




Biocarbonos de origen lignocelulósico como estrategia para mitigar los niveles de cadmio en suelos agrícolas

Lignocellulosic biochars as a strategy to mitigate cadmium levels in agricultural soils

Helena Agudelo-González¹   Helena García-Rosero¹  Clara Inés Caro-Caro² 
Nelson Briceño-Gamba¹ 

¹Grupo de Investigación en Química de los Recursos Naturales (QUIMERA), Facultad de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad de los Llanos, Villavicencio, Colombia

²Grupo de Investigación en Gestión Ambiental Sostenible (GIGAS), Instituto de Ciencias Ambientales de la Orinoquia Colombiana, Universidad de los Llanos, Villavicencio, Colombia

Resumen

Introducción: El cadmio (Cd) es un metal pesado de alta toxicidad que deteriora la calidad del suelo y los cultivos, además de representar un riesgo para la salud humana, debido a su acumulación en los alimentos, lo que compromete seriamente la productividad agrícola y la salud pública.

Objetivo: El objetivo de esta revisión fue analizar el uso de biocarbonos obtenidos a partir de residuos lignocelulósicos como estrategia para la mitigación del Cd en suelos agrícolas, así como su impacto en las propiedades fisicoquímicas del suelo.

Métodos: Se realizó una revisión sistemática con el software StArt v.3.0.3. Las búsquedas se realizaron en Scopus, Science Direct, Springer Link y Google Académico. A partir de esto se seleccionaron los artículos de interés aplicando criterios de inclusión y exclusión.

Resultados: Se encontró que la efectividad del biocarbono en la remediación del Cd depende de sus propiedades, tal como la porosidad, superficie específica y pH. Además, se encontró que el biocarbono mejora significativamente las propiedades fisicoquímicas del suelo, optimizando la retención de nutrientes y la inmovilización de metales pesados. Sin embargo, se evidenció que la efectividad del biocarbono disminuye con el tiempo, debido a la liberación gradual de Cd atrapado y a la descomposición de sus componentes alcalinos.

Conclusiones: En conclusión, los biocarbonos son una estrategia eficiente y sostenible para la remediación de suelos contaminados con Cd, con beneficios ambientales y económicos, asociados al manejo responsable de residuos agrícolas, aunque su implementación requiere una planificación cuidadosa para maximizar su efectividad en distintos contextos agrícolas.

Palabras clave: Sostenibilidad, metales pesados, enmienda, agricultura, suelos.

Abstract

Introduction: Cadmium (Cd) is a highly toxic heavy metal that deteriorates soil and crop quality and also poses a risk to human health due to its accumulation in food, seriously compromising agricultural productivity and public health.

Objective: The objective of this review was to analyze the use of biochars obtained from lignocellulosic waste as a strategy for Cd mitigation in agricultural soils, as well as their impact on the physicochemical properties of the soil.

Methods: A systematic review was performed using StArt v.3.0.3 software. The searches were conducted in Scopus, Science Direct, Springer Link, and Google Scholar. Based on this, articles of interest were selected by applying inclusion and exclusion criteria.

Results: The most frequently cited precursors in the literature were identified as agricultural residues, such as rice husks and straw, corn and wheat, due to their mass production, low cost and high carbon content. The effectiveness of biochar in Cd remediation was found to depend on its properties, such as porosity, specific surface area, and pH. Furthermore, biochar was found to significantly improve the physicochemical properties of the soil, optimizing nutrient retention and the immobilization of heavy metals. However, it was shown that the effectiveness of biochar decreases over time, due to the gradual release of trapped Cd and the decomposition of its alkaline components.

Conclusions: In conclusion, biochars are an efficient and sustainable strategy for the remediation of Cd-contaminated soils, with environmental and economic benefits associated with the responsible management of agricultural waste, although their implementation requires careful planning to maximize their effectiveness in different agricultural contexts.

Keywords: Sustainability, heavy metals, amendment, agriculture, soils.

¿Cómo citar?

Agudelo-González H, García-Rosero H, Caro-Caro CI, Briceño-Gamba N. Biocarbonos de origen lignocelulósico como estrategia para mitigar los niveles de cadmio en suelos agrícolas. Ingeniería y Competitividad, 2026, 28(1)e-30115034

<https://doi.org/10.25100/iyc.v28i1.15034>

Recibido: 18/06/25

Revisado: 12/09/25

Aceptado: 21/01/26

Online: 30/03/26

Correspondencia

maria.helena.agudelo@unillanos.edu.co



¿Por qué se realizó este estudio?

Este estudio se realizó en respuesta a la creciente preocupación por la contaminación por cadmio en suelos agrícolas y sus efectos en la calidad de los cultivos, la seguridad alimentaria y la salud humana. Si bien se han propuesto diversas estrategias de remediación, los biocarbonos derivados de residuos lignocelulósicos han captado la atención debido a su potencial para reducir la biodisponibilidad de Cd y, al mismo tiempo, mejorar las propiedades del suelo. Sin embargo, la evidencia existente se encuentra fragmentada en estudios con diferentes materias primas y condiciones de producción. Por lo tanto, esta revisión tuvo como objetivo analizar el uso de biocarbonos lignocelulósicos como estrategia para la mitigación del Cd en suelos agrícolas y evaluar sus efectos en las propiedades fisicoquímicas del suelo.

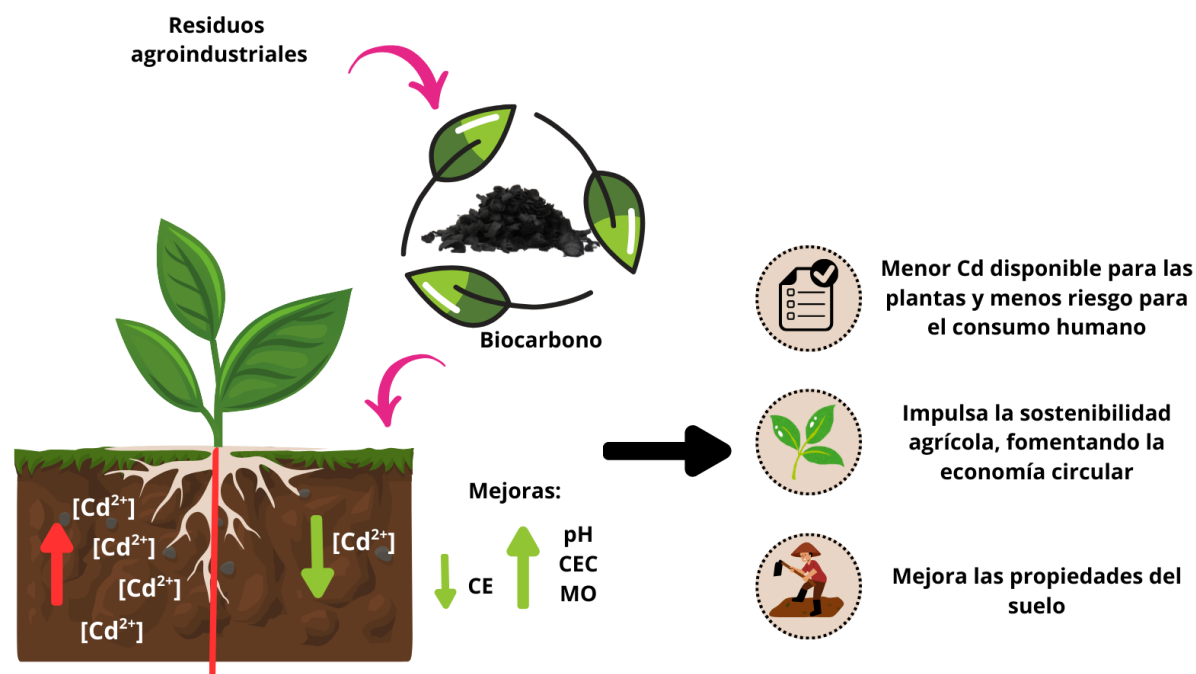
¿Cuáles fueron los hallazgos más relevantes?

La revisión mostró que los biocarbonos producidos a partir de residuos lignocelulósicos, en particular desechos agrícolas como cáscara de arroz, paja de arroz, paja de trigo y residuos de maíz, se encuentran entre los materiales más estudiados y efectivos para reducir la biodisponibilidad de Cd en los suelos. Su efectividad depende de propiedades fisicoquímicas como la porosidad, el área superficial específica, los grupos funcionales y el pH alcalino, que promueven los procesos de adsorción, complejación e inmovilización. Además, la aplicación de biocarbón se asoció consistentemente con mejoras en las propiedades del suelo, incluyendo el pH, la capacidad de intercambio catiónico y el contenido de materia orgánica. Sin embargo, su efectividad puede disminuir con el tiempo debido a la saturación superficial y la liberación gradual del Cd previamente inmovilizado.

¿Qué aportan estos hallazgos?

Estos hallazgos ofrecen una perspectiva integral sobre el uso de biocarbonos lignocelulósicos como estrategia para mitigar la contaminación por cadmio en suelos agrícolas. El estudio reúne evidencia reciente sobre la selección de materia prima, las condiciones de producción y los mecanismos involucrados en la inmovilización del cadmio, abordando también sus efectos en las propiedades del suelo. Además, identifica tanto el potencial como las limitaciones de la aplicación del biocarbón, ofreciendo elementos útiles para orientar futuras investigaciones y su implementación en diferentes contextos agrícolas. En general, esta revisión contribuye a vincular las estrategias de remediación de suelos con la gestión sostenible de los residuos agrícolas.

Graphical Abstract



Introducción

El cadmio (Cd) es un metal pesado que, incluso en bajas concentraciones, puede ser altamente tóxico para los organismos vivos (1–3). En el suelo, este metal se caracteriza por su alta movilidad en comparación con otros y por permanecer activo durante largos periodos de tiempo, con una esperanza de vida media estimada entre 310 y 1500 años (4,5). En suelos agrícolas, los niveles de Cd tienden a ser altos, debido al uso intensivo de fertilizantes fosfatados, que contienen este metal como impureza, contribuyendo significativamente a su liberación y acumulación en el medio ambiente (6,7). Esta situación no solo representa un problema para la productividad agrícola, sino también para la calidad de los cultivos y la seguridad alimentaria (2,8).

La Cd afecta directamente a los procesos fisiológicos de las plantas al interferir con la absorción, transporte e incorporación de elementos esenciales como el calcio (Ca), magnesio (Mg), fósforo (P) y potasio (K), debido a su similitud iónica con estos elementos (8–10). Esta alteración iónica afecta negativamente a procesos clave como la germinación, el crecimiento, el balance hídrico, la fotosíntesis, la apertura estomática y la transcripción genética en plantas (9,11). Debido a que es fácilmente absorbido por las raíces y se acumula en tejidos comestibles, el Cd representa una amenaza para la salud humana (5,6). El consumo de alimentos contaminados con este metal aumenta el riesgo de enfermedades crónicas, lo que pone de manifiesto la importancia de implementar estrategias para mitigar su presencia en los sistemas agrícolas y garantizar la seguridad alimentaria (4,12).

En respuesta al problema de la contaminación por Cd en suelos agrícolas, se han desarrollado diversas estrategias, como el uso de enmiendas orgánicas, inorgánicas, químicas y biológicas (13–15). Entre ellos se encuentran los derivados de residuos agroindustriales, que destacan por su capacidad para reducir la movilidad y biodisponibilidad del Cd en el suelo; además de mejorar sus propiedades físicas y químicas (5,13,16). Una enmienda especialmente prometedora es el biochar, conocido por disminuir la biodisponibilidad de metales pesados gracias a su capacidad de adsorción (5,17).

Entre los principales beneficios de implementar el biochar, destaca que promueve la actividad microbiana y contribuye a la retención de carbono, la mitigación de gases de efecto invernadero y la mejora del suelo, ya que tiene una gran superficie específica y porosidad, capacidad de intercambio catiónico y pH alcalino, que en conjunto aumentan la productividad de los cultivos y refuerzan la seguridad alimentaria (14,17,18). Esta revisión analiza la implementación de biochars a partir de residuos lignocelulósicos como enmienda para la mitigación de suelos contaminados por Cd. De igual manera, se aborda la selección de materias primas para la producción de biochars, su efecto sobre las propiedades del suelo y su capacidad para reducir los niveles de Cd presentes en él.

Métodos

La revisión sistemática se realizó utilizando el software libre StArt (State of the Art through Systematic Review) v.3.0.3 Beta; se definieron criterios de inclusión y exclusión para determinar qué información se consideraría o descartaría durante el análisis (Tabla 1). Las búsquedas se

realizaron en las bases de datos Scopus, Science Direct, Springer Link y Google Scholar, cubriendo publicaciones realizadas entre 2019 y 2024. La siguiente ecuación de búsqueda se utilizó en cada base de datos: *(biochar Y cadmio O cd) Y (vegetal) Y NO (bacterias microbianas O fúngicas O bacterias)*.

Según la búsqueda realizada, los datos se exportaron en formato BIBTEX o RIS para su incorporación al software StArt. En total, se importaron 479 elementos al programa, de los cuales 299 (62%) fueron eliminados según criterios de inclusión y exclusión, 44 (9%) fueron identificados como duplicados y 136 (28%) fueron aceptados durante la fase de selección. Posteriormente, pasamos a la fase de extracción, en la que solo se analizaron los 136 documentos que inicialmente habían sido aceptados. De estos, se realizó un análisis detallado y se eliminaron 53 (38,97%), quedando 83 (61,03%) que constituyeron el conjunto final de estudios incluidos en la investigación.

Tabla 1. Criterios de inclusión y exclusión.

Inclusión
(I) Uso de una fuente de biocarbón lignocelulósico para la remediación de Cd en suelos agrícolas.
(I) Artículos alineados con el objetivo de la revisión.
Exclusión
(E) Artículos que NO estén alineados con el objetivo de la revisión.
(E) No se utiliza un precursor tipo lignocelulósico para obtener biochars.
(E) Literatura gris.
(E) Artículos escritos en un idioma distinto al inglés o al español.

Fuente: Autores

Resultados y discusión

Las bases de datos de las que se obtuvo la mayor disponibilidad de documentos relacionados con el tema de interés de la búsqueda inicial, en orden ascendente, son: Scopus (15,45%), Science Direct (23,17%), Google Scholar (29,02%) y Springer Link (32,36%) para un total de 479 artículos (Fig. 1).

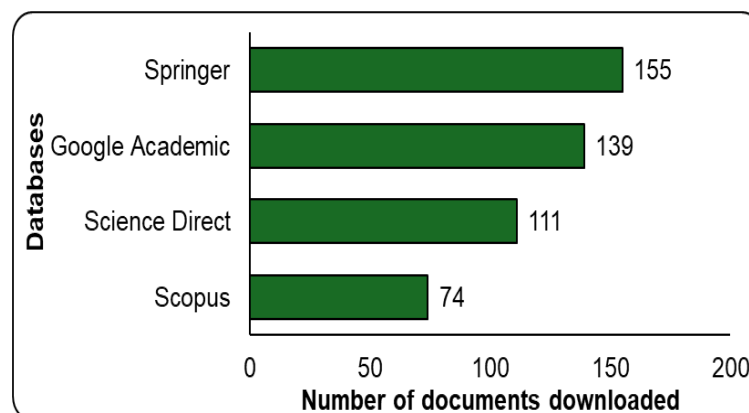


Figura 1. Número de documentos descargados por base de datos utilizada en el estudio. **Fuente:** Autores

A partir de los documentos revisados tras la fase de extracción, se encontró que, en cuanto a la generación de conocimiento sobre el uso de biochars como enmiendas orgánicas para mitigar el contenido de Cd en el suelo, China fue el país con más publicaciones registradas, seguida por Pakistán e India (Fig. 2b). En cuanto a la frecuencia de publicaciones relacionadas con el tema, se encontró que el año con mayor actividad fue 2022, seguido por 2020, 2023, 2019 y 2024 (Fig. 2a).

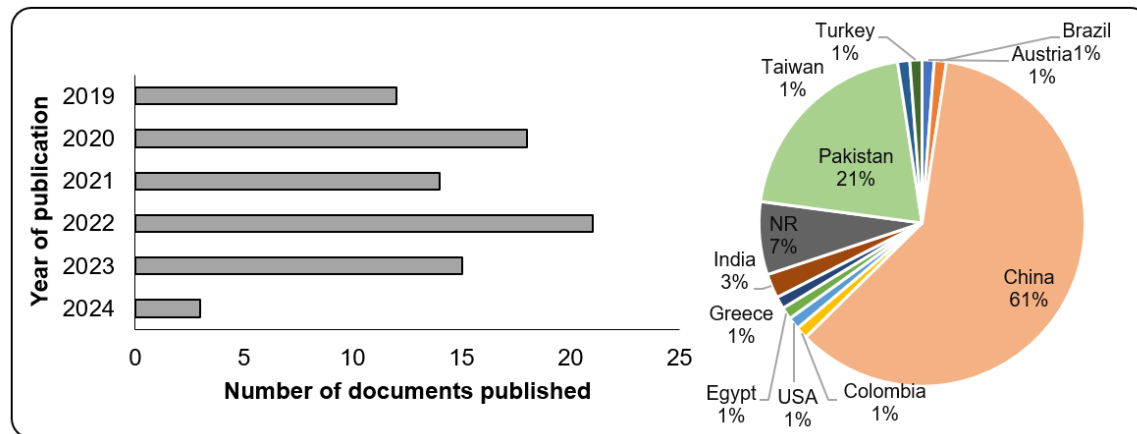


Figura 2. a. Número de artículos publicados por año sobre el uso del biocarbón como enmienda Cd, b. Principales países de origen de documentos relacionados con el uso del biochar como enmienda Cd en suelos. **Fuente:** Autores

CD es un metal pesado ampliamente distribuido en el medio ambiente, que presenta riesgos graves debido a su origen natural y antropogénico (9,19). Su presencia en el suelo, el agua y el aire, así como su alta biodisponibilidad, la convierte en un contaminante prioritario que afecta a los ecosistemas y a la salud humana (12,14,20). Las actividades industriales y agrícolas son las principales fuentes de contaminación ambiental por este metal pesado, aunque los procesos naturales también contribuyen, en menor medida, a su liberación al medio ambiente (6,10). Ante este desafío, la investigación ha centrado su atención en estrategias innovadoras de mitigación, como el uso de biochars y otras enmiendas orgánicas, que destacan por su capacidad para inmovilizar el Cd, reducir su biodisponibilidad y mejorar las propiedades fisicoquímicas del suelo (10,17,21). El análisis de los materiales utilizados para la producción de biocarbón y su impacto en la remediación de suelos contaminados pone de manifiesto la importancia de seleccionar correctamente precursores y condiciones de producción (22,23). A través del análisis de estos aspectos, esta revisión aborda el uso de biochars obtenidos a partir de la utilización de residuos lignocelulósicos, como una estrategia sostenible para mitigar la contaminación por Cd en suelos agrícolas.

Cadmio e implicaciones medioambientales

El CD se encuentra de forma natural en la corteza terrestre, generalmente asociado con minerales de zinc (Zn), cobre (Cu) y plomo (Pb), como esfalerita, calcopirita, galena, tetraedrita, anglesita, smithsonita y piromorfita, desde donde puede liberarse gradualmente al medio ambiente mediante procesos de meteorización y erosión (4,6,20). Las concentraciones de CD suelen ser más altas en

rocas sedimentarias (0,01 a 2,6 mg/kg) que en rocas ígneas (0,07 a 0,25 mg/kg) y metamórficas (0,11 a 1,0 mg/kg) (6,7). Otras fuentes naturales de emisión de este metal incluyen erupciones volcánicas e incendios forestales, que movilizan el Cd contenido en la vegetación y la materia orgánica hacia la atmósfera y el suelo (1,7).

Las emisiones de Cd procedentes de fuentes antropogénicas contribuyen con aproximadamente el 90% del Cd presente en el entorno (10). Estas emisiones son producto de actividades industriales como la fundición y refinación de metales, la producción de minerales no metálicos, la fabricación de baterías, la minería y operaciones textiles, la combustión de combustibles fósiles, los lodos de aguas residuales de aguas residuales industriales, el uso de fertilizantes fosfatados y la escorrentía urbana y agrícola (1,2,8,24,25). De estas, las industrias minera, metalúrgica y textil son las que producen la mayor cantidad de Cd (9,12).

La Cd liberada por fuentes naturales y antropogénicas puede seguir diferentes vías que la distribuyen en el aire, el suelo y el agua (1,6). A nivel atmosférico, el Cd se encuentra en fase gaseosa, como partículas o en forma de aerosol, por lo que es transportado por aire para su deposición en superficies terrestres o acuáticas, desde donde puede ser transportado a fuentes de agua y al suelo mediante fenómenos meteorológicos, como procesos de lluvia y escorrentía (6,7,9,20). La deposición atmosférica, junto con el drenaje industrial y la escorrentía agrícola, conduce a Cd a cuerpos de agua donde el metal puede permanecer como partículas suspendidas, adheridas a sedimentos o bioacumuladas en tejidos de organismos acuáticos (6,7,10). En el suelo, el Cd puede depositarse por acción atmosférica o mediante el uso de fertilizantes y lodos de aguas residuales; allí, se une principalmente a materia orgánica y minerales arcillosos, y bajo condiciones específicas puede filtrarse hacia el agua subterránea (1,6,7). Las descargas de Cd entran gradualmente en el suelo, donde se movilizan fácilmente hasta su enlace más débil entre los sitios de intercambio de suelo, lo que favorece su biodisponibilidad para las plantas (9,10).

La concentración de Cd biodisponible es la cantidad que puede ser absorbida y acumulada en las plantas, que difiere de la concentración total de Cd en el suelo (8,9). Según su biodisponibilidad, la cantidad de Cd libre en el suelo se clasifica en pool total, pool reactivo y pool biodisponible directamente (9). El conjunto total está compuesto por Cd reactivo, que está disponible de inmediato, y Cd no reactivo, que no está disponible y es poco probable que se reactive durante largos periodos de tiempo (6,9). El pool reactivo está compuesto por iones Cd^{2+} , óxidos metálicos hidratados de corto alcance y partículas de arcilla que se adhieren a superficies activas de materia orgánica del suelo, que finalmente están disponibles para la planta (6,9). Finalmente, la reserva biodisponible directa está compuesta por iones Cd^{2+} libres completamente disueltos en la solución del suelo, disponible para la planta (6,9). La absorción del metal en solución por parte de la planta se favorece por la acidificación del suelo resultante de la presencia de ácidos inorgánicos o por ácidos orgánicos liberados por las raíces de las plantas (18). Asimismo, otros factores del suelo que condicionan la biodisponibilidad de Cd para la planta son la capacidad de intercambio catiónico, el contenido de carbonatos, la cantidad de fósforo y la presencia de materia orgánica (8,9).

La Cd entra en las plantas a través del sistema radicular, desde donde se transloca directamente a través del xilema por vías apoplásticas y simplasas, hasta llegar a los granos, o a través del floema

pasando por el culm, raquis, hojas bandera y partes externas de las panículas hasta llegar a las semillas y granos (Fig. 3) (9,10,26,27). Dado que el movimiento de iones metálicos puede variar en los tejidos, la concentración de Cd suele ser mayor en la raíz; sin embargo, la cantidad de metal que se transloca depende de la especie vegetal (6,9,27). En cuanto a la concentración de Cd en granos de trigo y cebada, se ha encontrado una correlación positiva con el contenido total de Cd en el suelo (10). En suelos con altos niveles de Cd, las plantas tienen mayores cantidades de este metal, lo que aumenta el riesgo de contaminación en productos derivados de estas especies vegetales destinadas al consumo humano, debido a la acumulación de este metal en tejidos comestibles (9,10); por ejemplo, dada la alta capacidad del arroz para acumular Cd, se ha comprobado que en suelos con altas concentraciones de este metal, los granos de este cereal pueden superar los límites establecidos por las normativas de seguridad alimentaria, como el Reglamento (UE) 2023/915, alcanzando valores que superan los 0,15 mg/kg (28).

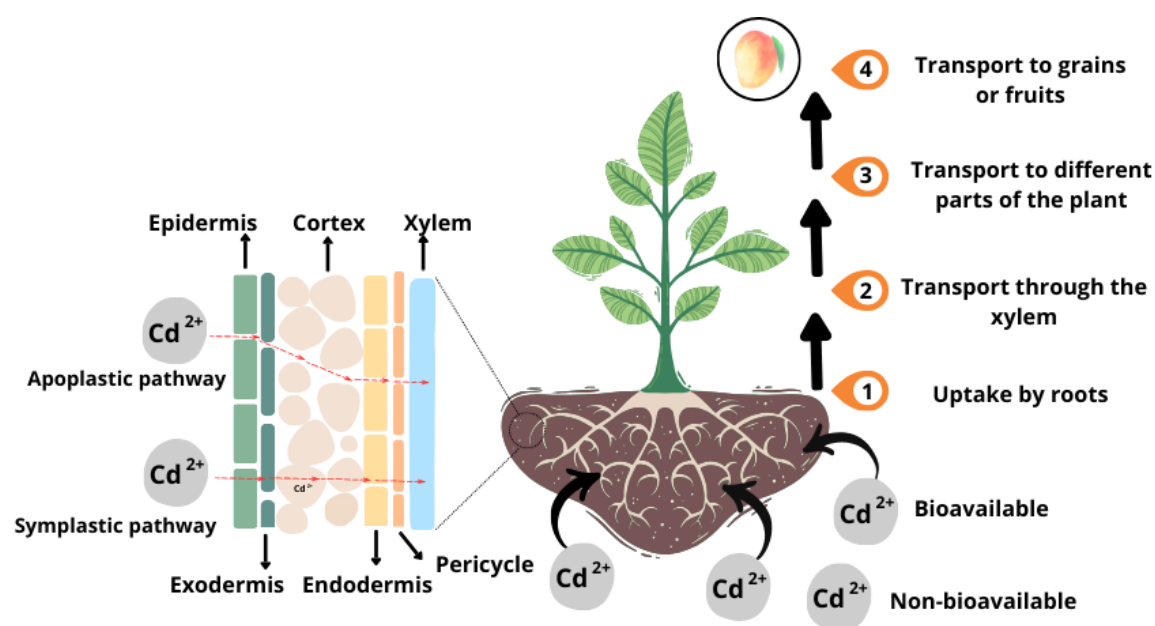


Figura 3. Diagrama general del proceso de absorción y translocación de Cd por las plantas. **Fuente:** Autores

En cadenas alimentarias, se ha comprobado que el Cd se biodiluye o se biomagnifica, dependiendo de las especies que componen la estructura trófica y de las características fisicoquímicas del entorno (1,29,30). En los humanos, el Cd se incorpora al cuerpo mediante la respiración y la ingestión de alimentos que contienen este metal, y puede bioacumularse en diferentes órganos como riñones, hígado e intestinos, donde tiene una vida media de 25 a 30 años (2,4,20). Debido a su comportamiento químico, el Cd puede competir con el Ca y otros elementos del cuerpo humano, lo que conduce a diferentes patologías que alteran el funcionamiento de los órganos (1,24). Asimismo, se ha comprobado que la exposición al Cd causa enfermedades pulmonares crónicas, hipertensión, leucemia, disfunción renal y hepática, osteomalacia, osteoporosis, toxicidad genética y diferentes tipos de cáncer como cáncer de mama, páncreas, próstata y pulmón, entre otros (4,10,12,20).

En este contexto, la importancia de desarrollar enmiendas para reducir la presencia de Cd en los cultivos radica en la necesidad de proteger la salud pública y la sostenibilidad agrícola (25,28,31). Por lo tanto, la implementación de estrategias como enmiendas orgánicas que inmovilicen el Cd en

el suelo o reduzcan su biodisponibilidad es fundamental para mitigar estos riesgos y garantizar un equilibrio entre la productividad agrícola y la protección ambiental.

Enmiendas orgánicas para la mitigación del Cd en el suelo

Las enmiendas orgánicas son materiales de origen biológico (como estiércol, compost, residuos de cultivos, lodos de aguas residuales, entre otros) que se incorporan a la matriz del suelo para mejorar sus propiedades y promover el rendimiento de los cultivos (13). Las enmiendas ecológicas desempeñan un papel importante en la mitigación de los efectos negativos de la contaminación por Cd en los cultivos y el medio ambiente (6,32). Su aplicación mejora el desarrollo de plantas expuestas a Cd y contribuye significativamente a la retención y estabilización de Cd en el suelo, reduciendo su movilidad y biodisponibilidad (32,33). Entre las opciones de enmienda orgánica más sostenibles con efectos positivos en la productividad del suelo y de las plantas, destacan el carbón activo, el compost o fertilizante orgánico y los biochars (32–34).

El carbón activado de origen vegetal es un material microporoso carbonáceo obtenido de biomasa, mediante pirólisis y activación por procesos físicos o químicos (35,36). Este material tiene una gran superficie específica y alta porosidad, lo que crea numerosos sitios activos de adsorción, lo que le otorga una alta capacidad para retener iones (11,36). Los iones de metales pesados, que poseen carga eléctrica y un tamaño relativamente pequeño, se unen fácilmente a la superficie del carbón activado mediante atracción electrostática, así como mediante otros mecanismos de interacción que favorecen su adsorción y retención en el material (20,35). En cuanto al Cd, se ha informado que la efectividad del carbón activado para su retención alcanza hasta el 99,5%, por lo que se ha utilizado con éxito en el tratamiento de aguas residuales y suelos contaminados (1,11,34,35).

Otro tipo de enmienda es el fertilizante orgánico, que se produce a partir de la descomposición biológica de residuos orgánicos mediante un proceso aeróbico (33). Los materiales presentes en el compost no solo elevan el pH del suelo y mejoran los sitios de sorción de Cd, sino que también mejoran la fertilidad del suelo al añadir carbono y actúan como una fuente importante de nutrientes para el desarrollo de las plantas (15); sin embargo, se requieren cantidades significativas de compost para lograr una enmienda efectiva (16). Entre los beneficios de combinar compost con otros insumos como la cal, se informa que reduce significativamente el contenido de Cd en el suelo, hasta 11 veces en comparación con los suelos sin tratar (16); y combinado con biocarbón reduce el estrés de Cd en las plantas (33).

El biochar es un material sólido con un alto contenido de carbono, obtenido en entornos con oxígeno limitado a partir de biomasa sometida a diversos métodos de conversión termoquímica como la carbonización hidrotermal, gasificación, pirólisis y torrefacción, siendo la pirólisis la técnica más común para obtenerlo (37–39). La producción de biochar puede realizarse a partir de diferentes tipos de materia orgánica, incluyendo residuos agroindustriales, agrícolas y forestales, estiércol, microalgas y lodos de aguas residuales, entre otros, (38,39); su aplicación es de bajo coste y sostenible ambientalmente, mejorando las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo (5,11,17,21,31,40). Entre las propiedades más relevantes del biochar se encuentran su estructura porosa y su gran superficie específica, que proporcionan numerosos sitios activos para la adsorción de metales pesados (41–43); Además, posee una superficie rica en grupos funcionales oxigenados

y una carga superficial negativa, lo que favorece el intercambio catiónico entre el material y los metales pesados (31,41,44,45).

El biochar actúa mediante diversos mecanismos que favorecen la retención e inmovilización de metales pesados, entre los que destacan la adsorción física, el intercambio iónico, las interacciones electrostáticas, la complejación y la precipitación (41,45–48). La adsorción física consiste en la débil retención de iones metálicos en la superficie del biochar, a través de fuerzas de Van der Waals (41,49,50). El intercambio iónico ocurre cuando iones metálicos cargados positivamente reemplazan a otros cationes unidos a grupos funcionales cargados negativamente en la superficie del biocarbón (41). Las interacciones electrostáticas se producen debido a la atracción entre las cargas negativas del biocarbón y las cargas positivas de los iones metálicos, lo que favorece su atracción. Además, la complejación implica la formación de estructuras estables de tipo complejo, a través de enlaces específicos entre iones metálicos y grupos funcionales (ligandos) presentes en el material (41,51,52). Finalmente, precipitación se refiere a la formación de compuestos sólidos e insolubles, como resultado de reacciones químicas entre metales pesados y componentes de la solución o matriz de biocarbón, lo que contribuye a su inmovilización (41,52,53).

Precusores para obtener biochar

La eficiencia del biochar como enmienda en suelos contaminados con metales pesados está estrechamente relacionada con las propiedades fisicoquímicas conferidas por la materia prima de origen (39,54). En este sentido, la selección de los precursores utilizados en su producción es crucial, ya que influye enormemente en su rendimiento inmovilizando contaminantes. Los resultados de esta revisión muestran el uso predominante de residuos agroindustriales como los principales precursores en la producción de biochar. Entre las más comunes se encuentran la cáscara de arroz, paja de arroz, paja de trigo, paja de maíz y cáscara de coco (Fig. 4). Estos materiales destacan por su disponibilidad y bajo coste, así como por su alto contenido fijo de carbono, lo que los convierte en recursos sostenibles y relativamente económicos para la producción de biocarbón.

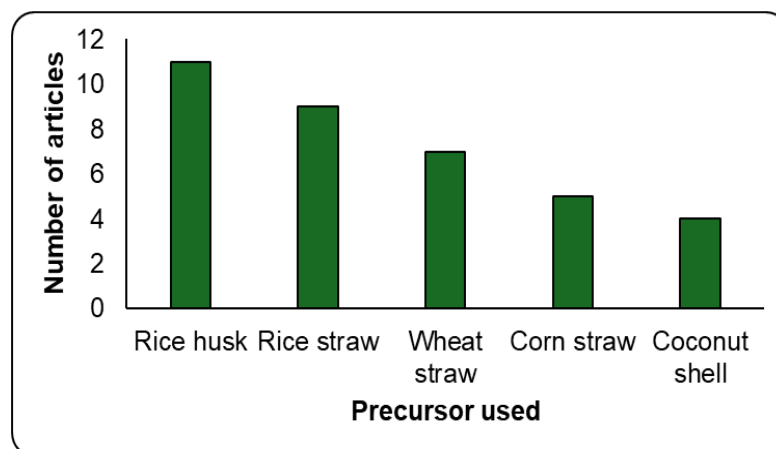


Figura 4. Tabla de frecuencia con mención de los diferentes tipos de precursores de biocarbón utilizados. **Fuente:** Autores

Un biocarbón eficaz en la adsorción e inmovilización de metales pesados debe tener propiedades específicas que están determinadas en gran medida por la temperatura utilizada durante el proceso

de pirólisis, que influye directamente en la porosidad y la superficie del material resultante (40).

Según la literatura consultada, se informaron condiciones de pirólisis para obtener biochar a partir del uso de residuos agroindustriales, con temperaturas que oscilaban entre 350 y 600 °C (Tabla 2).

Tabla 2. El uso de residuos agroindustriales para obtener biochars se implementó como enmiendas Cd y síntesis de condiciones de temperatura. NR: no se ha reportado.

Referencias	Precursor (Biomasa utilizada como fuente del biochar)	Temperatura (°C)	Tiempo de residencia	Velocidad de calentamiento
(26)	Cáscara de coco	800 °C	NR	NR
(55)		650 °C	NR	NR
(56)	Paja de arroz	500 °C	NR	NR
(45)		550 °C	2h	NR
(18)		600 °C	NR	NR
(57)		500 °C	5h	NR
(23)		400 °C	4h	NR
(58)		500 °C	2h	NR
(59)	Cáscara de arroz	500 °C	NR	NR
(60)		450 °C	2h	NR
(61)	Paja de maíz	400 °C	2h	NR
(61)		400 °C	2h	NR
(62)	Cáscaras de cacahuete	500 °C	6h	NR
(63)	Paja de cacahuete	400 °C	3h	NR
(64)	Paja de maíz	400 °C	5h	NR
(22)		500 °C	2h	5 °C/min
(65)		500 °C	NR	NR
(44)		350–450 °	2h	NR
(61)		400 °C	2h	NR
(19)	Piel de naranja	600 °C	6h	NR
(5)	Biocarbón de tabaco	500 °C	NR	NR
(66)	Paja de tabaco	500 °C	2h	NR
	Madera mixta			
(67)		550–600 °C	1h	NR
(68)	Paja de trigo	450 °C	NR	NR
(69)		450 °C	NR	NR
		350 °C, 450 °C y		
(42)		550°C	2h	3 °C/min

Fuente: Autores

Entre los residuos agroindustriales utilizados para la síntesis de biochars, la cáscara de arroz fue identificada como el precursor más utilizado en los estudios revisados (Fig. 4); este residuo agroindustrial resultó especialmente eficaz debido a su alto contenido de silicio (Si), un elemento que facilitó la inmovilización del Cd formando complejos insolubles con este metal. Además, la presencia de Si en el biochar aumentó la carga negativa de su superficie, mejorando la capacidad de adsorción (24,32,70–72); lo que disminuye tanto la contaminación por Cd como su bioacumulación en las partes comestibles de las plantas (73). En este sentido, Wang et al. (74) propusieron el término “Sichar” para referirse a biochars modificados con Si.

La paja de arroz fue el segundo precursor más utilizado en la síntesis de biocarbones; Este residuo se genera en grandes cantidades debido al cultivo extensivo de arroz en todo el mundo, del cual se estimó una producción mundial para 2024 y 2025 en 543 millones de toneladas (75), lo que lo convierte en una materia prima ideal para la producción de biocarbón (76). Los estudios han demostrado que los precursores derivados de la paja de ciertos cultivos pueden ser especialmente efectivos para reducir la presencia de metales divalentes como el Cd^{2+} , mediante procesos como el intercambio iónico y la formación de complejos (63). Su estructura macroporosa favorece la retención de Cd, mientras que los grupos funcionales presentes en su superficie, como hidroxilos, carboxilos, fenoles y compuestos aromáticos, desempeñan un papel importante en las interacciones químicas que facilitan la inmovilización del metal (45).

La capacidad del biochar para reducir la movilidad del Cd depende en gran medida del tipo de biomasa utilizada, por lo que es importante considerar los riesgos potenciales asociados a su selección (5,40). En particular, la fuente de la materia prima puede convertirse en un factor problemático, ya que algunas fuentes contienen altos niveles de metales pesados, aumentando su concentración en lugar de ofrecer una alternativa de mitigación (40). Por lo tanto, aunque el biochar tiene un gran potencial como enmienda del suelo, una evaluación rigurosa de la materia prima a utilizar es esencial para garantizar que su aplicación sea segura y eficaz en la remediación del suelo.

Efecto del biochar en las propiedades fisicoquímicas del suelo

Se ha demostrado que la aplicación de biochar puede modificar propiedades del suelo como el pH, la capacidad de intercambio catiónico, la conductividad eléctrica y la cantidad de materia orgánica (17,19,77,78), propiedades importantes en los procesos de recuperación de suelos degradados y contaminados (14,21,43).

Efecto sobre el pH del suelo

El pH del suelo tiende a aumentar tras la aplicación de biocarbón (Fig. 5); sin embargo, esta variación depende de la alcalinidad del biocarbón y su tasa de aplicación (25,78,79). En este sentido, Awad et al. (17) evaluaron la eficacia del biocarbón de bambú, la paulownia y los residuos de jardín sobre el mismo tipo de suelo, encontrando que el pH del suelo aumentaba significativamente cuando se elevaba la concentración de biocarbón, mostrando una mayor variación tras la aplicación de biocarbón a partir de residuos de jardín. De igual manera, Ibrahim et al. (62) determinaron los efectos del biochar derivado de cáscaras de arroz, mazorcas de maíz y cáscaras de cacahuete,

encontrando aumentos en el pH del suelo hasta 1,61 unidades, siendo el biochar de mazorca el que más elevó el pH. De manera similar, se ha demostrado que la aplicación de biocarbón de tabaco junto con otras enmiendas alcalinas como la cabentonita, la caliza y la zeolita puede aumentar significativamente el pH del suelo (5).

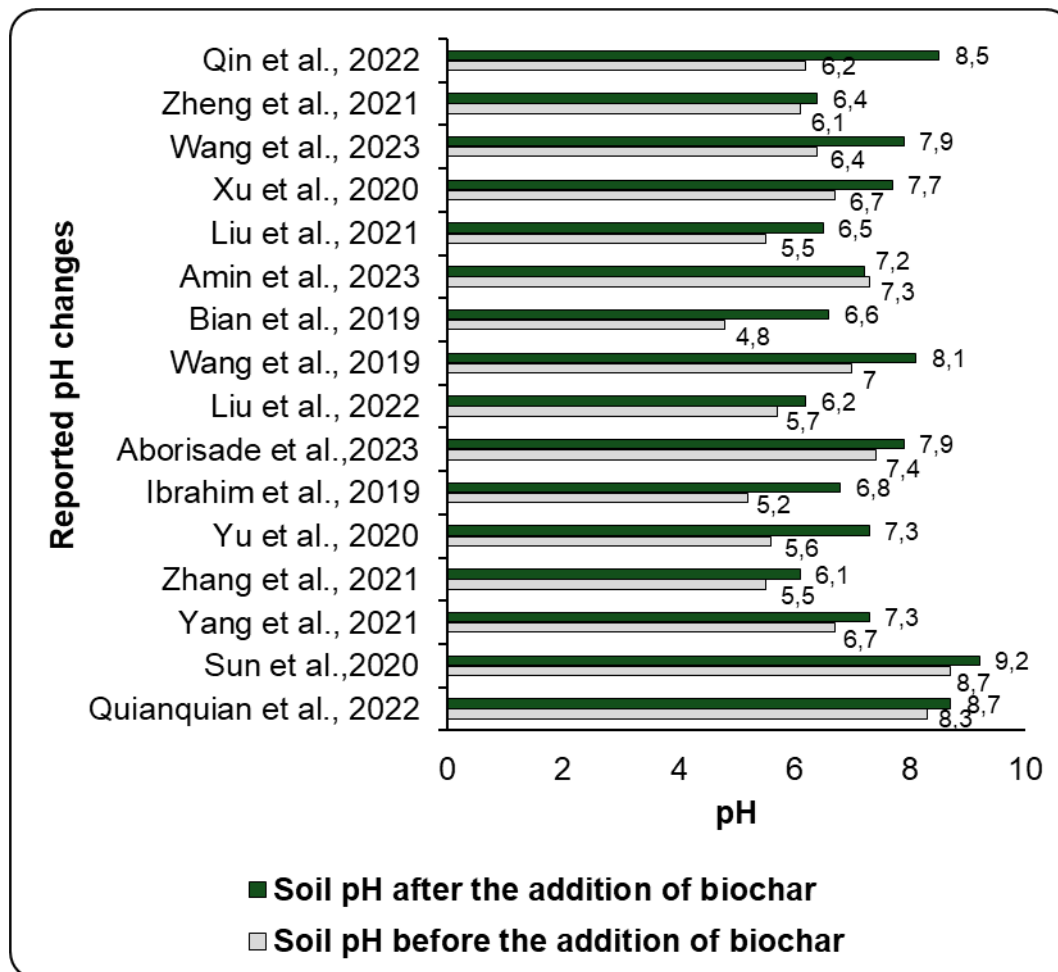


Figura 5 Efecto del uso de biocarbóns en la modificación del pH del suelo. **Fuente:** Autores

Se ha informado que cuando el biochar de residuos de *Brassica napus* se modifica con manganeso, los valores de pH del suelo tienden a ser más altos que cuando se aplica biochar prístino (80). En contraste, Aborisade et al. (26) señalaron que el biochar prístino producido a partir de cáscaras de coco tenía un pH más alcalino que el biochar modificado con hierro nanoscale cero valente. Sin embargo, al considerar la interacción del suelo con el material modificado, se ha observado que la adición de nano-hierro cero puede aumentar significativamente el pH en comparación con un suelo control. Este efecto se explica por la sinergia entre la alcalinidad intrínseca del biocarbón y la generación de iones hidroxilo (OH^-) durante la oxidación del hierro metálico, lo que conduce a una mayor concentración de especies básicas (26).

El aumento del pH favorece la formación de complejos insolubles con metales pesados como Cd^{2+} y aumenta el número de sitios de unión disponibles en el suelo, lo que disminuye la cantidad de Cd biodisponible (25,57,61,62,78,81). Este efecto está relacionado con la capacidad del biocarbón para proporcionar protones y cargas negativas que neutralizan la acidez del suelo, además de la

presencia de grupos funcionales en su superficie que retienen cationes metálicos (17,82). Además, el aumento del pH puede inducir la precipitación y la complejación de Cd, formando compuestos menos móviles como CdCO_3 y $\text{Cd}(\text{OH})_2$ (45,56,83). La hidrólisis facilitada por pH de iones Cd^{2+} también contribuye a la formación de fosfatos, carbonatos e hidróxidos menos reactivos (26).

A pesar de los efectos conocidos del biochar para aumentar los niveles de pH en el suelo, se ha informado que esta variable puede disminuir con el tiempo, debido al agotamiento de los componentes alcalinos proporcionados por el biochar (56). Además, la saturación superficial y la descomposición del biochar reducen su capacidad para retener metales pesados, mientras que la oxidación de sus grupos funcionales puede disminuir su alcalinidad e incluso aumentar la disponibilidad de metales bajo ciertas condiciones (5,79,84,85).

Predecir el periodo de descomposición del biochar es complejo debido a la interacción de múltiples variables que condicionan su tasa de pérdida (86). Su disminución en el suelo puede estar relacionada con el contenido de carbono del material, con procesos de lixiviación y con la migración hacia capas más profundas, así como con la descomposición mediada por la microbiota del suelo (87, 88, 89, 90, 91). En este sentido, se ha comprobado que el carbono en el biocarbón puede perderse aproximadamente un 2% por lixiviación, mientras que las pérdidas asociadas al transporte vertical y horizontal oscilan entre el 9–19% y el 20–53%, respectivamente (92). También se ha informado que aproximadamente el 0,5% del carbono derivado del biochar se degrada anualmente por acción microbiana y que alrededor del 2,2% del biochar total se degrada durante los dos primeros años tras su incorporación al suelo (92). Estas pérdidas se ven agravadas por los efectos de factores climáticos que pueden acelerar su degradación, afectando tanto su rendimiento como las tasas recomendadas de aplicación en cultivos (87, 93).

Aunque inicialmente se estimó que su degradación natural ocurrió en una escala de 10^2 a 10^7 años, lo que respaldaba su uso como estrategia de remediación a largo plazo en suelos contaminados (88,91), estudios recientes indican que, cinco años después de su aplicación, la cantidad de biochar presente en las capas superficiales del suelo puede reducirse hasta en un 40% (89,91). De igual modo, otros estudios han demostrado que el tiempo medio de residencia del carbono biocarbón en el suelo es mayor que el de otras fuentes de carbono y se ha comprobado que alrededor del 3% del carbono lábil se degrada durante el primer año, mientras que aproximadamente el 97% del carbono recalcitrante tiene un tiempo medio de residencia de 556 años (94).

Además, se ha informado que la eficacia del biocarbón sobre el rendimiento de los cultivos tiende a disminuir alrededor de la tercera temporada de crecimiento (96). En algunos casos, se ha observado una reducción en la capacidad de adsorción de biochars obtenidos de la cáscara de arroz, pasando de $5,56 \text{ mg g}^{-1}$ a $3,68 \text{ mg g}^{-1}$, bajo condiciones controladas (86). Sin embargo, el uso de biochars se considera efectivo durante periodos de 2 a 3 años e incluso más, por lo que sigue siendo una estrategia eficaz (88). Además, se ha observado que su efectividad puede mantenerse o incluso aumentarse cuando se aplican dosis adicionales periódicamente (90,95).

Efecto sobre la capacidad de intercambio catiónico del suelo

El biochar ha sido ampliamente estudiado como una enmienda eficaz que aumenta significativamente la capacidad de intercambio catiónico del suelo (31,78). Este aumento

proporciona más sitios de anclaje para los cationes, optimizando la fertilidad del suelo evitando la lixiviación de nutrientes esenciales y reduciendo la movilidad y toxicidad de los metales pesados mediante su absorción y retención en la matriz del suelo (82). En este sentido, investigaciones realizadas en suelos irrigados con aguas residuales, tratados con biochar de cáscaras de plátano, reportaron un aumento del 58% en la capacidad de intercambio catiónico a profundidades inferiores a 0,1 m (81). Asimismo, Almaroai y Eissa (31) encontraron que el biocarbón del tallo del maíz aumenta significativamente la capacidad de intercambio catiónico en comparación con el suelo control, observando una relación directa entre la capacidad de intercambio catiónico y la cantidad de biocarbón aplicada al suelo. Estos resultados son coherentes con otras investigaciones que muestran que el biocarbón induce mejoras en la capacidad de intercambio catiónico en comparación con las enmiendas orgánicas tradicionales (96).

Efecto sobre la conductividad eléctrica del suelo

Otro parámetro relevante en la evaluación del impacto del biochar en la modificación de las propiedades fisicoquímicas del suelo es la conductividad eléctrica, que está relacionada con la concentración de sales en la matriz del suelo (26,97). La baja conductividad eléctrica en el suelo puede contribuir a la disponibilidad de nutrientes y reducir el potencial osmótico, lo que favorece el crecimiento de las plantas (98). En general, se ha observado que la aplicación de biocarbón reduce los niveles de conductividad eléctrica en el suelo, lo cual es beneficioso, ya que altos niveles de este parámetro se asocian con una mayor movilidad y concentración de metales pesados (26). La reducción de la conductividad eléctrica del suelo tras la aplicación de biocarbón está relacionada con su superficie cargada negativamente y su fuerte capacidad de sorción, especialmente en suelos con pH superior a 6 (99).

Liu et al., (22), evaluaron el biocarbón de diferentes fuentes vegetales como cáscaras de arroz, paja de maíz y astillas de madera de *Pinus massoniana*, y observaron que en todos los casos la conductividad eléctrica del suelo se redujo, siendo el valor más bajo en el biocarbón proveniente de astillas de madera. Awad et al. (72) encontraron resultados similares en la aplicación de biocarbón con cáscara de arroz y mostraron una correlación inversa entre la conductividad eléctrica y la dosis de biocarbón aplicada al suelo. Sin embargo, algunos estudios han informado que el uso de biocarbón procedente de materias primas como el bambú y los residuos de jardín puede aumentar la conductividad eléctrica del suelo (17).

Efecto en los niveles de materia orgánica del suelo

El biocarbón puede aumentar el contenido de materia orgánica del suelo, promoviendo la formación de estructuras estables y mejorando propiedades esenciales como la retención de agua y nutrientes (5,17,68), no solo por su alto contenido de carbono, sino también porque su estructura porosa proporciona un hábitat adecuado para el crecimiento de microorganismos que favorecen la formación de humus (17). El humus está compuesto principalmente por ácidos húmicos y fúlvicos, relacionados con la biodisponibilidad de metales pesados en el suelo, ya que su extracción permite evaluar posibles interacciones entre estos metales y la materia orgánica, que funcionan como indicadores de la presencia de metales pesados (100). Por ejemplo, el mercurio (Hg) se asocia a menudo tanto con ácidos húmicos como fúlvicos; sin embargo, es este último el que muestra

una mayor tendencia a liberar el metal, lo que favorece su bioacumulación en el suelo (100). Además, pueden ocurrir efectos opuestos en la dinámica de la materia orgánica, ya que durante su descomposición se liberan ácidos orgánicos que pueden provocar una disminución temporal del pH del suelo (23) en paralelo; la formación de humus como producto de la descomposición de compuestos orgánicos también puede inducir una disminución de los niveles de pH (23).

Según Yu et al. (101), el aumento del contenido de materia orgánica en el suelo es proporcional a la cantidad de biochar utilizada (derivada de posos de café); sin embargo, en el mismo estudio, para *Wedelia trilobata* biochar, tasas de aplicación más bajas mostraron aumentos más significativos de materia orgánica en el suelo. Este fenómeno podría estar relacionado con la liberación de carbono del biocarbón o con su uso más eficiente por microorganismos presentes en el suelo (101). Por lo tanto, mayores cantidades de biocarbón no siempre garantizan un aumento proporcional en el contenido de materia orgánica (17,101).

Efecto del uso de biocarbón en los niveles de Cd en el suelo

El biochar es una enmienda muy eficaz para reducir los niveles de Cd en el suelo, lo cual está estrechamente relacionado con sus propiedades fisicoquímicas; su estructura porosa, caracterizada por la abundancia de micro y mesóporos, proporciona una gran superficie específica con numerosos sitios de adsorción para iones Cd^{2+} (97). La presencia de grupos funcionales oxigenados, como carboxilos y fenoles en la superficie del biocarbón, permite la formación de complejos estables con Cd, reduciendo su movilidad en el suelo (64,82). La biodisponibilidad de Cd en el suelo está influida por factores como la capacidad de intercambio catiónico, el contenido de materia orgánica, el pH, la presencia de grupos funcionales oxigenados y la composición de las comunidades microbianas (23,64).

La eficacia del biocarbón en la remediación de suelos contaminados con Cd ha sido demostrada en varios estudios. Por ejemplo, Zhou et al. (57) informaron que, tras 28 días de tratamiento con biochar obtenido de la cáscara de castaño, la fracción biodisponible de Cd en un suelo contaminado con 30 mg kg^{-1} se redujo entre un 34,8% y un 39,2%. De manera similar, Chen et al. (77) observaron disminuciones de hasta un 26,8% en la concentración de Cd extraíble en suelos dedicados al cultivo de hortalizas, con una concentración inicial de 1 mg kg^{-1} , tras un proceso de contaminación controlado. Además, Rehman et al., (32) destacaron que, en suelos destinados al cultivo de arroz y trigo, contaminados de manera controlada hasta alcanzar una concentración inicial de 50 mg kg^{-1} de Cd, los biochars hechos de cáscara de arroz redujeron la biodisponibilidad hasta en un 69,01%, mientras que los obtenidos de paja de trigo y tallo de algodón alcanzaron disminuciones del 53,31% y 50,36%, respectivamente. Estos resultados superaron la eficacia de otras enmiendas orgánicas producidas a partir de los residuos generados por el prensado de caña de azúcar (46,85%), estiércol de granja (42,56%) y estiércol de aves de corral (22,43%) (32%). Aborisade et al., (26) informaron que, en suelos con una concentración inicial de $2,43 \pm 0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd, las dosis más altas de biochar fueron más efectivas que las bajas, logrando reducciones de hasta un 56% en la fracción biodisponible. Este efecto se atribuye al aumento de iones cargados negativamente en la superficie del biocarbón, lo que facilita las interacciones electrostáticas y los procesos de precipitación o complejación superficiales (26).

Sin embargo, la inmovilización del cadmio mediante biochars puede variar significativamente dependiendo del pH del suelo, ya que este parámetro regula tanto la forma química del metal como los procesos que determinan su movilidad (102). En suelos ácidos ($\text{pH} < 6,0$), el biochar suele aumentar el pH y así genera un incremento de las cargas negativas en minerales, óxidos hidratados y materia orgánica, lo que favorece la adsorción de Cd^{2+} y explica la marcada disminución de la fracción intercambiable observada tras la aplicación de biochars (42, 62, 103). Con el aumento del pH, Cd^{2+} puede hidrolizarse y formar especies hidroxiladas con mayor afinidad por los sitios de adsorción del suelo (25, 61, 103). Además, un pH más alto ($> 7,5$) favorece la precipitación de cadmio con aniones como OH^- y CO_3^{2-} en forma de hidróxidos y carbonatos poco solubles, incluyendo CdO , CdCO_3 y $\text{Cd}(\text{OH})_2$, lo que disminuye su movilidad y biodisponibilidad (45, 83, 104). Estas reacciones fisicoquímicas hacen que la inmovilización de Cd sea más efectiva en suelos ácidos, mientras que en rangos de pH ligeramente alcalinos la respuesta sigue siendo positiva, aunque menos marcada (102,103,104,105).

La capacidad del biocarbón para remediar suelos contaminados con Cd puede optimizarse mediante modificaciones químicas; por ejemplo, se ha demostrado que el biocarbón tratado con cistamina es hasta seis veces más eficaz en la adsorción de Cd que su forma no modificada, ya que la cistamina permite la formación de un gran número de enlaces disulfuro, grupos amino e hidroxilos, que mediante procesos de complejación e interacciones electrostáticas pueden proporcionar múltiples sitios de unión para metales pesados en la superficie del biochar (24). La combinación del biochar con compuestos como FeCl_3 o fosfato de roca mejora su eficacia, logrando reducciones significativas en la concentración de Cd en suelos contaminados (78). En suelos con una concentración inicial de $1,28 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd, el uso de biochar derivado de paja de trigo combinado con FeCl_3 en diferentes proporciones de peso logró reducciones del 43,9%, 56,1% y hasta el 73,2%. Esta mejora se debe a que el biochar favorece la formación de compuestos amorfos de hierro, como óxidos e hidróxidos, que pueden unirse al Cd mediante enlaces con óxidos de hierro y manganeso, inmovilizándolo en el suelo (78). Además, en suelos con concentraciones iniciales de $8,3 \pm 0,6$ y $11,4 \pm 1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd, la aplicación de biocarbón modificado con roca fosfatada logró reducciones de hasta el 73,8% al utilizar material derivado de estiércol de aves y del 68,7% al utilizar biocarbón obtenido de residuos vegetales. Estas disminuciones se atribuyen al aumento de materia orgánica y a la precipitación de fosfatos metálicos, que fijan el Cd y reducen su biodisponibilidad (14). En este sentido, las modificaciones aplicadas a los biochars aumentan la cantidad de grupos funcionales activos y elevan su pH, lo que mejora su capacidad de adsorción y la estabilización de metales pesados (25).

A pesar de las ventajas reportadas con la incorporación de biochars al suelo, se ha observado que su efectividad disminuye con el tiempo (56). La capacidad del biocarbón para retener Cd puede reducirse mediante la protonación de su superficie, lo que favorece la desorción del metal (18). Como resultado, el Cd previamente inmovilizado puede liberarse gradualmente, comprometiendo la eficacia del tratamiento y potencialmente convirtiendo al biocarbón en una fuente secundaria de contaminación (56,106).

Conclusión

El cadmio es un metal pesado altamente tóxico cuya acumulación en los ecosistemas, en gran parte derivada de fuentes antropogénicas, tiene serias implicaciones para la sostenibilidad ambiental y la salud humana. En este contexto, el desarrollo y la aplicación de estrategias de mitigación para la presencia de este metal, basadas en el uso de residuos agroindustriales como el biochar, representan avances significativos en la reducción de sus niveles en suelos con potencial agrícola. El biocarbón, obtenido de residuos orgánicos, ha demostrado ser eficaz para inmovilizar el Cd, reducir su biodisponibilidad y mejorar las propiedades fisicoquímicas del suelo. Además, la selección de materias primas adecuadas y el diseño de modificaciones químicas son elementos importantes para optimizar su rendimiento en la remediación de suelos contaminados. Por otro lado, es importante considerar que los beneficios del biochar pueden disminuir con el tiempo debido al agotamiento de sus componentes alcalinos, la saturación de su superficie y la oxidación de sus grupos funcionales, procesos que pueden reducir su capacidad para retener Cd e incluso aumentar su movilidad bajo condiciones específicas. Por tanto, aunque el biochar es una herramienta valiosa dentro de la economía circular para mitigar la contaminación por Cd, es recomendable complementar su aplicación con evaluaciones que permitan asegurar y mantener su rendimiento bajo diferentes condiciones.

Declaración de crédito y contribución

Conceptualización – Ideas: Helena Agudelo-Gonzalez, Helena García-Rosero, Nelson Briceño-Gamba. Curación de datos: Helena Agudelo-González. Análisis formal: Helena Agudelo-González, Helena García-Rosero. Investigación: Helena Agudelo-González. Metodología: Helena Agudelo-González. Supervisión: Helena Agudelo-González, Helena García-Rosero, Nelson Briceño-Gamba. Escritura – Elaboración: Helena Agudelo-González, Helena García-Rosero. Redacción – Revisión y Edición: Helena Agudelo-González, Helena García-Rosero, Nelson Briceño-Gamba, Clara Inés Caro-Caro.

Implicaciones éticas: Los autores no tienen implicaciones éticas que deban declararse en la redacción y publicación de este artículo.

Conflictos de intereses: Los autores declaran ninguno.

Referencias

- (1) Gelaw YB, Dagne H, Adane B, Yirdaw G, Moges M, Aneley Z, et al. Adsorptive removal of cadmium (II) from wastewater using activated carbon synthesized from stem of Khat (*Catha edulis*). *Heliyon* 2024;10:e40389. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40389>
- (2) Segneanu A-E, Marin CN, Vlase G, Capan C, Mihailescu M, Muntean C, et al. Highly efficient engineered waste eggshell-fly ash for cadmium removal from aqueous solution. *Sci Rep* 2022;12:9676. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-13664-6>
- (3) Zhang H, Reynolds M. Cadmium exposure in living organisms: A short review. *Science of The Total Environment* 2019;678:761–7. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.395>
- (4) Kubier A, Wilkin RT, Pichler T. Cadmium in soils and groundwater: A review. *Applied Geochemistry* 2019;108:104388. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104388>
- (5) Lahori AH, Mierzwa-Hersztek M, Demiraj E, Idir R, Bui TTX, Vu DD, et al. Clays, Limestone and Biochar Affect the Bioavailability and Geochemical Fractions of Cadmium and Zinc from Zn-Smelter Polluted Soils. *Sustainability* 2020;12:8606. <https://doi.org/10.3390/su12208606>
- (6) Ankush, Ritambhara, Lamba S, Deepika, Prakash R. Cadmium in Environment—An Overview. In: Jha AK, Kumar N, editors. *Cadmium Toxicity in Water*, Cham: Springer Nature Switzerland; 2024, p. 3–20. https://doi.org/10.1007/978-3-031-54005-9_1
- (7) Hoareau CE, Hadibarata T, Yilmaz M. Occurrence of cadmium in groundwater in China: a review. *Arab J Geosci* 2022;15:1455. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10734-x>
- (8) Haider FU, Liqun C, Coulter JA, Cheema SA, Wu J, Zhang R, et al. Cadmium toxicity in plants: Impacts and remediation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2021;211:111887. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111887>
- (9) Nungula EZ, Raza MA, Nasar J, Maitra S, Seleiman MF, Ranjan S, et al. Cadmium in Soil and Plants: A Review. In: Jha AK, Kumar N, editors. *Cadmium Toxicity in Water*, Cham: Springer Nature Switzerland; 2024, p. 21–43. https://doi.org/10.1007/978-3-031-54005-9_2
- (10) Dutta A, Patra A, Singh Jatav H, Singh Jatav S, Kumar Singh S, Sathyanarayana E, et al. Toxicity of Cadmium in Soil-Plant-Human Continuum and Its Bioremediation Techniques. In: L. Larramendy M, Soloneski S, editors. *Soil Contamination - Threats and Sustainable Solutions*, IntechOpen; 2020. <https://doi.org/10.5772/intechopen.94307>
- (11) Aborisade MA, Feng A, Zheng X, Oba BT, Kumar A, Battamo AY, et al. Carbothermal reduction synthesis of eggshell-biochar modified with nanoscale zerovalent iron/activated carbon for remediation of soil polluted with lead and cadmium. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* 2022;18:100726. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100726>
- (12) Abdelnaby A, Abdelaleem NM, Elshewy E, Mansour AH, Ibrahim SS. Application of Bentonite Clay, Date Pit, and Chitosan Nanoparticles as Promising Adsorbents to Sequester Toxic Lead and Cadmium from Milk. *Biol Trace Elem Res* 2023;201:2650–64. <https://doi.org/10.1007/s12011-022-03353-w>

- (13) Garbowski T, Bar-Michalczyk D, Charazińska S, Grabowska-Polanowska B, Kowalczyk A, Lochyński P. An overview of natural soil amendments in agriculture. *Soil and Tillage Research* 2023;225:105462. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105462>
- (14) Hussain T, Ahmed SR, Lahori AH, Mierzwa-Hersztek M, Vambol V, Khan AA, et al. In-situ stabilization of potentially toxic elements in two industrial polluted soils ameliorated with rock phosphate-modified biochars. *Environmental Pollution* 2022;309:119733. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119733>
- (15) Mounissamy VC, Parihar RS, Dwivedi AK, Saha JK, Rajendiran S, Lakaria BL, et al. Effects of Co-composting of Municipal Solid Waste and Pigeon Pea Biochar on Heavy Metal Mobility in Soil and Translocation to Leafy Vegetable Spinach. *Bull Environ Contam Toxicol* 2021;106:536–44. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03096-1>
- (16) Argüello D, Chavez E, Gutierrez E, Pittomvils M, Dekeyrel J, Blommaert H, et al. Soil amendments to reduce cadmium in cacao (*Theobroma cacao* L.): A comprehensive field study in Ecuador. *Chemosphere* 2023;324:138318. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138318>
- (17) Awad M, Moustafa-Farag M, Wei L, Huang Q, Liu Z. Effect of garden waste biochar on the bioavailability of heavy metals and growth of *Brassica juncea* (L.) in a multi-contaminated soil. *Arab J Geosci* 2020;13:439. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-05376-w>
- (18) Qin J, Wang X, Ying J, Lin C. Biochar Is Not Durable for Remediation of Heavy Metal-Contaminated Soils Affected by Acid-Mine Drainage. *Toxics* 2022;10:462. <https://doi.org/10.3390/toxics10080462>
- (19) Ghani J, Nawab J, Khan S, Khan MA, Ahmad I, Ali HM, et al. Organic amendments minimize the migration of potentially toxic elements in soil–plant system in degraded agricultural lands. *Biomass Conv Bioref* 2024;14:6547–65. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02816-3>
- (20) Khan Z, Elahi A, Bukhari DA, Rehman A. Cadmium sources, toxicity, resistance and removal by microorganisms-A potential strategy for cadmium eradication. *Journal of Saudi Chemical Society* 2022;26:101569. <https://doi.org/10.1016/j.jscs.2022.101569>
- (21) Xiang G, Wu X, Long S. Evaluating the Heavy Metal Risk in *Spinacia oleracea* L. and Its Surrounding Soil with Varied Biochar Levels: A Pot Experiment. *Sustainability* 2021;13:10843. <https://doi.org/10.3390/su131910843>
- (22) Liu Q, Huang L, Chen Z, Wen Z, Ma L, Xu S, et al. Biochar and its combination with inorganic or organic amendment on growth, uptake and accumulation of cadmium on lettuce. *Journal of Cleaner Production* 2022;370:133610. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133610>
- (23) Meng X, Guo J, Zheng G, Yang J, Yang J, Chen T, et al. Combination of low-accumulation kumquat cultivars and amendments to reduce Cd and Pb accumulation in kumquat grown in contaminated soil. *Journal of Cleaner Production* 2022;365:132660. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132660>

- (24) Chen R, Zhao X, Jiao J, Li Y, Wei M. Surface-Modified Biochar with Polydentate Binding Sites for the Removal of Cadmium. *IJMS* 2019;20:1775. <https://doi.org/10.3390/ijms20071775>
- (25) Da Y, Xu M, Ma J, Gao P, Zhang X, Yang G, et al. Remediation of cadmium contaminated soil using K₂FeO₄ modified vinasse biochar. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2023;262:115171. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115171>
- (26) Aborisade MA, Geng H, Oba BT, Kumar A, Ndudi EA, Battamo AY, et al. Remediation of soil polluted with Pb and Cd and alleviation of oxidative stress in Brassica rapa plant using nanoscale zerovalent iron supported with coconut-husk biochar. *Journal of Plant Physiology* 2023;287:154023. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2023.154023>
- (27) Romero-Puertas MC, Terrón-Camero LC, Peláez-Vico MÁ, Olmedilla A, Sandalio LM. Reactive oxygen and nitrogen species as key indicators of plant responses to Cd stress. *Environmental and Experimental Botany* 2019;161:107–19. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2018.10.012>
- (28) Zhao F-J, Wang P. Arsenic and cadmium accumulation in rice and mitigation strategies. *Plant Soil* 2020;446:1–21. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04374-6>
- (29) Pantoja-Echevarría LM, Marmolejo-Rodríguez AJ, Galván-Magaña F, Arreola-Mendoza L, Tripp-Valdéz A, Verplancken FE, et al. Bioaccumulation and trophic transfer of Cd in commercially sought brown smoothhound *Mustelus henlei* in the western coast of Baja California Sur, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 2020;151:110879. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110879>
- (30) Pantoja-Echevarría LM, Marmolejo-Rodríguez AJ, Galván-Magaña F, Elorriaga-Verplancken FR, Tripp-Valdéz A, Tamburin E, et al. Trophic structure and biomagnification of cadmium, mercury and selenium in brown smooth hound shark (*Mustelus henlei*) within a trophic web. *Food Webs* 2023;34:e00263. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2022.e00263>
- (31) Almaroai YA, Eissa MA. Effect of biochar on yield and quality of tomato grown on a metal-contaminated soil. *Scientia Horticulturae* 2020;265:109210. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2020.109210>
- (32) Rehman MZU, Zafar M, Waris AA, Rizwan M, Ali S, Sabir M, et al. Residual effects of frequently available organic amendments on cadmium bioavailability and accumulation in wheat. *Chemosphere* 2020;244:125548. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125548>
- (33) Pandey M, Mishra SM, Tiwari A, Tirkey A, Tiwari A, Dubey R, et al. A systematic study on synergistic effect of biochar-compost in improving soil function and reducing cadmium toxicity in *Spinacia oleracea* L. *Environmental Technology & Innovation* 2024;36:103775. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103775>
- (34) Yin Z, Yu J, Han X, Wang H, Yang Q, Pan H, et al. A novel phytoremediation technology for polluted cadmium soil: *Salix integra* treated with spermidine and activated carbon. *Chemosphere* 2022;306:135582. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135582>
- (35) Hoang AT, Kumar S, Lichtfouse E, Cheng CK, Varma RS, Senthilkumar N, et al. Remediation of heavy metal polluted waters using activated carbon from lignocellulosic biomass:

- An update of recent trends. *Chemosphere* 2022;302:134825. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134825>
- (36) Karungamy P. The incorporation of activated carbon as a substrate in a constructed wetland. A review. *Cleaner Water* 2024;2:100053. <https://doi.org/10.1016/j.clwat.2024.100053>
- (37) Yaashikaa PR, Kumar PS, Varjani S, Saravanan A. A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy. *Biotechnology Reports* 2020;28:e00570. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00570>
- (38) Feng H, Zhou S, Guan W, Zhu L, Li R, Wang S. Enhancement of apatite-phosphorus-rich biochar production from sewage sludge pyrolysis assisted by carbide slag. *Process Safety and Environmental Protection* 2024;192:26–35. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.10.031>
- (39) Sarkar D, Panicker TF, Kumar Mishra R, Srinivas Kini M. A comprehensive review of production and characterization of biochar for removal of organic pollutants from water and wastewater. *Water-Energy Nexus* 2024;7:243–65. <https://doi.org/10.1016/j.wen.2024.11.001>
- (40) Khan A, Khan S, Lei M, Alam M, Khan MA, Khan A. Biochar characteristics, applications and importance in health risk reduction through metal immobilization. *Environmental Technology & Innovation* 2020;20:101121. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101121>
- (41) Qiu B, Tao X, Wang H, Li W, Ding X, Chu H. Biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal: A review. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 2021;155:105081. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105081>
- (42) Bian R, Joseph S, Shi W, Li L, Taherymoosavi S, Pan G. Biochar DOM for plant promotion but not residual biochar for metal immobilization depended on pyrolysis temperature. *Science of The Total Environment* 2019;662:571–80. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.224>
- (43) Qianqian M, Haider FU, Farooq M, Adeel M, Shakoor N, Jun W, et al. Selenium treated foliage and biochar treated soil for improved lettuce (*Lactuca sativa* L.) growth in Cd-polluted soil. *Journal of Cleaner Production* 2022;335:130267. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130267>
- (44) Amin MA, Haider G, Rizwan M, Schofield HK, Qayyum MF, Zia-ur-Rehman M, et al. Different feedstocks of biochar affected the bioavailability and uptake of heavy metals by wheat (*Triticum aestivum* L.) plants grown in metal contaminated soil. *Environmental Research* 2023;217:114845. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114845>
- (45) Kamran M, Malik Z, Parveen A, Zong Y, Abbasi GH, Rafiq MT, et al. Biochar alleviates Cd phytotoxicity by minimizing bioavailability and oxidative stress in pak choi (*Brassica chinensis* L.) cultivated in Cd-polluted soil. *Journal of Environmental Management* 2019;250:109500. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109500>
- (46) Pathy A, Pokharel P, Chen X, Balasubramanian P, Chang SX. Activation methods increase biochar's potential for heavy-metal adsorption and environmental remediation: A global meta-analysis. *Science of The Total Environment* 2023;865:161252. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161252>

- (47) Gong H, Zhao L, Rui X, Hu J, Zhu N. A review of pristine and modified biochar immobilizing typical heavy metals in soil: Applications and challenges. *Journal of Hazardous Materials* 2022;432:128668. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128668>
- (48) Sun Y, Zhang Y, Lu L, Wu Y, Zhang Y, Kamran MA, et al. The application of machine learning methods for prediction of metal immobilization remediation by biochar amendment in soil. *Science of The Total Environment* 2022;829:154668. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154668>
- (49) Saravanan A, Swaminaathan P, Kumar PS, Yaashikaa PR, Kamalesh R, Rangasamy G. A comprehensive review on immobilized microbes - biochar and their environmental remediation: Mechanism, challenges and future perspectives. *Environmental Research* 2023;236:116723. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116723>
- (50) Pandey D, Daverey A, Arunachalam K. Biochar: Production, properties and emerging role as a support for enzyme immobilization. *Journal of Cleaner Production* 2020;255:120267. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120267>
- (51) Yang F, Wang B, Shi Z, Li L, Li Y, Mao Z, et al. Immobilization of heavy metals (Cd, Zn, and Pb) in different contaminated soils with swine manure biochar. *Environmental Pollutants and Bioavailability* 2021;33:55–65. <https://doi.org/10.1080/26395940.2021.1916407>
- (52) Cui L, Li L, Bian R, Yan J, Quan G, Liu Y, et al. Short- and Long-Term Biochar Cadmium and Lead Immobilization Mechanisms. *Environments* 2020;7:53. <https://doi.org/10.3390/environments7070053>
- (53) Rahim HU, Akbar WA, Alatalo JM. A Comprehensive Literature Review on Cadmium (Cd) Status in the Soil Environment and Its Immobilization by Biochar-Based Materials. *Agronomy* 2022;12:877. <https://doi.org/10.3390/agronomy12040877>
- (54) Wang D, Jiang P, Zhang H, Yuan W. Biochar production and applications in agro and forestry systems: A review. *Science of The Total Environment* 2020;723:137775. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137775>
- (55) Zhang Z, Liu B, He Z, Pan P, Wu L, Lin B, et al. The Synergistic Effect of Biochar-Combined Activated Phosphate Rock Treatments in Typical Vegetables in Tropical Sandy Soil: Results from Nutrition Supply and the Immobilization of Toxic Metals. *Int J Environ Res Public Health* 2022;19. <https://doi.org/10.3390/ijerph19116431>
- (56) Zhang D, Ding A, Li T, Wu X, Liu Y, Naidu R. Immobilization of Cd and Pb in a contaminated acidic soil amended with hydroxyapatite, bentonite, and biochar. *J Soils Sediments* 2021;21:2262–72. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-02928-9>
- (57) Zhou P, Adeel M, Guo M, Ge L, Shakoob N, Li M, et al. Characterisation of biochar produced from two types of chestnut shells for use in remediation of cadmium- and lead-contaminated soil. *Crop & Pasture Science* 2022;74:147–56. <https://doi.org/10.1071/CP21297>

- (58) Bashir S, Salam A, Rehman M, Khan S, Gulshan AB, Iqbal J, et al. Effective Role of Biochar, Zeolite and Steel Slag on Leaching Behavior of Cd and Its Fractionations in Soil Column Study. *Bull Environ Contam Toxicol* 2019;102:567–72. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02573-6>
- (59) Liu Q, Chen Z, Huang L, Mujtaba Munir MA, Wu Y, Wang Q, et al. The effects of a combined amendment on growth, cadmium adsorption by five fruit vegetables, and soil fertility in contaminated greenhouse under rotation system. *Chemosphere* 2021;285:131499. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131499>
- (60) Ayub MA, Ahmad HR, Zia-ur-Rehman M, Waraich EA. Comparative Investigation of Cd Adsorption on Alkaline Sandy Clay Loam Soil Treated with Cerium Oxide Nanoparticles, Organic and Inorganic Amendments. *Eurasian Soil Sc* 2023;56:S300–16. <https://doi.org/10.1134/S1064229323601555>
- (61) Xu C, Zhao J, Yang W, He L, Wei W, Tan X, et al. Evaluation of biochar pyrolyzed from kitchen waste, corn straw, and peanut hulls on immobilization of Pb and Cd in contaminated soil. *Environmental Pollution* 2020;261:114133. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114133>
- (62) Ibrahim M, Li G, Chan FKS, Kay P, Liu X-X, Firbank L, et al. Biochars effects potentially toxic elements and antioxidant enzymes in *Lactuca sativa* L. grown in multi-metals contaminated soil. *Environmental Technology & Innovation* 2019;15:100427. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100427>
- (63) Tong X, Song Q, Wang L, Hong Z, Dong Y, Jiang J. Effects of biochars derived from four crop straws on a Cd-polluted cinnamon soil. *Environ Sci Pollut Res* 2023;30:24764–70. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25440-8>
- (64) Wang Y, Liu Q, Li M, Yuan X, Uchimiya M, Wang S, et al. Rhizospheric pore-water content predicts the biochar-attenuated accumulation, translocation, and toxicity of cadmium to lettuce. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2021;208:111675. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111675>
- (65) Yang L, Yang Y, Yu Y, Wang Z, Tian W, Tian K, et al. Potential use of hydroxyapatite combined with hydrated lime or zeolite to promote growth and reduce cadmium transfer in the soil-celery-human system. *Environ Sci Pollut Res* 2022;30:12714–27. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23029-1>
- (66) Lv C, Yang S, Chen Y, Xu L, Wang A, Zhang Z, et al. Biochar derived from tobacco waste significantly reduces the accumulations of cadmium and copper in edible parts of two vegetables: an in-situ field study. *Environ Sci Pollut Res* 2023;31:7533–42. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-31536-y>
- (67) Zea M, Souza A, Yang Y, Lee L, Nemali K, Hoagland L. Leveraging high-throughput hyperspectral imaging technology to detect cadmium stress in two leafy green crops and accelerate soil remediation efforts. *Environmental Pollution* 2022;292:118405. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118405>

- (68) Sun J, Fan Q, Ma J, Cui L, Quan G, Yan J, et al. Effects of biochar on cadmium (Cd) uptake in vegetables and its natural downward movement in saline-alkali soil. *Environmental Pollutants and Bioavailability* 2020;32:36–46. <https://doi.org/10.1080/26395940.2020.1714487>
- (69) Han X, Cui L, Yan J. Effects of Biochar on Purslane-Mediated Transfer and Uptake of Soil Bioavailable Cadmium. *Water Air Soil Pollut* 2022;233:479. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05952-8>
- (70) Rehman MZU, Batool Z, Ayub MA, Hussaini KM, Murtaza G, Usman M, et al. Effect of acidified biochar on bioaccumulation of cadmium (Cd) and rice growth in contaminated soil. *Environmental Technology & Innovation* 2020;19:101015. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101015>
- (71) Sohail MI, Zia Ur Rehman M, Rizwan M, Yousaf B, Ali S, Anwar UI Haq M, et al. Efficiency of various silicon rich amendments on growth and cadmium accumulation in field grown cereals and health risk assessment. *Chemosphere* 2020;244:125481. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125481>
- (72) Awad M, Moustafa-Farag M, Liu Z, El-Shazoly RM. Combined Effect of Biochar and Salicylic Acid in Alleviating Heavy Metal Stress, Antioxidant Enhancement, and Chinese Mustard Growth in a Contaminated Soil. *J Soil Sci Plant Nutr* 2022;22:4194–206. <https://doi.org/10.1007/s42729-022-01018-0>
- (73) Qayyum MF, Rehman RA, Liaqat S, Ikram M, Ali S, Rizwan M, et al. Cadmium immobilization in the soil and accumulation by spinach (*Spinacia oleracea*) depend on biochar types under controlled and field conditions. *Arab J Geosci* 2019;12:493. <https://doi.org/10.1007/s12517-019-4681-9>
- (74) Wang Y, Xiao X, Xu Y, Chen B. Environmental Effects of Silicon within Biochar (Sichar) and Carbon–Silicon Coupling Mechanisms: A Critical Review. *Environ Sci Technol* 2019;53:13570–82. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03607>
- (75) FAO. Crop Prospects and Food Situation – Triannual Global Report. No. 1, March 2025. Rome: FAO; 2025. <https://doi.org/10.4060/cd4597en>
- (76) Rizwan M, Noureen S, Ali S, Anwar S, Rehman MZU, Qayyum MF, et al. Influence of biochar amendment and foliar application of iron oxide nanoparticles on growth, photosynthesis, and cadmium accumulation in rice biomass. *J Soils Sediments* 2019;19:3749–59. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02327-1>
- (77) Chen H, Yang X, Gielen G, Mandal S, Xu S, Guo J, et al. Effect of biochars on the bioavailability of cadmium and di-(2-ethylhexyl) phthalate to *Brassica chinensis* L. in contaminated soils. *Science of The Total Environment* 2019;678:43–52. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.417>
- (78) Li H, Xiao J, Zhao Z, Zhong D, Chen J, Xiao B, et al. Reduction of cadmium bioavailability in paddy soil and its accumulation in brown rice by FeCl₃ washing combined with biochar: A field study. *Science of The Total Environment* 2022;851:158186. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158186>

- (79) Jiang S, Dai G, Zhou J, Zhong J, Liu J, Shu Y. An assessment of integrated amendments of biochar and soil replacement on the phytotoxicity of metal(loid)s in rotated radish-soya bean-amaranth in a mining acidic soil. *Chemosphere* 2022;287:132082. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132082>
- (80) Chen X, Lin Q, Xiao H, Muhammad R. Manganese-modified biochar promotes Cd accumulation in *Sedum alfredii* in an intercropping system. *Environmental Pollution* 2023;317:120525. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120525>
- (81) Nzediegwu C, Prasher S, Elsayed E, Dhiman J, Mawof A, Patel R. Impact of Soil Biochar Incorporation on the Uptake of Heavy Metals Present in Wastewater by Spinach Plants. *Water Air Soil Pollut* 2020;231:123. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04512-2>
- (82) Chen H, Qin P, Yang X, Bhatnagar A, Shaheen SM, Rinklebe J, et al. Sorption of diethyl phthalate and cadmium by pig carcass and green waste-derived biochars under single and binary systems. *Environmental Research* 2021;193:110594. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110594>
- (83) Jing F, Chen X, Wen X, Liu W, Hu S, Yang Z, et al. Biochar effects on soil chemical properties and mobilization of cadmium (Cd) and lead (Pb) in paddy soil. *Soil Use and Management* 2020;36:320–7. <https://doi.org/10.1111/sum.12557>
- (84) Thalassinos G, Levizou E, Antoniadis V. Can Soil Improvers (Biochar, Compost, Insect Frass, Lime, and Zeolite) Achieve Phytostabilization of Potentially Toxic Elements in Heavily Contaminated Soil with the Use of Purslane (*Portulaca oleracea*)? *Agronomy* 2023;13:2827. <https://doi.org/10.3390/agronomy13112827>
- (85) Sherpa SW, Ponnuchamy M, Kapoor A, Jacob MM, Sivaraman P. Facile removal of sulfamethoxazole antibiotic from contaminated water using bagasse-derived pyrolytic biocarbon: Parametric assessment, mechanistic insights and scale-up analysis. *Journal of Water Process Engineering* 2024;60:105110. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105110>
- (86) Meng Z, Huang S, Xu T, Deng Y, Lin Z, Wang X. Transport and transformation of Cd between biochar and soil under combined dry-wet and freeze-thaw aging. *Environ Pollut*. 2020;263:114449. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114449>
- (87) Jiang Z, Huang S, Meng Z. Long-term effects of biochar on the hydraulic properties of soil: A meta-analysis based on 1–10 years field experiments. *Geoderma*. 2025;458:117318. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2025.117318>
- (88) 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;207:111261. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111261>
- (89) Dong X, Li G, Lin Q, Zhao X. Quantity and quality changes of biochar aged for 5 years in soil under field conditions. *Catena*. 2017;159:136–43. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.08.008>

- (90) Chen X, Jiang S, Wu J, Yi X, Dai G, Shu Y. Three-year field experiments revealed the immobilization effect of natural aging biochar on typical heavy metals (Pb, Cu, Cd). *Sci Total Environ.* 2024;912:169384. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169384>
- (91) Zhang F, Lu W, Jin F. Chemical recalcitrance rather than soil microbial community determined short-term biochar stability in a poplar plantation soil. *Forests.* 2024;15(4):622. <https://doi.org/10.3390/f15040622>
- (92) Gross A, Bromm T, Glaser B. Soil organic carbon sequestration after biochar application: a global meta-analysis. *Agronomy.* 2021;11(12):2474. <https://doi.org/10.3390/agronomy11122474>
- (93) Yang J, Xia L, van Groenigen KJ, Zhao X, Ti C, Wang W, et al. Sustained benefits of long-term biochar application for food security and climate change mitigation. *Proc Natl Acad Sci USA.* 2025;122(33):e2509237122. <https://doi.org/10.1073/pnas.2509237122>
- (94) Schmidt HP, Kammann C, Hagemann N, Leifeld J, Bucheli TD, Sánchez-Monedero MA, Cayuela ML. Biochar in agriculture: a systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy.* 2021;13(11):1708-1730. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12889>
- (95) Zhang RH, Xie Y, Zhou G, Li Z, Ye A, Huang X, Lin C. The effects of short-term, long-term, and reapplication of biochar on the remediation of heavy metal-contaminated soil. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2022;248:114316. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114316>
- (96) Majeed A, Niaz A, Rizwan M, Imran M, Alsahli AA, Alyemeni MN, et al. Effects of biochar, farm manure, and pressmud on mineral nutrients and cadmium availability to wheat (*Triticum aestivum* L.) in Cd-contaminated soil. *Physiologia Plantarum* 2021:ppl.13348. <https://doi.org/10.1111/ppl.13348>
- (97) Wang H, Xu W, Guan H, Shi M, Xiang P, Cheng H. Biochar reduces Cd accumulation in *Brassica rapa* var. *chinensis*: Role of particle size. *Environmental Technology & Innovation* 2024;33:103501. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103501>
- (98) Hossain MZ, Bahar MM, Sarkar B, Donne SW, Ok YS, Palansooriya KN, et al. Biochar and its importance on nutrient dynamics in soil and plant. *Biochar* 2020;2:379–420. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00065-z>
- (99) Wang F, Wang X, Song N. Biochar and vermicompost improve the soil properties and the yield and quality of cucumber (*Cucumis sativus* L.) grown in plastic shed soil continuously cropped for different years. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2021;315:107425. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107425>
- (100) Ran S, He T, Zhou X, Yin D. Effects of fulvic acid and humic acid from different sources on Hg methylation in soil and accumulation in rice. *Journal of Environmental Sciences* 2022;119:93–105. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.02.023>
- (101) Yu B, Li D, Zhang R, He H, Li H, Chen G. Effects of Heavy Metals (Cd, Pb, Cu, Zn, and Ni) on *Ipomoea aquatica* Forsk. Growth in Soil Containing Metal-biochar Application. *Pol J Environ Stud* 2020;29:2513–24. <https://doi.org/10.15244/pjoes/112057>

- (102) Wei B, Peng Y, Jeyakumar P, Lin L, Zhang D, Yang M, et al. Soil pH restricts the ability of biochar to passivate cadmium: A meta-analysis. *Environ Res.* 2023;219:115110. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115110>
- (103) Hu Y, Zhang P, Yang M, Liu Y, Zhang X, Feng S, et al. Biochar is an effective amendment to remediate Cd-contaminated soils—a meta-analysis. *J Soils Sediments.* 2020;20(11):3884–95. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02726-9>
- (104) Liu H, Chen C, Li X, Yang P. Meta-analysis compares the effectiveness of modified biochar on cadmium availability. *Front Environ Sci.* 2024;12:1413047. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1413047>
- (105) Yang T, Xu Y, Huang Q, Sun Y, Liang X, Wang L, et al. An efficient biochar synthesized by iron-zinc modified corn straw for simultaneous immobilization of Cd in acidic and alkaline soils. *Environ Pollut.* 2021;291:118129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118129>
- (106) Xu W, Xiao L, Hou S, Rukh G, Xu M, Pan Y, et al. Bioavailability and speciation of Cadmium in contaminated paddy soil as alleviated by biochar from co-pyrolysis of peanut shells and maize straw. *Environ Sci Eur* 2022;34:69. <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00650-y>
- (107) Wang Z, Zhang Y, Sun S, Hu J, Zhang W, Liu H, et al. Effects of four amendments on cadmium and arsenic immobilization and their exposure risks from pakchoi consumption. *Chemosphere.* 2023;340:139844. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139844>
- (108) Zheng H, Feng N, Yang T, Shi M, Wang X, Zhang Q, et al. Individual and combined applications of biochar and pyroligneous acid mitigate dissemination of antibiotic resistance genes in agricultural soil. *Sci Total Environ.* 2021;796:148962. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148962>
- (109) Qianqian M, Haider FU, Farooq M, Adeel M, Shakoor N, Jun W, et al. Selenium treated foliage and biochar treated soil for improved lettuce (*Lactuca sativa* L.) growth in Cd-polluted soil. *J Clean Prod.* 2022;335:130267. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130267>
- (110) Wang YM, Tang DD, Zhang XH, Uchimiya M, Yuan XY, Li M, et al. Effects of soil amendments on cadmium transfer along the lettuce-snail food chain: Influence of chemical speciation. *Sci Total Environ.* 2019;649:801–7. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.323>