



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSITUTUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN HIDROCIENCIAS

**COMPOSICIÓN IÓNICA (BORO, NITRÓGENO, FÓSFORO)
DE LAS AGUAS DEL VALLE DEL MEZQUITAL**

CECILIA JUDITH VALDEZ ALEGRIA

TESIS

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

MAESTRA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO, OCTUBRE 2015

La presente tesis, titulada: COMPOSICIÓN IÓNICA (BORO, NITRÓGENO, FÓSFORO) DE LAS AGUAS DEL VALLE DEL MEZQUITAL, realizada por la alumna: CECILIA JUDITH VALDEZ ALEGRIA, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS
HIDROCIENCIAS

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:



DR. HÉCTOR MANUEL ORTEGA ESCOBAR

ASESOR:




DR. CARLOS RAMÍREZ AYALA.

ASESOR:



DR. EBANDRO USCANGA MORTERA

ASESOR:



DR. EDGAR IVÁN SÁNCHEZ BERNAL

ASESOR:



DR. ÁLVARO CAN CHULIM

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi Esposo Víctor Manuel por acompañarme y apoyarme desde el momento en que empezó este nuevo sueño que hoy se ha hecho realidad.

A mis Padres Gaspar y Cecilia por apoyar incondicionalmente cada uno de mis logros profesionales.

A mis Tíos Juan y Margarita que me dieron la confianza y el apoyo para finalizar este proyecto.

A mis hermanos Oscar y Jorge que con cada sonrisa y abrazo dado me han permitido sentir su cariño incondicional.

A mis amigos Marcel, Laura, Janeth, Finlandia, Flor, Miguel, Víctor, Pedro, Cruz, Amalia por permitirme ser parte de su vida.

A los Dres. Ortega, Martínez, Can, Sánchez y Uscanga por compartir su experiencia profesional y por el apoyo brindado durante la realización de este proyecto.

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	I
ÍNDICE DE CUADROS	V
ÍNDICE DE FIGURAS	VII
RESUMEN	IX
ABSTRACT	X
I. INTRODUCCIÓN	11
II. OBJETIVOS	14
2.1. OBJETIVO GENERAL	14
2.1.1. OBJETIVO ESPECÍFICO	14
2.2. HIPÓTESIS	14
III. REVISIÓN DE LITERATURA	15
3.1. AGUA EN ELMUNDO	15
3.1.1. DISTRIBUCIÓN DE AGUA EN EL MUNDO	17
3.1.2. USOS DEL AGUA	17
3.1.2.1. AGUA RESIDUAL EN LA AGRICULTURA	19
3.2. HIDROQUÍMICA DEL AGUA	21
3.2.1. COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LA CORTEZA TERRESTRE	23
3.3. GEOQUÍMICA DE LOS ELEMENTOS	26
3.4. ORIGEN DE LAS SALES EN EL SUELO Y AGUAS NATURALES	39
3.4.1. FACTORES QUE CONDICIONAN LA SOLUBILIDAD DE LAS SALES	41
3.4.1.1. TEMPERATURA	41
3.4.1.2. PRESENCIA DE OTROS IONES (EFECTO DEL IÓN COMÚN)	42
3.4.1.3. CONTENIDO DE AGUA	43
3.5. CARACTERÍSTICAS DE LAS PRINCIPALES SALES PRESENTES EN SUELO Y AGUA	44
3.5.1. CLORUROS	44
3.5.2. SULFATOS	45
3.5.3. CARBONATOS Y BICARBONATOS	46
3.5.4. NITRATOS	47
3.5.5. BORATOS	48

3.6.	CALIDAD DEL AGUA DE RIEGO	49
3.6.1.	SALINIDAD	51
3.6.2.	PRESIÓN OSMÓTICA	52
3.6.3.	CRITERIO DE SALINIDAD	54
3.6.3.1.	CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE)	54
3.6.4.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS PARA RIEGO CON BASE A SU SALINIDAD EFECTIVA (SE)	55
3.6.5.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS PARA RIEGO CON BASE A SU SALINIDAD POTENCIAL (SP)	57
3.6.6.	SODICIDAD	58
3.6.6.1.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS DE RIEGO EN BASE A LA RELACIÓN DE ADSORCIÓN DE SODIO (RAS)	59
3.6.6.2.	CALCULO DEL PORCIENTO DE SODIO INTERCAMBIABLE.....	61
3.6.6.3.	CÁLCULO DEL RAS AJUSTADO (RASaj.)	62
3.6.6.4.	CÁLCULO DEL RAS CORREGIDO (RAS ⁰).....	64
3.6.7.	EFECTO DE LA CONCENTRACIÓN DE LOS IONES CO ₃ ²⁻ Y HCO ₃ ⁻	65
3.6.8.	INFILTRACIÓN	67
3.7.	CRITERIOS DE TOXICIDAD DE IONES ESPECÍFICOS	69
3.8.	CLASIFICACIÓN HIDROGEOQUÍMICA	72
3.9.	CLASIFICACIÓN POR IONES DOMINANTES	73
IV.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	75
4.1.	UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LA ZONA DE ESTUDIO	75
4.2.	MÉTODOS PARA EL ANÁLISIS DE AGUAS PARA RIEGO	77
4.3.	DIRECTRICES PARA EVALUAR LA CALIDAD DE AGUA PARA RIEGO	78
4.4.	TIPOS DE AGUA Y SU COMPOSICIÓN	83
4.5.	MÉTODOS PARA CARACTERIZAR EL AGUA PARA RIEGO AGRÍCOLA.....	84
4.6.	ANÁLISIS ESTADÍSTICOS.....	84
4.6.1.	REGRESIÓN LINEAL	84

4.7.	COMPROBACIÓN DEL ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO DE LAS AGUAS PARA RIEGO	85
4.7.1.	EQUILIBRIO ENTRE ANIONES Y CATIONES	85
4.8.	CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA MEDIDA Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA CALCULADA.....	86
V.	RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	88
5.1.	COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LAS AGUAS RESIDUALES DE VALLE DEL MEZQUITAL.....	88
5.2.	COMPOSICIÓN IÓNICA DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL VALLE DEL MEZQUITAL.....	90
5.2.1.	DISTRIBUCIÓN DE FRECUENCIA DE LOS DATOS ANALÍTICOS.....	104
5.3.	SALINIDAD DE LAS AGUAS	104
5.4.	PRESIÓN OSMÓTICA	111
5.5.	CLASIFICACIÓN DEL AGUA EN RELACIÓN AL RIEGO AGRÍCOLA	113
5.5.1.	ÍNDICES DE SALINIDAD (SE y SP)	118
5.5.2.	ÍNDICES DE SODICIDAD (RAS, RAS _{aj} . y RAS ⁰).....	119
5.5.2.1.	POCIENTO DE SODIO INTERCAMBIABLE-RELACIÓN DE ADSORCIÓN DE SODIO (PSI-RAS)	127
5.6.	EFEECTO DE LAS CARBONATOS Y BICARBONATOS EN LAS AGUAS PARA RIEGO	128
5.7.	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS EN BASE A SU EFECTO EN LA INFILTRACIÓN.....	133
5.8.	TOXICIDAD POR IONES ESPECÍFICOS	137
VI.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	151
VII.	LITERATURA CITADA	152

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Clasificación de las aguas con base en la CE (Richards <i>et al.</i> , 1954).....	55
Cuadro 2. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a la SE	57
Cuadro 3. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a la SP	57
Cuadro 4. Clasificación de los suelos de acuerdo al PSI (Porta, 2010)	62
Cuadro 5. Concentración de Ca^{2+} de acuerdo a la salinidad y contenido relativo de la relación $\text{HCO}_3^- \text{Ca}^{2+}$	65
Cuadro 6. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo al contenido de CSR.....	67
Cuadro 7. Tolerancia de cultivos agrícolas al Cl	71
Cuadro 8. Cultivos tolerantes a diferentes porcentajes de sodio intercambiable	71
Cuadro 9. Clasificación de las aguas según su contenido de Boro.....	72
Cuadro 10. Métodos analíticos para caracterizar las aguas residuales	77
Cuadro 11. Directrices para interpretar la calidad de las aguas para el riego	78
Cuadro 12. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo	79
Cuadro 13. Pautas de aceptación para el balance entre aniones y cationes	86
Cuadro 14. Factores de Conductividad Eléctrica para los iones	87
Cuadro 15. Distribución numérica de la composición iónica de las muestras de agua	90
Cuadro 16. Composición química del agua.....	93
Cuadro 17. Estadísticos descriptivos de la composición química del agua.....	104
Cuadro 18. Indicadores de calidad del agua en relación al riego agrícola	113
Cuadro 19. Estadísticos descriptivos de las variables de salinidad y sodicidad.....	117
Cuadro 20. Clasificación de agua de acuerdo a los valores de CE.....	117
Cuadro 21. Distribución de la CE de acuerdo a las restricciones propuestas por Ayers y Westcot (1987).	118
Cuadro 22. Clasificación del agua de acuerdo a la salinidad efectiva.....	118
Cuadro 23. Clasificación del agua de acuerdo a la salinidad potencial.....	119
Cuadro 24. Clasificación de los puntos de muestreo de acuerdo al RAS.	121
Cuadro 25. Distribución de los valores de clasificación de la relación de sodio y conductividad eléctrica	126

Cuadro 26. Distribución de los valores de clasificación por PSP	129
Cuadro 27. Distribución de los valores de clasificación CSR	129
Cuadro 28. Distribución de los valores analizados por PSP y CSR	130
Cuadro 29. Clasificación de los valores de reducción relativa de la infiltración.....	134
Cuadro 30. Distribución de los valores del índice de saturación.	136
Cuadro 31. Concentración de Boro, Fósforo, Silicio y Nitrato	138
Cuadro 32. Clasificación de uso de agua de acuerdo al contenido de Boro	143
Cuadro 33. Grado de restricción del uso de agua de acuerdo a la concentración de Boro.....	143
Cuadro 34. Estadísticos descriptivos del Boro, Fósforo, Silicio y Nitratos.....	144
Cuadro 35. Clasificación de acuerdo al grado de restricción de uso por concentración de Cloro en las aguas.	145
Cuadro 36. Concentración de Fosfato en las muestras de agua analizadas	147
Cuadro 37. Clasificación de acuerdo al grado de restricción de uso por concentración de nitratos en las aguas	148

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Ciclo del agua	16
Figura 2.	Uso consuntivo del agua.....	18
Figura 3.	Composición de la Corteza Terrestre.....	24
Figura 4.	Solubilidad de las sales en función de la temperatura	42
Figura 5.	Efecto de la presencia de NaCl y Na ₂ SO ₄ sobre la solubilidad de otras sales.....	42
Figura 6.	Evolución de las sales en el suelo en función del contenido de agua.....	44
Figura 7.	Diagrama para la clasificación de aguas de riego.....	61
Figura 8.	Índice relativo de la infiltración del agua afectada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio.....	68
Figura 9.	Diagrama de Piper	74
Figura 10.	Mapa del Valle del Mezquital.	75
Figura 11.	Ubicación geográfica de los sitios de muestreo	76
Figura 12.	Diagrama de la composición iónica relativa de las muestras de agua analizada.....	89
Figura 13.	Diagrama de dispersión de sólidos totales disueltos y suma de iones.....	105
Figura 14.	Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y la suma de iones.....	106
Figura 15.	Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y la suma de cationes	106
Figura 16.	Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y la suma de aniones.....	107
Figura 17.	Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos.....	108
Figura 18.	Diagrama de dispersión de iones estimados y medidos	109
Figura 19a.	Relación entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica estimada.	110
Figura 19b.	Relación entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica estimada.	111
Figura 20.	Relación entre la conductividad eléctrica y la presión osmótica.....	112

Figura 21. Relación entre presión osmótica calculada y presión osmótica estimada.....	112
Figura 22. Diagrama de dispersión de las Variables de adsorción de sodio	122
Figura 23a. Clasificación del agua de acuerdo a la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio.....	123
Figura 23b. Clasificación del agua de acuerdo a la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio corregida.	124
Figura 23c. Clasificación del agua de acuerdo a la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio ajustado.	125
Figura 24. Relación de adsorción de sodio y Porcentaje de sodio intercambiable.....	127
Figura 25. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio.....	135
Figura 26. Distribución de la concentración de Boro en las muestras de agua analizadas	144
Figura 27. Distribución de la concentración de Cloro en las muestras de agua analizadas	146
Figura 28. Distribución de la concentración de Ortofosfatos en la muestras analizadas	147
Figura 29. Distribución de la concentración de Nitratos en las muestras de agua analizadas.....	149
Figura 30. Distribución de la concentración de Silicio en las muestras de agua analizadas	150

COMPOSICIÓN IÓNICA (BORO, NITRÓGENO, FÓSFORO) DE LAS AGUAS DEL VALLE DEL MEZQUITAL

Valdez Alegría Cecilia Judith, MC.

Colegio de Postgraduados, 2015.

RESUMEN

El Valle del Mezquital representa, y probablemente, es uno de los más antiguos esquemas de irrigación agrícola usando aguas residuales urbanas con más de 100 años en operación continua desde el siglo pasado, las aguas residuales de la zona Metropolitana de la Ciudad de México son enviadas a este Valle a través de tres conductos: El Emisor Poniente, El Gran Canal de Desagüe y el Emisor Central, lo que constituye la principal fuente de agua que sustenta todo el desarrollo del Valle, el cual tiene por sí mismo una disponibilidad de agua muy limitada. Para realizar esta investigación, cuyo objetivo fue conocer la composición iónica y calidad del agua, que abastece el Valle del Mezquital, se colectaron 111 muestras de agua de la red hidrográfica Estado de México-Hidalgo-Querétaro-San Luis Potosí; compuesta por canales, pozos, ríos, presas, manantiales y vertederos, de las cuales se analizaron las siguientes variables: conductividad eléctrica (CE), pH, STD, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} ; se calculó el carbonato de sodio residual (CSR), índice de saturación (IS), relación de adsorción de sodio (RAS), toxicidad por: B, PO_4^{3-} , Si, NO_3^- ; considerados los mejores indicadores para la evaluación de aguas bicarbonatadas. El análisis de los resultados indico que el tipo de agua predominante es bicarbonatada-sódica 67.6% de la muestras. Los valores obtenidos de CE-RAS muestran que el riesgo de salinidad es alto y el peligro de sodicidad es medio (C3-S2).

Palabras clave: Calidad del agua, Hidroquímica, Sodicidad, Salinidad, Toxicidad.

IONIC COMPOSITION (BORON, NITROGEN, PHOSPHORUS) WATER VALLEY MEZQUITAL

Valdez Alegría Cecilia Judith, MC.

Colegio de Postgraduados, 2015.

ABSTRACT

The Mezquital Valley represents, probably, is one of the oldest schemes of agricultural irrigation using urban wastewater for over 100 years in continuous operation since the last century, wastewater from the Metropolitan area of Mexico City are managed this Valley through three channels: The Emisor Poniente, Drain the Grand Canal and the Emisor Central , which is the main source of water that supports the entire development of the Valley, which has itself mime water availability very limited . To do this research, whose objective was to determine the ionic composition and quality of water, which supplies the Valle del Mezquital, 111 water samples from the river system Hidalgo State of Mexico-Queretaro-San Luis Potosi were collected; They composed of channels, wells, rivers, reservoirs, springs and landfills, of which the following variables were analyzed: electrical conductivity (CE), pH, STD, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} ; residual sodium carbonate (CSR), saturation index (SI), sodium adsorption ratio (SAR) was calculated toxicity: B, PO_4^{3-} , Si, NO_3^- ; considered the best indicators for assessing bicarbonate waters. Analysis of the results indicated that the predominant type of water-sodium bicarbonate 67.6% of the samples. The values obtained from CE-RAS show that the risk of salinity is high and the risk of sodicity is medium (C3-S2).

Keywords: Water quality, Hydrochemistry, Sodicity, salinity, toxicity.

I. INTRODUCCIÓN

El agua es un compuesto estable que existe de manera natural en el mundo, y fundamental para la realización y mantenimiento de muchos de los procesos físico-químicos que ocurren en el planeta Tierra, de los que somos testigos cotidianamente, en otras palabras, el agua es el constituyente más importante para la vida en el planeta Tierra.

La cantidad de agua existente en el mundo, en la actualidad, no difiere mucho de la existente hace 2000 años, la diferencia está en la calidad y el acceso a la misma. El aumento poblacional, la sobreexplotación (agua subterránea), la contaminación y el cambio climático han provocado que casi el 40% de la población mundial tenga problemas de acceso a un agua segura, estimándose que a mediados del siglo la cifra aumentará hasta un 60% o 70% (Avellaneda *et al.*, 2011).

A pesar de que este recurso natural esté presente en una porción utilizable tan pequeña (0.3%), en el mundo, cada vez más se valora menos y se generan cantidades elevadas de agua residual.

En México como en el resto del mundo, la demanda por el uso del agua apta para su consumo se ha incrementado y afecta, a diferentes sectores, como la industria, la agricultura, el doméstico, etc., debido a su escasez, motivo por el cual se tiene la necesidad de buscar alternativas de uso, como el agua de lluvia o aguas negras, básicamente para la agricultura.

En México, la distribución del agua es variable a nivel regional y como en todos los países existe la necesidad de satisfacer las necesidades básicas de la población, y para el sector agrícola, la preservación y buen manejo de esta debe ser el más adecuado (López, 2004).

En México, el volumen promedio de agua que se obtiene por precipitación cada año es de 1,489 Km³, recibe alrededor de 50 Km³ por importaciones de los ríos de las fronteras norte y sur y exporta 0.432 Km³ del río Bravo a los Estados Unidos de acuerdo con el Tratado sobre Distribución de Aguas Internacionales firmado en 1944. De esta forma, el balance general muestra que la disponibilidad natural media de México es de 460 kilómetros cúbicos de agua en promedio al año (SEMARNAT, 2012), de donde el 77% se destina para el riego agrícola, de acuerdo a datos correspondientes a volúmenes concesionados en el año 2008 (CONAGUA, 2010). A través de los años se han generado, en las diferentes zonas de riego, problemas de gran importancia como: la sobreexplotación de acuíferos, la salinización y/o sodificación de los suelos, y la contaminación en aguas subterráneas y superficiales, provocada por el contenido de sales o metales pesados (Mancilla, 2012). Dichas sales se acumulan en el suelo, en función de sus características y posibilidades de lavado, dependiendo el tipo de suelo y cantidad de agua de lluvia, habrá mayor o menor solubilidad de sales o encostramiento de las mismas.

Debido a la competitividad que demanda el sector agropecuario, existe la necesidad de proveer de agua a grandes extensiones de zonas agrícolas se acentúa, un ejemplo claro es el Valle del Mezquital, región semiárida, en donde las precipitaciones anuales varían de los 350 a los 500 mm. Esto da por resultado una cantidad baja de agua disponible. De ahí que sea la ciudad de México la fuente de producción y descarga de aguas negras hacia el Valle del Mezquital, Hidalgo.

El reúso de las aguas residuales, tanto domésticas como urbano-industriales, en las zonas de cultivo del Valle del Mezquital se ha considerado, hasta cierto punto, benéfico debido al contenido de Nitrógeno y Fósforo, ya que esto puede ayudar a reducir el uso de fertilizantes comerciales en los cultivos. Por tal motivo, es importante evaluar la calidad del agua en relación con su uso agrícola, con base en la concentración de sales totales y su composición iónica. Un parámetro fundamental que debe determinarse en la evaluación del agua de riego, es la relación de adsorción de sodio (RAS), así como

el parámetro de Eaton (1950) carbonato de sodio residual (CRS), de igual manera deben considerarse los niveles de toxicidad de los iones presentes en estas aguas.

El objeto de estudio con base en este trabajo de investigación es conocer la variación en la composición iónica, como la relación de adsorción de sodio (RAS), la relación PSI-RAS, toxicidad, entre otros, de las aguas residuales que riegan el Valle del Mezquital a través de su red hidrográfica conformada de la siguiente manera: Estado de México-Hidalgo-Querétaro-San Luis Potosí.

II. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general.

Determinar la composición iónica referente a cationes y a los aniones, además de: Boro, Nitrógeno y Fósforo, de las aguas del Valle del Mezquital, Hidalgo México, en diferentes estaciones de muestreo.

2.1.1. Objetivo Específico.

Evaluar las variables fisicoquímicas de las aguas de la red hidrográfica del Valle del Mezquital, Hidalgo México, así como de sus afluentes; mediante la determinación de su conductividad eléctrica (CE), pH, y la concentración de iones mayoritarios Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} , B, PO_4^{3-} , Si y NO_3^-

2.2. Hipótesis

Las descargas urbano-industriales y escurrimientos naturales de la Red Hidrográfica del Valle del Mezquital, producen variaciones en la composición química de las aguas de riego agrícola, con respecto a las concentraciones de cada estación de muestreo, conformado por la red hidrográfica Estado de México-Hidalgo-Querétaro-San Luis Potosí, debido a las descargas urbano-industriales y escurrimientos naturales en dicha red.

III. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1 EL AGUA EN EL MUNDO

El agua es uno de los recursos naturales fundamentales para la vida, es el compuesto químico más abundante del planeta y resulta indispensable para el desarrollo. Se presenta de manera natural en tres fases: sólida, líquida o gaseosa. Estas fases se encuentran en la superficie terrestre, bajo el suelo y en los océanos, y con diferentes contenidos salinos. El agua en estado líquido está representada por lagunas, cursos de aguas superficiales (riachuelos y ríos) y agua subterránea, todas ellas listas para sustentar la naturaleza, las actividades productivas y la vida misma de los seres vivos (Guerrero, 2006; Jiménez y Galizia, 2012).

El promedio anual de precipitación en la tierra alcanza 119 Km^3 , de los cuales alrededor de 72 Km^3 se evaporan a la atmósfera. Los 47 Km^3 restantes escurren hacia lagos, embalses y cursos de agua o se infiltran en el terreno, llegando en parte a alimentar los acuíferos. Se estima que entre 9 Km^3 y 14 Km^3 son utilizables por el hombre (Jiménez y Galizia, 2012).

La disponibilidad de agua promedio anual en el mundo es de aproximadamente 1,386 millones de Km^3 , de los cuales el 97.5% es agua salada y sólo el 2.5%, es decir 35 millones de Km^3 es agua dulce (CONAGUA, 2011; Avellaneda *et al.*, 2011).

Del agua dulce, el 68.9% no está disponible para consumo humano debido a que se encuentra congelada (en bancos de hielo, glaciares y nieves perpetuas) y en la humedad del suelo, el 30.8% se almacena en aguas subterráneas, y poco menos de 0.3% es agua superficial localizada en lagos, lagunas, ríos y humedales (Carabias *et al.*, 2005).

El agua es una masa dinámica que está en movimiento continuo, evaporándose de los océanos hacia la atmósfera, precipitándose sobre la tierra y volviendo de nuevo a los océanos por medio de los ríos (Tarbuck y Lutgens, 2005; López *et al.*, 2009), dicho de otra manera, el agua encuentra su auto-reproducción en el denominado ciclo del agua (**Figura 1**), lo que hace del agua un elemento renovable (Ordoñez, 2011).

El agua en estado sólido (nieve o hielo) se encuentra, en gran cantidad, en los glaciares de los casquetes polares, depositada en las cumbres de las montañas y en los lugares de la Tierra donde la temperatura es inferior a 0°C, Aunque en el pasado han existido muchos glaciares de casquete sólo dos alcanzan este estatus en la actualidad. En la zona del polo Norte, Groenlandia está cubierta por un glaciar de casquete imponente que ocupa 1.7 millones de km², o alrededor del 80% de esta gran isla. Con un promedio de casi 1,500 m de espesor, en algunos lugares el hielo se extiende 3,000 m por encima del sustrato rocoso de la isla (Tarbuck y Lutgens, 2005)



Figura 1. Ciclo del agua.
Fuente: www.aguascordobesas.com.ar

3.1.1. DISTRIBUCIÓN DE AGUA EN MÉXICO

La distribución natural del agua es desigual en las distintas regiones del planeta, de acuerdo a la época del año. En el continente americano se concentra 47% del agua en el mundo, seguido por Asia 32%, Europa 7 %, África 9%, y Australia y Oceanía 6%. En México, la disponibilidad natural de agua estimada para el año 2004 fue de 4,500 m³ hab⁻¹ (Carabias *et al.*, 2005).

Anualmente México recibe 1,489 miles de millones de metros cúbicos de agua en forma de precipitación. De esta agua, se estima que el 73.1% se evapotranspira y regresa a la atmósfera, el 22.2% escurre por los ríos o arroyos, y el 4.8% restante se infiltra al subsuelo y recarga los acuíferos (CONAGUA, 2013).

Los ríos y arroyos del país constituyen una red hidrográfica de 633 mil kilómetros de longitud, en la que destacan cincuenta ríos principales por los que fluye el 87% del escurrimiento superficial del país y cuyas cuencas cubren el 65% de la superficie territorial continental del país (CONAGUA, 2013).

3.1.2. USOS DEL AGUA

El agua es empleada de diversas formas en todas las actividades humanas, ya sea para subsistir o para producir e intercambiar bienes y servicios.

El uso diario del agua en grandes cantidades, se debe a diferentes propósitos, como el doméstico, el municipal, la generación de energía eléctrica, el industrial, la agricultura, etc. (CONAGUA, 2013).

De acuerdo con la Ley de Aguas Nacionales en México, el uso de agua puede considerarse como consuntivo (urbano, agrícola, pecuario e industrial) y no consuntivo (producción de energía eléctrica, refrigeración de plantas industriales, la acuicultura y los caudales con fines ambientales y paisajísticos).

La mayor parte del agua consumida por el hombre se destina a usos consuntivos, a la irrigación, al ganado y al uso doméstico. La agricultura emplea más del 70% del agua utilizada en el mundo y, al igual que en México, el 77% de la extracción de agua es destinado a la agricultura, seguido por el uso público urbano con un 14.5% **(Figura 2)** (Carabias *et al.*, 2005).

En México, el uso mayor del agua es el agrícola. Con base en el VII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal 2007 (el último disponible a nivel nacional), la superficie en unidades agrícolas de producción fue de 30.22 millones de hectáreas, de las cuales 18% era de riego y el resto tenía régimen de temporal. La superficie sembrada anualmente ha variado entre 21.8 y 22.1 millones de hectáreas durante el periodo 2008-2012. México ocupa el 7^o lugar a nivel mundial en superficie con infraestructura de riego de 6.5 millones de hectáreas, de las cuales el 54% corresponde a 85 distritos de riego, el resto a más de 39,000 unidades de riego; mientras que los primeros lugares los ocupan China, India y los Estados Unidos de América (CONAGUA, 2013).

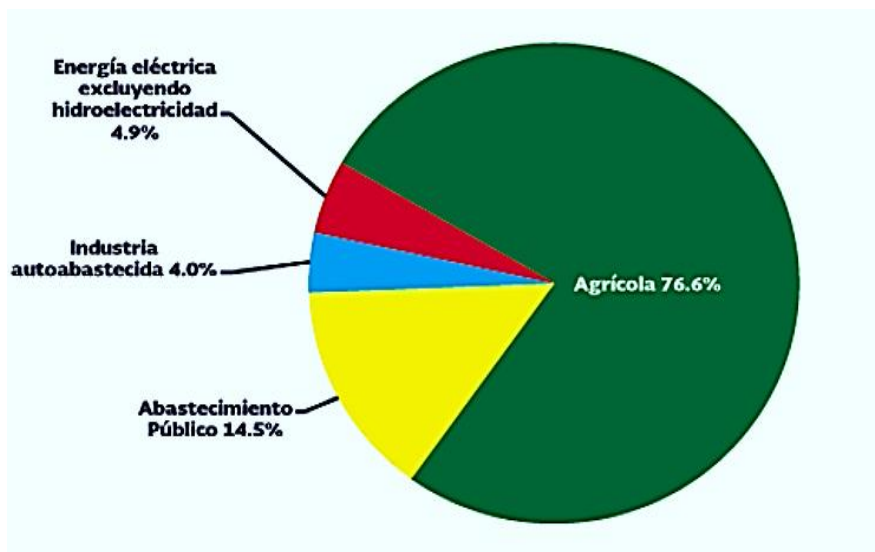


Figura 2. Uso consuntivo del agua.
Fuente: CONAGUA. Subdirección General de Administración del Agua.
2013

3.1.2.1. AGUA RESIDUAL EN LA AGRICULTURA

Existen diferentes tipos de agua, de acuerdo a su procedencia y uso: de manantial, potable y residual; el agua de manantial es el flujo natural de agua que surge desde el interior de la tierra desde un solo punto o por un área restringida, puede aparecer en tierra firme o ir a dar a cursos de agua como lagos o lagunas, su localización está en correspondencia con la naturaleza de las rocas, la disposición de estratos permeables e impermeables y el perfil del relieve; ya que tiene lugar donde un nivel freático se corta con la superficie (Tarbuck y Lutgens, 2005).

La naturaleza, a través del ciclo del agua (**Figura 1**); trabaja para depurar el agua, sin embargo no tiene la capacidad suficiente para eliminar todas las sustancias o contaminantes que se vierten en ella. Por ello el agua captada de los ríos y de la zona subterránea es llevada por una línea de conducción a una planta de tratamiento para purificarla hacerla potable y apta para consumo humano y así, poder distribuirla a los diferentes sectores de la ciudad por medio de redes de distribución.

Cuando un producto de desecho se incorpora al agua, el líquido resultante recibe el nombre de agua residual, que puede tener origen doméstico, industrial, subterráneo o meteorológico, en este caso, la población puede, también, contribuir a la rápida contaminación del agua.

En el reúso de agua de origen municipal destaca la transferencia de aguas residuales colectadas en las redes de alcantarillado hacia cultivos agrícolas (CONAGUA, 2013). A nivel mundial, después de la República Popular de China; México es el país que más agua residual emplea en actividades agrícolas, siendo la nación, en América Latina, que más hectáreas riega con este tipo de aguas (Mara y Cairncross, 1990; Garza, 1994).

En la República Mexicana existen más de 30 escenarios donde la irrigación agrícola depende de las aguas negras generadas por igual número de poblaciones. En

numerosos lugares no hay vigilancia ni control sanitario alguno para la reutilización de este recurso. Los lugares donde se utilizan aguas residuales para la producción agrícola son: Aguascalientes, Chihuahua, Cd. Juárez, Durango, Guadalajara, La Laguna, Monterrey, Obregón, Puebla, Querétaro e Hidalgo (Garza, 1994).

El abastecimiento de aguas a la Ciudad de México se hace parcialmente con aguas del río Pánuco, y con aguas de la cuenca del río Cutzamala, usando además una considerable cantidad de aguas derivadas de pozos profundos del Valle de México. Todos estos volúmenes conforman el gran desagüe de la Ciudad de México. Las aguas residuales que se generan en el Valle de México son evacuadas por el gran canal de desagüe hacia el Valle del Mezquital. En este trayecto recibe flujo de algunos arroyos y el mayor volumen del agua residual generado en la capital del país, para desembocar en el río Salado, afluente del río Tula, en donde sus aguas son aprovechadas parcialmente en el riego agrícola del Valle del Mezquital. Continúa hacia el noreste, donde cambia su nombre por el del río Moctezuma, hasta desembocar en el Golfo de México (INEGI, 2002).

Los habitantes del Valle se dedican principalmente a actividades agrícolas, complementándose con la producción ganadera en los denominados Distritos del Riego (Tula y Alfajayucán). Su estándar de vida es mayor que el de la población que no tiene acceso al uso del agua residual para riego. Sólo 80 ha son regadas con aguas residuales, con $1.521 \text{ mm}^3 \text{ año}^{-1}$ de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, $67 \text{ mm}^3 \text{ año}^{-1}$ de Tepeji del Río y $722 \text{ mm}^3 \text{ año}^{-1}$ del municipio de Tasquillo. En el área se cuenta con 170 almacenajes, de los cuales sobresalen las presas Endho, Requena, Vicente Aguirre y la Rojo Gómez (SITyUARAL, 2002).

Entre los beneficios del uso de aguas residuales urbanas para el riego pueden señalarse los bajos costos que genera, la conservación del agua y el aprovechamiento de los nutrientes con fines de producción, ya que el beneficio es de manera inmediata; pero al mismo tiempo adquiere relevancia desde el punto de vista de la salinidad, puesto que existen varios estudios en donde se demuestra que su uso ha provocado el

deterioro y la sodificación de los suelos, y como es conocido, la salinidad sódica es muy tóxica para los cultivos (Velázquez *et al.*, 2002; Agassi *et al.*, 2003; Hahn *et al.*, 2006; Ortega y Orellana, 2007; Bhardwaj *et al.*, 2008).

3.2. HIDROQUÍMICA DEL AGUA

Debido a que las aguas naturales tienen contacto con la atmósfera y con la superficie terrestre, estas siempre contienen en mayor o menor cantidad sales en solución.

Los iones que contienen sales disueltas provienen de procesos de disolución que se llevan a cabo en cuanto el agua se pone en contacto con diversos compuestos y sustancias (generalmente inorgánicas)

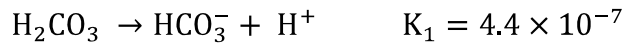
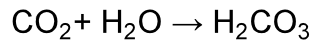
El agua tiene un ciclo en el cual continuamente está cambiando de estado y de posición (**Figura 1**).

El agua que se evapora del mar, ríos, lagos, lagunas, etc. regresa al mar o a la superficie de la Tierra en forma de lluvia; una parte se infiltra a las capas interiores o subterráneas de la corteza terrestre y el resto permanece en la superficie; eventualmente se evapora formando nubes que cuando se dan las condiciones empieza a formarse un condensado de partículas a partir del rocío para formar gotas más grandes y producir lluvia.

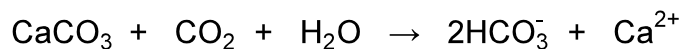
El agua es el disolvente universal por lo que aún y cuando se tenga agua limpia en las nubes, a partir del momento en que entra en contacto con otras sustancias empieza su acción química y disolvente.

En el agua es posible encontrar gases disueltos como oxígeno O_2 , nitrógeno N_2 , óxidos de nitrógeno NO_x , pero de todos estos gases, el que tiene mayor impacto en las propiedades químicas del agua es el bióxido de carbono CO_2 , el cual se encuentra en el aire en cantidades relativamente abundantes y es altamente soluble en agua formando ácido carbónico.

El CO₂ presente en la atmósfera se disuelve fácilmente en el agua, proceso conocido como carbonatación, produce ácido carbónico, bicarbonatos y carbonatos mediante las siguientes reacciones.



Si el agua que llega a la superficie terrestre entra en contacto con minerales de caliza (carbonato de calcio) ocurre la disolución del mineral.



De esta manera el carbonato de calcio, que no es soluble en agua, puede pasar a formar parte de ella por la acción del bióxido de carbono disuelto. Esta reacción del agua con el carbonato de calcio puede efectuarse hasta la saturación, si el agua está el tiempo necesario para llevar a cabo la disolución de la caliza. El resultado de lo anterior es agua con un alto contenido de carbonato de calcio disuelto, que se presenta en forma de iones calcio (Ca²⁺) y carbonato (CO₃²⁻).

Pueden llevarse a efecto otras reacciones de disolución del agua con ciertos minerales como por ejemplo, el yeso o sulfato de calcio, el sulfato de magnesio, el cloruro de sodio, el cloruro de potasio y otros. Estos se integran al agua por disolución simple ya que en mayor o menor grado son solubles en agua.



También pueden integrarse al agua en pequeñas cantidades (pero con efectos trascendentes) algunos metales como: bario, estroncio, arsénico, mercurio, manganeso, hierro, cobre y algunos otros aniones como: fluoruros, nitritos, nitratos, fosfatos, etc.

La mineralización del agua depende, de la zona geológica con la cual se encuentra en contacto. El grado de saturación en compuestos solubles depende de la naturaleza de la zona donde se encuentra el agua así como del tiempo que dura en contacto el agua con los minerales en su estado natural.

Las principales fuentes de sales solubles son: los minerales de la corteza terrestre, el océano, depósitos fósiles y otras fuentes (Fagundo, 1996; Snoeyink y Jenkins, 2004). En cierta forma, el origen más importante de las sales solubles, son los minerales primarios que se encuentran en los suelos y en las rocas expuestas de la corteza terrestre, los cuales son liberados mediante procesos geoquímicos y bioquímicos, dando lugar a nuevas combinaciones que son fácilmente atacados por la intemperización química, que comprende: hidrólisis, hidratación, oxidación, reducción, carbonatación y solución (Aceves, 1979).

3.2.1. COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LA CORTEZA TERRESTRE

La corteza terrestre y los océanos son la fuente de una amplia variedad de minerales útiles y esenciales. Acontecimientos como las erupciones volcánicas, la formación de montañas, la meteorización y la erosión, e incluso los terremotos, implican rocas y minerales, estos minerales son los componentes principales de una roca y están exclusivamente definidos por su composición química y estructura interna.

La mayoría de los minerales consta de una combinación de dos o más elementos reunidos para formar un compuesto químicamente estable, y sólo 8 elementos constituyen la mayor parte de esos minerales y representan más del 98 % (en peso) de la corteza continental (**Figura 3**). Estos elementos son, por orden de abundancia: oxígeno (O₂), silicio (Si), aluminio (Al), hierro (Fe), calcio (Ca), sodio (Na), Potasio (K) y

magnesio (Mg). Los elementos restantes, casi un centenar, apenas llegan a constituir el 1.5% de la corteza (Tarbuck y Lutgens, 2005). El silicio y el oxígeno son con mucho los elementos más comunes de la corteza de la Tierra. Además, estos dos elementos se combinan fácilmente para formar la estructura del grupo mineral más común, los silicatos. Las rocas ígneas están compuestas casi en su totalidad por minerales silicatados

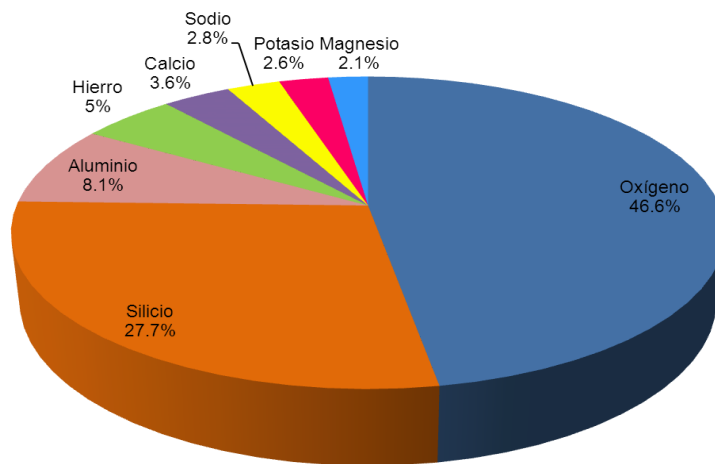


Figura 3. Composición de la Corteza Terrestre.
Adaptado de: Tarbuck y Lutgens, 2005

Los minerales son sustancias naturales, inorgánicas, sólidas, cristalinas y químicamente puras, la mayoría contienen los dos elementos más abundantes en la corteza: oxígeno y silicio, y se conocen como:

Silicatos

Cuarzo. Es el mineral más característico de las rocas graníticas. Es muy duro y no se altera con el agua, por lo que es también muy abundante en los sedimentos arenosos de los ríos.

Feldespatos. Forman parte de muchas rocas de la corteza terrestre, como el granito y el basalto. El más conocido es el feldespato ortosa.

Micas. Son abundantes en rocas como el granito y los esquistos. Se alteran con el agua, convirtiéndose en minerales de arcilla. Las más conocidas son la mica blanca o moscovita y la mica negra o biotita.

Minerales de arcilla. Son los más variados y abundantes en la superficie terrestre, ya que muchos otros silicatos, al alterarse, se transforman en estos minerales. Tienen muchos usos industriales, como la caolinita que es blanca y se emplea para hacer lozas, y la montmorillonita, de colores rojizos y se usa para tejas y ladrillos.

Olivino. Su nombre se debe a su color verde oliva. Abunda en el manto terrestre. En la corteza se encuentra en rocas volcánicas.

Los silicatos son los minerales más abundantes tanto en la Tierra como en todos los planetas y satélites conocidos. Son además los componentes de las dos principales rocas de la corteza terrestre: el granito y el basalto.

Aunque los silicatos son los minerales más abundantes, hay también muchos minerales en cuya composición no hay silicio, conocidos también como no silicatos. En este grupo se incluyen, entre otros:

Elementos nativos. En su composición hay únicamente un solo elemento. El oro, la plata, el cobre y el azufre se encuentran en la naturaleza en estado puro como minerales.

Óxidos. Están compuestos por oxígeno combinado con otro elemento. La hematites o el oligisto son óxidos de hierro de los que se extrae este metal.

Sulfuros Están formados por azufre combinado con un metal. La blenda es sulfuro de cinc; el cinabrio, sulfuro de mercurio, la galena, sulfuro de plomo, y de ellos se obtienen estos metales.

Sulfatos. Su fórmula contiene azufre, oxígeno y un metal. La epsomita es un sulfato de magnesita que se utiliza como laxante para los niños.

Carbonatos. Contienen carbono, oxígeno y un metal. La magnesita es un carbonato de magnesita. La calcita es carbonato de calcio.

Haluros. Compuestos por un metal combinado con cloro o con flúor. La halita o sal gema es cloruro de sodio. La fluorita es fluoruro de calcio (Fersman, 1966; Tarbuck y Lutgens, 2005).

3.3. GEOQUÍMICA DE LOS ELEMENTOS

Silicio (Si). Es el segundo elemento más abundante en la naturaleza, después del oxígeno, cerca del 30% del peso de toda nuestra corteza terrestre está constituida por este elemento y, hasta una profundidad de 16 kilómetros. No se encuentra en estado libre, siempre enlazado al oxígeno como sílice (SiO_2), o cuarzo (Brown *et al.*, 2004). Es el componente principal de la arcilla común. Forma la base de los magmas fundidos en las zonas profundas de la corteza terrestre, Cuando esta masa magmática fundida se enfría en las profundidades, forma rocas cristalinas: granito, gabro; o se derrama por la superficie en forma de torrentes de lava, en forma de basalto y otras rocas, originándose complejas combinaciones de sílice: los silicatos.

Otra variedad de sílice se separa de la lava derretida cuando los vapores calientes, depositan en ciertas vetas o huecos gaseosos, masas enormes de nódulos y geodas síliceas, debido a la existencia de masas eruptivas en estado de enfriamiento, el sílice emerge en surtidores termales a la superficie de la tierra (Fersman, 1966).

Una cantidad importante de sílice en el agua se debe a su degradación gradual contenida en los minerales, comúnmente en el rango de 5.0 a 25.0 mg L^{-1} aunque concentraciones por encima de 100.0 mg L^{-1} ocurre en algunas áreas.

La concentración de Si en ríos y lagos particularmente varía de 1.0 a 4,000 mg L^{-1} , como sílice (SiO_2) entre 0.2 y 60.0 mg L^{-1} . Estos valores pueden aumentar con el aporte de descargas industriales y domésticas, ya que forman parte de inhibidores de corrosión y detergentes. Por otro lado, el Si es un nutriente escaso en zonas marinas, encontrándose valores cercanos a 5.0 mg L^{-1} . En ambientes salobres y en salitrales se han registrado concentraciones de Silice mayores a 1,000 mg L^{-1} .

El tipo y composición de sílice contenido en los minerales en contacto con el agua y el pH son los factores primarios para determinar la solubilidad y la forma de sílice en la solución resultante.

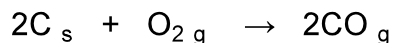
El sílice puede existir en partículas suspendidas, como un coloide, o en solución. Esta puede ser monomérica o polimérica. En solución puede existir como ácido silícico o ión silicato (Fersman, 1966; Pellant, 1993).

Carbono (C). No es un elemento muy abundante, constituye el 0.027% de la corteza terrestre, siendo la base de la vida, puesto que el 18.0% de materia orgánica viva está constituida por este elemento (Brown *et al.*, 2004).

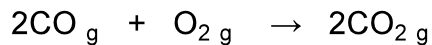
En total, la corteza terrestre contiene 4, 584,200 millones de toneladas de carbono, 2, 200,000 millones de toneladas en la atmósfera y 184, 000,000 millones de toneladas en el agua de los océanos (Fersman, 1966).

El C se encuentra en los magmas fundidos de forma elemental como grafito (láminas o aglomeraciones esféricas) y como diamante (cristales) (Brown *et al.*, 2004), entra en la composición de diferentes rocas, estancadas en las profundidades de la Tierra y en las vetas de masas derretidas (Fersman, 1966). La mayor parte se conoce en forma combinada, más de la mitad se encuentra en forma de carbonatos como el carbonato de sodio Na_2CO_3 o carbonato de calcio (CaCO_3), entre otros. Se encuentra también en el carbón de piedra, petróleo y gas natural (Brown *et al.*, 2004), formados hace millones de años y es devuelto a la atmósfera a través de la combustión que se realiza por medio de la oxidación del carbono y agua, liberando luz y energía térmica (Arana, 2001; Brown *et al.*, 2004; Tarbuck y Lutgens, 2005).

El C forma dos óxidos principales: monóxido de carbono CO , y bióxido de carbono CO_2 . El CO se forma cuando el carbono o los hidrocarburos se queman en una fuente limitada de oxígeno O_2 :



Arde fácilmente formando el bióxido de carbono CO_2 .



Es un gas incoloro e inodoro, componente menor de la atmósfera (Brown *et al.*, 2004). Cuando este gas se encuentra en los volcanes, escapa violentamente por las fisuras del terreno a la atmósfera mezclado con el agua, formando las aguas minerales carbónicas.

Se conocen casos en los que las corrientes subterráneas de CO_2 son muy potentes y emergen a tan alta presión que en la superficie, junto a los orificios de salida, se forman debido a su rápida evaporación, niebla y "nieve" carbónicas (Fersman, 1966), y es un importante contribuyente al llamado efecto invernadero.

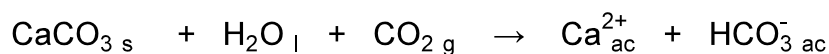
El CO_2 es moderadamente soluble en agua (H_2O) a presión atmosférica, la solución resultante es ácido carbónico (H_2CO_3).



De este ácido, al ser neutralizado, se obtienen, dos tipos de sales: los bicarbonatos (HCO_3^-) y carbonatos (CO_3^{2-})

De donde los principales minerales carbonatos son: la calcita (CaCO_3), magnesita (MgCO_3), dolomita ($\text{MgCa}(\text{CO}_3)_2$), y la siderita (FeCO_3)

La calcita es el principal mineral en las rocas de piedra caliza, con baja solubilidad en el agua, y cuando el agua está ligeramente ácida, es decir, con CO_2 , la calcita se disuelve lentamente.



Esta reacción se efectúa cuando las aguas superficiales se mueven hacia el subsuelo a través de depósitos de piedra caliza. Es la vía principal mediante la cual, el calcio (Ca^{+2}) entra a las aguas subterráneas, produciendo agua dura (Brown *et al.*, 2004).

El C también al combinarse con hidrógeno, nitrógeno y otros elementos químicos forman sustancias diversas: proteínas, grasas, hidratos de carbono, vitaminas y otros

compuestos que intervienen en la composición de los tejidos y células de los organismos vivos (Fersman, 1966).

Fósforo (P). Se acumula donde mueren los organismos y donde tiene lugar la muerte masiva de animales, en los puntos de enlace de las corrientes marítimas, donde se forman los cementerios submarinos (Fersman, 1966).

En la naturaleza, la disponibilidad de P se produce por la descomposición de rocas, que contienen fosfatos, y mediante la erosión natural llegan a los suelos y a las aguas (ríos, lagos y mares). En las zonas de erupciones volcánicas pasadas o presentes, los compuestos de P son depositados por las cenizas, razón por la cual los suelos de origen volcánico son ricos en compuestos de P (Tarbuck y Lutgens, 2005).

Los compuestos de P pueden ser liberados por los sedimentos de los ríos y depositarse en los suelos aluviales, es decir, aquellos que se originan por la acumulación de los sedimentos del agua, generalmente a lo largo de los ríos y en el fondo de los lagos.

El P liberado por la degradación lenta o intemperismo de los depósitos de fosfato en las rocas, es disuelto en el agua del suelo y tomado por las raíces. La mayoría de los suelos contienen cantidades pequeñas de fósforo porque los fosfatos son ligeramente solubles en agua y se encuentran en pocas clases de rocas. Por tanto, el fósforo es el factor limitante para el crecimiento de plantas en muchos suelos y ecosistemas acuáticos (Miller y Tyler, 1992; Barroso, 1999).

Azufre (S). Es uno de los primeros elementos químicos conocidos por el hombre, encontrándose en las costas del mar Mediterráneo. Las erupciones volcánicas arrastraban consigo enormes cantidades de S; y el olor del gas sulfuroso y el ácido sulfhídrico se consideraban síntomas de la actividad del dios subterráneo Vulcano.

Las profundidades del seno terrestre contienen una cantidad considerable de S y al enfriarse desprenden numerosas combinaciones volátiles de diversos metales unidos al

S, As, Cl, Br y I; también es arrastrado en forma de disolución, acumulándose en las fisuras donde forma vetas rocosas.

Junto con el As y el Sb, forma aquellos minerales de los que el hombre, desde los tiempos más remotos, extrae Zn, Pb, Au y Ag. Pero en la superficie terrestre estas rocas oscuras, opacas, lustrosas, polimetálicas y diversos géneros de minerales brillantes y piritas, sufren la acción del oxígeno y del agua, que actúan sobre los compuestos azufrados y forman nuevas combinaciones; el S, al oxidarse, se convierte en gas sulfuroso.

El S y sus productos se desprenden durante el proceso de oxidación de las piritas, destruyen las rocas circundantes, se unen a elementos más estables y dan origen al yeso y otros minerales.

Una gran cantidad de S oxidado se halla en combinación con el Ca, la cual es bastante difícil de disolver en el laboratorio, sin embargo, es una combinación muy activa en la tierra, que denominamos yeso; la cual se deposita abundantemente, y forma gruesas capas en los lagos salinos y cuencas marinas durante su evaporación.

Los microorganismos tienen la capacidad de reducir el S, de las soluciones de sus sales se forma ácido sulfhídrico y gases volátiles que, en grandes cantidades, llevan consigo las aguas petrolíferas, saturando con estos gases el aire en los pantanos y en muchos estuarios y lagos, creando una masa negra legamosa que se denomina barro curativo y es extensamente utilizado para fines medicinales en Crimea y el Cáucaso (Fersman, 1966; Tarbuck y Lutgens, 2005).

Calcio (Ca). En la tierra se acumulan unos 7.0×10^{15} millones de toneladas de Ca, de los cuales 10^{13} toneladas están en la materia viva y 6.0×10^8 se depositan anualmente en la litosfera, ocupa el 3.6% de la corteza terrestre y es el quinto elemento en abundancia (Tarbuck y Lutgens, 2005) cretas y mármol (CaCO_3), yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), anhidrita (CaSO_4), fluorita (CaF_2), y apatita ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F}, \text{Cl}, \text{OH})$),

grandes cantidades de cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), y cal viva (CaO) producto de descomposición del carbonato en los fondos oceánicos (León y Chávez, 2003).

Aún en los tiempos en que las masas fundidas hervían en la superficie terrestre, cuando paulatinamente se desprendían vapores pesados formando la atmósfera y se condensaban las primeras gotas de agua, creando los mares y océanos, el Ca, junto con el Mg, elemento tan denso y firme como el, eran ya los metales más importantes de la Tierra (Fersman, 1966).

Cuando el Ca está combinado tiende a ser desplazado fácilmente por otros metales, como el Fe, Mg, Zn, Mn; el Fe y el Mn se oxidan y liberan CO_2 . Al precipitarse el vapor de agua con una cantidad considerable de CO_2 , este gas, transforma el carbonato insoluble en bicarbonato muy soluble, con lo que se libera el Ca aparentemente bloqueado, de esta manera las aguas subterráneas se enriquecen en bicarbonato cálcico (Tarbuck y Lutgens, 2005). Hay muchos compuestos solubles de Ca en el agua de mar, el cual absorben muchos animales marinos, convirtiéndolo en carbonato cálcico para formar sus caparazones. Las plantas requieren pequeñas cantidades de calcio y de otros elementos que forman cenizas, como potasio, fósforo y hierro. Desde la planta, el calcio pasa a la estructura de los animales, donde constituye como fosfato el principal componente de los huesos y los dientes.

Los procesos de meteorización de minerales cálcicos especialmente anfíboles y piroxenos llevan a la liberación de Ca estructural.

El Ca en la solución del suelo se encuentra en equilibrio con el Ca intercambiable, la magnitud de ambas formas varía constantemente a través de la adsorción de Ca por las plantas y las pérdidas por percolación, encontrándose, en cantidades mayores en el complejo de intercambio y en la solución del suelo.

El contenido en Ca intercambiable depende del material parental y del grado de evolución de los suelos. A través de la meteorización y del lavado este elemento disminuye bastante en los suelos (Kovda, 1973).

Potasio (K). Forma el 2.4% de la litosfera, procede de la meteorización de feldespatos o de la solubilización de depósitos de evaporitas en particular de sales tipo silvina (KCl) (Tarbuck y Lutgens, 2005), en depósitos salinos como carnalita ($\text{KMgCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) y arcanita (K_2SO_4) (León y Chávez, 2003). Su contenido medio en la superficie de nuestro planeta se aproxima al 2.5%, porcentaje considerable, y muestra que el K, junto con el Na y el Ca, pertenece a los elementos predominantes en la Tierra.

El K pertenece a los gases volátiles o partículas móviles que se forman por el enfriamiento del magma en las profundidades, distribuyéndose, en este, distintos elementos, con respecto a su movilidad y capacidad de migración. No se encuentra entre los primeros cristales que, se crean en las profundidades de la Tierra; apenas lo encontramos en las profundas y rocas verdes de olivino que forman los enormes cinturones de la corteza terrestre. Incluso en las masas basálticas que cubren el fondo de los océanos encontramos no más del 0.3% de K (Fersman, 1966; Fassbender, 1986).

El K se encuentra en forma natural en el suelo, especialmente en los suelos ricos en arcillas. En los suelos pantanosos y en los pobres en arcilla el contenido de compuestos de K es menor y puede ser deficiente, originando problemas en los cultivos. Los compuestos de K del suelo son lavados (lixiviados) con facilidad en las zonas de altas precipitaciones y, en consecuencia, deben ser restituidos por fertilización, añadiendo KCl o K_2SO_4 . Ciertos cultivos (alfalfa, zanahorias, pepinos y coles) son muy demandantes en K y no prosperan en suelos pobres en dicho elemento.

La deficiencia de K en las plantas se detecta porque éstas tienen apariencia decaída o marchita, ya que la falta de potasio favorece la pérdida de agua en las células.

En el agua de mar se le encuentra sólo en pequeñas proporciones. El número de átomos de Na y K contenidos en las rocas es aproximadamente el mismo, pero de cada mil átomos de K sólo 2 van a parar a las cuencas marinas y 998 quedan retenidos en la capa del suelo, en los légamos, en las sedimentaciones de los mares, pantanos y

ríos. El suelo tiene la capacidad de absorber el K (Fersman, 1966; Custodio y Llamas, 1996).

El K tiende a ser fijado irreversiblemente en procesos de formación de arcillas y de adsorción en las superficies de minerales con alta capacidad de intercambio iónico, por ello, su concentración en aguas subterráneas naturales es generalmente mucho menor que la del Na a pesar de que su contenido en las rocas es por lo común ligeramente inferior a la del Na. En aguas subterráneas el contenido K no suele sobrepasar 10.0 mg L^{-1} , aunque en casos excepcionales pueden alcanzarse $100,000 \text{ mg L}^{-1}$ (salmueras). Cantidades de K por encima de 10.0 mg L^{-1} pueden en ocasiones, ser indicio de contaminación por vertidos de aguas residuales (Custodio y Llamas, 1996).

Cloro (Cl). Se encuentra en el agua de mar, lagos salados y en depósitos subterráneos de halita (NaCl). Forma aproximadamente el 0.055% de la corteza terrestre.

Es fuertemente oxidante y solo se puede liberar de las sales con agentes oxidantes fuertes, como MnO_2 , KMnO_4 , o $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (León y Chávez, 2003).

Es muy abundante en la naturaleza; hay más Cl (0.19%) que C (0.08%) en la corteza terrestre. Casi todo se encuentra en forma combinada; la sal de los océanos y las gruesas capas que hay en todo el mundo contienen el 60.0% del Cl, el resto es Na. Cantidades enormes (pero en pequeñas concentraciones) de Cl combinado (sal y ácido clorhídrico) se desplazan con el viento, del mar a la Tierra.

Pequeñas cantidades de HCl se oxidan formando Cl elemental. A causa de esta reacción con el Cu, se puede observar el precioso aspecto de los tejados verdes de los edificios que hay cerca del mar (Szabolcs, 1989).

La vida en la tierra comenzó en los océanos salados y casi toda la vida sobre la tierra todavía necesita sal para sobrevivir. Demasiada cantidad de sal es un veneno mortal, pero la insuficiencia de ella también es mortal. Nuestra sangre contiene sal, nuestro estómago utiliza ácido clorhídrico (derivado de la sal) para la digestión de los alimentos.

Y cuando nos ataca una bacteria, los glóbulos blancos producen un potente agente clorante y oxidante a partir de la sal: hipoclorito para matar a los invasores.

Magnesio (Mg). Constituye el 2.09% de la corteza terrestre y es el octavo en orden de abundancia. Aparece en una gran variedad de minerales como brucita ($\text{Mg}(\text{OH})_2$), carnalita ($\text{MgCl}_2 \cdot \text{KCl} \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), epsomita ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), magnesita (MgCO_3), y dolomita ($\text{MgCa}(\text{CO}_3)_2$); en el agua de mar aparece como MgCl_2 (León y Chávez, 2003). De igual manera se localiza dentro de los minerales arcillosos del suelo o está asociado con el intercambio de cationes en la superficie de las arcillas.

Arcillas como la clorita, vermiculita y montmorillonita después de pasar por una meteorización intermedia aún contienen cierta cantidad de Mg como parte de la estructura interna del cristal (Mikkelsen, 2010).

Generalmente se le obtiene mediante la electrólisis de cloruro de magnesio (MgCl_2) fundido, derivado de salmueras, pozos y agua de mar.

El magnesio está presente en las aguas como ion Mg^{2+} y junto con el ión Ca^{2+} , provoca la dureza del agua.

Los procesos de intercambio iónico influyen en las concentraciones de Mg en aguas subterráneas. En ellas, el Mg se adhiere con preferencia al Ca en suelos y rocas.

En aguas naturales el contenido de Mg no suele sobrepasar los 40.0 mg L^{-1} . En terrenos calcáreos pueden rebasarse los 100.0 mg L^{-1} y en terrenos evaporíticos pueden alcanzarse valores de $1,000 \text{ mg L}^{-1}$ (Beita, 2008).

Sodio (Na). Es el sexto elemento en orden de abundancia en la corteza terrestre, por su abundancia y la solubilidad de sus sales, casi siempre está presente en la mayoría de las aguas naturales (Tarbuck y Lutgens, 2005).

Altas concentraciones de Na se encuentran en las salmueras y en las aguas duras que han sido ablandadas con el proceso de intercambio sódico.

La permeabilidad de los suelos es afectada, cuando el agua utilizada para el riego contiene altas concentraciones de Na (Richards *et al.*, 1954).

Es muy abundante en la naturaleza, encontrándose en la sal marina, el mineral es muy reactivo, arde con llama amarilla, se oxida en presencia de oxígeno y reacciona violentamente con el agua.

Está presente en grandes cantidades en el océano en forma iónica, es un componente de muchos minerales y un elemento esencial para la vida (Brown *et al.*, 2004).

El Na es el elemento más abundante de los elementos alcalinos, hallándose sus compuestos extensamente distribuidos en la naturaleza (Bingham *et al.*, 1979; Szabolcs, 1989).

Los niveles de sodio en aguas subterráneas varían mucho, pero normalmente fluctúan entre 6.0 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 Na puede ser menor que 1.0 mg L⁻¹ o exceder los 300 mg L⁻¹ (OPS, 1988).

El Na está en el agua en mayor concentración que el K, su presencia no es perjudicial para la salud, a menos que alcancen concentraciones muy elevadas.

En el agua dulce, los niveles más altos de Na se encuentran en los ríos de tierras bajas y en el agua subterránea, mientras niveles relativamente bajos se encuentran en tierras altas. Los niveles de Na más elevados son los que están relacionados con el agua subterránea en aquellos lugares donde hay abundancia de depósitos de este compuesto o donde ha habido contaminación por filtración salina (Rhoades, 1972; Tarbuck y Lutgens, 2005).

El NaCl se encuentra en las profundidades de la Tierra depositado hace millones de años, cuando se desecaron extensos mares primitivos al cambiar la superficie de la Tierra (Brown *et al.*, 2004).

Nitrógeno (N₂). Considerado como el elemento más abundante en la atmósfera. Sin embargo, dada su estabilidad, es muy difícil que reaccione con otros elementos

Con más de 60,000 billones de toneladas de las que el 94.0% se encuentra en la corteza terrestre. Del 6.0% restante, el 99,86% se haya en la atmósfera como nitrógeno molecular y el 0.04% aparece en los organismos vivos, suelos y aguas en forma de compuestos orgánicos e inorgánicos.

Se encuentra en varias formas, y se llevan a cabo en él, una serie de procesos químicos en los que el N₂ es tomado del aire y es modificado para finalmente ser devuelto a la atmósfera, se encuentra en forma libre (estado gaseoso).

El amoniaco, derivado del N₂ inorgánico, es retenido por minerales de la arcilla en el complejo de intercambio del suelo, donde podrá ser sustituido por otros cationes y entonces se nitrifica o es adsorbido por las plantas. Parte del amonio puede volatilizarse y escapar a la atmósfera, comúnmente en presencia de suelos alcalinos.

La entrada de los nitratos a las aguas subterráneas es un resultado de procesos naturales y del efecto directo o indirecto de las actividades humanas. Los procesos naturales incluyen la precipitación, el intemperismo de los minerales y descomposición de la materia orgánica.

Los nitratos provenientes de las actividades humanas incluyen: la escorrentía de terrenos cultivados, efluentes de lagunas y tanques sépticos, fertilización excesiva con nitrógeno, deforestación y el cambio en la materia orgánica del suelo como resultado de la rotación de cultivos (Odum, 1972; Heaton, 1985; Pacheco y Cabrera, 2003)

El problema con los nitratos, es que no son adsorbidos por los materiales del acuífero y no precipitan como un mineral; por lo tanto, son contaminantes móviles en el agua subterránea. Lo anterior permite que grandes cantidades de nitrato disuelto permanezcan en el agua subterránea. Debido a su naturaleza soluble, los nitratos tienden a viajar grandes distancias en la sub-superficie, específicamente en sedimentos altamente permeables o rocas fracturadas (Freeze y Cherry, 1979).

Boro (B). Es un elemento que no se encuentra de forma libre en la naturaleza, sino en forma de boratos y es muy abundantemente en el mineral bórax. Está ampliamente distribuido, tanto en el medio acuático como en el medio terrestre y la concentración en la que se le puede hallar es muy variada, va desde los 4.5 mg kg^{-1} en el medio acuático hasta los 10.0 mg kg^{-1} en el medio terrestre.

El B llega a la hidrosfera desde los continentes por circulación hidrotermal y por procesos de erosión de rocas como ácido bórico, $(\text{B}(\text{OH})_3)$.

El B es un elemento ubicuo que entra en las aguas superficiales y subterráneas a través de dos vías principales: intemperismo de rocas que contienen boro (boro silicatos del tipo turmalina y axinita) y aguas residuales donde se deriva de productos de limpieza y residuos de industrias de pinturas y barnices, textiles, curtido de pieles, electrónica, entre otras (Dyer y Caprara, 2009). Las aguas residuales derivadas de sistemas de tratamiento poco eficientes pueden alcanzar las corrientes de agua superficial y subterránea y provocar un problema de contaminación (Wolf *et al.*, 2004; Schmidt, 2007). Una fuente adicional de B en las aguas superficiales son las aguas de drenaje agrícola (Seiler, 2007), tal como se ha detectado en las zonas áridas del oeste de E.U.A. (Lemly *et al.*, 2009). En áreas de vulcanismo activo donde las aguas subterráneas son influenciadas por elevadas temperaturas ($\sim 200 \text{ }^\circ\text{C}$), el B se encuentra regularmente en concentraciones que pueden alcanzar los 150.0 mg L^{-1} (Morell *et al.*, 2008) Esta es la única reacción significativa que pueden sufrir estos compuestos de B;

también son adsorbidos en las partículas del suelo, variando el grado de adsorción en función del tipo de suelo.

Altas concentraciones de B en el agua de riego puede causar daños a plantas y por ende a las cosechas. A pesar de que es un elemento traza vital para el crecimiento de las plantas y se suministra por medio de los fertilizantes, puede resultar muy perjudicial. En la troposfera, el estado del B se encuentra en estado gaseoso en un 97.0%, el 3.0% restante en estado sólido (partículas). Como gas permanece de 19 a 36 días, y en sólido de 2 a 6 días.

El B llega a la atmósfera a través de la evaporación del agua marina, entonces puede volver a los océanos o a los continentes por precipitación.

La concentración aproximada de B en la corteza terrestre es de 10.0 mg L^{-1} . Actualmente se sabe que es mucho más abundante en rocas sedimentarias (300.0 mg L^{-1}) que en rocas ígneas (3.0 mg L^{-1}), tal diferencia se debe a ciertas características, es decir, se sublima, es incompatible para fundirse, posee una movilidad alta en la fase acuosa y su fuerte afinidad por minerales arcillosos (litófilo); se presenta a través de diferentes vías, las cuales son la precipitación atmosférica, que contiene pequeñas cantidades de B en disolución, el vulcanismo y la actividad geológica análoga, que liberan roca fundida con concentraciones variables. También a través de fluidos del océano a la corteza oceánica en forma de sedimentación y diagénesis (Ravelo, 2012).

El B tiene la capacidad de liberarse, en menor medida, por actividades humanas, como el empleo de fertilizantes y herbicidas que lo contienen; la quema de productos de origen vegetal como madera, carbón o petróleo, y la generación de residuos procedentes de la extracción y procesado de boratos. Los boratos también acceden al ambiente como consecuencia del empleo de los mismos y perboratos en los ámbitos doméstico e industrial, a través del filtrado de madera o papel tratado (Ravelo, 2012).

Entre las plantas más sensibles al B se encuentran los árboles frutales de cítricos, que presentan daños a concentraciones de B en el agua para riego mayores a 0.3 mg L^{-1} .

El modo en que el B se absorbe del suelo, es como ácido bórico ($\text{H}_3(\text{BO})_3$) o borato ($\text{B}(\text{OH})_4^-$) a pH neutro y alcalino (Raven, 1980; Läuchli, 2002), lo que lo hace uno de los dos nutrientes esenciales que existen en la solución del suelo como una molécula no disociada.

Generalmente la concentración de B de la solución del suelo está controlada por reacciones con superficies adsorbentes que incluyen óxidos de aluminio y hierro (Al_2O_3 , Fe_2O_3), hidróxido de magnesio ($\text{Mg}(\text{OH})_2$), minerales de arcilla, carbonato de calcio (CaCO_3) y materia orgánica (Goldberg, 1997).

Las plantas responden directamente al B soluble no al adsorbido, (Goldberg 1997), cuya disponibilidad en la solución del suelo es mayor a un pH 5-7, decrece a pH 7.5-8.5, y aumenta de nuevo a un pH superior a 8.75 (Dannel *et al.*, 2002).

A bajas concentraciones el B es esencial para el desarrollo de las plantas (Brady y Weil, 2002) y los efectos tóxicos pueden presentarse si la concentración en aguas de riego es superior a $1,000 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (Ayers y Westcot, 1987).

3.4. ORIGEN DE LAS SALES EN EL SUELO Y AGUAS NATURALES

Las sales provienen de los procesos de meteorización de los minerales de la corteza terrestre, y de acuerdo a su naturaleza los elementos migrarán o no. Si bien la meteorización de rocas ocurre en forma continua, el origen más frecuente de las sales es a partir de minerales secundarios, los cuales se originan de la meteorización de los minerales primarios (cuarzo, feldspatos, micas, anfíboles, piroxenos, olivina), generando arcillas, alúmina, Fe OH_3 y CO_3^{2-} , acompañados de iones como Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , entre otros (Kovda, 1973). Además de este proceso, es

importante identificar los diferentes ciclos de acumulación en suelos y agua, que están asociados directamente con las condiciones climáticas, geomorfológicas, hidrológicas, biológicas y de las actividades antrópicas que se realizan en cada región, debido a que estas sales solubles se encuentran en diferentes cantidades que varían de acuerdo con dichos ciclos (Kovda, 1967; Ortega, 1993; Sánchez *et al.*, 2014).

Estos elementos migran y se acumulan en los suelos en forma de sales, en donde se encuentran los silicatos de sodio y potasio, humatos y aluminatos de los metales alcalinos, que acompañan a la soda, y en los suelos salinos alcalinos (Huez, 1985).

El orden de “migración” y capacidad de acumulación de los iones alcalinos y alcalino-térreos es el siguiente: Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} y CO_3^{2-} , siendo sales que se presentan con mayor facilidad. La precipitación ocurre a la inversa, así el NaCl es el que permanece más tiempo en solución (Kovda, 1973; Pizarro, 1978).

La formación y acumulación de estas sales en los suelos, en las aguas superficiales, subterráneas y residuales se debe al resultado de procesos geoquímicos que tienen ocurrencia en las capas superiores de la corteza terrestre, durante los procesos de intemperismo de las diferentes rocas madre, los enlaces de los minerales primarios se rompen y surgen nuevos, formándose así, los compuestos en forma de minerales secundarios, así como también, otros compuestos más sencillos, entre los cuales se pueden encontrar sales solubles (Huez, 1985).

Los agentes que están involucrados en el intemperismo geoquímico son: el agua de lluvia, el oxígeno (O_2), el bióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y ácido sulfhídrico (H_2S).

La geoquímica de las sales en la corteza terrestre de acuerdo con Fersman (1966), está basada en la solubilidad y extracción de los iones de los minerales durante el proceso de intemperismo y con su subsiguiente precipitación y acumulación de determinadas condiciones físico-geográficas (Huez, 1985).

En consecuencia, la solubilidad de las sales, es la característica más importante que interviene en el proceso de salinización/sodificación, por lo tanto las sales más perjudiciales son las más solubles ya que dan soluciones salinas muy concentradas, por el contrario las poco solubles precipitarán antes de alcanzar niveles perjudiciales

Se debe señalar que las fuentes primarias de sales solubles en la corteza terrestre son:

1. Emanaciones gaseosas volcánicas y plutónicas (lavas, fumarolas, y magma) con sus respectivas reacciones fisicoquímicas
2. Sales y gases que se encuentran solubilizados en fuentes termales.
3. Productos de oxidación de algunos elementos de la atmósfera y de algunos de sus gases.
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 (Kovda, 1967), es decir:

1. Óxidos: SO_2 , SO , CO_2 , B_2O_3 ; que se solubilizan en las aguas y se transforman posteriormente en ácidos, por lo que estos compuestos reaccionan con diferentes rocas y se asocian con cationes alcalinos y alcalinotérreos.
2. Ácidos: HCl , H_2S , H_3BO_3 , HNO_3 , HNO_2 , H_2CO_3 .
3. Sales: NaCl , NH_4Cl .

3.4.1 FACTORES QUE CONDICIONAN LA SOLUBILIDAD DE LAS SALES

3.4.1.1. TEMPERATURA

Al disminuir la temperatura, se reduce la solubilidad, este hecho debe considerarse en el lavado de suelos, en épocas frías el lavado tiene menor eficiencia (**Figura 4**).

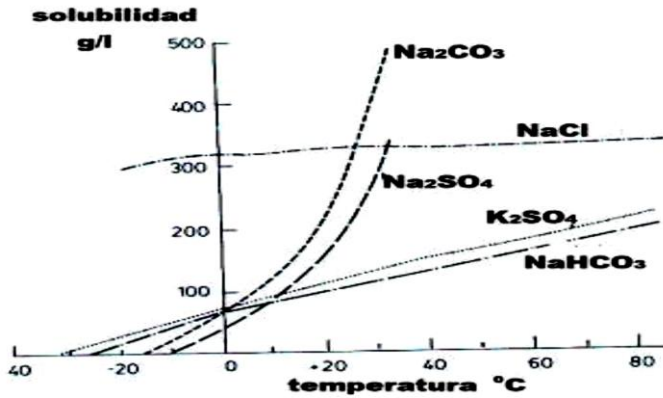


Figura 4 Solubilidad de las sales en función de la temperatura.

Fuente: Porta *et al.*, 2003.

3.4.1.2. PRESENCIA DE OTROS IONES (EFECTO DE IÓN COMÚN)

En la **Figura 5** se observa cómo se modifica la solubilidad de otras sales ante incrementos en la concentración de NaCl y Na₂SO₄. La solubilidad de las sales disminuye por presencia de sales con igual ión, por el contrario, puede incrementarse la solubilidad de la sal menos soluble al aumentar la concentración de sales con iones diferentes tal como ocurre con el yeso, su solubilidad en ausencia de NaCl es de 2.04 g L⁻¹ y se eleva a 7.09 g L⁻¹ con 350.0 g L⁻¹ de NaCl (Pizarro, 1978).

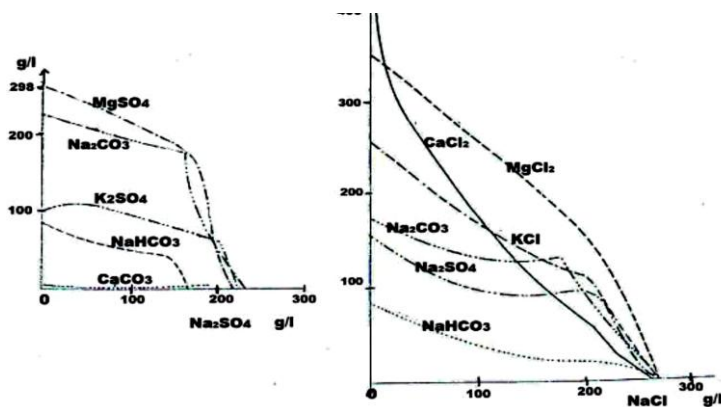


Figura 5 Efecto de la presencia de NaCl y Na₂SO₄ sobre la solubilidad de otras sales.

Fuente: Kovda, 1965.

3.4.1.3. CONTENIDO DE AGUA

En relación al contenido hídrico, a medida que el suelo pierde agua se producen concentraciones de sales y consecuentemente algunas precipitan (Lavado, 1988). En la **Figura 6** se observa la presencia del ión Na^+ , existan o no iones de Ca^{2+} y Mg^{2+} , siendo este el que aporta la salinidad en el agua.

Los iones y sales más importantes en los suelos afectados por sales, determinantes en su condición salina son:

Iones: Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} y HCO_3^- , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} y K^+ .

Sales: las tres sales más importantes son el NaCl , MgSO_4 y Na_2SO_4 , le siguen en importancia el Na_2CO_3 y MgCl_2 . Aunque con menor frecuencia, y en ocasiones sólo en circunstancias particulares, pueden existir otras sales asociadas a estos suelos (Pizarro, 1978).

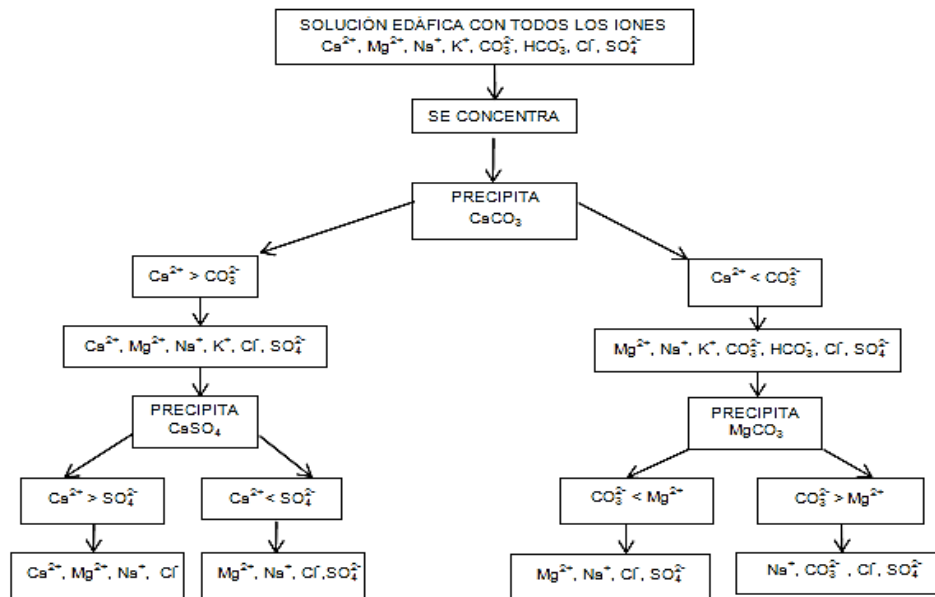


Figura 6. Evolución de las sales en el suelo en función del contenido de agua.
Fuente: Adaptado de Lavado (1988).

3.5. CARACTERÍSTICAS DE LAS PRINCIPALES SALES PRESENTES EN SUELO Y AGUA

3.5.1. CLORUROS

Conjuntamente con los sulfatos, son los compuestos más importantes que provocan la formación de suelos salinos y aguas freáticas salinas (Kovda, 1967).

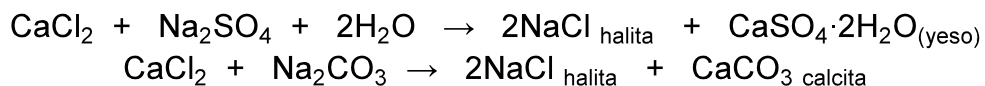
Todos los cloruros en la solución son solubles y consecuentemente muy móviles. No son retenidos por los coloides a excepción de cierta fijación entre capas de la montmorillonita. Los cationes que acompañan a los cloruros sí pueden ser retenidos y precipitar con otros aniones, modificando así el comportamiento de las sales de cloruro en el suelo.

Cloruro de sodio (NaCl). Es la sal más frecuente de los suelos salinos, no varía con la temperatura, es decir, su solubilidad casi permanece constante y afecta la solubilidad

de otras sales por efecto de ión común, siendo perjudicial a ciertos niveles de concentración para algunos cultivos (Kovda, 1973; Alconada, 2013), junto con los sulfatos sódicos y magnésicos, suele formar parte de las eflorescencias blancas que aparecen en la superficie del suelo durante la estación seca.

Cloruro de magnesio (MgCl₂). Se acumula en suelos que tienen una salinidad extremadamente alta, de toxicidad muy elevada y se puede formar en suelos con alto contenido de NaCl, donde el ión Na⁺ se intercambia con el ión Mg²⁺ (Ibañez *et al.*, 2004).

Cloruro de calcio (CaCl₂). Es muy poco frecuente, con solubilidad alta principalmente por la mayor estabilidad que presentan otras sales, el Ca²⁺ tiende a formar CaSO₄ y CaCO₃.



Cloruro de potasio (KCl). Es muy poco frecuente en suelos debido a que el K⁺ es adsorbido por las arcillas de tipo ilita o bien en la biomasa por a su carácter de macronutriente (Ibañez *et al.*, 2004).

3.5.2. SULFATOS

Se encuentran en casi todos los suelos y aguas. En suelos y aguas freáticas de estepas y desiertos a veces se acumulan considerablemente. Su valor agronómico o mejoramiento depende fuertemente del catión acompañante (Kovda, 1973).

Sus efectos varían según el catión acompañante, principalmente por su solubilidad.

Sulfato de sodio (Na₂SO₄). Es frecuente en suelos salinos, su eflorescencia tiene un sabor jabonoso salado, su solubilidad se ve afectada frecuentemente por la temperatura, provocando que se concentre en la superficie del suelo, ya que durante el

periodo cálido asciende a la superficie del suelo formando parte de las eflorescencias (rasgo muy típico de suelos salinos), y durante el periodo húmedo se lava menos que otras sales, es mucho menos tóxica que el MgSO_4 (Ibañez *et al.*, 2004).

Tiene la capacidad de dar especies mineralógicas diferentes según la humedad: tenardita (Na_2SO_4 , sin agua) típico de desiertos y períodos de sequía, y la mirabilita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) en estación húmeda (Alconada, 2013).

Sulfato de magnesio (MgSO_4). Es una sal frecuente, muy soluble, se destaca por su alta toxicidad y es difícil de lavar. Por hidrólisis puede formar ácido sulfúrico disminuyendo marcadamente el pH (Ibañez *et al.*, 2004; Alconada, 2013).

Sulfato de calcio (CaSO_4). Sal común en casi todos los suelos, puede encontrarse no sólo en zonas áridas sino también en zonas húmedas con problemas salinos. Se pueden encontrar desde cristales hasta capas duras compactadas.

Sulfato de potasio (K_2SO_4). No es responsable de salinizaciones en condiciones naturales, sólo ocasiona problemas en invernaderos por mal manejo de los fertilizantes. En relación a su toxicidad, es el menos tóxico.

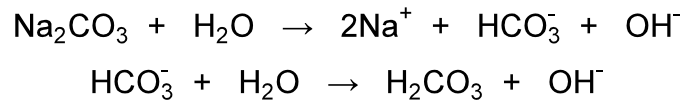
El orden de menor a mayor toxicidad es: $\text{K}_2\text{SO}_4 < \text{Na}_2\text{SO}_4 < \text{MgSO}_4$ (Ibañez *et al.*, 2004; Alconada, 2013).

3.5.3. CARBONATOS Y BICARBONATOS

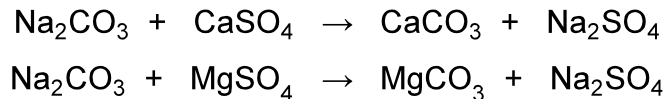
Estas sales se encuentran en suelos, aguas freáticas de zonas áridas y semiáridas, e incluso en estepas boscosas; su efecto depende de su composición y la cantidad en que se acumulen, y está asociada con los niveles de solubilidad de las sales. Se hidrolizan y dan pH muy altos, principalmente los carbonatos (Kovda, 1973).

Los carbonatos y bicarbonatos sódicos (Na_2CO_3 , NaHCO_3). Presentan una solubilidad elevada, dependiendo de la temperatura. Su presencia en suelos, en

cantidades relativamente elevadas implica condiciones de alcalinidad $\text{pH} > 9.0$ debido a la formación de OH^- .

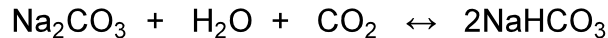


Estas sales suelen ser abundantes cuando la salinidad total es baja ya que se pueden producir reacciones como:

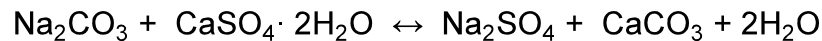


(Ibañez *et al.*, 2004)

El NaHCO_3 da lugar a condiciones menos alcalinas y por consiguiente menos tóxicas:



En medios naturales en presencia de yeso, el Na_2CO_3 tenderá a desaparecer:



(Alconada, 2013).

Carbonato de calcio (CaCO_3). Al ser una sal de muy baja solubilidad, no genera efectos perjudiciales a las plantas, y es un compuesto muy abundante en el suelo.

Carbonato de magnesio (MgCO_3). Es mucho más soluble que el cálcico, sin embargo es muy rara su presencia en los suelos (Ibañez *et al.*, 2004).

3.5.4. NITRATOS

Contaminan la capa freática de manera frecuente, en áreas de agricultura intensiva, la disminución de la calidad de las aguas ha obligado a elevar el límite de tolerancia en aguas potables de 45 mg L^{-1} a 50 mg L^{-1} de NO_3^-

Nitrato de sodio (NaNO_3). Es raro en suelos salinos, se presenta en desiertos de Chile, Perú, India, etc. Es una sal muy soluble y muy tóxica. Se puede presentar en

cantidades importantes en invernaderos por aplicación excesiva de fertilizantes, lo cual conducen a un aumento importante de la salinidad. La elevada solubilidad hace que percole en el perfil y contamine las capas freáticas (Alconada, 2013).

3.5.5. BORATOS.

Este anión no es importante desde el punto de vista de la salinidad de los suelos en forma natural. Sin embargo, merece ser mencionado por ser otro de los aniones edáficos que afecta el normal desarrollo de los cultivos, y que al igual que los NO_3^- es incorporado como abono y/o con el agua de riego, pasando entonces a integrar las sales de la solución edáfica, y consecuentemente a aumentar la salinidad total.

El B es un micronutriente cuyo intervalo de concentración entre carencia y toxicidad es muy reducido. Un exceso genera problemas de toxicidad muy graves y se haya vinculado en forma natural a climas semiáridos y áridos. Su deficiencia limita rendimientos y calidad de cosechas, esta deficiencia se da en suelos ácidos y percolantes.

Es importante disponer de niveles adecuados de B en el suelo, utilizado para el correcto manejo de los cultivos, escalas de tolerancia y deficiencia para diferentes suelos; principalmente se controlan los niveles en el agua de riego debido a que es la fuente principal de boratos al suelo en muchas regiones del país.

Ácido bórico (H_3BO_3). Se presenta en la solución edáfica que es como se absorbe. Su disponibilidad se relaciona con el pH, contenido y tipo de coloides, y con la disponibilidad de calcio con el cual presenta antagonismo (Alconada, 2013).

Los elementos fundamentales de los compuestos que condicionan la aparición de los suelos salinos son: calcio, magnesio, sodio, potasio, cloro, azufre, carbono, nitrógeno, boro y yodo, adicionalmente, en los suelos salinos se acumulan frecuentemente en micro cantidades cobre, cinc y bromo (Huez, 1985). Polynov y Kovda clasificaron a

estos elementos en 5 grupos en función de su movilidad, los que pertenecen a los grupos de “lavables” (Ca, Na, K, Mg, Cu, Co, Zn) y “muy lavables” (Cl, Br, I, S, C y B) (Pizarro, 1978; Lavado, 1988).

3.6. CALIDAD DEL AGUA DE RIEGO.

El agua es el componente principal para el desarrollo de los cultivos y mantenimiento de animales domésticos, es por ello que se debe utilizar agua en condiciones óptimas para el riego respecto a sus propiedades químicas, físicas y biológicas.

El agua utilizada para el riego puede variar mucho en calidad dependiendo del tipo y cantidad de sales disueltas. Las sales están presentes en el agua de riego, relativamente, en pequeñas pero significativas cantidades. Se originan por disolución o erosión de las rocas y el suelo, incluyendo la disolución de cal, yeso y otros minerales del suelo disueltos lentamente.

Lo conveniente de un agua para el riego se determina no sólo por la cantidad total de sal presente, sino también por el tipo de sal. Varios problemas de suelo y de cultivo se desarrollan debido al incremento en el contenido de sal, y puede ser necesario aplicar prácticas de manejo especial, y así obtener las condiciones óptimas para los cultivos.

La acumulación de los componentes en el agua para riego pueden restringir el rendimiento de los cultivos puesto que los problemas del suelo más comunes están relacionados con la salinidad, la tasa de infiltración del agua, la toxicidad y otros problemas diversos; tomándolos como base para evaluar la calidad del agua (Ayers y Westcot, 1987).

Las aguas superficiales están expuestas a una amplia gama de factores que pueden alterar la calidad del agua con diferente intensidad y de manera simple o compleja.

Los aspectos como el clima, hidrología, geología fisiográfica, y la influencia de actividades realizadas por el hombre (en los ámbitos doméstico, industrial, minero, etc.)

afectan la calidad física, química y biológica del agua destinada al riego de vegetales y al consumo por los animales pudiendo generar alteraciones en su desarrollo biológico debido a su toxicidad.

La calidad del agua destinada al riego de plantas como frutales, legumbres, cereales entre otros necesita satisfacer un patrón de calidad. En tal sentido, no debe contener sustancias como el boro y metales pesados que son tóxicos.

El impacto de la agricultura en los recursos hídricos es un ejemplo donde se observan claramente los retos que debe superar la ciencia en lo referente a la preservación de la calidad del agua, para así responder a las crecientes necesidades en materia de alimentación y energía. (Molénat *et al.*, 2012).

Existe la tendencia a usar para riego toda agua disponible, esto significa que después de varios años las derivaciones de las corrientes superficiales pueden cambiar de agua de río no contaminada a una porción considerable de flujo pobre en calidad, proveniente del drenaje agrícola o urbano-industrial.

Para hacer frente a estos problemas es necesario disponer de información detallada respecto a la calidad del agua de riego y de experiencia suficiente relativa al efecto del agua para riego en el suelo y los cultivos.

1. Las características más importantes que determinan la calidad del agua para riego son:
2. La concentración total de sales solubles.
3. La concentración relativa del sodio con respecto a otros cationes
4. La concentración de boro u otros elementos que puedan ser tóxicos.
5. Bajo ciertas condiciones la concentración de bicarbonatos con relación a la concentración de calcio más magnesio (Richards *et al.*, 1954).

Al mismo tiempo, el agua para riego es una fuente de contaminación por los insumos que se emplean (fertilizantes, pesticidas). Para responder a este reto de continuar la

producción en un contexto de restricción hídrica, la agricultura se orienta hacia nuevas técnicas, por ejemplo, la utilización de aguas no convencionales, incluyendo las aguas residuales tratadas. No obstante, el desarrollo de la agricultura sólo puede ser sostenible si se limita la introducción de sustancias potencialmente contaminantes en el medio, y se controla su movilidad una vez que se hallan en el medio. En este sentido, la utilización de aguas no convencionales constituye potencialmente una fuente de contaminación de las aguas de superficie y de las aguas subterráneas debido a los componentes tóxicos y a los agentes patógenos presentes en las aguas residuales no tratadas (Molénat *et al.*, 2012).

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 rendimientos de cultivos. El criterio de sodicidad analiza el riesgo de que se induzca un elevado por ciento de sodio intercambiable (PSI), con deterioro de la estructura del suelo. El criterio de toxicidad estudia los problemas que pueden causar determinados iones.

Las perspectivas de uso de una agua en la agricultura, deben encaminarse hacia la evaluación de ciertos parámetros que pueden desarrollar problemas potenciales en suelos bajo riego, y en el desarrollo y crecimiento de diferentes cultivos (Pizarro, 1978).

3.6.1. SALINIDAD.

Es el contenido de sales disueltas en un cuerpo de agua, aunque el término también es válido para referirse al contenido salino en suelos. Esta característica está definida por el contenido de la sustancia de NaCl tanto en suelos como en el agua, dicha salinidad varía según la intensidad de la evaporación o el aporte de agua dulce de los ríos. En las zonas de riego las sales con frecuencia se originan a partir de una solución salina, nivel freático alto o de sales en el agua aplicada, lo que puede conducir a una

acumulación en la zona radicular de las plantas, a una concentración de sal que provoca una pérdida en el rendimiento.

Las sales que contribuyen a un problema de salinidad son solubles en agua y fácilmente transportadas. Una porción de las sales que se acumulan a partir de irrigaciones anteriores se pueden mover (lixiviar) por debajo de la profundidad de las raíces, sí una cantidad mayor de agua es aplicada a la utilizada por el cultivo. (Richards, 1973; Pizarro, 1978; Ayers y Westcot, 1987; Cifuentes *et al.*, 1994; Velázquez, 2001; Mendoza, 2009).

La salinidad es la concentración de sales minerales presentes y disueltas en las aguas de riego y en las soluciones de suelos en base a un volumen o peso. Los solutos más comunes que comprenden las sales disueltas son los cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) y los aniones (CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-), considerando en ocasiones al ión NO_3^- ; otros constituyentes que contribuyen a la salinidad en aguas y soluciones del suelo hipersalino son: B^{3+} , Sr^{2+} , Li^+ , SO_3^{2-} , Rb^+ , F^- , Mn^{2+} , Ba^{2+} y Al^{3+} (Rhoades, 1972; Rhoades *et al.*, 1999).

3.6.2. PRESIÓN OSMÓTICA (PO, π).

Altas concentraciones de sales solubles afecta a los cultivos a través del estrés osmótico que limita la habilidad de las plantas para absorber el agua (Baccaro *et al.*, 2006; Rengasamy, 2006).

El efecto general que tienen las sales solubles de las soluciones acuosas de los suelos es la presión osmótica. El efecto osmótico de las soluciones acuosas está relacionado con la concentración total de sales. Estos efectos son evidenciados de manera general con retardos en el crecimiento de cultivos; presentándose plantas con pocas y pequeñas hojas (Munns y Tester, 2008).

La presión osmótica de una disolución es la presión que se requiere para detener la ósmosis, se expresa en atmósferas y está dada por:

$$\pi =MRT$$

Dónde:

π - Es la presión osmótica expresada en atmósferas (atm).

M- Es la molaridad de la disolución expresada en mol (M).

R- Es la constantes de los gases ideales (0.082057 L atm K⁻¹ mol⁻¹)

T- Es la temperatura absoluta expresada en Kelvin (K).

La disponibilidad de agua en el suelo está relacionada con la suma del potencial mátrico y el potencial osmótico. Como el contenido de agua en el suelo disminuye, el potencial mátrico y su potencial osmótico disminuyen, es decir, estos se hacen más negativos. La evaporación y transpiración de las plantas disminuyen el contenido de humedad en el suelo, quedándose solo las sales solubles en la solución de este (Maas y Hoffman, 1977).

La presión osmótica de la solución afecta la absorción de agua y nutrimentos y, por consiguiente, el crecimiento y la nutrición de las plantas durante su desarrollo (Preciado *et al.*, 2003).

El potencial osmótico se debe a las sales disueltas en el agua del suelo. Indica la tendencia del agua a pasar de una solución menos concentrada (potencial más bajo) a otra más concentrada (potencial más alto) para tratar de igualar los potenciales. Si la disolución del suelo tiene una concentración de solutos más alta que la semilla, entonces el potencial de la solución acuosa de la semilla deberá ser mayor que el potencial mátrico del suelo y la semilla no solo podrá absorber agua sino que también la perderá en el caso de que en la solución acuosa se tengan altas concentraciones de sales disueltas. Por lo tanto, la presencia de solutos osmóticamente activos (sales) en elevada concentración en el suelo dificultará la germinación. Sin embargo, la capacidad de las semillas de absorber agua del suelo varía entre especies y el contenido de agua en el suelo.

3.6.3. CRITERIO DE SALINIDAD.

Los resultados obtenidos en diferentes análisis muestran que la salinidad, producida por el riego con agua de alta concentración iónica, conduce a una salinización progresiva de los suelos, afectando el rendimiento de ciertos cultivos; sin embargo, la acumulación de sales dependerá de las propiedades del suelo, y es entonces que mediante los índices de conductividad eléctrica (CE), salinidad efectiva (SE) y salinidad potencial (SP), se evaluará la salinidad. (Castellanos *et al.*, 2000; González *et al.*, 2002).

3.6.3.1. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE).

La concentración total de sales solubles en las aguas de riego se puede expresar en términos de la CE (Richards *et al.*, 1954); debido a que es una medida que se ha utilizado por muchos años como un método estándar para hacer la medición de concentración de sales en soluciones acuosas (Rhoades, 1972; Rhoades *et al.*, 1999).

Las sales se les conoce como electrolitos porque tienen la capacidad de conducir la electricidad, se disocian en iones cargados positiva y negativamente al diluirse en agua, al aumentar la concentración de las sales en el agua será mayor su capacidad para conducir electricidad, dicho de otra manera, la CE de la solución es más grande (Pizarro, 1978).

La conductividad eléctrica se puede expresar en diferentes unidades, con sus equivalentes ($1 \text{ dS m}^{-1} = 1000 \text{ S cm}^{-1} = 1 \text{ mmho cm}^{-1} = 1000 \text{ } \mu\text{mho cm}^{-1}$).

Richards *et al.*, (1954), definió valores umbrales de CE y ha establecido parámetros para evitar la salinización de los suelos. Con base a la CE las aguas se han clasificado como se muestra en el **Cuadro 1**.

Cuadro 1. Clasificación de las aguas con base en la CE (Richards *et al.*, 1954)

Clasificación	CE dS m ⁻¹	Tipo	Observaciones
C1	< 0.25	Aguas de baja salinidad	Existe en condiciones normales de riego
C2	0.25 – 0.75	Aguas de salinidad media	Necesita un moderado lavado
C3	0.75 – 2.25	Aguas altamente salinas	No utilizar en suelos sin drenaje
C4	> 2.25	Aguas muy altamente salinas	Debe lavarse

Dónde:

- C1.- Pueden usarse para riego en la mayoría de los cultivos, en casi todo tipo de suelo sin temor a que ocurra un problema por salinidad. El lavado que se requiere ocurre en condiciones normales de riego, excepto en suelos de muy baja permeabilidad.
- C2.- Pueden usarse cuando existe un lavado moderado En casi todos los casos, se pueden producir plantas tolerantes a las sales.
- C3.- Si el drenaje es adecuado pueden, en ciertas circunstancias, necesitarse de prácticas especiales de control de salinidad, debiendo, por lo tanto, seleccionar especies vegetales muy tolerantes a sales.
- C4.- Su uso no es apropiado para riego bajo condiciones ordinarias. Los suelos deben ser permeables, el drenaje apto, debiendo aplicar un exceso de agua para lograr un buen lavado y seleccionar los vegetales tolerantes a las sales (Richards *et al.*, 1954).

3.6.4. CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS PARA RIEGO CON BASE EN LA SALINIDAD EFECTIVA (SE).

Este índice de clasificación estima el peligro que pueden producir las sales más solubles del agua al formar parte de la solución del suelo, es decir, al sustraerse de la

concentración total los carbonatos de calcio y magnesio, y sulfatos de calcio, cuando estos se precipitan en el agua de riego, pasan a formar parte de la solución del suelo y dejan de participar en el ascenso de la presión osmótica (Doneen, 1975). Este proceso es más notable cuando el contenido de CO_3^{2+} y HCO_3^- es alto en las aguas.

La SE se calcula de la siguiente manera:

1. Sí $\text{Ca}^{2+} \geq \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$, entonces:

$$\text{SE} = \Sigma \text{cationes} - \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$$

2. Sí $\text{Ca}^{2+} < \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$, pero:

$\text{Ca}^{2+} > \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$, entonces:

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

3. Sí $\text{Ca}^{2+} < \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$, pero:

$\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} > \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$, entonces:

$$\text{SE} = \Sigma \text{cationes} - \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$$

4. Sí $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} < \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$, entonces:

$$\text{SE} = \Sigma \text{cationes} - \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$$

Donde se puede observar que a la suma de cationes se le resta el comportamiento de las sales que pueden precipitar y que se encuentran en menor cantidad; todos los iones se expresan en meq L^{-1} .

Los valores que se recomiendan para la clasificación de las aguas, de acuerdo al índice de salinidad efectiva (Coras, 2000), se presentan en el **Cuadro 2**.

Cuadro 2. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a la SE

CLASE	SALINIDAD EFECTIVA meq L ⁻¹
Buena	<7.0
Condicionada	7.0 a 15.0
No recomendable	>15.0

Fuente: Can, 2011; Coras, 2000.

3.6.5. CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS DE RIEGO CON BASE A LA SALINIDAD POTENCIAL (SP).

El índice de SP determina la cantidad de SO_4^{2-} y Cl^- que puede ser perjudicial para los cultivos, debido al incremento de la presión osmótica de la solución del suelo, puesto que estas sales se quedan en la solución del suelo cuando la humedad aprovechable por las plantas es < 50% (Coras, 2000).

La SP se calcula de la siguiente manera:

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

Donde las concentraciones de los iones se expresan en mmol L⁻¹.

La clasificación de las aguas de acuerdo al índice de salinidad potencial se presenta en el **Cuadro 3** (Coras, 2000).

Cuadro 3. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a la SP

CLASE	SALINIDAD POTENCIAL meq L ⁻¹
Buena	< 3.0
Condicionada	3.0 a 15.0
No recomendable	>15.0

Fuente: Can, 2011; Coras 2000.

3.6.6. SODICIDAD

Con respecto al contenido de sodio en las aguas de riego, el parámetro de sodicidad mide el efecto que causa el ión sodio al ser adsorbido por los sistemas coloidales de los suelos, y tiene un efecto sobre las propiedades físicas del suelo (Connors y Loomis, 2002; Porta, 2010), y se evalúa con respecto a la relación de adsorción de sodio (RAS), Las variaciones de las concentraciones del ión calcio en las soluciones de los suelos debido a la precipitación o solubilización de los carbonatos son tomados en cuenta por la relación de adsorción de sodio ajustado (RASaj.) y por la relación de adsorción de sodio corregido (RAS⁰) (Aceves, 1979; Del Valle, 1992; Aguilera y Martínez, 1996).

El aumento de Na⁺ que es retenido en el complejo de intercambio del suelo se le conoce como sodificación y es el resultado de la utilización de aguas para riego de mala calidad: residuales, salinas y sódicas (Heidarpour, *et al.*, 2007).

Cuando el Na⁺ está presente en el agua de riego en altas concentraciones, el Ca²⁺ y el Mg²⁺ se precipitan en la solución del suelo por la acción de CO₃²⁻ y HCO₃⁻, permitiendo que el Na⁺ se acumule y sustituya al Ca²⁺ y Mg²⁺ del complejo de intercambio catiónico, provocando un desequilibrio eléctrico de las partículas, debido al predominio de las cargas negativas derivadas del proceso de hidrólisis y es así entonces que el suelo se deflocula y pierde estructura, con lo que existe menos entrada de oxígeno al suelo, disminuye la permeabilidad, se fomenta la compactación y encostramiento (Connors y Loomis, 2002; Porta, 2010), él Na⁺ se vuelve tóxico para las plantas al ser adsorbido, las hojas se tornan de color café y se caen, disminuye la velocidad de infiltración del agua de riego (Richards *et al.*, 1954; Pizarro, 1978).

3.6.6.1. CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS DE RIEGO EN BASE A LA RELACIÓN DE ADSORCIÓN DE SODIO (RAS).

El RAS se deriva de la ecuación de intercambio de Gapon, la cual se ha utilizado para predecir el porcentaje de sodio intercambiable (Balks *et al.*, 1998; Hussein y Rabenhorst, 2001).

Richards *et al.*, (1954), menciona que Gapon (1933), Mattson y Wilander (1940), Davis (1945) y Schofield (1947), sugirieron que si se toma en cuenta la influencia de la concentración catiónica total, se obtiene una relación lineal con la relación entre cationes intercambiables monovalentes y divalentes, cuando la concentración molar del catión soluble monovalente se divide por la raíz cuadrada de la concentración molar del catión divalente, dicha relación se expresa de la siguiente manera:

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

Dónde: Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} son las concentraciones de estos iones en la solución del suelo, expresadas en meq L^{-1} .

Una menor proporción de Ca^{2+} disuelto en la solución del suelo permitiría una mayor adsorción de Na^+ en el complejo arcilloso-húmico frente al agregado de aguas de riego con altos niveles de RAS, lo cual provocaría el aumento del espesor de la doble capa difusa con el consecuente efecto de peptización y aumento de pH del suelo (Ruda *et al.*, 2005).

Varios factores del suelo influyen en el enriquecimiento de Na^+ por el agua de riego, como: la textura, el contenido de minerales en el suelo, la densidad, el pH, la materia orgánica y el estrés mecánico (Oster y Shainberg, 2001; Pereira *et al.*, 2008).

Por este motivo, para clasificar las aguas de riego con respecto al peligro del sodio, se hace con relación al grado probable en el que el suelo adsorberá el sodio del agua en la solución del suelo. En trabajos de investigación se encontró que el RAS de las aguas de riego está altamente correlacionado con el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) que se encuentra localizado en los sitios de intercambio, cuando el suelo está en equilibrio con el agua de riego (Parker y Suarez, 1990; Carrera, 2011). Por lo que al RAS se refiere, está se puede utilizar como un valor aproximado de la sodicidad después de cada riego (Hussein y Rabenhors, 2001).

Aguas bajas en Na⁺ (S1): Pueden Usarse en la mayoría de los suelos con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de Na⁺ intercambiable. Sin embargo algunos cultivos de frutales y de aguacate pueden acumular cantidades perjudiciales de Na⁺.

Aguas medias en Na⁺ (S2): Para suelos de textura fina, con alta capacidad de intercambio catiónico y en condiciones de lavado deficiente, el Na⁺ representa un peligro considerable, esta agua es apta para suelos de textura gruesa o en suelos orgánicos de buena permeabilidad.

Aguas altas Na⁺ (S3): En la mayoría de los suelos puede provocar toxicidad debido a los niveles de Na⁺ intercambiable que en ellos se encuentren, necesitando de prácticas especiales de manejo, como: drenaje adecuado, lavado fácil y adiciones de materia orgánica. Se puede recurrir al uso de mejoradores químicos siendo no satisfactorios si se usan en aguas con alta salinidad.

Agua muy alta en Na⁺ (S4): Es inadecuada para riego, excepto cuando la salinidad es baja o media. En ocasiones el agua de riego puede solubilizar un porcentaje considerable de Ca²⁺ en los suelos calcáreos, de tal manera que disminuye notablemente el peligro por Na⁺ (Richards *et al.*, 1954).

Esta clasificación considera el efecto del RAS y la CE en la cual se utiliza el diagrama de la **Figura 7**.

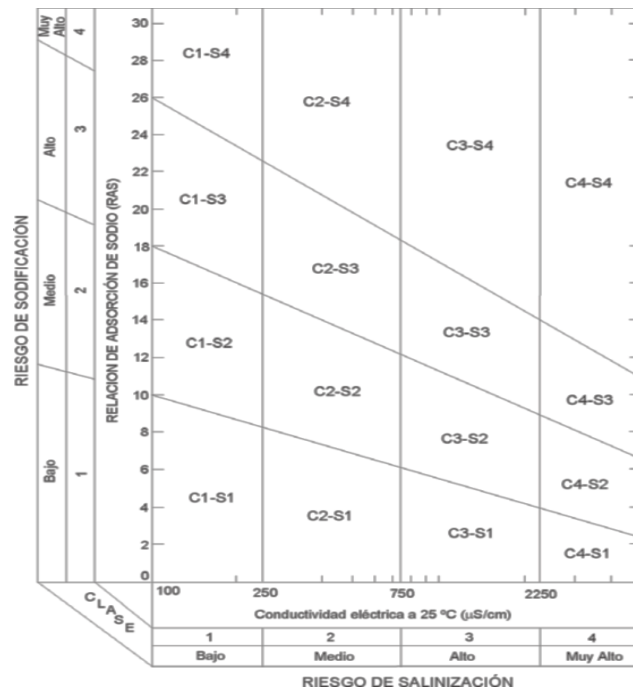


Figura 7. Diagrama para la clasificación de aguas de riego
Fuente: Richard *et al.*, 1954.

3.6.6.2. CALCULO DEL PORCIENTO DE SODIO INTERCAMBIABLE

La posibilidad de predecir la distribución de iones en la solución del suelo y los iones adsorbidos, en los sistemas coloidales de los suelos, es de mucha importancia para el manejo de suelos con problemas de salinidad y sodicidad (Kaledhonkar *et al.*, 2006).

El sodio intercambiable tiene efectos sobre la física de los suelos, dispersa los agregados, lo cual se traduce en una disminución de la cantidad de agua disponible para los cultivos (El-Swaify, 2000) asociada a una pérdida de la estructura, lo que se asemeja al efecto de bajos contenidos de materia orgánica (Tarkiewicz y Nosalewicz, 2005); finalmente esto se traduce en una disminución en la velocidad de infiltración dificultando los procesos de lavado, necesarios cuando se utiliza agua con un bajo contenido salino (Torres y Acevedo, 2008).

Un parámetro de evaluación da la posibilidad de uso de una determinada agua de riego, ya que podemos conocer que porcentaje de sodio intercambiable (PSI) puede encontrarse en el suelo debido a procesos de adsorción de sodio de las aguas de riego en el complejo de intercambio catiónico (Tedeschi y Aquila, 2005).

De acuerdo a Marshall *et al.*, (1996) los suelos presentan problemas de sodificación cuando el PSI es mayor o igual a 15%, además, por otra parte se ha mencionado que algunos suelos son afectados con valores tan bajos como un 6% de PSI, como se muestra en el **Cuadro 4**.

El contenido de sodio en el suelo expresado en porcentaje de sodio intercambiable puede ser estimado mediante la RAS del agua de riego por medio de la siguiente expresión (Torres y Acevedo, 2008):

$$PSI = \frac{100 - 0.0126 + 0.01475RAS}{1 + -0.0126 + 0.01475RAS}$$

Cuadro 4. Clasificación de los suelos de acuerdo al PSI (Porta, 2010)

Clasificación	PSI
	%
Ligeramente sódico	7-15
Moderadamente sódico	15-20
Fuertemente sódico	20-30
Muy fuertemente sódico	> 30

3.6.6.3 CALCULO DEL RAS AJUSTADO (RAS_{aj.}).

Es otro valor de RAS que considera variaciones en la composición de aguas de riego, que concierne a la cuantificación de efectos de precipitación o disolución del CaCO₃, y se expresa de la siguiente manera: (Bower *et al.*, 1965; Bower *et al.*, 1968).

$$RAS_{aj.} = RAS \cdot 1 + 8.4 - pH_c$$

Dónde:

RAS_{aj}- Es la relación de Adsorción de Sodio Ajustado bajo condiciones de una alcalinidad determinada.

pH_C- Es el pH calculado a partir de la fuerza iónica y la concentración de Ca²⁺ y CO₃²⁻ + HCO₃⁻ .

El pH_C- De acuerdo a Bower *et al.*, (1965), se obtiene de la siguiente manera:

$$\text{pH}_C = \text{pK}_2 - \text{pK}_C + \text{pCa} + \text{pAlk}$$

Dónde:

pK₂- pK_C- Son los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del ácido carbónico y del producto de solubilidad del CaCO₃ respectivamente, corregidos por la fuerza iónica, que se obtiene de la siguiente ecuación:

$$\text{pK}_2 - \text{pK}_C = 2.0269 + 0.5092 \frac{4 \bar{\mu}}{1+2 \bar{\mu}} + \frac{\bar{\mu}}{1+1.45 \bar{\mu}}$$

Dónde:

2.0269- Es la diferencia entre pK₂- pK_C, con valores para K₂ = 4.7×10⁻¹¹ y para K_C = 5.0×10⁻⁹.

μ- Es la fuerza iónica, la cual se deriva de la relación tan cercana con la concentración total de cationes, de la siguiente manera:

$$1000\mu = 1.3477C + 0.5355$$

Dónde:

C- Es la concentración total de cationes en meq L⁻¹.

Finalmente:

pCa- Es el logaritmo negativo de la concentración molar de Ca²⁺.

pAlk- Es el logaritmo negativo de la concentración molar de CO₃²⁻ + HCO₃⁻ .

3.6.6.4. CALCULO DEL RAS CORREGIDO (RAS⁰)

Después de un riego, la cantidad de calcio puede variar debido a la disolución o precipitación del calcio contenido en el agua del suelo, estableciéndose un nuevo equilibrio (Ayers y Westcot, 1987). La ecuación del RAS no tiene en cuenta estos cambios y puede dar resultados, en alguna medida erróneos.

Ante estas circunstancias Ayers y Westcot (1987) sugirieron una alternativa que ajusta la concentración del calcio en el agua al valor de equilibrio esperado después del riego, incluye, además, los efectos del bióxido de carbono (CO₂), del bicarbonato (HCO₃⁻) y de la salinidad, sobre el calcio contenido inicialmente en el agua de riego y que no forma parte del agua del suelo. Este procedimiento se denomina Relación de Adsorción de Sodio Corregida (RAS⁰) y considera la presencia de una fuente de calcio en el suelo como la caliza u otros minerales (silicatos) y la ausencia de precipitación del magnesio.

El RAS⁰ puede utilizarse para prever mejor los problemas de infiltración causados por concentraciones relativamente altas de sodio, o bajas de calcio, en las aguas de riego (Suárez, 1981), y se calcula mediante la siguiente expresión:

$$RAS^0 = \frac{Na^+}{\frac{Ca^0 + Mg^{2+}}{2}}$$

Dónde:

RAS⁰ - Es la relación de adsorción de sodio corregido.

Na⁺ y Mg²⁺ - Son las concentraciones de cada ion en el agua expresadas en meq L⁻¹.

Ca⁰ - Es la concentración final de Ca²⁺ que permanecería en disolución en el suelo como resultado de aplicar agua de determinada salinidad y contenido relativo de bicarbonato en relación al calcio (HCO₃⁻ Ca²⁺), y por la presión parcial del CO₂, ejercida en los primeros milímetros de suelo (P = 0.0007 atm.), utilizando los valores que se presentan en el **Cuadro 5**.

HCO ₃ ⁻ /Ca	Salinidad del agua de riego, dS/m												
	0,1	0,2	0,3	0,5	0,7	1,0	1,5	2,0	3,0	4,0	6,0	8,0	
0,05	13,20	13,61	13,92	14,40	14,79	15,26	15,91	16,43	17,28	17,97	19,07	19,94	
0,10	8,31	8,57	8,77	9,07	9,31	9,62	10,02	10,35	10,89	11,32	12,01	12,56	
0,15	6,34	6,54	6,69	6,92	7,11	7,34	7,65	7,90	8,31	8,64	9,17	9,58	
0,20	5,24	5,40	5,52	5,71	5,87	6,06	6,31	6,52	6,86	7,13	7,57	7,91	
0,25	4,51	4,56	4,76	4,92	5,06	5,22	5,44	5,62	5,91	6,15	6,52	6,82	
0,30	4,00	4,12	4,21	4,36	4,48	4,62	4,82	4,98	5,24	5,44	5,77	6,04	
0,35	3,61	3,72	3,80	3,94	4,04	4,17	4,35	4,49	4,72	4,91	5,21	5,45	
0,40	3,30	3,40	3,46	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	2,34	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	1,02	1,07	
4,50	0,66	0,68	0,69	0,72	0,74	0,76	0,79	0,82	0,86	0,90	0,95	0,99	
5,00	0,61	0,63	0,65	0,67	0,69	0,71	0,74	0,76	0,80	0,83	0,88	0,93	
7,00	0,49	0,50	0,52	0,53	0,55	0,57	0,59	0,61	0,64	0,67	0,71	0,74	
10,00	0,39	0,40	0,41	0,42	0,43	0,45	0,47	0,48	0,51	0,53	0,56	0,58	
20,00	0,24	0,25	0,26	0,26	0,27	0,28	0,29	0,30	0,32	0,33	0,35	0,37	

Cuadro 5. Concentración de Ca²⁺ de acuerdo a la salinidad y contenido relativo de la relación HCO₃⁻ Ca²⁺.
Fuente. Ayers y Westcot, (1987).

3.6.7. EFECTO DE LA CONCENTRACIÓN DE LOS IONES CO₃²⁺ y HCO₃⁻

La alta concentración de HCO₃⁻ presentes en el agua para riego produce una reacción alcalina en el suelo, debido a que precipita con los iones Ca²⁺ y Mg²⁺ creando los carbonatos respectivos, razón por la cual existe el riesgo de sodificación en el suelo; originando dispersión del suelo si la concentración de electrolitos está por debajo de la concentración crítica de floculación de las arcillas (Gardner, 2004; Baccaro *et al.*, 2006).

Los trabajos de Wilcox *et al.*, (1954) demostraron que cuando aumenta la concentración de HCO₃⁻ en el agua, considerables cantidades de Ca²⁺ se precipitan en el suelo en forma de CaCO₃.

Uno de los términos que utilizó Eaton (1950), citado por Richards *et al.*, (1954) para referirse a lo anterior, son tres expresiones, Porciento de Sodio Encontrado (PSE), Porciento de Sodio Posible (PSP) y Carbonato de Sodio Residual (CSR) los cuales se expresan de la siguiente manera, debido a que reportó que aguas de riego con exceso de HCO_3^- : en relación al Ca^{2+} y Mg^{2+} , aumentándose con esto el PSI del suelo.

Porciento de Sodio Encontrado

Ramírez (2009) reportó que el riesgo del desplazamiento del Ca^{2+} y Mg^{2+} por Na^+ en el complejo de intercambio catiónico empieza cuando la concentración de Na^+ en solución presenta más de la mitad de los cationes disueltos. Con respecto al contenido de los cationes divalentes disueltos, este porcentaje es más representativo cuando se refiere a la Salinidad Efectiva (SE).

Porciento de Sodio Posible

$$\text{PSP} = \frac{\text{Na}^+ \times 100}{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ - \text{CO}_3^{2+} + \text{HCO}_3^-}$$

Dónde:

La concentración de Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2+} y HCO_3^- están expresadas en meq L^{-1} .

Las aguas se consideran buenas, si el porcentaje de sodio posible es $< 50\%$, y serán condicionadas si existe un valor $> 50\%$ (Carrera, 2011).

Carbonato de Sodio Residual

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

Dónde:

Las concentraciones de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , CO_3^{2+} y HCO_3^- están expresadas en meq L^{-1} .

El incremento en la concentración de carbonato de sodio (Na_2CO_3) provoca la dispersión de las partículas arcillosas y facilita la destrucción de los agregados del suelo con disminución de la porosidad y la infiltración. Para evaluar la existencia de condiciones para la precipitación de las sales de Ca^{2+} y Mg^{2+} , Wilcox *et al.*, (1954), propusieron la clasificación de las aguas de riego, de acuerdo al CSR, como se muestra en el **Cuadro 6**.

Cuadro 6. Clasificación de las aguas de riego de acuerdo a contenido de CSR

Clase	CSR (meq L^{-1})
Buena	<1.25
Condicionada	1.25 a 2.5
No recomendable	>2.5

Fuente: Wilcox *et al.*, 1954.

Por lo general, las aguas de riego ricas en iones HCO_3^- provienen de acuíferos de basaltos, de zonas urbano-industriales y aguas subterráneas, en las que se tienen procesos reductores de mucha intensidad (Cintora y Ortega, 2005).

3.6.8. INFILTRACIÓN

Se refiere a la velocidad con que el agua atraviesa la superficie del suelo. Los problemas de infiltración ocasionados por la mala calidad del agua ocurren por lo general en los primeros centímetros del suelo, aunque ocasionalmente puede ocurrir a mayores profundidades, el efecto final es la reducción del suministro de agua en los cultivos (Ayers y Westcot, 1987).

Los factores de calidad del agua que suelen influir en la infiltración son el contenido total de sales y el de sodio vinculado al contenido de Ca^{2+} y Mg^{2+} , Una alta salinidad aumenta la infiltración, mientras que una baja salinidad, o una proporción alta de Na^+ sobre el Ca^{2+} , la disminuyen. Ambos factores pueden actuar al mismo tiempo (Ayers y Westcot, 1987).

La infiltración está determinada por las características físicas y químicas del suelo, que dependen de la composición de los cationes intercambiables, de la concentración electrolítica, y del tipo de sales presentes, lo cual afecta la distribución de iones próximos a la superficie y, por ende, el acomodamiento de las partículas (Mc Neal, 1968; Ayers y Westcot, 1987).

La dispersión de los suelos y la destrucción de su estructura se producen únicamente cuando el contenido del sodio supera al del calcio en una proporción por encima de 3:1, Este contenido relativo de sodio provoca serios problemas de infiltración de la misma manera que una salinidad muy baja del agua. Esto se debe a la insuficiencia de calcio para contrarrestar los efectos dispersantes del sodio. La **Figura 8** muestra la relación entre la salinidad del agua de riego (CE) y el RAS para mostrar el efecto que tiene la velocidad de infiltración (Ayers y Westcot, 1987; Wienhold y Troijen; 1998 Kumar *et al.*, 2008).

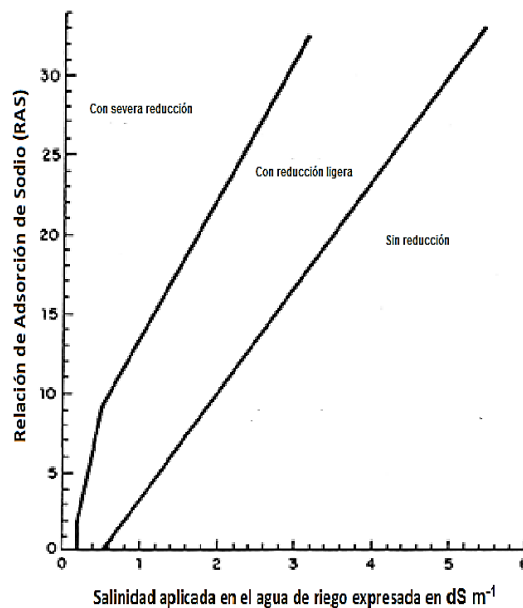


Figura 8. Índice relativo de la infiltración del agua afectada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio
Fuente: Ayers y Westcot (1987).

También se ha establecido que debido a los altos contenidos de sodio intercambiable, durante los procesos de dispersión de las partículas arcillosas estas adquieren un

movimiento dentro de los micro poros, generando como consecuencia taponamiento y sellamiento del sistema poroso de los suelos (Pereira *et al.*, 2008). A mayor valor de RAS mayor potencial de expansión y dispersión de arcillas y menor conductividad hidráulica (Pérez, 2002; Carrera, 2011).

3.7. CRITERIOS DE TOXICIDAD DE IONES ESPECÍFICOS

La toxicidad surge cuando ciertos iones, al ser absorbidos por las plantas del suelo o del agua, se acumulan en los tejidos en concentraciones tales que provocan daños (Munns y Tester, 2008). La magnitud del daño, depende del tiempo de contacto, la sensibilidad del cultivo y del uso del agua por la planta (Hoffman, 1977; Bingham, 1984; Maas y Ayers y Westcot, 1987).

Los iones tóxicos más comunes en las aguas de riego son: cloro (Cl^-), el sodio (Na^+) y boro (B^{3+}). En algunos casos se presentan en menor extensión toxicidades por magnesio (Mg^{2+}), litio (Li^+), sulfatos (SO_4^{2-}) y elementos traza, residuos de pesticidas y contaminantes provenientes de desechos industriales. El daño puede ser causado por un ión de manera individual o en combinación con otros (Ehlig, 1960). Los problemas de toxicidad pueden ocurrir aun cuando estos iones se encuentren en concentraciones bastante bajas y complementar, en muchas ocasiones, los problemas de salinidad e infiltración (Pizarro, 1978).

El cloro permanece libre en la solución del suelo, es absorbido por las plantas y se mueve por gradientes en el potencial hídrico debido a la transpiración hasta las hojas en donde se acumula, los síntomas tóxicos se presentan al exceder la concentración que pueden soportar las plantas como: quemazón o deshidratación de los tejidos foliares, necrosis acompañada de defoliación en casos extremos.

Para plantas muy sensibles los síntomas aparecen cuando las hojas acumulan entre 0.3 y 1.0 % de cloruros. La susceptibilidad varía entre especies, en el **Cuadro 7** se muestran algunos cultivos tolerantes al cloro (Bingham, 1984; Ayers y Westcot, 1987).

El exceso de sodio en las plantas suele provocar: quemazón, encrespamiento de la hoja y muerte de los tejidos, que empieza en los bordes extremos de las hojas más viejas y, a medida que la severidad aumenta, progresa en los tejidos intervenales. Algunos resultados experimentales han demostrado que la toxicidad por sodio se puede modificar o reducir si se encuentra calcio disponible en el suelo. La fertilización con yeso o con nitrato de calcio puede contribuir a solucionar el problema (Ayers y Westcot, 1987), en el **Cuadro 8** se muestra cultivos tolerantes a diferentes porcentajes de sodio intercambiable.

El Boro es requerido por las plantas en pequeñas cantidades y al exceder lo requerido puede presentar niveles tóxicos. La toxicidad es común en algunas áreas donde las aguas subterráneas que se usan para riego atraviesan depósitos ricos en boro.

Para la mayoría de los cultivos, los síntomas de toxicidad aparecen cuando las concentraciones en los tejidos foliares exceden de 250 a 300 mg Kg⁻¹, dándole un tono amarillento, que inicia en las hojas más viejas, moteados necróticos o deshidratación de los tejidos foliares en los ápices y en los bordes (Ayers y Westcot, 1987).

En 1936, Scofield fue el primero en proponer rangos de tolerancia al Boro (**Cuadro 9**) de los cultivos, los cuales se siguen usando aproximadamente igual para las aguas de riego, en esta clasificación no se considera el suelo, y la tolerancia de los cultivos puede variar debido a que el suelo fija Boro por efecto de la materia orgánica y minerales con Calcio (Cuellar, 2013).

Cuadro 7. Tolerancia de cultivos agrícolas al Cl

Cultivo	Concentración de Cl sin pérdida de rendimiento
	(mol cm ⁻³)
Trebol	15
Trebol rojo	15
Trébol blanco	15
Maíz	15
Lino	15
Papa	15
Batala	15
Acelga	15
Apio	15
Caña de azúcar	15
Espinaca	20
Alfalfa	20
Tomate	25
Remolacha	40
Trigo duro	55
Trigo	60
Sorgo	70
Remolacha azucarera	70
Algodón	75
Cebada	80

Fuente: Rhoades *et al.*, 1992.

Cuadro 8. Cultivos tolerantes a diferentes porcentajes de sodio intercambiable.

Sensitivos	Semitolerantes	Tolerantes
PSI < 15%	15% ≥ PSI ≤ 40%	PSI > 40%
Aguacate	Zanahoria	Alfalfa
Frutales de hoja caduca	Trebol blanco	Cebada
Poroto (frijol, haba)	Paspallum dilatatum	Remolacha
Algodón (a germinación)	Festuca	Remolacha azucarera
Maíz	Lechuga	Pasto bermuda
Naranja	Rábano	Cloris
Pera	Arroz	Agropyron cristatum
Tangerino	Raigras	Agropyron elongatum
Garbanzo	Sorgo	Diplachnafusca
Lenteja	Espinaca	
Maní	Tomate	
Garbanzo de la India	Arveja	
Caupi	Trigo	

Fuente: Rhoades *et al.*, 1992.

Cuadro 9. Clasificación de las aguas según su contenido de Boro

Clasificación	Contenido de Boro
	ppm
Buena	0.3 – 1.0
Condicionada	1.0 – 2.0
No recomendable	2.0 – 4.0

Fuente: Aceves (1979).

La toxicidad más común es la causada por el ión Cloruro contenido en el agua para riego, ya que no es retenido por las partículas del suelo, por lo cual se desplaza fácilmente en la solución del suelo, posteriormente es absorbido por las raíces de los cultivos y, por efecto de la transpiración se acumula en las hojas provocando quemaduras, secamiento de los tejidos foliares; en casos de toxicidad excesiva se produce necrosis. La susceptibilidad de las plantas varía entre especies y los síntomas aparecen a concentraciones diversas en el tejido (Bingham, 1984; Ayers y Westcot, 1987).

En riegos por aspersión el contenido de cloruros superior a 4 meq L^{-1} puede producir problemas. En los riegos de superficie hay que tener en cuenta que el cloruro queda libre en la solución del suelo sin fijarse al complejo adsorbente. Según Urbano-Terrón (2002) la directriz para calificar un agua de riego a partir de su contenido en cloruros se muestra en el **Cuadro 11**.

3.8. CLASIFICACIÓN HIDROGEOQUÍMICA

La hidrogeoquímica trata del origen, los procesos y la evolución de la composición del agua almacenada en las unidades hidrogeológicas (acuíferos). Ésta es una herramienta básica que, además de determinar la calidad natural del agua para diferentes usos, mediante análisis fisicoquímicos e isotópicos, aporta información al modelo hidrogeológico conceptual, como: Identificación de zonas de recarga y descarga, dirección del flujo subterráneo, mezclas e interconexiones de agua de diferentes orígenes (aguas superficiales y subterráneas, entre acuíferos), origen del

agua subterránea, tiempo de residencia de las aguas subterráneas, identificación de ocurrencias de aguas termales y minerales.

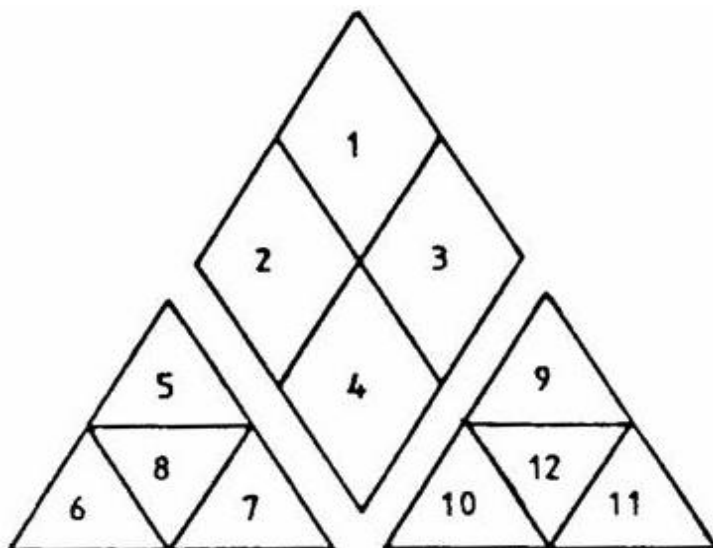
La gran variedad de componentes y características fisicoquímicas del agua natural, exige su clasificación en grupos, para tener una información breve y sencilla sobre la composición química. Estas clasificaciones, tienen aplicaciones prácticas inmediatas aunque su finalidad es, simplemente, agrupar las aguas que presentan características comunes. Uno de los criterios más sencillos y frecuentes de utilizar para la clasificación geoquímica del agua es el de los iones dominantes (Gómez, 2009).

3.9. CLASIFICACIÓN POR IONES DOMINANTES

Esta clasificación utiliza herramientas gráficas para su representación. Se nombra el agua por el anión o catión que sobrepasa el 50% de sus sumas respectivas. Si ninguno sobrepasa el 50%, se nombran los dos más abundantes. Si conviene, se puede añadir el nombre de algún ion menor de interés y que esté en concentración anormalmente alta. El manejo y estudio de análisis químicos puede simplificarse con el empleo de gráficos y diagramas, en especial cuando se trata de hacer comparaciones entre varios análisis de aguas de un mismo lugar en épocas diferentes o de lugares diferentes.

Para la clasificación del agua, se emplea el diagrama de Piper (Custodio y Llamas, 1996), el cual es un diagrama triangular compuesto, constituido por dos triángulos equiláteros en los que se representa, respectivamente, la composición aniónica y catiónica del agua de que se trate, y un campo central romboidal en que se representa la composición del agua deducida a partir de aniones y cationes (**Figura 9**). Es necesario transformar las concentraciones de los iones expresadas en meq L⁻¹ a %, y sólo se pueden reunir en cada triángulo tres aniones y/o tres cationes. A cada vértice le corresponde el 100% de un anión o catión. Como aniones se suele representar HCO₃⁻+ CO₃²⁻, SO₄²⁻ y Cl⁻+ NO₃⁻, y como cationes Na⁺, K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺. A cada composición aniónica o catiónica le corresponde un punto en cada triángulo. Para obtenerlo basta trazar por el punto que representa el porcentaje de cada ión, una paralela al lado opuesto al vértice que representa el 100 % de dicho ión.

Este diagrama permite reflejar mezclas de aguas, precipitaciones, disoluciones, procesos de intercambio iónico (Gómez, 2009).



Dónde:

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

Figura 9: Diagrama de Piper.

Fuente: www.bdh.lapampa.gov.ar

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LA ZONA DE ESTUDIO

El Valle del Mezquital comprende el mayor y, probablemente, unos de los más antiguos esquemas de irrigación agrícola usando aguas residuales urbanas (con más de 100 años en operación continua), ya que desde el siglo pasado (López, 2004), las aguas residuales de la zona Metropolitana de la Ciudad de México, son enviadas al Valle del Mezquital a través de tres conductos: El emisor poniente, El Gran Canal de Desagüe y el Emisor Central (Mendoza, 2009), lo que constituye la principal fuente de agua que sustenta todo el desarrollo del Valle, el cual tiene una disponibilidad de agua muy limitada.

El Valle del Mezquital (**Figura 10**) se encuentra ubicado al suroeste del Estado de Hidalgo a 80 Km al norte de la Ciudad de México entre los Ríos Tula y Salado del Estado de Hidalgo. Situado en lo alto de la meseta mexicana, a una altitud entre 1700 msnm y 2100 msnm está limitado al norte por el Valle de Ixmiquilpan, al este por el Valle y la Sierra de Actopan, al oeste por la Sierra de Xinthe y al sur por el Estado de México. El Valle cubre una superficie aproximada de 4079 Km² (López, 2004).



Figura 10. Valle del Mezquital.
Fuente: Lesser *et al.*, (2011)

Para conocer las características de las diferentes zonas de muestreo con que se riega el Valle del Mezquital, la zona de estudio abarcó los Estados de México, Hidalgo, Querétaro y San Luis Potosí (Mendoza, 2009).

Para ello se establecieron 111 sitios de muestreo, por cada muestra se tomó un duplicado de 0.5 L, en el periodo de verano del año 2013 (**Figura 11**). Para ubicar los sitios geográficamente en un plano cartográfico, se utilizó un GPS marca GARMIN MAP60 **Cuadro 12**.

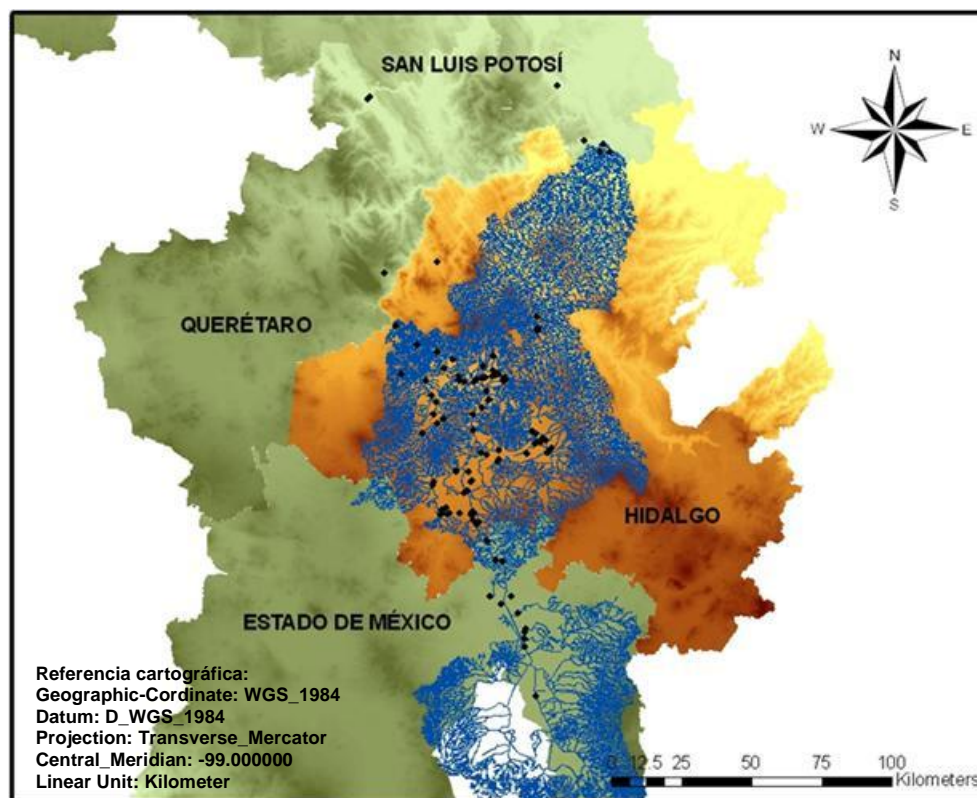


Figura 11. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo.
Fuente: Elaborado a partir de la información obtenida del Marco Geoestadístico 2015 versión 6.2 de INEGI:
<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica>.
Fecha de consulta y descarga de las cartas digitales: Septiembre 2015

4.2. MÉTODOS PARA EL ANÁLISIS DE AGUAS PARA RIEGO

La toma de muestras de agua se realizó en lugares en donde nacen los ríos, pozos y a lo largo de toda la cuenca. Con el objetivo de caracterizar cada una de las muestras se determinaron parámetros de calidad (Rodier, 1978; Bingham, 1982; APHA, 1998) descritos en el **Cuadro 10**.

Cuadro 10 Métodos analíticos para caracterizar las aguas residuales

Determinación	Método	Referencia
pH	Potenciómetro marca Hanna Instruments® pH 210	APHA, 1998, 4500-H+B
Conductividad eléctrica dS m ⁻¹ a 25 °C	Conductímetro puente de conductividad eléctrica, modelo Hanna Instruments® HI 255	APHA, 1998, 25108
Residuo seco evaporado, Residuo seco calcinado Carbonatos	Gravimetría mediante estufa marca Hot- Plate modelo 2200 Termolyne	APHA, 1998, 2540 D
Bicarbonatos	Volumétrico, mediante titulación con ácido sulfúrico 0.01 N, indicador fenoftaleína	APHA, 1998, 2320 B
Cloruros	Volumétrico, mediante titulación con ácido sulfúrico 0.01 N, indicador anaranjado de metilo	APHA, 1998, 2320 B
Calcio Magnesio	Mhor, mediante titulación con nitrato de plata 0.01 N, indicador Cromato de Potasio al 5%	APHA, 1998, 4500-CI B
Calcio	Volumétrico, mediante titulación con EDTA 0.01 N, indicador Eriocromo Negro T	APHA, 1998, 3500 Ca D
Sodio y Potasio	Volumétrico, mediante titulación con EDTA 0.01 N, indicador Murexida	APHA, 1998, 3500 Ca D
Sulfatos	Flamometría, flamómetro IL® AutoCal Flame Photometer, 643, λ = 589 nm, calibrado con soluciones estándar de 140 meq L ⁻¹ para Na y de 5 meq L ⁻¹ para K	APHA, 1998, 3500-Na y K D
Ortofosfatos	Turbidimetría, espectrofotómetro modelo Espectronic® 20 Genesys, λ=420 nm	APHA, 1998, 4500 SO ₄ ²⁻ E
Boro	Espectrofotometría, espectrofotómetro modelo Espectronic® 20 Genesys, λ=690 nm	Rodier, 1978
Silicio	Espectrofotometría, espectrofotómetro modelo Espectronic® 20 Genesys, λ=420 nm, Azometina H.	Bingham, 1998
Nitratos	Espectrofotometría, espectrofotómetro modelo Espectronic® 20 Genesys, λ=650 nm	APHA, 1998
	Espectrofotometría, espectrofotómetro modelo Espectronic® 20 Genesys, λ=410 nm	APHA, 1998

4.3. DIRECTRICES PARA EVALUAR LA CALIDAD DEL AGUA PARA RIEGO

Ayer y Westcot (1987), elaboraron un cuadro (**Cuadro 11**) en el cual citan las directrices para evaluar la calidad del agua de riego relacionada a los efectos que ocasiona en la producción de los cultivos a largo plazo, en las condiciones del suelo y el manejo agrícola; siendo de gran utilidad en la agricultura bajo riego, para evaluar los componentes del agua superficial, subterránea, de drenaje, efluentes de desagües y otras aguas residuales.

Cuadro 11. Directrices para interpretar la calidad de las aguas para el riego

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

Fuente: Ayers y Westcot, 1987.

Cuadro 12. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo

Punto de muestreo	Coordenadas		Altitud	Nombre	Ubicación
	Longitud W	Latitud N			
1	99° 07' 05.3"	19° 46' 28.6"	2264	San Pedro de la Laguna, canal oriente	Zumpango, Edo. de México
2	99° 09' 54.6"	19° 47' 11.3"	2257	Laguna de Zumpango, emisor Norte	Teoloyucan, Edo. de México
3	99° 02' 41.3"	19° 37' 25.1"	2254	Puente PEMEX	Tecamac-Ecat., Edo. de México
4	99° 04' 05.3"	19° 44' 04.5"	2254	San Pedro Miltenco	Nextlalpan, Edo. de México
5	99° 05' 29.6"	19° 47' 18.3"	2253	Santa Ma., canal la Laminadora	Zumpango, Edo. de México
6	99° 02' 43.3"	19° 40' 21.7"	2249	Tonanitla	Tonanitla I, Edo. de México
7	99° 02' 43.8"	19° 39' 05.9"	2248	Canal cuadrado	Tecámac, Edo. de México
8	99° 02' 40.7"	19° 41' 03.5"	2245	Santa María	Tonanitla II, Edo. de México
9	99° 07' 32.9"	19° 45' 55.2"	2244	Vaso de Regulación, Laguna Zumpango	Zumpango, Edo. de México
10	99° 0' 36.3"	19° 28' 03.2"	2242	Autopista Texcoco-Peñón	Texcoco, Edo. de México
11	99° 08' 46.4"	19° 54' 14.7"	2238	Túnel	Tequixquiac, Edo. de México
12	99° 07' 22.1"	19° 54' 07.3"	2236	El Tajo	Tequixquiac, Edo. de México
13	99° 10' 31.4"	19° 57' 53.3"	2187	Río Tula	Apaxco, Edo. de México
14	99° 10' 40.3"	19° 58' 10.8"	2177	Salida de fábrica1	Apaxco, Edo. de México
15	99° 12' 10.7"	20° 01' 43.3"	2163	Canal revestido	Atitalaquia, Edo. de Hidalgo
16	99° 12' 17.2"	20° 01' 34.3"	2163	Canal revestido (SEMIX)	Atotonilco de Tula, Edo. de Hidalgo
17	99° 12' 47.1"	20° 01' 15.2"	2133	Río Tula	Atotonilco de Tula, Edo. de Hidalgo
18	99° 13' 50.5"	20° 03' 06.5"	2123	Canal revestido PEMEX	Cardonal, Edo. de Hidalgo
19	99° 16' 09"	20° 03' 28.5"	2118	Canal revestido frente fábrica (Refinería)	Tula, Edo. de Hidalgo
20	99° 13' 29.4"	20° 03' 02.8"	2112	Cascada	Cardonal, Edo. de Hidalgo
21	99° 13' 10.2"	20° 03' 23.8"	2111	Canal de tierra el Puerco	Atitalaquia, Edo. de Hidalgo
22	99° 18' 16.8"	20° 03' 16.4"	2100	Canal Requena, revestido	El Llano, Edo. de Hidalgo
23	99° 18' 46.5"	20° 03' 12.8"	2095	Canal revestido	El Llano, Edo. de Hidalgo
24	99° 13' 37.4"	20° 03' 32.3"	2095	Puente La Quina	Cardonal, Edo. de Hidalgo
25	99° 18' 58.9"	20° 04' 29.2"	2093	Canal Dhendo (Gustavo Díaz Ordaz)	Tula, El Llano, Edo. de Hidalgo

...Cuadro 12

Punto de muestreo	Coordenadas		Altitud	Nombre	Ubicación
	Longitud W	Latitud N			
26	99° 13' 26.3"	20° 03' 34.4"	2086	Puente	Atitalaquia, Edo. de Hidalgo
27	99° 23' 46.5"	20° 18' 39.6"	2086	Chapantongo, nacimiento manantial	Tula, Edo. de Hidalgo
28	99° 15' 10.2"	20° 07' 20"	2067	Canal de tierra 3	Tezontepec de Aldama, Edo. de Hidalgo
29	99° 19' 33.4"	20° 03' 24.4"	2063	Canal de tierra	Tula, El Llano, Edo. de Hidalgo
30	99° 14' 57.6"	20° 07' 29.9"	2061	Canal de tierra 2	Tlahuelilpan, Edo. de Hidalgo
31	99° 14' 31.6"	20° 07' 47.0"	2057	Canal de tierra 1	Tlahuelilpan, Edo. de Hidalgo
32	99° 13' 49.5"	20° 09' 20.9"	2055	Canal revestido 1	Mixquiahuala, Edo. de Hidalgo
33	99° 08' 14.5"	20° 13' 17.4"	2050	Colonia Morelos 2	Mixquiahuala de Juárez, Edo. de Hidalgo
34	99° 13' 44.2"	20° 09' 35.3"	2042	Canal revestido 2	Mixquiahuala, Edo. de Hidalgo
35	99° 19' 46.6"	20° 03' 59.7"	2035	Canal puente verde	Tula-Actopan, Edo. de Hidalgo
36	99° 20' 10.1"	20° 03' 11.1"	2033	Río Tula	Tula, Edo. de Hidalgo
37	99° 21' 35.2"	20° 08' 43.2"	2024	Presa Endhó	Tula, Edo. de Hidalgo
38	99° 21' 24.4"	20° 09' 32"	2023	El sifón de la Presa Endhó	Tula, Edo. de Hidalgo
39	99° 08' 11.4"	20° 13' 46.7"	2018	Colonia Morelos	Fco. I. Madero, Edo. de Hidalgo
40	99° 14' 25.6"	20° 11' 24.1"	2011	Canal revestido	Tezontepec, Edo. de Hidalgo
41	99° 10' 43.2"	20° 14' 42.8"	2008	Canal revestido grande	Progreso, Edo. de Hidalgo
42	99° 13' 17.7"	20° 2' 02.4"	2003	Canal	Atitaliquia, Edo. de Hidalgo
43	99° 08' 38.4"	20° 15' 32.6"	2002	Canal del Norte	Mixquiahuala de Juárez, Edo. de Hidalgo
44	99° 20' 53.5"	20° 20' 37.9"	1994	Presa Dolores	Tula-San Antonio, Edo. de Hidalgo
45	99° 19' 21.4"	20° 21' 30.4"	1989	Presa Javier Rojo Gómez	Alfajayucan, Edo. de Hidalgo
46	98° 57' 19.5"	20° 15' 59.1"	1980	Canal de tierra	Actopan, Edo. de Hidalgo
47	99° 19' 37.8"	20° 21' 38"	1980	Canal cuadrado de piedra, salida Presa J. Rojo Gómez	Alfajayucan, Edo. de Hidalgo
48	98° 58' 15.5"	20° 15' 39.1"	1972	Canal revestido parcialmente	Actopan, Edo. de Hidalgo
49	99° 02' 16.4"	20° 14' 47.7"	1969	Canal cuadrado (El Pacheco)	Fco. I. Madero, Edo. de Hidalgo
50	99° 16' 44.5"	20° 11' 27.7"	1968	Manantial aguas negras filtradas	Tezontepec, Edo. de Hidalgo

...Cuadro 12

Punto de muestreo	Coordenadas		Altitud	Nombre	Ubicación
	Longitud W	Latitud N			
51	98° 59' 13.7"	20° 17' 57.5"	1966	Batería de pozos	San Salvador, Edo. de Hidalgo
52	99° 16' 45.3"	20° 11' 43.5"	1965	Río Tula	Tezontepec, Edo. de Hidalgo
53	98° 57' 35.6"	20° 15' 51.2"	1963	Canal de tierra	Actopan, Edo. de Hidalgo
54	99° 00' 26.1"	20° 18' 50.1"	1963	Canal cuadrado revestido, junto escuela	San Salvador, Lagunilla, Edo. de Hidalgo
55	99° 21' 22.7"	20° 22' 22.1"	1959	Canal revestido, entrada Presa Rojo Gómez	Tasquillo-San Antonio, Edo. de Hidalgo
56	98° 59' 29.8"	20° 17' 00.9"	1957	Dren	San Salvador, Edo. de Hidalgo
57	99° 00' 42.2"	20° 16' 51.3"	1946	Artesianismo (agua de pozo)	San Salvador, Edo. de Hidalgo
58	99° 00' 45.3"	20° 16' 55"	1945	Agua de pozo	San Salvador, Edo. de Hidalgo
59	99° 00' 24.4"	20° 17' 08.0"	1943	SEDESOL (pozo de agua potable)	San Salvador, Edo. de Hidalgo
60	99° 01' 06.4"	20° 19' 19.3"	1941	Canal Caxpojai DEXTHO	San Salvador, Edo. de Hidalgo
61	99° 11' 30.1"	20° 23' 49"	1931	Canal grasoso revestido después de Maguey Blanco y Mejay.	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
62	99° 11' 45.1"	20° 15' 04.4"	1918	Manantial, Río Tula	Progreso, Edo. de Hidalgo
63	98° 58' 33.1"	20° 17' 26.2"	1917	Caxuxi, salida	Lagunilla, Edo. de Hidalgo
64	99° 11' 45.1"	20° 15' 04.9"	1908	Río Tula	Progreso, Edo. de Hidalgo
65	99° 20' 55.1"	20° 24' 50.2"	1879	Canal de tierra, desemboca a Presa V. Aguirre	Alfajayucan, Edo. de Hidalgo
66	99° 20' 55.1"	20° 24' 50.2"	1868	Vaso de control, Presa Vicente Aguirre	Alfajayucan, Edo. de Hidalgo
67	99° 09' 12.3"	20° 33' 41.0"	1861	Quixpedhi, canal pralxotho	Cardonal, Edo. de Hidalgo
68	99° 00' 16.7"	20° 41' 25.2"	1851	La laguna, camarones	Tlahuiltepa, Edo. de Hidalgo
69	99° 13' 22.1"	20° 19' 28.6"	1837	Río Tula	Chilcuautla Edo. de Hidalgo
70	99° 06' 47.6"	20° 29' 16"	1820	Vertedor	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
71	99° 07' 15.2"	20° 29' 02.5"	1813	Presa de Debohdé	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
72	99° 10' 09.0"	20° 25' 23.9"	1805	Maguey blanco canal grande revestido	Chilcuautla, Edo. de Hidalgo
73	99° 06' 52.8"	20° 29' 32.6"	1802	Canal grande revestido,	Cardonal, Edo. de Hidalgo
74	99° 13' 23.5"	20° 22' 27.8"	1797	Río Tula, Ahuehuete o Sabino	Chilcuautla, Edo. de Hidalgo
75	99° 09' 24.7"	20° 29' 45.2"	1795	Canal (la estación)cuadrado, junto a tienda Saucito	San Salvador, San Antonio, Edo. de Hidalgo

...Cuadro 12

Punto de muestreo	Coordenadas		Altitud	Nombre	Ubicación
	Longitud W	Latitud N			
76	99° 08' 09.0"	20° 30' 22"	1793	Canal de piedra, mampostería	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
77	99° 08' 46.7"	20° 30' 09.7"	1774	Canal revestido trapezoidal (inicio drenaje)	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
78	99° 08' 30.9"	20° 35' 19.9"	1771	Zona de drenaje, recarga de la presa Deboché	Cardonal Edo. de Hidalgo
79	99° 10' 44.6"	20° 26' 57.8"	1762	Canal de tierra junto a escuela D. A. S.	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
80	99° 10' 56.9"	20° 29' 32.3"	1755	Canal UTM	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
81	99° 11' 39.7"	20° 29' 24.6"	1753	Canal revestido,	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
82	99° 11' 18.4"	20° 31' 47.2"	1751	Canal los pinos cerritos	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
83	99° 09' 17.6"	20° 31' 01.2"	1749	Canal de tierra, con alta velocidad	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
84	99° 23' 03.0"	20° 29' 03.6"	1748	Cascada de basalto a San Francisco	Alfajayucan, Edo. de Hidalgo
85	99° 15' 19"	20° 28' 51.4"	1747	Canal de mampostería (sifón)	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
86	99° 15' 18.7"	20° 28' 51.2"	1747	Canal chico revestido	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
87	99° 16' 17.4"	20° 28' 59.6"	1746	Canal revestido, Ignacio López Rayón	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
88	99° 16' 24.9"	20° 29' 48.8"	1746	DEXTHO	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
89	99° 16' 22"	20° 29' 16.1"	1739	Agua de drenaje parcelario, después del canal Ignacio López Rayón	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
90	99° 23' 12.8"	20° 30' 09.2"	1735	Presa Madho Corrales, embalse del Río Xigattza	Alfajayucan, Edo. de Hidalgo
91	99° 19' 25.9"	20° 31' 24.9"	1729	Canal cuadrado Tzindeje	Tasquillo, Edo. de Hidalgo
92	99° 12' 38.6"	20° 29' 12.3"	1717	Canal. Calle Miguel Hidalgo	San Miguel, Edo. de Hidalgo
93	99° 13' 15.8"	20° 28' 50.7"	1705	Río Tula	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
94	99° 12' 55.1"	20° 28' 55.8"	1694	Canal Tephe, Río Ixmiquilpan	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo
95	99° 31' 36.8"	20° 49' 53.3"	1650	Río Maconi junto a Río Moctezuma	Cadereyta de Montes, Edo. de Querétaro
96	99° 17' 29.5"	20° 33' 01.6"	1630	Río Tula	Tasquillo, Edo. de Hidalgo
97	99° 20' 46.7"	20° 34' 33.4"	1602	Río Tula Puente	Tasquillo, Edo. de Hidalgo
98	99° 29' 20.9"	20° 15' 59.1"	1558	Presa Zimapan	Chapantongo, Edo. de Hidalgo
99	99° 24' 58.2"	20° 36' 1.3"	1539	Entrada Río Tula a presa	Zimapan, Edo. de Hidalgo
100	99° 00' 24"	20° 38' 50.8"	1418	Nacimiento la Gloria	Tolantongo, Cardonal, Edo. de Hidalgo

...Cuadro 12

Punto de muestreo	Coordenadas		Altitud	Nombre	Ubicación
	Longitud W	Latitud N			
101	99° 00' 20.7"	20° 38' 50.3"	1395	Nacimiento manantial la Gloria	Tolantongo, Cardonal Edo. de Hidalgo
102	99° 00' 01.3"	20° 39' 06.3"	1263	Río Tolantongo	Tolantongo Cardonal, Edo. de Hidalgo
103	99° 20' 44.5"	20° 51' 52.4"	952	Río Moctezuma	San Joaquín, Edo. de Querétaro
104	99° 34' 50.6"	21° 23' 50.8"	508	Afluencia, dos Ríos Ayutla y Santa María	Jalpan de Serra, Edo. de Querétaro
105	99° 34' 55.7"	21° 23' 46.7"	492	Afluencia de, dos Ríos Ayutla y Santa María (con mezcla turbia)	Jalpan de Serra, Edo. de Querétaro
106	99° 35' 14"	21° 23' 25.7"	470	Río Ayutla	Jalpan de Serra, Edo. de Querétaro
107	98° 50' 29.6"	21° 15' 26.0"	142	Río Moctezuma, vega larga,	Tamazunchale-Chapulhuacan, Edo. de San Luis Potosí
108	98° 46' 35.2"	21° 14' 50.2"	130	Río Amajac, puente Tamazunchale	Tamazunchale, Edo. de San Luis Potosí
109	98° 45' 18.1"	21° 13' 17"	129	Río Claro	Tamazunchale, Edo. de San Luis Potosí
110	98° 47' 14.7"	21° 15' 35.4"	124	Río Amajac	Tamazunchale, Edo. de San Luis Potosí
111	98° 56' 00.6"	21° 26' 10.3"	109	Río Huichihuayan	Xilitla, Edo. de San Luis Potosí

4.4. TIPO DE AGUA Y SU COMPOSICIÓN

El contenido de iones en el agua superficial y subterránea está en función de las rocas que predominan en la fuente de agua, de la zona climática, la naturaleza del suelo sobre la que fluye el agua y de contaminantes eventuales por las actividades humanas. En la composición principal del agua de los ríos se observó que los aniones predominantes son HCO_3^- y SO_4^{2-} y los principales cationes Ca^{2+} y Na^+ de acuerdo con lo que reportaron Kovda (1973) y Ayers y Westcot (1987).

Mediante el método propuesto por Piper (1944), para interpretar el análisis de agua, se utiliza el diagrama hidrogeoquímico que ayuda a establecer el tipo de agua iónica relativa, para cada una de las muestras (**Figura 9**).

4.5. MÉTODOS PARA CARACTERIZAR EL AGUA PARA RIEGO AGRÍCOLA.

La evaluación de la calidad del agua para riego agrícola se determina a partir de la CE y, mediante la concentración de Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} , con respecto a la caracterización del agua para riego, debido a los posibles problemas que pueda tener en su calidad, se considera la sodicidad, para la cual se estima la RAS, en diferentes conceptualizaciones: Relación de Adsorción de Sodio (RAS), Relación de Adsorción de Sodio Ajustado ($\text{RAS}_{aj.}$) y Relación de Adsorción de Sodio Corregida (RAS^0) la clasificación con respecto a la salinidad se determina la Salinidad efectiva (SE) y Salinidad potencial (SP). Para la distribución de los iones en la solución del suelo y los iones adsorbidos se calculó el Porcentaje de sodio intercambiable (PSI). En relación a la cantidad de CO_3^{2-} y HCO_3^- se determina el Porcentaje de sodio encontrado (PSE), Porcentaje de sodio posible (PSP) y Carbonato de sodio residual (CSR). Para evaluar la toxicidad del Boro, Cloro y Nitratos se utilizaron las directrices propuestas por Ayers y Westcot (1987) y para predecir el efecto del agua al ser aplicada al suelo mediante el riego, se utilizó la gráfica de infiltración (Richard *et al.*, 1954; Bower *et al.*, 1965; Suarez, 1981 y Ayers y Westcot, 1987;).

4.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO.

4.6.1. REGRESIÓN LINEAL

El tipo de investigación se relacionó directamente con el análisis estadístico, al cual se van a someter los datos obtenidos después del correspondiente análisis fisicoquímico para cada una de las muestras (Carrera, 2011).

En muchos problemas hay dos o más variables inherentemente relacionadas, y es necesario explorar la naturaleza de esta relación. El análisis de regresión es una técnica estadística para modelar e investigar la relación entre dos o más variables (Montgomery y Hines, 1993).

Para establecer la dependencia funcional entre la concentración total electrolítica de cationes o aniones y la presión osmótica con respecto a la CE de las soluciones acuosas de las aguas residuales, se calibró un modelo lineal ajustado por el origen , mediante la técnica del análisis de regresión lineal, de la siguiente manera (Richards *et al.*, 1954; Mendoza, 2009):

$$Y = \beta_1 X$$

Dónde:

Y- Es la variable dependiente

β_1 - Es el coeficiente de regresión estimado, o pendiente de la recta que mide el tipo de relación que existe entre Y y X,

X- Es la variable independiente.

(Montgomery y Hines, 1993)

4.7. COMPROBACIÓN DEL ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO DE LAS AGUAS PARA RIEGO.

4.7.1. EQUILIBRIO ENTRE ANIONES Y CATIONES

En principio las soluciones son eléctricamente neutras, es decir, que existe un equilibrio entre cationes y aniones o igualdad de cargas ($n^+ = n^-$), por tanto para validar los resultados obtenidos de los principales iones presentes en las aguas para riego se calcula un porcentaje de diferencia entre aniones y cationes, y los criterios para aceptar esta diferencia se muestran en el **Cuadro 13**.

$$\%Diferencia = \frac{\text{cationes- aniones}}{\text{cationes+ aniones}} \times 100$$

Cuadro 13. Pautas de aceptación para el balance entre aniones y cationes.

Σ aniones (meq L ⁻¹)	Diferencia aceptable (%)
0.0-3.0	± 0.02
3.0-10.0	± 2.0
10.0-800	± 5.0

Fuente: APHA, 1998.

4.8. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA MEDIDA Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA CALCULADA

En lo que se refiere a las mediciones de la CE de las soluciones, y para considerar que estas mediciones son correctas el rango de variación de la CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) medida por el conductímetro y la CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) calculada a partir de la concentración de cada uno de los iones, debe encontrarse entre un intervalo aceptable, en el cual la relación se acepta cuando los valores se encuentran cercanos a 1.

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

Y una diferencia aceptable por lo general deberá ser menor de 5% (APHA, 1998).

$$\% \text{ Diferencia} = \frac{\text{CE calculada} - \text{CE medida}}{\text{CE medida}} \times 100$$

Para los iones que se encuentran comúnmente en el agua, en el **Cuadro 14** se presentan valores de la Conductividad Eléctrica.

Cuadro 14. Factores de Conductividad Eléctrica para los iones.

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

Fuente: APHA, 1998.

Para relacionar la suma de aniones y cationes (meq L⁻¹) con las mediciones de la CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$), dicha suma debe ser igual a 1/100, con respecto al valor de la CE, es decir:

$$\sum \text{aniones o } \sum \text{cationes} = \text{CE} \times 0.01$$

Otra manera de comprobar el análisis de agua, es mediante el valor numérico del cociente que resulta de dividir los STD (ppm o mg L⁻¹) o concentración total de iones, los cuales se determinan mediante la técnica de residuo seco evaporado (RSE), entre la CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$), deberá ser aproximadamente de 0.64 (Richards *et al.*, 1954).

$$\frac{\text{STD}}{\text{CE}} = 0.64$$

V. RESULTADOS Y DISCUSIONES

5.1. COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL VALLE DEL MEZQUITAL

Conocer la composición química de las aguas de irrigación es importante porque el exceso de sodio, carbonatos, bicarbonatos y cloruros, aumentarán el pH, la CE y el porcentaje de sodio intercambiable del suelo en donde se apliquen (Choudhary *et al.*, 2006). Esta composición varía durante la escorrentía superficial, y por su cauce en canales, ríos, presas, manantiales, vasos de regulación, drenajes, vertederos y cascadas.

Se realizó un análisis, con base en el diagrama de Piper, con el cual se cuantificaron y clasificaron las 111 muestras de agua, de acuerdo a su composición química (**Figura 12**); quedando de la siguiente manera: 67.6% son bicarbonatadas sódicas, 14.4% bicarbonatadas cálcicas magnésicas, 9.9% cloruradas sódicas, 4.5% mixtas, 2.7% cloruradas cálcicas magnésicas y el 0.9% cálcicas magnésicas; es decir, en estas muestras de agua predomina el contenido de aniones bicarbonatos y cloruros con un aproximado del 82% y 12.6%, respectivamente.

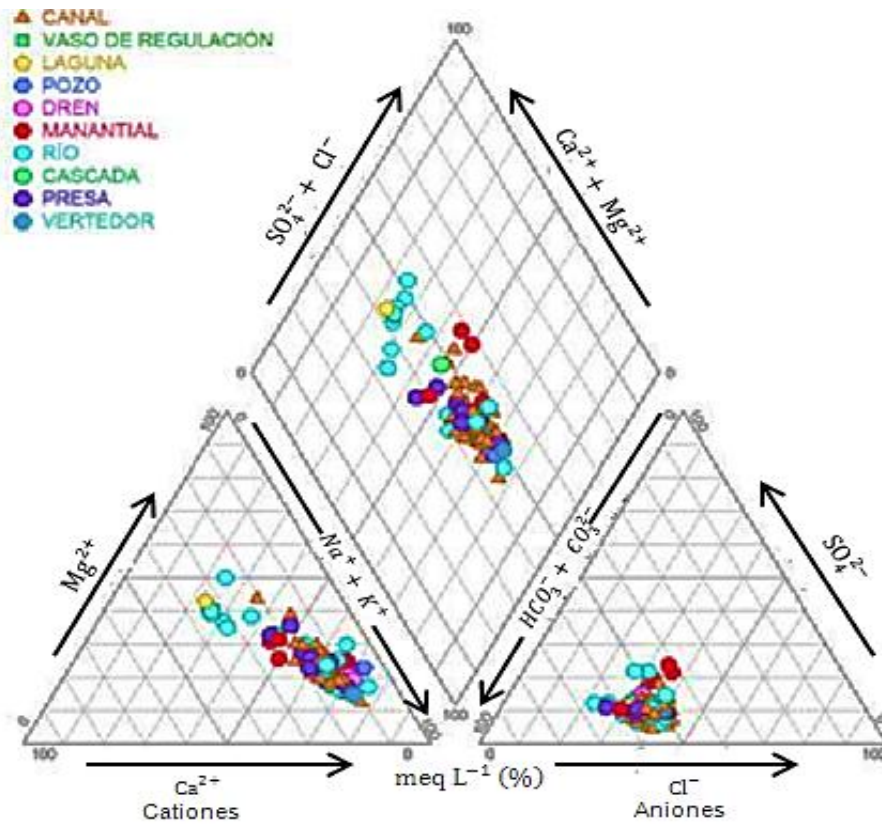


Figura 12. Diagrama de la composición iónica relativa de las muestras de agua analizada.

En el **Cuadro 15** se observa la distribución de la composición iónica de cada una de las muestras analizadas.

Cuadro 15. Distribución numérica de la composición iónica de las muestras de agua

PUNTO DE MUESTREO	TIPO DE AGUA					
	BICARBONATAD A SÓDICA	BICARBONATADA CÁLCICA	CLORURADA SÓDICA	MIX TA	CLORURADA CÁLCICA	CÁLCICA MAGNÉSICA
CANALES	48	2	9	2	1	
VASO DE REGULACIÓN	1					
LAGUNA	1	1				
POZO	3			1		
DREN	2			1		
MANANTIAL	1	1	1		1	1
RÍO	11	9	1		1	
CASCADA	1	1				
PRESA	7	2				
VERTEDOR				1		
TOTAL	75	16	11	5	3	1

En los suelos del Valle del Mezquital, que son regados con aguas residuales, con este tipo de composición, se presentan con mucha frecuencia condiciones físico-geográficas de pequeñas depresiones y bajíos suaves en donde se saturarán en alguna medida con los iones de sodio los sistemas coloidales de estos suelos. Esta saturación gradual de los suelos con sodio intercambiable se presentará con mucha intensidad en donde existan procesos de formación de soda ($\text{HCO}_3^- - \text{CO}_3^{2-}$), (Velázquez, 2001).

5.2. COMPOSICIÓN IÓNICA DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL VALLE DEL MEZQUITAL

En el **Cuadro 16** se muestra la composición química encontrada en el agua de los diferentes puntos de muestreo, y en el **Cuadro 17** los estadísticos descriptivos de estas variables. Con respecto al pH los resultados mínimo y máximo de este indicador fueron de 6.25 y 8.85 respectivamente, el promedio fue de 7.91, esto indica que predominaron

condiciones ligeramente alcalinas. Los valores más altos se encontraron entre ríos, canales, presas, manantiales, drenes, pozos y cascadas pertenecientes al Estado de México, el Estado de Hidalgo, y el Estado de San Luis Potosí (entre 8.10 y 8.72), y en una batería de pozos en San Salvador, Estado de Hidalgo, 8.85, condiciones similares fueron reportadas por Chávez *et al.*, (2011), ya que mostraron valores entre 6.4 y 8.3 con un promedio de 7.46.

La importancia de este indicador (pH) radica en la solubilidad de algunas sustancias y, está íntimamente ligado a la concentración de CO_3^{2-} y HCO_3^- , regulada por el CO_2 . La disociación del ácido carbónico genera HCO_3^- y libera protones H^+ , lo cual, induce condiciones de acidez ($\text{pH} < 7.0$) en el agua (Pérez, 2014).

Mientras que la fuente principal de CO_3^{2-} es proveniente del lavado de rocas calizas, así, parte de CO_3^{2-} que contienen estas rocas pasa al agua generando condiciones de alcalinidad, en este sentido Richards *et al.*, (1954) indicaron que cuando el pH sea menor de 8.2 no habrá presencia de CO_3^{2-} como se observó en este trabajo.

Pérez (2014), cita que Sukumaran (2000) mencionó que el agua de los ríos es bicarbonatada, Kovda (1973) por su parte indicó que ésta contiene grandes cantidades de bicarbonato de calcio disuelto, lo cual, atribuyó al lavado de los depósitos calizos.

En relación con la composición mineralógica que recorre la red hidrográfica Pánuco entre el Estado de México, Estado de Hidalgo, Estado de Querétaro, y Estado de San Luis Potosí y, algunas de sus corrientes tributarias (**Figura 11**); ésta es de rocas volcánicas de tipo sedimentaria (caliza, volcanoclástica, arenisca, limotita, conglomerado, entre otras), e ígnea (basalto, volcanoclástica, andesita, riolita, granodiorita, latita, entre otras) (INEGI, 1991). Estas rocas son intemperizadas durante el recorrido del agua, por ello adquiere una composición similar a la de los minerales con los que tienen contacto.

El cauce de los ríos Tula, Tolantongo, Maconi, Santa María y Ayutla recorre una formación geológica de rocas volcánicas (tobas y brechas) ígneas y sedimentarias como basalto, vulcanoclástica, andesita, caliza, conglomerado, lutita, y arenisca principalmente.

El cauce de los ríos Huichihuayan, Amajac, Claro y Moctezuma recorre una formación volcánica sedimentaria como caliza, lutita y arenisca principalmente (INEGI, 1991).

La concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} , en esta investigación, fue baja con respecto a la de Na^+ , el cual se observó en la mayoría de los sitios de muestreo, es decir, en canales, pozos, manantiales, cascadas, drenajes, presas y ríos; de igual manera en las investigaciones de Barrios (2014), Castro (2011), Cuellar (2013), Mendoza (2009), Ríos (2009), Velázquez *et al.*, (2002); coincidieron en que la descarga de agua residual, derivada de las diferentes actividades humanas, modifica dichos valores durante el recorrido de ésta en los diferentes puntos de muestreo.

Cuadro 16. Composición química del agua.

PUNTO DE MUESTREO	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ cat.	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ ani.	Σ iones	STD	Error
			meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
			mg L ⁻¹												
			mmol L ⁻¹												
1	7.9	1478	2.5	2.8	8.28	0.73	14.31	0	7.97	5.1	0.76	13.83	28.14	952	1.71
			50.1	34.02	190.44	28.54	0	486.17	180.8	36.5	1006.57				
			1.25	1.4	8.28	0.73	0	7.97	5.1	0.38	25.11				
2	7.97	724	1.15	1.55	3.97	0.34	7.01	0	4.02	2.2	0.61	6.83	13.84	496	1.3
			23.05	18.83	91.31	13.29	0	245.22	77.99	29.3	498.99				
			0.58	0.78	3.97	0.34	0	4.02	2.2	0.31	12.2				
3	8.1	1761	2.3	2.5	11.61	0.81	17.22	0	8.14	6.85	1.67	16.66	33.88	1156	1.65
			46.09	30.38	267.03	31.67	0	496.54	242.83	80.21	1194.72				
			1.15	1.25	11.61	0.81	0	8.14	6.85	0.84	30.65				
4	8.39	1708	1.9	2.8	10.81	0.88	16.39	0	8.35	6.2	1.39	15.94	32.33	1124	1.39
			38.08	34.02	248.63	34.41	18	509.35	219.79	66.76	1169.04				
			0.95	1.49	10.81	0.88	0.3	8.35	6.2	0.7	29.68				
5	8.06	1512	2.5	2.85	7.9	1.54	14.79	0	8.15	5.25	0.91	14.31	29.1	1044	1.65
			50.1	34.63	181.7	60.21	0	497.15	186.11	43.71	1053.61				
			1.25	1.43	7.9	1.54	0	8.15	5.25	0.46	25.98				
6	7.19	1669	2.3	2.9	10.15	0.81	16.16	0	8.62	5.61	1.4	15.63	31.79	1004	1.67
			46.09	35.24	233.45	31.67	0	525.82	198.87	67.24	1138.38				
			1.15	1.45	10.15	0.81	0	8.62	5.61	0.7	28.49				
7	8.00	1623	2.2	2.4	10.31	0.81	15.72	0	7.72	5.9	1.55	15.17	30.89	1084	1.78
			44.09	29.16	237.13	31.67	0	470.92	209.16	74.45	1096.58				
			1.1	1.2	10.31	0.81	0	7.72	5.9	0.78	27.82				
8	7.95	1460	2.2	2.6	8.76	0.72	14.28	0	7.36	4.9	1.65	13.91	28.19	946	1.31
			44.09	31.59	201.48	28.15	0	448.96	173.71	79.25	1007.23				
			1.2	1.3	8.76	0.36	0	7.36	4.9	0.83	24.71				
9	6.88	1133	1.55	2.15	6.71	0.56	10.97	0	5.78	3.8	1.11	10.69	21.66	680	1.29
			31.06	26.12	154.33	21.9	0	352.58	134.71	53.31	774.01				
			0.78	1.08	6.71	0.56	0	5.78	3.8	0.56	19.27				
10	7.99	1892	2	2.3	13.14	0.88	18.32	0	10.13	6.15	1.44	17.72	36.04	1280	1.66
			40.08	27.95	302.22	34.41	0	617.93	218.02	69.16	1309.77				
			1	1.15	13.14	0.88	0	10.13	6.15	0.72	33.17				
11	6.92	1828	2.8	3.2	10.96	0.92	17.88	0	9.33	6.2	1.79	17.32	35.2	1100	1.59
			56.11	38.88	252.08	35.97	0	569.13	219.79	85.97	1257.93				
			1.4	1.6	10.96	0.92	0	9.33	6.2	0.9	31.31				

...Cuadro 16

PUNTO DE MUESTREO	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ cat.	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ ani.	Σ iones	STD	Error
			meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
			mg L ⁻¹												
			mmol L ⁻¹												
12	8.09	1813	2.3	3.3	10.95	1.01	17.56	0	9.2	6.35	1.56	17.11	34.67	1196	1.3
			46.09	40.1	251.85	39.49	0	561.2	225.11	74.93	1238.77				
			1.15	1.65	10.95	1.01	0	9.2	6.35	0.78	31.09				
13	7.20	1962	2.68	3.1	12.35	0.87	19	0	9.61	7.4	1.5	18.51	37.51	1334	1.31
			53.71	37.67	284.05	34.02	0	586.21	262.33	72.05	1330.04				
			1.34	1.55	12.35	0.87	0	9.61	7.4	0.75	33.87				
14	7.61	1762	2.6	3.2	10.35	0.91	17.06	0	9.43	6.45	0.74	16.62	33.68	1286	1.31
			52.1	38.88	238.05	35.58	0	575.23	228.65	28.93	1197.42				
			1.3	1.6	10.35	0.91	0	9.43	6.45	0.37	30.41				
15	8.33	1769	2.25	3.85	10.34	0.86	17.3	1.02	7.98	6.6	1.22	16.82	34.12	1180	1.41
			45.09	46.78	237.82	33.63	30.6	486.78	233.97	58.6	1173.27				
			1.13	1.93	10.34	0.86	0.51	7.98	6.6	0.61	29.96				
16	7.70	1806	2.3	3.3	11.03	0.86	17.49	0	9.34	6.7	0.98	17.02	34.51	1174	1.36
			46.09	40.1	253.69	33.63	0	569.74	237.52	47.07	1227.84				
			1.15	1.65	11.03	0.86	0	9.34	6.7	0.49	31.22				
17	8.27	1834	1.85	4.45	10.6	0.86	17.76	1.22	8.15	6.85	1.06	17.28	35.04	1214	1.37
			37.07	54.07	243.8	33.63	36.6	497.15	242.83	50.91	1196.06				
			0.93	2.23	10.6	0.86	0.61	8.15	6.85	0.53	30.76				
18	7.53	1469	1.9	3.1	8.58	0.79	14.37	0	7.74	5.4	0.86	14	28.37	906	1.3
			38.08	37.67	197.34	30.89	0	472.14	191.43	41.31	1008.86				
			0.95	1.55	8.58	0.79	0	7.74	5.4	0.43	25.44				
19	7.11	1444	1.85	3.25	8.19	0.69	13.98	0	7.19	5.5	0.93	13.62	27.6	922	1.3
			37.07	39.49	188.37	26.98	0	438.59	194.98	44.67	940.15				
			0.93	1.63	8.19	0.69	0	7.19	5.5	0.47	24.6				
20	6.98	1609	2.45	2.76	9.74	0.78	15.73	0	8.37	5.68	1.12	15.17	30.9	1048	1.81
			49.1	33.53	224.02	30.5	0	510.57	201.36	53.79	1102.87				
			1.23	1.38	9.74	0.78	0	8.37	5.68	0.56	27.74				
21	7.03	1458	1.75	3.3	8.38	0.69	14.12	0	7.31	5.65	0.79	13.75	27.87	930	1.33
			35.07	40.1	192.74	26.98	0	445.91	200.29	37.94	294.89				
			0.88	1.65	8.38	0.69	0	7.31	5.65	0.4	24.96				
22	7.72	318	0.65	1.35	0.97	0.14	3.11	0	1.65	1.2	0.18	3.03	6.14	192	1.3
			13.03	16.4	22.31	5.47	0	100.65	42.54	8.65	209.05				
			0.33	0.68	0.97	0.14	0	1.65	1.2	0.09	5.06				

...Cuadro 16

PUNTO DE MUESTREO	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ cat.	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ ani.	Σ iones	STD	Error
			meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
			mg L ⁻¹												
			mmol L ⁻¹												
23	7.58	1387	1.9	2.35	8.59	0.72	13.56	0	6.73	5.4	0.97	13.1	26.66	856	1.73
			38.08	28.55	197.57	28.15	0	410.53	191.43	46.59	940.9				
			0.95	1.18	8.59	0.72	0	6.73	5.4	0.49	24.06				
24	7.91	1583	2.4	2.7	9.59	0.74	15.43	0	8.28	5.6	1.03	14.91	30.34	1036	1.71
			48.1	32.81	220.57	28.93	0	505.08	198.52	49.47	1083.48				
			1.2	1.35	9.59	0.74	0	8.28	5.6	0.52	27.28				
25	7.49	1451	2.95	3.48	6.88	0.74	14.05	0	7.61	5.3	0.78	13.69	27.74	904	1.3
			59.12	42.28	158.24	28.93	0	464.21	187.89	37.46	978.13				
			1.48	1.74	6.88	0.74	0	7.61	5.3	0.39	24.14				
26	7.65	1608	2.5	2.7	9.78	0.74	15.72	0	8.27	5.9	1.01	15.18	30.9	1004	1.74
			50.1	32.81	224.94	28.93	0	504.47	209.16	48.51	1098.92				
			1.25	1.35	9.78	0.74	0	8.27	5.9	0.51	27.8				
27	7.46	430	0.91	1.32	1.4	0.58	4.21	0	2.45	1.2	0.43	4.08	8.29	328	1.57
			18.24	16.04	32.2	22.68	0	149.45	42.54	20.65	301.8				
			0.46	0.66	1.4	0.58	0	2.45	1.2	0.22	6.97				
28	7.82	441	0.7	1.6	1.81	0.2	4.31	0	2.17	1.6	0.43	4.2	8.51	298	1.29
			14.03	19.44	41.63	7.82	0	132.37	56.72	20.65	292.66				
			0.35	0.8	1.81	0.2	0	2.17	1.6	0.22	7.15				
29	8.29	2551	2.8	4.8	16.57	0.53	24.7	0.86	12.87	7.72	2.61	24.06	48.76	1732	1.31
			56.11	58.32	381.11	20.72	25.8	785.07	273.67	125.36	1726.16				
			1.4	2.4	16.57	0.53	0.43	12.87	7.72	1.31	43.23				
30	7.93	1533	2.25	3.6	8.45	0.69	14.99	0	7.78	5.3	1.38	14.46	29.45	1042	1.8
			45.09	43.74	194.35	26.98	0	474.58	187.89	66.28	1038.91				
			1.13	1.8	8.45	0.69	0	7.78	5.3	0.69	25.84				
31	7.62	1579	2.35	3.2	9.03	0.71	15.29	0	7.98	5.5	1.39	14.87	30.16	984	1.39
			47.09	38.88	207.69	27.76	0	486.78	194.98	66.76	1069.94				
			1.18	1.6	9.03	0.71	0	7.98	5.5	0.7	26.7				
32	8.05	1525	2.7	4.4	7	0.67	14.77	0	7.65	4.9	1.78	14.33	29.1	988	1.51
			54.11	53.46	161	26.2	0	466.65	173.71	85.49	1020.62				
			1.35	2.2	7	0.67	0	7.65	4.9	0.89	24.66				
33	7.58	1394	2.35	2.7	7.78	0.67	13.5	0	7.27	4.6	1.19	13.06	26.56	914	1.65
			47.09	32.81	178.94	26.2	0	443.47	63.07	57.16	848.74				
			1.18	1.35	7.78	0.67	0	7.27	4.6	0.6	23.45				

...Cuadro 16

PUNTO DE MUESTREO	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	$\Sigma\text{cat.}$	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	$\Sigma\text{ ani.}$	$\Sigma\text{ iones}$	STD	Error
			meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
			mg L ⁻¹												
			mmol L ⁻¹												
34	7.88	1507	2.2	3.6	8.28	0.66	14.74	0	7.96	4.8	1.5	14.26	29	948	1.66
			44.09	43.74	190.44	25.81		0	485.56	170.16	72.05		1031.85		
			1.1	1.8	8.28	0.66		0	7.96	4.8	0.75		25.35		
35	7.39	1594	2.35	5.95	6.54	0.6	15.44	0	7.21	5.1	2.73	15.04	30.48	1048	1.31
			47.09	136.85	150.42	23.46		0	439.81	180.8	131.12		1109.55		
			1.18	2.98	6.54	0.6		0	7.21	5.1	1.37		24.98		
36	8.15	1170	1.8	2.9	5.71	0.55	10.96	0.3	6.92	3.4	1.01	11.63	22.59	724	1.66
			36.07	35.24	131.33	21.51		9	422.12	120.53	48.51		824.31		
			0.9	1.45	5.71	0.55		0.15	6.92	3.4	0.51		19.59		
37	7.94	1128	1.8	2.8	5.6	0.72	10.92	0	5.75	3.65	1.16	10.56	21.48	722	1.68
			36.07	34.02	128.8	28.15		0	350.75	129.39	55.71		762.89		
			0.9	1.4	5.6	0.72		0	5.75	3.65	0.58		18.6		
38	6.71	1184	2.1	2.6	6.09	0.68	11.47	0	6.3	3.68	1.18	11.16	22.63	754	1.36
			42.08	31.59	140.07	26.59		0	384.3	130.46	56.68		811.77		
			1.05	1.3	6.09	0.68		0	6.3	3.68	0.59		19.69		
39	7.78	1550	2.2	2.9	9.19	0.72	15.01	0	7.44	5.2	1.88	14.52	29.53	1004	1.66
			44.09	35.24	211.37	28.15		0	453.84	184.34	90.3		1047.33		
			1.1	1.45	9.19	0.72		0	7.44	5.2	0.94		26.04		
40	8.06	1242	1.58	3.5	6.34	0.48	11.9	0	6.14	3.5	1.87	11.51	23.41	800	1.67
			31.66	42.53	145.82	18.77		0	374.54	124.08	89.82		827.22		
			0.79	1.75	6.34	0.48		0	6.14	3.5	0.94		19.94		
41	7.73	1234	1.95	3.25	6.35	0.52	12.07	0	5.63	3.9	2.11	11.64	23.71	810	1.81
			39.08	39.49	146.05	20.33		0	343.43	138.26	101.34		827.98		
			0.98	1.63	6.35	0.52		0	5.63	3.9	1.06		20.07		
42	8.25	1241	1.92	3.1	6.5	0.5	12.02	0.3	5.32	3.6	2.49	11.71	23.73	892	1.31
			38.48	37.67	149.5	19.55		9	324.52	127.62	119.6		816.94		
			0.96	1.55	6.5	0.5		0.15	5.32	3.6	1.25		19.83		
43	7.80	1271	2.15	3.6	6.15	0.53	12.43	0	6.02	3.7	2.31	12.03	24.46	772	1.64
			43.09	43.74	141.45	20.72		0	367.22	131.17	110.95		858.34		
			1.08	1.8	6.15	0.53		0	6.02	3.7	1.16		20.44		
44	7.89	431	0.96	1.38	1.25	0.62	4.21	0	2.6	1.05	0.45	4.1	8.31	296	1.32
			19.24	16.77	28.75	24.24		0	158.6	37.22	21.61		306.43		
			0.48	0.69	1.25	0.62		0	2.6	1.05	0.23		6.92		

...Cuadro 16

PUNTO DE MUESTREO	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ cat.	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ ani.	Σ iones	STD	Error	
			meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%	
			mg L ⁻¹													
			mmol L ⁻¹													
45	7.78	1154	1.7	2.7	6.21	0.68	11.29	0	5.88	3.82	1.22	10.92	22.21	718	1.67	
			34.07	32.81	142.83	26.59		0	358.68	135.42	58.6		789			
			0.85	1.3	6.21	0.68		0	5.88	3.82	0.61		19.35			
46	8.57	1668	1.7	3.05	10.57	0.83	16.15	0.78	8.45	5.86	1.29	16.38	32.53	1216	1.73	
			34.07	37.06	243.11	32.45		23.4	515.45	207.74	61.96		1155.24			
			0.85	1.53	10.57	0.83		0.39	8.45	5.86	0.65		29.13			
47	7.03	1217	1.85	2.95	6.42	0.68	11.9	0	6.27	4.06	1.26	11.59	23.49	700	1.32	
			37.07	35.84	147.66	26.59		0	382.47	143.93	60.52		834.08			
			0.93	1.48	6.42	0.68		0	6.27	4.06	0.63		20.47			
48	8.27	1645	2.33	2.87	9.86	0.77	15.83	0.64	7.72	5.5	1.55	15.41	31.24	1042	1.66	
			46.69	34.87	226.78	30.11		19.2	470.92	194.98	74.45		1098			
			1.17	1.44	9.86	0.77		0.32	7.72	5.5	0.78		27.56			
49	7.68	1533	2.3	2.75	9.08	0.72	14.85	0	7.56	5.12	1.64	14.32	29.17	974	1.82	
			46.09	33.41	208.84	28.15		0	461.16	181.5	78.77		1037.92			
			1.15	1.38	9.08	0.72		0	7.56	5.12	0.82		25.83			
50	8.12	1658	2.2	4.1	9.21	0.7	16.21	0.1	7.57	5.1	3.02	15.79	32	1042	1.31	
			44.09	49.82	211.83	27.37		3	461.77	180.8	145.05		1123.73			
			1.1	2.05	9.21	0.7		0.05	7.57	5.1	1.51		27.29			
51	7.66	1376	2.2	2.5	7.97	0.66	13.33	0	7.18	4.7	1.1	12.98	26.31	867	1.33	
			44.09	30.38	183.31	25.81		0	437.98	166.62	52.83		941.02			
			1.1	1.25	7.97	0.66		0	7.18	4.7	0.55		23.41			
52	8.17	1494	2.3	4.3	7.26	0.61	14.47	0.4	7.96	4.7	1.04	14.1	28.57	958	1.3	
			41.08	52.97	304.29	37.54		30.6	596.58	244.61	107.11		1414.78			
			1.03	2.18	13.23	0.96		0.51	9.78	6.9	1.12		35.71			
53	8.43	2128	2.05	4.36	13.23	0.96	20.6	1.02	9.78	6.9	2.23	19.93	40.53	1356	1.65	
			41.08	52.97	304.29	37.54		30.6	596.58	244.61	107.11		1414.78			
			1.03	2.18	13.23	0.96		0.51	9.78	6.9	1.12		35.71			
54	7.80	1527	2.2	2.8	9.02	0.91	14.93	0	8.07	5.1	1.25	14.42	29.35	968	1.74	
			44.09	34.02	207.46	35.58		0	492.27	180.8	60.04		1054.26			
			1.1	1.4	9.02	0.91		0	8.07	5.1	0.63		26.23			
55	7.84	1128	1.77	3.15	5.1	0.65	10.67	0	5.87	3.92	1.24	11.03	21.7	708	1.32	
			35.47	38.27	117.3	25.42		0	358.07	138.96	59.56		773.05			
			0.89	1.58	5.1	0.65		0	5.87	3.92	0.62		18.63			

...Cuadro 16

PUNTO DE MUESTREO	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ cat.	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ ani.	Σ iones	STD	Error
			meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
			mg L ⁻¹												
			mmol L ⁻¹												
56	8.50	2051	1.95	4.2	12.85	0.86	19.86	0.92	8.83	7.2	2.26	19.21	39.07	1344	1.66
			39.08	51.03	295.55	33.63		27.6	538.63	255.24	108.55		1349.31		
			0.98	2.1	12.85	0.86		0.46	8.83	7.2	1.13		34.41		
57	8.56	1752	1.25	3.8	10.93	0.82	16.8	0.86	8.16	5.98	1.4	16.4	33.2	1068	1.3
			25.05	46.17	251.39	32.06		25.8	497.76	211.99	67.24		1157.76		
			0.63	1.9	10.93	0.82		0.43	8.16	5.98	0.7		29.55		
58	8.85	1899	0.94	4.21	12.7	0.72	18.57	1.26	8.45	6.2	2.2	18.11	36.68	1224	1.25
			18.84	51.15	292.1	28.15		37.8	515.45	219.79	105.67		1268.95		
			0.47	2.11	12.7	0.72		0.63	8.45	6.2	1.1		32.38		
59	8.11	1594	1.35	3.25	10.27	0.57	15.44	0.48	7.2	5.55	1.79	15.02	30.46	960	1.38
			27.05	39.49	236.21	22.29		14.4	439.2	196.75	85.97		1061.36		
			0.68	1.63	10.27	0.57		0.24	7.2	5.55	1.79		27.93		
60	7.69	1286	1.68	2.92	7.4	0.58	12.58	0	6.48	4.6	1.09	12.17	24.75	832	1.66
			33.67	35.48	170.2	22.68		0	395.28	163.07	52.35		872.73		
			0.84	1.46	7.4	0.58		0	6.48	4.6	0.55		21.91		
61	7.16	1253	1.8	3.05	6.75	0.65	12.25	0	6.26	4.23	1.36	11.85	24.1	784	1.66
			36.07	37.06	155.25	25.42		0	381.86	149.95	65.32		850.93		
			0.9	1.53	6.75	0.65		0	6.26	4.23	0.68		21		
62	8.4	1771	1.4	4.3	10.99	0.63	17.32	0.62	8.33	5.7	2.22	16.87	34.19	1122	1.32
			28.06	52.25	252.77	24.63		18.6	508.13	202.07	101.34		1187.85		
			0.7	2.15	10.99	0.63		0.31	8.33	5.7	1.11		29.92		
63	8.1	1396	2.5	3.4	7.11	0.64	13.65	0	7.04	4.8	1.36	13.2	26.85	884	1.68
			50.1	41.31	163.53	25.02		0	429.44	170.16	65.32		944.88		
			1.25	1.7	7.11	0.64		0	7.04	4.8	0.68		23.22		
64	8.72	1606	0.9	4.6	9.45	0.58	15.53	0.6	7.67	4.9	1.96	15.13	30.66	1048	1.3
			18.04	55.89	217.35	22.68		18	467.87	173.71	94.14		1067.68		
			0.45	2.3	9.45	0.58		0.3	7.67	4.9	0.98		26.63		
65	8.15	1410	2.15	3.85	7.12	0.67	13.79	0	7.35	4.95	1.13	13.43	27.22	898	1.32
			43.09	46.78	163.76	26.2		0	448.35	175.48	54.27		957.93		
			1.08	1.93	7.12	0.67		0	7.35	4.95	0.57		23.67		
66	7.89	1244	2.15	3.34	5.9	0.76	12.15	0	6.42	4.3	1.11	11.83	23.98	904	1.33
			43.09	40.58	135.7	29.72		0	391.62	152.44	53.31		846.46		
			1.08	1.67	5.9	0.76		0	6.42	4.3	0.56		20.69		

...Cuadro 16

PUNTO DE MUESTREO	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ cat.	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ ani.	Σ iones	STD	Error
			meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
			mg L ⁻¹												
			mmol L ⁻¹												
67	8.16	1960	2.45	4.4	11.55	0.58	18.98	0	10.05	6.9	1.54	18.49	37.47	1298	1.31
			49.1	53.46	265.65	22.68		0	613.05	244.61	73.97		1322.52		
			1.23	2.2	11.55	0.58		0	10.05	6.9	0.77		33.28		
68	6.25	428	1.41	1.8	0.52	0.46	4.19	0	2.41	1.2	0.48	4.09	8.28	282	1.21
			28.26	21.87	11.96	17.99		0	147.01	42.54	23.05		292.68		
			0.71	1.4	0.52	0.46		0	2.41	1.2	0.24		6.94		
69	8.1	1652	2.2	3.8	9.33	0.68	16.01	0	8.18	5.62	1.69	15.49	31.5	1028	1.65
			44.09	46.17	214.59	26.59		0	498.98	199.23	81.17		1110.82		
			1.1	1.4	9.33	0.68		0	8.18	5.62	0.85		27.16		
70	8.24	1994	2.25	2.85	13.68	0.53	19.31	0	9.39	7.45	1.97	18.81	38.12	1320	1.31
			45.09	34.63	314.64	20.72		0	572.79	264.1	94.62		1346.59		
			1.13	1.43	13.68	0.53		0	9.39	7.45	0.99		34.6		
71	8.2	1929	2.28	3.2	12.73	0.65	18.86	0	9.12	7.4	1.73	18.25	37.11	1290	1.64
			45.69	38.8	292.79	25.42		0	556.32	262.33	83.09		1304.44		
			1.14	1.6	12.73	0.65		0	9.12	7.4	0.87		33.51		
72	8	1700	2.15	3.8	9.26	0.84	16.05	0	8.54	5.75	2.17	16.46	32.51	1068	1.26
			43.09	46.17	212.98	32.84		0	520.94	203.84	104.23		1164.09		
			1.08	1.9	9.26	0.84		0	8.54	5.75	1.09		28.46		
73	8.3	1400	2.37	3.63	7.06	0.64	13.7	0.68	6.94	4.56	1.06	13.24	26.94	905	1.67
			47.49	44.1	162.15	25.02		20.4	423.34	161.65	50.91		935.06		
			1.19	1.82	7.06	0.64		0.34	6.94	4.56	0.53		23.08		
74	8.3	1685	1.1	2.8	11.7	0.72	16.32	0.68	7.79	5.66	1.77	15.9	32.22	1028	1.3
			22.04	34.02	269.1	28.15		20.04	475.19	200.65	85.01		1134.2		
			0.55	1.4	11.7	0.72		0.34	7.79	5.66	0.89		29.05		
75	8.4	1464	1.8	3.8	7.94	0.64	14.18	0.58	6.86	4.5	1.87	13.81	27.99	975	1.32
			36.07	46.17	182.62	25.02		17.4	418.46	159.53	89.82		975.09		
			0.9	1.9	7.94	0.64		0.59	6.86	4.5	0.94		24.27		
76	8.25	1429	2.3	3.8	7.11	0.63	13.84	0	7.9	4.7	0.89	13.49	27.33	970	1.28
			46.09	46.17	163.53	24.63		0	481.9	166.62	42.75		971.69		
			1.15	1.9	7.11	0.63		0	7.9	4.7	0.45		23.84		
77	8.3	1479	1.95	3.96	7.87	0.68	14.46	0.56	7.73	4.6	1.08	13.97	28.43	960	1.72
			39.08	48.11	181.01	26.59		16.8	471.53	163.07	51.87		998.06		
			0.98	1.98	7.87	0.68		0.28	7.73	4.6	0.54		24.66		

...Cuadro 16

PUNTO DE MUESTREO	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ cat.	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ ani.	Σ iones	STD	Error
			meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
			mg L ⁻¹												
			mmol L ⁻¹												
78	8.3	2595	2.35	4.85	17.1	0.83	25.13	0.58	11.74	9.75	2.41	24.48	49.61	1668	1.31
			47.09	58.93	393.3	32.45		17.4	716.14	345.64	115.75		1726.7		
			1.18	2.43	17.1	0.83		0.29	11.74	9.75	1.21		44.53		
79	7.21	1678	2.36	3.67	9.64	0.74	16.41	0	8.5	5.67	1.7	15.87	32.28	1050	1.67
			47.29	44.59	221.72	28.93		0	518.5	201	81.65		1143.68		
			1.18	1.84	9.64	0.74		0	8.5	5.67	0.85		28.42		
80	8.1	1467	2.48	2.8	8.45	0.63	14.36	0	7.68	4.69	1.53	13.9	28.26	959	1.63
			49.7	34.02	194.35	24.63		0	468.48	166.96	73.49		1011.63		
			1.24	1.4	8.45	0.63		0	7.68	4.69	0.77		24.86		
81	8.26	1465	2.05	2.6	8.91	0.63	14.19	0	7.52	4.85	1.33	13.7	27.89	968	1.76
			41.08	31.59	204.93	24.63		0	458.72	171.93	63.88		996.76		
			1.03	1.3	8.91	0.63		0	7.52	4.85	0.67		24.91		
82	8.01	1562	2.18	3.3	8.96	0.69	15.13	0	7.21	5.65	2.03	14.89	30.02	1037	1.4
			43.69	40.1	206.08	26.98		0	439.81	200.29	97.5		1054.45		
			1.09	1.65	8.96	0.69		0	7.21	5.65	1.02		26.27		
83	7.97	2031	2.3	3.8	12.79	0.78	19.67	0	9.44	7.52	2.19	19.15	38.82	1378	1.34
			46.09	46.17	294.17	30.5		0	575.84	266.58	105.19		1364.54		
			1.15	1.9	12.79	0.78		0	9.44	7.52	1.1		34.68		
84	8.1	880	1.85	2.8	3.2	0.67	8.52	0	4.35	3.1	0.85	8.3	16.82	576	1.3
			37.07	34.02	73.6	26.2		0	265.35	109.9	40.83		586.97		
			0.93	1.4	3.2	0.67		0	4.35	3.1	0.43		14.08		
85	8.2	1477	2.68	2.98	8.02	0.62	14.3	0.32	7.07	4.75	1.79	13.93	28.23	990	1.31
			53.71	36.21	184.46	24.24		9.6	431.27	168.39	85.97		993.85		
			1.34	1.49	8.06	0.62		0.16	7.07	4.75	0.9		24.39		
86	8.1	1571	2.1	3.2	9.24	0.67	15.21	0	7	5.8	2.02	14.82	30.03	1024	1.29
			42.08	38.88	212.52	26.18		0	427	205.61	97.02		1049.29		
			1.05	1.6	9.24	0.67		0	7	5.8	1.01		26.37		
87	8.1	1606	2.08	3.8	8.91	0.76	15.55	0	8.81	4.85	1.49	15.15	30.7	1070	1.3
			41.68	46.17	204.93	29.72		0	537.41	171.93	71.56		1103.4		
			1.04	1.9	8.91	0.76		0	8.81	4.85	0.75		27.02		
88	8.2	1617	2.1	3.9	8.92	0.74	15.66	0.48	8.36	4.82	1.56	15.22	30.88	1095	1.42
			42.08	47.39	205.16	28.93		14.4	509.96	170.87	74.93		1093.72		
			1.05	1.95	8.92	0.74		0.24	8.36	4.82	0.78		26.86		

...Cuadro 16

PUNTO DE MUESTREO	pH	CE μS cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ cat.	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ ani.	Σ iones	STD	Error
			meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
			mg L ⁻¹												
			mmol L ⁻¹												
89	8.17	1626	2.12	3.70	9.07	0.86	15.75	0.00	8.07	4.95	2.32	15.34	31.09	1073	1.32
			42.48	44.96	208.61	33.63		0.00	492.27	175.48	111.43		1108.86		
			1.06	1.85	9.07	0.86		0.00	8.07	4.95	1.16		27.02		
90	8.20	961	1.56	3.30	3.72	0.73	9.31	0.20	4.94	3.12	0.81	9.07	18.38	625	1.31
			31.26	40.10	85.56	28.54		6.00	301.34	110.60	38.90		642.3		
			0.78	1.65	3.72	0.73		0.10	4.94	3.12	0.41		15.45		
91	8.20	1544	1.98	4.10	8.23	0.64	14.95	0.48	7.25	4.95	1.89	14.57	29.52	1006	1.29
			39.68	49.82	189.29	25.02		14.40	446.25	175.48	90.78		1030.72		
			0.99	2.05	8.23	0.64		0.24	7.25	4.95	0.95		25.3		
92	8.15	2284	3.12	4.65	13.49	0.86	22.12	0.00	11.49	7.60	2.46	21.55	43.67	1507	1.30
			62.53	56.50	310.27	33.63		0.00	700.89	269.40	118.15		1551.37		
			1.56	2.33	13.49	0.86		0.00	11.49	7.60	1.23		38.56		
93	7.87	1605	2.30	3.60	8.76	0.62	15.28	0.00	8.87	5.25	1.58	15.70	30.98	1011	1.36
			46.09	43.74	201.48	24.24		0.00	541.07	186.11	75.89		1118.62		
			1.15	1.80	2.76	0.62		0.00	8.87	5.25	0.79		21.24		
94	8.17	2290	3.05	4.80	13.37	0.96	22.18	0.00	11.81	7.55	2.26	21.62	43.8	1534	1.28
			61.12	58.32	307.51	37.54		0.00	720.41	267.65	105.55		1558.1		
			1.53	2.40	13.37	0.96		0.00	11.81	7.55	1.13		38.75		
95	7.82	352	1.18	1.34	0.82	0.10	3.44	0.00	1.71	1.20	0.42	3.33	6.77	240	1.62
			23.65	16.28	18.86	3.91		0.00	104.31	42.54	20.17		229.72		
			0.59	0.67	0.82	0.10		0.00	1.71	1.20	0.21		5.3		
96	8.20	1604	2.30	3.46	9.30	0.63	15.69	0.00	7.20	5.70	2.26	15.16	30.85	1043	1.72
			46.09	42.02	213.90	24.63		0.00	439.20	202.07	108.55		1076.46		
			1.15	1.73	9.30	0.63		0.00	7.20	5.70	1.13		26.84		
97	8.28	1779	2.60	3.80	10.35	0.64	17.39	0.68	8.75	5.20	2.30	16.93	34.32	1096	1.34
			52.10	46.17	238.05	25.02		20.40	533.75	184.34	110.47		1210.3		
			1.30	1.90	10.35	0.64		0.34	8.75	5.20	1.15		29.63		
98	8.30	1654	2.05	3.86	9.41	0.76	16.08	0.70	7.87	5.75	1.34	15.66	31.74	1048	1.32
			41.08	46.90	216.43	29.72		21.00	480.07	203.84	64.36		1103.4		
			1.03	1.93	9.41	0.76		0.35	7.87	5.75	0.67		27.77		
99	8.21	1743	2.10	4.20	10.02	0.72	17.04	0.56	8.05	6.10	1.85	16.56	33.6	1098	1.43
			42.08	51.03	230.46	28.15		16.8	491.05	216.25	88.86		1164.68		
			1.05	2.1	10.02	0.72		0.28	8.05	6.1	0.93		29.25		

...Cuadro 16

PUNTO DE MUESTREO	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ cat.	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ ani.	Σ iones	STD	Error
			meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
			mg L ⁻¹												
			mmol L ⁻¹												
100	7.59	1039	2.42	3.08	4.22	0.34	10.06	0.00	4.17	3.50	2.11	9.78	19.84	686	1.41
			48.50	37.42	97.06	13.29		0.00	254.37	124.08	101.34		676.06		
			1.21	1.54	4.22	0.34		0.00	4.17	3.50	1.06		16.04		
101	7.71	999	2.40	2.50	4.57	0.30	9.77	0.00	3.98	3.20	2.26	9.44	19.21	639	1.72
			48.10	30.38	105.11	11.73		0.00	242.78	113.44	108.55		660.09		
			1.20	1.25	4.57	0.30		0.00	3.98	3.20	1.13		15.63		
102	7.69	957	2.30	3.55	3.04	0.38	9.27	0.00	4.65	2.40	1.98	9.03	18.3	603	1.31
			46.09	43.13	69.92	14.86		0.00	283.65	85.08	95.10		637.83		
			1.15	1.78	3.04	0.38		0.00	4.65	2.40	0.99		14.39		
103	8.26	1582	2.12	3.96	8.50	0.74	15.32	0.44	7.52	5.65	1.21	14.82	30.14	1012	1.66
			42.48	48.11	195.50	28.93		13.20	458.72	200.29	58.12		1045.35		
			1.06	1.98	8.50	0.74		0.22	7.52	5.65	0.61		26.28		
104	8.06	582	1.92	2.19	1.35	0.18	5.64	0.00	3.19	1.96	0.35	5.50	11.14	372	1.26
			38.48	26.61	31.05	7.04		0.00	194.59	69.48	16.81		384.06		
			0.96	1.10	1.35	0.18		0.00	3.19	1.96	0.18		8.92		
105	7.81	598	1.96	2.32	1.32	0.19	5.79	0.00	3.21	1.75	0.70	5.66	11.45	376	1.14
			39.28	28.19	30.36	7.43		0.00	195.81	62.04	33.62		396.73		
			0.98	1.16	1.32	0.19		0.00	3.21	1.75	0.35		8.96		
106	7.68	195	0.62	0.70	0.51	0.08	1.91	0.00	1.16	0.48	0.23	1.87	3.78	164	1.06
			12.43	8.51	11.73	3.13		0.00	70.76	17.02	11.05		134.63		
			0.31	0.35	0.51	0.08		0.00	1.16	0.48	0.12		3.01		
107	7.97	705	2.31	2.72	1.53	0.27	6.83	0.00	3.76	2.08	0.82	6.66	13.49	455	1.26
			46.29	33.05	35.19	10.56		0.00	229.36	73.74	39.82		468.01		
			1.16	1.36	1.53	0.27		0.00	3.76	2.08	0.41		10.57		

...Cuadro 16

PUNTO DE MUESTRE O	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ cat.	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ ani.	Σ iones	STD	Error
			meq L ⁻¹											mg L ⁻¹	%
			mmol L ⁻¹												
			mg L ⁻¹												
108	7.90	418	1.33	1.42	1.14	0.20	4.09	0.00	2.63	0.88	0.48	3.99	8.08	274	1.24
			26.65	17.25	26.22	7.82		0.00	160.43	31.25	23.12		292.74		
			0.67	0.71	1.14	0.20		0.00	2.63	0.88	0.24		6.47		
109	7.85	361	1.20	1.42	0.80	0.11	3.53	0.00	1.88	1.14	0.42	3.44	6.97	236	1.29
			24.05	17.25	18.40	4.30		0.00	114.68	40.41	20.17		239.26		
			0.60	0.71	0.80	0.11		0.00	1.88	1.14	0.21		5.45		
110	8.10	724	2.37	2.85	1.58	0.28	7.08	0.00	3.92	2.12	0.86	6.90	1983.	464	1.29
			47.49	34.63	36.34	10.95		0.00	239.12	75.15	41.31		484.99		
			1.19	1.43	1.58	0.28		0.00	3.92	2.12	0.43		10.95		
111	7.63	1100	2.70	5.33	2.30	0.32	10.65	0.00	4.94	3.18	2.25	10.37	21.02	705	1.33
			54.11	64.76	52.90	12.51		0.00	301.34	112.73	108.07		706.42		
			1.35	2.67	2.30	0.32		0.00	4.94	3.18	1.13		15.89		

5.2.1. DISTRIBUCIÓN DE FRECUENCIA DE LOS DATOS ANALÍTICOS.

Cuadro 17. Estadísticos descriptivos de la composición química del agua

Variables	Mínimo	Máximo	Media	Desviación
pH (unidades)	6.25	8.85	7.91	0.43
CE dS m ⁻¹	0.195	2.595	1.429	0.468
Ca ²⁺ meq L ⁻¹	0.62	3.12	2.04	0.50
Mg ²⁺ meq L ⁻¹	0.7	5.95	3.21	0.90
Na ⁺ meq L ⁻¹	0.51	17.1	7.97	3.55
K ⁺ meq L ⁻¹	0.08	1.54	0.65	0.22
Cationes meq L ⁻¹	1.91	25.13	13.87	4.54
CO ₃ ²⁻ meq L ⁻¹	0.0	1.26	0.17	0.31
HCO ₃ ⁻ meq L ⁻¹	1.16	12.87	7.08	2.25
Cl ⁻ meq L ⁻¹	0.48	9.75	4.82	1.74
SO ₄ ²⁻ meq L ⁻¹	0.18	3.02	1.44	0.61
Aniones meq L ⁻¹	1.87	24.48	13.51	4.41
Iones mg L ⁻¹	134.63	1726.7	962.64	325.90
STD mg L ⁻¹	118.00	1660.8	914.32	299.62

N= 111

5.3. SALINIDAD DE LAS AGUAS

Las mediciones de diferentes parámetros de contenidos de sales solubles en aguas y soluciones acuosas, son directamente proporcionales con respecto a la CE dSm⁻¹, STD mg L⁻¹, suma de Cationes mg L⁻¹, suma de Aniones mg L⁻¹ y suma de iones mg L⁻¹ (Jurinak y Suarez, 1990).

El agua pura es un mal conductor de la electricidad, pero cuando contiene sales disueltas o sólidos totales disueltos, puede conducirla en forma proporcional a la cantidad de sales presentes, esto es, lo que se conoce como salinidad (Coras *et al.*, 2014).

Las sustancias disueltas que contienen las aguas naturales pueden ser medidas de manera directa a través del residuo seco (STD), por otro lado, la suma de todos los iones proporciona una manera más adecuada para medir la salinidad (Pérez, 2014).

La salinidad expresada en términos de CE mostró valores entre 0.195 y 2.595 dS m^{-1} , con un promedio de 1.429 (dS m^{-1}), donde se observó una salinidad alta en la mayoría de los puntos de muestreo, estos valores se deben en gran medida a la concentración de iones derivados de la mezcla de agua con drenajes domésticos, industriales y agrícolas (Velázquez *et al.*, 2010).

En la **Figura 13** se observa una estrecha relación entre STD y la suma de iones. Esto indica que los resultados son válidos para esta investigación dado que la correlación entre ambos se acerca a uno, es decir, que $R^2 = 0.982$ y la ecuación de regresión lineal para este caso fue: iones (mg L^{-1}) = $0.999 \times \text{STD} (\text{mg L}^{-1})$.

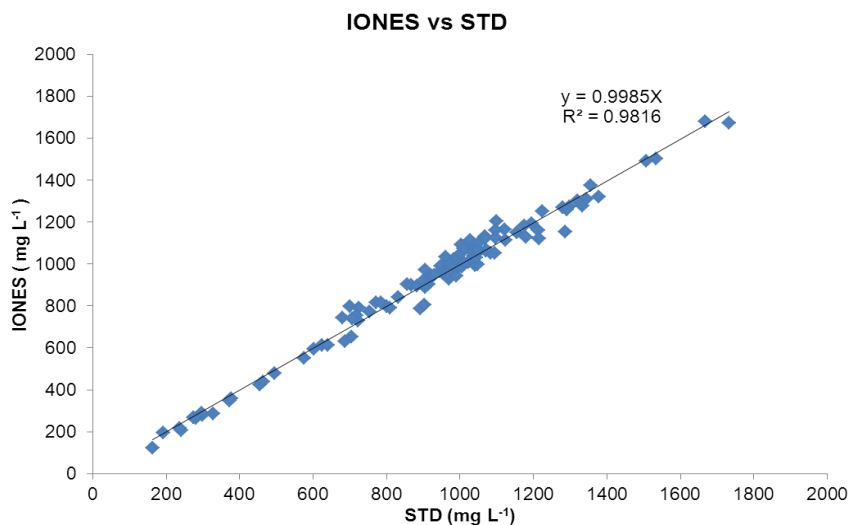


Figura 13. Diagrama de dispersión de sólidos totales disueltos y suma de iones

En la **Figura 14** se observó una estrecha relación entre la conductividad eléctrica y la suma de iones es decir, que $R^2 = 0.997$ y la ecuación de regresión lineal fue: iones (mg L^{-1}) = $649.47 \times \text{CE} (\text{dS m}^{-1})$. Se puede observar que este resultado difiere un poco a lo propuesto por Richards *et al.*, (1954): iones = $\text{CE} \times 640$. Esto indica que en las

soluciones de las aguas residuales se tienen diferentes tipos de sales. Por tal motivo, es conveniente determinar cada uno de los iones para fines de irrigación.

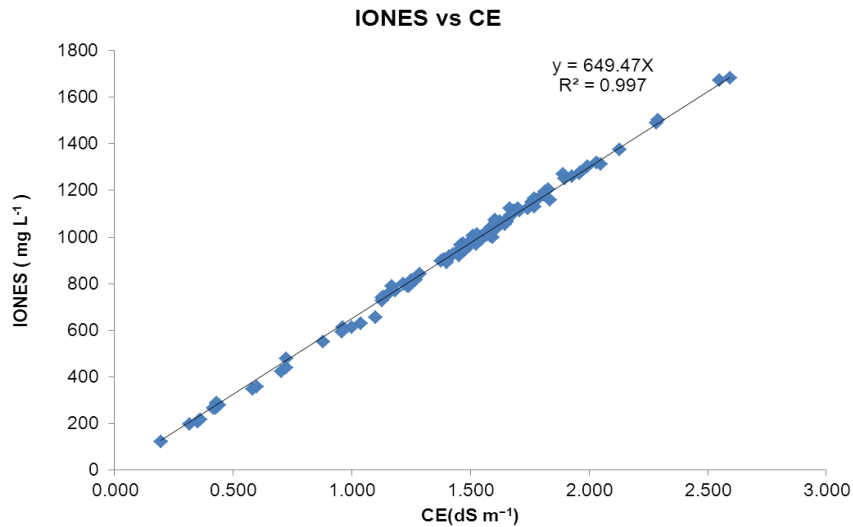


Figura 14. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y la suma de iones

En la **Figura 15** se muestra la relación entre la CE y la suma de cationes, donde se obtuvo un valor altamente significativo, es decir, $R^2 = 1$ y la ecuación de regresión lineal fue: $\text{cationes meq L}^{-1} = 9.705 \times \text{CE dS m}^{-1}$.

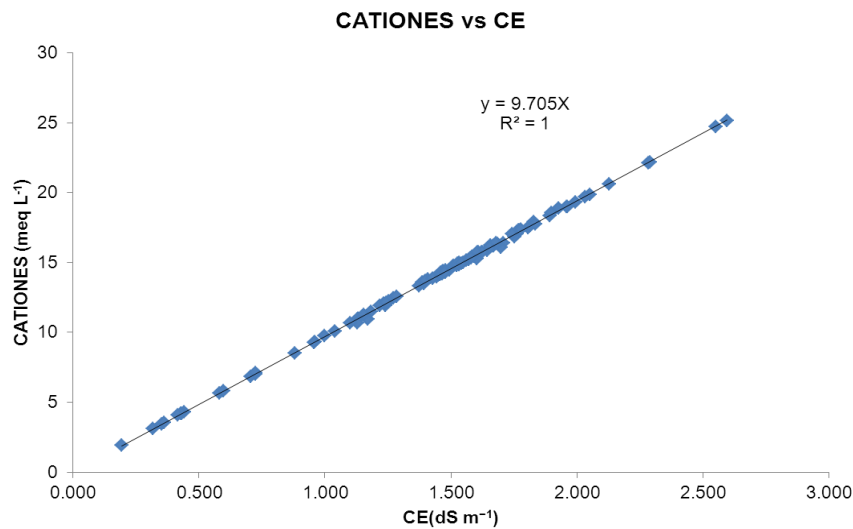


Figura 15. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y la suma de cationes.

En la **Figura 16**. Se muestra la relación de la conductividad eléctrica y la suma de aniones, en la cual se observa una correlación significativa, es decir, $R^2 = 0.999$ y la ecuación de regresión lineal fue: suma de aniones $\text{meq L}^{-1} = 9.450 \times \text{CE dS m}^{-1}$.

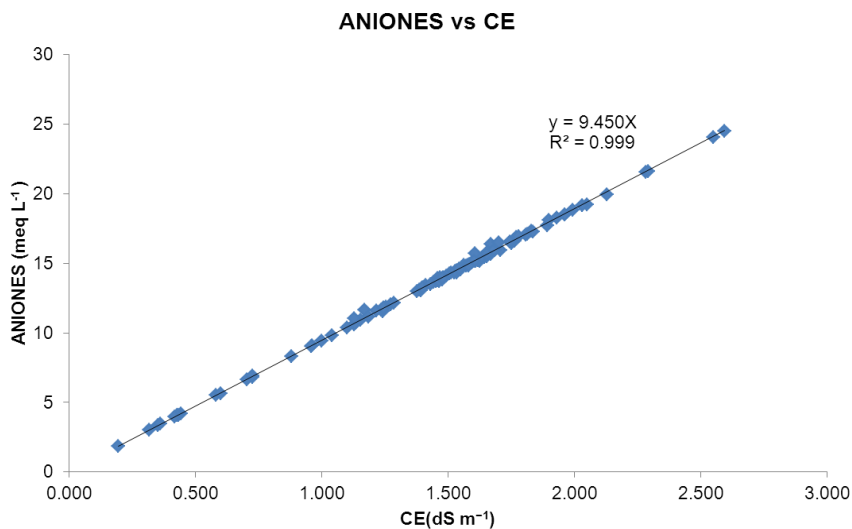


Figura 16. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y la suma de aniones.

Las dos ecuaciones señalan la relación funcional de cationes-conductividad eléctrica y aniones-conductividad eléctrica, las cuales son válidas para el grupo de datos obtenidos y de igual manera indican que los resultados son correctos.

En la **Figura 17**. Se muestra la relación entre la CE y STD fue altamente significativa, es decir, $R^2 = 0.984$ y la ecuación de regresión lineal fue: $\text{STD mg L}^{-1} = 649.41 \times \text{CE dS m}^{-1}$, con estos resultados se observa la estrecha relación entre ambas variables.

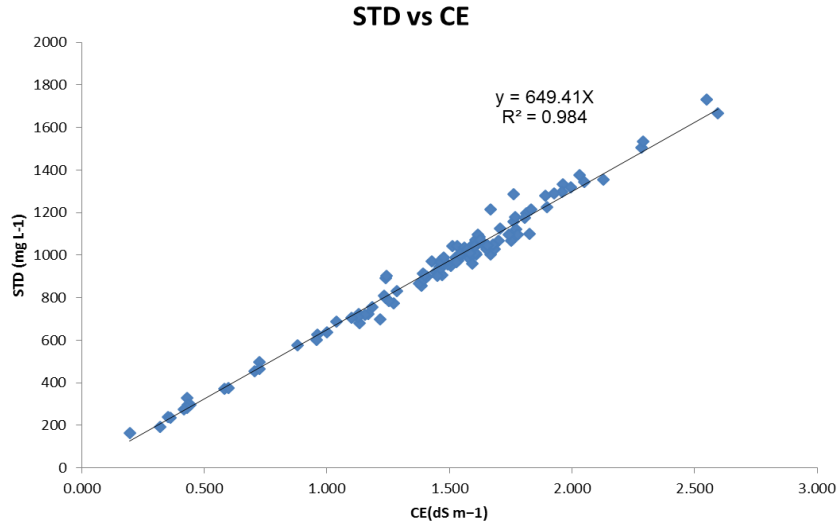


Figura 17. Diagrama de dispersión de la conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos

Para lograr una comparación aceptable de los resultados medidos experimentalmente se estimó la concentración de los iones mediante la ecuación propuesta por Richards *et al.*, (1954), es decir, iones = $CE \times 640$, obteniendo un coeficiente de determinación $R^2 = 0.984$ y la ecuación de regresión lineal fue: iones medidos $mg L^{-1} = 1.015 \times$ iones estimados $mg L^{-1}$. Se observa una tendencia lineal (**Figura 18**) y podemos decir que obtener una estimación de la concentración de iones es confiable. Sin embargo, el inconveniente que existe en esta estimación radica en que se desconoce el tipo y la concentración de iones presentes en el agua, por ello, la estimación no debe sustituir la medición del dato experimental (Pérez, 2014).

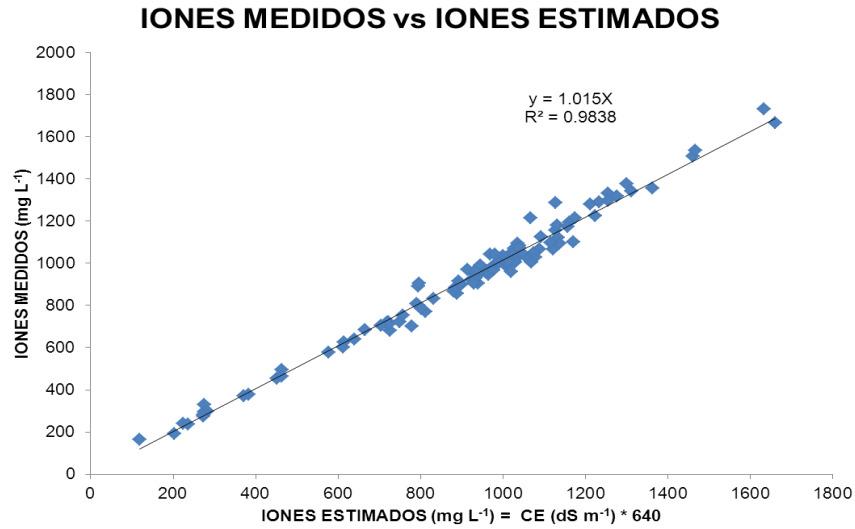


Figura 18. Diagrama de dispersión de iones estimados e iones medidos

En este trabajo, las ecuaciones de regresión lineal son válidas únicamente para el conjunto de datos analizados y para las variables que se ingresaron en los diagramas de dispersión. Por tal motivo estos valores de regresión no deben generalizarse para todas las aguas ya que existirán variaciones de acuerdo con los resultados medidos y, no deben sustituir la medición de cationes y aniones, estas sin embargo, son útiles como comprobación de los resultados.

El análisis estadístico que se realizó para la obtención de los resultados anteriores, fue para conocer la relación entre las variables medidas, de lo cual se obtiene que la concentración total de iones, cationes y aniones está en función de la CE, y a su vez la CE está en función de la concentración total de sales disueltas o electrolitos y por tal causa la CE ha sido tomada como base para estimar la salinidad de las aguas.

Entender el vínculo entre estas variables ayudó a percibir cierta regularidad y generalizar su comportamiento, y en este sentido, y con los datos experimentales de las variables físico-químicas de las muestras de agua obtenidos, se estimó la CE a partir de factores de conductividad eléctrica de la concentración total de iones (meq L⁻¹ y mg L⁻¹) más comunes en las aguas naturales propuestos por APHA (1998). En las

Figuras 19a y **19b** se observan los diagramas de dispersión de la correlación entre la CE medida y la CE estimada a partir de la concentración iónica.

En la **Figura 19a** se obtuvo un coeficiente de correlación $R^2 = 0.999$ y la ecuación de regresión lineal fue: CE (dS m^{-1}) estimada con \sum iones (meq L^{-1}) = CE (dS m^{-1}) medida $\times 1.0412$, y en la **Figura 19b** se obtuvo un coeficiente de correlación $R^2 = 0.999$ y la ecuación de regresión lineal fue: CE (dS m^{-1}) estimada con \sum iones (mg L^{-1}) = CE (dS m^{-1}) medida $\times 1.0417$, y ambas ecuaciones muestran que la CE estimada tiene un valor aproximado al de la CE medida, por tal razón, se puede deducir que la CE es un buen estimador de la salinidad del agua de riego, haciendo posible la comparación con la concentración total de iones.

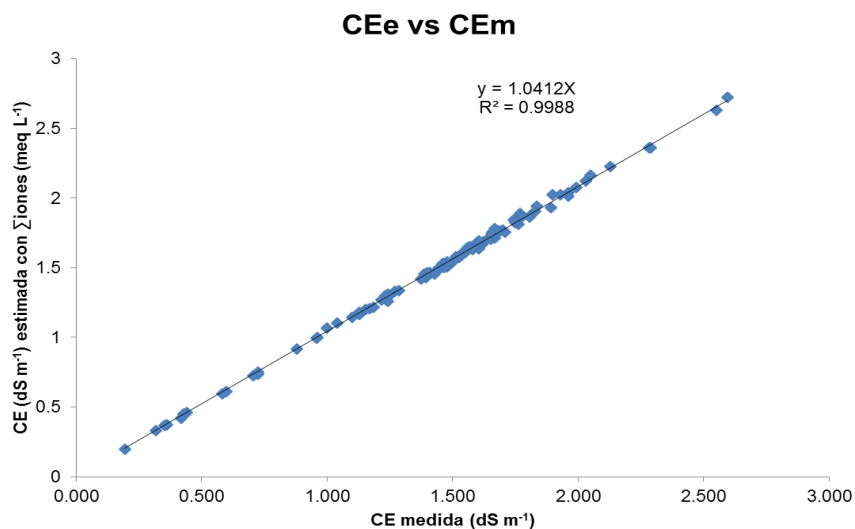


Figura 19a. Relación entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica estimada

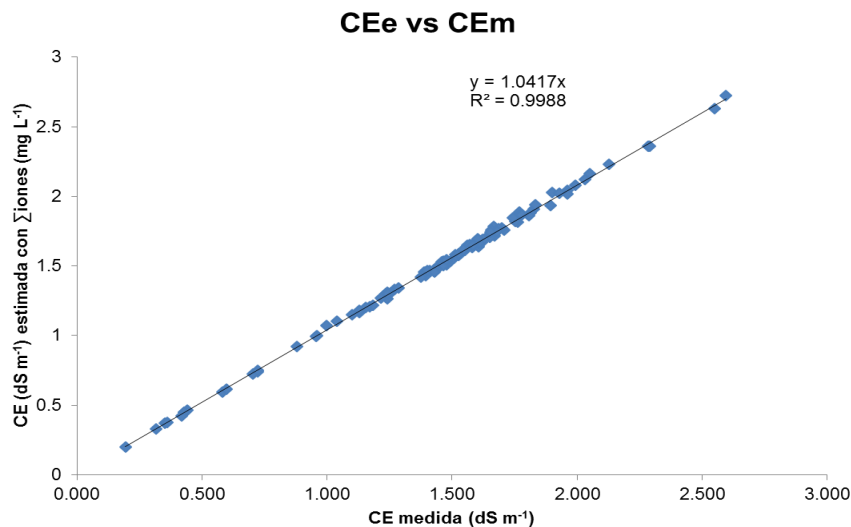


Figura 19b. Relación entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica estimada

5.4. PRESIÓN OSMÓTICA

La presión osmótica es una de las propiedades coligativas de las soluciones salinas, es decir, que depende únicamente del número de moles de soluto que estén presentes en una cantidad dada de disolvente (Ríos, 2009).

La existencia de sales en los suelos, ya sea proveniente de fertilizantes o componentes naturales, son un factor a considerar en la absorción del agua por las raíces. Las sales disueltas crean un potencial osmótico que tiende a retener el agua donde las sales se encuentran, provocando en ocasiones el marchitamiento de la planta (Cuellar, 2014).

En la **Figura 20** se muestra la relación de la presión osmótica (PO) con respecto a la conductividad eléctrica (CE), la cual es muy útil en la práctica agrícola, permite conocer la tolerancia de los cultivos a las condiciones de salinidad (Sánchez *et al.*, 2003; Flores *et al.*, 2005; Donoso y Latorre, 2006).

En esta relación se obtuvo un coeficiente de correlación $R^2 = 0.993$ y la ecuación de regresión lineal fue: presión osmótica (atm) = $0.412 \times CE$ ($dS\ m^{-1}$).

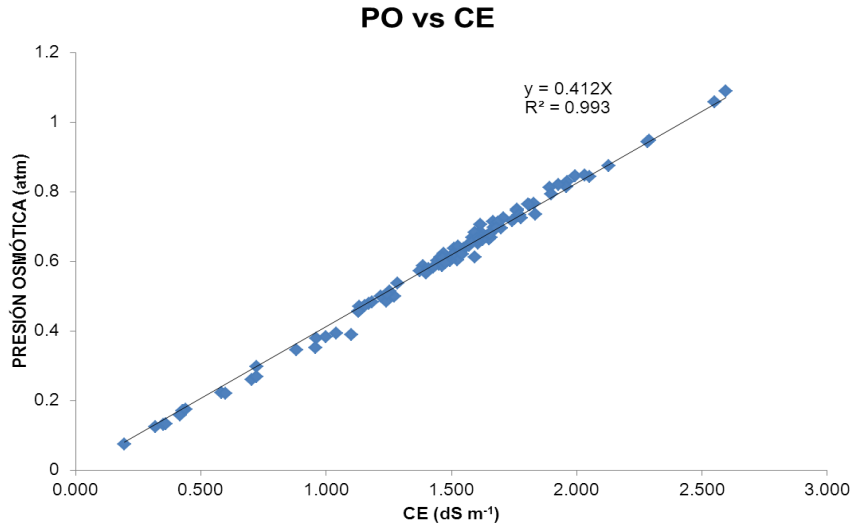


Figura 20. Relación entre la conductividad eléctrica y la presión osmótica

Para lograr una comparación aceptable de los resultados medidos experimentalmente se estimó la presión osmótica mediante la ecuación propuesta por Richards *et al.*, (1954), es decir, $PO = CE (dS m^{-1}) \times 0.36$, obteniendo un coeficiente de determinación $R^2 = 0.992$ y la ecuación de regresión lineal fue: $PO \text{ atm estimada} = 0.872 \times PO \text{ atm calculada}$. Se observa una tendencia lineal y podemos decir que obtener una estimación de la concentración de iones es confiable (**Figura 21**).

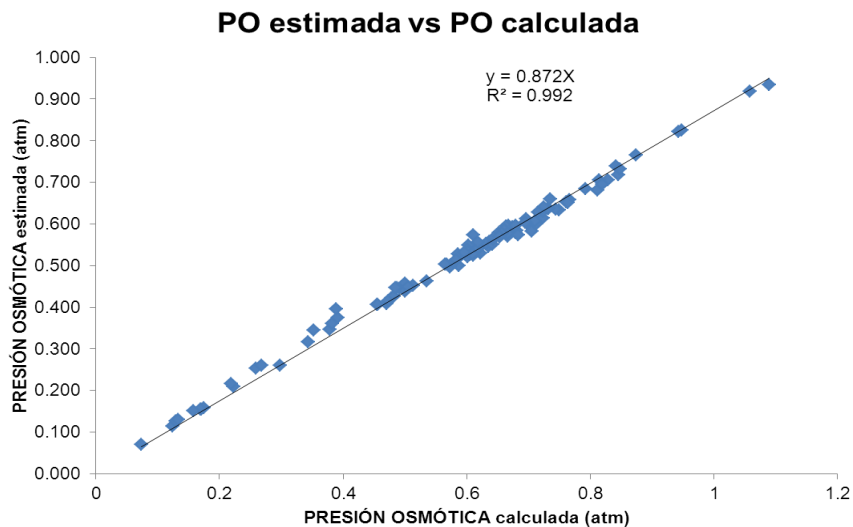


Figura 21. Relación entre presión osmótica calculada y presión osmótica estimada

5.5. CLASIFICACIÓN DEL AGUA EN RELACIÓN AL RIEGO AGRÍCOLA

En el **Cuadro 18** se muestran los indicadores de salinidad y sodicidad, considerando la clasificación propuesta por Richards *et al.*, (1954) y Ayers y Westcot (1987), donde establecen una clasificación específica de acuerdo a los valores obtenidos de CE en cuanto a la clasificación.

Cuadro 18. Indicadores de calidad del agua en relación al riego agrícola

Muestra	CE	SE	SP	RAS	RAS ^o	RAS aj.	CSR	pHc	IS	RAS-CE
	dS m ⁻¹	meq L ⁻¹								Clasificación
1	1.478	9.01	5.48	5.086	6.039	10.621	2.67	7.31	0.62	C3-S1
2	0.724	4.31	2.51	3.417	3.587	5.203	1.32	7.88	0.10	C2-S1
3	1.761	12.42	7.69	7.494	8.814	15.291	3.34	7.36	0.74	C3-S2
4	1.708	11.69	6.90	7.052	8.022	13.920	3.65	7.43	0.96	C3-S2
5	1.512	9.44	5.71	4.830	5.687	10.115	2.80	7.31	0.76	C3-S1
6	1.669	10.96	6.31	6.295	7.331	13.046	3.42	7.33	-0.14	C3-S2
7	1.623	11.12	6.68	6.798	7.943	13.653	3.12	7.39	0.61	C3-S2
8	1.460	9.48	5.73	5.655	6.584	11.299	2.56	7.40	0.55	C3-S2
9	1.133	7.27	4.36	4.933	5.462	8.726	2.08	7.63	-0.75	C3-S1
10	1.892	14.02	6.87	8.961	10.623	18.536	5.83	7.33	0.66	C3-S2
11	1.828	11.88	7.10	6.328	7.554	13.799	3.33	7.22	-0.30	C3-S2
12	1.813	11.96	7.13	6.544	7.574	13.685	3.60	7.31	0.78	C3-S2
13	1.962	13.22	8.15	7.265	8.677	15.745	3.83	7.23	-0.03	C3-S2
14	1.762	11.26	6.82	6.078	7.183	13.119	3.63	7.24	0.37	C3-S2
15	1.769	11.20	7.21	5.921	6.661	12.129	2.90	7.35	0.98	C3-S2
16	1.806	11.89	7.19	6.592	7.641	13.831	3.74	7.30	0.40	C3-S2
17	1.834	11.46	7.38	5.972	6.523	11.790	3.07	7.43	0.84	C3-S2
18	1.469	9.37	5.83	5.426	6.138	10.613	2.74	7.44	0.08	C3-S2
19	1.444	8.88	5.97	5.129	5.730	9.822	2.09	7.48	-0.37	C3-S1
20	1.609	10.52	6.24	6.035	7.113	12.613	3.16	7.31	-0.33	C3-S2
21	1.458	9.07	6.05	5.274	5.856	10.005	2.26	7.50	-0.48	C3-S1
22	0.318	1.46	1.29	0.970	0.891	0.919	-0.35	8.45	-0.73	C2-S1
23	1.387	9.31	5.89	5.893	6.667	11.204	2.48	7.50	0.08	C3-S2
24	1.583	10.33	6.12	6.005	7.079	12.483	3.18	7.32	0.59	C3-S2
25	1.451	7.62	5.69	3.837	4.548	8.219	1.18	7.26	0.23	C3-S1
26	1.608	10.52	6.41	6.065	7.181	12.699	3.07	7.31	0.34	C3-S2
27	0.430	1.98	1.42	1.326	1.302	1.651	0.22	8.15	-0.69	C2-S1
28	0.441	2.14	1.82	1.688	1.617	1.818	-0.13	8.32	-0.50	C2-S1
29	2.551	17.10	9.03	8.500	9.827	19.510	6.13	7.10	1.19	C4-S3
30	1.533	9.14	5.99	4.941	5.590	10.014	1.93	7.37	0.56	C3-S1
31	1.579	9.74	6.20	5.421	6.239	11.137	2.43	7.35	0.27	C3-S2

...Cuadro 18

Muestra	CE	SE	SP	RAS	RAS ⁰	RAS aj.	CSR	pHc	IS	RAS-CE
	dS m ⁻¹	meq L ⁻¹								Clasificación
32	1.525	7.67	5.79	3.715	4.211	7.803	0.55	7.30	0.75	C3-S1
33	1.394	8.45	5.20	4.896	5.799	9.927	2.22	7.37	0.21	C3-S1
34	1.507	8.94	5.55	4.862	5.458	9.864	2.16	7.37	0.51	C3-S1
35	1.594	7.14	6.47	3.210	3.496	6.451	-1.09	7.39	0.00	C3-S1
36	1.170	6.26	3.91	3.725	4.169	7.156	2.52	7.48	0.67	C3-S1
37	1.128	6.32	4.23	3.693	4.084	6.764	1.15	7.57	0.37	C3-S1
38	1.184	6.77	4.27	3.973	4.539	7.681	1.60	7.47	-0.76	C3-S1
39	1.550	9.91	6.14	5.755	6.590	11.495	2.34	7.40	0.37	C3-S2
40	1.241	6.82	4.44	3.978	4.306	7.141	1.06	7.60	0.45	C3-S1
41	1.234	6.87	4.96	3.938	4.344	7.275	0.43	7.55	0.18	C3-S1
42	1.241	7.00	4.85	4.103	4.513	7.502	0.60	7.57	0.68	C3-S1
43	1.271	6.68	4.86	3.627	4.034	6.949	0.27	7.48	0.32	C3-S1
44	0.431	1.87	1.28	1.156	1.147	1.496	0.26	8.11	-0.22	C2-S1
45	1.154	6.89	4.43	4.187	4.629	7.592	1.48	7.59	0.19	C3-S1
46	1.668	11.40	6.51	6.859	7.658	13.389	4.48	7.45	1.12	C3-S2
47	1.217	7.10	4.69	4.144	4.615	7.761	1.47	7.53	-0.50	C3-S1
48	1.645	10.63	6.28	6.115	7.079	12.536	3.16	7.35	0.92	C3-S2
49	1.533	9.80	5.94	5.714	6.622	11.571	2.51	7.38	0.30	C3-S2
50	1.658	9.91	6.61	5.189	5.773	10.375	1.37	7.40	0.72	C3-S2
51	1.376	8.63	5.25	5.199	6.077	10.372	2.48	7.41	0.26	C3-S1
52	1.494	7.87	5.22	3.996	4.502	8.236	1.76	7.34	0.83	C3-S1
53	2.128	14.19	8.02	7.390	8.202	15.304	4.39	7.33	1.10	C3-S2
54	1.527	9.93	5.73	5.705	6.601	11.600	3.07	7.37	0.43	C3-S2
55	1.128	5.75	4.54	3.252	3.566	5.970	0.95	7.56	0.28	C3-S1
56	2.051	13.71	8.33	7.328	8.111	14.723	3.60	7.39	1.11	C3-S2
57	1.752	11.75	6.68	6.878	7.330	12.393	3.97	7.60	0.97	C3-S2
58	1.899	13.42	7.30	7.914	8.145	13.378	4.56	7.71	1.14	C3-S2
59	1.594	10.84	6.45	6.772	7.273	12.069	3.08	7.62	0.49	C3-S2
60	1.286	7.98	5.15	4.879	5.400	8.975	1.88	7.56	0.12	C3-S1
61	1.253	7.40	4.91	4.335	4.803	8.050	1.41	7.54	-0.38	C3-S1
62	1.771	11.62	6.81	6.510	6.961	12.043	3.25	7.55	0.85	C3-S2

...Cuadro 18

Muestra	CE dS m ⁻¹	SE	SP	RAS	RAS ⁰	RAS aj.	CSR	pHc	IS	RAS-CE Clasificación
63	1.396	7.75	5.48	4.140	4.768	8.442	1.14	7.36	0.74	C3-S1
64	1.606	10.03	5.88	5.699	5.892	9.319	2.77	7.76	0.95	C3-S2
65	1.410	7.79	5.52	4.111	4.610	8.186	1.35	7.41	0.74	C3-S1
66	1.244	6.66	4.86	3.561	4.005	6.930	0.93	7.45	0.43	C3-S1
67	1.960	12.13	7.67	6.241	7.117	13.405	3.20	7.25	0.91	C3-S2
68	0.428	1.78	1.44	0.410	0.414	0.587	-0.80	7.97	-1.72	C2-S1
69	1.652	10.01	6.47	5.387	6.064	10.943	2.18	7.37	0.73	C3-S2
70	1.994	14.21	8.44	8.567	10.050	17.814	4.29	7.32	0.92	C3-S2
71	1.929	13.38	8.27	7.690	8.913	15.960	3.64	7.32	0.88	C3-S2
72	1.700	10.10	6.84	5.369	6.053	10.951	2.59	7.36	0.64	C3-S2
73	1.400	7.70	5.09	4.076	4.628	8.276	1.62	7.37	0.93	C3-S1
74	1.685	12.42	6.55	8.379	8.966	14.458	4.57	7.67	0.63	C3-S2
75	1.464	8.58	5.44	4.745	5.206	9.012	1.84	7.50	0.90	C3-S1
76	1.429	7.74	5.15	4.071	4.628	8.353	1.80	7.35	0.90	C3-S1
77	1.479	8.55	5.14	4.578	5.070	9.071	2.38	7.42	0.88	C3-S1
78	2.595	17.93	10.96	9.012	10.174	19.587	5.12	7.23	1.07	C4-S3
79	1.678	10.38	6.52	5.552	6.341	11.524	2.47	7.32	-0.11	C3-S2
80	1.468	9.08	5.46	5.201	6.146	10.756	2.40	7.33	0.77	C3-S2
81	1.465	9.54	5.52	5.843	6.766	11.556	2.87	7.42	0.83	C3-S2
82	1.562	9.65	6.67	5.413	6.104	10.712	1.73	7.42	0.59	C3-S2
83	2.031	13.57	8.62	7.324	8.372	15.299	3.34	7.31	0.66	C3-S2
84	0.880	4.17	3.53	2.099	2.277	3.665	-0.30	7.65	0.45	C3-S1
85	1.477	8.64	5.65	4.767	5.618	9.897	1.73	7.32	0.88	C3-S1
86	1.571	9.91	6.81	5.676	6.369	11.064	1.70	7.45	0.65	C3-S2
87	1.606	9.67	5.60	5.196	5.840	10.614	2.93	7.36	0.74	C3-S2
88	1.617	9.66	5.60	5.150	5.770	10.483	2.84	7.36	0.84	C3-S2
89	1.626	9.93	6.11	5.317	5.970	10.694	2.25	7.39	0.78	C3-S2
90	0.961	4.45	3.53	2.386	2.549	4.124	0.28	7.67	0.53	C3-S1
91	1.544	8.87	5.90	4.720	5.188	9.228	1.65	7.44	0.76	C3-S1
92	2.284	14.35	8.83	6.844	8.073	15.690	3.72	7.11	1.04	C4-S2
93	1.605	9.38	6.04	5.100	5.841	10.665	2.97	7.31	0.56	C3-S2

...Cuadro 18

Muestra	CE dS m ⁻¹	SE	SP	RAS	RAS ⁰	RAS aj.	CSR	pHc	IS	RAS-CE Clasificación
_____meq L ⁻¹ _____										
94	2.290	14.33	8.68	6.749	7.921	15.483	3.96	7.11	1.06	C4-S2
95	0.352	1.73	1.41	0.731	0.683	0.888	-0.81	8.18	-0.36	C2-S1
96	1.604	9.93	6.83	5.480	6.193	10.947	1.44	7.40	0.80	C3-S2
97	1.779	10.99	6.35	5.786	6.688	12.384	3.03	7.26	1.02	C3-S2
98	1.654	10.17	6.42	5.474	6.089	10.961	2.66	7.40	0.90	C3-S2
99	1.743	10.74	7.03	5.646	6.265	11.359	2.31	7.39	0.82	C3-S2
100	1.039	5.89	4.56	2.545	2.801	4.654	-1.33	7.57	0.02	C3-S1
101	0.999	5.79	4.33	2.920	3.248	5.279	-0.92	7.59	0.11	C3-S1
102	0.957	4.62	3.39	1.778	1.950	3.310	-1.20	7.54	0.15	C3-S1
103	1.582	9.24	6.26	4.875	5.414	9.732	1.88	7.40	0.86	C3-S1
104	0.582	2.45	2.14	0.942	0.999	1.566	-0.92	7.74	0.32	C2-S1
105	0.598	2.58	2.10	0.902	0.953	1.509	-1.07	7.73	0.08	C2-S1
106	0.195	0.75	0.60	0.628	0.523	0.502	-0.16	8.60	-0.92	C1-S1
107	0.705	3.07	2.49	0.965	1.051	1.736	-1.27	7.60	0.37	C2-S1
108	0.418	1.46	1.12	0.972	0.994	1.403	-0.12	7.96	-0.06	C2-S1
109	0.361	1.65	1.35	0.699	0.673	0.882	-0.74	8.14	-0.28	C2-S1
110	0.724	3.16	2.55	0.978	1.076	1.785	-1.30	7.57	0.53	C2-S1
111	1.100	5.71	4.305	1.148	1.253	2.232	-3.09	7.46	0.18	C3-S1

En el **Cuadro 19** se observa que los valores de RAS se encuentran entre 0.410 y 9.012, lo que indica valores de sodicidad bajos, medios y altos. La relación RAS-CE sugiere que no puede usarse en donde exista drenaje deficiente y el sodio representa un peligro considerable, especialmente en suelos con alta capacidad de intercambio de cationes, en un 46.85% de las muestras.

Cuadro 19. Estadísticos descriptivos de las variables de salinidad y sodicidad

Variable	Mínimo	Máximo	Media	Desviación
CE (dS m ⁻¹)	0.195	2.595	1.429	0.468
SE meq L ⁻¹	0.75	17.93	8.75	3.502
SP meq L ⁻¹	0.60	10.96	5.54	1.924
RAS meq L ⁻¹	0.410	9.012	4.834	2.024
RAS ⁰ meq L ⁻¹	0.414	10.623	5.462	2.356
RAS aj. meq L ⁻¹	0.502	19.587	9.594	4.391
CSR meq L ⁻¹	-3.09	6.13	2.00	1.679
pHc	7.10	8.60	7.49	0.260
IS	-1.72	1.19	0.42	0.532

N= 111

En el **Cuadro 20** se muestra la clasificación del agua de acuerdo con los valores de CE, basada en los criterios propuestos por Richard *et al.*, (1954), en el cual se observó que el 83.79% de las muestras arroja una salinidad alta, es decir, en caso de un drenaje deficiente en el suelo no debe usarse este tipo de agua.

Cuadro 20. Clasificación de agua de acuerdo a los valores de CE.

Valores de CE (dS m ⁻¹)	Clasificación del agua	Número de muestras	Porcentaje %
C1	Salinidad baja	1	0.90
C2	Salinidad media	13	11.71
C3	Salinidad alta	93	83.79
C4	Salinidad muy alta	4	3.60
Total		111	100

En el **Cuadro 21** se muestra el grado de restricción de uso de agua de acuerdo a la CE, propuesto por Ayers y Westcot (1987), en el cual se observa que no hay restricción de uso en un 9.91% del total de las muestras analizadas

Cuadro 21. Distribución de la CE de acuerdo a las restricciones propuestas por Ayers y Westcot (1987).

Valores de CE (dS m ⁻¹)	Grado de restricción	Número de muestras	Porcentaje %
< 0.7	Ninguno	11	9.91
0.7-3.0	Ligero	100	90.09
> 3.0	Severo	---	---
Total		111	100

5.5.1. ÍNDICES DE SALINIDAD (SE y SP)

En el **Cuadro 22** se muestra la clasificación del agua por salinidad efectiva, donde se puede observar que el 72.07% de las muestras están condicionadas para uso en riego agrícola.

Cuadro 22. Clasificación del agua de acuerdo a la salinidad efectiva

Valores de SE (meq L ⁻¹)	Clasificación	Número de muestras	Porcentaje %
< 7.0	Buena	29	26.13
7.0-15.0	Condicionada	80	72.07
> 15.0	No recomendable	2	1.80
Total		111	

En el **Cuadro 23** se muestra la clasificación del agua por salinidad potencial, donde se puede observar que el uso del 87.39% de las muestras están condicionadas para el riego agrícola.

Cuadro 23. Clasificación del agua de acuerdo a la salinidad potencial.

Valores de SP (meq L ⁻¹)	Clasificación	Número de muestras	Porcentaje %
< 3.0	Buena	14	12.61
3.0-15.0	Condicionada	97	87.39
> 15.0	No recomendable	---	---
Total		111	100

5.5.2. ÍNDICES DE SODICIDAD (RAS, RASaj. y RAS⁰).

La proporción de sodio retenido en el complejo de intercambio catiónico del suelo, conocido como sodificación se debe en gran medida a la utilización de aguas con una calidad deficiente (aguas residuales) (Rengasamy, 2006; Heidarpour *et al.*, 2007), como es el caso de este trabajo donde predominan las sales de sodio en diferentes proporciones.

La clasificación de las aguas con respecto al peligro de Na⁺, se hace con relación al grado probable en el que el suelo adsorberá el Na⁺ del agua de la solución del suelo. En trabajos de investigación se encontró que el RAS de las aguas de riego está altamente correlacionado con el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) que se encuentra localizado en los sitios de intercambio, cuando el suelo está en equilibrio con el agua de riego (Parker y Suárez, 1990). Por lo que, a la relación de adsorción de sodio (RAS) se refiere, ésta se puede utilizar como un valor aproximado de la sodicidad después de cada riego (Hussein y Rabenhorst, 2001).

La existencia de un equilibrio entre el agua de riego y la solución del suelo es una consideración aproximada en la mayoría de las situaciones. Las variaciones de la concentración de iones de Ca²⁺ en las soluciones de los suelos debido a la precipitación o solubilización de los carbonatos son tomados en cuenta por la relación de adsorción de sodio ajustado (RAS aj.) y por la relación de adsorción de sodio corregido (RAS⁰).

En el **Cuadro 24** se muestra la clasificación de los diferentes puntos de muestreo en base a las diferentes conceptualizaciones del RAS, donde se puede observar que en un RAS normal el 49.8% de las muestras de agua tiene una clasificación S1, es decir, que se tienen aguas bajas en sodio con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos o tóxicos de sodio intercambiable y sólo un 1.80% de las muestras puede presentar niveles tóxicos de sodio intercambiable si se utilizan para riego.

Para un equilibrio esperado entre el agua de riego y la solución del suelo se ajusta la concentración de Ca^{2+} , del agua de riego, que incluye los efectos del CO_3^{2-} , HCO_3^- y salinidad sobre dicho catión (Ayers y Westcot, 1987), se obtuvo un RAS^0 donde el 56.76% de las muestras de agua tiene una clasificación de S2, es decir, la concentración de sodio que presentan es moderada y solo pueden usarse en suelos de textura gruesa o con buena permeabilidad, y solo un 3.60% de las muestras se clasifico como S3, es decir, que este tipo de agua es peligrosa para el riego, pudiendo producir toxicidad por el sodio intercambiable en la mayoría de los suelos.

En el caso del RAS aj., en el cual se considera la precipitación del Ca^{2+} , se observa que el 37.84% de las muestras de agua tiene una clasificación de S3, es decir, que este tipo de aguas son peligrosas para el riego pudiendo provocar toxicidad, en la mayoría de los suelos, por la alta concentración de sodio intercambiable presente, y un 10.81% de las muestras se clasifico como tipo S4 lo que significa que estas aguas son inadecuadas para el riego.

Cuadro 24. Clasificación de los puntos de muestreo de acuerdo al RAS.

Valores de Sodicidad	Clasificación el agua	RAS		RAS ⁰		RAS aj.	
		Número de muestras	Porcentaje	Número de muestras	Porcentaje	Número de muestras	Porcentaje
			%		%		%
S1	Puede usarse en la mayoría de los suelos	55	49.55	44	39.64	20	18.02
S2	Sólo pueden usarse en suelos de textura gruesa o con buena permeabilidad	54	48.65	63	56.76	37	33.33
S3	Puede producir niveles tóxicos de sodio Intercambiable	2	1.80	4	3.60	42	37.84
S4	Es inadecuada para riego	-	-	-	-	12	10.81
TOTAL		111	100	111	100	111	100

En la **Figuras 22** se muestran los diagramas de clasificación de agua en relación a la adsorción de sodio expresada en RAS, RASaj. y RAS⁰, de acuerdo a lo propuesto por Richards *et al.*, (1954). Y puede observarse que la relación entre RAS y RAS⁰ es 1.134, mientras que la relación entre RAS y RASaj. es 2.008; $RAS^0 = 1.134 \times RAS$ y $RAS\ aj. = 2.008 \times RAS$.

De esto se puede inferir que el RAS y RAS⁰ no presentan diferencias debido a la concentración de iones, en cambio para el RAS aj. se observó una concentración de iones superior, revelando un efecto adverso en la solución del suelo posterior al riego. Velázquez *et al.*, 2002 señalaron que en aguas bicarbonatadas, el Ca²⁺ modifica los valores de RAS debido a los procesos de hidrolisis y precipitación de Ca²⁺, debido a esto, concluyeron que el RAS⁰ ofrece una mejor evaluación de los valores de adsorción de sodio.

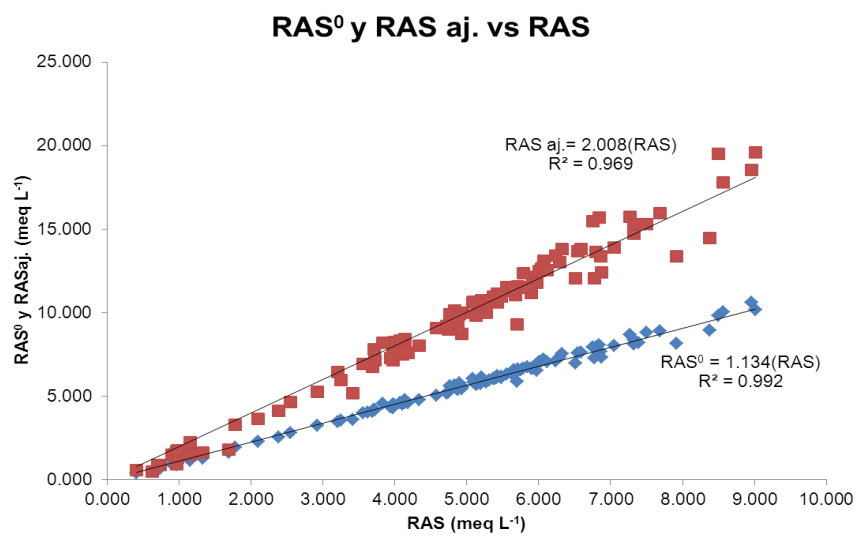


Figura 22. Diagrama de dispersión de las variables de adsorción de sodio.

En las **Figuras 23a, 23b y 23c** se muestra la clasificación del agua de acuerdo con la CE y la Relación de Adsorción de Sodio (RAS).

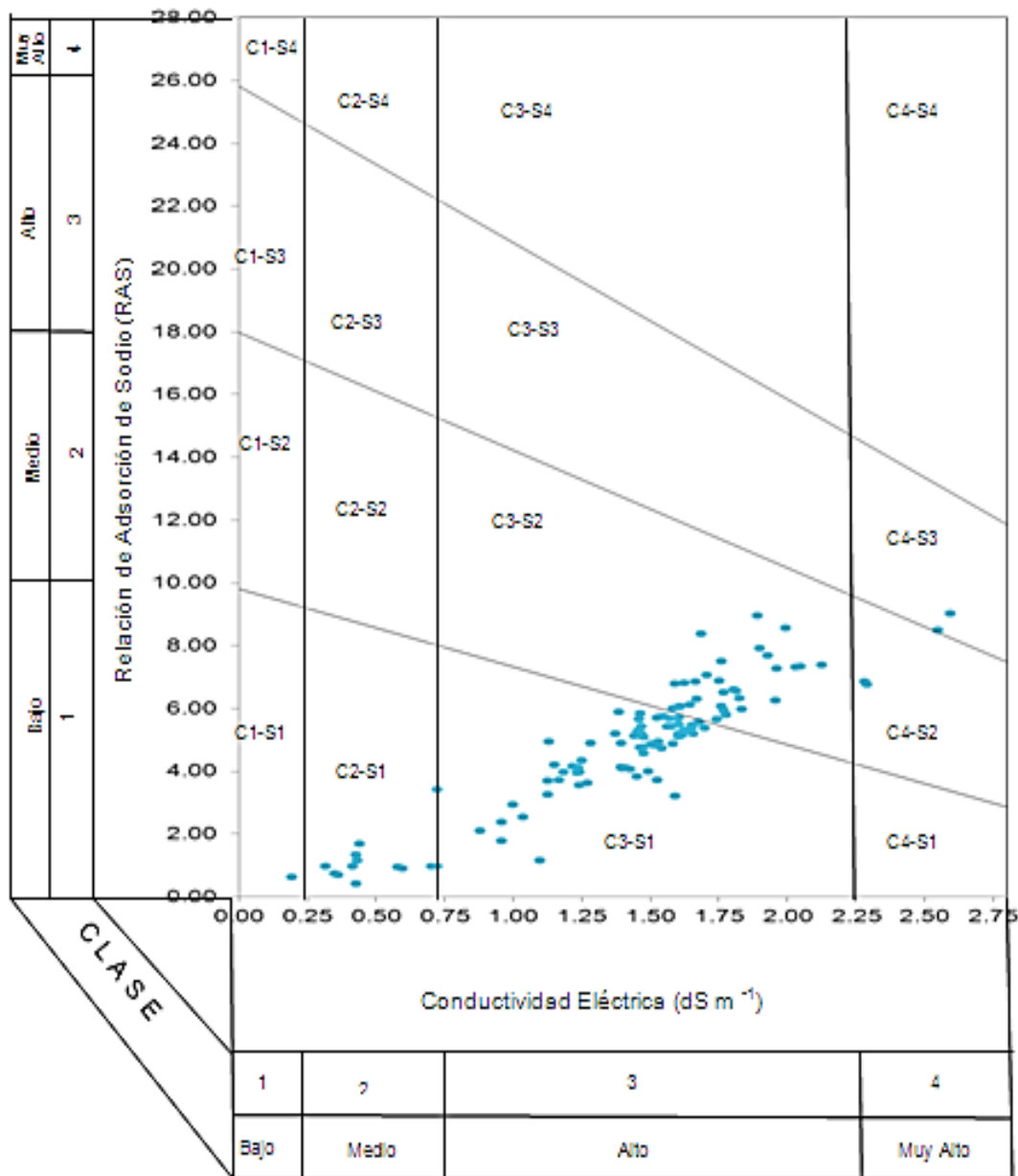


Figura 23a. Clasificación del agua de acuerdo a la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio

Adaptado de Richards *et al.*, (1954)

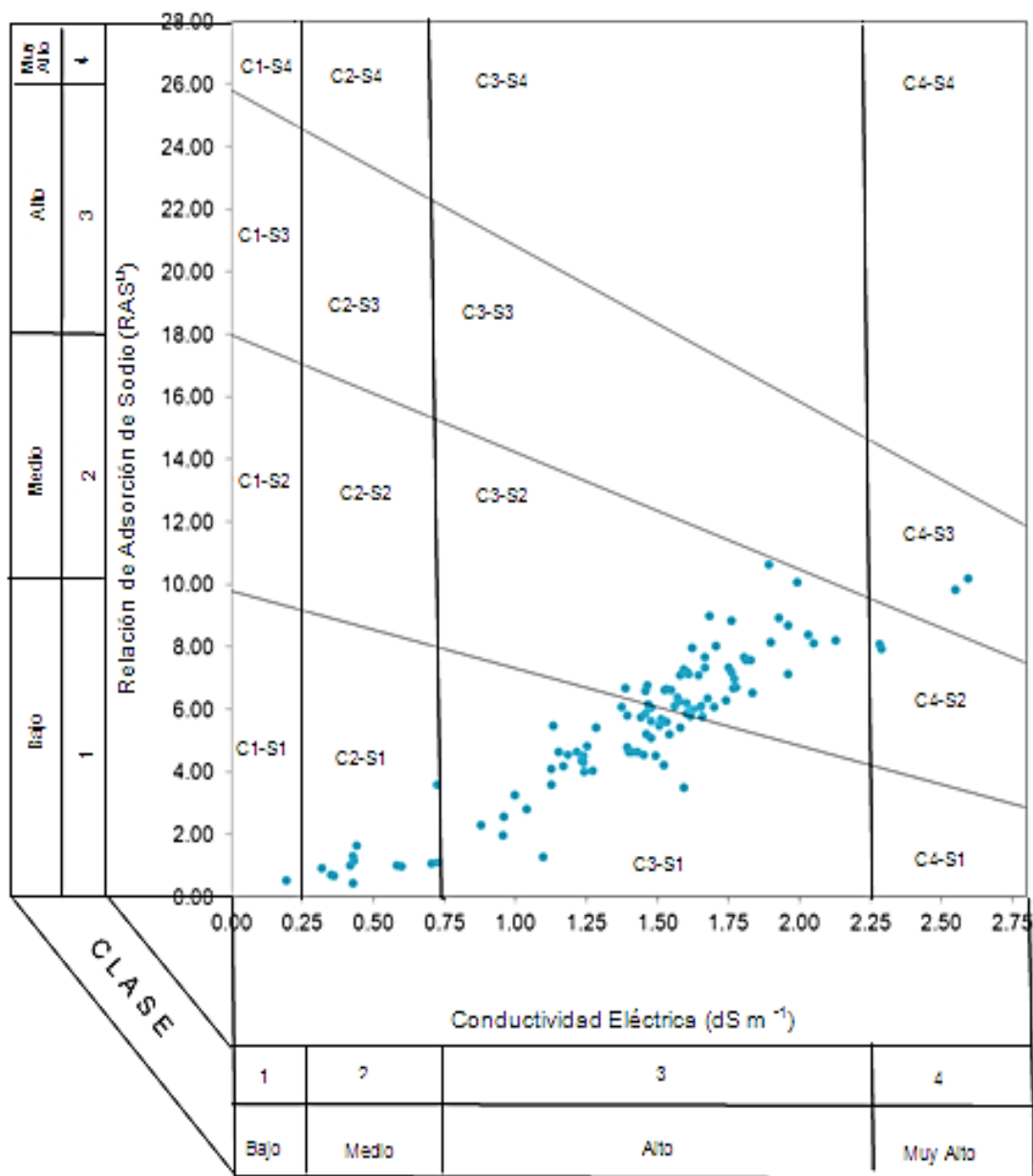


Figura 23b. Clasificación del agua de acuerdo a la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio corregida.

Adaptado de Richards *et al.*, (1954)

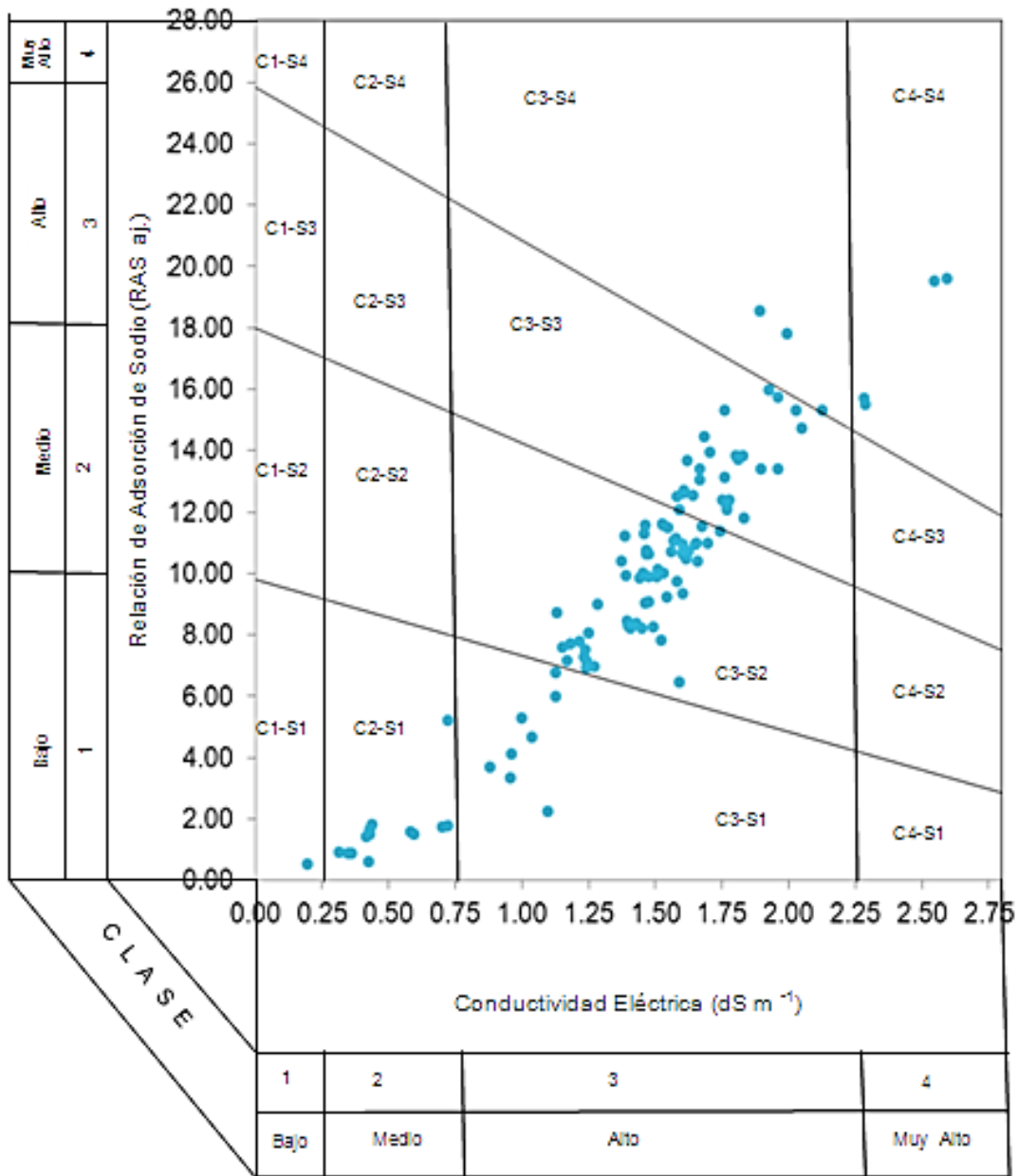


Figura 23c. Clasificación del agua de acuerdo a la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio ajustado.

Adaptado de Richards *et al.*, (1954)

En el **Cuadro 25** se muestra la distribución de la clasificación conjunta RAS-CE, donde se observa que aproximadamente un 98% de las muestras de agua se clasificaron entre un nivel bajo a medio en sodio.

Cuadro 25. Distribución de los valores de clasificación de la relación de sodio y conductividad eléctrica.

Clasificación	Descripción	Número de muestras	Porcentaje
			%
C1-S1	Agua baja en sodio y baja salinidad	1	0.90
C2-S1	Agua media en sodio y salinidad media	13	11.71
C3-S1	Agua baja en sodio y salinidad alta	41	36.94
C3-S2	Agua media en sodio y salinidad alta	52	46.85
C4-S2	Agua media en sodio y salinidad muy alta	2	1.80
C4-S3	Agua alta en sodio y salinidad alta	2	1.80
Total		111	100

5.5.2.1. PORCIENTO DE SODIO INTERCAMBIABLE-RELACIÓN DE ADSORCIÓN DE SODIO (PSI-RAS)

En la **Figura 24** se observa una estrecha relación entre ambas variables, esto indica que los resultados son válidos para esta investigación, dado que la correlación entre ambas se acerca a uno, es decir, $R^2 = 0.979$ y la ecuación de regresión lineal fue: $PSI = 1.162 \times RAS$.

Es importante mencionar que el 27.03% de las muestras son ligeramente sódicas y el 72.97% de éstas se encuentra muy por debajo de un 7% de sodio intercambiable, con lo que podemos concluir que no existe un riesgo significativo de sodicidad o contenido de sodio intercambiable en estas aguas que pudiera afectar el suelo una vez aplicado el riego.

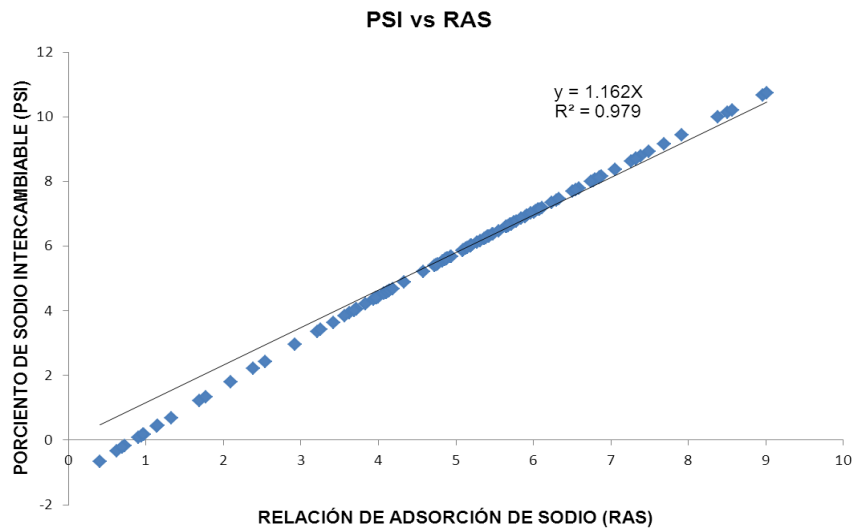


Figura 24. Relación de adsorción de sodio y porcentaje de sodio intercambiable

5.6. EFECTO DE LOS CARBONATOS Y BICARBONATOS EN LAS AGUAS PARA RIEGO

El CO_3^{2-} y HCO_3^- tienen una estrecha relación entre el agua de riego y el suelo, pueden precipitar o disolver CaCO_3 , alterando o reduciendo el peligro por Na^+ (Carrera, 2011).

En el **Cuadro 28** se muestran los resultados, obtenidos del muestreo, del PSP y CSR, en el cual se puede observar que el 32.43% de las muestras se consideran buenas para el riego y el 58.56% condicionadas para el riego. Scofield en 1935 estableció límites para el PSP, es decir, que cuando un agua presentaba más del 60% ya son peligrosas para el riego. Aguilera y Martínez (1996) explican que el PSP representa peligro al ser desplazados el Ca^{2+} y Mg^{2+} por Na^+ en el complejo de intercambio y empieza cuando la concentración de Na^+ en la solución representa más del 50% de los cationes disueltos (Carrera, 2011). Esto en cuanto a porcentaje de sodio posible se refiere. Para el caso del carbonato de sodio residual tenemos que el 27.03% de las muestras se consideran buenas para el riego y bajas en carbonato de sodio residual, el 47.75% de las muestras se consideran no recomendables para el riego y con un alto contenido en carbonato de sodio residual, pudiendo ser aplicadas en casos donde los cultivos son tolerantes a la sodicidad.

En el **Cuadro 26** y **Cuadro 27** se observa la clasificación por porcentaje de sodio posible (PSP) y carbonato de sodio residual (CSR).

Cuadro 26. Distribución de los valores de clasificación por PSP.

Valores de PSP %	Descripción	Número de muestras	Porcentaje %
< 50	Buena para riego	36	32.43
> 50	Condicionada para riego	65	58.56
>60	Peligrosa para riego	10	9.01
Total		111	100

Cuadro 27. Distribución de los valores de clasificación CSR.

Valores de CSR meq L ⁻¹	Descripción	Número de muestras	Porcentaje %
<1.25	Aguas buenas para riego	30	27.03
1.25-2.5	Aguas condicionadas para riego	28	25.22
>2.5	Aguas no recomendadas para riego	53	47.75
Total		111	100

Cuadro 28. Distribución de los valores analizados por PSE, PSP y CSR

MUESTRA	PSE	PSP	CSR
	%		meq L ⁻¹
1	60.97	53.00	2.67
2	59.52	55.50	1.32
3	70.75	62.61	3.34
4	69.70	61.35	3.65
5	59.62	51.47	2.80
6	66.12	57.50	3.42
7	69.15	61.43	3.12
8	64.60	57.24	2.56
9	64.46	58.68	2.08
10	75.34	65.21	5.83
11	64.62	55.29	3.33
12	66.16	56.96	3.60
13	68.12	58.51	3.83
14	64.09	54.66	3.63
15	62.90	53.90	2.90
16	66.33	56.99	3.74
17	62.72	53.35	3.07
18	63.18	55.44	2.74
19	61.63	54.44	2.09
20	65.15	56.78	3.16
21	62.40	55.09	2.26
22	32.66	31.01	-0.35
23	66.90	60.17	2.48
24	65.28	57.00	3.18
25	51.69	44.08	1.18
26	65.29	57.02	3.07
27	38.57	36.12	0.22
28	44.04	41.87	-0.13
29	68.56	54.83	6.13
30	59.09	51.31	1.93
31	61.93	53.95	2.43
32	49.65	42.00	0.55
33	60.64	53.37	2.22

...Cuadro 28

MUESTRA	PSE	PSP	CSR
	%		meq L ⁻¹
34	58.81	50.85	2.16
35	44.07	36.86	-1.09
36	54.85	47.63	2.52
37	54.90	49.15	1.15
38	56.44	50.14	1.60
39	64.31	56.87	2.34
40	55.52	49.38	1.06
41	54.98	49.35	0.43
42	56.42	50.80	0.60
43	51.68	45.66	0.27
44	34.82	32.22	0.26
45	58.53	52.65	1.48
46	68.99	59.76	4.48
47	57.22	50.95	1.47
48	65.47	57.11	3.16
49	64.26	56.70	2.51
50	59.38	51.71	1.37
51	62.90	55.72	2.48
52	52.38	44.02	1.76
53	67.36	56.56	4.39
54	64.34	56.27	3.07
55	50.90	45.03	0.95
56	67.63	57.88	3.60
57	68.40	59.38	3.97
58	71.15	61.44	4.56
59	69.07	61.39	3.08
60	61.67	55.19	1.88
61	58.19	51.93	1.41
62	65.85	56.90	3.25
63	54.65	47.61	1.14
64	63.21	54.94	2.77
65	54.27	46.92	1.35
66	51.80	45.38	0.93
67	62.77	52.72	3.20
68	13.94	11.53	-0.80

...Cuadro 28

MUESTRA	PSE	PSP	CSR
	%		meq L ⁻¹
69	60.86	52.68	2.18
70	72.84	63.45	4.29
71	69.91	60.79	3.64
72	60.88	52.34	2.59
73	54.06	46.44	1.62
74	75.00	66.53	4.57
75	58.64	51.20	1.84
76	53.82	45.92	1.80
77	57.11	48.82	2.38
78	70.37	58.05	5.12
79	61.52	53.02	2.47
80	61.54	53.86	2.40
81	65.71	58.19	2.87
82	62.05	54.84	1.73
83	67.71	58.27	3.34
84	40.76	36.41	-0.30
85	58.63	51.24	1.73
86	63.55	56.55	1.70
87	60.24	51.43	2.93
88	59.79	50.95	2.84
89	60.91	52.84	2.25

...Cuadro 28

MUESTRA	PSE	PSP	CSR
	%		meq L ⁻¹
90	43.36	38.22	0.28
91	57.51	49.78	1.65
92	63.45	51.96	3.72
93	59.75	50.88	2.97
94	63.01	51.20	3.96
95	24.55	22.84	-0.81
96	61.75	54.55	1.44
97	61.79	52.36	3.03
98	61.42	52.85	2.66
99	61.40	52.79	2.31
100	43.42	39.25	-1.33
101	48.26	44.28	-0.92
102	34.20	29.55	-1.20
103	58.30	50.34	1.88
104	24.73	21.54	-0.92
105	23.57	20.36	-1.07
106	27.87	26.71	-0.16
107	23.32	19.56	-1.27
108	29.31	26.68	-0.12
109	23.39	15.90	-0.74
110	23.24	11.02	-1.30
111	22.27	17.33	-3.09

5.7. CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS EN BASE A SU EFECTO SOBRE LA INFILTRACIÓN

Un problema de infiltración en los suelos se presenta cuando el agua de riego no penetra el suelo a una velocidad aceptable, como para no permitir que se restablezca el agua que se ha consumido por los cultivos agrícolas. Esta disminución en la velocidad de paso del agua a través del suelo se debe a modificaciones del medio poroso de los suelos (Mc Neal, 1968).

Can *et al.*, (2011) determinaron el CSR, IS y RAS⁰ como indicadores de calidad del agua, los cuales consideraron como mejores parámetros para la evaluación de aguas bicarbonatadas.

En el **Cuadro 29** se observa la distribución de la clasificación en relación con la CE-RAS que influye en la infiltración del suelo, donde se tiene que la mayoría de las muestras de agua presentaron valores que representan de ligera a ninguna restricción de uso al ser aplicadas al riego, la clasificación se realizó de acuerdo al **Cuadro 11** elaborado por Ayers y Westcot (1987).

Cuadro 29. Clasificación de los valores de reducción relativa de infiltración.

Reducción relativa de la infiltración por CE-RAS	RAS		RAS ⁰		RAS aj.	
	Número de muestras	Porcentaje	Número de muestras	Porcentaje	Número de muestras	Porcentaje
		%		%		%
Sin restricción de uso	71	63.96	54	48.65	2	1.80
Restricción de uso ligera a moderada	40	36.04	57	51.35	109	98.20
Restricción de uso severa		---		---		---
TOTAL	111	100	111	100	111	100

Cuando los valores de RAS no toman en cuenta las condiciones de alcalinidad y precipitación de Ca²⁺ y Mg²⁺ el agua presenta ligeros problemas de precipitación, Velázquez *et al.*, (2002) encontraron que los valores de RAS y RAS⁰ no presentaron problemas de reducción de la infiltración, y en este trabajo de investigación se puede observar que, de acuerdo a los valores obtenidos de RAS, RAS⁰ y RAS aj., se tiene un nivel de reducción de ninguno a ligero o moderado, así como en los trabajos de investigación de Carrera, (2011); Cuellar, (2014) y Pérez, (2014). Por consiguiente, debe tomarse en cuenta la posible precipitación de Ca²⁺ y Mg²⁺ en el agua, para evaluar el posible efecto relacionado con su capacidad de infiltración.

En la **Figura 25** se muestran los puntos de muestreo clasificados en el **Cuadro 29**, que se integraron en el diagrama de la reducción relativa de la infiltración mediante los valores de adsorción de sodio (RAS, RAS^0 y RAS_{aj}) y la Conductividad eléctrica (CE), propuesto por Rhoades (1972) y Oster y Schroer (1979).

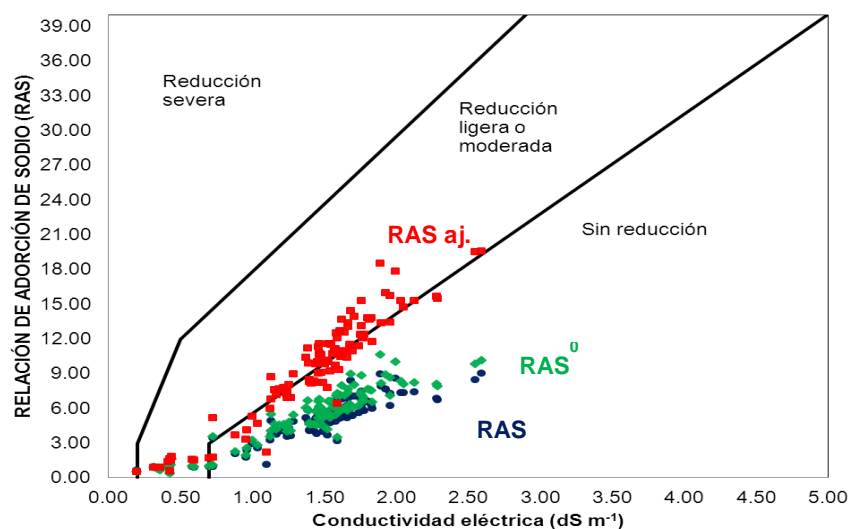


Figura 25. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y relación de adsorción de sodio. Adaptado de: Ayers y Westcot (1987).

Pérez (2014) cita que Langelier en 1936 propuso el índice de saturación (IS) como indicador de formación de $CaCO_3$ en las calderas y las tuberías. Según sean los valores de pH y la composición del agua, en los sistemas de riego, el agua puede ocasionar incrustaciones y taponamientos, como consecuencia de la formación y precipitación del $CaCO_3$, quedan en solución las sales más solubles, estas pueden ocasionar problemas de toxicidad en algunos cultivos agrícolas y de acumulación de sodio en los suelos.

Cuando las aguas residuales destinadas para el riego, sobre todo las urbano-industriales, contienen concentraciones apreciables de HCO_3^- ; como es el caso de las aguas con las que se riega en los campos de uso agrícola en el Valle del Mezquital, Estado de Hidalgo, es importante prever que cierta cantidad de este se precipite junto

con el Ca^{2+} en forma de CaCO_3 de acuerdo a la siguiente ecuación (Mendoza, 2009; Carrera, 2011).



Este proceso de precipitación, en principio causa una disminución de las sales solubles en las soluciones salinas, al mismo tiempo se aumenta la proporción de Na^+ en la solución de los suelos y, por consiguiente, en el complejo de intercambio catiónico (Manahan, 2007).

Este índice se define como el pH actual medido del agua (pHa) menos el pH teórico (pHc) que el agua debería tener en condiciones de equilibrio con el CaCO_3 ($\text{IS} = \text{pHa} - \text{pHc}$).

Valores positivos del IS indican que el CaCO_3 se precipitará en la solución, y valores negativos del IS indicarán que el agua disolverá fracciones de CaCO_3 (Carrera, 2011).

En este trabajo de investigación, los resultados obtenidos indican que, en la mayoría de las muestras analizadas, existe una tendencia a la precipitación del CaCO_3 (**Cuadro 30**), esto puede deberse a que la composición química, en la mayoría de las muestras de agua, tiende a ser bicarbonatada.

Cuadro 30. Distribución de los valores del índice de saturación.

Índice de saturación	Número de muestras	Porcentaje
		%
Valores (+) indican que el CaCO_3 precipita en el agua.	90	81.08
Valores (-) indican que el CaCO_3 se disuelve en el agua	21	18.92
Total	111	100

5.8. TOXICIDAD POR IONES ESPECÍFICOS

La toxicidad en los cultivos se manifiesta cuando hay exceso de nutrientes o de algún otro elemento, como es el caso del boro, nitrógeno y fósforo que son esenciales en la nutrición, estos síntomas de toxicidad o deficiencia se manifiestan de diferentes formas, por ejemplo: es común en el bajo rendimiento de los cultivos, quemadura de las hojas, bajo crecimiento o crecimiento excesivo (Ravelo, 2012). Al respecto Sánchez *et al.*, (2013) señalan que la toxicidad dependerá de la tolerancia de un determinado cultivo a niveles extremos de concentración iónica.

En el **Cuadro 31** se muestran los valores de Boro, Fósforo, Silicio y Nitratos de las 111 muestras analizadas.

Cuadro 31. Concentración de Boro, Fósforo, Silicio y Nitrato

Muestra	Ubicación	Boro	Fósforo	Silicio	Nitratos
		(B)	(PO ₄ ³⁻)	(Si)	(NO ₃ ⁻)
		-----mg L ⁻¹ -----			
1	Zumpango, Edo. de México	0.70	0.37	2.73	21.61
2	Teoloyucan, Edo. de México	0.11	0.34	2.14	21.12
3	Tecamac-Ecat., Edo. de México	0.08	0.37	2.97	14.67
4	Nextlalpan, Edo. de México	0.82	0.38	2.86	28.59
5	Zumpango, Edo. de México	0.33	0.44	3.42	38.67
6	Tonanitla I, Edo. de México	0.62	0.35	2.39	24.34
7	Tecámac, Edo. de México	0.08	0.38	2.64	25.59
8	Tonanitla II, Edo. de México	0.91	0.34	2.19	25.14
9	Zumpango, Edo. de México	0.44	0.27	2.38	20.93
10	Texcoco, Edo. de México	1.01	0.39	3.38	37.17
11	Tequixquiac, Edo. de México	1.39	0.39	3.60	2.95
12	Tequixquiac, Edo. de México	1.31	0.40	3.58	26.63
13	Apaxco, Edo. de México	1.32	0.38	3.82	29.44
14	Apaxco, Edo. de México	1.62	0.37	3.71	26.22
15	Atitalaquia, Edo. de Hidalgo	1.78	0.28	3.57	29.17
16	Atotonilco de Tula, Edo. de Hidalgo	1.39	0.32	3.23	23.71
17	Atotonilco de Tula, Edo. de Hidalgo	1.70	0.24	3.64	29.44
18	Cardonal, Edo. de Hidalgo	1.03	0.41	3.44	38.60
19	Tula, Edo. de Hidalgo	1.78	0.46	3.30	34.85
20	Cardonal, Edo. de Hidalgo	1.55	0.37	3.23	32.60
21	Atitalaquia, Edo. de Hidalgo	1.55	0.41	3.43	29.03
22	El Llano, Edo. de Hidalgo	0.11	0.14	0.99	2.71
23	El Llano, Edo. de Hidalgo	1.62	0.45	3.43	38.84
24	Cardonal, Edo. de Hidalgo	1.26	0.39	3.46	27.07
25	Tula, El Llano, Edo. de Hidalgo	1.82	0.45	3.40	37.37
26	Atitalaquia, Edo. de Hidalgo	1.43	0.41	3.49	30.53
27	Tula, Edo. de Hidalgo	0.31	0.15	2.15	0.63

...Cuadro 31

Muestra	Ubicación	Boro	Fósforo	Silicio	Nitratos
		(B)	(PO ₄ ³⁻)	(Si)	(NO ₃ ⁻)
		-----mg L ⁻¹ -----			
31	Tlahuelilpan, Edo. de Hidalgo	1.11	0.37	3.51	27.50
32	Mixquiahuala, Edo. de Hidalgo	1.27	0.40	3.24	30.33
33	Mixquiahuala de Juárez, Edo. de Hidalgo	0.39	0.41	2.77	24.46
34	Mixquiahuala, Edo. de Hidalgo	1.70	0.44	3.27	25.79
35	Tula-Actopan, Edo. de Hidalgo	0.84	0.25	3.08	22.40
36	Tula, Edo. de Hidalgo	1.28	0.33	3.24	20.83
37	Tula, Edo. de Hidalgo	0.89	0.31	2.30	6.77
38	Tula, Edo. de Hidalgo	1.16	0.30	2.35	8.14
39	Fco. I. Madero, Edo. de Hidalgo	0.47	0.38	2.86	24.00
40	Tezontepec, Edo. de Hidalgo	0.56	0.31	2.77	18.66
41	Progreso, Edo. de Hidalgo	0.08	0.31	2.34	12.11
42	Atitalaquia, Edo. de Hidalgo	0.54	0.32	2.69	21.46
43	Mixquiahuala de Juárez, Edo. de Hidalgo	0.19	0.35	2.28	12.91
44	Tula-San Antonio, Edo. de Hidalgo	0.39	0.11	1.59	0.97
45	Alfajayucan, Edo. de Hidalgo	1.04	0.30	2.30	4.35
46	Actopan, Edo. de Hidalgo	0.10	0.22	2.85	17.74
47	Alfajayucan, Edo. de Hidalgo	0.93	0.31	2.42	12.95
48	Actopan, Edo. de Hidalgo	0.62	0.34	2.17	28.93
49	Fco. I. Madero, Edo. de Hidalgo	0.54	0.36	2.75	22.84
50	Tezontepec, Edo. de Hidalgo	0.08	0.10	3.41	17.81
51	San Salvador, Edo. de Hidalgo	1.00	0.37	3.04	27.24
52	Tezontepec, Edo. de Hidalgo	0.52	0.10	3.78	15.40
53	Actopan, Edo. de Hidalgo	0.51	0.22	3.22	2.10
54	San Salvador, Lagunilla, Edo. de Hidalgo	1.54	0.37	2.97	29.63

...Cuadro 31

Muestra	Ubicación	Boro	Fósforo	Silicio	Nitratos
		(B)	(PO ₄ ³⁻)	(Si)	(NO ₃ ⁻)
-----mg L ⁻¹ -----					
55	Tasquillo-San Antonio, Edo. de Hidalgo	1.00	0.31	0.00	9.57
56	San Salvador, Edo. de Hidalgo	0.51	0.13	2.62	17.01
57	San Salvador, Edo. de Hidalgo	0.06	0.11	3.07	20.04
58	San Salvador, Edo. de Hidalgo	0.19	0.24	2.90	18.03
59	San Salvador, Edo. de Hidalgo	0.14	0.10	2.88	20.86
60	San Salvador, Edo. de Hidalgo	1.24	0.31	1.42	18.80
61	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	1.00	0.31	2.64	20.25
62	Progreso, Edo. de Hidalgo	0.35	0.11	3.40	17.84
63	Lagunilla, Edo. de Hidalgo	1.01	0.30	1.91	21.03
64	Progreso, Edo. de Hidalgo	0.12	0.23	3.67	17.98
65	Alfajayucan, Edo. de Hidalgo	1.08	0.22	2.81	1.86
66	Alfajayucan, Edo. de Hidalgo	1.00	0.29	2.10	1.04
67	Cardonal, Edo. de Hidalgo	1.04	0.12	3.66	14.69
68	Tlahuiltepa, Edo. de Hidalgo	0.27	0.25	0.36	6.65
69	Chilcuautla Edo. de Hidalgo	1.08	0.19	3.66	11.60
70	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	0.66	0.10	3.47	6.50
71	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	0.63	0.14	3.27	5.85
72	Chilcuautla, Edo. de Hidalgo	1.16	0.17	3.80	12.86
73	Cardonal, Edo. de Hidalgo	0.65	0.21	3.38	9.91
74	Chilcuautla, Edo. de Hidalgo	1.00	0.16	3.70	13.58
75	San Salvador, San Antonio, Edo. de Hidalgo	0.93	0.20	3.31	6.07
76	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	1.31	0.17	2.49	8.43
77	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	0.66	0.19	3.47	6.89
78	Cardonal Edo. de Hidalgo	1.62	0.10	3.78	5.10
79	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	1.03	0.11	0.60	5.96
80	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	0.75	0.19	3.44	6.67
81	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	1.24	0.19	3.47	6.24

...Cuadro 31

Muestra	Ubicación	Boro	Fósforo	Silicio	Nitratos
		(B)	(PO_4^{3-})	(Si)	(NO_3^-)
		-----mg L ⁻¹ -----			
82	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	1.16	0.20	3.57	13.12
83	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	1.20	0.10	3.38	6.28
84	Alfajayucan, Edo. de Hidalgo	0.39	0.12	3.51	2.44
85	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	1.35	0.19	3.48	6.36
86	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	1.00	0.20	3.51	11.19
87	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	1.20	0.14	3.87	7.83
88	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	0.93	0.15	3.80	5.58
89	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	0.67	0.24	3.69	4.59
90	Alfajayucan, Edo. de Hidalgo	0.50	0.12	2.69	0.58
91	Tasquillo, Edo. de Hidalgo	0.54	0.15	2.93	12.64
92	San Miguel, Edo. de Hidalgo	1.39	0.14	3.70	8.14
93	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	1.08	0.16	2.01	12.04
94	Ixmiquilpan, Edo. de Hidalgo	1.32	0.15	3.73	7.88
95	Cadereyta de Montes, Edo. de Querétaro	0.05	0.15	0.28	0.97
96	Tasquillo, Edo. de Hidalgo	1.00	0.16	3.56	12.01
97	Tasquillo, Edo. de Hidalgo	1.24	0.14	2.57	13.66
98	Chapantongo, Edo. de Hidalgo	1.24	0.16	1.88	8.27
99	Zimapan, Edo. de Hidalgo	0.70	0.14	1.46	8.60
100	Tolantongo, Cardonal, Edo. de Hidalgo	0.85	0.09	2.36	7.93
101	Tolantongo, Cardonal Edo. de Hidalgo	0.89	0.23	2.36	7.30
102	Tolantongo Cardonal, Edo. de Hidalgo	0.46	0.09	2.16	6.07
103	San Joaquín, Edo. de Querétaro	1.16	0.17	2.68	2.51
104	Jalpan de Serra, Edo. de Querétaro	0.54	0.12	0.81	0.82
105	Jalpan de Serra, Edo. de Querétaro	0.11	0.11	0.87	0.15
106	Jalpan de Serra, Edo. de Querétaro	0.58	0.11	0.44	0.05
107	Tamazunchale-Chapulhuacan, Edo. de San Luis Potosí	0.70	0.08	1.10	2.44
108	Tamazunchale, Edo. de San Luis Potosí	0.12	0.11	0.53	0.51
109	Tamazunchale, Edo. de San Luis Potosí	0.39	0.07	0.69	0.27
110	Tamazunchale, Edo. de San Luis Potosí	0.70	0.08	1.27	1.26
111	Xilitla, Edo. de San Luis Potosí	0.14	0.11	0.55	0.46

Contenido de Boro

Las aguas superficiales rara vez contienen niveles tóxicos de Boro, pero los nacimientos de agua y las aguas termales o cercanas a las áreas geotérmicas pueden tener concentraciones elevadas.

Las concentraciones de Boro menores de 1.0 mg L^{-1} son esenciales para el desarrollo de los cultivos, pero altas concentraciones de este elemento pueden ocasionar problemas en cultivos sensibles. La mayoría de los cultivos pueden tener problemas de toxicidad cuando la concentración de Boro excede 2.0 mg L^{-1} . Ravelo (2012), considera que la máxima concentración soportable, incluso para las plantas más sensibles es aproximadamente 4.0 mg L^{-1} , y que la calidad del suelo, drenaje, clima y otros factores tales como la cantidad de lluvia, pueden modificar las concentraciones límite.

De acuerdo a la clasificación de Aceves (1979) en la **Figura 26** se observa que la concentración de Boro en las muestras de agua analizadas se encuentra en una clasificación de buena a condicionada para su uso en riego agrícola, es decir, el 67.57 % de las muestras presentó valores menores de 0.0 mg L^{-1} y valores entre 0.3 a 1.0 mg L^{-1} de Boro (**Cuadro 32**), por lo que son consideradas buenas para su uso en la mayoría de los cultivos. Es importante mencionar que del 67.57% de las muestras que se consideran buenas para el riego 16.22% presentan valores menores a 0.3 mg L^{-1} .

Cuadro 32. Clasificación de uso de agua de acuerdo al contenido de Boro

Concentración de Boro mg L ⁻¹	Clasificación	Número de muestras	Porcentaje %
0.3-1.0	Buena	57	51.35
1.0-2.0	Condicionada	36	32.43
2.0-4.0	No recomendada	---	---
Total		93	83.78

De acuerdo a las directrices para determinar la calidad del agua (Ayers y Westcot, 1987) se encontró que el 60.36% de las muestras analizadas presenta un grado de restricción de uso ligero, como se muestra en el **Cuadro 33**.

Cuadro 33. Grado de restricción del uso de agua de acuerdo a la concentración de Boro

Concentración de Boro mg L ⁻¹	Restricción de uso	Número de muestras	Porcentaje %
< 7.0	Ninguna	44	39.64
7.0 – 3.0	Ligera	67	60.36
> 3.0	Severa	---	---
Total		111	100

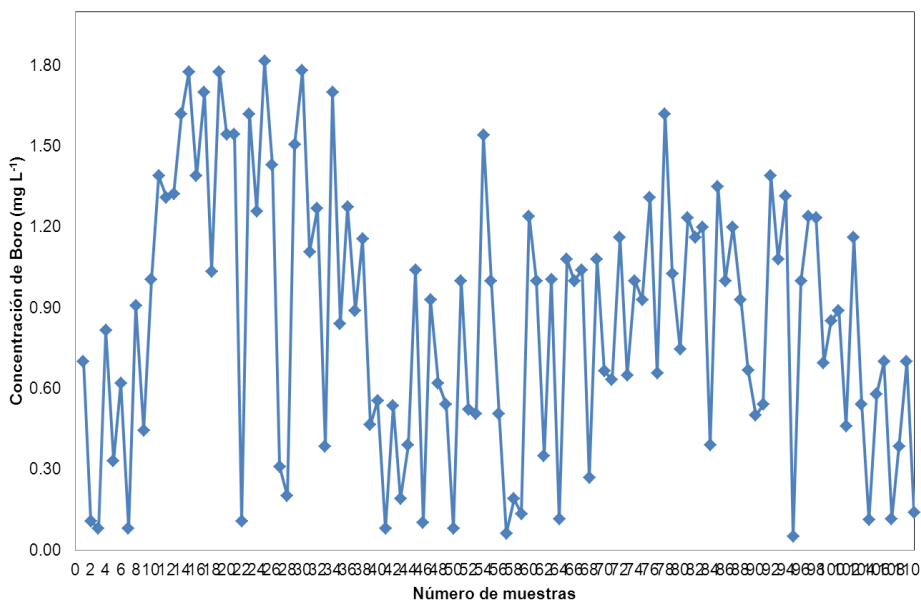


Figura 26. Distribución de la concentración de Boro en las muestras de agua analizadas

En el **Cuadro 34** se muestran los datos estadísticos del Boro, Ortofosfatos, Silicio y Nitratos obtenidos de las 111 muestras de agua analizadas.

Cuadro 34. Estadísticos descriptivos del Boro, Fósforo, Silicio y Nitratos.

Variable (mg L ⁻¹)	Mínimo	Máximo	Media	Desviación
B	0.05	1.82	0.85	0.49
PO ₄ ³⁻	0.07	0.46	0.24	0.11
Si	0.00	3.87	2.72	0.96
NO ₃ ⁻	0.05	38.84	14.98	10.78

N=111

Contenido de Cloro

La presencia del ión cloruro en las aguas para riego hace que los cultivos queden afectados con gran frecuencia de clorosis foliares acentuadas en las partes más iluminadas, que pueden generar necrosis de los bordes foliares (Canovas, 1978);

afecta especialmente a determinadas especies de plantas arbóreas, como frutales de hueso, limoneros y aguacates, a causa de su acumulación en las hojas. No obstante los cloruros no son tóxicos para los hortícolas, cereales, forrajes o cultivos con elevado contenido en fibra (Mass, 1990).

En el **Cuadro 35** se observan los resultados obtenidos de cloro en las 111 muestras analizadas (**Figura 27**), de acuerdo a la clasificación del **Cuadro 11**, y se tiene que el 72.07% de estas muestras indica una restricción de uso ligera, por tal motivo se debe tener mayor cuidado en estas aguas ya que pueden volverse un problema para ciertos cultivos.

Cuadro 35. Clasificación de acuerdo al grado de restricción de uso por concentración de cloro en las aguas

Nivel de Cloro meq L ⁻¹	Restricción de uso	Número de muestras	Porcentaje %
< 4	Ninguno	31	27.93
4-10	Ligero	80	72.07
> 10	Severo	---	---
Total		111	100

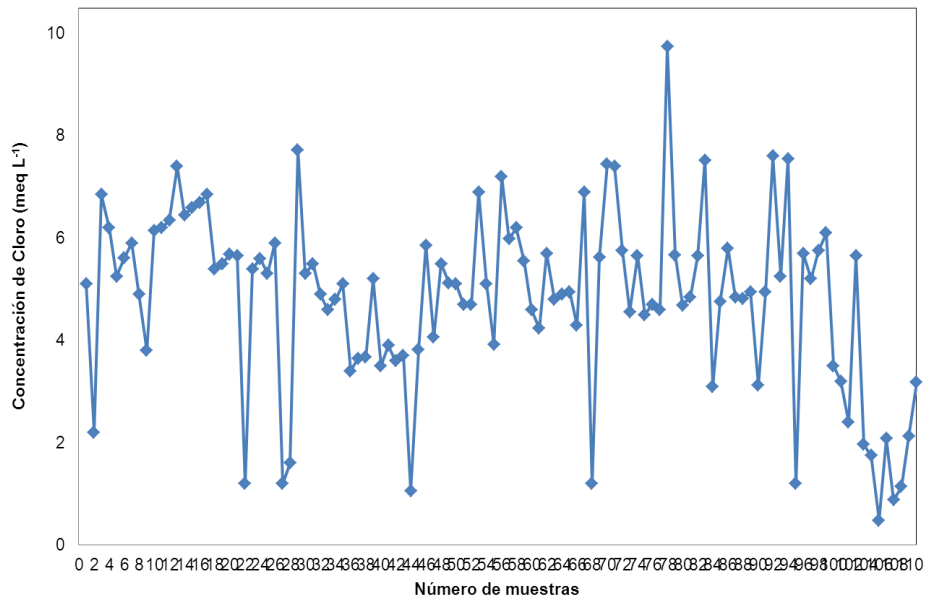


Figura 27. Distribución de la concentración de Cloro en las muestras de agua analizadas

Contenido de Fósforo.

Los problemas asociados al mal uso del Fósforo, se manifiestan como bajos rendimientos, desbalance nutricional, deficiencia de Fe, Zn y S e inhibición de micorrizas; el cultivo solamente consume del 3 al 30% del fertilizante aplicado, el resto son pérdidas y las concentraciones de Fósforo pueden producir la eutrofización, al igual que la presencia de Nitrógeno, Carbono (Sharpley y Whilters, 1994; Sato *et al.*, 2009). Ayers y Westcot (1987) para interpretar la calidad del agua, indicaron que los contenidos de Fósforo en las aguas de riego, normalmente están de 0.0 a 2.0 mg L⁻¹, (Carrera, 2011), es decir, el contenido de Fósforo en forma de Fosfato generalmente es inferior a 2.0 mg L⁻¹, en las aguas naturales (**Figura 28**), el Fosfato se origina a partir del intemperismo de rocas ígneas y de la lixiviación de suelos que contienen desechos orgánicos. En este trabajo de investigación, la concentración de Ortofosfatos (**Cuadro 36**) puede ser atribuida a los drenajes agrícolas, domésticos e industriales como mencionaron Velásquez *et al.*, (2010).

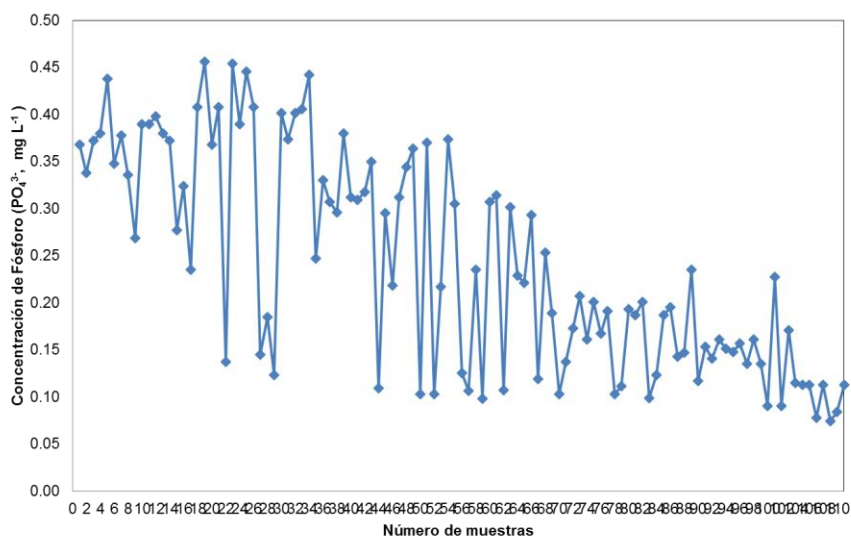


Figura 28. Distribución de la concentración de Ortofosfatos en la muestras analizadas

Cuadro 36. Concentración de Ortofosfatos en las muestras de agua analizadas

Concentración de Ortofosfatos mg L ⁻¹	Criterio	Número de muestras	Porcentaje %
0.0 – 2.0	Valores normales en agua	111	100
Total		111	100

Contenido de Nitratos

La escorrentía y filtración de aguas con una elevada concentración de Nitrógeno, originado por las prácticas de fertilización agrícola, ocasiona un grave problema de contaminación que pueden afectar a la salud humana y a la calidad ambiental. En Europa el Ministerio de Sanidad Español fijan los niveles máximos permitidos de NO₃⁻ en 50 mg L⁻¹ (Arauzo *et al.*, 2006). La Norma Oficial Mexicana (NOM-001-ECOL-1996) establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas

residuales en aguas y bienes nacionales, explica que el Nitrógeno total no debe exceder los 40 mg L⁻¹ considerando el promedio diario y 60 mg L⁻¹ considerando el promedio mensual.

El exceso de Nitrógeno puede afectar la calidad y la producción de ciertos cultivos como: cítricos, aguacate, uva y maíz. No es recomendable inyectar fertilizantes que contengan calcio, como el nitrato de calcio si el agua para fertirrigación contiene más de 2.0 meq L⁻¹ de Bicarbonato y un pH > 7.5 (Hassan, 1998).

La concentración de Nitrato (**Figura 29**) en este trabajo de investigación se le atribuyó a las descargas de agua de drenaje agrícola, principalmente por el uso de fertilizantes nitrogenados, y a las descargas de aguas industriales; las 111 muestras analizadas no superan los 50 mg L⁻¹ que establece el Ministerio de Sanidad Español, de igual manera cumple los requisitos para la Norma Oficial Mexicana (NOM-001-ECOL-1996) puesto que no supera los 60 mg L⁻¹, por lo que se puede concluir que cada muestra es apta para su uso en el riego agrícola. Sin embargo, considerando las directrices para determinar la calidad del agua, las muestras de agua analizadas presentan un 73.87% en un grado de restricción de uso ligero y un 7.21% en un grado de restricción severo (**Cuadro 37**); este último no representa ni el 50% de las muestras analizadas, sin embargo es importante mantener un monitoreo constante ya que estas aguas son destinadas al riego agrícola.

Cuadro 37. Clasificación de acuerdo al grado de restricción de uso por concentración de nitratos en las aguas

Concentración de Nitratos mg L ⁻¹	Restricción de uso	Número de muestras	Porcentaje %
< 5	Ninguno	21	18.92
5-30	Ligero	82	73.87
> 30	Severo	8	7.21
Total		111	100

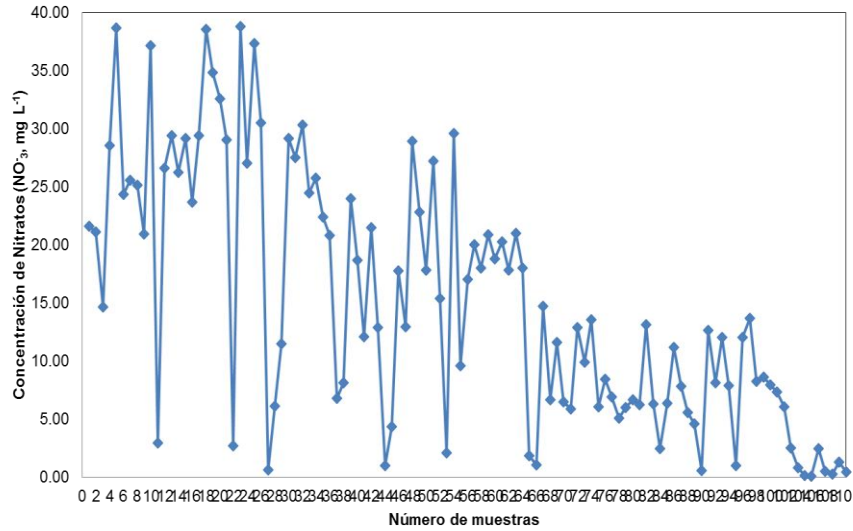


Figura 29. Distribución de la concentración de Nitratos en las muestras de agua analizadas.

Contenido de Silicio

El contenido de Silicio en las aguas es muy común, debido a que es el componente principal de todas las rocas de origen volcánico, sedimentario y calizas de origen marino. La solubilidad del Silicio aumenta con la temperatura, razón por la cual se registran concentraciones más altas en manantiales termales y géiser.

En la **Figura 30** se observa que los valores de Silicio no superan los 4.0 mg L⁻¹, es decir, el contenido de Silicio más alto (3.87 mg L⁻¹) corresponde a la muestra 87 (canal), ubicada en Ixmiquilpan, Estado de Hidalgo.

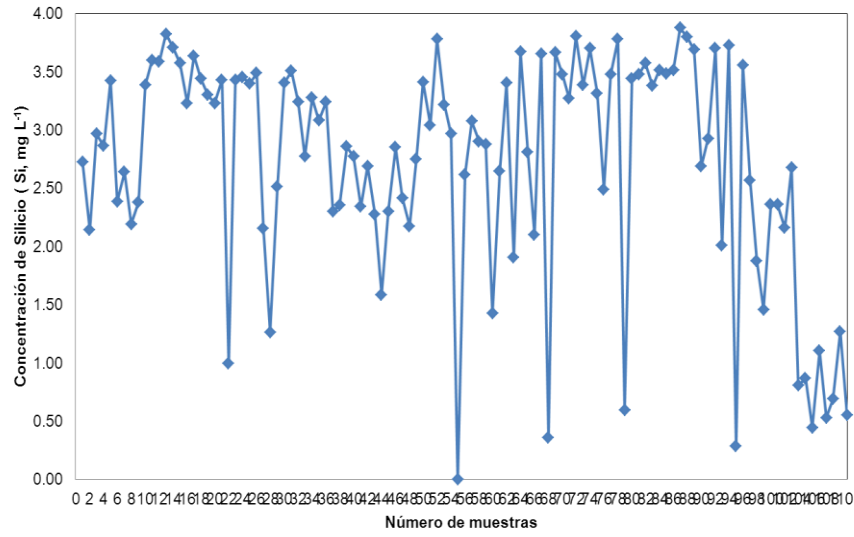


Figura 30. Distribución de la concentración de Silicio en las muestras de agua analizadas.

VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES

Las aguas residuales que riegan el Valle del Mezquital son en su preponderancia química, de acuerdo con el diagrama de Piper bicarbonatadas sódicas, aproximadamente en un 70.0%.

El valor del coeficiente a en la relación funcional $mg = f(CE)$, fue de 649.47. Este valor del coeficiente a corresponde a tipos de agua bicarbonatada.

El valor del coeficiente a en la relación funcional $RAS_{aj} = a f(RAS)$, fue de 2.008.

El valor del coeficiente a en la relación funcional $RAS^0 = a f(RAS)$, fue de 1.134

Las concentraciones de Boro (B) tuvieron una variación de: 0.11-1.03-1.62 $mg L^{-1}$.

El contenido de Ortofosfatos PO_4^{3-} , fue de: 0.11-0.22-0.45 $mg L^{-1}$.

El contenido de Nitratos NO_3^- , fue de 38.67-12.95-8.87-0.46 $mg L^{-1}$.

RECOMENDACIONES

Para mejorar las aguas residuales bicarbonatado-sódicas que riegan el Valle del Mezquital, se requiere que a estas aguas se incorporen pequeñas dosis de Calcio en forma de yesos agrícolas. Estas dosis de yesos agrícolas se pueden aplicar a los espesores superficiales de los suelos o a las aguas residuales directamente.

VII. LITERATURA CITADA

- Aceves, N. E. 1979. El ensalitramiento de los suelos bajo riego. Colegio de Postgraduados. Estado de México. México. 382 p.
- Agassi, M., J. Tarchitzky, R. Keren, Y. Chen, D. Goldstein, and E. Fizik. 2003. Effects of prolonged irrigation with treated municipal effluent on runoff rate. *Journal Environmental Quality*. 32(3):1053-1057.
- Aguilera C. M. y E. R. Martínez. 1996. Relaciones agua-suelo-planta-atmósfera. Editorial Universidad Autónoma Chapingo. México.
- Alconada, M. M. 2013. Suelos salinos y sódicos. Curso Edafología. Facultad Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP.
- APHA. 1998. Estándar Methods for examination of water and wastewater. 20^a Ed. American Public Health Association, American Water Works Association. Water Pollution Control Federation. Washington. D. C., E. U. A. 1.325 p.
- Arana, F. 2001. El mundo de la ecología. Editorial Océano. España.
- Arauzo M., M. Valladolid, J. J. B. Martínez y C. Gutiérrez. 2006. Dinámica espacio-temporal del contenido en nitratos de las aguas superficiales y subterráneas de la cuenca del Río Oja (La Rioja, España): Vulnerabilidad del acuífero aluvial. *Limnetica*. 25 (3): 753-762.
- Avellaneda, Y. R., P. Y. Peñataro y M. B. Martín. 2011. El agua es vida. Editorial Servicios Gráficos JMD. Perú.
- Ayers R.S. y D.W. Westcot 1987. La calidad del agua y su uso en la agricultura. Estudio FAO Riego y Drenaje 29 Rev. 1. Traducción. al español por J. F. Alfaro (Water Quality and use in agriculture). FAO, Roma, Italia. 174 pp.
- Baccaro, K., M. M. Degorgue, M. M. Lucas, L. Picone, E. Zamuner y Y. Andreoli. 2006. Calidad del agua para consumo humano y riego en muestras del cinturón hortícola de Mar del Plata. *Revista de Investigación Agropecuario*. 35 (3): 95-110. INTA, Argentina.
- Balks, M., W. Bond and C. Smith. 1998. Effects of sodium accumulation on soil physical properties under an effluent-irrigated plantation. *Australian Journal of Soil Research*. 36: 821-830.

- Barrios, C. I. M. 2014. Calidad de las aguas naturales y residuales en el sistema hidrográfico Valle del Mezquital, Hidalgo México. Tesis de Maestría. Postgrado de Hidrociencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- Barroso, G. R. A. (1999). La roca fosfórica de Trinidad de Guedes: Una alternativa en la fertilización de suelos ácidos bajos en fósforo. Tesis de Maestría en Fertilidad del Suelo. Camagüey.
- Beita, W. S. 2008. Caracterización Físicoquímica de las Aguas Superficiales de la Cuenca del Río Rincón en la Península de Osa, Puntarenas, Costa Rica. Tesis de Licenciatura. Costa Rica.
- Bhardwaj A. K., U. K. Mandal, A. Bar-Tal, A. Gilboa and G. J. Levy. 2008. Replacing saline-sodic irrigation water with treated wastewater: effects on saturated hydraulic conductivity, slaking, and swelling. *Irrigation Science*. 26(2): 139-146.
- Bingham, F. 1984. Notes of saline soils. Division of Agriculture Sciences, University of California, Riverside. 238p.
- Bingham, F. T., R. J. Mahler. y G. Sposito. 1979. Effect of irrigation water composition on exchangeable sodium status of a field soil. *Soil Science* 127(4): 248-252.
- Bower, C. A., G. Ogata, and J. M. Tucker. 1968. Sodium Hazard of Irrigation Waters as Influenced by Leaching Fraction and by Precipitation or Solution of Calcium Carbonate. *Soil Sci.* 106 (1): 29-34.
- Bower, C. A., L. V. Wilcox, G. W. Akin, and M. G. Keyes. 1965. An Index of the Tendency of Ca_2CO_3 to Precipitation from Irrigation waters. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 29: 91-92.
- Brady N.C. y R. R. Weil. 2002. The nature and properties of soils. 13^a Ed. Editorial Prentice Hall. Nueva Jersey, EUA. 960 pp.
- Brown, T. L., E. H. Lemay, Jr., E. B. Bursten, R. J. Burdge. 2004. Química La Ciencia Central. 9^a Ed. Editorial Pearson Education. México.
- Can C., H. M. E. Ortega, N. E. C. García, A. L. O. Reyes, V. A. H. González y D. R. Flores. 2011. Origen y calidad del agua subterránea en la cuenca de México. *Terra Latinoamericana*. 29: 189-200.

- Can, C. A. 2011. Calidad de las aguas para riego en la cuenca del oriental y sierra norte, Estados de Puebla, Tlaxcala y Veracruz. Tesis Doctoral, Postgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados. 225 p.
- Canovas C. J. 1978. Calidad agronómica de las aguas de riego. Publicaciones de extensión agraria. Madrid, España.
- Carabias J., R. Landa, J. Collado, P. Martínez. 2005. Agua, Medio Ambiente y Sociedad: Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México. Editorial Colegio de México. México.
- Carrera, V. D. V. 2011. Salinidad en suelos y aguas superficiales y subterráneas de la cuenca evaporítica de Río Verde-Matehuala, San Luis Potosí. Tesis Doctoral. Postgrado de Hidrociencias. Colegios de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- Castellanos, J. Z., B. J. X. Uvalle y S. A. Aguilar. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas. Colección INCAPA. 2ª Ed.
- Castro L. I. 2011. Caracterización de las aguas y suelos de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan Estado de Hidalgo, México. Tesis Doctoral. Postgrado de Hidrociencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- Chávez A. A., M. A. M. Velázquez, J. L. E. Pimentel, J. G. Venegas, J. L. S. Montañez, y G. G. Vázquez. 2011. Hidroquímica e las aguas superficiales de la Ciénega de Chapala e índice de calidad de agua. Terra Latinoamericana. 29: 83-94.
- Choudhary O. P., B. S. Ghuman, A. S. Josan and M. S. Bajwa. 2006. Effect of alternating irrigation with sodic and non-sodic waters on soil properties and sunflower yield. Agricultural Water Management. 85: 151-156.
- Cifuentes, E., U. U. Bluentha, G. Palacios, G. S. Bennett y A. Peasey. 1994. Escenario epidemiológico del uso agrícola del agua residual: El Valle del Mezquital, México. Salud Pública, 33(1): 3-9.
- Cintora, G. M. J. S. y Y. M. M. Ortega. 2005. Boro, Fósforo e índices de salinidad en las aguas residuales para riego agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo. Tesis de Licenciatura en Biología. UNAM. México, D.F.

Comisión Nacional del Agua, CONAGUA. 2010. Cap. 3. Usos del agua. México. 60 p.

Comisión Nacional del Agua, CONAGUA. 2011. Estadísticas del agua en México. Cap. 8. Agua en el Mundo. México. 115 p.

Comisión Nacional del Agua, CONAGUA. 2013. Estadísticas del Agua en México. 2013 Ed. Impresión: México. México. 16-27 pp.

Connors, D. J. y R. S. Loomis. 2002. Ecología de cultivos. Productividad y manejo de sistemas agrarios. Editorial Mundi-Prensa. Madrid, España.

Coras M. P. M., R. C. Ontiveros y C. D. Diakite. 2014. Movimiento del agua freática y concentración de sales en suelos agrícolas. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas. 5 (4): 537-548.

Coras, M. P. M. 2000. Calidad química del agua para riego. Universidad Autónoma Chapingo. Fitotecnia. Texcoco, Edo. de México.

Cuellar, C. E. 2013. Variaciones iónicas en las aguas residuales del Valle del Mezquital. Tesis de Maestría en Ciencias. Postgrado de Hidrociencias. Colegio de Postgraduados Montecillo. Texcoco, Estado de México. 224p.

Custodio, E. y M.R Llamas. 1996. Hidrología Subterránea. 2ª Ed. Vol. 1 y 2. Editorial Omega, Barcelona. España.

Dannel, F., H. Pfeffer y V. Römheld. 2002. Update on boron in higher plants up take, primary translocation and compartmentation. Plant Biol. 4:193-204.

Del Arenal R. 1985. Estudio hidrogeoquímico de la porción centro-oriental del Valle del Mezquital, Hidalgo. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, Revista. 6: 86-97.

Del Valle, F. H. 1992. Prácticas de relaciones agua-suelo-atmósfera. Editorial Universidad Autónoma Chapingo. México.

Diagramas Hidroquímicos. [En línea]. www.bdh.lapampa.gov.ar.

Doneen, L. D. 1975. Water Quality for Irrigation Aricultural. *In*: A. Pljakoff, A. Mayber and J. Gale (eds). Plant in Saline Environments. Springer-Verlang New York. U.S.A. 15: 56-76

- Donoso A. y B. Latorre. 2006. Caracterización del moho azul causado por *Penicillium spp* en uva de mesa almacenada en frío. Ciencias de investigación agraria. 33c (2): 143-155.
- Dyer S. D. y R.J. Caprara 2009. A method for evaluating consumer product ingredient contributions to surface and drinking water: Boron as a test case. Environ. Tox. Chem. 16: 2070-2081.
- Eaton, F. M. 1950. Significance of Carbonates in Irrigation Waters. Soil. Ci. 69: 123-133.
- Ehlig, C. F. 1960. Effects of salinity four varieties of table grapes grown in sand culture. Proceedings, American Society of Horticulture Science. Joseph, Mich. 76: 323-331.
- El-Swaify, S. 2000. Soil and Water Salinity In Plant Nutrient Management in Hawai, Soils Plant Nutrient Management in Hawai Soils Approaches for Tropical Agricultural and Human Resources, University of Hawai at Manoa.
- Fagundo, J. R. 1996. Hidroquímica del Karst: Química del agua kárstica, Ed. Grupo de Investigación Recursos Hídricos y Geología Ambiental. Granada. 11-119 pp.
- Fersman, A. E. 1966. Geoquímica recreativa. Editorial MIR. Moscú.
- Flores J., A. R. Becerril, V. H. González, L. C. Tijerina y T. R. Vázquez. (2006). Crecimiento vegetativo y floral del crisantemo [*Dendranthema x grandiflorum* (Ramat) Kitamura] en respuesta a la presión osmótica de la solución nutritiva. Revista Chapingo Serie Horticultura. 11 (2): 241-249.
- Freeze, R.A. y J.A. Cherry. 1979. Groundwater. Editorial Prentice Hall. Estados Unidos de América.
- Gardner, W. K. 2004. Changes in soils irrigated with saline groundwater containing excess bicarbonate. Australian Journal of Soil Research. 42: 825-831.
- Garza, V. 1994. La Legislación ambiental en México en referencia a la generación y uso de aguas residuales. Salud fronteriza.
- Goldberg, S. 1997. Reactions of boron with soils. Plant and Soil 193(3):35-48.
- Gómez, R. J.C. 2009. Geología, Geofísica, Hidroquímica e Isótopos como herramientas para definir un modelo conceptual hidrogeológico, caso de aplicación. Acuífero costero del municipio de Turbo. Tesis de Maestría en Ingeniería de

Recursos Hidráulicos. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Minas. Colombia.

González, L. M., M. C. González y R. Ramírez. 2002. Aspectos generales sobre la tolerancia a la salinidad en las plantas cultivadas. *Cultivos Tropicales*. 23 (2): 27-37.

Guerrero, L. M. 2006. *La Ciencia para todos: El agua*. 5ª Ed. Editorial Fondo de Cultura Económica. Distrito Federal. México.

Hahn, S. F., G. S. Miranda, F. L. Pérez, O. D. Mayo, F. S. Rojas y P. M. Coras. 2006. Monitoreo de la calidad del agua en el Río Texcoco mediante sensores selectivos de iones. *Agrociencia* 40(3): 277-287.

Hassan F. 1998. *Microirrigation management and maintenance*. Agroindustrial Manangement. Fresno, CA.

Heaton, T. 1985. Isotopic and chemical aspects of nitrate in the ground water of the Springbok Flats. *Water, S. A.* 11(4):199-208.

Heidarpour, M., B. F. Mostafazadeh, J. K. Abedi y R. Malekin. 2007. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface Irrigation methods. *Agricultural water Management*. 90: 87-94.

Huez, L. M. A. 1985. Características de algunas propiedades físico-químicas de los suelos y espesores subyacentes del predio Montecillos. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.

Hussein, A. H. and M. C. Rebenhorst. 2001. Tidal inundation of transgressive coastal areas: pedogenesis of salinization and alkalinization. *Soil Science Society American Journal*. 65 (2): 356-544.

Ibañez, C., S. Palomeque y F. Fortúrbel. 2004. Elementos principales del suelo, geodinámica y dinámica de los principales componentes del suelo. Editorial. Publicaciones Integrales. La Paz. Bolivia.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía e Informática, INEGI. (2002). *Estadísticas del Medio Ambiente del Distrito Federal y Zona Metropolitana*. México. 85 p.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, INEGI. 1991. *Datos Básicos de Geografía de México*. 2ª Ed. México.

- Jiménez, C. B. y Galizia, T. J. 2012. Diagnóstico del agua en las Américas. Editorial Foro Consultivo Científico y Tecnológico, AC. México.
- Jurinak J. J. and D. L. Suarez. 1990. The chemistry of salt affected soils and waters. *In: Tanji, K. K. (ed). Agricultural Salinity Assessment and Management. ASCE. Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71. Published by American Society of Civil Engineers. Chapter 3: 42-63. New York, U. S. A.*
- Kaledhonkar, M. J., A. K. Keshari, and S. E. A. T. M. Van Der Zee. 2006. Relative Sensitive of ESP Profile to Spatial and Temporal Variability in Cation Exchange Capacity and Pore Water Velocity under Simulated Field Conditions. *Agric. Water Manage.* 83 (172): 58-68.
- Kovda V. A. 1973. Quality of Irrigation water. *In: Irrigation, drainage and salinity. An international source book. Chapter 7. FAO/UNESCO. Hutchinson. pp 177-205.*
- Kovda, V. A. 1965. Alkaline Soda-Saline Soils. *Agrokemia Es Talajtam.* 14: 15-48.
- Kovda, V. A., C. B. Vanden and R. M. Hogan. 1967. International source book on irrigation and drainage of arids lands in relation to salinity and alkalinity. FAO/UNESCO.
- Kumar, U. M., A. K. Bhardway, D. N. Warrington, D. Goldstein, A. T. Bar and G. J. Levy. 2008. Changes in Soil Hydraulic Conductivity, Runoff, and Soil Loss due to Irrigation with Different Types of Saline-Sodic water. *Geoderma.* 144: 509-516.
- Läuchli, A. 2002. Functions of boron in higher plants: recent advances and open questions. *Plant Biol.* 4:190-192.
- Lavado, R. 1988. Material Curso Suelos halomórficos. Carrera Magister Scientiae, UBA. Inédito.
- Lemly A. D., S. E. Finger and M. K. Nelson 2009. Sources and impacts of irrigation drainwater contaminants in arid wetlands. *Environ. Tox. Chem.* 12: 2265-2279.
- León, A. C. y Chávez A. R. (2003). *La Biblia de Física y Química.* Editorial Letrarte; S. A. México D.F.
- Lesser, C. L. E., J. M. I. Lesser, S. I. Arellano, y D. P. González. 2011. Balance hídrico y calidad del agua subterránea en el acuífero del Valle del Mezquital, México central. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas. Querétaro.* 28 (3): 323-336.

- López, A. B. 2004. Ampliación del sistema de riego en el Valle del Mezquital con aguas subterráneas. Tesis de Licenciatura. Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura. Unidad Profesional Adolfo López Mateos. Instituto Politécnico Nacional. México.
- López, G. J. A, L. M. A. Fornés, G. G. Ramos y F. G. Villarroya. 2009. Las aguas subterráneas: Un recurso natural de subsuelo. 4^a Ed. Editorial Grupo Industrial de artes gráficas Ibersaf Industrial, S. I. Madrid España.
- Maas, E. 1984. Salt tolerance of plants. In: The Handbook of Plant Science in Agriculture B.R. Christie (Ed.). CRC Press. Boca Raton, Florida.
- Maas, E. V. y G. Hoffman. 1977. Crop Salt Tolerante-Current Assessment. J. Irri. Drain. Div. ASCE. 103: 115-134.
- Manahan S. 2007. Introducción a la química ambiental. Editorial Reverté. Barcelona, España.
- Mancilla V. O. R. 2012. Índices de salinidad y calidad de las aguas superficiales de Tlaxcala, Puebla y Veracruz. Tesis Doctoral. Postgrado de Hidrociencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- Mara, D. y S. Cairncross. 1990. Directrices para el uso sin riesgos de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura. España: OPS/NUMA.
- Mass E. V. (1990). Crop salt tolerance. Agricultural salinity Assesment and Management. Manual K. K. Tanji (Ed.). ASCE, New York U. S. A.
- McNeal B. L. 1968. Prediction of the effect of mixed-salt solutions on soil hydraulic conductivity. Soil Sci. Soc. Amer Proc. 32: 190-193.
- Mendoza, S. I. 2009. Calidad de las aguas residuales urbano-industriales que riegan el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Tesis Doctoral, Colegio de Postgraduados, Montecillo, México.
- Mikkelsen, R. 2010. Soil and Fertilizer Magnesium Better Crops. 94(2):26-28.
- Miller, G. y Jr. Tyler. 1992. Ecología y medio ambiente. Editorial Iberoamérica S.A. de C.V, México, D.F.
- Molénat, J., O. Grünberger y M. Voltz. 2012 Preservación y restauración de la calidad del agua. Recursos de agua: preservación y gestión. 14: 25 p

Montgomery, D. C. y Hines, W. W. 1993. Probabilidad y Estadística par Ingeniería y Administración. 2ª Ed. Compañía Editorial Continental, S. A. de C. V. México, D. F.

Morell I., A. B. Pulido., L. Daniele y J. V. Cruz. 2008. Chemical and isotopic assessment in volcanic thermal waters: cases of Ischia (Italy) and São Miguel (Azores, Portugal) [en línea].

Munns, R. and M. Tester. 2008. Mechanisms of salinity Tolerance. *Annu. Rev. Plant. Biol.* 59: 651-681.

Odum, E. P. 1972. *Ecología*. 3ª Ed. Editorial Interamericana S. A. de C.V. México, D. F.

Ordoñez G. J. J., 2011. *Cartilla Técnica: Ciclo Hidrológico*. Editorial Sociedad Geográfica de Lima. Lima, Perú.

Organización Panamericana de la Salud. OPS. 1988, *Guía para la calidad del agua potable*, I y 2. Washington DC, EUA.

Ortega, E. H. M. 1993. *Causas del ensalitramiento y su efecto sobre los suelos*. Colegio de Postgraduados. Centro de Hidrociencias. Montecillo, Estado de México.

Ortega, F. S. y R.G. Orellana. 2007. El riego con aguas de mala calidad en la agricultura urbana. Aspectos a considerar. I. Aguas salinas o alcalinas. *Rev. Ciencias Técnicas Agropecuarias*. 16(1): 41-44.

Oster J. D. y F. W. Schroer. 1979. Infiltration as influenced by irrigation water quality. *Soil Sci. Amer. J.* 43: 444-447.

Oster, J. D. and I. Shainberg. 2001. Soil responses to sodicity and salinity: challenges and opportunities. *Australian Journal of Soil Research*. 39: 1219-1224.

Pacheco, J. A. y A. S. Cabrera. 2003. Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Redalyc* 7(2): 47-54.

Parker, F. P. and D. L. Suarez. 1990. *Irrigation water quality assessment. In agricultural salinity assesmente and management*. ASCE. New York. U.S.A.

Pellant, C. 1993. *Manuales de identificación: Rocas y Minerales*. Editorial Omega. Barcelona. España.

Pereira, R., U. Herpin, A. Ferreira, L. Pittol, C. Montes and A. Melti. 2008. Sodicy and salinity and a brazilian oxisol cultivated with sugarcane with wastewater. *Agricultural Water Management*. 96: 307-316.

- Pereira, R., U. Herpin, A. Ferreira, L. Pittol, C. Montes and A. Melfi. 2008. Sodicity and salinity in a brazilian oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. *Agricultural Water Management*. 96: 307-316.
- Pérez D. J. P. 2014. Composición iónica del agua de la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico. Tesis de Maestría. Postgrado de Hidrociencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- Pérez, Z. O. 2002. Efecto de la aplicación de aguas residuales industriales en las propiedades físicas y químicas del suelo. *Agrociencia*. 36: 279-290.
- Pizarro, F. C. 1978. Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. 2ª Ed. Editorial S. A. Agrícola Española. Madrid, España.
- Porta, J., M. A. López y C. Roquero. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 3ª Ed. Editorial Mundi Prensa. Madrid, España.
- Porta, L. 2010. Introducción a la edafología y protección de suelos. 2ª Ed. Editorial Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Preciado R. P., G. A. C. Baca, J. L. T. Tirado, J. S. Kohashi, L. C. Tijerina y A. G. Martínez. 2003. Presión osmótica de la solución nutritiva y la producción de plántulas de melón. *Terra*. 21 (4): 461-470.
- Ramírez, G. J. 2009. Índices de salinidad de la red hidrográfica del Estado de Morelos, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo Estado de México. 255 p.
- Ravelo B. P. 2012. Adsorción de Boro del agua. Tesis de Licenciatura. Cataluña, España.
- Raven, J. A. 1980. Short and long distance transport of boric acid in plants. *New Phytol* 84:231-249.
- Rengasamy, P. 2006. World salinization with emphasis on Australia. *Journal of Experimental Botany*. 57: 1017-1023.
- Rhoades, J. D. 1972. Quality of water for irrigation. *Soil Science* 113(4): 277-284.
- Rhoades, J. D., A. Kandiah y A. M. Mashali. 1992. The use of saline water for crop production. *FAO, Irrigation and Drainage Paper*. 48. Roma, Italia.

- Rhoades, J. D., F. Chaundi y S. Lesch. 1999. Soil Salinity Assessment Methods and Interpretation of Electrical Conductivity Measurements. Irrig. And Drain. Paper 57. FAO. Rome.
- Richards, L. A. (Editor). 1954. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Laboratorio de Salinidad, Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América. Manual de Agricultura No. 60. Editorial Cultura T. G. S. A. México, D. F.
- Ríos T. R. M. 2009. Composición química de las aguas del cauce Tula-Moctezuma-Claro, Estado de Hidalgo. Tesis de Maestría. Postgrado de Hidrociencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México.
- Rodier, J. 1978. Análisis de las aguas. Editorial.
- Ruda, E., A. Mongiello, A. Acosta, E. Ocampo y L. Contini. 2005. Calidad del agua subterránea con fines de riego suplementario en argiudoles del centro de Santa Fé, Argentina, Agricultura Técnica Chile. 65 (4): 411-420.
- Sánchez B. E. I., M. A. E. Camacho, A. L. Rodríguez y H.M. E. Ortega. 2013. Physiological behavior of potato cv. Tollocan at diverse types of salinity. Journal of Plant Studies. 2: 120-134.
- Sánchez E. I. B., G. O. Sandoval, M. A. E. Camacho, F. M. Valdez, A. L. Rodríguez y H. M. E. Ortega. 2014. Calidad hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México. Revista Internacional de Ciencia y Sociedad. 1(2): 27-41.
- Sánchez E., M. Ortega, H. González, G. Ruelas, J. Kohashi y N. García. 2003. Tolerancia de tubérculos de papa cv. Alpha en la etapa de brotación a condiciones de salinidad. Terra. 21: 481-491.
- Sato S., K. T. Morgan and M. H. Ozores. 2009. Spatial and temporal distributions in soils with seepage irrigation: II Phosphorus and Potassium. Soil Science Society American Journal. 73 (3): 1053-1060.
- SCFI. 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 24 de Junio de 1996.

Schmidt K. D. 2007). Groundwater quality in the Cortaro area northwest of Tucson, Arizona. *J. Am. Water Res. Assoc.* 9: 598-606.

Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, SEMARNAT. 2012. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales, indicadores clave y desempeño ambiental. México. [En línea]. www.semarnat.gob.mx.

Seiler R.L. 2007. Synthesis of data from studies by the National Irrigation Water-Quality Program. *J. Am. Water Res. Assoc.* 32: 1233-1245.

Sharpley A. N. and P. Withers. 1994. The environmentally sound management of agricultural phosphorus. *Netherland. Fertilizer Research.* 39: 133-146.

Sistemas Integrados de Tratamiento y Uso de Aguas Residuales en América Latina, SITyUARAL: Realidad y Potencial. 2002. Estudio complementario del caso Mezquitil, Estado de Hidalgo, México.

Snoeyink V. L. y D. Jenkins. 2004. Química del agua. Editorial. Limusa, México.

Suarez D. L. 1981. Relation Between pHc and Sodium Adsorption Ratio (SAR) and an Alternative Method of Estimating SAR of Soil on Drainage Waters. *Soil. Soc. Am. J.* 45: 469-475.

Szabolcs I. 1989. Salt affected soils. CRS Press. Inc. Boca Raton, Florida.

Tarbutck E. J., y K. K. Lutgens. 2005. Ciencias de la Tierra: Una introducción a la geología física. 8 ed. Pearson Prentice Hall. Madrid España.

Tarkiewicz and Nosalewicz, A. 2005. Effect of organic carbon content on the compactibility and penetration resistance of two soils formed from loes. *Int Agrophysic.* 19: 345-350.

Tedeschi A. and R. D. Aquila. 2005. Effects of Irrigation with Saline Waters, at Different Concentrations, on Soil Physical and Chemical Characteristic. *Agric. Water Manage.* 77: 308-322.

Torres H. A. y E. H. Acevedo. 2008. El problema de salinidad en los recursos suelo y agua que afectan el riego y cultivos en los valles de Lluta y Azapa en el Norte de Chile. *IDESIA Chile.* 26 (3): 31-44.

Velázquez M. M. A. 2001. Las variaciones de los procesos de adsorción de sodio en función de los diferentes valores de la relación de adsorción de sodio en las aguas

residuales de la red hidrográfica de Zumpango-Ixmiquilpan, Valle del Mezquital, Hgo. Tesis de Doctorado en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México.

Velázquez M. M. A., J. L. E. Pimentel y H. M. E. Ortega. 2010. Variaciones longitudinales y temporales en la Hidroquímica del Río Duero. *Agrociencia* 44: 599-609.

Velázquez M. M., M. E. Ortega, A. G. Martínez, J. S. Kohashi y N. C. García. 2002. Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo. México. *Terra* 20: 459-464 p.

Wetzel R. 1981. *Limnología*. Ediciones Omega. Barcelona, España. 666 p.

Wienhold B. J., and T. P. Trooien. 1998. Irrigation Water Effects on Infiltration Rate in Northern Great Plains. *Soil Sci.* 163 (11): 853-858.

Wilcox L. V., G. Y. Blair, and C. A. Bower. 1954. Effect of Bicarbonate on Suitability of water for Irrigation. *Soil Sci.* 77 (4): 259-266.

Wolf L., I. Held, M. Eiswirth y H. Hötzl. 2004. Impact of leaky sewers on groundwater quality. *Act. Hydroch. Hydrob.* 32: 361-373.