

# **COLEGIO DE POSTGRADUADOS**

---

**INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS**

**CAMPUS MONTECILLO**

**POSTGRADO EN HIDROCIENCIAS**

## **CALIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANO-INDUSTRIALES DEL ESTADO DE OAXACA, MÉXICO**

**ADRIANA CAMACHO BALLESTEROS**

**T E S I S**

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL**

**PARA OBTENER EL GRADO DE:**

**MAESTRA EN CIENCIAS**

**MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO**

**2019**

**CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALIAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACION**

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe Adriana Camacho Ballesteros, Alumno (a) 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 de las aguas residuales urbano-industriales del Estado de Oaxaca, México

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 02 de Agosto de 2019



Firma del  
Alumno (a)



DR. Héctor Manuel Ortega Escobar.

Vo. Bo. del Consejero o Director de Tesis

La presente tesis titulada: **Calidad de las aguas residuales urbano-industriales del estado de Oaxaca, México**, realizada por la alumna: **Adriana Camacho Ballesteros**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS  
HIDROCIENCIAS

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



DR. HÉCTOR MANUEL ORTEGA ESCOBAR

ASESOR



DR. CARLOS RAMÍREZ AYALA

ASESOR



DR. ALVARO CAN CHULIM

Montecillo, Texcoco, Estado de México, agosto de 2019

# CALIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANO-INDUSTRIALES DEL ESTADO DE OAXACA, MÉXICO

Adriana Camacho Ballesteros, M. en C.  
Colegio de Postgraduados, 2019

## RESUMEN

El estado de Oaxaca posee un sistema hidrológico extenso y complejo por la gran cantidad de corrientes que lo componen; posee cinco de los principales ríos de México: Tehuantepec, Papaloapan, Grande, Grijalva-Usumacinta, Coatzacoalcos y Verde (CONAGUA, 2018). El aprovechamiento de la red hidrográfica del estado de Oaxaca está dirigido principalmente a la generación de energía eléctrica (uso no consuntivo) y al sector agrícola y al abastecimiento público (usos consuntivos). Al ser la agricultura una de las actividades productivas principales del estado, este trabajo de investigación analiza y discute los efectos de los elementos inorgánicos que afectan la calidad del agua para riego agrícola de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Se analizan los problemas de salinidad, sodicidad y toxicidad de estas aguas. En lo que corresponde a la concentración total electrolítica, se encontró entre: 80-2550  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , con excepción de la muestra del mar en Zicatela, la cual posee una concentración de 56,000  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Los valores de la presión osmótica de las aguas naturales variaron de 0.030-1.114 atm a excepción de la muestra del mar en Zicatela que fue de 24.418 atm. Se calcularon las sales hipotéticas en las aguas y su composición salina resultando ser la siguiente:  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 > \text{Mg}(\text{HCO}_3)_2 > \text{NaCl} > \text{NaHCO}_3 > \text{MgSO}_4 > \text{KHCO}_3$ . En lo que respecta a la sodicidad, la relación de adsorción de sodio de estas aguas señala un riesgo ligero a moderado, tanto para el suelo como para el cultivo. Estas aguas son: bicarbonatadas cálcicas y magnésicas. Los contenidos de boro fluctuaron de 0.23-6.23  $\text{mg L}^{-1}$ . Los contenidos de  $\text{P-PO}_4^{-3}$  oscilaron entre 0.00-6.38  $\text{mg L}^{-1}$ . Las concentraciones de  $\text{N-NO}_3^{-1}$  variaron en el intervalo de 0.0 - 3.30  $\text{mg L}^{-1}$ . El silicio en estas aguas se encontró en un intervalo amplio de 2.71-60.10  $\text{mg L}^{-1}$ . En lo que respecta a los cloruros estos oscilaron entre 0.11-8.92  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$  y los valores del sodio fluctuaron de 0.15-19.00  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ .

**Palabras clave:** salinidad, sodicidad, toxicidad, presión osmótica.

# QUALITY OF THE URBAN-INDUSTRIAL WASTE WATERS OF THE STATE OF OAXACA, MEXICO

Adriana Camacho Ballesteros, M. en C.

Colegio de Postgraduados, 2019

## ABSTRACT

The state of Oaxaca has an extensive and complex hydrological system due to the large number of currents that make it up; It has five of the main rivers in Mexico: Tehuantepec, Papaloapan, Grande, Grijalva-Usumacinta, Coatzacoalcos and Verde (CONAGUA, 2018). The use of the hydrographic network of the state of Oaxaca is mainly directed to the generation of electrical energy and in the agricultural sector and public supply. The research work analyzes and discusses the effects of inorganic elements that water quality for irrigation of the hydrographic network of the state of Oaxaca. The problems of salinity, sodicity and toxicity of these waters are analyzed. In what corresponds to the total electrolytic concentration, it is between 80-2550  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , except for the sea sample in Zicatela, which has a concentration of 56,000  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . The values of the osmotic pressure of natural waters vary from 0.030-1.114 atm except for the sea sample in Zicatela which was 24.418 atm. The hypothetical sales in the water and its salt composition are calculated resulting in the following:  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 > \text{Mg}(\text{HCO}_3)_2 > \text{NaCl} > \text{NaHCO}_3 > \text{MgSO}_4 > \text{KHCO}_3$ . About sodicity, the adsorption ratio of this type of water indicates a slight to moderate risk, both for the soil and for the crop. These waters are: calcium and magnesium bicarbonate. The boron contents fluctuated from 0.23-6.23  $\text{mg L}^{-1}$ . The  $\text{P-PO}_4^{-3}$  contents ranged between 0.00-6.38  $\text{mg L}^{-1}$ . The  $\text{N-NO}_3^{-1}$  concentrations vary in the range of 0.0 - 3.30  $\text{mg L}^{-1}$ . The silicon in these waters are in a wide range of 2.71-60.10  $\text{mg L}^{-1}$ . About chlorides, these ranged between 0.11-8.92  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$  and sodium values ranged from 0.15-19.00  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ .

**Key words:** salinity, sodicity, toxicity, osmotic pressure.

## AGRADECIMIENTOS

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT)**, por haberme otorgado la beca que hizo posible la realización del presente trabajo, así como la realización y culminación de mis estudios de maestría.

Al **Colegio de Postgraduados Campus Montecillo**, por darme la oportunidad de realizar mis estudios de maestría al aceptarme en el programa de Hidrociencias.

A mi Consejo Particular por la revisión y corrección del presente trabajo:

Al **Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar**, le agradezco por su dedicación en la dirección de este trabajo, por tener siempre las palabras exactas de motivación y apoyo; por instarme a ser siempre una mejor versión de mí misma. Gracias por su ayuda, por mostrarme siempre las directrices y enseñarme que con dedicación, talento y esfuerzo se es capaz de alcanzar los objetivos.

Al **Dr. Carlos Ramírez Ayala**, por su paciencia y sus acertados comentarios.

Al **Dr. Álvaro Can Chulim**, por su apoyo en la elaboración de este trabajo y por su comprensión.

A la **Sra. Elvia Amalia Sosa Galán**, por su infinita ayuda y disposición durante la realización de este trabajo y todos los trámites administrativos.

Al personal del laboratorio de Ciencias Ambientales de Hidrociencias, por su dedicación y apoyo para la realización de los análisis de laboratorio.

A mi compañero **Edrodes Vicente Hernández**, a quien doy gracias por apoyarme en esta hermosa experiencia de conocer el Estado de Oaxaca, agradezco su apoyo en el muestreo y sus consejos y palabras de ánimo en todo este periodo.

A los **Ing. Salvador Rojas Torres, Alejandro Rojas Aburto y Fernando García**, por su paciencia y apoyo incondicional en la realización de este trabajo, por tener fe en mí y por apoyarme en la culminación de este sueño.

Gracias de todo corazón.

## DEDICATORIA

A **DIOS**, por haber estado siempre presente en cada uno de mis pasos, por darme las fuerzas para no desfallecer en la realización de este sueño y por brindarme una vida llena de aprendizajes.

A mis **padres**<sup>†</sup>, por ser esa luz que guía cada uno de mis pasos desde el cielo, por ser un ejemplo de tenacidad y perseverancia, gracias por sus regaños y consejos y aunque un poco más tarde de lo previsto, me es grato decirles que hemos cumplido otro de nuestros objetivos.

A mi **familia** y principalmente a Rolando y Lucy por ser mi motivación, los pilares que me hacen sentir estable, gracias por tomar mi mano y acompañarme en este sueño, por las palabras de aliento y los regaños, pero más que nada por amarme y apoyarme siempre.

A **Rosa Villa Montes** y **Madaí Sánchez Galindo**, por ser mis personas, las hermanas que me ha dado la vida, gracias por estar ahí, por su motivación y por no dejarme desistir.

A la **Dra. Magdalena Sánchez Astello**, por siempre alentarme a realizar mis sueños y por mostrarme que puedo conseguir las cosas.

A mis amigos del postgrado: Juan Uriel, Betsy, Estela, Jazmín, Magdalena, Aketzalli, Belém, Mari, Sergio, Juan, Arturo, Fernando, Osvaldo y Aduardo<sup>†</sup> gracias por las risas, los momentos y el apoyo absoluto.

A mis amigos Paty, Omar, Tere, Rosy, Nelson y Juan Carlos por su apoyo y comprensión, por siempre estar disponibles para escucharme.

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

## CONTENIDO

	Página
RESUMEN .....	iv
ABSTRACT .....	v
LISTA DE CUADROS .....	xiii
LISTA DE FIGURAS .....	xviii
1. INTRODUCCIÓN .....	1
2. OBJETIVOS.....	4
2.1. Objetivo General.....	4
2.2. Objetivos Específicos .....	4
3. HIPÓTESIS .....	5
4. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	6
4.1. Origen de las sales en suelos y aguas .....	6
4.2. Procesos de acumulación de sales .....	8
4.3. Sales solubles en suelos, aguas superficiales y freáticas .....	9
4.3.1. Sales del ácido carbónico .....	10
4.3.2. Sales de ácido sulfúrico .....	12
4.3.3. Sales de ácido clorhídrico.....	13
4.3.4. Sales del ácido nítrico.....	14
4.3.5. Sales del ácido bórico.....	14
4.4. Solubilidades de las sales .....	15
4.5. Composición química de aguas superficiales de diferentes partes del mundo.....	15
4.6. Calidad del agua de riego.....	20
4.7. Criterios para clasificar el agua de riego.....	21
4.7.1. Criterio de Salinidad .....	22
4.7.1.1. Conductividad Eléctrica (CE).....	23



4.7.1.2. Presión osmótica (PO).....	24
4.7.1.3. Índice de salinidad efectiva (SE).....	27
4.7.1.4. Índice de salinidad potencial (SP).....	28
4.7.2. Criterio de sodicidad.....	28
4.7.2.1. Relación funcional por ciento de sodio intercambiable-relación de adsorción de sodio (PSI-RAS).....	32
4.7.2.2. Otras ecuaciones para la obtención del PSI.....	35
4.7.2.3. Relación de adsorción de sodio original (RAS <sub>or</sub> ).....	37
4.7.2.4. Relación de adsorción de sodio ajustado (RAS <sub>aj</sub> ).....	38
4.7.2.5. Relación de adsorción de sodio corregido (RAS <sub>corr</sub> ).....	41
4.7.2.6. Carbonato de sodio residual (CSR).....	42
4.7.2.7. Fuerza iónica.....	46
4.7.2.8. Coeficiente de actividad de los iones.....	51
4.7.2.8.1. Teoría de Debye-Hückel.....	51
4.7.2.8.2. Ecuación de Robinson y Stokes.....	52
4.7.2.8.3. Ecuación de Davis.....	54
4.7.2.8.4. El modelo de Helgeson.....	54
4.7.2.8.5. El Modelo de Pitzer.....	55
4.7.2.8.6. El modelo de Bromley-Zemaitis.....	57
4.7.2.9. La teoría de disociación electrolítica y las sales hipotéticas.....	58
4.7.2.10. Efecto de la calidad del agua en los problemas de infiltración de los suelos bajo riego.....	61
4.7.2.11. Efecto de la calidad del agua en la conductividad hidráulica de los suelos.....	64
4.7.3. Criterios de toxicidad.....	67
4.7.3.1. Sodio.....	67
4.7.3.2. Cloro.....	68
4.7.3.3. Boro.....	70
4.7.3.4. Fosfatos (P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ).....	72
4.7.3.5. Sulfatos.....	74

4.7.3.6. Nitratos (N-NO <sub>3</sub> <sup>-1</sup> ) .....	75
4.7.3.7. Silicio .....	76
4.7.3.8. Elementos traza .....	77
4.7.3.9. Metales pesados.....	79
4.8. Clasificación Geoquímica .....	80
4.8.1. Mapas Hidroquímicos .....	80
4.8.2. Diagramas hidroquímicos .....	81
4.8.2.1. Diagrama de barras de Collins .....	81
4.8.2.2. Diagrama de Stiff .....	82
4.8.2.3. Diagrama de Piper.....	83
4.8.2.4. Diagrama de Durov.....	84
4.8.2.5. Diagramas circulares .....	85
4.8.2.6. Diagramas radiales.....	86
4.8.3. Secciones hidroquímicas .....	86
4.9. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo con su dureza .....	87
4.10. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo con su alcalinidad .....	89
5. MATERIALES Y MÉTODOS .....	91
5.1. Descripción de la zona de estudio .....	91
5.1.1. Estado de Oaxaca .....	91
5.1.2. Fisiografía .....	91
5.1.3. Litología .....	92
5.1.4. Hidrología .....	93
5.1.5. Clima.....	95
5.1.6. Uso de suelo y vegetación.....	95
5.2. Ubicación de los sitios de muestreo .....	103
5.3. Determinaciones físico-químicas .....	103
5.4. Directrices de calidad del agua para riego.....	106
5.5. Análisis estadístico .....	108

5.6.	Formas de comprobar los análisis químicos de las aguas .....	108
5.6.1.	Balance de cationes y aniones .....	109
5.6.2.	Sólidos totales disueltos medidos = Sólidos disueltos totales calculados.....	109
5.6.3.	Conductividad eléctrica medida = Conductividad eléctrica calculada .....	110
5.6.4.	Conductividad eléctrica medida y la suma de iones .....	110
5.6.5.	Sólidos totales disueltos medidos en $\text{mg L}^{-1}$ y la conductividad eléctrica .....	111
6.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	112
6.1.	Localización geográfica del área de estudio .....	112
6.2.	Composición iónica de las aguas residuales .....	115
6.3.	Comprobación de la exactitud de los análisis químicos de las aguas .....	123
6.3.1.	Balance de cationes y aniones .....	123
6.3.1.1.	Concentración de cationes y aniones .....	124
6.3.2.	Sólidos totales disueltos medidos ( $\text{STD}_{\text{med}}$ ) = sólidos totales calculados ( $\text{STD}_{\text{calc}}$ ).....	125
6.3.3.	Conductividad eléctrica medida = Conductividad eléctrica calculada.....	126
6.3.4.	Conductividad eléctrica medida y la suma de iones .....	127
6.3.5.	Relación de los sólidos totales disueltos calculados $\text{STD}_{\text{calc}}$ en $\text{mg L}^{-1}$ y la conductividad eléctrica.....	129
6.3.6.	Relación de los sólidos totales disueltos medidos $\text{STD}_{\text{med}}$ en $\text{mg L}^{-1}$ y la conductividad eléctrica. ....	131
6.4.	Distribución de cationes y aniones .....	132
6.5.	Distribución de frecuencias de los datos analíticos .....	136
6.6.	Clasificación de las aguas con base en la salinidad.....	138
6.6.1.	Presión osmótica .....	138
6.6.2.	Índice de salinidad efectiva.....	141
6.6.3.	Índice de salinidad potencial.....	143
6.6.4.	De acuerdo con riego por goteo .....	146
6.7.	Clasificación de las aguas con base en la sodicidad.....	146
6.7.1.	Porcentaje de sodio intercambiable – relación de adsorción de sodio (PSI- RAS).....	146

6.7.2. Clasificación de las aguas de acuerdo con Richards.....	154
6.7.3. Clasificación de las aguas de acuerdo con el peligro por sodio.....	162
6.7.4. Clasificación de las aguas de acuerdo con el diagrama de Wilcox.....	163
6.7.5. Fuerza iónica ( $\mu$ ) determinada en las muestras de agua.....	165
6.7.6 Determinación de sales hipotéticas. ....	173
6.7.7 Clasificación de las aguas con base en el peligro de disminución de la infiltración .....	183
6.7.8. Clasificación de las aguas con base en el índice de permeabilidad de Doneen .....	189
6.7.9. Carbonato de sodio residual (CSR) .....	193
6.8. Clasificación de las aguas residuales con base en la toxicidad específica de iones.....	195
6.8.8. Boro (B) .....	195
6.8.9. Fósforo (P- $\text{PO}_4^{-3}$ ) .....	200
6.8.10. Nitrógeno (N- $\text{NO}_3^{-1}$ ) .....	205
6.8.11. Silicio ( $\text{SiO}_2$ ).....	210
6.8.12. Cloro (Cl) .....	216
6.8.13. Sodio (Na) .....	221
6.9. Clasificación de las aguas con base a la geoquímica. ....	226
6.9.8. Dureza .....	226
6.9.9. Alcalinidad .....	229
6.9.10. Clasificación hidroquímica de las aguas superficiales .....	231
7. CONCLUSIONES .....	241
8. RECOMENDACIONES .....	243
9. LITERATURA CITADA.....	244

## LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Composición de la corteza terrestre. ....	9
Cuadro 2. Solubilidad máxima en agua de algunas sales a diferentes temperaturas (solución saturada). ....	15
Cuadro 3. Composición química promedio del agua de los ríos de acuerdo con el tipo de roca o suelo. ....	16
Cuadro 4. Composición media del agua de ríos del mundo en $\text{mg L}^{-1}$ . ....	18
Cuadro 5. Composición media del agua en lagos del mundo en $\text{mg L}^{-1}$ . ....	18
Cuadro 6. Composición química de los lagos. ....	19
Cuadro 7. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con su salinidad efectiva. ....	27
Cuadro 8. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con su salinidad potencial. ....	28
Cuadro 9. Clasificación de la calidad del agua para riego de acuerdo con la sodicidad. ....	30
Cuadro 10. Concentración de calcio ( $\text{Ca}^{\circ}$ ) en el agua del suelo contenido en el suelo cerca de la superficie, que resultaría de regar con agua de determinado valor de $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$ y conductividad del agua de riego (CE).....	41
Cuadro 11. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con el carbonato de sodio residual (CSR) .....	44
Cuadro 12. Parámetros de tamaño de iones individuales, $a_i$ , en unidades angstrom ( $\text{Å}$ ) para la ecuación de Debye-Hückel .....	52
Cuadro 13. Parámetros a y b de la ecuación de Robinson y Stokes.....	53
Cuadro 14. Parámetros para funciones termodinámicas para electrolitos acuosos diluidos a $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ en un rango de 0-2 M. ....	57

Cuadro 15. Parámetros para funciones termodinámicas para electrolitos acuosos diluidos a 25 °C en un rango de 0-6 M. ....	57
Cuadro 16. Valores de $s_k$ para sales de diferentes tipos de valencia. ....	60
Cuadro 17. Clasificación de aguas para riego de acuerdo con los problemas de infiltración. ....	63
Cuadro 18. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo con el contenido de cloruros. ....	69
Cuadro 19. Límites de boro en aguas de riego para cultivos de diferentes grados de tolerancia al boro. ....	71
Cuadro 20. Clasificación de las aguas de acuerdo con el contenido de Boro. ....	71
Cuadro 21. Clasificación de las aguas de acuerdo con el contenido de Boro. ....	72
Cuadro 22. Clasificación de las aguas de acuerdo con el contenido de Boro. (Ayers & Westcot, 1987). ....	72
Cuadro 23. Clasificación de las aguas de acuerdo con el contenido de fósforo total y nivel de productividad. ....	74
Cuadro 24. Clasificación de las aguas de acuerdo con el contenido de nitrógeno y grado general de productividad. ....	76
Cuadro 25. Clasificación de las aguas de acuerdo con el contenido de Nitrógeno. ..	76
Cuadro 26. Umbrales de elementos traza para la producción de cultivos. ....	77
Cuadro 27. Clasificación de aguas para riego de acuerdo con la dureza. ....	88
Cuadro 28. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo con la alcalinidad. ....	90
Cuadro 29. Corrientes y cuerpos de agua principales del estado de Oaxaca. ....	94
Cuadro 30. Métodos utilizados para caracterizar a las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del Estado de Oaxaca, México. ....	105
Cuadro 31. Directrices para evaluar la calidad del agua para riego. ....	107

Cuadro 32. Criterios de aceptación de análisis químicos en relación con el balance de cationes y aniones. ....	109
Cuadro 33. Factores de conversión para obtener la conductividad eléctrica calculada (teórica). ....	110
Cuadro 34. Localización geográfica de los sitios de muestreo de las aguas residuales urbano-industriales, de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	113
Cuadro 35. Composición iónica de las aguas residuales urbano-residuales muestreadas de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	116
Cuadro 36. Porcentaje de aceptación de la diferencia de la suma de aniones y cationes contenidos en el agua de riego. ....	124
Cuadro 37. Algunas directrices para interpretar de la calidad del agua para el riego de Ayers & Westcot (1987). ....	135
Cuadro 38. Límites geoquímicos de predominancia de diferentes iones en las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	136
Cuadro 39. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca de acuerdo con su salinidad efectiva. ....	142
Cuadro 40. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca de acuerdo con su salinidad potencial. ....	143
Cuadro 41. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial. ....	143
Cuadro 42. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca por salinidad en riego por goteo. ....	146

Cuadro 43. Estadísticos descriptivos del porcentaje de sodio intercambiable (PSI). .....	150
Cuadro 44. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca, de acuerdo con las diferentes formulaciones de relación de adsorción de sodio. ....	154
Cuadro 45. Valores de las distintas formulaciones de la relación de adsorción de sodio, de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	155
Cuadro 46. Estadísticos descriptivos de la fuerza iónica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	168
Cuadro 47. Comparativo de diferencias porcentuales entre las estimaciones de fuerza iónica experimental y los diferentes autores. ....	172
Cuadro 48.- Relación de sales hipotéticas de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	178
Cuadro 49. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca, con base en el peligro de disminución de infiltración. ....	184
Cuadro 50. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca de acuerdo con el índice de permeabilidad (IP) de Doneen. ....	190
Cuadro 51. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca de acuerdo con el carbonato de sodio residual (CSR). ....	193
Cuadro 52. Clasificación del contenido de Boro de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	197



Cuadro 53. Clasificación del contenido de fósforo determinado como fosfatos (P- PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	203
Cuadro 54. Clasificación del contenido de nitrógeno determinado como nitratos (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	208
Cuadro 55. Clasificación del contenido de silicio determinado como SiO <sub>2</sub> de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca. ....	213
Cuadro 56. Clasificación del contenido de cloro determinado como Cl <sup>-</sup> de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	219
Cuadro 57. Clasificación del contenido de sodio (Na <sup>+</sup> ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	224
Cuadro 58. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca de acuerdo con su dureza. ....	227
Cuadro 59. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca de acuerdo con su alcalinidad. ....	230
Cuadro 60. Vía evolutiva geoquímica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	233
Cuadro 61. Clasificación hidroquímica de las aguas residuales urbano- industriales de la Red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	237

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama para clasificación de las aguas de riego. ....	31
Figura 2. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio. ....	63
Figura 3. Ejemplo de mapa hidroquímico. ....	80
Figura 4. Ejemplo de diagrama de barras de Collins. ....	82
Figura 5. Ejemplo Diagrama de Stiff. ....	82
Figura 6. Ejemplo diagrama de Piper. ....	84
Figura 7. Ejemplo diagrama de Durov. ....	85
Figura 8. Ejemplo de diagrama radial. ....	86
Figura 9. Ejemplo de secciones hidroquímicas. ....	87
Figura 10. Ubicación de los sitios de muestreo en el estado de Oaxaca. ....	96
Figura 11. Ubicación de los sitios de muestreo por provincia fisiográfica. ....	97
Figura 12. Ubicación de los sitios de muestreo por región fisiográfica. ....	98
Figura 13. Litología de los sitios de muestreo. ....	99
Figura 14. Tipo de rocas de los sitios de muestreo de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	100
Figura 15. Ubicación de los sitios de muestreo por región hidrológica. ....	101
Figura 16. Uso de suelo y vegetación de los sitios de muestreo. ....	102
Figura 17. Localización geográfica de los sitios de muestreo de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	104
Figura 18. Perfil Altitudinal de los sitios de muestreo. ....	112

Figura 19. Relación entre la suma de aniones y la suma de cationes de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	125
Figura 20. Relación entre los sólidos totales disueltos medidos con los sólidos totales disueltos calculados de las de las aguas residuales urbano-industriales del estado de Oaxaca. ....	126
Figura 21. Relación funcional entre la conductividad eléctrica calculada ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y la conductividad eléctrica medida ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	127
Figura 22. Relación funcional entre la conductividad eléctrica calculada ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y la conductividad eléctrica medida ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, exceptuando la muestra 31: Mar en Zicatela. ....	127
Figura 23. Relación entre la conductividad eléctrica y la suma total de cationes de las aguas residuales urbano-industriales del estado de Oaxaca. ....	128
Figura 24. Relación entre la conductividad eléctrica y la suma total de aniones de las aguas residuales urbano-industriales del estado de Oaxaca. ....	129
Figura 25. Relación entre la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos totales disueltos calculados en solución de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	130
Figura 26. Relación entre la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos totales disueltos en solución de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Relación excluyendo muestra 31: Mar de Zicatela. ....	130
Figura 27. Relación entre la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos totales disueltos medidos en solución de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	131

Figura 28. Relación entre la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos totales disueltos medidos en solución de las aguas las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Relación excluyendo muestra 31: Mar en Zicatela, Puerto Escondido. ....	132
Figura 29. Composición iónica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	133
Figura 30. Composición iónica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Sin la muestra 31: Mar en Zicatela. ....	134
Figura 31. Distribución de frecuencias de los valores de conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Primavera 2018. ....	137
Figura 32. Distribución de frecuencias de los valores de la suma de cationes ( $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	138
Figura 33. Relación entre la conductividad eléctrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) y la presión osmótica (atm) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	140
Figura 34. Relación entre la conductividad eléctrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) y la presión osmótica (atm) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Excluyendo muestra 31: mar en Zicatela, Puerto Escondido, Oax. ....	140
Figura 35. Relación de la presión osmótica teórica ( $\pi_{\text{teórica}}$ ) y presión osmótica experimental ( $\pi_{\text{experimental}}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca con una relación $\pi = 0.00040 \text{ mg L}^{-1}/0.559$ . ....	141
Figura 36. Relación de la presión osmótica teórica ( $\pi_{\text{teórica}}$ ) y presión osmótica experimental ( $\pi_{\text{experimental}}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la	

red hidrográfica del estado de Oaxaca con una relación $\pi = 0.00040 \text{ mg L}^{-1}/0.692$ . Excluyendo muestra 31: mar en Zicatela. ....	141
Figura 37. Relación PSI-RAS para las expresiones: a) PSI-RAS <sub>or</sub> , b) PSI-RAS <sub>aj</sub> y c) PSI-RAS <sub>corr</sub> de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	149
Figura 38. Diagrama de dispersión del PSI estimado con diferentes ecuaciones propuestas por diversos autores de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	150
Figura 39. Diagrama de dispersión del PSI estimado con la ecuación de Bower (1961, 1963) con respecto a el PSI teórico. ....	151
Figura 40. Comportamiento del PSI en cada sitio de muestreo de la red hidrográfica del estado de Oaxaca con las diferentes ecuaciones para su obtención. Exceptuando la muestra 31: Mar en Zicatela. ....	151
Figura 41. Comportamiento del PSI en cada sitio de muestreo con las diferentes ecuaciones para su obtención. Exceptuando las muestras 1, 2, 5, 29, 31, 33, 52, 53, 57 y 62. ....	152
Figura 42. Relación del PSI Teórico (A1) con respecto al PSI experimentales. $K_G=0.007244$ . ....	152
Figura 43. Relación del PSI Teórico (A2) con respecto al PSI experimentales. $K_G=0.0118610$ . ....	153
Figura 44. Relación del PSI Teórico (A3) con respecto al PSI experimentales. $K_G=0.016899$ . ....	153
Figura 45. Relación del PSI Teórico (A4) con respecto al PSI experimentales. $K_G=0.0140113$ . ....	153
Figura 46. Diagrama de clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. 1. RAS <sub>or</sub> -CE. ....	158

Figura 47. Diagrama de clasificación de las aguas residuales urbano-residuales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. 2. $RAS_{aj-CE}$ .....	159
Figura 48. Diagrama de clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. 3. $RAS_{corr-CE}$ .....	160
Figura 49. Comportamiento del diagrama de clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca con las tres formulaciones de RAS. ....	161
Figura 50. Diagrama de Wilcox sobre el peligro de sodio de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	163
Figura 51. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca a partir del Diagrama de Wilcox.....	164
Figura 52. Relación de la fuerza iónica experimental ( $M L^{-1}$ ) y la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	166
Figura 53. Relación de la fuerza iónica experimental ( $M L^{-1}$ ) y la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Excluyendo la muestra 31: mar en Zicatela. ....	166
Figura 54. Relación de la fuerza iónica de Bower ( $M L^{-1}$ ) y conductividad eléctrica experimental ( $mS cm^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	167
Figura 55. Relación de la fuerza iónica de Bower ( $M L^{-1}$ ) y conductividad eléctrica experimental ( $mS cm^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Excluyendo muestra 31: mar en Zicatela. ....	167
Figura 56. Diagrama de barras que muestra los diferentes valores de la media de la fuerza iónica estimada de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca con ecuaciones propuesta por diversos autores. ....	168

Figura 57. Diagrama de barras que muestra los diferentes valores de la mediana de la fuerza iónica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca con ecuaciones propuesta por diversos autores.....	169
Figura 58. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica estimada con diferentes ecuaciones propuestas por diversos autores y su relación con la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	170
Figura 59. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica estimada con diferentes ecuaciones propuestas por diversos autores y su relación con la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Exceptuando la muestra 31: mar en Zicatela, Puerto Escondido, Oax.....	171
Figura 60. Proceso de obtención de sales hipotéticas con presencia de carbonatos, muestra 1: Río Zapotitlán.....	174
Figura 61. Proceso de obtención de sales hipotéticas con ausencia de carbonatos, muestra 25: Manantial de San Gabriel Mixtepec. ....	175
Figura 62. Relación de la fuerza iónica de las sales hipotéticas ( $M L^{-1}$ ) y la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	176
Figura 63. Relación de la fuerza iónica de las sales hipotéticas ( $M L^{-1}$ ) y la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Excluyendo muestra 31: Mar en Zicatela. ....	176
Figura 64. Relación entre la fuerza iónica de los iones individuales con la fuerza iónica de las sales hipotéticas de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	177
Figura 65. Relación entre la fuerza iónica de los iones individuales con la fuerza iónica de las sales hipotéticas de las aguas residuales urbano-industriales de la	

red hidrográfica del estado de Oaxaca. Excluyendo muestra 31: mar en Zicatela. ....	177
Figura 66. Concentración de las sales hipotéticas ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Excepto muestras 1, 5, 29, 31, 33, 52, 53, 57 y 62.....	181
Figura 67. Concentración de las sales hipotéticas ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de las muestras 1, 5, 29, 33, 52, 53, 57 y 62 de la red hidrográfica de Oaxaca.....	182
Figura 68. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. $\text{RAS}_{\text{or}} - \text{CE}$ .....	185
Figura 69. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. $\text{RAS}_{\text{aj}} - \text{CE}$ .....	186
Figura 70. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. $\text{RAS}_{\text{corr}} - \text{CE}$ .....	187
Figura 71. Comportamiento de las aguas residuales urbano-residuales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca con base en el peligro de disminución de la infiltración.....	188
Figura 72. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca de acuerdo con el índice de permeabilidad de Doneen.....	192
Figura 73. Distribución de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, de acuerdo con el contenido de carbonato de sodio residual $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ).....	195
Figura 74. Concentración de Boro B ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	197



Figura 75. Concentración de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg L <sup>-1</sup> ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	202
Figura 76. Concentración de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca. a) Todas las muestras, b) Exceptuando muestra 1: Río Zapotitlán.....	207
Figura 77. Concentración de silicio (mg L <sup>-1</sup> ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	212
Figura 78. Contenido de silicio (SiO <sub>2</sub> ) con respecto al pH en las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	215
Figura 79. Contenido de silicio (SiO <sub>2</sub> ) con respecto a la concentración de STD <sub>med</sub> de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado Oaxaca. ....	215
Figura 80. Contenido de silicio (SiO <sub>2</sub> ) con respecto a la concentración de STD <sub>calc</sub> de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.....	216
Figura 81. Concentración de cloruros (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca*. ....	221
Figura 82. Concentración de sodio (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca*. ....	224
Figura 83. Concentración de sodio con respecto al cloruro en las aguas residuales urbano-industriales que circulan en la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Orígenes fundamentales de solutos. ....	234
Figura 84. Concentración de calcio vs alcalinidad de las aguas superficiales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. ....	235
Figura 85. Concentraciones de Ca+Mg con respecto a la alcalinidad en las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. .	235

Figura 86. Diagrama de Piper obtenido de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. .... 236

Figura 87. Diagrama de Durov obtenido de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. .... 240

## 1. INTRODUCCIÓN

El concepto de calidad del agua se refiere a cómo las diferentes propiedades del agua pueden afectar su adaptabilidad a un uso específico y se define por sus características físicas, químicas o biológicas (Ayers & Westcot, 1987). De igual manera, Castellón *et al.* (2015) señalan que la calidad química del agua está dada por las cantidades de sales y la proporción de diferentes iones que ésta tiene en solución; su conocimiento permite determinar si se puede recomendar con fines domésticos, industriales, pecuarios y/o agrícolas.

Una mala calidad de agua puede deberse tanto a causas naturales, así como también a las derivadas de la geología del terreno, o artificiales, como la contaminación en zonas con gran presión antrópica; a nivel global, el principal problema relacionado con la calidad del agua lo constituye la eutrofización, que es el resultado de un aumento de los niveles de nutrientes (generalmente fósforo y nitrógeno) y que afecta sustancialmente a los usos del agua. Las mayores fuentes de nutrientes provienen de la escorrentía agrícola y de las aguas residuales domésticas de efluentes industriales y emisiones a la atmósfera procedentes de la combustión de combustibles fósiles y de los incendios forestales (World Health Organization, 2016).

En México, el 61.1% del recurso hídrico es de origen superficial y el 38.9% es de origen subterráneo; el mayor uso de agua se realiza para destinarla a usos consuntivos, siendo el uso consuntivo más demandante el sector agrícola con el 76.0%. (CONAGUA, 2018).

Asimismo, en nuestro país, la necesidad de evacuar las aguas residuales de las grandes urbes ha propiciado el uso de aguas residuales para el riego de valles áridos y semiáridos cercanos a las megalópolis nacionales (Sánchez *et al.*, 2012), ocasionando daños a las fuentes de agua superficial, las cuales se han contaminado en gran medida por las descargas no controladas de residuos sólidos y líquidos (Jiménez *et al.*, 2007). Con relación a esto, estudios realizados en el año 2006 mostraban que el 26% de los ríos, lagos y embalses monitoreados por la Comisión Nacional del Agua a nivel nacional eran de buena calidad y el 74% restante tenía

diferentes grados de contaminación (Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental *et al.*, 2006).

En consecuencia, es necesario monitorear y normalizar la calidad del agua en el rubro agrícola. La concentración de los diferentes elementos solubilizados en el agua puede llegar a ocasionar tres tipos de problemas en los suelos: la acumulación de sales solubles, el desarrollo de procesos de sodicidad y la acumulación de metales pesados, que repercuten ampliamente en la productividad y fertilidad de estos y de forma directa en el rendimiento y la calidad de los cultivos.

En el estado de Oaxaca el 69.74% de su recurso hídrico proviene de fuentes superficiales y el mayor uso consuntivo es la agricultura con un 77.17% (CONAGUA, 2018). Según González *et al.* (2011), los principales problemas en el sector hídrico en el estado de Oaxaca son la contaminación del agua y la sobreexplotación de acuíferos. De igual manera, López y Bautista (2011) manifiestan que las regiones hidrológicas Papaloapan, Costa Chica-Río Verde y Tehuantepec se observa contaminación por aguas residuales industriales, municipales y cargas orgánicas; la región Balsas es afectada por el bajo volumen de escurrimiento que dificulta su recarga, y la dispersión de contaminantes.

Otro estudio de la zona en cuestión, muestra presión antrópica del recurso agua ocasionada por el sobre aprovechamiento de los bosques de pino en el alto relieve y de la selva media caducifolia en el meso y bajo relieve, apertura de tierras al cultivo mediante la roza-tumba-quema en terrenos de pendientes pronunciadas, hidroerosión, impacto de grandes avenidas e inundaciones en época de lluvias sobre los tramos bajos de los ríos, establecimiento de potreros para ganadería extensiva y riego con aguas de moderada concentración salina en la planicie costera, uso de pesticidas agrícolas, así como la demanda de agua para consumo humano y actividades acuícolas y turísticas, que reducen la calidad del agua (Sánchez, *et al.*, 2014).

Debido a la escasa información generada con respecto a la calidad del agua en el estado de Oaxaca, es importante generar información actualizada del estado actual del recurso hídrico, con el objetivo de caracterizar la calidad de las aguas residuales

urbano-industriales utilizadas en la agricultura a través de la estimación de su composición química y las concentraciones totales electrolíticas, para con ello estimar la magnitud de los peligros de salinización y sodificación que estas aguas residuales pueden desarrollar en los suelos y en los cultivos.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. Objetivo General

Caracterizar las propiedades físico-químicas de las aguas residuales de la red hidrológica del estado de Oaxaca, en sus diferentes puntos de muestreo, desde un tramo reconocido como el inicio de la formación de los cauces hasta el aprovechamiento general agrícola con fines de riego.

### 2.2. Objetivos Específicos

- Establecer las concentraciones de los diferentes iones en las aguas de los cauces de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.
- Determinar los parámetros físico-químicos de las aguas de este sistema: temperatura ( $^{\circ}\text{t}$ ), concentración de iones de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), residuos sólidos totales: residuo seco evaporado (RSE), residuo seco calcinado (RSC), carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ), cloruros ( $\text{Cl}^-$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), sodio ( $\text{Na}^+$ ), potasio ( $\text{K}^+$ ), calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ), fósforo de los ortofosfatos ( $\text{P-PO}_4^{-3}$ ), boro (B), sílice (Si) y nitrógeno de los nitratos ( $\text{N-NO}_3^{-1}$ ).
- Clasificar el agua de la red hidrológica con base en los criterios o índices de calidad del agua para uso agrícola: salinidad, sodicidad y toxicidad. Dichas clasificaciones se realizarán mediante la estimación de los siguientes parámetros: concentración total de sales solubles electrolíticas, presión osmótica, relaciones de adsorción de sodio (RAS) en sus diferentes conceptualizaciones, carbonato de sodio residual (CSR), índice de salinidad efectiva (SE), índice de salinidad potencial (SP).
- Predecir el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), a partir de la relación de adsorción de sodio (RAS) para diferentes valores de coeficiente de selectividad iónica de Gapon, de los suelos predominantes en el estado de Oaxaca.
- Determinar el contenido de sales hipotéticas en las diferentes muestras de agua.

### **3. HIPÓTESIS**

El aumento en la descarga de contaminantes en la red hidrográfica del Estado de Oaxaca ha propiciado la variación de las concentraciones electrolíticas en los diferentes puntos de muestreo de las aguas. En consecuencia, con los valores estimados de los distintos índices o parámetros de calidad de agua se puede conocer la magnitud de los peligros de sodicidad y salinidad que pueden desarrollar los suelos de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

## 4. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

### 4.1. Origen de las sales en suelos y aguas

La principal fuente de sales en los suelos y en las aguas es la meteorización geoquímica continua de las rocas que forman los estratos superiores de la corteza continental de la tierra (Suárez y Jurinak, 2011).

La meteorización es un proceso espontáneo que transforma los minerales primarios en otros minerales que son más estables en la superficie de la tierra, esto como consecuencia del efecto de las altas temperaturas y presiones además de la interacción del agua, el oxígeno y el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>).

No obstante, la falta de humedad en las regiones áridas limita la intensidad de la meteorización química de los minerales, así como el movimiento de las sales producto de la intemperización.

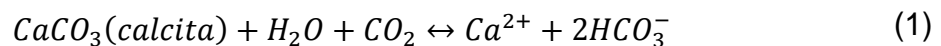
La meteorización química de los minerales formadores de rocas puede describirse a partir de tres reacciones: la disolución congruente, la disolución incongruente y las reacciones de óxido-reducción (redox).

#### ***Disolución congruente***

En esta reacción, los productos de solución existen en la misma proporción en que se encuentran en el mineral, es decir:



Por ejemplo:

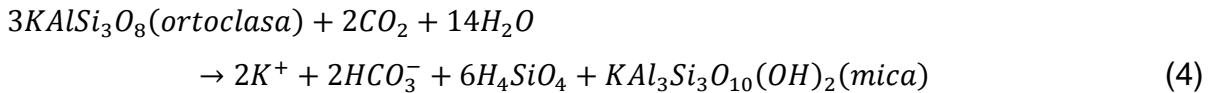
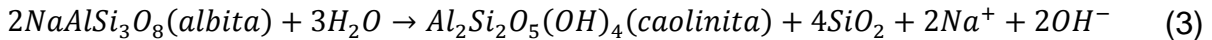


Desafortunadamente, no todos los minerales que liberan sal en los suelos se disuelven de manera congruente. Estos incluyen cloruro, sulfato y la mayoría de las sales de carbonato.



### **Disolución incongruente**

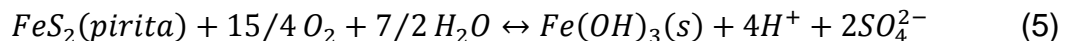
En esta reacción, parte del mineral se disuelve y deja una fase sólida secundaria (minerales de arcilla de aluminosilicato secundarios) que difieren en composición del mineral original:



Las reacciones de silicato son en su mayoría tan lentas en condiciones naturales, que pueden ser excluidas en las escalas de tiempo antropogénico.

### **Reacciones óxido-reducción (redox)**

Los cambios en los estados de oxidación de los minerales modifican el proceso de intemperización. Las reacciones redox entre los iones disueltos en la solución y los minerales en contacto con esa solución a menudo influyen en el pH de la solución y posteriormente en su composición, por ejemplo:



Consecutivamente Suárez y Jurinak (2011) señalan otras de las fuentes de sales solubles en la corteza terrestre como son:

- Los depósitos fósiles o secundarios. – se formaron a partir de mares interiores y la meteorización de la roca continental.
- La deposición atmosférica. – Es de importancia localizada, la composición varía con la distancia de la fuente. La sal predominante más cerca a la costa es del tipo NaCl mientras que al interior tienen mayor predominancia aquellas sales con iones  $Ca^{2+}$  y  $SO_4^{2-}$ .
- Las emanaciones gaseosas volcánicas y plutónicas (lavas, fumarolas y magma) y productos de sus cambios y reacciones fisicoquímicas.
- Sales y gases que se encuentran solubilizados en fuentes termales.
- Las actividades antropogénicas.

## 4.2. Procesos de acumulación de sales

Kovda *et al.* (1973) indican que en la geografía y geoquímica de los procesos de formación de suelos salinos es necesario distinguir los siguientes ciclos de acumulación de sal:

- 1. Continentales:** Son los relacionados con el movimiento, redistribución y acumulación de sales de los ácidos carbónico, sulfúrico y clorhídrico en regiones del interior que no tienen drenaje natural. Se clasifica de acuerdo con el origen de las sales en: a) ciclos de acumulación primario (producto del intemperismo y formación del suelo en rocas ígneas) y b) ciclos de acumulación secundaria (redistribución de sales acumuladas de rocas sedimentarias).
- 2. Marinos:** Relacionados con la acumulación de sales marinas, principalmente cloruros de sodio en planicies costeras de las tierras bajas secas y en las orillas de bahías y golfos poco profundos.
- 3. Deltaicos:** Acumulación de sales en el delta de los ríos, son muy frecuentes e importantes con el desarrollo de la humanidad. Se caracterizan por una compleja combinación de procesos de movimiento y por la acumulación de sales transportadas desde el continente por ríos, arroyos en el valle del delta o desde el mar en diversos momentos.
- 4. Artesianos:** Relacionados con la evaporación de aguas subterráneas profundas acumuladas en la superficie a través de fracturas tectónicas y estructuras destruidas. Su ascenso se realiza mediante subpresión.
- 5. Antropogénicos:** Relacionados con los errores en las actividades económicas del hombre o por el desconocimiento de las leyes de acumulación de sal.

Los procesos de acumulación de sal están relacionados con las condiciones geomorfológicas, hidrogeológicas, hidrológicas orográficas y climáticas de cada región. En lo que respecta a la geomorfología, la acumulación de sales se vincula a las tierras bajas: llanuras aluviales, deltas, valles y terrazas (bancos, lacustres y costeras). Desde el punto de vista hidrogeológico, los procesos están relacionados con niveles freáticos elevados. Hidrológicamente es más afín a regiones en donde la

escorrentía es ligera o ausente y el balance del agua subterránea se rige por la evaporación y la transpiración. Desde el punto de vista orográfico, la mayor acumulación de sales se realiza en cuencas endorreicas en donde las sales no son lavadas y transportadas por los efluentes hacia el mar. Finalmente, en lo concerniente al clima, la acumulación de sales es más imperiosa en regiones con condiciones de clima árido en donde la precipitación es poca y la temperatura es elevada (Kovda, *et al.*, 1973).

### 4.3. Sales solubles en suelos, aguas superficiales y freáticas

Dentro de la composición de los suelos podemos identificar tres tipos de sales: las sales solubles, las sales intercambiables y las sales precipitadas. Las sales solubles en los suelos se forman a partir de 15 elementos de la corteza terrestre (Cuadro 1) y son las que afectan a las plantas.

La mineralogía de las sales presenta una gran complejidad y variabilidad espacio-temporal, en función de la temperatura y la humedad del medio en que cristalicen (Porta *et al.*, 2003).

Cuadro 1. Composición de la corteza terrestre.

Elemento	Composición (%)	Elemento	Composición (%)
Oxígeno	49.13	Hidrógeno	1.00
Silicio	26.00	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 *et al.*, 1973.

Casi todos los ácidos conocidos forman sales que se encuentran en cantidades variables en los suelos. A continuación, se describen las principales:

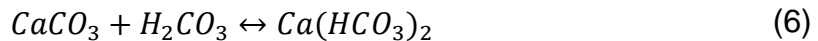
### 4.3.1. Sales del ácido carbónico

#### Carbonatos

Las sales del ácido carbónico se encuentran ampliamente en los suelos, subsuelos y aguas subterráneas de desiertos, semidesiertos, estepas e incluso estepas forestales. El papel de estas sales depende en gran medida del carácter de los compuestos, de las cantidades de sales que se acumulan en el suelo, de su grado de solubilidad y la toxicidad para las plantas y sus efectos sobre la economía de agua (Kovda *et al.*, 1973).

#### a) Carbonato de calcio

El carbonato de calcio es una sal con una solubilidad extremadamente baja (0.0131 g L<sup>-1</sup>). Sin embargo, incrementa su solubilidad (de 0.06-0.14 g L<sup>-1</sup>) en presencia de ácido carbónico, dando como resultado la formación de bicarbonatos de calcio. Este proceso se explica a través de la siguiente reacción:



Por su baja solubilidad, su presencia en los suelos no es perjudicial para la mayoría de los cultivos.

Las aguas superficiales y subterráneas contienen grandes cantidades de bicarbonato de calcio disuelto como resultado de depósitos llevados por los ríos, lagos o el mar en forma de transgresiones marinas.

#### b) Carbonato de magnesio

El carbonato de magnesio tiene una solubilidad mucho mayor que el carbonato de calcio. En presencia de ácido carbónico, su solubilidad aumenta fuertemente, debido a la formación de bicarbonatos de magnesio.

El carbonato de magnesio es una sal de una base fuerte y un ácido débil, durante el proceso de hidrólisis alcalina, su solución es altamente alcalina (pH de hasta 10).

La presencia de carbonato de magnesio libre en suelos puede ser considerada como un factor negativo, causando una disminución de la fertilidad del suelo y estrés en las plantas.

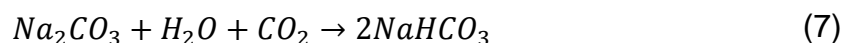
### **c) Carbonato de sodio (soda)**

El carbonato de sodio normal  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  es la sal del ácido carbónico y del hidróxido de sodio, se encuentra comúnmente en la naturaleza y se acumula de manera considerable en los suelos y aguas.

Es una sal altamente soluble ( $178 \text{ g L}^{-1}$  a  $20^\circ\text{C}$ ), tóxica para la mayoría de las plantas, provoca una alcalinización aguda del medio, hasta un  $\text{pH} = 12$ , disminuyendo la fertilidad natural del suelo.

De igual manera, en los suelos el carbonato de sodio se cristaliza con cantidades variables de agua ( $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ), causa peptización de los coloides del suelo, desagregación del suelo y baja permeabilidad al agua.

En lo que respecta al bicarbonato de sodio, este es menos alcalino y tóxico que la soda normal. Esto se debe al hecho de que el bicarbonato de sodio se neutraliza parcialmente por el ácido carbónico. La formación de bicarbonato de sodio se produce durante la reacción de soda con ácido carbónico libre, de acuerdo con:



Las aguas naturales (ríos, manantiales, aguas subterráneas y lacustres) con una concentración de sólidos disueltos de  $0.5$  a  $3.0 \text{ g L}^{-1}$  contienen cantidades sustanciales de carbonatos y bicarbonatos de sodio.

### **d) Carbonato de potasio**

El carbonato de potasio es una sal con alta solubilidad, su hidrolisis alcalina produce una alta alcalinidad en el suelo, desagregación de la estructura y toxicidad en las plantas.

Se encuentra en los suelos, más raramente que el carbonato de sodio, no obstante, se le ha llegado a considerar prácticamente igual al carbonato de sodio.

### **4.3.2. Sales de ácido sulfúrico**

#### **Sulfatos**

Las sales del ácido sulfúrico se encuentran en cantidades variables en casi todos los tipos de suelos y aguas. Su importación para la agronomía y la recuperación de suelos varía mucho con su composición química.

#### **a) Sulfato de calcio**

El sulfato de calcio (yeso) tiene una baja solubilidad ( $1.9 \text{ g L}^{-1}$ ), se considera una sal inofensiva para las plantas. Se encuentra principalmente en suelos salinos.

Los suelos y las rocas formadoras del suelo de semidesiertos y desiertos contienen muy frecuentemente grandes cantidades de yeso, acumuladas durante la evaporación de las aguas lacustres o aguas subterráneas salinas, situadas cerca de la superficie.

Cabe mencionar, el yeso es ampliamente utilizado para la recuperación de suelos alcalinos que contienen carbonato de sodio (soda) y sodio adsorbido.

#### **b) Sulfato de magnesio**

El sulfato de magnesio (epsomita  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) es una sal con alta solubilidad ( $262 \text{ g L}^{-1}$ ). En consecuencia, es una de las sales más tóxicas y dañinas para las plantas. No se acumula en los suelos de manera pura sino en conjunción con otras sales solubles, en tales casos se requieren medidas radicales de mejoramiento como lavados de suelo.

Es un componente típico de los suelos salinos, también se encuentra en aguas superficiales, aguas subterráneas salinas y en lagos salinos.

#### **c) Sulfato de sodio**

El sulfato de sodio es un componente típico de los suelos salinos, aguas subterráneas salinas, lagos y lodos salinos. Su toxicidad es dos o tres veces menor que la de sulfato de magnesio. Su solubilidad depende en gran medida de las condiciones de

temperatura. Cuando la temperatura es alta, la mirabilita ( $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ ) se deshidrata fácilmente, convirtiéndose en thenardita ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ).

La recuperación de suelos con sulfato de sodio requiere lavados con grandes cantidades de agua y se recomienda realizarlo en estaciones cálidas del año combinado con otras acciones.

#### **d) Sulfato de potasio**

El sulfato de potasio no se acumula en los suelos en grandes cantidades. Sus propiedades son similares a las del sulfato de sodio, pero es considerablemente menos tóxica.

### **4.3.3. Sales de ácido clorhídrico**

#### **Cloruros**

Los cloruros, junto con los sulfatos, son los principales compuestos responsables de la formación de suelos salinos. Todos los cloruros se caracterizan por una alta solubilidad y, en consecuencia una alta toxicidad.

#### **a) Cloruro de calcio**

Esta sal raramente se encuentra en los suelos, debido a que reacciona con el sulfato y carbonato de sodio convirtiéndose en sulfato y carbonato de calcio. Sin embargo, cuando se tiene una salinidad de 400 a 500 g  $\text{L}^{-1}$  puede presentarse en suelos y salmueras naturales.

El cloruro de calcio es tóxico para las plantas, pero en un grado menor que los cloruros de magnesio o sodio.

#### **b) Cloruro de magnesio**

Es una sal más común en suelos salinos, aguas subterráneas y lagos en comparación con el cloruro de calcio. Sin embargo, la acumulación de grandes cantidades de magnesio se produce sólo con alta salinidad.

Presenta una alta salinidad ( $353 \text{ g L}^{-1}$ ) y se considera tóxica y perjudicial para las plantas.

### **c) Cloruro de sodio**

El cloruro de sodio junto con el sulfato de magnesio y sodio, son los componentes comunes de los suelos salinos, además de ser la de mayor frecuencia.

La toxicidad del cloruro de sodio para las plantas es excepcionalmente alta, así como su solubilidad ( $264 \text{ g L}^{-1}$ ). Incluso con un contenido de aproximadamente 0.1% de NaCl, las plantas no se desarrollan normalmente. Muchos suelos salinos contienen de 2 a 5% de NaCl, y son totalmente estériles. Tales suelos salinos sólo puede mejorarse por la lixiviación de estas sales.

### **d) Cloruro de potasio**

Es una sal similar al cloruro de sodio. Cuando se encuentra presente en el suelo en grandes cantidades, su toxicidad es tan alta como la del NaCl. Sin embargo, su contenido es bajo hasta en suelos salinos.

#### **4.3.4. Sales del ácido nítrico**

##### **Nitratos**

Las sales de ácido nítrico constituyen un compuesto químico que es de gran importancia en los suelos, no se acumulan en grandes cantidades (0.05%  $\text{NO}_3$ ).

Los nitratos constituyen un elemento muy importante en la nutrición mineral de las plantas. Además, debido a su alta solubilidad los nitratos pueden ser lavados fácilmente de los suelos.

#### **4.3.5. Sales del ácido bórico**

##### **Boratos**

Son raramente encontradas sales de ácido bórico en los suelos, esto ocurre principalmente en zonas aledañas a volcanes.



#### 4.4. Solubilidades de las sales

Mihelcic & Zimmerman (2012) definen a la solubilidad como la cantidad máxima (expresada generalmente en masa) de una sustancia (el soluto) que se puede disolver en una unidad de volumen del solvente bajo condiciones específicas.

Kovda *et al.* (1973) indica que al estudiar los procesos de salinización es necesario tener en cuenta las solubilidades de las sales, debido a que en las soluciones complejas esta es muy cambiante. En el siguiente cuadro se observa la solubilidad de algunas sales.

Cuadro 2. Solubilidad máxima en agua de algunas sales a diferentes temperaturas (solución saturada).

Sal	En g por 100 g de solución						En g por litro de solución					
	Temperatura: °C						Temperatura: °C					
	0	10	20	30	40	50	0	10	20	30	40	50
Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	6.5	10.9	17.9	28.4	32.4	32.1	70.0	122.0	213.0	371.0	441.0	429.0
NaHCO <sub>3</sub>	6.5	7.5	8.7	10.0	11.3	12.7	68.0	80.0	93.0	107.0	121.0	137.0
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4.3	8.3	16.1	29.0	32.6	31.8	45.0	90.0	185.0	373.0	430.0	415.0
NaCl	26.3	26.3	26.4	26.5	26.7	26.9	318.0	317.0	317.0	317.0	318.0	319.0
MgSO <sub>4</sub>	18.0	22.0	25.2	28.0	30.8	33.4	-	-	-	-	-	-
MgCl <sub>2</sub>	38.6	39.8	41.0	48.6	51.8	54.5	-	-	-	-	-	-
CaCl <sub>2</sub>	37.3	39.4	42.7	50.7	53.4	56.0	-	-	-	-	-	-
NaNO <sub>3</sub>	42.1	44.4	46.7	49.0	51.2	53.3	570.0	607.0	686.0	686.0	724.0	762.0
KNO <sub>3</sub>	11.6	17.5	24.4	31.5	39.0	46.1	125.0	194.0	279.0	384.0	498.0	614.0
K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	51.7	52.2	52.6	53.2	53.9	54.7	814.0	823.0	829.0	839.0	852.0	867.0
KHCO <sub>3</sub>	18.4	21.5	25.2	28.5	32.2	36.0	-	-	-	-	-	-
K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	6.7	8.5	10.0	11.5	12.9	14.2	71.0	91.0	108.0	125.0	142.0	157.0
KCl	21.9	23.8	25.6	27.2	28.7	3.01	253.0	277.0	301.0	322.0	341.0	359.0

Fuente: Kovda *et al.* (1973)

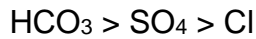
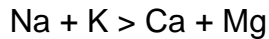
#### 4.5. Composición química de aguas superficiales de diferentes partes del mundo

En la agricultura bajo riego aproximadamente el 85% de las sales que contiene el agua se quedan en el agua restante y en la solución del suelo después de que la planta obtiene sus nutrimentos. En consecuencia, el manejo de la salinidad en la zona radicular requiere la aplicación de láminas de sobre riego, es decir, agua adicional al uso consuntivo para la lixiviación de sales lo que inevitablemente produce un agua de

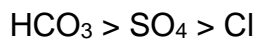
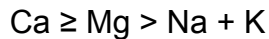


Por lo tanto, las aguas naturales de acuerdo con las rocas con las que están en contacto poseen las siguientes características químicas en su composición iónica:

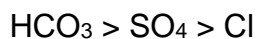
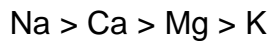
1. Aguas en contacto con rocas graníticas:



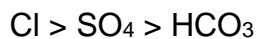
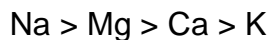
2. Aguas en contacto con rocas carbonatadas (calizas y dolomitas):



3. Aguas de acuíferos basálticos:



4. Aguas de mar:



Como resultado de una amplia investigación, Kovda *et al.* (1973) definió que existen relaciones específicas entre la cantidad de sales en las aguas naturales y los suelos y su composición, realizando la siguiente clasificación:

- I. Aguas naturales con ciertos contenidos de silicio. Presentan una concentración de 0.01 - 0.10 g L<sup>-1</sup>. Se localizan en los trópicos y en regiones forestales boreales. Contienen silicio y sustancias orgánicas.
- II. Aguas bicarbonatadas cálcicas con concentraciones de sales de 0.2 - 0.3 g L<sup>-1</sup>.
- III. Aguas bicarbonatadas sódicas con concentraciones de 0.5 - 0.7 g L<sup>-1</sup>.
- IV. Aguas bicarbonatadas y con carbonatos sódicos con concentraciones totales de sales de 0.5 - 3.0 g L<sup>-1</sup>. Contienen sulfatos y a veces en menor cantidad cloruros.
- V. Aguas clorhídrico-sulfáticas con algunas cantidades de soda Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, y con concentraciones totales de sales de 2.5 – 5.0 g L<sup>-1</sup>.
- VI. Aguas sulfático-clorhídricas con concentraciones de sales de 20 - 50 g L<sup>-1</sup>. Por lo general no contienen carbonato de sodio en cantidades substanciales.

VII. Aguas clorhídricas. Son salmueras con concentraciones de sales de 100 - 300 g L<sup>-1</sup>.

Se observa que la composición principal de los ríos en todo el mundo tiene predominancia de los iones HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Ca<sup>2+</sup> y Na<sup>+</sup> (Cuadro 4).

Cuadro 4. Composición media del agua de ríos del mundo en mg L<sup>-1</sup>.

Ubicación	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Σ
	mg L <sup>-1</sup>								
América del Norte	68.0	20.0	8.0	1.0	21.0	5.0	9.0	1.4	142.0
América del Sur	31.0	4.8	4.9	0.7	7.2	1.5	4.0	2.0	69.0
Europa	95.0	24.0	6.9	3.7	31.3	5.6	5.5	1.7	182.0
Asia	79.0	8.4	8.7	0.7	18.4	5.6	9.3		142.0
África	42.0	13.5	12.1	0.8	12.5	3.8	11.0	--	121.0
Australia	31.6	2.6	10.0	0.05	3.9	2.7	2.9	1.4	59.0
Mundo	58.4	11.2	7.8	1.0	15.0	4.1	6.3	2.3	120.0

Fuente: Kovda, 1973.

Los lagos estancados que se encuentran en regiones áridas y semiáridas se caracterizan generalmente por un alto contenido de sal (Kovda *et al.*, 1973). Para poder constatar lo anterior, en el Cuadro 5 y 6 se muestra la composición de algunos lagos alrededor del mundo.

Cuadro 5. Composición media del agua en lagos del mundo en mg L<sup>-1</sup>.

Ubicación	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Fe	SiO <sub>2</sub>	Σ
	mg L <sup>-1</sup>										
Lago Superior, E.U.A.	50.0	4.8	1.5	0.52	14.1	3.7	3.4	0.36	4.10		82.50
Lago Erie, Canadá	117.7	22.1	14.8	0.79	38.1	8.5	7.7	0.06	6.00		216.00
Lago de Pátzcuaro, Mex.	458.0	0.2	21.3	0.00	3.2	2.5	175.3	0.00	0.18		660.68
Lago de Chapala, Mex.	252.3	12.4	17.0	0.00	2.0	1.1	110.2	0.00	0.18		395.18
Lago Killamey, Irlanda	4.4	3.2	7.3	0.00	1.8	0.5	4.7	0.2	0.00	0.00	22.10
Lago Valdaiskoe, Rus.	100.6	4.3	4.2	22.10	3.3	3.5	-	-	-	-	138.00
Lake Haruna, Japón	24.0	10.7	5.5	0.27	7.0	1.7	6.6	1.12	0.01	18.00	74.90
Lago Maimana, AF.	120.0	18,600.0	188,300.0	0.00	420.0	3,500.0	123,920.0	trazas	<70.0	-	33,5000.00
Lago Van, Turquía.	4,946.0	2,368.0	5,789.0	-	36.0	165	7,707.0	435.0	-	70.00	21,516.00
Lago Okareka, NZ.	40.2	10.8	8.9	0.0	8.1	3.5	22.1	-	-	7.00	93.60
Lago Eyre, AU.	120.0	1,190.0	23,170.0	-	-	400	150.0	14,880.0	-	-	39,91
Lago George, Uganda	115.3	2.5	10.0	0.2	22.4	6.0	-	-	0.6	16.50	173.5
Lago Maracaibo, Ven.	84.0	147.0	1,140.0	0.0	38.0	92	614.0	-	0.40	50.00	2,165.0
Laguna Encantada, Pe.	206.0	435.0	1,888.0	0.0	526.0	90.0	694.0	23.0	1.46	7.8	3,871.3

Fuente: Livingston, 1963.

Cuadro 6. Composición química de los lagos. Los cationes y los aniones son expresados en % en  $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$  de su suma.

Categoría	Lago	$\Sigma^+$ $\mu\text{mol}_e \text{L}^{-1}$	$\text{Ca}^{2+}$ %	$\text{Mg}^{2+}$ %	$\text{Na}^+$ %	$\text{K}^+$ %	$\text{Cl}^-$ %	$\text{SO}_4^{2-}$ %	$\text{HCO}_3^-$ %	$\text{SiO}_2$ $\text{mg L}^{-1}$
Lagos <sup>1</sup>	Chauvet (Francia)	240	35	31	28	6	12	16	72	3.0
	Superior (USA)	910	68	25	5	2	6	7	87	2.4
	Tahoe (Nevada)	985	48	21	27	4	7	7	86	-
	Victoria (Kenia)	1040	27	21	43	9	10	4	86	4.2
	Taupo (Nueva Zelanda)	1220	27	15	54	4	23	11	66	14.2
	Baikal	1240	65	20	13	2	1	9	90	2.9
	G.L Ours (Canadá)	1577	51	36	12	1	6	20	74	4.6
	Ohrid (Ex Yugoslavia)	2580	60	32	8		6	5	89	-
	Geneva	2780	79	17	3	1	3	34	63	2.5
Lagos alimentados por deposición atmosférica.	Waldo (Oregón)	17	24	23	41	12	-	-	-	-
	Godivelle (Francia)	134	28	36	22	14	30	4	66	0.3
	Tourbieres (USA)	182	19	13	6	3	3	8	0	-
	Tourbieres (Irlanda)	899	7	17	66	3	75	9	0	-
		$\Sigma^+$ $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$	$\text{Ca}^{2+}$ %	$\text{Mg}^{2+}$ %	$\text{Na}^+$ %	$\text{K}^+$ %	$\text{Cl}^-$ %	$\text{SO}_4^{2-}$ %	$\text{HCO}_3^-$ %	$\text{SiO}_2$ $\text{mg L}^{-1}$
Lagos con insumos hidrotermales	Pavin 70-92 m	3.93	64	21	8	7	6	1	93	50.2
	Tanganyika	7.58	5	45	38	12	8	1	91	-
	Albert	8.75	6	30	45	19	10	8	82	-
	Rotomahana (Nueva Zelanda)	11.50	5	7	83	5	62	6	32	43.4
Lagos salinos (agua perdida por evaporación)	Issyk Kul	94.00	6	25	69	-	46	43	11	2.6
	Walker (Nevada)	151.00	<1	8	90	<1	50	33	17	9.3
	Mar Caspio	215.00	8	29	63	<1	69	29	2	-
	Van (Turquia)	358.00	<1	2	94	4	(43)	(14)	(43)	-
	Gran Lago Salado	3850.00	<1	16	81	3	90	10	<1	-
Magadi (Kenia)	7106.00	<1	<1	99	1	34	1	65	-	

Fuente: Stumm (2003).

<sup>1</sup>El origen de las aguas de estos lagos se debe a los deshielos durante las estaciones de verano en las cuencas en donde se ubican, por lo tanto, su concentración se expresa en  $\mu\text{mol}_e \text{L}^{-1}$ .

Conocer la composición química del agua superficial y su variación, permitirá prever los problemas de anegamiento y salinización que ocurren principalmente en regiones áridas y semiáridas.

#### **4.6. Calidad del agua de riego**

Borchardt & Walton (1971) definen a la calidad del agua como el conjunto de características físicas, químicas y microbiológicas para evaluar su aceptabilidad, de acuerdo con el uso al que se destine el agua.

Asimismo, el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo en coordinación con otros organismos puntualiza a la calidad del agua como un atributo que se define en función del uso que se le asigna (por ejemplo, como agua potable, para recreación, para uso agrícola o industrial), con base a su caracterización física química y biológica, lo que implica necesariamente la existencia de normas y estándares de calidad específicos para los distintos usos (ONU, 2016).

En lo que respecta a la calidad del agua para riego agrícola, los factores más importantes son los físicos y químicos. De igual manera, varios autores mencionan que la calidad del agua para riego puede variar significativamente según el tipo y la cantidad de sales disueltas.

La evaluación de la calidad del agua para riego es muy significativa debido a que a corto plazo esta influirá en la producción total de la cosecha y a largo plazo podría llegar a afectar las propiedades del suelo y el crecimiento de los cultivos.

La acción a largo plazo de la irrigación en los diferentes tipos de suelos depende de diferentes factores como son: las propiedades de los suelos mismos, las condiciones de drenaje y el balance de las aguas del subsuelo con las sales, así como de la precipitación anual, la distribución estacional y la evaporación anual (Kovda *et al.*, 1973).

El deterioro de la calidad del agua ocurre por procesos tanto naturales como antropogénicos; los naturales se refieren a los contenidos mineralógicos de las rocas que atraviesan estas aguas durante su escurrimiento (Kovda *et al.*, 1973) y los procesos antropogénicos son aquellos que surgen como consecuencias de las actividades humanas en el medio ambiente de la Tierra.

Por lo tanto, actualmente los recursos hídricos como arroyos, ríos, lagos o estuarios se convierten en medios de conducción y receptores de un amplio rango de residuos y sustancias nocivas provenientes de distintas fuentes: la escorrentía urbana que incluye los efluentes industriales y el drenaje público; la agricultura; la minería y la deforestación, y la producción de petróleo, que han resultado en una contaminación del recurso (Spulberg y Sabbaghi, 1998). De tal manera que es imperativo tomar en cuenta la calidad de agua para su uso.

#### **4.7. Criterios para clasificar el agua de riego**

Richards (1980) y Ayers & Westcot (1987), definen que para clasificar la calidad del agua del riego se tomen en cuenta tres parámetros; la salinidad, la sodicidad y la toxicidad.

De acuerdo con Pizarro (1985), el criterio de salinidad evalúa el riesgo de que el uso del agua ocasione altas concentraciones de sales, con el correspondiente efecto osmótico y disminución de rendimiento de cultivos. El criterio de sodicidad analiza el riesgo de que se induzca un elevado porcentaje de sodio intercambiable (PSI), con deterioro de la estructura del suelo. El criterio de toxicidad estudia los problemas que pueden crear determinados iones.

Es importante destacar la relevancia de establecer ciertos parámetros de calidad del agua para riego, con los cuales se pueda proporcionar o establecer una proyección a los productores agrícolas sobre los efectos o problemas potenciales en el suelo y en los cultivos debido a la utilización un agua con una calidad dudosa o no recomendable.

En México, en lo que corresponde al marco jurídico federal no se tiene una norma específica para clasificar las aguas con fines de riego, para su clasificación se han utilizado criterios, así como estándares internacionales generados a partir de investigaciones exhaustivas.

En particular, la legislación nacional se ha enfocado principalmente a legalizar la calidad del agua para uso y consumo humano a través de la norma NOM-127-SSA1-1994. No obstante, a partir de 1996 con la entrada en vigor de la norma NOM-001-SEMARNAT-1996 inicia la regulación de la calidad de las aguas

residuales que se descargan en aguas y bienes nacionales; desgraciadamente, la supervisión del cumplimiento de la NOM-001-SEMARNAT-1996 no ha sido posible en su totalidad por lo cual los contaminantes descargados en las aguas nacionales derivan a un impacto directo en los diferentes usos consuntivos del agua.

#### **4.7.1. Criterio de Salinidad**

La salinidad es un fenómeno que ha afectado a las zonas áridas y semiáridas del mundo en donde la evapotranspiración excede la precipitación anual y, por lo tanto, la irrigación se considera necesaria para satisfacer las necesidades de los cultivos.

Ayers & Westcot (1987) definen a la salinidad como la concentración de sales en la zona de la raíz del cultivo a una concentración que causa una pérdida de rendimiento. En las zonas de regadío, estas sales a menudo se originan a partir de una solución salina, una capa freática alta o de sales en el agua aplicada.

El proceso principal de la salinización de los suelos agrícolas es mediante la aplicación del agua de riego cuando no es manejada correctamente de acuerdo con su calidad. La mayoría de los tipos de agua de riego consideradas como peligrosas tienen un contenido relativo de sales que en sí mismo no es demasiado perjudicial, sin embargo el problema se presenta cuando esa agua interacciona con la concentración salina del suelo (Rashidi & Seilsepour, 2011).

Toda el agua de riego contiene sales minerales disueltas, pero la concentración y composición de las sales disueltas varía según la fuente del agua y la época del año. Dichas sales se encuentran en forma de iones, entre los principales se encuentran el  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ . Cabe señalar que el  $\text{K}^+$  puede estar presente pero su concentración se mantiene baja por las interacciones con las partículas del suelo (particularmente minerales de arcilla) así como los carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) generalmente no son un constituyente principal a menos que el pH del agua supera los 8.0 y el boro (B) también está presente en el agua y puede encontrarse en altas concentraciones en el agua subterránea, pero rara vez ocurren en altas concentraciones en agua de fuentes superficiales (Hanson *et al.*, 2006).



#### 4.7.1.1. Conductividad Eléctrica (CE)

La conductividad eléctrica (CE) es una propiedad físico-química importante del agua. Es una medida de la capacidad del agua para transmitir la corriente eléctrica a través de ella.

El agua dulce asume conductividad debido a la concentración de iones que proviene de sales disueltas y materiales inorgánicos (Sengupta, 2017). Debido a la estrecha relación entre la conductividad eléctrica y la concentración total de sales, la CE se utiliza para estimar la salinidad, no obstante, solo considera la cantidad de sales solubles, pero no el tipo.

La conductividad eléctrica o la expresión de la concentración de sales disueltas se ve afectada por la temperatura de la muestra, la movilidad, valencias y concentraciones relativas de los iones individuales (Rhoades *et al.*, 1999)

La conductividad se define como el recíproco de la resistencia medida entre dos electrodos de 1.0 cm<sup>2</sup> y distanciados entre sí por 1.0 cm. Las unidades comúnmente utilizadas para la expresión de la CE son los siemens (S), sin embargo, este valor es demasiado grande para las aguas, por lo que se utilizan los microsiemens por cm ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ).

Es importante destacar que para la estimación de la conductividad eléctrica en una solución determinada se estandarizó el término de conductancia específica, con el objeto de la que la capacidad del agua para conducir una corriente eléctrica no variará con la temperatura por lo que sus valores se informan de manera estandarizada a 25 °C. Tomando en cuenta que la conductividad electrolítica puede aumentar a una velocidad de aproximadamente 1.9% por °C de aumento de temperatura (Rhoades *et al.*, 1999).

En lo concerniente a la calidad del agua de riego con base a la conductividad eléctrica, Richards *et al.* (1974) señalaron que las aguas para riego regularmente utilizadas poseen una conductividad eléctrica menor a 2250  $\mu\text{S cm}^{-1}$  además de que para fines de diagnóstico y clasificación propusieron una clasificación con cuatro clases de agua

de acuerdo con su CE, siendo los rangos de división entre clases los siguientes valores 250, 750 y 2250  $\mu\text{S cm}^{-1}$ .

Aguas de Baja Salinidad (C1). < 250  $\mu\text{S/cm}$ . Puede usarse para riego en la mayoría de los cultivos y en casi cualquier tipo de suelo, con muy poca probabilidad de que se desarrolle la salinidad. Se necesita algún lavado, que se logra en condiciones normales de riego, excepto en suelos de muy baja permeabilidad.

Aguas de Salinidad Media (C2). 250 - 750  $\mu\text{S/cm}$ . Puede usarse siempre y cuando haya un grado moderado de lavado. En casi todos los casos y sin necesidad de prácticas especiales de control de la salinidad, pueden crecer cultivos moderadamente tolerantes a las sales.

Aguas Altamente Salinas (C3). 750 - 2250  $\mu\text{S/cm}$ . No pueden usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente. Aún con drenaje adecuado, se pueden necesitar prácticas especiales de control de la salinidad. Por lo tanto, se deben seleccionar únicamente aquellas especies vegetales muy tolerantes a las sales.

Aguas Muy Altamente Salinas (C4). >2250  $\mu\text{S/cm}$ . No son apropiadas para riego bajo condiciones ordinarias, pero pueden usarse ocasionalmente en circunstancia muy especiales.

#### **4.7.1.2. Presión osmótica (PO)**

La ósmosis se define como el movimiento neto de agua a través de una membrana selectivamente permeable a partir de una región de mayor potencial químico del agua a una región de menor potencial químico del agua. Es impulsado por una diferencia de concentración de soluto través de la membrana que permite el paso de agua, pero rechaza moléculas más soluto o iones (Catch *et al.*, 2006).

Por lo tanto, la presión osmótica ( $\pi$ ) es la presión que, si se aplica a la solución más concentrada, evitaría el transporte de agua a través de la membrana, es decir, la ósmosis (Levy *et al.*, 2006). Weber (2003) señala que la presión osmótica es proporcional a la concentración y a la temperatura absoluta y se estima a partir de la ecuación desarrollada por Van't Hoff que se describe a continuación:

$$\pi = cRT \quad (11)$$

Donde:

T - temperatura absoluta (°K)

c - molaridad de la solución (M L<sup>-1</sup>)

R - constante de los gases (0.082057 L atm/ K mol)

En lo respectivo a su importancia en la relación agua-planta, la presión osmótica es el mecanismo principal para el transporte ascendente del agua en las plantas. Como las hojas constantemente liberan agua al aire, mediante un proceso que se denomina transpiración, aumenta la concentración de soluto en los fluidos de las hojas (Chang, 2010).

La presión osmótica se calcula tomando como base el punto de congelación, pero este cálculo se dificulta en ocasiones por lo que Richards (1974) en base a datos experimentales propuso una ecuación para estimar la presión osmótica la cual se presenta a continuación:

$$\pi = 0.36 CE \quad (12)$$

Donde:  $\pi$  es la presión osmótica en (atm) y CE es la conductividad eléctrica en mS cm<sup>-1</sup>.

Consecutivamente tomando en cuenta la proporcionalidad entre la presión osmótica y la concentración de solutos, se puede establecer una igualdad entre estas y obtener una ecuación que nos permita estimar con mayor confiabilidad la presión osmótica:

$$\pi = 0.36 CE \quad STD = 640 CE \quad (13)$$

$$CE = \frac{\pi}{0.36} \quad CE = \frac{STD}{640}$$

0.36 – Es un coeficiente que depende del tipo de salinidad, cuando la CE se exprese en mS cm<sup>-1</sup>.

640 - Es un coeficiente que depende del tipo de salinidad, cuando la conductividad se exprese en mS cm<sup>-1</sup>.

Igualando las ecuaciones anteriores y despejando la presión osmótica se tiene:

$$\pi = \frac{0.36 * STD}{640} \quad (14)$$

$$\pi = 5.625 \times 10^{-4} STD$$

Donde:  $\pi$  es la presión osmótica en (atm), CE es la conductividad eléctrica en  $\text{mS cm}^{-1}$  y STD son los sólidos totales disueltos en  $\text{mg L}^{-1}$ .

### **Efecto de la salinidad sobre las plantas**

El estrés de la planta por falta de agua puede describirse en términos de la situación de la energía libre específica total del agua en la planta o potencial de agua, en unidades de presión. El potencial del agua ( $\Psi$ ) tiene dos componentes: el potencial osmótico ( $\Psi_s$ ) y la presión potencial o de turgencia (Ekanayake, 1994).

El potencial osmótico es siempre negativo, ya que es una medida de la cantidad de sustancias disueltas en el agua (técnicamente llamadas solutos) contenidas en la solución que actúan para aspirar el agua hacia ellas.

Hirons & Thomas (2017) afirman que, en los suelos salinos el potencial osmótico de la solución del suelo actúa para reducir aún más el potencial hídrico del suelo (es decir, se vuelve más negativo), lo que dificulta el acceso de las raíces al agua en un contenido dado de agua del suelo. Esto se agrava a medida que el suelo se seca y las sales se concentran más hasta provocar una osmosis inversa de la planta hacia el suelo.

De acuerdo con Munns & Tester (2008) el estrés osmótico afecta el crecimiento de las plantas de manera inmediata, así como las velocidades de crecimiento de las hojas jóvenes y la reducción de la conductancia estomática de las hojas maduras esto como efecto de las sales que se encuentran fuera de las raíces.

La tolerancia al estrés osmótico es una característica de la mayoría de las glicofitas y halófitas (Munns & Tester, 2008).

#### 4.7.1.3. Índice de salinidad efectiva (SE)

Es un índice establecido por Doneen (1958), hace una estimación del peligro que presentan las sales solubles del agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo, dado que toma en cuenta la precipitación de las sales menos solubles: carbonatos de calcio y magnesio, y sulfato de calcio, las que, por consiguiente, dejan de participar en el incremento de la presión osmótica de la solución del suelo.

El valor de la SE indica la cantidad de sales que quedarán en solución y serán potencialmente nocivas para los cultivos. Este proceso es más notable cuando las aguas tienen un contenido alto de carbonatos y bicarbonatos (Ortiz *et al.*, 2019).

La salinidad efectiva se calcula con alguna de las siguientes fórmulas y bajo las condiciones siguientes:

1. Si,  $Ca > (CO_3 + HCO_3 + SO_4)$  entonces:

$$SE = \Sigma \text{ cationes} - (CO_3 + HCO_3 + SO_4) \quad (15)$$

2. Si,  $Ca < (CO_3 + HCO_3 + SO_4)$ ; pero  $Ca > (CO_3 + HCO_3)$ ; entonces;

$$SE = \Sigma \text{ cationes} - Ca \quad (16)$$

3. Si,  $Ca < (CO_3 + HCO_3 + SO_4)$ ; pero  $(Ca + Mg) > (CO_3 + HCO_3)$ ; entonces:

$$SE = \Sigma \text{ cationes} - (CO_3 + HCO_3) \quad (17)$$

4. Si,  $(Ca + Mg) < (CO_3 + HCO_3)$ ; entonces:

$$SE = \Sigma \text{ cationes} - (Ca + Mg) \quad (18)$$

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

En el Cuadro 7 se presenta la clasificación con respecto al indicador de salinidad efectiva (Doneen, 1958).

Cuadro 7. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con su salinidad efectiva.

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

Fuente: Doneen, 1958.

#### 4.7.1.4. Índice de salinidad potencial (SP)

Doneen introdujo en 1963 el término “salinidad potencial”, la cual se presenta cuando la humedad aprovechable del suelo disminuye a niveles inferiores del 50% y las últimas sales que quedan en la solución son cloruros y parte de los sulfatos (Ortiz *et al.*, 2019).

Este índice estima el peligro de los cloruros (Cl<sup>-</sup>) y parte de los sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) que se quedan en solución, a bajos niveles de humedad y que aumenta considerablemente la presión osmótica. Rodríguez *et al.* (2008) lo señalan como uno de los mejores estimadores del efecto de las sales sobre las plantas.

El índice de salinidad efectiva se estima mediante la siguiente ecuación:

$$SP = Cl^{-} + \frac{1}{2}SO_4^{2-} \quad (19)$$

Donde las concentraciones de estos iones se expresan en mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>.

En el Cuadro 8 se presenta la clasificación de las aguas de acuerdo con el índice de salinidad potencial (SP).

Cuadro 8. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con su salinidad potencial.

Clase	Salinidad Potencial (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )
Buena	<3
Condicionada	3-15
No recomendable	>15

Fuente: Doneen, 1958.

Para suelos de buena, media y baja permeabilidad, Kovda *et al.* (1973) recomendaron que los rangos de salinidad potencial deben de encontrarse dentro de los siguientes rangos de 5-20, 3-15 y 3-7 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>, respectivamente.

#### 4.7.2. Criterio de sodicidad

La sodicidad o sodificación se define como el aumento de la proporción de sodio retenido en el complejo de intercambio del suelo como consecuencia de la utilización de aguas de mala calidad.

El exceso de sodio en el complejo de intercambio sucede cuando el sodio del agua de riego se encuentra en altas concentraciones y el calcio y el magnesio precipitan en la solución del suelo por la acción de carbonatos y bicarbonatos, por lo tanto al quedar estos sitios disponibles en el complejo, el sodio sustituye a estos iones y se acumula, dando lugar a un desequilibrio eléctrico de las partículas coloidales del suelo por el predominio de cargas negativas, las partículas se repelen, el suelo se deflocula y pierde estructura, se fomenta la compactación y encostramiento, afectando el desarrollo normal de los cultivos (Pérez, 2019).

Asimismo, Singh *et al.* (1992) y Bleam (2017) señalan que altas concentraciones de sodio en la solución del suelo puede provocar riesgos de infiltración de agua y problemas de permeabilidad.

En trabajos de investigación se encontró que la relación de adsorción de sodio (RAS) de las aguas de riego está altamente correlacionado con el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en los sitios de intercambio, cuando el suelo está en equilibrio con el agua de riego (Suarez, 2011). Por lo que, el RAS se puede utilizar como un valor bastante aproximado de los distintos niveles de sodicidad alcanzados después del riego.

La RAS se deriva de la ecuación de intercambio catiónico de Gapon cuando se utiliza la ley de acción de masas, la cual se ha utilizado ampliamente para predecir el porcentaje de sodio intercambiable en los suelos.

La calidad de las aguas de riego cuando se toma en cuenta la relación de adsorción de sodio (RAS) se clasifica de acuerdo con Richards *et al.* (1974) en cuatro categorías que se mencionan en el Cuadro 9.

Esta clasificación se basa fundamentalmente en el efecto de tiene el sodio intercambiable sobre la condición física del suelo.

Cuadro 9. Clasificación de la calidad del agua para riego de acuerdo con la sodicidad.

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

El laboratorio de salinidad desarrolló un diagrama compuesto por tres curvas que representan ecuaciones de la ley de acción de masas entre los cationes solubles y los intercambiables y delimitan las diferentes clases de sodio. Para la lectura del siguiente diagrama se considera el valor del RAS y la CE mismo que se presenta en la figura siguiente:



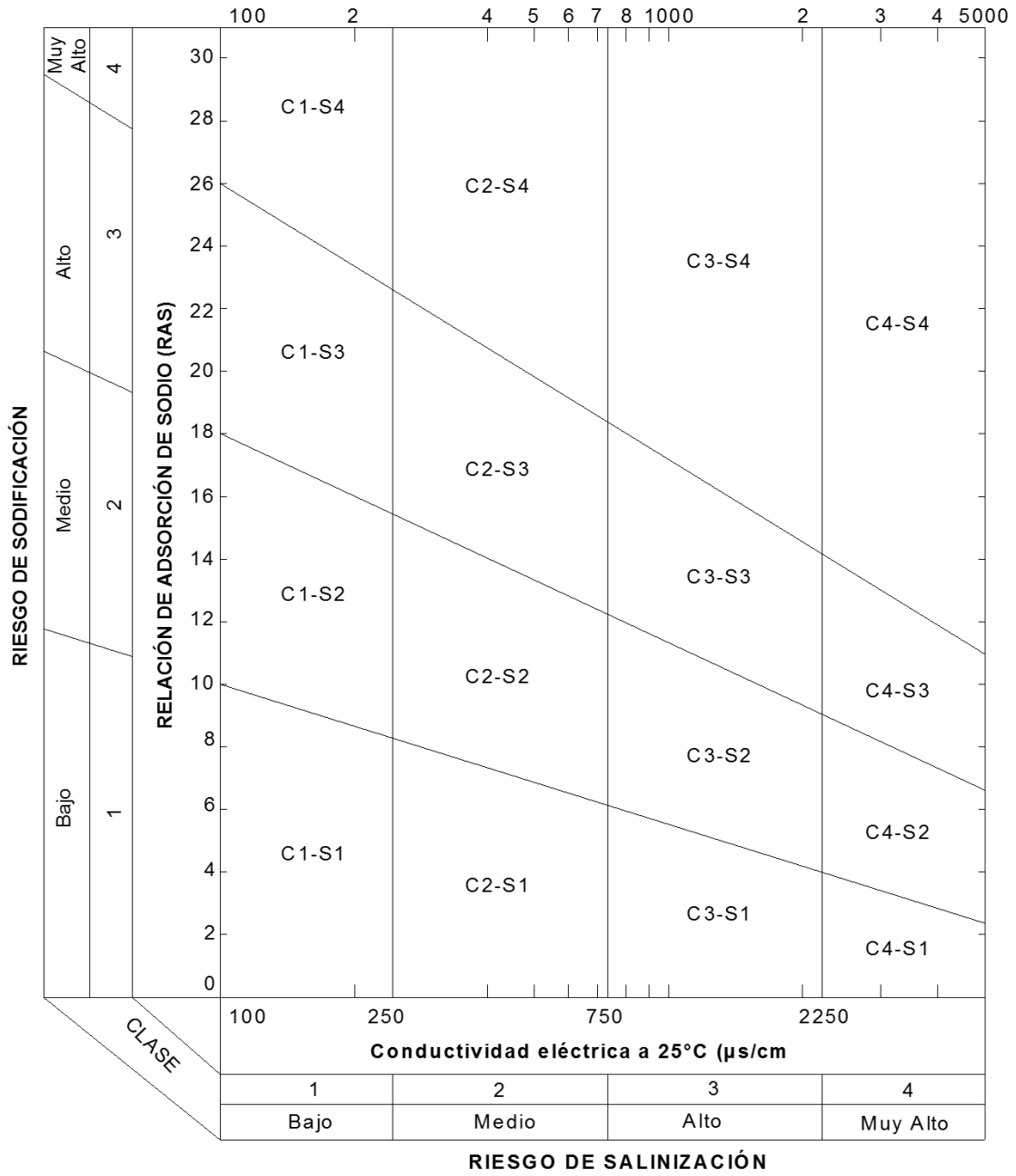


Figura 1. Diagrama para clasificación de las aguas de riego.

#### **4.7.2.1. Relación funcional porcentaje de sodio intercambiable-relación de adsorción de sodio (PSI-RAS)**

En el suelo, la existencia de superficies cargadas negativamente exige que haya iones de signo contrario relacionados con tales superficies, para que se cumpla el principio de electroneutralidad del sistema (Porta *et al.*, 2003). Por lo tanto, los componentes disueltos más abundantes son los cationes intercambiables, mismos que pueden ser de acuerdo con el pH: ácidos ( $H^+$ ,  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $NH_4^+$ , etc.) o básicos ( $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$  y el  $Na^+$ ) y su concentración viene determinada por los procesos de intercambio catiónico. Los cationes intercambiables básicos son los más predominantes, como consecuencia dichos suelos poseen un pH más elevado y tienden a la alcalinidad (Doménech & Peral, 2006).

Cabe señalar que dentro del complejo de intercambio se encuentran también cationes de metales de transición ( $Cd^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ , etc.) en concentraciones muy bajas, así como en el suelo se presenten materiales con sitios de intercambio disponibles como los óxidos, tectosilicatos, silicatos laminares y material húmico (ácidos húmicos y ácidos fúlvicos).

En consecuencia, la capacidad de intercambio catiónico es definida por Buol *et al.* (2011) como la capacidad de un suelo para atraer e intercambiar especies de iones cargados positivamente (cationes) en reacciones químicas reversibles dentro de la solución del suelo y es expresada en  $mmol_c$  por 100 g de suelo o en  $cmol_c Kg^{-1}$  y su valor depende de la composición del suelo.

Conformemente a lo expresado con anterioridad, Gapon a partir de la ecuación de intercambio catiónico derivó el concepto de porcentaje de sodio intercambiable, parámetro que permite definir la posición y relevancia del ión sodio dentro del complejo de intercambio además de que correlaciona la posible alteración del estado estructural del suelo (disminución de la permeabilidad, dispersión y expansión de las partículas) con los efectos tóxicos en los cultivos (Pérez, 2019).

Así pues, Hodson & Donner (2013) definen al porcentaje de sodio intercambiable (PSI) como la concentración de  $\text{Na}^+$  que se mantiene en los sitios de intercambio del suelo como un porcentaje de la capacidad de intercambio catiónico.

El PSI puede estimarse a partir de la relación de adsorción de sodio (RAS) del agua, cuando está se encuentra en condiciones de saturación y equilibrio a través de las siguientes formulaciones:

$$PSI = \frac{XNa}{CIC} * 100 \quad (20)$$

$$\frac{XNa}{CIC - XNa} = K_G RAS \quad (21)$$

Despejando XNa de la ecuación 20 se obtiene lo siguiente:

$$XNa = \frac{PSI \text{ CIC}}{100} \quad (22)$$

Consecutivamente, XNa se sustituye en la ecuación 21:

$$K_G RAS = \frac{\frac{PSI \text{ CIC}}{100}}{CIC - \frac{PSI \text{ CIC}}{100}} = \frac{\frac{PSI \text{ CIC}}{100}}{\frac{100CIC - PSI \text{ CIC}}{100}}$$

Factorizando se obtiene:

$$K_G RAS = \frac{PSI \text{ CIC}}{100CIC - PSI \text{ CIC}} \quad (23)$$

Pasando el denominador del segundo término de la ecuación 23 al primero se tiene:

$$K_G RAS(100CIC - PSI \text{ CIC}) = PSI \text{ CIC}$$

$$100K_G RAS \text{ CIC} - K_G RAS \text{ PSI \text{ CIC}} = PSI \text{ CIC}$$

Factorizando la ecuación:

$$CIC(100K_G RAS - K_G RAS \text{ PSI}) = CIC(PSI)$$

$$100K_G RAS - K_G RAS \text{ PSI} = PSI$$

$$100K_G RAS = PSI + K_G RAS \text{ PSI}$$

$$100K_G RAS = PSI(1 + K_G RAS)$$

$$\text{Por lo tanto el } PSI = \frac{K_G RAS}{(1 + K_G RAS)} \quad (24)$$

Donde:

PSI - Es el porcentaje de sodio intercambiable XNa expresada en % o de la fracción porcentual que ocupa el sodio intercambiable XNa en la superficie adsorbente o sistemas coloidales de los suelos.

$K_G$  - Es el coeficiente de selectividad iónica  $(\text{mmol L}^{-1})^{-1/2}$

RAS - Es la relación de adsorción de sodio expresada en  $(\text{mmol L}^{-1})^{-1/2}$

100 - Es la máxima capacidad de intercambio catiónico de un determinado suelo, 100%.

El efecto del porcentaje de sodio intercambiable de los suelos sobre las propiedades físicas de los suelos depende de varios factores como son la textura, el contenido de sales, el tipo de arcilla y la calidad del agua de riego (principalmente la concentración de sales presentes medidas de manera indirecta a partir de la conductividad eléctrica) (Barreto *et al.*, 2003).

Por ende, cualquier posible peligro potencial de sodicidad por el efecto de la calidad del agua de riego, deberá relacionarse con el porcentaje de sodio intercambiable, que se presentará en el suelo después de su introducción.

Es importante destacar que, en la ecuación del cálculo de PSI un factor importante es el valor del coeficiente de selectividad iónica ( $K_G$ ), el cual es una constante para cada suelo en particular y su magnitud depende de las diferentes características topográficas de los sistemas coloidales de los suelos, así como de su mineralogía (Velázquez, 2001).

Velázquez (2001) cita varios coeficientes de selectividad aplicables para cada suelo en particular; para un suelo migajón-arcilloso-arenoso  $K_G = 0.007244$ , para un suelo migajón-arenoso-arcilloso  $K_G = 0.010$ , para un suelo migajón-arcilloso  $K_G = 0.0115219$ , para un suelo arcilloso- limoso  $K_G = 0.0118614$ , para un suelo rojo arcilloso  $K_G = 0.0140113$  y para un suelo arcilloso  $K_G = 0.0168999$  todas con unidades  $(\text{mmol L}^{-1})^{1/2}$ .

#### 4.7.2.2. Otras ecuaciones para la obtención del PSI

El Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos y Richards (1974) desarrollaron una correlación estadística entre el PSI y el RAS mediante la ecuación:

$$PSI = \frac{E_{Na}100}{CIC} = \frac{100(-0.0126 + 0.01475 RAS)}{1 + (-0.0126 + 0.01475 RAS)} \quad (25)$$

Esta ecuación se empleó para obtener la relación promedio entre PSI y RAS de 59 suelos de zonas áridas. No obstante, esta es una relación empírica que es variable de acuerdo con cada tipo de suelo por lo que debe de establecer a nivel regional para cada zona de estudio (Bourrié *et al.*, 2018).

De acuerdo con Shainberg & Letey (1984) los valores de RAS y PSI son casi iguales en el rango más común presentados en los suelos agrícolas (PSI 0 a 30).

También Bower (1961, 1963) propuso una ecuación empírica tentativa para la obtención del porcentaje de sodio intercambiable en una serie de aguas de pozo del oeste de Pakistán con alto contenido de carbonato y sin bicarbonato de sodio residual. Se obtuvo una buena correlación y la expresión es la siguiente:

$$PSI = 2RAS + 2RAS(8.4 - pH_c) \quad (26)$$

Asimismo, Rengasamy *et al.* (1984) en sus estudios sobre el comportamiento dispersivo de los suelos marrones rojizos del sureste de Australia, analizó 138 muestras y estimó una ecuación de correlación entre el PSI-RAS del extracto de suelo en una proporción 1:5 como se señala:

$$PSI = 1.95 RAS + 1.8 \quad (27)$$

A su vez Kopittke *et al.* (2006) evaluó el efecto de la fuerza iónica y la mineralogía de la arcilla en la relación de la RAS y el PSI utilizando para sus análisis cuatro minerales arcillosos de características contrastantes: caolinita, ilita, pirofilita y montmorillonita. Las arcillas en las que predominaban los sitios de intercambio externo (caolinita y pirofilita) tendían a mostrar una preferencia general por  $Na^+$ , con la magnitud de esta preferencia aumentando con la disminución del PSI y con el aumento de la fuerza

iónica. En lo que respecta a la illita y montmorillonita mostraban una preferencia general por el  $\text{Ca}^{2+}$ , posiblemente indicando la apertura de los cuasicristales y la formación de superficies de intercambio interno. Con una fuerza iónica pequeña y una PSI grande, las plaquetas de arcilla se dispersaron y fueron dominadas por superficies de intercambio externo (mostrando preferencia por  $\text{Na}^+$ ). Sin embargo, a medida que aumentaba la fuerza iónica y disminuía el PSI, se formaron los cuasicristales. Con lo anterior concluyeron que la relación RAS-PSI no es constante y lo más recomendable es determinarse directamente para el suelo de interés.

Consecutivamente, Seilsepour *et al.* (2009) observaron que la ecuación propuesta por el Laboratorio de salinidad no era un modelo constante ya que presentaba variaciones sustanciales con la fuerza iónica y el mineral de arcilla dominante en el suelo; de ahí que proponen de acuerdo con su análisis de 51 muestras de suelos de la región de Varamin, Irán una nueva formulación para su obtención y con ello evitar su obtención en el laboratorio:

$$PSI = 1.95 + 1.03 RAS \quad (28)$$

De igual manera, Chi *et al.* (2011) mediante el análisis de 117 muestras de suelos salinos de la llanura de Songnen, Noreste de China, obtuvieron una alta correlación al proponer una regresión logarítmica utilizando la relación de adsorción de sodio del extracto de saturación ( $RAS_e$ ) y la relación de adsorción de sodio de la pasta del suelo con relación 1:5 ( $RAS_{1:5}$ ) como se muestra:

$$PSI = 10.72 * \ln(RAS_e) - 15.36 \quad (29)$$

$$PSI = 11.44 * \ln(RAS_{1:5}) + 5.48 \quad (30)$$

No obstante, es importante señalar que las ecuaciones obtenidas por Chi *et al.* (2011), representan un ajuste de sus datos de RAS y no se basan en el análisis de la ley de acción de masas ni en el análisis de la estructura y comportamiento de las arcillas; en condiciones de pH variable debido a los diferentes niveles de sodio intercambiable de los distintos suelos de la zona de estudio.

#### 4.7.2.3. Relación de adsorción de sodio original (RAS<sub>or</sub>)

La ecuación para estimar la relación de adsorción de sodio original o explícito es:

$$RAS_{or} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (31)$$

Donde: RAS<sub>or</sub>, es la relación de adsorción de sodio original (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>)<sup>½</sup>, C<sub>Na</sub>, C<sub>Ca</sub>, C<sub>Mg</sub>, son las concentraciones de iones expresados (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>).

La RAS original o explícita no toma en cuenta los cambios que se producen del calcio en el agua del suelo debido a los cambios en la solubilidad del calcio que resultan de la precipitación o disolución después del riego (Ayers & Westcot, 1987). No obstante, esta estimación se sigue considerando un procedimiento de evaluación aceptable de la sodicidad de las aguas.

Igualmente, Velázquez *et al.* (2002) han considerado que dicha formulación no contempla las diferencias físico-químicas de los iones polivalentes del Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> como son:

- El radio iónico el cual tiene los siguientes valores para cada uno de los iones Na<sup>+</sup>= 0.098, el del Ca<sup>2+</sup>= 0.104 y el del Mg<sup>2+</sup>= 0.074 nm.
- Los números de hidratación en moles de H<sub>2</sub>O/mol de electrolito son: para el ión sodio Na<sup>+</sup>= 16.2, para el calcio Ca<sup>2+</sup>= 16.7 y para el magnesio Mg<sup>2+</sup>= 18.9; lo que hace que se exprese, como consecuencia derivado de los diferentes números de hidratación, que los procesos de hidrólisis de estos iones se manifiesten con diferente intensidad.
- Asimismo, también en esta formulación se considera que los iones divalentes de Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> se comportan de manera semejante. Sin embargo, esto no puede considerarse correcto ya que, durante un proceso de intercambio catiónico, en un sistema iónico Ca-Mg la energía de adsorción del calcio es tres veces mayor que la del magnesio (Antipov-Karataev, 1967; Mendoza, 2009).

#### 4.7.2.4. Relación de adsorción de sodio ajustado (RAS<sub>aj</sub>)

La relación de adsorción de sodio ajustado considera variaciones en la composición de las aguas de riego, en lo que concierne a la cuantificación de efectos de precipitación o disolución del carbonato de calcio (Bower *et al.*, 1965).

$$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1.0 + (8.4 - pH_c)] \quad (32)$$

Donde: RAS<sub>aj</sub>, son los valores que se obtienen al modificar los valores del RAS original de las aguas de riego expresados en (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup>; C<sub>Na</sub>, C<sub>Ca</sub>, C<sub>Mg</sub>, son los valores que se obtienen de manera explícita de las determinaciones analíticas del Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> de las aguas de riego expresadas en mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>; 8.4, es el valor del pH de un suelo calcáreo no sódico en equilibrio con el CO<sub>2</sub> con la atmósfera; pH<sub>c</sub>, son los valores teóricos del agua de riego que tendrá cuando esta agua esté en equilibrio con el CaCO<sub>3</sub>.

El término (8.4-pH<sub>c</sub>), se precisa como el índice de saturación (IS), definido por Langelier (1936) como una estimación de la precipitación o disolución de la calcita CaCO<sub>3</sub>, cuando alcanza su límite de saturación con carbonatos, en un sistema cerrado (sin pérdida de CO<sub>2</sub>). Se expresa como la diferencia entre el pH del agua (PH<sub>a</sub>) establecido como 8.4 y el pH teórico que alcanzaría el agua de riego en equilibrio con el CaCO<sub>3</sub> (pH<sub>c</sub>).

Cuando (8.4-pH<sub>c</sub>) > 0 para un agua de riego, el carbonato de calcio precipita en el suelo y cuando (8.4-pH<sub>c</sub>) < 0, entonces, el agua de riego que se aplica a los suelos solubiliza el carbonato de calcio CaCO<sub>3</sub> que se encuentra en el suelo.

El pH<sub>c</sub> se obtiene con la siguiente ecuación:

$$pH_c = (pk'_2 - pk'_c) + pCa + pAlk \quad (33)$$

Donde:

Los valores de pCa + pAlk, son los logaritmos negativos de la concentración molar del Ca<sup>2+</sup> y de la concentración equivalente de las bases titulables (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> + HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) respectivamente.



Es importante destacar, que en estudios realizados por Bower *et al.* (1963) en las aguas subterráneas de la Cuenca del Indo sobre el riesgo de sodio, se observó que la precipitación del  $\text{CaCO}_3$  aumenta la relación de adsorción de sodio del agua, así como la adsorción de sodio intercambiable por el suelo. De dicha observación y derivado del estudio exhaustivo de la relación del valor de  $\text{pH}_c$  del agua, la fracción de lixiviación y la cantidad de  $\text{CaCO}_3$  que precipita y disuelve durante el riego y el comportamiento del suelo, Bower *et al.* (1963) propusieron la modificación del cálculo de  $\text{pH}_c$ , debido a que las reacciones químicas del Mg y del Ca son similares, por lo que el factor  $\text{pCa}$  de la ecuación 33 se sustituye por  $\text{p}(\text{Ca} + \text{Mg})$ , es decir, el logaritmo negativo de la concentración molar del  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ , modificando la ecuación de  $\text{pH}_c$  como se muestra:

$$\text{pH}_c = (\text{pk}'_2 - \text{pk}'_c) + \text{p}(\text{Ca} + \text{Mg}) + \text{pAlk} \quad (34)$$

Esta modificación, por lo tanto, consiste en utilizar el pH del suelo en lugar del pH real del agua para calcular el índice, debido a que las aguas de riego están pobremente amortiguadas y los suelos están altamente amortiguados, el pH del agua es casi igual al del suelo en contacto con este último. Por consiguiente, para la aplicación de aguas con alto contenido de carbonato a un suelo con una lectura de pH dada, el valor de  $\text{pH}_c$  del índice de Langelier es una medida de la tendencia de  $\text{CaCO}_3$  a precipitar del agua.

Consecutivamente en la descripción de los valores de la ecuación 33 y 34 se tienen los valores de “ $\text{pk}'_2 - \text{pk}'_c$ ”, los cuales se definen como los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del ácido carbónico  $\text{H}_2\text{CO}_3$  y la constante de solubilidad del carbonato de calcio  $\text{CaCO}_3$  respectivamente, ambos corregidos por su fuerza iónica ( $\mu$ ).

Los valores de la segunda constante de disociación del ácido carbónico  $\text{H}_2\text{CO}_3$  y la constante de solubilidad del carbonato de calcio  $\text{CaCO}_3$  son:  $K_2 = 4.7 \times 10^{-11}$  y  $K_c = 5.0 \times 10^{-9}$  respectivamente. Haciendo la diferencia de sus logaritmos se tiene:

$$\text{pk}'_2 = -\log(4.7 \times 10^{-11}) = 10.3279 \quad \text{y} \quad \text{pk}'_c = -\log(5.0 \times 10^{-9}) = 8.3010$$

$$\text{por lo tanto: } pk_2 - pk_c = 10.3279 - 8.3010 = 2.0269$$

Ahora bien, la corrección por fuerza iónica se realiza a partir de la ecuación de Debye & Hückel:

$$-\log f_i = \frac{AZ_i^2\mu^{\frac{1}{2}}}{1 + Ba_i\mu^{\frac{1}{2}}} \quad (35)$$

Donde:

A y B - son constantes dependientes de la temperatura. A=0.5092 Å y B= 0.329 Å (a escala molar a 25 °C).

Z - valencia del ión.

$\mu$  - fuerza iónica de la solución.

$a_i$  - parámetro de tamaño de ion, que para este caso en particular se tiene  $CO_3=4.5$  y  $Ca=6.0$ .

A partir de lo anterior se tiene que:

$$(pk'_2 - pk'_c) = 2.0269 - \text{la corrección por fuerza ionica}$$

Es decir:

$$(pk'_2 - pk'_c) = 2.0269 + (f_{Ca} + f_{CO_3})$$

$$(pk'_2 - pk'_c) = 2.0269 + \left[ \left( \frac{0.5092 * (2)^2 * \mu^{1/2}}{1 + (0.329 * 6.0 * \mu^{1/2})} \right) + \left( \frac{0.5092 * (1)^2 * \mu^{1/2}}{1 + (0.329 * 4.5 * \mu^{1/2})} \right) \right] \quad (36)$$

Factorizando se obtiene:

$$(pk'_2 - pk'_c) = 2.0269 + 0.5092 \left[ \left( \frac{4 \mu^{1/2}}{1 + (1.97\mu^{1/2})} \right) + \left( \frac{0.5092 * (1)^2 * \mu^{1/2}}{1 + (1.48\mu^{1/2})} \right) \right]$$

Por lo tanto:

$$(pK'_2 - pK'_c) = \left[ 2.0269 + 0.5092 \left( \frac{4(\mu)^{1/2}}{1 + 2(\mu)^{1/2}} + \frac{(\mu)^{1/2}}{1 + 1.45(\mu)^{1/2}} \right) \right] \quad (37)$$

Para calcular la fuerza iónica ( $\mu$ ) se utilizó la ecuación desarrollada por Bower *et al.* (1965) en donde relaciona la concentración total de cationes de las aguas con la fuerza iónica:

$$1000\mu = 1.3477C + 0.5355 \quad (38)$$

Donde: Donde C es la concentración total de cationes del agua en mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> y μ se expresa en M L<sup>-1</sup>. Los valores para la fuerza iónica derivados de la ecuación anterior se sustituyen en la ecuación ( $pK'_2 - pK'_c$ ).

#### 4.7.2.5. Relación de adsorción de sodio corregido (RAS<sub>corr</sub>)

La relación de adsorción de sodio corregido propuesta por Suárez (1981) plantea la corrección de la forma de tomar en cuenta la concentración de los iones de calcio, así como incluir el efecto de la presión parcial del dióxido de carbono del aire en los primeros milímetros del suelo.

Su formulación se estima a partir de la siguiente ecuación:

$$RAS_{corr} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{\circ}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (39)$$

Donde: RAS<sub>corr</sub>, es la relación de adsorción de sodio corregido (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup>, es decir, toma en cuenta las fuentes de calcio debido al CaCO<sub>3</sub>; toma en cuenta la presión parcial del CO<sub>2</sub> P<sub>CO2</sub>=0.0007 atm y una relación determinada de HCO<sub>3</sub>/Ca; C<sub>Na</sub> y C<sub>Mg</sub>, son las concentraciones de iones expresados (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>), C<sub>Ca°</sub>, es el contenido corregido de calcio en el agua de estudio debido a la salinidad. Se obtiene a partir de conocer la relación de HCO<sub>3</sub>/Ca expresada en mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> y la conductividad eléctrica expresada en mS cm<sup>-1</sup> (Cuadro 10).

Cuadro 10. Concentración de calcio (Ca°) en el agua del suelo contenido en el suelo cerca de la superficie, que resultaría de regar con agua de determinado valor de HCO<sub>3</sub>/Ca<sup>2+</sup> y conductividad del agua de riego (CE)<sup>a,b</sup>.

		SALINIDAD DEL AGUA DE RIEGO APLICADA CE mS cm <sup>-1</sup>											
		0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	6.0	8.0
Valor de $\frac{HCO_3}{Ca}$	<b>0.05</b>	13.20	13.61	13.92	14.40	14.79	15.26	15.91	16.43	17.28	17.97	19.07	19.94
	<b>0.10</b>	8.30	8.57	8.77	9.07	9.31	9.62	10.02	10.35	10.89	11.32	12.01	12.56
	<b>0.15</b>	6.34	6.54	6.69	6.92	7.11	7.34	7.65	7.90	8.31	8.64	9.17	9.58
	<b>0.20</b>	5.24	5.40	5.52	5.71	5.87	6.06	6.31	6.52	6.86	7.13	9.57	7.91
	<b>0.25</b>	4.51	4.65	4.76	4.92	5.06	5.22	5.44	5.62	5.91	6.15	6.52	6.82
	<b>0.30</b>	4.00	4.12	4.21	4.36	4.48	4.62	4.82	4.98	5.24	5.44	5.77	6.04
	<b>0.35</b>	3.61	3.72	3.80	3.94	4.04	4.17	4.35	4.49	4.72	4.91	5.21	5.45

Cuadro 10. Continuación.

		SALINIDAD DEL AGUA DE RIEGO APLICADA CE mS cm <sup>-1</sup>											
		0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	6.0	8.0
Valor de $HCO_3^-$ $Ca$	<b>0.40</b>	3.30	3.40	3.48	3.60	3.70	3.82	3.98	4.11	4.32	4.49	4.77	4.98
	<b>0.45</b>	3.05	3.14	3.22	3.33	3.42	3.53	3.68	3.80	4.00	4.15	4.41	4.61
	<b>0.50</b>	2.84	2.93	3.00	3.10	3.19	3.29	3.43	3.54	3.72	3.87	4.11	4.30
	<b>0.75</b>	2.17	2.24	2.29	2.37	2.43	2.51	2.62	2.70	2.84	2.95	3.14	3.28
	<b>1.00</b>	1.79	1.85	1.89	1.96	2.01	2.09	2.16	2.23	2.35	2.44	2.59	2.71
	<b>1.25</b>	1.54	1.59	1.63	1.68	1.73	1.78	1.86	1.92	2.02	2.10	2.23	2.33
	<b>1.50</b>	1.37	1.41	1.44	1.49	1.53	1.58	1.65	1.70	1.79	1.86	1.97	2.07
	<b>1.75</b>	1.23	1.27	1.30	1.35	1.38	1.43	1.49	1.54	1.62	1.68	1.78	1.86
	<b>2.00</b>	1.13	1.16	1.19	1.23	1.26	1.31	1.36	1.40	1.48	1.58	1.63	1.70
	<b>2.25</b>	1.04	1.08	1.10	1.14	1.17	1.21	1.26	1.30	1.37	1.42	1.51	1.58
	<b>2.50</b>	0.97	1.00	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.40	1.47
	<b>3.00</b>	0.85	0.89	0.91	0.94	0.96	1.00	1.04	1.07	1.13	1.17	1.24	1.30
	<b>3.50</b>	0.78	0.80	0.82	0.85	0.87	0.90	0.94	0.97	1.02	1.06	1.12	1.17
	<b>4.00</b>	0.71	0.73	0.75	0.78	0.80	0.82	0.86	0.88	0.93	0.97	1.03	1.07
	<b>4.50</b>	0.66	0.68	0.69	0.72	0.74	0.76	0.79	0.82	0.86	0.90	0.95	0.99
	<b>5.00</b>	0.61	0.63	0.65	0.67	0.69	0.71	0.74	0.76	0.8	0.83	0.88	0.93
	<b>7.00</b>	0.49	0.50	0.52	0.53	0.55	0.57	0.59	0.61	0.64	0.67	0.71	0.74
<b>10.00</b>	0.39	0.40	0.41	0.42	0.43	0.45	0.47	0.48	0.51	0.53	0.56	0.58	
<b>20.00</b>	0.24	0.25	0.26	0.26	0.27	0.28	0.29	0.30	0.32	0.33	0.35	0.37	
<b>30.00</b>	0.18	0.19	0.20	0.20	0.21	0.21	0.22	0.23	0.24	0.25	0.27	0.28	

Fuente: Suárez, 1981

<sup>a</sup>. Supone: a. Una fuente de calcio proveniente de silicatos o caliza  $CaCO_3$ , b. no existe precipitación del magnesio y, c. la presión relativa del  $CO_2$  de la superficie del suelo es de 0.0007 atm.

b.  $Ca^{2+}$ ,  $HCO_3^-/Ca^{2+}$  están expresados en  $mmol_c L^{-1}$  y la CE, está expresada en  $mS cm^{-1}$ .

#### 4.7.2.6. Carbonato de sodio residual (CSR)

Con el aumento de la demanda y la disminución de los suministros de agua de buena calidad, hay una tendencia creciente entre los agricultores en muchas regiones áridas y semiáridas de usar aguas salinas y sódicas para el riego (Bajwa *et al.*, 1992).

Las fuentes mayoritarias de bicarbonatos en un agua natural son las provenientes del lavado o disolución de rocas carbonatadas (por ejemplo, calizas, dolomitas y magnesitas), la disolución del ácido carbónico ( $H_2CO_3$ ), así como de la acción del  $CO_2$  de la atmósfera y la liberación de la descomposición orgánica. En lo que corresponde a las aguas residuales, los bicarbonatos provienen de la actividad biológica y de los residuos de factorías industriales (Dinka *et al.*, 2015).

En aguas ricas en iones bicarbonato hay la tendencia del calcio y del magnesio a precipitarse en forma de carbonatos a medida que la solución del suelo se vuelve más concentrada (Richards, 1974; Hannam *et al.*, 2016). Esta reacción no se completa totalmente en circunstancias ordinarias, pero a medida que va teniendo lugar, las concentraciones de calcio y magnesio se van reduciendo, aumentando así la proporción relativa del sodio. Eaton (1950) usa tres términos al referirse a esta reacción:

1. Porcentaje de sodio “encontrado”:

$$\%Na \text{ encontrado } (mmol_cL^{-1}) = \frac{(Na^+ * 100)}{(Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+)} \quad (40)$$

2. Porcentaje de sodio “posible”:

$$\%Na \text{ posible } (mmol_cL^{-1}) = \frac{(Na^+ * 100)}{[(Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+) - (CO_3^{2-} + HCO_3^-)]} \quad (41)$$

3. Carbonato de sodio residual (CSR):

$$Na_2CO_3(mmol_cL^{-1}) = (CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad (42)$$

El tercer término, carbonato de sodio residual, es un indicador utilizado para evaluar la calidad del agua y permite estimar los peligros del bicarbonato y carbonato del agua al ingresar al suelo; predice la cantidad de carbonato de sodio que quedará después de la precipitación de los carbonatos de calcio y de magnesio. Cuando la suma de carbonatos es superior al calcio y al magnesio, puede haber una posibilidad de precipitación completa de Ca y Mg. En cambio, si los carbonatos son menores que las tierras alcalinas, esto indica que la acumulación de Na<sup>+</sup> es improbable ya que hay suficiente Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> que está por encima de lo que puede precipitarse como carbonatos (Raju *et al.*, 2011; Ramesh & Elango, 2012).

Para la interpretación de los valores de carbonato de sodio residual, Wilcox (1954) estableció tres clases de agua de acuerdo con su contenido de carbonato de sodio residual, las cuales se presentan en el cuadro siguiente:

Cuadro 11. Clasificación de las aguas de riego, de acuerdo con el carbonato de sodio residual (CSR)

Clase	Carbonato de sodio residual (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )
Buena o adecuada	< 1.25
Condicionadas o marginales	1.25 a 2.5
No recomendable	>2.5

Fuente: Wilcox, *et al.*, 1954.

A su vez, Singh *et al.* (2008) señalan que aguas con valores de CSR superiores a 5 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> se consideran perjudiciales para el crecimiento de las plantas.

No obstante, Allison (1964) menciona que las aguas consideradas como marginales (1.25 < CSR < 2.5 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>) pueden ser utilizadas implementando prácticas de manejo que tiendan a retardar la acumulación de sodio en el complejo de intercambio tales como: a) la lixiviación adecuada para mantener un bajo nivel de bicarbonatos en la solución del suelo y b) la aplicación de yeso o cualquier otra fuente de calcio soluble, para mantener una relación de Ca: Na favorable en la solución del suelo.

El uso indiscriminado de aguas con alto contenido de carbonato de sodio residual puede llegar a provocar una acumulación excesiva de sales y conduce a una rápida salinización y sodificación del perfil del suelo que afectan negativamente al crecimiento del cultivo, además de un deterioro de la estructura del suelo, la disolución de la materia orgánica del suelo y la disminución de la tasa de infiltración (Prasad *et al.*, 2001; Ravikumar *et al.*, 2011).

### **Investigaciones relacionadas con el efecto del carbonato de sodio residual**

Bernstein *et al.* (2009) evaluaron por tres años el efecto de la irrigación con efluentes tratados con contenidos altos de Na, Cl, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, P, K, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Ca + Mg, B, Mn y Fe en el desarrollo de dos cultivares aromáticos (orégano y romero), su rendimiento y su actividad antioxidante. Sus resultados señalaron que no hubo diferencias en el rendimiento del cultivo tanto en calidad como cantidad, así como el desarrollo fenológico, en virtud de que de acuerdo con su análisis los niveles de salinidad en el efluente utilizado estuvieron por debajo del umbral de estrés de estas especies.

Por otro lado, Prasad *et al.* (2001) investigaron el efecto del carbonato de sodio residual en el agua de riego sobre la sodificación del suelo y el rendimiento de cultivos como la palmarosa y la hierba limón. Sus resultados indicaron una disminución del rendimiento de las especies analizadas debido a la presencia de CSR en el agua de riego, el cual incrementó significativamente el pH, la conductividad del electrolito (CE) y la relación de adsorción de sodio del electrolito (RAS) del suelo.

En este mismo sentido, Choudhary *et al.* (2001) evaluaron por dos años el rendimiento y la calidad de dos variedades de algodón regados con aguas sódicas con diferentes concentraciones de carbonato de sodio residual (CSR= 5, 10 y 15 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>; sus resultados mostraron el aumento del porcentaje de sodio intercambiable del suelo lo que propició una disminución del crecimiento (altura de la planta) y el rendimiento del cultivo.

Bajwa *et al.* (1992), realizaron un estudio de ocho años sobre la irrigación de un suelo franco arenoso con un establecimiento de rotación de cultivos de algodón-trigo con aguas sódicas (NaHCO<sub>3</sub>) y aguas salino-sódicas (NaHCO<sub>3</sub> + NaCl). Sus resultados muestran que las aguas sódicas fueron más dañinas que las aguas salinas en los rendimientos de los cultivos; además señalaron como límite práctico 6 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> de carbonato de sodio residual (CSR) para el uso seguro de agua de riego que permite una disminución del 10% de los rendimientos de los cultivos. No obstante, si no se tiene una mejor calidad de agua y se puede permitir la disminución del rendimiento de hasta 25% señala el valor de 10 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> como el límite de la concentración de CSR.

Los resultados de estas investigaciones sugieren que la caída de rendimiento de los cultivos disminuye a medida que aumentan las concentraciones de carbonato de sodio residual y la concentración de las soluciones o muestras de agua.

#### 4.7.2.7. Fuerza iónica

La fuerza iónica de una solución electrolítica se define como la medida de la intensidad del campo eléctrico debido a los iones (Adams, 1971) y se representa como:

$$\mu = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2 \quad (43)$$

Donde:  $\mu$ , es la fuerza iónica en  $M L^{-1}$ ,  $C_i$  es la concentración molar real de cada ión en la solución y  $Z_i$  es la valencia de cada ión.

De acuerdo con López *et al.* (2016) la fuerza iónica de cualquier solución electrolítica depende de las diferentes relaciones iónicas monovalentes con respecto a los iones divalentes y es un factor primordial para conocer la actividad de los iones en un electrolito.

En la mayoría de las aguas naturales, la fuerza iónica se deriva principalmente de los cationes y aniones más importantes del entorno. Típicamente, el agua dulce tiene una fuerza iónica de 0.001 a 0.01  $M L^{-1}$ , y el agua del océano tiene una fuerza iónica de aproximadamente 0.7  $M L^{-1}$  (Mihelcic & Zimmerman, 2012).

Además de ser un factor muy importante para el cálculo de la actividad de los iones, otros investigadores han enfocado su trabajo en conocer el efecto de la fuerza iónica en el sistema agua-suelo-planta, observando entre otras cosas que ésta influye en la capacidad de dispersión de la arcilla de los suelos, es decir, con un aumento en la concentración de electrolitos, hay una reducción en la tensión osmótica entre las partículas de arcilla hasta un punto tal que las fuerzas de Van der Waals de corto alcance se vuelven dominantes y causan floculación (Alhammedi, 2006). Asimismo, Kopittke *et al.* (2006), reporta que bajo ciertas condiciones la relación PSI-RAS no es constante porque esta es afectada por la fuerza iónica y la mineralogía de arcilla.

Por ende, es importante conocer la fuerza iónica de las soluciones que se introducirán en los suelos para así poder analizar los efectos en el sistema, no obstante, esto implica conocer todas las concentraciones de los iones.



Con el propósito de eliminar la necesidad de análisis químicos extensos, se han realizado diversas investigaciones con el objeto de estimar o correlacionar la fuerza iónica de las soluciones electrolíticas a partir de la concentración iónica, los sólidos totales disueltos y la conductividad eléctrica. Entre las más destacadas investigaciones se puede señalar las siguientes:

Bower *et al.* (1965) durante sus investigaciones de la tendencia a la precipitación del  $\text{CaCO}_3$  en las aguas de riego, señalan a la fuerza iónica ( $\mu$ ) y a las concentraciones totales de cationes ( $C$  en  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ) en las aguas como variables altamente correlacionadas por lo que desarrollaron la siguiente ecuación:

$$1000\mu = 1.3477C + 0.5355 \quad (44)$$

Es importante destacar que la ecuación anterior sólo se toma en cuenta las concentraciones de los cationes, asumiendo el principio de electroneutralidad que deben tener las soluciones.

Ponnamperuma *et al.* (1966) propusieron una relación empírica entre la fuerza iónica ( $\mu$ ) y la conductancia específica de los suelos y aguas ( $CE$ ,  $\text{mS cm}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ ) a partir del análisis de 15 suelos de arroz de tierras bajas sumergidos en agua desionizada colocadas en macetas dentro de un invernado y 25 muestras de aguas de riego. De dicho análisis obtuvieron la siguiente ecuación:

$$\mu = 0.016 CE \quad (45)$$

Esta ecuación señala que es aplicable a soluciones cuya fuerza de ionización es menor de 0.05. También es importante destacar que, en su estudio Ponnamperuma *et al.* (1966), utiliza muestras que contienen iones divalentes y trivalentes, por lo cual su coeficiente es mayor al de los otros autores.

Griffin & Jurinak (1973) corrigieron la ecuación desarrollada por Ponnamperuma (1966) con el objeto de considerar la formación de pares iónicos y se extendió a más extractos acuosos salinos representativos de los ecosistemas semiáridos. Para su investigación utilizaron 27 extractos de suelo y 124 aguas de riego de Utah. La ecuación obtenida fue:

$$\mu = 0.013 CE \quad (46)$$

Donde  $\mu$ , es la fuerza iónica en  $M L^{-1}$  y CE, es la conductividad eléctrica en  $mS cm^{-1}$  a  $25^{\circ}C$ .

El valor del coeficiente de la regresión difiere del reportado por Ponnampertuma *et al.* (1966), debido a que en esta investigación se evaluaron soluciones con una concentración más elevada de sales (hasta  $30 mS cm^{-1}$ ), lo cual redujo la pendiente y la dispersión de los valores.

Consecutivamente, Leffelaar *et al.* (1983) desarrollaron una relación lineal para estimar la fuerza iónica ( $\mu$ ) a partir de la conductividad eléctrica (CE,  $mS cm^{-1}$  a  $25^{\circ}C$ ) de los extractos de 54 muestras de suelo. Determinaron sus concentraciones totales y las corrigieron tomando en cuenta la formación de pares iónicos para obtener las concentraciones iónicas reales, obteniendo la siguiente ecuación:

$$\mu = 0.0114 CE + 0.0055 \quad (47)$$

El valor del coeficiente de regresión es más pequeño que el observado por Ponnampertuma *et al.* (1966) por la formación de pares iónicos, así como una mayor concentración de fuerza iónica de las sales analizadas.

Asimismo, Gillman & Bell (1978) obtuvieron una ecuación de regresión lineal que relaciona la conductividad eléctrica y la fuerza iónica. En su estudio utilizaron seis suelos tropicales del norte de Australia, de los cuales se obtuvieron soluciones y extractos a diferentes profundidades (18 muestras). Su ecuación es la siguiente:

$$\mu = 0.0120 CE - 0.0004 \quad (48)$$

La ecuación anterior, cubre una conductividad eléctrica hasta aproximadamente  $1 mS cm^{-1}$ , es relevante observar que es similar a la obtenida por Griffin & Jurinak (1973).

Pasricha (1987) encontró una relación entre la fuerza iónica (corregida por la presencia de pares de iones) y la conductancia específica del equilibrio con un buen ajuste utilizando para su análisis un suelo salino, un suelo alcalino y un suelo de arroz

modificado con diferentes niveles de sal (NaCl) y álcali (NaHCO<sub>3</sub>), la cual se presenta a continuación:

$$\mu = 0.01162 CE - 0.000105 \quad (49)$$

Donde  $\mu$ , es la fuerza iónica (M L<sup>-1</sup>) y CE, es la conductancia específica (mS cm<sup>-1</sup> a 25°C).

Cabe señalar que esta ecuación además de tomar en cuenta la formación de pares de iones, hace relevante la importancia de la composición de la solución del suelo, debido a que los suelos modificados influyen diferencialmente en la composición de las soluciones acuosas del suelo.

Esta determinación es más baja que la de Griffin & Jurinak (1973) por la predominancia de los iones monovalentes en las muestras evaluadas y tiene un valor parecido al obtenido por Leffelaar *et al.* (1983).

Alva *et al.* (1991) también obtiene una relación lineal entre la fuerza iónica y la conductividad eléctrica para soluciones de suelo que representan una serie de suelos altamente meteorizados del sureste de Estados Unidos. Compara su experimento con lo propuesto por Griffin & Jurinak (1973) y obtiene la siguiente ecuación:

$$\mu = 0.015 CE - 0.0006 \quad \text{para } CE < 1.0 \text{ mS cm}^{-1} \quad (50)$$

De igual manera, Mihelcic y Zimmerman (2012) correlacionan la fuerza iónica con parámetros de la calidad del agua como los sólidos totales disueltos (STD) y la conductancia específica (CE) como se indica:

$$\mu = 2.5 \times 10^{-5} (STD) \quad (51)$$

$$\mu = 1.6 \times 10^{-5} CE \text{ (}\mu\text{S cm}^{-1}\text{)} \quad (52)$$

Donde: STD, son los sólidos totales disueltos en la muestra de agua.

Se puede observar que su relación es semejante al obtenida por Ponnamparuma *et al.* (1966).

Seguidamente, en México se han realizado algunos estudios en donde se ha estimado la correlación de fuerza iónica y la conductividad eléctrica. Uno de los estudios

precursores del análisis de la fuerza iónica fue el realizado por Mendoza (2009) en 206 muestras del Valle del Mezquital, obtenidas en verano de 2005 y primavera de 2006. Para efecto del cálculo de la relación  $\mu = a f(CE)$  se procesaron los datos analíticos de sus sitios de muestreo (verano de 2005 y primavera de 2006) con lo que se obtuvieron las siguientes relaciones:

$$\mu = 0.0118 CE \quad \text{para el muestreo de verano de 2005.} \quad (53)$$

$$\mu = 0.0119 CE \quad \text{para el muestreo de primavera 2006.} \quad (54)$$

Consecutivamente López *et al.* (2016) realizaron el análisis de 102 muestras de aguas residuales obtenidas en la zona denominada Valle del Mezquital, estas aguas se utilizan sin ningún tratamiento previo para el riego de los cultivos de la zona. Dichas aguas se caracterizaron por ser del tipo sulfático-clorhídrica-bicarbonatadas. La relación obtenida fue la siguiente:

$$\mu = 0.0116 CE \quad (55)$$

Donde  $\mu$ , es la fuerza iónica ( $M L^{-1}$ ) y CE, es la conductancia específica ( $mS cm^{-1}$  a  $25^{\circ}C$ ).

Cabe señalar, que dicha relación es semejante a la de Pasricha (1987) y Leffelaar *et al.* (1983). No obstante, en esta aproximación no se consideran por su mínima aportación la formación de pares iónicos.

De igual manera, Pérez (2018) desarrolló dentro de su análisis de la calidad agronómica de las aguas del sistema hidrológico Lerma-Chapala-Santiago y de las aguas que riegan el Valle del Mezquital, Hidalgo, México (144 muestras) las siguientes relaciones:

- Para la red hidrográfica Lerma-Chapala-Santiago caracterizada por tener aguas bicarbonatadas sódicas y cloruradas-sódicas:

$$\mu = 0.01179 CE - 0.00017 \quad (56)$$

- Para el Valle del Mezquital, aguas residuales que provienen de la Ciudad de México identificadas como aguas bicarbonatadas-sódicas se tuvo:

$$\mu = 0.01159 CE - 0.00036 \quad (57)$$

Donde  $\mu$ , es la fuerza iónica expresada en  $M L^{-1}$  y CE, es la conductancia específica en  $mS cm^{-1}$  a  $25^{\circ}C$ .

#### **4.7.2.8. Coeficiente de actividad de los iones**

Cuando se conoce la fuerza iónica de una solución, se pueden calcular los coeficientes de actividad de un ion.

Sposito (1984) y Adams (1971), mencionan que las actividades de un solo ion son cada vez más importantes en el estudio de las relaciones suelo-planta, en la química de la superficie de los suelos y en particular en la solución del suelo.

El coeficiente de actividad se define como el potencial químico de los solutos en soluciones de electrolitos. También se ha señalado por otros investigadores que el coeficiente de actividad es una medida del grado de desviación del comportamiento ideal de los iones provocado por la interacción electrostática dentro de un electrolito (Amado & Blanco, 2004; Osorio & Giraldo, 2007).

El principio de actividad ha estado en uso durante muchos años en las mediciones de pH. Es por ello, que existen varias formas de estimar el coeficiente de actividad de un ión, entre las más utilizadas se encuentran las siguientes: la teoría de Debye-Hückel (1923), la ecuación de Robin-Stokes (1955), la ecuación de Davis (1962), el modelo de Pitzer (1973), la ecuación de Bromley-Zemaitis (1973-1980), Helgeson *et al.* (1969) y Chen *et al.*, (1982-1999), entre otros. A continuación, se describen algunas de estas ecuaciones:

##### **4.7.2.8.1. Teoría de Debye-Hückel**

Se le considera la mejor estimación de la actividad de un ión; fue desarrollada por Debye-Hückel en 1923, basándose en el concepto de “asociación de iones” o “pares de iones”, el cual permitió ajustar más la interpretación del comportamiento de las disoluciones de electrolitos a las exigencias de los hechos experimentales (Adams, 1971; Galache & Camacho, 1992).

Esta teoría establece que el coeficiente de actividad de un ion de solución,  $f_i$ , se define como:

$$-\log f_i = \frac{AZ_i^2\mu^{\frac{1}{2}}}{1 + Ba_i\mu^{\frac{1}{2}}} \quad (35)$$

Donde:

A y B - son constantes dependientes de la temperatura. A=0.509 Å y B= 0.329 Å (a escala molar a 25 °C).

Z - valencia del ión.

$\mu$  - fuerza iónica de la solución

$a_i$  - parámetro de tamaño de ion para cada ion señalados en el Cuadro 12.

Cabe señalar que esta ecuación se recomienda preferentemente para aquellas soluciones electrolíticas que tienen una fuerza iónica  $\mu \leq 0.1 \text{ M L}^{-1}$ .

Cuadro 12. Parámetros de tamaño de iones individuales,  $a_i$ , en unidades angstrom (Å) para la ecuación de Debye-Hückel

Ión	Valor de $a_i$
H <sup>+</sup> , Al <sup>3+</sup> , Fe <sup>3+</sup>	9.0
Mg <sup>2+</sup>	8.0
Li <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Cu <sup>2+</sup> , Zn <sup>2+</sup> , Mn <sup>2+</sup> , Fe <sup>2+</sup>	6.0
Sr <sup>2+</sup> , Ba <sup>2+</sup>	5.0
Na <sup>+</sup> , CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> , HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	4.5
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	4.0
OH <sup>-</sup> , F <sup>-</sup>	3.5
K <sup>+</sup> , Cl <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	3.0
Rb <sup>+</sup> , Cs <sup>+</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	2.5

Fuente: Adams, 1971.

#### 4.7.2.8.2. Ecuación de Robinson y Stokes

Es una forma extendida de la ecuación de Debye-Hückel, agrega un segundo parámetro ajustable,  $b$ , que permite adicionar el efecto de la disminución de la concentración de solvente en soluciones concentradas.

$$\log f_i = -\frac{AZ_i^2\mu^{\frac{1}{2}}}{1 + Ba_i\mu^{\frac{1}{2}}} + b\mu \quad (58)$$

Donde:

A y B - se calculan a partir de la constante dieléctrica, la densidad y la temperatura mediante las ecuaciones (Hamer, 1968):

$$A = \frac{1.82483 \times 10^6 d^{1/2}}{(\epsilon T)^{3/2}} \text{ moles}^{-1/2} (10^3 \text{ g H}_2\text{O})^{1/2} \quad (59)$$

$$B = \frac{50.2916 \times 10^6 d^{1/2}}{(\epsilon T)^{3/2}} \text{ moles}^{-1/2} (10^3 \text{ g H}_2\text{O})^{1/2} \quad (60)$$

Donde d es la densidad del agua, T es la temperatura absoluta y  $\epsilon$  es la constante dieléctrica del agua.

a y b - son calculados a partir del coeficiente de actividad medio para concentraciones.

Se presentan en el Cuadro 13 los valores obtenidos por Kielland (1937) citado por Truesdell & Jones (1974) para dichos coeficientes.

Cuadro 13. Parámetros a y b de la ecuación de Robinson y Stokes

Iones	a	b
Iones Mayores		
Ca <sup>2+</sup>	5.0	0.165
Mg <sup>2+</sup>	5.5	0.200
Na <sup>+</sup>	4.0	0.075
K <sup>+</sup> , Cl <sup>-</sup>	3.5	0.015
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	5.0	-0.040
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> y CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	5.4	0.0
Iones Menores		
H <sub>2</sub> BO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	2.5	0.0
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	3.0	0.0
OH <sup>-</sup> , F <sup>-</sup> , HS <sup>-</sup>	3.5	0.0
MgF <sup>+</sup> , Al(OH) <sub>4</sub> <sup>-</sup> , AlF <sub>4</sub> <sup>-</sup> , AlSO <sub>4</sub> <sup>+</sup> , Al(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , HSO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	4.5	0.0
FeOH <sup>+2</sup> , FeOH <sup>+</sup> , FeSO <sub>4</sub> <sup>+</sup> , FeCl <sup>+2</sup> , FeCl <sub>2</sub> <sup>+</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> , HPO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> , S <sup>-2</sup> , LiSO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , Sr <sup>+2</sup> , SrOH <sup>+</sup> , Ba <sup>+2</sup> , BaOH <sup>+</sup> , NH <sub>4</sub> SO <sub>4</sub>	5.0	0.0
H <sub>2</sub> SiO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> , CaPO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , CaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>+</sup> , MgPO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , MgH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NaCO <sub>3</sub> NaSO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , KSO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , NAHPO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , KHPO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , AlOH <sup>+2</sup> , Al(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup> , AlF <sup>+2</sup> , AlF <sub>2</sub> <sup>+</sup> , Fe(OH) <sub>4</sub> <sup>-</sup> , FeHPO <sub>4</sub> <sup>+</sup> , FeH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>+</sup>	5.4	0.0
Fe <sup>+2</sup> , CaOH <sup>+</sup> , CaHCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , Li <sup>+</sup>	6.0	0.0
Fe <sup>+3</sup> , Al <sup>+3</sup> , H <sup>+</sup>	9.0	0.0

Se sugiere su utilización preferentemente para aquellas soluciones electrolíticas que tienen una fuerza iónica  $\mu \leq 0.5 \text{ M L}^{-1}$ .

#### 4.7.2.8.3. Ecuación de Davis

La ecuación de Davies es una expresión de base empírica para calcular los coeficientes de actividad de un solo ion en soluciones de suelo que tienen una fuerza iónica efectiva ( $\mu$ ) de hasta aproximadamente  $0.5 \text{ M L}^{-1}$ .

La ecuación tiene las ventajas distintivas de la fiabilidad en soluciones de electrolitos mixtas y de exhibir solo un parámetro ajustable cuyo valor es independiente de la naturaleza química de una especie cargada (Sposito, 1984).

La ecuación de Davis para el coeficiente de actividad ( $f_i$ ) puede expresarse como:

$$-\log f_i = AZ_i^2 \left( \frac{\mu^{\frac{1}{2}}}{1 + \mu^{\frac{1}{2}}} - 0.3\mu \right) \quad (61)$$

Donde:

Z - valencia del ión.

A - parámetro ajustable con valor de 0.3.

$\mu$  - fuerza iónica de la solución.

#### 4.7.2.8.4. El modelo de Helgeson

Esta ecuación de coeficiente de actividad se utiliza en soluciones hidrotermales concentradas a temperaturas elevadas (hasta  $300 \text{ }^\circ\text{C}$ ), las cuales tienen principalmente en su composición cloruro de sodio y una fuerza iónica  $\mu < 3 \text{ M}$ ; para otras especies puede emplearse con razonable exactitud con fuerza iónica  $\mu$  de 0.3 y 1 M (Portugal y Verma, 2001).

Helgeson (1969) señala que una solución de electrolito multicomponente concentrada que consiste predominantemente en cloruro de sodio, y en donde los iones presentes en pequeñas concentraciones (en comparación con la del NaCl) deben contribuir de manera insignificante a la fuerza iónica y a la coordinación total de las moléculas de agua en la solución; sin embargo, no obstante en un electrolito de este tipo, se pueden



calcular aproximaciones cercanas de los coeficientes de actividad de los iones individuales para las especies presentes en pequeñas concentraciones a partir de:

$$\log f_i^*(T, \bar{\mu}) = -\frac{A(T)Z_i^2 \bar{\mu}^{\frac{1}{2}}}{1 + a_i(T)B(T)\bar{\mu}^{\frac{1}{2}}} + B(T)\bar{\mu} \quad (62)$$

Donde:

$f_i$  - coeficiente de actividad de un ión presente en pequeñas concentraciones en la solución.

$\bar{\mu}$  y  $B$  - fuerza iónica verdadera y funciones de desviación, respectivamente, para soluciones puras del electrolito de soporte.

$a_i$  - distancia de aproximación más cercana del ión  $i$ .

$A(T)$  - son coeficientes molal de Debye-Hückel definidos por:

$$A(T) = \frac{1.8246 \times 10^6 (\rho_{H_2O}(T))^{1/2}}{(\varepsilon_{H_2O}(T))^{3/2}} \quad (63)$$

$$B(T) = \frac{50.29 \times 10^6 (\rho_{H_2O}(T))^{1/2}}{(\varepsilon_{H_2O}(T))^{1/2}} \quad (64)$$

Donde  $\rho_{H_2O}$  es la densidad y  $\varepsilon_{H_2O}$  es la constante dieléctrica del agua a una temperatura  $T$ .

#### 4.7.2.8.5. El Modelo de Pitzer

El modelo de Pitzer o teoría de interacción específica, este modelo propone que los iones del mismo signo en un electrolito tienden a permanecer alejados entre sí y, por lo tanto, las fuerzas de corto alcance entre ellos tendrían muy pocas consecuencias. Al contrario, los iones de signo contrario se acercarían lo máximo posible y en consecuencia estarían afectados por las fuerzas de corto alcance (Molerio-León, 2015).

Amado & Blanco (2004) mencionan que el modelo de Pitzer está basado en la expresión de energía de Gibbs de la solución, de acuerdo con la ecuación de Debye-Hückel y una expansión virial de las molalidades de las especies disueltas. Aunado a lo anterior, el modelo considera las interacciones de los iones libres (es decir

supone que cada sal está totalmente disociada) además, de las interacciones entre pares de iones del mismo signo y entre tripletas de iones

La ecuación general de Pitzer para el coeficiente de actividad ( $f_i$ ) para un catión M y un anión X puede expresarse como:

$$\ln f_{\pm} = |z_+z_-|F + m_c \left( \frac{2v_+v_-}{V} \right) B_{cx}^f + m_c^2 \left( \frac{2(v_+v_-)^{3/2}}{V} \right) C_{cx}^f \quad (65)$$

$$\ln(f_x) = z_x^2 F + \sum_c m_c (2B_{cx} + ZC_{cx}^f) \quad (66)$$

$$\ln(f_m) = z_m^2 F + \sum_a m_a (2B_{am} + ZC_{am}^f) \quad (67)$$

Donde:

$z$  - carga del ión.

$V$  - número estequiométrico total,  $V = V_+ + V_-$ ;

$F$  - es una formulación que depende de la fuerza iónica ( $\mu$ ), la temperatura y las propiedades del solvente. Representa las fuerzas de largo alcance e incluye la ley límite de Debye-Hückel de acuerdo con las siguientes relaciones:

$$F = -A_m \left[ \frac{\mu^{1/2}}{1 + B_{ca}\mu^{1/2}} + \left( \frac{2}{B_{ca}} \right) \log_{10}(1 + B_{ca}\mu^{1/2}) \right] \quad (68)$$

Donde  $A_m$  es la constante modificada de Debye-Hückel ( $A_m = 0.3915 \text{ Kg}^{1/2} \text{ mol}^{-1/2}$  a  $25^\circ\text{C}$ ) y  $B_{ca} = 1.2 \text{ Kg}^{1/2} \text{ mol}^{-1/2}$ , es una constante fijada.

$B_{cx}^f$  - representa las interacciones de corto alcance entre dos partículas de soluto en el solvente. También depende de la fuerza iónica como se señala:

$$B_{ac}^f = 2\beta^0 + \left( \frac{2\beta^0}{\alpha_1^2\mu} \right) \left[ 1 - \left( 1 + \alpha_1^2\mu^{1/2} - \frac{\alpha_1^2\mu}{2} \right) \exp(1 - \varepsilon\mu^{1/2}) \right] + \left( \frac{2\beta^1}{\alpha_1^2\mu} \right) \left[ 1 - \left( 1 + \alpha_1\mu^{1/2} - \frac{\alpha_2^2\mu}{2} \right) \exp(-\alpha_2\mu^{1/2}) \right] \quad (69)$$

$C_{cx}^f$  - Representa las interacciones de tipo triple y son importantes sólo para altas concentraciones de soluto.

$$C_{ca}^f = \frac{3C_{ca}^\phi}{2} \text{ y } C_a^\phi = 2C \quad (70)$$

Otros factores importantes son:

$$(71)$$

$$Z = \sum_i m_i |z_i| \quad B_{ca} = \beta_{ca}^0 + \beta_{ca}^1 g(\alpha_{ca} \sqrt{\mu})$$

$\beta^0$ ,  $\beta^1$  y  $C^\phi$ , son parámetros de ajuste, estos son característicos de cada electrolito (Cuadro 14 y 15). El parámetro  $\alpha=2$  es una constante fijada para la mayor parte de los electrolitos.

Cuadro 14. Parámetros para funciones termodinámicas para electrolitos acuosos diluidos a 25 °C en un rango de 0-2 M.

Electrolito	$\beta^0$	$\beta^1$	Electrolito	$\beta^0$	$\beta^1$
HCl	0.1802	0.2753	RbNO <sub>3</sub>	-0.0663	-0.0623
LiCl	0.1575	0.2811	Ca (ClO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	0.5789	2.5883
NaCl	0.0781	0.2656	MgCl <sub>2</sub>	0.4869	2.1062
KCl	0.0460	0.2186	CaCl <sub>2</sub>	0.4162	2.2324
CsCl	0.0320	0.0273	Na <sub>2</sub> CrO <sub>4</sub>	0.1186	1.8765
NaNO <sub>3</sub>	0.0059	0.1714	Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0.0428	1.3491
NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	-0.0143	0.1045			

$B_{ca}=1.2$ ,  $\alpha=2.00$ ,  $C^\phi=0$ . Fuente: Pitzer, 1973.

Cuadro 15. Parámetros para funciones termodinámicas para electrolitos acuosos diluidos a 25 °C en un rango de 0-6 M.

Electrolito	$\beta^0$	$\beta^1$	$C^\phi$
HCl	0.18352	0.25503	-0.00059
NaCl	0.07670	0.26495	+0.00122
KCl	0.04827	0.20887	-0.00082
CsCl	0.03449	0.01336	-0.00049
NaNO <sub>3</sub>	0.00661	0.17964	-0.00067
KNO <sub>3</sub>	-0.08155	0.04939	+0.00660
RbNO <sub>3</sub>	-0.07885	-0.01736	+0.00528

$B_{ca}=1.2$ ,  $\alpha=2.00$ . Fuente: Pitzer, 1973.

Su campo de aplicaciones son soluciones concentradas o sistemas salinos como salmueras y aguas de mar. Se puede llegar a utilizar en soluciones con una fuerza iónica ( $\mu$ ) de hasta aproximadamente 6 M L<sup>-1</sup>.

#### 4.7.2.8.6. El modelo de Bromley-Zemaitis

Se desarrolló por Bromley en 1973 y modificado empíricamente por Zemaitis (1980), se utiliza de manera conveniente para electrolitos de 0–30 M y una temperatura de 0–473 °K (Chen & Li, 2010). El modelo de coeficiente de actividad de Bromley-Zemaitis

para el caso de catión i en una solución de electrólito de componentes múltiples se expresa mediante:

$$\log f_i = \frac{-AZ_i^2\sqrt{\mu}}{1 + \sqrt{\mu}} + \sum_j \left[ \frac{(0.06 + 0.6B_{ij})|Z_i Z_j|}{\left(1 + \left(\frac{1.5\mu}{|Z_i Z_j|}\right)\right)^2} + B_{ij} + C_{ij}\mu + D_{ij}\mu^2 \right] \left(\frac{|Z_i| + |Z_j|}{2}\right) m_j \quad (72)$$

Donde:

J - indica todos los aniones en la solución. A - parámetro Debye-Hückel.

$\mu$  - fuerza iónica de la solución.  $Z_i$  y  $Z_j$  - cargas de catión y anión.

B, C y D - son coeficientes empíricos dependientes de la temperatura.

El coeficiente B se obtiene a partir de la siguiente expresión:

$$B_{ij} = B_{1ij} + B_{2ij}T + B_{3ij}T^2$$

Donde T es la temperatura, en grados Celsius.

Los otros coeficientes C y D tienen formas similares de dependencia de la temperatura.

Para el coeficiente de actividad de un anión, el subíndice i representa ese anión y el subíndice j representa todos los cationes en la solución.

#### 4.7.2.9. La teoría de disociación electrolítica y las sales hipotéticas

La teoría de la disociación electrolítica propuesta por Arrhenius establece que cuando las sales, ácidos y bases se disuelven en agua u otros disolventes polares, estas sustancias se disocian o ionizan parcial o totalmente en partículas cargadas llamadas iones, los cuales están cargados de energía; es importante destacar que la energía de los iones se encuentra mucho antes de aplicar la corriente eléctrica (Galache y Camacho, 2002; Guerasimov, 1971).

La disminución de la temperatura de solidificación, la presión osmótica y las magnitudes de otras propiedades coligativas de una solución, crecen de manera directamente proporcional al número de partículas disociadas. Al disminuir la concentración la disociación electrolítica, según la ley de acción de masas, se aproxima a un límite, es decir, llega a ser prácticamente total.

De acuerdo con la ley de acción de masas cualquier reacción reversible de disociación electrolítica se expresa como:



Donde:  $v_+$  y  $v_-$  son los números de cationes o aniones respectivamente;  $z_+$  y  $z_-$ , son las cargas o números de valencia de los elementos.

Actualmente se sabe que dicha teoría es válida para los electrolitos débiles, que en estado anhidro tienen enlaces covalentes y sólo se ionizan en presencia de disolventes de constante dieléctrica alta. Esto se debe a que la teoría de la disociación electrolítica suponía que la distribución de los iones era parecida a la de los gases, lo cual no corresponde a la realidad ya que la teoría despreciaba la interacción electrostática de los iones.

Tomando en cuenta lo anterior, otros científicos buscaron nuevas bases de la teoría de disociación para electrolitos fuertes, entre los que se encuentran Debye-Hückel con su teoría límite sobre las actividades de los iones basada en la asociación de pares de iones.

Al introducir al suelo, una muestra de agua con una determinada composición se debe de tener presente que los cationes y aniones que la conforman son iones que al entrar en contacto con el complejo de intercambio pueden formar parte de reacciones de intercambio llegando a formar sales hipotéticas (Sánchez *et al.*, 2012), el tipo de sal dependerá de su solubilidad, la concentración y de las propiedades físicas y químicas de los iones como la movilidad.

Guerasimov (1971) menciona que la actividad de una sal disuelta puede determinarse por la presión de vapor, temperatura de solidificación y por datos de su solubilidad u en su caso a partir de las fuerzas electromotrices. Así pues, la influencia total de una mezcla de sales en solución sobre el coeficiente de actividad de cada una de ellas será una regularidad común si la concentración total de las sales en solución se expresa en términos de fuerza iónica.

La fuerza iónica ( $\mu$ ) de una solución se estima con la ecuación 43:

(43)

$$\mu = \frac{1}{2} \sum_i m_i Z_i^2$$

Donde:  $\mu$ , es la fuerza iónica en  $M L^{-1}$ ,  $i$  es el subíndice de los iones de todas las sales en la solución. Para cada ión  $m_i = v_i m_k$  (donde  $m_k$  es la molalidad de la sal), para una sal determinada se tiene:

$$m_+ z_+^2 + m_- z_-^2 = (v_+ z_+^2 + v_- z_-^2) m_k = 2s_k m_k \quad (74)$$

Sustituyendo el resultado anterior en la ecuación de fuerza iónica tenemos:

$$\mu = \frac{1}{2} \sum_i 2s_k m_k = \sum_i s_k m_k \quad (75)$$

El valor de  $s_k$  para cada sal se obtiene del Cuadro 16 que se presenta a continuación, de acuerdo con la valencia de cada sal.

Cuadro 16. Valores de  $s_k$  para sales de diferentes tipos de valencia.

Tipo de valencia	Sales	$s_k$	Tipo de valencia	Sales	$s_k$
1-1	NaCl	1	1-1	KCl	1
1-1	NaHCO <sub>3</sub>	1	1-1	KHCO <sub>3</sub>	1
1-2	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	3	1-2	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3
1-2	Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3	1-2	K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	3
2-1	Ca(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	3	2-2	ZnSO <sub>4</sub>	4
2-1	CaCl <sub>2</sub>	3	3-3	LaFe(CN) <sub>6</sub>	9
2-2	CaCO <sub>3</sub>	3	2-1	BaCl <sub>2</sub>	3
2-2	CaSO <sub>4</sub>	4	3-1	LaCl <sub>3</sub>	6
2-1	MgCl <sub>2</sub>	4	1-3	K <sub>3</sub> Fe(CN) <sub>6</sub>	6
2-2	MgCO <sub>3</sub>	3	4-1	Th(NO <sub>3</sub> ) <sub>4</sub>	10
2-2	MgSO <sub>4</sub>	4	1-4	K <sub>4</sub> Fe(CN) <sub>6</sub>	10
2-1	Mg(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	4	3-2	La <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	15

Fuente: Guerasimov *et al.*, 1971 y Mendoza, 2009.

#### **4.7.2.10. Efecto de la calidad del agua en los problemas de infiltración de los suelos bajo riego**

Shainberg & Letey (1984) consideran a la infiltración como la entrada descendente de agua en el suelo, considerándolo uno de los procesos más importantes en la fase sólida de suelo en el ciclo hidrológico.

La manera de cuantificar la infiltración es la tasa de infiltración (IR), la cual se define como el flujo de volumen de agua que fluye hacia el perfil por unidad de área de superficie del suelo, y este flujo tiene la dimensión de la velocidad.

La infiltración está condicionada por tres elementos principales: 1. las características de la lluvia o del riego (intensidad y tamaño de las gotas); 2. las características del suelo (propiedades físicas y químicas: estructura, textura, humedad, salinidad, vegetación, conductividad hidráulica, etc.) y 3. Las características de la calidad del agua como la salinidad, sus partículas en suspensión, sodicidad y temperatura (Porta *et al.* (2003); Can *et al.* (2011)).

Ruda *et al.* (2005) consideran que los factores relacionados con la calidad del agua que afectan a la infiltración son: el contenido de sales y el contenido de sodio con relación al calcio y magnesio. Una salinidad alta aumenta la velocidad de infiltración, mientras que una baja la disminuye, como resultado de su naturaleza corrosiva.

Bonilla y Fernández *et al.* (2015) también señalan que altas concentraciones de sodio en las aguas de regadío contribuyen a incrementar el nivel de salinidad en el suelo, además de afectar la permeabilidad de este y causar problemas de infiltración. Esto es porque el sodio cuando está presente en el suelo se intercambia por otros iones del complejo de intercambio catiónico.

El exceso de iones de sodio ( $\text{Na}^+$ ) desplaza el calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) y magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) y provoca la dispersión y desagregación del suelo (cuando la proporción es de  $>3:1$ ). El suelo se vuelve duro y compacto en condiciones secas y reduce la infiltración de agua y aire a través de los poros que conforman el suelo, formando en ocasiones una costra en la superficie.

El exceso de sodio también puede hacer que sea extremadamente difícil suministrar suficiente agua para satisfacer la demanda de agua del cultivo. Otros problemas relacionados son la formación de costras en el suelo, la escasa emergencia de plántulas, la falta de aireación, enfermedades de la raíz en las plantas, etc. (Ayers & Westcot, 1987).

El conocimiento del proceso de infiltración en el suelo es importante para escoger y diseñar los sistemas de riego a establecer. Sin embargo, si el grado de infiltración del suelo es menor de  $2.5 \text{ mm h}^{-1}$  se presentan problemas especiales de manejo de agua y se recomienda no considerarlos para fines de riego (Eraso *et al.*, 1977).

Diferentes investigadores han estudiado el efecto de la calidad del agua en la infiltración de los suelos, entre ellos se encuentran Ayers & Westcot (1987), Rhoades (1977) y Ayers y Tanji (1981), los cuales sugirieron valores de conductividad eléctrica para el agua de riego que son necesarios para prevenir el efecto perjudicial del sodio.

Ayers & Westcot (1987) señalan que cuando un agua de riego tiene muy baja salinidad (conductividad eléctrica por debajo de  $200 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) origina casi siempre problemas de infiltración debido a que tiende a lavar las sales solubles del suelo, especialmente el calcio.

Para evaluar el efecto de la concentración del agua al ser aplicada al suelo mediante el riego, se usa la gráfica de infiltración modificada por Rhoades (1977) y Oster y Schroer (1979) citada por Ayers & Westcot (1987), la cual relaciona la relación de adsorción de sodio (RAS) y la conductividad eléctrica (CE) y predice el efecto sobre la infiltración (Figura 2). Conjuntamente con los valores de RAS, CE y el Cuadro 17 adaptado por los consultores de la Universidad de California (1974) se puede establecer el grado de restricción de uso de cada agua determinada en el riego de los cultivos agrícolas.



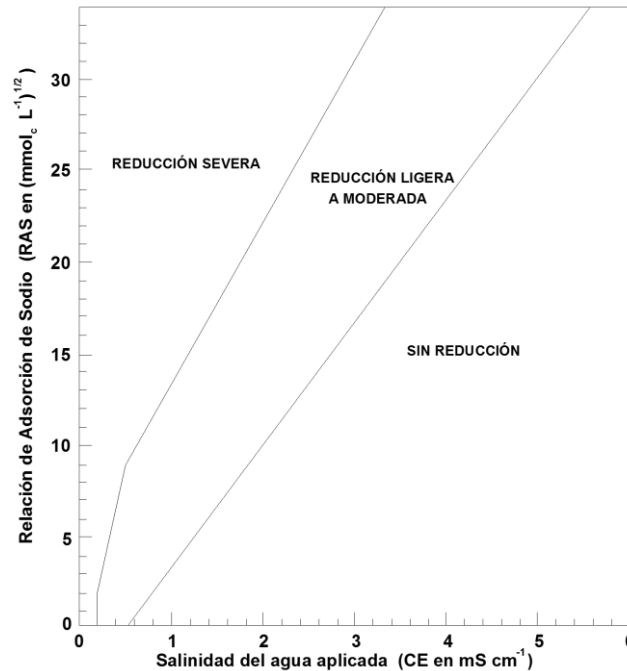


Figura 2. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio.

Cuadro 17. Clasificación de aguas para riego de acuerdo con los problemas de infiltración.

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

Fuente: University of California Committee of Consultants, 1974.  
 CE = mS cm<sup>-1</sup> y RAS= (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup>

Si en su caso, es necesario mejorar la infiltración de los suelos, las prácticas a utilizar pueden ser físicas o químicas. Las prácticas químicas cambian la química del suelo o del agua lo cual se logra agregando enmiendas químicas principalmente de yeso en cualquiera de sus formas de aplicación (incorporado al suelo o solubilizado en agua) y realizando combinación de fuentes de agua para reducir el riesgo potencial. En cuanto a las prácticas físicas, estas tienen como objetivo mantener el suelo abierto por medios mecánicos, siendo las prácticas culturales como la cultivación o la labranza

profunda, las acciones regularmente recomendadas, no obstante, son soluciones temporales.

#### **4.7.2.11. Efecto de la calidad del agua en la conductividad hidráulica de los suelos.**

En la planeación de los sistemas de riego nunca se toma en cuenta la capacidad de los suelos para asimilar una calidad cuestionable del recurso agua (Halliwell *et al.*, 2001), dando como consecuencia que el suelo sea propenso a diferentes riesgos que disminuyen su productividad (Bhardwaj *et al.* 2008).

Uno de los factores que deberían de identificarse es el riesgo de sodicidad de los suelos al introducir dicho recurso (Frenkel *et al.*, 1978), el cual afecta sus propiedades físicas tales como su estructura, permeabilidad y conductividad hidráulica.

En lo que respecta a la conductividad hidráulica, Chaudhari (2001) ha considerado que dicha propiedad no es independiente de la calidad de agua, debido a que esta al entrar en contacto con el suelo modifica el comportamiento de la dispersión, el hinchamiento y el estado del sodio intercambiable.

De acuerdo con Ortega (1976), la conductividad hidráulica del suelo (CH), se define como la velocidad a la que el agua se mueve a través del perfil cuando éste se encuentra saturado o en cierto grado de humedad, bajo un gradiente unitario.

La conductividad hidráulica determina la capacidad del suelo para conducir el agua y es un parámetro importante que regula la fase física del suelo en el ciclo hidrológico, afectando el transporte de solutos y la disponibilidad del agua del suelo para las plantas (Ben-Hur *et al.*, 2009).

Diversos estudios han señalado, que la conductividad hidráulica del suelo depende principalmente de los siguientes factores: la composición de los cationes intercambiables, la composición y concentración de los electrolitos de la solución del suelo, la mineralogía de la arcilla, la velocidad de infiltración y la estructura del suelo (geometría de los espacios porosos y la estabilidad de la estructura) (Quirk y Schofield, 1955; Frenkel *et al.*, 1978; Ben-Hur *et al.*, 2009).

Quirk y Schofield (1955) demostraron que la conductividad hidráulica de un suelo dado disminuye al aumentar el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), siempre que la concentración de electrolito esté por debajo de un nivel crítico (nivel de umbral), es decir, aquella concentración de sales que causa una disminución del 10 al 15% de la conductividad eléctrica.

McNeal *et al.*, (1966), en sus estudios sobre el efecto de la composición de la solución del suelo sobre la conductividad hidráulica establecen que la presencia de iones divalentes, tales como calcio  $\text{Ca}^{++}$ , generalmente estabilizan o aumentan la conductividad hidráulica al actuar como un agente de unión de las partículas de arcilla, en contraste la presencia de  $\text{Na}^+$  en la solución disminuye fuertemente su valor particularmente en concentraciones bajas.

Kumar *et al.*, (2008) demostraron que el riego con aguas residuales tratadas, contienen una alta carga de materia orgánica que disminuye la conductividad hidráulica lo que se atribuye al bloqueo de los poros por los sólidos suspendidos presentes en el agua, asimismo señalan que cuanto mayor sea la relación de adsorción de sodio (RAS) y a pesar de que se tenga una conductividad eléctrica elevada, se tiene una disminución de la conductividad hidráulica por lo tanto un aumento de la RAS en el suelo lo hará más susceptible al (i) desmenuzamiento de los agregados durante la humectación, y (ii) un mayor grado de hinchamiento de arcilla durante la lixiviación con aguas que contengan considerables cantidades de sodio.

De igual manera, McNeal & Coleman (1966), señalan que la disminución de la conductividad hidráulica fue particularmente pronunciada para los suelos con un alto contenido de silicatos de capa 2:1, y las conductividades hidráulicas más pequeñas fueron exhibidas por aquellos suelos que están constituidos en su mayoría de montmorillonita. Además, mencionan que suelos que contienen material amorfo eran mucho más estables que el promedio, y que los suelos con un alto contenido de caolinita y sesquióxidos eran virtualmente insensibles a las variaciones en la composición de la solución.

Frenkel *et al.*, (1978) también identificaron en sus estudios el efecto del tipo de arcilla en la conductividad hidráulica, analizaron su comportamiento a través de los procesos de dispersión e hinchamiento del tipo de arcilla en tres tipos de suelo: *suelos caoliníticos*, *suelos vermiculíticos* y *suelos montmorilloníticos*. Para los suelos caoliníticos destacaron que a medida que aumenta la densidad aparente, el pH y el contenido de arcilla, la conductividad hidráulica se ve disminuida drásticamente; asimismo en este tipo de suelos el proceso dominante que afecta la conductividad hidráulica es la dispersión y el posterior alojamiento en los microporos de las partículas suspendidas de caolinita. Los suelos vermiculíticos, se comportan de manera similar que los caoliníticos y por último señalan que en los suelos montmorilloníticos las reducciones equivalentes en la conductividad hidráulica se produjeron a concentraciones de sal más altas que con los suelos caoliníticos. La disminución en la conductividad hidráulica fue por supuesto aumentada con el aumento del PSI y la dispersión también es la causa principal de su reducción. Finalmente concluyeron que el taponamiento de los poros por partículas de arcilla dispersadas es la principal causa de la reducción de la CH en suelos montmorilloníticos, vermiculíticos, y caoliníticos en el intervalo de sodio intercambiable y concentración electrolítica más comúnmente encontrada en los suelos regados con aguas sódicas de naturaleza cuestionable, (RAS de 10 a 30 y concentraciones de sal de 0 a 10 meq L<sup>-1</sup>).

Consecutivamente, Ben-Hur *et al.*, (2009), en su investigación de los cambios en la estructura del suelo sobre la conductividad hidráulica destacan que el tamaño del agregado inicial es un parámetro importante que afecta a la conductividad hidráulica incluso en suelos que son relativamente propensos a la degradación estructural. Señalan también que en los suelos de arcilla con grandes agregados (2-4 mm), el desmenuzamiento de los agregados condujo a una disminución significativa de sus valores de conductividad hidráulica cuando el suelo se sometió a humectación rápida. Por el contrario, diferentes tasas de humectación no tuvieron ningún efecto significativo sobre los valores de conductividad hidráulica de suelos de arcilla con agregados pequeños (<1 mm).

De lo señalado anteriormente, se puede distinguir la importancia de conocer la calidad del recurso agua a utilizar además del discernimiento previo del entorno (suelo, cultivo a establecer, condiciones ambientales, sistema de riego, entre otros) en donde se establecerá la explotación agrícola, ya que la integración de todos estos factores permitirá proyectar y evaluar el efecto de un agua determinada.

#### **4.7.3. Criterios de toxicidad**

Ayers & Westcot (1987) definen a la toxicidad como un problema que ocurre internamente en la planta y que no es provocada por la falta de agua. Normalmente resulta cuando ciertos cationes, absorbidos por la planta con el agua del suelo a través de sus raíces, se acumulan en los tallos u hojas durante la transpiración en cantidades suficientemente como para provocar daños. El grado de daño depende del tiempo de exposición, la concentración del material tóxico y la sensibilidad del cultivo (Pescod, 1992; Hanson *et al.*, 2006).

Los iones tóxicos contenidos en las aguas de riego son el cloro, sodio y boro; los cuales están contenidos en las aguas residuales y los daños pueden ser provocados individualmente o en combinación.

Los problemas de toxicidad frecuentemente acompañan o complican a los de salinidad o de infiltración y pueden aparecer incluso cuando la salinidad sea baja. Los cultivos perennes son los más sensibles a problemas de toxicidad (por ejemplo, los cítricos).

##### **4.7.3.1. Sodio**

Las plantas absorben el sodio del suelo junto con el agua. Pescod (1992) señala que los iones tóxicos de sodio y cloruro también pueden absorberse directamente en la planta a través de las hojas cuando se humedecen durante el riego por aspersión. Esto suele ocurrir durante los períodos de alta temperatura y baja humedad.

El sodio es particularmente tóxico para los cultivos frutales y ornamentales leñosos. El límite de tolerancia de cada cultivo es distinto, sin embargo, se ha observado que

cuando las hojas acumulan un porcentaje superior al 0.25-0.50% respecto al peso seco de la hoja se presentan problemas de toxicidad por sodio (Grieve *et al.*, 2011).

Grieve *et al.* (2011) también indican que los síntomas del exceso de sodio en las plantas incluyen la presencia de áreas necróticas en las puntas, márgenes o áreas intervenales. De igual manera las altas concentraciones de sodio pueden llegar a causar deficiencias de otros elementos como el potasio o el cloro y deterioro de las condiciones físicas del suelo.

Los efectos nutricionales del Na<sup>+</sup> no se relacionan simplemente con el porcentaje de Na<sup>+</sup> intercambiable de los suelos, sino que dependen de las concentraciones de Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> en la solución del suelo (Hanson *et al.*, 2006). Por lo tanto, para la mayoría de las especies de cultivos, en lugar de tener límites de tolerancia para el Na, sería más valioso enumerar una relación de Na / Ca favorable o una relación de adsorción de sodio (RAS).

#### **4.7.3.2. Cloro**

El cloro es un micronutriente esencial de las plantas y su principal efecto perjudicial es su contribución al estrés osmótico general. Su forma de asimilación es en forma de cloruro (Cl<sup>-</sup>), el cual viaja con el agua del suelo hacia la raíz, donde es absorbido por la planta (Moya *et al.*, 2003).

La tolerancia al cloro fluctúa de acuerdo con los diferentes cultivos; los cultivos sensibles al cloruro se dañan cuando las concentraciones de cloruro superan los 5 a 10 mmolc L<sup>-1</sup> en el extracto de saturación, mientras que las plantas no sensibles pueden tolerar concentraciones de hasta 30 mmolc L<sup>-1</sup> (Hanson *et al.*, 2006).

Los síntomas de exceso de cloro se observan en la cocción de las puntas o los márgenes de las hojas, el bronceado, el color amarillo prematuro, la abscisión de las hojas y, con menos frecuencia la clorosis (Grieve *et al.*, 2011).

Geilfus (2019) señala que la concentración de cloruros (Cl<sup>-</sup>) en el suelo depende de muchos factores como: (a) el material subyacente del lecho de roca principal, (b) las

deposiciones del aire, (c) el agua de riego, (d) la fertilización y actividades antropogénicas, (e) las contribuciones de salmueras y manantiales salinos o (f) la intrusión de agua salada inducida por bombeo.

Una sobreabundancia de  $\text{Cl}^-$  en el ambiente puede perjudicar la utilización de las tierras agrícolas al disminuir la fertilidad del suelo y al causar toxicidad en los cultivos. Para disminuir su concentración en el suelo se sugieren las siguientes acciones: (1) aumento de la capacidad de intercambio aniónico en la zona radicular mediante la incorporación de enmiendas naturales o químicas con alta capacidad de intercambio aniónico, (2) lixiviación del exceso soluble de  $\text{Cl}^-$  de la zona radicular, (3) fitorremediación utilizando hipoacumuladores de cloruro, o (4) disponibilidad de aniones de macronutrientes para desplazar el  $\text{Cl}^-$ .

Varios investigadores, han estudiado el efecto del cloro en los cultivos, por ejemplo, Cooper (1951, 1961) encontró que la tolerancia a la sal de los aguacates, pomelos y naranjas está estrechamente relacionada con las propiedades de acumulación de Cl de los portainjertos.

Asimismo, Geilfus (2018) indica que la concentración de cloruros determina el rendimiento y la calidad de la formación de los cultivos, además de que si se presenta en altas concentraciones en el suelo puede aumentar la fitodisponibilidad del cadmio para las plantas.

La directriz para calificar un agua de riego a partir del contenido de cloruro fue propuesta por Ayers & Westcot (1987) y se presenta en el cuadro siguiente:

Cuadro 18. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo con el contenido de cloruros.

<b>Clasificación</b>	<b>Contenido de cloruros (<math>\text{mmol}_e \text{L}^{-1}</math>)</b>
Buena	< 4.00
Condicionada	4.00 - 10.00
No recomendada	> 10.00

Fuente: Ayers & Westcot, 1987.

#### 4.7.3.3. Boro

Doneen (1975) señala que el boro es el principal elemento tóxico, no obstante, es un micronutriente que se requiere para el crecimiento de las plantas; el rango entre las concentraciones beneficiosas y tóxicas, para algunas plantas, es estrecho. El boro en la naturaleza se encuentra en forma de ácido bórico ( $\text{H}_3\text{BO}_3$  o  $\text{B}(\text{OH})_3$ ) y sales (boratos) o como borosilicatos (Tagliabue *et al.*, 2014)

El boro es el décimo elemento más abundante en sales oceánicas, su concentración promedio es de  $4.6 \text{ mg L}^{-1}$ . El boro se encuentra principalmente en aguas subterráneas con una concentración media de  $0.017$  a  $1.900 \text{ mg L}^{-1}$ , aunque algunas corrientes o ríos pueden tener concentraciones tóxicas generalmente derivadas de manantiales o filtraciones que drenan hacia el curso del agua. En lo que respecta a las fuentes antropogénicas el boro soluble en agua es resultado de los agroquímicos (por ejemplo, pesticidas, fertilizantes) y detergentes (Argust, 1998).

La tolerancia al boro fluctúa con el clima, las condiciones del suelo y las variedades de las plantas (Grieve *et al.*, 2011). En relación con las condiciones de suelo Gupta (1967) afirma que los suelos arcillosos y francos tienen una mayor concentración de boro en contraste con los suelos arenosos. Conjuntamente Porta *et al.*, (2003) definen que las carencias en boro se presentan en suelos con régimen de humedad percolante, de pH ácidos, mientras que las toxicidades van asociadas a suelos de climas semiáridos y áridos.

La evidencia de la toxicidad por boro en las plantas se observa en las quemaduras en la punta o en los marginales de las hojas maduras acompañadas de clorosis del tejido intervenial (Grieve *et al.*, 2011). Kovda *et al.* (1973) realizaron una clasificación de los cultivos de acuerdo con la tolerancia a la concentración de boro de las aguas de riego en tres clases: tolerantes ( $2.0$ - $4.0 \text{ mg L}^{-1}$ ), semitolerantes ( $1.0$ - $2.0 \text{ mg L}^{-1}$ ) y sensibles ( $0.3$ - $1.0 \text{ mg L}^{-1}$ ), las cuales se presentan en el cuadro siguiente:



Cuadro 19. Límites de boro en aguas de riego para cultivos de diferentes grados de tolerancia al boro

Tolerantes	Semitolerantes	Sensibles
4.0 mg L <sup>-1</sup>	2.0 mg L <sup>-1</sup>	1.0 mg L <sup>-1</sup>
Taraje ( <i>Tamariz aphylla</i> )	Girasol	Nuez lisa
Esparrago	Papa	Nogal (Negro, persa o inglés)
Palma ( <i>Phoenix canariensis</i> )	Algodón (Acala y Pima)	Alcachofa de Jerusalén
Palma datilera ( <i>P. dactylifera</i> )	Tomate	Frijol blanco
Remolacha Azucarera	Guisante dulce	Olmo americano
Jardín de remolacha	Rábano	Ciruela
Alfalfa	Guisante de campo	Pera
Gladiolo	Aceituna	Manzana
Haba	Cebada	Uva (Sultanina y Málaga)
Cebolla	Trigo	Higo Kodota
Nabo	Maíz	Cereza
Repollo	Avena	Melocotón
Lechuga	Zinnia	Albaricoque
Zanahoria	Calabaza	Mora sin espinas
	Pimiento	Naranja
	Papa dulce	Aguacate
	Haba	Pomelo
		Limón
2.0 mg L <sup>-1</sup>	1.0 mg L <sup>-1</sup>	0.3 mg L <sup>-1</sup>

Fuente: Kovda *et al.*, 1973.

De acuerdo con Parks & Edwards (2005), las plantas sensibles pueden tolerar concentraciones en el agua de riego de tan solo 0.3 mg L<sup>-1</sup> de boro, mientras que las plantas muy tolerantes pueden ser capaces de sobrevivir donde se utilizan aguas con concentraciones de 4 mg L<sup>-1</sup> de boro.

En lo que corresponde a la clasificación de las aguas de riego conforme al contenido de boro: uno de los primeros investigadores en proponer una categorización fue Scofield (1936), dicha clasificación consideraba rangos de acuerdo con la tolerancia de los cultivos como se muestra en el Cuadro 20. No obstante en esta clasificación no considera el suelo.

Cuadro 20. Clasificación de las aguas de acuerdo con el contenido de Boro.

Clasificación	Concentración (mg L <sup>-1</sup> )
Buena (Cultivos sensibles)	0.3 a 1.0
Condicionada (cultivos semitolerantes)	1.0 a 2.0
No recomendada (cultivos tolerantes)	2.0 a 4.0

Fuente: Scofield, 1936.

Consecutivamente, Doneen (1975) realizó una clasificación de las aguas de riego en donde incluyó factores anteriormente excluidos como 1) la precipitación de sales ligeramente solubles tras la salinización, 2) el papel del bicarbonato en la formación de suelos sódicos y su efecto sobre la permeabilidad, 3) el efecto de la concentración iónica sobre la permeabilidad, las características del suelo y la tolerancia de las plantas a las sales. Su clasificación se presenta en el cuadro siguiente:

Cuadro 21. Clasificación de las aguas de acuerdo con el contenido de Boro.

Clasificación	Concentración (mg L <sup>-1</sup> )
Clase 1: Excelente	< 0.5
Clase 2: Buena	0.5 a 2.0
Clase 3: Insatisfactoria	> 2.0

Fuente: Doneen, 1975.

Asimismo, Ayers & Westcot (1987) en sus directrices o lineamientos señalaron una clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el grado de restricción del agua por su contenido de boro, la cual se presenta en el cuadro siguiente:

Cuadro 22. Clasificación de las aguas de acuerdo con el contenido de Boro. (Ayers & Westcot, 1987)

Grado de restricción	Concentración (mg L <sup>-1</sup> )
Ninguno	< 0.7
Moderado	0.7 a 3.0
Severo	> 3.0

Fuente: Ayers & Westcot, 1987.

#### 4.7.3.4. Fosfatos (P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>)

El fósforo presenta dos formas de asimilación principalmente: el ión HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (ortofosfato secundario) y el H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> (ortofosfato primario); esta última forma se asimila diez veces más rápido. Este elemento juega un papel importante en la transferencia de energía. Es esencial para diversos procesos como la fotosíntesis (Moreno, 2007).

Las fuentes del fósforo dependen de la geología, la composición del suelo, la temperatura, la precipitación y las condiciones hidrológicas. Las fuentes naturales incluyen la escorrentía y la lluvia y en lo concerniente a las fuentes de las actividades antrópicas se señalan los desechos domésticos e industriales (detergentes), escorrentía de tierras agrícolas (fertilizantes y abonos agrícolas), desechos de

animales de granja y la escorrentía urbana (Holtan *et al.*, 1988; Eliasse & Tchobanoglous, 1969).

Spivakov *et al.* (1999) indican que el fósforo en el agua es un constituyente limitante que determina su productividad biológica. La entrada excesiva de fósforo por las actividades antrópicas causa eutrofización y, por lo tanto, después la proliferación masiva de algas lo cual restringe la pesca, la recreación y la industria en aguas superficiales (Sharpley *et al.*, 2006).

De modo que Vollenweider (1971) señala como valores críticos que aceleran la eutrofización las concentraciones en agua superficial de P inorgánico y P total entre 0.01 y 0.02 mg L<sup>-1</sup>. Estos valores son un orden de magnitud más bajo que las concentraciones de P en la solución crítica del suelo para el crecimiento de las plantas la cual es definido por Tisdale *et al.* (1993) en un rango de 0.2-0.3 mg L<sup>-1</sup>.

La deficiencia de fósforo se presenta en suelos con bajo contenido de materia orgánica, con bajas temperaturas y alto contenido de arcilla e hidróxidos (Moreno, 2007). En lo concerniente a la planta, los síntomas de toxicidad del fósforo son generalmente una inhibición del crecimiento, la senescencia acelerada de las hojas, la alteración de las relaciones hídricas de las hojas y la deficiencia de micronutrientes inducida (Hawkins, 2008).

Por consiguiente, para evaluar el contenido de fósforo en el agua, se han realizado varias clasificaciones entre las que se encuentran la de Wetzel (1992) relacionada con el grado de eutrofización de las fuentes de las aguas naturales, esta clasificación permite catalogar a las fuentes en un gradiente de oligo a hipertrófico indicando así su condición de productividad potencial y de alteración e impacto. Los valores se presentan en el cuadro siguiente:

Cuadro 23. Clasificación de las aguas de acuerdo con el contenido de fósforo total y nivel de productividad.

Nivel de productividad	Concentración (mg L <sup>-1</sup> )
Ultra-Oligotrófico	< 0.005
Oligo-Mesotrófico	0.005 - 0.01
Meso-Eutrófico	0.01 - 0.03
Eutrófico	0.03 - 0.10
Hiper-Eutrófico	> 0.10

Fuente: Wetzel, 1992.

Asimismo, Ayers & Westcot (1987) en las directrices sobre la calidad del agua para riego señalan como intervalo aceptable del contenido de fósforo una concentración entre 0 a 2 mg L<sup>-1</sup>, con dicha concentración no se tendría ningún grado de restricción en su uso.

#### 4.7.3.5. Sulfatos

El azufre presenta dos formas de asimilación: como ion SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y como gas SO<sub>2</sub> (dióxido de azufre). Este elemento es un constituyente esencial de las proteínas (cistina, cisteína y metionina).

El requerimiento de los cultivos varía según el tipo de suelo, el cultivo y las condiciones climáticas (Abrol & Ahmad, 2003). De acuerdo con Gaafar *et al.* (2012), las plantas requieren de 0.1-1.0% (sobre una base de pesos seco) para su crecimiento y desarrollo.

Los sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) después de los cloruros y bicarbonatos, son los principales aniones presentes en el agua; los cuales pueden presentarse de manera natural a través del depósito natural de minerales o por deposición atmosférica y en lo referente a las actividades antropogénicas se presentan mediante las descargas de aguas industriales y por la utilización de fertilizantes agrícolas (Castro *et al.*, 2009).

El sulfato contribuye a la dureza del agua y su deficiencia da como resultado pérdidas de rendimiento y deterioro de la calidad de los cultivos. En cambio, Richards (1974) señala que las altas concentraciones de sulfatos limitan la absorción de calcio por las plantas y se eleva la concentración de sodio y potasio. Así pues, la adsorción de

sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) depende del contenido de arcilla, materia orgánica y pH (Havlin *et al.*, 2005).

#### **4.7.3.6. Nitratos ( $\text{N-NO}_3^{-1}$ )**

El nitrógeno, es el motor del crecimiento de la planta, es elemento esencial de la molécula de clorofila, aminoácidos, proteínas, vitaminas y otros compuestos. Sus formas de asimilación son el ion nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y el ion amonio ( $\text{NH}_4^+$ ).

Reséndez (2007) indica que cuando el nitrógeno está ausente en la planta, el desarrollo disminuye y se reduce el rendimiento vegetal, como síntoma de dicha deficiencia, se presenta un amarillamiento general del follaje, el cual principia en las hojas más viejas o seniles y, posteriormente, aparece en las hojas nuevas. La deficiencia de este elemento frecuentemente se da en invierno o temprano en primavera, debido a bajas reservas de nitrógeno en las plantas, las bajas temperaturas del suelo y/o la falta de actividad de la raíz. Asimismo, se presenta con mayor frecuencia en suelos arenosos de regiones áridas y semiáridas, con bajo contenido de materia orgánica.

En lo referente a la concentración de nitrógeno en el agua, se observa que una carga de nutrientes elevada aunada al fósforo puede causar eutrofización de las fuentes lo que conduce a una mayor producción primaria de ríos y lagos afectando negativamente el suministro de agua potable, pesca, acuacultura y el turismo (Van Puijenbroek *et al.*, 2019).

Las fuentes principales de nitrógeno en el agua dulce son las pérdidas de nutrientes de la agricultura y la descarga de aguas residuales de uso doméstico e industrial (Bouwman *et al.*, 2005).

Por consiguiente, para evaluar el contenido de nitrógeno en el agua, se han realizado varias clasificaciones entre las que se encuentran la de Vollenweider (1971) relacionada con el grado de eutrofización de las fuentes de las aguas naturales, esta clasificación se basa en la carga de entrada de nutrientes y la profundidad media del reservorio. Los valores se presentan en el cuadro siguiente:

Cuadro 24. Clasificación de las aguas de acuerdo con el contenido de nitrógeno y grado general de productividad.

Nivel de productividad	Concentración (mg L <sup>-1</sup> )
Ultra-Oligotrófico	< 0.20
Oligo-Mesotrófico	0.20 - 0.40
Meso-Eutrófico	0.30 - 0.65
Eutrófico	0.50 - 1.50
Hipereutrófico	> 1.50

Fuente: Vollenweider, 1971

Asimismo, Ayers & Westcot (1987) en las directrices sobre la calidad del agua para riego señalan la siguiente clasificación del contenido de N-NO<sub>3</sub> en el agua:

Cuadro 25. Clasificación de las aguas de acuerdo con el contenido de Nitrógeno.

Grado de restricción	Concentración (mg L <sup>-1</sup> )
Ninguno	< 5
Moderado	5 - 30
Severo	> 30

Fuente: Ayers & Westcot, 1987.

#### 4.7.3.7. Silicio

El silicio (Si) es el segundo elemento más abundante en la litosfera, de modo que sus compuestos constituyen más del 60% de los compuestos del suelo y su concentración en forma soluble, como ácido silícico, está entre 35 y 40 mg L<sup>-1</sup> o 0.1 a 0.6 mM (Aguirre *et al.*, 2007).

El Si está presente en plantas en cantidades equivalentes a los macronutrientes, como Ca, Mg y P, constituyendo entre el 0.1 y el 10% del peso seco de las plantas superiores, es absorbido por las raíces de la planta y se transporta a las partes aéreas a través de las corrientes de transpiración. Sin embargo, no es considerado un elemento esencial por lo cual es omitido en la formulación de soluciones de cultivo. No obstante, las evidencias muestran que las estructuras de las plantas que crecen en ausencia de Si frecuentemente son más débiles y su crecimiento, desarrollo, viabilidad y reproducción es anormal, son más susceptibles al estrés abiótico, como toxicidad por metales, fácilmente invadidas por organismos patógenos, insectos fitófagos y

mamíferos herbívoros (Epstein 1994; 1999). Asimismo, Romero-Aranda *et al.* (2006) señalan que el silicio mejora la retención del agua en los tejidos.

En el agua, el silicio se encuentra en forma de óxido (SiO<sub>2</sub>), Davis (1964) citó un valor mediano de sílice para aguas superficiales de 14 mg L<sup>-1</sup> y para aguas subterráneas de 17 mg L<sup>-1</sup>. Las mayores concentraciones encontradas en las aguas subterráneas están relacionadas con el tipo de roca y la temperatura del agua.

#### 4.7.3.8. Elementos traza

La mayoría de los suministros de riego y los efluentes de aguas residuales contienen concentraciones muy bajas de elementos trazas. Por el contrario, si se presentan altas concentraciones de los elementos traza estos puede llegar a representar una amenaza a la producción agrícola (bajos rendimientos y fitotoxicidad) y a la salud de los seres vivos (Suárez, 2011).

Prad (1972) indica los umbrales máximos de la concentración de elementos traza que deben tener las aguas de riego para no producir problemas de toxicidad en las plantas (Cuadro 26).

Cuadro 26. Umbrales de elementos traza para la producción de cultivos<sup>1</sup>

Elemento	Concentración máx. recomendada (mg L <sup>-1</sup> )	Observaciones
Aluminio (Al)	5.00	Puede causar falta de productividad en suelos ácidos (pH < 5.5), pero los suelos más alcalinos a pH > 7.0 precipitarán el ion y eliminarán cualquier toxicidad.
Arsénico (As)	0.10	Este valor protege a cultivos sensibles cultivados en suelos arenosos. La toxicidad para las plantas varía ampliamente, desde 12 mg L <sup>-1</sup> para el pasto de Sudán hasta menos de 0.05 mg L <sup>-1</sup> para el arroz.
Berilio (Be)	0.10	La toxicidad para las plantas varía ampliamente, desde 5 mg L <sup>-1</sup> para el cultivo de la col hasta menos de 0.5 mg L <sup>-1</sup> para habichuelas.
Cadmio (Cd)	0.01	Tóxico para el frijol, remolacha y nabo en concentraciones tan bajas como 0.1 mg L <sup>-1</sup> en soluciones nutritivas. Se recomiendan límites conservadores debido a su potencial de acumulación en plantas y suelos a concentraciones que pueden ser perjudiciales para los seres humanos.

Cuadro 26. Continuación.

Elemento	Concentración máx. recomendada (mg L <sup>-1</sup> )	Observaciones
Cobalto (Co)	0.05	Tóxico para las plantas cultivadas en solución nutritiva a una concentración de 0.1 mg L <sup>-1</sup> . Tiende a ser inactivado por suelos neutros y alcalinos.
Cromo (Cr)	0.10	Se ha observado toxicidad en soluciones nutritivas a una concentración de 0.5 mg L <sup>-1</sup> y en cultivos de suelo a una tasa de 120 Kg ha <sup>-1</sup> . Su toxicidad también depende de la forma en la que se encuentre en el agua.
Cobre (Cu)	0.20	Tóxico para varias plantas de 0.1 a 1.0 mg L <sup>-1</sup> en soluciones nutritivas.
Flúor (F)	1.00	Esta concentración está diseñada para proteger cultivos cultivados en suelos ácidos. Inactivo para suelos neutrales y alcalinos.
Hierro (Fe)	5.00	No es tóxico para las plantas en suelos aireados, pero puede contribuir a la acidificación del suelo y la pérdida de disponibilidad de fósforo y molibdeno esenciales. La aspersión aérea puede provocar depósitos antiestéticos en plantas, equipos y edificios.
Litio (Li)	2.50	Tolerado por la mayoría de los cultivos hasta 5 mg L <sup>-1</sup> ; móvil en el suelo. Tóxico para los cítricos en bajas concentraciones (<0.075 mg L <sup>-1</sup> ). Actúa de manera similar al boro.
Manganeso (Mn)	0.20	Tóxico para varios cultivos, desde unos pocos décimos hasta unos pocos mg L <sup>-1</sup> , pero generalmente solo en suelos ácidos.
Molibdeno (Mo)	0.01	No tóxico para las plantas en concentraciones normales en el suelo y el agua. Puede ser tóxico para el ganado si el forraje se cultiva en suelos con altas concentraciones de molibdeno disponible.
Níquel (Ni)	0.20	Tóxico para varias plantas de 0.5 mg L <sup>-1</sup> a 1.0 mg L <sup>-1</sup> ; Reducida toxicidad a pH neutro o alcalino. Los suelos ácidos son los más sensibles.
Plomo (Pb)	5.0	Puede inhibir el crecimiento de células vegetales en concentraciones muy altas.
Molibdeno (Mb)	0.01	No tóxico para las plantas en concentraciones normales en el suelo y el agua. Puede ser tóxico para el ganado si el forraje se cultiva en suelos con altas concentraciones de molibdeno disponible.
Níquel (Ni)	0.20	Tóxico para varias plantas de 0.5 mg L <sup>-1</sup> a 1.0 mg L <sup>-1</sup> ; Reducida toxicidad a pH neutro o alcalino. Los suelos ácidos son los más sensibles.
Plomo (Pb)	5.0	Puede inhibir el crecimiento de células vegetales en concentraciones muy altas.



Cuadro 26. Continuación.

Elemento	Concentración máx. recomendada (mg L <sup>-1</sup> )	Observaciones
Selenio (Se)	0.02	Tóxico para las plantas en concentraciones tan bajas como 0.025 mg L <sup>-1</sup> y tóxico para el ganado si el forraje se cultiva en suelos con niveles relativamente altos de selenio agregado. Como elemento esencial para los animales, pero en muy bajas concentraciones.
Titanio (Ti)	-	Efectivamente excluidas por las plantas; Se desconoce la tolerancia específica.
Vanadio (V)	0.10	Tóxico para muchas plantas en concentraciones relativamente bajas.
Zinc (Zn)	2.00	Tóxico para muchas plantas en concentraciones muy variables; Toxicidad reducida a pH > 6.0 y en suelos de textura fina u orgánica.
Estaño (Sn)	-	
Tungsteno (W)	-	

<sup>1</sup> La concentración máxima se basa en una tasa de aplicación de agua que es consistente con las buenas prácticas de riego (10 000 m<sup>3</sup> por hectárea por año). Si la tasa de aplicación de agua excede en gran medida esto, las concentraciones máximas deben ajustarse hacia abajo en consecuencia. No se deben realizar ajustes para las tasas de aplicación de menos de 10 000 m<sup>3</sup> por hectárea por año. Los valores dados son para un agua utilizada de forma continua en un sitio.

10 000 m<sup>3</sup> = es una lámina de riego 1.0 m por hectárea.

Fuente: Adaptado de la Academia Nacional de Ciencias (1972), Pratt (1972) y Wallender & Tanji (2012).

#### 4.7.3.9. Metales pesados

Las aguas residuales urbanas pueden contener metales pesados con concentraciones que darán lugar a niveles elevados en el suelo y pueden llegar a causar acumulaciones indeseables en el tejido vegetal y reducciones del crecimiento en los cultivos (Pescod, 1992).

De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), los metales pesados considerados contaminantes asociados con la agricultura de regadío son los siguientes: Cadmio (Cd), cobre (Cu), plomo (Pb), mercurio (Hg), níquel (Ni) y zinc (Zn).

Suárez (2011) señalan como fuentes de dichos elementos a los lodos de las aguas residuales, los abonos, los pesticidas y los fertilizantes.

## 4.8. Clasificación Geoquímica

Can *et al.* (2014) mencionan que los estudios hidroquímicos o hidrogeoquímicos sirven para determinar el origen de la composición química del agua y la relación entre el agua y la constitución química de las rocas.

Asimismo, Zaporozec (1972) establece que la interpretación gráfica de los análisis químicos del agua se basa en las relaciones de iones o grupos de iones que forman un tipo químico de agua.

Singhal y Gupta (2010) señalan que para la evaluación adecuada de los análisis del agua se pueden elaborar tres esquemas: (a) mapas hidroquímicos; (b) diagramas hidroquímicos y (c) secciones hidroquímicas.

### 4.8.1. Mapas Hidroquímicos

Tienen como objeto mostrar la variación espacial en las características hidroquímicas de la planta subterránea mediante el trazo de contornos (isoconos o líneas) de una concentración igual de cada ion o de proporciones iónicas iguales en  $\text{mg L}^{-1}$  o  $\text{mmolc L}^{-1}$ . Cabe mencionar que la información sobre la litología y las características estructurales de las rocas, así como el régimen de aguas subterráneas, son necesarias para su correcta interpretación (Singhal y Gupta, 2010; Klimas, 1996). En la Figura 3 se muestra un ejemplo de mapa hidroquímico sobre la concentración de sulfatos en  $\text{mg L}^{-1}$ .

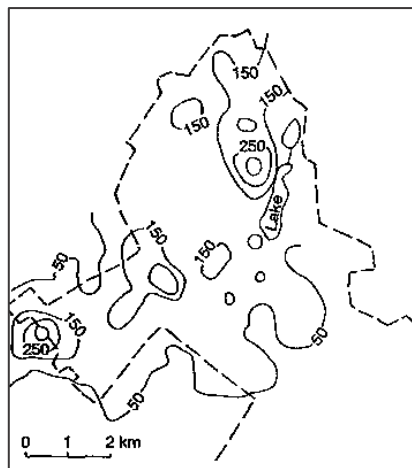


Figura 3. Ejemplo de mapa hidroquímico.

#### 4.8.2. Diagramas hidroquímicos

El propósito de los diagramas de patrones hidroquímicos es representar la concentración absoluta o relativa de diferentes cationes y aniones en términos de  $\text{mg L}^{-1}$  (Singhal y Gupta, 2010).

Fernández (2008) menciona que los diagramas son una expresión didáctica, sintética y rápida, además de que su interpretación permite comparar muestras de diversos tipos, visualizar la evolución geoquímica, detectar anomalías o singularidades en las muestras de agua.

Los hidrogramas se subdividen en grupos genéricos:

- Diagramas de columnas (p. ej. el diagrama de barras de Collins).
- Diagramas radiales y circulares
- Diagramas triangulares (p. ej. el diagrama de Piper y el diagrama de Durov)
- Otros diagramas (p. ej. el diagrama de Stiff).

##### 4.8.2.1. Diagrama de barras de Collins

Los diagramas de barras son muy ilustrativos para informes orales o escritos sobre la calidad del agua (Zaporozec, 1972)

El diagrama de barras de Collins consiste en barras verticales en donde cada muestra se encuentra representada por dos barras, una para cationes y otra para aniones (Figura 4). La altura de cada barra es proporcional a la concentración total de cationes o aniones en  $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$ . Como la suma de los cationes y la suma de los aniones expresados en  $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$  deben ser iguales, la altura de las dos barras para cada muestra debe ser la misma (Singhal y Gupta, 2010).

Las concentraciones de los iones se enfatizan mediante colores o patrones distintivos. En orden descendente se utilizan seis divisiones de columna:  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  para cationes, y  $\text{Cl}^- + \text{NO}_3^{-1}$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$  y  $\text{CO}_3^{-2}$  y  $\text{HCO}_3^{-1}$  para aniones.

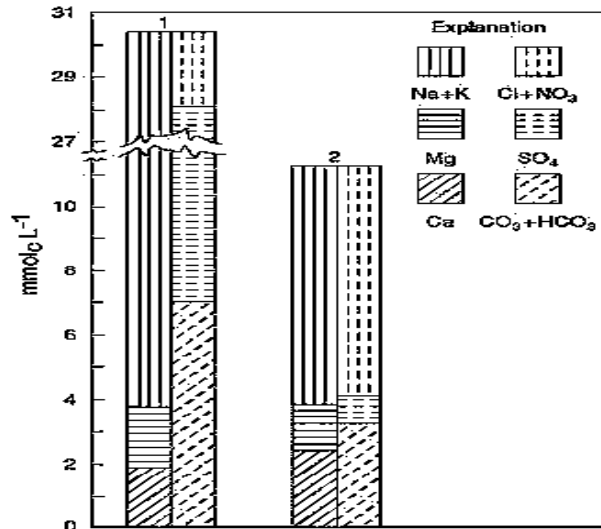


Figura 4. Ejemplo de diagrama de barras de Collins.

#### 4.8.2.2. Diagrama de Stiff

Es la aplicación más conocida de diagrama poligonal. En este diagrama los datos analíticos se representan en tres o cuatro ejes paralelos horizontales equidistantes entre sí. Estos diagramas, al igual que otros diagramas de patrones, tienen una desventaja, ya que se deben preparar diagramas separados para cada análisis (Figura 5). Sin embargo, son útiles para visualizar las diferencias en la distribución de cationes y aniones de sus diferentes patrones.

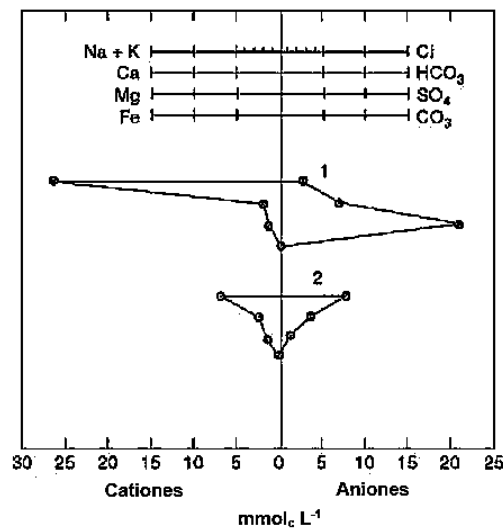


Figura 5. Ejemplo Diagrama de Stiff.

#### 4.8.2.3. Diagrama de Piper

El método gráfico más utilizado para visualizar y clasificar los datos hidroquímicamente es el diagrama trilineal de Piper (Can *et al.*, 2014).

En el diagrama de Piper, los iones principales (aniones:  $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  y cationes:  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) se representan en los dos triángulos base como porcentajes  $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$  de catión y anión. Los cationes y los aniones totales se consideran cada uno como 100%. Las respectivas ubicaciones de catión y anión para un análisis se proyectan en el campo de diamante, que representa la relación de ión total (Chadha, 1999).

Piper señala de acuerdo con el diagrama doce tipos de agua los cuales se definen a continuación:

1. Aguas sulfatadas y/o cloruradas, cálcicas y/o magnésicas.
2. Aguas bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas.
3. Aguas cloruradas y/o sulfatadas sódicas.
4. Aguas bicarbonatadas sódicas.
5. Aguas magnésicas
6. Aguas cálcicas.
7. Aguas sódicas
8. Aguas magnésicas, cálcicas y sódicas.
9. Aguas sulfatadas.
10. Aguas bicarbonatadas.
11. Aguas cloruradas.
12. Aguas sulfatadas, bicarbonatadas y cloruradas.

Singh & Kumar (2015) en su investigación mencionan que del uso de los diagramas de Piper se derivan cuatro conclusiones básicas estas son: el tipo de agua, la precipitación o solución, la mezcla e intercambio iónico.

Los diagramas trilineales tienen la ventaja de representar datos analíticos de un gran número de muestras en un diagrama (Dalton & Upchurch, 1978). Sin embargo, una de

sus desventajas es la utilización de concentraciones relativas de diferentes iones y no su concentración absoluta (Singhal y Gupta, 2010).

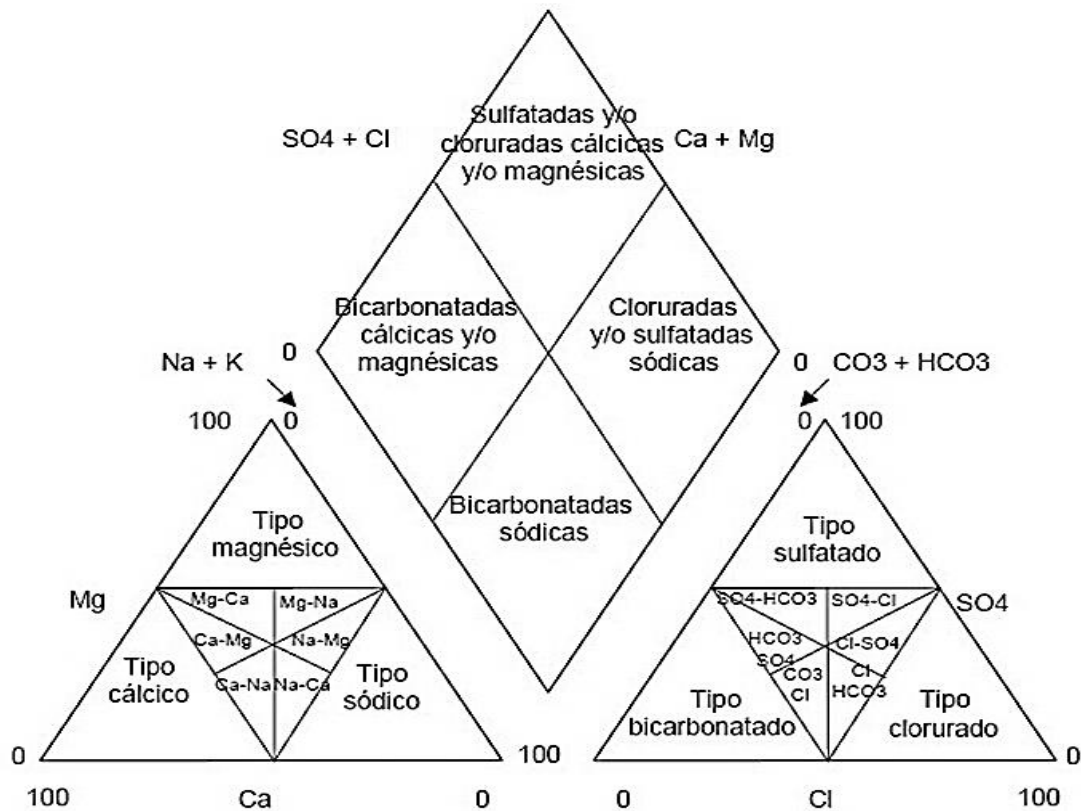


Figura 6. Ejemplo diagrama de Piper.

#### 4.8.2.4. Diagrama de Durov

Este es también un tipo de diagrama trilineal sugerido por Durov (Zaporozec 1972). En este diagrama, la concentración de cationes principales y aniones en porcentaje  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$  se representa en dos triángulos separados, en donde la suma de aniones más cationes da el 100% de la concentración. Los puntos de muestra en los dos triángulos se proyectan a un campo cuadrado central que representa el carácter químico general de la muestra. También puede incluirse la concentración de cualquier otra característica química, a saber. Además, se puede mostrar SDT, CE, pH, etc., extendiendo el punto desde el campo cuadrado central a uno o dos campos rectangulares escalados adyacentes, como se muestra en la Figura 7.

Durov (1949) utilizó el diagrama como base para clasificar las aguas subterráneas según el tipo de producto químico. Distinguió 18 tipos de agua, agrupados en cinco clases en función de las interrelaciones genéticas.

El diagrama de Durov también se puede utilizar para trazar la concentración de iones menores (Singhal y Gupta, 2010).

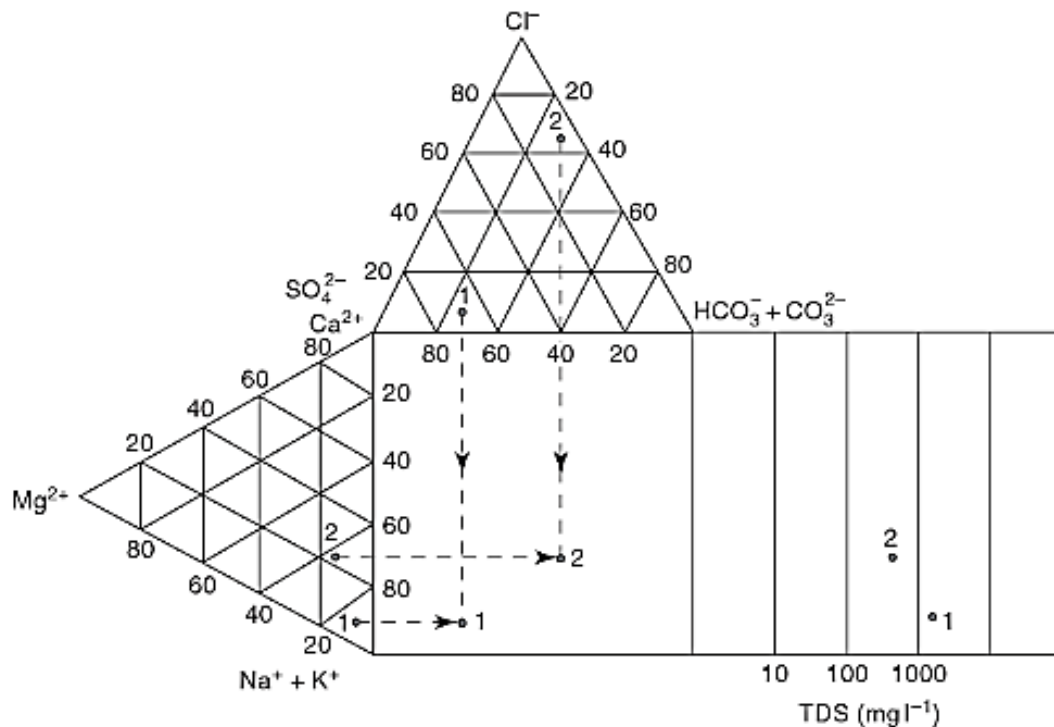


Figura 7. Ejemplo diagrama de Durov.

#### 4.8.2.5. Diagramas circulares

De acuerdo con Zaporozec (1972), son los diagramas patrón más simples y se utilizan como símbolos en mapas. Estos diagramas permiten representar la proporción de los diferentes iones en porcentaje de  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ , los cationes se ubican en la mitad superior y los aniones en la mitad inferior del círculo. Las concentraciones iónicas son enfatizadas por diferentes colores o patrones.

Su principal desventaja se presenta cuando son utilizados en mapas y dificultan la visibilidad de este, debido ya sea a un número extenso de muestras o a que la escala del mapa es pequeña.

#### 4.8.2.6. Diagramas radiales

Son diagramas que constan de un determinado número de ejes regularmente dispuestos alrededor de un punto central. Sobre cada radial se llevan los  $\text{mg L}^{-1}$  o  $\text{mmolc L}^{-1}$  (reducidos o no a porcentaje).

Son diagramas que no permiten introducir modificaciones fácilmente ni añadir nuevos parámetros, conjuntamente sólo se puede representar a cada muestra de manera individual y al igual que los diagramas circulares son utilizados en mapas (Fernández, 2008).

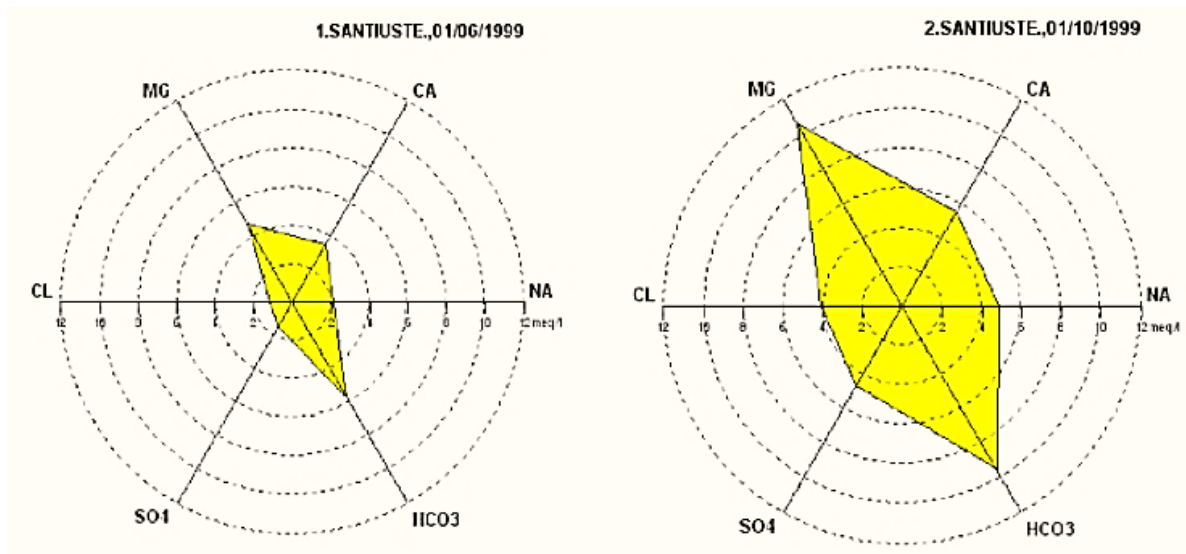


Figura 8. Ejemplo de diagrama radial.

#### 4.8.3. Secciones hidroquímicas

Es un esquema en donde se trazan arcos para mostrar la variación en la concentración de varias características hidroquímicas en la dirección del movimiento del agua subterránea. Este tipo de secciones también pueden ser útiles para describir los cambios en la calidad del agua debido a la mezcla de agua de mar y agua dulce en los acuíferos costeros (Singhal y Gupta, 2010).

Un ejemplo de este tipo de esquemas se presenta a continuación en la Figura 9.



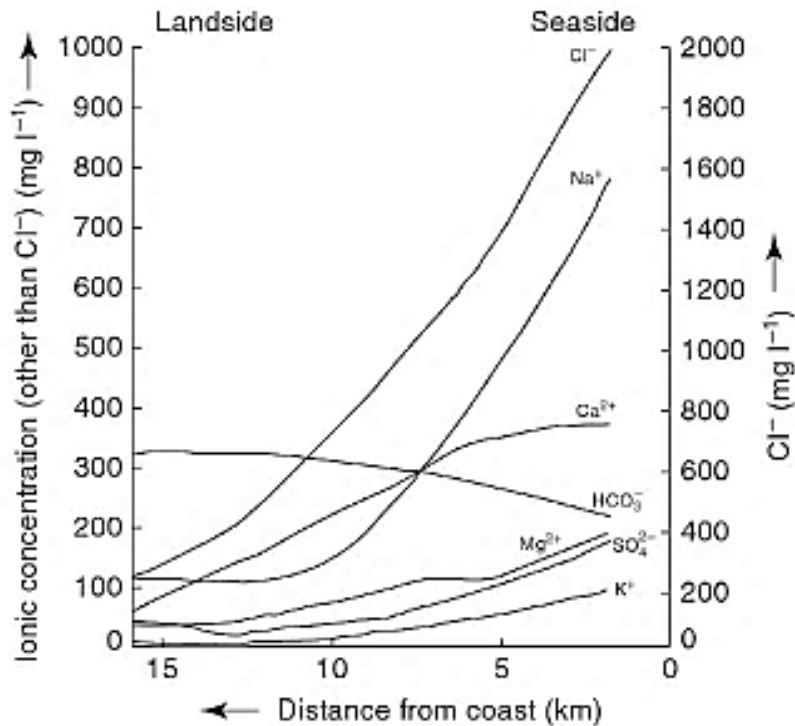


Figura 9. Ejemplo de secciones hidroquímicas.

#### 4.9. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo con su dureza

La dureza, es causada por la presencia de cationes metálicos divalentes, los cuales reaccionan con el jabón, formando precipitados que, al combinarse con ciertos aniones, causan incrustaciones (Borbolla *et al.*, 2003). Soriano y Pancorbo (2012) la definen como el contenido de carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos y ocasionalmente nitratos de calcio y magnesio.

Kumar (2019) establece que los principales cationes responsables de la dureza del agua son el calcio y el magnesio. Aparte de estos iones, el estroncio, el hierro y el manganeso también contribuyen a ello. En lo que respecta a los aniones responsables de la dureza son principalmente bicarbonatos, carbonatos, sulfatos, cloruros, nitratos, silicatos, entre otros.

De acuerdo con Julián-Soto (2010), la dureza puede ser temporal o permanente, en el primer caso, el agua puede contener bicarbonato de calcio y de magnesio, hierro o magnesio. Se caracteriza porque su ablandamiento se logra con la ebullición, que

consiste en que el bicarbonato se precipita desprendiendo dióxido de carbono y disminuyendo el valor del pH por las formaciones de ácido carbónico. La dureza permanente es producida por sales más fijas como los cloruros ( $\text{Cl}^-$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) y nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ). La dureza total es la suma de la dureza temporal y permanente.

El cálculo de la dureza del agua se realiza aplicando la siguiente ecuación:

$$\text{Dureza} = (2.5 * \text{Ca}^{2+}) + (4.12 * \text{Mg}^{2+}) \text{ en mg L}^{-1} \quad (76)$$

En donde los coeficientes se obtienen de las proporciones entre la masa molecular del carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) y carbonato de magnesio ( $\text{MgCO}_3$ ) de las masas atómicas respectivas:

$$\frac{100}{40} \text{ para el } \text{Ca}^{2+} \text{ y } \frac{100}{24} \text{ para el } \text{Mg}^{2+} \quad (77)$$

Tomando en cuenta las ecuaciones anteriores, el agua se clasifica comúnmente en términos del grado de dureza, como sigue:

Cuadro 27. Clasificación de aguas para riego de acuerdo con la dureza.

Clasificación	Dureza ( $\text{mg L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )
Blanda o suave	< 75
Moderadamente Dura	75 – 150
Dura	150 – 300
Muy Dura	> 300

De igual manera, la Organización Mundial de la Salud (OMS), define que el grado de dureza se clasifica con base en el  $\text{CaCO}_3$ , en cuatro intervalos de  $0\text{-}60 \text{ mg L}^{-1}$ , y se define como “blanda”, entre  $61\text{-}120 \text{ mg L}^{-1}$  como “moderadamente dura”, de  $121\text{-}180 \text{ mg L}^{-1}$  se clasifica como “dura” y valores mayores de  $180 \text{ mg L}^{-1}$  como “muy Dura” (WHO, 2004).

En general, el agua superficial es más suave que el agua subterránea. La dureza del agua refleja la naturaleza de la formación geológica con la que ha estado en contacto (Sahu *et al.*, 2019).

La dureza del agua es beneficiosa en el agua de riego, porque los iones alcalinotérreos tienden a flocular (producir agregados) las partículas coloidales del suelo, y por

consiguiente aumenta la permeabilidad del suelo (Harris, 2007). Sin embargo, para usos domésticos e industriales un agua con un alto grado de dureza no es apta (Kumar, 2019).

#### **4.10. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo con su alcalinidad**

La alcalinidad de una muestra de agua es su capacidad cuantitativa para neutralizar un ácido fuerte a un pH designado (APHA, 1998). Kumar (2019) la define como una función de los contenidos de carbonato, bicarbonato e hidróxido. Su valor se toma como una indicación de la concentración de estos constituyentes.

De acuerdo con Montelongo *et al.* (2008), el bicarbonato constituye la forma química de mayor contribución a la alcalinidad, señalando también que la alcalinidad representa el principal sistema amortiguador del agua dulce, la cual desempeña un rol principal en la productividad de cuerpos de agua naturales, sirviendo como una fuente de reserva para la fotosíntesis.

Consecutivamente, Pandey *et al.*, (2019) considera que los cuerpos de agua natural en los trópicos generalmente muestran un amplio rango de fluctuaciones en su valor de alcalinidad total, dependiendo de la geografía y la estación del año. Asimismo, Omernik y Powers (1983) mencionan que la alcalinidad del agua de la superficie fue baja en las áreas de bosque sin pasto y alta donde predominaban las tierras de cultivo, por lo tanto, es una función de la naturaleza de la roca y la composición del suelo.

La alcalinidad se estima mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Alcalinidad} = (CO_3 + HCO_3) * 50 \text{ las concentraciones en } mmol_c L^{-1} \quad (78)$$

La alcalinidad generalmente se expresa en  $mg L^{-1}$  de  $CaCO_3$ , es por ello que el coeficiente “50” por el que se multiplican las concentraciones en la ecuación 78, es un factor de conversión para pasar de  $mmol_c L^{-1}$  a  $mg L^{-1}$  ( $1 mmol_c L^{-1}$  de  $CaCO_3 = 50 mg L^{-1}$  de  $CaCO_3$ ).

Los valores de alcalinidad se clasifican mediante las siguientes directrices:

Cuadro 28. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo con la alcalinidad

<b>Clasificación</b>	<b>Alcalinidad (mg L<sup>-1</sup>)</b>
Baja	< 75
Media	75 – 150
Alta	> 150

Fuente: Kevern (1989) citado por Espinosa y Rodríguez (2016)

Guerrero (2006) señala que la alta alcalinidad causa corrosión e incrustaciones dentro de los límites tolerables, además señala como contenido aceptable de las especies químicas que causan la alcalinidad menos de 30 mg L<sup>-1</sup>.

La alcalinidad es importante para evaluar la idoneidad del agua con fines prácticos. En la industria y la construcción, la corrosión de los materiales de construcción (concreto), la precipitación de la escala de carbonato en calderas que alimentan centrales de vapor depende del valor de la alcalinidad. En la agricultura, el valor de la alcalinidad determina la posibilidad de uso del agua para irrigación (Dunaieva *et al.*, 2019).

En lo que respecta a los efectos de la alcalinidad del agua en las plantas se observa que una alta alcalinidad puede llegar a producir clorosis intervenial en las hojas más jóvenes y crecimiento atrofiado. La clorosis se atribuye a una deficiencia de hierro (Fe). No obstante, el agua con alcalinidad cero no se recomienda necesariamente, por lo tanto, es deseable un bajo nivel de alcalinidad en el agua, en general, se acepta que la alcalinidad ideal en el agua de riego varía entre 0 y 160 mg L<sup>-1</sup> (Roosta, 2011).

## **5. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **5.1. Descripción de la zona de estudio**

La zona de estudio comprende principalmente el estado de Oaxaca. Es preciso señalar que se tiene dos muestras en la zona limítrofe entre los estados de Oaxaca y Puebla.

Para la selección de sitios, se realizaron recorridos preliminares con el objeto de delimitar las zonas de muestreo y los sitios más relevantes de las ocho regiones hidrológicas de las que forma parte el estado de Oaxaca. De igual manera, en este trabajo se consideró abarcar sitios de muestreo de importancia en cada una de las ocho regiones fisiográficas con que cuenta el estado (Figura 10).

#### **5.1.1. Estado de Oaxaca**

De acuerdo con la Síntesis de Información Geográfica del estado de Oaxaca (INEGI, 2004), éste se localiza en la porción sureste de la República Mexicana, entre las coordenadas geográficas 18° 39' y 15° 39' de latitud norte, y entre los 93° 52' y 98° 32' de longitud oeste. Comprende una superficie de 93 343 km<sup>2</sup>, que representa 4.8% de la superficie total del país y lo ubica como el quinto estado más grande del territorio nacional. Limita al norte con los estados de Puebla y Veracruz, al este con el estado de Chiapas, al sur con el Océano Pacífico y al oeste con el estado de Guerrero. Comprende 570 municipios, agrupados en 30 distritos y estos a su vez en ocho regiones.

#### **5.1.2. Fisiografía**

El estado de Oaxaca comprende parte de cinco provincias fisiográficas: la Provincia Sierra Madre del Sur ocupa la mayor extensión del territorio (79.57 %), la provincia Cordillera Centroamericana abarca una porción del este del estado (11.98 %); la provincia Llanura Costera del Golfo Sur, se introduce al noreste de la entidad ocupando 7.37 % del área estatal, las provincias Eje Neovolcánico y Sierras de Chiapas y Guatemala ocupan 1.08% del territorio del estado; la primera se interna al noroeste y la segunda se ubica al oriente del estado.

En lo concerniente a los sitios de muestreo, estos se ubican en tres de las cinco provincias fisiográficas distribuyéndose de la siguiente manera: el 93.26 % de las muestras se ubican en la Sierra Madre del Sur, lo cual es muy importante al ser la de mayor extensión del estado; las provincias Cordillera Centroamericana y Llanura Costera del Golfo Sur les corresponde el 2.24% de los sitios y por último el 4.49% de las muestras se ubican en cuerpos de agua perenne (Figura 11).

Conforme a las regiones fisiográficas, el estado de Oaxaca se divide en 8 regiones: el Istmo que ocupa la mayor extensión del territorio (22.05 %), la Mixteca (16.65%), la Sierra Sur (15.67 %), la Costa que cubre el 12.33% del estado; Valles centrales que comprende el 10.07%, Sierra norte (9.53%), Papaloapan (9.03%) y finalmente la región Cañada que abarca el 4.67% del estado.

En lo que respecta a las muestras recolectadas, el 28.09% (25 muestras) se encuentran ubicadas en la región Costa, 19.10% (17 muestras) se ubican en la región Sierra Sur, 15.73% (14 muestras) se localizan en la mixteca, 11 muestras (12.36%) se encuentran en Valles Centrales, nueve muestras (10.11%) se ubican en la región Cañada, seis sitios (6.74%) se localizan en la región Papaloapan, cuatro muestras (4.49%) se encuentran en la Región Istmo y finalmente dos muestras (2.25%) se ubican en la región Sierra Norte (Figura 12).

Cabe señalar que hay una muestra que se encuentran en los límites de los Estados de Puebla y Oaxaca.

### **5.1.3. Litología**

En cuanto a litología, en la entidad existe un variado mosaico de rocas de diferentes edades y origen de formación. Las rocas más antiguas se localizan en el sur del estado; son principalmente rocas metamórficas del Precámbrico, éstas cubren una cuarta parte de la entidad (25.35 %). Las rocas ígneas intrusivas y metamórficas del Paleozoico cubren 11.92%; se ubican principalmente en la porción norte y oriente del territorio. Las rocas del Mesozoico, distribuidas en varias áreas del estado, cubren 26.31%; porcentaje repartido en: rocas sedimentarias y metamórficas del periodo Cretácico 14.19%; rocas ígneas intrusivas y metamórficas 7.35%; sedimentarias del

Triásico-Jurásico 3.90% y rocas sedimentarias del periodo Jurásico 0.87%. Las rocas del Cenozoico abarcan 35.89% del territorio, de las cuales 24.87% corresponden al periodo Terciario con rocas sedimentarias e ígneas extrusivas, existentes en el centro y norte del estado; algunas colindan con los estados de Guerrero, Puebla y Veracruz. 11.02% corresponden al periodo del Cuaternario que son propiamente, suelos localizados próximos al litoral del Océano Pacífico y en las zonas centro y noreste del estado. Otras rocas, no especificadas, ubicadas en el norte, cubren 0.53%.

En relación con los sitios de muestreo y su litología se tienen 44 sitios de muestreo con origen de rocas del Cenozoico (49.44%), 34 sitios de origen mesozoico (38.20%), cinco sitios del paleozoico (5.62%) y tres muestras del precámbrico (3.37%). Cabe señalar que se tienen tres muestras (3.37%) sin información o se encuentran cerca de cuerpos de agua (Figura 13).

Consecutivamente en lo que atañe al tipo de rocas, las muestras en su mayoría son rocas sedimentarias (28.09%) y consecutivamente rocas metamórficas (20.47%) y rocas ígneas (12.36%) (Figura 14).

#### **5.1.4. Hidrología**

El estado cuenta con 8 regiones hidrológicas (INEGI, 2004):

- 1. Región Hidrológica Papaloapan (RH28).** - Cubre el 24.24% del total estatal; tiene sólo una cuenca: Río Papaloapan.
- 2. Región hidrológica Costa Chica-Río Verde (RH20).** - Incluye el 24.02% del estado, se sitúa en segundo lugar en extensión y comprende tres cuencas: la cuenca del Río Atoyac, el Río La Arena y Otros y el Río Ometepec o Grande.
- 3. Región hidrológica Tehuantepec (RH22).** - con 19.14% de la superficie, está compuesta por dos cuencas: L. Superior e Inferior y Río Tehuantepec.
- 4. Región hidrológica Costa de Oaxaca (Puerto Ángel) (RH21).** - con 10.54% de la superficie, está dividida en tres cuencas: Río Astata y Otros, Río Copalita y otros, y Río Ometepec y otros.

5. **Región hidrológica Coatzacoalcos (RH29).** - Abarca el 10.34% del estado y contiene sólo la cuenca del Río Coatzacoalcos.
6. **Región hidrológica Balsas (RH18).** - con 8.89% se integra por 2 cuencas: Río Atoyac y Río Tlapaneco.
7. **Región hidrológica Costa de Chiapas (RH23).** - Incluye el 1.28% de la superficie estatal e incluye la cuenca del Mar Muerto.
8. **Región hidrológica Grijalva-Usumacinta (RH30).** - Comprende el 1.55 de la superficie de la entidad y engloba la cuenca Río Grijalva-Tuxtla Gutiérrez.

Los sitios de muestreo se distribuyen de acuerdo con las regiones hidrológicas de la siguiente manera: 34.83% se localizan en la región hidrológica Costa Chica, 21.35% se encuentran en la región hidrológica Papaloapan, 23.60% se ubican en la región hidrológica Costa de Oaxaca, 10.11% se localizan en la región Tehuacán y por último 10.11% se ubican en la región del Balsas (Figura 15).

Entre las principales corrientes y cuerpos de agua del estado se encuentran las siguientes:

Cuadro 29. Corrientes y cuerpos de agua principales del estado de Oaxaca

Nombre	Corrientes de agua			Cuerpos de Agua
	Nombre	Nombre	Nombre	Nombre
Atoyac	Cajonos	Xiquila	Quiechapa	Presa Miguel Alemán
Río Verde	Mixteco	Colotepec	Río Grande	Presa Lic. Miguel de la Madrid
Río Grande	La Lana	Miahuatlán	Coicoyán	Hurtado (Cerro de Oro)
Puxmetacán	Aguacatengo	Peñoles	Río Grande	Presa presidente Benito Juárez
La Trinidad	Jaltepec	Río Salado	San Antonio	Presa Yosocuta
La Virgen	San Andrés	Minas	Huamelula	Laguna Superior
Tehuantepec,	Río Grande	Río Tonto	Petlapa	Mar Muerto
El Corte	Atoyaquillo	Mixteco	Río Salado	Laguna Inferior
Coatzacoalcos	Ostuta	Díaz		Laguna Oriental
				Laguna Chacahua
				Laguna Corralero
				Laguna Miniyua
				Laguna Pastoría

Dentro de los sitios muestreados se encuentran muestras del: río Atoyac, río Tonto, río Verde, río Grande, río Salado, río Mixteco y río Colotepec, así como muestras de agua de las Presas: Miguel Alemán, Benito Juárez y Yosocuta.



### **5.1.5. Clima**

En el estado de Oaxaca se presentan 16 tipos de clima siendo los predominantes los siguientes: Cálido Subhúmedo con lluvias en verano, ocupa 32.93% de la superficie estatal; se ubica en una franja paralela a la costa del Pacífico; y en una pequeña porción al norte del estado. 16.63% de la superficie estatal está ocupado por el Semicálido Subhúmedo con lluvias en verano; el Templado Subhúmedo con lluvias en verano cubre 14.66%, le sigue el Cálido Húmedo con abundantes lluvias en verano con 13.20%; el resto del territorio (22.58%) es cubierto por los climas Semiseco Semicálido, Cálido Húmedo con lluvias todo el año. Templado Húmedo con abundantes lluvias en verano y Semicálido Húmedo con lluvias todo el año; así como por los climas Semiseco Templado, Seco Muy Cálido y, Cálido y Semifrío Subhúmedo con lluvias en verano.

### **5.1.6. Uso de suelo y vegetación**

Con respecto a la vegetación del estado, el Bosque (39.04%), es la comunidad vegetal que más superficie ocupa; le sigue la selva con 37.05%. Los pastizales cubren 8.23%; con 1.52% están otros tipos de vegetación. La agricultura se realiza en 14.16% del territorio oaxaqueño; es principalmente de temporal, aunque la superficie de riego es de gran importancia. Los cultivos anuales son: maíz, frijol, trigo, cacahuate y sorgo; los cultivos perennes son: café, caña de azúcar, limón agrio, mango, maguey mezcalero y pastos (INEGI, 2004).

En lo que respecta a los sitios de muestreo y con base al conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, serie VI (INEGI, 2016), estos se encuentran ubicados como se describe: 24 sitios (26.98%) se encuentran en lugares con agricultura de temporal, 19 sitios (21.35%) son zonas de agricultura de riego, 12 sitios (13.48%) se encuentran ubicados dentro de la zona urbana, 7 sitios (7.87%) se ubican en cuerpos de agua, 4 sitios (4.49%) se ubican en zonas con pastizales, 13 sitios (14.61%) se ubican en zonas de bosque, 9 sitios (10.11%) se ubican en zonas de selva y finalmente un solo sitio se encuentra en una zona con uso de suelo de agricultura de humedad (Figura 16).

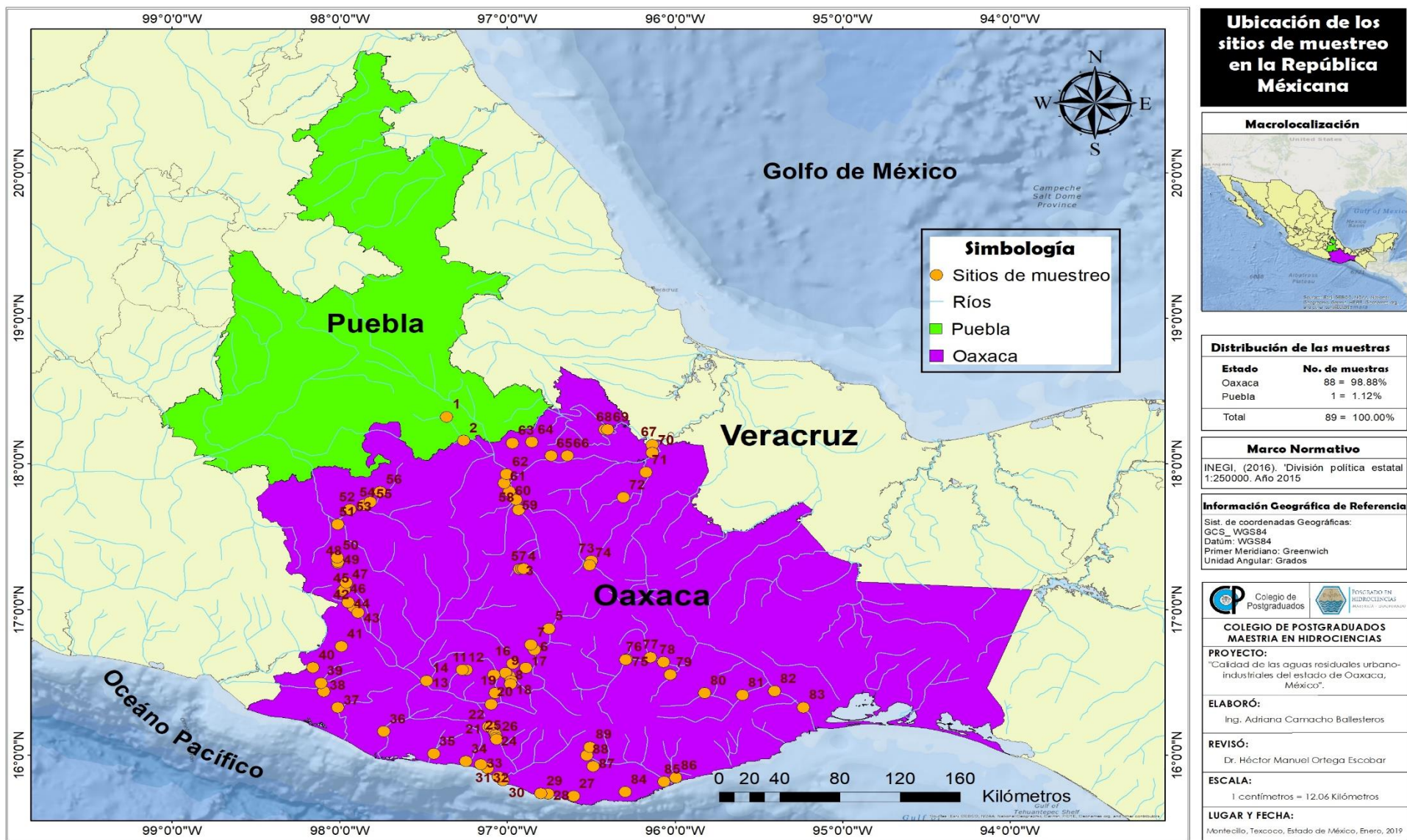


Figura 10. Ubicación de los sitios de muestreo en el estado de Oaxaca.

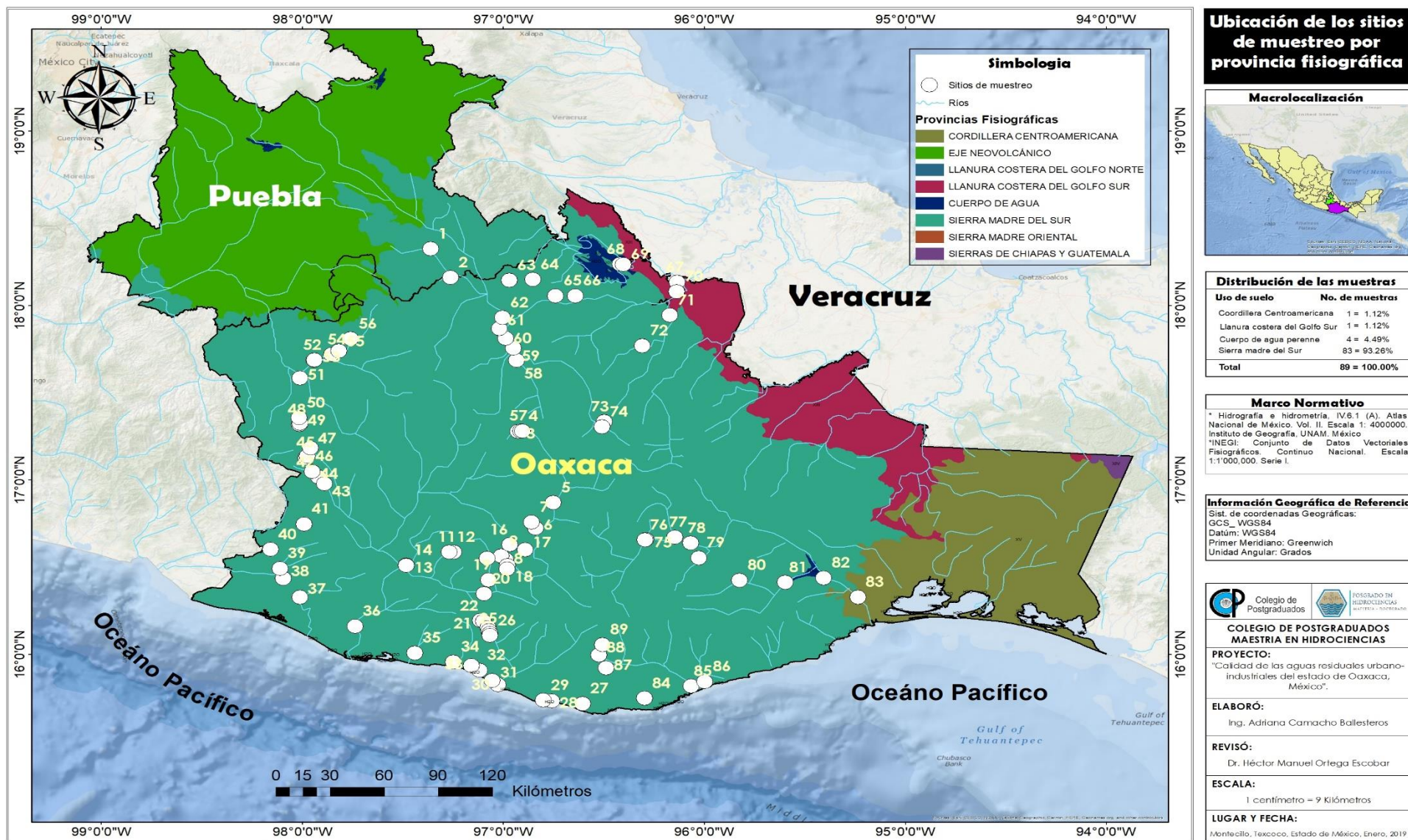


Figura 11. Ubicación de los sitios de muestreo por provincia fisiográfica.

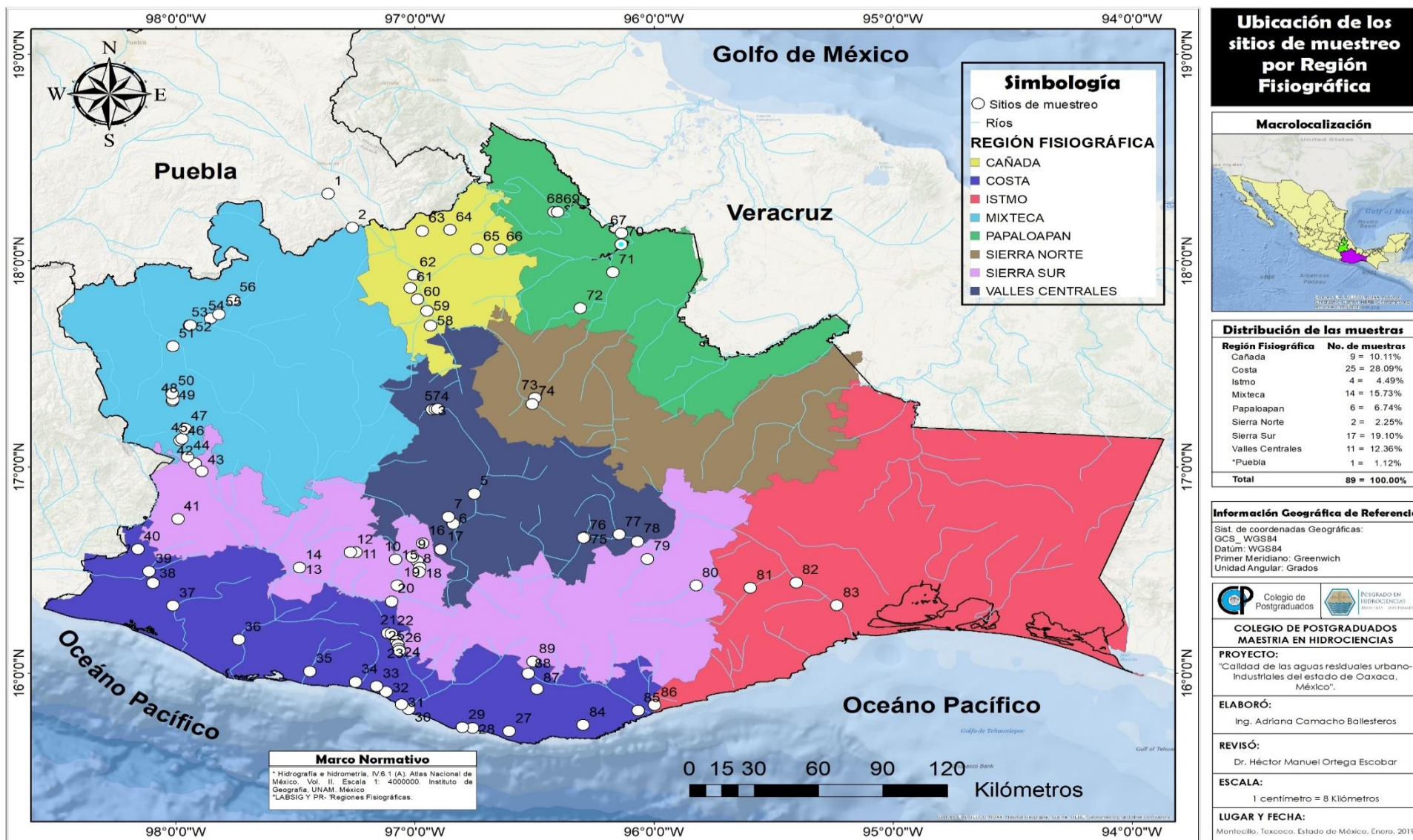


Figura 12. Ubicación de los sitios de muestreo por región fisiográfica

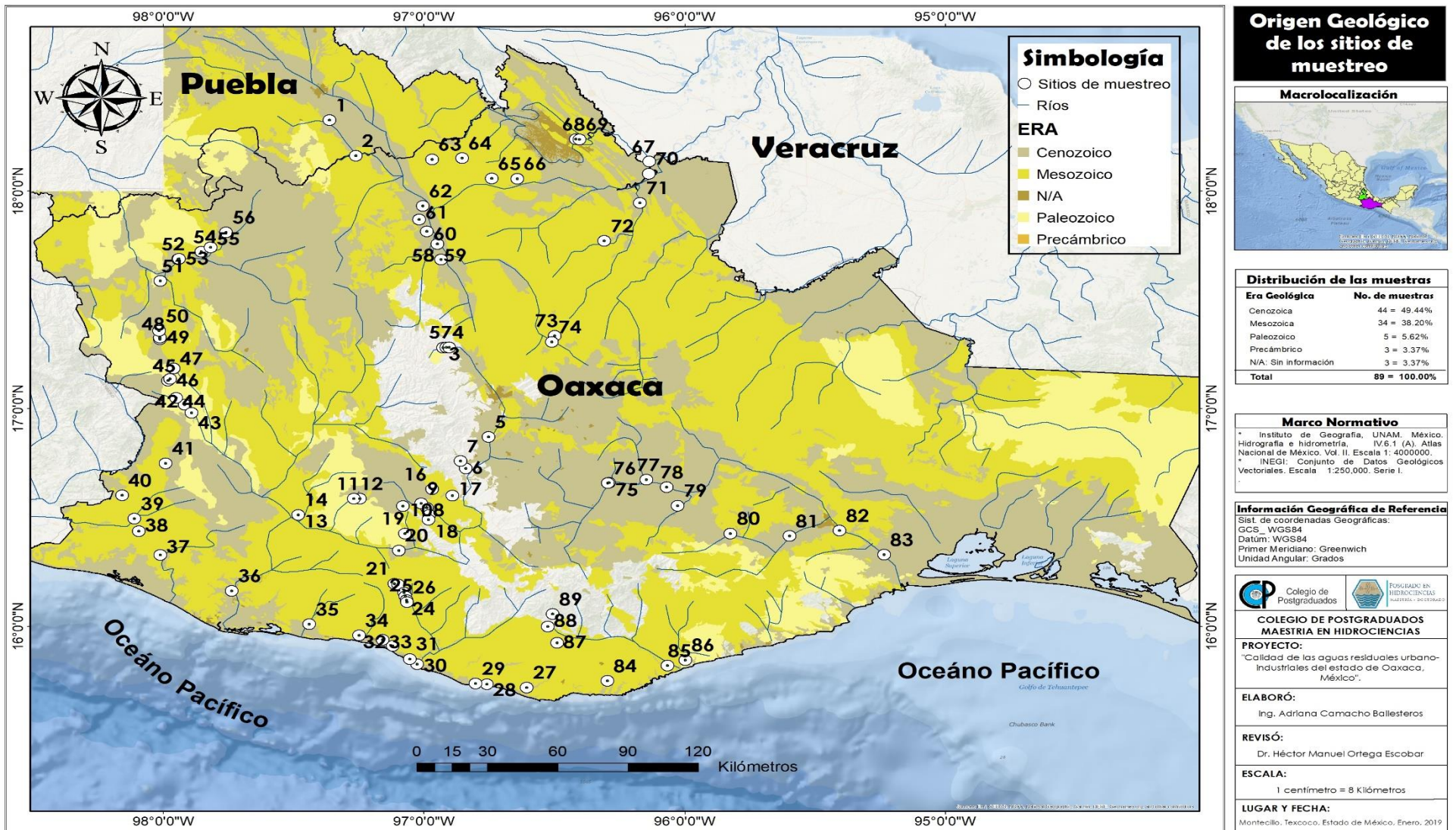


Figura 13. Litología de los sitios de muestreo.

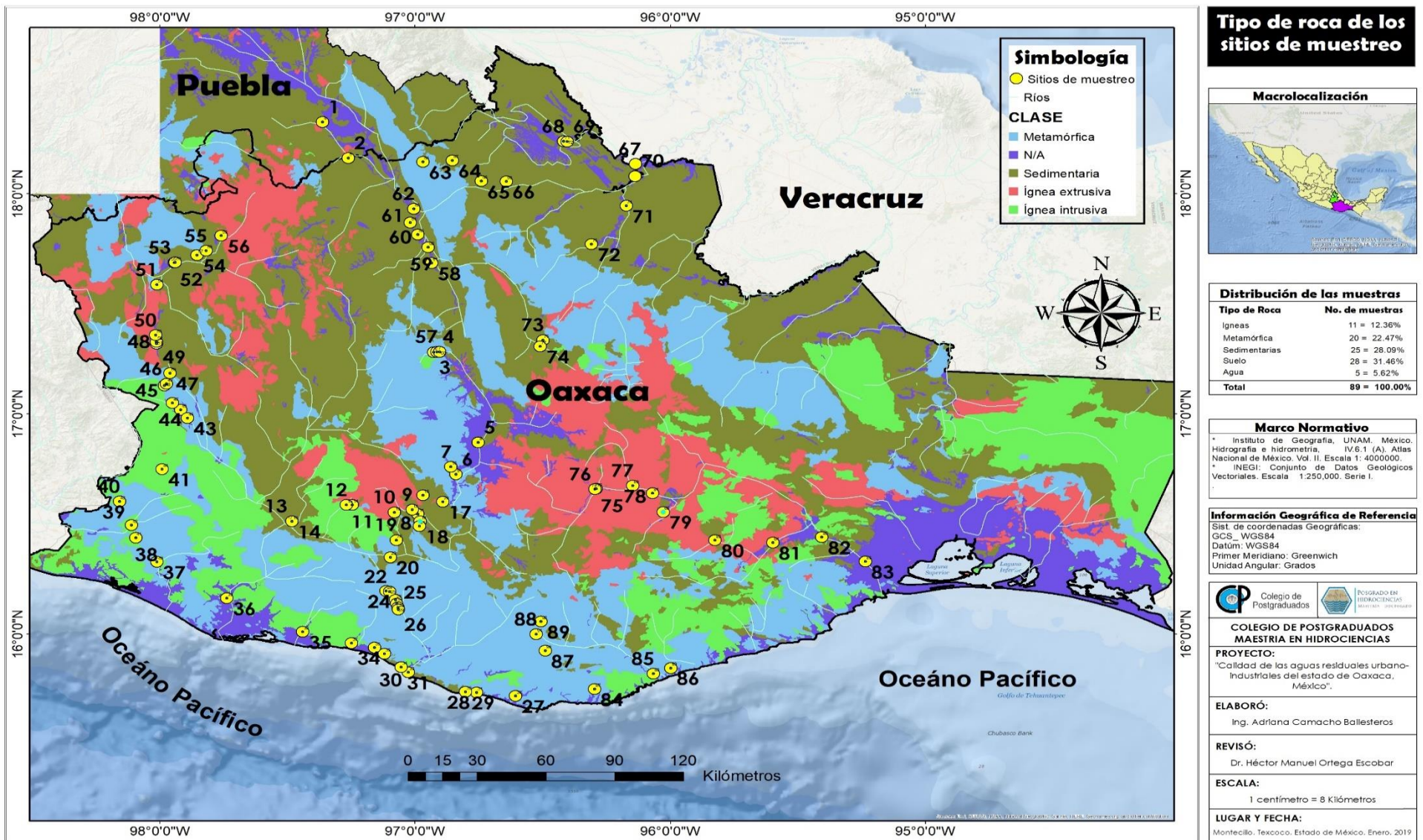


Figura 14. Tipo de rocas de los sitios de muestreo de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

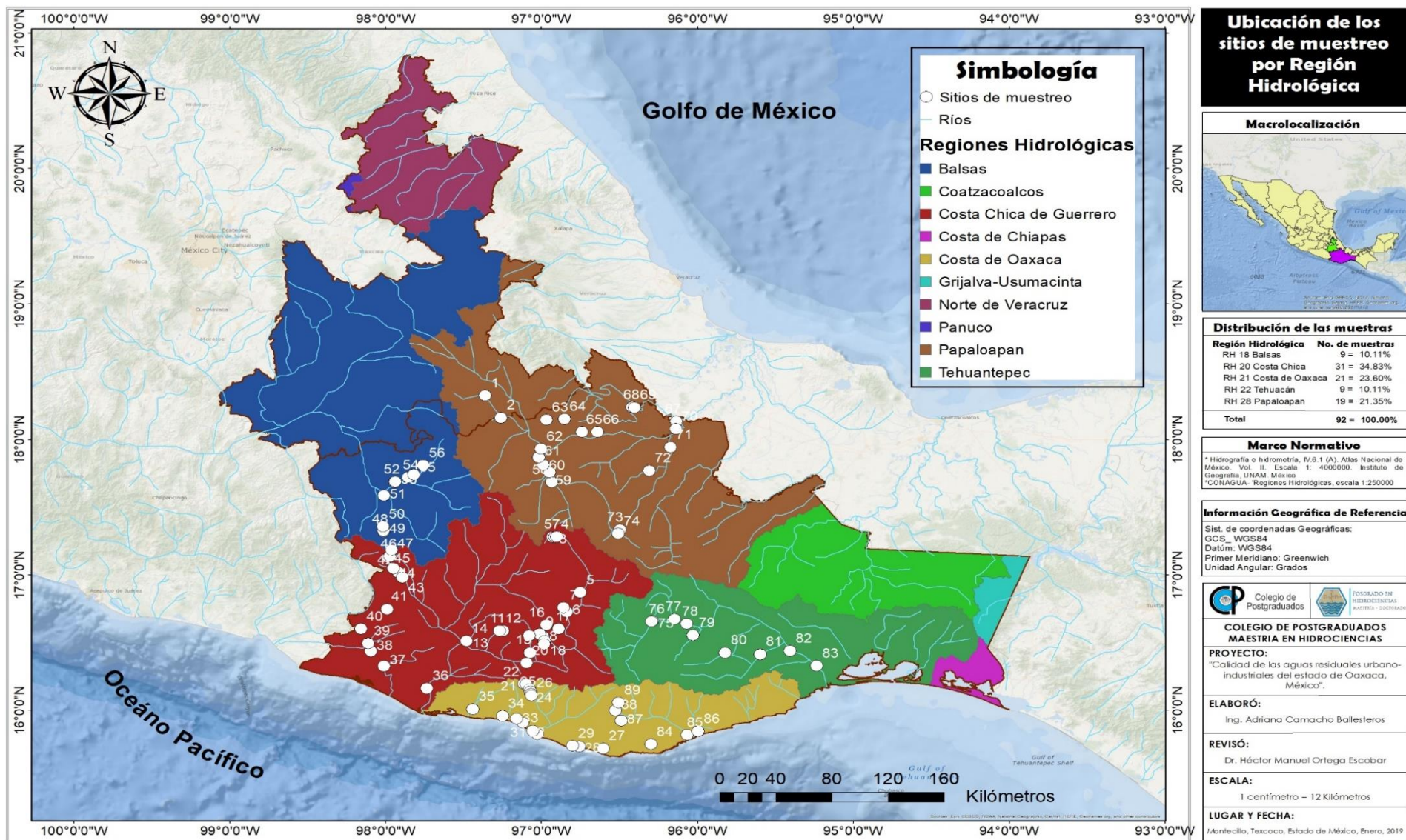


Figura 15. Ubicación de los sitios de muestreo por región hidrológica.

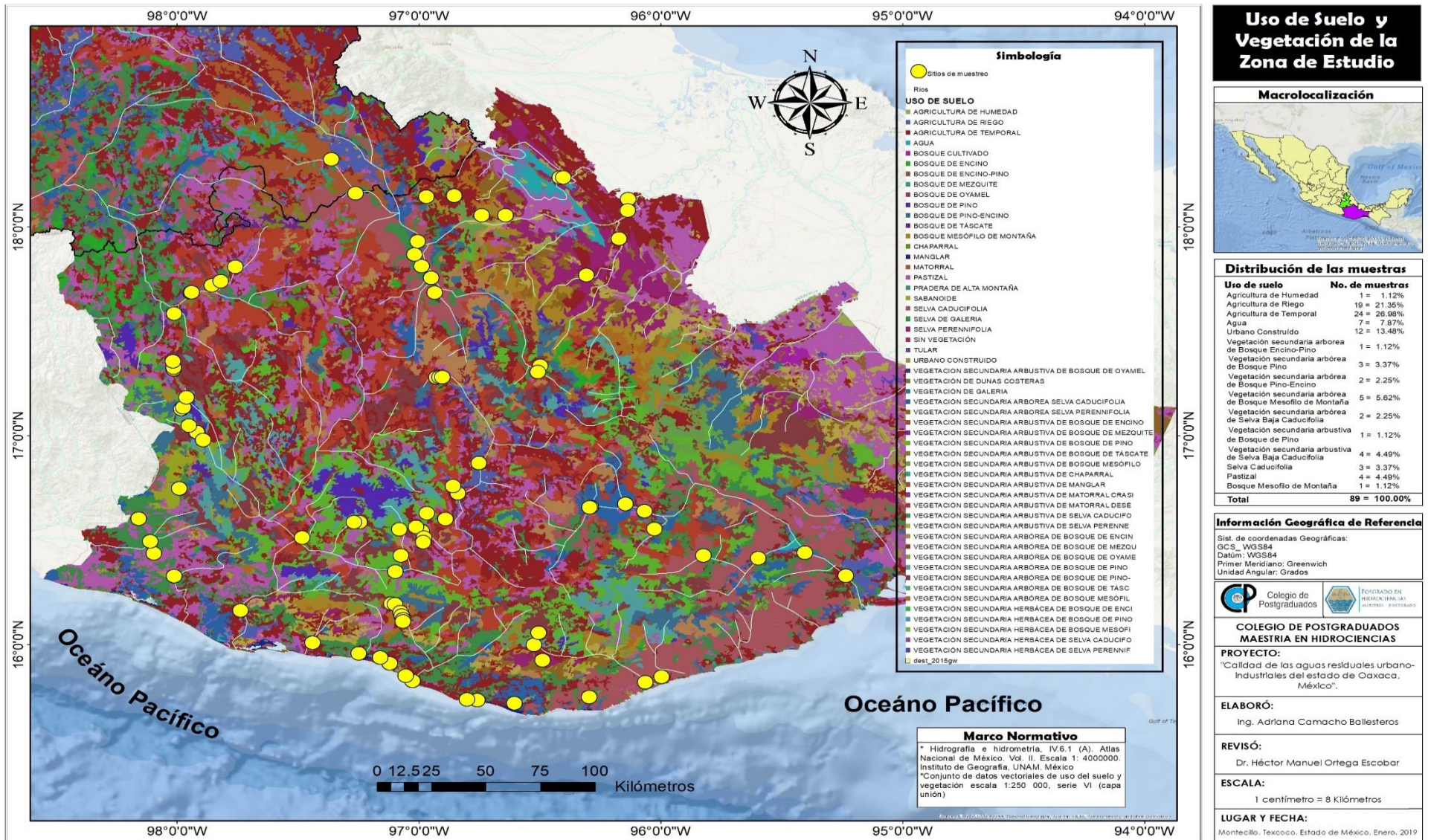


Figura 16. Uso de suelo y vegetación de los sitios de muestreo.



## 5.2. Ubicación de los sitios de muestreo

Según González *et al.*, (2002), la acción de escoger muestras representativas de las condiciones del sistema con el propósito de examinar características de este, se denomina muestreo. Lies & Shulz (2000), señalan que el muestreo es de gran importancia en vista de la creciente preocupación por la contaminación ambiental ya que en la mayoría de las circunstancias las aguas presentan variaciones de calidad tanto espaciales como temporales.

Es por ello, que para la selección de sitios y con el fin de tener una mayor representatividad, se tomaron muestras de canales de riego, canales de desagüe, presas, lagunas, ríos, manantiales, aguas de mar y escurrimientos naturales.

En el presente trabajo, se establecieron 89 sitios de muestreo en el verano de 2018 a lo largo del estado de Oaxaca, en cada sitio se tomó una muestra de agua por duplicado de 0.5 L. Para su ubicación se utilizó un GPS de la marca GARMIN modelo ETREX Venture HC, y se ejemplifican en la Figura 17 con información relevante de la zona de estudio y nombre de las corrientes principales.

El muestreo se realizó tomando como base la norma NMX-AA-3-1980 referente al muestreo de aguas residuales y la norma NMX-AA-014-1980 relativa al muestreo de cuerpos receptores, así como la norma NOM-014-SSA1-1993, concerniente a los "procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados".

## 5.3. Determinaciones físico-químicas

Con el objeto de conocer la variación de las concentraciones totales iónicas en las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca, se realizaron las siguientes determinaciones: pH, Conductividad eléctrica (CE),  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , residuo seco evaporado (RSE), residuo seco calcinado (RSC), B, Si,  $\text{N-NO}_3^{-1}$ , y  $\text{P-PO}_4^{-3}$ . (Cuadro 30).

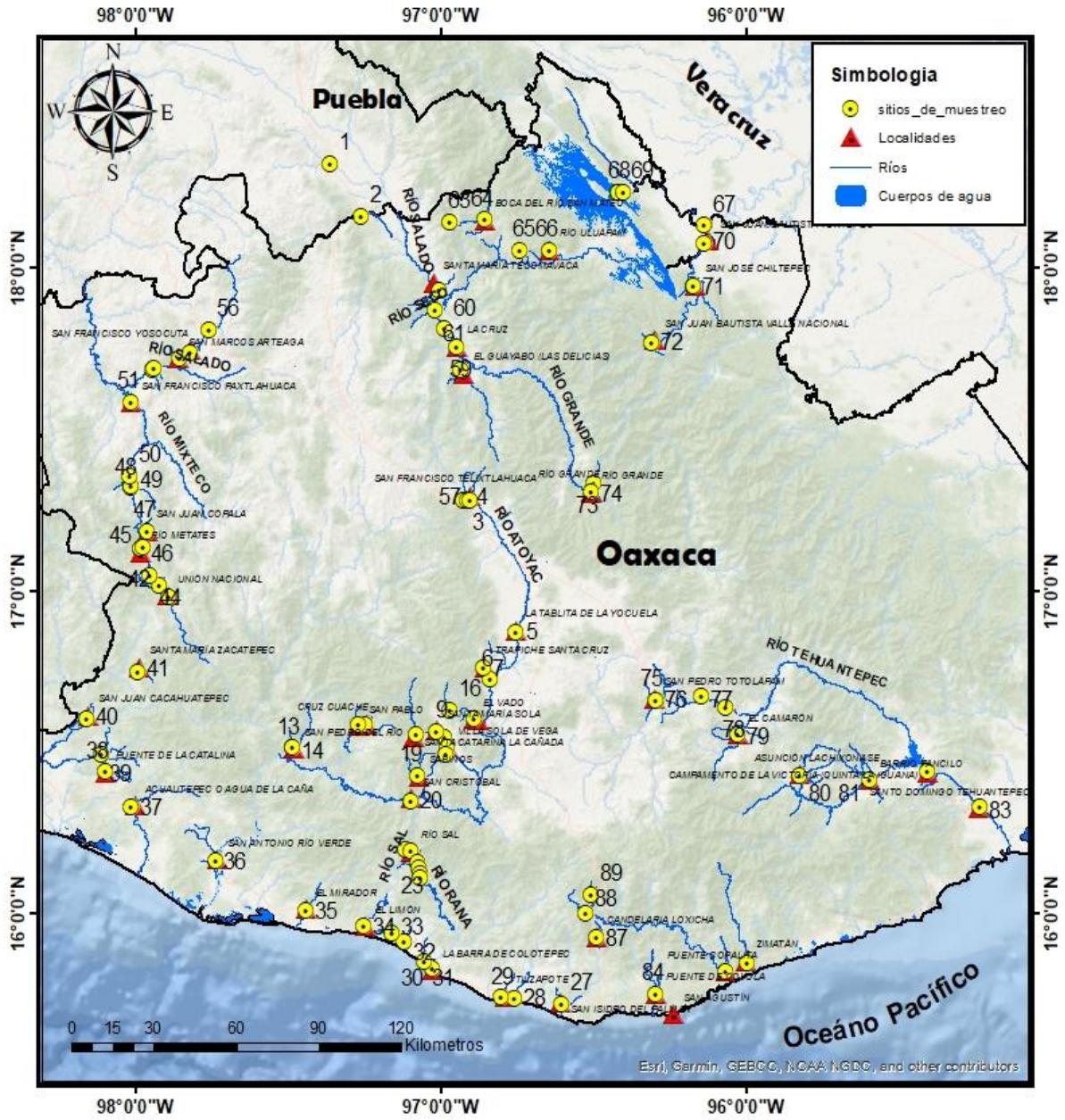


Figura 17. Localización geográfica de los sitios de muestreo de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Cuadro 30. Métodos utilizados para caracterizar a las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del Estado de Oaxaca, México.

No.	DETERMINACIÓN	MÉTODO	REFERENCIA
1	pH	Potenciómetro marca HANNA	APHA, 1998. 4500-H <sup>+</sup> B
2	Conductividad eléctrica	Conductímetro puente de Wheastone	APHA, 1998. 2510 B
3	Residuo seco evaporado (RSE)	Gravimetría utilizando estufa hotplate modelo type 2200 Thermolyne	APHA, 1998. 2540 D
4	Residuo seco calcinado (RSC)	Gravimetría utilizando mufla Lindberg	APHA, 1998. 2540 E
5	Carbonatos	Volumétrico. Mediante titulación con ácido sulfúrico 0.01 N, 0.05 N. Indicador Fenolftaleína	APHA, 1998. 2320 B
6	Bicarbonatos	Volumétrico. Mediante titulación con ácido sulfúrico 0.01 N, 0.05 N. Indicador Anaranjado de Metilo	APHA, 1998. 2320 B
7	Cloruros	Volumétrico. Mediante titulación con nitrato de plata 0.01 N, 0.05 N y 0.1 N. Indicador Cromato de Potasio al 5%	APHA, 1998.4500-Cl <sup>-</sup> B
8	Calcio y Magnesio	Volumétrico. Mediante titulación con EDTA 0.01 N, 0.05 N Indicador Eriocromo Negro T	APHA, 1998. 3500 Ca B
9	Calcio	Volumétrico. Titulación con EDTA 0.01 N, 0.05 N. Indicador Murexida	APHA, 1998. 3500 Ca B
10	Sodio y Potasio	Flamometría. Flamómetro 648 IL $\lambda = 589$ nm utilizando solución estándar 140 mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> para Na <sup>+</sup> y 5 mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> para K <sup>+</sup>	APHA, 1998. 3500-Na y K, B
11	Sulfatos	Turbidimetría. Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, $\lambda = 420$ nm	APHA, 1989.4500-SO <sub>4</sub> E
12	Ortofosfatos	Espectrofotometría. Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, $\lambda = 690$ nm	Rodier, 1978
13	Boro	Espectrofotometría. Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, $\lambda = 420$ nm, Azomethina-H.	Rodier, 1978
14	Silicio	Turbidimetría. Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, $\lambda = 650$ nm	APHA, 1989.4500-SiO <sub>2</sub> E
15	Nitratos	Turbidimetría. Espectrofotómetro modelo Perkin Elmer 35, $\lambda = 410$ nm, Azomethina-H.	Robarge <i>et al.</i> , 1983

#### **5.4. Directrices de calidad del agua para riego**

De Santa Olalla *et al.* (2005) definen a la calidad de las aguas como una variable descriptora fundamental del medio hídrico, tanto desde el punto de vista de su caracterización ambiental, como desde la perspectiva de la planificación y gestión hidrológica, ya que delimita la aptitud del agua para mantener los ecosistemas y atender las diferentes demandas. En lo correspondiente a la calidad del agua para uso agrícola la definen como la aptitud del agua para el riego de cultivos.

Entre los lineamientos o criterios más comunes para definir la aptitud de las aguas para el riego se encuentran las establecidas por Ayers & Westcot (1987) denominadas "directrices de calidad de agua", las cuales destacan la influencia a largo plazo de la calidad del agua en la producción de cultivos, las condiciones de suelo y el manejo agrícola.

Las directrices son prácticas y se han utilizado con éxito en la agricultura de riego general para la evaluación de los constituyentes comunes en aguas superficiales, aguas subterráneas, aguas de drenaje, efluentes de desagües y aguas residuales (Cuadro 31).

Por lo general, no se experimentan ni se reconocen problemas de suelo o cultivo cuando se usa agua con valores inferiores a los que se muestran como "sin restricción de uso o ninguno". Por otro lado, con restricciones en el rango de "ligero a moderado", se requiere un aumento gradual de la atención en la selección de cultivos y alternativas de manejo si se desea alcanzar el potencial de rendimiento total. Finalmente, y si por cuestiones de necesidad se usa agua que iguala o excede los valores mostrados para las "restricciones severas", el usuario del agua debe experimentar problemas de suelo y de cultivo o rendimientos reducidos, incluso con el manejo de cultivos.

Asimismo, Ayers & Westcot (1987) señala que los problemas relacionados con la calidad de agua para riego agrícola son cuatro: la salinidad, la velocidad de infiltración, la toxicidad específica de algunos iones y problemas misceláneos (nutrientes excesivos que reducen la calidad).

Cuadro 31. Directrices para evaluar la calidad del agua para riego<sup>1</sup>.

Posible problema de riego	Unidades	Grado de restricción de uso		
		Ninguno	Ligero a moderado	Grave
<b>Salinidad</b>				
<i>(afecta la disponibilidad de agua del cultivo)</i> <sup>2</sup>				
CE <sub>a</sub>	dS m <sup>-1</sup>	<0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
STD	mg L <sup>-1</sup>	<450	450 - 2000	> 2000
<b>Infiltración</b>				
<i>(Afecta la tasa de infiltración de agua en el suelo. Evaluar usando CE<sub>a</sub> y RAS)</i> <sup>3</sup>				
RAS= 0 - 3	y CE <sub>a</sub> =	> 0.7	0.7 - 0.2	<0.2
RAS= 3 - 6	=	> 1.2	1.2 - 0.3	<0.3
RAS= 6 - 12	=	> 1.9	1.9 - 0.5	<0.5
RAS= 12 - 20	=	> 2.9	2.9 - 1.3	<1.3
RAS= 20 - 40	=	> 5.0	5.0 - 2.9	<2.9
<b>Toxicidad iónica específica</b>				
<i>(afecta a cultivos sensibles)</i>				
<b>Sodio (Na)<sup>4</sup></b>				
Riego superficial	RAS	<3	3 - 9	> 9
Riego por aspersión	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	<3	> 3	
<b>Cloruro (Cl)<sup>5</sup></b>				
Riego superficial	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	<4	4 - 10	> 10
Riego por aspersión	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	<3	> 3	
<b>Boro (B)</b>				
	mg L <sup>-1</sup>	<0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
<b>Efectos misceláneos</b> <i>(afecta cultivos susceptibles)</i>				
<b>Nitrógeno (NO<sub>3</sub> - N)<sup>6</sup></b>				
	mg L <sup>-1</sup>	<5	5 - 30	> 30
<b>Bicarbonato (HCO<sub>3</sub>)</b>				
<i>(solo por aspersión)</i>				
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	<1.5	1.5 - 8.5	> 8.5
<b>pH</b>		Rango normal 6.5 - 8.4		

<sup>1</sup>Adaptado del Comité de Consultores de la Universidad de California 1974.

<sup>2</sup> CE<sub>a</sub> significa conductividad eléctrica, una medida de la salinidad del agua, informada en deciSiemens por metro a 25 ° C (dS m<sup>-1</sup>) o en unidades milimhos por centímetro (mmho cm<sup>-1</sup>). Ambos son equivalentes. STD significa sólidos totales disueltos, reportados en miligramos por litro (mg L<sup>-1</sup>).

<sup>3</sup> RAS significa la relación de adsorción de sodio. RAS es a veces reportado por el símbolo RNa. A un RAS dado, la tasa de infiltración aumenta a medida que aumenta la salinidad del agua.

<sup>4 y 5</sup> Para el riego de superficie, la mayoría de los cultivos arbóreos y las plantas leñosas son sensibles al sodio y el cloro; Usa los valores mostrados. La mayoría de los cultivos anuales no son sensibles. Con el riego por aspersión y la baja humedad (<30 por ciento), el sodio y el cloruro pueden absorberse a través de las hojas de los cultivos sensibles.

<sup>6</sup> NO<sub>3</sub> -N significa nitrógeno de los nitratos presentado en términos de nitrógeno elemental (NH<sub>4</sub>-N y N orgánico deben incluirse cuando las aguas residuales están siendo probadas).

## 5.5. Análisis estadístico

Toda investigación científica donde hay comprobación de hipótesis requiere de al menos una técnica estadística para hacer posible la prueba de sus hipótesis (Méndez, 2018). En este trabajo, se planteó la asociación de variables a partir de la regresión lineal, la cual permite conocer la dependencia entre las variables obtenidas (Méndez *et al.*, 1990).

La regresión lineal es un modelo que se utiliza cuando la variable dependiente es una variable continua, como sucede con la concentración de las soluciones, de acuerdo con la ley de la disociación electrolítica ya sea expresa en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ,  $\text{mg L}^{-1}$  o en su caso con la presión osmótica, la fuerza iónica o la conductividad eléctrica teórica de los iones con respecto a la conductividad eléctrica de las soluciones acuosas.

Teniendo en cuenta lo anterior, en esta investigación se calibró un modelo lineal sin ordenada al origen, utilizando la técnica de mínimos cuadrados. El modelo tiene la siguiente estructura:

$$y = a f(x) \quad (79)$$

Donde:

$y$  – Expresa la concentración de la solución en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ,  $\text{mg L}^{-1}$ ,  $\text{mmol L}^{-1}$ ; En cambio para las determinaciones de la presión osmótica, esta se expresa en atm y la fuerza iónica se expresa en  $\text{M L}^{-1}$ .

$a$  - Es la pendiente de la recta, la cual señala el número de unidades en que aumenta  $Y$  en relación con cada unidad de  $X$ .

$x$  - Conductividad eléctrica de la solución en  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , Residuo seco evaporado ( $\text{mg L}^{-1}$ ), entre otros.

## 5.6. Formas de comprobar los análisis químicos de las aguas

Al finalizar la fase de laboratorio, es decir, cuando ya se han determinado los constituyentes principales de cada una de las muestras, se procede a realizar la comprobación de estos. La APHA (1998) señala seis diferentes procedimientos para

determinar la validación de los resultados. A continuación, se describen los más importantes.

### 5.6.1. Balance de cationes y aniones

De acuerdo con el principio de la disociación electrolítica, la suma de cationes y aniones en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$  deben ser iguales, porque todas las soluciones acuosas son eléctricamente neutras  $\sum n^+ = \sum n^-$ . El porcentaje de la diferencia absoluta entre la suma de cationes y aniones debe ser como sigue:

$$\%diferencia = 100 * \left| \frac{\sum \text{cationes} - \sum \text{aniones}}{\sum \text{cationes} + \sum \text{aniones}} \right| \quad (80)$$

El criterio de aceptación para aceptar la validación de resultados analíticos se relaciona con el valor de la concentración de suma de aniones y se presentan en el siguiente cuadro:

Cuadro 32. Criterios de aceptación de análisis químicos en relación con el balance de cationes y aniones.

Suma de aniones ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ )	Diferencia aceptable (%)
0 - 3.0	$\pm 0.2$
3.0 - 10.0	$\pm 2.0$
10.0 - 800	$\pm 2.0 - 5.0$

### 5.6.2. Sólidos totales disueltos medidos = Sólidos disueltos totales calculados

Este principio señala que, para corroborar la validez de los resultados analíticos el rango de variación entre el valor de los sólidos totales disueltos (STD) medidos en  $\text{mg L}^{-1}$  y los sólidos totales disueltos calculados a partir de las concentraciones de los iones se deben encontrar dentro del siguiente intervalo:

$$1.0 < \frac{STD \text{ med}}{STD \text{ calc}} < 1.2 \quad (81)$$

De acuerdo con esta condición, el valor de variación entre los sólidos totales disueltos medidos y calculados no puede exceder del 20% del valor medido.

### 5.6.3. Conductividad eléctrica medida = Conductividad eléctrica calculada

Esta circunstancia establece que para validar como correctos los resultados analíticos, la variación entre la conductividad eléctrica (CE) medida y la calculada a partir de los iones en  $\text{mS cm}^{-1}$  debe ser aproximadamente igual o puede tener un intervalo de variación de 0.2 entre 0.9 y 1.1 en la relación de estas. El rango se establece a continuación:

$$0.9 < \frac{CE \text{ calc}}{CE \text{ med}} < 1.1 \quad (82)$$

Los valores de conductividad eléctrica calculada (teórica) para cada ión se presentan en el cuadro siguiente:

Cuadro 33. Factores de conversión para obtener la conductividad eléctrica calculada (teórica).

Ión	Conductividad eléctrica (25 °C) $\mu\text{S cm}^{-1}$	
	Para $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Para $\text{mg L}^{-1}$
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: método 1030 I, APHA, 1998.

### 5.6.4. Conductividad eléctrica medida y la suma de iones

Esta relación señala que la suma de iones (cationes o aniones) en  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$  debe de ser 1/100 del valor de la conductividad eléctrica (CE) medida en  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Los criterios aceptables son los siguientes:

$$100 * \sum \text{aniones o cationes, (mmol}_c \text{L}^{-1}) = (0.9 - 1.1)CE, (\mu\text{S cm}^{-1}) \quad (83)$$



### **5.6.5. Sólidos totales disueltos medidos en mg L<sup>-1</sup> y la conductividad eléctrica**

Este principio señala que la relación de los sólidos totales disueltos (STD) medidos y la conductividad eléctrica en mS cm<sup>-1</sup> debe de encontrarse entre el rango de 0.55 y 0.70 (APHA, 1998).

Cabe señalar que varios estudios como los realizados por Richards (1974) en Valle Imperial mencionan que el valor de la relación entre los STD y la CE deberá ser aproximadamente de 0.640. No obstante, dependiendo de los diferentes tipos de composiciones salinas en las aguas naturales como son las aguas freáticas, salinas, las aguas de los lagos de las zonas más bajas de distintas cuencas endorreicas este valor puede variar en un amplio rango 0.5 – 0.8 – 1.1 – 1.2 (Kovda *et al.*, 1973).

## 6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 6.1. Localización geográfica del área de estudio

La localización geográfica de los sitios de muestreo de las aguas residuales urbano-industriales muestreadas, se presentan en el Cuadro 34. Se incluye la ubicación altitudinal de cada uno de los sitios de muestreo. Cabe señalar que dentro de los mismos se tienen ríos, manantiales, lagunas, escurrimientos naturales y también algunas descargas de aguas residuales de las ciudades o comunidades.

El gradiente altitudinal fue de 2,006 m, teniendo como muestra de más baja altitud la ubicada en la Laguna Manialtepec a una altura de 0.355 m y la de mayor altura la ubicada en el Puente de Telixtlahuaca con 2,006.62 m. Se hace una mención especial de los sitios de muestreo de las presas Miguel Alemán, Benito Juárez y Yosocuta las cuales se encuentran ubicadas a una altitud de 72.22 m, 162.58 m y 1,532.94 m respectivamente, debido a la problemática actual que se tiene por la modificación del entorno a por actividades antropogénicas como el desmonte y tala de la superficie circundante así como la descarga de aguas residuales domésticas, fertilizantes y pesticidas (Figura 18).

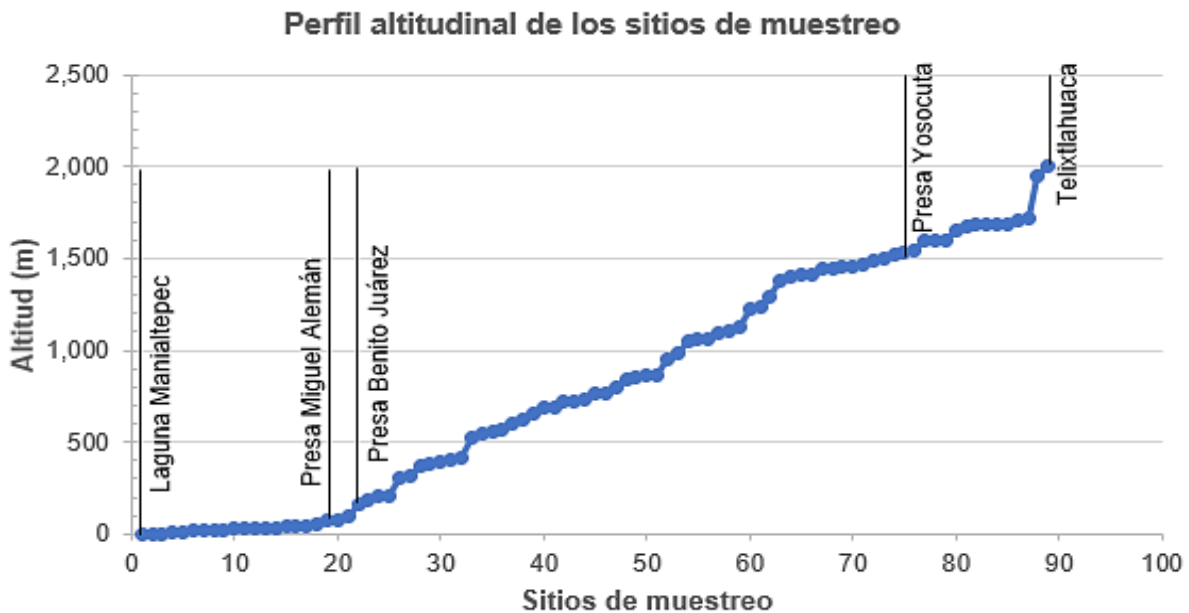


Figura 18. Perfil Altitudinal de los sitios de muestreo.

Cuadro 34. Localización geográfica de los sitios de muestreo de las aguas residuales urbano-industriales, de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

No.	Sitio de muestreo	Municipio	T (°C)	Longitud oeste	Latitud norte	Altitud (m)
1	Río Zapotitlán	San Gabriel Chilac, Pue.	26	97.3633	18.3252	1,234.45
2	Río Hondo, "Puente Calapa" Km 84+000	Tepelmeme Villa de Morelos	30	97.2626	18.1619	952.54
3	Presa Matías Romero	San Pablo Huitzo	24	96.9283	17.2798	1,054.20
4	Pozo aguas abajo, Presa Matías Romero	San Pablo Huitzo	24	96.9149	17.2812	1,711.98
5	Descarga Aguas negras Ciudad de Oaxaca, "Zabache"	Zimatlán de Álvarez	29	96.7527	16.8713	1,494.72
6	Río Trapiche Santa Cruz	Santa Ana Tlapacoyan	25	96.8403	16.7262	1,451.47
7	Río Taliche, Poblado San Bernardo.	Santa Ana Tlapacoyan	24	96.8601	16.7596	1,492.32
8	Río Sola, Comunidad Santa María Sola.	Villa Sola de Vega	22	96.9893	16.5450	1,414.70
9	Río Sola, Comunidad Santa María Sola.	Santa María Sola	22	97.0124	16.5651	1,439.21
10	Río Sola, "Sabinal".	Villa Sola de Vega	20	97.0809	16.5537	1,683.86
11	Arroyo "Santo Domingo Teojomulco"	Santo Domingo Teojomulco	22	97.2468	16.5875	1,131.35
12	Cascada después de "Santo Domingo Teojomulco"	Santo Domingo Teojomulco	22	97.2701	16.5877	1,059.97
13	Río San Pedro en San Pedro del Río.	Santa Cruz Zenzontepec	29	97.4834	16.5132	389.22
14	Descarga en el Río San Pedro, Poblado de San Pedro del Río	Santa Cruz Zenzontepec	29	97.4836	16.5131	384.17
15	Puente en Villa Sola de Vega.	Villa Sola de Vega	24	96.9806	16.5132	1,401.00
16	Manantial "San Sebastián" (Vado, "Las grutas")	San Ildefonso Sola	21	96.9689	16.6311	1,714.38
17	Puente en El Vado	La Compañía	20	96.8917	16.6020	1,466.85
18	Escurrimiento Escuela Primaria, después de Sola de Vega	Villa Sola de Vega	24	96.9832	16.4913	1,594.94
19	Río cerca de Escuela Secundaria Francisco Villa	Villa Sola de Vega	25	97.0746	16.4278	1,104.43
20	Río Atoyac	San Pedro Juchatengo	30	97.0979	16.3498	866.75
21	Escurrimiento Poblado Lachao	San Juan Lachao	22	97.1147	16.1970	842.47
22	Río Salado	San Juan Lachao	22	97.0999	16.1936	862.90
23	Escurrimiento cerca de Finca Santa Fe	San Juan Lachao	24	97.0775	16.1564	979.94
24	Manantial Comunidad "El Rosario"	San Juan Lachao	24	97.0721	16.1395	849.92
25	Manantial "San Gabriel Mixtepec"	San Gabriel Mixtepec	25	97.0675	16.1217	800.18
26	Río Colotepec	San Gabriel Mixtepec	27	97.0668	16.1118	718.71
27	Río en Puente San Isidro, San Isidro del Palmar	Santa María Tonameca	29	96.6061	15.7205	209.21
28	Río en puente Cozoaltepec	Santa María Tonameca	32	96.7598	15.7356	21.03
29	Río Copalita, Puente "El Zapote" Río Valdeflores	Santa María Tonameca	31	96.8024	15.7391	10.70
30	Río Colotepec	Santa María Colotepec	31	97.0268	15.8274	39.06
31	Mar "Plaza Zicatela"	Puerto Escondido	31	97.0557	15.8516	2.77
32	Escurrimiento "Bajos de Chila"	San Pedro Mixtepec	33	97.1205	15.9122	25.84
33	Laguna Manialtepec	San Pedro Mixtepec	34	97.1603	15.9389	0.35
34	Río Manialtepec	San Pedro Tututepec	32	97.2498	15.9596	20.55
35	Río Grande, Poblado Río Grande afluente Río Pichuaco	San Pedro Tututepec	31	97.4409	16.0108	38.58
36	Río Verde	Santiago Jamiltepec	32	97.7382	16.1642	33.53

Cuadro 34. Continuación.

No.	Sitio de muestreo	Municipio	T (°C)	Longitud oeste	Latitud norte	Altitud (m)
37	Río La Arena, Rancho Viejo	Santiago Pinotepa Nacional	32	98.0131	16.3294	53.48
38	Río Cortijos, cerca de Rancho Mendoza, Puente la Catalina	San Miguel Tlacamama	34	98.0962	16.4384	201.76
39	Río Cortijos, Puente Tres ríos	San Miguel Tlacamama	33	98.1123	16.4950	100.34
40	Puente Pochota	San Juan Cacahuatpec	30	98.1600	16.6032	370.95
41	Puente las Palmas, Santa María Zacatepec	Santa María Zacatepec	27	97.9924	16.7492	313.51
42	Afluente Río Putla, Entrada Putla	Putla Villa de Guerrero	24	97.9197	17.0187	728.80
43	Río Putla	Putla Villa de Guerrero	24	97.8924	16.9809	690.11
44	Afluente Río Putla	Constancia del Rosario	22	97.9523	17.0498	761.48
45	Río Metates 1	Santiago Juxtlahuaca	22	97.9826	17.1294	1,063.82
46	Río Metates 2	Santiago Juxtlahuaca	23	97.9757	17.1373	1,097.22
47	San Juan Cópala	Santiago Juxtlahuaca	21	97.9620	17.1855	1,546.64
48	Entrada Santiago Juxtlahuaca I	Santiago Juxtlahuaca	19	98.0141	17.3199	1,686.75
49	Entrada Santiago Juxtlahuaca II	Santiago Juxtlahuaca	20	98.0138	17.3272	1,685.30
50	Entrada Santiago Juxtlahuaca III	Santiago Juxtlahuaca	22	98.0172	17.3575	1,673.05
51	Río Mixteco	San Agustín Atenango	25	98.0131	17.5863	1,295.01
52	Canal Aguas Negras Revestido	Santo Domingo Tonalá	26	97.9439	17.6872	1,407.73
53	Río Salado	Santo Domingo Tonalá	27	97.9408	17.6885	1,226.04
54	Río Salado	San Marcos Arteaga	23	97.8560	17.7205	1,450.50
55	Presa Yosocuta	San Marcos Arteaga	25	97.8200	17.7410	1,532.94
56	Río Salado	Heroica Ciudad de Huajuapán de León	23	97.7600	17.8103	1,597.82
57	Telixtlahuaca	San Pablo Huitzo	23	96.9046	17.2825	2,006.62
58	Río Las Vueltas, Santiago Dominguillo	San Juan Bautista Cuicatlán	30	96.9346	17.6858	660.31
59	Río Tomellín	San Juan Bautista Cuicatlán	29	96.9495	17.7574	599.26
60	Río Tomellín	Valerio Trujano	27	96.9895	17.8137	571.87
61	Río Sabino	San Juan Bautista Cuicatlán	28	97.0194	17.8688	1,657.19
62	Río Salado	Santa María Ixcatlán	31	97.0054	17.9312	1,375.04
63	Arroyo cerca de Tecoaatl	Santa María Teopoxco	14	96.9700	18.1451	304.62
64	Puente de Fierro "Santa María Chilchotla"	San Mateo Yoloxochitlán	20	96.8545	18.1507	3.73
65	Escurrimiento San Juan Coatzóspam	San Juan Coatzóspam	15	96.7407	18.0567	72.22
66	Río Uluapán	San Bartolomé Ayautla	21	96.7407	18.0567	20.79
67	Río Papaloapan	San Juan Bautista Tuxtepec	29	96.1364	18.1345	26.08
68	Presa Miguel Alemán	San Miguel Soyaltepec	29	96.4187	18.2381	45.07
69	Río Tonto	San Miguel Soyaltepec	27	96.4043	18.2370	71.50
70	Río Santo Domingo	San Juan Bautista Tuxtepec	27	96.1376	18.0796	1,942.94
71	Río Valle Nacional	San José Chiltepec	25	96.1730	17.9448	1,515.15
72	Puente Chitepec	San Juan Bautista Valle Nacional	25	96.3089	17.7711	1,594.70
73	Río Valle Nacional	Ixtlán de Juárez, Oax.	16	96.4988	17.3356	624.98
74	Río Platanal, Puente Guelatao II	San Juan Chicomezúchil	19	96.5096	17.3066	761.72

Cuadro 34. Continuación.

No.	Sitio de muestreo	Municipio	T (°C)	Longitud oeste	Latitud norte	Altitud (m)
75	Canal margen izquierda Río Grande	San Pedro Totolapám	21	96.2906	16.6607	719.91
76	Río Grande	San Pedro Totolapám	28	96.2950	16.6584	688.42
77	Río Grande	San Pedro Totolapám	28	96.1471	16.6744	527.41
78	Puente "El Boquerón", Yautepec	San Pedro Totolapám	28	96.0691	16.6404	180.85
79	Puente "El Camarón", Yautepec	Nejapa de Madero	30	96.0279	16.5555	162.59
80	Puente Río Hondo	San Carlos Yautepec	29	95.8243	16.4275	34.73
81	Puente Río Otates	Magdalena Tequisistlán	32	95.5981	16.4153	26.80
82	Presa Benito Juárez	Santa María Jalapa del Marqués	31	95.4058	16.4412	19.83
83	Río Tehuantepec	Santo Domingo Tehuantepec	30	95.2352	16.3305	9.02
84	Río Coyula	Santa María Huatulco	30	96.2974	15.7506	404.12
85	Río Copalita	Santa María Huatulco	32	96.0657	15.8207	413.73
86	Río Zimatán	San Pedro Huamelula	30	95.9978	15.8469	1,438.49
87	Río poblado San Agustín Loxicha	Candelaria Loxicha	25	96.4899	15.9257	1,657.19
88	Río Copalita, Puente Jalatengo	San Agustín Loxicha	16	96.5262	15.9998	1,375.04
89	Arroyo Guajolote Suchixtepec	San Mateo Río Hondo	10	96.5068	16.0580	304.62

## 6.2. Composición iónica de las aguas residuales

Las diferentes aguas del estado de Oaxaca que se utilizan para el riego de cultivos poseen relaciones iónicas con diferentes variaciones, las cuales al establecer contacto con los suelos desarrollan distintos procesos físico-químicos debido a su quimismo. Estos tipos de agua desarrollarán diferentes tipos de salinización en los suelos.

Tipos de agua de acuerdo con su composición iónica:

Clorhídrica	$Cl / SO_4$	>	2.0
Sulfático-clorhídrica	$Cl / SO_4$	=	1.0 - 2.0
Clorhídrica-sulfática	$Cl / SO_4$	=	0.2 – 1.0
Sulfática	$Cl / SO_4$	<	0.2
Sulfático-sódico	$HCO_3 / Cl+SO_4$	=	2.0

El número de muestras de agua con diferentes tipos de quimismo que se encuentran en la población analizada fueron como sigue: 1) composición clorhídrica 78 muestras y 2) composición Sulfático-clorhídricas 11 muestras. De tal manera que se presenta un predominio de cloruros (Cl<sup>-</sup>) en las muestras sobre los sulfatos; en consecuencia, la composición química de las aguas se define como Sulfático-clorhídrico-

bicarbonatadas, es decir, en estas aguas el mayor contenido de aniones fueron los bicarbonatos, seguido por cloruros y sulfatos.

La composición iónica de las aguas muestreadas se observa en el Cuadro 35. En lo que respecta a la relación Cl / SO<sub>4</sub> se presentó como sigue: Cl / SO<sub>4</sub> < 3 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> (52 muestras); Cl / SO<sub>4</sub> entre 3-6 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> (30 muestras); Cl / SO<sub>4</sub> entre 6-9 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> (6 muestras) y Cl / SO<sub>4</sub> > 9 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> (1 muestra).

Cuadro 35. Composición iónica de las aguas residuales urbano-residuales muestreadas de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

No.	pH	CE μS cm <sup>-1</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Σ	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Σ	mg L <sup>-1</sup>	RSE	%	
			mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>										mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	error	
1	8.32	1,949	1.10	3.05	14.54	0.37	19.06	0.70	9.53	6.81	1.49	18.53		1102	1.41	
			22.04	37.06	334.42	14.47		21.00	581.33	241.41	71.56		1,323.29			
			0.55	1.53	14.54	0.37		0.35	9.53	6.81	0.75		34.43			
2	7.53	1,494	2.20	2.40	9.89	0.12	14.61	0.00	7.97	5.24	1.02	14.23		754	1.32	
			44.09	29.16	227.47	4.69		0.00	486.17	185.76	48.99		1,026.33			
			1.10	1.20	9.89	0.12		0.00	7.97	5.24	0.51		26.03			
3	7.18	273	0.85	0.90	0.76	0.16	2.67	0.00	1.82	0.60	0.18	2.60		182	1.33	
			17.03	10.94	17.48	6.26		0.00	111.02	21.27	8.65		192.65			
			0.43	0.45	0.76	0.16		0.00	1.82	0.60	0.09		4.31			
4	7.15	425	1.27	1.40	1.33	0.16	4.16	0.00	2.94	0.83	0.28	4.05		252	1.34	
			25.45	17.01	30.59	6.26		0.00	179.34	29.42	13.45		301.52			
			0.64	0.70	1.33	0.16		0.00	2.94	0.83	0.14		6.74			
5	7.39	1,634	2.41	2.63	10.80	0.14	15.98	0.00	8.72	5.71	1.11	15.54		836	1.40	
			48.30	31.95	248.40	5.50		0.00	531.92	202.42	53.31		1,121.80			
			1.21	1.32	10.80	0.14		0.00	8.72	5.71	0.56		28.46			
6	7.63	382	1.15	1.65	0.87	0.07	3.74	0.00	2.62	0.75	0.25	3.62		218	1.63	
			23.05	20.05	20.01	2.74		0.00	159.82	26.59	12.01		264.27			
			0.58	0.83	0.87	0.07		0.00	2.62	0.75	0.13		5.85			
7	7.45	344	1.04	1.49	0.79	0.04	3.36	0.00	2.36	0.68	0.22	3.26		206	1.51	
			20.84	18.10	18.17	1.56		0.00	143.96	24.11	10.57		237.31			
			0.52	0.75	0.79	0.04		0.00	2.36	0.68	0.11		5.25			
8	7.70	468	1.42	2.03	1.04	0.09	4.58	0.00	3.27	0.88	0.30	4.45		290	1.44	
			28.46	24.66	23.92	3.52		0.00	199.47	31.20	14.41		325.64			
			0.71	1.02	1.04	0.09		0.00	3.27	0.88	0.15		7.16			
9	7.55	461	1.41	1.82	1.17	0.11	4.51	0.00	3.18	0.90	0.30	4.38		308	1.46	
			28.26	22.11	26.91	4.30		0.00	193.98	31.91	14.41		321.88			
			0.71	0.91	1.17	0.11		0.00	3.18	0.90	0.15		7.13			
10	7.32	667	2.55	2.94	0.95	0.08	6.52	0.00	5.26	0.63	0.45	6.34		454	1.40	
			51.10	35.72	21.85	3.13		0.00	320.86	22.33	21.61		476.60			
			1.28	1.47	0.95	0.08		0.00	5.26	0.63	0.23		9.90			

Cuadro 35. Continuación.

No.	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	$\Sigma$	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	$\Sigma$	mg L <sup>-1</sup>	RSE	%	
			mmolc L <sup>-1</sup>										mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	error	
11	7.91	681	2.60	3.00	0.95	0.11	6.66	0.00	5.26	0.78	0.42	6.46		476	1.52	
			52.10	36.45	21.85	4.30		0.00	320.86	27.65	20.17			483.38		
			1.30	1.50	0.95	0.11		0.00	5.26	0.78	0.21			10.11		
12	7.52	168	0.58	0.75	0.24	0.07	1.64	0.00	1.30	0.20	0.10	1.60		106	1.23	
			11.62	9.11	5.52	2.74		0.00	79.30	7.09	4.80			120.18		
			0.29	0.38	0.24	0.07		0.00	1.30	0.20	0.05			2.53		
13	7.78	274	0.95	1.18	0.49	0.08	2.70	0.00	2.13	0.33	0.16	2.62		176	1.50	
			19.04	14.34	11.27	3.13		0.00	129.93	11.70	7.68			197.09		
			0.48	0.59	0.49	0.08		0.00	2.13	0.33	0.08			4.18		
14	7.86	284	0.99	1.20	0.51	0.08	2.78	0.00	2.18	0.34	0.16	2.68		180	1.83	
			19.84	14.58	11.73	3.13		0.00	132.98	12.05	7.68			201.99		
			0.50	0.60	0.51	0.08		0.00	2.18	0.34	0.08			4.29		
15	7.76	463	1.61	1.99	0.83	0.10	4.53	0.00	3.62	0.53	0.26	4.41		294	1.34	
			32.26	24.18	19.09	3.91		0.00	220.82	18.79	12.49			331.54		
			0.81	1.00	0.83	0.10		0.00	3.62	0.53	0.13			7.02		
16	7.55	470	1.65	2.01	0.85	0.09	4.60	0.00	3.66	0.55	0.26	4.47		218	1.43	
			33.07	24.42	19.55	3.52		0.00	223.26	19.50	12.49			335.81		
			0.83	1.01	0.85	0.09		0.00	3.66	0.55	0.13			7.12		
17	7.59	340	1.13	1.46	0.65	0.08	3.32	0.00	2.64	0.40	0.19	3.23		172	1.37	
			22.65	17.74	14.95	3.13		0.00	161.04	14.18	9.13			242.82		
			0.57	0.73	0.65	0.08		0.00	2.64	0.40	0.10			5.17		
18	7.60	350	1.19	1.42	0.73	0.08	3.42	0.00	2.70	0.42	0.21	3.33		180	1.33	
			23.85	17.25	16.79	3.13		0.00	164.70	14.89	10.09			250.70		
			0.60	0.71	0.73	0.08		0.00	2.70	0.42	0.11			5.35		
19	7.86	530	1.80	2.16	1.10	0.12	5.18	0.00	4.08	0.63	0.32	5.03		380	1.47	
			36.07	26.24	25.30	4.69		0.00	248.88	22.33	15.37			378.88		
			0.90	1.08	1.10	0.12		0.00	4.08	0.63	0.16			8.07		
20	7.76	450	1.52	1.86	0.92	0.10	4.40	0.00	3.46	0.52	0.29	4.27		264	1.50	
			30.46	22.60	21.16	3.91		0.00	211.06	18.43	13.93			321.55		
			0.76	0.93	0.92	0.10		0.00	3.46	0.52	0.15			6.84		
21	7.35	120	0.44	0.45	0.25	0.03	1.17	0.00	0.97	0.11	0.06	1.14		102	1.30	
			8.82	5.47	5.75	1.17		0.00	59.17	3.90	2.88			87.16		
			0.22	0.23	0.25	0.03		0.00	0.97	0.11	0.03			1.84		
22	7.63	120	0.42	0.47	0.25	0.03	1.17	0.00	0.95	0.12	0.06	1.13		102	1.74	
			8.42	5.71	5.75	1.17		0.00	57.95	4.25	2.88			86.13		
			0.21	0.24	0.25	0.03		0.00	0.95	0.12	0.03			1.83		
23	7.67	120	0.46	0.45	0.23	0.03	1.17	0.00	0.96	0.12	0.06	1.14		102	1.30	
			9.22	5.47	5.29	1.17		0.00	58.56	4.25	2.88			86.84		
			0.23	0.23	0.23	0.03		0.00	0.96	0.12	0.03			1.83		

Cuadro 35. Continuación.

No.	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	$\Sigma$	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	$\Sigma$	mg L <sup>-1</sup>	RSE	% error	
			mmolc L <sup>-1</sup>										mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>		
24	7.79	140	0.54	0.52	0.27	0.04	1.37	0.00	1.12	0.14	0.07	1.33		114	1.48	
			10.82	6.32	6.21	1.56		0.00	68.32	4.96	3.36		101.55			
			0.27	0.26	0.27	0.04		0.00	1.12	0.14	0.04		2.14			
25	7.48	140	0.50	0.52	0.29	0.05	1.36	0.00	1.11	0.15	0.06	1.32		112	1.49	
			10.02	6.32	6.67	1.96		0.00	67.71	5.32	2.88		100.88			
			0.25	0.26	0.29	0.05		0.00	1.11	0.15	0.03		2.14			
26	7.26	100	0.37	0.36	0.20	0.04	0.97	0.00	0.79	0.11	0.04	0.94		112	1.57	
			7.41	4.37	4.60	1.56		0.00	48.19	3.90	1.92		71.95			
			0.19	0.18	0.20	0.04		0.00	0.79	0.11	0.02		1.53			
27	7.37	180	0.62	0.68	0.38	0.08	1.76	0.00	1.42	0.21	0.08	1.71		158	1.44	
			12.42	8.26	8.74	3.13		0.00	86.62	7.44	3.84		130.45			
			0.31	0.34	0.38	0.08		0.00	1.42	0.21	0.04		2.78			
28	7.49	180	0.63	0.65	0.39	0.09	1.76	0.00	1.41	0.22	0.08	1.71		146	1.44	
			12.63	7.90	8.97	3.52		0.00	86.01	7.80	3.84		130.67			
			0.32	0.33	0.39	0.09		0.00	1.41	0.22	0.04		2.80			
29	7.78	2,277	1.29	3.56	16.95	0.46	22.26	0.00	12.02	7.96	1.54	21.52		1,701	1.69	
			25.85	43.25	389.85	17.99		0.00	733.22	282.18	73.97		1,566.31			
			0.65	1.78	16.95	0.46		0.00	12.02	7.96	0.77		40.59			
30	7.66	240	0.84	0.86	0.53	0.12	2.35	0.00	1.88	0.29	0.11	2.28		160	1.51	
			16.83	10.45	12.19	4.69		0.00	114.68	10.28	5.28		174.40			
			0.42	0.43	0.53	0.12		0.00	1.88	0.29	0.06		3.73			
32	7.65	360	1.18	1.36	0.80	0.18	3.52	0.00	2.82	0.44	0.17	3.43		260	1.29	
			23.65	16.52	18.40	7.04		0.00	172.02	15.60	8.17		261.40			
			0.59	0.68	0.80	0.18		0.00	2.82	0.44	0.09		5.60			
33	7.79	2,550	1.44	3.98	19.00	0.52	24.94	0.00	13.52	8.92	1.72	24.16		1,913	1.59	
			28.86	48.36	437.00	20.33		0.00	824.72	316.21	82.61		1,758.09			
			0.72	1.99	19.00	0.52		0.00	13.52	8.92	0.86		45.53			
34	7.60	230	0.76	0.87	0.50	0.12	2.25	0.00	1.79	0.28	0.11	2.18		156	1.58	
			15.23	10.57	11.50	4.69		0.00	109.19	9.93	5.28		166.39			
			0.38	0.44	0.50	0.12		0.00	1.79	0.28	0.06		3.57			
35	6.98	130	0.38	0.50	0.32	0.07	1.27	0.00	1.02	0.15	0.06	1.23		114	1.60	
			7.62	6.08	7.36	2.74		0.00	62.22	5.32	2.88		94.22			
			0.19	0.25	0.32	0.07		0.00	1.02	0.15	0.03		2.03			
36	7.01	370	0.98	1.45	0.97	0.22	3.62	0.00	2.91	0.45	0.16	3.52		248	1.40	
			19.64	17.62	22.31	8.60		0.00	177.51	15.95	7.68		269.31			
			0.49	0.73	0.97	0.22		0.00	2.91	0.45	0.08		5.85			
37	7.59	430	1.12	1.66	1.16	0.27	4.21	0.00	3.36	0.54	0.19	4.09		300	1.45	
			22.44	20.17	26.68	10.56		0.00	204.96	19.14	9.13		313.08			
			0.56	0.83	1.16	0.27		0.00	3.36	0.54	0.10		6.82			



Cuadro 35. Continuación.

No.	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	$\Sigma$	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	$\Sigma$	mg L <sup>-1</sup>	RSE	% error	
			mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>										mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>		
38	7.33	280	0.70	1.07	0.78	0.19	2.74	0.00	2.17	0.37	0.12	2.66		182	1.48	
			14.03	13.00	17.94	7.43		0.00	132.37	13.12	5.76		203.65			
			0.35	0.54	0.78	0.19		0.00	2.17	0.37	0.06		4.46			
39	7.10	110	0.26	0.43	0.31	0.08	1.08	0.00	0.84	0.16	0.05	1.05		102	1.41	
			5.21	5.22	7.13	3.13		0.00	51.24	5.67	2.40		80.00			
			0.13	0.22	0.31	0.08		0.00	0.84	0.16	0.03		1.77			
40	7.20	250	0.66	0.98	0.63	0.15	2.42	0.00	1.93	0.32	0.11	2.36		184	1.26	
			13.23	11.91	14.49	5.87		0.00	117.73	11.34	5.28		179.85			
			0.33	0.49	0.63	0.15		0.00	1.93	0.32	0.06		3.91			
41	7.36	380	1.04	1.49	0.96	0.23	3.72	0.00	2.96	0.49	0.17	3.62		256	1.36	
			20.84	18.10	22.08	8.99		0.00	180.56	17.37	8.17		276.11			
			0.52	0.75	0.96	0.23		0.00	2.96	0.49	0.09		6.00			
42	7.65	290	0.82	1.12	0.73	0.17	2.84	0.00	2.28	0.37	0.12	2.77		180	1.25	
			16.43	13.61	16.79	6.65		0.00	139.08	13.12	5.76		211.44			
			0.41	0.56	0.73	0.17		0.00	2.28	0.37	0.06		4.58			
43	7.24	240	0.67	0.93	0.60	0.15	2.35	0.00	1.88	0.31	0.10	2.29		164	1.29	
			13.43	11.30	13.80	5.87		0.00	114.68	10.99	4.80		174.87			
			0.34	0.47	0.60	0.15		0.00	1.88	0.31	0.05		3.80			
44	7.07	130	0.44	0.45	0.30	0.08	1.27	0.00	1.01	0.17	0.05	1.23		100	1.60	
			8.82	5.47	6.90	3.13		0.00	61.61	6.03	2.40		94.36			
			0.22	0.23	0.30	0.08		0.00	1.01	0.17	0.03		2.04			
45	7.58	110	0.34	0.40	0.27	0.07	1.08	0.00	0.86	0.14	0.05	1.05		106	1.41	
			6.81	4.86	6.21	2.74		0.00	52.46	4.96	2.40		80.44			
			0.17	0.20	0.27	0.07		0.00	0.86	0.14	0.03		1.74			
46	7.35	220	0.60	0.84	0.56	0.15	2.15	0.00	1.69	0.30	0.10	2.09		150	1.42	
			12.02	10.21	12.88	5.87		0.00	103.09	10.64	4.80		159.51			
			0.30	0.42	0.56	0.15		0.00	1.69	0.30	0.05		3.47			
47	7.54	570	1.35	2.18	1.65	0.39	5.57	0.00	4.34	0.78	0.28	5.40		392	1.55	
			27.05	26.49	37.95	15.25		0.00	264.74	27.65	13.45		412.58			
			0.68	1.09	1.65	0.39		0.00	4.34	0.78	0.14		9.07			
48	7.40	560	1.30	2.15	1.65	0.38	5.48	0.00	4.29	0.77	0.28	5.34		376	1.29	
			26.05	26.12	37.95	14.86		0.00	261.69	27.30	13.45		407.42			
			0.65	1.08	1.65	0.38		0.00	4.29	0.77	0.14		8.96			
49	7.04	320	0.72	1.20	0.98	0.23	3.13	0.00	2.43	0.45	0.17	3.05		276	1.29	
			14.43	14.58	22.54	8.99		0.00	148.23	15.95	8.17		232.89			
			0.36	0.60	0.98	0.23		0.00	2.43	0.45	0.09		5.14			
50	7.00	690	1.62	2.51	2.12	0.50	6.75	0.00	5.20	0.97	0.36	6.53		522	1.66	
			32.46	30.50	48.76	19.55		0.00	317.20	34.39	17.29		500.15			
			0.81	1.26	2.12	0.50		0.00	5.20	0.97	0.18		11.04			

Cuadro 35. Continuación.

No.	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	$\Sigma$	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	$\Sigma$	mg L <sup>-1</sup>	RSE	% error	
			mmol L <sup>-1</sup>										mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>		
51	7.64	690	1.60	2.48	2.15	0.52	6.75	0.00	5.18	0.96	0.38	6.52		512	1.73	
			32.06	30.13	49.45	20.33		0.00	315.98	34.03	18.25		500.23			
			0.80	1.24	2.15	0.52		0.00	5.18	0.96	0.19		11.04			
52	7.56	1,530	2.18	2.50	10.16	0.12	14.96	0.00	8.14	5.36	1.06	14.56		1,420	1.36	
			43.69	30.38	233.68	4.69		0.00	496.54	190.01	50.91		1,049.90			
			1.09	1.25	10.16	0.12		0.00	8.14	5.36	0.53		26.65			
53	7.75	1,370	1.96	2.26	9.04	0.14	13.40	0.00	7.19	4.87	0.96	13.02		1,244	1.44	
			39.28	27.46	207.92	5.47		0.00	438.59	172.64	46.11		937.47			
			0.98	1.13	9.04	0.14		0.00	7.19	4.87	0.48		23.83			
54	7.88	730	1.09	1.18	4.81	0.06	7.14	0.00	3.84	2.61	0.50	6.95		464	1.35	
			21.84	14.34	110.63	2.35		0.00	234.24	92.52	24.02		499.94			
			0.55	0.59	4.81	0.06		0.00	3.84	2.61	0.25		12.71			
55	7.62	440	1.14	1.69	1.19	0.28	4.30	0.00	3.43	0.55	0.19	4.17		302	1.53	
			22.85	20.53	27.37	10.95		0.00	209.23	19.50	9.13		319.56			
			0.57	0.85	1.19	0.28		0.00	3.43	0.55	0.10		6.97			
56	7.90	490	1.30	1.67	1.51	0.31	4.79	0.00	3.73	0.68	0.24	4.65		322	1.48	
			26.05	20.29	34.73	12.12		0.00	227.53	24.11	11.53		356.36			
			0.65	0.84	1.51	0.31		0.00	3.73	0.68	0.12		7.84			
57	7.21	1,550	2.21	2.55	10.24	0.16	15.16	0.00	8.16	5.50	1.08	14.74		808	1.40	
			44.29	30.98	235.52	6.26		0.00	497.76	194.98	51.87		1,061.66			
			1.11	1.28	10.24	0.16		0.00	8.16	5.50	0.54		26.99			
58	7.64	550	0.78	0.89	3.65	0.06	5.38	0.00	2.92	1.93	0.38	5.23		272	1.41	
			15.63	10.81	83.95	2.35		0.00	178.12	68.42	18.25		377.53			
			0.39	0.45	3.65	0.06		0.00	2.92	1.93	0.19		9.59			
59	7.57	210	0.30	0.34	1.39	0.02	2.05	0.00	1.12	0.73	0.14	1.99		136	1.49	
			6.01	4.13	31.97	0.78		0.00	68.32	25.88	6.72		143.81			
			0.15	0.17	1.39	0.02		0.00	1.12	0.73	0.07		3.65			
60	7.65	230	0.34	0.38	1.49	0.04	2.25	0.00	1.22	0.80	0.16	2.18		128	1.58	
			6.81	4.62	34.27	1.56		0.00	74.42	28.36	7.68		157.72			
			0.17	0.19	1.49	0.04		0.00	1.22	0.80	0.08		3.99			
61	7.73	450	0.70	0.84	2.77	0.09	4.40	0.00	2.33	1.58	0.36	4.27		280	1.50	
			14.03	10.21	63.71	3.52		0.00	142.13	56.01	17.29		306.90			
			0.35	0.42	2.77	0.09		0.00	2.33	1.58	0.18		7.72			
62	7.95	1,610	2.30	2.68	10.44	0.17	15.59	0.00	8.49	5.56	1.12	15.17		1,018	1.37	
			46.09	32.56	240.12	6.65		0.00	517.89	197.10	53.79		1,094.20			
			1.15	1.34	10.44	0.17		0.00	8.49	5.56	0.56		27.71			
63	7.56	140	0.18	0.24	0.92	0.03	1.37	0.00	0.75	0.49	0.08	1.32		72	1.86	
			3.61	2.92	21.16	1.17		0.00	45.75	17.37	3.84		95.82			
			0.09	0.12	0.92	0.03		0.00	0.75	0.49	0.04		2.44			

Cuadro 35. Continuación.

No.	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	$\Sigma$	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	$\Sigma$	mg L <sup>-1</sup>	RSE	% error	
			mmol L <sup>-1</sup>										mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>		
64	7.49	260	0.67	1.03	0.67	0.17	2.54	0.00	2.04	0.32	0.11	2.47		140	1.40	
			13.43	12.51	15.41	6.65		0.00	124.44	11.34	5.28		189.06			
			0.34	0.52	0.67	0.17		0.00	2.04	0.32	0.06		4.12			
65	7.61	240	0.38	0.42	1.51	0.04	2.35	0.00	1.37	0.75	0.16	2.28		162	1.51	
			7.62	5.10	34.73	1.56		0.00	83.57	26.59	7.68		166.85			
			0.19	0.21	1.51	0.04		0.00	1.37	0.75	0.08		4.15			
66	7.71	210	0.36	0.38	1.27	0.04	2.05	0.00	1.18	0.64	0.16	1.98		142	1.74	
			7.21	4.62	29.21	1.56		0.00	71.98	22.69	7.68		144.95			
			0.18	0.19	1.27	0.04		0.00	1.18	0.64	0.08		3.58			
67	7.42	250	0.43	0.45	1.50	0.06	2.44	0.00	1.41	0.76	0.19	2.36		144	1.67	
			8.62	5.47	34.50	2.35		0.00	86.01	26.94	9.13		173.02			
			0.22	0.23	1.50	0.06		0.00	1.41	0.76	0.10		4.28			
68	7.33	220	0.77	0.99	0.36	0.03	2.15	0.00	1.72	0.27	0.09	2.08		118	1.65	
			15.43	12.03	8.28	1.17		0.00	104.92	9.57	4.32		155.72			
			0.39	0.50	0.36	0.03		0.00	1.72	0.27	0.05		3.32			
69	7.56	230	0.82	1.01	0.38	0.04	2.25	0.00	1.82	0.28	0.10	2.20		122	1.12	
			16.43	12.27	8.74	1.56		0.00	111.02	9.93	4.80		164.75			
			0.41	0.51	0.38	0.04		0.00	1.82	0.28	0.05		3.49			
70	7.43	220	0.79	0.96	0.36	0.04	2.15	0.00	1.71	0.27	0.10	2.08		132	1.65	
			15.83	11.66	8.28	1.56		0.00	104.31	9.57	4.80		156.01			
			0.40	0.48	0.36	0.04		0.00	1.71	0.27	0.05		3.31			
71	7.40	180	0.60	0.79	0.32	0.03	1.74	0.00	1.39	0.22	0.08	1.69		104	1.46	
			12.02	9.60	7.36	1.17		0.00	84.79	7.80	3.84		126.58			
			0.30	0.40	0.32	0.03		0.00	1.39	0.22	0.04		2.70			
72	7.51	80	0.26	0.34	0.15	0.03	0.78	0.00	0.60	0.11	0.04	0.75		134	1.96	
			5.21	4.13	3.45	1.17		0.00	36.60	3.90	1.92		56.38			
			0.13	0.17	0.15	0.03		0.00	0.60	0.11	0.02		1.21			
73	7.56	270	0.76	1.06	0.68	0.14	2.64	0.00	2.08	0.38	0.11	2.57		194	1.34	
			15.23	12.88	15.64	5.47		0.00	126.88	13.47	5.28		194.85			
			0.38	0.53	0.68	0.14		0.00	2.08	0.38	0.06		4.25			
74	7.66	210	0.33	0.34	1.36	0.02	2.05	0.00	1.13	0.74	0.12	1.99		128	1.49	
			6.61	4.13	31.28	0.78		0.00	68.93	26.23	5.76		143.72			
			0.17	0.17	1.36	0.02		0.00	1.13	0.74	0.06		3.65			
75	7.90	460	0.73	0.74	2.98	0.05	4.50	0.00	2.48	1.62	0.26	4.36		296	1.58	
			14.63	8.99	68.54	1.96		0.00	151.28	57.43	12.49		315.32			
			0.37	0.37	2.98	0.05		0.00	2.48	1.62	0.13		8.00			
76	7.96	430	1.50	1.82	0.77	0.12	4.21	0.00	3.36	0.52	0.22	4.10		248	1.32	
			30.06	22.11	17.71	4.69		0.00	204.96	18.43	10.57		308.53			
			0.75	0.91	0.77	0.12		0.00	3.36	0.52	0.11		6.54			

Cuadro 35. Continuación.

No.	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	$\Sigma$	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	$\Sigma$	mg L <sup>-1</sup>	RSE	% error
			mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>											mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
77	7.22	420	1.43	1.78	0.78	0.12	4.11	0.00	3.23	0.54	0.22	3.99		226	1.48
			28.66	21.63	17.94	4.69		0.00	197.03	19.14	10.57		299.66		
			0.72	0.89	0.78	0.12		0.00	3.23	0.54	0.11		6.39		
78	7.24	640	0.92	1.05	4.17	0.12	6.26	0.00	3.37	2.25	0.46	6.08		370	1.46
			18.44	12.76	95.91	4.69		0.00	205.57	79.76	22.09		439.22		
			0.46	0.53	4.17	0.12		0.00	3.37	2.25	0.23		11.13		
79	7.89	350	1.19	1.47	0.66	0.10	3.42	0.00	2.69	0.46	0.18	3.33		210	1.33
			23.85	17.86	15.18	3.91		0.00	164.09	16.31	8.65		249.85		
			0.60	0.74	0.66	0.10		0.00	2.69	0.46	0.09		5.34		
80	7.74	380	0.50	0.62	2.52	0.08	3.72	0.00	2.04	1.36	0.20	3.60		246	1.64
			10.02	7.53	57.96	3.13		0.00	124.44	48.21	9.61		260.90		
			0.25	0.31	2.52	0.08		0.00	2.04	1.36	0.10		6.66		
81	7.71	370	0.49	0.61	2.44	0.08	3.62	0.00	2.00	1.32	0.20	3.52		232	1.40
			9.82	7.41	56.12	3.13		0.00	122.00	46.79	9.61		254.88		
			0.25	0.31	2.44	0.08		0.00	2.00	1.32	0.10		6.50		
82	7.40	460	0.61	0.70	3.03	0.11	4.45	0.00	2.43	1.64	0.25	4.32		260	1.48
			12.22	8.51	69.69	4.30		0.00	148.23	58.14	12.01		313.10		
			0.31	0.35	3.03	0.11		0.00	2.43	1.64	0.13		8.00		
83	7.77	530	1.80	2.22	1.01	0.15	5.18	0.00	4.06	0.69	0.28	5.03		322	1.47
			36.07	26.97	23.23	5.87		0.00	247.66	24.46	13.45		377.71		
			0.90	1.11	1.01	0.15		0.00	4.06	0.69	0.14		8.06		
84	7.62	370	1.27	1.55	0.71	0.09	3.62	0.00	2.83	0.48	0.20	3.51		206	1.54
			25.45	18.83	16.33	3.52		0.00	172.63	17.02	9.61		263.39		
			0.64	0.78	0.71	0.09		0.00	2.83	0.48	0.10		5.63		
85	7.44	280	0.97	1.16	0.54	0.07	2.74	0.00	2.15	0.36	0.15	2.66		166	1.48
			19.44	14.09	12.42	2.74		0.00	131.15	12.76	7.20		199.80		
			0.49	0.58	0.54	0.07		0.00	2.15	0.36	0.08		4.27		
86	7.71	330	1.06	1.41	0.67	0.09	3.23	0.00	2.51	0.42	0.18	3.11		192	1.89
			21.24	17.13	15.41	3.52		0.00	153.11	14.89	8.65		233.95		
			0.53	0.71	0.67	0.09		0.00	2.51	0.42	0.09		5.02		
87	7.62	210	0.68	0.91	0.40	0.06	2.05	0.00	1.60	0.26	0.12	1.98		128	1.74
			13.63	11.06	9.20	2.35		0.00	97.60	9.22	5.76		148.82		
			0.34	0.46	0.40	0.06		0.00	1.60	0.26	0.06		3.18		
88	7.42	170	0.52	0.74	0.34	0.06	1.66	0.00	1.29	0.21	0.10	1.60		108	1.84
			10.42	8.99	7.82	2.35		0.00	78.69	7.44	4.80		120.51		
			0.26	0.37	0.34	0.06		0.00	1.29	0.21	0.05		2.58		
89	7.43	100	0.30	0.44	0.20	0.04	0.98	0.00	0.78	0.12	0.06	0.96		88	1.03
			6.01	5.35	4.60	1.56		0.00	47.58	4.25	2.88		72.23		
			0.15	0.22	0.20	0.04		0.00	0.78	0.12	0.03		1.54		

Cuadro 35. Continuación.

No.	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	$\Sigma$	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	$\Sigma$	mg L <sup>-1</sup>	RSE	% error
			mmolc L <sup>-1</sup>										mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	
MEDIANA	7.57	342	0.85	1.10	0.84	0.09	3.34	0.00	2.35	0.52	0.18	3.25		200.00	1.47
			16.93	13.31	19.32	3.52		0.00	143.05	18.43	8.65		240.07		
			0.43	0.55	0.84	0.09		0.00	2.35	0.52	0.09		5.21		
MEDIA	7.54	475	1.00	1.32	2.19	0.13	4.64	0.01	3.05	1.16	0.29	4.51		314.02	1.48
			20.07	16.03	50.44	5.04		0.24	186.05	41.15	13.91		332.93		
			0.50	0.66	2.19	0.13		0.00	3.05	1.16	0.15		7.85		
MODA	7.56	210	1.27	0.45	0.95	0.08	2.35	0.00	1.82	0.11	0.10	3.62		102.00	1.47
			25.45	5.47	21.85	3.13		0.00	111.02	3.90	4.80				
			0.22	0.23	0.95	0.08		0.00	1.82	0.11	0.03		11.04		
DESV. EST.	0.25	483	0.58	0.83	3.71	0.11	4.72	0.07	2.48	1.83	0.35	4.58		340.22	0.17
			11.60	10.05	85.42	4.43		2.24	151.29	64.70	16.64		330.06		
			0.29	0.41	3.71	0.11		0.04	2.48	1.83	0.17		8.60		

**Muestra del mar:**

No.	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	$\Sigma$	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	$\Sigma$	mg L <sup>-1</sup>	RSE	% error
			mmolc L <sup>-1</sup>										mmol L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	
31	7.98	56,000.0	19.33	97.46	421.69	9.15	547.63	0.00	2.16	482.06	49.23	533.45		38,770	1.31
			387.37	1,184.14	9,698.87	357.77		0.00	131.76	17,089.03	2,364.52		31,213.46		
			9.67	48.73	421.69	9.15		0.00	2.16	482.06	24.62		998.08		

**6.3. Comprobación de la exactitud de los análisis químicos de las aguas**

La calidad del agua para riego está determinada por la concentración y composición de los constituyentes disueltos que contenga (Richards, 1974). Debido a ello, consecuentemente a los análisis químicos es necesario verificar la exactitud de los resultados obtenidos a través de seis diferentes procedimientos señalados por la American Public Health Association en el manual denominado Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998). Esto a medida de comprobación se describen a continuación:

**6.3.1. Balance de cationes y aniones**

Este procedimiento se basa en el principio de que las soluciones acuosas son electroneutrales, es decir, las sumas de aniones y cationes, cuando se expresan en

mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>, deben encontrarse en equilibrio en otras palabras, en igualdad de cargas ( $\sum n^+ = \sum n^-$ ). La prueba se basa en la diferencia porcentual definida de la siguiente manera:

$$\%diferencia = 100 * \left| \frac{\sum cationes - \sum aniones}{\sum cationes + \sum aniones} \right| \quad (80)$$

Y los criterios establecidos de aceptación son los siguientes:

Cuadro 36. Porcentaje de aceptación de la diferencia de la suma de aniones y cationes contenidos en el agua de riego.

Suma de aniones (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Diferencia aceptable (%)
0 - 3.0	±0.2
3.0 - 10.0	±2.0
10.0 - 800	± 2.0 – 5.0

En el Cuadro 35 se muestra el cálculo del error o %diferencia de aceptación para las muestras en análisis de acuerdo a su concentración, en particular para las muestras evaluadas este valor osciló entre 1.03 % y 1.96 %, teniendo un promedio de 1.48 % con lo cual se puede observar que los parámetros químicos realizados se encuentran dentro de los rangos permisibles.

### 6.3.1.1. Concentración de cationes y aniones

Tomando en cuenta el primer procedimiento de verificación y validación de datos se tiene que la suma de cationes debe ser igual a la suma de aniones cuando estos sean expresados en mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>, es decir, que sean eléctricamente neutros. La Figura 19 presenta la relación entre las concentraciones electrolíticas, el coeficiente a de la regresión lineal obtenida tiende a la unidad lo que comprueba la neutralidad de las cargas de los iones.

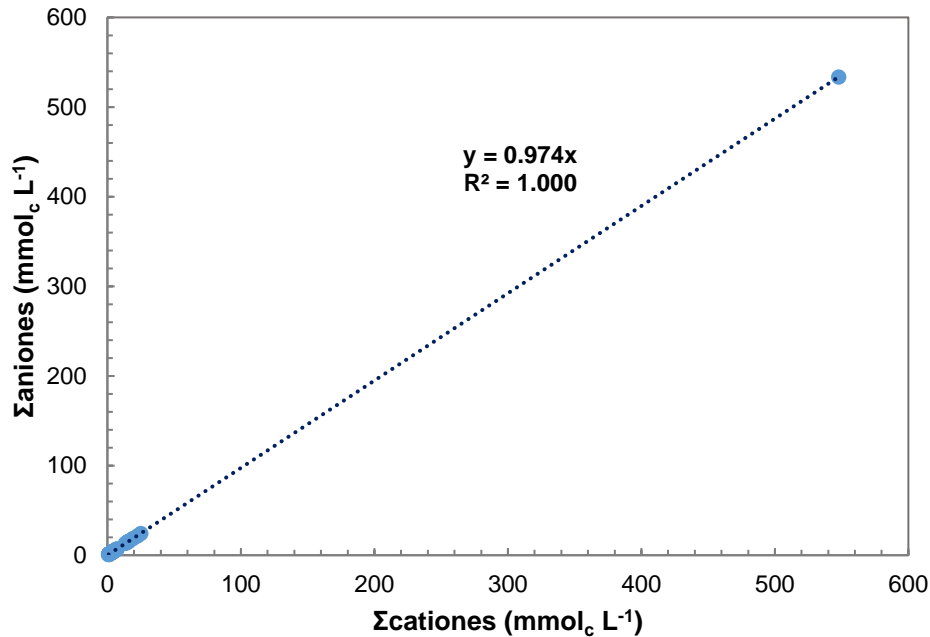


Figura 19. Relación entre la suma de aniones y la suma de cationes de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

### 6.3.2. Sólidos totales disueltos medidos ( $STD_{med}$ ) = sólidos totales calculados ( $STD_{calc}$ )

Conforme al Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998), la concentración total medida de sólidos disueltos debe ser más alta que la calculada porque es posible que no se incluya un contribuyente significativo en el cálculo (materia orgánica disuelta). La relación aceptable es la siguiente:

$$1.0 < \frac{STD_{med}}{STD_{calc}} < 1.2 \quad (81)$$

En la Figura 20 se establece la regresión lineal de los sólidos totales disueltos medidos y los sólidos totales calculados, tuvo un coeficiente de relación de 1.14 con lo cual se observa que los datos cumplen con la relación aceptable señalada.

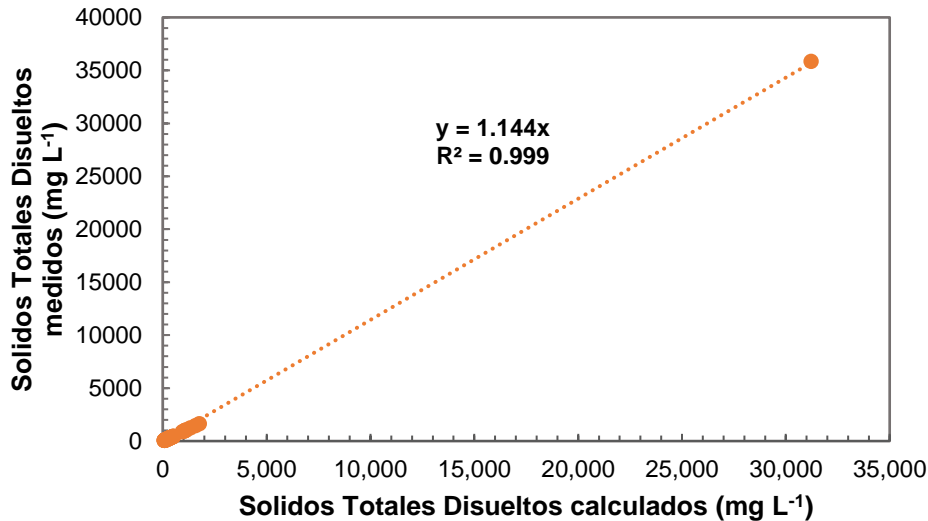


Figura 20. Relación entre los sólidos totales disueltos medidos con los sólidos totales disueltos calculados de las de las aguas residuales urbano-industriales del estado de Oaxaca.

### 6.3.3. Conductividad eléctrica medida = Conductividad eléctrica calculada

Este tercer procedimiento señalado por la APHA relaciona la conductividad eléctrica medida ( $CE_{med}$ ) con la conductividad eléctrica calculada ( $CE_{calc}$ ) a partir de la concentración electrolítica de los iones. La relación aceptable es la siguiente:

$$0.9 < \frac{CE_{calc}}{CE_{med}} < 1.1 \quad (82)$$

Para obtener la conductividad eléctrica teórica de cada uno de los iones que conforman la muestra, se procedió a realizar la suma del producto de la concentración de cada ion por el coeficiente de conductividad eléctrica respectiva, los valores de conductividad eléctrica se señalan en el Cuadro 33.

En la Figura 21 se observa la relación conjunta de la  $CE_{calculada} - CE_{medida}$  en ( $\mu S\ cm^{-1}$ ), la cual fue igual a 1.197, dicho valor se encuentra en el límite del intervalo establecido para la aceptación de los análisis químicos. Es importante señalar, que la muestra 31 ubicada en el mar en Zicatela, Puerto Escondido, Oaxaca, posee una conductividad eléctrica superior al intervalo promedio de las demás muestras, por lo que si se excluye de la relación se obtiene un coeficiente de 1.016 (Figura 22), el cual



se encuentra consecuentemente dentro del intervalo de aceptación y los datos analíticos por lo tanto se consideran correctos.

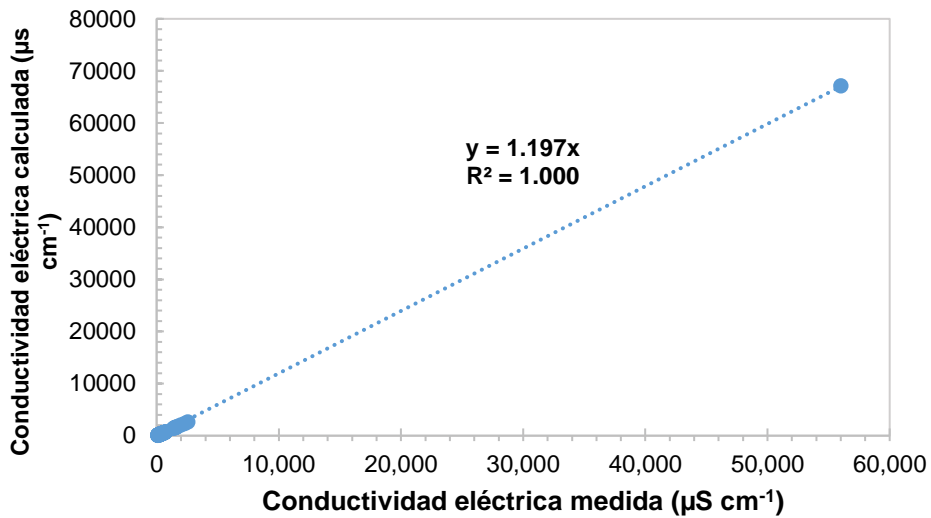


Figura 21. Relación funcional entre la conductividad eléctrica calculada ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y la conductividad eléctrica medida ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

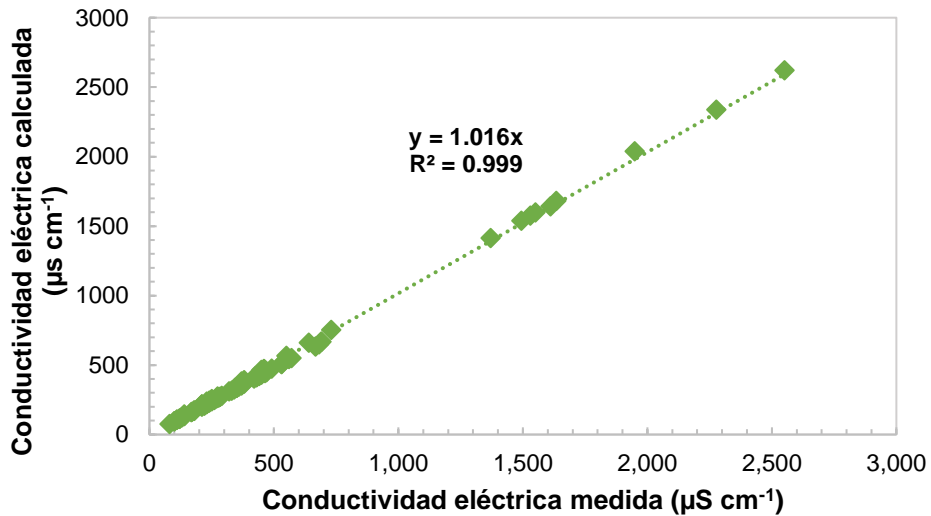


Figura 22. Relación funcional entre la conductividad eléctrica calculada ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y la conductividad eléctrica medida ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, exceptuando la muestra 31: Mar en Zicatela.

#### 6.3.4. Conductividad eléctrica medida y la suma de iones

Este procedimiento de la APHA señala que tanto las sumas de aniones como de cationes deben ser 1/100 del valor de la conductividad eléctrica (CE) medida. Si

cualquiera de las dos sumas no cumple con este criterio, es necesario volver a analizar la muestra (APHA, 1998). Los criterios aceptables son los siguientes:

$$100 * \sum \text{aniones o cationes, (mmol}_c\text{L}^{-1}) = (0.9 - 1.1)CE, (\mu\text{S cm}^{-1}) \quad (83)$$

En la Figura 23 se muestran los datos obtenidos de la relación funcional de la suma de cationes en  $\text{mmol}_c\text{L}^{-1} = a f(CE)$ , en donde el valor  $a$  de la pendiente fue: 0.978, con lo que los datos analíticos obtenidos cumplen con los criterios señalados.

En lo que corresponde a la relación funcional de la suma de aniones de las muestras analizadas se obtuvo un coeficiente  $a$  de la pendiente de: 0.953, con lo que se valida que los datos analíticos se encuentran dentro del intervalo establecido (0.9-1.1), es decir, son correctos (Figura 24).

Con estos resultados, se puede observar la electroneutralidad de las soluciones acuosas de las diferentes muestras, cumpliendo con lo establecido de que las determinaciones analíticas de las sumas de cationes o de aniones, deben ser aproximadamente iguales, tomando en cuenta los porcentajes correspondientes de error (Richards, 1974).

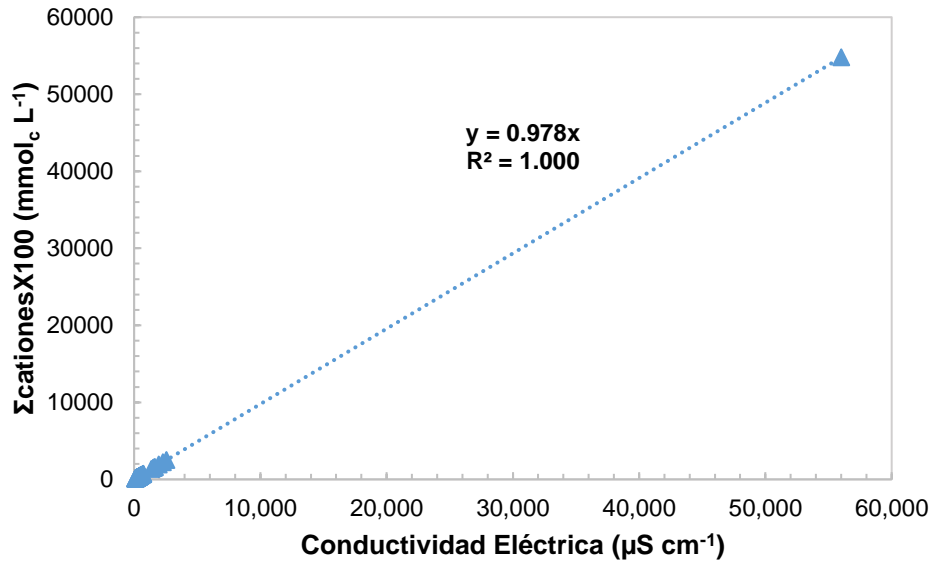


Figura 23. Relación entre la conductividad eléctrica y la suma total de cationes de las aguas residuales urbano-industriales del estado de Oaxaca.

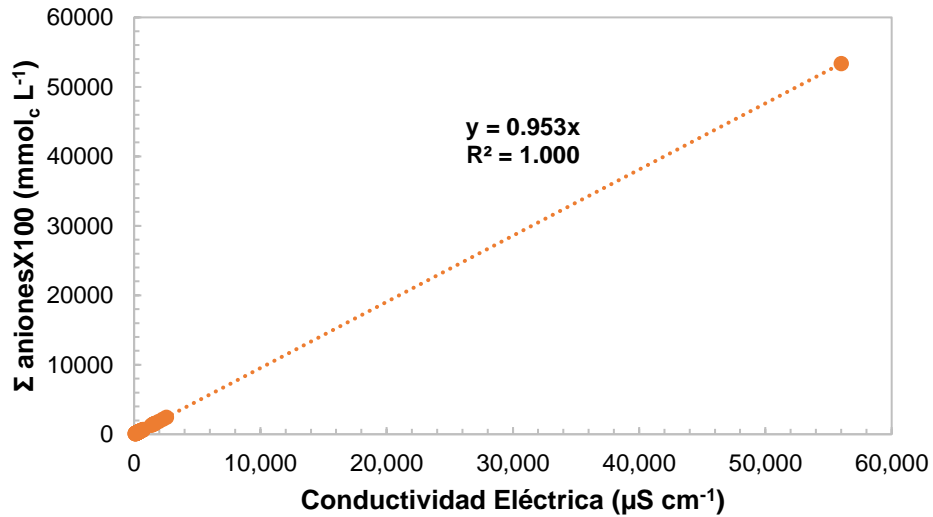


Figura 24. Relación entre la conductividad eléctrica y la suma total de aniones de las aguas residuales urbano-industriales del estado de Oaxaca.

### 6.3.5. Relación de los sólidos totales disueltos calculados $\text{STD}_{\text{calc}}$ en $\text{mg L}^{-1}$ y la conductividad eléctrica.

De acuerdo con el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998) la relación de los sólidos totales disueltos (STD) calculados y la conductividad eléctrica debe de encontrarse entre el rango de 0.55 y 0.70. Si las determinaciones no caen dentro de este intervalo es necesario volver a realizar las determinaciones. Si el nuevo análisis no causa cambios en la suma de iones inferiores ( $<0.55$ ), esto puede ser ocasionado por un componente no medido, como amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) o nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), que pueden estar presentes en una concentración significativa en alguna de las muestras. Si hay iones de calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) y sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) poco disociados, los STD puede ser tan altos como 0.8 veces el valor de la conductividad eléctrica.

En la Figura 25 se muestran los datos obtenidos de la relación funcional de los sólidos totales disueltos calculados en  $\text{mg L}^{-1} = a f(\text{CE})$ , en donde el valor  $a$  de la pendiente fue: 0.559, con lo que los datos analíticos obtenidos cumplen con los criterios señalados. Cabe destacar que este valor se encuentra en la parte baja del intervalo, por la influencia de la muestra 31 del mar en Zicatela, una muestra clorhídrica. Si se

obtiene la relación funcional excluyendo dicha muestra se alcanza un valor de pendiente de: 0.692 (Figura 26), con lo que los datos analíticos se encuentran en el intermedio del rango válido, dicho valor de coeficiente  $\alpha$  corresponde a soluciones que tienen una concentración considerable de iones bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ).

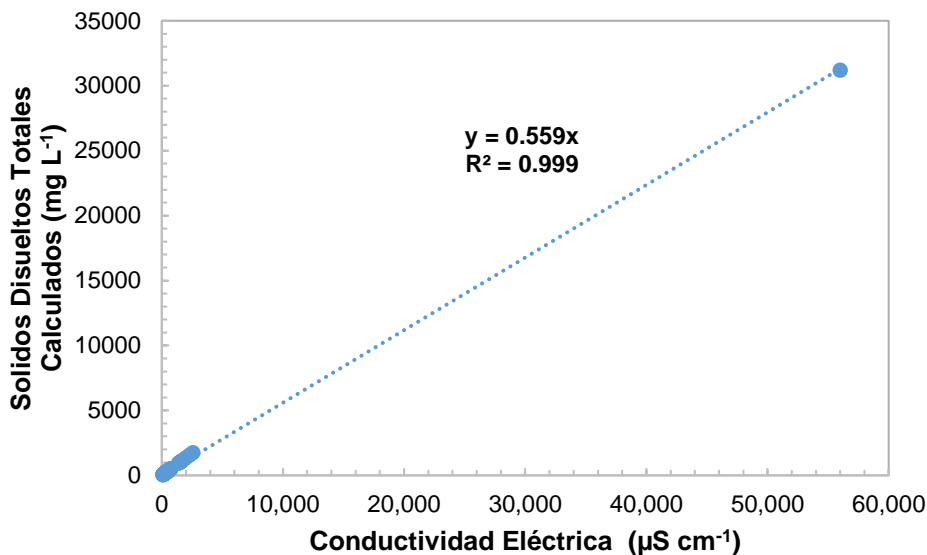


Figura 25. Relación entre la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos totales disueltos calculados en solución de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

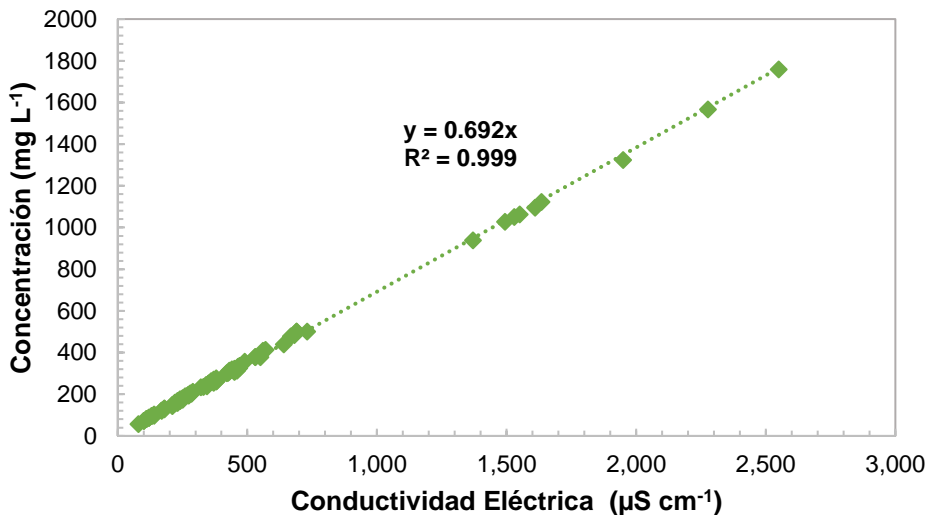


Figura 26. Relación entre la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos totales disueltos en solución de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Relación excluyendo muestra 31: Mar de Zicatela.

### 6.3.6. Relación de los sólidos totales disueltos medidos $STD_{med}$ en $mg L^{-1}$ y la conductividad eléctrica.

Los criterios aceptables para esta relación son de 0.55 a 0.70. Si la proporción de sólidos totales disueltos y conductividad eléctrica está fuera de estos límites, es necesario reanalizar las muestras.

En la Figura 27 se muestra la relación funcional  $mg L^{-1} = a f(CE)$ , en donde puede observarse que el valor de la pendiente  $a$  es de: 0.692, cumpliendo con el criterio de comprobación de datos analíticos. Asimismo, se obtuvo en la Figura 28 la relación excluyendo la muestra 31 del mar de Zicatela por su alta concentración, obteniendo un valor de  $a$  de 0.672, es decir los análisis realizados están dentro del intervalo establecido y son correctos.

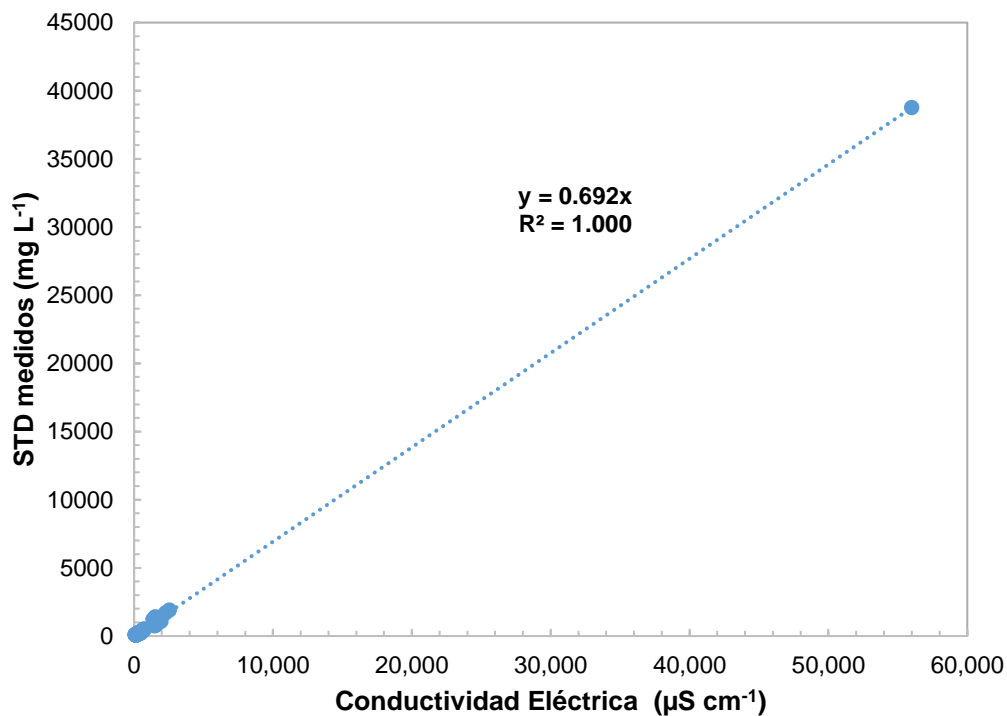


Figura 27. Relación entre la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos totales disueltos medidos en solución de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

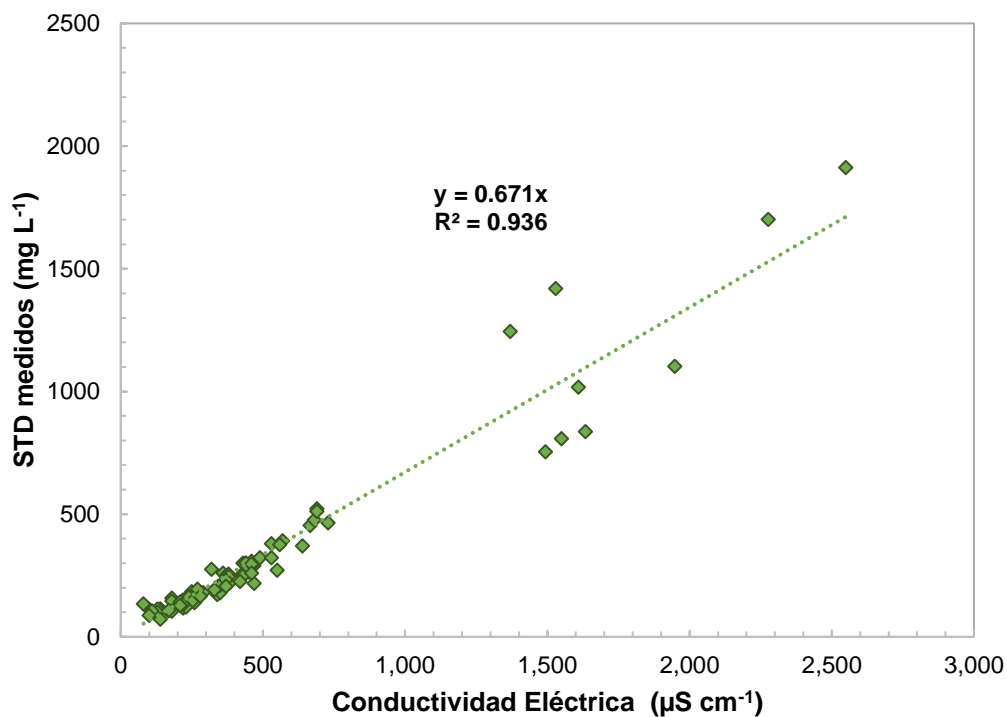


Figura 28. Relación entre la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos totales disueltos medidos en solución de las aguas las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Relación excluyendo muestra 31: Mar en Zicatela, Puerto Escondido.

#### 6.4. Distribución de cationes y aniones

La distribución de los diferentes iones de las muestras de agua de la red hidrográfica de Oaxaca se establece en la Figura 29; desafortunadamente, como se cuenta con una muestra que tiene valores superiores al promedio (muestra 31), dicho gráfico no es claro, por lo que se realizó un gráfico excluyendo la muestra del mar en Zicatela, de esta manera nos permite ver con mayor claridad, la variación de cada uno de los iones y su predominancia (Figura 30).

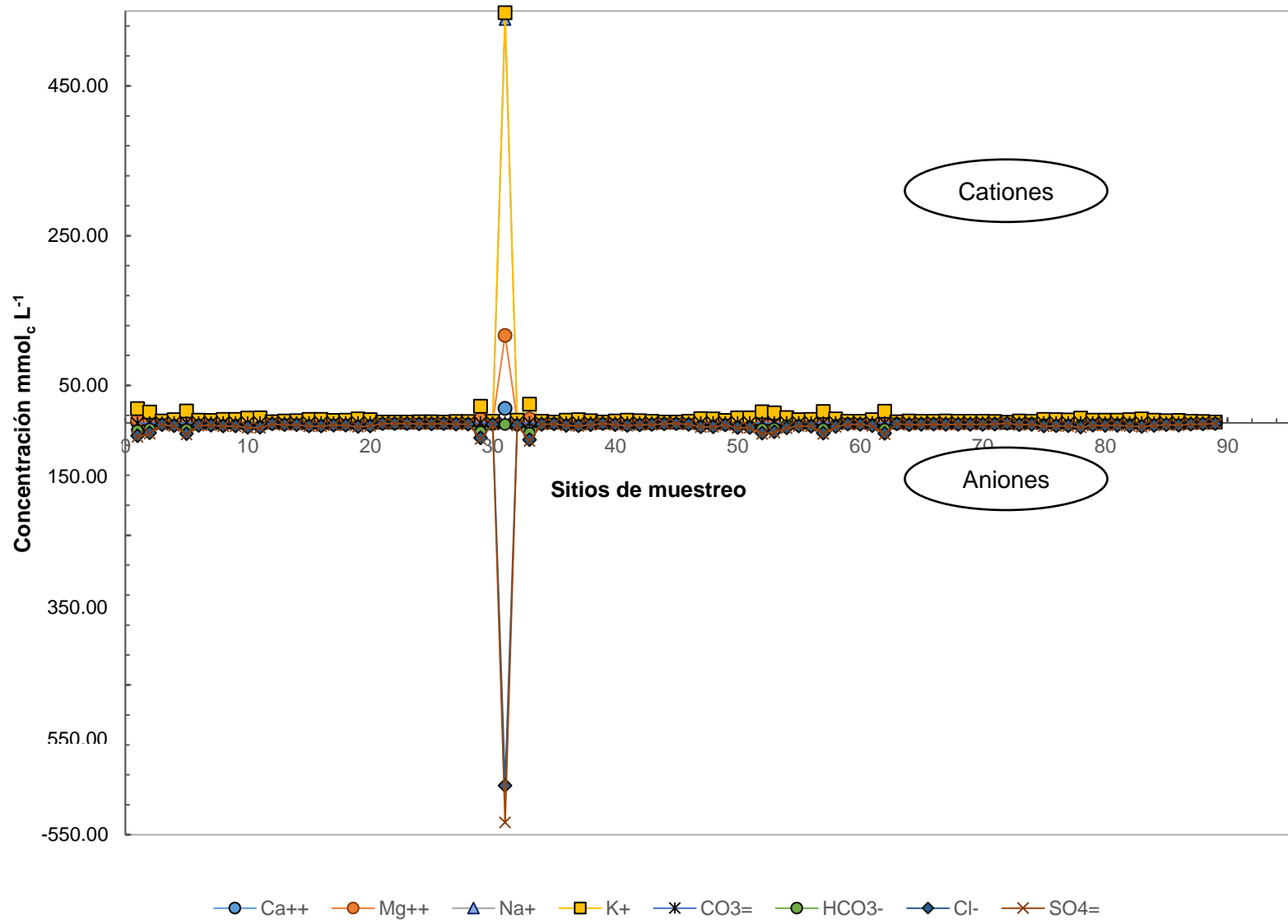


Figura 29. Composición iónica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

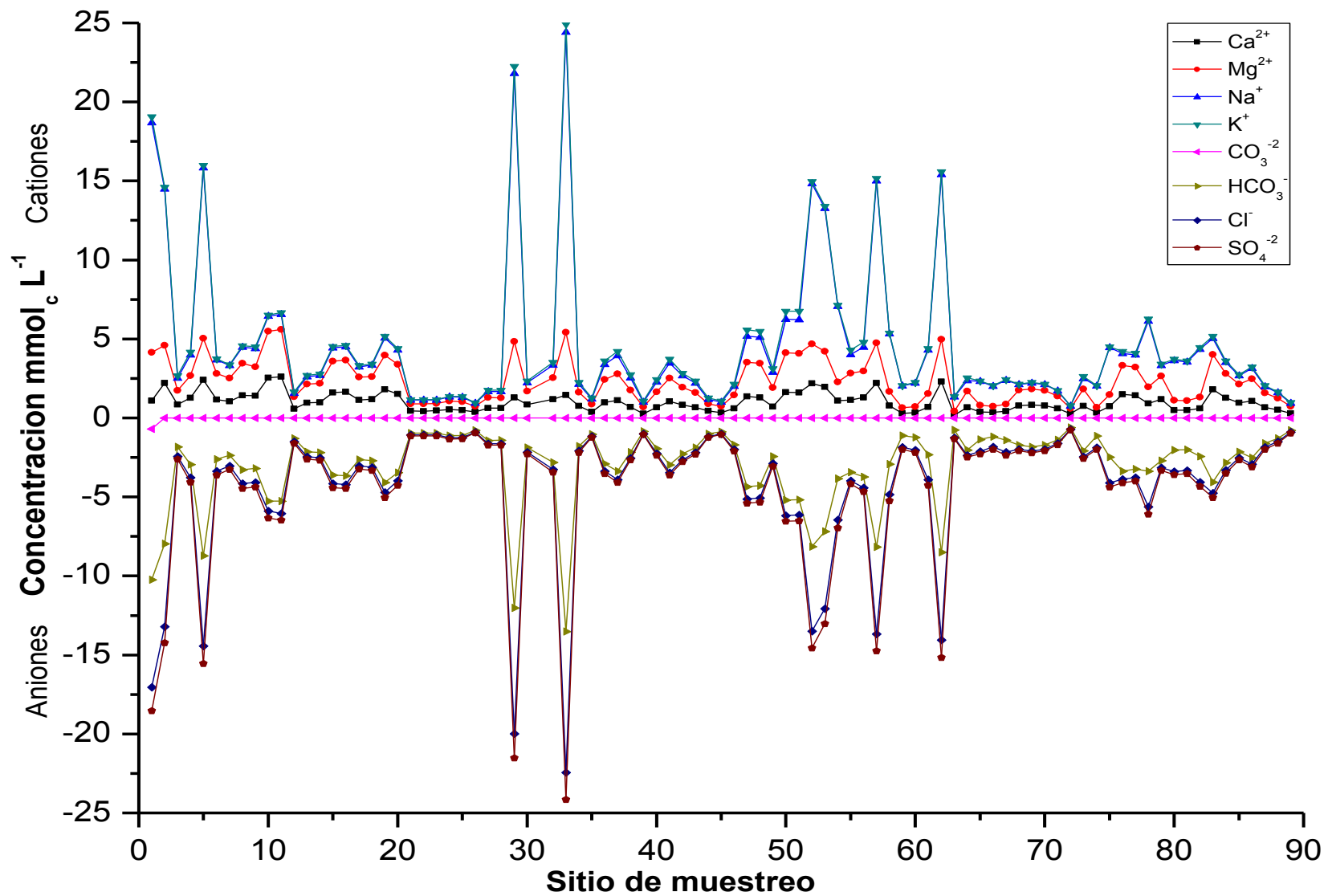
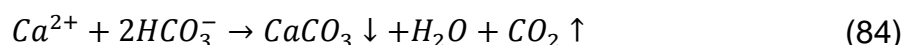


Figura 30. Composición iónica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Sin la muestra 31: Mar en Zicatela.



En la Figura 30 se puede observar que en 50 de las muestras se tiene una predominancia de los iones de  $Mg^{2+}$  y  $Ca^{2+}$  en lo correspondiente a cationes y de los aniones se tiene una presencia mayor de  $HCO_3^-$  y  $Cl^-$ . Asimismo, se tienen 11 muestras en donde la mayoría de sus iones son  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $HCO_3^-$  y  $Cl^-$ ; 25 muestras con predominancia de  $Na^+$ ,  $Mg^+$ ,  $HCO_3^-$  y  $Cl^-$ ; tres muestras con mayoría de  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  y en lo correspondiente a aniones  $HCO_3^-$  y  $Cl^-$ . De la descripción anterior se puede señalar que el anión más abundante es el  $HCO_3^-$  que al introducirse en el suelo y en procesos de evapotranspiración pueden llegar a precipitar en el suelo como  $CaCO_3$ , según la ecuación siguiente:



La precipitación provoca una disminución en la salinidad del suelo, pero un aumento en la proporción de sodio tanto en la solución del suelo como en el complejo de intercambio catiónico (Bower *et al*, 1965). Por lo tanto, las sales predominantes en estas aguas son los bicarbonatos de sodio, calcio y magnesio.

Tomando en cuenta la composición iónica de las aguas que se muestrearon, entonces se procedió a utilizar las directrices señaladas por Ayers & Westcot (1987), para interpretar la calidad del agua de riego (Cuadro 37), asimismo en el Cuadro 38 se establecen las relaciones Na/Mg y Ca/Mg, con las cuales se pretende visualizar la tendencia del ión magnesio a permanecer más tiempo en las soluciones.

Cuadro 37. Algunas directrices para interpretar de la calidad del agua para el riego de Ayers & Westcot (1987).

<b>Criterio</b>	<b>Valor</b>	<b>Restricción</b>	<b>No. de muestras</b>
Conductividad eléctrica (CE) (mS cm <sup>-1</sup> )	< 0.7	Ninguno	78
	0.7 – 3.0	Ligero o Moderado	10
	> 3.0	Grave	1
Sólidos totales disueltos (STD) (mg L <sup>-1</sup> )	< 450	Ninguno	74
	450 – 2000	Ligero o Moderado	14
	> 2000	Grave	1
Relación de Adsorción de Sodio (RAS) (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> ) <sup>1/2</sup>	< 3	Ninguno	71
	3 – 9	Ligero o Moderado	14
	> 9	Grave	4
Cl (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	< 3	Ninguno	79
	3 – 10	Ligero o Moderado	9
	> 10	Grave	1

Cuadro 37. Continuación.

Criterio	Valor	Restricción	No. de muestras
HCO <sub>3</sub> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	< 1.5	Ninguno	60
	1.5 -8.5	Ligero o Moderado	27
	> 8.5	Grave	2

Cuadro 38. Límites geoquímicos de predominancia de diferentes iones en las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Criterio	Valor	No. de muestras
Na/Ca	< 1	52
	1	1
	> 1	36
Ca/Mg	< 1	86
	1	0
	> 1	3

### 6.5. Distribución de frecuencias de los datos analíticos

La calidad del agua para riego está determinada por la concentración y composición de los constituyentes disueltos que contenga (Richards, 1974), por esta razón y con la finalidad de poder conocer el comportamiento de estos dos factores se presentan en la Figura 31 y Figura 32, la distribución de las frecuencias de las diferentes aguas naturales de la red hidrográfica de Oaxaca con respecto a su conductividad eléctrica (en  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y su concentración catiónica (en  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ). Cada uno de los diagramas representa la frecuencia porcentual del número de muestras que se encuentran en cada intervalo propuesto y los datos de la curva de comportamiento elaborado con el número de muestras que están dentro de cada rango establecido.

En lo que respecta a la conductividad eléctrica de las aguas muestreadas se puede observar que presentan conductividades entre 250 y 700  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , clasificándolas como aguas con baja concentración electrolítica y que provienen de manantiales y escurrimientos subsuperficiales que fluyen por el gradiente altitudinal.

Tomando en cuenta el diagrama de Richards (1974) sobre la calidad del agua de riego, las aguas muestreadas del estado de Oaxaca se clasifican como sigue: 1) aguas con conductividad eléctrica  $\mu\text{S cm}^{-1} < 250 \mu\text{S cm}^{-1}$  o (C1), se encontraron 33 muestras; 2)

Aguas con una conductividad eléctrica 250-750  $\mu\text{S cm}^{-1}$  o (C2), 46 muestras; 3) Aguas con conductividad eléctrica 750-2250  $\mu\text{S cm}^{-1}$  o (C3), se encontraron 7 muestras y 4) Aguas con una conductividad eléctrica  $> 2250 \mu\text{S cm}^{-1}$  o (C4), una muestra, la del mar en Zicatela, la cual tiene una alta conductividad eléctrica y concentración electrolítica.

Consecutivamente, en lo correspondiente a la concentración electrolítica de los cationes de las muestras ( $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ), se clasificaron de acuerdo a los siguientes intervalos: 1) Aguas con concentración  $< 5.0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , se encontraron 68 muestras que representan el 76.4% del muestreo; 2) Aguas con concentración 5.0-10.0  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , se encontraron 11 muestras; 3) Aguas con concentración 10.0-15.0  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , se hallaron tres muestras; 4) Aguas con concentración 15.0-20.0  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , se hallaron cuatro muestras; 5) Aguas con concentración 20.0-25.0  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , se encontraron dos muestras; 6) Aguas con concentración  $> 25.0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , se encontró una sola muestra la del mar de Zicatela con 560  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ;

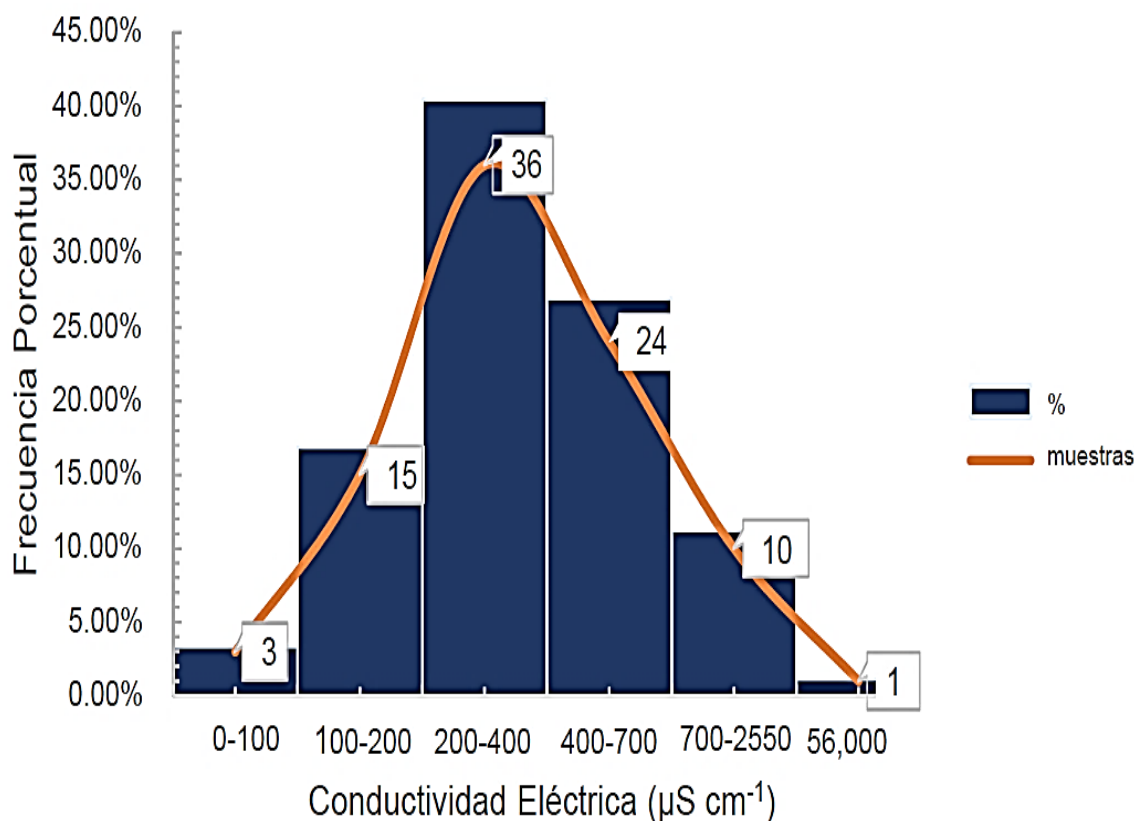


Figura 31. Distribución de frecuencias de los valores de conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Primavera 2018.

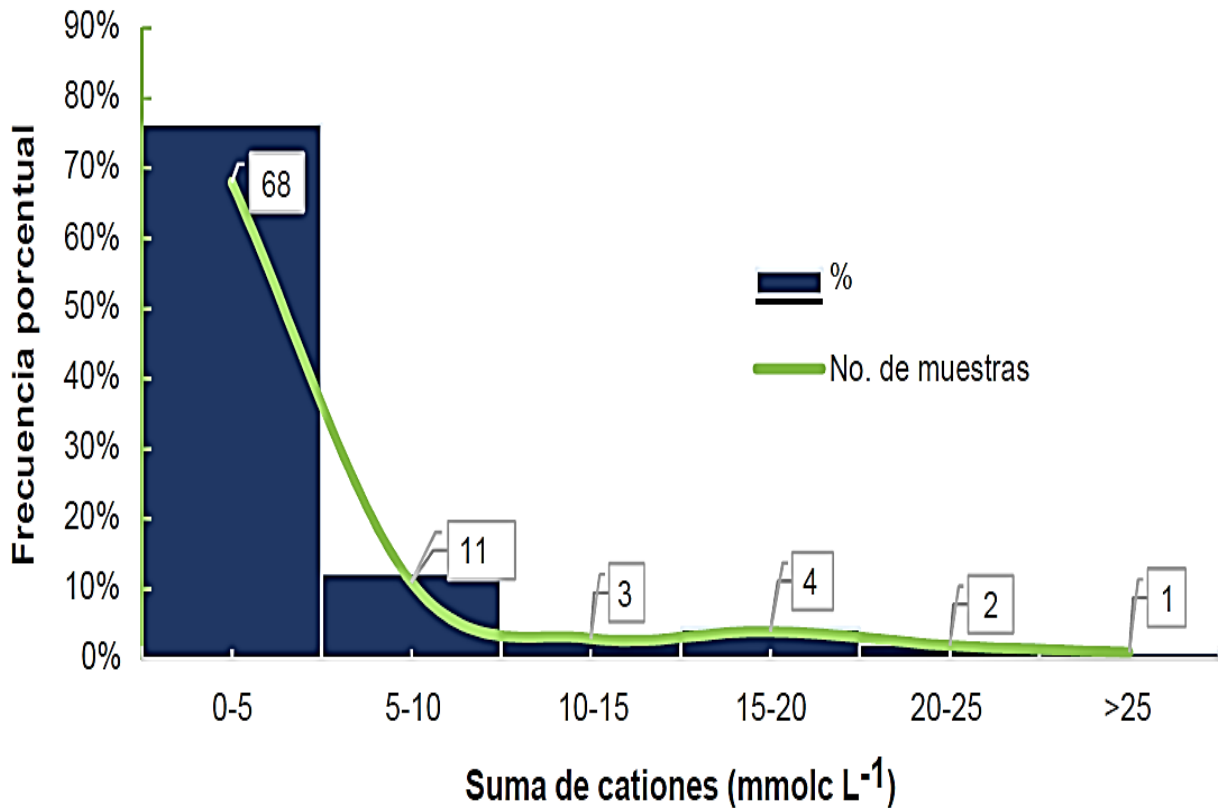


Figura 32. Distribución de frecuencias de los valores de la suma de cationes (mmolc L<sup>-1</sup>) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

## 6.6. Clasificación de las aguas con base en la salinidad

### 6.6.1. Presión osmótica

De acuerdo con Bhattacharya (2019) la presión osmótica es una medida de la atracción de solutos por el agua y se define como la presión hidrostática que se debe aplicar a una solución para evitar que el agua fluya hacia ella cuando se separa del agua pura por una membrana que permite el paso del agua, pero no de solutos. La presión osmótica ( $\pi$ ) es una de las propiedades coligativas del agua y depende de la cantidad de moléculas de soluto.

Introduciendo la definición anterior en la relación agua, suelo, planta se puede señalar que el alto contenido de sales en el agua de riego provoca un aumento en la presión osmótica de la solución del suelo y, por tanto, la planta tiene que hacer mayor esfuerzo

para absorber el agua por las raíces, disminuye su absorción, o sea, disminuye la cantidad de agua disponible para las plantas (Gómez, 2009).

Para una buena aproximación, al menos para soluciones de bajas concentraciones, la relación entre la presión osmótica ( $\pi$ ) y la concentración de soluto se describe por la ley de van't Hoff que se describe a continuación:

$$\pi = cRT \quad (11)$$

Donde: T - temperatura absoluta (°K)

c - molaridad de la solución (M L<sup>-1</sup>)

R - constante de los gases (0.082057 L atm/ K mol)

Para el cálculo de la presión osmótica de las muestras de agua, se colocó como temperatura promedio de las muestras 25 °C (298.15 °K), con los resultados se procedió a calcular la relación funcional de la presión osmótica con la conductividad eléctrica  $\pi$  (atm) =  $a f$  (CE) (mS cm<sup>-1</sup>), obteniendo un valor de la pendiente  $a = 0.436$  con el total de muestras y 0.42 excluyendo la muestra del mar de Zicatela. (Figura 33 y Figura 34 respectivamente), con lo que vuelve a coincidir con los valores que presentan las aguas con concentraciones altas de iones bicarbonatos. De igual manera este valor es cercano a lo calculado en diferentes estudios sobre la relación de la presión osmótica y la conductividad eléctrica, en donde se han señalado coeficientes como 0.40 y 0.36 cuando los factores se encuentran en atm y mS cm<sup>-1</sup> (Richards, 1974).

Consecutivamente, también se señala que la presión osmótica experimental se puede determinar de acuerdo con las relaciones funcionales:

$$\text{mg L}^{-1} = a f (\text{CE}), \quad \text{PO } (\pi, \text{ atm}) = 0.0004 (\text{CE}, \mu\text{S cm}^{-1}) \quad (85)$$

El valor a de la relación funcional de los sólidos totales disueltos (mg L<sup>-1</sup>) de las muestras de la red hidrográfica de Oaxaca se obtuvieron en la Figura 25 y Figura 26, en donde se tiene los coeficientes  $a = 0.559$  y  $a = 0.692$  (valor sin la muestra 31 del mar en Zicatela), que sustituyendo estos datos en las ecuaciones anteriores tenemos:

$$\text{mg L}^{-1} = 0.559 \text{ CE} \quad \text{PO } (\pi, \text{ atm}) = 0.0004 (\text{CE}) (\mu\text{S cm}^{-1}) \quad (86)$$

$$\text{mg L}^{-1} = 0.692 \text{ CE} \quad \text{PO } (\pi, \text{ atm}) = 0.0004 (\text{CE}) (\mu\text{S cm}^{-1}) \quad (87)$$

Cabe señalar que la relación de los sólidos disueltos totales se obtuvo con la CE en  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , por lo tanto despejando la presión osmótica se tiene:

$$\pi = 0.00040 \text{ mg L}^{-1}/0.559 \quad \text{y} \quad \pi = 0.00040 \text{ mg L}^{-1}/0.692 \quad (88)$$

Con estas relaciones se procede a obtener la relación entre la  $\pi_{\text{teórica}} = \pi_{\text{experimental}}$ , las cuales se muestran en las Figura 35 y 36, en donde se puede ver que los valores de  $a$  es de 1.088 y 1.347 respectivamente.

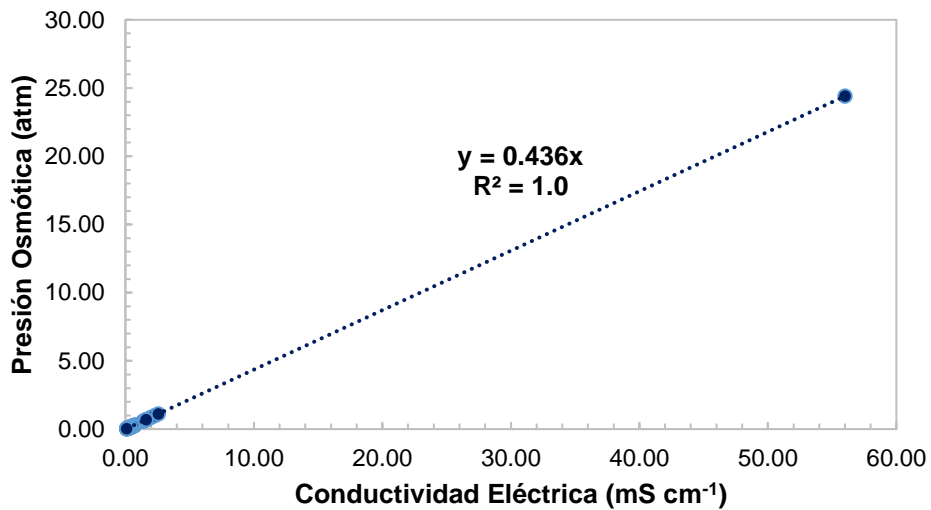


Figura 33. Relación entre la conductividad eléctrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) y la presión osmótica (atm) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

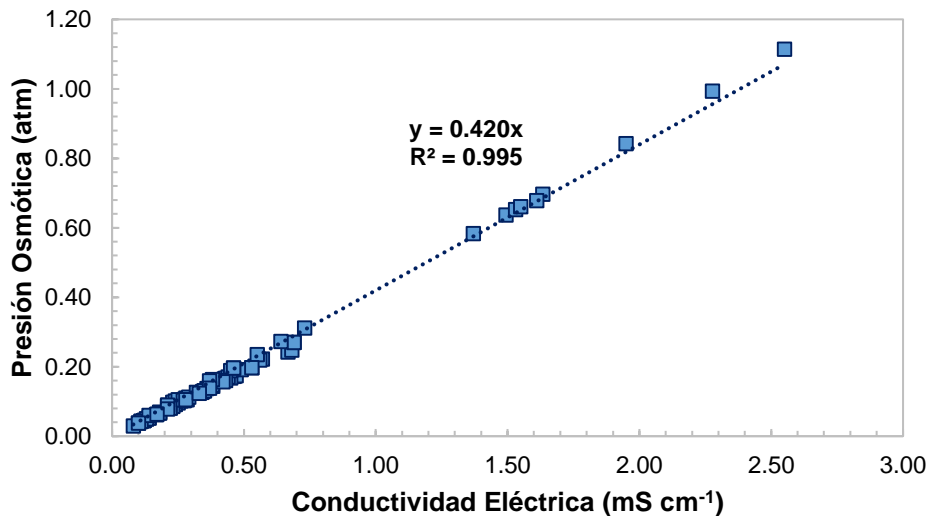


Figura 34. Relación entre la conductividad eléctrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) y la presión osmótica (atm) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Excluyendo muestra 31: mar en Zicatela, Puerto Escondido, Oax.

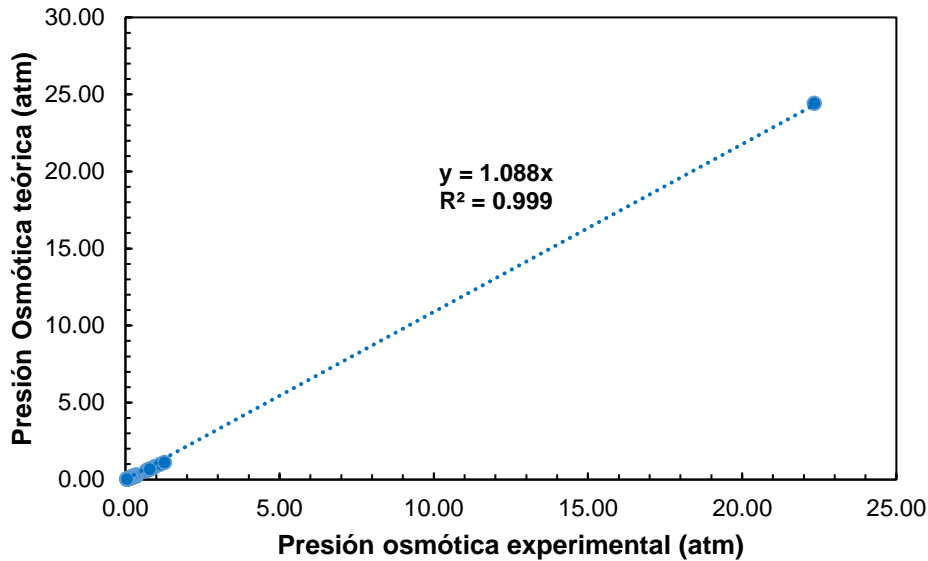


Figura 35. Relación de la presión osmótica teórica ( $\pi_{\text{teórica}}$ ) y presión osmótica experimental ( $\pi_{\text{experimental}}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca con una relación  $\pi = 0.00040 \text{ mg L}^{-1}/0.559$ .

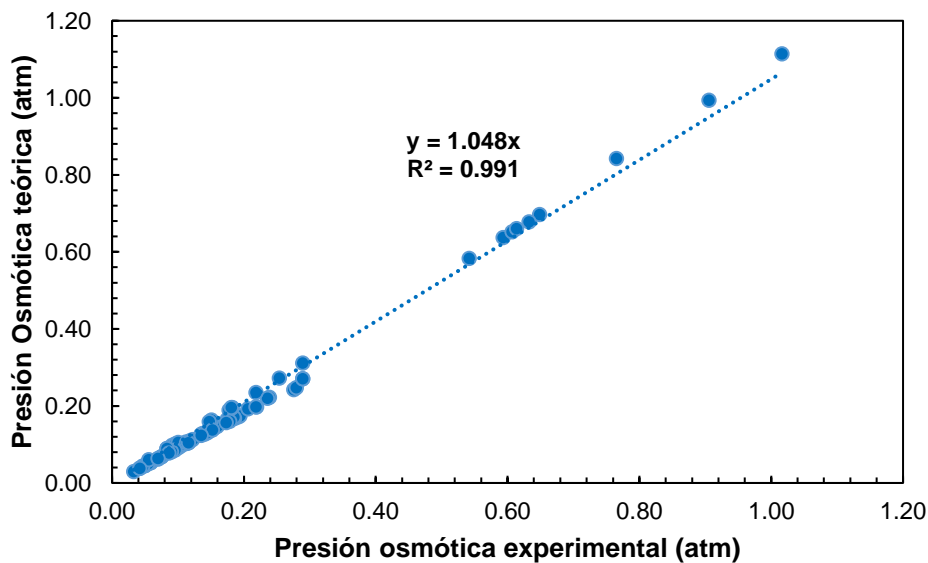


Figura 36. Relación de la presión osmótica teórica ( $\pi_{\text{teórica}}$ ) y presión osmótica experimental ( $\pi_{\text{experimental}}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca con una relación  $\pi = 0.00040 \text{ mg L}^{-1}/0.692$ . Excluyendo muestra 31: mar en Zicatela.

### 6.6.2. Índice de salinidad efectiva

El índice de salinidad efectiva indica la cantidad de sales que quedarán en solución y serán potencialmente nocivas para los cultivos. Con este índice se puede hacer una evaluación más real del peligro que presentan las sales solubles del agua de riego al

pasar a formar parte de la solución del suelo. Toma en cuenta para su cálculo las sales altamente solubles que permanecen en el agua del suelo y dan lugar a soluciones salinas.

A su vez dicho índice asume que el Ca del complejo de intercambio se precipitará como  $\text{Ca-MgCO}_3$  y/o  $\text{CaSO}_4$  incluso cuando el calcio es deficiente en el agua de riego (Doneen, 1975).

La clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca de acuerdo con el índice de salinidad efectiva se presenta en el Cuadro 41 de manera extensa y de manera resumida se presenta en el Cuadro 39 siguiente:

Cuadro 39. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca de acuerdo con su salinidad efectiva.

Salinidad Efectiva (mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup> )	Clase	No. de muestras
<3	Buena	74
3-15	Condicionada	12
>15	No recomendable	3

Fuente: Doneen, 1958.

De acuerdo con el índice de clasificación, el 83.15 % de consideran de buena calidad, 13.48 % de las muestras son de calidad condicionada y solo 3 de las muestras que representan 3.37 % se consideran no recomendadas, dichas muestras se ubican en el mar en Zicatela, el río Copalita (Puente "El Zapote" Río Valdelflores) y la Laguna Manialtepec, las cuales de acuerdo con su origen son aguas clorhídricas con un alto contenido de Na y Cl.

Doneen (1954), señala que el cálculo de la salinidad efectiva es más aplicable a las aguas con bajo contenido de sal, es decir, que tiene una conductancia menor que  $1,000 \mu\text{S cm}^{-1}$ , que las de una concentración de sal más alta, ya que estas son a menudo reconocidas como posiblemente dañinas para algunos o más cultivos.



### 6.6.3. Índice de salinidad potencial

La salinidad potencial incluye todas las sales de Cl y Na y el MgSO<sub>4</sub>, se basa en el supuesto de que las sales que se precipitarán serán los carbonatos y bicarbonatos, pero solo parte de los sulfatos (CaSO<sub>4</sub>), permaneciendo solubles el cloruro de sodio y los sulfatos de sodio, potasio y magnesio (Doneen, 1975).

La salinidad potencial evalúa el efecto de las sales solubles de Cl, Na y MgSO<sub>4</sub> cuando la humedad aprovechable baja del 50%, es por eso que se debe estimar su efecto sobre la presión osmótica.

La salinidad potencial se calculó a partir de la ecuación 19 que se muestra:

$$SP = Cl^{-} + \frac{1}{2}SO_4^{2-} \quad (19)$$

El índice de salinidad potencial para las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, es decir, su clasificación, se presenta de manera extensa en el Cuadro 41 y de manera resumida en el Cuadro 40:

Cuadro 40. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca de acuerdo con su salinidad potencial.

Salinidad Potencial (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Clase	No. de muestras
<3	Buena	79
3-15	Condicionada	9
>15	No recomendable	1

De acuerdo con la salinidad potencial el 88.76 % de las muestras se consideran de buena calidad, 9 muestras que representan el 10.11 % son de calidad condicionada y solo una muestra se considera no recomendada, esta muestra es la del mar en Zicatela, Puerto Escondido, Oax.

Cuadro 41. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, de acuerdo con su salinidad efectiva y salinidad potencial.

No. de muestra	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación
1	14.91	Condicionada	7.56	Condicionada
2	10.01	Condicionada	5.75	Condicionada
3	0.92	Buena	0.69	Buena
4	1.49	Buena	0.97	Buena

Cuadro 41. Continuación.

No. de muestra	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación
5	10.94	Condicionada	6.27	Condicionada
6	1.12	Buena	0.88	Buena
7	1.00	Buena	0.79	Buena
8	1.31	Buena	1.03	Buena
9	1.33	Buena	1.05	Buena
10	1.26	Buena	0.86	Buena
11	1.40	Buena	0.99	Buena
12	0.34	Buena	0.25	Buena
13	0.57	Buena	0.41	Buena
14	0.60	Buena	0.42	Buena
15	0.93	Buena	0.66	Buena
16	0.94	Buena	0.68	Buena
17	0.73	Buena	0.50	Buena
18	0.81	Buena	0.53	Buena
19	1.22	Buena	0.79	Buena
20	1.02	Buena	0.67	Buena
21	0.28	Buena	0.14	Buena
22	0.28	Buena	0.15	Buena
23	0.26	Buena	0.15	Buena
24	0.31	Buena	0.18	Buena
25	0.34	Buena	0.18	Buena
26	0.24	Buena	0.13	Buena
27	0.46	Buena	0.25	Buena
28	0.48	Buena	0.26	Buena
29	17.41	No recomendada	8.73	Condicionada
30	0.65	Buena	0.35	Buena
31	528.30	No recomendada	506.68	No recomendada
32	0.98	Buena	0.53	Buena
33	19.52	No recomendada	9.78	Condicionada
34	0.62	Buena	0.34	Buena
35	0.39	Buena	0.18	Buena
36	1.19	Buena	0.53	Buena
37	1.43	Buena	0.64	Buena
38	0.97	Buena	0.43	Buena
39	0.39	Buena	0.19	Buena
40	0.78	Buena	0.38	Buena
41	1.19	Buena	0.58	Buena
42	0.90	Buena	0.43	Buena
43	0.75	Buena	0.36	Buena
44	0.38	Buena	0.20	Buena
45	0.34	Buena	0.17	Buena
46	0.71	Buena	0.35	Buena
47	2.04	Buena	0.92	Buena
48	2.03	Buena	0.91	Buena
49	1.21	Buena	0.54	Buena

Cuadro 41. Continuación.

No. de muestra	Salinidad Efectiva		Salinidad Potencial	
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>	Clasificación
50	2.62	Buena	1.15	Buena
51	2.67	Buena	1.15	Buena
52	10.28	Condicionada	5.89	Condicionada
53	9.18	Condicionada	5.35	Condicionada
54	4.87	Condicionada	2.86	Buena
55	1.47	Buena	0.65	Buena
56	1.82	Buena	0.80	Buena
57	10.40	Condicionada	6.04	Condicionada
58	3.71	Condicionada	2.12	Buena
59	1.41	Buena	0.80	Buena
60	1.53	Buena	0.88	Buena
61	2.86	Buena	1.76	Buena
59	1.41	Buena	0.80	Buena
60	1.53	Buena	0.88	Buena
61	2.86	Buena	1.76	Buena
62	10.61	Condicionada	6.12	Condicionada
63	0.95	Buena	0.53	Buena
64	0.84	Buena	0.38	Buena
65	1.55	Buena	0.83	Buena
66	1.31	Buena	0.72	Buena
67	1.56	Buena	0.86	Buena
68	0.43	Buena	0.32	Buena
69	0.43	Buena	0.33	Buena
70	0.44	Buena	0.32	Buena
71	0.35	Buena	0.26	Buena
72	0.18	Buena	0.13	Buena
73	0.82	Buena	0.44	Buena
74	1.38	Buena	0.80	Buena
75	3.03	Condicionada	1.75	Buena
76	0.89	Buena	0.63	Buena
77	0.90	Buena	0.65	Buena
78	4.29	Condicionada	2.48	Buena
79	0.76	Buena	0.55	Buena
80	2.60	Buena	1.46	Buena
81	2.52	Buena	1.42	Buena
82	3.14	Condicionada	1.77	Buena
83	1.16	Buena	0.83	Buena
84	0.80	Buena	0.58	Buena
85	0.61	Buena	0.44	Buena
86	0.76	Buena	0.51	Buena
87	0.46	Buena	0.32	Buena
88	0.40	Buena	0.26	Buena
89	0.24	Buena	0.15	Buena
MEDIANA	0.98		0.63	
MEDIA	2.34		1.31	
MODA	0.34		0.15	
DESV. EST.	3.77		2.00	

Nota: Para la obtención de los parámetros estadísticos, se excluyó la muestra 31 del mar en Zicatela, Puerto Escondido, Oax., esto debido a sus altas concentraciones, muy superiores a los otros sitios de muestreo.

#### 6.6.4. De acuerdo con riego por goteo

Los métodos de riego localizado permiten la aplicación de caudales controlados, asegurando un mejor acoplamiento de la aplicación del riego con las necesidades hídricas de los cultivos (Fontela *et al*, 2009). Sin embargo, en dichos sistemas la calidad del agua es un aspecto crítico, en especial en los sistemas de riego por goteo que deben mantenerse libres de sólidos en suspensión y microorganismos que pueden taponar los orificios de los emisores. Es por ello que la clasificación realizada por Domínguez (1996) permite tener referencias sobre las pautas de manejo de aguas con una calidad cuestionable.

En el Cuadro 42 se presenta la clasificación de las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca por salinidad en riego por goteo, de acuerdo con los datos obtenidos, se tiene que el 88.76% se consideran de una calidad excelente para ser usadas en riego por goteo, lo que representa 79 muestras de las 89 recolectadas; 7 muestras (7.87 %) se clasifican como de buena calidad, es decir que apenas necesitan que se aplique 10 % de agua de lixiviación, 2.25 % de las muestras son de calidad regular, es decir necesitan de un 14.5 % adicional de agua de lixiviación y finalmente una sola muestra, la del mar en Zicatela es la que se encuentra clasificada como muy mala para su utilización en riego por goteo.

Cuadro 42. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca por salinidad en riego por goteo.

Rango conductividad eléctrica (mS cm <sup>-1</sup> )	Clase	No. de muestras
0-1	Excelente	79
1-2	Buena	7
2-3	Regular	2
>5	Muy mala	1

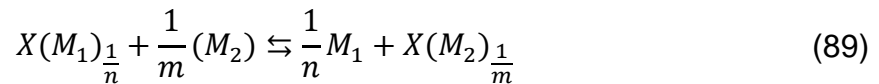
#### 6.7. Clasificación de las aguas con base en la sodicidad

##### 6.7.1. Porcentaje de sodio intercambiable – relación de adsorción de sodio (PSI-RAS)

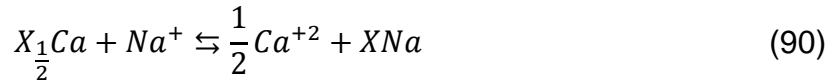
La relación del Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI) - Relación de Adsorción de Sodio (RAS), se encuentra en completa correspondencia con las relaciones teóricas

desarrolladas por Gapon (1933), en sistemas Na-Ca de intercambio catiónico, durante los procesos de interacción suelo-agua. Esta relación caracteriza el intercambio de  $\text{Na}^+$  por  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  en el suelo. Tiene como objeto poder predecir el cambio en el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) que se presentará en el suelo al introducir agua con una calidad determinada, sin embargo a pesar de su importancia, la relación entre la RAS y el PSI es poco conocida (Kopittke *et al.*, 2006).

La Relación de Adsorción de Sodio (RAS) deriva de la ley de acción de masas, el catión  $\text{Ca}^{2+}$  se encuentra adsorbido por el suelo y en calidad de electrolitos se toman las sales del ión sodio, el suelo interactúa con los iones de sodio de acuerdo con la reacción de intercambio catiónico siguiente:



Donde  $n$  es la valencia del ión  $M_1$  y  $m$  es la valencia del ión  $M_2$ , entonces en un sistema Na-Ca se obtiene:



Si se indica:

$C_1$  - es la concentración del ión  $\text{Ca}^{2+}$  en la solución del suelo en  $\text{g.mol L}^{-1}$ .

$C_2$  - es la concentración del ión  $\text{Na}^+$  en la solución del suelo en  $\text{g.mol L}^{-1}$ .

$A_1$  - es la cantidad del ión  $\text{Ca}^{2+}$  adsorbido en g. Eq por 100 g de suelo.

$A_2$  - es la cantidad del ión  $\text{Na}^+$  adsorbido en g. Eq por 100 g de suelo.

La constante de equilibrio de Gapon:

$$K_G = \frac{C_1^{\frac{1}{2}}}{C_2} * \frac{A_2}{A_1} \quad (91)$$

$$K_G = \frac{\sqrt{C_1}}{C_2} * \frac{A_2}{A_1}$$

$$k_G = \frac{[Ca^{+2}]^{\frac{1}{2}}(NaX)}{[Na^+](Ca_1X)^{\frac{1}{2}}}$$

Finalmente se tiene:

$$K_G \frac{\sqrt{C_1}}{C_2} = \frac{A_2}{A_1} \quad (92)$$

A la relación  $\frac{\sqrt{C_1}}{C_2}$  o  $\frac{\sqrt{C_2}}{C_1}$ , en los sistemas iónicos  $\text{Na}^+$ -  $\text{Ca}^{2+}$  se le conoce como: RELACIÓN DE ADSORCIÓN DE SODIO O RAS.

El PSI de un suelo puede ser estimado a partir de la relación de adsorción de sodio (RAS). La ecuación 24 fue la utilizada para su obtención:

$$PSI = \frac{K_G RAS}{(1 + K_G RAS)} * 100 \quad (24)$$

Donde:

PSI - Es el porcentaje de sodio intercambiabile  $X_{\text{Na}}$  expresada en % o de la fracción porcentual que ocupa el sodio intercambiabile  $X_{\text{Na}}$  en la superficie adsorbente o sistemas coloidales de los suelos.

$K_G$  - Es el coeficiente de selectividad iónica  $(\text{mmol L}^{-1})^{-1/2}$

RAS - Es la relación de adsorción de sodio expresada en  $(\text{mmol L}^{-1})^{-1/2}$

100- Es el 100% de la capacidad de intercambio catiónico que está expuesta al intercambio de iones, o sea es la máxima capacidad de intercambio catiónico de un determinado suelo.

Cabe señalar, diferentes muestras de agua pueden llegar a tener la misma relación de adsorción de sodio (RAS), no obstante, al momento de entrar en contacto con los diferentes sistemas coloidales, lo que influenciará el porcentaje de sodio intercambiabile de cada uno será el coeficiente de selectividad iónica, es decir se debe a las diferentes características topográficas de los sistemas coloidales de los suelos, las características topográficas dependen de la mineralogía de los sistemas arcillosos (Velázquez, 2001).

Para realizar la predicción del porcentaje de sodio intercambiabile (PSI) de los suelos regados con las muestras de agua recolectadas en el estado de Oaxaca, se debe utilizar la ecuación 24 y con los valores del RAS en las tres diferentes formulaciones  $\text{RAS}_{\text{or}}$ ,  $\text{RAS}_{\text{aj}}$  y  $\text{RAS}_{\text{corr}}$  para sus diferentes relaciones funcionales PSI-RAS.

En la relación funcional se utilizaron los siguientes valores del coeficiente de selectividad iónica de Gapon:  $K_G = 0.007244$ ,  $K_G = 0.0118610$ ,  $K_G = 0.016899$  y  $K_G = 0.0140113$ ; estos valores corresponden a suelos: migajón-arcilloso-arenoso, arcilloso-limoso, arcilloso y rojos arcillosos respectivamente. La relación funcional PSI-RAS del muestreo de la red hidrográfica de Oaxaca se presenta en la Figura 37.

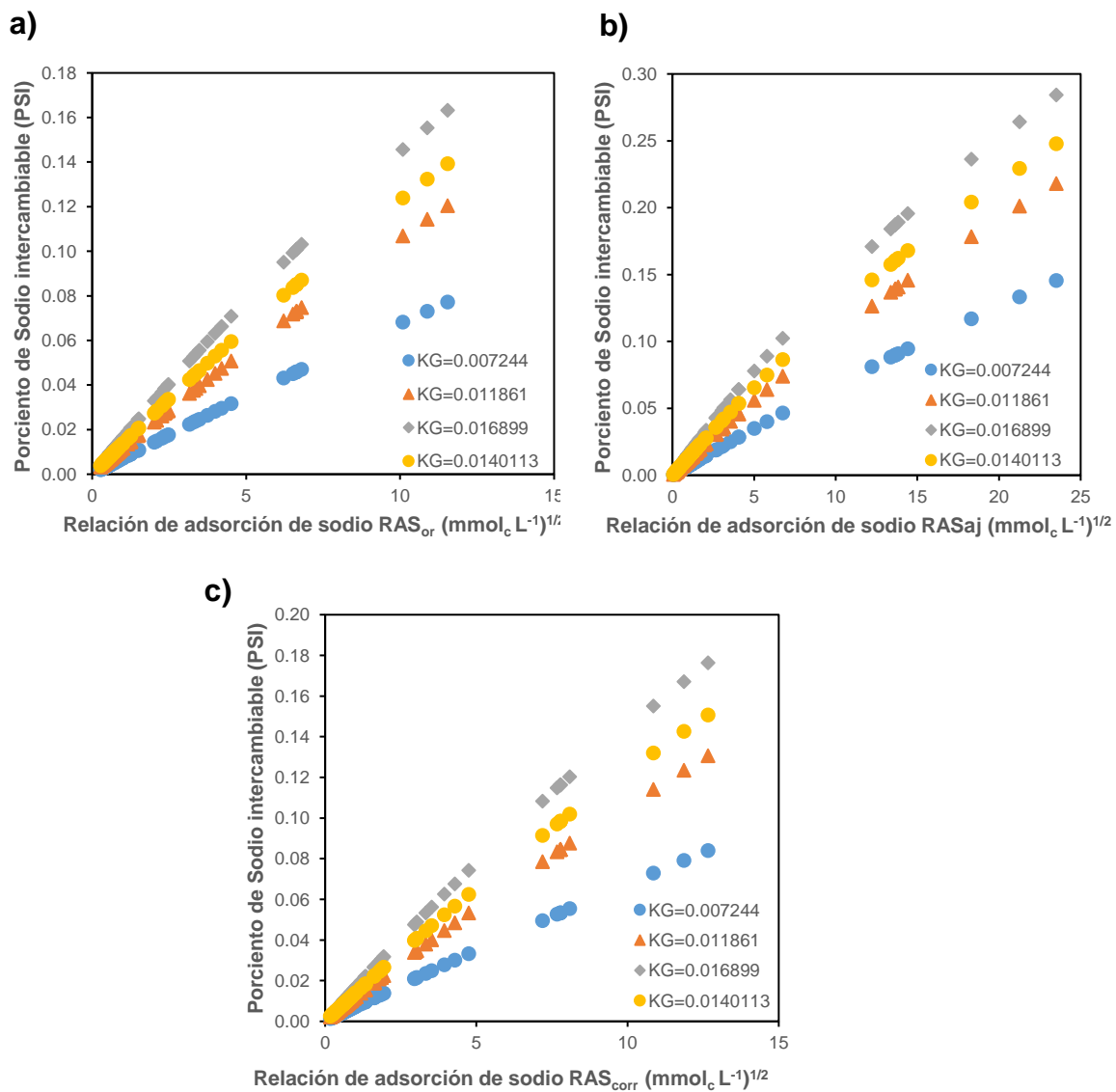


Figura 37. Relación PSI-RAS para las expresiones: a)  $PSI-RAS_{or}$ , b)  $PSI-RAS_{aj}$  y c)  $PSI-RAS_{corr}$  de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Como se mencionó en la revisión de literatura, varios investigadores han estudiado la relación del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y la relación de adsorción de

sodio (RAS). En consecuencia, se procedió a realizar al cálculo del PSI a través de dichas relaciones, tomando el valor de la relación de adsorción de sodio ajustado ( $RAS_{aj}$ ).

Los estadísticos descriptivos se muestran en el Cuadro 43. Sin embargo, se observa que los valores obtenidos con las ecuaciones presentan una variación considerable con los valores del PSI teórico, siendo la más aproximada la de Richards (1974) y Seilsepour *et al.* (2009). Es preciso señalar la sobreestimación de la ecuación de Bower (1961, 1963) en un 53% promedio aproximadamente.

Cuadro 43. Estadísticos descriptivos del porcentaje de sodio intercambiable (PSI).

Porcentaje de sodio intercambiable (PSI)	Min.	Máx.	Media	Mediana	Moda	Desv. Est.	Amplitud	C.V.
Teórico ( $K_G=0.007244$ )	0.037	14.552	1.856	0.734	3.078	14.515	0.603	0.037
Teórico ( $K_G=0.0118610$ )	0.060	21.805	<b>2.914</b>	1.196	4.693	21.744	0.621	0.060
Teórico ( $K_G=0.016899$ )	0.086	28.433	<b>3.980</b>	1.696	6.224	28.347	0.639	0.086
Teórico ( $K_G=0.0140113$ )	0.071	<b>24.778</b>	3.379	1.410	5.373	24.707	0.629	0.071
Richards y USDA (1974)	-1.199	<b>25.047</b>	<b>2.344</b>	0.245	5.726	26.246	0.409	-1.199
Bower (1961, 1963)	0.019	95.777	9.440	2.403	19.482	95.758	0.485	0.019
Rengasamy et al.(1984)	1.899	47.644	7.182	3.791	9.384	45.745	0.765	1.899
Seilsepour <i>et al.</i> (2009)	2.003	<b>26.165</b>	<b>4.793</b>	3.002	4.956	24.163	0.967	2.003

Para una mejor visualización del comportamiento del valor del PSI, con las diferentes ecuaciones en la Figura 38 se muestra su comportamiento.

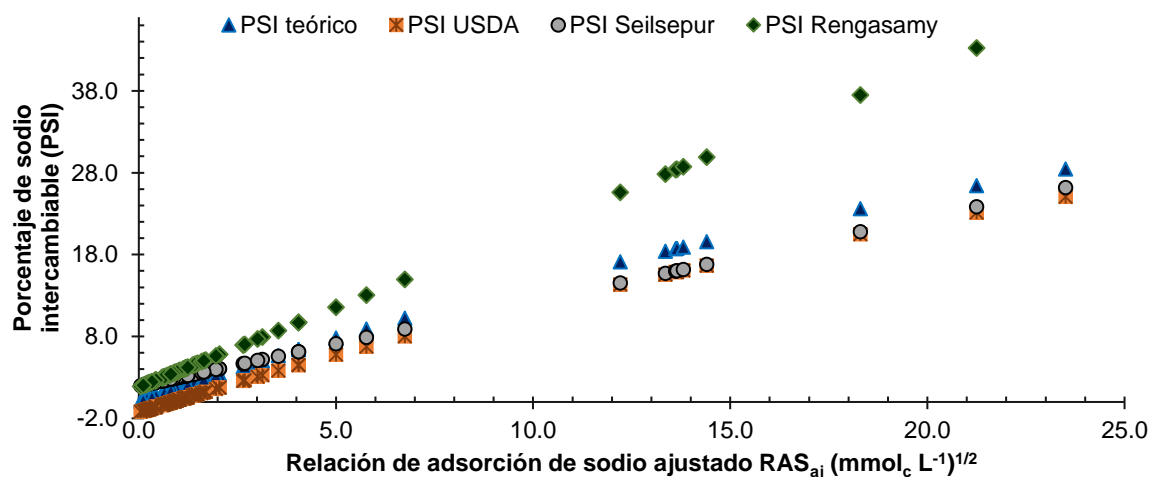


Figura 38. Diagrama de dispersión del PSI estimado con diferentes ecuaciones propuestas por diversos autores de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Nota: El valor de PSI teórico se obtuvo con un  $K_G=0.016899$ .



El comportamiento del PSI obtenido con la ecuación de Bower (1961, 1963) se presenta de forma separada en la Figura 39, esto debido a su amplia variación con las estimaciones del PSI con las otras ecuaciones.

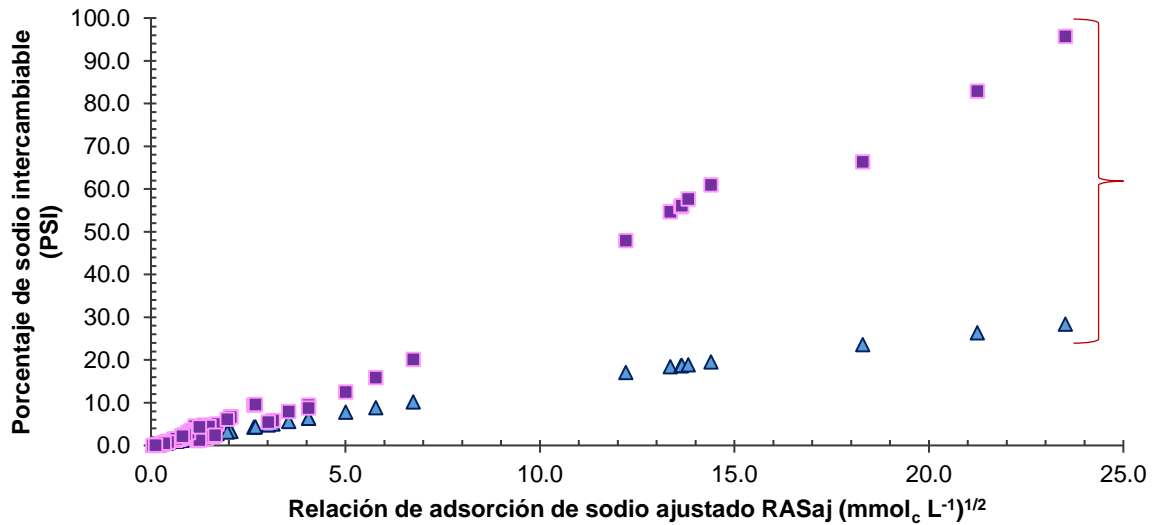


Figura 39. Diagrama de dispersión del PSI estimado con la ecuación de Bower (1961, 1963) con respecto a el PSI teórico.

Nota: El valor de PSI teórico se obtuvo con un  $K_G=0.016899$ .

Consecutivamente, en las Figuras 40 y 41 se muestra el comportamiento de la estimación del PSI con las diferentes ecuaciones en cada sitio de muestreo de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

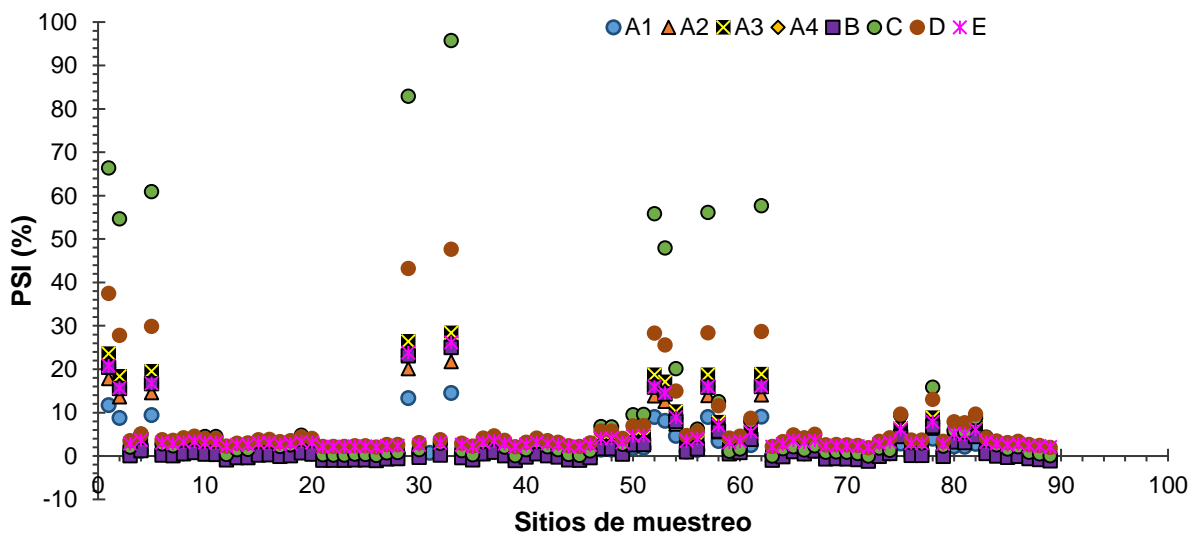


Figura 40. Comportamiento del PSI en cada sitio de muestreo de la red hidrográfica del estado de Oaxaca con las diferentes ecuaciones para su obtención. Exceptuando la muestra 31: Mar en Zicatela.

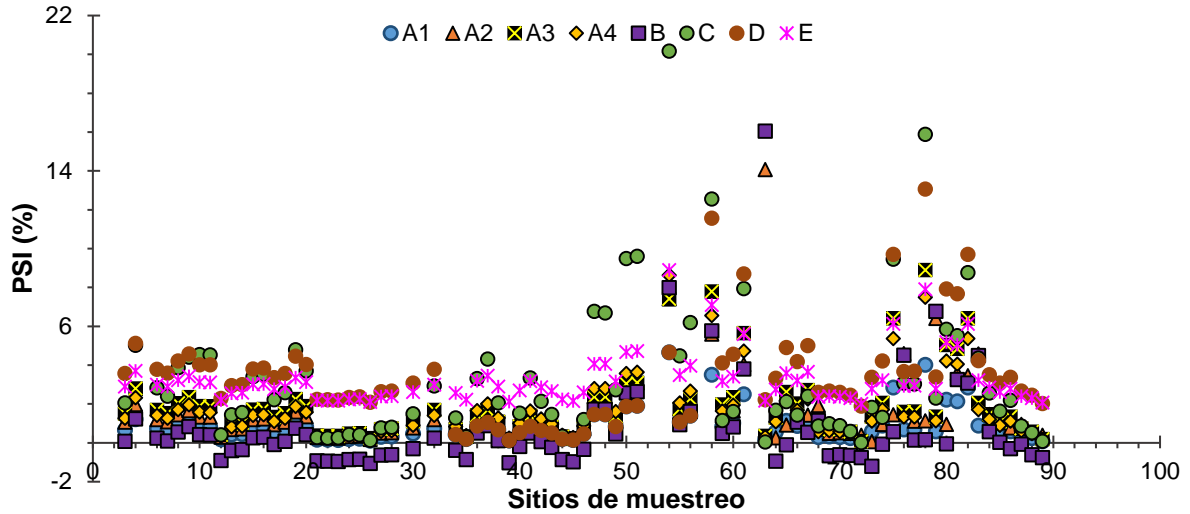


Figura 41. Comportamiento del PSI en cada sitio de muestreo con las diferentes ecuaciones para su obtención. Exceptuando las muestras 1, 2, 5, 29, 31, 33, 52, 53, 57 y 62.

A1: Teórica  $K_G = 0.007244$ ;  $PSI = \frac{K_G RAS}{(1+K_G RAS)} * 100$ ;    A2: Teórica  $K_G = 0.0118610$ ;  $PSI = \frac{K_G RAS}{(1+K_G RAS)} * 100$ ;  
 A3: Teórica  $K_G = 0.016899$ ;  $PSI = \frac{K_G RAS}{(1+K_G RAS)} * 100$ ;    A4: Teórica  $K_G = 0.0140113$ ;  $PSI = \frac{K_G RAS}{(1+K_G RAS)} * 100$ ;

B: Richards y USDA (1974):  $PSI = \frac{E_{Na}100}{CIC} = \frac{100(-0.0126+0.01475 RAS)}{1+(-0.0126+0.01475 RAS)}$ ;

C: Bower (1961, 1963):  $PSI = 2RAS + 2RAS(8.4 - pH_c)$ ;    D: Seilsepour et al. (2009);  $PSI = 1.95RAS + 1.8$ ;

D: Seilsepour et al. (2009):  $PSI = 1.95 + 1.03 RAS$ ;

Asimismo, se procedió en las figuras 42 a 45 a la obtención de la relación estadística del valor del PSI teórico y el PSI estimado con las diferentes ecuaciones de los autores. Nuevamente se reitera con los valores de las regresiones obtenidas, que las mejores estimaciones de PSI se realizan con Richards (1974) y Seilsepour et al. (2009).

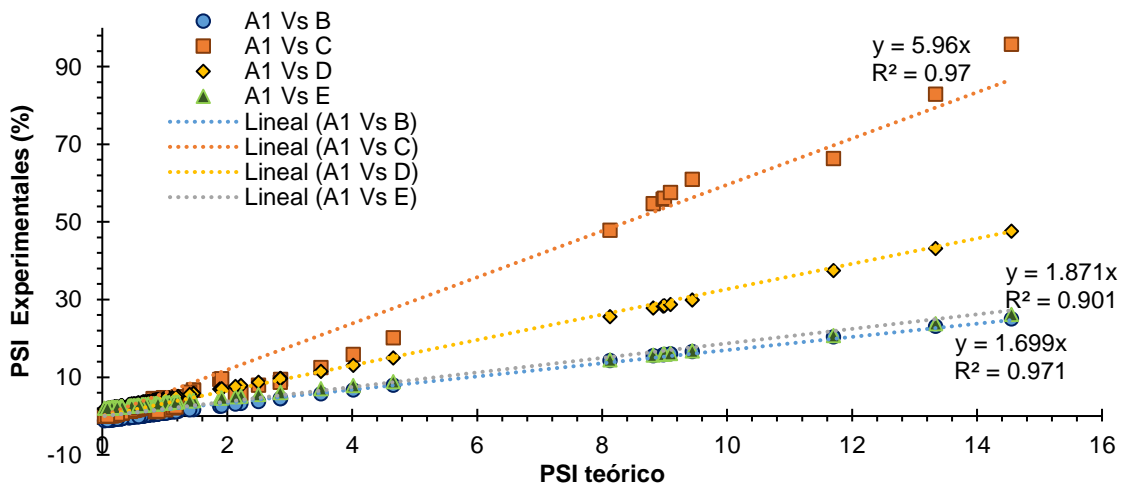


Figura 42. Relación del PSI Teórico (A1) con respecto al PSI experimentales.  $K_G = 0.007244$ .

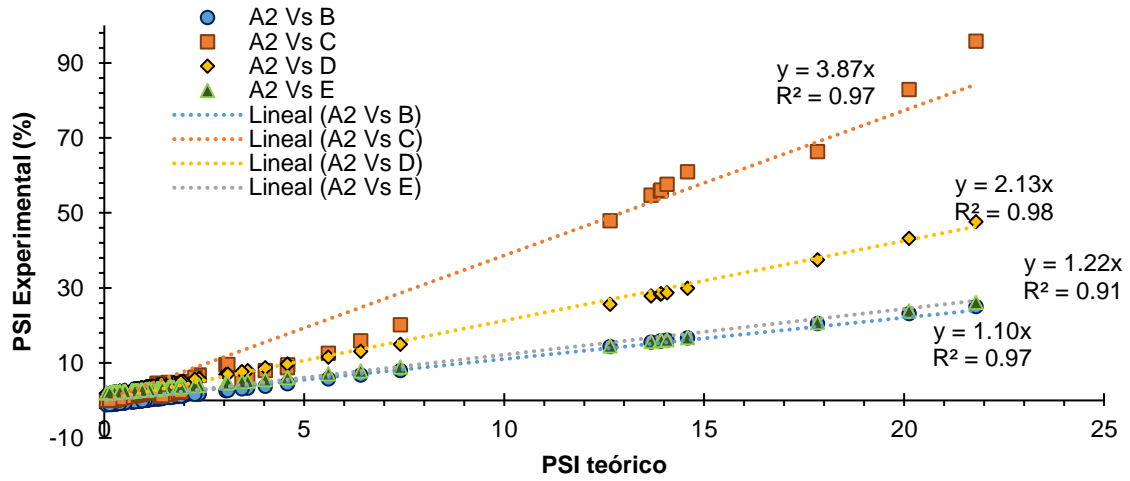


Figura 43. Relación del PSI Teórico (A2) con respecto al PSI experimentales.  $K_G=0.0118610$ .

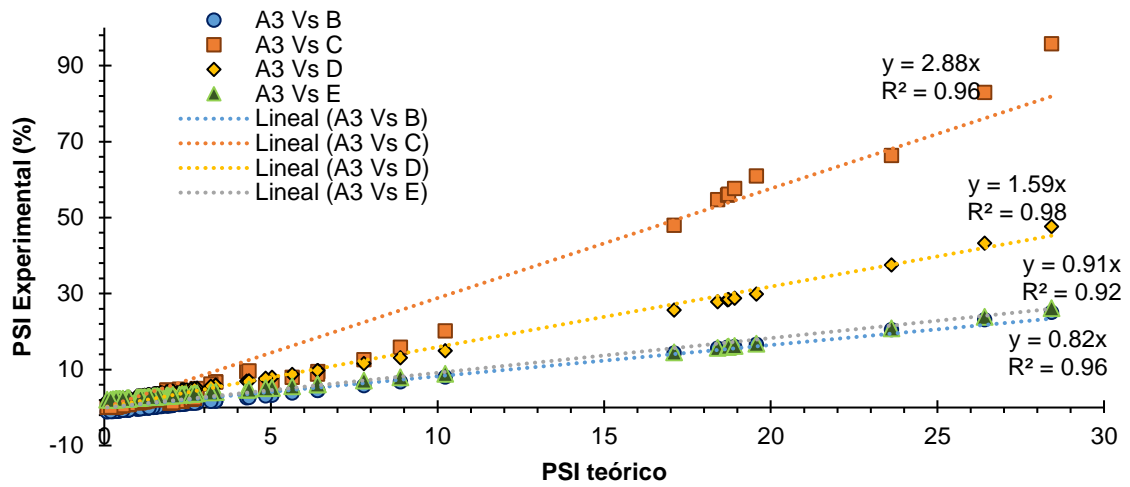


Figura 44. Relación del PSI Teórico (A3) con respecto al PSI experimentales.  $K_G=0.016899$ .

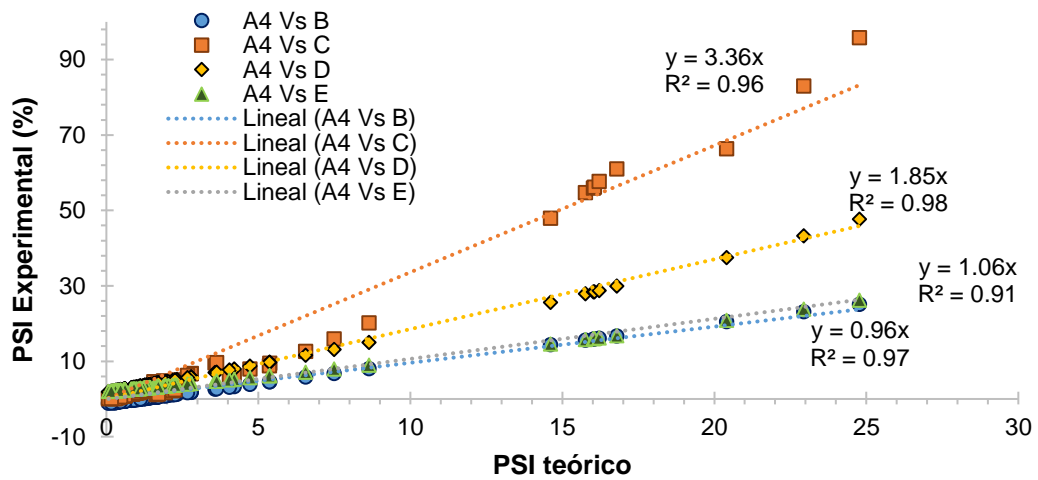


Figura 45. Relación del PSI Teórico (A4) con respecto al PSI experimentales.  $K_G=0.0140113$ .

Es preciso enfatizar que las ecuaciones son una estimación del valor del PSI por lo que se recomienda preferentemente siempre obtener la información en campo, es decir, los datos reales de cada zona de estudio en particular.

### 6.7.2. Clasificación de las aguas de acuerdo con Richards.

Los valores obtenidos del cálculo de la relación de adsorción de sodio, de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, en sus diferentes formulaciones  $RAS_{or}$ ,  $RAS_{aj}$  y  $RAS_{corr}$  se presentan en el Cuadro 45.

De acuerdo con la clasificación de Richards, las aguas se clasifican como se muestra en el cuadro siguiente:

Cuadro 44. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca, de acuerdo con las diferentes formulaciones de relación de adsorción de sodio.

Formulaciones de RAS	C1S1	C2S1	C3S1	C3S2	C3S3	C4S2	C4S3	C4S4
	Número de muestras							
$RAS_{or} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$	33	46	6	1	0	2	0	1
$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1.0 + (8.4 - pH_c)]$	33	46	0	6	1	0	2	1
$RAS_{corr} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$	33	46	6	1	0	2	0	1

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

Cuando se comparan el número de muestras de cada clase y de cada formulación de RAS, se puede observar que el número de muestras de cada clase coincide en el  $RAS_{corr}$  y  $RAS_{or}$ . Sin embargo, en  $RAS_{aj}$ , propuesta por Bower *et al.* (1965) algunas muestras se desplazan a la siguiente clasificación, como por ejemplo las muestras 53 y 62 recolectadas sobre el cauce del río salado que pasan de C3S1 a C3S2.

Conocer el intervalo de valores de la relación de adsorción de sodio (RAS) en sus tres conceptualizaciones, nos permite definir o proyectar el comportamiento del RAS de las aguas en diferentes condiciones de altos o bajos contenidos de dióxido de carbono  $CO_2$  además de la precipitación y solubilización del  $CaCO_3$ .

La clasificación de las aguas de acuerdo con el diagrama de Richards se presenta en las Figuras 46, 47 y 48

Cuadro 45. Valores de las distintas formulaciones de la relación de adsorción de sodio, de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

No. de muestra	RAS original	RAS ajustado		RAS corregido	
	RAS <sub>or</sub>	pH <sub>c</sub>	RAS <sub>aj</sub>	Ca°	RAS <sub>corr</sub>
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>				
1	10.09	7.58685	18.30	0.5364	10.86
2	6.52	7.35196	13.36	0.9199	7.68
3	0.81	8.27583	0.91	1.1326	0.75
4	1.15	7.92260	1.70	1.1042	1.19
5	6.80	7.28318	14.40	0.9285	8.10
6	0.74	8.01101	1.02	1.1073	0.74
7	0.70	8.09247	0.92	1.1027	0.69
8	0.79	7.83806	1.24	1.1167	0.83
9	0.92	7.85107	1.43	1.1305	0.96
10	0.57	7.40927	1.14	1.2325	0.66
11	0.57	7.40224	1.13	1.2488	0.65
12	0.29	8.56352	0.25	1.0701	0.25
13	0.47	8.16267	0.59	1.0976	0.46
14	0.49	8.13631	0.62	1.1138	0.47
15	0.62	7.73960	1.03	1.1332	0.66
16	0.63	7.72531	1.05	1.1454	0.68
17	0.57	8.00758	0.80	1.0804	0.58
18	0.64	7.97709	0.91	1.1040	0.65
19	0.78	7.64873	1.37	1.1392	0.86
20	0.71	7.78131	1.15	1.1216	0.75
21	0.37	8.79349	0.23	1.0640	0.29
22	0.37	8.82261	0.22	1.0446	0.29
23	0.34	8.77895	0.21	1.1054	0.26
24	0.37	8.64948	0.28	1.1165	0.30
25	0.41	8.68568	0.29	1.0663	0.33
26	0.33	8.94958	0.15	1.0814	0.24
27	0.47	8.49796	0.43	1.0594	0.41

$$RAS_{or} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1.0 + (8.4 - pH_c)] \quad RAS_{corr} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{\circ}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$$

Nota: Las concentraciones de sodio  $C_{Na^+}$ , calcio  $C_{Ca^{2+}}$  y magnesio  $C_{Mg^{2+}}$  están expresadas en mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>.

Cuadro 45. Continuación.

No. de muestra	RAS original	RAS ajustado		RAS corregido	
	RAS	pH <sub>c</sub>	RAS <sub>aj</sub>	Ca°	RAS <sub>corr</sub>
mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>					
28	0.49	8.49430	0.44	1.0759	0.42
29	10.88	7.44806	21.25	0.5179	11.87
30	0.57	8.26017	0.66	1.0920	0.54
31	55.18	7.51828	103.84		60.41
32	0.71	7.96237	1.02	1.0673	0.73
33	11.54	7.36305	23.51	0.5230	12.66
34	0.55	8.32264	0.60	1.0523	0.51
35	0.48	8.83747	0.27	0.9359	0.38
36	0.88	8.02988	1.21	0.9274	0.89
37	0.98	7.91991	1.46	0.9295	1.02
38	0.83	8.28453	0.92	0.8880	0.79
39	0.53	9.07927	0.17	0.8208	0.39
40	0.70	8.35433	0.73	0.9167	0.65
41	0.85	7.99901	1.20	0.9571	0.87
42	0.74	8.19736	0.89	0.9563	0.72
43	0.67	8.35765	0.70	0.9407	0.62
44	0.45	8.77861	0.28	1.0387	0.35
45	0.44	8.95298	0.20	0.9660	0.33
46	0.66	8.44615	0.63	0.9343	0.59
47	1.24	7.74855	2.05	0.9083	1.33
48	1.26	7.76870	2.05	0.8920	1.34
49	1.00	8.23115	1.17	0.8455	0.97
50	1.48	7.60627	2.65	0.9212	1.62
51	1.51	7.61305	2.69	0.9163	1.65
52	6.64	7.34924	13.62	0.9041	7.79
53	6.22	7.43767	12.21	0.9027	7.19
54	4.51	7.90553	6.75	0.8697	4.75
55	1.00	7.90483	1.50	0.9294	1.04
56	1.24	7.81847	1.96	0.9698	1.31
57	6.64	7.34383	13.65	0.9118	7.78
58	3.99	8.14671	5.01	0.8209	3.95

$$RAS_{or} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1.0 + (8.4 - pH_c)] \quad RAS_{corr} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{\circ}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$$

Nota: Las concentraciones de sodio  $C_{Na^+}$ , calcio  $C_{Ca^{2+}}$  y magnesio  $C_{Mg^{2+}}$  están expresadas en mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>.

Cuadro 45. Continuación.

No. de muestra	RAS original	RAS ajustado		RAS corregido	
	RAS	pH <sub>c</sub>	RAS <sub>aj</sub>	Ca°	RAS <sub>corr</sub>
mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>					
59	2.46	8.91598	1.19	0.7693	1.87
60	2.48	8.82965	1.42	0.7937	1.95
61	3.16	8.27823	3.54	0.8734	2.99
62	6.62	7.31251	13.81	0.9152	7.79
63	2.01	9.29215	0.22	0.7013	1.34
64	0.73	8.32667	0.78	0.8939	0.68
65	2.39	8.73382	1.59	0.7933	1.94
66	2.09	8.81532	1.22	0.8420	1.62
67	2.26	8.67095	1.65	0.8498	1.86
68	0.38	8.33362	0.41	1.0893	0.35
69	0.40	8.28418	0.44	1.0961	0.37
70	0.38	8.32463	0.41	1.1120	0.35
71	0.38	8.52224	0.34	1.0512	0.33
72	0.27	9.21376	0.05	1.0238	0.18
73	0.71	8.26594	0.81	0.9619	0.68
74	2.35	8.87105	1.24	0.8156	1.79
75	3.48	8.23319	4.06	0.8625	3.33
76	0.60	7.79662	0.96	1.1296	0.63
77	0.62	7.83261	0.97	1.1212	0.65
78	4.20	8.02489	5.78	0.8412	4.29
79	0.57	7.97884	0.81	1.1066	0.58
80	3.37	8.46820	3.14	0.7524	3.04
81	3.29	8.48434	3.01	0.7507	2.96
82	3.74	8.31839	4.05	0.7763	3.53
83	0.71	7.65097	1.25	1.1427	0.78
84	0.60	7.93250	0.88	1.1218	0.61
85	0.52	8.15030	0.65	1.1078	0.51
86	0.60	8.05462	0.81	1.0683	0.60
87	0.45	8.41536	0.44	1.0491	0.40
88	0.43	8.61353	0.34	0.9969	0.36
89	0.33	9.04680	0.12	0.9460	0.24
MEDIANA	0.71	8.18	1.02	0.97	0.72
MEDIA	1.82	8.18	2.76	0.97	1.87
DESV.	2.41	0.50	4.81	0.15	2.70

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

$$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1.0 + (8.4 - pH_c)]$$

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

Nota: Para la obtención de los parámetros estadísticos, se excluyó la muestra 31 del mar en Zicatela, Puerto Escondido, Oax., esto debido a sus altas concentraciones, muy superiores a los otros sitios de muestreo.

Nota: Las concentraciones de sodio  $C_{Na^+}$ , calcio  $C_{Ca^{2+}}$  y magnesio  $C_{Mg^{2+}}$  están expresadas en mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>.

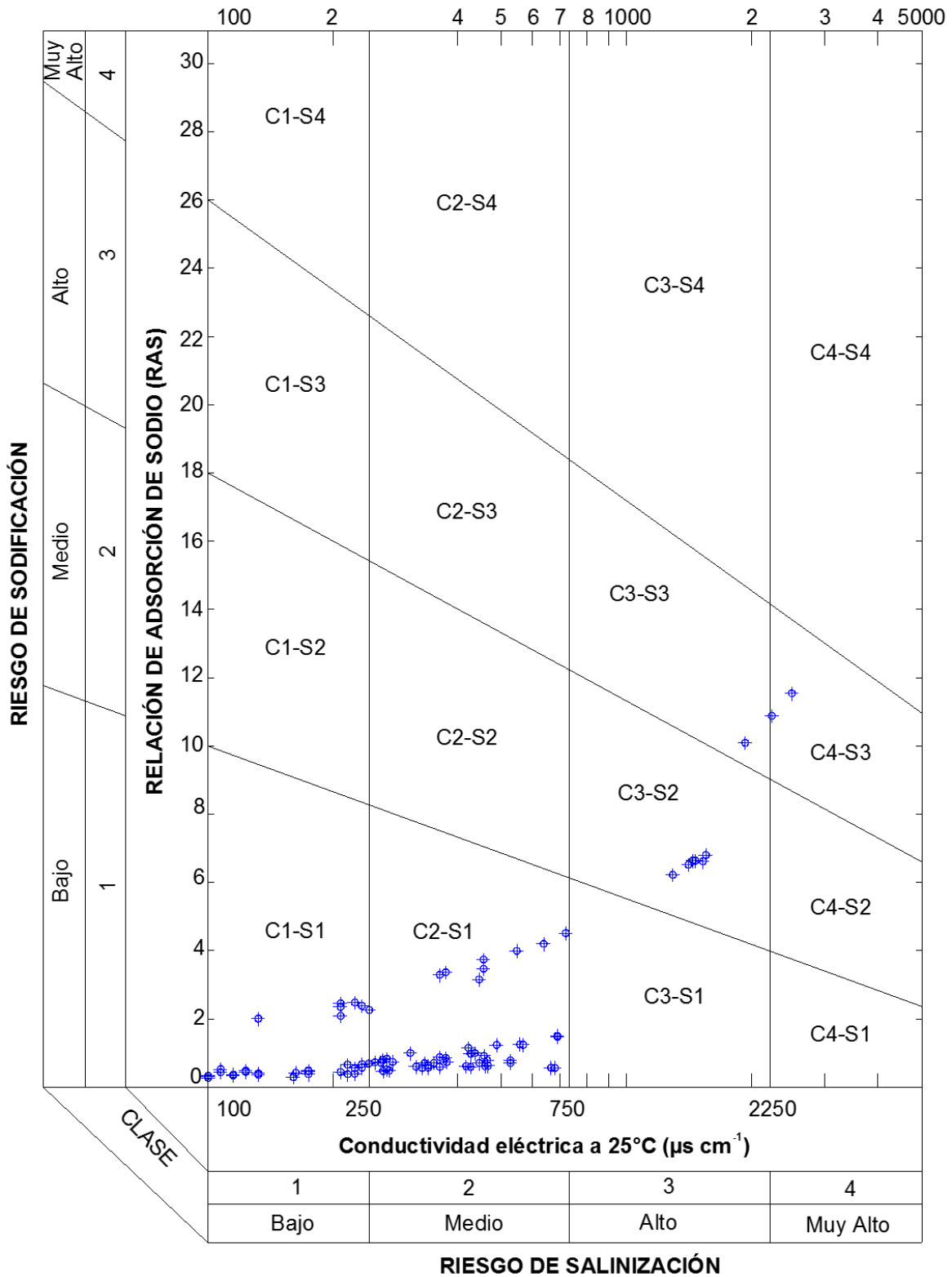


Figura 46. Diagrama de clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. 1.  $RAS_{or-CE}$ .



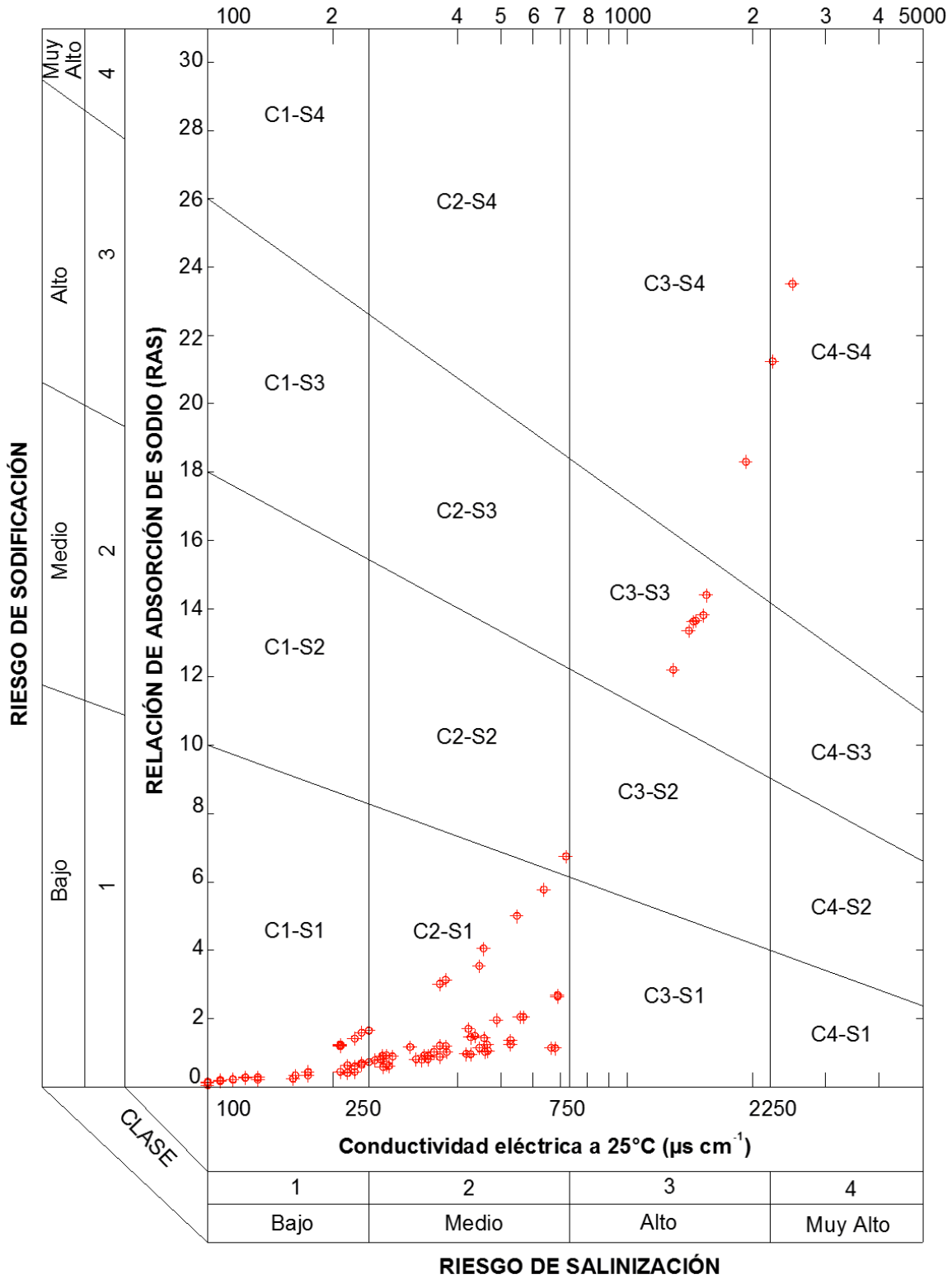


Figura 47. Diagrama de clasificación de las aguas residuales urbano-residuales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. 2.  $RAS_{aj}-CE$ .

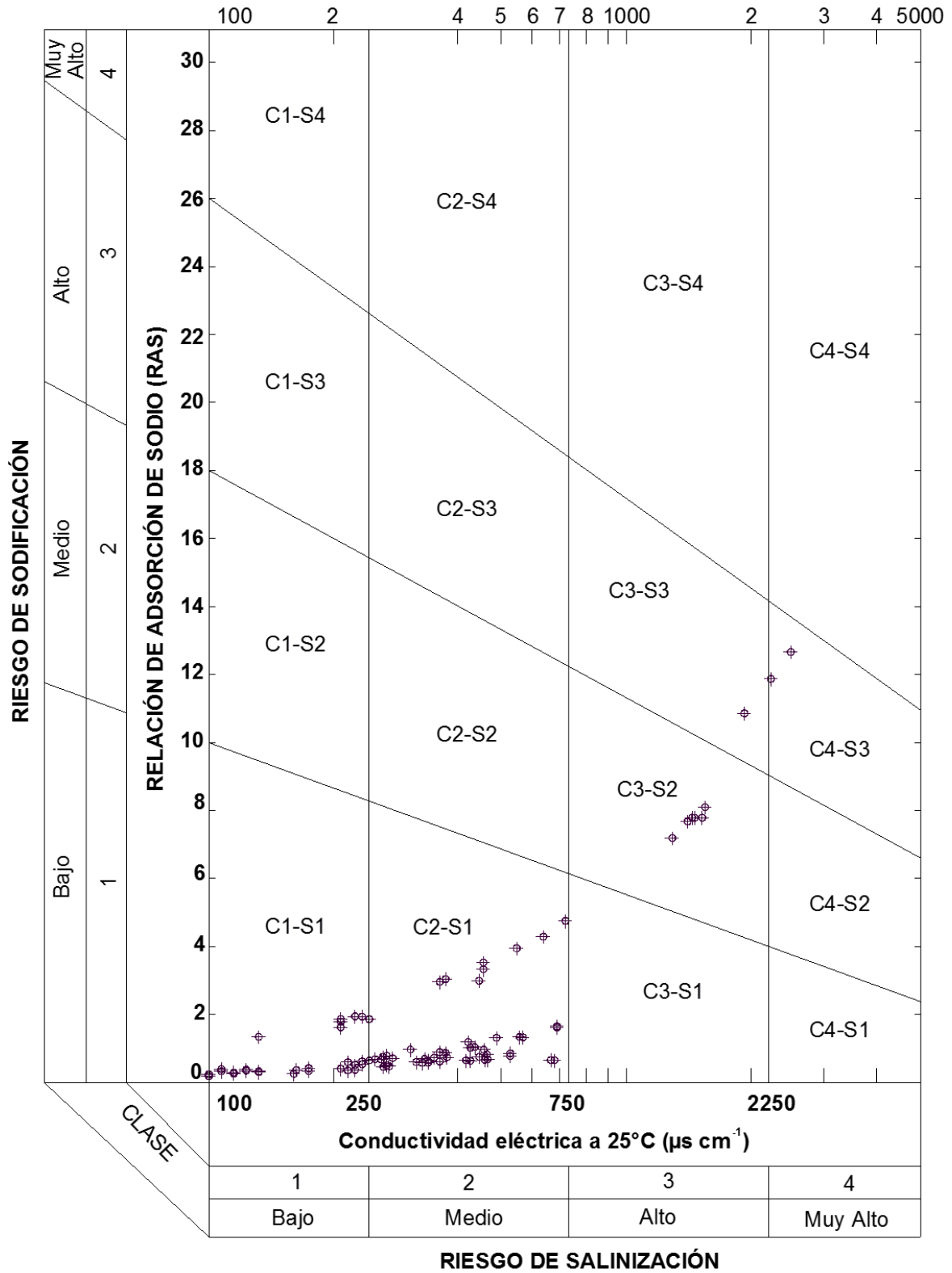


Figura 48. Diagrama de clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. 3.  $RAS_{corr}^{CE}$ .

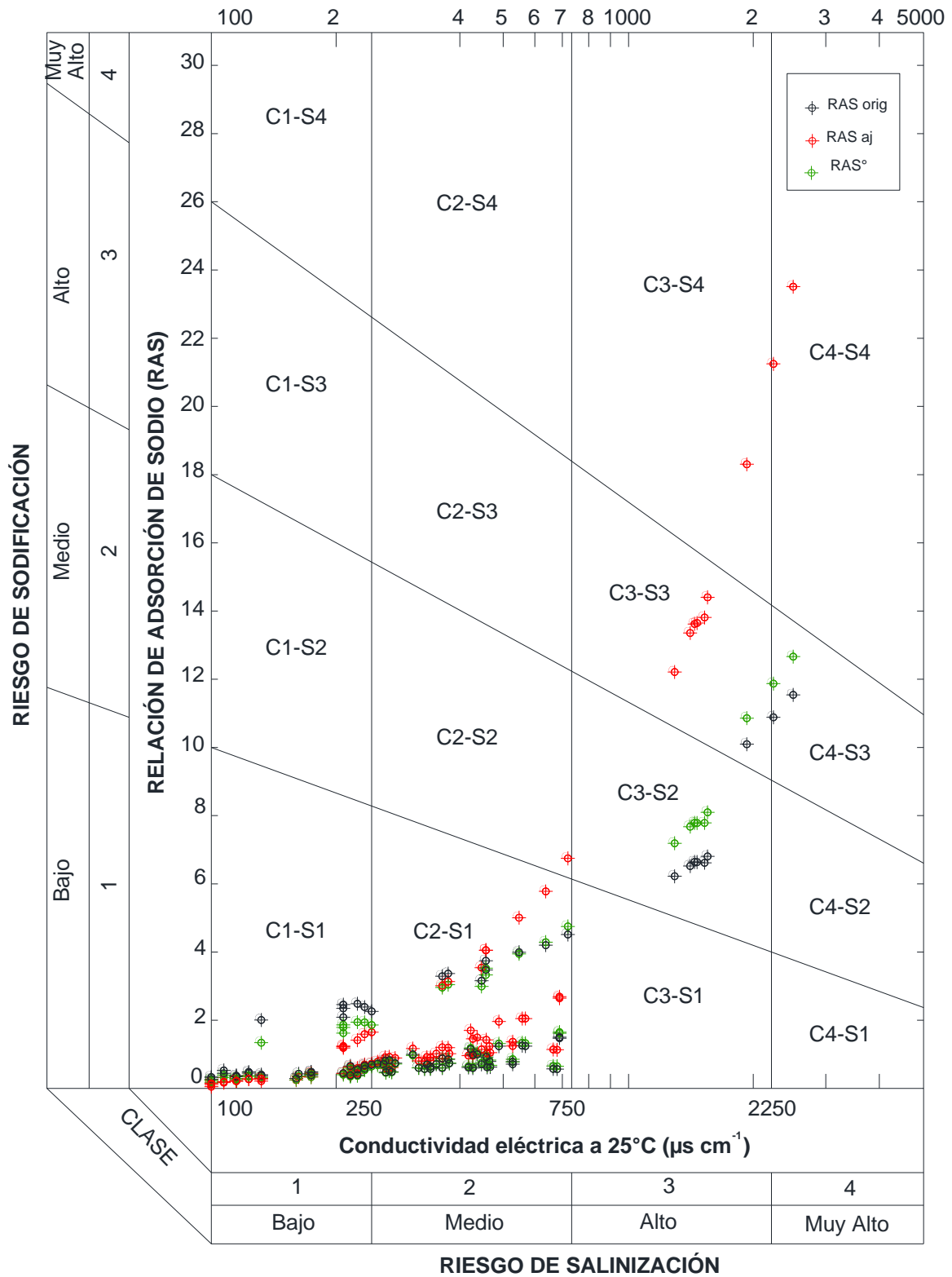


Figura 49. Comportamiento del diagrama de clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca con las tres formulaciones de RAS.

### 6.7.3. Clasificación de las aguas de acuerdo con el peligro por sodio

Wilcox (1958) presentó un diagrama que ilustra la relación entre la calidad del agua de riego: la relación  $\text{Na}^+$ : ( $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ).

La clasificación del agua de riego de acuerdo con el contenido de sodio es la siguiente:

**Agua con bajo contenido de sodio (S1)** puede usarse para irrigación en casi todos los suelos, con poco peligro de desarrollar un problema de sodio. Sin embargo, los cultivos sensibles al sodio, como las frutas de hueso, los árboles y los aguacates, pueden acumular cantidades perjudiciales de sodio en las hojas.

**Agua media en sodio (S2)** puede presentar un problema moderado de sodio en suelos de textura fina (arcilla) a menos que haya yeso en el suelo. Esta agua se puede usar en suelos de textura gruesa (arena) u orgánicos que llevan bien las aguas.

El **agua con alto contenido de sodio (S3)** puede producir algunos problemas de sodio en la mayoría de los suelos y requerirá un manejo especial: buen drenaje, alto nivel de lixiviación y adiciones de materia orgánica. Si hay suficiente yeso en el suelo, es posible que no se desarrolle un problema grave durante algún tiempo; Si el yeso no está presente, es posible que deba agregarse, o algún material similar.

Y finalmente agua con **muy alta concentración en sodio (S4)** generalmente no es satisfactoria para el riego, excepto en niveles de salinidad baja o media donde el uso de yeso o alguna otra enmienda hace posible su uso.

De acuerdo con la clasificación de Wilcox, sobre el peligro de sodio, las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca se clasifican como se muestra: 79 muestras, es decir, 88.76% de las aguas se clasifican como S1, son aguas bajas en sodio, 6 muestras, 6.74%, son S2, son aguas con contenido de sodio medio, 3 muestras, es decir, 3.37% son aguas S3 con alto contenido de sodio y sólo la muestra del mar de Zicatela, es un agua con muy alto contenido de sodio.

A continuación, en la figura 50 se muestra el diagrama de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca.

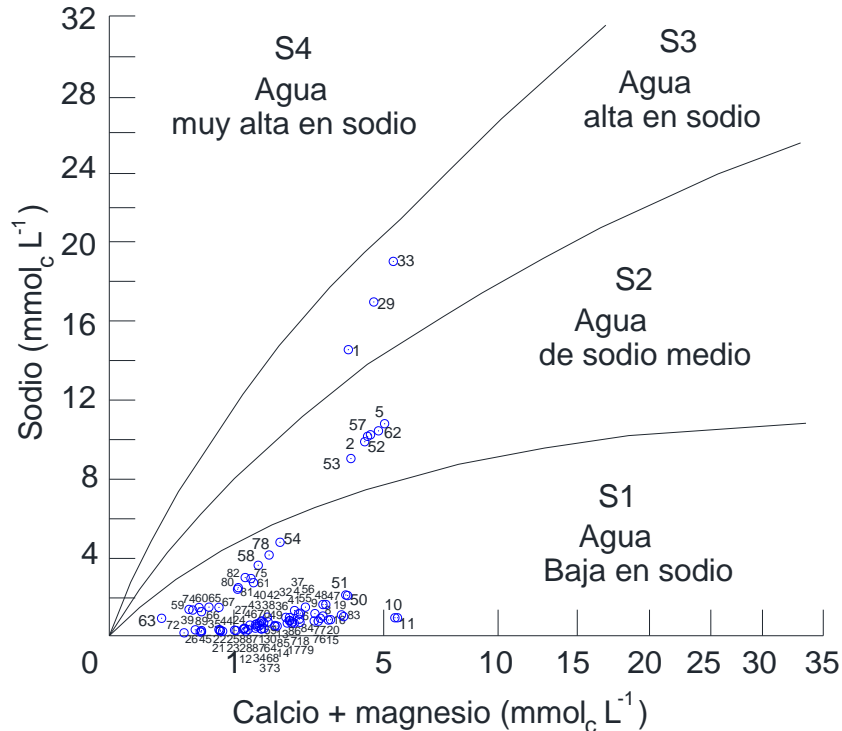


Figura 50. Diagrama de Wilcox sobre el peligro de sodio de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

#### 6.7.4. Clasificación de las aguas de acuerdo con el diagrama de Wilcox

Wilcox publicó un diagrama que categoriza a las aguas en cinco clases de agua. Esta clasificación se basa esencialmente en el trabajo anterior de Scofield (1936), los valores utilizados para su evaluación son el contenido total de sal (conductividad eléctrica en  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y el porcentaje de sodio intercambiable (PSI en %). Esta clasificación fue precursora de la clasificación del Laboratorio de Salinidad (Richards, 1974).

De acuerdo con la clasificación de Wilcox, las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca se clasifican como se muestra: 79 muestras, es decir, 88.76% de las aguas se clasifican como de excelente a buena calidad, 7 muestras, 7.86%, son de calidad buena a permisible, 2 muestras, es decir, 2.25% son de dudosa calidad y sólo la muestra del mar de Zicatela no es válida para el riego. Las muestras de dudosa calidad se encuentran en: el Río Copalita en el puente el Zapote "El Zapote"

Río Valdelflores y la de la Laguna de Manialtepec. El diagrama se muestra en la Figura 51.

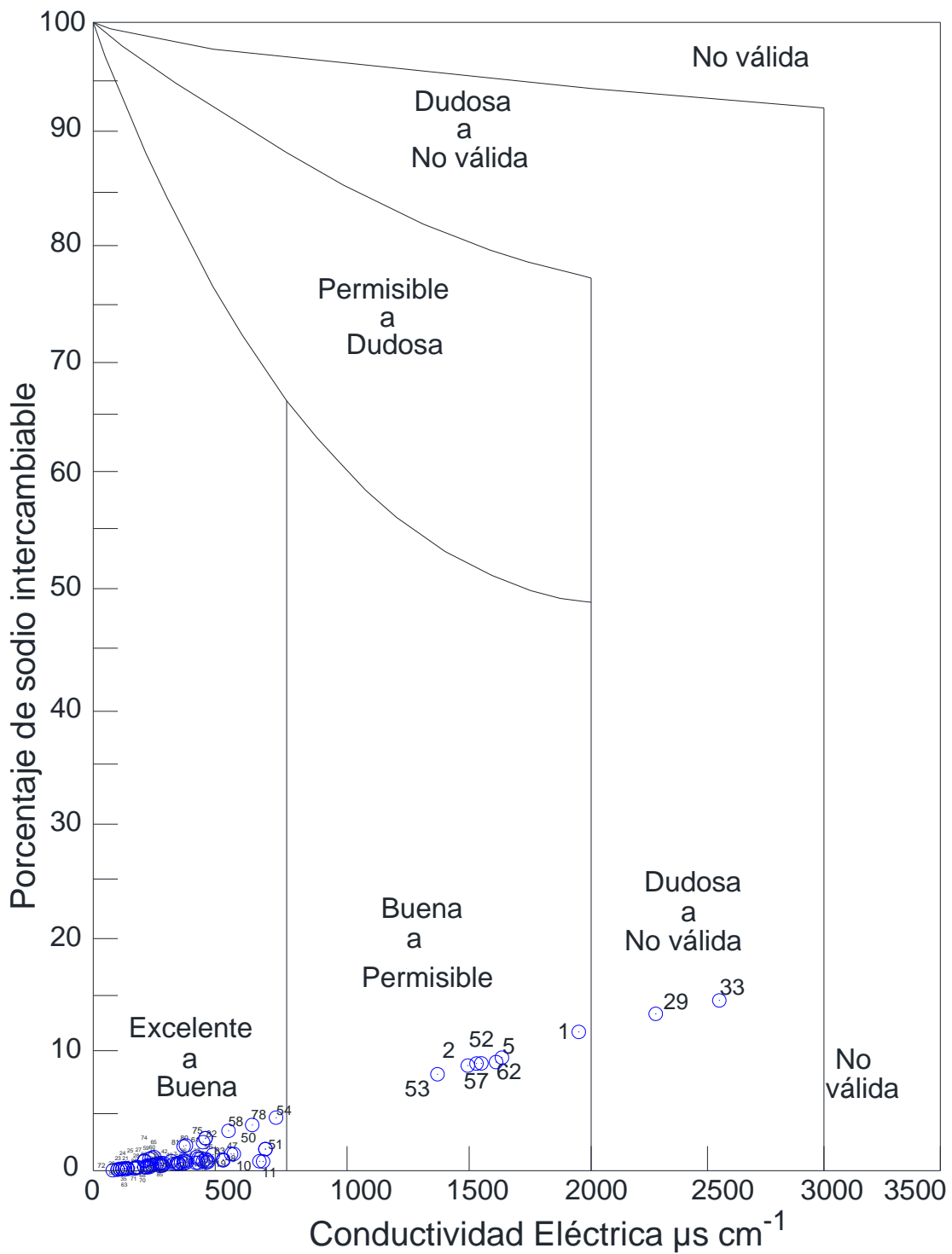


Figura 51. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca a partir del Diagrama de Wilcox.

### 6.7.5. Fuerza iónica ( $\mu$ ) determinada en las muestras de agua.

La fuerza iónica ( $\mu$ ) es una medida del campo eléctrico debido a los iones en solución y ese campo eléctrico influye en la velocidad de un ión en movimiento, es decir la conductancia eléctrica (Ponnamperuma *et al.*, 1966). Asimismo, permite conocer las actividades iónicas de cada uno de los iones que componen una solución (Adams, 1971).

La fuerza iónica ( $\mu$ ) se calcula mediante la ecuación 41:

$$\mu = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2 \quad (41)$$

Donde:

$\mu$  - fuerza iónica (ionización).

$C_i$  - Concentración molar de cada ión en la solución.

$Z_i$  - Valencia del ión.

Tomando en cuenta lo anterior, la relación de la fuerza iónica ( $\mu$ ) con la conductividad eléctrica (CE), es de suma importancia porque permite estimar la fuerza iónica y su relación con los coeficientes de actividad de cada ión de la solución.

De cada una de las muestras se obtuvo la fuerza iónica y en las Figura 52 y 53 se puede observar la relación funcional de la fuerza iónica  $\mu$  ( $M L^{-1}$ ) =  $a f(CE)$ , el valor de la pendiente fue de  $a=0.0111$  con el total de las muestras y  $a=0.0117$  excluyendo la muestra 31 del mar en Zicatela. Los valores obtenidos se encuentran dentro de los rangos reportados por Ponnamperuma *et al.* (1966)  $a=0.016$ ; Griffin & Jurinak (1973)  $a=0.0127$ ; Leffelaar *et al.*, (1983)  $a=0.0144$  y Pasricha (1987)  $a=0.0116$ .

Consecutivamente en las Figura 54 y 55 se determina la fuerza iónica a partir de la ecuación reportada por Bower *et al.* (1965):  $1000(\mu)= 1.3477C + 0.5355$  donde  $C=$  concentración total de cationes de un agua de riego determinada, en  $mmol_c L^{-1}$ ,  $\mu=$  fuerza iónica expresada en  $M L^{-1}$ . El valor  $a$  de la relación funcional es de 0.0132 con todas las muestras y 0.0137 excluyendo la muestra del mar en Zicatela. Como se

puede observar el valor es en alguna medida semejante al obtenido por la ecuación de Bower.

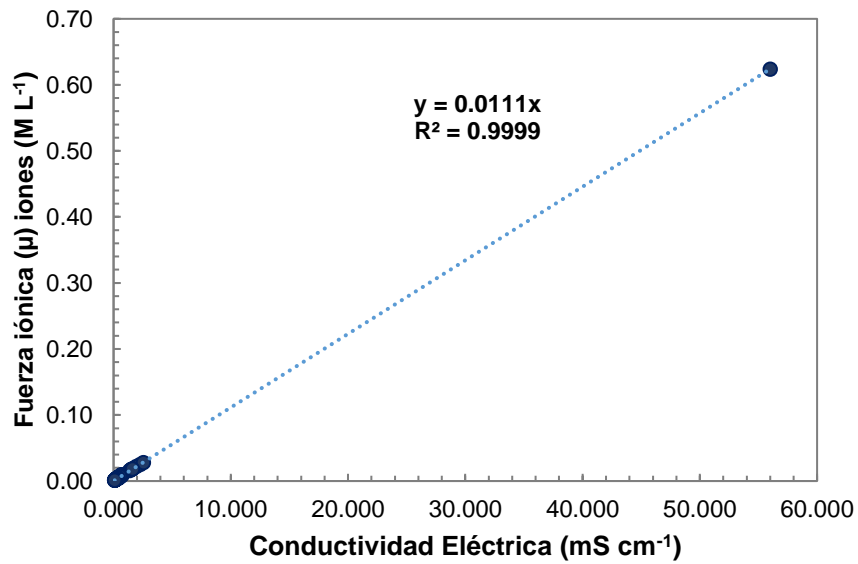


Figura 52. Relación de la fuerza iónica experimental (M L<sup>-1</sup>) y la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

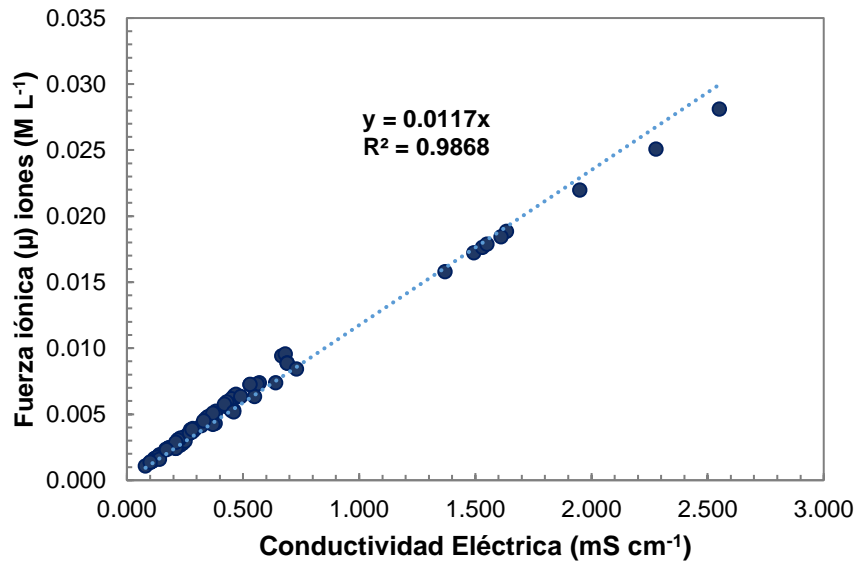


Figura 53. Relación de la fuerza iónica experimental (M L<sup>-1</sup>) y la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Excluyendo la muestra 31: mar en Zicatela.



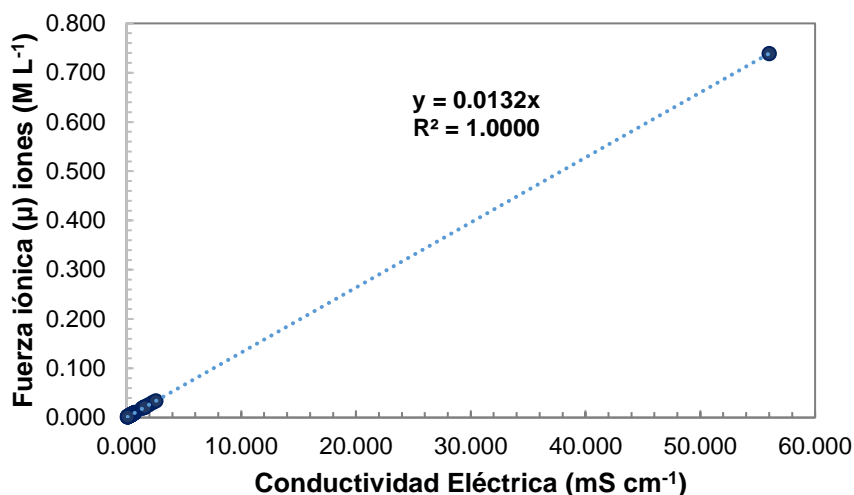


Figura 54. Relación de la fuerza iónica de Bower (ML<sup>-1</sup>) y conductividad eléctrica experimental (mS cm<sup>-1</sup>) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

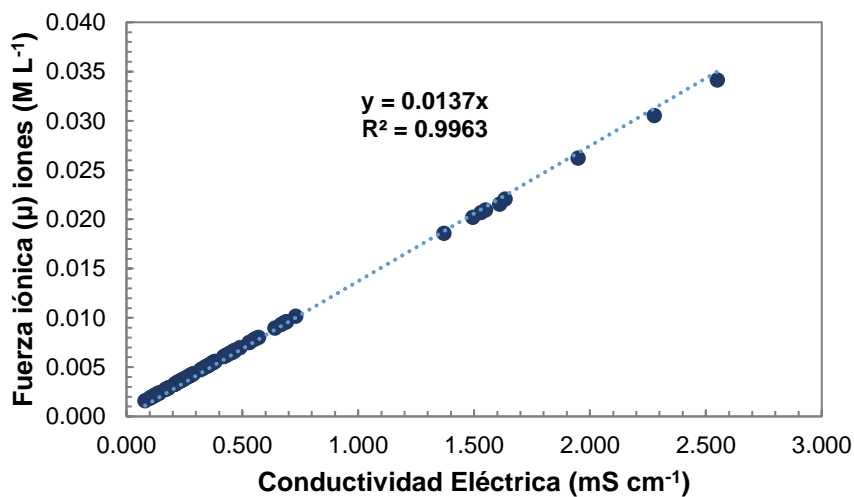


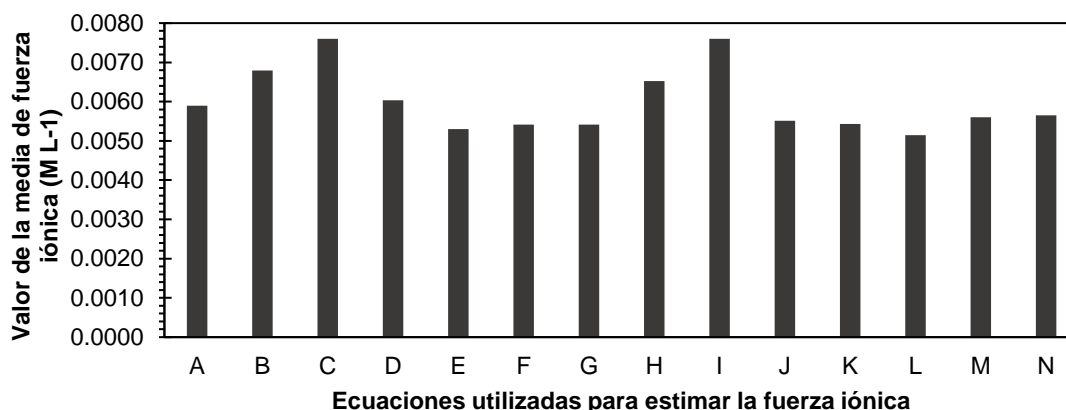
Figura 55. Relación de la fuerza iónica de Bower (ML<sup>-1</sup>) y conductividad eléctrica experimental (mS cm<sup>-1</sup>) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Excluyendo muestra 31: mar en Zicatela.

Como se mencionó anteriormente varios investigadores han estudiado la relación funcional de la fuerza iónica con la conductividad eléctrica, por ello se procedió al cálculo de los valores fuerza iónica (Cuadro 46). Sin embargo, se observa que los valores obtenidos con las ecuaciones de Griffin & Jurinak (1973) y Pasricha (1987) son muy similares a los que se obtuvieron con la fórmula experimental. En las Figura 56 y 57 se observa el comportamiento de la media y la mediana de la fuerza iónica respectivamente.

Cuadro 46. Estadísticos descriptivos de la fuerza iónica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Fuerza iónica (M L <sup>-1</sup> )	Min.	Máx.	Media	Mediana	Moda	Desv. Est.	Amplitud	C.V.
Experimental de acuerdo con la definición conceptual teórica	0.0011	0.0281	<b>0.0059</b>	<b>0.0044</b>	0.0024	0.0054	0.027	0.9120
Bower <i>et al.</i> , 1965	0.0016	0.0341	0.0068	0.0050	0.0037	0.0064	0.033	0.9364
Ponnamperuma, 1966	0.0013	0.0408	0.0076	0.0055	0.0034	0.0077	0.040	1.0168
Griffin & Jurinak, 1973	0.0010	0.0324	<b>0.0060</b>	<b>0.0043</b>	0.0027	0.0061	0.031	1.0168
Gillman y Bell, 1978	0.0006	0.0302	0.0053	0.0037	0.0021	0.0058	0.030	1.0935
Leffelaar, 1983	0.0009	0.0291	<b>0.0054</b>	0.0039	0.0024	0.0055	0.028	1.0168
Pasricha, 1987	0.0008	0.0295	<b>0.0054</b>	0.0039	0.0023	0.0056	0.029	1.0365
Alva, 1991	0.0006	0.0377	0.0065	<b>0.0045</b>	0.0026	0.0072	0.037	1.1103
Mihelcic & Zimmerman, 2012	0.0013	0.0408	0.0076	0.0076	0.0034	0.0077	0.040	1.0168
López <i>et al.</i> , 2016	0.0009	0.0296	<b>0.0055</b>	0.0055	0.0024	0.0056	0.029	1.0168
Pérez (2018) <sup>1</sup>	0.0008	0.0299	0.0054	0.0054	0.0023	0.0057	0.029	1.0486
Pérez (2018) <sup>2</sup>	0.0006	0.0292	0.0051	0.0051	0.0021	0.0056	0.029	1.0879
Mendoza (2009) <sup>3</sup>	0.0009	0.0301	<b>0.0056</b>	0.0056	0.0025	0.0057	0.029	1.0168
Mendoza (2009) <sup>4</sup>	0.0010	0.0303	<b>0.0057</b>	0.0057	0.0025	0.0057	0.029	1.0168

Nota: 1: Se refiere a la ecuación desarrollada por Pérez (2018) para el Sistema hidrológico Lerma-Chapala-Santiago.  
 2: Se refiere a la ecuación desarrollada por Pérez (2018) para el Valle del Mezquital, Hidalgo, Méx.  
 3: Se refiere a la ecuación procesada con los datos de Mendoza (2009) para el Valle del Mezquital, Hidalgo, Méx. en verano 2006.  
 4: Se refiere a la ecuación procesada con los datos de Mendoza (2009) para el Valle del Mezquital, Hidalgo, Méx. en primavera de 2006.



- A: Experimental de acuerdo con la definición conceptual teórica:  $\mu = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2$ ;  
 B: Bower *et al.* (1965):  $1000\mu = 1.3477C + 0.5355$ ;  
 C: Ponnamperuma *et al.* (1966):  $\mu = 0.016 CE$ ;  
 D: Griffin & Jurinak (1973):  $\mu = 0.013 CE$ ;  
 E: Leffelaar *et al.* (1983):  $\mu = 0.0114 CE$ ;  
 F: Gillman & Bell (1978):  $\mu = 0.0120 CE - 0.0004$ ;  
 G: Pasricha (1987):  $\mu = 0.01162 CE - 0.000105$ ;  
 H: Alva *et al.* (1991):  $\mu = 0.015 CE - 0.0006$ ;  
 I: Mihelcic y Zimmerman (2012):  $\mu = 1.6 \times 10^{-5} CE$ ;  
 J: López *et al.* (2016):  $\mu = 0.0116 CE$ ;  
 K: Pérez (2018)<sup>1</sup>:  $\mu = 0.01179 CE - 0.00017$ ;  
 L: Pérez (2018)<sup>2</sup>:  $\mu = 0.01159 CE - 0.00036$ ;  
 M: Mendoza (2009)<sup>3</sup>:  $\mu = 0.0118 CE$ ;  
 N: Mendoza (2009)<sup>4</sup>:  $\mu = 0.0119 CE$ ;

Figura 56. Diagrama de barras que muestra los diferentes valores de la media de la fuerza iónica estimada de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca con ecuaciones propuesta por diversos autores.

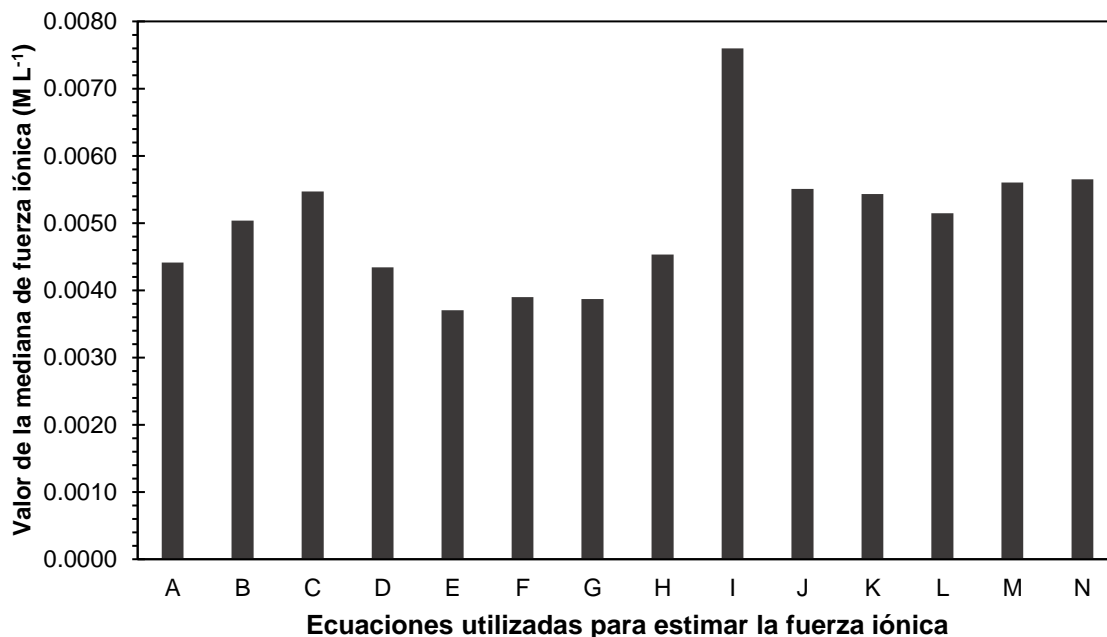


Figura 57. Diagrama de barras que muestra los diferentes valores de la mediana de la fuerza iónica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca con ecuaciones propuesta por diversos autores.

Además, en los diagramas que se observan en las figuras 58 y 59, se ilustra la relación estadística de la conductividad eléctrica y la fuerza iónica estimada con las diferentes ecuaciones de la regresión. Cabe señalar que el diagrama de la Figura 59 se realizó exceptuando la muestra 31: mar en Zicatela debido a que sus concentraciones son muy superiores al promedio.

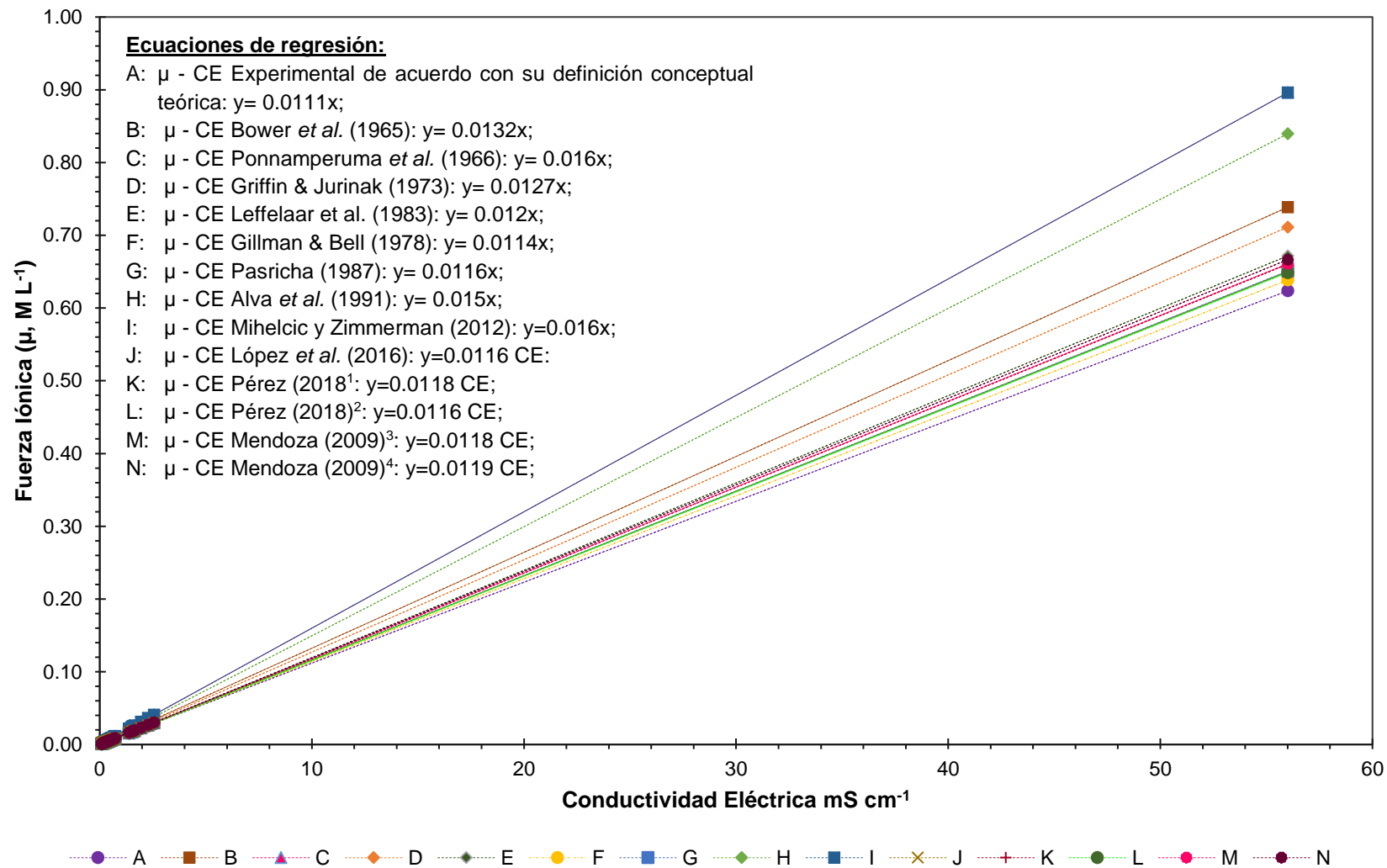


Figura 58. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica estimada con diferentes ecuaciones propuestas por diversos autores y su relación con la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

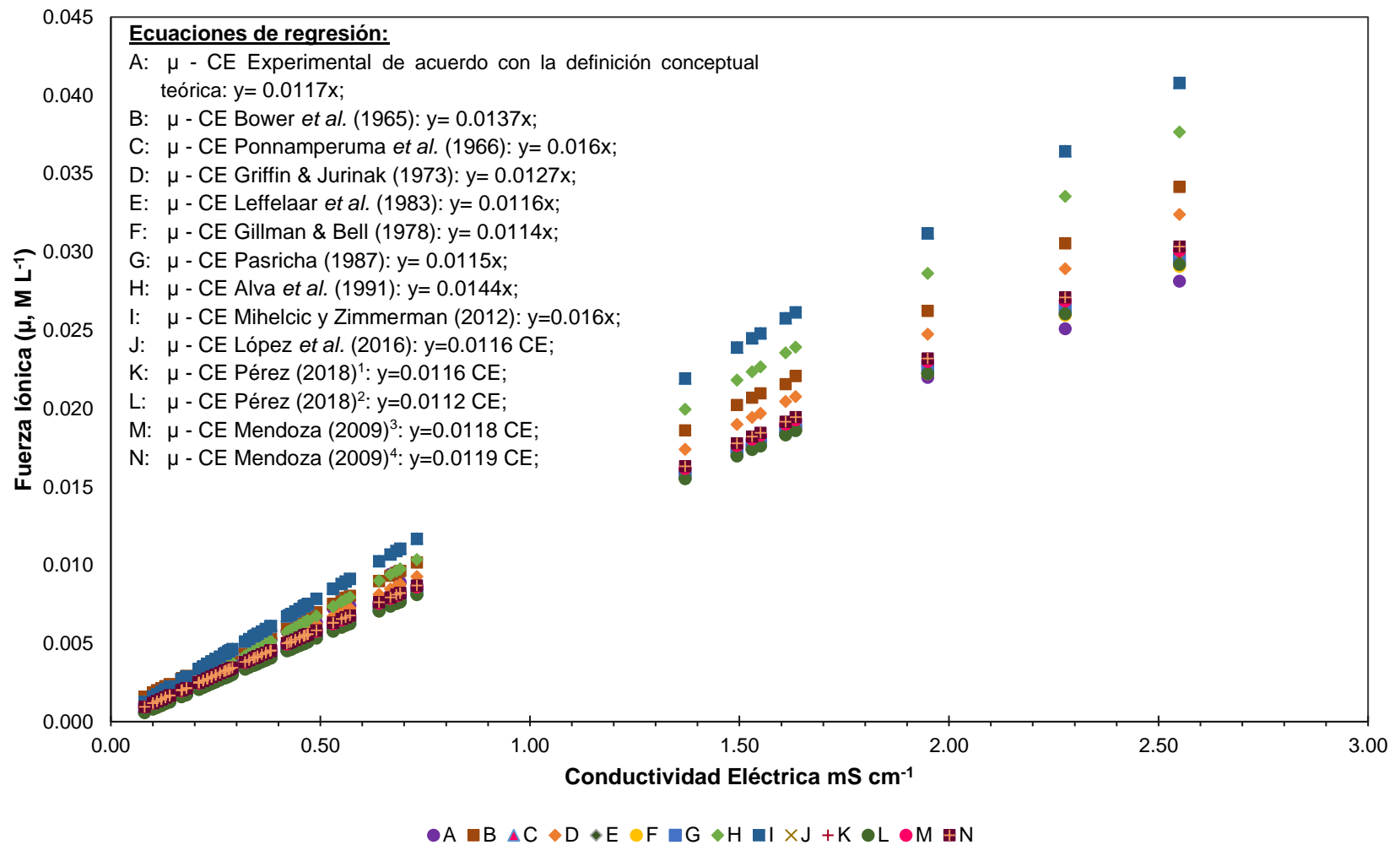


Figura 59. Diagrama de dispersión de la fuerza iónica estimada con diferentes ecuaciones propuestas por diversos autores y su relación con la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Exceptuando la muestra 31: mar en Zicatela, Puerto Escondido, Oax.

Se puede observar la distancia entre las líneas de las rectas de regresión, visualizando por lo tanto la diferencia entre los valores estimados. Como se indicó en los parámetros estadísticos, las ecuaciones de Griffin & Jurinak (1973) y Pasricha (1987) se observan más cercanas a la relación de la fuerza iónica experimental.

Seguidamente, se señala en el Cuadro 47 las diferencias porcentuales de las estimaciones de fuerza iónica con las diferentes ecuaciones. Se indica que, en el cálculo de la fuerza iónica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, las ecuaciones que estiman de forma semejante el valor obtenido con la ecuación experimental son las de Griffin & Jurinak (1973), Alva *et al.* (1991) y Pasricha (1987).

Cuadro 47. Comparativo de diferencias porcentuales entre las estimaciones de fuerza iónica experimental y los diferentes autores.

Parámetro	Diferencia porcentual $\mu$ Experimental con respecto diferentes ecuaciones												
	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
Media	17.54%	24.48%	<b>7.29%</b>	18.73%	143.03%	<b>12.99%</b>	<b>12.54%</b>	24.48%	<b>10.51%</b>	13.77%	20.22%	9.86%	9.55%
Mediana	16.00%	20.65%	<b>7.44%</b>	19.61%	113.96%	<b>15.72%</b>	<b>7.39%</b>	20.65%	12.53%	16.11%	21.75%	11.02%	10.26%

Nota: B: Bower *et al.* (1965); C: Ponnampereuma *et al.* (1966); D: Griffin & Jurinak (1973); E: Leffelaar *et al.* (1983); F: Gillman & Bell (1978); G: Pasricha (1987); H: Alva *et al.* (1991); I: Mihelcic y Zimmerman (2012); J: López *et al.* (2016); K: Pérez (2018)<sup>1</sup> y L: Pérez (2018)<sup>2</sup> M: Mendoza (2009)<sup>3</sup>; N: Mendoza (2009)<sup>4</sup>.

La obtención de la fuerza iónica en este trabajo de investigación fue estimada a través de la ecuación experimental, no se tomaron en cuenta la formación de pares iónicos los cuales reflejan una mínima aportación al valor final de la fuerza iónica de soluciones acuosas. Sin embargo, la ecuación experimental, es la más adecuada para estimar la fuerza iónica de soluciones acuosas como lo son las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, México.

En conclusión, el cálculo de la fuerza iónica en una solución electrolítica depende de las diferentes relaciones iónicas monovalentes con respecto a los iones divalentes, es decir, el principal factor que modifica su valor es la valencia de los iones presentes en solución.

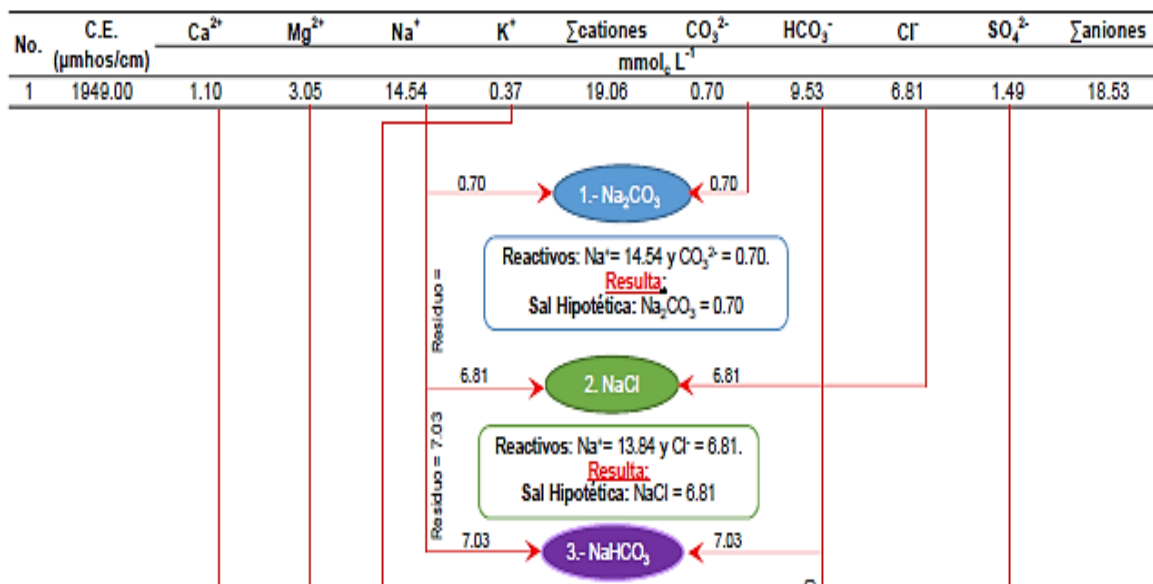
### 6.7.6 Determinación de sales hipotéticas.

Al estudiar los procesos de salinización del suelo, es muy importante tener en cuenta las diferentes solubilidades de las sales (Kovda *et al.*, 1973). Hepler (1968) señala que la solubilidad se define como la concentración del soluto en una disolución saturada a una temperatura determinada, esta propiedad se ve afectada por el coeficiente de actividad de cada uno de los iones que conforman la solución y por reacciones de disolución.

Las sales ligeramente solubles se atraen fuertemente entre sí, por lo que sales poco solubles no se encuentran completamente dissociadas en solución, propiciado que una sal que se encuentra completamente dissociada tenga algunos iones que se reúnen para formar pares de iones o iones complejos.

Es por ello que, con el propósito de conocer el comportamiento de las concentraciones sucesivas de los iones de las soluciones de agua recolectadas, en lo que respecta a los iones de Ca, Mg, Na, K, CO<sub>3</sub>, HCO<sub>3</sub>, Cl y SO<sub>4</sub>, se procedió a la obtención de las sales hipotéticas tomando en cuenta las solubilidades de las diferentes sales.

En las Figura 60 y 61 se presenta el proceso de obtención de las sales hipotéticas cuando las muestras de agua tienen en su composición presencia de carbonatos y ausencia de estos (muestra 1 y muestra 25, respectivamente).



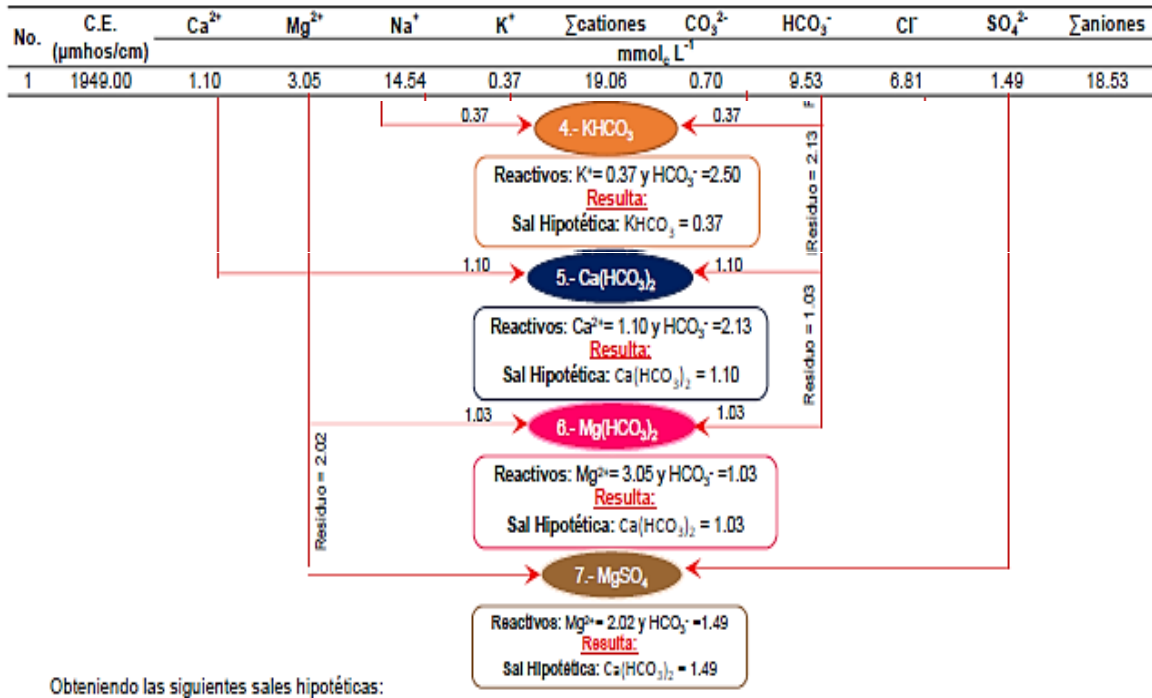


Figura 60. Proceso de obtención de sales hipotéticas con presencia de carbonatos, muestra 1: Río Zapotitlán.

Los valores de las sales hipotéticas de la Figura 60, es decir, de la muestra 1 de acuerdo con su solubilidad, y presentes en el agua fueron las siguientes: 0.0007 M L $^{-1}$  de Na $_2$ CO $_3$ , 0.00681 M L $^{-1}$  de NaCl, 0.00703 M L $^{-1}$  de NaHCO $_3$ , 0.00037 M L $^{-1}$  de KHCO $_3$ , 0.00055 M L $^{-1}$  de Ca(HCO $_3$ ) $_2$ , 0.000515 M L $^{-1}$  de Mg(HCO $_3$ ) $_2$  y 0.000745 M L $^{-1}$  de MgSO $_4$ . Con estos datos se obtuvo la fuerza iónica de las sales hipotéticas de cada una de las muestras a través de la ecuación 75:

$$\mu = \sum m_x s_x \tag{75}$$

Donde:

$\mu$  - fuerza iónica

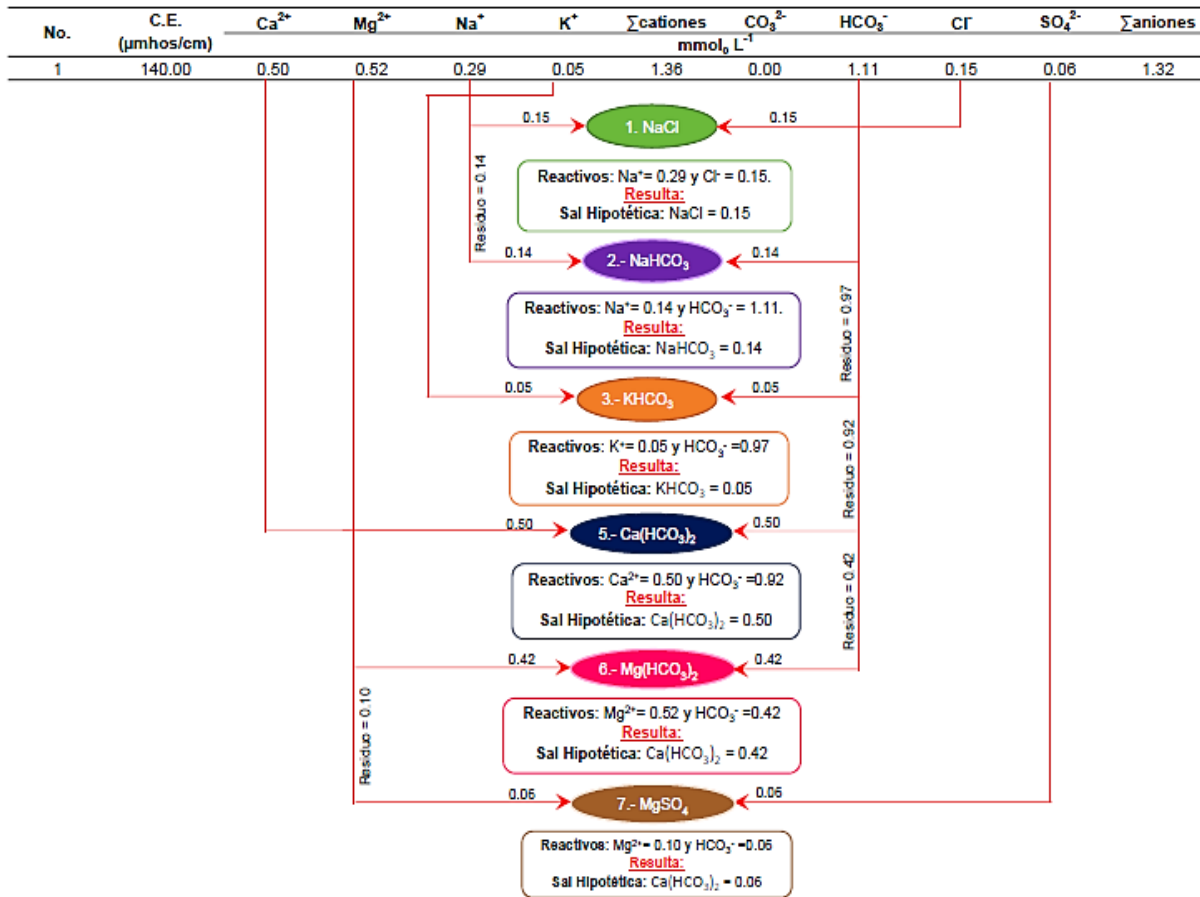
$C_x$  - concentración molar de cada sal.

$S_x$  - valor cada sal hipotética.

La fuerza iónica para las sales hipotéticas de la muestra 1 fue de:  $\mu = 0.022485$  M L $^{-1}$ . Comparando la fuerza iónica de las sales hipotéticas con la fuerza iónica de los iones



en la concentración de la solución se tiene  $\mu = 0.02199 \text{ M L}^{-1}$ , difieren en 2.25% por lo que pueden considerarse exactos los dos métodos de obtención de fuerza iónica.



Obteniendo las siguientes sales hipotéticas:

$\text{Na}_2\text{CO}_3$	$\text{NaCl}$	$\text{NaHCO}_3$	$\text{KHCO}_3$	$\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$	$\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$	$\text{MgSO}_4$
0.00	0.15	0.14	0.05	0.5	0.42	0.06

Figura 61. Proceso de obtención de sales hipotéticas con ausencia de carbonatos, muestra 25: Manantial de San Gabriel Mixtepec.

Los valores de las sales hipotéticas de la Figura 61, es decir, de la muestra 25 de acuerdo con su solubilidad fueron las siguientes:  $0.00 \text{ M L}^{-1}$  de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ,  $0.00015 \text{ M L}^{-1}$  de  $\text{NaCl}$ ,  $0.00014 \text{ M L}^{-1}$  de  $\text{NaHCO}_3$ ,  $0.00005 \text{ M L}^{-1}$  de  $\text{KHCO}_3$ ,  $0.00025 \text{ M L}^{-1}$  de  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ ,  $0.00021 \text{ M L}^{-1}$  de  $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$  y  $0.00003 \text{ M L}^{-1}$  de  $\text{MgSO}_4$ . La fuerza iónica para las sales hipotéticas fue de  $\mu = 0.00184 \text{ M L}^{-1}$  y la fuerza iónica de los iones que la conforman fue de  $\mu = 0.00188 \text{ M L}^{-1}$ .

A continuación, en la Figura 62 se muestra la relación funcional de la fuerza iónica de las sales hipotéticas con la conductividad eléctrica:  $\mu \text{ (M L}^{-1}\text{)} = a f \text{ (CE)}$ , en donde se obtuvo un valor de la pendiente  $a = 0.0136$  con el total de las muestras y  $a = 0.0115$  excluyendo la muestra 31 del mar en Zicatela (Figura 63), observándose valores semejantes y cercanos a los presentados en la literatura (Pasricha, 1987; Leffelaar et al., 1983; Gillman & Bell, 1978; Griffin & Jurinak, 1973).

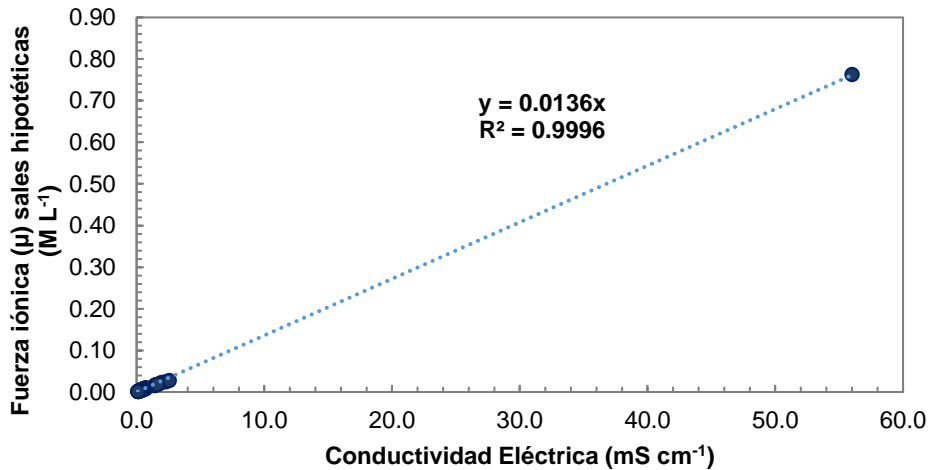


Figura 62. Relación de la fuerza iónica de las sales hipotéticas ( $\text{M L}^{-1}$ ) y la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

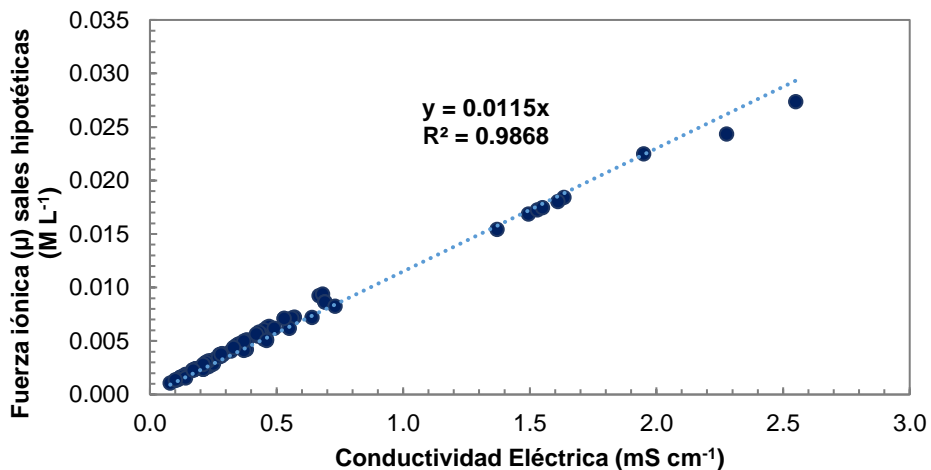


Figura 63. Relación de la fuerza iónica de las sales hipotéticas ( $\text{M L}^{-1}$ ) y la conductividad eléctrica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Excluyendo muestra 31: Mar en Zicatela.

De igual manera a lo realizado en los ejemplos anteriores sobre la obtención de sales hipotéticas; sobre la comparación de la fuerza iónica de los iones individuales en

solución y la de las sales hipotéticas se procede a realizar la relación conjunta para las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, la cual se muestra en la Figura 64.

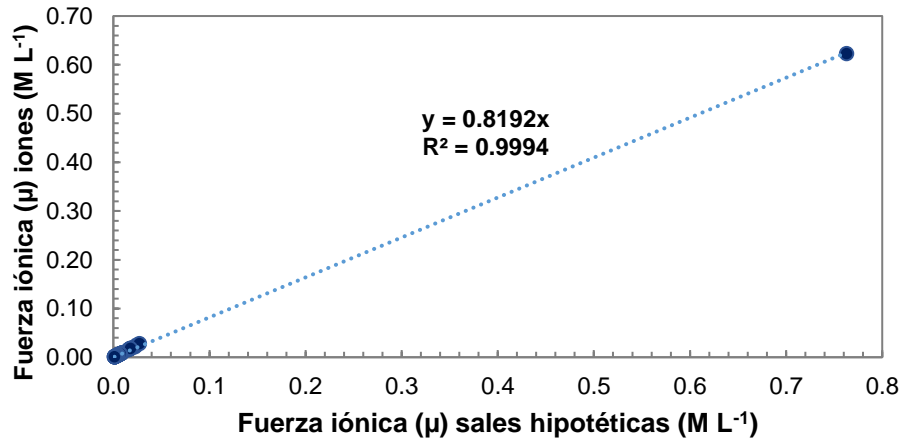


Figura 64. Relación entre la fuerza iónica de los iones individuales con la fuerza iónica de las sales hipotéticas de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Cabe señalar que el valor del coeficiente de la regresión  $a = 0.8192$ , tiende a la unidad, no obstante, señala una variación del 18.08%; esto ocurre por la composición de la muestra 31 que tiene valores superiores al promedio de las otras muestras. Es por ello, que en la Figura 65 se obtiene la misma relación conjunta, pero excluyendo la muestra del mar de Zicatela, obteniéndose un coeficiente  $a = 1.02$ , es decir una variación del 2.12% promedio entre éstas.

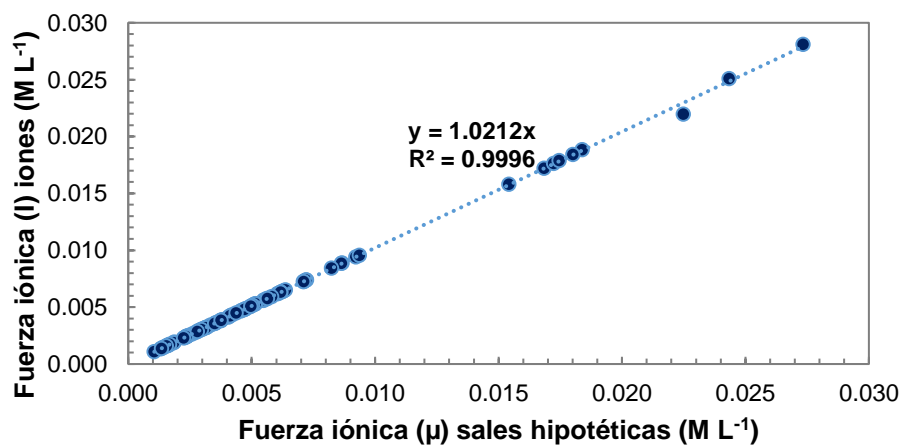


Figura 65. Relación entre la fuerza iónica de los iones individuales con la fuerza iónica de las sales hipotéticas de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Excluyendo muestra 31: mar en Zicatela.

Las distribuciones de los tipos de sales hipotéticas de las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca se muestran en la Figura 66 y Figura 67, la primera permite observar más a detalle el comportamiento de las muestras con concentraciones relativamente bajas, exceptuando las muestras 1, 5, 29, 31, 33, 52, 53, 57 y 62; la Figura 67 expone el comportamiento de las sales hipotéticas de las muestras excluidas de la Figura 66, estas muestras tienen un mayor grado de concentración de sales porque provienen de descargas de aguas residuales, lagunas costeras o ríos con descargas de las zonas urbanas de las poblaciones.

Las sales que predominaron en el muestreo de las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca se distribuyeron de manera general en: bicarbonatadas cálcicas y magnésicas (73.03%) y en menor proporción aquellas muestras con dominio del cloruro de sodio (22.47%) y bicarbonatadas sódicas (4.49%) en diferentes niveles. En los siguientes ordenes principales:

$Ca(HCO_3)_2 > Mg(HCO_3)_2 > NaCl > NaHCO_3 > MgSO_4 > KHCO_3$  16 muestras  
 $NaCl > NaHCO_3 > Ca(HCO_3)_2 > MgSO_4 > Mg(HCO_3)_2 > KHCO_3$  13 muestras  
 $Mg(HCO_3)_2 > Ca(HCO_3)_2 > NaCl > NaHCO_3 > MgSO_4 > KHCO_3$  12 muestras

A continuación, se presenta la relación de la obtención de sales hipotéticas de cada uno de los sitios de muestreo.

Cuadro 48.- Relación de sales hipotéticas de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Núm.	$Na_2CO_3$	$NaCl$	$NaHCO_3$	$KHCO_3$	$Ca(HCO_3)_2$	$Mg(HCO_3)_2$	$MgSO_4$	$\Sigma$
	mmol <sub>e</sub> L <sup>-1</sup>							
1	0.70	6.81	7.03	0.37	1.10	1.03	1.49	18.53
2	0.00	5.24	4.65	0.12	2.20	1.00	1.02	14.23
3	0.00	0.60	0.16	0.16	0.85	0.65	0.18	2.60
4	0.00	0.83	0.50	0.16	1.27	1.01	0.28	4.05
5	0.00	5.71	5.09	0.14	2.41	1.08	1.11	15.54
6	0.00	0.75	0.12	0.07	1.15	1.28	0.25	3.62
7	0.00	0.68	0.11	0.04	1.04	1.17	0.22	3.26
8	0.00	0.88	0.16	0.09	1.42	1.60	0.30	4.45
9	0.00	0.90	0.27	0.11	1.41	1.39	0.30	4.38
10	0.00	0.63	0.32	0.08	2.55	2.31	0.45	6.34
11	0.00	0.78	0.17	0.11	2.60	2.38	0.42	6.46
12	0.00	0.20	0.04	0.07	0.58	0.61	0.10	1.60

Cuadro 48. Continuación.

Núm.	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	NaCl	NaHCO <sub>3</sub>	KHCO <sub>3</sub>	Ca(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Mg(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	MgSO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Σ
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>							
13	0.00	0.33	0.16	0.08	0.95	0.94	0.16	2.62
14	0.00	0.34	0.17	0.08	0.99	0.94	0.16	2.68
15	0.00	0.53	0.30	0.10	1.61	1.61	0.26	4.41
16	0.00	0.55	0.30	0.09	1.65	1.62	0.26	4.47
17	0.00	0.40	0.25	0.08	1.13	1.18	0.19	3.23
18	0.00	0.42	0.31	0.08	1.19	1.12	0.21	3.33
19	0.00	0.63	0.47	0.12	1.80	1.69	0.32	5.03
20	0.00	0.52	0.40	0.10	1.52	1.44	0.29	4.27
21	0.00	0.11	0.14	0.03	0.44	0.36	0.06	1.14
22	0.00	0.12	0.13	0.03	0.42	0.37	0.06	1.13
23	0.00	0.12	0.11	0.03	0.46	0.36	0.06	1.14
24	0.00	0.14	0.13	0.04	0.54	0.41	0.07	1.33
25	0.00	0.15	0.14	0.05	0.50	0.42	0.06	1.32
26	0.00	0.11	0.09	0.04	0.37	0.29	0.04	0.94
27	0.00	0.21	0.17	0.08	0.62	0.55	0.08	1.71
28	0.00	0.22	0.17	0.09	0.63	0.52	0.08	1.71
29	0.00	7.96	8.99	0.46	1.29	1.28	1.54	21.52
30	0.00	0.29	0.24	0.12	0.84	0.68	0.11	2.28
31	0.00	19.33	48.23	9.15	405.35	49.23	2.16	533.45
32	0.00	0.44	0.36	0.18	1.18	1.10	0.17	3.43
33	0.00	8.92	10.08	0.52	1.44	1.48	1.72	24.16
34	0.00	0.28	0.22	0.12	0.76	0.69	0.11	2.18
35	0.00	0.15	0.17	0.07	0.38	0.40	0.06	1.23
36	0.00	0.45	0.52	0.22	0.98	1.19	0.16	3.52
37	0.00	0.54	0.62	0.27	1.12	1.35	0.19	4.09
38	0.00	0.37	0.41	0.19	0.70	0.87	0.12	2.66
39	0.00	0.16	0.15	0.08	0.26	0.35	0.05	1.05
40	0.00	0.32	0.31	0.15	0.66	0.81	0.11	2.36
41	0.00	0.49	0.47	0.23	1.04	1.22	0.17	3.62
42	0.00	0.37	0.36	0.17	0.82	0.93	0.12	2.77
43	0.00	0.31	0.29	0.15	0.67	0.77	0.10	2.29
44	0.00	0.17	0.13	0.08	0.44	0.36	0.05	1.23
45	0.00	0.14	0.13	0.07	0.34	0.32	0.05	1.05
46	0.00	0.30	0.26	0.15	0.60	0.68	0.10	2.09
47	0.00	0.78	0.87	0.39	1.35	1.73	0.28	5.40
48	0.00	0.77	0.88	0.38	1.30	1.73	0.28	5.34
49	0.00	0.45	0.53	0.23	0.72	0.95	0.17	3.05
50	0.00	0.97	1.15	0.50	1.62	1.93	0.36	6.53
51	0.00	0.96	1.19	0.52	1.60	1.87	0.38	6.52
52	0.00	5.36	4.80	0.12	2.18	1.04	1.06	14.56

Cuadro 48. Continuación.

Núm.	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	NaCl	NaHCO <sub>3</sub>	KHCO <sub>3</sub>	Ca(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	Mg(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	MgSO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Σ
	mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>							
53	0.00	4.87	4.17	0.14	1.96	0.92	0.96	13.02
54	0.00	2.61	2.20	0.06	1.09	0.49	0.50	6.95
55	0.00	0.55	0.64	0.28	1.14	1.37	0.19	4.17
56	0.00	0.68	0.83	0.31	1.30	1.29	0.24	4.65
57	0.00	5.50	4.74	0.16	2.21	1.05	1.08	14.74
58	0.00	1.93	1.72	0.06	0.78	0.36	0.38	5.23
59	0.00	0.73	0.66	0.02	0.30	0.14	0.14	1.99
60	0.00	0.80	0.69	0.04	0.34	0.15	0.16	2.18
61	0.00	1.58	1.19	0.09	0.70	0.35	0.36	4.27
62	0.00	5.56	4.88	0.17	2.30	1.14	1.12	15.17
63	0.00	0.49	0.43	0.03	0.18	0.11	0.08	1.32
64	0.00	0.32	0.35	0.17	0.67	0.85	0.11	2.47
65	0.00	0.75	0.76	0.04	0.38	0.19	0.16	2.28
66	0.00	0.64	0.63	0.04	0.36	0.15	0.16	1.98
67	0.00	0.76	0.74	0.06	0.43	0.18	0.19	2.36
68	0.00	0.27	0.09	0.03	0.77	0.83	0.09	2.08
69	0.00	0.28	0.10	0.04	0.82	0.86	0.10	2.20
70	0.00	0.27	0.09	0.04	0.79	0.79	0.10	2.08
71	0.00	0.22	0.10	0.03	0.60	0.66	0.08	1.69
72	0.00	0.11	0.04	0.03	0.26	0.27	0.04	0.75
73	0.00	0.38	0.30	0.14	0.76	0.88	0.11	2.57
74	0.00	0.74	0.62	0.02	0.33	0.16	0.12	1.99
75	0.00	1.62	1.36	0.05	0.73	0.34	0.26	4.36
76	0.00	0.52	0.25	0.12	1.50	1.49	0.22	4.10
77	0.00	0.54	0.24	0.12	1.43	1.44	0.22	3.99
78	0.00	2.25	1.92	0.12	0.92	0.41	0.46	6.08
79	0.00	0.46	0.20	0.10	1.19	1.20	0.18	3.33
80	0.00	1.36	1.16	0.08	0.50	0.30	0.20	3.60
81	0.00	1.32	1.12	0.08	0.49	0.31	0.20	3.52
82	0.00	1.64	1.39	0.11	0.61	0.32	0.25	4.32
83	0.00	0.69	0.32	0.15	1.80	1.79	0.28	5.03
84	0.00	0.48	0.23	0.09	1.27	1.24	0.20	3.51
85	0.00	0.36	0.18	0.07	0.97	0.93	0.15	2.66
86	0.00	0.42	0.25	0.09	1.06	1.11	0.18	3.11
87	0.00	0.26	0.14	0.06	0.68	0.72	0.12	1.98
88	0.00	0.21	0.13	0.06	0.52	0.58	0.10	1.60
89	0.00	0.12	0.08	0.04	0.30	0.36	0.06	0.96
MEDIA	0.01	1.16	1.02	0.13	1.00	0.90	0.29	4.51
MEDIANA	0.00	0.52	0.31	0.09	0.85	0.88	0.18	3.25
MODA	0.00	0.11	0.13	0.08	1.27	0.36	0.10	3.62
DESV. EST.	0.07	1.83	1.87	0.11	0.58	0.53	0.35	4.58

Nota: Los parámetros estadísticos se obtuvieron exceptuando la muestra 31 del mar en Zicatela, Puerto Escondido, Oaxaca.

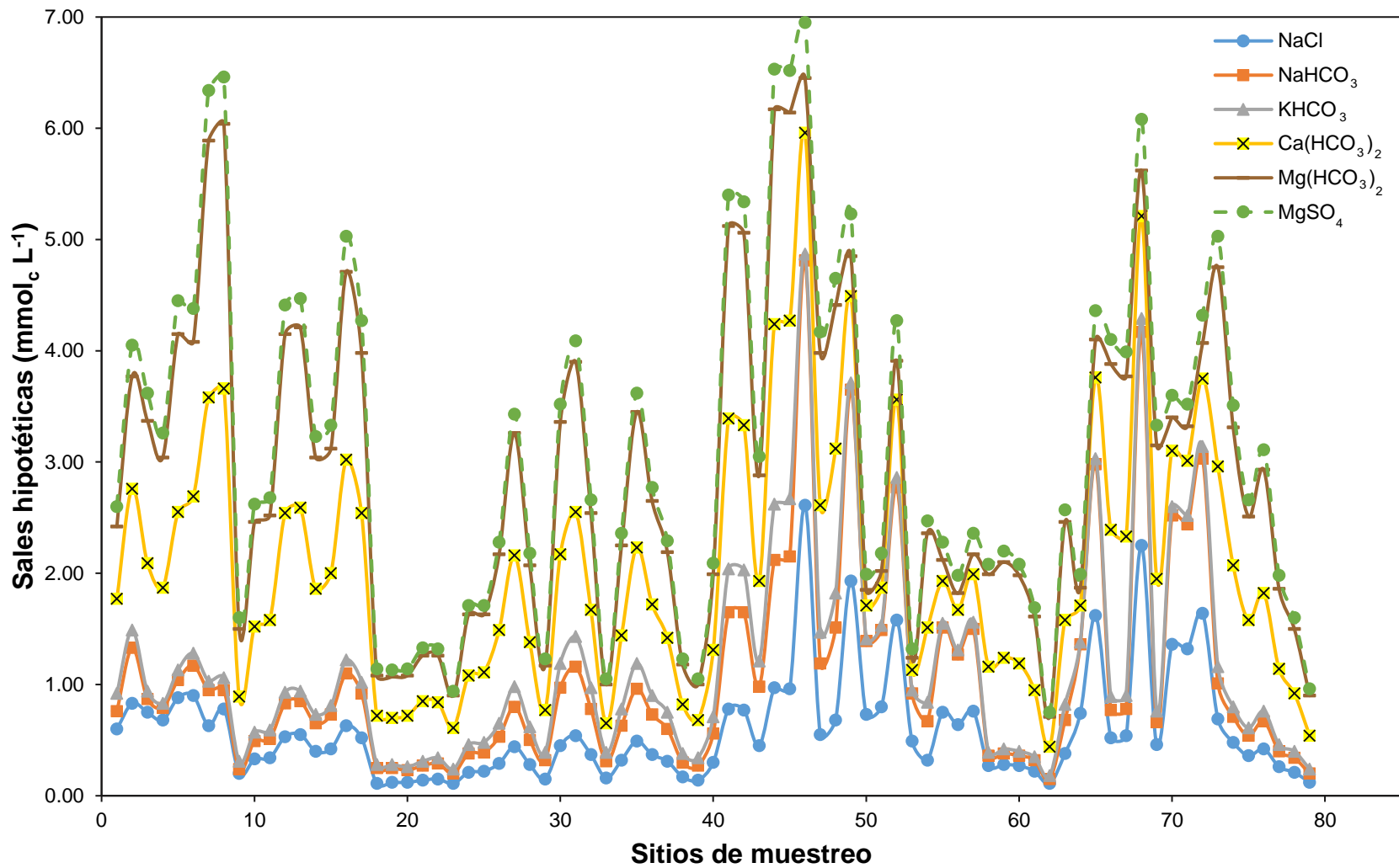


Figura 66. Concentración de las sales hipotéticas ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Excepto muestras 1, 5, 29, 31, 33, 52, 53, 57 y 62.

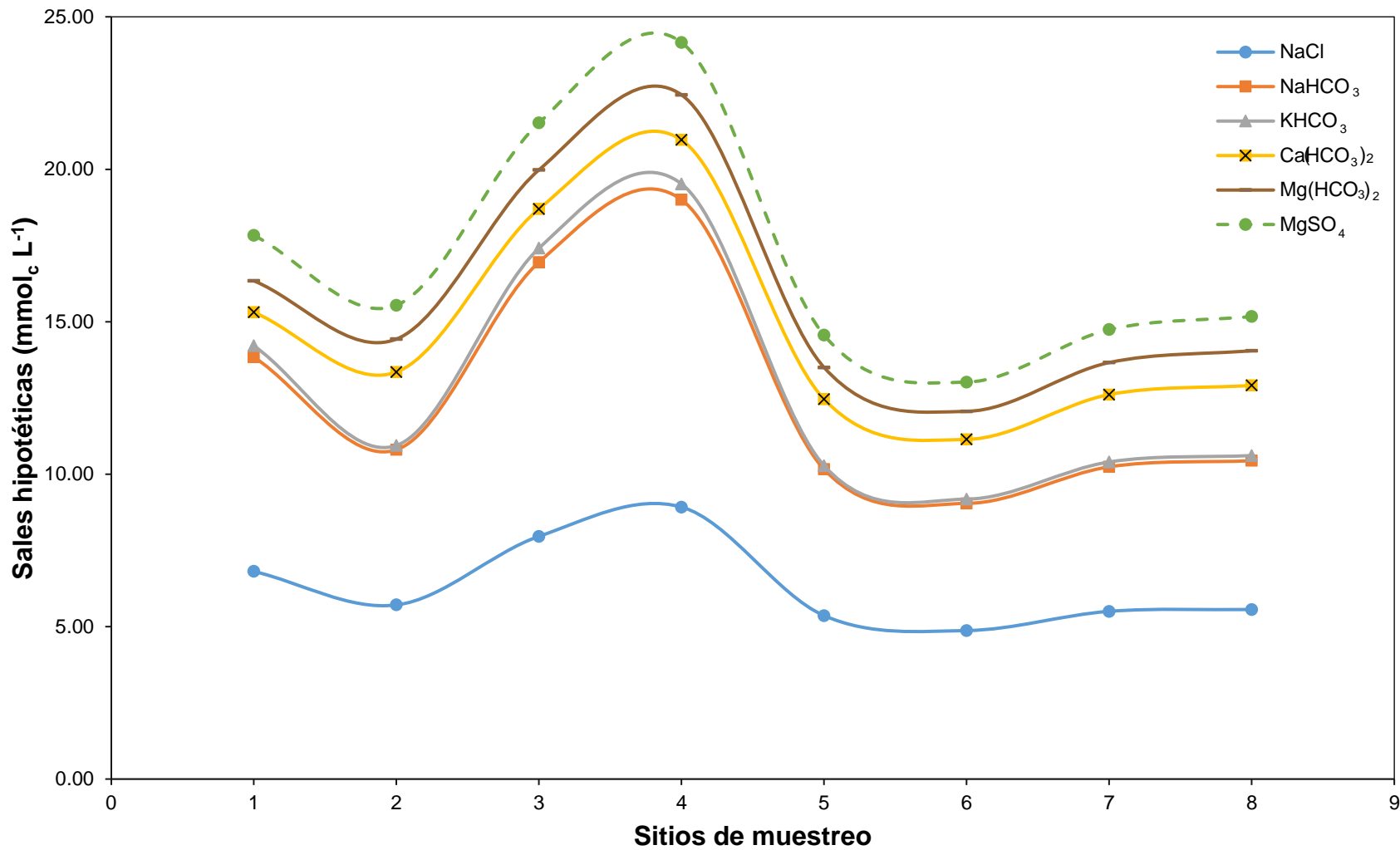


Figura 67. Concentración de las sales hipotéticas ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de las muestras 1, 5, 29, 33, 52, 53, 57 y 62 de la red hidrográfica de Oaxaca.



### **6.7.7 Clasificación de las aguas con base en el peligro de disminución de la infiltración**

El proceso por el cual el agua se mueve hacia el suelo a través de la superficie superior del suelo se denomina infiltración, y la velocidad con la que ingresa al suelo se denomina tasa de infiltración (IR) (Haghighi *et al.*, 2010).

El principal factor que disminuye la tasa de infiltración del agua de riego bajo condiciones de precipitación en regiones áridas y semiáridas es la formación de sellado o costras en la superficie del suelo. La tendencia de un suelo para formar un cerramiento de microporo o sello depende de varias propiedades del suelo como la: textura, el contenido de materia orgánica, la sodicidad y su mineralogía (dispersión de las arcillas y tipo de arcillas) (Lado & Ben-Hur, 2004).

Los suelos caoliníticos y los ilíticos que no contiene ninguna esmectita, o en el que el nivel de esmectita está por debajo del umbral de detección, son suelos estables, que son menos susceptibles a la formación de un sello.

Consecutivamente, Halliwell *et al.* (2001) señalan que otro factor que disminuye la tasa de infiltración del agua es el bloqueo físico de los poros del suelo como resultado de altas cargas de sólidos en suspensión durante la aplicación de aguas residuales, es decir, a una mayor concentración electrolítica, mayor es la velocidad de infiltración.

Asimismo, la tasa de infiltración es más sensible a la sodicidad del suelo y a la concentración de electrolitos del agua aplicada que a la permeabilidad del suelo subyacente (Agassi *et al.*, 1981). En consecuencia, la tasa de infiltración tiene un alto grado de relevancia en el diseño y manejo de los sistemas de riego a utilizar aunado a la evaluación de la calidad del agua para el riego de cultivos.

De acuerdo con Shainberg & Levy (1996) los sistemas de riego por aspersion provocan cambios severos en la estructura del suelo y reducen la permeabilidad de este. De igual manera, Mendoza (2009) señala que es mejor utilizar sistemas de riego por goteo o riego por superficie cuando se utilizan aguas con peligros de sodicidad y aguas ricas en bicarbonatos, como es el caso de las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca.

En el Cuadro 49 se presenta la clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca por riesgo de disminución de infiltración en los suelos, en donde se toma en cuenta la conductividad eléctrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y la relación de adsorción de sodio en sus tres formulaciones ( $\text{RAS}_{\text{or}}$ ,  $\text{RAS}_{\text{aj}}$  y  $\text{RAS}_{\text{corr}}$ ).

Cuadro 49. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca, con base en el peligro de disminución de infiltración.

Formulaciones de RAS	Sin reducción	Reducción ligera o moderada	Reducción severa
	Número de muestras		
$\text{RAS}_{\text{or}} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}}$	4	67	18
$\text{RAS}_{\text{aj}} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}} [1.0 + (8.4 - \text{pH}_c)]$	1	68	20
$\text{RAS}_{\text{corr}} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}}$	3	68	18

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

En la clasificación de las muestras con base en el peligro de disminución de infiltración utilizando la Relación de Adsorción de Sodio original ( $\text{RAS}_{\text{or}}$ ) se tiene que el 75.28% de las muestras tiene una reducción ligera a moderada, el 20.22% tiene una reducción severa y sólo el 4.49% de las muestras no presentan reducción. Mientras para la Relación de Adsorción de Sodio Corregida y Ajustada ( $\text{RAS}_{\text{corr}}$  y  $\text{RAS}_{\text{aj}}$ ), se tiene un 76.40% de las muestras que pueden llegar a reducir de ligera a moderada la infiltración en los suelos a los que se aplicará.

Es importante señalar, que la relación conjunta que se realiza con las tres formulaciones de relación de adsorción de sodio nos permite observar que ocurriría en el suelo si se tuviera la precipitación de los iones calcio y de magnesio. Un ejemplo de estos cambios en la clasificación se tiene en la muestra 33 de la Laguna de Manialtepec, en donde al clasificarla a partir de  $\text{RAS}_{\text{or}}$  se tiene que no existe reducción de la infiltración, sin embargo, cuando se utiliza el  $\text{RAS}_{\text{aj}}$  se tiene una reducción severa y con  $\text{RAS}_{\text{corr}}$  una reducción ligera o moderada de la infiltración.

En las Figuras 68, 69 y 70 se presenta la clasificación de la reducción de la infiltración provocada por la relación de adsorción de sodio debido al agua de riego, del sistema hidrográfico de Oaxaca en las tres diferentes formulaciones de RAS: RAS<sub>or</sub>, RAS<sub>aj</sub> y RAS<sub>corr</sub>.

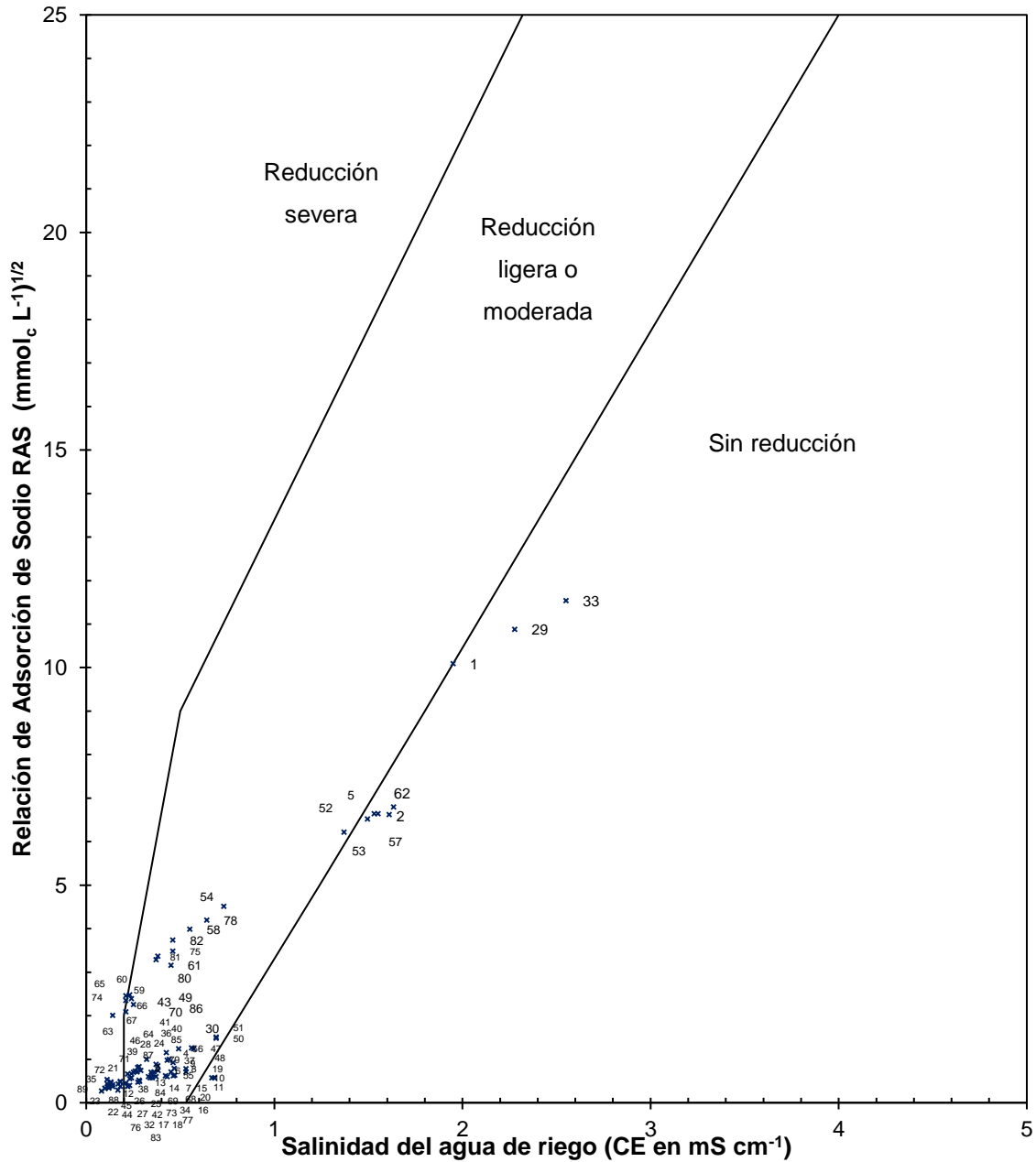


Figura 68. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. RAS<sub>or</sub> - CE.

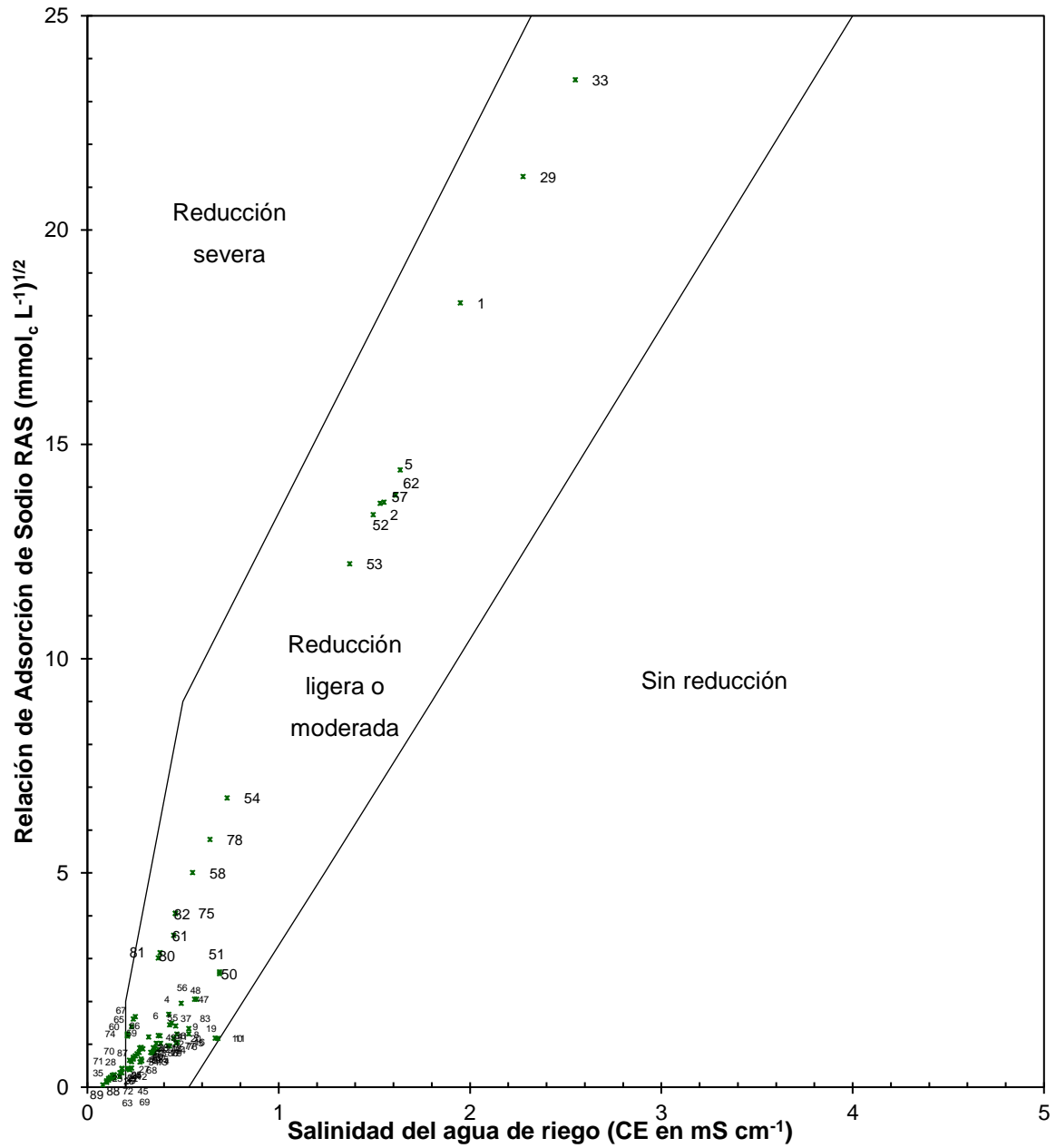


Figura 69. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.  $\text{RAS}_{aj} - \text{CE}$ .

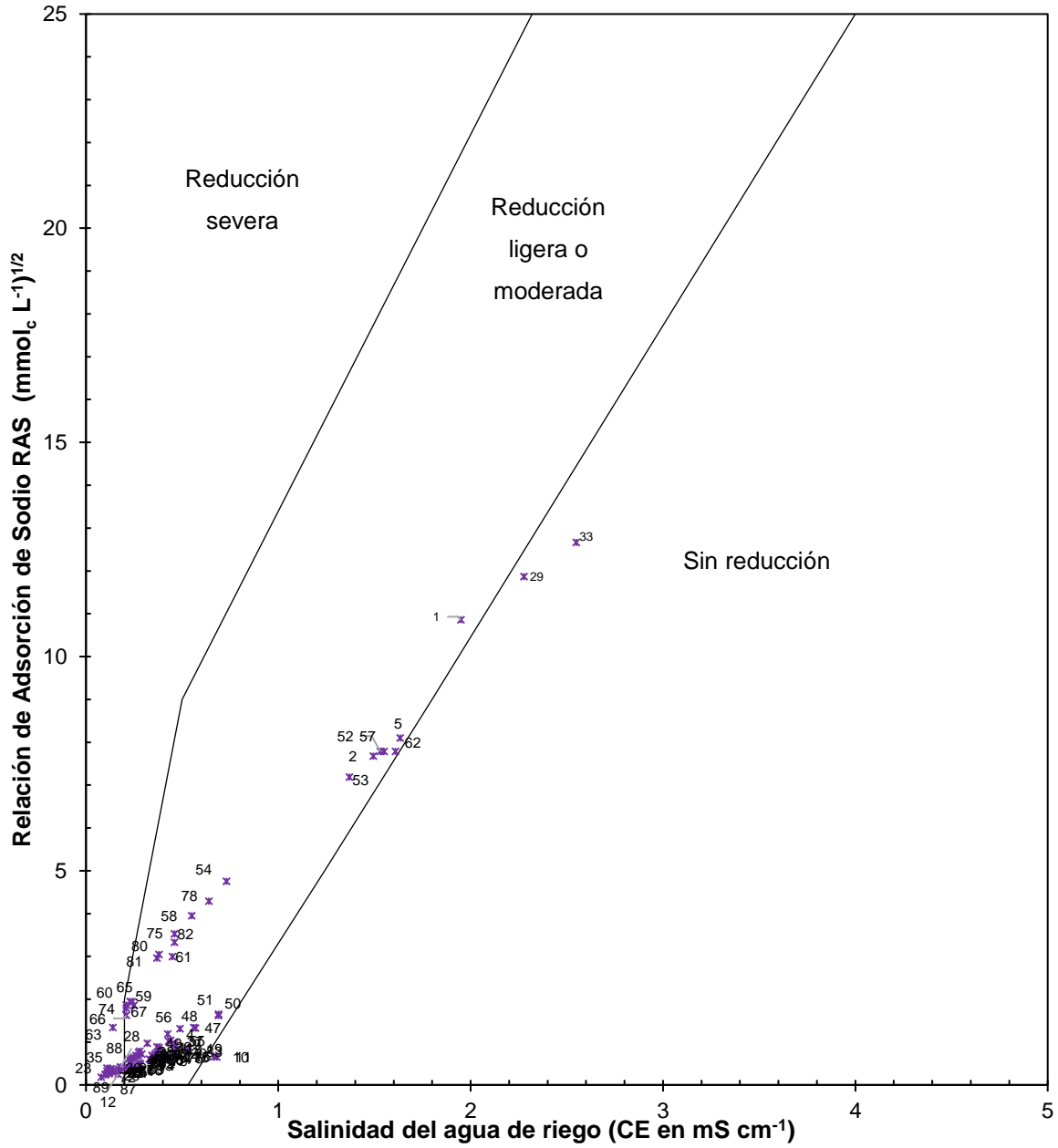


Figura 70. Reducción relativa de la infiltración provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio de las aguas de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.  $\text{RAS}_{\text{corr}} - \text{CE}$ .

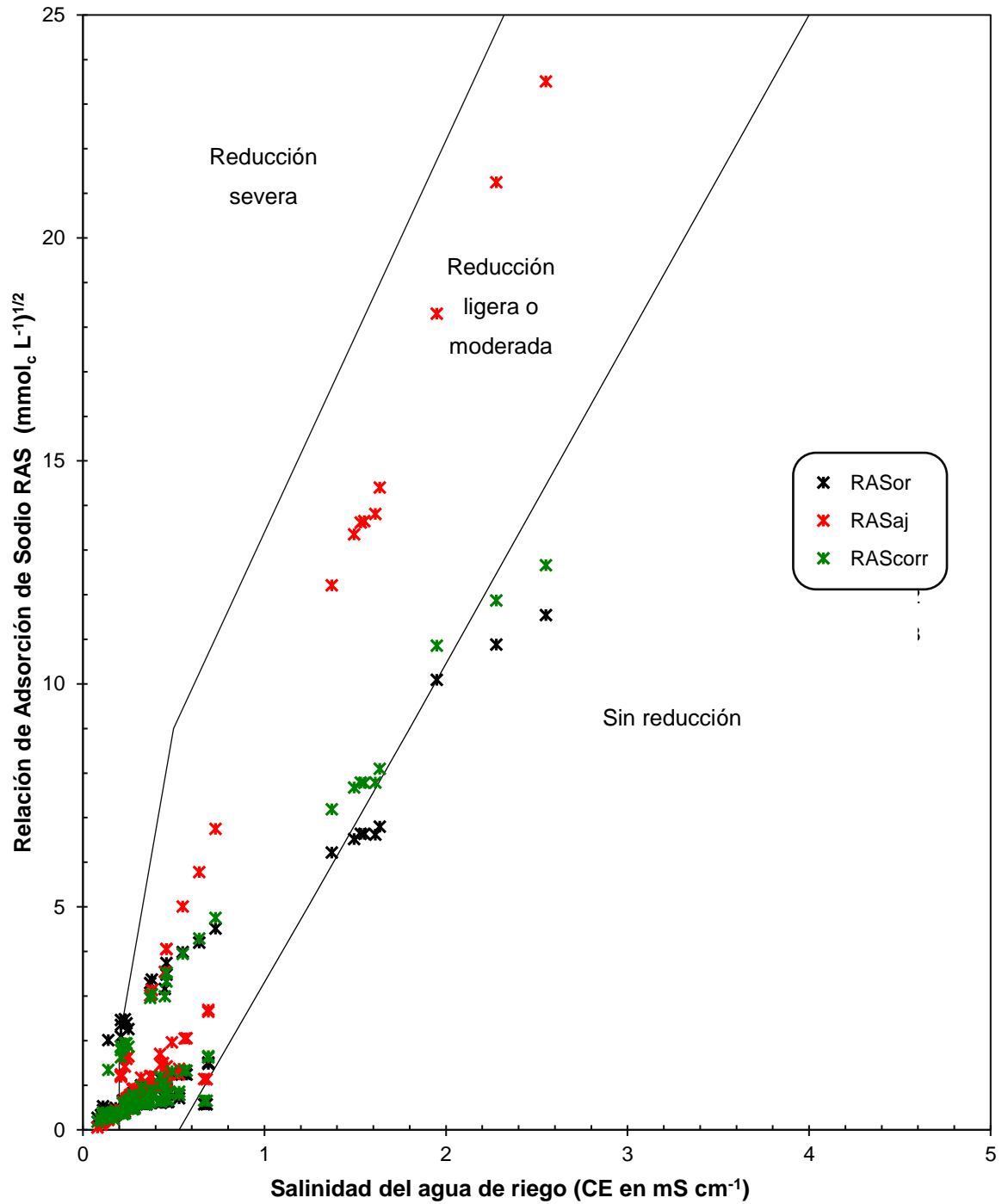


Figura 71. Comportamiento de las aguas residuales urbano-residuales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca con base en el peligro de disminución de la infiltración.

### 6.7.8. Clasificación de las aguas con base en el índice de permeabilidad de Doneen

De acuerdo con Fireman (1944), la permeabilidad de un material poroso se define como el volumen de fluido que fluye a través del área de la sección transversal de la unidad determinada por unidad de tiempo por unidad de gradiente de potencial. Expresa por lo tanto la facilidad de un medio poroso para transmitir agua o aire.

La permeabilidad de un suelo depende de varios factores entre los que se pueden mencionar la geometría de los poros, la concentración electrolítica del agua y de la solución del suelo, la textura, el grado de dispersión y la composición mineralógica (Fireman, 1944; Reeve y Tamaddoni, 1965).

Doneen (1975) corrobora lo reportado por Fireman, señalando que la permeabilidad del suelo se ve afectada por el riego a largo plazo, debido a la concentración total de sal y el contenido de sodio y bicarbonato del agua. Las aguas que contienen como catión predominante al sodio tienden a dispersarse, es decir, se acumulan fácilmente cuando están húmedas y forman terrones de superficie dura cuando están secas, lo que resulta en una tasa reducida de infiltración. Asimismo, dichas aguas pueden permanecer por días en el suelo y su desaparición se debe más a la evaporación que a la infiltración en el suelo.

Con el objeto de definir la idoneidad de la calidad del agua para el riego, Doneen desarrolló el criterio denominado “índice de permeabilidad”, el cual indica la susceptibilidad del suelo a la pérdida de permeabilidad con respecto a la calidad del agua, teniendo en cuenta los iones disueltos que pueden precipitar fácilmente. Este índice fue desarrollado empíricamente a partir de una serie de experimentos realizados en el laboratorio y una serie de lisímetros que utilizaban una gran cantidad de aguas de riego con concentraciones y relaciones iónicas variables.

El índice de permeabilidad se define como:

$$\text{índice de permeabilidad (IP)} = \frac{Na + \sqrt{HCO_3}}{Ca + Mg + Na} * 100 \quad (93)$$

\*La concentración de los iones se expresa en mmol<sub>e</sub> L<sup>-1</sup>.

En consecuencia, las aguas se pueden clasificar en órdenes de clase I, clase II y clase III. Las aguas de clase I: buena para riego: son aquellas aguas que tienen una permeabilidad máxima > 75%; la clasificación II: buena para riego, comprende aguas con una permeabilidad máxima entre 25-75%; mientras que la tercera categoría (Clase III), son aquellas aguas con una permeabilidad máxima del 25% y no son adecuadas para fines de irrigación (Doneen, 1975; Nagaraju *et al.*, 2006).

Doneen (1967) indica que en los suelos el ión bicarbonato, es relativamente bajo donde la a concentración de las sales es alta, particularmente cuando está involucrado el ión  $Ca^{2+}$ . En zonas más profundas del perfil, con concentraciones de sal más bajas y menos calcio soluble, el  $HCO_3^-$  aumenta la concentración y el porcentaje de aniones. El ion bicarbonato se deriva principalmente de la cal con una solubilidad limitada, que está influenciada en un grado limitado por la concentración de otros iones.

En el Cuadro 50 se muestra la obtención del índice de permeabilidad de las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca. De acuerdo con los valores obtenidos, toda la red hidrográfica de Oaxaca se encuentra dentro de las clasificaciones I y II, es decir, son aguas de buena calidad. De forma gráfica se muestra en la Figura 72.

Cuadro 50. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca de acuerdo con el índice de permeabilidad (IP) de Doneen.  
Clase I: Buena calidad para el riego; Clase II: Buena Calidad para el riego; Clase 3: Inadecuada para el riego.

Muestra	IP (%)	Clasificación	Muestra	IP (%)	Clasificación
1	94.31	CLASE I	14	73.57	CLASE
2	87.74	CLASE I	15	61.68	CLASE
3	84.03	CLASE I	16	61.27	CLASE
4	76.12	CLASE I	17	70.21	CLASE
5	86.82	CLASE I	18	71.05	CLASE
6	67.81	CLASE II	19	61.66	CLASE
7	70.07	CLASE II	20	64.65	CLASE
8	63.44	CLASE II	21	108.32	CLASE
9	67.12	CLASE II	22	107.43	CLASE
10	50.36	CLASE II	23	106.12	CLASE
11	49.52	CLASE II	24	99.87	CLASE
12	87.91	CLASE I	25	102.56	CLASE
13	74.41	CLASE II	26	117.08	CLASE



Cuadro 50. Continuación.

Muestra	IP (%)	Clasificación	Muestra	IP (%)	Clasificación
27	93.55	CLASE I	59	120.61	CLASE I
28	94.46	CLASE I	60	117.40	CLASE I
29	93.66	CLASE I	61	99.69	CLASE I
30	85.25	CLASE I	62	86.60	CLASE I
31	78.58	CLASE I	63	133.29	CLASE I
32	74.23	CLASE II	64	88.54	CLASE I
33	92.86	CLASE I	65	116.04	CLASE I
34	86.29	CLASE I	66	117.23	CLASE I
35	110.83	CLASE I	67	112.92	CLASE I
36	78.70	CLASE I	68	78.84	CLASE I
37	75.97	CLASE I	69	78.24	CLASE I
38	88.36	CLASE I	70	79.04	CLASE I
39	122.65	CLASE I	71	87.66	CLASE I
40	88.95	CLASE I	72	123.28	CLASE I
41	76.80	CLASE I	73	84.89	CLASE I
42	83.89	CLASE I	74	119.36	CLASE I
43	89.60	CLASE I	75	102.36	CLASE I
44	109.66	CLASE I	76	63.64	CLASE II
45	118.55	CLASE I	77	64.59	CLASE II
46	93.00	CLASE I	78	97.81	CLASE I
47	72.07	CLASE II	79	69.28	CLASE II
48	72.97	CLASE II	80	108.47	CLASE I
49	87.55	CLASE I	81	108.88	CLASE I
50	70.41	CLASE II	82	105.73	CLASE I
51	71.04	CLASE II	83	60.14	CLASE II
52	87.69	CLASE I	84	67.77	CLASE II
53	88.40	CLASE I	85	75.14	CLASE I
54	95.62	CLASE I	86	71.79	CLASE II
55	75.67	CLASE I	87	83.66	CLASE I
56	76.82	CLASE I	88	92.24	CLASE I
57	87.31	CLASE I	89	115.23	CLASE I
58	100.73	CLASE I			

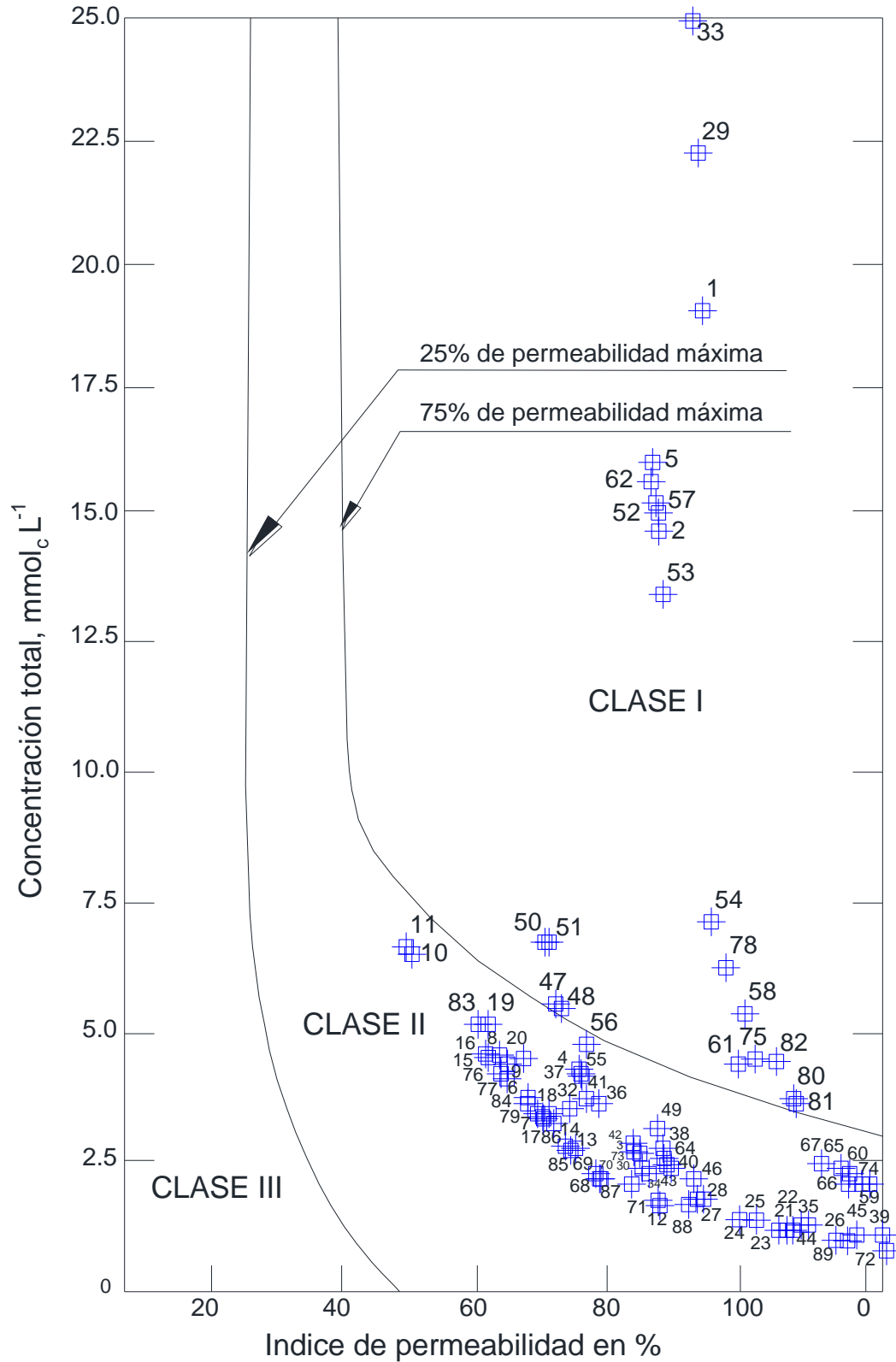


Figura 72. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca de acuerdo con el índice de permeabilidad de Doneen.

### 6.7.9. Carbonato de sodio residual (CSR)

En el Cuadro 51 se muestra el índice de carbonato de sodio residual (CSR) de las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca, de acuerdo con los valores, las muestras se distribuyeron así: el 86.52 % se consideran de calidad buena, es decir tienen valores de  $CSR < 1.25 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$ ; 3.37 % son de calidad marginal ( $2.5 > CSR > 1.25$ ) y el 10.11% que representa 9 muestras, se consideran aguas no recomendadas ya que tienen valores de  $CSR > 2.5 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$ .

Desde el punto de vista de la clasificación de las aguas a partir de la conductividad eléctrica, se tiene que el carbonato de sodio residual para los valores de  $CE = 100\text{-}250 \mu\text{S cm}^{-1}$  presenta un rango de valores desde  $(-0.04) - 0.57$ , para los valores de  $CE = 250\text{-}750 \mu\text{S cm}^{-1}$  se tienen valores de  $(-0.34) - 1.57$ ; para  $CE = 750\text{-}2250 \mu\text{S cm}^{-1}$  se tienen valores de  $2.97 - 6.08$  y finalmente para aquellas muestras con  $CE = 2250\text{-}4000 \mu\text{S cm}^{-1}$  se tienen valores de  $7.17 - 8.10$ .

Es importante tomar en cuenta estos valores, principalmente en aguas que tienen carbonatos y bicarbonatos en exceso de calcio y magnesio, los cuales pueden llegar a influir notablemente en la calidad del riego al aumentar la acumulación de sodio intercambiable como consecuencia de la precipitación del  $\text{CaCO}_3$  y el  $\text{MgCO}_3$  (Wilcox *et al.*, 1954).

Es preciso señalar, que en determinadas circunstancias y por la falta de disponibilidad se tienen que utilizar aguas de calidad marginal o no recomendada, es necesario para su uso implementar un mejoramiento aplicando fuentes de iones de calcio  $\text{Ca}^{2+}$ , como por ejemplo el yeso agrícola y otras enmiendas (Yasin *et al.*, 2001).

Cuadro 51. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca de acuerdo con el carbonato de sodio residual (CSR).

Muestra	CSR ( $\text{mmol}_e \text{ L}^{-1}$ )	Clasificación	Muestra	CSR ( $\text{mmol}_e \text{ L}^{-1}$ )	Clasificación
1	6.08	NO RECOMENDADA	7	-0.17	BUENA
2	3.37	NO RECOMENDADA	8	-0.18	BUENA
3	0.07	BUENA	9	-0.05	BUENA
4	0.27	BUENA	10	-0.23	BUENA
5	3.68	NO RECOMENDADA	11	-0.34	BUENA
6	-0.18	BUENA	12	-0.03	BUENA

Cuadro 51. Continuación.

Muestra	CSR (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Clasificación	Muestra	CSR (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Clasificación
13	0.00	BUENA	52	3.46	NO RECOMENDADA
14	-0.01	BUENA	53	2.97	NO RECOMENDADA
15	0.02	BUENA	54	1.57	MARGINAL
16	0.00	BUENA	55	0.60	BUENA
17	0.05	BUENA	56	0.76	BUENA
18	0.09	BUENA	57	3.40	NO RECOMENDADA
19	0.12	BUENA	58	1.25	MARGINAL
20	0.08	BUENA	59	0.48	BUENA
21	0.08	BUENA	60	0.50	BUENA
22	0.06	BUENA	61	0.79	BUENA
23	0.05	BUENA	62	3.51	NO RECOMENDADA
24	0.06	BUENA	63	0.33	BUENA
25	0.09	BUENA	64	0.34	BUENA
26	0.06	BUENA	65	0.57	BUENA
27	0.12	BUENA	66	0.44	BUENA
28	0.13	BUENA	67	0.53	BUENA
29	7.17	NO RECOMENDADA	68	-0.04	BUENA
30	0.18	BUENA	69	-0.01	BUENA
31	-114.63	BUENA	70	-0.04	BUENA
32	0.28	BUENA	71	0.00	BUENA
33	8.10	NO RECOMENDADA	72	0.00	BUENA
34	0.16	BUENA	73	0.26	BUENA
35	0.14	BUENA	74	0.46	BUENA
36	0.48	BUENA	75	1.01	BUENA
37	0.58	BUENA	76	0.04	BUENA
38	0.40	BUENA	77	0.02	BUENA
39	0.15	BUENA	78	1.40	MARGINAL
40	0.29	BUENA	79	0.03	BUENA
41	0.43	BUENA	80	0.92	BUENA
42	0.34	BUENA	81	0.90	BUENA
43	0.28	BUENA	82	1.12	BUENA
44	0.12	BUENA	83	0.04	BUENA
45	0.12	BUENA	84	0.01	BUENA
46	0.25	BUENA	85	0.02	BUENA
47	0.81	BUENA	86	0.04	BUENA
48	0.84	BUENA	87	0.01	BUENA
49	0.51	BUENA	88	0.03	BUENA
50	1.07	BUENA	89	0.04	BUENA
51	1.10	BUENA			

En la Figura 73 se presenta la distribución del carbonato de sodio residual (CSR), de las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca:

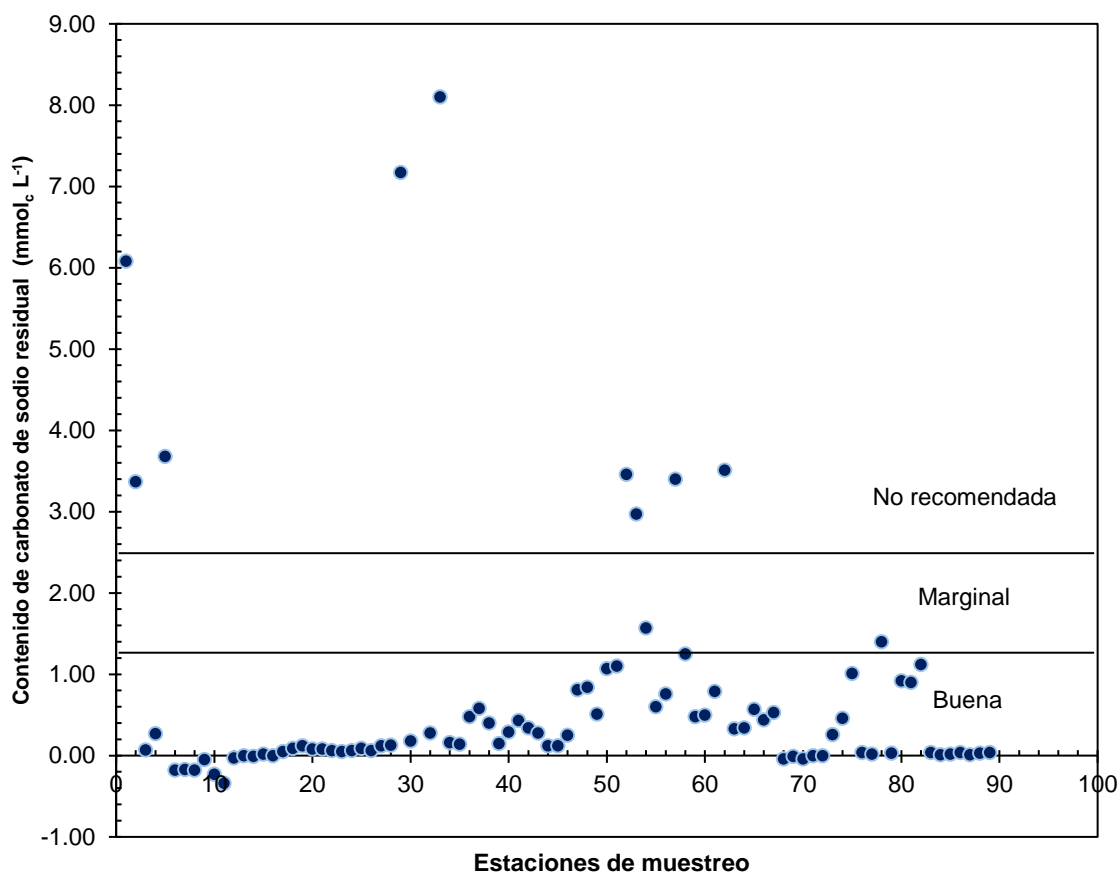


Figura 73. Distribución de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, de acuerdo con el contenido de carbonato de sodio residual  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ).

## 6.8. Clasificación de las aguas residuales con base en la toxicidad específica de iones.

### 6.8.8. Boro (B)

El boro (B) es un elemento esencial y potencialmente tóxico para las plantas cuando excede apenas ligeramente el nivel óptimo. Se encuentra en casi todas las aguas naturales y es uno de los constituyentes más tóxicos del agua de riego (Mancilla *et al.*, 2014).

De acuerdo con el origen de las aguas, se observa que la presencia de boro se debe al intemperismo químico de las rocas, por lo general de origen volcánico (Pérez *et al.*,

2019) y en el caso de aguas residuales este proviene de los desechos industriales (industria de pinturas, barnices, textiles, curtido de pieles, electrónica), el drenaje agrícola y los productos de limpieza (Velázquez *et al.*, 2011).

En lo que corresponde al agua para riego, para el análisis del contenido del boro se toma en cuenta varios factores entre ellos el cultivo a establecer y el suelo. En el estado de Oaxaca, los cultivos que ocuparon mayor superficie agrícola para el año 2017 fueron: el maíz, los pastos y praderas, el café y la cereza, la caña de azúcar y el frijol (SIAP, 2018). Estos cultivos tienen una tolerancia al boro de: 2-4 mg L<sup>-1</sup> para maíz y pastos, 0.5-0.75, mg L<sup>-1</sup> para el café y la cereza, de 4.0-6.0 mg L<sup>-1</sup> para la caña de azúcar y por último el frijol que tolera de 0.75 a 1.0 mg L<sup>-1</sup> (Ayers & Westcot, 1987).

De acuerdo con los datos obtenidos de la determinación de boro, se tiene que sus valores fluctúan de 0.23-6.23 mg L<sup>-1</sup> (Figura 74), el valor promedio de las muestras fue de 1.928 mg L<sup>-1</sup>. Cabe señalar que la muestra con 6.23 mg L<sup>-1</sup>, corresponde al mar en Zicatela.

En el Cuadro 52 se presenta la clasificación de las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca con base al contenido de boro y de acuerdo con las diferentes clasificaciones: Scofield (1936), Doneen (1975) y Ayers & Westcot (1987), tuvo el siguiente comportamiento:

De acuerdo con Scofield (1936), el 91.01 %, es decir 81 muestras presentan una calidad condicionada, dicho de otra manera, pueden ser utilizadas para el riego de cultivos semitolerantes como: maíz, avena, papa, calabaza y pastos; las 8 muestras restantes (8.99 %) se consideran de calidad no recomendada, o si por disponibilidad del recurso es necesario utilizarlas se recomienda sea en cultivos tolerantes tales como la alfalfa, el esparrago, el sorgo, etc.

Conforme a la clasificación de Doneen (1975), las muestras de agua se clasifican de la siguiente manera: el 91.01 % de las muestras son de calidad buena y el 8.99 % son de calidad insatisfactoria para su uso en riego.

Ayers & Westcot (1987), dentro de los lineamientos de calidad de agua, señalan que el contenido de boro en un agua de buena calidad debe ser de menos de 0.7 g L<sup>-1</sup>, lo

cual dentro de las muestras recolectadas en la red hidrográfica de Oaxaca no se encontró. El 93.26 % de las muestras recolectadas de acuerdo con Ayers & Westcot se consideran como aguas con un grado de restricción moderado y sólo el 6.74% (6 muestras) tienen un grado de restricción severo.

Es importante destacar, que los valores de boro de las muestras no representan en su mayoría efectos tóxicos en los cultivos regados en la red hidrográfica de Oaxaca, pero si se recomienda su uso de manera específica con las respectivas enmiendas.

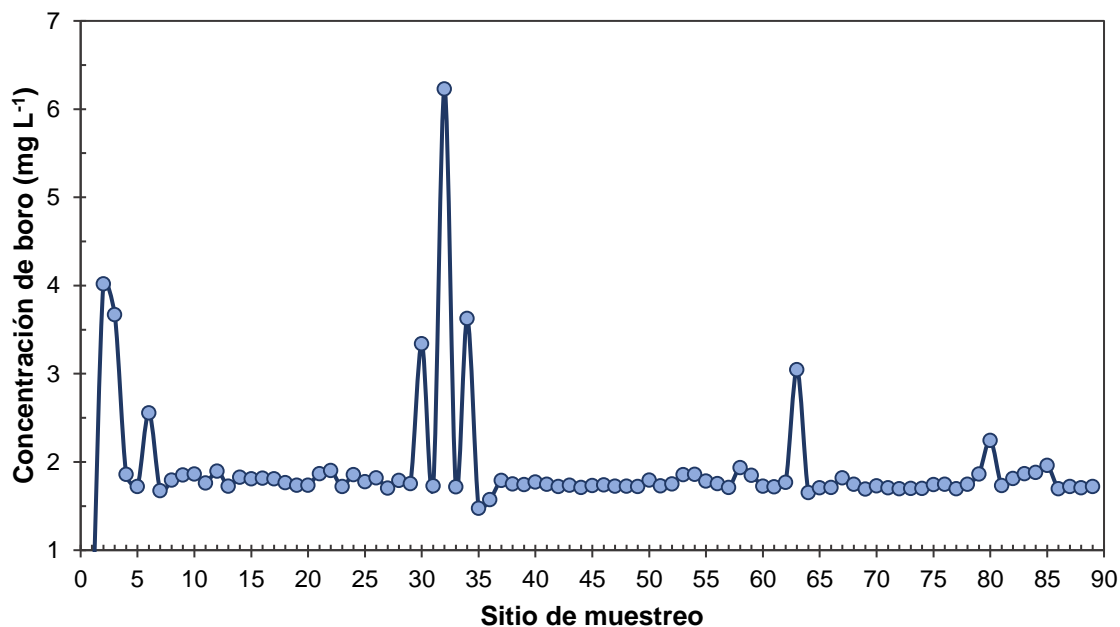


Figura 74. Concentración de Boro B ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Cuadro 52. Clasificación del contenido de Boro de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Muestra	Boro ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Clasificaciones		
		Scofield (1936)	Doneen (1975)	Ayers & Westcot (1987)
1	4.022	No recomendada	Insatisfactoria	Severo
2	3.672	No recomendada	Insatisfactoria	Severo
3	1.862	Condicionada	Buena	Moderado
4	1.726	Condicionada	Buena	Moderado
5	2.560	No recomendada	Insatisfactoria	Moderado

Cuadro 52. Continuación.

Muestra	Boro (mg L <sup>-1</sup> )	Clasificaciones		
		Scofield (1936)	Doneen (1975)	Ayers & Westcot (1987)
6	1.676	Condicionada	Buena	Moderado
7	1.795	Condicionada	Buena	Moderado
8	1.853	Condicionada	Buena	Moderado
9	1.865	Condicionada	Buena	Moderado
10	1.763	Condicionada	Buena	Moderado
11	1.899	Condicionada	Buena	Moderado
12	1.729	Condicionada	Buena	Moderado
13	1.828	Condicionada	Buena	Moderado
14	1.813	Condicionada	Buena	Moderado
15	1.818	Condicionada	Buena	Moderado
16	1.813	Condicionada	Buena	Moderado
17	1.766	Condicionada	Buena	Moderado
18	1.740	Condicionada	Buena	Moderado
19	1.740	Condicionada	Buena	Moderado
20	1.871	Condicionada	Buena	Moderado
21	1.905	Condicionada	Buena	Moderado
22	1.723	Condicionada	Buena	Moderado
23	1.859	Condicionada	Buena	Moderado
24	1.778	Condicionada	Buena	Moderado
25	1.822	Condicionada	Buena	Moderado
26	1.706	Condicionada	Buena	Moderado
27	1.792	Condicionada	Buena	Moderado
28	1.758	Condicionada	Buena	Moderado
29	3.344	No recomendada	Insatisfactoria	Severo
30	1.732	Condicionada	Buena	Moderado
31	6.231	No recomendada	Insatisfactoria	Severo
32	1.721	Condicionada	Buena	Moderado
33	3.628	No recomendada	Insatisfactoria	Severo
34	1.476	Condicionada	Buena	Moderado
35	1.575	Condicionada	Buena	Moderado
36	1.792	Condicionada	Buena	Moderado
37	1.754	Condicionada	Buena	Moderado
38	1.745	Condicionada	Buena	Moderado
39	1.775	Condicionada	Buena	Moderado
40	1.748	Condicionada	Buena	Moderado
41	1.726	Condicionada	Buena	Moderado



Cuadro 52. Continuación.

Muestra	Boro (mg L <sup>-1</sup> )	Clasificaciones		
		Scofield (1936)	Doneen (1975)	Ayers & Westcot (1987)
42	1.738	Condicionada	Buena	Moderado
43	1.712	Condicionada	Buena	Moderado
44	1.735	Condicionada	Buena	Moderado
45	1.742	Condicionada	Buena	Moderado
46	1.728	Condicionada	Buena	Moderado
47	1.728	Condicionada	Buena	Moderado
48	1.725	Condicionada	Buena	Moderado
49	1.795	Condicionada	Buena	Moderado
50	1.732	Condicionada	Buena	Moderado
51	1.752	Condicionada	Buena	Moderado
52	1.859	Condicionada	Buena	Moderado
53	1.861	Condicionada	Buena	Moderado
54	1.787	Condicionada	Buena	Moderado
55	1.757	Condicionada	Buena	Moderado
56	1.714	Condicionada	Buena	Moderado
57	1.937	Condicionada	Buena	Moderado
58	1.852	Condicionada	Buena	Moderado
59	1.729	Condicionada	Buena	Moderado
60	1.721	Condicionada	Buena	Moderado
61	1.772	Condicionada	Buena	Moderado
62	3.049	No recomendada	Insatisfactoria	Severo
63	1.656	Condicionada	Buena	Moderado
64	1.711	Condicionada	Buena	Moderado
65	1.715	Condicionada	Buena	Moderado
66	1.822	Condicionada	Buena	Moderado
67	1.751	Condicionada	Buena	Moderado
68	1.696	Condicionada	Buena	Moderado
69	1.732	Condicionada	Buena	Moderado
70	1.711	Condicionada	Buena	Moderado
71	1.700	Condicionada	Buena	Moderado
72	1.703	Condicionada	Buena	Moderado
73	1.703	Condicionada	Buena	Moderado
74	1.745	Condicionada	Buena	Moderado
75	1.748	Condicionada	Buena	Moderado
76	1.697	Condicionada	Buena	Moderado
77	1.751	Condicionada	Buena	Moderado

Cuadro 52. Continuación.

Muestra	Boro (mg L <sup>-1</sup> )	Clasificaciones		
		Scofield (1936)	Doneen (1975)	Ayers & Westcot (1987)
78	1.867	Condicionada	Buena	Moderado
79	2.246	No recomendada	Insatisfactoria	Moderado
80	1.735	Condicionada	Buena	Moderado
81	1.816	Condicionada	Buena	Moderado
82	1.870	Condicionada	Buena	Moderado
83	1.885	Condicionada	Buena	Moderado
84	1.963	Condicionada	Buena	Moderado
85	1.699	Condicionada	Buena	Moderado
86	1.723	Condicionada	Buena	Moderado
87	1.709	Condicionada	Buena	Moderado
88	1.723	Condicionada	Buena	Moderado
89	1.706	Condicionada	Buena	Moderado
MEDIANA	1.751			
MEDIA	1.928			
MODA	1.723			
DESV. EST.	0.633			

### 6.8.9. Fósforo (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)

El fósforo (P) es uno de los macronutrientes más importantes requerido para el crecimiento y rendimiento de la planta (Nicchio *et al.*, 2019). En el suelo, el fósforo está representado por diversas fracciones (orgánicas e inorgánicas), no obstante, solo una pequeña fracción está en forma soluble (10<sup>-1</sup> %) y disponible para el crecimiento del cultivo (Bayuelo *et al.*, 2019).

El fósforo soluble se presenta como ácido fosfórico H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> y sus productos de disociación, los iones ortofosfato: H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>, HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, su presencia de cada uno en la solución acuosa está en función del pH (Fetter, 1999).

En el suelo estos iones son retenidos por las partículas coloidales (arcillas, materia orgánica), fijados o precipitados por iones como el calcio, hierro o aluminio, por lo que al agregarlos como fertilizantes orgánicos e inorgánicos se inmovilizan con facilidad y tienen escasas posibilidades de solubilizarse (Heredia *et al.*, 2000).

Consecutivamente, en el agua, la presencia de fósforo es limitada en condiciones naturales, sin embargo, las actividades antropogénicas aumentan su concentración debido a la descarga de agroquímicos fosforados, herbicidas o pesticidas organofosforados y al aporte de fertilizantes, así como desechos urbanos, industriales y domésticos, principalmente detergentes y excremento animal. (Rodríguez *et al.*, 2016; Lavie *et al.*, 2010).

Cabe señalar que el exceso de fosfatos en el agua puede inducir al crecimiento desmesurado de algas y otros organismos, provocando procesos de polución y eutrofización (Lavie *et al.*, 2010). El grado de eutrofización de las fuentes de agua naturales se ha clasificado de acuerdo con la concentración de fósforo total (Wetzel, 1992), la cual permite catalogarlos en un gradiente de oligo a hipertrófico indicando así su condición de productividad potencial y de alteración e impacto.

A nivel internacional se han realizado varios estudios sobre los límites permisibles de fósforo en las aguas dulces para evitar la eutrofización. Por ejemplo, la USEPA (Agencia para la Protección Ambiental de los Estados Unidos) estableció un límite recomendado de  $0.05 \text{ mg L}^{-1}$  para fosfatos totales en corrientes que ingresan en lagos y  $0.1 \text{ mg L}^{-1}$  para las aguas que fluyen (Litke, 1999), valor que es equivalente a lo reportado por Sharpley y Withers (1994), mismos que señalan  $0.05 \text{ mg L}^{-1}$  como la concentración crítica de fósforo disuelto en el agua, para que se inicien los procesos de eutrofización.

En lo que corresponde a la calidad del agua para riego, Ayers & Westcot (1987) señalan en sus directrices de calidad de agua, como valores permisibles del contenido de fósforo el intervalo de  $0\text{-}2 \text{ mg L}^{-1}$ .

Los contenidos de ortofosfatos de la red hidrográfica de Oaxaca se presentan en la Figura 75, se tiene que sus valores fluctúan de  $0.0 - 6.379 \text{ mg L}^{-1}$ , el valor promedio de las muestras fue de  $0.315 \text{ mg L}^{-1}$ . Cabe señalar que se tienen dos muestras con valores muy superiores a la mayoría de las muestras, que corresponden a la descarga de aguas negras de zonas urbanas de la Ciudad de Oaxaca y Telixtlahuaca ( $3.16$  y  $6.38 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente).

En el Cuadro 53 se presenta la clasificación de las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca con base al contenido de fósforo y de acuerdo con las diferentes clasificaciones: por Wetzel (1992) y Ayers & Westcot (1987), las cuales tuvieron el siguiente comportamiento:

De acuerdo con Wetzel (1992), el 64.04 %, es decir 57 muestras presentan un nivel de productividad hiper-eutrófico; 25.84 % de las muestras se consideran meso-eutróficas; 8.99 % se consideran ultra-oligotróficas y solo una muestra (1.12 %) tiene una productividad oligo-mesotrófico.

Con la clasificación de Ayers & Westcot (1987), el 97.75% de las muestras, es decir 87 son aptas para el riego y sólo 2.25% de las muestras no son aptas. Las muestras no aptas son las aguas residuales de la Ciudad de Oaxaca y Telixtlahuaca.

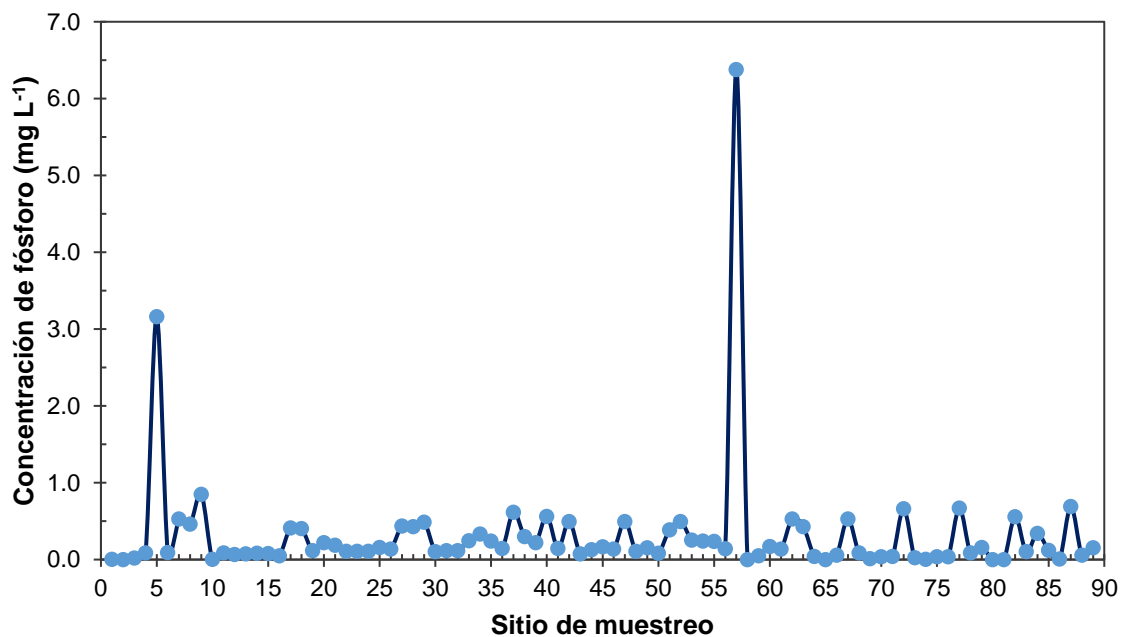


Figura 75. Concentración de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg L<sup>-1</sup>) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Cuadro 53. Clasificación del contenido de fósforo determinado como fosfatos (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Muestra	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>		Clasificaciones	
	P (mg L <sup>-1</sup> )	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Wetzel (1992)	Ayers & Westcot (1987)
1	0.003	0.010	Ultra-Oligotrófico	Apta
2	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Apta
3	0.022	0.068	Meso-Eutrófico	Apta
4	0.087	0.267	Meso-Eutrófico	Apta
5	3.163	9.697	Hiper-Eutrófico	No apta
6	0.092	0.282	Meso-Eutrófico	Apta
7	0.529	1.621	Hiper-Eutrófico	Apta
8	0.462	1.417	Hiper-Eutrófico	Apta
9	0.850	2.606	Hiper-Eutrófico	Apta
10	0.003	0.010	Ultra-Oligotrófico	Apta
11	0.089	0.272	Meso-Eutrófico	Apta
12	0.068	0.209	Meso-Eutrófico	Apta
13	0.078	0.238	Meso-Eutrófico	Apta
14	0.085	0.262	Meso-Eutrófico	Apta
15	0.081	0.248	Meso-Eutrófico	Apta
16	0.052	0.160	Meso-Eutrófico	Apta
17	0.413	1.267	Hiper-Eutrófico	Apta
18	0.405	1.242	Hiper-Eutrófico	Apta
19	0.116	0.354	Hiper-Eutrófico	Apta
20	0.222	0.679	Hiper-Eutrófico	Apta
21	0.188	0.578	Hiper-Eutrófico	Apta
22	0.109	0.335	Hiper-Eutrófico	Apta
23	0.109	0.335	Hiper-Eutrófico	Apta
24	0.111	0.340	Hiper-Eutrófico	Apta
25	0.160	0.490	Hiper-Eutrófico	Apta
26	0.139	0.427	Hiper-Eutrófico	Apta
27	0.438	1.344	Hiper-Eutrófico	Apta
28	0.431	1.320	Hiper-Eutrófico	Apta
29	0.488	1.495	Hiper-Eutrófico	Apta
30	0.104	0.320	Hiper-Eutrófico	Apta
31	0.116	0.354	Hiper-Eutrófico	Apta
32	0.117	0.359	Hiper-Eutrófico	Apta
33	0.245	0.752	Hiper-Eutrófico	Apta
34	0.332	1.019	Hiper-Eutrófico	Apta
35	0.244	0.747	Hiper-Eutrófico	Apta
36	0.147	0.451	Hiper-Eutrófico	Apta

Cuadro 53. Continuación.

Muestra	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>		Clasificaciones	
	P (mg L <sup>-1</sup> )	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Wetzel (1992)	Ayers & Westcot (1987)
37	0.619	1.898	Hiper-Eutrófico	Apta
38	0.301	0.922	Hiper-Eutrófico	Apta
39	0.220	0.675	Hiper-Eutrófico	Apta
40	0.565	1.733	Hiper-Eutrófico	Apta
41	0.147	0.451	Hiper-Eutrófico	Apta
42	0.497	1.524	Hiper-Eutrófico	Apta
43	0.076	0.233	Meso-Eutrófico	Apta
44	0.131	0.403	Hiper-Eutrófico	Apta
45	0.168	0.514	Hiper-Eutrófico	Apta
46	0.138	0.422	Hiper-Eutrófico	Apta
47	0.497	1.524	Hiper-Eutrófico	Apta
48	0.108	0.330	Hiper-Eutrófico	Apta
49	0.154	0.471	Hiper-Eutrófico	Apta
50	0.082	0.252	Meso-Eutrófico	Apta
51	0.388	1.189	Hiper-Eutrófico	Apta
52	0.497	1.524	Hiper-Eutrófico	Apta
53	0.256	0.786	Hiper-Eutrófico	Apta
54	0.244	0.747	Hiper-Eutrófico	Apta
55	0.237	0.728	Hiper-Eutrófico	Apta
56	0.144	0.442	Hiper-Eutrófico	Apta
57	6.379	19.560	Hiper-Eutrófico	No apta
58	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Apta
59	0.051	0.155	Meso-Eutrófico	Apta
60	0.173	0.529	Hiper-Eutrófico	Apta
61	0.136	0.417	Hiper-Eutrófico	Apta
62	0.529	1.621	Hiper-Eutrófico	Apta
63	0.431	1.320	Hiper-Eutrófico	Apta
64	0.043	0.131	Meso-Eutrófico	Apta
65	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Apta
66	0.060	0.184	Meso-Eutrófico	Apta
67	0.529	1.621	Hiper-Eutrófico	Apta
68	0.089	0.272	Meso-Eutrófico	Apta
69	0.014	0.044	Meso-Eutrófico	Apta
70	0.040	0.121	Meso-Eutrófico	Apta
71	0.043	0.131	Meso-Eutrófico	Apta
72	0.662	2.029	Hiper-Eutrófico	Apta

Cuadro 53. Continuación.

Muestra	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>		Clasificaciones	
	P (mg L <sup>-1</sup> )	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Wetzel (1992)	Ayers & Westcot (1987)
73	0.025	0.078	Meso-Eutrófico	Apta
74	0.003	0.010	Ultra-Oligotrófico	Apta
75	0.040	0.121	Meso-Eutrófico	Apta
76	0.040	0.121	Meso-Eutrófico	Apta
77	0.670	2.053	Hiper-Eutrófico	Apta
78	0.087	0.267	Meso-Eutrófico	Apta
79	0.158	0.485	Hiper-Eutrófico	Apta
80	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Apta
81	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Apta
82	0.560	1.718	Hiper-Eutrófico	Apta
83	0.103	0.315	Hiper-Eutrófico	Apta
84	0.340	1.043	Hiper-Eutrófico	Apta
85	0.123	0.379	Hiper-Eutrófico	Apta
86	0.008	0.024	Oligo-Mesotrófico	Apta
87	0.693	2.126	Hiper-Eutrófico	Apta
88	0.057	0.175	Meso-Eutrófico	Apta
89	0.157	0.480	Hiper-Eutrófico	Apta
MEDIANA	0.138	0.422		
MEDIA	0.315	0.965		
MODA	0.000	0.000		
DESV. EST.	0.749	2.296		

#### 6.8.10. Nitrógeno (N-NO<sub>3</sub><sup>-1</sup>)

El nitrógeno es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas, por lo que se tiene sistemáticamente en cuenta en los planes de fertilización del suelo (Porta, *et al*, 2003). En las aguas naturales y residuales, las formas de nitrógeno de mayor interés son, en orden decreciente del estado de oxidación, nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), amoníaco (NH<sub>3</sub>) y nitrógeno orgánico (APHA, 1998).

La principal fuente de los nitratos es el uso indiscriminado de fertilizantes nitrogenados que se lixivian en los suelos agrícolas provocando la contaminación de las fuentes naturales de agua por la descarga del drenaje agrícola, así como la infiltración del lixiviado hacia las aguas subterráneas (Fernández, 2002). También, los nitratos se

derivan de la descomposición de diferentes compuestos por los microorganismos o de materiales nitrogenados orgánicos como las proteínas de las plantas, animales y excretas de animales (Alarcón & Ñique, 2016).

Los fosfatos y los nitratos son los principales nutrientes que necesitan los microorganismos, sin embargo, son considerados contaminantes si su concentración es más que el límite recomendado (Singh, 2013). En el agua superficial el nitrato generalmente se encuentra en cantidades mínimas, pero puede alcanzar niveles altos en algunas aguas subterráneas, y aguas residuales.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) señala como límite máximo de concentración de nitratos en el agua para consumo humano la cantidad de  $50 \text{ mg L}^{-1}$  de nitrato (como  $\text{N-NO}_3$ ). Otras entidades como la USEPA (Agencia para la Protección Ambiental de los Estados Unidos) estableció un límite de nitrógeno en  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de nitrato. Por su parte, la Comunidad Europea señala el límite de las concentraciones de nitratos en las aguas superficiales a través de las Directivas 75/440/CEE y sus modificaciones 79/869/CEE y 80/778/CEE y las directivas particulares de cada zona; por ejemplo, España con su Directiva 91/676/CEE fija los niveles máximos permitidos de nitratos en  $50 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3$  (Almodóvar, 2015).

Consecutivamente, en lo que corresponde a los límites permisibles de nitratos en las fuentes de agua con fines agrícolas, se tiene que Ayers & Westcot (1987) señalan un máximo de  $30 \text{ mg L}^{-1}$  para su uso sin restricción o de ligera a moderada.

Los contenidos de nitratos de la red hidrográfica de Oaxaca se presentan en la Figura 76, se tiene que sus valores fluctúan de  $0.0 - 3.302 \text{ mg L}^{-1}$ , el valor promedio de las muestras fue de  $0.062 \text{ mg L}^{-1}$ . Cabe señalar que se tienen una muestra con valores superiores a la mayoría de las muestras, que corresponde a la muestra del río Zapotitlán en la comunidad de San Gabriel Chilao, y es necesario mencionar que en dicho río se pudo observar descarga de aguas residuales de carácter doméstico ( $3.302 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente).

En el Cuadro 54 se presenta la clasificación de las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca con base al contenido de nitratos y de acuerdo con las diferentes



clasificaciones: por Vollenweider (1971) y Ayers & Westcot (1987), las cuales tuvieron el siguiente comportamiento:

De acuerdo con Vollenweider (1971), el 98.88 %, es decir 88 muestras presentan un nivel de productividad ultra-oligotróficas y el 1.12 % de las muestras se consideran hipertróficas.

Con la clasificación de Ayers & Westcot (1987), el 100% de las muestras, es decir las 89 muestras son aptas para el riego y no tienen ninguna restricción para su uso.

Es preciso también señalar que las muestras de la red hidrográfica de Oaxaca también cumplen con las normativas de la USEPA y la OMS al tener menos de 50 mg L<sup>-1</sup> y 10 mg L<sup>-1</sup> respectivamente.

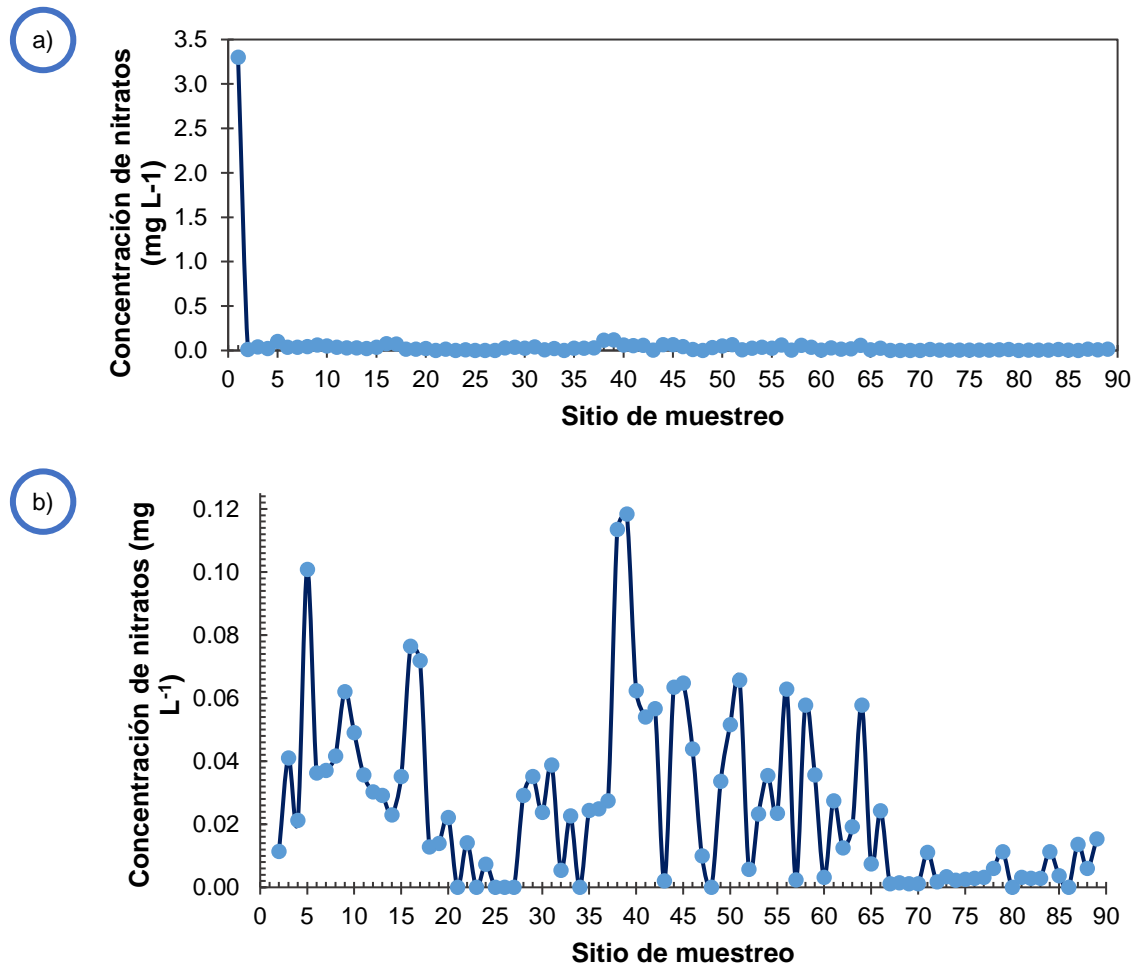


Figura 76. Concentración de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca. a) Todas las muestras, b) Exceptuando muestra 1: Río Zapotitlán.

Cuadro 54. Clasificación del contenido de nitrógeno determinado como nitratos (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Muestra	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		Clasificaciones	
	N (mg L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Vollenweider (1971)	Ayers & Westcot (1987)
1	3.302	14.615	Hipereutrófico	Sin Restricción
2	0.011	0.050	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
3	0.041	0.182	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
4	0.021	0.094	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
5	0.101	0.446	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
6	0.036	0.160	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
7	0.037	0.164	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
8	0.042	0.184	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
9	0.062	0.274	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
10	0.049	0.217	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
11	0.036	0.158	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
12	0.030	0.134	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
13	0.029	0.129	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
14	0.023	0.102	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
15	0.035	0.155	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
16	0.076	0.338	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
17	0.072	0.318	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
18	0.013	0.056	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
19	0.014	0.062	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
20	0.022	0.098	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
21	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
22	0.014	0.063	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
23	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
24	0.007	0.033	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
25	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
26	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
27	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
28	0.029	0.129	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
29	0.035	0.155	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
30	0.024	0.105	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
31	0.039	0.172	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
32	0.005	0.024	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
33	0.023	0.100	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
34	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
35	0.024	0.108	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
36	0.025	0.110	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción

Cuadro 54. Continuación.

Muestra	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		Clasificaciones	
	N (mg L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Vollenweider (1971)	Ayers & Westcot (1987)
37	0.027	0.122	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
38	0.114	0.502	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
39	0.118	0.524	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
40	0.062	0.276	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
41	0.054	0.239	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
42	0.057	0.251	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
43	0.002	0.009	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
44	0.063	0.281	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
45	0.065	0.287	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
46	0.044	0.194	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
47	0.010	0.044	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
48	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
49	0.034	0.149	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
50	0.052	0.228	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
51	0.066	0.291	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
52	0.006	0.025	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
53	0.023	0.103	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
54	0.035	0.157	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
55	0.024	0.104	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
56	0.063	0.278	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
57	0.002	0.010	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
58	0.058	0.256	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
59	0.036	0.158	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
60	0.003	0.014	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
61	0.027	0.122	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
62	0.013	0.055	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
63	0.019	0.085	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
64	0.058	0.256	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
65	0.007	0.033	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
66	0.024	0.108	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
67	0.001	0.005	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
68	0.001	0.006	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
69	0.001	0.005	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
70	0.001	0.005	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
71	0.011	0.049	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
72	0.002	0.008	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción

Cuadro 54. Continuación.

Muestra	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		Clasificaciones	
	N (mg L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Vollenweider (1971)	Ayers & Westcot (1987)
73	0.003	0.015	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
74	0.002	0.010	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
75	0.003	0.011	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
76	0.003	0.012	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
77	0.003	0.014	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
78	0.006	0.026	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
79	0.011	0.050	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
80	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
81	0.003	0.014	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
82	0.003	0.012	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
83	0.003	0.012	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
84	0.011	0.050	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
85	0.004	0.016	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
86	0.000	0.000	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
87	0.014	0.060	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
88	0.006	0.026	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
89	0.015	0.068	Ultra-Oligotrófico	Sin Restricción
MEDIANA	0.021	0.094		
MEDIA	0.062	0.276		
MODA	0.000	0.000		
DESV. EST.	0.348	1.542		

### 6.8.11. Silicio (SiO<sub>2</sub>)

El silicio es el segundo elemento más abundante del planeta, y por lo tanto, existe una predominancia de silicatos en la formación de las rocas de la corteza terrestre (Porta *et al.*, 2003). En la solución del suelo, el silicio está presente como ácido silícico en concentraciones de 0.1 a 0.6 mM. En las plantas, el silicio es un elemento beneficioso para el crecimiento y desarrollo saludable de muchas especies de plantas, particularmente gramíneas tales como el arroz y caña de azúcar y algunas plantas ciperáceas, así como un eficiente mitigador de estrés abiótico, toxicidad de metales pesados, salinidad y sequía (Liang *et al.*, 2007).

En el agua, el silicio es un elemento minoritario de su composición, pero tienen una gran importancia desde el punto de vista biológico, aunque no influye en forma significativa en la salinidad de un cuerpo de agua (Fernández, 2012). En aguas naturales el silicio está en solución como ácido ortosilícico  $H_4SiO_4$  (Livingstone, 1963). Las principales fuentes de sílice disuelta en las aguas son la meteorización del cuarzo, de la sílice amorfa y de los aluminosilicatos minerales.

La concentración del silicio en solución depende del tipo de agua, de la geomorfología de la zona, del clima, y está controlada por los procesos de meteorización, utilización biológica y reciclado. El rango de concentraciones de sílice que se observa con más frecuencia en el agua natural es de 1 a 30  $mg L^{-1}$  (Hem, 1985). Las concentraciones de hasta 100  $mg L^{-1}$  sin embargo, no son infrecuentes en el agua subterránea en algunas áreas, como zonas áridas y volcánicas (Ormachea y Quintanilla, 2014).

El agua de mar cerca de la superficie es muy baja en sílice (generalmente menos de 1  $mg L^{-1}$ ), aparentemente porque los organismos marinos (principalmente diatomeas) extraen y usan sílice en sus conchas y esqueletos. Se notan efectos de agotamiento similares en las capas superficiales de algunos lagos y embalses.

Davis (1964) citó un valor mediano de sílice para aguas superficiales de 14  $mg L^{-1}$  y para aguas subterráneas de 17  $mg L^{-1}$ .

El contenido de silicio de la red hidrográfica de Oaxaca se presenta en la Figura 77, se tiene que sus valores fluctúan de 2.71-60.102  $mg L^{-1}$ , el valor promedio de las muestras fue de 25.921  $mg L^{-1}$ . La presencia de silicio en las muestras de agua del muestreo osciló entre las siguientes concentraciones:  $\leq 10.0 mg L^{-1}$ , fueron 6 muestras; 10-20  $mg L^{-1}$ , fueron 22 muestras; 20-30  $mg L^{-1}$ , fueron 29 muestras; 30-40  $mg L^{-1}$ , fueron 22 muestras y finalmente 10 muestras tienen valores  $>40 mg L^{-1}$ .

La muestra 31 del mar en Zicatela, es la muestra con menor silicio, lo que demuestra lo señalado en la literatura relacionado con la presencia de las diatomeas, sobre el valor de silicio en las muestras recolectadas de la superficie del mar, es mínimo por el consumo de estas de silicio.

Las muestras con valores superiores a los 40 mg L<sup>-1</sup> son muestras de ríos o escurrimientos en donde se observa la descarga de residuos o desechos de las zonas urbanas de los poblados como, por ejemplo, las muestras de los poblados de Bajos de Chila, Cacahuatpec, Santa María Zacatepec y Telixtlahuaca.

En el Cuadro 55 se presenta los contenidos de silicio de las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca y su comparación con los valores señalados por Hem (1985) con base al contenido de silicio, como valor normal < 30 mg L<sup>-1</sup> y valores anormales como aquellos >30 mg L<sup>-1</sup>.

De acuerdo con Hem (1985), se tiene que el 64.04 % de las muestras tienen niveles normales de silicio, es decir 57 muestras y 32 muestras tienen niveles anormales o mayores de 30 mg L<sup>-1</sup>.

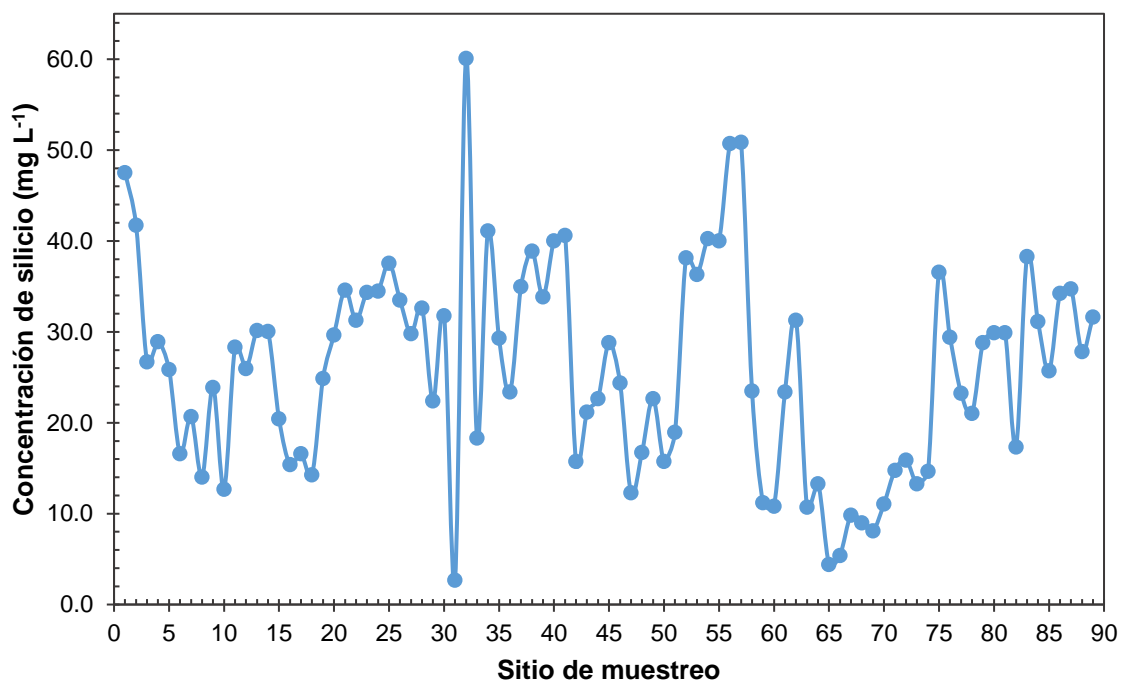


Figura 77. Concentración de silicio (mg L<sup>-1</sup>) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

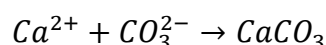
Cuadro 55. Clasificación del contenido de silicio determinado como SiO<sub>2</sub> de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca.

Muestra	SiO <sub>2</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	Hem (1985)	Muestra	SiO <sub>2</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	Hem (1985)
1	47.540	Nivel Anormal	37	34.977	Nivel Anormal
2	41.751	Nivel Anormal	38	38.918	Nivel Anormal
3	26.725	Nivel Normal	39	33.869	Nivel Anormal
4	28.942	Nivel Normal	40	40.026	Nivel Anormal
5	25.864	Nivel Normal	41	40.642	Nivel Anormal
6	16.627	Nivel Normal	42	15.764	Nivel Normal
7	20.691	Nivel Normal	43	21.183	Nivel Normal
8	14.040	Nivel Normal	44	22.662	Nivel Normal
9	23.893	Nivel Normal	45	28.819	Nivel Normal
10	12.685	Nivel Normal	46	24.385	Nivel Normal
11	28.327	Nivel Normal	47	12.317	Nivel Normal
12	25.986	Nivel Normal	48	16.749	Nivel Normal
13	30.174	Nivel Anormal	49	22.661	Nivel Normal
14	30.050	Nivel Anormal	50	15.764	Nivel Normal
15	20.444	Nivel Normal	51	18.967	Nivel Normal
16	15.395	Nivel Normal	52	38.179	Nivel Anormal
17	16.626	Nivel Normal	53	36.331	Nivel Anormal
18	14.286	Nivel Normal	54	40.272	Nivel Anormal
19	24.878	Nivel Normal	55	40.026	Nivel Anormal
20	29.681	Nivel Normal	56	50.741	Nivel Anormal
21	34.608	Nivel Anormal	57	50.864	Nivel Anormal
22	31.282	Nivel Anormal	58	23.524	Nivel Normal
23	34.361	Nivel Anormal	59	11.207	Nivel Normal
24	34.484	Nivel Anormal	60	10.838	Nivel Normal
25	37.564	Nivel Anormal	61	23.400	Nivel Normal
26	33.499	Nivel Anormal	62	31.282	Nivel Anormal
27	29.804	Nivel Normal	63	10.714	Nivel Normal
28	32.637	Nivel Anormal	64	13.302	Nivel Normal
29	22.415	Nivel Normal	65	4.434	Nivel Normal
30	31.776	Nivel Anormal	66	5.419	Nivel Normal
31	2.710	Nivel Normal	67	9.853	Nivel Normal
32	60.102	Nivel Anormal	68	8.991	Nivel Normal
33	18.351	Nivel Normal	69	8.129	Nivel Normal
34	41.134	Nivel Anormal	70	11.084	Nivel Normal
35	29.312	Nivel Normal	71	14.779	Nivel Normal
36	23.400	Nivel Normal	72	15.887	Nivel Normal

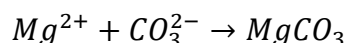
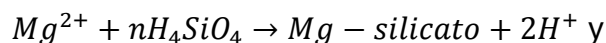
Cuadro 55. Continuación.

Muestra	SiO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	Hem (1985)	Muestra	SiO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	Hem (1985)
73	13.302	Nivel Normal	84	31.159	Nivel Anormal
74	14.656	Nivel Normal	85	25.740	Nivel Normal
75	36.578	Nivel Anormal	86	34.238	Nivel Anormal
76	29.435	Nivel Normal	87	34.730	Nivel Anormal
77	23.277	Nivel Normal	88	27.834	Nivel Normal
78	21.060	Nivel Normal	89	31.652	Nivel Anormal
79	28.819	Nivel Normal	MEDIANA	25.986	
80	29.927	Nivel Normal	MEDIA	25.921	
81	29.927	Nivel Normal	MODA	31.282	
82	17.366	Nivel Normal	DESV. EST.	11.350	
83	38.302	Nivel Anormal			

Risacher *et al.* (1999) indican que, al evaporarse un agua, ésta se concentra y conduce a precipitación una secuencia de sales según el orden de sus solubilidades crecientes. El primer mineral que casi siempre precipita, a causa de su baja solubilidad, es la calcita (CaCO<sub>3</sub>):



Después de la precipitación de la calcita se precipitan los silicatos o carbonatos de magnesio; que son sales poco solubles (Mancilla *et al.*, 2014). El aumento del pH induce la precipitación de silicatos de magnesio (Badaut y Risacher, 1983), según la reacción general siguiente:



Tomando en cuenta lo anterior, en la Figura 78 se presenta la dependencia del contenido de SiO<sub>2</sub> y del pH, de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, pudiéndose observar que al ser en su mayoría aguas con evolución geoquímica carbonatada, se presentan procesos de alta alcalinidad debido a los procesos de hidrólisis continua. Las muestras identificadas con un círculo son las muestras 1 (Río Zapotitlán) y 31 (mar en Zicatela) que poseen



un pH mayor que el promedio de las muestras, por lo que se alejan del comportamiento de las demás aguas.

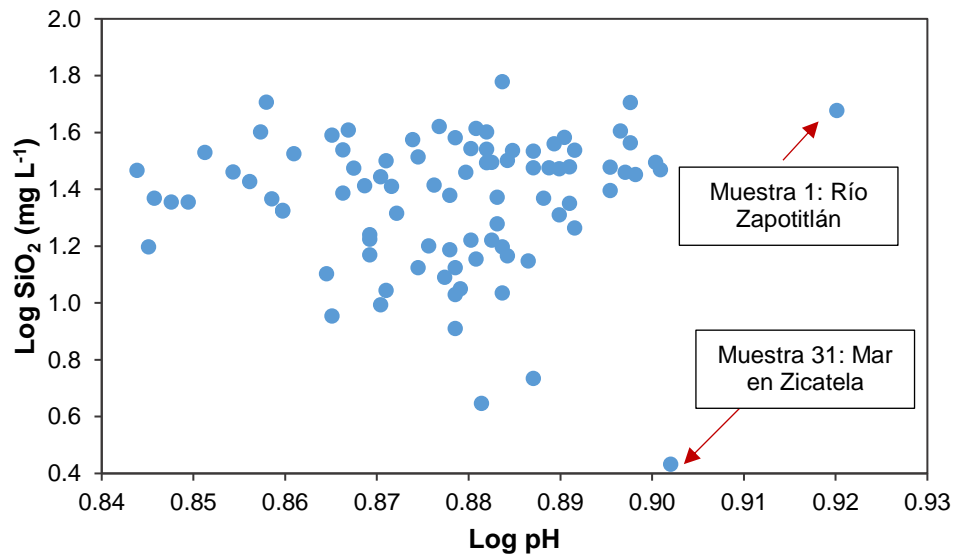


Figura 78. Contenido de silicio (SiO<sub>2</sub>) con respecto al pH en las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Consecutivamente, se presenta en las Figuras 79 y 80 la dependencia del contenido de silicio en función del aumento de la concentración total electrolítica (medida y calculada) en las muestras de agua salina.

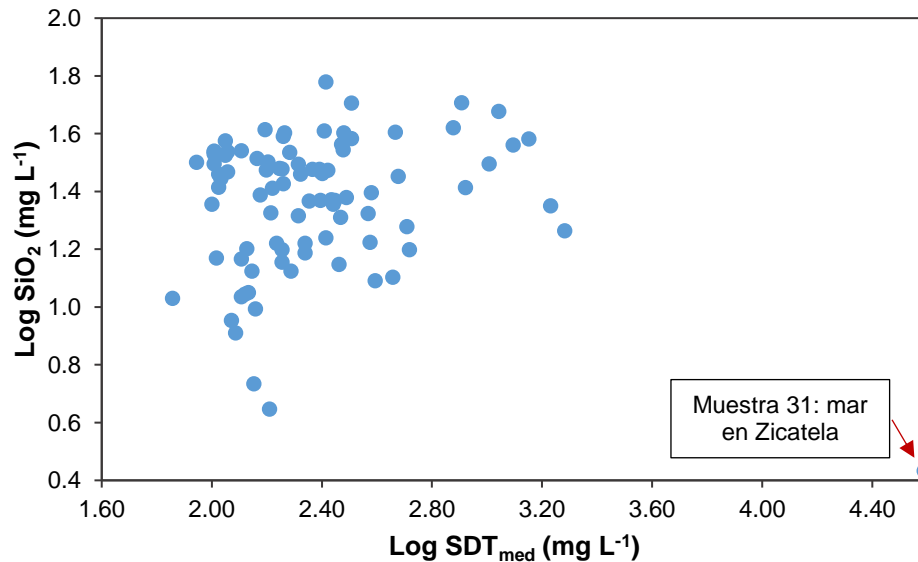


Figura 79. Contenido de silicio (SiO<sub>2</sub>) con respecto a la concentración de STD<sub>med</sub> de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado Oaxaca.

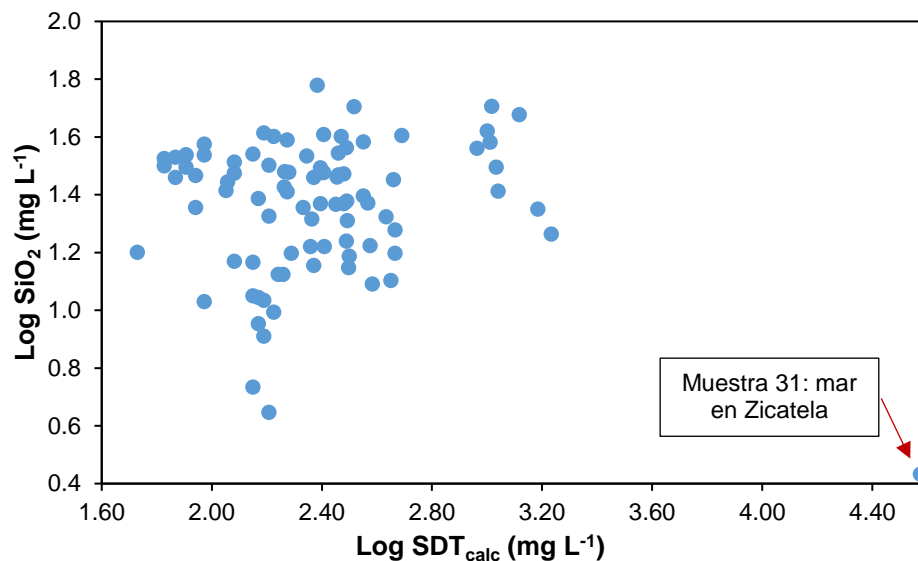


Figura 80. Contenido de silicio ( $\text{SiO}_2$ ) con respecto a la concentración de  $\text{STD}_{\text{calc}}$  de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Del análisis del contenido de  $\text{SiO}_2$  en función del pH y de la concentración electrolítica en las aguas muestreadas se puede concluir que el contenido de  $\text{SiO}_2$  tiene su origen en la disolución de minerales evaporíticos asociados a rocas sedimentarias como las calizas que contienen  $\text{CaCO}_3$  y  $\text{CaSiO}_3$ , las cuales son predominantes en la zona de estudio. Además, en las aguas recolectadas en los límites de asentamientos humanos, se observa un aumento en el contenido de  $\text{SiO}_2$  debido a la descarga de aguas residuales.

#### 6.8.12. Cloro (Cl)

El cloro es un micronutriente esencial para las plantas superiores. Está presente principalmente como cloruro ( $\text{Cl}^-$ ) y se ha sugerido un requisito mínimo para el crecimiento de cultivos de  $1 \text{ g kg}^{-1}$  de peso seco. Sin embargo, las altas concentraciones de Cl en los tejidos pueden ser tóxicas para los cultivos y pueden restringir la agricultura de las regiones salinas (White y Broadley, 2001).

Los efectos tóxicos que los cloruros causan en las plantas son: deficiencia de la reducción de crecimiento de las hojas y marchitamiento, seguido de clorosis, bronceado y, por último, la necrosis.

Shainberg y Oster (1978) y Pizarro (1985), han planteado que el límite de tolerancia de cada cultivo es distinto, pero para muchas especies arbóreas la toxicidad se presenta cuando el Cl<sup>-</sup> representa un porcentaje en el orden de 0.3 a 1.0 % respecto al peso seco acumulado en hojas.

La toxicidad por cloro afecta en gran medida a los frutales, con la disminución en la cantidad y tamaño de fruto. Entre los cultivos que se pueden considerar menos sensibles a la toxicidad por cloro son: el frijol, la calabaza, la cebada, el maíz y el alforfón (White y Broadley, 2001).

En lo correspondiente al recurso agua, el cloro se encuentre también en forma de Cl<sup>-</sup> (Kumar, 2019). El ión cloruro es el ión menos afectado por los procesos de precipitación, adsorción o de óxido-reducción (Cardona y Hernández, 1995), es altamente móvil y es eventualmente transportado dentro de las cuencas a los océanos. Aunque en las cuencas endorreicas el cloro se acumula considerablemente en los suelos salinos.

Las fuentes principales de cloruros es la disolución de minerales (evaporitas, calizas, dolomitas, yesos, sales y carbones dentro de los sedimentos cuaternarios) así como en el caso de las zonas de vulcanismo reciente, las diferentes cantidades de cloro se deben a fumarolas gaseosas que contienen HCl. Otras fuentes de cloruros son los procesos de salinización por efectos de la irrigación con agua salina, uso de fertilizantes clorurados y aguas residuales domésticas o industriales (Pacheco y Cabrera, 1996; Arain *et al.*, 2014).

En lo que corresponde al agua con fines de riego, existen varias clasificaciones con fines agrícolas como a la de Ayers & Westcot (1987), la cual considera que aquellas aguas con concentraciones  $\leq 4 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  de calidad buena; de 4.0-10.0  $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$  como aguas condicionadas y aquellas con valores  $> 10.0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  como no recomendadas para el riego.

Asimismo, Gómez Lucas y Pedreño (1992 citado en Almeida y Gisbert, 2006) señalan que un agua de buena calidad es aquella que tiene concentraciones de cloruros inferiores a  $0.30 \text{ g L}^{-1}$  ( $\cong 8.5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ) y sólo considera de mala calidad aquellas con

concentraciones superiores a  $0.7 \text{ g L}^{-1}$  ( $\cong 19.7 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ). De igual manera Cánovas (1980 citado en Almeida y Gisbert, 2006), considera el agua de calidad media aquella que posee concentraciones de cloruros superiores a  $0.5 \text{ g L}^{-1}$  ( $\cong 14.1 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ).

Es importante precisar que altas concentraciones de cloruros indican un mayor grado de contaminación orgánica, así como diversos trabajos señalan que las concentraciones de cloruro son más altas durante el verano, en comparación con la temporada de lluvias (Yogendra y Puttaiah, 2008).

En lo referente a los sistemas de riego, se tiene que el riego por aspersión puede causar problemas de toxicidad que no se presentan cuando se riegan por otras técnicas que no mojan la superficie foliar; esto es debido a que cantidades excesivas de sodio y cloro pueden ser absorbidas a través de las hojas mojadas por el aspersor (Meiri, 1994).

El contenido de cloro de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca se presenta en la Figura 81, se tiene que sus valores fluctúan de  $0.11\text{-}8.92 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , con excepción de la muestra 31: Mar en Zicatela en donde su concentración de Cl es de  $482.06 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ . El valor promedio de las muestras fue de  $6.56 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ . La presencia de cloro en las muestras de agua del muestreo osciló entre las siguientes concentraciones:  $\leq 1.0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , fueron 71 muestras que equivale al 79.78% de las mismas; de  $1\text{-}8 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , fueron 16 muestras, es decir 17.98% y finalmente 2 muestras tienen valores  $> 8 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , que son las muestras 31 y 33 provenientes del mar en Zicatela y la Laguna de Manialtepec, las cuales tienen intrusión salina de las aguas del océano.

En el Cuadro 56 se presenta la clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca con base al contenido de cloruros y de acuerdo con las diferentes clasificaciones: por Ayers & Westcot (1987), por Gómez Lucas y Pedreño (1992 citado en Almeida y Gisbert, 2006) y Cánovas (1980 citado en Almeida y Gisbert, 2006), tuvieron el siguiente comportamiento:

De acuerdo con Ayers & Westcot (1987), el 88.76 %, es decir 79 muestras presentan una calidad buena para el riego, no representan ningún grado de restricción o riesgo

ya sea para ser usadas a partir de riego superficial o por aspersión; el 10.12 % de las muestras, se consideran aguas condicionadas con un grado de restricción moderado y solo una muestra equivalente al 1.12 % se considera de no recomendada para el riego, la muestra es la extraída del mar en Zicatela.

Con la clasificación de Gómez Lucas y Pedreño, el 97.75 % de las muestras, dicho de otro modo 87 muestras se consideran de buena calidad, el 1.125 % es de calidad media y el 1.125 % son aguas de mala calidad.

En lo que respecta a Cánovas, el 98.88 % se consideran aguas de calidad buena y solo una muestra, la del mar en Zicatela se considera muy alta, fuera del rango apto para el riego de cultivos.

Es preciso también señalar que de acuerdo con la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994, referente a la calidad del agua para uso y consumo humano, solo tres muestras exceden el límite máximo permisible de 250 mg L<sup>-1</sup> de cloruros, dichas muestras fueron recolectadas en el río Copalita, el mar en Zicatela y la Laguna de Manialtepec.

Cuadro 56. Clasificación del contenido de cloro determinado como Cl<sup>-</sup> de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Muestra	Cl <sup>-</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Clasificaciones			Muestra	Cl <sup>-</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Clasificaciones		
		Ayers & Westcot (1987)	Gómez Lucas y Pedreño (1992)	Cánovas (1980)			Ayers & Westcot (1987)	Gómez Lucas y Pedreño (1992)	Cánovas (1980)
1	6.81	Condicionada	Buena	Buena	14	0.34	Buena	Buena	Buena
2	5.24	Condicionada	Buena	Buena	15	0.53	Buena	Buena	Buena
3	0.60	Buena	Buena	Buena	16	0.55	Buena	Buena	Buena
4	0.83	Buena	Buena	Buena	17	0.40	Buena	Buena	Buena
5	5.71	Condicionada	Buena	Buena	18	0.42	Buena	Buena	Buena
6	0.75	Buena	Buena	Buena	19	0.63	Buena	Buena	Buena
7	0.68	Buena	Buena	Buena	20	0.52	Buena	Buena	Buena
8	0.88	Buena	Buena	Buena	21	0.11	Buena	Buena	Buena
9	0.90	Buena	Buena	Buena	22	0.12	Buena	Buena	Buena
10	0.63	Buena	Buena	Buena	23	0.12	Buena	Buena	Buena
11	0.78	Buena	Buena	Buena	24	0.14	Buena	Buena	Buena
12	0.20	Buena	Buena	Buena	25	0.15	Buena	Buena	Buena
13	0.33	Buena	Buena	Buena	26	0.11	Buena	Buena	Buena

Cuadro 56. Continuación.

Muestra	Cl <sup>-</sup> (mmol. L <sup>-1</sup> )	Clasificaciones			Muestra	Cl <sup>-</sup> (mmol. L <sup>-1</sup> )	Clasificaciones		
		Ayers & Westcot (1987)	Gómez Lucas y Pedreño (1992)	Cánovas (1980)			Ayers & Westcot (1987)	Gómez Lucas y Pedreño (1992)	Cánovas (1980)
27	0.21	Buena	Buena	Buena	61	1.58	Buena	Buena	Buena
28	0.22	Buena	Buena	Buena	62	5.56	Condicionada	Buena	Buena
29	7.96	Condicionada	Buena	Buena	63	0.49	Buena	Buena	Buena
30	0.29	Buena	Buena	Buena	64	0.32	Buena	Buena	Buena
31	482.06	No recomendada	Mala	Media	65	0.75	Buena	Buena	Buena
32	0.44	Buena	Buena	Buena	66	0.64	Buena	Buena	Buena
33	8.92	Condicionada	Media	Buena	67	0.76	Buena	Buena	Buena
34	0.28	Buena	Buena	Buena	68	0.27	Buena	Buena	Buena
35	0.15	Buena	Buena	Buena	69	0.28	Buena	Buena	Buena
36	0.45	Buena	Buena	Buena	70	0.27	Buena	Buena	Buena
37	0.54	Buena	Buena	Buena	71	0.22	Buena	Buena	Buena
38	0.37	Buena	Buena	Buena	72	0.11	Buena	Buena	Buena
39	0.16	Buena	Buena	Buena	73	0.38	Buena	Buena	Buena
40	0.32	Buena	Buena	Buena	74	0.74	Buena	Buena	Buena
41	0.49	Buena	Buena	Buena	75	1.62	Buena	Buena	Buena
42	0.37	Buena	Buena	Buena	76	0.52	Buena	Buena	Buena
43	0.31	Buena	Buena	Buena	77	0.54	Buena	Buena	Buena
44	0.17	Buena	Buena	Buena	78	2.25	Buena	Buena	Buena
45	0.14	Buena	Buena	Buena	79	0.46	Buena	Buena	Buena
46	0.30	Buena	Buena	Buena	80	1.36	Buena	Buena	Buena
47	0.78	Buena	Buena	Buena	81	1.32	Buena	Buena	Buena
48	0.77	Buena	Buena	Buena	82	1.64	Buena	Buena	Buena
49	0.45	Buena	Buena	Buena	83	0.69	Buena	Buena	Buena
50	0.97	Buena	Buena	Buena	84	0.48	Buena	Buena	Buena
51	0.96	Buena	Buena	Buena	85	0.36	Buena	Buena	Buena
52	5.36	Condicionada	Buena	Buena	86	0.42	Buena	Buena	Buena
53	4.87	Condicionada	Buena	Buena	87	0.26	Buena	Buena	Buena
54	2.61	Buena	Buena	Buena	88	0.21	Buena	Buena	Buena
55	0.55	Buena	Buena	Buena	89	0.12	Buena	Buena	Buena
56	0.68	Buena	Buena	Buena	MEDIANA	0.52			
57	5.50	Condicionada	Buena	Buena	MEDIA	6.56			
58	1.93	Buena	Buena	Buena	MODA	0.11			
59	0.73	Buena	Buena	Buena	DES. EST.	51.01			
60	0.80	Buena	Buena	Buena					

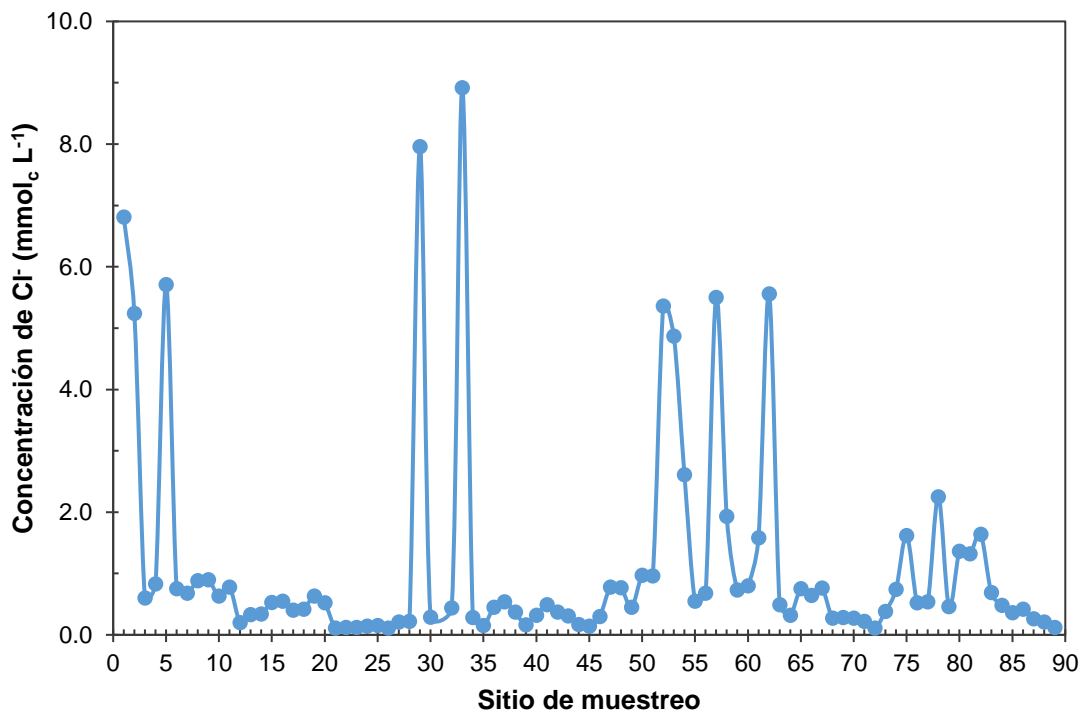


Figura 81. Concentración de cloruros ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca\*.

\*Nota: se excluyó la muestra 31: mar en Zicatela por sus valores muy superiores al rango en el que oscilan las demás muestras ( $482.06 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$ ).

### 6.8.13. Sodio (Na)

El sodio es el elemento más abundante de los metales alcalinos, encontrándose sus compuestos extensamente distribuidos en la naturaleza. Entre las fuentes de sodio que se pueden encontrar es el aportado por la meteorización de los minerales silicatados de las rocas y su ingreso a partir de las actividades antropogénicas (Formica *et al.*, 2015).

El sodio ( $\text{Na}^+$ ), para la mayoría de los vegetales tiene un efecto tóxico sobre el crecimiento vegetal. El límite de tolerancia de cada cultivo es distinto, pero para muchas especies arbóreas la toxicidad se presenta cuando el  $\text{Na}^+$  presenta un porcentaje superior al 0.25-0.5% respecto al peso seco de la hoja (Pizarro, 1985; Grieve *et al.*, 2011).

En las aguas superficiales la concentración de sodio puede ser menor que  $1 \text{ mg L}^{-1}$  o exceder a  $300 \text{ mg L}^{-1}$  (Erazo *et al.*, 2015). Por lo que aguas con alto contenido de sodio

tienden a aumentar el nivel de sodio ( $\text{Na}^+$ ) intercambiable en el suelo. Con estas condiciones, los suelos se dispersan, decreciendo la conductividad hidráulica o la permeabilidad, lo cual interfiere con el drenaje y el normal suministro de agua a los cultivos (Baccaro *et al.*, 2006). Para enmendar dichos efectos se requiere de acciones apropiadas como la aplicación de yeso (Barbieri *et al.*, 2019).

Existen, varias clasificaciones de las aguas naturales con respecto a la concentración de sodio, como la señalada por Gómez Lucas & Pedreño (1992 citado en Almeida y Gisbert, 2006), los cuales propusieron que concentraciones de  $\text{Na}^+ < 0.25 \text{ g L}^{-1}$  ( $\cong 10.87 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ), caracteriza a un agua como de buena calidad y solamente se considera de mala calidad cuando su concentración supera  $0.6 \text{ g L}^{-1}$  ( $\cong 26 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ). Asimismo, Cánovas (1980 citado en Almeida y Gisbert, 2006), considera que toda agua con concentración de  $\text{Na}^+ > 0.3 \text{ g L}^{-1}$  ( $\cong 13 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ) es de media calidad pudiendo causar problemas para las plantas y suelos.

En lo referente a la clasificación de las aguas para uso agrícola, Castellón, *et al.*, (2015) señalan que las aguas se clasifican de la siguiente manera: aquellas aguas con concentraciones de sodio  $\leq 5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  no tienen ninguna restricción para su uso en el riego agrícola; concentraciones de  $5.0\text{-}10.0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  de sodio representan un grado de restricción de leve a moderado para su uso y aquellas con valores  $> 10.0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  como no recomendadas para el riego por tener un grado de restricción severo. De igual manera Ayers & Westcot (1987) señala que aquellas aguas con concentraciones  $\leq 3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  no tienen restricción para su uso; concentraciones de  $3.0\text{-}9.0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  como aguas con restricción moderada y aquellas con valores  $> 9.0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  como no recomendadas para el riego o con restricción severa.

El contenido de sodio de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca se presenta en la Figura 82, se tiene que sus valores fluctúan de  $0.15\text{-}19.00 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , con excepción de la muestra 31: Mar en Zicatela en donde su concentración de  $\text{Na}^+$  es de  $421.69 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ . El valor promedio de las muestras fue de  $6.91 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ . La presencia de sodio en las muestras de agua del muestreo de la red hidrográfica de Oaxaca osciló entre las siguientes



concentraciones:  $\leq 1.0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , corresponden a 53 muestras que equivalen al 59.55% de las mismas; de  $1-8 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , fueron 26 muestras, es decir 29.21% y finalmente 10 muestras tienen valores  $> 8 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , dichas muestras fueron extraídas de descargas de aguas residuales a los ríos Salado, Copalita, el mar en Zicatela, la laguna de Manialtepec, entre otros.

En el Cuadro 57 se presenta la clasificación de las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca con base al contenido de sodio y de acuerdo con las diferentes clasificaciones: por Ayers & Westcot (1987), por Castellón (2015), por Gómez Lucas y Pedreño (1992 citado en Almeida y Gisbert, 2006) y Cánovas (1980 citado en Almeida y Gisbert, 2006), tuvieron el siguiente comportamiento:

De acuerdo con Ayers & Westcot (1987), el 84.27 %, es decir 75 muestras presentan una calidad buena para el riego, no representan ningún grado de restricción o riesgo ya sea para ser usadas a partir de riego superficial o por aspersión; el 4.49 % de las muestras, se consideran aguas condicionadas con un grado de restricción moderado y 10 muestras equivalente al 11.24 % se considera que no son recomendadas para el riego.

Castellón *et al.* (2015), clasifica las aguas de la siguiente manera: 79 muestras son consideradas como sin ninguna restricción de su uso en la agricultura, lo que equivalen a 88.76% de las mismas, 2.25 % tienen un grado de restricción leve y el 8.99 %, 8 muestras tienen una restricción severa para su uso.

Con la clasificación de Gómez Lucas y Pedreño, el 95.51 % de las muestras, dicho de otro modo 85 muestras se consideran de buena calidad, el 3.37% se consideran de mediana calidad y el 1.12 % son aguas de mala calidad.

En lo que respecta a Cánovas, el 95.51 % se consideran aguas de calidad buena y solo 4 muestras se consideran de calidad media, con las cuales los cultivos pueden empezar a tener problemas de toxicidad.

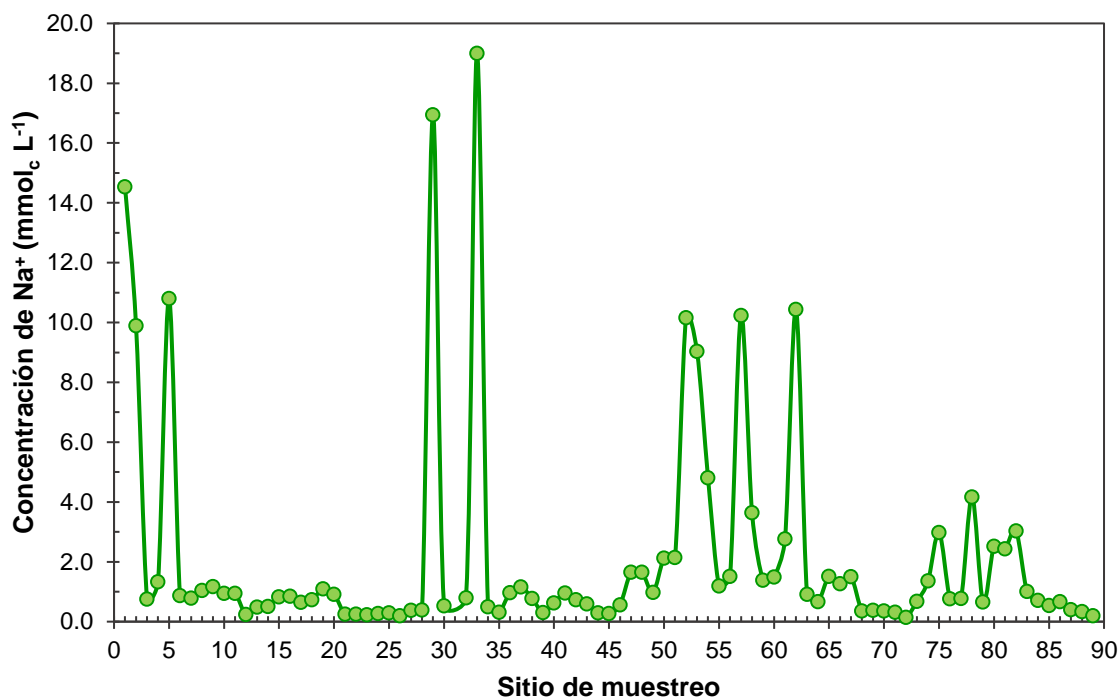


Figura 82. Concentración de sodio ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca\*.

\*Nota: se excluyó la muestra 31: mar en Zicatela por sus valores muy superiores al rango en el que oscilan las demás muestras ( $421.69 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$ ).

Cuadro 57. Clasificación del contenido de sodio ( $\text{Na}^+$ ) de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Muestra	$\text{Na}^+$ ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ )	Clasificaciones				Muestra	$\text{Na}^+$ ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ )	Clasificaciones			
		Ayers & Westcot (1987)	Gómez Lucas y Pedreño (1992)	Cánovas (1980)	Castellón et al. (2000)			Ayers & Westcot (1987)	Gómez Lucas y Pedreño (1992)	Cánovas (1980)	Castellón et al. (2000)
1	14.54	Severo	Mediana	Mediana	Severo	14	0.51	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
2	9.89	Severo	Buena	Buena	Leve	15	0.83	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
3	0.76	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	16	0.85	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
4	1.33	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	17	0.65	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
5	10.80	Severo	Buena	Buena	Severo	18	0.73	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
6	0.87	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	19	1.10	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
7	0.79	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	20	0.92	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
8	1.04	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	21	0.25	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
9	1.17	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	22	0.25	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
10	0.95	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	23	0.23	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
11	0.95	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	24	0.27	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
12	0.24	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	25	0.29	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
13	0.49	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	26	0.20	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno

Cuadro 57. Continuación.

Muestra	Na <sup>+</sup> (mmol L <sup>-1</sup> )	Clasificaciones				Muestra	Na <sup>+</sup> (mmol L <sup>-1</sup> )	Clasificaciones			
		Ayers & Westcot (1987)	Gómez Lucas y Pedreño (1992)	Cánovas (1980)	Castellón et al. (2000)			Ayers & Westcot (1987)	Gómez Lucas y Pedreño (1992)	Cánovas (1980)	Castellón et al. (2000)
27	0.38	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno						
28	0.39	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	61	2.77	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
29	16.95	Severo	Mediana	Mediana	Severo	62	10.44	Severo	Buena	Buena	Severo
30	0.53	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	63	0.92	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
31	421.69	Severo	Mala	Mediana	Severo	64	0.67	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
32	0.80	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	65	1.51	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
33	19.00	Severo	Mediana	Mediana	Severo	66	1.27	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
34	0.50	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	67	1.50	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
35	0.32	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	68	0.36	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
36	0.97	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	69	0.38	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
37	1.16	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	70	0.36	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
38	0.78	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	71	0.32	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
39	0.31	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	72	0.15	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
40	0.63	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	73	0.68	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
41	0.96	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	74	1.36	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
42	0.73	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	75	2.98	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
43	0.60	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	76	0.77	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
44	0.30	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	77	0.78	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
45	0.27	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	78	4.17	Moderado	Buena	Buena	Ninguno
46	0.56	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	79	0.66	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
47	1.65	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	80	2.52	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
48	1.65	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	81	2.44	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
49	0.98	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	82	3.03	Moderado	Buena	Buena	Ninguno
50	2.12	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	83	1.01	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
51	2.15	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	84	0.71	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
52	10.16	Severo	Buena	Buena	Severo	85	0.54	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
53	9.04	Severo	Buena	Buena	Leve	86	0.67	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
54	4.81	Moderado	Buena	Buena	Ninguno	87	0.40	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
55	1.19	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	88	0.34	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
56	1.51	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	89	0.20	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno
57	10.24	Severo	Buena	Buena	Severo	MEDIANA	0.85				
58	3.65	Moderado	Buena	Buena	Ninguno	MEDIA	6.91				
59	1.39	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	MODA	0.95				
60	1.49	Ninguno	Buena	Buena	Ninguno	DESV.EST.	44.62				

## 6.9. Clasificación de las aguas con base a la geoquímica.

### 6.9.8. Dureza

Millán *et al.* (2003) definen a la dureza del agua como la cantidad de cationes metálicos, excepto metales alcalinos, que están presentes en ella y que pueden existir como carbonatos o bicarbonatos. Entre estos metales están el calcio, magnesio, hierro, bario, estroncio. Debido a que la concentración de iones calcio y magnesio es mucho mayor que la de los demás cationes, se asume que la dureza del agua está representada por el contenido de estos iones.

La dureza del agua es un factor que limita su uso en determinados procesos, es importante el conocimiento del contenido de calcio y magnesio, por la propiedad que tienen de producir incrustaciones (Valdivia *et al.*, 2010).

En el Cuadro 58, se muestra la clasificación de las aguas de acuerdo con la dureza, esta se expresa en  $\text{mg L}^{-1}$ , donde se puede observar que el 32.58% de las muestras se consideran blandas, 39.33% son aguas moderadamente duras, 26.97% son aguas duras y solamente el 1.12 % son muestras muy duras.

Cabe señalar que aquellas muestras ubicadas en mayor altitud, en su mayoría se consideran aguas blandas, lo cual coincide con el hecho que los ríos nacen en las partes altas de montaña y a medida que corren aguas abajo, van arrastrando y disolviendo minerales, lo que da como resultado un aumento en la dureza.

De igual modo, los datos obtenidos son congruentes con la geología de la región en donde se tiene una dominancia de rocas calizas o sedimentarias en los puntos de muestreo, por lo que las muestras recolectadas poseen un alto contenido de calcio y magnesio.

Consecutivamente, también la Organización Mundial de la Salud (OMS), define que el grado de dureza se clasifica con base en el  $\text{CaCO}_3$ , en 4 intervalos de 0-60  $\text{mg L}^{-1}$ , y se define como “blanda”, entre 61-120  $\text{mg L}^{-1}$  como “moderadamente dura”, de 121-180  $\text{mg L}^{-1}$  se clasifica como “dura” y valores mayores de 180  $\text{mg L}^{-1}$  como “muy Dura” (WHO, 2004). Las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica

del estado de Oaxaca se clasifican como: el 23.60% se consideran aguas blandas, el 32.58% son aguas moderadamente duras, el 23.60% se consideran aguas duras y finalmente 18 muestras que equivalen a 20.22% se consideran muestras muy duras (Cuadro 58).

Cuadro 58. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca de acuerdo con su dureza.

Muestra	Ca (mg L <sup>-1</sup> )	Mg (mg L <sup>-1</sup> )	Dureza (mg L <sup>-1</sup> )	Clasificación	Clasificación OMS (2004)
1	22.04	37.06	207.79	Dura	Muy Dura
2	44.09	29.16	230.36	Dura	Muy Dura
3	17.03	10.94	87.65	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
4	25.45	17.01	133.71	Moderadamente Dura	Dura
5	48.30	31.95	252.38	Dura	Muy Dura
6	23.05	20.05	140.23	Moderadamente Dura	Dura
7	20.84	18.10	126.67	Moderadamente Dura	Dura
8	28.46	24.66	172.75	Dura	Dura
9	28.26	22.11	161.74	Dura	Dura
10	51.10	35.72	274.92	Dura	Muy Dura
11	52.10	36.45	280.42	Dura	Muy Dura
12	11.62	9.11	66.58	Blanda	Moderadamente Dura
13	19.04	14.34	106.68	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
14	19.84	14.58	109.67	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
15	32.26	24.18	180.27	Dura	Muy Dura
16	33.07	24.42	183.29	Dura	Muy Dura
17	22.65	17.74	129.71	Moderadamente Dura	Dura
18	23.85	17.25	130.70	Moderadamente Dura	Dura
19	36.07	26.24	198.28	Dura	Muy Dura
20	30.46	22.60	169.26	Dura	Dura
21	8.82	5.47	44.59	Blanda	Blanda
22	8.42	5.71	44.58	Blanda	Blanda
23	9.22	5.47	45.59	Blanda	Blanda
24	10.82	6.32	53.09	Blanda	Blanda
25	10.02	6.32	51.09	Blanda	Blanda
26	7.41	4.37	36.53	Blanda	Blanda
27	12.42	8.26	65.08	Blanda	Moderadamente Dura
28	12.63	7.90	64.12	Blanda	Moderadamente Dura
29	25.85	43.25	242.82	Dura	Muy Dura
30	16.83	10.45	85.13	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
31	387.37	1,184.14	5,847.08	Muy Dura	Muy Dura
32	23.65	16.52	127.19	Moderadamente Dura	Dura

Cuadro 58. Continuación.

Muestra	Ca (mg L <sup>-1</sup> )	Mg (mg L <sup>-1</sup> )	Dureza (mg L <sup>-1</sup> )	Clasificación	Clasificación OMS (2004)
33	28.86	48.36	271.39	Dura	Muy Dura
34	15.23	10.57	81.62	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
35	7.62	6.08	44.10	Blanda	Blanda
36	19.64	17.62	121.69	Moderadamente Dura	Dura
37	22.44	20.17	139.20	Moderadamente Dura	Dura
38	14.03	13.00	88.64	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
39	5.21	5.22	34.53	Blanda	Blanda
40	13.23	11.91	82.14	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
41	20.84	18.10	126.67	Moderadamente Dura	Dura
42	16.43	13.61	97.15	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
43	13.43	11.30	80.13	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
44	8.82	5.47	44.59	Blanda	Blanda
45	6.81	4.86	37.05	Blanda	Blanda
46	12.02	10.21	72.12	Blanda	Moderadamente Dura
47	27.05	26.49	176.76	Dura	Dura
48	26.05	26.12	172.74	Dura	Dura
49	14.43	14.58	96.14	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
50	32.46	30.50	206.81	Dura	Muy Dura
51	32.06	30.13	204.29	Dura	Muy Dura
52	43.69	30.38	234.39	Dura	Muy Dura
53	39.28	27.46	211.34	Dura	Muy Dura
54	21.84	14.34	113.68	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
55	22.85	20.53	141.71	Moderadamente Dura	Dura
56	26.05	20.29	148.72	Moderadamente Dura	Dura
57	44.29	30.98	238.36	Dura	Muy Dura
58	15.63	10.81	83.61	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
59	6.01	4.13	32.04	Blanda	Blanda
60	6.81	4.62	36.06	Blanda	Blanda
61	14.03	10.21	77.14	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
62	46.09	32.56	249.37	Dura	Muy Dura
63	3.61	2.92	21.06	Blanda	Blanda
64	13.43	12.51	85.12	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
65	7.62	5.10	40.06	Blanda	Blanda
66	7.21	4.62	37.06	Blanda	Blanda
67	8.62	5.47	44.09	Blanda	Blanda
68	15.43	12.03	88.14	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
69	16.43	12.27	91.63	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
70	15.83	11.66	87.61	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura

Cuadro 58. Continuación.

Muestra	Ca (mg L <sup>-1</sup> )	Mg (mg L <sup>-1</sup> )	Dureza (mg L <sup>-1</sup> )	Clasificación	Clasificación OMS (2004)
71	12.02	9.60	69.60	Blanda	Moderadamente Dura
72	5.21	4.13	30.04	Blanda	Blanda
73	15.23	12.88	91.14	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
74	6.61	4.13	33.54	Blanda	Blanda
75	14.63	8.99	73.61	Blanda	Moderadamente Dura
76	30.06	22.11	166.24	Dura	Dura
77	28.66	21.63	160.77	Dura	Dura
78	18.44	12.76	98.67	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
79	23.85	17.86	133.21	Moderadamente Dura	Dura
80	10.02	7.53	56.07	Blanda	Blanda
81	9.82	7.41	55.08	Blanda	Blanda
82	12.22	8.51	65.61	Blanda	Moderadamente Dura
83	36.07	26.97	201.29	Dura	Muy Dura
84	25.45	18.83	141.20	Moderadamente Dura	Dura
85	19.44	14.09	106.65	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
86	21.24	17.13	123.68	Moderadamente Dura	Dura
87	13.63	11.06	79.64	Moderadamente Dura	Moderadamente Dura
88	10.42	8.99	63.09	Blanda	Moderadamente Dura
89	6.01	5.35	37.07	Blanda	Blanda
MEDIANA	17.03	13.61	97.15		
MEDIA	24.20	29.16	180.62		
MODA	25.45	5.47	126.67		
DESV. EST.	40.61	124.22	611.25		

### 6.9.9. Alcalinidad

Cortijo (2013) define a la alcalinidad como la capacidad de un agua para neutralizar ácidos, debido a la presencia de bases como el  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{OH}^-$ , así como también de otras bases que normalmente se encuentran en pequeñas cantidades (silicatos, fosfatos y otros).

En el Cuadro 59, se observa la clasificación de las muestras de aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca, de acuerdo con el rango de alcalinidad, se tiene que el 40.45% de las muestras tienen alcalinidad media, el 32.58% tiene una alcalinidad alta y el 26.97% de las muestras tienen una alcalinidad baja.

Cuadro 59. Clasificación de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca de acuerdo con su alcalinidad.

Muestra	CO <sub>3</sub> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	HCO <sub>3</sub> <sup>3</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Alcalinidad (mg L <sup>-1</sup> )	Clasificación	Muestra	CO <sub>3</sub> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	HCO <sub>3</sub> <sup>3</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Alcalinidad (mg L <sup>-1</sup> )	Clasificación
1	0.70	9.53	511.50	Alta	36	0.00	2.91	145.50	Media
2	0.00	7.97	398.50	Alta	37	0.00	3.36	168.00	Alta
3	0.00	1.82	91.00	Media	38	0.00	2.17	108.50	Media
4	0.00	2.94	147.00	Media	39	0.00	0.84	42.00	Baja
5	0.00	8.72	436.00	Alta	40	0.00	1.93	96.50	Media
6	0.00	2.62	131.00	Media	41	0.00	2.96	148.00	Media
7	0.00	2.36	118.00	Media	42	0.00	2.28	114.00	Media
8	0.00	3.27	163.50	Alta	43	0.00	1.88	94.00	Media
9	0.00	3.18	159.00	Alta	44	0.00	1.01	50.50	Baja
10	0.00	5.26	263.00	Alta	45	0.00	0.86	43.00	Baja
11	0.00	5.26	263.00	Alta	46	0.00	1.69	84.50	Media
12	0.00	1.30	65.00	Baja	47	0.00	4.34	217.00	Alta
13	0.00	2.13	106.50	Media	48	0.00	4.29	214.50	Alta
14	0.00	2.18	109.00	Media	49	0.00	2.43	121.50	Media
15	0.00	3.62	181.00	Alta	50	0.00	5.20	260.00	Alta
16	0.00	3.66	183.00	Alta	51	0.00	5.18	259.00	Alta
17	0.00	2.64	132.00	Media	52	0.00	8.14	407.00	Alta
18	0.00	2.70	135.00	Media	53	0.00	7.19	359.50	Alta
19	0.00	4.08	204.00	Alta	54	0.00	3.84	192.00	Alta
20	0.00	3.46	173.00	Alta	55	0.00	3.43	171.50	Alta
21	0.00	0.97	48.50	Baja	56	0.00	3.73	186.50	Alta
22	0.00	0.95	47.50	Baja	57	0.00	8.16	408.00	Alta
23	0.00	0.96	48.00	Baja	58	0.00	2.92	146.00	Media
24	0.00	1.12	56.00	Baja	59	0.00	1.12	56.00	Baja
25	0.00	1.11	55.50	Baja	60	0.00	1.22	61.00	Baja
26	0.00	0.79	39.50	Baja	61	0.00	2.33	116.50	Media
27	0.00	1.42	71.00	Baja	62	0.00	8.49	424.50	Alta
28	0.00	1.41	70.50	Baja	63	0.00	0.75	37.50	Baja
29	0.00	12.02	601.00	Alta	64	0.00	2.04	102.00	Media
30	0.00	1.88	94.00	Media	65	0.00	1.37	68.50	Baja
31	0.00	2.16	108.00	Media	66	0.00	1.18	59.00	Baja
32	0.00	2.82	141.00	Media	67	0.00	1.41	70.50	Baja
33	0.00	13.52	676.00	Alta	68	0.00	1.72	86.00	Media
34	0.00	1.79	89.50	Media	69	0.00	1.82	91.00	Media
35	0.00	1.02	51.00	Baja	70	0.00	1.71	85.50	Media



Cuadro 59. Continuación.

Muestra	CO <sub>3</sub> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	HCO <sub>3</sub> <sup>3</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Alcalinidad (mg L <sup>-1</sup> )	Clasificación	Muestra	CO <sub>3</sub> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	HCO <sub>3</sub> <sup>3</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	Alcalinidad (mg L <sup>-1</sup> )	Clasificación
71	0.00	1.39	69.50	Baja	83	0.00	4.06	203.00	Alta
72	0.00	0.60	30.00	Baja	84	0.00	2.83	141.50	Media
73	0.00	2.08	104.00	Media	85	0.00	2.15	107.50	Media
74	0.00	1.13	56.50	Baja	86	0.00	2.51	125.50	Media
75	0.00	2.48	124.00	Media	87	0.00	1.60	80.00	Media
76	0.00	3.36	168.00	Alta	88	0.00	1.29	64.50	Baja
77	0.00	3.23	161.50	Alta	89	0.00	0.78	39.00	Baja
78	0.00	3.37	168.50	Alta		MEDIANA		116.50	
79	0.00	2.69	134.50	Media		MEDIA		152.39	
80	0.00	2.04	102.00	Media		MODA		91.00	
81	0.00	2.00	100.00	Media		DESV. EST.		124.49	
82	0.00	2.43	121.50	Media					

#### 6.9.10. Clasificación hidroquímica de las aguas superficiales

La composición química de las aguas superficiales está controlada por muchos factores que incluyen, la mineralogía de la cuenca, el clima y la topografía (Güler *et al.*, 2002).

Primeramente, se realizó un análisis de las vías evolutivas geoquímicas que siguen las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Risacher *et al.* (1999) indican que la precipitación de los tres minerales fundamentales, calcita, silicatos de magnesio y yeso, determinan cinco vías evolutivas:

- **Vía carbonatada:** la precipitación de silicatos de magnesio no logra desviar la evolución del agua debido a su alta proporción de carbonato y bicarbonato.
- **Vía sulfatada directa:** la precipitación de silicatos de magnesio cambia la vía carbonatada hacia una salmuera sulfatada, pero sin precipitar el yeso. Es una vía poco común, puesto que implica límites muy estrictos a las concentraciones de Ca y SO<sub>4</sub>.
- **Vía sulfatada alcalina:** la solución empieza su evolución por la vía carbonatada, pero la precipitación de silicatos de magnesio corta esta vía,

permitiendo al calcio concentrarse hasta llegar a la precipitación del yeso. A este punto, el sulfato predomina sobre calcio y se llega a una salmuera sulfatada.

- **Vía sulfatada neutra:** la solución empieza su evolución por la vía neutra hasta llegar a la precipitación del yeso y después sigue una vía sulfatada.
- **Vía cálcica:** la solución tiene siempre más calcio que sulfato y, después de precipitar el yeso, llega a una salmuera cálcica.

Lo que determina la vía evolutiva que sigue un agua que se evapora es la composición inicial del agua de aporte. Una ligera variación de las concentraciones iniciales de los componentes puede cambiar la vía evolutiva y producir salmueras drásticamente distintas. Para determinar de manera cualitativa las vías evolutivas geoquímicas que seguirá un agua en particular se utiliza un método basado en la noción de la alcalinidad ( $Alc = CO_3^{2-} + HCO_3^-$ ) y su relación con la concentración de los iones de  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  y  $SO_4^{2-}$ , con lo que se determinaron cuatro vías evolutivas de acuerdo con las siguientes condiciones:

Vía carbonatada  $\rightarrow [Alc] > [Ca]$  y  $[Alc] > [Ca] + [Mg]$

Vía sulfatada alcalina directa  $\rightarrow [Alc] > [Ca]$  y  $[Alc] < [Ca] + [Mg]$

Vía sulfatada neutra  $\rightarrow [Alc] < [Ca]$  y  $[Alc] + [SO_4] > [Ca]$

Vía cálcica  $\rightarrow [Alc] < [Ca]$  y  $[Alc] + [SO_4] < [Ca]$

Los valores de las concentraciones con que se evalúan las condiciones deben de estar expresadas en  $mmol_c L^{-1}$ .

Tomando en cuenta lo anterior, en el Cuadro 60 se presenta el resultado de la estimación de las condiciones anteriores para las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca; se concluye que el 82.02% equivalente a 73 muestras poseen una vía evolutiva geoquímica carbonatada, 16.85% (15 muestras) tienen una vía evolutiva sulfatada alcalina directa y solo una muestra tiene una vía sulfatada neutra, la cual corresponde a la muestra recolectada en el mar en Zicatela.

Cuadro 60. Vía evolutiva geoquímica de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

<b>Muestra</b>	<b>Evolución Geoquímica</b>	<b>Muestra</b>	<b>Evolución Geoquímica</b>
1	Vía carbonatada	41	Vía carbonatada
2	Vía carbonatada	42	Vía carbonatada
3	Vía carbonatada	43	Vía carbonatada
4	Vía carbonatada	44	Vía carbonatada
5	Vía carbonatada	45	Vía carbonatada
6	Vía sulfatada alcalina directa	46	Vía carbonatada
7	Vía sulfatada alcalina directa	47	Vía carbonatada
8	Vía sulfatada alcalina directa	48	Vía carbonatada
9	Vía sulfatada alcalina directa	49	Vía carbonatada
10	Vía sulfatada alcalina directa	50	Vía carbonatada
11	Vía sulfatada alcalina directa	51	Vía carbonatada
12	Vía sulfatada alcalina directa	52	Vía carbonatada
13	Vía sulfatada alcalina directa	53	Vía carbonatada
14	Vía sulfatada alcalina directa	54	Vía carbonatada
15	Vía carbonatada	55	Vía carbonatada
16	Vía sulfatada alcalina directa	56	Vía carbonatada
17	Vía carbonatada	57	Vía carbonatada
18	Vía carbonatada	58	Vía carbonatada
19	Vía carbonatada	59	Vía carbonatada
20	Vía carbonatada	60	Vía carbonatada
21	Vía carbonatada	61	Vía carbonatada
22	Vía carbonatada	62	Vía carbonatada
23	Vía carbonatada	63	Vía carbonatada
24	Vía carbonatada	64	Vía carbonatada
25	Vía carbonatada	65	Vía carbonatada
26	Vía carbonatada	66	Vía carbonatada
27	Vía carbonatada	67	Vía carbonatada
28	Vía carbonatada	68	Vía sulfatada alcalina directa
29	Vía carbonatada	69	Vía sulfatada alcalina directa
30	Vía carbonatada	70	Vía sulfatada alcalina directa
31	Vía sulfatada neutra	71	Vía sulfatada alcalina directa
32	Vía carbonatada	72	Vía sulfatada alcalina directa
33	Vía carbonatada	73	Vía carbonatada
34	Vía carbonatada	74	Vía carbonatada
35	Vía carbonatada	75	Vía carbonatada
36	Vía carbonatada	76	Vía carbonatada
37	Vía carbonatada	77	Vía carbonatada
38	Vía carbonatada	78	Vía carbonatada
39	Vía carbonatada	79	Vía carbonatada
40	Vía carbonatada	80	Vía carbonatada

Cuadro 60. Continuación.

Muestra	Evolución Geoquímica	Muestra	Evolución Geoquímica
81	Vía carbonatada	86	Vía carbonatada
82	Vía carbonatada	87	Vía carbonatada
83	Vía carbonatada	88	Vía carbonatada
84	Vía carbonatada	89	Vía carbonatada
85	Vía carbonatada		

Adicionalmente, en la Figura 83 se muestra la relación de las concentraciones de sodio y cloro a través de logaritmos:  $\log \text{Na}$  ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) con respecto al  $\log \text{Cl}$  ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ). Esta relación permite identificar aguas que por su composición y concentración están directamente relacionadas con los procesos permanentes de intemperismo de las rocas de las diferentes cuencas que atraviesan en su recorrido hasta su desembocadura o captación.

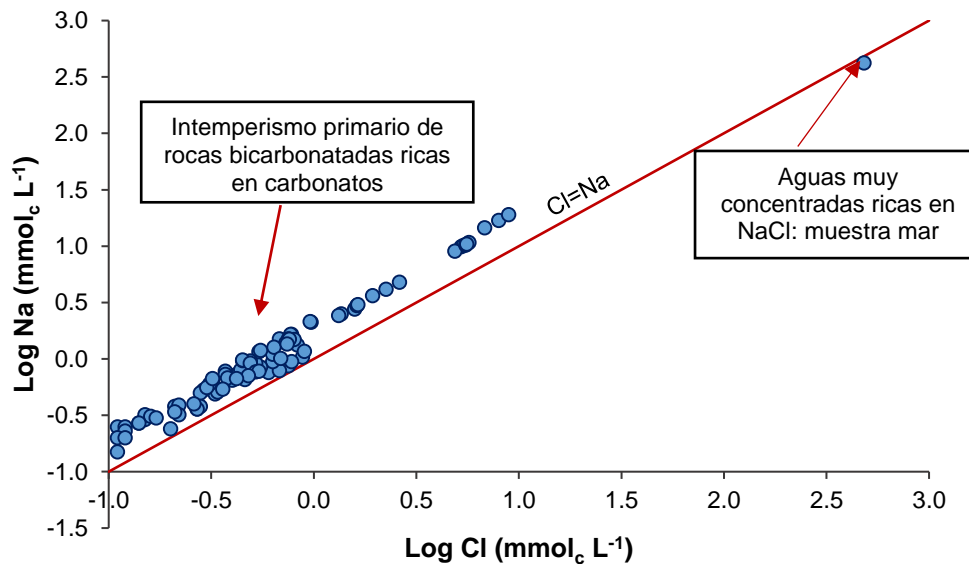


Figura 83. Concentración de sodio con respecto al cloruro en las aguas residuales urbano-industriales que circulan en la red hidrográfica del estado de Oaxaca. Orígenes fundamentales de solutos.

En la Figura 84 se presenta la relación de las concentraciones de calcio y la alcalinidad ( $\log \text{Ca}$  ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) con respecto al  $\log \text{Alc}$  ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ )) de las diferentes aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica de Oaxaca; cómo se puede observar la gran mayoría de las aguas precipitarán a la calcita y por lo tanto tomarán la vía evolutiva geoquímica carbonatada.

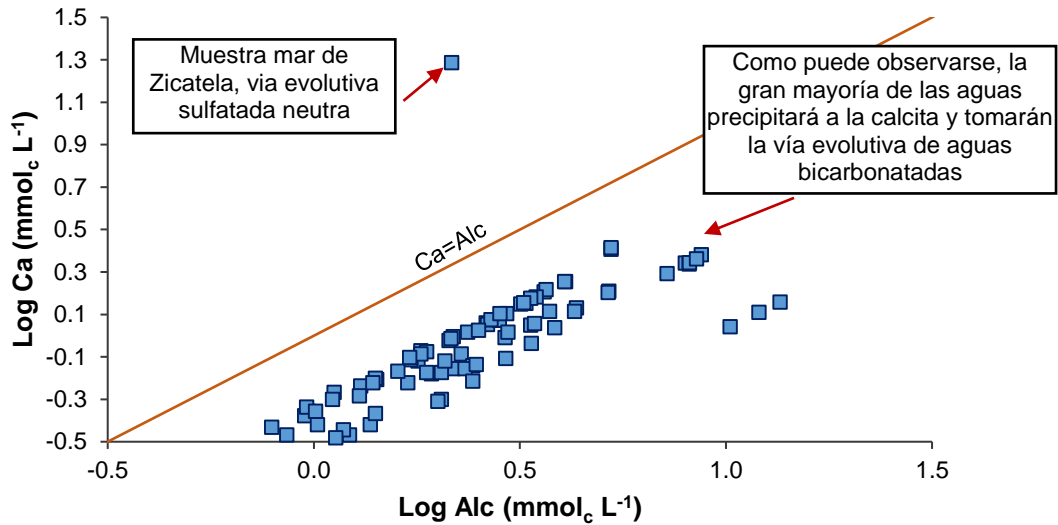


Figura 84. Concentración de calcio vs alcalinidad de las aguas superficiales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Además, en la Figura 85 se muestra la relación de las concentraciones de calcio más magnesio y la alcalinidad ( $\log Ca + Mg$  ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ) versus  $\log Alc$  ( $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ )). Las aguas cuya colocación se encuentra por debajo de la recta  $Alc = Ca + Mg$  seguirán la vía evolutiva geoquímica carbonatada y las que se encuentren en la parte superior de la recta seguirán una vía evolutiva sulfatada, siendo aguas diluidas que han drenado terrenos volcánicos con poco azufre.

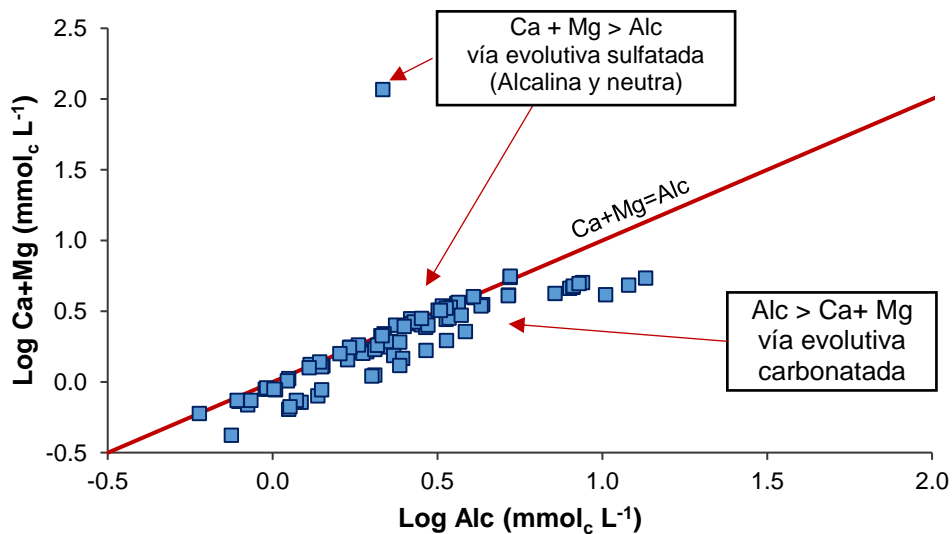


Figura 85. Concentraciones de  $Ca + Mg$  con respecto a la alcalinidad en las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

Otra forma de visualizar la composición geoquímica de las aguas se desarrolló, desde principios de la década de 1920, la cual, integra una variedad de técnicas y gráficas que facilitan la clasificación de las aguas con el objetivo de agrupar muestras con características similares. Entre dichos gráficos se encuentran los diagramas triangulares ideales para presentar tres componentes, siendo el diagrama de Piper el más utilizado, el cual muestra las concentraciones relativas de los principales cationes y aniones [Ca, Mg y (Na + K), (CO<sub>3</sub> + HCO<sub>3</sub>), Cl y SO<sub>4</sub>].

En la Figura 86 se presenta el diagrama de Piper de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, en donde se puede observar que el 71.91% de las muestras se clasifican como aguas bicarbonatadas magnésicas-cálcicas. El segundo grupo dominante son las aguas bicarbonatadas sódicas con un (28.09%) y solo una muestra es clasificada como agua sódica clorada (Muestra 31 del mar en Zicatela).

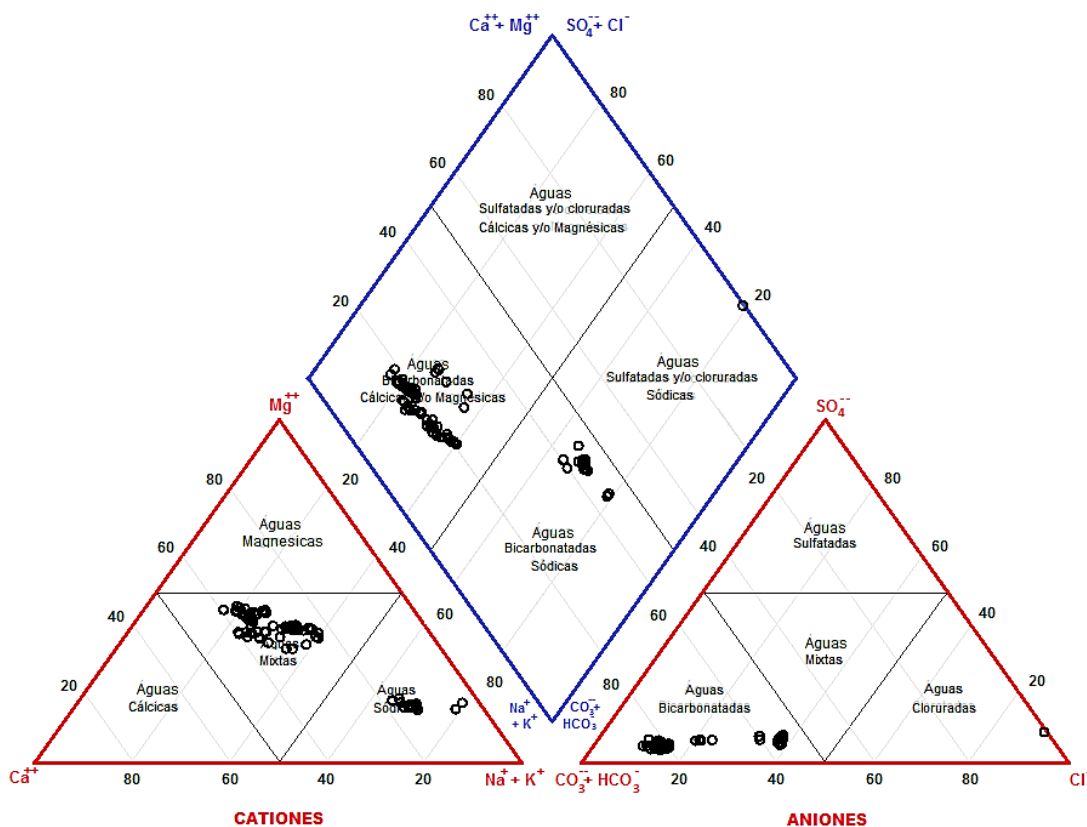


Figura 86. Diagrama de Piper obtenido de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

En lo referente a los cationes predominantes se tiene que son aguas mixtas en un 71.91% y sódicas en 28.09% y con respecto a los aniones se asocia de forma predominante al sistema carbonato ( $\text{CO}_3 + \text{HCO}_3$ ) en un 98.88% y sólo una muestra es clorada (0.22%).

En el cuadro siguiente, se presenta las denominaciones geoquímicas para cada una de las muestras de aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, que derivan de la ubicación de los diferentes iones en el diagrama de Piper.

Cuadro 61. Clasificación hidroquímica de las aguas residuales urbano-industriales de la Red hidrográfica del estado de Oaxaca.

<b>Muestra</b>	<b>Catión Dominante</b>	<b>Anión Dominante</b>	<b>Clasificación</b>
1	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
2	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
3	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
4	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
5	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
6	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
7	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
8	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
9	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
10	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
11	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
12	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
13	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
14	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
15	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
16	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
17	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
18	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
19	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
20	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
21	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
22	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
23	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
24	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
25	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
26	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
27	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
28	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada

Cuadro 61. Continuación.

<b>Muestra</b>	<b>Catión Dominante</b>	<b>Anión Dominante</b>	<b>Clasificación</b>
29	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
30	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
31	Tipo Sódica	Tipo Clorada	Sódica Clorada
32	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
33	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
34	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
35	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
36	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
37	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
38	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
39	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
40	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
41	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
42	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
43	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
44	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
45	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
46	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
47	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
48	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
49	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
50	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
51	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
52	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
53	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
54	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
55	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
56	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
57	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
58	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
59	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
60	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
61	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
62	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
63	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
64	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
65	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
66	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
67	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
68	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
69	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada



Cuadro 61. Continuación.

<b>Muestra</b>	<b>Cación Dominante</b>	<b>Anión Dominante</b>	<b>Clasificación</b>
70	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
71	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
72	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
73	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
74	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
75	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
76	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
78	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
79	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
80	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
81	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
82	Tipo Sódica	Tipo Bicarbonatada	Sódica Bicarbonatada
83	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
84	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
85	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
86	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
87	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
88	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada
89	Aguas Mixtas	Tipo Bicarbonatada	Mixta Bicarbonatada

Adicionalmente en la Figura 87 se presenta el diagrama de Durov de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, en donde se puede observar que la mayoría de las aguas son bicarbonatadas magnésicas-cálcicas, por su concentración, la mayoría de las muestras de agua de la red hidrográfica es recomendable para su uso en riego agrícola a excepción de la muestra 31 del mar en Zicatela.

Con respecto al pH, el valor mínimo fue de 6.98 y se encontró en el río Grande, afluente del río Pichuaco en el municipio de San Pedro Tututepec, Oax. En la región Costa; el máximo pH fue de 8.32 y corresponde al río Zapotitlán en el poblado de San Gabriel Chilac; el promedio fue de 7.54 y la mediana fue 7.57, estos valores de pH encontrados indican que el agua tuvo una tendencia neutro-alkalina.

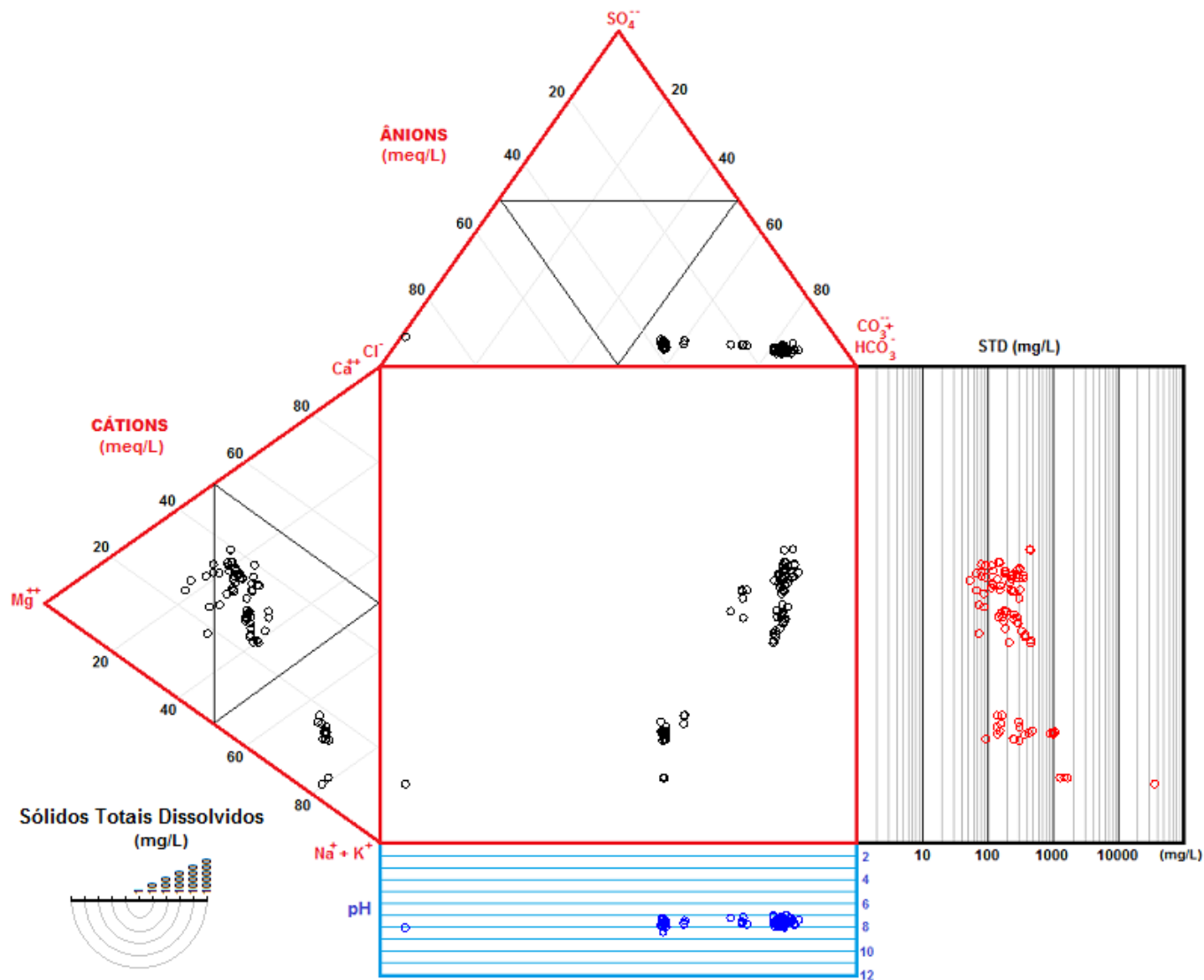


Figura 87. Diagrama de Durov obtenido de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca.

## 7. CONCLUSIONES

1. El valor del coeficiente ( $a$ ) de la relación funcional  $\text{mg L}^{-1} = a f(\text{CE})$  fue de  $a=0.671$ . Este coeficiente corresponde a aguas de riego del tipo bicarbonatada.
2. El valor del coeficiente ( $a$ ) de la relación funcional  $\text{PO} = a f(\text{CE})$  fue de  $a=0.42$ , cuando la presión osmótica se expresa en atmósferas.
3. El valor de la relación funcional  $\mu (\text{M L}^{-1}) = a f(\text{CE})$  fue de  $a= 0.0117$ . El valor de la fuerza iónica determinada experimentalmente es muy cercano a los valores determinados por otros autores. Los valores de la pendiente  $a$  en la relación funcional  $\mu (\text{M L}^{-1}) = a f(\text{CE})$  depende de los tipos de salinidad.
4. El 87.64 % de los sitios del muestreo tienen una conductividad eléctrica menor de  $700 \mu\text{S cm}^{-1}$ , 11.26% de las muestras tiene una conductividad eléctrica que oscila en el intervalo de  $700 \mu\text{S cm}^{-1}$  a  $3000 \mu\text{S cm}^{-1}$  y solo una muestra supera los  $3000 \mu\text{S cm}^{-1}$  y no es apta para su uso en la agricultura.
5. En lo que respecta a los valores de pH de las aguas residuales, este osciló entre los valores de 6.98 – 8.32, el valor medio fue de 7.54, es decir, se observó una tendencia neutro-alcalina en los sitios de muestreo.
6. La determinación de las sales hipotéticas señala que las aguas de la red hidrográfica de Oaxaca son bicarbonatadas cálcicas y magnésicas.
7. Las sales hipotéticas que predominan principalmente en las aguas de la red hidrográfica del estado de Oaxaca son:  $\text{CaHCO}_3 > \text{Mg}(\text{HCO}_3)_2 > \text{NaCl} > \text{NaHCO}_3 > \text{MgSO}_4 > \text{KHCO}_3$
8. En lo que respecta al contenido de fósforo de los ortofosfatos (P- $\text{PO}_4^{3-}$ ), los valores fluctuaron de 0.0 -  $6.38 \text{ mg L}^{-1}$ , el valor promedio de las muestras fue de  $0.315 \text{ mg L}^{-1}$ .
9. En lo referente al contenido de nitrógeno de los nitratos (N- $\text{NO}_3$ ), se pudo observar que estos oscilaron entre los siguientes valores de 0.0 -  $3.30 \text{ mg L}^{-1}$ , el valor promedio de las muestras fue de  $0.062 \text{ mg L}^{-1}$ .

10. De acuerdo con el contenido de silicio, se observó que el rango de concentración de las aguas residuales fue de 2.71 - 60.102 mg L<sup>-1</sup>, el valor promedio de las muestras fue de 25.921 mg L<sup>-1</sup>.
11. En cuanto al contenido de cloruros en el agua, se observó que sus valores fluctuaron de 0.11 - 8.92 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>, con excepción de la muestra 31: Mar en Zicatela en donde su concentración de Cl es de 482.06 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>. El valor promedio de las muestras fue de 6.56 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>. Es necesario señalar que, en aquellas muestras con concentraciones mayores, para su utilización se deben evaluar además de la concentración electrolítica, el tipo de riego, la cantidad de recurso disponible para el cálculo de las fracciones de lavado, así como las enmiendas específicas para evitar la salinización del suelo.
12. En lo relacionado a los contenidos de boro, estos se encontraron en un rango de 0.23-6.23 mg L<sup>-1</sup>, el valor promedio de las muestras fue de 1.928 mg L<sup>-1</sup>.
13. Los valores de RAS<sub>or</sub> oscilaron en un rango de 0.27-11.54 (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup> con un valor promedio de 1.82 (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup>. En lo que respecta a los valores de RAS<sub>aj</sub> fluctuó entre los valores 0.05-23.51 (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup> con un valor promedio de 2.76 (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup> y finalmente RAS<sub>corr</sub> osciló entre los valores 0.18 – 12.66 (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup> con un valor promedio de 1.87 (mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup>.
14. Los valores de PSI teórico -RAS<sub>aj</sub> con un K<sub>G</sub>= 0.007244 oscilaron en un rango de 0.037-14.552 % con un valor promedio de 1.856%. En lo que respecta a los valores de PSI teórico -RAS<sub>aj</sub> con un K<sub>G</sub> = 0.0118610 fluctuaron en un rango de 0.061-21.804 % con un valor promedio de 2.914%. La relación PSI teórico -RAS<sub>aj</sub> con un K<sub>G</sub> = 0.016899 se encontró entre en rango de valores de 0.086 – 28.433% y un valor promedio de 3.98% y finalmente la relación PSI teórico -RAS<sub>aj</sub> con un K<sub>G</sub> = 0.0140113 se encontró entre en rango de valores de 0.071 – 24.778% y un valor promedio de 3.37%.
15. Los contenidos de CSR de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, estuvo dentro del rango siguiente -0.34 – 8.10 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>, el valor promedio de las muestras fue

de  $0.74 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ . No obstante la muestra del mar en Zicatela no se encuentra dentro de estos rangos, su valor es de  $-114.63 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ .

## **8. RECOMENDACIONES**

Se recomienda llevar a cabo muestreos sistemáticos de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca. En el tiempo los muestreos sistemáticos permitirán conocer la constancia de las composiciones iónicas de estas aguas.

Al mismo tiempo se recomienda que en futuras campañas de caracterización de las aguas residuales urbano-industriales de la red hidrográfica del estado de Oaxaca se incorporen exhaustivamente las zonas Sierra Norte e Istmo.

## 9. LITERATURA CITADA

- Adams, F. 1971. Ionic concentrations and activities in soil solutions. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 35: 420-426.
- Agassi, M., I. Shainberg and J. Morin. 1981. Effect of Electrolyte Concentration and Soil Sodidity on Infiltration Rate and Crust Formation. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 45:848-851.
- Aguirre, C., T. Chávez, P. García, and J. C. Raya. 2007. El silicio en los organismos vivos. *Interciencia* 32: 504-509.
- Alarcón P. B. A. L. & A. M. Ñique. 2018. Índice de calidad del agua según NSF del humedal laguna Los Milagros (Tingo María, Perú). *INDES Revista De Investigación para el Desarrollo Sustentable* 2: 98-107.
- Alhammadi, M. S. & D. M. Miller. 2006. Effect of ionic strength and sodium adsorption ratio on the flocculation/dispersion of two surface soils from eastern Arkansas. *Soil Science* 171: 960-967.
- Allison, L. E. 1964. Salinity in relation to irrigation. In A.G. Norman (Ed.), *Advances in Agronomy* (Vol. 16, pp. 139-180). New York, E.U.A: Academic Press.
- Almodóvar, I. M. 2015. La protección de las aguas contra la contaminación por nitratos procedentes de la agricultura: eficacia de la condicionalidad. *Revista Aranzadi de Derecho Ambiental* 31: 283-309.
- Alva, A. K., M. E. Sumner and W. P. Miller. 1991. Relationship between ionic strength and electrical conductivity for soil solutions. *Soil Science* 152: 239-242.
- Amado, G. E. & L. H. Blanco. 2004. Aplicación del modelo de interacción iónica de Pitzer a coeficientes osmóticos de soluciones de KCl en función de la temperatura. *Revista Bistua* 2: 31-46.
- American Public Health Association, A. P. H. A. 1998. Part 1000 Introduction. In American Public Health Association, A. P. H. A. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20<sup>TH</sup> Edition. (pp. 1-1 - 1-114). Washington DC, EUA. APHA, AWWA, WEF.

- American Public Health Association, A. P. H. A. 1998. Part 2000 Physical & aggregate properties. In American Public Health Association, A. P. H. A. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20<sup>TH</sup> Edition. (pp. 2-1 - 2-199). Washington DC, EUA. APHA, AWWA, WEF.
- American Public Health Association, A. P. H. A. 1998. Part 3000 Metals. In American Public Health Association, A. P. H. A. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20<sup>TH</sup> Edition. (pp. 3-1 - 3-229). Washington DC, EUA. APHA, AWWA, WEF.
- American Public Health Association, A. P. H. A. 1998. Part 4000 Inorganic nonmetallic constituents. In American Public Health Association, A. P. H. A. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20<sup>TH</sup> Edition. (pp. 4-1 – 4-361). Washington DC, EUA. APHA, AWWA, WEF.
- Antipov-Karataev, I. N. 1967. Reclamation of solonetz soils un the USSR. Israel Program for scientific translation. Jerusalem, Israel.
- Arain, M. B., I. Ullah, A. Niaz, N. Shah, A. Shah, Z. Hussain, M. Tariq, H. I. Afridi, J. A. Baig and T. G. Kazi. 2014. Evaluation of water quality parameters in drinking water of district Bannu, Pakistan: Multivariate study. Sustainability of water quality and ecology 3: 114-123.
- Argust, P. 1998. Distribution of boron in the environment. Biological trace element research 66: 131-143.
- Ayers R. S. & D. W. Westcot. 1987. Water quality and use in agriculture. Estudio FAO Riego y Drenaje 29 Rev. 1. FAO. Rome, Italy. 174 pp.
- Baccaro, K., M. Degorgue, M. Lucca, L. Picone, E. Zamuner, & Y. Andreoli. 2006. Calidad del agua para consumo humano y riego en muestras del cinturón hortícola de Mar del Plata. RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias 35: 95-110.
- Badaut, D. & F. Risacher.1983. Authigenic smectite on diatom frustules in Bolivian saline lakes. Geochimica Cosmochimica Acta 47: 363-375.

- Bajwa, M. S., O. P. Choudhary and A. S. Josan. 1992. Effect of continuous irrigation with sodic and saline-sodic waters on soil properties and crop yields under cotton-wheat rotation in northwestern India. *Agricultural Water Management* 22: 345-356.
- Barbieri, M., L. Ricolfi, S. Vitale, P. V. Muteto, A. Nigro and G. Sappa. 2019. Assessment of groundwater quality in the buffer zone of Limpopo National Park, Gaza Province, Southern Mozambique. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 62-77.
- Barreto F. F. L., H. O. Carvalho G., & H. R. Gheyi. 2003. Conductividad hidráulica en un suelo aluvial en respuesta al porcentaje de sodio intercambiable. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 7: 403-407.
- Bayuelo, J. J. S., I. Ochoa, T. E. de la Cruz and T. Muraoka. 2019. Efecto del uso del suelo en las formas y disponibilidad de fósforo de un Andisol de la Meseta P'urhépecha, Michoacán. *Terra Latinoamericana* 37: 35-44.
- Ben-Hur, M., G. Yolcu, H. Uysal, M. Lado and A. Paz. 2009. Soil structure changes: aggregate size and soil texture effects on hydraulic conductivity under different saline and sodic conditions. *Aust. J. Soil Res.* 47: 688-696.
- Bhardwaj, A. K., U. K. Mandal, A. Bar-Tal, A. Gilboa and G. J. Levy. 2008. Replacing saline-sodic irrigation water with treated wastewater: effects on saturated hydraulic conductivity, slaking, and swelling. *Irrig. Sci.* 26: 139-146.
- Bhattacharya, A. 2019. Water Use efficiency under changing climatic conditions. In A. Bhattacharya. *Changing climate and resource use efficiency in plants.* (pp. 111-180). London, United Kingdom: Academic Press.
- Bernstein, N., D. Chaimovitch and N. Dudai. 2009. Effect of irrigation with secondary treated effluent on essential oil, antioxidant activity, and phenolic compounds in oregano and rosemary. *Agronomy journal* 101: 1-10.
- Bleam W. 2017. Acid-Base Chemistry. In W. Bleam (Ed.), *Soil and Environmental Chemistry (Second Edition)*. (pp. 253-331). Academic Press.



- Bonilla y Fernández, M. N., A. I. Ayala O., S. González C., J. D. Santamaría J. and E. Silva G. 2015. Calidad fisicoquímica del agua del distrito de riego 030 "Valsequillo" para riego agrícola. *Revista Iberoamericana de Producción Académica y Gestión Educativa* 2: 1-29.
- Borbolla, S. M. E., L. de la Cruz-Vázquez, O. E. Piña-Gutiérrez, J. D. C. de la Fuente-Gutiérrez and S. M. G. Garrido-Pérez. 2003. Calidad del agua en Tabasco. *Salud en Tabasco* 9: 170-177.
- Borchardt, J. A. & G. Walton. 1971, Water Quality. In *American Water Works Association (AWWA). Water quality and Treatment: A Handbook, of Public Water Supplies*. Ed nº 3. (pp. 1-20). New York: Mc Graw-Hill, Inc.
- Bourrié, G., N. Salhi, R. Slimani, A. Douaoui, B. Hamdi-aïssa, G. Mohammed and F. Trolard. 2018. Irrigation, Water and Soil Quality. In G. Bourrié (Ed.). *Soils as a Key Component of the Critical Zone 4: Soils and Water Quality*. (pp. 73-125), Great Britain and United States: ISTE Ltd and John Wiley & Sons, Inc.
- Bouwman, A. F., G. Van Drecht, J. M. Knoop, A. H. W. Beusen and C. R. Meinardi. 2005. Exploring changes in river nitrogen export to the world's oceans. *Global Biogeochemical Cycles* 19: 1-14.
- Bower, C. A., L. V. Wilcox, G. W. Akin, and M. G. Keyes. 1965. An index of the tendency of  $\text{CaCO}_3$  to precipitation from irrigation waters. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 29:91-92.
- Bower, C. A. 1961. Salinity problems in the arid zones. UNESCO. 215-22.
- Bower, C. A. and M. Maasland. 1963. Sodium hazard of Punjab ground waters. *West Pakistan Engineering Congress Proc.* pp. 49-61.
- Buol, S. W., R. J. Southard, R. C. Graham and P. A. McDaniel. 2011. Morphology and composition of soils. In *Soil Genesis and Classification*. Sixth Edition. (pp. 35-87). Great Britain: John Wiley & Sons, Inc.
- Can C. Á., H. M. Ortega E., E. I. Sánchez B., & C. E. Cruz. 2014. Calidad del agua para riego en la Sierra Norte de Puebla, México. *Tecnología y ciencias del agua* 5: 77-96.

- Can C. Á., H. M. Ortega E., N. E. García C., A. L. Reyes O., V. A. González H. and D. Flores R. 2011. Origen y calidad del agua subterránea en la cuenca Oriental de México. *Terra Latinoamericana* 29: 189-200.
- Cardona, A. y N. Hernández. 2015. Modelo geoquímico conceptual de la evolución del agua subterránea en el Valle de México. *Tecnología y Ciencias del Agua* 10: 71-90.
- Castellón G. J. J., R. Bernal M., M. de L. Hernández R. 2015. Calidad del agua para riego en la agricultura protegida en Tlaxcala. *Ingeniería* 19: 39-50.
- Cath, T. Y., A. E. Childress & M. Elimelech. 2006. Forward osmosis: principles, applications, and recent developments. *Journal of Membrane Science*. 281: 70-87.
- Chadha, D. K. 1999. A proposed new diagram for geochemical classification of natural waters and interpretation of chemical data. *Hydrogeology journal*. 7: 431-439.
- Chang, R. 2010. Propiedades físicas de las disoluciones. In R. Chang. *Química*. Décima Edición. (pp. 512-555). México: Mc Graw Hill.
- Chaudhari, S., K. 2001. Saturated hydraulic conductivity, dispersion, swelling, and exchangeable sodium percentage of different textured soils as influenced by water quality. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.* 32: 2439-2455
- Cheng, W., & Z. Li. 2010. Nucleation kinetics of nesquehonite ( $MgCO_3 \cdot 3H_2O$ ) in the  $MgCl_2$ -  $Na_2CO_3$  system. *Journal of Crystal Growth*, 312: 1563-1571.
- Chi, C-M., C-W. Zhao, X-J. Sun & Z-C. Wang. 2011. Estimating exchangeable sodium percentage from sodium adsorption ratio of salt-affected soil in the Songnen plain of northeast China. *Pedosphere* 21: 271-276.
- Choudhary, O. P., A. S. Josan & M. S. Bajwa. 2001. Yield and fibre quality of cotton cultivars as affected by the build-up of sodium in the soils with sustained sodic irrigations under semi-arid conditions. *Agricultural water management* 49: 1-9.
- Comisión Nacional del Agua. 2018. Usos del agua. En Comisión Nacional del Agua. *Estadísticas del Agua en México, edición 2018*. (pp. 72-94). Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Miguel Hidalgo, Ciudad de México.

- Cooper, W. C. 1951. Salt tolerance of avocado on various rootstocks. *Texas Avocado Soc. Yearbook* 4: 24–28.
- Cooper, W. C. 1961. Toxicity and accumulation of salts in citrus trees on various rootstocks in Texas. *Florida State Hort. Soc. Proc.*, 74: 95–104.
- Cortijo H. D. 2013. Desalcalinización del agua mediante intercambio iónico. *Revista Ingeniería Industrial* 31: 221-238.
- Dalton, M. G. & S. B. Upchurch. 1978. Interpretation of hydrochemical facies by factor analysis. *Ground water* 16: 228-233.
- Davis, S. N. 1964. Silica in streams and ground water. *American Journal of Science* 262: 870-891.
- De Santa Olalla, M. F. M., P. López F. and A. Calera, B. 2005. La calidad del agua. Contaminación de las aguas producida por la agricultura. Limitaciones para su uso en la agricultura. In F. M. de Santa O., P. López F. y A. Calera B. *Agua y Agronomía*. (pp. 295-318). Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Dinka, M. O., W. Loiskandl, & J. M. Ndambuki. 2015. Hydrochemical characterization of various surface water and groundwater resources available in Matahara areas, Fantalle Woreda of Oromiya region. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 3: 444-456.
- Doménech, X. & J. Peral. 2006. Procesos ácido-base y redox en medios terrestres. In X. Doménech & J. Peral. *Química ambiental de sistemas terrestres*. (pp. 79-118). España: Editorial Reverté.
- Doneen, L. D. 1954. Salination of soil by salts in the irrigation water. *American Geophysical Union* 35: 943-950.
- Doneen, L. D. 1958. Quality of water for irrigation. In L. D. Doneen (Ed). *Proc. Conf. on Quality of Water for Irrigation No. 14*. Water Resources Center. Davis, California, USA. 208 pp.
- Doneen, L. D. 1967. Quality of percolating waters: I. Properties of deep substrata materials in the West Side of the San Joaquin Valley, California. *Hilgardia* 38: 285-306.

- Doneen, L. D. 1975. Water quality for irrigated agricultural. *In*: A. Poljakoff, Mayber A., and J. Gale (eds). *Plant in Saline Environments*. (pp. 56-76). Springer-Verlang. New York. U.S.A.
- Dunaieva, I., V. Popovych, V. Veчерkov, E. Golovastova, V. Pashtetskyi, A. Melnichuk, W. Mirschel, V. Terleev, A. Nikonorov, I. Togo, Y. Volkova and D. Shishov. 2019. Water quality analysis and simulation. *In* MATEC Web of Conferences (Vol. 265, p. 06005). EDP Sciences.
- Eaton, F. M. 1950. Significance of carbonates in irrigation waters. *Soil Sci.* 69:123-133.
- Ekanayake, I. J. 1994. Estudios sobre el estrés por sequía y las necesidades de riego de la papa. Lima, Perú: Centro Internacional de la Papa. 41 pp.
- Eliassen, R. & G. Tchobanoglous. 1969. Removal of nitrogen and phosphorus from waste water. *Environmental Science & Technology* 3: 536-541.
- Epstein, E. 1999. Silicon. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 50: 641-664.
- Epstein, E. 1994. The anomaly of silicon in plant biology. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 91: 11-17.
- Eraso, G. E., A. Paz, S., L. Legarda, B., A. Arias, H. 1977. Determinación de la tasa básica de infiltración en algunos suelos del altiplano de Pasto, Nariño. *Ciencias Agrícolas* 7: 29-40.
- Erazo, C. D. E., L. Carvajal A. & B. H. Ariztizábal, Z. 2015. Estudio del impacto de los fluidos volcánicos en el recurso hídrico de la cuenca del río Chinchiná. *Gestión y Ambiente* 18: 81-93.
- Espinosa P. T. M. & C. Rodríguez. 2016. Tech note: Determination of water quality index (WQI) of Moron river and Patanemo river of Carabobo state in Venezuela. *Revista Ingeniería UC* 23:204-2015.
- Fernández C. A. 2012. El agua: un recurso esencial. *Química Viva*, 11: 147-170.
- Fernández, E. A. E. 2008. Técnicas auxiliares para el estudio de la hidroquímica de las aguas. *In* A. E. Fernández E. *Los hidrogramas y otros sistemas de representación del quimismo de las aguas*. 2da. Edición. (pp. 23-59). Madrid, España: Grafinat - Método Gráfico

- Fernández R. L., 2002. Contaminación de Origen Agrario: el problema de los nitratos. In J. A. López-Gaeta y J. C. Rubio C. (eds). Presente y futuro de las aguas subterráneas en la provincia de Jaen. (pp. 157-166). Madrid, España: IGME.
- Fetter C. W. 1999. Inorganic Chemicals in Ground Water. In C. W. Fetter. Contaminant hydrogeology, 2nd ed. (pp. 244-294). New York, E.U.A. Prentice-Hall.
- Fireman, M. 1944. Permeability measurements on disturbed soil samples. Soil Sci. 58: 337-353.
- Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, A. C., Centro Mexicano de Derecho Ambiental, A. C. y Presencia Ciudadana Mexicana, A. C. 2006. El Agua en México: lo que todas y todos debemos saber. Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, A. C., Centro Mexicano de Derecho Ambiental, A. C. y Presencia Ciudadana Mexicana, A. C. México, D.F. 96 pp.
- Fontela, C., J. Morábito, J. Maffei, S. Salatino, C. Mirábile & L. Mastrantonio. 2009. Riego por goteo en Mendoza, Argentina: evaluación de la uniformidad del riego y del incremento de salinidad, sodicidad e iones cloruro en el suelo. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, XLI: 135-154.
- Formica, S. M., G. A. Sacchi, V. A. Campodonico, A. I. Pasquini & M. A. Cioccale. 2015. Modelado de calidad de agua en ríos de montaña con impacto antrópico. Caso de estudio: Sierra Chica de Córdoba, Argentina. Revista Internacional de Contaminación Ambiental 31: 327-341.
- Frenkel, H., J. O. Goertzen and J. D. Rhodes. 1978. Effects of Clay Type and Content, Exchangeable Sodium Percentage, and Electrolyte Concentration on Clay Dispersion and Soil Hydraulic Conductivity. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 32-39.
- Gaafar, A. R. Z., A. A. Ghdan, M. H. Siddiqui, M. H. Al-Whaibi, M. O. Basalah, H. M. Ali and A. M. Sakran. 2012. Influence of sulfur on cadmium (Cd) stress tolerance in *Triticum aestivum* L. African Journal of Biotechnology 11: 10108-10114.
- Galache, L. M. I. & E. Camacho D. 1992. Un avance decisivo en el conocimiento de los iones: la teoría de Arrhenius de la disociación electrolítica. Enseñanza de las Ciencias 10: 307-311.

- Geilfus, C. M. 2018. Review on the significance of chlorine for crop yield and quality. *Plant Science* 270: 114-122.
- 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, B. J., M. T. Jiménez M. & A. Aznar J. 2002. El problema de la toma de muestras en aguas. *Gestión Ambiental* 4: 7-14.
- González V. F. J., M. Domínguez M., K. Cruz P. y J. A. Arriaga M. 2011. Identificación de estudios y proyectos del sector hídrico: OAXACA, PUEBLA y TLAXCALA 2005-2011, Universidad Autónoma de México, México. 87 pp.
- Gómez, M. 2009. Definición de la aptitud de agua para riego en un agroecosistema del Sur de la Provincia de Córdoba, Argentina. *Investigación y Ciencia* 17: 38-43.
- Grieve C. M., S. R. Grattan and E. V. Maas. 2011. Plant salt tolerance. In W. W. Wallender, & K. K. Tanji (Ed). *Agricultural salinity assessment and management*. Second edition. (pp. 405-460). United States of America: American Society of Civil Engineers (ASCE).
- Griffin, R.A. & J. J. Jurinak. 1973. Estimation of activity coefficients from the electrical conductivity of natural aquatic systems and soil extracts. *Soil Sci.* 116: 26-30.
- Guerasimov, Y., V. Dreving, E. Eriomin, A. Kiseliiov, V. Lebedev, G. Panchenkov and A. Shliguin. 1971. Teoría de los electrolitos. In: *Curso de Química Física*. Cap. 16. Tomo II. (Trad. S. González M). (pp. 404-432). Moscú: Editorial MIR.
- Guerrero L. M. 2006. *El agua*. 5ª Edición. México: Fondo de Cultura Económica. 178 pp.
- Güler, C., G. D. Thyne, J. E. McCray and A. K. Turner. 2002. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology Journal* 10: 455-474.
- Haghighi F., M. Gorji, M. Shorafa, F. Sarmadian and M. H. Mohammadi. 2010. Evaluation of some infiltration models and hydraulic parameters. *Spanish Journal of Agricultural Research* 8: 210–217.

- Halliwell, D. J., K. M. Barlow and D. M. Nash. 2001. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. *Aust. J. Soil Res.* 39: 1259-1267.
- Hamer, W. J. 1968. Chemical potentials, activities, and activity coefficient. In W. H. Hamer. *Theoretical mean activity coefficients of strong electrolytes in aqueous solutions from 0 to 100 °C.* (pp. 1-3). Washington, E.U.A. U.S. Government: NSRDS.
- Hannam, K. D., D. Kehila, P. Millard, A. J. Midwood, D. Neilsen, G. H. Neilsen, T. A. Forge, C. Nichol and M. D. Jones. 2016. Bicarbonates in irrigation water contribute to carbonate formation and CO<sub>2</sub> production in orchard soils under drip irrigation. *Geoderma* 266: 120-126.
- Hanson, B. R., S. R. Grattan & A. Fulton. 2006. *Agricultural salinity and drainage.* United States of America: University of California Irrigation Program, University of California, Davis. 180 pp.
- Harris, D. C. 2007. Valoraciones con EDTA. In D. Harris. *Análisis químico cuantitativo.* 3° Edición. (pp. 258-277). Barcelona, España: Editorial Reverté.
- Havlin, J. L., J. D. Beaton, S. L. Tisdale and W. L. Nelson. 2005. Sulfur, calcium and, magnesium. In J. L. Havlin (ed). *Soil fertility and fertilizers*, 7th ed. (pp. 219-243). Upper Saddle River, New Jersey: E.U.A: Prentice Hall.
- Helgeson, H. C. 1969. Thermodynamics of hydrothermal systems at elevated temperatures and pressures. *American Journal of Science.* 267: 729-804.
- Hem, J. D. 1985. Significance of properties and constituents reported in water analyses. In J. D. Hem (ed). *Study and interpretation of chemical characteristics of natural water.* U S Geol Survey Water Supply Paper 2254. 3° edition. (pp- 58-161). E.U.A.: U.S. Geological Survey: United States Government.
- Hepler L. G. 1968. Disoluciones. In L. Hepler. *Principios de Química.* (pp. 123-149). España: Editorial Reverté, S.A.
- Heredia, O. S., M. E. Fresina, J. N. Santa Cruz & A. A. Silva B. 2000. Nitratos y fósforo en el agua subterránea de un área antropizada de la Región Pampeana-Buenos

- Aires República Argentina. In: 1<sup>st</sup> Joint World Congress on Groundwater. Brasil. 13 pp.
- Hirons, A. D. & P. A. Thomas. 2017. Tree Water Relations. In A. D. Hirons and P. A. Thomas (ed). Applied Tree Biology. (pp. 239-259). Great Britain: John Wiley & Sons Ltd.
- Hodson, M. E. & E. Donner. 2013. Managing adverse soil chemical environments. In P. J. Gregory and S. Nortcliff (Ed.). Soil Conditions and Plant Growth. (pp. 195-237). United Kingdom: John Wiley & Sons, Inc.
- Holtan, H., L. Kamp-Nielsen & A. O. Stuanes. 1988. Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. *Hydrobiologia* 170: 19-34.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2004. Síntesis de información geográfica del estado de Oaxaca, INEGI, México.
- Jiménez, C. B. E. 2007. Información y calidad de agua en México. *Trayectorias* 9: 45-56.
- Julián-Soto, F. 2010. La dureza del agua como indicador básico de la presencia de incrustaciones en instalaciones domésticas sanitarias. *Ingeniería, Investigación y Tecnología* 11: 167-177.
- Kilham, P. 1990. Mechanisms controlling the chemical composition of lakes and rivers: Data from Africa. *Limnology and Oceanography* 35: 80-83.
- Klimas, A. A. 1996. Methodology for mapping shallow groundwater quality in urbanized areas: A case study from Lithuania. *Environmental Geology* 27: 320-328.
- Kopittke, P. M., H. B. So & N. W. Menzies. 2006. Effect of ionic strength and clay mineralogy on Na-Ca exchange and the SAR-ESP relationship. *European Journal of Soil Science* 57: 626–633.
- Kovda, V. A., C. Van Den Berg & R. M. Hagan. 1973. Chemistry of saline and alkali soils of arid zones. In. V.A. Kovda, C. Van Den Berg and R. M. Hagan. Irrigation, Drainage and Salinity. (pp. 122-152). Paris, France: FAO/UNESCO.



- Kovda, V. A., C. Van Den Berg & R. M. Hagan. 1973. Quality of irrigation water. In: V.A. Kovda, C. Van Den Berg and R. M. Hagan. Irrigation, Drainage and Salinity. (pp. 177-201). Paris, France: FAO/UNESCO.
- Kumar, A. 2019. Evaluation of Water Quality Available for Direct Use and in Beverages in Agra (India). In: A. M. Grumezescu and A. M. Holban (eds). Bottled and Packaged Water. (pp. 145-175), Woodhead Publishing.
- Kumar, U. M., A. K. Bhardwaj, D. N. Warrington, D. Goldstein, A. T. Bar and G. J. Levy. 2008. Changes in Soil Hydraulic Conductivity, Runoff, and Soil Loss due to Irrigation with Different Types of Saline-Sodic Water. *Geoderma* 144:509-516.
- Lado, M. y M. Ben-Hur. 2004. Soil mineralogy effects on seal formation, runoff and soil loss. *Applied Clay Science* 24:209-224.
- Langelier, W. F. 1936. The analytical control of anti-corrosion water treatment. *Journal-American Water Works Association* 28: 1500-1521.
- Lavie, E., J. A. Morábito, S. E. Salatino, A. Bermejillo & M. F. Filippini. 2010. Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 42: 169-184.
- Leffelaar, P. A., A. Kamphorst & R. Pal. 1983. Nomographic Estimation of Activity Coefficients from the Electrical Conductivity Data of Soil Extracts. *Journal of the Indian Society of Soil Science* 31: 20-27.
- Levy, M. N., B. M. Koeppen & B. A. Stanton. 2006. Membranas celulares y transporte transmembrana de solutos y agua. In M. N. Levy, B. M. Koeppen, B. A. Stanton. Berne y Levy Fisiología. Cuarta edición. (pp. 3-20). Madrid, España: Elsevier España, S.A.
- Liang, Y., W. Sun, Y. G. Zhu, and P. Christie. 2007. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of abiotic stresses in higher plants: a review. *Environmental pollution* 147: 422-428.
- Lies M. & R. Shulz. 2000. Sampling Methods in Surface Waters. In Nollet, L. M. (Ed). *Handbook of water analysis*. (pp. 1-24). E.U.A: Marcel Dekker, Inc.

- Litke, D. W. 1999. Review of phosphorus control measures in the United States and their effects on water quality. Water-Resources Investigations Report, 99-4007. 38 pp.
- Livingstone, D. A. 1963. Chemical composition of rivers and lakes. In M. Fleischer (ed). Data Geochemistry. Sixth Edition. (pp. G1-G64). Washington, E.U.A: US Geol Surv.
- López G. A. D., H. M. Ortega E., C. Ramírez A., E. I. Sánchez B., A. Can C., D. J. Gómez M. & R. E. Vázquez A. 2016. Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura. *Tecnología y Ciencias del Agua* 7: 139-157.
- López G. P. A. y N. Bautista G. 2011. Diagnóstico de la contaminación del agua en el Estado de Oaxaca. <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/saneab/mexicon/R-0157.pdf>. (Consulta: 09 noviembre 2017). 11 pp.
- Mancilla, V. O. R., A. L. Bautista O., H. M. Ortega E., C. Ramírez A., A. L. Reyes O., H. Flores, M., D. R. González E. & R. D. Guevara G. 2014. Contenido de boro en el agua superficial de Puebla, Tlaxcala y Veracruz. *Tecnología y Ciencias del Agua* 5: 97-109.
- Mancilla V. O. R., A. L. Bautista O., H. M. Ortega E., E. I. Sánchez B., A. Can C., R. D. Guevara G. and Y. M. Ortega M. 2014. Hidrogeoquímica de salinas Zapotitlán y los lagos-cráter Alchichica y Atexcac, Puebla. *Idesia* 32: 55-69.
- McNeal, B. L., W.A. Norvell & N.T. Coleman. 1966. Effect of Solution Composition on the Swelling of Extracted Soil Clays. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 30:313-317.
- McNeal, B. L. & N.T. Coleman. 1966. Effect of Solution Composition on soil hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 30: 308-312.
- Meiri, A.: Tolerance of different crops to salinity conditions in soil, In: 15th World Congress of Soil Science, Memorias. Acapulco, México. 1994, p. 326-331.
- Méndez, G. C. 2018. ¿Cómo elaborar protocolos de investigación en ciencias sociales?. *Commercium PLUS* 2: 67-88.

- Méndez, R. I., D. Namihira G, L. Moreno A. and C. Sosa de M. 1990. El protocolo de investigación: Lineamientos para su elaboración y análisis. Segunda Edición, México D.F.: Trillas. 210 pp.
- Mendoza, S. I. 2009. Calidad de las aguas residuales urbano-industriales que riegan el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Tesis de Doctorado en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México, México. 195 p.
- Mihelcic, J. R., & J. B. Zimmerman. 2012. Química. In J. R. Mihelcic, & J. B. Zimmerman. Ingeniería ambiental: fundamentos, sustentabilidad y diseño. (pp. 52-104). México DF, México: Alfaomega.
- Millán, F., J. Mathison, M. Alvares & W. Jarbough. 2003. Estudio comparativo de la dureza del agua en el estado Mérida y algunas localidades del centro y occidente de Venezuela. *Revista Ciencia e Ingeniería* 24: 39-46.
- Molerio-León, L. F. 2015. Disposición final de aguas producidas tratadas de yacimientos gasopetrolíferos carbonatados en acuíferos cársicos litorales someros salinizados. *Revista Ciencias de la Tierra y el Espacio* 16: 75-87.
- Montelongo, C. R., A. J. Gordillo M., E. M. Otazo S., J. R. Villagómez I., O. A. Acevedo S. & F. Prieto G. 2008. Modelación de la calidad del agua del río Tula, estado de Hidalgo, México. *Dyna* 75: 5-18.
- Moreno, R. A. 2007. Fósforo. In R. A. Moreno. Elementos Nutritivos. Asimilación, Funciones, Toxicidad e Indisponibilidad en los Suelos. (pp. 14-17). LibrosEnRed.
- Moya, J. L., A. Gómez-Cadenas, E. Primo-Millo and M. Talon. 2003. Chloride absorption in salt-sensitive Carrizo citrange and salt-tolerant Cleopatra mandarin citrus rootstocks is linked to water use. *Journal of Experimental Botany* 54: 825-833.
- Munns, R. & M. Tester. 2008. Mechanisms of Salinity Tolerance. *Annu. Rev. Plant Biol.* 59: 651-681.
- Nagaraju, A., S. Suresh, K. Killham, K. Hudson-Edwards. 2006. Hydrogeochemistry of Waters of Mangampeta Barite Mining Area, Cuddapah Basin, Andhra Pradesh, India. *Turkish J. Eng. Env. Sci.* 30: 203-219.

- Nicchio, B., G. H. Korndörfer, H. S. Pereira, R. Gómez A., I. Rocha do N. and G. A. Santos. 2019. Fuentes alternativas de fósforo en suelos del “cerrado” cultivados con maíz (*Zea mays*). *Pesquisa Agropecuária Pernambucana* 24: 1-9.
- Omernik, J. M. & C. F. Powers. 1983. Total alkalinity of surface waters—A national map. *Annals of the Association of American Geographers* 73: 133-136.
- ONU, 2016. Decenio internacional para la acción Agua Fuente de Vida - Calidad del agua. [Página web], consultada el 09 de noviembre de 2017 en: <http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/quality.shtml>.
- Ormachea M. M. y J. Quintanilla A. 2014. Distribution of geogenic arsenic in superficial and underground water in central Bolivian highlands. *Bolivian Journal of Chemistry* 31: 54-60.
- Ortega, E. H. M., 1976, Cambios físico-químicos de suelos del vaso del Ex - lago de Tezcoco, sujetos a lavado con diferentes soluciones, Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Texcoco, México. 109 p.
- Ortiz, V. M. I., Á. Can C., C. A. Romero, B., E. Cruz, C. and A. Madueño, M. 2019. Calidad del agua para uso agrícola del río Mololoa, México. *Terra Latinoamericana* 37: 185-195.
- Osorio V. W. & O. H. Giraldo O. 2007. Sobre la termodinámica de las soluciones electrolíticas. *Revista Facultad de Ingeniería* 40: 7-21.
- Pacheco, J. y A. Cabrera. 1996. Efecto del uso de fertilizantes en la calidad del agua subterránea en el estado de Yucatán. *Ingeniería hidráulica en México* 11: 53-60.
- Pandey, P., P. K. Sahu & Y. N. Jha. 2019. Assessment of Physico-chemical parameters from Pond Water of Bilaspur District, CG. *International Journal of Biological Sciences and Research* 2: 107-133.
- Parks, J. L. & M. Edwards. 2005. Boron in the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 35: 81-114.
- Pasricha, N. S. 1987. Predicting ionic strength from specific conductance in aqueous soil solutions. *Soil Science* 143: 92-96.

- Pérez, M. A. 2019. Riesgo de Sodicidad en los Suelos de Cantón Milagro, Guayas-Ecuador en Época de Estiaje. *Revista Politécnica* 42: 15-22.
- Pérez D. J. P., H. M. Ortega E., C. Ramírez, A., H. Flores M., E. I. Sánchez B., Á. Can C. & O. R. Mancilla V. 2019. Concentración de nitrato, fosfato, boro y cloruro en el agua del río Lerma. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 6: 175-182.
- Pérez, D. J. P., 2018. Calidad agronómica del sistema hidrográfico Lerma-Santiago-Pacífico y de las aguas que riegan el Valle del Mezquital, Hidalgo, Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados, Texcoco, México. 444 p.
- Pescod, M. B. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture- FAO irrigation and drainage paper 47. FAO. Rome, Italy. pp. 1-109.
- Pitzer, K. S. 1973. Thermodynamics of electrolytes. I. Theoretical basis and general equations. *The Journal of Physical Chemistry* 77: 268-277.
- Pizarro, F. 1985. Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. 2º Edición. España. Editorial Agrícola Española, S.A. 74-124 pp.
- Ponnamperuma, F. N., E. M. Tianco, T.A. Loy. 1966. Ionic strengths of the solutions of flooded soils and other natural aqueous solutions from specific conductance. *Soil Sci.* 102: 408-413.
- Porta C. J., M. López-Acevedo R. & C. Roquero de L. 2003. Edafología: para la agricultura y el medio ambiente. 3.ª Edición. Madrid, España. Ediciones Mundi-Presa. 929 pp.
- Portugal, E. & M. P. Verma. 2001. Hidroquímica de la laguna de evaporación en Cerro Prieto, Baja California, México. *Ingeniería hidráulica en México* 16: 153-173.
- Prasad, A., D. Kumar & D. V. Singh. 2001. Effect of residual sodium carbonate in irrigation water on the soil sodication and yield of palmarosa (*Cymbopogon martinni*) and lemongrass (*Cymbopogon flexuosus*). *Agricultural Water Management* 50: 161-172.
- Pratt P. F. 1972. Quality criteria for trace elements in irrigation waters. California Agricultural Experiment Station. 46 pp.

- Quirk J. P. & R. K. Schofield. 1955. The effect of electrolyte concentration on soil permeability. *J Soil Sci* 6: 163–178.
- Raju, N. J., U. K. Shukla & P. Ram. 2011. Hydrogeochemistry for the assessment of groundwater quality in Varanasi: a fast-urbanizing center in Uttar Pradesh, India. *Environmental monitoring and assessment* 173: 279-300.
- Ramesh, K., & L. Elango. 2012. Groundwater quality and its suitability for domestic and agricultural use in Tondiar river basin, Tamil Nadu, India. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 3887-3899.
- Rashidi, M., & M. Seilsepour. 2011. Prediction of Soil Sodium Adsorption Ratio Based on Soil Electrical Conductivity. *Middle-East Journal of Scientific Research* 8: 379-383.
- Ravikumar, P., R. K. Somashekar & M. Angami. 2011. Hydrochemistry and evaluation of groundwater suitability for irrigation and drinking purposes in the Markandeya River basin, Belgaum District, Karnataka State, India. *Environmental monitoring and assessment* 173: 459-487.
- Reeve, R. C. & G. H. Tamaddoni. 1965. Effect of Electrolyte Concentration on Laboratory Permeability and Field Intake Rate of a Sodic Soil. *Soil Sci.* 99: 261-266.
- Rhoades, J. D., F. Chanduvi & S. Lesch. 1999. Soil Salinity Assessment. Methods and Interpretation of Electrical Conductivity Measurements. *Irrig. and Drain. Paper 57*. Rome, Italy: FAO. 165 pp.
- Richards, L. A. 1974. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salino y sódicos. (Sexta Edición, Primera reimpresión) México: Limusa. 172 pp.
- Risacher, F., H. Alonso & C. Salazar. 1999 Geoquímica de aguas en cuencas cerradas I, II y III regiones-Chile. Convenio de cooperación DGA-UCN-IRD (Síntesis). 89 pp.
- Robarge, W. P., A. Edwards & B. Johnson. 1983. Water and waste water analysis for nitrate via nitration of salicylic acid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 14: 1207-1215.

- Rodier, J. 1978. Análisis de las aguas. Barcelona, España. Omega, pp. 186-191.
- Rodríguez, S. C., C. L. de Asmundis & G. C. Martínez. 2016. Variaciones estacionales de las concentraciones de fosfatos y nitratos en distintas fuentes de aguas de pequeños productores hortícolas. *Agrotecnia* 24: 30-34.
- Rodríguez, M., C. D'Urso, G. Rodríguez & A. Sales. 2008. Evaluación de la Calidad de Aguas para Riego de la Cuenca del Río Calera, Tucumán, Argentina. *Ciencia* 3: 15-20.
- Romero-Aranda, M. R., O. Jurado & J. Cuartero, J. 2006. Silicon alleviates the deleterious salt effect on tomato plant growth by improving plant water status. *Journal of plant physiology* 163: 847-855.
- Roosta, H. R. 2011. Interaction between water alkalinity and nutrient solution pH on the vegetative growth, chlorophyll fluorescence and leaf magnesium, iron, manganese, and zinc concentrations in lettuce. *Journal of plant nutrition* 34: 717-731.
- Ruda, E., A. Mongiello, A. Acosta, E. Ocampo and L. Contini. 2005. Calidad del agua subterránea con fines de riego suplementario en Argiudoles del Centro de Santa Fe, Argentina. *Agricultura Técnica* 65: 411-420.
- Sahu, P., Kumar, S. P, Kisku, G. C., Singh, P. & Kumar, V. 2019. An assessment of groundwater quality at Lalganj block, Uttar Pradesh, India: A Water Quality Index approach. *Journal of Emerging Technologies and Innovative Research* 6: 54-67
- Sánchez, B. E. I., H. M. Ortega E., G. T. Sandoval O., R. A. Hernández V. y C. Estrada V. 2012. Lavado de sales en suelos aluviales costeros de Oaxaca, México, con aguas residuales municipales tratadas. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 28: 343-360.
- Sánchez, B. E. I., G. Sandoval O., M. A. Camacho E., F. Valdez M., A. Rodríguez L. y H. M. Ortega E. 2014. Calidad hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México. *Revista Internacional Ciencia y Sociedad* 1: 27-41.
- Scofield, F. E. 1936. The salinity of irrigation water. *Smith. Instit. Ann. Rep.* 1935: 275-283.

- Sengupta, P. K. 2017. Water Quality Standards and Water Pollution. In P. K. Sengupta (Ed.). Industrial Water Resource Management. (pp. 195-245). Great Britain: John Wiley & Sons, Ltd.
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (2018). Sistema de información agroalimentaria de consulta. Recuperado de: <https://www.gob.mx/siap/documentos/siacon-ng-161430>.
- Shainberg, I. & G. J. Levy. 1996. Infiltration and seal formation processes. En M. Agassi (Ed), Soil erosion, conservation, and rehabilitation (pp. 1-22). New York, United States of America: Marcel Dekker Inc.
- Shainberg, I. & J. Letey. 1984. Response of soils to sodic and saline conditions. *Hilgardia* 52: 1-57.
- Shainberg, I. & J. D. Oster. 1978. Quality of irrigation water. International Irrigation Information Center. Israel Publication N° 2, Israel. 65 pp.
- Sharpley, A. N., T. Daniel, G. Gibson, L. Bundy, M. Cabrera, T. Sims, R. Stevens, J. Lemunyon, P. Kleinman and R. Parry. 2006. Best Management Practices to Minimize Agricultural Phosphorus Impacts on Water Quality. ARS-163. Washington, DC, E.U.A.: USDA-Agricultural Research Service. 52 pp.
- Sharpley, A. N., & P. J. A. Withers. 1994. The environmentally-sound management of agricultural phosphorus. *Fertilizer research* 39: 133-146.
- Singh, A. K. & S. R. Kumar. 2015. Quality assessment of groundwater for drinking and irrigation use in semi-urban area of Tripura, India. *Ecology, Environment and Conservation* 21: 97-108.
- Singh, A. L. 2013. Nitrate and phosphate contamination in water and possible remedial measures. In N. Dwivedi (Ed), *Environmental Problems and Plant*. (pp. 44-56). Germany: Springer Verlag GmbH Heidelberg.
- Singh, A. K., G. C. Mondal, S. Kumar, T. B. Singh, B. K. Tewary & A. Sinha. 2008. Major ion chemistry, weathering processes and water quality assessment in upper catchment of Damodar River basin, India. *Environmental geology* 54: 745-758.



- Singh, R. B., P. S. Minhas, C. P. S. Chauhan & R. K. Gupta. 1992. Effect of high salinity and SAR waters on salinization, sodication and yields of pearl-millet and wheat. *Agricultural Water Management* 2: 93-105.
- Singhal, B. B. S., & R. P. Gupta. 2010. *Applied hydrogeology of fractured rocks. Second Edition.* Netherlands: Springer Science & Business Media. pp. 213-240.
- Soriano, R. A. & F. J. Pancorbo F. 2012. Suministro, distribución y evacuación interior de agua sanitaria. Barcelona, España: Marcombo. pp. 51-72.
- Sposito, G. 1984. The Future of an Illusion: Ion Activities in Soil Solutions. *Soil Science Society of America Journal* 48: 531-536.
- Spulberg, N. & A. Sabbaghi. 1998. *Economics of Water Resource. From Regulation to Privatization,* Kluwer Academic Publishers, Norwell. pp. 3-13.
- SSA (Secretaría de Salubridad y Asistencia). 2000. NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano- límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización.
- Stumm, W. 2007. Chemical Processes Regulating the Composition of Lake Waters. In P. O'Sullivan and C. Reynolds (Eds.). *The Lakes Handbook.* (pp. 79-106). United Kingdom: Blackwell Science Ltd.
- Suarez, D. L. & J. J. Jurinak. 2011. The chemistry of salt-affected soils and waters. In W. W. Wallender, & K. K. Tanji (Ed). *Agricultural salinity assessment and management. Second edition.* (pp. 57-88). United States of America: American Society of Civil Engineers (ASCE).
- Suarez, D. L. 2011. Irrigation Water Quality Assessments. In W. W. Wallender, & K. K. Tanji (Ed). *Agricultural salinity assessment and management. Second edition.* (pp. 343-370). United States of America: American Society of Civil Engineers (ASCE).
- Suarez, D. L. 1981. Relation Between pH<sub>c</sub> and Sodium Adsorption Ratio (SAR) and an Alternative Method of Estimating SAR of Soil or Drainage Waters. *Soil Science Society of America Journal* 45: 469-475.

- Tagliabue, M., A. P. Reverberi & R. Bagatin. 2014. Boron removal from water: needs, challenges and perspectives. *Journal of Cleaner Production* 77: 56-64.
- Tisdale, S. L., W. L. Nelson & J. D. Beaton. 1993. Soil and fertilizer phosphorous. In *Soil fertility and fertilizers*. 5th ed. (pp. 176-229). New York, U.S.A.: Macmillan Publ. Co.
- Valdivia-Medina, R. Y., S. Pedro-Valdés & M. Laurel-Gómez. 2010. Agua para uso en laboratorios. *Boletín Científico Técnico INIMET* 1: 3-10.
- Van Puijenbroek, P. J. T. M., A. H. W. Beusen & A. F. Bouwman. 2019. Global nitrogen and phosphorus in urban waste water based on the shared socio-economic pathways. *Journal of environmental management* 231: 446-456.
- Velázquez, M. M. A. 2001. Las variaciones de los procesos de adsorción de sodio en función de los diferentes valores de la relación de adsorción de sodio en las aguas residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan, Valle del Mezquital, Hgo. Tesis de Doctorado en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo Texcoco, Edo. de México.
- Velázquez, M. M. A., M. Ortega, A. Martínez G., J. Kohashi S. & N. García C. 2002. Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra Latinoamericana* 20: 459-464.
- Velázquez, M. A., J. L. Pimentel & M. Ortega. 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.
- Vollenweider, R.A. 1971. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication: Paris, Organization for Economic Cooperation and Development. 61 pp.
- Weber, W. J. J. 2003. Proceso de membrana. En W. J. J. Weber. Control de la calidad del agua. Procesos fisicoquímicos. (pp. 319-376). España: Editorial Reverté (año de publicación del libro original; 1979).

- Wetzel, R. G. 1992. Gradient-dominated ecosystems: sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems. *Hydrobiologia* 229: 181-198.
- White, P. J. & M. R. Broadley. 2001. Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: a review. *Annals of botany* 88: 967-988.
- Wilcox, L. V., G. Y. Blair & C. A. Bower. 1954. Effect of bicarbonate on suitability of water for irrigation. *Soil Science* 77: 259-266.
- World Health Organization. 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Vol. II. Wastewater use in Agriculture. WHO, Geneva, Switzerland. 222 p.
- World Health Organization. 2004. Guidelines for Drinking-Water Quality. Volume 1. Recommendations. Third Edition. Geneva, Switzerland; World Health Organization.
- Yasin, M., B.H. Niazi and E. Rafique. 2001. Management of High Bicarbonate Irrigation Waters for Growing Crops. *International Journal of Agriculture and Biology* 3: 312-315.
- Yogendra, K. & E. T. Puttaiah. 2008. Determination of water quality index and suitability of an urban waterbody in Shimoga Town, Karnataka. In M. Sengupta y R. Dalwani (Ed). *Proceedings of Taal2007: The 12th world lake conference*. pp. 342-346.
- Zaporozec, A. 1972. Graphical interpretation of water-quality data. *Groundwater* 10: 32-43.