

Efecto y mitigación de la toxicidad por arsénico y cadmio en cultivo de arroz

Effect and mitigation of arsenic and cadmium toxicity in rice crop

Lady Viviana Bayona-Penagos^{1*}



Cómo citar este artículo: Bayona-Penagos L. V. (2020). Efecto y mitigación de la toxicidad por arsénico y cadmio en cultivo de arroz. *Revista Ciencias Agropecuarias*, 6(2) 49-70. DOI: 10.36436/24223484.327

¹ Programa de Ingeniería Agronómica, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad de Cundinamarca, extensión Facativá, Cundinamarca (Colombia).

*Autora de correspondencia:
lbyona@ucundinamarca.edu.co

Resumen

El arroz es un cereal básico en la alimentación de millones de personas en el mundo. Sin embargo, las malas prácticas agrícolas e industriales han aumentado la contaminación de suelos agrícolas con metales pesados como el arsénico y el cadmio, los cuales son considerados tóxicos no solo para las plantas sino para los humanos. Los metales pesados se bioacumulan en los organismos y se mueven a través de las cadenas tróficas hasta llegar a las personas y generar graves afectaciones a su salud. El arsénico y cadmio pueden afectar la fertilidad del suelo, disminuir las actividades microbianas, la biodiversidad y los rendimientos de los cultivos. Las principales afectaciones en las plantas son las alteraciones en la morfología y fisiología, pues el arsénico y el cadmio están relacionados con el estrés oxidativo en las células, el cual provoca daño de la pared celular por la

Palabras clave: toxicidad, estrés oxidativo, contaminación, metales pesados y bioacumulación.

Keywords: Toxicity, Oxidative stress, Contamination, Heavy metals and bioaccumulation.

peroxidación de lípidos. Este documento expondrá los mecanismos de transporte y de defensa de las plantas para mitigar los efectos adversos de la toxicidad del arsénico y cadmio. Además, se muestran algunas técnicas para la remediación de metales pesados, las cuales incluyen métodos físicos, químicos y biológicos. La desintoxicación por metales pesados en suelos se enfoca por un lado en su remoción y, por el otro, en la disminución de su biodisponibilidad y movilidad tanto en el suelo como en la planta.

Abstract

Rice is a staple food for millions of people around the world, but bad agricultural and industrial practices have increased the contamination of agricultural soils with heavy metals such as arsenic and cadmium, which are considered toxic, not only for the plants but for the humans. Heavy metals bioaccumulate in the body and move through the trophic chains to reach people and cause serious damage to their health. Arsenic and cadmium can affect soil fertility, decrease microbial activities, biodiversity and crop yields. The main affectations in the plants are the alterations in the morphology and physiology, since the arsenic and the cadmium are related to the oxidative stress in the cells, which causes damage of the cell wall by the peroxidation of lipids. This review analyzes the transport and defense mechanisms of the plants, to mitigate the adverse effects of the toxicity of arsenic and cadmium. In addition, some techniques for the remediation of heavy metals are shown, which include physical, chemical and biological methods and its strategy is based on two approaches: the removal of heavy metals and the reduction of bioavailability and mobility.

Introducción

El descontrolado crecimiento de la población mundial viene acompañado de una alta demanda de alimentos. El arroz es un cereal básico en la dieta de millones de personas en el mundo y es considerado como un alimento importante en la ingesta de arsénico (As) y cadmio (Cd) ⁽¹⁾

El rendimiento en este cultivo se ha incrementado debido a avances tecnológicos, sin embargo,

algunas veces se presentan pérdidas por estrés abiótico y biótico. Como ejemplos de estreses abióticos está la sequía, el calor, la salinidad de suelos, las concentraciones altas de metales pesados y la deficiencia de nutrientes asociados en la disminución de los rendimientos del cultivo de arroz ⁽²⁾. Por consiguiente, la contaminación de los suelos por metales pesados amenaza la seguridad alimentaria de los países y perjudica la salud humana y la sostenibilidad agrícola a largo plazo en los cultivos de arroz ⁽³⁾.

Algunos de los factores que contribuyen a la contaminación del suelo por metales pesados son la minería ilegal, el procesamiento industrial, el uso de fertilizantes sintéticos, vertimientos de basura o el uso de pesticidas ⁽⁴⁾. Entre los metales pesados se encuentran el arsénico y el cadmio, pues son considerados como toxinas y cancerígenos ambientales muy peligrosos, ya que estos elementos se absorben por las raíces de las plantas, son transportados y adheridos a sus órganos estructurales. Luego estos metales pasan al ser humano cuando son ingeridos como alimento, lo que provoca serios problemas de salud. Debido a lo anterior, el presente trabajo revisa en literatura cuáles son las afectaciones de estos metales pesados sobre el cultivo de arroz, y algunos tratamientos encontrados para mitigar su estrés.

Metales pesados

De acuerdo con la tabla periódica, los metales pesados (MP) son aquellos elementos con una densidad mayor a 4 g/cm³, y masa y peso atómico por encima de 20 ⁽⁵⁾. Se consideran como metales pesados: zinc (Zn), cobre (Cu), níquel (Ni), manganeso (Mn), mercurio (Hg), plomo (Pb), cadmio (Cd), plata (Ag), arsénico (As) y cromo (Cr) ⁽⁶⁾.

Efectos de los metales pesados en las plantas

Los MP se clasifican en dos grupos de acuerdo con sus propiedades fisicoquímicas: el primero corresponde a metales redox como hierro (Fe), cromo (Cr), cobre (Cu) y manganeso (Mn). Este grupo causa estrés oxidativo en las plantas al desequilibrar los contenidos de prooxidantes y antioxidantes. Por otro lado, el grupo de metales

no redox, causan indirectamente el estrés por oxidación mediante la disminución de la glutamina, inhibiendo la actividad de las enzimas antioxidantes o la unión del grupo sulfhidrilo a las proteínas ⁽²⁾. Uno de los principales efectos negativos de los metales pesados en las plantas es la limitación de su crecimiento. La contaminación de MP puede afectar la fertilidad del suelo, disminuir las actividades microbianas, la biodiversidad, los rendimientos de los cultivos y ser riesgosa para la salud humana debido a la contaminación de alimentos por estos elementos ⁽⁷⁾. A continuación, se exponen sus efectos negativos:

Arsénico

El arroz es una planta muy sensible a la toxicidad del arsénico, pues reduce significativamente la altura de la planta, la biomasa de brotes y el rendimiento de grano ⁽⁸⁾. El Arsénico (As) provoca el retardo en el encabezado, la reducción de la altura de la planta y la disminución del rendimiento del grano; lo anterior se conoce como la enfermedad de la cabeza recta (SHD) del arroz. A mayor concentración de As en el suelo, es mayor la severidad de SHD en la planta, lo que provoca una pérdida de rendimiento en el cultivo de arroz del 17 al 100 % debido a la formación de espiguillas estériles; esto sugiere que el As podría interferir con la formación del tubo polínico. Otra afectación del As es la disminución significativa de la clorofila-a y la clorofila-b en las hojas de arroz ⁽⁸⁾.

Efecto del arsénico en la planta

Dentro de los efectos de la toxicidad del arsénico en la morfología de las plantas (Figura 1), se encuentra la reducción del número de hojas, clorosis, necrosis de la hoja y defoliación. Con respecto a la afectación fisiológica, está

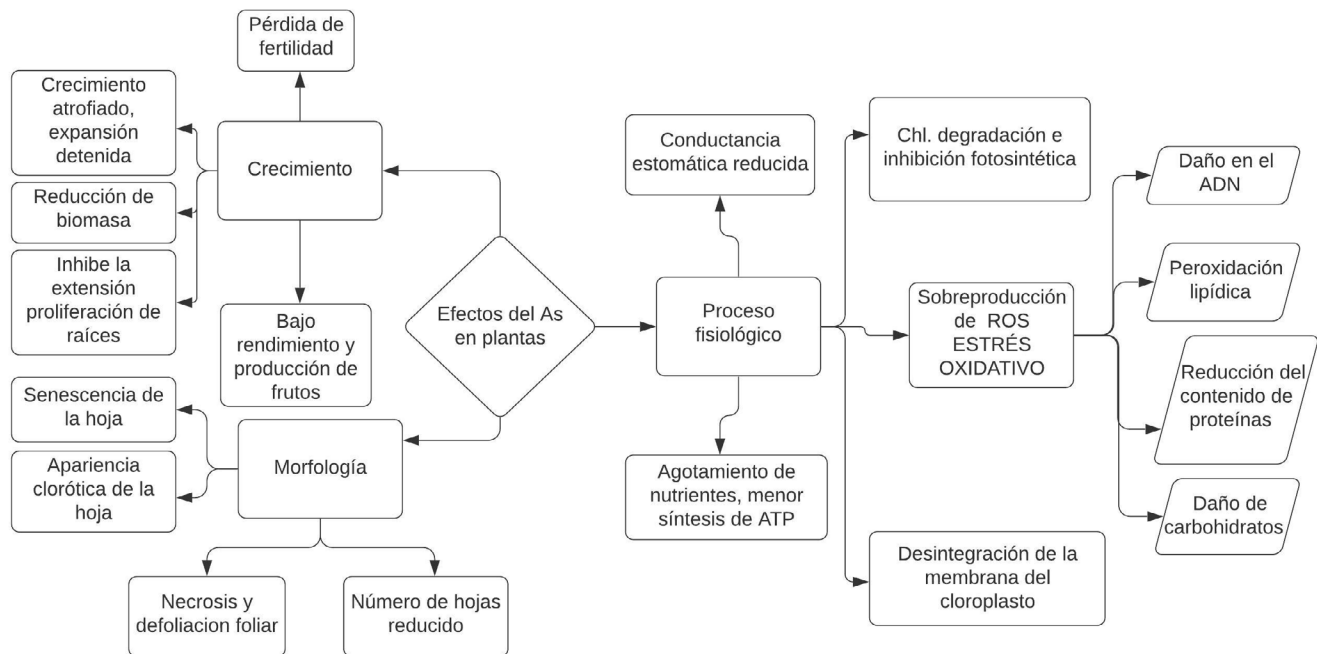


Figura 1. Efectos del arsénico en la morfología y fisiología de la planta ⁽⁹⁾

la disminución del crecimiento de brotes y raíces, conductancia estomática restringida y absorción de nutrientes, degradación de la clorofila, producción limitada de biomasa y rendimiento. Respecto al daño bioquímico, se tiene la sobreproducción de especies reactivas de oxígeno (ROS) ⁽⁹⁾.

Efecto del arsénico en la fotosíntesis

El As afecta la tasa fotosintética de las plantas, pues a concentraciones muy altas, el As altera la membrana de los cloroplastos y desestabiliza su funcionamiento fotosintético, al disminuirse la síntesis de pigmentos y las concentraciones de clorofila a y b y clorofila total ⁽¹⁰⁾. A causa del daño anteriormente mencionado en el cloroplasto, se reduce la velocidad de fijación del dióxido de carbono y también la funcionalidad del fotosistema II (PS-II) ⁽¹¹⁾ 80 and 160 mg (As. Otra afectación de As, es la disminución

de la capacidad de disipación de calor de una planta, lo que promueve los cambios en las tasas de intercambio de gases y la emisión de fluorescencia; esto provoca una disminución del crecimiento de la hoja y de la raíz, acompañada de marchitamiento y una coloración violeta en las hojas ⁽⁹⁾.

Efecto del arsénico en la síntesis de ATP

El As (V) en las plantas sustituye al fosfato, lo que altera la fosforilización oxidativa y la fotofosforilación, provocando una disminución de la capacidad de las células para producir ATP en la membrana plastídica de los tilacoides y de la membrana mitocondrial. Además, otros procesos sensibles a la toxicidad de As (V), son el metabolismo del ARN y del ADN, el metabolismo de los fosfolípidos, la fosforilación oxidativa, la glucólisis y la fosforilación o desfosforilación de proteínas ⁽¹²⁾.

Efecto del arsénico en la integridad de la membrana

El daño de membranas celulares por el As es causado por el desequilibrio en la absorción de nutrientes y agua en las células, lo cual provoca una disminución en la conductancia estomática. En un estudio con plantas de avena, el As redujo drásticamente la tasa de transpiración, debido a la alteración de la absorción de nutrientes y el transporte de agua. En plántulas de *Pteris vittata L.* y *Pteris ensiformis L.*, el As redujo de forma significativa el índice de estabilidad de la membrana celular. El daño de la membrana celular está asociado al aumento del malondialdehído (MDA), un producto de reacción de peroxidación de lípidos en la membrana⁽⁹⁾.

Cadmio

Dentro de los efectos del Cd en las plantas se tiene: el retraso del crecimiento y la elongación de las raíces, cambios en el funcionamiento de la membrana, inhibición de la apertura estomática, inhibición de la síntesis de clorofila, alternancia de la actividad fotosintética, clorosis, reducción del contenido de carotenoides, disminución de la tasa de transpiración, inhibición de la germinación del polen y el crecimiento del tubo polimínico, aumento de los niveles de peroxidación lipídica, estrés oxidativo por la formación de ROS, reducción de enzimas antioxidantes, inhibición de la fosforilación oxidativa mitocondrial, interferencia en la toma, transporte y uso de macro y micronutrientes como Fe, Mn y Zn, incremento en la senescencia celular, reducción en el intercambio de H^+/K^+ y la actividad de ATPasa, de membrana plasmática y polimorfismos en el ADN^(13,14).

Cambios estructurales y morfológicos

Entre los efectos del Cd más evidentes por toxicidad en la planta está el retraso del crecimiento, alternancia en la actividad fotosintética, inhibición de la apertura estomática, actividades enzimáticas, metabolismo de las proteínas y funcionamiento de la membrana⁽¹⁴⁾. El primer órgano de la planta en afectarse son las raíces, pues los iones metálicos se acumulan en una mayor cantidad en la raíz que en los brotes. La toxicidad de Cd inhibe el crecimiento de las raíces, pues se altera su morfología, al volverlas mucilaginosas, pardas y descompuestas; asimismo, reduce la formación de raíces laterales, produce coloración marrón, rigidez y retorcimiento de la raíz principal. Además, hay una división desordenada y un crecimiento anormal de células epidérmicas y corticales en la región apical. El Cd daña los nucléolos en las células en la punta de la raíz y altera la síntesis de ARN al inhibir la actividad de la ribonucleasa en el arroz⁽¹⁴⁾.

Efectos sobre procesos fisiológicos

La toxicidad por Cd daña el fotosistema II (PSII). Su daño se identifica por los cambios de la clorofila en las estructuras de fluorescencia. Adicionalmente, el Cd deteriora las enzimas de ribulosa 1,5-bisfosfato carboxilasa (RuBisCO) y fosfoenol piruvato carboxilasa (PEPCase), las cuales participan en la fijación de dióxido de carbono (CO_2). La actividad de RuBisCO se disminuye debido a los cambios en su estructura, reemplazando los iones Mg, que son los cofactores cruciales de las reacciones de carboxilación, y se desplazan hacia reacciones de oxigenación⁽¹⁴⁾.

Con relación a la nutrición mineral de la planta, el Cd afecta la absorción, el transporte y la distribución de micro y macronutrientes como calcio (Ca), magnesio (Mg), fósforo (P), potasio (K), azufre (S), hierro (Fe), molibdeno (Mo), zinc (Zn), manganeso (Mn), boro (B) y cobre (Cu) en plantas como la remolacha azucarera y la cebada. El Cd genera cambios en la composición de lípidos y ácidos grasos, lo que altera cambios en las membranas ⁽¹⁴⁾.

Estrés oxidativo

La toxicidad por Cd está relacionada con el estrés oxidativo en las células, mediante la generación de ROS y alterando la actividad de las enzimas antioxidantes. Este tipo de estrés genera daño celular por la peroxidación de lípidos, pues el Cd al ser un metal no redox, no puede realizar transferencias de un solo electrón y no genera el anión superóxido (O_2^-), el oxígeno singlete ($1O_2$), el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) o los radicales hidroxilos (OH^-), pero induce estrés oxidativo porque interfiere con los sistemas de defensa antioxidantes de la planta. Además, estimula la Nicotinamida-Adenina-Dinucleótido-Fosfato (NADPH) oxidasa en los peroxisomas mediante la acumulación de peróxido de hidrógeno, seguido de la acumulación de hidroperóxido de ácido graso y oxígeno celular (15). Dependiendo de la concentración de Cd en especies como *P. sativum*, *Glycine max*, *Oryza sativa* y *Arabidopsis*, se alteró el funcionamiento de los eliminadores de radicales libres como la superóxido dismutasa (SOD) y la catalasa (CAT), peroxidasa de ascorbato (APOX), mono-dehidroascorbato reductasa (MDHAR), deshidroascorbato reductasa (DHAR), peroxidasa (POD) y glutatión reductasa, y se observó glutatión no enzimático (GSH) y ácido ascórbico (AsA) ⁽¹⁴⁾.

Factores de contaminación de MP

La revolución industrial y el crecimiento exponencial de la población mundial son los principales causantes del suministro de metales pesados al suelo. Actividades como la minería, los distintos procesamientos industriales, los automóviles y las aplicaciones de agroquímicos como los fertilizantes sintéticos, tienen componentes de metales pesados como el arsénico (As), mercurio (Hg), cobre (Cu), plomo (Pb) y zinc (Zn). Otra fuente de contaminación de MP es la irrigación de cultivos con agua contaminada o no tratada en los países en desarrollo ⁽²⁾. Los MP al no ser degradables permanecen por muchos años en el suelo ⁽¹⁶⁾.

En el contexto colombiano, en el 2017 se realizó una evaluación de la contaminación de MP en la cuenca del río Sinú, que dio lugar a la principal fuente de contaminación por actividades antropogénicas asociadas a actividades mineras, aplicaciones de fertilizantes, pesticidas y fungicidas con MP. La concentración promedio de Cd fue de 0.040 mg/kg sin exceder los promedios normales mundiales; además, con relación a los arrozales, se encuentra en mayor proporción el mercurio (Hg) con una concentración de 0.159 mg/kg, debido a la deposición de Hg atmosférico, por eventos de inundación desde aguas arriba del río Sinú y actividades relacionadas con la extracción de oro ⁽¹⁷⁾. Otro estudio en el distrito de riego ubicado en el municipio de Repelón, del departamento del Atlántico, encontró una concentración baja de Cd (< 0.05 mg/kg), debido a fenómenos de inundación del suelo, ya que al no permitirse una correcta aireación, se incrementa las condiciones de reducción que dan lugar al aumento de la toxicidad por MP (18) Ni, Pb, Cd, Hg, and Zn.

Arsénico

Está ampliamente presente en la corteza terrestre, como un componente de alrededor de 250 compuestos minerales ⁽¹⁹⁾. La fuente natural de As está en el material que se libera en la explosión de volcanes y la meteorización de minerales que contienen As. Estas fuentes contaminan aguas subterráneas ⁽²⁰⁾. Este MP se encuentra principalmente en aguas naturales disueltas como oxianiones con As, en dos estados de oxidación: arsénico trivalente [As (III)] y arsénico pentavalente [As (V)], y es el primero más móvil y tóxico en comparación con el otro, puesto que este último se puede adsorber fácilmente en las superficies de los óxidos de hierro (Fe), aluminio (Al) y manganeso (Mn) en los suelos ⁽²¹⁾. Las fuentes antropogénicas de contaminación con As en el medioambiente son debidas a los desechos industriales y los pesticidas, lo que aumenta su contacto con humanos y animales a través de la cadena alimentaria ⁽²²⁾. Con relación a los cultivos de arroz en Colombia, el As llega a este cultivo, debido al uso de agua contaminada con este metal, lo cual provoca un incremento en su concentración dentro de la planta y del grano. Un estudio realizado en agua usada para riego en el país encontró una concentración de As de 0.0040 mg/L, valor muy bajo con relación al exigido en la Resolución 2115 del 2007 del Ministerio de Salud y la Protección Social, el cual indica que el nivel de As debe tener una concentración máxima de 0.01 mg/L ⁽²³⁾.

Cadmio

Las fuentes de contaminación por Cd en los suelos están relacionadas con actividades antropogénicas y geogénicas (24). El Cd es transportado por escorrentía y erosión hasta llegar a ríos y océanos, los cuales pueden contaminar tierras cercanas mediante la irrigación de cultivos o por deposición de

sedimentos dragados. El Cd al unirse con otros elementos forma compuestos como cloruros, óxidos y sulfuros, los cuales se combinan con las partículas del suelo permaneciendo en él durante mucho tiempo ⁽¹³⁾.

Ingreso, transporte y defensa en las plantas

Ingreso y transporte

El arroz se cultiva usualmente en suelos inundados, es decir, en condiciones anaeróbicas, lo cual es propicio para la reducción de Arseniato [As (V)] y movilización de arsenito [As (III)] (Figura 2). El arsenito es absorbido por la acción de los transportadores de membrana para silicio, OsLsi1 y OsLsi2 ⁽²⁷⁾.

Con relación al As, este se almacena en especial en las células de la raíz y su translocación a granos y brotes es baja; esto varía entre las especies y dentro de ellas. El As ingresa a las células de la planta mediante los transportadores de fosfato, pues tiene similitud química con el fosfato. En consecuencia, el As puede ocasionar cambios de los procesos y el metabolismo dependiente del fosfato ⁽²⁸⁾. En las plantas, el As (V) ingresa principalmente a las células a través de los transportadores de fosfato, mientras que el arsenito [As (III)] entra por medio de los canales de acuaporinas. Entre los cultivos, se reporta que el arroz tiene una mayor eficiencia en la acumulación de arsénico que otros cereales. Un estudio reportó que la relación de transferencia de arsénico en brotes y suelo en arroz, cebada y trigo fue de 0.8, 0.2 y 0.1 ⁽²⁸⁾.

Por otro lado, el ciclo redox del Fe afecta la disponibilidad y la movilidad del As en los cultivos de arroz, a causa de los ciclos alternos

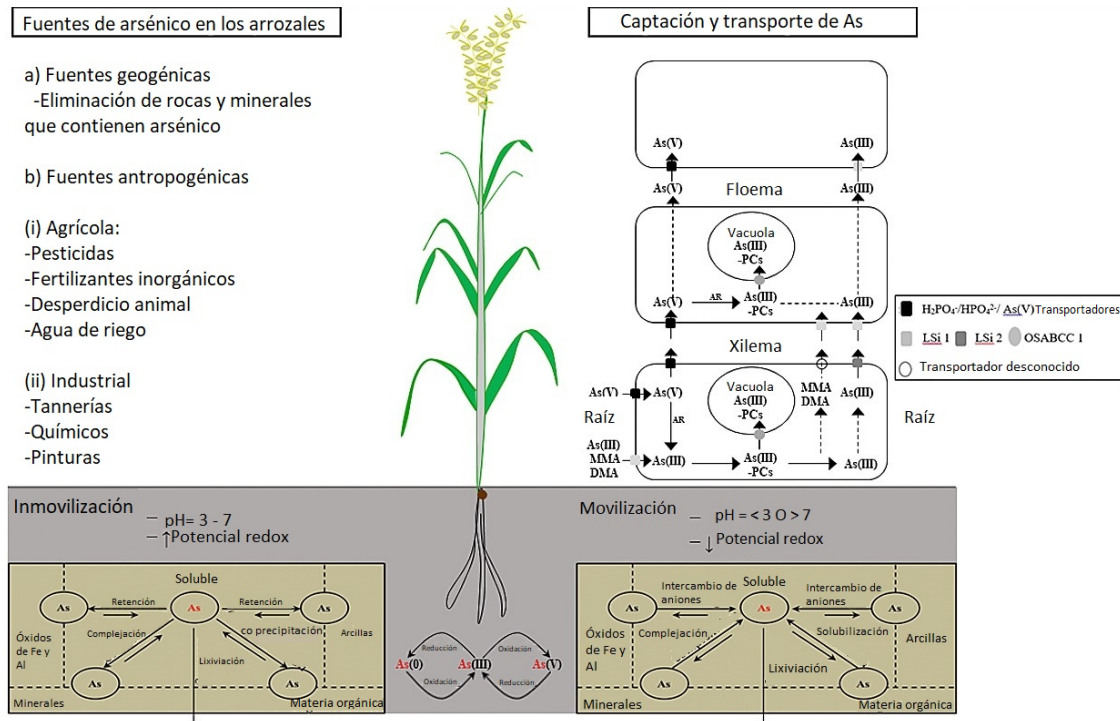


Figura 2. Fuentes y dinámicas de arsénico en los arrozales y su posterior captación y transporte en arroz. [As(III), arsenito; Como (V), arseniato); AR, arsenato reductasa; MMA, monometilarsenato; DMA, dimetilarsenato; PCs, phytochelatinas] (19)

de humedecimiento y secado, porque al incrementarse el contenido de Fe, se forma una placa más grande de Fe en la superficie de la raíz alrededor de la rizosfera (29). Las placas de Fe pueden secuestrar As debido a su gran área específica de los óxidos de Fe (oxihidrato) y su coprecipitación con As, pero al estar secuestrado en las placas de Fe, se libera fácilmente en la solución del suelo debido al Fe reductor que se produce en condiciones de inundación. La movilidad y biodisponibilidad de As en el suelo depende de la retención de oxihidróxidos de Fe o de la liberación por disolución reductora de estos (4). Se ha descubierto que los bajos niveles de Fe y Zn aumentan la biodisponibilidad de Cd en el arroz (30).

La absorción del Cd por las plantas está determinada por su disponibilidad en el

suelo contaminado con este elemento (14). El Cd es un metal que se absorbe y transloca rápidamente, pues se transporta a través de la corteza de la raíz a los brotes (14). En la zona radical de la planta, se expresan en una alta proporción los transportadores de manganeso (Mn) OsNRAMP5, por donde puede ingresar el Cd, lo que puede explicar por qué el arroz en apariencia acumula Cd más eficientemente que otros cereales (31). El transportador HMA3 está involucrado en el almacenamiento de Cd en las vacuolas de la raíz en las plantas de arroz; además, la sobreexpresión de esta proteína reduce considerablemente el transporte de Cd a los brotes. En condición de inundación, el arroz acumula muy poco Cd, pues el pH del suelo aumenta hasta la neutralidad y Mn^{2+} se disuelve en la solución del suelo, lo que inhibe la absorción de Cd. En contraste, en el proceso

de drenaje, el pH del suelo disminuye y el Mn^{2+} se oxida a MnO_2 , por lo que no hay Mn^{2+} para competir con la absorción de Cd por las raíces. El arroz usualmente se drena durante la floración, la captación de Cd ocurre principalmente durante el período de llenado del grano. En seguida, el arroz mueve el Cd absorbido a los brotes y al grano muy rápidamente con transferencias del xilema al floema en los nodos basales de las plantas (30). El Cd se une en el suelo superficial, en especial con la fracción orgánica, que es altamente accesible para las plantas que crecen en suelos ácidos y de esta manera se aumenta su solubilidad en los exudados de las raíces; esto ocurre sobre todo como Cd^{2+} en el suelo (32). El lugar de la planta donde se almacena MP es en la pared celular, pues se considera un mecanismo vital para la tolerancia a MP; esto se debe a su carga negativa(33).

Los comportamientos biogeoquímicos de As y Cd en suelos arroceros son marcadamente diferentes con el potencial redox del suelo, pues tiene el efecto opuesto en su movilización (27). El manejo de agua en el cultivo de arroz puede disminuir la disponibilidad de Cd en el suelo, que a su vez conduce a una mayor disponibilidad de As y viceversa. Estudios han encontrado que la capacidad de acumulación de Cd y As en el cultivo de arroz, se correlaciona negativamente entre sí; por lo tanto, reducir la acumulación de Cd y As en el grano de arroz es un desafío difícil(34).

Mecanismos de defensa de las plantas ante la presencia de MP

La planta en presencia de metales pesados puede usar mecanismos de autorregulación ante la toxicidad como la osmorregulación, a través de la acumulación de osmolitos en el

citosol, con el fin de proteger sus estructuras celulares de las ROS; es decir, que las plantas han desarrollado sistemas antioxidantes que pueden ser enzimáticos o no (35). Como ejemplos de antioxidantes presentes en las plantas no enzimáticos se tienen la vitamina E, el ácido ascórbico, el tocoferol, el glutatión y los carotenoides. Entre las enzimas más importantes está la catalasa y las peroxidasas (36). Una estrategia de defensa contra el estrés abiótico está en lo genético, pues algunos científicos tienen la tarea de identificar y desarrollar genotipos tolerantes a este tipo de estrés. Sin embargo, no existen muchas herramientas agronómicas que ayuden a brindar una solución adecuada y rápida a estos problemas(2).

Para mitigar la toxicidad por MP, las plantas sintetizan fitoquelatinas (PC), las cuales tienen como función quelar MP y transportarlos hasta la vacuola, y de esta manera se mantienen concentraciones bajas de MP en el citosol (37). En estudios hechos en el campo de la genética, han descubierto la sobreexpresión del gen de la γ -glutamil cisteína sintetasa en *Brassica juncea*, lo que resulta en una mayor biosíntesis de GSH y PC, otorgándole a la planta una mayor tolerancia a Cd (14). Además, se ha descubierto el aumento de la síntesis de PC en cultivares de Brassica durante el tratamiento con Cd, para proteger la planta a estrés de MP(38).

Tratamientos para mitigar los efectos de la contaminación por metales pesados

Los enfoques agronómicos relacionados en la mitigación de metales pesados en el arroz emplean distintas técnicas para disminuir los efectos de los MP en el crecimiento de las

plantas y minimizar su tasa de absorción en el sistema radical (Tabla 1). Las técnicas para la remediación de MP incluyen métodos físicos, químicos y biológicos y su estrategia se basa en

dos enfoques: la remoción de metales pesados y la disminución de la biodisponibilidad y movilidad⁽²⁾.

Tabla 1. Métodos usados para la enmienda de MP ⁽²⁾

Métodos	Descripción
Métodos físicos de remoción de metales pesados.	Comprende el reemplazo de suelo, aislamiento, lavado y transferencia eléctrica cinética. La rotación y dilución permiten la restauración de suelos contaminados, pues se hace una mezcla superficial del suelo de (0 a 30 cm) y el suelo subsuperficial (30 a 100 cm). Este se limpia con fuerzas mecánicas. La desventaja de esta técnica es la reducción de carbono orgánico y otros nutrientes, además, se reduce la capacidad de retención de agua en el suelo.
Estabilización química.	Se agrega al suelo sustancias naturales o artificiales como fosfatos, cal, bentonitas, arcilla y materiales orgánicos. Los MP en la fase sólida y potencialmente solubles, se convierten en más metales en fase sólida bioquímicamente estables con este método, al incrementarse la capacidad de intercambio catiónico, al agregarse al suelo materiales con fuertes preferencias por los iones. Esto lleva a la precipitación de la fase sólida, y de esta manera se remedia la contaminación del suelo por MP. En un estudio se demostró que la aplicación de Zn a 10 mg/kg-1 redujo el contenido de As en un 38,4 %. La aplicación al suelo de sulfato de zinc, hierro, aluminio y materia orgánica puede reducir el contenido de As.
Absorción de metales pesados de biochar.	La aplicación de biochar al suelo disminuye la biodisponibilidad, la capacidad de lixiviación, la movilidad y toxicidad de MP, e inclusive reduce el contenido de Pb o Cd en los granos de arroz. Las características del biochar que permiten estas mejoras, son su gran superficie formada de grupos funcionales como Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ y S ⁻ , por consiguiente, los MP forman complejos con estos grupos. Otra característica del biochar es un alto pH, pues provoca una precipitación de MP en el suelo. El biochar cambia el estado redox de los metales y de esta manera disminuye su movilidad.
Métodos biológicos.	La fitorremediación y el agregado de materia orgánica al suelo son usados como remediación biológica. La fitorremediación es considerada la mejor estrategia para tratar suelos con MP, pues es más respetuoso con el medioambiente, ya que ayuda a prevenir la erosión o lixiviación de contaminantes. La fitorremediación emplea distintas plantas y microbios para absorber, degradar y producir más metales volátiles e incrementar la cantidad de nutrientes.

Biochar

Algunas técnicas para la remediación del suelo por MP son costosas y peligrosas; además, las investigaciones están encaminadas a buscar nuevos materiales que sean amigables con el medioambiente y de bajo costo. Como ejemplo de material para la remediación se tiene el biochar, pues ha demostrado su efectividad al disminuir la biodisponibilidad de MP en el sector agropecuario⁽³⁹⁾.

La producción de biochar se hace a partir de la conversión termoquímica o pirolisis de biomasa ya sea de origen vegetal, animal o estiércol, a temperaturas que oscilan en un rango de 200 a 700 °C en un ambiente escaso de oxígeno⁽⁴⁰⁾. A partir de astillas de madera, cáscaras de frutas, desechos sólidos y de alimentos, se usan para producir biochar⁽⁴¹⁾. La aplicación de biochar a suelos contaminados con MP, aporta nutrientes, absorbe y estabiliza los MP, debido a sus características de estructura porosa,

un área específica alta, el gran contenido de grupos funcionales tensioactivos y su capacidad para absorber contaminantes (42). Sin embargo, la interacción entre plantas, microorganismos y el biochar no es clara (44), ni los mecanismos responsables de la movilidad o biodisponibilidad de MP afectada por el biochar, así como los riesgos potenciales asociados con su aplicación. Estas brechas pueden impedir la comprensión de los riesgos de los metales en los suelos modificados con biochar y su aplicación para fines de remediación (45). Dentro de los riesgos asociados, se tiene que el biochar puede contener sustancias tóxicas a causa de la materia prima con que se produzca, es decir, algunos suelos son contaminados con MP y allí se producen cultivos, los cuales son usados para producir biochar, que también tendrá un alto contenido de MP. Otro material usado para producción de biochar es el estiércol animal, ya que puede contener altas concentraciones de MP, debido al exceso de aditivos usados en la alimentación animal. Por otro lado, el proceso de pirolisis algunas veces puede concentrarse tanto que incrementa considerablemente los contenidos de MP (41).

El biochar ha sido ampliamente estudiado y está involucrado en la inmovilización de MP en el suelo. Depende de las interacciones metal-biochar, la remediación depende de las características del biochar y del suelo, sus interacciones y la dosis de aplicación, pues se disminuye la movilidad, biodisponibilidad y acumulación de MP en las plantas. Cuando el biochar tiene grupos funcionales de alto contenido de oxígeno, proporciona al suelo ligandos de superficie eficaces para unir iones de MP y un potencial como carga de matriz con compuestos de hierro, que mejora la remediación del suelo. Sin embargo, esta absorción de iones metálicos en el biochar es lenta y parcialmente irreversible (46) (II). Por ejemplo, la aplicación de

biochar de madera de *Eucalyptus* sp. en suelos contaminados a causa de actividades mineras, en rangos de 0, 2.5 g/kg, 7.5 g/kg, 15 g/kg y 30 g/kg, incrementó el pH del suelo, redujo la asimilación de MP en plantas y promovió la germinación de semillas (47).

En países con una producción agrícola importante como China, se usa comúnmente el biochar para la remediación de suelos. En la actualidad existen mecanismos que pueden involucrar interacciones directas (Figura 3). Como ejemplos, se tiene adsorción electrostática, intercambio iónico, precipitación y complejación (45). Entre las interacciones indirectas, es decir, mediante la modificación de las propiedades del suelo, como el pH, capacidad de intercambio catiónico (CIC), contenido mineral y contenido de carbono orgánico y, por lo tanto, la formación de enlaces iónicos entre el metal con los componentes del biochar (48).

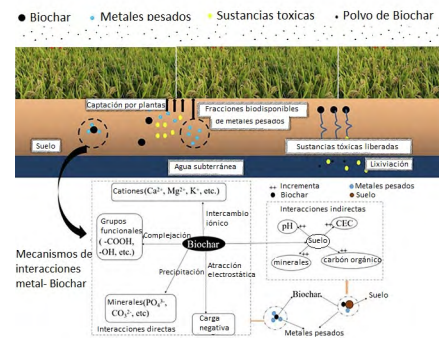


Figura 3. Interacciones del biochar con MP en el suelo (45)

La mayoría de los ensayos de campo mostraron que la adición de biochar reduce la absorción de MP por las plantas y disminuye la movilidad/biodisponibilidad en el suelo. Se encontró que en un estudio, la aplicación de biochar producido a partir de caña de azúcar, redujo el contenido Cd, Pb y Zn disponibles en el suelo en un 56.5, 50 y 54 %, respectivamente;

además, la producción de biomasa se triplicó en especies *Canavalia ensiformis* y *Mucuna aterrima*. También, la modificación del biochar con óxido de manganeso estabilizó el As, debido a la oxidación del arsenito a arseniato en cultivares de arroz (41).

Enmiendas con bacterias endofíticas

El As actúa como un análogo del fosfato, por lo cual una mayor relación entre P/As en el ambiente disminuye la acumulación de As en las plantas. Hallazgos demuestran que aplicaciones de hierro (Fe) al suelo, reducen la acumulación de As en granos de arroz (29). Compuestos de Fe como Fe (II), la goetita, la ferrihidrita, la hematita y el sulfato ferroso o férrico, disminuyen la disponibilidad y movilidad de As en los suelos. Estas enmiendas aumentan el óxido de Fe, lo que provoca el secuestro del As en las placas de Fe en las superficies radiculares y se impide que este elemento se transporte y movilice por la planta de arroz (49).

Un estudio demostró la aplicación de enmiendas con óxidos de Fe (PC-Fe), $\text{FeCl}_2 + \text{NaNO}_3$ y FeCl_2 poco cristalinos, que reducen en el grano la movilidad y la biodisponibilidad de As en el suelo de arroz en un $54 \% \pm 3 \%$, $52 \% \pm 3 \%$ y $46 \% \pm 17 \%$ con relación al tratamiento control. El tratamiento con PC-Fe es la enmienda más efectiva para reducir la acumulación de As en las

plantas (Figura 4) y la etapa de llenado es la más importante para disminuir la absorción de As en la raíz (1).

En suelos contaminados con arsénico, se han implementado metodologías de biorremediación en la zona de la rizosfera. En la rizosfera están presente los microbios, cuya importancia radica en la reducción del As mediante la producción y liberación de moléculas quelantes, como sideróforos, encargados de inducir la precipitación de óxidos e hidróxidos de hierro en la superficie de la raíz (28). Se ha descubierto que las bacterias endofíticas resistentes al arsénico, no solo mejoran la capacidad de fitorremediación del arsénico al beneficiar a su huésped a mitigar la toxicidad del arsénico, sino que, además, favorecen y estimulan el crecimiento de las plantas (50). Las bacterias endófitas hiperacumuladoras desarrollan tolerancia a altas concentraciones de MP, porque crecieron en ese ambiente; asimismo, se encontró su capacidad de reducir el [As (V)] y oxidar el [As (III)] (51). También, este tipo de bacterias tienen la capacidad de no solo colonizar el interior de los tejidos vegetales, sino la rizosfera de las plantas, pues con esto se reduce la transferencia de MP y disminuye la disponibilidad del metal en la rizosfera y, por ende, la bioacumulación en la planta, pues las bacterias inducen la precipitación de óxidos/hidróxidos de Fe en la superficie de la raíz, lo cual impide la movilización de MP

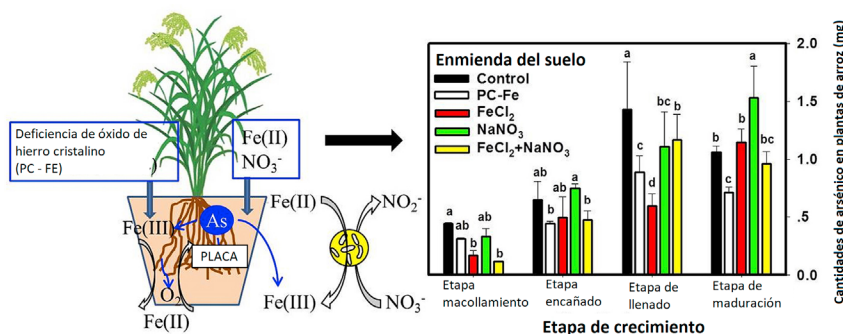


Figura 4. Aplicación de enmiendas de óxidos de Fe disminuye la absorción de As en las plantas de arroz (1).

⁽⁵²⁾. Dentro de los mecanismos usados por las bacterias endofíticas para la fitorremediación, se encontró *Serratia* sp. LRE07 absorbió más del 65 % de Cd, mediante el secuestro extracelular y la acumulación intracelular, es decir, los iones metálicos se adhieren a la superficie celular por reacciones entre metales y grupos funcionales en la superficie celular, como hidroxilo, carbonilo, carboxilo, sulfhidrilo, tioéter, sulfonato, amina, amida y fosfonato ⁽⁵³⁾. Para mejorar la biorremediación, se han hecho combinaciones entre comunidades microbianas y enmiendas como biochar y arcilla ⁽⁵⁴⁾.

Un estudio demostró que mediante la aplicación de leonardita y bacterias endofíticas resistentes al arsénico en la zona radical de plantas de arroz, se redujo el contenido de arsénico en granos de arroz. La leonardita es un ácido húmico de origen orgánico natural, el cual se ha usado para desintoxicación de suelos por MP, debido a su capacidad de unirse a cationes metálicos ⁽⁵⁵⁾ contact time, U concentration, and temperature on U(VI). La aplicación de leonardita y bacterias endofíticas con concentraciones del 1 % (p/v) de leonardita demostró una mayor eficiencia en la absorción de la concentración de arsénico en el suelo. Lo anterior se explica con el alto contenido de aluminio y hierro de la leonardita, los cuales se unen a los aniones de arsénico, mediante los procesos de absorción o precipitación. Por otro lado, la bacteria *Bacillus pumilus* disminuyó las concentraciones de As en los granos de arroz en comparación con las bacterias *Pseudomonas* sp. y *Bacillus thuringiensis*. Lo mencionado anteriormente ocurre debido a que *B. pumilus* produjo un sideróforo superior, que pudo afectar la competencia de la absorción de Fe y As por las raíces en los granos. En conclusión, combinar microbios endofíticos con leonardita reduce la acumulación de As inorgánico en los granos de arroz por debajo del límite de 0.2 mg/kg. También pudo reducir el estrés oxidativo

y mostró una reducción de la regulación de transportadores Lsi1, Lsi2 y OsPT4 en la etapa de encabezado, la cual coincidió con una baja acumulación de arsénico y alta de silicio en las raíces. Por lo tanto, este resultado podría usarse para disminuir la acumulación de As en los granos en los arrozales contaminados con este elemento, mejorar la defensa de las plantas de arroz, ayudar a soportar este estrés y aumentar su productividad ⁽²⁸⁾.

Variaciones genotípicas

Dependiendo de las condiciones del suelo y del contaminante, se realizan actividades de mitigación para reducir la acumulación de Cd y As en los granos de arroz. Por ejemplo, se pueden realizar aplicaciones de cal en suelos ácidos, manejo del agua en el arroz, selección de cultivares de arroz con baja acumulación de contaminantes y fitorremediación ⁽³⁰⁾. Las aplicaciones de cal son adecuadas para reducir la biodisponibilidad y la absorción de Cd en el arroz, pero no para As ⁽⁵⁶⁾. El manejo del agua en el cultivo de arroz puede tener efectos opuestos en la acumulación de Cd y As. La condición de inundación del arroz disminuye la acumulación de Cd, pero se incrementa la acumulación de As en los granos de arroz ⁽⁵⁷⁾. En la fitorremediación se han probado ensayos de campo a pequeña escala, pero su aplicabilidad para limpiar grandes áreas de suelos de arroz contaminados sigue siendo incierta ⁽⁵⁸⁾. Otra estrategia para la remediación es el uso de cultivares de arroz que acumulen niveles bajos de As o Cd en los granos de arroz ⁽³⁴⁾. En un estudio con 1763 cultivares de arroz de diferente origen geográfico y genético, sembrados en condiciones de inundación, se encontraron variaciones en las concentraciones de Cd y As de granos de 40.7 y 12.1 veces, respectivamente. Además, se descubrió que la variación de Cd y As tiene una base genética significativa, con una heredabilidad que varía

de 0.24 a 0.63 para Cd y de 0.57 a 0.64 para As, respectivamente. Los resultados anteriores demuestran que las variedades de arroz tienen una variabilidad genética que es heredada, lo cual puede usarse para disminuir las concentraciones de As y Cd en este cultivo ⁽⁵⁹⁾.

Un estudio realizado durante dos años en tres lugares y estaciones diferentes en el sur de China, en suelos con niveles moderados de contaminación con Cd y As, con 471 cultivares de arroz de alto rendimiento, logró identificar 8 y 6 cultivares como acumuladores bajos de Cd y As, respectivamente. Estos cultivares son adecuados en suelos con una toxicidad moderada por MP, y se ajustan a la normativa de este país asiático, con respecto a los límites de concentración de As y Cd. Los cultivares bajos acumuladores de Cd fueron: ShenYou957, LongPing602, T-You535, JieFengYou1, -You899, WeiYou402, WeiUou463 y ZhuLiangYou168. Por otro lado, los cultivares bajos acumuladores de As fueron: YongYou17, YongYou538, GangYou94-11, Y-LiangYou1998, Il-You936 y Il-You310. Las concentraciones de Cd y As en el arroz integral variaron de 10 a 32 y de 2.5 a 4 veces, respectivamente ⁽³⁴⁾.

Las concentraciones de As y de Cd en el grano de arroz son posiblemente influenciadas de forma indirecta por el tiempo de partida (germinación), a través de la química del suelo, lo que depende en gran medida de la gestión del agua en el cultivo, pues la inundación del suelo del cultivo reduce la biodisponibilidad de Cd, pero aumenta la biodisponibilidad de As. La correlación negativa entre las concentraciones de Cd y As en el grano sugiere que sería difícil encontrar cultivares con baja acumulación de Cd y As al mismo tiempo ⁽³⁴⁾.

Conclusiones

La problemática asociada a la contaminación de suelos por MP no solo afecta la fertilidad y biota del suelo del sitio donde ocurre, sino que estos metales pueden moverse a través de las cadenas tróficas y llegar finalmente al ser humano provocando serios problemas a su salud. Una manera para evitar la contaminación antropogénica por arsénico y cadmio es mediante la producción alimenticia de manera sostenible, la cual puede garantizar seguridad alimentaria y promueve ecosistemas saludables, mediante la gestión sostenible de la tierra, el agua y los recursos naturales. Esto se puede alcanzar mediante la educación y asesoría constante a productores y la implementación de tecnologías económicas y de fácil acceso a las personas que trabajan en el sector agrícola. Por otro lado, la implementación de buenas prácticas agrícolas con relación al empleo del agua de riego de buena calidad, la rotación de cultivos, la disminución del uso excesivo de agroquímicos e incentivar las aplicaciones plaguicidas amigables con el medioambiente libres de metales pesados; además, el estudio de suelos y monitoreo de la calidad del agua usada para irrigación, especialmente en zonas con explotaciones mineras, con el fin de identificar esta problemática y desarrollar programas integrales de remediación.

A pesar de que se trataron algunas técnicas para la remediación de metales pesados, aún falta investigación sobre métodos que mitiguen los efectos adversos de dos o más de estos elementos, pues una remediación para disminuir la biodisponibilidad y la absorción de Cd en el arroz no es efectiva para el As, además en el suelo se encuentran varios metales pesados que pueden dañar los cultivos.

Referencias

1. Yu H-Y, Wang X, Li F, Li B, Liu C, Wang Q, *et al.* Arsenic mobility and bioavailability in paddy soil under iron compound amendments at different growth stages of rice. *Environmental Pollution*. 2017 [citado 2019 Jun 16]; 224:136-147. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.072>
2. Arif M, Jan T, Riaz M, Fahad S, Arif MS, Shakoob MB, *et al.* Chapter 29 - Advances in rice research for abiotic stress tolerance: agronomic approaches to improve rice production under abiotic stress. *Advances in Rice Research for Abiotic Stress Tolerance*. 2019;585-614. <https://doi.org/fwd2>
3. Jin M, Liu X, Wu L, Liu M. An improved assimilation method with stress factors incorporated in the WOFOST model for the efficient assessment of heavy metal stress levels in rice. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* [Internet]. 2015;41:118-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2015.04.023>
4. Liu YL, Wen C, Liu XJ. China's food security soiled by contamination. *Science*. 2013;339(March):1382-3. <https://doi.org/10.1126/science.339.6126.1382-b>
5. Londoño LF, Londoño PT, Muñoz FG. Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*. 2016;14(2):145-53. [https://doi.org/10.18684/BSAA\(14\)145-153](https://doi.org/10.18684/BSAA(14)145-153)
6. Taiz L, Zeiger E. Plant physiology. *Ann Bot*. 2003;91(6):750-751. <https://doi.org/10.1093/aob/mcg079>
7. Ma L, Zhong H, Wu Y-G. Effects of metal-soil contact time on the extraction of mercury from soils. *Bull Environ Contam Toxicol* [Internet]. 2015 Mar 23 [citado 2019 Jul 11];94(3):399-406. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1468-x>
8. Wang Z, Forsyth D. Methods for the determination of arsenic speciation in rice: a review. *Encyclopedia of Analytical Chemistry* [Internet]. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd; 2012 [citado 2019 Jul 13]. <https://doi.org/10.1002/9780470027318.a9357>

9. Abbas G, Murtaza B, Bibi I, Shahid M, Niazi N, Khan M, *et al.* Arsenic uptake, toxicity, detoxification, and speciation in plants: physiological, biochemical, and molecular aspects. *Int J Environ Res Public Health* [Internet]. 2018 Jan 2 [citado 2019 Jul 13];15(1):59. <https://doi.org/10.3390/ijerph15010059>
10. Pandey S, Rai R, Rai LC. 27 - Biochemical and molecular basis of arsenic toxicity and tolerance in microbes and plants. *Handbook of Arsenic Toxicology* [Internet]. 2015 [citado 2019 Jul 13];627-74. <https://doi.org/fwds>
11. Stoeva N, Bineva T. Oxidative changes and photosynthesis in oat plants grown in as-contaminated soil [Internet]. *Bulg J Plant Physiol*. 2003 [citado 2019 Jul 13];29(1-2), 87-95. Disponible en: <https://bit.ly/3dv10KO>
12. Finnegan PM, Chen W. Arsenic toxicity: the effects on plant metabolism. *Front Physiol* [Internet]. 2012 [citado 2019 Jul 13];3:182. <https://doi.org/10.3389/fphys.2012.00182>
13. Pernía B, De Sousa A, Reyes R, Castrillo M. Biomarcadores de contaminación por cadmio en las plantas. *Interciencia* [Internet]. 2008 [citado 2019 Jul 11];112-9. <https://bit.ly/3dvNmGC>
14. Murugan B, Malla A, Ramalingam S. Cadmium stress and toxicity in plants: an overview. *Physiol to Remediat* [Internet]. 2019 Jan 1 [citado 2019 Jul 11];1-17. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814864-8.00001-2>
15. Gill S, Tuteja N. Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant Physiol Biochem* [Internet]. 2010 Dec 1 [citado 2019 Jul 12];48(12):909-30. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2010.08.016>
16. Zhao H, Wu L, Chai T, Zhang Y, Tan J, Ma S. The effects of copper, manganese and zinc on plant growth and elemental accumulation in the manganese-hyperaccumulator *Phytolacca americana*. *J Plant Physiol* [Internet]. 2012 [citado 2019 Jun 17];169:1243-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jplph.2012.04.016>
17. Marrugo J, Pinedo J, Díez S. Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú

River Basin, Colombia. *Environ Res.* 2017 Apr 1;154:380-8. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.01.021>

18. Martínez-Mera EA, Torregroza-Espinosa AC, Crissien-Borrero TJ, Marrugo-Negrete JL, González-Márquez, LC. Evaluation of contaminants in agricultural soils in an irrigation district in Colombia. *Heliyon.* 2019 Aug 1;5(8):e02217. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02217>
19. Saifullah, Dahlawi S, Naeem A, Iqbal M, Farooq MA, Bibi S, *et al.* Opportunities and challenges in the use of mineral nutrition for minimizing arsenic toxicity and accumulation in rice: a critical review. *Chemosphere.* 2018 [citado 2019 Jul 13];194:171-188. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.149>
20. Li J-S, Beiyuan J, Tsang DCW, Wang L, Poon CS, Li X-D, *et al.* Arsenic-containing soil from geogenic source in Hong Kong: leaching characteristics and stabilization/solidification. *Chemosphere.* 2017 [citado 2019 Jun 16];182:31-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.019>
21. Zhang L, Qin X, Tang J, Liu W, Yang H. Review of arsenic geochemical characteristics and its significance on arsenic pollution studies in karst groundwater, Southwest China. *Applied Geochemistry.* 2017 [citado 2019 Jun 16];77: 80-88. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.05.014>
22. Basu A, Saha D, Saha R, Ghosh T, Saha B. A review on sources, toxicity and remediation technologies for removing arsenic from drinking water. *Res Chem Intermed* [Internet]. 2014 Feb 9 [citado 2019 Jul 13];40(2):447-85. <https://doi.org/10.1007/s11164-012-1000-4>
23. Instituto Nacional de Salud. Documentos. Evaluación de riesgos en inocuidad de alimentos. Perfil de riesgo de arsénico en arroz en Colombia [Internet]. Bogotá; 2013 [citado 2020 Nov 2]. Disponible en: <https://bit.ly/3pCrlbs>
24. Yin D, Wang X, Chen C, Peng B, Tan C, Li H. Varying effect of biochar on Cd, Pb and As mobility in a multi-metal contaminated paddy soil. *Chemosphere* [Internet]. 2016 [citado 2019 Jul 13];152:196-206. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.044>

25. Rehman MZ ur, Rizwan M, Hussain A, Saqib M, Ali S, Sohail MI, *et al.* Alleviation of cadmium (Cd) toxicity and minimizing its uptake in wheat (*Triticum aestivum*) by using organic carbon sources in Cd-spiked soil. *Environmental Pollution*. 2018 [citado 2019 Jul 13];241:557-565. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.005>
26. Murphy SF, McCleskey RB, Martin DA, Holloway JAM, Writer JH. Wildfire-driven changes in hydrology mobilize arsenic and metals from legacy mine waste. *Sci Total Environ*. 2020 Nov 15;743:140635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140635>
27. Chen H, Tang Z, Wang P, Zhao F-J. Geographical variations of cadmium and arsenic concentrations and arsenic speciation in Chinese rice. *Environmental Pollution*. 2018 [citado 2019 Jul 12];238:482-490 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.048>
28. Dolphena R, Thiravetyanb P. Reducing arsenic in rice grains by leonardite and arsenic-resistant endophytic bacteria. *Chemosphere* [Internet]. 2019 May 1 [citado 2019 Jul 11];223:448-54. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.054>
29. Irem S, Islam E, Maathuis FJM, Khan N. Chemosphere assessment of potential dietary toxicity and arsenic accumulation in two contrasting rice genotypes: effect of soil amendments. *Chemosphere* [Internet]. 2019;225:104-14. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.202>
30. Chaney RL, Kim W II, Kunhikrishnan A, Yang JE, Ok YS. Integrated management strategies for arsenic and cadmium in rice paddy environments. *Geoderma* [Internet]. 2016 [citado 2019 Jul 13];270:1-2. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.03.001>
31. Yang M, Zhang Y, Zhang L, Hu J, Zhang X, Lu K, *et al.* OsNRAMP5 contributes to manganese translocation and distribution in rice shoots. *J Exp Bot* [Internet]. 2014 Sep 1 [citado 2019 Jul 12];65(17):4849-61. <https://doi.org/10.1093/jxb/eru259>
32. Luo Q, Sun L, Hu X, Zhou R. The variation of root exudates from the hyperaccumulator *sedum alfredii* under cadmium stress: metabonomics analysis. *PLoS One* [Internet]. 2014 Dec 29

[citado 2019 Jul 11];9(12):e115581. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115581>

33. Vázquez S, Goldsbrough P, Carpena R. Assessing the relative contributions of phytochelatin and the cell wall to cadmium resistance in white lupin. *Physiol Plant* [Internet]. 2006 Nov 1 [citado 2019 Jul 11];128(3):487-95. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2006.00764.x>
34. Duan G, Shao G, Tang Z, Chen H, Wang B, Tang Z, *et al.* Genotypic and environmental variations in grain cadmium and arsenic concentrations among a panel of high yielding rice cultivars. *Rice* [Internet]. 2017 Dec 28 [citado 2019 Jul 13];10(1):9. <https://doi.org/10.1186/s12284-017-0149-2>
35. Ashraf U, Hussain S, Ahmad S, Abbas F. Plant physiology and biochemistry alterations in growth, oxidative damage, and metal uptake of five aromatic rice cultivars under lead toxicity. *Plant Physiol Biochem* [Internet]. 2017;115:461-71. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2017.04.019>
36. Díaz M, Pérez Y, Cazaña Y, Prieto M, Yudit WH, Lugo H. Determination of enzymatic antioxidants in *Morus alba* varieties and hybrids. *Pastos y Forrajes*. 2010;33(3):1-12. Disponible en: <http://scielo.sld.cu/pdf/pyf/v33n3/pyf06310.pdf>
37. Pál M, Csávás G, Szalai G, Oláh T, Khalil R, Yordanova R, *et al.* Polyamines may influence phytochelatin synthesis during Cd stress in rice. *J Hazard Mater* [Internet]. 2017 [citado 2019 Jul 12];340:272-80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.07.016>
38. Shanmugaraj B, Chandra H, Srinivasan B, Ramalingam S. Cadmium induced physio-biochemical and molecular response in *Brassica Juncea*. *Int J Phytoremediation* [Internet]. 2013 Mar [citado 2019 Jul 12];15(3):206-18. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.687020>
39. Li M, Zhang J, Yang X, Zhou Y, Zhang L, Yang Y, *et al.* Responses of ammonia-oxidizing microorganisms to biochar and compost amendments of heavy metals-polluted soil. *J Environ Sci (China)*. 2021 Apr 1;102:263-72. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.09.029>

40. Baragaño D, Forján R, Fernández B, Ayala J, Afif E, Gallego JLR. Application of biochar, compost and ZVI nanoparticles for the remediation of As, Cu, Pb and Zn polluted soil. *Environ Sci Pollut Res* [Internet]. 2020 Sep 12 [citado 2020 Nov 2];27(27):33681-91. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09586-3>
41. Wang Y, Liu Y, Zhan W, Zheng K, Wang J, Zhang C, *et al.* Stabilization of heavy metal-contaminated soils by biochar: challenges and recommendations. *Sci Total Environ*. 2020 Aug 10;729:139060. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139060>
42. Jun L, Wei H, Aili M, Juan N, Hongyan X, Jingsong H, *et al.* Effect of lychee biochar on the remediation of heavy metal-contaminated soil using sunflower: a field experiment. *Environ Res*. 2020 Sep 1;188:109886. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109886>
43. Meng J, Liang S, Tao M, Liu X, Brookes PC, Xu J. Chemical speciation and risk assessment of Cu and Zn in biochars derived from co-pyrolysis of pig manure with rice straw. *Chemosphere*. 2018;200:344-350. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.138>
44. Zand AD, Tabrizi AM, Heir AV. Incorporation of biochar and nanomaterials to assist remediation of heavy metals in soil using plant species. *Environ Technol Innov*. 2020 Nov 1;20:101134. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101134>
45. He L, Zhong H, Liu G, Dai Z, Brookes PC, Xu J. Remediation of heavy metal contaminated soils by biochar: mechanisms, potential risks and applications in China. *Environmental Pollution*. 2019 [citado 2019 Jun 17];252(Part A):846-855 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.151>
46. Liu Y, Huang J, Xu H, Zhang Y, Hu T, Chen W, *et al.* A magnetic macroporous biochar sphere as vehicle for the activation and removal of heavy metals from contaminated agricultural soil. *Chem Eng J*. 2020 Jun 15;390:124638. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124638>
47. Wang J, Shi L, Zhai L, Zhang H, Wang S, Zou J, *et al.* Analysis of the long-term effectiveness of biochar immobilization remediation on heavy metal contaminated soil and the potential environmental factors weakening the remediation effect: a review. *Ecotoxicol*

Environ Saf. 2021 Jan 1;207:111261. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111261>

48. Shu R, Wang YJ, Zhong H. Biochar amendment reduced methylmercury accumulation in rice plants. *J Hazard Mater* [Internet]. 2016 Aug 5 [citado 2019 Jul 11];313:1-8. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.03.080>
49. Simón M, González V, De Haro S, García I. Are soil amendments able to restore arsenic-contaminated alkaline soils? *J Soils Sediments* [Internet]. 2015 Jan 10 [citado 2019 Jun 16];15(1):117-25. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0953-x>
50. Lakshmanan V, Shantharaj D, Li G, Seyfferth AL, Janine Sherrier D, Bais HP. A natural rice rhizospheric bacterium abates arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.). *Planta* [Internet]. 2015 Oct 10 [citado 2019 Jul 11];242(4):1037-50. <https://doi.org/10.1007/s00425-015-2340-2>
51. Xu JY, Han YH, Chen Y, Zhu LJ, Ma LQ. Arsenic transformation and plant growth promotion characteristics of As-resistant endophytic bacteria from As-hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Chemosphere*. 2016 Feb 1;144:1233-40. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.102>
52. Cheng C, Nie ZW, He LY, Sheng XF. Rice-derived facultative endophytic *Serratia liquefaciens* F2 decreases rice grain arsenic accumulation in arsenic-polluted soil. *Environ Pollut*. 2020 Apr 1;259:113832. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113832>
53. Ma Y, Rajkumar M, Zhang C, Freitas H. Beneficial role of bacterial endophytes in heavy metal phytoremediation. *Journal of Environmental Management*. 2016; 174:14-25. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.047>
54. Yang YP, Zhang HM, Yuan HY, Duan GL, Jin DC, Zhao FJ, *et al*. Microbe mediated arsenic release from iron minerals and arsenic methylation in rhizosphere controls arsenic fate in soil-rice system after straw incorporation. *Environ Pollut* [Internet]. 2018 May 1 [citado 2019 Jul 11];236:598-608. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.099>

55. Meng F, Yuan G, Larson SL, Ballard JH, Waggoner CA, Arslan Z, *et al.* Removing uranium (VI) from aqueous solution with insoluble humic acid derived from Leonardite. *J Environ Radioact.* 2017 Dec 1;180:1-8. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.09.019>
56. Zhu H, Chen C, Xu C, Zhu Q, Huang D. Effects of soil acidification and liming on the phytoavailability of cadmium in paddy soils of central subtropical China. *Environ Pollut [Internet]*. 2016 [citado 2019 Jul 13];219:99-106. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.043>
57. Hu P, Huang J, Ouyang Y, Wu L, Song J, Wang S, *et al.* Water management affects arsenic and cadmium accumulation in different rice cultivars. *Environ Geochem Health [Internet]*. 2013 Dec 30 [citado 2019 Jul 13];35(6):767-78. <https://doi.org/10.1007/s10653-013-9533-z>
58. Deng L, Li Z, Wang J, Liu H, Li N, Wu L, *et al.* Long-term field phytoextraction of zinc/cadmium contaminated soil by *Sedum plumbizincicola* under different agronomic strategies. *Int J Phytoremediation [Internet]*. 2016 Feb 7 [citado 2019 Jul 13];18(2):134-40. <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1058328>
59. Pinson SRM, Tarpley L, Yan W, Yeater K, Lahner B, Yakubova E, *et al.* Worldwide genetic diversity for mineral element concentrations in rice grain. *Crop Sci [Internet]*. 2015 [citado 2019 Jul 13];55(1):294. <https://doi.org/10.2135/cropsci2013.10.0656>