



06

# 06

---

Fecha de presentación: febrero, 2016

Fecha de aceptación: junio, 2016

Fecha de publicación: noviembre, 2016

## La calidad del agua para el riego. Principales indicadores de medida y procesos que la impactan

Water quality for irrigation water, main measurement indicators and processes that affect them

Lic. Tania Tartabull Puñales<sup>1</sup>

Dra. C. Carmen Betancourt Aguilar<sup>2</sup>

E-mail: [crbetancourt@ucf.edu.cu](mailto:crbetancourt@ucf.edu.cu)

<sup>1</sup> Centro Mixto "Felix Varela Morales", MINED, Cumanayagua, Cienfuegos, Cuba.

<sup>2</sup> Centro de Estudios para la Transformación Agraria Sostenible. CETAS. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Cienfuegos

### ¿Cómo referenciar este artículo?

Tartabull Puñales, T., & Betancourt Aguilar, C. (2016). La calidad del agua para el riego. Principales indicadores de medida y procesos que la impactan. *Revista Científica Agroecosistemas* [seriada en línea], 4 (1). pp. 47-61. Recuperado de <http://aes.ucf.edu.cu/index.php/ras>

### RESUMEN

La calidad del agua constituye una variable a controlar en la agricultura de regadío, tanto a nivel fuente como a nivel sumidero. El objetivo del presente trabajo fue realizar una revisión actualizada de la información relacionada con los principales indicadores usados para evaluar la calidad del agua de riego, así como los criterios sobre los procesos que la afectan. Las variables directas con mayor uso fueron: la salinidad, la sodicidad, la alcalinidad y la toxicidad iónica específica y las indirectas: la tolerancia de los cultivos a la salinidad, tolerancia de los suelos a la salinidad, sodicidad y alcalinidad, manejo del riego y clima. Los principales indicadores para evaluar estas variables fueron la Relación de Absorción del Sodio, el Porcentaje de Sodio Posible, el Carbonato de Sodio Residual, el Índice de Permeabilidad Potencial y Efectiva, la conductividad eléctrica, el pH y el boro, cloruro y sodio como indicadores de toxicidad. La intrusión marina provocada tanto por una explotación excesiva de los pozos ubicados en zonas costeras y adyacentes, así como por la elevación del nivel del mar generado por el cambio climático, provocan salinización de las aguas con su respectivo deterioro de su calidad. En las publicaciones revisadas se enfatiza aspectos sobre las variables e indicadores y los procesos que deterioran la calidad del agua, sin embargo, no se aborda el daño potencial de la dureza y la eutrofización del agua sobre los sistemas de riego por obstrucciones en bombas y sistemas de distribución. Estos aspectos también debían evaluarse.

**Palabras clave:** Toxicidad iónica, sodicidad, alcalinidad, salinidad.

### ABSTRACT

Water quality is a variable to control in irrigated agriculture, both at source level as at sump level. The aim of this study was to conduct an updated information review related to the main indicators used to assess the quality of irrigation water, and the criteria about the processes that affect it. The direct variables with greater use were: salinity, sodicity, alkalinity and specific ion toxicity and indirect: the crop tolerance to salinity, tolerance of soil salinity, sodicity. The indirect variables were: crop tolerance to alkalinity, soil tolerance to salinity, sodicity and alkalinity, irrigation management and weather. The main indicators to assess these variables were the Ratio of Sodium Absorption, the Percent of Possible Sodium, the Residual of Sodium Carbonate, the Potential and Effective Index, Electrical Conductivity, pH and Boron, chloride and sodium as indicators toxicity. Seawater intrusion caused both by excessive exploitation of coastal wells and adjacent areas, as well as by rising sea levels generated by climate change, cause water salinization with the respective quality deterioration. In the reviewed publications, aspects of the variables and indicator, and processes that deteriorate water quality are emphasized. However, the potential harm of water hardness and eutrophication on irrigation systems produced by obstructions in pumps and in distribution systems is not addressed. These aspects should also be assessed.

**Keywords:** ionic toxicity, sodicity, alkalinity, salinity

## INTRODUCCIÓN

Uno de los factores importantes para el desarrollo de una región es la disponibilidad de fuentes de agua que reúnan los requisitos para varios propósitos; tanto en cantidad como en calidad. Es necesario considerar estos aspectos para un adecuado manejo del recurso (Choramin et al., 2015). Los recursos hídricos en todo el mundo están sometidos a enormes presiones debido al incremento de la demanda de agua con mejor calidad; esta demanda está condicionada por factores políticos, sociales y ambientales (Moreno y Roldán, 2013). El desarrollo económico asociado a un incremento acelerado de la población ha generado una mayor demanda de agua para diferentes fines; consumo humano, uso industrial y agrícola entre otros (Vasanthavignar et al., 2012).

La calidad del agua para el riego es de gran importancia por razones de seguridad, debido a su potencial efecto sobre la salud humana y de los ecosistemas en general (Graczik et al., 2011). La mala calidad del agua que se usa en el riego es una de las razones que justifica la presencia de patógenos en vegetales como el tomate y la lechuga (Puto, 2012). El concepto de calidad de agua para el riego se refiere a las características del agua que puedan afectar a los recursos suelo y cultivo en su uso a largo plazo (Bosch et al., 2012).

Varios autores (Ayers y Westcott 1987; Gholami y Shahinzadeh, 2014; Asamoah et al., 2015) señalan que para evaluar la calidad del agua para el riego se debe definir tres criterios principales: salinidad, sodicidad y toxicidad. Para evaluar la salinidad es necesario considerar el tipo y cantidad de sales disueltas (Gholami y Shahinzadeh, 2014). La salinidad es un problema externo de la planta y dificulta la absorción de agua; cuando es alta aumenta la velocidad de infiltración, porque contrarresta el efecto dispersivo del sodio, mientras que cuando es baja disminuye, como resultado de su naturaleza corrosiva. Los principales indicadores a tener en cuenta son la concentración total de sales solubles, los iones calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ), sodio ( $\text{Na}^+$ ), potasio ( $\text{K}^+$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), cloruros ( $\text{Cl}^-$ ), carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ), la conductividad eléctrica (CE) y pH (Ayers y Westcott, 1976; Arzola et al., 2013).

La sodicidad se mide en relación a la concentración relativa del sodio con respecto a otros cationes (Lingaswamy y Saxena, 2015). Una proporción alta de Na sobre el Ca produce descenso en la infiltración como consecuencia de su efecto dispersante sobre los agregados del suelo. Para evaluar la toxicidad se consideran la concentración de boro y

otros elementos como el sodio y el cloruro (Ayers y Westcott, 1985; Asamoah et al., 2015). La toxicidad es un problema interno que se produce cuando determinados iones, absorbidos principalmente por las raíces, se acumulan en las hojas mediante la transpiración, llegando a alcanzar concentraciones nocivas.

Con las variables surgidas de la evaluación de los tres criterios señalados anteriormente se calculan un grupo de indicadores que permiten determinar la aptitud del agua de riego. Estos indicadores son definidos por varios autores (Ayers y Westcott 1987; Palancar, 2006; Cortés-Jiménez et al., 2009; Lingaswamy y Saxena, 2015) e incluyen la relación de adsorción de sodio (RAS), el carbonato de sodio residual (CSR), el pH, la conductividad eléctrica (CE), el grado de acidez, porcentaje de sodio posible (PSP), salinidad efectiva (SE), salinidad potencial (SP), índice de permeabilidad (IP).

En las comunidades costeras y en otras regiones, el agua subterránea constituye la principal fuente de abastecimiento para múltiples usos (consumo humano, uso industrial, turístico, ecosistemas en general y también en las diferentes actividades agrícolas). La calidad del agua subterránea depende de muchos factores, tales como las características del suelo, la topografía de la región, las actividades humanas, entre otros (Zghibi et al., 2013). En especial el riego puede modificar la calidad del agua de corrientes superficiales vecinas (Betancourt et al., 2012) y al agua subterránea, por percolación de las aguas de lavado de áreas fertilizadas y tratadas con pesticidas.

Cuando los acuíferos costeros son explotados por encima de sus capacidades y ocurre un sobreconsumo se rompe el equilibrio entre el agua subterránea y el agua de mar y ocurre la intrusión marina (Lin et al., 2012). El cambio climático afecta las condiciones hidrogeológicas; por ejemplo genera cambios en la temperatura del agua y en el balance de sales presentes, además favorece la intrusión marina (Kovalevskii, 2007). Tanto la sobreexplotación de los acuíferos como el cambio climático potencian los cambios en la calidad del agua de los acuíferos costeros, que resulta necesario conocer para el establecimiento de estrategias en relación al uso de estas aguas. En esta revisión bibliográfica se identificaron los principales indicadores para evaluar la calidad del agua de riego, usados por diferentes investigadores. Además se recopilamos diferentes criterios sobre los procesos que afectan la calidad del agua para el riego.

## Indicadores de la calidad del agua para el riego

La calidad del agua de riego afecta de forma muy relevante a la estabilidad estructural del suelo y a su capacidad para transmitir el agua y el aire, así como a las plantas cultivadas. Constituye una variable a controlar en la agricultura de regadío, tanto a nivel fuente (aguas de riego y su impacto interno sobre cultivos y suelos) como a nivel sumidero (retornos de riego y su impacto externo sobre la calidad de los sistemas receptores). Las variables directas para medir la calidad del agua para el riego son (1) la salinidad, (2) la sodicidad, (3) la alcalinidad y la toxicidad iónica específica. Las variables indirectas, también llamadas ambiente dependiente son (1) tolerancia de los cultivos a la salinidad, (2) tolerancia de los suelos a la salinidad, sodicidad y alcalinidad, (3) manejo del riego y (4) clima (Aragües, 2013).

Se ha planteado que la sodicidad es la variable (seguida de la alcalinidad) que mayores efectos negativos tiene sobre el suelo, mientras que la salinidad es la que tiene más efecto sobre las plantas. Los problemas de toxicidad están referidos a los constituyentes (iones; cloruro, sodio y boro) en el suelo o agua que pueden ser tomados y acumulados por las plantas hasta concentraciones altas, causando daño a los cultivos o baja en su rendimiento (Aragües, 2011a). El grado del daño depende de la asimilación y la sensibilidad del cultivo. Por ejemplo, árboles frutales u ornamentales leñosos generalmente son más sensibles al cloruro, sodio y boro que muchas plantas anuales.

### 1. La sodicidad y su indicador de medida. La Relación de Absorción del Sodio (RAS)

Los suelos sódicos ocupan extensas áreas y aparecen en todo el planeta (Singh et al., 1996). Mientras que los productores pueden controlar la salinidad, el peligro de sodicidad es más complejo y difícil de manejar. Los suelos sódicos no sólo se encuentran física y químicamente degradados sino también biológicamente degradados. Debido a la baja carga de microorganismos heterotróficos, el poder de descomposición de la materia orgánica de los suelos sódicos es considerablemente menor que el de los suelos normales (Gupta, 2006).

La afectación de la estructura del suelo por cationes monovalentes como el sodio, se produce por un enriquecimiento del complejo de cambio del suelo en cuestión (sustitución de los iones calcio y magnesio por sodio) (Asamoah et al., 2015). La capacidad de intercambio de un catión depende tanto de las propiedades de dicho catión como de los intercambiadores del suelo. El sodio por su baja carga, elevada capa de hidratación y baja polaridad,

es poco retenido por el complejo de intercambio, representado principalmente por arcillas y materia orgánica. Esto deriva en sistemas con tendencia a la dispersión coloidal, susceptibilidad a la erosión, una arquitectura porosa intrincada e inestable con la consiguiente mala circulación del agua y los gases del suelo. Sin embargo, otros iones como calcio y en menor medida magnesio, fundamentalmente por su carga, se manifiestan como elementos agregantes, causantes de una estructura edáfica muy apropiada para el crecimiento de las plantas (Richards, 1954). El riego a largo plazo con aguas sódicas deteriora significativamente propiedades del suelo como el pH, la conductividad eléctrica del extracto de saturación, el porcentaje de sodio intercambiable, la relación de adsorción de sodio del extracto de saturación, la densidad aparente y la tasa de infiltración final del suelo (Kaur et al., 2006). La escasa productividad de los suelos sódicos se ha relacionado con la baja tasa de infiltración y las restricciones de drenaje debido a su poca e inestable macroporosidad.

Altos valores de  $\text{Na}^+$  en el agua también afectan la germinación de la semilla y dificultan la aireación del suelo enfermando la planta y sus raíces (Ayers y Westcot, 1985). También provocan un incremento de la presión osmótica de la solución del suelo, lo cual dificulta la toma de agua por las raíces con la consecuente disminución de la disponibilidad de agua para las funciones de la planta (Asamoah et al., 2015).

La toxicidad del sodio depende en gran medida de los niveles de calcio y magnesio. Si el magnesio y calcio son altos, éstos atenúan el efecto dañino del sodio; esto explica que para un RAS (Relación de Absorción de Sodio) dada, la infiltración del agua aumenta conforme la salinidad se incrementa. Los valores altos de RAS pueden ser tolerados cuando la salinidad del agua de riego aumenta. Contrariamente, baja RAS del agua puede ser peligrosa en el suelo si la CE es baja (Arzola et al., 2013). La sodicidad genera el colapso no jerárquico de la estructura directamente a nivel de partículas de arcilla y causa la irreversibilidad del fenómeno. La salinidad al margen de la problemática osmótica en la disponibilidad de agua, es responsable de la floculación de los coloides, lo cual incide positivamente en la estructuración, además de impartir reversibilidad al proceso.

La RAS se expresa por la siguiente ecuación:

$$\text{RAS} = \text{Na}^+ : (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})^{1/2}$$

Donde:  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  son las concentraciones de los iones sodio, calcio y magnesio respectivamente, expresados en meq  $\text{L}^{-1}$ .

La presencia de altos valores de sodio, con una baja relación  $\text{Na}^+:\text{Ca}^{2+}$ , en el agua de riego provoca la dispersión del suelo y la pérdida de la estructura (Asamoah et al., 2015). Los suelos sódicos se dispersan al humedecerse, formando estructuras endurecidas masivas cuando se secan, con una relación suelo-agua pobre relacionada en gran medida a la disminución de la permeabilidad, infiltración y formación de costras superficiales (Wong et al., 2006).

Según Arzola et al. (2013), cuando se riega un suelo de buen drenaje, se alcanza un RAS comúnmente de 1,5 a 3 veces más alto que el del agua de riego. Cuando el suelo tiene un pobre drenaje y se acumula el agua en la superficie, ésta proporción puede ser hasta 10 veces mayor. Estos autores sugieren el uso del criterio de Cánovas (1986) para evaluar la calidad del agua según la RAS, mientras que Lingaswamy y Saxena (2015) sugieren el criterio de Richards (1954) (Tabla 1).

Tabla 1. Criterios de la calidad del agua a partir de los valores de la RAS.

Según Cánovas (1986)		Según Richards (1954)
RAS*	Riesgo de sodicidad	Criterio de uso de calidad
<10	Bajo	Excelente
10-18	Medio	Buena
18-26	Alto	Dudosa
>26	Muy alto	No recomendable

\*Relación de absorción del sodio

Sin embargo los criterios de Cánovas (1986) y Richards (1954) no consideran el efecto de la salinidad sobre el riesgo que puede ocasionar los valores de la RAS. El diagrama elaborado por el Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos (Wilcox, 1948), considera el efecto de la RAS combinado con los de la CE, lo cual aporta un criterio más integrado. Este diagrama es ampliamente usado para la clasificación del agua de riego (Arslan y Demir, 2013; Singh et al., 2015).

En el diagrama antes mencionado se grafica la conductividad eléctrica en la abscisa y los valores del SAR en la ordenada y para ambas variables se usan cuatro intervalos de valores. Para valores de CE menores que  $250 \mu\text{S}/\text{cm}$  se clasifican como de baja salinidad y se identifican con la letra C1; C2 para la salinidad media (CE entre  $250 - 750 \mu\text{S}/\text{cm}$ ; C3 para salinidades altas ( $750 - 2250 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) y C4 para zonas salinas (CE mayores que  $2250 \mu\text{S cm}^{-1}$ ). Los valores de la RAS se identifican con la letra S; S1 para valores menores que 10 (bajo riesgo de daño por el sodio), S2 entre 10 y 18 (riesgo medio), S3 entre 18 y

26 (alto riesgo) y S4 para valores de la RAS mayores que 26 (muy alto riesgo).

## 2. La sodicidad y su indicador de medida. Porcentaje de Sodio Soluble (PSS).

Este indicador también se usa para evaluar el riesgo producido por el sodio. Altos valores causan defloculación y afectan la permeabilidad del suelo. También limitan la circulación del aire y el agua en condiciones de alta humedad (Saleh et al., 1999; Lingaswamy y Saxena, 2015).

Altos niveles de sodio intercambiable (PSI) causan hinchamiento y dispersión de las arcillas, ocasionando problemas de encostramiento, reducción de la infiltración, incremento de la erodabilidad (laminar, en surcos y en cárcavas), pérdida de estabilidad estructural y reducción en el crecimiento de las plantas debido a estas alteraciones y a la toxicidad específica del  $\text{Na}^+$  (Lebron et al., 1994).

La alteración de la geometría de los poros del suelo afecta la permeabilidad intrínseca del mismo, la retención de agua y la productividad de los cultivos. Se ha demostrado la incidencia de la sodicidad en el cambio de la arquitectura porosa de los suelos. Varallyay (2002) detalla la influencia de la salinidad-alcalinidad de los suelos sobre sus propiedades físico-mecánicas señalando que un alto porcentaje de sodio intercambiable (PSI) ocasiona un aumento de la tasa de hidratación de las partículas y del fenómeno de expansión-retracción-rotura, conduciendo al aumento de la dispersión, destrucción de la estructura y rotura de agregados. Al mismo tiempo se altera la distribución del tamaño de poros, disminuyendo la proporción de poros gravitacionales y aumentando la microporosidad con el consiguiente aumento de la retención de agua, disminución de la aireación, de la conductividad hidráulica y del drenaje natural.

La significativa modificación de la estructura y más concretamente de la conformación del espacio poroso, modifica la compactabilidad de los suelos. Cuando la concentración de sodio es elevada y la salina baja, la arquitectura porosa se altera significativamente. Costa y Aparicio (2000) encontraron que suelos con altos contenidos de sodio se dispersan causando un colapso de macro y microporos, reduciendo el movimiento de gases y agua. Lo expuesto anteriormente, asociado con la inestabilidad estructural producen erosión (por el aumento de la escorrentía), dificultades en la preparación de la cama de siembra y pobre establecimiento de plantas por procesos de encostramiento.

La conductividad hidráulica saturada se reduce exponencialmente con porcentajes de sodio

intercambiable mayores al 5%. Sin embargo esta reducción resultó dependiente del contenido de materia orgánica del suelo siendo menor el grado de susceptibilidad al efecto dispersivo del sodio a mayor contenido de materia orgánica (Costa y Aparicio 2000). Los suelos sódicos no sólo se encuentran física y químicamente degradados sino también biológicamente degradados (Gupta, 2006). Debido a la baja carga de microorganismos heterotróficos, el poder de descomposición de la materia orgánica de los suelos sódicos es considerablemente menor que el de los suelos normales.

El Porcentaje de Sodio Soluble (PSS) se puede determinar mediante la siguiente ecuación:

$$PSS = \frac{Na^+ + K^+}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+}$$

Para evaluar la calidad del agua según los valores del PSS se usa el criterio de Wilcox (1955) (Tabla 2).

Tabla 2. Relación de los valores del PSS y la calidad del agua de riego.

PSS	Criterio de calidad
<20	Excelente
20-40	Buena
40-60	Aceptable
60-80	Dudosa
>80	No Aceptable

### 3. La sodicidad y su indicador de medida. Carbonato de Sodio residual (CSR).

El cálculo de carbonato sódico residual (CSR) se emplea para predecir la tendencia del calcio y magnesio a precipitar en el suelo cuando se riega con aguas altamente carbonatadas. Cuando esto ocurre, aumentará la proporción relativa de sodio presente en el suelo, es decir, aumentará el valor de RAS y el riesgo de sodificación del suelo, a pesar de no variar la cantidad de sodio presente (Arzola et al., 2013). Las concentraciones de todos los iones se expresan en meqL<sup>-1</sup>.

$$CSR = [(CO_4)^{2-} + (HCO_3)^-] - [Ca^{2+} + Mg^{2+}]$$

El CSR indica la peligrosidad del sodio una vez que han reaccionado los cationes calcio y magnesio con los aniones carbonato y bicarbonato. Si el complejo de cambio del suelo es rico en iones sodio y se pierde agua de la disolución del suelo, o disminuye la salinidad puede ocurrir una dispersión de las partículas del suelo y provocar condiciones

de impermeabilidad y anaerobiosis cuando a la dispersión acompañe una deposición de las partículas más finas en un nivel inferior del suelo (García-Serna, 1992). Los suelos sódicos no sólo se encuentran física y químicamente degradados sino también biológicamente degradados. Debido a la baja carga de microorganismos heterotróficos, el poder de descomposición de la materia orgánica de los suelos sódicos es considerablemente menor que el de los suelos normales (Gupta 2006).

La peligrosidad sódica del agua no se puede usar como único criterio evaluador del contenido de sodio, también hay que determinar la concentración de otros iones, como el carbonato, el bicarbonato, el calcio y el magnesio. Junto a la concentración de iones es necesario considerar aspectos como otras propiedades del agua e incluso propiedades edáficas (Minhas y Gupta, 1992). La salinización-alcalinización de suelos debido al uso de agua de riego bicarbonatada sódica conduce a una drástica disminución de la permeabilidad y favorece la aparición de enfermedades, desequilibrios nutricionales, y disminución de rendimientos. Como resultado hay una mayor demanda de pesticidas y fertilizantes que incrementan los costos y causan la contaminación de las aguas (Alconada et al., 2006).

Uno de los criterios más usados para evaluar la calidad del agua según los resultados del indicador CSR es el de Richards (1954), que se expone en la Tabla 3.

Tabla 3. Valores del carbonato de sodio residual y su relación con la calidad del agua para el riego.

CSR	Criterio de calidad
< 1,25	Buena
1,25-2,50	Condicionada
>2,50	No recomendable

### 4. La salinidad del agua de riego y su indicador de medida. La conductividad eléctrica.

La salinización es la consecuencia de varios procesos complejos de redistribución de sales que dependen de las condiciones naturales, características del sistema, prácticas agrícolas y manejo del riego y del drenaje (Vincent et al., 2006). La presencia excesiva de sales impide el crecimiento de los cultivos al disminuir la cantidad de agua disponible para ser absorbida por las plantas. La conductividad eléctrica (CE) indica el total de sales disueltas en el agua (Bhattacharya et al., 2012) y es el indicador que se usa para determinar el daño producido por la salinidad.

La clasificación del agua para el riego según los valores del indicador CE resulta un tema muy discutido. Singh et al. (1996) señalan la necesidad de evaluar la CE crítica discriminando entre las diferentes condiciones de textura, precipitación y tolerancia de los cultivos a la salinidad. Estos autores consideran aguas aptas las que tienen valores CE de 1,00 dS m<sup>-1</sup>, para un contenido de arcilla alto (> 30%), cultivos sensibles a la salinidad y menos de 350 mm año<sup>-1</sup> de precipitación. Además, establecieron una serie de valores máximos de acuerdo a las diferentes combinaciones de los parámetros discriminatorios hasta la situación extrema de suelos con menos de 10% de arcilla, con cultivos tolerantes a la salinidad y con una precipitación de más de 550 mm año<sup>-1</sup>, donde aceptaron como aguas aptas a aquellas con CE de hasta 12,00 dS m<sup>-1</sup>. Otros autores (Arslan y Demir 2013; Lingaswamy y Saxena, 2015) usan criterios diferentes (Tabla 4).

Tabla 4. Relación de los valores de la CE y la correspondiente clasificación de la salinidad.

Valores de la CE, según Arslan y Demir 2013	Criterio sobre la salinidad	Valores de la CE, según Lingaswamy y Saxena, 2015	Criterio sobre la calidad del agua
C1 < 250 $\mu\text{S cm}^{-1}$	Baja	< 250 $\mu\text{S cm}^{-1}$	Excelente
C2 250-750 $\mu\text{S cm}^{-1}$	Media	250-750 $\mu\text{S cm}^{-1}$	Buena
C3 750- 2 250 $\mu\text{S cm}^{-1}$	Alta	750- 2 250 $\mu\text{S cm}^{-1}$	Aceptable
C4 > 2 250 $\mu\text{S cm}^{-1}$	Muy alta	2 250-5000 $\mu\text{S cm}^{-1}$	Dudosa
-	-	>5000 $\mu\text{S cm}^{-1}$	No aceptable

Sin embargo, a pesar de los criterios de clasificación antes expuestos, es necesario considerar otras variables y entre ellas la tolerancia de los cultivos a la salinidad que es lo que determina en gran medida la aptitud de un agua para riego. Aragües (2011b) señala que es necesario determinar la CEe umbral (conductividad eléctrica del extracto saturado del suelo por encima de la cual el cultivo desciende en rendimiento) y la pendiente (porcentaje de descenso lineal del rendimiento del cultivo por incremento unidad de CEe por encima de la CEe umbral).

La fracción del agua infiltrada en el suelo que percola por debajo de la zona de las raíces de los cultivos (llamada fracción de lavado) es una variable crítica que determina la salinidad que resulta en el suelo para una salinidad dada del agua de riego (Aragües 2011a). A medida que se incrementa la fracción de lavado, menor es la salinidad resultante en el suelo, lo cual permite

el uso de aguas de mayor contenido salino sin ocasionar disminuciones en la producción. Este autor considera que el sistema de riego usado puede potenciar los efectos de la salinidad en el suelo y señala los problemas potenciales de salinidad del agua de riego para los sistemas de riego más usados, así como algunas prácticas de manejo (Tabla 5).

Tabla 5. Salinidad y sistemas de riego: síntesis de problemas potenciales y medidas correctoras.\*

Sistema de riego	Problema potencial	Medidas correctoras
Inundación	Baja uniformidad en la distribución del agua con un lavado diferencial de sales	Nivelación por láser, evitar encharcamientos prolongados; incrementar la frecuencia de riego con dosis menores en cada riego
Surcos	Evaporación del agua y acumulación de sales en la parte superior de los caballones	Acolchado del caballón; reformado del caballón; sembrar a los lados del caballón; riego en surcos alternantes
Aspersión	Mojado de las hojas y absorción iónica foliar que ocasiona toxicidad iónica específica	Evitar el mojado de las hojas; regar por la noche, reducir la frecuencia y aumentar los tiempos de riego; aplicar post-riego con agua dulce si está disponible
Goteo	Acumulación de sales en los bordes del bulbo húmedo; obturación de goteros Goteo subterráneo: acumulación de sales entre la superficie del suelo y las líneas de goteo	Aumentar la densidad de goteros; conectar el riego si llueve (evitar la entrada de sales en la zona de las raíces); acidificar el agua Goteo subterránea: lavar las sales acumuladas en superficie regando por inundación o aspersión

\* Tomado de Aragües, (2011a).

#### 4.1 Efecto de la salinidad sobre las plantas y el suelo

Los efectos adversos de la salinidad varían con la especie vegetal y el estado de desarrollo, con el tiempo de exposición y la concentración salina, y con la naturaleza de las sales presentes en el medio de crecimiento (Dos Santos et al., 2006). Las sales en exceso incrementan la presión osmótica de la solución del suelo, y disminuyen la capacidad de las plantas para absorber agua. Cuando el agua usada en el riego tiene sales en exceso, puede ser tóxica para las plantas o inhibir la absorción

de nutrientes necesarios para el crecimiento de los cultivos (Guerrero-Padilla, 2015). Esto se debe a un incremento en la presión osmótica de la solución del suelo (Thorne y Peterson, 1954; Arslan y Demir, 2013), lo cual disminuye la capacidad de las plantas para absorber agua. Como resultado disminuye el rendimiento de los mismos.

Cuando la conductividad eléctrica es mayor que 3.0 dSm<sup>-1</sup>, existe un severo grado de restricción (Ayers y Westcot, 1985). El riego induce la elevación de la napa freática y el impacto del riego continuo a lo largo de los años puede causar el ascenso de la napa freática hasta la zona de raíces llevando a una reducción de los rendimientos (Prasad et al., 2006).

En general, el incremento de la salinidad en el agua de riego influye sobre las características químicas y físicas del suelo y reduce su calidad al inhibir los procesos microbiológicos y bioquímicos, lo cual disminuye la fertilidad y el suministro de nutrientes. Se ha planteado que a mayor salinidad existirá mayor contenido de sodio en el agua y la incidencia adversa del mismo en el suelo podría estar controlada por el contenido salino. Se reconoce que el mayor efecto perjudicial del sodio es la dispersión de los coloides, pero a una mayor salinidad puede potenciarse la floculación de dichos coloides, contrarrestando su efecto más eficientemente en aguas de mayor salinidad (Ayers y Westcot, 1976).

#### 4.2 Efecto de la salinidad sobre los fertilizantes nitrogenados

La salinidad afecta al proceso de mineralización del nitrógeno por diversas causas:

- Inadecuada relación NH<sub>4</sub>:NH<sub>3</sub> (Pang et al., 1973)
- Elevada concentración salina (Johnson y Guenzi, 1963), y
- Presencia de especies químicas tóxicas, como puede ser el Cl<sup>-</sup> (Golden et al., 1981), y SO<sub>4</sub> (Agrawal et al., 1985).

La disolución o mineralización del fertilizante produce un aumento de la salinidad en sus proximidades. El transporte difusivo y convectivo de las especies químicas en el suelo afecta la dinámica de mineralización del nitrógeno en esa zona (Darrah et al., 1987) y la intensidad de los efectos producidos serán según las consecuencias que la salinidad haya tenido sobre los microorganismos del suelo. La salinidad del agua de riego, a niveles moderados, potencia el proceso de mineralización del nitrógeno, ya sea por aumento de la solubilidad del nitrógeno orgánico, o por estimulación de la descomposición

microbiana de la materia orgánica del suelo (García-Serna et al., 1988).

Aproximadamente el 20% del total de tierras irrigadas son afectadas por sales y esta proporción tiende a incrementarse. El total de superficie afectada por salinización primaria alcanza 955 millones de ha y las afectadas por salinización secundaria totalizan 77 millones de ha encontrándose el 58% de estas últimas en zonas irrigadas (Zinck, 2000). Aproximadamente 932 millones de ha de tierra alrededor del mundo se encuentran degradadas por salinidad y sodicidad, usualmente coincidente con la tierra usada por la agricultura (Wong et al., 2006).

#### 5. Índice de permeabilidad (IP)

El efecto del agua de riego sobre la permeabilidad del suelo se evalúa mediante el Índice de Permeabilidad. La permeabilidad del suelo se afecta por las altas concentraciones de sales que pueden estar contenidas en el agua de riego (Lingaswamy y Saxena, 2015). Este índice incluye el análisis de las concentraciones en meqL<sup>-1</sup> de iones como el sodio, calcio, magnesio y el bicarbonato y se calcula mediante la ecuación:

$$IP = \frac{[(Na^+ + (HCO_3^-)^{1/2}) : (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+)]}{100 \text{ meqL}^{-1}}$$

Uno de los criterios más usados para evaluar la calidad del agua según los resultados del indicador IP es el de Balmaseda et al. (2006), que se expone en la Tabla 6.

Tabla 6. Relación de los valores del IP y la calidad del agua de riego.

IP	Criterio de calidad
>75	Clase I (Excelente)
25-75	Clase II (Buena)
>25	Clase III (No recomendable)

#### 6. Salinidad potencial (SP) y salinidad efectiva

La salinidad potencial depende de las concentraciones en meqL<sup>-1</sup> de los iones cloruro y sulfato. Su valor se determina según la siguiente ecuación:

$$SP = [Cl^-] + \frac{1}{2}[SO_4^{2-}]$$

La salinidad efectiva (SE) se calcula en dependencia del valor de las diferentes concentraciones de calcio, magnesio sulfato, carbonato y bicarbonato, todos expresados como meqL<sup>-1</sup>.

- a. Si el  $Ca^{2+} > CO_3^{2-} + HCO_3^- + SO_4^{2-}$  entonces:

$$SE = (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+) - (CO_3^{2-} + HCO_3^- + SO_4^{2-})$$

- b. Si el  $Ca^{2+} < CO_3^{2-} + HCO_3^- + SO_4^{2-}$  pero  $Ca^{2+} > CO_3^{2-} + HCO_3^-$  entonces:

$$SE = (Mg^{2+} + Na^+ + K^+)$$

- c. Si el  $Ca < CO_3^{2-} + HCO_3^-$  pero  $Ca^{2+} + Mg^{2+} > CO_3^{2-} + HCO_3^-$  entonces:

$$SE = (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+) - (CO_3^{2-} + HCO_3^-)$$

- d. Si el  $Ca^{2+} + Mg^{2+} < CO_3^{2-} + HCO_3^-$  entonces:

$$SE = (Na^+ + K^+)$$

Tanto la salinidad efectiva como la potencial se clasifican de acuerdo a tres criterios de calidad. Buena calidad cuando los valores son menores que tres, condicionada cuando los valores están en el intervalo 3-15 y no recomendable para valores mayores que 15. Para esta clasificación se consideró los criterios expuesto por Balmaseda et al. (2006).

### 7. La alcalinidad del agua de riego y su indicador de medida: el pH.

La alcalinidad del agua se mide mediante una lectura del pH del agua que a su vez depende del equilibrio:

$CO_2(g)$	$CO_2(ac)$	$H_2CO_3(ac)$	$HCO_3^-(ac)$	$CO_3^{2-}(ac)$
-----------	------------	---------------	---------------	-----------------

Valores superiores a 7 indican alcalinidad del agua e inferiores acidez. Los valores de pH pueden modificarse por diferentes razones como la fotosíntesis de plantas acuáticas, lluvias ácidas, degradación de la materia orgánica entre otros (Chapman, 1996).

Valores altos de alcalinidad (pH) conducen a la pérdida de la estabilidad estructural de los suelos que se produce fundamentalmente por la dispersión y el hinchamiento de las arcillas sensibles a este proceso, lo cual reduce su capacidad para transmitir el agua (descenso de la conductividad hidráulica e infiltración) (Aragües, 2011a).

El pH de la solución en contacto con las raíces puede disminuir el crecimiento vegetal. Esto se debe a la afectación que se genera sobre la disponibilidad de nutrientes debido a que cuando sus valores son altos puede provocar la precipitación de los mismos. También afecta el proceso fisiológico en general porque puede solubilizar elementos tóxicos como el aluminio (Arzola et al., 2013).

### 8. La toxicidad. Especies químicas presentes en el agua de riego que pueden ser tóxicas para las plantas.

El sodio en exceso puede resultar tóxico para las plantas, principalmente para los pastos y los cultivos de trigo (*Triticum* spp.), sorgo (*Sorghum* spp.) y arroz (*Oryza sativa*). Una alta concentración de sodio en la solución del suelo inhibe la absorción de Ca, Mg y K y desplaza los iones calcio de la membrana de las raíces (Arzola et al., 2013). Otras especies a determinadas concentraciones como el cloruro y el boro (Tabla 7) pueden ocasionar toxicidad en las plantas según el criterio seguido por Balmaseda et al. (2006).

El boro, a diferencia del sodio, es un elemento esencial para el desarrollo de la planta y es necesario en cantidades relativamente pequeñas (Arzola et al., 2013). Sin embargo, si está presente en mayores cantidades que la necesaria, causa toxicidad. Los síntomas de toxicidad son normalmente mostrados en las hojas viejas como amarillamiento, parcelamiento o secado del tejido de las hojas, de las puntas y bordes hacia adentro.

Tabla 7. Relación de los valores las especies tóxicas disueltas en el agua de riego y la clasificación de la calidad.

Clase	Boro (ppm)	Clase	Cloruro (meqL <sup>-1</sup> )
Buena	<3	Buena	<1
Condicionada	3-4	Condicionada	1-5
No recomendable	>4	No recomendable	>5

### 9. Generalidades de la influencia de la calidad del agua sobre el suelo y los cultivos

En general el efecto de la calidad del agua de riego sobre la estabilidad estructural de los suelos debe evaluarse teniendo en cuenta el resultado combinado del efecto beneficioso de la salinidad (CE) y del efecto perjudicial de la sodicidad, de la alcalinidad. También la toxicidad iónica debe ser analizada dentro de un contexto integrador.

Cuando no se dispone de prácticas de manejo que eviten una degradación irreversible de los suelos, es más seguro utilizar los criterios que recomiendan el uso de agua con menor salinidad. La irrigación con agua de mala calidad tiende a incrementar la salinidad y, como consecuencia, la utilización de agua salina a largo plazo puede provocar una reducción en el crecimiento de las plantas y la degradación de los suelos. Estos problemas podrían minimizarse o evitarse a través

de un cuidadoso manejo del suelo y del cultivo que ayuden a reducir el impacto del uso del agua salina en la agricultura. Además, los productores deben ser informados acerca del riesgo que generan las aguas de mala calidad sin un manejo adecuado de los suelos sometidos al riego con agua de mala calidad.

Un manejo integrado de los recursos hidráulicos es una tendencia que se vuelve cada día más necesaria. El incremento en la eficiencia del riego es una práctica que tributa al uso eficiente del agua, lo cual implica una reducción en la fracción de lavado (fracción del agua infiltrada que percola por debajo de la zona de raíces de los cultivos) y provoca efectos internos y externos sobre la calidad de aguas y suelos.

Los efectos externos son positivos y están relacionados con la conservación en calidad de las aguas receptoras de los retornos de riego. Los efectos internos son negativos para los suelos y cultivos en función de la calidad del agua de riego y de su nivel de evapoconcentración (la inversa de la fracción de lavado en régimen estacionario) en la solución del suelo. Estos efectos son antagónicos, por lo que es necesario lograr un equilibrio de manera tal que se minimicen los efectos de la contaminación difusa producida por el riego, sin comprometer la calidad del suelo (Aragües y Tanji, 2003).

Cuando se consideran los argumentos antes expuestos es evidente que el efecto de la calidad del agua debe evaluarse mediante ensayos de campo específicos para cada suelo en particular. Aragües (2011a) sugiere el uso de un nomograma para determinar la calidad de las aguas para riego desde el punto de vista de la salinidad en función de tres variables; CE<sub>ar</sub> (conductividad eléctrica del agua de riego), fracción de lavado y la tolerancia del cultivo mediante la variable CE<sub>e</sub> umbral (CE<sub>e</sub> es la conductividad eléctrica del extracto saturado del suelo por encima de la cual el cultivo desciende en rendimiento). A partir de CE<sub>ar</sub> y la fracción de lavado (FL), se estima la salinidad del suelo (CE<sub>e</sub>-mp) expresada como CE del extracto saturado media ponderada por la tasa de extracción de agua de los cultivos según el modelo 40-30-20-10 (Ayers y Wescot, 1985). Si CE<sub>e</sub> umbral del cultivo > CE<sub>e</sub>-mp, el agua es apta para el riego de dicho cultivo. Si CE<sub>e</sub> umbral < CE<sub>e</sub>-mp, el agua no es apta para el riego de dicho cultivo (Figura 1).

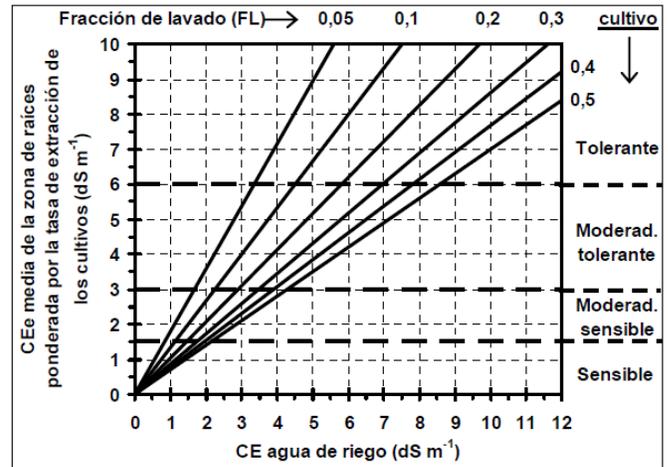


Figura 1\*. Relación entre la salinidad (CE) del agua de riego, la fracción de lavado (FL) y la salinidad resultante en el suelo en base a la conductividad eléctrica (CE<sub>e</sub>) media de la zona de raíces ponderada por la tasa de extracción de los cultivos. Las líneas horizontales delimitan los intervalos de CE<sub>e</sub> para los distintos niveles de tolerancia de los cultivos a la salinidad.\*Tomado de Aragües (2011a)

### 10. Procesos que deterioran la calidad del agua para el riego

La agricultura aporta constantemente diferentes tipos de contaminantes (sales procedentes del riego, pesticidas, fertilizantes, entre otros) (Söderbaum y Tortajada (2011), por lo que la evaluación del aprovechamiento del agua en este sector requiere considerar otros aspectos, además de los puramente cuantitativos. Las aguas de retorno (aguas de escorrentía y percolación), por su elevada salinidad y contenido en nutrientes pueden producir un impacto medioambiental negativo sobre las masas de agua (superficiales o subterráneas) que las reciben, condicionando la calidad de las aguas de ríos y acuíferos tanto para el riego como para otros usos (Thayalakumaran et al., 2007).

El incremento del contenido salino de las aguas usadas en el riego se debe a que las raíces de los cultivos toman el agua pero no sus sales disueltas, por lo que disminuye el volumen pero no la masa. El consumo de agua por la evaporación y la transpiración de los cultivos concentran las sales en el agua de retorno. El cambio climático supone un incremento en los procesos de transpiración de los cultivos (Jasechko et al., 2013) en la temperatura ambiental y una disminución en las precipitaciones. Como resultado se generará una disminución en los caudales con el consecuente deterioro de la calidad del agua (Aragües, 2013).

El incremento del nivel del mar es una respuesta al calentamiento global y en algunas regiones del

mundo ha provocado que la salinización de las aguas subterráneas se convierta en uno de los temas ambientales más debatidos (Zhang et al., 2011; Liu et al., 2011; Han et al., 2011). La contaminación de las aguas subterráneas costeras con agua de mar generalmente se considera un proceso irreversible, por lo cual se realizan investigaciones sobre el tema fundamentalmente en países desarrollados. El proceso de intrusión provoca un cambio en la composición del agua e incrementa los valores de la salinidad, la sodicidad, la alcalinidad y las concentraciones de cloruro (Arslan y Demir, 2013), lo cual repercute en la calidad del agua para el riego.

Las aguas subterráneas dependen fundamentalmente de las precipitaciones por lo que cualquier cambio en el clima tiene repercusión en la cantidad y calidad del agua subterránea. Su composición está sujeta a transformaciones generadas por procesos hidrológicos, geoquímicos y biológicos que ocurren en el tiempo (Gibbs, 1970). En el caso de acuíferos costeros la mayor amenaza es la intrusión salina, considerando el incremento del nivel del mar derivado del calentamiento global. La extracción de agua subterránea se ha incrementado en el transcurso del tiempo debido a la intensificación de las actividades agrícolas. Dicha extracción se ha realizado de forma indiscriminada en todo el mundo, especialmente en Asia, Europa y América. Como resultado, el potencial de agua en los acuíferos costeros ha disminuido y se ha incrementado el contenido salino de sus aguas como consecuencia de la intrusión del agua de mar. De esta forma la sostenibilidad de las aguas, no solo las costeras sino también las adyacentes, constituye un tema de significativo interés (Sang-Uk et al., 2012).

La extracción de agua con alto contenido salino en los acuíferos costeros es una de las prácticas que se están implementando para mitigar la intrusión salina. Para la implementación de esta práctica se usan modelos matemáticos en los que hay que considerar aspectos como la cantidad de agua a extraer, la localización de los pozos de extracción, el número de pozos de extracción en el área y el intervalo de agua intrusionada en la vertical que se va a extraer (Sang-Uk, et al., 2012). Estos autores demostraron que la intrusión puede mitigarse cuando se extrae una magnitud de agua salina equivalente al 30% del volumen de explotación del agua subterránea y el pozo de extracción se localice en la mitad de la línea que une al pozo de agua subterránea con la línea de costa. Estudios recientes usan los valores de cloruro y sólidos totales disueltos como trazadores que permiten identificar la

intrusión salina (Werner et al., 2013), aunque estas variables pueden incrementar sus valores por el proceso de lavado de las rocas.

Los estudios para investigar el agua subterránea costera y diagnosticar procesos de intrusión se basan en diferentes técnicas que incluyen la exploración geofísica, modelos analíticos y la caracterización geoquímica. La caracterización hidroquímica del agua subterránea identifica los procesos de intrusión y sus causas, mediante la medida de las concentraciones de los iones cloruro, sulfato, sodio, potasio, magnesio y conductividad eléctrica (Mas-Pla et al., 2013). Este autor propone además el uso de relaciones iónicas como sodio:cloruro, sulfato:cloruro, calcio:cloruro y magnesio:cloruro, para identificar el origen de la composición química de las aguas subterráneas.

Los procesos de intrusión también se pueden visualizar mediante el diagrama de Piper (1944). Muchos autores (Lin et al., 2012; Zghibi et al., 2013; Singh et al., 2015; Choramin et al., 2015) prefieren este diagrama clásico a otros métodos convencionales, porque permite identificar con precisión los procesos geoquímicos que influyen en la química del agua.

El análisis multivariado es una herramienta estadística muy usada para encontrar las relaciones entre variables. El análisis de conglomerados se usa con frecuencia en investigaciones relacionadas para el análisis de la geoquímica del agua subterránea, lo cual permite agrupar pozos en diferentes zonas o en la misma zona que tengan características químico-físicas similares (Akbal et al., 2011; Zhang et al., 2011). El análisis factorial y en especial el Análisis de Componentes Principales (ACP), permite identificar los procesos ocurrientes de mayor contribución a las características fisicoquímicas del agua. Estos procesos se identifican con los factores originados en el ACP y cada factor agrupa un determinado número de las variables en estudio que a su vez guardan una alta correlación con el factor (Belkhir et al., 2011; Arslan, 2013). Este tipo de tratamiento de datos constituye un procedimiento que reduce el número de variables y por tanto clarifican la interpretación de los resultados.

El riesgo de usar agua con afectaciones en los indicadores usados para clasificar el riesgo de salinidad, sodicidad, alcalinidad y toxicidad ocurre con mayor frecuencia cuando se usa agua subterránea; fundamentalmente en zonas costeras. Sin embargo, a pesar que el agua superficial se caracteriza por tener menor contenido salino no queda excluido el riesgo antes mencionado. Con frecuencia se

usa agua de ríos en zonas estuarinas, que aunque se localizan a varios kilómetros arriba de la desembocadura de los ríos se afectan por las fluctuaciones de la marea. Es conocido que estas fluctuaciones provocan una cuña salina en el río de forma tal que a medida que un punto determinado se desciende en la vertical, los valores de salinidad se incrementan.

Existen dos aspectos que no son considerados en la clasificación del agua para el riego: la dureza del agua y la eutrofización. Aunque la dureza del agua no se evalúa tiene una incidencia en la formación de costra en los sistemas de riego, lo cual genera obstrucciones y limita el tiempo de vida útil de estos sistemas; en especial en el riego por goteo. La eutrofización que se produce por la contaminación del agua con nutrientes (fósforo y nitrógeno), genera una proliferación de plantas microscópicas que tupe las bombas y los sistemas de riego. Tanto un aspecto como el otro deben ser incorporados a los procedimientos usados para la clasificación del agua para el riego.

### Conclusiones

Las variables directas para medir la calidad del agua para el riego son la salinidad, la sodicidad, la alcalinidad y la toxicidad iónica específica. Las variables indirectas, también llamadas ambiente dependiente fueron tolerancia de los cultivos a la salinidad, tolerancia de los suelos a la salinidad, sodicidad y alcalinidad, manejo del riego y clima. Los principales indicadores para evaluar estas variables fueron la Relación de Absorción del Sodio (RAS), el Porcentaje de Sodio Posible (PSP), el Carbonato de Sodio Residual (CSR), el Índice de Permeabilidad Potencial y Efectiva (IP), la conductividad eléctrica, el pH y el boro, cloruro y sodio como indicadores de toxicidad.

La calidad del agua para el riego se puede deteriorar por el vertido de residuos que alteren la composición iónica del agua, incluyendo las aguas de retorno generadas en las áreas sometidas a riego. La intrusión marina provocada por una extracción excesiva también contribuye. Actualmente es motivo de interés la salinización de acuíferos costeros por la elevación del nivel del mar generado por el cambio climático.

Existen otros aspectos que no se consideraron en las referencias consultadas pero que también afectan el riego. Entre estas se encuentra la dureza y la eutrofización del agua que afectan los sistemas de riego por obstrucciones en bombas y sistemas de distribución del agua.

### Referencias bibliográficas

- Agrawal, M.P., Shukla A., Singh, M. (1985). Nitrification inhibition of added nitrogenous fertilisers by potassium chloride in soil. *Plant and Soil*, 86: 135-139.
- Darrah, P.R., Nye, P.H. y White, R.E. (1987). The effect of high solute concentrations on nitrification rates in soil. *Plant and Soil*, 97: 37-45.
- Alconada, M., Poncetta, P., Cuellas, M., Barragán, S., Inda, E., Mitidieri, A. (2006). *La fertirrigación en cultivo de tomate protegido (Lycopersicon esculentum): Consecuencias ambientales, productivas y económicas*. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 19 al 22 de septiembre de 2006. Salta. Argentina.
- Akbal, F., Gürel, L., Bahadır, T., Güler, I., Bakan, G., y Büyükgüngör, H. (2011). Multivariate statistical techniques for the assessment of surface water quality at the mid-Black Sea coast of Turkey. *Water, Air, and Soil Pollution*, 216, 21-37.
- Aragües, R. y Tanji, K.K. (2003). *Water Quality of Irrigation Return Flows*. En: Stewart B.A., Howell T.A. (Eds.), *Encyclopedia of water science*. (pp. 502-506). Marcel Dekker, Inc. New York, USA.
- Aragües R. (2011a). *Calidad del agua para el riego: efectos sobre plantas y suelos*. Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA), Unidad de Suelos y Riegos (Unidad Asociada EEAD-CSIC). Riegos del Alto Aragón 18-23 pp.
- Aragües, R. (2011b). *Agricultura de regadío y calidad de aguas a nivel fuente y sumidero*. Congreso Decuaga Agricultura, Agua y Energía. Madrid, España.
- Aragües, R. (2013). *El reto de la calidad del agua. Jornada Innovar la Gobernanza del Agua*. Zaragoza, España.
- Arslan, H. (2013). Application of multivariate statistical techniques in the assessment of groundwater quality in seawater intrusion area in Bafra Plain, Turkey. *EnvironMonitAssess*, 185, 2439-2452.
- Arslan, H. y Demir. Y. (2013). Impacts of seawater intrusion on soil salinity and alkalinity in Bafra Plain, Turkey. *EnvironMonitAssess*, 185, 1027-1040.
- Arzola, N.C., Fundora, O., de Mello, R. (2013). *Manejo de suelos para una agricultura sostenible*. Jaboticabal: FCAV/UNESP, 509 p.
- Asamoah, E., Nketia, K.A., Sadick, A., Asenso, D., Kwabena, E., Ayer, J., Owusu, E. (2015). Water Quality Assessment Of Lake Bosomtwe For Irrigation Purpose, Ghana. *Intl J Agri Crop Sci. Vol.*, 8 (3), 366-372.
- Ayers, R.S. y Wescot, D.W. (1976). *Calidad del agua para la agricultura. Estudio FAO: Riego y Drenaje*. N° 29. Roma. 85 p.

- Ayers R.S. y Westcot D.W. (1985). Water quality for agriculture. *Irrig. Drain.* FAO, Rome, pp 174
- Ayers, R.S.; Wescot, D.W. (1987). La calidad del agua en la agricultura. *Estudio FAO: Riego y Drenaje*. Roma. N°29 (Rev.1) 173 p.
- Balmaseda, C., Ponce de León, D., Martín, N.J., Vargas A.H. (2006). *Compendio de Suelo*. Universidad Agraria de La Habana, Cuba. 229 p.
- Bhattacharya.T., Chakraborty, S. y Neha, T. (2012). Physico chemical Characterization of ground water of Anand district, Gujarat, India. *International Research Journal of Environment Sciences*, 1(1), 28-33.
- Belkhiri, L., Boudoukha, A., y Mouni, L. (2011). A multivariate statistical analysis of groundwater chemistry data. *International Journal of Environmental Research*, 5(2), 537-544.
- Betancourt, C. Suárez, R., Concepción, E. y Herrera H. (2012). *Tendencia de los componentes mayoritarios del agua de cuatro embalses en el centro-sur cubano, durante un período de veinte años*. *Gestión Ambiental* 23, 51-65.
- Bosch M., Costa, J.L., Cabria, F.N., Aparicio, V.C. (2012). *Relación entre la variabilidad espacial de la conductividad eléctrica y el contenido de sodio del suelo*. *Ciencia del Suelo*, 30 (2), 27-38.
- Cánovas, J. (1986). *Calidad agronómica de las aguas de riego*. Ministerio de Agricultura, pesca y Alimentación. Madrid, Disponible: [recomencriteriosinterpretacionaguas.doc](#).
- Choramin, M., Safaei, A., Khajavi, S., Hamid, H. y Abozari, S. (2015). Analyzing and studding chemical water quality parameters and its changes on the base of Schuler, Wilcox and Piper diagrams (project: Bahamanshir River). *WALIA journal*, 31, 22-27.
- Chapman, D. (1996). (ed.) *Water Quality Assessments. A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Second Edition. Chapman y Hall, London. 651 p.
- Costa, J.L. y Aparicio, V. (2000). *Efecto del sodio en la degradación de los suelos del sudeste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina*. 11ava Conferencia de la Organización Internacional de la Conservación del Suelo. 22 al 27 de octubre de 2000. Buenos Aires. Argentina.
- Cortés-Jiménez, J.M., Troyo-Diéguez, E., Murillo-Amador, E. (2009). *Índices de calidad del agua del acuífero del valle del Yaqui Sonora*. *Terra Latinoamericana*, 27 (2), 133-141.
- Dos Santos, P.R., Ruiz, H.A. y Neves J.C.L. (2006). *Respuesta de Phaseolus vulgaris a presión osmótica pH y concentración de Na+, Cl- y HCO3- en solución nutritiva*. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 19 al 22 de septiembre de 2006. Salta. Argentina.
- Gibbs, R.J., (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science* 170,1088-1090.
- García-Serna, J., Sanchez-Andreu, J., Juarez, M. y Mataix, J. (1988). *Incidencia de la salinidad del agua de riego en la mineralización del nitrógeno orgánico en suelos calizos del Sureste Español*. *Anal.Edaf.Agrobiol.* 47: 669-682.
- Gholami, A., y Shahinzadeh, N. (2014). Evaluation of Hydrochemistry Characteristics Surface Water Quality in the Karoon River Basin, Southwest Iran. *Indian Journal of Fundamental and Applied Life Sciences* ISSN: 2231-6345.
- Golden, D.C., Sivasubramaniam, S., Sandanam, S., Wijedasa, M.A. (1981). Inhibitori effects of commercial potassium chloride on the nitrification rates of added ammonium sulphate in an acid red yellow podzolic soil. *Plant and Soil*, 51, 147-151.
- Graczik Z., Graczik, T., Naprauska, A. (2011). A rol some food arthropods as vectors of human enteric infections. *Center Eur. J. Biol.* 6(2): 145-149.
- Guerrero-Padilla, A.M. (2015). Demanda hídrica y calidad de agua de uso agrícola de la cuenca del río Jequetepeque, Perú. *REBIOL*, 35 (2), 5-18.
- Gupta, B.R. (2006). *Efficacy of organic amendmets integrated with gypsum on amelioration and crop productivity of sodic land*. 18th World Congress of Soil Science (July 9-15, 2006). Philadelphia, USA.
- Han, D.M., Kohfahl, C., Song, X.F., Xiao, G.Q., Yang, J.L., (2011). Geochemical and isotopic evidence for palaeo-seawater intrusion into the south coast aquifer of Laizhou Bay, China. *Appl. Geochem*, 26, 863-883.
- Jasechko, M., Tate, K.W., VanKessel, C., Sarwar, N. y Linquist, B. (2013). Water quality in rice growing water sheds in a Mediterranean climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 290-301.
- Johnson, D.D. y Guenzi, W.D. (1963). Influence of salts on ammonium oxidation and carbon dioxide evolution from soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 27, 663-666.
- Kaur, J., Choudhary, O.P. y Singh, B. (2006). Microbial biomass and different extractable organic carbon pools as influenced by sodic water irrigation, gypsum and organic amendemnts under rice-wheat system. *18th World Congress of Soil Science (July 9-15, 2006)*. Philadelphia, USA.

- Kovalevskii V. S. (2007). Effect of Climate Changes on Groundwater. *Water Resources*, 34 (2), 140–152.
- Lin, C.Y., Abdullah, M.H., Praveena, S.M., Yahaya, A.H., Musta. B. (2012). Delineation of temporal variability and governing factors influencing the spatial variability of shallow groundwater chemistry in a tropical sedimentary island. *Journal of Hydrology* 432(433), 26–42.
- Lebron, I.; Suarez, D. L.; Alberto, F. (1994). Stability of the Calcareous Saline-Sodic Soil During Reclamation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58, 1753-1762.
- Lingaswamy, M. y Saxena, P.R. (2015). Water Quality of Fox Sagar Lake, Hyderabad, Telangana State, India, Its Suitability for Irrigation Purpose. *Int. J. Adv. Res. Sci. Technol.*, 4(8), 490-494.
- Liu, S.G., Lou, S., Kuang, C.P., Huang, W.R., Chen, W.J., Zhang, J.L. y Zhong, G.H., (2011). Water quality assessment by pollution-index method in the coastal waters of Hebei Province in western Bohai Sea, China. *Mar. Pollut. Bull.*, 62, 2220–2229.
- Minhas, P.S., Gupta, R.K. (1992). Quality of irrigation water. Assessment and Management. *Information and Publication*, ICAR, p. 102.
- Mas-Pla, J., Rodríguez-Florit, A., Zamorano, M., Roqué, C. Menció, A. y Brusi, D. (2013). Anticipating the effects of groundwater withdrawal on seawater intrusion and soil settlement in urban coastal areas. *Hydrol.Process.* 27, 2352-2366.
- Moreno F. y Roldán J. (2013). *Assessment of irrigation water management in the Genil-Cabra (Cordoba, Spain) irrigation district using irrigation indicators. Agricultural Water Management*, 120, 98-106.
- Palancar T. (2006). *Compresibilidad y resistencia al corte de suelos salinizados y sodificados por irrigación*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de la Plata, La Plata Argentina.
- Pang, P.C., Hedlin, R.A., Cho, C.M. (1973). Transformation and movement of band applied urea, ammonium sulphate, and ammonium hydroxide during incubation in several Manitoba soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 53, 331-341.
- Piper, A.M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of wateranalyses. *Transactions. American Geophysical Union*, 25, 914-923.
- Prasad, P.R., Srinivas, D. y Satyanarayana, T.V. (2006). *Effects soil resource investigation for drainage installation in mutluru channel command of Krishna western delta, Andhra Pradesh, India*. 18th World Congress of Soil Science (July 9-15, 2006). Philadelphia, USA.
- Puto, K. (2012). Impact of the water quality of the microbial safety of vegetables. *Agriculture & Forestry /OPoljoprivreda I Sumarstvo* 58(3).
- Richards, L.A. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*, U.S. Salinity Laboratory Staff, USDA Handbook, 60, 160.
- Saleh.A., Al-Ruwaih.F., Shehata.M. (1999). Hydrogeochemical processes operating within the main aquifers of Kuwait. *J Arid Environ*, 42,195-209.
- Sang-Uk, P., Jun-Mo, K.,Byoung-Woo, Y. y Gour-Tsyh, Y. (2012). Three-Dimensional Numerical Simulation of Saltwater Extraction Schemes to Mitigate Seawater Intrusion due to Groundwater Pumping in a Coastal Aquifer System. *J. Hydrol. Eng.*, 17,10-22.
- Singh, C.S., Gupta, S.K., Ram, S. (1996). Assessment and management of poors quality waters for crop production: A simulation model (SWAM). *Agricultural water management*, 30, 25-40.
- Singh, S., Janardhana, N., Ramakrishna, C. (2015). Evaluation of Groundwater Quality and Its Suitability for Domestic and Irrigation Use in Parts of the Chandauli-Varanasi Region, Uttar Pradesh, India. *Journal of Water Resource and Protection*, 7, 572-587.
- Söderbaum, P., y Tortajada C. (2011): Perspectives for water management within the context of sustainable development. *Water International*, 36:7, 812-827.
- Thayalakumaran, T., Bethune, M.G., McMahan, T.A., (2007). Achieving a salt balances hould it be a management objective?. *Agric. Water Manage*, 92, 1-12.
- Thorne, D.W. y Peterson, H.B. (1954). *Irrigated Soils. Constable and Company Limited, London*, 113. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-195411000-00021>.
- Varallyay, G. (2002). *Enviromental stresses induced by salinity/alkalinity in the Carpathian Basin (Central Europe) Symposium N° 33 Paper N° 1570. 17th World Congress of Soil Sciences*. 14-21 de agosto 2002. Tailandia.
- Vasanthavigar. M., Srinivasamoorthy. K., RajivGanthi. R., Vijayaraghavan. K., Sarma. V.S., (2012). Characterization and quality assessment of groundwater with a special emphasis on irrigation utility: Thirumanimuttar sub-basin, Tamil Nadu, India. *Arab J Geosci*, 5,245-258.
- Vincent, B.; Wu, J.; Vidal, A.; Yang, J.; Bouarfa, S.; Tong, J. (2006). *The environmental evolvemnt of the Hetao irrigation district: an equilibrium between the combat facing irrigation induced soil salinity and the respect of the receiving media*. 18th World Congress of Soil Science (July 9-15, 2006). Philadelphia, USA.

- Werner, A.D., Bakker, M., Post, V.E.A., Vandenbohede, A., Lu, C.H., Ataie-Ashtiani, B., Simmons, C.T., Barry, D.A., (2013). Seawater intrusion processes, investigation and management: recent advances and future challenges. *Adv. Water Resour.*, 51, 3-26.
- Wilcox, L.V. (1955). *Classification and use of the irrigation waters*, U.S. Department of Agriculture Circular No. 969, Washington, District of Columbia.
- Wilcox, L.V. (1948). *Classification and Use of Irrigation Waters*. U.S. Department of Agriculture, Washington DC, 962.
- Wong, V.N.L., Greene, R.S.B., Dalal, R.C., Murphy, B.W., Mann, S. (2006). *Carbon dynamics in salt-affected soils*. 18th World Congress of Soil Science (July 9-15, 2006). Philadelphia, USA.
- Zghibi, A. Tarhouni, J. Zouhri L. (2013). Assessment of seawater intrusion and nitrate contamination on the groundwater quality in the Korba coastal plain of Cap-Bon (North-east of Tunisia). *Journal of African Earth Sciences*, 87, 1-12.
- Zhang, X., Wang, Q., Liu, Y., Wu, J., y Yu, M. (2011). Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and Kowloon, Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173, 17-27.
- Zinck, J.A. (2000) *Monitoring soil salinity from remote sensing data*. 11ava Conferencia de la Organización Internacional de la Conservación del Suelo. 22 al 27 de Octubre de 2000. Buenos Aires. Argentina.