

EFFECTO DEL FÓSFORO EN LA ACUMULACIÓN DE ARSÉNICO EN CEBADA (*Hordeum vulgare* L.) POR RIEGO CON AGUA CONTAMINADA

PHOSPHORUS EFFECT ON ARSENIC ACUMULATION OF BARLEY (*Hordeum vulgare* L.) THROUGH IRRIGATION WITH CONTAMINATED WATER

Adriana **Saldaña-Robles**¹, Noé **Saldaña-Robles**^{1*}, Alberto **Saldaña-Robles**¹, Gabriela **Ana-Zanor**²,
G. Ma. de la Luz **Ruiz-Aguilar**², César **Gutiérrez-Vaca**¹

¹Universidad de Guanajuato, División de Ciencias de la Vida, Departamento de Ingeniería Agrícola. (saldanar@ugto.mx). ²Universidad de Guanajuato, División de Ciencias de la Vida, Departamento de Ingeniería Ambiental, Ex Hacienda El Copal. Carretera Irapuato-Silao km. 9. 36500. Irapuato, Guanajuato.

RESUMEN

El riego con agua contaminada con arsénico (As) es un riesgo para la salud humana, causa la acumulación de este elemento en el suelo y afecta el rendimiento de los cultivos. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la concentración de fósforo (P) en el agua de riego contaminada con As y su acumulación en el cultivo de cebada (*Hordeum vulgare* L.). La hipótesis fue que la acumulación de As por la planta de cebada es inversa a la concentración de P en el agua de riego. El efecto del P se evaluó con un diseño experimental multifactorial, con nivel variable de tipo 3². Cuarenta y cinco semillas se sembraron en pilas de suelo de 0.126 m² de área, con 20.16 L de riego con soluciones acuosas de As (50, 200 y 400 µg L⁻¹) y P (120, 210 y 300 µg L⁻¹). El contenido de As en el suelo se determinó al inicio y final del estudio y en la planta a los 45 y 90 d después de la siembra. El análisis de los elementos se realizó por ICP-AES después de la digestión de los materiales con microondas. La acumulación promedio de As en la planta (14 101 ± 1 813 µg kg⁻¹) del tratamiento con 400 µg L⁻¹ de As fue 2.4 veces mayor que en el tratamiento con 50 µg L⁻¹. En el tratamiento con concentración mayor de P (300 µg L⁻¹) la planta acumuló en promedio 6871 ± 1051 µg kg⁻¹, esto es 41.4 % menos As que el tratamiento con 120 µg L⁻¹. Las concentraciones de P y As en el agua de riego tuvieron un efecto significativo (p ≤ 0.05) en la acumulación de este último en la planta de cebada; además, el P inhibe la absorción de As en cebada.

Palabras clave: cebada, agua de riego, suelo.

ABSTRACT

Irrigation with water contaminated with arsenic (As) is a risk to human health since it causes the accumulation of this element in the soil and affects crop yield. The objective of this study was to evaluate the effect of phosphorus (P) concentration on irrigation water contaminated with As and its accumulation in the cultivation of barley (*Hordeum vulgare* L.). The hypothesis was that the accumulation of As by the barley plant is inverse to the concentration of P in the irrigation water. The effect of P was evaluated with a multifactorial experimental design, with a variable level of type 3². Forty-five seeds were planted in soil piles of 0.126 m², with 20.16 L of irrigation with aqueous solutions of As (50, 200 and 400 µg L⁻¹) and P (120, 210 and 300 µg L⁻¹). We determined the content of As in the soil at the beginning and end of the study, and in the plant at 45 and 90 d after sowing. The analysis of the elements was carried out by ICP-AES after the digestion of the materials with microwaves. The average accumulation of As in the plant (14 101 ± 1 813 µg kg⁻¹) with the treatment of 400 µg L⁻¹ of As was 2.4 times higher than in the treatment with 50 µg L⁻¹. In the treatment with higher concentration of P (300 µg L⁻¹) the plant accumulated an average of 6 871 ± 1 051 µg kg⁻¹, that is, 41.4 % less As than the treatment with 120 µg L⁻¹. The concentrations of P and As in the irrigation water had a significant effect (p ≤ 0.05) in the accumulation of as in the barley plant; in addition, P inhibits the absorption of As in barley.

Key words: barley, irrigation water, soil.

* Autor responsable ♦ Author for correspondence.

Recibido: noviembre, 2016. Aprobado: julio, 2017.

Publicado como ARTÍCULO en *Agrociencia* 52: 407-418. 2018.

INTRODUCCIÓN

La presencia de arsénico (As) en concentraciones de 500 a 500 000 $\mu\text{g L}^{-1}$ en agua superficial y de pozos compromete su uso para consumo humano y agrícola (Núñez *et al.*, 2016; Rosas-Castor *et al.*, 2016; Yazdani *et al.*, 2016). Al respecto, la Organización Mundial de la Salud recomienda como límite máximo permisible 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ y 20 000 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de As en el agua para consumo humano y en el suelo, respectivamente (Ng *et al.*, 2003). En respuesta a estas recomendaciones, México bajó paulatinamente la concentración de As permitida en agua potable de 50 a 25 $\mu\text{g L}^{-1}$ (NOM, 2000).

México ocupa uno de los primeros lugares en el mundo en contaminación de cuerpos de agua por concentraciones altas de As, principalmente en agua subterránea. Armienta y Segovia (2008) indicaron que las fuentes principales de As en reservorios de agua son naturales, como meteorización de rocas, mineralizaciones, geotermalismo y erupciones volcánicas (Bundschuh *et al.*, 2008). Un área con esta problemática es la región del Bajío Guanajuatense, en la provincia fisiográfica de la Faja Volcánica Transmexicana (FVTM). En esta área existe vulcanismo activo, su relieve está conformado por conos volcánicos basálticos y dominan fallas geológicas de extensión (Ferrari, 2000). Esta combinación de factores geológicos y geomorfológicos permite contenidos elevados de As y facilidad de su transporte a través de las fracturas. Hay pocos estudios regionales que aborden el origen y los mecanismos de movilización del As en acuíferos usados para riego de cultivos.

En acuíferos de la Cuenca La Independencia, en el norte del estado de Guanajuato las concentraciones de As son 25 a 120 $\mu\text{g L}^{-1}$, y podrían deberse a la disolución de minerales ricos en este elemento dentro de los acuíferos (Ortega-Guerrero, 2009). Morales-Arredondo *et al.* (2015) señalaron un origen geogénico del As en el agua subterránea, asociado especialmente a rocas riolíticas y a la influencia de la actividad geotermal en el municipio de Juventino Rosas, en el centro del estado de Guanajuato. Rodríguez *et al.* (2016) cuantificaron 330 $\mu\text{g As L}^{-1}$ en agua de pozo para riego en la localidad de El Copal, comunidad de Irapuato, Guanajuato.

Los humanos estamos continuamente expuestos a fuentes naturales de As por actividades antropogénicas, como consumo de alimentos con este metaloide

INTRODUCTION

The presence of arsenic (As) in concentrations of 500 to 500 000 $\mu\text{g L}^{-1}$ in surface water and wells compromises its use for human and agricultural consumption (Núñez *et al.*, 2016; Rosas-Castor *et al.*, 2016; Yazdani *et al.*, 2016). In this regard, the World Health Organization recommends a maximum allowable limit of 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ and 20 000 $\mu\text{g kg}^{-1}$ of As in water for human consumption and in soil, respectively (Ng *et al.*, 2003). In response to these recommendations, Mexico gradually reduced the concentration of As allowed in drinking water from 50 to 25 $\mu\text{g L}^{-1}$ (NOM, 2000).

Mexico occupies one of the first places in the world in contamination of water bodies due to high concentrations of As, mainly in groundwater. Armienta and Segovia (2008) indicated that the main sources of As in water reservoirs are natural, such as rock weathering, mineralization, geothermalism and volcanic eruptions (Bundschuh *et al.*, 2008).

One of the areas with this problem is the Bajío region of Guanajuato, in the physiographic province of the Trans-Mexican Volcanic Belt (FVTM). In this area there is active volcanism, its relief is formed by basaltic volcanic cones and geological faults of extension prevail (Ferrari, 2000). This combination of geological and geomorphological factors allows high contents of As and its easy transport through fractures. There are few regional studies that address the origin and mobilization mechanisms of As in aquifers used for crop irrigation.

In aquifers of the Cuenca La Independencia, in the north of the Guanajuato state, the concentrations of As are 25 to 120 $\mu\text{g L}^{-1}$, which could be due to the dissolution of minerals rich in this element within the aquifers (Ortega-Guerrero, 2009). Morales-Arredondo *et al.* (2015) indicated a geogenic origin of As in the groundwater, associated especially with rhyolitic rocks and the influence of geothermal activity in the municipality of Juventino Rosas, in the center of Guanajuato. Rodríguez *et al.* (2016) quantified 330 $\mu\text{g As L}^{-1}$ in well water for irrigation in the town of El Copal, community of Irapuato, Guanajuato.

We humans are continuously exposed to natural sources of As by anthropogenic activities, such as food consumption with this metalloid from the water-soil-cultivation system (Ongley *et al.*, 2007).

proveniente del sistema agua-suelo-cultivo (Ongley *et al.*, 2007). La agricultura es la actividad antropogénica que usa la mayor proporción de agua, por lo cual la absorción de As por los cultivos a través de su sistema radicular, desde el suelo y el agua de riego debe investigarse (Dahal *et al.*, 2008; Marques *et al.*, 2009; Rothwell *et al.*, 2009). El incremento de la concentración de As en el sistema agua-suelo-cultivo por actividad agrícola, como riego con aguas profundas, uso de pesticidas que contienen As y agua residual de la minería es evidente (Zhao *et al.*, 2008; Vamerli *et al.*, 2009; Lu *et al.*, 2010). El incremento se agudiza en cultivos con consumo mayor, como la cebada (*Hordeum vulgare* L.), y en Guanajuato se produce un tercio del volumen nacional de cebada, por lo que ocupa el primer lugar en México.

La tolerancia al As es variable entre los cultivos agrícolas, los límites varían en la misma planta y dependen de la saturación de agua, la aireación y otras características del suelo (Srivastava *et al.*, 2012). La acumulación de As en planta también depende de la presencia en el medio de fosfatos, sulfatos, carbonatos y otros compuestos químicos (Lu *et al.*, 2010; Brackhage *et al.*, 2014). El fosfato y el arseniato son químicamente similares y compiten por intercambio de iones en los intersticios del suelo, por lo cual en suelos con contenido alto de fosfato pueden existir menos espacios para la adsorción del arseniato (Violante y Pigna, 2002). El arseniato en la planta interrumpe el metabolismo del fosfato y reacciona con los grupos sulfhídricos de enzimas, lo que inhibe la función celular y provoca la muerte de la planta (Wang *et al.*, 2002). El arseniato y el fosfato se transportan por la misma vía en las plantas superiores, con transportadores que tienen afinidad mayor por el fosfato (Zhao *et al.*, 2002; Zhao *et al.*, 2008).

Los fertilizantes minerales con sales fosfatadas son comunes para el cultivo de cereales, pero hay pocos estudios acerca del efecto del contenido de P en el agua de riego sobre la acumulación de As en las plantas. Smith *et al.* (2002) demostraron que el P aplicado al cultivo puede desplazar al As del suelo, dejarlo disponible para la planta, en la cual aumenta la concentración de As. En plantas de cebada maltera cultivada en macetas, con suelos con 10 450 a 13 580 $\mu\text{g As kg}^{-1}$, de Zimapán, Hidalgo, México, y regada con agua de pozo contaminada con 400 $\mu\text{g As kg}^{-1}$, la concentración de As alcanzó hasta 33 130 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Prieto *et al.*, 2010).

Agriculture is the anthropogenic activity that uses the highest proportion of water, so the absorption of As by the crops through its root system, from the soil and irrigation water should be investigated (Dahal *et al.*, 2008; Marques *et al.*, 2009; Rothwell *et al.*, 2009). The increase of As concentration in the water-soil-cultivation system by agricultural activity, such as irrigation with deep waters, use of pesticides containing As and residual water from mining is evident (Zhao *et al.*, 2008; Vamerli *et al.*, 2009; Lu *et al.*, 2010). The As increase is exacerbated in crops of higher consumption, such as barley (*Hordeum vulgare* L.), and Guanajuato produces one third of the national volume of barley, which is why it occupies the first place in Mexico.

Tolerance to As is variable among agricultural crops; limits change in the same plant and depend on water saturation, aeration and other soil characteristics (Srivastava *et al.*, 2012). The accumulation of As in plants also depends on the presence in the medium of phosphates, sulfates, carbonates and other chemical compounds (Lu *et al.*, 2010, Brackhage *et al.*, 2014). Phosphate and arsenate are chemically similar and compete for exchange of ions in the interstices of the soil; thus, in soils with high phosphate content there may be fewer spaces for the adsorption of arsenate (Violante and Pigna, 2002). Arsenate in the plant interrupts the phosphate metabolism and reacts with the hydrogen sulphide groups of enzymes, which inhibits cell function and causes plant death (Wang *et al.*, 2002). Arsenate and phosphate are transported by the same route in higher plants, with transporters that have higher affinity for phosphate (Zhao *et al.*, 2002; Zhao *et al.*, 2008).

Mineral fertilizers with phosphate salts are common in the cultivation of cereals, but there are few studies about the effect of P content on irrigation water regarding the accumulation of As in plants. Smith *et al.* (2002) showed that P applied to crops can displace As from the soil and leaves it available for the plant, in which As concentration is increased. In malted barley plants grown in pots, with soils having 10 450 to 13 580 $\mu\text{g As kg}^{-1}$, from Zimapán, Hidalgo, Mexico, and irrigated with well water contaminated with 400 $\mu\text{g As kg}^{-1}$, the As concentration reached up to 33 130 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Prieto *et al.*, 2010).

Due to the chemical affinity of As and P, the presence of both elements in the irrigation water

Por la afinidad química de As y P la presencia de ambos elementos en el agua de riego podría generar competencia entre ellos tanto en el suelo como en la planta (Moreno-Jiménez *et al.*, 2012; Bolan *et al.*, 2013; Lee *et al.*, 2016). Por lo tanto, el objetivo de nuestra investigación fue evaluar el efecto de la concentración de P en el agua de riego contaminada con As sobre la acumulación de P en plantas de cebada cultivadas en suelo contaminado con As, en Irapuato, Guanajuato. Los transportadores en la planta son más afines al P (Zhao *et al.*, 2008), por lo cual la hipótesis fue que la planta de cebada acumula menos As proveniente del suelo y el agua si la concentración de P es mayor en el agua de riego.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características del sitio del experimento

Este estudio se realizó en la localidad El Copal, ubicada a 10 km de Irapuato, en el centro-sur del estado de Guanajuato (20° 44' 42.10" N, 101° 19' 39.63" O y altitud media de 1800 m). En la región existen valles intermontanos extensos, rellenos de sedimentos continentales modernos. El clima es cálido subhúmedo, con precipitación anual entre 550 y 700 mm y temperatura media anual de 18 °C. La evaporación media anual es de 1300 mm, con un déficit hídrico de 600 mm; por lo que la profundidad de extracción del agua de pozo dedicada al riego aumenta cada año. Debido a los cuerpos rocosos y sus orígenes el agua de riego puede ser fuente de metales pesados.

Los suelos cultivados en la zona El Copal son Vertisoles (USDA, 2014), de coloración oscura, formados en climas templados bajo un régimen rústico de humedad y se caracterizan por un contenido alto en minerales de arcilla (Eash *et al.*, 2008).

Suelo empleado

En el estudio se utilizaron 1.82 m³ de suelo, en la capa con 0.3 m de profundidad, de una parcela agrícola, con densidad aparente de 1.11 g cm⁻³, 55.96 % de arcilla, pH de 8.17 y 2.76 % de materia orgánica. El riego en El Copal es con agua de pozo profundo y su concentración media anual es 330 µg L⁻¹.

Diseño experimental

El efecto del P se evaluó con un diseño experimental multifactorial, con nivel variable de tipo 3x3x2. En esta etapa se evaluaron la concentración de As y de P en el agua de riego y en el desarrollo de la cebada en el tiempo. Los niveles de P en el agua

could generate competition between them, both in the soil and plant (Moreno-Jiménez *et al.*, 2012; Bolan *et al.*, 2013; Lee *et al.*, 2016). Therefore, the objective of our research was to evaluate the effect of P concentration on the irrigation water contaminated with As on P accumulation in barley plants grown in soil contaminated with As, in Irapuato, Guanajuato. The transporters in the plant are more related to P (Zhao *et al.*, 2008), so the hypothesis was that the barley plant accumulates less As from the soil and water if the concentration of P is higher in the irrigation water.

MATERIALS AND METHODS

Characteristics of the experiment site

This study was carried out at the locality El Copal, located 10 km from Irapuato, in the south-central part of the state of Guanajuato (20° 44' 42.10" N, 101° 19' 39.63" W and average altitude of 1800 m). In this region, there are extensive intermontane valleys, filled with modern continental sediments. The climate is subhumid warm, with annual precipitation between 550 and 700 mm and average annual temperature of 18 °C. The average annual evaporation is 1300 mm, with a water deficit of 600 mm, so the depth of extraction of well water dedicated to irrigation increases every year. Due to rocky bodies and their origins, irrigation water can be a source of heavy metals. The soils cultivated at El Copal area are vertisols (USDA, 2014), of dark color, formed in temperate climates under a rustic humidity regime and characterized by a high content of clay minerals (Eash, *et al.*, 2008).

Soil used

We used 1.82 m³ of soil in the layer of 0.3 m deep, of an agricultural plot with bulk density of 1.11 g cm⁻³, 55.96 % clay, pH of 8.17, and 2.76 % of organic matter. Irrigation at El Copal is with deep well water and its annual average concentration is 330 µg L⁻¹.

Experimental design

The effect of P was evaluated with a multifactorial experimental design, with a variable level of type 3x3x2. In this stage, we evaluated the concentration of As and P in the irrigation water and growth of barley over time. The levels of P in the irrigation water (PAR) were 120, 210 and 300 µg L⁻¹ and those of As (AsAR) were 50, 200 and 400 µg L⁻¹; and the

de riego (PAR) fueron 120, 210 y 300 $\mu\text{g L}^{-1}$ y los de As (AsAR) fueron 50, 200 y 400 $\mu\text{g L}^{-1}$; y el tiempo de desarrollo (t) fue 45 y 90 d después de la siembra. Un testigo o blanco (B) fue agua destilada (libre de As y P) para el riego (Cuadro 1). La variable de respuesta fue la concentración de As en la planta (AsPP). Todos los tratamientos se realizaron en triplicado.

Cultivo de las plantas

La siembra se hizo con semilla certificada (var. Esmeralda) el 20 de diciembre de 2009, en 57 pilas de suelo de 0.126 m² de área, con 38 kg cada una. En cada pila se sembraron manualmente 45 semillas, por el método al tresbolillo (plantas en filas paralelas en las que cada planta de una fila queda frente a un hueco, entre dos plantas, de la fila siguiente). Sulfato de amonio al 19 % por ha (75 kg de N) se aplicó al inicio y 45 d después de la siembra. Las plantas se mantuvieron en el campo cercano al laboratorio.

Riego

El riego se realizó con agua destilada mezclada con As ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 99.98 % de pureza; Sigma-Aldrich, México) y P (NaH_2PO_4 99.00 % de pureza; Sigma Aldrich, México) en concentraciones definidas para cada tratamiento (Cuadro 1). El $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ en agua se disocia en arseniato (AsO_4^{-3}), la forma presente comúnmente en el agua de riego y en el suelo en condiciones aeróbicas (Zhao *et al.*, 2008). El NaH_2PO_4 en agua se disocia en fosfato (PO_4^{-3}), como ocurre con los fertilizantes fosfatados en suelo en condiciones aeróbicas. Los riegos se aplicaron al inicio de la siembra (día 0) y 30 y 51 d después de la siembra (dds). En el primer riego se aplicó una lámina de 40 mm de espesor de solución acuosa (5.04 L), en el segundo y tercer riego se aplicaron 60 mm (7.56 L). De acuerdo con el área de las pilas (0.126 m²), un volumen total de 20.16 L de solución con concentraciones de As y P se aplicó según los tratamientos (Cuadro 1).

Determinación de arsénico total

AsPP se determinó en cada pila, a los 45 y 90 dds. De cada pila se extrajeron 15 plantas (con raíz), se lavaron con agua destilada y deshidrataron a 70 °C por 72 h, se trituraron en un mortero y se pasaron por un tamiz de 1 mm. El contenido de As del suelo se determinó al inicio y al final del estudio y en el fertilizante nitrogenado.

Para la digestión de las muestras de planta, suelo y fertilizante se usó el método EPA3051A/2007. El As total se cuantificó con el método EPA 6010C 2007/ICP: se pesa 0.5 g de muestra homogenizada, se agregan 10 mL de HNO_3 concentrado (grado

Cuadro 1. Tratamientos para el riego de la cebada con As y P en el agua de riego.

Table 1. Watering treatments for barley with As and P in the irrigation water.

Arsénico	Fósforo		
	120 $\mu\text{g L}^{-1}$	210 $\mu\text{g L}^{-1}$	300 $\mu\text{g L}^{-1}$
50 $\mu\text{g L}^{-1}$	As1P1	As1P2	As1P3
200 $\mu\text{g L}^{-1}$	As2P1	As2P2	As2P3
400 $\mu\text{g L}^{-1}$	As3P1	As3P2	As3P3

development time (t) was 45 and 90 d after sowing. A control or target (B) was distilled water (As and P free) for irrigation (Table 1). The response variable was the concentration of As in the plant (AsPP). All treatments were performed in triplicate.

Plant cultivation

We conducted sowing with certified seed (var. Esmeralda) on December 20, 2009, in 57 piles of soil of 0.126 m² land, with 38 kg each. In each pile, 45 seeds were manually sown, by the staggered method (plants in parallel rows in which each plant of a row faces a hole, between two plants of the next row). Ammonium sulfate at 19 % per ha (75 kg N) was applied at the beginning and 45 d after sowing. The plants were kept in the field near the laboratory.

Irrigation

Irrigation was performed with distilled water mixed with As ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 99.98 % pure; Sigma-Aldrich, Mexico) and P (NaH_2PO_4 99.00 % pure; Sigma Aldrich, Mexico) in defined concentrations for each treatment (Table 1). $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ in water dissociates into arsenate (AsO_4^{-3}), the form commonly present in irrigation water and in the soil under aerobic conditions (Zhao *et al.*, 2008). NaH_2PO_4 in water dissociates into phosphate (PO_4^{-3}), as it occurs with phosphate fertilizers in soil under aerobic conditions. Irrigation was applied at the beginning of sowing (day 0) and 30 and 51 d after sowing (dds). In the first irrigation, we applied a 40 mm thick sheet of aqueous solution (5.04 L), in the second and third irrigation we used 60 mm (7.56 L). According to the area of the piles (0.126 m²), a total volume of 20.16 L of solution with As and P concentrations was applied according to the treatments used (Table 1).

Determination of total arsenic

The AsPP was determined in each pile at 45 and 90 dds. From each pile we extracted 15 plants (with root),

traza metal, 69 %; Fisher Scientific) y se colocan en horno de microondas (CEM, Modelo MARSX 230/60). La digestión se desarrolla en dos etapas: 1) con presión de 0.827 MPa (120 psi) a 90 °C y temperatura constante por 15 min; 2) la mezcla se calienta a 130 °C (se alcanzaron en cerca de 5 min) y se mantiene así 25 min. Las muestras digeridas se enfrían a temperatura ambiente, se filtran (papel Watman 41) y se aforan a 50 mL con agua tridestilada. El contenido de P y As se determinó en un espectroscopio de emisión atómica de plasma acoplado por inducción (ICP-AES; modelo Iris Intrepid Thermo Elemental, Thermo Scientific Company, Waltham, MA, EUA), que se calibró con un blanco y cinco estándares.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Arsénico en suelo

La concentración media de As en el suelo al inicio del estudio fue $1372 \pm 20 \mu\text{g kg}^{-1}$. Esta concentración fue baja en comparación con la reportada por Dahal *et al.* (2008) ($6\ 100$ y $16\ 700 \mu\text{g kg}^{-1}$) en suelo superficial del distrito Nawalparasi, Nepal, y por Roychowdhury *et al.* (2005) (hasta $19\ 400 \mu\text{g kg}^{-1}$) en India. En la zona dedicada a la actividad minera de Zimapán, Hidalgo, la concentración de As en el suelo fue $52\ 000 \mu\text{g kg}^{-1}$ (Ongley *et al.*, 2007) y la acumulación de As en el tejido de las plantas fue de $8\ 440$ a $12\ 390 \mu\text{g kg}^{-1}$, en algunos de los 62 cultivos que incluyen epazote (*Chenopodium ambrosoides*), chayote (*Sechium edule*), chilacayote (*Cucurbita ficifolia*) y perejil (*Petroselinum crispum*) (Prieto *et al.*, 2005). La concentración de As en el suelo en nuestro experimento ($1370 \pm 20 \mu\text{g kg}^{-1}$) fue menor que en los estudios mencionados, principalmente porque el cultivo de arroz, hortalizas y bulbos requieren más riego que los granos, como cebada, trigo, maíz y sorgo. Al respecto, Mukherjee *et al.* (2017) señalaron que el volumen agua de riego para la producción de arroz en la India es $12\ 000$ a $14\ 000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ y, según Perez *et al.* (2011), la cebada en Guanajuato emplea un volumen máximo de riego de $7\ 540 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Aunque en Guanajuato hay una zona minera, la zona de nuestro estudio está a más de 45 km, por lo que no es fuente de As para los suelos agrícolas; además, el fertilizante utilizado no aportó As.

Arsénico en la planta

La concentración promedio de AsPP a los 90 dds fue mayor que a los 45 dds, pero en el testigo (B)

washed them with distilled water and dehydrated them at 70 °C for 72 h, crushed in a mortar and passed through a 1 mm sieve. The soil As content was determined at the beginning and end of the study and in the nitrogen fertilizer. For the digestion of the plant, soil and fertilizer samples, we used the EPA3051A/2007 method. The total As was quantified with the method EPA 6010C 2007/ICP: 0.5 g of homogenized sample were weighed, 10 mL of concentrated HNO₃ (metal trace degree, 69 %, Fisher Scientific) were added and placed in a microwave oven (CEM, Model MARSX 230/60). The digestion took place in two stages: 1) with pressure of 0.827 MPa (120 psi) at 90 °C and constant temperature for 15 min; 2) the mixture was heated at 130 °C (reached in about 5 min) and kept for 25 min. The digested samples were cooled to room temperature, filtered (Watman paper 41) and 50 mL of tridistilled water were added. The P and As content was determined in an induction-coupled plasma atomic emission spectroscope (ICP-AES, model Iris Intrepid Thermo Elemental, Thermo Scientific Company, Waltham, MA, USA), which was calibrated with one white target and five standards.

RESULTS AND DISCUSSION

Arsenic in soil

The average concentration of As in the soil at the beginning of the study was $1\ 372 \pm 20 \mu\text{g kg}^{-1}$. This concentration was low compared to that reported by Dahal *et al.* (2008) ($6\ 100$ and $16\ 700 \mu\text{g kg}^{-1}$) in surface soil of the Nawalparasi district, Nepal, and by Roychowdhury *et al.* (2005) (up to $19\ 400 \mu\text{g kg}^{-1}$) in India. In the area of mining activity in Zimapán, Hidalgo, the soil As concentration was $52\ 000 \mu\text{g kg}^{-1}$ (Ongley *et al.*, 2007) and the As accumulation in the plant tissue was $8\ 440$ to $12\ 390 \mu\text{g kg}^{-1}$, in some of the 62 crops, including epazote (*Chenopodium ambrosoides*), chayote (*Sechium edule*), chilacayote (*Cucurbita ficifolia*) and parsley (*Petroselinum crispum*), (Prieto *et al.*, 2005).

In our experiment the concentration of As in the soil ($1\ 372 \pm 20 \mu\text{g kg}^{-1}$) was lower than in the studies mentioned, mainly because the cultivation of rice, vegetables and bulbs requires more irrigation than grains, such as barley, wheat, corn and sorghum. In this regard, Mukherjee *et al.* (2017) noted that the volume of irrigation water for rice production in India is $12\ 000$ to $14\ 000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ and, according to Perez *et al.* (2011), barley in Guanajuato utilizes a maximum irrigation volume of $7\ 540 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Although in Guanajuato there is a mining zone, our

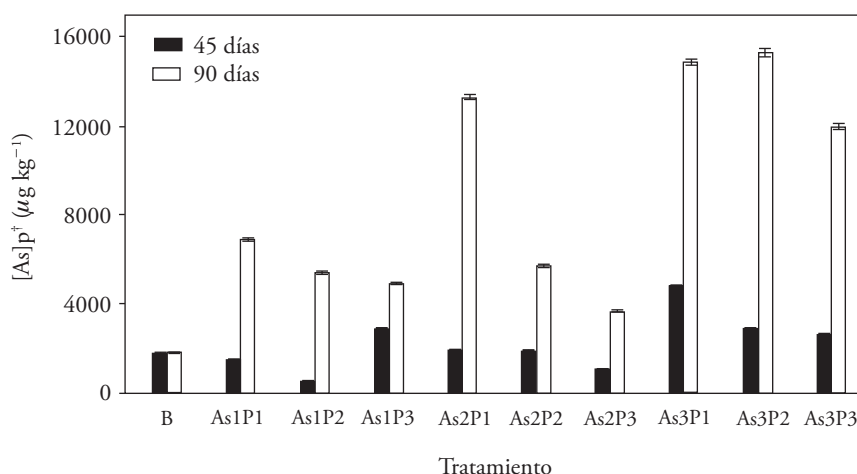
aumentó 1.1 % (Figura 1). Esto indica que la velocidad de absorción de As por la planta aumentó y acumuló 4.7 veces más As en los últimos 45 d (entre el macollaje y la elongación del tallo). Malhi *et al.* (2012) señalaron que la cebada absorbe el P en forma sigmoidea, desde su emergencia hasta la etapa del llenado de grano. La competencia del P y As explica el incremento en la velocidad de absorción de As por la planta. La concentración de AsPP en B no aumentó entre los 45 y 90 dds, y la planta creció manteniendo la tasa de absorción de As del suelo por kg de tejido. Además, la concentración promedio de AsPP en los tratamientos con 400 $\mu\text{g L}^{-1}$ de AsAR, a los 90 dds, fue 2.4 veces mayor a la de los tratamientos con 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ de AsAR. El promedio de As acumulado en las plantas de los tratamientos con 300 $\mu\text{g L}^{-1}$ de PAR fue $6\,871 \pm 1\,051 \mu\text{g kg}^{-1}$, y el promedio de AsPP para los tratamientos con 120 $\mu\text{g L}^{-1}$ de PAR fue $11\,733 \pm 4\,229 \mu\text{g kg}^{-1}$. Esto representó 41.4 % menos As acumulado en la cebada, debido a la mayor concentración PAR. Además, AsPP de la cebada con el tratamiento AS3P1 fue 2.2 veces mayor que con As1P1. También, el tratamiento As1P3 mostró menos acumulación AsPP que As1P1 y As1P2; similarmente, en As2P3 respecto a As2P1 y As2P2, y en As3P3 comparado con As3P1 y As3P2. La acumulación mayor de As en la planta se obtuvo a los 90 dds en los tratamientos As3P2 ($15\,354 \pm 91 \mu\text{g kg}^{-1}$) y As3P1 ($14\,926 \pm 67 \mu\text{g kg}^{-1}$) que usaron agua de

study area is more than 45 km away, so it is not an As source for agricultural soils; in addition, the fertilizer used did not provide As.

Arsenic in plants

The average concentration of AsPP at 90 dds was higher than at 45 dds, but in the control (B) increased 1.1 % (Figure 1). This indicates that the rate of As absorption by the plant increased and accumulated 4.7 times more As in the last 45 d (between tillering and stem elongation). Malhi *et al.* (2012) indicated that barley absorbs P in sigmoid form, from its emergence until the stage of grain filling. The competition of P and As explains the increase in the speed of absorption of As by the plant. The concentration of AsPP in B did not increase between 45 and 90 dds, and the plant grew keeping the As absorption rate of the soil per kg of tissue.

In addition, the average concentration of AsPP in the treatments with 400 $\mu\text{g L}^{-1}$ of AsAR, at 90 dds, was 2.4 times higher than that of the treatments with 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ of AsAR. The average of As accumulated in the plants of the treatments with 300 $\mu\text{g L}^{-1}$ of PAR was $6\,871 \pm 1051 \mu\text{g kg}^{-1}$, and the average of AsPP for the treatments with 120 $\mu\text{g L}^{-1}$ of PAR was $11\,733 \pm 4\,229 \mu\text{g kg}^{-1}$. This represented 41.4 % less As accumulated in barley due to a higher PAR concentration. Besides, the AsPP of barley with the



[†] [As]p – Concentración de arsénico en la planta de cebada.

Figura 1. Concentración de As en la planta de cebada (B: testigo; n=3).
Figure 1. As concentration in the barley plant (B: control; n=3).

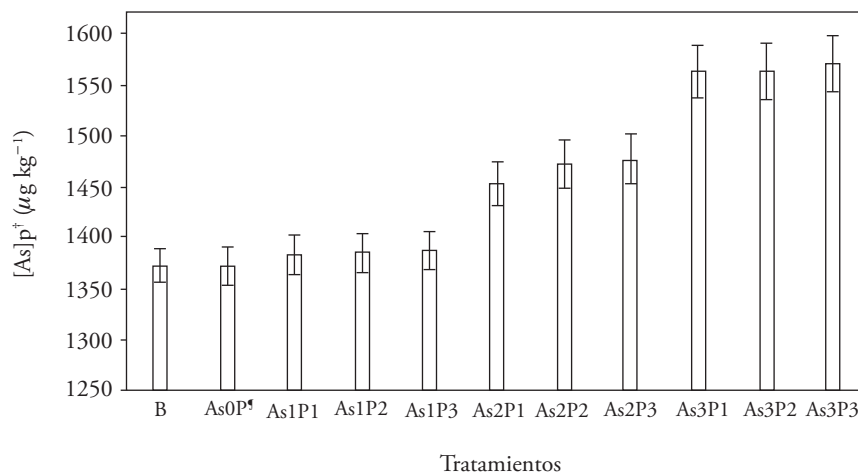
riego con la cantidad mayor de As y las menores de P. Las dos concentraciones de AsPP menores (a 90 dds) se observaron en los tratamientos As1P3 ($4\,920 \pm 39 \mu\text{g kg}^{-1}$) y As2P3 ($3\,670 \pm 35 \mu\text{g kg}^{-1}$), los cuales tenían la concentración mayor de PAR. Este comportamiento es similar al descrito por Saldaña-Robles *et al.* (2012).

Arsénico en suelo al final del experimento

Al inicio del estudio el suelo contenía $1\,370 \pm 20 \mu\text{g As kg}^{-1}$ (As0, Figura 2) y al final (CASFIN) presentó 1386 ± 2 , 1469 ± 12 y $1568 \pm 5 \mu\text{g kg}^{-1}$ en los tratamientos con agua de riego con 50, 200 y $400 \mu\text{g As kg}^{-1}$, respectivamente, lo que son aumentos de 1.1, 7.1 y 14.2 % en CASFIN, con correlación lineal significativa ($R^2=0.999$) entre porcentaje y concentración de AsAR. Las pilas de cada tratamiento (misma AsAR) tuvieron variación baja, con un máximo de $20 \mu\text{g kg}^{-1}$. Por lo tanto, la cantidad acumulada de As en el suelo dependió sólo de la concentración AsAR y no de la concentración PAR. Estos resultados coincidieron con los de Dahal *et al.* (2008), quienes monitorearon la influencia de la contaminación de As por agua de riego en suelos alcalinos y la toma de As por las plantas en campo, y concluyeron que la concentración de As en suelo y planta es influenciada por el contenido de As en el agua de riego.

AS3P1 treatment was 2.2 times higher than with As1P1. Also, the As1P3 treatment showed less AsPP accumulation than As1P1 and As1P2; similarly, in As2P3 with respect to As2P1 and As2P2, and in As3P3 compared to As3P1 and As3P2. The highest accumulation of As in the plant was found at 90 dds in the treatments As3P2 ($15\,354 \pm 91 \mu\text{g kg}^{-1}$) and As3P1 ($14\,926 \pm 67 \mu\text{g kg}^{-1}$) that used irrigation water with the highest amount of As and the lowest of P. The two minor AsPP concentrations (at 90 dds) were observed in the treatments As1P3 ($4\,920 \pm 39 \mu\text{g kg}^{-1}$) and As2P3 ($3\,670 \pm 35 \mu\text{g kg}^{-1}$), which had the highest concentration of PAR. This behavior is similar to that described by Saldaña-Robles *et al.* (2012).

At the beginning of the study, the soil contained $1372 \pm 20 \mu\text{g As kg}^{-1}$ (As0, Figure 2) and by the end (CASFIN) 1386 ± 2 , 1469 ± 12 and $1\,568 \pm 5 \mu\text{g kg}^{-1}$ in the treatments with irrigation water having 50, 200 and $400 \mu\text{g As kg}^{-1}$, respectively, which were increments of 1.1, 7.1 and 14.2 % in CASFIN, with a significant linear correlation ($R^2=0.999$) between percentage and concentration of AsAR. The piles of each treatment (same AsAR) had a low variation, with a maximum of $20 \mu\text{g kg}^{-1}$. Therefore, the accumulated amount of As in the soil depended only on the AsAR concentration and not on PAR concentration. These results coincided with those by



[†] [As]s: Concentración de As en suelo al final del experimento.

[‡] As0: Concentración de As en suelo al inicio del experimento.

Figura 2. Concentración de As en suelo (\pm DE) al final del cultivo de cebada (B: testigo).

Figure 2. Concentration of As in the soil (\pm SD) at the end of the barley crop (B: control).

Las plantas con la misma concentración AsAR mostraron diferencias en el As absorbido y distinta concentración PAR, lo que sugiere que PAR afectó la concentración de AsPP, pero no en CASFIN. El efecto de PAR se explica por su intervalo amplio en diferencia de masa de As acumulado entre el suelo y la planta (principalmente en edades tempranas), el aumento de ocurrencia de procesos de intercambio iónico, en los que As en el agua de riego se acumula, en términos de masa total, en proporción alta en el suelo en comparación con la cantidad de As absorbido por la planta. A pesar de lo anterior, la concentración de As en la planta de cebada puede ser hasta 12 veces mayor que la del suelo.

La concentración de As y P en el agua de riego y por efecto de t en el desarrollo de las plantas fue significativa ($p \leq 0.05$) en la concentración de As en la planta. Las interacciones AsAR-AsAR, AsAR-t y PAR-t también fueron significativas (Cuadro 2).

Los efectos estadísticos simples mostraron que la combinación de la concentración más alta de AsAR ($400 \mu\text{g L}^{-1}$), la menor de PAR ($120 \mu\text{g L}^{-1}$) y t mayor (90 d) tendieron a acumular más AsPP ($> 7400 \mu\text{g kg}^{-1}$). Al contrario, la combinación de la concentración menor de AsAR ($50 \mu\text{g L}^{-1}$), la mayor de PAR ($300 \mu\text{g L}^{-1}$) y el t menor (45 d) mostró que AsPP disminuyó ($< 3400 \mu\text{g kg}^{-1}$) (Figura 3). El efecto de PAR en AsPP acumulado pudo deberse a la similitud de la forma química de fosfatos y arseniatos, lo que generaría competencia en su absorción por la planta, y en los sitios de adsorción en el suelo. Lee *et al.* (2016) confirmaron este mecanismo mediante la

Dahal *et al.* (2008), who monitored the influence of As contamination by irrigation water on alkaline soils and the intake of As by the plants in the field, and concluded that the concentration of As in the soil and plant is influenced by the content of As in the irrigation water.

Plants with the same AsAR concentration showed differences in the As absorbed and different PAR concentration, suggesting that PAR affected the concentration of AsPP, but not in CASFIN. The effect of PAR is explained by its wide interval in the mass difference of As accumulated between the soil and plant (mainly at early ages), and the increased occurrence of ion exchange processes, in which As in the irrigation water greatly accumulates in terms of total mass in the soil, compared to the amount of As absorbed by the plant. However, the concentration of As in the barley plant can be up to 12 times greater than that of the soil.

The concentration of As and P in the irrigation water and as a result of the effect of t on the development of plants was significant ($p \leq 0.05$) in the concentration of As in the plant. The interactions AsAR-AsAR, AsAR-t and PAR-t were also significant (Table 2).

The simple statistical effects showed that the combination of the highest concentration of AsAR ($400 \mu\text{g L}^{-1}$), the lowest of PAR ($120 \mu\text{g L}^{-1}$) and the highest t (90 d) tended to accumulate more AsPP ($> 7400 \mu\text{g kg}^{-1}$). On the contrary, the combination of the lowest concentration of AsAR ($50 \mu\text{g L}^{-1}$), the highest concentration of PAR ($300 \mu\text{g L}^{-1}$) and the

Cuadro 2. Análisis de varianza para planta As.
Table 2. Analysis of variance for As plant.

Fuente	Suma de cuadrados (10^8)	F	Grados de libertad	$p \leq$
AsAR	2.31527	111.02	1	0.0000 [†]
PAR	0.67871	32.54	1	0.0000 [†]
t	6.68840	320.71	1	0.0000 [†]
AsAR-AsAR	0.19412	9.31	1	0.0039 [†]
AsAR-PAR	0.05268	2.53	1	0.1193
AsAR-t	0.99640	47.78	1	0.0000 [†]
PAR-PAR	0.04137	1.98	1	0.1662
PAR-t	0.41813	20.05	1	0.0001 [†]
Bloques	0.00114	0.03	2	0.973
Error total	0.89675		43	
Total (correl.)	12.1168		53	

[†]Diferencia significativa ($p \leq 0.05$) ♦ † Significant difference ($p \leq 0.05$).

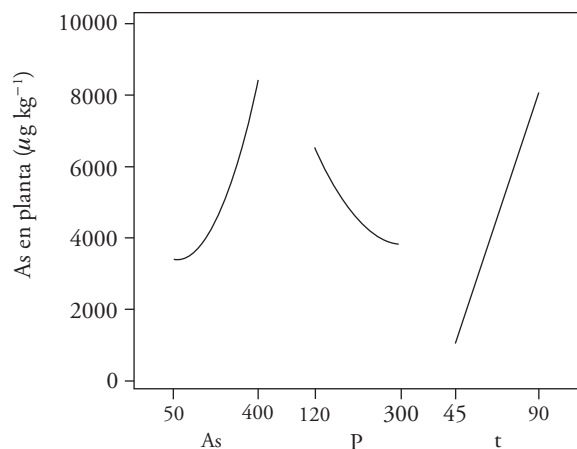


Figura 3. Efectos principales (AsAR, PAR y t) en la concentración de As en planta de cebada.

Figure 3. Main effects (AsAR, PAR and t) of As concentration on the barley plant.

descripción del arseniato como análogo del fosfato y la ruta de acceso a la planta de arroz, con los mismos transportadores. Smith *et al.* (2002) indicaron que la adición de fosfatos en el suelo puede liberar arseniatos y favorecer su absorción por la planta. En nuestro estudio se observó un efecto opuesto, con lo que se fortalecen antecedentes que demuestran que el arseniato compite con el fosfato como sustrato en la toma de nutrientes de la planta, con afinidad mayor por los fosfatos (Zhao *et al.*, 2008; Moreno-Jiménez *et al.*, 2012). Entonces, el fosfato adicionado causa competencia con el arseniato por los sitios de adsorción en el suelo, lo que a su vez afecta la disponibilidad de As para la planta que de preferencia incorpora P, y el suelo es el medio que acumula la mayor parte de As. Bolan *et al.* (2013) observaron que el P puede inhibir la absorción de As por la planta; por lo tanto, la presencia de P en el agua de riego disminuye la acumulación de As en la planta de arroz, de acuerdo con Lu *et al.* (2010).

La interacción AsAR-PAR no fue significativa ($p > 0.05$) para la acumulación de As en la planta y la interacción AsAR-AsAR sí lo fue (Cuadro 2 y Figura 4). Esto indica un aumento exponencial de la concentración de AsPP dependiente del aumento en la concentración de AsAR. La significancia de la interacción AsAR y t ($p \leq 0.05$) se observó en el incremento de As en la planta, que en promedio fue 4.7 veces entre la siembra, a los 45 d y 90 d de desarrollo del cultivo. PAR-t tuvo efecto significativo

lowest t (45 d) showed that AsPP decreased ($< 3400 \mu\text{g kg}^{-1}$). (Figure 3). The effect of PAR on accumulated AsPP could be due to the similarity of the chemical form of phosphates and arsenates, which would generate competition in their absorption by the plant, and in adsorption sites in the soil. Lee *et al.* (2016) confirmed this mechanism by describing arsenate as analog of phosphate and the access route to the rice plant, with the same transporters. Smith *et al.* (2002) indicated that the addition of phosphates to the soil can release arsenates and favor their absorption by the plant. In our study, we observed an opposite effect, which strengthens previous findings that show that arsenate competes with phosphate as a substrate in the nutrient intake of the plant, with greater affinity for phosphates (Zhao *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2012). Then, the addition of phosphate competed with arsenate for the soil adsorption sites, which in turn affected As availability for the plant that preferably incorporated P, and the soil was the medium that accumulated most of the As. Bolan *et al.* (2013) observed that P can inhibit the absorption of As by the plant; therefore, the presence of P in the irrigation water decreased the accumulation of As in the rice plant, according to Lu *et al.* (2010).

The ASAR-PAR interaction was not significant ($p > 0.05$) for the accumulation of As in the plant, whereas the AsAR-AsAR interaction actually was (Table 2 and Figure 4). This indicates an exponential increase of AsPP concentration dependent on the increase of AsAR concentration. The significance of the AsAR and t ($p \leq 0.05$) interaction was observed in the increase of As in the plant, which on average rose 4.7 times between sowing, at 45 d and 90 d of crop development; PAR-t had a significant effect on the accumulation of As in the plant because at 45 d of development, AsPP accumulated in the plant almost in the same amount as any PAR concentration, and at 90 d, the higher the concentration of PAR the lower that of AsPP (Figure 4).

CONCLUSIONS

The barley plant increases its As content with the concentration of this element in the irrigation water; in contrast, the higher the P content in the irrigation water, the lower the accumulation of As in the barley plant. This effect is accentuated with the development of the crop. Arsenic and P compete in

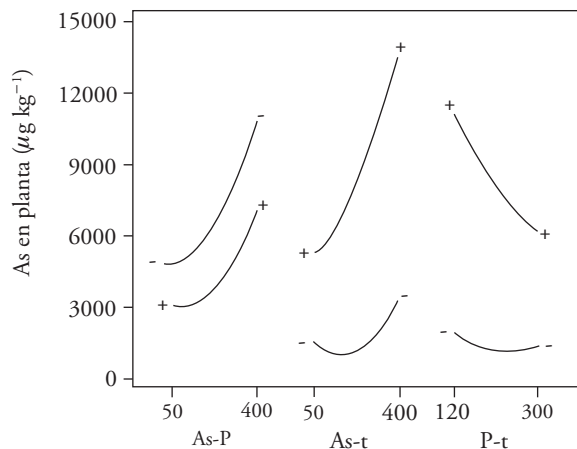


Figura 4. Efectos de interacción AsAR-PAR, AsAR-t y PAR-t.
Figure 4. Interaction effects of AsAR-PAR, AsAR-t and PAR-t.

en la acumulación de As en la planta, pues a 45 d de desarrollo, AsPP se acumuló en la planta casi en la misma cantidad que cualquier concentración PAR y a los 90 d, a mayor concentración de PAR AsPP fue menor (Figura 4).

CONCLUSIONES

La planta de cebada incrementa su contenido de As con la concentración de este elemento en el agua de riego; en contraste, a mayor contenido de P en el agua de riego, la acumulación de As decrece en la planta de cebada. Este efecto se acentúa con el desarrollo del cultivo. Arsénico y P compiten en el suelo y la planta, pero la afinidad es mayor por el P en la planta. El suelo acumula el As que proviene del agua de riego, en forma lineal, sin influencia significativa de la concentración de P en esa agua.

LITERATURA CITADA

Armienta, M. A., and N. Segovia. 2008. Arsenic and fluoride in the groundwater of Mexico. *Environ. Geochem. Hlth.* 30: 345-353.

Bolan, N. S., S. Mahimairaja, A. Kunhikrishnan, and G. Choppala. 2013. Phosphorus-arsenic interactions in variable-charge soils in relation to arsenic bioavailability and mobility. *Sci. Total Environ.* 463-464: 1154-1162.

Brackhage, C., J. H. Huang, J. Schaller, E. J. Elzinga, and E. G. Dudel. 2014. Readily available phosphorous and nitrogen counteract for arsenic uptake and distribution in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Sci. Rep.* 4: 9444.

the soil and the plant, but the affinity is greater for P in the plant. The soil accumulates the As coming from the irrigation water in a linear way, without significant influence of P concentration on that water.

—End of the English version—

-----*

Bundschuh, J., F. E. Giménez, R. Guerequiz, A. C. Pérez, M. E. García, J. Mello, y E. Deschamps. 2008. Fuentes geogénicas de arsénico y su liberación al medio ambiente. *In: Bundschuh, J., A. Pérez Carrera, y M. I. Litter (eds). Distribución de Arsénico en las Regiones Ibérica e Iberoamericana.* Ed.: CYTED, Buenos Aires, Argentina. pp: 33 – 48.

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. *Environ. Pollut.* 155: 157-63.

Eash, N. S., C. J. Green, A. Razvi, and W. F. Bennett. 2008. *Soil Science Simplified.* Fifth edition. Blackwell Publishing, 9600 Garsington Rd., Oxford OX4 2DQ UK 246. 272 p.

Ferrari, L. 2000. Avances en el conocimiento de la Faja Volcánica Transmexicana durante la última década. *Bol. Soc. Geol. Mex.* 53: 84-92.

García, E. 1988. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Offset Larios. México D.F. pp: 46-52.

Lee, C. H., C. H. Wu, C. H. Syu, P. Y. Jiang, C. C. Huang, and D. Y. Lee. 2016. Effects of phosphorous application on arsenic toxicity to and uptake by rice seedlings in As-contaminated paddy soils. *Geoderma* 270: 60-67.

Lu, Y., F. Dong, C. Deacon, H. Chen, A. Raab, and A. A. Mehar. 2010. Arsenic accumulation and phosphorus status in two rice (*Oryza sativa* L.) cultivars surveyed from fields in South China. *Environ. Pollut.* 158: 1536-1541.

Malhi, S. S., A. M. Johnston, J. J. Schoenau, Z.H. Wang, and C. L. Vera. 2006. Seasonal biomass accumulation and nutrient uptake of wheat, barley and oat on a Black Chernozem soil in Saskatchewan. *Can. J. Plant Sci.* 86: 1005-1014.

Marques, A. P., H. Moreira, A. O. Rangel, and P. M. L. Castro. 2009. Arsenic, lead and nickel accumulation in *Rubus ulmi-folius* growing in contaminated soil in Portugal. *J. Hazard. Mater.* 165: 174-179.

Morales-Arredondo, I., R. E. Villanueva-Estrada, R. Rodríguez, and M. A. Armienta. 2015. Geological, hydrogeological, and geothermal factors associated to the origin of arsenic, fluoride, and groundwater temperature in a volcanic environment “El Bajío Guanajuatense”, Mexico. *Environ. Earth Sci.* 74: 5403-5415.

Morales-Arredondo, I., R. Rodríguez, A. Armienta, and R. E. Villanueva-Estrada. 2016. A low-temperature geothermal system in central Mexico: Hydrogeochemistry and potential heat source. *Geochem. J.* 50: 211-225.

- Moreno-Jiménez, E., E. Esteban, and J. M. Peñalosa. 2012. The fate of arsenic in soil-plant systems. Whitacre, D. M. (ed). *Rev. Environ. Contamin. Toxicol.* pp: 1-37.
- Mukherjee, A., M. Kundu, B. Basu, B. Sinha, M. Chatterjee, M. D. Bairagya, U. K. Singh, and S. Sarkar. 2017. Arsenic load in rice ecosystem and its mitigation through deficit irrigation. *J. Environ. Manage.* 197: 89-95.
- Ng, J. C., J. Wang, and A. Shraim. 2003. A global health problem caused by arsenic from natural sources. *Chemosphere* 52: 1353-1359.
- Norma Oficial Mexicana, NOM-127-SSA-1994. 2000. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/m127ssa14.html>. (Consulta: mayo 2016).
- Núñez, C., V. Arancibia, and M. Gómez. 2016. Determination of arsenic in the presence of copper by adsorptive stripping voltammetry using pyrrolidine dithiocarbamate or diethyl dithiophosphate as chelating-adsorbent agents. Effect of CPB on the sensitivity of the method. *Microchem. J.* 126: 70-75.
- Ongley, L. K., L. Sherman, A. Armienta, A. Concilio, and C. Ferguson. 2007. Arsenic in the soils of Zimapán, Mexico. *Environ. Pollut.* 145: 793-799.
- Ortega-Guerrero, M.A. 2009. Presencia, distribución, hidrogeoquímica y origen de arsénico, fluoruro y otros elementos traza disueltos en agua subterránea, a escala de cuenca hidrológica tributaria de Lerma-Chapala, México. *Rev. Mex. Cienc. Geol.* 26: 143-161.
- Pérez, E.yR., K.yA. Jara Durán, y A. Santos Baca. 2011. Contaminación agrícola y costos en el Distrito de Riego 011, Guanajuato. *Rev. Mex. Cienc. Agríc. Pub. Esp.* 1: 69-84.
- Prieto, F., J. Callejas, M. Lechuga, J. Gaytán, y E. Barrado. 2005. Acumulación en tejidos vegetales de arsénico provenientes de aguas y suelos de Zimapán, estado de Hidalgo, México. *Bioagro* 17: 129-135.
- Prieto, F., J. Callejas, A. D. Román, y M. A. Méndez. 2010. Bioacumulación de arsénico en las etapas de desarrollo de la cebada maltera. *Rev. Mex. Cienc. Agríc.* 1:37-44.
- Rodríguez, R., I. Morales-Arredondo, and I. Rodríguez. 2016. Geological differentiation of groundwater threshold concentrations of arsenic, vanadium and fluorine in El Bajío Guajaratense, México. *Geofís. Int.* 55: 5-15.
- Rosas-Castor, J., L. Portugal, L. Ferrer, L. Hinojosa-Reyes, J. L. Guzmán-Mar, A. Hernández-Ramírez, and V. Cerdá. 2016. An evaluation of the bioaccessibility of arsenic in corn and rice samples based on cloud point extraction and hydride generation coupled to atomic fluorescence spectrometry. *Food Chem.* 204: 475-482.
- Rothwell, J. J., K. G. Taylor, E. L. Ander, M. G. Evans, S. M. Das, and T. E. H. Allott. 2009. Arsenic retention and release in ombrotrophic peatlands. *Sci. Total Environ.* 407: 1405-1417.
- Roychowdhury, T., H. Tokunaga, T. Uchino, and M. Ando. 2005. Effect of arsenic-contaminated irrigation water on agricultural land soil and plants in West Bengal, India. *Chemosphere* 58: 799-810.
- Saldaña-Robles, A., and R. J. Guerra-Sánchez. 2012. Transfer concentrations of arsenic in the structures of barley (*Hordeum vulgare*). In *Understanding the Geological and Medical Interface of Arsenic-As 2012: Proceedings of the 4th International Congress on Arsenic in the Environment, 22-27 July 2012, Cairns, Australia*. CRC Press. 231 p.
- Smith, E., R. Naidu, and A. M. Alston. 2002. Chemistry of inorganic arsenic in soils: II. Effect of phosphorus, sodium, and calcium on arsenic sorption. *J. Environ. Qual.* 31: 557-63.
- Srivastava, S., P. Suprasanna, and S. F. D'Souza. 2012. Mechanisms of arsenic tolerance and detoxification in plants and their application in transgenic technology: a critical appraisal. *Int. J. Phytoremediation* 14: 506-17.
- United States Department of Agriculture, USDA, Soil Survey Staff. 2014. *Keys to Soil Taxonomy: Natural Resources Conservation Services, 12th edition*. 1400 Independence Avenue, S.W.; Washington, D.C. 314 p.
- Vamerali, T., M. Bandiera, L. Coletto, F. Zanetti, N. M. Dickinson, and G. Mosca. 2009. Phytoremediation trials on metal- and arsenic- contaminated pyrite wastes (Torviscosa, Italy). *Environ. Pollut.* 157: 887-94.
- Violante, A., and M. Pigna. 2002. Competitive sorption of arsenate and phosphate on different clay minerals and soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 66: 1788-1796.
- Wang, J., F. Zhao, A. Meharg, A. Raab, J. Feldmann, and S. McGrath. 2002. Mechanism of arsenic hyperaccumulation in *Pteris vittata*. Uptake kinetics, interactions with phosphate, and arsenic speciation. *Plant Physiol.* 130: 1552-1561.
- Yazdani, M. R., T. Tuutijärvi, A. Bhatnagar, and R. Vahala. 2016. Adsorptive removal of arsenic (V) from aqueous phase by feldspars: Kinetics, mechanism, and thermodynamic aspects of adsorption. *J. Mol. Liq.* 214: 149-156.
- Zhao, F.J., J. F. Ma, A. A. Meharg, and S. P. McGrath. 2008. Arsenic uptake and metabolism in plants. *Journal compilation New Phytol.* 181: 777-794.
- Zhao, F. J., S. J. Dunham, and S. P. McGrath. 2002. Arsenic hyper accumulation by different fern species. *New Phytol.* 156: 27-31.