



FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

“POTENCIAL DEL BIOCHAR PARA LA REMEDIACIÓN DE
SUELOS CONTAMINADOS CON METALES”

Trabajo de investigación para optar el grado académico de:
Bachiller en Ingeniería Ambiental

Presentado por:

Eduardo Huillca Huanaco Ccoscco (0000-0002-7767-5554)

Asesor:

Andrea Ximena Gómez Lavi (0000-0002-2834-5137)

Lima – Perú

2019



RESOLUCIÓN DIRECTORAL ACADÉMICA DE CARRERA N° 115-2021-DACIA-DAFCA-CIENTIFICA

FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES / CARRERA DE INGENIERIA AMBIENTAL

Lima, 28 de abril de 2021

VISTO:

La revisión realizada y la aprobación de Trabajo de Investigación titulado: "**Potencial del biochar para la remediación de suelos contaminados con metales**", presentado por:

- Eduardo Huilca Huanaco Coscco

CONSIDERANDO:

Que, de acuerdo al Reglamento General de la Universidad Científica del Sur y los reglamentos de pregrado para obtener el grado de Bachiller de **Ingeniería Ambiental** en la **Facultad de Ciencias Ambientales**, se debe desarrollar un trabajo de investigación.

Que, de acuerdo a la normativa vigente de la Universidad Científica del Sur, en uso de las atribuciones conferidas al Director Académico de Carrera.

SE RESUELVE:

Aprobar e inscribir el trabajo de investigación titulado: "**Potencial del biochar para la remediación de suelos contaminados con metales**" con N° de registro de la carrera: **0122-FCA-IAM**.

Nombrar al docente/colaborador **Andrea Ximena Gómez Lavi** como asesor de dicho trabajo de investigación.

Regístrese, comuníquese y archívese,

Mg. Gonzalo Francisco Flores Roca
Director Académico de Carrera
Ingeniería Ambiental

T // (51) 610 6738
informes@cientifica.edu.pe
cientifica.edu.pe

POTENCIAL DEL BIOCHAR PARA LA REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON METALES

Eduardo Huillca-Huanaco Ccoscco¹ & Andrea Ximena Gómez Lavi¹
huillcahuanaco@gmail.com, xgomezlavi@gmail.com

¹Facultad de Ciencias Ambiental, Universidad Científica del Sur, Lima-Perú.

RESUMEN

La contaminación de los suelos por metales pesados y metaloides es uno de los principales problemas del último siglo debido a la intensificación de diversas actividades como la minería, agricultura y metalurgia; se ha reportado la bioacumulación de metales en hortalizas, peces y aves, debido a un incremento de su movilidad y biodisponibilidad en el medio. Ante este problema, en este estudio se explora el potencial del biochar como una tecnología exitosa y sostenible que posee la capacidad de inmovilizar metales en el suelo gracias a los procesos de sorción que ocurren en la interacción metal-biochar que involucra diversos mecanismos fisicoquímicos dominados por fuerzas electrostáticas, siendo los parámetros más influyentes en las propiedades del biocarbón, la materia prima y la temperatura de pirólisis. Asimismo, el empleo de este producto rico en carbono también puede mejorar las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo, garantizando la seguridad alimentaria y la salud pública; por último, el biocarbón representa una alternativa de mitigación y adaptación ante el cambio climático debido a su potencial de secuestro de carbono.

Palabras clave: metales, contaminación, suelos, adsorción, pirólisis, movilidad, biodisponibilidad, efecto.

ABSTRACT

.The contamination of soils by heavy metals and metalloids is one of the main problems of the last century due to the intensification of various activities such as mining, agriculture and metallurgy; The bioaccumulation of metals has been reported in vegetables, fish and birds, due to an increase in their mobility and bioavailability in the environment. Faced with this problem, this study explores the potential of biochar as a successful and sustainable technology that has the ability to immobilize metals in the soil thanks to the sorption processes that occur in the metal-biochar interaction that involves various physicochemical mechanisms dominated by electrostatic forces, being the most influential parameters in the properties of the biochar, the raw material and the pyrolysis temperature. Likewise, the use of this carbon-rich product can also improve the physicochemical and biological properties of the soil, guaranteeing food safety and public health; Finally, biochar represents an alternative for mitigation and adaptation to climate change due to its potential to sequester carbon.

Keywords: metals, pollution, soils, adsorption, pyrolysis, mobility, bioavailability, effect.

I. METALES PESADOS

1.1. Suelos contaminados con metales pesados

Desde la revolución industrial se ha liberado gran cantidad de metales al medio producto de intensificación de las actividades como la minería, metalurgia y agricultura (Beltrán & Gómez, 2016). Así, diversos estudios reportan la bioacumulación y biomagnificación de metales pesados en plantas, mamíferos, peces y aves, pues la gran mayoría estos elementos no pueden ser degradados biológicamente al carecer de funciones metabólicas específicas (Prieto *et al.*, 2009). En la figura 1 se muestran las principales fuentes de contaminación por metales pesados y su ingreso a la cadena trófica (Reyes *et al.*, 2016).



Figura1. Principales fuentes de contaminación por metales pesados.

Fuente: Reyes *et al.* (2016)

Se hace referencia con el término “metales pesados” a metales y metaloides que se caracterizan por poseer una relativa densidad, una alta toxicidad en bajas concentraciones, por no poseer funciones biológicas específicas, por no biodegradarse y por bioacumularse en los organismos; a continuación se mencionan algunos de estos elementos: arsénico (As), plata (Ag), zinc (Zn), cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb), níquel (Ni) y cromo (Cr) (Prieto *et al.* 2009; Reyes *et al.*, 2016; Covarrubias & Peña, 2017).

1.2. Movilidad y biodisponibilidad de metales en el suelo

Los procesos de sorción influyen en la movilidad y biodisponibilidad de los metales en el suelo (Komarék *et al.*, 2009; Uchimiya *et al.*, 2011); por ende, es de mucha importancia conocer esta dinámica para poder entender cómo se transfieren los metales desde una fase móvil líquida a la superficie de una fase sólida (Bradl, 2004). Sin embargo, los procesos de sorción de los contaminantes no solo dependen de la afinidad de sorción y la cinética en el suelo (Saeedi *et al.*, 2018), sino también de la dinámica y toxicidad de los metales, las cuales están influenciadas en mayor proporción por la forma fisicoquímica en las que estas se encuentran (especiación), y en menor medida, por su concentración total del metal (Segovia, 2014).

La *movilidad* de un metal en el suelo es descrita por la rapidez con la que se transfiere de un medio a otro; en cambio, su *biodisponibilidad*, a la fracción del metal que pueda ser absorbida e incorporada por los receptores (Pérez, 2005). En consecuencia, la fracción biodisponible del metal es fundamental para su acumulación (Xiao *et al.*, 2017).

En la tabla 1 se presenta el grado de movilidad de los metales de acuerdo a su especiación y asociación.

Tabla 1. Relación entre la especiación y movilidad relativa de metales

Especie de metal y asociación	Movilidad
--------------------------------------	------------------

Catión intercambiable.	<i>Alta.</i> Los cambios en la composición catiónica principal pueden causar una liberación debido al intercambio iónico.
Compuestos metálicos asociados con hierro e hidróxido de magnesio.	<i>Media.</i> Los cambios en las condiciones redox (condiciones reductoras) pueden causar una liberación de metales, sin embargo, cuando el sulfuro está presente, se forman sulfuros metálicos insolubles.
Metal ligado o fijado dentro de sustancias orgánicas.	<i>Media.</i> Después de la descomposición de la materia orgánica, depende en gran medida de las condiciones ambientales. En condiciones ricas en oxígeno, se produce la oxidación de los sulfuros.
Metal asociado a la fase sulfídica	
Metal ligado o fijado dentro partículas minerales	<i>Baja.</i> Después de la intemperie y / o descomposición

Fuente: Salomons (1994)

Por otro lado, según Rieuwrts *et al.* (1998) los procesos y mecanismo que determinan la movilidad y disponibilidad de los metales son los siguientes: a) *intercambio catiónico*, ocurren entre la fracción coloidal del suelo y los cationes sin ninguna condicionante de electronegatividad de forma reversible; b) *adsorción específica*, se da entre el catión y el ligando de los coloides a través de enlaces estables y específicos (iónico o covalentes) muchas veces irreversibles, los elementos que presentan aniones como arsénico, selenio, molibdeno se adhieren a óxidos e hidróxidos hidratados; c) *precipitación*, asociado normalmente a los suelos alcalinos y dependen en gran parte del pH y el potencial redox, los metales pueden precipitar como hidróxidos, sulfuros, carbonatos y fosfato; y d) *complejación y quelación*; el primero ocurre con ligandos orgánicos (ácidos cítricos, oxálico, y gálico) e inorgánicos (hidróxidos ion cloruro),

mientras que el segundo generalmente con una molécula orgánica. En la figura 2 se muestra la forma en la que los metales se encuentran tanto en su fase móvil e inmóvil, así como los procesos intermediarios (Sánchez, 2013).

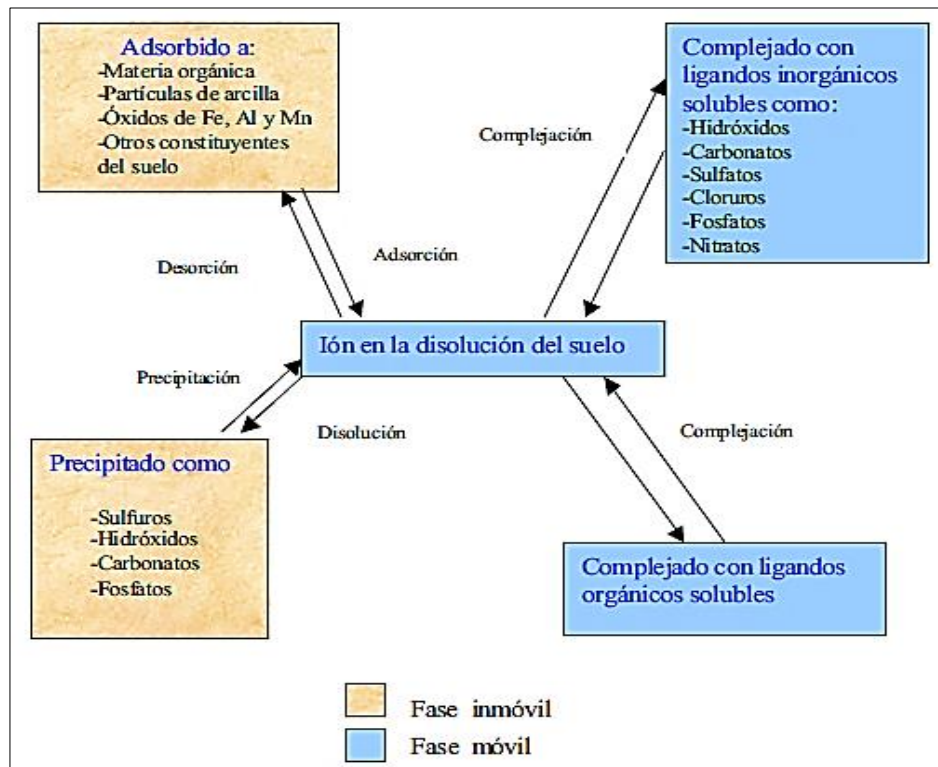


Figura 2. Fases de movilidad de metales.

Fuente: Sánchez (2013)

1.3. Parámetros del suelo y movilidad de metales

Los parámetros fisicoquímicos del suelo como el potencial ion de hidrógeno (pH), la textura, la conductividad eléctrica (CE), el potencial redox (Eh), contenido de materia orgánica (MO) y la presencia de óxidos de Fe, Mn y Al influyen en la movilidad y biodisponibilidad de metales (Komarék *et al.*, 2009).

Así, gran parte de los metales se encuentran muy disponibles a pH ácido pues no están adsorbidos fuertemente, a excepción del As, Mo, Se y Cr, que poseen una movilidad

mayor a pH alcalino (Segovia, 2014). Por otro lado, los suelos que poseen un porcentaje alto de arcilla retienen metales a través del proceso de adsorción en el complejo de cambio; mientras que los suelos con mayor cantidad de arena no poseen esta propiedad (Larios, 2014).

Así mismo, la materia orgánica, al reaccionar con los elementos metálicos forman complejos solubles, y en contacto con el Cu, Pb y Zn, también forman complejos organometálicos facilitando su movilidad. Sin embargo, los suelos con una alta concentración de Fe y Mn (óxidos e hidróxidos) poseen la capacidad de fijar los metales debido a su cristalinidad, específicamente de As, Cu y Pb (Segovia, 2014).

1.4. Mecanismos de toxicidad de los metales

La toxicidad molecular por metales se puede dar través de los siguientes mecanismos: por el bloqueo de diferentes grupos funcionales debido a la alta afinidad de los metales (cationes) con los grupos sulfhidrilos superficiales de las diferentes proteínas, provocando su desnaturalización; por la desestabilización de centros catiónicos, como el de la rubisco cuando el Mg^{2+} es desplazado por cationes, ocasionando la pérdida de su función; y por la generación de especies reactivas como radicales más reactivos (OH), los cuales provocan el inicio de reacciones que muchas veces son irreversibles en carbohidratos, ADN, proteínas y lípidos (Covarrubias & Peña, 2017).

II. BIOCHAR

2.1. Composición y estructura

El biochar es un producto abundante en carbono obtenido a través del proceso de descomposición térmica baja en oxígeno denominado como pirólisis (Lehmann *et al.*, 2011). Se puede elaborar a partir de una gran variedad de biomasa residual, tanto de vegetales como de animales (Wang *et al.*, 2017). Los principales polímeros como la lignina, celulosa y hemicelulosa, presentes en la biomasa residual, se descomponen térmicamente obteniéndose tres productos principales: biochar (fracción sólida), bioaceite (materia volátil) y gases no condensables (O, CO₂, CH₄ y H₂, entre otros) (Suliman *et al.* 2016 & Oliveira *et al.*, 2017).

Su estructura generalmente posee dos tipos de fracciones: películas de grafeno cristalino y estructuras aromáticas amorfas; ambas, enlazadas por el carbono en forma de anillos tipo benceno con oxígeno o hidrógeno, C-O y C-H (Zhang, 2017), lo que le confiere buena estabilidad ante la descomposición química y biológica (Beesley *et al.*, 2011).

2.2. Influencia de la temperatura y materia prima

Las propiedades fitoquímicas del biochar están determinadas por las condiciones del proceso de pirólisis como materia prima, temperatura, tamaño de partícula y pretratamiento de la biomasa, entre otros; sin embargo, son los dos primeros factores los más influyentes en las características finales del biocarbón (Tang *et al.* 2013).

De esta forma, a temperaturas bajas de pirólisis (<500 °C) se obtiene un biochar con propiedades ideales para la remediación de suelos contaminados con metales, pues resultan con una alta acidez y polaridad de superficie; abundantes grupos funcionales oxigenados (carboxilos, hidroxilo y fenólico); y con un alto contenido de carbono (Oliveira *et al.*, 2017). Mientras que, a altas temperaturas de producción (>500 °C), las especies de carbono alifáticas se convierten en anillos aromáticos que forman una estructura similar al grafeno, lo que mejora la distribución y el volumen de los poros, así como del área de superficial, los cuales resultan ideales para la adsorción de compuestos orgánicos (Sun *et al.*, 2018). Por ejemplo, el biochar elaborado a partir de residuos de trigo a 500-700 °C mostraron un proceso de carbonizados avanzado y una superficie de área relativamente alta (>300 m²/g.); mientras que los obtenidos a 300-500 °C, no se mostraron bien carbonizados y presentaron una superficie de área baja (<200 m²/g.) (Tang *et al.* 2013).

En la tabla 2 se muestra la influencia de la materia prima y temperatura de producción del biochar en sus propiedades fisicoquímicas tales como la capacidad de intercambio catiónico; el porcentaje de carbono; la relación carbono-nitrógeno, el fosforo total; el porcentaje de ceniza; el porcentaje de elementos volátiles y el área superficial (Sun *et al.*, 2018).

Tabla 2. Propiedades fisicoquímicas del biochar derivado de diferentes materias bajo diferentes temperaturas de pirólisis

Materia prima	T (°C)	pH	CEC (mmol. kg ⁻¹)	%C	C/N Ratio	P. total (mg. kg ⁻¹)	Ceniza (%)	Volátiles (%)	Área (m ² .g ⁻¹)
Madera de roble	60	3.7	182	47.1	444	5	0.3	88.6	n.d.
	350	4.8	294	74.9	455	12	1.1	60.8	450
	600	6.4	75.7	87.5	489	29	1.3	27.5	642
Agujas de pino	300	6.4	n.d.	84.2	22	n.d.	7.2	38.6	4.1
	500	8.1	n.d.	90.1	22	n.d.	11.8	15.8	13.1
	700	10.6	n.d.	93.7	26	n.d.	18.7	6.2	391
Rastrojo de maíz	60	6.7	269	42.6	83	526	8.8	85.2	n.d.
	350	9.4	419	60.4	51	1889	11.4	48.8	293
	600	9.4	252	70.6	66	2114	16.7	23.5	527
Arena de aves de corral	0	8.2	n.d.	7.9	n.d.	n.d.	16.9	74.3	1
	350	8,7	n.d.	24	n.d.	n.d.	30.7	42.3	4
	700	10.3	n.d.	36	n.d.	n.d.	46.2	18.3	51
Arena de aves de corral	60	7.5	363	24.6	13	16,685	36.4	60.5	n.d.
	350	9.7	121	29.3	15	21,256	51.2	47.2	97
	600	10.3	58.7	23.6	25	23,596	55.8	44.1	94
Arena de aves de corral	450	9.9	n.d.	38	19	11,600	n.d.	n.d.	n.d.
	550	13	n.d.	33	39	1800	n.d.	n.d.	n.d.
	300	5.3	n.d.	25.6	7.7	493	52.8	33.8	n.d.
Lodo de aguas residuales	400	4.9	n.d.	20.2	8.4	740	63.3	25.7	n.d.
	500	7.3	n.d.	20.3	10	568	68.2	20.7	n.d.
	700	12	n.d.	20.4	17	528	72.5	15.8	n.d.

Fuente: Sun *et al.* (2018).

2.3. Interacción biochar-metal

El biochar posee la capacidad de inmovilizar metales en el suelo (Beesley & Marmiroli, 2011). Los mecanismos no se limitan a procesos superficiales como la adsorción y la complejación, sino que también ocurre por medio de mecanismos fisicoquímicos directos como los siguientes: (1) ion intercambiable con grupos hidroxilos; (2) ion intercambiable con grupos de sulfato; (3) ion intercambiable con grupos de fenoles; (4) ion intercambiable con grupos carboxilo; (5) precipitación con fosfatos y (6) interacción entre ion catión- π . (Beesley *et al.*, 2015).

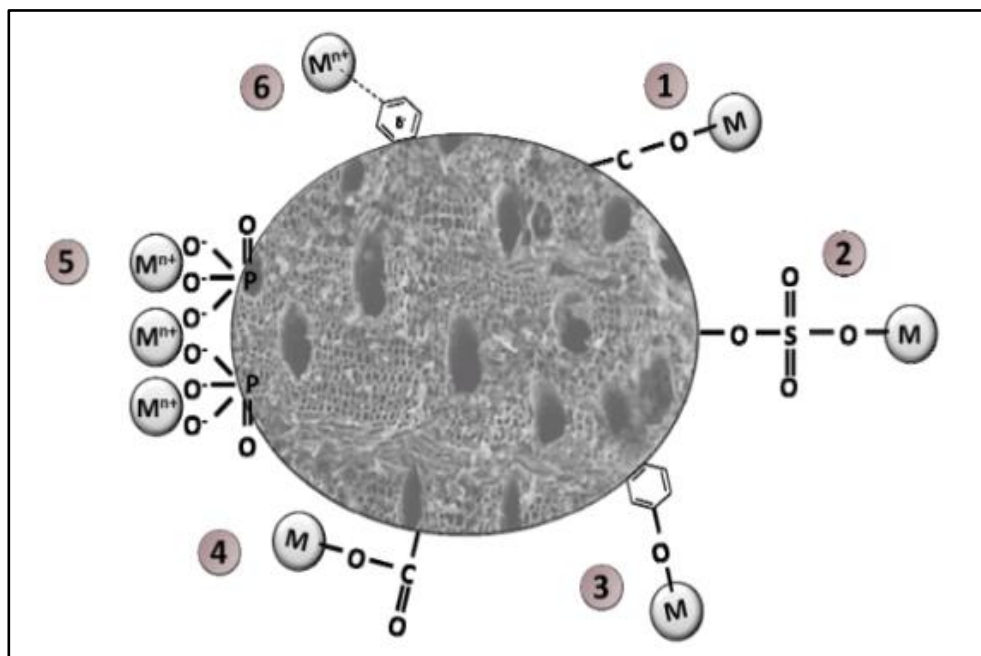


Figura 4. Mecanismos de sorción de metales del biochar

Fuente: Beesley *et al.* (2015)

2.4. Efectos del biochar sobre la movilidad de metales

Diversos estudios han demostrado la eficacia de las enmiendas del biochar elaborado a partir de diferentes materias primas en la inmovilización de metales pesados en el suelo disminuyendo su movilidad y biodisponibilidad (Wu *et al.* 2017). Así en la tabla 3 se muestran los efectos del biochar sobre los diferentes metales pesados.

Tabla 3. Uso del biochar en la remediación de suelos contaminados con metales pesados.

Materia Prima	Contaminante	Efecto	Referencia
Madera dura	As, Cu, Cd y Pb	Aumento de las concentraciones de Cu y As en el agua de los poros del suelo más de 30 veces, mientras que Zn y Cd disminuyeron significativamente	Beesley y Col (2010)
Madera dura	As, Cu, Cd y Pb	Mejoró la movilidad de As y Cu, pero poco efecto en Cd y Pb	Beesley y Dickinson (2011)
Estiércol de vacuno	Pb	Pb reducido en extractos de CaCl ₂ 0.01M y absorción por lombrices de tierra en 57 y 59%.	Cao <i>et al.</i> (2011)
Estiércol de pollo y residuos verdes	Cd, Cu, and Pb	Redujo la biodisponibilidad y fitotoxicidad de metales pesado	Park <i>et al.</i> (2011)
Madera de roble	Pb	La biodisponibilidad y la bioaccesibilidad de Pb disminuyeron en un 75,8 y un 12,5%, respectivamente.	Ahmad y Col (2012)
Paja de arroz	Cu, Pb y Cd	El Cu y Pb soluble en ácido disminuyeron en 19,7-100% y 18.8-70%, respectivamente	Jiang <i>et al.</i> (2012)
Paja de trigo	Cd	Reducción de adsorción de Cd en los granos de arroz entre un 20 y 90%	Bian <i>et al.</i> (2013)
Paja de Miscanthus	Cd, Zn y Pb	Disminuyó la disponibilidad de Cd, Zn y Pb y mejoró la producción de Colza	Houben <i>et al.</i> (2013)
Paja de Miscanthus	Cd, Zn y Pb	Disminuyó la extractabilidad y biodisponibilidad de Cd, Zn y Pb	Houben <i>et al.</i> (2013)
Lodos de depuradora	As, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Cd y Zn	Reducción de la disponibilidad y de absorción por planta de arroz de metales, excepto Cd y Zn	Khan <i>et al.</i> (2013)
Madera de roble	Pb y Sb	Disminuyó eficazmente la fitodisponibilidad de Pb y Sb	Ahmad <i>et al.</i> (2014)
Paja de bambú y arroz	Cu, Cd, Pb y Zn	Disminución de las concentraciones extraíbles de Cd, Cu, Pb y Zn tanto en el suelo como en brotes de <i>S. plumbizincicola</i>	Lu <i>et al.</i> (2014)
Paja de trigo	Cd y Pb	Disminuyó la biodisponibilidad de Cd y Pb	Cui y Col (2016)
Paja de arroz	Cd, Cu, Pb y Zn	Reducción de metales extraíbles con DTPA en el siguiente orden: Cd < Cu < Pb < Zn	Lu <i>et al.</i> (2017)
Turba	Pb, Cu, y Cd	La inmovilización máxima fue del 97.8%, 100% y 77.2% para Pb, Cu y Cd, respectivamente.	Park <i>et al.</i> (2016)

 Fuente: Wu *et al.* (2017)

III. CONCLUSIÓN

El biochar es una alternativa con mucho potencial para remediar suelos contaminados con metales pues posee la capacidad de reducir *in situ* la movilidad y biodisponibilidad de estos elementos gracias a los procesos de sorción determinado por los diferentes mecanismos fisicoquímicos que se producen en la interacción biochar-metal; así también, la gran variedad de materia prima, biomasa residual, del cual se puede obtener el biocarbón representa una de las mayores ventajas de esta alternativa. Sin embargo, casi todos los estudios se han realizado en laboratorios en condiciones definidas; por ende, hacen falta muchos ensayos de campo que afronten los problemas como la contaminación múltiple. Además, el biocarbón, como enmienda al suelo mejora sus propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo, contribuyendo de esta manera a la seguridad alimentaria, la salud pública y la gestión sostenible de los recursos. Por otro lado, representa también una tecnología de emisión negativa frente al cambio climático por su potencial de secuestro de carbono.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bradl, H. (2004). Adsorption of heavy metal ion on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, 277: 1-18. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.04.005>
- Beesley, L.; Moreno-Jiménez, E.; Gomez-Eyles, J.; Harris, E.; Robinson, B. & Sizmur, T. (2011). A review of biochars' potencial role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution*, 159: 3269-3282. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.023>
- Beesley, L. y Marmiroli, M. (2011). The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. *Environmental Pollution*, 159: 474-480. DOI: [10.1016/j.envpol.2010.10.016](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.016)
- Beesley, L.; Inneh, O.; Norton, G.; Moreno-Jiménez, E.; Pardo, T.; Clemente, R. & Dawson, J. (2014). Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in a naturally contaminated mine soil. *Environmental Pollution*, 186: 195-202. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.026>
- Beesley, L.; Moreno-Jiménez, E.; Fellet, G; Carrijo, L. & Sizmur, T. (2015). Biochar and heavy metals. En: Lahmann, J. & Joseph, S. (eds.) *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*. 2nd ed. Earthscan, London, pp.563-594.
- Beltran, E. & Gómez, A. (2016). Biorremediación de metales pesados cadmio (Cd), cromo (Cr) y mercurio (Hg) mecanismos bioquímicos e ingeniería genética: una revisión. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 12: 172-19. DOI: <https://doi.org/10.18359/rfcb.2027>
- Covarrubias, S. y Peña, J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7-21. DOI: <http://dx.doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- Hartley; W.; Dickinson, N.; Riby, P. & Lepp, N. (2009). Arsenic mobility in brownfield soils amended with green waste compost or biochar and with *Miscanthus*. *Environmental Pollution*, 157: 2654-2662.

- Inés, D. (2002). *Acumulación de metales (cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo) en especies del género Pelargonium: suministro desde el suelo, ubicación en la planta y toxicidad*. Tesis, Universidad de Buenos Aires, Argentina. Disponible en: <https://core.ac.uk/download/pdf/144234363.pdf>
- Komárek, M.; Vanek, A.; Chrastny, V.; Száková, J.; Kubová, K.; Drahota, P. & Balík, J. (2009). Retention of copper originating from different fungicides in contrasting soil types. *Journal of Hazardous Materials*, 166: 1395-1402. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.12.061>
- Larios, M. (2014). *Niveles de Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb Y Zn en los suelos de ribera de la cuenca del rio Turia*. Tesis, Universidad Autónoma de Barcelona, España. Disponible en: <https://digital.csic.es/handle/10261/141280>
- Lehmann, J., Rillig, M.; Thies, J.; Masiello, C.; Hockaday, C. y Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43: 1812-1836. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.04.022
- Oliveira, F.; Patel, A.; Jaisi, P.; Adhikari S.; Lu, H. & Khanal, S. (2017). Environmental application of biochar: Current status and perspectives. *Bioresource Technology*, 246: 110-122. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.122>
- Prieto, J.; González, C.; Román, A. & Prieto, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10: 29-44. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=939/93911243003>.
- Pérez, G. (2005). Disponibilidad de metales tóxicos en sitios contaminados. Tesis, Universidad Autónoma de Barcelona, España. Disponible en: <https://ddd.uab.cat/pub/tesis/2005/tdx-0503106-000433/gpg1de2.pdf>
- Rieuwerts, J. Thornton, I. Farago, M. & Ashmore, M. (1998). Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 10: 61-75. DOI: <https://doi.org/10.3184/095422998782775835>
- Reyes, Y.; Vergara, I.; Torres, O.; Díaz, M. & González, E. (2016). Contaminación por metales pesados: implicaciones en la salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Revista de Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, 16: 66-77. Disponible en:

<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6096110>

- Saeedi, M.; Li, L. & Grace, J. (2018). Desorption and mobility mechanisms of co-existing polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in clays and clay minerals. *Journal of Environmental Management*, 2014: 204-214. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.065>
- Salomons, W. (1944). Environmental impact of metal derived from mining activities: processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration*, 52: 5-23. DOI: [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(94\)00039-E](https://doi.org/10.1016/0375-6742(94)00039-E)
- Sánchez, I. (2003). *Determinación de metales pesados en suelos de Mediana del Campo (Valladolid): contenidos extraíbles, niveles de fondo y de referencia*. Tesis, Universidad de Valladolid, España. Disponible en: <http://www.cervantesvirtual.com/nd/ark:/59851/bmck07d6>
- Segovia, M. (2014). Bioaccesibilidad y biodisponibilidad de elementos traza en suelos contaminados y plantas. Tesis de Magister. Universidad de Chile, Santiago. Disponible en: <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/138279>
- Suliman., W.; Harsh, J.; Abu-Lail, N.; Foruna, A.; Dallmeyer, I. & García-Perez, M. (2016). Influence of feedstock source and pyrolysis temperature on biochar bulk and surface properties. *Biomass and Bioenergy*, 84: 37-48. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.11.010>
- Sun, W., Zhang, S. & Su, C. (2018). Impact of Biochar on the Bioremediation and Phytoremediation of Heavy Metal(loid)s in Soil. *Advances in Bioremediation and Phytoremediation*, 150-169. DOI: 10.5772/intechopen.70349
- Tang, J.; Zhu, W.; Kookana, R. & Katayama, A. (2013). Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 116: 653-659. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2013.05.035>
- Uchimiya, M.; Klasson, T.; Wartelle, L. & Lima, I. (2011). Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 1. Copper sorption isotherms and the release of cations. *Chemosphere*, 82: 1431-1437. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.11.050>
- Wu, S.; He, Y. & Yang, C. (2017). Role of biochar on composting of organic wastes and

remediation of contaminated soils-a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24:16560-16577. DOI: 10.1007/s11356-017-9168-1

Xiao, L.; Guan, D.; Paert, M.; Chen, Y.; Li, Q. & Dai, J. (2017). The influence of bioavailable heavy metals and microbial parameters of soil on the metal accumulation in rice grain. *Chemosphere*, 185: 868-878. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.096>

Zhang, P., Sun, H., Ren, C., Min, L. y Zhang, H. (2018). Sorption mechanisms of neonicotinoids on biochars and the impact of deashing treatments on biochar structure and neonicotinoids sorption. *Environmental Pollution*, 234, 812-820. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.12.013