

Hidroquímica y calidad del agua para riego de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas, México Hydrochemistry and water quality for irrigation of RH 21 and 23 costa de Oaxaca and costa de Chiapas, México

Adriana Camacho-Ballesteros¹ , Héctor Manuel Ortega-Escobar^{1*} ,
Edgar Iván Sánchez-Bernal² , Héctor Flores-Magdaleno¹ , Abdul Khalil Gardezi¹ ,
Isabel Mendoza-Saldivar³ , Teobaldis Mercado-Fernández⁴ y Juan Uriel Avelar-Roblero⁵

¹ Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Postgrado de Hidrociencias. Carretera Federal México-Texcoco km 36.5, Montecillo. 56230 Texcoco, Estado de México, México.

* Autor para correspondencia (manueloe@colpos.mx)

² Universidad del Mar. Departamento de Ecología. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel. 70902 Pochutla, Oaxaca, México.

³ Instituto Tecnológico Superior del Oriente del Estado de Hidalgo (ITESA). Carretera Apan-Tepeapulco, Las Peñitas. 43900 Apan, Hidalgo, México.

⁴ Universidad de Córdoba. Facultad de Ciencias Agrícolas. Departamento de ingeniería Agronómica. Carrera No. 76-103, Bloque 41. 230002 Montería, Córdoba, Colombia.

⁵ Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales. Carretera México-Texcoco km. 38.5, Chapingo. 56230 Texcoco, Estado de México, México.

Editora de Sección: Dra. Verónica Ortega Baranda

RESUMEN

La región hidrológica 21 costa de Oaxaca, presenta una activa dinámica turística, en ella se genera un ingreso económico importante y es considerada la cuarta región socioeconómica más importante del estado de Oaxaca. De igual manera, la Región Hidrológica 23 costa de Chiapas, tiene una economía regida por las actividades del sector terciario, está comprendida por las regiones socioeconómicas Istmo-Costa y Soconusco, ésta última es la principal región que aporta al producto interno bruto del estado de Chiapas. Cabe señalar, que dicho crecimiento socioeconómico ha exigido una mayor demanda del recurso agua, que ha ocasionado la contaminación del mismo. El deterioro de los recursos hídricos de la zona tiene su origen en la descarga de aguas residuales, de desechos sólidos y de agroquímicos a los cauces naturales. Con la finalidad de valorar el estado de los recursos hídricos de las regiones hidrológicas 21 y 23, se establecieron 31 sitios de muestreo en la primavera de 2021 distribuidos en las corrientes principales. En cada muestra se analizaron las propiedades químicas: pH, conductividad eléctrica (CE), aniones y cationes principales (CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+), sólidos totales disueltos (STD), porcentaje de sodio (%Na), relación de adsorción de sodio (RAS), carbonato de sodio residual (CSR) e índice de permeabilidad (IP), así como una evaluación hidroquímica. Las aguas de las regiones hidrológicas 21 y 23 presentan como facie dominante la bicarbonatada cálcico-magnésica, cuyo posible origen es consecuencia del proceso de dilución del material geológico (interacción agua-roca) con concentraciones bajas y medias. Con respecto a la salinidad el 45.16% son aguas de salinidad baja y el 93.55% de los sitios tiene baja sodicidad, por lo tanto, se consideran recomendables para el riego con restricciones moderadas.



Cita recomendada:

Camacho-Ballesteros, A., Ortega-Escobar, H. M., Sánchez-Bernal, E. I., Flores-Magdaleno, H., Khalil-Gardezi, A., Mendoza-Saldivar, I., ... Avelar-Roblero, J. U. (2023). Hidroquímica y calidad del agua para riego de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas, México. *Terra Latinoamericana*, 41, 1-19. e1600. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1600>

Recibido: 4 de junio de 2022.
Aceptado: 26 de diciembre de 2022.
Artículo. Volumen 41.
Abril de 2023.

Palabras clave: facie, índice de permeabilidad, índice de saturación, salinidad, sodicidad.

SUMMARY

The hydrological region 21 coast of Oaxaca has an active tourist dynamic, it generates significant economic income, and it is considered the fourth most important socioeconomic region in the state of Oaxaca. Similarly, hydrological region 23 coast of Chiapas, has an economy governed by tertiary sector activities and is comprised of the Istmo-Costa and Soconusco socioeconomic regions, the latter is the main region that

contributes to the gross domestic product of the state of Chiapas. It should be noted that this socioeconomic growth has required a greater demand for water resources, which has led to water pollution. The deterioration of the area's water resources is caused by the discharge of wastewater, solid waste and agrochemicals into natural waterways. In order to assess the state of the water resources of hydrological regions 21 and 23, 31 sampling sites were established in the spring of 2021 distributed in the main streams. Each sample was analyzed for chemical properties: pH, electrical conductivity (EC), major anions and cations (CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ and K^+), total dissolved solids (TDS), percentage of sodium (%Na), adsorption ratio of sodium (RAS), residual sodium carbonate (RSC), permeability index (PI), as well as a hydrochemical evaluation. The waters of the hydrological regions 21 and 23 present as dominant facies the calcium-magnesium bicarbonate, whose possible origin is a consequence of the dilution process of the geological material (water-rock interaction) with low and medium concentrations. With respect to salinity, 45.16% are low salinity waters and 93.55% of the sites have low sodium, therefore, they are considered recommended for irrigation with moderate restrictions.

Indexwords: *facie, permeability index, saturation index, salinity, sodicity.*

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, el crecimiento poblacional debido a la migración a las zonas urbanas y la industrialización han provocado un incremento en la demanda de agua, así como una mayor exigencia en la producción de alimentos para abastecer a la población. Actualmente, la agricultura representa del 70 al 95% de todas las extracciones de agua en los países en desarrollo, no obstante, el mal manejo de las aguas de drenaje (sedimentos, plaguicidas, abonos y fertilizantes) sin ningún tratamiento previo, a través de los procesos de escorrentía y percolación en cauces naturales, han deteriorado la calidad del recurso hídrico (Ongley, 1997).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) señala que la calidad de vida de una población depende de la calidad del agua que posee; en particular, la Organización de las Naciones Unidas (ONU) evalúa el estado del recurso hídrico de México como crítico (Benez, Kauffer y Álvarez, 2010) ya que presenta una diversidad de contrastes en lo que respecta a su calidad, cantidad y disponibilidad; originado primordialmente por el uso descontrolado del recurso y la contaminación por la descarga de desechos de actividades humanas. En México la descarga de aguas residuales en los cauces naturales es de 15.83 miles de $\text{hm}^3 \text{ año}^{-1}$ ($501.97 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) de los cuales solo el 43.08% recibe algún tipo de tratamiento (CONAGUA, 2020).

En consecuencia, Escalona-Pazo y Marreto-Clemente (2013) indican que la composición química del agua depende de la interacción litológica (contacto agua-roca), la topografía, el relieve, el régimen de precipitación, la temperatura, los procesos de meteorización además de los efectos de las actividades antropogénicas. La evaluación de la calidad del agua está en función del uso que se le asigna y ésta puede variar según el tipo, proporción y cantidad de sales disueltas.

La calidad del agua con fines de riego agrícola se evalúa a partir del análisis de su propiedades físicas y químicas, es decir, se estudia la importancia de las concentraciones de CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ (Mancilla-Villa et al., 2021; Cantu-Medina, Ventura, Heyer y Guevara, 2018), al igual que la concentración de pH, sólidos totales disueltos (STD) y conductividad eléctrica (CE) que pueden llegar a afectar al recurso suelo y al crecimiento y desarrollo de los cultivos a largo plazo. En resumen, la aptitud de una fuente de agua para uso agrícola contempla la evaluación de tres criterios: la salinidad de agua, es decir, el efecto de la adición de sales en los suelos y que puede alterar la absorción del agua por las plantas; en segundo lugar, la sodicidad, que considera el efecto del ión sodio en la pérdida de

la estructura del suelo y por último la toxicidad por iones específicos que pueden ocasionar daños fisiológicos y pérdidas totales o parciales de rendimiento en los cultivos.

Las regiones hidrológicas 21 y 23 (RH 21 y RH 23) costa de Chiapas y costa de Oaxaca respectivamente, han sido fuertemente impactadas por la actividad humana, esto derivado del incremento en las actividades primarias y terciarias de turismo, agricultura, pesca y ganadería extensiva, así como el establecimiento de asentamientos rurales en las riberas de los ríos, los cuales no cuentan con una cobertura eficiente de sistemas de drenaje; estos acontecimientos han provocado una mayor descarga de aguas residuales, desechos sólidos y agroquímicos a los cauces naturales, al igual que procesos de deforestación y erosión acelerada (Tovilla-Hernández, Román, Simuta y Linares, 2004; Sánchez-Bernal *et al.*, 2014; Faviel-Cortez, Infante y Molina, 2019). Por consiguiente, la calidad del agua en la zona se ve alterada de manera negativa y ha limitado el desarrollo y bienestar social. Cabe señalar que a nivel nacional Oaxaca, Guerrero y Chiapas son los estados con menor cobertura de sistemas de drenaje y saneamiento (INEGI, 2020). De igual manera, el Consejo Nacional de Población (CONAPO) señala que estos estados son el segundo y tercero con mayor grado de marginación y, el Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (CONEVAL) en su medición de la pobreza y carencias sociales del país indican que Oaxaca y Chiapas presentan un alta grado de pobreza (61.7 y 75.5%, respectivamente), así como un deficiente abastecimiento de servicios básicos de vivienda (55.8 y 53.7%) (CONAPO, 2020; CONEVAL, 2020).

Aunado a la problemática, los estudios sobre el estado de los recursos hídricos en dichas regiones hidrológicas en lo concerniente a su calidad con fines agrícolas son escasos (Graniel y Carrillo, 2006; Sánchez-Bernal *et al.*, 2014; Santacruz, Ramos, Moran, López y Santacruz, 2017; Sánchez-Bernal, Ortega, Can, Galicia y Camacho, 2019; Camacho-Ballesteros, Ortega, Sánchez y Can, 2020). En este sentido, el principal objetivo del presente trabajo es evaluar la calidad de las aguas superficiales de las RH 21 y RH 23 con fines de uso agrícola y tener con ello un precedente de su situación actual para así proporcionar recomendaciones para su uso que eviten a futuro problemas de salinidad y sodicidad en los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Área de Estudio

La región hidrológica 21 (RH 21) Costa de Oaxaca está situada al sureste de la república mexicana, en la región socioeconómica denominada costa en el estado de Oaxaca, en las coordenadas geográficas extremas 15° 57' 52" y 16° 10' 13" N y 97° 30' 41" y 95° 9' 13" O, cubre una superficie de 10 514 km² (10.94% de la superficie estatal) y está integrada por 19 cuencas; presenta una variación altitudinal de 0 a 3800 m, cuenta con una variedad de climas en donde el más dominante es el cálido subhúmedo con lluvias en verano y una temperatura media anual mayor de 22 °C. En lo que respecta a sus colindancias, limita al norte con la región hidrológica 20 costa Chica-Río Verde y la región hidrológica 22 Tehuantepec y al sur con el océano Pacífico; su precipitación normal anual es de 951 mm con un escurrimiento natural medio superficial de 2539 hm³ año⁻¹ (CONAGUA, 2021; INEGI, 2017b).

La región hidrológica 23 (RH 23) costa de Chiapas está ubicada en el sureste del estado de Chiapas y Oaxaca, en las regiones socioeconómicas costa de Oaxaca, Istmo-Costa y Soconusco de Chiapas entre las coordenadas extremas 16° 11' 10" a 14° 32' 8" N y 94° 30' 36" a 92° 13' 17" O, abarca una superficie de 12 293 km² (14.97 y 1.27% de la superficie estatal, respectivamente) y está compuesta por 25 cuencas; tiene una variabilidad altitudinal de 0 a 2900 m y en ella se presentan 5 tipos de climas característicos, siendo el que prima el cálido subhúmedo con lluvias

en verano. Colinda al norte con la región hidrológica 30 Grijalva-Usumacinta, al sur con el océano Pacífico, al este con Guatemala y al oeste con la región hidrológica 22 Tehuantepec; su precipitación normal anual es de 2220 mm con un escurrimiento natural medio superficial de 14 098 hm³ año⁻¹ (CONAGUA, 2021; INEGI, 2017a) (Figura 1).

La zona de estudio se encuentra conformada por suelos Cambisoles, Regosoles, Litosoles, Acrisoles y Phaeozems, principalmente (CONAGUA, 2014a; CONAGUA, 2014b); con una textura media a gruesa, los cuales presentan una permeabilidad media en las partes altas y conforme baja la altitud estos tienden a aumentar su permeabilidad hasta llegar a la llanura costera. La procedencia de estos suelos se debe a la presencia de rocas ígneas intrusivas ácidas (granito, granodiorita, diorita, etc.), calizas y gneis. En el estudio se realizó un muestreo aleatorio de aguas superficiales, estableciéndose 31 estaciones de muestreo: 12 ubicados en la RH 21 costa de Oaxaca y 19 ubicados en la RH 23 costa de Chiapas (Figura 1).

Muestreo y Métodos de Análisis Físicoquímicos del Agua

En el mes de mayo de 2021, se realizó un muestreo aleatorio de aguas en las RH 21 y RH 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas, con la finalidad de diagnosticar su calidad química. Se seleccionaron 31 puntos de muestreo que incluyen 29 muestras de afluentes y aguas de ríos principales, una laguna y una muestra ubicada en la barra costera. En cada punto de muestreo se colectaron tres muestras. Dichos sitios se seleccionaron por su importancia en las regiones y se georreferenciaron a través de un sistema de posicionamiento global. Entre los sitios más destacados, se encuentran los localizados en los ríos: Salado, Grande, Colotepec, Copalita, Tonameca, Suchiate, Huehuetán, Huixtla, Coatán, Cahoacán, Pijijiapan y Zanatenco (Figura 1).

El muestreo se efectuó de acuerdo con la norma NMX-AA-0034-SCFI-2015 (SE, 2015) y para la recolección de las muestras se dispusieron envases de polipropileno con capacidad de 500 mL previamente lavados con agua destilada. Consecutivamente, las muestras fueron trasladadas al laboratorio de ciencias ambientales del Colegio de Postgraduados en donde se les determinó el pH a partir

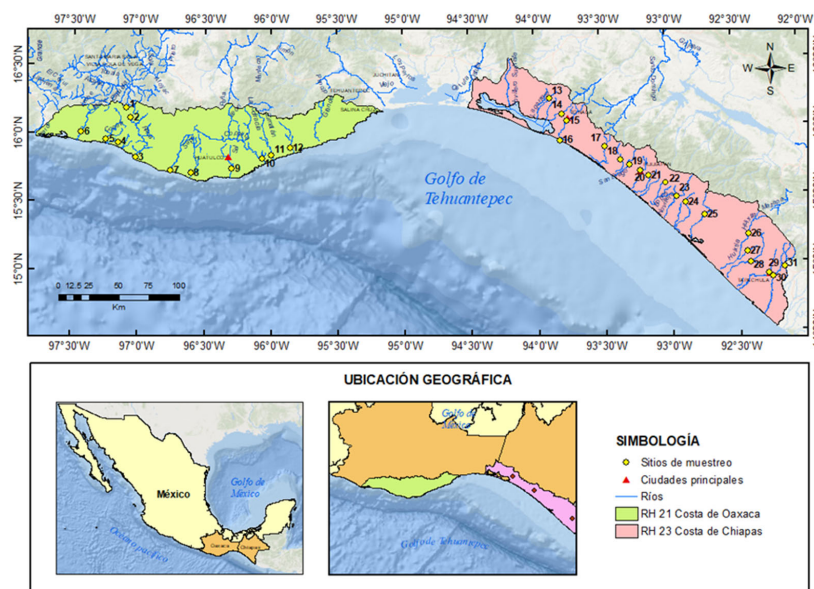


Figura 1. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo en las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas, México.
Figure 1. Geographic location of the sampling stations in the RH 21 and 23 Oaxaca coast and Chiapas coast, Mexico.

de un potenciómetro, la conductividad eléctrica (CE) en unidades de $\mu\text{S cm}^{-1}$ a través de un conductímetro. También, se cuantificó la concentración de cationes y aniones principales: Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} así como los sólidos totales disueltos (STD), a partir de los métodos estandarizados de la American Public Health Association (APHA) identificados con los números: 2320 B, 4500-Cl⁻ B, 3500 Ca B, 3500-Na y K B, 4500-SO₄ E y 2540 D y E (APHA, 1998).

La calidad de los resultados analíticos en lo que respecta a la concentración de iones principales se comprobó mediante el cálculo del error de balance iónico, el cual fue $< \pm 2\%$ (APHA, 1998).

Análisis Estadístico

Con los resultados del análisis fisicoquímico de los sitios de muestreo, se realizó el análisis estadístico a cada una de las variables, el cual estuvo integrado por: estadística descriptiva univariada (máximo, mínimo, media, mediana, desviación estándar, amplitud, coeficiente de variación (CV) y cuartiles), prueba de normalidad con el método de Shapiro-Wilk, así como la relación entre algunas variables a través del coeficiente de correlación y la regresión lineal simple (Montgomery y Runger, 2003). Los análisis se realizaron con el software R^{*} versión 4.1.0 (R Core Team, 2021).

Evaluación Hidroquímica

De acuerdo con Sánchez-Sánchez, Álvarez, Pacheco, González y Carrillo (2015) los estudios hidroquímicos e hidrogeoquímicos permiten dilucidar la distribución y origen de un agua al resumir el efecto de factores como la mineralogía de las rocas, el clima, la topografía, la composición de la precipitación y la presión antrópica sobre su evolución geoquímica. Estos factores se combinan para crear diversos tipos de agua que cambian espacial y temporalmente.

Para establecer las características hidroquímicas de las aguas de las redes hidrológicas 21 y 23, se integraron los resultados de los análisis fisicoquímicos a los diagramas de Piper y Gibbs (Piper, 1944; Gibbs, 1970) y se calculó el índice de saturación (IS) para los principales minerales presentes en el sistema mediante el software PHREEQC de la U.S. Geological Survey (Parkhurst y Appelo, 1999).

Parámetros de Calidad de Agua

Balance de cationes-aniones. Las aguas naturales están compuestas por una amplia variedad de sustancias y especies químicas (orgánicas e inorgánicas), las cuales se encuentran en suspensión, solución o dispersión coloidal. Esta composición es producto de procesos como la disolución y meteorización de materiales de la corteza terrestre, así como de la descomposición de materia orgánica disuelta (Orozco, Pérez, González, Rodríguez y Alfayate, 2011). En el caso de las aguas superficiales los iones que se presentan en mayor abundancia son los cationes: Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ y Fe^{2+} y los aniones: HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^- , F^- , NO_3^- (Hanson, Grattan y Fulton, 2006). La distribución de los cationes y aniones principales de los sitios de muestreo se realizó por medio de un diagrama de dispersión.

Criterio de salinidad. Conforme a Pizarro (1985), el criterio de salinidad diagnostica el peligro que puede llegar a ocasionar un agua con una alta concentración de sales en el efecto osmótico o en el rendimiento de los cultivos. Para estimar la salinidad de las aguas con fines de riego se utilizan la CE.

La CE del agua está relacionada con la concentración de las sales en disolución, cuya disociación genera iones capaces de transportar la corriente eléctrica (Solís-Castro, Zúñiga y Mora, 2018). Richards (1974) clasifica a las aguas de riego en cuatro grupos: aguas de baja salinidad (C1: $< 250 \mu\text{S cm}^{-1}$), aguas de salinidad media (C2: $250-750 \mu\text{S cm}^{-1}$), aguas altamente salinas (C3: $750-2250 \mu\text{S cm}^{-1}$) y muy altamente salinas (C4: $> 2250 \mu\text{S cm}^{-1}$).

Criterio de sodicidad. La sodicidad se presenta en el suelo cuando se utilizan aguas de mala calidad, las cuales elevan la proporción del sodio en el complejo de intercambio. Carrillo-Martínez, Álvarez, Aguilar, Can y Pinedo (2021) plantean que un alto contenido del ión sodio en las aguas de riego puede propiciar el desplazamiento de los iones de calcio y magnesio del complejo de intercambio, o en su caso coadyuvar la precipitación de bicarbonatos de calcio y magnesio induciendo la defloculación de las partículas del suelo, así como la compactación, encostramiento y decremento en la tasa de infiltración. Los parámetros más importantes para evaluar la sodicidad de un agua con fines de riego son: la relación de adsorción de sodio (RAS), el porcentaje de sodio (%Na), el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), el carbonato de sodio residual (CSR) y el índice de permeabilidad (IP).

La relación de adsorción de sodio (RAS) es el indicador más conocido para evaluar el impacto del sodio intercambiable sobre las condiciones físicas del suelo; infiere el efecto del sodio del agua de riego que pasará a formar parte del suelo (Mancilla-Villa *et al.*, 2021). En función de la RAS, Richards (1974) cataloga al agua de riego en cuatro grupos: agua baja en sodio (S1: $RAS < 10$), agua con concentración media en sodio (S2: $10 < RAS < 18$), agua alta en sodio (S3: $18 < RAS < 26$) y agua muy alta en sodio (S4: $RAS > 26$). La RAS en sus diferentes formulaciones, se calcula mediante las siguientes ecuaciones:

1. Relación de adsorción de sodio original, RAS_{or} (Gapon, 1933):

$$RAS_{or} = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (1)$$

Esta formulación usa las concentraciones originales de los iones sin considerar las variaciones por precipitación o disolución del calcio en el suelo.

2. Relación de adsorción de sodio ajustado, RAS_{aj} (Bower, Wilcox, Akin y Keyes, 1965):

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

$$pH_c = (pk'_2 - pk'_c) + pCa + pAlk \quad (3)$$

Toma en cuenta la precipitación y disolución del $CaCO_3$.

3. Relación de adsorción de sodio corregido, RAS_{corr} (Suarez, 1981):

$$RAS_{corr} = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^o + Mg^{2+}}{2}}} \quad (4)$$

Esta expresión corrige el valor de la concentración de calcio y adiciona el efecto del dióxido de carbono del ambiente en los espesores superiores del suelo.

En las ecuaciones anteriores las concentraciones de los cationes solubles se expresan en $mmol_c L^{-1}$. Donde pH_c : pH teórico del agua en equilibrio con el $CaCO_3$; pk'_2 : logaritmo negativo de la segunda constante de disociación del ácido carbónico (H_2CO_3) corregido por fuerza iónica; pk'_c : producto de solubilidad del $CaCO_3$, corregido por fuerza iónica; pCa : logaritmo negativo de la concentración molar de Ca; $p(Alk)$: logaritmo negativo de la concentración equivalente de la base titulable de CO_3 y HCO_3 y Ca^o : concentración corregida de calcio en el agua en unidades de $mmol_c L^{-1}$ (milimol de carga por litro).

El porcentaje de sodio (%Na) es la relación que existe entre la concentración del ión sodio y la concentración catiónica total del agua (Wilcox, 1955). Un valor alto indica un agua blanda y un valor bajo advierte un agua dura. Se estima con la siguiente expresión:

$$\%Na = \left(\frac{Na^+}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+} \right) * 100 \quad (5)$$

Criterio de clasificación: <20 excelente, 20-40 buena, 40-60 permisible, 60-80 dudosa y > 80 es inadecuada.

Finalmente, con la combinación de los índices anteriores (RAS, %Na y CE) se procedió a realizar la clasificación de calidad de las aguas de las redes hidrológicas 21 y 23. El agua se clasifica considerando los efectos combinados de salinidad y contenido de sodio con base a los diagramas propuestos por Richards (1974) y Wilcox (1955). El carbonato de sodio residual (CSR) es un indicador que permite evaluar el efecto de los carbonatos y bicarbonatos contenidos en el agua; este se define como el residuo del carbonato que se puede llegar a combinar con el sodio cuando precipitan en forma de carbonatos el Ca^{2+} y el Mg^{2+} , ocasionado por la evaporación y la absorción de los cultivos (González-Acevedo, Padilla Ramos, 2016). El criterio de clasificación fue desarrollado por Eaton (1950), el cual señala que valores de CSR > 2.50 mmol_c L⁻¹ indican que el recurso hídrico no es apto para usarse para el riego; valores en un rango de 1.25-2.50 mmol_c L⁻¹ se consideran como aguas marginales y finalmente aguas con un CSR < 1.25 mmol_c L⁻¹ son idóneas para emplearse en el riego. Se calcula con la siguiente ecuación:

$$CSR \text{ (mmol}_c\text{L}^{-1}\text{)} = (CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad (6)$$

El índice de permeabilidad (IP) revela la susceptibilidad del suelo a la pérdida de permeabilidad con respecto a la calidad del agua, teniendo en cuenta los iones disueltos que pueden precipitar fácilmente (expresado en porcentaje). Doneen (1964) categorizó el agua de riego en tres grupos: Clase I (100% de permeabilidad máxima, apropiada para riego), Clase II (75% de permeabilidad máxima, ligeramente apropiada) y Clase III (25 % de permeabilidad máxima, inadecuado para el riego) y se estima con la siguiente expresión:

$$IP = \left(\frac{Na + \sqrt{HCO_3}}{Ca + Mg + Na} \right) * 100 \quad (7)$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación hidroquímica. *Diagrama de Piper:* Las redes hidrológicas 21 y 23 por su origen geoquímico presentan tres tipos predominantes de facies hidroquímicas: 1. Bicarbonatadas cálcicas-magnésicas (93.54%), 2. Bicarbonatadas sódicas (3.23%) y 3. Cloruradas sódicas (3.23%), según la dominancia iónica que se ilustra en la Figura 2.

Appelo y Postma (2005) plantean que la concentración iónica de las aguas superficiales, en condiciones naturales, depende primordialmente de la composición mineralógica de las rocas por donde fluye. En el caso de la RH 21 costa de Oaxaca, ésta se encuentra ubicada sobre los complejos Oaxaca y Xolapa los cuales están constituidos por gneises migmáticas y esquistos de biotita con metamorfismo de facies anfibolita, así como gneises bandeados y metamorizados de facies que varían de granulita a transición granulita anfibolita. Por lo que se refiere a la RH 23 costa de Chiapas, ésta se localiza en el complejo denominado macizo de Chiapas, el cual

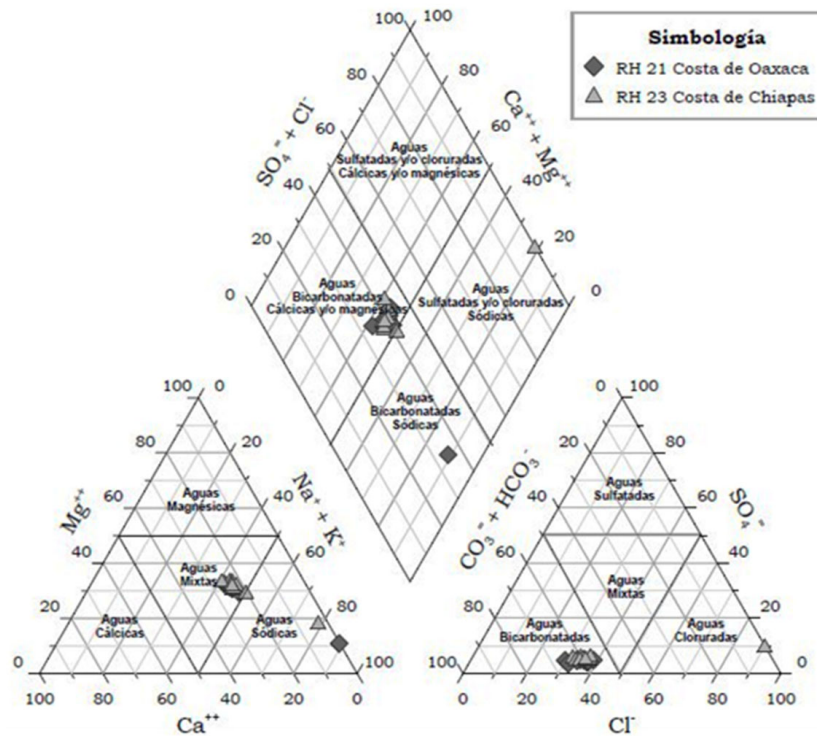


Figura 2. Hidroquímica de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas a través del diagrama de piper.

Figure 2. Hydrochemistry of RH 21 and 23 Oaxaca coast and Chiapas coast through piper diagram.

presenta una composición de rocas ígneas y metamórficas con predominancia de rocas graníticas, granodioritas, tonalitas, andesitas, basaltos, ortogneis y paragneis. En consecuencia, dicha constitución geológica confiere al recurso hídrico iones de bicarbonato, calcio, magnesio y sodio producto de su intemperización.

Chebotaev (1955) en sus trabajos indica que las aguas tienden a evolucionar químicamente hacia la composición del agua de mar, siendo el bicarbonato y el calcio los iones predominantes en primera instancia. No obstante, debido a su recorrido y permanencia en los diferentes estratos las aguas evolucionan de manera catiónica de cálcicas a sódicas pasando por magnésicas y en cuanto a la evolución aniónica lo hacen de bicarbonatadas a sulfatadas para finalizar en cloruradas en las zonas de descarga. Del mismo modo, Padilla y García (2012) en su estudio sobre la hidroquímica del agua superficial del río Quiscab en Guatemala indican que las aguas bicarbonatadas cálcicas-magnésicas son producto de recargas recientes e incorporación de sustancias a través del material geológico con el cual están en contacto.

Por otro parte en lo que corresponde a las aguas bicarbonatadas sódicas, Contreras, Vargas y Badilla (2012), Padilla y García (2012) así como Mercado, Ortega y Feria (2021) afirman que estas son producto de una reciente infiltración, y que la dominancia del ión sodio puede deberse a cuatro escenarios bien definidos: la composición salina del agua de lluvia, la influencia del aerosol del agua marina, el medio geológico dominado por gneis ricos en plagioclasas, basaltos, granitos o el efecto de la descarga de agua residual rica en cloruro de sodio (NaCl). La muestra clasificada como bicarbonatada sódica (NaHCO_3) pertenece a la laguna de Manialtepec, la cual se ubica en San Pedro Mixtepec Oaxaca, es una laguna costera de naturaleza mixta compuesta por aguas dulces y marinas; además se considera un cuerpo de agua

semicerrado con una barra arenosa como frontera con el mar la cual se rompe en época de lluvias. De ese modo se tiene la influencia del aerosol de agua marina que eleva su concentración iónica y le adhiere propiedades sódicas.

Finalmente, las aguas cloruradas sódicas se originan por la influencia marina o debido a la presencia de fluidos geotérmicos a profundidad (Carol y Kruse, 2012). La muestra catalogada como clorurada sódica se encuentra localizada en la zona costera, por lo cual tiene interacción e incidencia con las mareas y sedimentos salinos, lo que le proporciona una mayor concentración de sales al enriquecerse con iones más solubles como lo son el anión cloruro y el catión sodio.

Sucesivamente, para identificar los mecanismos que controlan la composición química de las aguas de las RH 21 y 23 se utilizó la clasificación de Gibbs (Figura 3), la cual plasma la relación de los sólidos totales disueltos respecto de las concentraciones de Na, K y Ca, o bien, respecto de Cl y HCO_3^- ; las características químicas del agua indican que son dependientes de la interacción roca-agua, es decir, del intemperismo de las rocas siendo la fase dominante Ca-Mg- HCO_3^- . No obstante, nuevamente las muestras de la laguna de Manialtepec y la de la barra costera indican que su mecanismo o proceso dominante es la evaporación-cristalización, derivado de su composición iónica en donde domina el sodio, lo que conlleva a un aumento en la salinidad y a la precipitación del CaCO_3 (Song, Chen, Du y Yang, 2017; Gibbs, 1970).

La valoración del índice de saturación para un grupo de fases minerales propuestas a partir de la composición química del agua de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas, permitió identificar que el sistema se encuentra sobresaturado por dolomita $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ y calcita $\text{Ca}(\text{CO}_3)$ en algunas de las muestras, sin embargo se puede observar que el sistema se mantiene en la proximidad de equilibrio con minerales como la dolomita $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, la calcita CaCO_3 y aragonita CaCO_3 , manteniéndose insaturado, con yeso $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, halita NaCl y silvita KCl (Figura 4). Estas características químicas de las aguas se pueden interpretar considerando que la disolución de minerales como la calcita, dolomita y aragonita, han incorporado al sistema iones de Ca^{2+} y Mg^{2+} , así como iones CO_3^{2-} , que en contacto con el agua se convierten en HCO_3^- , lo que reitera que el sistema está dominado por la facie bicarbonatada Ca-Mg- HCO_3^- , la cual prevalece a lo largo del sistema.

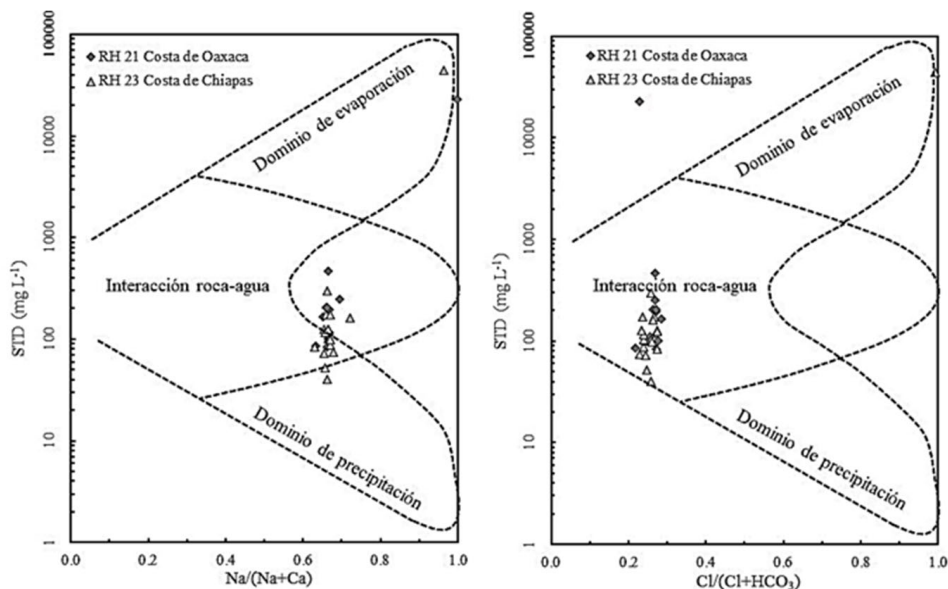


Figura 3. Diagrama de Gibbs de las Regiones Hidrológicas 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas.

Figure 3. Gibbs diagram of Hydrological Regions 21 and 23 in the Oaxaca coast and the Chiapas coast.

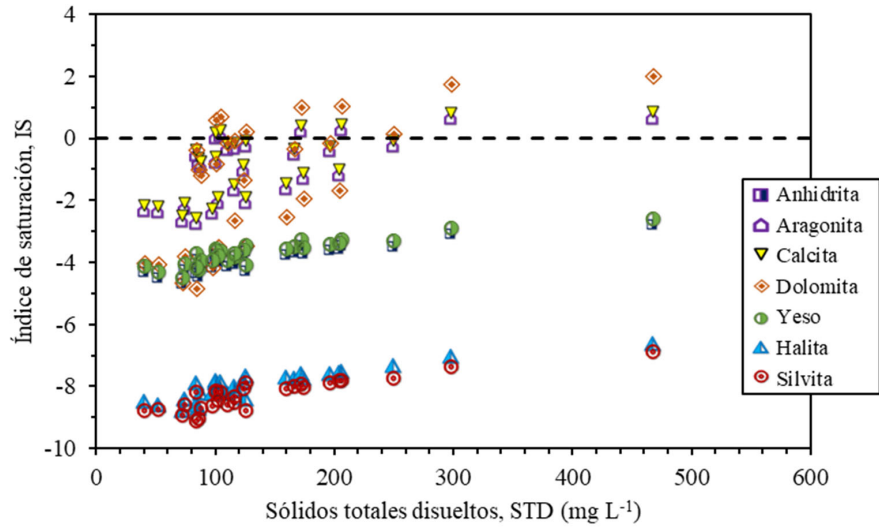


Figura 4. Comportamiento del índice de saturación en el sistema de las RH 21 y 23.
Figure 4. Behavior of the saturation index in the system of the RH 21 and 23.

Balace de cationes-aniones. El diagrama de dispersión de iones principales permite vislumbrar con facilidad el predominio de los iones en las muestras de agua de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas (Figura 5). La secuencia de dominancia de iones fue la siguiente: $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$, y $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{CO}_3^{2-}$. Consecutivamente, el análisis de estadística descriptiva se ilustra en el Cuadro 1, los valores de asimetría y curtosis de la mayoría de las variables presentan una distribución asimétrica, ratificado este comportamiento con la prueba de Shapiro-Wilk ($p\text{-valor} < \alpha$). El pH osciló entre los valores de 6.52 y 9.32, con un coeficiente de variación (CV) bajo (10.74%). El 75% de las muestras tiene un $\text{pH} < 8.24$, es decir, predominan las condiciones ligeramente alcalinas en todo el sistema, no obstante, se encuentra dentro del rango óptimo para su uso como agua para riego (Ayers y Westcot, 1985). El pH máximo se presentó en el manantial de San Gabriel Mixtepec, Oaxaca, y el más bajo en el río "Las Margaritas" en Pijijiapan, Chiapas. La CE se

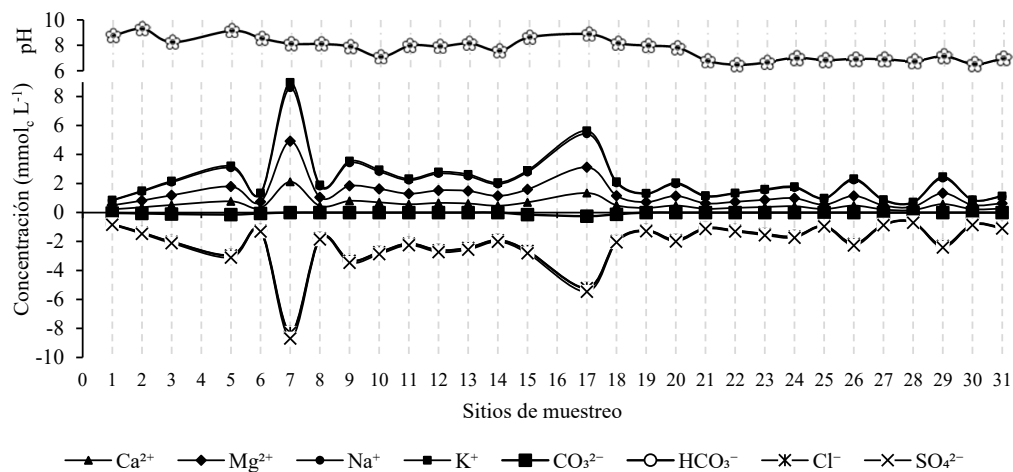


Figura 5. Distribución catiónica y aniónica de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas.
Figure 5. Cationic and anionic distribution of RH 21 and 23 Oaxaca coast and Chiapas coast.

Cuadro 1. Estadística descriptiva de la concentración iónica de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas.
Table 1. Descriptive statistics of the ionic concentration of RH 21 and 23 on the Oaxaca coast and the Chiapas coast.

	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	STD
		mS cm ⁻¹	mmol _c L ⁻¹								mg L ⁻¹
Mínimo	6.52	0.07	0.17	0.23	0.28	0.02	0.00	0.43	0.24	0.03	40.00
Máximo	9.32	56.20	18.69	97.28	425.38	8.24	8.86	186.42	480.07	49.44	44 076.00
Rango	2.80	56.13	18.52	97.05	425.10	8.22	8.86	185.99	479.83	49.41	44 036.00
Mediana	7.95	0.21	0.48	0.66	0.83	0.08	0.00	1.15	0.69	0.09	116.00
Media	7.77	3.09	1.13	4.91	23.42	0.61	0.31	7.28	19.25	2.04	2283.16
D.E.	0.84	11.45	3.28	18.18	89.23	2.02	1.59	33.26	87.15	9.00	8748.95
CV	0.11	3.71	2.92	3.71	3.81	3.31	5.04	4.57	4.53	4.42	3.83
Asimetría	0.06	3.76	4.94	4.36	3.64	3.37	5.03	5.03	4.78	4.73	3.91
curtosis	-1.31	13.36	23.47	18.72	12.28	9.68	24.11	24.15	22.23	21.81	14.75
S-W	0.06	3.31×10 ⁻¹¹	1.78×10 ⁻¹¹	2.54×10 ⁻¹¹	3.16×10 ⁻¹¹	4.01×10 ⁻¹¹	6.68×10 ⁻¹²	6.26×10 ⁻¹²	1.16×10 ⁻¹¹	1.29×10 ⁻¹¹	2.87×10 ⁻¹¹
Q1	6.97	0.21	0.32	0.41	0.57	0.05	0.00	0.77	0.44	0.06	93.00
Q3	8.24	0.30	0.68	0.89	1.18	0.12	0.05	1.57	0.99	0.13	174.00
95%	9.04	16.82	1.74	18.55	138.69	4.25	0.20	4.09	48.66	5.59	11575.00

D.E = desviación estándar; S-W = prueba de normalidad Shapiro-Wilk (P - Valor), con $\alpha = 0.05$; n = 31; Q1 = primer cuartil; Q3 = tercer cuartil.
SD = standard deviation; S-W = Shapiro-Wilk normality test (P - Value), with $\alpha = 0.05$; n=31; Q1 = first quartile; Q3 = third quartile.

encontró en un rango de 0.07 mS cm⁻¹ a 56.20 mS cm⁻¹, el primer cuartil se estableció en 0.21 mS cm⁻¹ y el tercer cuartil se registró en 0.30 mS cm⁻¹. Los valores extremos del límite superior corresponden a: la muestra en la barra costera en Puerto Arista, Chiapas (56.20 mS cm⁻¹) y la laguna de Manialtepec en Oaxaca (32.72 mS cm⁻¹). Las concentraciones en el límite inferior se encontraron en el río Huehuetán (0.07 mS cm⁻¹), río Ismalapa (0.09 mS cm⁻¹) y el río Cahoacán (0.09 milisiemens por centímetro).

Pérez-Díaz *et al.* (2019) indican que los valores de CE y STD dependen de la concentración total que suman los iones en la solución. Por lo tanto, la estimación de la contribución de cada uno de los iones principales en la CE y en la concentración total de la solución (STD) se realizó con un análisis de correlación de Spearman, el cual se muestra en el Cuadro 2. Los iones que influyeron en la CE ordenados de mayor a menor impacto de los cationes Na⁺ > Mg²⁺ > Ca²⁺ > K⁺ y de los aniones Cl⁻ > HCO₃⁻ > SO₄²⁻ > CO₃²⁻; los STD presentan la siguiente secuencia de orden: cationes Mg²⁺ > Na⁺ > Ca²⁺ > K⁺ y los aniones Cl⁻ > HCO₃⁻ > SO₄²⁻ > CO₃²⁻. La relación entre la CE y los STD fue muy alta (Rho = 0.91), en todos los casos el p-valor fue de 0.0001, el cual confrontado con el estadístico de comparación ($\alpha = 0.05$) es menor; en consecuencia, se aceptó que las variables están correlacionadas (Ha: $r_{x,y} > 0$), excepto la variable CO₃²⁻ (Carbonatos).

El análisis de varianza de la regresión lineal simple para estimar la concentración de STD (mg L⁻¹) a partir de la CE (mS cm⁻¹), es decir la relación funcional, los resultados se observan en el Cuadro 3. El estadístico de prueba fue menor que el estadístico de comparación, por lo tanto, la regresión lineal es altamente significativa para explicar los valores de STD a partir de la CE. La concentración de STD se puede estimar a través de la expresión: STD = (762.737 × CE) - 70.50 (Figura 6). La relación funcional indica el tipo de salinidad que presenta el muestreo, Richards (1974) estimó la CE en muestras del Valle Imperial en California con la ecuación: STD = (640 × CE). Pérez-Díaz *et al.* (2019) y Can-Chulim, Ortega, Sánchez y Cruz (2014) encontraron las siguientes ecuaciones: STD = (676.8398 × CE) + 9.1959 y STD = (734.1 × CE) respectivamente. Estos valores de coeficiente $\beta_0 \approx 700$ corresponden a aguas con predominancia de iones bicarbonato (Can-Chulim *et al.*, 2014).

Cuadro 2. Matriz de correlación de Spearman de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas.
Table 2. Spearman's correlation coefficients of RH 21 and 23 Oaxaca coast and Chiapas coast.

	pH	CE	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	STD
pH	1									
CE	0.525	1								
Ca ²⁺	0.532	0.991	1							
Mg ²⁺	0.515	0.995	0.988	1						
Na ⁺	0.498	0.997	0.984	0.989	1					
K ⁺	0.474	0.966	0.951	0.972	0.961	1				
CO ₃ ²⁻	0.770	0.272	0.264	0.257	0.259	0.202				
HCO ₃ ⁻	0.502	0.992	0.979	0.989	0.992	0.966	1			
Cl ⁻	0.506	0.995	0.984	0.995	0.992	0.967	0.987	1		
SO ₄ ²⁻	0.513	0.992	0.983	0.994	0.990	0.966	0.985	0.989	1	
STD	0.498	0.908	0.893	0.906	0.899	0.858	0.902	0.904	0.898	1

Criterio de salinidad. Con base en los datos de CE que se muestran en el Cuadro 4, el agua de las RH 21 y 23 en su mayoría se clasifican como aguas de baja y media salinidad (C1 y C2), las cuales pueden usarse mientras se realice un tratamiento moderado de lavado de los suelos (principalmente en aquellos con muy baja permeabilidad). Tienen poca posibilidad de desarrollar salinidad y se recomienda utilizarlas para el riego en la mayoría de los cultivos.

En las RH 21 y 23, la mayor superficie sembrada corresponde a los cultivos: maíz grano, café, sorgo, caña de azúcar y frijol (SIAP, 2021); Ayers y Westcot (1985) señalan que no todas las plantas responden a la salinidad de manera similar y que ésta a su vez depende de la etapa fenológica del cultivo; en consecuencia, los efectos son diversos y dependen de cada especie. El maíz, el café, el sorgo y la caña de azúcar se consideran cultivos moderadamente tolerables porque pueden llegar a soportar una salinidad de hasta 4 mS cm⁻¹; en contraste, el frijol es un cultivo sensible que solamente tolera una concentración máxima de sales de 1.5 mS cm⁻¹ si se quiere obtener un potencial de rendimiento máximo del 75%. Por lo tanto, las aguas de las RH 21 y 23 son aptas para su uso en el riego en estos cultivos, a excepción de las muestras del río Cozoaltepec, la planicie costera y la laguna de Manialtepec, son aguas con una restricción severa para su uso.

Cuadro 3. Análisis de varianza para establecer el nivel de significación de la regresión lineal simple STD-CE de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas.
Table 3. Analysis of variance to establish the level of significance of the simple linear regression STD-CE of RH 21 and 23 Oaxaca coast and Chiapas coast

Variable dependiente Y (STD, mg L ⁻¹)		Variable independiente X (CE, mS cm ⁻¹)			
Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F-valor	Pr > F
Regresión	1	2 290 000 000	2 290 000 000	10073	< 0.0001
Error	29	6 592 000	227 300		
Total	30	2 296 592 000			
----- R2 = 0.9971 -----		----- CV = 99.85% -----			
Predictor	Coefficiente	Error estándar	t-valor	Pr > t	
Constante	β0 = -70.50	88.78	-0.794	0.434	
CE	β1 = 762.73	7.6	100.364	< 0.0001	

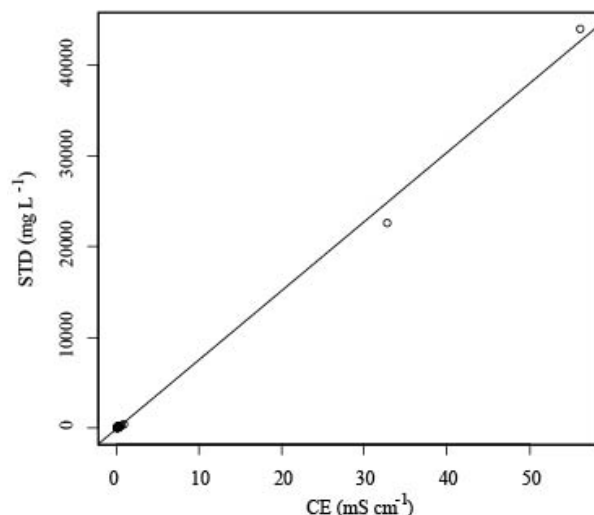


Figura 6. Regresión lineal simple de las variables CE y STD, de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas.
Figure 6. Simple linear regression of the variables EC and STD, for RH 21 and 23 Oaxaca coast and Chiapas coast.

Criterio de sodicidad. La clasificación de las aguas de acuerdo a las tres formulaciones de RAS corresponde a aguas del tipo S1 (aguas bajas en sodio) con excepción de la laguna de Manialtepec y la muestra en la barra costera que son aguas muy altas en sodio (S4). Con esta clasificación, se observa la preponderancia de las concentraciones de calcio y magnesio en comparación con el sodio. Las muestras categorizadas como S1, pueden usarse para el riego en la mayoría de los suelos, con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable.

En la Figura 7a se presenta la clasificación de las aguas de las RH 21 y 23 conforme a la clasificación de Richards (1974), la cual usa la relación RAS - CE; la zona de estudio presentó bajos niveles de sodio en la mayoría de las muestras, considerándose apropiadas para ser usadas en el riego ya que tienen reducidas probabilidades de dañar la estructura y la permeabilidad del suelo. En cuanto a la salinidad, se identifica heterogeneidad en la calidad del agua, ya que la mayoría de los sitios manifiestan una clasificación C1, es decir, son aguas de baja salinidad y pueden emplearse en el riego de la mayoría de los cultivos. Para aquellos sitios que se localizan en la clasificación C2, de salinidad media, sus aguas pueden usarse para riego en cultivos moderadamente tolerantes, aunque es imperativo contar con un riego constante del suelo. La muestra clasificada como C3, es altamente salina, corresponde al río Cozoaltepec y son aguas que solo pueden usarse en especies

Cuadro 4. Clasificación de las aguas de las RH 21 y 23 Costa de Oaxaca y Costa de Chiapas de acuerdo con la CE y los STD.
Table 4. Classification of the waters of the RH 21 and 23 Oaxaca coast and Chiapas coast according to the EC and the TDS.

Clasificación	CE	STD	Red Hidrológica	
			21 costa de Oaxaca	23 costa de Chiapas
	mS cm ⁻¹	mg L ⁻¹	Sitios de muestreo	
C1: salinidad baja	0 - 0.25	< 200	6	14
C2: salinidad media	0.25 - 0.75	200 - 500	4	4
C3: salinidad alta	0.75 - 2.25	500 - 1500	1	0
C4: salinidad muy alta	> 2250	1500 - 3000	1	1

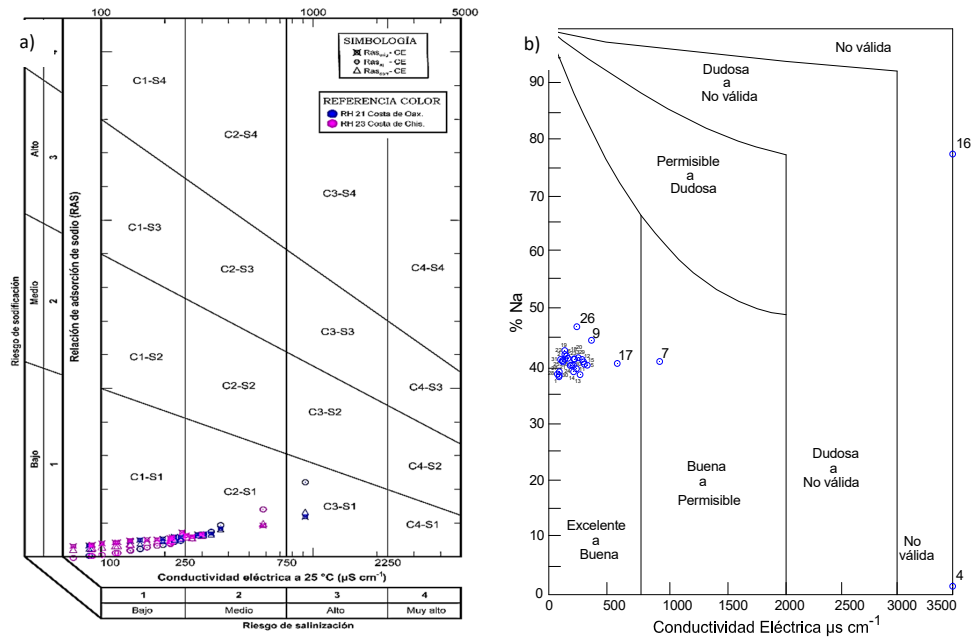


Figura 7.- Clasificación del agua de acuerdo con: a) Richards (CE - RAS); b) Wilcox (CE - %Na) de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas.

Figure 7.- Classification of water according to: a) Richards (EC - SAR); b) Wilcox (EC - % Na) from the RH 21 and 23 Oaxaca coast and Chiapas coast.

vegetales tolerantes a muy tolerantes como: soya, sorgo, alfalfa y melón, cultivos que toleran concentraciones de sales mayores a 2 mS cm^{-1} y que ya se producen en la zona; es importante señalar que las parcelas regadas con estas aguas tipo C3, deben de contar con un drenaje adecuado y un sistema de riego que permita conservar continuamente un bulbo de humedad en el sistema de raíces. Finalmente, las dos muestras agrupadas como C4, son aguas no adecuadas para el riego en condiciones normales, no obstante, en caso de ser necesario su uso se señala que solo sería en cultivos muy tolerantes (mangle negro, pasto bermuda, cebada, palma datilera), establecidos en suelos permeables y bien drenados que cuenten con disponibilidad del recurso agua para efectuar la eliminación de las sales solubles en las raíces a través de la lixiviación o lavado. González-Pérez, Ortega, Yáñez y Rodríguez (2019) reportan en su estudio de calidad del agua del río Atoyac, que la mayoría de sus muestras se clasifican como C1-S1 (aguas de baja salinidad, bajas en sodio), enseguida C2-S1 (aguas de salinidad media, bajas en sodio) y C3-S1 (aguas altamente salinas y bajas en sodio) e indican que las aguas con estas clasificaciones son aptas para el riego, sin embargo, se deben usar en cultivos tolerantes a muy tolerantes además de evitar su empleo en suelos con baja permeabilidad. Por otra parte, Shahab, Shihua, Rashid, Hasan y Sohail (2016) y Sánchez-Bernal *et al.* (2019) reportan aguas tipo C4-S4 y mencionan que no son idóneas para el riego sin un previo tratamiento extensivo y prácticas de manejo adecuadas, dado que estas aguas favorecen procesos de impermeabilización, anegamiento y acumulación de sales especialmente de cloruro de sodio (NaCl).

A su vez, en la Figura 7b se determinó la aptitud del agua para el riego a partir del diagrama de Wilcox, el cual utiliza la relación CE - %Na, el 90.32% de las muestras se clasifican de excelente y buena calidad; 3.23% se consideran de calidad buena a permissible y 6.45% (2 muestras) son de calidad no válida para el riego, debido a su alto % Na y elevada CE, mismas que pueden reducir la presión osmótica en las plantas limitando la absorción de nutrientes presentes en el agua, afectando además la estructura del suelo.

El comportamiento del carbonato de sodio residual (CSR) se muestra en la Figura 8; solo la muestra 4 de laguna de Manialtepec tiene un valor mayor de $2.5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, el resto presenta valores por debajo de $1.25 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ y se consideran de buena

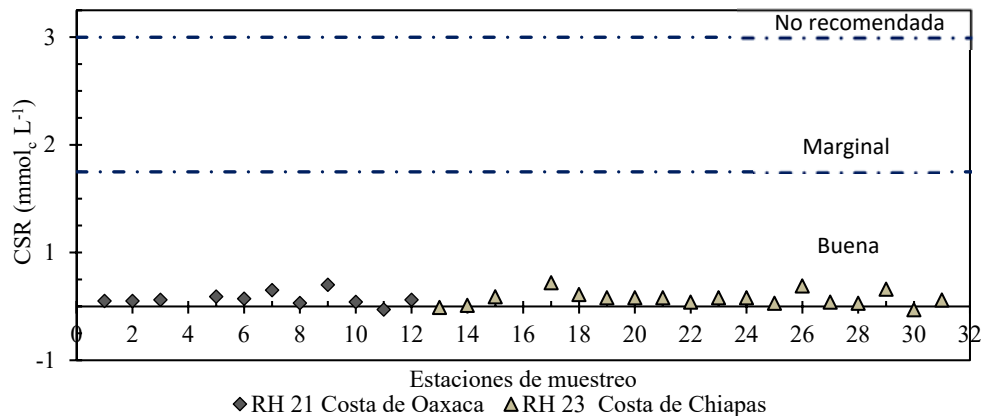


Figura 8. Clasificación de las aguas de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas de acuerdo al índice de carbonato residual (CSR).
Figure 8. Classification of the waters of the RH 21 and 23 Oaxaca coast and Chiapas coast according to the residual carbonate index (RSC).

calidad, es decir, seguras para su uso en el riego agrícola. Joshi, Kumar y Agrawal (2009) en su estudio de calidad de aguas del río Ganges encontraron valores de $CSR < 1.25 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, y señalan que son aguas aptas para el riego sin ocasionar problemas de alcalinidad en el suelo, resultados que coinciden con lo obtenido en este estudio. De igual manera, indican que aguas con valores altos de CSR tienen un pH alcalino y pueden ocasionar infertilidad en el suelo debido a que solo existirán sales de sodio en la solución por la precipitación del calcio y el magnesio; la muestra de la laguna de Manialtepec tiene un CSR de $160.28 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ y un pH de 8.81 que ratifica lo señalado por los autores.

En lo referente al índice de permeabilidad (IP) de los sitios de muestreo de las RH 21 y 23, estos oscilan entre 69.01% y 137.61%; su clasificación se encuentra dentro de los siguientes órdenes: solo el 6.45% ($n=2$) son apropiadas para el riego (clase I), 25.81% ($n=8$) son ligeramente apropiadas para el riego (clase II) y el 67.74% ($n=21$) no son aptas para el riego (clase III) (Figura 9). Por lo tanto, la mayoría de las muestras

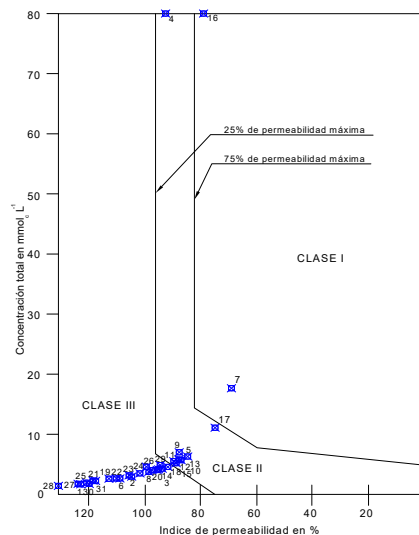


Figura 9. Diagrama de clasificación del índice de permeabilidad de las aguas de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas.
Figure 9. Classification diagram of the permeability index of the waters of RH 21 and 23, Oaxaca coast and Chiapas coast.

solo presentan el 25% de permeabilidad máxima, lo que implica que el 75% del agua de riego es impermeable. Amadi *et al.* (2019) en su estudio de la calidad del agua en Nigeria clasificaron también sus aguas de clase III, no aptas para la irrigación e indican que para mejorar las condiciones hidráulicas del suelo se pueden realizar las siguientes acciones: introducir suelo arcilloso, adicionar abono orgánico y realizar labranza, las cuales coadyuvarán a mejorar la permeabilidad del suelo.

CONCLUSIONES

La calidad hidroquímica de las aguas de las RH 21 y 23 costa de Oaxaca y costa de Chiapas respectivamente, muestran bicarbonatación cálcica-magnésica en su mayoría. Su composición química depende principalmente del intemperismo de las rocas sedimentarias y metamórficas de las formaciones geológicas por las que atraviesa, es decir, del proceso de dilución de materiales. No obstante, su calidad se modifica con mayor intensidad en las cercanías a la barra costera, debido a la contaminación del recurso, la calidad de las actividades antrópicas y la intrusión salina. En cuanto al pH son aguas ligeramente alcalinas y presentan una concentración heterogénea.

En el ámbito de la salinidad (CE-STD), la mayoría de los sitios de muestreo se clasifican como aguas de salinidad baja y media, presentan una concentración de $< 500 \text{ mg L}^{-1}$ de sales, esto se deriva del efecto de las condiciones climatológicas, resultado de la disolución del recurso hídrico por la mezcla con las precipitaciones en la zona (intervalo de 900 a 2220 mm), la cual favorece el lavado natural y evita una concentración de sales mayor. Por esta razón, pueden utilizarse para el riego agrícola principalmente en cultivos tolerantes. Sucesivamente, en torno a la RAS en su mayoría son aguas bajas en sodio (90.32%), por este motivo se tiene poca posibilidad de que el nivel de sodio se eleve.

Finalmente, de forma conjunta las relaciones RAS - CE y % Na - CE expresan que la mayoría de las aguas de las RH 21 y 23 Costa de Oaxaca y Costa de Chiapas respectivamente, son de buena calidad, aptas para el riego agrícola con poca probabilidad de provocar problemas de salinidad y sodicidad en el suelo. No obstante, en algunos sitios de muestreo catalogados como C2 y C3 se debe considerar la aplicación de enmiendas hidroquímicas al suelo a partir de mejoradores como el yeso agrícola y el ácido sulfúrico, así como el desplazamiento de sales a partir de láminas o fracciones de lavado.

DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable.

CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

DISPONIBILIDAD DE DATOS

El conjunto de datos generados o analizados durante el estudio actual no están disponibles públicamente debido a que se están trabajando en un proyecto mayor del cual este artículo forma parte, pero están disponibles por el autor correspondiente a solicitud razonable.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

FONDOS

No aplicable.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: A.C.B., H.M.O.E, E.I.S.B y A.K.G. Metodología: H.M.O.E., H.F.M., T.M.F., y J.U.A.R. Investigación: A.C.B., H.M.O.E. J.U.A.R. e I.M.S. Curación de datos: H.F.M. I.M.S. y T.M.F. Escritura y preparación del borrador original: A.C.B., H.M.O.E., E.I.S.B., A.K.G., y H.F.M. Escritura: revisión y edición: A.C.B., y H.M.O.E. Administración del proyecto: H.M.O.E. Adquisición de fondos: todos los autores.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el financiamiento de la beca de estudios de doctorado de la autora principal.

LITERATURA CITADA

- Amadi, A. N., Tukur, A., Dan-Hassan, M. A., Okunlola, I. A., Shauibu, I., Egharevba, J. K., & Okobi, C.M. (2019). Groundwater Quality Assessment for Irrigation Purposes: A case study of Minna, Niger State, Northcentral Nigeria. *Journal of Chemical Society of Nigeria*, 44(4), 633-640.
- APHA (American Public Health Association). (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. (20TH Ed). Washington, DC, USA: American Public Health Association (APHA)-American Water Works Association (AWWA)-Water Environment Federation (WEF).
- Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2005). *Geochemistry, groundwater and pollution*. (2nd Ed). Amsterdam, Netherlands: CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781439833544>
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality and use in agriculture*. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev. 1. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations. ISBN: 92-5-102263-1
- Benez, M. C., Kauffer-Michel, E. F., & Álvarez-Gordillo, D. C. (2010). Percepciones ambientales de la calidad del agua superficial en la microcuenca del río Fogótico, Chiapas. *Frontera Norte*, 22(43), 129-158.
- Bower, C. A., Wilcox, L. V., Akin, G. W., & Keyes, G. M. (1965). An index of the tendency of CaCO₃ to precipitation from irrigation waters. *Soil Science Society of America Journal*, 29(1), 91-92. <https://doi.org/10.2136/sssaj1965.03615995002900010027x>
- Camacho-Ballesteros, A., Ortega-Escobar, H. M., Sánchez-Bernal, E. I., & Can-Chulim, Á. (2020). Indicadores de calidad físico-química de las aguas residuales del estado de Oaxaca, México. *Terra Latinoamericana*, 38(2), 361-375. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i2.610>
- Can-Chulim, Á., Ortega-Escobar, H. M., Sánchez-Bernal, E. I., & Cruz-Crespo, E. (2014). Calidad del agua para riego en la Sierra Norte de Puebla, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(5), 77-96.
- Cantu-Medina, F. G., Ventura-Houle, R., Heyer-Rodríguez, L., & Guevara-García, N. (2018). Calidad de agua para riego agrícola en el agua subterránea de la zona árida del suroeste de Tamaulipas, México. *Agro Productividad*, 11(1), 56-62.
- Carol, E. S., & Kruse, E. E. (2012). Hydrochemical characterization of the water resources in the coastal environments of the outer Río de la Plata estuary, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, 37, 113-121. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2012.02.009>
- Carrillo-Martínez, C. J., Álvarez-Fuentes, G., Aguilar-Benítez, G., Can-Chulim, Á., & Pinedo-Escobar, J. A. (2021). Calidad del agua para riego agrícola en la región del acuífero Calera en Zacatecas, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 12(2), 01-58. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2021-02-01>
- Chebotarev, I. I. (1955). Metamorphism of natural waters in the crust of weathering - 1. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 8(1), 22-48. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(55\)90015-6](https://doi.org/10.1016/0016-7037(55)90015-6)
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2014a). *Programa de medidas preventivas y de mitigación de la sequía en la cuenca de la Costa de Chiapas*. Distrito Federal, México: CONAGUA
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2014b). *Programa de medidas preventivas y de mitigación de la sequía en la cuenca de la Costa de Oaxaca*. Distrito Federal, México: CONAGUA-SEMARNAT
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2020). *Sistema Nacional de Información del Agua (SINA): descarga de aguas residuales municipales*. Consultada el 18 de octubre, 2021, desde <http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=descargasResiduales>
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2021). *Sistema Nacional de Información del Agua (SINA), regiones hidrológicas de México (2020)*. Consultada el 18 de octubre, 2021 desde <http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=regionesHidrologicas>
- CONAPO (Consejo Nacional de Población). (2020). Índices de marginación 2020. Consultada el 10 de diciembre, 2021, desde <https://www.gob.mx/conapo/documentos/indices-de-marginacion-2020-284372>

- Contreras, T. C., Vargas, I., & Badilla, E. (2012). Propiedades hidrogeoquímicas e isotópicas del agua subterránea en la parte media de la cuenca del río Tulián, Puerto Cortés, Honduras. *Revista Geológica de América Central*, 46, 179-188.
- CONEVAL (Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social). (2020). *Medición de la pobreza*. Consultada el 10 de diciembre, 2021, desde https://www.coneval.org.mx/Medicion/MP/Paginas/Pobreza_2020.aspx
- Doneen, L. D. (1964). *Notes on water quality in Agriculture*. Water Science and Engineering Paper 4001. Oakland, CA, USA: Department of Water Science and Engineering-University of California.
- Eaton, F. M. (1950). Significance of carbonates in irrigation waters: *Soil Science*, 69(2), 123-134. <https://doi.org/10.1097/00010694-195002000-00004>
- Escalona-Pazo, G. M., & Marrero-Clemente, S. A. (2013). Hidrogeoquímica de las Aguas Subterráneas Pertenecientes a las Zonas Guacuripia-El Palmar, Estado Bolívar. *Geos*, 44, 51-57.
- Faviel-Cortez, E., Infante-Mata, D., & Molina-Rosales, D. O. (2019). Percepción y calidad de agua en comunidades rurales del área natural protegida La Encrucijada, Chiapas, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(2), 317-334. <https://doi.org/10.20937/rica.2019.35.02.05>
- Gapon, E. N. (1933). On the theory of exchange adsorption in soils. *Journal General Chemistry USSR*, 3, 144-152.
- Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, 170(3962), 1088-1090. <https://doi.org/10.1126/science.170.3962.1088>
- González-Acevedo, Z. I., Padilla-Reyes, D. A., & Ramos-Leal, J. A. (2016). Quality assessment of irrigation water related to soil salinization in Tierra Nueva, San Luis Potosí, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 33(3), 271-285.
- González-Pérez, E., Ortega-Escobar, H. M., Yáñez-Morales, M. J., & Rodríguez-Guillen, A. (2019). Diagnóstico de indicadores de calidad físico-química del agua en afluentes del río Atoyac. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 10(1), 30-51. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-01-02>
- Graniel, C. E., & Carrillo, C. M. E. (2006). Calidad del agua del río Zanatenco en el Estado de Chiapas. *Ingeniería*, 10(3), 35-42.
- Hanson, B. R., Grattan, S. R., & Fulton, A. (2006). *Agricultural salinity and drainage*. Davis, California, USA: University of California Irrigation Program.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2017a). *Anuario estadístico y geográfico de Chiapas 2017*. Aguascalientes, México: INEGI.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2017b). *Anuario estadístico y geográfico de Oaxaca 2017*. Aguascalientes, México: INEGI.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2020). *Sistema para la Consulta de Información Censal (SCINCE), Censo de Población y Vivienda 2020*. Consultada el 10 de diciembre, 2021, desde <https://gaia.inegi.org.mx/scince2020/>
- Joshi, D. M., Kumar, A., & Agrawal, N. (2009). Assessment of the irrigation water quality of river Ganga in Haridwar district. *Rasayan. Journal Chem*, 2(2), 285-292.
- Mancilla-Villa, O. R., Anzaldo-Cortés, B. N., Guevara-Gutiérrez, R. D., Hernández-Vargas, O., Palomera-García, C., Figueroa-González, Y., ... Mendoza-Saldívar, I. (2021). Calidad del agua subterránea para uso agrícola en Zacoalco de Torres y Autlán de Navarro, México. *Terra Latinoamericana*, 39, 1-12. e745. <https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.745>
- Mercado, T., Ortega, M., & Feria-Díaz, J. J. (2021). Study on Phreatic Wastewater from Temascalcingo Irrigation District, Mexico State, Mexico. *International of Engineering Research and Technology*, 14(7), 664-673.
- Montgomery, D. C., & Runger, G. C. (2003). *Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería*. (2a ed.). Distrito Federal, México: Limusa Wiley. ISBN: 968-18-59154
- Ongley, E. D. (1997). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*. (Estudio FAO Riego y Drenaje 55). Roma, Italia: FAO. ISBN: 92-5-303875-6
- Orozco-Barrenetxea, C., Pérez-Serrano, A., González-Delgado, M. N., Rodríguez-Vidal, F. J., & Alfayate-Blanco, J. M. (2011). *Contaminación ambiental. Una visión desde la química*. Madrid, España: Ediciones Paraninfo, SA. ISBN: 9788497321785
- Padilla-Cambara, T. A., & García-Álvarez, N. (2012). Hidroquímica del agua superficial de la subcuenca del río Quiscab, Guatemala. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 21, 17-20.
- Parkhurst, D. L., & Appelo, C. A. J. (1999). *User's guide to PHREEQC (Version 2) - A Computer Program for Speciation, Batch Reaction, One - Dimensional Transport, And Inverse Geochemical Calculations*. Water Resources Investigation Report 99-4259. Denver, Colorado: U.S. Department of the Interior and U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/wri994259>
- Pérez-Díaz, J. P., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Flores-Magdaleno, H., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, A., & Mancilla-Villa, O. R. (2019). Evaluación de la calidad del agua residual para el riego agrícola en Valle del Mezquital, Hidalgo. *Acta Universitaria*, 29, 1-21. <https://doi.org/10.15174/au.2019.2117>
- Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 25(6), 914-928. <https://doi.org/10.1029/TR025i006p00914>
- Pizarro, F. (1985). *Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos*. (2^a Ed.). Madrid, España: Agrícola Española.
- R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Richards, L. A. (1974). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*. Distrito Federal, México: Limusa. ISBN: 968180306X.

- Sánchez-Bernal, E. I., Sandoval-Orozco, G., Camacho-Escobar, M. A., Valdez-Martínez, F., Rodríguez-Léon, A., & Ortega-Escobar, H. M. (2014). Calidad hidrogeoquímica de las aguas del río Copalita, Oaxaca, México. *Revista Internacional Ciencia y Sociedad*, 1(2), 27-41.
- Sánchez-Bernal, E. I., Ortega-Escobar, H. M., Can-Chulim, Á., Galicia-Jiménez, M. M., & Camacho-Escobar, M. A. (2019). Evaluación de potenciales osmóticos en suelos y aguas costeros de Oaxaca, México, mediante ecuaciones de predicción. *Acta Universitaria*, 29, e2125. <https://doi.org/10.15174/au.2019.2125>
- Sánchez-Sánchez, J. A., Álvarez-Legorreta, T., Pacheco-Ávila, J. G., González-Herrera, R. A., & Carrillo-Bribiezca, L. (2015). Caracterización hidrogeoquímica de las aguas subterráneas del sur del Estado de Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32(1), 62-76.
- Santacruz-de León, G., Ramos-Leal, J. A., Moran-Ramírez, J., López-Álvarez, B., & Santacruz-de León, E. E. (2017). Quality indices of groundwater for agricultural use in the Soconusco, Chiapas, Mexico. *Earth Sciences Research Journal*, 21(3), 117-127.
- SE (Secretaría de Economía). (2015). Norma Oficial Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2015. Antes NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua - medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, método de prueba. *Diario Oficial de la Federación*. D. F., México: SEGOB.
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). (2021). Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta NG (SIACON NG). Consultado el 10 de diciembre, 2021, desde <https://www.gob.mx/siap/documentos/siacon-ng-161430>
- Shahab, A., Shihua, Q., Rashid, A., Hasan, F. U., & Sohail, M. T. (2016). Evaluation of water quality for drinking and agricultural suitability in the lower Indus plain in Sindh province, Pakistan. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(6), 2563-2574. <https://doi.org/10.15244/pjoes/63777>
- Solís-Castro, Y., Zúñiga-Zúñiga, L. A., & Mora-Alvarado, D. (2018). La conductividad como parámetro predictivo de la dureza del agua en pozos y nacientes de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 31(1), 35-46. <https://dx.doi.org/10.18845/tm.v31i1.3495>
- Song, T., Chen, Y., Du, S., & Yang, F. (2017). Hydrogeochemical evolution and risk assessment of human health in a riverbank filtration site, northeastern China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 23(4), 705-726. <http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2016.1277413>
- Suárez, D. L. (1981). Relation between pHc and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. *Soil Science Society of America Journal*, 45(3), 469-475. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500030005x>
- Tovilla-Hernández, C., Román-Salazar, A. V., Simuta-Morales, G. M., & Linares-Mazariegos, R. M. (2004). Recuperación del manglar en la Barra del Río Cahoacán en la Costa de Chiapas. *Madera y Bosques*, 10(Esp2), 77-91. <https://doi.org/10.21829/myb.2004.1031268>
- Wilcox, L. V. (1955). *Classification and use of irrigation waters*. Washington, D.C., USA: United States Department of Agriculture.