

Una evaluación de un consorcio bacteriano y un aditivo rico en fósforo en la acumulación de arsénico en planta de Maíz (*Zea mays*)

Angélica M. Cervantes-Corona^a, Rosas-Castor JM^a, Muñoz-Santiago A^b, Guzmán-Mar JL^a, Hernández-Ramírez A^a, Hinojosa-Reyes L^{a*}

^aUniversidad Autónoma de Nuevo León (UANL), Facultad de Ciencias Químicas, Av. Universidad S/N, Ciudad Universitaria, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, C. P. 66455, México.

^b LIDAG SA de CV., Col. Narvarte, Monterrey, Nuevo León, C.P. 64830, Nuevo León, México

*e-mail: laura.hinojosary@uanl.edu.mx

Recibido 30 octubre 2022, Aceptado 30 noviembre 2022

Resumen

Un consorcio bacteriano (BCA) y un aditivo rico en fosfato (RPA) fueron evaluados como aditivos agrícolas para la reducción de la acumulación y translocación de arsénico (As) en maíz (*Zea mays*). Se llevó a cabo un experimento con macetas en suelo agrícola contaminado. Después de 10 semanas de crecimiento, se cosecharon las plantas, se midieron los parámetros de crecimiento (altura y peso) y se analizaron las concentraciones de As en las raíces y partes aéreas de las plantas. También se midió el pH, la conductividad, el contenido de carbono orgánico total, PO_4^{3-} , Pb, Fe y Mn en el suelo y la concentración de Pb en las plantas. BCA y RPA tuvieron un efecto significativo ($P < 0.05$) en la reducción de la bioacumulación de As (11-16 %) en comparación con los experimentos control, pero no en la translocación de metales de la raíz a las partes aéreas. Los parámetros de crecimiento fueron más altos con BCA que con RPA. Los resultados de este estudio podrían contribuir al desarrollo de prácticas agrícolas para la reducción de la exposición humana al As por el consumo de maíz procedente de suelos contaminados con As.

Palabras clave: arsénico, espectrometría de fluorescencia, translocación, generación de hidruros.

1. Introducción

El arsénico (As) es un metaloide que se encuentra naturalmente en el suelo, el aire y el agua. Este metaloide se moviliza hacia el medio ambiente a través de procesos naturales, como la lixiviación, la actividad biológica y las emisiones volcánicas, así como por una amplia gama de actividades humanas, como la industria de fundición de metales; uso de combustible fósil; y aditivos, incluidos los plaguicidas agrícolas orgánicos [1]. La exposición crónica a este elemento puede causar enfermedades cardiovasculares y respiratorias [2]. El cáncer de piel, vejiga o pulmón puede ser generado a partir de la exposición a este metaloide, por lo que la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EE. UU. EPA) lo ha clasificado como carcinógeno humano [2, 3].

Las rutas principales de exposición al arsénico en humanos son la ingesta directa del agua y el consumo de productos agrícolas contaminados, como los cereales, que forman parte de la dieta básica mundial [4]. Se han encontrado altas concentraciones de As en granos o productos derivados del maíz ($20\text{-}1330 \mu\text{g kg}^{-1}$) [5]. Algunas regiones agrícolas importantes del mundo, como Bangladesh, India Occidental, China, Argentina y México, tienen concentraciones de As en suelos agrícolas y aguas subterráneas superiores a los valores máximos establecidos por la EE. UU. EPA de 20 mg kg^{-1} y 1 mg L^{-1} , respectivamente [6]. El maíz (*Zea mays L*) es el cereal de mayor producción a nivel mundial (1168.7 millones de toneladas en 2021/22; FAOSTAT) [7] y

alimento básico para millones de personas en América Latina. La concentración de metaloides en los productos agrícolas afectada por: 1) la fitodisponibilidad de As en el suelo, y de 2) la capacidad de translocación de As desde las raíces a las partes comestibles del cultivo. La fitodisponibilidad de As en el sistema suelo-planta es afectada por la solubilidad las especies de As, la especie de planta y el estado nutricional del cultivo.

Algunos parámetros del suelo, como el potencial redox, el pH, el contenido de materia orgánica y las concentraciones de Al, Fe, Mn y P [1], pueden afectar la solubilidad del As y en consecuencia, su absorción por las plantas. Debido a la similitud química del arseniato (As(V) , la principal forma de As en el suelo) y los iones de fosfato (PO_4^{3-}), las plantas pueden absorber el As de la rizosfera a través de los canales de fosfato ubicados en la membrana plasmática de las células de la raíz. En suelos agrícolas, donde ambos aniones están en altas concentraciones, ocurre un efecto antagónico entre el PO_4^{3-} y el As(V) [8]. En estudios hidropónicos se han demostrado que el tratamiento con PO_4^{3-} tiende a disminuir la entrada de As(V) y ácido dimetilarsínico (DMA) a la raíz de maíz en un 50 % y un 90 %, respectivamente [1]; Por lo anterior, se podría considerar que la aplicación de PO_4^{3-} en suelos agrícolas reduciría la absorción de As por las plantas. Por otro lado, también se ha estudiado el uso de microorganismos en cultivos para mejorar el estado nutricional y los mecanismos de



detoxificación de las plantas. Los metabolitos segregados por algunos microorganismos pueden mejorar absorción de nutrientes y mantener en buen estado la capacidad metabólica del cultivo para exudar, almacenar, o disminuir la translocación de contaminantes [1]. Los géneros como *Bacillus* y *Pseudomonas sp.* han recibido especial atención debido a su capacidad para producir una amplia gama de metabolitos y enzimas que incrementan la tolerancia de la planta para resistir el estrés propiciado por una amplia gama de agentes bióticos y abióticos. La secreción de agentes promotores de crecimiento por cepas bacterianas es común. Sin embargo, la presencia de todos los promotores de crecimiento necesarios en la planta por una sola especie puede ser rara. Por otro lado, un consorcio de varias cepas bacterianas puede favorecer el crecimiento de la planta [9]. Existen varios mecanismos para la promoción del crecimiento de las plantas, como la síntesis de: 1) fitohormonas como el ácido indol-3-acético producido por bacterias asociadas a la raíz, 2) sideróforos que mejoran la solubilidad del hierro y aumentan su absorción por las plantas, y 3) el aumento de 1-aminociclopropano-1-carboxilato desaminasa para mejorar la solubilización de minerales [10]. El crecimiento y desarrollo de las plantas puede verse afectado por el uso de uno o más de estos mecanismos. *Actinomicetos sp.* suele estar presente en los suelos y tiene el potencial de producir hormonas de crecimiento vegetal como el ácido indol-3-acético o los sideróforos [10].

Por otro lado, las bacterias nitrificantes son organismos quimiolitotróficos que incluyen especies de los géneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrobacter* y *Nitrococcus sp.* que obtienen su energía a través de la oxidación de compuestos inorgánicos de nitrógeno utilizando un complejo sistema de membranas internas [9]. Los nitratos producidos por estos microorganismos se absorben y benefician el crecimiento de las plantas.

El efecto de la aplicación de microorganismos puede variar drásticamente dependiendo de las propiedades del suelo o factores ambientales en la zona agrícola afectando el crecimiento de las plantas y la absorción de metales o metaloides.

Una vez dentro del cultivo, los iones de As y de otros metales como el Pb pueden tener un efecto sinérgico debido que suelen consumir los mismos recursos metabólicos en el cultivo: 1) efectos clastogénicos en las plantas debido a su unión al ADN, 2) interacción con enzimas que contienen grupos sulfhidrilo como el glutatión, y 3) la desintoxicación inducida por As y Pb mediante la inducción de fitoquelatinas (PC) [11].

Por lo tanto, es importante desarrollar tecnologías que permitan reducir la transferencia de As hacia el cultivo. En este estudio se evaluaron los efectos de dos aditivos agrícolas de bajo costo: uno basado en un consorcio bacteriano (BCA, *Actinomyces sp.*, *Pseudomonas diminuta*, *Bacillus subtilis*) y un consorcio bacteriano nitrificante) y el otro en un aditivo rico en fosfato (RPA); como estrategias para reducir la acumulación de As en el

maíz (*Zea mays*) y mejorar el desarrollo del cultivo. Adicionalmente se analizó el efecto de la presencia de Pb en la dinámica de acumulación del As.

2. Parte experimental

2.1 Enriquecimiento del suelo. Se colectó suelo agrícola a una profundidad de 0-30 cm en un campo de maíz en Matehuala, México (23° 39.197'N, 100° 33.952'). Este suelo fue denominado en el presente trabajo como suelo no modificado. Para la elaboración del suelo denominado como "enriquecido con As", el suelo agrícola a granel se secó hasta un peso constante (80±5 °C) y se añadió una solución de Na₂HAsO₄•7H₂O a la muestra de suelo para aumentar el contenido total de As a 25 mg As kg⁻¹ de suelo. El suelo se colocó en un recipiente hermético y fue almacenado durante un mes en la oscuridad a temperatura ambiente, finalmente fue secado a temperatura ambiente y homogeneizado.

2.2 Experimentos en maceta. La germinación de semillas de maíz nativo de tres zonas agrícolas: 1) Nuevo León; 2) Tamaulipas y 3) Valle de Texas; fue evaluada utilizando NaOCl al 1% p v⁻¹ como agente desinfectante en cajas Petri con agar estéril y un tiempo de incubación de 6 días a 27°C. Se seleccionaron semillas de maíz nativo de Tamaulipas (tamaño promedio de semilla: 0.9 x 0.8 mm) para experimentos en maceta debido a que mostraron la menor contaminación fúngica y el mayor porcentaje de germinación (Tamaulipas 96%, Nuevo León 98% y Texas 76%). Siete semillas de maíz se colocaron por cada maceta con un contenido de 7 kg de suelo ya sea "no enmendado" o "suelo enriquecido con As".

Los aditivos agrícolas para su aplicación en plantas de maíz fueron preparados agregando 17.5 mL de cultivo microbiano líquido BCA o 10 mL de la solución de fosfato RPA a un matraz de aforación y llevados a 1.0 L con agua. La información sobre la composición de los aditivos agrícolas empleados se presenta en la Tabla 1. Para cada nivel de As, se rociaron 2 mL de las soluciones sobre el suelo cerca de las raíces de las plantas: RPA a los 22 y 44 días y BCA a los 11 y 33 días después de la siembra. El tratamiento con BCA fue aplicado de manera más que el RPA debido al proceso de adaptación de los microorganismos en el suelo. Las plantas se cultivaron bajo luz natural con 10-12 h de luz diurna, una temperatura de 20-34°C, humedad de 47-86% y fueron regadas cada 48 h (cuatro macetas por tratamiento). Un tratamiento control sin aditivos fue cultivado en las mismas condiciones. El maíz fue cosechado después de 3 meses.

2.3 Caracterización del suelo agrícola. Las muestras de suelo fueron secadas a temperatura ambiente y después tamizadas para obtener la fracción arcillosa (< 2 mm). Las muestras de plantas fueron lavadas minuciosamente en el laboratorio con agua corriente del grifo, seguido de tres enjuagues con agua desionizada.

Además, las raíces de maíz fueron lavadas con CaCl_2 5 mM para eliminar los posibles iones adsorbidos. Las muestras de plantas fueron seccionadas en raíz y parte aérea, secadas durante una semana usando una lámpara de luz infrarroja y posteriormente, tamizadas a 250 μm .

Tabla 1. Componentes primarios de los aditivos agrícolas utilizados para la reducción de la acumulación de As en cultivo de maíz

RPA, L20® (mg L ⁻¹)		BCA, Superbac M90® (UFC mL ⁻¹)	
Fosforilato férrico	24.9	<i>Actinomicetos</i>	1.0×10^8
S ²⁻	0.141	<i>Pseudomona diminuta</i>	1.0×10^7
K ⁺	245	<i>Bacillus subtilis</i>	1.4×10^4
Na ⁺	298	Consortio de bacterias nitrificantes	8.0×10^4
Ca ²⁺	32		
Mg ²⁺	20		
Cu ²⁺	12		
Zn ⁺	11		
Mn ²⁺	4		

Las muestras de suelo agrícola y maíz (raíz y parte aérea de la planta) fueron digeridas usando el método de digestión por microondas EE. UU. EPA 3052 ligeramente modificado [12]. Las muestras de suelo agrícola se extrajeron a 200 rpm y 25°C con agua desionizada en una proporción de 1:1 durante 24 h. El sobrenadante fue separado por centrifugación a 3000 rpm durante 5 min. El carbono orgánico total (TOC_{WE}; Shimadzu TOC-VCSH), pH (pH_{WE}; método potenciométrico, Thermo Scientific Orion 3 star), fosfato (PO_4^{3-} -_{WE}; método espectrofotométrico con SnCl_2 (NMX-AA-029-SCFI-2001) [13]), y conductividad (método potenciométrico, Thermo Scientific Orion 3 star) del extracto suelo-agua, y los contenidos de plomo, hierro y manganeso (Mn_T, Fe_T y Pb_T) de las muestras digeridas de suelo y maíz (método EE. UU. EPA 3052) [12] fueron determinados mediante Espectroscopia de Absorción Atómica (AAS en un instrumento Varian SpectrAA 220 FS). La determinación del As total en el suelo agrícola y el maíz se llevó a cabo mediante Espectroscopia de Fluorescencia Atómica de Generación de Hidruro (HG-AFS; Rayleigh AF-640, China) según las condiciones experimentales descritas en un estudio previo [6].

3. Resultados y discusión

3.1 Acumulación de As en el cultivo de maíz. Dos aditivos agrícolas (Tabla 1) fueron evaluados usando suelo agrícola contaminado con As. La Tabla 2 muestra los parámetros fisicoquímicos para el suelo agrícola de Matehuala, San Luis Potosí, México. La concentración de fósforo es aceptable para uso agrícola [13]. El uso de

los aditivos no afectó significativamente la composición del suelo agrícola después de una aplicación, como se muestra en las propiedades de caracterización fisicoquímica indicadas en la Tabla 3. La concentración de As_T fue menor después de la cosecha para todos los tratamientos que en el suelo inicial, pero esto podría atribuirse al proceso de lixiviación en la maceta y/o la absorción por el sistema radicular. Por otro lado, el As osciló antes y después del crecimiento de la planta, que osciló entre 1.6 y 2.0 %, fue comparable entre los tratamientos. Un análisis textural (21.5% arena, 34.1% limo y 44.3% arcilla) el suelo es clasificado como suelo arcilloso (método propuesto por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura: FAO), lo que indica un tamaño de partícula pequeño.

Tabla 2. Caracterización físico-química de suelos agrícolas de Matehuala, San Luis Potosí (zona minera) utilizados para el cultivo del experimento maíz en maceta

Parámetro	Valor
Arena	21.5%
Limo	34.1%
Arcilla	44.3%
pH	8.2 ± 0.1
Conductividad (mS cm ⁻¹)	3.19 ± 0.02
PO_4^{3-} (mg kg ⁻¹)	13.2 ± 0.8
Mn _T (mg kg ⁻¹)	489 ± 15
Fe _T (mg kg ⁻¹)	6202 ± 142
Pb _T (mg kg ⁻¹)	20 ± 1
COT (mg kg ⁻¹)	38 ± 6
As _T (mg kg ⁻¹)	69 ± 6
As _{WE} (mg kg ⁻¹)	1.47 ± 0.03
As soluble (%)	2.1 ± 0.2

El área superficial juega un rol importante en la lixiviación y disponibilidad del As debido a que el arseniato puede ser adsorbido por grupos hidroxilo en minerales, como la caolinita y los óxidos de hierro y aluminio, y el número de estos sitios de adsorción aniónica se incrementa al aumentar el área superficial. La materia orgánica es otro parámetro que puede afectar la solubilidad del As en el suelo. La concentración de As en el suelo de San Luis, México, fue de 69 mg kg⁻¹, valor que supera el límite máximo permisible para un suelo agrícola (20.0 mg kg⁻¹), recomendada por la EE. UU. EPA [3], y que afecta el desarrollo de las plantas, y podría representar un riesgo importante para la salud de los humanos y el ganado. En la Tabla 4 se muestran los valores de concentración de As en el sistema radicular y partes aéreas del maíz. La concentración de As en el maíz aumentó con el incremento del As total en el suelo agrícola. Sin embargo, no existe diferencia significativa en las concentraciones de As en planta entre los tratamientos RPA y BCA el control ($P > 0.05$). En todos los tratamientos, el

contenido de As en las raíces fue significativamente mayor ($P < 0.05$) que en las partes aéreas (tallos y hojas), lo cual puede ser explicado por el mecanismo de almacenamiento y fitoquelación en las células de raíz.

Tabla 3. Caracterización fisicoquímica del suelo agrícola a la cosecha de plantas de maíz (después de 3 meses)

Parámetro	Tratamiento					
	Control		RPA		BCA	
	Suelo no mod.	Suelo rico en As	Suelo no mod.	Suelo rico en As	Suelo no mod.	Suelo rico en As
Parámetros de transferencia de As						
As _r en raíz (mg kg ⁻¹)	67.6 ± 0.8	78 ± 3	63 ± 5	82 ± 6	64 ± 11	74 ± 6
As _r en parte aérea (mg kg ⁻¹)	4 ± 2	6 ± 3	5 ± 1	3 ± 1	4 ± 1	5 ± 1
BAF _T (As)	1.13 ± 0.03	0.96 ± 0.02	0.95 ± 0.06	0.95 ± 0.03	1.04 ± 0.17	0.85 ± 0.05
BAF _{WE} (As)	58 ± 2	60 ± 4	49 ± 3	51 ± 5	53 ± 8	51 ± 4
TF(As)	6 ± 2	7.7 ± 0.4	8 ± 3	4 ± 2	6 ± 2	7 ± 1

Valores promedio (n = 4 réplicas) ± desviación estándar (DE); RPA, aditivo rico en fosfato; BCA, aditivo de consorcio bacteriano; mod., modificado

La concentración de As en las raíces varió de 63 a 82 mg kg⁻¹ y de 3 a 5 mg kg⁻¹ para la parte aérea de las plantas. La presencia de As en el tejido vegetativo de la planta de maíz (tallos y hojas) es motivo de preocupación ya que, aunque no es consumido por los seres humanos, es usado como ensilaje para ganado ingresando así a la cadena trófica [6]. La concentración de As en la parte aérea del maíz fue aproximadamente el 7.5% del contenido de As en el suelo (59-88 mg As kg⁻¹). Esta relación fue superior a la reportada por Marwa *et al.* [15] en zonas agrícolas de Tanzania, donde la concentración de As en el suelo fue baja (0.2-7.1 mg kg⁻¹). La proporción de la concentración de As en tallo con relación al suelo fue de 1 a 2%. En estudios realizados por D'Angelo *et al.* [16] en Kentucky, EE. UU., se reportaron también valores de transferencia menores. La relación de concentración de As hoja-maíz/suelo fue de 0.2% para suelos con un contenido de As total de 7.0-13.0 mg kg⁻¹. Es posible que la capacidad de desintoxicación del maíz disminuya con el incremento de la concentración de As en la rizosfera.

3.2 Efecto de los tratamientos sobre la bioacumulación de arsénico. El factor de bioacumulación representa la relación del As en suelo con el que logra pasar a través de la membrana de raíz y permanecen ahí y es calculado como la división de la concentración de As total en las raíces dividido por el As total en el suelo

(BAF_T). Los valores BAF_T variaron entre 0.85 y 1.13, los cuales fueron superiores a los valores de 0.1 a 0.2 informados por Neidhard *et al.* [5].

Tabla 4. Concentración de arsénico en raíz y parte aérea del cultivo de maíz en suelo contaminado utilizando un consorcio bacteriano y un aditivo rico en fosfato

Parámetro	Tratamiento					
	Control		RPA		BCA	
	Suelo no mod.	Suelo rico en As	Suelo no mod.	Suelo rico en As	Suelo no mod.	Suelo rico en As
pH	7.56 ± 0.17	7.6 ± 0.2	7.62 ± 0.08	7.59 ± 0.06	7.65 ± 0.08	7.59 ± 0.05
Conductividad (mS cm ⁻¹)	3.3 ± 0.3	3.3 ± 0.2	3.5 ± 0.1	3.56 ± 0.09	3.8 ± 0.3	3.8 ± 0.4
PO ₄ ³⁻ (mg kg ⁻¹)	12 ± 1	15 ± 2	15 ± 1	12 ± 3	13.7 ± 0.8	16 ± 2
Mn (mg kg ⁻¹)	565 ± 89	515 ± 62	516 ± 39	479 ± 33	554 ± 109	502 ± 19
Fe _r (mg kg ⁻¹)	11194 ± 722	11015 ± 1395	10728 ± 1038	10212 ± 616	10933 ± 900	11225 ± 598
Pbr (mg kg ⁻¹)	17.5 ± 0.5	17.9 ± 0.5	18.5 ± 0.3	18 ± 1	18.4 ± 0.3	19.1 ± 0.2
CO ₂ (mg L ⁻¹)	21 ± 2	21 ± 6	19 ± 3	24 ± 2	19 ± 4	29 ± 7
As _r (mg kg ⁻¹)	59 ± 1	84 ± 1	65 ± 3	83 ± 3	61 ± 3	88 ± 2
As _{so} (mg kg ⁻¹)	1.3 ± 0.2	1.4 ± 0.3	1.24 ± 0.03	1.6 ± 0.1	1.22 ± 0.09	1.46 ± 0.06
As soluble (%)	2.1 ± 0.4	1.7 ± 0.3	1.94 ± 0.03	1.9 ± 0.1	1.97 ± 0.05	1.6 ± 0.1

Valores promedio (n = 4 réplicas) ± desviación estándar (DE); BAF_T, factor de bioacumulación de arsénico total; BAF_{WE}, factor de bioacumulación de arsénico extraíble en agua; RPA, aditivo rico en fosfato; BCA, aditivo de consorcio bacteriano; mod., modificado; TF(As), factor de translocación del arsénico de la raíz a la parte aérea.

Un valor BAF_T más alto indica una mayor fitodisponibilidad de As en el suelo. El segundo factor de bioacumulación, BAF_{WE}, que se calculó dividiendo el As total en las raíces por el As extraído con agua del suelo y permite estimar el papel de la adsorción de As en las partículas del suelo sobre la disponibilidad de As. Los valores de BAF_{WE} variaron de 49 a 60 (Tabla 4), que fueron más altos que el BAF_T, lo que indicó un efecto apreciable de la adsorción en la disponibilidad de As y la alta afinidad de las raíces por el As soluble (hasta 60 veces más concentrado dentro del cultivo). Este parámetro puede variar con la edad del cultivo. En un experimento hidropónico [8] en el que se expuso maíz a un nivel de As de 2.5 mg L⁻¹ durante 3-7 días, la concentración de As en las raíces fue de 77.0 ± 8.8 mg g⁻¹ dw (BAF_{WE} de 30800) y 28.3 ± 8.7 mg g⁻¹ base seca (BAF_{WE} de 113020) para las variedades Azad kamal y Azad uttam, respectivamente. El contenido de As acumulado en maíz ha sido correlacionado mejor con el As soluble con el As total en el suelo [6]. A niveles bajos de As, es decir en el suelo no modificado, el uso de RPA como aditivo agrícola disminuyó significativamente ($p < 0.05$) el factor de acumulación: 16 % para el BAF_{WE} y 15.5 % para el BAF_T (Tabla 4). En un suelo con alto contenido de As, RPA provocó una disminución

comparable en el valor BAF_{WE} (15 %), que podría atribuirse a la competencia de los iones de fosfato por los sitios de entrada en el sistema radicular y a las mejoras en el estado nutricional del maíz.

El tratamiento BCA no produjo un aumento significativo en la concentración de fosfato soluble ($P > 0.05$), pero el contenido de fosfato soluble en el suelo aumentó con el aumento del As total para todos los tratamientos (Tabla 3). Esto podría atribuirse a la competencia del arsenato (que tiene una estructura similar al fosfato) por los sitios de adsorción en el suelo. Las actividades de arseniato y fosfato en el lixiviado del suelo son comúnmente controladas por reacciones de complejación con óxidos e hidróxidos de Al, Mn y Fe, que afectan la solubilidad del As en el suelo agrícola [5] y, en consecuencia, su disponibilidad. Se ha reportado que la concentración de As en las hojas de los cultivos fue menor debido a la presencia las placas de óxidos Fe o Mn en el sistema radicular superficial [16]. Por lo anterior, las concentraciones de Fe o Mn pueden jugar un rol muy importante en la eficacia del aditivo BCA. Por otro lado, el tratamiento de BCA durante el crecimiento del cultivo de maíz presentó resultados favorables. Los factores de bioacumulación disminuyeron significativamente: BAF_T un 11.5% y BAF_{WE} un 15.0%, respectivamente (Tabla 4).

3.3 Efecto de los tratamientos sobre el factor de translocación de arsénico. La capacidad de la planta para acumular metales del suelo y trasladar metales de las raíces a los brotes se estimó utilizando el factor de translocación (TF) y se calculó de la siguiente manera:

$$TF = (AsT \text{ parte aérea}) / (AsT \text{ raíz}) \times 100 \quad (\text{Ecuación 2})$$

El efecto de los tratamientos sobre el TF(As) desde las raíces hasta la parte aérea del cultivo de maíz en suelo contaminado con As (Tabla 3) no fue significativo (Fig. 1; $P > 0.05$). Cuando la capacidad de almacenamiento en los compartimentos celulares del sistema radicular como la mediada por vacuola está saturada, el As puede acceder más fácilmente a las partes aéreas de las plantas, por lo que la translocación al tallo suele ser mayor con el incremento de la concentración. El buen estado nutricional del cultivo le permite maximizar la capacidad del mecanismo de detoxificación y compartimentación de la planta

para el tratamiento de contaminantes. Los estudios de tolerancia en cultivos de maíz han demostrado que la translocación de otros elementos, como el manganeso, fue más limitada por la compartimentación de metales que por el exudado de estos afuera de la raíz [17]. El TF (As) en este estudio varió entre 4 y 8, siendo menor que en un estudio de Rosas-Castor *et al.* [6], (TF de raíces a tallos fue 12.5) en el que se evaluó la acumulación de As en maíz de zonas agrícolas de San Luis Potosí, México.

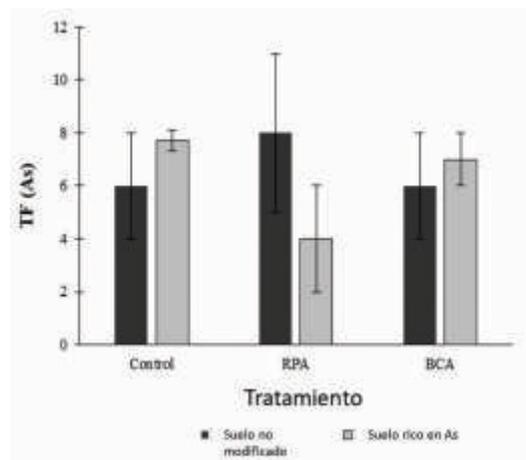


Fig. 1. Translocación de arsénico en cultivo de maíz utilizando un consorcio bacteriano (RPA) y un aditivo rico en fósforo (BCA). Las barras de error representan la desviación estándar (SD) de $n = 4$ réplicas).

3.4 Efecto del nivel de arsénico en el suelo y de los tratamientos sobre los parámetros de crecimiento de las plantas. Se evaluaron los efectos de los aditivos agrícolas y el nivel de As sobre el crecimiento del maíz (Tabla 5). Un aumento en la concentración de As en el suelo propició una disminución significativa de todos los parámetros de crecimiento en los tres tratamientos. La Fig. 2 muestra los valores del índice de detoxificación derivados del alto peso seco y peso fresco. Los resultados indican que el tratamiento de BCA permitió un mejor desarrollo del cultivo de maíz comparado con RPA. Los valores del índice de desintoxicación derivados del peso seco fueron 35, 68 y 64% para los tratamientos de control, RPA y BCA, respectivamente.

3.5 Efecto del nivel de arsénico sobre la acumulación de Pb. Como modelo de interacción del As con metales pesados en el cultivo de maíz se evaluó la acumulación y translocación de Pb. El plomo (Pb) es el principal metal pesado asociado al cultivo del maíz debido a su alto factor de bioacumulación en esta planta [18]. El Pb puede causar fitotoxicidad debido a reacciones del grupo sulfhidrilo (-SH) y cambios en la permeabilidad de la membrana celular en las raíces, lo que afecta el transporte de nutrientes, como Ca, Fe, Mg, Mn, P y Zn. La concentración de Pb en el suelo puede afectar drásticamente la germinación de las semillas, el crecimiento de las plántulas, la fotosíntesis, el estado del agua de las plantas, la nutrición mineral y las actividades enzimáticas [18]. El Pb se encuentra en una concentración inferior al límite máximo permisible en México (400 mg kg⁻¹) para suelo agrícola (NOM-147-SEMARNAT/SSA1) [13]. La Tabla 5 muestra el factor de bioacumulación de Pb BAF_T (Pb) y el factor de translocación de Pb (TF (Pb)) en maíz.

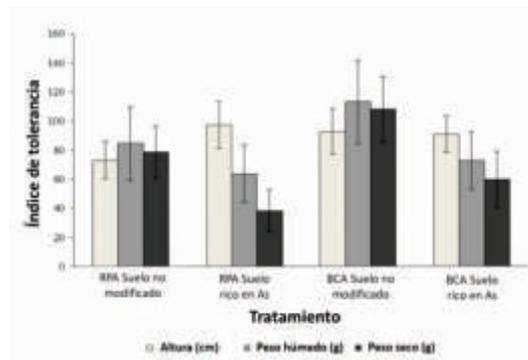


Fig. 2. Efecto de la concentración de arsénico en suelo y aditivos agrícolas (RPA y BCA) sobre el crecimiento de un cultivo de maíz. Las barras de error representan la desviación estándar (SD) de n = 4 réplicas.

Los tratamientos no afectaron los factores de bioacumulación de Pb ($P > 0.05$), sin embargo, la concentración de Pb en el sistema radicular aumentó entre un 55 y un 100 % en el suelo con alto contenido de As en comparación con el suelo no modificado. Esto puede ser atribuido a que el As y el Pb pueden estar consumiendo los mismos recursos metabólicos de detoxificación del cultivo. La TF(Pb) disminuyó significativamente ($P < 0.05$) con la adición de ambos aditivos en condiciones de estrés moderado (bajas concentraciones de As en suelo, 59 ± 1 mg kg⁻¹) de 90 a 65 para RPA y 67 para BCA. Esta disminución en la capacidad de translocación de aproximadamente 23% podría indicar un incremento en la capacidad de formación

de complejos de metales en la raíz y su almacenamiento en vacuola.

Tabla 5. Parámetros de toxicidad en cultivos de maíz utilizando un consorcio bacteriano y un aditivo rico en fosfato: cultivo de maíz y absorción de plomo

Parámetro	Tratamiento					
	Control		RPA		BCA	
	Suelo no mod.	Suelo rico en As	Suelo no mod.	Suelo rico en As	Suelo no mod.	Suelo rico en As
Parámetros de transferencia de Pb						
Pb _r raíz (mg kg ⁻¹)	13 ± 1	26 ± 5	17 ± 1	28.9 ± 5	18 ± 1	28 ± 4
Pb _r en parte aérea (mg kg ⁻¹)	11.7 ± 0.3	13.4 ± 0.7	11 ± 1	12.9 ± 0.2	12.04 ± 0.53	14.5 ± 0.6
BAF _T (Pb)	0.7 ± 0.1	1.5 ± 0.4	0.96 ± 0.06	1.66 ± 0.1	1.02 ± 0.07	1.5 ± 0.1
T (Pb)	90 ± 9	51 ± 3	65 ± 7	45 ± 1	67 ± 6	52 ± 3
Parámetros de crecimiento						
Altura (cm)	23.1 ± 2.7	14.9 ± 1.8	16.9 ± 2.2	14.5 ± 1.6	21.4 ± 2.6	13.5 ± 0.9
Peso fresco (g)	16.1 ± 1.3	10.2 ± 1.0	13.6 ± 3.9	6.5 ± 1.9	18.2 ± 4.4	7.4 ± 1.9
Peso seco (g)	6.4 ± 1.3	4.2 ± 1.2	5.04 ± 1.5	1.6 ± 0.4	6.9 ± 2.2	2.5 ± 0.4

Valores promedio (n = 4 réplicas) ± desviación estándar (DE); TF(Pb), factor de translocación del plomo; BAF_T (Pb), factor de bioacumulación del plomo total; mod., modificado; RPA, aditivo rico en fosfato; BCA, aditivo de consorcio bacteriano

4. Conclusiones

Se evaluó el uso de un consorcio bacteriano (*Actinomicetos sp.*, *Pseudomonas diminuta*, *Bacillus subtilis*) y un consorcio de bacterias nitrificantes) y un aditivo rico en fosfato sobre la acumulación de arsénico en maíz (*Zea mays*) como aditivos agrícolas alternativos para la reducción de la transferencia de As vía cadena alimentaria, lo que podría representar un riesgo para la salud humana. Aunque el efecto de los tratamientos sobre la translocación de As desde las raíces a las partes aéreas del cultivo de maíz en suelos contaminados con As no fue estadísticamente significativo ($P > 0.05$), ambos aditivos agrícolas redujeron significativamente el As BAF (11-16%), para el As total. concentración en el suelo de 59-88 mg kg⁻¹, en comparación con los experimentos de control sin tratamiento ($P < 0.05$). Éste estudio podría derivar en metodologías de tratamiento que permitan la reducción de la transferencia de As del suelo al maíz y limiten el acceso de As a los humanos a través de la ingesta de maíz.

5. Referencias

- [1]. G. Genchi, G. Lauria, A. Catalano, A. Carocci and M. S. Sinicrop. "Arsenic: A Review on a Great Health Issue Worldwide" *Appl. Sci.* 2022, 12, 6184.

- [2]. F. Qiu, H. Zhang, Y. He, H. Liu, T. Zheng, W. Xia, S. XuJieqiong, S.X. Zhou, "Associations of arsenic exposure with blood pressure and platelet indices in pregnant women: A cross-sectional study in Wuhan, China" *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2023, 249: 0-12
- [3]. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov> (accesado el 16 de enero de 2023).
- [4]. F.-J. Zhao & P. Wang. "Arsenic and cadmium accumulation in rice and mitigation strategies", *Plant Soil*, 2020, 446:1–21.
- [5]. H. Neidhardt, S. Norra, X. Tang, H. Guo, D. Stüben, "Impact of irrigation with high arsenic burdened groundwater on the soil-plant system: results from a case study in the Inner Mongolia, China." *Environ. Pollut.*, 2012, 163: 1 8-13.
- [6]. J. Rosas-Castor, A. Hernández-Ramírez, I. Pérez, A. Caballero, L. Hinojosa-Reyes, "Evaluation of the transfer of soil arsenic to maize crops in suburban areas of San Luis Potosí, México". *Sci. of the Total Environ.*, 2014, 497:153-162.
- [7]. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://faostat.fao.org/site/613/DesktopDefault.aspx?PageID=613#ancor> (accesado el 4 de noviembre de 2022)
- [8]. S. Mallick, G. Sinam, S. Sinha, "Study on arsenate tolerant and sensitive cultivars of *Zea mays* L.: Differential detoxification mechanism and effect on nutrients status." *Ecotoxi. and Environ. Safety*, 2011, 74: 1316-1324.
- [9]. S. Duan, Y. Zhang, S. Zheng. "Heterotrophic nitrifying bacteria in wastewater biological nitrogen removal systems: A review" *Crit Rev Environ Sci Technol.*, 2022, 52:13 2302-2338
- [10]. J. B. Granados, "Rhizobacteria and their contribution to plant tolerance to drought and salinity" *Cuban J. Agric. Sci.*, 2022, 56: 2, 1-12
- [11]. M. R. Boorboori and H. Y. Zhang "Arbuscular Mycorrhizal Fungi Are an Influential Factor in Improving the Phytoremediation of Arsenic, Cadmium, Lead, and Chromium" *J. Fungi*, 2022, 8:2, 176-184
- [12]. EPA. Método 3052, microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. <http://www.epa.gov/solidwaste/hazard/testmethod/s/sw846/pdfs/3052.pdf>. Consultado: 12/01/2023
- [13]. NMX-AA-029-SCFI, análisis de aguas. Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/NMX-AA-029-SCFI-2001.pdf>. Consultado: 13/01/2023.
- [14]. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura <https://www.fao.org/home/es> (accesado el 4 de noviembre de 2022)
- [15]. E. Marwa, A. Meharg, C. Rice, "Risk assessment of potentially toxic elements in agricultural soils and maize tissues from selected districts in Tanzania." *Sci of the Total Environ.*, 2012. 416 180-186
- [16]. E. D'Angelo, G. Zeiglera, G. Beck, J. Grove, F. Sikora "Arsenic species in broiler (*Gallus gallus domesticus*) litter, soils, maize (*Zea mays* L.), and groundwater from litter-amended fields" *Sci. Total Environ.*, 2012, 438: 1, 286-292
- [17]. M. Sarraf, K. Vishwakarm, V. Kumar, N. Arif, S. Das. "Metal/Metalloid-Based Nanomaterials for Plant Abiotic Stress Tolerance: An Overview of the Mechanisms" *Plants*, 2022, , 11:3, 316-322
- [18]. Collin, S Baskar A, Geevarghese DM, Vellala MN, SyedAli S Bahubali P *et al.*, "Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects in plants: A review" *J. Hazard. Mater.*, 2022, 3: 100064