



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCION DE ENSEÑANZA E INVESTIGACION EN CIENCIAS
AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE HIDROCIENCIAS

DETERMINACIÓN DE BORO, FOSFATOS, NITRATOS Y SILICIO EN LAS AGUAS RESIDUALES QUE RIEGAN EL VALLE DEL MEZQUITAL

BETSY STEPHANI PALLARES GONZÁLEZ

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MEXICO

2016

La presente tesis titulada **Determinación de boro, fosfatos, nitratos y silicio en las aguas residuales que riegan el Valle del Mezquital**, realizada por la alumna **Betsy Stephani Pallares González** 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. EDGAR IVÁN SÁNCHEZ BERNAL

ASESOR



Dr. ÁLVARO CAN CHULIM

Montecillo, Texcoco, Estado de México, 25 de Noviembre de 2016

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología de México por ofrecerme la oportunidad de seguir preparándome en la maestría, por medio de una beca. Al Colegio de Posgraduados y el Posgrado de Hidrociencias por todo el apoyo recibido para que fuera posible la realización de este trabajo.

A mi consejero el Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar, por su apoyo incondicional durante mi estancia en el Colegio de Postgraduados, por su paciencia, la motivación, disposición, sus consejos y conocimientos transmitidos, sobre todo, por su invaluable amistad.

Dr. Carlos Ramírez Ayala por siempre tener disposición para apoyar y colaborar con los estudiantes, por los conocimientos y experiencias que dentro y fuera del aula comparte y nos enriquece.

Al Dr. Edgar Iván Sánchez Bernal y Dr. Álvaro Can Chulim quienes admiro por sus apreciables aportes al conocimiento en materia de calidad de las aguas para riego agrícola y aprecio su disposición para ser parte de dicha investigación.

A todo el personal técnico y administrativo tanto de los laboratorios de Hidrociencias y RASPA, como de la Biblioteca y de las distintas áreas de la Institución por su atención y apoyo brindado. Por su paciencia y asesoría en mi fase de laboratorio a Don Cruz a Don Raúl, Doña Jesús y a Don Porfirio. En especial quiero agradecer a la Sra. Elvia Amalia Sosa Galan por su permanente apoyo y solidaridad que mostró durante mi estancia en el Programa de Hidrociencias del Colegio de Postgraduados.

A las personas que con su valiosa disposición participaron para hacer posible dicha investigación, a todos los que a mi paso por el Colegio de Postgraduados aportaron a mi formación académico-científica con nuevos conocimientos y experiencias. Aquellos que recorrieron conmigo este camino, compartiendo experiencias, aprendizajes, brindándome su más sincera amistad y su apoyo incondicional, a mi familia y al Ing. Carlos Quintero por acompañarme en este proceso.

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	iii
INDICE DE CUADROS	vii
INDICE DE FIGURAS	ix
RESUMEN.....	xi
ABSTRACT	xii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. HIPOTESIS	5
III. OBJETIVOS	6
3.1. General	6
3.2. Particulares.....	6
IV. REVISION DE LITERATURA	7
4.1. Disponibilidad y distribución del agua	7
4.2. Uso del agua.....	9
4.2.1. El agua en la agricultura	10
4.2.1.1. Reducción de la salinidad	12
4.2.2. Contaminación del agua y su reúso.....	13
4.3. Geoquímica de los elementos contenidos en el agua	14
4.3.1. Sodio	15
4.3.2. Potasio.....	16
4.3.3. Calcio.....	16
4.3.4. Magnesio.....	17
4.3.5. Azufre	18
4.3.6. Carbonatos y bicarbonatos	19
4.3.7. Silicio	19
4.3.8. Boro	20
4.3.9. Fosforo	21
4.3.10. Cloro	21
4.3.11. Nitratos	22
4.4. Composición hidroquímica	23
4.5. Origen de las sales.....	25
4.5.1. Solubilidad de las sales.....	27

4.5.2.	Proceso de acumulación de las sales.....	30
4.6.	Calidad del agua para uso agrícola.....	31
4.6.1.	Índice de salinidad del agua.....	32
4.6.2.	Índice de sodicidad.....	35
4.6.3.	Problemas de infiltración en suelos agrícolas bajo riego.....	45
4.6.4.	Carbonato de Sodio Residual	46
4.6.5.	Criterio de toxicidad por iones específicos	48
V.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	50
5.1.	Zona de estudio.....	50
5.2.	Muestreo y determinaciones fisicoquímicas del agua	52
5.3.	Validación de los resultados.....	54
5.3.1.	Análisis estadístico.....	55
5.3.2.	Comprobación de los resultados del análisis de agua	55
5.4.	Directrices sobre la calidad del agua	60
5.5.	Clasificación del agua para riego agrícola	63
VI.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	66
6.1.	Localización de los sitios de muestreo.....	66
6.2.	Composición iónica del agua	70
6.2.1.	Hidroquímica de las aguas residuales que riega el Valle del Mezquital	77
6.2.2.	Diagrama de Durov	79
6.2.3.	Distribución de cationes y aniones en las aguas que riegan el Valle del Mézquital	80
6.3.	Salinidad de las aguas Residuales de la Red hidrográfica del valle del Mezquital.....	83
6.3.1.	Distribución de Frecuencias en lo referente a la Conductividad Eléctrica $\mu\text{S cm}^{-1}$ y $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$	83
6.3.2.	Relación de la Conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$) con respecto a la Conductividad eléctrica teórica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	85
6.3.3.	STD (mg L^{-1} analíticos) en relación con la conductividad eléctrica y los iones	88
6.3.4.	Relación de la conductividad eléctrica con suma de cationes y aniones $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$	90

6.3.5.	Relación de la Presión osmótica (MPa) y la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	92
6.3.6.	Relación de mmol-ion L^{-1} con respecto a la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	95
6.3.7.	Relación entre iones estimados y los iones medidos analíticamente	96
6.3.8.	Determinación de las sales hipotéticas.....	97
6.4.	Clasificación del agua residual en relación con el riego agrícola en el Valle del Mezquital.....	102
6.4.1.	Índice de salinidad.....	102
6.4.2.	Relación de Adsorción de Sodio (RAS)	104
6.4.3.	Peligro de la disminución de la infiltración	111
6.4.4.	Carbonato de Sodio Residual	114
6.4.5.	Contenido de Boro	117
6.4.6.	Contenido de Fósforo.....	120
6.4.7.	Contenido de Nitratos.....	121
6.4.8.	Contenido de Silicio.....	123
VII.	CONCLUSIONES	124
VIII.	RECOMENDACIONES	126
IX.	BIBLIOGRAFIA	127

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Composición media de algunas muestras de aguas de ríos del mundo.....	25
Cuadro 2. Clasificación del agua según su Salinidad Efectiva	34
Cuadro 3. Clasificación del agua según su Salinidad Potencial.....	34
Cuadro 4. Valores de pH_c teórico del agua de riego.....	41
Cuadro 5 Concentración de calcio (Ca°) en el agua contenida cerca de la superficie del suelo, producto del riego con aguas de distintos valores de HCO^{-3}/Ca^{2+} y CE.....	44
Cuadro 6. Clasificación del agua de riego de acuerdo con el Carbonato de Sodio Residual	47
Cuadro 7. Influencia de los cationes adsorbidos en las diferentes propiedades físicas de los suelos.....	48
Cuadro 8. Métodos analíticos utilizados para caracterizar las aguas residuales de la red de riego del Valle del Mezquital.	54
Cuadro 9. Criterios de validación de los análisis de los componentes iónicos del agua.	56
Cuadro 10. Directrices para interpretar la calidad del agua para el riego	62
Cuadro 11. Ubicación geográfica de los sitios donde se obtuvieron las muestras.....	69
Cuadro 12. Tipos de aguas según la relación Cl^-/SO_4^{2-}	72
Cuadro 13. Composición química de las muestras de agua analizadas	72
Cuadro 14. Estadísticos descriptivos de la composición química del agua analizada	77
Cuadro 15. Conductividad eléctrica teórica en $\mu S\ cm^{-1}$ para los iones más comunes en el agua.....	86
Cuadro 16. Composición química de muestra de las aguas residuales de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan.....	97
Cuadro 17. Determinación de las sales hipotéticas para las aguas residuales de la red Hidrográfica que riega el valle del Mezquital.	99
Cuadro 18. Clasificación de las aguas analizadas de acuerdo a la Salinidad Efectiva.....	103
Cuadro 19. Clasificación de las aguas analizadas de acuerdo a la Salinidad Potencial.....	104
Cuadro 20. Clasificación del agua residual de acuerdo a las diferentes formulaciones de RAS y CE.	108

Cuadro 21. Clasificación de las aguas analizadas según sus valores de Carbonato de Sodio Residual.	116
Cuadro 22. Rangos de tolerancia de algunos cultivos al contenido de boro en el agua de riego y en el suelo.....	119
Cuadro 23. Clasificación de las aguas analizadas de acuerdo al contenido de boro y el margen de tolerancia de cultivos.	120
Cuadro 24. Comportamiento de las aguas analizadas con base a los valores de $P-PO_4^{3-}$ normalmente encontrados en agua de riego.....	121
Cuadro 25. Clasificación del agua analizada de acuerdo a los valores de Nitratos($N-NO_3$) contenidos.	123

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización geográfica de las estaciones de muestreo de las aguas residuales del Valle del Mezquital.....	53
Figura 2. Localización geográfica de las estaciones de muestreo de las aguas residuales del Valle del Mezquital.....	68
Figura 3. Representación de los tipos de agua de acuerdo con el diagrama de Piper.....	78
Figura 4. Interpretación de las muestras mediante el diagrama de Durov(1948), tomando en cuenta el pH y STD de las muestras.	80
Figura 5. Composición iónica de las aguas residuales de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan.	82
Figura 6. Distribución de frecuencias con respecto a la conductividad eléctrica de las aguas residuales.....	84
Figura 7. Distribución de frecuencias con respecto a suma de cationes (mmolc L^{-1})	85
Figura 8. Relación de la Conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) estimada o teorica con respecto a la Conductividad eléctrica experimental($\mu\text{S cm}^{-1}$); utilizando los iones expresados en las unidades de meq L^{-1}	87
Figura 9. Relación funcional entre de la Conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) estimada o teorica con respecto a la Conductividad eléctrica experimental utilizando la suma de los iones expresada en mg L^{-1}	87
Figura 10. Relación funcional de los STD (mg L^{-1} analíticos) en relación con la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$).	89
Figura 11. Relación funcional de los STD (mg L^{-1} analíticos) en relación con los iones en (mg L^{-1}).	90
Figura 12. Relación entre conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y la sumatoria de la concentración de cationes mmolc L^{-1}	91
Figura 13. Relación entre conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y la sumatoria de la concentración de aniones mmolc L^{-1}	92
Figura 14. Relación de la Presión osmótica (kPa) y la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	93
Figura 15. Relación de la Presión osmótica (atm) y la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	94
Figura 16. Relación de mmol-ion L^{-1} con respecto a la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$).	96
Figura 17. Relación funcional entre iones estimados e iones medidos en (mg L^{-1})	97

Figura 18. Representación de las sales hipotéticas de las aguas residuales que riegan el Valle del Mezquital.	101
Figura 19. Diagrama de dispersión de las variables de Relación de Adsorción de Sodio.	107
Figura 20. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y Relación de Adsorción de Sodio.	110
Figura 21. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y Relación de Adsorción del Sodio.	113
Figura 22. Distribución del agua residual de acuerdo con el contenido de carbonato de sodio residual.	117
Figura 23. Distribución de la concentración de boro (mg L^{-1}) en las muestras de aguas residuales analizadas.	118
Figura 24. Distribución de la concentración de fósforo (P-PO_4^{3-}) mg L^{-1} en las aguas analizadas.	121
Figura 25. Concentración de nitratos (N-NO_3) mg L^{-1} en las aguas analizadas ...	122
Figura 26. Concentración de Silicio (mg L^{-1}) en las aguas residuales analizadas.	123

DETERMINACIÓN DE BORO, FOSFATOS, NITRATOS Y SILICIO EN LAS AGUAS RESIDUALES QUE RIEGAN EL VALLE DEL MEZQUITAL

RESUMEN

Betsy Stephani Pallares González, M.C.

Colegio de Postgraduados, 2016

El agua se reconoce como asunto de seguridad nacional, ya que es uno de los elementos centrales en las actuales políticas ambientales y económicas, así como un factor clave en el desarrollo social. Para hacer un óptimo uso del vital líquido, han surgido alternativas, como su reutilización, principalmente en los lugares donde el agua es un bien escaso. Hace casi un siglo, las aguas residuales de la Ciudad de México, empezaron a ser utilizadas para el riego agrícola en el valle del Mezquital. La importancia de estudiar la calidad de estas aguas residuales radica en tener una inferencia sobre los impactos que se podrían generar al seguir siendo usadas en el riego de cultivos, sobre todo en la degradación de los suelos productivos y otras fuentes de agua. La zona de estudio se localiza en la porción central-sur del estado de Hidalgo y en el límite con el Estado de México, a lo largo de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan. El punto fundamental en este estudio es conocer las características fisicoquímicas de dichas aguas residuales, y determinar los índices de sodicidad y salinidad, además de clasificar el agua de acuerdo con criterios agronómicos, como la conductividad eléctrica-relación de adsorción de sodio. Se recolectaron muestras en 53 de estaciones representativas, se analizaron los siguientes parámetros: potencial de hidrogeno (pH), temperatura ($^{\circ}$ t), conductividad eléctrica (CE), residuo seco evaporado (RSE), carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-), cloruros (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}), Sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), nitratos (N- NO_3), sílice (Si), boro (B), fósforo (P- PO_4^{3-}) y se calculó la presión osmótica. Los análisis indicaron que el agua es de tipo bicarbonatada sódica. El 90.56% de los valores de CE se encuentran entre 750-2250 $\mu\text{S cm}^{-1}$ que indica alto peligro de salinidad. Los valores de CE-RAS sugieren que el 66% (C3-S1) de las muestras corren riesgo de alta salinidad, sin embargo, se consideran altas en sodio.

Palabras clave; aguas residuales, sodicidad, salinidad, RAS, Boro.

DETERMINING BORON, PHOSPHATES, NITRATES, AND SILICON IN WASTEWATERS USED FOR IRRIGATION IN THE VALLE DEL MEZQUITAL

ABSTRACT

Betsy Stephani Pallares González, M.C.

Colegio de Postgraduados, 2016

Water is recognized to be a matter of national security, since it is one of the main elements in current environmental and economic policies, as well as a key factor in social development. To make the best use of this vital liquid, alternatives have arisen, such as reusing it, mainly in places where water is scarce. Almost one century ago, wastewaters in Mexico City began to be used for agricultural irrigation in the valle del Mezquital. The importance of studying the quality of these waters lies in having an inference on the possible impacts of using it for the irrigation of crops, especially in the degradation of productive soils and other water sources. The area under study is located in the central-south portion of the state of Hidalgo and on the border with the Estado de México, along the Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan hydrographic network. The main point in this study is to know the physical and chemical characteristics of these wastewaters, and determine the sodicity and salinity indices, as well as classifying water according to agronomic criteria, such as electrical conductivity-sodium adsorption ratio. Samples were collected in 53 representative stations, and the following parameters were analyzed: hydrogen potential (pH), temperature ($^{\circ}\text{t}$), electrical conductivity (EC), dry evaporated residue (DER), carbonates (CO_3^{2-}), bicarbonates (HCO_3^-), chlorides (Cl^-), sulphates (SO_4^{2-}), Sodium (Na^+), potassium (K^+), calcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), nitrates (N-NO_3), silicon (Si), phosphorous (P-PO_4^{3-}), and boron (B), and the osmotic pressure was calculated. The analyses indicated that the water is bicarbonated sodic. 90.56% of the values of EC are between $750\text{-}2250 \mu\text{S cm}^{-1}$, indicating a highly dangerous level of salinity. The values of EC-DER suggest that 66% of the samples are at risk of high salinity, yet they are considered high in sodium.

Key words: wastewater, sodicity, salinity DER, boron.

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación tanto del suelo, aire y agua es un problema que se hace cada vez más evidente a nivel mundial. Nuestro estilo de vida provoca la generación de diversos desechos que son dispuestos en la mayoría de los casos de manera inadecuada, provocando fuertes impactos al ambiente y haciéndose visibles a corto, mediano y largo plazo. Es fundamental generar conocimientos e inquietudes sobre los posibles efectos de la contaminación en todas sus modalidades, además de proporcionar las bases para hacer frente a esta problemática y aprovechar las áreas de oportunidades.

El agua dulce es un recurso natural, que a pesar de considerarse renovable, en la actualidad la presión en la demanda sobre su consumo la ha vuelto un bien escaso, pues su disponibilidad y calidad se ve afectada por la contaminación. La FAO (2004) en su informe menciona que la estimación de la producción global de aguas residuales es de aproximadamente 1 500 km³. La escasez de agua tiene altos costos económicos, sociales y políticos (FAO, 2008). En algunos países con carencia de agua, la reutilización es una medida estratégica para equilibrar la demanda y la oferta para los diversos usos. Algunos problemas comunes como el aumento de la población, la demanda de alimentos, escasez de agua y preocupación acerca de la contaminación ambiental, hacen que el agua tratada sea un recurso potencialmente valioso (Oron 1987).

México es un país de grandes contrastes y carencias respecto al agua de buena calidad. La distribución del recurso es muy variable regionalmente, y se encuentra íntimamente ligada a satisfacer las necesidades sociales más básicas, puesto que la calidad y cantidad es una condición necesaria para hacer viable el desarrollo social, económico y ambiental de nuestro país (SINA, 2014).

Sin embargo, el acelerado crecimiento de la urbanización, el desarrollo industrial, las actividades agrícolas y mineras, ponen a México frente a grandes problemas, entre los que destaca, la disminución en la disponibilidad de agua en las zonas más pobladas y la creciente contaminación de cuerpos de agua susceptibles de servir como fuentes de abastecimiento para las poblaciones; esto ha propiciado un aumento en la extracción y el

consumo del líquido, que se traduce en una mayor generación de descargas residuales vertidas principalmente a los ríos (Can *et al.*, 2008).

El agua es un recurso vital en cualquier aspecto de nuestras vidas y en el entorno en que nos desenvolvemos. La competencia por el agua y las necesidades humanas prevalecen en gran medida sobre las necesidades de los ecosistemas (Okum, 2002). Sus características aunque universales, tienden a variar de acuerdo a la fuente de origen que la provén de diversos componentes, este aspecto hace necesario establecer ciertos límites y lineamientos para su buen manejo. Una herramienta fundamental para conocer los posibles efectos al utilizarla y tomar medidas preventivas, es conocer su calidad, pues de esta forma se determina si las características de alguna fuente implican riesgos al utilizarla en ciertos procesos.

Finalmente la necesidad, la disponibilidad, distribución y ubicación son los que definen el uso del agua, dejando de lado las características químicas, físicas y biológicas. Por este motivo, es indispensable contar con la información y técnicas necesarias para la adaptación a las condiciones dadas por las características del agua y el medio. Pues de no ser así, los efectos adversos se presentaran a corto o largo plazo (Richards *et al.*, 1973).

La agricultura de riego depende tanto de la cantidad como de la calidad del agua. Debido a que es uno de los factores limitantes para la producción agrícola, se ha considerado el empleo de agua residual para la irrigación de áreas de cultivos en México, como una alternativa de abatir la necesidad hídrica (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002), en este sentido, es importante evaluar la calidad de este recurso en relación con su manejo en el riego de suelos destinados a la agricultura. Eaton (1950) consideró la necesidad de evaluar el riesgo de salinización del suelo regado con agua de dichas características, ya que su composición tiende a variar de acuerdo a los desechos vertidos; tanto industriales, agrícolas, como municipales. La acumulación de sales es un problema constante al utilizar aguas residuales urbano-industriales, que también puede ser causada por el uso persistente de fertilizantes (Debanay *et al.*, 1989).

Sin embargo, los desechos orgánicos que contienen estas aguas generan un efecto benéfico en la producción de cultivos, al suministrarles elementos nutritivos y al adicionar materiales orgánicos que mejoran las condiciones físicas y biológicas del suelo (Hyatt,

1995; Marx *et al.*, 1995; Mulvaney *et al.*, 2001), dichas aguas son ricas en nitrógeno y fosforo.

La zona de estudio, está comprendida por el Valle del Mezquital donde la principal fuente de abastecimiento para el riego agrícola es el agua de origen urbano-industrial que emite la Ciudad de México. a través de un complejo sistema de drenaje compuesto principalmente por el Gran Canal de Desagüe capitalino, el Túnel Emisor Central, una vasta red de canales de distribución y vasos de almacenamiento. Se llegan a descargar aproximadamente 2 553 millones de m³ anuales, con las cuales se irrigan los distritos 008 Chiconautla, estado de México; 03 de Tula y 100 de Alfajayucan, estado de Hidalgo (Espino, 1981). Las áreas de cultivo abarcan alrededor de 83 000 ha (Romero, 1994)

Debido a la gran importancia del sitio de estudio, por el uso del agua residual durante un tiempo prolongado para el riego agrícola y sobre todo por las características que esta contiene y transfiere a los suelos cultivados, surge la necesidad de determinar la factibilidad del uso de este tipo de agua en el riego, para ello, se debe tomar en cuenta los siguientes factores: composición química, particularidades de los cultivos agrícolas, el clima de la zona agrícola bajo riego, las propiedades físicas de los suelos y los métodos agronómicos que se utilizan en la explotación de los diferentes cultivos agrícolas (Kovda, *et. al.*, 1967; Oster y Rhoades, 1986). La interdependencia de estos cinco factores determina la posibilidad del uso de una fuente de agua para el riego de los cultivos agrícolas.

Los problemas que se presentan durante el uso de agua para riego de diferente calidad son: salinidad, problemas de infiltración, toxicidad de iones específicos como el boro, cloro o sodio, exceso de nutrimentos como nitratos y fosfatos (Ramalho, 1998), en el caso particular del Valle del Mezquital un problema adicional son los metales pesados (plomo, zinc, cadmio, mercurio, entre otros).

Diferentes investigaciones han analizado algunos aspectos sobre la composición química de las aguas residuales que riegan el Valle del Mezquital (Mendoza-Saldivar, 2009; López-García, 2011; Castro-Luna, 2011; Cuellar-Carrasco, 2013; Barrios-Castillo, 2014), es preciso mencionar, que se requiere determinar de manera más consistente, los diferentes valores de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS), en sus diferentes conceptualizaciones.

La caracterización completa de las aguas residuales en este estudio consistió en: 1) determinación de las composiciones iónicas de las diferentes muestras de agua de las distintas estaciones de muestreo; 2) determinación de la concentración total de sales solubles mediante la evaluación de la conductividad eléctrica. 3) Determinación de los diferentes valores de la relación de adsorción de sodio RAS, en sus diferentes conceptualizaciones; RAS_{or} , RAS_{aj} , RAS°_{corr} ; 4) determinación de los valores de carbonato de sodio residual " Na_2CO_3 "; 5) Determinación de fosfatos (PO_4^{3-}); 6) determinación de Nitratos (NO_3); y 7) Determinación de Boro (B) y 8) Determinación del Silicio (SiO_2).

II. HIPOTESIS

Se presentaran pequeñas variaciones en la composición iónica de las aguas residuales debido a la estrecha relación que existe entre los minerales y rocas con las que tiene contacto a su paso y la característica de las diferentes descargas vertidas. Sin embargo, debido a que son aguas de origen urbano industrial es posible que los parámetros establecidos para riego agrícola se cumplan de manera condicional, con algunas exigencias sobre su adecuado manejo.

III. OBJETIVOS

3.1. General

Conocer la composición iónica del agua residual que circula en la red hidrográfica que riega el valle del mezquital (Zumpango, Edo de México- La Mora, Edo. de Querétaro)

3.2. Particulares

Determinar los parámetros físico-químicos esenciales de la composición de aguas residuales en el sistema hidrográfico que se extiende desde la ciudad de México hasta las superficies agrícolas del Valle del Mezquital: potencial de hidrogeno (pH), temperatura (°t), conductividad eléctrica (CE), Residuo Seco Evaporado (RSE), carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-), cloruros (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}), Sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), nitratos (N- NO_3), silicio (Si), boro (B), fosforo (P- PO_4^{3-}).y presión osmótica.

Estimar los índices de clasificación del agua: Índice de Salinidad Potencial, Índice de Salinidad Efectiva, Por Ciento de Sodio Posible y Carbonato de Sodio Residual.

Determinar los valores de la Relación de Adsorción de Sodio, en sus diferentes conceptualizaciones: RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS_{corr} .

Evaluar la calidad del agua para riego agrícola.

IV. REVISION DE LITERATURA

4.1. Disponibilidad y distribución del agua

Se estima que en todo el planeta existen 1 400 millones de km³ de agua, de los cuales solo 35 millones corresponden al agua dulce, equivalente a 2.53% del total. Sin embargo, no toda se encuentra disponible para su uso y aprovechamiento, ya que una porción muy significativa se concentra en las capas polares y glaciares, representando 1.76% (FAO, 2002).

La mayor cantidad de agua dulce aprovechable se obtiene esencialmente de la escorrentía superficial del agua de lluvia. El ciclo hidrológico juega un papel fundamental en este proceso, ya que, el agua se recicla continuamente debido a la evaporación causada por la energía solar. La cantidad de agua en promedio anual a nivel mundial que precipita es de aproximadamente 119 000 km³, de estos, 74 000 km³ se evaporan a la atmósfera y los restantes 45 000 km³ fluyen hacia lagos, embalses y cursos de agua o se infiltran en el suelo alimentando los acuíferos y constituyendo nuestros recursos hídricos. Aunque no es posible aprovechar toda esta cantidad de agua ya que, parte de estos recursos fluye hacia ríos remotos y otra se pierde durante inundaciones periódicas. Por lo que se estima que solamente 9 000 a 14 000 km³ son económicamente utilizables por el hombre (FAO, 2002). Se reporta que las extracciones anuales de agua para uso humano ascienden alrededor de 3 600 km³.

Actualmente la población mundial es de 7 000 millones de personas, según las previsiones aumentara a unos 9 000 millones en el 2050. Esta situación se ve reflejada en la presión sobre los recursos naturales, principalmente sobre el suelo y el agua, pues son componentes fundamentales para la seguridad alimentaria de todo el mundo.

En el país existen particularidades en cuanto a la distribución y administración del agua, pues tan solo dos terceras partes del territorio conformadas por el norte y altiplano es donde ocurre la tercera parte del escurrimiento medio anual, asentándose el 70 % de la población y la actividad industrial, de igual manera, se encuentra la mayor parte de las áreas habilitadas con riego; en tanto que en el sur y sureste, representan la tercera parte del

territorio y se encuentra dos terceras partes del agua disponible, sin embargo, en esta área, la densidad demográfica y la actividad económica son bajas.

La precipitación media anual en México es de 758 mm, mismos que aportan un volumen total de agua en todo el territorio de 1 489 km³. Este volumen se distribuye en varios procesos naturales; el 72.5 % de agua que se precipita vuelve a la atmósfera mediante la evapotranspiración y evaporación, un volumen aproximado 350 km³ escurre por ríos y arroyos. Finalmente 150 km³ se considera agua subterránea renovable, sin embargo, de esta cantidad se llega a infiltrar al subsuelo de forma natural para recarga de acuíferos 91 km³. Se tienen entonces alrededor de 409 km³ en total de recursos hídricos internos renovables anuales (RHIR) distribuidos de una forma desigual en el territorio mexicano, lo que da lugar a variaciones significativas en disponibilidades de agua según la ubicación de las regiones.

El país cuenta con 1 471 cuencas organizadas en 37 regiones hidrológicas y a su vez agrupadas en 13 regiones hidrológico-administrativas (RHA). Los ríos y arroyos constituyen una red hidrográfica de 633 000 km de longitud, en la que destacan cincuenta ríos principales por los que fluye el 87 %, del escurrimiento superficial nacional y cuyas cuencas cubren el 65 % del territorial continental del país. En lo que se refiere a las aguas subterráneas, el país está dividido en 653 acuíferos, no obstante, se han detectado problemas de sobreexplotación en el 17 % de ellos. Los cuales se presentan en las regiones noroeste, norte y centro-oeste.

De igual manera, cuenta con obras de captación y almacenamiento de agua, en el año 2010 se tenían contempladas 4 462 presas y bordos, de las cuales 667 están clasificadas como grandes presas, según la Comisión Internacional de Grandes Presas (Arreguin, 2009). La importancia de las presas radica en diferentes funciones y necesidades; principalmente en las regiones áridas se utilizan con fines de riego agrícola, en las zonas húmedas para generación de energía eléctrica y una parte importante de su capacidad de almacenamiento se destina al control de avenidas.

El agua pues, es un recurso natural renovable por definición, vital, único, valioso y necesario para nuestra subsistencia, su carencia o disponibilidad son determinantes para el desarrollo

de los países. Tanto a nivel Global como a nivel local, se tiene una estimación sobre los recursos hídricos disponibles y al alcance de la población, sin embargo, también se ha considerado necesario identificar las condiciones en las que se encuentra. La calidad, es un término muy usado para clasificar el agua tomando en cuenta sus características físico-químicas enfocándose principalmente al uso que se le pretende dar, en particular al uso agronómico, por lo tanto la calidad química del agua es un concepto que carece de significado, si no se establecen los procesos específicos que se desarrollan en los suelos, cuando estas aguas de riego se aplican al mismo.

4.2. Uso del agua

El uso del agua en los diferentes sectores puede llegar a ser variables con el paso del tiempo y el espacio, pues un factor determinante es el crecimiento poblacional, el desarrollo industrial, entre otros aspectos.

La agricultura es el sector que consume más agua, ya que representa a nivel global el 69% de toda la extracción, mientras el consumo doméstico solo el 10% y la industria el 21%. Sin embargo, un aspecto que se debe tomar en cuenta es que el agua extraída no siempre es aprovechada de forma óptima. Una considerable cantidad no utilizada fluye hacia los ríos, se infiltra en los suelos o es almacenada en los acuíferos. Está claro que el sector agrícola tiene mayor requerimiento de agua para riego y su elevado consumo es distribuido entre el agua evaporada, la incorporada a los tejidos de las plantas y la que se pierde por el proceso de evapotranspiración de los cultivos. En cuanto al agua usada para consumo doméstico se estima que un 90% de la que se extrae vuelve a los ríos y acuíferos como agua residual, por su parte la industria tan solo consume el 5%.

En México la extracción hídrica total nacional en el año 2011 para usos consuntivos fue de 80.3 km³, de los cuales, el 77% del total se le atribuye al uso agrícola con un volumen de 61.6 km³, el 14% corresponde al uso municipal con 11.4 km³, por su parte, la industria representa el 9% del total de las extracciones con un volumen de 7.3 km³. En cambio, el agua extraída para uso no consuntivo, no está contemplada en la extracción hídrica total, alcanza un volumen de 164.6 km³, de los cuales 136.1 km³ se destinan al sector hidroeléctrico (CONAGUA, 2011).

Las principales fuentes de suministro de agua para el país, en cuanto al uso consuntivo, son las superficiales, tales como los ríos, arroyos y lagos, mismas que representaron el 60.19 % en el 2009. El resto del agua se obtiene de acuíferos.

Con el paso del tiempo es fácil apreciar que los requerimientos del vital líquido van en incremento, según datos proporcionados por CONAGUA (2011) entre el año 2001 y 2009, las concesiones del agua superficial aumentaron en un 15% y las subterráneas en 21%. Esta última, se ha concesionado para diversas actividades productivas y necesidades básicas de la sociedad, se estima que el 34% del agua concesionada de origen subterráneo es destinada al riego agrícola, en lo que va del año 2001 al 2011 representó un incremento del 23%; (CONAGUA, 2011).

En el estado de México se encuentra uno de los sistemas de abastecimiento de agua potable más grandes del mundo “El Sistema Cutzamala”, su importancia destaca principalmente por el desnivel al que hace frente, aproximadamente 1 100 m, además, llega a suministrar 485 millones de m³ anuales, que abastecen a 11 delegaciones del Distrito Federal y 11 municipios del Estado de México, aporta el 18 por ciento del abastecimiento para todos los usos de la Cuenca del Valle de México, complementándose con el Sistema Lerma con un 6%, en un 73% con la extracción de agua subterránea y un 3% con ríos y manantiales. Siete presas derivadoras y de almacenamiento, seis estaciones de bombeo y una planta potabilizadora integran dicho sistema (CONAGUA, 2011).

Se estima que apenas el 17% de los recursos hídricos nacionales son extraídos anualmente. En esta cifra no se ve reflejada la problemática de escasez y contaminación a la que están sometida una parte importante de cuencas y acuíferos nacionales, aunado a los problemas sociales y económicos de las zonas afectadas.

4.2.1. El agua en la agricultura

Aunque la agricultura de secano es la que suministra el 60% de los alimentos a nivel global, la agricultura bajo riego cada vez va ganando más terreno, ya que una pequeña área de alta productividad frecuentemente puede remplazar el cultivo de mayores superficies de tierras marginales. La agricultura bajo riego se posiciona como el sector con mayor extracción y uso consuntivo de agua. Por lo tanto, existe presión de esta actividad sobre

los recursos hídricos disponibles. Ante esta situación, se debe considerar una evaluación tanto de las necesidades, como de las extracciones de agua para riego, donde dichas necesidades de agua dependen de la demanda hídricas de los cultivos para llevar a cabo los procesos fisiológicos de la planta y del agua disponible de forma natural ya sea por precipitación efectiva, humedad del suelo, entre otras condiciones climáticas.

Las extracciones de agua para riego resultan ser muy superiores a las necesidades para dicha actividad, debido a las considerables pérdidas que se producen durante la distribución y aplicación del vital líquido. Mientras que otra parte recarga el agua subterránea, fluye superficialmente o se pierde como evaporación no productiva. La eficiencia del riego actualmente tiende a un 40 %, por lo que un objetivo clave es buscar opciones al respecto para mejorar y aumentar dicha eficiencia. Por otro lado, existe un enfoque para aumentar la productividad de las áreas de secano, basadas en la captación y almacenamiento de agua de lluvia para posteriormente usarla en riegos de emergencia, de esta manera se reducen los riegos de la sequía, y genera otros beneficios además de proporcionar agua a los cultivos, contribuye a la recarga de acuíferos y ayuda en reducción de erosión.

La falta de agua en la agricultura es un riesgo eminente, de igual manera, el exceso de agua tiende a ser un problema, los efectos se alcanzan a percibir a consecuencia de fenómenos extremos atribuibles al cambio climático, y que produce grandes pérdidas tanto por sequias como por inundaciones. Sin embargo, en la actividad agrícola, un mal manejo del agua en riegos intensivos provoca anegamiento y salinización, se estima que el 30% de las tierras sometidas a irrigación están moderada o severamente afectadas.

A pesar de la implementación del riego en mayores superficies, se percibe un decremento de las mismas del 1 al 2%, ocasionado por la salinización de los suelos, sin embargo, las áreas de riego seguirán en aumento, haciendo frente a estos problemas y buscando la eficiencia del uso del agua en el riego, los métodos empleados para la irrigación de los cultivos son un factor clave en este sentido, el riego superficial o también conocido como riego convencional es el que comúnmente se emplea por su fácil operación, pero también consume más agua y en ocasiones causa problemas de anegamiento y salinización.

Por otro lado existen otras alternativas como el riego localizado, que reduce el consumo del agua del 30 al 60% ya que la tecnología empleada se basan en la aplicación frecuente de pequeñas cantidades de agua directamente a las raíces de los cultivos, también aumenta la productividad y en el caso del riego por goteo se reducen los riesgos de la salinización por la aplicación directa de la cantidad adecuada de agua a las raíces de la planta, además, al evitar el contacto del agua en la hoja pueden usarse aguas salobres para regar cultivos moderadamente tolerantes a la salinidad. No obstante, estos sistemas requieren tecnificación y por lo tanto mayor inversión y capacitación. Finalmente para lograr una mejor eficiencia del riego se recomienda evitar los riegos excesivos, así como regar con la cantidad de agua correcta para evitar el déficit de humedad de los cultivos.

4.2.1.1. Reducción de la salinidad

Generalmente los suelos de las regiones áridas y semiáridas tienen condiciones deficitarias en su drenaje natural. Un buen drenaje en las zonas de regadío es importante ya que permite la diversificación de cultivos, la intensificación del uso de la tierra, el crecimiento de variedades de alto rendimiento, el uso efectivo de los fertilizantes y el uso de maquinaria agrícola (FAO, 2002).

El drenaje de los suelos agrícolas de riego juega un papel muy importante para reducir el exceso de agua y controlar la salinización. Pues el problema afecta alrededor de 100 a 110 millones de hectáreas ubicadas en las regiones áridas y semiáridas. Se sabe que a nivel mundial de 20 y 30 millones hectáreas se encuentran seriamente afectadas por la salinidad y 250 a 500 mil hectáreas agrícolas se pierden anualmente debido al incremento de la salinización de los suelos. Por tales motivos, el drenaje de los suelos es considerado una necesidad, ya que son pocos los que se encuentran en buenas condiciones. Un aspecto importante de considerar es el agua resultante del drenaje del suelo agrícola, ya que suelen estar contaminada de sales y algunos insumos agrícolas, por lo tanto, se debe asegurar que dicha agua será evacuada de una manera segura, considerando que habrán efectos colaterales hacia el ambiente, por lo que es necesario contemplar medidas de minimización del impacto.

Al momento que el consumo supera el suministro, se origina una realidad insostenible. En efecto, al intensificar el uso del agua, los impactos se hacen cada vez más evidentes, tales como; la acumulación en los suelos de sales presentes en las aguas de manera natural, al introducir el sistema de riego. Por otro lado el requerimiento excesivo de agua ha despertado la necesidad de buscar alternativas de nuevas fuentes no convencionales, como el reúso de las aguas residuales para el riego agrícola.

4.2.2. Contaminación del agua y su reúso

La escasez del agua es un problema evidente y cada vez mayor. Con el crecimiento poblacional e industrial la demanda del vital líquido es más fuerte, además de existir una mala gestión debido al despilfarro que se hace en algunas zonas y sectores donde se extraen grandes cantidades de agua de buena calidad y se retornan al sistema hidrográfico aguas residuales, muchas veces de calidades inaceptables y de diversas composiciones iónicas. Con frecuencia, son las principales fuentes de contaminación de los ríos y cuerpos de agua. La agricultura de riego llega a retornar e incorporar al sistema aguas concentradas de sales, pesticidas y herbicidas principalmente. Los productos químicos que se usan en los regadíos a menudo contaminan las escorrentías superficiales y en ocasiones llegan al agua subterránea, por ejemplo el potasio y el nitrógeno aplicados en los fertilizantes, tanto en áreas de regadíos como en zonas de secano pueden ser lixiviados hacia las aguas superficiales o subterráneas produciendo la eutrofización de los cuerpos de agua. Además, el riego también puede concentrar las sales que existen en el agua de forma natural en los suelos agrícolas, que luego retornan hacia las aguas subterráneas o superficiales.

En las regiones áridas, el riego también puede lixiviar hacia las aguas superficiales o subterráneas elementos tóxicos como el selenio, existentes de forma natural en los suelos. Además, se debe considerar que a medida que los recursos hídricos convencionales se acaban hay que utilizar recursos adicionales. Por esta razón es que se ha considerado como una opción para cubrir las necesidades crecientes del agua, regar con aguas salobres y aguas residuales urbanas. El empleo de las aguas residuales en la agricultura puede llegar a considerarse riesgoso, pero por otra parte el gran contenido de nutrientes es muy valorado por los agricultores, se presume que el nitrógeno, fósforo y potasio que son

necesarios para la producción agrícola son suministrados por este tipo de efluentes, además de aportar otros micronutrientes y materia orgánica

4.3. Geoquímica de los elementos contenidos en el agua

La composición del agua naturalmente tiene una estrecha relación con los sedimentos y rocas con las que se mantiene en contacto durante su trayecto, Plinio el viejo realizó observaciones de dicho fenómeno fundando las bases para la caracterización del agua de acuerdo con los componentes químicos del agua natural.

Un papel muy importante en este sentido corresponde al ciclo hidrológico, pues desde que la lluvia cae sobre la superficie de la tierra, escurre por los ríos y arroyos, se mantienen en contacto con diferentes formaciones geológicas, adquiriendo composiciones diversas gracias a los procesos físico-químicos y a la serie de fenómenos que influyen para que se den dichos procesos y que limitan el contenido de las sales disueltas, un ejemplo de ello es la hidrólisis. (Canales, 2015). La diversidad de concentraciones iónicas en las aguas superficiales se debe a los contenidos mineralógicos de las rocas que estas aguas atraviesan durante su escurrimiento por diferentes formaciones geológicas hasta las depresiones oceánicas (Kodva *et al.*, 1967). Gracias a la gran capacidad disolvente y reactiva del agua, además de su potencial erosivo (Orozco *et al.*, 2003). Otro aspecto de gran relevancia para la composición hidrogeoquímica tiene que ver con la solubilidad y composición de las rocas por las que fluye el agua (Mancilla-Villa *et al.*, 2014) la temperatura es un factor que afecta la solubilidad, tomando en cuenta que algunos compuestos salinos presentes en el agua superficial alcanzan concentraciones límites que ocasionan su precipitación, gracias a que la temperatura facilita la disolución de algunas sales. De igual manera la localización geográfica y la influencia antropogénica son aspectos importantes a considerar en la composición química del agua (Doménech, 2000).

Inicialmente se puede definir que el grado de aportación iónica de los suelos y rocas, a la composición de las aguas, depende de su origen geológico. En este sentido, Can (2008) señala que las rocas volcánicas están constituidas casi exclusivamente por minerales silicatados, los cuales, en la mayoría de los casos, son insolubles. Sin embargo, estos son fácilmente alterables cuando hay variaciones del pH, como en el caso de las rocas alcalinas

donde las aguas son predominantemente sódicas y en rocas basálticas donde dominan los alcalinotérricos, especialmente el magnesio.

Por otro lado, en un estudio sobre la hidrogeoquímica de la Ciudad de México, se encontró que el calcio forma parte de la mayoría de las rocas que constituyen la corteza terrestre y se mantiene disuelto en el agua, proviene, principalmente, de los feldespatos cálcicos que forman las rocas volcánicas. El magnesio en solución se origina de los basaltos constituidos por minerales ferromagnésicos, como los piroxenos y las anfíbulas, los cuales son atacados por el agua. El bicarbonato, se produce a consecuencia de reacciones químicas debidas a la interacción entre el agua, los gases y las rocas.

Los elementos que participan en la solución de las aguas superficiales, freáticas, acuíferas, marinas y de los suelos, son; calcio, magnesio, sodio, potasio, oxígeno, cloro, azufre, carbono, nitrógeno, boro, entre otros (Huez, 1985). Como se mencionó anteriormente, en la actualidad es común la descarga de aguas residuales urbanas-industriales, que aportan una mezcla de componentes químicos al agua, por ejemplo el agua residual que descarga la ciudad de México, a más de contener metales pesados, poseen considerables cantidades de Boro.

4.3.1. Sodio

El contenido de sodio en la corteza terrestre es de 2.35%. Se considera que del 15 al 20% de sodio más potasio se encuentra en las rocas de magma alcalino, mientras que en los basaltos su contenido representa el 2.31%. El sodio forma parte de la albita, plagioclasa, leucita, nefelino y otra porción en los minerales que contienen cloro como la sodolita y nosean.

La mayor abundancia de dicho elemento se encuentra en los minerales que se mantienen en contacto con el agua de mar. De igual manera en las regiones semidesérticas y desérticas las sales de sodio se encuentran en grandes cantidades; en cambio, en las aguas freáticas su mineralización varía de 1 a 2 g L⁻¹ y puede llegar a un rango de 100 a 200 g L⁻¹. El contenido de las sales en las aguas dulces puede variar de 1 a 150 ppm, aunque es común encontrar valores superiores, hasta llegar a varios miles de ppm (Rigola,

1989). A concentraciones muy altas, en las sales que predominan son: el NaCl y el Na₂SO₄ (Szabolcs, 1989).

Estas sales, generalmente se acumulan en los suelos denominados sódicos salinos. Una fracción adsorbida del sodio puede pasar a la solución del suelo donde forma carbonato y bicarbonato de sodio, el proceso de hidrólisis provoca que en los carbonatos de sodio, ocurra la liberación del sodio pasando a la solución y originando un pH alcalino en el agua, por la abundancia de dichos iones.

Las sales de sodio son fácilmente lavables, por lo que el ión sodio suele estar asociado con el ión cloruro que tiene la misma propiedad de alta solubilidad.

4.3.2. Potasio

Los iones alcalinos más abundantes en el agua son el sodio y el potasio, los cuales están presentes en el medio acuoso a causa de procesos de meteorización de los minerales (Doménech, 2000).

El potasio se encuentra en la corteza terrestre y representa el 2.27% de los minerales. De manera similar al sodio, este elemento es un componente de las rocas ácidas y básicas. Sin embargo, en las rocas ácidas el potasio está en mayor cantidad que el sodio, por otra parte, su contenido en las rocas básicas y alcalinas es menor. En los basaltos su contenido es de 1.2%. El potasio es un elemento que está en la composición de la ortoclasa, muscovita y en trazas como las plagioclasas y en la albita. En los suelos salinos y sódicos, este elemento adsorbido es considerablemente menor que el sodio debido a su bajo contenido en las aguas superficiales, freáticas y de los suelos (Richards, 1973).

El ión potasio es un nutriente esencial para las plantas. Las aguas dulces no suelen contener más de 10 ppm y en el agua de mar su concentración aproximada es de 400 ppm (Rigola, 1989).

4.3.3. Calcio

El calcio es uno de los elementos que conforman la corteza terrestre, se estima que se encuentra en un 3.2%. Dicho elemento, forma parte de las rocas básicas y rocas ácidas, aunque estas últimas en menor proporción. El contenido de calcio en los basaltos alcanza

un 6.4%, pero en el granito disminuye hasta 1.55%. El calcio se destaca por formar parte de la composición de las augitas, anfíboles, anortitas y de las plagioclasas (Kovda *et al.*, 1967).

Los procesos de intemperismo de los minerales que contienen calcio tienden a formar CaCO_3 , sin embargo, bajo la presencia del CO_2 , pasa a una forma más soluble como bicarbonato de calcio $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$. Las sales solubles de calcio como; $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, CaCl_2 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, estas se acumulan en las aguas naturales, freáticas y en los suelos y con el flujo de estas ingresan a las depresiones internas, mares y océanos. No obstante, una parte del calcio, como resultado de la evaporación de las soluciones y de las reacciones de intercambio se precipitan, formando: calcita (CaCO_3), yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), gaylucita ($\text{CaSO}_3\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), y dolomita $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ y otras que entran en la composición de las rocas sedimentarias, marinas y en la composición de suelos. Otra sal de calcio bastante insoluble es la hidroxiapatita ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)\text{OH}$), que se forma en medios alcalinos y que su precipitación es un factor limitante para la asimilación de fósforo por parte de las plantas (Doménech, 2000).

Se presume que el contenido de calcio presente en las aguas dulces es de 10 a 250 ppm y de unos 400 ppm en el agua de mar.

4.3.4. Magnesio

El contenido de magnesio en la corteza terrestre es de 2.07%. De manera similar que el calcio, el magnesio se encuentra en grandes cantidades en el magma, predominando en las rocas básicas y ultra básicas. También conforma el basalto en un 3.77%, mientras tanto, en los piroxenos alcanza un 10.9%. En las rocas de magma acida su contenido es menor en comparación con el calcio. Por esta razón el calcio y el magnesio se consideran como los iones alcalinotérreos más comunes en las aguas naturales. Estos elementos están presentes en forma de iones libres, y tienden a formar pares iónicos o complejos con aniones (Mg^{2+} , SO_4^{2-} , MgOH^+ , etc.). El origen del magnesio además de lo mencionado, también se debe a los procesos de disolución de minerales calcáreos, como la dolomita ($\text{MgCa}(\text{CO}_3)_2$). Sin embargo, el calcio suele estar a una mayor concentración, por lo general en una relación $\text{Ca}^{2+}:\text{Mg}^{2+}$, comprendida entre 4:1 y 2:1 en el agua de mar y en otras aguas muy mineralizadas la relación puede invertirse.

El factor que limita la presencia de estos elementos en el agua es la solubilidad de ciertas sales. Así, el carbonato de calcio es unas seis veces menos soluble que la correspondiente sal de magnesio. Las sales $MgSO_4$ y $MgCl_2$ son muy solubles en el agua; el bicarbonato de magnesio $MgHCO_3$ que se forma durante el intemperismo de los silicatos magnésicos, es menos soluble. Por otro lado, el bicarbonato de magnesio es débilmente soluble.

El contenido de magnesio en agua dulces varía de 1 a 100 ppm, y en el agua de mar se encuentran concentraciones de 1300 ppm (Rigola, 1989).

4.3.5. Azufre

Entre los minerales que forman parte de la corteza terrestre el 0.06% corresponden al contenido de azufre. Este elemento forma parte de distintos tipos de rocas, de las que destacan las rocas cristalinas que en promedio tiene 0.22% de azufre; en las de origen sedimentarios se estima un 0.22% de dicho elemento: mientras que en las rocas eruptivas, el azufre se encuentra en la forma de pirita (FeS_2), gayun ($Na_2SO_4CaSO_4$), astrakanita ($Na_2SO_4MgSO_4 \cdot 4H_2O$) y kainita ($KClMgSO_4 \cdot 4H_2O$).

Incluso en la hidrosfera se presume que el azufre representa un 0.09%, y una cantidad considerable se encuentra en el agua de los océanos. En relación a este elemento, se derivan muchos compuestos en las aguas de las lagunas y de los lagos salados. Muchos de estos se encuentran en las aguas freáticas y en los suelos de las regiones áridas y semiáridas.

Es uno de los elementos importantes en la nutrición vegetal, ya que forma parte de la composición de las proteínas. Participando en el ciclo biológico, durante la descomposición de las proteínas se transforma en ácido sulfhídrico. El ácido sulfhídrico al combinarse con el oxígeno del aire se oxida y forma ácido sulfúrico, en estas condiciones participan bacterias oxidantes aeróbicas del ácido sulfhídrico. A su vez el azufre que se ha formado en condiciones de reducción de sulfatos; enseguida reacciona con algunas cantidades de oxígeno disuelto formando el ion sulfito, posteriormente, el ion sulfito se combina con el agua formando ácido sulfúrico. Estas cantidades de ácido sulfúrico formadas, reaccionan con los carbonatos de los metales alcalinos-térreos originándose con esto los sulfatos correspondientes (Szabolcs, 1989).

El ión sulfato SO_4^{2-} , forma sales de moderadamente solubles a muy solubles. En las aguas dulces su contenido puede variar de 2 a 150 ppm, y el agua de mar su concentración aproximada es de 3000 ppm (Rigola, 1989).

4.3.6. Carbonatos y bicarbonatos

Los compuestos de carbono forman la parte más importante en las sustancias orgánicas, y estos se generan durante el proceso de fotosíntesis; donde el bióxido de carbono del aire se deriva producto de la absorción de la energía luminosa del sol por la clorofila, se une con el hidrogeno producto de la desintegración del agua. El oxígeno se despiden hacia el aire y durante la destrucción de las sustancias orgánicas por los microbios, asimismo, durante la respiración, se origina el bióxido de carbono que pasa a integrarse al aire, no obstante, parte del dióxido de carbono se solubiliza en el agua, siendo asimilado por las raíces de las plantas y de esta manera, participa en la formación de sustancias orgánicas.

Bajo la acción de los microorganismos las sustancias orgánicas se transforman en humus y en las profundidades del planeta los compuestos del carbono forman yacimientos de carbón, petróleo y gas. En la corteza terrestre los compuestos del carbón están distribuidos en forma de carbonatos de calcio, que forman parte de las calizas y mármoles. Los carbonatos de calcio uniéndose con el magnesio forman las dolomitas $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$. Una gran cantidad de carbonatos, esencialmente de CaCO_3 y MgCO_3 están contenidos en las rocas sedimentarias en un rango que va del 20 al 25% (Kovda *et al.*, 1967).

En las soluciones acuosas de los suelos sódicos y en los suelos con problemas de salinización es común encontrar carbonato y bicarbonato de sodio, así como de magnesio que son más solubles en el agua.

4.3.7. Silicio

El silicio ocupa el segundo lugar de los elementos más abundantes en el planeta, su principal fuente proviene de los constituyentes de las rocas ígneas, el cuarzo y arena. Existe normalmente como óxido; SiO_2 y SiO_3 , que puede estar en forma insoluble, soluble y coloidal.

En el agua, el silicio es un constituyente importante, suele encontrarse en cantidades superiores a 1 ppm. No obstante, muchas aguas naturales contienen menos de 10 mg L⁻¹. La abundancia de este elemento en el agua tiene que ver con el contacto con lavas ricas en silicio como las aguas termales.

Se encuentra principalmente en forma de partículas de silicatos, sobre todo formando aluminosilicatos típicos de las arcillas como la montmorillonita, la caolinita, la pիրifilita, etc, las cuales se presentan en forma de granos muy finos, incluso de tamaño coloidal con un diámetro inferior a 1 µm, razón por la que en medio acuoso permanecen en suspensión.

Estos minerales presentan una gran superficie específica, así como una cierta carga en la red cristalográfica, la cual es el origen de la repulsión entre las partículas coloidales y dificulta a su vez su agregación y posterior precipitación (Doménech, 2000).

4.3.8. Boro

Las características de este elemento son bien conocidas, se encuentra en los minerales como boratos hidratados, bórax ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) y borosilicatos (turmalina). De igual manera, se observa su predominancia en rocas ígneas y sedimentarias, aunque abunda en los granitos, y disminuye su presencia en los basaltos bajo la forma de los silicatos. La turmalina es un mineral que contienen entre 3 y 4% de boro.

En prácticamente todas las aguas naturales hay presencia de boro, su concentración varía de trazos a varias ppm.

Es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas, pero excesivamente tóxico en concentraciones ligeramente por encima del óptimo, por este motivo, las plantas comúnmente no presentan síntomas de deficiencia de boro, pues las aguas de riego contienen al menos 0.1 ppm, aunque se puede desarrollar lesiones en las plantas más sensibles cuando se riegan con aguas que contienen boro en exceso considerando esta situación como 1 ppm.

4.3.9. Fósforo

La fuente natural del fósforo es la apatita que se genera a partir del intemperismo de las rocas ígneas y de la lixiviación de los suelos que contienen desechos orgánicos. Este elemento se deriva del ácido fosfórico y se encuentra presente en el agua como ortofosfato.

La forma inorgánica predominante del P es como fosfato, particularmente H_2PO_4^- y HPO_4^{2-} . La concentración a la que se suele encontrar en las aguas naturales es muy baja menor a 0.1 ppm, y ello es debido a la formación de los fosfatos de hierro (FePO_4), aluminio (AlPO_4), magnesio ($\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$) y, sobre todo, a la formación de la hidroxiapatita, cuya solubilidad es muy reducida (Doménech, 2000).

Actualmente, la incorporación de fósforo en las aguas de riego tiene una influencia antropogénica, ya que, las descargas de los drenajes de las zonas agrícolas donde se hace uso de fertilizantes fosfatados, y los aportes de los drenajes domésticos e industriales que contienen desechos con detergentes (Velázquez-Machuca *et al.* 2010).

4.3.10. Cloro

El contenido del cloro en la corteza terrestre es de 0.1%. Integra la composición de las rocas extrusivas en un 0.05%, por otra parte, en las rocas alcalinas su concentración es de 0.7%. La mayor cantidad de cloro se encuentra en la hidrósfera, alrededor del 60% de sus reservas totales.

Sin embargo, la fuente principal de este elemento en las aguas oceánicas son emanaciones gaseosas primarias de los volcanes y la emanación secundaria de lavas durante su enfriamiento. Una cantidad considerable ingresa a las depresiones oceánicas en forma de cloruros que han sido lixiviados de las rocas marinas saturadas con este ion o de la formación de estos durante el intemperismo.

El cloro se distribuye desde las rocas sedimentarias de origen marino hasta las rocas continentales. Durante la evaporación de golfos pequeños y lagunas limítrofes del mar, los cloruros de sodio, potasio y magnesio, forman grandes yacimientos. En las aguas freáticas y de los suelos de las zonas áridas y de regiones sin escurrimiento se encuentran

cantidades considerables de este ion. Las principales minerales fuentes de cloro son; halita, silvita, epsomita, carnalita, kainita y cloruros de magnesio y calcio hidratados.

Las sales conformadas por el ión cloruro, en general tienden a ser muy solubles y suele estar asociado al ión sodio, especialmente en aguas muy salinas. Las aguas dulces contienen entre 10 y 250 ppm de cloruros, pero no es raro encontrar valores mucho mayores. Las aguas salobres pueden tener centenares e incluso millares de ppm. El agua de mar contiene alrededor de 20000 ppm (Rigola, 1989).

El contenido en cloruros afecta la potabilidad del agua y su potencial uso agrícola e industrial. A partir de 300 ppm el agua empieza a adquirir un sabor salado (Rigola, 1989).

4.3.11. Nitratos

La mayor parte de los nitratos se encuentra en forma gaseosa en la atmósfera representando el 78% en volumen de nitrógeno. En forma oxidada es un elemento relativamente en la fracción de los suelos y sustancias orgánicas en los tejidos de los animales y vegetales que lo extraen de la atmósfera para su metabolismo. En las rocas sin embargo se presenta como un elemento minoritario. (Fernández, 2006)

Aunque el nitrógeno se encuentra en bajas concentraciones en las aguas naturales, su presencia es relevante puesto que constituye nutrientes esenciales para los organismos vivos. La presencia de dicho elementos en excesiva cantidad en el agua provoca un crecimiento rápido de algas y otras plantas verdes, que recubren la superficie de las aguas e impiden el paso de luz solar a las capas inferiores. Además, la descomposición de la biomasa generada consume oxígeno, empobreciendo el medio. Este fenómeno se denomina eutrofización (Doménech, 2000).

El nitrógeno se presenta en las aguas naturales bajo diferentes formas: amoníaco (NH_3) o ión amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) o nitrato (NO_3^-). El NH_4^+ se encuentra en equilibrio con el NH_3 , a pH neutro predominará el ión NH_4^+ , siendo su concentración 180 veces mayor a la del NH_3 .

El nitrógeno amoniacal, que procede básicamente de la descomposición de la materia orgánica animal, está presente en las aguas a concentraciones bajas. Buena parte de ello

es debido a la fijación de ión amonio en los suelos, gracias a procesos de intercambio catiónico llevados a cabo principalmente con materiales arcillosos. La oxidación del ión NH_4^+ , catalizada por bacterias nitrificantes, origina el ión NO_2^- . La concentración de esta especie en las aguas naturales es muy baja, debido a su oxidación a NO_3^- , es la especie de nitrógeno inorgánico más estable en condiciones aerobias.

La concentración a la que suele estar presente el ión NO_3^- en aguas naturales es superior a 0.01 ppm; la razón de lo anterior es que, a diferencia de lo que le sucede a ión NH_4^+ , no es retenido por el suelo, sino que el NO_3^- presente en el medio edáfico es fácilmente percolado por el agua de infiltración. En efecto, las partículas sólidas del suelo poseen mayoritariamente carga negativa, debido a sustituciones isomórficas en aluminosilicatos o a la disolución de grupos ácidos y fenólicos del humus. A consecuencia de ello, tienen lugar repulsiones electrostáticas entre estas partículas y las especies aniónicas en disolución que facilitan su percolación (Doménech, 2000).

4.4. Composición hidroquímica

Las sustancias disueltas en el agua pueden variar desde poco contenido en mg L^{-1} hasta más de 100 mg L^{-1} en un manantial de montaña. El agua potable por lo general, tiende a una concentración de 1000 mg L^{-1} y a veces llega a sumar 5000 mg L^{-1} , dicha concentración alcanza la denominación de aguas salobres, como referencia, el agua de mar llega a tener $35\,000 \text{ mg L}^{-1}$, incluso un litro de agua puede llegar a tener más de 300 gramos de sales (Sánchez, *et al* 2011.). Aproximadamente el 99% de los componentes del agua natural están conformados principalmente por Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} extraídos de los minerales de las rocas, por lo que la salinidad total del agua se puede considerar como la suma de dichos constituyentes disueltos.

En las aguas saladas, predominan dos a tres iones, que tienden a dominar por su gran capacidad de solubilizarse, es por eso, que a estos se les atribuye la carga salina contenida, por lo que el 90 % de estas aguas saladas corresponden a salmueras de NaCl (los iones más solubles). La temperatura es un factor determinante para la solubilidad de las sales y por ende su efecto se ve reflejado en la concentración y predominancia de estas. Con respecto a lo señalado, tenemos que el sulfato de sodio y el carbonato de sodio disminuyen su solubilidad en relación con temperaturas relativamente bajas.

Mientras tanto, la evapotranspiración y el intemperismo son procesos que tiene una estrecha relación con la temperatura y como producto de su acción se produce un aumento del contenido salino en las soluciones. En la mayoría de los casos sucede que el ion sodio (Na^+) predomina sobre el ion calcio (Ca^{2+}), debido a que las sales de sodio son más solubles, de igual manera, ocurre con el cloro (Cl^-) que predomina en las aguas con mayor salinidad, mientras tanto el sulfato SO_4^{2-} abunda en las soluciones acuosas más diluidas, esto comúnmente ocurre debido al proceso de precipitación del yeso.

Como se ha mencionado antes, el tipo de roca con la que está en contacto el agua le otorga sus características químicas, por lo tanto, es conveniente destacar dicha relación: las aguas que a su paso o en su permanencia se mantienen en contacto con las rocas graníticas adquieren las siguientes características $\text{Na} + \text{K} > \text{Ca} + \text{Mg}$ y $\text{HCO}_3 > \text{SO}_4 > \text{Cl}$, por otro lado, las aguas en contacto con las rocas carbonatadas como las calizas y dolomitas se caracterizan por presentar las siguientes relaciones $\text{Ca} \geq \text{Mg} > \text{Na} + \text{K}$ y $\text{HCO}_3 > \text{SO}_4 > \text{Cl}$, en el caso específico de los acuíferos situados en rocas de origen basálticos tienden a ser $\text{Na} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{K}$ y HCO_3 , por último el agua del mar se caracteriza por la predominancia del sodio $\text{Na} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{K}$ y los cloruros $\text{Cl} > \text{SO}_4 > \text{HCO}_3$.

Hay relaciones que nos permite explicar la predominancia de ciertos iones como la de Mg/Ca su aumento expresa que las sales de ion magnesio (Mg^{2+}) son más estables que las sales de calcio (Ca^{2+}). Por lo tanto la relación Ca/HCO_3 es más grande que uno y como el ion Ca^{2+} tiende a formar CaCO_3 , la relación Mg/Ca también se incrementa.

Además de conocer la importancia y el origen de las sales es importante comprender que existen otros factores que contribuyen a que en las aguas exista predominancia de ciertos tipos de sales en la composición química y que varía de manera notoria, de una región a otra. Kodva (1967), explica que el contenido de sales tiende a ser muy distinto en los lagos de cuencas endorreicas que en las aguas de lagos abiertos de las zonas húmedas, ya que las primeras tienden a ser muy salinas, en cambio las condiciones de humedad y por ser aguas que no se encuentran cerradas propician una baja salinidad.

Por otro lado, el agua de lluvia aporta ácido carbónico procedente de la disolución del dióxido de carbono de la atmósfera, al entrar en contacto con los silicatos se forma arcilla y se libera Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y ácido silícico no disociado en el agua de los manantiales y

ríos, de esta manera el anión dominante y que neutraliza las cargas eléctricas de los cationes es el HCO_3^- que se origina de la disociación del ácido carbónico del agua de lluvia. Los minerales carbonatados tienden a precipitarse desde los menos solubles como el CaCO_3 hasta los más solubles cuando el agua comienza a evaporarse (Risacher y Fritz, 1995). En el **cuadro 1** se presentan muestras de aguas de varias regiones del mundo de acuerdo a sus concentraciones y composiciones.

Cuadro 1. Composición media de algunas muestras de aguas de ríos del mundo.

Ubicación	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	NO_3^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+
mg L ⁻¹							
América del norte	68.0	20.0	8.0	1.0	21.0	5.0	9.0	1.4
América del sur	31.0	4.8	4.9	0.7	7.2	1.5	4.0	2.0
Europa	95.0	24.0	6.9	3.7	31.1	5.6	5.5	1.7
Asia	79.0	8.4	8.7	0.7	18.4	5.6	9.3	Nd
África	42.0	13.5	12.1	0.8	12.5	3.8	11.0	Nd
Australia	31.6	2.6	10.0	0.1	3.9	2.7	2.9	Nd

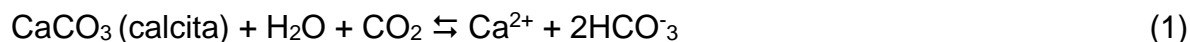
Fuente: Kovda, 1973

La calidad de las aguas agrícolas queda definida por la composición química, física y biológica. Y con esto se refiere a las propiedades que pueden afectar su potencial de uso (Ayers y Westcot, 1987). La CE, el pH y la composición iónica son las principales que se contemplan en este estudio.

4.5. Origen de las sales

La principal fuente natural de las sales minerales en el agua es el intemperismo geoquímico; la erosión de las rocas y minerales que se encuentran en los espesores superficiales de la corteza terrestre. El intemperismo actúa transformando los minerales primarios en minerales más estables en la corteza terrestre, los principales agentes involucrados en este

proceso son; el agua de lluvia, el oxígeno, el bióxido de carbono, el metano y el ácido sulfhídrico. Como ejemplo de dichos procesos se presentan los siguientes ejemplos:



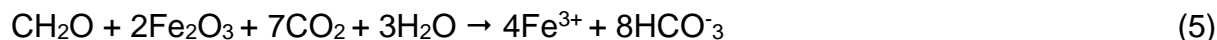
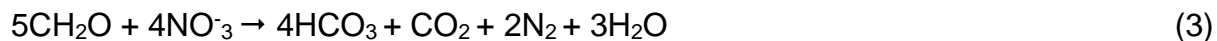
Otras fuentes secundarias incluyen la deposición atmosférica de sales oceánicas a través del agua de lluvia, tomando en consideración que la misma, también es la fuente primaria de sales de los ácidos nítrico, nitroso y carbónico. Además de contener otros compuestos y elementos que al fijarse en el suelo o integrarse al agua participan en distintas reacciones químicas originando sales, un ejemplo es el CO_2 que se solubiliza en el agua y se transforma en ácido este a su vez reacciona en las diferentes rocas asociándose con cationes alcalinos y alcalinotérreos.

Las aguas subterránea contiene elevadas cantidades de sales de los estratos del suelo, su uso en la irrigación podría ser el origen de las sales en los suelos agrícolas y las aguas que circulan por esos suelos. Por su lado, la intrusión salina del agua de mar puede llegar a los acuíferos aportando cantidades considerables de sales a estos, que por lo general es un problema muy común en las zonas aledañas al mar.

Con el paso de tiempo, la intervención antropogénica ha tomado relevancia en cuanto a las propiedades que adquiere el agua por diversas actividades productivas, en este sentido, los productos químicos de fertilizantes, son una fuente de contaminantes que lixivian al subsuelo afectando la calidad de las aguas subterráneas al igual que las aguas ocupadas para el riego (Guy, s.f.). El agua residual urbana contiene concentraciones bastantes altas de iones.

En este sentido, los procesos de reducción de los nitratos, sulfatos y óxidos de fierro contenidos en el agua se deben a la intervención de microorganismos y a la presencia de la materia orgánica (representada por CH_2O en la reacción).

Las reacciones de los procesos de reducción que se presentan en las aguas residuales y en los suelos del Valle del Mezquital se describen como sigue:



Como consecuencia de todos estos procesos de reducción se forman considerables cantidades de bicarbonatos

Tanto el nitrógeno como el fósforo se encuentran en forma orgánica e inorgánica, el primero en mención puede parecer como amoníaco, nitritos y nitratos, en el caso del fósforo la forma más importante es el ortofosfato por ser la forma soluble, en menor concentración el azufre se presenta en las aguas residuales en forma orgánica e inorgánica también es un elemento necesario para la vida de los microorganismos pero en menor medida que los anteriores, lo llegamos a encontrar como sulfato, sulfitos y sulfuros.

4.5.1. Solubilidad de las sales

Cuando se estudia las composiciones químicas de las aguas naturales, tanto de escurrimiento como las subterráneas, es muy importante conocer la solubilidad de las sales que las constituyen. Ya que, se ha observado que las sales más nocivas son aquellas cuya solubilidad es alta, pues las que son poco solubles precipitan antes de alcanzar los niveles perjudiciales para los cultivos. La solubilidad de las sales sigue una relación muy estrecha entre la temperatura y el tipo de sal. Sin embargo, el cloruro de sodio no presenta mucha variación respecto a la temperatura permaneciendo constante, por esta razón dicha sal es considerada un riesgo a ciertos niveles de concentración para algunos cultivos (Kovda, 1973).

En la naturaleza se llegan a presentar diferentes procesos de acumulación de sales en los suelos, ejemplo de ello lo podemos apreciar en las cuencas endorreicas, donde la acumulación de sales comienza con el escurrimiento de agua de lluvia o deshielo hacia las

partes más bajas, distribuyendo las sales y depositándolas en los suelos de acuerdo a las propiedades de solubilidad de cada una (Can *et al.*, 2008). En resumen tenemos que las sales débilmente solubles se precipitan en concentraciones bajas y las más solubles se precipitan en concentraciones altas.

Como se ha mencionado anteriormente, las sales se originan principalmente a partir del intemperismo de los minerales y rocas que constituyen la corteza terrestre, con la ayuda de las reacciones de hidratación y disolución, estas pasan a formar parte de las diferentes soluciones acuosas. Es importante mencionar que la intensidad de extracción de los iones que en un inicio componían los minerales de la roca, no es igual para todos los elementos, ya que la velocidad de migración y acumulación son inversamente proporcional al coeficiente de energía de sus iones (Kovda, 1973).

En las soluciones cuando existe predominancia de un ion disminuye la solubilidad del mismo, en cambio, cuando existe una variedad de iones la solubilidad de las sales menos solubles suele aumentar, normalmente el yeso tiene una solubilidad de 2.06 g L^{-1} pero en presencia del cloruro de sodio se llega a incrementar hasta alcanzar una solubilidad de 7.09 g L^{-1} .

Por ende, la secuencia de las precipitación de las sales de una solución policomponente, responde a las propiedades de solubilidad que tienen las sales pues las que se forman con mayor facilidad como respuesta a la acción del intemperismo y a sus bajos coeficientes de energía son los cloruros, nitratos, sulfatos y carbonatos de iones alcalinotérreos, como los cloruros de Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} ; sulfatos de Na^+ y Mg^{2+} ; carbonatos y bicarbonatos de Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} , tienden a precipitarse en menor medida, por lo que permanecen por más tiempo en el agua solubles y son las principales sales que se encuentran constituyendo las aguas superficiales y freáticas. En este sentido, Las sales más importantes que se encuentran en los suelos y aguas de las zonas áridas y semiáridas son las de sulfato de magnesio, sulfato de sodio, sulfato de calcio, los cloruros de sodio y magnesio, por último los carbonatos y bicarbonatos de sodio.

Los sulfatos de magnesio tienen una solubilidad de 262 g L^{-1} a una temperatura de $25 \text{ }^\circ\text{C}$, por tal motivo es considerada como una de las sales más perjudiciales para los cultivos,

por otro lado, el sulfato de sodio tiene una solubilidad muy variada pero es más dañina que la anterior. Los suelos ricos en Na_2SO_4 dispersan sus partículas haciendo que el suelo pierda su estructura, es común ver la formación de costras frágiles por lo que fácilmente se rompen y las partículas son fácilmente arrastradas por el viento. Al igual que las sales anteriores los cloruros de sodio se encuentran con frecuencia en las aguas y en los suelos, su solubilidad es de 318 g L^{-1} y no varía con la temperatura. Por su parte se observa que la solubilidad del bicarbonato de sodio es menor que el del carbonato de sodio bajo la misma temperatura. El pH menor de 8.4 indica que no hay carbonatos en las soluciones acuosas (Richards *et al.*, 1954). El cloruro de magnesio tiene una solubilidad de 353 g L^{-1} , estas condiciones son perjudiciales para algunos cultivos, al igual que el cloruro de calcio tiene la capacidad de absorber agua de la atmósfera que disuelve los cristales de estas sales, formando una solución altamente concentrada, los cloruros de magnesio provienen por lo general de la siguiente reacción:



Los carbonatos de calcio son poco solubles (0.0131 g L^{-1}), pero esta sal forma parte de los suelos calcáreos fuertemente cementados, impermeables e impenetrables por las raíces de algunos cultivos. Los cloruros de potasio por su parte tienden a un comportamiento similar al cloruro de sodio, pero este se presenta en concentraciones muy bajas en el agua ya que se presume que es muy aprovechado por las plantas y microorganismos. Debido a que el magnesio es adsorbido por las arcillas, los carbonatos de magnesio no tienden a acumularse en los suelos.

La evapotranspiración, es un factor que interviene en los procesos de solubilidad de las sales, pues al evaporarse el agua, estas se concentran, y como resultado las sales menos solubles precipitan, predominando en la solución acuosas la fracción más soluble, esto explica como el ion sodio, después de evaporarse el agua queda en la primera capa del suelo (Velázquez-Machuca *et al.*, 2002).

Las sales al ser transportadas por el agua que finalmente se usa en el riego agrícola, son la causa de la salinización de los suelos agrícolas.

4.5.2. Proceso de acumulación de las sales.

En los suelos se encuentran sales solubles en cantidades que varían de acuerdo con los procesos de acumulación. Existen diferentes ciclos de acumulación de sales que están asociados directamente con las condiciones climáticas, hídricas, geomorfológicas, biológicas y sin descartar las actividades antrópicas que se realizan en cada lugar (Sánchez-Bernal *et al.*, 2014). Cuando la temperatura llega a ser muy alta y a esto se le suma otro factor como la baja precipitación pluvial, la acumulación de sales será mayor, esta situación ocurre de manera común en zonas áridas y semiáridas, donde existe altas salinidad en los suelos (Kovda, 1973).

Es necesario diferenciar entre los ciclos de acumulación de sales, ya que existen varios, entre los más importantes se destacan: a) los ciclos continentales que se relacionan con el movimiento, redistribución y acumulación de sales tal como los carbonatos, bicarbonatos, cloruros y sulfatos, en regiones interiores sin drenaje y cuencas endorreicas; b) ciclos de las zonas limítrofes al mares, donde las sales de cloruro de sodio se acumulan en las partes bajas del continente que limitan con el mar y a las orillas de golfos, los c) ciclos deltaicos, se presentan con frecuencia y tienen una gran importancia desde la antigüedad, ya que los deltas de los ríos fueron empleados desde los inicios para el riego, por otro lado también se encuentran d) los ciclos artesianos, que se deben a la evaporación de aguas subterráneas que ascienden a la superficie a través de fallas tectónicas y estructuras fracturadas, son aguas sometidas a presión geotérmica y se dan comúnmente en áreas deprimidas, se llegan a presentar en algunas zonas del valle del Mezquital. Por último, tenemos a los e) ciclos antropogénicos, que por lo general se llegan a presentar por el mal manejo que se hace del agua en el riego agrícola, ya que en repetidas ocasiones se promueve el acenso de los niveles freáticos al aplicar excesivas láminas de riego que llegan a ser mayores a un metro al año, en el caso del Valle del Mezquital se llegan a aplicar laminas mayores a 10 m al año. y por supuesto, otras de las actividades que contribuyen al problema es el riego con aguas de altas concentraciones salinas sin las adecuadas medidas preventivas ni de mantenimiento, por desconocimiento técnico de los usuarios.

4.6. Calidad del agua para uso agrícola

El concepto de calidad del agua se refiere a las características que puedan afectar su adaptabilidad a un uso específico, se establece de acuerdo a sus características físicas, químicas o biológicas. Siendo los factores físicos y químicos de mayor importancia para caracterizar el agua empleada para el riego agrícola. Tanto la calidad como la cantidad del agua y el manejo adecuado del riego son esenciales para la producción exitosa de cultivos.

Gracias a la acumulación de información, experiencias y resultados medidos, se han establecido criterios que se usan como indicadores de problemas relacionados con la calidad del agua, como es la salinidad, la sodicidad y la toxicidad. De igual manera, debemos tomar en cuenta que la calidad puede cambiar según el tipo, cantidad de sales disueltas, su movilidad y su acumulación en el perfil del suelo a medida que se evapora el agua.

En aguas para uso agrícola, la calidad es definida por la concentración de iones específicos, los que generalmente se toman en cuenta para su análisis en laboratorio, por su predominancia son el Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ como cationes; CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} como aniones y otros de menor proporción, como el B^{3+} , I^- y NO_3^- , PO_4^{3-} (Pizarro, 1985). La mayoría de estos elementos tienen su origen en la disolución o meteorización de las rocas y suelos, son transportados mediante corrientes tanto superficiales como subterráneas y depositados en el suelo de forma natural o mediante el riego (Lesser, 1987).

Dentro de este contexto, finalmente podemos afirmar que la calidad de aguas para el riego agrícola está determinado por la concentración y la composición de los constituyentes disueltos que esta contenga (Doneen, 1975). Generalmente las concentraciones elevadas de sales en el agua, y en los suelos, reducen la disponibilidad de agua para los cultivos, mientras que los altos contenidos del sodio y bajos contenidos de calcio reducen la velocidad de infiltración del agua en el suelo, los iones como sodio, cloro y boro, entre otros pueden acumularse en los cultivos y causar daños (Ayers y Westcot, 1987)

Actualmente las características naturales de las aguas se han visto afectadas por la contaminación, producto de actividades domésticas e industriales, las cuales se vierten a los cauces naturales aportando cargas de materia orgánica, metales pesados, aceites industriales e incluso radioactividad (Adin y Asano, 1998). Entre muchas otras sustancias.

El empleo del agua residual para el riego agrícola, es una estrategia importante para aprovechar de manera óptima y conservar el agua en las áreas áridas y semiáridas del mundo, ya que en estos lugares el agua es un bien escaso (Shuval, 1991; Marecos *et al.*, 1998; Zamora *et al.*, 2009).

En este sentido, es conveniente considerar que el uso de aguas residuales para la producción agrícola puede incrementar el contenido de materia orgánica y de nutrientes como el N, P y K en los suelos irrigados, lo cual contribuye a mantener o mejorar la fertilidad del suelo (Cross y Strauss, 1985; Zamora *et al.*, 2009). La Peña *et al.* (1995) sugieren que el agua residual empleada en la irrigación de cultivos debe ser analizada bajo condiciones locales para predecir los riesgos posibles y de esta manera intervenir e implementar las mejores técnicas preventivas y correctivas en los suelos que se mantienen en contacto con agua de estas características, con el objetivo de incrementar la productividad agrícola.

4.6.1. Índice de salinidad del agua

Un elevado contenido de sales en el agua de riego pueden conducir a la salinización de un suelo en un periodo de tiempo muy corto. Por este motivo, los criterios que analizan el riesgo de salinidad se basan en índices que expresan la concentración de sales en el agua de riego.

La salinidad es la concentración de sales minerales presentes en el suelo sobre una base de 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^- , Cl^- , SO_4^{2-} y se considera algunas veces el ion NO_3^- . También se señalan otros constituyentes en las aguas y en las soluciones del suelo hipersalinos y estas incluyen al B^{3+} , Sr^{2+} , Li^+ , SO_3^{2-} , Rb^+ , F^- , Mn^{2+} , Ba^{2+} y Al^{3+} .

Con el objetivo de prevenir la salinización de los suelos, el personal del laboratorio de salinidad de los Estados Unidos de Norteamérica (Diagnostic and Rehabilitation of Salinity and Sodic Soils), estableció las exigencias que debe reunir el agua de riego para ser usada en distintas circunstancias, buscando con esto disminuir el riesgo de salinización de los suelos agrícolas (Richards, 1973). Es preciso señalar que para fines de diagnóstico, la concentración total de las sales solubles en las aguas de riego, pueden ser estimados por distintos parámetros que guardan una estrecha relación entre sí, sin embargo, la

conductividad eléctrica (CE) es la más usada y recomendada por su eficacia en la medición de las concentraciones de sales en una solución, de esta manera se establecen los intervalos para la clasificación del agua de riego de acuerdo al peligro de salinización:

Aguas de baja salinidad (C1): La CE es $< 250 \mu\text{S cm}^{-1}$, pueden usarse para riego en la mayoría de los cultivos y en casi cualquier tipo de suelo con poca probabilidad de que se desarrolle la salinidad. Se necesita algún lavado, pero este se logra en condiciones normales de riego, excepto en suelos de muy baja permeabilidad.

Aguas de salinidad media (C2): La CE es de $250 - 750 \mu\text{S cm}^{-1}$, puede usarse siempre y cuando se tenga un grado moderado de lavado. En casi todos los casos y sin necesidad de prácticas especiales de control de salinidad, se pueden producir las plantas moderadamente tolerantes a las sales.

Aguas altamente salinas (C3): La CE es de 750 a $2250 \mu\text{S cm}^{-1}$. No pueden usarse en los suelos cuyo drenaje sea deficiente, aun con drenaje adecuado se pueden necesitar practicas especiales de control de la salinidad. Consecuentemente si se usa para riego, se deben seleccionar especies vegetales muy tolerantes a las sales.

Aguas muy altamente salinas (C4): Con $CE > 2250 \mu\text{S cm}^{-1}$, no es apropiada para riego bajo condiciones ordinarias, pero puede usarse ocasionalmente en circunstancias muy especiales. Los suelos deben ser permeables, el drenaje adecuado, debiendo aplicarse un exceso de agua para lograr un buen lavado, en este caso, se deben seleccionar cultivos altamente tolerantes a las sales.

4.6.1.1. Índice de salinidad efectiva

La salinidad efectiva (SE) es un indicador propuesto por Doneen (1975), mediante el cual podemos estimar el peligro que representan las sales solubles del agua de riego al ser parte de la solución de un suelo. Para obtener dicho indicador se requiere que las unidades con las que se expresan los iones sean en meq L^{-1} mediante las siguientes formulas

$$\text{a) Si } \text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}) \quad (9)$$

$$\text{b) Si } \text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}) \text{ y } \text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - \text{Ca}^{2+} \quad (10)$$

$$\text{c) Si } \text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) \text{ y } (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) \quad (11)$$

$$d) \text{ Si } (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) < (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-); \text{SE} = (\sum \text{Cationes}) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (12)$$

Si resulta que la suma de cationes es menor que la de aniones, en las formulas anteriores se empleara la suma de los aniones.

Cuadro 2. Clasificación del agua según su Salinidad Efectiva

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

Fuente: Can-Chulim, 2011;*cuando el suelo está en condiciones de buen drenaje

4.6.1.2. Índice de Salinidad Potencial

El índice de salinidad potencial (SP) es un indicador que al igual que el índice de salinidad efectiva fue propuesto por Doneen (1975), mediante el cual es posible estimar el peligro de las sales que quedan cuando las soluciones tienden a bajos niveles de humedad.

Los valores de la salinidad potencial se obtienen mediante la siguiente formula, en la cual se sustituyen los iones expresados en meq L⁻¹.

$$P = \text{Cl}^- + \frac{1}{2} \text{SO}_4^{2-} \quad (13)$$

Cuadro 3. Clasificación del agua según su Salinidad Potencial.

Clase	SP (meq L ⁻¹)
Buena	<3.0
Condicionada	3.0-15.00
No recomendada	>15

Fuente: Can-Chulim, 2011.

4.6.2. Índice de sodicidad

La clasificación de las aguas de acuerdo con los contenidos de sodio, tiene la intención de preveer el efecto del ion sodio sobre los sistemas coloidales de los suelos, además de entender los problemas físico-químicos que se derivan al tener altas concentraciones de sodio intercambiable en los suelos; ya que es conocido que los suelos con altas cantidades de sodio intercambiable poseen un $\text{pH} > 8.4$, y existe una tendencia de dispersión de los coloides orgánicos e inorgánicos, además de altos contenidos de carbonatos y bicarbonatos de sodio (Antipov-Karataev, 1967).

El parámetro utilizado para determinar el riesgo de sodio es el RAS (Relación de Adsorción de Sodio). Este parámetro indica la cantidad de sodio en el agua de riego, en relación con el calcio y el magnesio, ya que estos elementos tienden a contrarrestar el efecto negativo del sodio. Otro parámetro necesario de medir a parte del RAS son los CSR pues se tiende a emplear cuando en los sistemas evaluados existe uso de fertilizantes en el agua de riego, pues la precipitación de carbonatos provoca obstrucción de los sistemas de riego por goteo.

El RAS se ha considerado adecuado para llevar a cabo una clasificación de las aguas de riego. La clasificación de las aguas de riego con respecto a la relación de adsorción de sodio (RAS), se basa primordialmente en el efecto que tiene el sodio intercambiable sobre las condiciones físicas de los suelos (Bower et. al., 1968). No obstante, las plantas sensibles a este elemento pueden sufrir daños a consecuencia de la acumulación del sodio en sus tejidos aun cuando los valores del sodio intercambiable son más bajos que los necesarios para afectar las condiciones físicas de los suelos. A continuación se presentan los rangos establecidos para el uso de las aguas con fines agrícola tomando en cuenta criterios de riesgo tanto para los suelos como para los cultivos.

Aguas bajas en sodio (S1): $\text{RAS} < 10$. Pueden usarse para riego en la mayoría de los suelos, con pocas probabilidades de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable.

Aguas medias en sodio (S2): $\text{RAS} 10-18$. En suelos de textura fina, el ion sodio representa un peligro considerable, más aun si dicho suelo posee una alta capacidad de intercambio catiónico.

Aguas altas en sodio (S3): RAS 18-26. Pueden producir niveles altos de sodio intercambiable en la mayoría de los suelos, por lo que estos necesitan prácticas especiales de manejo, a un buen drenaje, fácil lavado e incorporación adicional de materia orgánica.

Agua muy alta en sodio (S4). RAS >26. Esta agua es inadecuada para el riego de cultivos agrícolas, excepto cuando su salinidad es baja o media y cuando la disolución del calcio del suelo y la aplicación de yeso u otros mejoradores no hace antieconómico el empleo de esta clase de aguas.

4.6.2.1. Relación de adsorción de sodio original (RAS)

El RAS indica si la proporción de sodio es alta, ya que el sodio aumenta a medida de que crece el valor del RAS. En contra parte, cuando predomina el calcio y magnesio el peligro disminuye. Los valores altos de sodio intercambiable se reflejan en la disminución de la permeabilidad y en los síntomas de efectos tóxicos en los cultivos sensibles al sodio, ya que, cuando el agua de riego contiene cantidades considerables de sodio en la solución, este se acumula paulatinamente en el suelo y, como consecuencia, pierde su estructura afectando a la permeabilidad del suelo.

Este parámetro se ha usado con mucha ventaja para hacer un excelente diagnóstico de problemas de sodicidad en suelos, en lugar de determinar en forma directa el porcentaje de sodio intercambiable.

Para poder inferir sobre los contenidos de sodio intercambiable en suelos, como resultado de un estado de equilibrio entre el RAS de las aguas residuales de suelos y el porcentaje de sodio intercambiable de los mismos, se calcula el valor de la relación de adsorción de sodio de aguas de riego en sus valores originales o explícitos, sin considerar variaciones en las concentraciones de calcio y magnesio. Esto se expresa con su ecuación:

$$\text{RAS} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{\frac{C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}}}{2}}} \quad (14)$$

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

Al aplicarse a los suelos agrícolas aguas de baja concentración salina, las sales tienden a lixiviarse y los minerales solubles como el calcio, reducen su influencia sobre la estabilidad de los agregados y la estructura del suelo. Independientemente del valor de la RAS, las aguas de muy baja salinidad (conductividad por debajo de 0.2 dS m⁻¹), según Ayers y Westcot (1987), causan problemas de infiltración.

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

El RAS_{aj} toma en cuenta las variaciones en la composición del agua de riego, considerando los efectos de precipitación o disociación del carbonato de calcio. Por lo que a la ecuación original del RAS, sufre las siguientes modificaciones para considerar los factores faltantes que explican la precipitación o disolución de la calcita, se presenta a continuación:

$$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1 + (8.4 - pH_c)] \quad (15)$$

Dónde: RAS_{aj} son los valores obtenidos a partir de la modificación del RAS original o explícito de las aguas de riego expresadas en mmol_c L⁻¹; se contemplan los valores del RAS original, donde los valores que se obtienen son de manera explícita; 8.4 es el valor de pH de un suelo calcáreo no sódico en equilibrio con CO₂ de la atmosfera; pH_c, son los valores teóricos del agua de riego que se obtienen cuando esta se mantiene en equilibrio con el CaCO₃.

La expresión (8.4 - pH_c) se deduce a partir de la tendencia del agua de riego al precipitar o disolver la calcita. Cuando se obtiene (8.4 - pH_c) > 0 en las aguas de riego, se indica que el carbonato de calcio precipita en el suelo, en contraste, cuando (8.4 - pH_c) < 0, el agua de riego aplicada a los suelos solubiliza el carbonato de calcio contenido en ellos.

Cuando se emplean aguas que tienen concentraciones apreciables de bicarbonatos para el riego, una fracción variable de este constituyente precipita en el suelo como CaCO₃. La precipitación de las sales causa una disminución en la salinidad en el suelo, pero un aumento en la proporción de Na⁺. Un índice de la tendencia del CaCO₃ a precipitar en las aguas es muy útil en la evaluación de la calidad del agua.

En este sentido, se define a continuación algunos índices que deben ser previamente tomados en cuenta para llegar a la fórmula de RAS_{aj} . Es así, como Langelier (1936) propuso un índice, denominado el índice de saturación, para indicar el grado en que las aguas que fluyen en un sistema cerrado (sin pérdida de CO_2) se precipitará o disolverá el $CaCO_3$. El índice de saturación se define como el pH real de un agua (pH_a) menos el pH teórico (pH_c) que el agua tendría si estuviera en equilibrio con $CaCO_3$, a saber:

$$\text{Índice de saturación} = pH_a - pH_c \quad (16)$$

Valores positivos del índice indican que $CaCO_3$ precipitará del agua, mientras que los valores negativos indican que el $CaCO_3$ se disolverá en el agua. En este sentido, la ecuación de Langelier para el cálculo del pH_c de un análisis del agua es:

$$pH_c = (pK_2' - pK_c') + pCa + pAlk \quad (17)$$

Los dos últimos términos de la ecuación son los logaritmos negativos de la concentración molal de Ca y de la concentración equivalente de base titulable ($CO_3 + HCO_3$) respectivamente, mientras que pK_2' y pK_c' son los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación para H_2CO_3 y la constante de solubilidad de $CaCO_3$ respectivamente, ambos corregidos por la fuerza iónica.

En un experimento en invernadero y haciendo uso de un lisímetro fue como Bower(1965) y Pratt *et al.*(1969) encontraron la fracción de HCO_3 aplicada que precipitó en el suelo para ser altamente relacionada con un índice de saturación de Langelier modificado. La modificación del índice consistió simplemente de sustituir el pH de un suelo con propiedades buffer, por el pH actual del agua de riego (pH_a) con propiedades buffer pequeñas, tomando en cuenta que la ecuación de Langelier se ha obtenido para un sistema cerrado. Por otro lado, Bower(1965) y Pratt *et al.*(1969) señala que en un sistema abierto, la aplicación de agua de riego a un suelo de un pH cualquiera, es propicio para poder calcular los valores de pH teórico (pH_c), como una medida de la tendencia del carbonato de calcio $CaCO_3$ a precipitarse en la solución acuosa.

Los valores para pK_2' - pK_c' corregidos por la fuerza iónica (I), se lleva a cabo de acuerdo a la ecuación de Debye y Hückel para la fuerza iónica (I):

$$(pK_2' - pK_c') = \left\{ 2.0269 + \left[0.5092 \left(\frac{4\sqrt{I}}{1+2\sqrt{I}} + \frac{\sqrt{I}}{1+1.45\sqrt{I}} \right) \right] \right\} \quad (18)$$

El número 2.0269 es la diferencia entre pK_2' - pK_c' usando para K_2 el valor de 4.7×10^{-11} y para K_c 5.0×10^{-9} como los valores numéricos de estas constantes.

Para calcular el valor de pH teórico (pH_c) de las aguas residuales, debemos obtener una serie de pH's teóricos (pH_c) referentes a las diferentes concentraciones expresadas en $mmol_c L^{-1}$ para pk_2' - pk_c' y pAlk.

La concentración de los cationes se expresa en $mmol_c L^{-1}$ para estos cálculos se usan los valores que van de un rango de 0.1- 100 $mmol_c L^{-1}$. En el **cuadro 4** se presentan los valores de las variables que construyen la gráfica que facilita el cálculo de pH teórico derivado de los análisis químicos de las aguas. Dicha grafica se elabora con un eje logarítmico (y) donde se colocan las concentraciones molares del Ca^{2+} y las concentraciones de las bases titulables ($CO_3^{2-} + HCO_3^-$) expresadas en $mmol_c L^{-1}$ y en el eje de las x con escala aritmética en el sistema decimal, se colocan las concentraciones totales de cationes de las aguas de riego expresadas en las unidades de $mmol_c L^{-1}$.

Como la fuerza iónica y la concentración total de las aguas naturales están ampliamente correlacionadas. Un estudio estadístico de dichas variables derivó en la siguiente ecuación de regresión:

$$1000(I) = 1.3477C + 0.5355 \quad (19)$$

Dónde: C, es la concentración total de cationes de un agua de riego expresada en $mmol_c L^{-1}$.; I es la fuerza iónica del agua expresada en $M L^{-1}$.

Los valores de la fuerza iónica obtenidos de la ecuación 19, son usados en la ecuación (18) expuesta anteriormente.

En el caso de las constantes de disociación del H_2CO_3 tenemos que:



$$k_1 = \frac{(\text{H}^+)(\text{HCO}_3^-)}{(\text{H}_2\text{CO}_3)} = 4.2 \times 10^{-7} \quad (21)$$

$$k_2 = \frac{(\text{H}^+)(\text{CO}_3^{2-})}{(\text{HCO}_3^-)} = 4.2 \times 10^{-11} \quad (22)$$

La segunda constante de disociación del H_2CO_3 tiene mayor relevancia, porque representa la disociación del HCO_3^- para formar CO_3^{2-} y este último se asocia con los iones de Ca^{2+} formando CaCO_3 . En este sentido la constante de disociación de la calcita (k_c) es:



$$k_c = [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}] = 5.0 \times 10^{-9} \quad (24)$$

La ecuación de equilibrio en soluciones acuosas en sistemas abiertos que contiene calcita:



Cuadro 4. Valores de pH_c teórico del agua de riego

Concentracion (mmol _c L ⁻¹)	pH _c = (pk' ₂ -pk' _c)+pCa+(pAlk)*		
	pk' ₂ -pk' _c	PCa	pAlk
0.1	2.0897	4.3010	4.0000
0.2	2.0955	4.0000	3.6990
0.3	2.1007	3.8239	3.5229
0.4	2.1055	3.6990	3.3979
0.5	2.1100	3.6021	3.3010
0.6	2.1142	3.5229	3.2218
0.7	2.1182	3.4559	3.1549
0.8	2.1220	3.3979	3.0969
0.9	2.1256	3.3468	3.0458
1.0	2.1290	3.3010	3.0000
2.0	2.1576	3.0000	2.6990
3.0	2.7970	2.8239	2.5229
4.0	2.1980	2.6990	2.3979
5.0	2.2139	2.6021	2.3010
6.0	2.2281	2.5229	2.2218
7.0	2.2408	2.4559	2.1549
8.0	2.2525	2.3979	2.0969
9.0	2.2633	2.3468	2.0458
10.0	2.2733	2.3010	2.0000
11.0	2.2827	2.2596	1.9586
12.0	2.2925	2.2218	1.9208
13.0	2.2999	2.1871	1.8861
14.0	2.3078	2.1549	1.8539
15.0	2.3154	2.1249	1.8239
16.0	2.3226	2.0969	1.7959
17.0	2.3295	2.0706	1.7696
18.0	2.3361	2.0458	1.7447
19.0	2.3424	2.0223	1.7212
20.0	2.3484	2.0000	1.6990
21.0	2.3545	1.9788	1.6778
22.0	2.3602	1.9586	1.6576
23.0	2.3657	1.9393	1.6383
24.0	2.3710	1.9208	1.6198
25.0	2.3762	1.9031	1.6021
26.0	2.3813	1.8861	1.5850
27.0	2.3861	1.8697	1.5686
28.0	2.3909	1.8539	1.5528
29.0	2.3955	1.8386	1.5376
30.0	2.4000	1.8239	1.5229
31.0	2.4044	1.8097	1.5086
32.0	2.4087	1.7959	1.4949
33.0	2.4129	1.7825	1.4815
34.0	2.4170	1.7696	1.4685
35.0	2.4210	1.7570	1.4559
36.0	2.4249	1.7447	1.4437
37.0	2.4287	1.7328	1.4318
38.0	2.4325	1.7212	1.4202
39.0	2.4361	1.7100	1.4089
40.0	2.4397	1.6990	1.3979
41.0	2.4432	1.6882	1.3872
42.0	2.4467	1.6778	1.3768
43.0	2.4501	1.6676	1.3665
44.0	2.4534	1.6576	1.3565
45.0	2.4567	1.6478	1.3468
46.0	2.4599	1.6383	1.3372
47.0	2.4630	1.6289	1.3279

Concentracion (mmol _c L ⁻¹)	pH _c = (pk' ₂ -pk' _c)+pCa+(pAlk)*		
	pk' ₂ -pk' _c	pCa	pAlk
48.0	2.4661	1.6198	1.3188
49.0	2.4692	1.6108	1.3098
50.0	2.4722	1.6021	1.3010
51.0	2.4751	1.5935	1.2924
52.0	2.4780	1.5850	1.2840
53.0	2.4808	1.5768	1.2757
54.0	2.4837	1.5686	1.2676
55.0	2.4864	1.5607	1.2596
56.0	2.4891	1.5528	1.2518
57.0	2.4918	1.5452	1.2441
58.0	2.4945	1.5376	1.2366
59.0	2.4971	1.5302	1.2291
60.0	2.4997	1.5229	1.2218
61.0	2.5022	1.5157	1.2147
62.0	2.5047	1.5086	1.2076
63.0	2.5072	1.5017	1.2007
64.0	2.5096	1.4949	1.1938
65.0	2.5120	1.4881	1.1871
66.0	2.5244	1.4815	1.1805
67.0	2.5167	1.4750	1.1739
68.0	2.5190	1.4685	1.1675
69.0	2.5213	1.4622	1.1612
70.0	2.5235	1.4559	1.1549
71.0	2.5258	1.4498	1.1487
72.0	2.5280	1.4437	1.1427
73.0	2.5301	1.4377	1.1367
74.0	2.5323	1.4318	1.1308
75.0	2.5344	1.4260	1.1249
76.0	2.5365	1.4202	1.1192
77.0	2.5386	1.4145	1.1135
78.0	2.5406	1.4089	1.1079
79.0	2.5426	1.4034	1.1024
80.0	2.5446	1.3979	1.0969
81.0	2.5466	1.3925	1.0915
82.0	2.5486	1.3872	1.0862
83.0	2.5505	1.3820	1.0809
84.0	2.5525	1.3768	1.0757
85.0	2.5544	1.3716	1.0706
86.0	2.5562	1.3665	1.0655
87.0	2.5581	1.3615	1.0605
88.0	2.5599	1.3565	1.0555
89.0	2.5618	1.3516	1.0506
90.0	2.5636	1.3468	1.0458
91.0	2.5654	1.3420	1.0410
92.0	2.5671	1.3372	1.0362
93.0	2.5689	1.3325	1.0315
94.0	2.5706	1.3279	1.0269
95.0	2.5723	1.3233	1.0223
96.0	2.5740	1.3188	1.0177
97.0	2.5757	1.3143	1.0132
98.0	2.5774	1.3098	1.0088
99.0	2.5791	1.3054	1.0044
100.0	2.5807	1.3010	1.0000

Fuente: Can, 2005

4.6.2.3. Relación de adsorción de sodio corregido (RAS°)

Suárez (1981) recomienda un procedimiento para el cálculo de la RAS que ofrece una mayor comprensión de las modificaciones del calcio en el agua del suelo, lo llamo $RAS_{corr} = RAS^\circ$; el cual ajusta la concentración de calcio en el agua, al valor de equilibrio esperado después del riego, e incluye, además, los efectos del bióxido de carbono (CO_2), el bicarbonato (HCO_3^-) y la salinidad sobre el calcio originalmente contenido en el agua de riego, y que no forma parte del suelo. Además, supone la existencia de una fuente de calcio en el suelo, como la caliza ($CaCO_3$) u otros minerales, como los silicatos, y la inexistencia de precipitación del magnesio.

Este autor señala que la presión parcial del CO_2 del aire en los primeros milímetros del suelo debe ser tomado en cuenta. Y propone que la presión parcial del bióxido de carbono debe ser de 0.0007 atmósferas o 0.07 kPa. Tomando en cuenta la presión parcial del CO_2 la ecuación del RAS° queda como sigue:

$$RAS^\circ = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (26)$$

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

De esta manera es importante calcular la concentración de calcio (Ca°) que debe introducirse en la fórmula de la RAS° , de igual manera los valores de la relación HCO_3^-/Ca^{2+} que se expresa en $mmol_c L^{-1}$ y la conductividad eléctrica en $mS cm^{-1}$ del agua de riego que se analizó (**Cuadro 5**).

Cuadro 5 Concentración de calcio (Ca°) en el agua contenida cerca de la superficie del suelo, producto del riego con aguas de distintos valores de $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$ y CE.

		SALINIDAD DEL AGUA DE RIEGO APLICADA CE mS cm^{-1}											
		0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	1	1.5	2	3	4	6	8
<i>valor de</i> $\frac{\text{HCO}_3^-}{\text{Ca}^{2+}}$	0.05	13.2	13.61	13.92	14.4	14.79	15.26	15.91	16.43	17.28	17.97	19.07	19.94
	0.1	8.3	8.57	8.77	9.07	9.31	9.62	10.02	10.35	10.89	11.32	12.01	12.56
	0.15	6.34	6.54	6.69	6.92	7.11	7.34	7.65	7.9	8.31	8.64	9.17	9.58
	0.2	5.24	5.4	5.52	5.71	5.87	6.06	6.31	6.52	6.86	7.13	9.57	7.91
	0.25	4.51	4.65	4.76	4.92	5.06	5.22	5.44	5.62	5.91	6.15	6.52	6.82
	0.3	4	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	3.8	3.94	4.04	4.17	4.35	4.49	4.72	4.91	5.21	5.45
	0.4	3.3	3.4	3.48	3.6	3.7	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	3.8	4	4.15	4.41	4.61
	0.5	2.84	2.93	3	3.1	3.19	3.29	3.43	3.54	3.72	3.87	4.11	4.3
	0.75	2.17	2.24	2.29	2.37	2.43	2.51	2.62	2.7	2.84	2.95	3.14	3.28
	1	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	2.1	2.23	2.33
	1.5	1.37	1.41	1.44	1.49	1.53	1.58	1.65	1.7	1.79	1.86	1.97	2.07
	1.75	1.23	1.27	1.3	1.35	1.38	1.43	1.49	1.54	1.62	1.68	1.78	1.86
	2	1.13	1.16	1.19	1.23	1.26	1.31	1.36	1.4	1.48	1.58	1.63	1.7
	2.25	1.04	1.08	1.1	1.14	1.17	1.21	1.26	1.3	1.37	1.42	1.51	1.58
	2.5	0.97	1	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.4	1.47
	3	0.85	0.89	0.91	0.94	0.96	1	1.04	1.07	1.13	1.17	1.24	1.3
	3.5	0.78	0.8	0.82	0.85	0.87	0.9	0.94	0.97	1.02	1.06	1.12	1.17
	4	0.71	0.73	0.75	0.78	0.8	0.82	0.86	0.88	0.93	0.97	1.03	1.07
	4.5	0.77	0.68	0.69	0.72	0.74	0.76	0.79	0.82	0.86	0.9	0.95	0.99
	5	0.61	0.63	0.65	0.67	0.69	0.71	0.74	0.76	0.8	0.83	0.88	0.93
	7	0.49	0.5	0.52	0.53	0.55	0.57	0.59	0.61	0.64	0.67	0.71	0.74
	10	0.39	0.4	0.41	0.42	0.43	0.45	0.47	0.48	0.51	0.53	0.56	0.58
	20	0.24	0.25	0.26	0.26	0.27	0.28	0.29	0.3	0.32	0.33	0.35	0.37
	30	0.18	0.19	0.2	0.2	0.21	0.21	0.22	0.23	0.24	0.25	0.27	0.28

Fuente: Suárez, 1981

4.6.3. Problemas de infiltración en suelos agrícolas bajo riego

Se define como un problema de infiltración en los suelos a la dificultad que tiene el agua para atravesar la superficie del suelo a una velocidad suficientemente rápida como para no permitir que se restituya el agua que se ha consumido por los cultivos. Este problema se debe a la modificación del medio poroso de los suelos (McNeal, *et al.*, 1968). Los problemas de infiltración de agua se relacionan con la calidad de la misma, apuntan tanto a la salinidad como a los niveles de sodio contenidos en la solución del suelo y el agua de riego. Por esta razón es necesario considerar en las aguas riego la salinidad y la relación de adsorción del sodio.

Los problemas de infiltración ocasionados por la mala calidad del agua ocurren por lo general en los primeros centímetros del suelo y están ligados con la estabilidad estructural del suelo y con el contenido del sodio con relación al calcio. La dispersión de los suelos y la destrucción de la estructura se producen únicamente cuando el contenido del sodio supera al contenido del calcio a una proporción por encima de 3:1. Este contenido relativo de sodio provoca serios problemas de infiltración (Can *et al.*, 2008). Por lo tanto, cuando los iones de calcio se encuentran adsorbidos en cantidades suficientes en los suelos, las condiciones se tornan favorables para los cultivos agrícolas (Peterson, 1947). En contraste, cuando en lugar del ion calcio, el suelo adsorbe sodio intercambiable el cual se refleja en la dispersión coloidal y mayor viscosidad, ocasionando una baja a muy baja permeabilidad.

Los factores de calidad del agua tal como el contenido total de sales y sodio en relación con el contenido de calcio y magnesio, pueden influir en los problemas de infiltración en los suelos agrícolas. Una alta salinidad aumenta la velocidad de infiltración, en cambio una baja salinidad o una proporción alta del sodio sobre el calcio, la disminuye.

Para definir los problemas de infiltración se ha considerado que una velocidad de infiltración de 3 mm h^{-1} se toma como baja, por otro lado cuando la infiltración ocurre a una velocidad por encima de 12 mm h^{-1} es relativamente alta. También en esta problemática es necesario tomar en cuenta las características físicas del suelo, como la textura, la estructura, el grado de compactación, el contenido de materia orgánica, tipos de minerales de la arcilla.

4.6.4. Carbonato de Sodio Residual

Después de observar que distintos tipos de aguas se infiltraban de manera diferente en los suelos agrícolas que se regaban con ellas, se llegó a la conclusión de que la composición química afectaba de manera diferente las propiedades físicas del suelo. Las aguas ricas en bicarbonato de sodio propician considerablemente la acumulación de sodio intercambiable en los suelos. Uno de los procedimientos utilizados para determinar los posibles problemas de infiltración ha sido el método de carbonato de sodio residual. Es notorio que cuando existen considerables aumentos de sodio intercambiable conduce a deficiencias de calcio y magnesio.

Cuando se emplean aguas que tienen concentraciones apreciables de bicarbonatos para el riego, una fracción variable de este constituyente precipita en el suelo como CaCO_3 según la ecuación:



La precipitación de las sales causa una disminución en la salinidad del suelo, pero también puede producir un aumento en la proporción de Na^+ en la solución del suelo, y por lo tanto, en el complejo de intercambio. Mientras que el grado de precipitación de bicarbonato de aguas de riego se rige por un complejo de prácticas de manejo y las condiciones de suelos, así como por la composición del agua, un índice de la tendencia del CaCO_3 a precipitar en las aguas debe ser útil en la valoración de la calidad del agua.

El carbonato de sodio residual (CSR) es un índice que indica el peligro de sodicidad una vez que el carbonato y bicarbonato de calcio y magnesio precipitan. Se ha deducido que para contrarrestar este riesgo se debe eliminar los carbonatos y bicarbonatos con tratamientos ácidos.

Los CSR se calculan mediante la siguiente fórmula

$$\text{CSR} = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (28)$$

Producto de esta ecuación tenemos entonces que cuando los valores tienden a ser menores de 1.25 meq L^{-1} no existe problema para el uso de este tipo de agua para el riego,

en caso que los valores de CSR resulten mayores de 1.25 meq L⁻¹ indica que existe una tendencia a la precipitación de Ca²⁺ y Mg²⁺ como carbonatos. No obstante, los índices de CSR en las aguas de riego son superiores a 2.5 meq L⁻¹ no son recomendables en sistemas de riego, ya que existe un alto riesgo de precipitación del carbonato de calcio y de magnesio. Y cuando ocurre esto, queda en la solución del suelo predominando el ion Na⁺ y por lo tanto el RAS incrementa.

Cuadro 6. Clasificación del agua de riego de acuerdo con el Carbonato de Sodio Residual

Clasificación	CSR (meq L ⁻¹)
Buena	< 1.25
Condicionada	1.25-2.50
No recomendada	>2.50

Fuente: Wilcox *et al.*, 1954

Eaton propuso el índice de CSR para evaluar el agua cuando la concentración de CO₃²⁻ y HCO₃⁻ es mayor que la concentración de Ca²⁺ y Mg²⁺. De la misma manera señalo que si la concentración de Ca²⁺ y Mg²⁺ es mayor que la de HCO₃⁻ se precipitara como CaHCO₃ o como MgHCO₃ lo que resulta un incremento en el porcentaje de sodio en la solución del suelo según la siguiente expresión matemática:

$$PSP = (Na^+ \times 100) / [(Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+) - (CO_3^{2-} + HCO_3^-)] \quad (29)$$

A bajos niveles de concentración de Ca²⁺ y Mg²⁺ en el agua se incrementa la proporción relativa de Na⁺ que tiene como resultado el incremento en el riesgo de la sodicidad.

Cuadro 7. Influencia de los cationes adsorbidos en las diferentes propiedades físicas de los suelos.

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

Fuente: Gorbunov, 1967

4.6.5. Criterio de toxicidad por iones específicos

La calidad del agua de riego también puede ser determinada por la toxicidad de iones específicos. Es importante entender la diferencia entre un problema de salinidad y un problema de toxicidad, y es que la toxicidad ocurre dentro de la planta misma, una vez que el ion ha sido absorbido y transportado por algunas partes de la planta, el ion específico se acumula en las hojas mediante la transpiración. En efecto, la toxicidad dependerá de la tolerancia de un determinado cultivo a niveles extremos de concentraciones iónicas (Sánchez-Bernal *et al.* 2013). En conclusión de lo expresado anteriormente; la magnitud de

los daños va a depender de la cantidad de iones absorbidos y de la sensibilidad de los cultivos.

Los iones más comunes que pueden causar un problema de toxicidad son el cloruro, el sodio y el boro. Al igual que con la salinidad, los cultivos difieren en su susceptibilidad a estos iones. Por ejemplo, algunos cultivos sensibles son afectados por concentraciones de nitrógeno superiores a 5 mg L^{-1} .

Se debe prestar atención especial a la toxicidad de boro, porque ocurre en concentraciones muy bajas, a pesar de que es un nutriente esencial para la planta. Se llegan a presentar daños cuando las concentraciones son de 1 a 2 mg L^{-1} , el efecto se hace notorio en los rendimientos. La toxicidad que se presenta con mayor frecuencia es causada por el Cl^- que se encuentra en el agua de riego ya que no es retenida en el suelo, y es absorbido por las raíces y acumulada en algunas partes de la planta (Ayers y Westcot, 1987).

Un nivel tóxico de tan solo un ion en el agua de riego podría hacer el agua inadecuada para el riego. Sin embargo, hay algunas prácticas de gestión que pueden ayudar a reducir los daños. Estas prácticas incluyen lixiviación adecuada, aumento de la frecuencia de riegos, evitar el riego por aspersión, evitar el uso de fertilizantes que contienen cloruro o boro, selección apropiada de cultivos, etc.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Zona de estudio

El Valle del Mezquital se localiza en la porción central-sur del estado de Hidalgo (longitud norte 20°21´ y longitud oeste 99°15´), situada en lo alto de meseta mexicana, a 60 km de la ciudad de México, con una altitud entre 1 640 m a 2 400 m sobre el nivel del mar. Dicha zona está conformada por 27 municipios de 84 en total pertenecientes al estado de Hidalgo. En la geografía de dicha área podemos encontrar cadenas montañosas, lomeríos y llanuras, además de valles, montes y cañones. La zona de estudio se recorrió a lo largo de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan.

Originalmente, el Valle del Mezquital presenta condiciones de zona semiárida, clima predominantemente semiseco-templado con lluvias en verano, con una temperatura media anual de 14.8°C, la máxima llega a los 17.3°C en el mes de mayo. En cuanto a la precipitación total anual, tiende a los 543.4 mm, con una máxima incidencia en septiembre de 117.4 mm, la mínima corresponde a enero con 8.8 mm (INEGI, 1992). Sin embargo, los suelos marginales de sus valles intermontanos se volvieron prósperos gracias a que hace casi un siglo, las aguas residuales de la Ciudad de México fueron conducidas a través del Emisor Poniente, El Gran Canal de Desagüe y el Emisor Central, para finalmente ser distribuidas por una extensa red de canales y utilizadas en el riego de los cultivos agrícola de esta zona.

Se estima que anualmente el volumen de agua residual que llegan al valle del Mezquital es de 2 553 millones de m³, con las cuales se irrigan los distritos 008 Chiconautla, Estado de México, 03 de Tula y 100 de Alfajayucan, en el estado de Hidalgo (Espino, 1981). En total, son 80 000 las hectáreas regadas con aguas negras procedentes de la zona metropolitana de la ciudad de México, y algunos vecinos del Estado de México. Así como la extensa red de canales para el riego, también se cuenta con 170 almacenajes, de los cuales destaca la presa Endho, Requena, Vicente Aguirre y la Rojo Gómez. El tipo de suelo que predomina en la zona es aluvión, caliza, roca volcánica y lavas.

Las aguas residuales presentan características físico-químicas muy particulares que se reflejan en el momento de realizar su caracterización, debido a que depende en gran

medida de las variadas fuentes de descargas como; fabricas, industrias, municipios, drenaje agrícola, que arrojan diferentes contaminantes en el agua. No obstante, el factor determinante para la composición iónica del agua natural ha sido el tipo de roca, sedimentos y suelos que recorre el agua durante su trayectoria, pues el intemperismo geoquímico constituye la principal fuente de sales en suelos, que son transferidos al agua o de la roca directamente actuando de forma recíproca.

El Valle del Mezquital se encuentra dentro de dos provincias fisiográficas; la sierra Madre Oriental y el Eje neovolcánico que cubre el 95% del valle y se sub divide en dos subprovincias; Lagos y Volcanes de Anáhuac y las Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo. Esta última, es la que cubre gran parte del Valle del Mezquital, que presenta un corredor de lomeríos bajos de material volcánico inferior a los 2000 msnm y llanuras. A pesar de las prominencias dentro de dicho corredor, queda prácticamente encerrado, desde todos lados, por sistemas de sierras, mesetas y lomeríos, casi todos de origen volcánico, que exceden los 2000 msnm.

El proceso del intemperismo físico-químico que ocurre tanto en las superficies de las rocas volcánicas del eje neovolcánico, como en el material cárstico, permite que el agua circule aprovechando el sistema de fracturas, en el caso de las calizas, gracias a sus características particulares permiten la formación de estructuras típicas como cavernas y simas. El Eje Neovolcanico cubre la mayor parte del Valle del Mezquital, el tipo de rocas ígneas extrusivas se presentan en forma de basalto, tobas y brechas volcánicas. Se encuentran afloramientos de basaltos extrusivos en Xochitlán y Mixquiahuala (INEGI 1992). En lo que corresponde a la zona comprendida en la provincia geológica de la Sierra Madre Oriental, se presentan rocas sedimentarias, conglomerados y lutita-arenisca. La arenisca y los conglomerados se hallan en Ixmiquilpán, en forma de mesas y lomeríos de bajo relieve. En la región del Cubo, al norte de Ixmiquilpán se tiene rocas de limolita-arenisca, que es una unidad sedimentaria de origen continental lacustre.

Las aguas superficiales del estado de Hidalgo se encuentran comprendidas casi en su totalidad dentro de la región hidrológica del Río Pánuco (INEGI, 1992). Las zonas agrícolas del valle del Mezquital son regadas en primer lugar con aguas residuales, sin embargo,

existen otras vertientes de distintas procedencias, por ejemplo en las épocas de lluvia se forman corrientes superficiales que se combinan y mezclan con las aguas residuales. Los distritos de riego Tula y Alfajayucan se abastecen de agua de los ríos San Luis, Tepeji, El salto y el río Tula, así como los volúmenes almacenados por las presas de Texhimay, Requena y Endhó. En la presa Endhó se almacenan grandes cantidades de aguas residuales que derivan del Valle del Mezquital.

5.2. Muestreo y determinaciones fisicoquímicas del agua

El presente trabajo de investigación se desarrolló mediante la realización de un recorrido que se llevó a cabo en Otoño 2015 con el objetivo de obtener muestras de agua representativas de 53 estaciones de muestreo, previamente seleccionadas con el fin de adquirir un panorama amplio sobre la variación de la composición química de las aguas que riegan el valle del mezquital. El muestreo se distribuyó a lo largo de la red de drenaje de aguas residuales conducidas desde la zona metropolitana de la ciudad de México hasta llegar a las parcelas de riego del Valle del Mezquital (**figura 1.**). En cada estación se tomó una muestra simple con su respectiva repetición según la metodología planteada por la Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SCFI, 1980).

Se realizaron determinaciones químicas con el objetivo de conocer la composición y variación en concentraciones totales iónicas de las aguas residuales. Puesto que, está investigación se centra finalmente en evaluar los posibles efectos en los suelos provocados por la salinidad y sodicidad que se pudieran producir por el empleo de aguas residuales en la irrigación de las zonas agrícolas del valle del Mezquital. Por tal motivo fue necesario medir los siguientes parámetros de calidad; t° , pH, CE, Ca^{+} , Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+} , CO_3^{2-} , HCO_3^{-} , Cl^{-} , SO_4^{2-} , B, PO_4^{3-} , NO_3^{-} , SiO_2 , RSE, RSC y Presión osmótica (utilizando para este fin las formulas correspondientes). En el caso de las determinaciones analítica de pH y conductividad eléctrica (CE), se aseguró el cumplimiento de las especificaciones de la metodología propuesta por la Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SCFI, 2011) y (SCFI, 2000). Para la medición del primer parámetro se empleó un potenciómetro (Hanna Instruments pH 210), en el caso de la CE se utilizó el puente de conductividad eléctrica (Hanna Instruments 255) (**cuadro 8**).

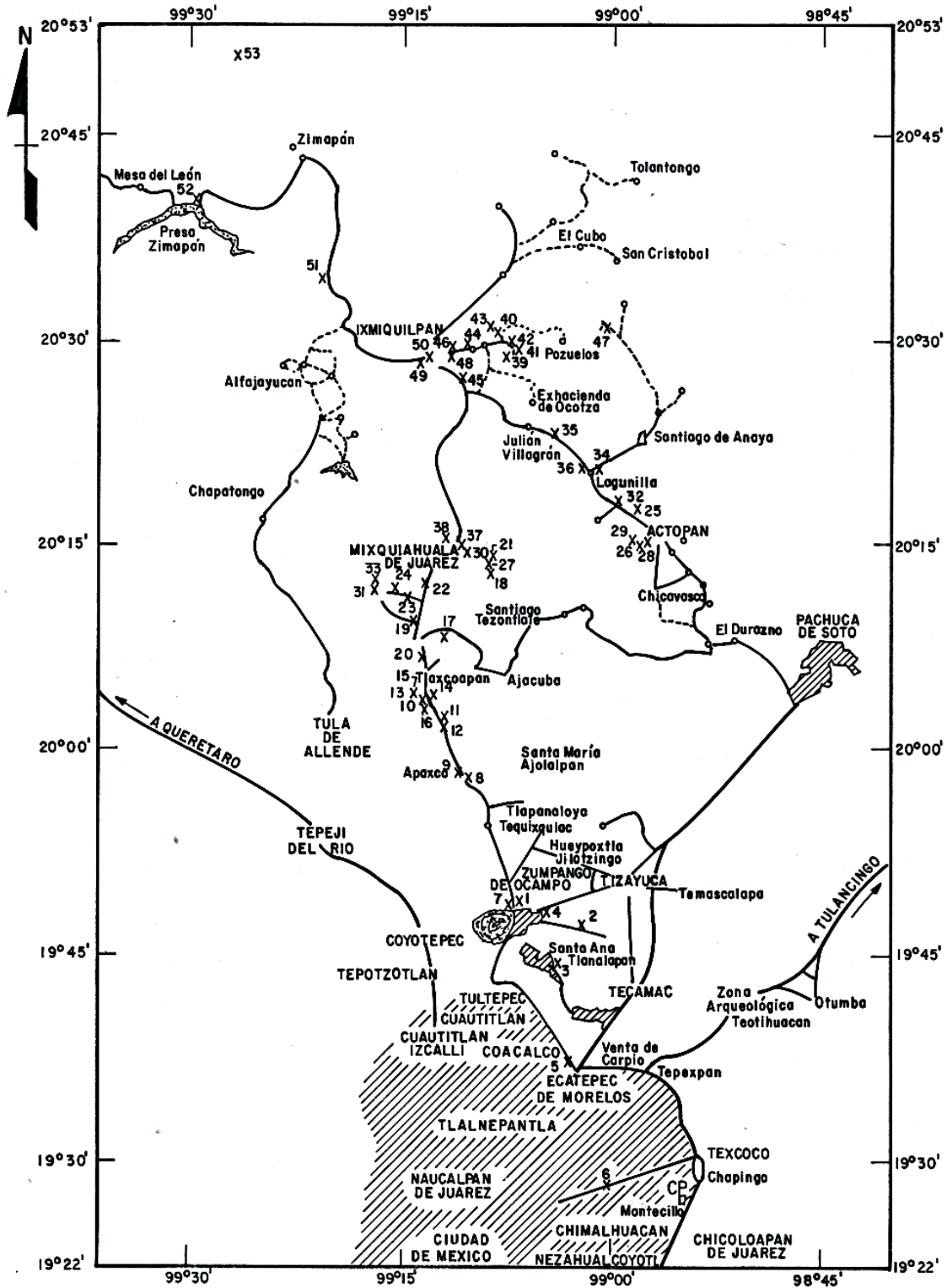


Figura 1. Localización geográfica de las estaciones de muestreo de las aguas residuales del Valle del Mezquital.

Cuadro 8. Métodos analíticos utilizados para caracterizar las aguas residuales de la red de riego del Valle del Mezquital.

Determinación	Método	Referencia
pH	Potenciómetro marca Hanna Instruments pH 210	SCFI, 2011
Conductividad eléctrica	Puente de conductividad eléctrica Hanna Instruments 255	SCFI, 2000
Residuo seco evaporado (RSE)	Gravimetría. Mediante estufa marca Hot-Plate modelo 2200 Thermolyne	SCFI,2001
Residuo seco calcinado (RSC)	Gravimetría. Utilizando mufla Lindberg	SCFI,2001
Calcio y Magnesio	Volumétrico. Titulación con EDTA 0.01N Indicador Eriocromo Negro T	APHA, 1998. 3500 Ca D
Calcio	Volumétrico. Titulación con EDTA 0.01N Indicador Murexida	APHA, 1998. 3500 Ca D
Carbonatos	Volumétrico. Titulación con ácido sulfúrico 0.01N Indicador Fenoftaleína	APHA, 1998. 2320 B
Bicarbonatos	Volumétrico. Mediante titulación con ácido sulfúrico 0.01N Indicador Anaranjado de Metilo	APHA, 1998. 2320 B
Cloruros	Método Mhor. Mediante titulación con nitrato de plata 0.01N Indicador Cromato de Potasio al 5%	APHA, 1998. 4500- Cl B
Sulfatos	Turbidimetría. Espectrofotómetro Jenway modelo 7305, $\lambda=420$ nm.	APHA, 1998. 4500-SO ₄ ²⁻ E
Ortofosfatos	Colorimetría. Espectrofotómetro Jenway modelo 7305, $\lambda=690$ nm.	Rodier, 1978
Boratos	Colorimetría. Espectrofotómetro Jenway modelo 7305, $\lambda=420$ nm.	Bingham 1982
Nitratos	Colorimetría. Espectrofotómetro Jenway modelo 7305, $\lambda=410$ nm.	Robarge et al., 1933
Silicio	Colorimetría. Espectrofotómetro Jenway modelo 7305, $\lambda=650$ nm.	APHA 1998, 4500 Si-e
Sodio y Potasio	Flamometría. Usando un flamómetro marca IL Autocal Flame Photometer 643, $\lambda=589$ 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
Presión osmótica	Se calculó mediante la fórmula universal $\pi = MRT$	Raymond Chang, 2013

5.3. Validación de los resultados

APHA (1998) señala que los procedimientos de valoración para la corrección de los análisis, solamente son aplicables a las muestras de agua que se les ha realizado un análisis relativamente completo, el cual, considera las siguientes determinaciones; el pH, la

conductividad, en sólidos totales disueltos y los principales componentes aniónicos y catiónicos. Estos en conjunto, son indicadores en general de la calidad del agua.

En base a lo mencionado anteriormente, es evidente que los análisis realizados en las muestras utilizadas para el presente trabajo de investigación concuerdan con las determinaciones descritas anteriormente por el APHA (1998).

5.3.1. Análisis estadístico

Para verificar que existe una dependencia funcional entre la concentración total electrolítica (mgL^{-1}), los $\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$ de cationes o de aniones y la presión osmótica (MPa), con respecto a la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), se realizaron análisis de regresión lineal. A continuación, se calibró un modelo lineal ajustado por el origen, para establecer relaciones entre las variables observadas tales como CE, STD, suma de cationes, suma de aniones, CE_c , pH_c , RAS_{OR} , RAS° , RAS_{aj} .

5.3.2. Comprobación de los resultados del análisis de agua

5.3.2.1. Equilibrio de aniones y de cationes

En cuanto al balance de cationes y aniones, es necesario partir del planteamiento de que las soluciones acuosas expresadas en miliequivalentes por litro ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) son electroneutrales, por lo que la concentración de aniones debe ser igual a la de cationes (se tiene una igualdad de cargas $\sum n^+ = \sum n^-$).

La validación de los resultados referente a la concentración de iones, se basó en el criterio de APHA (1998). Considerando que las determinaciones analíticas en esta investigación solo contemplaron algunos iones, se acepta que el error (E) sea menor del 5% (**cuadro 9**), para dicha validación se realizaron los cálculos correspondientes mediante la expresión matemática:

$$E \% = \left| \frac{\sum \text{cationes} - \sum \text{aniones}}{\sum \text{cationes} + \sum \text{aniones}} \right| 100 \quad (30)$$

Cuadro 9. Criterios de validación de los análisis de los componentes iónicos del agua.

Suma aniones (mmol_e L⁻¹)	% diferencia aceptable
0.0-3.0	+ - 0.2
3.0-10.0	+ -2.0
10.0-800.0	+ -2.0-5.0

Fuente: APHA 1998

5.3.2.2. Sólidos totales disueltos medidos y sólidos disueltos totales calculados

Una manera de verificar que los análisis realizados en las muestras son correctos, es por medio del rango de variación entre el valor de sólidos totales disueltos (STD) medidos en mg.L⁻¹ y los sólidos totales calculados. Mediante la siguiente fórmula es posible precisar los rangos para la aceptación de dichos valores (APHA 1998);

$$1.0 < \frac{\text{STD medidos}}{\text{STD calculados}} < 1.2 \quad (31)$$

Existen formas de comprobar que nuestros datos calculados o medidos son aceptables. APHA (1998) sustenta; que la concentración total de los STD medidos debe ser mayor al calculado, ya que existe una gran posibilidad de que no haya sido incluido en los cálculos algún contribuyente significativo, que si pudo haber sido reflejado en la medición. En este caso, es posible identificar que la suma mayor de iones y valores medidos no son confiables, el error se encuentra en cualquiera de los datos ya sean medidos o calculados. Sin embargo, Si el valor medido es mayor del 20% que el calculado, la suma menor de iones no es fiable. Por lo que en dado casos de que se tenga la ocurrencia de errores, APHA (1998) recomienda que se analicen los componentes seleccionados.

5.3.2.3. Conductividad eléctrica calculada y conductividad eléctrica medida

La conductividad eléctrica calculada CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) es obtenida a partir de la concentración de cada uno de los iones medidos en cada una de las muestras de agua, por lo que debe haber una estrecha relación con las mediciones de la conductividad eléctrica realizada con el conductímetro CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

La relación entre la conductividad eléctrica medida y la conductividad eléctrica calculada debe ser cercana a 1.0 para que las mediciones sean aceptables, el rango de variación está determinado por la siguiente ecuación:

$$0.9 < \left(\frac{\text{CE calculada}}{\text{CE medida}} \right) < 1.1 \quad (32)$$

Por lo general, la diferencia aceptada en esta relación debe ser menor al 5% en base a la siguiente formulación:

$$\text{Diferencia (\%)} = \left(\frac{\text{CE calculada} - \text{CE medida}}{\text{CE medida}} \right) * 100 \quad (33)$$

5.3.2.4. Conductividad eléctrica medida y suma de iones

Según el APHA (1998), para esta comprobación, la suma de aniones y cationes deben ser 1/100 veces el valor medido de la CE (μscm^{-1}). Si no se cumple este criterio por ninguna de las dos, la suma no es confiable. Sin embargo,

$$\frac{\text{CE}}{90} < \frac{\text{CE}}{100} < \frac{\text{CE}}{110} \quad (34)$$

Los criterios aceptables están dados por la siguiente relación:

$$100 \times \text{suma anión(o catión)}, \text{mmol}_c \text{L}^{-1} = (0.9-11) \text{CE}$$

De manera que las concentraciones de cationes o aniones están expresadas en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$.

5.3.2.5. Solidos totales disueltos medidos a un rango de conductividad eléctrica

Para comprobar los criterios aceptables para esta relación, en APHA (1998) se considera un rango que comprende 0.55 hasta 0.7, pero si la relación STD-CE se encuentra fuera de estos límites, no es fiable. Por lo que se propone volver a analizar.

Otra manera de comprobar que los análisis químicos son correctos, es que el valor numérico del cociente solidos totales disueltos (ppm o mg L^{-1}) dividido entre conductividad

eléctrica mS cm^{-1} deberá ser aproximadamente de 0.640. Para diferentes tipos de salinidad este valor tendrá variaciones entre 0.5- 1.1.

Los valores calculados de mg L^{-1} , $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ y la presión osmótica de las aguas residuales urbano industriales se obtendrán mediante la inferencia estadística con los métodos de regresión lineal. Cuando se comparan procesos determinados experimentalmente con los procesos de ocurrencia teórica y utilizando para este efecto una ley fisicoquímica determinada, el ángulo de pendiente de esta relación debe ser aproximadamente de 45° .

Para conocer las fracciones adsorbidas de sodio intercambiables en los sistemas coloidales de los suelos del Valle del Mezquital, en condiciones de equilibrio químico con aguas residuales que riegan estos suelos, se obtendrán los valores de las relaciones de adsorción de sodio RAS en sus diferentes conceptualizaciones fisicoquímicas.

En este respecto, para inferir sobre los valores de las fracciones adsorbidas de sodio en los suelos se utilizó la ecuación derivada de las reacciones reversibles de intercambio iónico de Gapon, 1987, de acuerdo con la ley de acción de masas ya que el intercambio de cationes puede representarse mediante ecuaciones similares a las que se emplean en las reacciones químicas heterogéneas y estequiométricas.

La ecuación es la siguiente:

$$\text{PSI} = \frac{\text{Kg RAS}}{1 + \text{Kg RAS}} 100 . \quad (35)$$

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

5.3.2.6. Correlación y regresión lineal

El coeficiente de correlación (r_{xy}) es un indicador del grado en que se asocian las variables estudiadas, por ende, es imprescindible hacer esta estimación, Infante-Gil (2012) define que los valores de r_{xy} cercanos al 1 indican una fuerte asociación positiva entre dichas

variables y los valores cercanos al -1 indican fuerte asociación negativa, por otro lado, se define que los valores cercanos al 0 no muestran una relación lineal entre ellas. Por lo tanto, mientras más se acerquen los valores al 1 y -1, nos demuestra que la variable X explica significativamente a la variable Y. como consecuencia, los valores próximos al 0 no indican una relación. Descrito lo anterior podemos inferir que r_{xy} y R_{xy} son indicadores de tipo descriptivo.

Para realizar el análisis de regresión, fue necesario que se realizarán diagramas de dispersión considerando las variables correspondientes, y consecutivamente el análisis de regresión usando un modelo lineal sin ordenada al origen.

El modelo de regresión que describe mejor la relación de las variables es el que se presenta a continuación:

$$Y = \beta_1 X, \tag{36}$$

Dónde:

Y es la variable dependiente, que representa 1) la concentración de las soluciones en mg L⁻¹ o ppm, en primer lugar, 2) la concentración de cationes y aniones (mmol_c L⁻¹), en segundo lugar y 3) la presión osmótica expresada en MPa desarrollada por una solución en tercer caso.

β_1 es el coeficiente de regresión estimado (la pendiente de la recta), es decir, el número de unidades (ppm o mg L⁻¹, mmol_c L⁻¹ o MPa) que aumenta la solución (Y) por cada unidad de conductividad eléctrica expresada en μScm^{-1} que aumenta la misma solución;

X es la variable independiente y representa la conductividad eléctrica de la solución, se expresa en μScm^{-1} .

El ajuste del modelo se realiza al relacionar primero la conductividad eléctrica (mScm⁻¹ o μScm^{-1}) con la concentración de las soluciones (ppm o mg L⁻¹), luego con la concentración (mmol_c L⁻¹) y finalmente con la presión osmótica (MPa) empleando el método de mínimos cuadrados.

5.4. Directrices sobre la calidad del agua

Las directrices propuestas por Ayers y Westcot (1987), cumplen una función muy valiosa para definir o agrupar las aguas usadas en la irrigación en diferentes calidades, basándose en algunas determinaciones analíticas (**cuadro 10.**) que nos dan la pauta para percibir los posibles efectos del empleo de dichas aguas para riego hacia los suelos agrícolas y los cultivos establecidos. En esta valoración se toma en cuenta la combinación de algunos factores imprescindibles para determinar la manera y la magnitud en que se presenta este impacto, ya que dichos factores dependen de las características de los diferentes cultivos, las condiciones del suelo y el manejo agrícola que se proporciona a cada cultivo en particular. Todo esto asociado, presenta diferencias en las respuestas de los cultivos y suelos a la gran diversidad de calidades de agua.

La practicidad de las directrices en el sector agrícola para estimar la calidad de la agua de riego ha sido exitosa, ya que los componentes son evaluados en aguas superficiales, aguas subterráneas, aguas de drenaje, efluentes de desagües y otras aguas residuales.

De acuerdo con la tabla presentada a continuación (**cuadro 10.**), el grado de restricción de uso del agua en el riego agrícola puede corresponder a; “ninguna”, “ligera a moderada” y “severa”. El primer grado de restricción “ninguna” define que no se identifican problemas en los cultivos o en el suelo, con el empleo de las aguas agrupadas en este apartado. Para el caso de la restricción “ligera a moderada” se sugiere un cuidado gradualmente mayor en la selección de cultivos y de las alternativas de manejo que se requieren para alcanzar el máximo potencial de rendimiento. Finalmente el uso de las aguas que se encuentran con una restricción “severa” trae consigo una serie de problemas, tanto para el suelo como para el cultivo, sin embargo, para lograr rendimientos aceptables se debe hacer un manejo hábil y efectivo, acompañado de un plan de operaciones específicamente adaptado a la calidad del agua disponible.

La importancia de las directrices técnicas radica en que son un comienzo para señalar las limitaciones del uso que se le puede dar a una determinada fuente de suministro de agua. De esta manera se cuenta con una herramienta fundamental para identificar las limitaciones y a su vez diseñar alternativas para adaptarnos a ellas. Si bien, como se menciona, las directrices juegan un papel muy importante en la toma de decisiones en cuanto al uso de

las diferentes calidades de agua disponible para el riego, Ayers y Westcot (1987), recomiendan evitar las conclusiones basadas únicamente en los parámetros propuestos y en los análisis de laboratorio, y proponen de manera alternativa que se realicen estudios experimentales en campo y determinar las técnicas de cultivo más adecuadas para las diferentes circunstancias específicas.

Cuadro 10. Directrices para interpretar la calidad del agua para el riego

Problema potencial	Unidades	Grado de restricción sobre el uso del agua		
		Ninguno	Ligero o moderado	Severo
Salinidad (afecta la disponibilidad de agua para el cultivo)				
CE	dS/m	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
TSS	mg/l	< 450	450 – 2000	>2000
Infiltración (reduce la infiltración; evaluar usando CE y el RAS)				
RAS	= 0-3	Y	C	E
	= 3-6			=
	= 6-12			=
	= 12-20			=
	= 20-40			=
				> 0.7
				> 1.2
				> 1.9
				> 2.9
				> 5.0
				0.7 - 0.2
				1.2 - 0.3
				1.9 - 0.5
				2.9 - 1.3
				5.0 - 2.9
				< 0.2
				< 0.3
				< 0.5
				< 1.3
				< 2.9
Toxicidad de iones específicos (afecta a cultivos sensibles)				
	Sodio (Na) riego por superficie	RAS		
	riego por aspersión	mEq/L		
				< 3
				3 – 9
				> 9
	Cloro (Cl) riego por superficie	mEq/L		
	riego por aspersión	mEq/L		
				< 4
				4.0 - 10
				> 9
	Boro (B)	mg/l		
				< 3
				>3
				> 10
				< 0.7
				0.7 - 3.0
				> 3.0
Varios (afecta cultivos sensibles)				
	Nitrógeno (NO₃ - N)			
		mg/l		
				< 5
				5.0 - 30.0
				> 30
	Bicarbonato (HCO₃⁻) solo aspersión foliar	mEq/L		
				< 1.5
				1.5 - 8.5
				> 8.5
pH:	Amplitud normal en aguas de riego			
				6.5 - 8.4

Fuente: Ayers y Westcot, 1987

5.5. Clasificación del agua para riego agrícola

La calidad del agua para riego está determinada por la concentración y composición de los constituyentes disueltos que contenga.

El peligro de sodificación que entraña el uso de agua de riego, queda determinado por las concentraciones absoluta y relativa de los cationes. Si la porción de sodio es alta, será mayor el peligro de sodificación y, al contrario, si predominan el calcio y el magnesio, el peligro es menor.

La proporción relativa del sodio con respecto a otros cationes en el agua de riego, se expresaba en términos del porcentaje de sodio soluble. Sin embargo, la relación de adsorción del sodio (RAS) en una solución del suelo, se relaciona con la adsorción de sodio, y, en consecuencia, esta relación puede usarse como “índice de sodio” o “del peligro de sodificación que tiene dicha agua”.

En este sentido, dicha clasificación se determinó de acuerdo a los valores de CE y, mediante la concentración de Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} , se estimó la relación de adsorción de sodio en sus diferentes conceptualizaciones con las siguientes expresiones matemáticas:

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} \quad (37)$$

Dónde:

RAS: Es la relación de adsorción del sodio explícito y esta expresada en (mEq L^{-1}).

Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} corresponden a la concentración en meq L^{-1} de cada uno de estos iones contenidos en el agua.

$$\text{RAS}_{aj} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} [1 + (8.4 - \text{pHc})] \quad (38)$$

Dónde:

RAS_{aj} : es la relación de adsorción de sodio ajustada bajo condiciones de una alcalinidad determinada.

pH_c: es el pH calculado a partir de la fuerza iónica, además de la concentración de Ca²⁺ y (CO₃²⁻ + HCO₃⁻).

El pH_c se obtiene mediante la siguiente ecuación (Bower *et al.*, 1965):

$$\text{pH}_c = (\text{pK}'_2 - \text{pK}'_c) + \text{pCa} + \text{pAlk} \quad (39)$$

Dónde:

pK₂'- pK_c': Son los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del ácido carbónico (H₂CO₃) y la constante de solubilidad del carbonato de calcio (CaCO₃) respectivamente, ambos corregidos por fuerza iónica.

pCa: es logaritmo negativo de la concentración molar de calcio.

pAlk: es el logaritmo negativo de la concentración molar de (CO₃²⁻ + HCO₃⁻).

pK₂'- pK_c' se obtiene mediante la siguiente ecuación:

$$(\text{pK}'_2 - \text{pK}'_c) = \left\{ 2.0269 + \left[0.5092 \left(\frac{4\sqrt{I}}{1 + 2\sqrt{I}} + \frac{\sqrt{I}}{1 + 1.45\sqrt{I}} \right) \right] \right\}. \quad (40)$$

Donde:

I: es la fuerza iónica, expresada en M L⁻¹

2.0269 es la diferencia entre pK₂'- pK_c' utilizando K₂=4.7x10⁻¹¹ y K_c=5.0x10⁻⁹ como valores numéricos de las constantes.

La fuerza iónica está estrechamente relacionada con la concentración total de cationes, su ecuación de regresión es la siguiente:

$$1000(I) = 1.3477C + 0.5355 \quad (41)$$

Donde:

C: es la concentración total de cationes expresada en mmol_c L⁻¹

Mediante la ecuación 39 se derivan los valores de la fuerza iónica, que se sustituye en la ecuación 38 para calcular los valores para (pK₂-pK_c), y una vez encontrados, se sustituye

($pK_2 - pK_c$), en la ecuación 37 para encontrar el valor de pH_c ; este pH_c se sustituye en la ecuación 36 para poder calcular RAS_{aj} .

$$RAS^\circ = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^\circ + Mg^{2+}}{2}}} \quad (42)$$

Dónde:

RAS° : es la relación de adsorción de sodio corregida que considera una determinada precipitación del ion Ca^{2+} en el agua

Ca° es la concentración de calcio en el agua, corregido por la salinidad.

Las concentraciones de Ca° contenidas en el agua de riego, corregidas por la salinidad, por el contenido de HCO_3^-/Ca^{2+} y por la presión parcial del CO_2 , se obtienen, utilizando los valores del **cuadro 5**.

La importancia de evaluar la calidad del agua usada en el riego agrícola radica en los riesgos de salinidad, sodicidad, infiltración y toxicidad, aspectos que se contemplan para hacer una valoración y la selección de los indicadores para determinar la calidad del agua. El tipo y concentración de iones tiene un aspecto fundamental en el proceso de evaluación, una vez determinada la concentración total de iones en el agua puede establecerse cierta relación que permite inferir acerca de su calidad mediante la interpretación de los datos obtenidos.

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Localización de los sitios de muestreo

El enfoque de este trabajo es estudiar la composición fisicoquímica de las aguas residuales que riegan el valle del mezquital para finalmente determinar los posibles efectos sobre la salinidad y sodificación de los suelos agrícolas de esta zona.

Para llevar a cabo este trabajo, fue necesario plantear el área de muestreo con el fin de obtener muestras de agua representativas, se partió del hecho de que las aguas residuales objeto de estudio, provienen de la zona metropolitana de la ciudad de México a través de tres conductos: El Emisor Poniente, El Gran Canal de Desagüe y El Emisor Central. El Emisor Poniente, se construyó con la finalidad de desalojar las aguas del río Cuautitlán, que desemboca en el Tajo de Nochistongo y que es la salida más antigua, recibe aportaciones del Distrito Federal a través de Interceptor Poniente, finalmente sus descargas se vierten en el río El Salto, afluente del río Tula; El Gran Canal de Desagüe se conduce desde los túneles de Tequisquiac hacia el río Salado, afluente del río Tula; y El Emisor Central descarga al río el salto a través del canal Salto-Tlamaco, y este deriva aguas al Distrito de Riego de Tula.

La localización Geográfica de las estaciones de muestreo de las aguas residuales analizadas se presenta en el **cuadro 11**, se incluyen los vasos de almacenamiento y regulación que se encuentran distribuidos en el Valle del Mezquital. Cuatro estaciones de muestreo se localizan en distintos tramos a lo largo del cauce superficial del río Tula que conduce descargas de aguas residuales y a su vez, recibe aportaciones de aguas de riego originadas en las partes altas del valle y que han sido drenadas a través de los suelos. Los tramos correspondientes al río Tula se mencionan a continuación: estación de muestreo, Atotonilco, Hidalgo con una altitud de 2 121 m; río Tula, Tezontepec, Hidalgo a 1 960 m; río Tula, Mixquiahuala, Hidalgo a 1 887 y río Tula, Tasquillo, Hidalgo a 1 598 m.

El gradiente altitudinal desempeña un papel muy importante en la conducción del agua por gravedad desde las fuentes de desagüe, hasta las partes más bajas a través de toda la red de canales que se extienden por la superficie agrícola de los valles intermontanos del Valle del Mezquital.

En el **cuadro 11** se presenta la diferencia de altitudes, por ejemplo el sitio de muestreo que corresponde al túnel Emisor Oriente Ecatepec, Edo. De México con una altitud de 2 240 m, en comparación con el sitio de muestreo en el Canal de riego N°2, DDR 003 Tula, col. Morelos, Mixquiahuala, Hidalgo, a 1 971m o el Manantial, Mixquiahuala, Hidalgo con una altitud de 1887 m.

Algunos manantiales presentes en varios municipios del Valle del Mezquital, son producto de un fenómeno que inicio hace más de 100 años con la llegada masiva de las aguas residuales, y se hizo presente en los 80 gracias a la influencia del gradiente altitudinal, ya que una gran parte de la red de canales que conducen las aguas de origen residual no tienen revestimiento, por lo que ocurre el proceso de infiltración en los suelos arenosos y franco-arcillosos del valle, comenzando un sistema de filtrado lento, dichas aguas emanaron a la superficie en forma de manantiales cristalinos resultado de una depuración natural de las aguas residuales, y mostrando la gran capacidad regenerativa de los suelos de la región. A manera de ejemplo tenemos la estación de muestreo cerca del origen de las descargas Canal Emisor Oriente Texcoco, Edo. De México a una altitud de 2 239 m y en la parte más baja encontramos el manantial Balneario el Pothé, Tezontepec, Hidalgo a 1964 m, por lo que se presume la influencia del gradiente altitudinal.

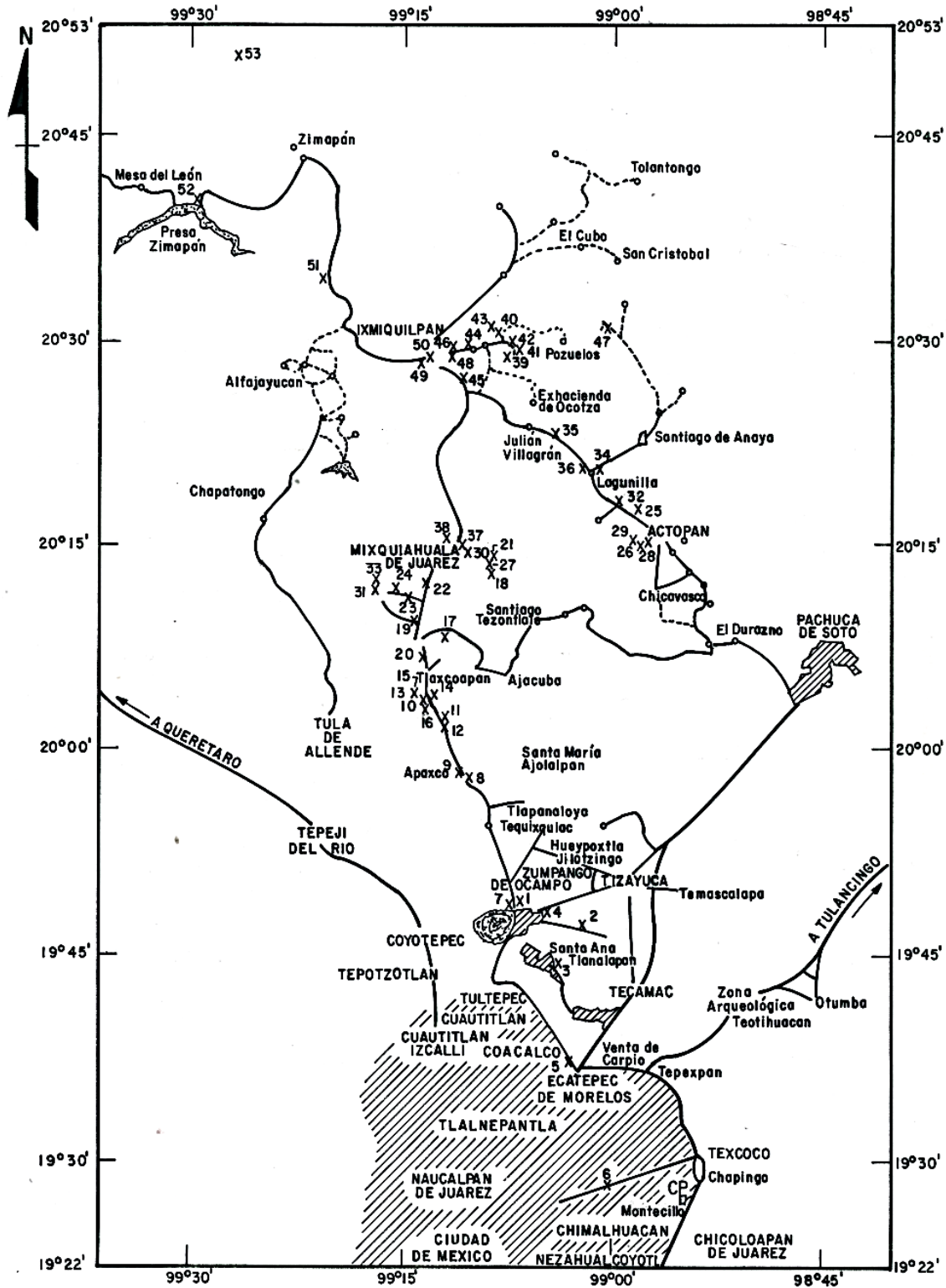


Figura 2. Localización geográfica de las estaciones de muestreo de las aguas residuales del Valle del Mezquital.

Cuadro 11. Ubicación geográfica de los sitios donde se obtuvieron las muestras.

Estación	Estaciones de muestreo	Ubicación	Altitud Msnm	Latitud	Longitud
1	Vertedor Manuel Avila Camacho	Zumpango, Edo. De México	2262	19 48 31.26	99 06 38.64
2	La laminadora (Canal de tierra)	Zumpango, Edo. De México	2253	19 47 06.06	99 05 42.66
3	Canal revestido de segundo orden	Santa Ana Nextlalpan, Edo. De México	2246	19 44 05.58	99 04 06.78
4	Lumbrera 11; Emisor Oriente	Santa Ana Nextlalpan, Edo. De México	2241	19 42 03.30	99 04 58.56
5	Puente verde de PEMEX; túnel emisor oriente	Ecatepec, Edo. De México	2240	19 37 31.86	99 02 44.76
6	Canal emisor oriente (Texcoco-Peñón)	Texcoco, Edo. De México	2239	19 28 03.24	99 00 36.36
7	Laguna de regulación Zumpango	Zumpango, Edo. De México	2213	19 48 09.90	99 06 49.02
8	Puente desviación a Huehuetoca	Apaxco, Edo. De México	2184	19 57 54.00	99 10 32.40
9	Canal de tierra, frente a la fábrica de Apaxco	Apaxco, Edo. De México	2158	19 58 10.32	99 10 40.68
10	Cascada sobre calizas Pemex	Atitalaquia, Hidalgo	2148	20 03 02.58	99 13 29.70
11	Las tejas (canal revestido)	Tlaxcoapan, Hidalgo	2141	20 01 43.80	99 12 10.50
12	Río Tula (Atitalaquia- Apaxco)	Atotonilco, Hidalgo	2121	20 01 14.22	99 12 47.76
13	Canal Revestido Pemex	Tlaxcoapan, Hidalgo	2109	20 03 33.60	99 14 20.76
14	Canal de tierra	Atitalaquia, Hidalgo	2093	20 03 27.60	99 13 03.72
15	Puente; canal la Quina, Dendhó	Atitalaquia, Hidalgo	2087	20 03 32.94	99 13 37.32
16	Puente; Canal Atitalaquia	Atitalaquia, Hidalgo	2084	20 03 34.50	99 13 24.90
17	Canal de aguas negras, Teltipan	Tlaxcoapan, Hidalgo	2078	20 07 02.16	99 12 15.66
18	Canal de riego N°1, DDR 003 Tula. Col. Morelos	Mixquiahuala, Hidalgo	2077	20 12 40.98	99 08 21.42
19	El tinaco (canal revestido)	Tlahuelilpan, Hidalgo	2071	20 09 20.88	99 13 48.72
20	Canal de tierra	Tlahuelilpan, Hidalgo	2023	20 06 28.80	99 13 20.52
21	Canal revestido N°3, DDR 003 Tula, col. Morelos	Mixquihuala, Hidalgo	2010	20 13 46.44	99 08 15.30
22	Canal entre Mixquihuala y Tlahuelilpan	Mixquihuala, Hidalgo.	2003	20 12 01.32	99 13 16.86
23	Canal de Riego; manantiales de Tezontepec	Mixquihuala, Hidalgo	2003	20 11 17.34	99 14 31.62
24	Canal de Basalto	Tezontepec, Hidalgo	1996	20 11 27.48	99 15 17.22
25	Canal de riego Daxtha	Actopan, Hidalgo	1995	20 17 26.70	98 58 03.60
26	Dren Boxhá	Actopan, Hidalgo	1973	20 15 08.52	98 57 56.40
27	Canal de riego N°2, DDR 003 Tula, col. Morelos.	Mixquihuala, Hidalgo	1971	20 13 02.22	99 08 31.02
28	Canal de tierra (vía actopan- el Progreso)	Actopan, Hidalgo	1968	20 15 05.10	98 57 35.70
29	Canal Boxhá	Actopan, Hidalgo	1967	20 15 25.62	98 58 14.58
30	Canal revestido en la entrada al Progreso	El Progreso, Hidalgo	1966	20 14 43.08	99 10 43.92
31	Balneario el Pothé; Manantial	Tezontepec, Hidalgo	1964	20 11 27.78	99 16 44.28
32	Estacion Caxuxi	San Salvador, Hidalgo	1962	20 18 02.64	98 59 16.50
33	Río Tula, Estacion Tezontepec	Tezontepec, Hidalgo	1960	20 11 44.04	99 16 45.18
34	Estacion Boxaxni; canal Lagunilla	Actopan, Hidalgo	1924	20 20 46.14	99 01 47.52
35	Estacion Yolotepec; Canal de riego	Santiago de Anaya, Hidalgo	1915	20 23 14.10	99 04 05.40
36	Puente La Lagunilla, Hidalgo	Tulancingo de Bravo, Hidalgo	1901	20 21 15.66	99 02 11.10
37	Manantial (alberca a la orilla del río)	Mixquiahuala, Hidalgo	1887	20 15 04.68	99 11 45.42
38	Río Tula	Mixquiahuala, Hidalgo	1887	20 15 04.68	99 11 45.42
39	Presa Debodhé	Ixmiquilpan, Hidalgo	1809	20 29 02.10	99 07 14.58
40	Estación escuela Capula; Canal de riego interparcelario	Ixmiquilpan, Hidalgo	1787	20 30 19.92	99 08 08.52
41	Toma de la presa Debodhé	Ixmiquilpan, Hidalgo	1787	20 29 26.28	99 06 44.52
42	Entrada a la presa de Dedodhé (Canal de riego)	Ixmiquilpan, Hidalgo	1786	20 29 33.12	99 06 54.54

Estación	Estaciones de muestreo	Ubicación	Altitud Msnm	°	Latitud	°	Longitud	°	°
43	Estación Capula el Rosario (canal de riego distribuidor)	Ixmiquilpan, Hidalgo	1783	20	31	05.04	99	09	18.18
44	Estación La Joya II (canal interparcelario)	Ixmiquilpan, Hidalgo	1756	20	29	42.18	99	09	48.78
45	Estación La Peña	Actopan, Hidalgo	1755	20	26	58.86	99	10	43.38
46	Estación UTVM; La Joya	Ixmiquilpan, Hidalgo	1742	20	29	32.46	99	10	56.04
47	Puente el Rosario Capula	Ixmiquilpan, Hidalgo	1738	20	31	00.54	99	00	17.64
48	El Nith (Canal de Riego)	Ixmiquilpan, Hidalgo	1736	20	29	24.78	99	11	39.42
49	Río Tula, zona urbana (via Actopan-Ixmiquilpan)	Ixmiquilpan, Hidalgo	1699	20	28	47.52	99	13	24.54
50	Ixmiquilpan (Desagüe)	Ixmiquilpan, Hidalgo	1699	20	28	55.98	99	12	54.72
51	Puente Tasquillo; Río Tula	Tasquillo, Hidalgo	1598	20	34	33.18	99	20	46.74
52	Presa Fernando Hiriart	Zimapan, Hidalgo	1563	20	39	39.78	99	29	16.62
53	Río Moctezuma; La Mora	San Joaquín, Querétaro-Zimapan, Hidalgo	938	20	51	54.24	99	26	46.26

En el presente estudio la discusión de resultados se realizó mediante la utilización de diagramas sintéticos de asociación funcional de las variables.

6.2. Composición iónica del agua

El agua de origen urbano-industrial que se emplea para el riego del Valle del Mezquital, en su trayecto sufre una serie de procesos que contribuyen a la depuración de las aguas negras, como; la degradación biológica, la oxidación y la precipitación, otra proporción del agua pasa por el proceso de filtración. De esta manera, podemos inferir que a pesar de que los iones dominantes reflejan un mismo tipo de agua atribuible a su origen propio de las aguas residuales, se presentan considerables diferencias producidas por las distintas fuentes de descarga, traslado y disposición final del agua en el riego agrícola.

De la misma manera, ocurren variaciones en las relaciones iónicas presentes en el agua y que finalmente llegan a un equilibrio al contacto con el suelo. Las relaciones aniónicas nos definen el tipo de agua, sin embargo, estas características son las que en un momento dado desarrollan los distintos tipos de salinización de los suelos.

En el **cuadro 13** se muestra la composición y concentración de iones comúnmente encontrados en las muestras y el **cuadro 14** presenta, de una manera breve los estadísticos descriptivos de las variables medidas.

Dentro de las variables consideradas, la CE y el pH nos permiten obtener información a grandes rasgos sobre las características y concentraciones iónicas del agua. Ambos

aspectos son importantes de contemplar en las determinaciones, mientras la CE nos permite estimar la concentración de sales; a partir del pH podemos inferir sobre ciertos procesos y reacciones fisicoquímicas que suceden en el agua y que definen la presencia y concentración de algunos iones, ya que, tiene una notable influencia en la dilución de algunos componentes que se encuentran tanto en las rocas como en el suelo, además de estar íntimamente ligado a la concentración de CO_3^{2-} y HCO_3^- regulada por la solución de CO_2 contenido en el agua. Richards *et al* (1954) señala que cuando el pH es menor de 8.2 no habrá presencia de CO_3^{2-} por lo que, mayores cantidades de carbonatos, solo pueden presentarse para valores de pH de 9.5 o más altos; en caso contrario se presenta el proceso de disociación del ácido carbónico, el cual, genera HCO_3^- y libera protones H^+ , conduciendo a condiciones de acides ($\text{pH} < 7.0$) en el agua.

Los resultados estadísticos de este estudio indican que el pH mínimo de las muestras fue de 7.05 y el máximo de 8.62 respectivamente, el promedio en general es de 7.49 mostrando una tendencia de las aguas analizadas a condiciones ligeramente alcalinas; el valor más alto corresponde a la presa de Fernando Hiriart, Zimapan, Hidalgo que recibe los desagües del río Tula, seguido de la laguna de regulación Zumpango, Edo. de México con un pH de 8.42. El pH mínimo se presentó en la estación de muestreo Canal Revestido Pemex, ubicado en Tlaxcoapan, Hidalgo. En cuanto a la CE se presenta una mínima de $595 \mu\text{S cm}^{-1}$ y una máxima de 2 387, esta última se remite del Dren Boxthá.

A partir de la composición iónica que se muestra en el **cuadro 12**, se pueden realizar inferencias acerca de las características químicas y físicas que se presentan en las muestras de agua. Las diferentes relaciones aniónicas representan el tipo de agua, en este sentido, la relación de $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ expone una manera para determinar los tipos de aguas que se encontraron en la presente investigación, dicha relación se explica de acuerdo a los siguientes intervalos:

Cuadro 12. Tipos de aguas según la relación Cl^-/SO_4^{2-}

Tipos de agua	Relación	Rango
Clorhídrica	Cl^-/SO_4^{2-}	> 2.5
Sulfático-clorhídrica	Cl^-/SO_4^{2-}	= 1.5
Clorhídrico-sulfática	Cl^-/SO_4^{2-}	= 0.6
Sulfática	Cl^-/SO_4^{2-}	< 0.15
Sulfática-sódica	$HCO_3^-/(Cl^-/SO_4^{2-})$	= 2.0

Fuente: Mendoza-Saldivar, 2009

De acuerdo a lo anterior, la totalidad de las muestras resultaron clorhídricas, arriba de un intervalo de 2. Por lo tanto la composición química del agua fue sulfático-clorhídrico-bicarbonatada, ya que el mayor contenido de aniones fueron los bicarbonatos, seguidos por los cloruros y por último los sulfatos.

Cuadro 13. Composición química de las muestras de agua analizadas

Fuente	pH	CE $\mu S\ cm^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻ meq L ⁻¹	HCO ₃ ⁻ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mmol L ⁻¹	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD	Error	
1. Vertedor Manuel Avila Camacho	7.26	1142	1.7	1.85	6.78	0.84	11.17	0	6.4	3.5	0.97	10.87	22.04	806.39	1.36	
			34.07	22.48	155.94	32.84	0	390.4	124.08	46.59						
			0.85	0.93	6.78	0.84	0	6.4	3.5	0.49	19.78					
2. Canal "La laminadora", Zumpango	7.42	944	1.45	1.72	5.27	0.7	9.14	0	5.18	2.89	0.82	8.89	18.03	656.35	1.39	
			29.06	20.9	121.21	27.37	0	315.98	102.45	39.38						
			0.73	0.86	5.27	0.7	0	5.18	2.89	0.41	16.04					
3. Santa Ana Nextlalpan	7.24	1542	1.6	3.1	9.56	0.82	15.08	0	7.44	5.54	1.71	14.69	29.77	1054.04	1.31	
			32.06	37.67	219.88	32.06	0	453.84	196.39	82.13						
			0.8	1.55	9.56	0.82	0	7.44	5.54	0.86	26.57					
4. Emisor Oriente, Santa Ana Nextlalpan	7.22	1447	1.65	2.63	8.97	0.9	14.15	0	6.99	5.72	0.98	13.69	27.84	982.75	1.65	
			33.07	31.95	206.31	35.19	0	426.39	202.77	47.07						
			0.83	1.32	8.97	0.9	0	6.99	5.72	0.49	25.21					
5. Tunel Emisor Oriente, Ecatepec	7.36	1662	1.92	3.02	10.15	1.16	16.25	0	7.88	6.58	1.25	15.71	31.96	1127.95	1.69	
			38.48	36.69	233.45	45.36	0	480.68	233.26	60.04						

Fuente	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻ meq L ⁻¹ mg L ⁻¹ mmol L ⁻¹	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σ iones	STD mg L ⁻¹	Error %
			0.96	1.51	10.15	1.16		0	7.88	6.58	0.63		28.87		
6. Canal Emisor Oriente, Actopan-Peña	7.32	1184	1.26	1.86	7.65	0.81	11.58	0	6.5	3.86	0.92	11.28	22.86	833	1.31
			25.25	22.6	175.95	31.67		0	396.5	136.84	44.19				
			0.63	0.93	7.65	0.81		0	6.5	3.86	0.46		20.84		
7. Laguna de Zumpango	8.42	595	0.6	1.28	3.4	0.48	5.76	0.3	3.43	1.45	0.43	5.61	11.37	414.83	1.32
			12.02	15.55	78.2	18.77		9	209.23	51.4	20.65				
			0.3	0.64	3.4	0.48		0.15	3.43	1.45	0.22		10.07		
8. Apaxco desviacion a Huehuetoca	7.24	1259	1.46	2.3	7.53	0.91	12.2	0	6.42	4.24	1.13	11.79	23.99	862.18	1.71
			29.26	27.95	173.19	35.58		0	391.62	150.31	54.27				
			0.73	1.15	7.53	0.91		0	6.42	4.24	0.57		21.55		
9. Descarga, Fabrica de Apaxco	7.3	1019	1.46	1.84	5.85	0.81	9.96	0	5.3	3.43	0.96	9.69	19.65	708.84	1.37
			29.26	22.36	134.55	31.67		0	323.3	121.59	46.11				
			0.73	0.92	5.85	0.81		0	5.3	3.43	0.48		17.52		
10. Cascada sobre calizas, Atitalaquia	7.3	1014	1.7	1.95	5.56	0.71	9.92	0	5.55	3.46	0.64	9.65	19.57	705.35	1.38
			34.07	23.69	127.88	27.76		0	338.55	122.66	30.74				
			0.85	0.98	5.56	0.71		0	5.55	3.46	0.32		17.43		
11. Canal "Las Tejas", via Atitalaquia-Tula	7.11	1027	1.4	2.1	5.67	0.87	10.04	0	5.88	3.29	0.62	9.79	19.83	723.09	1.26
			28.06	25.52	130.41	34.02		0	358.68	116.63	29.78				
			0.7	1.05	5.67	0.87		0	5.88	3.29	0.31		17.77		
12. Atotonilco- Rio Tula	7.36	1166	1.6	2.1	6.76	0.83	11.29	0	6.51	3.75	0.74	11	22.29	811.1	1.3
			32.06	25.52	155.48	32.45		0	397.11	132.94	35.54				
			0.8	1.05	6.76	0.83		0	6.51	3.75	0.37		20.07		
13. Canal Pemex, Atitalaquia-Tula	7.05	742	1.2	1.75	3.87	0.44	7.26	0	4.1	2.55	0.42	7.07	14.33	512.19	1.33
			24.05	21.26	89.01	17.2		0	250.1	90.4	20.17				
			0.6	0.88	3.87	0.44		0	4.1	2.55	0.21		12.65		
14. Canal de tierra, Atitalaquia	7.16	897	1.25	1.95	4.96	0.61	8.77	0	4.8	3.08	0.6	8.48	17.25	617.48	1.68
			25.05	23.69	114.08	23.85		0	292.8	109.19	28.82				
			0.63	0.98	4.96	0.61		0	4.8	3.08	0.3		15.35		
15. Canal "La Quina", Dendho	7.28	992	1.35	2.05	5.52	0.78	9.7	0	5.59	3.2	0.66	9.45	19.15	695.55	1.31
			27.05	24.91	126.96	30.5		0	340.99	113.44	31.7				
			0.68	1.03	5.52	0.78		0	5.59	3.2	0.33		17.12		
16. Puente Atialaquia	7.51	1021	1.55	2.1	5.45	0.79	9.89	0	5.65	3.3	0.67	9.62	19.51	706.63	1.38
			31.06	25.52	125.35	30.89		0	344.65	116.99	32.18				
			0.78	1.05	5.45	0.79		0	5.65	3.3	0.34		17.35		
17. Canal de aguas negras, Tlaxcoapan	7.6	978	1.65	2.05	5.17	0.69	9.56	0	5.53	3.16	0.62	9.31	18.87	682.99	1.17
			33.07	24.91	118.91	26.98		0	337.33	112.02	29.78				
			0.83	1.03	5.17	0.69		0	5.53	3.16	0.31		16.71		
18. Canal N°1, DDR 003 Tula, Mixquihuala	7.36	1192	1.45	2.2	7.06	0.83	11.54	0	5.84	4.4	0.92	11.16	22.7	807.03	1.67
			29.06	26.73	162.38	32.45		0	356.24	155.98	44.19				

Fuente	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σiones	STD	Error
		μS cm ⁻¹						meq L ⁻¹							
								mg L ⁻¹						mg L ⁻¹	%
								mmol L ⁻¹							
			0.73	1.1	7.06	0.83		0	5.84	4.4	0.46		20.42		
19. Canal "El tinaco" via Tezontepec-Tula	7.35	964	1.45	1.75	5.5	0.73	9.43	0	5.74	2.82	0.62	9.18	18.61	685.25	1.34
			29.06	21.26	126.5	28.54		0	350.14	99.97	29.78				
			0.73	0.88	5.5	0.73		0	5.74	2.82	0.31		16.7		
20. Canal Tlahuelilpan-Atitalaquia	7.3	1764	2.3	3.32	10.2	0.96	16.78	0	9.08	6.98	1.19	17.25	34.03	1217.04	1.38
			46.09	40.34	234.6	37.54		0	553.88	247.44	57.16				
			1.15	1.66	10.2	0.96		0	9.08	6.98	0.6		30.63		
21. Canal N°3, DDR 003 Tula, Mixquihuala	7.45	1282	1.67	2.45	7.44	0.86	12.42	0	6.74	4.48	0.87	12.09	24.51	879.72	1.35
			33.47	29.77	171.12	33.63		0	411.14	158.82	41.79				
			0.84	1.23	7.44	0.86		0	6.74	4.48	0.44		22.02		
22. Canal entre Mixquihuala y Tlahuelilpan	7.37	1049	1.3	2.6	5.62	0.74	10.26	0	5.97	3.26	0.76	9.99	20.25	732.08	1.33
			26.05	31.59	129.26	28.93		0	364.17	115.57	36.5				
			0.65	1.3	5.62	0.74		0	5.97	3.26	0.38		17.92		
23. Canal de Riego via Mixquihuala - Tula	7.38	1030	1.25	2.45	5.61	0.76	10.07	0	5.83	3.2	0.75	9.78	19.85	718.66	1.46
			25.05	29.77	129.03	29.72		0	355.63	113.44	36.02				
			0.63	1.23	5.61	0.76		0	5.83	3.2	0.38		17.63		
24. Canal de Basalto, Tezontepec.	7.48	1080	1.32	2.32	6.16	0.76	10.56	0	5.77	3.62	0.82	10.21	20.77	745.72	1.69
			26.45	28.19	141.68	29.72		0	351.97	128.33	39.38				
			0.66	1.16	6.16	0.76		0	5.77	3.62	0.41		18.54		
25. Canal Daxtha, Actopan	7.48	1178	1.75	2.45	6.38	0.94	11.52	0	6.28	3.92	0.94	11.14	22.66	815.52	1.68
			35.07	29.77	146.74	36.75		0	383.08	138.96	45.15				
			0.88	1.23	6.38	0.94		0	6.28	3.92	0.47		20.09		
26. Dren Boxtha, Actopan- Progreso	7.6	2387	2.56	4.36	15.1	1.32	23.34	0	12.02	8.7	1.86	22.58	45.92	1634.16	1.66
			51.3	52.97	347.3	51.61		0	733.22	308.42	89.34				
			1.28	2.18	15.1	1.32		0	12.02	8.7	0.93		41.53		
27. Canal N°2, DDR 003 Tula, Mixquihuala	7.44	1292	1.85	2.7	7.2	0.88	12.63	0	7	4.11	1.08	12.19	24.82	894.46	1.77
			37.07	32.81	165.6	34.41		0	427	145.7	51.87				
			0.93	1.35	7.2	0.88		0	7	4.11	0.54		22.01		
28. Canal, via actopan-Mixquihuala	7.45	2059	3.2	4.7	11.36	0.88	20.14	0	11.08	6.72	1.78	19.58	39.72	1416.52	1.41
			64.13	57.11	261.28	34.41		0	675.88	238.22	85.49				
			1.6	2.35	11.36	0.88		0	11.08	6.72	0.89		34.88		
29. Canal Boxha, Actopan,Hidalgo	7.51	1084	1.8	2.18	5.5	0.73	10.21	0	5.66	4.12	0.72	10.5	20.71	743.5	1.4
			36.07	26.49	126.5	28.54		0	345.26	146.05	34.58				
			0.9	1.09	5.5	0.73		0	5.66	4.12	0.36		18.36		
30. Canal entrada al Progreso	7.64	1011	1.68	2.08	5.49	0.64	9.89	0	5.24	3.61	0.76	9.61	19.5	694.35	1.44
			33.67	25.27	126.27	25.02		0	319.64	127.97	36.5				
			0.84	1.04	5.49	0.64		0	5.24	3.61	0.38		17.24		
31. "Balneario el Pothe", Tezontepec	7.53	1837	3.35	4.35	9.3	0.96	17.96	0	10.42	5.6	1.38	17.4	35.36	1271.84	1.58
			67.13	52.85	213.9	37.54		0	635.62	198.52	66.28				

Fuente	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σiones	STD	Error
		μS cm ⁻¹						meq L ⁻¹							
								mg L ⁻¹						mg L ⁻¹	%
								mmol L ⁻¹							
			1.68	2.18	9.3	0.96		0	10.42	5.6	0.69		30.82		
32. Est. Cakuxi, via Actopan-Ixmiquilpan	7.61	1206	1.85	2.3	6.95	0.69	11.79	0	6.25	4.29	0.86	11.4	23.19	826.48	1.68
			37.07	27.95	159.85	26.98		0	381.25	152.08	41.31				
			0.93	1.15	6.95	0.69		0	6.25	4.29	0.43		20.69		
33. Río Tula, Punto: Tezontepec	7.3	842	1.4	1.75	4.51	0.57	8.23	0	4.93	2.48	0.62	8.03	16.26	593.76	1.23
			28.06	21.26	103.73	22.29		0	300.73	87.92	29.78				
			0.7	0.88	4.51	0.57		0	4.93	2.48	0.31		14.38		
34. Est. Boxaxni "Lagunilla canal"	7.68	2362	3.64	5.4	12.94	1.12	23.1	0	13.23	7.2	1.92	22.35	45.45	1634.46	1.65
			72.95	65.61	297.62	43.79		0	807.03	255.24	92.22				
			1.82	2.7	12.94	1.12		0	13.23	7.2	0.96		39.97		
35. Canal "Est. Yolotepec"	7.61	2053	3.24	4.7	11.04	1.1	20.08	0	11.42	6.58	1.56	19.56	39.64	1423.77	1.31
			64.93	57.11	253.92	43.01		0	696.62	233.26	74.93				
			1.62	2.35	11.04	1.1		0	11.42	6.58	0.78		34.89		
36. "lagunillas", via Actopan- Ixmiquilpan	7.51	2013	3.12	4.52	10.99	1.06	19.69	0	10.3	7.23	1.52	19.05	38.74	1369.27	1.65
			62.52	54.92	252.77	41.45		0	628.3	256.3	73.01				
			1.56	2.26	10.99	1.06		0	10.3	7.23	0.76		34.16		
37. Manantial, Actopan-Ixmiquilpan	8.17	1845	2.8	3.48	10.92	0.84	18.04	0	9.44	6.52	1.59	17.55	35.59	1265.74	1.38
			56.11	42.28	251.16	32.84		0	575.84	231.13	76.37				
			1.4	1.74	10.92	0.84		0	9.44	6.52	0.8		31.66		
38. Río Tula, Actopan-Ixmiquilpan	7.23	943	1.52	1.82	5.29	0.59	9.22	0	4.92	3.21	0.84	8.97	18.19	651.57	1.37
			30.46	22.11	121.67	23.07		0	300.12	113.79	40.35				
			0.76	0.91	5.29	0.59		0	4.92	3.21	0.42		16.1		
39. Presa Debodhé	8.07	2084	2.65	3.93	12.78	0.82	20.18	0	10.42	7.56	1.68	19.66	39.84	1411.17	1.31
			53.11	47.75	293.94	32.06		0	635.62	268	80.69				
			1.33	1.97	12.78	0.82		0	10.42	7.56	0.84		35.71		
40. Canal terciario, Capula-Debodhé	7.31	934	1.75	1.95	4.83	0.6	9.13	0	5.5	2.88	0.52	8.9	18.03	655.88	1.28
			35.07	23.69	111.09	23.46		0	335.5	102.1	24.98				
			0.88	0.98	4.83	0.6		0	5.5	2.88	0.26		15.92		
41. Toma de la presa Debodhé	8.19	2128	3.22	4.1	12.53	0.96	20.81	0	11.04	7.73	1.48	20.25	41.06	1458.62	1.36
			64.53	49.82	288.19	37.54		0	673.44	274.03	71.08				
			1.61	2.05	12.53	0.96		0	11.04	7.73	0.74		36.66		
42. Canal "Entrada presa de Dedodhé"	7.27	926	1.68	2.02	4.78	0.58	9.06	0	5.41	2.85	0.5	8.76	17.82	645.89	1.68
			33.67	24.54	109.94	22.68		0	330.01	101.03	24.02				
			0.84	1.01	4.78	0.58		0	5.41	2.85	0.25		15.72		
43. Canal distribuidor, Capula. el Rosario	7.43	991	1.8	2.16	5.11	0.62	9.69	0	5.71	3.15	0.58	9.44	19.13	691.92	1.31
			36.07	26.24	117.53	24.24		0	348.31	111.67	27.86				
			0.9	1.08	5.11	0.62		0	5.71	3.15	0.29		16.86		
44. Canal Est. la joya II	7.29	934	1.69	2.05	4.72	0.59	9.05	0	5.3	2.91	0.55	8.76	17.81	643.28	1.63
			33.87	24.91	108.56	23.07		0	323.3	103.16	26.42				

Fuente	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	Σiones	STD	Error
								meq L ⁻¹							
								mg L ⁻¹						mg L ⁻¹	%
								mmol L ⁻¹							
			0.85	1.03	4.72	0.59		0	5.3	2.91	0.28		15.67		
45. Estacion la peña	7.41	908	1.52	2.04	4.71	0.61	8.88	0	5.39	2.74	0.52	8.65	17.53	638.33	1.31
			30.46	24.79	108.33	23.85		0	328.79	97.13	24.98				
			0.76	1.02	4.71	0.61		0	5.39	2.74	0.26		15.49		
46. Est. Univ. Tec. del Valle del Mezquital	7.41	940	1.28	2.02	5.28	0.61	9.19	0	5.08	3.24	0.64	8.96	18.15	650.96	1.27
			25.65	24.54	121.44	23.85		0	309.88	114.86	30.74				
			0.64	1.01	5.28	0.61		0	5.08	3.24	0.32		16.18		
47. Puente Capula del Rosario	7.98	2115	2.68	4.54	12.53	0.73	20.48	0	10.63	7.64	1.69	19.96	40.44	1426.04	1.29
			53.71	55.16	288.19	28.54		0	648.43	270.84	81.17				
			1.34	2.27	12.53	0.73		0	10.63	7.64	0.85		35.99		
48. Canal "Esc. Prim. el nith"	7.57	942	1.32	2.03	5.18	0.68	9.21	0	5.18	3.18	0.59	8.95	18.16	653.89	1.43
			26.45	24.66	119.14	26.59		0	315.98	112.73	28.34				
			0.66	1.02	5.18	0.68		0	5.18	3.18	0.3		16.19		
49. Rio Tula, Ixmiquilpan	7.44	905	1.3	2.02	4.87	0.66	8.85	0	4.97	3.06	0.58	8.61	17.46	627.92	1.37
			26.05	24.54	112.01	25.81		0	303.17	108.48	27.86				
			0.65	1.01	4.87	0.66		0	4.97	3.06	0.29		15.51		
50. Ixmiquilpan (Desague)	7.6	2377	3.15	4.68	14.55	0.86	23.24	0	11.35	9.21	1.92	22.48	45.72	1599.33	1.66
			63.13	56.86	334.65	33.63		0	692.35	326.49	92.22				
			1.58	2.34	14.55	0.86		0	11.35	9.21	0.96		40.85		
51. Puente Tasquillo "rio Tula"	7.46	1040	1.6	2.55	5.42	0.6	10.17	0	5.11	4.05	0.75	9.91	20.08	702.52	1.29
			32.06	30.98	124.66	23.46		0	311.71	143.22	36.02				
			0.8	1.23	5.42	0.6		0	5.11	4.05	0.38		17.63		
52. Presa de Zimapan	8.62	1355	2.45	3.15	6.79	0.73	13.12	1.2	6.28	4.09	1.19	12.76	25.88	893.31	1.39
			49.1	38.27	156.17	28.54		36	383.08	144.99	57.16				
			1.23	1.58	6.79	0.73		0.6	6.28	4.09	0.6		21.89		
53. La Mora, Rio Moctezuma	7.69	1406	2.16	3.44	7.34	0.81	13.75	0	7	5.26	1.03	13.29	27.04	948.51	1.7
			43.29	40.58	168.82	31.67		0	427	186.47	49.47				
			1.08	1.72	7.34	0.81		0	7	5.26	0.52		23.73		

Cuadro 14. Estadísticos descriptivos de la composición química del agua analizada

	Unidades	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Estandar
CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	595	2387	1303	475
pH		7.05	8.62	7.49	0.31
Ca ²⁺	meq L ⁻¹	0.60	3.64	1.88	0.69
Mg ²⁺	meq L ⁻¹	1.28	5.40	2.68	1.02
Na ⁺	meq L ⁻¹	3.40	15.10	7.36	2.94
K ⁺	meq L ⁻¹	0.44	1.32	0.78	0.17
ΣCAT	meq L ⁻¹	5.76	23.34	12.71	4.63
CO ₃ ²⁻	meq L ⁻¹	0.00	1.20	0.03	0.17
HCO ₃ ⁻	meq L ⁻¹	3.43	13.23	6.92	2.34
Cl ⁻	meq L ⁻¹	1.45	9.21	4.45	1.83
SO ₄ ²⁻	meq L ⁻¹	0.42	1.92	0.98	0.43
ΣAN	meq L ⁻¹	5.61	22.58	12.37	4.50
IONES	meq L ⁻¹	11.37	45.92	25.07	9.13
STD	g L ⁻¹	415	1634	898	320

Al observar la abundancia en por ciento de cationes como de aniones el tipo de agua que resulta es sódico bicarbonatada. El lavado de las rocas calizas conforma el principal aporte del CO₃²⁻, este elemento contenido en las rocas pasa al agua generando problemas de alcalinidad. Por lo tanto Kovda (1973) afirma que el bicarbonato de calcio disuelto en grandes cantidades es atribuible al lavado de depósitos calizos, por otro lado, Del Arenal (1985) explica que los valores altos de HCO₃⁻ pueden atribuirse a la presencia de materia orgánica generadora de CO₂.

En el caso del contenido SO₄²⁻, este se origina a partir de la oxidación de minerales sulfatados, otra fuente es la descarga de aguas residuales industriales donde se utiliza el ácido sulfúrico.

6.2.1. Hidroquímica de las aguas residuales que riega el Valle del Mezquital

La variación en la composición y concentración química del agua es controlada por muchos factores y procesos físicos, químicos y ambientales, que incluyen en el proceso de escurrimiento superficial, la evaporación y la composición de la precipitación, de la misma manera, interviene la mineralogía de las cuencas hidrográficas, el clima y la topografía

(Guler *et al.*, 2002). Todos estos factores al combinarse contribuyen en la formación de los diversos tipos de agua, que tienden a cambiar en el espacio y en el tiempo (Sanchez-Bernal *et al.*, 2014). Considerando que también, a lo largo de la trayectoria se van incorporando aguas de diferentes procedencias como las descargas residuales, por lo que existen mezclas de todas estas (Kumar *et al.*, 2009).

El diagrama de Piper es una herramienta que permite clasificar el agua de acuerdo a la concentración de componentes químicos contenidos en el agua y representa la composición iónica. A través de dicho diagrama (**figura 3**) se caracterizó el agua de las estaciones de muestreo dentro de la red hidrológica Zumpango-Ixmiquilpán-Zimapán que riega el Valle del Mezquital, de las cuales predominan dos tipos de agua; las del tipo clorurado-sódicas (Na-Cl), bicarbonatadas-sódica (Na-HCO₃).

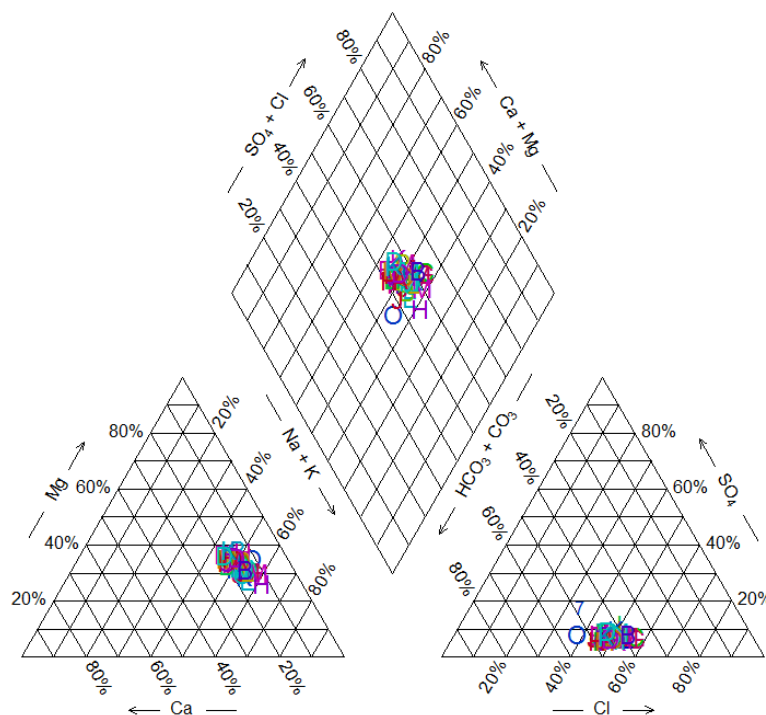


Figura 3. Representación de los tipos de agua de acuerdo con el diagrama de Piper.

La estrecha relación entre el agua y el material geológico que recorre en su trayectoria, definen en gran medida la composición y por ende, la calidad del agua. En este sentido, Mancilla-Villa *et al* (2014) concluyó en su trabajo que el intemperismo de rocas sedimentarias, lutitas, tobas y espesores basálticos y riolíticos originarios de las regiones

del Eje Neovolcánico, definen la concentración iónica baja y la predominancia de HCO_3^- en el agua superficial del estado de Tlaxcala, Puebla y Veracruz. No obstante, Sanchez-Bernal *et al* (2014) considera, que si bien, la composición del agua depende del intemperismo, la modificación de su calidad química se encuentra intervenida por la precipitación pluvial y actividades antrópicas con la generación de aguas residuales que causan un importante deterioro en su calidad.

Es importante destacar que, en el Valle del Mezquital el Eje Neovolcanico cubre la mayor parte, el tipo de rocas ígneas extrusivas se presentan en forma de basalto, tobas y brechas volcánicas y se llegan a encontrar afloramientos de basaltos extrusivos en Xochitlán y Mixquiahuala (INEGI 1992). Aunque en algunas zonas hay roca caliza, esta tiene la propiedad de disolverse liberando calcio y magnesio por lo que las aguas residuales que en su transcurso pasan por canales no revestidos. De esta zona tienden a recibir aportaciones de dichos iones en sus componentes.

Otro aspecto que afecta la calidad y composición del agua está estrechamente relacionada con los drenajes agrícolas, que aportan importantes concentraciones de nitratos, fosfatos, amonio y sulfuros, (Chávez-Alcantar *et al.*, 2011).

En esta investigación, las aguas analizadas son de origen residual principalmente. La concentración de iones que comúnmente se observa en las aguas naturales es alterada por la descarga de contaminantes, un claro ejemplo se ve reflejado en los valores altos de la concentración de cloruros, que indica la presencia de vertidos de efluentes industriales urbanos y rurales.

6.2.2. Diagrama de Durov

El diagrama de Durov (1948) agrega dos componentes adicionales para el análisis de la composición del agua; los Solidos Totales Disueltos y el pH. Como es posible observar, el diagrama se compone de dos triángulos, tal como el de Piper; uno representa la composición catiónica de las aguas en porcentaje meq L^{-1} y otro los aniones.

En lo que corresponde al triángulo de los cationes; la distribución de las aguas indican que una proporción es sódica y otra parte indica que no hay dominancia de algún ion, esta característica se atribuye a una mezcla de aguas, dicha tendencia, se presenta de manera

homóloga para el triángulo de los aniones, mientras que otra parte define las aguas como cloruradas y bicarbonatadas.

Los valores altos de HCO_3^- pueden atribuirse a la presencia de materia orgánica generadora de CO_2 , (Del Arenal, 1985).

En su mayoría los pH de las muestras son ligeramente alcalinas, los valores se encuentran en un rango que va de 7.05 a 8.62. Como se puede apreciar, un porcentaje considerable de las muestras son mixtas, aguas mezcladas, donde no existe una dominancia de algún ion, por lo tanto, son muestras con pH que tiende a neutras. Chavez-Alcantar *et al* (2011), menciona que la mezcla de agua se debe a las descargas de aguas residuales. Por otro lado, se nota una distribución muy dispersa en los valores de los Solidos Totales Disueltos.

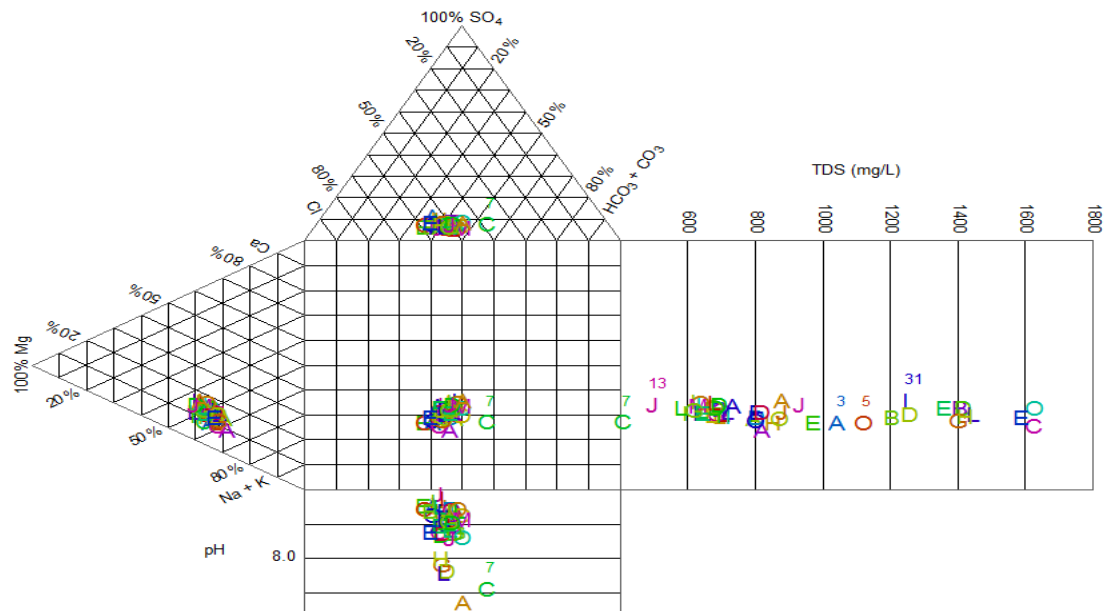


Figura 4. Interpretación de las muestras mediante el diagrama de Durov (1948), tomando en cuenta el pH y STD de las muestras.

6.2.3. Distribución de cationes y aniones en las aguas que riegan el Valle del Mézquital

La distribución de los aniones y de los cationes de las aguas residuales de esta investigación en estudio, se puede apreciar en la **figura 5**. Las estaciones de muestreo que componen la red hidrográfica están representadas por el eje de las abscisas y en el eje de las ordenadas se encuentra la concentración iónica, los cationes están representados en la parte superior de la línea de las abscisas y los aniones en la parte inferior. El

comportamiento de los cationes y aniones tiende a ser similar, pues las aguas llegan a un equilibrio debido a los procesos naturales a los que se encuentra sometida durante su transcurso. Dicha grafica facilita observar la predominancia de cada ion y su distribución a lo largo de la red hidrográfica.

En la representación de los cationes, los iones dominantes son el sodio (Na^+); en cuanto a los aniones, se observa una predominancia de bicarbonato (HCO_3). Con base a esto y de acuerdo al quimismo de las aguas residuales, la proporción en las concentraciones de los aniones, define que las aguas son del tipo: sulfático-clorhídrico-bicarbonatadas, y tomando en cuenta los cationes, entonces en general resulta que las aguas son del tipo bicarbonatado- sódicas.

Por parte de los cationes el sodio es un ion fuertemente dominante en cada muestra de agua analizada, en la gráfica destacan algunos picos que revelan las estaciones de muestreo con mayor concentración de sodio, el sitio 26 identificado como dren Boxtha, Actopan, Hidalgo reporta el máximo contenido con $15.10 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, de igual manera las muestras 28, 35, 39, 47, 50 y 41 tienen altos contenidos de sodio que fluctúan entre 11.04 a $14.55 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, la presa Debohé corresponde a la 39 y contiene $12.78 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ de sodio, la muestra 50 es del desagüe Ixmiquilpan y contiene $14.55 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$. Por otro lado, la mínima concentración la encontramos en la estación de muestreo 7, que corresponde a la laguna de Zumpango con $3.40 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, de igual manera, la muestra 13 del canal Pemex Atitalaquia contiene $3.87 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, los mínimos valores se encuentran en las estaciones de muestreo 13, 14, 40, 44, 45 y 49, fluctuando entre 3.40 a $4.96 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$.

Para los aniones los datos reportan una significativa predominancia de bicarbonato y cloruros, la concentración máxima de los bicarbonatos es de $13.23 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ y corresponde a la estación de muestreo Boxaxni, en cuanto a la mínima corresponde a la laguna de Zumpango con $3.43 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$. En cuanto a los cloruros tienen un máximo de $9.21 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, y son del desagüe Ixmiquilpan identificada con el número 50. La concentración mínima de los cloruros es de $1.45 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ para la laguna de Zumpango. Se puede verificar el balance que existe entre los aniones y cationes de las muestras examinadas.

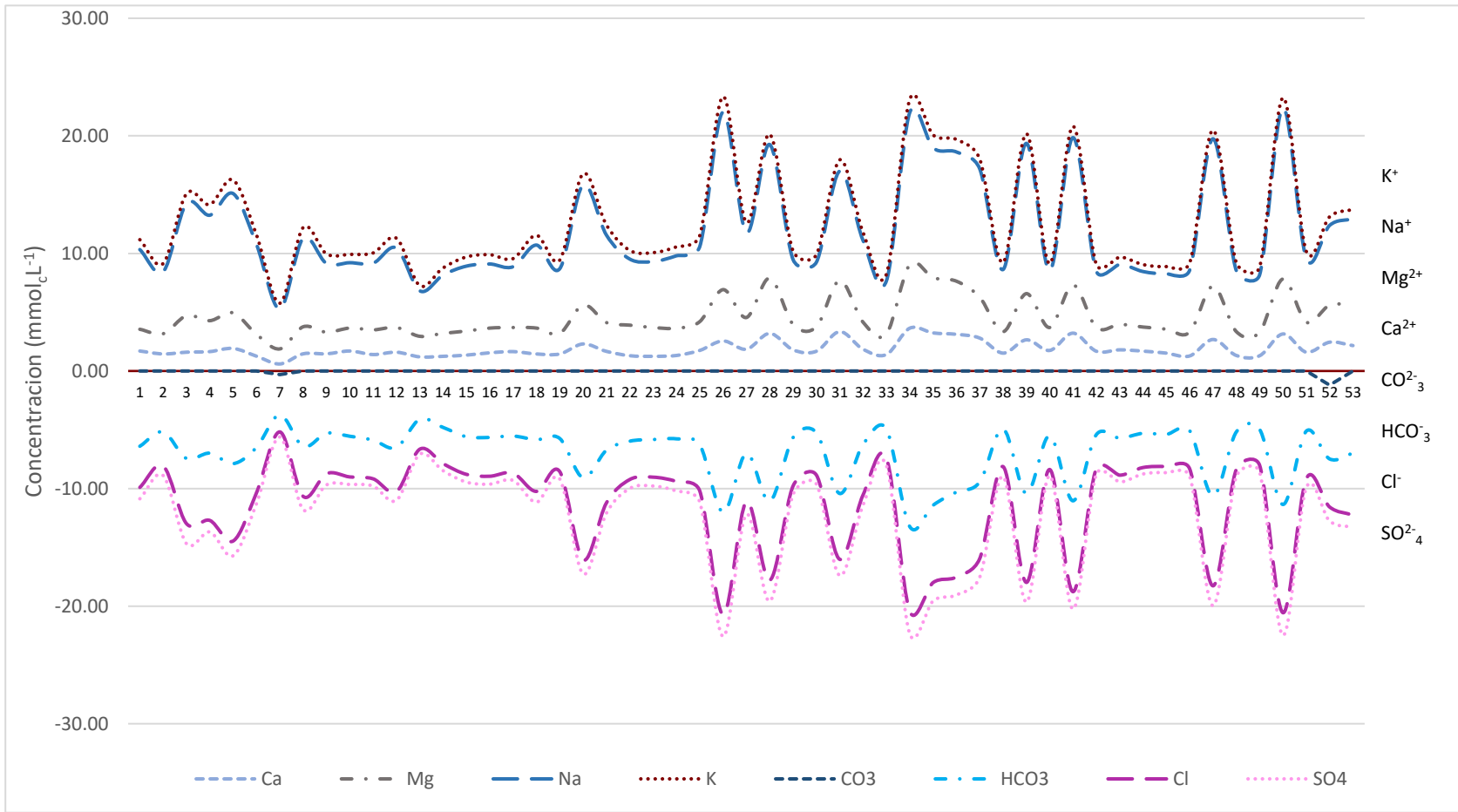


Figura 5. Composición iónica de las aguas residuales de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan.

6.3. Salinidad de las aguas Residuales de la Red hidrográfica del valle del Mezquital.

6.3.1. Distribución de Frecuencias en lo referente a la Conductividad Eléctrica $\mu\text{S cm}^{-1}$ y mmolc L^{-1}

Con el paso del tiempo, se han realizado estudios que nos permiten comprobar, en gran medida que la CE es una herramienta muy útil para determinar la concentración de sales y por lo tanto, uno de los parámetros más eficaces para determinar la calidad del agua con fines de uso en el riego agrícola, ya que, la concentración de sales es de los aspectos más importantes de evaluar, por los efectos que su concentración y composición implican tanto en el suelo como en el desarrollo de los cultivos.

Existe una estrecha relación entre la CE y los Sólidos Totales Disueltos (STD), ambas determinaciones son usadas para estimar la concentración de sales en una solución acuosa. Aunque para obtener una estimación más precisa y confiable sobre el contenido de sales, la determinación de la composición relativa de los diferentes iones es el más recomendado, ya que además de medir la cantidad de sales, conocer la concentración de cada ion nos brinda una ventaja adicional. Los sólidos totales, son comúnmente usados como comprobación de los resultados obtenidos en la determinación de los iones y la conductividad eléctrica (CE.)

En la **figura 6** se puede observar el histograma que muestra la frecuencia con la que los valores de conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ se presentan. Los rangos de clase, se establecieron con base a los rangos de conductividad eléctrica del diagrama de Richards (1973). Para clasificar las aguas residuales que riegan el Valle del Mezquital, se conformaron 8 clases, con un intervalo de $250 \mu\text{S cm}^{-1}$. Las aguas se comportaron de la siguiente manera: 1) no se presentan muestras de agua con $\mu\text{S cm}^{-1}$ menores a 250 (C1: Bajo peligro de salinidad), 2) tan solo se presentaron dos muestras para un rango entre $250\text{-}750 \mu\text{S cm}^{-1}$ (C2: Peligro de salinidad media), 3) 48 muestras se encuentran entre $750\text{-}2250 \mu\text{S cm}^{-1}$ (C3: Alto peligro de salinidad), esta cantidad conforman la mayoría de las muestras analizadas, 4) las aguas con conductividad eléctrica entre $2250\text{-}5000$ fueron 3 (C4:

Muy alto peligro de salinidad). La grafica presenta una marcada asimetría hacia la derecha, ya que, la mayoría de los datos pertenecen a los intervalos que van de (750, 1000] con 15 muestras y (1000, 1250] con 16 muestras, la mediana cae entre estos valores, con $1084 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Velazquez-Machuca *et al.* (2010), señala que los valores elevados de CE se deben a la concentración de iones derivados de la mezcla de agua con drenajes domésticos, industriales y agrícolas.

En cuanto al histograma que muestra la concentración de cationes, se divide en nueve clases, con intervalos de $1.75 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (**figura 7**). Este tiene un comportamiento similar al histograma que corresponde al $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ de la conductividad eléctrica, con una asimetría tendiendo hacia la izquierda, debido a que la mayoría de las muestras se encuentran dentro de un rango que va del 7.40 a $10.0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (23 muestras). En lo que respecta a las otras clases; se observó que hay 9 muestras menores a $7.40 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$; y se localizaron dentro del rango que va del $10.00\text{-}12.60 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, 7 muestras; para la clase $12.60\text{-}15.2 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ se obtuvieron 5 muestras; entre 15.2 y $17.8 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ se encontraron 6 y finalmente para el último rango solo se obtuvieron 3 muestras.

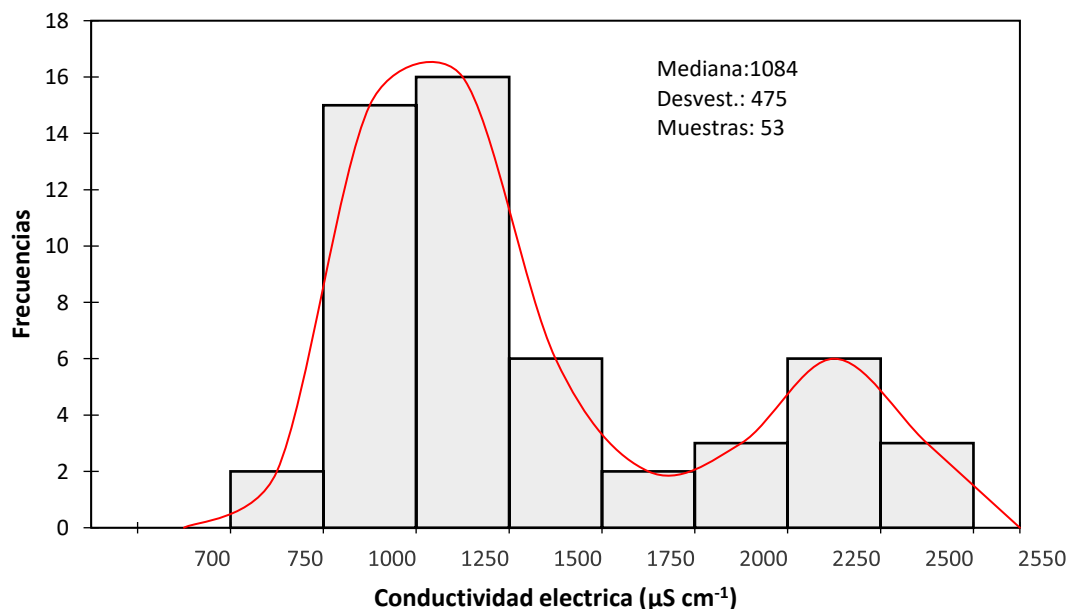


Figura 6. Distribución de frecuencias con respecto a la conductividad eléctrica de las aguas residuales

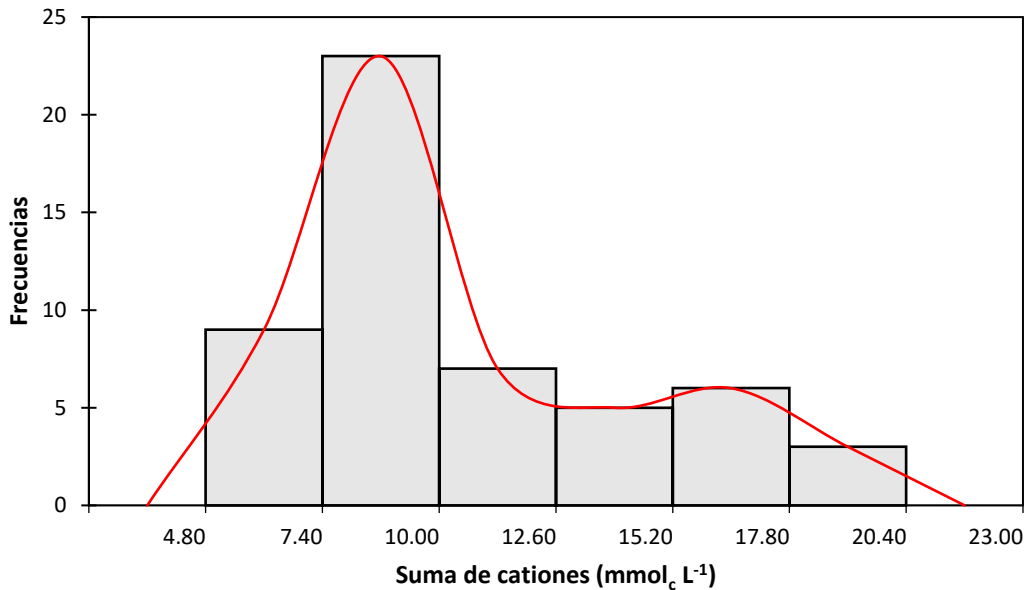


Figura 7. Distribución de frecuencias con respecto a suma de cationes (mmolc L⁻¹)

6.3.2. Relación de la Conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$) con respecto a la Conductividad eléctrica teórica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)

La conductividad eléctrica, es una determinación analítica con la cual es relativamente fácil determinar la concentración de sales en las aguas y de esta manera definir si su uso es apto para el riego según el contenido total estimado de sales.

Existen métodos para validar los datos experimentales de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), sin embargo, una manera en particular para comprobar si los resultados son correctos es con base a la correspondencia que debe existir entre los valores de la conductividad eléctrica estimada o teórica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) propuesta por APHA (1998) y la conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$). Para este efecto, la conductividad eléctrica estimada ($\mu\text{S cm}^{-1}$) se obtiene haciendo uso de la concentración determinada analíticamente para cada ion contenidos en las muestras de agua, dichos cálculos se realizaron en meq L^{-1} , siguiendo el método estándar de APHA (1998) con los factores presentados en el **cuadro 15** para los iones más comunes en el agua.

Cuadro 15. Conductividad eléctrica teórica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ para los iones más comunes en el agua

Ión	Conductividad eléctrica a 25°C ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	
	por $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	por mg L^{-1}
Bicarbonato	43.6	0.715
Calcio	52.0	2.600
Carbonato	84.6	2.830
Cloruro	75.9	2.140
Magnesio	46.6	3.820
Potasio	72.0	1.840
Sodio	48.9	2.130
Sulfato	73.9	1.540

Fuente: APHA, 1998

Como se puede observar en las **figuras 8 y 9** se muestran los diagramas de dispersión de la relación funcional entre la conductividad eléctrica estimada o teórica y la conductividad eléctrica experimental a partir de la concentración iónica, independientemente de las unidades en que se expresa (meq L^{-1} , como en mg L^{-1}), la relación funcional es la siguiente $CE_{\text{teó}} = f_a(CE_{\text{exp}})$. Se obtuvo una R^2 muy cercana a 1, con 0.9993 para ambas ecuaciones de regresión lineal, mostrando la exactitud de los valores medidos.

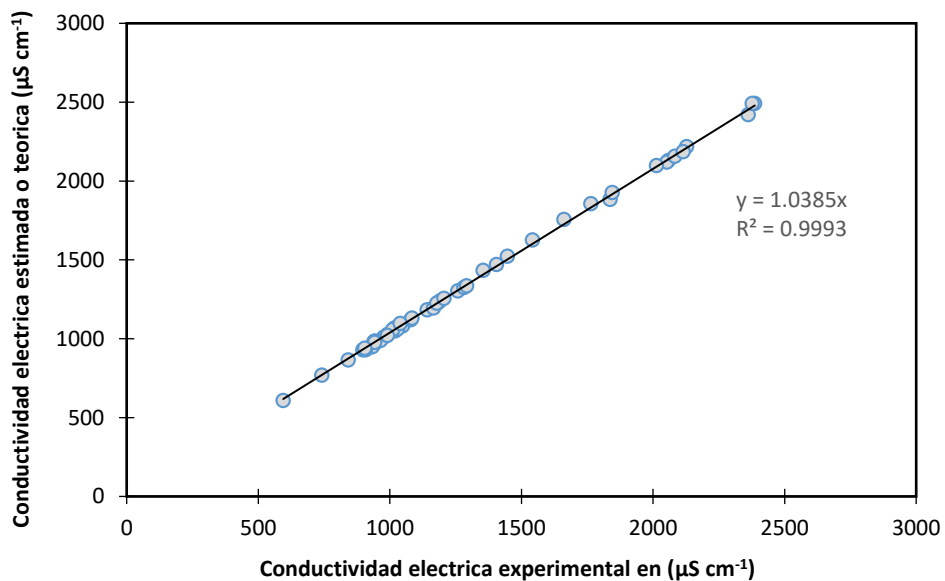


Figura 8. Relación de la Conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) estimada o teorica con respecto a la Conductividad eléctrica experimental ($\mu\text{S cm}^{-1}$); utilizando los iones expresados en las unidades de meq L^{-1}

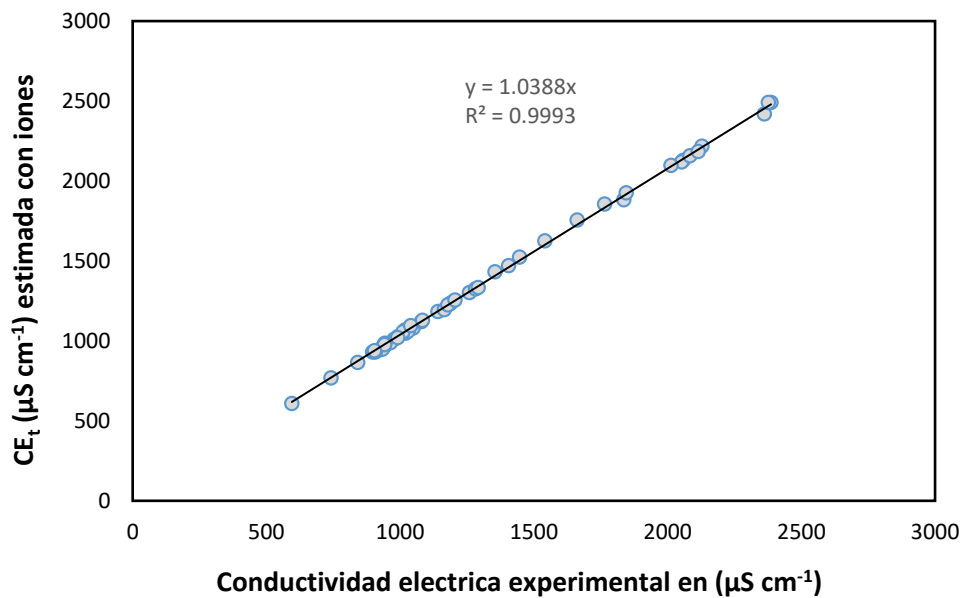


Figura 9. Relación funcional entre de la Conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) estimada o teorica con respecto a la Conductividad eléctrica experimental utilizando la suma de los iones expresada en mg L^{-1}

Los valores de la conductividad eléctrica experimental fueron correctamente determinados. En este sentido se concluye que la CE es una herramienta efectiva para estimar la salinidad del agua de riego y estos valores pueden compararse directamente con la concentración de iones.

De acuerdo al diagrama de dispersión obtenido con los datos experimentales y teóricos. Fue posible reinterpretar la relación funcional de la siguiente manera:

$$CE = f_a (\text{HCO}_3^- + \text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} + \text{Cl}^- + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+ + \text{SO}_4^{2-}) \quad (43)$$

El fenómeno de disociación de acuerdo a la ley de disociación electrolítica, es un proceso que actúa para que se dé la relación entre la conductividad eléctrica y la suma de los iones de la forma tan estrecha como la podemos observar en la regresión lineal, ya que, las sales solubles se encuentran disociadas formando diferentes iones independientes en las soluciones acuosas. De esta manera se explica que la conductividad eléctrica de distintas soluciones salinas son proporcionales a las concentraciones iónicas de las mismas soluciones.

6.3.3. STD (mg L⁻¹ analíticos) en relación con la conductividad eléctrica y los iones

La conductividad eléctrica es una medición comúnmente empleada para estimar el contenido de sales solubles en un líquido, principalmente en las aguas usadas en el riego agrícola. Sin embargo, existen otros parámetros con el mismo carácter de funcionalidad para estimar la concentración de sales, esto permite establecer relaciones con fines de comprobación. Tal es el caso de la relación que existe entre la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) con los sólidos totales disueltos del agua (mg L^{-1}), y la relación entre los iones expresados en mg L^{-1} con los sólidos totales disueltos (mg L^{-1}). Dichas determinaciones dependen de la cantidad de sales disueltas presentes en un líquido.

Es evidente que existe una estrecha relación entre la conductividad eléctrica y la cantidad en peso de los iones disociados en el agua, ya que, varios estudios (Velázquez-Machuca, et. al. 2002) han mostrado que la conductividad eléctrica es directamente proporcional a la masa de las sales disociadas, con base a esto, se

ha establecido el factor de 640 que multiplicado por la conductividad eléctrica expresada en dS m^{-1} permite estimar los sólidos totales disueltos, aunque para concentraciones hipersalinas el factor cambia hasta 800. Frecuentemente suelen ser empleadas con fines de verificación de resultados.

En la **figura 10** se puede observar la dependencia del contenido de sales solubles sobre la conductividad eléctrica de las aguas analizadas.

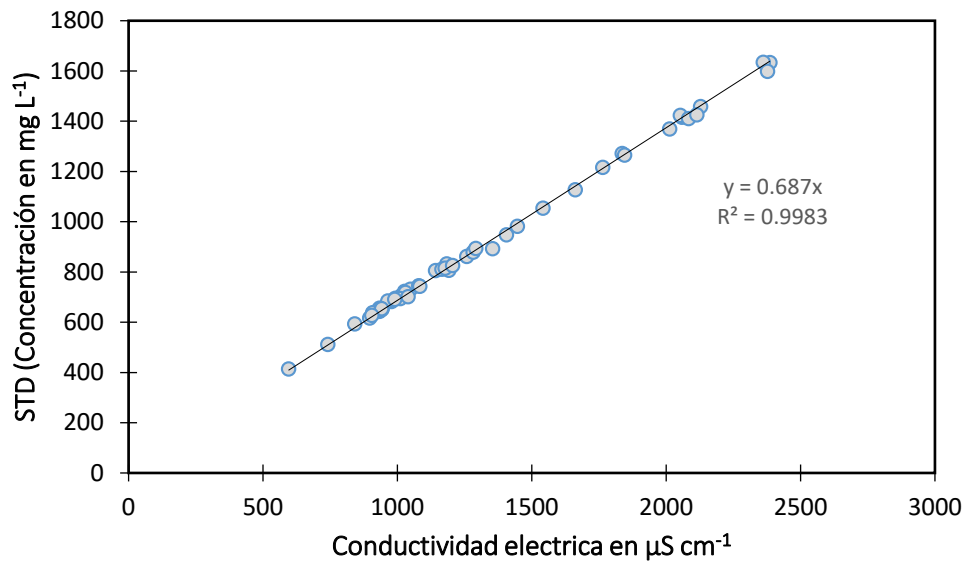


Figura 10. Relación funcional de los STD (mg L^{-1} analíticos) en relación con la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$).

Algunas variaciones en la concentración de sales pueden llegar a darse para ciertas muestras, atribuyéndose a las aportaciones de aguas residuales de diferentes orígenes hacia la red hidrográfica en estudio (Velázquez-Machuca, 2002). La relación funcional correspondiente a dichas variables se expresa de la siguiente manera: $\text{mg L}^{-1} = f_a(\text{CE})$, donde el valor de la pendiente resulto ser de 0.5705 indicando contenido de bicarbonato.

La **figura 11** nos permite apreciar la relación funcional de iones (mg L^{-1})= $f_a(\text{STD})$. Indicando que los resultados son válidos por la cercanía de los valores a 1.

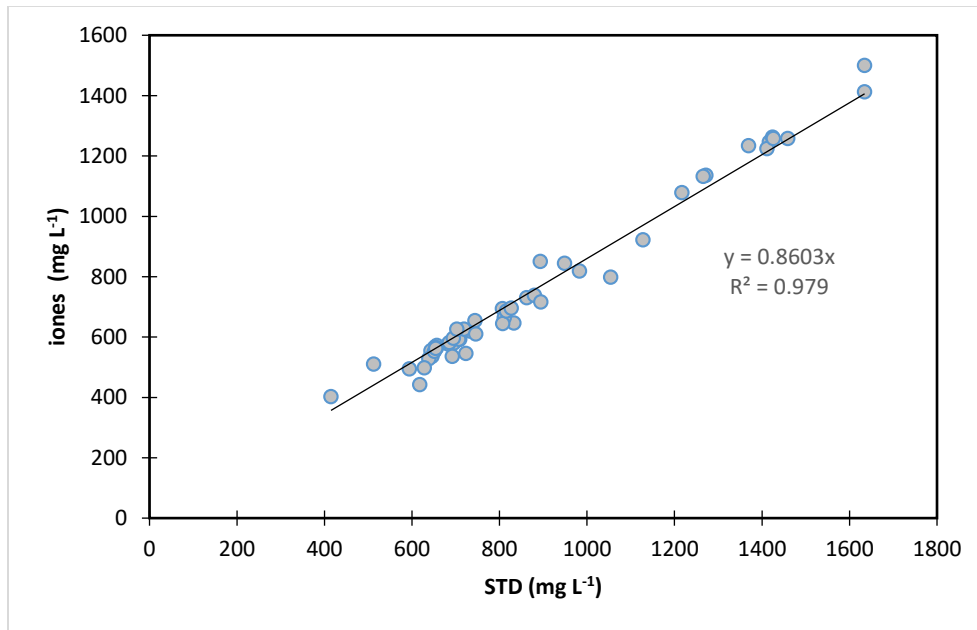


Figura 11. Relación funcional de los STD (mg L^{-1} analíticos) en relación con los iones en (mg L^{-1})

6.3.4. Relación de la conductividad eléctrica con suma de cationes y aniones $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$

A pesar de que la medición de la conductividad eléctrica ha sido tomada como base para estimar la salinidad en el agua, debido a su relativa facilidad, rapidez y efectividad en las mediciones, la forma más apropiada es mediante la suma de todos los iones, pues además de obtener la concentración en total de sales, también proporciona la composición iónica, este último aspecto merece relativa atención pues Can-Chulim *et al.* (2014) afirma que el efecto salino en los cultivos es diferente de acuerdo al tipo de sal, concentración y resistencia del cultivo.

La relación que tiende a existir entre los cationes o aniones en función de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) se expresa de la siguiente manera: $\text{mmol}_c \text{L}^{-1} = f_a(\text{CE})$, y es de suma importancia, ya que es una forma de validar los resultados de las determinaciones analíticas (Richards, 1973), la suma de los cationes o aniones deben aproximarse a los valores de la conductividad eléctrica, considerando los porcentajes de error permitidos por APHA (1998).

En la **figura 12** observamos la relación entre la CE y los cationes, resulta ser una relación altamente significativa entre las dos variables, ya que se obtuvo una R^2 de 0.9996.

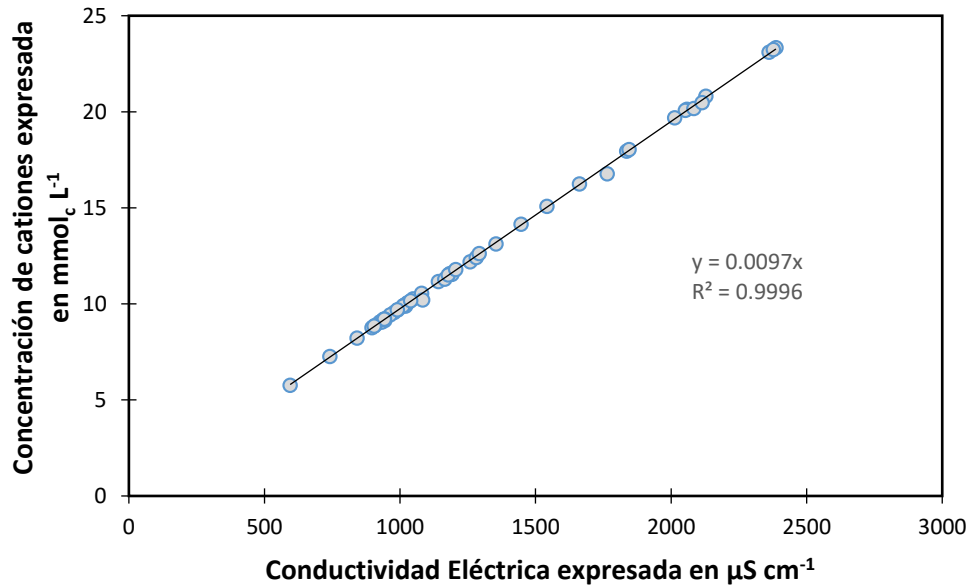


Figura 12. Relación entre conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y la sumatoria de la concentración de cationes $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$.

De igual manera para los aniones la relación fue muy significativa con una R^2 de 0.9995 (**figura 13**), por lo que, ambas funciones validan el conjunto de datos obtenidos y por lo tanto se puede corroborar que las determinaciones analíticas fueron correctamente estimadas.

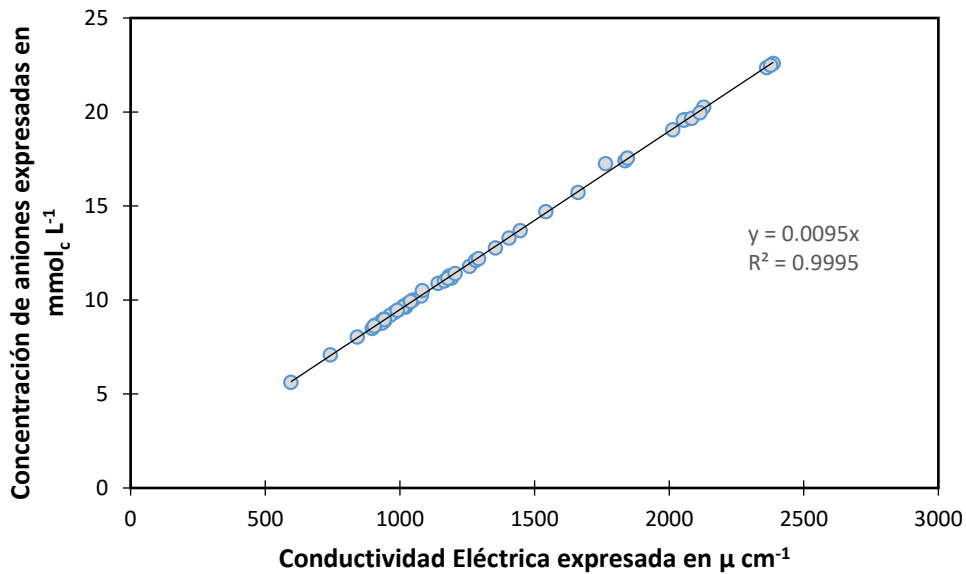


Figura 13. Relación entre conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y la sumatoria de la concentración de aniones mmolc L^{-1} .

6.3.5. Relación de la Presión osmótica (MPa) y la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)

El efecto osmótico de las soluciones acuosas se relaciona con la concentración total de sales y no tanto con la concentración específica de algún componente en particular. La importancia de contemplar este parámetro en las aguas que son utilizadas para el riego agrícola radica en los efectos producidos directamente a los cultivos tales como; provocar un retraso en el desarrollo de las plantas, escases de hojas o presencia de hojas pequeñas, y finalmente afecta de manera significativa la producción agrícola.

La osmosis por lo tanto, debe entenderse como el movimiento de las moléculas del disolvente a través de una membrana semipermeable, en este contexto, la presión osmótica es la presión que se requiere para detener la osmosis y se expresa en atmósferas, la formula se presenta de la siguiente manera:

$$\pi = MRT \tag{44}$$

Donde:

π : es la presión osmótica de una solución acuosa salina

T: representa la temperatura absoluta ($^{\circ}\text{K}$)

M: expresa la molaridad de la solución (M L^{-1})

R: es la constante de los gases ($0.082057 \text{ L atm/K mol}$).

En el caso del presente estudio la presión osmótica (KPa) fue estimada mediante la fórmula anteriormente planteada y sus valores fueron comparados en función de la conductividad eléctrica en mS cm^{-1} , de la siguiente manera $\text{PO} = f_a(\text{CE})$, con esta relación la pendiente de la recta alcanza un coeficiente igual a 0.4185 (**figura 14**). Al relacionar $\text{PO}_{\text{atm}} = f_a(\text{CE})$ tomando los valores de la conductividad eléctrica en $\mu\text{S cm}^{-1}$ se obtuvo una pendiente de 0.0004 y para ambas relaciones se obtuvo una R^2 igual a 0.9987 (**figura 15**) mostrando una relación importante entre estas variables, puesto que la presión osmótica de las soluciones acuosas es proporcional a la concentración de los solutos.

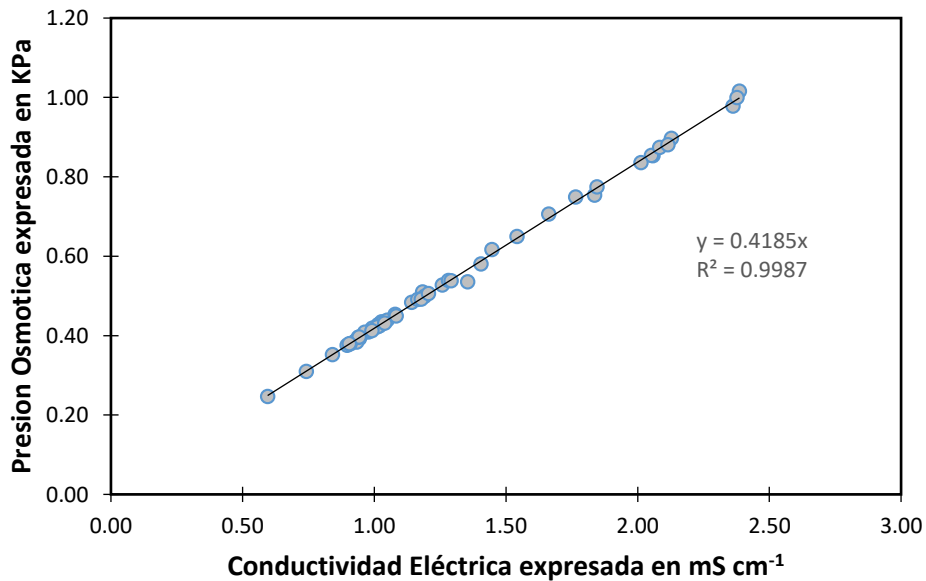


Figura 14. Relación de la Presión osmótica (kPa) y la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)

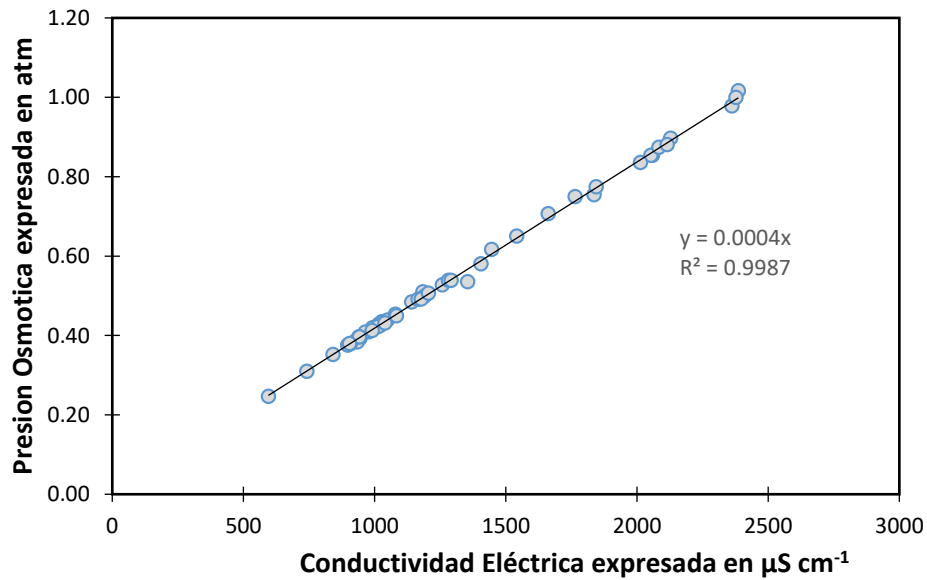


Figura 15. Relación de la Presión osmótica (atm) y la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)

Se puede hacer uso de algunas relaciones funcionales determinadas con anterioridad para obtener la presión osmótica de las aguas residuales, debido a la estrecha relación que existe entre ellas, de esta manera se ha llegado a expresar la siguiente ecuación con las funciones correspondientes ;

$$PO_{\text{atm}} = \frac{0.0004}{0.687} \text{CE.} \quad \text{o} \quad PO_{\text{atm}} = 7.0114 \times 10^{-4} \quad (45)$$

$$\text{mg L}^{-1} = 0.687 \text{CE y}$$

$$PO_{\text{atm}} = 0.0004 \text{CE.}$$

Donde:

Los mg L^{-1} de la relación funcional $\text{mg L}^{-1} = 0.687 \text{CE}$ son los que se encuentran en las aguas residuales analizadas (**figura 10**). Dicho de otra manera, es el valor de la pendiente de la recta que se determina numéricamente de la función $\text{mg L}^{-1} = f_a(\text{CE})$.

El valor de 0.0004 es la pendiente obtenida de la recta dada por la siguiente función $PO_{\text{atm}} = f_a(\text{CE})$ (**figura.15**).

CE es la conductividad eléctrica determinada numéricamente en una población de muestras de aguas residuales $\mu\text{S cm}^{-1}$.

PO_{atm} . En la expresión osmótica de las soluciones acuosas de una población de aguas residuales del Valle del Mezquital.

Existen otras alternativas para obtener la presión osmótica en función de la conductividad eléctrica. La relación $\text{PO}=0.36\text{CE}$ es usada para medir la presión osmótica de las soluciones del suelo, cuando se conoce la conductividad eléctrica, aunque para las salinidades de tipo sulfáticas el coeficiente tiende a variar.

6.3.6. Relación de mmol-ion L^{-1} con respecto a la conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)

Las soluciones salinas acuosas tienen una íntima relación con la presión osmótica, pues la salinidad de acuerdo a su concentración, reduce el potencial osmótico de las soluciones salinas del suelo. Se conocen cuatro propiedades coligativas entre las que se encuentra la presión osmótica, presión de vapor, punto de ebullición y punto de congelación. La respuesta de la planta está en función a su exposición con dichas soluciones electrolíticas y sus concentraciones.

En la **figura 16** podemos observar la manera en que se relaciona los mmol-ion L^{-1} con la conductividad eléctrica dada en unidades $\mu\text{S cm}^{-1}$. En consecuencia las mediciones del contenido de sales en soluciones electrolíticas poseen una determinada presión osmótica, por otra parte, las aguas naturales no son puras, ya que, todas contienen sustancias disueltas por lo que toda solución acuosa genera una presión osmótica.

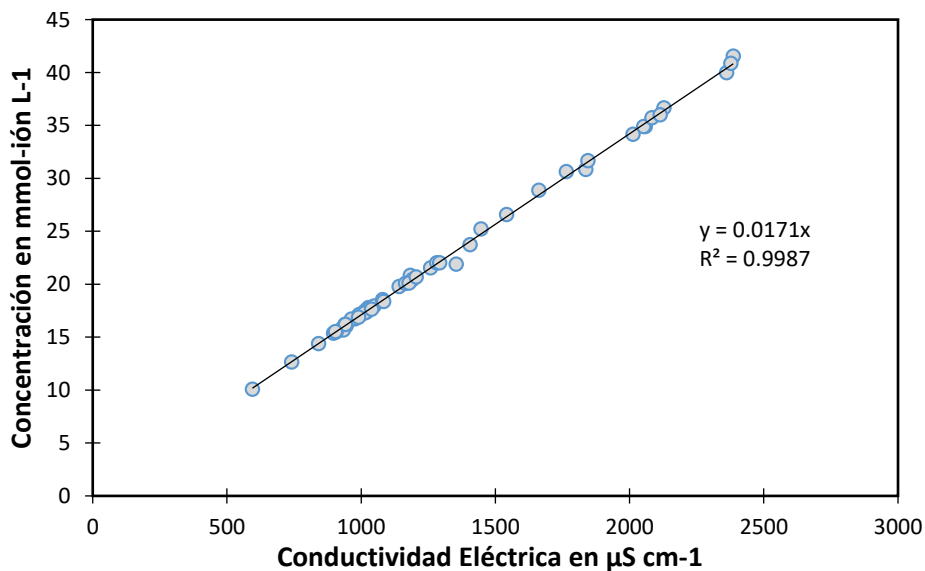


Figura 16. Relación de mmol-ion L⁻¹ con respecto a la conductividad eléctrica (μS cm⁻¹).

6.3.7. Relación entre iones estimados y los iones medidos analíticamente

De acuerdo a la ecuación propuesta por Richards *et al.* (1954). $CE \times 640 = \text{iones}$, y si contamos con el dato de la CE es posible obtener la concentración de iones estimada, de esta manera la relación funcional entre iones medidos con los iones estimados, permiten comparar y corroborar los análisis. La ecuación que representa dicha relación es; iones medidos (mg L⁻¹) = CE (dS m⁻¹) * 640 Iones estimados (mg L⁻¹). Como es posible verificar en la **figura 17**, todos los valores se encuentran sobre la línea recta comprobando que los iones obtenidos por la ecuación $CE \times 640 = \text{iones}$ son confiables. Pero el inconveniente de que los iones sean calculados por medio de esta ecuación limita la posibilidad de conocer la concentración particular de cada ion presente en las muestras y por lo tanto, considerar los efectos que cada uno puede aportar tanto al suelo, planta o agua.

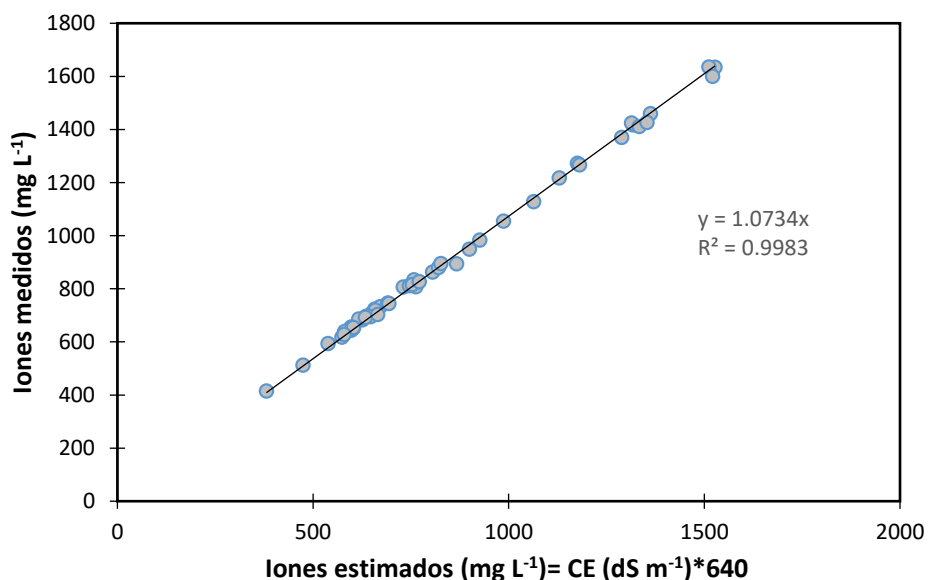


Figura 17. Relación funcional entre iones estimados e iones medidos en (mg L^{-1})

6.3.8. Determinación de las sales hipotéticas

Para la determinación de las sales hipotéticas se realizaron cálculos de acuerdo a la solución acuosa de muestras de agua con una conductividad eléctrica que se encuentran dentro de un rango entre $1160\text{-}1740 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Cuadro 16. Composición química de muestra de las aguas residuales de la red hidrográfica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan.

N°	$\mu\text{S cm}^{-1}$		meq L^{-1}										g L^{-1}	
	CE	pH	Ca	Mg	Na	K	$\Sigma\text{CAT.}$	CO_3	HCO_3	Cl	SO_4	Σ AN.	IONES	STD
Media	324	1.83	0.43	0.64	1.88	0.21	3.16	0.02	1.64	1.14	0.26	3.06	6.22	221
desv. Estandar	155	0.37	0.31	0.47	1.15	0.11	1.54	0.33	0.55	0.87	0.24	1.49	3.03	100
C.V.	24072	0	0	0	1	0	2	0	0	1	0	2	9	10024

La determinación de las sales hipotéticas se basa en la solubilidad de dichas sales; En general, el Na^+ , Mg^{2+} y Cl^- son iones geoquímicamente muy móviles en la naturaleza (Kovda 1977, Szabolcs 1989) por lo cual, sus reacciones de intercambio en los suelos, forman sales hipotéticas de gran solubilidad, dichos iones aunados al ion SO_4^{2-} tienden a formar las sales hipotéticas NaCl , MgCl_2 y Na_2SO_4 cuya solubilidad es de 264 g/L , 353 g/L y 280 g/L , un segundo grupo de iones; Ca^{2+} ,

K^+ , HCO_3^- y CO_3^{2-} , forman sales de baja solubilidad como el $Ca(HCO_3)_2$ y el $Mg(HCO_3)_2$ (0.013 g/L), o la sal $CaSO_4$ (1.9 g/L) de baja solubilidad, estas son poco móviles y tienden a precipitar en los horizontes medios e inferiores con los sobre riegos o lavados. (Sánchez-Bernal, *et. al.* 2012). En condiciones de saturación y alta concentración, ocurre la precipitación de $CaSO_4$, lo que explica la facilidad de migración y la menor remoción de iones Ca^{2+} y SO_4^{2-} durante el lavado (Litovchenko, 1980).

Debido a que el Na^+ , Mg^{2+} y Cl^- , tienden a formar las sales $NaCl$ y $MgCl_2$, cuya solubilidad es elevada, tienen mayor tendencia a lixiviarse en los lavados o riegos excesivos. La menor remoción ocurre para los iones Ca^{2+} , SO_4^{2-} y HCO_3^- , debido a que las dos primeras tienden a formar $CaSO_4$ de baja solubilidad y esta condición origina que precipite a través del perfil del suelo y que sea difícilmente lixiviada por las aguas de lavado o sobre riego. La menor remoción de los aniones HCO_3^- se atribuye a su baja solubilidad, pues cuando la concentración de sales en la solución del suelo es superior a 5 g/L los iones HCO_3^- se presentan muy poco en forma de $NaHCO_3$ y por lo general tienden a formar sales menos solubles como $Ca(HCO_3)_2$. En contraparte cuando la concentración salina disminuye, aumenta la solubilidad del $NaHCO_3$, que enseguida es lixiviado (Kovda, 1965).

En el caso del presente estudio, la asociación de cationes con aniones se llevó a cabo tomando en cuenta la abundancia de los iones Na^+ , HCO_3^- y Cl^- característicos de las aguas urbanas industriales de la zona, la asociación entre estos iones para la formación de las sales hipotéticas fue de acuerdo a sus propiedades de solubilización; en un primer lugar se asociaron los Cl^- con los iones Na^+ para formar $NaCl$, el resto del Na^+ se asociaron con los iones HCO_3^- formando $NaHCO_3$, posteriormente, las cantidades de iones SO_4^{2-} se asociaron con los iones de Mg^{2+} , creando $MgSO_4$, las cantidades restantes de HCO_3^- se asociaron con los iones de Mg^{2+} y Ca^{2+} , formando en primer lugar $Mg(HCO_3)_2$, ya que debemos tomar en cuenta que esta y el CO_3^{2-} son un poco más solubles que la constitución del $Ca(HCO_3)_2$, esta última se destaca por baja solubilidad y por ende su rápida precipitación.

En este punto se puede concluir que las sales predominantes y características del agua residual que riegan el Valle del Mezquital se distribuyen de acuerdo al orden:



La determinación de las sales hipotéticas de acuerdo con la solubilidad fue la que se expresa en el **cuadro 17** para cada sal. Las distribuciones de los tipos de sales hipotéticas de las aguas residuales se presentan en la **figura 18**.

Cuadro 17. Determinación de las sales hipotéticas para las aguas residuales de la red Hidrográfica que riega el valle del Mezquital.

N°	NaCl	Na ₂ CO ₃	NaHCO ₃	KHCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	Mg(HCO ₃) ₂	MgSO ₄
1	3.50	3.50	6.78	7.62	9.32	9.90	10.87
2	2.89	2.89	5.27	5.97	7.42	8.07	8.89
3	6.10	6.10	9.56	10.38	11.98	14.77	16.48
4	5.72	5.72	8.97	9.87	11.52	12.71	13.69
5	6.58	6.58	10.15	11.31	13.23	14.46	15.71
6	3.86	3.86	7.65	8.46	9.72	10.36	11.28
7	1.45	1.75	3.40	3.88	4.48	5.18	5.61
8	4.24	4.24	7.53	8.44	9.90	10.66	11.79
9	3.43	3.43	5.85	6.66	8.12	8.73	9.69
10	3.46	3.46	5.56	6.27	7.97	9.01	9.65
11	3.29	3.29	5.67	6.54	7.94	9.17	9.79
12	3.75	3.75	6.76	7.59	9.19	10.26	11.00
13	2.55	2.55	3.87	4.31	5.51	6.65	7.07
14	3.08	3.08	4.96	5.57	6.82	7.88	8.48
15	3.20	3.20	5.52	6.30	7.65	8.79	9.45
16	3.30	3.30	5.45	6.24	7.79	8.95	9.62
17	3.16	3.16	5.17	5.86	7.51	8.69	9.31
18	4.40	4.40	7.06	7.89	9.34	10.24	11.16
19	2.82	2.82	5.50	6.23	7.68	8.56	9.18
20	6.98	6.98	10.20	11.16	13.46	16.06	17.25
21	4.48	4.48	7.44	8.30	9.97	11.22	12.09
22	3.26	3.26	5.62	6.36	7.66	9.23	9.99
23	3.20	3.20	5.61	6.57	7.82	9.23	9.98
24	3.62	3.62	6.16	6.92	8.24	9.39	10.21
25	3.92	3.92	6.38	7.32	9.07	10.20	11.14
26	8.70	8.70	15.10	16.42	18.98	20.72	22.58
27	4.11	4.11	7.20	8.08	9.93	11.11	12.19
28	6.72	6.72	11.36	12.24	15.44	17.80	19.58
29	4.12	4.12	5.50	6.23	8.03	9.78	10.50

N°	NaCl	Na ₂ CO ₃	NaHCO ₃	KHCO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	Mg(HCO ₃) ₂	MgSO ₄
30	3.61	3.61	5.49	6.13	7.81	8.85	9.61
31	5.60	5.60	9.30	10.26	13.61	16.02	17.40
32	4.29	4.29	6.95	7.64	9.49	10.54	11.40
33	2.48	2.48	4.51	5.08	6.48	7.41	8.03
34	7.20	7.20	12.94	14.06	17.70	20.43	22.35
35	6.58	6.58	11.04	12.14	15.38	18.00	19.56
36	7.23	7.23	10.99	12.05	15.17	17.53	19.05
37	6.52	6.52	10.92	11.76	14.56	15.96	17.55
38	3.21	3.21	5.29	5.88	7.40	8.13	8.97
39	7.56	7.56	12.78	13.60	16.25	17.98	19.66
40	2.88	2.88	4.83	5.43	7.18	8.38	8.90
41	7.73	7.73	12.53	13.49	16.71	18.77	20.25
42	2.85	2.85	4.78	5.36	7.04	8.26	8.76
43	3.15	3.15	5.11	5.73	7.53	8.86	9.44
44	2.91	2.91	4.72	5.31	7.00	8.21	8.76
45	2.74	2.74	4.71	5.32	6.84	8.13	8.65
46	3.24	3.24	5.28	5.89	7.17	8.32	8.96
47	7.64	7.64	12.53	13.26	15.94	18.27	19.96
48	3.18	3.18	5.18	5.86	7.18	8.36	8.95
49	3.06	3.06	4.87	5.53	6.83	8.03	8.61
50	9.21	9.21	14.55	15.41	18.56	20.56	22.48
51	4.05	4.05	5.42	6.02	7.62	9.16	9.91
52	4.09	5.29	6.79	7.52	9.97	11.57	12.76
53	5.26	5.26	7.34	8.15	10.31	12.26	13.29

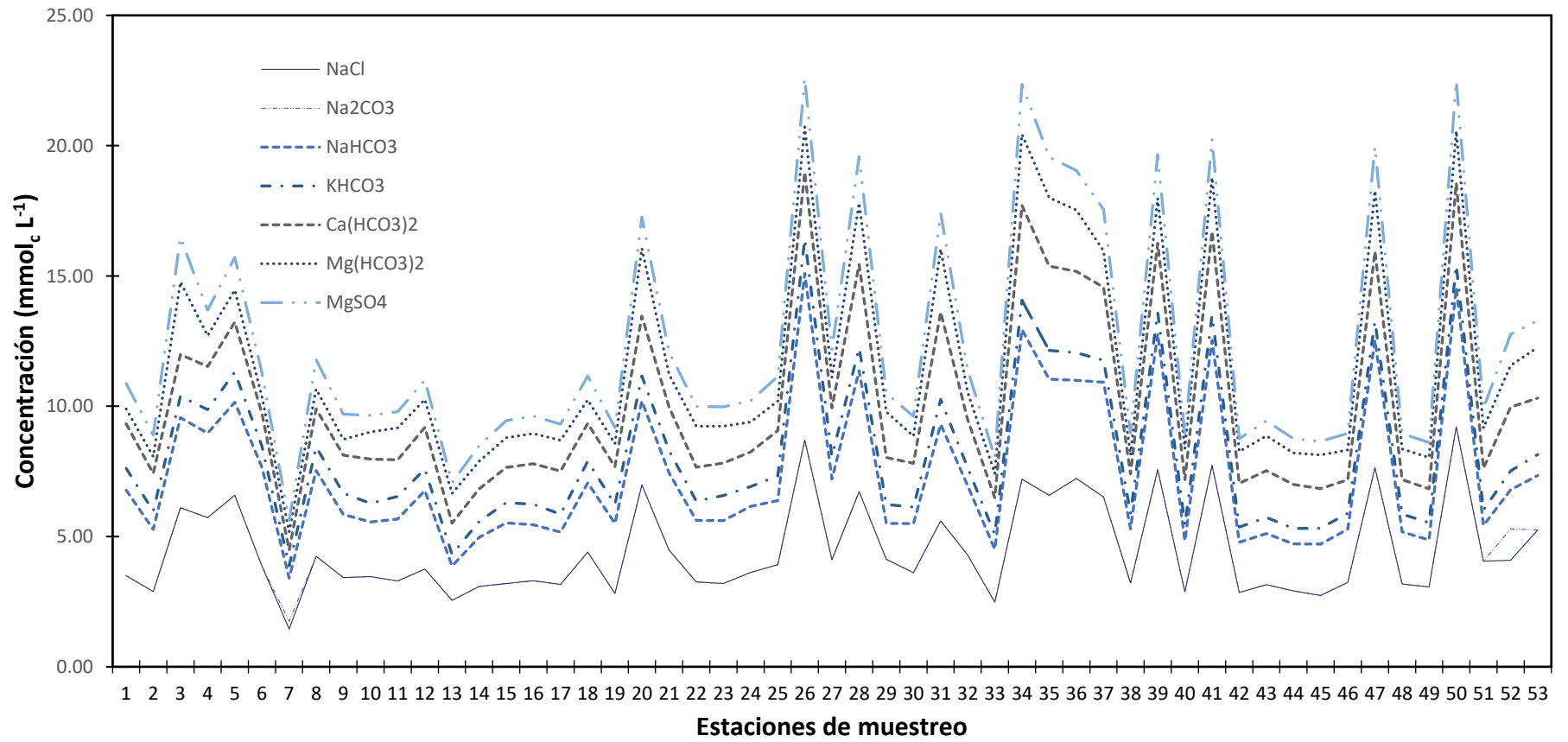


Figura 18. Representación de las sales hipotéticas de las aguas residuales que riegan el Valle del Mezquital.

6.4. Clasificación del agua residual en relación con el riego agrícola en el Valle del Mezquital

Para determinar la factibilidad del uso de las aguas de riego, es necesario que se tomen en cuenta los siguientes factores: composición química, las particularidades de los cultivos agrícolas, el clima de la zona agrícola bajo riego, las propiedades físicas de los suelos y los métodos agronómicos que se utilizan en la explotación de los diferentes cultivos agrícolas (Kovda, *et. al.*, 1967; Oster y Rhoades, 1986). La interdependencia de estos cinco factores determina la posibilidad de uso de una fuente de agua para el riego de los cultivos agrícolas.

La acumulación de sales es un problema constante al utilizar aguas residuales urbano-industriales, que también puede ser causada por el uso persistente de fertilizantes (Debanay *et al.*, 1989). En este sentido, Eaton (1950) consideró la necesidad de evaluar el riesgo de salinización del suelo por este tipo de agua, debido a su composición por los diferentes desechos vertidos ya sean industriales, agrícolas o municipales.

6.4.1. Índice de salinidad

La salinidad de los suelos es un problema que afecta la capacidad productiva de un suelo y por lo tanto el rendimiento de los cultivos se ve enormemente afectado por las altas concentraciones salinas. Esta situación condujo la atención a investigaciones para conocer la respuesta de los suelos y plantas ante distintas concentraciones salinas, dando como resultado la propuesta de índices de salinidad, como una herramienta para estimar el peligro que pueden presentar las sales solubles del agua de riego al formar parte de la solución del suelo.

Doneen (1975) propuso el índice de la salinidad efectiva (SE) al igual que el índice de salinidad potencial (SP), los iones en estos indicadores se expresan en meq L⁻¹.

Este índice de clasificación estima el peligro que pueden producir las sales más solubles del agua al formar parte de la solución del suelo, en dosis, que al extraerse de la concentración total de la solución, los carbonatos de calcio y de magnesio, además de los sulfatos de calcio; cuando estos se precipitan en el momento en que

el agua de riego pasa formar parte de la solución del suelo y estas dejan de participar en el aumento de la presión osmótica de la solución del suelo. Este proceso es más notable cuando las aguas tienen un contenido alto de carbonatos y bicarbonatos.

Para la determinación de la salinidad efectiva (SE) se hace uso de las formulas 6, 7, 8 y 9.

La clasificación de acuerdo al índice de Salinidad Efectiva (SE) puede ser estimada en el **cuadro 18**, el 50% de las muestras bajo este criterio resultan tener una buena calidad y el 45.3% son condicionadas, mientras que la muestra número 50 y 26 correspondientes al desague de Ixmiquilpan y al dren Boxa no son recomendadas para el riego agrícola.

Cuadro 18. Clasificación de las aguas analizadas de acuerdo a la Salinidad Efectiva.

Clase	SE (meq L ⁻¹)	Frecuencia	Porcentaje
Buena	<7.0	27	50.9
Condicionada	7.0-15.05	24	45.3
No recomendada	>15	2	3.8
	TOTAL	53	100.0

Existe un inconveniente con el índice de salinidad efectiva, ya que considera la precipitación tanto de los carbonatos, bicarbonatos, como de los sulfatos, situación que no siempre ocurre.

El estimador ideal para el peligro de las sales que quedan en la solución del suelo en condiciones de bajos niveles de humedad es el Índice de Salinidad Potencial (SP), de igual manera, se basa en la consideración de que las sales que se precipitaran serán los carbonatos y bicarbonatos, pero solo una parte de los sulfatos como el sulfato de calcio, dicho índice se obtiene mediante la siguiente formula 10:

Cuadro 19. Clasificación de las aguas analizadas de acuerdo a la Salinidad Potencial.

Clase	SP (meq L ⁻¹)	Frecuencia	Porcentaje
Buena	<3.0	3	5.7
Condicionada	3.0-15.00	50	94.3
No recomendada	>15	0	0.0
	TOTAL	53	100.0

Como se puede observar en el **cuadro 19**, con el indicador SP el 94.3 % de las muestras se encuentran clasificadas como aguas condicionadas para el riego agrícola y tres muestras se consideran de buena calidad, ninguna se clasificó en la categoría de no recomendada.

6.4.2. Relación de Adsorción de Sodio (RAS)

El agua con la que se riegan los cultivos de la zona del Valle del Mezquital, como ya se ha mencionado, son aguas de origen urbano industrial, que de acuerdo a las diferentes fuentes de descarga y procesos físico-químicos a los que ha sido sometida en el transcurso de su recorrido por la red hidrográfica, tiende a variar en su calidad. Al clasificar las aguas para riego agrícola es importante contemplar aspectos como la textura del suelo, la velocidad de infiltración que posee, el drenaje, la cantidad de agua usada, la tolerancia de los cultivos a las sales, entre otros, la variación en cualquiera de estos aspectos puede producir un cambio profundo de una agua que se consideraba de buena calidad a dudosa calidad o viceversa. Considerando estas sugerencias, es de relevancia mencionar que en la zona de estudio, en la mayoría de los casos se observan canales de riego si revestimiento, por lo que el agua se mantiene en constante contacto con el suelo provocando que importantes cantidades de agua se infiltren hasta el manto freático, este proceso aunado al exceso de láminas de riego que comúnmente se practica provocan un desequilibrio en los niveles freáticos, que aumentan severamente, propiciando problemas de salinización, ya que, ocurre una distribución horizontal y vertical de

las sales naturales que se encuentran en los distintos espesores del suelo (Szabolcs, 1989).

Las aguas de origen residual provenientes de zonas urbano–industriales comúnmente se encuentran enriquecidas con altas concentraciones de iones de sodio y magnesio, debido principalmente a las actividades industriales en las que utilizan grandes cantidades de bicarbonato de sodio (Na_2CO_3), ácido sulfúrico (H_2SO_4) y sulfato de sodio (Na_2SO_4). Es evidente que los suelos regados con aguas con altos contenidos de sodio pueden sodificar los suelos notablemente afectando el crecimiento y desarrollo de los cultivos. Uno de los problemas más comunes en los suelos que están involucrados a las altas concentraciones asociado al ion sodio se expresa en la permeabilidad de estos, y que es visible en la reducción de infiltración del agua a través del suelo, los efectos se observan en la formación de costras superficiales, dispersión y migración de las arcillas dentro de los poros, además del hinchamiento de las arcillas expandibles.

Los procesos de adsorción de iones de la solución de los suelos se expresa a través del intercambio catiónico, que se encuentra formado de coloides minerales y orgánicos. El tipo y la cantidad de cationes adsorbidos influyen en las propiedades del suelo tanto físicas como químicas. El calcio y el sodio son un claro ejemplo, ya que influyen de manera directa en la estructura de los suelos; el calcio es un buen coagulante y como consecuencia de esto se propicia la formación de flóculos, dándole al suelo una estructura granulada bien desarrollada. Por el contrario, el ion sodio es un dispersante de las partículas coloidales de los suelos.

En la presente investigación como indicadores de salinidad y sodicidad, se consideró la clasificación propuesta por Richards *et al.* (1954) y Ayers y Westcot (1987) que establecen restricciones de uso del agua con base a los valores de CE. De la misma manera, Richards *et al.* (1954) hace énfasis en que la concentración de sales solubles expresada como CE y la concentración relativa de sodio en término de RAS determinan la calidad del agua para el riego. Sin embargo, se debe tener en consideración que en las aguas bicarbonatadas el calcio modifica los

valores de RAS, debido a los procesos de hidrolisis y precipitación de calcio (Velázquez-Machuca *et al.* 2002). No obstante, la sodicidad de un suelo se encuentra determinada por el Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI), ya que está referido al contenido de cargas neutralizadas con iones sodio. El PSI puede ser estimado mediante el conocimiento de RAS del agua de riego.

En la **figura 19** se puede apreciar el diagrama de clasificación de las aguas residuales de acuerdo a lo propuesto por Richards *et al.* (1954), la Relación de adsorción del sodio esta expresada en sus tres modalidades: RAS, RAS° y RAS_{aj}. Por otro lado, en la **figura 20** se muestra la relación entre estas variables, dando un valor de $R^2=0.98$, muy cercano a 1 para la función entre RAS y RAS°, mientras tanto, para la relación entre RAS y RAS_{aj} se obtuvo una R^2 de 0.87. La estrecha relación que demostraron los valores de las RAS con los valores de la RAS° se debe a la poca variación en ambos indicadores por el ajuste del Ca° en función de la relación Ca^{2+}/HCO_3^- .

En el diagrama para la clasificación de aguas (Richards *et al.* 1954), se hace evidente la semejanza en el comportamiento de las muestras para los cálculos de RAS y RAS°, pero para el RAS_{aj} se observa una tendencia un tanto diferente, ya que los valores calculados para esta formulación son superiores a las RAS original y RAS°, esto se debe a que la RAS_{aj} considera en sus cálculos, el valor de pH estimado y un valor constante que es el limite a partir del cual se inicia la precipitación de los iones de carbonato o también considerado como el pH de un suelo no sódico en equilibrio con $CaCO_3$, el valor que ha establecido se maneja para esta constante es 8.4. Por estos motivos la determinación de la RAS_{aj} es la más recomendada para agua de alta alcalinidad, prediciendo un mayor efecto adverso en el suelo una vez aplicada. Velázquez-Machuca *et al.* (2002) recomendaron el cálculo del RAS_{aj} enfocada al agua con tendencia alcalina carbonatada. Pérez-Díaz (2014) recomienda las RAS y RAS° como mejores indicadores para agua de baja concentración iónica de tipo bicarbonatada sódica.

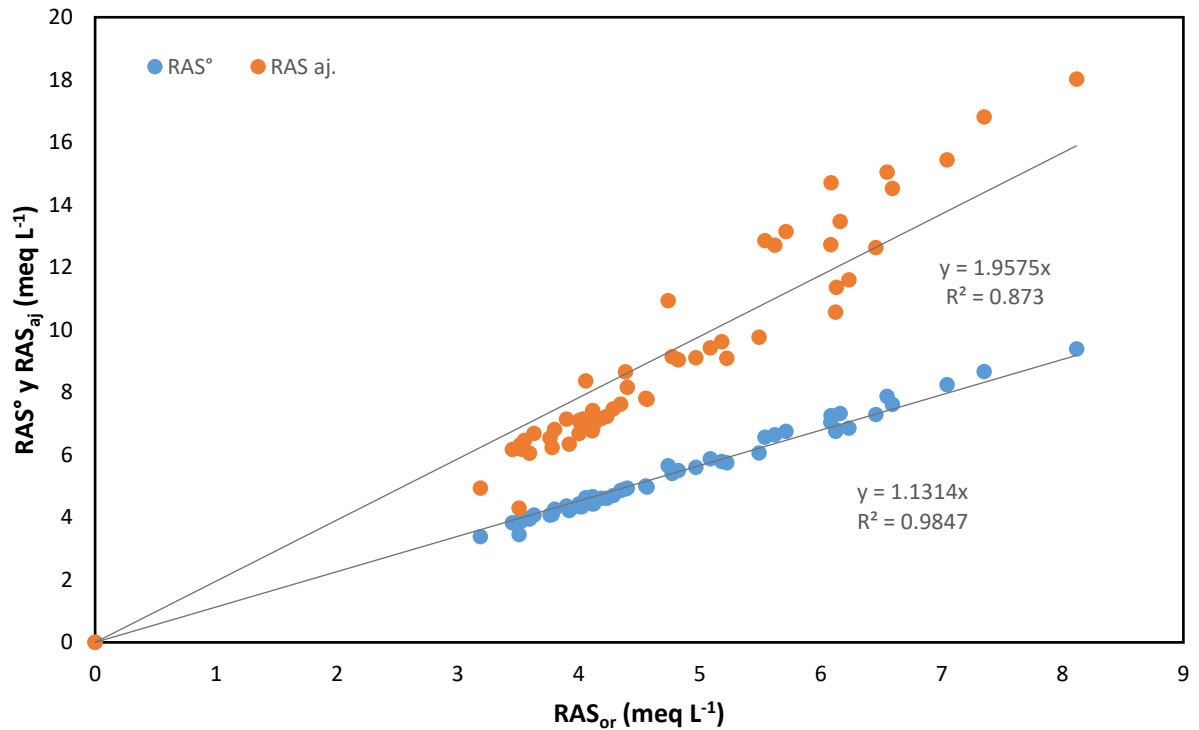


Figura 19. Diagrama de dispersión de las variables de Relación de Adsorción de Sodio.

Teniendo en cuenta que las aguas residuales en su composición química tienen altas concentraciones del ion bicarbonato, entonces, por lo tanto, se puede expresar que en estas aguas se presentan considerables contenidos de calcio y de magnesio. Ya que estas aguas tienden a ser alcalinas con un pH mayor a 7, En esta investigación los valores de pH variaron entre 7.49-8.62, estos rangos permiten establecer que estas aguas tienen una tendencia alcalina.

Las tres formulaciones de RAS son aplicadas bajo distintos enfoques. Es importante considerar cada una de las conceptualizaciones de la relación de adsorción del sodio, para tener una amplitud de valores de acuerdo a las distintas condiciones dadas por el suelo y el agua. Con los valores numéricos calculados bajo cada conceptualización se obtienen diferentes valores de sodio intercambiable (PSI), conocer sus valores extremos se ha hecho necesario, para la aplicación de mejoradores para los suelos con problemas de sodicidad.

Cuadro 20. Clasificación del agua residual de acuerdo a las diferentes formulaciones de RAS y CE.

FORMULACIONES DE RAS	C1	C2	C3	C3	C3	C3	C4	C4	C4	C4	TOTAL
	S1	S1	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	
Número de muestras de aguas											
$RAS = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$	0	2	35	13	0	0	0	3	0	0	53
$RAS^{\circ} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}}$	0	2	33	15	0	0	0	2	1	0	53
$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1 + (8.4 - pH_c)]$	0	2	0	36	9	3	0	0	0	3	53

En el **cuadro 20** se muestra la distribución de frecuencias de la clasificación conjunta de la CE-RAS y esto sugiere que el 66% (C3-S1) de las muestras corren riesgo de alta salinidad, sin embargo, se consideran bajas en sodio. En el caso de CE-RAS° bajo estas condiciones se encontraron 62% (C3-S1) de las muestras; mientras tanto para CE-RAS_{aj} el 68% (C3-S2) están en condiciones de una aguas altamente salinas, pero con sodicidad media. Bajo estas circunstancias se encontraron el 25% (C3-S2) de las muestras para CE-RAS, el 28% (C3-S2) para CE-RAS°. El 3.8% para cada formulación de RAS, correspondiente a dos muestras que se colocaron en la clasificación C2-S1 que son aguas de salinidad media y bajas en sodio. El 5.7% de CE-RAS_{aj} se clasificaron como C4-S4 y esto corresponde a que son aguas muy altamente salinas con muy alto contenido de sodio. Por ultimo solo una de las muestras para CE-RAS° quedo clasificada como C4-S3 muy altamente salina y alta en sodio.

Los métodos de riego empleados por inundación y aspersión, son factores importante de contemplar (Can-Chulim et al. 2011) debido a los posibles efectos que se podrían llegar a tener en el suelo y en los cultivos.

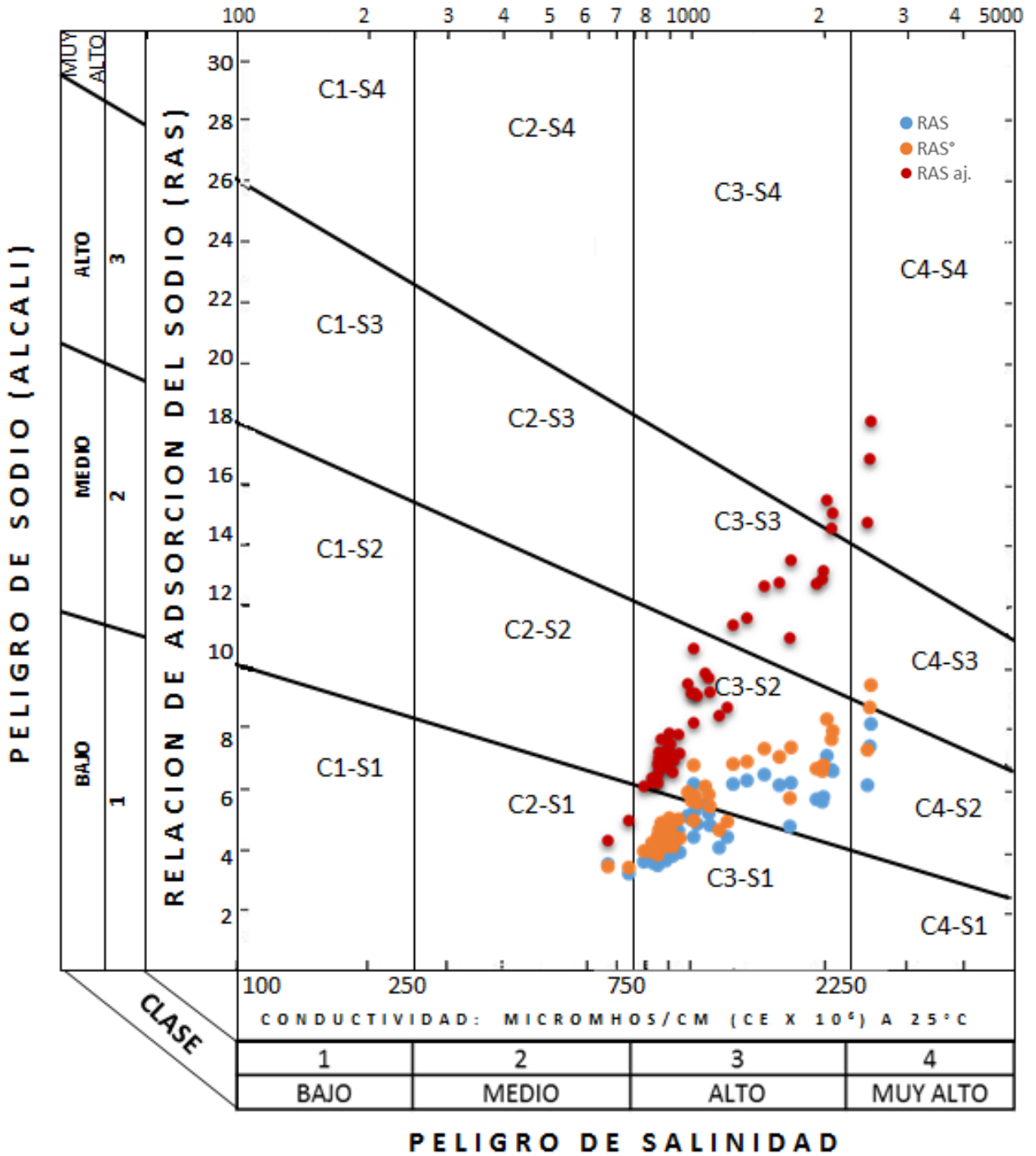


Figura 20. Clasificación del agua de acuerdo con la conductividad eléctrica y Relación de Adsorción de Sodio.

6.4.3. Peligro de la disminución de la infiltración

La presencia de salinidad y de sodio en los suelos interfiere en el crecimiento adecuado de la gran mayoría de los cultivos, ya que disminuye la capacidad productiva de los suelos, provocando una serie de problemas como es la reducción en la tasa de infiltración del agua de riego, aunado a otros efectos, constituyen uno de los problemas más serios que afectan la agricultura. Los problemas de salinidad y sodicidad, se pueden atribuir tanto al origen del suelo, su capacidad de drenaje, y procesos ambientales; así como al agua empleada para riego, que en su mayoría no cumple con la calidad específica para este uso.

Los efectos negativos de la salinidad traen consigo una serie de cambios que producen en el suelo, como la formación de costras en la superficie, que impiden la adecuada infiltración del agua. En los suelos arcillosos destacan dos procesos que alteran la porosidad, afectando la infiltración del agua, por un lado se da la migración de partículas dentro de los poros del mismo suelo, el otro proceso, por lo regular se da en el grupo 2:1 de las arcillas, el hinchamiento de las partículas del suelo que afecta el paso del agua.

El efecto de las sales en las plantas se presenta cuando estas son sometidas a altas concentraciones, lo que afecta la capacidad de absorción del agua por las raíces de las plantas, además de los efectos iónicos que se presentan a nivel enzimático. Pero dentro de dichos efectos producidos a los cultivos por la concentración de sales destacan dos situaciones, que tienen que ver con el tipo de catión predominante en el complejo de intercambio catiónico. En dichas circunstancias, si el catión predominante es el Ca^{2+} la estructura del suelo tiende a mantenerse estable, por la acción floculante del Ca^{2+} , por lo que la alta presión osmótica de la solución del suelo es la responsable de la baja productividad, en lo que a salinidad refiere.

En cambio, cuando el Na^+ es el catión dominante se produce la dispersión de arcillas, que conlleva a la destrucción de la estructura del suelo, y aunado a esto en las arcillas sódicas se lleva a cabo el proceso de hidrolisis que conducen a la alcalinización del perfil, traduciéndose en una intensa alteración mineral, viéndose

reflejado en un perfil bien diferenciado desde el punto de vista morfológico. Por lo tanto, cuando este ion domina, se dice que hay problemas de sodicidad. La pérdida de estructura manifiesta un efecto muy perjudicial para el proceso de infiltración.

En este sentido, podemos entender el proceso de infiltración como el paso del agua a través de la superficie del suelo, y debido a su estrecha relación con la sodicidad, la velocidad de infiltración depende de los niveles de sodio intercambiable en los suelos. En el mismo sentido, la permeabilidad hace referencia a la conductividad hidráulica, que depende de la geometría de los poros del suelo y de su contenido de agua, describe el flujo de agua que tiene ocurrencia dentro de la masa del suelo.

En la presente investigación, los problemas de infiltración están definidos por la salinidad y sodicidad, en relación con la facilidad con que el agua de riego entra y se desplaza en los primeros centímetros del suelo. Por ende, un problema de infiltración se identifica cuando la velocidad no es lo suficiente como para permitir la renovación del agua consumida por el cultivo entre dos riegos.

Ayers y Westcot (1987), propusieron evaluar el problema que puede causar el agua de una determinada calidad en los suelos agrícolas. A partir de los valores de la conductividad eléctrica y RAS, es posible predecir el efecto que pueden tener estos en la infiltración del agua en el suelo agrícola, además, propusieron el cálculo del índice de saturación (IS) para predecir la precipitación del calcio como carbonato de calcio en los sistemas de riego y en el suelo. Ya que, en aguas bicarbonatadas el calcio modifica los valores de RAS debido a los procesos de hidrolisis y precipitación de calcio (Velázquez-Machuca *et al.* 2002).

La **figura 21** muestra el comportamiento de las tres modalidades de la relación de adsorción del sodio con la conductividad eléctrica, se clasifica de acuerdo a la capacidad de infiltración.

Se hace notar que los datos calculados con el RAS_{aj} ajustado en su totalidad pueden crear problemas de reducción de la infiltración ligera a moderada. De la misma manera, algunas muestras calculadas por RAS° Y RAS_{or} caen dentro de este

margen. Sin embargo, otra parte de las muestras calculadas mediante la modalidad de RAS° Y RAS_{or} , no tienen problemas de reducción de infiltración.

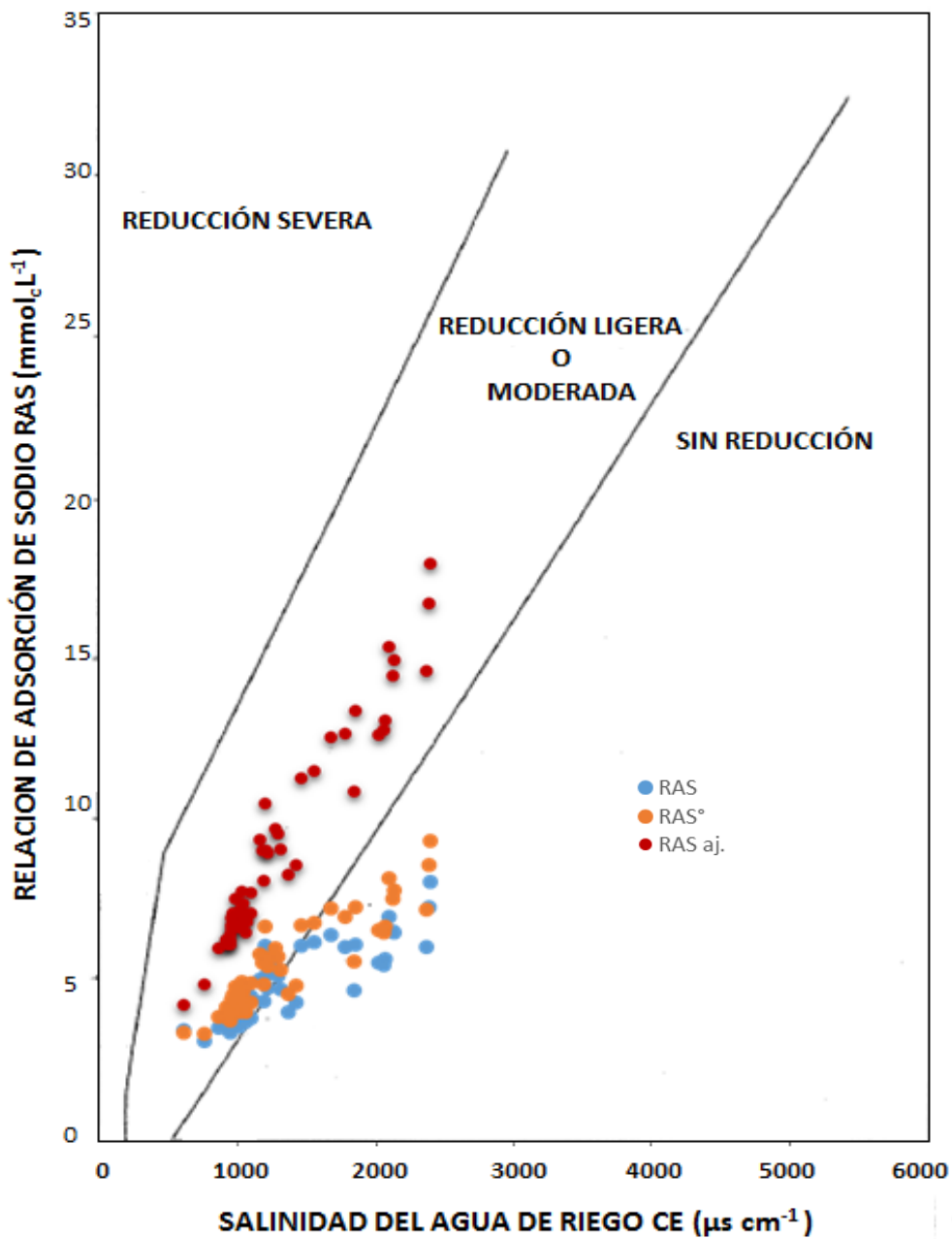


Figura 21. Reducción relativa de la infiltración por los valores de conductividad eléctrica y Relación de Adsorción del Sodio.

Los métodos de riego empleados por inundación y aspersión, son factores importantes de contemplar (Can-Chulim et al. 2011) debido a los posibles efectos que se podrían llegar a tener en el suelo y en los cultivos.

Es importante considerar que la salinización es un proceso complejo y variable en el espacio y en el tiempo. Por tal motivo, el patrón de variabilidad de concentración cambia e función de la estación del año, por ejemplo es común que en temporada de estiaje aumenta su concentración, llegando a afectar la superficie del suelo y por ende, reducir drásticamente su infiltración (Mata-Fernández, 2014).

6.4.4. Carbonato de Sodio Residual

En regiones bajo condiciones áridas y semiáridas existen fuentes limitadas de agua, por lo que, generalmente se emplea en el riego agrícola agua de mala calidad, principalmente de origen subterráneo, que se caracterizan por su alto contenidos de carbonatos de sodio residual (CSR). El uso de agua con estas características contribuye a la concentración excesiva de sales que se reflejan en los efectos de la salinización y sodificación en los suelos, además, es común que dichas aguas tengan elevadas concentraciones de bicarbonato por los yacimientos basálticos profundos con los que mantiene en contacto el agua subterránea.

De este planteamiento surgió la propuesta de Eaton (1950) que considero el Carbonato de sodio residual (CSR) como un indicador para evaluar las aguas de riego que contienen altas concentraciones de carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-), superiores a la concentración de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}). Ya que, si la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} es mayor que la de HCO_3^- ocurre la precipitación del bicarbonato de calcio y bicarbonato de magnesio, ocasionando un incremento en el porcentaje de sodio en la solución del suelo. En resumen, el CSR indica el peligro de sodificación, una vez precipitados los carbonatos y bicarbonatos de calcio y magnesio.

La forma para calcular el CSR se procede según la siguiente formula:

$$\text{CSR} = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (47)$$

La concentración de CO_3^{2-} , HCO_3^- , Ca^{2+} y de Mg^{2+} se expresa en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$.

Las aguas se clasifican de acuerdo a ciertos valores de CSR, agrupados en rangos ya establecidos con base a investigaciones realizadas en distintas partes del mundo

y en distintos cultivos (Manchada et al 1985). En este sentido, cuando el valor de CSR es menor de $1.25 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ indica que no existe peligro con respecto a su uso para riego agrícola, si los valores de CSR son mayores a $1.25 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ indican una tendencia a la precipitación de los cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} como carbonatos, en cambio, los valores de CSR superiores a $2.5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ no son recomendables para sistemas de riego, debido al alto riesgo por la precipitación de carbonatos de calcio y magnesio. Dichas precipitaciones son directamente proporcionales a las cantidades de sales de sodio en la solución del suelo y por lo tanto se refleja en el aumento de la RAS.

Las aguas residuales se originan de una mezcla de distintas fuentes tanto industriales, urbanas y agrícolas, por lo que su composición tiende a ser muy variada, sin embargo, se han encontrado considerables cantidades de bicarbonatos, atribuido a los compuestos alcalinos que se utilizan en las industrias y la actividad biológica que se presenta en aguas residuales. En este sentido, ha sido importante considerar la evaluación de las aguas residuales empleadas para la irrigación mediante el índice de CSR para determinar su calidad agrícola.

Los valores de carbonato residual inicialmente propuestos por Eaton (1950) y Wilcox *et al* (1954), no contemplan valores más altos de tolerancia, debido a que en la actualidad el riego agrícola hace uso de agua de una muy variada composición química. Por lo cual, Bajwa *et al.*, 1992 propone que si se considera una disminución del 10% de las cosechas, se puede tomar un valor de $6 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ de CSR, incluso, con una disminución del rendimiento al 25%, se puede usar agua de un valor de CSR de $10 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$.

La distribución de frecuencias de la clasificación por CSR se muestra en el **cuadro 21**, siendo fácil de apreciar que el 56.6% de las muestras se clasifican como agua condicionada para el riego agrícola, ya que comienza a observar una tendencia de que precipiten los cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} como carbonatos, en tanto que el 39.6% de las muestras resultaron ser clasificadas como aguas no recomendadas para los sistemas de riego debido a que existe un riesgo importante en la precipitación del

calcio y magnesio y con ello un aumento del valor del RAS, pudiendo representar un peligro para el buen desarrollo de los cultivos. De todas las muestras analizadas solo el 3.8% de las muestras resultaron ser de buena calidad para el riego agrícola.

En la **figura 22** se puede visualizar como se encuentran clasificadas las aguas residuales analizadas de acuerdo a sus valores de carbonato de sodio residual.

Cuadro 21. Clasificación de las aguas analizadas según sus valores de Carbonato de Sodio Residual.

CSR (meq L⁻¹)	Clasificación	Frecuencia	Porcentaje
< 1.25	Buena	2	3.8
1.25-2.50	Condicionada	30	56.6
>2.50	No recomendada	21	39.6
Total		53	100

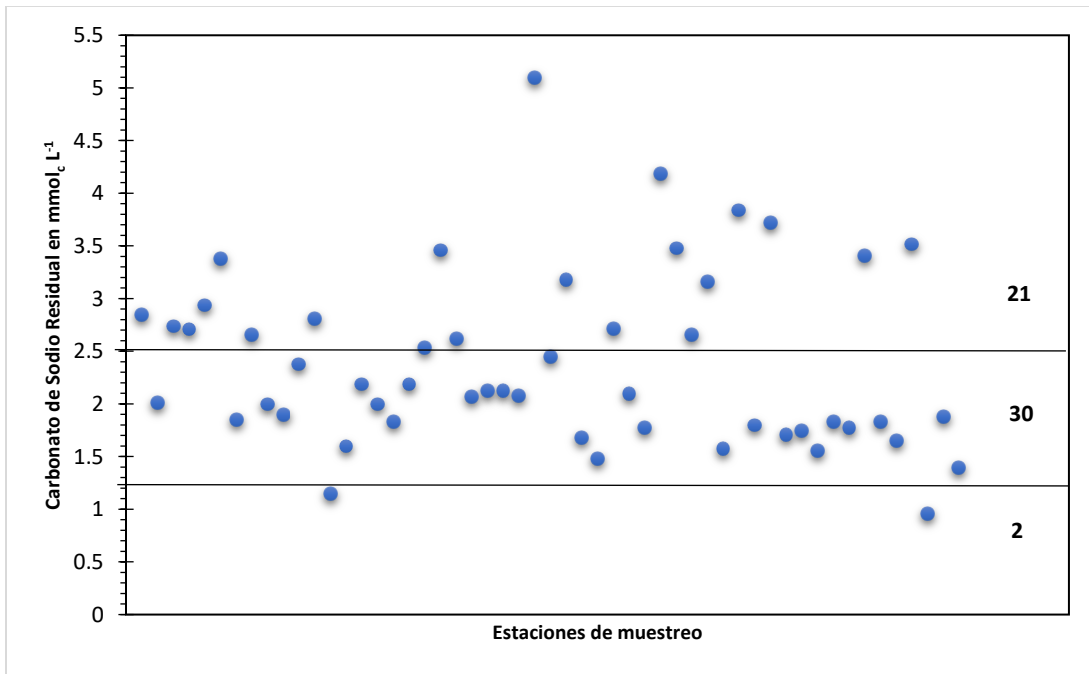


Figura 22. Distribucion del agua residual de acuerdo con el contenido de carbonato de sodio residual.

6.4.5. Contenido de Boro

La toxicidad de los iones específicos hacia los cultivos agrícola depende de su tolerancia a niveles extremos de concentración iónica (Sánchez-Bernal *et al.* 2013). El boro es un nutriente esencial para las plantas en pequeñas concentraciones, pero potencialmente tóxico cuando excede ligeramente el óptimo. Se define como una de los constituyentes más tóxicos del agua de riego (Mancilla-Villa *et al.* 2014).

Originalmente, el boro no es un elemento abundante en el agua natural superficial, por este motivo, es poco común que este ion llegue a niveles tóxicos, sin embargo, se puede encontrar en elevadas concentraciones en lugares con aguas termales o cercanas a zonas geotérmicas y en algunos nacimientos de agua.

La concentración 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. De esta manera se considera que la concentración de boro por arriba de 2 mg l⁻¹ representa peligro de toxicidad para la mayoría de las

plantas (Pérez-Díaz, 2014, Mancilla-Villa *et al.* 2014). De esto se puede llegar a la conclusión de que la concentración máxima permisible para un cultivo se encuentra en un intervalo de 0.3 a 2.0 mg L⁻¹. El 0.3 mg L⁻¹ es con referencia a los cultivos más sensibles.

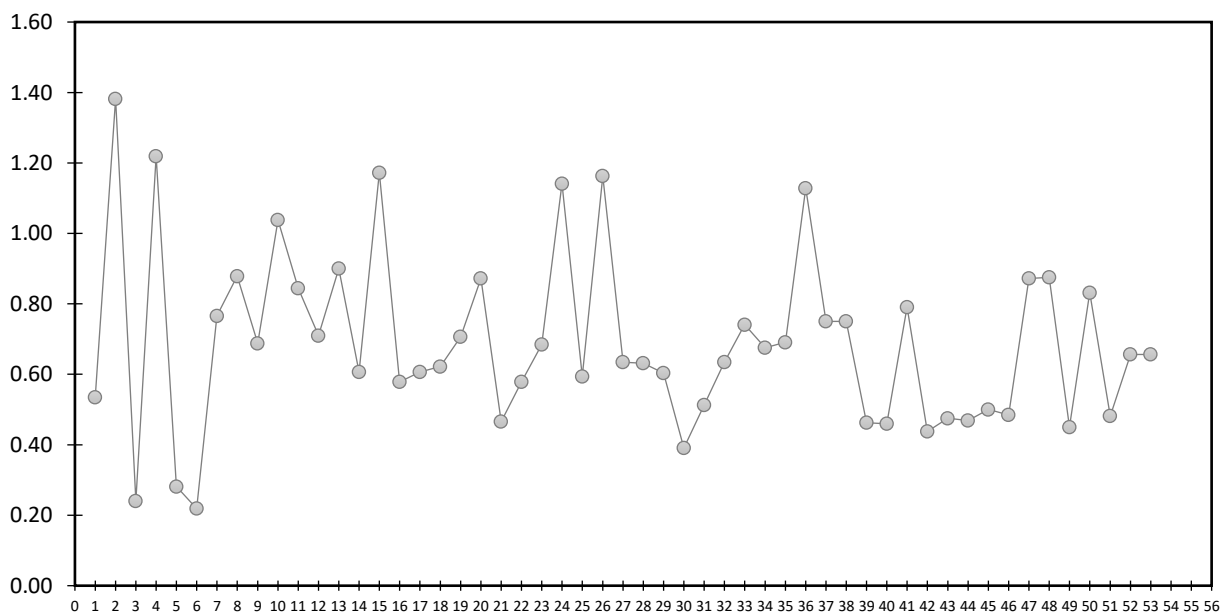


Figura 23. Distribución de la concentración de boro (mg L⁻¹) en las muestras de aguas residuales analizadas.

La diversidad de cultivos y su variable tolerancia al Boro han llevado al establecimiento de diferentes intervalos de toxicidad para los cultivos, en la zona del Valle del Mezquital se observan con frecuencia, los cultivos que se presentan en el **cuadro 22**.

Cuadro 22. Rangos de tolerancia de algunos cultivos al contenido de boro en el agua de riego y en el suelo

Cultivos	Boro (B) mg L ⁻¹
Maíz	2.0-4.0
Alfalfa	4.0-6.0
Avena	2.0-4.0
Cebada	3.0-4.0
Trigo	0.75-1.0
Frijol	0.75-1.0

El **cuadro 23** permite apreciar que los valores de boro en 13 estaciones se prestan para el riego de los cultivos muy sensibles, representando un 24%, y la mayoría de las estaciones muestreadas, que corresponden al 62.3% se pueden usar en cultivos sensibles, mientras tanto el 13.2% se encuentra dentro de un rango de 1-1.38 que no se encuentra definido pero que aún es aceptable en la mayoría de los cultivos (Mancilla-Villa *et al.* 2014).

Cuadro 23. Clasificación de las aguas analizadas de acuerdo al contenido de boro y el margen de tolerancia de cultivos.

Tolerancia	B (mg L ⁻¹)	Frecuencia	Porcentaje
Muy sensible	<0.5	13	24.5
Sensible	0.5-2.0	40	75.5
Moderadamente sensible	2.0-4.0	0	0.0
Tolerantes	4.0-6.0	0	0.0
Muy tolerantes	6.0-15.0	0	0.0
	TOTAL	53	100.0

Eyers y Westcot, (1987)

Entre los desechos industriales contenidos en las aguas residuales se encuentran elementos tóxicos, y entre ellos el boro.

6.4.6. Contenido de Fósforo

El contenido de fósforo en el agua naturalmente se origina a partir del intemperismo de las rocas ígneas, la lixiviación de los suelos que contienen desechos orgánicos y actualmente existen otras fuentes como son las descargas urbanas y agrícolas. El contenido de fósforo en las aguas residuales se debe principalmente a los aportes de agua con detergentes y desechos orgánicos, provenientes de las zonas urbanas, como la ciudad de México, además de los desechos de procesos industriales donde se utilizan ácido fosfórico. Se ha establecido que las concentraciones superiores a 10 mg L⁻¹ causan problemas de eutrofización.

Tomando como referencia, el contenido de fósforo que se encuentra normalmente en el agua de riego se realizó una valoración de las muestras, y a partir de esta comparación podemos concluir que en general los valores encontrados en las muestras son inferiores a 2.0 mg L⁻¹ que no se considera riesgosas.

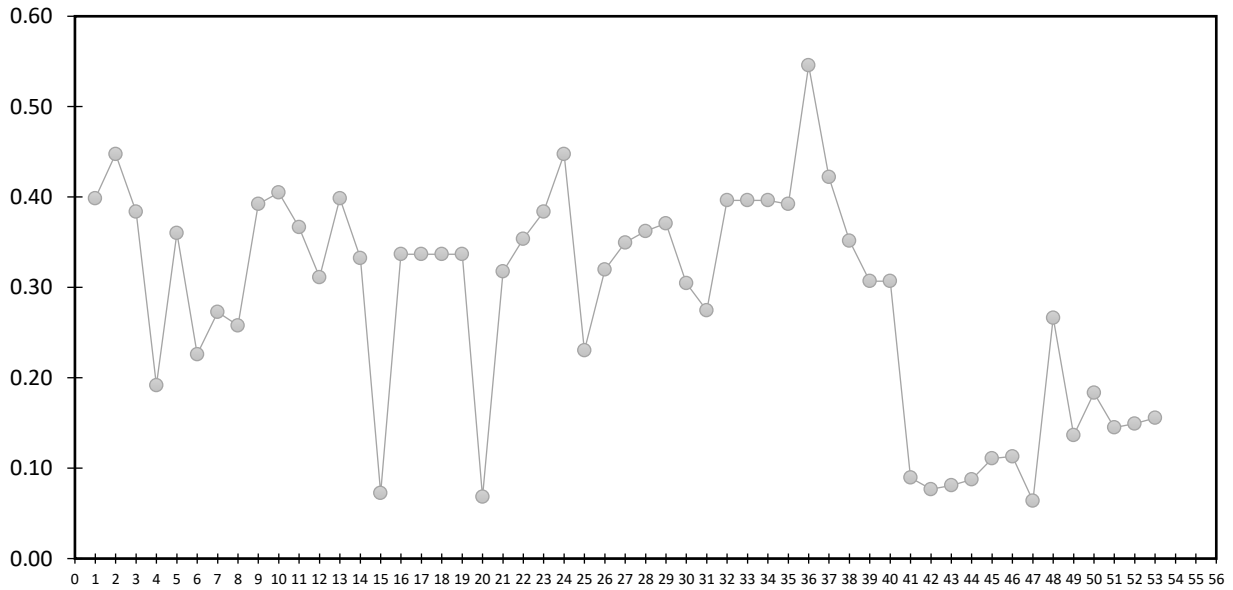


Figura 24. Distribución de la concentración de fósforo ($P-PO_4^{3-}$) $mg L^{-1}$ en las aguas analizadas.

Cuadro 24. Comportamiento de las aguas analizadas con base a los valores de $P-PO_4^{3-}$ normalmente encontrados en agua de riego.

Concentración $P-PO_4^{3-}$ ($mg L^{-1}$)	Frecuencia	Porcentaje
Valor normal en aguas de riego		
0-2.0	53	100

En conclusión todas las muestras de agua se encuentran dentro del rango normal de concentración de fosfato, por lo que no representa ningún riesgo.

6.4.7. Contenido de Nitratos

El nitrato es un elemento contenido en el agua; una fracción es usada por las plantas. Sin embargo, una gran porción tiende a migrar hacia yacimientos saturados de agua. La concentración de nitrato en la zona de estudio se atribuye principalmente a las descargas de drenaje agrícola, donde comúnmente se hace uso de fertilizantes nitrogenados. Debido al origen de las aguas de riego empleadas en esta evaluación, es importante considerar la reducción de los nitratos, que tiene

lugar solamente bajo condiciones de poco oxígeno, y en las aguas residuales la cantidad de oxígeno disuelto es muy variable.

La reducción de los nitratos se presenta de la siguiente manera:



En la **figura 25** se observa una tendencia muy homogénea del contenido de N-NO₃ en aguas las muestras analizadas en cuanto a la concentración de nitratos, sin embargo, en una sola estación se altera la regularidad del contenido de N-NO₃ en las muestras de agua alcanzando una concentración de 9.424, y alterada que corresponde a la presa Debodhé, y esta agua se debe clasificar para un uso ligeramente restringido.

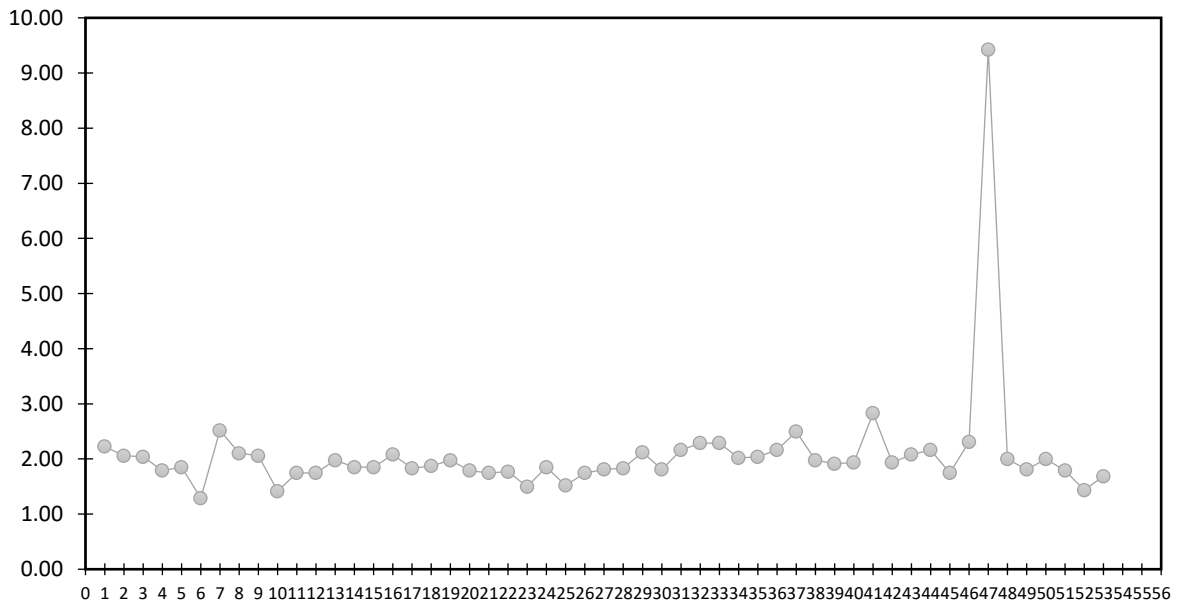


Figura 25. Concentracion del nitratos (N-NO₃) mg L⁻¹ en las aguas analizadas.

Cuadro 25. Clasificación del agua analizada de acuerdo a los valores de Nitratos (N-NO₃) contenidos.

Concentración de Nitratos	Restricción de uso	Frecuencia	Porcentaje
N-NO ₃ < 5 mg L ⁻¹	Ninguna	52	98.1
N-NO ₃ 5-30 mg L ⁻¹	Ligera	1	1.9
Total		53	100

6.4.8. Contenido de Silicio

El silicio es uno de los componentes más abundantes de las rocas de origen volcánico, sedimentarias y calizas, por lo que es común encontrar este elemento en todas las aguas. Sin embargo es importante mencionar que su concentración aumenta en función de la temperatura. En la **figura 26** se muestra la distribución de este componente en todas las estaciones de muestreo, con algunas variaciones.

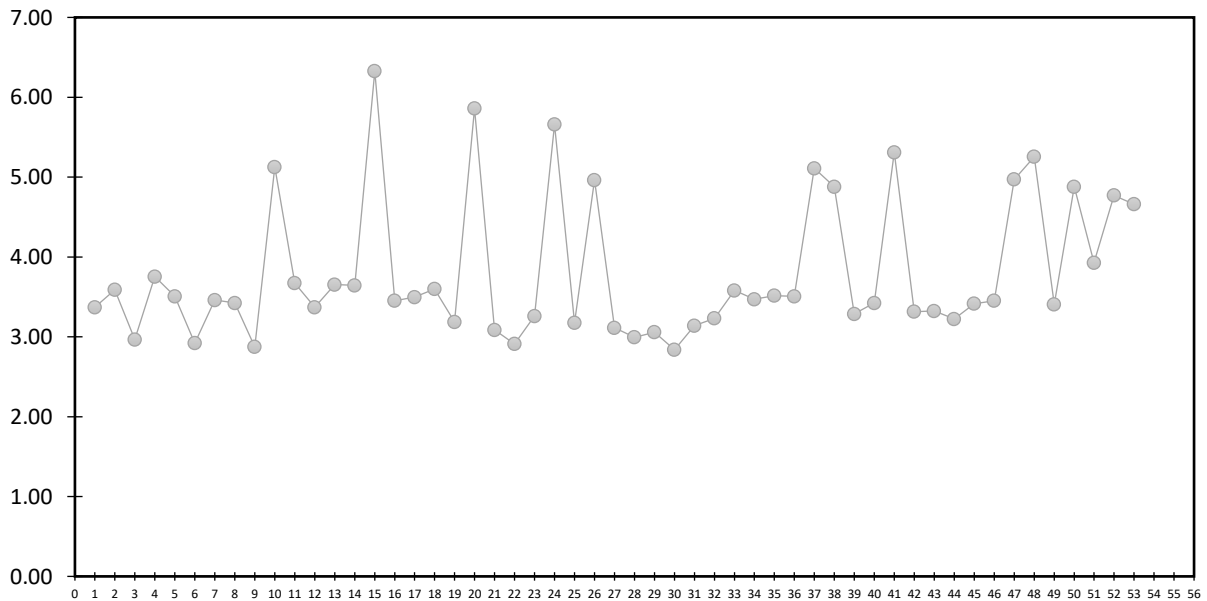


Figura 26. Concentración de Silicio (mg L⁻¹) en las aguas residuales analizadas.

VII. CONCLUSIONES

De acuerdo al quimismo de las aguas residuales, la proporción en las concentraciones de los aniones, define que las aguas son de tipo: sulfático-clorhídrico-bicarbonatadas, y tomando en cuenta las altas concentraciones de los iones de sodio, en general resulta que estas aguas son bicarbonatado- sódicas.

La relación funcional correspondiente a $\text{mg L}^{-1} = f_a(\text{CE})$, da una pendiente de 0.683 indicando contenido de bicarbonato en las aguas de riego analizadas.

Al relacionar $\text{PO}_{\text{atm}} = f_a(\text{CE})$ y tomando los valores de la conductividad eléctrica expresada en $(\mu\text{S cm}^{-1})$ y la presión osmótica expresada en atmosferas se obtuvo un valor de la pendiente de 0.0004.

Con respecto a las sales hipotéticas se puede concluir que las sales predominantes y características del agua residual que riegan el Valle del Mezquital se distribuyen de acuerdo al orden: $\text{NaCl} > \text{NaHCO}_3 > \text{Mg}(\text{HCO}_3) > \text{Ca}(\text{HCO}_3) > \text{KHCO}_3 > \text{MgSO}_4$

De acuerdo con el índice de Salinidad Efectiva (SE), el 50% de las muestras bajo este criterio resultan tener una buena calidad y el 45.3% son condicionadas, mientras que las muestras número 50 y 26 que corresponden al desagüe de Ixmiquilpan y al dren Botha no son recomendadas para el riego agrícola.

Por lo que se refiere al indicador SP el 94.3 % de las muestras se encuentran clasificadas como aguas condicionadas para el riego agrícola y tres muestras se consideran de buena calidad, ninguna se encuentra en la categoría de no recomendada.

El valor del coeficiente **a** de la Relación funcional $\text{RAS}_{\text{or}} = f_a(\text{RAS}_{\text{corr}})$ es de 1.13 y el valor del coeficiente **a** de la relación funcional $\text{RAS}_{\text{or}} = f_a(\text{RAS}_{\text{aj}})$ es de 1.957.

De acuerdo con el Carbonato de Sodio Residual más de la mitad de las muestras de las fuentes de agua pueden ser utilizadas para el riego de manera condicionada, sin embargo, el 39.6% resulto no recomendada para dicho uso.

Para el contenido del boro se encontró que la mayoría de las muestras son aptas para los cultivos muy sensibles y sensibles. Representando el 86.8 % de las muestras.

En conclusión todas las muestras de agua se encuentran dentro del rango normal de la concentración de fosfato, por lo que no representan ningún riesgo de toxicidad.

En cuanto a la restricción de uso del agua de riego por contenidos de nitratos se tiene que el 98.1% no tienen restricción.

VIII. RECOMENDACIONES

Debido que los suelos agrícolas del Valle del Mezquital son irrigados por aguas de origen urbano-industrial su composición iónica tiende a variar debido a los procesos específicos de precipitación del ion calcio, por lo tanto, es necesario continuar con la determinación de los diferentes valores de la Relación de Adsorción del Sodio en sus diferentes conceptualizaciones para poder disponer de valores consistentes del RAS (RAS_{or} , RAS_{aj} y RAS°_{corr}). La consistencia de valores de la Relación de Adsorción del Sodio podrá establecer determinadas dosis de mejoradores a base de calcio.

Con los valores numéricos calculados bajo cada conceptualización se obtienen diferentes valores de sodio intercambiable (PSI). Conocer sus valores extremos es muy importante, y que esto permite calcular diferentes dosis de mejoradores para los suelos con problemas de sodicidad.

IX. BIBLIOGRAFIA

1. APHA, 1998. Standard 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., EUA. 1: 325.
2. Adin A. y Asano T. 1998. The role of physical chemical treatment in wastewater reclamation and reuse. *Water Science Technology*. 73 (10):79-90.
3. Antipov-Karataev, I. N. 1967. Reclamation of solonetz soils in the USSR. Israel Program for scientific Translation. Jerusalem, Israel.
4. Arreguín C., F. 2009. Bordos en México. *Ingeniería Civil*. Colegio de Ingenieros Civiles de México. México, DF. (483) 12-18.
5. 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. Trad. Al español por J. F. Alfaro de: *Water Quality and Use in Agriculture*.p.175.
6. Bajwa, M. S., O. P. Choudhary, and A. S. Josan. 1992. Effect of Continuous Irrigation with Sodic and Saline-Sodic Waters on Soil Properties and Crop Yields under Cotton-Wheat Rotation in Northwestern India. *Agric. Water Manage.* 22:345-356.
7. Barrios, C. I. 2014. Calidad de aguas naturales y residuales en el sistema Hidrografico Valle del Mezquital, Hidalgo México. Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados, Texcoco, Edo de México, México.
8. 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.
9. Bower C. A., y L.W. Wilcox. 1965. Precipitation and solution of calcium carbonate in irrigation operations. *Soil Science Society of American Proceedings.* 29: 93-94.

10. Bower C. A., L.W. Wilcox., G, W. Akin, and Mary G., Keyes. 1965. An index of the tendency of CaCO_3 to the precipitate from irrigation water. Soil Science Society of American Proceedings. 29:91-92.
11. Canales F., A. 2015. Composición Química y tipos de aguas naturales. Boletín científico. Universidad Autónoma de Estado de Hidalgo. Hidalgo, México.
12. Can-Chulim, A. 2005. Evaluación de la Relación de Adsorción de Sodio en las aguas del cause del río Tulancingo, Estado de Hidalgo, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México, México. Pp.198.
13. Can-Chulim, A., Ramírez-Ayala, C; Ortega-Escobar, H. M; Trejo-Lopez, C., Cruz-Crespo D., J. 2008. Evaluación de la Relación de Adsorción de Sodio en las aguas del río Tulancingo, estado de Hidalgo, Mexico. Terra latinoamericana 26(3): 243-252.
14. Can-Chulim A., Ortega-Escobar, H. M., García-Calderón, N. E., Reyes- Ortigoza, A. L., González-Hernández , V. A. y Flores-Román, D. 2011. Origen y calidad del agua subterránea en la cuenca oriental de Mexico. Terra Latinoamericana. 29: 189-200.
15. Can-Chulim A. (2011). Calidad de las aguas para riego en la cuenca del oriental y sierra norte, Estado de Puebla, Tlaxcala y Veracruz. Tesis Doctoral. Posgrado de Hidrociencias, Colegio de Postgraduados. Texcoco, Edo. De México, México. 225p.
16. Can- Chulim A., L. G. Ramírez Guerrero, H. M. Oretaga-Escobar, E. Cruz-Crespo, D. Flores-Román, E. I. Sánches-Bernal, y A. Madueño-Molina (2014). Germinacion y crecimiento de plántulas de phaseolus vulgaris L. en condiciones de salinidad. Rev. Mex. Cienc. Agríc. 5: 753-763.
17. Castro-Luna. I. (2011) Caracterización de las aguas y suelos de la red Hidrografica Zumpango-Ixmiquilpan-Zimapan, Estado de Hidalgo, México. Tesis doctoral, Colegio de Postgraduado, Texcoco, Edo. De México, México.

18. Chávez-Alcantar A., M. Velázquez-Machuca, J. L. Pimentel-Equihua, J. Venegas-González, J. L. Montañez-Soto, y G. Vázquez-Gávez. (2011). Hidroquímica de las aguas superficiales de la ciénega de Chapala e índice de calidad de agua. *Terra Latinoamericana* 29: 83-94.
19. Comision Nacional del Agua (CONAGUA). 2011. Usos del agua . Estadísticas de uso del agua en México, capítulo 3, México, 14p.
20. Cross, P., Strauss, M. (1985). Utilization of escrementa in agriculture and aquaculture. Part I: Existing practices and beliefs. Part II: Pathogen survival (Utilización de las excretas en la agricultura y acuicultura. Parte I: Prácticas y creencias existentes. Parte II: Supervivencia de patógenos), Centro Internacional de Referencia para la Gestión de Desechos, Duebendorf, Suiza.
21. Cuellar C. E. 2013 Variaciones Iónicas en las Aguas Residuales del Valle del Mezquital, Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados, Texcoco, Edo. De México.
22. Debanay, J. P., J. Pagés and P. S. Diouf, 1989. Ecological zonation of hypersaline estuary of Casamance River (Senegal): Foraminifera zooplankton and abiotic variables. *Hydrobiologia* 174: 161-176.
23. Del Arenal R. 1978. Carta Hidrogeológica del área de Actopan-Ixmiquilpan. Estado de Hidalgo. UNAM: Instituto de Geología. Revista; V.2. pp. 98-103.
24. Del Arenal R. 1985. Estudio hidrogeoquímico de la porción centro-oriental del Valle del Mezquital, Hidalgo. Univ. Nal. Autón. México, Inst. Geología, Revista. 2:172-187.
25. Doneen, L. D. 1975. Water Quality for Irrigated Agricultural. In: A. Poljakoff, Mayber A., and J. Gale (eds.). *Plant in Saline Environments*. Springer-Verlag. New York. U.S.A error sabes saves
26. Doménech, X. 2000. El medio hídrico terrestre. Tercera edición. Ed. Miraguano, Madrid, pp. 17-35.

27. Durov, S. A. 1948. Natural water and Graphic representation of their composition. Dokl. Akad. Nauk SSSR. 59: 87-90
28. Eaton, F., M. 1950. Significance of carbonates in irrigation Waters. Soil Sci. 69:123-133.
29. Eaton, A. D. 1995. Standard methods for the examination of wáter and wastewater. 19th ed. American Public Health Association. Washington, DC, USA. pp. 2-25; 2-26; 3-96;3-75; 3-83; 4-136.
30. Espino de la O., E. 1981. Reuse of municipal waswater for industrial purposes in Mexico City. in: F.M. D'itri, J. Aguirre y M.M. Athies (Eds.). Municipal Waswater in Agriculture. Academic Press. New York. pp. 75-88.
31. FAO. 2002. Wasterwater treatment and use in agricultura. FAO Irrigation and Drainage Paper 47, Food and Agriculture Organization, Rome FAO.
32. FAO. 2004. Economic Valuation of Water Resources in agriculture: From the sectoral to a functional perspective of natural resources management. FAO Water Reports 27. Food and Agriculture Organization, Rome.
33. FAO. 2008. AQUASTAT, FAO's Information System on Water and Agriculture. Food and Agriculture Organization. Disponible en: [Http://www.fao.org/nr/water/aquastat/globalmaps/index.stm](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/globalmaps/index.stm) descargado 2 December 2008.
34. FAO. 2013, Afrontar la escasez del agua; Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria. Organizacion de las Naciones Unidas para la Alimentacion y la Agricultura. Roma. 97p.
35. Fernández C.M., y Vázquez T., Y. 2006. Origen de los nitratos NO₃ y nitritos NO₂ y su influencia en la potabilidad de las aguas subterráneas. Instituto Superior Minero Metalúrgico de Moa. Minería & Geología. Pp. 1-9
36. Gorbunov, N I. 1967. Pochbieni y Koloidiy a I ij Srachenice dlia plodo Rodya Izdatielstvo Nauta. Moscú.

37. Güler, C., Thyne, G.D., McCray, J.E., Turner, A.K. 2002. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data: *Hydrogeology Journal*, 10, 455-474.
38. Guy., S. (s.f.) Calidad del agua de riego. SMART. Recuperado el 10 de septiembre del 2016 de: <http://www.smart-fertilizer.com>.
39. Huez, L. M. 1985. Caracterización de algunas propiedades físico químicas de los suelos y espesores subyacentes del predio Montecillos. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Chapingo, Estado de Mexico. pp. 245.
40. Hyatt, G. W. 1995. Economic, scientific, and infrastructure basis for using municipal compost in agriculture. In: *Agricultural utilization of urban and industrial by-products* Karleen D. L., R. J. Wright, and W. O. Kemper (eds.). ASA Special Publication Number 58. Madison, WI, USA. pp: 19-72.
41. INEGI. 1992. Síntesis Geográfica del Estado de Hidalgo. México.
42. Infante-Gil S. y G. P. Zarate de Lara. (2012). *Métodos estadísticos, Un enfoque interdisciplinario*. 3^{ra} ed. Editorial Colegio de Postgraduados. Texcoco, Edo. De México. 610 p.
43. Kovda V.A. 1965. Alkaline Soda- Saline Soils. *Agrokém Talajtan Suppl.* 14, 15-48
44. Kovda, V.A., 1967. Origins and régime of saline soils. Academy of Sciences. Moscow. USSR. (Translated to English, by Israel Program for Scientific translation, with the title "Landscape in relation to irrigation, drainage and salinity". Jerusalem, Israel. 1971. pp 155-176.
45. Kovda, V.A., C. Vanden Berg, y R. M. Hogan. 1967. *International Source Book on Irrigation and Drainage of Arid Lands in Relation to Salinity and Alkalinity*. FAO/UNESCO. pp. 65-189
46. 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.

47. Kovda V.A. 1977. Arid land irrigation and soil fertility. Problems of salinity, alkalinity and compaction. En: Arid land irrigation in developing countries: environmental problems and effects. (E.B. Wothington, Ed.). Pergamon Press, Oxford, UK. pp 211-236.
48. Kumar, M., Kumari, K., Kumar Singh, U., Ramanathan, A.L., 2009, Hydrogeochemical processes in the groundwater environment of Muktsar, Punjab: conventional graphical and multivariate statistical approach: *Environmental Geology*, 57 (4), 873-884.
49. Langelier, W., F.1936. The analytical Control of Anti-Corrosión Water Treatment. *J. Am. Water Works Assn.* 28 (10): 1500-1521.
50. Lesser I., J. M. 1987. Geohidrología. Departamento de Irrigación, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México.
51. Litovchenko, A. A. 1989. Leaching of saline soils in the Omsk Oblast by deep furrow irrigation. *Sov. Soil Sci.* 21, 59-66.
52. López, G. A. 2011. Calidad agrícolas de las aguas urbano-industriales del valle del mezquital, Hidalgo. Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados, Texcoco, México, México.p. 51.
53. Mancilla-Villa O. R., A. L. Bautista-Olivas, H. M. Ortega-Escobar, E. I. Sánchez-Bernal, A. Can-Chulim, R. D. Guevara-Gutiérrez, y Y. M. Ortega-Mikolaev. 2014. Hidrogeoquímica de las salinas de Zapotitlán y los lagos-cráter Alchichica y Atexcac, Puebla. *IDESIA*. 32: 55-69.
54. Marecos do Monte, H., 1998. Agricultural Irrigation with Treated Wastewater in Portugal. Capt.18 in *Wastewater Reclamation and Reuse*, edited by Asano, T., Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, PA, USA.
55. Marx, D. H., C. R. Berry, and P. P. Kormanik. 1995. Application of municipal sewage sludge to forest and degraded land. In: *Agricultural utilization of urban and industrial by-products*. Karleen D. L., R. J. Wright, and W. O. Kemper (eds.) ASA Special Publication Number 58. Madison, WI, USA. pp 275-295.

56. McNeal, B.L., 1968. Prediction of the Effect of Mixed-Salt Solutions on soil Hydraulic Conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 32; 190-193.
57. Mendoza S. I. 2009. Calidad de las aguas residuales urbano-industriales que riegan el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Tesis doctoral, Colegio de Postgraduados, Texcoco, México, México.
58. MOPT. S.f., Aguas residuales. Ministerio de Obras Públicas y Transportes. Recuperado el 2 de agosto del 2016, de: <http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/residuales.pdf>
59. Mulvaney, R. L., S. A. Khan, R. G. Hoefl, and H. M. Brown. 2001. A soil organic nitrogen fraction that reduces the need for nitrogen fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1164-1172.
60. Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hidricos en el Mundo (WWAP). 2003. Agua para todos, agua para la vida; Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hidricos en el Mundo (1ra. ed) Paris, Francia: MUNDI-PRENSA. 36 p.
61. Okun, D.A. 2002. Water reuse introduces the need to integrate both water supply and waster water management at local and regulatory level. *Water Science & technology.*
62. Oron G. 1987. Performance of duckweed species *lemna gibba* on municipal wastewater for effluent renovation and protein production. *Biotech and Bioeng* 29, 258 - 268.
63. Orozco, C., Pérez, A., González, N., Rodríguez, F. J. y Alfayate, J. M. 2003. Contaminación ambiental: una visión desde la química. Ed. Thomson, España, pp. 31, 41-62.
64. Oster, J. D. and G. Sposito. 1986. The Gapon Coefficient and the Exchangeable Sodium Percentage-Sodium Adsorption Ratio . *Soil Sci.* 30 (3): 421-423.
65. Pérez-Díaz, P. 2014. Composición ionica del agua de la Cuenca Lerma-Santiago-Pacífico. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Texcoco, México.

66. Peña, P. E. 1995. Inyección de fertilizantes en los sistemas de riego, *Horticultura Mexicana*, Sociedad Mexicana de Ciencias Hortícolas, A.C., vol. 3, n. 2.
67. Peterson, J. B. 1947. Calcium linkage a mechanism in soil granulation. *Soil Sci. Soc. pp.* 34,12-29.
68. Piper A. M. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Transactions, American Geophysical Union*, 25 (6): 914-928.
69. Pizarro, F. 1985. *Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos*. 2ª ed. Agrícola Española. Madrid, España.
70. Pratt, P. F., and L. F. Bair. 1969. Sodium Hazard of Bicarbonate Irrigation Waters. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 33: 880-883.
71. Ramalho, R.S. 1998. *Tratamiento de aguas residuales*. Ed. Reverte, S.A de C. V. México. pp.88.
72. Rhoades, J, D., A. Kandiah, and A. M. Mashali. 1986. *The Use of Saline Water for Crop Production*. FAO. Irrigation and Drainage Paper N°.58.Rome.
73. Richards, L. A. 1973. *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*. Manual N°60. Editorial LIMUSA.
74. Richards L. A., L. E. Allison, J. W. Brown, H. E. Hayward, L. Bernstein, M. Fireman, G. A. Pearson, L. W. Wilcox, C. A. Bower, J. T. Hatcher, y R. C. Reeve.(1954). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*. (Richards L. A., editor). Laboratorio de salinidad, departamento de agricultura de los Estados Unidos De América. 172 p.
75. Rigola, M. 1989. *Tratamiento de aguas industriales: aguas de proceso y residuales*. Ed. Productica, España, 11-13, 32-41
76. Risacher F., y B. Fritz. 1995. La génesis de los lagos salados. *Mundo Científico*. 159: 626-633.
77. Romero, A .H. 1994. Estudio de Caso (Valle del Mezquital). En preparación. *Taller Regional para las Américas sobre Aspectos de Salud*,

Agricultura y Ambiente, Vinculados al Uso de Aguas Residuales. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), Jiutepec, México.

78. Sánchez-Bernal E. I., G. Sandoval-Orozco, M. A. Camacho Escobar, F. Valdez-Martínez, A. Rodríguez-León, y H. M. Ortega-Escobar. 2014. Calidad Hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México. *Revista Internacional de Ciencia y Sociedad* 1(2): 27-41.
79. Sánchez Bernal, E., Ortega-Escobar, M., Sandoval-Orozco, G., Hernández-Viruel, R., y Estrada-Vázquez, C. (2012b). "Lavado de sales en suelos aluviales costeros de Oaxaca, México, con aguas residuales municipales tratadas". *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 28(4): 343-360
80. Sánchez-Bernal E. I., M. A. Camacho-Escobar, A. Rodríguez-León, y H. M. Ortega-Escobar. 2013. Physiological behavior of potato cv. Tollocan at diverse types of salinity. *Journal of Plant Studies*. 2: 120-134.
81. Sánchez S., R. 2011. Hidroquímica; Conceptos fundamentales, Composición Química del agua, Departamento de Geología, Universidad de Salamanca, España, 4pp. Recuperado el 25 de agosto del 2016, de <http://ocw.usal.es/eduCommons/ciencias-experimentales/hidrologia>.
82. SCFI. 1980. Norma Mexicana NMX-AA-003-SCFI-1980. Aguas residuales, Muestreo. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 25 de marzo 1980.
83. SCFI. 2000. Norma Mexicana NMX-AA-093-SCFI-2000. Análisis de agua, determinación de la conductividad eléctrica, método de prueba. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 18 de diciembre 2000.
84. SCFI. 2001. Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua, determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, método de prueba. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 8 de julio 2001.

85. SCFI. 2011. Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2011. Análisis de agua, determinación del pH, método de prueba. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación. 2 de septiembre 2011.
86. Shuval H. I. 1991. Health guidelines and standars for wastewater reuse en agriculture: Historical perspectives. Wat. Sci. Tech. Vol. 23, 2073-2080.
87. SINA, 2014. Archivo Histórico y Biblioteca Central del Agua (s.f). Sistema Nacional de Información del Agua. Recuperado el 3 de Julio del 2016, de <http://www.conagua.gob.mx/archivohistoricoybiblioteca/Contenido.aspx>
88. Suarez, D. L. 1981. Relation between pH and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. Soil Sci. Soc. Am. J. 45: 464-475.
89. Szabolcs, I. 1989. Salt affected soils, CRC Press. Boca Raton, Florida. 274 p.
90. Tisdall, J. M. & Oades, J. M. (1982) Organic matter and water-stable aggregates in soils. Journal of Soil Science, 33, 141-163.
91. Velázquez M., M. A., J. L. Pimentel Equihua y M. Ortega E. 2010. Variaciones longitudinales y temporales en la hidroquímica del río Duero. Agrociencia 44: 599-609.
92. Velázquez M., M. A., M. Ortega E., A. Martínez G., J. Kohashi S. y N. García C. 2002. Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Terra 20: 459-464.
93. 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
94. Zamora, M., Melin, A. A., Andres, E. 2009. Sorgo. Graniferos. RED SUR. 2008/09, Informe técnico.