



# **COLEGIO DE POSTGRADUADOS**

---

**INSTITUCION DE ENSEÑANZA E INVESTIGACION EN CIENCIAS  
AGRÍCOLAS**

**CAMPUS MONTECILLO**

**POSTGRADO DE HIDROCIENCIAS**

## **CALIDAD AGRONÓMICA DE LAS AGUAS RESIDUALES QUE RIEGAN EL VALLE DEL MEZQUITAL, ESTADO DE HIDALGO.**

**FLOR BEATRIZ RUVALCABA SAUCEDO.**

**TESIS**

**PARA OBTENER EL GRADO DE:**

**MAESTRA EN CIENCIAS**

**MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MEXICO**

**SEPTIEMBRE, 2015**

La presente tesis titulada: CALIDAD AGRONÓMICA DE LAS AGUAS RESIDUALES QUE RIEGAN EL VALLE DEL MEZQUITAL, ESTADO DE HIDALGO. Realizada por la alumna: FLOR BEATRIZ RUVALCABA SAUCEDO. 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. HECTOR MANUEL ORTEGA ESCOBAR.

ASESOR

---

DR. EBANDRO USCANGA MORTERO

ASESOR

---

DR. EDGAR IVAN SÁNCHEZ BERNAL

ASESOR

---

DR. ALVARO CAN CHULIM

ASESOR

---

DR. OSCAR MANCILLA VILLA

Montecillo, Texcoco, Estado de México, septiembre 2015.

## **AGRADECIMIENTOS.**

Deseo expresar mis más sinceros agradecimientos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento otorgado, el cuál fue indispensable para la realización de mis estudios de posgrado.

A mi consejo particular. Al Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar, por la dirección, revisión y corrección del presente trabajo así como las valiosas aportaciones que tuvo en mi formación académica y personal.

Al personal de laboratorio y administrativo del departamento de Hidrociencias, por las facilidades otorgadas.

Al Colegio de Postgraduados por impartir docencia gratuita y de calidad.

A Victor Manuel Salas y VicMan Salas Ruvalcaba, gracias a ellos conocí el más puro y sincero amor, el amor infinito.

A mi madre y hermanas, mis mejores amigas y apoyo en esta vida.

## CONTENIDO.

ÍNDICE DE CUADROS .....	viii
ÍNDICE DE FIGURAS .....	x
RESUMEN.....	xi
ABSTRACT.....	xii
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. OBJETIVOS.....	3
2.1 Objetivo General. ....	3
2.2 Objetivos Particulares.....	3
III. HIPOTESIS. ....	3
IV. REVISIÓN DE LITERATURA. ....	4
4.1 El uso de aguas residuales para riego agrícola a nivel mundial. ....	4
4.2 El uso de Aguas residuales para el riego agrícola en México .....	4
4.2.1 El uso de aguas residuales en el valle del Mezquital.....	5
4.3 Hidroquímica.....	5
4.3.1 pH del agua. ....	6
4.3.2 Conductividad eléctrica (CE).....	8
4.3.3 Ion calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) en el agua.....	8
4.3.4 Ion magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) en el agua.....	10

4.3.5 Ion sodio ( $\text{Na}^+$ ) en el agua.....	11
4.3.6 Ion potasio ( $\text{K}^+$ ) en el agua. ....	12
4.3.7 Iones carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) en el agua (alcalinidad)..	12
4.3.8 Ion cloruro ( $\text{Cl}^-$ ) en el agua. ....	13
4.3.9 Ion sulfatos ( $\text{SO}_4$ ) en el agua. ....	14
4.3.10 Ión Ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) en el agua. ....	14
4.3.11 Ion boro ( $\text{B}^{3+}$ ) en el agua.....	15
4.3.12 Ion silicio ( $\text{SiO}_3^{2-}$ ) en el agua.....	15
4.4 Origen de las sales solubles en las aguas superficiales y subterráneas.....	16
4.4.1 Intemperismo. ....	17
4.4.2 Intemperismo Químico. ....	17
4.5 Procesos de acumulación.....	20
4.6 Concentración de sales en el agua superficial. ....	21
4.7 Clasificación de las aguas según su salinidad. ....	23
4.7.1 Clasificación con base en la conductividad eléctrica (CE). ....	23
4.7.2 Clasificación con base en la salinidad efectiva (SE).....	25
4.7.3 Clasificación con base en la salinidad potencial (SP).....	26
4.8 Criterios de evaluación de las aguas residuales.....	27
4.8.1. Relación de Adsorción de Sodio (RAS). ....	27
4.8.2 Relación de Adsorción de Sodio ajustado ( $\text{RAS}_{aj}$ ).....	30
4.8.3 Relación de Adsorción de Sodio corregido ( $\text{RAS}^\circ$ ). ....	31

4.8.4	Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI).	34
4.8.5	Carbonato de Sodio Residual (CSR).	36
4.8.6	Dureza de las aguas.	37
4.8.7	Problemas de infiltración.	39
4.9	Presión Osmótica.	40
4.9.1	Efectos osmóticos por concentración.	41
4.10	Descripción de la zona de estudio.	41
4.10.1.	Ubicación geográfica.	41
4.10.2	Clima.	42
4.10.3	Geología.	43
4.10.4	Hidrología.	43
4.10.5	Geohidrología.	44
V.	MATERIALES Y METODOS.	45
5.1	Ubicación geográfica de los puntos de muestreo.	45
5.2	Criterios de muestreo de aguas residuales, aguas superficiales y aguas subsuperficiales.	50
5.3	Determinaciones físico-químicas de las muestras.	51
5.3.1	Determinación de la Conductividad Eléctrica (CE).	52
5.3.2	Determinación del Residuo Seco Evaporado (RSE).	52
5.3.3	Determinación del Calcio (Ca <sup>+</sup> ).	53
5.3.4	Determinación del Calcio (Ca <sup>2+</sup> ) + Magnesio (Mg <sup>2+</sup> ).	53

5.3.5	Determinación del Sodio ( $\text{Na}^+$ ) y Potasio ( $\text{K}^+$ ).....	54
5.3.6	Determinación Carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ). .....	55
5.3.7	Determinación Bicarbonato ( $\text{HCO}_3$ ).....	55
5.3.8	Determinación de Cloruros (Cl). .....	56
5.3.9	Determinación de Sulfatos ( $\text{SO}_4$ ).....	57
5.3.10	Determinación de Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ). .....	58
5.3.11	Determinación de Fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ):.....	59
5.3.12	Determinación de Boro ( $\text{B}^{+3}$ ):.....	60
5.3.13	Determinación de Silicio (Si): .....	61
5.3.14	Determinación de la presión osmótica.....	61
VI.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	62
6.1	Composición iónica de las aguas de la red hidrográfica del valle del Mezquital. .....	62
6.1.1	Distribución de aniones y cationes. ....	69
6.2	Verificación de los análisis químicos.....	70
6.2.1	Conductividad Eléctrica.....	70
6.2.2	Conductividad Eléctrica y Solidos Totales Disueltos (STD).....	71
6.2.3	Conductividad Eléctrica y concentración total de cationes y aniones. ....	72
6.2.4	Porcentaje de error. ....	74
6.3	Clasificación de las aguas de riego con base en la salinidad.....	76
6.3.1	Clasificación con base en la conductividad eléctrica (CE). ....	76

6.3.2 Clasificación con base en la salinidad efectiva (SE). .....	78
6.3.3 Clasificación con base en la salinidad potencial (SP).....	80
6.4 Clasificación de las aguas de riego con base en la sodicidad. ....	82
6.4.1 Clasificación con base en la relación de adsorción de sodio (RAS).....	82
6.4.2 Clasificación con base en el porcentaje de sodio intercambiable (PSI)....	93
6.4.3 Clasificación con base en el carbonato de sodio residual (CSR).....	95
6.5 Clasificación de las aguas según su dureza. ....	97
6.6 Problemas por infiltración. ....	98
6.7 Clasificación de las aguas de riego con base en la toxicidad específica del Boro. .....	102
VII CONCLUSIONES. ....	105
VIII RECOMENDACIONES.....	106
IX. LITERATURA CITADA.....	106



## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Clasificación de las aguas de riego según su contenido de Boro.....	15
Cuadro 2. Clasificación de las aguas de riego con base en la CE.....	24
Cuadro 3. Clasificación actual de aguas salinas.....	25
Cuadro 4. Calidad del agua con base en su salinidad efectiva .....	26
Cuadro 5. Clasificación de las aguas según su salinidad potencial.....	26
Cuadro 6. Valores de $Ca^{\circ}$ .....	33
Cuadro 7. Clasificación de los suelos según el PSI.....	36
Cuadro 8. Clasificación del agua según su CSR.....	37
Cuadro 9. Clasificación de la dureza del agua.....	38
Cuadro 10. Ubicación de los puntos de muestreo.....	46
Cuadro 11. Métodos de análisis usados en el laboratorio.....	51
Cuadro 12. Valor d titulación para cada ion.....	56
Cuadro 13. Composición ionica de las muestras.....	75
Cuadro 14. Valores de conductividad eléctrica por ion.....	70
Cuadro 15. Valores límites aceptables de error.....	74
Cuadro 16. Porcentaje de Error.....	74
Cuadro 17. Clasificación con base en la conductividad eléctrica.....	76
Cuadro 18. Clasificación con base en la SE.....	78
Cuadro 19. Clasificación con base en la SP.....	80
Cuadro 20. Resultado de RAS RASaj y RAS $^{\circ}$ .....	83

Cuadro 21. Clasificación según el riesgo de sodicidad para el RAS, RASaj y RAS°.	88
Cuadro 22. Clasificación del riesgo de sodicidad en suelos por el PSI.	93
Cuadro 23. Clasificación de las muestras según el CSR.	95
Cuadro 24. Clasificación según la dureza.	97
Cuadro 25. Clasificación con base en la reducción de infiltración.	99
Cuadro 26. Clasificación con base en la toxicidad del boro.	103

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Clasificación Goldschmidt.....	18
Figura 2. RAS con respecto al equilibrio estimado del PSI .....	29
Figura 3. Clasificación de riesgo por salinidad y sodicidad de las aguas según su RAS. .....	34
Figura 4. Clasificación de las aguas según el riesgo de infiltración por salinidad y sodicidad. ....	40
Figura 5. Ubicación espacial de los puntos de muestreo. ....	45
Figura 6. Distribución de aniones y cationes.....	69
Figura 7. Relación conjunta de la $CE_{\text{experimental}}$ ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y la $CE_{\text{teórica}}$ ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de las aguas de la red hidrográfica que riega al valle del Mezquital. ....	71
Figura 8. Relación entre Sólidos Totales Disueltos y Conductividad Eléctrica de la red hidrográfica que riega el valle del Mezquital .....	72
Figura 9. Relación entre CE y concentración total de cationes (a) y aniones (b) de la red hidrográfica que riega el valle del Mezquital. ....	73
Figura 10. Clasificación de las aguas según el diagrama de riesgo de salinidad y sodicidad usando el RAS, $RAS_{\text{aj}}$ y $RAS^{\circ}$ .....	91
Figura 11. Comparación RAS vs $RAS_{\text{aj}}$ .....	92
Figura 12. Comparación de RAS vs $RAS^{\circ}$ .....	92
Figura 13. Clasificación con base en la RAS, $RAS_{\text{aj}}$ y $RAS^{\circ}$ .....	106
Figura 14. Distribución de las muestras con respecto a la reducción de infiltración.	1014

## RESUMEN.

### CALIDAD AGRONÓMICA DE LAS AGUAS RESIDUALES QUE RIEGAN EL VALLE DEL MEZQUITAL, ESTADO DE HIDALGO.

México ocupa el segundo lugar en hacer uso de aguas residuales en actividades agrícolas. Así mismo, el valle del Mezquital es la región agrícola regada con aguas negras más grande en el mundo. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la calidad agronómica de las aguas residuales que riegan al valle del Mezquital y valorar como el entorno geológico las afecta. Para ello se recolectaron 111 muestras a lo largo de la red hidrográfica del valle. Posteriormente se analizaron sus variables físico-químicas, las cuales se clasificaron según su composición iónica, conductividad eléctrica *CE*, salinidad (salinidad efectiva *SE* y salinidad potencial *SP*), sodicidad (Relación de Adsorción de Sodio *RAS*, Porcentaje de Sodio Intercambiable *PSI* y Carbonato de Sodio Residual *CSR*), problemas de infiltración y toxicidad por boro. Según los resultados la composición iónica todas las muestras son bicarbonatadas, la *CE* clasifica al 86% como clase *C3 altamente salinas*. Por su parte, la *SE* considera al 90% como *agua de riego condicionada*, y para la *SP* el 87% pertenece a ésta categoría. La *RAS* clasifica al 86% en *peligro medio* de sodificación, según el *PSI* todas las muestras son *ligeramente sódicas*, el *CSR* sugiere que el 86% de las muestras son *no recomendables para riego*, el 63% presenta una *ligera reducción* de infiltración y la toxicidad por boro considera al 54% de las muestras como *buenas*. Se recomienda la instalación de plantas tratadoras de agua, reducir la lámina de riego y además, llevar a cabo un manejo adecuado de los suelos.

Palabras clave: Composición iónica, hidroquímica, salinidad, sodicidad.

## ABSTRACT.

### AGRICULTURAL QUALITY OF WASTEWATER WATERING THE MEZQUITAL VALLEY, HIDALGO STATE.

Mexico is the second country with the highest use of wastewater in agriculture. Moreover, the Mezquital Valley it is the agricultural land irrigated with wastewater largest in the world. The aim of this study was to evaluate the agronomic quality of wastewater irrigated valley of Mezquital and evaluate as the geological environment affects them. To do it, 111 samples were collected along the river system of the valley. Later, physic-chemical variables were analyzed, which were classified by their ionic composition, electrical conductivity *EC*, salinity (Effective Salinity *ES* and Potential Salinity *PS*), sodicity (Sodium Adsorption Ratio *SAR*, Percentage of Exchangeable Sodium *ESP* and Residual Sodium Carbonate *RSC*), problems of infiltration and Boron toxicity. In the results, according to the ionic composition all samples are bicarbonate, the *EC* classified 86% of samples as class C3 (highly saline). Meanwhile, in the *ES* 90% is considered as *contingent irrigation water*, and to *PS* 87% of samples belong to this category. The *SAR* classifies 86% in the *midst of danger sodification*, based on *ESP* all samples are *slightly sodium*, the *RSC* suggest that 86% of the samples are *not suitable for irrigation*, the 63% have a slight reduction in infiltration and boron toxicity considers 54% of the samples as good. Is recommended the installation of water treatment plants, reduce the amount of irrigation and make appropriate soil management.

Key words: Ionic composition, hydrochemistry, salinity, sodicity.

## I. INTRODUCCIÓN.

La escasez de agua ha planteado diversas alternativas que cubran su necesidad para el riego, esto comprende la optimización de fuentes calidad mediante el establecimiento de riegos presurizados, la utilización de fuentes no convencionales como el empleo de aguas residuales urbano-industriales y el uso de aguas de drenaje agrícola (Saldivar, 2009).

La reutilización en la agricultura de aguas residuales tanto domesticas como urbano-industriales se ha considerado como benéfica en el manejo de cultivos agrícolas. Debido a los contenidos de nitrógeno y fosforo, estos elementos ayudan a reducir los requerimientos de fertilizantes comerciales por los cultivos (Saldivar, 2009).

El constante aumento en la producción de aguas residuales (AR), plantea problemas potenciales para la salud humana y ambiental (Braatz y Kandiah, 1996). Por ello es importante centrar la atención en métodos seguros e inocuos que permitan depurar y eliminar las AR, además que sea eficiente en función de costos. Una oportunidad para atender estas dos necesidades es el aprovechamiento de estas aguas en el riego agrícola (Armitage, 1985).

En el mundo se riegan cerca de 20 millones de hectáreas con AR, equivalentes al 8% de la superficie mundial total. Después de China donde se riegan cerca de 1 330 000 hectáreas, México es el segundo país que más agua residual emplea en actividades agrícolas con 350 000 hectáreas (Shuval *et al.*, 1986).

El valle del Mezquital ubicado en el estado de Hidalgo, es el mayor campo agrícola regado con aguas negras en el mundo (Cifuentes et al., 1991). Según Espino (1981) 143 227 hectáreas de esta región son regadas con  $2\ 553.8\ \text{m}^3\ \text{ha}^{-1}$  de aguas residuales, originadas por actividades urbano-industriales provenientes del valle de México.

El uso de aguas residuales para el riego de cultivos se debe a la falta de agua y al intento de dar una solución eficiente a un problema sanitario. Según Ayers y Mara (1996) los principales problemas del uso de AR son: 1) acumulación de sales solubles en los

suelos; 2) desarrollo de procesos de sodicidad en suelos agrícolas; y 3) la acumulación de metales pesados.

Las AR presentan una mayor cantidad de sales como resultado de la intemperización de rocas de la corteza terrestre y a una cantidad extra de los residuos que transportan (Mendoza, 2009). A medida que el agua se evapora, las sales se acumulan en los espesores del suelo (Bernstein y Francois, 1973). Por esta razón este tipo de aguas pueden causar problemas de salinidad y toxicidad en las plantas por parte de iones específicos como el boro (B), cloro (Cl) o sodio (Na); exceso de nutrientes como nitratos ( $\text{NO}_3$ ) y fosfatos ( $\text{PO}_4$ ) incluso pueden contener metales pesados como plomo (Pb), zinc (Zn), cadmio (Cd), mercurio (Hg), entre otros (Ramalho, 1988).

Las AR reúnen ciertas características físicas, químicas y biológicas que permiten analizarlas, clasificarlas y reconocer su calidad agrícola. Dicha calidad, tiene importantes efectos sobre el suelo y la productividad de los cultivos. Por lo tanto para garantizar la producción agrícola es necesario conocer con precisión las características de las aguas y determinar su calidad, en particular aquellas con alto contenido salino.

Debido a lo anterior se realizó una caracterización físico-química de las aguas residuales que riegan el valle del Mezquital además de analizar los procesos de salinización que pueden originarse por el uso de estas.

## **II. OBJETIVOS.**

### **2.1 Objetivo General.**

Evaluar la calidad agronómica de las aguas residuales que riegan el valle del Mezquital, Hidalgo.

### **2.2 Objetivos Particulares.**

2.2.1 Colectar muestras de aguas residuales, superficiales y subsuperficiales de la red hidrográfica del valle del Mezquital y zonas aledañas.

2.2.3 Determinar los parámetros físico-químicos de las muestras, tales como: temperatura, pH, conductividad eléctrica, residuo seco evaporado, carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, sodio, potasio, calcio, magnesio, fósforo, boro, sílice, nitratos y presión osmótica.

2.2.2 Clasificar el uso de las aguas residuales según su Salinidad Potencial (SP), Salinidad Efectiva (SE), Relación de Adsorción De Sodio (RAS), porcentaje de sodio intercambiable (PSI), Carbonato De Sodio Residual (CSR), dureza, problemas de infiltración y toxicidad específica por Boro.

## **III. HIPOTESIS.**

La cantidad y composición de las sales solubles en las aguas de la red hidrográfica del valle del Mezquital está directamente relacionada con las características de la condición de las AR de urbano-industriales del área metropolitana del valle de México

La calidad de las aguas residuales dentro del valle del mezquital es apta para el riego agrícola.



## **IV. REVISIÓN DE LITERATURA.**

### **4.1 El uso de aguas residuales para riego agrícola a nivel mundial.**

La agricultura es el sector que mayor demanda de agua supone a nivel mundial. El riego de tierras agrícolas requiere la utilización de un 70 % de los recursos hídricos en el mundo (Frenken, 2012). Por tanto, es necesario hacer uso de fuentes alternas que permitan cubrir esta necesidad.

Actualmente, la reutilización de aguas residuales es una práctica mundialmente extendida. Esta actividad se debe principalmente a dos motivos: 1. La necesidad causada por la escasez o la falta de agua, como es el caso de países en vías de desarrollo, tales como México, Marruecos, Israel, India, Chile o Perú y 2. Una actitud conservacionista y sanitaria acorde a un pensamiento de protección al ambiente, donde países como Alemania, Australia, Canadá, España o Estados Unidos, donde el agua residual es previamente tratada, y posteriormente reintegrada a cuerpos de agua superficiales, utilizada en el riego de campos deportivos, de golf, parques o bosques, y en menor escala, al riego de cultivos que no representan riesgo al consumo humano (Garza, 1994)

La República Popular de China es el país que más agua residual emplea en las actividades agrícolas, siendo México el segundo país en llevar a cabo esta práctica. La superficie de hectáreas irrigadas con aguas residuales en diversos países, tiene el siguiente orden: China 1 330 000, México 350 000, India 85 500, Sudáfrica 18 000, Chile 16 000, Estados Unidos 11 875, Australia 10 000, Israel 8 800, entre otros. En América Latina, México es la nación que más hectáreas irriga con aguas residuales no tratadas.

### **4.2 El uso de Aguas residuales para el riego agrícola en México**

México cuenta con 460 mil millones de metros cúbicos de agua dulce renovable. La mayor disponibilidad se encuentra en el sur-este del país, mientras que en el centro y norte hay déficit hídrico. El 15% de los acuíferos están sobreexplotados (CONAGUA, 2011), por lo que es imperativo implementar sistemas de reúso.

Dado que el 77% del uso consuntivo es agrícola, se fomenta el uso de agua residual tratada en lugar del agua de primer uso en este sector. La zona más extendida regada con agua residual es el valle del Mezquital, ceca de 140 mil has, donde aguas crudas, mezcladas, y sometidas a sedimentación se usan para regar forrajes, maíz, y algunas hortalizas (Mejía *et al*, 2012).

Según estadísticas de Conagua, (2011) se estimó que en México se reutilizaron 5 051 millones de metros cúbicos de agua (equivalente a un caudal de 160 m<sup>3</sup>/s). De las aguas residuales colectadas en las redes de alcantarillado, destaca el reúso del agua para riego de cultivos agrícolas, 4 123 millones de m<sup>3</sup>. En una menor proporción se reutilizan dichas aguas en las industrias, así como en las termoeléctricas, como es el caso de la central termoeléctrica de Villa de Reyes, San Luis Potosí.

Actualmente, en México existen más de 30 grandes escenarios donde la irrigación agrícola depende de las aguas negras generadas por igual número de poblaciones.

#### 4.2.1 El uso de aguas residuales en el valle del Mezquital.

El mayor reciclaje de las aguas residuales en México, se realiza en los distritos de riego 003 y 100, situados en el Valle del Mezquital, estado de Hidalgo. El distrito de riego 003 cuenta con aproximadamente 130 mil hectáreas regadas con aguas residuales de la Ciudad de México, siendo así el mayor territorio del mundo regado con esta clase de aguas (CONAGUA, 2011).

Este desarrollo agrícola sitúa al valle del Mezquital como una de las zonas de mayor importancia económica. Es por ello, que para su proyección y desarrollo, requiere del uso de sus reservas de aguas subterráneas y de la disponibilidad del agua superficial. La principal fuente de agua superficial del distrito 003, es el río Tula el cual ha estado recibiendo desde principios de siglo aguas negras procedentes de la Ciudad de México, con las cuales se han irrigado grandes extensiones de tierra cultivable (CONAGUA, 2011)

### **4.3 Hidroquímica.**

La composición del agua varía con las condiciones geológicas locales. Ninguno de las aguas subterráneas ni las aguas superficiales son agua químicamente pura (H<sub>2</sub>O), ya que

el agua contiene pequeñas cantidades de gases, minerales y materia orgánica de origen natural.

La caracterización hidroquímica de las aguas y su distribución espacial aportan información sobre el origen, los procesos físico-químicos que la afectan, la calidad, así como la presencia y concentración de elementos (García *et al*, 2012).

Para la caracterización y clasificación hidroquímica de las aguas se analiza la presencia y concentración de aniones y cationes, y se clasifican con el diagrama de Piper (Molina, 2009). El diagrama de Piper está formado por dos triángulos equiláteros donde se representan, en uno, la composición catiónica ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ , y  $\text{K}^+$ ), y en otro la aniónica ( $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ , y  $\text{SO}_4^{2-}$ ) (Nwankwoala and Udom, 2011).

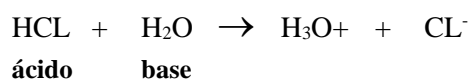
#### 4.3.1 pH del agua.

La concentración de iones  $\text{H}^+$  indica el grado de acidez, o basicidad, de una disolución acuosa a  $25^\circ \text{C}$ ; sin embargo el uso de exponentes no es sencillo y hace difícil su manejo. Por lo anterior en 1908 el bioquímico danés Sören Peter Lauritz Sørensen propuso que en lugar de concentraciones de ion  $\text{H}^+$  se usaran sus logaritmos negativos y que este índice logarítmico se representara por el símbolo pH (p=potencia). Hoy es común llamarlo pH (potencial de hidrogeno). La definición original de Sørensen establece que:

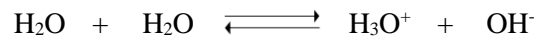
$$\text{pH} = -\log[\text{H}^+] = \log \frac{1}{[\text{H}^+]} \dots\dots\dots(1)$$

El pH es un índice logarítmico del grado de acidez o alcalinidad de una disolución acuosa. Este índice es logarítmico por que se expresa mediante un exponente (con base 10) que es fácil de manejar. Según el modelo Bronsted-Lowry, las reacciones ácido-base son un intercambio molecular de iones  $\text{H}^+$  del ácido más fuerte a la base más fuerte en la cual el agua puede cumplir alguna de las siguientes funciones:

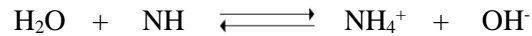
1. Una molécula de agua puede actuar como aceptor de iones  $\text{H}^+$  y ceder un ácido



2. Una molécula de agua puede donar un ion H<sup>+</sup> a otra



3. Una molécula de agua puede donar un ion H<sup>+</sup> a una base para formar OH<sup>-</sup>



La expresión de la constante de equilibrio de la disociación del agua es:

$$K_{\text{eq}} = \frac{[\text{H}_3\text{O}^+][\text{OH}^-]}{[\text{H}_2\text{O}]} \dots\dots\dots(2)$$

Experimentalmente se mide la concentración de los iones H<sup>+</sup> y OH<sup>-</sup> en el agua pura es 1\*10<sup>-7</sup> mol L<sup>-1</sup>.

$$[\text{H}_3\text{O}^+] = [\text{OH}^-] = 1*10^{-7} \text{ mol L}^{-1} \text{ (a } 25^\circ \text{ C)} \dots\dots\dots(3)$$

En la ecuación de equilibrio se juntan los términos K<sub>eq</sub> y H<sub>2</sub>O para obtener una nueva constante del producto iónico del agua K<sub>w</sub>

$$K_w = K_{\text{eq}} [\text{H}_2\text{O}] = [\text{H}^+] [\text{OH}^-] \dots\dots\dots(4)$$

$$K_w = [\text{H}^+] [\text{OH}^-] = [1*10^{-7}] [1*10^{-7}] \dots\dots\dots(5)$$

$$K_w = [1*10^{-14}] \text{ (a } 25^\circ \text{ C)} \dots\dots\dots(6)$$

La concentración teórica de moles de agua es de 55.3 mol L<sup>-1</sup>, la constante de equilibrio del agua es:

$$K_w = \frac{[\text{H}_3\text{O}^+][\text{OH}^-]}{[\text{H}_2\text{O}]} = 1.18 * 10^{-16} \dots\dots\dots(7)$$

Sí la disolución tiene una concentración mayor de iones H<sup>+</sup> que el agua pura será una solución ácida, como K<sub>w</sub> = [H<sup>+</sup>] [OH<sup>-</sup>] es constante el aumento de H<sup>+</sup> implica una disminución de OH<sup>-</sup>. Una solución que tiene menor concentración de H<sup>+</sup> que el agua pura se llama solución básica.

Entonces una solución es ácida, cuando:  $[H^+] > 10^{-7} \text{ mol L}^{-1}$  y  $[OH^-] < 10^{-7} \text{ mol L}^{-1}$ ,

Es neutra, sí:  $[H^+] = 10^{-7} \text{ mol L}^{-1}$  y  $[OH^-] = 10^{-7} \text{ mol L}^{-1}$ ,

Y básica, sí:  $[H^+] < 10^{-7} \text{ mol L}^{-1}$  y  $[OH^-] > 10^{-7} \text{ mol L}^{-1}$ .

#### 4.3.2 Conductividad eléctrica (CE).

La conductividad eléctrica se define como la capacidad de una solución acuosa para transmitir una corriente eléctrica y es igual al recíproco de la resistividad de la solución (Greenberg, 1992). Dicha capacidad depende de la presencia de iones; de su concentración, movilidad y valencia, y de la temperatura ambiental. La concentración de sales se puede medir mediante la conductividad eléctrica del agua (CE). Cuanto mayor sea la cantidad de sales disueltas en el agua, mayor será el valor de la conductividad eléctrica.

Las sales disueltas en agua se dividen en iones cargados positivamente y negativamente. Los iones cargados positivamente son el calcio ( $Ca^{2+}$ ), magnesio ( $Mg^{2+}$ ), sodio ( $Na^+$ ) y potasio ( $K^+$ ). Mientras que los iones con carga negativa son el sulfato ( $SO_4^{2-}$ ), carbonato ( $CO_3^{2-}$ ), bicarbonato ( $HCO_3^-$ ) y cloruros ( $Cl^-$ ). Los nitratos y fosfatos contribuyen muy poco a la conductividad, pero tienen importantes funciones biológicas.

#### 4.3.3 Ion calcio ( $Ca^{2+}$ ) en el agua.

El calcio suele ser el catión principal en la mayoría de las aguas naturales debido a su amplia difusión en rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas. En rocas ígneas aparece como constituyente esencial de los silicatos especialmente en el grupo de las plagioclasas. En rocas sedimentarias aparece fundamentalmente en forma de carbonato, como es el caso de las calcitas, el aragonito ( $CaCO_3$ ) y la dolomita ( $CaMg(CO_3)_2$ ) o en forma de sulfato, como el yeso ( $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ ) o la anhidrita ( $CaSO_4$ ). (Appelo and Postma, 1993). Entonces, la concentración de calcio en el agua cambia, dependiendo de la localización geográfica, debido a las variaciones en la geología de la región y a las interacciones del agua y la roca (Jodral *et al*, 2007).

El intercambio iónico entre el  $Ca^{2+}$  y otros cationes ( $Na^+$  fundamentalmente), retenidos en la superficie de minerales con los que entra en contacto el agua, se potencia

notablemente en terrenos arcillosos de baja permeabilidad. Las aguas naturales expuestas a rocas calizas se denominan aguas calcáreas, ya que su contenido en carbonato y bicarbonatos es notable. De esta forma, estas reacciones implican equilibrios que tienen lugar entre tres fases: aire, agua y rocas. (Appelo and Postma, 1993).

Además, identificar la concentración de calcio nos permite clasificar aguas, debido a que éste ion junto con el magnesio (Mg) determinan la dureza del agua. Desde el punto de vista sanitario, la dureza no representa un riesgo para la salud humana. Pero en el caso de la industria y servicios, sí la cantidad de calcio y magnesio es muy alta, aparece un precipitado de carbonato de calcio y de hidróxido de magnesio que causa formaciones de sarro en equipos y tuberías y en algunos casos, los daños son irreversibles (Jodral *et al*, 2007).

En el caso de las plantas, el calcio es absorbido en su forma catiónica ( $\text{Ca}^{2+}$ ), es un elemento poco móvil, interviene en la formación de pectatos de calcio en la laminilla media de las células, donde se lleva a cabo el proceso de absorción de los elementos. El calcio forma sales con los ácidos orgánicos e inorgánicos del interior de las células regulando la presión osmótica de la misma. Interviene en la formación de la lecitina, un fosfolípido de la membrana celular, el cual ayuda en la permeabilidad de estas. Igualmente actúa en la división mitótica de las células, en el crecimiento de los meristemas y en la absorción de nitratos (Rodríguez, 1992).

Por regla general los suelos de textura gruesa y aquellos que se ubican en regiones húmedas, formados a partir de rocas pobres en minerales de Ca tienen bajos niveles de  $\text{Ca}^{2+}$ . En contraposición a lo anterior, los suelos de textura fina, formados a partir de rocas que son ricas en este elemento, contienen mucho mayores contenidos de Ca total y  $\text{Ca}^{2+}$  intercambiable (Havlin *et al.*, 1999).

Los suelos antiguos, altamente meteorizados y lavados bajo condiciones húmedas, generalmente tienen bajos niveles de  $\text{Ca}^{2+}$ . En ambientes áridos los altos contenidos de Ca en las capas más superficiales pueden presentarse en forma de acumulaciones de yeso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) (Mengel y Kirkby, 2000).

El calcio contribuye a la fertilidad del suelo de la siguiente manera: Cuando se agrega cal ( $\text{CaCO}_3$ ), el Ca desplaza al hidrógeno ( $\text{H}^+$ ) presente en la superficie de las partículas de suelo, disminuyendo la acidez. Asimismo, este elemento es esencial para los microorganismos que transforman los residuos de cultivos en materia orgánica, liberan nutrientes y mejoran tanto la estructura como la capacidad del suelo de almacenar agua (BEAR *et al*, 1948).

#### 4.3.4 Ion magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) en el agua.

El magnesio contribuye notablemente, junto con el calcio, a caracterizar la dureza de un agua. El contenido en magnesio de un agua depende casi exclusivamente de los terrenos que atraviesa, pudiendo variar desde muy pocos  $\text{mg l}^{-1}$  a varios cientos de  $\text{mg l}^{-1}$ . Por ejemplo, la salmuera subterránea contiene un 3% de  $\text{MgCl}$ . (Pulido y Cerón, 1991)

El magnesio es un elemento indispensable para el crecimiento. El organismo humano ingiere gran cantidad de magnesio diariamente a través de los alimentos, así como elemento indispensable en el desarrollo de ciertos sistemas enzimáticos, actuando igualmente en la constitución de los huesos.

Se sabe que concentraciones de magnesio en aguas superiores a  $125 \text{ mg l}^{-1}$  pueden tener efectos laxantes e incluso adquirir un sabor amargo, sobre todo cuando el contenido de ion sulfato es notable. (Pulido y Cerón, 1991)

Quizá el papel más conocido de Mg en la planta se relaciona con su aparición en el centro de la molécula de la clorofila, pigmento esencial para que las plantas verdes puedan llevar a cabo la fotosíntesis; pese a ello, la fracción del Mg total asociada a la clorofila es relativamente pequeña, pues sólo representa entre el 15 y 20% (Mengel y Kirkby, 2000).

Navarro y Navarro (2003) resaltan el hecho que el  $\text{Mg}^{+2}$  es el único elemento metálico constituyente de la clorofila, y mencionan valores similares a los reportados por Mengel y Kirkby (2000) del  $\text{Mg}^{+2}$  clorofílicos (10–12%).

Entre otras funciones se puede mencionar: regulación del pH celular y el balance de catión–anión, síntesis de proteínas, activación de enzimas y transferencia de energía (Marschner, 1986).

Havlin *et al.* (1999) consideran que aquellos suelos que contienen menos de 25 a 50 mg kg<sup>-1</sup> de Mg<sup>+2</sup> intercambiable son probablemente deficientes en este nutriente. La saturación crítica de Mg<sup>+2</sup> para un óptimo crecimiento de las plantas coincide estrechamente con este rango, pero en la mayoría de los casos el porcentaje de saturación podría no ser menos de 10%.

Es común la ocurrencia de las deficiencias de Mg<sup>+2</sup> en suelos ácidos con altas tasas de aplicación de calces con bajas concentraciones de este elemento; así mismo cuando se realiza un suministro elevado de fertilizantes amoniacales o potásicos, y en cultivos con alta demanda de Mg (Havlin *et al.*, 1999).

El Mg<sup>2+</sup> en el suelo puede estar básicamente en tres formas: 1. Como constituyente de minerales, 2. como catión intercambiable en el complejo de cambio y 3. En la solución del suelo; lo anterior sin tener en cuenta que pequeñas cantidades de Mg<sup>+2</sup> se encuentran presentes en la fracción orgánica (Barber, 1995).

La concentración normal de Mg<sup>+2</sup> en la solución del suelo en las regiones templadas varía entre 5 y 50 mg kg<sup>-1</sup> (Havlin *et al.*, 1999). Las concentraciones de Mg<sup>+2</sup> en el complejo de cambio varían según el material parental, tipo de arcilla, la textura, presencia de otros cationes, la acidez, la lluvia, extracción por los cultivos y los aportes vía fertilización y enclavamiento. En este sentido, las deficiencias de Mg<sup>+2</sup> tienden a ocurrir cuando los suelos son ácidos, arenosos, altamente lavados y con baja Capacidad de Intercambio Catiónico-CIC; en suelos calcáreos el nivel de Mg<sup>+2</sup> es inherentemente bajo (Havlin *et al.*, 1999).

El Mg<sup>+2</sup> intercambiable es por lo general del orden del 5% del Mg total, y constituye normalmente entre el 4 y 20% de la CIC, valor considerablemente menor que el de Ca<sup>2+</sup> (80%), y mayor que el de K<sup>+</sup> (cerca de 4%) (Mengel y Kirkby, 2000).

#### 4.3.5 Ion sodio (Na<sup>+</sup>) en el agua.

El sodio es el elemento más abundante de los elementos alcalinos, hallándose sus compuestos extensamente distribuidos en la naturaleza; este constituye 26g Kg<sup>-1</sup> de la corteza terrestre ocupando el sexto lugar entre los elementos más abundantes. Los niveles de sodio en aguas subterráneas varían mucho, pero normalmente fluctúan entre 6



y  $500 \text{ mg L}^{-1}$  dependiendo del área geográfica. Los niveles más altos pueden estar relacionados con suelos salinos. En las aguas superficiales, la concentración de sodio puede ser menor que  $1 \text{ mg L}^{-1}$  o exceder de  $300 \text{ mg L}^{-1}$  (OPS, 1988).

En el agua dulce, los niveles más altos de sodio se encuentran en los ríos de tierras bajas y en el agua subterránea, mientras que en tierras altas, tendrán un contenido de este elemento relativamente bajo. Los niveles de sodio y potasio más elevados son los que están relacionados con el agua subterránea en aquellos lugares donde hay abundancia de depósito de mineral de estos compuestos o donde ha habido contaminación por filtración salina.

#### 4.3.6 Ion potasio ( $\text{K}^+$ ) en el agua.

El potasio, sin embargo, en aguas potables rara vez alcanza los  $20 \text{ mg L}^{-1}$ , pero en salmueras puede contener más de  $100 \text{ mg L}^{-1}$  (OPS, 1988).

El sodio está en el agua en mayor concentración que el potasio. La presencia de sodio y potasio no es perjudicial para la salud, a menos que alcancen concentraciones muy elevadas, habiéndose encontrado correlación entre concentraciones altas de sodio y enfermedades coronarias, hipertensión y enfermedades renales y hepáticas.

#### 4.3.7 Iones carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) en el agua (alcalinidad).

Las aguas naturales contienen cantidades significativas de  $\text{CO}_2$  disuelto como resultado tanto de la disolución del dióxido de carbono atmosférico como de la descomposición anaeróbica de la materia orgánica. Este  $\text{CO}_2$  que penetra en el agua genera, en primera instancia, ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) el cual rápidamente entra a formar parte del complejo equilibrio ácido-base en el que participan las diferentes formas carbonatadas presentes en un agua. Así pues, la química de los procesos ácido-base de un agua natural está dominada por la presencia del ion carbonato,  $\text{CO}_3^{2-}$  que es una base moderadamente fuerte, así como del ácido débil  $\text{HCO}_3^-$ , y de sus interrelaciones. Aunque en un agua la mayor parte del  $\text{CO}_2$  disuelto y rodeado de moléculas de agua, una parte estará en la forma de ácido carbónico, de tal manera que cuando se habla en general de ácido carbónico se asume también la parte del gas disuelta ( $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ ), a pesar de que es esta

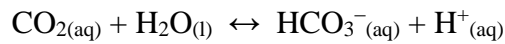
última la forma mayoritaria en la que se encuentra. Así, podemos escribir la primera reacción de equilibrio que tiene lugar cuando el CO<sub>2</sub> pasa a la fase acuosa:



Una vez formado el ácido carbónico, se disocia parcialmente para dar como resultado bicarbonato y protones:



Aunque desde un punto de vista más formal deberíamos de decir que el CO<sub>2</sub> disuelto, hidroliza al agua dando protones al medio, según el proceso:



La fuente mayoritaria de bicarbonato en un agua natural no es este proceso, sino el proveniente del lavado de rocas calizas que hace que parte del carbonato que contienen pase al agua, aumentando de forma natural el pH de estas aguas, ya que hidroliza parcialmente al agua dando OH<sup>-</sup>, lo que lo convierte en una base moderadamente fuerte.



Las aguas naturales expuestas a la caliza se denominan aguas calcáreas, ya que su contenido en carbonatos/bicarbonatos es notable. De esta forma, estas reacciones implican equilibrios que tienen lugar entre tres fases: aire, agua y rocas.

#### 4.3.8 Ion cloruro (Cl<sup>-</sup>) en el agua.

El cloruro presente en el agua de consumo procede de fuentes naturales, aguas residuales y vertidos industriales, escorrentía urbana con sal de deshielo, e intrusiones salinas.

Las concentraciones de cloruro excesivas aumentan la velocidad de corrosión de los metales en los sistemas de distribución de agua, aunque variará en función de la alcalinidad, lo que puede hacer que aumente la concentración de metales en el agua.

Las concentraciones de cloruro que excedan de unos 250 mg<sup>-1</sup> pueden conferir al agua un sabor perceptible (OMS, 2006). Las Normas internacionales para el agua potable de

la OMS de 1958 sugirieron que concentraciones de cloruro superiores a  $600 \text{ mg}^{-1}$  afectarían notablemente a la potabilidad del agua. En la primera edición de las Guías para la calidad del agua potable, publicada en 1984, se estableció un valor de referencia de  $250 \text{ mg}^{-1}$  para el cloruro, basado en consideraciones gustativas.

El sabor salado producido por la concentración de cloruros es variable, en algunas aguas conteniendo  $25 \text{ mg Cl L}^{-1}$  se puede detectar el sabor salado si el catión es cloruro de sodio (NaCl). Por otra parte, éste sabor puede estar ausente en aguas conteniendo hasta  $1 \text{ g Cl L}^{-1}$  cuando los cationes que predominan son calcio y magnesio (IMTA, 2001).

#### 4.3.9 Ion sulfatos ( $\text{SO}_4$ ) en el agua.

Los sulfatos están presentes de forma natural en muchos minerales y se utilizan comercialmente, sobre todo en la industria química. Se liberan al agua procedente de residuos industriales y mediante precipitación desde la atmósfera; no obstante, las concentraciones más altas suelen encontrarse en aguas subterráneas y provienen de fuentes naturales. En general, la ingesta diaria media de sulfato procedente del agua de consumo, el aire y los alimentos es de aproximadamente 500 mg.

No obstante, debido a los efectos gastrointestinales de la ingestión de agua de consumo con concentraciones altas de sulfato, se recomienda notificar a las autoridades de salud las fuentes de agua de consumo en las que las concentraciones de sulfato rebasen los  $500 \text{ mg}^{-1}$ . La presencia de sulfato en el agua de consumo también puede producir un sabor apreciable y contribuir a la corrosión de los sistemas de distribución.

#### 4.3.10 Ion Ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) en el agua.

Los fosfatos en aguas naturales son hidrolizados fundamentalmente a Ortofosfato. Los compuestos orgánicos también pueden ser hidrolizados a través de reacciones químicas y biológicas que se consideran factores claves en el ciclo normal del fósforo (Manahan, 2007).

Según Hay (1981), las especies más comunes de fósforo en el agua son, en las especies inorgánicas los Ortofosfato, polímeros lineales (polifosfatos), polímeros cíclicos, metafosfatos y en las especies orgánicas esterres, fosfonatos, fosfolípidos, ácidos nucleicos, proteínas, azúcares, ácidos aminofosfóricos y fosfoamidas.

Entre las fuentes de fósforo de origen natural están los depósitos de rocas fosfóricas de las cuales se desprende fósforo en forma de ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Las fuentes antropogénicas incluyen descargas de aguas residuales, domésticas e industriales (Manahan, 2007).

#### 4.3.11 Ion boro ( $\text{B}^{3+}$ ) en el agua.

El boro es esencial para el crecimiento de las plantas, pero un exceso de éste en el agua de riego afecta su desarrollo, aunque algunas plantas presentan problemas en su crecimiento cuando las concentraciones son muy bajas, por lo general menores a  $1 \text{ mg L}^{-1}$ . El agua potable contiene concentraciones muy bajas de boro que se consideran inocuas para el ser humano. Sin embargo, cuando se ingieren cantidades altas de boro por un tiempo prolongado, el sistema nervioso central puede verse afectado, ocasionando un síndrome que en medicina se denomina borismo. El boro se encuentra en forma natural en el agua pero se puede encontrar en concentraciones mayores debido a desechos de productos de limpieza e industriales (IMTA, 2001).

En 1936 Scofield fue el primero en proponer rangos de tolerancia de los cultivos al boro, los cuales se siguen usando. Los rangos se muestran en el cuadro 1.

**Cuadro 1. Clasificación de las aguas de riego según su contenido de Boro.**

CLASIFICACIÓN	CONCENTRACIÓN EN $\text{mg L}^{-1}$
Buena	0.1 – 1.0
Condicionada	1.0 – 2.0
No Recomendable	2.0 – 4.0

#### 4.3.12 Ion silicio ( $\text{SiO}_3^{2-}$ ) en el agua.

El silicio es el segundo elemento más abundante en la corteza terrestre después del oxígeno (Hem, 1992), aun así su concentración y presencia en el agua subterránea no es tomada en cuenta en los trabajos hidroquímicos. Debido a su baja solubilidad, su presencia en el agua no es significativa.

Hem (1992), haciendo referencia a diversas experiencias de laboratorio, señala las siguientes solubilidades de minerales silíceos en agua pura a  $25^\circ\text{C} = 6.0 \text{ mgL}^{-1}$ , crisobalita:  $27 \text{ mgL}^{-1}$  y sílice amorfa  $115 \text{ mgL}^{-1}$ .

#### **4.4 Origen de las sales solubles en las aguas superficiales y subterráneas.**

Las fuentes principales de sales en suelos y en aguas de riego, es el Intemperismo geoquímico permanente sobre las rocas que se encuentran en los espesores superficiales de la corteza terrestre y que tiene lugar durante toda la longitud de tiempo geológico (Kovda, 1967).

Por tanto, el Intemperismo es un proceso espontaneo que transforma a los minerales primarios en otros minerales que son más estables en la superficie de la corteza terrestre. Los agentes que están involucrados en el Intemperismo geoquímico son: agua de lluvia ( $H_2O$ ), oxígeno ( $O_2$ ), bióxido de carbono ( $CO_2$ ), metano ( $CH_4$ ) y ácido sulfhídrico ( $H_2S$ ). En general, por medio de los efectos de agentes de Intemperismo, los minerales primarios se transforman en especies solubles.

Las sales solubles del suelo consisten principalmente en varias proporciones de los cationes sodio, calcio y magnesio, y de los aniones cloruro y sulfatos; el catión potasio y los aniones bicarbonato, carbonato y nitrato, se encuentran generalmente en cantidades menores. La fuente original y en cierto modo la más directa de la cual provienen las sales antes mencionadas, son los minerales primarios que se encuentran en los suelos y en las rocas expuestas de la corteza terrestre (Richards, 1962).

Las fuentes primarias de sales solubles en la corteza terrestre son: 1) Emanaciones gaseosas volcánicas y plutónicas (lavas, fumarolas y magma) y productos de sus cambios y reacciones fisicoquímicas, 2) Sales y gases que se encuentran solubilizados en fuentes termales, 3) Productos de oxidación de algunos elementos de la atmosfera y de algunos de sus gases y 4) Productos solubles derivados del Intemperismo de rocas cristalinas. Durante estos procesos, los productos gaseosos solubles se presentan en forma de elementos (S, Cl) que se oxidan posteriormente o se solubilizan en las aguas.

En 1924, Clarke estimó que el contenido medio de cloro y azufre de la corteza terrestre es de 0.05% y 0.06%, respectivamente, mientras que el sodio, calcio y magnesio se encuentran a razón de casi 2% a 3% en la corteza terrestre.

#### 4.4.1 Intemperismo.

Según Boul, Hole y McCracken, (1973), el intemperismo se refiere a la descomposición y la degradación química y física de las rocas y los minerales contenidos en ellas que no se encuentran en equilibrio en las condiciones de temperatura, presión y humedad del espacio entre la atmosfera y la litosfera.

Se refiere al termino intemperismo al de meteorización, ya que está asociado especialmente con ciencias geológicas, involucra de preferencia una acción directa de carácter físico y químico, (Malagón, 1973).

La velocidad del proceso intempérico se ve afectada por múltiples factores, entre los cuales se deben mencionar los siguientes: 1. Tamaño de las partículas constituyentes; 2. Permeabilidad; 3. Posición del nivel freático; 4. Composición y temperatura; 5. Composición y cantidad de agua activa en el proceso; 6. Presencia de oxígeno y otros gases en el sistema; 7. Macro y micro flora presente; 8. Área superficial relativa y 9. Solubilidad relativa, (Keller, 1962).

Debido a la complejidad de los factores que afectan a este proceso, los productos resultantes varían considerablemente entre lugares no muy distantes.

#### 4.4.2 Intemperismo Químico.

Es la transformación de los minerales primarios que componen los materiales continentales en nuevas series de minerales secundarios (con supervivencia de algunos primarios) que son más estables en la zona de contacto o interacción litosfera-troposfera.

Los minerales esenciales de las rocas ígneas son el sílice ( $\text{SiO}_2$ ), más silicatos de Al, Fe, Ca, Mg, K y Na principalmente, considerados componentes mayoritarios litosféricos. El Intemperismo libera éstos elementos y se redistribuyen entre los grupos de sedimentos “productos del Intemperismo” de la clasificación elaborada por Goldschmidt, como muestra el siguiente esquema:

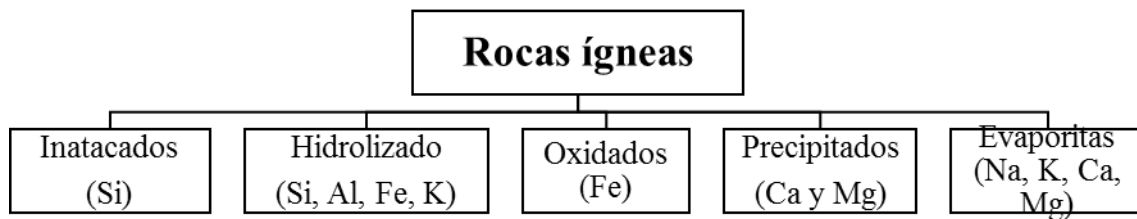


Figura 1. Clasificación Goldschmidt

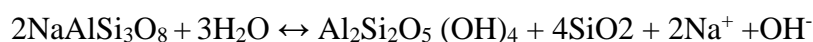
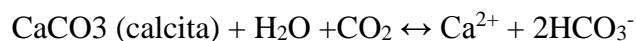
Como ejemplo, las principales rocas sedimentarias que corresponden a esta clasificación son las siguientes: 1. Inatacados: conglomerados, brecha y areniscas, especialmente las silíceas y feldespáticas, 2. Hidrolizados: lutitas, minerales arcillosos silíceos, 3. Óxidos: óxidos, óxido-hidróxido del hierro con diversas formas de presentación, 4. Precipitados: calizas y dolomitas, 5. Evaporitas: sales.

Los agentes que están involucrados en el intemperismo químico son: 1. Agua de lluvia; 2. Oxígeno; 3. Bióxido de carbono (CO<sub>2</sub>); 4. Metano (CH<sub>4</sub>) y 5. Ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S).

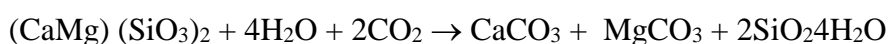
La materia orgánica (MO) es un agente reductor y también una fuente de ácidos orgánicos que promueven el intemperismo y la migración de cationes en forma de quelatos. En general, por medio de los efectos de agentes del intemperismo químico, los minerales primarios se transforman en especies solubles, de acuerdo con el esquema siguiente:

Minerales → Especies solubles

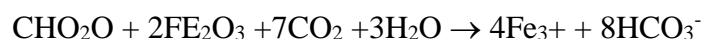
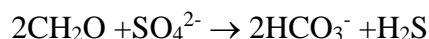
Ejemplos de reacciones químicas del intemperismo:



Intemperismo de silicatos de calcio y de magnesio:



Procesos de reducción de nitratos, sulfatos y óxidos de hierro debido a la actividad biológica de microorganismos, con participación del CH<sub>2</sub>O como materia orgánica.



Como consecuencia de esto, en todas las reacciones de procesos de reducción se forman bicarbonatos. Estos procesos se presentan con mucha intensidad en las aguas residuales que riegan el valle del Mezquital, estado de Hidalgo (Mendoza, 2009).

En síntesis, sobre el origen de sales solubles que salinizan los suelos y espesores subyacentes, se debe señalar lo siguiente.

1. Las fuentes primarias de sales solubles en la corteza terrestre son: a) emanaciones gaseosas volcánicas y plutónicas (lavas, fumarolas y magma) y productos de sus cambios y reacciones físico-química; b) sales y gases que se encuentran solubilizados en fuentes termales; c) productos de oxidación de algunos elementos de la atmosfera y de algunos de sus gases y d) productos solubles derivados del intemperismo de rocas cristalinas.
2. Durante estos procesos, los productos gaseosos solubles se presentan en forma de elementos (S, Cl) que se oxidan posteriormente o se solubilizan en las aguas, tales como: a) óxidos (SO<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, B<sub>2</sub>O<sub>3</sub>), que se solubilizan en las aguas y se transforman posteriormente en ácidos, por lo que estos compuestos reaccionan con diferentes rocas y se asocian con cationes alcalinos y alcalino-terreos.
3. La atmosfera es la fuente primaria de sales de los ácidos nítrico, nitroso y carbónico.
4. Una fuente fundamental de todos los tipos actuales de acumulaciones salinas, es el intemperismo de rocas cristalinas y que dan lugar a carbonatos, sulfatos, cloruros y boratos (Kovda, 1967).



#### **4.5 Procesos de acumulación.**

En los suelos se encuentran sales solubles en diferentes cantidades que varían de acuerdo con los diferentes procesos de acumulación de sales en el suelo y en aguas. En la geografía y geoquímica de procesos de acumulación de sales solubles en suelos y aguas es necesario diferenciar los ciclos de acumulación de sales, el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América, (1962) los clasifica de la siguiente manera:

**Ciclos continentales.** Estos ciclos están relacionados con el movimiento, redistribución y acumulación de sales: carbonatos, bicarbonatos, cloruros y sulfatos, estas son las regiones interiores sin drenaje de los continentes y cuencas endorreicas. En función de las sales que se acumulan en suelos y en aguas como producto del intemperismo, y durante la formación de los suelos en territorios que se han formado en rocas volcánicas o que están relacionadas con la distribución de sales que se han acumulado en los espesores de rocas sedimentarias que contienen sales solubles, los ciclos continentales derivan en: A) ciclos primarios, y b) ciclos secundarios.

**Ciclos limítrofes a los mares.** Son aquellos que están relacionados con la acumulación de sales, fundamentalmente cloruros de sodio en las partes bajas del continente que limitan con el mar y en las orillas de pequeños golfos.

**Ciclos deltaicos.** Se caracterizan por conjugar proceso que involucran el movimiento, redistribución y acumulación de las sales traídas desde el continente por los ríos y por el flujo de aguas freáticas, por sales que ingresan en diferentes tiempos de los mares.

**Ciclos artesianos.** Estos ciclos se deben a la evaporación de aguas subterráneas que ascienden a la superficie a través de fallas tectónicas y estructuras destruidas. Son aguas sometidas a subpresión.

**Ciclos antropogénicos.** Originados por errores del hombre en su actividad productiva por el desconocimiento de las leyes de acumulación de sales. Como ejemplo, están los siguientes: a) Salinización de suelos bajo riego debido al ascenso de niveles freáticos; esto se observa cuando se aplican grandes láminas de riego (mayor que 1 m al año); b) Salinización de pastizales por su mala explotación; y c) Al riego con agua de elevada

concentración salina sin conocer y observar las concentraciones óptimas del agua y por desconocer los procesos involucrados en su utilización para regar cultivos agrícolas (Kovda, 1967).

Desde el punto de vista hidrológico, la acumulación de sales ocurre en regiones de drenaje restringido, y cuando el balance de aguas freáticas es regulado por la evaporación y la transpiración, y no por el ingreso de aguas freáticas a la zona de acumulación (Minhas, 1994).

#### **4.6 Concentración de sales en el agua superficial.**

Las aguas superficiales pueden ser clasificados en dos grupos: a) Aguas que fluyen (ríos) y b) aguas estancadas (Lagos). Los lagos que se encuentran en cuencas endorreicas poseen un alto contenido de sales y aguas de lagos abiertos de las zonas húmedas, que poseen una baja salinidad (Kovda, 1967). Según Mendoza, (2009) la composición química de las aguas que circulan en la superficie y de las aguas subterráneas varía de manera importante en regiones áridas y semiáridas.

En las grandes áreas bajo riego, la cantidad de agua de riego que se aplica a diferentes cultivos, casi siempre supera por mucho la cantidad necesaria de uso consuntivo para diferentes cultivos. El exceso de agua es drenada hacia fuera de la zona de riego a través de escurrimientos superficiales o se infiltra y percola hacia los horizontes subsuperficiales de suelos. Por lo general, estas percolaciones de agua de riego en exceso elevan los niveles freáticos de una determinada zona bajo riego, y además por otra parte, una cantidad considerable de aguas de riego que se han aplicado en exceso drenan nuevamente hacia los cauces de ríos aguas abajo.

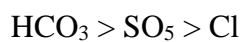
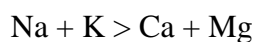
Este efecto se hace evidente en el cauce del río Tula, el cual recibe todas las aguas que drenan por el área del valle del Mezquital ya que la diferencia de altitud entre el inicio del riego en el valle del Mezquital y el embalse de Zimapán es de aproximadamente 500 m. las aguas urbano-industriales que derivan de la ciudad de México riegan el valle del Mezquital por gravedad.

Por otro lado se debe mencionar que el ciclo de desviación del agua de un río su almacenamiento, la aplicación de agua en una zona agrícola, la percolación del agua

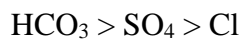
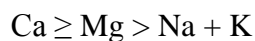
hacia las zonas profundas de suelos; el flujo de retorno hacia ríos aguas abajo se expresa en una cantidad grande de volúmenes de agua que pasa a través de una zona agrícola, ocasionando una pérdida de calidad del agua de riego. En las diferentes zonas de riego en cauces de escurrimiento de agua, en regiones agrícolas aguas abajo, la calidad del agua se tonara diferente (Mendoza, 2009)

Las aguas naturales, poseen diferentes características químicas, de acuerdo con las rocas que están en contacto.

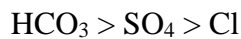
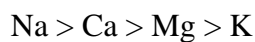
1. Aguas en contacto con rocas graníticas:



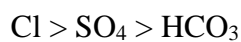
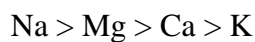
2. Aguas en contacto con rocas carbonatadas (calizas y dolomitas).



3. Aguas de acuíferos basálticos:



4. Aguas de mar:



Kovda (1967), estableció que existen ciertas relaciones específicas entre la cantidad de sales en aguas naturales y sus composiciones. Durante el proceso de aumento de concentración de diferentes aguas, ocurren en estas etapas de cambio cuantitativo y cualitativo.

- a. Aguas naturales con ciertos contenidos de silicio y sustancias orgánicas. Estas son de baja concentración 0.01 a 0.1 mg L<sup>-1</sup>. Se localizan en los trópicos y regiones boreales.
- b. Aguas bicarbonatadas cálcicas con concentraciones de sales de 0.2 a 0.3 g L<sup>-1</sup>.

- c. Aguas bicarbonatadas sódicas con concentraciones de 0.5 a 0.7 g L<sup>-1</sup>.
- d. Aguas bicarbonatadas con carbonatos sódicos con concentraciones totales de sales de 0.5 a 3000 g L<sup>-1</sup>. Contienen sulfatos y a veces en menor cantidad cloruros.
- e. Aguas clorhídrico-sulfáticas con algunas cantidades de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> (soda), y con concentraciones totales de sales de 2.5 a 5 g L<sup>-1</sup>.
- f. Aguas sulfático-clorhídricas con concentraciones de sales de 20 a 50 gL<sup>-1</sup>. Por lo general no contienen carbonato de sodio en cantidades sustanciales.
- g. Aguas clorhídricas. Son salmueras con concentraciones de sales de 100 a 300 g L<sup>-1</sup>.

Esta clasificación fue establecida con base en una gran base de datos hidrogeoquímicos y geoquímicos, resultante de diversos análisis realizados por Kovda (1967) en aguas bicarbonatadas sódicas d yacimientos subterráneos y aguas superficiales con bajas concentraciones de sales (0.3 a 5 g L<sup>-1</sup>).

#### **4.7 Clasificación de las aguas según su salinidad.**

Las sales solubles tienen un efecto nocivo tanto en cultivos como en suelos, debido a las altas presiones osmóticas de las soluciones de los suelos que están en contacto con las raíces de las plantas, esto puede ocasionar disminución en los rendimientos o pérdida total de cosechas (Del Valle, 1992).

Por esto se debe estimar el contenido de sales solubles en el agua para riego. Además, clasificar las aguas con base en su salinidad no permite conocer sus posibles efectos sobre los cultivos.

##### 4.7.1 Clasificación con base en la conductividad eléctrica (CE).

La conductividad eléctrica es una medida indirecta del contenido de las sales disueltas en el agua y es muy utilizada debido a que las determinaciones se pueden hacer rápidamente y con bastante precisión. Generalmente se mide con cualquier puente Wheatstone de corriente alterna o un conductímetro, y se expresa en  $\mu\text{mhos cm}^{-1}$  a 25°C.

Al clasificar las aguas para riego, se utilizan condiciones medias con respecto al suelo, la velocidad de infiltración, el drenaje, la cantidad de agua usada, el clima y la tolerancia del cultivo a las sales.

Las aguas se dividen en cuatro de acuerdo a su conductividad eléctrica: C1, C2, C3 y C4. Siendo 250, 750 y 2 250  $\mu\text{mhos cm}^{-1}$  los valores límites entre cada clase respectivamente como se muestra en el cuadro 2 (Ayres y Westcot, 1987).

**Cuadro 2. Clasificación de las aguas de riego con base en la CE.**

Clasificación	CE a 25°C $\mu\text{mhos cm}^{-1}$	Concentraciones de sal (gr L <sup>-1</sup> )
C1. Aguas de baja salinidad	0 – 250	< 0.2
C2. Aguas de salinidad media	250 - 750	0.2 - 0.5
C3. Aguas altamente salinas	750 - 2 250	0.5 - 1.5
C4. Aguas extremadamente salinas	> 2 250	1.5 - 3.0

Fuente: Richards, 1959.

**C1. Aguas de baja salinidad:** Puede usarse para riego en la mayor parte de los cultivos, casi cualquier tipo de suelo con muy poca probabilidad de que se desarrolle salinidad. Se necesita algún lavado, pero este se logra en condiciones normales de riego, excepto en suelo d muy baja permeabilidad.

**C2. Aguas de salinidad media:** 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 salinidad, se puede cultivar plantas moderadamente tolerantes a las sales.

**C3. Aguas altamente salinas:** No puede usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente. Aún con drenaje adecuad pueden necesitar prácticas especiales de control de salinidad, debiendo, por lo tanto, se puede cultivar únicamente especies vegetales muy tolerantes a las sales.

**C4. Aguas extremadamente salinas:** No es apropiadas para riego bajo condiciones ordinarias, pero puede usarse ocasionalmente en circunstancias muy especiales. Los suelos deben ser permeables, el drenaje adecuado, debiendo aplicarse un exceso de agua para lograr un buen lavado; en este caso, se deben seleccionar cultivos altamente tolerantes a las sales.

Esta clasificación ha sido perfeccionada. La clasificación actual es la siguiente:

**Cuadro 3. Clasificación actual de aguas salinas.**

Clasificación	Ce a 25°C (µmhos cm <sup>-1</sup> )
Baja salinidad	0 – 250
Moderada salinidad	250 - 750
Media salinidad	750- 2 250
Alta salinidad	2 250 - 4 000
Muy alta salinidad	4 000 - 6 000
Excesivamente alta salinidad	>6 000

Fuente: Pizarro, 1978

La CE aceptable y la CE que tolera un cultivo, son conceptos diferentes. La conductividad eléctrica aceptable es la que se analiza en el agua de riego, mientras que la segunda es aquella que se encuentra en la solución del suelo y se analiza generalmente en pastas en saturación.

#### 4.7.2 Clasificación con base en la salinidad efectiva (SE).

La salinidad efectiva (SE) es una estimación más real del peligro que representan las sales solubles del agua para riego al pasar a formar parte de la solución del suelo, pues considera la precipitación ulterior de las sales menos solubles (carbonato de calcio, carbonato de magnesio y sulfato de calcio) las cuales dejan de precipitar en la elevación de la presión osmótica de la solución del suelo. Este proceso es más notable cuando las aguas tienen un alto contenido de carbonatos y bicarbonatos (Del Valle, 1992).

La salinidad efectiva se calcula las fórmulas siguientes:

Sí  $Ca > (CO_3^{2-} + HCO_3 + SO_4^{2-})$ , entonces:

$$SE = \Sigma \text{ de cationes} - (CO_3^{2-} + HCO_3) \dots\dots\dots(8)$$

Sí  $Ca^{2+} < (CO_3^{2-} + HCO_3 + SO_4^{2-})$ ; pero  $Ca^{2+} > (CO_3^{2-} + HCO_3)$ , entonces:

$$SE = \Sigma \text{ de cationes} - Ca^{2+} \dots\dots\dots(9)$$

Sí  $Ca^{2+} < (CO_3^{2-} + HCO_3)$ ; pero  $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) > (CO_3^{2-} + HCO_3)$ , entonces:

$$SE = \Sigma \text{ de cationes} - (CO_3^{2-} + HCO_3) \dots\dots\dots(10)$$

Sí  $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) < (CO_3^{2-} + HCO_3^-)$ , entonces:

$$SE = \Sigma \text{ de cationes} - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \dots \dots \dots (11)$$

\*Todos las formulas se deben calcular en miliequivalentes.

Entonces, se puede clasificar la calidad del agua de riego con base en su salinidad efectiva según la manera siguiente:

**Cuadro 4. Calidad del agua con base en su salinidad efectiva**

Clase	Salinidad efectiva (meq L <sup>-1</sup> )
Buena	< 3
Condicionada	3 – 15
No recomendable	> 15

#### 4.7.3 Clasificación con base en la salinidad potencial (SP).

Cuando la humedad aprovechable de un suelo es menor que el 50%, las ultimas sales que quedan en solución son cloruros (Cl<sup>-</sup>) y sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). La salinidad potencial es un índice que permite estimar el peligro de estas y por consiguiente aumentan la presión osmótica. Este índice se obtiene a partir de la formula siguiente:

$$SP = Cl^- + \frac{1}{2} SO_4^{2-} \dots \dots \dots (12)$$

Todos los iones se expresan en mq L<sup>-1</sup>.

**Cuadro 5. Clasificación de las aguas según su salinidad potencial.**

Clase	Salinidad potencial (meq L <sup>-1</sup> )
Buena	< 3
Condicionada	3 – 15
No recomendable	> 15

## **4.8 Criterios de evaluación de las aguas residuales**

La calidad del agua se define por sus características físicas, químicas y biológicas (Cifuentes, 1995), siendo los factores físicos y químicos de mayor importancia en aguas utilizadas para el riego. La calidad también cambia según el tipo, cantidad de sales disueltas, su movilidad y su acumulación en el perfil del suelo en la medida que se evapora el agua o es consumida por las plantas. Por lo tanto, la calidad del agua es una consideración importante para la investigación de las condiciones de salinidad o contenido de sodio intercambiable en los suelos de cualquier zona de riego.

La calidad del agua toma en cuenta tres criterios; salinidad, sodicidad, y toxicidad. El criterio de salinidad evalúa el riesgo de que el uso del agua ocasione altas concentraciones de sales, con el correspondiente efecto osmótico y disminución de rendimiento de cultivos. El criterio de sodicidad analiza el riesgo de que se induzca un elevado por ciento de sodio intercambiable (PSI), con deterioro en la estructura del suelo. El criterio de toxicidad estudia los problemas que puede crear determinados iones (Pizarro, 1985)

Según Velázquez (2002), durante el estudio de los procesos de salinización y sodificación de los suelos, que puede originarse debido al uso de aguas con altas concentraciones de sales, deben considerarse los siguientes parámetros físico-químicos: 1) Total de sales solubles, 2) Relación de Adsorción de Sodio (RAS) y 3) pH o régimen físico químico.

### **4.8.1. Relación de Adsorción de Sodio (RAS).**

Anteriormente la proporción relativa del sodio con respecto a otros cationes en el agua de riego, se expresaba en términos de porcentaje de sodio soluble. Sin embargo, la relación de adsorción de sodio (RAS) en una solución de suelo, se relaciona con el índice de sodio o el peligro de sodificación que tiene un agua.

La fórmula que se utiliza para describir el intercambio catiónico en suelos y como consecuencia la Relación de Adsorción de Sodio es la siguiente:



$$RAS = \frac{C_{Na^{2+}}}{\sqrt{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}/2} \dots\dots\dots(13)$$

Dónde:

RAS: Relación de Adsorción de Sodio.

$C_{Na^{2+}}$ : Concentración del ion Sodio.

$C_{Ca^{2+}}$ : Concentración del ion Calcio.

$C_{Mg^{2+}}$ : Concentración del ion Magnesio.

Esta ecuación es útil en situaciones en las que los valores del RAS son menores a 25 y las concentraciones electrolíticas son de 0.1 N, sustituyendo únicamente los valores de  $C_{Na^{2+}}$ ,  $C_{Ca^{2+}}$  y  $C_{Mg^{2+}}$  que fueron determinados analíticamente sin corregir (Gapon, 1933; Sposito y Mittigo, 1977). En esta formulación no se consideran las variaciones de las concentraciones del  $Ca^{2+}$  debido a su precipitación en condiciones de alcalinidad elevada con pH 8.2.

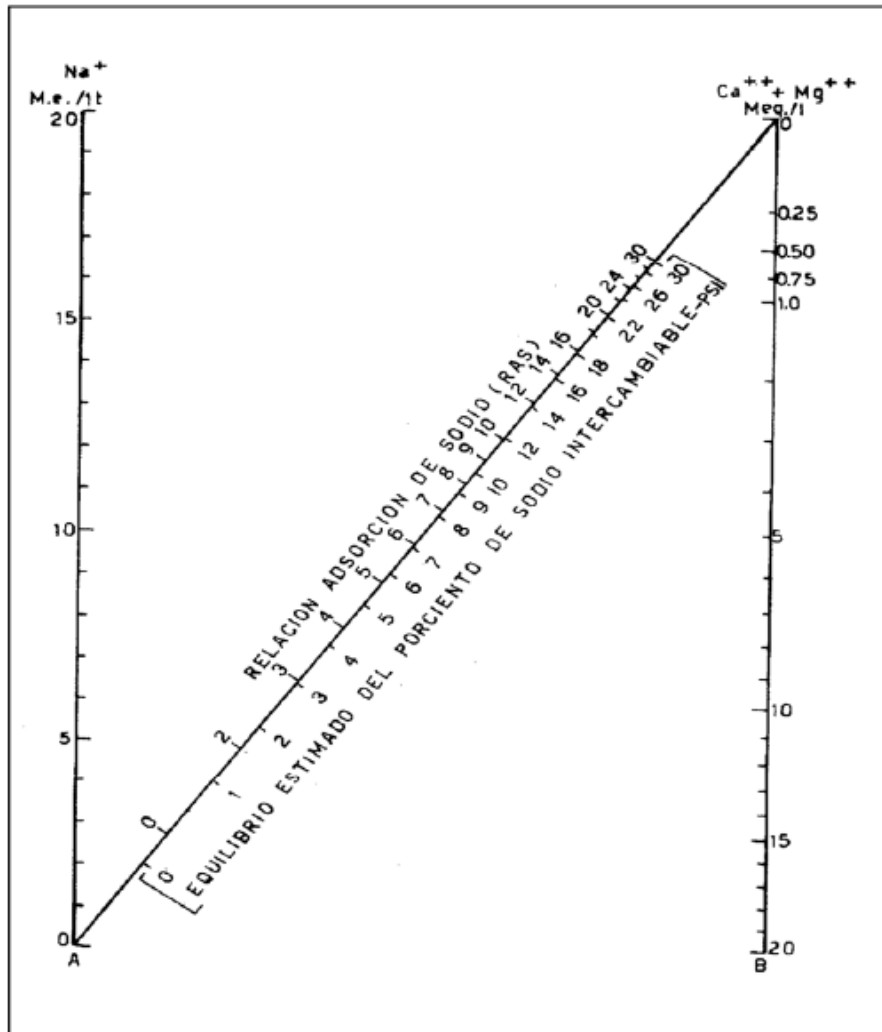


Figura 2 .RAS con respecto al equilibrio estimado del PSI

El método del RAS considera los problemas de infiltración como resultado de un exceso de sodio en relación al calcio y magnesio, pero no toma en consideración los cambios en el contenido de calcio del agua del suelo, que pueden resultar debido a la precipitación o disolución durante o después del riego (Cuellar, 2013).

La disolución del calcio es fomentada por la dilución y por el dióxido de carbono disueltos en el agua del suelo, mientras que su precipitación ocurre debido a la presencia de suficiente calcio, junto con carbonatos, bicarbonatos o sulfatos, en las cantidades suficientes como para exceder la solubilidad del carbonato de calcio (caliza) o sulfato de calcio (yeso). Poco después de un riego, la cantidad de calcio puede variar debido a su disolución o precipitación en el agua del suelo, estableciéndose así, un nuevo equilibrio con la nueva concentración de calcio, diferente al equilibrio del agua aplicada.

La ecuación del RAS no considera estos cambios. Sin embargo, sigue siendo un procedimiento de evaluación aceptable para la mayoría de las aguas utilizadas para el riego agrícola (Cuellar, 2013).

#### 4.8.2 Relación de Adsorción de Sodio ajustado (RAS<sub>aj</sub>).

Otro valor de RAS, es aquel que considera variaciones en la composición de las aguas de riego, en lo que concierne a la cuantificación de efectos de precipitación o disolución de carbonato de calcio (Bower, 1959).

$$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^{2+}}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{z}}} (1 + 8.4 - pH_c) \dots\dots\dots(14)$$

Dónde:

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 L<sup>-1</sup>,

C<sub>Na<sup>2+</sup></sub>: Concentración del ion sodio en las determinaciones químicas de cada muestra expresadas en mmol L<sup>-1</sup>,

C<sub>Ca<sup>2+</sup></sub>: Concentración del ion calcio en las determinaciones químicas de cada muestra expresadas en mmol L<sup>-1</sup>,

C<sub>Mg<sup>2+</sup></sub>: Concentración del ion magnesio en las determinaciones químicas de cada muestra expresadas en mmol 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 atmosfera.

pH<sub>c</sub>: Es el valor teórico del pH del agua de riego que tendrá cuando ésta esté en equilibrio con el CaCO<sub>3</sub>.

La fórmula para calcular el pH<sub>c</sub> es la siguiente:

$$pH_c = (pK_2 - pH_c) + pCa_{2+} + pAlk \dots\dots\dots(15)$$

Dónde:

$$pK_2 - pK_c = 2.0269 + \left[ 0.5092 \left( \frac{4\sqrt{\mu}}{1+2\sqrt{\mu}} + \frac{\sqrt{\mu}}{1+1.45\sqrt{\mu}} \right) \right] \dots\dots\dots(16)$$

Dónde:

$$\mu = \text{Fuerza Iónica} = \frac{(1.3477 * \Sigma \text{ cationes}) + 0.5355}{1000} \dots\dots\dots(17)$$

$pCa^{2+} = -\text{Log } Ca^{2+}$  (expresado en moles)

$pAlk = -\text{Log } CO_3 + HCO_3$  (expresado en meq).

La precipitación de la calcita causa una disminución en la salinidad del suelo, sin embargo, también aumenta la proporción de sodio en la solución del suelo, por consiguiente, se aumenta el sodio intercambiable en el complejo de intercambio catiónico de los suelos.

Y aunque la magnitud de la precipitación de los bicarbonatos de las aguas de riego, depende de una variedad de condiciones tales como prácticas de manejo del agua de riego, de las condiciones y tipos de suelos, así como de las composiciones iónicas de las aguas de riego, es entonces necesario, contar con un índice que nos muestre la tendencia de la precipitación del carbonato de calcio o calcita ( $CaCO_3$ ) de las aguas de riego (Mendoza, 2009).

#### 4.8.3 Relación de Adsorción de Sodio corregido ( $RAS^\circ$ ).

Como la relación de adsorción de sodio RAS sigue siendo el único parámetro para predecir los niveles de sodio intercambiable en los suelos, y si se toman en cuenta, las consideraciones que han sugerido diferentes autores para señalar las variaciones de las cantidades de los iones de calcio en las soluciones acuosas de los suelos, así como Suarez, 1981 propuso una corrección a la forma de tomar en cuenta la concentración de los iones de calcio que llamo  $RAS_{corr} = RAS^\circ$ , cuando este valor se introduce en la fórmula del RAS. Este autor señala que la presión parcial del  $CO_2$  del aire en los

primeros milímetros del suelo debe tomarse en cuenta. Y propone que la presión parcial debe ser de 0.0007 atmosferas o 0.07 kPa.

Por lo tanto, la formula el RAS ° se representa de la manera siguiente:

$$RAS^{\circ} = \frac{C_{Na^{2+}}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \dots\dots\dots(18)$$

Dónde:

RAS° = es el valor del RAS de una agua de riego que toma en cuenta la presión parcial del CO2 PCO2 = 0.0007 atmosferas y una relación determinada de HCO<sub>3</sub>/Ca<sup>2+</sup>

C<sub>Na<sup>2+</sup></sub>: Concentración del ion sodio en las determinaciones químicas de cada muestra expresadas en mmol L<sup>-1</sup>,

C<sub>Ca<sup>2+</sup></sub>: Concentración corregida del ion calcio en las determinaciones químicas de cada muestra expresadas en mmol L<sup>-1</sup>,

C<sub>Mg<sup>2+</sup></sub>: Concentración del ion magnesio en las determinaciones químicas de cada muestra expresadas en mmol L<sup>-1</sup>

El valor de Ca° es el contenido de calcio en el agua de estudio, corregido por la salinidad del agua (ECa), por el contenido de bicarbonatos en relación a su propio contenido de calcio y por la presión parcial del dióxido de carbono ejercida en los primeros milímetros del suelo (P = 0.0007 atmosferas). El cuadro 6 muestra los valores de calcio corregido, para ser utilizados en la ecuación del RAS°. Cada uno de estos valores representa la concentración final del calcio que permanecería en solución en el suelo, como resultado de aplicar agua con determinada salinidad (ECa) y contenido relativo de bicarbonatos en relación al calcio (HCO<sub>3</sub>/Ca).

**Cuadro 6. Valores de Ca°.**

		Salinidad del agua aplicada (dS m-1)											
		0.10	0.20	0.30	0.50	0.70	1.00	1.50	2.00	3.00	4.00	6.00	8.00
Valores De HCO3/Ca	0.05	1.20	13.60	13.90	14.40	14.70	15.20	15.90	16.40	17.20	17.90	19.00	19.90
	0.10	8.31	8.57	8.77	9.07	9.31	9.62	10.00	10.30	10.80	11.30	12.00	12.50
	0.15	6.34	6.54	6.69	6.92	7.11	7.34	7.65	7.90	8.31	8.64	9.17	9.54
	0.20	5.24	5.40	5.52	5.71	5.87	6.06	6.31	8.52	6.86	7.13	7.57	7.91
	0.25	4.51	4.65	4.72	4.92	5.06	5.22	5.44	5.62	5.91	6.15	6.52	6.82
	0.30	4.00	4.12	4.21	4.36	4.48	4.62	4.82	4.98	5.24	5.44	5.77	6.04
	0.50	4.61	3.72	3.80	3.94	4.04	4.17	4.35	4.49	4.72	4.91	5.21	5.45
	0.40	3.30	3.40	3.48	3.60	3.70	3.82	3.98	4.11	4.32	4.49	4.77	4.98
	0.45	3.05	3.14	3.22	3.33	3.42	3.53	3.68	3.80	4.00	4.15	4.41	4.61
	0.50	2.84	2.93	3.00	3.10	3.19	3.29	3.43	3.54	3.72	3.87	4.11	4.30
	0.75	2.17	2.24	2.29	2.37	2.43	2.51	2.62	2.70	2.84	2.95	3.14	3.28
	1.00	1.79	1.85	1.89	1.96	2.01	2.09	2.16	2.23	2.35	2.44	2.59	2.71
	1.25	1.54	1.59	1.63	1.68	1.73	1.78	1.86	1.92	2.02	2.10	2.23	2.33
	1.50	1.37	1.41	1.44	1.49	1.53	1.58	1.65	1.70	1.79	1.86	1.97	2.07
	1.75	1.23	1.27	1.30	1.35	1.38	1.43	1.49	1.54	1.62	1.68	1.78	1.86
	2.00	1.13	1.16	1.19	1.23	1.26	1.31	1.36	1.40	1.48	1.54	1.63	1.70
	2.25	1.04	1.08	1.10	1.14	1.17	1.21	1.26	1.30	1.37	1.42	1.51	1.58
	2.50	0.97	1.00	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.40	1.47
	3.00	0.85	0.89	0.91	0.94	0.96	1.00	1.04	1.07	1.13	1.17	1.24	1.30
	3.50	0.78	0.80	0.82	0.85	0.87	0.90	0.94	0.97	1.02	1.06	1.12	1.17
	4.00	0.71	0.73	0.75	0.78	0.80	0.82	0.86	0.88	0.93	0.97	1.03	1.07
	4.50	0.66	0.68	0.69	0.72	0.74	0.76	0.79	0.82	0.86	0.90	0.95	0.99
	5.00	0.61	0.63	0.65	0.67	0.69	0.71	0.74	0.76	0.80	0.83	0.88	0.93
	7.00	0.49	0.50	0.52	0.53	0.55	0.57	0.59	0.61	0.64	0.67	0.71	0.74
	10.00	0.39	0.40	0.41	0.42	43.00	0.45	0.47	0.48	0.51	0.53	0.56	.58.37
	20.00	0.24	0.25	0.26	0.26	0.27	0.28	0.29	0.30	0.32	0.33	0.35	0.37
	30.00	0.18	0.19	0.20	0.20	0.21	0.21	0.22	0.23	0.24	0.25	0.27	0.28

Por ultimo, para conocer el peligro de salinidad y sodicidad del agua se debe relacionar la conductividad electrica en dS m-1 con los tres diferentes tipos de RAS: RAS, RASaj y RAS°.

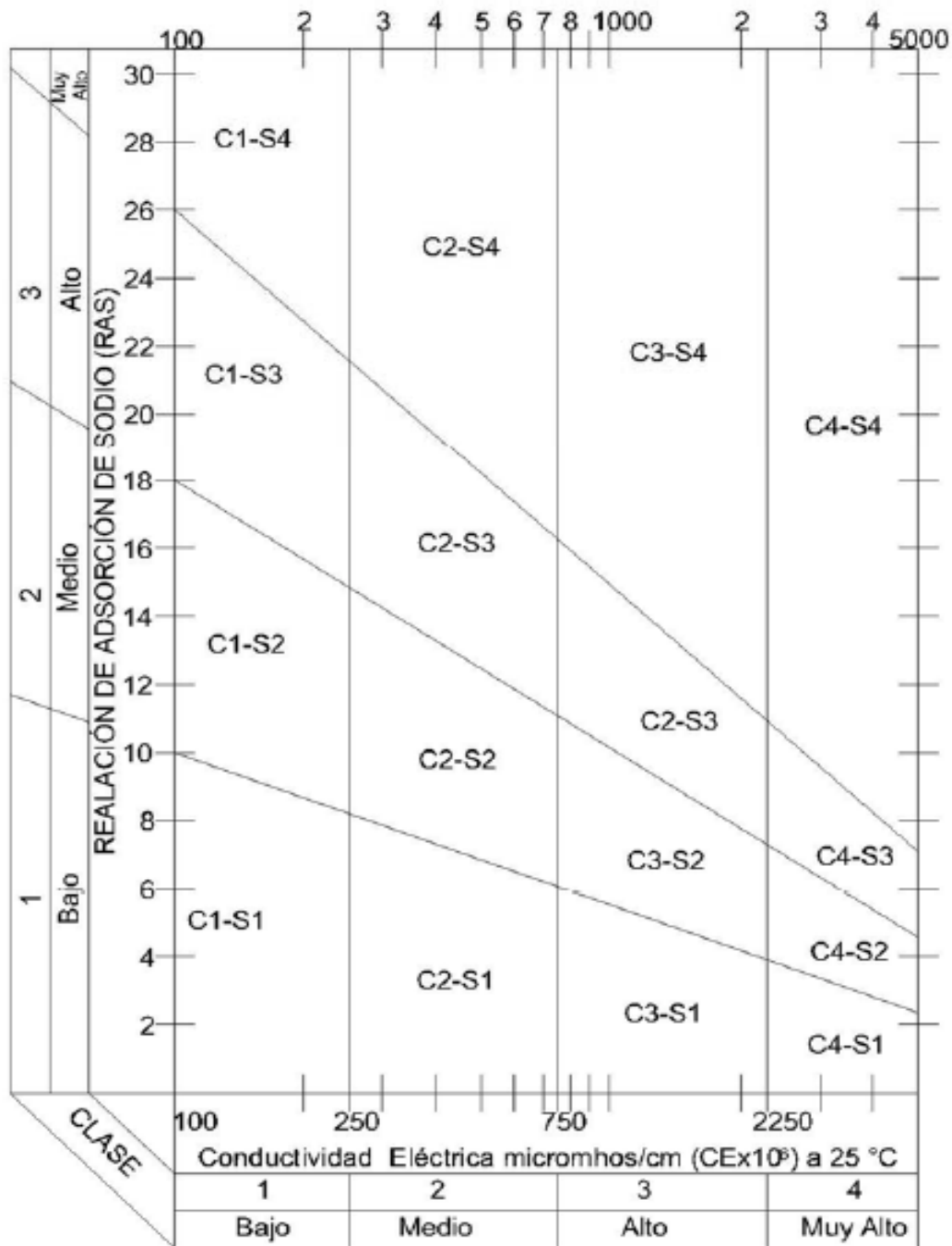


Figura 3. Clasificación de riesgo por salinidad y sodicidad de las aguas según su RAS.

#### 4.8.4 Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI).

El porcentaje de sodio intercambiable es la propiedad con la cual disminuye la permeabilidad de los suelos, además de las manifestaciones tóxicas del ion sodio en los cultivos (Tedeschi et al, 2005; Mendoza, 2009). Cualquier posible evaluación del

peligro potencial de la sodicidad de un agua de riego, deberá de relacionarse con el porcentaje de sodio intercambiable, que tendrá que encontrarse en el suelo derivado del uso de un agua de riego.

El PSI de un suelo puede ser estimado de la relación de adsorción de sodio (RAS) del agua, cuando el agua está en equilibrio con el suelo y en condiciones de saturación (Frenkel, y Alperovitch, 1984; Mendoza, 2005).

Partiendo de la ecuación de Gapon (1933), el personal del Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos, dio las siguientes nominaciones:

$$X Na^+ + 1/2 Ca^{2+} = X \frac{1}{2} Ca^{2+} + Na^{2+}$$

$$\frac{(Na)(CaX)}{(NaX)(Ca)^{0.5}} = Kg.$$

A la relación  $\frac{(Na)}{(Ca)^{0.5}}$  se le llamó relación de adsorción de sodio (RAS) además, de considerar que el Ca y Mg se comportan químicamente en igual forma. A la relación  $\frac{(NaX)}{(CaX)}$  se le llamó relación de sodio intercambiable (RSI) y se puede escribir así, con base

en la misma consideración para Ca y Mg:

$$RSI = \frac{NaX}{(CaX + MgX)}$$

De estas dos relaciones se han obtenido funciones que relacionan el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) con ellas. Considerando la estrecha relación que existe entre el RAS de la solución del suelo y el RSI, en el Laboratorio de Salinidad de Estados Unidos se propuso una relación empírica para predecir el porcentaje de sodio intercambiable (PSI). Con base en una ecuación de regresión cuyo modelo general es  $RSI = a + b \cdot RAS$  y en el cuál sustituir RSI por  $\frac{NaX}{(CIC - NaX)}$ , dividir y luego multiplicar el denominador entre



CIC por 100, se obtiene una ecuación general que relaciona el RAS con el PSI. La ecuación queda de la manera siguiente:

$$PSI = \frac{100 (\alpha + b * RAS)}{[1 + (\alpha + b * RAS)]}$$

El laboratorio de salinidad de los Estados Unidos de América lo expresa de la siguiente manera numérica:

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

Esta ecuación no intercepta el origen como es requerido por la ecuación de Gapon, por lo que puede dar valores erróneos cuando se calcula el PSI en función al RAS; por lo que, en aplicación debe ser limitada o bien calibrarse para cada una de las condiciones dadas, debido a que existen variaciones muy fuertes originadas por la concentración de sales, naturaleza de los iones y del material coloidal del suelo, que generalmente es heterogéneo con diferentes tipos de intercambios catiónicos.

Cuadro 7. Clasificación de los suelos según el PSI.

Clasificación	PSI (%)
Ligeramente sódico	7 – 15
Moderadamente sódico	15 – 20
Fuertemente sódico	20 – 30
Muy fuertemente sódico	>30

Fuente: (Porta, 2010)

#### 4.8.5 Carbonato de Sodio Residual (CSR).

El concepto de Carbonato de Sodio Residual tiene en cuenta las concentraciones de los aniones carbonato y bicarbonato y de los cationes calcio y magnesio. Un suelo regado con agua con un CSR alto (exceso de carbonatos y bicarbonatos en relación con el contenido de calcio y magnesio) puede transformarse en sódico.

Se debe señalar que, los efectos de la sodicidad en el desarrollo de los cultivos son diferentes de aquellos efectos que derivan de la salinización (Porcelli *et al*, 1995). Las salinidades causan una reducción en el crecimiento de las plantas; debido al gasto de energía en la generación de osmólitos celulares, para generar un gradiente de potencial del agua adecuado, para contrarrestar el potencial del agua del suelo generado por sales disueltas en las soluciones de suelos (Läuchli, 1990; Mendoza, 2005). Mientras que los efectos de la sodicidad, afecta el crecimiento y desarrollo de plantas de manera negativa a través de su influencia sobre las propiedades físicas e hidrológicas de suelos. En los suelos sódicos, se incrementa el sodio intercambiable, y por lo tanto conduce a deficiencias de calcio y magnesio.

El carbonato de sodio residual se calcula de acuerdo con la siguiente ecuación:

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

Dónde: los iones  $\text{CO}_3^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  son el resultado de las concentraciones analizadas en laboratorio, expresado en  $\text{mmol L}^{-1}$ .

Según las concentraciones de CSR, las aguas se clasifican de la siguiente manera:

Cuadro 8. Clasificación del agua según su CSR.

Clase	Carbonato de sodio Residual ( $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$ )
Buena	< 1.25
Condicionada	1.25 a 2.5
No Recomendable	>2.5

Esto quiere decir que cuando los carbonatos y bicarbonatos exceden las concentraciones de calcio y magnesio, se corre el riesgo de que formen carbonatos de sodio, esto se debe a su alta solubilidad, y puede permanecer en solución aun después de la precipitación de los carbonatos de calcio y magnesio.

#### 4.8.6 Dureza de las aguas.

Se denomina dureza del agua a la concentración de compuestos minerales que hay en una determinada cantidad de agua, en particular sales de magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) y calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ). (OMS, 2006). La presencia de sales de magnesio y calcio en el agua depende fundamentalmente de las formaciones geológicas atravesadas por el agua de forma

previa a su captación. Las aguas subterráneas que atraviesan acuíferos carbonatados (calizas) son las que presentan mayor dureza y dichos acuíferos están formados por carbonatos de calcio y magnesio.

Las aguas subterráneas procedentes de acuíferos con composición eminentemente silicatada originan agua blanda, es decir, con cantidades muy bajas de sales de calcio y magnesio.

Un efecto muy visible en aguas de distinta dureza (un agua “dura y un agua “blanda”) es su diferente comportamiento ante la adición de jabón. En presencia de la misma cantidad de jabón, la aparición de espuma es mucho menor si se trata del agua “dura”, ya que el calcio y el magnesio reaccionan con los compuestos que forman el jabón y dejan de ser efectivos, con la consiguiente necesidad de añadir más cantidad de jabón si nos encontramos en este extremo (OMS, 2006).

La unidad de medida de la dureza que se utiliza más habitualmente es  $\text{mg L}^{-1}$ , y el cálculo de este parámetro responde a la siguiente fórmula:

$$(\text{mg L}^{-1} \text{ Ca} \times 2.5) + (\text{mg L}^{-1} \text{ Mg} \times 4.2)$$

Dónde:

$\text{mg L}^{-1} \text{ Ca}$  = miligramos de ion calcio en el agua.

2.5 = equivalencia química del ion calcio =  $100/24$ .

$\text{mg L}^{-1} \text{ Mg}$  = miligramos de ion magnesio en el agua.

4.2 = equivalencia química del ion magnesio =  $100/40$ .

En el cuadro 9 se muestra la clasificación del agua según su dureza:

Cuadro 9. Clasificación de la dureza del agua.

Clasificación	Concentración en $\text{mg L}^{-1}$
Blanda	0 -75
Moderadamente dura	75 - 150
Dura	150 – 300
Muy dura	>300

No se ha establecido límite para este parámetro ya que la Organización Mundial de la Salud determina que la dureza del agua no produce ningún efecto pernicioso para la salud en las personas.

#### 4.8.7 Problemas de infiltración.

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

Los factores de calidad del agua que suelen sufrir en la infiltración son el contenido total de sales y el contenido de sodio en relación a los contenidos de calcio y magnesio. Una alta salinidad aumenta la velocidad de infiltración, mientras que una alta proporción del ion sodio en relación al calcio, la disminuyen.

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

La infiltración está relacionada con la cantidad de sales totales y su relación con las concentraciones de sodio, calcio y magnesio. La infiltración aumenta con la salinidad y disminuye con las bajas concentraciones salinas, esto quiere decir que la infiltración es proporcional a la salinidad e inversamente proporcional a la sodicidad. Por lo tanto, para obtener la clasificación se debe comparar la conductividad eléctrica en micromhos ( $CE_{\mu mhos}$ ) con el RAS original. En la figura 4 se muestra la clasificación con base a la disminución de infiltración a causa de la salinidad y sodicidad.

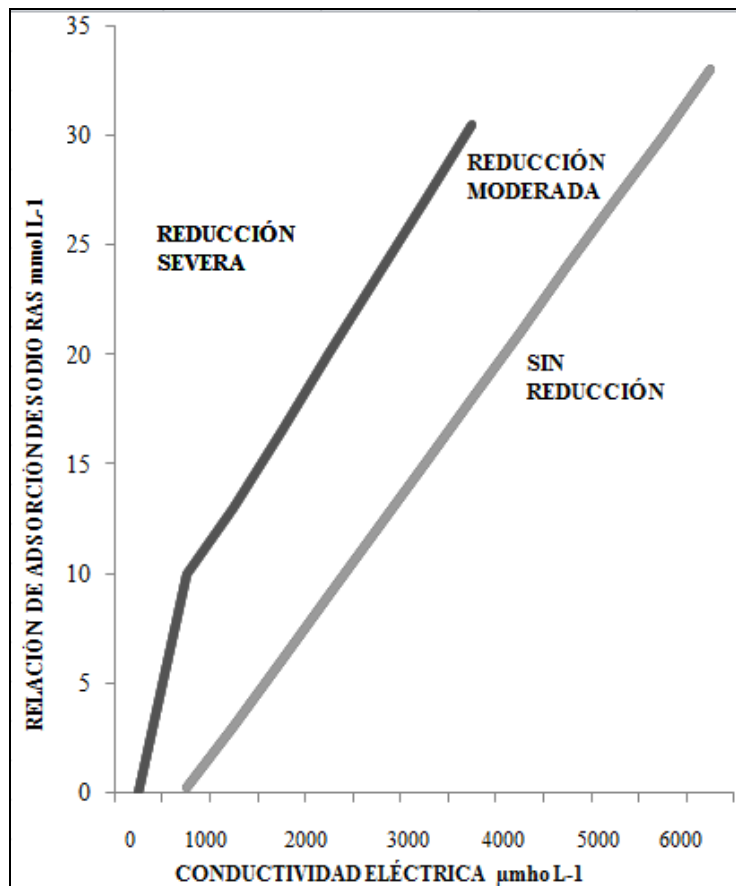


Figura 4. Clasificación de las aguas según el riesgo de infiltración por salinidad y sodicidad.

#### 4.9 Presión Osmótica

El efecto general que tienen las sales solubles de las soluciones acuosas de suelos es la presión osmótica. El efecto osmótico de las soluciones está relacionado con la concentración total de sales y no con su composición. Estos procesos son evidenciados de manera general con retardos en el crecimiento de cultivos o en la presencia de plantas con pocas y pequeñas hojas (Munns y Tester, 2008).

La ósmosis es el proceso químico y biológico que permite o impide el paso de las moléculas del disolvente a través de una membrana porosa. La dirección de las moléculas va desde la solución diluida hacia una con mayor concentración. Una membrana semipermeable permite el paso de moléculas del disolvente pero impide el paso de moléculas del soluto (Läuchli y Epstein, 1990).

Por su parte la presión osmótica ( $\pi$ ) es la presión que se requiere para detener la ósmosis, se expresa en atmosferas y está dada por:

$$\pi = MRT$$

Dónde:

T= Temperatura absoluta (273.15 °K).

M= Molaridad de la disolución (M L<sup>-1</sup>)

R= Constante de los gases 8.314472 cm<sup>3</sup> MPa (K mol<sup>-1</sup>).

La disponibilidad del agua en el suelo está relacionada con la suma del potencial mátrico y el potencial osmótico. Cuando el contenido del agua disminuye el potencial mátrico y osmótico disminuyen también (Maas y Hoffman, 1977).

#### 4.9.1 Efectos osmóticos por concentración.

El potencial osmótico es el componente del potencial del agua que resulta de la presencia de partículas de soluto y es equivalente en concepto a la presión osmótica, pero en signo negativo. El potencial osmótico puede ser expresado en términos de energía, mientras que la presión osmótica siempre se expresa en términos de presión (Maas and Hoffman, 1977).

Cuando el potencial de un medio es más bajo que el de las células de las plantas, éstas sufrirán una desecación osmótica también llamada “sequía fisiológica”. Para sobrevivir las plantas deben aumentar sus concentraciones internas de solutos. Estos aumentos pueden ser posibles mediante la absorción de iones de la solución del medio, por síntesis de compuesto o por ambos (Saldivar, 2009).

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

#### 4.10.1. Ubicación geográfica.

El Valle del Mezquital tiene una superficie aproximada de 4610 km<sup>2</sup>. Geográficamente se encuentra ubicado en los municipios de Actopan, Ajacuba, Alfajayucan, Atitalaquia,

Atotonilco de Tula, Cardonal, Chapatongo, Chilcahutla, Francisco I. Madero, Ixmiquilpan, Mixquiahuala, Progreso, San Salvador, Santiago Anaya, Taquillo, Tepeji de Ocampo Villa de Tezontepec, Tlahuelilpan, Tlaaxoapan, Tula de Allende y Zimapán, Estado de Hidalgo.

#### 4.10.2 Clima.

Se distinguen tres zonas climáticas bien definidas en el estado de Hidalgo: 1. Zona de climas cálidos y semicálidos de la Huasteca Hidalguense; 2. Zona de climas templados de la Sierra Madre Oriental y Faja Volcánica Transmexicana y 3. Zona de climas secos y semisecos de la Sierra Madre Oriental y Faja Volcánica Transmexicana.

Los climas templados se distribuyen en centro y sur de la entidad, con variantes de precipitación y temperatura, debido principalmente a diferencias en altitud entre los llanos, valles y serranías que conforman a la Sierra Madre Oriental y la Faja Volcánica Transmexicana (Mendoza, 2009).

**Clima cálido y semicálido.** Se distribuye en parte de los municipios de Tecozautla, Tasquillo, Zimapán, cerca del río Moctezuma. Presenta lluvias de verano con invierno fresco. Su temperatura media anual es de 24.4° C con máximas en abril de 25.3° C y mínimos en diciembre de 11.5° C. La precipitación anual es de 503.2 mm, con máxima en septiembre con 142.8 mm y mínima en febrero con 4.3 mm.

**Clima templado con lluvias en verano.** Abarca casi todo el Valle del Mezquital. La temperatura media anual es de 14.8° C, con máximas en mayo de 17.3°C y mínimas en noviembre de 9.4°C. La precipitación anual es de 543.4 mm; con máximas en septiembre de 117.4 mm y mínimas en enero de 8.8 mm.

**Clima seco y semiseco con lluvias en verano.** Se manifiesta a los alrededores de Ixmiquilpan, a lo largo del río Tula y en parte de los municipios de Eloxochitlan y Mezquitlan. Su temperatura media anual es de 18.5° C, con máximas en junio de 24.7° C y mínimas en enero con 8.3° C; la precipitación anual es de 364.6 mm, con máxima en junio de 66.3 mm y mínima en febrero de 3.3 mm. Adriana 5951138511

#### 4.10.3 Geología.

Según INEGI (1983a) el valle del Mezquital es una planicie con ligera pendiente que desciende hacia el norte, limitada por elevaciones topográficas que son en su mayoría conos volcánicos y productos asociados. El valle está constituido por una alternancia de material piroclástico, lava y sedimentos lacustres conocidos como Formación Tarango del Paleógeno que se encuentran cubiertos por una delgada capa de aluvión del Cuaternario (Mooser et al, 1956). Las sierras que bordean el vale del Mezquital están formadas por rocas volcánicas, principalmente lava y en menor proporción toba del Paleógeno (SGM, 1997) La sierra al norte del valle del Mezquital y algunos puntos de Bomintzhá, están constituidos por sedimentos marinos calcáreo del Cretácico (SGM, 2002).

La provincia geológica de la faja volcánica Transmexicana cubre también una porción del estado de Hidalgo, sobre todo en el sur y está constituido por rocas volcánicas Terciarias y Cuaternarias (brechas, tobas y derrames rio líticos intermedios y basálticos) de composición y textura variadas, las cuales presentan un extenso y grueso paquete que en localidades como Pachuca alcanza varios miles de metros de espesor. Éste estrato ha sido superpuesto a las rocas sedimentarias mesozoicas por los fenómenos del vulcanismo. De estas últimas se encuentran algunos afloramientos que sobresalen en forma de cerros aislados en medio del dominio de rocas ígneas, como en las localidades de Tula de Allende y Atotonilco de Tula, donde afloran cerro de caliza que tienen uso industrial (INEGI,1992)

#### 4.10.4 Hidrología.

Un aspecto relevante de la zona de estudio es que la Ciudad de México drena sus aguas residuales hacia el valle del Mezquital a través del gran canal de desagüe, interceptor poniente y emisor central. Estos, cruzan la divisoria entre las cuencas de México y Mezquital a través de los túneles de Tequisquiac y el tajo de Nochistongo, para luego incorporarse a los ríos Salado y El Salto. Actualmente la zona recibe 50 m<sup>3</sup>/s de agua residual no tratada (CONAGUA, 1998)

Así mismo, en el estado de Hidalgo las corrientes hídricas son escasas, debido a dos factores, el clima y topografía. En las porciones norte y noreste, aunque los vientos



húmedos del golfo de México propician abundantes lluvias, lo abrupto de la Sierra Madre Oriental impide el aprovechamiento de los escurrimientos que descienden rápidamente a las zonas bajas, las cuales forman parte de los estados de San Luis Potosí, Veracruz y Puebla (INEGI, 1992)

#### 4.10.5 Geohidrología.

Debido a que el Valle del Mezquital está constituido por materiales geológicos diversos las características hidrogeológicas no son homogéneas, ya que dependen de las estructuras de las rocas, fallas existentes en la zona, permeabilidad y porosidad de los diferentes depósitos.

Las principales unidades hidrogeológicas detectadas son: Aluvión y Materiales clásticos, Derrames de lava del Terciario y Calizas del Cretácico Superior; los derrames de lava constituyen la unidad acuífera más importante y es la principal fuente de agua subterránea tiene un espesor variable; debido a que presenta una permeabilidad de media a alta por fracturamiento

## V. MATERIALES Y METODOS

### 5.1 Ubicación geográfica de los puntos de muestreo.

El valle del Mezquital se ubica dentro del límite sudoeste del estado de Hidalgo, entre los paralelos  $19^{\circ}30'$  y  $20^{\circ}02'$  de latitud norte y los meridianos  $98^{\circ}56'$  y  $99^{\circ}15'$  de longitud oeste. Está situado en lo alto de la meseta mexicana, a 60 km de la ciudad de México. Tiene una altitud que va desde los 1 640 y los 2 400 msnm. Está conformado por 27 municipios de los 84 que conforman el estado de Hidalgo.

El valle del Mezquital recibe las aguas residuales de la zona metropolitana de México, éstas son enviadas a través de tres conductos: El emisor poniente, El gran canal de desagüe y el emisor central. En la figura 5 se muestra la ubicación espacial de las muestras.

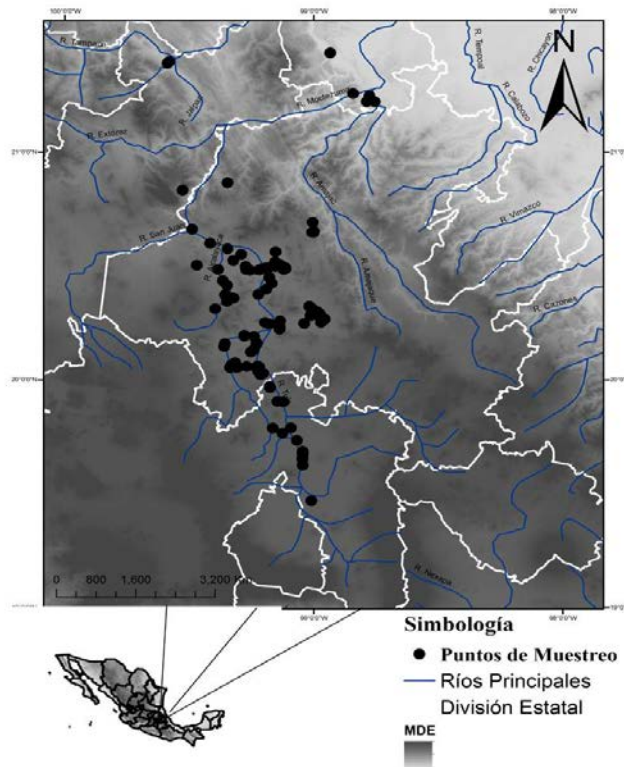


Figura 5. Ubicación espacial de los puntos de muestreo.

Así mismo el cuadro 10 muestra los municipios, las coordenadas y la altura de cada muestra.

Cuadro 10. Ubicación de los puntos de muestreo.

No.	Nombre	Municipio.	Estado	Long	Lat	Alt
1	Autopista Peñón-Texcoco	Texcoco	Estado de México	-99.010	19.468	2242
2	Puente PEMEX	Venta de Carpio	Estado de México	-99.045	19.624	2254
3	Canal cuadrado	Chiconautla	Estado de México	-99.046	19.652	2248
4	Santa Ma.	Tananitla I	Estado de México	-99.045	19.673	2249
5	Santa Ma.	Tananitla II	Estado de México	-99.045	19.684	2245
6	Santa Ana	Nextlalpan	Estado de México	-99.068	19.733	2254
7	Canal La Laminadora	Zumpango	Estado de México	-99.092	19.788	2253
8	Vasos de Regulación, Lago	Zumpango	Estado de México	-99.126	19.765	2244
9	Laguna, Emisor Norte	Zumpango	México	-99.165	19.787	2257
10	Emisor Oriente		Mexico	-99.012	20.281	2264
11	Canal de tierra	Actopan a Progreso	Hidalgo	-98.955	20.266	1980
12	Canal de tierra	Actopan a Progreso	Hidalgo	-98.960	20.264	1963
13	Canal revestido parcialmente	Saliendo de Actopan	Hidalgo	-98.971	20.251	1972
14	Artesianismo (pozo)	San Salvador	Hidalgo	-99.012	20.281	1946
15	Agua de pozo	San Salvador	Hidalgo	-99.013	20.282	1945
16	Pozo SEDESOL	San Salvador	Hidalgo	-99.007	20.286	1943
17	Dren	Salida de San Salvador	Hidalgo	-98.992	20.284	1957
18	Canal cuadrado "El Pacheco"	San Salvador	Hidalgo	-99.038	20.247	1969
19	Canal de tierra	Ejido Veracruz	Hidalgo	-99.136	20.259	2002
20	Colonia Morelos	Enfrente Ejido Veracruz	Hidalgo	-99.137	20.230	2018
21	Colonia Morelos 2	Enfrente Ejido Veracruz	Hidalgo	-99.137	20.222	2050
22	Canal revestido grande	Entrada Mixquiahuala	Hidalgo	-99.179	20.245	2008
23	Manantial, Río Tula	Mixquiahuala	Hidalgo	-99.196	20.251	1918

Continuación del Cuadro 10. Ubicación de los puntos de muestreo.

<b>No.</b>	<b>Nombre</b>	<b>Municipio.</b>	<b>Estado</b>	<b>Long</b>	<b>Lat</b>	<b>Alt</b>
24	Río Tula	Mixquiahuala	Hidalgo	-99.196	20.251	1908
25	Canal de tierra	Pasando Mixquiahuala	Hidalgo	-99.222	20.034	2003
26	Canal revestido	Mixquiahuala-Tezontepec	Hidalgo	-99.240	20.190	2011
27	Manantial aguas negras filtradas	Tezontepec	Hidalgo	-99.279	20.191	1968
28	Río Tula	Tezontepec	Hidalgo	-99.279	20.195	1965
29	Canal revestido	Tepeji Requena	Hidalgo	-99.230	20.156	2055
30	Canal revestido 2	Tepeji Requena	Hidalgo	-99.229	20.160	2042
31	Canal de tierra	Tlahuelilpan	Hidalgo	-99.242	20.130	2057
32	Canal de tierra 2	Tlahuelilpan (	Hidalgo	-99.249	20.125	2061
33	Canal de tierra 3	Tlahuelilpan a Tula	Hidalgo	-99.253	20.122	2067
34	Canal Dhendo (Gustavo Díaz Ordaz)	Tula	Hidalgo	-99.316	20.075	2093
35	Canal puente verde	llegada a Tula	Hidalgo	-99.330	20.067	2035
36	Río Tula	Tula	Hidalgo	-99.336	20.053	2033
37	Canal de tierra salida	Tula hacia refinería	Hidalgo	-99.326	20.057	2063
38	Frente Hotel Plazas, salida	Tula hacia refinería	Hidalgo	-99.313	20.054	2095
39	Canal revestido salida	Tula hacia refinería	Hidalgo	-99.305	20.055	2100
40	Canal revestido frente fábrica	Refinería	Hidalgo	-99.269	20.058	2118
41	Puente	Atitalaquia	Hidalgo	-99.224	20.060	2086
42	Puente La Quina	Tlalmilolpa	Hidalgo	-99.227	20.059	2095
43	Cascada	Río Atitaliquia	Hidalgo	-99.225	20.051	2112
44	Canal revestido PEMEX	Tlalmilolpa	Hidalgo	-99.231	20.052	2123
45	Canal del Puerco	Atitalaquia	Hidalgo	-99.220	20.057	2111
46	Canal revestido	Texas	Hidalgo	-99.203	20.029	2163
47	Canal revestido	SEMIX	Hidalgo	-99.205	20.026	2163
48	Río Tula	Atotonilco de Tula	Hidalgo	-99.213	20.021	2133
49	Río Tula	Apaxco	Hidalgo	-99.175	19.965	2187

Continuación del Cuadro 10. Ubicación de los puntos de muestreo.

No.	Nombre	Municipio.	Estado	Long	Lat	Alt
50	Salida de fábrica	Apaxco	Hidalgo	-99.178	19.970	2177
51	Batería de pozos	San Salvador	Hidalgo	-98.987	20.299	1966
52	Canal cuadrado revestido.	Fco. Villa	Hidalgo	-99.007	20.314	1963
54	Río Tula	Puente Tasquillo	Hidalgo	-99.346	20.576	1602
55	Presa Zimapan	Zimapan	Hidalgo	-99.489	20.661	1558
56	Entrada Río Tula a presa	Zimapan	Hidalgo	-99.416	20.600	1539
57	Canal cuadrado Zindeje	Ixmiquilpan	Hidalgo	-99.324	20.524	1729
58	Caxuxi, salida	Actopan	Hidalgo	-98.976	20.291	1917
59	Canal Caxpojai	DEXTHO	Hidalgo	-99.018	20.322	1941
60	Río Maconi junto a Río Moctezuma	Maconi	Querétaro	-99.527	20.832	1650
61	Río Moctezuma	Querétaro	Querétaro	-99.346	20.865	952
62	Río Ayutla	Ayutla	Querétaro	-99.587	21.391	470
63	Río Santa María	Ayutla	Querétaro	-99.581	21.397	508
64	Afluencia, Ríos Ayutla y Santa María	Ayutla	Querétaro	-99.582	21.396	492
65	Río Huichihuayan	Huichihuayan	San Luis Potosí	-98.934	21.436	109
66	Río Amajac, Puente Tamazunchale	Tamazunchale	San Luis Potosí	-98.776	21.247	130
67	Río Claro	Tamazunchale	San Luis Potosí	-98.755	21.221	129
68	Río Moctezuma	Tamazunchale	San Luis Potosí	-98.787	21.221	124
69	Río Moctezuma, vega larga	Tamazunchale	San Luis Potosí	-98.842	21.257	142
70	Canal, Ignacio López Rayón	Ixmiquilpan	Hidalgo	-99.272	20.483	1746
71	Agua de drenaje parcelario	Ixmiquilpan	Hidalgo	-99.273	20.488	1739
72	Canal El Dexthó.	DEXTHO	Hidalgo	-99.274	20.497	1746
73	Canal de mampostería (sifón)	Ixmiquilpan, salida	Hidalgo	-99.255	20.481	1747
74	Canal Tepe, río Ixmiquilpan	Ixmiquilpan, entrada	Hidalgo	-99.215	20.482	1694
75	Canal. Calle Miguel Hidalgo	Ixmiquilpan, salida	Hidalgo	-99.211	20.487	1717

Continuación del Cuadro 10. Ubicación de los puntos de muestreo.

No.	Nombre	Municipio.	Estado	Long	Lat	Alt
76	Canal revestido, escuela NITH	Ixmiquilpan, salida	Hidalgo	-99.194	20.490	1753
77	Canal UTVM	Capula	Hidalgo	-99.183	20.492	1755
78	Canal la estación.	Capula	Hidalgo	-99.157	20.496	1795
79	Canal revés. (Capula, inicio drenaje)	Capula	Hidalgo	-99.146	20.503	1774
80	Zona de drenaje	Capula	Hidalgo	-99.142	20.506	1771
81	Canal de piedra, mampostería	Capula	Hidalgo	-99.136	20.506	1793
82	Presa Debodhe	Capula	Hidalgo	-99.121	20.484	1813
83	Canal grande revestido,	presa Debodhé, entrada	Hidalgo	-99.115	20.492	1802
84	Vertedor	Presa Debodhe	Hidalgo	-99.113	20.488	1820
85	Canal de tierra, alta velocidad	Presa Debodhé	Hidalgo	-99.155	20.517	
86	Nacimiento la Gloria	Tolantongo	Hidalgo	-99.007	20.647	1418
87	Nacimiento manantial la Gloria	Tolantongo	Hidalgo	-99.000	20.647	1395
88	La laguna, camarones	Tolantongo	Hidalgo	-99.005	20.690	1851
89	Río Tolantongo	Tolantongo	Hidalgo	-99.000	20.652	1263
90	Quixpedhi, canal pralxotho	Ixmiquilpan-Tolantongo	Hidalgo	-99.153	20.561	1861
91	Canal chico revestido	Mequetejé	Hidalgo			
92	Canal los pinos cerritos	Mequetejé	Hidalgo	991884.000	20.530	1751
93	Río Zindheje	Tasquillo	Hidalgo	-99.292	20.550	1630
94	Presa Madho Corrales.	Alfajayucan	Hidalgo	-99.470	20.503	1735
95	Cascada de basalto a San Francisco	Xigatzá	Hidalgo	-99.384	20.484	1748
96	Vaso de control P. Vicente Aguirre	Alfajayucan	Hidalgo	-99.365	20.435	1868
97	Canal, desemboca a Presa V. Aguirre	Alfajayucan	Hidalgo	-99.349	20.414	1879
98	Canal, entrada Presa Rojo Gómez	Chilcuautila	Hidalgo	-99.356	20.373	1959

Continuación del Cuadro 10. Ubicación de los puntos de muestreo.

No.	Nombre	Municipio.	Estado	Long	Lat	Alt
99	Canal, salida Presa J. Rojo Gómez	Chilcuautla	Hidalgo	-99.327	20.361	1980
100	Presa Javier Rojo Gómez	Chilcuautla	Hidalgo	-99.323	20.358	1989
101	Presa Dolores	Chilcuautla	Hidalgo	-99.348	20.344	1994
102	Chapantongo (nacimiento)	Chapantongo	Hidalgo	-99.396	20.311	2086
103	Presa Endho	Tepetitlán	Hidalgo	-99.360	20.145	2024
104	El sifón de la Presa Endho	Tepetitlán	Hidalgo	-99.357	20.159	2023
105	Canal de tierra (escuela D. A. S.)	Ixmiquilpan, antes	Hidalgo	-99.179	20.449	1762
106	Maguey blanco canal revestido	Chilcuautla	Hidalgo	-99.169	20.423	1805
107	Canal grasoso	Chilcuautla	Hidalgo	-99.192	20.397	1931
108	Río Tula, Ahuehuate o Sabino	Tlacotalpilco	Hidalgo	-99.223	20.374	1797
109	Río Tula	Chicuautla	Hidalgo	99.223	20.325	1837
110	Tunel	Tequixquiac	Estado de México	-99.146	19.904	2238
111	El Tajo	Tequixquiac	Estado de México	-99.123	19.902	2236

## 5.2 Criterios de muestreo de aguas residuales, aguas superficiales y aguas subsuperficiales.

Debido a que en el muestreo se recolectó aguas residuales, aguas superficiales y aguas subsuperficiales, se tuvo que tomar en cuenta diferentes criterios de muestro dependiendo del origen y tipo de agua.

Las muestras de agua deben de considerar si la descarga se realiza en cuerpos de aguas lóaticos o lenticos. En aguas loticas se colectaron las muestras aguas arriba de la descarga y aguas abajo donde la mezcla horizontal es completa. En el caso de aguas residuales que desembocan en cuerpos de agua lenticos, las muestras se tomaron a 2/3 de la profundidad total. En el caso de aguas subsuperficiales como pozos o surgencias, la toma de muestras se realizó con bombas hidráulicas o embaces para recogidas de agua (botellas o cubetas) de material plástico.

Los embaces para recogida de aguas deben ser previamente enjuagadas con abundante agua corriente. Así mismo, la toma de muestra debe hacerse lejos de los bordes para evitar contaminación.

### 5.3 Determinaciones físico-químicas de las muestras.

Después de la recolección, las muestras se mantuvieron en conservación selladas a temperatura ambiente. En el análisis de laboratorio se determinaron los siguientes parámetros de calidad: pH, conductividad eléctrica (CE), residuo seco evaporado y residuo seco calcinado (RSE y RSC), calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na), potasio (K), carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ), cloruros (Cl), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), nitratos ( $\text{NO}_3$ ), fosfatos (PO), boro (B), y Silicio (Si) (cuadro 11).

Cuadro 11. Métodos de análisis usados en el laboratorio.

Determinación	Método	Referencia
pH	Potenciometro marca Beckman, modelo Hoffmann Pinther Bosworth	APHA. 1989. 4500-H+B
Conductividad Eléctrica	Conductímetro puente de Wheastone con celdas de vidrio de rango 0.1 a 10 mS $\text{cm}^{-1}$	APHA. 1989. 25108
Residuo Seco Evaporado (RSE)	Gravimetría mediante estufa marca Hot-Plate modelo 2200 Thermlyne	APHA, 1989. 2320 B
Carbonatos	Volumétrico. Mediante titulación con ácido sulfúrico 0.01 N indicador fenolftaleína.	APHA, 1989. 2320 B
Bicarbonatos	Volumétrico. Mediante titulación con ácido sulfúrico 0.01 N indicador anaranjado de metilo	APHA, 1989. 2320 B
Cloruros	Método Mor. Mediante titulación con nitrato de plata 0.01 N indicador $\text{K}_2\text{CrO}_4$	APHA, 1989. 4500-Cl B
Calcio y Magnesio	Volumétrico. Mediante titulación con EDTA 0.01 N indicador eriocromo negro.	APHA, 1989. 3500 Ca D
Calcio	Volumétrico. Mediante titulación con EDTA 0.01 indicador murexida	APHA, 1989. 3500 Ca D
Sodio y Potasio	Flamometría. Flamómetro marca IL Autocal Flame Photometer 643, a 589nm, calibrado con solución estándar de 140 para Na y 5 meq $\text{L}^{-1}$ para K.	APHA, 1989. 3500 - Na y K, D
Sulfatos	Turbidimetría. Espectrofotómetro modelo a 420 nm	APHA, 1989. 4500-So4 E
Fósforo	Turbidimetría. Espectrofotómetro modelo a 690 nm	Rodier, 1978
Boro	Turbidimetría. Espectrofotómetro modelo a 690 nm	Bingham, 1982



### 5.3 Determinación del pH.

Esta determinación se llevó a cabo con el electrodo referencial de calomel se usa para completar el circuito eléctrico y registra una diferencia de voltaje entre dos electrodos se miden por un voltímetro que se ha calibrado para leer directamente en unidades de pH, siempre que se juste inicialmente con una solución amortiguadora con un pH conocido.

#### 5.3.1 Determinación de la Conductividad Eléctrica (CE).

Este parámetro fue analizado usando un puente estándar de Wheatstone de corriente alterna, el cual tiene una constante de celda de 6.4. La conductividad eléctrica se expresa normalmente en milimhos por centímetro ( $\text{mmhos cm}^{-1}$ ) o deciSiemens por metro ( $\text{dS m}^{-1}$ ), y su equivalente es  $1 \text{ milimho cm}^{-1} = 1 \text{ dS m}^{-1}$ . La relación entre la concentración de sales (C) y conductividad eléctrica (CE) es aproximadamente  $C = 640 \text{ CE}$

#### 5.3.2 Determinación del Residuo Seco Evaporado (RSE).

Los sólidos totales disueltos (STD) son aquellos que se encuentran completamente disueltos y no se pueden percibir con la vista. Estos, provienen de la acción disolvente del agua al estar en contacto con los minerales del acuífero o del suelo, y aparecen solo cuando el agua es evaporada. El residuo que queda al evaporar el agua consiste en sales como: carbonatos, cloruros o sulfatos de: calcio, sodio, potasio, magnesio, entre otros.

Para determinar los residuos secos evaporados RSE se pesó una capsula de porcelana, se le agregó 25 ml de alícuota, y se colocó en una plancha precalentada a  $105^\circ \text{C}$  por 24 horas o hasta que los 25 ml de muestra se evaporaran por completo. Luego de este proceso, se puede apreciar claramente la costra que forman los sólidos totales disueltos, posteriormente se pesa nuevamente la capsula y se obtiene la diferencia entre el peso inicial y el peso final. Tal diferencia es en efecto el peso del RSE en gramos, por lo que se debe multiplicar por un factor de  $10^6$  para sacar las partes por millón, y finalmente dividir entre los 25 ml de alícuota para obtener el resultado en partes por millón o  $\text{mg L}^{-1}$  Según Eaton (1995), la fórmula para calcular el RSE es el siguiente:

$$RSE_{ppm} = \frac{(\text{Peso final de la capsula} - \text{Peso inicial de la capsula}) * 10^6}{25 \text{ ml}}$$

### 5.3.3 Determinación del Calcio (Ca<sup>+</sup>).

La sal disódica del ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) conocida como versenato, origina complejos solubles (quelatos) con gran número de cationes. El Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Co<sup>2+</sup>, reaccionan estequiométricamente con, dando complejos en relación 1:1. La titulación con EDTA para Ca<sup>2+</sup> se lleva cabo con pH de 10 a 13, pues son más estables los complejos formados, para llegar a esa escala se debe agregar NaOH. En estas titulaciones se utilizan indicadores que a su vez son agentes quelantes. Los quelatos que forman los indicadores mencionados son coloreados y difieren del color que tiene el indicador sin reaccionar. Los indicadores que funcionan de este modo se denominan metalcrómicos.

Procedimiento:

Agregar 5 ml de alícuota en un vaso de precipitado de 40 ml, 0.5 ml (3 gotas aproximadamente) de solución amortiguadora (NaOH al 4N) y una pizca de indicador (murexida), titular con EDTA al 0.01 N usando una bureta de 10 ml. El vire es d color rosa intenso a azul verdoso, eliminando cualquier tinte rojizo o rosado.

Para calcular la concentración en miliequivalentes de calcio se debe aplicar la siguiente fórmula:

$$\text{Ca}^{2+} \text{ (meq L}^{-1}\text{)} = \frac{\text{ml gastados de EDTA} \times \text{N del EDA} \times 1000}{\text{ml alícuota}}$$

### 5.3.4 Determinación del Calcio (Ca<sup>2+</sup>) + Magnesio (Mg<sup>2+</sup>).

El magnesio no existe libre en la naturaleza. Se encuentra combinado como carbonato de magnesio (MgCO<sub>3</sub>). Los silicatos donde podemos encontrarlo son, el talco (piedra de jabón) H<sub>2</sub>Mg<sub>3</sub>(SiO<sub>3</sub>)<sub>4</sub>, el asbesto Mg<sub>3</sub>Ca(SiO<sub>3</sub>)<sub>4</sub>. Se encuentra generalmente en las aguas en cantidades menores que el calcio (Cuellar, 2013).

La titulación con EDTA se aplicará a la determinación del contenido de Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> en agua, es decir a la denominada dureza de agua. También se puede aplicar para dosar estas especies químicas en otras muestras que se encuentren en solución. El Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> pueden determinarse conjuntamente titulando una solución que los contenga, con una

solución valorada de EDTA, utilizando como indicador Negro de Ericromo T (NET). Esta sustancia, con la presencia del  $Mg^{2+}$  y en pH de 10 en adelante, un compuesto rojo vinoso, en ausencia de  $Mg^{2+}$  el color es azul.

Procedimiento:

Agregar 5 ml de muestra en una vaso de precipitado de 40 ml, agregar 0.5 ml (aproximadamente 2 o 3 gotas) de hidróxido de amonio ( $NH_4OH$ ) y cloruro de amonio ( $NH_4Cl$ ), éstos funcionan como solución amortiguadora y elevan el pH de la alícuota a 10 o más, agregar una pizca del indicador negro eriocromo T, y finalmente titular con el EDTA al 0.01 N, con una bureta de 10 ml. El vire va de un tono violeta a un tono azul verdoso, eliminando cualquier rastro rojizo al terminar.

Para calcular la concentración de calcio y magnesio se debe aplicar la siguiente ecuación:

$$Ca^{2+} + Mg^{2+} \text{ (meq L}^{-1}\text{)} = \frac{\text{ml gastados de EDTA} \cdot N \text{ del EDA} \cdot 1000}{\text{ml alícuota}}$$

Para separar y obtener únicamente la concentración del  $Mg^{2+}$ , se calcula la diferencia:

$$Mg^{2+} = (Ca^{2+} + Mg^{2+}) - Ca^{2+}$$

### 5.3.5 Determinación del Sodio ( $Na^+$ ) y Potasio ( $K^+$ ).

El sodio es el elemento más abundante de los elementos alcalinos, hallándose sus compuestos extensamente distribuidos en la naturaleza; este constituye 26 g  $Kg^{-1}$  de la corteza terrestre ocupando el sexto lugar entre los elementos más abundantes. Los niveles de sodio en aguas subterráneas varían mucho, pero normalmente fluctúan entre 6 y 500  $mg L^{-1}$  dependiendo del área geográfica. Los niveles más altos pueden estar relacionados con suelos salinos. En las aguas superficiales, la concentración de sodio puede ser menor que 1  $mg L^{-1}$  o exceder de 300  $mg L^{-1}$ . El potasio, sin embargo, en aguas potables rara vez alcanza los 20  $mg L^{-1}$  (Osicka y Giménez, 2004).

Procedimiento:

Para determinar el sodio y el potasio fue necesario hacer uso de un flamómetro Aut Cal Flame-Photometer 643, colocar solución tensoactiva en este caso se utilizó cesio, se calibró el flamómetro con una solución patrón de 140 mmeq L<sup>-1</sup> de sodio y 5 mmeq L<sup>-1</sup> de potasio siguiendo los pasos del manual de usuario del aparato, y finalmente se colocó directamente y sin preparación previa aproximadamente 2 ml de alícuota. Los resultados que arroja el aparato son reportados en meq L<sup>-1</sup> por lo que no hay necesidad de hacer ningún cálculo.

### 5.3.6 Determinación Carbonato (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>).

La alcalinidad en el agua natural o tratada, usualmente es causada por la presencia de iones carbonatos (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) y bicarbonatos (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), asociados con los cationes Na<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>+</sup> y Mg<sup>2+</sup>. La alcalinidad se determina por titulación de la muestra con una solución valorada de un ácido fuerte como el H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, mediante dos puntos sucesivos de equivalencia, indicados ya sea por medio potenciométricos o por medio del cambio de color utilizando dos indicadores ácido-base adecuados (Cuellar, 2013).

Procedimiento:

Colocar 5 ml de alícuota en un vaso de precipitado de 40 ml, agregar una gota del indicador fenolftaleína al 1%. En ocasiones luego de agregar el indicador, la muestra no presenta ningún cambio en la coloración, esto se debe a que no hay presencia de carbonatos, en caso de presentar coloración por mínima que sea, se debe titular con ácido sulfúrico al 0.01 N usando una bureta de 10 ml, el vire va de un color rosa hasta quedar incoloro.

Para conocer la concentración del ion carbonato en miliequivalentes, se aplicó la siguiente fórmula:

$$CO_3^{2-} \text{ meq L}^{-1} = \frac{2 * \text{ml gastados de H}_2\text{SO}_4 * N \text{ del H}_2\text{SO}_4 * 1000}{\text{ml alícuota}}$$

### 5.3.7 Determinación Bicarbonato (HCO<sub>3</sub>).

Con la finalidad de optimizar el trabajo, se reutiliza la muestra que se utilizó para determinar carbonatos, ya incolora luego de haberla titulado con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, se va a agregar

0.5 ml (aproximadamente 3 gotas) del indicador naranja de metilo, y titular con ácido sulfúrico con ayuda de una bureta de 10 ml. El vire va de un color naranja a un tono durazno.

$$HCO_3^- \text{ meq L}^{-1} = \frac{[\text{ml gastados} - (2 * \text{ml gastados en carbonatos})] * N \text{ del } H_2SO_4 * 1000}{\text{ml alicuota}}$$

Luego de realizar la titulación, se debe verificar que la regla de los mililitros gastados se cumpla, en caso de no ser así, se utilizara el cuadro 12.

Cuadro 12. Valor d titulación para cada ion.

Resultado de la titulación	Valor de titulación de cada ion		
	Hidróxido	Carbonato	Bicarbonato
*P = 0	0	0	**T
P < 1/2 T	0	2P	T-2P
P = 1/2 T	0	2P	0
P > 1/2 T	2P-T	2(T-P)	0
P = T	T	0	0

\*P= Titulación al punto de vire para fenolftaeina.

\*\*T = Titulación total al punto de vire por anaranjado de metilo.

### 5.3.8 Determinación de Cloruros (Cl).

La determinación de cloruros por titulación se basa en una valoración con nitrato de plata utilizando como indicador cromáto de potasio ( $K_2CrO_4$ ). La plata reacciona con los cloruros para formar un precipitado de cloruro de plata ( $AgCl$ ) de color blanco. En las inmediaciones del punto de equivalencia al agotarse el ion cloruro, empieza la precipitación del cromáto. La formación de cromáto de plata ( $AgCrO_4$ ) puede identificarse por el cambio de color de la disolución a anaranjado-rojizo así como en la forma del precipitado. En este momento se da por terminada la valoración.

Procedimiento:

Siguiendo con las titulaciones en cadena de los carbonatos y bicarbonatos, se utiliza la misma muestra proveniente de las titulaciones anteriores, se agregan 0.5 ml del indicador, cromáto de potasio al 15%, se titula con nitrato de plata ( $AgNO_3$ ) al 0.01 N, usando una bureta de 10 ml. El vire va de un color amarillo a un tono rojo terracota.

Para obtener la concentración en miliequivalentes, se aplicó la siguiente fórmula:

$$Cl_{meq L^{-1}} = \frac{ml \text{ gastados de } AgNO_3 * N \text{ del } AgNO_3 * 1000}{ml \text{ alicuota}}$$

### 5.3.9 Determinación de Sulfatos (SO<sub>4</sub>).

Los métodos turbidimétricos de análisis, tiene como fundamento la formación e partículas de pequeño tamaño que causen la dispersión de la luz, cuando una fuente de radiación incide sobre dichas partículas. El grado de dispersión de la luz (turbidez de la solución) es proporcional al número de partículas que impiden su paso, lo cual depende de la cantidad de sulfato presente en la muestra (Cuellar, 2013).

El ion sulfato precipita con cloruro de bario (BaCl<sub>2</sub>) en un medio ácido (HCl), formando cristales de sulfato de bario (BaSO<sub>4</sub>) de tamaño uniforme. La absorción espectral de la suspensión del sulfato de bario se mide con un nefelómetro o fotómetro de transmisión y la concentración de ion sulfato se determina por comparación de la lectura con una curva patrón (IMTA, 1981).

Procedimiento:

Preparar una solución estabilizadora, que actuara como el medio acido que permita la precipitación del sulfato como sulfato de bario. Posteriormente se debe preparar una serie de muestras con cantidades conocidas de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, para leerlas en el espectrofotómetro a 420 nanómetros (nm) y obtener la curva de calibración, finalmente leer las muestras de campo y calcular las partes por millón (ppm).

a) Solución estabilizadora: Diluir 30 ml de ácido clorhídrico<sub>cp</sub> en 300 ml de agua destilada, agregar 100 ml de alcohol etílico al 95% y 75 g de cloruro de sodio. Agregar 50 ml de glicerina a esta mezcla.

b) Curva de calibración: Preparar una solución madre con 100 ppm de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, partiendo de esta solución se van a preparar soluciones patrones de 100 ml que contengan de 0, 5, 10, 20, 30 y 40 ppm y aforar a 250 ml. Cabe señalar que el espectrofotómetro tiene una capacidad de lectura de hasta 40 ppm, es por ello que la curva patrón solo llega a esta concentración.

c) Lectura de las muestras: Mezclar en un matraz 50 ml de muestra, 5 ml de solución estabilizadora y 1 gr de cloruro de bario o solución de cloruro de bario al 5%. Agitar con un agitador magnético durante un minuto a velocidad constante y tomar la lectura a 420 nm en el espectrofotómetro inmediatamente después de haber transcurrido el tiempo de agitación. Cabe señalar que si la lectura de alguna muestra cae fuera de la curva patrón o de las 40 ppm, esta se deberá diluir y realizar los cálculos correspondientes.

#### 5.3.10 Determinación de Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ).

La concentración de nitratos en una muestra de agua se determina midiendo la absorbancia a 410 nm y comparándola con una curva de calibración. La relación entre absorbancia y concentración es lineal hasta una concentración de 11  $\mu\text{g/L}$ . El mínimo detectable es de 0.01  $\mu\text{g L}^{-1}$  (IMTA, 1986).

Procedimiento:

a) Solución (AS- $\text{H}_2\text{SO}_4$ ): Preparar una solución diluyendo ácido salicílico ( $\text{C}_7\text{H}_6\text{O}_3$ ) al 5% en ácido sulfúrico<sub>cp</sub>, ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) para ello se debe pesar 5 g de ácido salicílico y disolverlos en 100 ml de ácido sulfúrico, es recomendable preparar la solución al momento, justo antes de utilizarlo.

b) Curva patrón con cantidades conocidas de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ): Se prepara una solución madre con 100 ppm de nitratos, pesando 0.7221 g de nitrato de potasio ( $\text{KNO}_3$ ) y diluirlo en 1 litro de agua destilada. A partir de esta solución preparar una serie de soluciones estándares de 0, 2.5, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 y 50 ppm.

c) Hidróxido de sodio 4 N. Pesar 160 g de hidróxido de sodio y diluirlo en 1 litro de agua destilada.

d) Lectura de la curva patrón: Depositar 0.5 ml de solución estándar en un tubo de ensayo, agregar 1 ml de ácido salicílico, mezclar en el vortex tomando precaución ya que se genera una reacción exotérmica, adicionar 10 ml de hidróxido de sodio 4 N, dejar enfriar a temperatura ambiente y leer en el espectrofotómetro a 410 nm.

e) Lectura de las muestras: El procedimiento es exactamente el mismo que el de la curva patrón, pero usando 0.5 ml de alícuota, tomar la lectura y comparar las lecturas con la

curva. En caso de que alguna muestra salga del rango de las 50 ppm de la curva, diluir la muestra y hacer los cálculos respectivos.

#### 5.3.11 Determinación de Fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ):

El método propuesto para determinar fosfatos se basa en la formación de un heteropoliácido con el reactivo vanado-molibdato, cuya absorción de luz se mide a 690 nm. Otras especies químicas a esta misma longitud de onda, tales como el hierro ( $\text{FeIII}$ ) o el silicato ( $\text{Si}$ ). Para eliminar dichas interferencias se prepara un blanco sin fosfato, cuya lectura será el punto de partida de las muestras. Adicionalmente, es posible que la absorbancia del complejo se vea afectada por efecto de la matriz. La matriz puede potenciar o atenuar la absorbancia de luz por el complejo, lo cual puede conducir a resultados erróneos. Para minimizar este efecto, se debe aplicar el método de adiciones estándar, el cual consiste en la adición de cantidades crecientes de ortofosfato a una cantidad fija de muestra. Este proceso resulta más efectivo que un calibrado externo (con diluciones patrón) cuando la matriz interfiere en la detección (Cuellar, 2013).

Procedimiento:

- a) Preparación de la solución amortiguadora: agregar 400 ml de ácido sulfúrico al 5 N, 120 ml de ácido ascórbico y 40 ml de solución de emético, aforar a 1 litro.
- b) solución de emético: agregar 274 g de tartrato de amonio y potasio, aforar a 1 litro.
- c) Curva patrón: Preparar una solución madre con 100 ppm de fosfato, agregando 0.877 g de fosfato monopotásico y aforar a un litro, a partir de esta solución hacer una serie de soluciones estándares de

Introducir 1 ml de muestra en un matraz aforado de 25 ml. Añadir 4 ml de solución amortiguadora aforar a 25 ml con agua destilada. Dejar reposar por 20 minutos, y tomar las lecturas en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 690 nm. Este proceso se realiza para la curva patrón como para las muestras de campo.



### 5.3.12 Determinación de Boro ( $B^{+3}$ ):

El método para determinar boro en aguas naturales y residuales se basa en la medición espectrofotométrica a partir de la formación de un compuesto aniónico con colorantes catiónicos y en la formación de quelatos de ésteres de ácido bórico con moléculas colorantes. El método con H-azometina es un método cromogénico. En solución acuosa, el reactivo es de color amarillento y se disocia, tiene baja estabilidad por lo que debe prepararse y utilizarse al momento y usar ácido ascórbico al 2% para conservarlo así como protegerlo de la luz y mantenerlo bajo refrigeración.

Procedimiento:

a). Solución estabilizadora. Disolver 250 g de acetato de amonio ( $NH_4OAc$ ), 15 g de ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) en 400 ml de agua destilada y agregar lentamente 125 ml de ácido acético glacial ( $CH_3COOH$ ) y mezclar con precaución.

b). H-azometina: Disolver 0.45 g de H-azometina en 100 ml de ácido ascórbico al 1%. Este reactivo debe mantenerse protegido de la luz y en refrigeración.

c). Solución madre de boro: Disolver 0.114 g de ácido bórico ( $H_3BO_2$ ) en un litro de agua destilada, cada ml de esta solución tiene 20 ppm de boro, por lo que a partir de esta solución se harán soluciones patrones con 2, 4, 6, 8 y 10 ppm, con las cuales se construirá la curva de calibración.

d) Lectura de la curva de calibración: Depositar 1 ml de solución patrón en un tubo de ensayo, agregar 2 ml de solución estabilizadora y mezclar en un vortex, agregar 2 ml de H-azometina, mezclar y dejar reposar por 30 minutos. Leer a 420 nm de absorbancia y anotar los resultados.

e) Lectura de las muestras: Realizar el mismo procedimiento para la lectura de la curva, pero esta vez agregando 1 ml de muestra en lugar de solución patrón, anotar los resultados, y diluir aquellas muestras que salgan del rango de la curva.

### 5.3.13 Determinación de Silicio (Si):

La determinación de silicio se basa en la espectrofotometría de absorción en la región visible. Su relación cuantitativa se basa en la ley de Lambert y Beer que indican, que la absorción de la radiación es proporcional a la concentración de silicio (Cuellar, 2013).

El silicio reacciona con el ion molibdato en un medio ácido (pH de 1.2 a 1.5), formando un complejo de color amarillo de silicomolibdato. Se adiciona un agente reductor (sulfito de sodio), que reduce el silicomolibdato a un complejo de color azul, el cual puede ser medido a 350 nm en el espectrofotómetro.

Procedimiento:

a). Curva de calibración: Disolver 0.2367 g de silicato de sodio ( $\text{Na}_2\text{SiO}_3$ ) en un litro de agua destilada, esta solución madre contiene 50 ppm de sílice, a partir de esta solución, generar la serie de soluciones estándar de 0, 2.5, 5, 10, 15 y 20 ppm.

b). Lectura de la curva de calibración: Se agregaron 50 ml de solución estándar en un matraz de 1125 ml, agregar 10 ml de ácido clorhídrico al 10 %, 5 ml de molibdato al 10%, agitar y dejar reposar por 5 minutos. Agregar 2 ml de ácido oxálico al 10%, agitar y dejar reposar por 2 minutos. Leer en el espectrofotómetro a una absorbancia de 650 nm, anotar los resultados.

c). Lectura de las muestras: Realizar el mismo procedimiento que en la lectura de la curva de calibración, solo que en su gran mayoría de la muestras rebasaban la curva por lo que se tuvo que hacer diluciones, se tomaron 5 ml de muestra y 45 ml de agua, en lugar de 50 ml de muestra.

### 5.3.14 Determinación de la presión osmótica.

La presión osmótica puede definirse como la presión que se debe aplicar a una solución para detener flujo neto de disolvente a través de una membrana semipermeable. La presión osmótica es una de las cuatro propiedades coligativas de las soluciones (dependen del número de partículas en disolución, sin importar su naturaleza). Se trata de una de las características principales a tener en cuenta en las relaciones de los líquidos y sus concentración de solutos (Cuellar, 2013).

Cuando dos soluciones se ponen en contacto a través de una membrana semipermeable, las moléculas del disolvente se difunden, pasando habitualmente desde la solución con menor concentración de solutos a la de mayor concentración. Este fenómeno recibe el nombre de ósmosis, palabra griega que deriva de *osmos*, que significa “impulso”. Al suceder la ósmosis, se crea una diferencia de presión en ambos lados de la membrana semipermeable. La presión osmótica se puede calcular con la ecuación general de los gases ideales citado por Chang (2006):

$$P O = M * R * T$$

Dónde:

P O = Presión osmótica expresada en atm.

M = Concentración molar de la disolución medida en mol L<sup>-1</sup>.

R = Constante universal de los gases ideales = 0.082 atm \* L \* K<sup>-1</sup> \* mol<sup>-1</sup>.

T = Temperatura absoluta expresada en grados Kelvin (°K).

## **VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.**

### **6.1 Composición iónica de las aguas de la red hidrográfica del valle del Mezquital.**

El cuadro 13 muestra a detalle la composición iónica de las aguas que riegan el valle del Mezquital, con los resultados expresados en miliequivalentes (meq), miligramos (mg) y milimoles (mml).

Cuadro 13. Composición iónica de las muestras.

No.	pH	CE $\mu$ S	Ca	Mg	Na	K	$\Sigma$ meq	CO3	HCO3	Cl	So3	$\Sigma$ mg	RSC (mg)	% Error
							$\Sigma$ mg					$\Sigma$ mml		
1	7.7	1574.0	2.3	3.4	8.9	0.8	15.4	0.0	9.1	4.8	1.1	15.0	908	1.31
			46.1	41.3	205.1	30.1	322.6	0.0	156.5	170.2	25.7	352.3		
			1.2	1.7	8.9	0.8	12.5	0.0	9.1	4.8	0.5	14.5		
2	7.4	1175.9	1.4	2.4	3.2	0.5	7.4	0.0	4.0	2.8	0.4	7.2	696	1.26
			28.1	29.2	72.6	17.8	147.7	0.0	45.3	98.2	10.6	154.0		
			0.7	1.2	3.2	0.5	5.5	0.0	4.0	2.8	0.2	7.0		
3	8.3	1842.0	2.5	3.5	10.9	0.9	17.8	0.6	8.9	6.2	1.5	17.2	1172	1.90
			50.1	42.5	250.6	36.6	379.8	9.0	41.2	219.8	36.0	306.0		
			1.3	1.8	10.9	0.9	14.8	0.3	8.9	6.2	0.7	16.1		
4	8.4	1756.0	2.2	3.1	10.8	0.9	17.0	0.8	8.3	6.1	1.2	16.4	1096	1.64
			44.1	37.7	248.5	34.8	365.1	12.0	37.0	216.2	29.8	295.1		
			1.1	1.6	10.8	0.9	14.4	0.4	8.3	6.1	0.6	15.4		
5	7.7	1578.5	2.5	3.8	8.6	0.5	15.4	0.0	8.1	5.9	1.0	15.0	996	1.40
			50.1	46.2	198.6	19.6	314.5	0.0	94.8	209.2	24.1	328.1		
			1.3	1.9	8.6	0.5	12.3	0.0	8.1	5.9	0.5	14.5		
6	8.2	1665.0	2.0	3.6	9.8	0.9	16.2	0.0	8.9	5.8	1.4	16.0	1076	0.75
			40.1	43.8	224.2	35.0	343.0	0.0	40.0	205.6	32.5	278.1		
			1.0	1.8	9.8	0.9	13.4	0.0	8.9	5.8	0.7	15.3		
7	8.0	1696.0	2.0	3.5	10.2	0.9	16.6	0.0	8.8	5.8	1.4	16.0	1088	1.75
			40.1	42.5	235.4	33.2	351.3	0.0	38.2	205.6	33.6	277.3		
			1.0	1.8	10.2	0.9	13.8	0.0	8.8	5.8	0.7	15.3		
8	8.1	1532.0	2.2	3.1	8.9	0.8	15.0	0.0	8.2	4.9	1.4	14.5	972	1.69
			44.1	37.7	203.5	31.5	316.7	0.0	97.9	173.7	33.6	305.2		
			1.1	1.6	8.9	0.8	12.3	0.0	8.2	4.9	0.7	13.8		
9	7.1	1206.0	1.9	2.9	6.4	0.6	11.8	0.0	5.7	4.4	1.3	11.4	776	1.63
			38.3	35.1	146.4	24.2	244.1	0.0	46.0	156.0	32.2	234.2		
			1.0	1.4	6.4	0.6	9.4	0.0	5.7	4.4	0.7	10.7		
10	8.0	1946.5	1.9	3.4	12.6	1.0	18.9	0.8	11.1	6.4	0.7	19.0	1164	0.18
			38.9	41.3	289.7	39.5	409.4	12.0	278.5	226.9	15.8	533.2		
			1.0	1.7	12.6	1.0	16.3	0.4	11.1	6.4	0.3	18.3		
11	7.2	1623.0	2.5	3.7	8.9	0.7	15.9	0.0	8.5	5.3	1.7	15.4	1096	1.35
			50.5	44.7	205.3	28.9	329.5	0.0	119.2	187.2	39.8	346.2		
			1.3	1.8	8.9	0.7	12.8	0.0	8.5	5.3	0.8	14.6		
12	8.1	1647.5	2.6	3.8	8.8	0.8	16.0	0.0	8.7	5.0	1.8	15.4	1028	1.67
			52.1	45.7	203.2	29.7	330.7	0.0	127.8	175.8	43.9	347.5		
			1.3	1.9	8.8	0.8	12.8	0.0	8.7	5.0	0.9	14.5		
13	7.3	2009.0	3.1	3.6	11.7	1.0	19.5	0.0	10.8	6.5	1.6	19.0	1196	1.30
			62.1	43.8	269.9	39.9	415.7	0.0	160.2	231.8	38.4	430.5		
			1.6	1.8	11.7	1.0	16.1	0.0	10.8	6.5	0.8	18.2		
14	7.4	1920.5	3.4	3.8	10.7	0.9	18.8	0.0	10.5	6.3	1.4	18.1	1174	1.76
			68.1	46.2	244.8	36.8	395.9	0.0	140.1	223.3	32.4	395.8		
			1.7	1.9	10.7	0.9	15.2	0.0	10.5	6.3	0.7	17.5		
15	8.3	1875.5	1.9	4.2	11.1	1.0	18.2	0.7	9.6	6.2	1.2	17.7	1180	1.31
			37.3	51.0	254.7	40.3	383.3	10.5	123.3	219.8	29.8	383.4		
			0.9	2.1	11.1	1.0	15.1	0.4	9.6	6.2	0.6	16.7		
16	8.2	1878.5	2.4	4.0	10.8	1.1	18.2	0.4	9.8	6.2	1.3	17.6	1174	1.65
			48.1	48.1	247.8	41.4	385.5	6.0	158.0	218.0	30.3	412.2		
			1.2	2.0	10.8	1.1	15.0	0.2	9.8	6.2	0.6	16.8		
17	7.7	2013.5	2.9	3.4	12.2	0.9	19.4	0.0	11.0	6.6	1.5	19.1	1192	0.76
			58.1	41.3	279.3	35.2	414.0	0.0	168.7	234.7	35.5	438.9		
			1.5	1.7	12.2	0.9	16.2	0.0	11.0	6.6	0.7	18.3		
18	7.5	1440.0	2.3	2.8	8.1	0.7	14.0	0.0	6.9	5.5	1.2	13.6	840	1.32
			46.5	33.8	186.7	28.5	295.5	0.0	78.0	195.7	29.2	302.9		
			1.2	1.4	8.1	0.7	11.4	0.0	6.9	5.5	0.6	13.0		

Continuación Cuadro 13. Composición iónica de las muestras.

No.	pH	CE $\mu$ S	Ca	Mg	Na	K	$\Sigma$ meq	CO3	HCO3	Cl	So3	$\Sigma$ mg	RSC (mg)	% Error
							$\Sigma$ mg					$\Sigma$ mml		
19	7.4	1457.0	1.9	3.4	8.1	0.7	14.1	0.0	7.6	4.9	1.3	13.8	892	1.27
			38.1	41.3	186.0	28.2	293.5	0.0	61.3	173.7	31.1	266.1		
			1.0	1.7	8.1	0.7	11.5	0.0	7.6	4.9	0.6	13.1		
20	7.0	1665.0	2.5	3.8	9.1	0.8	16.1	0.0	8.4	5.8	1.4	15.6	1048	1.66
			49.1	46.4	209.0	29.7	334.2	0.0	114.4	205.6	32.8	352.7		
			1.2	1.9	9.1	0.8	13.0	0.0	8.4	5.8	0.7	14.9		
21	7.6	1449.0	2.2	3.3	7.9	0.8	14.2	0.0	7.0	5.6	1.1	13.7	903	1.65
			44.1	40.3	181.6	29.3	295.4	0.0	74.7	199.2	27.1	301.0		
			1.1	1.7	7.9	0.8	11.4	0.0	7.0	5.6	0.6	13.1		
22	7.8	322.7	0.8	1.2	1.0	0.2	3.2	0.0	2.0	0.8	0.3	3.1	232	1.33
			16.0	14.8	22.5	6.3	59.6	0.0	19.0	28.4	7.9	55.2		
			0.4	0.6	1.0	0.2	2.2	0.0	2.0	0.8	0.2	2.9		
23	7.0	1427.5	2.2	3.1	7.8	0.7	13.8	0.0	6.8	4.8	1.6	13.2	856	2.43
			44.1	37.7	180.0	27.4	289.1	0.0	75.5	170.2	37.5	283.2		
			1.1	1.6	7.8	0.7	11.2	0.0	6.8	4.8	0.8	12.4		
24	7.8	1634.5	2.6	3.3	9.2	0.7	15.8	0.0	8.1	6.0	1.4	15.4	1036	1.33
			52.1	39.9	212.0	28.9	332.9	0.0	114.2	210.9	33.0	358.2		
			1.3	1.6	9.2	0.7	12.9	0.0	8.1	6.0	0.7	14.7		
25	7.4	1529.0	2.2	3.8	8.1	0.7	14.8	0.0	8.4	4.9	1.2	14.4	904	1.30
			44.1	46.2	186.7	27.0	303.9	0.0	119.5	173.7	28.3	321.5		
			1.1	1.9	8.1	0.7	11.8	0.0	8.4	4.9	0.6	13.8		
26	7.4	1667.5	2.6	3.5	9.5	0.8	16.3	0.0	8.3	6.1	1.4	15.8	1004	1.68
			52.1	42.5	217.3	29.7	341.6	0.0	94.6	217.0	33.1	344.7		
			1.3	1.8	9.5	0.8	13.3	0.0	8.3	6.1	0.7	15.1		
27	6.5	419.0	1.0	1.6	1.2	0.3	4.1	0.0	2.3	1.0	0.6	3.9	248	1.75
			20.6	19.7	26.4	10.9	77.7	0.0	42.8	36.2	13.9	92.9		
			0.5	0.8	1.2	0.3	2.8	0.0	2.3	1.0	0.3	3.7		
28	8.0	458.5	1.3	1.2	1.8	0.2	4.5	0.0	2.7	1.3	0.3	4.3	298	1.97
			26.1	14.3	42.3	6.6	89.3	0.0	64.1	46.1	7.9	118.1		
			0.7	0.6	1.8	0.2	3.3	0.0	2.7	1.3	0.2	4.2		
29	8.3	2756.5	3.4	4.4	17.4	1.5	26.7	0.3	12.5	8.2	4.8	25.8	2048	1.66
			68.1	53.5	399.8	59.0	580.4	4.5	162.1	290.7	116.2	573.5		
			1.7	2.2	17.4	1.5	22.8	0.2	12.5	8.2	2.4	23.3		
30	8.2	1586.5	2.6	3.8	8.5	0.7	15.5	0.4	8.1	4.9	1.6	15.0	976	1.67
			52.1	45.6	194.5	27.8	319.9	6.0	93.6	173.7	38.9	312.2		
			1.3	1.9	8.5	0.7	12.3	0.2	8.1	4.9	0.8	14.0		
31	7.6	1635.5	2.3	3.7	9.1	0.8	15.8	0.0	8.0	5.6	1.7	15.3	932	1.67
			46.1	45.0	208.3	30.5	329.8	0.0	87.5	198.5	41.5	327.6		
			1.2	1.9	9.1	0.8	12.8	0.0	8.0	5.6	0.9	14.5		
32	8.2	1554.0	2.0	3.1	9.2	0.8	15.0	0.0	8.0	4.7	1.9	14.7	988	1.28
			40.1	37.1	212.4	29.3	318.9	0.0	139.3	166.6	46.6	352.6		
			1.0	1.5	9.2	0.8	12.5	0.0	8.0	4.7	1.0	13.7		
33	7.5	1451.0	2.4	2.8	8.1	0.7	14.1	0.0	7.6	5.2	0.9	13.7	996	1.44
			48.1	34.0	186.7	28.5	297.4	0.0	160.7	184.3	21.7	366.7		
			1.2	1.4	8.1	0.7	11.5	0.0	7.6	5.2	0.5	13.2		
34	8.1	1548.0	2.4	2.9	9.0	0.7	15.0	0.0	7.8	5.0	1.8	14.6	948	1.32
			48.1	34.6	207.4	28.2	318.3	0.0	125.9	175.8	44.2	345.9		
			1.2	1.4	9.0	0.7	12.4	0.0	7.8	5.0	0.9	13.7		
35	8.0	1657.0	3.6	4.6	7.2	0.8	16.2	0.0	7.2	3.8	4.7	15.7	932	1.71
			72.1	55.9	165.3	31.7	325.0	0.0	138.7	134.7	112.1	385.5		
			1.8	2.3	7.2	0.8	12.1	0.0	7.2	3.8	2.3	13.3		
36	8.2	1202.5	2.2	2.7	6.2	0.6	11.8	0.3	6.0	3.9	1.1	11.4	724	1.64
			44.1	32.8	143.2	24.6	244.8	4.5	67.9	138.3	27.6	238.3		
			1.1	1.4	6.2	0.6	9.3	0.2	6.0	3.9	0.6	10.7		

Continuación Cuadro 13. Composición iónica de las muestras.

No.	pH	CE $\mu$ S	Ca	Mg	Na	K	$\Sigma$ meq		CO3	HCO3	Cl	So3	$\Sigma$ mg		RSC (mg)	% Error
							$\Sigma$ mg	$\Sigma$ mml					$\Sigma$ mg	$\Sigma$ mml		
37	7.7	1118.0	1.8	2.7	5.9	0.4	10.8	0.0	6.2	2.8	1.5	10.5	689	1.70		
			36.1	32.8	135.9	16.0	220.8	0.0	76.5	99.3	35.7	211.5				
			0.9	1.4	5.9	0.4	8.6	0.0	6.2	2.8	0.7	9.7				
38	6.8	1723.5	2.1	2.3	6.2	0.4	11.0	0.0	6.0	3.3	1.5	10.7	1104	1.38		
			41.1	28.0	142.5	17.2	228.8	0.0	63.7	115.2	35.5	214.4				
			1.0	1.2	6.2	0.4	8.8	0.0	6.0	3.3	0.7	10.0				
39	8.2	1635.5	2.5	3.7	9.0	0.8	16.0	0.0	8.6	5.7	1.2	15.5	946	1.63		
			50.1	45.0	206.7	31.3	333.0	0.0	122.9	202.1	29.0	353.9				
			1.3	1.9	9.0	0.8	12.9	0.0	8.6	5.7	0.6	14.9				
40	8.0	1423.5	2.0	3.7	7.5	0.7	13.9	0.0	7.4	3.7	2.3	13.4	853	1.86		
			40.1	45.0	172.9	27.4	285.3	0.0	151.5	131.2	55.5	338.2				
			1.0	1.9	7.5	0.7	11.1	0.0	7.4	3.7	1.2	12.3				
41	7.5	1293.5	3.2	2.8	5.7	0.6	12.3	0.0	6.8	3.4	1.7	11.9	810	1.30		
			64.1	34.0	130.6	22.7	251.4	0.0	115.5	120.5	41.7	277.7				
			1.6	1.4	5.7	0.6	9.3	0.0	6.8	3.4	0.9	11.1				
42	8.3	1291.0	1.8	3.2	6.9	0.6	12.5	0.5	7.0	3.5	1.7	12.6	892	0.51		
			36.1	38.9	159.3	22.3	256.6	7.5	124.7	124.1	40.1	296.3				
			0.9	1.6	6.9	0.6	10.0	0.3	7.0	3.5	0.8	11.5				
43	7.9	1332.0	3.4	4.3	4.6	0.6	12.9	0.0	7.3	3.6	1.7	12.5	792	1.62		
			68.1	52.3	106.7	23.5	250.5	0.0	143.6	127.6	39.8	311.0				
			1.7	2.2	4.6	0.6	9.1	0.0	7.3	3.6	0.8	11.7				
44	8.0	390.5	0.9	1.8	0.8	0.3	3.8	0.0	2.2	1.0	0.6	3.7	289	1.56		
			18.0	22.4	18.4	9.8	68.6	0.0	31.2	34.0	13.5	78.8				
			0.5	0.9	0.8	0.3	2.4	0.0	2.2	1.0	0.3	3.4				
45	8.2	1161.0	1.9	2.6	6.4	0.5	11.3	0.0	6.0	4.2	1.1	11.3	794	0.13		
			38.1	31.6	146.4	18.4	234.5	0.0	63.7	148.9	27.6	240.2				
			1.0	1.3	6.4	0.5	9.1	0.0	6.0	4.2	0.6	10.7				
46	8.1	1753.0	4.8	6.0	5.7	0.5	17.0	0.0	9.2	5.7	1.6	16.4	1072	1.63		
			96.2	72.9	130.4	19.6	319.0	0.0	158.9	202.1	37.6	398.6				
			2.4	3.0	5.7	0.5	11.6	0.0	9.2	5.7	0.8	15.6				
47	7.1	1233.5	2.1	3.5	5.8	0.5	12.0	0.0	6.5	3.6	1.4	11.6	704	1.53		
			42.5	42.3	134.0	20.3	239.1	0.0	98.4	129.0	34.1	261.6				
			1.1	1.7	5.8	0.5	9.2	0.0	6.5	3.6	0.7	10.9				
48	8.0	1714.5	2.8	3.8	9.3	0.8	16.8	0.0	9.2	5.4	1.6	16.3	1042	1.54		
			56.1	46.2	214.5	32.8	349.6	0.0	163.8	191.4	38.9	394.1				
			1.4	1.9	9.3	0.8	13.5	0.0	9.2	5.4	0.8	15.5				
49	7.2	1626.0	2.6	3.5	9.0	0.8	15.9	0.0	8.8	4.8	1.7	15.3	974	1.83		
			52.1	42.5	206.2	32.5	333.3	0.0	138.8	170.2	40.8	349.8				
			1.3	1.8	9.0	0.8	12.9	0.0	8.8	4.8	0.9	14.5				
50	8.3	1469.0	2.5	3.9	7.1	0.7	14.2	0.0	7.2	4.4	2.3	13.9	844	1.33		
			50.1	47.4	163.0	28.9	289.4	0.0	138.1	156.0	54.7	348.8				
			1.3	2.0	7.1	0.7	11.0	0.0	7.2	4.4	1.1	12.7				
51	7.3	1415.0	2.5	3.4	7.1	0.7	13.7	0.0	7.0	5.3	1.0	13.3	852	1.41		
			50.5	41.3	163.5	25.8	281.1	0.0	29.6	187.9	23.3	240.7				
			1.3	1.7	7.1	0.7	10.7	0.0	7.0	5.3	0.5	12.8				
52	8.0	1544.5	3.0	3.2	8.1	0.7	15.0	0.0	8.1	4.6	1.9	14.6	976	1.32		
			60.1	38.9	185.1	27.8	311.8	0.0	151.2	163.1	46.1	360.4				
			1.5	1.6	8.1	0.7	11.9	0.0	8.1	4.6	1.0	13.6				
53	8.5	2131.5	3.2	5.5	11.1	1.1	20.9	0.8	10.7	6.7	2.0	20.1	1356	1.72		
			64.1	66.8	255.2	41.1	427.2	12.0	149.8	237.5	47.9	447.3				
			1.6	2.8	11.1	1.1	16.5	0.4	10.7	6.7	1.0	18.7				
54	7.3	1613.0	2.9	3.9	7.9	1.0	15.6	0.0	8.0	5.8	1.4	15.2	968	1.29		
			57.5	47.2	181.8	37.5	324.1	0.0	86.9	205.6	34.6	327.2				
			1.4	1.9	7.9	1.0	12.2	0.0	8.0	5.8	0.7	14.5				

Continuación Cuadro 13. Composición iónica de las muestras.

No.	pH	CE $\mu$ S	Ca	Mg	Na	K	$\Sigma$ meq		CO3	HCO3	Cl	So3	$\Sigma$ mg		RSC (mg)	% Error
							$\Sigma$ mg	$\Sigma$ mml					$\Sigma$ mg	$\Sigma$ mml		
55	7.8	1044.5	1.8	3.2	4.7	0.5	10.1	0.0	5.0	3.3	1.6	9.9	644	1.30		
			36.1	38.4	108.1	18.0	200.5	0.0	83.9	116.3	38.4	238.6				
			0.9	1.6	4.7	0.5	7.6	0.0	5.0	3.3	0.8	9.1				
56	8.3	2177.5	2.5	3.7	13.8	1.1	21.1	0.3	10.9	6.9	2.3	20.4	1324	1.65		
			50.1	45.0	316.8	43.4	455.3	4.5	165.7	245.7	54.4	470.3				
			1.3	1.9	13.8	1.1	18.0	0.2	10.9	6.9	1.1	19.1				
57	7.9	1844.5	3.0	3.6	10.3	0.9	17.9	0.0	9.5	5.8	2.1	17.4	1064	1.36		
			60.5	43.8	237.0	36.8	378.1	0.0	180.3	205.6	50.0	435.8				
			1.5	1.8	10.3	0.9	14.6	0.0	9.5	5.8	1.0	16.4				
58	8.3	2007.0	3.6	4.3	10.5	1.0	19.4	0.5	10.2	6.4	1.8	18.8	1224	1.65		
			72.1	52.3	241.9	39.9	406.1	7.2	119.9	226.9	42.5	396.5				
			1.8	2.2	10.5	1.0	15.5	0.2	10.2	6.4	0.9	17.7				
59	8.0	1670.0	3.0	3.6	8.9	0.9	16.3	0.0	9.0	5.3	1.5	15.8	968	1.74		
			19.8	43.4	205.1	33.2	301.5	0.0	149.1	188.2	35.1	372.4				
			1.5	1.8	8.9	0.9	13.1	0.0	9.0	5.3	0.7	15.0				
60	7.8	1323.0	1.8	4.1	6.3	0.6	12.8	0.0	6.7	4.2	1.6	12.4	856	1.64		
			36.1	49.6	145.1	24.2	255.0	0.0	105.8	148.2	37.6	291.6				
			0.9	2.0	6.3	0.6	9.9	0.0	6.7	4.2	0.8	11.6				
61	7.9	1131.5	1.8	2.2	6.6	0.5	11.1	0.0	5.3	3.7	1.7	10.7	744	1.65		
			36.1	26.7	152.2	17.6	232.6	0.0	123.4	121.2	41.1	285.6				
			0.9	1.1	6.6	0.5	9.1	0.0	5.3	3.7	0.9	9.9				
62	8.3	1792.0	2.9	4.0	9.6	0.8	17.4	0.6	9.4	5.0	1.9	16.9	1184	1.40		
			58.1	48.6	221.2	32.5	360.3	9.0	121.7	178.0	45.2	353.9				
			1.5	2.0	9.6	0.8	13.9	0.3	9.4	5.0	0.9	15.6				
63	7.3	1437.5	2.4	4.5	6.5	0.7	14.1	0.0	7.8	4.7	1.2	13.7	960	1.30		
			48.1	54.9	149.0	25.8	277.8	0.0	76.5	164.8	29.8	271.2				
			1.2	2.3	6.5	0.7	10.6	0.0	7.8	4.7	0.6	13.1				
64	8.1	1674.5	3.9	4.2	7.5	0.8	16.4	0.0	9.7	4.7	1.6	16.0	1044	1.31		
			78.2	51.0	172.7	30.1	332.0	0.0	191.2	167.0	37.4	395.6				
			2.0	2.1	7.5	0.8	12.3	0.0	9.7	4.7	0.8	15.2				
65	8.3	1491.0	2.6	3.8	7.4	0.7	14.4	0.7	6.9	4.6	1.8	14.0	1024	1.66		
			52.1	46.2	169.2	26.6	294.1	21.5	72.8	163.1	42.2	299.6				
			1.3	1.9	7.4	0.7	11.2	0.7	6.9	4.6	0.9	13.1				
66	8.6	1280.5	1.6	3.1	7.1	0.6	12.4	0.7	5.9	4.0	1.6	12.1	900	1.31		
			32.1	37.7	162.5	25.0	257.3	22.7	58.2	140.4	37.5	258.7				
			0.8	1.6	7.1	0.6	10.1	0.7	5.9	4.0	0.8	11.3				
67	8.2	1875.0	2.2	3.9	12.6	0.6	19.3	0.0	10.3	6.7	1.8	18.8	1190	1.33		
			44.1	47.4	289.4	22.7	403.6	0.0	125.4	237.5	43.6	406.5				
			1.1	2.0	12.6	0.6	16.2	0.0	10.3	6.7	0.9	17.9				
68	7.1	323.4	0.7	1.9	0.3	0.2	3.1	0.0	1.8	0.7	0.6	3.0	180	1.62		
			14.0	23.1	6.9	9.4	53.4	0.0	18.6	24.8	13.4	56.9				
			0.4	1.0	0.3	0.2	1.8	0.0	1.8	0.7	0.3	2.8				
69	8.4	1482.5	1.7	3.9	8.2	0.7	14.5	0.5	7.4	4.9	1.8	14.5	1072	0.06		
			33.7	47.6	189.2	26.2	296.7	27.5	50.9	171.9	43.0	293.3				
			0.8	2.0	8.2	0.7	11.7	0.5	7.4	4.9	0.9	13.6				
70	8.4	2053.0	2.0	4.3	12.9	0.9	20.1	0.8	9.8	5.7	3.2	19.5	1240	1.47		
			39.3	52.5	295.4	36.0	423.2	48.8	98.6	202.1	75.9	425.3				
			1.0	2.2	12.9	0.9	16.9	0.8	9.8	5.7	1.6	17.9				
71	8.5	2138.5	1.3	3.9	15.8	1.0	22.0	0.6	9.6	6.9	4.6	21.7	1304	0.66		
			26.1	47.4	362.5	40.7	476.7	37.8	583.9	244.6	70.4	936.7				
			0.7	2.0	15.8	1.0	19.4	0.6	9.6	6.9	1.5	18.6				
72	7.9	1549.0	2.6	4.0	7.9	0.5	15.0	0.0	8.6	4.4	1.6	14.5	1012	1.67		
			52.1	48.4	180.9	21.1	302.5	0.0	123.5	154.2	37.6	315.4				
			1.3	2.0	7.9	0.5	11.7	0.0	8.6	4.4	0.8	13.7				

Continuación Cuadro 13. Composición iónica de las muestras.

No.	pH	CE $\mu$ S	Ca	Mg	Na	K	$\Sigma$ meq		CO3	HCO3	Cl	So3	$\Sigma$ mg		RSC (mg)	% Error
							$\Sigma$ mg	$\Sigma$ mml					$\Sigma$ mg	$\Sigma$ mml		
73	8.6	1529.0	1.4	4.2	8.5	0.8	14.8	0.5	7.4	5.1	1.9	14.9	964	0.36		
			28.1	51.0	194.3	29.7	303.1	31.7	49.7	180.8	46.3	308.5				
			0.7	2.1	8.5	0.8	12.0	0.5	7.4	5.1	1.0	14.0				
74	8.5	1519.0	2.2	3.9	8.1	0.5	14.7	0.6	7.0	4.9	1.8	14.3	1012	1.31		
			43.3	47.4	186.7	20.7	298.1	36.6	28.3	174.4	43.0	282.3				
			1.1	2.0	8.1	0.5	11.7	0.6	7.0	4.9	0.9	13.4				
75	8.5	1512.5	1.7	3.9	8.3	0.8	14.8	0.6	7.0	4.9	2.4	14.9	976	0.44		
			34.5	46.9	191.7	32.8	306.0	33.6	29.6	173.0	58.1	294.2				
			0.9	1.9	8.3	0.8	12.0	0.6	7.0	4.9	1.2	13.7				
76	8.4	1541.0	2.2	4.1	8.1	0.7	15.1	0.6	7.5	4.8	1.6	14.5	980	1.85		
			43.1	49.8	186.4	27.8	307.1	36.6	57.6	170.2	39.0	303.4				
			1.1	2.1	8.1	0.7	11.9	0.6	7.5	4.8	0.8	13.7				
77	8.5	1523.0	2.2	3.8	8.0	0.7	14.8	0.0	7.4	5.2	1.7	14.2	968	1.73		
			44.1	46.2	184.6	28.2	303.0	0.0	78.5	182.6	42.0	303.0				
			1.1	1.9	8.0	0.7	11.8	0.0	7.4	5.2	0.9	13.4				
78	8.6	2636.5	1.5	4.8	18.2	1.4	25.8	0.9	11.2	7.9	5.0	25.1	1598	1.42		
			29.1	58.3	418.0	53.2	558.5	54.9	85.8	280.1	120.7	541.5				
			0.7	2.4	18.2	1.4	22.7	0.9	11.2	7.9	2.5	22.6				
79	7.3	1645.5	2.7	4.1	8.5	0.7	15.9	0.0	9.2	4.6	1.7	15.5	1068	1.28		
			53.1	49.8	195.9	26.2	325.0	0.0	161.3	163.1	41.7	366.1				
			1.3	2.1	8.5	0.7	12.6	0.0	9.2	4.6	0.9	14.7				
80	8.7	1501.5	2.0	3.7	8.2	0.8	14.7	0.6	7.1	5.3	1.8	14.8	973	0.39		
			39.7	45.2	188.5	30.5	303.9	36.6	32.0	187.9	43.6	300.1				
			1.0	1.9	8.2	0.8	11.8	0.6	7.1	5.3	0.9	13.9				
81	8.0	1514.0	2.2	3.6	8.2	0.8	14.8	0.0	6.4	5.9	2.0	14.3	984	1.83		
			44.9	43.8	187.4	32.1	308.1	0.0	87.5	209.5	48.5	345.4				
			1.1	1.8	8.2	0.8	11.9	0.0	6.4	5.9	1.0	13.3				
82	8.5	1621.5	3.4	3.7	8.5	0.6	16.3	0.6	8.5	4.9	1.7	15.7	1012	1.70		
			68.1	45.0	196.1	24.2	333.4	37.8	120.5	173.7	39.8	371.8				
			1.7	1.9	8.5	0.6	12.7	0.6	8.5	4.9	0.8	14.9				
83	8.3	2023.0	2.8	4.9	10.9	1.0	19.6	0.7	9.0	6.5	2.8	18.9	1194	1.80		
			56.1	59.8	250.8	37.5	404.3	39.7	47.3	229.7	67.1	383.8				
			1.4	2.5	10.9	1.0	15.7	0.7	9.0	6.5	1.4	17.5				
84	8.6	914.0	1.5	2.7	4.1	0.6	8.9	0.6	4.3	3.0	0.8	8.6	580	1.28		
			30.1	32.8	93.3	23.1	179.3	36.6	63.0	104.6	18.4	222.6				
			0.8	1.4	4.1	0.6	6.8	0.6	4.3	3.0	0.4	8.2				
85	8.3	1511.0	2.2	4.8	7.1	0.6	14.7	0.0	7.4	4.7	2.3	14.3	988	1.44		
			44.1	58.3	163.2	23.9	289.5	0.0	49.1	164.8	54.8	268.8				
			1.1	2.4	7.1	0.6	11.2	0.0	7.4	4.7	1.1	13.2				
86	8.2	895.0	3.5	3.7	7.9	0.7	15.8	0.0	8.7	5.0	1.8	15.4	561	1.32		
			70.1	45.0	182.5	25.8	323.5	0.0	129.0	175.5	42.5	347.0				
			1.8	1.9	7.9	0.7	12.2	0.0	8.7	5.0	0.9	14.5				
87	8.5	1658.5	3.9	4.3	7.4	0.6	16.2	0.7	8.1	4.9	2.1	15.8	1076	1.26		
			78.2	52.3	170.8	23.5	324.7	42.7	96.1	173.7	50.4	362.8				
			2.0	2.2	7.4	0.6	12.1	0.7	8.1	4.9	1.0	14.8				
88	8.5	1643.5	3.8	4.2	7.3	0.7	15.9	0.6	8.0	4.8	2.1	15.5	1060	1.34		
			76.2	51.0	166.9	25.8	319.9	33.6	89.3	170.2	51.2	344.2				
			1.9	2.1	7.3	0.7	11.9	0.6	8.0	4.8	1.1	14.4				
89	8.0	1666.0	3.9	4.2	7.4	0.8	16.3	0.0	8.9	5.1	1.7	15.7	1080	1.78		
			78.2	51.0	171.0	29.3	329.6	0.0	145.5	180.8	40.3	366.6				
			2.0	2.1	7.4	0.8	12.2	0.0	8.9	5.1	0.8	14.9				
90	8.5	996.5	1.9	2.6	4.6	0.6	9.7	0.5	5.3	3.1	1.0	9.9	632	0.82		
			38.1	31.6	106.0	24.6	200.3	29.3	65.8	109.9	23.6	228.6				
			1.0	1.3	4.6	0.6	7.5	0.5	5.3	3.1	0.5	9.4				



Continuación Cuadro 13. Composición iónica de las muestras

No.	pH	CE $\mu$ S	Ca	Mg	Na	K	$\Sigma$ meq	CO3	HCO3	Cl	So3	$\Sigma$ mg	RSC (mg)	% Error
							$\Sigma$ mg					$\Sigma$ mml		
91	8.5	1537.0	1.8	4.8	7.5	0.8	14.9	0.7	6.9	4.8	2.0	14.3	964	1.79
			36.1	58.3	172.2	29.7	296.3	10.5	58.6	168.4	48.5	285.9		
			0.9	2.4	7.5	0.8	11.6	0.4	6.9	4.8	1.0	13.0		
92	8.4	2363.0	3.4	4.9	13.4	1.2	22.9	0.0	9.5	7.7	5.1	22.3	1444	1.30
			68.1	59.5	307.4	47.3	482.4	0.0	81.5	272.3	122.1	475.8		
			1.7	2.5	13.4	1.2	18.7	0.0	9.5	7.7	2.5	19.8		
93	7.9	1642.5	2.9	2.9	8.2	1.0	15.0	0.0	8.2	5.9	1.4	15.5	1054	1.61
			58.7	35.6	188.1	38.3	320.7	0.0	98.5	209.2	34.6	342.3		
			1.5	1.5	8.2	1.0	12.1	0.0	8.2	5.9	0.7	14.8		
94	8.3	2351.5	3.3	4.7	13.7	1.1	22.8	0.0	9.4	7.6	5.2	22.2	1496	1.30
			66.1	56.5	315.6	43.0	481.3	0.0	74.8	269.4	124.3	468.4		
			1.7	2.3	13.7	1.1	18.8	0.0	9.4	7.6	2.6	19.6		
95	7.9	366.6	1.1	1.9	0.2	0.4	3.6	0.0	1.7	1.2	0.6	3.5	240	1.10
			22.0	22.7	3.7	16.4	64.9	0.0	12.5	40.8	15.4	68.7		
			0.6	0.9	0.2	0.4	2.1	0.0	1.7	1.2	0.3	3.2		
96	8.5	1745.0	2.8	4.4	9.0	0.7	16.9	0.6	8.2	5.4	2.2	16.5	1098	1.32
			56.1	53.5	207.4	26.6	343.5	39.1	100.9	191.4	53.1	384.5		
			1.4	2.2	9.0	0.7	13.3	0.6	8.2	5.4	1.1	15.4		
97	8.3	1829.5	1.4	4.3	11.2	1.0	17.9	0.6	8.2	6.0	2.7	17.4	1096	1.40
			28.1	52.3	256.6	40.7	377.5	9.0	97.3	210.9	65.0	382.2		
			0.7	2.2	11.2	1.0	15.1	0.3	8.2	6.0	1.4	15.8		
98	8.6	1704.0	1.2	4.7	9.8	0.8	16.5	0.5	7.5	5.4	2.5	15.9	1068	1.75
			24.0	57.1	225.1	30.5	336.7	7.5	56.4	191.4	60.6	316.0		
			0.6	2.4	9.8	0.8	13.5	0.3	7.5	5.4	1.3	14.4		
99	8.3	1834.0	2.2	5.6	9.2	0.9	17.9	0.0	8.3	5.8	3.2	17.3	1098	1.65
			44.1	68.1	211.0	34.0	357.2	0.0	103.4	205.6	77.3	386.3		
			1.1	2.8	9.2	0.9	14.0	0.0	8.3	5.8	1.6	15.7		
100	7.9	1102.5	2.9	3.3	4.1	0.4	10.7	0.0	5.4	3.4	1.6	10.4	696	1.37
			58.1	40.1	93.3	16.4	208.0	0.0	28.3	120.5	38.7	187.5		
			1.5	1.7	4.1	0.4	7.6	0.0	5.4	3.4	0.8	9.6		
101	8.1	998.0	1.6	3.1	4.6	0.4	9.7	0.0	4.5	3.3	1.6	9.4	592	1.68
			32.1	37.7	106.0	14.1	189.8	0.0	71.5	97.0	38.4	206.9		
			0.8	1.6	4.6	0.4	7.3	0.0	4.5	3.3	0.8	8.6		
102	7.8	855.0	1.8	2.8	4.7	0.4	9.8	0.0	4.7	3.1	1.6	9.4	560	1.83
			36.1	34.0	109.0	16.4	195.5	0.0	88.0	109.9	38.2	236.1		
			0.9	1.4	4.7	0.4	7.5	0.0	4.7	3.1	0.8	8.6		
103	8.7	1623.5	1.2	4.9	9.0	0.7	15.7	0.8	7.1	4.9	2.5	15.2	1024	1.64
			24.0	59.5	206.4	25.4	315.5	12.0	72.0	171.9	59.8	315.8		
			0.6	2.5	9.0	0.7	12.7	0.4	7.1	4.9	1.2	13.6		
104	7.9	572.0	1.7	3.2	0.5	0.2	5.6	0.0	2.1	1.3	2.0	5.4	328	1.28
			34.1	38.4	11.7	8.6	92.8	0.0	28.1	46.8	28.7	103.7		
			0.9	1.6	0.5	0.2	3.2	0.0	2.1	1.3	1.0	4.4		
105	8.2	598.5	2.0	3.6	0.2	0.1	5.9	0.0	3.0	1.4	1.3	5.7	350	1.65
			40.1	43.5	3.7	4.7	92.0	0.0	13.0	49.6	30.5	93.2		
			1.0	1.8	0.2	0.1	3.1	0.0	3.0	1.4	0.6	5.0		
106	7.9	256.7	0.8	1.5	0.1	0.1	2.5	0.0	1.5	0.8	0.2	2.4	148	1.66
			16.0	18.1	3.2	3.1	40.5	0.0	18.5	29.1	3.8	51.3		
			0.4	0.7	0.1	0.1	1.4	0.0	1.5	0.8	0.1	2.3		
107	8.2	721.5	1.7	2.8	2.2	0.3	7.0	0.0	3.9	1.8	1.1	6.8	472	1.45
			34.5	33.4	51.5	10.9	130.3	0.0	34.9	63.5	27.6	126.0		
			0.9	1.4	2.2	0.3	4.8	0.0	3.9	1.8	0.6	6.2		
108	7.8	470.5	1.8	2.5	0.2	0.1	4.6	0.0	2.3	1.2	1.0	4.4	274	1.33
			36.1	29.9	4.1	4.7	74.8	0.0	30.9	40.8	23.6	95.3		
			0.9	1.2	0.2	0.1	2.4	0.0	2.3	1.2	0.5	4.0		

Continuación Cuadro 13. Composición iónica de las muestras

No.	pH	CE $\mu$ S	Ca	Mg	Na	K	$\Sigma$ meq	CO3	HCO3	Cl	So3	$\Sigma$ mg	RSC (mg)	% Error
							$\Sigma$ mg					$\Sigma$ mml		
109	8.3	363.4	1.2	2.1	0.1	0.1	3.6	0.0	1.9	0.9	0.9	3.7	232	2.56
			24.8	25.8	2.5	3.1	56.3	0.0	6.0	33.3	20.6	59.9		
			0.6	1.1	0.1	0.1	1.9	0.0	0.9	0.9	0.4	2.3		
110	8.1	740.5	1.7	2.8	2.3	0.3	7.2	0.0	3.9	1.9	1.2	6.9	463	1.68
			34.1	34.0	53.8	13.3	135.2	0.0	39.2	65.6	28.2	132.9		
			0.9	1.4	2.3	0.3	4.9	0.0	3.9	1.9	0.6	6.4		
111	8.0	1164.5	3.1	7.4	0.6	0.2	11.3	0.0	5.3	2.2	3.4	10.9	782	1.76
			62.1	89.9	14.3	6.3	172.6	0.0	25.8	76.2	81.7	183.7		
			1.6	3.7	0.6	0.2	6.0	0.0	5.3	2.2	1.7	9.2		

La variación en la composición iónica de las muestras está directamente ligada a la composición geológica del sitio donde fueron tomadas.

### 6.1.1 Distribución de aniones y cationes.

El graficar la distribución de los aniones y cationes permite visualizar cuales son los iones predominantes en cada muestra.

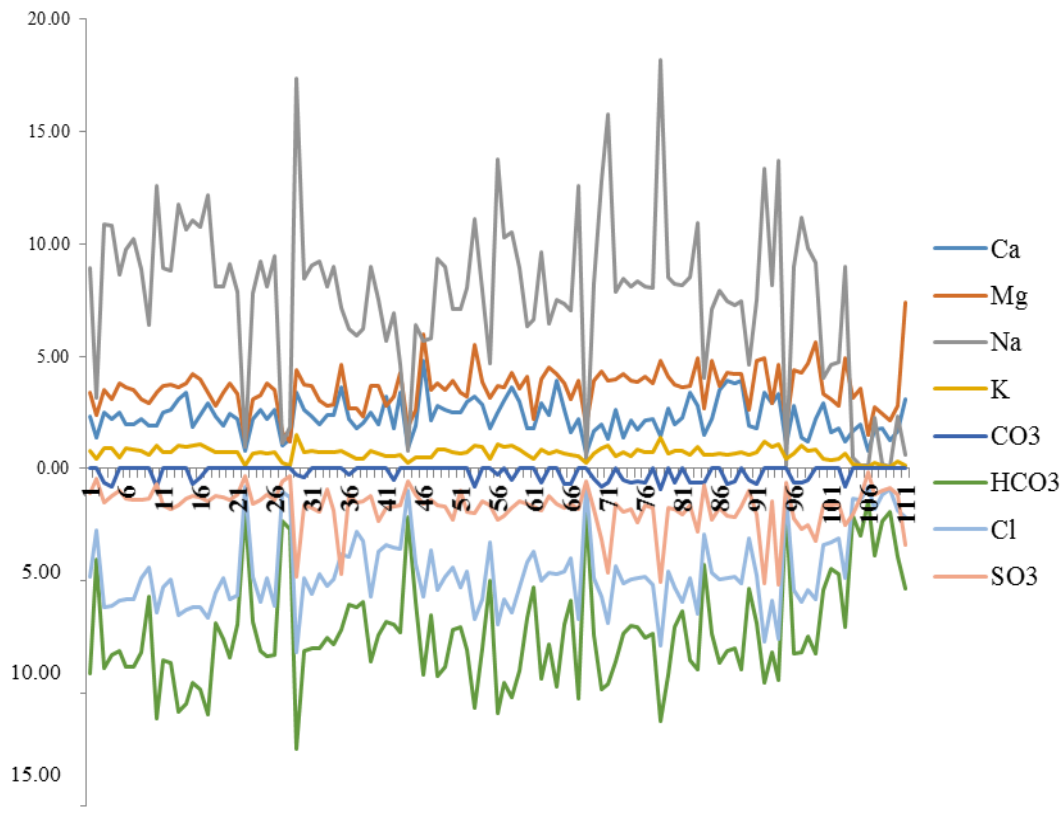


Figura 6. Distribución de aniones y cationes

Por lo tanto, El 90.1 % de las muestras son sódico-bicarbonatadas, mientras que el 9.1% restante son magnésico-bicarbonatadas, estas muestras pertenecen al río Amajac y al Río claro en Tamazunchale, San Luis Potosí. El 100% de las muestras son bicarbonatadas.

## 6.2 Verificación de los análisis químicos.

Una manera de verificar si los datos han sido analizados correctamente, es realizando regresiones e interpretando las relaciones que existen entre los valores que se obtienen analíticamente en laboratorio y los valores establecidos por diversos autores.

### 6.2.1 Conductividad Eléctrica.

Para verificar la conductividad eléctrica se debe calcular la conductividad eléctrica teórica ( $CE_{teórica}$ ) y compararla contra la conductividad eléctrica experimental ( $CE_{experimental}$ ). La conductividad eléctrica teórica, es el resultante de la sumatoria de cada ion multiplicado por su factor de conductividad eléctrica en  $mmol_c L^{-1}$  y  $mg L^{-1}$ . En el cuadro 14 se muestran los valores teóricos de conductividad eléctrica para cada ion.

Cuadro 14. Valores de conductividad eléctrica por ion.

<b>Ion</b>	<b>meq<sub>c</sub> L-1</b>	<b>mg<sub>c</sub> L-1</b>
Ca	52.0	2.60
Mg	46.6	3.82
Na	48.9	2.13
K	72.0	1.84
CO <sub>3</sub>	84.6	2.82
HCO <sub>3</sub>	43.6	0.715
Cl	75.9	2.14
SO	73.9	1.54

Fuente: APHA, 1989.

El intervalo establecido por la APHA (1989), para éste método de comprobación es de  $0.9 < CE_{teórica} / CE_{experimental} < 1.1$ . La relación de la regresión para los datos analíticos es de 1.04 para los resultados expresados en  $meq L^{-1}$  (a) y 1.001 para los resultados expresados en  $mg L^{-1}$  (b), como se observa en la figura 7.

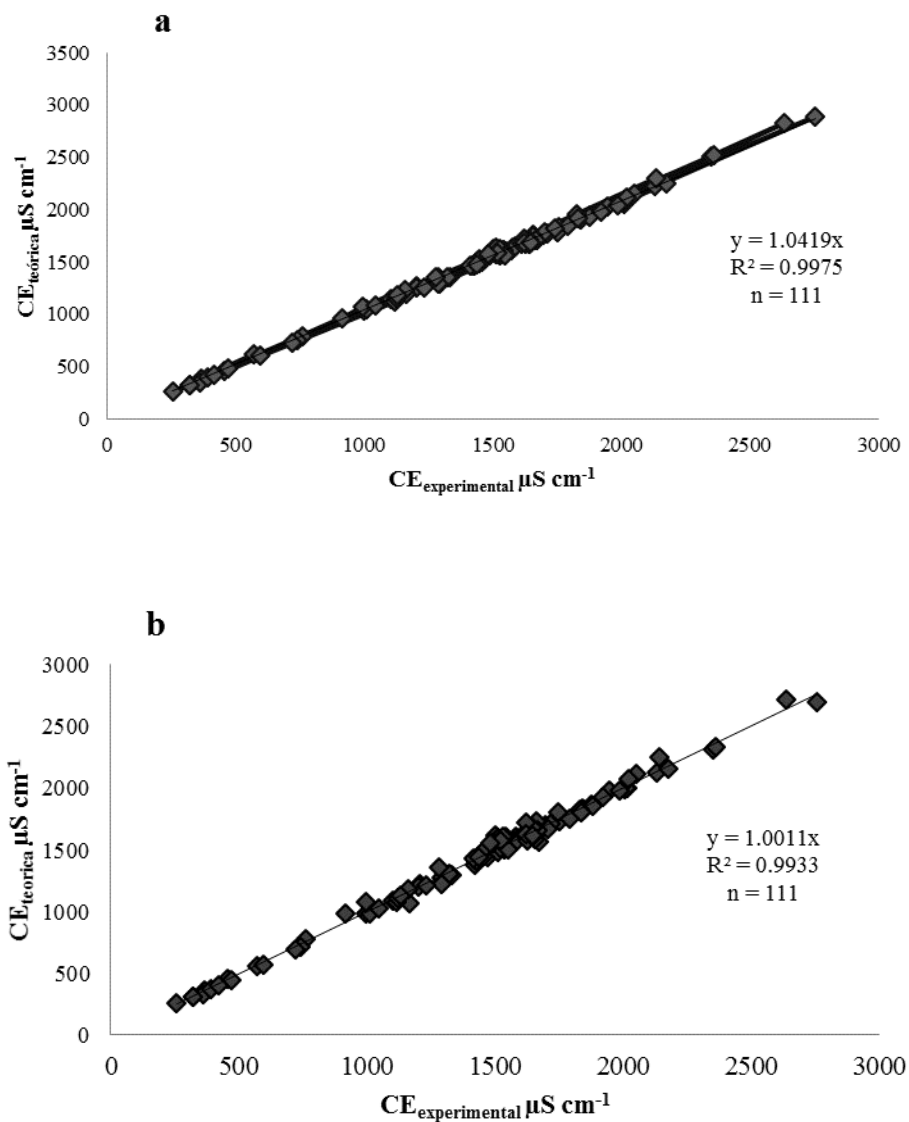


Figura 7. Relación conjunta de la  $CE_{experimental}$  ( $\mu S cm^{-1}$ ) y la  $CE_{teorica}$  ( $\mu S cm^{-1}$ ) de las aguas de la red hidrográfica que riega al valle del Mezquital.

Independientemente de las unidades en las que los resultados se expresan, las dos relaciones caen dentro del intervalo, lo cual nos indica que los datos obtenidos analíticamente son correctos.

### 6.2.2 Conductividad Eléctrica y Solidos Totales Disueltos (STD).

Según Ayers y Westcot (1987), es posible calcular de manera aproximada la concentración de sólidos totales disueltos (STD) al multiplicar la conductividad eléctrica expresada en  $mS cm^{-1}$  por un factor de 640. Por lo tanto, para comprobar este

análisis debe realizarse una regresión donde se relacione STD y CE, en esta regresión se debe obtener una pendiente cercana al factor antes mencionado (figura 8).

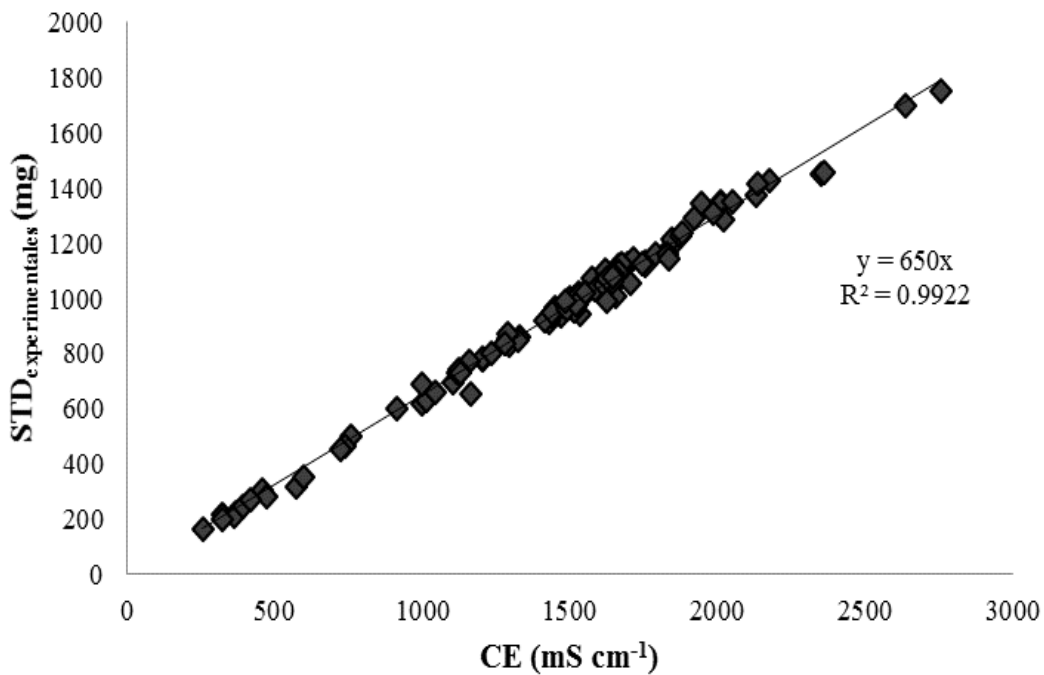


Figura 8. Relación entre Sólidos Totales Disueltos y Conductividad Eléctrica de la red hidrográfica que riega el valle del Mezquital.

Al relacionar los STD experimentales y la conductividad eléctrica de todas las muestras, da como resultante un factor de relación de 650, lo cual indica que los datos obtenidos analíticamente no están alejados de los datos teóricos y representan adecuadamente a estos; por lo tanto, puede asumirse que los análisis fueron realizados correctamente.

### 6.2.3 Conductividad Eléctrica y concentración total de cationes y aniones.

La concentración total de cationes o aniones de una solución o un extracto de saturación expresada en  $\text{mS cm}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$  puede ser calculada al multiplicar la CE por 10 (Ayers y Westcot, 1987). Este método permite estimar rápidamente la cantidad total de cationes o aniones expresada en  $\text{meq L}^{-1}$ .

La figura 9 muestra la relación entre el conjunto de datos obtenidos analíticamente en el laboratorio y la conductividad eléctrica.

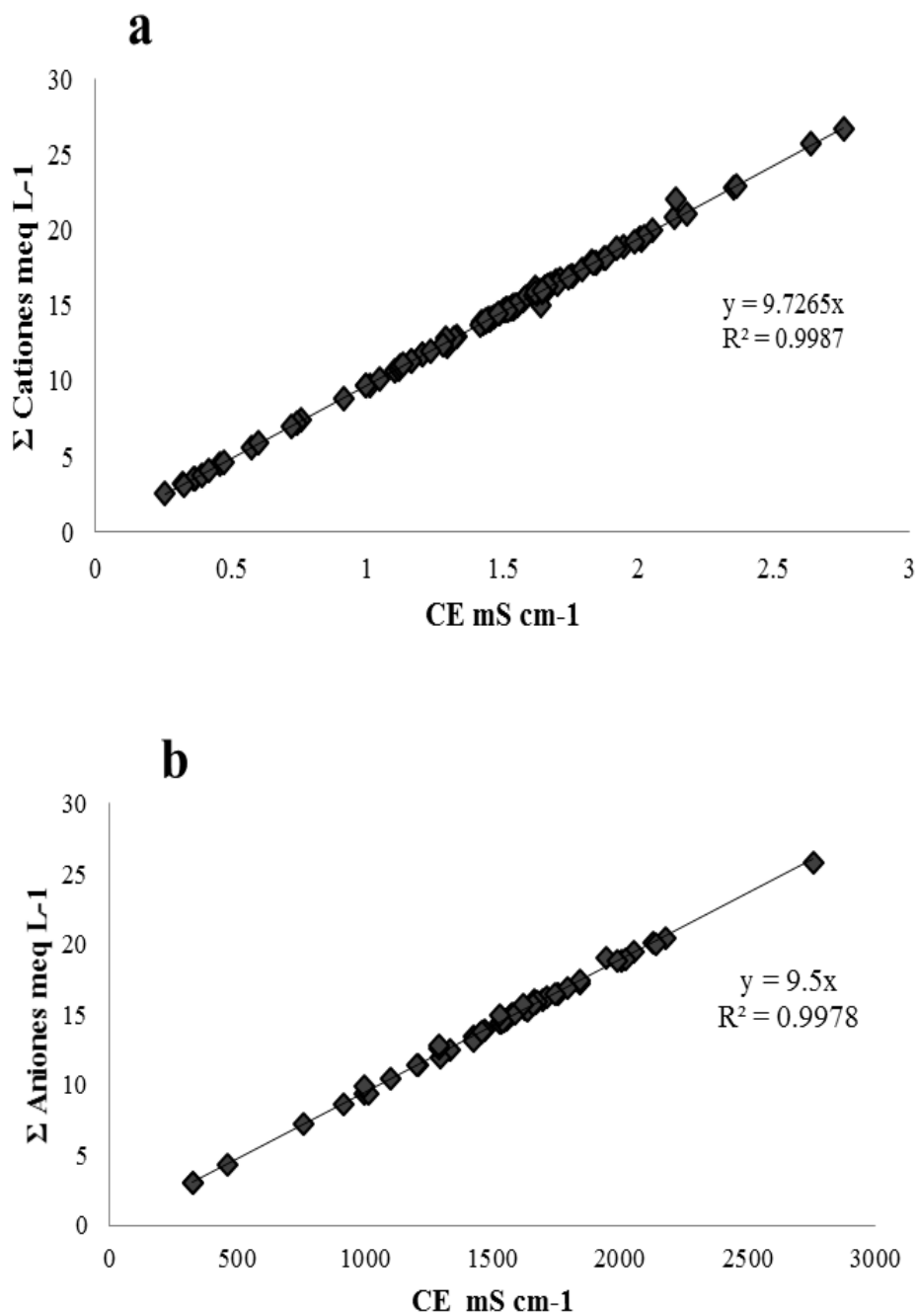


Figura 9. Relación entre CE y concentración total de cationes (a) y aniones (b) de la red hidrográfica que riega el valle del Mezquital.

Al graficar la relación de la CE con la sumatoria de aniones y cationes, la regresión lineal generó una pendiente de 9.7265 para los cationes (a) y 9.5 para los aniones (b). Ésta pendiente es muy cercana al factor mencionado por Ayers y Westcot (1987), por lo que se puede concluir que los datos analíticos son correctos.

#### 6.2.4 Porcentaje de error.

Según la APHA (1995), la manera de verificar el porcentaje de error es mediante la ecuación siguiente:

$$\% \text{ Error} = \left[ \frac{(|\Sigma \text{Cationes}_{\text{meqL}^{-1}} - \Sigma \text{Aniones}_{\text{meqL}^{-1}}|)}{(\Sigma \text{Cationes}_{\text{meqL}^{-1}} + \Sigma \text{Aniones}_{\text{meqL}^{-1}})} \right] \times 100$$

Cuadro 15. Valores límites aceptables de error.

$\Sigma$ de cationes o aniones (meq L <sup>-1</sup> )	% de error aceptable
0.0 a 3.0	± 0.2
3.0 a 10.0	± 2.0
10.0 a 800	± 2.5

Fuente: APHA, 1995

Ninguna de las muestras supera los límites de porcentaje de error aceptables como se puede observar en el cuadro 16, donde se muestran los resultados.

Cuadro 16. Porcentaje de Error.

No.	$\Sigma$ cationes (meq)	$\Sigma$ aniones (meq)	% Error	No.	$\Sigma$ cationes (meq)	$\Sigma$ aniones (meq)	% Error
1	15.39	14.99	1.31	16	18.2	17.61	1.65
2	7.42	7.23	1.26	17	19.35	19.06	0.76
3	17.84	17.17	1.9	18	13.95	13.59	1.32
4	17	16.45	1.64	19	14.11	13.76	1.27
5	15.44	15.01	1.4	20	16.12	15.59	1.66
6	16.25	16	0.75	21	14.17	13.71	1.65
7	16.59	16.02	1.75	22	3.16	3.08	1.33
8	14.96	14.46	1.69	23	13.83	13.17	2.43
9	11.79	11.41	1.63	24	15.84	15.43	1.33
10	18.91	18.98	0.18	25	14.81	14.43	1.3
11	15.87	15.45	1.35	26	16.31	15.77	1.68
12	15.96	15.44	1.67	27	4.08	3.94	1.75
13	19.46	18.96	1.3	28	4.49	4.32	1.97
14	18.79	18.14	1.76	29	26.7	25.83	1.66
15	18.17	17.7	1.31	30	15.52	15.01	1.67

Continuación del cuadro 16.

No.	$\Sigma$ cationes (meq)	$\Sigma$ aniones (meq)	% Error	No.	$\Sigma$ cationes (meq)	$\Sigma$ aniones (meq)	% Error
31	15.84	15.32	1.67	71	22.01	21.72	0.66
32	15.04	14.66	1.28	72	14.99	14.5	1.67
33	14.05	13.65	1.44	73	14.81	14.92	0.36
34	14.99	14.6	1.32	74	14.71	14.33	1.31
35	16.2	15.66	1.71	75	14.76	14.89	0.44
36	11.76	11.38	1.64	76	15.07	14.52	1.85
37	10.82	10.46	1.7	77	14.75	14.25	1.73
38	10.99	10.69	1.38	78	25.79	25.07	1.42
39	15.99	15.48	1.63	79	15.94	15.54	1.28
40	13.92	13.41	1.86	80	14.68	14.79	0.39
41	12.26	11.95	1.3	81	14.81	14.28	1.83
42	12.5	12.63	0.51	82	16.25	15.71	1.7
43	12.94	12.53	1.62	83	19.59	18.9	1.8
44	3.79	3.67	1.56	84	8.85	8.63	1.28
45	11.34	11.31	0.13	85	14.71	14.29	1.44
46	16.97	16.43	1.63	86	15.8	15.39	1.32
47	11.95	11.59	1.53	87	16.23	15.83	1.26
48	16.77	16.26	1.54	88	15.92	15.5	1.34
49	15.9	15.33	1.83	89	16.29	15.72	1.78
50	14.23	13.86	1.33	90	9.74	9.9	0.82
51	13.69	13.31	1.41	91	14.85	14.33	1.79
52	14.96	14.57	1.32	92	22.88	22.29	1.3
53	20.85	20.15	1.72	93	15.02	15.51	1.61
54	15.62	15.22	1.29	94	22.78	22.19	1.3
55	10.12	9.86	1.3	95	3.55	3.47	1.1
56	21.09	20.41	1.65	96	16.9	16.46	1.32
57	17.87	17.39	1.36	97	17.9	17.41	1.4
58	19.44	18.81	1.65	98	16.47	15.9	1.75
59	16.33	15.77	1.74	99	17.85	17.27	1.65
60	12.81	12.4	1.64	100	10.68	10.39	1.37
61	11.07	10.71	1.65	101	9.67	9.35	1.68
62	17.35	16.87	1.4	102	9.76	9.41	1.83
63	14.06	13.7	1.3	103	15.73	15.22	1.64
64	16.38	15.96	1.31	104	5.59	5.45	1.28
65	14.44	13.97	1.66	105	5.86	5.67	1.65
66	12.41	12.09	1.31	106	2.51	2.43	1.66
67	19.27	18.76	1.33	107	6.99	6.79	1.45
68	3.14	3.04	1.62	108	4.56	4.44	1.33
69	14.5	14.48	0.06	109	3.55	3.74	2.56
70	20.05	19.47	1.47	110	7.18	6.94	1.68
				111	11.28	10.89	1.76



### 6.3 Clasificación de las aguas de riego con base en la salinidad.

Las sales solubles tienen un efecto nocivo tanto en cultivos como en suelos, debido a las altas presiones osmóticas de las soluciones de los suelos que están en contacto con las raíces de las plantas, esto puede ocasionar disminución en los rendimientos o pérdida total de cosechas (Del Valle, 1992).

Por esto se debe estimar el contenido de sales solubles en el agua para riego. Además, clasificar las aguas con base en su salinidad no permite conocer sus posibles efectos sobre los cultivos.

#### 6.3.1 Clasificación con base en la conductividad eléctrica (CE).

A continuación se enlistan los resultados de la clasificación de las muestras con base en la conductividad eléctrica.

Cuadro 17. Clasificación con base en la conductividad eléctrica

Muestra	CE $\mu\text{mhos}$	Tipo	Clasificación	Muestra	CE $\mu\text{mhos}$	Tipo	Clasificación
1	1610.76	C3	Altamente salinas	23	1698.58	C3	Altamente salinas
2	789.96	C3	Altamente salinas	24	1561.4	C3	Altamente salinas
3	1912.29	C3	Altamente salinas	25	1742.19	C3	Altamente salinas
4	1836.17	C3	Altamente salinas	26	427.75	C2	Salinidad media
5	1641.12	C3	Altamente salinas	27	464.92	C2	Salinidad media
6	1739.02	C3	Altamente salinas	28	2890.93	C4	Extremo salinas
7	1757.1	C3	Altamente salinas	29	1652.96	C3	Altamente salinas
8	1580.56	C3	Altamente salinas	30	1692.47	C3	Altamente salinas
9	1270.43	C3	Altamente salinas	31	1601.73	C3	Altamente salinas
10	2033.15	C3	Altamente salinas	32	1495.41	C3	Altamente salinas
11	1686.73	C3	Altamente salinas	33	1603.05	C3	Altamente salinas
12	1685.96	C3	Altamente salinas	34	1758.24	C3	Altamente salinas
13	2062.86	C3	Altamente salinas	35	1259.49	C3	Altamente salinas
14	1977.64	C3	Altamente salinas	36	1129.43	C3	Altamente salinas
15	1946.66	C3	Altamente salinas	37	1164.54	C3	Altamente salinas
16	1933.82	C3	Altamente salinas	38	1695.05	C3	Altamente salinas
17	2057.61	C3	Altamente salinas	39	1468.79	C3	Altamente salinas
18	1507.41	C3	Altamente salinas	40	1299.65	C3	Altamente salinas
19	1502	C3	Altamente salinas	41	1357.33	C3	Altamente salinas
20	1713.2	C3	Altamente salinas	42	1359.94	C3	Altamente salinas
21	1522.94	C3	Altamente salinas	43	397.92	C2	Salinidad media
22	327.79	C2	Salinidad media	44	1228.9	C3	Altamente salinas

Continuación cuadro 17. Clasificación con base en la conductividad eléctrica

<b>Muestra</b>	<b>CE <math>\mu</math>hos</b>	<b>Tipo</b>	<b>Clasificación</b>	<b>Muestra</b>	<b>CE <math>\mu</math>hos</b>	<b>Tipo</b>	<b>Clasificación</b>
45	1468.93	C3	Altamente salinas	71	1576.45	C3	Altamente salinas
46	1260.88	C3	Altamente salinas	72	2823.34	C4	Extremo salinas
47	1771.84	C3	Altamente salinas	73	1672.27	C3	Altamente salinas
48	1671.63	C3	Altamente salinas	74	1629.28	C3	Altamente salinas
49	1527	C3	Altamente salinas	75	1616.35	C3	Altamente salinas
50	1465.53	C3	Altamente salinas	76	1729.7	C3	Altamente salinas
51	1613.49	C3	Altamente salinas	77	2121.99	C3	Altamente salinas
52	2229.08	C3	Altamente salinas	78	964.06	C3	Altamente salinas
53	1680.74	C3	Altamente salinas	79	1571.76	C3	Altamente salinas
54	1088.13	C3	Altamente salinas	80	1293.29	C3	Altamente salinas
55	2250.66	C4	Extremo salinas	81	1750.24	C3	Altamente salinas
56	1905.21	C3	Altamente salinas	82	1713.81	C3	Altamente salinas
57	2075.57	C3	Altamente salinas	83	1717.36	C3	Altamente salinas
58	1722.55	C3	Altamente salinas	84	1071.94	C3	Altamente salinas
59	1359.92	C3	Altamente salinas	85	1606.21	C3	Altamente salinas
60	1190.52	C3	Altamente salinas	86	2520.16	C4	Extremo salinas
61	1846.8	C3	Altamente salinas	87	1670.11	C3	Altamente salinas
62	1484.91	C3	Altamente salinas	88	2508.79	C4	Extremo salinas
63	1716.13	C3	Altamente salinas	89	390.42	C2	Salinidad media
64	1559.91	C3	Altamente salinas	90	1825.91	C3	Altamente salinas
65	1350.46	C3	Altamente salinas	91	1951.41	C3	Altamente salinas
66	2043.1	C3	Altamente salinas	92	1781.19	C3	Altamente salinas
67	329.01	C2	Salinidad media	93	1924.78	C3	Altamente salinas
68	1581.56	C3	Altamente salinas	94	1145.1	C3	Altamente salinas
69	2159.39	C3	Altamente salinas	95	1041.79	C3	Altamente salinas

Clasificación con base en la conductividad eléctrica

Muestra	CE $\mu$ mhos	Tipo	Clasificación	Muestra	CE $\mu$ mhos	Tipo	Clasificación
97	1564.43	C3	Altamente salinas	104	1705.24	C3	Altamente salinas
98	1631.3	C3	Altamente salinas	105	618.12	C2	Salinidad media
99	1591.83	C3	Altamente salinas	106	607	C2	Salinidad media
100	1640.33	C3	Altamente salinas	107	260.76	C2	Salinidad media
101	1612.59	C3	Extremo salinas	108	735.97	C2	Salinidad media
102	486.15	C2	Salinidad media	109	755.75	C3	Altamente salinas
103	354.35	C2	Salinidad media	110	1195.15	C3	Altamente salinas

Según la clasificación con base en la conductividad eléctrica establecida por Ayers y Westcot (1987) y Pizarro (1978), observamos que 92 muestras corresponden a la clasificación C3 “Aguas altamente salinas” lo cual equivale al 82.8% total del muestreo, el 11% se encuentra dentro de la clasificación C2 “Aguas con salinidad media” con 12 muestras, por último; 7 muestras, es decir el 6.2% corresponden a la clasificación C4, “Aguas extremadamente salinas”.

### 6.3.2 Clasificación con base en la salinidad efectiva (SE).

Según Ayers y Westcot (1987), la salinidad efectiva se calcula mediante una serie de condiciones, las cuales fueron mencionadas anteriormente en el capítulo 4. Por lo que al realizar los cálculos de salinidad efectiva se observó que se cumplieran tales restricciones, para poder así clasificarlas según el cuadro 18, de tal manera se obtuvo la siguiente clasificación.

Cuadro 18. Clasificación con base en la SE.

Muestra	Índice de SE	Clasificación	Muestra	Índice de SE	Clasificación
1	9.69	Condicionada	7	11.09	Condicionada
2	3.62	Condicionada	8	9.66	Condicionada
3	11.84	Condicionada	9	6.99	Condicionada
4	11.70	Condicionada	10	13.61	Condicionada
5	9.14	Condicionada	11	9.67	Condicionada
	10.65	Condicionada		9.60	Condicionada
6	11.7	Condicionada	12		

Continuación cuadro 18. Clasificación con base en la SE.

<b>Muestra</b>	<b>Índice de SE</b>	<b>Clasificación</b>	<b>Muestra</b>	<b>Índice de SE</b>	<b>Clasificación</b>
13	12.76	Condicionada	55	14.89	Condicionada
14	11.59	Condicionada	56	11.25	Condicionada
15	12.11	Condicionada	57	11.54	Condicionada
16	11.84	Condicionada	58	9.77	Condicionada
17	13.05	Condicionada	59	6.93	Condicionada
18	8.85	Condicionada	60	7.07	Condicionada
19	8.81	Condicionada	61	10.45	Condicionada
20	9.85	Condicionada	62	7.14	Condicionada
21	8.65	Condicionada	63	8.28	Condicionada
22	1.21	Condicionada	64	8.04	Condicionada
23	8.53	Condicionada	65	7.71	Condicionada
24	9.96	Condicionada	66	13.17	Condicionada
25	8.81	Condicionada	67	1.36	Buena
26	10.21	Condicionada	68	8.90	Condicionada
27	1.74	Buena	69	13.77	Condicionada
28	2.01	Condicionada	70	16.81	No Recomen
29	18.90	No Recomen.	71	8.41	Condicionada
30	9.17	Condicionada	72	9.21	Condicionada
31	9.84	Condicionada	73	8.65	Condicionada
32	9.99	Condicionada	74	9.18	Condicionada
33	8.85	Condicionada	75	8.82	Condicionada
34	9.74	Condicionada	76	8.75	Condicionada
35	9.01	Condicionada	77	19.54	No Recomen
36	6.86	Condicionada	78	9.19	Condicionada
37	6.32	Condicionada	79	8.98	Condicionada
38	6.64	Condicionada	80	8.97	Condicionada
39	9.79	Condicionada	81	9.15	Condicionada
40	8.22	Condicionada	82	11.87	Condicionada
41	6.26	Condicionada	83	4.65	Condicionada
42	7.50	Condicionada	84	7.71	Condicionada
43	5.42	Condicionada	85	8.60	Condicionada
44	1.64	Buena	86	8.03	Condicionada
45	6.84	Condicionada	87	7.92	Condicionada
46	7.81	Condicionada	88	8.19	Condicionada
47	6.35	Condicionada	89	5.24	Condicionada
48	10.17	Condicionada	90	8.25	Condicionada
49	9.80	Condicionada	91	14.58	Condicionada
50	7.83	Condicionada	92	9.16	Condicionada
51	7.77	Condicionada	93	9.77	Condicionada
52	8.76	Condicionada	94	6.93	Condicionada
53	12.15	Condicionada	95	14.83	Condicionada
54	8.87	Condicionada	96	1.87	Buena

Continuación cuadro 18. Clasificación con base en la SE.

<b>Muestra</b>	<b>Índice de SE</b>	<b>Clasificación</b>	<b>Muestra</b>	<b>Índice de SE</b>	<b>Clasificación</b>
97	12.20	Condicionada	104	3.49	Condicionada
98	10.57	Condicionada	105	2.86	Buena
99	10.05	Condicionada	106	1.06	Buena
100	5.30	Condicionada	107	3.14	Condicionada
101	5.22	Condicionada	108	2.25	Buena
102	5.16	Condicionada	109	0.19	Buena
103	9.63	Condicionada	110	3.26	Condicionada
			111	5.94	Condicionada

El 90% de las muestras pertenecen a la clasificación “Condicionada”; el 7.5% de las muestras a “Buena” y el 2.5% a la clasificación “No recomendable”. El índice de salinidad efectiva describe el riesgo en los cultivos a causa de las sales en solución, ya que este índice toma en cuenta la precipitación de las sales menos solubles como los carbonatos de calcio y magnesio ( $\text{CaCO}_3$  y  $\text{MgCO}_3$ ) y los sulfatos de calcio ( $\text{CaSO}_4$ ).

### 6.3.3 Clasificación con base en la salinidad potencial (SP).

La salinidad potencial es el índice que permite estimar el peligro de salinización en suelos con bajos niveles de humedad y por lo tanto también el incremento de la presión osmótica.

En el cuadro 19 se muestran los resultados de las muestras según la clasificación con base en la salinidad potencial.

Cuadro 19. Clasificación con base en la SP.

<b>Muestra</b>	<b>SP</b>	<b>Clasificación</b>	<b>Muestra</b>	<b>SP</b>	<b>Clasificación</b>
1	5.335	Condicionada	12	3.113	Condicionada
2	2.420	Buena	13	6.951	Condicionada
3	6.950	Condicionada	14	6.628	Condicionada
4	6.720	Condicionada	15	6.741	Condicionada
5	4.402	Condicionada	16	6.686	Condicionada
6	6.476	Condicionada	17	6.738	Condicionada
7	6.499	Condicionada	18	5.109	Condicionada
8	5.599	Condicionada	19	5.348	Condicionada
9	5.371	Condicionada	20	5.982	Condicionada
10	6.521	Condicionada	21	4.752	Condicionada
11	6.629	Condicionada	22	0.963	Buena

Continuación cuadro 19. Clasificación con base en la SP.

<b>Muestra</b>	<b>SP</b>	<b>Clasificación</b>	<b>Muestra</b>	<b>SP</b>	<b>Clasificación</b>
23	4.782	Condicionada	65	4.581	Condicionada
24	5.988	Condicionada	66	7.607	Condicionada
25	5.341	Condicionada	67	0.875	Buena
26	5.876	Condicionada	68	5.396	Condicionada
27	0.944	Buena	69	9.415	Condicionada
28	1.463	Buena	70	9.665	Condicionada
29	13.497	Condicionada	71	5.083	Condicionada
30	5.414	Condicionada	72	5.364	Condicionada
31	5.769	Condicionada	73	5.396	Condicionada
32	5.247	Condicionada	74	4.889	Condicionada
33	4.851	Condicionada	75	5.212	Condicionada
34	5.224	Condicionada	76	5.174	Condicionada
35	6.133	Condicionada	77	11.914	Condicionada
36	3.475	Condicionada	78	5.468	Condicionada
37	3.544	Condicionada	79	5.207	Condicionada
38	3.944	Condicionada	80	5.209	Condicionada
39	5.603	Condicionada	81	5.729	Condicionada
40	4.355	Condicionada	82	9.398	Condicionada
41	4.168	Condicionada	83	2.583	Buena
42	4.334	Condicionada	84	5.542	Condicionada
43	4.429	Condicionada	85	5.685	Condicionada
44	0.682	Buena	86	5.848	Condicionada
45	3.975	Condicionada	87	5.865	Condicionada
46	7.583	Condicionada	88	5.936	Condicionada
47	3.610	Condicionada	89	3.190	Condicionada
48	6.144	Condicionada	90	5.609	Condicionada
49	5.341	Condicionada	91	9.942	Condicionada
50	5.838	Condicionada	92	5.621	Condicionada
51	5.785	Condicionada	93	10.187	Condicionada
52	5.447	Condicionada	94	0.721	Buena
53	7.698	Condicionada	95	6.505	Condicionada
54	5.721	Condicionada	96	7.153	Condicionada
55	3.919	Condicionada	97	6.662	Condicionada
56	8.333	Condicionada	98	7.284	Condicionada
57	7.830	Condicionada	99	4.206	Condicionada
58	7.285	Condicionada	100	3.900	Condicionada
59	6.603	Condicionada	101	3.895	Condicionada
60	4.883	Condicionada	102	5.946	Condicionada
61	4.953	Condicionada	103	1.214	Buena
62	6.941	Condicionada	104	1.538	Buena
63	5.520	Condicionada	105	0.279	Buena
64	5.378	Condicionada	106	1.775	Buena

Continuación cuadro 19. Clasificación con base en la SP.

<b>Muestra</b>	<b>SP</b>	<b>Clasificación</b>	<b>Muestra</b>	<b>SP</b>	<b>Clasificación</b>
107	0.828	Buena	110	3.886	Condicionada
108	1.883	Buena	111	4.565	Condicionada
109	4.953	Condicionada			

De acuerdo al cuadro 5 del capítulo 4 para la clasificación de las aguas con base en la salinidad potencial, los resultados indican que el 86.5% de las muestras pertenecen a la clasificación “Condicionada”, mientras que el 13.5% restante se clasifica como “Buena”.

#### **6.4 Clasificación de las aguas de riego con base en la sodicidad.**

##### 6.4.1 Clasificación con base en la relación de adsorción de sodio (RAS).

Para esta clasificación se utilizaron los tres métodos descritos en el capítulo 4 (RAS, RASaj y RAS°). Los resultados se muestran a continuación (cuadro 20).

Cuadro 20. Resultado de RAS RASaj y RAS°.

Muestra	CEc $\mu$ s	RAS	PK2-PKC	P <sub>Ca</sub>	P <sub>ALK</sub>	pHc	RASaj	HCO3/Ca	Ca°	RAS°
1	1610.76	7.47	2.32	2.94	2.04	7.3	15.71	7.93	0.5	8.5
2	789.96	3.24	2.25	3.15	2.4	7.8	5.2	5.74	0.61	3.32
3	1912.29	8.9	2.34	2.9	2.04	7.28	18.91	7.1	0.5	10.28
4	1836.17	9.39	2.33	2.96	2.06	7.35	19.27	7.55	0.5	10.68
5	1641.12	6.88	2.32	2.9	2.09	7.31	14.37	6.49	0.62	7.7
6	1739.02	8.24	2.32	3	2.05	7.38	16.67	8.85	0.4	9.3
7	1757.1	8.73	2.33	3	2.05	7.38	17.63	8.82	0.4	9.88
8	1580.56	7.69	2.32	2.96	2.09	7.36	15.67	7.42	0.5	8.74
9	1270.43	5.81	2.29	3.02	2.25	7.55	10.72	5.91	0.61	6.28
10	2033.15	10.95	2.34	3.02	1.94	7.3	22.96	11.71	0.4	12.3
11	1686.73	7.17	2.32	2.9	2.07	7.29	15.12	6.75	0.5	8.26
12	1685.96	7.01	2.32	2.89	2.06	7.27	14.92	6.65	0.5	8.1
13	2062.86	9.07	2.35	2.81	1.97	7.12	20.68	6.98	0.5	10.95
14	1977.64	7.94	2.34	2.77	1.98	7.09	18.34	6.17	0.5	9.72
15	1946.66	9	2.34	3.03	2	7.37	18.25	10.28	0.4	9.91
16	1933.82	8.55	2.34	2.92	2	7.26	18.31	8.17	0.5	9.68
17	2057.61	9.68	2.34	2.84	1.96	7.14	21.85	7.56	0.5	11.58
18	1507.41	7.19	2.31	2.94	2.16	7.41	14.33	5.91	0.61	8.12
19	1502	7.03	2.31	3.02	2.12	7.45	13.69	7.96	0.5	7.71
20	1713.2	7.26	2.32	2.91	2.07	7.31	15.18	6.88	0.5	8.28
21	1522.94	6.72	2.31	2.96	2.16	7.43	13.28	6.33	0.5	7.6
22	327.79	1.38	2.18	3.4	2.71	8.29	1.53	4.88	0.61	1.25
23	1468.93	6.8	2.31	2.96	2.17	7.43	13.39	6.19	0.49	7.75
24	1698.58	7.6	2.32	2.89	2.09	7.3	15.98	6.23	0.5	8.91
25	1561.4	6.63	2.31	2.96	2.08	7.35	13.59	7.59	0.5	7.41
26	1742.19	7.65	2.32	2.89	2.08	7.29	16.12	6.36	0.5	8.91



Cuadro 20. Resultado de RAS RASaj y

Muestra	CEc $\mu$ s	RAS	PK2-PKC	PCa	PALK	pHc	RASaj	HCO3/Ca	Ca°	RAS°
27	427.75	1.41	2.2	3.29	2.63	8.12	1.81	4.54	0.66	1.34
28	464.92	2.34	2.21	3.19	2.57	7.96	3.36	4.14	0.7	2.29
29	2890.93	12.45	2.38	2.77	1.9	7.05	29.23	7.35	0.52	14.91
30	1652.96	6.71	2.32	2.89	2.08	7.29	14.19	6.22	0.5	7.76
31	1692.47	7.4	2.32	2.94	2.1	7.36	15.1	6.95	0.5	8.36
32	1601.73	8.22	2.32	3	2.1	7.41	16.35	8.02	0.5	9.18
33	1495.41	7.12	2.31	2.92	2.12	7.35	14.59	6.29	0.49	8.35
34	1603.05	7.87	2.32	2.92	2.11	7.34	16.19	6.5	0.5	9.19
35	1758.24	5.02	2.32	2.74	2.14	7.21	10.99	3.99	0.73	5.84
36	1259.49	5.63	2.29	2.96	2.21	7.46	10.94	5.48	0.61	6.29
37	1129.43	5.57	2.28	3.05	2.21	7.54	10.38	6.86	0.49	6.16
38	1164.54	5.95	2.28	2.99	2.22	7.5	11.32	5.81	0.61	6.61
39	1695.05	7.22	2.32	2.9	2.07	7.29	15.22	6.86	0.5	8.29
40	1468.79	6.3	2.31	3	2.13	7.44	12.36	7.4	0.49	6.95
41	1299.65	4.64	2.29	2.8	2.17	7.26	9.94	4.26	0.66	5.6
42	1357.33	6.2	2.3	3.05	2.14	7.48	11.88	7.73	0.49	6.78
43	1359.94	3.34	2.3	2.77	2.14	7.21	7.33	4.28	0.66	3.91
44	397.92	0.97	2.19	3.35	2.67	8.21	1.15	4.78	0.66	0.9
45	1228.9	6.01	2.29	3.02	2.22	7.53	11.21	6.27	0.61	6.52
46	1790.26	3.45	2.33	2.62	2.04	6.99	8.33	3.82	0.73	4.15
47	1260.88	4.93	2.29	2.97	2.19	7.45	9.6	6.16	0.61	5.38
48	1771.84	7.26	2.33	2.85	2.03	7.22	15.86	6.6	0.5	8.52
49	1671.63	7.26	2.32	2.89	2.05	7.26	15.53	6.79	0.5	8.46
50	1527	5.61	2.31	2.9	2.14	7.36	11.45	5.74	0.63	6.24
51	1465.53	5.84	2.31	2.9	2.15	7.36	11.94	5.59	0.61	6.62
52	1613.49	6.47	2.32	2.82	2.09	7.23	14.01	5.37	0.63	7.62

Cuadro 20. Resultado de RAS RASaj y RAS°.

Muestra	CEc <sup>ms</sup>	RAS	PK2-PKC	PCa	PALK	pHc	RASaj	HCO3/Ca	Ca°	RAS°
53	2229.08	7.53	2.35	2.8	1.96	7.11	17.26	6.66	0.5	8.71
54	1680.74	6.09	2.32	2.84	2.1	7.26	13.02	5.56	0.51	7.15
55	1088.13	4.22	2.27	3.05	2.3	7.62	7.5	5.53	0.61	4.49
56	2250.66	11.07	2.35	2.9	1.96	7.21	24.19	8.73	0.4	12.99
57	1905.21	8.01	2.34	2.82	2.02	7.18	17.81	6.3	0.5	9.61
58	2075.57	7.49	2.35	2.74	1.98	7.07	17.42	5.64	0.63	8.92
59	1722.55	6.96	2.32	2.82	2.05	7.19	15.35	6	0.6	8.17
60	1359.92	5.2	2.3	3.05	2.18	7.52	9.78	7.39	0.49	5.61
61	1190.52	6.62	2.28	3.05	2.28	7.6	11.88	5.89	0.61	7.16
62	1846.8	7.32	2.33	2.84	2.01	7.19	16.22	6.46	0.5	8.6
63	1484.91	4.93	2.31	2.92	2.11	7.34	10.17	6.51	0.49	5.53
64	1716.13	5.28	2.33	2.71	2.01	7.05	12.41	4.97	0.63	6.43
65	1559.91	5.82	2.31	2.89	2.12	7.32	12.13	5.33	0.63	6.54
66	1350.46	6.52	2.3	3.1	2.18	7.57	11.91	7.34	0.49	7
67	2043.1	10.2	2.34	2.96	1.99	7.29	21.49	9.32	0.4	11.61
68	329.01	0.37	2.18	3.46	2.75	8.39	0.38	5.09	0.61	0.34
69	1581.56	6.96	2.31	3.08	2.11	7.49	13.26	8.8	0.39	7.59
70	2159.39	10.26	2.35	3.01	1.97	7.33	21.21	10.01	0.4	11.36
71	2305.37	13.83	2.36	3.19	1.99	7.54	25.74	14.72	0.4	14.55
72	1564.43	6.14	2.32	2.89	2.07	7.27	13.08	6.6	0.49	7.07
73	1631.3	7.14	2.31	3.15	2.1	7.57	13.06	10.53	0.4	7.56
74	1591.83	6.6	2.31	2.97	2.12	7.4	13.21	6.5	0.5	7.34
75	1640.33	7.06	2.31	3.07	2.12	7.5	13.42	8.19	0.5	7.57
76	1612.59	6.49	2.32	2.97	2.09	7.38	13.13	6.98	0.5	7.18
77	1576.45	6.56	2.31	2.96	2.13	7.41	13.07	6.68	0.5	7.33
78	2823.34	14.54	2.38	3.14	1.92	7.44	28.57	15.5	0.41	15.34

Cuadro 20. Resultado de RAS RASaj y RAS°.

Muestra	CEc <sup>ms</sup>	RAS	PK2-PKC	PCa	PALK	pHc	RASaj	HCO3/Ca	Ca°	RAS°
79	1672.27	6.56	2.32	2.88	2.04	7.24	14.19	6.94	0.49	7.56
80	1629.28	6.87	2.31	3	2.11	7.43	13.52	7.15	0.5	7.55
81	1616.35	6.74	2.31	2.95	2.2	7.46	13.07	5.67	0.63	7.39
82	1729.7	6.4	2.32	2.77	2.04	7.13	14.52	5.02	0.63	7.66
83	2121.99	7.85	2.35	2.85	2.02	7.22	17.15	6.41	0.73	8.64
84	964.06	3.96	2.26	3.12	2.31	7.7	6.75	5.75	0.61	4.1
85	1571.76	5.37	2.31	2.96	2.13	7.4	10.71	6.69	0.5	5.9
86	1293.29	5.92	2.3	2.76	2.06	7.12	13.51	4.95	0.63	7.13
87	1750.24	5.19	2.32	2.71	2.05	7.09	12	4.17	0.73	6.19
88	1713.81	5.13	2.32	2.72	2.07	7.11	11.75	4.22	0.73	6.1
89	1717.36	5.23	2.32	2.71	2.05	7.08	12.11	4.58	0.68	6.31
90	1071.94	4.35	2.27	3.02	2.24	7.53	8.14	5.62	0.61	4.72
91	1606.21	5.83	2.31	3.05	2.14	7.5	11.07	7.62	0.5	6.22
92	2520.16	9.28	2.37	2.77	2.02	7.16	20.83	5.61	0.65	10.74
93	1670.11	6.76	2.32	2.83	2.09	7.24	14.62	5.58	0.51	8.23
94	2508.79	9.74	2.36	2.78	2.03	7.17	21.69	5.71	0.65	11.26
95	390.42	0.19	2.19	3.26	2.77	8.22	0.22	3.05	0.85	0.17
96	1825.91	6.72	2.33	2.85	2.05	7.24	14.55	5.86	0.63	7.58
97	1951.41	9.35	2.34	3.15	2.07	7.56	17.17	11.64	0.4	9.88
98	1781.19	8.06	2.33	3.22	2.11	7.66	14.03	12.47	0.4	8.35
99	1924.78	6.57	2.34	2.96	2.08	7.38	13.3	7.5	0.5	7.15
100	1145.1	3.26	2.28	2.84	2.27	7.39	6.56	3.71	0.78	3.68
101	1041.79	4.25	2.27	3.1	2.35	7.72	7.15	5.56	0.61	4.44
102	1044.64	4.42	2.27	3.05	2.33	7.64	7.77	5.24	0.61	4.73
103	1705.24	7.27	2.32	3.22	2.13	7.67	12.59	11.8	0.4	7.52
104	618.12	0.46	2.22	3.07	2.68	7.97	0.66	2.47	0.97	0.45

Cuadro 20. Resultado de RAS RASaj y RAS°.

<b>Muestra</b>	<b>CEc <sup>ms</sup></b>	<b>RAS</b>	<b>PK2-PKC</b>	<b>PCa</b>	<b>PALK</b>	<b>pHc</b>	<b>RASaj</b>	<b>HCO3/Ca</b>	<b>Ca°</b>	<b>RAS°</b>
105	607	0.14	2.23	3	2.52	7.75	0.22	3	0.85	0.14
106	260.76	0.19	2.17	3.4	2.84	8.41	0.18	3.63	0.78	0.16
107	735.97	2.12	2.24	3.07	2.41	7.72	3.56	4.48	0.66	2.22
108	486.15	0.17	2.21	3.05	2.64	7.89	0.26	2.57	0.97	0.17
109	354.35	0.12	2.19	3.21	0.85	6.25	0.38	24.11	0.24	0.14
110	755.75	2.21	2.24	3.07	2.41	7.72	3.71	4.61	0.66	2.31
111	1195.15	0.38	2.29	2.81	2.27	7.37	0.78	3.45	0.78	0.41

La clasificación de las muestras se realizó según el diagrama para la clasificación de aguas de riego con base en su sodicidad y salinidad (figura 3). A continuación se muestra el cuadro 21 con las clasificaciones resultantes.

Cuadro 21. Clasificación según el riesgo de sodicidad para el RAS, RASaj y RAS°.

Muestra	RAS	Clase	Riesgo	RASaj	Clase	Riesgo	RAS°	Clase	Riesgo
1	7.47	S2	MEDIO	15.71	S3	ALTO	8.5	S2	MEDIO
2	3.24	S1	BAJO	6.28	S2	MEDIO	3.32	S1	BAJO
3	8.9	S2	MEDIO	18.91	S4	MUY ALTO	10.28	S3	ALTO
4	9.39	S2	MEDIO	19.27	S4	MUY ALTO	10.68	S3	ALTO
5	6.88	S1	BAJO	14.37	S3	ALTO	7.7	S2	MEDIO
6	8.24	S2	MEDIO	16.67	S4	MUY ALTO	9.3	S2	MEDIO
7	8.73	S2	MEDIO	17.63	S4	MUY ALTO	9.88	S3	ALTO
8	7.69	S2	MEDIO	15.67	S3	ALTO	8.74	S2	MEDIO
9	5.81	S2	MEDIO	10.72	S2	MEDIO	6.28	S2	MEDIO
10	10.95	S2	MEDIO	22.96	S4	MUY ALTO	12.3	S3	ALTO
11	7.17	S2	MEDIO	15.12	S3	ALTO	8.26	S2	MEDIO
12	7.01	S2	MEDIO	14.92	S3	ALTO	8.1	S2	MEDIO
13	9.07	S2	MEDIO	20.68	S4	MUY ALTO	10.95	S3	ALTO
14	7.94	S2	MEDIO	18.34	S4	MUY ALTO	9.72	S3	ALTO
15	9	S2	MEDIO	18.25	S4	MUY ALTO	9.91	S3	ALTO
16	8.55	S2	MEDIO	18.31	S4	MUY ALTO	9.68	S3	ALTO
17	9.68	S2	MEDIO	21.85	S4	MUY ALTO	11.58	S3	ALTO
18	7.19	S2	MEDIO	14.33	S3	ALTO	8.12	S2	MEDIO
19	7.03	S2	MEDIO	13.69	S3	ALTO	7.71	S2	MEDIO
20	7.26	S2	MEDIO	15.18	S3	ALTO	8.28	S2	MEDIO
21	6.72	S2	MEDIO	13.28	S3	ALTO	7.6	S2	MEDIO
22	1.38	S1	BAJO	1.53	S1	BAJO	1.25	S1	BAJO
23	6.8	S1	BAJO	13.39	S3	ALTO	7.75	S2	MEDIO
24	7.6	S2	MEDIO	15.98	S3	ALTO	8.91	S2	MEDIO
25	6.63	S2	MEDIO	13.59	S3	ALTO	7.41	S2	MEDIO
26	7.65	S2	MEDIO	16.12	S4	MUY ALTO	8.91	S2	MEDIO
27	1.41	S1	BAJO	1.81	S1	BAJO	1.34	S1	BAJO
28	2.34	S1	BAJO	3.36	S1	BAJO	2.29	S1	BAJO
29	12.45	S1	BAJO	25.23	S4	MUY ALTO	14.91	S4	Muy Alto
30	6.71	S2	MEDIO	14.19	S3	ALTO	7.76	S2	MEDIO
31	7.4	S2	MEDIO	15.1	S3	ALTO	8.36	S2	MEDIO
32	8.22	S2	MEDIO	16.35	S4	MUY ALTO	9.18	S2	MEDIO
33	7.12	S1	BAJO	14.59	S3	ALTO	8.35	S2	MEDIO
34	7.87	S2	MEDIO	16.19	S4	MUY ALTO	9.19	S2	MEDIO
35	5.02	S1	BAJO	10.99	S3	ALTO	5.84	S2	MEDIO
36	5.63	S1	BAJO	10.94	S2	MEDIO	6.29	S2	MEDIO
37	5.57	S1	BAJO	10.38	S2	MEDIO	6.16	S2	MEDIO

Continuación cuadro 21. Clasificación según el riesgo de sodicidad para el RAS, RASaj y RAS°.

<b>Muestra</b>	<b>RAS</b>	<b>Clase</b>	<b>Riesgo</b>	<b>RASaj</b>	<b>Clase</b>	<b>Riesgo</b>	<b>RAS°</b>	<b>Clase</b>	<b>Riesgo</b>
38	5.95	S2	BAJO	11.32	S2	MEDIO	6.61	S2	MEDIO
39	7.22	S2	MEDIO	15.22	S3	ALTO	8.29	S2	MEDIO
40	6.3	S1	BAJO	12.36	S3	ALTO	6.95	S2	MEDIO
41	4.64	S1	BAJO	9.94	S2	MEDIO	5.6	S2	MEDIO
42	6.2	S1	BAJO	11.88	S3	ALTO	6.78	S2	MEDIO
43	3.34	S1	BAJO	7.33	S2	MEDIO	3.91	S1	BAJO
44	0.97	S1	BAJO	1.15	S1	BAJO	0.9	S1	BAJO
45	6.01	S1	BAJO	11.21	S3	ALTO	6.52	S2	MEDIO
46	3.45	S1	BAJO	8.33	S2	MEDIO	4.15	S1	BAJO
47	4.93	S1	BAJO	9.6	S2	MEDIO	5.38	S1	BAJO
48	7.26	S2	MEDIO	15.86	S4	MUY ALTO	8.52	S2	MEDIO
49	7.26	S1	BAJO	15.53	S3	ALTO	8.46	S2	MEDIO
50	5.61	S1	BAJO	11.45	S3	ALTO	6.24	S2	MEDIO
51	5.84	S1	BAJO	11.94	S3	ALTO	6.62	S2	MEDIO
52	6.47	S1	BAJO	14.01	S3	ALTO	7.62	S2	MEDIO
53	7.53	S2	MEDIO	17.26	S4	MUY ALTO	8.71	S2	MEDIO
54	6.09	S2	MEDIO	13.02	S3	ALTO	7.15	S2	MEDIO
55	4.22	S1	BAJO	7.5	S2	MEDIO	4.49	S1	BAJO
56	11.07	S2	MEDIO	24.19	S4	MUY ALTO	12.99	S3	ALTO
57	8.01	S2	MEDIO	17.81	S4	MUY ALTO	9.61	S3	ALTO
58	7.49	S2	MEDIO	17.42	S4	MUY ALTO	8.92	S2	MEDIO
59	6.96	S2	MEDIO	15.35	S3	ALTO	8.17	S2	MEDIO
60	5.2	S1	BAJO	9.78	S2	MEDIO	5.61	S2	MEDIO
61	6.62	S2	MEDIO	11.88	S2	MEDIO	7.16	S2	MEDIO
62	7.32	S1	BAJO	16.22	S4	MUY ALTO	8.6	S2	MEDIO
63	4.93	S1	BAJO	10.17	S2	MEDIO	5.53	S2	MEDIO
64	5.28	S1	BAJO	12.41	S3	ALTO	6.43	S2	MEDIO
65	5.82	S1	BAJO	12.13	S3	ALTO	6.54	S2	MEDIO
66	6.52	S1	BAJO	11.91	S3	ALTO	7	S2	MEDIO
67	10.2	S2	MEDIO	21.49	S4	MUY ALTO	11.61	S3	ALTO
68	0.37	S1	BAJO	0.38	S1	BAJO	0.34	S1	BAJO
69	6.96	S1	BAJO	13.26	S3	ALTO	7.59	S2	MEDIO
70	10.26	S2	MEDIO	21.21	S4	MUY ALTO	11.36	S3	ALTO
71	13.83	S2	MEDIO	27.73	S4	MUY ALTO	14.55	S4	MUY ALTO
72	6.14	S1	BAJO	13.08	S3	ALTO	7.07	S2	MEDIO
73	7.14	S1	BAJO	13.06	S3	ALTO	7.56	S2	MEDIO
74	6.6	S2	MEDIO	13.21	S2	MEDIO	7.34	S2	MEDIO
75	7.06	S1	BAJO	13.42	S3	ALTO	7.57	S2	MEDIO
76	6.49	S1	BAJO	13.13	S3	ALTO	7.18	S2	MEDIO
77	6.56	S1	BAJO	13.07	S3	ALTO	7.33	S2	MEDIO
78	14.54	S3	ALTO	28.57	S4	MUY ALTO	15.34	S4	MUY ALTO
79	6.56	S1	BAJO	14.19	S3	ALTO	7.56	S2	MEDIO

Continuación cuadro 21. Clasificación según el riesgo de sodicidad para el RAS, RASaj y RAS°.

<b>Muestra</b>	<b>RAS</b>	<b>Clase</b>	<b>Riesgo</b>	<b>RASaj</b>	<b>Clase</b>	<b>Riesgo</b>	<b>RAS°</b>	<b>Clase</b>	<b>Riesgo</b>
80	6.87	S1	BAJO	13.52	S3	ALTO	7.55	S2	MEDIO
81	6.74	S1	BAJO	13.07	S3	ALTO	7.39	S2	MEDIO
82	6.4	S1	BAJO	14.52	S3	ALTO	7.66	S2	MEDIO
83	7.85	S2	MEDIO	17.15	S4	MUY ALTO	8.64	S2	MEDIO
84	3.96	S1	BAJO	6.75	S2	MEDIO	4.1	S1	BAJO
85	5.37	S1	BAJO	10.71	S2	MEDIO	5.9	S2	MEDIO
86	5.92	S1	BAJO	13.51	S3	ALTO	7.13	S2	MEDIO
87	5.19	S1	BAJO	12	S3	ALTO	6.19	S2	MEDIO
88	5.13	S1	BAJO	11.75	S3	ALTO	6.1	S2	MEDIO
89	5.23	S1	BAJO	12.11	S3	ALTO	6.31	S2	MEDIO
90	4.35	S1	BAJO	8.14	S2	MEDIO	4.72	S1	BAJO
91	5.83	S1	BAJO	11.07	S3	ALTO	6.22	S2	MEDIO
92	9.28	S2	MEDIO	20.83	S4	MUY ALTO	10.74	S3	ALTO
93	6.76	S1	BAJO	14.62	S3	ALTO	8.23	S2	MEDIO
94	9.74	S2	MEDIO	21.69	S4	MUY ALTO	11.26	S3	ALTO
95	0.19	S1	BAJO	0.22	S1	BAJO	0.17	S1	BAJO
96	6.72	S1	BAJO	14.55	S3	ALTO	7.58	S2	MEDIO
97	9.35	S2	MEDIO	17.17	S4	MUY ALTO	9.88	S3	ALTO
98	8.06	S1	BAJO	14.03	S3	ALTO	8.35	S2	MEDIO
99	6.57	S1	BAJO	13.3	S3	ALTO	7.15	S2	MEDIO
100	3.26	S1	BAJO	6.56	S2	MEDIO	3.68	S1	BAJO
101	4.25	S1	BAJO	7.15	S2	MEDIO	4.44	S1	BAJO
102	4.42	S1	BAJO	7.77	S2	MEDIO	4.73	S1	BAJO
103	7.27	S1	BAJO	12.59	S3	ALTO	7.52	S2	MEDIO
104	0.46	S1	BAJO	0.66	S1	BAJO	0.45	S1	BAJO
105	0.14	S1	BAJO	0.22	S1	BAJO	0.14	S1	BAJO
106	0.19	S1	BAJO	0.18	S1	BAJO	0.16	S1	BAJO
107	2.12	S1	BAJO	3.56	S1	BAJO	2.22	S1	BAJO
108	0.17	S1	BAJO	0.26	S1	BAJO	0.17	S1	BAJO
109	0.12	S1	BAJO	0.38	S1	BAJO	0.14	S1	BAJO
110	2.21	S1	BAJO	3.71	S1	BAJO	2.31	S1	BAJO
111	0.38	S1	BAJO	0.78	S1	BAJO	0.41	S1	BAJO

Para poder clasificar las muestras según el diagrama de riesgo de sodicidad, se debe conocer la CE (en el eje X) y relacionarlo con el resultado del RAS, RASaj y RAS°, el punto de intersección entre estas dos variables muestra a que región del diagrama pertenece la muestra. A continuación se muestran los resultados de las muestras dentro del diagrama de riesgo por sodicidad (figura 10).

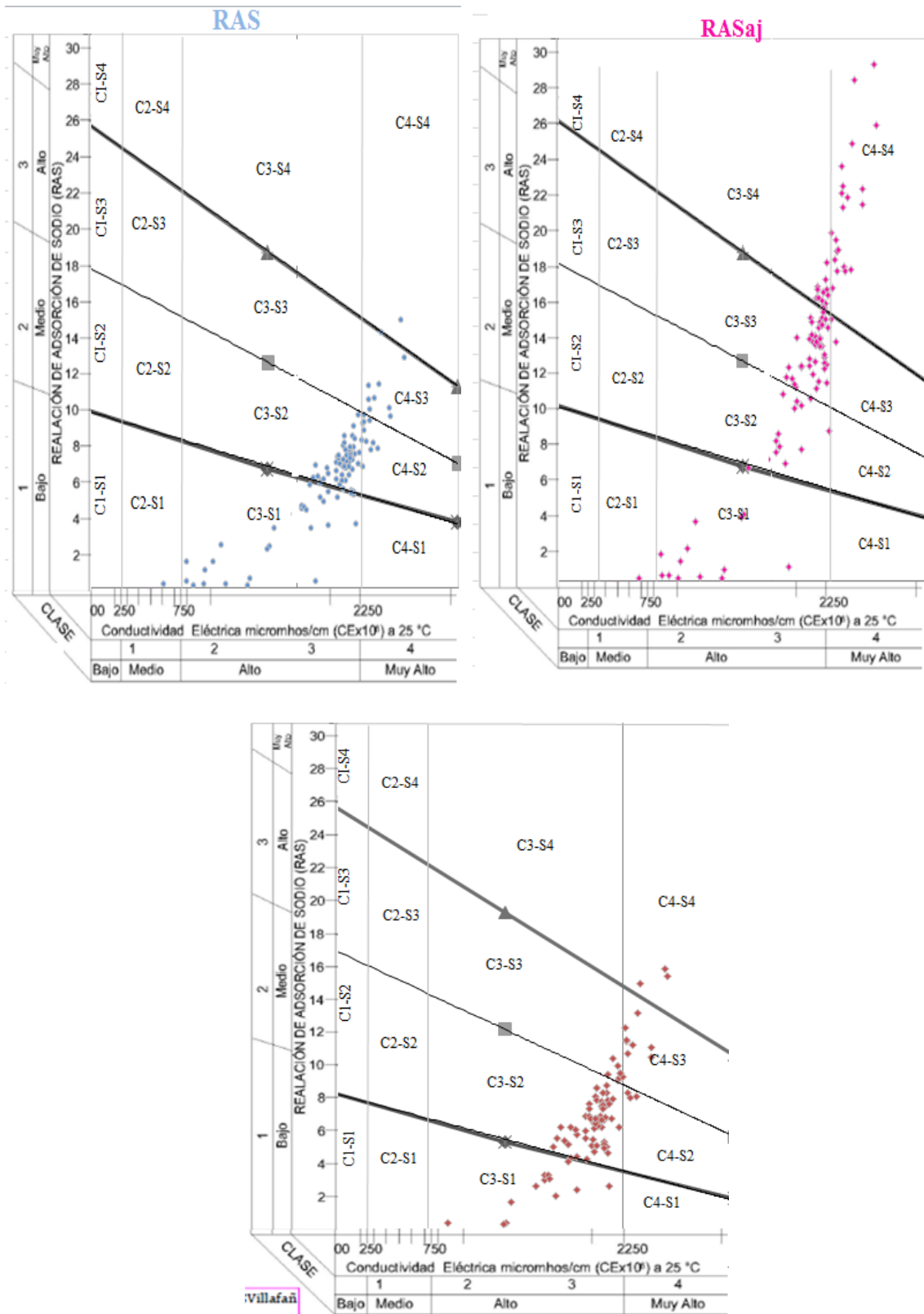


Figura 10. Clasificación de las aguas según el diagrama de riesgo de salinidad y sodicidad usando el RAS, RASaj y RAS°.



Así mismo, se realizó la comparación entre el RAS original contra el RASaj y el RAS°, como se muestra en la figura 11 y la figura 12.

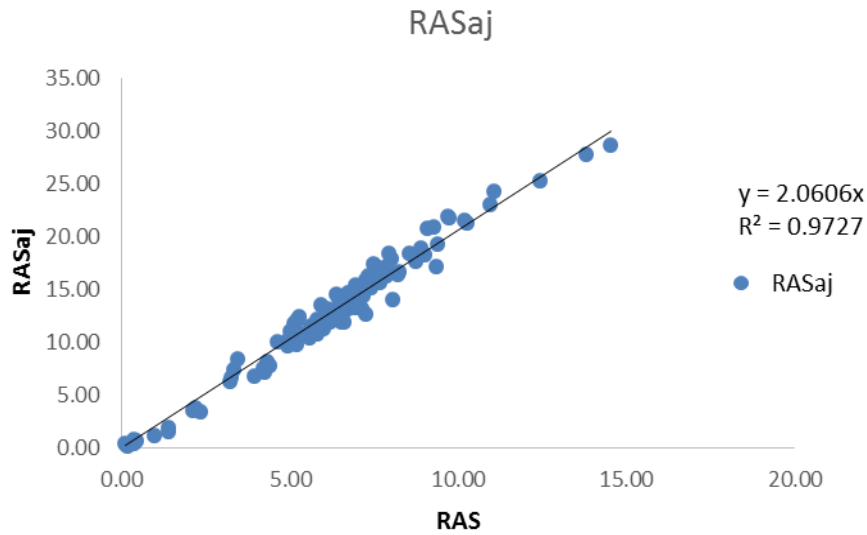


Figura 11. Comparación RAS vs RASaj

La figura 11 muestra que la relación entre el RAS original y el RASaj tienen un factor de relación de 2.06; es decir, los valores del RASaj son el doble que los valores del RAS original, esto se debe a que el RASaj tiene un método que sobreestima la peligrosidad del sodio.

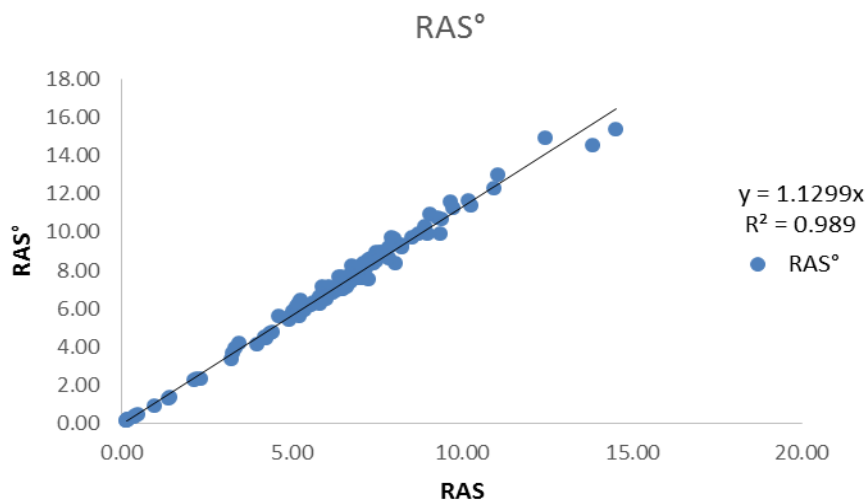
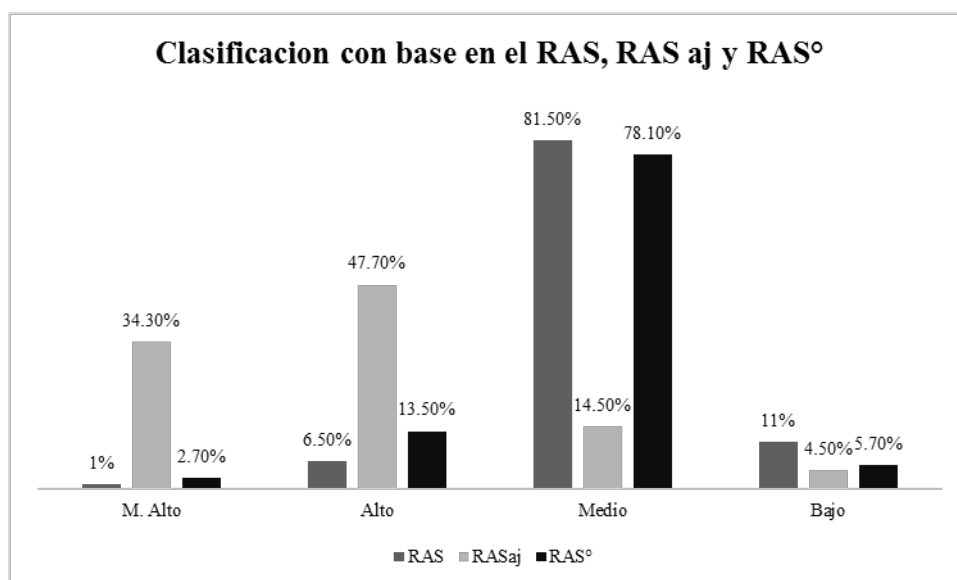


Figura 12. Comparación de RAS vs RAS°

La figura 12 muestra una pendiente de 1.13, lo cual podía interpretarse en que no hay diferencia notable entre estas dos formas de calcular el RAS.

En resumen, en el RAS el 81.5% de las muestras son consideradas con peligro “medio” el 11% en peligro “bajo”, 6.5% “alto” y 1% en peligro “muy alto” de sodificar los suelos; mientras que en el RASaj el 46.7% se encuentran en peligro “alto” el 34.3% en peligro “muy alto”, 14.5% en peligro “medio” y 4.5% en peligro “bajo”; para el caso del RAS° el 78.1% se clasifica con peligro “medio”, 13.5% en peligro “alto”, 5.7% se considera como peligro “bajo” y 2.7% en la region de peligro “muy alto”. Como se muestra en la figura 13.



**Figura 13. Clasificación con base en la RAS, RASaj y RAS°.**

#### 6.4.2 Clasificación con base en el porcentaje de sodio intercambiable (PSI).

Al realizar los cálculos correspondientes y con base en el cuadro 7 del capítulo 4, la clasificación queda de la manera siguiente (cuadro 22)

Cuadro 22. Clasificación del riesgo de sodicidad en suelos por el PSI.

No.	RAS	PSI	CLASIFICACIÓN	No.	RAS	PSI	CLASIFICACIÓN
1	7.06	8.39	LIGERAMENTE SÓDICA	5	5.44	6.33	LIGERAMENTE SÓDICA
2	6.06	7.13	LIGERAMENTE SÓDICA	6	6.2	7.31	LIGERAMENTE SÓDICA
3	5.79	6.78	LIGERAMENTE SÓDICA	7	4.17	4.66	LIGERAMENTE SÓDICA
4	5.83	6.83	LIGERAMENTE SÓDICA	8	7.15	8.5	LIGERAMENTE SÓDICA

Continuación Cuadro 22. Clasificación del riesgo de sodicidad en suelos por el PSI

No.	RAS	PSI	CLASIFICACIÓN	No.	RAS	PSI	CLASIFICACIÓN
9	5.22	6.05	LIGERAMENTE SÓDICA	50	5.89	6.91	LIGERAMENTE SÓDICA
10	4.98	5.73	LIGERAMENTE SÓDICA	51	1.94	1.58	LIGERAMENTE SÓDICA
11	2.5	2.36	LIGERAMENTE SÓDICA	52	5.09	5.88	LIGERAMENTE SÓDICA
12	5.35	6.21	LIGERAMENTE SÓDICA	53	3.37	3.58	LIGERAMENTE SÓDICA
13	5.01	5.77	LIGERAMENTE SÓDICA	54	5.09	5.89	LIGERAMENTE SÓDICA
14	7.12	8.45	LIGERAMENTE SÓDICA	55	4.47	5.07	LIGERAMENTE SÓDICA
15	5.86	6.88	LIGERAMENTE SÓDICA	56	4.49	5.09	LIGERAMENTE SÓDICA
16	5.77	6.76	LIGERAMENTE SÓDICA	57	3.58	3.86	LIGERAMENTE SÓDICA
17	7.59	9.04	LIGERAMENTE SÓDICA	58	4.45	5.04	LIGERAMENTE SÓDICA
18	4.75	5.44	LIGERAMENTE SÓDICA	59	4.03	4.48	LIGERAMENTE SÓDICA
19	3.06	3.15	LIGERAMENTE SÓDICA	60	0.15	-1.04	LIGERAMENTE SÓDICA
20	5	5.76	LIGERAMENTE SÓDICA	61	3.8	4.16	LIGERAMENTE SÓDICA
21	4.76	5.45	LIGERAMENTE SÓDICA	62	0.2	-0.97	LIGERAMENTE SÓDICA
22	3.32	3.51	LIGERAMENTE SÓDICA	63	0.06	-1.19	LIGERAMENTE SÓDICA
23	4.79	5.49	LIGERAMENTE SÓDICA	64	0.06	-1.19	LIGERAMENTE SÓDICA
24	3.58	3.87	LIGERAMENTE SÓDICA	65	0.06	-1.19	LIGERAMENTE SÓDICA
25	3.6	3.9	LIGERAMENTE SÓDICA	66	0	-1.28	LIGERAMENTE SÓDICA
26	3.91	4.31	LIGERAMENTE SÓDICA	67	0.18	-1.01	LIGERAMENTE SÓDICA
27	3.24	3.4	LIGERAMENTE SÓDICA	68	1.03	0.26	LIGERAMENTE SÓDICA
28	3.64	3.94	LIGERAMENTE SÓDICA	69	0.77	-0.13	LIGERAMENTE SÓDICA
29	5.03	5.8	LIGERAMENTE SÓDICA	70	3.3	3.49	LIGERAMENTE SÓDICA
30	4.93	5.67	LIGERAMENTE SÓDICA	71	3.45	3.69	LIGERAMENTE SÓDICA
31	5.09	5.88	LIGERAMENTE SÓDICA	72	3.56	3.83	LIGERAMENTE SÓDICA
32	4.74	5.43	LIGERAMENTE SÓDICA	73	3.27	3.44	LIGERAMENTE SÓDICA
33	0.59	-0.39	LIGERAMENTE SÓDICA	74	6.41	7.57	LIGERAMENTE SÓDICA
34	5.52	6.44	LIGERAMENTE SÓDICA	75	6.41	7.57	LIGERAMENTE SÓDICA
35	3	3.07	LIGERAMENTE SÓDICA	76	3.34	3.54	LIGERAMENTE SÓDICA
36	3.35	3.56	LIGERAMENTE SÓDICA	77	3.31	3.5	LIGERAMENTE SÓDICA
37	1.5	0.94	LIGERAMENTE SÓDICA	72	3.56	3.83	LIGERAMENTE SÓDICA
38	4.55	5.16	LIGERAMENTE SÓDICA	73	3.27	3.44	LIGERAMENTE SÓDICA
39	0.59	-0.4	LIGERAMENTE SÓDICA	74	6.41	7.57	LIGERAMENTE SÓDICA
40	5.24	6.07	LIGERAMENTE SÓDICA	75	6.41	7.57	LIGERAMENTE SÓDICA
41	5.04	5.82	LIGERAMENTE SÓDICA	76	3.34	3.54	LIGERAMENTE SÓDICA
42	5.27	6.12	LIGERAMENTE SÓDICA	77	3.31	3.5	LIGERAMENTE SÓDICA
43	5.38	6.25	LIGERAMENTE SÓDICA	72	3.56	3.83	LIGERAMENTE SÓDICA
44	5.34	6.2	LIGERAMENTE SÓDICA	73	3.27	3.44	LIGERAMENTE SÓDICA
45	5.31	6.16	LIGERAMENTE SÓDICA	74	6.41	7.57	LIGERAMENTE SÓDICA
46	6.04	7.1	LIGERAMENTE SÓDICA	75	6.41	7.57	LIGERAMENTE SÓDICA
47	5.86	6.88	LIGERAMENTE SÓDICA	76	3.34	3.54	LIGERAMENTE SÓDICA
48	5.75	6.73	LIGERAMENTE SÓDICA	77	3.31	3.5	LIGERAMENTE SÓDICA
49	6.25	7.37	LIGERAMENTE SÓDICA	78	3.55	3.83	LIGERAMENTE SÓDICA

Continuación Cuadro 22. Clasificación del riesgo de sodicidad en suelos por el PSI

No.	RAS	PSI	CLASIFICACIÓN	No.	RAS	PSI	CLASIFICACIÓN
79	3.44	3.68	LIGERAMENTE SÓDICA	101	0.42	-0.64	LIGERAMENTE SÓDICA
80	11.94	14.05	LIGERAMENTE SÓDICA	102	1.1	0.36	LIGERAMENTE SÓDICA
81	3.52	3.79	LIGERAMENTE SÓDICA	103	2.86	2.88	LIGERAMENTE SÓDICA
82	7.2	8.56	LIGERAMENTE SÓDICA	104	9.76	11.6	LIGERAMENTE SÓDICA
83	3.4	3.61	LIGERAMENTE SÓDICA	105	3.12	3.23	LIGERAMENTE SÓDICA
84	8.23	9.81	LIGERAMENTE SÓDICA	106	2.27	2.05	LIGERAMENTE SÓDICA
85	7.98	9.51	LIGERAMENTE SÓDICA	107	3.89	4.29	LIGERAMENTE SÓDICA
86	2.05	1.73	LIGERAMENTE SÓDICA	108	3.97	4.4	LIGERAMENTE SÓDICA
87	2.32	2.11	LIGERAMENTE SÓDICA	109	4.03	4.47	LIGERAMENTE SÓDICA
88	0.14	-1.06	LIGERAMENTE SÓDICA	110	4.74	5.42	LIGERAMENTE SÓDICA
				111	4.74	5.42	LIGERAMENTE SÓDICA

Según la clasificación de las aguas, ninguna de las muestras presenta riesgo de sodificar los suelos al momento de regar con ellas.

#### 6.4.3 Clasificación con base en el carbonato de sodio residual (CSR).

Se realizaron los cálculos correspondientes y con base al cuadro 8 del capítulo IV se identificó a que clase corresponde cada muestra. En el cuadro 23 se muestran los resultados.

Cuadro 23. Clasificación de las muestras según el CSR.

No.	CSR	CLASE	No.	CSR	CLASE
1	8.87	No Recomendable	18	5.78	No Recomendable
2	6.17	No Recomendable	19	3.42	No Recomendable
3	6.07	No Recomendable	20	5.47	No Recomendable
4	6.05	No Recomendable	21	4.95	No Recomendable
5	5.51	No Recomendable	22	3.81	No Recomendable
6	6.06	No Recomendable	23	6.22	No Recomendable
7	4.96	No Recomendable	24	5.64	No Recomendable
8	3.27	No Recomendable	25	4.71	No Recomendable
9	2.12	Condicionada	26	4.55	No Recomendable
10	6.27	No Recomendable	27	3.98	No Recomendable
11	3.76	No Recomendable	28	4.95	No Recomendable
12	6.70	No Recomendable	29	5.50	No Recomendable
13	5.94	No Recomendable	30	5.18	No Recomendable
14	6.20	No Recomendable	31	4.99	No Recomendable
15	6.45	No Recomendable	32	5.12	No Recomendable
16	5.72	No Recomendable	33	1.45	Condicionada
17	7.96	No Recomendable	34	5.35	No Recomendable

Continuación cuadro 23. Clasificación de las muestras según el CRS.

<b>NO.</b>	<b>CSR</b>	<b>CLASE</b>	<b>NO.</b>	<b>CSR</b>	<b>CLASE</b>
35	3.09	No Recomendable	75	5.38	No Recomendable
36	3.73	No Recomendable	76	3.43	No Recomendable
37	8.74	No Recomendable	77	4.83	No Recomendable
38	4.16	No Recomendable	78	4.80	No Recomendable
39	0.94	Buena	79	4.35	No Recomendable
40	4.91	No Recomendable	80	9.02	No Recomendable
41	5.22	No Recomendable	81	4.98	No Recomendable
42	5.16	No Recomendable	82	7.59	No Recomendable
43	5.30	No Recomendable	83	5.09	No Recomendable
44	4.30	No Recomendable	84	7.47	No Recomendable
45	4.20	No Recomendable	85	5.76	No Recomendable
46	6.88	No Recomendable	86	2.28	Condicionada
47	6.82	No Recomendable	87	2.10	Condicionada
48	7.81	No Recomendable	88	0.48	Buena
49	7.47	No Recomendable	89	2.42	Condicionada
50	6.89	No Recomendable	90	7.20	No Recomendable
51	4.08	No Recomendable	91	5.07	No Recomendable
52	4.61	No Recomendable	92	5.60	No Recomendable
53	5.24	No Recomendable	93	5.25	No Recomendable
54	5.60	No Recomendable	94	3.57	No Recomendable
55	4.78	No Recomendable	95	2.81	No Recomendable
56	4.35	No Recomendable	96	4.22	No Recomendable
57	3.91	No Recomendable	97	4.41	No Recomendable
58	4.35	No Recomendable	98	2.50	No Recomendable
59	3.71	No Recomendable	99	3.73	No Recomendable
60	0.20	Buena	100	3.71	No Recomendable
61	4.43	No Recomendable	101	0.78	Buena
62	0.31	Buena	102	1.02	Buena
63	0.33	Buena	103	3.92	No Recomendable
64	0.21	Buena	104	3.79	No Recomendable
65	0.09	Buena	105	5.83	No Recomendable
66	0.18	Buena	106	5.29	No Recomendable
67	3.26	No Recomendable	107	3.30	No Recomendable
68	1.67	Condicionada	108	4.59	No Recomendable
69	1.62	Condicionada	109	5.04	No Recomendable
70	4.73	No Recomendable	110	5.41	No Recomendable
71	4.89	No Recomendable	111	5.47	No Recomendable
72	4.57	No Recomendable			
73	3.86	No Recomendable			
74	5.45	No Recomendable			

Según los resultados de la clasificación 9% de las muestras caen en la clasificación “Buena”, 5% “Condicionada” y 86% “No recomendable”. Lo que indica que en los suelos clasificados como “No Recomendable” se debe sembrar cultivos tolerantes a la sodicidad.

### 6.5 Clasificación de las aguas según su dureza.

Se realizó el cálculo para determinar la dureza y el resultado de la clasificación es el que se presenta en el cuadro 24.

Cuadro 24. Clasificación según la dureza.

No.	DUREZA	CLASE	No.	DUREZA	CLASE
1	87.41	MODERADAMENTE DURA	32	77.15	MODERADAMENTE DURA
2	57.23	BLANDA	33	82.13	MODERADAMENTE DURA
3	92.64	MODERADAMENTE DURA	34	82.73	MODERADAMENTE DURA
4	81.76	MODERADAMENTE DURA	35	128.05	MODERADAMENTE DURA
5	96.28	MODERADAMENTE DURA	36	76.9	MODERADAMENTE DURA
6	83.83	MODERADAMENTE DURA	37	68.89	BLANDA
7	82.62	MODERADAMENTE DURA	38	69.03	BLANDA
8	81.76	MODERADAMENTE DURA	39	95.07	MODERADAMENTE DURA
9	73.4	BLANDA	40	85.05	MODERADAMENTE DURA
10	80.2	MODERADAMENTE DURA	41	98.16	MODERADAMENTE DURA
11	95.22	MODERADAMENTE DURA	42	74.96	BLANDA
12	97.8	MODERADAMENTE DURA	43	120.4	MODERADAMENTE DURA
13	105.87	MODERADAMENTE DURA	44	40.4	BLANDA
14	114.32	MODERADAMENTE DURA	45	69.67	BLANDA
15	88.32	MODERADAMENTE DURA	46	169.11	DURA
16	96.22	MODERADAMENTE DURA	47	84.78	MODERADAMENTE DURA
17	99.44	MODERADAMENTE DURA	48	102.29	MODERADAMENTE DURA
18	80.28	MODERADAMENTE DURA	49	94.64	MODERADAMENTE DURA
19	79.4	MODERADAMENTE DURA	50	97.5	MODERADAMENTE DURA
20	95.52	MODERADAMENTE DURA	51	91.82	MODERADAMENTE DURA
21	84.44	MODERADAMENTE DURA	52	99.01	MODERADAMENTE DURA
22	30.86	BLANDA	53	130.97	MODERADAMENTE DURA
23	81.76	MODERADAMENTE DURA	54	104.67	MODERADAMENTE DURA
24	91.97	MODERADAMENTE DURA	55	74.48	BLANDA
25	90.27	MODERADAMENTE DURA	56	95.07	MODERADAMENTE DURA
26	94.64	MODERADAMENTE DURA	57	104.27	MODERADAMENTE DURA
27	40.33	BLANDA	58	124.4	MODERADAMENTE DURA
28	40.39	BLANDA	59	63.23	BLANDA
29	121.61	MODERADAMENTE DURA	60	85.66	MODERADAMENTE DURA
30	97.68	MODERADAMENTE DURA	61	62.81	BLANDA
31	91.06	MODERADAMENTE DURA	62	106.73	MODERADAMENTE DURA

Continuación cuadro 24. Clasificación según la dureza.

No.	DUREZA	CLASE	No.	DUREZA	CLASE
63	103.03	MODERADAMENTE DURA	87	130.41	MODERADAMENTE DURA
64	129.2	MODERADAMENTE DURA	88	127.19	MODERADAMENTE DURA
65	98.29	MODERADAMENTE DURA	89	129.2	MODERADAMENTE DURA
66	69.74	BLANDA	90	69.67	BLANDA
67	91.48	MODERADAMENTE DURA	91	94.41	MODERADAMENTE DURA
68	37.12	BLANDA	92	127.69	MODERADAMENTE DURA
69	81.31	MODERADAMENTE DURA	93	94.33	MODERADAMENTE DURA
70	91.78	MODERADAMENTE DURA	94	122.64	MODERADAMENTE DURA
71	73.45	BLANDA	95	44.77	BLANDA
72	100.47	MODERADAMENTE DURA	96	109.59	MODERADAMENTE DURA
73	79.1	MODERADAMENTE DURA	97	80.31	MODERADAMENTE DURA
74	90.68	MODERADAMENTE DURA	98	81.17	MODERADAMENTE DURA
75	81.38	MODERADAMENTE DURA	99	112.14	MODERADAMENTE DURA
76	92.91	MODERADAMENTE DURA	100	98.22	MODERADAMENTE DURA
77	90.27	MODERADAMENTE DURA	101	69.74	BLANDA
78	87.39	MODERADAMENTE DURA	102	70.1	BLANDA
79	102.93	MODERADAMENTE DURA	103	83.6	MODERADAMENTE DURA
80	84.89	MODERADAMENTE DURA	104	72.47	BLANDA
81	88.64	MODERADAMENTE DURA	105	83.59	MODERADAMENTE DURA
82	113.1	MODERADAMENTE DURA	106	34.14	BLANDA
83	115.9	MODERADAMENTE DURA	107	67.89	BLANDA
84	62.87	BLANDA	108	65.97	BLANDA
85	102.42	MODERADAMENTE DURA	109	50.61	BLANDA
86	115.11	MODERADAMENTE DURA	110	68.1	BLANDA
			111	152.06	DURA

Según los resultados, el 73.8% de las muestras son moderadamente duras, el 24.3% corresponden a la clase blanda y un 1.9% son duras.

### 6.6 Problemas por infiltración.

La reducción en la infiltración se aumenta por la sodicidad, por su parte la salinidad la disminuye, en el cuadro 25 se muestra el riesgo de reducción de infiltración en los suelos del valle del mezquital.

Cuadro 25. Clasificación con base en la reducción de infiltración.

<b>NO.</b>	<b>CE</b>	<b>RAS</b>	<b>REDUCCIÓN DE INF</b>	<b>NO.</b>	<b>CE</b>	<b>RAS</b>	<b>REDUCCIÓN DE INF</b>
1	2033.15	10.95	REDUCCIÓN LIGERA	42	1698.58	7.6	REDUCCIÓN LIGERA
2	1912.29	8.9	SIN REDUCCIÓN	43	1713.2	7.26	REDUCCIÓN LIGERA
3	1757.1	8.73	REDUCCIÓN LIGERA	44	1507.41	7.19	REDUCCIÓN LIGERA
4	1739.02	8.24	REDUCCIÓN LIGERA	45	1522.94	6.72	REDUCCIÓN LIGERA
5	1580.56	7.69	REDUCCIÓN LIGERA	46	1946.66	9	REDUCCIÓN LIGERA
6	1836.17	9.39	SIN REDUCCIÓN	47	1933.82	8.55	REDUCCIÓN LIGERA
7	1641.12	6.88	REDUCCIÓN LIGERA	48	2057.61	9.68	REDUCCIÓN LIGERA
8	1270.43	5.81	REDUCCIÓN LIGERA	49	2062.86	9.07	REDUCCIÓN LIGERA
9	789.96	3.24	REDUCCIÓN LIGERA	50	1977.64	7.94	SIN REDUCCIÓN
10	1610.76	7.47	REDUCCIÓN LIGERA	51	1465.53	5.84	SIN REDUCCIÓN
11	1790.26	3.45	SIN REDUCCIÓN	52	1680.74	6.09	SIN REDUCCIÓN
12	2229.08	7.53	SIN REDUCCIÓN	53	1670.11	6.76	SIN REDUCCIÓN
13	1771.84	7.26	SIN REDUCCIÓN	54	1951.41	9.35	REDUCCIÓN LIGERA
14	1905.21	8.01	SIN REDUCCIÓN	55	1781.19	8.06	REDUCCIÓN LIGERA
15	2075.57	7.49	SIN REDUCCIÓN	56	1924.78	6.57	SIN REDUCCIÓN
16	1722.55	6.96	SIN REDUCCIÓN	57	1606.21	5.83	SIN REDUCCIÓN
17	2250.66	11.07	REDUCCIÓN LIGERA	58	1484.91	4.93	SIN REDUCCIÓN
18	1671.63	7.26	REDUCCIÓN LIGERA	59	1359.92	5.2	REDUCCIÓN LIGERA
19	1359.94	3.34	SIN REDUCCIÓN	60	390.42	0.19	SIN REDUCCIÓN
20	1695.05	7.22	REDUCCIÓN LIGERA	61	1705.24	7.27	REDUCCIÓN LIGERA
21	1495.41	7.12	REDUCCIÓN LIGERA	62	260.76	0.19	REDUCCIÓN LIGERA
22	1299.65	4.64	SIN REDUCCIÓN	63	618.12	0.46	SIN REDUCCIÓN
23	1846.8	7.32	SIN REDUCCIÓN	64	607	0.14	SIN REDUCCIÓN
24	1716.13	5.28	SIN REDUCCIÓN	65	1195.15	0.38	SIN REDUCCIÓN
25	1357.33	6.2	REDUCCIÓN LIGERA	66	486.15	0.17	REDUCCIÓN LIGERA
26	1468.79	6.3	REDUCCIÓN LIGERA	67	354.35	0.12	REDUCCIÓN LIGERA
27	1527	5.61	SIN REDUCCIÓN	68	755.75	2.21	REDUCCIÓN LIGERA
28	1613.49	6.47	SIN REDUCCIÓN	69	735.97	2.12	REDUCCIÓN LIGERA
29	1601.73	8.22	REDUCCIÓN LIGERA	70	1750.24	5.19	SIN REDUCCIÓN
30	1603.05	7.87	REDUCCIÓN LIGERA	71	1717.36	5.23	SIN REDUCCIÓN
31	1692.47	7.4	REDUCCIÓN LIGERA	72	1713.81	5.13	SIN REDUCCIÓN
32	1652.96	6.71	REDUCCIÓN LIGERA	73	1571.76	5.37	SIN REDUCCIÓN
33	464.92	2.34	REDUCCIÓN LIGERA	74	2508.79	9.74	SIN REDUCCIÓN
34	1561.4	6.63	REDUCCIÓN LIGERA	75	2520.16	9.28	SIN REDUCCIÓN
35	1758.24	5.02	SIN REDUCCIÓN	76	1616.35	6.74	SIN REDUCCIÓN
36	1259.49	5.63	REDUCCIÓN LIGERA	77	1629.28	6.87	SIN REDUCCIÓN
37	2890.93	12.45	REDUCCIÓN LIGERA	78	1640.33	7.06	REDUCCIÓN LIGERA
38	1468.93	6.8	REDUCCIÓN LIGERA	79	1576.45	6.56	REDUCCIÓN LIGERA
39	327.79	1.38	REDUCCIÓN LIGERA	80	2823.34	14.54	REDUCCIÓN LIGERA
40	1502	7.03	REDUCCIÓN LIGERA	81	1612.59	6.49	SIN REDUCCIÓN
41	1742.19	7.65	REDUCCIÓN LIGERA	82	2305.37	13.83	REDUCCIÓN LIGERA

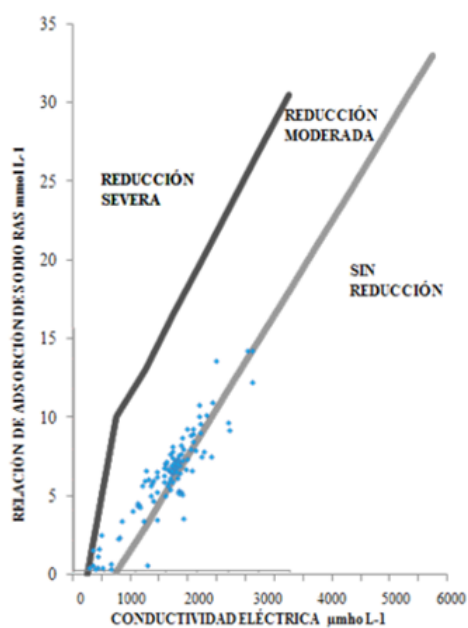


Continuación Cuadro 25. Clasificación con base en la reducción de infiltración.

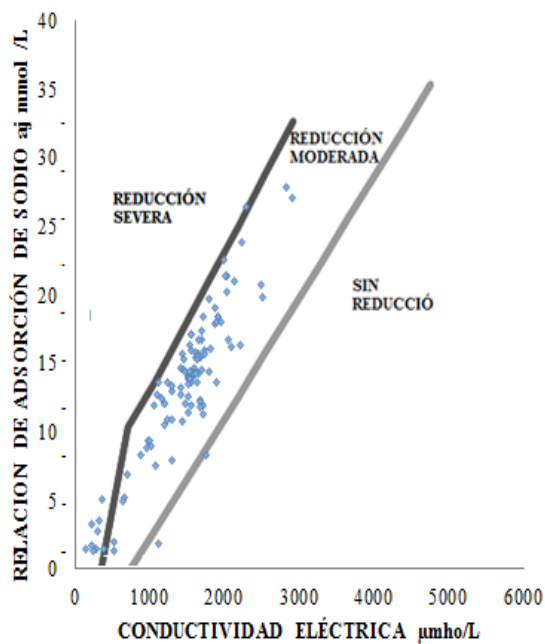
<b>NO.</b>	<b>CE</b>	<b>RAS</b>	<b>REDUCCIÓN DE INF</b>	<b>NO.</b>	<b>CE</b>	<b>RAS</b>	<b>REDUCCIÓN DE INF</b>
83	1631.3	7.14	REDUCCIÓN LIGERA	98	1088.13	4.22	REDUCCIÓN LIGERA
84	2159.39	10.26	SIN REDUCCIÓN	99	1260.88	4.93	REDUCCIÓN LIGERA
85	2121.99	7.85	SIN REDUCCIÓN	100	1228.9	6.01	REDUCCIÓN LIGERA
86	1145.1	3.26	SIN REDUCCIÓN	101	397.92	0.97	REDUCCIÓN LIGERA
87	1041.79	4.25	REDUCCIÓN LIGERA	102	427.75	1.41	REDUCCIÓN LIGERA
88	329.01	0.37	REDUCCIÓN LIGERA	103	1129.43	5.57	REDUCCIÓN LIGERA
89	1044.64	4.42	REDUCCIÓN LIGERA	104	1164.54	5.95	REDUCCIÓN LIGERA
90	2043.1	10.2	REDUCCIÓN LIGERA	105	1672.27	6.56	SIN REDUCCIÓN
91	1293.29	5.92	REDUCCIÓN LIGERA	106	1564.43	6.14	REDUCCIÓN LIGERA
92	1729.7	6.4	SIN REDUCCIÓN	107	1190.52	6.62	REDUCCIÓN LIGERA
93	1825.91	6.72	SIN REDUCCIÓN	108	1591.83	6.6	REDUCCIÓN LIGERA
94	1071.94	4.35	REDUCCIÓN LIGERA	109	1581.56	6.96	REDUCCIÓN LIGERA
95	964.06	3.96	REDUCCIÓN LIGERA	110	1686.73	7.17	REDUCCIÓN LIGERA
96	1350.46	6.52	REDUCCIÓN LIGERA	111	1685.96	7.01	REDUCCIÓN LIGERA
97	1559.91	5.82	REDUCCIÓN LIGERA				

Según la clasificación, 70 de las 111 muestras corresponden a la clase “Reducción Ligera” mientras que las 41 restantes no presentan reducción en la infiltración del agua a través del suelo. La figura 13 muestra la dispersión de las muestras en el diagrama.

### RIESGO DE INFILTRACIÓN RAS



### RIESGO DE INFILTRACIÓN RASaj



### RIESGO DE INFILTRACIÓN RAS°

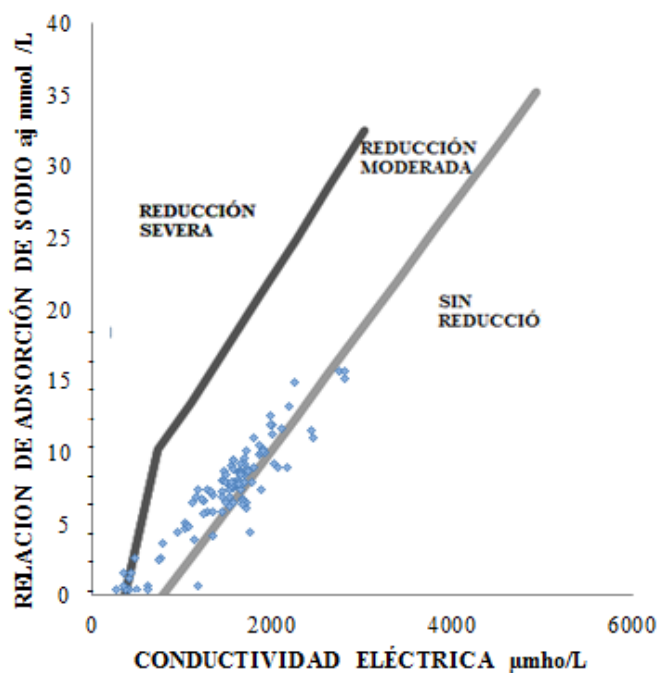


Figura 14. Distribución de las muestras con respecto a la reducción de infiltración.

Como se muestra en la figura 13, la infiltración con respecto al RAS original el 63% de las muestras cae en la región de “Reducción Ligera” mientras que el 37% restante en la

zona de “Sin Reducción”, ninguna muestra presenta “Reducción Severa” en la infiltración del agua a través del suelo; para el RASaj el 1.8% se considera “Sin Reducción” 89% “Riesgo Moderado” y 10% “Reducción Severa”; en el caso de RAS°, 19% 90% y 4% respectivamente. Las diferencias tan significantes entre los RAS original y RAS° en comparación con el RASaj, se debe a que el RASaj evalúa los riesgos de sodificación al doble con respecto al RAS original.

#### **6.7 Clasificación de las aguas de riego con base en la toxicidad específica del Boro.**

El alto contenido de boro puede afectar a prácticamente todos los cultivos por lo que se revisó las concentraciones de este ion para conocer el peligro por toxicidad. El contenido de boro se muestra en el cuadro 26.

Cuadro 26. Clasificación con base en la toxicidad del boro.

No.	mgL <sup>-1</sup>	Clase	No.	mgL <sup>-1</sup>	Clase
1	1.5	Condicionada	42	0.7	Buena
2	0.2	Buena	43	0.4	Buena
3	1.5	Condicionada	44	0.1	Buena
4	1.7	Condicionada	45	0.7	Buena
5	0.5	Buena	46	0.2	Buena
6	1.4	Condicionada	47	0.6	Buena
7	0.9	Buena	48	1.6	Condicionada
8	1.2	Condicionada	49	1.3	Condicionada
9	0.6	Buena	50	0.9	Buena
10	1.4	Condicionada	51	0.8	Buena
11	1.1	Condicionada	52	0.6	Buena
12	1	Condicionada	53	1.5	Condicionada
13	1.4	Condicionada	54	1	Buena
14	1.4	Condicionada	55	0.6	Buena
15	1.6	Condicionada	56	1.4	Condicionada
16	1.7	Condicionada	57	0.1	Buena
17	1.6	Condicionada	58	0.9	Buena
18	1.2	Condicionada	59	0.2	Buena
19	1.3	Condicionada	60	0.7	Buena
20	1.4	Condicionada	61	0.7	Buena
21	1.2	Condicionada	62	1.3	Condicionada
22	0.2	Buena	63	0.9	Buena
23	1	Condicionada	64	1	Condicionada
24	1.3	Condicionada	65	0.7	Buena
25	1.1	Condicionada	66	1.1	Condicionada
26	1.4	Condicionada	67	1.2	Condicionada
27	0.1	Buena	68	0.6	Buena
28	0.1	Buena	69	0.7	Buena
29	1	Buena	70	1.2	Condicionada
30	1.1	Condicionada	71	1.3	Condicionada
31	1.1	Condicionada	72	0.8	Buena
32	1.1	Condicionada	73	1.2	Condicionada
33	1.3	Condicionada	74	0.7	Buena
34	1	Condicionada	75	1.2	Condicionada
35	1	Buena	76	1.2	Condicionada
36	0.7	Buena	77	1.2	Condicionada
37	0.5	Buena	78	1.4	Condicionada
38	0.6	Buena	79	0.7	Buena
39	1.4	Condicionada	80	1.2	Condicionada
40	0.7	Buena	81	1.2	Condicionada
41	0.8	Buena	82	1.3	Condicionada

Continuación cuadro 26. Clasificación con base en la toxicidad del boro.

No.	mgL <sup>-1</sup>	Clase	No.	mgL <sup>-1</sup>	Clase
83	1.3	Condicionada	97	0.7	Buena
84	0.7	Buena	98	1	Condicionada
85	1.1	Condicionada	99	0.6	Buena
86	1.2	Condicionada	100	0.7	Buena
87	0.6	Buena	101	0.8	Buena
88	0.5	Buena	102	0.7	Buena
89	0.7	Buena	103	0.6	Buena
90	0.8	Buena	104	0	Buena
91	0.7	Buena	105	0	Buena
92	1.2	Condicionada	106	0	Buena
93	0.8	Buena	107	0.1	Buena
94	1.3	Condicionada	108	0.1	Buena
95	0.1	Buena	109	0.1	Buena
96	1.4	Condicionada	110	0	Buena
			111	0	Buena

La tolerancia al boro de los cultivos agrícolas que ocupan la mayor superficie del valle del Mezquital son: Maíz 2 a 4 mg L<sup>-1</sup>; alfalfa 4 a 6 mg L<sup>-1</sup>; avena 2 a 4 mg L<sup>-1</sup>; cebada 3 a 4 mg L<sup>-1</sup>; trigo 0.75 a 1 mg L<sup>-1</sup> y frijol 0.75 a 1 mg L<sup>-1</sup>.

Por lo tanto todas las muestras de agua pueden ser útiles para regar la mayoría de los cultivos sembrados en esta región.

## VII. CONCLUSIONES.

1. Al realizar la verificación de los datos por medio de la regresiones  $CE_{teórica}$  vs  $CE_{calculada}$ ,  $CE$  vs  $STD$ ,  $CE$  vs  $\Sigma_{cationes}$ ,  $CE$  vs  $\Sigma_{aniones}$ . Cada uno de los análisis se encontró dentro de los límites establecidos, lo que indica que estos fueron realizados de manera correcta e indica que los resultados son confiables. Ninguna muestra supera el porcentaje de error establecido por la APHA (1995).
2. La clasificación por riesgo de salinidad se calculó con tres métodos: con base en la CE, son “altamente salinas”; con base en la SE, se encuentran dentro de la clase “condicionada” y con base en la SP, se consideran “condicionadas”. Esto indica que los suelos presentara condiciones de salinidad, sino se realiza un buen manejo.
3. El peligro por sodio se estimó mediante el RAS,  $RAS_{aj}$  y  $RAS^{\circ}$ , los tres métodos arrojaron que la mayoría de las muestras se encuentran en las categorías de peligro “medio” y “alto” y una minoría en la clase “muy alto”. Al calcular el PSI con base en el RAS, el resultado de todas las muestras es “ligeramente sódica”.
4. El RAS indica el grado de peligro al que está expuesto un suelo ante la sodificación; mientras que el PSI, indica la disminución en la conductividad hidráulica de los suelos a causa del Sodio. Por lo tanto, las muestras de Agua tienen un peligro medio a alto de sodificar los suelos pero sin que esto influya en la capacidad de infiltración de estos.
5. Ningún suelo presentó problemas por disminución de infiltración, todos los suelos presentan buena conductividad hidráulica.
6. Más de la mitad de las muestras son consideradas como “No Recomendable” por lo que su uso podría provocar sodicidad en los suelos.
7. Según los resultados de la toxicidad específica por boro, ninguna muestra presenta peligro de toxicidad, y las que se encuentran categorizadas como “Condicionada” no constituyen un peligro real, ya que todos los cultivos que se siembran en esta región son tolerantes al boro.

8. Ninguna muestra tiene problemas de dureza.
9. Todas las muestras son bicarbonatadas y sódicas.

### **VIII. RECOMENDACIONES.**

Aplicar mejoradores químicos al suelo como calcio y magnesio o yeso agrícola para contrarrestar el efecto de los problemas originados por Sodio.

Para aplicar la cantidad correcta de mejorador debe hacerse con base en la problemática descrita por el Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI) y el Carbonato de Sodio Residual (CSR). Para esto debe estimarse el riesgo de sodicidad calculando la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) en sus diferentes métodos ( $RAS_{original}$ ,  $RAS_{aj}$ , y  $RAS^{\circ}$ ).

### **IX. LITERATURA CITADA.**

- Aceves N., E. (1979). El ensalitramiento de los suelos bajo riego. Biblioteca básica de agricultura, 2<sup>da</sup> edición 2011. 205 pág.
- Appelo C., J. and D. Postma (1993). "Geochemistry, Groundwater and Pollution". Ed. Balkema, Rotterdam, Netherlands, 536 Págs.
- Armitage, F.B. (1985). Irrigated forestry in arid and semi-arid lands: a synthesis. Ontario, CANADA, CIID.
- APHA (1992) Standard methods for the examination of water and wastewater. 18<sup>th</sup> edition. AWWA, WEF.
- Ayers R. S. and Mara, L. (1996). Analysis of wastewater for use in agriculture. OMS.
- Ayers R. S. and Wescot D. W. (1976). Water quality for agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia. 97 pp.
- Barber, S. A. (1995). Soil nutrient bioavailability; a mechanistic approach. John Wiley and Sons. New York. 414 p.

- Bear, F. E.; Toth, S. J. (1948). Influence of calcium on availability of other soil cations. *Soil Science*. 65:69–75
- Bernstein, L and Francois, L.E. (1973). Leaching requirement studies: sensivity of alfalfa to salinity of irrigation and drainage waters. *Soil Science. Soc. Amer. Proc.* 37:931–943.
- Braatz S. y Kandiah A. (1996). Utilización de aguas residuales urbanas para el riego de árboles y bosques. Servicio de Fomento y Ordenación de Recursos Hídricos de la FAO. 12 pp.
- Bower, C. A. (1959). Cation-exchange equilibria in soils affected by sodium salts. *Soil Scie.* 88:32-35
- Cifuentes E., Blumenthal U., Ruiz-Palacios G., Bennet S. y Peasey A. (1994). Escenario epidemiológico del uso del agua residual: El Valle del Mezquital, México. *Salud Pública*. 36 pp.
- Cifuentes E., Blumenthal U., Ruiz Palacios G. y Bennett S. (1991). Health impact evaluation of wastewater use in Mexico. *Public Health*.19:243-50
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2011). Estadísticas del agua en México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. [www.conagua.gob.mx](http://www.conagua.gob.mx)
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (1998). Impact of wastewater reuse on groundwater in the Mezquital Valley, Hidalgo State, Estudio de cooperacion entre la Comision Nacional del Agua, British Geological Survey, London School of Higienic and Tropical Medicine y University of Birmingham. México, D.F.: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Cuellar C., E. (2013). Variaciones iónicas en las aguas residuales del valle del Mezquital. Colegio de Postgraduados. Tesis de maestría. Centro de Hidrociencias. Montecillo, Estado de México.
- Del Valle F., H. (1992). Prácticas de relaciones agua-suelo-atmosfera. Editorial Universidad Autónoma Chapingo.



- Dell'Amico, J. M., Morales, D., y Calaña, J. M. (2011). Monitoreo de la calidad del agua para riego de fuentes de abasto subterráneas en la parte alta del nacimiento de la Cuenca Almendares-Vento. 32, 71-81.
- Epstein, L. A. (1990). Plant Responses to saline and sodic conditions. En T. K. K., ASCE. Manuals and Reports on Engineering Practice. 71, 42-63. New York, U.S.A: Agricultural salinity assesment and managment.
- Frenkel, H., N. J. Alperovitch. (1984). The effect of mineral weathering and soil solution concentration on ESR-SAR relationships of arid and semi-arid zone soils from Israel. J. of soil Sci. 35: 367-372.
- Frenken, K., Gillet, V. (2012). Irrigation water requirement and water withdrawal by country. AQUASTAT. FAO. 41 pp.
- Gapon E. N. (1933). On the theory of exchange adsorption in soils. Gen. Chem. USSR, 144-160.
- Garza A., V. (1994). Reuso agrícola de las aguas residuales de Cd. Juárez, en el Valle de Juárez Chihuahua, México y su impacto en la salud pública. Salud úy Nutricion 248-260.
- Havlin, J. L.; Beaton, J.D.; Tisdale, S.L.; Nelson, W. L. (1999). Soil fertility and fertilizers; an introduction to nutrient management. Upper Saddle River (Estados Unidos), Prentice Hall. 499 pp.
- Hay, J. (1981). Inorganic fertilizer materials and related products. University of Minnesota. The bureau of the census. United States.
- Hem, J.D. (1992). Study and interpretation of chemical characteristics of natural water 3ra ed. U.S. Geological Survey Water-Supply 2254, 263 pp.
- Instituto Mexicano de la Tecnología del Agua (IMTA). (1981). Análisis de agua – Determinacion del ion sulfato-. (Norma Mexicana, NMX-AA-074-1981). Secretaria de Comercio y Fomento Industrial.

- Instituto Mexicano de la Tecnología del Agua (IMTA). (1986). Contaminación del agua –Determinación de nitrato- metodo espectrofotométrico. (Norma Mexicana, NMX-AA-082-1982). Secretaría de Comercio y Fomento Industrial.
- Instituto Mexicano de la Tecnología del Agua (IMTA). (2001). Análisis de agua - determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas- método de prueba (Norma Mexicana, NMX-AA-073-SCF-2001). Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).
- Instituto Mexicano de la Tecnología del Agua (IMTA). (2001). Análisis de agua - determinación de boro en aguas naturales, residuales y residuales tratadas- método de prueba (Norma Mexicana, NMX-AA-063-SCF-2001). Comision Nacional del Agua (CONAGUA).
- Instituto Nacional de Estadísticas, Geografía e Informática INEGI. (1992). Síntesis Geográfica del Estado de Hidalgo, México.
- Instituto Nacional de Investigacion Forestal, Agrícola y Pecuaria INIFAP. (1990). Análisis de la problemática del agua y prespectivas para la modernización de su uso en la agricultura de Guanajuatos. Celaya Guanajuato.: Centro de investigaciones forestales y agropecuarias de Guanajuato. Campo experimental bajío.
- Jodral, A., Navarro, M. López, H., López, M. C. (2007). Contenido de magnesio y calcio en aguas del área costera Mediterránea del sureste de España y su relación con la actividad industrial. *Ars pharmaceutica* 2: 145-156.
- Kovda, V. A., C. Vanden Berg C., and R. M. Horgan. (1967). International Source Book on Irrigación and Drinage of Arid Lands in Relati3n to Salinity and Alkalinity. FAO/UNESCO.
- Läuchli, A. y Epstein. (1990). Plant responses to saline and sodic conditions. pp 42-63. In: Tanji, K. K. (ed.). Agricultural salinity assesment and management. Chapter 6. ASCE. Manuals and reports on engineering practice No. 71. Published by American society of civil engineers. New York. U. S. A.

- Lesser-Carrillo L. E. (2011). Balance hídrico y calidad del agua subterránea en el acuífero del valle del Mezquital, México Central. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 28: 323-336.
- Maas E. V. and Hoffman G.J. (1977). Crop salt tolerance current assessment. *Irrigation and Drainage Division. ASCE* 103: 115–134.
- Machuca., M. A. (2002). Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra Latinoamerica*, 459-464.
- Manahan, S. (2007). *Introducción a la química ambiental*. Ed. Reverte. 760 pp.
- Marschner, H. (1986) *Mineral nutrition of higher plants*. Second edition. Academic press. London. 889 p.
- McNeal, B. L. (1968). Prediction of the effect of mixed-salt solution on soil hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am.*
- Mendoza M., I. (2009). *Calidad de las aguas residuales urbano-industriales que riegan el Valle del Mezquital, Hidalgo, México*. Tesis de doctorado. Colegio de Posgraduados. Centro de Hidrociencias. Montecillo, Estado de México.
- Mengel, K., Kirkby, E. A. (2000). *Principios de nutrición vegetal*. Traducción al español de la 4ta edición (1987). International Potash Institute. Basel, Switzerland. 692 pp.
- Minhas, P. S. (1994). Field determined hydraulic properties of sandy loam soil irrigated with various salinity and SAR. *Agric. Water manage*, 25: 97 - 108.
- Molina, J. L. (2009) *Análisis integrado y estrategias de gestión de acuíferos en zonas semi áridas. Aplicación al caso de estudio del Altiplano (Murcia, SE España)* 270 pp. Instituto Geológico y Minero de España. Universidad de Granada, España.
- Mosser F., White S., Lorenzo J. (1956). *La cuenca de México: consideraciones geológicas y arqueológicas*. Instituto Nacional de Antropología e Historia. 51 pp

- Munns R. (2008). Mechanism of salinity tolerance. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 59: 651-681.
- Nwankwoala, H. O. and Udom, G. J. (2011). Hydrochemical facies and ionic ratios of groundwater in port harcourt, Southern Nigeria. *Research Journal of Chemical Sciencies*. 3: 87-101.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2006). Guías para la calidad del agua potable. Recomendaciones. Vol. 1: Tercera edición. 393 pp.
- Organización Panamericana de la Salud (OPS). (1988), Guía para la calidad del agua potable, Vol I y II., Washington DC, EUA
- Osicka, R. M., Giménez, M. (2004). Determinación del contenido de sodio y potasio en aguas naturales subterráneas por fotometría de llama. Catedra de química analítica general. Facultad de agroindustrias. Universidad Nacional del Nordeste de Argentina. Chaco, Argentina.
- Pizarro F. (1985) Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. 2ª. edición. Ed. Agrícola Española. Madrid, España.
- Porta, J. (2010). Introducción a la edafología; uso y protección de suelos. 2da ed. Mundiprensa. Madrid, España.
- Pulido-Bosch, A y Cerón-García, J. (1991). Variaciones hidrogeoquímicas de periodicidad anual en surgencias kársticas, ejemplo del manantial de la Yedra (Málaga) *Rev. Soc. Geol. España*, 4: 51-59.
- Porcelli, A. C., F. H. Boem y R. S. Lavado. (1995). The K/Na and CA/Na ratios and rapseed yield, under soil salinity and sodicity. *Plant and soil*. 175: 251-255.
- Ramalho, R. S. (1998). Tratamientos de aguas residuales. Ed. Reverte, S.A. de C.V. México. 88 p.p.
- Richards, L. A. (1970). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Manual 60 de agricultura. Departamento de agricultura de los Estados Unidos de América. 172 pp.

- Shuval H., Adin A., Fattal B., Rawitz E., Yekutieli P. (1986). Wastewater irrigation in developing countries: Health effects and technical solutions. World Bank Tech. Paper 51. Integrated Resources Recovery Series, UNDP Project Management Report 6. Washington, D.C.: The World Bank.
- Siener R., Jahnen A., Hesse, A. (2004). Influence of a mineral water rich in calcium, magnesium and bicarbonate on urine composition and the risk of calcium oxalate crystallization. *Eur. J. Nut.* 58:270-276.
- Sposito, G. y. (1977). On the chemical foundation of the sodium adsorption ratio. *Soil Science Society of America*, 323-329.
- Suárez, 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 Sci. Soc. Am. J.* 45: 469-475
- Suárez, D. L., J. D. Wood, and S. M. Lesch. (2006). Effect of SAR on water infiltration under a sequential rein-irrigation management system. *Agric. Water manage.* 8: 150-164.
- Tedeschi, A., y R. D. Aquila. (2005). Effects of irrigation with saline waters, at different concentration, on soil, physical and chemical characteristics. *Agric. Water Manage.* 77: 308-322