



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**APLICACIÓN DE DOS ÁCIDOS ORGÁNICOS Y SU EFECTO EN LA
DINÁMICA DE LAS SALES EN EL SUELO**

Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniero Agrónomo y al Grado de
Magíster en Manejo de Suelos y Aguas

JOSÉ LUIS DÍAZ BELMAR

Directores de Tesis
CRISTIÁN KREMER FARIÑA
OSCAR SEGUEL SEGUEL

Profesores Consejeros
YASNA TAPIA FERNÁNDEZ
JULIO HABERLAND ARELLANO

SANTIAGO - CHILE
2016

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**APLICACIÓN DE DOS ÁCIDOS ORGÁNICOS Y SU EFECTO EN LA
DINÁMICA DE LAS SALES EN EL SUELO**

Tesis presentada como parte de los requisitos para optar al Título Profesional de
Ingeniero Agrónomo y al Grado de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas

JOSÉ LUIS DÍAZ BELMAR

	Calificaciones (Memoria de Título)	Calificaciones (Tesis de Grado)
DIRECTORES DE TESIS		
Sr. Cristián Kremer Fariña Ingeniero Agrónomo, Ph.D.	6,8	Aprobado
Sr. Oscar Seguel Seguel Ingeniero Agrónomo, Dr.	6,8	Aprobado
PROFESORES CONSEJEROS		
Sra. Yasna Tapia Fernández Ingeniera en Alimentos, Dra.	7,0	Aprobado
Sr. Julio Haberland Arellano Ingeniero Agrónomo, Ph.D.	6,5	Aprobado

Santiago, Chile
2016

AGRADECIMIENTOS Y DEDICATORIAS

Así como se dieron las cosas pensé que nunca llegaría a escribir estas líneas...

Antes que todo agradecer y dedicar este trabajo a mi familia, esa que siempre ha estado ahí conmigo en las buenas y en las no tan buenas, esperando que el conchito saque el cartón.

Muy agradecido de la gente que sudó en este trabajo sin recompensas: Wiro, Pipe, Feña, Coca, Tonijua. También de los que caminamos juntos y compartimos estos años de estudios y varias cosas más... Andresito, Flaca, Nico, Carlita, Cata, Fabi, Anita, China (Les pichuleau en general) y los basura: Bruno, Pancho, Migue.

A mis profesores que auspiciaron esto y confiaron en mí para que se llevara a cabo, al personal de laboratorio que trabajó conmigo, don Hugo, la sra. Consuelo y la sra, Marysol y a los que me ayudaron a sacar esto adelante, Lucho y Carlos.

*...Siento que pronto te irás, solo a vagar por los campos.
Soy de la Tierra y ya vuelvo, a su vientre bienhechor....
Congreso. 1971.*

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
CAPÍTULO I. MONOGRAFÍA	3
ORIGEN, DINÁMICA Y MANEJO DE SUELOS SALINOS	3
Definición y origen de suelos salinos	3
Crecimiento de los vegetales en suelos salinos.....	4
Suelos Salinos en Chile.....	5
Movimiento de sales en el suelo	6
Manejo de suelos salinos.....	10
LITERATURA CITADA	14
CAPÍTULO II: APLICACIÓN DE DOS ÁCIDOS ORGÁNICOS Y SU EFECTO EN LA DINÁMICA DE LAS SALES EN EL SUELO	18
INTRODUCCIÓN	18
HIPÓTESIS	20
OBJETIVOS	20
Objetivo general	20
Objetivos específicos	20
ENSAYO 1: EFECTO DE LA APLICACIÓN DE UN ÁCIDO HÚMICO EN EL CRECIMIENTO VEGETATIVO Y LA CALIDAD DE FRUTO DE TOMATE BAJO DIFERENTES CUOTAS HÍDRICAS	21
MATERIALES Y MÉTODO	21
Lugar de estudio.....	21
Tratamientos y diseño experimental	21
Metodología	23
Análisis estadístico.....	24
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
CONCLUSIONES	29
ENSAYO 2: EFECTO DE DIFERENTES DOSIS DE UN ÁCIDO FÚLVICO EN EL LAVADO DE SALES EN EL SUELO	30

MATERIALES Y MÉTODO.....	30
Lugar de estudio.....	30
Tratamientos y diseño experimental	30
Metodología	31
Análisis estadístico.....	32
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	33
CONCLUSIONES.....	38
ENSAYO 3: MOVIMIENTO DE SALES EN EL SUELO BAJO APLICACIÓN DE UN ÁCIDO FÚLVICO	39
MATERIALES Y MÉTODO.....	39
Lugar de estudio.....	39
Tratamientos y diseño experimental	39
Metodología	40
Análisis estadístico.....	42
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	43
CE de la solución suelo extraída con lisímetros de succión	43
Modelación del flujo de sales mediante el uso de HYDRUS 1D	48
CONCLUSIONES.....	53
LITERATURA CITADA.....	54
ANEXO 1	60
ANÁLISIS REFERENCIAL DEL AGUA DE RIEGO ENSAYOS 2 Y 3.	60
APÉNDICE 1.....	61
DESCRIPCIÓN DE SUELO ENSAYO 1	61

Índice de cuadros

Cuadro 1. Modelos de flujo en equilibrio y no-equilibrio utilizados por Hydrus-1D..	10
Cuadro 2. Tratamientos Ensayo 1.	22
Cuadro 3. Valores promedio de las variables de crecimiento.	27
Cuadro 4. Valores promedio de las variables de calidad de fruto.	28
Cuadro 5. Sólidos solubles según tratamiento de riego.	28
Cuadro 6. Ttratamientos de riego.	28
Cuadro 7. Tratamientos Ensayo 2.	31
Cuadro 8. Valores de CE bulk (dS m^{-1}) por riego.	33
Cuadro 9. Pendientes del ajuste lineal de la CE bulk.	34
Cuadro 10. Valores promedio de pH, materia orgánica y CIC por tratamientos.	36
Cuadro 11. Cationes solubles al finalizar el ensayo.	36
Cuadro 12. CE medido en pasta saturada.	37
Cuadro 13. Tratamientos Ensayo 3	40
Cuadro 14. Área entre isolíneas.	46
Cuadro 15. Parámetros hidráulicos de ajuste de la curva característica de suelo, conductividad hidráulica saturada (K_s) y densidad aparente (D_a).	48
Cuadro 16. Características químicas del agua de riego de la Estación Exprimental Antumapu.	60

Índice de figuras

Figura 1. Zonas del mundo afectadas por sales.....	3
Figura 2. Diseño experimental Ensayo 1..	22
Figura 3. Conductividad eléctrica (CE) de la solución suelo.....	25
Figura 4. Variación del potencial xilemático medido a mediodía durante la temporada.....	27
Figura 5. Diseño columnas de suelo	31
Figura 6. CE bulk estabilizada a capacidad de campo.....	34
Figura 7. Grilla lisímetros de succión	40
Figura 8. Grilla de toma de muestras para la medición de CE al finalizar el ensayo.	41
Figura 9. Bulbos de CE en función de los riegos.....	44
Figura 10. Bulbos de CE al finalizar el ensayo.....	47
Figura 11. Curva característica utilizada en Hydrus 1D.	49
Figura 12. Evaporación durante el ensayo.	50
Figura 13. Flujos de agua modelados en Hydrus 1D..	51
Figura 14. Flujos de solutos modelados en Hydrus 1D..	52
Figura 15. Perfil de suelo del Ensayo 1 (Capítulo II).	62

RESUMEN

La degradación de suelos por procesos de salinización afecta amplias zonas del mundo, particularmente las zonas áridas, afectando más de 50 millones de hectáreas. La recuperación de estos suelos requiere de la aplicación de grandes volúmenes de agua para la realización de lavados que movilizan las sales fuera de la zona de raíces.

El presente trabajo tuvo por objetivo evaluar el efecto del uso de dos ácidos orgánicos en la eficiencia de lavado de sales, el efecto de la modificación de la conductividad eléctrica en el suelo y en la respuesta de la planta. Para esto se realizaron tres ensayos, el primero de ellos se llevó a cabo durante el año 2013, en el valle de Copiapó, Región de Atacama, en el que se aplicó un ácido húmico, evaluando su efecto en el lavado de sales a través del crecimiento y calidad de fruto en plantas de tomate. El segundo y el tercer ensayo se llevaron a cabo en Santiago, durante 2015-2016, para lo cual se utilizó un ácido fúlvico, evaluando el efecto de distintas dosis en la lixiviación de sales. Además se monitoreó la distribución espacial de las sales con el uso de lisímetros de succión y equipos FDR y se verificó la capacidad de un modelo HYDRUS 1D para representar el comportamiento del movimiento de agua y solutos.

Los resultados del primer ensayo apuntan a que dosis menores de riego en suelos salinos pueden aumentar la calidad de fruto en plantas de tomate, pudiendo reducir aún más la fracción de lavado sin afectar negativamente al cultivo; sin embargo, dada la baja concentración de ácido orgánico de la enmienda, ésta no tuvo efectos significativos en los resultados. Por otra parte, los resultados de los ensayos 2 y 3 sugieren que existe un mayor lavado de sales debido a la aplicación de ácidos fúlvicos, con un mayor movimiento lateral de las mismas, tal que modifican su distribución en el perfil de suelo, disminuyendo sustantivamente la conductividad eléctrica y mejorando el comportamiento hidráulico del suelo respecto del tratamiento control sin aplicación de ácidos fúlvicos. El modelo de flujo bajo el gotero alcanzó valores de R^2 entre 0,6 y 0,8, siendo adecuado para estudiar la efectividad del uso de ácidos fúlvicos en el lavado de sales.

Palabras clave: Salinidad, Riego por goteo, Ácidos orgánicos, Conductividad eléctrica del suelo.

ABSTRACT

The soil degradation by salinization affects widely zones of the world, especially arid zones, having impact on more than 50 million hectares. The remediation of these soils requires the use of high amount of irrigation water and leaching the salts under root zone.

This work studies two organic acids and their effect on washing efficiency, electrical conductivity changes on the soil and plant response. For these, three experiments were raised, first one realized on 2013 in the Copiapó valley, Atacama region, using humic acid and evaluating the effect on salt leaching, growth and fruit quality on tomato plants. The second and third experiment were performed in Santiago on 2015-2016 using a fulvic acid and evaluating its effect on salt leaching at different doses. Also the salt spatial distribution using soil solution samples and FDR equipment were monitored, proving the capacity of HYDRUS 1D model to represent the behavior of water and solute movement.

The results at first experiment suggest a less amount of irrigation on saline soil could enhance the fruit quality of tomato, being able to reduce even more the leaching fraction without affecting negatively the crop; but the low organic acid concentration of the amendment, did not generate significant differences on results. On the other hand, second and third experiment suggest that there a major salt flux by fulvic acid application, modifying their distribution in the soil profile, reducing substantially the electrical conductivity and improving the hydraulic behavior of the soil respect to the control treatment without application of fulvic acids. The flux model under drip emitter obtained R^2 between 0,6 and 0,8, being adequate to study the fulvic acid effectiveness on salt washing.

Keywords: Salinity, Drip irrigation, Organic acids, Soil electrical conductivity.

CAPÍTULO I. MONOGRAFÍA

ORIGEN, DINÁMICA Y MANEJO DE SUELOS SALINOS

Definición y origen de suelos salinos

La salinización de suelos corresponde al proceso de acumulación de sales (cloruros, sulfatos, nitratos, boratos, carbonatos y bicarbonatos) en la zona de enraizamiento (Ayers y Westcot, 1994), debido a la capacidad de dichos iones de disociarse en agua y conducir electricidad, se prefiere cuantificarlos de acuerdo a la conductividad eléctrica (CE) estandarizada a 25°C, tal que 1 dS m^{-1} equivale a $10 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (Rhoades *et al.*, 1992). Los procesos de salinización se clasifican de acuerdo al origen de las sales, de modo que, si éstas provienen del material parental del suelo, se trata de salinización primaria, mientras que si las sales provienen de una fuente distinta corresponde a salinización secundaria (Sadzawka, 2006; Brady y Weil, 2008), tratándose en este último caso de un proceso de degradación de suelo (Porta, 2014). Los suelos afectados por sales se forman en regiones en donde el balance hídrico es negativo, normalmente con una razón de precipitación/evaporación menor a 0,75 (Sadzawka, 2006; Brady y Weil, 2008). Dicha condición se da en amplias zonas del mundo, las que van de zonas sub-húmedas a áridas (Verbist *et al.*, 2010), donde existen pocas precipitaciones capaces de disolver sales y arrastrarlas en profundidad (Oster, 1994). Debido a ello, grandes áreas de Australia, África, América Latina y Oriente medio y cercano presentan suelos salinos, tal como muestra la Figura 1 (Szabolcs, 1985; Tóht *et al.*, 2008).

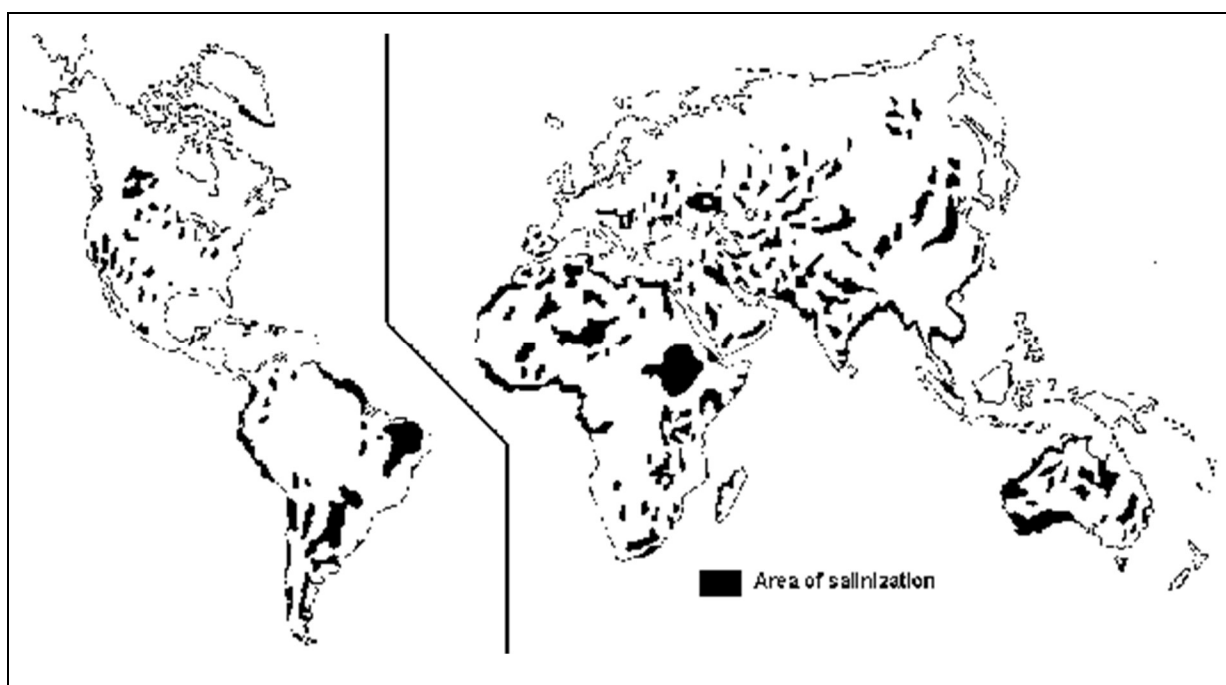


Figura 1. Zonas del mundo afectadas por sales (Szabolcs, 1985).

Dos tercios de los suelos salinos a nivel mundial corresponden a salinización secundaria (Rengasamy, 2010); en estos casos, la formación de un suelo salino guarda relación con cambios en el balance hídrico (Jury y Horton, 2004; Bui, 2013). Dichos cambios usualmente tienen que ver con el ingreso de nuevas aguas al sistema, pudiendo ser inducido por la actividad agrícola, ya sea por la eliminación de árboles de laderas, que aceleran el ciclo hidrológico o por una mala gestión del riego, aumentando el flujo de solutos al interior del perfil, sumado a uno o más factores como: las restricciones de drenaje o presencia de napas superficiales, que limitan los flujos de salida de sistema; la falta de precipitaciones de proporciones capaces de arrastrar sales en profundidad; la alta evapotranspiración, que favorece el afloramiento de las sales en superficie por fenómenos de capilaridad o la mala calidad de agua de riego, con gran cantidad de solutos disueltos, entre otros. Ello desencadena la acumulación de sales en el suelo, producto del desbalance en la entrada y la salida de ellas en el perfil (Rengasamy, 2010). Sadzawka (2006) señala que la adición de agua por ascenso capilar de napas subterráneas, el riego u otras fuentes distintas de la lluvia, implica necesariamente el aumento de las sales en el suelo, debido a que dichas aguas presentan sales disueltas, lo que modifica la condición de equilibrio en el perfil. Es por esto que se hace imprescindible una adecuada gestión del riego, particularmente en las zonas áridas, para evitar la degradación del suelo y así generar una agricultura sustentable en el tiempo.

A la fecha, 50 millones de hectáreas de cultivos y pasturas son afectadas por sales, y se estima el crecimiento de dicha superficie en un 10% por año, perdiéndose por concepto de degradación de suelo entre el 0,5 y el 1% de la superficie regada anualmente (Tóth *et al.*, 2008). Incluso Rohades *et al.* (1999) sugieren que la pérdida de suelo anual por este concepto supera a la incorporación de nuevos suelos bajo riego, por lo que se hace necesario la toma de medidas para la recuperación de estos suelos, y más relevante aún, el dotar a los agricultores de herramientas que les permitan realizar un manejo adecuado del riego, considerando además que el 40% de las tierras cultivadas se encuentran en regiones susceptibles a procesos de salinización (Verbist *et al.*, 2010).

Crecimiento de los vegetales en suelos salinos

Las sales solubles presentes en el suelo afectan a las plantas de dos formas. La primera corresponde a la disminución del potencial hídrico del suelo (a través de la disminución del potencial osmótico), que dificulta la absorción de agua por las plantas (Hillel, 1998; Rengasamy, 2010); esto obliga al vegetal a utilizar energía en realizar ajustes osmóticos, mediante la acumulación de solutos al interior de la vacuola, de manera de disminuir el potencial al interior de la célula (Taiz y Zeiger, 2006). Si bien el ajuste osmótico permite la absorción de agua desde la solución suelo, se genera una condición similar a lo que ocurre en plantas bajo estrés hídrico, llevando aparejada la inhibición de la división celular y la síntesis de proteínas, además del cierre de estomas, lo que se traduce en una disminución de la fotosíntesis; generando una reducción en el crecimiento y la producción de biomasa (Taiz y Zeiger, 2006; Rengasamy, 2010). La segunda forma corresponde a un efecto ión específico, en donde de acuerdo a la composición de la sal (cloruros, sulfatos, nitratos,

boratos, carbonatos o bicarbonatos) se pueden generar desbalances nutricionales o generar toxicidad por un ión en particular (Ayers y Westcot, 1994; Brady y Weil, 2008). Cabe destacar que existen iones que pueden causar toxicidad incluso a bajas concentraciones, como el Boro (Grattan *et al.*, 2015). En cuanto a la calidad de las cosechas, el exceso de sales en especies hortícolas en general causa reducción del tamaño del fruto, además de cambios en el color, apariencia y composición (Rhoades *et al.*, 1992).

La manifestación de las sales en la planta va a depender de la tolerancia de la especie y variedad a la salinidad, del estadio de desarrollo de la planta al momento de enfrentar la condición salina y de las técnicas de manejo (Ayers y Westcot, 1994); por otra parte, el tipo y magnitud de la respuesta de la planta va a depender del tiempo e intensidad de la exposición a la salinidad (Bui, 2013). De esta forma, el riego se vuelve un factor fundamental, debido a que al proveer agua al suelo disminuye el estrés salino para la planta, siendo crucial la calidad del agua a utilizar, además de la cantidad, la frecuencia y el método de riego (Rhoades *et al.*, 1992; Qadir y Oster, 2004).

Finalmente, las plantas tolerantes a la salinidad poseen varios mecanismos para evitar el estrés salino, tales como: (1) acumulación o exclusión selectiva de iones, (2) control de la captura y transporte de iones desde las raíces hacia las hojas, (3) compartimentalización de iones en ciertas células o zonas de la planta, (4) síntesis de solutos compatibles (ej. prolina), (5) cambio de la ruta fotosintética, ej. cambio de C3 a C4 de *Atriplex lentiformis*, con el aumento de la salinidad, (6) alteración de la estructura de las membranas, (7) inducción de enzimas antioxidantes e inducción de fitohormonas (ácido absísico) (Bui, 2013). Es así como los esfuerzos de muchos genetistas, están en obtener variedades capaces de realizar los mecanismos mencionados (Rengasamy 2010; Bui, 2013).

Suelos Salinos en Chile

En Chile existen 435.991 km², distribuidos desde la región del Bío-Bío al norte y equivalentes al 58% de la superficie nacional, bajo condición de déficit hídrico, por tanto susceptibles a procesos de salinización (Verbist *et al.*, 2010). Las zonas con regímenes de humedad árido y xérico, y por tanto con alto riesgo de salinización, se ubican desde zonas interiores de la región de Coquimbo al norte, con un total de 187.420 km², equivalentes al 26% de la superficie del país (Verbist *et al.*, 2010). Según el Censo Agropecuario y Forestal (INE, 2007), existen en esa zona 2.696 km² bajo uso agrícola (excluyendo las praderas), que representan el 13,2% de la superficie agrícola del país a esa fecha.

Se evidencian procesos de salinización avanzados en las zonas agrícolas de la Región de Arica y Parinacota, específicamente en los valles de Lluta y Azapa, con conductividades eléctricas del suelo que oscilan entre 2,2 a 13,4 dS m⁻¹ (Torres y Acevedo, 2008). También este problema se presenta en la región de Atacama, en el valle de Copiapó, donde la conductividad eléctrica del suelo oscila entre los 2,5 y los 19,1 dS m⁻¹ (Sierra *et al.*, 2001).

Por otra parte, de acuerdo al estudio agrológico de la III Región (CIREN, 2007), de las once Series de suelo descritas en el valle de Copiapó, siete clasifican como salinas, con CE que van de 5,0 a 85,4 dS m⁻¹ en su horizonte superficial, de modo que corresponden muy posiblemente a suelos salinos producto de un mal manejo del riego; por otra parte, la Serie Huilmo se presenta como salina en los horizontes más profundos, evidenciando una acumulación salina por pedogénesis. Respecto a las tres Series restantes, dos de ellas (Amolanas y Ramadilla) no cuentan con información de CE en el estudio, mientras que la Serie Manflas se presenta como no salina. Respecto al valle del Huasco, el mismo estudio consigna once Series de suelo, de las cuales dos (Bellavista y Huantemé), presentan salinidad superficial, con valores de CE que van de 8,1 a 96,2 dS m⁻¹, mientras que las Series Freirina y Paona se presentan como salina en los horizontes más profundos; las siete Series restantes clasifican como no salinas, con niveles de CE que oscilan entre los 0,6 y 1,9 dS m⁻¹.

En cuanto a las regiones XV, I y II, a la fecha no existen estudios agrológicos por la entidad pertinente (CIREN). Respecto al estudio agrológico de la IV Región (CIREN 2005), no se presenta información respecto a la salinidad para ninguna de las Series descritas, sin embargo estudios previos (CNR, 1993) reportan la presencia de suelos salinos en la zona de Canela y de Millahue. Para el caso de la Región Metropolitana, de las 74 series descritas (CIREN, 1996) existen 9 salinas, tal que las series Batuco, Huechuraba, La Higuera, La Vilana y Quilicura, presentan horizontes salinos en profundidad, de modo que el origen de dichas sales corresponde muy probablemente al material parental del suelo, alcanzando valores de CE de hasta 18,0 dS m⁻¹. Las Series Cotuba, Chorombo Peralillo y Taqueras, presentan horizontes salinos superficiales, los que llegan hasta 49,7 dS m⁻¹ para el caso de la Serie Cotuba.

Movimiento de sales en el suelo

Los suelos salinos se caracterizan por una distribución irregular de las sales dentro del perfil, debido a que éstas se mueven de acuerdo al movimiento del agua y a gradientes de concentración, generando una gran variación en su distribución debido a la anisotropía del sistema poroso (Jury y Horton, 2004). Dada esta condición, previo a establecer los factores que gobiernan el movimiento y distribución de las sales al interior del suelo, se hace pertinente establecer previamente el movimiento del agua en el suelo.

El suelo es un sistema poroso donde los vacíos poseen diversas formas, son tortuosos y están intrincadamente conectados, variando enormemente la velocidad de flujo de un fluido de un punto a otro. El agua se mueve en el suelo debido a la existencia de diferencias de potencial entre distintos puntos, moviéndose de zonas de mayor a menor potencial hasta que dicha diferencia desaparece, llegando así a un estado de equilibrio (Jury y Horton, 2004). El potencial total de cada punto corresponde a la suma de sus componentes, los cuales corresponden a potenciales gravitacional, de presión, osmótico y mátrico, entre los más habituales (Lal y Shukla, 2004). La velocidad del flujo va a depender de la capacidad hidráulica del medio, que corresponde al concepto de conductividad hidráulica (K),

parámetro que varía ampliamente en el tiempo y en el espacio dentro del suelo (Lal y Shukla, 2004). Para la modelación del movimiento de agua en el suelo, se utiliza una sección de éste y la velocidad de flujo en dicha sección, siendo el resultado de la interacción de múltiples vectores que atraviesan el sistema poroso (Hillel, 1998). Es así que, dada la dificultad de caracterizar cada poro por su geometría, se trabaja con el concepto de radio equivalente, que independiente de la forma y tamaño del poro, se clasifica según su comportamiento hidráulico, asimilando su comportamiento a un poro de sección circular y radio r (Jury y Horton, 2004).

Se diferencian dos tipos de flujo, el primero corresponde al flujo saturado, en donde todos los poros se encuentran llenos de agua y son capaces de conducirla, mientras el segundo corresponde al flujo insaturado, en donde existen poros con aire, de modo que no todos los poros movilizan el agua del suelo o lo hacen parcialmente (Simunek *et al.*, 2003).

En el caso del flujo saturado, el movimiento del agua está descrito en la ecuación de Darcy (Ec. 1), que explica el flujo Q , en donde se considera una sección transportadora del flujo (A), la conductividad hidráulica (K) y el gradiente hidráulico, que corresponde a la fuerza que va a movilizar el fluido, definida como la diferencia de presión entre dos puntos (ΔH) dividida por la distancia a recorrer (L) (Hillel, 1998; Jury y Horton, 2004). Con dichas variables, el flujo queda definido como muestra la Ecuación 1, siendo necesario aclarar que tanto el flujo y el gradiente hidráulico existen en los 3 ejes (X, Y y Z); sin embargo, para efectos de simplificación del análisis la ecuación mostrada es válida en un solo eje.

$$Q = K \times A \times \frac{\Delta H}{L} \quad (\text{Ec. 1})$$

El valor de K va a depender del radio de los poros del suelo de acuerdo a la ley de Poiseuille (Ec. 2) (Jury y Horton, 2004), en donde se aprecia que el caudal de un poro de largo L es proporcional a la cuarta potencia del radio del capilar (r). Así, poros de mayor tamaño van a alcanzar velocidades de flujo sustantivamente mayores, por lo que el proceso de flujo está fuertemente determinado por la textura del suelo (Jury y Horton, 2004). Dicho flujo (Q) no solo depende del radio (r) y largo (L) del poro, sino también de las propiedades propias del fluido, como la viscosidad (η), la cual se verá alterada por la temperatura y la cantidad y tipos de solutos disueltos en la solución suelo (Jury y Horton, 2004). Es importante destacar que el radio de los poros no depende únicamente de la textura del suelo, sino que varía en el tiempo debido a procesos físicos, químicos y biológicos que afectan la organización de las partículas en agregados, generando porosidad secundaria (Hillel, 1998).

$$Q = \frac{\pi r^4 \Delta H}{8L\eta} \quad (\text{Ec. 2})$$

Cabe destacar que la ecuación de Darcy posee limitaciones, tanto para flujos muy grandes, así como muy pequeños. En el primer caso (alto caudal) se desprecia la inercia de las líneas de flujo, que pueden ser relevantes en el movimiento de agua en poros de gran diámetro, generando flujos turbulentos. En el segundo caso se desprecian fuerzas relativas a la

viscosidad y adherencia del agua, las que pueden ser relevantes en flujos muy pequeños, como los que se dan al interior de poros de escaso diámetro (Hillel, 1998).

El segundo tipo de flujo de agua en el suelo corresponde al flujo insaturado, siendo éste el más frecuente en condiciones de manejo agrícola (Lal y Shukla, 2004). A diferencia del anterior, existe aire en el medio poroso; ello obliga a la fase líquida a adherirse a las paredes de los poros, lo que genera un ángulo de contacto en la interfase sólido-líquido-gas producto de la tensión superficial del agua, de modo que la presión del líquido es menor a la atmosférica (Jury y Horton, 2004). Como consecuencia, se generan potenciales negativos (succión mátrica), cuyos diferenciales favorecen el movimiento del agua (Lal y Shukla, 2004). Por otra parte, la presencia de aire disminuye la sección transportadora de agua, y consigo la K , la cual puede disminuir hasta en cinco órdenes de magnitud al desaturarse el sistema poroso (Lal y Shukla, 2004). De este modo, el movimiento del agua bajo régimen no saturado es mucho más lento, ocurriendo en los poros de menor diámetro que mantengan continuidad hidráulica, o bien como un film de agua arrastrándose por el borde de la superficie de los poros de mayor tamaño (Simunek *et al.*, 2003). Así, la magnitud de K se encuentra en función del contenido de agua, siendo ésta una característica variable temporal y espacialmente en el suelo (Simunek y van Genuchten, 2008).

La descripción del cambio del contenido de agua en el suelo debido a flujos transientes, se fundamenta en la ley de la conservación de la masa. Bajo ese planteamiento nace la ecuación de Richards (Ec. 3), la que se muestra en un solo eje para simplificar su análisis. En ella el contenido de agua del suelo varía en función del tiempo (Simunek y van Genuchten, 2008). Para resolver dicha ecuación, se aplican métodos numéricos, utilizando el concepto de difusividad, la que se asume constante para un contenido infinitesimal de agua (Lal y Shukla, 2004).

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] - S \quad (\text{Ec. 3})$$

En la ecuación de Richards, θ corresponde al contenido volumétrico de agua, t al tiempo, z a la coordenada vertical, h a la carga de presión, S al sumidero de agua, y $K(h)$ a la conductividad hidráulica insaturada.

Además de los dos tipos de flujo mencionados, existe otro factor relevante en el movimiento de agua del suelo, que corresponde a los flujos preferenciales. Simunek *et al.* (2003) lo definen como aquellos flujos canalizados que ocurren en una condición de no-equilibrio, ocurriendo en macroporos y fisuras de un radio tal que el agua que ingresa a dichos canales no penetra a la matriz. Es decir, existen poros que llegado cierto contenido de agua mueven el fluido con mucho mayor rapidez, no dando tiempo para equilibrarse con la totalidad de la matriz de suelo. Esto es relevante para el movimiento de sales en el suelo, ya que el flujo preferencial acelera la redistribución de estas en profundidad, pero a la vez dificulta su posible lavado o retención en sitios de intercambio, pudiendo constituirse en una ventaja o una desventaja, dependiendo si el soluto que se mueve es un contaminante, un nutriente o una sal (Seguel *et al.*, 2015).

Para explicar la condición de flujo preferencial, se han utilizado modelos de diversa complejidad, todos basados en la separación del flujo que ocurre en los macroporos respecto al de la matriz, basando cada uno su movimiento en la ecuación de Richards (Simunek *et al.*, 2003).

El movimiento de sales al interior del suelo ocurre por movimiento convectivo (flujo de masa) y por procesos de difusión (Rhoades *et al.*, 1992). El primero ocurre en conjunto con el movimiento del agua, producto de la capacidad de las sales de moverse disueltas en solución, en tanto la difusión se genera por el gradiente de concentración, según la ley de Fick, que va a tender a generar una distribución espacial uniforme (Hillel, 1998). Dicho movimiento queda descrito en la ecuación advecto-dispersiva (Ec. 4) Donde θ corresponde al contenido de agua volumétrico ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$), C a la concentración de soluto (kg m^{-3}), t al tiempo (s), z a la coordenada vertical (m), J_w al flujo Darciano ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ s}$), R_s denota sumideros (< 0) o fuentes (> 0) de solutos ($\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) y D corresponde a la dispersividad efectiva o hidrodinámica (Leij y van Genuchten, 1999). Sin embargo, este movimiento no es homogéneo, debido a las diferencias en los tamaños de poros del suelo, la tortuosidad del sistema y el contenido de agua, por lo que se deben considerar procesos de dispersión específicos (Simunek *et al.*, 2007).

$$R \frac{\partial \theta C}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial z} \left(J_w C - \theta D \frac{\partial C}{\partial z} \right) + \theta R_s \quad (\text{Ec. 4})$$

Es así que el movimiento de sales en el suelo se encuentra en un no-equilibrio, tanto por razones físicas (flujos en microporos contrapuesto con flujos en macroporos y fracturas) como por razones químicas, las que se deben a las reacciones de decaimiento secuencial de primer orden en las fases sólida, líquida y gaseosa del suelo, pudiendo existir producción de nuevos solutos, pérdidas por degradación o volatilización de los existentes (Simunek *et al.*, 2013; Simunek y van Genuchten, 2008). Es así como se han empleado diferentes enfoques, de diversa complejidad y variables a utilizar para abordar dicho no-equilibrio, tal como muestra el Cuadro 1, en donde la selección del tipo de modelo a utilizar va a estar dada por la causa mayoritaria que explica el no-equilibrio en el sistema, pudiendo ser de naturaleza física, química o combinada.

Los modelos de naturaleza física asumen que las partículas del suelo son impermeables y no reactivas, asumiendo que el movimiento de solutos ocurre exclusivamente por fenómenos de dispersión-advección, mientras que los modelos de naturaleza química asumen lo contrario, en donde las partículas del suelo son reactivas, presentando uno o más sitios cinéticos o de intercambio, los que tienen incidencia en el movimiento de los solutos por dispersión-advección (Simunek y van Genuchten, 2008). De este modo, la elección de la naturaleza del modelo a utilizar debe considerar la reactividad de las partículas de suelo, prefiriendo modelos de naturaleza química para suelos altamente reactivos (ej. suelos con alto contenido de materia orgánica o arcillosos), considerando además el tiempo de residencia del agua en el sistema, en donde los modelos físicos presentan mejores ajustes para suelos en donde el movimiento de agua es más rápido (ej. suelos arenosos) (Simunek *et al.*, 2007; Simunek y van Genuchten, 2008).

Cabe destacar que el vasto desarrollo de tecnologías de los últimos 20 años ha propiciado el desarrollo de paquetes de software capaces de desarrollar modelos numéricos, los que en general obtienen mejores ajustes que los modelos analíticos (Simunek y van Genuchten, 2008).

Cuadro 1. Modelos de flujo en equilibrio y no-equilibrio utilizados por Hydrus-1D. Adaptado de Simunek y van Genuchten (2008).

Modelo	Tipo	Ecuaciones empleadas para el movimiento de agua	Ecuaciones empleadas para el movimiento de solutos	Parámetros requeridos
Flujo y transporte uniforme		1	1	4
Agua móvil e inmóvil		1	2	7
Porosidad dual	Físico	2	1	7
Permeabilidad dual		2	1	9
Permeabilidad dual con agua inmóvil		2	2	12
Un sitio cinético		1	2	5
Dos sitios de sorción	Químico	1	2	6
Dos sitios cinéticos		1	2	7
Porosidad dual con un sitio cinético	Físico-	2	3	9
Permeabilidad dual con dos sitios de sorción	Químico	2	1	13

Manejo de suelos salinos

El manejo de los suelos salinos se basa en solubilizar las sales en el agua de riego y llevarlas fuera de la zona de raíces. Para que ello ocurra, es necesario que las propiedades hidráulicas del suelo sean óptimas (Oster, 1994), dejando una porción del riego exclusivamente para este objetivo, llamada requerimiento de lavado o lixiviación (RL). Para determinar el RL se debe realizar un balance salino, en donde se cuantifican los flujos de entrada y de salida de sales, en donde los ingresos corresponden a las sales disueltas en el agua de riego, la depositación atmosférica, los fertilizantes y las aportadas por la meteorización o dilución de minerales constituyentes del suelo. Por su parte, los flujos de salida incumben a las sales disueltas en las aguas de drenaje, las extraídas por el cultivo y la precipitación química de ellas en la matriz (Ayers y Westcot, 1994). Hillel (1998) señala que, en la práctica, realizar un balance de sales completo en campo se dificulta con las mediciones de concentración de solutos en los flujos de la solución suelo, así como la cuantificación de los otros aportes de solutos en general. Al respecto, Rhoades *et al.* (1992) señalan que existen flujos, tales como la dilución y la precipitación de sales al interior de la matriz, los cuales son despreciables respecto a flujos como la lixiviación, de modo que se

consideran como flujos significativos las sales aportadas por el agua de riego y las extraídas por el agua de drenaje, despreciando los otros componentes del balance. De esta forma, el monto de agua necesario para remover el exceso de sales del suelo queda definido como: $RL = CE_{iw}/CE_{dw}$, en donde CE_{iw} corresponde a la CE del agua de riego y CE_{dw} corresponde a la CE del agua de drenaje, de modo que RL indica la proporción de agua que se debe aplicar para que percole a través del suelo y se mantenga la salinidad en un nivel aceptable, cercana a CE_{iw} (Ayers y Westcot, 1994).

El concepto de RL hace omisión de factores relevantes a la hora del manejo de suelos salinos, tales como la distribución de sales al interior del perfil, la frecuencia de riego, la evapotranspiración del cultivo y la variación espacial y temporal de los factores que considera en su cálculo (Hillel, 1998). Es así como se puede incurrir en subestimar o sobreestimar las necesidades de lavado de un suelo, considerando las limitaciones propias de la medición de CE, la que va a variar según textura, contenido relativo de agua, contenido de sales y la presión osmótica en el extracto de saturación (Bui, 2013). Además existe una variación espacio-temporal de los valores de CE_{iw} y CE_{dw} , los que en muchos casos se utilizan para semanas, meses o incluso años (Brady y Weil, 2008), de modo que se hace necesario un monitoreo preciso, constante y un tratamiento sitio-específico para obtener un valor certero de RL.

La agricultura en zonas áridas se encuentra en un desafío aún mayor, ya que sumado a la escasez del recurso hídrico, propio del clima de la zona, se debe aplicar un excedente de agua, pudiendo ser mayor si el agua disponible es de mala calidad (Ayers y Westcot, 1994). Al respecto, Brady y Weil (2008) señalan que la agricultura es inherentemente disarmónica con la naturaleza y la ecología de las zonas áridas, por lo que su desarrollo debe realizarse considerando los manejos adecuados. Debido a ello, se han investigado diferentes estrategias para desarrollar la agricultura en zonas áridas: (1) relativas al uso del agua, como la reutilización de aguas residuales, mezcla de aguas de distinto origen, manejo del riego (temporal y espacial) (Ayers y Westcot, 1994; Oster, 1994; Fernández-Cirelli *et al.*, 2009), (2) relativas al uso de las plantas y su manejo, como rotaciones de cultivo de acuerdo a su tolerancia a la salinidad y desarrollo de variedades tolerantes (Oster, 1994; Rengamasy, 2010; Bui, 2013) y (3) relativas al suelo, en donde se han descrito experiencias con el uso de mulch, modificaciones de la superficie del suelo, acondicionadores de suelo y aplicación de enmiendas, entre otras (Ben-Hur y Keren, 1997; Hamdy y Sfeir, 2002; Fernández-Cirelli *et al.*, 2009). El presente trabajo se centrará en éstas últimas.

Respecto al tipo de riego, en las zonas de escasa disponibilidad hídrica se recomienda el uso de riego por goteo, debido a que presenta la mayor eficiencia en el uso del agua (Zhang *et al.*, 2014). Sin embargo, presenta la desventaja de acumular las sales aportadas por el riego en el perímetro del bulbo húmedo (Oster, 1994; Zhang *et al.*, 2014), de modo que en el caso de cultivos anuales, es frecuente que en las labores de preparación de suelo se incorporen dichas sales a la hilera de siembra al no desplazarse a capas más profundas del suelo (Oster, 1994). La estrategia en este caso corresponde a lavados más intensos al inicio del cultivo (Oster, 1994). Rhoades *et al.* (1992) señalan que en el uso de aguas salinas para riego se debe encontrar el equilibrio entre la frecuencia y la cantidad de agua aplicada, debido a que riegos cortos y muy frecuentes provocan una escasa exploración del suelo por

parte de las raíces, y consigo una baja tolerancia a aumentos en la salinidad del suelo, mientras que riegos largos y distanciados temporalmente aumentarán la intensidad del estrés hídrico de la planta, la exploración radical y la tolerancia de la planta a aumentos en la salinidad del suelo.

Para la recuperación de suelos salinos, se encuentran documentadas sustancias tales como yeso, ácidos orgánicos, diferentes tipos de poliacrilamidas, compost, entre otros, presentando resultados positivos, como mayor rendimiento, crecimiento, materia seca y absorción de nutrientes por parte de los cultivos, además de beneficios en propiedades físicas y químicas del suelo, como la permeabilidad, capacidad de almacenamiento de agua, porosidad, contenido de materia orgánica y conductividad eléctrica (Hamdy y Sfeir, 2002; Tejada *et al.*, 2006; Haisheng *et al.*, 2008; Lakhdar *et al.*, 2008; Casierra-Posada *et al.*, 2009; Rady, 2012).

Los acondicionadores de suelo son sustancias naturales o químicamente sintetizadas, las cuales son aptas para mejorar la calidad del suelo, en términos de facilitar el crecimiento de las plantas (Ben-Hur y Keren, 1997; Hamdy y Sfeir, 2002). En este sentido, la incorporación de acondicionadores de suelo ricos en materia orgánica, de diferente tipo y procedencia, se está convirtiendo en una práctica común para suelos afectados por sales (Melero *et al.*, 2007). En la literatura se reportan variadas respuestas de los suelos salinos frente a aplicaciones de materia orgánica que apuntan a favorecer el movimiento de sales; así, se han visto respuestas de orden físico como: aumento de la porosidad gruesa y conductividad hidráulica (El Shawkeer *et al.*, 1998; Osman y Ewees, 2008); de orden químico: interacciones entre la parte activa de ciertos grupos funcionales, particularmente ácidos carboxílicos con los metales (Chirenje *et al.*, 2002) y de orden biológico, tales como mejoras en la captación de nutrientes (N, Ca, P, K, Mg, Fe, Zn y Cu) en tomates (Casierra-Posada *et al.*, 2009). Es así que existen variadas respuestas sobre los mecanismos de la materia orgánica que disminuyen la salinidad, quedando de manifiesto que se trata de un sistema complejo, en donde diferentes fracciones de la materia orgánica pueden actuar de diferentes formas, mejorando condiciones físicas, químicas o biológicas, propiciando el crecimiento vegetal.

En el último tiempo, la industria de insumos agrícolas ha puesto en el mercado productos denominados “desplazadores de sales”, con marcas comerciales como “Ecosalt”, “Sodial”, “Spersal”, entre otros, los que corresponden a acondicionadores de suelo que tienen en común la presencia de ácidos orgánicos solubles, polisacáridos y/o polímeros solubles, los que adsorberían cationes y los llevarían fuera de la zona de raíces junto con el agua de riego, lavando más sales con menos agua; sin embargo, se encuentran escasamente documentados. Al respecto, Osman y Ewees (2008) plantean que la parte cargada de los ácidos orgánicos (COO^-), podría retener y quelatar cationes, dejándolos en formas inactivas, o bien movilizándolos con ellos en profundidad.

Finalmente, es importante señalar que la recuperación, mejora y manejo de los suelos afectados por sales requiere de tecnologías complejas y de alto costo (Lakhdar *et al.*, 2009) por tanto los esfuerzos deben enfocarse en la prevención de estos procesos, considerando además que dada la redistribución del agua a nivel de cuenca, cualquier cambio puede afectar ecosistemas aledaños al sistema de cultivo, por lo que el enfoque para el tratamiento de la salinidad y del manejo agrícola en zonas áridas y semiáridas debe considerar el sistema geohidrológico local (Rohades *et al.*, 1992).

LITERATURA CITADA

- Ayers, R. and D. Westcot. 1994. Water quality for agriculture. Rome, Italy. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 rev 1. 97 p.
- Ben-Hur, M. and R. Keren. 1997. Polymer effects on water infiltration and soil aggregation. *Soil Science Society of America Journal*. 61: 565-570.
- Brady, N. and R. Weil. 2008. Nature and properties of soils. 14° ed. rev. Ohio, USA. Pearson Pretince Hall. 975 p.
- Bui, E. 2013. Soil salinity: A neglected factor in plant ecology and biogeography. *Journal of Arid Environments*. 92: 14-25.
- Casierra-Posada, F.; C. Rodríguez and G. Fisher. 2009. Reducing negative effects of salinity in tomato (*Solanum lycopersicum* L.) plants by adding leonardite to soil. *International Society for Horticultural Science*. 821: 133-140.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), Chile. 1996. Estudio agrológico Región Metropolitana: Descripción de suelos, materiales y símbolos. CIREN N°115. 425 p.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), Chile. 2005. Estudio agrológico IV Región: Descripción de suelos, materiales y símbolos. CIREN N°129. 115 p.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), Chile. 2007. Estudio agrológico III Región: valle del Copiapó y valle del Huasco: Descripción de suelos, materiales y símbolos. CIREN N°135. 126 p.
- Chirenje, T.; C. Rivero and L. Ma. 2002. Leachability of Cu and Ni, in wood ash-amended soil as impacted by humic and fulvic acid. *Geoderma*. 108: 31-47.
- CNR (Comisión Nacional de Riego), Chile. 1993. Estudio de suelos del valle del río Choapa y sus tributarios. CNR. 209 p.
- El-Shawkeer, A.; E. El-Sayad and M. Ewees. 1998. Soil and plant analysis as a guide for interpretation of the improvement efficiency of organic conditioners added to different soils in Egypt. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 29 (11-14): 2067-2088.
- Fernández-Cirelli, A.; J. Arumí; D. Rivera and P. Boochs. 2009. Environmental effects of irrigation in arid and semi-arid regions. *Chilean Journal of Agriculture Research*. 69: 27-40.

- Grattan, S.; F. Díaz; F. Pedrero and G. Vivaldi. 2015. Assessing the suitability of saline wastewaters for irrigation of Citrus spp.: Emphasis on boron and specific-ion interactions. *Agricultural Water Management*. 157: 48-58.
- Haisheng, H.; W. Wenije; Z. Hong; Z. Yuangang; Z. Zhonghua; G. Yu et al. 2008. Influences of addition of different krilium in saline-sodic soil on the seed germination and growth of cabbage. *Acta Ecologica Sinica*. 28 (11): 5338-5346.
- Hamdy, A. and P. Sfeir. 2002. Use of soil conditioners under saline irrigation: effect on wheat. *International Society for Horticultural Science*. 573: 339-348.
- Hillel, D. 1998. Environmental soil physics. San Diego, USA. Academic Press. 771 p.
- INE (Instituto Nacional de Estadísticas) Chile. 2007. Censo Agropecuario y Forestal. 2007. [En línea] Chile. Recuperado en <<http://www.censoagropecuario.cl/index2.html>> consultado en: 17 de marzo de 2015.
- Jury, W. and R. Horton. 2004. Soil Physics. 6°ed. Hoboken, USA. Wiley. 380 p.
- Lakhdar, A.; M. Rabhi; T. Ghnaya; F. Montemurro; N. Jedidi and C. Abdelly. 2009. Effectiveness of compost use in salt-affected soil. *Journal of Hazardous Materials*. 171: 29-37.
- Lakhdar, A.; C. Hafsi; M. Rabhi; A. Debez; F. Montemurro; C. Abdelly et al. 2008. Application of municipal solid waste compost reduces the negative effects of saline water in *Hordeum maritimum* L. *Bioresource Technology*. 99: 7160–7167.
- Lal, R. and M. Shukla. 2004. Principles of soil physics. Marcel Dekker Inc. New York, USA. 682p.
- Leij, F. and T. van Genuchten. 1999. Solute Transport. (Section A. chapter. 6, pp. 183-227). In: Sumner, M. (Ed.). North Carolina, USA. Handbook of Soil Science. CRC press. 2148 p.
- Melero, S.; E. Madejón; J. Ruiz and J. Herencia. 2007. Chemical and biochemical properties of a clay soil under dryland agricultural system as affected by organic fertilization. *European Journal of Agronomy*. 26: 327-334.
- Osman, A. and M. Ewees. 2008. The possible use of humic acid incorporated with drip irrigation system to alleviate the harmful effects of saline water on tomato plants. *Journal of Agricultural Research and Development*. 22 (1): 52-70.
- Oster, J. 1994. Irrigation with poor quality water. *Agricultural Water Management*. 25: 271-297.

- Porta, J. 2014. Edafología: Uso y protección de suelos. 3ª ed. rev y amp. Madrid, España-Mundi-Prensa. 607 p.
- Qadir, M. and J. Oster. 2004. Crop and irrigation management strategies for saline-sodic soils and waters aimed at environmentally sustainable agriculture. *Science of the Total Environment*. 323: 1–19.
- Rady, M. 2012. A novel organo-mineral fertilizer can mitigate salinity stress effects for tomato production on reclaimed saline soil. *South African Journal of Botany*. 81: 8 – 14.
- Rengasamy, P. 2010. Soil processes affecting crop production in salt-affected soils. *Functional Plant Biology*. 37: 613-620.
- Rhoades, J.; A. Kandiah and A. Mashali. 1992. The use of saline waters for crop production. Rome, Italy. FAO Irrigation and Drainage Paper 48. 147 p.
- Rhoades, J.; F. Chanduvi and S. Lesch. 1999. Soil salinity assessment: methods and interpretation of electrical conductivity measurements. Rome, Italy. FAO Irrigation and Drainage Paper 57. 165 p.
- Sadzawka, A. 2006. Química, diagnóstico y recuperación de suelos afectados por sales. pp:159-191. En: Luzio, W. y M. Casanova (Eds). Avances en el conocimiento de los suelos de Chile. Santiago, Chile. 393 p.
- Seguel, O.; I. Fuentes; J. Dorner y J. Cuevas. 2015. Propiedades físicas e hidráulicas de suelo y su relación con el movimiento de contaminantes. *Agro Sur*. 43 (1): 41-50.
- Sierra, C.; R. Céspedes y A. Osorio. 2001. Caracterización de la salinidad de los suelos y aguas del valle del río Copiapó. Copiapó, Chile. Instituto de Investigación Agropecuaria (INIA). 32 p.
- Simunek, J.; M. Sejna; H. Saito; M. Sakai and T. van Genuchten. 2013. The Hydrus-1D software package for simulating the movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 4.16 Hydrus software series 3. Department of environmental sciences. University of California. Riverside, USA. 340 p.
- Simunek, J. and T. van Genuchten. 2008. Modeling nonequilibrium flow and transport processes using HYDRUS. *Vadose Zone Journal*. 7 (2): 782 – 797.
- Simunek, J.; T. van Genuchten and M. Sejna. 2007. Modeling subsurface water flow and solute transport with Hydrus and related numerical software packages. (pp: 95-115). In: García, P. and E. Playán (Eds). Numerical modelling of hydrodynamics for water resources. Zaragoza, Spain. CRC Press. 402 p.

- Simunek, J.; N. Jarvis; T. van Genuchten and A. Gardenas. 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *Journal of Hydrology*. 272: 14–35.
- Szabolcs, I. 1985. Salt affected soils as a world problem. In: Proc. Internat. Symp. Reclamation of Salt-affected Soils I. Jinan, China. 13-21 may 1985.
- Taiz, L. and E. Zeiger. 2006. Plant physiology. 4^{ed}. Ankeny, USA Sinauer Associates. 650 p.
- Tejada, M.; C. García; J. González and M. Hernández. 2006. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biology & Biochemistry*. 38: 1413–1421.
- Tóht, G.; L. Montanarella and E. Rusco. 2008. Threats to Soil Quality in Europe. Luxemburg. European Communities. 151 p.
- Torres, A. y E. Acevedo. 2008. El problema de salinidad en los recursos suelo y agua que afectan el riego y cultivos en los valles de Lluta y Azapa en el norte de Chile. *IDESIA*. 26 (3): 31-44.
- Verbist, K.; F. Santibáñez; D. Gabriels y G. Soto. 2010. Atlas de zonas áridas de América Latina y el Caribe. Montevideo. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO). 48 p.
- Zhang, Z.; H. Hu; F. Tian; H. Hu; X. Yao and R. Zhong. 2014. Soil salt distribution under mulched drip irrigation in an arid area of northwestern China. *Journal of Arid Environments*. 104: 23-33.

CAPÍTULO II: APLICACIÓN DE DOS ÁCIDOS ORGÁNICOS Y SU EFECTO EN LA DINÁMICA DE LAS SALES EN EL SUELO

INTRODUCCIÓN

La creación de sistemas de producción agrícola conlleva cambios en los flujos de aguas de las cuencas que los sustentan, ello debido a la eliminación de la flora nativa, succión de agua desde las napas freáticas, irrigación, creación de canales y embalses, entre otras (Rohades *et al.*, 1992; Qadir y Oster, 2004; Pacheco y Sanches, 2016). La mala gestión del sistema puede causar anegamientos, salinización, erosión, desertificación, pérdida de la biodiversidad, transmisión de enfermedades y elementos tóxicos a través del agua (Rohades *et al.*, 1992). Dichos efectos no solo afectan el sitio de la actividad agrícola, sino que se generan impactos off-site, producto de la movilización de agua y sales a otras zonas del paisaje, particularmente aguas abajo, empeorando la calidad del suelo y de las aguas (Qadir y Oster, 2004; Salazar *et al.* 2013; Pacheco y Sanches, 2016).

En zonas de régimen semiárido y árido, el balance hídrico es negativo, de modo que el impacto causado por cambios en el sistema hidrológico de las cuencas es mayor que en zonas lluviosas, generando cambios en los ecosistemas (Bui, 2013). En ese sentido, la principal externalidad para el mundo agrícola, corresponde a la salinización de suelos y aguas (Qadir *et al.*, 2001; Turan *et al.*, 2011), generada principalmente por un mal manejo del riego, donde es usual que no se evalúe la calidad del agua utilizada, los daños producto de su aplicación excesiva, y menos aun los flujos de agua una vez que salen de la parcela (Wichelns y Qadir, 2014).

El manejo de los suelos salinos para su uso agrícola, en la mayoría de los casos se fundamenta en la aplicación de excesivos volúmenes de agua de riego (por sobre la demanda hídrica del cultivo), tal que disuelva las sales y las arrastre fuera de la zona de raíces (Brady y Weil, 2008). Dicho manejo resulta contradictorio, precisamente porque el agua en las regiones áridas y semiáridas, donde ocurren procesos de salinización de suelos, es escasa tanto en cantidad como en calidad (Bui, 2013).

En la actualidad, más de 50 millones de hectáreas de suelo agrícola presentan problemas de salinidad (Tóth *et al.*, 2008; Brady y Weil, 2008), lo que sumado a la escasez del recurso hídrico, obliga a buscar nuevas perspectivas de manejo para estos suelos. Es así como se han documentado; (1) diferentes tipos de enmiendas y acondicionadores, tales como yeso, diversos materiales orgánicos, polímeros, etc. (Hamdy y Sfeir, 2002; Tejada *et al.*, 2006; Haisheng *et al.*, 2008; Lakhdar *et al.*, 2008; Casierra-Posada *et al.*, 2009; Rady, 2012), (2) técnicas de manejo, como la modificación de la superficie del suelo, mezcla de aguas de distinto origen, rotaciones de cultivos, etc. (Ayers y Wetstcot, 1994; Oster, 1994; Ben-Hur y Keren, 1997; Brady y Weil, 2008; Fernández-Cirelli *et al.*, 2009) y (3) desarrollo de cultivares tolerantes a las sales, valiéndose de los mecanismos propios de las plantas halófitas (Bui, 2013). Las técnicas de manejo están lo suficientemente estudiadas, en tanto el

desarrollo de cultivares tolerantes toma un largo período de tiempo para su desarrollo, por lo que el uso de enmiendas y acondicionadores se presenta como una alternativa válida para enfrentar condiciones de salinización.

En el último tiempo, se han dispuesto en el mercado acondicionadores para suelos salinos, los que tienen en común la presencia de ácidos orgánicos, los que aseguran fomentar la disminución de la CE del suelo. Si bien la aplicación de materia orgánica se encuentra ampliamente recomendada para la rehabilitación de suelos salinos (Melero *et al.*, 2007), existen variadas respuestas sobre los mecanismos que actúan en el aumento de la tolerancia o la disminución de la salinidad (El Shawkeer *et al.*, 1998; Chirenje *et al.*, 2002; Osman y Ewees, 2008; Casierra-Posada *et al.*, 2009), quedando de manifiesto que se trata de un sistema complejo, en donde diferentes fracciones de la materia orgánica pueden actuar de diferentes formas, mejorando condiciones físicas, químicas o biológicas que propician el crecimiento vegetal en suelos salinos. Para el caso de los productos comercializados en Chile, éstos no están suficientemente documentados respecto a sus efectos en el suelo.

A partir de lo anterior, el presente estudio busca evaluar la aplicación de ácidos orgánicos como acondicionadores para suelos salinos, de modo de aumentar la productividad agrícola de estos suelos. El efecto esperado se basa en las mejoras hidráulicas del suelo producto de la adición de materia orgánica (El-Shawkeer *et al.*, 1998; Osman y Ewees, 2008) y en que la fracción activa de la molécula orgánica (COO^-) sea capaz de formar quelatos o sorber los cationes, arrastrándolos consigo a capas más profundas del suelo en el caso de ácidos de menor peso molecular, o capturando los cationes de la solución suelo en el caso de ácidos de mayor peso molecular (Chirenje *et al.*, 2002; Osman y Ewees, 2008).

HIPÓTESIS

El uso de un ácido orgánico modifica la distribución de las sales en el perfil de suelo, promoviendo su lixiviación, permitiendo reducir la fracción de lavado y generando mayor crecimiento de plantas de tomate en suelos salinos.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el efecto de un ácido orgánico aplicado a suelos salinos en la movilización de solutos, y el desarrollo de un cultivo de tomates.

Objetivos específicos

Evaluar el efecto del uso de un ácido húmico con diferentes cuotas de riego, en el crecimiento vegetativo y en la calidad de fruto de tomates cv. 'Luciana' cultivados al aire libre en el valle de Copiapó.

Establecer la concentración, distribución y patrones de movimiento de las sales en un perfil de suelo salino regado por goteo y sometido a lavado con aplicación de un ácido fúlvico.

Modelar en HYDRUS 1D el movimiento de sales en un perfil salino sometido a lavado con un ácido fúlvico.

ENSAYO 1

EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE UN ÁCIDO ORGÁNICO EN EL CRECIMIENTO VEGETATIVO Y LA CALIDAD DE FRUTO DE TOMATE BAJO DIFERENTES CUOTAS HÍDRICAS

MATERIALES Y MÉTODO

Lugar de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Región de Atacama, en el valle de Copiapó, en las cercanías de la localidad de San Pedro (27°19'17" S – 70°32'50"O), en un predio de la empresa agrícola "Ruta", destinado a la producción de tomates al aire libre y bajo invernadero, además de otras hortalizas en menor escala.

El suelo del lugar se encontró altamente estratificado, con predominancia de texturas franco arenosas a más finas y más de 60 cm de profundidad (Apéndice 1), asociado a la Serie Chañar (CIREN, 2007). Presenta una posición de terraza aluvial, de relieve plano con pendiente menor al 3%, sin restricciones de drenaje, alcanzando una CE de 5,0 dS m⁻¹, según lo descrito por CIREN (2007).

El clima de la zona corresponde a desértico subtropical marino, con 12 meses de período seco, 22 mm de precipitación anual y 1660 mm de evapotranspiración potencial anual (Santibáñez *et al.*, 2015), con una temperatura media anual de 18°C, una máxima media del mes más cálido (febrero) de 30,1°C y una mínima media del mes más frío (julio) de 6,5°C (Novoa y Villaseca, 1989).

El ensayo se llevó a cabo entre el 18 de enero y el 15 de mayo de 2013, abarcando desde trasplante al primer mes de cosecha de un cultivo de tomate, la que se extendió hasta fines de junio.

Tratamientos y diseño experimental

Se trabajó en un área de 150 m² con un cultivo de tomates cv. Luciana de crecimiento indeterminado, al aire libre, plantados a 1,8 m entrehilera y 0,22 m sobrehilera, con orientación norte-sur, regado por goteo mediante cintas de riego de 4,7 y 4,0 L h⁻¹ por metro lineal. Como acondicionador de suelo se utilizó Promesol calcio (Innovak Global, México) presentado como concentrado soluble con una formulación de ácidos húmicos al 12% p/v, nitrógeno 4% p/v y calcio 12% p/v.

Se estableció el ensayo con un diseño factorial de tratamientos, definido por dos factores (riego y uso de ácidos húmicos), de modo que cada factor tuvo dos niveles; para el caso del riego se aplicó el 100 y el 85% de la dosis de riego utilizada en el predio, mientras que para el uso de ácidos húmicos los niveles correspondieron a la aplicación o no del producto. De este modo se obtuvieron cuatro tratamientos, como sintetiza el Cuadro 2.

Cuadro 2. Tratamientos Ensayo 1.

Tratamiento	Ácidos Húmicos	Riego (%)*
S100	No	100
S85	No	85
C100	Sí	100
C85	Sí	85

* Dosis de riego en relación a lo aplicado normalmente en el predio

Se trabajó con un diseño en bloques completamente aleatorizado, a modo de reducir el error producto de la variabilidad intrínseca del suelo, en donde dos hileras corresponden a un bloque, como muestra la Figura 2. Se dejó una hilera de borde entre las hileras del ensayo.

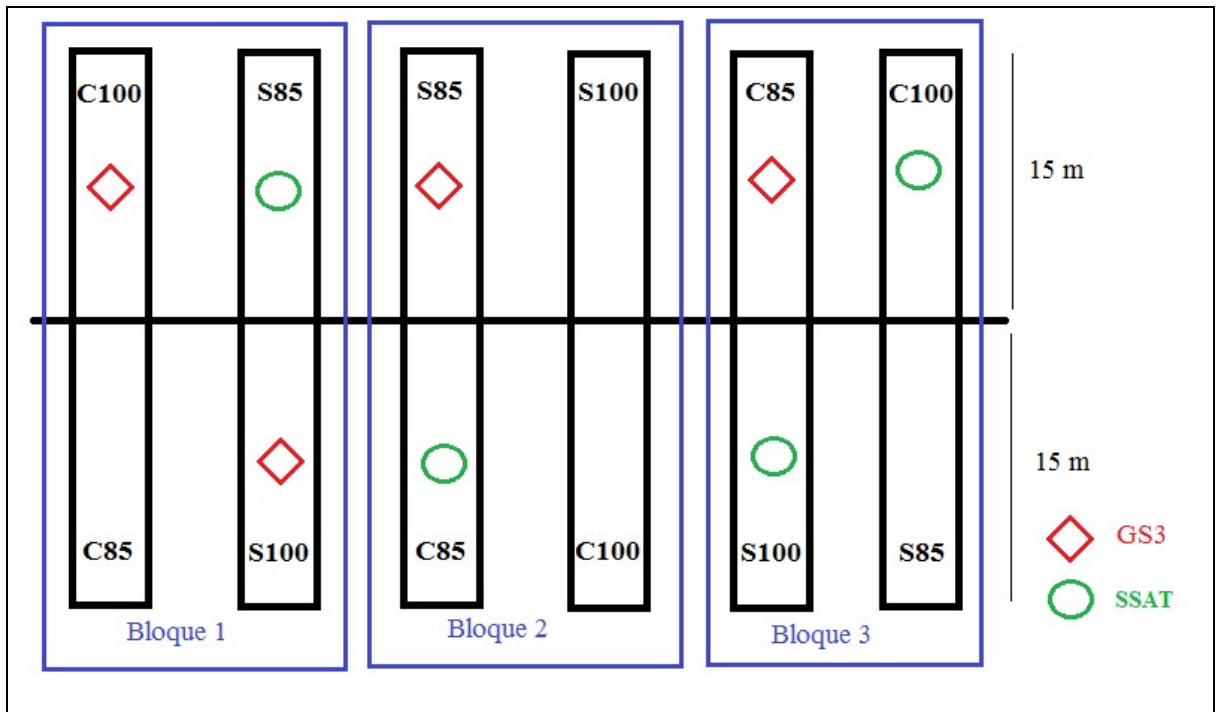


Figura 2. Diseño experimental Ensayo 1. Rectángulos negros representan una hilera de tratamiento, rectángulos azules a los bloques del diseño experimental, rombos rojos indican la ubicación de los sensores FDR (a 25 y 45 cm de profundidad), círculos verdes indican la posición de los lisímetros de succión (a 25 y 50 cm de profundidad).

La unidad experimental corresponde a 15 m de una hilera de plantación de tomate a 0,22 m de distancia en la sobrehilera, totalizando 68 plantas por unidad experimental.

Metodología

Los tratamientos C100 y C85 recibieron dos aplicaciones de ácidos húmicos, en dosis equivalentes a 20 L ha⁻¹ cada una, directamente a la superficie del suelo. La primera dosis se aplicó el 18 de enero de 2013, dos días después del trasplante, con una bomba de espalda en la hilera de plantación; la segunda dosis se aplicó el 07 de marzo de 2013 con una jeringa de 60 mL directamente al suelo, dispersando su contenido en la sobrehilera desde el cuello de la planta e incorporado con un riego. La diferencia en la forma de aplicación se debió a la presencia mulch de plástico en la segunda fecha.

Para generar las diferencias en los niveles de riego, se trabajó con cintas de riego de 4,7 y 4,0 L h⁻¹ por metro en hilera simple, ambas con emisores cada 10 cm, de modo que se generaron dos niveles de riego, en donde existió una diferencia de caudal de un 15%.

La distribución de los riegos al inicio de la temporada fue de dos veces a la semana, con riegos de dos horas, cifra que fue aumentando hasta completar riegos de entre 4 a 6 horas todos los días a partir del primer mes de cultivo, totalizando 412,5 horas de riego en la temporada, equivalentes 1077 mm para el riego normal (100%) y 917 mm para el riego reducido (85%).

La conductividad eléctrica (CE) del suelo fue medida cada dos semanas, a 25 y 45 cm de profundidad, con sensores FDR (GS3, Decagon Devices, NE, USA), con los que se obtuvo la CE de masa (bulk), la que se transformó en CE de la solución suelo (poro) utilizando el modelo descrito por Hilhorst (2000). Mensualmente y mediante el uso de un conductivímetro (HI 4321, Hanna Instruments, RI, USA) se midió la CE de la solución suelo extraída mediante el uso de lisímetros de succión (SSAT, Irrrometer, Riverside, USA). Los puntos de medición se pueden observar en la Figura 2; cabe destacar que los datos obtenidos de CE son de carácter referencial, puesto que no fue posible generar repeticiones para realizar análisis estadístico.

El efecto del estado hídrico de la planta fue medido en la respuesta del potencial xilemático, crecimiento vegetativo y calidad de fruto. El potencial xilemático fue medido cada dos semanas al medio día, 24 horas después del riego, con una bomba de Shollander, de acuerdo a la metodología descrita por Meyer y Reicosky (1985), en donde se seleccionaron dos plantas al azar por unidad experimental, evaluando dos hojas en cada una, siendo cada una de ellas una submuestra, las cuales se promediaron para obtener tres repeticiones por tratamiento.

El crecimiento vegetativo se evaluó en dos plantas fijas por unidad experimental, midiendo el área foliar, el diámetro de tronco y el largo de entrenudo. Para determinar el área foliar se midió el largo y ancho máximo de la hoja expandida cada tres nudos vegetativos, valores que se modelaron de acuerdo a lo descrito por Astegiano *et al.*, (2001) para obtener el área foliar. Para el caso del diámetro de tronco, éste se midió mensualmente con un pie de metro, mientras que para el largo de entrenudo se realizó una medición del largo total del eje de la planta al finalizar el ensayo y se dividió por el número de nudos de la misma,

obteniéndose el largo medio de entrenado. Cabe destacar que el tratamiento de los datos se realizó considerando una muestra compuesta entre las mediciones de ambas plantas seleccionadas al interior de la unidad experimental, de modo que se obtuvieron tres repeticiones por tratamiento.

Se realizaron dos cosechas, en donde se estableció la calidad de fruto en términos de su diámetro ecuatorial, masa, sólidos solubles y acidez titulable. Para ello se consideraron las mismas plantas utilizadas para las mediciones de crecimiento vegetativo, en donde se tomaron dos frutos por planta, siendo cada fruto una submuestra, de modo que cada muestra corresponde a la media de cuatro frutos. El diámetro ecuatorial se midió con un pie de metro, la masa se midió con una balanza electrónica, los sólidos solubles se midieron en grados Brix mediante el uso de un refractómetro, mientras que la acidez titulable se midió como porcentaje de ácido cítrico, obtenida mediante una titulación con hidróxido de sodio (NaOH).

Para el caso de la masa y del diámetro ecuatorial, se consideró como covariable el número de tomates por racimo del nudo de la muestra, mientras que para sólidos solubles y acidez titulable se usó como covariable la madurez de los frutos de la muestra, la que se determinó utilizando el tono en grados sexagesimales, a partir de una prueba de colorimetría a cada fruto.

Análisis estadístico

Los datos obtenidos se analizaron estadísticamente a través de un análisis de varianza (ANDEVA) de dos vías, con un nivel de confianza del 95%. No se encontró interacción entre los niveles de los factores (riego y ácidos húmicos), por lo que se procedió a evaluar cada factor por separado de acuerdo al test de Tukey, con un 5% de significancia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron datos referenciales de la CE de la solución suelo mediante lisímetros de succión a 25 y 50 cm de profundidad, en donde se evidencia la tendencia al alza en todos los tratamientos durante la temporada, con una escasa dispersión entre tratamientos, mostrando una distribución homogénea de las sales en profundidad (Figura 3A y 3B). Por otra parte, se realizaron mediciones con equipos FDR a 25 y 45 cm de profundidad, donde se obtuvo la conductividad eléctrica de masa (bulk), la que se llevó a CE de poro (Figura 3C y 3D). En ambos sets de datos, se aprecia una tendencia al alza a lo largo de la temporada, aumento que se explica por el manejo del campo, en donde previo al trasplante se regó profusamente, arrastrando las sales en profundidad, de modo que, al trasplante, momento de mayor sensibilidad de las plantas de tomate al contenido salino (Goykovic y Saavedra, 2007), se encontró la menor CE de suelo, la que fue aumentando conforme se acumularon las sales solubles aportadas por los riegos posteriores.

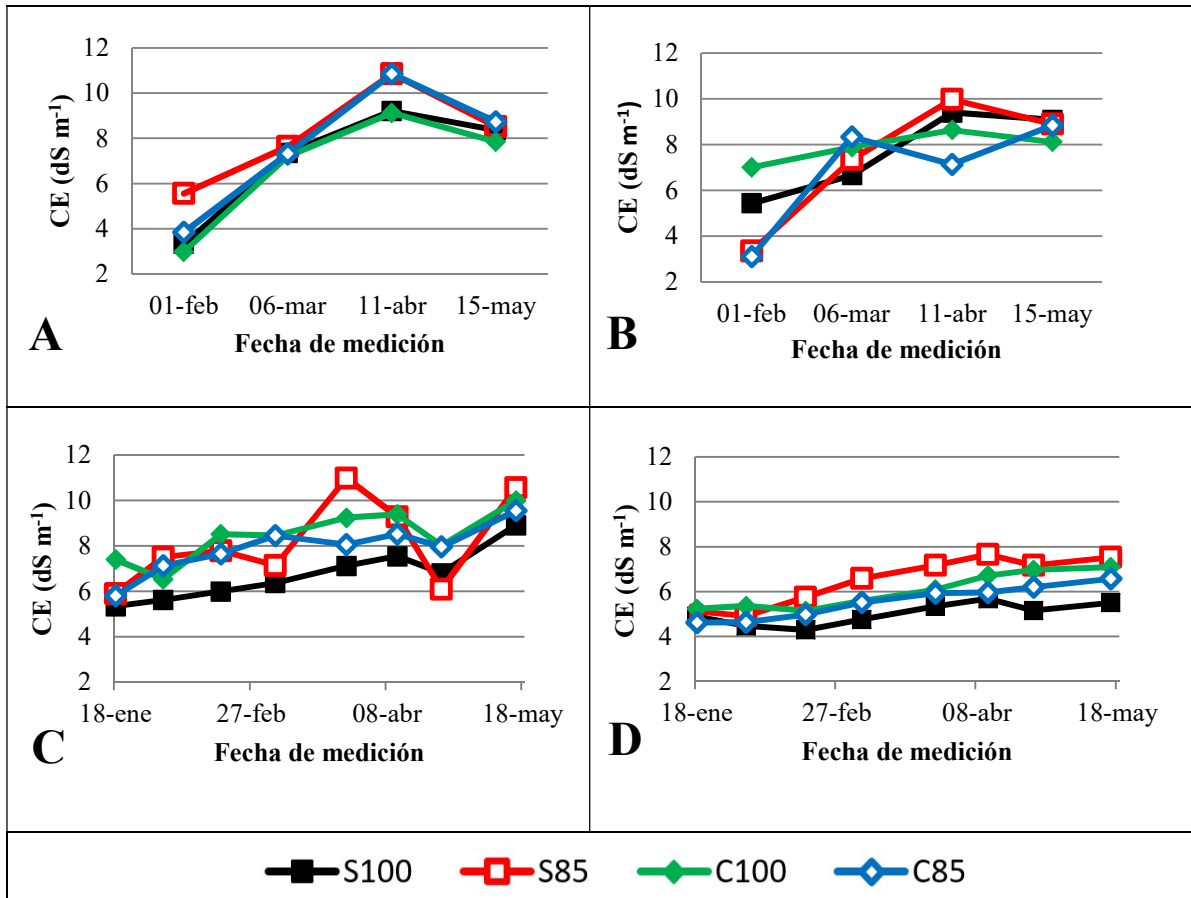


Figura 3. Conductividad eléctrica (CE) de la solución suelo extraída mediante lisímetro de succión a 25 cm (A) y 50 cm (B) de profundidad. CE de poro en el suelo a 25 cm (C) y 45 cm (D) de profundidad a lo largo de la temporada.

Es importante señalar que el agua de riego presentó una CE en torno a 3 dS m^{-1} , estable durante toda la temporada, por lo que el incremento de la CE en la solución suelo se puede deber a la discontinuidad textural del suelo (Apéndice 1), que limitaría la efectividad del lavado de sales (Rhoades *et al.*, 1992).

Investigaciones llevadas a cabo por Sierra *et al.* (2001), determinaron que la concentración de cationes en el acuífero de la zona de estudio se distribuye de la siguiente manera: $19,3 \text{ mmol}^+ \text{ L}^{-1}$ de sodio, $15 \text{ mmol}^+ \text{ L}^{-1}$ de calcio, $10 \text{ mmol}^+ \text{ L}^{-1}$ de magnesio y $0,2 \text{ mmol}^+ \text{ L}^{-1}$ de potasio, de modo que las principales sales aportadas con el riego corresponden a sodio y calcio.

De acuerdo al modelo de rendimiento bajo condiciones salinas, propuesto por Maas y Hoffman (1977), el tomate corresponde a una planta moderadamente sensible a las sales, con un umbral de $2,5 \text{ dS m}^{-1}$ y una pérdida de rendimiento del 9,9% por cada dS m^{-1} por sobre dicho umbral, medidos en extracto de saturación. No obstante, de acuerdo a la variedad, desarrollo de la planta, condiciones de manejo y de injertos, entre otros, dicho umbral de tolerancia puede situarse en valores entre 5 a 7 dS m^{-1} en extracto de saturación (Cuartero y Fernández-Muñoz, 1999), dadas las condiciones del presente ensayo y de acuerdo a los datos de CE (Figura 3), se deberían esperar mermas en el rendimiento producto de la alta CE del suelo, en tanto el presente ensayo no contó con un control no salino para corroborarlo.

El potencial xilemático medido a medio día varió desde los $-4,8$ a los $-7,3$ bares (valores promedio de todos los tratamientos de la segunda y última medición respectivamente) (Figura 4), con tendencia a la baja, lo que guarda relación con el aumento de la CE del suelo (Figura 3). La disminución del potencial xilemático se debe a una serie de respuestas fisiológicas, tales como el ajuste osmótico, cambios en la repartición de asimilados, cierre de estomas, entre otros, que le permiten a la planta sortear la menor disponibilidad hídrica producto de la disminución del potencial osmótico del agua del suelo (Escaff *et al.*, 2005; Taiz y Zeiger, 2006). Investigaciones realizadas por Escaff *et al.* (2005), determinaron que valores de potencial xilemático inferiores a -9 bares en plantas de tomate, generan respuestas negativas para la producción y crecimiento de la planta. Los valores obtenidos en el presente ensayo se mantuvieron sobre dicho valor durante la temporada, de modo que es posible descartar estrés hídrico en los tratamientos. Por otra parte, se presentó una alta dispersión de los resultados respecto de la media de cada medición, de modo que no existieron diferencias significativas entre tratamientos, aun cuando el tratamiento S85 tendió a presentar los menores valores de potencial xilemático en la temporada, lo que se puede asociar a la menor dosis de riego y la no aplicación de ácidos húmicos.

Diversos estudios plantean que el estrés hídrico en las plantas de tomate compromete la producción de materia seca aérea, debido a una disminución de la expansión celular, generando plantas más pequeñas, entrenudos más cortos, diámetros de tronco menores y menor área foliar, entre otros (Cuartero y Fernández-Muñoz, 1999; Al-Karaki, 2000; Romero-Aranda *et al.*, 2001; Balliu *et al.*, 2008). Por otra parte, en el fruto se traduce en mermas en el peso y tamaño de los frutos (Del Rosario *et al.*, 1990; Belda y Ho, 1993; Pérez-Alfocea *et al.*, 1996; Cuartero y Fernández-Muñoz, 1999; Al-Harbi *et al.*, 2009), en

tanto cambia la repartición de asimilados, aumentando la concentración de ácidos y azúcares (Cuartero y Fernández-Muñoz, 1999; Goykovic y Saavedra, 2007; Balliu *et al.*, 2008). En el presente estudio, las variables de crecimiento: área foliar promedio de hoja, largo medio de entrenudo y el diámetro de tronco (Cuadro 3), no presentaron diferencias significativas, lo que es atribuible a que los tratamientos no generaron diferencias sobre el estrés hídrico de las plantas. Dicho resultado se repitió también en las variables de fruto, diámetro ecuatorial, peso por fruto y acidez titulable (Cuadro 4).

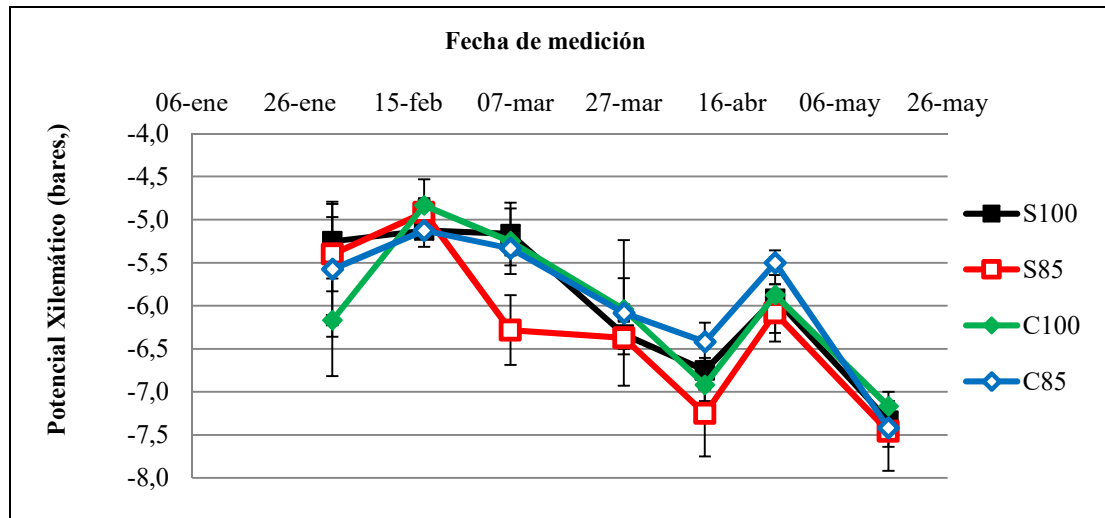


Figura 4. Variación del potencial xilemático medido a mediodía durante la temporada. Las barras de dispersión corresponden al error estándar.

Cuadro 3. Valores promedio de las variables de crecimiento. DS corresponde a desviación estándar. No se registraron diferencias estadísticas significativas ($p > 0,05$).

Tratamiento	Área foliar media por hoja (cm ²)		Largo medio de entrenudo (mm)		Diámetro de tronco (mm)	
	Media	DS	Media	DS	Media	DS
S100	382,77	± 31,77	50,79	± 2,36	12,90	± 0,77
S85	368,76	± 54,96	50,78	± 1,27	13,44	± 1,07
C100	399,97	± 15,66	51,62	± 2,93	14,07	± 1,57
C85	379,84	± 47,57	50,00	± 3,10	14,22	± 2,74

Para el caso de los sólidos solubles, no hubo interacción entre los niveles de riego y el ácido orgánico, por lo que se evaluó cada factor por separado, no encontrando diferencias para el uso de ácidos húmicos. Se presentaron diferencias significativas respecto a la dosis de riego, en donde los tomates regados con un 15% menos de agua, aumentaron en más de un 10% sus sólidos solubles (Cuadro 5), fenómeno atribuible a cambios en la repartición de asimilados, debido al ajuste osmótico realizado por la planta para tolerar las condiciones hídricas y de salinidad a la que fue sometida (Balliu *et al.*, 2008). Dicho resultado es coherente con múltiples trabajos (Mizrahi *et al.*, 1988; Mitchell *et al.*, 1991; Del Amor *et al.*, 2001; Fernández-García *et al.*, 2004; Serio *et al.*, 2004; Goykovic y Saavedra, 2007) que señalan aumentos en los sólidos solubles al aumentar el estrés salino de las plantas. Cabe señalar que el hecho que no se vieran otras características propias del estrés salino,

guarda relación con que las plantas de tomate bajo estrés salino producen sustancias orgánicas (aminoácidos y azúcares), los cuales alivian el estrés, quelatando, movilizándolo o inactivando osmóticamente cationes perjudiciales para su crecimiento y desarrollo (Mizrahi *et al.*, 1988; Cuartero y Fernández-Muñoz, 1999).

Cuadro 4. Valores promedio de las variables de calidad de fruto. DS corresponde a desviación estándar. No se registraron diferencias estadísticas significativas ($p > 0,05$).

Tratamiento	Masa por fruto (g)		Diámetro ecuatorial por fruto (mm)		Acidez titulable (%ácido cítrico)	
	Media	DS	Media	DS	Media	DS
S100	210,5	± 19,5	75,54	± 2,73	84,09	± 13,45
S85	199,9	± 18,8	75,87	± 2,74	78,45	± 16,48
C100	189,3	± 25,5	72,19	± 2,62	78,52	± 3,64
C85	195,1	± 7,7	73,82	± 1,65	76,72	± 3,72

Cuadro 5. Sólidos solubles según tratamiento de riego.

Tratamiento de riego	85%	100%
Sólidos solubles (°Bx)	4,71 a	4,23 b
DS	± 0,25	± 0,23

En el Cuadro 6 se muestran los montos de agua aplicada en los riegos a lo largo de la temporada y la fracción de lavado (FL) para cada tratamiento. Dados los valores de potencial xilemático (Figura 4) y la inexistencia de diferencias en el crecimiento de las plantas (Cuadro 3), sugiere que aún existe margen para reducir la FL a lo largo de la temporada, manteniendo la práctica de un gran lavado previo al trasplante, sin afectar el crecimiento de las plantas de tomate.

Cuadro 6. Tratamientos de riego.

Tratamiento de riego	85%	100%
ETc* (mm)	626	626
Riego temporada (mm)	917	1077
FL (%)	24,4	46,2

(*) Corresponden a valores referenciales para la temporada, calculado de acuerdo a lo descrito por Santibáñez *et al.* (2015).

El lavado de inicio de temporada favoreció el establecimiento de las plantas de tomate. con valores de CE de poro cercana a 4 dS m^{-1} , cifra que fue creciendo a lo largo de la temporada, hasta llegar a los 8 dS m^{-1} . A este respecto, los ácidos húmicos en las dosis aplicadas en el presente ensayo, no fueron efectivos en favorecer la movilización de sales, aun cuando las plantas, dados sus valores de potencial xilemático, no sufrieron estrés hídrico y los tratamientos con ácido húmico presentaron una mejor condición (Figura 4), que su similar sin ácido húmico.

Para futuras investigaciones se recomienda considerar un tratamiento control no salino, de modo de poder comparar el comportamiento de las plantas sin afección por las sales, y el uso de un producto con mayor concentración del componente activo o en dosis mayores.

CONCLUSIONES

A partir de la presente investigación se puede concluir que para el cultivo de tomates cv. Luciana, es posible reducir el riego en un 15%, sin perjudicar el crecimiento ni la calidad de la fruta, aumentando los sólidos solubles de los frutos en más de un 10%.

Pese a la calidad restrictiva del agua de riego, con una conductividad eléctrica de 3 dS m^{-1} , y considerando un profuso lavado al inicio de la temporada, se puede trabajar con fracciones de lavado menores al 25% en el cultivo estudiado, sin afectar el crecimiento del cultivo.

Respecto al uso de ácidos húmicos, dadas las dosis planteadas en el presente ensayo, no se presentaron diferencias en crecimiento, ni en calidad de fruto, en tanto no es concluyente respecto de su efecto en la conductividad eléctrica del suelo.

ENSAYO 2

EFEECTO DE DIFERENTES DOSIS DE UN ÁCIDO FÚLVICO EN EL LAVADO DE SALES EN EL SUELO

A partir de los resultados obtenidos en el Ensayo 1, se planteó una segunda etapa de esta investigación, que responde a los objetivos específicos 2 y 3, los que se abordarán en los ensayos 2 y 3.

MATERIALES Y MÉTODO

Lugar de estudio

El Ensayo 2 se llevó a cabo en el Laboratorio de Hidráulica de la Estación Experimental Antumapu, Santiago, desde el 20 de diciembre de 2015 al 30 de mayo de 2016.

Tratamientos y diseño experimental

Debido a los resultados del Ensayo 1, no concluyentes respecto a la aplicación de ácidos húmicos, se decidió utilizar un acondicionador de suelo diferente, seleccionando “Fulvital Plus WSP” (Humin Tech, Alemania), presentado como polvo soluble, pH de 4,0 a 5,0 y una composición de: ácidos fúlvicos (70%), magnesio (5-6%), azufre (5-6%), hierro (4%), zinc (2,5%), manganeso (2,5%) y cobre (1%).

La unidad experimental corresponde a una columna de 200 mm de diámetro y 25 cm de largo, de suelo franco, tamizado a 4 mm, salinizado mediante la adición de cloruro de potasio (KCl) en solución a una CE de 12,5 dS m⁻¹. Se regó con dicha solución hasta obtener la misma CE de la solución en el agua de drenaje.

El diseño experimental fue completamente aleatorizado, con tres tratamientos más un control, con tres repeticiones cada uno, totalizando doce columnas de suelo. Los tratamientos corresponden a aplicaciones de 3,0, 7,5 y 15,0 kg ha⁻¹ del producto, mientras que el control no tuvo ningún tipo de aplicación, tal como sintetiza el Cuadro 7. Las dosis de aplicación corresponden a la recomendada por el fabricante y dos aumentadas, a fin de determinar cuál es la más efectiva en el lavado de sales. Cabe destacar que el producto se comercializa como estimulante para el desarrollo vegetal, de modo que no existe dosis recomendada para favorecer la movilización de las sales.

Cuadro 7. Tratamientos Ensayo 2.

Tratamiento	Ácidos Fúlvicos (kg ha ⁻¹)
Control	0
1	3,0
2	7,5
3	15

Metodología

Se trabajó con un suelo franco de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, el cual fue secado al aire y tamizado a 4 mm. En una submuestra se midió la densidad real mediante el método del picnómetro (Sandoval *et al.*, 2012), la textura mediante el método del hidrómetro de Bouyoucos (Sandoval *et al.*, 2012), pH mediante el método de suspensión en agua y determinación potenciométrica (Sadzawka *et al.*, 2006), cationes solubles (Ca, Mg, K y Na) mediante extracción con acetato de amonio (Sadzawka *et al.*, 2006), CIC mediante el uso de CH₃COONa y CH₃COONH₄, con posterior determinación por espectrofotometría de absorción atómica (EAA, Perkin Elmer 310) y contenido de materia orgánica mediante el método de calcinación (Sadzawka *et al.*, 2006).

Las columnas de suelo se montaron en tuberías de PVC de 200 mm de diámetro y 25 cm de largo. Se dispuso de 15 cm de suelo sobre una capa de 5 cm de arena; el suelo se asentó mediante la aplicación de sucesivas cargas de agua, alcanzando una densidad aparente de 1,41 Mg m⁻³ de acuerdo al método del terrón (Sandoval *et al.*, 2012) al finalizar el ensayo. En el centro de la columna se situó un equipo FDR (GS3, Decagon Devices, NE, USA), como muestra la Figura 5, obteniendo mediciones de CE de masa (bulk) y de contenido de agua en los primeros 5 cm de la columna de suelo, registrando los datos cada diez minutos, mediante el uso de un datalogger (EM50, Decagon Devices, NE, USA).

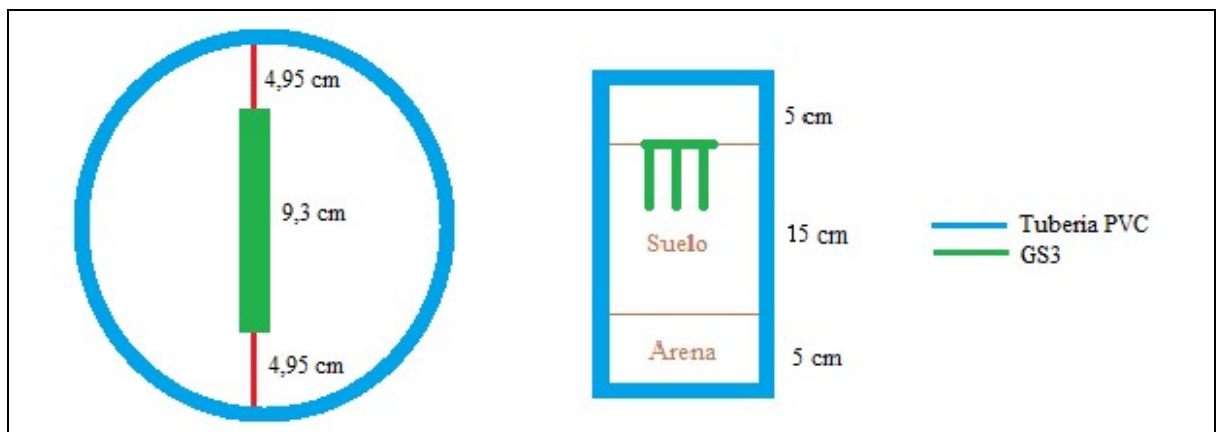


Figura 5. Diseño columnas de suelo, vista de planta a la izquierda y corte vertical a la derecha.

Luego de la salinización de las columnas de suelo y antes de la aplicación de los tratamientos, se evaluó la conductividad hidráulica saturada (K_s) de cada columna, estimada a partir de mediciones de infiltración con minidisco infiltrómetro (Mini Disk Infiltrometer, Decagon Devices, NE, USA), cada 30 segundos durante diez minutos a tensiones de suministro de agua de 1, 2, 4 y 6 hPa. De acuerdo a la metodología planteada por Zhang (1997), se calculó la K no saturada (K_{ns}) a las distintas tensiones de suministro, y a partir de esta información se estimó K_s como la intercepción de la gráfica de K_{ns} en función de la tensión con el eje de las ordenadas. Dicha medición se utilizó para controlar la variabilidad de los parámetros en estudio, a fin de ser utilizada como covariable para los análisis estadísticos.

Las dosis de ácidos fúlvicos de los tratamientos 1, 2 y 3 se aplicaron parcializadas, 50% junto al primer riego y 50% al segundo, posteriormente se realizaron cuatro riegos. Mediante la utilización de un conductivímetro (HI 4321, Hanna Instruments, RI, USA) se monitoreó la CE del agua empleada en cada riego, manteniéndose estable en $1,04 \text{ dS m}^{-1}$. Adicionalmente se contó con un análisis de agua referencial respecto del agua utilizada, detalle disponible en el Anexo 1. Cada riego fue de $1,15 \text{ L}$, monto que corresponde aproximadamente a la mitad de la porosidad total de la columna, aplicado a través de un gotero de 4 L h^{-1} ubicado al centro de cada columna durante 17 min. Posteriormente se dejó escurrir el agua libremente durante 48 h, alcanzando capacidad de campo, antes del siguiente riego.

Para comparar la concentración de sales entre los tratamientos, se determinó el valor de la CE bulk, medida a capacidad de campo, 48 horas después de cada riego, ello considerando que la CE bulk responde a tres componentes: CE de la fase líquida, CE de la fase aérea y CE de la fase sólida del suelo (Hillhorst, 2000). De este modo, al encontrarse todas las columnas a un mismo contenido de agua y por tanto de volumen de aire y, al estar conformadas por el mismo tipo de suelo, la variación en el parámetro CE bulk va a estar dado exclusivamente por la concentración de iones disueltos en la solución suelo.

Una vez finalizado el ensayo, se tomó una muestra por cada columna (0-10 cm de profundidad), midiendo la CE mediante el método de pasta saturada (Sadzawka *et al.*, 2006), cationes solubles, CIC y contenido de materia orgánica por los métodos descritos anteriormente para la caracterización inicial.

Análisis estadístico

Para comprobar si existen diferencias entre los tratamientos, los resultados se analizaron estadísticamente a través de un análisis de varianza (ANDEVA) con un nivel de confianza del 95%, comparando las medias de cada tratamiento mediante el test de Tukey con un $\alpha \leq 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El suelo con el que se trabajó presentó de clase textural franca, con un 15% arcilla, 40% limo y 45% de arena, pH 8,16, densidad real $2,53 \text{ Mg m}^{-3}$ y 1,1% de materia orgánica. Previo a la salinización con cloruro de potasio (KCl), presentó una CE de $6,28 \text{ dS m}^{-1}$, medida en pasta saturada (Sadzawka *et al.*, 2006), una CIC de $13,4 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$ y una distribución de cationes solubles de: $0,642 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$ de calcio, $0,317 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$ de magnesio, $0,014 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$ de sodio y $0,005 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$ de potasio. La conductividad hidráulica saturada entre las columnas fue homogénea, con un promedio de $1,45 \text{ cm h}^{-1}$ y una desviación estándar de $0,39 \text{ cm h}^{-1}$, no encontrándose significancia como covariable, de modo que se desestimó dicho parámetro como fuente de variación entre tratamientos.

El Cuadro 8 muestra los resultados de los valores de la CE bulk medidos 48 horas posterior a cada riego. Se encontraron diferencias estadísticas significativas desde el tercer riego en adelante, en donde los menores valores de CE bulk lo presentan los tratamientos 2 y 3, sin diferencias estadísticas entre ellos. En tanto, el tratamiento 3 presentó estadísticamente el mismo comportamiento que el control, que a su vez presentó estadísticamente el mismo comportamiento que el tratamiento 1. Para el análisis de datos, se les realizó un ajuste lineal en dos tramos, el primero desde el primer al tercer riego, y el segundo desde el tercer riego en adelante, como ilustra la Figura 6, y cuyos ajustes presentaron valores de R^2 que oscilaron entre 0,84 y 0,99 (significativos con $\alpha \leq 0,05$). Se evaluaron las pendientes de las rectas (Cuadro 9), encontrándose que el tratamiento 2 presentó la mayor pendiente (en proporción inversa al número de riego) en el primer tramo, siendo estadísticamente diferente del resto de los tratamientos. En tanto no existieron diferencias en las pendientes de los tratamientos entre los riegos 3 y 6.

Cuadro 8. Valores de CE bulk (dS m^{-1}) por riego. Promedios \pm DS.

Tratamiento	Riego 1			Riego 2			Riego 3		
	Prom	DS		Prom	DS		Prom	DS	
Control	0,945	$\pm 0,086$	a	0,589	$\pm 0,589$	a	0,517	$\pm 0,040$	b
1	0,945	$\pm 0,005$	a	0,599	$\pm 0,003$	a	0,538	$\pm 0,005$	b
2	0,945	$\pm 0,120$	a	0,515	$\pm 0,088$	a	0,406	$\pm 0,051$	a
3	0,945	$\pm 0,126$	a	0,533	$\pm 0,043$	a	0,460	$\pm 0,019$	ab
	Riego 4			Riego 5			Riego 6		
Control	0,493	$\pm 0,038$	bc	0,474	$\pm 0,042$	bc	0,464	$\pm 0,042$	bc
1	0,513	$\pm 0,009$	c	0,497	$\pm 0,007$	c	0,484	$\pm 0,007$	c
2	0,373	$\pm 0,042$	a	0,351	$\pm 0,035$	a	0,336	$\pm 0,034$	a
3	0,428	$\pm 0,008$	ab	0,411	$\pm 0,015$	ab	0,399	$\pm 0,017$	ab

*Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas según el test de Tukey con un 5% de significancia.

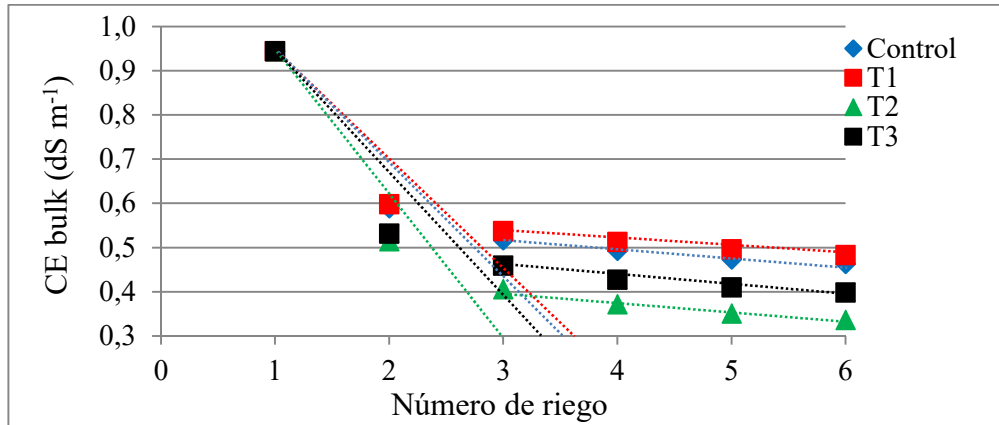


Figura 6. CE bulk estabilizada a capacidad de campo. Valores medidos 48 h después del riego.

Cuadro 9. Pendientes del ajuste lineal de la CE bulk

Riegos	Tratamiento	Dosis ác. Fúlvico (kg ha ⁻¹)	Pendiente	
1 al 3	Control	0	-0,124	A
	1	3	-0,132	A
	2	7,5	-0,190	B
	3	15	-0,128	A
3 al 6	Control	0	-0,018	a
	1	3	-0,019	a
	2	7,5	-0,021	a
	3	15	-0,017	a

*Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas según el test de Tukey con un 5% de significancia.

Los resultados muestran significancia y por lo tanto una mayor eficacia de lavado de sales con una dosis de 7,5 kg ha⁻¹ de ácidos fúlvicos, disminuyendo la CE bulk en un 55% en todo el ensayo, mientras el control lo hizo en un 46%, sin diferencias estadísticamente significativas respecto de las otras dos dosis, que variaron entre el 44 y el 47%. Al no existir diferencias significativas en las pendientes de las rectas correspondiente a los riegos 3 al 6, es posible afirmar que la mayor eficiencia del lavado de sales del tratamiento 2, responde al lavado ocurrido en los primeros tres riegos, evidenciando un efecto del ácido fúlvico en el arrastre de sales hasta un riego post-aplicación, disminuyendo la tasa de cambio de CE posterior a eso.

El tratamiento 3, que presenta la mayor aplicación de ácidos fúlvicos, mostró estadísticamente el mismo comportamiento que el tratamiento 1 y el control (Figura 6, Cuadro 8 y Cuadro 9). Dicho comportamiento se puede explicar porque la dosis del tratamiento 1 no fue suficiente para evidenciar efectos, mientras que la dosis del tratamiento 3, al ser mucho mayor, pudo generar que los ácidos fúlvicos se complejaran entre sí, siendo arrastrados en masa, con escasa participación de otros cationes, o bien

quedaran adsorbidos a otros constituyentes del suelo, comportándose más bien como un agente estructurante, floculando las partículas minerales del suelo (Tejada *et al.*, 2006).

El aumento en la lixiviación de cationes por la acción del ácido fúlvico en el tratamiento 2, se explica por la capacidad de la materia orgánica disuelta de liberar cationes de los sitios de intercambio (Ettler *et al.*, 2005) y su capacidad de generar complejos órgano-minerales solubles, donde la selectividad del catión a transportar estará dada por el radio iónico del catión y la afinidad electroquímica de los ligandos (Singh y Pandeya, 1998; Chirenje *et al.*, 2002). La causa más evidente de este fenómeno corresponde a la neutralización de las cargas (Singh y Pandeya, 1998). Los complejos metal-materia orgánica, una vez conformados, siguen tres vías: (1) se sorben a sitios de intercambio, (2) coprecipitan, (3) el metal compite con otros metales en el complejo, pudiendo precipitar algunos de ellos como hidróxidos y carbonatos; estos dos últimos casos son escasamente reversibles (Singh y Pandeya, 1998). Ettler *et al.* (2009), encontraron dichos complejos órgano-minerales en lixiviados de suelo luego de aplicación de ácidos orgánicos, lo que sugiere que los ácidos orgánicos de bajo peso molecular (ácidos cítrico, acético, málico, etc.) y aquéllos de alto peso molecular (ácidos fúlvicos y húmicos) podrían aumentar la movilidad de cationes metálicos en el suelo. Dicho fenómeno se ve favorecido a menores valores de pH, debido a las cargas variables presentes en las moléculas orgánicas (Ettler *et al.*, 2009; Chirenje *et al.*, 2002).

Como complemento, Mahmoodabadi *et al.* (2013) plantean que el movimiento de cationes va a estar dado por la condición inicial del suelo (concentración y tipo de cationes presentes) y el tipo de materia orgánica. En el presente ensayo, el suelo presentó un 1,1% de MO (Cuadro 10), sin diferencias entre tratamientos al finalizar el ensayo, por lo que dicho contenido pudo generar interferencia en los resultados de CE, incidiendo en el comportamiento del tratamiento control.

En el presente trabajo, no se encontraron diferencias significativas de pH en las columnas de suelo al terminar el ensayo, situándose en torno a pH 9,0 (Cuadro 10), teniendo un aumento promedio de 0,85 unidades de pH respecto a la condición inicial, que se atribuye a la salinización con cloruro de potasio (KCl). En otros ensayos (Ettler *et al.*, 2009; Osman y Ewees, 2008) se reportan caídas en los valores de pH, CE y RAS al aumentar el contenido de materia orgánica en el sistema. De este modo, al no existir diferencias en los valores de pH entre las columnas, se puede afirmar que dosis iguales o menores a 15 kg ha⁻¹ de ácidos fúlvicos no son capaces de romper la capacidad tampón del suelo del ensayo.

Respecto al contenido de materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico (CIC), al finalizar el ensayo no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, oscilando entre 1,03 y 1,06% para la materia orgánica y entre 14,08 y 16,14 cmol⁺ kg⁻¹ para la CIC (Cuadro 10), de modo que dosis de hasta 15 kg ha⁻¹ de ácidos fúlvicos no serían capaces de generar diferencias en estos parámetros luego de ser sometidos a riegos abundantes. Dicho fenómeno se puede atribuir a la alta movilidad de los ácidos fúlvicos en el sistema (Chirenje *et al.*, 2002), aun cuando se encuentran descritos aumentos en dichas variables al aplicar ácidos orgánicos, pero con una efectividad que se

incrementa si se aplican estos productos con enmiendas orgánicas sólidas (Jian-ming y Jing-gui, 2013).

Cuadro 10. Valores promedio de pH, materia orgánica y CIC por tratamientos. DS corresponde a la desviación estándar.

Tratamiento	Materia orgánica		pH		CIC	
	Valor	DS	%	DS	cmol ⁺ kg ⁻¹	DS
Control	1,03 a	± 0,03	8,96 a	± 0,08	16,03 a	± 1,24
1	1,03 a	± 0,14	9,12 a	± 0,01	15,40 a	± 2,56
2	1,01 a	± 0,04	8,96 a	± 0,25	14,08 a	± 0,62
3	1,06 a	± 0,10	8,92 a	± 0,11	16,14 a	± 1,99
Inicial*	1,10 a	± 0,08	8,16 b	± 0,22	13,43 a	± 0,92

*Medición realizada al suelo previo a la salinización con cloruro de potasio (KCl). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas según el test de Tukey con un 5% de significancia.

La distribución de los cationes disueltos en la solución suelo al finalizar el ensayo se muestra en el Cuadro 11, donde se aprecia que no existen diferencias estadísticas entre tratamientos una vez finalizados los riegos. No obstante, la distribución de cationes para todos los casos, a excepción del sodio, muestran diferencias respecto a la situación inicial del suelo (previo a la salinización), con un aumento del potasio, dadas las altas dosis de KCl a las que fueron sometidas las columnas. Es así como el potasio desplazó a otros cationes, como el calcio y el magnesio, en tanto el sodio evidenció una menor concentración del elemento en todos los tratamientos, sin presentar diferencias estadísticas significativas respecto a su condición inicial, situación que se debe probablemente a su baja participación en el complejo de cambio. La ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos indica que no existió una tendencia de los ácidos fúlvicos a desplazar algún catión en particular, de modo que se desplazaron todos de acuerdo a su participación en el complejo de intercambio.

Cuadro 11. Cationes solubles al finalizar el ensayo. DS corresponde a la desviación estándar.

Tratamiento	Calcio		Potasio		Magnesio		Sodio	
	cmol ⁺ kg ⁻¹	DS	cmol ⁺ kg ⁻¹	DS	cmol ⁺ kg ⁻¹	DS	cmol ⁺ kg ⁻¹	DS
Control	0,088 a	±0,028	0,018 a	±0,003	0,012 a	±0,005	0,007 a	±0,001
1	0,120 a	±0,082	0,021 a	±0,002	0,015 a	±0,013	0,008 a	±0,002
2	0,105 a	±0,074	0,018 a	±0,006	0,015 a	±0,011	0,007 a	±0,002
3	0,123 a	±0,102	0,023 a	±0,008	0,015 a	±0,016	0,008 a	±0,003
Inicial*	0,642 b	±0,368	0,005 b	±0,001	0,317 b	±0,077	0,014 a	±0,001

*Medición realizada al suelo previo a la salinización con cloruro de potasio (KCl). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas según el test de Tukey con un 5% de significancia.

Por otra parte, en los valores medidos de CE en pasta saturada al finalizar el ensayo (Cuadro 12), no se registraron diferencias estadísticas significativas entre tratamientos,

situación que se asocia con los altos montos de riego a los que fueron sometidos las columnas, de forma que al finalizar el ensayo, la mayor parte de los cationes fueron lixiviados. De igual manera que en el caso anterior, todos los tratamientos presentaron diferencias respecto del valor inicial, mostrando una menor CE.

Cuadro 12. CE medida en pasta saturada. DS corresponde a la desviación estándar.

Tratamiento	Conductividad eléctrica	
	dS m ⁻¹	DS
Control	2,71 a	± 0,90
1	2,66 a	± 0,94
2	2,29 a	± 0,84
3	2,84 a	± 1,08
Inicial*	6,28 b	± 0,86

*Medición realizada al suelo previo a la salinización con cloruro de potasio (KCl). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas según el test de Tukey con un 5% de significancia.

A partir de lo expuesto, es posible afirmar que existe un efecto de los ácidos fúlvicos, tal que favorecen la lixiviación de cationes, obteniendo su mayor efectividad en el tratamiento 2 (7,5 kg ha⁻¹) en los primeros tres riegos, siendo incluso más efectivo que dosis mayores (tratamiento 3). Para futuras investigaciones es recomendable el uso de un tratamiento control sin MO, dado que en el presente ensayo, el contenido inicial de MO (1,1%) pudo interferir en los resultados, de modo que el tratamiento control se comportó de igual manera que el tratamiento 1 y 3.

CONCLUSIONES

Los lavados de sales con ácidos fúlvicos en dosis de $7,5 \text{ kg ha}^{-1}$ lograron aumentar la lixiviación de cationes en el suelo, provocando una disminución de la conductividad eléctrica del orden del 10% respecto a dosis de 15 kg ha^{-1} y de $3,0 \text{ kg ha}^{-1}$, además del control sin enmienda. En tanto, el resto de las propiedades químicas no presentaron diferencias entre tratamientos.

La disminución en la conductividad eléctrica del suelo ocurrió desde la aplicación de los ácidos fúlvicos hasta un riego post-aplicación, de modo que presentan un escaso efecto residual en el suelo.

ENSAYO 3

MOVIMIENTO DE SALES EN EL SUELO BAJO APLICACIÓN DE UN ÁCIDO FÚLVICO

MATERIALES Y MÉTODO

Lugar de estudio

El Ensayo 3 se llevó a cabo en la Estación Experimental Antumapu, abarcando desde el 15 de marzo al 23 de junio de 2016.

Tratamientos y diseño experimental

Se trabajó con el mismo producto descrito en el Ensayo 2; “Fulvital Plus WSP” (Humin Tech, Alemania), presentado como polvo soluble, pH de 4,0 a 5,0 con una formulación de: ácidos fúlvicos (70%), magnesio (5-6%), azufre (5-6%), hierro (4%), zinc (2,5%), manganeso (2,5%) y cobre (1%).

La unidad experimental corresponde a un contenedor de plástico (bin), con dimensiones interiores de 1,14 m de largo, 1,14 m de ancho y 0,62 m de alto. Ellos fueron rellenos con 50 cm del suelo ya descrito en el Ensayo 2, sobre una capa de 5 cm de arena, de modo de permitir un drenaje libre.

El suelo de clase textural franca, tamizado a 4 mm, fue asentado mediante la aplicación de sucesivas cargas de agua y salinizado con adición de cloruro de potasio (KCl) en solución a una CE de 12,5 dS m⁻¹. Se regó 1,6 m³ de dicha solución por contenedor, totalizando cinco veces el volumen de poros de cada contenedor, obteniendo una CE de la solución suelo extraída mediante el uso de lisímetros de succión (SSAT, Irrrometer, Riverside, USA) similar a la aplicada.

El diseño experimental fue completamente aleatorizado, con dos tratamientos (Cuadro 13), y tres repeticiones cada uno, totalizando seis contenedores. La dosis aplicada en el tratamiento Ac, corresponde a la más efectiva en el lavado de sales de acuerdo a los resultados obtenidos en el Ensayo 2, mientras que el otro tratamiento corresponde a un control sin ningún tipo de aplicación.

Cuadro 13. Tratamientos Ensayo 3

Tratamiento	Ácidos fúlvicos (kg ha ⁻¹)
Control	0
Ac	7,5

Metodología

Se situaron cinco lisímetros de succión (SSAT, Irrrometer, Riverside, USA) por cada contenedor, para la extracción de la solución suelo, los que fueron dispuestos como muestra la Figura 7, estableciendo una grilla que permite monitorear el movimiento de las sales en el perfil, de acuerdo a la simetría del bulbo húmedo en medios porosos similares (Gil *et al.*, 2011).

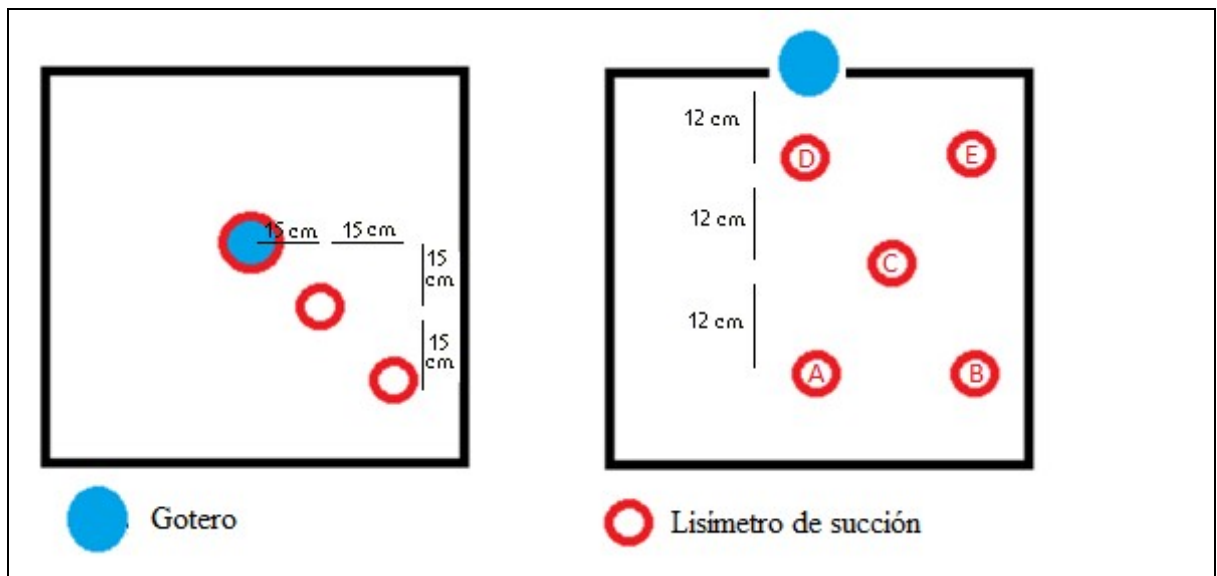


Figura 7. Grilla lisímetros de succión. A la izquierda, vista de planta; a la derecha, sección transversal.

La dosis de ácidos fúlvicos del tratamiento Ac fue aplicada en el primer riego. Posteriormente los contenedores fueron sometidos a seis lavados con agua de riego (CE entre 0,87 y 1,33 dS m⁻¹, detalle disponible en el Anexo 1) cada uno con un volumen equivalente al 25% de la porosidad total del suelo, equivalentes a 82,1 L aproximadamente, a excepción del primer y el segundo riego, que tuvieron montos de 65,6 y 55,8 L por contenedor respectivamente. Posterior a cada riego, se dejó drenar el agua libremente durante 48 horas para alcanzar la capacidad de campo. Los contenedores permanecieron cubiertos con nylon para evitar el aporte de agua por precipitaciones y las pérdidas por evaporación. Transcurridas las 48 horas, se procedió a extraer solución suelo, mediante el uso de los lisímetros de succión, a los que se sometió a un vacío de entre -70 y -80 cb durante 1 hora, para obtener el volumen requerido, al que se le midió la CE mediante el uso de un conductivímetro CON510 (Oakton, Illinois, USA).

Al finalizar el ensayo, se tomaron ocho muestras por cada contenedor de acuerdo a la grilla que muestra la Figura 8, para la medición de conductividad eléctrica mediante el método de pasta saturada (Sadzawka *et al.*, 2006). A partir de los datos obtenidos de conductividad eléctrica, tanto en pasta saturada como con los lisímetros de succión, se procedió a interpolar los datos espacialmente mediante kriging, de manera de visualizar los movimientos de sales al interior del perfil con cada riego mediante el uso del software Surfer 13.

Por otra parte, se monitoreó el contenido de agua y la CE de masa (bulk) en un contenedor por tratamiento con tres sensores FDR (GS3, Decagon Devices, NE, USA) a 10, 20 y 30 cm de profundidad, bajo el emisor, con una frecuencia de medición de 1 hora. Adicionalmente y en los mismos contenedores, se tomaron muestras con cilindros de 59 mm de diámetro y 50 mm de altura a profundidades de 0-10, 15-25 y 30-45 cm, cuatro por cada profundidad, totalizando doce muestras por contenedor, a las que se le midió el contenido de agua volumétrico (Sandoval *et al.* 2012) sometidas a presiones de 2, 60, 330 y 15000 hPa, para determinar la curva característica de acuerdo a lo descrito por Van Genuchten-Mualem (Fredlund *et al.*, 2011) y su densidad aparente. Esta información fue utilizada para evaluar la viabilidad del uso de un paquete de modelos para flujo de agua y solutos, contenidos en Hydrus 1D que describa los resultados obtenidos.

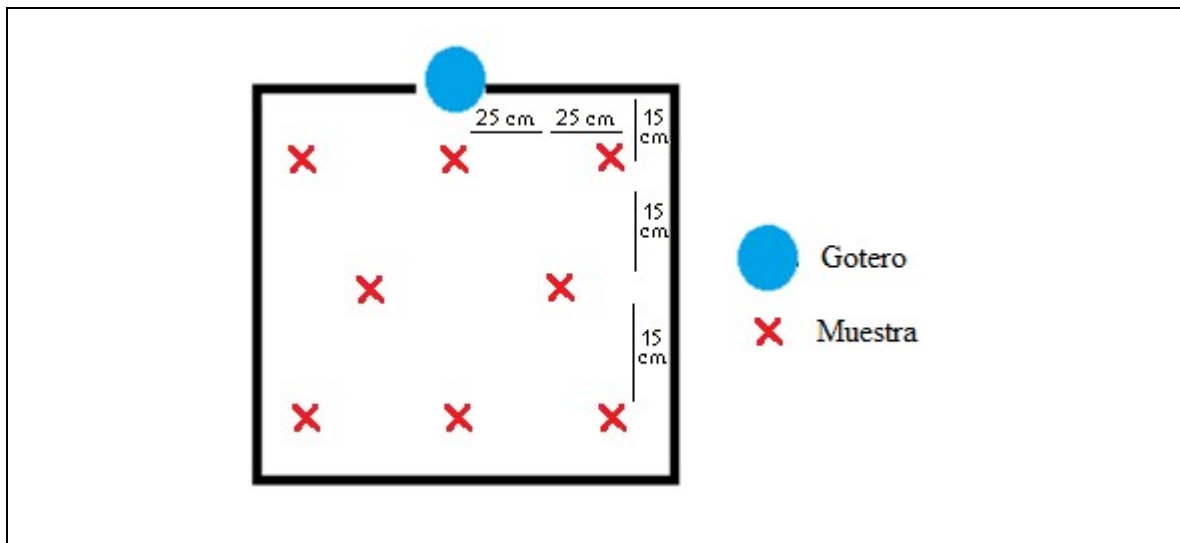


Figura 8. Grilla de toma de muestras para la medición de CE al finalizar el ensayo.

Análisis estadístico

Los resultados de las mediciones del ensayo fueron analizadas estadísticamente a través de un análisis de varianza (ANDEVA) con un nivel de confianza del 95%, para establecer diferencias entre los tratamientos con la aplicación de la prueba de Tukey con un 5% de significancia, comparando los valores obtenidos para cada momento de medición.

Para el caso de la modelación, se validaron los resultados obtenidos mediante el uso del coeficiente R^2 calculado a partir de la diferencia entre el valor modelado y el observado de la función objetivo mediante el uso de Hydrus 1D.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CE de la solución suelo extraída con lisímetros de succión

La CE de la solución suelo extraída mediante el uso de lisímetros de succión, osciló entre 13,47 y 1,32 dS m⁻¹ durante todo el ensayo. En la Figura 9 se presentan las interpolaciones de CE construidas a partir de las mediciones de CE mediante el uso de lisímetros de succión. Allí se puede apreciar el efecto de los ácidos fúlvicos en la conformación de bulbos de salinidad, siendo éstos mucho más abiertos horizontalmente, con isolíneas de menor curvatura respecto al gotero (ubicado en 0,0) desde el primer riego respecto del control sin aplicación. Incluso a partir del tercer riego se generan isolíneas relativamente planas en el eje XY. Así mismo, desde el primer riego y hasta finalizar el ensayo, se muestran valores sustantivamente menores de CE en los contenedores tratados con ácidos fúlvicos, alcanzando diferencias de hasta 8 dS m⁻¹ en algunos de los puntos de muestreo respecto del tratamiento control.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey en el punto de medición E (Figura 7) para las mediciones realizadas posteriores a los riegos 1 al 5, lo que denota la mayor apertura del bulbo de salinidad generado en el tratamiento Ac. Así también se encontraron diferencias estadísticas para el punto C en la medición realizada posterior al riego 2. La inexistencia de diferencias estadísticas en los otros puntos guarda relación con la alta dispersión de datos, donde se alcanzaron coeficientes de variación de hasta 74%. Al respecto, cabe destacar que la CE del suelo es un parámetro dependiente del contenido de solutos, los que se distribuyen de acuerdo a procesos de advección y dispersión, generando gran variabilidad entre un punto y otro debido a la anisotropía del sistema poroso (Jury y Horton, 2004). Así es como, en un trabajo realizado por Zhang *et al.* (2014), se reportan variaciones de hasta 2,26 veces el valor de CE para un mismo punto del suelo en condiciones de campo bajo el mismo manejo.

Al observar la Figura 9, se puede observar que los valores alcanzados al sexto riego por el tratamiento control, son similares a los obtenidos al tercer riego del tratado con ácidos fúlvicos. Dicho resultado permite aseverar que se puede disminuir la CE del suelo de 12,5 a 3,75 dS m⁻¹ a 30 cm de profundidad, para un área de 1,3 m², regando 449,8 L de agua en torno a 1 dS m⁻¹, o bien regar 203,5 L de la misma agua y una aplicación de 7,5 kg ha⁻¹ de ácidos fúlvicos. Dicho resultado supone que la aplicación de 7,5 kg ha⁻¹ de ácidos fúlvicos, sería equivalente a 246,3 L de agua en el lavado de sales, lo que aumenta la eficiencia de este proceso. Extrapolando estos resultados a una hectárea, se tiene un ahorro potencial de 1895,2 m³ de agua para reducir poco más de 3 veces la CE del suelo a 30 cm de profundidad. El presente resultado supone una disminución potencial de la fracción de lavado (fracción de agua aplicada en cada riego exclusivamente para la remoción de sales) de un 54,8%, teniendo un potencial de ahorro de agua importante en zonas áridas, donde la agricultura se ve obligada a trabajar con fracciones de lavado altas, sobre el 40%, tal como las mostradas en el Ensayo 1.

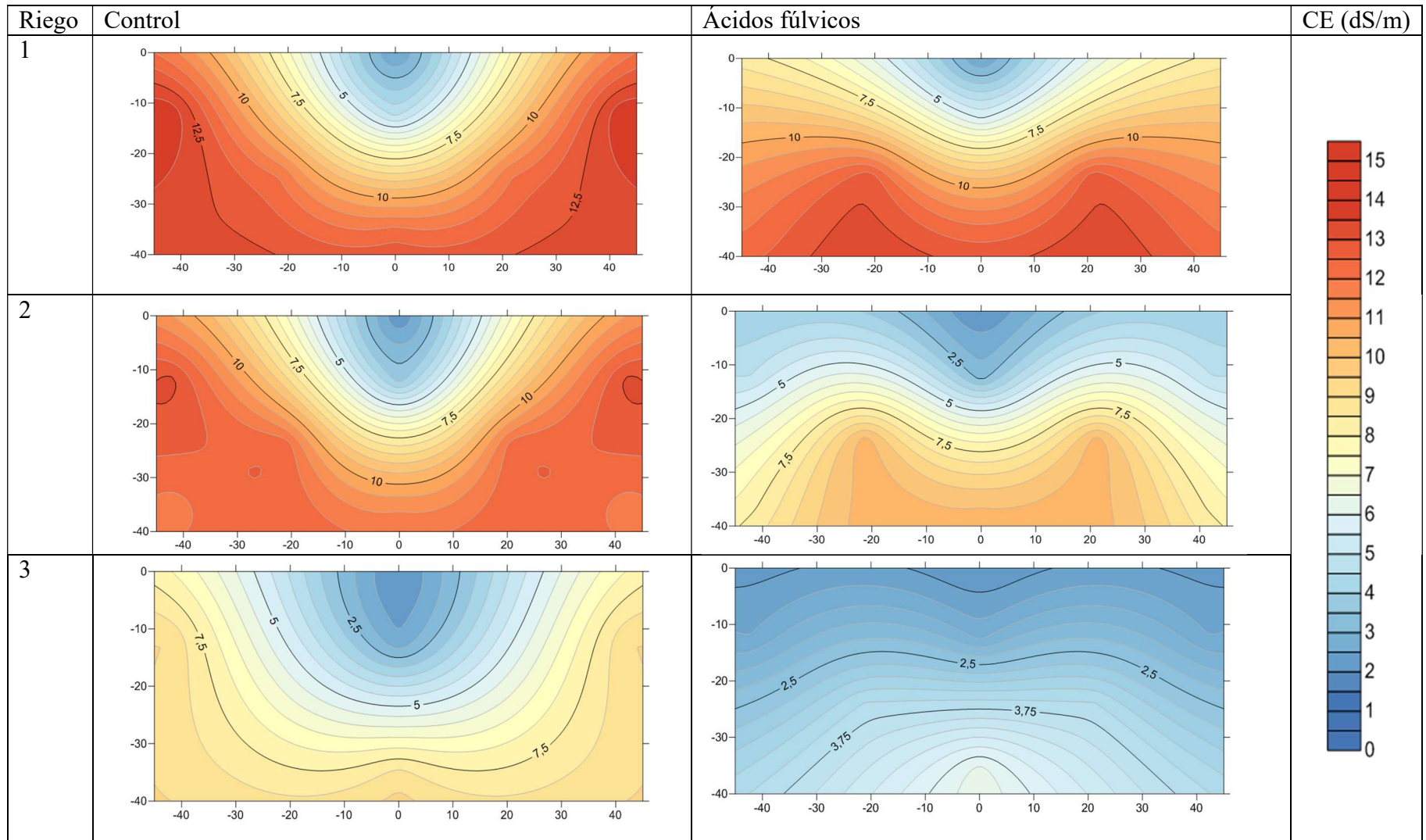


Figura 9. Bulbos de CE en función de los riegos. Tratamiento control columna izquierda, tratamiento con ácidos fúlvicos columna derecha. Sección transversal de los contenedores (isolíneas en dS m^{-1} , ejes en cm). La aplicación de ácidos fúlvicos se aplicó junto al primer riego.

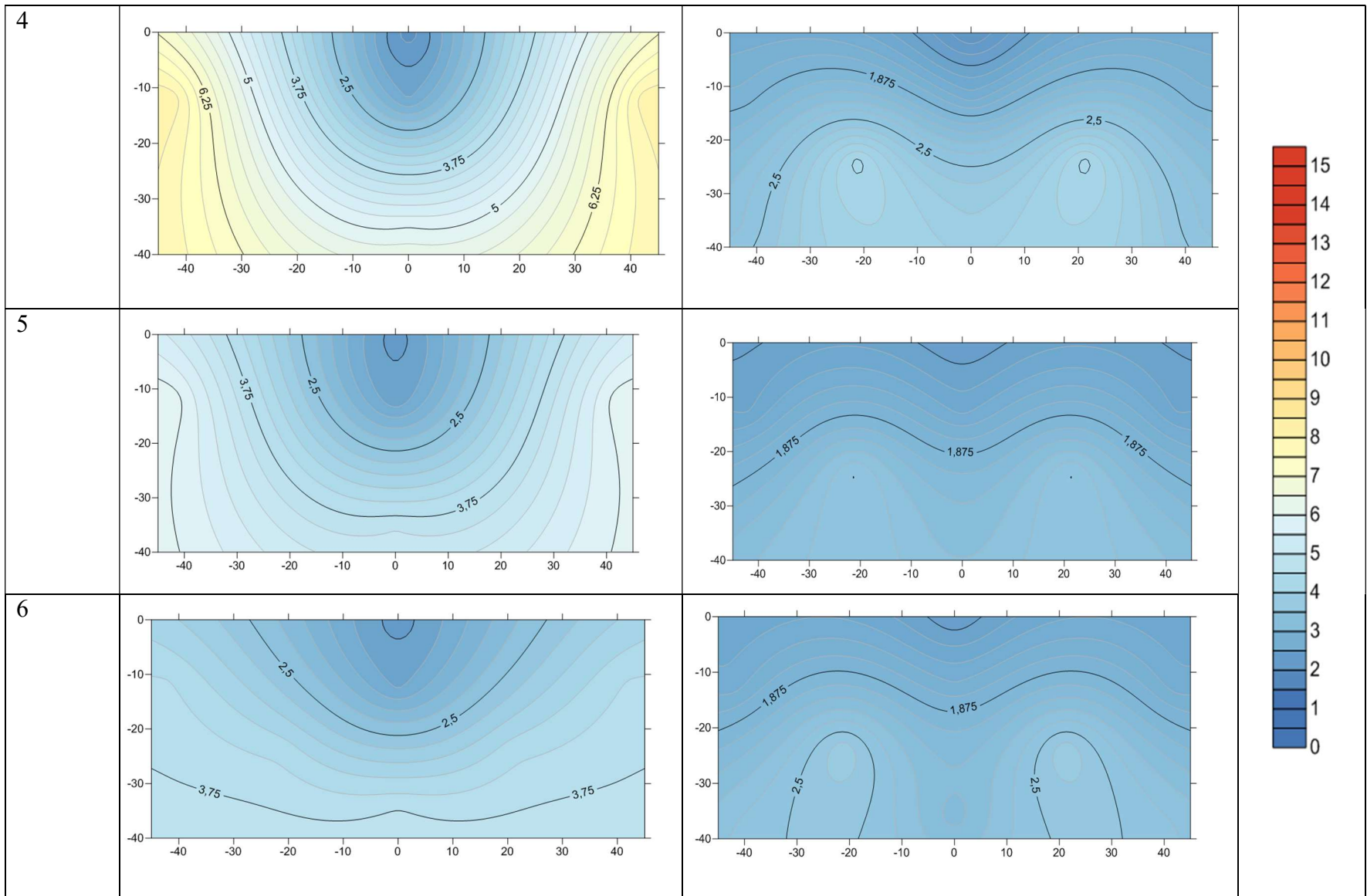


Figura 9. (Continuación)

La aplicación de ácidos fúlvicos en dosis de 7,5 kg ha⁻¹, además de disminuir sustantivamente la CE de suelo respecto a la aplicación exclusiva de agua, también modifica la distribución de los solutos, de tal forma que al comparar los bulbos de CE (Figura 9), se aprecia que las isolíneas para un mismo valor de CE circunscriben una mayor área en los contenedores tratados con ácidos fúlvicos. Ello queda de manifiesto en el Cuadro 14, que muestra el porcentaje del área del perfil por tramos de CE en cada riego, como porcentaje del área total del mismo. Es así como el tratamiento Ac alcanza la totalidad del perfil de suelo bajo 2,5 dS m⁻¹ al quinto riego, en tanto el tratamiento control al sexto riego sólo alcanza el 21,7% del área del contenedor bajo dicho umbral.

Cuadro 14. Área entre isolíneas (porcentaje respecto del área del contenedor). R corresponde al número de riego.

CE (dS/m)	Tratamiento control						Tratamiento Ac					
	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R1	R2	R3	R4	R5	R6
0-2,5	1,0	2,1	7,1	10,3	16,2	21,7	0,7	5,2	44,8	58,2	100,0	86,5
2,5-5	6,9	7,5	18,7	37,4	77,9	78,3	6,2	28,5	53,1	41,8	-	13,5*
5-7,5	12,9	10,9	40,6	52,4	5,9	-	13,9	28,0	2,2	-	-	-
7,5-10	16,1	18,2	33,6	-	-	-	27,3	38,2	-	-	-	-
10-12,5	63,0	61,2	-	-	-	-	52,0	-	-	-	-	-
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

*Se considera no significativo debido a que el valor máximo medido fue de 2,6 dS m⁻¹

Las raíces de las plantas crecen más activamente en aquellas zonas desalinizadas, aumentando su densidad allí (Zhang *et al.*, 2015). Letey *et al.* (2011), plantean que además las raíces que efectivamente toman agua del suelo son aquellas que se encuentran en las zonas de menor salinidad, en condiciones que, dados los flujos de agua y solutos en el suelo, las raíces pueden enfrentar condiciones de salinidad tales que corresponden a dos veces lo medido en pasta saturada. Por tanto, la aplicación de ácidos fúlvicos supone un aumento del volumen de suelo disponible para la exploración radical. Más aún, los contenedores del tratamiento control presentan una escasa posibilidad para el cultivo de especies sensibles, las que se definen por un umbral de tolerancia de 2 dS m⁻¹ de CE medida en pasta saturada, tales como arroz, frutilla, poroto, zanahorias, cebolla y frutales como almendro, manzano, palto, cerezo, limón, entre otros (Maas, 1993). En tanto, aquellos contenedores tratados con ácidos fúlvicos, al presentar un área significativa del perfil bajo dicho valor de CE, permiten el desarrollo de dichos cultivos.

Una vez finalizado el ensayo, se tomaron ocho muestras por contenedor (Figura 8) a las que se les determinó su CE mediante el método de pasta saturada (Sadzawka *et al.*, 2006). A partir de dicha información se construyeron mapas de CE, que se muestran en la Figura 10. Adicionalmente, a modo de comparación se muestran los mapas construidos a partir de la CE de la solución extraída por los lisímetros de succión al último riego. La resolución obtenida en los mapas creados a partir de la CE medida en pasta saturada es mayor, debido a que se tomaron más puntos de medición (8) y cada muestra supone una porción de suelo de entre 100 y 400 g (Sadzawka *et al.*, 2006), en tanto la medición por lisímetro de succión va a estar dada solo por el suelo que rodea la placa porosa de dimensiones de 22 mm de diámetro y 75 mm de largo.

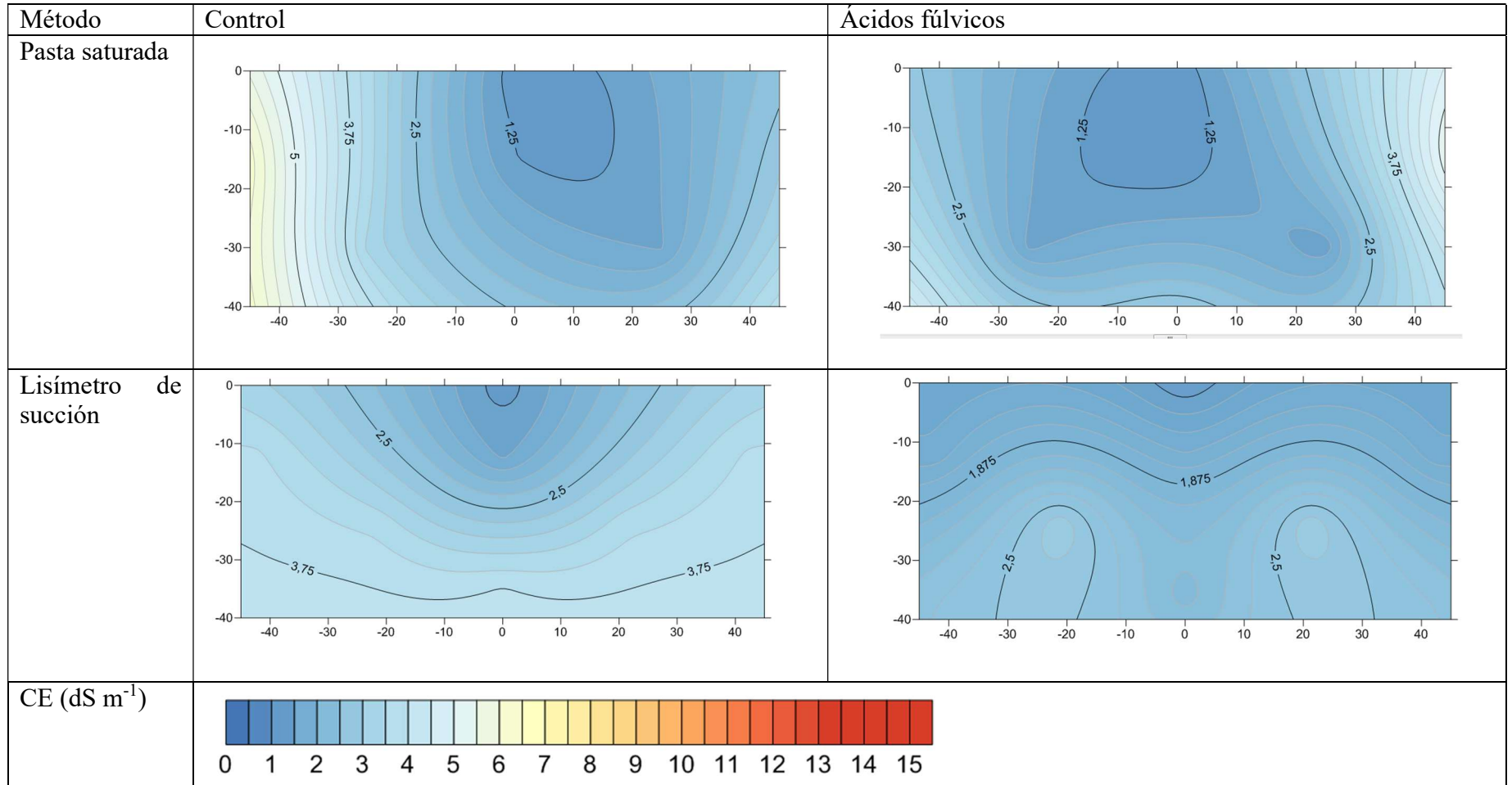


Figura 10. Bulbos de CE al finalizar el ensayo. Muestras obtenidas con pasta saturada (fila superior) y con lisímetros de succión (fila inferior). Sección transversal de los contenedores, isolíneas en dS m^{-1} , ejes en cm.

Además, los mapas creados a partir de la información generada a partir de los lisímetros corresponden a imágenes especulares, considerando menos puntos de medición (5). De este modo es posible encontrar distorsiones en los mapas construidos con la información de los lisímetros. Se aprecia una mayor claridad de los bulbos construidos con la CE de pasta saturada, sin variar significativamente los valores de CE observados, a excepción de los puntos más distales horizontalmente del gotero, donde la medición realizada con lisímetro tendió a suavizar las diferencias, mostrando valores menores que los mostrados por el método de pasta saturada. Por otra parte, la medición realizada mediante pasta saturada muestra un comportamiento similar entre tratamientos en el eje vertical bajo el gotero, situando la isolínea de $2,5 \text{ dS m}^{-1}$ aproximadamente a los 40 cm en ambos casos, mientras que en los mapas construidos a partir de los datos entregados por los lisímetros, para los contenedores del tratamiento control sitúan la isolínea de $3,75 \text{ dS m}^{-1}$ a los 30 – 40 cm de profundidad. No obstante lo anterior, ambos métodos coinciden en mostrar mayores valores de CE para el tratamiento control.

A partir de la información recabada en la presente investigación, se concluye que el uso de ácidos fúlvicos en suelos salinos presenta resultados promisorios como acondicionador de suelo para el lavado de sales. Posteriores investigaciones podrán dilucidar de manera más concreta su mecanismo de acción, interacción con las diferentes fracciones de la materia orgánica del suelo, así como comprobar su efectividad en diversos tipos de suelo.

Modelación del flujo de sales mediante el uso de HYDRUS 1D

A partir de las mediciones de contenido de agua a tensiones de 2, 60, 330 y 15000 hPa, textura y densidad aparente, se ajustó la curva característica mediante el uso del software RETC (Van Genuchten *et al.*, 1991), utilizando el modelo de van Genuchten – Mualem con el parámetro $n=1-1/n$ (Fredlund *et al.*, 2011) obteniéndose los parámetros hidráulicos del suelo de los contenedores en estudio, los que se muestran en el Cuadro 15. Los valores θ_r y θ_s corresponden al contenido volumétrico de agua residual del suelo (valor medido a 15000 hPa) y a saturación (valor medido a 2 hPa) respectivamente, α y n corresponden a parámetros de ajuste de la curva característica, obtenidos por RETC, al igual que la conductividad hidráulica saturada (K_s). La densidad aparente (D_a) corresponde a la medida en campo.

Cuadro 15. Parámetros hidráulicos de ajuste de la curva característica de suelo, conductividad hidráulica saturada (K_s) y densidad aparente (D_a)

Tratamiento	Profundidad cm	θ_r $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$	θ_s $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$	α cm^{-1}	n	K_s cm d^{-1}	D_a Mg m^{-3}
Control	0-15	0,094	0,504	0,0050	1,55	26,12	1,33
Control	15-30	0,095	0,455	0,0046	1,57	27,90	1,39
Control	30-45	0,095	0,483	0,0025	1,76	10,49	1,43
Ac	0-15	0,097	0,487	0,0054	1,54	30,47	1,30
Ac	15-30	0,087	0,491	0,0067	1,49	25,16	1,34
Ac	30-45	0,084	0,483	0,0100	1,43	34,98	1,35

De los datos obtenidos en RETC (Cuadro 15), el parámetro α toma valores entre 0,0046 y 0,0067 en profundidades de 0-15 y 15-30 cm, condición que se asocia al alto contenido de arena del suelo en estudio (45%) y por corolario una alta porosidad gruesa. Esta situación genera que las curvas características del suelo (Figura 11), para ambos tratamientos presenten una caída abrupta al inicio en las primeras dos profundidades (0-15 y 15-30 cm), de modo que se trata de suelos que se desaturan rápidamente al aplicar presión. Los valores de α de la base de datos utilizada por RETC (Van Genuchten *et al.*, 1991), sitúa valores del orden de 0,005 para suelos arenosos aumentando a 0,027 para suelos arcillosos, de modo que el parámetro α del suelo en estudio, a pesar de estar clasificado como franco, se comporta como un suelo arenoso en superficie. Por otra parte, los valores para los parámetros n , K_s , θ_r y θ_s , se encuentran dentro de lo descrito por Van Genuchten *et al.* (1991), para un suelo franco.

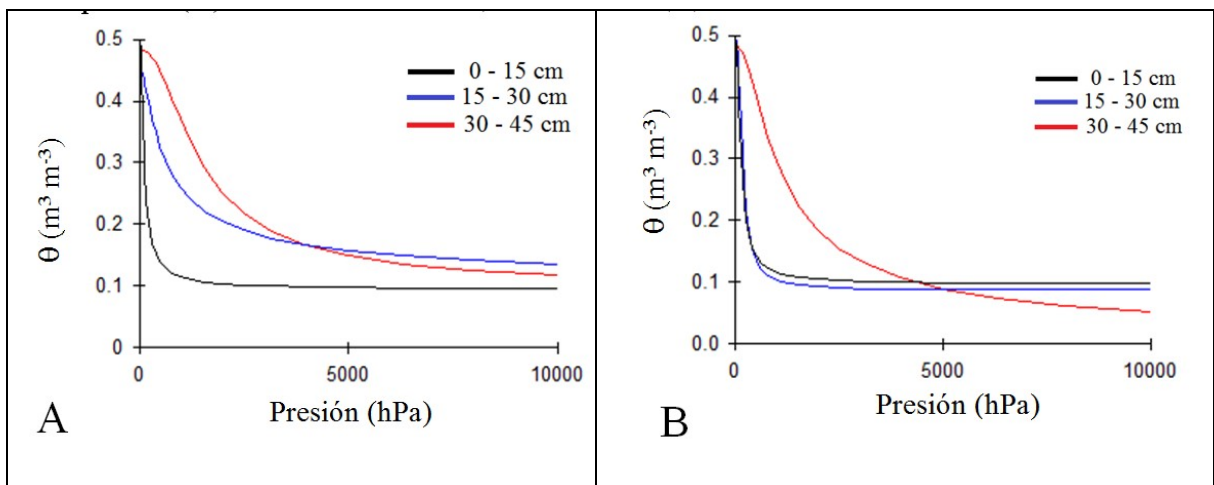


Figura 11. Curva característica utilizada en Hydrus 1D a diferentes profundidades, a la izquierda (A) tratamiento control, a la derecha (B) tratamiento Ac.

Los valores de D_a fueron medidos una vez concluido el ensayo, estando en ambos tratamientos en torno a $1,30 \text{ Mg m}^{-3}$. Sin embargo, en profundidad (30 – 45 cm) el tratamiento control presentó un aumento de la D_a a $1,47 \text{ Mg m}^{-3}$, condición que repercutió directamente en los valores de K_s obtenidos por RETC, bajando sustantivamente respecto a las capas superiores (Cuadro 15). Por su parte, el tratamiento Ac mantuvo una baja D_a y una alta K_s entre los 30-45 cm de profundidad, lo que de acuerdo a Blanco-Canqui y Benjamin (2013) se puede deber al efecto de los ácidos fúlvicos, que pudieron actuar estructurando y mejorando las propiedades hidráulicas del suelo en profundidad. Al utilizar una sal potásica como agente salinizante, se espera que sea el potasio el catión monovalente dominante en el complejo de intercambio (Cuadro 11), por lo que actúa como floculante (Singh *et al.*, 2011). Una vez retirado el potasio del sistema por los sucesivos riegos, pudieron empeorar las condiciones hidráulicas en el tratamiento control, respecto del tratamiento Ac. Aun cuando se requieren más antecedentes para validar dicha sentencia, supone un punto a considerar para futuras investigaciones. Otras experiencias realizadas por Osman and Ewees (2008), reportan efectos similares, encontrando mejoras en las condiciones hidráulicas del suelo posterior a la aplicación de ácidos orgánicos.

Se modeló en Hydrus 1D el flujo de agua mediante el uso de la ecuación de Richards (Ec. 3, Capítulo 1) y el flujo de solutos mediante el uso de la ecuación advecto-dispersiva (Ec. 4, Capítulo 1), considerando para ambos casos una situación de flujo en equilibrio. Se realizó una modelación inversa a partir de los datos CE bulk colectados con los equipos FDR (GS3, Decagon Devices, NE, USA), de esta forma se obligó al software a optimizar la función objetivo para responder a los valores de CE bulk medidos en campo. Para dicho objetivo el software hace uso de un algoritmo de optimización no lineal de parámetros tipo Marquardt-Levenberg (Simunek *et al.*, 2013). Se consideró la existencia de acumulación de agua en superficie al momento del riego, drenaje libre en profundidad y un área de influencia del gotero correspondiente a toda la superficie del contenedor. Además, se consideraron datos climáticos obtenidos de una estación meteorológica cercana, con los que se estimó, mediante el mismo software, la evaporación de acuerdo al modelo de Penman-Montieth (Allen *et al.*, 2006), la que se muestra en la Figura 12, donde se aprecia que los valores de evaporación durante el ensayo fueron bajos, llegando a cero en los días de precipitación. De esta forma, la lixiviación corresponde al flujo de salida más importante del sistema durante el estudio.

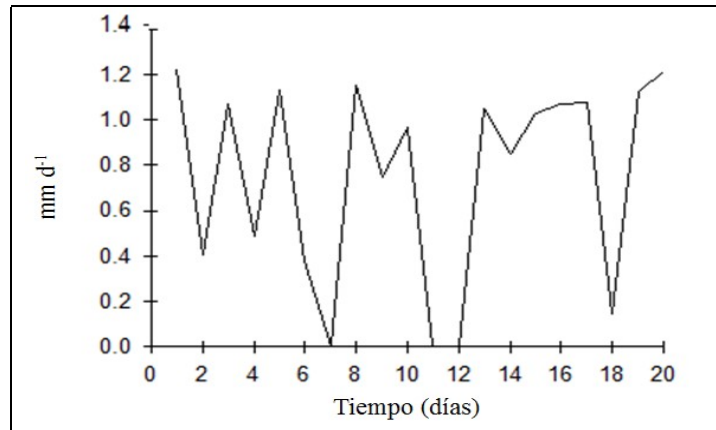


Figura 12. Evaporación durante el ensayo.

El flujo modelado de agua se observa en la Figura 13, en las Figuras A y B se muestra en negro los flujos de entrada, que corresponden a los riegos y en rojo el flujo de salida, que corresponde al drenaje; el valor negativo de los flujos indica su dirección hacia abajo. En ambos tratamientos se observan los mismos flujos de entrada, sin embargo, en los flujos de salida se observa que el tratamiento control presenta menor flujo de drenaje, siendo la evaporación utilizada la misma, lo que supone un aumento en el contenido de agua del suelo. De esta forma se ve en la Figura 13 C (control) un mayor contenido de agua en todas las profundidades respecto de la Figura 13 D (tratamiento Ac). Esta situación se asocia a la menor capacidad hidráulica (K_s) en profundidad del tratamiento control, ya discutida anteriormente, lo que genera que dicho tratamiento mantenga contenidos de agua por sobre la capacidad de campo medida a 330 hPa en profundidad, la que osciló entre $0,29$ y $0,32 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ para el tratamiento control y entre $0,25$ y $0,29 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ para el tratamiento Ac en todas las profundidades.

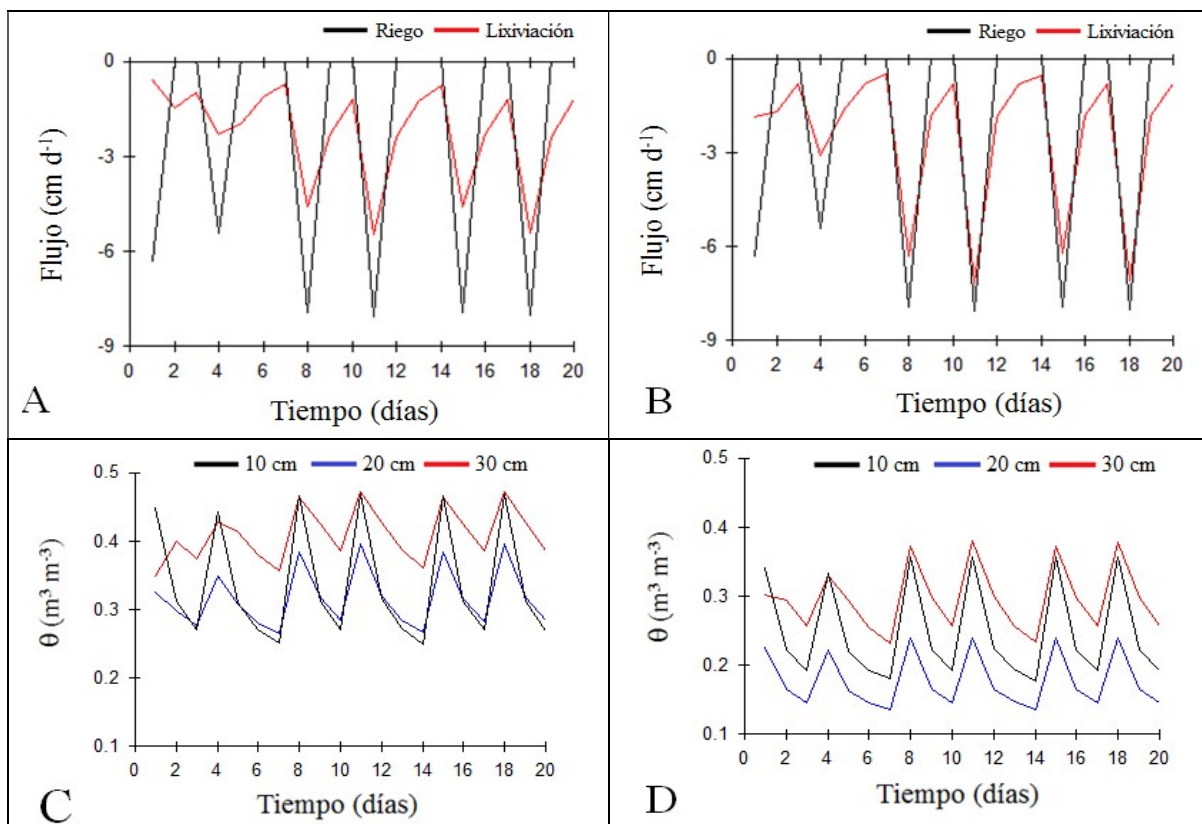


Figura 13. Flujos de agua modelados en Hydrus 1D (A, B) y contenidos volumétricos (C, D). Figuras A y C corresponden al tratamiento control, Figuras B y D al tratamiento Ac.

El flujo de solutos modelado se observa en la Figura 14, la primera fila (Figuras A y B) muestran los flujos de entrada (en negro) y los de salida (en rojo). Los resultados son congruentes con los obtenidos en el movimiento de agua (Figura 13), debido a la propiedad de las sales de moverse disueltas en solución (Brady y Weil, 2008), de modo que el tratamiento Ac muestra una mayor salida de solutos a lo largo del ensayo. Las Figuras 14 C y 14 D muestran con línea continua, la función objetivo de la modelación que corresponde a la CE bulk en dS m^{-1} a 10, 20 y 30 cm de profundidad y con puntos los valores observados por los equipos FDR. Se observa una sobreestimación del modelo de los valores de CE bulk, la que es más evidente en superficie, encontrando mejores ajustes en profundidad, particularmente al inicio del ensayo. Así también se aprecia una sobreestimación del contenido de sales ingresadas al sistema por el riego (Figuras 14 A y 14 B), en condiciones que la CE del agua de riego utilizada osciló entre 0,87 y 1,33 dS m^{-1} durante el ensayo. De esta manera se obtuvieron valores de R^2 de 0,81 para el tratamiento control y de 0,60 para el tratamiento Ac. El menor ajuste en el tratamiento Ac, se puede atribuir a la brusca disminución de la CE bulk respecto al tratamiento control con el mismo volumen de agua aplicada. Dicha caída se observa en los valores medidos (puntos), donde al tercer día en las tres profundidades se alcanzan valores de CE bulk cercanos a los obtenidos al finalizar el ensayo, condición que se observa al día 11 en el tratamiento control. Con este resultado se reafirma el efecto de los ácidos fúlvicos en la disminución de CE mostrado anteriormente (Figura 9), así también reafirma su escaso efecto residual, ya evidenciado en el Ensayo 2.

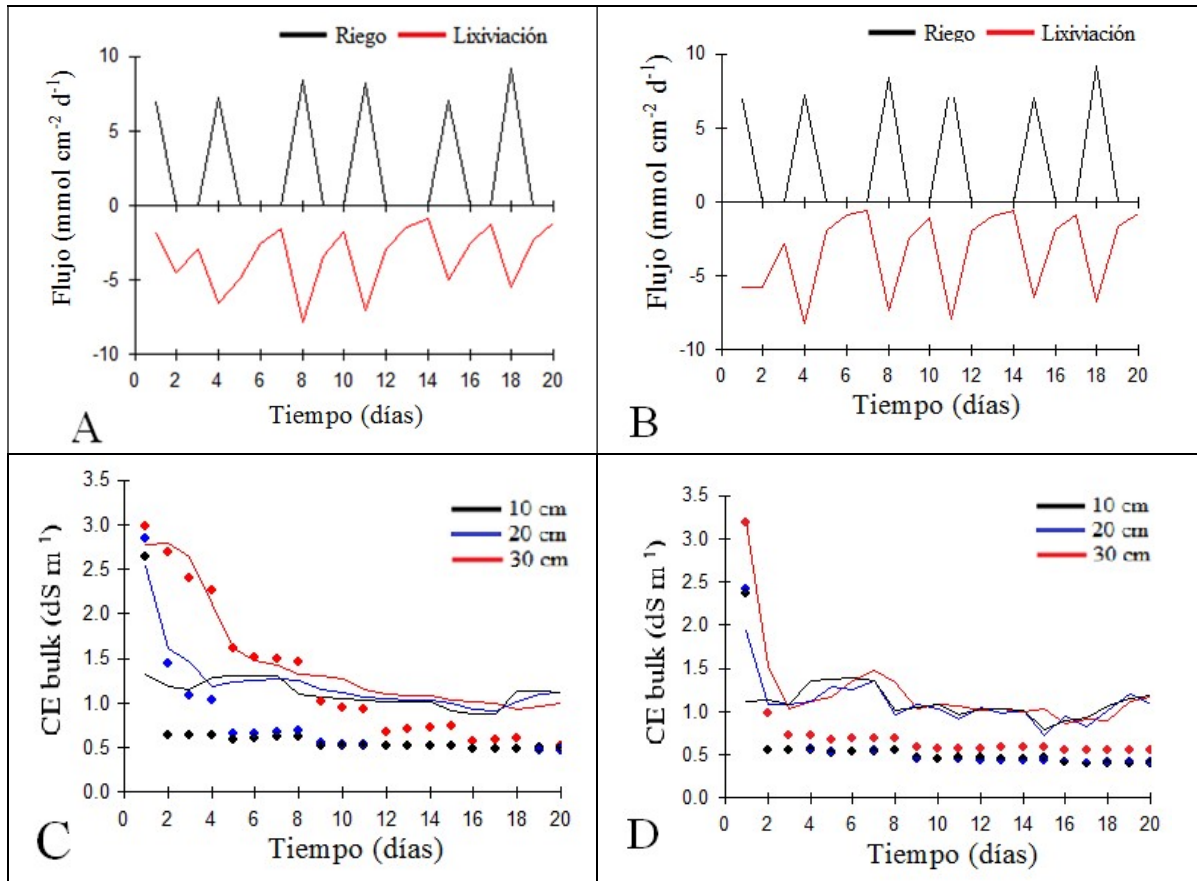


Figura 14. Flujos de solutos modelados en Hydrus 1D (A, B) y CE bulk (C, D). Figuras A y C corresponden al tratamiento control, Figuras B y D al tratamiento Ac.

Para obtener mejores ajustes en lo que a movimiento de sales respecta, el software presenta un módulo adicional (STANDMOD), que trabaja con la ecuación advecto-dispersiva (Ec. 4, Capítulo 1), incluyendo una o dos velocidades de reacción y uno o dos sitios de intercambio, considerando las reacciones de decaimiento secuencial de primer orden en las fases sólida, líquida y gaseosa del suelo. Sin embargo, para su uso requiere de un set de datos mayor al disponible en la presente investigación.

CONCLUSIONES

La aplicación de ácidos fúlvicos en dosis de $7,5 \text{ kg ha}^{-1}$ aumenta la movilidad de las sales tanto horizontal como verticalmente, conformando bulbos de conductividad eléctrica más abiertos horizontalmente, con una menor curvatura de las isolíneas respecto a la posición del gotero.

La aplicación de ácidos fúlvicos permite disminuir el agua utilizada en los lavados de sales en orden del 50% respecto al lavado realizado exclusivamente con agua, alcanzando valores de conductividad eléctrica sustantivamente menores en los riegos inmediatamente posteriores a su aplicación.

A partir de la modelación realizada en Hydrus 1D, se evidencia una mejora de las condiciones hidráulicas del suelo debido a la aplicación de ácidos fúlvicos, la que puede explicar la disminución en los valores de conductividad eléctrica respecto del tratamiento control.

LITERATURA CITADA

- Al-Harbi A.; M. Wahb-Allah and A. Al-Omran. 2009. Effects of salinity and irrigation management on growth and yield of tomato grown under greenhouse conditions. *International Society for Horticultural Science*. 807: 201-206.
- Al-Karaki, G. 2000. Growth, sodium, and potassium uptake and translocation in salt stressed tomato. *Journal of Plant Nutrition*. 23 (3): 369-379.
- Allen, R.; L. Pereira; D. Raes and M. Smith. 2006. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing water requirements. Rome, Italy. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. 300 p.
- Astegiano, E.; J. Favaro y C. Bouzo. 2001. Estimación del área foliar en distintos cultivares de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) utilizando medidas foliares lineales. *Investigación Agraria: Producción y Protección Vegetales*. 16 (2): 249-256.
- Ayers, R. and D. Westcot. 1994. Water quality for agriculture. Rome, Italy. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 rev 1. 97 p.
- Balliu, A.; G. Vuksani and S. Kaciu. 2008. Grafting effects on tomato growth rate, yield and fruit quality under saline irrigation water. *International Society for Horticultural Science*. 801: 1161-1166.
- Belda, R. and L. Ho. 1993. Salinity effects on the network of vascular bundles during tomato fruit development. *Journal of Horticultural Science*. 68 (4): 557-564.
- Ben-Hur, M. and R. Keren. 1997. Polymer effects on water infiltration and soil aggregation. *Soil Science Society of America Journal*. 61: 565-570.
- Blanco-Canqui, H. and J. Benjamin. 2013. Impacts of soil organic carbon on soil physical behavior (chapter 2, pp. 11-40). In: Logsdon, S., M. Berli and R. Horn (Eds.). Quantifying and modeling soil structure dynamics. Madison, USA. Soil Science Society of America. 194 p.
- Brady, N. and R. Weil. 2008. Nature and properties of soils. 14^o ed. rev. Ohio, USA. Pearson Pretince Hall. 975 p.
- Bui, E. 2013. Soil salinity: A neglected factor in plant ecology and biogeography. *Journal of Arid Environments*. 92: 14-25.
- Casierra-Posada, F.; C. Rodríguez and G. Fisher. 2009. Reducing negative effects of salinity in tomato (*Solanum lycopersicum* L.) plants by adding leonardite to soil. *International Society for Horticultural Science*. 821: 133-140.

- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), Chile. 2007. Estudio agrológico III Región: valle del Copiapó y valle del Huasco: Descripción de suelos, materiales y símbolos. CIREN N°135. 126 p.
- Chirenje, T.; C. Rivero and L. Ma. 2002. Leachability of Cu and Ni, in wood ash-amended soil as impacted by humic and fulvic acid. *Geoderma*. 108: 31-47.
- Cuartero, J. and R. Fernández-Muñoz. 1999. Tomato and salinity. *Scientia Horticulturae*, (78): 83-125.
- Del Amor, F.; V. Martínez, and A. Cerda. 2001. Salt tolerance of tomato plants as affected by stage of plant development. *American Society for Horticultural Science*. 36 (7): 1260-1263.
- Del Rosario, D.; A. Sumage; V. Roxas and T. Bautista. 1990. Response of tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) to salt stress. *The Philippine Agriculturist*. 73 (2): 193-198.
- El-Shawkeer, A.; E. El-Sayad and M. Ewees. 1998. Soil and plant analysis as a guide for interpretation of the improvement efficiency of organic conditioners added to different soils in Egypt. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 29 (11-14): 2067-2088.
- Escaff, M.; P. Gil; R. Ferreyra; P. Estay; A. Bruna; P. Maldonado et al. 2005. El cultivo del tomate en invernadero. La Cruz, Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). 79 p.
- Ettler, V.; J. Jehlicka; V. Masek and J. Hruska. 2005. The leaching behavior of lead metallurgical slag in high-molecular-weight (HMW) organic solutions. *Mineralogical Magazine*. 69 (5): 737-747.
- Ettler, V.; R. Vrtiskova; M. Mihaljevic; O. Sebek; T. Grygar and P. Drahota. 2009. Cadmium, lead and zinc leaching from smelter fly ash in simple organic acids - Simulators of rhizospheric soil solutions. *Journal of Hazardous Materials*. 170: 1264-1268.
- Fernández-Cirelli, A.; J. Arumí; D. Rivera and P. Boochs. 2009. Environmental effects of irrigation in arid and semi-arid regions. *Chilean Journal of Agriculture Research*. 69: 27-40.
- Fernández-García, N.; V. Martínez; A. Cerda and M. Carvajal. 2004. Fruit quality of grafted tomato plants grown under saline conditions. *Journal of Horticultural Science and Biotechnology*. 79 (6): 995-1001.
- Fredlund, D.; D. Sheng and J. Zhao. 2011. Estimation of soil suction from the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*. 48: 186 – 198.

- Gil, M., L. Rodríguez, J. Benítez, R. Sánchez, L. Juana, G. Castañón and F. Laguna. 2011. Utilización del “dfot heat pulse method” para el estudio del bulbo mojado en goteros. En: "X Jornadas de Investigación de la Zona no Saturada del Suelo", 19-21 oct 2011. Salamanca, España.
- Goykovic, V. y G. Saavedra. 2007. Algunos efectos de la salinidad en el cultivo del tomate y prácticas agronómicas de su manejo. *IDESIA*. 25 (3): 47-58.
- Haisheng, H.; W. Wenije; Z. Hong; Z. Yuangang; Z. Zhonghua; G. Yu et al. 2008. Influences of addition of different kriliium in saline-sodic soil on the seed germination and growth of cabbage. *Acta Ecologica Sinica*. 28 (11): 5338-5346.
- Hamdy, A. and P. Sfeir. 2002. Use of soil conditioners under saline irrigation: effect on wheat. *International Society for Horticultural Science*. 573: 339-348.
- Hillhorst, M. 2000. A pore water conductivity sensor. *Soil Science Society of America Journal*. 64: 1922-1925.
- Jian-ming, L. and W. Jing-gui. 2013. Compositional and structural difference of fulvic Acid from black soil applied with different organic materials: assessment after three years. *Journal of Integrative Agriculture*. 12 (10): 1865-1871.
- Jury, W. and R. Horton. 2004. Soil Physics. 6°ed. Hoboken, USA. Wiley. 380 p.
- Lakhdar, A.; C. Hafsi; M. Rabhi; A. Debez; F. Montemurro; C. Abdelly et al. 2008. Application of municipal solid waste compost reduces the negative effects of saline water in *Hordeum maritimum* L. *Bioresource Technology*. 99: 7160–7167.
- Letey, J.; G. Hoffman; J. Hopmans; S. Grattan; D. Suárez; S. Corwin et al. 2011. Evaluation of soil salinity requirement guidelines. *Agricultural Water Management*. 98: 502-506.
- Maas, E. and J. Hoffman. 1977. Salt tolerance current assessment. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. 103:115-134.
- Maas, E. 1993. Testing crops for salinity tolerance (pp. 234-247). In: Maranville, J., B. Baligar, E. Duncan and J. Yohe (Eds). Proc. Workshop on adapation of plants to soil sresses. INTSORMIL. Pub. No. 94-2. University of Nebraska, Lincoln, USA. 1 apr 1993.
- Mahmoodabadi, M.; N. Yazdanpanah; L. Rodríguez; E. Pazira and A. Neshat. 2013. Reclamation of calcareous saline sodic soil with different amendments: Redistribution of soluble cations within the soil profile. *Agricultural Water Management*. 120: 30-38.
- Melero, S.; E. Madejón; J. Ruiz and J. Herencia. 2007. Chemical and biochemical properties of a clay soil under dryland agricultural system as affected by organic fertilization. *European Journal of Agronomy*. 26: 327-334.

- Meyer, W., and D. Reickosky. 1985. Enclosing leaves for water potential measurement and its effects on interpreting soil induced water stress. *Agricultural Meteorology*. 35: 187-192.
- Mitchell, J.; C. Shennan; S. Grattan and D. May. 1991. Tomato fruit yield and quality under water deficit and salinity. *Journal of the American Society for Horticultural Science*. 116: 215-221.
- Mizrahi, Y.; E. Taleisnik; V. Kagan-Zur; Y. Zohas; R. Offenbach; E. Matan et al. 1988. Saline irrigation regime for improving tomato fruit quality without reducing yield. *Journal of the American Society for Horticultural Science*. 113: 202-205.
- Novoa, R. y S. Villaseca. 1989. Mapa agroclimático de Chile. Santiago, Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). 221 p.
- Osman, A. and M. Ewees. 2008. The possible use of humic acid incorporated with drip irrigation system to alleviate the harmful effects of saline water on tomato plants. *Journal of Agricultural Research and Development*. 22: 52-70.
- Oster, J. 1994. Irrigation with poor quality water. *Agricultural Water Management*. 25: 271-297.
- Pacheco, F. and L. Sanches. 2016. Environmental land use conflicts in catchments: a major cause of nitrate in river waters. *Science of the Total Environment*. 548-549: 173-188.
- Pérez-Alfocea, F.; M. Balibrea; A. Santa Cruz and M. Estaño. 1996. Agronomical and physiological characterization of salinity tolerance in a commercial tomato hybrid. *Plant and Soil*. 180 (2): 251-257.
- Qadir, M. and J. Oster. 2004. Crop and irrigation management strategies for saline-sodic soils and waters aimed at environmentally sustainable agriculture. *Science of the Total Environment*. 323: 1-19.
- Qadir, M.; A. Ghafoor and G. Murtaza. 2001. Use of saline-sodic waters through phytoremediation of calcareous saline-sodic soils. *Agricultural Water Management*. 50: 197-210.
- Rady, M. 2012. A novel organo-mineral fertilizer can mitigate salinity stress effects for tomato production on reclaimed saline soil. *South African Journal of Botany*. 81: 8-14.
- Rhoades, J.; A. Kandiah and A. Mashali. 1992. The use of saline waters for crop production. Rome, Italy. FAO Irrigation and Drainage Paper 48. 147 p.
- Romero-Aranda, R.; T. Soria and J. Cuartero. 2001. Tomato plant-water uptake and plant-water relationships under saline growth conditions. *Plant Science*. 160: 265-272.

- Sadzawka, A.; M. Carrasco; R. Grez; M. Mora; H. Flores y A. Neaman. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Serie Actas INIA N° 34. Santiago, Chile. 164 p.
- Salazar, O.; I. Wesström; A. Joel and M. Youssef. 2013. Application of an integrated framework for estimating nitrate loads from a coastal watershed in south-east Sweden. *Agricultural Water Management*. 129: 56-68.
- Sandoval, M.; J. Dorner; O. Seguel; J. Cuevas y D. Rivera. 2012. Métodos de análisis físicos de suelos. Departamento de Suelos y Recursos Naturales. Universidad de Concepción. Pub. N° 5. Concepción, Chile. 80 p.
- Santibáñez, F.; P. Santibáñez; C. Caroca; P. González; F. Huiza; P. Perry et al. 2015. Evapotranspiración de referencia, para la determinación de las demandas de riego en Chile. AGRIMED, Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 110 p.
- Serio, F.; L. De Gara; S. Caretto; L. Leo and P Santa María. 2004. Influence of an increased NaCl concentration on yield and quality of cherry tomato grown in posidona (*Posidonia oceanica* L.). *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 84 (14): 1885-1890.
- Sierra, C.; R. Céspedes y A. Osorio. 2001. Caracterización de la salinidad de los suelos y aguas del valle del río Copiapó. Copiapó, Chile. Instituto de Investigación Agropecuaria (INIA). 32 p.
- Simunek, J.; M. Sejna; H. Saito; M. Sakai and T. van Genuchten. 2013. The Hydrus-1D software package for simulating the movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 4.16 Hydrus software series 3. Department of environmental sciences. University of California. Riverside, USA. 340 p.
- Singh, A. and B. Pandeya. 1998. Sorption and release of cadmium-fulvic acid complexes in sludge treated soils. *Bioresource Technology*. 66: 119-127.
- Singh, P.; A. Singh; H. Tiwari and P. Dwivedi. 2011. The effect of salts of the hydraulic conductivity of the saline alkali soil. *Indian Journal of Scientific Research*. 2(4): 117-119.
- Taiz, L. and E. Zeiger. 2006. Plant physiology. 4°ed. Ankeny, USA. Sinauer Associates. 650 p.
- Tejada, M.; C. García; J. González and M. Hernández. 2006. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biology & Biochemistry*. 38: 1413-1421.
- Tóht, G.; L. Montanarella and E. Rusco. 2008. Threats to Soil Quality in Europe. Luxemburg. European Communities. 151 p.

Turan, M.; B. Asik; A. Katkat and H. Celik. 2011. The effects of soil-applied humic substances to the dry weight and mineral nutrient uptake of maize plants under soil-salinity conditions. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*. 39: 171-177.

Van Genuchten, T.; F. Leij and S. Yates. 1991. The Retc code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils, Version 1.0. U.S. Salinity Laboratory, USDA. California, USA. 85 p.

Wichelns, D. and M. Qadir. 2014. Achieving sustainable irrigation requires effective management of salts, soil salinity, and shallow groundwater. *Agricultural Water Management*. 157: 31-38.

Zhang, T.; T. Wang; K. Liu; L. Wang; K. Wang and Y. Zhou. 2015. Effects of different amendments for the reclamation of coastal saline soil on soil nutrient dynamics and electrical conductivity responses. *Agricultural Water Management*. 159: 115-122.

Zhang, Z.; H. Hu; F. Tian; H. Hu; X. Yao and R. Zhong. 2014. Soil salt distribution under mulched drip irrigation in an arid area of northwestern China. *Journal of Arid Environmemnts*. 104: 23-33.

Zhang, R. 1997. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from disk infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal*. 61: 1024-1030.

ANEXO 1

ANÁLISIS REFERENCIAL DEL AGUA DE RIEGO ENSAYOS 2 Y 3

Cuadro 16. Características químicas del agua de riego de la Estación Experimental Antumapu.

Parámetro	Unidades	Agua de riego
pH	-	7,50
CE	dS m ⁻¹	1,39
Ca ⁺²	mg L ⁻¹	161,52
K ⁺	mg L ⁻¹	21,51
Mg ⁺²	mg L ⁻¹	1,64
Na ⁺	mg L ⁻¹	89,47
Cl ⁻	mg L ⁻¹	116,31
HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	40,27
SO ₄ ⁻	mg L ⁻¹	235,83

Fuente:

Acuña, E. 2016. Evaluación de *Atriplex halimus* y *Chrysopogon zizanioides*. en la fitorremediación inducida de un suelo contaminado con plomo. Tesis. Magíster en Manejo de Suelos y Aguas. Facultad de Ciencias Agronómicas, Escuela de Postgrado. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 98h.

APÉNDICE 1

DESCRIPCIÓN DE SUELO ENSAYO 1

El perfil que se encuentra ubicado en las coordenadas 27° 19' 20" sur, 70° 32' 47" oeste a 225 msnm. Se trata de un suelo en posición de terraza aluvial, altamente estratificado, plano y ligeramente profundo, en donde dominan las texturas medias a gruesas, bien estructurado, con presencia de carbonatos, los que disminuyen en profundidad, por lo que son atribuibles al riego.

Al momento del ensayo, existía una plantación de tomate cv. Luciana al aire libre, bajo riego por goteo y mulch de plástico negro.

Profundidad
(cm)

0 - 18 Apk	Pardo grisáceo muy oscuro (10YR 3/2) en húmedo; franco arenosa: bloques subangulares medios a gruesos, moderados; ligeramente adhesivo; ligeramente plástico; raíces finas y medias comunes, poros finos abundantes, medios escasos; fuertemente efervescente al HCl; límite lineal claro.
18 - 31 Bkz ₁	Pardo oscuro (10YR 3/3) en húmedo; franca; bloques subangulares medios moderados; moderadamente adhesivo; moderadamente plástico; raíces finas escasas; poros finos comunes y medios escasos; violentamente efervescente al HCl; límite lineal claro. Obs. Presencia de lente de limo y de sales blancas que disuelven en agua.
31 - 39 Bkz ₂	Pardo muy oscuro (10YR 2/2) en húmedo, franco arenosa; bloques subangulares medios moderados; moderadamente adhesivo; ligeramente plástico; raíces muy finas abundantes; poros medios escasos y finos abundantes; violentamente efervescente al HCl; límite lineal claro. Obs. Presencia de sales blancas que disuelven en agua.
39 - 53 2Bkz ₃	Pardo oscuro (7,5 YR 3/3) en húmedo; franco arcillo limosa; bloques subangulares medios moderados; moderadamente adhesivo; muy plástico; raíces muy finas escasas; poros finos escasos; fuertemente efervescente al HCl; límite ondulado claro. Obs. Presencia de sales blancas que disuelven en agua.
53 - 64 3L	Negro (7,5 YR 2,5/1) en húmedo; areno francosa; bloques subangulares medios moderados; ligeramente adhesivo; ligeramente plástico; raíces muy finas escasas; poros muy finos abundantes; ligeramente efervescente al HCl; límite ondulado claro.

64 - 88 y más 3C Pardo oscuro (10 YR 3/3) en húmedo; arena; grano simple; no adhesivo; no plástico; poros muy finos abundantes; muy ligeramente efervescente al HCl.



Figura 15. Perfil de suelo del Ensayo 1 (Capítulo II).