



RESPUESTA DE LA SOJA A ELEMENTOS TÓXICOS (CLORUROS, ARSENIATOS, FLUORUROS Y VANADATOS) PRESENTES NATURALMENTE EN AGUAS Y SUELOS

Ana Muzlera Klappenbach, Carolina Bustingorri y Raúl S. Lavado

INBA (CONICET/UBA) y Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires Av. San Martín 4453, (1417) Buenos Aires, Argentina.

Recibido: 04-05-15

Aceptado 25-06-15

RESUMEN

Las fuentes de elementos tóxicos que afectan a los cultivos se clasifican, según su origen, en antrópicas o naturales. En el presente trabajo se consideran elementos tóxicos de origen natural aunque movilizados por la actividad del hombre, y vinculados principalmente con las aguas subterráneas. Estos elementos tóxicos suelen ingresar a los suelos y desde allí son absorbidos por las raíces, se traslocan y se acumulan en las plantas. El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de cloruros, arseniatos, fluoruros y vanadatos sobre la composición y la producción de soja.

Palabras clave. Toxicidad por riego, elementos tóxicos, salinidad.

SOYBEAN RESPONSE TO TOXIC ELEMENTS (CHLORIDES, ARSENATES, FLUORIDES AND VANADATES) NATURALLY CURRENT IN WATER AND SOIL

SUMMARY

The sources of toxic elements that affect crops are classified according their origin, anthropogenic or natural. In this paper are considered naturally occurring toxic elements present in groundwater, although mobilized by human activities. Toxic elements usually enter the soil and from there they are absorbed by the roots, translocate and accumulated in plants. The aim of this paper was to evaluate the effect of chlorides, arsenates, vanadates and fluorides on composition and yield of soybeans.

Key words. Toxicity irrigation, toxic elements, salinity.

INTRODUCCIÓN

La soja (*Glicine max* L.) ha pasado a ser el cuarto cultivo más importante del mundo, solo superada por los tres principales cereales (arroz, trigo y maíz). La mayor parte de la producción mundial de este cultivo se concentra en cuatro países: EEUU, Brasil, Argentina y China (AC-SOJA, 2014). La amplia difusión de la soja se debe no solamente a las características nutricionales que posee, sino también a su habilidad de crecer bajo un amplio rango de condiciones ambientales y de manejo (Eickhout *et al.*, 2006). Esta característica es una de las principales razones del porqué la soja está siendo cultivada sobre suelos marginales y condiciones ambientales más frágiles. Entre estos últimos, por ejemplo, se destacan los suelos salinos en varias partes del mundo (Essa, 2002; Scanlon *et al.*, 2005) incluida la Argentina (Videla Mensengue *et al.*, 2005). En nuestro país la soja tuvo un significativo desarrollo a partir de 1970, consolidándose a comienzos de la década de 1980 y pasando a ser el cultivo principal a partir de 1990 (FAO, 2008). El cultivo se inició en el núcleo central de la región Pampeana, y se expandió rápidamente hasta alcanzar zonas ocupadas por suelos halomórficos, con presencia de cloruros (Cl), y zonas periféricas de la región pampeana, como la zona semiárida en la cual aparecen problemas de arsénico (As), fluor (F) y vanadio (V). Estos elementos, habitualmente de origen geoquímico natural, pueden afectar el desarrollo normal del cultivo y se encuentran en aguas y suelos, por ascenso capilar o por irrigación con aguas que poseen concentraciones elevadas de ellos (Reinaudi y Lavado, 1978; Troiani *et al.*, 1987; Heredia y Fernández-Cirelli, 2009).

En el presente trabajo se analizan cinco experimentos realizados por los autores en las instalaciones de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA). Los experimentos se llevaron a cabo en macetas en invernáculo, con un diseño completamente aleatorizado con 4/8 repeticiones por tratamiento, según los casos. En los experimentos con Cl, As

y F se utilizaron macetas de 8 L de capacidad con un sustrato compuesto por 60% suelo (Horizonte A, Argiudol Típico) y 40% arena, en una mezcla homogénea. En el quinto experimento con As y V se utilizó 92% de un horizonte A, Argiudol Típico y 8% arena fina. En tres experimentos, los tratamientos consistieron en riegos periódicos con agua de riego de diferente nivel de Cl, ó As, F o ambos, ó As y V o ambos, abarcando controles, niveles encontrados en aguas de riego de nuestro país y diversos grados de contaminación. Las aplicaciones se efectuaron sobre las plantas, simulando el riego por aspersión. En otro experimento se regó el suelo de la maceta con diferentes niveles de cloruros. El quinto experimento, se añadieron al suelo diferentes concentraciones de arseniato de sodio o fluoruro de sodio. Luego cada suelo contaminado fue sometido a ciclos de humedecimiento-secado durante tres meses a fin de alcanzar la interacción ante los componentes del suelo y los elementos añadidos, para reducir la sobreestimación de los efectos tóxicos de los mismos. Los resultados obtenidos de estos ensayos fueron analizados estadísticamente mediante un Análisis de la varianza (ANOVA) con un nivel de significancia del 95% o 99% según el caso. Cuando se encontraron diferencias significativas la comparación de medias se realizó mediante el test LSD.

Cloruros

La salinidad es uno de los principales factores limitantes de la productividad agrícola. Los suelos afectados por sales se encuentran distribuidos por todo el mundo; Generalmente se asocian a zonas con déficit hídrico, donde las sales tienden a acumularse, sin embargo, también se ubican en áreas con excesos hídricos. Prácticamente no existe país que no tenga áreas cubiertas con suelos afectados por sales, siendo la Argentina uno de los que posee mayor superficie salinizada. A estos procesos naturales se suma la actividad antrópica, que modifica el balance hídrico en muchas áreas e introduce sales en agrosistemas a partir de distintas fuentes, como el riego.

Esto genera, en muchos casos, toxicidad por iones y desbalances nutricionales en los cultivos, así como la salinización del suelo (Lavado, 2009).

En suelos halomórficos la primera respuesta del cultivo es el estrés hídrico debido a la caída en el potencial agua. En una segunda fase, aparecen efectos debido a iones tóxicos, como el cloruro (Cl^-) y ocurren desórdenes nutricionales. Debido a que es el anión de mayor abundancia entre las sales solubles, la toxicidad por Cl^- se encuentra asociada, principalmente, a condiciones de salinidad. Cuando el nivel de Cl^- en los suelos es alto la absorción por las plantas es significativa (Larcher, 2003). Por ello, la utilización agrícola de aguas de baja calidad genera, entre otros problemas, toxicidad por éste y otros iones tóxicos. Se sabe que el riego por aspersión magnifica estos efectos en comparación con tecnologías de aplicación en suelo como ser goteo o surco (Grattan *et al.*, 1994). Si bien los Cl^- son fitotóxicos, existe una gran variación en la sensibilidad de las plantas a su acumulación y se encuentran diferencias entre especies y dentro de ellas. Las legumbres en general, y la soja en particular, son consideradas sensibles a altos niveles de salinidad. El umbral de conductividad eléctrica (CE), definido como el valor de CE por encima del cual la producción de biomasa aérea se reduce significativamente en comparación con medios no salinos, se considera alrededor de los 5 dSm^{-1} en soja (Shalhevet *et al.*, 1995). Sin embargo, otros autores sugieren valores más bajos de este umbral, alrededor de 2 dSm^{-1} (Katerji *et al.*, 2000). Una limitación de estos estudios es que se utilizaron niveles de salinidad permanentes y no consideraron diferentes estados fenológicos del cultivo. Khajeh Hosseini *et al.* (2002), sin embargo, encontraron que la respuesta de la soja al estrés por salinidad cambia a lo largo de los estados fenológicos.

Se realizaron dos ensayos evaluando el efecto de la salinidad en la soja. En el primer caso se evaluó el efecto de la salinidad continua, versus la salinidad en pulsos. En el segundo ensayo se evaluó el efecto de la salinidad aplicada vía foliar, imitando un sistema de riego por aspersión. Para

ambos ensayos, el agua salina fue obtenida mediante la incorporación de cloruro de sodio (ClNa) a agua destilada hasta alcanzar las CE utilizadas: 2 dS m^{-1} , 4 dS m^{-1} u 8 dS m^{-1} . En ambos casos se encontró una buena relación entre el rendimiento de la soja y la concentración de Cl^- en hojas determinado mediante valorización volumétrica. Para esto, las muestras se redujeron a cenizas con Na_2CO_3 y los residuos remanentes fueron incinerados y disueltos con HNO_3 . Luego de filtrados se analizó el total de cloruros contenidos a través de una valoración volumétrica (AOAC, 1965).

Bustingorri y Lavado (2011, 2012) determinaron el efecto de niveles de cloruros constantes en el suelo o con concentraciones variables (Tabla 1), semejando pulsos de salinidad como ocurren en condiciones de campo. La emergencia de la soja se retrasó y decreció comparado con el control, concordando con estudios previos de germinación en condiciones de salinidad (Shalhevet *et al.*, 1995; Khajeh Hosseini *et al.*, 2002). La soja respondió de manera diferente a valores constantes versus pulsos de salinidad. En la Tabla 1 se muestran los datos de altura de planta, biomasa, rendimiento y concentración foliar de Cl^- para cada tratamiento. Al momento de la cosecha se determinó la concentración de Cl^- en hoja y su relación con el rendimiento observando un decrecimiento del mismo con mayores niveles de Cl^- (Fig. 1).

Al finalizar el ensayo se analizaron los cationes y aniones presentes en el extracto de saturación de las macetas, observándose un incremento en Na^+ y Cl^- acorde a los tratamientos planteados (Tabla 2).

En el segundo experimento también se observó una reducción de la biomasa. La cual fue mayor que en el experimento anterior al aplicarse el agua mediante aspersión (Tabla 3).

Los resultados del experimento de irrigación muestran que la biomasa se redujo tal como encontraron Dabuxilatue Ikeda (2005) y Essa (2002).

Los resultados obtenidos son consistentes con los de otros autores que muestran la baja tolerancia de la soja a la salinidad (Katerji *et al.*, 2003).

Tabla 1. Efecto de la salinidad continua o en forma de pulsos sobre la soja, tomado de Bustingorri y Lavado, 2011).

Tratamiento y nivel de CE (dSm ⁻¹)	Altura planta	Biomasa radical	Biomasa aérea	Rendimiento granos	Concentración foliar de Cl ⁻ ^a
Testigo	100	100	100	100	0,58
4 continuo	97,79*	19,92*	93,7*	13,2*	1,60
8 continuo	Muere planta				
4 pulso	92,85*	50,03*	73,8*	33,6*	0,88
8 pulso	60,61*	13,07*	62,7*	24,2*	1,22

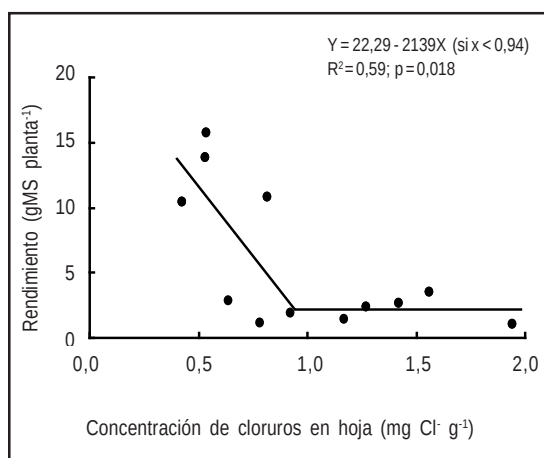
*) Diferencias estadísticas α : 0.01. ^a) Determinados con la técnica de AOAC, 1965).

Figura 1. Relación entre la concentración de cloruros en hoja y el rendimiento.

Tabla 2. Composición del extracto de saturación del suelo (meq L⁻¹) 50 días después de la siembra.

Ion	Tratamientos				
	C	0,4P	0,8P	0,4S	0,8S
Bicarbonatos	3,94	7,92	8,57	9,49	8,18
Cloruros	3,28	16,06	61,10	23,14	44,75
Sodio	3,79	19,35	61,43	27,08	47,28
Calcio	2,04	3,28	5,21	4,13	4,28
Magnesio	1,28	2,51	2,85	2,59	2,48
Potasio	0,31	0,25	0,74	0,31	0,31
Sulfatos	ND	ND	ND	ND	ND

C=0 Control: 0 Sm⁻¹; 0,4S = 0,4Sm⁻¹ continuo; 0,8S=0,8 Sm⁻¹ continuo; 0,4P = 0,4Sm⁻¹, pulsos y 0,8P=0,8 Sm⁻¹ pulsos; ND: No determinado.Tabla 3. Rendimiento en g MS planta⁻¹.

Aplicación	Control	2 dSm ⁻¹ Continuo	4 dSm ⁻¹ Continuo	4 dSm ⁻¹ Pulsos	8 dSm ⁻¹ Continuo	8 dSm ⁻¹ Pulsos
Riego	12,8	—	1,7	4,3	—	3,1
Asperjado	10,68	7,85	1,22	—	—	—
Rendimiento en relación al control en %						
Aplicación	Control	2 dSm ⁻¹ Continuo	4 dSm ⁻¹ Continuo	4 dSm ⁻¹ Pulsos	8 dSm ⁻¹ Continuo	8 dSm ⁻¹ Pulsos
Riego	100	—	13,28	33,59	—	24,22
Asperjado	100	73,50	11,42	—	—	—

Los daños por salinidad en soja resultan de la acumulación de cloruros y sodio en tallos y hojas (Esa, 2002; Khajeh Hosseini *et al.*, 2002).

Se sabe que Na⁺ y Cl⁻ son absorbidos desde las hojas cuando estos iones son asperjados sobre ellas (Maas *et al.*, 1982). Se analizó la relación en-

tre los niveles de Cl^- en hoja en R1 y R2 y el rendimiento en gMS planta^{-1} . En hoja se obtuvieron valores de cloruros de 1 a 6 mg g^{-1} MS (Fig. 2), siendo levemente superiores que los encontrados en otros estudios que rondaban 0,7 a 4,45 mg g^{-1} DM (Essa 2002; Jeong-Dong *et al.*, 2008). Claramente, los Cl^- ingresan por vía foliar y afectan al grano en la etapa de llenado. La producción de grano se redujo severamente cuando la CE del agua de riego superó los 2 dSm^{-1} . Este valor es menor que los 4-5 dSm^{-1} establecidos, por algunos autores, como umbral para sistemas de riego subterráneo, de surco o goteo (Shalhevet *et al.*, 1995; Kao *et al.*, 2006).

La relación encontrada entre la concentración de Cl^- en hojas (Fig. 1) o la relación K/Na (en todas las etapas fenológicas) y el rendimiento pueden usarse como herramienta de diagnóstico para estimar las pérdidas de rendimiento cuando la salinidad es el principal factor de estrés, debido a la estrecha relación entre estos.

Arseniatos

El arsénico (As) está ampliamente distribuido en la corteza terrestre y se encuentra en elevadas concentraciones en las aguas subterráneas de muchos países. Entre ellos Bangladesh, Vietnam, China, Taiwán, Chile, Estados Unidos, Australia e India (Smedley y Kinniburgh, 2002). Las concentraciones varían desde 0,5 mg L^{-1} hasta 120 mg L^{-1} , mientras las concentraciones de las aguas superficiales tienden a ser menores a 0,01 mg L^{-1} (Smedley y Kinniburgh, 2002). El As está presente en suelos, frecuentemente, en formas inorgánicas como As (V) y en concentraciones que van desde 0,1 a 90 mg kg^{-1} ; el promedio mundial de As en suelos es de 5 mg kg^{-1} (Dahal *et al.*, 2008). La presencia de As, aún en niveles relativamente bajos, es de fundamental importancia debido a su alta toxicidad. En la Argentina casi la totalidad de la llanura Chaco-pampeana está afectada por As (Farías *et al.*, 2003; Smedley *et al.*, 2005). Las aguas subterráneas utilizadas para riego son la principal vía de ingreso de As a

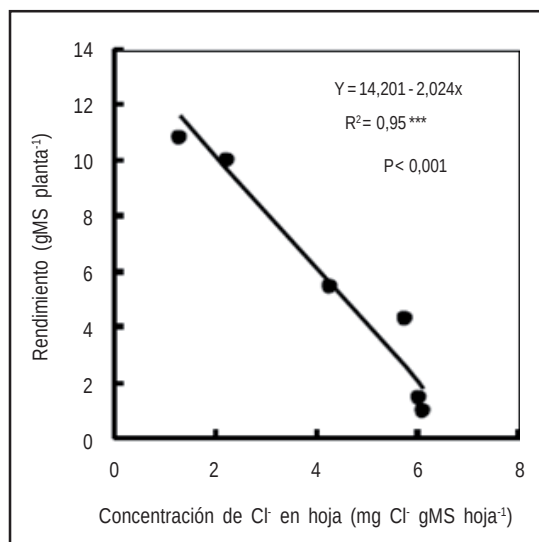


Figura 2. Relación entre concentración de Cl^- en hoja en R1-R2 y rendimiento.

los suelos. El As afecta negativamente a los cultivos y la seguridad alimentaria (contaminación de la cadena alimentaria) (Senanayakea y Mukherjib, 2014). Este fenómeno fue documentado en muchos países (Heikens *et al.*, 2007; Dahal *et al.*, 2008), incluyendo la Argentina (Reinaudi y Lavado, 1978; Franco *et al.*, 2012).

El efecto del As en el agua de riego sobre el crecimiento y rendimiento de la soja no ha sido suficientemente estudiado, como tampoco su acumulación en los tejidos. Muchos estudios sobre el efecto de riego con aguas ricas en As sobre los cultivos fueron centrados en el cultivo de arroz, que utiliza riego por inundación. No hay referencias acerca de riego por aspersión, usando agua contaminada con este elemento ni su toxicidad en los cultivos. Las plantas expuestas a crecientes niveles de As sufren estrés oxidativo y muestran signos de toxicidad, como inhibición de la germinación, disminución de la clorofila y la fotosíntesis, disminución de altura, macollaje o ramificación, reducción de biomasa aérea y radical, reducción del rendimiento y, en algunos casos, la muerte de la planta (Pigna *et al.*, 2008). De

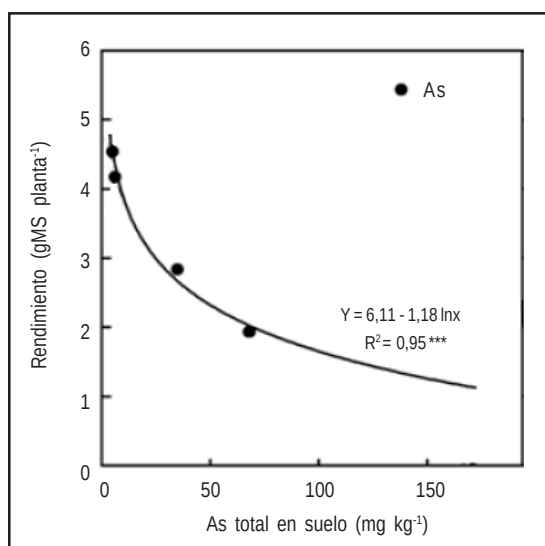


Figura 3. Relación entre el rendimiento de la soja y la concentración de As total en suelo.

acuerdo con Sheppard (1992) las concentraciones de As en suelos que se consideran tóxicas para la soja varían entre 12,5 y 84 mg kg⁻¹.

Bustingorri *et al.* (2015) determinaron el efecto de niveles de arseniatos biodisponibles en suelo sobre la soja. Estos fueron determinados como el As que fue extractado con una solución 1.0 M de acetato de sodio a pH 5 y cuantificado por CP-AES (Anawar *et al.*, 2008).

En una etapa temprana de los ensayos, el crecimiento de las plantas no mostró evidencias de toxicidad excepto para altas concentraciones de As (276-289 mg As kg⁻¹). Las plantas bajo este tratamiento presentaron crecimiento limitado y murieron 20-25 días después de la siembra. Cuando la soja creció con bajas concentraciones de As no hubo diferencias en la biomasa con respecto al control ($p < 0,05$), sin embargo, cuando la concentración de As en suelo fue mayor que 35 mg As kg⁻¹ la biomasa decreció un 50%. La biomasa radical fue la más afectada de la planta en todos los tratamientos, seguido por las hojas. Similares resultados fueron descriptos para arroz, trigo y

otros cultivos (Pigna *et al.*, 2008; Panaullah *et al.*, 2009).

Se encontró una estrecha relación entre el rendimiento de soja y la concentración de As en el suelo (Fig. 3), tal como se encontró en arroz y cebada (Heikens *et al.*, 2007). Farid *et al.* (2005) encontraron una alta correlación entre As en suelo y As en paja y granos de arroz. El umbral de fitotoxicidad (LC50) para As, definido como la concentración en tallo más allá de la cual el rendimiento del cultivo decrece un 50% (Jha *et al.*, 2009) se fijó en 2,59 mg As kg⁻¹ en tallo.

La concentración de As en las raíces de la soja fue 2-3 veces mayor que el observado en la biomasa aérea, donde el orden de concentración fue hojas>tallos>vainas>grano. Para este experimento la concentración en el grano de soja presentó valores entre 0,1 y 0,9 mg kg⁻¹ de materia seca. En ningún caso se superó el límite aceptable de As, según Zhao *et al.* (2010). En general, el contenido de As en la parte comestible de la mayoría de las plantas es bajo comparado con los valores en raíces y tallos (Rahman *et al.*, 2008). La concentración de arsénico en grano fue similar a los niveles de As en granos de arroz de Bangladesh (Hossain *et al.*, 2009).

En otro experimento (Bustingorri y Lavado 2014), donde los arseniatos fueron aplicados mediante el agua de riego, la biomasa y el rendimiento de la soja decrecieron significativamente ante mayores concentraciones de As, concordando con resultados encontrados en arroz (Panaullah *et al.*, 2009) y en trigo (Pigna *et al.*, 2008). Algunos autores (citados por Heikens *et al.*, 2007) encontraron que aguas con concentraciones de As en el orden de 0,2 mg L⁻¹ causan efectos adversos en plantas de arroz. En este experimento el efecto del As fue observado cuando los valores en agua fueron mayores a 0,6 mg L⁻¹ (Tabla 4). El efecto del riego por aspersión con aguas ricas en As en soja aún no es bien conocido, aunque los resultados son semejantes a los encontrados en otras especies cultivadas con sistemas de riego aplicados al suelo.

Tabla 4. Valores medios y desvíos estándar para la concentración de As en los distintos órganos de plantas de soja para cada concentración de As en las aguas de riego. Tomado de Bustingorri *et al.*, 2014.

As (mg L ⁻¹)	Concentración total de As (mg kg ⁻¹)				
	Raíces	Hojas	Tallos	Vainas	Grano
Control	2,42	0,75	0,44	0,36	0,25
As 0,6	3,75	0,92	0,86	0,59	0,43
As 10	8,95	5,33	1,61	0,79	0,53
As 50	14,94	6,46	2,59	2,74	1,08
As 200	na	na	na	na	na
LSD p<0,05	0,58	0,22	0,42	0,19	0,10

La concentración de As en las plantas de soja aumentó a medida que aumentó la concentración en el agua de riego así como se encontró en arroz (Heikens, 2006). Se observó una muy buena correlación entre el As en el agua de riego y el As en los granos ($r^2: 0,965$). El factor de bioconcentración (FBC) es la relación entre la concentración de un elemento determinado en el tejido vegetal y la concentración de este en el suelo. El FBC es usado para comparar la eficacia de las plantas para concentrar elementos desde el suelo en su biomasa (Audet y Charest, 2007). En estos ensayos el FBC fue siempre menor a 1, indicando así una bioconcentración de As no significativa. El FBC decrece a medida que aumenta el As en suelo, reflejando los efectos de toxicidad.

Fluoruros

El F, al igual que el As, se encuentra en las rocas, en las aguas subterráneas y en los suelos (Wenzel y Blum, 1992).

En condiciones normales, la concentración de F en el suelo se encuentran alrededor de 15-20 mg kg⁻¹, no obstante en situaciones de contaminación las concentraciones en suelo pueden alcanzar 1500 mg kg⁻¹ (Cronin *et al.*, 2000). El F también está presente en grandes concentraciones en los grandes acuíferos y cuerpos de aguas

alrededor del mundo, entre ellos, Corea, China, Ghana, India, Estados Unidos, México y Argentina (Smedley y Kinniburgh, 2002; Smedley *et al.*, 2005). Muy frecuentemente, estas aguas subterráneas son utilizadas para riego. Esta es la vía común de ingreso de F a los suelos agrícolas, el cual afecta negativamente la producción de cultivos y la seguridad alimentaria (Cronin *et al.*, 2000). El enriquecimiento de los suelos con F proveniente de las capas freáticas por ascenso capilar (Lavado y Reinaudi, 1983) es otra fuente de F. El problema de la contaminación por riego con aguas enriquecida en F fue documentado en el país desde la década de 1980 (Troiani *et al.*, 1987).

La fitotoxicidad del F fue menos estudiada que la del As. Bar-Yosef y Rosenberg (1988) afirmaron que las principales diferencias en los niveles de fitotoxicidad dependían de la especie. Se conocen resultados para avena, arroz, cebolla y algunas pasturas (Cronin *et al.*, 2000; Jha *et al.*, 2009). El F puede ser tóxico tanto para las plantas como para los animales (Miller *et al.*, 1999). El nivel de F que resulta tóxico para el crecimiento vegetal es muy variable según las especies, sin embargo, se sabe que causa disminución del crecimiento radical, menor biomasa aérea y menor rendimiento (Cronin *et al.*, 2000; Jha *et al.*, 2009).

Bustingorri *et al.* (2014) determinaron el efecto de F en suelo sobre la soja. La biomasa radical fue la más afectada, seguida por las hojas. En contraste con los resultados obtenidos en plantas de arroz (Heikens *et al.*, 2007), la altura de la soja fue severamente afectada. Además, similar a lo descripto para arroz y cebada (Heikens *et al.*, 2007), el rendimiento fue el parámetro más sensible. El peso por semilla y el rendimiento decrecieron a medida que el F en el suelo aumentó ($p<0,005$) (Fig. 4). La concentración de F presentó el siguiente orden: hojas> vainas> tallos> granos. Se encontró una correlación entre el F presente en suelo y F en granos de soja ($r^2: 0,991$). El umbral de fitotoxicidad (LC50) para F en soja fue de 17,95 mg F kg⁻¹.

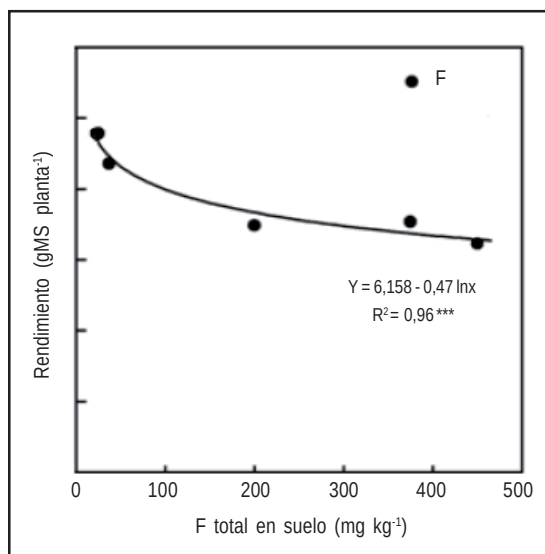


Figura 4. Relación entre el rendimiento de la soja y la concentración de F total en suelo.

El efecto perjudicial del F en agua de riego, sobre la biomasa y rendimiento de la soja, fue encontrado a altas concentraciones (25 mg F L⁻¹ y mayores). Efectos fito-tóxicos severos se encontraron en arroz, incluyendo una reducción del 60% en el total de la biomasa cuando la concentración de F en el agua de riego alcanzó los 30 mg F L⁻¹ (Mackowiak *et al.*, 2003). Debe tenerse en cuenta, además, que no es probable de encontrar concentraciones mayores a 5 mg L⁻¹ de F en el agua de riego en la mayoría de las condiciones agrícolas de los distintos países (Smedley and Kinniburgh, 2002). Es difícil especular si estas concentraciones puede resultar peligrosas para el ser humano debido a que no están claros los umbrales de F en plantas por encima de los cuales el consumo podría ser peligroso para la salud (Jha *et al.*, 2009).

El efecto de aplicar aguas ricas en F mediante riego por aspersión no está bien estudiado. Bustingorri y Lavado (2014) encontraron que la concentración de F en la planta de soja (Tabla 5) aumentó a medida que la concentración en el agua de riego aumentaba mostrando una muy

Tabla 5. Valores medios y desvíos estándar para la concentración de F en los distintos órganos de plantas de soja para cada concentración de F en las aguas de riego. Tomado de Bustingorri *et al.*, 2014

		Concentración total de F (mg kg ⁻¹)				
	F (mg L ⁻¹)	Raíces	Hojas	Tallos	Vainas	Grano
	Control	1,9	2,35	1,32	1,36	1,03
F	9	3,35	4,34	2,09	2,49	1,17
	25	9,57	13,02	6,98	12,81	1,82
	50	25,19	21,65	16,08	15,56	3,20
	200	40,59	28,36	17,95	18,86	5,72
LSD	p<0,05	0,98	1,25	0,78	0,21	0,08

buena correlación entre el F en el agua de riego y el F en el grano de soja (r^2 : 0,954). El FBC fue siempre menor a 1, indicando ausencia de bioconcentración para el F. El FBC mostró acumulación de F en los tejidos de las plantas asociadas a bajo daño en las plantas.

Vanadatos

En nuestro país se ha encontrado una correlación positiva entre As y V en aguas subterráneas (Heredia y Fernández-Cirelli, 2009). El V, al igual que el As, se encuentra normalmente en forma oxidada como vanadatos (Smedley, 2002; Bundschuh *et al.*, 2007). En suelos se encuentra entre 3-230 mg kg⁻¹ y es más común en suelos arcillosos. En el agua se encuentra en 0,3-20 mg L⁻¹. En el Reino Unido el límite permitido para agua potable es 10 mg L⁻¹ para consumo y 70 mg L⁻¹ para riego mientras que la FAO pone el límite de V en 10 mg L⁻¹ para todo uso (Wang y Mulligan, 2006).

Muzlera *et al.* (2014) realizaron un ensayo con plantas de soja aplicando riego por aspersión con aguas enriquecidas en V y con As. El rendimiento de la soja fue afectado por la presencia de V. Los tratamientos sin V rindieron, en promedio, 4,2% más que los tratamientos que tuvieron V sin diferencia entre las dosis utilizadas (Fig. 5). Tampoco se observó interacción entre el V y el As.

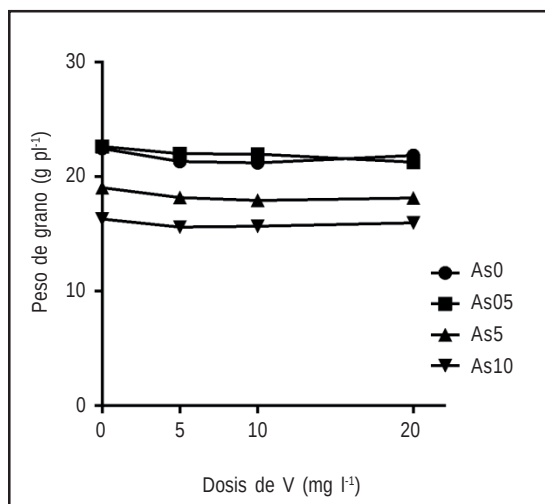


Figura 5. Rendimiento de Soja en función de la dosis de V para cada nivel de As.

La concentración de V en la biomasa aérea de la soja tuvo relación directa con la dosis de V presente en el agua de riego. Se encontró una relación lineal positiva entre la concentración de V en hojas y las dosis utilizadas en el agua de riego (Fig. 6) para todos los niveles de As utilizados con un ajuste del 96%. En cambio, la concentración de V en grano no mostró efecto de los

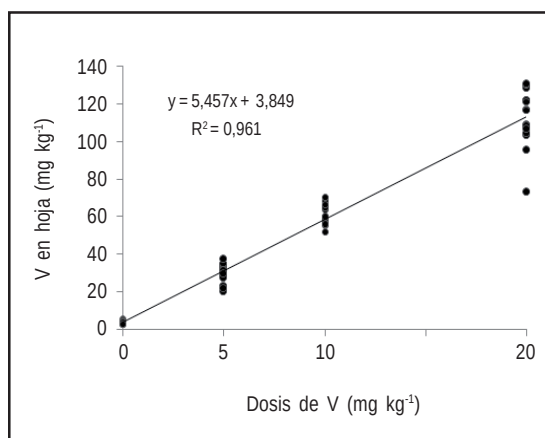


Figura 6. Concentración de V en hoja en función de la dosis de V utilizada.

factores simples (dosis de As y dosis de V) pero mostró interacción de ambos aunque con distinto comportamiento para las dosis de As utilizadas y, por lo tanto, sin un patrón definido (Fig. 7).

CONCLUSIÓN

La soja es muy sensible a las sales solubles, integradas principalmente por Cl^- . Sin embargo, cuando existen pulsos de salinidad se afecta poco el tamaño y aspecto de la planta de soja, pero se afecta mucho su rendimiento. Esta observación tiene una clara consecuencia agronómica: en suelos afectados por sales el cultivo puede parecer saludable pero los rendimientos pueden ser extremadamente bajos. El riego por aspersión agrava la baja tolerancia a la salinidad de la soja, restringiendo su cultivo en estas condiciones. La absorción de Cl^- a través de las hojas provocó severas reducciones en el rendimiento de este cultivo. Se encontraron relaciones entre la acumulación temprana de iones y el rendimiento de soja, que pueden ser usadas para anticipar reducciones en el rendimiento en cultivos de soja bajo riego.

Con niveles de concentración de As equivalentes a los registrados en gran número de perfora-

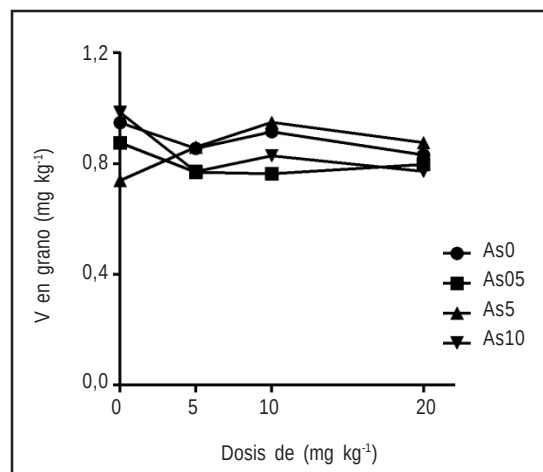


Figura 7. Concentración de V en grano en función de la dosis de V utilizada.

ciones en nuestro país, los efectos de este contaminante no serían apreciables en soja. En cambio, el efecto del elemento tóxico sobre este cultivo comenzó a observarse en niveles de concentración media y, particularmente, con niveles elevados de As. La concentración de As y F se incrementó en todos los órganos de la planta en correspondencia con la concentración de ellos en las aguas. No obstante la concentración en el grano no superó el límite del código alimentario argentino que permite hasta 3 mg kg⁻¹ de As en almidón y hasta 40 mg kg⁻¹ para otros metales no especificados en la norma entre los cuales podemos incluir al F y al V (ley 18284, ANMAT 2014). En concentraciones elevadas el As resultó mu-

cho más tóxico que el F. Las concentraciones fueron más elevadas en las raíces mientras que los granos presentaron las menores concentraciones. El vanadio mostró una pequeña reducción del rendimiento para las dosis estudiadas sin diferencia entre ellas y sin interacción con el As. Finalmente no presentó concentraciones en grano que pudieran poner en peligro la seguridad alimentaria.

Si bien los metales estudiados parecen no llegar al grano de soja a través del riego con agua ricas en estos metales, el rendimiento fue afectado poniendo en peligro la productividad de los sitios bajo cultivo y la sustentabilidad del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- ACSOJA, 2014. <http://www.acsoja.org.ar/nota.asp?cid=1392>
- Anawar, H.M.; A. Garcia-Sanchez and I. Santa Regina. 2008. Evaluation of various chemical extraction methods to estimate plant-available arsenic in mine soils. *Chemosphere* 70: 1459-1467.
- ANMAT, 2014. Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica, Argentina. Ley 18284, decreto reglamentario N° 2126/71. Capítulo IX actualizado 010/2014.
- AOAC. 1965. Official Methods of Analysis of the Association of Official Agricultural Chemists. Vol. 6. Plants. Washington DC, USA: Association of Official Agricultural Chemists.
- Audet, P. and C. Charest. 2007. Heavy metal phytoremediation from a meta-analysis perspective. *Environmental Pollution* 147: 231-237.
- Bar-Yosef, B. and R. Rosenberg. 1988. Response of Corn and Tomato Plants to Fluorine Concentration in Solution Culture. *Agronomy Journal* 80: 173-177.
- Brammer, H. and P. Ravenscroft. 2008. Arsenic in groundwater: A threat to sustainable agriculture in South and South-east Asia. *Environmental International* 35: 647-654.
- Bustingorri, C. and R.S. Lavado. 2011. Soybean growth under stable salinity versus peak salinity. *Scientia Agrícola* 68: 102-108.
- Bustingorri, C. and R.S. Lavado. 2012. Soybean response and ion accumulation under sprinkler irrigation with sodium-rich saline water. *Journal Plant Nutrition* 36: 1743-1753.
- Bustingorri, C. and R.S. Lavado. 2014. Soybean as affected by high concentrations of arsenic and fluoride in irrigation water in controlled conditions. *Agricultural Water Management* 144: 134-139.
- Bustingorri, C.; K. Balestrasse and R.S. Lavado. 2015. Effects of high arsenic and fluoride soil concentrations on soybean plants. *Phyton international journal of experimental botany*. En prensa
- Cronin, S.J.; V. Manoharan; M.J. Hedley and P. Loganathan. 2000. Fluoride: a review of its fate, bioavailability and risks of fluorosis in grazed-pasture systems in New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 43: 295-321.
- Dahal, B.M.; M. Fuerhacker; A. Mentler; K.B. Karki; R.R. Shrestha and W.E.H. Blum. 2008. Arsenic contamination of soils and agricultural plants through irrigation water in Nepal. *Environmental Pollution* 155: 157-163.
- Dabuxilatu, E. and M. Ikeda. 2005. Interactive Effect of Salinity and Supplemental Calcium Application on Growth and Ionic Concentration of Soybean and Cucumber Plants. *Soil Science of Plant Nutrition* 61(4): 549-555.

- Eickhout, B.; A.F. Bouwman and H. Van Zeijts. 2006. The role of nitrogen in world food production and environmental sustainability. *Agriculture Ecosystem and Environment* 116: 4-14.
- Essa, T.A. 2002. Effect of salinity stress on growth and nutrient composition of three soybean (*Glycine max* L. merrill) cultivars. *Journal of Agronomy and Crop Science* 188: 86-92.
- FAO. "FAOSTAT: Statistical database online, Subset Crop production and harvested area". FAOSTAT Retrieved May, 2008, from <http://faostat.fao.org/site/567/default.aspx>.
- Fariás, S.S.; V.A. Casa; C. Vázquez; L. Ferpozzi; G.N. Pucci and I.M. Cohen. 2003. Natural contamination with arsenic and other trace elements in ground waters of Argentine Pampean Plain. *The Science of the Total Environment* 309: 187-199.
- Farid, A.T.M.; R. Sen; M.A. Haque; K.M. Hossain; G.M. Panaullah; C.A. Meisner; R.H. Loeppert. and J.M. Duxbury. 2005. Arsenic status of water, soil, rice grain and straw of individual shallow tube well command area of Brahmanbaria. International Symposium on Behavior of Arsenic in Aquifers, Soils, and Plants: Implications for Management. Dhaka, Bangladesh.
- Franco, L.; N. Castillo; M.J. González; J.M. Santillán; M. Vázquez y M. Botto. 2012. Arsénico y medio ambiente: efectos del riego con aguas conteniendo As sobre cultivos hortícolas. Actas 7^{mo} Congreso de Medio Ambiente - Argentina.
- Grattan, S.R.; A. Royo and R. Aragüés. 1994. Chloride accumulation and partitioning in Barley as affected by differential root and foliar salt absorption under saline sprinkler irrigation. *Irrigation Science* 14(3): 147-155.
- Heikens, A. 2006. Arsenic contamination of irrigation water, soils and crops in Bangladesh. RAP Publication 2006/20. FAO. Bangkok. 38 pag.
- Heikens, A.; G.M. Panaullah and A.A. Meharg. 2007. Arsenic Behaviour from Groundwater and Soil to Crops: Impacts on Agriculture and Food Safety. *Reviews of Environment Contamination and Toxicology* 197: 43-87.
- Heredia, O.S. y A. Fernandez Cirelli. .2009. Trace elements distribution in soil, pore water and groundwater in Buenos Aires, Argentina. *Geoderma* 149: 409-414.
- Hossain, M.; M. Jahiruddin; R. Loeppert; G.M. Panaullah; M.R. Islam and J.M. Duxbury. 2009. The effects of iron plaque and phosphorus on yield and arsenic accumulation in rice. *Plant and Soil* 317: 167-176.
- Jeong-Dong, L; S.L. Smothers; D. Dunn; M. Villagarcia; C.R. Shumway; T.E.J. Carter and J.G. Shannon. 2008. Evaluation of a Simple Method to Screen Soybean Genotypes for Salt Tolerance. *Crop Science* 48: 2194-2200.
- Jha, S.K.; A.K. Nayak and Y.K. Sharma. 2009. Fluoride toxicity effects in onion (*Allium cepa* L.) grown in contaminated soils. *Chemosphere* 76: 353-356.
- Kao, W-Y.; T.T. Tsai; H.C. Tsai and C.N. Shih. 2006. Response of three Glycine species to salt stress. *Environmental and Experimental Botany* 56: 120-125.
- Katerji, N.; J.W. Van Hoorn; A. Hamdy and M. Mastrorilli. 2003. Salinity effect on crop development and yield, analysis of salt tolerance according to several classification methods. *Agricultural water management* 62(1): 37-66.
- Katerji, N.; J.W. Van Hoorn; A. Hamdy; M. Mastrorilli; T. Oweis and W. Erskine. 2000. Salt tolerance classification of crops to soil salinity and to water stress index. *Agricultural water management* 43: 99-109.
- Khajeh Hosseini, M.; A.A. Poweell and I.J. Bingham. 2002. Comparison of the seed germination and early seedling growth of soybean in saline conditions. *Seed Science Research* 12: 165-172.
- Larcher, W. 2003. Physiological Plant Ecology. 4^{ta} ed. Series; Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups, Springer-Verlag, Germany Plants under stress. pp. 345-450.
- Lavado, R.S. and N.B. Reinaudi.1983. Fluoride retention and leach possibility in Argentina salt-affected soils. *Fluoride* 16: 247-251.
- Lavado, R.S. 2009. Alteraciones de la fertilidad de los suelos: el halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones. Buenos Aires, Argentina. Taboada M.A. y Lavado R.S. (eds). EFA, Salinización y sodificación de suelos de producción agrícola extensiva por riego complementario p 45-58.
- Maas, E.; R. Clark and L. Francois. 1982. Sprinkling-induced foliar injury to pepper plants: effects of irrigation frequency, duration and water composition. *Irrigation Science* 3: 101-109.
- Mackowiak, C.L.; P.R. Grossl and B.G. Bugbee. 2003. Biogeochemistry of Fluoride in a Plant-Solution System. *Journal of environmental quality* 32: 2230-2237.
- Miller, G.; J. Shupe and O. Vedina. 1999. Accumulation of fluoride in plants exposed to geothermal and industrial water. *Fluoride* 32: 74-83.

- Muzlera Klappenbach, A.; F. Molina y R.S. Lavado. 2014. Arsénico y Vanadio en aguas y suelos, efecto sobre Girasol y Soja. Actas XXIV Congreso de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca. Argentina. 5 a 9 de mayo de 2014.
- Panaullah, G.M.; T. Alam; M. Hossain; R. Loeppert; J. Lauren; C.A. Meisner; Z. Ahmed and J.M. Duxbury. 2009. Arsenic toxicity to rice in Bangladesh. *Plant and Soil* 317: 31-39.
- Pigna, M.; V. Cozzolino; A. Violante and A.A. Meharg. 2008. Influence of phosphate on the arsenic uptake by wheat (*Triticum durum* L.) irrigated with arsenic solutions at three different concentrations. *Water, Air and Soil Pollution* 197: 371-330.
- Rahman, M.A.; H. Hasegawa; M.M. Rahman; M.A.M. Miah and A. Tasmen. 2008. Arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.): human exposure through food chain. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69: 317-324.
- Reinaudi, N.B. y R.S. Lavado. 1978. Contaminación con arsénico, paralela a la salinización y alcalinización por el agua de riego. *Turrialba* 28: 155-157.
- Scanlon, B.R.; C. Reedy; D.A. Stonestrom; D.E. Prudicz and K.F. Dennehy. 2005. Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology* 11: 1577-1593.
- Shalhevet, J.M.; G. Huck and B.P. Schroeder. 1995. Root and shoot growth responses to salinity in Maize and Soybean. *Agronomical Journal* 87: 512-516.
- Sheppard, S.C. 1992. Summary of phytotoxic levels of soil arsenic. *Water, Air and Soil Pollution* 64: 539-550.
- Senanayake, N. and A. Mukherjib. 2014. Irrigating with arsenic contaminated groundwater in West Bengal and Bangladesh: A review of interventions for mitigating adverse health and crop outcomes. *Agricultural Water Management*, 13: 90-99.
- Smedley, P.L. 2002. Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwaters from La Pampa, Argentina. *Applied Geochemistry* 17: 259-284.
- Smedley, P.L. and D.G. Kinniburgh. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry* 17: 517-568.
- Smedley, P.L.; D.G. Kinniburgh; D.M.J. Macdonald; H.B. Nicolli; A.J. Barros; J.O. Tullio; J.M. Pearce and M.S. Alonso. 2005. Arsenic associations in sediments from the loess aquifer of La Pampa, Argentina. *Applied Geochemistry* 20: 989-1016.
- Troiani, R.M.; T.M. Sanchez and R.S. Lavado. 1987. Soil response and alfalfa fluoride content as affected by irrigation water. *Fluoride* 20: 14-17.
- Videla Mensengue, H.; A. Degioanni y J. Cisneros. 2005. Producción de soja en suelos con capa freática superficial y diferente contenido salino en el sur de Córdoba. En: CADIR (ed) VIII Congreso Argentino de Ingeniería Rural. Villa de Merlo (San Luis) Argentina.
- Wenzel, W.W. and W.E.H. Blum. 1992. Fluoride speciation and mobility in fluoride contaminated soils and minerals. *Soil Science* 153: 357-364.
- Zhao, F.J.; S.P. McGrath and A.A. Meharg. 2010. Arsenic as a food chain contaminant: mechanisms of plant uptake and metabolism and mitigation strategies. *Annual Review of Plant Biology* 61: 535-559.