

生物炭-植物修复重金属污染土壤的研究进展

莫爱丽¹, 唐惠娟¹, 刘俊^{1,2,3,4,5*}, 杨飞^{2,5}

(1. 南华大学衡阳医学院 基础医学院, 细胞生物学与遗传学教研室, 湖南 衡阳 421001;

2. 南华大学衡阳医学院 基础医学院, 生态健康与人类重要疾病防控湖南省高校重点实验室, 湖南 衡阳 421001;

3. 南华大学衡阳医学院 基础医学院, 有色金属矿区耕地重金属污染生态阻抗技术研究衡阳市重点实验室, 湖南 衡阳 421001;

4. 南华大学衡阳医学院 基础医学院, 生物毒理与生态修复衡阳市重点实验室, 湖南 衡阳 421001;

5. 南华大学衡阳医学院 公共卫生学院, 典型环境污染与健康危害湖南省重点实验室, 湖南 衡阳 421001)

摘要: 土壤中累积的过量重金属不仅对作物产生毒害作用, 还可经由作物进入食物链损害动物和人类的健康。因此, 土壤重金属污染是亟待解决的生态与农业问题。植物修复技术主要是利用植物对重金属的吸收、累积和转移从而实现重金属污染土壤的修复, 成本低且绿色环保。生物炭具有比表面积大、表面官能团丰富等优良理化性质, 可降低重金属的有效性和改善土壤理化性质, 且促进植物生长、改变重金属在植株体内的累积分配格局。利用生物炭和植物联合修复重金属复合污染土壤, 可以兼顾生态与经济效应。本文总结了生物炭修复、植物修复和生物炭-植物联合修复的研究进展, 并探讨了三者的修复效应、机理及应用局限性, 以期对相关研究提供借鉴。

关键词: 重金属污染土壤; 生物炭; 植物; 修复

中图分类号: X53; X171

文献标志码: A

文章编号: 2095-7300(2023)01-0104-09

Advances on Remediation of Heavy Metal Contaminated Soil by Biochar and Plants

MO Aili¹, TANG Huijuan¹, LIU Jun^{1,2,3,4,5*}, YANG Fei^{2,5}

(1. Department of Cell Biology and Genetics, School of Basic Medical Sciences, Hengyang Medical School, University of South China,

Hengyang, Hunan 421001, China; 2. The Key Laboratory of Ecological Environment and Critical Human Diseases Prevention of

Hunan Province Department of Education, School of Basic Medical Sciences, Hengyang Medical School, University of South China,

Hengyang, Hunan 421001, China; 3. The Key Laboratory of Hengyang City on Ecological Impedance Technology of Heavy Metal

收稿日期: 2022-07-17

基金项目: 国家自然科学基金(No. 31900108); 湖南省重点研发项目(2022SK2089); 湖南省教育厅重点项目(20A519); 湖南省自然科学基金项目(2018JJ2325); 衡阳市科技局项目(2018KJ111、2016KF14); 湖南省大学生创新创业训练项目(S202010555147); 南华大学大学生研究性学习和创新性实验计划项目(2018XJXZ203、2018XJXZ396、X2019170)。

作者简介: * 为通信作者: 刘俊, 博士, 副教授, 研究方向: 环境污染物毒性及修复, E-mail: nhliujun@126.com; 莫爱丽, 硕士生, 研究方向: 生态毒理及修复, E-mail: 1256324131@qq.com; 唐惠娟, 共同一作, 研究方向: 生态毒理及修复研究, E-mail: 1472618761@qq.com。

引文格式: 莫爱丽, 唐惠娟, 刘俊, 等. 生物炭-植物修复重金属污染土壤的研究进展[J]. 湖南生态科学学报, 2023, 10(1): 104-112. MO A L, TANG H J, LIU J, et al. Advances on remediation of heavy metal contaminated soil by biochar and plants[J]. Journal of Hunan Ecological Science, 2023, 10(1): 104-112.

Pollution in Cultivated Soil of Nonferrous Metal Mining Area, School of Basic Medical Sciences, Hengyang Medical School, University of South China, Hengyang, Hunan, 421001, China;4. The Key Laboratory of Hengyang City on Biological Toxicology and Ecological Restoration, School of Basic Medical Sciences, Hengyang Medical School, University of South China, Hengyang, Hunan, 421001, China;5. Hunan Key Laboratory of Typical Environmental Pollution and Health Hazards, School of Public Health, Hengyang Medical School, University of South China, Hengyang, Hunan, 421001, China)

Abstract: The excess heavy metals that accumulate in soil not only poison crops but can also enter the food chain to harm the health of animals and humans. Therefore, soil heavy metal pollution is an ecological and agricultural problem that needs to be solved urgently. Phytoremediation technology mainly uses plant extraction to achieve the permanent removal of heavy metals in soil, which has the advantages of low cost and green environmental protection. Biochar has excellent physical and chemical properties such as specific surface area and surface functional groups, which can reduce the availability of heavy metals and improve soil's physical and chemical properties. Biochar can also promote the growth of plants and change the accumulation and distribution pattern of heavy metals in plants. The combination of biochar and plants in remediation of heavy metal-contaminated soils has both ecological and economic effects. This paper summarized the research progress of biochar remediation, phytoremediation, and biochar-plant combined remediation and discussed the remediation effects, mechanisms, and application limitations of the three remediation technologies, to provide a reference for related researches.

Keywords: heavy metal contaminated soil; biochar; plants; remediation

土壤是人类进行农业生产的基础,城市化和工业化的快速发展导致我国耕地土壤重金属污染严重^[1]。重金属可长期存在于土壤中,改变土壤微生物群落结构,影响植物光合作用、蒸腾速率等,并可通过食物链危害人类和动物的健康^[2]。目前,重金属污染土壤修复技术有物理修复、化学修复、生物修复三类。三类修复方法各有优点,但也都有各自的劣势,如采用单一物理或化学修复,可能破坏土壤结构,导致土壤二次污染、肥力减弱;单一生物修复存在耗时长、植物生物量较小等局限性^[3-4]。生物炭是一种富碳多孔材料,因其具有比表面积大、有机官能团丰富、阳离子交换容量高等优良理化性质,在重金属污染土壤修复领域具有良好的应用前景^[5]。植物修复成本低廉、有利于增强土壤有机质含量及改善生态环境,且不会造成二次污染,是一种新兴的重金属污染土壤原位修复技术^[6]。目前,有关生物炭、植物单一及联合修复重金属污染土壤方面的研究众多。然而,对生物炭联合植物修复重金属污染土壤进行系统的总结和分析还比较缺乏。因此,本文拟对近几年来国内外关于生物炭、植物修复重金属污染土壤和生物炭-植物联合修复重金属污染土壤的研究进展进行综述,以期为国内相关研究提供借鉴。

1 我国土壤重金属污染现状及危害

根据2014年发布的《全国土壤污染状况调查公报》,全国土壤污染总超标率达16.10%,耕地土壤污染超标率为19.40%,无机物为主要污染源,其中主要为Cd、Ni、Cu、As、Hg等^[7]。长江三角洲地区宜兴市县域耕地土壤的重金属污染风险评价结果表明,重金属点位超标率为10.27%,Cd和Hg是主要的金属元素^[8]。四川西北某乡镇耕地土壤的重金属污染评价结果表明,Cd和Hg的潜在风险等级分别为极高、中高^[9]。湖南省被誉为“有色金属之乡”,有色金属的开采及加工利用主要集中在湘江流域,故湘江流域土壤重金属污染日益严重^[10-11]。沈洪艳等^[12]的研究表明,湖南省某典型流域耕地中Pb、Cd、As的含量均超过研究区域土壤背景值,其中77.16%的耕地土壤点位为重污染。

一方面,重金属在土壤中难以降解,因此易在土壤中大量累积,极易导致土壤生物功能的破坏以及养分的流失。另一方面,重金属通过根系进入农作物体内,对植物产生毒害作用^[13]。研究表明,农田Cd污染引起水稻激素调节失衡,从而影响水稻的正常生长^[14-15]。矿区种植的玉米植株发育迟缓,

株高矮小,生理穗轴不成熟^[16]。张婧等^[17]的研究表明,土壤中过高含量的Cd会抑制小麦叶片的蒸腾速率,从而导致小麦生物量的降低。

此外,作物中累积的重金属可沿着食物链传递,危害动物和人类的健康^[18]。研究表明,人类主要是通过食物摄入Cd,Cd可经血液运送至肝脏,然后与蛋白质结合运送至肾脏,Cd在肾脏中的累积会破坏肾脏的过滤机制,从而导致肾脏损伤^[19]。人体摄入的Pb主要积聚在骨骼中,即使低水平的血Pb含量也可能会影响儿童的生长与发育^[20]。Cu是人体某些代谢过程所必需的微量金属,但过量的Cu对细胞具有危害作用,人体摄入过量的Cu可能会引起消化道出血、肝肾衰竭,Cu还与神经退行性疾病有关^[21]。因此,耕地土壤的重金属污染修复和阻控问题亟待解决。

2 生物炭修复技术

生物炭是指将废弃农作物秸秆等生物质在低氧或缺氧条件下,经过高温(一般为300~800℃)裂解产生的一种碳质固体材料,其结构高度芳香化,在土壤中能够抗生物和化学降解而稳定存在^[22]。生物炭富含微孔结构、化学官能团,具有大的比表面积和强的离子交换能力。同时,生物炭主要由C、H、O等元素组成,还含有丰富的营养物质,具有高的持水能力^[23-24]。因此,生物炭作为一种用于土壤修复、肥力改善等的土壤改良剂日益受到人们的关注。

2.1 生物炭修复重金属污染土壤主要机理

2.1.1 生物炭通过钝化作用,降低土壤重金属生物有效性

大量研究表明,生物炭可显著降低土壤中重金属有效性。邵佳等^[25]通过盆栽实验,表明添加2%和4%(w/w)生物炭可分别降低提取态Pb和Cd含量的65%~71%和28%~52%。汪玉瑛等^[26]的研究表明,不同量的羊栖菜生物炭施入均有效降低了污染土壤有效态Cd含量,使得土壤重金属Cd由交换态向碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态转化,从而显著降低重金属Cd的危害。VANNINI等^[27]的研究表明,在Pb浓度为100 μM的土壤中施用5%生物炭,Pb的可提取态降低了约50%。DIAO等^[28]通过土壤培养试验,发现

5%磁性污泥生物炭和水稻秸秆生物炭均促进了土壤中Pb和Cd的钝化,其中可利用态Pb、Cd分别降低了51.53%(43.07%)和53.57%(50.47%),而不可利用的残余态Pb、Cd分别提高了31.27%(30.7%)和27.25%(23.22%)。

生物炭主要通过静电吸引、离子交换、络合、沉淀、还原等作用吸附、结合土壤中的重金属离子,或者将重金属从无机态转化为有机态,降低重金属的活性及生物可利用性^[29]。首先,生物炭含富碱性阴离子可使离子态金属沉淀。研究表明,生物炭含有 CO_3^{2-} 、 PO_4^{3-} 、 OH^- 等基团,能够吸附和结合土壤中的重金属Cd,使游离的 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 转变为沉淀^[30]。当添加大量天然富硫生物炭时,土壤中Hg转化为不可生物利用的Hg-S的比例增加^[31]。TAN等^[32]的研究表明生物炭中含有 Si^{4-} 、 S^{2-} 、 Cl^- 等无机离子,可与 Cd^{2+} 络合,降低了Cd在土壤中的流动性。其次,生物炭表面含有多种含氧官能团,整体呈电负性,能够通过静电引力、化学键合作用,吸附并固定重金属离子。吴海霞等^[33]的研究表明,浒苔生物炭具有大量微孔结构及丰富的化学官能团,如羟基、羰基、羧基,能够吸附或络合土壤中的Pb。再者,生物炭多为碱性,能增大土壤的pH,改变土壤重金属的化学形态,降低其可移动性。研究表明,水稻秸秆生物炭能够提高土壤的pH,使土壤与Pb的络合作用增强,显著降低土壤对Pb的解吸^[34]。

2.1.2 生物炭改善土壤理化性质,增强土壤重金属的稳定性

研究表明,Hg、Pb毒性会引起的土壤细菌群落分类属性的变化,对细菌有很大的负面影响,丰度降低8%~32%^[35]。土壤矿物质组成、微生物丰富度、有机质含量和酶活性等改变使土壤与金属之间的相互作用发生变化,从而改变重金属的流动性或生物有效性^[29]。生物炭含有大量稳定的芳香化合物和部分不稳定的脂肪族化合物,可作为一种有机肥料使用来提高土壤养分。另一方面,生物炭有利于土壤颗粒间形成团聚体并提高其稳定性。李衍亮等^[36]进行了大田试验研究,表明了生物炭显著提高有机质质量分数,其提升幅度随施用量的增加而升高;生物炭施加量达到30 t/hm²时,土壤速效钾含量是对照处理组的3.1倍。TIAN等^[37]的研究表明,在土壤中连续施用生物炭提高了0~2 cm土壤层的有机碳、全氮、速效钾含量。牛骨生物炭提高总养分含量(总氮26%,总磷27%)和养分利用率

(硝酸盐高达 31%、溶解有机碳高达 74%)^[38]。利用牛粪制备的生物炭能够增加土壤中的 P 含量,使 Pb 形成稳定的磷矿物,从而降低 Pb 的流动性^[39]。REN 等^[40]的研究表明,生物炭的添加提高了土壤阳离子交换能力、有机质含量和酶活性,同时降低了冶炼厂和采矿业土壤中重金属提取毒性。AZEEM 等^[38]以牛骨为原料,在 500 °C 和 800 °C 下热解制备生物炭,并对比研究了两种生物炭对冶炼厂多金属污染土壤中微生物生物量、细菌群落和多样性指数响应的影响。结果表明,在生物炭投加量为 10% 时,500 °C 制备的生物炭的应用显示出高的微生物生物量和细菌基因丰度,如假单胞菌丰度(高达 793%)和糖菌(583%)。这些结果表明,生物炭可提高土壤有机质含量、微生物生物量等,减少重金属污染对土壤带来的负面影响。

2.2 生物炭修复技术的不足和展望

生物炭用于修复土壤重金属污染时,其老化是不可避免的,其理化性质可能会随时间而变化,含有的重金属可能会释放到环境中,导致污染加剧,影响土壤有机体和土壤功能,造成二次污染。谢言兰等^[41]通过对田间老化 7 a 的生物炭与原新鲜生物炭的综合表征对比分析,发现老化生物炭的 C 相对含量较新鲜生物炭降低了 42.12%、O 相对含量增加了 70.49%,pH 降低,这些变化会影响植物生长、降低生物炭已钝化重金属离子的稳定性。

利用生物炭对重金属污染土壤进行原位修复耗时长,连年施用成本高。研究表明,不同用量生物炭应用 5 a 后玉米产量显著提高 8.85% ~ 30.1%,生物炭一次施用后效显著,可以每隔几年施用一次生物炭^[42]。但在实际应用中,生物炭吸附能力的决定因素复杂,如生物炭的原料、生物炭制备的热解温度及时间^[43-45]。未经改性的生物炭对土壤中重金属的固定效率较低。LUO 等^[46]利用玉米秸秆生物炭修复 Cd-As 复合污染褐土,结果表明,褐土中 Cd 的浸出率显著降低,仅降低了 34.6%,因此,针对不同的土壤类型,为增强生物炭在土壤重金属污染修复领域的应用潜力,还要对生物炭进行适当的改性,提高生物炭的性能^[47]。

3 植物修复技术

植物修复是一种新兴的重金属污染土壤原位

修复技术,具有成本低、安全性高、对土壤破坏性小、有利于增加土壤有机质含量及改善生态环境等优点,因而在重金属污染土壤修复工作中得到了广泛的应用^[48]。

3.1 植物修复重金属污染土壤主要机理

广义上的植物修复是指利用植物去除污染土壤和废水中重金属的技术,包括植物提取、植物挥发和植物固定。植物提取是指植物对土壤重金属的活化、吸收和向地上器官的转移。植物挥发是指针对 Hg、Se 等挥发性金属,植物根系先将土壤中的挥发性金属污染物吸收,再通过植物体内分泌的一些特殊物质或存在的微生物,把已吸收的重金属污染物转化为气态物质从植物的气孔挥发到大气中。植物固定是指利用植物根部的吸收或吸附作用降低土壤中重金属元素的迁移活性,减少重金属离子的扩散^[49-50]。

植物提取能永久去除土壤中的重金属,所以在植物修复中最具前景,而植物种类的选择是对土壤重金属进行有效植物提取的关键。超积累植物是一类能超量吸收重金属并将其转运到地上部分的植物,因而被众多学者广泛关注^[51]。研究表明,景天(*Sedum spectabilis*)、蜈蚣草(*Eremochloa ciliaris*)对 Cd、Pb、Zn、As 等重金属污染物有良好吸附作用^[52-53]。运用伴矿景天(*Sedum plumbizincicola*)对 Cd 污染土壤进行植物修复,土壤 Cd 去除率可高达 84.5%^[54]。但是,目前所发现的超积累植物生长缓慢、生物量少,限制了植物提取的效率。在重金属中轻度污染区域的边生产边修复模式中,以农产品安全为目标,大生物量作物是进行植物修复的理想作物。黎红亮等^[55]的研究表明,油菜(*Brassica napus*)、玉米(*Zea mays*)和油葵(*Helianthus annuus*)在重金属复合污染土壤中可正常生长,对 Cu、Cd、Pb 和 As 具有一定的吸收累积能力。烟草(*Nicotiana tabacum*)根系深、生长快、产量高,且在重金属污染土壤中具有提取 Cd、Zn 的显著潜力^[56-57]。大麻(*Cannabis sativa*)根系深,对不同金属的累积具有较强耐性,是一种良好的植物修复材料^[58]。常银川等^[59]研究表明,花生(*Arachis hypogaea*)、油菜、黑豆(*Glycinemax*)等对 Pb、Zn、Cu、Cd 和 As 具有较强的耐性,能够正常生长,且重金属主要富集在植株的根和茎。

木本植物具有根系发达、生物量大、适应性强

等特点,对重金属具有一定的抗性和吸收能力,又有不易进入食物链危害生物健康的特点,也可广泛用于重金属污染土壤修复^[60]。张邦裕等^[61]分析了福州市10种常见普通公路绿化树种累积重金属能力及污染特征,表明不同绿化树种具有不同的重金属累积能力,美丽异木棉(*Ceiba speciosa*)对各种重金属的综合累积效应较好。曾鹏等^[62]通过5a的田间修复试验,表明桑树(*Morus alba*)对污染土壤中重金属具有一定的转运和累积能力,地上部分中Cd、Zn和Mn等重金属含量明显大于根部。Zn和Mn的累积总量可达3277.7 mg/100 m²和2422.4 mg/100 m²,且土壤中Mn和Zn含量分别从2192.5 mg/kg和103.2 mg/kg降低至1790.0 mg/kg和85.94 mg/kg,同时土壤有效态Mn和Zn分别降低66.0%和28.6%。

3.2 植物修复技术的不足及展望

首先,植物提取速率与植物生长的速度呈正相关,植物生长需要时间长,所以植物提取耗时长,这极大限制了植物修复技术的发展。YU等^[63]研究表明,利用鸡冠花(*Celosia argentea*)对Cd污染的农田土壤进行3a的植物修复后,土壤中的Cd才下降6.34%。而且,植物提取的重金属多少与植物木质部承载量和细胞对有毒金属的耐受性的限制有关,大多数植物对重金属具有敏感性,只适用于修复单一的程度低或中等的重金属污染土壤^[64]。因此,需要多加关注生物学、基因工程等科学技术,培育并筛选出生物量大、生长速率快、能修复复合污染等更合适的植物。

其次,土壤中重金属的有效性很低,这导致单一的植物修复对重金属的提取效率低。经过长时间的研究与探索,发现可通过化学络合剂、微生物等措施提升土壤中重金属的生物有效性,强化植物修复过程,显著提高植物修复效率。但施加过量的化学络合剂会导致新问题。如活化的重金属超过植物能够吸收的总量会给周围环境带来潜在污染^[65]。因此,要针对植物生长所需条件选择适当的化学络合剂以及最佳施用剂量,将其潜在污染降到最低,以获得理想的生态修复效果。

最后,植物提取方法修复完成后的收获清理费时费力,处理不妥善可能引起重金属二次污染^[66]。因此,当大量重金属累积到植物体内后,对一年生、多年生植物需要采取不同时间段收割,确保在植物落叶前,对植物地上部分进行收割处理,防止重金

属重新回到土壤中,已收割的植物要及时采用酸浸提、热处置技术等进行无害化处理,同时对植物中的重金属进行回收,实现资源化利用。

4 生物炭-植物联合修复

4.1 生物炭-植物联合修复重金属污染土壤主要机理

4.1.1 生物炭钝化和植物提取,协同降低土壤重金属含量

对于污染程度高的重金属污染土壤,单一的修复技术往往无法取得良好的修复效果。目前,生物炭联合超积累植物对重金属污染土壤修复可协同发挥作用,土壤中的可交换态的重金属一部分可因生物炭的作用转化为稳定态,一部分被植物富集。李桂荣等^[67]的研究表明,在Cd为16.8 mg/kg条件下,茄子秸秆生物炭联合黑麦草(*Lolium perenne*)可去除土壤中21.88%的Cd,较无生物炭添加的对照提高17.71%。另有研究表明,利用硬木生物炭-油菜联合修复矿山重金属污染土壤,可显著降低土壤中具有有效性的Cu、Pb、Ni、Zn的含量^[68]。

4.1.2 生物炭促进植物生长,增强植物对重金属的提取作用

大部分植物具有一定的重金属耐性,但是在重金属污染程度高的土壤中,植物初期往往无法正常生长发育,因此,植物修复效率通常受到其生长速度慢和生物量低的限制^[64]。生物炭可通过改善土壤理化性质、提高土壤肥力、增强微生物活性和增加植物对重金属的抗性,促进植物的生长发育,进而增强植物对重金属的提取作用^[69]。研究表明,施用生物炭之后,黑麦草根际土壤的阳离子交换量、全氮含量、过氧化氢酶活性分别提高了12.4%、7.35%、16.21%,提高了黑麦草生物量积累和对重金属污染农田的修复效果^[70]。湖南水口山矿区的一项田间试验表明,生物炭添加明显刺激了向日葵(*Helianthus annuus*)的生长,增加向日葵对Pb、Cd、As的累积总量,5%生物炭使向日葵植株的Cd和As积累比对照组高42.3%和110%,2.5%生物炭Pb积累比对照组高出58.9%^[71]。FENG等^[72]的研究表明,生物炭的添加提高了玉米植株叶片的叶绿素值、光合速率、平均蒸腾速率以及玉米植株对氮肥的利用率,从而促进了玉米植株的生长,玉米最大增产为11.9%。XU等^[73]的研究表明,玉米秸秆生物炭增加了水稻的生物量,表明玉米秸秆生物炭

的添加增强了水稻对 As 的抗性。魏永霞等^[74-76]的研究表明,印度芥菜(*Brassica juncea*)、大豆(*Glycine max*)、烟草的生长和产量受重金属抑制作用,生物炭的施用可以缓解重金属毒性,促进植物的生长。司马小峰等^[77]的研究表明,1% 水稻秸秆生物炭与黑龙葵(*Solanum nigrum*)联合使用时,促进黑龙葵的生长,黑龙葵体内 Cd 含量达 54.18 mg/kg,相对无生物炭添加组,对 Cd 的吸收量提高了 13%。KIRAN 等^[78]的研究表明,在土壤中施用生物炭对蓖麻(*Ricinus communis*)的生长具有积极影响,还可固定土壤中的 Pb 并促进蓖麻对 Pb 的吸收。LI 等^[79]的研究发现,添加 1% 生物炭显著提高了龙葵叶片的生物量,且龙葵对 Cd 的超量累积能力未受到限制,这表明,生物炭与龙葵在 Cd 污染土壤修复中具有广阔潜力。GASCO 等^[80]的研究表明,10% 生物炭添加使土壤质量有所改善,且甘蓝型油菜增加生物量,Cd 的生物积累因子显著升高。还有研究表明,生物炭的使用使得芸薹属(*Brassica*)植物的叶绿素含量、抗氧化酶活性等显著提高,植物对铅的吸收增加了 12 000 mg/kg^[81]。

4.1.3 生物炭改变重金属在植株体内分配格局,降低作物可食用部分的重金属含量

对于农田重金属污染的修复策略主要为去除、替代种植和安全耕种,目前安全耕种已被政府提倡作为农田重金属污染的优先解决方案。在重金属中轻度污染区域的边生产边修复模式中,以农产品安全为目标,降低重金属在土壤中的生物有效性和阻止其经由植物根系向地上部分或者食用部分迁移变得非常重要。生物炭可改变重金属在植株体内的累积分配格局,降低作物可食用部分的重金属含量,提高其食品安全性。JUN 等^[71]的研究表明,荔枝木生物炭可以增加向日葵对 Pb、Cd、As 的累积总量,同时,向日葵种子中的 Pb、Cd、As 含量显著降低。GASCO 等^[80]以甘蓝型油菜为试验品种,在 25、50 和 100 mg 的 Cd 处理中,3% 生物炭施用使甘蓝型油菜枝条的 Cd 浓度分别降低了 22.5%、19% 和 12%,10% 生物炭降低了土壤中 As、Cu、Co、Cr、Se 和 Pb 的含量。

4.2 生物炭-植物联合修复的局限性

利用生物炭-植物联合修复重金属复合污染土壤,目前的研究也取得了较好的成果,但对于生物炭-植物联合修复技术的研究仍然有限;制备生物炭

的原料、制备方法、改性方法和施用量影响重金属的钝化效果,且不同植物提取重金属的能力也有差异,因而生物炭与植物联合修复重金属污染土壤的效应与机理还需进一步深入地、系统地探究;目前联合修复的大部分实验选用经济价值较小的超累积植物,限制了其推广应用的范围,同时也制约着广大农户的积极性。

5 总结与展望

生物炭修复技术可通过固定土壤中的重金属、改善土壤肥力对重金属污染土壤进行修复;植物修复技术主要通过植物提取,减少土壤中的重金属;生物炭与植物联合修复技术既可利用植物修复绿色环保的优势,又能利用生物炭多重作用,两者的结合可以兼顾生态与经济效应。在目前研究的基础上可加强对以下方面的研究:(1)探明生物炭对联合植物的影响,提高生物炭的稳定性。(2)阐明生物炭与联合植物修复的机理,研究不同组合对不同类型土壤的改良效果。目前,可利用响应面法、人工智能法等对生物炭用量进行科学、合理的定制。(3)生物炭规模化应用,循环利用和植物后处理等问题。(4)加强寻找适合在重金属污染土壤生长的大生物量经济作物,研究生物炭与其联合的修复效果。同时要注意选择合适的作物(花卉、苗木等),避免重金属进入食物链危害动物和人类的健康。

参考文献:

- [1] PENG J Y, ZHANG S, HAN Y, et al. Soil heavy metal pollution of industrial legacies in China and health risk assessment[J]. Science of the total environment, 2022, 816: 151632.
- [2] LONG Z, HUANG Y, ZHANG W, et al. Effect of different industrial activities on soil heavy metal pollution, ecological risk, and health risk[J]. Environmental monitoring and assessment, 2021, 193(1): 20.
- [3] CHENG S, CHEN T, XU W, et al. Application research of biochar for the remediation of soil heavy metals contamination: A review[J]. Molecules, 2020, 25(14).
- [4] 王兴利, 王晨野, 吴晓晨, 等. 重金属污染土壤修复技术研究进展[J]. 化学与生物工程, 2019, 36(2): 1-7, 11.
- [5] LI H, DONG X, DA SILVA E B, et al. Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications[J]. Chemosphere, 2017, 178: 466-478.

- [6] WEI Z, VAN L Q, PENG W, et al. A review on phytoremediation of contaminants in air, water and soil[J]. Journal of hazardous materials, 2021, 403:123658.
- [7] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. 国土资源通讯, 2014.
- [8] 魏洪斌, 罗明, 吴克宁, 等. 长江三角洲典型县域耕地土壤重金属污染生态风险评价[J]. 农业机械学报, 2021, 52(11):200-209, 332.
- [9] 李静文, 高程, 贺玉龙, 等. 川西北某乡镇农用地土壤重金属污染评价[J]. 安徽农业科学, 2021, 49(23):97-101, 105.
- [10] 彭翠英, 李志良, 黄微, 等. 湘江中游衡阳-株洲段沉积物几种典型重金属的污染特征及其生态风险评价[J]. 南华大学学报(自然科学版), 2019, 33(4):89-96.
- [11] 刘俊, 朱允华, 胡劲松, 等. 湘江中游江段沉积物重金属污染特征及生态风险评价[J]. 生态与农村环境学报, 2017, 33(2):135-141.
- [12] 沈洪艳, 安冉, 师华定, 等. 湖南省某典型流域农用地土壤重金属污染及影响因素[J]. 环境科学研究, 2021, 34(3):715-724.
- [13] LIANG J, FENG C, ZENG G, et al. Spatial distribution and source identification of heavy metals in surface soils in a typical coal mine city, Lianyuan, China[J]. Environmental pollution, 2017, 225:681-690.
- [14] LIU Z, ZHANG Q, HAN T, et al. Heavy metal pollution in a soil-rice system in the Yangtze River region of China[J]. International Journal of Environmental Research and public health, 2016, 13(1):63.
- [15] 游来勇, 王昌全, 罗娟, 等. Cd胁迫对水稻生长及内源激素含量的影响[J]. 生态环境学报, 2015, 24(5):860-865.
- [16] ARMIENTA M A, BELTRÁN M, MARTÍNEZ S, et al. Heavy metal assimilation in maize (*Zea mays L.*) plants growing near mine tailings[J]. Environmental geochemistry health, 2020, 42(8):2361-2375.
- [17] 张琦, 李仁英, 徐向华, 等. 土壤镉污染对小麦生长及镉吸收的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2019, 36(4):522-527.
- [18] TEPANOSYAN G, SAHAKYAN L, BELYAEVA O, et al. Continuous impact of mining activities on soil heavy metals levels and human health[J]. Science of the total environment, 2018, 639:900-909.
- [19] FATIMA G, RAZA A M, HADI N, et al. Cadmium in human diseases: It's more than just a mere metal[J]. Indian journal of clinical biochemistry, 2019, 34(4):371-378.
- [20] ZHOU C C, HE Y Q, GAO Z Y, et al. Sex differences in the effects of lead exposure on growth and development in young children[J]. Chemosphere, 2020, 250:126294.
- [21] BULCKE F, DRINGEN R, SCHEIBER I F. Neurotoxicity of copper[J]. Advances in neurobiology, 2017, 18:313-343.
- [22] WANG C, ALIDOUST D, YANG X, et al. Effects of bamboo biochar on soybean root nodulation in multi-elements contaminated soils[J]. Ecotoxicology and environmental safety, 2018, 150:62-69.
- [23] KONG L L, LIU W T, ZHOU Q X. Biochar: an effective amendment for remediating contaminated soil[J]. Reviews of environmental contamination and toxicology, 2014, 228:83-99.
- [24] TANG J, ZHU W, KOOKANA R, et al. Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil[J]. Journal of bioscience and bioengineering, 2013, 116(6):653-659.
- [25] 邵佳, 赵远来, 冯琰玉, 等. 生物质炭对长期铅镉复合污染土壤微生物群落丰度及活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(1):66-74.
- [26] 汪玉瑛, 计海洋, 吕豪豪, 等. 羊栖菜生物炭对镉污染土壤性质及镉形态的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(6):1132-1140.
- [27] VANNINI A, BIANCHI E, AVI D, et al. Biochar amendment reduces the availability of Pb in the soil and its uptake in lettuce[J]. Toxics, 2021, 9(10):268.
- [28] DIAO Y, ZHOU L, JI M, et al. Immobilization of Cd and Pb in soil facilitated by magnetic biochar: metal speciation and microbial community evolution[J]. Environmental science and pollution research, 2022, 71871-71881.
- [29] HE L, ZHONG H, LIU G, et al. Remediation of heavy metal contaminated soils by biochar: Mechanisms, potential risks and applications in China[J]. Environmental pollution, 2019, 252(Pt A):846-855.
- [30] RECHBERGER M V, KLOSS S, WANG S L, et al. Enhanced Cu and Cd sorption after soil aging of woodchip-derived biochar: What were the driving factors? [J]. Chemosphere, 2019, 216:463-471.
- [31] HU H, LI Z, XI B, et al. Responses of bacterial taxonomic attributes to mercury species in rhizosphere paddy soil under natural sulphur-rich biochar amendment[J]. Ecotoxicology and environmental safety, 2022, 229:113058.
- [32] TAN Z, WANG Y, ZHANG L, et al. Study of the mechanism of remediation of Cd-contaminated soil by novel biochars[J]. Environmental science and pollution research, 2017, 24(32):24844-24855.

- [33] 吴海霞,孙萍,卢爽,等. 浒苔生物炭促进土壤 Pb 固定并缓解植物 Pb 毒性[J]. 中国环境科学,2020,40(8): 3530-3538.
- [34] JIANG T Y, JIANG J, XU R K, et al. Adsorption of Pb (II) on variable charge soils amended with rice-straw derived biochar[J]. Chemosphere, 2012, 89(3): 249-256.
- [35] WAN Y, DEVEREUX R, GEORGE S E, et al. Interactive effects of biochar amendment and lead toxicity on soil microbial community [J]. Journal of hazardous materials, 2022, 425: 127921.
- [36] 李衍亮,黄玉芬,魏岚,等. 施用生物炭对重金属污染农田土壤改良及玉米生长的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(11): 2233-2239.
- [37] TIAN X, LI C, ZHANG M, et al. Biochar derived from corn straw affected availability and distribution of soil nutrients and cotton yield[J]. PLoS one, 2018, 13(1): e189924.
- [38] AZEEM M, JEYASUNDAR P, ALI A, et al. Cow bone-derived biochar enhances microbial biomass and alters bacterial community composition and diversity in a smelter contaminated soil[J]. Environmental research, 2022, 114278.
- [39] CAO X, MA L, GAO B, et al. Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine[J]. Environmental science & technology, 2009, 43(9): 3285-3291.
- [40] REN C, GUO D, LIU X, et al. Performance of the emerging biochar on the stabilization of potentially toxic metals in smelter-and mining-contaminated soils[J]. Environmental science pollution research, 2020, 27(35): 43428-38.
- [41] 谢言兰,张润花,黄兴学,等. 生物炭田间老化后理化性质的变化[J]. 湖南农业科学, 2022(2): 106-110.
- [42] 郭书亚,尚赏,张艳,汤其宁,等. 生物炭施用五年后对土壤生物化学特性及夏玉米产量的影响[J]. 土壤与作物, 2022, 11(3): 290-297.
- [43] 陈浮,朱燕峰,马静,等. 生物炭+速生植物对工业场地周边土壤镉污染原位修复[J]. 煤炭学报, 2021, 46(5): 1477-1486.
- [44] LENG L, HUANG H. An overview of the effect of pyrolysis process parameters on biochar stability [J]. Bioresource technology, 2018, 270: 627-642.
- [45] 李刘军,赵保卫,刘辉,等. 热解温度对玉米秸秆生物炭稳定性的影响[J]. 江苏农业科学, 2020, 48(9): 258-262.
- [46] LUO M, LIN H, HE Y, et al. The influence of corn-cob-based biochar on remediation of arsenic and cadmium in yellow soil and cinnamon soil[J]. Science of the total environment, 2020, 717: 137014.
- [47] HE X, HONG Z N, JIANG J, et al. Enhancement of Cd (II) adsorption by rice straw biochar through oxidant and acid modifications[J]. Environmental science pollution research, 2021, 28(31): 42787-42797.
- [48] 罗洋,刘方,任军. 重金属污染土壤的植物修复效果评价方法研究进展[J]. 应用化工, 2020, 49(3): 755-760.
- [49] MCGRATH S P, ZHAO F J. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils[J]. Current opinion in biotechnology, 2003, 14(3): 277-282.
- [50] SARWAR N, IMRAN M, SHAHEEN M R, et al. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives [J]. Chemosphere, 2017, 171: 710-721.
- [51] 郭松明,余海波,袁龙义. 近 20 年我国重金属超积累植物种质资源筛选研究进展[J]. 生态毒理学报, 2022, 17(2): 96-108.
- [52] YAN A, WANG Y, TAN S N, et al. Phytoremediation: A promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land [J]. Frontiers in plant science, 2020, 11: 359.
- [53] ZHANG T, YAN H, HE Z. Advances in molecular mechanisms of arsenic hyperaccumulation of *Pteris vittata* L [J]. Chinese journal of biotechnology, 2020, 36(3): 397-406.
- [54] HUANG R, DONG M, MAO P, et al. Evaluation of phytoremediation potential of five Cd (hyper)accumulators in two Cd contaminated soils [J]. Science of the total environment, 2020, 721: 137581.
- [55] 黎红亮,杨洋,陈志鹏,等. 花生和油菜对重金属的积累及其成品油的安全性[J]. 环境工程学报, 2015, 9(5): 2488-2494.
- [56] YUAN J, YANG Y, ZHOU X H, et al. A new method for simultaneous removal of heavy metals and harmful organics from rape seed meal from metal-contaminated farmland[J]. Separation and purification technology, 2019, 210: 1001-1007.
- [57] VERA-ESTRELLA R, GÓMEZ-MÉNDEZ M F, AMEZCUA-ROMERO J C, et al. Cadmium and zinc activate adaptive mechanisms in *Nicotiana tabacum* similar to those observed in metal tolerant plants [J]. Planta, 2017, 246(3): 433-451.
- [58] PLACIDO D F, LEE C C. Potential of industrial hemp for phytoremediation of heavy metals [J]. Plants (Basel), 2022, 11(5): 595.
- [59] 常银川,陈奕暄,窦源,等. 黑豆—油菜与大豆—油菜轮作模式土壤镉修复能力比较[J]. 作物研究, 2020, 34(2): 153-157.
- [60] 王可,杨林,陈思李,等. 木本植物修复土壤重金属污染的研究进展 [J]. 现代农业科技, 2019(14): 172-173+180.
- [61] 张邦裕,冯清玉,薛烨,等. 福州普通公路主要绿化树种

- 重金属的累积特征、季节变化及来源[J]. 应用与环境生物学报, 2022, 28(5): 1199-1208.
- [62] 曾鹏, 郭朝晖, 韩自玉, 等. 桑树(*Morus alba* L.)原位修复某尾矿区重金属污染土壤[J]. 环境化学, 2020, 39(5): 1395-1403.
- [63] YU G, JIANG P, FU X, et al. Phytoextraction of cadmium-contaminated soil by *Celosia argentea* Linn.: A long-term field study [J]. Environmental pollution, 2020, 266 (Pt 1): 115408.
- [64] SARWAR N, IMRAN M, SHAHEEN M R, et al. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives [J]. Chemosphere, 2017, 171: 710-721.
- [65] CUI X, ZHANG J, WANG X., et al. A review on the thermal treatment of heavy metal hyperaccumulator: Fates of heavy metals and generation of products [J]. Journal of hazardous materials, 2021, 405: 123832.
- [66] GUO X, ZHANG S, LUO J, et al. Integrated glycolysis and pyrolysis process for multiple utilization and cadmium collection of hyperaccumulator *Sedum alfredii* [J]. Journal of hazardous materials, 2022, 422: 126859.
- [67] 李桂荣, 陈富凯, 贾胜勇, 等. 茄子秆生物炭联合黑麦草对土壤镉-苣复合污染修复的影响[J]. 河南农业科学, 2020, 49(9): 51-61.
- [68] RUBÉN F, ALFONSO R V, BEATRIZ C, et al. Comparison of the effects of compost versus compost and biochar on the recovery of a mine soil by improving the nutrient content [J]. Journal of geochemical exploration, 2017, 183: 46-57.
- [69] GHOSH D, MAITI S K. Biochar assisted phytoremediation and biomass disposal in heavy metal contaminated mine soils: a review [J]. International journal of phytoremediation, 2021, 23(6): 559-576.
- [70] 王琪, 张永波, 贾亚敏, 等. 有机肥和生物炭对重金属污染农田土壤肥力的影响[J]. 江苏农业科学, 2020, 48(1): 263-267.
- [71] JUN L, WEI H, AILI M, et al. Effect of lychee biochar on the remediation of heavy metal-contaminated soil using sunflower: A field experiment [J]. Environmental research, 2020, 188: 109886.
- [72] FENG W, YANG F, CEN R, et al. Effects of straw biochar application on soil temperature, available nitrogen and growth of corn [J]. Journal of environmental management, 2021, 277: 111331.
- [73] XU M, GAO P, WU J, et al. Biochar promotes arsenic sequestration on iron plaques and cell walls in rice roots [J]. Chemosphere, 2022, 288 (Pt 1): 132422.
- [74] 魏永霞, 石国新, 冯超, 等. 黑土区施加生物炭对土壤综合肥力与大豆生长的影响[J]. 农业机械学报, 2020, 51(5): 285-294.
- [75] 高文慧, 郭宗昊, 高科, 等. 生物炭与炭基肥对大豆根际土壤细菌和真菌群落的影响[J]. 生态环境学报, 2021, 30(1): 205-212.
- [76] REN T, CHEN N, WAN MAHARI W A, et al. Biochar for cadmium pollution mitigation and stress resistance in tobacco growth [J]. Environmental research, 2021, 192: 110273.
- [77] 司马小峰, 孟玉, 吴东彪, 等. 生物炭-超富集植物联合修复镉污染土壤的研究[J]. 安徽农业科学, 2021, 49(6): 80-84.
- [78] KIRAN B R, PRASAD M N V. Biochar and rice husk ash assisted phytoremediation potentials of *Ricinus communis* L. for lead-spiked soils [J]. Ecotoxicology and environmental safety, 2019, 183: 109574.
- [79] LI K, YANG B, WANG H, et al. Dual effects of biochar and hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. on the remediation of Cd-contaminated soil [J]. PeerJ, 2019, 7: e6631.
- [80] GASCO G, ALVAREZ M L, PAZ-FERREIRO J, et al. Combining phytoextraction by *Brassica napus* and biochar amendment for the remediation of a mining soil in Riotinto (Spain) [J]. Chemosphere, 2019, 231: 562-70.
- [81] RATHIKA R, SRINIVASAN P, ALKAHTANI J, et al. Influence of biochar and EDTA on enhanced phytoremediation of lead contaminated soil by *Brassica juncea* [J]. Chemosphere, 2021, 271: 129513.

责任编辑: 周安刚
英文校对: 王芬