

COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE HIDROCIENCIAS

**ÍNDICES DE SALINIDAD DEL AGUA DE LA
RED HIDROGRÁFICA DEL ESTADO DE
OAXACA, MÉXICO**

ALEJANDRA GABRIELA VARGAS OROZCO

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2018

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

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe ALEJANDRA GABRIELA VARGAS OROZCO, Alumno (a) de esta Institución, estoy de acuerdo en ser participe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del Profesor CARLOS RAMÍREZ AYALA, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis

ÍNDICES DE SALINIDAD DEL AGUA DE LA RED HIDROGRÁFICA DEL ESTADO DE OAXACA, MÉXICO

y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, El Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Montecillo, Mpio. de Texcoco, Edo. de México, a 28 de AGOSTO de 2018



Firma del
Alumno (a)



DR. CARLOS RAMÍREZ AYALA
Vo. Bo. del Consejero o Director de Tesis

La presente tesis titulada: **Índices de salinidad del agua de la red hidrográfica del estado de Oaxaca, México** realizada por la alumna: Alejandra Gabriela Vargas Orozco, 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. CARLOS RAMÍREZ AYALA

ASESOR



DR. HÉCTOR MANUEL ORTEGA ESCOBAR

ASESOR



DR. EDGAR IVÁN SÁNCHEZ BERNAL

Montecillo, Texcoco, Estado de México, agosto de 2018

ÍNDICES DE SALINIDAD DEL AGUA DE LA RED HIDROGRÁFICA DEL ESTADO DE OAXACA, MÉXICO

Alejandra Gabriela Vargas Orozco, M. en C.

Colegio de Postgraduados, 2018

RESUMEN

Aceves (2011), menciona que la calidad del agua puede ser definida en base a la calidad química, tomando como base las sales que trae en solución, aunque a esta la considere solo como una primera aproximación en casos generales. En México existen 13 regiones hidrológicas (CONAGUA, 2015), de las cuales 8 forman parte del estado de Oaxaca, de las cuales fluyen cinco de los principales ríos de México: Tehuantepec, Papaloapan, Grande, Umacinta-Grijalva, Coatzacoalcos y Verde (INEGI, 2017). En septiembre del 2017 se colectaron y analizaron 90 muestras de agua. Se determinó y clasificó la información físico-química de las aguas superficiales de la nombrada red hidrológica Oaxaca-Puebla. La mayoría de las aguas de la red hidrográfica fueron bicarbonatadas magnésicas-cálcicas. El pH tiende de ser neutral a ligeramente alcalina (< 6). Con respecto a la conductividad eléctrica más del 50% (51 muestras) oscilaron entre 58.79 hasta 248.6 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, clasificadas como aguas con baja salinidad. De acuerdo con los resultados, se obtuvo un disparo enorme en los parámetros medidos debido a que algunas muestras se tomaron de fuentes donde existe una concentración muy alta de sales. De acuerdo con el índice de salinidad efectiva el 25.55 % del total de las muestras tiene una clasificación buena, esto significa que hay 23 sitios que cuentan con aguas superficiales aptas para riego de cultivos. Índice de salinidad potencial: con lo que respecta a esta clasificación, el 90 % de las muestras obtuvieron una clasificación de buena calidad; con esto podemos concluir que 81 sitios de la red hidrográfica es apta para riego de cultivos sin peligro de dañar al cultivo o al suelo. Con respecto al carbonato de sodio residual el 96.66 % de las muestras de aguas son de buena calidad para el riego de cultivos y para el suelo. Los resultados arrojados por el cálculo de la RAS muestran que estas aguas representan un riesgo medio, tanto para el suelo como para el cultivo.

Palabras clave: agua superficial, calidad del agua, región hidrológica, química del agua, RAS.

**WATER SALINITY INDICES OF THE HYDROGRAPHIC NETWORK IN THE
STATE OF OAXACA, MEXICO**

Alejandra Gabriela Vargas Orozco, M. en C.

Colegio de Postgraduados, 2018

ABSTRACT

Aceves (2011) mentions water quality can be defined based on chemical quality taking into consideration salts that are in solution, although this is considered in general cases just like a first approximation. Nowadays there are considered 13 hydrological regions in Mexico (CONAGUA, 2015) of which 8 take place in the state of Oaxaca, there are 5 main rivers that flow out of these hydrological regions and are important for the country: Tehuantepec, Papaloapan, Grande, Umacinta-Grijalva, Coatzacoalcos and Verde (INEGI, 2017). In this investigation it was determined the ionic composition of superficial waters analyzing the following parameters: pH, CE, Ca, Mg, Na, K, CO₃, HCO₃, Cl and SO₄ of the hydrographic net named Oaxaca-Puebla. On september of 2017 there were collected and analyzed 90 water samples. A hydrogeochemical analysis was carried out to know the chemical composition of these superficial waters. The majority of the waters were calcium magnesium bicarbonates. pH tends to be from neutral to slightly alkaline (<6). Regarding electrical conductivity more than 50% of the samples (51 water samples) oscillated between 58.79 up to 248.6 and were classified like low salinity waters. According to the results, an enormous shot was obtained in the parameters measured because some samples were taken from sources where there is a very high concentration of salts. According to the effective salinity index, 25.55% of the total samples have a good classification, this means that there are 23 sites that have surface waters suitable for irrigation of crops. Potential salinity index: with respect to this classification, 90% of the samples obtained a classification of good quality; With this we can conclude that 81 sites of the hydrographic network is suitable for irrigation of crops without danger of damaging the crop or soil. With regard to residual sodium carbonate, 96.66% of the water samples are of good quality for the irrigation of crops and for the soil. The results obtained by calculating the SAR show that these waters represent a medium risk, both for the soil and for the crop.

Key words: superficial water, water quality, hydrological region, water chemistry, SAR.

AGRADECIMIENTOS

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

Al Colegio de Postgraduados-CM, por haberme aceptado dentro del programa de Hidrociencias.

Al Dr. Carlos Ramírez Ayala, por su apoyo incondicional y conocimiento sin el cual, este trabajo no hubiera podido ser y por haberme brindado su amistad y consejos siempre que hubiera oportunidad.

Al Dr. Héctor Manuel Ortega Escobar, por haberme dirigido en la elaboración de este trabajo y por los libros recomendados que fueron de mucha ayuda.

Al Dr. Edgar Iván Sánchez Bernal, por haberme brindado su apoyo y conocimiento para afinar este trabajo.

A mis padres, José Agustín Vargas Castro y Dalila Orozco Altamirano, por apoyarme en cada una de mis decisiones, siempre confiando en que soy capaz de lograr lo que me proponga.

A mi esposo, Elí Ramírez Vázquez, porque en él siempre he encontrado estabilidad, seguridad, apoyo y sobre todo amor, que es la fuerza que me continúa empujando hacia adelante. Siempre voy a tener presente todas esas palabras que me has brindado, A tu lado nada parece imposible.

CONTENIDO

Página

RESUMEN	iv
ABSTRACT	v
AGRADECIMIENTOS	vi
LISTA DE TABLAS	x
LISTA DE FIGURAS	xii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS	2
2.1. Objetivo general	2
2.2 Objetivos particulares	2
2.3 Hipótesis	3
3. REVISIÓN LITERARIA	4
3.1 El uso del agua en el mundo	4
3.2 El uso del agua en México.....	6
3.3 Geología del estado de Oaxaca.....	11
3.4 Geoquímica de los elementos	13
3.4.1 El silicio en la corteza terrestre	15
3.4.2 El carbono en la corteza terrestre	16
3.4.3 El fósforo en la corteza terrestre	19
3.4.4 El azufre en la corteza terrestre	21
3.4.5 El calcio en la corteza terrestre	22
3.4.6 El potasio en la corteza terrestre	24
3.4.7 El magnesio en la corteza terrestre.....	25
3.4.8 El sodio en la corteza terrestre	26
3.4.9 El cloro en la corteza terrestre.....	27
3.4.10 El boro en la corteza terrestre.....	27
3.4.11 Los nitratos en la corteza terrestre.....	29
3.5 Formación del suelo.....	30
3.5.1 Meteorización.....	33

3.5.2 Meteorización mecánica.....	33
3.6 Origen de las sales	35
3.6.1 Solubilidad de las principales sales en el suelo.....	38
3.6.2 Solubilidad de las sales más importantes	44
3.7 Composición iónica del agua en ríos.....	44
3.8 Procesos de formación de suelos salinos.....	47
3.9 Calidad del agua para riego	49
3.9.1 Criterios e índices para la clasificación química del agua de riego	50
3.9.2 Clasificación por efecto del sodio sobre las propiedades físicas	57
3.9.3 Clasificación de las aguas para riego con base al carbonato de sodio residual.....	63
3.9.4 Porcentaje de sodio intercambiable.....	64
3.9.5 Problemas de infiltración	67
3.9.6 Clasificación de las aguas para riego con base a la toxicidad por iones específicos	71
3.9.7 Clasificación de las aguas para riego con base a la geoquímica	76
3.9.8 Clasificación de los suelos en base a su salinidad.....	80
4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	82
4.1 Descripción geográfica del área de estudio.	82
4.1.1 Estado de Oaxaca	82
4.1.2 Región Hidrológica RH-18 “Balsas”	83
4.1.3 Región Hidrológica RH-20 “Costa Chica-Río Verde”	83
4.1.4 Región Hidrológica RH-21 “Costa de Oaxaca (Puerto Ángel)”	83
4.1.5 Región Hidrológica RH-22 “Tehuantepec”	83
4.1.6 Región Hidrológica RH-23 “Costa de Chiapas”	84
4.1.7 Región Hidrológica RH-28 “Papaloapan”	84
4.1.8 Región Hidrológica RH-29 “Coatzacoalcos”	84
4.1.9 Región Hidrológica RH-30 “Grijalva-Usamacinta”	84
4.2 Muestreo	96
4.2.1 Criterios de muestreo de canales, drenes y ríos (aguas superficiales)	96
4.3 Métodos	98
4.3.1 Determinación del pH	99
4.3.2 Determinación de la conductividad eléctrica	99

4.3.3 Determinación del residuo seco evaporado.....	100
4.3.4 Determinación del residuo seco calcinado	100
4.3.5 Determinación de sodio y potasio	101
4.3.6 Determinación de calcio.....	101
4.3.7 Determinación de calcio y magnesio	102
4.3.8 Determinación de carbonatos	102
4.3.9 Determinación de bicarbonatos	103
4.3.10 Determinación de cloruros	104
4.3.11 Determinación de sulfatos	105
4.3.12 Determinación de nitrógeno de los nitratos (N-NO ₃).....	106
4.3.13 Determinación de fósforo de los ortofosfatos (P-PO ₄)	107
4.3.14 Determinación de boro	108
4.3.15 Determinación de silicio.....	109
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	111
5.1 Descripción del lugar.....	111
5.2 Verificación de los análisis químicos	131
5.2.1 Conductividad eléctrica y concentración total de cationes o aniones	131
5.2.2 Conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos.....	133
5.2.3 La relación entre los sólidos totales disueltos determinados y los sólidos totales disueltos calculados.....	134
5.2.4 El porcentaje de error	135
5.2.5 Concentración de cationes y aniones	136
5.3 Distribución de cationes y aniones	138
5.4 Clasificación de las aguas.....	142
5.4.1 Clasificación por concentración	142
5.4.2 Clasificación por efecto del sodio sobre las propiedades físicas	150
5.4.3 Clasificación de las aguas de riego con base a la toxicidad específicas de los iones..	172
5.4.4 Clasificación de las aguas de riego con base a la geoquímica	183
6. CONCLUSIONES	188
8. BIBLIOGRAFÍA	191

LISTA DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Clasificación Goldschmidt de los elementos.....	15
Tabla 2. Porcentaje de los principales constituyentes de la composición química de la corteza terrestre.	36
Tabla 3. Solubilidad máxima en agua de algunas sales a diferentes temperaturas (solución saturada).....	44
Tabla 4. Principales constituyentes del agua de mar.	46
Tabla 5. Composición de aguas naturales.....	47
Tabla 6. Criterios e índices para clasificar las aguas de riego en base a su calidad química.....	50
Tabla 7. Clasificación de aguas para riego en base a la conductividad eléctrica.....	51
Tabla 8. Clasificación de aguas para riego con base en la salinidad efectiva.....	53
Tabla 9. Clasificación de aguas para riego con base en la salinidad potencial.....	53
Tabla 10. Clasificación de aguas para riego con base en la salinidad.	56
Tabla 11. Clasificación de aguas para riego en base a la salinidad en riego por goteo.	56
Tabla 12. Concentraciones de calcio (Ca°) en el agua del suelo, contenida en el suelo cerca de la superficie, que resultaría de regar con aguas de determinado valor HCO_3/Ca y conductividad ECa.	61
Tabla 13. Clasificación de aguas para riego de acuerdo a los problemas de infiltración.	69
Tabla 14. Clasificación de aguas para riego según la concentración del cloro.....	72
Tabla 15. Clasificación de aguas para riego de acuerdo a la concentración de boro.....	73
Tabla 16. Clasificación de aguas para riego en base al fósforo total con respecto al nivel de productividad.	75
Tabla 17. Clasificación de aguas para riego de acuerdo a la concentración de nitratos.	76
Tabla 18. Clasificación de aguas para riego de acuerdo a la dureza.....	78
Tabla 19. Clasificación de aguas para riego de acuerdo a la alcalinidad.....	79
Tabla 20. Principales elevaciones ubicadas en el estado de Oaxaca.	86
Tabla 21. Metodología de las determinaciones empleadas en el análisis de aguas obtenidas en la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.	98

Tabla 22. Titulación de iones hidróxido, carbonato y bicarbonato en presencia de los indicadores: fenolftaleína y anaranjado de metilo.	104
Tabla 23. Curva de calibración de nitrógeno de los nitratos (N-NO ₃).	108
Tabla 24. Localización geográfica de las estaciones de muestreo de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla.	113
Tabla 25. Composición iónica de las aguas de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.	118
Tabla 26 Porcentajes permisibles de diferencias en los resultados analíticos.	136
Tabla 27. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla según la conductividad eléctrica.	142
Tabla 28. Cálculo de la relación de adsorción de sodio por tres métodos distintos de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.	151
Tabla 29. Clasificación de aguas superficiales de acuerdo al índice RAS, RAS° y RAS aj.	155
Tabla 30. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla de acuerdo al carbonato de sodio residual.	161
Tabla 31. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla con base en el peligro de disminución de la infiltración.	164
Tabla 32. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla de acuerdo al contenido de cloro.	173
Tabla 33. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla de acuerdo al contenido de boro.	175
Tabla 34. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla de acuerdo al contenido de fósforo.	177
Tabla 35. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla de acuerdo al contenido de nitrógeno de los nitratos.	179
Tabla 36. Contenido de sílice en las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.	182
Tabla 37. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Puebla-Oaxaca de acuerdo a la dureza.	184
Tabla 38. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Puebla-Oaxaca de acuerdo a la alcalinidad.	185

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Distribución porcentual de sitios de monitoreo en cuerpos de aguas superficiales, de acuerdo al indicador DBO ₅	8
Figura 2 Distribución porcentual de sitios de monitoreo en cuerpos de aguas superficiales, de acuerdo al indicador SST.	8
Figura 3. Distribución porcentual de sitios de monitoreo en cuerpos de aguas superficiales, de acuerdo al indicador DQO.	9
Figura 4. Diagrama para clasificar aguas de riego respecto al RAS y la conductividad eléctrica	62
Figura 5. Nomograma para determinar el valor de la relación de adsorción de sodio del agua para riego y para estimar el valor correspondiente para el porcentaje de sodio intercambiable del suelo que esta en equilibrio con dicha agua. Laboratorio de Salinidad de E.U.A. (1973).....	66
Figura 6 Reducción relativa de la infiltración, provocada por la salinidad (ECa) y la relación de adsorción de sodio, propuesto por Rhoades, 1977; Oster y Schroer, 1979.....	70
Figura 7. Ubicación del estado de Oaxaca en la República Mexicana.	87
Figura 8. Hidrogeología del estado de Oaxaca.	88
Figura 9. Uso del suelo y vegetación del estado de Oaxaca.	89
Figura 10. Regiones hidrológicas del estado de Oaxaca.....	90
Figura 11. Ubicación del estado de Puebla en la República Mexicana.	92
Figura 12. Hidrogeología del estado de Puebla.	93
Figura 13. Uso del suelo y vegetación del estado de Puebla.	94
Figura 14. Regiones hidrológicas entre los estados de Oaxaca y Puebla.	95
Figura 15. Puntos de muestreo de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla	112
Figura 16. Relación entre la conductividad eléctrica y la suma total de cationes de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.....	132
Figura 17. Relación entre la conductividad eléctrica y la suma total de aniones de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.....	132

Figura 18. Relación entre el residuo seco evaporado _{calculado} y la conductividad eléctrica de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.....	133
Figura 19. Relación entre el residuo seco evaporado _{determinado} y la conductividad eléctrica de la red hidrográfica de Oaxaca-Puebla.	134
Figura 20. Relación entre los sólidos totales disueltos _{calculados} y los sólidos totales disueltos _{determinados} de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.....	135
Figura 21. Relación entre la suma de aniones y la suma de cationes de la red hidrográfica de Oaxaca-Puebla.....	136
Figura 22. Distribución iónica de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla.	138
Figura 23. Distribución iónica de la red hidrográfica Oaxaca - Puebla.....	139
Figura 24. pH de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.	140
Figura 25. Temperatura de los puntos de muestreo de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.....	140
Figura 26. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla con respecto a la RAS _{original}	157
Figura 27. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla con respecto a la RAS ^o	158
Figura 28. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla con respecto al RAS _{ajustado}	159
Figura 29. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS _{original}	169
Figura 30. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS _{ajustado}	170
Figura 31. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla con base en el peligro de disminución de la infiltración con el RAS _{corregido}	171
Figura 32. Distribución del contenido de cloro en las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.....	172
Figura 33. Distribución del contenido de boro de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.....	174
Figura 34. Distribución del contenido de fósforo de la red hidrográfica Puebla-Oaxaca.....	176
Figura 35. Distribución del contenido de nitrógeno de los nitratos en aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.....	178

Figura 36. Distribución del contenido de sílice en aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla.....	181
Figura 37. Diagrama de Piper obtenido de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla.....	187

1. INTRODUCCIÓN

De acuerdo con el Atlas del agua en México (AAM, 2016), México recibe el orden de 1, 449, 471 millones de metros cúbicos de agua en forma de precipitación. Con los últimos cálculos hidrológicos disponibles al 2015, se estima que el 21.2 % escurre por ríos y arroyos. Los ríos y arroyos de México constituyen una red hidrográfica de 633 mil kilómetros de longitud, por los cauces de los 51 ríos principales fluye el 87 % del escurrimiento superficial de la República. El estado de Oaxaca integra algunas cuencas y ríos principales con las que cuenta el país, donde dos tercios del escurrimiento superficial se dan en los cauces de siete ríos: Grijalva-Usamacinta, Papaloapan, Coatzacoalcos, Balsas, Pánuco, Santiago y Tonalá; estas cuencas representan el 22 % de la superficie de nuestro país. Sin embargo, en distintas investigaciones se refleja la preocupación por la calidad de estas aguas superficiales para riego que recorren al estado. Uno de los parámetros para medir la calidad de las aguas para riego es el contenido de sales solubles (Aceves, 2011). Cabe mencionar que este es solo un cálculo superficial en cuanto a la calidad del agua para riego, pues este tipo de evaluaciones dependen de más factores. De acuerdo con CONAGUA (2016), uno de los parámetros que permite evaluar la salinización de aguas son los sólidos disueltos totales. El origen de estos sólidos puede ser antropogénico, por medio de aguas residuales o procesos erosivos, principalmente en zonas agrícolas y altamente deforestadas. En el Atlas del Agua en México (2016), se muestran resultados de sitios muestreados en la república donde el 93.4 % de estos sitios resultaron con calidad aceptable o superior, desafortunadamente no mencionan información puntual acerca de qué sitios fueron tomados en cuenta para esta evaluación. Con el transcurso de los años se han realizado evaluaciones a aguas superficiales, residuales y pozos en el estado de Oaxaca, siendo estos exclusivos de alguna cuenca hidrológica específica o de algún río principal (Sánchez *et al.*, 2012; Sánchez *et al.*, 2014; Soriano *et al.*, 2017; Martínez *et al.*, 2018).

Es por esto que el presente trabajo pretende determinar las variaciones en las concentraciones iónicas de las aguas superficiales de la mayoría de las regiones hidrológicas con las que cuenta el estado de Oaxaca, considerando la zona sureste del estado de Puebla, ya que comparten una región hidrológica, donde se puede observar un clima y una estructura geológica similar. Es importante tomar en cuenta que además de la aportación iónica que otorga el arrastre de

sedimentos por el suelo también existe la posibilidad de que algunos iones sean producto del uso de fertilizantes agrícolas, así como también desechos urbanos.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Determinar la composición iónica de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla, en diferentes puntos de muestreo.

2.2 Objetivos particulares

2.2.1 Muestrear las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla

2.2.2 Determinar los parámetros físico-químicos de las aguas del sistema hidrográfico Oaxaca-Puebla, como son: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), potencial de iones hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), residuo seco evaporado (STD), residuo seco calcinado (STF), carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-), cloruros (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}), sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), fósforo de los ortofosfatos (P- PO_4), boro (B), sílice (Si), nitrógeno de los nitratos (N- NO_3).

2.2.3 Obtener las siguientes clasificaciones de aguas: índice de salinidad efectiva (SE), índice de salinidad potencial (SP), carbonato de sodio residual (CSR), porcentaje de sodio intercambiable, problemas de infiltración, de acuerdo a la toxicidad, geoquímica y salinidad.

2.2.4 Determinar el valor de la relación de adsorción de sodio (RAS), según sus diferentes modificaciones

2.3 Hipótesis

Se deben presentar variaciones en las concentraciones iónicas de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla, debido a los diversos factores contaminantes por las que el agua atraviesa, los cuales pueden ser antropogénicos, geológicos y naturales.

3. REVISIÓN LITERARIA

3.1 El uso del agua en el mundo

Según datos de la UNESCO (2018), el sector agrícola continua siendo el principal consumidor de agua en el mundo, sin embargo, la demanda industrial y doméstica de agua aumenta mucho más rápido que la demanda agrícola a un ritmo del 1 % anual aproximadamente, en función del aumento de la población, el desarrollo económico y los cambios en los patrones de consumo. Al mismo tiempo, el ciclo global del agua se está intensificando debido al cambio climático: las regiones húmedas se están volviendo más húmedas y las regiones secas se están volviendo aún más secas (WWAP, 2018).

A nivel mundial, el desafío más frecuente al que se enfrenta la calidad del agua es la carga de nutrientes, que según la región se asocia a menudo con la carga de patógenos. Cientos de productos químicos afectan también la calidad del agua. Se espera que los mayores aumentos en la exposición a contaminantes se den en los países de ingresos bajos y medio bajos, debido principalmente a un mayor crecimiento demográfico y económico y a la falta de sistemas de gestión de aguas residuales. Desde los años 90, la contaminación del agua no ha hecho más que empeorar en casi todos los ríos de América Latina, África y Asia. Se espera que la calidad del agua se deteriore aún más en las próximas décadas, lo que aumentará las amenazas para la salud humana, el medio ambiente y el desarrollo sostenible.

Alexandratos y Bruinsma (2012), mencionan que para el año 2025 la producción agrícola y energética (elaboración de alimentos y electricidad), van a aumentar un 60 y 80 % respectivamente, esto implica un mayor consumo de agua. Lo que provoca una gran preocupación debido a los cambios en el clima, esto derivado del cambio climático que está alterando la estabilidad de las regiones y la disponibilidad del recurso.

La agricultura representa aproximadamente el 70 % de las extracciones de agua a nivel mundial, de las cuales la gran mayoría se utilizan para el riego, sin embargo esta práctica aún se realiza sin ningún régimen o limitación lo que provoca que la actividad en lugar de mantener un buen

estado de la calidad del agua y suelo, los daña. De acuerdo a varios autores como Burek (2016), la FAO (2011) y la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE, 2012), han previsto un incremento o disminución del consumo del agua para el año 2050, sin embargo y haciendo a un lado estos pronósticos, lo que preocupa es que para satisfacer el 60 % de la demanda de alimentos se tendrían que expandir las tierras cultivables, así como también se incrementaría el consumo de agua, energía y agroquímicos. Este incremento en el consumo sin una estrategia sustentable conduciría directamente a un colapso ambiental, pues los recursos se explotarían a tal grado que el tiempo no sería suficiente para renovar el ciclo de cada recurso. Sin embargo, estos impactos, incluyendo las necesidades de más tierra y agua, podrían evitarse en gran medida si una mayor intensificación de la producción agrícola se basara en la intensificación ecológica que implique la mejora de los servicios ecosistémicos para reducir los insumos externos (FAO, 2011).

Es un hecho que el precio del agua es elevado y muy difícil de disponer de él en algunos lugares. Como se mencionó anteriormente, la agricultura tiene un uso intensivo de este recurso hídrico. Ortega y Orellana (2007), mencionan que existen alternativas para emplear aguas con un alto contenido de sales, esta sospecha se debe a la excesiva extracción de aguas subterráneas que no permiten una recarga natural del manto provocando así, la intrusión de aguas salinas, esto a su vez perjudicando la calidad del suelo y dañando los cultivos. Un aspecto a considerar en la propuesta de Ortega y Orellana, es qué niveles de concentración de sales son aceptables evitando que el suelo se salinice, para esto se basan en la clasificación propuesta por Richards (1954), donde se expresan los grados de salinidad que deberían tener los suelos y las afectaciones que podrían alcanzar a los cultivos. Por ello, es posible regar a cultivos tolerantes o medianamente tolerantes con altas concentraciones de sales si se asegura que la concentración no se eleva debido a la desecación del suelo, es decir, no solo basta con regar los cultivos con aguas salinas y dejarlas crecer, se debe dar un seguimiento con abundante agua para no dañar la zona radical de las plantas con una carga excesiva de sales, diluyendo estas mismas con cantidades de agua mayores y no permitiendo que el suelo se seque por completo.

La provincia de Mendoza, Argentina tiene una superficie extensa que se dedica a la agricultura, por ello cuenta con una vasta infraestructura de riego y drenaje. Ortíz, Morábito, Rearte y

Mastrantonio (2005), desarrollaron una investigación en donde esta infraestructura aprovecha cinco ríos para sustraer aguas y regar los cultivos de la zona antes mencionada. En el lugar existe la acumulación de agua que produce el ascenso de los niveles freáticos hasta aproximarse a la superficie del suelo, incrementando la salinización del mismo y provocando daños en los cultivos. En dicha zona hay 9 áreas de riego, siendo el oasis norte de la provincia de Mendoza el área agrícola con riego más intensamente explotada en el país comprendido por los ríos Mendoza y Tunuyán inferior. *Ortíz et al.* (2005) realizaron dos campañas para la toma de muestras de agua en el 2002 y 2004, de esta forma podrían evaluar las aguas que se sustraen del manto freático y conocerían las concentraciones de sales de esta misma. Como conclusiones obtuvieron que se debe realizar un adecuado y permanente mantenimiento en la red de drenaje y de verificación topográfica para así diferenciar qué sales provienen del suelo y cuáles de otras fuentes, así mismo se recomienda incrementar el abatimiento de la freática salina construyendo drenes secundarios en aquellas zonas de los sectores Oeste y Norte del área prospectada, brindando una rápida salida a las aguas salinas del sector.

3.2 El uso del agua en México

En México, el mayor uso de agua se dirige al sector agrícola, con el 76.3 % del volumen concesionado para uso consuntivo. La fuente predominante es la superficial, con el 64.1 % del volumen concesionado para este uso. La superficie del país sembrada variaba entre 21.4 y 21.9 millones de hectáreas durante el período 2006-2016. Al año 2016, la superficie sembrada bajo riego en México fue de 6.05 millones de hectáreas, de las cuales un poco más de la mitad se ubican en 86 distritos de riego y el restante en más de 40 mil unidades de riego. En el país existe la necesidad de producir mayores cantidades de alimentos, debido a que se estima que, derivado del crecimiento poblacional, el desarrollo económico y la urbanización, entre otros factores, la demanda por agua y alimentación se incrementará sensiblemente. Esta situación es preocupante ya que hacia el año 2050 la producción de alimentos deberá aumentar en un 70 %, por lo que se requerirá incrementar la productividad agrícola, lo que demandará 50 % más en el consumo de energía y 11 % en el agua destinada para riego (Proceso Regional de las Américas, 2018).

CONAGUA cuenta con una Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua (RENAMECA), se rigen por la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y la Ley de Aguas Nacionales, estas leyes se basan en tres indicadores para evaluar la calidad del agua; y son: la demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO_5), la demanda química de oxígeno (DQO) y los sólidos suspendidos totales (SST). La DBO_5 y la DQO se utilizan para determinar la cantidad de materia orgánica presente en los cuerpos de agua que provienen principalmente de las descargas de aguas residuales de origen municipal y no municipal. La primera, DBO_5 , determina la cantidad de materia orgánica biodegradable y la segunda mide la cantidad total de materia orgánica. Los SST tienen su origen de las aguas residuales y la erosión del suelo. El incremento de los niveles de SST hace que un cuerpo de agua pierda la capacidad de soportar la diversidad de la vida acuática (CONAGUA, 2011).

Dicha evaluación la integraron 652 sitios con información para la DBO_5 , 725 sitios con datos para DQO y 799 sitios con datos para el parámetro SST. Los resultados para el indicador DBO_5 muestran que para casi el 70 % de los sitios medidos tienen una calidad excelente o buena y que sólo 25 sitios (3.8 % del total) se encuentran fuertemente contaminados (Figura 1). Para el caso del indicador DQO los resultados de la evaluación indican que 40 sitios (5.6 %) están fuertemente contaminados y casi el 53 % de los sitios (383) se encuentran con una calidad excelente o buena (Figura 2). Finalmente, para el indicador SST 683 sitios de monitoreo (85.5 % del total) presentan una calidad excelente o buena y sólo el 0.6 % (5 sitios) tienen una calidad fuertemente contaminada (Figura 3).

Otro factor importante en la lucha por controlar y preservar los cuerpos de agua del país, son los contaminantes procedentes de la agricultura, lo que se ha llamado contaminación difusa. En la cuenca Lerma - Chapala, la aportación de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo proveniente de este tipo de contaminación, representa el 27 y 18 %, respectivamente. El control de la contaminación difusa requiere contener el uso excesivo de agroquímicos en la agricultura, de un conocimiento más amplio sobre el tamaño, características y localización de los problemas de este tipo de contaminación que afecta al agua y a los suelos y por ende, a los subsecuentes.

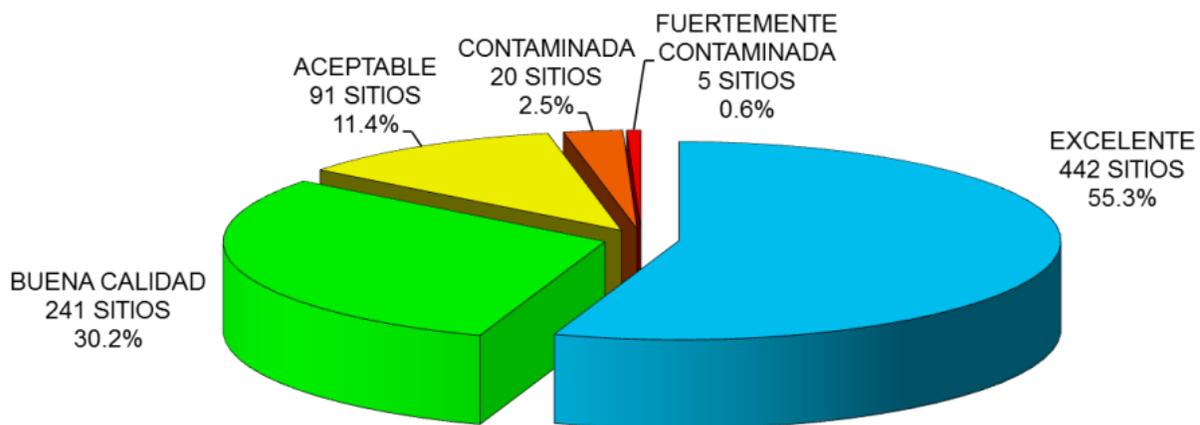


Figura 1. Distribución porcentual de sitios de monitoreo en cuerpos de aguas superficiales, de acuerdo al indicador DBO₅

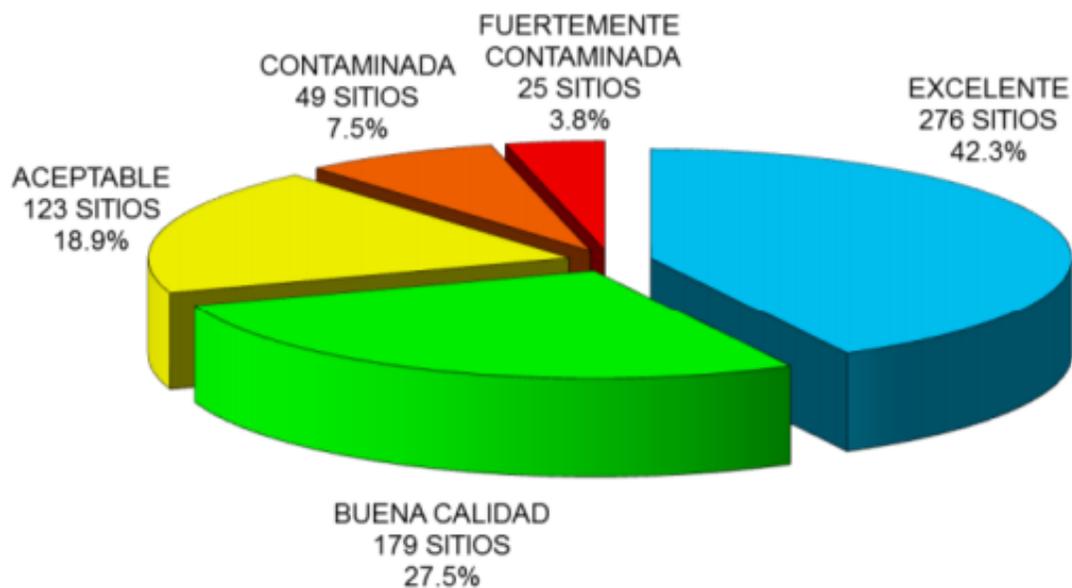


Figura 2 Distribución porcentual de sitios de monitoreo en cuerpos de aguas superficiales, de acuerdo al indicador SST.

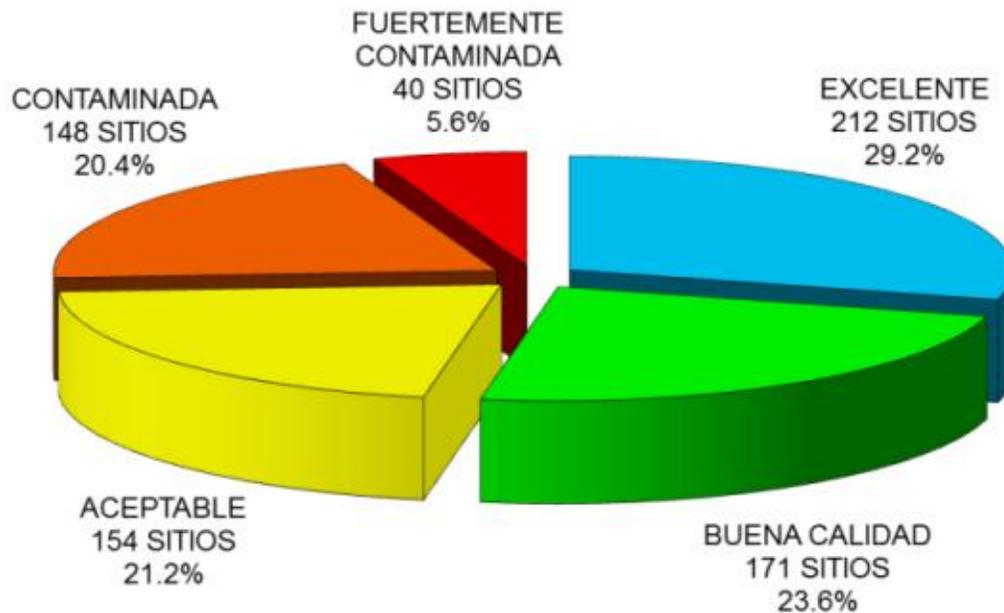


Figura 3. Distribución porcentual de sitios de monitoreo en cuerpos de aguas superficiales, de acuerdo al indicador DQO.

Hoy en día, en México existen 37 regiones hidrológicas las cuales han sido objeto de investigaciones acerca de la calidad del agua por CONAGUA (2005), donde se muestra solo el porcentaje de sitios de monitoreo que presentan calidad de agua: excelente, buena, aceptable, contaminada y fuertemente contaminada para los parámetros anteriormente mencionados (DBO₅, DQO y SST). Estos datos arrojados resultan ser inadecuados, puesto que no reportan niveles absolutos de las concentraciones de los contaminantes; lo cual es preocupante pues algunos rangos son muy amplios. De acuerdo con Ibararán, Mendoza, Pastrana y Manzanilla (2017), CONAGUA analizó estos datos de 2003 a 2013 y se observa que el porcentaje nacional de sitios de monitoreo con agua contaminada o fuertemente contaminada no varía mucho, sobre todo en el caso del indicador DQO, pero en los demás disminuye de manera marginal, por lo que se concluye que no es claro que la calidad del agua en general haya mejorado. Son tres las regiones hidrológicas con un porcentaje alto de agua contaminadas y estas son: aguas del Valle de México, Península de Baja California y la del Lerma-Santiago-Pacífico (Jiménez, 2007).

Se han desarrollado investigaciones donde se dieron a la tarea de contribuir con análisis de la calidad del agua en algunos ríos para conocer su grado de contaminación real. Derivado de estos

estudios han resultado conclusiones de que estos ríos y aguas superficiales tienen un alto grado de deterioro por razones como los asentamientos humanos urbanos y la industria, cuyas descargas residuales no se están tratando, otro factor es la agricultura, en ciertas regiones del país es generada por las descargas de aguas residuales y los escurrimientos a partir de la producción agropecuaria, que han provocado que el agua de los ríos se considere tóxica y peligrosa para la salud. Otra causa de igual impacto, tal vez mayor es la del crecimiento demográfico, entre mayor sea el número de habitantes, más residuos y descargas se generan, tanto en el ámbito municipal como en el industrial porque se producen más contaminantes que terminan en los cuerpos de agua.

Medina *et al.*, (2016) realizaron un estudio sobre la calidad del agua para riego y suelos agrícolas en Tuxcacuesco, Jalisco. Las muestras fueron obtenidas en junio de 2015 y analizadas en el laboratorio de suelos del Centro Universitario de la Costa Sur (CUCSUR), los parámetros a determinar fueron pH, C.E., Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} , índices de salinidad, toxicidad, concentración iónica, contenido de boro y fertilidad de suelo. En relación al suelo, uno de los problemas clásicos de degradación ha sido el de controlar, prevenir o mejorar los suelos afectados por la salinidad. Cuando la sodicidad y la salinidad se encuentran presentes en el suelo, se incrementa la presión osmótica del agua del suelo, lo que impide su aprovechamiento por parte de las raíces y se genera además un desbalance nutricional, provocando toxicidad y deficiencias en las plantas (Mau & Porporato, 2015).

La zona de estudio se ubica en el municipio de Tuxcacuesco, Jalisco. Tiene una superficie de 417 km², 25.2 % del uso del suelo se destina a la agricultura. El muestreo del agua se realizó en 11 norias, de profundidades oscilantes entre 6 y 15 metros, dos pozos profundos y dos sitios del río Tuxcacuesco. El muestreo en suelos se realizó en las parcelas respectivas a la ubicación de las norias y en dos parcelas que son irrigadas con agua del río y de pozos, las muestras se tomaron a una profundidad de 30 cm. Como conclusiones se tiene que los recursos de agua y suelo del municipio de Tuxcacuesco son aptos para la actividad agrícola. Los riesgos de sodicidad y salinidad son bajos, los valores carbonato de sodio residual se encuentran dentro del rango establecido como aceptable, se consideran en este campo a ambos recursos de buena calidad.

3.3 Geología del estado de Oaxaca

El municipio de Oaxaca se ubica dentro de la provincia Zapoteca, la cual a su vez forma parte de la Sierra Juárez, cuya morfología es abrupta y presenta pendientes muy pronunciadas con alturas máximas que superan los 3,000 m. (Ortega *et al.*, 1992). En un contexto regional, Sedlock *et al.* (1993), definieron una serie de terrenos tectónicos limitados por fallas. Estos terrenos tectónicos agrupan una serie de unidades litoestratigráficas que en conjunto conforman la geología del sur de México. A partir de información bibliográfica, así como de las observaciones realizadas, agrupa a una escala más local 8 unidades litológicas. A continuación se describen cada una de ellas de la más antigua a la más reciente, de acuerdo a la numeración mostrada en el mapa:

1. Complejo Oaxaqueño. Rocas metamórficas que forman parte del Complejo Oaxaqueño de edad precámbrica. Además de gneis y anortita, este complejo metamórfico está constituido por mármol, diques pegmatíticos y granitos metamórficos. Su distribución se concentra en la parte Suroeste del área, principalmente en las agencias Montoya, San Martín Mexicapam y San Juan Chapultepec. Por sus características estructurales y texturales esta unidad presenta problemas de bloques caídos y derrumbes.
2. Complejo milonítico. Rocas de bajo metamorfismo y rocas sedimentarias que constituyen un complejo milonítico formado por esquistos. Se distribuye principalmente en el sector NE del municipio, principalmente dentro de la agencia San Felipe del Agua. La principal litología reconocida en el área, es una unidad de esquistos verdes con texturas bandeadas de cuarcitas con tamaños que oscilan de centímetros a decímetros. Esta unidad se encuentra fallada y sus características texturales facilitan los fenómenos de reptación y deslizamientos de suelo.
3. Calizas y dolomías del Cretácico. Esta unidad se distribuye principalmente en las agencias Centro y San Felipe del Agua. La roca es una caliza masiva micrítica de color beige-crema. Su espesor varía de decímetros a metros y en algunos casos se observan bloques con huellas de disolución, lo cual puede ser un indicador de probable existencia de cavernas por karsticidad, aunque en la zona no hay reportes de existencia de estas. Por sus características

estructurales de estratificación y fracturamiento esta unidad puede generar bloques rodados.

4. Areniscas y lutitas del Cretácico. Conformada por una secuencia de areniscas y lutitas intercaladas, esta unidad es la de mayor distribución en el área. Las areniscas tienen espesores que varían de 2 a 66 cm y las lutitas de 2 a 20 cm. Las capas de areniscas presentan una alta dureza y grado de litificación semejantes, mientras que las lutitas presentan estratos de diferente dureza y grado de fragmentación (puede llegar a ser milimétrica). Esto influye en que varios de los flancos de cerros conformados por estas rocas presenten diferentes grados de inestabilidad, como es el caso del cerro del Fortín.
5. Intrusivo granítico del Terciario. Esta unidad es la de menor distribución en la zona, ya que solo se observa en dos pequeñas áreas al Norte y Noreste. La roca es masiva de textura granular, holocristalina y presenta un intenso fracturamiento cuyas dimensiones varían de centímetros a decímetros. Su mineralogía está constituida por cristales de cuarzo, mica y feldespatos. Tiene cierto grado de intemperismo químico, lo cual se reconoce en la presencia de caolinita como resultado de la alteración de los feldespatos. Por su grado de fracturamiento y alteración, esta unidad es susceptible de generar bloques caídos de roca.
6. Andesita del Terciario: Esta unidad tiene también una distribución muy restringida. Solo se observan algunos afloramientos en la parte Norte del área, particularmente dentro de la agencia San Felipe del Agua. La roca es una andesita densa, de carácter masivo de color gris oscuro con textura fanerítica con fenocristales de plagioclasa y anfíbol. Presenta un intenso fracturamiento y fragmentación, lo cual la hace susceptible a derrumbes en cortes inestables.
7. Ignimbrita-conglomerado, toba riolítica del Terciario. En esta unidad se agrupan unidades de origen volcánico y volcano-sedimentario. Su distribución es restringida, principalmente en las zonas Central y Oriental del área, dentro de las agencias Centro y Cinco Señores. En la base y parte posterior del edificio “Las Canteras”, en el parque del mismo nombre, aflora una roca ignimbrítica usada como cantera en varios de los edificios de la ciudad de Oaxaca.
8. Limolita-arena y aluvión del Cuaternario. Esta unidad está constituida por depósitos sedimentarios recientes, constituidos por arena fina y gruesa, los cuales se distribuyen en la parte Centro-Oriental del área cubierta por el mapa geológico, particularmente en la Agencia Centro y en el municipio vecino de Santa Lucía del Camino. Por su naturaleza

reciente es un material no consolidado que forma estratos horizontales, los cuales están asociados con las zonas de inundación de los valles fluviales. El crecimiento de la mancha urbana dificulta su identificación.

3.4 Geoquímica de los elementos

La geoquímica de los elementos en trazas ha sido de uso enorme para entender la evolución de la tierra. De las concentraciones de gases en trazas en el manto y su composición isotópica, concluimos que la porción sólida de la tierra debe de haber sufrido extensa desgasificación dentro de los primeros centenares de millones de años de historia de la Tierra. Los elementos en trazas pueden proporcionar pistas útiles acerca del origen de los depósitos de mena de sulfuro. Las concentraciones de elementos en trazas tales como el Cadmio (Cd) en las cáscaras fósiles de microorganismos proporcionan información sobre la productividad biológica y modelos de la circulación de océanos antiguos y la concentración de Estroncio (Sr) en los corales proporciona una medida de la temperatura de los mares antiguos. A lo largo de las ciencias de la tierra, la geoquímica de elemento en trazas se ha vuelto una herramienta poderosa (White, 2001).

Los elementos en trazas son esos elementos que no son constituyentes estequiométricos de fases en el sistema de interés. Por ejemplo, el Potasio (K) nunca forma su propia fase en basaltos de dorsal centro oceánica (MORB), su concentración raramente excede las 1500 ppm; pero el Potasio (K) no es ciertamente un elemento en trazas en los granitos. Para la mayoría de las rocas silicatadas, O, Si, Al, Na, Mg, Ca y Fe son "elementos mayores", H, C, S, K, P, Ti, Cr y Mn a veces son "los elementos mayores" en el sentido de que ellos pueden ser constituyentes estequiométricos de fases. Estos son a menudo llamados "elementos menores". Todos los elementos restantes siempre son elementos en trazas, con la excepción de algunas raras, pero importantes, circunstancias de las pegmatitas y los depósitos de mena.

No importa cómo se defina el término elementos en trazas, la mayoría de los elementos entrará en esta categoría. Goldschmidt (1970) reconoció cuatro amplias categorías: atmófilo, litófilo, calcófilo y siderófilo. Los elementos atmófilos generalmente son sumamente volátiles y se concentran en la atmósfera e hidrosfera. Litófilos, siderófilos y calcófilos se refieren a la tendencia de elementos a repartirse respectivamente en un silicato, metal o líquido de sulfuro. Los elementos litófilos son los que muestran una afinidad por las fases silicatadas y se concentran en la porción silicatada (corteza y manto) de la tierra. Los elementos siderófilos tienen una afinidad por una fase líquida metálica. Están mermados en la porción silicatada de la tierra y probablemente se concentran en el núcleo. Los elementos calcófilos tienen una afinidad por una fase líquida de sulfuro. Ellos también están mermados en los silicatos de la tierra y pueden concentrarse en el núcleo. Muchos depósitos de mena de sulfuro se originaron de fluidos ácuos en lugar de líquido sulfurado.

En la Tabla 1 se muestra que los elementos litófilos ocurren principalmente en cualquier extremo de la tabla periódica, los elementos siderófilos son principalmente los de los grupos 8, 9 y 10 de los elementos y sus vecinos, los elementos calcófilos son principalmente los de los grupos 11, 12 y el grupo más pesado del 13-16 de elementos, mientras que los elementos atmófilos son principalmente gases nobles.

Tabla 1. Clasificación Goldschmidt de los elementos.

Siderófilo	Calcófilo	Litófilo	Atmófilo
Fe*, Co*, Ni*	(Cu), Ag	Li, Na, K, Rb, Cs	(H), N, (O)
Ru, Rh, Pd	Zn, Cd, Hg	Be, Mg, Ca, Sr, Ba	He, Ne, Ar, Kr, Xe
Os, Ir, Pt	Ga, In, Tl	B, Al, Sc, Y, REE	
Au, Re [†] , Mo [†]	(Ge), (Sn), Pb	Si, Ti, Zr, Hf, Th	
Ge*, Sn*, W [†]	(As), (Sb), Bi	P, V, Nb, Ta	
C [‡] , Cu*, Ga*	S, Se, Te	O, Cr, U	
Ge*, As [†] , Sb [†]	(Fe), Mo, (Os)	H, F, Cl, Br, I	
	(Ru), (Rh), (Pd)	(Fe), Mn, (Zn), (Ga)	

* Calcófilos y litófilos en la corteza de la Tierra

[†] Calcófilo en la corteza de la Tierra

[‡] Litófilo en la corteza de la Tierra

Fuente: Geoquímica, White, 2001.

3.4.1 El silicio en la corteza terrestre

De acuerdo con White (2001), el Silicio es el más común de los elementos en la superficie de la Tierra tras el Oxígeno. Su concentración en solución juega un papel importante para determinar cómo procederá la meteorización. Se utiliza desde hace miles de años en la fabricación del vidrio empleando para ello los silicatos. Desde aproximadamente mediados del siglo XX, se le ha utilizado en la industria electrónica y computacional. Es sabido que los microchips tienen como base el silicio. También hay celdas solares fabricadas con base en este elemento. En la actualidad se están desarrollando nanoestructuras a base de silicio y germanio, que presentan propiedades superconductoras. El silicio tiene varios efectos sobre los vegetales. Las plantas de Arabidopsis fertilizadas con silicio, al ser infectadas con hongos, presentan una infección menos severa,

además de que el silicio retrasa la aparición de la enfermedad y reduce su incidencia, modulando y sincronizando mejor la respuesta de la planta al patógeno. Las evidencias muestran que las plantas que crecen en ausencia de silicio frecuentemente son más débiles estructuralmente, y tienen menor tamaño, desarrollo, viabilidad y su reproducción es anormal; son más susceptibles a estrés abiótico así como a la toxicidad por metales, son más fácilmente atacadas por organismos patógenos, insectos fitófagos y mamíferos herbívoros (Raya & Aguirre, 2012).

El silicio, como ya se mencionó es un elemento común en la corteza de la tierra, con el 25 % del peso seco de la parte sólida de la superficie del suelo, donde el oxígeno participa con más del doble, 54 %. Aunque el ciclo global del silicio comprende tres comportamientos, continental, oceánico y atmosférico, se estima que en los tres primeros metros de roca, la reserva continental es del orden de 380 Tton (teratonelada = 10^{12} ton), la reserva oceánica es del orden de 2.5 Tton y la reserva atmosférica es limitada a las partículas presentes dentro de los aerosoles. El silicio soluble (H_4SiO_4), es producto de la meteorización e intemperización de las rocas. Este es un elemento raro en la concentración de las aguas de los ríos y es generalmente superior a las aguas marinas (41.5 a 83.2 μM o bien 4 a 8 ppm). En los ríos y los océanos el silicio constituye un nutriente generalmente limitante y su concentración es controlada por la actividad biológica del proceso de biosilicificación en las diatomeas. Sus precipitados forman parte de los cuerpos- $SiO_2 \cdot n \cdot H_2O$ del ópalo de los organismos como diatomeas, radiolarios y esponjas; la sedimentación oceánica de BSi puede ser de 0.188 Gton año⁻¹ (Quero, 2009).

3.4.2 El carbono en la corteza terrestre

Más del 99 % del carbono terrestre está contenido en la litosfera, siendo la mayoría carbono inorgánico, almacenado en rocas sedimentarias como las rocas calizas. El carbono orgánico en la litosfera está almacenado en depósitos de combustibles fósiles. En una escala geológica, existe un ciclo entre la corteza terrestre (litosfera), los océanos (hidrosfera) y la atmósfera. El dióxido de carbono (CO_2) de la atmósfera, combinado con el agua, forma el ácido carbónico, el cual reacciona lentamente con el calcio y con el magnesio de la corteza terrestre, formando carbonatos. A través de los procesos de erosión (lluvia, viento) estos carbonatos son arrastrados a los océanos, donde se acumulan en su lecho en capas o son asimilados por organismos marinos

que, eventualmente, después de muertos, también se depositan en el fondo de mar. Estos sedimentos se van acumulando a lo largo de miles de años, formando rocas calizas.

El agua se transforma en un medio ácido corrosivo debido fundamentalmente a su contenido en dióxido de carbono (y otros ácidos) que posibilita la disolución de rocas y minerales básicos, que en última instancia vuelven a precipitar en el medio oceánico. Así pues, el pH del agua proviene de un equilibrio entre la disolución del dióxido de carbono y de las rocas básicas (silicatos, aluminosilicatos, y carbonatos, sobre todo) en el agua.

Las aguas naturales contienen varios ácidos y bases débiles de origen natural y de diversa procedencia. El más abundante es el carbonato proveniente de la disolución de rocas calizas, de la transferencia de dióxido de carbono desde la atmósfera al agua y de la respiración de los organismos acuáticos. Su contenido es mayoritario frente a los demás componentes, salvo en algunos sistemas acuáticos concretos.

La alcalinidad se puede definir como la capacidad neutralizante de un sistema acuoso en el caso de que el punto final de la valoración ácido-base coincidiese con el punto de equivalencia del dióxido de carbono; es decir el ácido fuerte añadido hasta conseguir un pH entre 4.5 y 4.8.

El intercambio de dióxido de carbono entre un sistema acuoso y la atmósfera se rige por el siguiente equilibrio:



La cinética de intercambio gaseoso en la interfase agua-aire implica que el equilibrio se alcanza en el orden de algunos días. De acuerdo con esto podemos tener 2 tipos de sistemas acuosos:

- a) Sistemas cerrados, con una concentración total de carbonato fija y en equilibrio ácido-base. Estos sistemas son útiles para estudiar procesos que se desarrollan en períodos cortos de tiempo, horas o días a lo sumo. Corresponde a los sistemas estudiados hasta ahora y se caracterizan mediante Alc, C_{T} y pH (conocidos 2 de ellos podemos calcular el 3º).
- b) Sistemas abiertos, en estos sistemas la especie carbonato en disolución está en equilibrio con el gas dióxido de carbono en la atmósfera que se encuentra sobre la disolución. Estos

sistemas se usan para períodos de tiempo más largos que los cerrados (es decir en sistemas en los que es razonable suponer que se ha alcanzado el equilibrio).

Muchas de estas especies químicas provienen de la disolución de rocas y minerales de la corteza terrestre por parte del agua, bien como lluvia, en forma de ríos o arroyos, erosión por parte del oleaje, etc. Es lógico suponer la notable importancia que en la química de un sistema acuoso deben tener los fenómenos de disolución de sólidos y la precipitación de éstos una vez disueltos.

Los fenómenos de disolución de sólidos y su posterior precipitación implican cambios de fase, de forma semejante a lo expuesto para la disolución de gases con un continuo intercambio de especie disuelta en agua, hacia especies precipitadas en el sedimento de los cauces de aguas. Las rocas se clasifican en tres categorías: ígneas, sedimentarias y metamórficas.

Las ígneas provienen directamente del material magmático que subyace la corteza terrestre. Estas rocas se meteorizan dando lugar a las rocas sedimentarias. Las rocas metamórficas, por su parte, provienen de cambios de presión o temperatura que soportan las dos anteriores.

Las rocas ígneas presentan 2 grandes grupos: basaltos de carácter básico y graníticas de carácter ácido. Las rocas sedimentarias comprenden arenas, arcillas, limos y evaporitas. La composición de las rocas ígneas y sedimentarias está formada casi en un 90 % por oxígeno, silicio, aluminio y hierro (O, Si, Al y Fe), mientras que los cuatro cationes mayoritarios en las aguas (Ca, Mg, Na, y K) apenas suponen un 11 % del contenido.

Los iones mayoritarios de un agua natural son, ordenados según su abundancia promedio:

a) aniones: HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- y SiO_3^{2-}

b) cationes: Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ y K^+

3.4.3 El fósforo en la corteza terrestre

El fósforo es el elemento número 11 en abundancia en la corteza terrestre, con un promedio de 0,01 %. Se encuentra principalmente en la materia orgánica dispersa, en los sedimentos y rocas sedimentarias y como el mineral apatito de las rocas magmáticas. El contenido de fósforo de la mayoría de las rocas sedimentarias es más alto que en el promedio de la corteza.

El papel fundamental que juega el fósforo en todos los organismos vivos y su relativa escasez hacen que se constituya en un elemento biolimitante, regulador de la producción biológica que puede desarrollarse en un determinado ambiente. Esta relación entre el fósforo y los organismos es la que define su importancia como fertilizante en cultivos y de allí la de los fosfatos y fosforitas como recursos naturales.

Los mayores reservorios de fósforo en el ciclo natural de este elemento son los océanos profundos, los sedimentos marinos someros y los suelos. Los mayores flujos tienen lugar entre la superficie del océano y la biota oceánica y entre los suelos y la biota terrestre. En estas "biocuplas" se recicla prácticamente el 90 % del fósforo móvil. Como el fósforo es un elemento biófilo, tiene tiempos de residencia relativamente breves en los ambientes con gran bio-producción.

El vulcanismo produce la "recarga" de fósforo al ciclo superficial, compensando la salida que se produce por el enterramiento de sedimentos con fosfatos. Cuando estos sedimentos ingresan en una zona de subducción y se funden, el fosfato regresa a la superficie en forma de gases volcánicos y de minerales magmáticos. Estos últimos, a su vez, se alteran y meteorizan cuando las rocas vuelven a la superficie.

Debido al fenómeno de biocupla, el contenido de fósforo libre en la superficie del océano es bajo, ya que los organismos consumen grandes cantidades de fósforo. Por lo contrario, las aguas profundas son ricas en fósforo, porque la materia orgánica que cae al fondo como producto de la muerte de los organismos supera el consumo en ese lugar. En ciertos casos, la estratificación térmica o salina de las aguas impide la mezcla con las aguas superficiales y por lo tanto permite el almacenamiento de fósforo.

Los fosfatos y compuestos de fósforo se encuentran en las aguas naturales en pequeñas concentraciones. Su origen es el lixiviado de los terrenos que atraviesa o por contaminación orgánica. Actualmente existe una fuente contaminante de fósforo artificial, por el uso de los detergentes polifosfatados. Los fosfatos están directamente relacionados con la eutrofización de lagos y pantanos. En lo referente a las aguas de consumo humano, un contenido elevado modifica las características organolépticas y dificulta la floculación-coagulación en las plantas de tratamiento. Es uno de los factores a tener en cuenta cuando hay un desarrollo exuberante de algas en una conducción de agua. La forma asimilable del fósforo es el ión fosfato, aunque en el agua a veces se encuentran compuestos fosforados en estado coloidal o en forma de fósforo elemento.

Los niveles de fósforo total en cuerpos de agua naturales han sido utilizados para caracterizar el grado de contaminación de dichos hábitats. Los siguientes rangos han sido utilizados con dicho fin:

1. Aguas no contaminadas $1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1} > 200 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (en lagos salinos)
2. Aguas superficiales no contaminadas = $10 - 50 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (la variación es grande dependiendo de la estructura geoquímica de la región)

Los niveles de fósforo son generalmente menores en regiones montañosas de geomorfología cristalina. La concentración de fósforo aumenta en tierras bajas derivadas de depósitos rocosos sedimentarios. Lagos ricos en materia orgánica, tales como pantanos y ciénagas tienden a exhibir concentraciones de fósforo más altas.

La disponibilidad de las formas inorgánicas de fósforo para sostener la productividad en orden descendente es la siguiente: ortofosfato > pirofosfato > trifosfato > aniones polifosfatos mayores. Estas formas químicas del fósforo forman complejos quelados y sales insolubles cuando se asocian con iones de metales. El grado de formación de complejos y quelados entre los fosfatos inorgánicos y los iones de metales en cuerpos de aguas naturales dependerán del: pH y de la presencia de otros ligandos (sulfatos, carbohidratos, fluoruro, especies orgánicas).

3.4.4 El azufre en la corteza terrestre

El azufre es otro elemento que abunda en la corteza terrestre. Se encuentra como azufre elemental, sulfuros minerales, sulfatos, sulfuro de hidrógeno (H_2S) en el gas natural y como azufre orgánico en aceites combustibles y carbón (Hill & Petrucci, 1996). Los depósitos de azufre más abundantes se encuentran en sedimentos y rocas en forma de minerales sulfatados (principalmente el yeso, CaSO_4) y minerales sulfurados (mayormente la piritita de hierro, FeSO_2). Sin embargo, es propio señalar que la fuente primaria de azufre para la biosfera se encuentra en los océanos en forma de sulfato inorgánico.

El sulfato (SO_4^{2-}) es mucho más abundante en agua de mar que en agua dulce, aunque cabe señalar que los lagos ácidos y los lagos con una alta tasa de mineralización, en cuencas cerradas, pueden contener altas concentraciones de sulfato. Parte del sulfato presente en agua dulce se origina de la mineralización de rocas en la cuenca de los lagos. No obstante, la mayoría del sulfato se deriva del agua de lluvia. El sulfato es el segundo anión de mayor abundancia en agua de lluvia. Este sulfato se deriva probablemente del azufre presente en el aire en forma de dióxido de azufre (SO_2). Este, a su vez, se origina de dos fuentes:

- 1) Emanaciones gaseosas de origen industrial y
- 2) Sulfuro de hidrógeno (H_2S), de origen biogénico y de origen geológico, emanaciones volcánicas y depósitos de gas natural.

El aire contaminado por actividades industriales es a menudo llamado: niebla industrial ("industrial smog"). Dos componentes importantes de dicha niebla son el SO_2 y el SO_3 (identificados en forma colectiva como SO_x). Estos óxidos de azufre se originan de varias fuentes:

- De la oxidación espontánea del sulfuro de hidrógeno que escapa a la atmósfera
- De emanaciones volcánicas y de depósitos de gas natural
- Actividades antropogénicas:
 - Combustión de combustibles fósiles
 - Extracción de minerales preciosos y forja de metales
 - Vulcanización del caucho

- Elaboración de agentes decolorantes y preservativos en la industria de alimentos
- Separación de la lignina y otros materiales no deseados de la pulpa de madera para la producción de papel y rayón

El dióxido de azufre es un gas irritante, que agrava los síntomas de personas que padecen de asma, bronquitis enfisema y otras enfermedades respiratorias. Al combinarse con agua forma ácido sulfuroso, el cual es muy inestable. Las sales de este ácido se oxidan fácilmente a sulfatos, siendo esta una de las fuentes de sulfato en el agua de lluvia.

Martínez, Huante, Santiago, Sandoval, Estrada y Madrid (2013), evaluaron la calidad del agua de los pozos en Puerto Ángel, Oaxaca. Esta evaluación se llevó a cabo en épocas de lluvia y estiaje. Como variables para el análisis microbiológico tomaron en cuenta coliformes totales, fecales y para el fisicoquímico los sólidos disueltos totales, nitratos y sulfatos. Es de importancia evaluar estos parámetros debido a que los nitratos, sulfatos y fosfatos son contaminantes de las aguas residuales de origen urbano que provienen de las viviendas y edificios públicos, así como de la escorrentía urbana que se colecta en las corrientes pluviales y en fosas sépticas mal diseñadas. La biología del agua subterránea es un área poco estudiada debido a la creencia de que este tipo de agua es esencialmente limpia por la acción filtrante del medio poroso por el cual pasa el agua. Se tomaron muestras de cinco pozos ubicados en Puerto Ángel. Los análisis microbiológicos se basaron en normas oficiales mexicanas NOM-230-SSA1-2002, NOM-181-SSA1-1998, para el análisis fisicoquímico se utilizaron las normas NMX-AA-034-SCFI-2001, NMX-AA-079-SCFI-2001 y PROY-NMX-AA-074-SCFI-2010. Martínez *et al.* (2013) obtuvieron que de acuerdo con la metodología los nitratos y sulfatos, en ambas épocas se encontraron dentro de los límites permisibles de las normas mencionadas.

3.4.5 El calcio en la corteza terrestre

El calcio es el tercer metal más abundante en la corteza terrestre. Los compuestos de calcio constituyen 3.64 % de la corteza terrestre. Su presencia en las aguas naturales se debe a su paso sobre depósitos de piedra caliza, yeso y dolomita. La cantidad de calcio puede variar desde cero

hasta varios cientos de $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, dependiendo de la fuente y del tratamiento del agua. Las aguas que contienen cantidades altas de calcio y de magnesio, se les da el nombre de "aguas duras".

La dureza de las aguas naturales es producida sobre todo por las sales de calcio y magnesio. También llamada grado hidrotimétrico, la dureza corresponde a la suma de las concentraciones de cationes metálicos excepto los metales alcalinos y el ion hidrógeno. En la mayoría de los casos se debe principalmente a la presencia de iones calcio y magnesio y algunas veces otros cationes divalentes también contribuyen a la dureza como son estroncio, hierro y manganeso, pero en menor grado ya que generalmente están contenidos en pequeñas cantidades. Para las aguas subterráneas la dureza depende en gran medida del tipo de depósito geológico que el agua ha atravesado en su camino al acuífero. En depósitos de lecho de roca el agua es generalmente blanda (sódica) a pesar del grado de mineralización. Entonces, como regla general los acuíferos glaciales producen agua dura mientras que los acuíferos de lecho de roca producen agua blanda.

El carbonato cálcico (CaCO_3) es el carbonato más importante, que se presenta en la naturaleza como caliza, mármol y, en estado puro, como calcita. El carbonato cálcico se produce como precipitado difícilmente soluble al pasar dióxido de carbono a través de una disolución de hidróxido cálcico, así como durante el fraguado del mortero de cal. Otros minerales importantes del tipo de los carbonatos son la dolomita (Ca, Mg), en el que la mitad de los iones Ca^{2+} han sido sustituido por iones Mg^{2+} y además el carbonato de zinc, el carbonato de manganeso y el carbonato de hierro. Los últimos constituyen minerales valiosos.

Carrera *et al.* 2014, realizaron una investigación en el sistema hidrográfico Santa María-Río Verde, Querétaro y San Luis Potosí para conocer la evolución y concentración de la salinidad de las aguas de riego cuantitativa y cualitativamente con el fin de determinar si existen o no efectos sobre el suelo. Esta región se encuentra afectada por la salinidad en los suelos agrícolas. Se analizaron varias muestras de agua del mencionado sistema, tomando en cuenta la CE, pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , también calcularon la relación de adsorción de sodio. En base a las conclusiones de Carrera *et al.* (2014) es importante tomar en cuenta estas variables, esto se debe a que Richards (1962), propuso estos métodos con el fin de evaluar la salinidad a través de la CE y la RAS, para después utilizar las clasificaciones del mismo y predecir el grado de salinidad y afectación de suelos y cultivos.

3.4.6 El potasio en la corteza terrestre

El potasio es un constituyente abundante y vastamente distribuido en las rocas superficiales de la tierra, se calcula que representa, en peso, un 2.6 % de la corteza terrestre. La mayor parte del potasio en las fracciones arena y limo de los suelos se halla en los minerales clasificados como feldespatos y micas y, entre ellos, los más importantes son los feldespatos ortoclasa y microclino y las micas biotita y muscovita. La illita, es el principal mineral portador de potasio en la fracción arcilla de los suelos (Moscatelli, Lutens y Gómez, 2014). Es un elemento esencial para las plantas, los animales y los humanos porque interviene en los procesos de la fotosíntesis, en procesos químicos dentro de las células y contribuye en mantener el agua en las células.

Las aguas naturales utilizadas para el consumo humano pueden ser aguas de lluvia, pozos, ríos y lagos, estas pueden contener diversas clases de sólidos en suspensión. En las aguas subterráneas la procedencia de estos sólidos esta relacionada con la disolución de los estrato minerales por las aguas y los procesos de lixiviación de rocas de distinta composición. Cambios en la composición del agua pueden observarse, por línea vertical, en las capas acuosas subterráneas en las que podemos encontrar sales de calcio, sodio, potasio, magnesio, hierro, entre otras. Los niveles de sodio en aguas subterráneas varían mucho, pero normalmente fluctúan entre 6 y 500 mg•L⁻¹ dependiendo del área geográfica. Los niveles más altos pueden estar relacionados con suelos salinos. En las aguas superficiales, la concentración de sodio puede ser menor que 1 mg•L⁻¹ o exceder de 300 mg•L⁻¹. El potasio, sin embargo, en aguas potables rara vez alcanza los 20 mg•L⁻¹, pero en salmueras puede contener más de 100 mg•L⁻¹ (O.P.S. 1988).

Osicka y Giménez (2004), determinaron contenido de sodio y potasio en aguas naturales subterráneas por el método de fotometría de llama (APHA, 1992). La investigación se desarrolló en los departamentos de la región Central de la provincia de Chaco, Argentina. El sodio se encuentra en el agua en concentraciones mayores que el potasio, la presencia de ambos iones no es perjudicial para la salud, a menos que las concentraciones sean muy elevadas, puesto que se han relacionado estas concentraciones con enfermedades coronarias, hipertensión, enfermedades

renales y hepáticas. Los niveles de sodio y potasio más elevados son los que están relacionados con el agua subterránea en aquellos lugares donde hay abundancia de depósito de mineral de estos compuestos o donde ha habido contaminación por intrusión salina. De acuerdo con Osicka y Giménez (2004), el agua subterránea es la principal fuente de abastecimiento de la Región Centro-Oeste de la Provincia del Chaco. Los resultados obtenidos a partir de la mencionada evaluación indican que existe una notable variación en la concentración de sodio y potasio, de acuerdo al sector de muestreo seleccionado. Este comportamiento está relacionado con particularidades de tipo local, presencia que podría ser atribuida a características naturales de la región. Si bien los valores de pH se encuentran dentro del rango permitido, el valor promedio de residuos sólidos disueltos totales, supera ampliamente el valor máximo permitido para el agua de consumo.

3.4.7 El magnesio en la corteza terrestre

El magnesio es muy abundante en la naturaleza, encontrándose en cantidades importantes en minerales como dolomita ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$), carnalita ($\text{MgCl}_2 \cdot \text{KCl} \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), magnesita (MgCO_3), epsomita ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). Además se encuentra en el agua de mar, aguas salinas subterráneas y lechos salinos. Se estima que el magnesio constituye el 2 % de la corteza terrestre, ocupando el octavo lugar en el orden de abundancia relativa entre los elementos químicos (De Prada & De Luis, 2005). Este no se encuentra en la naturaleza en estado libre (como metal), sino que forma parte de numerosos compuestos, en su mayoría óxidos y sales; es insoluble.

El magnesio está presente en el agua de mar en concentraciones de $1300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Después del sodio, el magnesio es el catión que se encuentra en mayores proporciones en el océano. Los ríos contienen aproximadamente $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de magnesio. El magnesio y otros metales alcalinotérreos son responsables de la dureza del agua. Sánchez, Sandoval, Camacho, Valdez, Rodríguez y Ortega (2014), determinaron los índices de salinidad de las aguas del río Copalita, Oaxaca. Se colectaron treinta y tres muestras a lo largo del sistema hidrográfico, muestreando en sitios de alto, meso y bajo relieve. Los análisis se llevaron a cabo en el laboratorio de Acuosos de la Universidad del Mar. De acuerdo con Sánchez *et al.* (2014) es de importancia determinar las

concentraciones del catión magnesio (Mg^{2+}) puesto que forma parte importante de la concentración salina. Los métodos utilizados se basan en el American Public Health Association (APHA, 1995). Como resultados obtuvieron que existe una variación en la composición iónica de las aguas de la cuenca del río Copalita, pero que resulta ser un reflejo de la geología de la cuenca, así como también de su patrón climático de lluvias y temperatura, de igual forma se concluye que la actividad antropogénica en cada región tiene una relación estrecha con la variación mencionada.

3.4.8 El sodio en la corteza terrestre

El sodio es un elemento muy abundante en la naturaleza, es altamente reactivo y entre otras cosas, es esencial en términos de nutrición. Además de todo esto, es el décimo primer elemento de la tabla periódica. En el agua de mar, es el principal componente salino asociado al cloro, alcanzando un contenido de $10,770 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Del agua del mar procede la mayor parte de las evaporitas, uno de cuyos componentes mineralógicos más abundante es el cloruro sódico. El sodio es un elemento alcalino que esta dentro del grupo geoquímico de los litófilos, es decir, de los que se encuentran en la corteza terrestre silicatada, pues tiene gran afinidad por el oxígeno. Este elemento no existe entre los minerales de elementos nativos, pues por sus características químicas al estar en contacto con la atmósfera, el metal puro se oxida, dada su alta reactividad. Tampoco se encuentra entre los hidróxidos, óxidos y sulfuros; pero si es uno de los minerales principales y abundante entre los halogenuros y silicatos, encontrándose también entre los carbonatos, nitratos y sulfatos. También se encuentra el sodio en esos compuestos asociados con otros elementos alcalinos y alcalinotérreos, como potasio, calcio y magnesio, en minerales y rocas evaporíticas.

Los minerales de sodio se disocian iónicamente en el agua, por lo cual suele ser uno de los constituyentes inorgánicos fundamentales disueltos en el agua subterránea y en la del mar, asociado al cloro, al bicarbonato y al sulfato. En el agua subterránea su concentración depende de la disponibilidad del elemento sodio en los minerales que se encuentren en el trayecto subterráneo que ha recorrido, pero además esta relacionada con la solubilidad de esos minerales sódicos y de la existencia de otros elementos, de la temperatura del subsuelo y de la presión

donde se encuentran esos minerales sódicos. El mineral sódico más soluble es la halita, por el que el sodio puede alcanzar un contenido en el agua con un pH de 7 de $360,000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Ramírez, 2010).

3.4.9 El cloro en la corteza terrestre

El cloro es el 20° elemento en orden de abundancia de la corteza terrestre. Además de los grandes depósitos naturales de sal común, cloruro de sodio (NaCl), existen reservas ingentes de cloro en el océano, con un 3.4 % en peso de sales, de las cuales, el 1.9 % son sales de iones cloruro. Este se encuentra en el grupo de los halógenos de la tabla periódica. En condiciones normales y en estado puro es un gas amarillo – verdoso formado por moléculas diatómicas, unas 2.5 veces más pesado que el aire, de olor desagradable y venenoso. En la naturaleza no se encuentra en estado puro, ya que reacciona con rapidez con muchos elementos y compuestos químicos, sino que se encuentra formando parte de cloruros y cloratos. Se emplea para potabilizar el agua de consumo disolviéndolo en la misma; también tiene otras aplicaciones, como oxidante, blanqueante y desinfectante. El cloro gaseoso es muy tóxico (neurotóxico) y se usó como gas de guerra en la I y II Guerra Mundial. Este halógeno forma numerosas sales y se obtiene a partir de cloruros a través de procesos de oxidación, generalmente mediante electrolisis. Se combina fácilmente con la mayor parte de los elementos. Es ligeramente soluble en agua (unos 6.5 g de cloro por litro de agua a 25° C), en parte formando ácido hipocloroso (HClO).

3.4.10 El boro en la corteza terrestre

El boro es un elemento presente en la naturaleza que se encuentra en forma de boratos en los océanos, las rocas sedimentarias, el carbón, el esquisto y algunos suelos. Está ampliamente distribuido en la naturaleza, con concentraciones de alrededor de $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en la corteza terrestre y de unos $4.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en el océano. El boro se encuentra en el agua de mar a una concentración aproximada de $4.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Este elemento llega a la hidrosfera desde los continentes mediante el ciclo del agua y por procesos de erosión de rocas y desde la corteza oceánica por circulación hidrotermal, además también procede de la precipitación atmosférica. El boro en medio acuoso se encuentra predominantemente en forma de ácido bórico ($\text{B}(\text{OH})_3$).

La presencia de boro en aguas salobres o subterráneas es variable y puede deberse a vertidos y fugas de las plantas de tratamiento de aguas residuales (principalmente debido al borato usado en la formulación de detergentes) o filtraciones. Según el Instituto Nacional de la Salud de E.U.A. (NIH), apunta que la toxicidad por boro puede causar erupciones en la piel, náuseas, vómito, diarrea, dolores abdominales y de cabeza. De igual forma comentan que una presencia excesiva de boro en el agua de riego puede causar daños en cosechas y plantas. A pesar de que el boro es un elemento traza vital para el crecimiento de las plantas y se suministra por medio de los fertilizantes, puede resultar muy perjudicial en concentraciones mayores.

Entre las cosechas más sensibles al boro se encuentran los árboles frutales de cítricos, que presentan daños a concentraciones de boro en el agua de riego mayores a $0.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

La concentración aproximada de boro en la corteza terrestre es de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Actualmente se sabe que el boro es mucho más abundante en rocas sedimentarias ($300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) que en rocas ígneas ($3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), esta diferencia es consecuencia de tres características: el boro es sublimable, la no preferencia del boro por las fases fundidas (elemento incompatible), su alta movilidad en la fase acuosa y su fuerte afinidad por minerales arcillosos (elemento litófilo). El boro llega a la corteza terrestre a través de diferentes vías, las cuales son la precipitación atmosférica, que contiene pequeñas cantidades de boro en disolución, el vulcanismo y la actividad geológica análoga, que liberan roca fundida con concentraciones variables de boro. También a través de fluidos del océano a la corteza oceánica en forma de sedimentación y diagénesis. Las vías de salida del boro cortical son la erosión y los procesos de subducción de placas. El boro tiende a concentrarse en las fases residuales de la parte fundida, los elementos que componen la masa de magma se solidifican en función de su punto de fusión y de su compatibilidad con la fase sólida, de esta forma, en los sucesivos estadios de la solidificación, la concentración de los elementos incompatibles (entre ellos el boro) va aumentando en el magma, hasta que finalmente se tiene un líquido formado por elementos incompatibles que acaban solidificándose. Durante el deterioro de rocas submarinas, las rocas ígneas se degradan y forman minerales arcillosos que adsorben boro del agua marina, de esta forma se enriquece en boro la masa de roca (Ravelo, 2012).

Mancilla *et al.*, 2014, realizaron un análisis de aguas superficiales de Puebla, Tlaxcala y Veracruz para determinar el contenido de boro. Es de mucha importancia conocer los rangos de este elemento en el agua, puesto que de esto depende la calidad del desarrollo agrícola, y como se mencionó anteriormente, el boro puede ser tóxico para las plantas. El presente trabajo se desarrolló en estos tres estados pues más de un millón de hectáreas son destinadas a la agricultura, pero poco se sabe de la calidad del agua con que son regadas. La determinación de boro se realizó por el método de la azometina-H, en el laboratorio de Hidrociencias del Colegio de Postgraduados. De las muestras de agua analizadas, 83.5 % se recomienda para uso agrícola sin ninguna restricción, mientras que 16.5 % de los ríos y cuerpos de aguas no es recomendable para usos agrícolas, doméstico o de recreación debido a la peligrosidad y riesgos de toxicidad por boro en cultivos y en humanos.

3.4.11 Los nitratos en la corteza terrestre

De Miguel y Vázquez (2002), realizaron una investigación acerca de los principales factores de origen antrópico, geológico y climático que pueden originar contaminación por nitratos (NO_3) y nitritos (NO_2). El fin de la investigación es para conocer la influencia de estos compuestos nitrogenados sobre las aguas subterráneas. Esta investigación se realizó en Cuba, en territorios del Sur del Valle del Cauto y la provincia Holguín, así como en territorios de otros países. De acuerdo con De Miguel y Vázquez, en Cuba generalmente se utilizan las aguas de origen freático, debido a las condiciones geológicas y geográficas de la isla son las aguas de menor salinización. Sin embargo existe el riesgo de que estas aguas se contaminen con herbicidas, plaguicidas y fertilizantes nitrogenados debido a que en los últimos años se ha aplicado ampliamente la tecnología de la agricultura. Los autores concluyen que existe una alta concentración de contaminantes en las aguas subterráneas de Cuba debido a las diferentes aplicaciones de agroquímicos, por lo que se deben tomar las medidas necesarias para detener esta fuente de contaminación que aunado al daño del suelo agrícola, puede incluso resultar nocivo para las personas.

Los compuestos nitrogenados presentes en las aguas naturales están íntimamente relacionados con el ciclo del nitrógeno. La mayor parte del nitrógeno aparece en forma gaseosa en la

atmósfera (70 % en volumen), en forma oxidada constituye una relativamente importante fracción en los suelos y sustancias orgánicas (tejidos de animales o vegetales) que lo extraen de la atmósfera para su metabolismo. En las rocas sin embargo, solo se presenta como elemento minoritario. Generalmente el NH_4 o el amoníaco libre, aparecen solo como trazas en aguas subterráneas, aumentando su concentración cuando el medio es fuertemente reductor. Este compuesto es el producto final de la reducción de sustancias orgánicas o inorgánicas nitrogenadas que naturalmente se incorporan al agua subterránea. Los nitratos pueden estar presentes en las aguas subterráneas bien como resultado de la disolución de rocas que los contengan, lo que ocurre raramente, bien por la oxidación bacteriana de materia orgánica. Su concentración en aguas subterráneas no contaminadas raramente excede de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

El origen de los nitratos en las aguas subterráneas no siempre es claro. Son relativamente estables pero pueden ser fijados por el terreno o ser reducidos a nitrógeno (N_2) ó amonio (NH_4) en ambientes reductores. A menudo son indicadores de contaminación alcanzando entonces elevadas concentraciones y presentando, por regla general, una estratificación clara con predominio de las concentraciones más elevadas en la parte superior de los acuíferos libres. El tipo de contaminación a que es debida su presencia en el agua subterránea esta relacionado con las actividades urbanas, industriales y ganaderas y muy frecuentemente, con carácter no puntual, con las prácticas de abonados intensivos inadecuados con compuestos nitrogenados (NH_3 , SO_4 (NH_4)₂, NO_3NH_4 , etc.). Puesto que las plantas solo pueden aprovechar el nitrógeno en forma de nitratos, el tipo de fertilizante aplicado condiciona la proporción de nitrógeno utilizable por las mismas y, en consecuencia, la cantidad no aprovechada por ellas se infiltra hacia el acuífero. La concentración de nitrato en el agua de infiltración depende, pues, del tipo de fertilizante y, además, de la frecuencia, cantidad y modo de aplicación así como del nitrógeno orgánico o inorgánico ya existente en el suelo, así como de su permeabilidad, grado de humedad, etc.

3.5 Formación del suelo

El suelo, es la fina capa de materia fértil que recubre la superficie de la Tierra. Es una capa delgada situada en el límite entre la atmósfera y la zona continental de la corteza terrestre. Atmósfera, corteza y suelo interactúan para proporcionar a los seres vivos los recursos que

necesitan. El suelo, por tanto, constituye el soporte de la vida sobre los continentes (Jordán, 2006). El concepto de suelo ha ido modificándose conforme ha ido avanzando el conocimiento de sus componentes y la relación entre ellos. Así, para el alemán Frank Albert Fallou (1862), el suelo puede considerarse como “el producto de la alteración, que, como dientes, va royendo la superficie de la tierra”. En este mismo sentido, para el también alemán Emil Ramann (1928), el suelo es “la capa superior de alteración de la corteza”. Lavy, pensaba que el suelo no era más que una clase de roca. Se trata de conceptos meramente geológicos. Desde el punto de vista científico más actualizado, la Edafología define al suelo como “un ente natural organizado e independiente, con unos constituyentes, propiedades y génesis que son el resultado de la actuación de una serie de factores activos (clima, organismos, relieve y tiempo) sobre un material pasivo (la roca madre)”.

En la definición de suelo que ofrece el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, 1998), el suelo es un cuerpo natural formado por una fase sólida (minerales y materia orgánica), una fase líquida y una fase gaseosa que ocupa la superficie de la tierra, organizada en horizontes o capas de materiales distintos a la roca madre, como resultado de adiciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de materia orgánica y energía, que tiene capacidad para servir de soporte a las plantas con raíces en un medio natural.

El suelo procede de la roca madre, la cual se altera por la acción de los factores ambientales y en su formación se desarrollan una serie de procesos que transforman el material original hasta darle una morfología y propiedades propias. En la formación del suelo intervienen un conjunto de procesos muy heterogéneos. Esta complejidad se desprende, si nos fijamos, en la posición del suelo en la naturaleza. El suelo está sometido a las leyes de la litosfera, hidrosfera, biosfera y atmósfera. De este modo, el suelo es el resultado de la acción de cinco factores formadores principales:

1. Litología. La naturaleza litológica del sustrato original condiciona las propiedades químicas (acidez, riqueza en nutrientes, etc.) y físicas del suelo (permeabilidad, consistencia, textura, etc.). La influencia del material original se pone de manifiesto en propiedades como el color, la textura, la estructura, la acidez y otras muchas propiedades

del suelo. Las rocas que contengan abundantes minerales inestables evolucionarán fácil y rápidamente para formar suelos, mientras que aquellas otras, como las arenas maduras, que sólo contienen minerales muy estables, como el cuarzo, apenas si llegan a edificarse aunque estén expuestas durante largo tiempo a la meteorización.

2. **Clima.** El clima influye directamente sobre el suelo mediante la humedad y la temperatura y de manera indirecta mediante la vegetación y el relieve. El clima es el principal agente de alteración química del suelo, así como de la fragmentación mecánica de determinados tipos de sustratos. El clima controla los procesos que tienen lugar en el suelo y su intensidad.
3. **Relieve.** El relieve condiciona el desarrollo del suelo, fundamentalmente desde el punto de vista de la profundidad y la diferenciación de horizontes. El relieve influye sobre el transporte por gravedad. Los relieves abruptos favorecen la erosión, se favorece el desarrollo en profundidad del suelo. El relieve, además, condiciona aspectos como la insolación, el drenaje del suelo y determinados procesos geomorfológicos.
4. **Seres vivos.** Los seres vivos afectan al suelo de diversas maneras. Las plantas constituyen la principal fuente de materia orgánica del suelo. Los seres vivos condicionan tanto los procesos de tipo químico como físico, favoreciendo en general la fertilidad del suelo. Los animales excavadores trituran y mezclan el material del suelo, lo que influye sobre la estructuración, la permeabilidad y la aireación. En general, los vertebrados y algunos invertebrados, como los artrópodos, son responsables de la bioturbación del suelo. Los invertebrados no artrópodos colaboran en la alteración de la materia orgánica y favoreciendo la mezcla de materia orgánica y mineral del suelo. La vegetación posee un papel clave en la formación del suelo, sobre todo si se considera su capacidad de meteorización de la roca (líquenes, raíces, etc.) o el aporte de materia orgánica.
5. **Edad.** El tiempo constituye un factor importante en el suelo, de tal modo que los suelos más antiguos son los que muestran un mayor desarrollo en profundidad del perfil y una mayor diversificación de horizontes. Las propiedades del suelo pueden variar en función del momento del día o el año, además de la existencia de cambios muy lentos que necesitan decenas o cientos de años para producirse.

3.5.1 Meteorización

La meteorización es una parte básica del ciclo de las rocas y, por tanto, un proceso clave del sistema Tierra. Todos los materiales son susceptibles de meteorización. Esta se produce cuando la roca es fragmentada mecánicamente (desintegrada) o alterada químicamente (descompuesta), o ambas cosas.

3.5.2 Meteorización mecánica

Cuando una roca experimenta meteorización mecánica, se rompe en fragmentos cada vez más pequeños, que conservan cada uno las características del material original. Esta se lleva a cabo por fuerzas físicas que rompen sin modificar la composición mineral de la roca. En la naturaleza, hay cinco procesos físicos importantes que indican la fragmentación de las rocas: fragmentación por helada, expansión provocada por la descomposición, expansión térmica y actividad biológica.

1. Fragmentación por hielo (gelifracción). Después de que el agua se abra camino por las grietas de una roca, el agua congelada aumenta el tamaño de aquellas y se producen fragmentos angulares de roca. Recientemente la investigación ha demostrado que cuando los suelos se congelan, se expanden debido al crecimiento de lentes de hielo. Esas masas de hielo van creciendo porque son alimentadas por el agua que migra de las zonas congeladas en forma de delgadas películas de líquido.
2. Crecimiento de cristales salinos. Otra fuerza expansiva que puede romper las rocas es la creada por el crecimiento de cristales de sal. Empieza cuando las gotitas de mar procedentes de las olas de mar rompientes o del agua subterránea salada penetra en las grietas y los espacios porosos de la roca. A medida que esta agua se evapora, precipitan cristales salinos, conforme estos cristales salinos van creciendo gradualmente, debilitan la roca separando los granos circundantes o aumentando las grietas diminutas.
3. Lajamiento. Cuando grandes masas de roca ígnea, en particular granito, quedan expuestas a la erosión, empiezan a soltarse losas concéntricas. El proceso que genera estas capas semejantes a las de una cebolla se denomina lajamiento. Se piensa que esto ocurre, debido

a la gran reducción de la presión que se produce cuando la roca situada encima es erosionada, un proceso denominado descompresión. Acompañando a esta descompresión, las capas externas se abren más que la roca situada debajo y, de esta manera, se separan del cuerpo rocoso.

4. Expansión térmica. El ciclo diario de la temperatura puede meteorizar las rocas, el calentamiento de una roca produce expansión y el enfriamiento causa contracción. La dilatación y contracción repetida de minerales con índices de expansión diferentes deben ejercer lógicamente cierta tensión sobre la capa externa de la roca.
5. Actividad biológica. Las actividades de los organismos, entre ellos las plantas, los animales excavadores y los seres humanos, también llevan a cabo meteorización. Las raíces vegetales crecen entre las fracturas en busca de nutrientes y agua, y conforme crecen, resquebrajan la roca. Los animales excavadores descomponen aún más la roca desplazando material fresco hacia la superficie, donde los procesos físicos y químicos pueden actuar con más efectividad.

3.5.3 Meteorización química

La meteorización química contribuye a la meteorización mecánica. Lo hace así debilitando las partes externas de algunas rocas, lo que, a su vez, las hace más susceptibles de ser rotas por procesos de meteorización mecánica. Se entiende por meteorización química los complejos procesos que descomponen los componentes de las rocas y las estructuras internas de los minerales. Dichos procesos convierten los constituyentes en minerales nuevos o los liberan al ambiente circundante. Durante esta transformación, la roca original se descompone en sustancias que son estables en el ambiente superficial. El agua con mucho el agente de meteorización química más importante. Los principales procesos de meteorización química son la disolución, la oxidación y la hidrólisis.

1. Disolución. Quizás el tipo de descomposición más fácil que se puede imaginar es el proceso de disolución. Uno de los minerales más hidrosolubles es la halita (sal común), que esta compuesta de iones sodio y cloro. Aunque la mayoría de los minerales son, para todos los efectos prácticos, insolubles en agua pura, la presencia de una cantidad incluso pequeña de

ácido aumenta de una manera notable la fuerza corrosiva del agua. Los iones solubles procedentes de reacciones de este tipo se conservan en el agua subterránea de la que nos abastecemos.

2. Oxidación. El proceso de oxidación de los minerales ricos en hierro se produce cuando el oxígeno se combina con el hierro para formar el óxido férrico. Este proceso se produce cuando se pierden electrones de un elemento durante la reacción. Aunque la oxidación del hierro progresa muy lentamente en un ambiente seco, la adición de agua aumenta enormemente la velocidad de la reacción.
3. Hidrólisis. El proceso de hidrólisis consiste básicamente en la reacción de cualquier sustancia con el agua. Idealmente la hidrólisis de un mineral podría tener lugar en agua pura conforme algunas de las moléculas de agua se disocian para formar los iones muy reactivos hidrógeno e hidroxilo. Son los iones de hidrógeno los que atacan y sustituyen a otros iones positivos encontrados en el retículo cristalino. Con la introducción de los iones hidrógeno en la estructura cristalina, se destruye la disposición ordenada original de los átomos y se descompone el mineral.

3.6 Origen de las sales

De acuerdo con Aceves (2011), en la corteza terrestre se encuentran alrededor de 80 elementos, estos a su vez forman unos 2000 minerales. De estos elementos pueden formarse sales solubles en el suelo, es importante conocer la composición mineralógica de los diferentes tipos de rocas que les dan origen.

Las tolvaneras levantadas por el viento en suelos salinos-sódicos, caso típico el lecho del ex-lago de Texcoco, pueden ser consideradas como fuentes de sales. Por otra parte, la actividad de los volcanes puede liberar cantidades considerables de cloruros, sulfatos, ácido sulfhídrico y boro (Cl, SO₄, H₂S y B). Otra fuente de importancia es la actividad biológica, ya que los microorganismos del suelo fijan nitrógeno y carbono (N₂ y C) y puede sodificar los suelos por reducción de sulfatos (SO₄), y formación de sodio y carbonato (Na₂, CO₃) (Aceves, 2011).

En la siguiente tabla se muestra la composición química promedio de la corteza terrestre a una profundidad de 16 km.

Tabla 2. Porcentaje de los principales constituyentes de la composición química de la corteza terrestre.

Elemento	%	Oxido	%
O	46.50	SiO ₃	59.07
Si	27.60	Al ₂ O ₃	15.22
Al	8.10	Fe ₂ O ₃	3.10
Fe	5.10	FeO	3.71
Ca	3.60	CaO	5.10
Mg	2.10	MgO	3.45
Na	2.80	Na ₂ O	3.71
K	2.60	K ₂ O	3.11
Ti	0.60	TiO ₂	1.03
P	0.12	P ₂ O ₅	0.30
Mn	0.09	MnO	0.11
S	0.06	S ₂ O	1.30
Cl	0.05		
C	0.04		

Fuente: Bowen, N.L. (1951)

La fuente original y en cierto modo la más directa de la cual provienen las sales antes mencionadas, son los minerales primarios que se encuentran en los suelos y en las rocas expuestas de la corteza terrestre. Aunque la intemperización de los minerales primarios es la fuente indirecta de casi todas las sales solubles, hay pocos ejemplos en los que se haya acumulado suficiente cantidad de sal de este origen para formar un suelo salino. El océano es también la fuente de sales en los suelos bajos que se encuentran a lo largo de las costas. A veces la sal se mueve tierra adentro a consecuencia del transporte por la brisa, denominándosele sal cíclica (Teakle, 1937). Sin embargo es más común que la fuente directa de estas sales sean las aguas superficiales y también las subterráneas, ya que las contienen disueltas y su concentración depende del contenido salino del suelo y de los materiales geológicos que han estado en contacto con estas aguas. Las aguas actúan como fuente de sales cuando se usan para riego y pueden también agregar sales al suelo bajo condiciones naturales, cuando inundan las tierras bajas o cuando el agua subterránea sube hasta muy cerca de la superficie.

1. Rocas ígneas. Estas rocas pueden variar en composición de feldespáticas a máficas y son el resultado del enfriamiento del magma. Su ocurrencia está relacionada a su localización durante su formación y enfriamiento. Cuando el enfriamiento tomó lugar lentamente, dio como resultado rocas plutónicas de grano grueso, cuando ocurrieron erupciones, el enfriamiento fue rápido y se formaron rocas volcánicas de grano fino.
2. Rocas metamórficas. Estas rocas se formaron por efecto de temperaturas y presiones ejercidas sobre rocas sedimentarias e ígneas. La composición mineralógica y la textura de estas rocas afectan notablemente las características químicas y físicas de los suelos que se derivan de ellas.
3. Rocas sedimentarias. Estas se dividen en clásticas y precipitadas. Las clásticas se formaron a través de medios mecánicos y físicos que fragmentaron rocas ígneas, las cuales se han consolidado por efecto de materiales cementantes. Las rocas sedimentarias precipitadas se forman por precipitación química o bioquímica de los iones.

3.6.1 Solubilidad de las principales sales en el suelo

Las sales sólo pueden interactuar con el suelo y las plantas cuando se encuentran solubles en el agua (Aceves, 2011). Cuando un soluto se disuelve, se rompe su red cristalina, venciendo las fuerzas de atracción que mantienen unidos a los iones. Es necesario superar la energía de red y esto se consigue con la hidratación (atracción entre los iones y las moléculas de agua). En general, la energía de hidratación es mejor que la energía de red, por lo que el proceso de disolución es casi siempre exotérmico. Entonces, la solubilidad es la capacidad que tiene una sustancia de disolverse en otra; esto depende de los siguientes factores: la naturaleza o propiedades del soluto y del solvente, la temperatura, la presión y el pH.

La solubilidad de un sólido a un líquido por lo general aumenta cuando se incrementa la temperatura. Existen algunas excepciones como muchos compuestos de calcio en el que varía inversamente y el cloruro de sodio en el que prácticamente no sufre variación.

3.6.1.1 Carbonatos

Las sales del ácido carbónico se encuentran ampliamente en suelos, subsuelos y aguas subterráneas de desiertos, semi desiertos, estepas, incluso estepas forestales.

3.6.1.1.1 Carbonato de calcio

El carbonato de calcio es una sal con una solubilidad extremadamente baja. Las soluciones de carbonato de calcio siendo sales de una base fuerte y un ácido débil, son altamente alcalinas en ausencia de ácido carbónico libre accesible, pero la presencia de ácido carbónico en cantidades encontradas en el suelo reduce la alcalinidad de la solución de bicarbonato de calcio a un justamente bajo nivel. En vista de su baja solubilidad, la presencia de carbonato de calcio en suelos no es perjudicial para la mayoría de plantas agrícolas; aunque las plantas que son adecuadas para crecer en suelos de clima subtropical y tropical (como el cacao, café, plátano, té, frutas cítricas, etc.) no prosperan en suelos con un alto contenido de bicarbonato de calcio, provocando el decaimiento de calidad y cantidad de los cultivos.

Los carbonatos de calcio son fáciles de detectar debido al color blanquecino de los horizontes de carbonato, las venas blancas (micelio) y a las acumulaciones harinosas, también realizando un análisis cualitativo con ácido hidrociorhídrico, el cual le da una reacción violeta al escape de dióxido de carbono (Kovda, 1964).

3.6.1.1.2 Carbonato de magnesio

El carbonato de magnesio tiene una solubilidad más alta que el carbonato de calcio. En la presencia de ácido carbónico su solubilidad incrementa bruscamente, esto debido a la formación de bicarbonatos de magnesio. Ya que el carbonato de magnesio es una sal de una base fuerte y ácido débil, durante el proceso de hidrólisis alcalina, su solución es altamente alcalina. Esta alcalinidad puede causar estrés en las plantas. La presencia de carbonatos de magnesio libres en el suelo puede ser considerado un factor negativo, causando un decrecimiento en la fertilidad.

3.6.1.1.3 Carbonato de sodio

Las sales del ácido carbónico y el sodio se encuentran comúnmente en la naturaleza y a veces acumulados en considerables cantidades en el suelo. Debido a su alta alcalinidad es extremadamente tóxico para las plantas. La presencia de carbonato de sodio (Na_2CO_3) en soluciones de suelo causa pectización de coloides del suelo, desagregación del suelo y baja permeabilidad al agua.

3.6.1.1.4 Carbonato de potasio

El carbonato de potasio se encuentra raramente en el suelo, a comparación con el carbonato de sodio. Considerando su alta solubilidad, su hidrólisis alcalina, dándole a la solución una alcalinidad elevada, su toxicidad para las plantas y su efecto de desagregación en la estructura del suelo, el carbonato de potasio es prácticamente idéntico al carbonato de sodio. Cantidades considerables de potaza pueden acumularse en las cenizas de algunas plantas agrícolas

(girasoles), algunos halopíticos también contienen potaza en grandes cantidades. Las cenizas de estas plantas son utilizadas como materia cruda para obtener potaza.

3.6.1.2 Sulfatos

Las sales del ácido sulfúrico se encuentran en cantidades variantes en casi todos los tipos de suelos. En los suelos y aguas subterráneas de estepas y desiertos, el sulfato a veces se acumula en cantidades considerables.

3.6.1.2.1 Sulfato de calcio

El sulfato de calcio (yeso), es una sal que daña fisiológicamente a las plantas, esto se debe a su baja solubilidad. Los suelos y las rocas formadoras de suelos de desiertos y semi desiertos frecuentemente contienen grandes cantidades de yeso, acumulada durante la evaporación de agua lacustre o agua salina subterránea yacientes cerca de la superficie. El clima, particularmente de los desiertos, como en Chile o el Sahara, el yeso se deshidrata y se convierte en una masa de semi-hidrato. El yeso se cristaliza en los suelos, en una gran variedad de formas: de transparente delgado o cristales harinosos a grandes nódulos; concreciones o placas de forma regular. En suelos con un contenido muy alto de yeso, este forma una masa compacta, esponjosa y porosa, que causa cementación del horizonte entero. Tales acumulaciones de yeso en el suelo los hace mecánicamente impenetrables por las raíces, agua y aire, dificultando el desarrollo de plantas y algunas veces matando plantaciones de arbóreas y palmas.

3.6.1.2.2 Sulfato de magnesio

El sulfato de magnesio es un componente típico de los suelos salinos, que se acumula en cantidades de varios por ciento. También es muy frecuente su presencia en aguas subterráneas y en varios lagos salinos y tipos de lodos. Debido a su alta solubilidad es una de las sales más tóxicas y dañinas para las plantas.

3.6.1.2.3 Sulfato de sodio

El sulfato de sodio es un componente de los suelos salinos, agua subterránea salina, lagos y lodos salinos. Su toxicidad es dos o tres veces menos que el sulfato de magnesio. Su solubilidad depende demasiado en las condiciones de temperatura, incrementando considerablemente cuando la temperatura incrementa. En las temporadas cálidas del año el sulfato de sodio sube a la superficie del suelo junto con las sales más solubles (sulfato de magnesio, magnesio y cloruro de sodio). En la temporada fría, de forma contraria, el sulfato de sodio, debido a la disminución de su solubilidad, no se lixivia. En desiertos áridos, el sulfato de sodio siempre se presenta en la forma de thenardita.

3.6.1.2.4 Sulfato de potasio

El sulfato de potasio no se acumula en grandes cantidades en el suelo. Sus propiedades son similares a las del sulfato de sodio, pero su toxicidad es considerablemente baja. La presencia de grandes cantidades de sulfato de potasio ha sido investigada en la formación salina, de donde se extrae para el uso como fertilizante.

3.6.1.3 Cloruros

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

3.6.1.3.1 Cloruro de calcio

El cloruro de calcio esta raramente presente en suelos, reaccionado con sulfato de sodio y carbonato de sodio, cambia fácilmente a sulfato de calcio y carbonato de calcio y sale de la solución. El cloruro de calcio se encuentra en suelos, soluciones de suelo y aguas de lagos salinos (salmuera natural) solo cuando hay alta salinidad. Cantidades considerables de cloruro de calcio han sido encontradas en el estrato profundo de aguas subterráneas, conectados, en algunos casos, con depósitos de petróleo. Estas aguas enterradas, levantándose a través de grietas a la superficie

pueden introducir cloruro de calcio al suelo. El cloruro de calcio es tóxico para las plantas, pero en menor grado que el cloruro de magnesio o el cloruro de sodio.

3.6.1.3.2 Cloruro de magnesio

El cloruro de magnesio es más común en suelos salinos, aguas subterráneas y lagos, que el cloruro de calcio. Como sea, la acumulación de grandes cantidades de cloruro de magnesio ocurre solo con salinidad extremadamente alta. Debido a su alta solubilidad el cloruro de magnesio es excepcionalmente tóxico, y es una de las sales más perjudiciales para las plantas. Al igual que el cloruro de calcio, puede aparecer en los horizontes superiores de los solonchaks como el resultado del cambio de reacciones entre la solución ascendente del cloruro de sodio y el magnesio adsorbido del suelo. El cloruro de magnesio y el cloruro de calcio son sales extremadamente higroscópicas, las cuales absorben agua evaporada de la atmósfera a bajas temperaturas del aire.

Cuando esto ocurre, sus sedimentos cristalinos rápidamente se licuan y convierten en una solución concentrada. Por lo tanto, los suelos solonchaks que contienen cloruro de calcio y magnesio en su superficie, permanecen húmedos por un largo tiempo después de llover o caer un rocío. Los suelos solonchaks que contienen una cantidad grande de cloruro de magnesio son difíciles de recuperar y necesitan lixiviarse intensivamente y drenar para así remover las sales perjudiciales.

3.6.1.3.3 Cloruro de sodio

El cloruro de sodio en conjunto con los sulfatos de sodio y magnesio son los componentes más comunes y extendidos en los suelos salinos. La toxicidad del cloruro de sodio para las plantas es excepcionalmente alta así como también su solubilidad. Aún con un contenido de 0.1 % de cloruro de sodio (NaCl) las plantas sufren y fallan para desarrollarse normalmente. Muchos suelos salinos contienen de 2 a 5 % de NaCl y son totalmente infértiles.

3.6.1.3.4 Cloruro de potasio

El cloruro de potasio, es generalmente, similar al cloruro de sodio. Sin embargo no esta extendido, ya que el potasio es consumido por organismos y esta sujeto a adsorciones irreversibles por la arcilla. Cuando el cloruro de potasio esta presente en cantidades grandes en el suelo, su toxicidad es tan alta como el cloruro de sodio. Sin embargo su contenido, aun en suelos salinos, no es grande. Debido a la gran importancia del potasio en la nutrición mineral de las plantas, depósitos de esta sal son de gran valor como recurso para fertilizar. El uso de un fertilizante de potasio en la forma de cloruro de potasio o carnalita eleva la fertilidad de suelos no salinos, pero en suelos salinos, su uso no es recomendable.

3.6.1.4 Nitratos

Las sales del ácido nítrico constituyen un compuesto químico los cuales son de gran importancia en el suelo. Estas sales no se acumulan en grandes cantidades en el suelo. Los nitratos son un elemento importante en la nutrición mineral de las plantas, proveen un recurso de nitrógeno, sin el cual las plantas no viven. En áreas desérticas, como los son Chile, Perú, India, Asia Central y Arabia los nitratos de sodio y potasio causan salinización aguda y vuelve al suelo estéril. En los suelos de estas regiones, la cantidad de nitratos alcanzan varios por ciento o hasta, en algunos casos, arriba de 50 %. Debido a su alta solubilidad, los nitratos pueden ser lavados fácilmente del suelo. Cuando hay insuficiente oxígeno (pantanos o resultado del riego excesivo) los nitratos son reducidos por microorganismos desnitrificantes en amoníaco o nitrógeno elemental. En suelos pantanosos, este proceso de desnitrificación reduce el suministro de un elemento importante para la nutrición de la planta.

3.6.1.5 Boratos

Es más raro encontrar suelos con exceso de sales de ácido bórico. Cuando esto ocurre, es usualmente en la proximidad de volcanes (en el caso de América Latina).

3.6.2 Solubilidad de las sales más importantes

Al estudiar los procesos de la salinización del suelo, es de extrema importancia tomar en cuenta las diferentes solubilidades de las sales (Kovda, 1964). En soluciones complejas, la solubilidad de la mayoría de las sales cambia. Como regla, en una solución, la presencia de una sal teniendo un ion común causa que la solubilidad de la sal caiga. En la siguiente tabla se observa la solubilidad de algunas sales.

Tabla 3. Solubilidad máxima en agua de algunas sales a diferentes temperaturas (solución saturada).

Sal	En g por 100 g de solución.						En g por litro de solución					
	Temperatura: ° C						Temperatura: ° C					
	0	10	20	30	40	50	0	10	20	30	40	50
Na ₂ CO ₃	6.5	10.9	17.9	28.4	32.4	32.1	70	122	213	371	441	429
NaHCO ₃	6.5	7.5	8.7	10	11.3	12.7	68	80	93	107	121	137
Na ₂ SO ₄	4.3	8.3	16.1	29	32.6	31.8	45	90	185	373	430	415
NaCl	26.3	26.3	26.4	26.5	26.7	26.9	318	317	317	317	318	319
MgSO ₄	18	22	25.2	28	30.8	33.4	-	-	-	-	-	-
MgCl ₂	38.6	39.8	41	48.6	51.8	54.5	-	-	-	-	-	-
CaCl ₂	37.3	39.4	42.7	50.7	53.4	56	-	-	-	-	-	-
NaNO ₃	42.1	44.4	46.7	49	51.2	53.3	570	607	686	686	724	762
KNO ₃	11.6	17.5	24.4	31.5	39	46.1	125	194	279	384	498	614
K ₂ CO ₃	51.7	52.2	52.6	53.2	53.9	54.7	814	823	829	839	852	867
KHCO ₃	18.4	21.5	25.2	28.5	32.2	36	-	-	-	-	-	-
K ₂ SO ₄	6.7	8.5	10	11.5	12.9	14.2	71	91	108	125	142	157
KCl	21.9	23.8	25.6	27.2	28.7	30.1	253	277	301	322	341	359

3.7 Composición iónica del agua en ríos

No es reciente que los ríos sean de mucha importancia para los seres humanos. Es un hecho que todas las civilizaciones antiguas y no tan antiguas florecieron sobre los lechos de los principales ríos. Dado que los ríos se transforman de forma natural con el paso del tiempo, como consecuencia de las influencias climáticas y tectónicas, los ingenieros fluviales modernos se enfrentan a problemas causados por los efectos de las inundaciones y de los cambios de los cauces. Sin embargo sus estructuras, minuciosamente diseñadas, suelen permitir un control

satisfactorio de las inundaciones, la navegación y la estabilización de los cauces, pero su construcción y su mantenimiento tienen un elevado coste. Se debe considerar la relación que se tiene con los ríos. Por un lado son herramientas económicas vitales, que se utilizan como autopistas para el transporte de bienes, como fuentes de agua para la irrigación y como fuentes energéticas, así como lugares ideales para la práctica de deporte y para el esparcimiento (Tarbuck & Lutgens, 2013).

El agua está en continuo movimiento entre las diferentes esferas terrestres, la hidrosfera, la atmósfera, la geosfera y la biosfera. Esta circulación interminable de agua, denominada ciclo hidrológico, describe lo que ocurre cuando el agua se evapora del océano, las plantas y el suelo, viaja a través de la atmósfera y finalmente cae en forma de precipitaciones. Cuando la precipitación cae sobre la tierra, empapa el terreno (infiltración) o bien fluye sobre la superficie en un proceso denominado escorrentía o bien se evapora inmediatamente. Gran parte del agua que escurre o se infiltra acaba por encontrar la manera de volver a la atmósfera por medio de la evaporación desde el terreno, los lagos y las corrientes. La cantidad de agua que cae sobre el terreno en forma de precipitación es mayor que la que se pierde por evapotranspiración. El exceso de agua es transportada de nuevo al océano principalmente por los arroyos; menos de un 1 por ciento vuelve en forma de agua subterránea. Sin embargo, gran parte del agua que fluye en los ríos no llega directamente a los cauces tras caer en forma de precipitaciones. Por el contrario, un gran porcentaje se infiltra en el terreno para después fluir en forma de agua subterránea a los cauces de los ríos.

En la mayoría de trabajos mencionados, se da por hecho que la salinidad total se define como la suma de los cationes calcio, magnesio, sodio y potasio más los aniones carbonato, bicarbonato, sulfato y cloruro presentes en la composición iónica del agua. De acuerdo con Rodríguez, Granero, Bustamante, Avena, Bonfanti, Busso y Girbal (2002), la proporción y el valor absoluto de cada uno de estos iones presentan interés, ya que son indicadores de diversos aspectos relacionados con las condiciones limnológicas (estudio de ríos, lagos, lagunas, etc.) de las aguas. En la siguiente tabla podemos observar los principales constituyentes del agua de mar, lluvia, nieve, aguas superficiales y subterráneas, de acuerdo a diferentes autores.

Tabla 4. Principales constituyentes del agua de mar.

Constituyentes	mg•L⁻¹
Sodio (Na ⁺)	10 500
Magnesio (Mg ²⁺)	1 350
Calcio (Ca ²⁺)	400
Potasio (K ⁺)	380
Cloruro (Cl ⁻)	19 000
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	2 700
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	142
Bromuro (Br ⁻)	65
Otros solidos	34
Sólidos Disueltos Totales	34 500

Fuente: La química del mar. Educación química, vol. 1. 1994.

De acuerdo con Rosales (1994), el agua de mar contiene alrededor de 3.5 % en peso de sales disueltas. La medición del contenido de estas sales en el agua de mar se conoce como salinidad. Los principales elementos que contribuyen a la salinidad del océano son: O, H, Cl, Na, Mg, S, Ca, K, Br, C, Sr, B, Si y F; estos 14 elementos constituyen 99.99 % de las sales en el agua de mar.

La composición del agua natural depende de muchos factores, tales como el tipo de agua (subterránea, marina, atmosférica), de su localización geográfica, de la estación del año que se considere, de la influencia antropogénica, etc. (Doménech, 2000). Los iones que presentan mayor concentración provienen: de la disolución y meteorización de los materiales de la corteza terrestre, de iones presentes en el agua de lluvia y de los procesos de descomposición de los seres vivos (Orozco, Pérez, González, Rodríguez y Alfayate, 2003). En la siguiente tabla podemos observar las diferentes concentraciones de los constituyentes inorgánicos que se encuentran en las aguas naturales (Canales, 2015).

Tabla 5. Composición de aguas naturales.

Especies mayoritarias (1 – 1000 ppm)	Especies secundarias (0.1 – 10 ppm)	Especies traza (< 10 – 3 ppm)
Na ⁺	Fe ²⁺	Be
Ca ²⁺	Fe ³⁺	Bi
Mg ²⁺	Sr ²⁺	Cs
HCO ₃ ⁻	K ⁺	Au
SO ₄ ²⁻	CO ₃ ²⁻	Pt
Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Ra
	Fe ⁻	Ag
	H ₃ BO ₃	Sn

3.8 Procesos de formación de suelos salinos

Las partículas sólidas son el componente más abundante en el suelo e intervienen en fenómenos como la adsorción, adhesión, capilaridad, expansión, contracción, capacidad de intercambio catiónico, agregación y dispersión, entre otras. La forma en las que se encuentran arregladas estas partículas determina su estructura, porosidad, densidad aparente y permeabilidad. Las partículas minerales, como ya se mencionó, se derivan del intemperismo de las rocas existentes sobre la superficie terrestre y las orgánicas provienen directamente de las plantas y otros organismos como algas y bacterias. Los minerales son compuestos inorgánicos naturales y se clasifican en primarios y secundarios; los primeros se forman directamente del magma original, mantienen una composición química inalterada y su tamaño es mayor de 0.002 mm; los segundos se forman debido al intemperismo que actúa sobre los primarios con una estructura y composición química diferente y un tamaño menor de 0.002 mm. Las partículas minerales del suelo se pueden clasificar de acuerdo a su tamaño en: arena, limo y arcilla (SEMARNAT/SAGARPA, 2010).

De acuerdo con la geografía y la geoquímica, los procesos de formación de suelos salinos pueden agruparse en los siguientes ciclos de acumulación de sales: ciclos continentales, ciclos marinos, ciclos de delta, ciclos artesianos y ciclos antropogénicos.

- Los ciclos continentales están conectados con el movimiento, redistribución y acumulación de carbonatos, sulfatos y cloruros en áreas con drenaje deficiente.
- Los ciclos marinos están conectados con la acumulación de sales de origen marino, principalmente cloruro de sodio y ocurren en las planicies costeras en áreas bajas y secas a lo largo de las costas y bahías de baja profundidad.
- Los ciclos deltas se caracterizan por una combinación compleja de movimientos y por la acumulación de sales transportadas por los ríos o por el mar en diferentes ocasiones.
- Los ciclos artesianos están conectados con la evaporación de aguas subterráneas profundas que afloran a la superficie a través de fracturas tectónicas y estructuras geológicas destruidas.
- Los ciclos antropogénicos se presentan como resultado de las actividades del hombre por desconocimiento de las leyes que gobiernan los procesos de acumulación de sales en el suelo.

Los suelos con alta concentración de sales, tanto de origen natural como inducido, se encuentran principalmente en las zonas de climas áridos y semiáridos, donde las bajas precipitaciones no permiten la lixiviación de las sales de manera natural hacia estratos más profundos. Los suelos fuertemente salinos pueden incluso mostrar costras de sales como el yeso (CaSO_4), sal común (NaCl), carbonato sódico (Na_2CO_3), entre otras. Es importante mencionar que solo en casos muy excepcionales el alto contenido de sales en los suelos agrícolas puede estar directamente relacionado con el material de origen y se le conoce como salinización primaria. En la mayoría de los casos la salinización es consecuencia de un cambio del régimen hídrico del medio y con frecuencia se debe a la transformación en zona de regadío, a este tipo de salinización se conoce como secundaria. Los suelos regables reciben cantidades considerables de sales con el agua de riego y en caso de tierras con drenaje deficiente, también por elevación capilar de agua freática (COFUPRO, 2010). Los suelos afectados por salinidad, representan alrededor del 13 % (372,

675 ha) de la superficie regada en los distritos de riego (2.86 millones de ha) y la región Noroeste ha sido la más afectada con el 7.6 % (218, 091 ha).

El material de origen, las condiciones climatológicas y el manejo son determinantes en el tipo y cantidad de compuesto químicos predominantes en un suelo, en los suelos de zonas tropicales predominan los compuestos de fierro, aluminio y silicio (23 al 100 %), pero también son frecuentes los compuestos de manganeso, calcio, magnesio, potasio, sodio y fósforo, en cantidades que varían de 0.01 al 15 % del elemento expresado como óxido. En zonas templadas los elementos más abundantes son el silicio, aluminio y fierro, con 60 al 95 %, 2 al 20 % y 0.5 al 10 %, respectivamente. En menor cantidad, se encuentran el potasio, calcio, sodio, titanio, magnesio, manganeso y fósforo, que en orden decreciente varía de 0.005 a 4 % del elemento expresado como óxido. En zonas semiáridas se puede encontrar más del 50 % de carbonato de calcio libre. En los suelos salinos, los aniones dominantes son los cloruros, sulfatos y carbonatos, algunas veces también los nitratos. Las sales que más comúnmente se presentan son las de sodio y también son frecuentes las de calcio y magnesio, no son excepcionales las mezclas de diferentes sales y la presencia de minerales complejos.

El término salino se aplica a suelos cuya conductividad del extracto de saturación es mayor de 4 mmhos \cdot cm⁻¹ a 25 °C, con un porcentaje de sodio intercambiable menor de 15. Generalmente, el pH es menor de 8.5.

3.9 Calidad del agua para riego

La calidad de agua para el riego ha sido objeto de innumerables investigaciones orientadas hacia la evaluación y definición de parámetros para calificar sus características físicas y químicas, lo cual ha conducido a la proposición de varios sistemas para su clasificación (García, 2012). Cuando la cantidad de sales que entran en la solución del suelo excede a la cantidad que es removida por el agua de riego en su movimiento a través del perfil del suelo se presentan problemas, los cuales pueden variar en clase y magnitud dependiendo de la concentración y el tipo de sales disueltas, ya que los suelos y las plantas reaccionan de manera diferente a diferentes sales.

3.9.1 Criterios e índices para la clasificación química del agua de riego

Aceves (2011) considera que existen tres criterios principales para juzgar la conveniencia o limitación del empleo del agua con fines de riego. Estos criterios son: el contenido de sales solubles, el efecto probable del sodio sobre las características físicas del suelo y el contenido de elementos tóxicos para las plantas. Para cada uno de estos criterios se han generado diferentes índices cuantitativos, en la Tabla 6 se muestran. A continuación se hará un análisis de estos índices.

Con base en la tendencia existente hoy, en el mundo a definir una forma más cualitativa que cuantitativa las posibilidades de uso de un agua de riego haciendo que los criterios de clasificación se usen en una forma elástica y particular para cada caso, se hace referencia a los criterios propuestos por Ayers y Westcot en el manual 29 de la FAO (1985) los cuales resumen la mayoría de los principios en uso por el Laboratorio de Salinidad del USDA y la Universidad de California Riverside.

Tabla 6. Criterios e índices para clasificar las aguas de riego en base a su calidad química.

Criterios	Índices	Abreviaturas
Contenido de sales solubles	Conductividad eléctrica	CE
	Salinidad efectiva	SE
	Salinidad potencial	SP
Efecto probable del sodio sobre las características físicas del suelo	Relación de adsorción de sodio	RAS
	Carbonato de sodio residual	CSR
	Porcentaje de sodio posible	PSP
	Contenido de boro	B
Contenido de elementos tóxicos para las plantas	Contenido de cloro	Cl

Fuente: Palacios V.O. y Aceves N.E.

3.9.1.1 Clasificación de las aguas de riego con base a su conductividad eléctrica

Este índice se usa con propósitos de diagnóstico y clasificación, tanto de suelos como de aguas, por ser una medida indirecta de la presión osmótica. Su gran difusión es debido a la facilidad y rapidez con que puede ser determinado (Aceves, 2011). Casi todas las aguas para riego que se han usado por mucho tiempo tienen una conductividad eléctrica menor de 2,250 micromhos•cm⁻¹. Un suelo es salino cuando la conductividad de su extracto de saturación es mayor de 4,000 micromhos•cm⁻¹. En general, las aguas cuya conductividad eléctrica sea menor de 750 micromhos•cm⁻¹ son satisfactorias para el riego por lo que respecta a las sales (Richards, 1973).

Las aguas se dividen en cuatro clases con respecto a su conductividad, siendo los puntos de división entre dichas clases, los valores 250, 750 y 2250 micromhos•cm⁻¹. Inicialmente el US Salinity Laboratory (1959), estableció la clasificación siguiente:

Tabla 7. Clasificación de aguas para riego en base a la conductividad eléctrica.

Clasificación	CE a 25 °C	
	(μmhos•cm ⁻¹)	Concentraciones de sal en g•L ⁻¹
C1. Agua de baja salinidad	0 - 250	< 0.2
C2. Agua de salinidad media	250 - 750	0.2 – 0.5
C3. Agua altamente salina	750 - 2250	0.5 – 1.5
C4. Agua muy altamente salina	2250 - 5000	1.5 – 3

Agua de baja salinidad (C1): Puede usarse para riego de la mayor parte de los cultivos, en casi cualquier tipo de suelo con muy poca probabilidad de que se desarrolle salinidad.

Agua de salinidad media (C2): Puede usarse siempre y cuando haya un grado moderado de lavado. En casi todos los casos y sin necesidad de prácticas especiales de control de la salinidad, se pueden producir las plantas moderadamente tolerantes a las sales.

Agua altamente salina (C3): No puede usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente. Aún con drenaje adecuado se pueden necesitar prácticas especiales de control de la salinidad, debiendo, por lo tanto, seleccionar únicamente aquellas especies vegetales muy tolerantes a sales.

Agua muy altamente salina (C4): 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 sales.

Las recomendaciones anteriores pueden encontrarse en el manual de Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos (Richards, 1973).

3.9.1.2 Clasificación de las aguas de riego con base a la salinidad efectiva

La salinidad efectiva (Doneen, 1959), es una estimación más real del problema de la salinidad pues contempla la precipitación probable de carbonatos de calcio, magnesio y sulfatos de calcio, lo cual disminuye el efecto sobre la presión osmótica. El efecto de las sales va a depender de su solubilidad y tendencia a precipitarse.

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

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

$$SE = \sum \text{cationes} - (CO_3 + HCO_3 + SO_4)$$

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

$$SE = \sum \text{cationes} - Ca$$

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

$$SE = \sum \text{cationes} - (CO_3 + HCO_3)$$

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

$$SE = \sum \text{cationes} - (Ca + Mg)$$

Con base a estos criterios, se efectúa la siguiente clasificación:

Tabla 8. Clasificación de aguas para riego con base en la salinidad efectiva.

Clase	Uso	Salinidad Efectiva (meq•L⁻¹)
Primera clase	Sin peligro	< de 3
Segunda clase	Condicionada	3 a 15
Tercera clase	Peligrosa	> de 15

Fuente: Riego y drenaje, (Valverde, 2007).

3.9.1.3 Clasificación de las aguas para riego con base a la salinidad potencial

Este índice es útil para determinar la cantidad de cloruros y sulfatos (Cl y SO₄) que pueden afectar los cultivos según la permeabilidad del suelo. En 1963, Doneen introdujo este índice para la clasificación de aguas. Estas sales son las últimas que permanecen en la solución del suelo cuando la humedad aprovechable disminuye a menos del 50 %, es por eso que se debe estimar el efecto que causan sobre la presión osmótica (Aceves, 2011).

Este índice se calcula de la siguiente manera:

$$SP = Cl^{-} + \frac{SO_4^{2-}}{2}$$

Tabla 9. Clasificación de aguas para riego con base en la salinidad potencial.

Clasificación	Salinidad potencial (meq•L⁻¹)
Buena	< 3
Condicionada	3 – 15
No recomendada	> 15

Fuente: Coras, 1996, citado por Ramírez, 2009.

3.9.1.4 Clasificación de las aguas para riego con base en la salinidad total

Esta clasificación fue propuesta por Ayers y Westcot en 1976, la aplicación de esta clasificación es para riego de cultivos por superficie o aspersión, se debe considerar una fracción de lavado mayor de 0.15 en suelos que cuentan con un buen drenaje, para tipos de suelo con una textura franco arenoso o franco arcilloso. De acuerdo con los autores existen conceptos importantes a considerar en esta clasificación (1997):

- Es importante considerar la relación entre la concentración y el rendimiento potencial de los cultivos
- Es necesario considerar el tipo de textura y la influencia de la precipitación en el lavado de las sales así como las condiciones de drenaje
- Las guías se aplican sobre todo en riego superficial o en aspersión y tienen restricciones en métodos de riegos frecuentes y con F.L. > 15 %
- Se considera el patrón de extracción de agua por las plantas, considerando el nivel medio de la zona radical
- Las divisiones son arbitrarias y en condiciones diferentes a las mencionadas pueden modificarse los criterios de clasificación

Existen directrices técnicas que tratan de cubrir la gran amplitud de condiciones que suelen encontrarse en la agricultura de regadío. Sin embargo, si se usa el agua en condiciones muy diferentes a las supuestas, es posible que las directrices requieran un ajuste. Desviaciones importantes de lo supuesto pueden dar lugar a usos incorrectos del agua, sobre todo si su calidad corresponde al límite entre dos situaciones. Las directrices pueden ser modificadas para adaptarlas a las condiciones locales, siempre y cuando se cuente con suficiente experiencia, ensayos de campo, observaciones o investigaciones.

Los supuestos básicos de estas directrices son:

- Rendimiento potencial: Se considera que cuando las directrices indican que no existe ninguna restricción en el uso del agua, los cultivos tienen la capacidad de alcanzar su potencial máximo, sin necesidad de emplear prácticas especiales. Una “restricción de uso” indica que puede existir una limitación en la selección del cultivo, o que para mantener el potencial máximo de producción es necesario el uso de una práctica especial de manejo. Una restricción de uso no implica que el agua no sea adecuada para ser utilizada.
- Condiciones del lugar: Los suelos, en las directrices, abarcan texturas que varían de franco arenoso a franco arcilloso, con buen drenaje interno. El clima es de semiárido a árido con precipitaciones bajas y sin ningún efecto significativo en la lixiviación de sales o en el consumo de agua por los cultivos. Se supone que el drenaje es bueno y que no existe nivel freático sin control en los dos primeros metros del suelo.
- Frecuencia y métodos de riego: Los cultivos se riegan por métodos de superficie o aspersión, con la frecuencia necesaria para permitir la extracción del 50 % o más del agua disponible. Por lo menos el 15 % del agua aplicada percola por debajo de la zona radicular. Las directrices son muy restrictivas para riegos frecuentes y para algunos sistemas especiales, como el riego localizado por goteo, que aplican el agua frecuentemente o casi diario. Sin embargo, son adecuadas para sistemas de riego subsuperficiales, cuando las necesidades de lixiviación se satisfacen con aplicaciones de agua por superficie.
- Restricciones de uso: La clasificación de la “restricción de uso” cuenta con tres grados de severidad: ninguna, ligera a moderada y severa. Los límites presentados son en cierto modo arbitrarios, ya que en realidad los cambios son graduales y no existe una división abrupta entre los varios grados. Una variación del 10 al 20 %, por encima o por debajo de los valores dados, tiene poca importancia, si se considera juntamente y en relación con otros factores que puedan afectar los rendimientos. Los valores indicados son aplicables a las condiciones normales de campo de la mayor parte de las áreas regadas en las regiones áridas y semiáridas.

La clasificación de las aguas se hace de acuerdo a la siguiente Tabla:

Tabla 10. Clasificación de aguas para riego con base en la salinidad.

Parámetro	Unidad	Grado del problema		
		Sin problema	Aumento	Severo
CEa	dS•m ⁻¹	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0
STD	mg•L ⁻¹	< 450	450 – 2000	> 2000

3.9.1.5 Clasificación de las aguas para riego por salinidad en riego por goteo

Este método fue propuesto por Domínguez (1996), donde propone la calidad de aguas que pueden ser utilizadas en riego por goteo para cultivos. La clasificación es la siguiente:

Tabla 11. Clasificación de aguas para riego en base a la salinidad en riego por goteo.

CE (mmhos•cm ⁻¹)	Clasificación
0 – 1	Excelente
1 – 2	Buena
2 – 3	Regular
3 -4	Mediocre
4 - 5	Mala
> 5	Muy mala

Para tal clasificación, se desarrollan los siguientes criterios:

- Excelente: No necesita lixiviación
- Buena: Apenas necesita aplicarse 10 % de agua de lixiviación
- Regular: Necesidades de lixiviación del orden del 14.5 %, pérdidas de cosecha no superiores al 10 %

- Mediocre: Necesidades de lixiviación de 25 % con una fertilización esmerada y un buen manejo de agua, las pérdidas de cosecha serán de 10–20 % o menos, según su manejo
- Mala: Puede utilizarse esporádicamente y nunca como agua de riego definitivo, con buena fertiirrigación puede haber pérdidas de cosecha del orden de 20–30 %
- Muy mala: En caso de utilizarse deberá ser como caso extremo y de ser posible en tierras sueltas

3.9.2 Clasificación por efecto del sodio sobre las propiedades físicas

Generalmente la sodicidad se expresa mediante la RAS (relación de adsorción de sodio). La RAS nos da idea del peligro que significa un exceso de sodio sobre el calcio y el magnesio. Sin embargo, la sodicidad puede expresarse también mediante la RAS ajustada, la cual toma en cuenta el contenido total de sales y la presencia de bicarbonatos, los cuales, sino se eliminan, pueden precipitar el calcio y esto coadyuva a que el problema del sodio se incremente.

3.9.2.1 Clasificación de las aguas para riego con base a la relación de adsorción de sodio

Los constituyentes inorgánicos solubles de las aguas de riego reaccionan con los suelos en forma iónica. Los principales cationes son calcio, magnesio y sodio, con pequeñas cantidades de potasio. Los aniones principales son carbonatos, bicarbonatos, sulfatos y cloruros y, en menor cantidad, nitratos y fluoruros. El peligro de la sodificación que entraña el uso de un agua de riego, queda determinado por las concentraciones absoluta y relativa de los cationes. Si la proporción de sodio es alta, será mayor el peligro de sodificación y, al contrario, si predominan el calcio y el magnesio, el peligro es menor. Scofield y Headley (1921), resumieron el resultado de varios experimentos para recuperación de suelos sódicos, diciendo que “las aguas duras hacen tierras blandas y las aguas blandas las endurecen”. Los suelos sódicos se forman por acumulación de sodio intercambiable y con frecuencia se caracterizan por su baja permeabilidad y difícil manejo. La relación de adsorción de 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”. Esta relación es la siguiente:

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

En la cual Na^+ , Ca^{++} y Mg^{++} representan las concentraciones en miliequivalentes por litro de los iones reactivos.

La clasificación de las aguas de riego con respecto al RAS, se basa primordialmente en el efecto que tiene el sodio intercambiable sobre la condición física del suelo.

Agua baja en sodio (S1): Puede usarse para el riego en la mayoría de los suelos con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable.

Agua media en sodio (S2): En suelos de textura fina, el sodio representa un peligro considerable, más aún si dichos suelos poseen una alta capacidad de intercambio de cationes, especialmente bajo condiciones de lavado deficiente, a menos que el suelo contenga yeso. Estas aguas solo pueden usarse en suelos de textura gruesa o en suelos orgánicos de buena permeabilidad.

Agua alta en sodio (S3): Puede producir niveles tóxicos de sodio intercambiable en la mayor parte de los suelos, por lo que estos necesitarán prácticas especiales de manejo, como buen drenaje, fácil lavado y adiciones de materia orgánica.

Agua muy alta en sodio (S4): Es inadecuada para riego, 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.

Se utiliza el diagrama para la clasificación de las aguas para riego que se muestra en la Figura 4 y esta relaciona la conductividad eléctrica en micromhos por centímetro ($\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$) y la relación de adsorción de sodio (RAS). En los diagramas originales, las curvas representan ecuaciones de la ley de acción de masas entre los cationes solubles y los intercambiables y delimitan las diferentes clases de sodio en sus contenidos.

3.9.2.1.1 Ecuación para el cálculo del RAS_{aj}

En 1968, Bower y colaboradores crearon una modificación del índice de la RAS, el RAS_{aj} donde se toma en cuenta la formación de precipitados de carbonato cálcico (CO₃Ca) aunque sigue ignorando los precipitados de sulfato de calcio hidratado (SO₄Ca) y de equiparar el Ca y el Mg. El RAS_{aj} se define según:

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

Donde:

- pH = 8.4 es aproximadamente el pH de un suelo no sódico en equilibrio con el carbonato de calcio. El índice de saturación estima la precipitación del ion carbonato del agua de riego como una función del grado de saturación con carbonato cálcico (CaCO₃) en la solución del suelo. El índice de saturación se calcula como sigue:

$$\text{IS} = (8.4 - \text{pHc})$$

- El pHc se define como sigue: $\text{pHc} = (\text{pK}_2 - \text{pKps}) + \text{p}(\text{Ca} + \text{Mg}) + \text{p}(\text{CO}_3 + \text{HCO}_3)$, donde: $\text{p}(\text{Ca} + \text{Mg})$ corresponde al logaritmo negativo de la concentración molar de (Ca + Mg), $\text{p}(\text{CO}_3 + \text{HCO}_3)$, corresponde al logaritmo negativo de la concentración equivalente de CO₃ y HCO₃, y pK₂ y pKps son los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del H₂CO₃ y el producto de la solubilidad del CaCO₃, corregidos ambos por fuerza iónica.

3.9.2.1.2 Ecuación para el cálculo del RAS°

Oster y Rhoades (1977), Oster y Schroer (1979) y Suarez (1981) evaluaron cuidadosamente el procedimiento anterior del RAS ajustado y concluyeron que tiene una predicción de más en cuanto al daño que puede provocar el sodio. Sugirieron que, si se usa, el valor obtenido por

medio de ese método debe ser ajustado más adelante por el factor 0.5 para así evaluar correctamente los efectos del bicarbonato (HCO_3) en la precipitación de calcio.

Un procedimiento alternativo (Suarez, 1981), revisa la ecuación RAS anterior y ajusta la concentración de calcio del riego, e incluye los efectos del dióxido de carbono, del bicarbonato y de la salinidad sobre el calcio originalmente presente en el agua aplicada, pero ahora forma parte del agua del suelo. El procedimiento supone una fuente de calcio en el suelo, a partir de la cal del suelo u otros minerales del suelo como los silicatos y sin precipitación de magnesio (FAO, 1985).

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

Dónde:

Na es el contenido de sodio en el agua de estudio ($\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$)

Ca° es el contenido corregido de calcio en el agua de estudio ($\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$)

Mg es el contenido de magnesio en el agua de estudio ($\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$)

El valor de Ca° representa Ca en el agua de riego aplicada pero, modificada debido a la salinidad del agua aplicada, su proporción de HCO_3/Ca y la presión parcial estimada de CO_2 en la superficie de algunos milímetros de suelo.

Tabla 12. Concentraciones de calcio (Ca^o) en el agua del suelo, contenida en el suelo cerca de la superficie, que resultaría de regar con aguas de determinado valor HCO₃/Ca y conductividad ECa.

		Salinidad del agua aplicada (ECa) dS•m ⁻¹											
		0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	6.0	8.0
.05		13.2	13.6	13.9	14.4	14.7	15.2	15.9	16.4	17.2	17.9	19.0	19.9
		0	1	2	0	9	6	1	3	8	7	7	4
.10		8.31	8.57	8.77	9.07	9.31	9.62	10.0	10.3	10.8	11.3	12.0	12.5
							2	5	9	2	1	6	
.15		6.34	6.54	6.69	6.92	7.11	7.34	7.65	7.90	8.31	8.64	9.17	9.58
.20		5.24	5.40	5.52	5.71	5.87	6.06	6.31	6.52	6.86	7.13	7.57	7.91
.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
.30		4.00	4.12	4.21	4.36	4.48	4.62	4.82	4.98	5.24	5.44	5.77	6.04
.35		3.61	3.72	3.80	3.94	4.04	4.17	4.35	4.49	4.72	4.91	5.21	5.45
.40		3.30	3.40	3.48	3.60	3.70	3.82	3.98	4.11	4.32	4.49	4.77	4.98
.45		3.05	3.14	3.22	3.33	3.42	3.53	3.68	3.80	4.00	4.15	4.41	4.61
.50		2.84	2.93	3.00	3.10	3.19	3.29	3.43	3.54	3.72	3.87	4.11	4.30
.75		2.17	2.24	2.29	2.37	2.43	2.51	2.62	2.70	2.84	2.95	3.14	3.28
1.00		1.79	1.85	1.89	1.96	2.01	2.09	2.16	2.23	2.35	2.44	2.59	2.71
1.25		1.54	1.59	1.63	1.68	1.73	1.78	1.86	1.92	2.02	2.10	2.23	2.33
1.50		1.37	1.41	1.44	1.49	1.53	1.58	1.65	1.70	1.79	1.86	1.97	2.07
1.75		1.23	1.27	1.30	1.35	1.38	1.43	1.49	1.54	1.62	1.68	1.78	1.86
2.00		1.13	1.16	1.19	1.23	1.26	1.31	1.36	1.40	1.48	1.54	1.63	1.70
2.25		1.04	1.08	1.10	1.14	1.17	1.21	1.26	1.30	1.37	1.42	1.51	1.58
2.50		0.97	1.00	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.40	1.47
3.00		0.85	0.89	0.91	0.94	0.96	1.00	1.04	1.07	1.13	1.17	1.24	1.30
3.50		0.78	0.80	0.82	0.85	0.87	0.90	0.94	0.97	1.02	1.06	1.12	1.17
4.00		0.71	0.73	0.75	0.78	0.80	0.82	0.86	0.88	0.93	0.97	1.03	1.07
4.50		0.66	0.68	0.69	0.72	0.74	0.76	0.79	0.82	0.86	0.90	0.95	0.99
5.00		0.61	0.63	0.65	0.67	0.69	0.71	0.74	0.76	0.80	0.83	0.88	0.93
7.00		0.49	0.50	0.52	0.53	0.55	0.57	0.59	0.61	0.64	0.67	0.71	0.74
10.00		0.39	0.40	0.41	0.42	0.43	0.45	0.47	0.48	0.51	0.53	0.56	0.58
20.00		0.24	0.25	0.26	0.26	0.27	0.28	0.29	0.30	0.32	0.33	0.35	0.37
30.00		0.18	0.19	0.20	0.20	0.21	0.21	0.22	0.23	0.24	0.25	0.27	0.28

Fuente: Irrigation and drainage paper, FAO, 1985.

Supone: a) Una fuente de calcio proveniente de silicatos ocaliza (CaCO₃); b) no existe presipitación del magnesio; y c) la presión relativa al CO₂ cerca de la superficie del suelo es 0.0007 atmósferas

Ca^o/HCO₃/Ca expresados en meq•L⁻¹ y la ECa en dS•m⁻¹

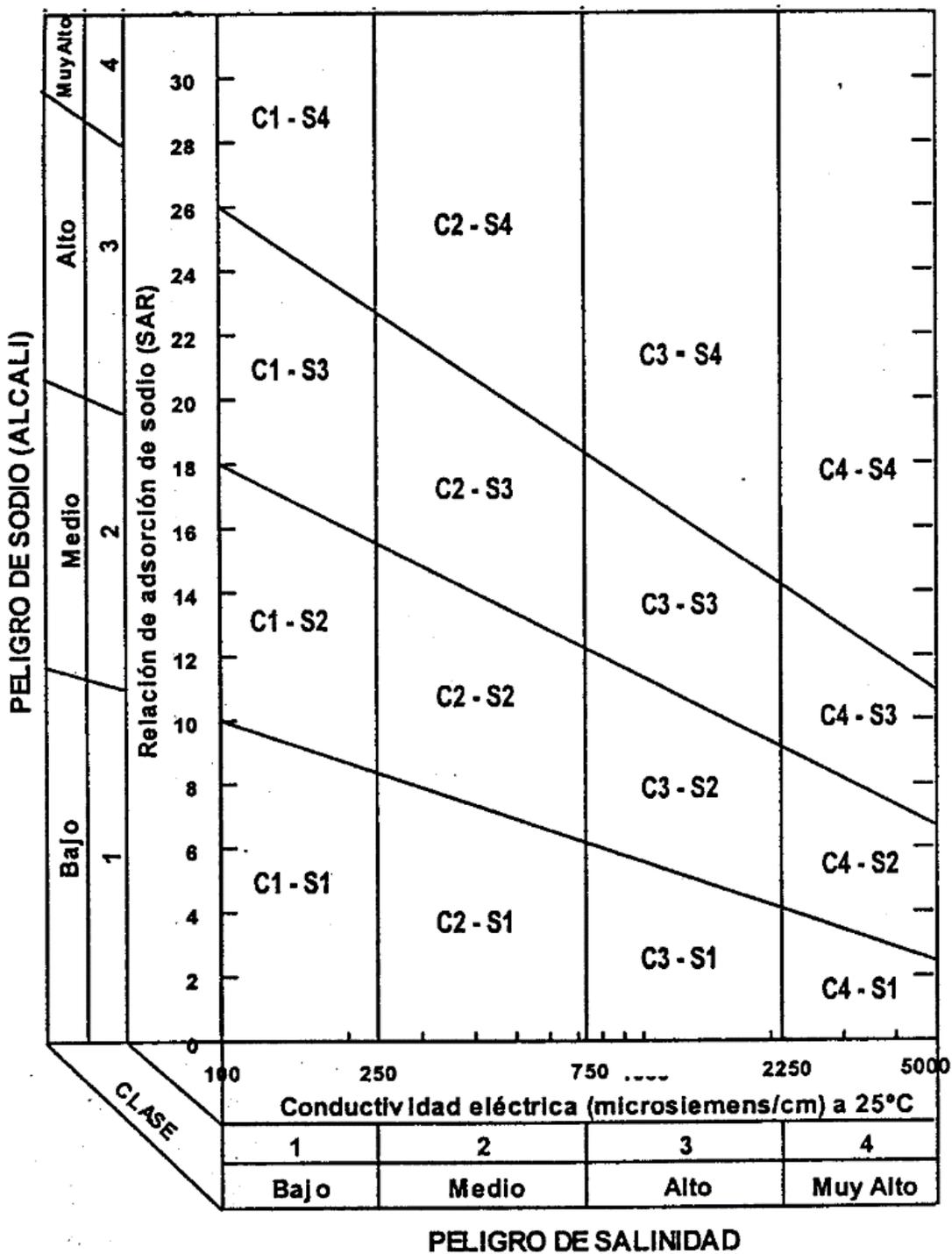


Figura 4. Diagrama para clasificar aguas de riego respecto al RAS y la conductividad eléctrica

3.9.3 Clasificación de las aguas para riego con base al carbonato de sodio residual

Este índice fue propuesto por Eaton en 1950, se usa para predecir la cantidad de carbonato de sodio que quedará en la solución del suelo, después que se precipitan carbonatos de calcio y de magnesio, de tal manera que la concentración de sodio puede ser suficiente para desplazar al calcio y al magnesio del complejo de intercambio, produciendo la defloculación del suelo.

Wilcox en 1955, concluyó en base a un solo experimento, que si el carbonato de sodio residual (CSR) es mayor de $2.5 \text{ meq}\cdot\text{L}^{-1}$, el agua no es recomendable para riego; de 1.22 a $2.5 \text{ meq}\cdot\text{L}^{-1}$ el agua es marginal y con valores menores de $1.25 \text{ meq}\cdot\text{L}^{-1}$ el agua es buena. Bower en 1963, demostró que aguas que no contienen carbonato de sodio residual pueden sodificar el suelo (Aceves, 2011). Se considera que las buenas prácticas de manejo y la aplicación de mejoradores químicos podría permitir el uso de las aguas dudosas para riego. Estas conclusiones están basadas en datos muy limitados y tienen carácter tentativo únicamente (Richards, 1973).

El carbonato de sodio residual se calcula de la siguiente manera:

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

Este índice se usa para predecir la cantidad de carbonato de sodio que quedará en la solución del suelo, después que precipitan carbonatos de calcio y de magnesio, de tal manera que la concentración de sodio puede ser suficiente para desplazar al calcio y al magnesio del complejo de intercambio, produciendo la defloculación del suelo. Se calcula a partir de los valores obtenidos en el análisis, expresados en $\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$.

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

El criterio para caracterizar las aguas de riego de acuerdo a este índice es el siguiente: No son recomendadas las aguas que contienen más de $2.5 \text{ mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$, son condicionadas las aguas que presentan un contenido de entre 1.22 y $2.5 \text{ mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$ y son buenas las aguas si el contenido es inferior a $1.25 \text{ mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$.

Los carbonatos y bicarbonatos de sodio son importantes en el proceso de solidificación, ya que cuando el agua del suelo se pierde por la evapotranspiración, los carbonatos de calcio y magnesio pueden precipitarse incrementando el efecto de sodio.

Cuando el valor del carbonato de sodio residual es positivo significa que el calcio y el magnesio precipitan como carbonatos, existiendo solo sales de sodio en la solución; sin embargo, cuando los valores son negativos, el agua y la solución del suelo son convenientes para uso agrícola (Medina, Mancilla, Michel, Guevara, Olgún y Barreto, 2016). En algunos estudios como el de Nishanthiny *et al.* (2010) se menciona que la principal fuente de carbonatos es la dilución de rocas carbonatadas y por ellos los ríos contienen mayores concentraciones de calcio y magnesio, lo que origina valores negativos en el CSR.

3.9.4 Porcentaje de sodio intercambiable

Cuando una muestra de suelo es colocada en la solución de una sal como acetato de amonio, se produce en el suelo una adsorción de iones amonio con desplazamiento de una cantidad equivalente de cationes del suelo hacia la solución. Esta reacción se denomina “intercambio de cationes” y los cationes que se desplazan del suelo se llaman “cationes intercambiables”. Los constituyentes superficiales activos de los suelos que tienen propiedades de intercambio de cationes se llaman en conjunto “complejo de intercambio” y consiste en su mayor parte de minerales arcillosos y materia orgánica. La cantidad total de cationes intercambiables que un suelo puede retener se denomina “capacidad de intercambio catiónico” y generalmente se expresa en miliequivalentes por 100 gramos de suelo.

A veces conviene expresar las cantidades relativas de varios cationes intercambiables presentes en el suelo, como un por ciento de la capacidad de intercambio catiónico. El porcentaje de sodio intercambiable (PSI) es igual a 100 veces el contenido de sodio intercambiable dividido entre la capacidad de intercambio catiónico, expresando ambos las mismas cantidades. Las determinaciones de las cantidades y proporciones de los diversos cationes intercambiables que se encuentran en el suelo, son de gran importancia, ya que los cationes intercambiables influyen en forma determinante en sus propiedades físicas y químicas. Los suelos salinos y sódicos casi

siempre contienen carbonatos de metales alcalino-térreos y una concentración relativamente alta de sales solubles, pudiendo tener baja permeabilidad al alcohol y a soluciones acuosas.

Las sales solubles no deben lavarse del suelo antes de la extracción de los cationes intercambiables, debido a cambios de importancia que suceden como consecuencia de la dilución e hidrólisis. Por lo tanto, la disolución de las sales requiere determinaciones independientes del contenido de cationes solubles y que además, se corrija el análisis de cationes intercambiables por la presencia de sales, pues la presencia de carbonatos de calcio y magnesio impide una exacta determinación del calcio y magnesio intercambiable.

En la Figura 5 se muestra un nomograma para determinar el valor del RAS del agua para riego y para estimar el valor correspondiente para el PSI del suelo que esta en equilibrio con dicha agua. La relación entre RAS y PSI esta dada por:

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

Esta ecuación empírica se usó para establecer las relaciones entre las escalas PSI y RAS. Una vez determinada la RAS de un agua para riego usando un nomograma, se puede calcular en la escala central de un suelo que este en equilibrio con el agua para riego. Sin embargo, es de esperarse que esta condición no se presente con frecuencia en el campo, porque la solución del suelo casi siempre posee mayor concentración que el agua para riego.

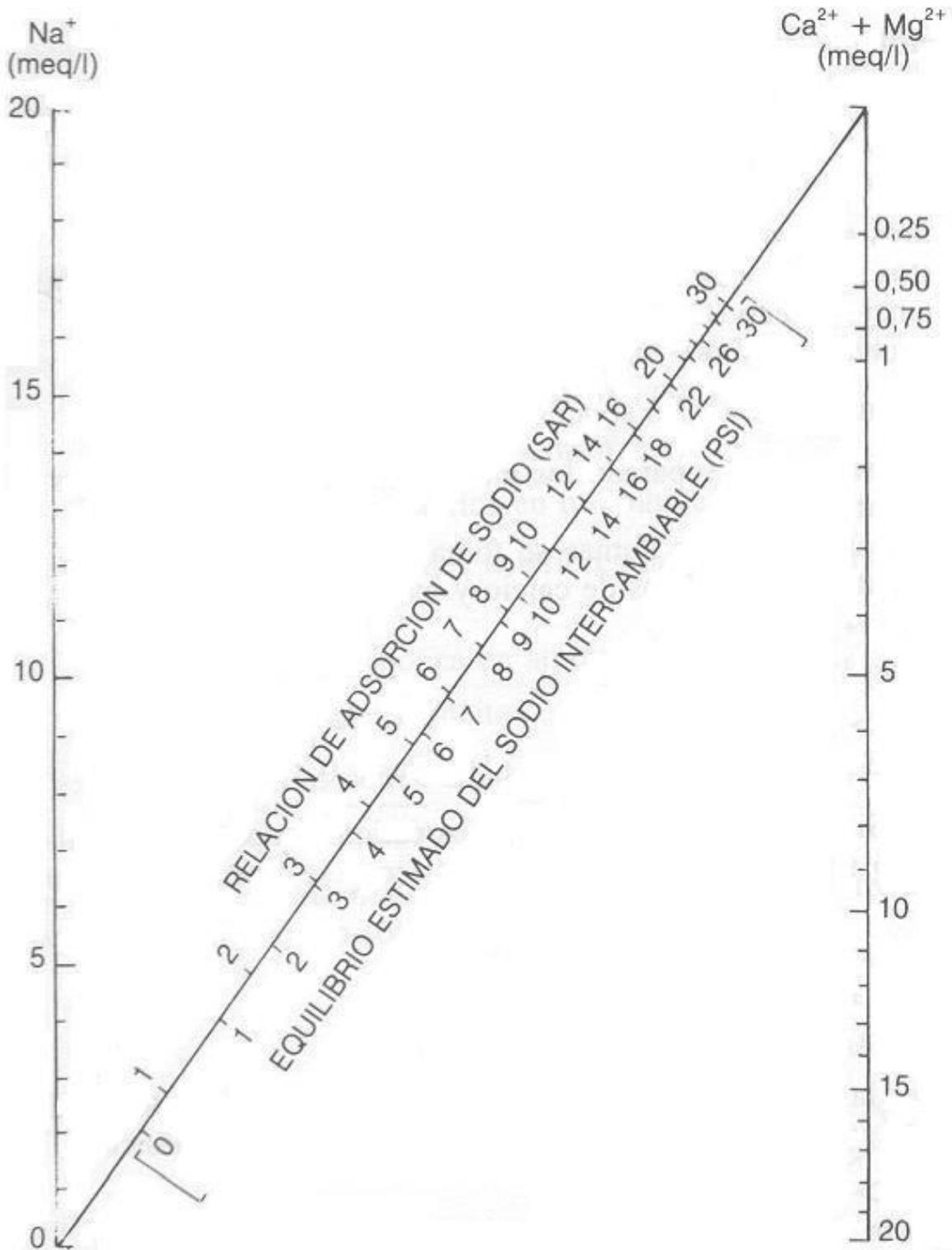


Figura 5. Nomograma para determinar el valor de la relación de adsorción de sodio del agua para riego y para estimar el valor correspondiente para el porcentaje de sodio intercambiable del suelo que esta en equilibrio con dicha agua. Laboratorio de Salinidad de E.U.A. (1973).

3.9.5 Problemas de infiltración

Los grados de movilidad que el agua alcanza en un suelo bajo condiciones de campo, se relacionan directamente con la irrigación, lavado y drenaje de los suelos salinos y sódicos. La infiltración se refiere a la entrada vertical del agua al suelo y el término “velocidad de infiltración” tiene significado especial en los estudios sobre suelos. La velocidad de infiltración de un suelo esta influenciada por factores tales como su condición superficial, el estado físico y químico y la naturaleza del perfil y la distribución del agua en dicho perfil. Esta se mide bajo condiciones de campo.

Los principales métodos comprenden inundación y estancamiento del agua en la superficie, riego por aspersión para simular lluvia y medida de la entrada del agua conducida por zanjas y surcos. De los muchos métodos conocidos en la actualidad, quizás el más versátil es el del cilindro, ideado por Musgrave (1935), en este método se requiere un anillo de protección en el caso de que el agua tenga un movimiento lateral excesivo. La experiencia indica que la velocidad de infiltración de un suelo será baja o alta, dependiendo de su estado físico y manejo. El grado de infiltración esta influenciado en forma crítica por las condiciones superficiales del suelo, aun cuando las capas inferiores pueden también ser limitantes. La distribución del agua en el perfil y la cantidad que se aplica, son factores que modifican la velocidad de infiltración, que puede ser en forma indeseable muy alta o muy baja. Algunos factores que suelen influir en la infiltración son el contenido total de sales (salinidad) y el contenido de sodio en relación de los contenidos de calcio y magnesio. Una alta salinidad aumenta la velocidad de infiltración, mientras que una baja salinidad, o una proporción alta de sodio sobre calcio, la disminuyen. Ambos factores (salinidad y proporción de sodio), pueden actuar al mismo tiempo.

La velocidad de infiltración o tasa de penetración del agua en el suelo es un factor determinante del tiempo de riego, el que se puede definir como el número de horas o minutos en que el agua debe escurrir sobre el suelo para que penetre y moje la zona de raíces de los frutales. Este factor varía considerablemente según el tipo de suelo (textura). Es así como los suelos pesados (arcillosos) presentan una baja velocidad de penetración de agua en comparación con los suelos livianos (arenosos), que tienen una alta velocidad de infiltración. Otros factores que afectan

significativamente la velocidad de infiltración del agua es la presencia de “estratas compactadas” en el subsuelo producto, en la mayoría de los casos, de un excesivo uso de maquinaria pesada en las labores de rastraje, principalmente. Además, en los surcos de riego se va produciendo con el tiempo un sellamiento, debido al depósito de sedimentos transportados por el agua (Múñoz y Miranda, 1985).

La infiltración, en general, aumenta con la salinidad y disminuye con una reducción en salinidad, o un aumento en el contenido de sodio en relación al calcio y magnesio (RAS). De esta forma, para evaluar el efecto final de la calidad del agua, se deben considerar estos dos factores.

La Figura 6 muestra ambos factores, la salinidad del agua (ECa), así como la relación de adsorción de sodio (RAS) y demuestra cómo ambos factores afectan la velocidad de infiltración, dicho diagrama puede sustituirse para interpretar los datos de salinidad del agua y la relación de adsorción de sodio mencionados en la Tabla 13. Las directrices de esta, se refieren a los problemas de infiltración que resultan directamente de cambios desfavorables en la química del suelo, provocados por la calidad del agua de los riegos, incluyendo tanto su salinidad como su proporción relativa de sodio.

Tabla 13. Clasificación de aguas para riego de acuerdo a los problemas de infiltración.

Problema potencial	Unidades	Grado de restricción de uso		
		Ninguna	Ligera o moderada	Severa
Salinidad				
E _{Ca}	dS•m ⁻¹	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0
TSS	mg•L ⁻¹	< 450	450 -2000	> 2000
Infiltración				
RAS= 0 – 3		> 0.7	0.7 –0.2	< 0.2
RAS = 3 - 6		> 1.2	1.2 – 0.3	< 0.3
RAS = 6 – 12		> 1.9	1.9 – 0.5	< 0.5
RAS = 12 – 20		> 2.9	2.9 – 1.3	< 1.3
RAS = 20 – 40		> 5.0	5.0- 2.9	< 2.9

Fuente: University of California Committee of Consultants, 1974.

E_{Ca}: conductividad eléctrica del agua; medida de la salinidad, expresada en dS•m⁻¹ a 25 °C

TSS: total de sodio en la solución, expresado en mg•L⁻¹

RAS: relación de adsorción de sodio, a veces presentada como RNa. Para un valor determinado del RAS, la velocidad de infiltración aumenta a medida que aumenta la salinidad (Rhoades, 1977; Oster y Schroer, 1979).

La mayoría de los cultivos arbóreos y plantas leñosas son sensibles al sodio y cloro; en el caso del riego por superficie úsense los valores indicados. La mayor parte de los cultivos anuales no son sensibles; para ello úsense las tolerancias de salinidad dadas. En el caso del riego por aspersión sobre el follaje, y humedad relativa por debajo del 30 %, el sodio y el cloro pueden ser absorbidos por las hojas de cultivos sensibles.

N-NO₃: es el nitrógeno en forma de nitrato, expresado en términos de nitrógeno elemental.

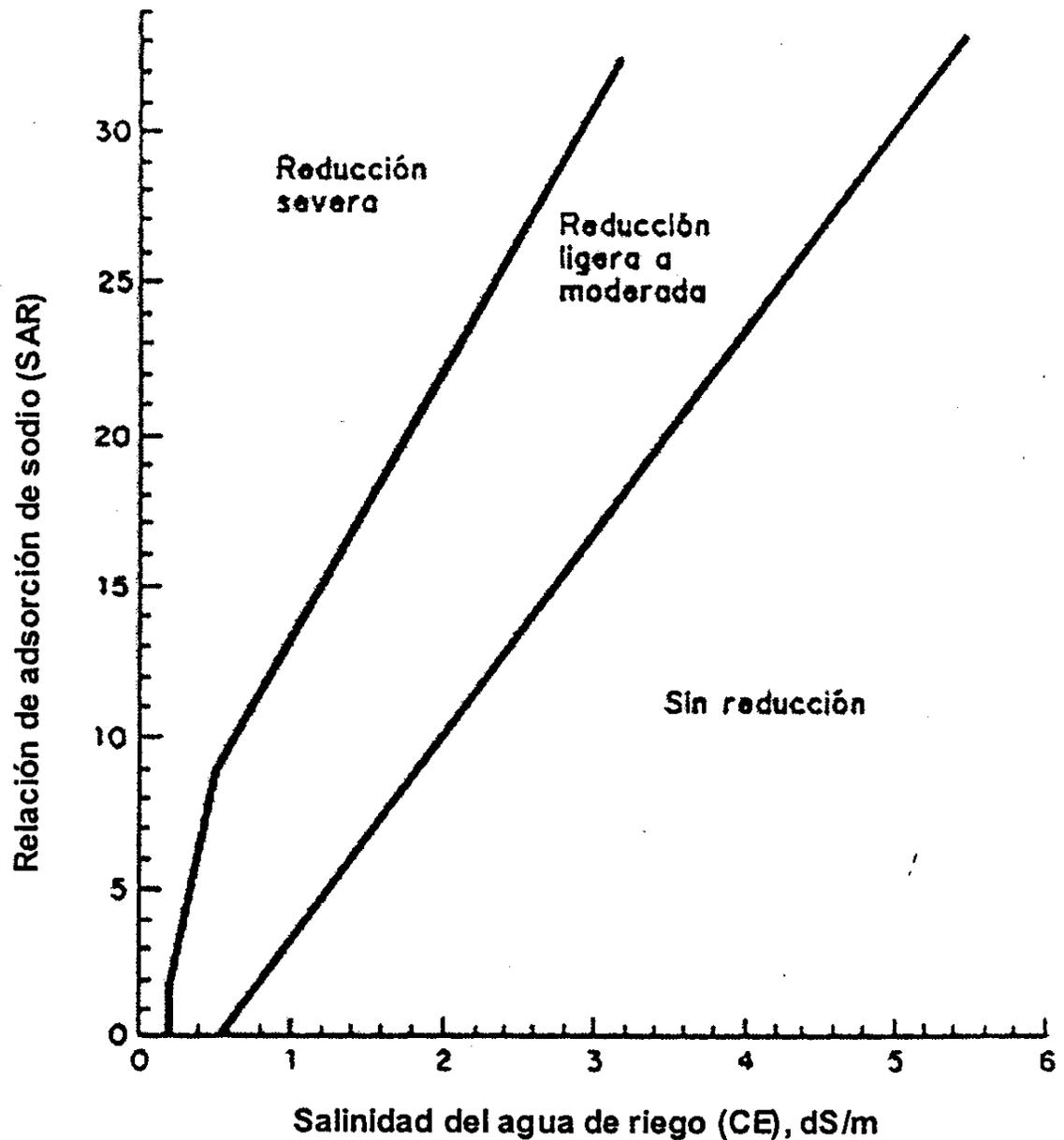


Figura 6 Reducción relativa de la infiltración, provocada por la salinidad (EC_a) y la relación de adsorción de sodio, propuesto por Rhoades, 1977; Oster y Schroer, 1979.

3.9.6 Clasificación de las aguas para riego con base a la toxicidad por iones específicos

La influencia sobre el crecimiento vegetal, de concentraciones excesivas de sales específicas, es un fenómeno extremadamente complejo que involucra muchos principios fundamentales de la nutrición de las plantas. Los iones que frecuentemente se encuentran en exceso en suelos salinos, incluye a los cloruros, sulfatos, bicarbonatos, sodio, calcio y magnesio. Con menor frecuencia, se presentan cantidades excesivas de potasio y nitratos. Los efectos de todos estos iones sobre el crecimiento de las plantas se investiga mediante la comparación de reacción de las plantas con soluciones isosmóticas de diferentes sales. Las diferencias entre especies y aun entre variedades de plantas, dificultan la generalización acerca de la toxicidad de diversas sales o iones. Aun cuando no se consideran nutrientes esenciales para las plantas, el sodio y el cloro, cuando se hallan presentes en concentraciones relativamente pequeñas, pueden estimular la productividad de ciertos cultivos (Richards, 1973).

3.9.6.1 Efecto del ion cloro

El cloro es uno de los elementos que más abundan en el agua de riego. Este aparece como anión cloruro (Cl^-). El cloruro es indispensable para el desarrollo de la planta pero cuando su concentración es muy alta, el cloruro puede convertirse en un elemento tóxico.

El ion cloruro es uno de los iones que siempre están presentes en las aguas, dependiendo su concentración, de las condiciones ambientales y encontrándose dentro de los límites muy amplios. El origen de los cloruros en las aguas se debe a múltiples causas, entre ellos esta el intercambio con mares actuales o antiguos. En efecto, son causas de la salinidad la contaminación de las aguas dulces por agua de mar (pozos y ríos), como en la Costa de Hermosillo, el lavado de terrenos salados, o al llegar a la superficie del suelo sales por capilaridad, las cuales posteriormente pasan a las aguas. Igualmente la disolución de las rocas y terrenos es otro origen de los cloruros en el agua.

El cloruro se concentra sobre todo en las hojas. Los daños por exceso de concentración de cloro producen principalmente necrosis en la punta de las hojas, caída de flores, frutos y hojas y reducción del crecimiento de la planta (Monge, 2017).

La acumulación del ion cloruro en los tejidos de plantas que manifiestan síntomas de toxicidad, no es una indicación infalible de la toxicidad específica del cloruro. Existe buena evidencia de la toxicidad específica de los cloruros para algunos árboles y cultivos de guía. Hayward y colaboradores (1946) y Brown y colaboradores (1953), encontraron que los cloruros son tóxicos al durazno y a otros árboles de fruto de endocarpio duro; y Harper (1946) ha informado de quemaduras por cloruros en nogales y otras especies de árboles. También se ha informado de quemaduras por cloruros en cítricos, en aguacates y en vides (Reed y Haas, 1924; Cooper y Gorton, 1951; Ayers, 1950; Ayers y otros, 1951; Thomas, 1934; Ravikovitch y Bidner, 1937).

La acumulación excesiva del cloro en las hojas al cual se desarrollan los síntomas de daño, no están bien definidos, ya que hojas que muestran daños pueden tener una menor acumulación de cloruro, que hojas que no muestran daños (Aceves, 2011). Según Urbano Terrón (2002), la directriz para calificar un agua de riego a partir de su contenido en cloruros, es la siguiente:

Tabla 14. Clasificación de aguas para riego según la concentración del cloro.

Riesgo	Cl⁻ (meq•L⁻¹)
No hay problema	≤ 4
Problema creciente	4 < Cl ⁻ ≤ 10
Problema grave	> 10

3.9.6.2 Efecto del ion boro

Este elemento puede dañar a las plantas aun encontrándose en cantidades relativamente bajas en la solución del suelo. El boro es esencial para el desarrollo normal de todas las plantas, pero la concentración necesaria es muy pequeña y si se excede puede causar daños serios a las plantas. Las especies vegetales varían tanto en lo que se refiere a sus necesidades de boro, como a su

tolerancia al exceso de dicho elemento; de tal manera, que las concentraciones necesarias para el crecimiento de plantas con altos requerimientos de boro, pueden ser tóxicas para plantas sensibles a este elemento.

Los síntomas de la toxicidad por boro comprenden quemaduras características, clorosis y necrosis, aun cuando algunas especies sensibles no muestran síntomas aparentes. Los cítricos, el aguacate, el níspero y muchas otras especies, muestran quemaduras marginales o apicales en las hojas maduras, acompañadas por clorosis del tejido intervenal. La toxicidad por boro ocurre en áreas limitadas y muy esparcidas de las regiones áridas y semiáridas. Aun cuando su incidencia no esta confinada a suelos salinos o sódicos, el exceso de boro es frecuente en suelos salinos.

De acuerdo con Scofield (1936), quien fue el primero en proponer rangos de tolerancia de los cultivos al boro, los cuales se siguen usando aproximadamente igual para clasificar las aguas de riego, considerando dichas tolerancias los rangos son: cultivos sensibles de 0.3 a 1.0 mg•L⁻¹; cultivos semitolerantes de 1.0 a 2.0 mg•L⁻¹ y cultivos tolerantes de 2.0 a 4.0 mg•L⁻¹.

Esta clasificación no considera el suelo; y la tolerancia de los cultivos puede variar debido a que el suelo fija boro por efecto de la materia orgánica y minerales de calcio (Aceves, 2011).

El agua superficial natural rara vez contiene niveles tóxicos de boro, pero el agua de manantiales y pozos pueden contener concentraciones tóxicas, principalmente en la cercanía de fallas tectónicas y en zonas geotérmicas (Carrera, Ortega, Ramírez, Ramírez, Trejo y Becerril, 2011).

Tabla 15. Clasificación de aguas para riego de acuerdo a la concentración de boro.

Clasificación	Concentraciones en ppm
Buena	0.3 – 1.0
Condicionada	1.0 – 2.0
No recomendada	2.0 – 4.0

3.9.6.3 Efecto del ion fósforo (P-PO₄)

La única forma significativa de fósforo inorgánico es el ortofosfato (PO₄⁻³). Una proporción elevada (> 90 %) del fósforo en lagos está unida a materia orgánica formando fosfatos orgánicos y constituyentes celulares en la materia particulada viva del cestón o asociado en varias formas a materiales inorgánicos y materia orgánica particulada muerta.

Estudios detallados de la productividad de lagos y su relación con fósforo y nitrógeno (Vollenweider, 1968), han demostrado por varios criterios que la cantidad de fósforo total aumenta en productividad del lago. Aunque hay excepciones, esto demuestra un principio general que es útil cuando se aplica a estudios de eutrofización.

Al igual que el nitrato es un nutriente esencial para las plantas pero se encuentra en concentraciones mucho menores que este, probablemente por su acusada tendencia a formar iones complejos y compuestos de baja solubilidad con un extenso número de metales y por ser adsorbido por sedimentos hidrolizados, especialmente minerales de la arcilla en el suelo. Las principales fuentes de fosfatos se asocian a la explotación de rocas ígneas o sedimentarias marinas que contienen este elemento a la industria de manufacturación de fertilizantes fosfatados, a las aguas residuales de origen urbano (detergentes) o ganadero, etc.

En la siguiente tabla podemos observar la clasificación del fósforo total con respecto al nivel de productividad.

Tabla 16. Clasificación de aguas para riego en base al fósforo total con respecto al nivel de productividad.

Nivel de productividad	Fósforo Total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Ultra – Oligotrofico	< 5
Oligo – Mesotrofico	5 – 10
Meso – Eutrofico	10 – 30
Eutrofico	30 – 100
Hiper – Eutrofico	> 100

Fuente: Wetzel, 1992.

3.9.6.4 Efecto del ion nitrógeno (N-NO₃)

La infiltración y escorrentía de aguas con alto contenido en nitrato, derivada del efecto combinado de una excesiva fertilización nitrogenada y unas prácticas de riego poco optimizadas en las zonas agrícolas, contribuye al deterioro de los recursos hídricos. La lixiviación del ion nitrato desde la zona no saturada hacia los acuíferos no sólo se produce durante los periodos de cultivo, también puede desencadenarse durante las fases de intercultivo, por efecto de las lluvias (Arauzo, Díez y Hernáiz. 2003). Como resultado, cada vez con más frecuencia, se alcanzan concentraciones que puede afectar a la salud humana (contaminación de aguas de abastecimiento) y a la calidad ambiental (contaminación de acuíferos, procesos de eutrofización en ecosistemas acuáticos),(Arauzo, Valladolid, Martínez y Gutiérrez, 2006).

Los nitratos pueden estar presentes en las aguas subterráneas bien como resultado de la disolución de rocas que los contengan, lo que ocurre raramente, bien por la oxidación bacteriana de materia orgánica. Su concentración en aguas subterráneas no contaminadas varía ampliamente aunque no suele sobrepasar los $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

El origen de los nitratos en las aguas subterráneas no siempre es claro. Son relativamente estables pero pueden ser fijados por el terreno o ser reducidos a nitrógeno o amonio en ambientes reductores. A menudo son indicadores de contaminación alcanzando entonces elevadas

concentraciones y presentando, por regla general, una estratificación clara con predominio de las concentraciones más elevadas en la parte superior de los acuíferos libres.

Tabla 17. Clasificación de aguas para riego de acuerdo a la concentración de nitratos.

Parámetro de calidad	Unidad	Grado de restricción de uso		
		Ninguno	Leve o moderado	Severo
Nitratos (N-NO ₃)	mg•L ⁻¹	< 5.0	5.0 - 30	> 30

Fuente: Intagri, 2018.

3.9.6.5 Efecto del ion sílice (SiO₂)

El origen fundamental de la sílice en el agua subterránea debe buscarse en los procesos de hidrólisis de feldespatos y silicatos en general. El cuarzo o la sílice amorfa por su baja solubilidad fuertemente dependiente de la temperatura, no son fuentes significativas de la sílice del agua subterránea. Aunque la sílice disuelta suele representarse como SiO₂, en la mayoría de las aguas naturales aparece como H₄SiO₄, monomérico que no comienza a disociarse hasta valores de pH superiores a 9, siendo su solubilidad prácticamente independiente del pH hasta dicho valor.

Por lo general la concentración de sílice en aguas subterráneas sobrepasa 3-8 mg•L⁻¹ (solubilidad del cuarzo a 25 °C) pero en ocasiones puede aproximarse a 100 mg•L⁻¹. El valor medio, sin embargo, oscila entre 17 y 25 mg•L⁻¹ (Davis. 1964, citado en Hem. 1971: Mathess. 1982). Valor en concordancia con los comúnmente encontrados en aguas subterráneas españolas.

3.9.7 Clasificación de las aguas para riego con base a la geoquímica

La composición química de las aguas subterráneas es controlada por muchos factores que incluyen la composición de la precipitación, la mineralogía de las cuencas hidrográficas y los acuíferos, el clima y la topografía. (Güler *et al.* 2002, citado por Sánchez, Álvarez, Pacheco,

González y Carrillo, 2015). Estos factores se combinan para crear diversos tipos de agua que cambian espacial y temporalmente. Esto se explica a través de la evolución química que sufre el agua subterránea mediante la interacción con los minerales de los acuíferos o las mezclas internas entre los diferentes tipos de aguas a lo largo de las trayectorias de flujo en el subsuelo (Kumar *et al.* 2009, citado por Sánchez *et al.* 2015). Los procesos hidrogeoquímicos, en ese sentido, ayudan a obtener una visión de la distribución y origen del agua subterránea, la interacción agua-roca, las mezclas e interconexiones de agua de diferentes orígenes (aguas superficiales y subterráneas, entre acuíferos), los fenómenos de intrusión salina y las influencias antropogénicas sobre la calidad del agua subterránea (Custodio, 1983; Pernía-Llera *et al.* 1993, citado por Sánchez *et al.* 2015).

3.9.7.1 Clasificación de las aguas para riego con base a su dureza

La dureza del agua se define como la concentración de todos los cationes metálicos no alcalinos presentes (iones de calcio, estroncio, bario y magnesio en forma de carbonatos o bicarbonatos) y se expresa en equivalentes de carbonato de calcio y constituye un parámetro muy significativo en la calidad del agua. Esta cantidad de sales afecta la capacidad de formación de espuma de detergentes en contacto con agua y representa una serie de problemas de incrustación en equipo industrial y doméstico, además de resultar nociva para consumo humano.

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

$$\text{Dureza} = (2.5 \times \text{Ca}^{2+}) + (4.12 \times \text{Mg}^{2+}) / 10$$

Donde los coeficientes se obtienen de las proporciones entre la masa molecular del carbonato cálcico (CaCO_3) y carbonato de magnesio (MgCO_3) de las masas atómicas respectivas:

$$100/40 \text{ para el } \text{Ca}^{2+} \text{ y } 100/24 \text{ para el } \text{Mg}^{2+}$$

De acuerdo a la concentración de carbonatos contenidos en el agua, esta puede clasificarse en niveles de dureza, la siguiente tabla indica la clasificación del agua con respecto a las cantidades de sales.

Tabla 18. Clasificación de aguas para riego de acuerdo a la dureza.

Clasificación	ppm de CaCO₃ mg•L⁻¹
Muy suaves	0 -15
Suaves	16 -75
Medias	76 – 150
Duras	150 – 300
Muy duras	Mayor a 300

3.9.7.2 Clasificación de las aguas para riego con base a su alcalinidad

La alcalinidad, no solo representa el principal sistema amortiguador del agua dulce, sino que también desempeña un rol principal en la productividad de cuerpo de aguas naturales, sirviendo como una fuente de reserva para la fotosíntesis. Históricamente, la alcalinidad ha sido utilizada como un indicador de la productividad de lagos, donde niveles de alcalinidad altos indicarían una productividad alta y viceversa. Esta correlación se debe en parte a que la disponibilidad del carbono es mayor en lagos alcalinos y también al hecho de que las rocas sedimentarias que contienen carbonatos, a menudo contienen también concentraciones relativamente altas de nitrógeno y fósforo.

Las proporciones de las especies iónicas de dióxido de carbono son alteradas significativamente por cambios en el pH, a un pH < 6, dióxido de carbono (CO₂) es la especie dominante. A valores de pH entre 7 y 9, el bicarbonato (HCO₃⁻) predomina, mientras que el carbonato (CO₃²⁻) comienza a aumentar su concentración significativamente a valores de pH > 9.

La alcalinidad se calcula mediante la siguiente fórmula, teniendo presente que todos los datos deben estar en unidades de mmol_c•L⁻¹

$$\text{Alcalinidad} = (\text{CO}_3 + \text{HCO}_3) \times 50$$

De acuerdo a la concentración de carbonatos contenidos en el agua, esta puede clasificarse en niveles de alcalinidad, la siguiente tabla indica la clasificación del agua con respecto a las cantidades de sales.

Tabla 19. Clasificación de aguas para riego de acuerdo a la alcalinidad.

Clasificación	Alcalinidad (mmol\cdotL⁻¹)
Baja	< 75
Media	75 – 150
Alta	> 150

*Datos tomados de Keveryn (1989).

3.9.7.3 Clasificación de las aguas para riego con base al diagrama triangular de Piper

Los diagramas triangulares se utilizan para representar la proporción de tres componentes en la composición de un conjunto o de una sustancia. La suma de los tres componentes debe representar el 100 % de la composición de lo que se considera. En hidroquímica se utiliza un triángulo para los cationes principales y otro para los aniones.

Este procedimiento gráfico es una herramienta efectiva en la segregación analítica de datos para un estudio crítico con respecto a los orígenes de los constituyentes disueltos en aguas, las modificaciones en el carácter de un agua con el paso a través de un área y problemas geoquímicos relacionados. Este procedimiento está basado en el diagrama múltiple triangular, cuya forma fue gradual e independientemente desarrollada durante muchos años. Ningún diagrama describe tan bien los problemas geoquímicos.

El agua contiene constituyentes disueltos, cationes (metales o bases) y aniones (radicales ácidos) en equilibrio químico los unos con los otros. Comúnmente las aguas contienen algo de sílice, hierro y aluminio, pero esos constituyentes son usualmente coloides como óxidos y no son parte del equilibrio químico con los constituyentes ionizados.

Así en términos generales, el agua natural puede ser tratada en términos de variables, de tres cationes y tres aniones, y porque el subtotal de sus cationes y aniones, son cada uno el 50 % del

total del valor reactivo, el carácter químico esencial del agua puede ser indicado gráficamente en el triángulo.

3.9.8 Clasificación de los suelos en base a su salinidad

En las regiones áridas, donde hay poca lluvia y temperaturas elevadas, existe siempre una tendencia a la acumulación de sales solubles cerca de la superficie. Las aguas subterráneas de las regiones áridas contienen, generalmente, cantidades considerables de sales solubles (Cepeda, 1991).

3.9.8.1 Suelos salinos

Los suelos salinos presentan un elevado contenido de sales solubles. Los suelos salinos suelen contener más del 0.2 % de sales solubles. La presencia de estas, eleva la presión osmótica y dificulta e imposibilita, en casos extremos, la absorción de agua por parte de las plantas. La mayoría de las sales presentan una reacción neutra o casi neutra, pero algunas son alcalinas, por lo que el pH del suelo oscila entre 7.3 y 8.5 (Cepeda, 1991).

Según la clasificación de suelos salinos y sódicos de Richards (1962), se consideran salinos los suelos cuya conductividad eléctrica (del extracto de saturación) sea mayor de $4 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. El suelo salino, también conocido como “álcali blanco”, son aquellos cuya conductividad eléctrica en el extracto saturado es mayor de $4 \text{ mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ a 25°C , con un porcentaje de sodio de cambio inferior al 15 % y un pH generalmente menor de 8.5.

La concentración de sales puede llegar en estos suelos incluso al 1 % de su peso. Su formación se debe generalmente a falta de drenaje y elevado porcentaje de evaporación, lo cual origina la mencionada acumulación de sales. Principalmente contiene cloruro, sulfatos, carbonatos y bicarbonatos de sodio y calcio, magnesio y potasio, y también pueden proceder de las sales contenidas en aguas que han atravesado capas geológicas ricas en ellas (INEGI, 2015).

3.9.8.2 Suelos sódicos

De todos los suelos, los sódicos resultan ser los más alcalinos y, de entre ellos, los más difíciles de corregir. Los coloides dispersos presentan una permeabilidad muy baja, soportando apenas el crecimiento de las plantas. En las condiciones de elevado pH, que los suelos sódicos exhiben, parte de la materia orgánica se disuelve y acumula en la superficie formando una fina capa negruzca, que da origen al nombre de álcali negro, misma denominación que reciben estos suelos (Cepeda, 1991).

En estos suelos la conductividad del extracto saturado es menor de $4 \text{ mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$, el sodio de cambio supera el 15 % y el pH es superior a 8.5, debido a una presencia predominante en ellos de carbonato sódico (que puede originar pH de hasta 10). Este tipo de suelos padece una destrucción de su estructura, y por tanto al disminuir su porosidad, utilizar el lavado para su corrección no es muy aconsejable, debido a la mencionada deficiencia de su drenaje.

3.9.8.3 Suelos salinos sódicos

Estos suelos combinan el alto contenido de sales (más de $4 \text{ mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ en el extracto de saturación) de los suelos salinos, con la riqueza de sodio (más del 15 % de los sitios de intercambio) de los suelos sódicos. Suelen presentar un pH que oscila entre 8.0 y 8.5. Sus propiedades coinciden con las de los suelos salinos, excepto que, a diferencia de estos últimos, el lavado los transforma en suelos sódicos. Los suelos salinos y salinos sódicos presentan el mismo aspecto, pero es importante discernirlos bien; los primeros pueden recuperarse simplemente por lavado, mientras que los segundos se arruinan si reciben ese tratamiento sin una enmienda de suelo.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Descripción geográfica del área de estudio.

El área de estudio comprende principalmente el estado de Oaxaca y el sureste del estado de Puebla. En el sureste del estado de Puebla se siguieron las afluencias de los ríos y en el estado de Oaxaca se realizó un recorrido en la mayoría de las regiones hidrográficas con las que cuenta. En la Figura 10 se observan las ocho regiones hidrológicas que se encuentran en el estado y más adelante se detalla cada una de ellas.

4.1.1 Estado de Oaxaca

De acuerdo con el Índice Geográfico de Oaxaca (2016), el Estado de Oaxaca se localiza al S de la República Mexicana entre los paralelos 15°38' y 18°42' de latitud N, y los meridianos 93°52' y 98°31' de longitud W; colinda al N con Puebla y Veracruz, al E con Chiapas, al W con Guerrero y al S con el Océano Pacífico. Tiene una altitud de 1560 msnm y una longitud de línea de costa de 568 km (INEGI, 2016). La fisiografía del estado cuenta con ocho regiones: Cañada, Costa, Istmo, Mixteca, Papaloapan, Sierra Sur, Sierra Norte y Valles Centrales, pero se define mejor por tres grandes regiones, al E el Istmo de Tehuantepec, en el centro la Sierra Madre de Oaxaca y al W la Sierra Mixteca (Enciclopedia del Edo. de Oaxaca, 2016). Sus principales accidentes geográficos son: las lagunas Superior e Inferior, Chacahua, Manialtepec, Alotengo y de Postoria, las Bahías, Puerto Angel, Huatulco, Chacalapa, Mascasco, Bahía Grande, San Diego, Mazatlán, Conejo, Ambos Lados, Salina Cruz y Ventosa. Cuenta con una superficie de 93, 757 km². Se localiza en el Suroeste del país. El Estado de Oaxaca cuenta con un grupo de climas: cálido, templado y seco, donde rige en su mayoría el clima subhúmedo y cálido húmedo, con una temperatura media anual que oscila de 8–30 °C y una precipitación media anual de 600 a más de 4 500 mm (INEGI, 2016).

En el año 2015 el Instituto Nacional de Estadística y Geografía y la Comisión Nacional de Aguas recopilaron información para poder detallar las regiones hidrológicas que se encuentran ubicadas en el estado de Oaxaca: RH-18, Balsas; RH-20, Costa Chica-Río Verde; RH-21, Costa de

Oaxaca (Puerto Ángel); RH-22, Tehuantepec; RH-23, Costa de Chiapas; RH-28, Papaloapan; RH-29, Coatzacoalcos; y RH-30, Grijalva - Usamacinta.

A continuación se describe cada una de las regiones mencionadas:

4.1.2 Región Hidrológica RH-18 “Balsas”

Cobija el 9.25 % de la superficie estatal, drenando las aguas del Noroeste de la entidad hacia el río Balsas para finalmente verter sus aguas al Océano Pacífico. Las cuencas de esta región hidrológica y la porción del territorio estatal que cobijan son: Río Atoyac (8 %) y Río Tlapaneco (1.25 %).

4.1.3 Región Hidrológica RH-20 “Costa Chica-Río Verde”

Cobija el 24.48 % de la superficie estatal, drenando las aguas del Centro y Suroeste de la entidad hacia el Océano Pacífico. De las cinco cuencas de esta región hidrológica, tres cubren territorio de Oaxaca; el nombre de estas cuencas y la porción del territorio estatal que cobijan son: Río Atoyac (19.52 %), Río La Arena y otros (2.36 %) y Río Omotepec o Grande (2.6 %). Los principales ríos de esta cuenca son el Río Atoyac y el Río Verde.

4.1.4 Región Hidrológica RH-21 “Costa de Oaxaca (Puerto Ángel)”

Cobija el 10.89 % de la superficie estatal, drenando las aguas del sur de la entidad hacia el Océano Pacífico. Las cuencas de esta región hidrológica y la porción del territorio estatal que cobijan son: Río Astata y otros (2.92 %), Río Copalita y otros (4.03 %) y Río Colotepec y otros (3.94 %).

4.1.5 Región Hidrológica RH-22 “Tehuantepec”

Cobija el 17.87 % de la superficie estatal, drenando las aguas del Centro-Este de la entidad hacia el Océano Pacífico. Las cuencas de esta región hidrológica y la porción del territorio estatal que cobijan son: Laguna Superior e Inferior (6.93 %) y Río Tehuantepec (10.94 %).

4.1.6 Región Hidrológica RH-23 “Costa de Chiapas”

Cobija el 1.58 % de la superficie estatal, drenando las aguas del extremo sureste de la entidad hacia la Laguna del Mar Muerto para finalmente verter sus aguas al Océano Pacífico.

4.1.7 Región Hidrológica RH-28 “Papaloapan”

Cobija el 24.24 % de la superficie estatal, drenando las aguas del Norte de la entidad hacia el Río Papaloapan que vierte finalmente sus aguas al Golfo de México. En el Estado de Oaxaca comprende la cuenca del Río Papaloapan, la cual es la segunda cuenca hidrográfica del país en cuanto a caudal.

El Río Papaloapan nace en la alta Mixteca Oaxaqueña; tiene una longitud de 354 km, recorre los estados de Oaxaca y Veracruz pasando por las ciudades de Tuxtepec (Oaxaca), Alvarado, Tlacotalpan y Cosamaloapan (Veracruz), para desembocar en el Golfo de México.

4.1.8 Región Hidrológica RH-29 “Coatzacoalcos”

Cobija el 10.33 % de la superficie estatal, drenando las aguas del Noreste de la entidad hacia el Río Coatzacoalcos para finalmente verter sus aguas al Golfo de México. En el estado de Oaxaca comprende la cuenca del Río Coatzacoalcos, el cual nace en la Sierra Atravesada; tiene una extensión de 325 km, es el tercero en importancia del país por su caudal y ostenta el triste título del río más contaminado de México.

4.1.9 Región Hidrológica RH-30 “Grijalva-Usamacinta”

Cobija el 1.36 % de la superficie estatal, drenando las aguas del extremo Noreste de la entidad hacia el Río Grijalva para finalmente verter sus aguas al Golfo de México.

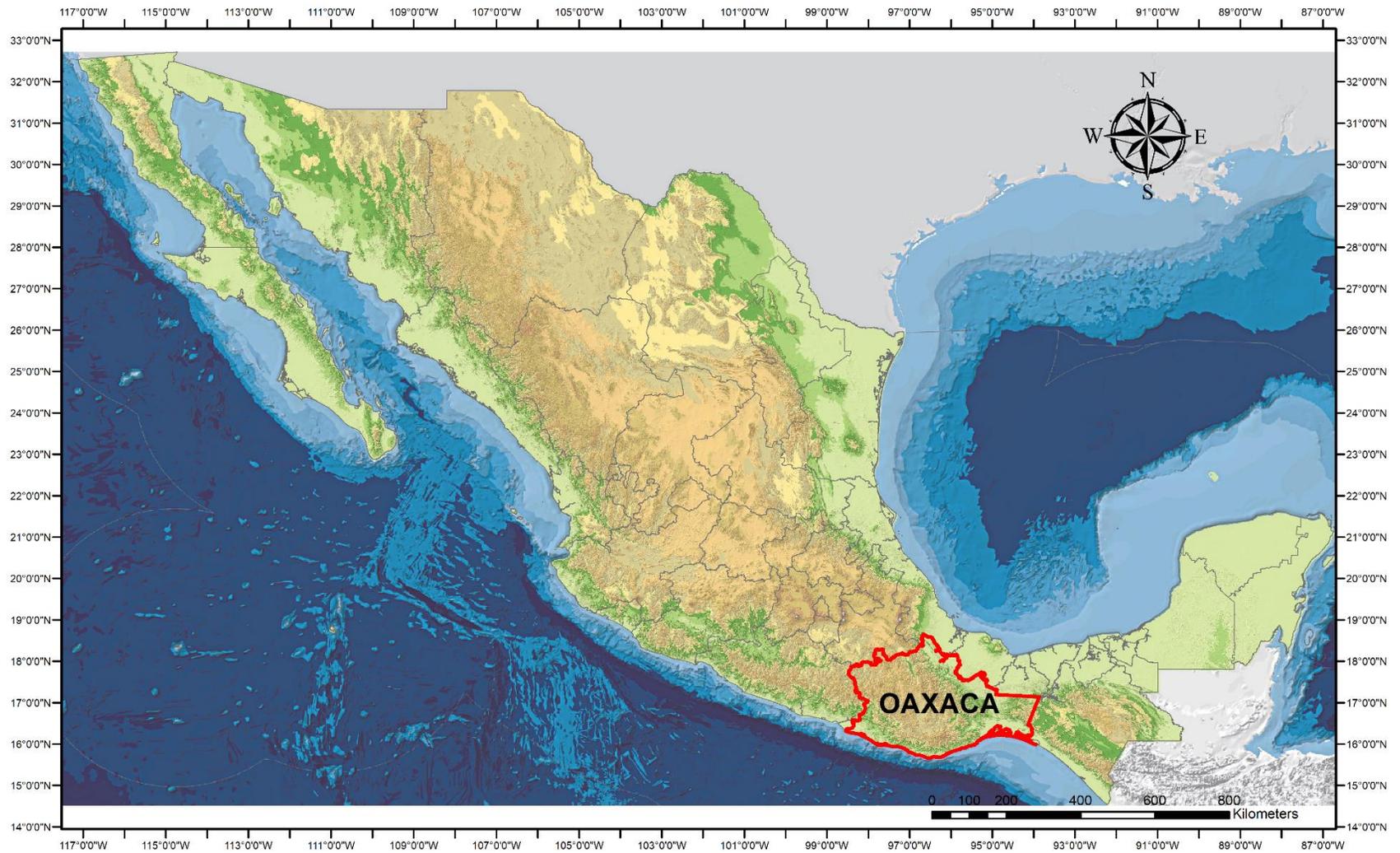
El relieve de Oaxaca es mayoritariamente montañoso, no cuenta con valles de extensión considerable y existe un gran número de cañadas y cañones, que se forman según la disposición montañosa de cada región. Las sierras cubren el 81.62 % de la superficie del estado, las llanuras el 7.77 %, los lomeríos el 5.91 %, los valles el 3.19 %, las playas el 0.64 %, las cañadas el 0.64 % y las mesetas el 0.23 %. La superficie estatal forma parte de las provincias fisiográficas: “Eje Neovolcánico”, “Sierra Madre del Sur”, “Llanura Costera del Golfo Sur”, “Sierras de Chiapas y Guatemala” y “Cordillera Centroamericana”. La Sierra Madre del Sur abarca el 70 % del territorio estatal, abarcando el Oeste, el Centro y el Sur de la entidad. Las subprovincias que la conforman dentro del estado de Oaxaca y la porción del territorio estatal que cobijan son: Cordillera Costera del Sur (14.30 %), Sierras Orientales (16.74 %), Sierras Centrales de Oaxaca (11.02 %), Mixteca Alta (6.53 %), Costas del Sur (11.68 %) y Sierras y Valles de Oaxaca (9.73 %). La Cordillera Centroamericana abarca el 17.74 % del territorio estatal, abarcando el extremo oriental del estado. Las subprovincias que la conforman dentro del estado y la porción del territorio estatal que cobijan son: Sierras y Llanuras de Chiapas (8.23 %) y Llanuras del Istmo (9.41 %); esta última no es una subprovincia sino una discontinuidad fisiográfica. La Llanura Costera del Golfo Sur esta presentada en Oaxaca por la subprovincia fisiográfica Llanura Costera Veracruzana; ocupa el 9.59 % del territorio estatal conformando una franja en la parte nororiental de la entidad que colinda con el estado de Veracruz. Las Sierras de Chiapas y Guatemala está presentada en Oaxaca por la subprovincia fisiográfica Sierras del Norte de Chiapas; abarca el 1.93 % del territorio estatal conformando una pequeña franja donde se forma el vértice limítrofe con Veracruz y Chiapas. El Eje Neovolcánico está representado en Oaxaca por la subprovincia fisiográfica Sierras del Sur de Puebla; abarca el 0.84 % del territorio estatal comprendido en los límites con el estado de Puebla.

Las principales elevaciones que se encuentran en la entidad son:

Tabla 20. Principales elevaciones ubicadas en el estado de Oaxaca.

Nombre	Altura (msnm)
Cerro Nube (Quie Yelaag)	3720
Cerro Quie Xobee	3600
Cerro del Águila	3380
Cerro Zempoaltépetl	3280
Cerro Volcán Prieto	3250
Cerro Humo Grande	3250
Cerro Negro	3200
Cerro Peña San Felipe	3100
Cerro Verde	2880
Sierra El Cerro Azul	2300

Fuente: INEGI, 2017.



Ubicación del estado de Oaxaca en la República Mexicana

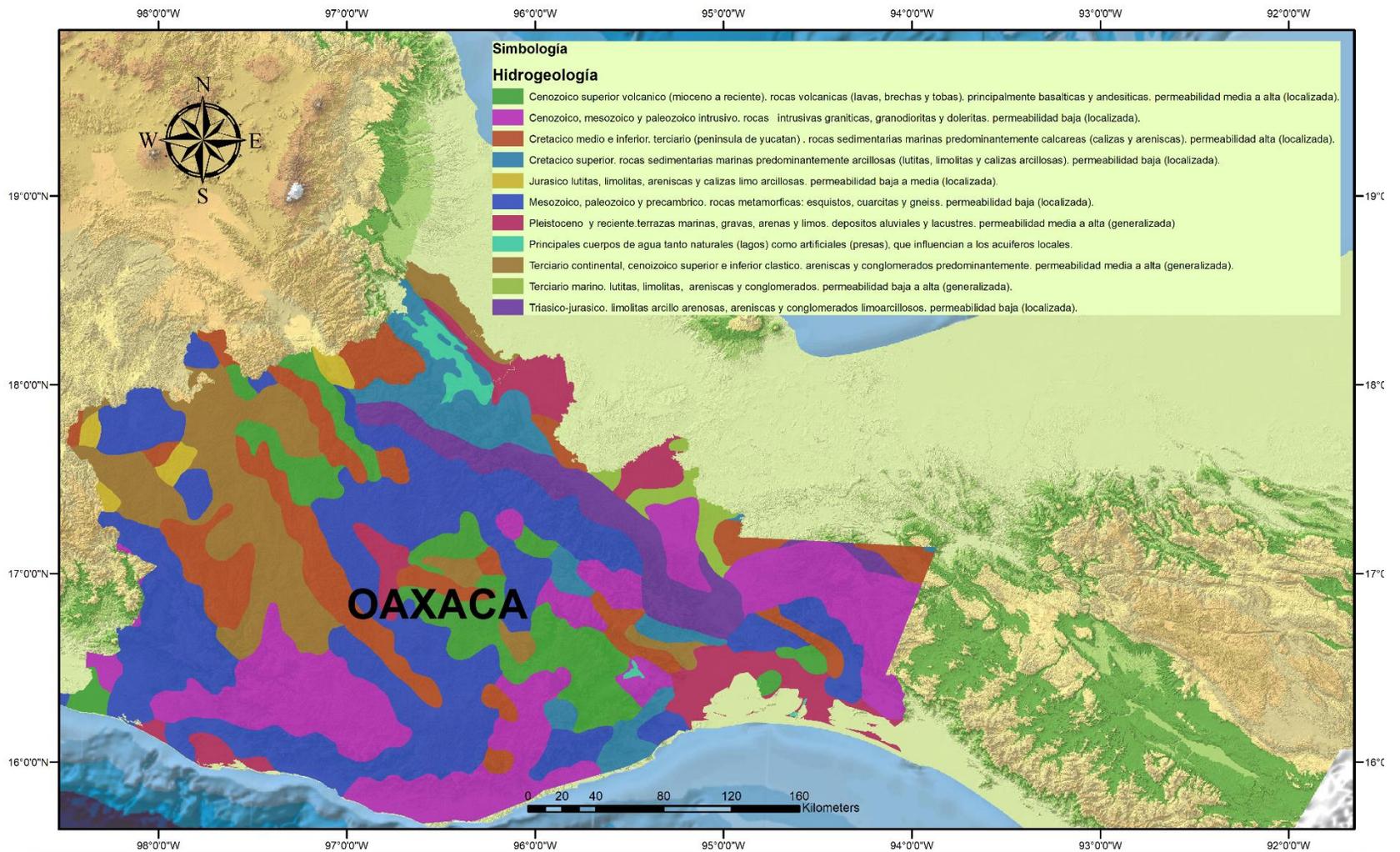


HIDROCIENCIAS
 COLEGIO DE POSTGRADUADOS
 CAMPUS MONTECILLO

Elaboró: I.Amb. Alejandra Gabriela Vargas Orozco
 Proyecto: Índices de salinidad del agua de la Red Hidrográfica del Estado de Oaxaca, México
 Con datos de INEGI, 2018
 WMS Server: <http://gaia.inegi.org.mx/NLB/mdm5.wms?>
 Service Name: Servicio WMS

Geographic Coordinate System: GCS_WGS_1984
 Datum: D_WGS_1984
 Prime Meridian: Greenwich
 Angular Unit: Degree
 Scale: 1 : 13,311,295

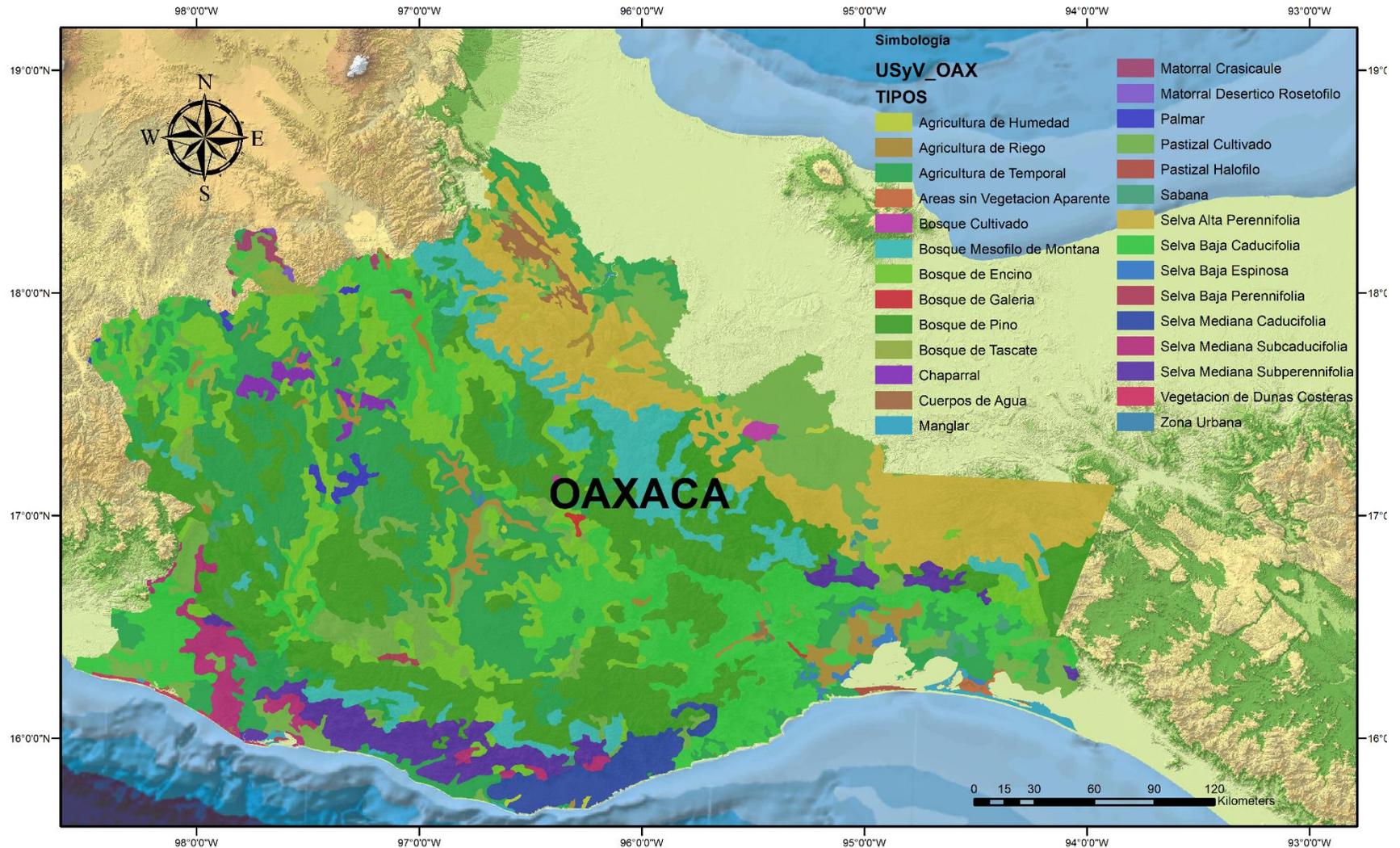
Figura 7. Ubicación del estado de Oaxaca en la República Mexicana.



Hidrogeología del estado de Oaxaca

<p>COLEGIO DE POSTGRADUADOS</p>	<p>HIDROCIENCIAS COLEGIO DE POSTGRADUADOS CAMPUS MONTECILLO</p>	<p>Elaboró: I. Amb. Alejandra Gabriela Vargas Orozco Proyecto: Índices de salinidad del agua de la Red Hidrográfica del Estado de Oaxaca, México Con datos de INEGI, 2018 Projected Coordinate System: Mex_INEGI_Lambert_Conformal_Conic</p>	<p>Geographic Coordinate System: GCS_WGS_1984 Datum: D_WGS_1984 Prime Meridian: Greenwich Angular Unit: Degree Scale: 1 : 2,916,110</p>
---------------------------------	--	---	---

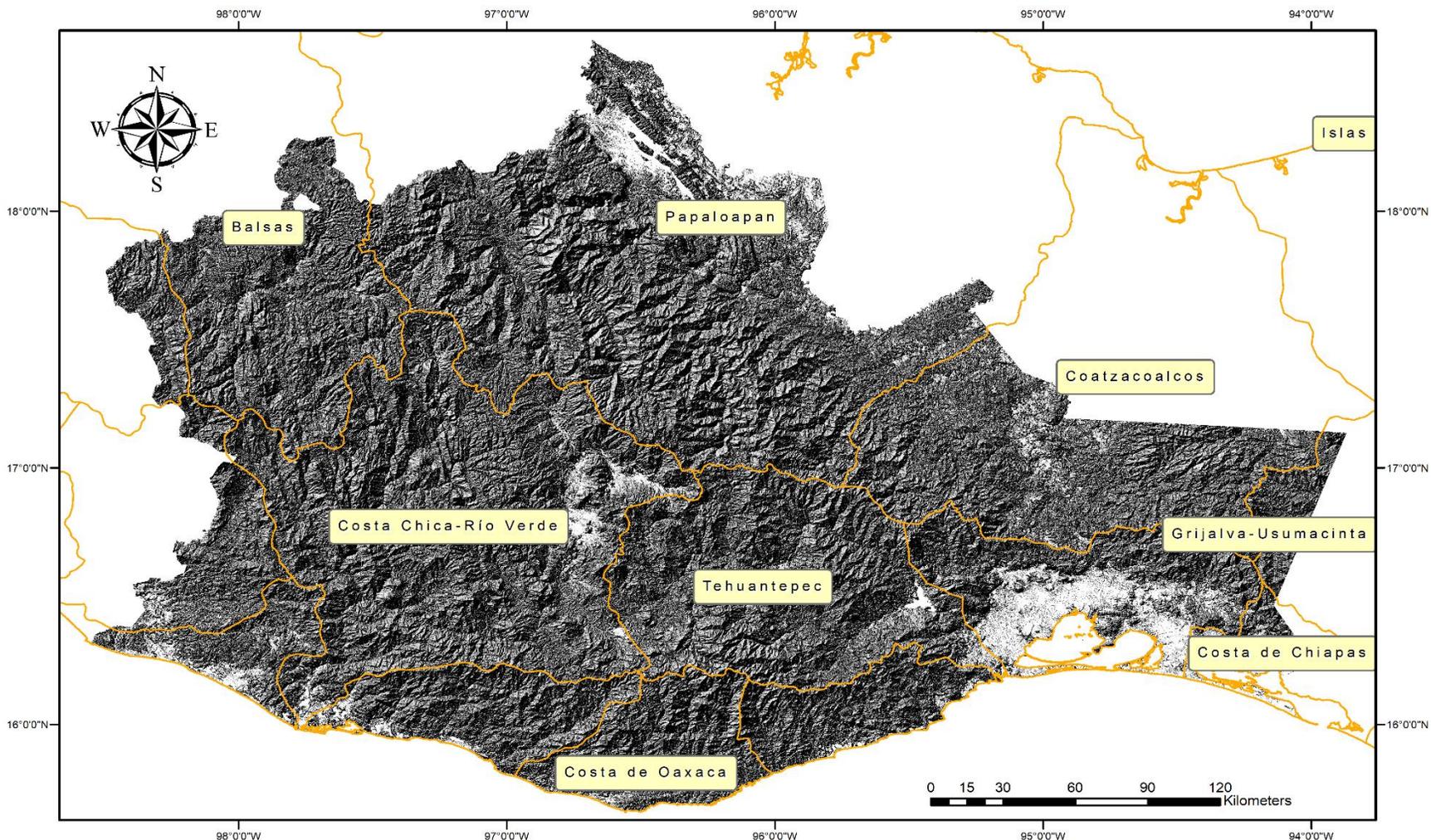
Figura 8. Hidrogeología del estado de Oaxaca.



Uso del Suelo y Vegetación del estado de Oaxaca

<p>COLEGIO DE POSTGRADUADOS</p>	<p>HIDROCIENCIAS COLEGIO DE POSTGRADUADOS CAMPUS MONTECILLO</p>	<p>Elaboró: I.Amb. Alejandra Gabriela Vargas Orozco Proyecto: Índices de salinidad del agua de la Red Hidrográfica del Estado de Oaxaca, México Con datos de INEGI, agrupado por CONABIO, 1998</p>	<p>Geographic Coordinate System: GCS_WGS_1984 Datum: D_WGS_1984 Prime Meridian: Greenwich Angular Unit: Degree Scale: 1:2,470,376</p>
---------------------------------	--	--	---

Figura 9. Uso del suelo y vegetación del estado de Oaxaca.



Regiones Hidrológicas del estado de Oaxaca

<p style="font-size: 8px; margin: 0;">COLEGIO DE POSTGRADUADOS</p>	<p style="font-weight: bold; font-size: 12px; margin: 0;">HIDROCIENCIAS</p> <p style="font-size: 8px; margin: 0;">COLEGIO DE POSTGRADUADOS CAMPUS MONTECILLO</p>	<p>Elaboró: I.Amb. Alejandra Gabriela Vargas Orozco Proyecto: Índices de salinidad del agua de la Red Hidrográfica del Estado de Oaxaca, México Con datos de INEGI, 2018 y CONAGUA, 1997</p>	<p>Geographic Coordinate System: GCS_WGS_1984 Datum: D_WGS_1984 Prime Meridian: Greenwich Angular Unit: Degree Scale: 1 : 2,119,339</p>
--	--	--	---

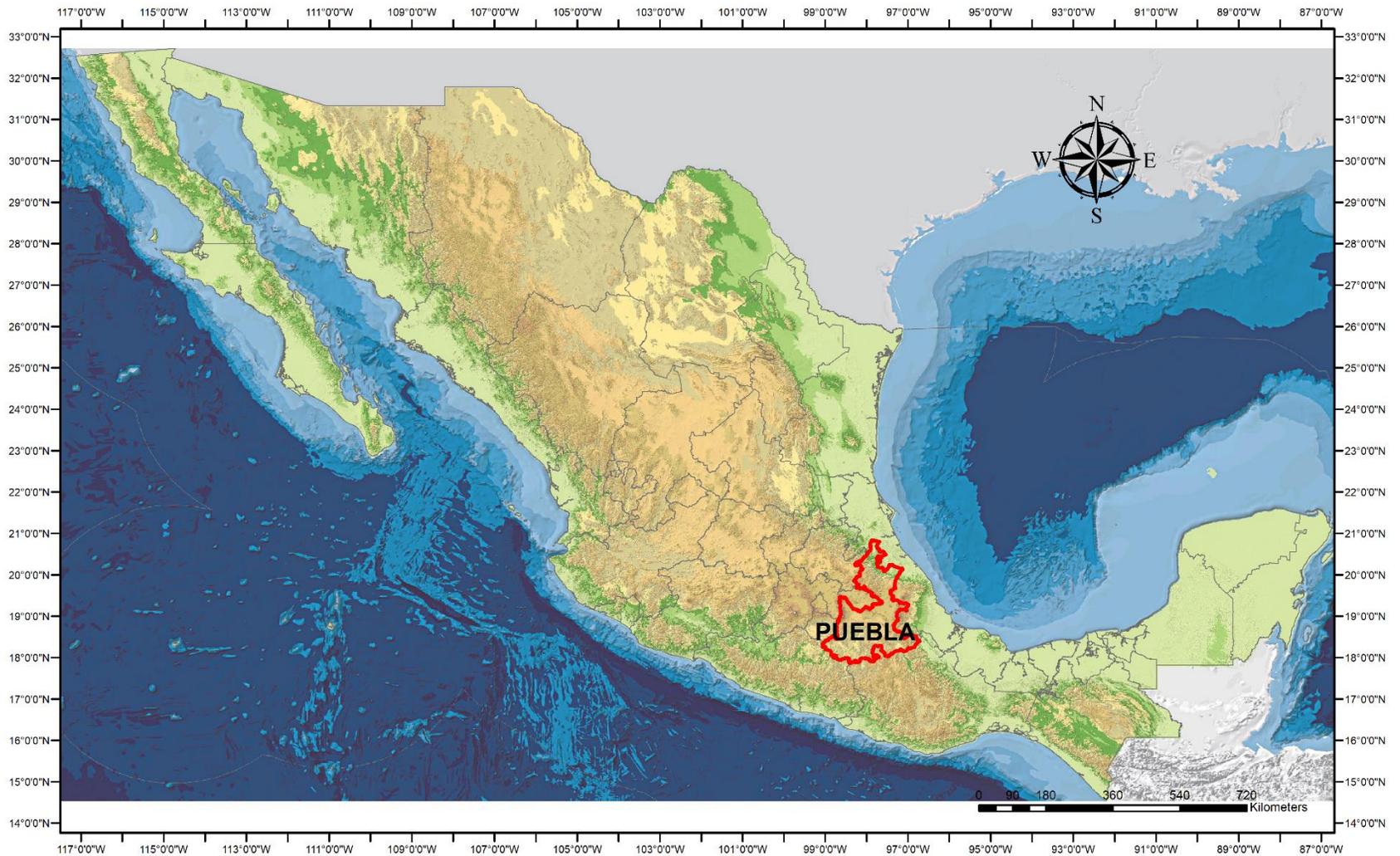
Figura 10. Regiones hidrológicas del estado de Oaxaca.

4.1.10 Estado de Puebla

El estado de Puebla se encuentra al Norte 20°50'24'', al Sur 17°51'39'' de latitud norte; al Este 96°43'29'', al Oeste 99°04'14'' de longitud oeste. Colinda al Norte con Hidalgo y Veracruz de Ignacio de la Llave; al Este con Veracruz de Ignacio de la Llave y Oaxaca; al Sur con Oaxaca y Guerrero; al Oeste con Guerrero, Morelos, México, Tlaxcala e Hidalgo. El estado de Puebla representa el 1.7 % de la superficie del país. Este tiene una altitud de 2, 135 msnm y cuenta con 217 municipios. El estado comparte dos regiones hidrológicas con el estado de Oaxaca, las cuales son: RH-28, Papaloapan, el cual se divide en subcuencas: Petlapa, Salado y Blanco y RH-18, Balsas. En la Figura 14 se observan ambas regiones. De igual forma por esa zona se encuentran varios cuerpos de agua los que fluyen con dirección al Sureste; Río Zapotitlán, Tehuacán, el Gavilán, entre otros de menor magnitud.

En la parte Sureste del estado de Puebla se encuentra la Sierra Madre del Sur, siendo parte de las Sierras Centrales de Oaxaca, por lo que se deduce que cuentan con un clima similar. Cuenta con una superficie forestal de 1, 698, 722 ha, de las cuales 460, 771 son bosques, 307, 455 son selvas, 302, 774 es vegetación de zonas áridas y 627, 722 son áreas perturbadas. Puebla cuenta con un grupo de climas cálido, templado, seco y frío. El intervalo de temperatura media anual es de 0–26 °C y el intervalo de precipitación total anual es de 300 a 4 500 mm.

De acuerdo con INEGI (2000), la conformación del relieve del estado de Puebla se debió a un proceso orogénico a principios del Terciario. En el Norte, porción correspondiente a las provincias Sierra Madre Oriental y Llanura Costera del Golfo Norte. En la zona Centro, integrante del Eje Neovolcánico, se encuentran tres de los pequeños glaciares de la región intertropical, los cuales cubren las cimas de los volcanes Pico de Orizaba al Oriente, Popocatepetl e Iztaccíhuatl, al Poniente. Así también, en esta región se localizan los aparatos volcánicos gemelos denominados Las Derrumbadas, la Caldera de Teziutlán y un grupo de cráteres conocidos como Axalapazcos y Xalapazcos. En la porción Sur, área que se considera parte de la provincia Sierra Madre del Sur, se localiza la Mixteca Poblana y el Valle Semiseco de Tehuacán.



Ubicación del estado de Puebla en la República Mexicana

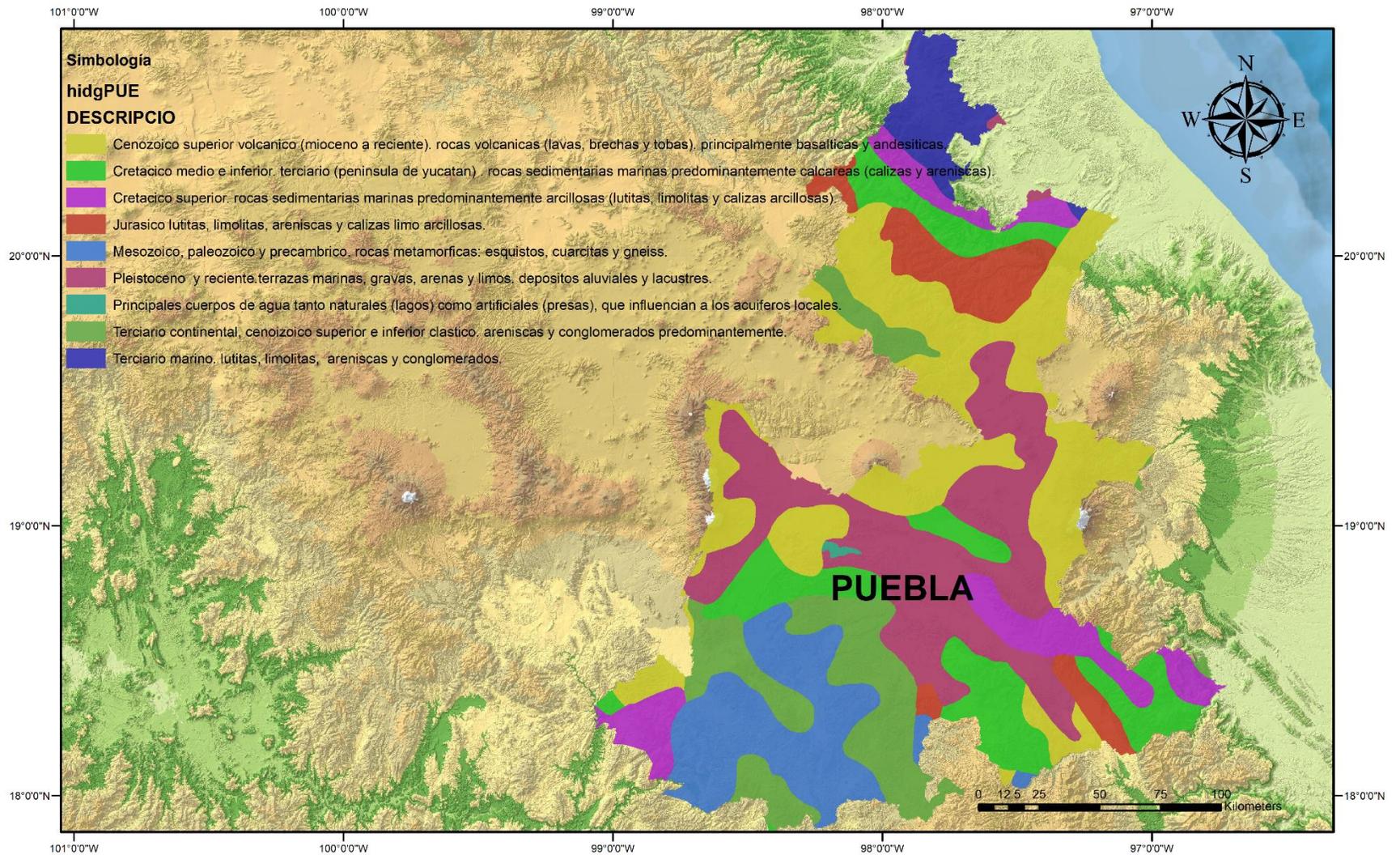


HIDROCIENCIAS
 COLEGIO DE POSTGRADUADOS
 CAMPUS MONTECILLO

Elaboró: I.Amb. Alejandra Gabriela Vargas Orozco
 Proyecto: Índices de salinidad del agua de la Red Hidrográfica del Estado de Oaxaca, México
 Con datos de INEGI (2018)
 Data Type: WMS Service Sub-Layer
 WMS Server: <http://gaia.inegi.org.mx/NLB/mdm5.wms?>

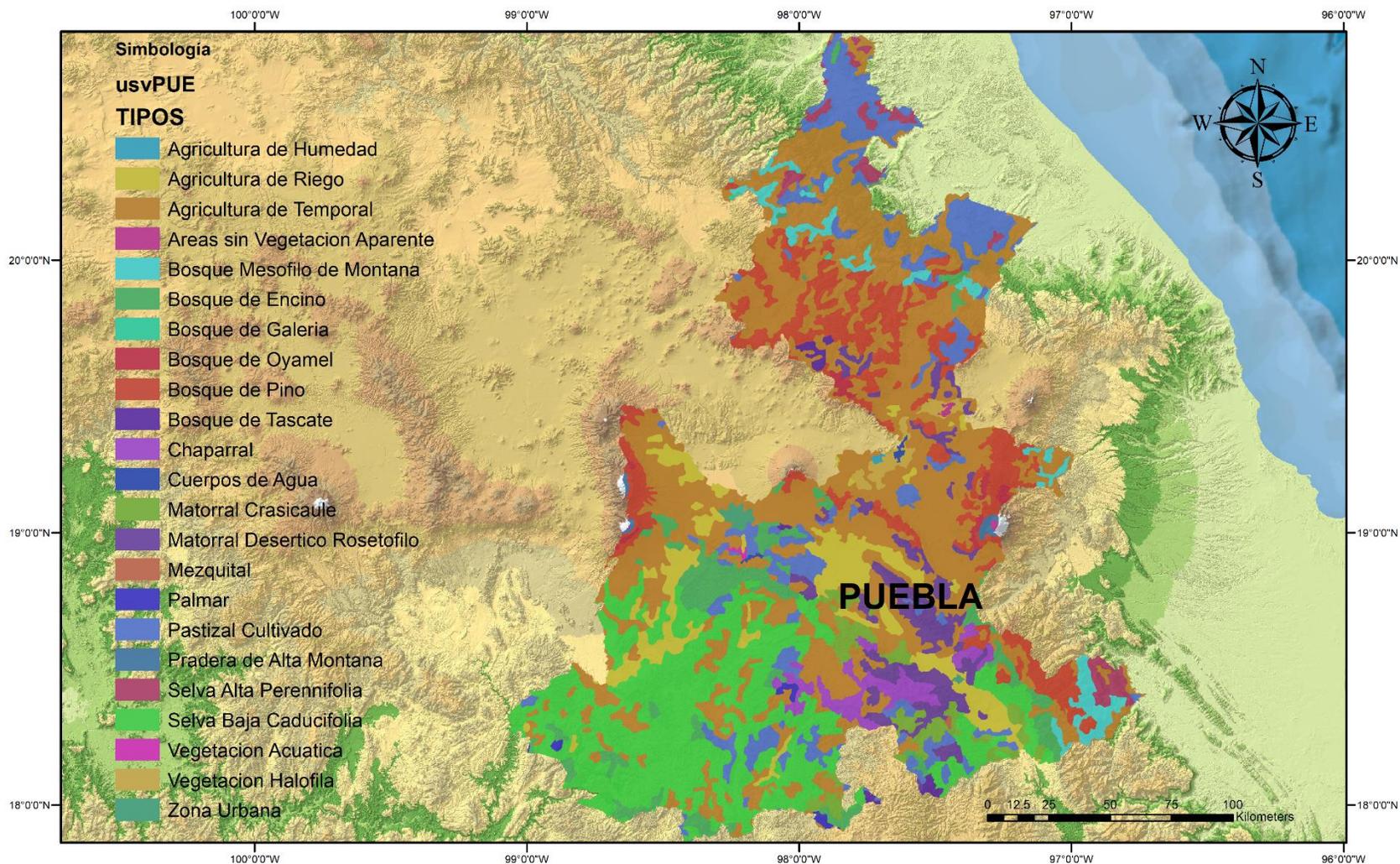
Geographic Coordinate System: GCS_WGS_1984
 Datum: D_WGS_1984
 Prime Meridian: Greenwich
 Angular Unit: Degree
 Scale: 1:13,374,558

Figura 11. Ubicación del estado de Puebla en la República Mexicana.



<h2>Hidrogeología del estado de Puebla</h2>		
 COLEGIO DE POSTGRADUADOS	 HIDROCIENCIAS COLEGIO DE POSTGRADUADOS CAMPUS MONTECILLO	Elaboró: I.Amb. Alejandra Gabriela Vargas Orozco Proyecto: Índices de salinidad del agua de la Red Hidrográfica del Estado de Oaxaca, México Con datos de INEGI (2018)
		Geographic Coordinate System: GCS_WGS_1984 Datum: D_WGS_1984 Prime Meridian: Greenwich Angular Unit: Degree Scale: 1:2,049,714

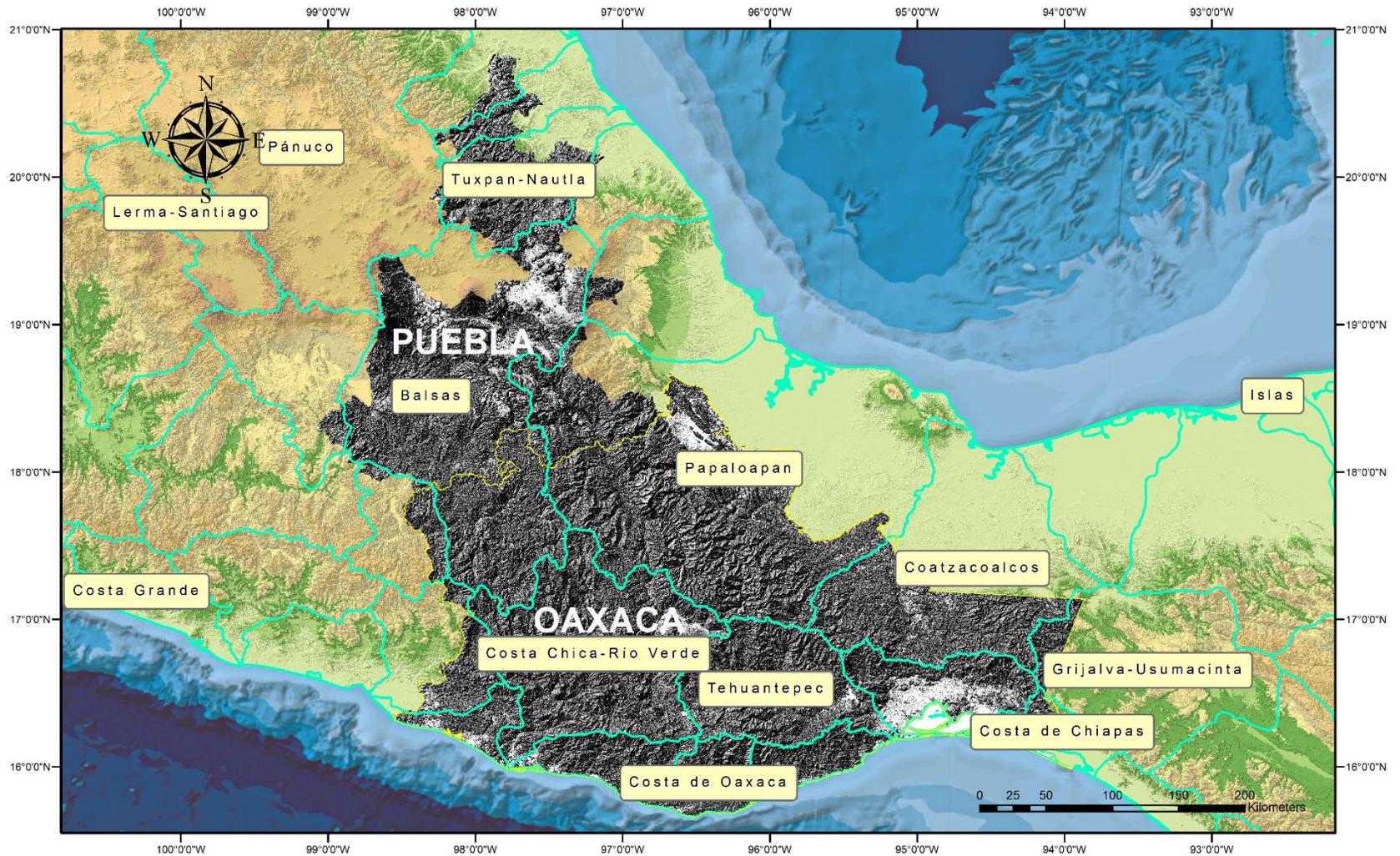
Figura 12. Hidrogeología del estado de Puebla.



Uso del Suelo y Vegetación del estado de Puebla

 <small>COLEGIO DE POSTGRADUADOS</small>	 HIDROCIENCIAS <small>COLEGIO DE POSTGRADUADOS CAMPUS MONTECILLO</small>	Elaboró: I.Amb. Alejandra Gabriela Vargas Orozco Proyecto: Índices de salinidad del agua de la Red Hidrográfica del Estado de Oaxaca, México Con datos de INEGI agrupado por CONABIO (1998)	Geographic Coordinate System: GCS_WGS_1984 Datum: D_WGS_1984 Prime Meridian: Greenwich Angular Unit: Degree Scale: 1:2,049,714
--	---	---	--

Figura 13. Uso del suelo y vegetación del estado de Puebla.



Regiones Hidrológicas entre Oaxaca y Puebla

<p style="font-size: 8px;">COLEGIO DE POSTGRADUADOS</p>	<p style="font-weight: bold; font-size: 12px;">HIDROCIENCIAS</p> <p style="font-size: 8px;">COLEGIO DE POSTGRADUADOS CAMPUS MONTECILLO</p>	<p>Elaboró: I.Amb. Alejandra Gabriela Vargas Orozco Proyecto: Índices de salinidad del agua de la Red Hidrográfica del Estado de Oaxaca, México Con datos de INEGI (2016) y CONAGUA (2007)</p>	<p>Geographic Coordinate System: GCS_WGS_1984 Datum: D_WGS_1984 Prime Meridian: Greenwich Angular Unit: Degree Scale: 1:3,754,935</p>
---	--	--	---

Figura 14. Regiones hidrológicas entre los estados de Oaxaca y Puebla.

4.2 Muestreo

A fin de obtener muestras de agua para llevar a cabo una serie de análisis químicos debe tenerse cuidado de que esta sea representativa. Para que una muestra sea representativa del lugar donde se obtuvo debe mezclarse con agua tomada de otros puntos cercanos al lugar. En algunos casos se pide que sea de 1 litro o más, dependiendo de los análisis que vayan a realizarse. Para el muestreo de canales y/o ríos las muestras deben tomarse por debajo de la superficie (Palacios & Aceves, 1994). Una sugerencia que da la American Public Health Association and American Water Works Association (1946) es que las muestras de agua se analicen lo más pronto posible, pues es probable que las actividades químicas y biológicas alteren la composición de las aguas. Se recomienda igualmente que al momento de comenzar a obtener las muestras se etiqueten y se apunte la información necesaria, como es el nombre del lugar (río, pozo, canal, etc.), altura sobre el nivel del mar, descripción completa del sitio y datos geodésicos para su localización. Palacios y Aceves (1994), en el Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola, recomiendan que las muestras se manejen en recipientes de plástico previamente enjuagadas con aguas del mismo sitio.

4.2.1 Criterios de muestreo de canales, drenes y ríos (aguas superficiales)

Existen diferentes tipos de agua, las más comunes para muestrear son las aguas superficiales (ríos, lagos, embalses artificiales, escurrimientos, aguas de mar, aguas que resultan de la precipitación y condensación atmosférica, lluvia, nieve, niebla, rocío, etc.). Debido a que las aguas superficiales están en continuo movimiento resulta complicado obtener una muestra verdaderamente representativa de ese lugar, también se le atribuye esta modificación constante al cambio de estaciones (CCME, 1993).

De acuerdo con la Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (NMX-121/1-2008), todo el equipo de muestreo debe estar documentado, así como también los procedimientos y metodologías a seguir, toda observación en campo y datos recogidos deben anotarse en una bitácora apropiada. En ocasiones la toma de muestras en ríos incluye trabajo en aislamiento todo el día, por lo que se recomienda contar con vehículos, vestimenta y técnicas apropiadas para

facilitar la actividad. Cuando se dispone a muestrear en puentes, se deben tomar en cuenta varios puntos, como son: que haya suficiente profundidad para que el contenedor pueda sumergirse, de manera que cuando ya esté dentro del agua, el recipiente no toque el fondo del sitio, en caso de que la profundidad del río no sea suficiente, se puede utilizar un contenedor más pequeño y/o utilizar cuerdas.

Las determinaciones que se muestran a continuación son con el propósito de clasificar la calidad de estas aguas, con esta información se pretende dar, si fuera necesario, algunos consejos a la población circundante de estos sitios (ríos, canales, cascadas, etc.) para mantener la composición del agua en mejores condiciones.

4.3 Métodos

La toma de muestras se llevó a cabo en lugares donde nacen los ríos, cascadas y a lo largo de todo el sistema antes mencionado. Las determinaciones físico-químicas que se realizaron fueron las siguientes:

Tabla 21. Metodología de las determinaciones empleadas en el análisis de aguas obtenidas en la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

No.	Determinación	Método	Referencia
1	pH	Potenciómetro marca HANNA	Eaton (1995)
2	Conductividad Eléctrica	Conductímetro	
3	Residuo seco evaporado	Gravimetría utilizando estufa hotplate modelo type 2200	Eaton (1995)
4	Residuo seco calcinado	Gravimetría utilizando mufla	APHA (1995)
5	Sodio y Potasio	Flamometría con flamómetro 648 IL $\lambda=589$ nm utilizando solución estándar 140 meqL ⁻¹ para Na ⁺ y 5 meqL ⁻¹ para K ⁺⁺	APHA (1995)
6	Calcio	Volumétrico Titulación con EDTA 0.01 N	Richard (1975)
7	Calcio más magnesio	Volumétrico Titulación con EDTA 0.01 N	Richard (1975)
8	Carbonatos	Volumétrico Titulación con ácido sulfúrico 0.01, 0.05 N	Richard (1975)

Continuación de Tabla 21

No	Determinación	Método	Referencia
9	Bicarbonatos	Volumétrico Titulación con ácido sulfúrico 0.01, 0.05 N	Richard (1975)
10	Cloruros	Volumétrico Titulación con nitrato de plata 0.4545, 0.01 N	APHA (1995)
11	Sulfatos	Turbidimetría espectrofotómetro Perkin 35 $\lambda=$ 420 nm	APHA (1995)
12	Nitratos	Turbidimetría espectrofotómetro Perkin 35 $\lambda=$ 410 nm	APHA (1995)
13	Boro	Turbidimetría espectrofotómetro Perkin 35 $\lambda=$ 420 nm Azometina-H	J. Rodier (1978)
14	Sílice	Turbidimetría Espectrofotómetro Perkin 35 $\lambda=$ 650 nm	APHA (1995)

4.3.1 Determinación del pH

La opinión respecto a la mejor manera de medir el pH es variable. Es recomendable seguir un determinado procedimiento en forma constante, de tal manera que las lecturas sean consistentes y tengan un máximo valor de diagnóstico (Allison L. *et al.* 1980). El pH se midió con un Potenciómetro marca HANNA.

4.3.2 Determinación de la conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica se midió con un conductímetro marca HANNA.

Podemos expresar la conductividad eléctrica en diferentes unidades (Siemens $\cdot\text{cm}^{-1}$, Mhos $\cdot\text{cm}^{-1}$) y sus equivalencias son las que se muestran a continuación: $1 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1} = 1 \text{ milimho}\cdot\text{cm}^{-1} = 1000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

4.3.3 Determinación del residuo seco evaporado

El término sólidos hace alusión a materia suspendida o disuelta en un medio acuoso. La determinación de sólidos disueltos totales mide específicamente el total de residuos sólidos filtrables (sales y residuos orgánicos) a través de una membrana con poros de 2.0 μm (o más pequeños). Los sólidos disueltos pueden afectar adversamente la calidad de un cuerpo de agua o un efluente (HACH, 2000).

Se determina el residuo seco evaporado, pesando un crisol limpio y seco, se debe cerciorar de que el crisol tenga un peso constante antes de verterle 25 mL de muestra bien mezclada, posteriormente se coloca en la estufa a una temperatura constante de 103 a 105 $^{\circ}\text{C}$ por aproximadamente 24 horas. Una vez que el agua se haya evaporado completamente, con ayuda de unas pinzas (no se debe tener contacto directo con el crisol), se vuelve a pesar, se anota y calcula, de acuerdo con la metodología la diferencia del primer peso con el segundo, es el residuo seco evaporado (APHA, 1995).

$$STD_{(\text{ppm})} = \frac{(\text{peso}_{\text{cápsula}+\text{residuo}} - \text{peso}_{\text{cápsula}}) \times 10^6}{25}$$

4.3.4 Determinación del residuo seco calcinado

Estos sólidos restantes representan el total fijo, disuelto, o sólidos suspendidos mientras que el peso que se pierde mientras se quema son los sólidos volátiles. Esta determinación es muy útil en el control del plan de operaciones de tratamientos de aguas residuales porque ofrece una aproximación muy cercana de la cantidad de materia orgánica presente en aguas residuales, lodo activado y desechos industriales. Los residuos del método anterior se queman en la mufla a una temperatura de 500 $^{\circ}\text{C}$ por 30 minutos. Transcurrido este tiempo, ya fríos los crisoles se vuelven a pesar y de acuerdo con la metodología, la diferencia entre el segundo peso y el tercero, es el residuo seco calcinado (APHA, 1995).

$$ST_{(\text{org})} = STD - ST_{(\text{inorg})}$$

4.3.5 Determinación de sodio y potasio

La determinación de sodio y potasio se llevó a cabo con la ayuda de un flamómetro Aut Cal Flame-Photometer 643. Para encender el equipo se debe conectar a la corriente eléctrica y agregar una solución de cloruro de Cesio, posteriormente se enciende la bomba de aire y se abre el tanque de gas LP. Una vez listo lo anterior, se calibra el equipo con una solución patrón que contiene $140 \text{ meq}\cdot\text{L}^{-1}$ de sodio y $5.0 \text{ meq}\cdot\text{L}^{-1}$ de potasio, terminado de calibrar el equipo ya se puede iniciar con la determinación de estas sales en las muestras de agua, se vierten 5 mL de muestra en un recipiente fácil de manejar y se coloca en el flamómetro. Este equipo arroja las lecturas en $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$.

4.3.6 Determinación de calcio

La concentración de calcio en la corteza terrestre es de aproximadamente 3.64 % en promedio, pero su contenido muestra una gran variabilidad. En los suelos arenosos de las regiones húmedas hay muy bajos contenidos de calcio. El contenido varía entre 0.7 y 1.5 % de calcio, pero en los suelos muy meteorizados del trópico húmedo, los contenidos oscilan entre 0.1 y 0.03 %, independientemente de su textura. El calcio presente en los suelos, se deriva de la meteorización de rocas y minerales primarios.

Para determinar calcio se colocan 5 mL de muestra en un vaso de precipitado, se agregan 3 gotas de solución amortiguadora (NaOH al 4 N) una pizca de Murexida y posteriormente se titula con EDTA (etilen-diamino-tetracetato) al 0.01 N con la ayuda de una microbureta de 10 mL. El cambio es de color rosa, para los cálculos se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{Ca meq} \cdot \text{L}^{-1} = \frac{\text{mL gastados} \times \text{N del EDTA} \times 1000}{\text{mL muestra}}$$

4.3.7 Determinación de calcio y magnesio

La dureza del agua indica la cantidad total de iones alcalinotérreos presentes en el agua y constituye un parámetro de calidad de las aguas de interés doméstico o industrial. En las aguas naturales, la concentración de calcio y magnesio es habitualmente muy superior a la del resto de alcalinotérreos, por lo que la dureza es prácticamente igual a $[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]$. El agua dura deja depósitos sólidos o costras (por ejemplo, carbonato cálcico) en las tuberías pudiendo llegar a obstruirlas. Sin embargo, la dureza del agua es beneficiosa para el riego porque los iones alcalinotérreos tienden a flocular las partículas coloidales del suelo (es decir, favorecen la formación de agregados de dichos coloides) lo cual aumenta la permeabilidad del suelo al agua (Harris, 2004).

La determinación de calcio y magnesio se comienza vertiendo 5 mL de muestra en un vaso de precipitado, se le agregan tres gotas de solución estabilizadora (NaOH al 4 N) y una pizca de Eriocromo Negro T, posteriormente se titula con EDTA (0.01 N) hasta notar el cambio de color violeta a azul. De acuerdo con el Manual de métodos estándares para el análisis de aguas naturales y residuales (APHA, 1999), la ecuación para hacer los cálculos, es la siguiente (por diferencia entre el $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ y el Ca^{2+} se obtiene el valor del Mg^{2+}):

$$Ca + Mg \text{ meq} \cdot L^{-1} = \frac{\text{mL gastados} \times N \text{ del EDTA} \times 1000}{\text{mL muestra}}$$

4.3.8 Determinación de carbonatos

Sales de ácido carbónico se encuentran ampliamente en los suelos, subsuelos, aguas subterráneas de desiertos, etc. El papel de estas sales depende enormemente de las características del compuesto, así como también la cantidad de sales que se acumulan en el suelo, su grado de solubilidad y toxicidad (FAO/UNESCO, 1973).

Los carbonatos y bicarbonatos presentes en cuerpos de aguas naturales se originan generalmente del desgaste y disolución de rocas en la cuenca que contienen carbonatos tales como la piedra

caliza. A pesar de que la piedra caliza no es muy soluble en agua, su disolución es promovida por la presencia de dióxido de carbono disuelto en el agua (CO₂ atmosférico o CO₂ generado en sedimentos ricos en materia orgánica). El dióxido de carbono reacciona con el agua para generar pequeñas cantidades de ácido carbónico, el cual disuelve entonces las rocas de carbonato en la cuenca, lo que a su vez contribuye a la alcalinidad del agua (HACH, 2000).

De acuerdo con el Manual de métodos estándares para el análisis de aguas naturales y residuales, la determinación de carbonatos (CO₃), es la siguiente:

Se colocan 5 mL de muestra en un vaso de precipitado de 40 mL, se le agrega 1 gota de fenolftaleína al uno por ciento. Si la solución adquiere un color rosa, se titula con ácido sulfúrico al 0.01 N (la normalidad del ácido sulfúrico puede variar), con ayuda de una microbureta de 10 mL. Se utilizó la siguiente ecuación para realizar los cálculos (APHA, 1999):

$$\text{CO}_3 \text{ meq} \cdot \text{L}^{-1} = \frac{2 \times \text{mL gastados} \times \text{N del H}_2\text{SO}_4 \times 1000}{\text{mL muestra}}$$

4.3.9 Determinación de bicarbonatos

Para la determinación de bicarbonatos hacemos uso de la muestra que se utilizó para carbonatos, se le agregan 2 gotas de anaranjado de metilo y se titula con ácido sulfúrico nuevamente, el cambio de color ahora es de anaranjado a color durazno. Para calcular los datos se utilizó la siguiente ecuación (APHA, 1999):

$$\text{HCO}_3 \text{ meq} \cdot \text{L}^{-1} = \frac{[\text{mL gastados} - 2(\text{mL gastados en carbonatos})] \times \text{N del H}_2\text{SO}_4 \times 1000}{\text{mL muestra}}$$

Se debe verificar que la regla de los mililitros gastados se cumpla, en caso de no ser así, se puede utilizar la Tabla 22.

Tabla 22. Titulación de iones hidróxido, carbonato y bicarbonato en presencia de los indicadores: fenolftaleína y anaranjado de metilo.

Resultado de titulación ¹	Valor de titulación relacionado a cada ion		
	Hidróxido	Carbonato	Bicarbonato
$P = 0$	0	0	T
$P < \frac{1}{2} T$	0	2P	$T - 2P$
$P = \frac{1}{2} T$	0	2 P	0
$P > \frac{1}{2} T$	$2 P - T$	$2(T - P)$	0
$P = T$	T	0	0

¹P = titulación al punto de vire para fenolftaleína

T = titulación total al punto de vire del anaranjado de metilo

*Tomado del APHA (1992).

4.3.10 Determinación de cloruros

Los cloruros, en conjunto con los sulfatos, son los compuestos principales responsables de la formación de suelos salinos. Todos los cloruros están caracterizados por su alta solubilidad, y en consecuencia, una alta toxicidad (FAO/UNESCO, 1973).

El ion cloruro es uno de los iones inorgánicos que se encuentran en mayor cantidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Un alto contenido de cloruros puede dañar estructuras metálicas y evitar el crecimiento de plantas. Las altas concentraciones de cloruro en aguas residuales, cuando éstas son utilizadas para el riego en campos agrícolas deteriora, en forma importante, la calidad del suelo (NMX, 2001).

A la muestra proveniente de la determinación de carbonatos y bicarbonatos, se le agregan 4 gotas de cromato de potasio al quince por ciento y se agita. Se titula con nitrato de plata al 0.01 N (la normalidad puede variar), hasta que la muestra cambie de un color amarillo a un color rojo ladrillo intenso. Para los cálculos se utilizó la siguiente ecuación (APHA, 1999):

$$\text{Cl meq} \cdot \text{L}^{-1} = \frac{\text{mL gastados} \times \text{N del AgNO}_3 \times 1000}{\text{mL muestra}}$$

4.3.11 Determinación de sulfatos

Sales de ácido sulfúrico se encuentran en cantidades que varían en la mayoría de los suelos. En los suelos y aguas subterráneas de estepas y de desiertos, los sulfatos en ocasiones se acumulan en cantidades considerables (FAO/UNESCO, 1873).

El grupo aniónico sulfato (SO_4), caracterizado por la fuerte unión del oxígeno y el azufre, es la unidad fundamental de la estructura de los sulfatos. En los sulfatos, el azufre se caracteriza porque los seis electrones de su capa externa pueden ser expulsados y originar el catión S^{6+} , de pequeño radio iónico y con carga y polarización fuertes. Los sulfatos están presentes de forma natural en muchos minerales y se utilizan comercialmente, sobre todo en la industria química. Se liberan en las aguas procedentes de residuos industriales y mediante precipitación desde la atmósfera; no obstante, las concentraciones más altas suelen encontrarse en aguas subterráneas y provienen de fuentes naturales.

Se deben preparar los siguientes reactivos para determinar sulfatos en aguas: solución estabilizadora: se mezclan 100 mL de glicerina con una solución que contenga 60 mL de ácido clorhídrico (HCl) concentrado, 600 mL de agua destilada, 200 mL de alcohol etílico (o isopropílico) al 95 % y 150 g de cloruro de sodio; solución patrón de 100 ppm de SO_4^{2-} : se disuelve 0.1479 g de sulfato de sodio (Na_2SO_4) y sulfato de potasio (K_2SO_4) grado reactivo en agua destilada y se afora a 1 L; se ocuparán cristales de cloruro de Bario ($\text{BaCl} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) de 20-60 mallas. Para la curva de calibración se prepara una serie de soluciones patrones de 0, 5, 10, 15, 20, 30, 35 y 40 ppm de sulfatos (SO_4^{2-}).

Se transfiere todo el volumen de 100 mL de las soluciones patrones de sulfatos (SO_4^{2-}) a frascos Erlenmeyer de 250 mL. Se añaden 5 mL de solución estabilizadora y se agita la solución usando un agitador magnético, mientras se agita durante 1 minuto a velocidad constante se le agrega una cucharada de cristales de cloruro de bario (0.8 g), inmediatamente después de transcurrido el período de agitación se lee la absorbancia a 420 nm, dentro de un intervalo de 30 segundos a 4 minutos. Para realizar la determinación con las muestras de agua se toman 50 mL de la misma y se repiten los pasos antes mencionados, pasado el tiempo mencionado, se lee en el

espectrofotómetro y se asegura que la lectura se encuentre dentro del intervalo de la curva, pues sino está dentro no se podrá hacer el cálculo correspondiente. Con los datos obtenidos de las lecturas se construyó una curva, en el eje X se colocó la absorbancia y en el eje Y las ppm de sulfatos (SO_4^{2-}), la regresión que se obtiene es del tipo $Y = a + bX$, en donde Y son las ppm de cada muestra real y X es la absorbancia de cada una de ellas; para realizar los cálculos se utilizó la siguiente ecuación (APHA, 1980):

$$\text{SO}_4 \text{ meq} \cdot \text{L}^{-1} = \text{Absorbancia}_{(420 \text{ nm})} \times \text{Factor Curva} \times \text{Factor Dilución} \text{ (si hay dilución)}$$

4.3.12 Determinación de nitrógeno de los nitratos (N- NO_3)

El nitrato se encuentra naturalmente en el suelo y agua, pero usualmente a bajas concentraciones (menos de $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), sin embargo el nitrato es altamente soluble y es transportado fácilmente cuando fuentes contaminantes entran en contacto con el agua. Fuentes comunes de contaminación por nitrato incluyen sistemas sépticos, basureros, fertilizantes, estiércol y material vegetal en descomposición. Cuando el agua se infiltra en la tierra y con él en la superficie, el nitrato es llevado a las aguas subterráneas y superficiales.

Para determinar nitratos se deben preparar los siguientes reactivos: ácido salicílico al 5 % (p/V) en ácido sulfúrico concentrado (AS- H_2SO_4): Se pesan 5 g de $\text{C}_7\text{H}_6\text{O}_3$ y se disuelven en 100 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado. Este reactivo puede ser útil por una semana si se almacena en frascos color ámbar. Sin embargo es preferible prepararlo justo antes de ser utilizado, debido a que de otra manera se observa un importante incremento en el intervalo de sensibilidad y operación lineal; hidróxido de sodio 4 N: para preparar este reactivo se pesan 160 g de hidróxido de sodio (NaOH) y se disuelven cuidadosamente en agua, se deja enfriar y se afora a 1 L con agua destilada; solución estándar de nitrógeno de los nitratos (N- NO_3) de 100 ppm: se disuelven 0.7221 g de nitrato de potasio (KNO_3), (puro y seco a la estufa a 105°C) en agua y se diluye a 1 L.

Se comienza la determinación con tubos de ensayo de 30 mL y con la ayuda de una microbureta se vierten 0.5 mL de muestra, se adiciona 1 mL de la mezcla de ácido sulfúrico concentrado

(AS-H₂SO₄), se coloca inmediatamente el contenido en un mezclador vortex, después de que se enfría la mezcla se le agregan 10 mL de hidróxido de sodio (NaOH) 4 N y se mezcla nuevamente. Se dejan enfriar los tubos y se leen en el espectrofotómetro a 410 nm. Idéntico procedimiento se sigue para la curva de calibración.

4.3.13 Determinación de fósforo de los ortofosfatos (P-PO₄)

Contrario a las numerosas formas de nitrógeno en ecosistemas acuáticos, la única forma significativa de fósforo inorgánico es el ortofosfato (PO₄³⁻). Una proporción elevada (> 90 %) del fósforo en lagos está unida a materia orgánica formando fosfatos orgánicos y constituyentes celulares en la materia particulada viva del seston o asociado en varias formas a materiales inorgánicos y materia orgánica particulada muerta.

Para realizar la determinación del fósforo se pide que los recipientes de vidrio que se vayan a utilizar sean previamente lavados con ácido clorhídrico diluido y enjuagados con agua destilada, de esta manera se asegura que el material no tenga restos del detergente que contenga fosfatos y altere los resultados.

Este método se encuentra adaptado a contenidos de fósforo superiores a 10 µg. Se preparan reactivos para poder determinar fósforo; solución de ácido sulfúrico 5 N: se toman 140 mL de ácido sulfúrico ($d = 1,84$) y se vierten en un matraz aforado de 1 L, con agua destilada se afora lo restante; solución de molibdato amónico al 4 %; para tener el 4 % de molibdato amónico se toman 40 mL de solución y se vierten en un matraz aforado de 1 L y se afora lo restante con agua destilada, solución de ácido ascórbico: se colocan en un matraz aforado con una capacidad de 1 L, 17.6 g de ácido ascórbico y se afora con agua destilada; cada día se ha de preparar una solución de emético: se agregan 0.274 g de tartrato doble de antimonio y potasio en un matraz aforado de 1 L y se afora con agua destilada; el último reactivo general que se prepara es una mezcla de las soluciones anteriores, se toman 200 mL de la solución de ácido sulfúrico 5 N, 60 mL de la solución de molibdato amónico, 120 mL de solución de ácido ascórbico y 20 mL de solución de emético.

Posteriormente se prepara una solución madre de 0.2 g·L⁻¹ de fósforo, donde se pesan 0.877 g de fosfato monopotásico desecado previamente en la estufa a 100 °C y aforar a 1 L con agua

destilada; a partir de la solución madre se prepara una solución hija patrón de $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Fósforo, donde se diluye a 1/100 la solución precedente con agua destilada.

Para preparar la curva de calibrado se ocupan una serie de matraces aforados de 25 mL cada uno, respectivamente rotulados:

Tabla 23. Curva de calibración de nitrógeno de los nitratos (N-NO₃).

Número de los matraces	T	I	II	III	IV
Sol. Patrón de fósforo de $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0	1	2	5	7
Agua bidestilada (destilada)	20	19	18	15	13
Reactivo (mL)	4	4	4	4	4
Agua destilada hasta aforar	25	25	25	25	25
Correspondencia en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de fósforo	0	0.1	0.2	0.5	0.7

Fuente: Robarge *et al*, 1983.

Entonces, para poder construir la curva de calibración se toma un matraz aforado de 25 mL, se vierte, en el caso de la muestra I, 1 mL de la solución patrón de fósforo, 4 mL del reactivo general, 0.1 mL de la solución patrón hija y se afora a 25 mL con agua destilada, esto funcionara para la curva de calibración y será la muestra I; para las demás muestras se realiza la misma técnica con sus respectivas cantidades. Esperar 20 minutos y después efectuar las lecturas en el espectrofotómetro a la longitud de onda de 690 nm en cubeta de 10 cm.

4.3.14 Determinación de boro

El boro accede al medioambiente tras la meteorización de rocas con boro, desde el agua de mar en forma de vapor de ácido bórico y por actividades geotérmicas tales como volcanes y vapores geotérmicos. El boro también es liberado, si bien en menor medida, por actividades humanas, estas incluyen el empleo de fertilizantes y herbicidas que contienen este elemento, la quema de productos de origen vegetal como madera, carbón o petróleo y la generación de residuos procedentes de la extracción y procesado de boratos. Los boratos también acceden al medioambiente como consecuencia del empleo de boratos y perboratos en los ámbitos

domésticos e industriales, a través del filtrado de madera o papel tratados y desde aguas residuales y sus lodos.

Para determinar boro, primero se preparan los reactivos necesarios; solución buffer: se disuelven 250 g de acetato de amonio (NH_4OAc) y 15 g de ácido etilenodiaminetraacético disódico (EDTA disódico) en 400 mL de agua destilada. Lentamente agregar 125 mL de ácido acético glacial y mezclarlo; H Azometina: se disuelven 0.45 g de H azometina (Pierce Químico de la Corporación Rockford III) en 100 mL del 1 % de solución L del ácido ascórbico, para mantener frescos los reactivos deben prepararse semanalmente y almacenarlos en el refrigerador; Solución estándar del boro: se disuelven 0.114 g de ácido bórico (H_3BO_3) en agua destilada para ajustar el volumen a 1000 mL. En esta solución cada milímetro de boro contiene $20 \mu\text{g}$ (o $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Diluir 10, 20, 30, 40 y 50 mL de la solución estándar a 100 mL con agua destilada para obtener soluciones con concentraciones de boro de 2, 4, 6, 8 y $10 \mu\text{g}$ de $\text{B}\cdot\text{mL}^{-1}$ respectivamente. En la muestra se incluye el agua destilada para $0.0 \mu\text{g}$ de $\text{B}\cdot\text{mL}^{-1}$ de solución estándar.

Para continuar con la determinación, ya listos los reactivos se toma 1 mL de muestra con una micropipeta y se vierte dentro de un tubo de ensayo de polipropileno de 10 mL, posteriormente se agregan 2 mL de solución buffer y se mezcla. Una vez hayamos mezclado bien agregamos 2 mL de H. Azometina y se vuelve a mezclar, se dejan transcurrir 30 minutos y después se lee la absorbancia en el espectrofotómetro a 420 nm.

4.3.15 Determinación de silicio

La determinación se basa en la espectrofotometría de absorción en la región visible. Su relación cuantitativa se basa en la Ley de Lambert y Beer que indica, que la absorción de la radiación es proporcional a la concentración de la sílice presente. La sílice y los fosfatos reaccionan con el ion molibdato en solución ácida ($\text{pH} = 1.2$ a 1.5), formando un complejo de color amarillo de silicomolibdato y fosfomolibdato. Se adiciona ácido oxálico para destruir el fosfomolibdato. El silicomolibdato permanece sin cambio. Se adiciona un agente reductor (sulfito de sodio), que reduce el silicomolibdato a un complejo color azul que obedece la Ley de Lambert y Beer.

Para comenzar con el análisis de la sílice se deben preparar los siguientes reactivos: solución patrón de 50 ppm de Sílice (SiO_2); se disuelve 0.2367 g de $\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ en agua destilada y se afora a 1 litro. Solución de Molibdato de Amonio al 10 %; se disuelve 50 g de Heptamolibdato de amonio tetrahidratado en agua destilada y se afora a 500 mL. El reactivo se debe disolver con lentitud necesitando agitación y un poco de calentamiento suave para ayudar a la disolución. Solución de ácido clorhídrico (HCl) al 10 %; se disuelve 50 mL de ácido clorhídrico (HCl) concentrado ($\delta = 1.19 \text{ g} \cdot \text{mL}^{-1}$) en 450 mL de agua destilada. Solución de Ácido Oxálico al 10 %; se disuelve 100 g de ácido oxálico ($\text{C}_2\text{H}_2\text{O}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) en agua destilada y se afora a 1 litro. Solución de sulfito de sodio (Na_2SO_3); se disuelve 170 g de Na_2SO_3 en agua destilada y se afora a 1 litro.

Se construye una curva de calibración con los siguientes puntos: 0, 2.5, 5, 10, 15 y 20 ppm de sílice (SiO_2). Esta curva se prepara diluyendo en un matraz volumétrico de 100 mL la cantidad de mL de la solución patrón de 50 ppm de sílice y se aforan con agua destilada a la marca de 100 mL. Una vez listos los reactivos se colocan 50 mL de muestra en un matraz Erlenmeyer de 125 mL, posteriormente se agregan 5 mL de ácido clorhídrico (HCl) al 10 %, se agregan igualmente 5 mL de Molibdato de amonio al 10 %, se mezcla perfectamente y se deja reposar 5 minutos.

Una vez pasado el tiempo se agregan 2 mL de la solución de ácido oxálico al 10 %, se agita y se deja reposar 2 minutos. Posteriormente se agregan 10 mL de sulfito de sodio (Na_2SO_3), se agita nuevamente y se deja reposar 2 minutos. Ya después de terminar el tiempo de reposo se lee el porcentaje de transmitancia en una longitud de onda de 650 nm.

Determinar las ppm de sílice (SiO_2) por medio de la curva de calibración, después determinar por medio de la fórmula las ppm:

$$\text{SiO}_2 \text{ ppm} = \text{ABS} \times \text{Factor Dilución}$$

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Descripción del lugar

El lugar de estudio se desarrolló en la parte sureste del estado de Puebla, tres muestras pertenecen a las salineras de Zapotitlán, donde el tipo de suelo fue generalmente de yeso y caliza con un alto contenido de sales; y en el estado de Oaxaca se muestrearon la mayoría de las regiones hidrológicas mencionadas y mostradas en el capítulo 3. La altura varió, provocando una irregularidad en el contenido de sales de las aguas analizadas.

El muestreo se realizó en septiembre del 2017. Se siguió la ruta antes mencionada en parte del estado de Puebla y Oaxaca. Las actividades iniciaron el día lunes 18 en el Municipio de Zapotitlán Salinas, lugar donde esta ubicada la salinera, de ahí se obtuvieron 3 muestras, la diferencia entre ellas fue la altura. Posteriormente se siguió con rumbo al estado de Oaxaca, en el camino se hay un poblado con el nombre de San Gabriel Chilac, este cuenta con un río el cual se muestreó y lleva el mismo nombre. En el límite entre Puebla y Oaxaca, hay un puente de 76 metros de altura con el nombre de Calapa, el río que fluye por debajo del puente se llama Río Grande. De ahí en adelante los puntos fueron tomados todos en el estado de Oaxaca.

En el estado de Oaxaca se muestrearon 39 municipios de los 570 que lo conforman. En el transcurso se tomaron en cuenta 24 ríos, 9 cascadas, 2 presas, 45 puentes, 1 manantial y 1 laguna. En la Figura 15 se muestra la localización de los puntos de muestreo del sitio de estudio, de igual forma se observan los ríos y cuerpos de agua del estado. Se muestran ambos estados.

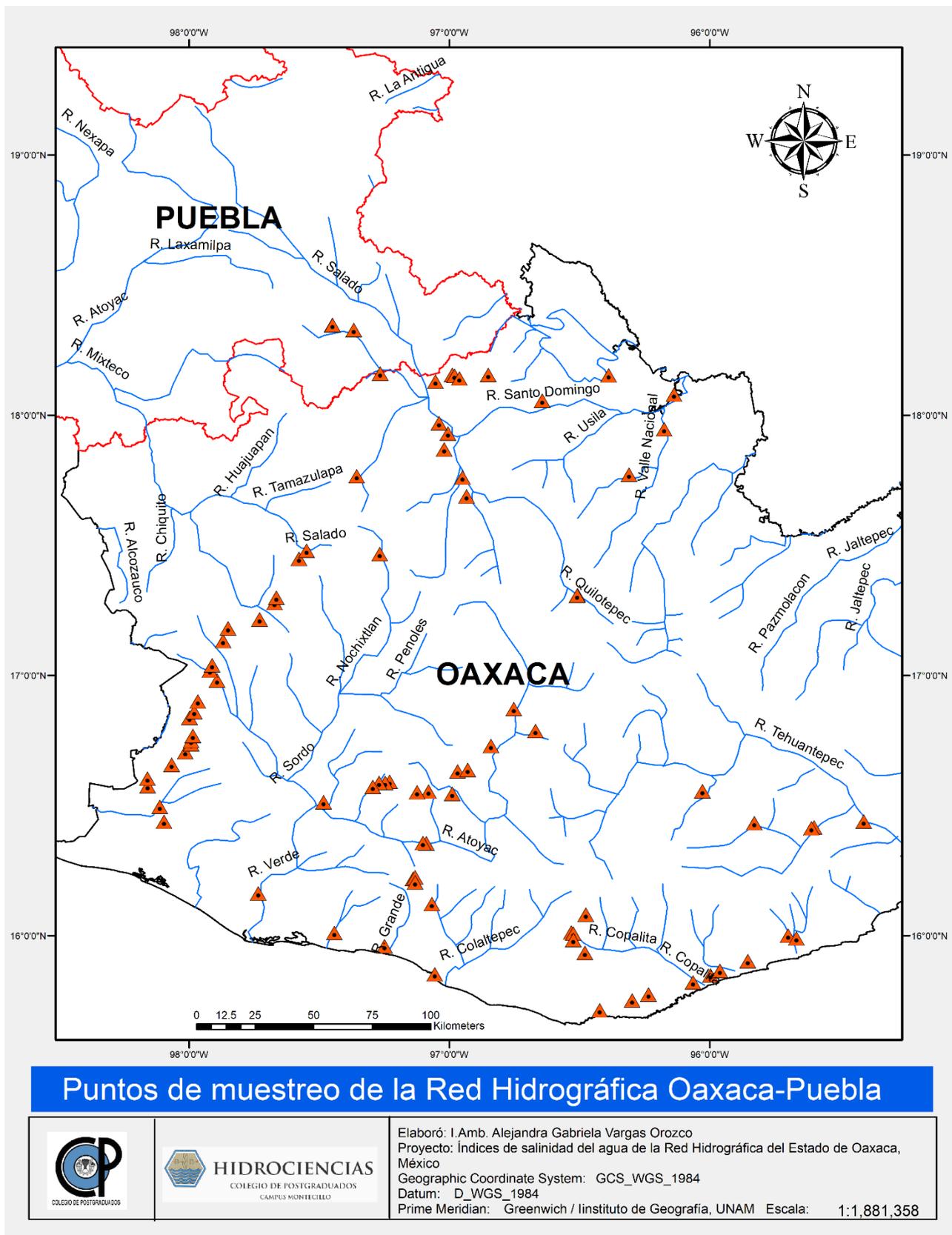


Figura 15. Puntos de muestreo de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla

Tabla 24. Localización geográfica de las estaciones de muestreo de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla.

Muestra No.	Descripción de los sitios de muestreo Nombre del sitio de muestreo	Coordenadas UTM WGS 84			Temp. °C
		Norte (m)	Este (m)	Altura (msnm)	
1	Pozo superior Salinas chicas, Zapotitlán de Salinas, Puebla	2029253	663763	1502	25.7
2	Pozo en la Cruz, Salinas Chicas, Zapotitlán, Puebla	2029207	663924	1534	24.9
3	Pozo atrás de la Cruz, Salinas Chicas, Zapotitlán, Puebla	2029248	663897	1523	26.4
4	Río Zapotitlán, San Miguel Chilac, Puebla	2027263	672545	1250	29.3
5	Río El Salado, Puente Calapa, límite Puebla-Oaxaca	2008770	683437	999	26
6	Río de San Miguel, Tequixtepec, Oaxaca	1965019	674284	2006	18.6
7	Río Atoyac/Aguas Negras, Santa Catarina Quiané, Oaxaca	1866676	739384	1493	19.3
8	Río Atoyac, Santa Ana Tlapacoyan, Oaxaca	1850805	730264	1462	19.2
9	Manantial de San Sebastián de las Grutas, El Vado, Oaxaca	1839867	716654	1652	18.6
10	Efluente del río San Sebastián, El Vado, Oaxaca	1840587	720774	1620	17.2
11	Río Sola de Vega, Nachihuí, Oaxaca	1830286	714584	1439	19.7
12	Arroyo entre Santa María Sola y San Lorenzo Texmelucan, Oaxaca	1831189	704816	1689	19.5
13	Confluencia de arroyos, San Ignacio de la Oyola, Oaxaca	1830803	700166	1668	19.3
14	Río Teojomulco, Santo Domingo Teojomulco, Oaxaca	1835212	688889	1234	21.5
15	Río 2 Santo Domingo Teojomulco, Oaxaca	1834750	687036	1123	20.8
16	Río 3 Santo Domingo Teojomulco, Oaxaca	1834715	684550	1088	21.1
17	Río/Puente Las Huertas, Santo Domingo Teojomulco, Oaxaca	1833005	681994	878	23
18	Río San Pedro, Santa Cruz Zenzontepec, Oaxaca	1826340	661875	404	23.4
19	Río San Cristóbal, Villa Sola de Vega, Oaxaca	1809412	703628	509	23.3
20	Río de las flores en San Pedro Juchatengo, Oaxaca	1809293	702773	838	22.5

Continuación de Tabla 24

No. de Muestra	Descripción de los sitios de muestreo	Coordenadas UTM WGS 84			Temp. °C
		Norte (m)	Este (m)	Altura (msnm)	
21	Cascada 1 ctra. Puerto Escondido-Oaxaca	1793993	698817	1903	16.4
22	Cascada 2 ctra. Puerto Escondido-Oaxaca	1793855	699165	1886	17.2
23	Cascada 3 sobre ctra. Puerto Escondido-Oaxaca	1783383	706668	795	21.8
24	Afluente de Río Colotepec, ctra. Puerto Escondido-Oaxaca	1792503	699698	175	21.8
25	Mar Zicatela, Puerto Escondido, Oaxaca	1753448	708181	16	29.9
26	Puente Manialtepec, Río Grande, Oaxaca	1765262	687293	105	25.2
27	Río Grande, Oaxaca	1770747	666710	33	24.8
28	Puente Río Verde, Villa de Tututepec de Melchor Ocampo, Oaxaca	1787375	635306	44	24
29	Puente La Catalina, ctra. Pinotepa Nacional-Putla, Oaxaca	1817618	596441	210	28
30	Río Tres ríos, San Sebastián Ixcapa, Oaxaca	1823921	594743	110	28
31	Puente La Mesa, San Juan Cacahuatpec, Oaxaca	1832690	589709	242	29
32	Puente La Pochota, San Juan Cacahuatpec, Oaxaca	1835869	589605	377	29
33	Puente La Mariscal, ctra. Pinotepa Nacional-Putla, Oaxaca	1841831	599450	465	27
34	Puente Nejapa, ctra. Pinotepa Nacional-Putla, Oaxaca	1847148	605070	290	27
35	Puente San Miguel, ctra. Pinotepa Nacional- Putla, Oaxaca	1850669	607374	347	28
36	Puente El Platanar, ctra. Pinotepa Nacional-Putla, Oaxaca	1852064	607404	310	27
37	Puente Zacatepec, Santa María Zacatepec, Oaxaca	1854178	608124	336	27
38	Puente Aquiles Serdán, ctra. Pinotepa Nacional-Putla, Oaxaca	1861879	606748	314	29
39	Puente El Rosario, El Rosario, Oaxaca	1864287	608624	365	26
40	Río/Puente La Junta, ctra. Pinotepa Nacional-Putla, Oaxaca	1868821	610035	399	29
41	Puente La Zafra, Unión Nacional, Oaxaca	1877796	617935	720	26

Continuación de Tabla 24

No. de Muestra	Descripción de los sitios de muestreo Nombre del sitio de muestreo	Coordenadas UTM WGS 84			Temp. °C
		Norte (m)	Este (m)	Altura (msnm)	
42	Puente La Cuchara, Putla de Villa de Guerrero, Oaxaca	1881950	614978	733	24
43	Puente Tierra Azul, Putla de Villa de Guerrero, Oaxaca	1884266	615840	736	25
46	Puente El Ojite, Santo Tomás Ocotepec, Oaxaca	1903880	635087	1994	19
47	Puente San Diego, salida Tlaxiaco-Oaxaca	1910811	641179	2071	19
48	Puente El Sabino, Santiago Nundiche, Oaxaca	1913114	641891	2120	19
49	Puente Río Negro, San Pedro Mártir Yucuxaco, Oaxaca	1929787	650975	2052	18
50	Río a la salida de Santiago Yolomécatl, Oaxaca	1933153	654137	2120	19
51	Arroyo rojo, Loma de la Era, Nochixtlan, Oaxaca	1932061	683958	2051	19
52	Río en Dominguillo, ctra. Sn Francisco Telixtlahuaca-Teotitlán, Oax.	1956919	719113	683	29
53	Puente El Grande, San Juan Cuicatlán, Oaxaca	1964880	717346	621	26
54	Puente Encajonado, Santa María Tecomavaca, Oaxaca	1976844	709815	577	29
55	Puente El Salado, Santa María Tecomavaca, Oaxaca	1983580	711299	547	30
56	Canal de riego de Santa María Tecomavaca, Oaxaca	1987877	707549	643	29
57	Río Chiquito, salida de Teotitlán de Flores Magón, Oaxaca	2005617	705920	2148	19
58	Cascada 1 ctra. Teotitlán de Flores Magón-Huautla	2008316	712961	2571	14
59	Cascada 2 ctra. Teotitlán de Flores Magón-Huautla	2008117	713648	2247	15
60	Cascada 3 ctra. Teotitlán de Flores Magón-Huautla	2008039	715230	2163	15
61	Cascada 4 ctra. Teotitlán de Flores Magón-Huautla	2007037	715580	2174	16
62	Puente de Fierro, Huautla de Jiménez, Oaxaca	2008660	727327	2123	20
63	Puente Uluapan ctra. Huautla-San Felipe Jalapa de Díaz	1998042	749457	355	22
64	Puente Nuevo Pescado ctra. San Felipe Jalapa de Díaz-Tuxtepec	2009011	776266	74	32

Continuación de Tabla 24

No. de Muestra	Descripción de los sitios de muestreo Nombre del sitio de muestreo	Coordenadas UTM WSG 84			Temp. °C
		Norte (m)	Este (m)	Altura (msnm)	
65	Río Papaloapan, Tuxtepec, Oaxaca	2001319	803008	15	28
66	Río Valle Nacional, San José Chiltepec, Oaxaca	1986491	799256	43	27
67	Puente Valle Nacional, San Juan Bautista, Oaxaca	1966950	785229	86	26
68	Puente Yoo Betoo, Guelatao, Oaxaca	1915373	764889	1516	17
69	Puente Guelatao II ctra. Oaxaca-Tuxtepec	1915176	764697	1520	16
70	Puente en Ocotlán de Morelos, Oaxaca	1857458	748426	1530	25
71	Río Molino ctra. San Pedro Pochutla-Miahuatlán de P. Díaz, Oaxaca	1779452	770057	2077	16
72	Puente Jalatengo ctra. San Pedro Pochutla-Miahuatlán, Oaxaca	1771879	764151	1451	21
73	Cascada en ctra. San Pedro Pochutla-Miahuatlán de Porfirio Díaz	1771438	764978	1506	20
74	Puente La Soledad ctra. San Pedro Pochutla-Miahuatlán, Oaxaca	1768717	764944	1451	20
75	Puente El Alacrán, Candelaria Loxicha, Oaxaca	1763298	769859	480	24
76	Puente El Aguacate ctra. Acapulco-Salina Cruz	1739389	776519	480	27
77	Puente Coyula ctra. Acapulco-Salina Cruz	1743227	789512	41	26
78	Puente Cuajinicuil, Garita, Oaxaca	1745913	796219	78	27
79	Puente Copalita, San Isidro Chacalapa, Oaxaca	1751305	814337	41	24
80	Puente Zimatan ctra. Santiago Pinotepa Nacional-Salina Cruz	1754327	178978	52	27
81	Puente Chacalapa ctra. Santiago Pinotepa Nacional-Salina Cruz	1756309	182879	57	27
82	Puente Ayuta, San Isidro Chacalapa, Oaxaca	1760219	194424	28	27
83	Puente en San Isidro Chacalapa, Oaxaca	1770897	211009	80	29
84	Puente en Majada Villalobos, Oaxaca	1769629	214615	43	32
85	Río Tehuantepec, Tehuantepec, Oaxaca	1806890	260941	47	32

Continuación de la Tabla 24

No. de Muestra	Descripción de los sitios de muestreo Nombre del sitio de muestreo	Coordenadas UTM WGS 84			Temp. °C
		Norte (m)	Este (m)	Altura (msnm)	
86	Presa Presidente Benito Juárez, Sta. María Jalapa del Marqués, Oax.	1818965	242849	103	31
87	Puente Tequisistlán, Magdalena Tequisistlán, Oaxaca	1816686	222433	155	29
88	Puente Marilú, El Portillo, Oaxaca	1816405	221393	199	28
89	Puente Río Hondo, San Carlos Yautepec, Oaxaca	1818353	198365	199	26
90	Puente El Camarón, Nejapa de Madero, Oaxaca	1832744	817188	693	28

En la Tabla 24, se observan las coordenadas de los puntos de muestreo, las elevaciones, las temperaturas de las muestras registradas al instante y el nombre exacto de cada una de ellas.

Tabla 25. Composición iónica de las aguas de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

No.	pH	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	CATIONES				ANIONES					Σppm $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	RSE	RSC	%E	
			Ca	Mg	Na	K	Σ	CO_3	HCO_3	Cl	SO_4					
1	9	33375	0.30	0.90	369	6.65	376.85	102.00	10.00	227.25	10.25	349.50		24576	22284	3.7
ppm			6.01	10.94	8479.62	259.95		3058.98	609.80	8056.01	492.19		20973.50			
mmol·L⁻¹			0.15	0.45	369.00	6.65		51.00	10.00	227.25	5.13		669.63			
%			0.08	0.24	97.92	1.76	100	29.18	2.86	65.02	2.93	100				
2	7	22015	3.15	5.80	203.00	4.05	216.00	21.00	78.00	118.17	9.16	226.33		15116	13724	2.3
ppm			63.11	70.47	4664.94	158.31		629.79	4756.44	4189.13	439.90		14972.09			
mmol·L⁻¹			1.58	2.90	203.00	4.05		10.50	78.00	118.17	4.58		422.78			
%			1.46	2.69	93.98	1.88	100	9.28	34.46	52.21	4.05	100				
3	7	30715	1.80	6.65	326.20	2.68	337.33	17.00	88.00	199.98	9.74	314.72		21040	19730	3.4
ppm			36.06	80.80	7496.08	104.76		509.83	5366.24	7089.29	467.59		21150.65			
mmol·L⁻¹			0.90	3.33	326.20	2.68		8.50	88.00	199.98	4.87		634.45			
%			0.53	1.97	96.70	0.79	100	5.40	27.96	63.54	3.09	100				
4	7	1778	2.17	2.78	12.00	0.46	17.41	2.00	4.00	4.55	6.79	17.34		978	728	0.2
ppm			43.48	33.78	275.76	17.79		59.98	243.92	161.12	326.08		1161.91			
mmol·L⁻¹			1.09	1.39	12.00	0.46		1.00	4.00	4.55	3.40		27.87			
%			12.47	15.97	68.95	2.61	100	11.54	23.07	26.22	39.18	100				
5	8	728	1.55	1.65	4.10	0.21	7.51	2.00	1.25	2.00	2.05	7.30		436	334	1.4
ppm			31.05	20.05	94.22	8.21		59.98	76.23	70.90	98.44		459.08			
mmol·L⁻¹			0.78	0.83	4.10	0.21		1.00	1.25	2.00	1.03		11.19			
%			20.64	21.97	54.59	2.80	100	27.40	17.12	27.40	28.09	100				
6	8	655	2.80	1.50	2.90	0.17	7.37	1.20	2.90	2.75	0.37	7.22		454	314	1.0
ppm			56.10	18.23	66.64	6.65		35.99	176.84	97.49	17.90		475.84			
mmol·L⁻¹			1.40	0.75	2.90	0.17		0.60	2.90	2.75	0.19		11.66			
%			37.99	20.35	39.35	2.31	100	16.61	40.15	38.07	5.16	100				
7	7	1328	2.35	1.55	8.95	0.22	13.07	0.30	4.85	6.00	2.87	14.02		1236	1066	3.5
ppm			47.08	18.83	205.67	8.40		9.00	295.75	212.70	137.81		935.24			
mmol·L⁻¹			1.18	0.78	8.95	0.22		0.15	4.85	6.00	1.44		23.55			
%			17.99	11.86	68.50	1.65	100	2.14	34.59	42.79	20.47	100				

Continuación de Tabla 25

No.	pH	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	CATIONES				$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ Σ	ANIONES				$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ Σ	Σppm $\Sigma\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	RS E	RSC	% E
			Ca	Mg	Na	K		CO_3	HCO_3	Cl	SO_4					
8	8	252	1.45	1.55	0.00	0.04	3.04	0.30	1.85	0.50	0.62	3.27		210	132	3.6
ppm			29.05	18.83	0.00	1.56		9.00	112.81	17.73	29.90		218.88			
mmol·L⁻¹			0.73	0.78	0.00	0.04		0.15	1.85	0.50	0.31		4.35			
%			47.70	50.99	0.00	1.32	100	9.17	56.53	15.28	19.03	100				
9	7	501	3.00	2.65	0.00	0.01	5.66	0.00	5.00	0.70	0.17	5.87		260	148	1.7
ppm			60.11	32.20	0.00	0.39		0.00	304.90	24.82	8.00		430.42			
mmol·L⁻¹			1.50	1.33	0.00	0.01		0.00	5.00	0.70	0.08		8.62			
%			53.00	46.82	0.00	0.18	100	0.00	85.23	11.93	2.84	100				
10	7	303	2.00	2.05	0.00	0.01	4.06	0.20	2.90	0.45	0.26	3.81		170	66	3.1
ppm			40.07	24.91	0.00	0.20		6.00	176.84	15.95	12.55		276.52			
mmol·L⁻¹			1.00	1.03	0.00	0.01		0.10	2.90	0.45	0.13		5.61			
%			49.32	50.55	0.00	0.12	100	5.25	76.09	11.81	6.86	100				
11	7	272	2.05	0.85	0.00	0.06	2.96	0.00	2.00	0.50	0.64	3.14		158	50	3.0
ppm			41.07	10.33	0.00	2.15		0.00	121.96	17.73	30.76		224			
mmol·L⁻¹			1.03	0.43	0.00	0.06		0.00	2.00	0.50	0.32		4.33			
%			69.37	28.76	0.00	1.86	100	0.00	63.68	15.92	20.40	100				
12	7	423	3.75	1.20	0.00	0.02	4.97	0.40	3.41	0.60	0.87	5.28		254	162	3.0
ppm			75.13	14.58	0.00	0.78		12	207.94	21.27	41.84		373.54			
mmol·L⁻¹			1.88	0.60	0.00	0.02		0.20	3.41	0.60	0.44		7.14			
%			75.45	24.14	0.00	0.40	100	7.57	64.57	11.36	16.50	100				
13	7	625	5.40	1.90	0.00	0.02	7.32	0.20	3.90	0.40	2.56	7.06		444	240	1.7
ppm			108.19	23.09	0.00	0.78		6	237.82	14.18	123.05		513.11			
mmol·L⁻¹			2.70	0.95	0.00	0.02		0.10	3.90	0.40	1.28		9.35			
%			73.77	25.96	0.00	0.27	100	2.83	55.22	5.66	36.29	100				
14	8	323	2.00	1.40	0.00	0.01	3.41	0.20	1.90	0.30	0.90	3.30		192	96	1.6
ppm			40.07	17.01	0.00	0.39		6.00	115.86	10.64	43.07		233.04			
mmol·L⁻¹			1.00	0.70	0.00	0.01		0.10	1.90	0.30	0.45		4.46			
%			58.65	41.06	0.00	0.29	100	6.07	57.63	9.10	27.21	100				

Continuación de Tabla 25

No.	pH	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	CATIONES				ANIONES					Σppm $\Sigma\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	RSE	RSC	%E	
			Ca	Mg	Na	K	Σ	CO_3	HCO_3	Cl	SO_4					Σ
15	8	320	2.00	1.00	0.00	0.01	3.01	0.40	1.80	0.40	0.43	3.03		206	86	0.3
ppm			40.07	12.15	0.00	0.39		12.00	109.76	14.18	20.55		209.10			
mmol·L⁻¹			1.00	0.50	0.00	0.01		0.20	1.80	0.40	0.21		4.12			
%			66.45	33.22	0.00	0.33	100	13.21	59.44	13.21	14.14	100				
16	8	135	0.45	1.25	0.00	0.03	1.73	0.30	0.94	0.40	0.12	1.76		88	48	0.7
ppm			9.02	15.19	0.00	1.17		9.00	57.32	14.18	5.54		111.42			
mmol·L⁻¹			0.23	0.63	0.00	0.03		0.15	0.94	0.40	0.06		2.43			
%			26.01	72.25	0.00	1.73	100	17.09	53.55	22.79	6.57	100				
17	7	188	1.05	0.95	0.00	0.02	2.02	0.70	0.65	0.50	0.21	2.06		144	74	1.0
ppm			21.04	11.54	0.00	0.78		20.99	39.64	17.73	10.15		121.87			
mmol·L⁻¹			0.53	0.48	0.00	0.02		0.35	0.65	0.50	0.11		2.63			
%			51.98	47.03	0.00	0.99	100	33.96	31.53	24.25	10.26	100				
18	7	199	0.65	1.45	0.00	0.05	2.15	0.00	1.40	0.30	0.30	2.00		156	80	3.6
ppm			13.02	17.62	0.00	1.95		0.00	85.37	10.64	14.34		142.94			
mmol·L⁻¹			0.33	0.73	0.00	0.05		0.00	1.40	0.30	0.15		2.95			
%			30.23	67.44	0.00	2.33	100	0.00	70.05	15.01	14.94	100				
19	8	389	1.50	2.00	0.00	0.04	3.54	0.60	2.05	0.55	0.16	3.36		242	136	2.5
ppm			30.05	24.30	0.00	1.56		17.99	125.01	19.50	7.75		226.16			
mmol·L⁻¹			0.75	1.00	0.00	0.04		0.30	2.05	0.55	0.08		4.77			
%			42.37	56.50	0.00	1.13	100	17.85	60.99	16.36	4.80	100				
20	8	481	2.85	2.15	0.10	0.08	5.18	0.62	2.44	0.70	1.28	5.04		344	238	1.3
ppm			57.10	26.12	2.30	3.13		18.59	148.79	24.82	61.52		342.37			
mmol·L⁻¹			1.43	1.08	0.10	0.08		0.31	2.44	0.70	0.64		6.77			
%			55.02	41.51	1.93	1.54	100	12.30	48.40	13.88	25.42	100				
21	6	114	0.70	0.50	0.00	0.10	1.30	0.00	0.95	0.30	0.16	1.41		88	38	3.8
ppm			14.02	6.08	0.00	3.91		0.00	57.93	10.64	7.44		100.02			
mmol·L⁻¹			0.35	0.25	0.00	0.10		0.00	0.95	0.30	0.08		2.03			
%			1.85	38.46	0.00	7.69	100	0.00	67.61	21.35	11.04	100				

Continuación de Tabla 25

No.	pH	CE $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	CATIONES				ANIONES						Σppm $\Sigma\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	RSE	RSC	%E
			Ca	Mg	Na	K	Σ	CO_3	HCO_3	Cl	SO_4	Σ				
22	6	87	0.45	0.55	0.00	0.08	1.08	0.00	0.55	0.35	0.14	1.04		80	40	1.9
			ppm	9.02	6.68	0.00	3.13	0.00	33.54	12.41	6.64		71.42			
			$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	0.23	0.28	0.00	0.08	0.00	0.55	0.35	0.07		1.55			
			%	41.67	50.93	0.00	7.41	100	0.00	52.97	33.71	13.33	100			
23	7	124	0.70	0.40	0.00	0.09	1.19	0.00	0.85	0.35	0.04	1.24		112	48	2.1
			ppm	14.02	4.86	0.00	3.32	0.00	51.83	12.41	1.78		88.22			
			$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	0.35	0.20	0.00	0.09	0.00	0.85	0.35	0.02		1.85			
			%	59.07	33.76	0.00	7.17	100	0.00	68.71	28.29	3.00	100			
24	8	105	0.40	0.45	0.00	0.07	0.92	0.00	0.60	0.35	0.03	0.98		92	14	3.3
			ppm	8.01	5.47	0.00	2.74	0.00	36.59	12.41	1.60		66.82			
			$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	0.20	0.23	0.00	0.07	0.00	0.60	0.35	0.02		1.46			
			%	43.48	48.91	0.00	7.61	100	0.00	61.02	35.59	3.39	100			
25	8	53250	45.00	213.00	222.75	9.50	490	60.00	20.00	224.04	198.63	502.6		43342	31414	1.2
			ppm	901.58	2587.9	5118.8	371.36	1799.4	1219.6	7942.2	9536.28		29477.1			
			$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	22.50	106.50	222.75	9.50	30	20	224.04	99.32		734.61			
			%	9.18	43.45	45.44	1.94	100	11.94	3.98	44.57	39.52	100			
26	7	192	0.90	0.70	0.00	0.23	1.83	0.00	0.95	0.85	0.17	1.97		188	126	3.9
			ppm	18.03	8.51	0.00	8.80	0.00	57.93	30.13	8.37		131.77			
			$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	0.45	0.35	0.00	0.23	0.00	0.95	0.85	0.09		2.91			
			%	49.32	38.36	0.00	12.33	100	0.00	48.12	43.05	8.83	100			
27	7	110	0.75	0.45	0.50	0.17	1.87	0.00	1.20	0.70	0.07	1.97		104	44	2.6
			ppm	15.03	5.47	11.49	6.45	0.00	73.18	24.82	3.14		139.58			
			$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	0.38	0.23	0.50	0.17	0.00	1.20	0.70	0.03		3.20			
			%	40.21	24.13	26.81	8.85	100	0.00	61.06	35.62	3.33	100			
28	7	282	2.00	0.90	0.00	0.08	2.98	0.00	2.00	0.55	0.61	3.16		218	156	3.0
			ppm	40.07	10.94	0.00	2.93	0.00	121.96	19.50	29.47		224.87			
			$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	1.00	0.45	0.00	0.08	0.00	2.00	0.55	0.31		4.38			
			%	67.23	30.25	0.00	2.52	100	0.00	63.21	17.38	19.40	100			

Continuación de Tabla 25

No.	pH	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	CATIONES				ANIONES						Σppm $\Sigma\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	RSE	RSC	%E
			Ca	Mg	Na	K	Σ	CO_3	HCO_3	Cl	SO_4	Σ				
29	7	212	1.30	0.60	0.00	0.14	2.04	0.00	1.25	0.50	0.41	2.16		162	82	2.8
ppm			26.05	7.29	0.00	5.47		0.00	76.23	17.73	19.63		152.40			
mmol·L⁻¹			0.65	0.30	0.00	0.14		0.00	1.25	0.50	0.20		3.04			
%			63.73	29.41	0.00	6.86	100	0.00	57.90	23.16	18.94	100				
30	7	120	0.60	0.65	0.00	0.08	1.33	0.00	0.60	0.60	0.12	1.32		108	16	0.4
ppm			12.02	7.90	0.00	3.13		0.00	36.59	21.27	5.72		86.63			
mmol·L⁻¹			0.30	0.33	0.00	0.08		0	0.60	0.60	0.06		1.96			
%			45.11	48.87	0.00	6.02	100	0.00	45.48	45.48	9.03	100				
31	8	309	0.95	0.80	1.10	0.15	3.00	0.10	1.40	1.46	0.20	3.16		266	186	2.6
ppm			19.03	9.72	25.28	5.67		3.00	85.37	51.76	9.41		209.24			
mmol·L⁻¹			0.48	0.40	1.10	0.15		0.05	1.40	1.46	0.10		5.13			
%			31.72	26.71	36.73	4.84	100	3.17	44.36	46.26	6.21	100				
32	7	160	0.80	0.80	0.00	0.09	1.69	0.00	0.90	0.65	0.16	1.71		150	104	0.4
ppm			16.03	9.72	0.00	3.52		0.00	54.88	23.04	7.51		114.70			
mmol·L⁻¹			0.40	0.40	0.00	0.09		0.00	0.90	0.65	0.08		2.52			
%			47.34	47.34	0.00	5.33	100	0.00	52.74	38.09	9.16	100				
33	7	155	0.50	0.90	0.00	0.06	1.46	0.00	0.95	0.45	0.16	1.56		118	60	3.1
ppm			10.02	10.94	0.00	2.35		0.00	57.93	15.95	7.44		104.63			
mmol·L⁻¹			0.25	0.45	0.00	0.06		0.00	0.95	0.45	0.08		2.24			
%			34.25	61.64	0.00	4.11	100	0.00	61.09	28.94	9.97	100				
34	7	148	0.75	0.90	0.00	0.05	1.70	0.00	1.05	0.45	0.23	1.73		138	80	0.9
ppm			15.03	10.94	0.00	1.95		0.00	64.03	15.95	11.20		119.10			
mmol·L⁻¹			0.38	0.45	0.00	0.05		0.00	1.05	0.45	0.12		2.49			
%			44.12	52.94	0.00	2.94	100	0.00	60.58	25.96	13.46	100				
35	7	240	1.25	0.75	0.00	0.06	2.06	0.00	1.05	0.70	0.37	2.12		114	56	1.6
ppm			25.04	9.11	0.00	2.15		0.00	64.03	24.82	17.84		142.99			
mmol·L⁻¹			0.63	0.38	0.00	0.06		0.00	1.05	0.70	0.19		2.99			
%			60.83	36.50	0.00	2.68	100	0.00	49.49	32.99	17.52	100				

Continuación de Tabla 25

No.	pH	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	CATIONES				ANIONES						Σppm $\Sigma\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	RSE	RSC	%E
			Ca	Mg	Na	K	Σ	CO_3	HCO_3	Cl	SO_4	Σ				
36	7	187	1.05	0.95	0.00	0.05	2.05	0.00	1.10	0.43	0.63	2.16		170	108	2.6
ppm			21.04	11.54	0.00	1.76		0.00	67.08	15.24	30.09		146.75			
mmol·L⁻¹			0.53	0.48	0.00	0.05		0.00	1.10	0.43	0.31		2.89			
%			51.34	46.45	0.00	2.20	100	0.00	51.01	19.94	29.06	100				
37	7	223	1.35	0.75	0.00	0.07	2.17	0.00	1.25	0.45	0.64	2.34		160	92	3.8
ppm			27.05	9.11	0.00	2.74		0.00	76.23	15.95	30.98		161.97			
mmol·L⁻¹			0.68	0.38	0.00	0.07		0.00	1.25	0.45	0.32		3.14			
%			62.21	34.56	0.00	3.23	100	0.00	53.34	19.20	27.45	100				
38	7	126	0.65	0.45	0.00	0.06	1.16	0.00	0.80	0.25	0.20	1.25		112	76	3.9
ppm			13.02	5.47	0.00	2.15		0.00	48.78	8.86	9.60		87.88			
mmol·L⁻¹			0.33	0.23	0.00	0.06		0.00	0.80	0.25	0.10		1.75			
%			56.28	38.96	0.00	4.76	100	0.00	64.00	20.00	15.99	100				
39	7	99	0.55	0.44	0.00	0.07	1.06	0.00	0.55	0.30	0.15	1.00		164	44	3.0
ppm			11.02	5.35	0.00	2.74		0.00	33.54	10.64	7.08		70.37			
mmol·L⁻¹			0.28	0.22	0.00	0.07		0.00	0.55	0.30	0.07		1.49			
%			51.89	41.51	0.00	6.60	100	0.00	55.14	30.08	14.78	100				
40	7	172	1.00	0.81	0.00	0.05	1.86	0.00	1.15	0.45	0.31	1.91		126	68	1.4
ppm			20.04	9.84	0.00	1.95		0.00	70.13	15.95	15.07		132.98			
mmol·L⁻¹			0.50	0.41	0.00	0.05		0	1.15	0.45	0.16		2.71			
%			53.76	43.55	0.00	2.69	100	0.00	60.08	23.51	16.40	100				
41	7	148	1.15	0.10	0.00	0.07	1.32	0.00	0.60	0.40	0.25	1.25		104	58	2.3
ppm			23.04	1.22	0.00	2.54		0.00	36.59	14.18	12.18		89.75			
mmol·L⁻¹			0.58	0.05	0.00	0.07		0.00	0.60	0.40	0.13		1.82			
%			87.45	7.60	0.00	4.94	100	0.00	47.86	31.90	20.24	100				
42	7	221	2.10	0.50	0.00	0.06	2.66	0.00	1.50	1.00	0.32	2.82		136	86	2.8
ppm			42.07	6.08	0.00	2.35		0.00	91.47	35.45	15.26		192.68			
mmol·L⁻¹			1.05	0.25	0.00	0.06		0.00	1.50	1.00	0.16		4.02			
%			78.95	18.80	0.00	2.26	100	0.00	53.23	35.49	11.28	100				

Continuación de Tabla 25

No.	pH	C.E. μS _{cm} ⁻¹	CATIONES				ANIONES					Σppm Σmmol·L ⁻¹	RSE	RSC	%E	
			Ca	Mg	Na	K	Σ	CO ₃	HCO ₃	Cl	SO ₄					
43	7	217	1.35	0.75	0.00	0.06	2.16	0.00	1.22	0.65	0.34	2.21		124	58	1.2
ppm			27.05	9.11	0.00	2.15		0.00	74.40	23.04	16.24		151.99			
mmol·L⁻¹			0.68	0.38	0.00	0.06		0.00	1.22	0.65	0.17		3.14			
%			62.65	34.80	0.00	2.55	100	0.00	55.25	29.43	15.32	100				
44	8	292	1.75	1.10	0.00	0.08	2.93	0.40	1.25	0.90	0.42	2.97		180	120	0.6
ppm			35.06	13.37	0.00	3.13		12.00	76.23	31.91	19.93		191.63			
mmol·L⁻¹			0.88	0.55	0.00	0.08		0.20	1.25	0.90	0.21		4.06			
%			59.73	37.54	0.00	2.73	100	13.49	42.16	30.35	14.00	100				
45	8	192	0.60	1.40	0.00	0.11	2.11	0.00	1.40	0.45	0.18	2.03		140	72	1.9
ppm			12.02	17.01	0.00	4.30		0.00	85.37	15.95	8.61		143.26			
mmol·L⁻¹			0.30	0.70	0.00	0.11		0.00	1.40	0.45	0.09		3.05			
%			28.44	66.35	0.00	5.21	100	0.00	68.99	22.17	8.84	100				
46	7	473	3.90	0.60	0.00	0.08	4.58	0.80	2.00	0.85	1.28	4.93		296	228	3.7
ppm			78.14	7.29	0.00	3.13		23.99	121.96	30.13	61.52		326.16			
mmol·L⁻¹			1.95	0.30	0.00	0.08		0.40	2.00	0.85	0.64		6.22			
%			85.15	13.10	0.00	1.75	100	16.22	40.56	17.24	25.99	100				
47	8	461	2.80	1.80	0.00	0.12	4.72	0.60	2.80	0.60	1.03	5.03		294	182	3.1
ppm			56.10	21.87	0.00	4.50		17.99	170.74	21.27	49.22		341.69			
mmol·L⁻¹			1.40	0.90	0.00	0.12		0.30	2.80	0.60	0.51		6.63			
%			59.38	38.18	0.00	2.44	100	11.94	55.72	11.94	20.40	100				
48	7	686	3.60	1.95	1.65	0.16	7.36	0.60	4.70	1.80	0.33	7.43		398	290	0.5
ppm			72.13	23.6	37.9	6.0		17.9	286.6	63.8	16.0		524.21			
mmol·L⁻¹			1.80	0.98	1.6	0.16		0.30	4.70	1.80	0.17		11.55			
%			48.95	26.5	22.4	2.1	100	8.07	63.23	24.2	4.48	100				
49	7	930	6.50	1.53	1.9	0.13	10.11	0.80	5.30	2.00	1.95	10.05		590	416	0.3
ppm			130.2	18.5	44.	5.0		23.9	323.1	70.9	93.5		710.31			
mmol·L⁻¹			3.25	0.77	1.9	0.13		0.40	5.30	2.00	0.97		14.77			
%			64.2	15.1	19.2	1.2	100	7.96	52.75	19.9	19.3	100				

Continuación de Tabla 25

No.	pH	C.E. μS·cm ⁻¹	CATIONES				mmol·L ⁻¹	ANIONES				mmol·L ⁻¹	Σppm Σmmol·L ⁻¹	RSE	RSC	%E
			Ca	Mg	Na	K	Σ	CO ₃	HCO ₃	Cl	SO ₄	Σ				
50	7	424	2.60	2.07	0.00	0.09	4.76	0.80	2.60	0.63	0.38	4.41		282	184	3.7
			52.09	25.15	0.00	3.52		23.99	158.55	22.33	18.46		304.09			
			1.30	1.04	0.00	0.09		0.40	2.60	0.63	0.19		6.25			
			54.62	43.49	0.00	1.89	100	18.12	58.90	14.27	8.71	100				
51	7	580	4.00	1.70	0.15	0.11	5.96	0.00	3.00	1.00	1.64	5.64		384	284	2.7
			80.14	20.66	3.45	4.30		0.00	182.94	35.45	78.75		405.69			
			2.00	0.85	0.15	0.11		0.00	3.00	1.00	0.82		7.93			
			67.11	28.52	2.52	1.85	100	0.00	53.19	17.73	29.08	100				
52	7	379	2.10	1.90	0.00	0.06	4.06	0.40	2.35	0.80	0.64	4.19		252	154	1.5
			42.07	23.09	0.00	2.35		12.00	143.30	28.36	30.76		281.93			
			1.05	0.95	0.00	0.06		0.20	2.35	0.80	0.32		5.73			
			51.72	46.80	0.00	1.48	100	9.54	56.08	19.09	15.29	100				
53	8	236	1.45	1.05	0.00	0.06	2.56	0.10	1.95	0.30	0.26	2.61		126	100	0.9
			29.05	12.76	0.00	2.15		3.00	118.91	10.64	12.30		188.81			
			0.73	0.53	0.00	0.06		0.05	1.95	0.30	0.13		3.73			
			56.75	41.10	0.00	2.15	100	3.84	74.82	11.51	9.83	100				
54	7	357	2.60	1.40	0.00	0.09	4.09	0.40	2.55	0.60	0.56	4.11		224	182	0.3
			52.09	17.01	0.00	3.32		12.00	155.50	21.27	27.07		288.26			
			1.30	0.70	0.00	0.09		0.20	2.55	0.60	0.28		5.72			
			63.65	34.27	0.00	2.08	100	9.72	61.99	14.58	13.71	100				
55	7	1026	3.30	2.80	4.00	0.17	10.27	0.70	2.75	3.00	3.59	10.04		620	490	1.1
			66.1	34.0	91.9	6.6		20.9	167.7	106.3	172.2		666.02			
			1.65	1.40	4.00	0.17		0.35	2.75	3.00	1.79		15.11			
			32.1	27.2	38.9	1.6	100	6.97	27.40	29.89	35.7	100				
56	7	975	3.30	2.30	3.95	0.1	9.71	0.10	2.95	3.45	3.59	10.09		572	442	1.9
			66.1	27.9	90.7	6.2		3.00	179.8	122.3	172.		668.55			
			1.65	1.15	3.95	0.1		0.05	2.95	3.45	1.79		15.15			
			33.9	23.6	40.6	1.6	100	0.99	29.24	34.20	35.5	100				

Continuación de Tabla 25

No.	pH	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	CATIONES				ANIONES				Σ ppm $\Sigma \text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	RSE	RSC	%E		
			Ca	Mg	Na	K	Σ	CO_3	HCO_3	Cl					SO_4	
57	8	178	1.00	0.90	0.02	0.06	1.97	0.50	0.70	0.40	0.24	1.84		104	72	3.4
ppm			20.04	10.94	0.34	2.15		15.00	42.69	14.18	11.44		116.78			
mmol·L⁻¹			0.50	0.45	0.02	0.06		0.25	0.70	0.40	0.12		2.49			
%			50.76	45.69	0.76	2.79	100	27.20	38.08	21.76	12.97	100				
58	8	65	0.40	0.30	0.00	0.04	0.74	0.00	0.40	0.25	0.05	0.70		108	22	2.7
ppm			8.01	3.65	0.00	1.37		0.00	24.39	8.86	2.21		48.49			
mmol·L⁻¹			0.20	0.15	0.00	0.04		0.00	0.40	0.25	0.02		1.06			
%			54.42	40.82	0.00	4.76	100	0.00	57.46	35.91	6.63	100				
59	7	59	0.50	0.10	0.00	0.05	0.65	0.00	0.40	0.20	0.06	0.66		42	16	0.8
ppm			10.02	1.22	0.00	1.95		0.00	24.39	7.09	2.95		47.62			
mmol·L⁻¹			0.25	0.05	0.00	0.05		0.00	0.40	0.20	0.03		0.98			
%			76.92	15.38	0.00	7.69	100	0.00	60.47	30.23	9.30	100				
60	8	113	0.85	0.30	0.00	0.04	1.19	0.20	0.50	0.45	0.09	1.24		64	48	1.8
ppm			17.03	3.65	0.00	1.56		6.00	30.49	15.95	4.12		78.80			
mmol·L⁻¹			0.43	0.15	0.00	0.04		0.10	0.50	0.45	0.04		1.71			
%			71.43	25.21	0.00	3.36	100	16.18	40.46	36.41	6.95	100				
61	7	95	0.40	0.40	0.00	0.04	0.84	0.00	0.50	0.30	0.09	0.89		66	38	3.1
ppm			8.01	4.86	0.00	1.56		0.00	30.49	10.64	4.55		60.11			
mmol·L⁻¹			0.20	0.20	0.00	0.04		0.00	0.50	0.30	0.05		1.29			
%			47.62	47.62	0.00	4.76	100	0.00	55.88	33.53	10.60	100				
62	8	210	2.00	0.00	0.00	0.06	2.06	0.10	1.55	0.40	0.14	2.19		108	72	3.2
ppm			40.07	0.00	0.00	2.15		3.00	94.52	14.18	6.77		160.69			
mmol·L⁻¹			1.00	0.00	0.00	0.06		0.05	1.55	0.40	0.07		3.13			
%			97.32	0.00	0.00	2.68	100	4.56	70.75	18.26	6.43	100				
63	7	210	2.00	0.00	0.00	0.04	2.04	0.40	1.25	0.25	0.06	1.96		112	90	1.9
ppm			40.07	0.00	0.00	1.56		12.00	76.23	8.86	3.08		141.80			
mmol·L⁻¹			1.00	0.00	0.00	0.04		0.20	1.25	0.25	0.03		2.77			
%			98.04	0.00	0.00	1.96	100	20.37	63.64	12.73	3.26	100				

Continuación de Tabla 25

No.	pH	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	CATIONES				ANIONES						Σppm $\Sigma\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	RSE	RSC	%E
			Ca	Mg	Na	K	Σ	CO_3	HCO_3	Cl	SO_4	Σ				
64	7	198	1.45	0.35	0.00	0.08	1.88	0.10	1.35	0.40	0.13	1.98		110	62	2.6
ppm			29.05	4.25	0.00	3.13		3.00	82.32	14.18	6.28		142.21			
mmol·L⁻¹			0.73	0.18	0.00	0.08		0.05	1.35	0.40	0.07		2.85			
%			77.13	18.62	0.00	4.26	100	5.05	68.16	20.19	6.60	100				
65	7	255	1.00	1.40	0.00	0.00	2.40	0.00	1.60	0.70	0.16	2.46		142	92	1.1
ppm			20.04	17.01	0.00	0.00		0.00	97.57	24.82	7.44		166.88			
mmol·L⁻¹			0.50	0.70	0.00	0.00		0.00	1.60	0.70	0.08		3.58			
%			41.67	58.33	0.00	0.00	100	0.00	65.17	28.51	6.32	100				
66	8	179	1.35	0.25	0.00	0.00	1.60	0.10	0.95	0.40	0.16	1.61		116	78	0.4
ppm			27.05	3.04	0.00	0.00		3.00	57.93	14.18	7.88		113.08			
mmol·L⁻¹			0.68	0.13	0.00	0.00		0.05	0.95	0.40	0.08		2.28			
%			84.38	15.63	0.00	0.00	100	6.20	58.86	24.78	10.16	100				
67	8	99	0.60	0.25	0.00	0.00	0.85	0.00	0.40	0.30	0.18	0.88		68	32	1.7
ppm			12.02	3.04	0.00	0.00		0.00	24.39	10.64	8.61		58.70			
mmol·L⁻¹			0.30	0.13	0.00	0.00		0.00	0.40	0.30	0.09		1.21			
%			70..59	29.41	0.00	0.00	100	0.00	45.49	34.11	20.40	100				
68	8	217	1.40	0.60	0.15	0.00	2.15	0.40	0.80	0.60	0.21	2.01		120	76	3.4
ppm			28.05	7.29	3.45	0.00		12.00	48.78	21.27	9.84		130.68			
mmol·L⁻¹			0.70	0.30	0.15	0.00		0.20	0.80	0.60	0.10		2.85			
%			65.12	27.91	6.98	0.00	100	19.95	39.90	29.92	10.23	100				
69	8	149	1.05	0.35	0.00	0.00	1.40	0.00	1.00	0.40	0.06	1.46		80	22	2.1
ppm			21.04	4.25	0.00	0.00		0.00	60.98	14.18	2.89		103.34			
mmol·L⁻¹			0.53	0.18	0.00	0.00		0.00	1.00	0.40	0.03		2.13			
%			75.00	25.00	0.00	0.00	100	0.00	68.48	27.39	4.12	100				
70	8	255	1.30	1.20	0.00	0.00	2.50	0.00	1.20	0.60	0.59	2.39		218	134	2.2
ppm			26.05	14.58	0.00	0.00		0.00	73.18	21.27	28.30		163.38			
mmol·L⁻¹			0.65	0.60	0.00	0.00		0.00	1.20	0.60	0.29		3.34			
%			52.00	48.00	0.00	0.00	100	0.00	50.22	25.11	24.67	100				

Continuación de Tabla 25

No.	pH	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	CATIONES				ANIONES					Σ ppm Σ mmol L^{-1}	RSE	RSC	%E	
			Ca	Mg	Na	K	Σ	CO_3	HCO_3	Cl	SO_4					
71	7	103	0.70	0.50	0.00	0.00	1.20	0.00	0.60	0.40	0.11	1.11		82	44	4.1
ppm			14.02	6.08	0.00	0.00		0.00	36.59	14.18	5.04		75.91			
mmol·L⁻¹			0.35	0.25	0.00	0.00		0.00	0.60	0.40	0.05		1.65			
%			58.33	41.67	0.00	0.00	100	0.00	54.29	36.20	9.51	100				
72	7	116	0.75	0.30	0.00	0.00	1.05	0.00	0.65	0.40	0.06	1.11		74	36	2.7
ppm			15.03	3.65	0.00	0.00		0.00	39.64	14.18	2.89		75.39			
mmol·L⁻¹			0.38	0.15	0.00	0.00		0.00	0.65	0.40	0.03		1.61			
%			71.43	28.57	0.00	0.00	100	0.00	58.55	36.03	5.43	100				
73	7	112	0.45	0.55	0.00	0.00	1.00	0.10	0.75	0.20	0.01	1.06		64	34	2.9
ppm			9.02	6.68	0.00	0.00		3.00	45.74	7.09	0.49		72.02			
mmol·L⁻¹			0.23	0.28	0.00	0.00		0.05	0.75	0.20	0.01		1.51			
%			45.00	55.00	0.00	0.00	100	9.43	70.74	18.86	0.97	100				
74	7	86	0.40	0.40	0.00	0.00	0.80	0.00	0.50	0.25	0.03	0.78		52	10	1.4
ppm			8.01	4.86	0.00	0.00		0.00	30.49	8.86	1.29		53.51			
mmol·L⁻¹			0.20	0.20	0.00	0.00		0.00	0.50	0.25	0.01		1.16			
%			50.00	50.00	0.00	0.00	100	0.00	64.36	32.18	3.46	100				
75	6	111	0.70	0.40	0.00	0.00	1.10	0.00	0.80	0.20	0.12	1.12		68	18	0.9
ppm			14.02	4.86	0.00	0.00		0.00	48.78	7.09	5.78		80.53			
mmol·L⁻¹			0.35	0.20	0.00	0.00		0.00	0.80	0.20	0.06		1.61			
%			63.64	36.36	0.00	0.00	100	0.00	71.40	17.85	10.75	100				
76	7	592	2.90	1.75	1.10	0.05	5.80	0.40	2.80	2.40	0.41	6.01		326	218	1.8
ppm			58.10	21.26	25.28	1.76		12.00	170.74	85.08	19.69		393.91			
mmol·L⁻¹			1.45	0.88	1.10	0.05		0.20	2.80	2.40	0.21		9.08			
%			50.04	30.20	18.98	0.78	100	6.66	46.59	39.93	6.82	100				
77	7	186	0.40	1.40	0.00	0.03	1.83	0.00	0.90	0.80	0.08	1.78		116	58	1.4
ppm			8.01	17.01	0.00	1.17		0.00	54.88	28.36	3.81		113.24			
mmol·L⁻¹			0.20	0.70	0.00	0.03		0.00	0.90	0.80	0.04		2.67			
%			21.86	76.50	0.00	1.64	100	0.00	50.58	44.96	4.46	100				

Continuación de Tabla 25

No.	pH	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	CATIONES				ANIONES						Σppm $\Sigma\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	RSE	RSC	%E
			Ca	Mg	Na	K	Σ	CO_3	HCO_3	Cl	SO_4	Σ				
78	8	196	0.80	1.20	0.00	0.04	2.04	0.40	0.85	0.55	0.19	1.99		104	46	1.0
ppm			16.03	14.58	0.00	1.37		12.00	51.83	19.50	9.29		124.60			
mmol·L⁻¹			0.40	0.60	0.00	0.04		0.20	0.85	0.55	0.10		2.73			
%			39.31	58.97	0.00	1.72	100	20.07	42.64	27.59	9.71	100				
79	8	226	1.50	0.75	0.00	0.05	2.30	0.10	1.55	0.40	0.18	2.23		126	72	1.5
ppm			30.05	9.11	0.00	1.95		3.00	94.52	14.18	8.61		161.42			
mmol·L⁻¹			0.75	0.38	0.00	0.05		0.05	1.55	0.40	0.09		3.26			
%			65.22	32.61	0.00	2.17	100	4.49	69.53	17.94	8.05	100				
80	8	196	1.40	0.40	0.00	0.06	1.86	0.00	1.00	0.80	0.13	1.93		120	58	1.8
ppm			28.05	4.86	0.00	2.35		0.00	60.98	28.36	6.15		130.75			
mmol·L⁻¹			0.70	0.20	0.00	0.06		0.00	1.00	0.80	0.06		2.82			
%			75.27	21.51	0.00	3.23	100	0.00	51.86	41.49	6.65	100				
81	8	204	1.00	0.60	0.35	0.04	1.99	0.30	1.05	0.40	0.36	2.11		124	50	3.0
ppm			20.04	7.29	8.04	1.37		9.00	64.03	14.18	17.35		141.30			
mmol·L⁻¹			0.50	0.30	0.35	0.04		0.15	1.05	0.40	0.18		2.97			
%			50.38	30.23	17.63	1.76	100	14.21	49.73	18.94	17.12	100				
82	7	176	1.10	0.40	0.20	0.03	1.73	0.00	1.00	0.60	0.09	1.69		132	64	0.9
ppm			22.0	4.86	4.60	0.9		0.00	60.98	21.2	4.43		119.16			
mmol·L⁻¹			0.55	0.20	0.20	0.0		0.00	1.00	0.60	0.05		2.62			
%			63.7	23.1	11.5	1.4	100	0.00	59.09	35.4	5.45	100				
83	8	249	1.20	1.10	0.20	0.0	2.54	0.60	1.30	0.65	0.13	2.68		160	92	2.7
ppm			24.0	13.3	4.60	1.3		17.9	79.27	23.0	6.15		169.83			
mmol·L⁻¹			0.60	0.55	0.20	0.0		0.30	1.30	0.65	0.06		3.70			
%			47.3	43.3	7.89	1.3	100	22.4	48.54	24.2	4.78	100				
84	8	383	1.95	1.05	0.35	0.0	3.40	0.30	1.85	0.85	0.51	3.51		224	140	1.6
ppm			39.0	12.7	8.04	1.9		9.00	112.8	30.1	24.6		238.37			
mmol·L⁻¹			0.98	0.53	0.35	0.0		0.15	1.85	0.85	0.26		5.01			
%			57.3	30.8	10.2	1.4	100	8.54	52.67	24.2	14.5	100				

Continuación de Tabla 25

No.	pH	C.E.	CATIONES					ANIONES					Σ ppm Σ mmol•L ⁻¹	RSE	RSC	%E
		μ S•cm ⁻¹	Ca	Mg	Na	K	Σ	CO ₃	HCO ₃	Cl	SO ₄	Σ				
85	7	381	1.85	1.30	0.60	0.12	3.87	0.20	2.30	1.20	0.05	3.75		214	122	1.4
ppm			37.06	15.80	13.79	4.50		6.00	140.25	42.54	2.46		262.40			
mmol•L⁻¹			0.93	0.65	0.60	0.12		0.10	2.30	1.20	0.03		5.92			
%			47.87	33.64	15.52	2.98	100	5.33	61.31	31.99	1.37	100				
86	7	384	1.90	1.20	0.65	0.12	3.87	0.30	1.85	1.40	0.07	3.62		210	144	3.3
ppm			38.07	14.58	14.94	4.50		9.00	112.81	49.63	3.14		246.67			
mmol•L⁻¹			0.95	0.60	0.65	0.12		0.15	1.85	1.40	0.03		5.75			
%			49.16	31.05	16.82	2.98	100	8.30	51.17	38.72	1.81	100				
87	8	234	1.40	0.70	0.20	0.06	2.36	0.00	1.40	0.80	0.24	2.44		142	80	1.6
ppm			28.05	8.51	4.60	2.35		0.00	85.37	28.36	11.38		168.62			
mmol•L⁻¹			0.70	0.35	0.20	0.06		0.00	1.40	0.80	0.12		3.63			
%			59.32	29.66	8.47	2.54	100	0.00	57.45	32.83	9.73	100				
88	8	207	1.00	0.65	0.40	0.04	2.09	0.40	0.80	0.65	0.16	2.01		150	90	1.9
ppm			20.04	7.90	9.19	1.37		12.00	48.78	23.04	7.44		129.76			
mmol•L⁻¹			0.50	0.33	0.40	0.04		0.20	0.80	0.65	0.08		2.99			
%			47.96	31.18	19.18	1.68	100	19.95	39.90	32.42	7.73	100				
89	7	149	0.70	0.55	0.05	0.04	1.34	0.00	0.65	0.45	0.20	1.30		130	70	1.2
ppm			14.02	6.68	1.15	1.37		0.00	39.64	15.95	9.72		88.53			
mmol•L⁻¹			0.35	0.28	0.05	0.04		0.00	0.65	0.45	0.10		1.91			
%			52.43	41.20	3.75	2.62	100	0.00	49.90	34.55	15.55	100				
90	7	311	2.05	1.05	0.00	0.05	3.15	0.00	2.00	0.85	0.06	2.91		182	120	3.9
ppm			41.07	12.76	0.00	1.76		0.00	121.96	30.13	2.71		210.39			
mmol•L⁻¹			1.03	0.53	0.00	0.05		0.00	2.00	0.85	0.03		4.47			
%			65.18	33.39	0.00	1.43	100	0.00	68.81	29.25	1.94	100				

En la Tabla 25, se muestra la composición iónica de cada una de las muestras, en mmol_c•L⁻¹, mg•L⁻¹ y en mmol•L⁻¹. Además se muestran propiedades químicas del agua como lo son el pH y la conductividad eléctrica. El RSE y RSC se encuentran en ppm.

5.2 Verificación de los análisis químicos

El análisis del agua, tiene como objetivo esencial, el conocer los niveles de concentración de sales. Con el fin de clasificar esta agua de acuerdo a su contenido, para así poder utilizarla en el suelo, a sabiendas de que contribuirá en la nutrición y crecimiento de los cultivos. Se recomienda utilizar métodos establecidos y normados, de esta manera se aseguran resultados adecuados. Para la interpretación de los análisis de agua para uso agrícola, se utilizan los siguientes:

- a. La suma de cationes debe ser aproximadamente igual a la suma de aniones.
- b. La conductividad eléctrica expresada en $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ multiplicada por 10, debe ser aproximadamente igual a la suma de cationes o aniones
- c. Si se reporta un pH mayor de 8.2 debe haber presencia del anión carbonato (CO_3), de lo contrario, si el pH es menor de 8.2, la concentración de CO_3 debe ser igual a cero.

La salinidad en el agua se mide a través de la conductividad eléctrica y es expresada en unidades de $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$

La sodicidad se expresa a través de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS).

La presencia de iones específicos (HCO_3 , Cl, B, P- PO_4 , N- NO_3)

5.2.1 Conductividad eléctrica y concentración total de cationes o aniones

La conductividad eléctrica de las soluciones y de los extractos de saturación, expresada en $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $25\text{ }^\circ\text{C}$ y multiplicado por 10, es aproximadamente igual a la concentración total de cationes o aniones expresada en $\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$.

Los datos de las Figuras 16 y 17 muestran los datos de los puntos de muestreo que se encuentra dentro de los rangos correctos.

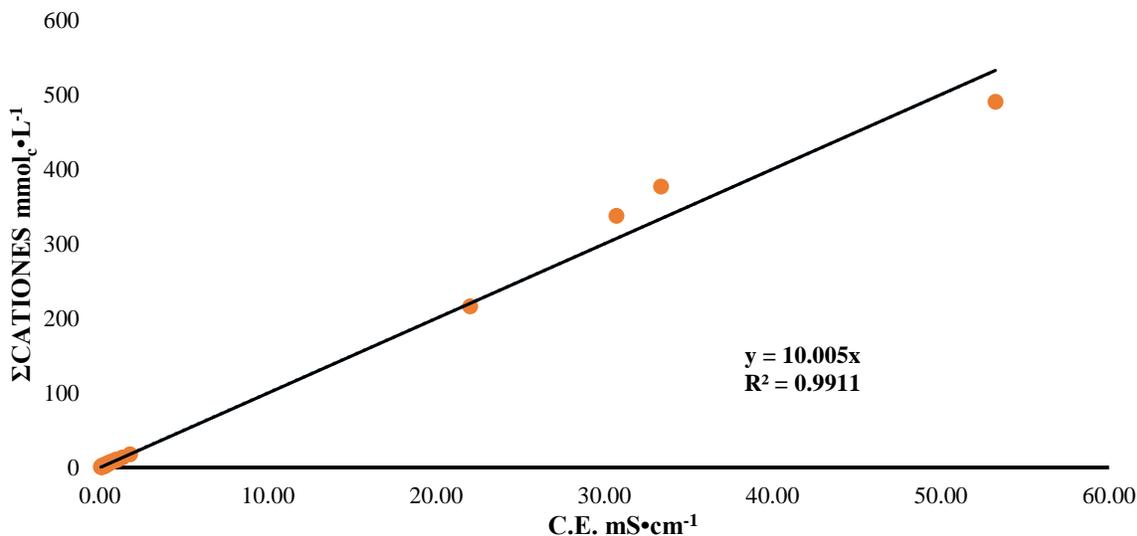


Figura 16. Relación entre la conductividad eléctrica y la suma total de cationes de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

En la Figura 16, se muestra la relación de la C.E. respecto a la suma de cationes, se obtuvo una pendiente de la regresión lineal de 10. Esta pendiente se encuentra dentro del intervalo de 10 que es el recomendado, lo cual concluimos que los datos analíticos son correctos.

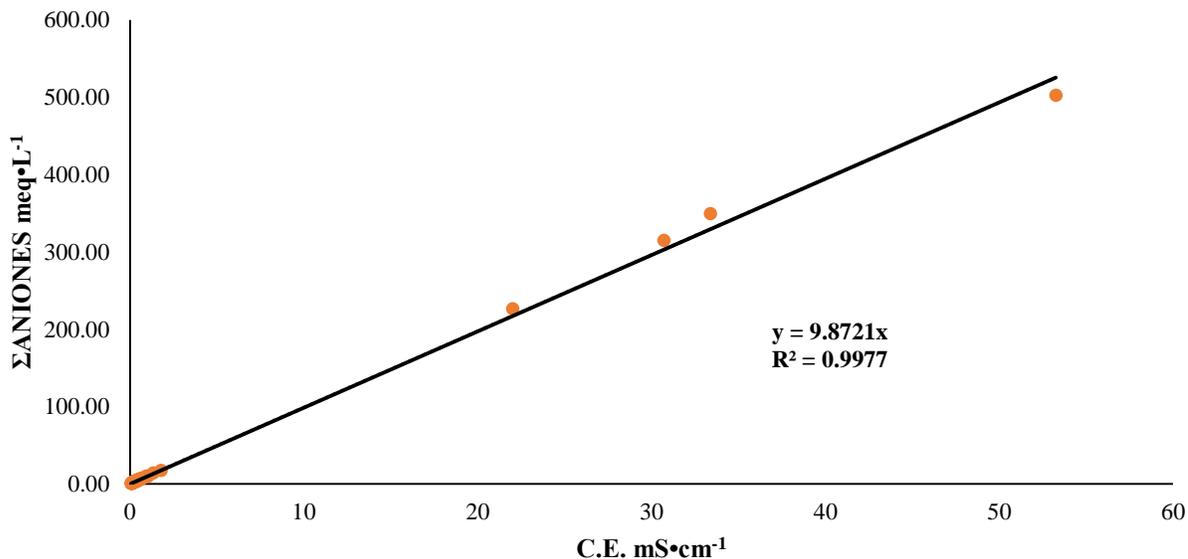


Figura 17. Relación entre la conductividad eléctrica y la suma total de aniones de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

En la Figura 17 se muestra la gráfica de la relación de la C.E. con relación a la suma de aniones, se obtuvo una pendiente de la regresión lineal de 9.87. Esta pendiente es muy próxima al intervalo de 10 que es el recomendado, con el cual concluimos que los datos analíticos son correctos.

5.2.2 Conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos

La C.E. de las soluciones expresada en $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $25\text{ }^\circ\text{C}$ y multiplicado por un factor entre 550 y 750, es aproximadamente igual a la concentración de los sólidos totales disueltos, expresada en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Los sólidos totales disueltos en las muestras están directamente relacionados con la conductividad eléctrica. De acuerdo con Ayers y Westcot (1987), el valor de 640, es la pendiente que se obtiene de la regresión lineal de los datos experimentales.

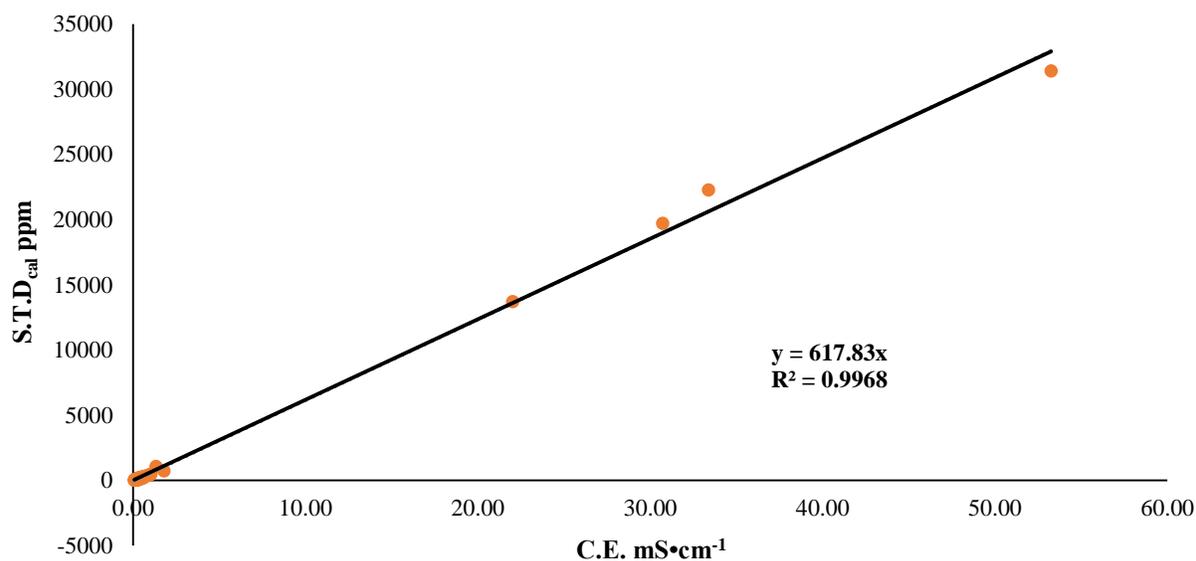


Figura 18. Relación entre el residuo seco evaporado calculado y la conductividad eléctrica de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

En la Figura 18 se relaciona la conductividad eléctrica en $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ con los datos de $\text{R.S.E.}_{\text{cal}}$ de la suma de los iones en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Se obtuvo una pendiente de 617.83, el cual entra dentro del rango recomendado, por lo tanto, la relación antes mencionada es correcta.

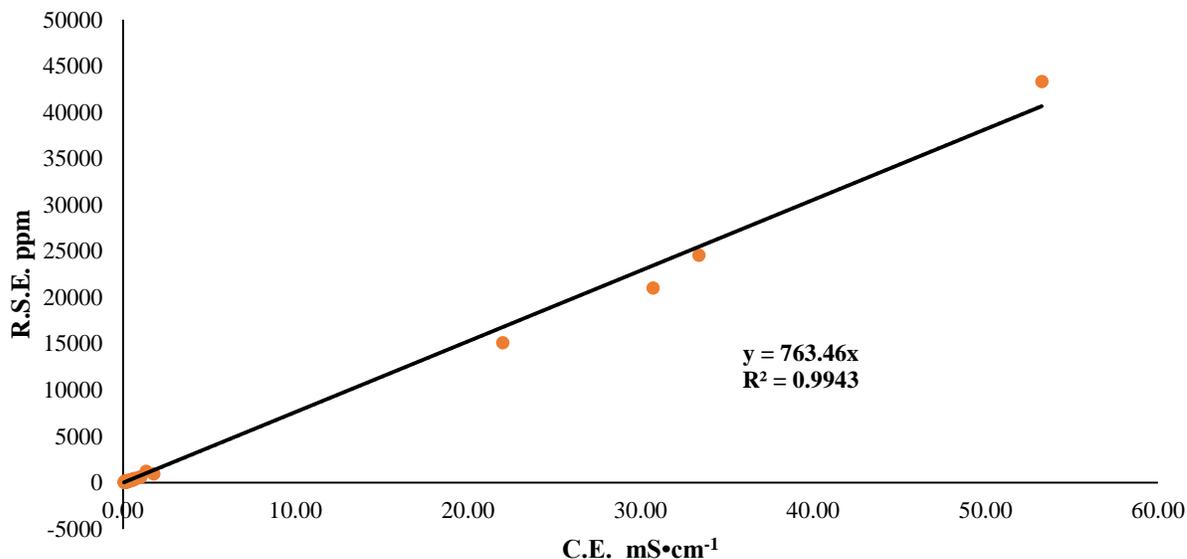


Figura 19. Relación entre el residuo seco evaporado determinado y la conductividad eléctrica de la red hidrográfica de Oaxaca-Puebla.

En la Figura 19 se relaciona la C.E. con los $\text{R.S.E.}_{\text{det}}$ como se explicó en el Capítulo 4, la pendiente obtenida de acuerdo a la regresión lineal fue de 763.46, por lo tanto, la relación antes mencionada está dentro de los rangos correctos.

5.2.3 La relación entre los sólidos totales disueltos determinados y los sólidos totales disueltos calculados

De acuerdo con el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995), señala que la relación entre los $\text{S.T.D.}_{\text{det}}$ y los $\text{S.T.D.}_{\text{cal}}$ debe estar entre un rango mayor de 0.9 pero menor de 1.2, esto quiere decir:

$$1.0 < \frac{\text{S.T.D.}_{\text{det}}}{\text{S.T.D.}_{\text{cal}}} < 1.2$$

En la Figura 20 se hace la regresión lineal de todos los datos de los S.T.D._{det} y los S.T.D._{cal} para demostrar que la relación de los S.T.D. sí cumple con la siguiente relación: $1.0 < 1.02 < 1.2$.

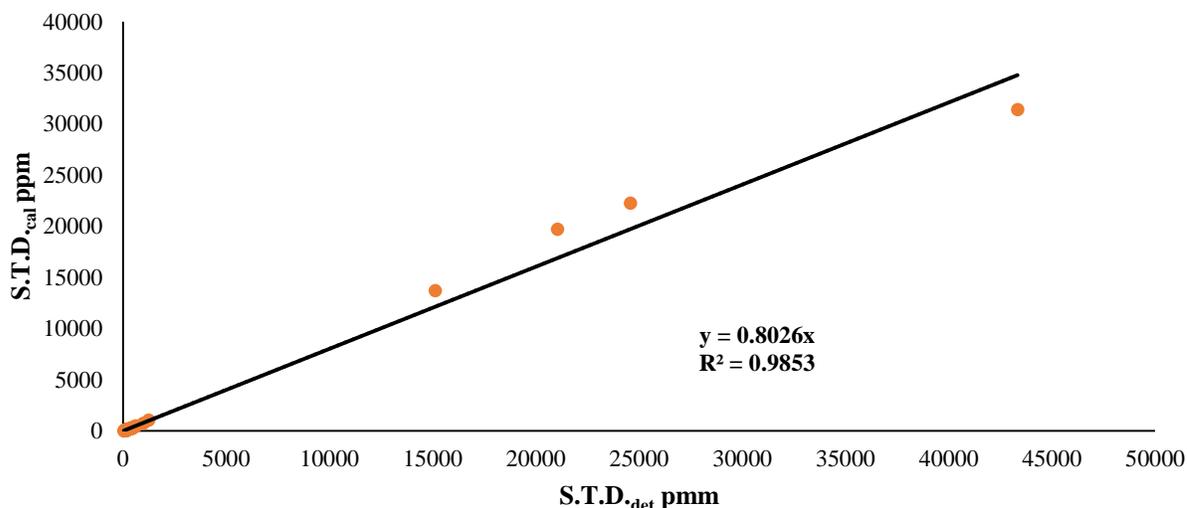


Figura 20. Relación entre los sólidos totales disueltos calculados y los sólidos totales disueltos determinados de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

5.2.4 El porcentaje de error

Esta forma de verificar el error se determinó de acuerdo con el manual APHA (1995), que es calculado mediante la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Error} = \frac{|\sum \text{Cationes meq} \cdot \text{L}^{-1} - \sum \text{Aniones meq} \cdot \text{L}^{-1}|}{(\sum \text{Cationes meq} \cdot \text{L}^{-1} + \sum \text{Aniones meq} \cdot \text{L}^{-1})} \cdot 100$$

De acuerdo con la Tabla 26 se muestra el error calculado con la fórmula anterior y ningún dato obtenido del error está por encima de 5, así mismo se calculó el promedio de los errores, fue de 2.15 que de acuerdo a la Tabla 26 se encuentra dentro de los rangos admisibles.

Tabla 26 Porcentajes permisibles de diferencias en los resultados analíticos.

Σ Cationes o Aniones	% de diferencias aceptables
0.0 – 3.0	± 0.2
3.0 – 10.0	± 2.0
10.0 – 800	± 2.5

Las soluciones salinas son electro-neutras, los aniones y cationes son muy solubles y estos cambian poco en comparación a los nitratos y fosfatos, ya que estos son afectados muchas veces por procesos biológicos. Al ser sales neutras, la suma de aniones y cationes deben ser aproximadamente iguales.

5.2.5 Concentración de cationes y aniones

La concentración total o el contenido total de aniones solubles y la concentración o el contenido total de cationes solubles, son casi iguales cuando se expresa en forma de miliequivalentes por litro ($\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$).

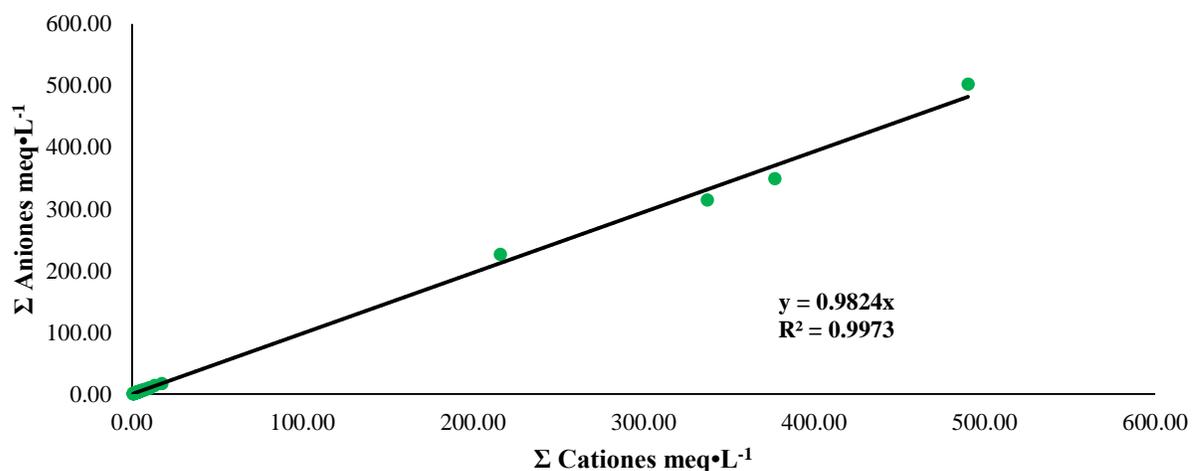


Figura 21. Relación entre la suma de aniones y la suma de cationes de la red hidrográfica de Oaxaca-Puebla.

En la Figura 21 se muestra la neutralidad de las sales, teniendo una pendiente de 0.98 en relación de la suma de aniones con la suma de cationes es casi 1. Entonces, así queda demostrado que las sales determinadas en este trabajo son eléctricamente–neutras.

En la Figura 22 se muestra la distribución y concentración de los cationes y aniones más altos detectados a lo largo de la red hidrográfica Puebla-Oaxaca. Se separaron estas muestras de las otras debido a que son demasiado altas y en el gráfico no deja apreciar los demás puntos de muestreo.

Las muestras con una variación iónica mayor fueron: 1, 2, 3, 4 y 25. Las primeras cuatro muestras se obtuvieron en Zapotitlán, Puebla, en esta área desértica, dominada por cactáceas el tipo de suelo que se encuentra en el Valle de Zapotitlán Salinas, es generalmente de yeso y caliza. En la Figura 22 se observa que en cuanto a los cationes el calcio (Ca^{2+}) y el sodio (Na^+) son los iones más altos; con respecto a los aniones, los sulfatos (SO_4^-) y cloruros (Cl^-) resultaron ser los más altos en estas cuatro muestras.

La muestra número 25 fue tomada en el Océano Pacífico frente a las costas de Zicatela, Oaxaca. En la gráfica se puede observar que las concentraciones de sodio (Na^+) y potasio (K^+) son las mayores, seguidas por el magnesio (Mg^{++}) y el calcio (Ca^{++}), que relativamente se detectan como concentraciones altas. En cuanto a los aniones, los sulfatos (SO_4^-) y cloruros (Cl^-) fueron los iones que se presenciaron en mayor cantidad.

En la Figura 23 se observan las muestras que componen a la red hidrográfica Oaxaca-Puebla, las cuales fueron significativamente pequeñas respecto a las muestras previamente mencionadas. En esta gráfica se puede observar que la variación iónica en estas muestras no fue tan significativa entre ellas. Siendo el calcio (Ca^{2+}) y el sodio (Na^+) los iones más altos, con respecto a los aniones se observa que los sulfatos (SO_4^{2-}) continúan siendo mayores respecto a los demás aniones. Se puede observar que la variación iónica de estas muestras fue baja debido a que la mayoría de ellas fueron tomadas de ríos y cascadas, son aguas que se encuentran en constante movimiento por lo cual su composición puede variar mínimamente.

5.3 Distribución de cationes y aniones

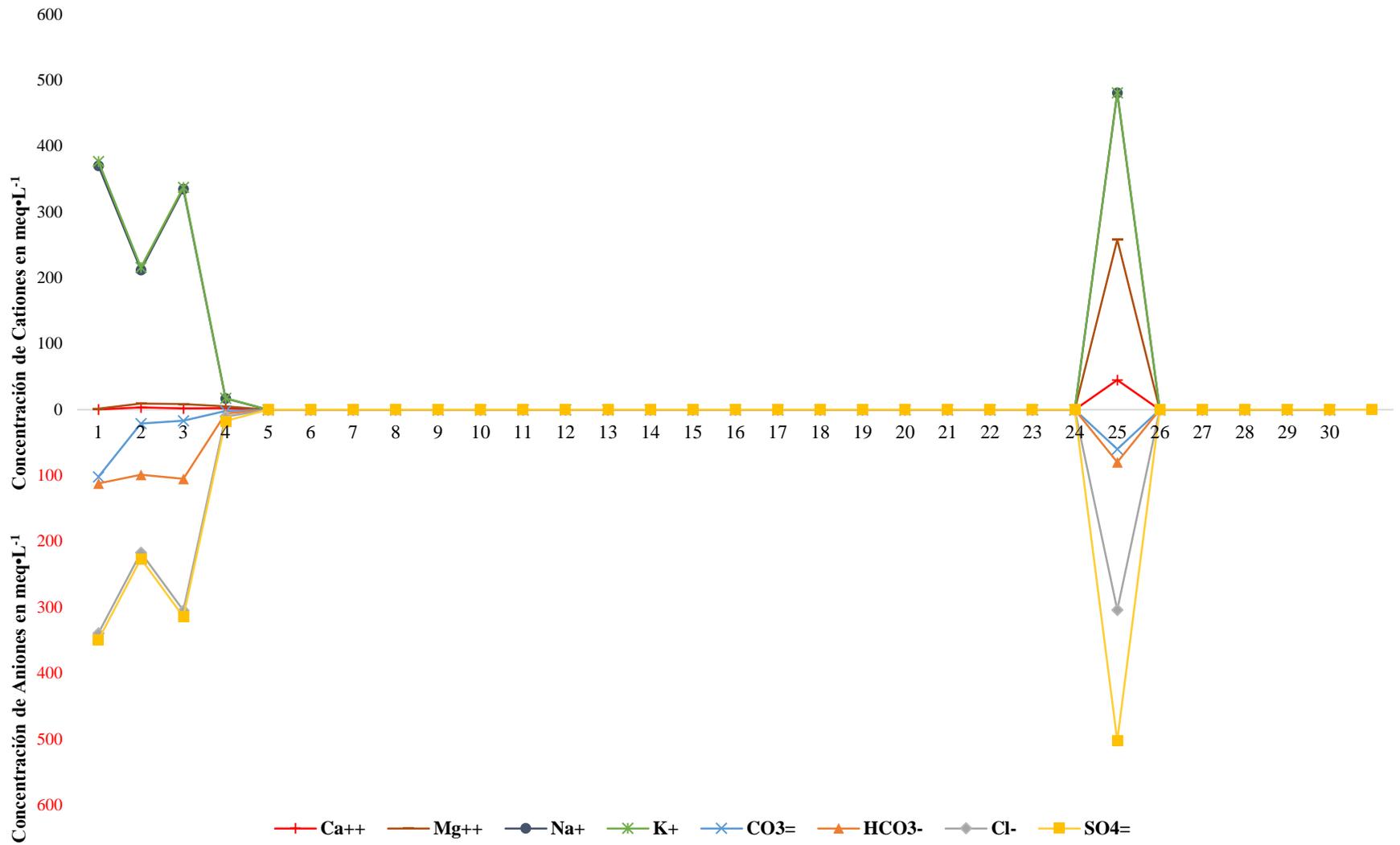


Figura 22. Distribución iónica de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla.

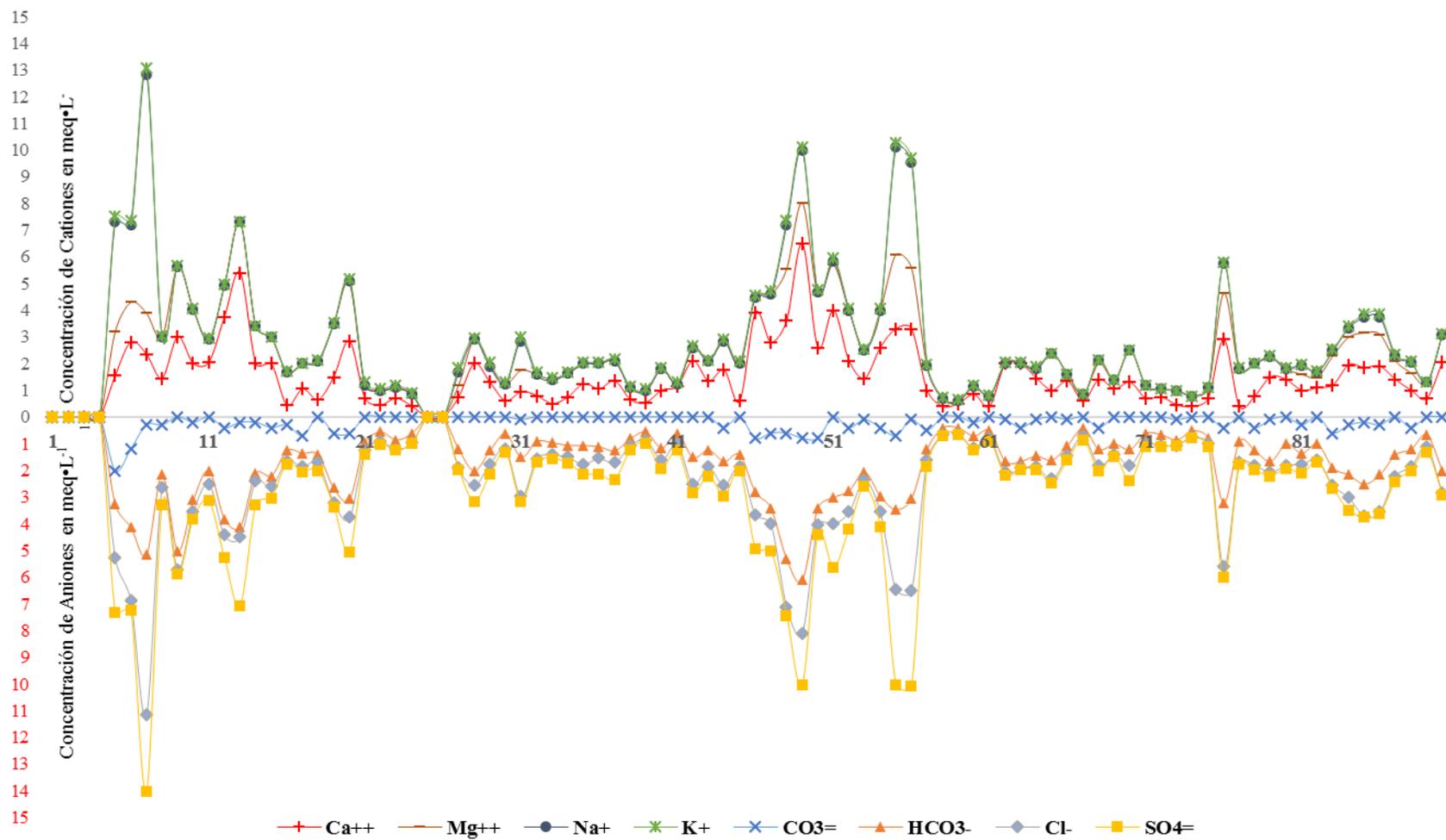


Figura 23. Distribución iónica de la red hidrográfica Oaxaca - Puebla.

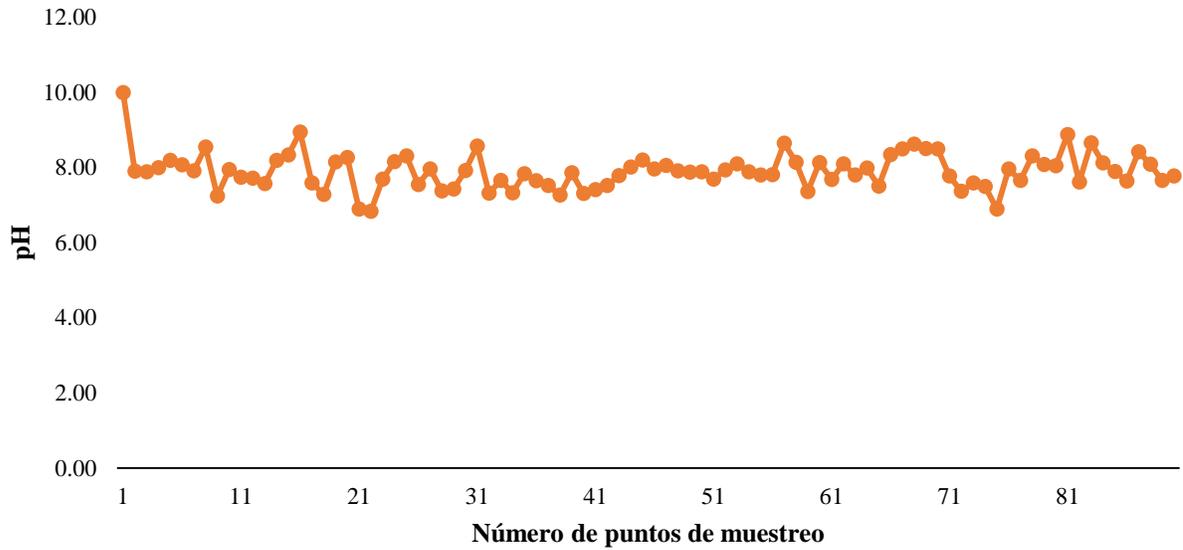


Figura 24. pH de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

En la Figura 24 se observa que existe una variación con respecto al pH de las muestras, cuando se tiene un pH mayor a 8.2, indica que la muestra tiene un contenido de carbonato (CO_3) alto, a diferencia de cuando el pH es menor a esta cifra, encontramos que los bicarbonatos (HCO_3) son los que presentan concentraciones mayores.

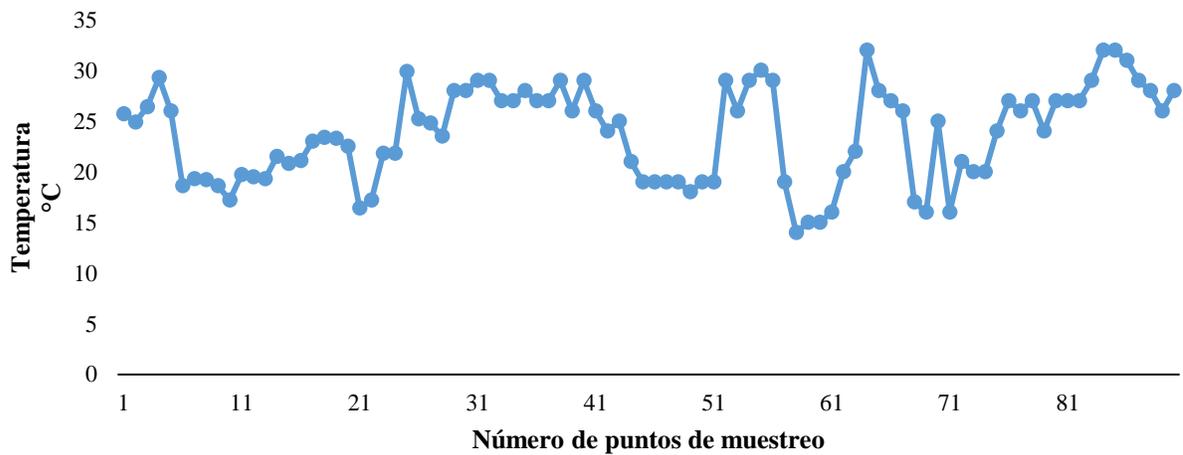


Figura 25. Temperatura de los puntos de muestreo de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

En la Figura 25 se observan las temperaturas que fueron registradas al momento de obtener las muestras, la mayoría fueron temperaturas relativamente bajas, la menor fue de 14 °C a 2571 msnm, el cual fue de una Cascada rumbo a Huautla de Jiménez, Oaxaca, en la Sierra Mixteca. La temperatura más alta fue de 32 °C, obtenida del Río Tehuantepec, en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca; con una altura de 43 msnm.

5.4 Clasificación de las aguas

5.4.1 Clasificación por concentración

Tabla 27. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla según la conductividad eléctrica.

No.	Índice de Salinidad Efectiva (SE)		Índice de Salinidad Potencial (SP)		Clasificación en base a la C.E.			Ayers y Westcot		Riego por goteo
	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Tipo	Clasificación	STD $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Clasificación	Clasificación
1	375.65	No recomendable	232.38	No recomendable	33375	C4	Agua muy altamente salina	24576	Severo	Muy mala
2	207.05	No recomendable	122.75	No recomendable	22015	C4	Agua muy altamente salina	15116	Severo	Muy mala
3	328.88	No recomendable	204.85	No recomendable	30715	C4	Agua muy altamente salina	21040	Severo	Muy mala
4	12.46	Condicionada	7.94	Condicionada	1777.50	C3	Agua altamente salina	978	Aumento	Buena
5	4.31	Condicionada	3.03	Condicionada	728	C2	Agua de salinidad media	436	No hay problema	Excelente
6	3.27	Condicionada	2.94	Buena	655	C2	Agua de salinidad media	454	Aumento	Excelente
7	9.17	Condicionada	7.44	Condicionada	1327.50	C3	Agua altamente salina	1236	Aumento	Buena
8	0.89	Buena	0.81	Buena	252.25	C2	Agua de salinidad media	210	No hay problema	Excelente
9	0.66	Buena	0.78	Buena	501	C2	Agua de salinidad media	260	No hay problema	Excelente
10	0.96	Buena	0.58	Buena	303.35	C2	Agua de salinidad media	170	No hay problema	Excelente

Continuación de Tabla 27

No.	Índice de Salinidad Efectiva (SE)		Índice de Salinidad Potencial (SP)		Clasificación en base a la C.E.			Ayers y Westcot		Riego por goteo
	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Tipo	Clasificación	ST D $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Clasificación	Clasificación
11	0.91	Buena	0.82	Buena	271.85	C2	Agua de salinidad media	158	No hay problema	Excelente
12	1.16	Buena	1.04	Buena	423	C2	Agua de salinidad media	254	No hay problema	Excelente
13	1.92	Buena	1.68	Buena	625	C2	Agua de salinidad media	444	No hay problema	Excelente
14	1.31	Buena	0.75	Buena	322.95	C2	Agua de salinidad media	192	No hay problema	Excelente
15	0.81	Buena	0.61	Buena	319.70	C2	Agua de salinidad media	206	No hay problema	Excelente
16	0.49	Buena	0.46	Buena	134.65	C1	Agua de baja salinidad	88	No hay problema	Excelente
17	0.67	Buena	0.61	Buena	187.65	C1	Agua de baja salinidad	144	No hay problema	Excelente
18	0.75	Buena	0.45	Buena	198.85	C1	Agua de baja salinidad	156	No hay problema	Excelente
19	0.89	Buena	0.63	Buena	389	C2	Agua de salinidad media	242	No hay problema	Excelente
20	2.12	Buena	1.34	Buena	481	C2	Agua de salinidad media	344	No hay problema	Excelente
21	0.35	Buena	0.38	Buena	114.20	C1	Agua de baja salinidad	88	No hay problema	Excelente
22	0.53	Buena	0.42	Buena	87.10	C1	Agua de baja salinidad	80	No hay problema	Excelente

Continuación de Tabla 27

No.	Índice de Salinidad Efectiva (SE)		Índice de Salinidad Potencial (SP)		Clasificación en base a la C.E.			Ayers y Westcot		Riego por goteo
	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Tipo	Clasificación	STD $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Clasificación	Clasificación
23	0.34	Buena	0.37	Buena	124.20	C1	Agua de baja salinidad	112	No hay problema	Excelente
24	0.32	Buena	0.37	Buena	105.15	C1	Agua de baja salinidad	92	No hay problema	Excelente
25	410.25	No recomendable	323.36	No recomendable	53250	C4	Agua muy altamente salina	43342	Severo	Muy mala
26	0.88	Buena	0.94	Buena	191.80	C1	Agua de baja salinidad	188	No hay problema	Excelente
27			0.73	Buena	110.05	C1	Agua de baja salinidad	104	No hay problema	Excelente
28			0.86	Buena	282.15	C2	Agua de salinidad media	218	No hay problema	Excelente
29	0.74	Buena	0.70	Buena	211.55	C1	Agua de baja salinidad	162	No hay problema	Excelente
30			0.66	Buena	0.12	C1	Agua de baja salinidad	108	No hay problema	Excelente
31	1.50	Buena	1.56	Buena	308.55	C2	Agua de salinidad media	266	No hay problema	Excelente
32	0.79	Buena	0.73	Buena	159.80	C1	Agua de baja salinidad	150	No hay problema	Excelente
33	0.51	Buena	0.53	Buena	155.20	C1	Agua de baja salinidad	118	No hay problema	Excelente
34	0.65	Buena	0.57	Buena	148.15	C1	Agua de baja salinidad	138	No hay problema	Excelente
35	0.81	Buena	0.89	Buena	240.40	C1	Agua de baja salinidad	114	No hay problema	Excelente
36	0.95	Buena	0.74	Buena	186.80	C1	Agua de salinidad baja	170	No hay problema	Excelente

Continuación de Tabla 27

No.	Índice de Salinidad Efectiva		Índice de Salinidad Potencial		Clasificación en base a la C.E.			Ayers y Westcot		Riego por goteo
	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Tipo	Clasificación	STD $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Clasificación	Clasificación
37	0.82	Buena	0.77	Buena	222.65	C1	Agua de salinidad baja	160	No hay problema	Excelente
38	0.36	Buena	0.35	Buena	126.15	C1	Agua de salinidad baja	112	No hay problema	Excelente
39			0.37	Buena	99	C1	Agua de salinidad baja	164	No hay problema	Excelente
40	0.71	Buena	0.61	Buena	171.65	C1	Agua de salinidad baja	126	No hay problema	Excelente
41	0.46	Buena	0.53	Buena	147.50	C1	Agua de salinidad baja	104	No hay problema	Excelente
42	0.84	Buena	1.16	Buena	220.70	C1	Agua de salinidad baja	136	No hay problema	Excelente
43	0.81	Buena	0.82	Buena	217.25	C1	Agua de salinidad baja	124	No hay problema	Excelente
44	1.18	Buena	1.11	Buena	291.60	C2	Agua de salinidad media	180	No hay problema	Excelente
45	0.71	Buena	0.54	Buena	192.40	C1	Agua de salinidad baja	140	No hay problema	Excelente
46	0.68	Buena	1.49	Buena	473	C2	Agua de salinidad media	296	No hay problema	Excelente
47	1.32	Buena	1.11	Buena	460	C2	Agua de salinidad media	294	No hay problema	Excelente
48	2.06	Buena	1.97	Buena	686	C2	Agua de salinidad media	398	No hay problema	Excelente
49	3.61	Condicionada	2.97	Buena	929.50	C3	Agua altamente salina	590	Aumento	Excelente

Continuación de Tabla 27

No.	Índice de Salinidad Efectiva (SE)		Índice de Salinidad Potencial (SP)		Clasificación en base a la C.E.			Ayers y Westcot		Riego por goteo
	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Ti po	Clasificación	STD $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Clasificación	Clasificación
50	1.36	Buena	0.82	Buena	424	C2	Agua de salinidad media	282	No hay problema	Excelente
51	1.96	Buena	1.82	Buena	579.50	C2	Agua de salinidad media	384	No hay problema	Excelente
52	1.31	Buena	1.12	Buena	378.50	C2	Agua de salinidad media	252	No hay problema	Excelente
53	0.51	Buena	0.43	Buena	236.40	C1	Agua de salinidad baja	126	No hay problema	Excelente
54	1.14	Buena	0.88	Buena	356.70	C2	Agua de salinidad media	224	No hay problema	Excelente
55	6.82	Condicionada	4.79	Condicionada	1026	C3	Agua altamente salina	620	Aumento	Buena
56	6.41	Condicionada	5.24	Condicionada	974.50	C3	Agua altamente salina	572	Aumento	Excelente
57	0.77	Buena	0.52	Buena	177.75	C1	Agua de baja salinidad	104	No hay problema	Excelente
58			0.27	Buena	64.75	C1	Agua de baja salinidad	108	No hay problema	Excelente
59	0.19	Buena	0.23	Buena	58.70	C1	Agua de baja salinidad	42	No hay problema	Excelente
60	0.40	Buena	0.49	Buena	113.45	C1	Agua de baja salinidad	64	No hay problema	Excelente
61	0.34	Buena	0.35	Buena	94.90	C1	Agua de baja salinidad	66	No hay problema	Excelente
62	0.26	Buena	0.47	Buena	209.75	C1	Agua de baja salinidad	108	No hay problema	Excelente

Continuación de Tabla 27

No.	Índice de Salinidad Efectiva (SE)		Índice de Salinidad Potencial (SP)		Clasificación en base a la C.E.			Ayers y Westcot		Riego por goteo
	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Ti po	Clasificación	STD $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Clasificación	Clasificación
63	0.33	Buena	0.28	Buena	209.65	C1	Agua de baja salinidad	112	No hay problema	Excelente
64			0.47	Buena	197.60	C1	Agua de baja salinidad	110	No hay problema	Excelente
65	0.80	Buena	0.78	Buena	255	C2	Agua de salinidad media	142	No hay problema	Excelente
66	0.39	Buena	0.48	Buena	178.80	C1	Agua de baja salinidad	116	No hay problema	Excelente
67	0.27	Buena	0.39	Buena	99.10	C1	Agua de baja salinidad	68	No hay problema	Excelente
68	0.75	Buena	0.70	Buena	216.95	C1	Agua de baja salinidad	120	No hay problema	Excelente
69	0.35	Buena	0.43	Buena	148.80	C1	Agua de baja salinidad	80	No hay problema	Excelente
70	1.20	Buena	0.89	Buena	254.60	C2	Agua de salinidad media	218	No hay problema	Excelente
71	0.50	Buena	0.45	Buena	103.25	C1	Agua de baja salinidad	82	No hay problema	Excelente
72	0.34	Buena	0.43	Buena	115.50	C1	Agua de baja salinidad	74	No hay problema	Excelente
73	0.15	Buena	0.21	Buena	111.60	C1	Agua de baja salinidad	64	No hay problema	Excelente
74	0.30	Buena	0.26	Buena	85.50	C1	Agua de baja salinidad	52	No hay problema	Excelente
75	0.30	Buena	0.26	Buena	111.35	C1	Agua de baja salinidad	68	No hay problema	Excelente
76	2.60	Buena	2.61	Buena	591.50	C2	Agua de salinidad media	326	No hay problema	Excelente

Continuación de Tabla 27

No.	Índice de Salinidad Efectiva (SE)		Índice de Salinidad Potencial (SP)		Clasificación en base a la C.E.			Ayers y Westcot		Riego por goteo
	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	C.E. $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Tipo	Clasificación	STD $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Clasificación	Clasificación
77	0.93	Buena	0.84	Buena	186.25	C1	Agua de baja salinidad	116	No hay problema	Excelente
78	0.79	Buena	0.65	Buena	195.85	C1	Agua de baja salinidad	104	No hay problema	Excelente
79	0.65	Buena	0.49	Buena	225.70	C1	Agua de baja salinidad	126	No hay problema	Excelente
80	0.73	Buena	0.86	Buena	196.25	C1	Agua de baja salinidad	120	No hay problema	Excelente
81	0.64	Buena	0.58	Buena	203.75	C1	Agua de baja salinidad	124	No hay problema	Excelente
82	0.63	Buena	0.65	Buena	175.80	C1	Agua de baja salinidad	132	No hay problema	Excelente
83	0.64	Buena	0.71	Buena	248.60	C1	Agua de baja salinidad	160	No hay problema	Excelente
84	1.25	Buena	1.11	Buena	382.85	C2	Agua con salinidad media	224	No hay problema	Excelente
85	1.37	Buena	1.23	Buena	381	C2	Agua con salinidad media	214	No hay problema	Excelente
86	1.72	Buena	1.43	Buena	383.50	C2	Agua con salinidad media	210	No hay problema	Excelente
87			0.92	Buena	233.70	C2	Agua con salinidad media	142	No hay problema	Excelente
88	0.89	Buena	0.73	Buena	206.50	C1	Agua con baja salinidad	150	No hay problema	Excelente
89	0.64	Buena	0.55	Buena	148.55	C1	Agua con baja salinidad	130	No hay problema	Excelente
90	1.09	Buena	0.88	Buena	310.50	C2	Agua con salinidad media	182	No hay problema	Excelente

El concepto de calidad del agua se refiere a la característica del agua que puede afectar su adaptabilidad a un uso específico y se define por sus características físicas, químicas o biológicas (Ayers y Westcot, 1987).

5.4.1.1 Clasificación de las aguas de riego con base a su conductividad eléctrica

Observamos en la Tabla 27 que el 56.66 % de las aguas corresponden a la clasificación C1, esto equivale a 51 muestras, el 33.33 % a C2 que equivale a 30 muestras, en menor cantidad el 5.55 % que equivale a 5 muestras y por último tenemos el 4.44 % a C4 que equivale a solo 4 cuatro muestras. Con esto podemos concluir en base a la clasificación de Richards (1973), que más del 50 % de las muestras obtenidas de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla tienen una clasificación tipo C1 lo que significa que son aguas con baja salinidad y son satisfactorias para el riego, por lo que respecta a las sales.

5.4.1.2 Clasificación de las aguas de riego con base a la salinidad efectiva

Para el cálculo de la salinidad efectiva, todos los iones se expresan en $\text{mmol}_c \cdot \text{L}^{-1}$, también se requiere que se cumplan las restricciones mencionadas en el apartado 3.9.1.2 y se clasifica. De acuerdo con la Tabla 27, podemos observar que un 55.55 % de las muestras tienen una clasificación condicionada, lo que representa 50 muestras, el 13.33 % obtuvo una clasificación no recomendable, lo que son 12 muestras y por último el 25.55 % tiene una clasificación buena lo que representa a 23 muestras. Considerando esta clasificación (Doneen, 1959), y comparándola con el resultado de la clasificación anterior, debemos ser cuidadosos con estas aguas pues podrían causar daños en los suelos y cultivos.

5.4.1.3 Clasificación de las aguas de riego con base a la salinidad potencial

Los resultados obtenidos para este índice se muestran en la Tabla 27 junto con su clasificación. De acuerdo con a esto, se obtuvo que el 90 % de las muestras son de buena calidad y se recomienda para el riego, hubo un 5.56 % que fue clasificado como no recomendable y por

último el 4.44 % fue clasificado como condicionado para su manejo sobre los suelos y cultivos en las que sean utilizadas estas aguas.

5.4.1.4 Clasificación de las aguas para riego con base en la salinidad total

De acuerdo con los datos obtenidos, en la Tabla 27 se puede observar que el 88.88 % de las muestras tuvieron una clasificación de “sin problema para utilizar como agua de riego”, este porcentaje representa a 80 muestras, el 6.66 % representa solo 6 muestras que están clasificadas como grado del problema en aumento y por último 4 muestras, que son el 4.44 % fueron clasificadas como que el grado del problema es severo. Esta clasificación es de mucha utilidad para conocer qué tipo de tratamiento se le puede dar al suelo y de esta forma lavar las sales o qué tipo de riego es necesario para el cultivo y de esta forma no dañarlo.

5.4.1.5 Clasificación de las aguas para riego por salinidad en riego por goteo

En la Tabla 27 se muestra esta clasificación, se concluye que es de mucha utilidad si se requiere tener un conocimiento sobre las técnicas necesarias para regar cultivos por goteo, de acuerdo con los datos obtenidos en la clasificación se observa que el 92.22 % de las muestras de agua son excelentes para ser utilizadas en riego por goteo, esta no necesita lixiviación, este porcentaje representa a 83 muestras; el 4.44 % que representa 4 muestras tiene una clasificación muy mala, en caso de que se utilice debe ser por razones extremas y de ser posible en tierras sueltas; por último el 3.33 % que representa a solo 3 muestras está clasificada con buena calidad y se recomienda que se aplique el 10 % de agua de lixiviación. Se debe considerar que aquellas muestras que fueron clasificadas como muy malas son aguas que se obtuvieron de la salinera en Zapotitlán, Puebla y el mar de Zicatela, Oaxaca.

5.4.2 Clasificación por efecto del sodio sobre las propiedades físicas

5.4.2.1 Clasificación de las aguas con base a la relación de adsorción de sodio

En esta clasificación se utilizaron 3 métodos, que fueron descritos en el Capítulo 3.

Tabla 28. Cálculo de la relación de adsorción de sodio por tres métodos distintos de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

No. de Muestra	C.E. dS•m ⁻¹	RAS _{original}	pk ₂ - pk _c	pCa	P(Alk)	IS	pHc	RAS _{ajust}	HCO ₃ /Ca	Ca°	RAS°
1	33.38	476.38	2.47	1.60	1.30	4.62	5.37	1919.80	33.33	8.00	247.38
2	22.02	95.96	2.47	2.30	1.30	1.83	6.07	319.55	24.76	0.10	167.15
3	30.72	158.70	2.47	2.30	1.30	1.81	6.07	528.46	48.89	8.00	170.45
4	1.78	7.63	2.35	2.52	2.22	0.90	7.09	17.62	1.84	6.00	8.10
5	0.73	3.24	2.25	2.70	2.40	0.84	7.35	6.64	0.81	0.10	6.20
6	0.66	1.98	2.25	2.52	2.22	1.08	6.99	4.77	1.04	0.10	4.59
7	1.33	6.41	2.32	2.70	2.22	0.67	7.24	13.84	2.06	1.00	11.21
8	0.25	0.00	2.22	2.70	2.40	1.24	7.30	0.00	1.28	0.10	0.00
9	0.50	0.00	2.23	2.52	2.22	0.27	6.97	0.00	1.67	0.10	0.00
10	0.30	0.00	2.23	2.52	2.40	0.79	7.15	0.00	1.45	0.10	0.00
11	0.27	0.00	2.20	2.70	2.70	0.14	7.60	0.00	0.98	0.10	0.00
12	0.42	0.00	2.23	2.52	2.40	0.56	7.15	0.00	0.91	0.10	0.00
13	0.63	0.00	2.25	2.40	2.22	0.70	6.87	0.00	0.72	0.10	0.00
14	0.32	0.00	2.20	2.70	2.40	0.88	7.30	0.00	0.95	0.10	0.00
15	0.32	0.00	2.20	2.70	2.40	1.03	7.30	0.00	0.90	0.10	0.00
16	0.13	0.00	2.16	3.00	2.70	1.09	7.86	0.00	2.09	0.10	0.00
17	0.19	0.00	2.20	3.00	2.70	0.00	7.90	0.00	0.62	0.10	0.00
18	0.20	0.00	2.20	2.70	2.70	0.00	7.60	0.00	2.15	0.10	0.00
19	0.39	0.00	2.20	2.70	2.40	0.84	7.30	0.00	1.37	0.10	0.00
20	0.48	0.06	2.23	2.52	2.40	1.12	7.15	0.14	0.86	0.10	0.13
21	0.11	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	1.36	0.10	0.00
22	0.09	0.00	2.16	3.30	3.00	0.00	8.46	0.00	1.22	0.10	0.00
23	0.12	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	1.21	0.10	0.00
24	0.11	0.00	2.13	3.30	3.00	0.00	8.43	0.00	1.50	0.10	0.00
25	53.25	19.61	2.47	1.60	1.30	2.94	5.37	79.04	0.44	8.00	29.97
26	0.19	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	1.06	0.10	0.00
27	0.11	0.65	2.16	3.00	2.70	0.09	7.86	0.99	1.60	0.10	1.35
28	0.28	0.00	2.20	2.70	2.70	0.00	7.60	0.00	1.00	0.10	0.00

Continuación de Tabla 28

No. de Muestra	C.E. dS•m ⁻¹	RAS _{original}	pk ₂ - pk _c	pCa	P(Alk)	IS	pHc	RAS _{ajust}	HCO ₃ /Ca	Ca°	RAS°
29	0.21	0.00	2.20	3.00	2.70	0.00	7.90	0.00	0.96	0.10	0.00
30	0.12	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	1.00	0.10	0.00
31	0.31	1.18	2.20	3.00	2.70	0.67	7.90	1.76	1.47	0.10	2.32
32	0.16	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	1.13	0.10	0.00
33	0.16	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	1.90	0.10	0.00
34	0.15	0.00	2.16	3.00	2.70	0.00	7.86	0.00	1.40	0.10	0.00
35	0.24	0.00	2.20	3.00	2.70	0.00	7.90	0.00	0.84	0.10	0.00
36	0.19	0.00	2.20	3.00	2.70	0.00	7.90	0.00	1.05	0.10	0.00
37	0.22	0.00	2.20	2.70	2.70	0.00	7.60	0.00	0.93	0.10	0.00
38	0.13	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	1.23	0.10	0.00
39	0.10	0.00	2.16	3.30	3.00	0.00	8.46	0.00	1.00	0.10	0.00
40	0.17	0.00	2.16	3.00	2.70	0.00	7.86	0.00	1.15	0.10	0.00
41	0.15	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	0.52	0.10	0.00
42	0.22	0.00	2.20	2.70	2.70	0.00	7.60	0.00	0.71	0.10	0.00
43	0.22	0.00	2.20	2.70	2.70	0.18	7.60	0.00	0.90	0.10	0.00
44	0.29	0.00	2.20	2.70	2.70	0.41	7.60	0.00	0.71	0.10	0.00
45	0.19	0.00	2.20	3.00	2.70	0.30	7.90	0.00	2.33	0.10	0.00
46	0.47	0.00	2.23	2.52	2.40	0.81	7.15	0.00	0.51	0.10	0.00
47	0.46	0.00	2.23	2.52	2.40	0.90	7.15	0.00	1.00	0.10	0.00
48	0.69	0.99	2.25	2.52	2.22	0.92	6.99	2.39	1.31	0.10	2.30
49	0.93	0.97	2.32	2.30	2.10	1.16	6.72	2.61	0.82	0.10	3.05
50	0.42	0.00	2.23	2.52	2.40	0.73	7.15	0.00	1.00	0.10	0.00
51	0.58	0.09	2.23	2.52	2.40	0.54	7.15	0.20	0.75	0.10	0.22
52	0.38	0.00	2.23	2.70	2.40	0.60	7.33	0.00	1.12	0.10	0.00
53	0.24	0.00	2.20	2.70	2.40	0.79	7.30	0.00	1.34	0.10	0.00
54	0.36	0.00	2.23	2.52	2.40	0.73	7.15	0.00	0.98	0.10	0.00
55	1.03	2.29	2.32	2.40	2.40	0.68	7.12	5.22	0.83	0.10	4.70
56	0.97	2.36	2.27	2.52	2.40	0.62	7.19	5.22	0.89	0.10	5.10

Continuación de Tabla 28

No. de Muestra	C.E. dS•m ⁻¹	RAS _{original}	pk ₂ - pk _c	pCa	P(Alk)	IS	pHc	RAS _{ajust}	HCO ₃ /Ca	Ca°	RAS°
57	0.18	0.02	2.16	3.00	2.70	0.78	7.86	0.02	0.70	0.10	0.03
58	0.06	0.00	2.13	3.30	3.30	0.00	8.73	0.00	1.00	0.10	0.00
59	0.06	0.00	2.13	1.60	3.30	0.33	5.43	0.00	0.80	0.10	0.00
60	0.11	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	0.59	0.10	0.00
61	0.09	0.00	2.13	3.30	3.30	0.00	8.73	0.00	1.25	0.10	0.00
62	0.21	0.00	2.20	3.00	2.70	0.19	7.90	0.00	0.78	0.10	0.00
63	0.21	0.00	2.20	3.00	2.70	0.00	7.90	0.00	0.63	0.10	0.00
64	0.20	0.00	2.16	3.00	2.70	0.12	7.86	0.00	0.93	0.10	0.00
65	0.26	0.00	2.20	2.70	2.70	0.00	7.60	0.00	1.60	0.10	0.00
66	0.18	0.00	2.16	3.00	2.70	0.48	7.86	0.00	0.70	0.10	0.00
67	0.10	0.00	2.13	3.30	3.30	0.00	8.73	0.00	0.67	0.10	0.00
68	0.22	0.15	2.20	3.00	2.70	0.72	7.90	0.23	0.57	0.10	0.36
69	0.15	0.00	2.16	3.00	3.00	0.34	8.16	0.00	0.95	0.10	0.00
70	0.25	0.00	2.20	2.70	2.70	0.89	7.60	0.00	0.92	0.10	0.00
71	0.10	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	0.86	0.10	0.00
72	0.12	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	0.87	0.10	0.00
73	0.11	0.00	2.13	3.30	3.00	0.00	8.43	0.00	1.67	0.10	0.00
74	0.09	0.00	2.13	3.30	3.30	0.00	8.73	0.00	1.25	0.10	0.00
75	0.11	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	1.14	0.10	0.00
76	0.59	0.72	2.23	2.52	2.40	0.81	7.15	1.62	0.97	0.10	1.62
77	0.19	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	2.25	0.10	0.00
78	0.20	0.00	2.20	3.00	2.70	0.40	7.90	0.00	1.06	0.10	0.00
79	0.23	0.00	2.20	2.70	2.70	0.48	7.60	0.00	1.03	0.10	0.00
80	0.20	0.00	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.00	0.71	0.10	0.00
81	0.20	0.39	2.16	3.00	2.70	1.01	7.86	0.60	1.05	0.10	0.84
82	0.18	0.23	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.29	0.91	0.10	0.57
83	0.25	0.19	2.20	2.70	2.70	1.05	7.60	0.34	1.08	0.10	0.37
84	0.38	0.29	2.20	2.70	2.40	0.82	7.30	0.60	0.95	0.10	0.65

Continuación de Tabla 28

No. de Muestra	C.E. dS•m ⁻¹	RAS original	pk ₂ - pk _c	pCa	P(Alk)	IS	pHc	RAS ajust	HCO ₃ /Ca	Ca°	RAS°
85	0.38	0.48	2.20	2.70	2.40	0.59	7.30	1.00	1.24	0.10	1.01
86	0.38	0.52	2.20	2.70	2.40	0.34	7.30	1.10	0.97	0.10	1.14
87	0.23	0.20	2.20	2.70	2.70	0.81	7.60	0.35	1.00	0.10	0.45
88	0.21	0.44	2.20	3.00	2.70	0.19	7.90	0.66	0.80	0.10	0.92
89	0.15	0.06	2.16	3.00	3.00	0.00	8.16	0.08	0.93	0.10	0.12
90	0.31	0.00	2.20	2.70	2.70	0.18	7.60	0.00	0.98	0.10	0.00

En la Tabla 28 se muestran los resultados obtenidos de las 3 formas distintas con las que fue calculada la RAS.

Tabla 29. Clasificación de aguas superficiales de acuerdo al índice RAS, RAS° y RAS aj.

No	RAS	Clase	RAS°	Clase	RAS aj	Clase	No	RAS	Clase	RAS°	Clase	RAS _{aj}	Clase
1	476.3	S4	247.3	S4	1919.8	S4	46	0	S1	0	S1	0	S1
2	95.9	S4	167.15	S4	319.5	S4	47	0	S1	0	S1	0	S1
3	158.7	S4	170.4	S4	528.4	S4	48	0.99	S1	2.30	S1	2.39	S1
4	7.63	S1	8.1	S1	17.62	S2	49	0.97	S1	3.05	S1	2.61	S1
5	3.24	S1	6.2	S1	6.64	S1	50	0	S1	0	S1	0	S1
6	1.98	S1	4.59	S1	4.77	S1	51	0.09	S1	0.22	S1	0.20	S1
7	6.41	S1	11.21	S2	13.84	S2	52	0	S1	0	S1	0	S1
8	0	S1	0	S1	0	S1	53	0	S1	0	S1	0	S1
9	0	S1	0	S1	0	S1	54	0	S1	0	S1	0	S1
10	0	S1	0	S1	0	S1	55	2.29	S1	4.70	S1	5.22	S1
11	0	S1	0	S1	0	S1	56	2.36	S1	5.10	S1	5.22	S1
12	0	S1	0	S1	0	S1	57	0.02	S1	0.03	S1	0.02	S1
13	0	S1	0	S1	0	S1	58	0	S1	0	S1	0	S1
14	0	S1	0	S1	0	S1	59	0	S1	0	S1	0	S1
15	0	S1	0	S1	0	S1	60	0	S1	0	S1	0	S1
16	0	S1	0	S1	0	S1	61	0	S1	0	S1	0	S1
17	0	S1	0	S1	0	S1	62	0	S1	0	S1	0	S1
18	0	S1	0	S1	0	S1	63	0	S1	0	S1	0	S1
19	0	S1	0	S1	0	S1	64	0	S1	0	S1	0	S1
20	0.06	S1	0.13	S1	0.14	S1	65	0	S1	0	S1	0	S1
21	0	S1	0	S1	0	S1	66	0	S1	0	S1	0	S1
22	0	S1	0	S1	0	S1	67	0	S1	0	S1	0	S1
23	0	S1	0	S1	0	S1	68	0.15	S1	0.36	S1	0.23	S1
24	0	S1	0	S1	0	S1	69	0	S1	0	S1	0	S1
25	19.61	S3	29.97	S4	79.04	S4	70	0	S1	0	S1	0	S1
26	0	S1	0	S1	0	S1	71	0	S1	0	S1	0	S1
27	0.65	S1	1.35	S1	0.99	S1	72	0	S1	0	S1	0	S1
28	0	S1	0	S1	0	S1	73	0	S1	0	S1	0	S1
29	0	S1	0	S1	0	S1	74	0	S1	0	S1	0	S1
30	0	S1	0	S1	0	S1	75	0	S1	0	S1	0	S1
31	1.18	S1	2.32	S1	1.76	S1	76	0.72	S1	1.62	S1	1.62	S1
32	0	S1	0	S1	0	S1	77	0	S1	0	S1	0	S1

Continuación de Tabla 29

No	RAS	Clase	RAS°	Clase	RAS _{aju}	Clase	No	RAS	Clase	RAS°	Clase	RAS _{aju}	Clase
33	0	S1	0	S1	0	S1	78	0	S1	0	S1	0	S1
34	0	S1	0	S1	0	S1	79	0	S1	0	S1	0	S1
35	0	S1	0	S1	0	S1	80	0	S1	0	S1	0	S1
36	0	S1	0	S1	0	S1	81	0.39	S1	0.84	S1	0.60	S1
37	0	S1	0	S1	0	S1	82	0.23	S1	0.57	S1	0.29	S1
38	0	S1	0	S1	0	S1	83	0.19	S1	0.37	S1	0.34	S1
39	0	S1	0	S1	0	S1	84	0.29	S1	0.65	S1	0.60	S1
40	0	S1	0	S1	0	S1	85	0.48	S1	1.01	S1	1.00	S1
41	0	S1	0	S1	0	S1	86	0.52	S1	1.14	S1	1.10	S1
42	0	S1	0	S1	0	S1	87	0.20	S1	0.45	S1	0.35	S1
43	0	S1	0	S1	0	S1	88	0.44	S1	0.92	S1	0.66	S1
44	0	S1	0	S1	0	S1	89	0.06	S1	0.12	S1	0.08	S1
45	0	S1	0	S1	0	S1	90	0	S1	0	S1	0	S1

En la Tabla 29 se observa la clasificación de las aguas superficiales con respecto al índice del RAS en sus tres métodos diferentes, en la mayoría de las muestras se obtuvo una clasificación de tipo S1, que de acuerdo con el manual para el diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos (Richards 1973), son aguas con un RAS bajo, sin embargo se registraron 4 muestras con un RAS muy alto, haciéndolas inadecuadas para el riego, estas aguas fueron tomadas en la salinera de Zapotitlán, Puebla y el mar Zicatela, Oaxaca

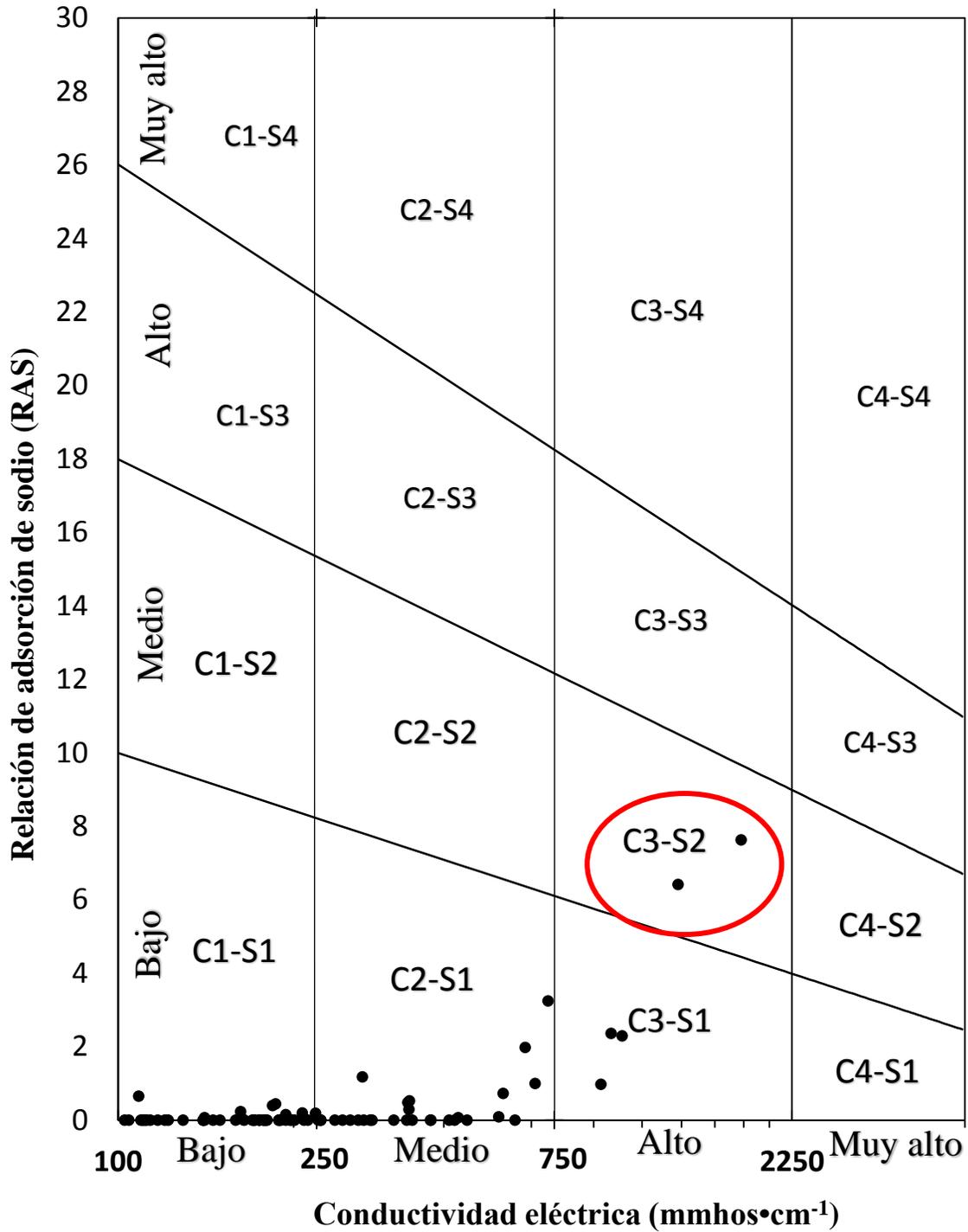


Figura 26. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla con respecto a la RAS_{original}.

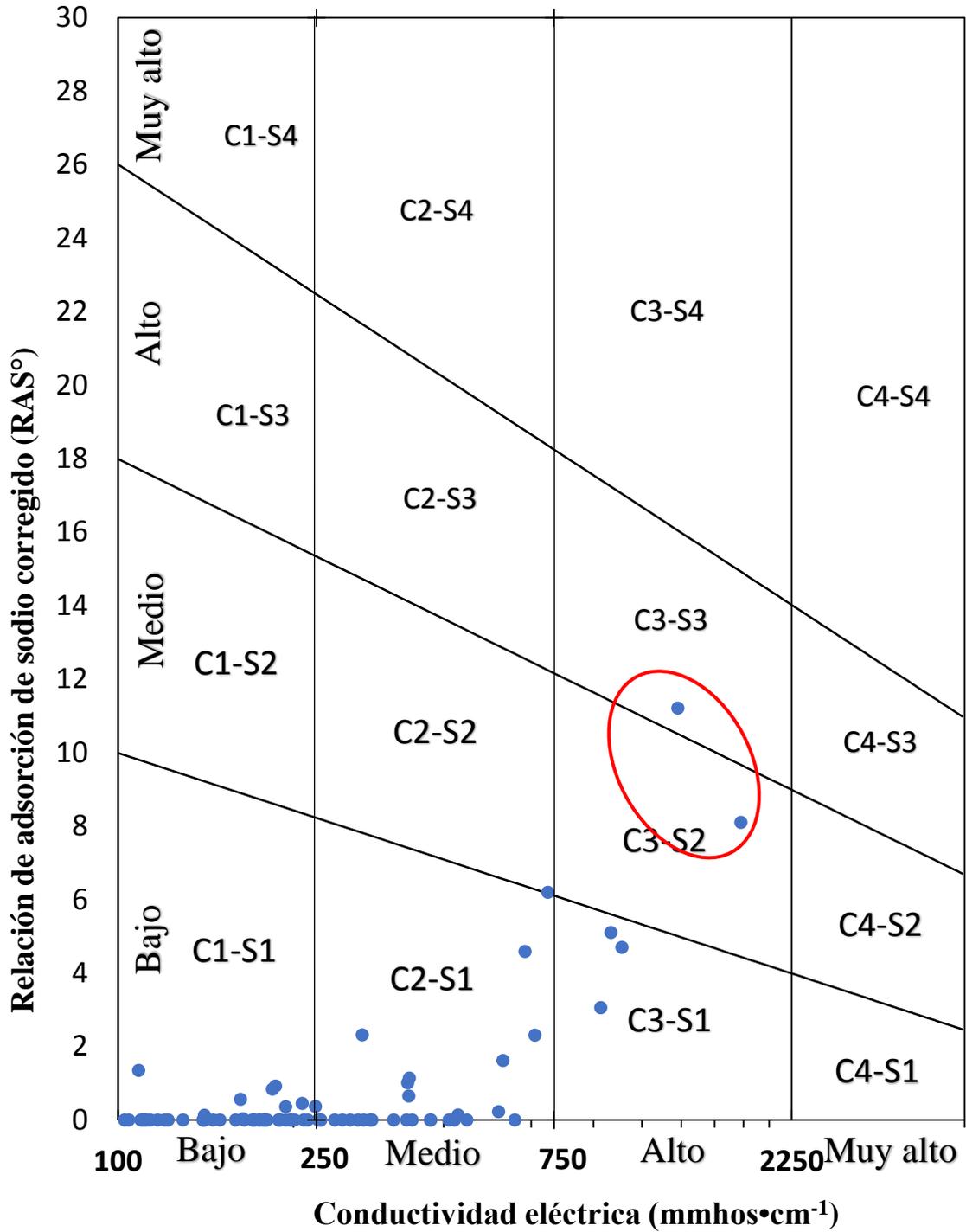


Figura 27. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla con respecto a la RAS°.

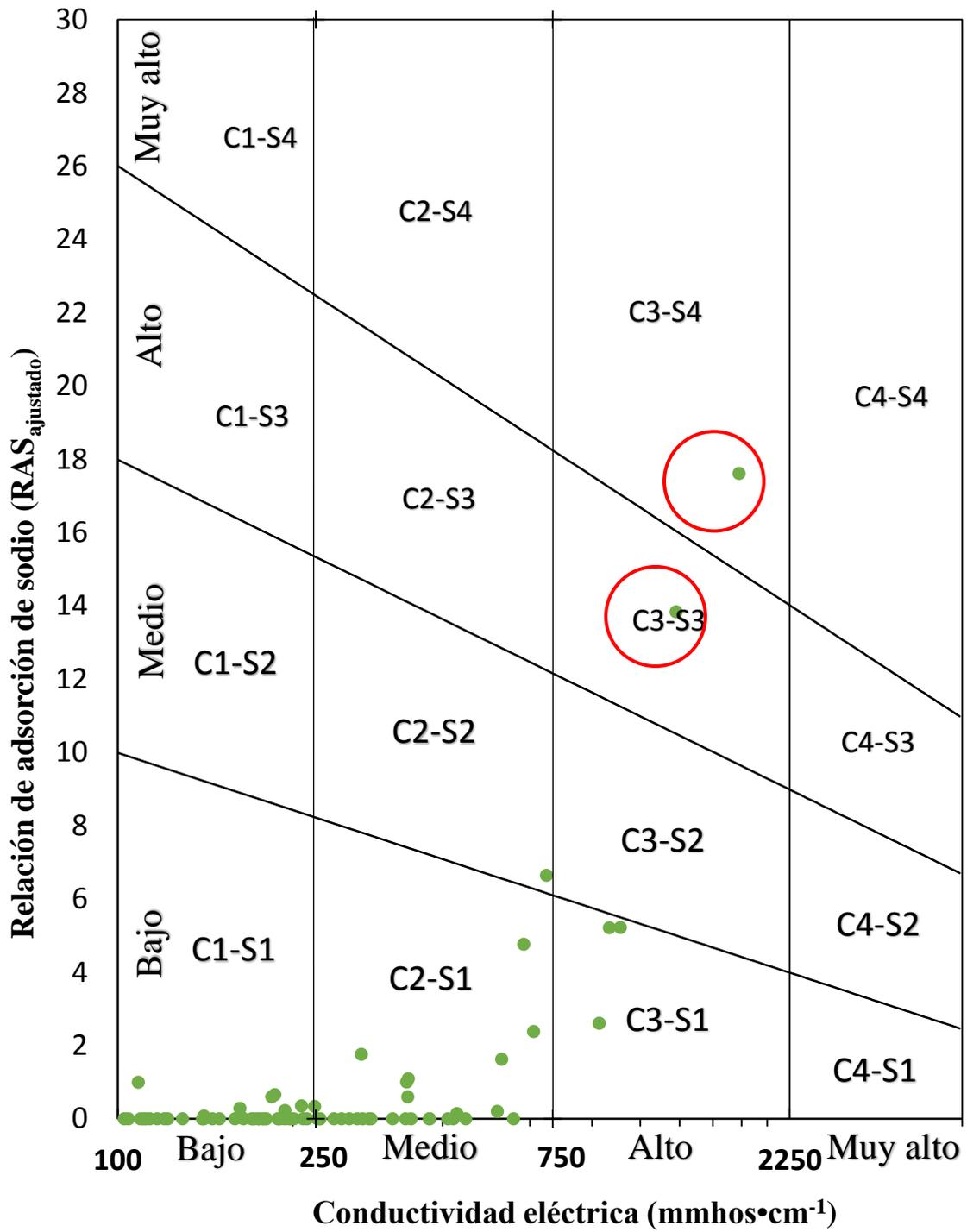


Figura 28. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla con respecto al $RAS_{ajustado}$.

En las Figuras 26, 27 y 28 se observa la clasificación de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla con respecto a la RAS original, RAS° (corregida) y la RAS ajustada.

Con respecto a la clasificación del RAS original y la conductividad eléctrica, se observa una clasificación distinta a la que se realizó considerando solo la conductividad de estas muestras de agua y se encuentra en la Tabla 29. De acuerdo a esta clasificación del RAS, sin tomar en cuenta el rango de la conductividad eléctrica, 5 muestras, las muestras antes mencionadas, las que se obtuvieron en la salinera de Zapotitlán, Puebla y el mar de Zicatela, Oaxaca tienen una clase muy alta en sodio y se da por hecho que son aguas que no se usarán para riego de cultivos debido a su procedencia, en dado caso, que sí fueran utilizadas para riego de cultivos, serían aguas inadecuadas. En el mencionado diagrama de la Figura 26 se pueden observar dos muestras señaladas con un círculo rojo, estas dos muestras difieren de aquellas mencionadas (obtenidas en la Salinera, Puebla y el mar Zicatela, Oaxaca). Ambas tienen una clasificación condicionada para riego con respecto a la conductividad eléctrica y de acuerdo a su contenido de relación de adsorción de sodio, aparentemente representan un riesgo medio.

En la Figura 27 se muestra la clasificación de las aguas superficiales con respecto al RAS° y la conductividad eléctrica, se observan dos muestras rodeadas en un círculo rojo, que tienen una conductividad eléctrica de clase C3, lo cual determina que es agua altamente salina, y una RAS° media y alta. Para ambas aguas se recomienda que se utilicen solo en suelos con un buen drenaje, pues requerirán prácticas especiales de manejo, al igual que se pide atención en los cultivos, deben ser especies vegetales muy tolerantes a sales.

En la Figura 28 se muestra la clasificación de las aguas superficiales con respecto a la RAS ajustado, en esta se observa que hay dos muestras que presenta un nivel alto tanto de conductividad eléctrica, como de RAS ajustado. En ambos casos se recomienda tener mucho cuidado con estas aguas si se utilizan para riego, se espera que utilicen especies vegetales tolerantes a sales y que el suelo cuente con un buen drenaje, fácil lavado y adiciones de materia orgánica.

5.4.2.2 Clasificación de las aguas por el carbonato de sodio residual

Tabla 30. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla de acuerdo al carbonato de sodio residual.

No. de Muestra	CSR	Clasificación	No. de Muestra	CSR	Clasificación
1	110.80	No recomendada	46	-1.70	Buena
2	90.05	No recomendada	47	-1.20	Buena
3	96.55	No recomendada	48	-0.25	Buena
4	1.05	Buena	49	-1.93	Buena
5	0.05	Buena	50	-1.27	Buena
6	-0.20	Buena	51	-2.70	Buena
7	1.25	Buena	52	-1.25	Buena
8	-0.85	Buena	53	-0.45	Buena
9	-0.65	Buena	54	-1.05	Buena
10	-0.95	Buena	55	-2.65	Buena
11	-0.90	Buena	56	-2.55	Buena
12	-1.14	Buena	57	-0.70	Buena
13	-3.20	Buena	58	-0.30	Buena
14	-1.30	Buena	59	-0.20	Buena
15	-0.80	Buena	60	-0.45	Buena
16	-0.46	Buena	61	-0.30	Buena
17	-0.65	Buena	62	-0.35	Buena
18	-0.70	Buena	63	-0.35	Buena
19	-0.85	Buena	64	-0.35	Buena
20	-1.94	Buena	65	-0.80	Buena
21	-0.25	Buena	66	-0.55	Buena
22	-0.45	Buena	67	-0.45	Buena
23	-0.25	Buena	68	-0.80	Buena
24	-0.25	Buena	69	-0.40	Buena
25	-178.00	Buena	70	-1.30	Buena
26	-0.65	Buena	71	-0.60	Buena
27	0.00	Buena	72	-0.40	Buena
28	-0.90	Buena	73	-0.15	Buena
29	-0.65	Buena	74	-0.30	Buena
30	-0.65	Buena	75	-0.30	Buena
31	-0.25	Buena	76	-1.45	Buena
32	-0.70	Buena	77	-0.90	Buena
33	-0.45	Buena	78	-0.75	Buena
34	-0.60	Buena	79	-0.60	Buena
35	-0.95	Buena	80	-0.80	Buena
36	-0.90	Buena	81	-0.25	Buena
37	-0.85	Buena	82	-0.50	Buena
38	-0.30	Buena	83	-0.40	Buena
39	-0.44	Buena	84	-0.85	Buena
40	-0.66	Buena	85	-0.65	Buena
41	-0.65	Buena	86	-0.95	Buena
42	-1.10	Buena	87	-0.70	Buena
43	-0.88	Buena	88	-0.45	Buena
44	-1.20	Buena	89	-0.60	Buena
45	-0.60	Buena	90	-1.10	Buena

La Tabla 30 muestra el índice de CSR, de acuerdo con los valores, el 96.66 % de las muestras son de buena calidad y tan solo el 3.33 % no son recomendables. De acuerdo con Wilcox (1955), podemos decir que la mayoría de las aguas son recomendables para riego, aunque es de importancia también conocer que sí existe un ligero nivel de carbonato de sodio residual, pues según Bower (1963) si no existe carbonato de sodio residual las aguas podría sodificar el suelo.

5.4.2.3 Problemas de infiltración

En la Tabla 31 se puede observar la clasificación de las muestras de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla, con base a el peligro de disminución de infiltración, propuesta por Rhoades, 1977 y Oster y Schroer, 1979. Para un valor determinado de RAS, la velocidad de infiltración aumenta a medida que aumenta la salinidad. De acuerdo a esta clasificación, el 56.66 % de las muestras obtuvieron un grado de restricción moderado, siendo 51 muestras; 38.88 % obtuvieron un grado de restricción severo y solo el 4.44 % no tuvieron algún grado de restricción.

En la Figura 29 se puede observar el diagrama de reducción de la infiltración, provocada por la salinidad y la relación de adsorción de sodio, de igual forma se muestra la distribución de los puntos con respecto a los factores mencionados, donde se puede concluir que con respecto al RAS original existe un grado de restricción moderado. En el diagrama se distingue que hay varios puntos dentro del rango reducción severa, tomando en cuenta la teoría, donde menciona que la reducción de infiltración es proporcional a la disminución de la concentración de sales, esto sin embargo, no implica que lo sea con respecto al contenido de sodio, en este caso la reducción de infiltración resulta ser inversamente proporcional al contenido de sales; por lo que a pesar de que la mayoría de las muestras tienen una conductividad eléctrica baja, su contenido de sodio no lo es.

En la Figura 30 se muestra la clasificación de reducción de la infiltración con respecto al RAS ajustado, tomando en cuenta que con este RAS se estima la precipitación de Ca más el Mg, la distribución de los puntos tiene un comportamiento similar a la clasificación anterior, a excepción de algunas muestras que tienen un RAS alto y con esto podrían provocar la disminución de infiltración en el suelo.

En la Figura 31 la clasificación se hace de acuerdo al RAS° ($RAS_{\text{corregido}}$), este contempla la precipitación de Ca, donde al igual que el RAS_{ajus} tiene una serie de puntos con un alto contenido de sodio lo que provoca un grado de restricción moderado, incluso severo con respecto a la reducción de la infiltración.

Tabla 31. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla con base en el peligro de disminución de la infiltración.

No.	CEa (dS•m ⁻¹)	RAS	RAS _{ajus}	RAS°	Grado de restricción		
					RAS	RAS _{ajus}	RAS°
1	33.38	476.38	1919.8	247.38	Ninguno	Ninguno	Ninguno
2	22.02	95.96	319.55	167.15	Ninguno	Ninguno	Ninguno
3	30.72	158.7	528.46	170.45	Ninguno	Ninguno	Ninguno
4	1.78	7.63	17.61	8.10	Moderado	Moderado	Moderado
5	0.73	3.24	6.64	6.20	Moderado	Moderado	Moderado
6	0.66	1.98	4.76	4.59	Moderado	Moderado	Moderado
7	1.33	6.41	13.84	11.21	Moderado	Moderado	Moderado
8	0.25	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
9	0.50	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
10	0.30	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
11	0.27	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
12	0.42	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
13	0.63	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
14	0.32	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
15	0.32	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
16	0.13	0	0	0	Severo	Severo	Severo
17	0.19	0	0	0	Severo	Severo	Severo

Continuación de Tabla 31

No.	CEa (dS•m ⁻¹)	RAS	RAS _{ajus}	RAS°	Grado de restricción		
					RAS	RAS _{ajus}	RAS°
18	0.20	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
19	0.39	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
20	0.48	0.06	0.14	0.13	Moderado	Moderado	Moderado
21	0.11	0	0	0	Severo	Severo	Severo
21	0.09	0	0	0	Severo	Severo	Severo
22	0.12	0	0	0	Severo	Severo	Severo
23	0.11	0	0	0	Severo	Severo	Severo
25	53.25	19.61	79.03	29.97	Ninguno	Ninguno	Ninguno
26	0.19	0	0	0	Severo	Severo	Severo
27	0.11	0.65	0.99	1.35	Severo	Severo	Severo
28	0.28	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
29	0.21	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
30	0.12	0	0	0	Severo	Severo	Severo
31	0.31	1.18	1.76	2.32	Moderado	Moderado	Moderado
32	0.16	0	0	0	Severo	Severo	Severo
33	0.16	0	0	0	Severo	Severo	Severo
34	0.15	0	0	0	Severo	Severo	Severo
35	0.24	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
36	0.19	0	0	0	Severo	Severo	Severo

Continuación de Tabla 31

No.	CEa (dS•m ⁻¹)	RAS	RAS _{ajus}	RAS°	Grado de restricción		
					RAS	RAS _{ajus}	RAS°
37	0.22	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
38	0.13	0	0	0	Severo	Severo	Severo
39	0.10	0	0	0	Severo	Severo	Severo
40	0.17	0	0	0	Severo	Severo	Severo
41	0.15	0	0	0	Severo	Severo	Severo
42	0.22	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
43	0.22	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
44	0.29	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
45	0.19	0	0	0	Severo	Severo	Severo
46	0.47	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
47	0.46	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
48	0.69	0.99	2.38	2.30	Moderado	Moderado	Moderado
49	0.93	0.97	2.60	3.05	Ninguno	Ninguno	Ninguno
50	0.42	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
51	0.58	0.09	0.19	0.22	Moderado	Moderado	Moderado
52	0.38	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
53	0.24	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
54	0.36	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
55	1.03	2.29	5.22	4.70	Moderado	Moderado	Moderado

Continuación de Tabla 31

No.	CEa (dS•m ⁻¹)	RAS	RAS _{ajus}	RAS°	Grado de restricción		
					RAS	RAS _{ajus}	RAS°
56	0.97	2.36	5.21	5.10	Moderado	Moderado	Moderado
57	0.18	0.02	0.02	0.03	Severo	Severo	Severo
58	0.06	0	0	0	Severo	Severo	Severo
59	0.06	0	0	0	Severo	Severo	Severo
60	0.11	0	0	0	Severo	Severo	Severo
61	0.09	0	0	0	Severo	Severo	Severo
62	0.21	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
63	0.21	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
64	0.20	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
65	0.26	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
66	0.18	0	0	0	Severo	Severo	Severo
67	0.10	0	0	0	Severo	Severo	Severo
68	0.22	0.15	0.22	0.36	Moderado	Moderado	Moderado
69	0.15	0	0	0	Severo	Severo	Severo
70	0.25	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
71	0.10	0	0	0	Severo	Severo	Severo
72	0.12	0	0	0	Severo	Severo	Severo
73	0.11	0	0	0	Severo	Severo	Severo
74	0.09	0	0	0	Severo	Severo	Severo

Continuación de Tabla 31

No.	CEa (dS•m ⁻¹)	RAS	RAS _{ajus}	RAS°	Grado de restricción		
					RAS	RAS _{ajus}	RAS°
75	0.11	0	0	0	Severo	Severo	Severo
76	0.59	0.72	1.62	1.62	Moderado	Moderado	Moderado
77	0.19	0	0	0	Severo	Severo	Severo
78	0.20	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
79	0.23	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
80	0.20	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado
81	0.20	0.39	0.60	0.84	Moderado	Moderado	Moderado
82	0.18	0.23	0.28	0.57	Severo	Severo	Severo
83	0.25	0.19	0.33	0.37	Moderado	Moderado	Moderado
84	0.38	0.29	0.60	0.65	Moderado	Moderado	Moderado
85	0.38	0.48	1.00	1.01	Moderado	Moderado	Moderado
86	0.38	0.52	1.09	1.14	Moderado	Moderado	Moderado
87	0.23	0.2	0.35	0.45	Moderado	Moderado	Moderado
88	0.21	0.44	0.66	0.92	Moderado	Moderado	Moderado
89	0.15	0.06	0.07	0.12	Severo	Severo	Severo
90	0.31	0	0	0	Moderado	Moderado	Moderado

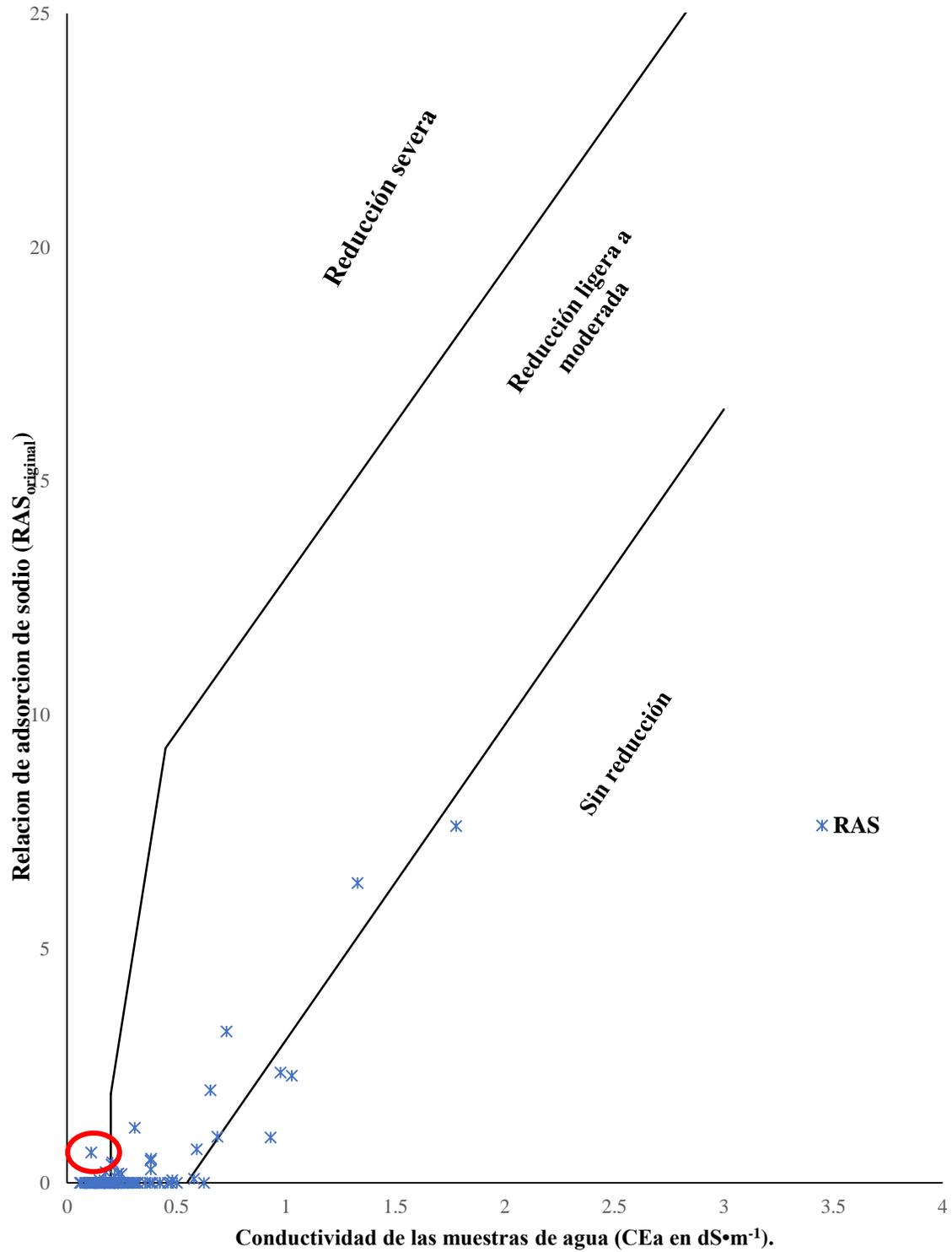


Figura 29. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla con base en el peligro de disminución de la infiltración con el $RAS_{original}$

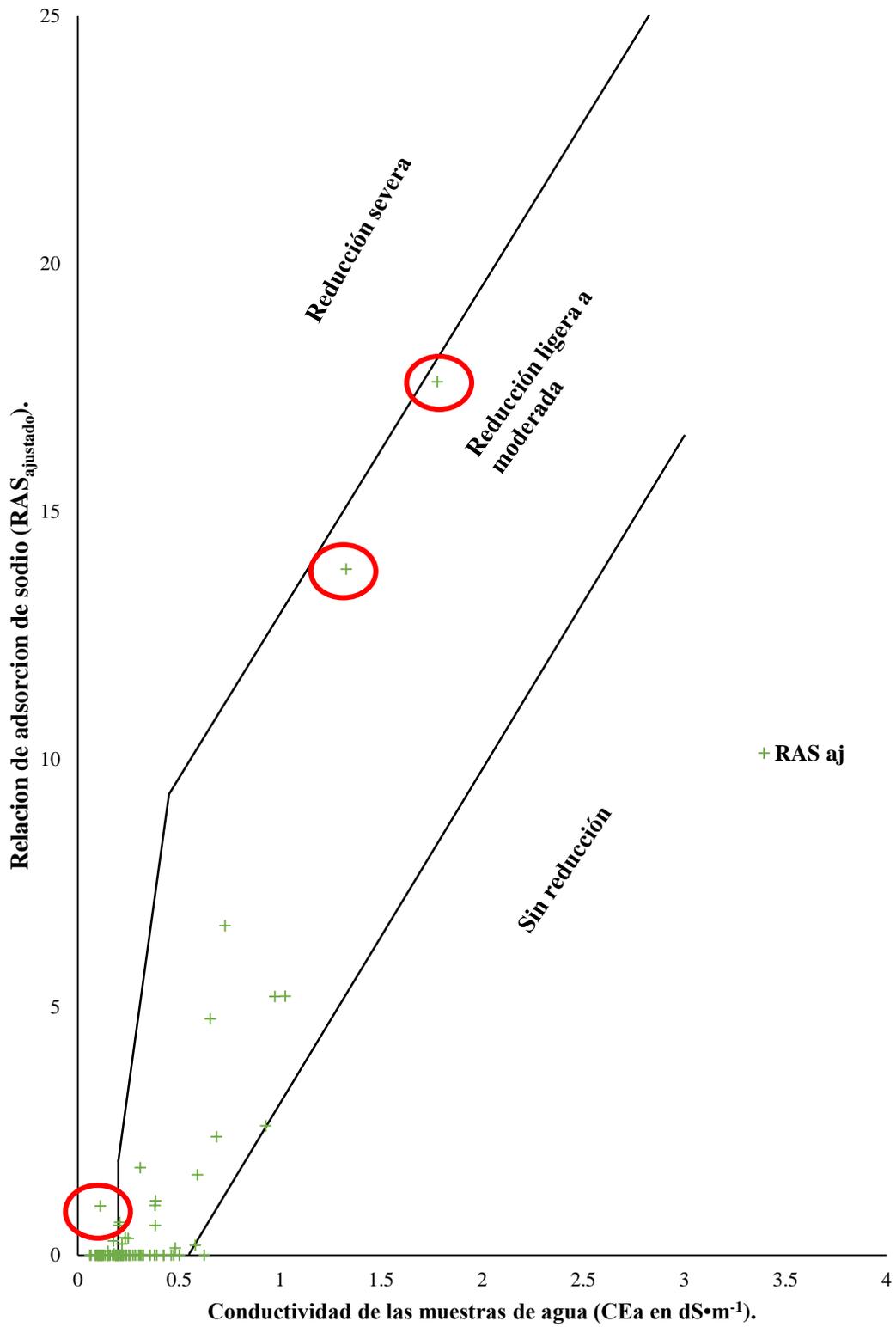


Figura 30. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla con base en el peligro de disminución de la infiltración con el $RAS_{ajustado}$

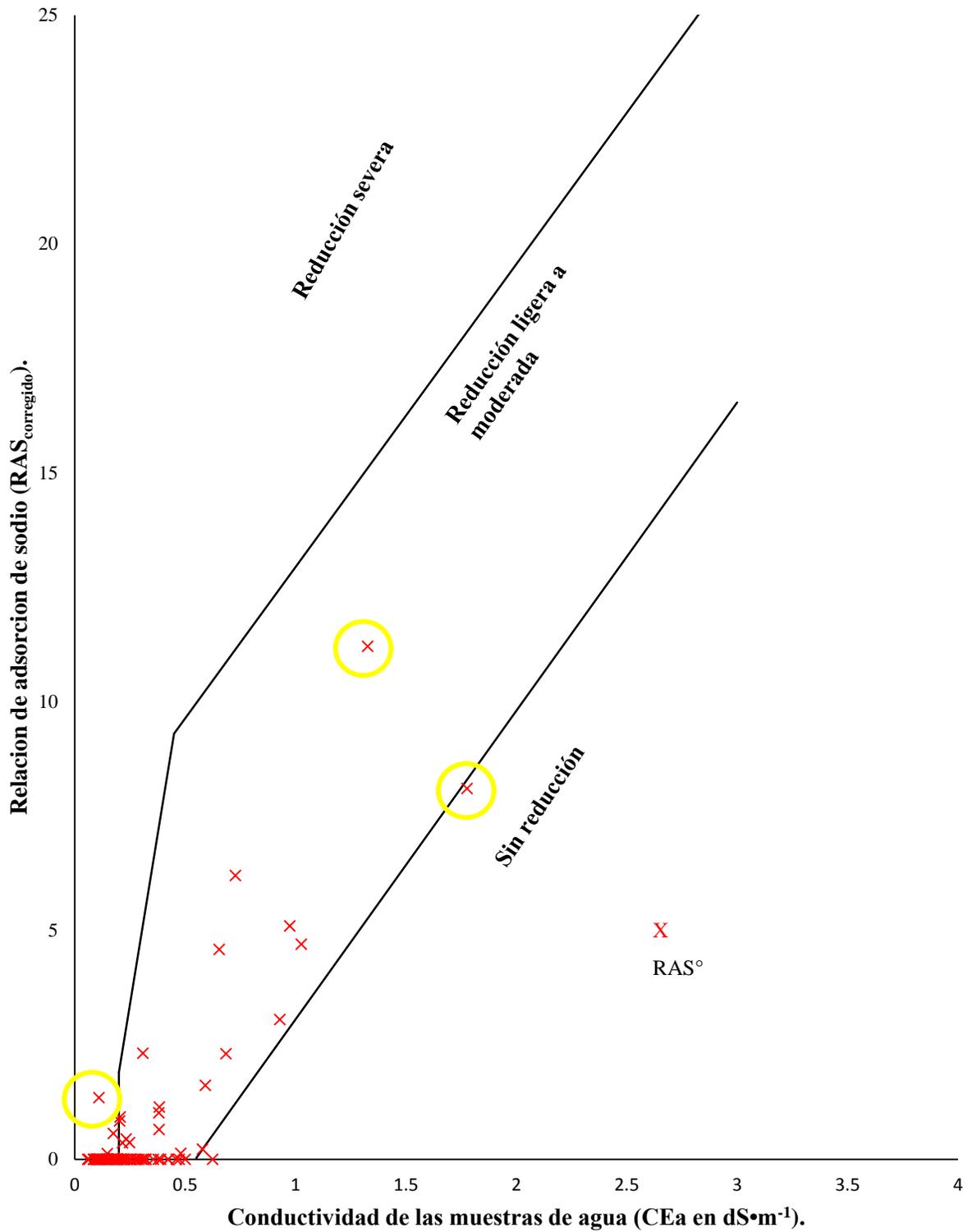


Figura 31. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla con base en el peligro de disminución de la infiltración con el $RAS_{\text{corregido}}$.

5.4.3 Clasificación de las aguas de riego con base a la toxicidad específicas de los iones

5.4.3.1 Contenido de cloro

En los resultados que se muestran en la Tabla 32, podemos observar que el 93 % de las muestras no tienen ningún problema con respecto al contenido de cloro (Cl^-); el 4 % de las muestras tienen un problema grave con respecto al criterio de clasificación.

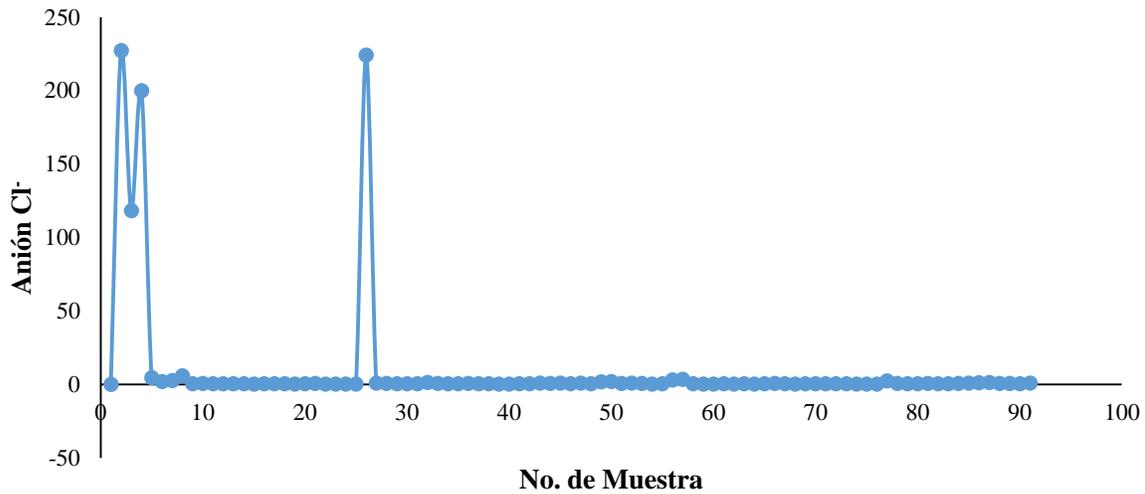


Figura 32. Distribución del contenido de cloro en las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

Como se observa en la Figura 32, aquellas muestras que resultaron con una clasificación grave por su contenido de cloro (Cl^-) se reflejan claramente en la distribución, concluyendo que esas muestras son aquellas que se tomaron en la Salinera, Puebla y el mar Zicatela, Oaxaca.

Tabla 32. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla de acuerdo al contenido de cloro.

No. de Muestra	Cl ⁻ mmol _e •L ⁻¹	Clasificación	No. de Muestra	Cl ⁻ mmol _e •L ⁻¹	Clasificación
1	227.25	Problema grave	46	0.85	No hay problema
2	118.17	Problema grave	47	0.60	No hay problema
3	199.98	Problema grave	48	1.80	No hay problema
4	4.55	Problema creciente	49	2.00	No hay problema
5	2.00	No hay problema	50	0.63	No hay problema
6	2.75	No hay problema	51	1.00	No hay problema
7	6.00	Problema creciente	52	0.80	No hay problema
8	0.50	No hay problema	53	0.30	No hay problema
9	0.70	No hay problema	54	0.60	No hay problema
10	0.45	No hay problema	55	3.00	No hay problema
11	0.50	No hay problema	56	3.45	No hay problema
12	0.60	No hay problema	57	0.40	No hay problema
13	0.40	No hay problema	58	0.25	No hay problema
14	0.30	No hay problema	59	0.20	No hay problema
15	0.40	No hay problema	60	0.45	No hay problema
16	0.40	No hay problema	61	0.30	No hay problema
17	0.50	No hay problema	62	0.40	No hay problema
18	0.30	No hay problema	63	0.25	No hay problema
19	0.55	No hay problema	64	0.40	No hay problema
20	0.70	No hay problema	65	0.70	No hay problema
21	0.30	No hay problema	66	0.40	No hay problema
22	0.35	No hay problema	67	0.30	No hay problema
23	0.35	No hay problema	68	0.60	No hay problema
24	0.35	No hay problema	69	0.40	No hay problema
25	224.04	Problema grave	70	0.60	No hay problema
26	0.85	No hay problema	71	0.40	No hay problema
27	0.70	No hay problema	72	0.40	No hay problema
28	0.55	No hay problema	73	0.20	No hay problema
29	0.50	No hay problema	74	0.25	No hay problema
30	0.60	No hay problema	75	0.20	No hay problema
31	1.46	No hay problema	76	2.40	No hay problema
32	0.65	No hay problema	77	0.80	No hay problema
33	0.45	No hay problema	78	0.55	No hay problema
34	0.45	No hay problema	79	0.40	No hay problema
35	0.70	No hay problema	80	0.80	No hay problema
36	0.43	No hay problema	81	0.40	No hay problema
37	0.45	No hay problema	82	0.60	No hay problema
38	0.25	No hay problema	83	0.65	No hay problema
39	0.30	No hay problema	84	0.85	No hay problema
40	0.45	No hay problema	85	1.20	No hay problema
41	0.40	No hay problema	86	1.40	No hay problema
42	1.00	No hay problema	87	0.80	No hay problema
43	0.65	No hay problema	88	0.65	No hay problema
44	0.90	No hay problema	89	0.45	No hay problema
45	0.45	No hay problema	90	0.85	No hay problema

5.4.3.2 Contenido de boro

En la Tabla 33, se muestra la clasificación de las muestras mencionada en el capítulo 3, de acuerdo con la clasificación desarrollada por Scofield (1936), se puede observar que el 70 % tiene una clasificación condicionada debido al contenido de boro, este porcentaje representa a 63 muestras; el 17.77 % de muestras tiene una clasificación de buena, representando 16 muestras y por último el 12.22 % tiene una clasificación de no recomendada contando solo con 11 muestras

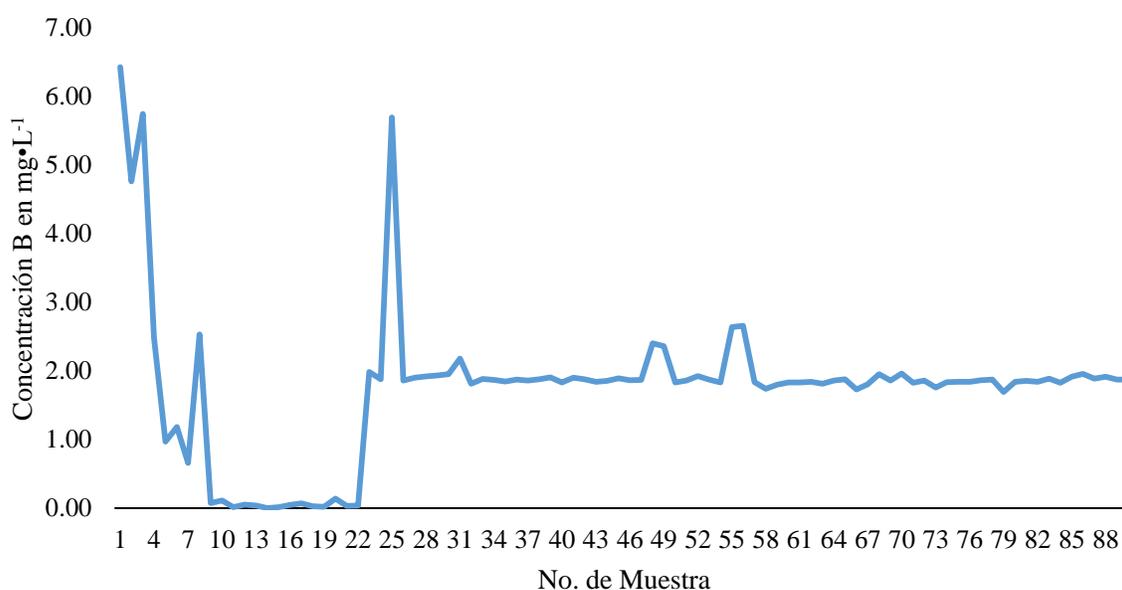


Figura 33. Distribución del contenido de boro de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

En la Figura 33, se muestra la distribución del contenido de boro de las muestras, donde podemos observar que aquellas que fueron las más destacadas con un alto contenido del mismo son las muestras de agua que fueron tomadas en la Salinera, Puebla y en el mar Zicatela, Oaxaca. Sin embargo, las muestras restantes, 63 de ellas fueron clasificadas como condicionadas, puesto que el contenido de boro aún se encuentra presente y en algunos casos alto; solo 11 muestras fueron clasificadas como buenas ya que el contenido de boro es muy bajo o no fue detectado por el método de análisis.

Tabla 33. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla de acuerdo al contenido de boro.

No. de Muestra	Boro ppm	Clasificación	No. de Muestra	Boro ppm	Clasificación
1	6.43	No recomendada	46	1.87	Condicionada
2	4.77	No recomendada	47	1.87	Condicionada
3	5.75	No recomendada	48	2.40	No recomendada
4	2.49	No recomendada	49	2.36	No recomendada
5	0.97	Buena	50	1.83	Condicionada
6	1.18	Condicionada	51	1.86	Condicionada
7	0.66	Buena	52	1.93	Condicionada
8	2.53	No recomendada	53	1.87	Condicionada
9	0.07	Buena	54	1.83	Condicionada
10	0.11	Buena	55	2.64	No recomendada
11	0.01	Buena	56	2.66	No recomendada
12	0.05	Buena	57	1.84	Condicionada
13	0.04	Buena	58	1.74	Condicionada
14	0.00	Buena	59	1.80	Condicionada
15	0.01	Buena	60	1.83	Condicionada
16	0.05	Buena	61	1.83	Condicionada
17	0.07	Buena	62	1.84	Condicionada
18	0.03	Buena	63	1.81	Condicionada
19	0.02	Buena	64	1.86	Condicionada
20	0.14	Buena	65	1.88	Condicionada
21	0.03	Buena	66	1.73	Condicionada
22	0.04	Buena	67	1.80	Condicionada
23	1.99	Condicionada	68	1.95	Condicionada
24	1.88	Condicionada	69	1.86	Condicionada
25	5.70	No recomendada	70	1.96	Condicionada
26	1.86	Condicionada	71	1.83	Condicionada
27	1.90	Condicionada	72	1.86	Condicionada
28	1.92	Condicionada	73	1.76	Condicionada
29	1.94	Condicionada	74	1.84	Condicionada
30	1.95	Condicionada	75	1.84	Condicionada
31	2.18	No recomendada	76	1.84	Condicionada
32	1.81	Condicionada	77	1.87	Condicionada
33	1.88	Condicionada	78	1.87	Condicionada
34	1.87	Condicionada	79	1.69	Condicionada
35	1.86	Condicionada	80	1.84	Condicionada
36	1.88	Condicionada	81	1.86	Condicionada
37	1.91	Condicionada	82	1.84	Condicionada
38	1.83	Condicionada	83	1.89	Condicionada
39	1.90	Condicionada	84	1.83	Condicionada
40	1.88	Condicionada	85	1.91	Condicionada
41	1.84	Condicionada	86	1.96	Condicionada
42	1.86	Condicionada	87	1.89	Condicionada
43	1.89	Condicionada	88	1.91	Condicionada
44	1.87	Condicionada	89	1.87	Condicionada
45	1.87	Condicionada	90	1.87	Condicionada

5.4.3.3 Contenido de fósforo de los ortofosfatos

En la Tabla 34, se muestra la clasificación realizada a las muestras de acuerdo al contenido de fósforo de los ortofosfatos, el 45.55 % resultó ser de un nivel de actividad eutrófico, representando a 41 muestras; 36.66 % resultó ser de nivel hiper-eutrófico, representando a 33 muestras; 14.44 % resultó ser meso-eutrófico los cuales fueron 13 muestras y por último, el 3.33 % resultó ser de un nivel ultra-oligotrófico, el cual representa a solo 3 muestras de las 90.

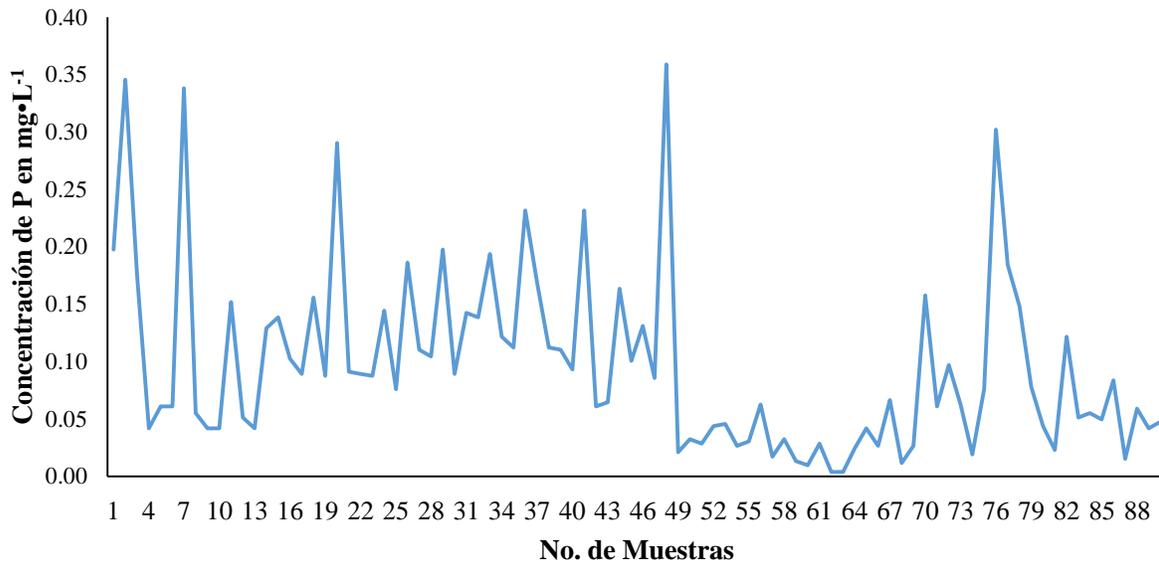


Figura 34. Distribución del contenido de fósforo de la red hidrográfica Puebla-Oaxaca.

Tabla 34. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla de acuerdo al contenido de fósforo.

No. de Muestra	P ppm	P $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Clasificación	No. de Muestra	P ppm	P $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Clasificación
1	0.20	197.47	Hiper - Eutrofico	46	0.13	131.01	Hiper - Eutrofico
2	0.35	345.57	Hiper - Eutrofico	47	0.09	85.44	Eutrofico
3	0.17	174.69	Hiper - Eutrofico	48	0.36	358.86	Hiper - Eutrofico
4	0.04	41.77	Eutrofico	49	0.02	20.89	Meso - Eutrofico
5	0.06	60.76	Eutrofico	50	0.03	32.28	Eutrofico
6	0.06	60.76	Eutrofico	51	0.03	28.48	Meso - Eutrofico
7	0.34	337.98	Hiper - Eutrofico	52	0.04	43.67	Eutrofico
8	0.06	55.06	Eutrofico	53	0.05	45.57	Eutrofico
9	0.04	41.77	Eutrofico	54	0.03	26.58	Meso - Eutrofico
10	0.04	41.77	Eutrofico	55	0.03	30.38	Eutrofico
11	0.15	151.90	Hiper - Eutrofico	56	0.06	62.66	Eutrofico
12	0.05	51.27	Eutrofico	57	0.02	17.09	Meso - Eutrofico
13	0.04	41.77	Eutrofico	58	0.03	32.28	Eutrofico
14	0.13	129.12	Hiper - Eutrofico	59	0.01	13.29	Meso - Eutrofico
15	0.14	138.61	Hiper - Eutrofico	60	0.01	9.49	Oligo - Mesotrofico
16	0.10	102.53	Hiper - Eutrofico	61	0.03	28.48	Meso - Eutrofico
17	0.09	89.24	Eutrofico	62	0.00	3.80	Ultra - Oligotrofico
18	0.16	155.70	Hiper - Eutrofico	63	0.00	3.80	Ultra - Oligotrofico
19	0.09	87.34	Eutrofico	64	0.02	24.68	Meso - Eutrofico
20	0.29	290.51	Hiper - Eutrofico	65	0.04	41.77	Eutrofico
21	0.09	91.14	Eutrofico	66	0.03	26.58	Meso - Eutrofico
22	0.09	89.24	Eutrofico	67	0.07	66.46	Eutrofico
23	0.09	87.34	Eutrofico	68	0.01	11.39	Meso - Eutrofico
24	0.14	144.31	Hiper - Eutrofico	69	0.03	26.58	Meso - Eutrofico
25	0.08	75.95	Eutrofico	70	0.16	157.60	Hiper - Eutrofico
26	0.19	186.08	Hiper - Eutrofico	71	0.06	60.76	Eutrofico
27	0.11	110.13	Hiper - Eutrofico	72	0.10	96.84	Eutrofico
28	0.10	104.43	Hiper - Eutrofico	73	0.06	62.66	Eutrofico
29	0.20	197.47	Hiper - Eutrofico	74	0.02	18.99	Meso - Eutrofico
30	0.09	89.24	Eutrofico	75	0.08	75.95	Eutrofico
31	0.14	142.41	Hiper - Eutrofico	76	0.30	301.90	Hiper - Eutrofico
32	0.14	138.61	Hiper - Eutrofico	77	0.18	184.18	Hiper - Eutrofico
33	0.19	193.67	Hiper - Eutrofico	78	0.15	148.10	Hiper - Eutrofico
34	0.12	121.52	Hiper - Eutrofico	79	0.08	77.85	Eutrofico
35	0.11	112.03	Hiper - Eutrofico	80	0.04	43.67	Eutrofico
36	0.23	231.65	Hiper - Eutrofico	81	0.02	22.79	Meso - Eutrofico
37	0.17	168.99	Hiper - Eutrofico	82	0.12	121.52	Hiper - Eutrofico
38	0.11	112.03	Hiper - Eutrofico	83	0.05	51.27	Eutrofico
39	0.11	110.13	Hiper - Eutrofico	84	0.06	55.06	Eutrofico
40	0.09	93.04	Eutrofico	85	0.05	49.37	Eutrofico
41	0.23	231.65	Hiper - Eutrofico	86	0.08	83.55	Eutrofico
42	0.06	60.76	Eutrofico	87	0.02	15.19	Meso - Eutrofico
43	0.06	64.56	Eutrofico	88	0.06	58.86	Eutrofico
44	0.16	163.29	Hiper - Eutrofico	89	0.04	41.77	Eutrofico
45	0.10	100.63	Eutrofico	90	0.05	47.47	Eutrofico

5.4.3.4 Contenido de nitrógeno de los nitratos (N-NO₃)

En la Tabla 35, se muestra la clasificación realizada a las muestras de acuerdo al contenido de nitratos. Como se observa, en las tres clasificaciones realizadas todas las aguas cumplen con el límite máximo permisible de cada una de las normas antes mencionadas.

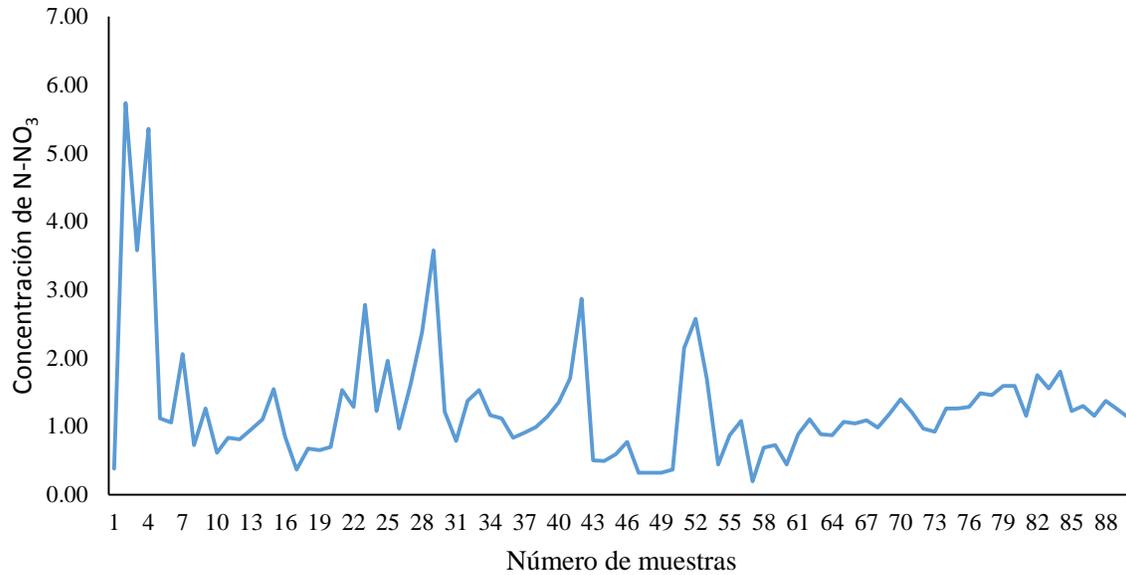


Figura 35. Distribución del contenido de nitrógeno de los nitratos en aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

Tabla 35. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla de acuerdo al contenido de nitrógeno de los nitratos.

No.	N- NO ₃ ppm	Clasificación			No.	N- NO ₃ ppm	Clasificación		
		EPA	OMS	MS Española			EPA	OMS	MS Española
1	0.38	Cumple	Cumple	Cumple	46	0.77	Cumple	Cumple	Cumple
2	5.73	Cumple	Cumple	Cumple	47	0.32	Cumple	Cumple	Cumple
3	3.58	Cumple	Cumple	Cumple	48	0.32	Cumple	Cumple	Cumple
4	5.35	Cumple	Cumple	Cumple	49	0.32	Cumple	Cumple	Cumple
5	1.11	Cumple	Cumple	Cumple	50	0.37	Cumple	Cumple	Cumple
6	1.05	Cumple	Cumple	Cumple	51	2.14	Cumple	Cumple	Cumple
7	2.06	Cumple	Cumple	Cumple	52	2.57	Cumple	Cumple	Cumple
8	0.72	Cumple	Cumple	Cumple	53	1.70	Cumple	Cumple	Cumple
9	1.26	Cumple	Cumple	Cumple	54	0.44	Cumple	Cumple	Cumple
10	0.61	Cumple	Cumple	Cumple	55	0.87	Cumple	Cumple	Cumple
11	0.83	Cumple	Cumple	Cumple	56	1.08	Cumple	Cumple	Cumple
12	0.81	Cumple	Cumple	Cumple	57	0.20	Cumple	Cumple	Cumple
13	0.96	Cumple	Cumple	Cumple	58	0.69	Cumple	Cumple	Cumple
14	1.10	Cumple	Cumple	Cumple	59	0.72	Cumple	Cumple	Cumple
15	1.54	Cumple	Cumple	Cumple	60	0.44	Cumple	Cumple	Cumple
16	0.85	Cumple	Cumple	Cumple	61	0.88	Cumple	Cumple	Cumple
17	0.37	Cumple	Cumple	Cumple	62	1.10	Cumple	Cumple	Cumple
18	0.67	Cumple	Cumple	Cumple	63	0.88	Cumple	Cumple	Cumple
19	0.65	Cumple	Cumple	Cumple	64	0.87	Cumple	Cumple	Cumple
20	0.70	Cumple	Cumple	Cumple	65	1.07	Cumple	Cumple	Cumple
21	1.53	Cumple	Cumple	Cumple	66	1.04	Cumple	Cumple	Cumple
22	1.29	Cumple	Cumple	Cumple	67	1.09	Cumple	Cumple	Cumple
23	2.78	Cumple	Cumple	Cumple	68	0.98	Cumple	Cumple	Cumple
24	1.22	Cumple	Cumple	Cumple	69	1.18	Cumple	Cumple	Cumple
25	1.96	Cumple	Cumple	Cumple	70	1.40	Cumple	Cumple	Cumple
26	0.97	Cumple	Cumple	Cumple	71	1.20	Cumple	Cumple	Cumple
27	1.62	Cumple	Cumple	Cumple	72	0.97	Cumple	Cumple	Cumple
28	2.38	Cumple	Cumple	Cumple	73	0.92	Cumple	Cumple	Cumple
29	3.58	Cumple	Cumple	Cumple	74	1.26	Cumple	Cumple	Cumple
30	1.21	Cumple	Cumple	Cumple	75	1.26	Cumple	Cumple	Cumple
31	0.78	Cumple	Cumple	Cumple	76	1.29	Cumple	Cumple	Cumple
32	1.37	Cumple	Cumple	Cumple	77	1.48	Cumple	Cumple	Cumple
33	1.53	Cumple	Cumple	Cumple	78	1.46	Cumple	Cumple	Cumple
34	1.16	Cumple	Cumple	Cumple	79	1.59	Cumple	Cumple	Cumple
35	1.11	Cumple	Cumple	Cumple	80	1.59	Cumple	Cumple	Cumple
36	0.83	Cumple	Cumple	Cumple	81	1.15	Cumple	Cumple	Cumple
37	0.91	Cumple	Cumple	Cumple	82	1.75	Cumple	Cumple	Cumple
38	0.99	Cumple	Cumple	Cumple	83	1.56	Cumple	Cumple	Cumple
39	1.14	Cumple	Cumple	Cumple	84	1.80	Cumple	Cumple	Cumple
40	1.35	Cumple	Cumple	Cumple	85	1.22	Cumple	Cumple	Cumple
41	1.70	Cumple	Cumple	Cumple	86	1.30	Cumple	Cumple	Cumple
42	2.87	Cumple	Cumple	Cumple	87	1.15	Cumple	Cumple	Cumple

Continuación de Tabla 35

No.	N-NO ₃ ppm	Clasificación			No.	N-NO ₃ ppm	Clasificación		
		EPA	OMS	MS Española			EPA	OMS	MS Española
43	0.50	Cumple	Cumple	Cumple	88	1.37	Cumple	Cumple	Cumple
44	0.49	Cumple	Cumple	Cumple	89	1.25	Cumple	Cumple	Cumple
45	0.59	Cumple	Cumple	Cumple	90	1.13	Cumple	Cumple	Cumple

5.4.3.5 Contenido de sílice (SiO₂)

El silicio, elemento químico del grupo del carbono, es muy abundante difundido en la naturaleza prácticamente en todas las rocas (silicatos, feldspatos, etc.). De entre todos los silicatos, los de más solubilidad son los de sodio y potasio, que se disuelven tras meteorizarse previamente el mineral origen. La sílice en un agua responde a dos estados: sílice coloidal o disuelta (ácido silícico). Estas dos especies se hallan en un equilibrio de polimerización y despolimerización. Las concentraciones de sílice (SiO₂) en aguas naturales oscilan entre 1 y 30 mg•L⁻¹. En aguas de lagos y embalses, la distribución vertical en profundidad depende de la actividad de los microorganismos silíceos (Diatomeas) que consumen sílice y de la devolución de esta al medio hídrico a través de la descomposición de sus cadáveres. Por otro lado, se comprueba el incremento del contenido de sílice en un lago asociado a la entrada de aguas de escorrentía turbias ricas en silicatos (y aluminio) tanto en suspensión, como coloidales y parcialmente disueltos, y el progresivo descenso de las concentraciones de la sustancia en función de la sedimentación experimentada por el lago.

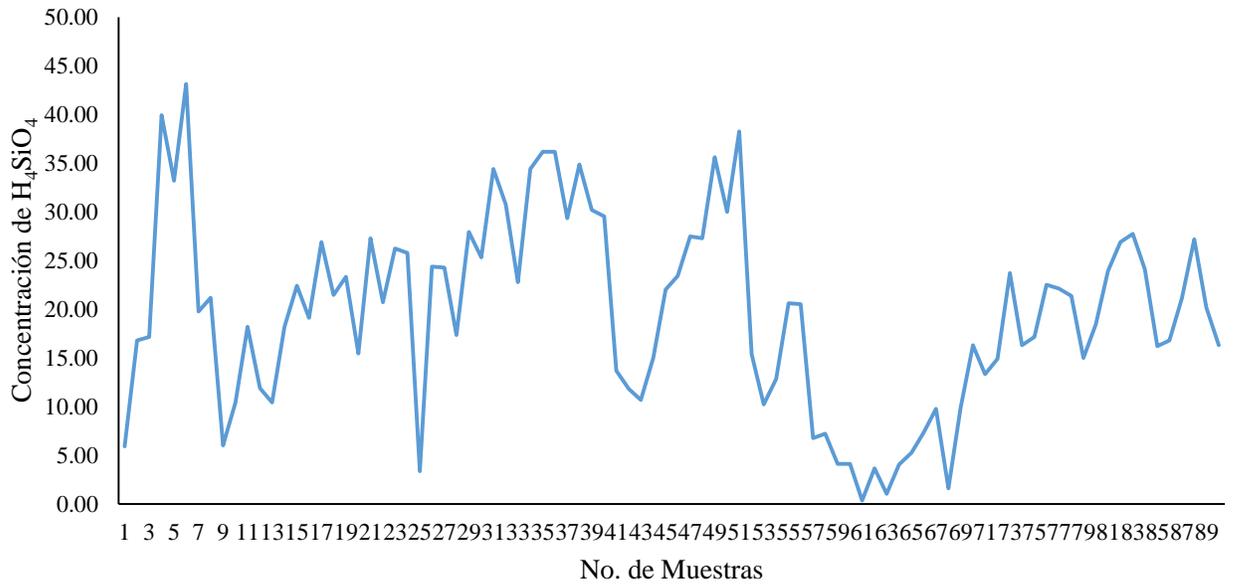


Figura 36. Distribución del contenido de sílice en aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla.

Tabla 36. Contenido de sílice en las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla.

No. de Muestra	Sílice ppm	No. de Muestra	Sílice ppm	No. de Muestra	Sílice ppm
1	5.91	31	34.40	61	0.37
2	16.78	32	30.75	62	3.66
3	17.15	33	22.78	63	1.03
4	39.93	34	34.40	64	4.03
5	33.18	35	36.18	65	5.25
6	43.12	36	36.18	66	7.31
7	19.78	37	29.34	67	9.75
8	21.18	38	34.87	68	1.59
9	6.00	39	30.18	69	9.84
10	10.40	40	29.53	70	16.31
11	18.18	41	13.69	71	13.31
12	11.90	42	11.81	72	14.90
13	10.40	43	10.69	73	23.71
14	18.18	44	15.00	74	16.31
15	22.40	45	22.03	75	17.15
16	19.12	46	23.43	76	22.50
17	26.90	47	27.46	77	22.12
18	21.47	48	27.28	78	21.37
19	23.34	49	35.62	79	15.00
20	15.47	50	30.00	80	18.47
21	27.28	51	38.24	81	23.90
22	20.72	52	15.37	82	26.90
23	26.25	53	10.22	83	27.75
24	25.78	54	12.84	84	24.09
25	3.37	55	20.62	85	16.22
26	24.37	56	20.53	86	16.78
27	24.28	57	6.75	87	21.09
28	17.34	58	7.22	88	27.18
29	27.93	59	4.12	89	20.15
30	25.31	60	4.12	90	16.31

5.4.4 Clasificación de las aguas de riego con base a la geoquímica

5.4.4.1 Clasificación de las aguas para riego con base a su dureza

En la Tabla 37, se muestra la clasificación de las aguas de acuerdo a la dureza reflejada en los análisis químicos realizados, estas, como se menciona, están expresadas en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, donde podemos observar que el 66.66 % de las muestras son muy suaves y el 33.33 % restantes están calificadas como suaves. Las aguas que resultan tener un alto nivel de dureza suelen tener problemas para utilizarse, un ejemplo es que el jabón no hace espuma, esto se debe a que los aniones (también conocidos como surfactantes), reaccionan con los iones calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) en lugar de retener las partículas de suciedad en suspensión; existen casos en donde el jabón que se utiliza esta fabricado a base de grasa animal, este puede reaccionar con el ion Ca^{2+} y Mg^{2+} formando así un precipitado que puede irritar la piel y estropear la ropa. En conclusión, las aguas que fueron obtenidas en la red hidrográfica Oaxaca–Puebla tienen un bajo nivel de dureza por lo que no se registra algún problema de altos niveles de salinidad.

Tabla 37. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Puebla-Oaxaca de acuerdo a la dureza.

No	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Dureza	Clasificación	No.	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Dureza	Clasificación
1	6.01	10.94	6.09	Muy suave	46	78.1	7.29	22.59	Suave
2	63.11	70.47	45.37	Suave	47	56.1	21.8	23.20	Suave
3	36.06	80.80	42.95	Suave	48	72.1	23.6	27.98	Suave
4	43.48	33.78	25.05	Suave	49	130.	18.5	40.36	Suave
5	31.05	20.05	16.18	Suave	50	52.0	25.1	23.58	Suave
6	56.10	18.23	21.67	Suave	51	80.1	20.6	28.71	Suave
7	47.08	18.83	19.68	Suave	52	42.0	23.0	20.21	Suave
8	29.05	18.83	15.17	Suave	53	29.0	12.7	12.62	Muy suave
9	60.11	32.20	28.54	Suave	54	52.0	17.0	20.16	Suave
10	40.07	24.91	20.47	Suave	55	66.1	34.0	30.81	Suave
11	41.07	10.33	14.60	Muy suave	56	66.1	27.9	28.26	Suave
12	75.13	14.58	24.90	Suave	57	20.0	10.9	9.60	Muy suave
13	108.1	23.09	36.74	Suave	58	8.01	3.65	3.53	Muy suave
14	40.07	17.01	17.16	Suave	59	10.0	1.22	3.01	Muy suave
15	40.07	12.15	15.12	Suave	60	17.0	3.65	5.78	Muy suave
16	9.02	15.19	8.63	Muy suave	61	8.01	4.86	4.04	Muy suave
17	21.04	11.54	10.10	Muy suave	62	40.0	0.00	10.01	Muy suave
18	13.02	17.62	10.65	Muy suave	63	40.0	0.00	10.01	Muy suave
19	30.05	24.30	17.71	Suave	64	29.0	4.25	9.04	Muy suave
20	57.10	26.12	25.24	Suave	65	20.0	17.0	12.15	Muy suave
21	14.02	6.08	6.05	Muy suave	66	27.0	3.04	8.03	Muy suave
22	9.02	6.68	5.06	Muy suave	67	12.0	3.04	4.28	Muy suave
23	14.02	4.86	5.54	Muy suave	68	28.0	7.29	10.07	Muy suave
24	8.01	5.47	4.29	Muy suave	69	21.0	4.25	7.04	Muy suave
25	901.58	2587.9	1312.3	Muy dura	70	26.0	14.5	12.63	Muy suave
26	18.03	8.51	8.08	Muy suave	71	14.02	6.08	6.05	Muy suave
27	15.03	5.47	6.05	Muy suave	72	15.03	3.65	5.28	Muy suave
28	40.07	10.94	14.61	Muy suave	73	9.02	6.68	5.06	Muy suave
29	26.05	7.29	9.57	Muy suave	74	8.01	4.86	4.04	Muy suave
30	12.02	7.90	6.32	Muy suave	75	14.02	4.86	5.54	Muy suave
31	19.03	9.72	8.84	Muy suave	76	58.10	21.26	23.45	Suave
32	16.03	9.72	8.08	Muy suave	77	8.01	17.01	9.14	Muy suave
33	10.02	10.94	7.09	Muy suave	78	16.03	14.58	10.13	Muy suave
34	15.03	10.94	8.34	Muy suave	79	30.05	9.11	11.34	Muy suave
35	25.04	9.11	10.08	Muy suave	80	28.05	4.86	9.05	Muy suave
36	21.04	11.54	10.10	Muy suave	81	20.04	7.29	8.07	Muy suave
37	27.05	9.11	10.58	Muy suave	82	22.04	4.86	7.55	Muy suave
38	13.02	5.47	5.55	Muy suave	83	24.04	13.37	11.62	Muy suave
39	11.02	5.35	5.00	Muy suave	84	39.07	12.76	15.12	Suave
40	20.04	9.84	9.14	Muy suave	85	37.06	15.80	15.90	Suave
41	23.04	1.22	6.27	Muy suave	86	38.07	14.58	15.64	Suave
42	42.07	6.08	13.06	Muy suave	87	28.05	8.51	10.58	Muy suave
43	27.05	9.11	10.58	Muy suave	88	20.04	7.90	8.32	Muy suave
44	35.06	13.37	14.37	Muy suave	89	14.02	6.68	6.31	Muy suave
45	12.02	17.01	10.14	Muy suave	90	41.07	12.76	15.62	Suave

5.4.4.2 Clasificación de las aguas en base a su alcalinidad

Tabla 38. Clasificación de aguas superficiales de la red hidrográfica Puebla-Oaxaca de acuerdo a la alcalinidad.

No.	CO ₃	HCO ₃	Alcalinidad	Clasificación	No.	CO ₃	HCO ₃	Alcalinidad	Clasificación
1	102	10	5600	Alta	46	0.8	2	140	Media
2	21	78	4950	Alta	47	0.6	2.80	170	Alta
3	17	88	5250	Alta	48	0.6	4.70	265	Alta
4	2	4	300	Alta	49	0.8	5.30	305	Alta
5	2	1.25	162.5	Alta	50	0.8	2.60	170	Alta
6	1.2	2.90	205	Alta	51	0	3	150	Alta
7	0.3	4.85	257.5	Alta	52	0.4	2.35	137.50	Media
8	0.3	1.85	107.5	Media	53	0.1	1.95	102.50	Media
9	0	5	250	Alta	54	0.4	2.55	147.50	Media
10	0.2	2.90	155	Alta	55	0.7	2.75	172.50	Alta
11	0	2	100	Media	56	0.1	2.95	152.50	Alta
12	0.4	3.41	190.5	Alta	57	0.50	0.70	60	Baja
13	0.2	3.90	205	Alta	58	0	0.40	20	Baja
14	0.2	1.90	105	Media	59	0	0.40	20	Baja
15	0.4	1.80	110	Media	60	0.20	0.50	35	Baja
16	0.3	0.94	62	Baja	61	0	0.50	25	Baja
17	0.7	0.65	67.50	Baja	62	0.1	1.55	82.50	Media
18	0	1.40	70	Baja	63	0.4	1.25	82.50	Media
19	0.6	2.05	132.50	Media	64	0.10	1.35	72.50	Baja
20	0.6	2.44	153	Media	65	0	1.60	80	Media
21	0	0.95	47.50	Baja	66	0.10	0.95	52.50	Baja
22	0	0.55	27.50	Baja	67	0	0.40	20	Baja
23	0	0.85	42.50	Baja	68	0.40	0.80	60	Baja
24	0	0.60	30	Baja	69	0	1	50	Baja
25	60	20	4000	Alta	70	0	1.20	60	Baja
26	0	0.95	47.50	Baja	71	0	0.60	30	Baja
27	0	1.20	60	Baja	72	0	0.65	32.50	Baja
28	0	2	100	Media	73	0.10	0.75	42.50	Baja
29	0	1.25	62.50	Baja	74	0	0.50	25	Baja
30	0	0.60	30	Baja	75	0	0.80	40	Baja
31	0.10	1.40	75	Media	76	0.40	2.80	160	Alta
32	0	0.90	45	Baja	77	0	0.90	45	Baja
33	0	0.95	47.50	Baja	78	0.40	0.85	62.50	Baja
34	0	1.05	52.50	Baja	79	0.10	1.55	82.50	Media
35	0	1.05	52.50	Baja	80	0	1	50	Baja
36	0	1.10	55	Baja	81	0.30	1.05	67.50	Baja
37	0	1.25	62.50	Baja	82	0	1	50	Baja
38	0	0.80	40	Baja	83	0.60	1.30	95	Media
39	0	0.55	27.50	Baja	84	0.30	1.85	107.50	Media
40	0	1.15	57.50	Baja	85	0.20	2.30	125	Media
41	0	0.60	30	Baja	86	0.30	1.85	107.50	Media
42	0	1.50	75	Media	87	0	1.40	70	Baja
43	0	1.22	61	Baja	88	0.40	0.80	60	Baja
44	0.40	1.25	82.50	Media	89	0	0.65	32.50	Baja
45	0	1.40	70	Baja	90	0	2	100	Media

En la Tabla 38, se observa la clasificación de las muestras de aguas, de acuerdo al rango de alcalinidad. Ligeramente arriba del 50 % de las muestras tienen un rango bajo de alcalinidad; el 25.55 % están clasificadas con una alcalinidad media y sólo el 21.11 % tienen un rango alto de alcalinidad. Las aguas que presentan una alcalinidad baja provienen de regiones donde el lecho rocoso está compuesto mayormente de granito y otras rocas ígneas pobres en carbonatos, generalmente se encuentran lagos y corrientes con una alcalinidad baja y una pobre capacidad amortiguadora. Otras zonas donde se encuentran lagos y corrientes con baja alcalinidad son áreas que reciben una precipitación abundante. En dichas áreas, la mayoría de los carbonatos expuestos y disponibles se han disuelto y han sido lavados a lo largo del tiempo (HACH, 2018).

5.4.4.3 Clasificación hidroquímica de las aguas en base al diagrama de Piper

En la Figura 37, se observa al diagrama de Piper, herramienta que se utilizó para clasificar las aguas de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla. De acuerdo al diagrama, de los cuatro grupos considerados, esto debido a las diferentes características que se observaron en las estaciones de muestreo, se generalizó a dos grupos ya que esta composición iónica fue dominante en la mayoría de las muestras. En estos grupos dominantes, el grupo nombrado como Flujo, esto debido a que en las estaciones de muestreo las aguas resultaron provenir de flujos o escorrentías de ríos más grandes, corresponden en su gran mayoría a aguas bicarbonatadas magnésicas–cálcicas, con una fuerte asociación al catión magnesio (Mg^{2+}), con respecto a los aniones es evidente que se asocia al carbonato y bicarbonato ($CO_3^{2-} + HCO_3^-$). El segundo grupo dominante fue el nombrado Recarga, en cual corresponde a aguas sulfatadas o cloradas sódicas con una fuerte asociación al catión sodio (Na^+), con respecto a los aniones la asociación es fuerte con los sulfatos (SO_4^{2-}) y cloruros (Cl^-).

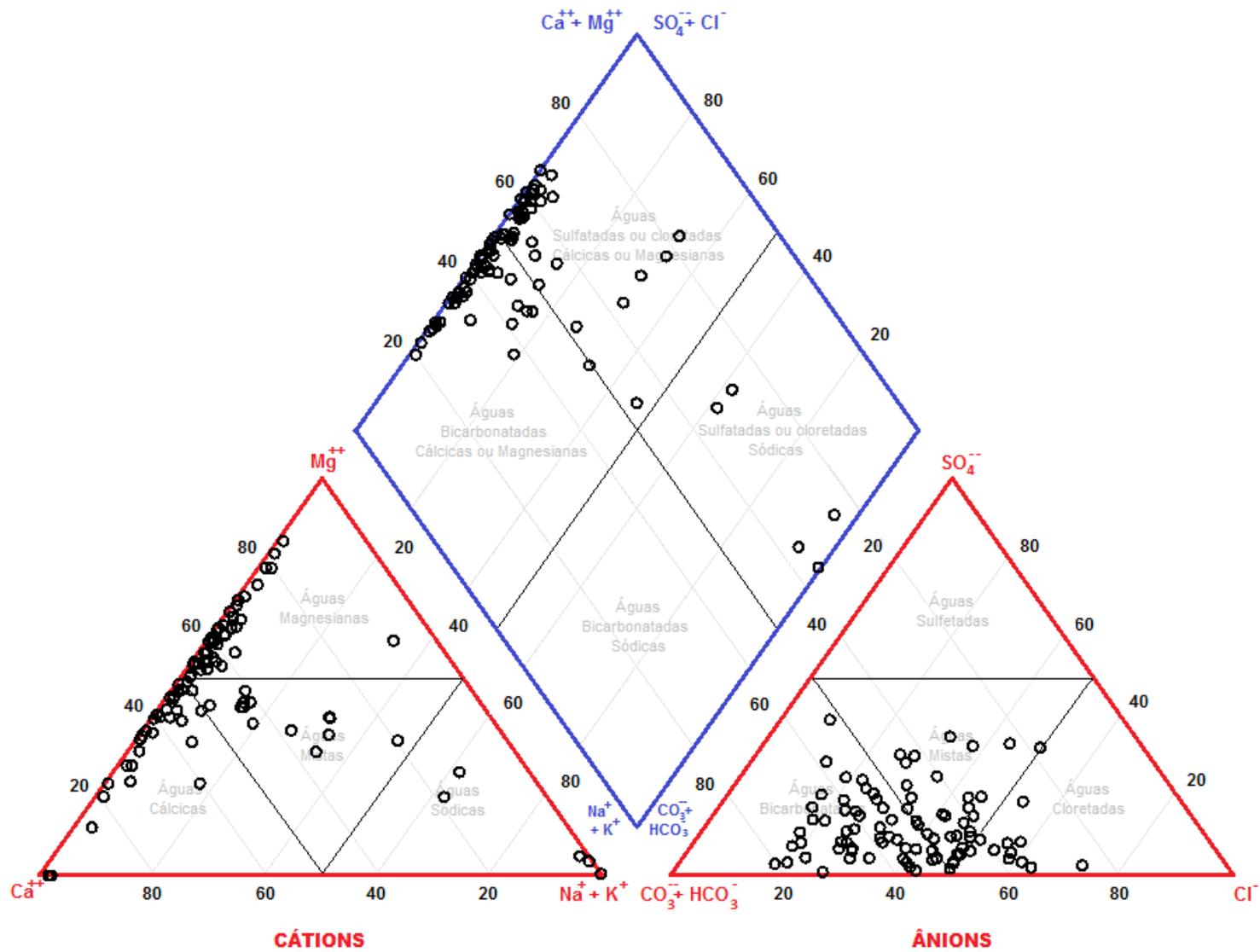


Figura 37. Diagrama de Piper obtenido de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca–Puebla.

6. CONCLUSIONES

Índice de salinidad efectiva: de acuerdo con esta clasificación el 55.55 % de las aguas superficiales obtenidas de la red hidrográfica se encuentran condicionadas. El 25.55 % del total de las muestras tiene una clasificación buena, esto significa que hay 23 sitios que cuentan con aguas superficiales aptas para riego de cultivos sin riesgos de elevar la presión osmótica en la solución del suelo.

Índice de salinidad potencial: con lo que respecta a esta clasificación, el 90 % de las muestras obtuvieron una clasificación de buena calidad; con esto podemos concluir que 81 sitios de la red hidrográfica es apta para riego de cultivos sin peligro de dañar al cultivo o al suelo.

Índice de carbonato de sodio residual: se obtuvo que el 96.66 % de las muestras de aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla son de buena calidad para el riego de cultivos y para el suelo, asegurando que los restos de carbonato de sodio no serán significativos como para deflocular el suelo, como tampoco serán nulos como para sodificarlo.

Se clasificaron las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla con respecto al RAS y sus diferentes modificaciones, las conclusiones, son las siguientes:

RAS_{original}: En la Figura 26 se presenta el diagrama donde se observa la tendencia de la RAS original con respecto a la conductividad eléctrica de las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla, estas aguas representan un riesgo medio, tanto para el suelo como para el cultivo. Las demás muestras presentan una conductividad ligeramente media, concluyendo que estas tienen cantidades significantes de sólidos solubles, pero no representan un riesgo para el riego.

RAS^o: De acuerdo con el diagrama presentado en la Figura 27, se recomienda que estas aguas solo se utilicen en suelos con buen drenaje, los cultivos deben ser especies vegetales muy tolerantes a sales. Las muestras restantes en su mayoría presentan una clasificación baja y media en ambos parámetros permitiendo su uso en la agricultura sin correr riesgo de dañar el suelo o el cultivo, tomando en cuenta que aunque no presentan un riesgo inmediato, con el tiempo podrían necesitar enmiendas para recuperar o mejorar el suelo.

RAS_{ajustado}: En la Figura 28, se puede observar que hay muestras con un alto nivel de conductividad eléctrica y RAS_{ajustado}, la clasificación del manual (Richards, 1973) menciona que en el caso de estas aguas no se debe utilizar en suelos sin drenaje, al igual que deberán seleccionarse especies vegetales tolerantes a las sales. Con respecto al RAS_{ajustado}, este puede producir problemas de sodicidad en la mayoría de los suelos, deberán aplicar enmiendas para mejorarlo, como lavados, aplicación de materia orgánica y yeso. Con lo que respecta a las muestras restantes, también tuvieron una clasificación baja y media en ambos parámetros.

7. RECOMENDACIONES

En general, las aguas superficiales de la red hidrográfica Oaxaca-Puebla se encuentran en buen estado con respecto a las clasificaciones antes mencionadas, las únicas muestras de aguas superficiales que resultaron con una clasificación alta en la mayoría de los índices son aquellas que fueron obtenidas en la salinera Zapotitlán, Puebla y el mar Zicatela, Oaxaca. Estas muestras podrían tomarse como referencia de un contenido alto en sales y de la RAS.

Las aguas superficiales que se tomaron en cuenta para esta investigación son aguas que se encuentran en constante movimiento, por lo que su contenidos en sales varía y suele ser baja, en el transcurso del viaje de estudio se observó cual era el aspecto circundante de estos sitios y la mayoría eran lugares con una vegetación notable, como se mencionó, la mayoría fueron ríos.

El único aspecto que podría merecer preocupación son los desechos urbanos, pues en varias ocasiones se observó que a la orilla de los ríos se encuentran ubicados los basureros de las poblaciones, sino es el caso del basurero es el drenaje; en algunos casos, solo fueron dos, se pudo observar que la gente aún conserva la costumbre de lavar la ropa en el río, esto incrementando la concentración de sales. Aún con estas situaciones no se presentaron aguas con una clasificación preocupante que pudiera dañar el suelo y/o los cultivos.

8. BIBLIOGRAFÍA

Aceves N.E. 1979. *El ensalitramiento de los suelos bajo riego*. Biblioteca Básica de Agricultura, 2da Edición, 2011, p. 205.

Aceves N.E., y Palacios V. O. 1979. *Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola*. Colegio de Postgraduados. Chapingo.

ANAES. Asociación Nacional de Empresas de Agua y Saneamiento de México. 2018. *Proceso Regional de las Américas, Documento México*. P. 91.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 1992.

Ayers R.S. y Westcot D.W. 1985. *Water quality for agriculture*. FAO. Irrigation and Drainage Paper 29. Rev. 1, Roma (Italia). P. 174.

Carrera-Villacrés D.V., Crisanto-Perrazo T., Ortega-Escobar H.M., Ramírez-García J., Espinosa-Victoria D., Ramírez-Ayala C., Ruíz-Vera V., Velázquez-Machuca M. y Sánchez-Bernal E.I. 2015. *Salinidad cuantitativa y cualitativa del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde, México*. Tecnología y Ciencias del Agua. V. 6. Núm. 2, p. 69-83.

Coras Merino, P. 1996. *Calidad química del agua para el riego*. Universidad Autónoma Chapingo, México: AUCH. Departamento de Fitotecnia.

Cortés-Jiménez J.M., Troyo-Diéquez E., Murillo-Amador B., García-Hernández J.L., Garatuza-Payán J. y Sang Suh Lee. 2009. *Índices de calidad del agua del acuífero del Valle del Yaqui, Sonora*. Terra Latinoamericana. Vol. 27. Núm. 2, p. 133-141.

De Miguel-Fernández C. y Vázquez-Taset Y.M. 2006. *Origen de los nitratos (NO₃) y nitritos (NO₂) y su influencia en la potabilidad de las aguas subterráneas*. Minería y Geología. V. 22. Núm.3, p. 1-9.

De Prada F.I. y De Luis-García J.L. 2005. *Sodio y Magnesio: dos vecinos en el sistema periódico*. Anales de la Real Sociedad Española de Química. Segunda edición, p. 62-68.

García A.O. 2012. *Criterios modernos para evaluación de la calidad del agua para riego*. IAH. V.6, p. 27-36.

Ibarrarán M.E., A. Mendoza, C. Pastrana, E.J. Manzanilla. 2017. *Determinantes socioeconómicos de la calidad del agua superficial en México*. Región y Sociedad. No.69. p. 89-125.

Jordán-López A. 2006. *Manual de Edafología*. Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola de la Universidad de Sevilla. P. 143.

Mancilla-Villa, O.R., Bautista-Olivas, A.L., Ortega-Escobar, H.M., Ramírez-Ayala, C., Reyes-Ortigoza, A.L., Flores-Magdaleno, H., González-Eguiarte, D.R., y Guevara-Gutiérrez, R.D. 2014. *Contenido de boro en el agua superficial de Puebla, Tlaxcala y Veracruz*. Tecnología y Ciencias del Agua. V.5(5), p.97-109.

Martínez-Lievana C., Huante-González Y., Santiago-Morales I., Sandoval-Orozco G., Estrada-Vázquez C. y Madrid-González J. 2013. *Diagnóstico de la calidad de agua de los pozos de Puerto Ángel, San Pedro Pochutla, Oaxaca*. Ciencia y Mar. V.18(50), p. 11-18.

Medina-Valdovinos E.K; O.R. Mancilla-Villa; M. Michel-Larios; R.D. Guevara-Gutiérrez; J.L. Olgún-López y O.A. Barreto-García. 2016. *Calidad de aguas para riego y suelos agrícolas en Tuxcacuesco, Jalisco*. IDESIA. V.34. Núm. 6 p. 51-59.

Múñoz I.H. y Miranda N.O. 1985. *Manejo de suelo y velocidad de infiltración del agua de riego en un parronal cv. Sultanina*. IPA La Platina. Núm. 29, p. 23-25.

Ortega-Sastriques F. y Orellana-Gallego R. 2007. *El riego con aguas de mala calidad en la agricultura urbana. Aspectos a considerar. I. Aguas salinas o alcalinas*. Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias. V. 16. Núm. 1, p. 41-44.

Ortíz-Maldonado G., Morábito J., Rearte E. y Mastrantonio L. 2005. *Salinidad del agua freática en el área regada del río Mendoza*. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. V.37. Núm. 2, p. 51-64.

Osicka R.M. y Giménez M.C. 2004. *Determinación del contenido de Sodio y Potasio en aguas naturales subterráneas por fotometría de llama*. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas.

Pizarro F. 1985. *Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos*. 2da. Edición. Editorial Agrícola Española. Madrid, España.

Quero-Gutiérrez E. 2009. *Nutrición con Silicio y sus aplicaciones a cultivos a cielo abierto y en agricultura protegida: un pequeño recorrido por la naturaleza*. Simposio Internacional de Nutrición Vegetal: Guadalajara, Jal.

Raya-Pérez J.C. y Aguirre-Mancilla C.L. 2012. *El papel del Silicio en los Organismos y Ecosistemas*. Ciencia y Tecnología. Núm. 43, p. 42-46.

Ramírez-Ortega A. & San José-Arango C. 2010. *El sodio en la naturaleza*. Anales de la Real Academia de Doctores de España. V.14, 2010, p.213-223.

Richards L.A. 1973. *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*. 6ta edición. Editorial LIMUSA, México.

Rodríguez M.I., Granero M., Bustamante M.A., Avena M., Bonfanti E., Busso F. y Girbal A. 2002. *Análisis de la composición iónica de las aguas del embalse San Roque, Córdoba*. XIX Congreso Nacional del Agua, Villa Carlos Paz, Córdoba, Argentina.

Rosales-Hoz L. 1994. *La química del mar*. Profesores al día. Educación química. V. 6(1), p. 44-48.

Rosales-Cristerna F.M; E.D. Gutiérrez-López y J.A. Rojas-García. 2016. *Calidad de cuerpos de agua en México y acciones para su control*. CONAGUA, p.14.

Sánchez-Bernal E.I., Sandoval-Orozco G., Camacho-Escobar M.A., Valdez-Martínez F., Rodríguez-León A. y Ortega-Escobar H.M. 2014. *Calidad hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México*. Revista Internacional de Ciencia y Sociedad. Vol. 1. Núm. 2, p. 27-41.

Sánchez-Sánchez J.A; T. Álvarez-Legorreta; J.G. Pacheco-Ávila; R.A. González-Herrera y L. Carrillo-Briebiezca. 2015. *Caracterización hidrogeoquímica de las aguas subterráneas del sur del Estado de Quintana Roo, México*. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas. V.32, núm. 1, 2015, p. 62-76.

SEMARNAT. Estado de Oaxaca. 2018. *Programa de Acciones y Proyectos para la Sustentabilidad Hídrica, visión 2030*. P. 141.

Soriano-Hernández X.Y; V.A. Velasco-Velasco; J. Ruíz-Luna; P.U. Caballero-Gutiérrez; E. Ramírez-Santiago y J.R. Enríquez del-Valle. 2017. *Análisis de nitrógeno, sólidos suspendidos y disueltos totales en el río Atoyac, Oaxaca*. Revista Mexicana de Agroecosistemas. V.4(2): 152-163.

Tarbutck E.J., Lutgens F.K. y Tasa D. 2013. *Ciencias de la Tierra. Una introducción a la geología física*. 10ma edición. Pearson Educación, S.A. Madrid. P. 880.

Valverde, J.C. 1998. *Riego y Drenaje*. Segunda reimpresión: Editorial Universidad Estatal a Distancia, San José, Costa Rica, 2007.

White W.M. IMWA. International Mine Water Association. 1997. *Geochemistry*. Traducción de Alonso-Matilla L.A. 2003. P. 726.

WWAP. Programa Mundial de las Naciones Unidas de Evaluación de los Recursos Hídricos/ONU-Agua. 2018. *Soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua*. París, UNESCO.