

Caracterización de la salinidad en suelos de la planicie del río San Pedro, Nayarit, México
Characterization of the salinity in soils of the San Pedro River floodplain, Nayarit, Mexico

**Héctor Manuel Ortega-Escobar^{1‡}, Oscar Germán Martínez-Rodríguez²,
Álvaro Can-Chulim^{3‡}, Elia Cruz-Crespo³, José Irán Bojórquez-Serrano³,
Juan Diego García-Paredes³, Edgar Iván Sánchez-Bernal⁴, Alberto Madueño-Molina³ y
Oscar Raúl Mancilla-Villa⁵**

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

[‡] Autor para correspondencia (manueloe@colpos.mx, canchulim@yahoo.com.mx)

² Universidad Autónoma de Nayarit, Estudiante del Programa de Doctorado en Ciencias Biológico Agropecuarias. ³ Unidad Académica de Agricultura. Carretera Tepic-Compostela km 9. 63780 Xalisco, Nayarit, México.

⁴ Universidad del Mar, Instituto de Ecología, Campus Puerto Escondido. Carretera Vía Sola de Vega-Puerto Escondido. 71980, San Pedro Mixtepec, Oaxaca, México.

⁵ Universidad de Guadalajara, Departamento de Producción Agrícola del Centro Universitario de la Costa Sur. Av. Independencia Nacional #151, centro Autlán de Navarro. 48900 Autlán, Jalisco, México.

Editora de Sección: Dra. Verónica Ortega Baranda

RESUMEN

La planicie del río San Pedro, que tiene una formación fluvio-deltaica, es una de las superficies costeras que fueron afectadas por la intrusión marina durante la última glaciación. En esta zona, la agricultura es la principal actividad económica, sin embargo, las actividades agrícolas intensivas, su pasado geo-morfológico, la actual interdependencia con el sistema marino y el transporte de sales a través de los sedimentos y aguas, hacen que esta región sea susceptible a la acumulación de sales en los suelos. Con el objetivo de caracterizar la salinidad de la superficie agrícola de la planicie del río San Pedro, se hicieron dos muestreos de suelos en 91 sitios en un periodo de dos años. Se tomaron muestras de 0.0 a 0.3 m y de 0.0 a cada 0.1 m hasta profundidades de 1 m y 3 m. Se recolectaron 50 muestras de agua freática, además se obtuvieron extractos de saturación (1: θ_{sat}) de las distintas muestras de suelos. A los extractos de suelo y aguas freáticas, se les determinó el pH, CE, cationes y aniones mayoritarios, se calculó el parámetro relación de adsorción de sodio en su formulación original y ajustada (RAS_{or} , RAS_{aj}) y el porcentaje de sodio intercambiable (PSI). El pH, CE y RAS_{or} del agua freática estuvieron dentro de los intervalos de 6.94-8.37, 199-4660 $\mu S\ cm^{-1}$ y 0.16-32.30 ($mmol\ L^{-1}$)^{1/2}, mientras que en los extractos de saturación entre 4.81-8.58, 0.08-72.4 $dS\ m^{-1}$ y 0.11-33.09 ($mmol\ L^{-1}$)^{1/2} respectivamente. Los problemas de salinidad en la zona de estudio están estrechamente relacionados con la intrusión de sales provenientes del sistema marino.

Palabras clave: agua freática, origen de suelos salinos, PSI, RAS ajustado, sodicidad.

SUMMARY

The floodplain of the San Pedro River, a fluvial-delta formation, is one of the coastal areas affected by marine intrusion during the last glaciation. In this region, agriculture is the main economic activity; however, intensive agricultural practices, the geological past, current interactions with the marine system and the transport of salts through sediments and water make this area susceptible to soil salinization. To characterize the salinity of the agricultural area of the San Pedro River floodplain, two soil samplings were carried out at 91 sites over a period of two years. Samples were taken from depths of 0.0 to 0.3 m and from 0.0 to 0.1 m to depths of 1 m and 3 m. Fifty groundwater samples were collected. Saturation extracts were obtained (1: θ_{sat})



Cita recomendada:

Ortega-Escobar, H. M., Martínez-Rodríguez, O. G., Can-Chulim, A., Cruz-Crespo, E., Bojórquez-Serrano, J. I., García-Paredes, J. D., ... Mancilla-Villa, O. R. (2023). Caracterización de la salinidad en suelos de la planicie del río San Pedro, Nayarit, México. *Terra Latinoamericana*, 41, 1-17. e1606. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1606>

Recibido: 27 de junio de 2022.
Aceptado: 26 de diciembre de 2022.
Artículo. Volumen 41.
Mayo de 2023.

from the soil samples. For the soil and groundwater extracts, the pH, EC, and major cations and anions were determined, the sodium adsorption ratio was calculated in the original and adjusted formulations (SAR_{or} and SAR_{adj}), and the exchangeable sodium percentage (ESP) was ascertained. The pH, EC and SAR_{or} of the groundwater ranged from 6.94 to 8.37, 199 to 4660 $\mu\text{S cm}^{-1}$ and 0.16 to 32.30 ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)^{1/2}, while in the saturation extracts, the pH, EC and SAR_{or} ranged from 4.81 to 8.58, 0.08 to 72.4 dS m^{-1} and 0.11 to 33.09 ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)^{1/2}, respectively. The salinity problems in the study area are closely related to the intrusion of salts from the marine system.

Index words: groundwater, origin of saline soils, ESP, adjusted SAR, sodicity.

INTRODUCCIÓN

En el mundo, se tiene más de 800 millones de hectáreas de suelos afectados por altas concentraciones de sales (Fathizad, Ali Hakimzadeh-Ardakani, Sodaiezhadeh, Kerry y Taghizadeh, 2020). Estos suelos se localizan por lo general en regiones áridas y semiáridas (Zhang *et al.*, 2020), sin embargo, también los suelos salinos se presentan en zonas húmedas y semihúmedas de regiones costeras, donde la entrada de agua de mar que se tiene a través de estuarios, ríos y aguas subterráneas, salinizan los suelos a gran escala (Xian *et al.*, 2019). En la Llanura Costera del Pacífico (LCP) en el estado de Nayarit, México (Figura 1), se localiza la planicie deltaica del río San Pedro, la cual se forma al desembocar al Océano Pacífico. El río abarca un área de drenaje de 29 300 km^2 (Curry *et al.*, 1969¹), con una longitud del río de 255 km desde su nacimiento aproximadamente a 3000 m de altitud en la SMO, hasta desembocar en el Océano Pacífico. El gasto medio anual del río San Pedro es de 2692.83 Mm^3 y acarrea anualmente 2.83 Mm^3 de sedimentos hacia sus áreas de deposición sobre la plataforma continental y su llanura deltaica (De la Lanza-Espino, Sánchez, Sorani y Bojórquez, 1996), la cual, tiene una elevación que oscila desde 1 a 27 m de altitud.

La existencia de elevadas concentraciones de sales en los suelos afecta seriamente a la agricultura (Zhang *et al.*, 2015). En general, los problemas de salinidad incluyen el incremento del estrés osmótico, lo que afecta en una menor capacidad

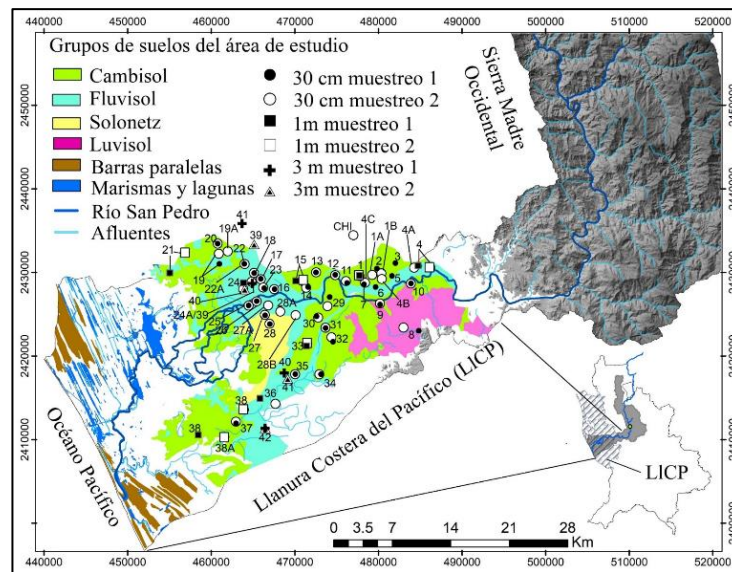


Figura 1. Sitios de muestreo de suelos en la planicie del río San Pedro, Nayarit.
Figure 1. Soil sampling sites in the San Pedro River floodplain, Nayarit.

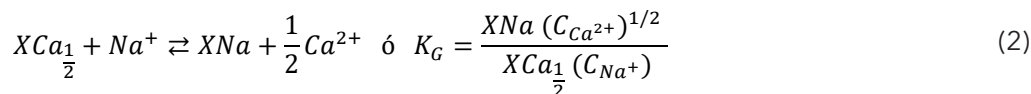
¹ Curry, J. R., Emmel, F., & Crampton, P. (1969). Holocene history of strand plain, lagoonal coast, Nayarit, Mexico. En *Memorias del Simposio Internacional de Lagunas Costeras* (pp. 63-100). México: UNAM-UNESCO.

de absorción de agua por las plantas y un crecimiento y desarrollo limitado, lo cual repercute en el rendimiento (Minhas, Ramos, Ben-Gal y Pereira, 2020). Además, cuando la fase de intercambio del suelo se satura con sodio, esta situación conduce a la dispersión de los sistemas coloides de los suelos y a la alcalinización, modificando de forma negativa las propiedades fisicoquímicas del suelo (Van de Craats *et al.*, 2020). Una de las fuentes de sales más importantes en los suelos y aguas es el intemperismo geoquímico de rocas y minerales que conforman el estrato superior de la corteza terrestre. Aunque se debe mencionar que, la meteorización de los diferentes tipos de rocas rara vez forman suelos afectados por sales *in situ*, ya que generalmente la acumulación ocurre en regiones que reciben sales de otras áreas, por lo que se estima que es el agua el principal transportador de sales (Egorov y Kovda, 1973; Suarez y Jurinak, 2012). En este sentido, la salinidad está altamente relacionada con tierras bajas o depresiones (Suarez y Jurinak, 2012; Moore *et al.*, 2017) que están limitadas total o parcialmente por cadenas montañosas o tierras altas, donde, el transporte de sales por medio del agua ha ocurrido desde tiempos geológicos y que están relacionados a la formación de las montañas circundantes y a una depresión (Miller y Brierley, 2011; Chernousenko y Kurbatskaya, 2017). Sin embargo, la salinización contemporánea solo ocurre cuando los factores descritos anteriormente, se encuentran en combinación con un nivel freático alto y un drenaje natural nulo o deficiente. Los métodos de análisis de suelos, para medir la salinidad, están basados en la medición de la conductividad eléctrica (CE) y los iones solubles de un extracto acuoso de suelo (Richards, 1974; Qadir, Noble, Schubert, Thomas y Arslan, 2006). Dentro de los extractos acuosos, las relaciones más utilizadas en la literatura científica son la extracción de las sales en la pasta saturada (1: θ_{sat}) y las relaciones suelo-agua 1:1, 1:2 y 1:5 (Shirokova, Forkutsa y Sharafutdinova, 2000; Suarez y Jurinak, 2012).

La evaluación de los suelos salinos, en especial los suelos saturados con sodio, se realiza mediante parámetros como el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y la relación de adsorción de sodio (RAS). Para obtener el PSI y la RAS, en condiciones de equilibrio se tiene que establecer la reacción de intercambio catiónico entre iones polivalentes, de acuerdo con Sposito y Mattigod (1977), y el esquema de intercambio catiónico es el siguiente:



Donde: X es el complejo de intercambio catiónico (CIC), n es la valencia del ion M_1 y m es la valencia de ion M_2 . Esta ecuación general de intercambio catiónico es de equilibrio fisicoquímico estequiométrica y heterogénea para iones polivalentes, y se utiliza para el sistema Na-Ca que, de acuerdo con la ley de acción de masas se establece como sigue:



Por lo que enseguida obtenemos:

$$\frac{XNa}{XC_{Ca\frac{1}{2}}} = K_G \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{C_{Ca^{2+}}}} \quad (2.1)$$

Donde XNa es la cantidad de iones de sodio Na^+ adsorbidos y $XC_{Ca\frac{1}{2}}$ es la cantidad de iones de Ca^{2+} adsorbidos, ambos expresados en $cmol\ kg^{-1}$ de suelo; C_{Na^+} y $C_{Ca^{2+}}$ son la concentración de los iones Na^+ y Ca^{2+} respectivamente en la solución del suelo expresadas en $mmol\ L^{-1}$; y K_G es la constante de selectividad iónica de Gapon expresada en $(mmol\ L^{-1})^{-1/2}$, la cual debe determinarse para cada suelo.

Por otra parte, aquí se asume que el ion magnesio es semejante al ion calcio, en cuanto a que posee dos cargas positivas (Mg^{2+}) y que es igualmente de efectivo en desplazar iones de sodio (Na^+) del complejo de intercambio catiónico. Según Sposito y Mattigod 1977, los iones predominantes en las soluciones de los suelos son Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} , entonces, la ecuación de intercambio catiónico adquiere la siguiente expresión:

$$RSI = \frac{X_{Na}}{CIC - X_{Na}} = K_G RAS = K_G \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (3)$$

RSI es la relación de sodio intercambiable; K_G es la constante de selectividad iónica de Gapon; *CIC* es la capacidad de intercambio catiónico en $cmol\ kg^{-1}$ de suelo; y *RAS* es la relación de adsorción de sodio. Aquí, las concentraciones de los iones están expresadas analíticamente en $mmol\ L^{-1}$ (Jurinak, Amrhein y Wagenet, 1984; Endo, Yamamoto, Honna y Eneji, 2002; López-García *et al.*, 2016).

Para predecir el nivel del porcentaje de sodio intercambiable que se desarrolla en los diferentes suelos se utilizaron las siguientes ecuaciones:

$$PSI = \frac{X_{Na} 100}{CIC} \quad (4)$$

$$RAS = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (5)$$

$$RSI = \frac{X_{Na}}{CIC - X_{Na}} \quad (6)$$

Resolviendo estas ecuaciones se obtiene la ecuación generalizada para predecir el porcentaje de sodio intercambiable (*PSI*), que esta expresada de la siguiente forma:

$$PSI = \frac{K_G RAS 100}{1 + K_G RAS} \quad (7)$$

De ahí que entonces, la *RAS* de las soluciones del suelo en condiciones de saturación puede utilizarse para estimar el *PSI* del suelo (Seilsepour, Rashidi y Khabbaz, 2009). Esta ecuación ha sido adoptada por la comunidad científica y se ha utilizado en trabajos experimentales de diferentes áreas del mundo, reportándose los resultados obtenidos utilizando la relación entre *PSI* y *RAS* (Paliwal y Gandhi, 1976; Frenkel y Alperovitch, 1984; Endo *et al.*, 2002; Evangelou y Marsi, 2003; Kopittke, So y Menzies, 2006; Seilsepour *et al.*, 2009). Como se mencionó, esta ecuación deriva de la interacción de intercambio catiónico entre Na^+ y Ca^{2+} , se incluye el ion Mg^{2+} a la ecuación considerando que tiene un comportamiento fisicoquímico similar al Ca^{2+} , esto por poseer la misma carga iónica y tener actividad en el complejo de intercambio catiónico (Richards, 1974).

$$RAS_{or} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} \quad (8)$$

La formulación de RAS_{aj} toma en cuenta las distintas disponibilidades del ion calcio (Ca^{2+}) en las soluciones de los suelos debido a los procesos de disolución y de precipitación de la calcita $CaCO_3$. El $pH=8.4$ se refiere al pH que aproximadamente tiene un suelo no sódico en equilibrio con la calcita $CaCO_3$ (carbonato de calcio).

$$RAS_{aj} = \frac{C_{Na^+}}{\sqrt{\frac{C_{Ca^{2+}} + C_{Mg^{2+}}}{2}}} [1 + (8.4 - pH_c)] \quad (9)$$

El término $(8.4 - pH_c)$ es el índice de saturación de Langelier, e indica la tendencia de los iones HCO_3^- a precipitar en el suelo en forma de $CaCO_3$, pH_c es el pH teórico que está en equilibrio con la calcita $CaCO_3$ (Langelier, 1936; Bower, Wilcox, Akin y Keyes, 1965; Pratt y Bair, 1969), y este se define como sigue:

$$pH_c = (pK'_2 - pK'_c) + pCa + pAlk \quad (10)$$

Los últimos términos son los logaritmos negativos de la concentración molar del calcio (pCa) y de la concentración equivalente titulable de $CO_3^{2-} + HCO_3^-$, ($pAlk$) respectivamente; mientras que pK'_2 y pK'_c son los logaritmos negativos de la segunda constante de disociación del H_2CO_3 y de la constante de solubilidad de la calcita $CaCO_3$ respectivamente; ambas constantes corregidas por la fuerza iónica. Los valores para $(pK'_2 - pK'_c)$ están basados en la siguiente ecuación, en donde el último término presenta la corrección de Debye y Hückel para la fuerza iónica (μ) (Bower et al., 1965; Pratt y Bair, 1969; Bajwa, Hira y Singh, 1983; Ayers y Westcot, 1985; López-García et al., 2016).

$$pK'_2 - pK'_c = \left\{ 2.0269 + \left[0.5092 \left(\frac{4(\mu)^{1/2}}{1 + 2(\mu)^{1/2}} + \frac{(\mu)^{1/2}}{1 + 1.45(\mu)^{1/2}} \right) \right] \right\} \quad (11)$$

El número 2.0269 es la diferencia entre pK'_2 y pK'_c ; de tal manera que si se utilizan como constantes los siguientes valores para la segunda constante de disociación del H_2CO_3 $pK_2 = \frac{(H^+)(CO_3^{2-})}{HCO_3^-} = 4.7 \times 10^{-11}$ y para el producto de solubilidad de la calcita

$K_c = [Ca^{2+}][CO_3^{2-}] = 5.0 \times 10^{-9}$, entonces se obtiene el valor arriba señalado.

Por lo tanto, por lo anteriormente expuesto, los objetivos de esta investigación se refieren a la caracterización de los suelos salinos de la zona agrícola de la gran planicie del valle de Santiago, en lo que concierne a las concentraciones de las sales (CE) y contenido de sodio intercambiable en los suelos (PSI), en los diferentes espesores litológicos de este valle. Entonces con estos objetivos se postula que la distribución de sales en los suelos de este valle, se encuentran en total correspondencia con los gradientes altitudinales de la gran llanura del valle de Santiago. El conocimiento de las condiciones de salinidad en los suelos agrícolas de la llanura del valle de Santiago es de mucha importancia para la planeación de una correcta distribución de los cultivos de acuerdo con los valores umbrales de tolerancia de los cultivos a las condiciones de una salinidad determinada.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra sobre la planicie deltaica del río San Pedro, entre las coordenadas UTM 13N 24349-24345 y 13N 24249-24046, datum WGS84, en Nayarit, México (Figura 1).

En la zona predomina el clima cálido subhúmedo con una temperatura media anual de 27 °C, la precipitación total anual promedio es de 1259.1 mm de julio a octubre, y estas precipitaciones se encuentran superadas por la evaporación total anual promedio de 1753.3 mm. Las principales actividades económicas son la pesca, acuicultura, ganadería y la agricultura, esta última, ocupa una superficie de 125 856 ha, de las cuales, el 85% son superficies de riego (INEGI, 2020; CICESE, 2020). Los principales grupos de suelos en el área agrícola son los Luvisol, Cambisol, Fluvisol y Solonetz (Bojórquez et al., 2006). Los cultivos registrados en las áreas muestreadas son frijol, maíz, sorgo, tomatillo, tabaco y papayo.

Se llevó a cabo un muestreo en junio de 2017 y otro muestreo en junio de 2018 durante el periodo más seco del año, previo al temporal de lluvias. Cada sitio de muestreo fue georreferenciado usando un sistema de posicionamiento global (GPS) con sistema de coordenadas UTM. En el primer muestreo se establecieron 42 sitios de muestreo, en 30 sitios se tomó una muestra de suelo de 30 cm de profundidad, en ocho sitios se tomó una muestra cada 10 cm hasta 1 m de profundidad y cuatro sitios cada 10 cm hasta la profundidad de 3 m (Figura 1). Se tomaron muestras de agua freática dentro de las mismas superficies del muestreo de suelos que contaban con pozo de agua, en total se recolectaron 21 muestras. Para el segundo muestreo se establecieron 49 sitios de muestreo de suelos a las mismas profundidades que en el primer muestreo, 37 sitios de 30 cm, 8 sitios de 1 m y 4 sitios de 3 m. Se recolectaron 29 muestras en pozos de agua freática.

Las muestras de suelos se secaron al aire y se tamizaron por medio de una malla de 2 mm, se prepararon pastas saturadas para proceder a la extracción de sales de acuerdo con el Manual 60 (Richards, 1974). Para los extractos de suelos a condiciones de saturación se utilizaron 400 g de suelo. En total se obtuvieron 464 extractos de suelo y 50 muestras de agua freática.

A las muestras de suelos (n=464) se les determinó la textura por el método de Bouyoucos, mientras que a los extractos y muestras de agua freática, se les determinó el pH con un potenciómetro Orion Star, modelo A211; CE en dS m^{-1} en un equipo OAKTON modelo CON 700, por el método conductimétrico; Ca^{2+} y Mg^{2+} por titulación volumétrica con EDTA; Na^{+} y K^{+} por flamometría en un equipo Cole-Parmer, modelo 360; HCO_3^{-} y CO_3^{2-} por titulación volumétrica con H_2SO_4 ; Cl^{-} por titulación volumétrica con nitrato de plata; y SO_4^{2-} por el método turbidimétrico, en un espectrofotómetro SPECTRO modelo 23RS de Labomed, Inc. Los cationes y aniones determinados se expresaron en $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$.

A partir de la composición iónica se calculó la presión osmótica (PO), los sólidos totales disueltos (STD), la relación de adsorción de sodio en su ecuación original (RAS_{or}) y ajustada (RAS_{aj}), y el PSI máximo, medio y mínimo que pueden adquirir los suelos se calculó mediante la ecuación de Gapon:

$$PSI = \frac{K_G RAS_{100}}{1 + K_G RAS} \quad (12)$$

Las constantes de selectividad iónica utilizadas fueron $K_G=0.0072444$, $K_G=0.0118610$ y $K_G=0.0168999$, que corresponden a un suelo areno-arcilloso-limoso, arcilloso-limoso y arcilloso, respectivamente (López-García *et al.*, 2016).

Se desarrollaron los modelos experimentales predictivos de las propiedades de las soluciones de los suelos y aguas mediante el procedimiento de regresión lineal simple, donde, la CE fue variable independiente (X) y la PO, suma de cationes, STD, RAS_{or} y RAS_{aj} fueron las variables dependientes (Y).

Para predecir la distribución longitudinal y el gradiente de sales medidas a través de la conductividad eléctrica, entre los pozos freáticos y entre los suelos en el área de estudio, se utilizó el método geoestadístico Kriging ordinario de interpolación predictiva en el software ArcMap 10.3 de ArcGis (Esri, 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Agua Freática

Las descargas continuas de agua de la cuenca del río San Pedro al salir de los cañones y fallas de la SMO, saturan los espesores sedimentarios de la llanura deltaica con aguas de baja mineralización. De acuerdo con los sitios de muestreo más cercanos a la zona montañosa de la SMO, la CE es del orden de 199 a 473 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y aumenta en su trayectoria hacia las partes bajas de la llanura, especialmente en

las zonas de intrusión de sales provenientes del océano cercanos a los sistemas lagunares (Figura 2a). De manera general, se observa una tendencia del aumento de la salinidad del agua en los sitios con un nivel freático más cercano a la superficie, en los sitios muestreados, el nivel freático se encontró entre 1.9 y 5.0 m de profundidad (Figura 2b).

El pH y la CE se presentaron dentro los intervalos 6.94-8.37 y 199-4660 $\mu\text{S cm}^{-1}$ respectivamente, de acuerdo con la clasificación de Richards (1974) el 66% de las muestras fueron de salinidad baja a media (0-750 $\mu\text{S cm}^{-1}$) mientras que el resto de salinidad alta a muy alta (750-5000 $\mu\text{S cm}^{-1}$).

Con base en su composición iónica, el 86% de las muestras de aguas freáticas presentaron una composición bicarbonatada con una CE máxima de 1913 $\mu\text{S cm}^{-1}$, en el 14% el Cl⁻ fue el anión predominante alcanzando una CE máxima de 4660 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Esto se encuentra estrechamente relacionado con la composición iónica de las aguas superficiales del río San Pedro, en las cuales, predomina el anión bicarbonato y cerca de su desembocadura son mezcladas con aguas salinas provenientes del sistema marino, convirtiéndolas en cloruradas-sódicas (Martínez *et al.*, 2020). En la Figura 3a, b se presenta la composición iónica y CE promedio de los sitios con aguas freáticas y superficiales bicarbonatadas de la cuenca del río San Pedro, donde, puede observarse que ambos tipos de agua están muy cercanos en cuanto a composición, y no presentan una salinidad alta.

Por lo general, la medición de la CE se utiliza como un parámetro que indica la intensidad de la concentración de las soluciones, sin embargo, a partir de la CE puede obtenerse una estimación de la concentración total, suma de cationes y presión osmótica (PO); siempre y cuando, existan modelos predictivos entre estos para un área determinada.

En la Figura 4a-d se presentan las relaciones funcionales para las aguas freáticas de la llanura deltaica del río San Pedro.

En este sentido, Pérez-Díaz *et al.* (2019) obtuvieron la relación $STD_{\text{mg L}^{-1}} = 684.16CE$ ($R^2 = 0.99$) en la cuenca del río Lerma, México, mientras que López-García *et al.* (2016) $STD_{\text{mg L}^{-1}} = 698.9CE$ ($R^2 = 0.99$) en aguas residuales del Valle de Mezquital, México. De acuerdo con Camacho-Ballesteros, Ortega, Sánchez y Can, (2020) debido a las diferentes composiciones en las aguas naturales, el valor del coeficiente puede variar en un amplio intervalo de 500 a 1200, en su investigación obtuvieron la ecuación $STD_{\text{mg L}^{-1}} = 671CE$ ($R^2 = 0.94$) en la hidrografía de Oaxaca, México.

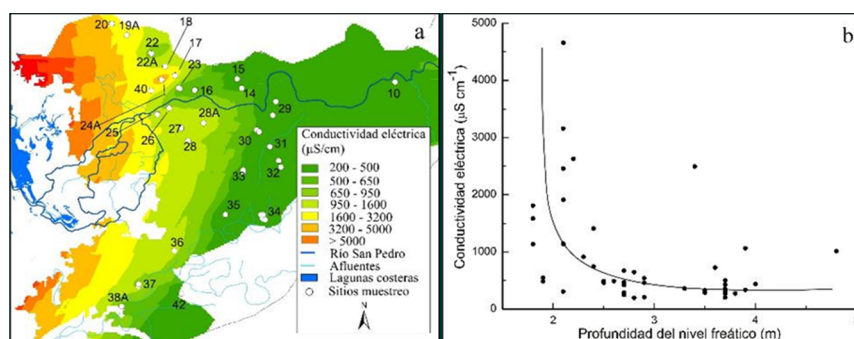


Figura 2. Distribución de la CE de las muestras de agua freática (a), se utilizó el método geostatístico Kriging de interpolación predictiva en el software ArcMap 10.3 de ArcGis (Esri, 2015); (b) relación entre la CE con la profundidad del nivel freático.

Figure 2. Distribution of the EC of the groundwater samples (a), the Kriging geostatistical method of predictive interpolation was used in the ArcMap 10.3 ArcGIS software (Esri, 2015); (b) relationship between the EC and the depth of the water table.

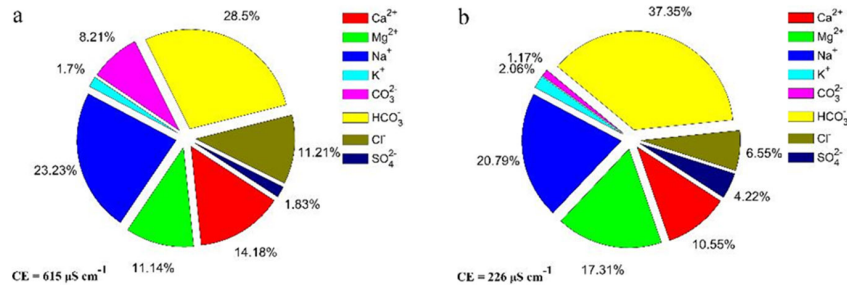


Figura 3. Composición iónica y CE promedio de las aguas freáticas (a) y superficiales de tipo bicarbonatadas (b) (Figura 3b con datos de Martínez-Rodríguez et al., 2020).

Figure 3. Ionic composition and average EC of groundwater (a) and bicarbonate surface water (b) (Figure 3b with data from Martínez-Rodríguez et al., 2020).

Con respecto a la suma de cationes, en general, se observa la relación $\text{mmol}_c \text{L}^{-1} \approx 10 \text{CE}_{\text{ds m}^{-1}}$ (Richards, 1974), la cual, es utilizada comúnmente como un indicador en la comprobación de los datos analíticos, López-García et al. (2016), Pérez-Díaz et al. (2019) y Camacho-Ballesteros et al. (2020), en sus resultados puede observarse que la concentración de cationes y la CE observaron esta relación funcional.

Por otra parte, la PO está relacionada con la velocidad de absorción del agua por las plantas. En suelos salinos, la composición y concentración de sales solubles en la solución de suelo crean un desequilibrio osmótico, este tipo de estrés reduce la energía potencial de la solución y provoca un crecimiento reducido por la energía adicional requerida por las plantas al absorber agua (Butcher, Wick, DeSutter, Chatterjee y Harmon, 2016; Kamran et al., 2019). La PO está relacionada con la CE, de tal modo que, Richards (1974) presentó la ecuación $PO_{\text{kPa}} = 36.47 \text{CE}_{\text{ds m}^{-1}}$ y Campbell, Bower y Richards (1949) $PO_{\text{kPa}} = 32.52 \text{CE}_{\text{ds m}^{-1}}^{1.065}$. De acuerdo con los modelos obtenidos ($R^2 > 0.99$), estos pueden ser utilizadas para las aguas freáticas de la planicie deltaica del río San Pedro y representan una forma rápida para su estimación.

Con respecto a la sodicidad, evaluada por medio de la RAS_{or} y RAS_{aj} , los valores se encontraron entre 0.16-32.30 y 0.26-77.25 ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)^{1/2} respectivamente, los modelos predictivos a partir de la CE en dS m^{-1} para la RAS se presentan en la Figura 4d. Rashidi y Seilsepour (2011) obtuvieron la ecuación $RAS = 1.91 + 0.68 \text{CE}$ ($R^2 = 0.69$) en suelos de Varamin, Irán, la cual fue parecida a la reportada por Al-Busaidi y Cookson (2003) $RAS = 7.077 + 0.464 \text{CE}$ ($R^2 = 0.83$) para suelos salinos de Oman. De acuerdo con Rashidi y Seilsepour (2011) el modelo $RAS = \alpha \text{CE}$ no es constante para cada región, sin embargo, se asume que deben ser similares y puede ser utilizado para estimar la RAS de forma simple y útil. La ecuación obtenida en esta investigación fue muy diferente a las mencionadas anteriormente, si bien existe una variación por la fuerza iónica de las soluciones (Evangelou y Marsi, 2003), al utilizar las ecuaciones de Al-Busaidi y Cookson (2003) y Rashidi y Seilsepour (2011) para las conductividades eléctricas de este estudio, el valor máximo de la RAS que se obtiene (5.08 y 9.24) es cercano al valor de su constante, subestimando considerablemente los valores obtenidos en la presente investigación. Se debe señalar que la CE es utilizada como un indicador de la concentración total de las soluciones, sin embargo, la composición iónica no está en función de este parámetro. En este sentido, dos soluciones con una misma CE pueden presentar composiciones diferentes al igual que su valor de la RAS, por lo tanto, a pesar de los modelos obtenidos se recomienda el cálculo de la RAS por el método convencional. Por otra parte, se relacionó la RAS_{or} con la RAS_{aj} , se obtuvo la ecuación $RAS_{\text{aj}} = 2.253 RAS_{\text{or}}$ ($R^2 = 0.992$) para las aguas

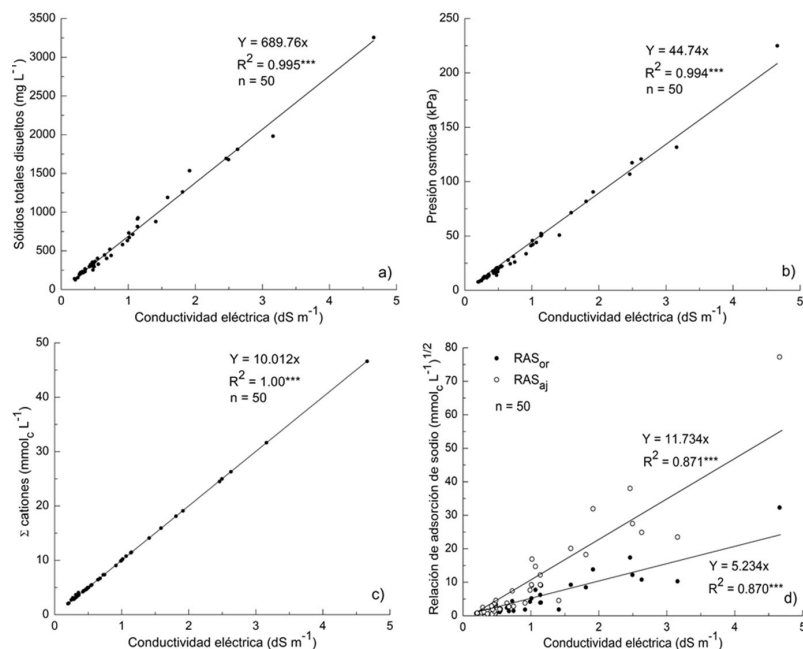


Figura 4. Relación entre: a) sólidos totales disueltos y conductividad eléctrica; b) presión osmótica ($PO = MRT$, $M =$ molaridad de la solución, $R = 8.314425$ (L-kPa/K-mol) y $T =$ temperatura en $^{\circ}K$) y conductividad eléctrica; c) suma de cationes y conductividad eléctrica; d) RAS y conductividad eléctrica; de muestras de agua freática de la planicie de la cuenca del río San Pedro en Nayarit. * $P < 0.001$.**

Figure 4. Relationship between a) total dissolved solids and electrical conductivity; b) osmotic pressure ($OP = MRT$, $M =$ molarity of the solution, $R = 8.314425$ (L-kPa/K-mol) and $T =$ temperature in $^{\circ}K$) and electrical conductivity; c) sum of cations and electrical conductivity; d) SAR and electrical conductivity of groundwater samples from the floodplain of the San Pedro River basin in Nayarit. * $P < 0.001$.**

freáticas de la planicie del río San Pedro, los valores predichos y los valores reales siguen la relación $RAS_{ajPredicido} = 0.992RAS_{aj}$ con $R^2 = 0.992$. La ventaja de este modelo es que se evita determinar las concentraciones de todos los iones para el cálculo de la fuerza iónica, lo que implica menos tiempo en la determinación, además, el cálculo de la RAS_{aj} puede resultar complicado en comparación con la RAS_{or} , por lo que se simplifica la obtención de este parámetro.

A partir de los diferentes valores de la RAS se obtuvo el PSI por medio de la ecuación:

$$PSI = \frac{K_G RAS 100}{1 + K_G RAS} \quad (13)$$

El grado del por ciento de sodio intercambiable que pueden alcanzar los suelos en equilibrio con estas aguas, está en función de la RAS de la solución y de la textura del suelo con el que interacciona. Por lo tanto, los valores de PSI que estas soluciones pueden adquirir para las constantes de selectividad iónica $K_G = 0.0072444$, $K_G = 0.0118610$ y $K_G = 0.0168999$ que corresponden a suelos de textura gruesa, media y fina, en la RAS_{or} fueron 0.11-18.96, 0.29-27.69 y 0.27-35.31%; y para la RAS_{aj} 0.19-35.88, 0.31-47.81 y 0.44-56.62% respectivamente. Velázquez-Machuca, Ortega, Martínez, Kohashi y García (2002), López-García *et al.* (2016) y Pérez-Díaz *et al.* (2019) utilizaron la relación PSI-RAS para predecir el riesgo de sodificación que representaban las aguas residuales para el riego de suelos.

Suelos

Con base en los resultados obtenidos en los extractos a saturación ($1: \theta_{sat}$), de manera general, los procesos de salinización en la llanura, son el resultado del movimiento ascendente y concentración por evaporación de la superficie de las sales solubles presentes en las aguas freáticas. La distribución de la CE de los suelos aluviales de la llanura y su relación con la profundidad del manto freático (Figura 5a, b), presentaron el mismo comportamiento que las aguas freáticas (Figura 2a, b).

La concentración total de sales solubles en los sitios muestreados se encuentra entre 0.002 y 0.40%; a excepción de los primeros 10 cm del sitio P21 (1.70%) y la muestra de 30 cm de profundidad P19 (0.65%) (Figura 5a). En general, la acumulación de sales se presenta dentro de 0 a 100 cm de profundidad, donde, la concentración más elevada está comúnmente en los primeros 10 cm del perfil y disminuye a mayor profundidad (Figura 6a, b y Figura 7a, b).

Sin embargo, pueden existir acumulaciones en las partes inferiores del perfil debido a la distribución del tamaño de las partículas de los suelos; en la planicie, las texturas son desde areno franco hasta arcilloso, predominando la textura franco limoso arcilloso, franco limoso y franco con el 28.23, 24.57 y 20.26% respectivamente. Aunque también, de acuerdo con Chernousenko, Oreshnikova y Ukrainitseva (2001), Novikova, Pankova y Kontoboitseva (2011) y Korolyuk (2015), en aquellas zonas que donde existan depósitos marinos o suelos salinos sepultados por debajo de la deposición contemporánea, la acumulación de sales se encontrará en partes más profundas del perfil.

El pH se encuentra entre 4.81 y 8.58, mientras que la CE se encontró dentro del intervalo $0.08-15.28 \text{ dS m}^{-1}$, a excepción del sitio P21 en donde de 0-10 cm de profundidad la CE fue de 72.4 dS m^{-1} .

Cuando la acumulación de sales en el suelo es baja, en las aguas freáticas predominan los carbonatos y bicarbonatos de alkali, lo cual constituye la fase alcalina de aguas freáticas ligeramente mineralizadas (Figura 3). En esta situación, de acuerdo con Kovda, Egorov y Hills (1973) es común que solo se formen suelos solonetz, lo que concuerda con la clasificación de suelos en la zona de estudio realizada por Bojórquez *et al.* (2006) (Figura 1), donde está presente un área con suelos solonetz situada en una depresión, las características de solonchak se encuentran en los suelos cercanos a los sistemas lagunares costeros y zonas limítrofes al océano.

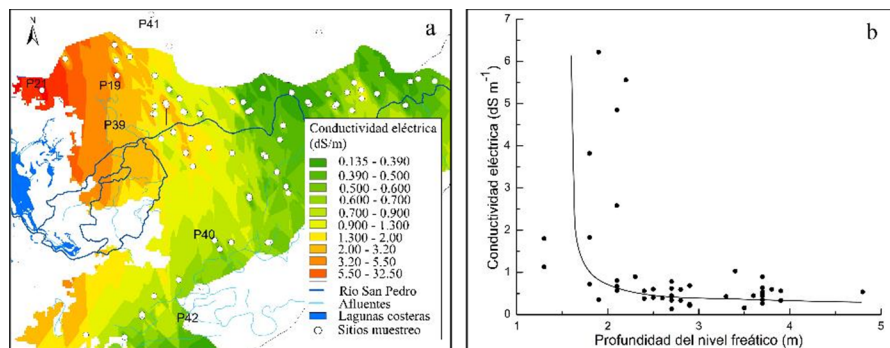


Figura 5. Distribución de la CE de las muestras de suelos (a), se utilizó el método geoestadístico Kriging de interpolación predictiva en el software ArcMap 10.3 de ArcGIS (Esri, 2015); (b) relación de la CE de las muestras de suelos con la profundidad del nivel freático. Las muestras de suelo corresponden al estrato 0-30 cm de profundidad.

Figure 5. Distribution of the EC of the soil samples (a). The kriging geostatistical method of predictive interpolation was used in ArcGIS 10.3 ArcMap software (Esri, 2015); (b) relationship of the EC of the soil samples with the depth of the water table. The soil samples correspond to the stratum 0-30 cm deep.

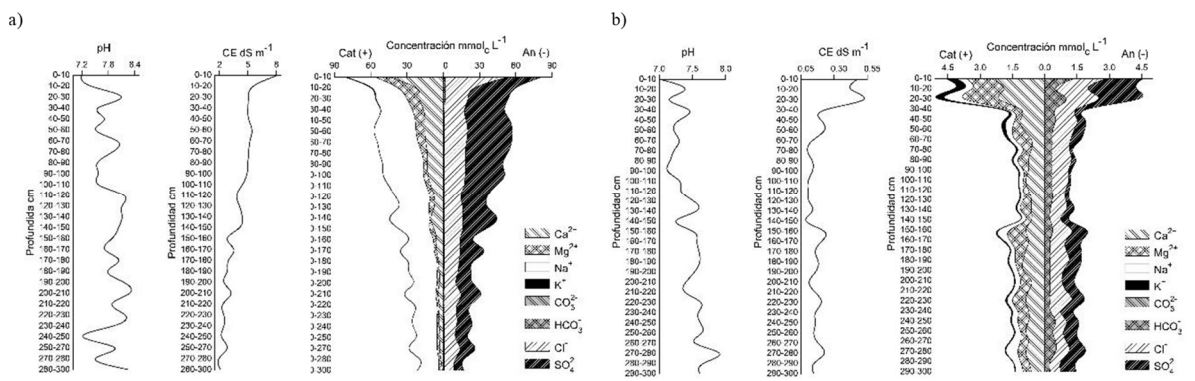


Figura 6. pH, CE y distribución de sales solubles en los perfiles litológicos 0-300 cm del muestreo 1 del perfil P39 (a) y P40 (b) (ubicación Figura 5a). Extractos de saturación de los suelos de la planicie de la cuenca del río san Pedro, Nayarit. Figure 6. pH, EC and distribution of soluble salts in the lithological profiles 0-300 cm of sampling 1 of profile P39 (a) and P40 (b) (location Figure 5a). Saturation extract of the soils of the San Pedro River basin floodplain, Nayarit.

Considerando la clasificación de Richards (1974) solo el 8.80% de los sitios muestreados fueron salinos (> 4 dS m⁻¹), los cuales, siguen la distribución mostrada en la Figura 5a. En la Figura 8a, b se presenta la composición iónica y CE promedio de los sitios con CE < 4 dS m⁻¹ y con CE > 4 dS m⁻¹, en la cual, puede observarse el incremento entre los iones Na⁺ y Cl⁻, indicando que los suelos afectados con altas concentraciones de sales están en función de la intrusión de sales provenientes del sistema marino.

Las relaciones funcionales obtenidas en soluciones salinas de las muestras de suelo a partir de la CE con la concentración total, suma de cationes y PO fueron $STD_{mg\ L^{-1}} = 546.55CE_{dS\ m^{-1}}$ ($R^2 = 0.99$), $mmol_c\ L^{-1} = 9.47CE_{dS\ m^{-1}}$ ($R^2 = 0.99$) y $PO_{kPa} = 41.498CE_{dS\ m^{-1}}$ ($R^2 = 0.99$) respectivamente. Estas ecuaciones resultaron altamente significativas con un valor $P < 0.001$ para 464 muestras (extractos 1: 0sat), por lo tanto, pueden ser utilizadas para estimar estos parámetros. En comparación con las relaciones obtenidas en las aguas freáticas, solo la concentración total resultó ser considerablemente diferente, esto es debido a que la composición iónica entre suelos y agua freática varía en las concentraciones de aniones, en suelos el ion predominante fue el cloruro, el cual es el de menor peso molecular.

Por otra parte, al igual que los suelos que contienen una cierta salinidad, el 8.80% de los sitios muestreados presentaron una $RAS > 13$ (mmol_c L⁻¹)^{1/2}, estos siguen la distribución de los suelos salinos, no obstante, algunos de estos sitios no

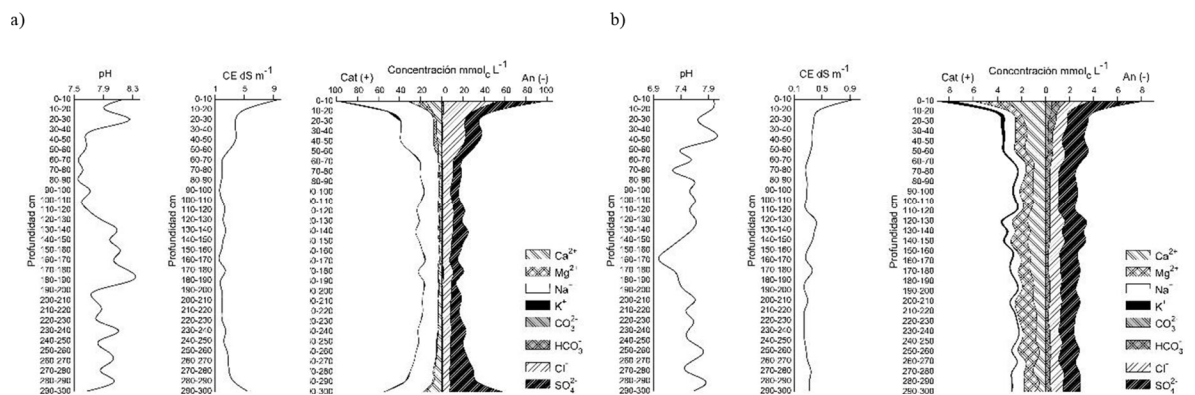


Figura 7. pH, CE y distribución de sales solubles en los perfiles litológicos 0-300 cm del muestreo 1 del perfil P41 (a) y P42 (b) (ubicación Figura 5a). Extractos de saturación de los suelos de la planicie de la cuenca del río san Pedro, Nayarit. Figure 7. pH, EC and distribution of soluble salts in the lithological profiles 0-300 cm of sampling 1 of profile P41 (a) and P42 (b) (location Figure 5a). Saturation extract of the soils of the San Pedro River basin floodplain, Nayarit.

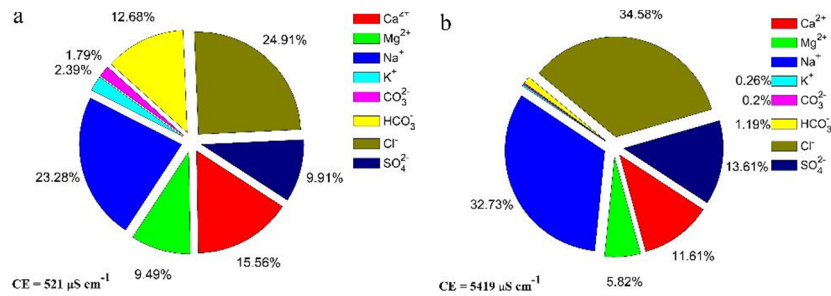


Figura 8. Composición iónica y CE promedio de los sitios de muestreo de suelo con CE < 4 dS m⁻¹ (a) y en los sitios con CE > 4 dS m⁻¹ (b).
Figure 8. Ionic composition and average EC of soil sampling sites with EC < 4 dS m⁻¹ (a) and at sites with EC > 4 dS m⁻¹ (b).

corresponden a aquellos con elevada CE (> 4 dS m⁻¹). Los valores de la RAS_{or} y RAS_{aj} se encuentran entre los rangos 0.11-33.09 y -0.12-88.41 (mmol_c L⁻¹)^{1/2}, los modelos predictivos al relacionar la RAS con la CE fueron $RAS_{or} = 1.092CE_{dS\ m^{-1}}$ ($R^2 = 0.39$) y $RAS_{aj} = 2.056CE_{dS\ m^{-1}}$ ($R^2 = 0.63$); estos resultaron ser diferentes a los obtenidos en las aguas freáticas, además de presentar una baja relación lineal.

Los valores del PSI obtenidos en los suelos para las constantes de selectividad iónica, que, corresponden a suelos de textura gruesa, media y fina, para la RAS_{or} estuvieron entre los rangos 0.08-19.34, 0.13-28.19 y 0.18-35.87%, mientras que para la RAS_{aj} entre -0.08-39.04, -0.14-51.18 y -0.20-59.90% respectivamente. En general, tanto en las aguas freáticas como en los suelos, la RAS y el PSI adquieren valores más elevados al considerar las diferentes disponibilidades de los iones de Ca²⁺ mediante el empleo de la RAS_{aj} , esta ecuación toma en cuenta la cuantificación de los efectos de precipitación o dilución del CaCO₃ y la actividad de los iones (Qadir y Shubert, 2002b; Camacho-Ballesteros *et al.*, 2020), por esta razón, pueden adquirir valores negativos.

Las variaciones del PSI calculado por medio de la ecuación:

$$PSI = \frac{K_G RAS_{100}}{1 + K_G RAS} \quad (14)$$

A partir de un mismo valor de RAS, están en función de la K_G , la cual, expresa la complejidad de las estructuras cristalino-químicas de los sistemas arcillosos y orgánicos que son coloido-dispersos en los suelos (Velazquez-Machuca *et al.*, 2002). En la Figura 9 a, b pueden observarse las variaciones del PSI, con respecto a la estructura mineralógica para los distintos valores de la RAS de las soluciones de los suelos.

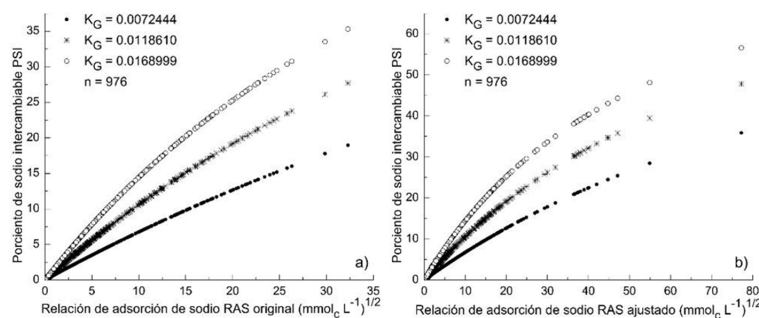


Figura 9. Relación PSI-RAS_{or} (a) y PSI-RAS_{aj} (b) de las muestras de suelo y aguas freáticas del primer y segundo muestreo en la planicie del río San Pedro, Nayarit (se omitieron los valores de RAS_{aj} negativos).

Figure 9. Relationship ESP-SAR_{or} (a) and ESP-SAR_{adj} (b) of the samples of soil and groundwater of the first and second sampling in the floodplain of San Pedro, Nayarit (negative SAR_{adj} values omitted).

De acuerdo con Shainberg y Letey (1984), Halliwell, Barlow y Nash (2001) y Qadir y Shubert (2002b) los valores del PSI en el intervalo de 0 a 30 cm son casi iguales a los valores de la RAS. En los resultados mostrados en la Figura 9a, b, esto concuerda para los suelos de textura media a fina, sin embargo, para la textura gruesa los valores del PSI se presentaron considerablemente más bajos que su respectivo valor de la RAS. Al respecto, Kopittke *et al.* (2006) mencionan que el grado del incremento del PSI depende del tipo y contenido de arcilla y de la fuerza iónica de la solución.

El PSI está relacionado con una potencial modificación de la estructura del suelo (pérdida paulatina de la permeabilidad, dispersión y expansión de los sistemas arcillosos) (Chaudhari, 2001; Pérez-Molina, 2019; Camacho-Ballesteros *et al.*, 2020), en la Figura 10 se muestra la reducción de la capacidad de infiltración de las soluciones de suelos y aguas obtenidos en el presente estudio.

La permeabilidad del suelo depende del PSI y de la concentración de sales en la solución (Quirk y Schofield, 1955; Quirk, 2001), la mayor parte de los resultados se encontraron con una RAS < 10 (Figura 10), sin embargo, por debajo de este valor, puede generarse desde una reducción ligera o moderada hasta una reducción severa. Un determinado valor de RAS representa más riesgo al suelo a medida que su CE es menor. Qadir *et al.* (2006) y Qadir, Oster, Schubert, Noble y Sahrawat (2007) mencionan que el impacto del Na⁺ es mayor en la reducción de la conductividad hidráulica entre más baja sea su CE, de acuerdo con Halliwell *et al.* (2001) y Lado y Ben-Hur (2004), a bajo PSI puede ocurrir dispersión de las arcillas debido a que la concentración de la solución del suelo permanece por debajo del valor crítico de floculación. Sin embargo, si la concentración está por encima del valor crítico umbral, la permeabilidad puede mantenerse incluso a valores elevados de PSI (Halliwell *et al.*, 2001; López-García *et al.*, 2016). Los problemas de infiltración pueden revertirse o mejorar con la adición de iones divalentes, biorremediación (Qadir y Oster, 2002a; Qadir y Shubert, 2002b; Qadir *et al.*, 2006), o bien, con la incorporación de agua de mayor concentración electrolítica, sin embargo, en esta última, debe considerarse el riesgo de salinización. Cuando se presenta la formación de una costra impermeable en la superficie de los suelos, esta solo puede destruirse por medios mecánicos, utilizando la rastra (Frenkel y Hadas, 1981).

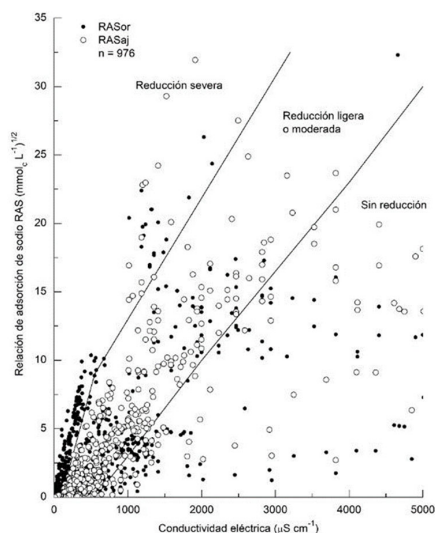


Figura 10. Reducción de la capacidad de infiltración provocada por la salinidad y la RAS de las soluciones de aguas y suelos (extractos 1: θ_{sat}) de la llanura del río San Pedro, Nayarit.

Figure 10. Reduction of infiltration caused by salinity and SAR of water and soil solutions (extracts 1: θ_{sat}) of the San Pedro River floodplain, Nayarit.

CONCLUSIONES

El grado de afectación por sales en suelos y aguas de la planicie de la cuenca del río San Pedro, tiene estrecha relación con su cercanía a las zonas de intrusión de sales del sistema marino, la zona más afectada fue en la parte noroccidente de la cuenca, donde, existe una fuerte influencia por los sistemas lagunares costeros.

Con base en el extracto de saturación, la concentración total de sales en los sitios muestreados fue de 0.002 a 1.70%, los coeficientes en sus relaciones funcionales $mg\ L^{-1} = \alpha fCE_{ds\ m^{-1}}$, $mmol\ L^{-1} = \alpha fCE_{ds\ m^{-1}}$ y $PO_{kPa} = \alpha fCE_{ds\ m^{-1}}$ fueron $\alpha=546.55$, 9.47 y 41.498 ; para las aguas freáticas fueron $\alpha=689.76$, 10.012 y 44.74 respectivamente, estos fueron altamente significativos ($R^2=0.99$) por lo tanto, pueden ser utilizados para los suelos y aguas freáticas de la planicie de la cuenca del río San Pedro.

La relación $PSI - RAS_{or} - RAS_{aj}$ permitió conocer los diferentes valores que puede adquirir un suelo a partir de las distintas formulaciones de la RAS. El cálculo de la RAS_{aj} es importante para predecir el PSI considerando la precipitación de la calca.

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 está 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: H.M.O.E, O.G.M.R. y A.C.CH. Metodología: H.M.O.E., A.C.CH., J.I.B.S. y A.M.M. Investigación: O.G.M.R., H.M.O.E., A.C.CH. y E.C.C. Curación de datos: A.C.CH., J.I.B.S., E.C.C., E.I.S.B., O.R.M.V. y J.D.G.P. Escritura y preparación del borrador original: O.G.M.R., H.M.O.E., A.C.CH., E.I.S.B., O.R.M.V. y J.D.G.P. Escritura, revisión y edición: O.G.M.R., H.M.O.E. y A.C.CH. Administración del proyecto: A.C.CH. y 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 O.G.M.R.

LITERATURA CITADA

- Al-Busaidi, A. S., & Cookson, P. (2003). Salinity-pH relationships in calcareous soils. *Journal of Agricultural and Marine Sciences [JAMS]*, 8(1), 41-46. <https://doi.org/10.24200/jams.vol8iss1pp41-46>
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality and use in agriculture*. FAO Irrigation and drainage. Rome, Italy: FAO. ISBN: 92-5-102263-1
- Bajwa, M. S., Hira, G. S., & Singh, N. T. (1983). Effect of sodium and bicarbonate irrigation waters on sodium accumulation and on maize and wheat yields in Northern India. *Irrigation Science*, 4, 191-199. <https://doi.org/10.1007/BF00285525>
- Bojórquez, I., Nájera, O., Hernández, A., Flores, F., González, A., García, D., & Madueño, A. (2006). Particularidades de formación y principales suelos de la llanura costera norte del estado de Nayarit, México. *Cultivos Tropicales*, 27(4), 19-26.
- Bower, C. A., Wilcox, L. V., Akin, G. W., & Keyes, M. G. (1965). An Index of the tendency of CaCO_3 to precipitate from irrigation waters. *Soil Science Society of American Journal*, 29(1), 91-92. <https://doi.org/10.2136/sssaj1965.03615995002900010027x>
- Butcher, K., Wick, A. F., DeSutter, T., Chatterjee, A. & Harmon, J. (2016). Soil salinity: a threat to global food security. *Agronomy Journal*, 108(6), 2189-2200. <https://doi.org/10.2134/agronj2016.06.0368>
- Camacho-Ballesteros, A., Ortega-Escobar, H. M., Sánchez-Bernal, E. I., & Can-Chulim, A. (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>
- Campbell, R. B., Bower, C. A. & Richards, L. A. (1949). Change of electrical conductivity with temperatura and the relation of osmotic pressure to electrical conductivity and ion concentration for soil extracts. *Soil Science Society of America Journal*, 13(C), 66-69. <https://doi.org/10.2136/sssaj1949.036159950013000c0010x>
- Chaudhari, S. K. (2001). Saturated hydraulic conductivity, dispersion, swelling, and exchangeable sodium percentage of different textured soils as influenced by water quality. *Communications in soil science and plant analysis*, 32(15-16), 2439-2455 <https://doi.org/10.1081/css-120000383>
- Chernousenko, G. I., & Kurbatskaya, S. S. (2017). Soil salinization in different natural zones of intermontane depressions in Tuva. *Eurasian Soil Science*, 50(11), 1255-1270. <https://doi.org/10.1134/S1064229317110047>
- Chernousenko, G. I., Oreshnikova, N. V., & Ukraintseva, N. G. (2001). Soil salinization in coastal areas of the Arctic and Pacific Regions of Rusia. *Eurasian Soil Science*, 34(10), 1062-1076.
- CICESE (Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California). (2020). Base de datos climatológica nacional (sistema CLICOM). Consultado el 11 de marzo, 2020, desde <http://clicom-mex.cicese.mx/>
- De la Lanza-Espino, G., Sánchez-Santillán, N., Sorani, V., & Bojórquez-Tapia, J. (1996). Características geológicas, hidrológicas y del manglar en la planicie costera de Nayarit, México. *Investigaciones Geográficas*, 32, 33-54. <https://dx.doi.org/10.14350/rig.59042>
- Egorov, V. V., & Kovda, V. A. (1973). Chemistry of saline and alkali soils of arid zones. In An international source book. *Irrigation, drainage and salinity* (pp. 122-154). Fitzroy Square, London, United Kingdom: FAO-UNESCO-HUTCHINSON.
- Endo, T., Yamamoto, S., Honna, T., & Eneji, A. E. (2002). Sodium-calcium exchange selectivity as influenced by clay minerals and composition. *Soil Science*, 167(2), 117-125. <https://doi.org/10.1097/00010694-200202000-00004>
- Esri (2015). *ArcGis User's Guide. Released 10.3*. Redlands, CA, USA: Environmental Systems Research Institute.
- Evangelou, V. P., & Marsi, M. (2003). Influence of ionic strength on sodium-calcium exchange of two temperate climate soils. *Plant and Soil*, 250, 307-313. <https://doi.org/10.1023/A:1022871204018>
- Fathizad, H., Ali Hakimzadeh-Ardakani, M., Sodaiezhadeh, H., Kerry, R., & Taghizadeh-Mehrjardi, R. (2020). Investigation of the spatial and temporal variation of soil salinity using random forests in the central desert of Iran. *Geoderma*, 365, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114233>
- Frenkel, H., & Hadas, A. (1981). Effects of tillage and gypsum incorporation on rain runoff and crust strength in field soils irrigated with saline-sodic water. *Soil Science Society of America Journal*, 45(1), 156-159. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500010034x>
- Frenkel, H., & Alperovitch, N. (1984). The effect of mineral weathering and soil solution concentration on ESR-SAR relationships of arid and semi-arid zone soils from Israel. *European Journal of Soil Science*, 35(3), 367-372. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1984.tb00292.x>
- Halliwell, D. J., Barlow, K. M., & Nash, D. M. (2001). A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. *Soil Research*, 39(6), 1259-1267. <https://doi.org/10.1071/sr00047>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2020). *Anuario estadístico y geográfico de Nayarit 2017*. Consultado el 11 de marzo, 2020, desde https://www.datatur.sectur.gob.mx/ITxEF_Docs/NAY_ANUARIO_PDF.pdf
- Jurinak, J. J., Amrhein, C., & Wagenet, R. J. (1984). Sodic Hazard: the effect of SAR and salinity in soils and overburden materials. *Soil Science*, 137(3), 152-159. <https://doi.org/10.1097/00010694-198403000-00004>
- Kamran, M., Parveen, A., Ahmar, S., Malik, Z., Hussain, S., Chattha, M. S., ... Chen, J. T. (2019). An overview of hazardous impacts of soil salinity in crops, tolerance mechanisms, and amelioration through selenium supplementation. *International Journal of Molecular Sciences*, 21(1), 1-27. <https://doi.org/10.3390/ijms21010148>

- Kopittke, P. M., So, H. B., & Menzies, N. W. (2006). Effect of ionic strength and clay mineralogy on Na-Ca exchange and the SAR-ESP relationship. *European Journal of Soil Science*, 57(5), 626-633. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00753.x>
- Korolyuk, T. V. (2015). Soil forming factors: Their role in the formation of saline soils on the plains of Western and Central Ciscaucasia. *Eurasian Soil Science*, 48, 689-700. <https://doi.org/10.1134/s1064229315070066>
- Kovda, V. A., Egorov, V. V., & Hills, N. S. (1973). Landscapes in relation to irrigation, drainage and salinity. In An international source book (Ed.). *Irrigation, drainage and salinity* (pp. 155-176). Fitzroy Square, London, United Kingdom: FAO/UNESCO-HUTCHINSON.
- Lado, M., & Ben-Hur, M. (2004). Soil mineralogy effects on seal formation, runoff and soil loss. *Applied Clay Science*, 24(3-4), 209-224. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2003.03.002>
- Langelier, W. F. (1936). The analytical control of anti-corrosion water treatment. *Journal (American Water Works Association)*, 28(10), 1500-1521. <https://doi.org/10.1002/awwa.1172>
- López-García, A. D., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, A., Gómez-Meléndez, D. J., & Vázquez-Alvarado, R. E. (2016). Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 139-157.
- Martínez-Rodríguez, O. G., Can-Chulim, A., Ortega-Escobar, H. M., Cruz-Crespo, E., Bojórquez-Serrano, J. I., & García-Paredes, J. D. (2020). Calidad del agua para uso agrícola del río San Pedro en Nayarit. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 11(3), 619-633. <https://doi.org/10.29312/remexca.v11i3.2083>
- Miller, J. J., & Brierley, J. A. (2011). Solonchets soils of Canada: Genesis, distribution, and classification. *Canadian Journal of Soil Science*, 91(5), 889-902. <https://doi.org/10.4141/cjss10040>
- Minhas, P. S., Ramos, T. B., Ben-Gal, A., & Pereira, L. S. (2020). Coping with salinity in irrigated agriculture: Crop evapotranspiration and water management issues. *Agricultural Water Management*, 227, 105832. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105832>
- Moore, C. L., Jenkins, B. R., Cowood, A. L., Nicholson, A., Muller, R., Wooldridge, A., ... Harvey, K. (2017). Hydrogeological Landscapes framework: a biophysical approach to landscape characterization and salinity hazard assessment. *Soil Research*, 56, 1-18. <https://doi.org/10.1071/sr16183>
- Novikova, A. F., Pankova, E. I., & Kontoboitseva, A. A. (2011). Zonal, provincial, lithological, and geomorphic features of soil salinization in the Southern federal okrug of Russia. *Eurasian Soil Science*, 44, 848-861. <https://doi.org/10.1134/s1064229311080114>
- Paliwal, K. V., & Gandhi, A. P. (1976). Effect of salinity, SAR, Ca:Mg ratio in irrigation water, and soil texture on the predictability of exchangeable sodium percentage. *Soil Science*, 122(2), 85-90. <https://doi.org/10.1097/00010694-197608000-00004>
- 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). Riesgo de salinización y sodificación de los suelos irrigados en la cuenca del río Lerma. *Acta Universitaria*, 29, 1-20. <https://doi.org/10.15174/au.2019.2066>
- Pérez-Molina, A. (2019). Riesgo de sodicidad en los suelos de Cantón Milagro, Guayas-Ecuador en época de estiaje. *Revista Politécnica*, 42(2), 15-22. <https://doi.org/10.33333/rp.vol42n2.899>
- Pratt, P. F., & Bair, F. L. (1969). Sodium hazard of bicarbonate irrigation waters. *Soil Science Society of America Journal*, 33(6), 880-883. <https://doi.org/10.2136/sssaj1969.03615995003300060024x>
- Qadir, M., & Oster, J. (2002a). Vegetative bioremediation of calcareous sodic soils: history, mechanisms, and evaluation. *Irrigation Science*, 21(3), 91-101. <https://doi.org/10.1007/s00271-001-0055-6>
- Qadir, M., & Schubert, S. (2002b). Degradation processes and nutrient constraints in sodic soils. *Land Degradation Development*, 13(4), 275-294. <https://doi.org/10.1002/ldr.504>
- Qadir, M., Noble, A. D., Schubert, S., Thomas, R. J., & Arslan, A. (2006). Sodicty-induced land degradation and its sustainable management: problems and prospects. *Land Degradation Development*, 17(6), 661-676. <https://doi.org/10.1002/ldr.751>
- Qadir, M., Oster, J. D., Schubert, S., Noble, A. D. & Sahrawat, K. L. (2007). Phytoremediation of sodic and saline-sodic soils. *Advances in Agronomy*, 96, 197-247. [https://doi.org/10.1016/s0065-2113\(07\)96006-x](https://doi.org/10.1016/s0065-2113(07)96006-x)
- Quirk, J. P. (2001). The significance of the threshold and turbidity concentrations in relation to sodicity and microstructure. *Australian Journal of Soil Research*, 39(6), 1185-1217. <https://doi.org/10.1071/sr00050>
- Quirk, J. P., & Schofield, R. K. (1955). The effect of electrolyte concentration on soil permeability. *Journal of Soil Science*, 6(2), 163-178. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1955.tb00841.x>
- Rashidi, M., & Seilsepour, M. (2011). Prediction of soil sodium adsorption ratio based on soil electrical conductivity. *Middle East Journal of Scientific Research*, 8(2), 379-383.
- Richards, L. A. (1974). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salino y sódicos*. Distrito Federal, México: Limusa. ISBN: 968180306X
- Seilsepour, M., Rashidi, M., & Khabbaz, B. G. (2009). Prediction of soil exchangeable sodium percentage based on soil sodium adsorption ratio. *American-Euroasian Journal Agriculture Environment Science*, 5(1), 01-04.
- Shainberg, I., & Letey, J. (1984). Response of soils to sodic and saline conditions. *Hilgardia*, 52(2), 1-57. <https://doi.org/10.3733/hilg.v52n02p057>
- Shirokova, Y., Forkutsa, I., & Sharafutdinova, N. (2000). Use of electrical conductivity instead of soluble salts for soil salinity monitoring in Central Asia. *Irrigation and Drainage Systems*, 14, 199-205. <https://doi.org/10.1023/A:1026560204665>
- Sposito, G., & Mattigod, S. V. (1977). On the chemical foundation of the sodium adsorption ratio. *Soil Science Society of America Journal*, 41(2), 323-329. <https://doi.org/10.2136/sssaj1977.03615995004100020030x>
- Suarez, D. L., & Jurinak, J. J. (2012). The chemistry of the salt-affected soils and waters. In W. W. Wallender, & K. K. Tanji (Eds.). *Agricultural Salinity Assessment and Management*. ASCE Manual and Reports on Engineering Practice No. 71, (pp. 57-88). Reston, VA, USA: ASCE. <https://doi.org/10.1061/9780784411698.ch03>

- Van de Craats, D., van der Zee, S. E. A. T. M., Sui, C., van Asten, P. J. A., Cornelissen, P. & Leijnse, A. (2020). Soil sodicity originating from marginal groundwater. *Vadose Zone Journal*, 19(1), 1-14. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20010>
- Velázquez-Machuca, M. A., Ortega-Escobar, H. M., Martínez-Garza, A., Kohashi-Shibata, J., & García-Calderón, N. (2002). Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra Latinoamericana*, 20(4), 459-464.
- Xian, X., Pang, M., Zhang, J., Zhu, M., Kong, F., & Xi, M. (2019). Assessing the effect of potential water and salt intrusion on coastal wetland soil quality: simulation study. *Journal of Soils and Sediments*, 19, 2251-2264. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-02225-y>
- Zhang, T., Zhao, G., Chang, C., Wang, Z., Li, P., An, D., & Jia, J. (2015). Information extraction method of soil salinity in typical areas of the Yellow River delta based on Landsat imagery. *Agricultural Sciences*, 6(1), 71-77. <https://doi.org/10.4236/as.2015.61006>
- Zhang, H., Pang, H., Zhao, Y., Lu, C., Liu, N., Zhang, X., & Li, Y. (2020). Water and salt exchange flux and mechanism in dry saline soil amended with buried straw of varying thicknesses. *Geoderma*, 365, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114213>