

李玉婷,王聪颖,刘京昊,等. 老化生物炭对黑麦草累积重金属的影响[J]. 江苏农业科学,2020,48(1):242-247.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2020.01.045

老化生物炭对黑麦草累积重金属的影响

李玉婷,王聪颖,刘京昊,史志明

(山西大学环境与资源学院,山西太原 030006)

摘要:采用化学老化法制得老化生物炭,通过黑麦草盆栽试验,比较生物炭老化前后对土壤中重金属残留量的影响及黑麦草对重金属累积量的影响,探讨老化生物炭对土壤中重金属铅(Pb)、镉(Cd)、铬(Cr)生物有效性的影响。结果表明,与新鲜炭相比,老化生物炭增加了黑麦草的生物量和土壤中重金属的残留量,同时减少了黑麦草体内的重金属累积量。其中,5%老化生物炭处理的效果最为明显,可以使土壤中重金属 Pb、Cd、Cr 残留量分别增加 6.85%、13.83%、34.36%,使植物地上部分对 3 种金属的累积量分别减少 56.53%、55.68%、47.27%,使植物地下部分对 3 种金属的累积量分别减少 41.71%、21.79%、43.37%。此外,施加生物炭可以显著减少植物地上部分、地下部分的富集系数及转运系数,其中对 Cr 的作用效果最明显。生物炭老化后对重金属具有更强的吸附固定能力,能减少植物对重金属的累积,降低重金属的毒害效应,进而提高植物生物量。研究结果为生物炭的长期应用提供了理论依据。

关键词:老化生物炭;重金属;累积量;黑麦草;富集系数;转运系数

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2020)01-0242-06

重金属是土壤环境中一类重要的污染物,其在土壤中不断迁移转化和累积,再通过生物积累和生物放大效应对动植物及人体造成不可逆转的危害。作为矿产资源大省的山西省,由于其矿区土壤受采矿和冶炼产业发展的影响,重金属污染的形势更是十分严峻^[1]。因此,改善山西省矿区的生态环境刻

不容缓。

近年来,生物炭因具有丰富的含氧官能团、较大的比表面积、较高的 pH 值等理化性质^[2],并且具有有利于吸附固定金属离子、降低生物可累积性等优点而被广泛应用于修复重金属污染土壤。侯艳伟等研究了不同水稻秸秆的生物炭施用量(0、1%、5%)对湖南郴州、福建龙岩地区矿山周边重金属污染的农田土壤油菜产量、重金属累积和富集系数等的影响,发现龙岩地区土壤上的油菜产量在 1%、5%生物炭施用处理下均显着提高,而郴州土壤上的油菜产量在 1%生物炭施用处理下无明显变化,而在 5%生物炭施用处理下大幅度下降;与对照相比,

收稿日期:2019-09-16

作者简介:李玉婷(1994—),女,河南三门峡人,硕士研究生,主要研究方向为土壤污染修复与治理。E-mail: L15535365652@163.com。

通信作者:史志明,博士,副教授,主要从事土壤中外来物质的环境行为和生态效应领域的研究和教学工作。E-mail: shizhiming@sxu.edu.cn。

市圈土地集约利用评价[J]. 水土保持研究,2014,21(1): 183-187.

[11]张俊峰,张安录,程 龙,等. 基于生态位适宜度的农村居民点布局研究——以武汉市新洲区为例[J]. 水土保持研究,2013, 20(3):71-77.

[12]姜 超,雷国平,王诗雨,等. 宝泉岭垦区农村居民点用地集约利用评价[J]. 水土保持研究,2013,20(2):223-228.

[13]朱庄瑞,吕 萍. 中国城市土地节约集约利用政策有效性区域差异研究——基于全国 105 个城市地价监测点调查问卷的分析和 建议[J]. 中国人口·资源与环境,2015,25(12):129-137.

[14]吴正海. 我国新型城镇化进程中的城市土地集约利用问题研究 [J]. 经济研究参考,2015(61):58-65.

[15]吕 晓,牛善栋,黄贤金,等. 基于内容分析法的中国节约集约 用地政策演进分析[J]. 中国土地科学,2015,29(9):11-

18,26.

[16]孙平军,吕 飞,修春亮,等. 新型城镇化下中国城市土地节约 集约利用的基本认知与评价[J]. 经济地理,2015,35(8): 178-183,195.

[17]庄少勤,史家明,管韬萍,等. 以土地综合整治助推新型城镇化 发展——谈上海市土地整治工作的定位与战略思考[J]. 上海 城市规划,2013(6):7-11.

[18]关国锋,马龙泉,汤永玲. 肇东市建设用地节约集约评价研究 [J]. 测绘与空间地理信息,2015,38(8):63-66.

[19]翟文侠,黄贤金,张 强,等. 基于层次分析的城市开发区土地 集约利用研究——以江苏省为例[J]. 南京大学学报(自然科 学版),2006,42(1):96-102.

[20]林 坚,张 沛,刘诗毅. 论建设用地节约集约利用评价的技术 体系与思路[J]. 中国土地科学,2009,23(4):4-10.

施用生物炭后,郴州、龙岩土壤上油菜的可食用部分铅(Pb)、镉(Cd)的质量分数均呈下降趋势,且富集系数均减小^[3]。甘文君等利用秸秆生物炭对某电镀厂污染场地重污染区域土壤进行稳定化试验,发现生物炭能够促进污染土壤中重金属向残渣态转变,因此可见,生物炭对该污染土壤有明显的稳定化作用,其中对铬的作用效果最明显^[4]。但是,生物炭存留在土壤中并不意味着它保持不变,其理化性质将随着时间的延长而发生改变,一般将这个�过程视为生物炭“老化”^[5]。一些通过化学氧化方法研究老化生物炭的报道表明,老化反应可以改变生物炭的理化性质,如增加表面的羧基、羰基等含氧官能团^[6-7]和比表面积^[8]。因此,老化生物炭对污染物环境行为的影响可能不同于新鲜生物炭。在一些研究中,生物炭经过适当的老化改性后,可以增强其反应活性,提高其对污染物的吸附-固定作用^[9],但是也存在与此不同的研究结果。如在 Uchimiya 等的研究中,老化生物炭虽然提高了对 Pb、铜(Cu)、锌(Zn)离子的吸附量,但却促进了硒(Se)的解吸^[6]。Qian 等的研究表明,尽管老化生物炭的含氧官能团(羧基、羟基)增加了,但它对铝(Al)的吸附能力显著低于新鲜炭^[10]。因此可见,生物炭老化后是否能保持对重金属的钝化能力,从而降低其生物可累积性,关乎该修复剂的长期应用前景,值得深入研究。

本研究以玉米秸秆为原料制备新鲜炭和老化炭,通过黑麦草盆栽试验,比较 2 种炭对土壤中重金属[Pb、Cd、铬(Cr)]残留量及黑麦草对重金属累积量的影响,以期为生物炭在重金属污染土壤修复中的长期应用提供理论依据。

1 材料与方 法

1.1 供试材料

污染土壤采自山西省吕梁市离石某煤矿区(37°27'49.63"N,111°10'19.91"E)。采集表层 0~15 cm 土壤后,立即运往实验室,风干,去除土壤样品中的块根、石砾等杂质,过 2 mm 筛,保存备用。取一部分土壤样品测定其理化性质。土壤的 pH 值为 7.86,有机质含量为 0.89%。土壤为粉沙质壤土,其中粉沙粒含量为 85%,黏粒含量为 15%,不存在沙粒。此外,土壤中 Pb 含量为 124.27 mg/kg,Cd 含量为 1.27 mg/kg,Cr 含量为 89.91 mg/kg。黑麦草(*Lolium perenne* L.)种子采购自太原市现代农业

研究中心。用于制备生物炭的玉米秸秆采自太原市郊的农田,采回后风干、剪切,保存备用。

1.2 生物炭的制备

新鲜生物炭(BC)的制备方法详见文献^[11],老化生物炭(OBC)由氧化剂结合干湿和冻融交替循环法老化新鲜生物炭得到^[12]。新鲜生物炭和老化生物炭的理化性质参照笔者已有的研究结果^[12]。对生物炭进行元素分析和傅里叶红外光谱分析可知,生物炭老化后的含氧量增加,含氧官能团的数量和种类也显著增加,其他理化性质在此不再赘述。

1.3 试验设计

人工污染土的准备:配制硝酸铅[Pb(NO₃)₂]、硝酸镉[Cd(NO₃)₂·4H₂O]和重铬酸钾(K₂Cr₂O₇)溶液,并添加到土壤样品中,使 Pb、Cd、Cr 的最终浓度分别为 1 000、10、300 mg/kg。将污染土壤于暗处避光平衡 2 周,并保持土壤水分含量为田间持水量的 60%。

取 2.0 kg 污染土壤置于塑料花盆(高 20.0 cm、直径 28.0 cm)中,按 0.0%、2.0%、5.0% 的质量分数分别向土壤中添加新鲜生物炭(BC)和老化生物炭(OBC),分别标记为 CK、2BC、5BC、2OBC、5OBC,每个处理设置 3 个平行。充分混匀后,保持土壤水分含量为田间持水量的 60%。置于温室中平衡 14 d 后,播种黑麦草种子。每盆播种 1.0 g 黑麦草种子,置于室温下培养,培养周期自 2016 年 10 月 20 日开始至 2017 年 1 月 22 日结束,共 3 个月。其间,每隔 1 d 浇灌蒸馏水以维持土壤中的含水率。培养结束后,分别收获植物样品并采集土壤样品。植物样品的处理:对黑麦草进行整株收获,用自来水洗掉植物上附着的微量泥土颗粒,再用蒸馏水清洗,然后用滤纸吸掉植物上多余的水分,称量并记录鲜质量。然后将整株植物样品分为地上部分、地下部分分别冷冻干燥,并用铝箔纸包裹,放置在冰箱中,于 -20 ℃ 保存备用。土壤样品的处理:收集土壤样品,混匀过筛(2 mm)后,用标记好的铝箔纸包裹,放置在冰箱中,于 4 ℃ 保存。

1.4 重金属的测定

土壤样品的处理:取土壤样品(0.500 0 ± 0.000 2) g,使用硝酸、过氧化氢、高氯酸混合溶液(体积比为 5:5:1)作为消解液,通过微波消解提取土壤中的 3 种重金属,消解仪的升温程序见表 1。消解结束后,将消解液过滤(用 0.45 μm 针头过滤器),使用 1% 硝酸定容至 50.0 mL,通过火焰原子吸

表1 微波消解仪的升温程序

升温时间 (min)	消解温度 (℃)	保持时间 (min)
20	120	5
10	160	10
10	190	20

收分光光度法测定重金属含量。

植物样品的处理:称取植物样品地上部分(0.300 0 ± 0.000 2) g,地下部分(0.100 0 ± 0.000 2) g,使用浓硝酸和过氧化氢混合酸(体积比为1:1)作为消解液,通过微波消解提取植物体内累积的重金属,过滤、定容至50.0 mL,通过石墨炉原子吸收分光光度法测定重金属含量。

1.5 数据分析

本试验使用 Excel 2007、SPSS 17.0 软件对试验数据进行分析。对数据使用方差分析(ANOVA),并采用 LSD(最小显著性差异法)多重比较法进行显著性检验分析,当 $P < 0.05$ 时,表明处理间具有显著差异,当 $P > 0.05$ 时,表明处理间差异不显著。使用 Origin 8.0 软件进行绘图。

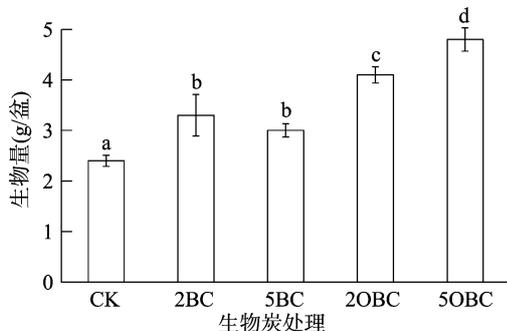
2 结果与分析

2.1 生物炭对黑麦草生物量的影响

由图1可以看出,经过3个月的培养,对照(不添加炭)的生物量最少,为2.40 g/盆,相比之下可以看出,施加2种生物炭后均能显著增加黑麦草的生物量($P < 0.05$)。其中,2BC、5BC处理的生物量分别为3.30、3.00 g/盆,2个施加量之间的差异并不显著;而施加老化生物炭的2OBC、5OBC处理,其生物量分别为4.10、4.80 g/盆,且2个施加量之间差异显著($P < 0.05$)。此外,施加OBC的生物量显著高于施加BC的生物量($P < 0.05$),即使在相同施加量下也是如此。可以看出,在重金属污染土壤中,施加生物炭,特别是施加老化生物炭,能够促进黑麦草的生长。

2.2 土壤中重金属的残留量

如图2-a所示,3个月培养周期结束后,土壤中的Pb在对照中的残留量为862.38 mg/kg,在新鲜炭2BC、5BC处理下,其残留量分别为823.73、887.67 mg/kg,存在显著差异($P < 0.05$)。在老化炭2OBC、5OBC处理下,其残留量分别为864.49、921.43 mg/kg,也具有显著差异($P < 0.05$)。与对照组相比,2种炭在低剂量下对土壤中的Pb残留量



图柱上标有不同小写字母表示各处理组间之间存在显著差异($P < 0.05$)。下同

图1 生物炭对黑麦草生物量的影响

均无显著影响,仅高剂量的老化炭处理能显著增加土壤中Pb的残留量($P < 0.05$),增加了6.85%。

由图2-b可以看出,Cd在土壤中的残留规律与Pb不同,在低剂量施炭条件下,新鲜炭2BC处理、老化炭2OBC处理的土壤Cd残留量分别为6.70、7.10 mg/kg,均低于对照的7.52 mg/kg,且2BC处理与对照间具有显著差异($P < 0.05$),而2OBC处理与对照间的差异不显著。在高剂量施炭条件下,新鲜炭5BC处理、老化炭5OBC处理的土壤Cd残留量分别为8.18、8.56 mg/kg,均显著高于对照组($P < 0.05$)。由此可见,2种炭在高剂量下能显著提高土壤中的Cd残留量。

由图2-c可以看出,Cr在土壤中的残留量规律与上述2种金属不同,无论是新鲜炭,还是老化炭处理,其土壤中Cr的残留量都显著高于对照($P < 0.05$),例如,对照组的Cr残留量为37.89 mg/kg,而新鲜炭2BC、5BC处理的残留量分别为40.86、47.01 mg/kg,老化炭2OBC、5OBC处理的残留量分别为44.51、50.91 mg/kg。在同种炭处理下,炭的施加量越大,土壤中Cr的残留量越高。而不同处理下Cr残留量的大小依次为5OBC > 5BC > 2OBC > 2BC > CK。高剂量的老化炭处理组中Cr的残留量最高,与对照组间的差异最大,影响最明显,增加了34.36%。

2.3 黑麦草体内(地上部分、地下部分)重金属的累积量

由图3可以看出,黑麦草对不同重金属的累积量有所不同。Pb是3种金属中累积量较多的,与对照相比,新鲜炭、老化炭中地上部的Pb累积量分别占对照的61.75%~93.81%、43.47%~77.22%;根部Pb累积量分别占对照的61.57%~76.82%、58.29%~82.29%。在相同的生物炭施加量下,黑

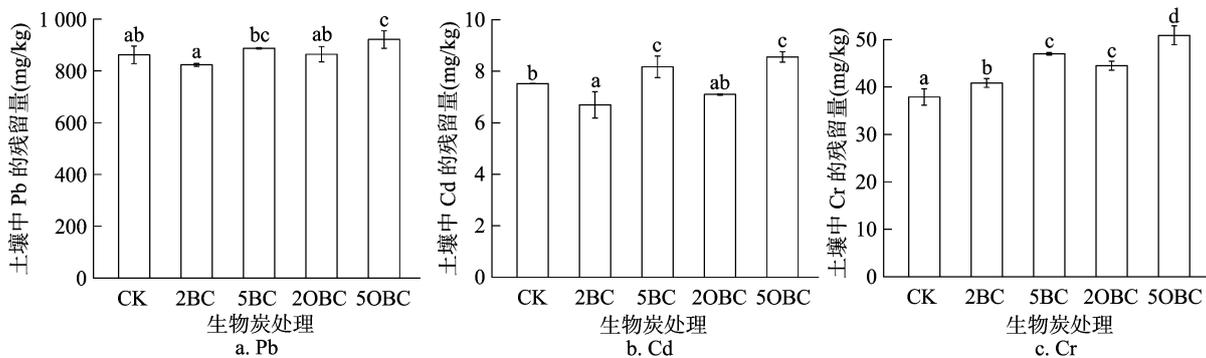
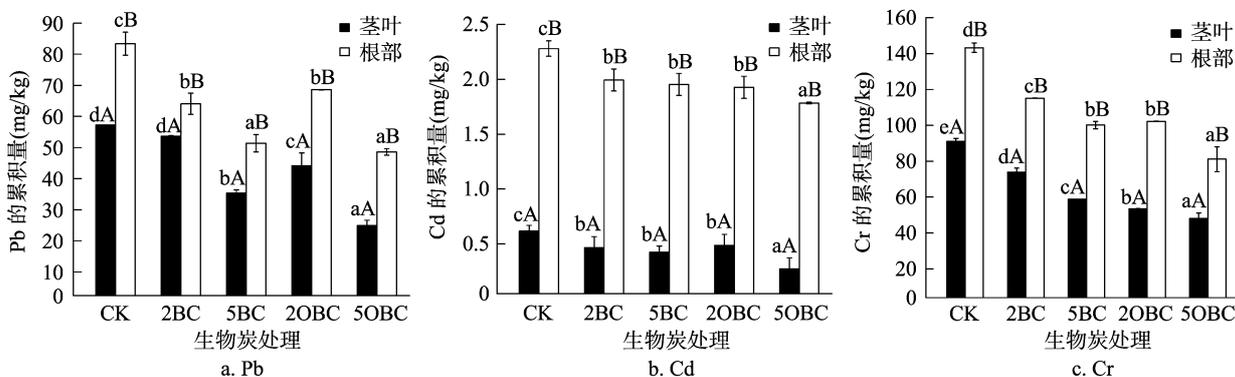


图2 土壤中 Pb、Cd、Cr 的残留量

麦草茎叶对 Pb 的积累量表现为 5OBC < 5BC, 2OBC < 2BC, 即老化炭在减少黑麦草地上部对 Pb 的累积效果上显著高于新鲜炭 ($P < 0.05$), 而 2 种生物炭在减少黑麦草地下部(根部)对 Pb 的累积效果上并无显著差异。Cd 是 3 种金属中积累量最少的元素, 与对照相比, 新鲜炭、老化炭中地上部的 Cd 积累量分别占对照的 68.64% ~ 76.68%、44.32% ~ 78.92%; 根部的 Cd 积累量分别占对照的 86.67% ~ 87.43%、78.21% ~ 84.50%; 在降低积累量的效果方面, 新鲜炭 2 种剂量与低剂量的老化炭处理之间没有显著差

异, 但与高剂量的老化炭处理间具有显著差异 ($P < 0.05$)。Cr 是 3 种金属中积累最多的元素, 与对照相比, 新鲜炭、老化炭中地上部的 Cr 积累量分别占对照的 64.61% ~ 81.05%、52.73% ~ 58.66%; 根部 Cr 积累量分别占对照的 69.91% ~ 80.30%、56.63% ~ 71.35%。由此可见, 老化炭处理组的黑麦草体内重金属减少量最为明显, 且植物地上部分对 3 种金属 Pb、Cd、Cr 的积累量分别减少了 56.53%、55.68%、47.27%, 植物地下部分对 3 种金属的积累量分别减少了 41.71%、21.79%、43.37%。



标有不同大写字母代表同一处理组内不同部位间差异显著 ($P < 0.05$), 同一部位的不同处理间标有不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$)

图3 黑麦草体内 Pb、Cd、Cr 积累量的变化

2.4 黑麦草对重金属的富集和转运

为了更好地描述黑麦草对土壤中重金属的吸收富集能力, 笔者计算了黑麦草对 3 种重金属的富集系数^[13]和转运系数^[14]。富集系数指的是植物体内某污染物浓度与其生存环境中该污染物浓度的比值, 而转运系数指的是植物地上部分金属含量与地下部分金属含量的比值, 代表植物将重金属从地下部向地上部转运的能力。由表 2 可以看出, 施加新鲜炭后, 黑麦草的 Pb 富集系数为 0.04 ~ 0.08, Cd 富集系数为 0.05 ~ 0.30, Cr 富集系数为 1.25 ~ 2.82; 施加氧化炭后, 黑麦草的 Pb 富集系数为 0.03 ~ 0.08, Cd 富集系数为 0.03 ~ 0.27, Cr 富集系数为

0.95 ~ 2.30。由此可见, 黑麦草对土壤中重金属的富集能力强弱排序为 Pb < Cd < Cr。通过以上计算分析可知, 施加高剂量的新鲜炭、氧化炭处理组黑麦草富集的重金属明显低于对照组、低剂量处理组, 且 5OBC 的富集系数最小, 由此可见, 高剂量的氧化炭更能有效控制土壤重金属在黑麦草体内的积累。

从表 3 可以看出, 施加新鲜炭后, 黑麦草的 Pb 转运系数为 0.69 ~ 0.84, Cd 转运系数为 0.22 ~ 0.23, Cr 转运系数为 0.59 ~ 0.64; 施加氧化炭后, 黑麦草的 Pb 转运系数为 0.51 ~ 0.64, Cd 转运系数为 0.15 ~ 0.25, Cr 转运系数为 0.52 ~ 0.59。因此可见, Cd 在黑麦草体内从根系转运到茎叶的能力最

表 2 生物炭施用对黑麦草富集系数的影响

生物炭处理	茎叶富集系数			根部富集系数		
	Pb	Cd	Cr	Pb	Cd	Cr
CK	0.07 ± 0.00aA	0.08 ± 0.01aA	2.41 ± 0.04aB	0.10 ± 0.00aA	0.30 ± 0.01aC	3.78 ± 0.07aD
2BC	0.07 ± 0.00aA	0.07 ± 0.00A	1.81 ± 0.05bB	0.08 ± 0.00bA	0.30 ± 0.00aC	2.82 ± 0.00bD
5BC	0.04 ± 0.00cA	0.05 ± 0.01cA	1.25 ± 0.00cB	0.06 ± 0.00cA	0.24 ± 0.00cC	2.13 ± 0.04dD
2OBC	0.05 ± 0.00bA	0.07 ± 0.00bA	1.20 ± 0.00cB	0.08 ± 0.00bA	0.27 ± 0.00bC	2.30 ± 0.00cD
5OBC	0.03 ± 0.00dA	0.03 ± 0.00dA	0.95 ± 0.06dB	0.05 ± 0.00cA	0.21 ± 0.00dC	1.59 ± 0.14eD

注:表中数据均为平均值 ± 标准差 ($n=3$),不同小写字母代表同列数据之间具有显著差异 ($P<0.05$),不同大写字母代表同行数据之间具有显著差异 ($P<0.05$)。下表同。

表 3 生物炭施用对黑麦草转运系数的影响

生物炭处理	转运系数		
	Pb	Cd	Cr
CK	0.69 ± 0.03aA	0.27 ± 0.01aB	0.64 ± 0.02aA
2BC	0.84 ± 0.04bA	0.23 ± 0.00bcB	0.64 ± 0.02aC
5BC	0.69 ± 0.05aA	0.22 ± 0.03cB	0.59 ± 0.01bC
2OBC	0.64 ± 0.06aA	0.25 ± 0.00abB	0.52 ± 0.00cC
5OBC	0.51 ± 0.03cA	0.15 ± 0.00dB	0.59 ± 0.01bC

弱。且因为重金属 Pb、Cd、Cr 在黑麦草中的转运系数均小于 1,表明这 3 种重金属主要富集在黑麦草根部分。此外,高剂量的氧化炭处理组中黑麦草转运系数最小,由此可见,高剂量的氧化炭更能有效控制土壤重金属在黑麦草体系中从地下部向地上部转运的能力。

综上所述可以看出:(1)黑麦草根部分对 3 种重金属的累积量均显著高于茎叶 ($P<0.05$);(2)生物炭能够降低黑麦草地上、地下部分对重金属的累积,且降低效果随着施加量的增加而增强;(3)在相同施加剂量下,氧化炭比新鲜炭更能明显降低黑麦草对重金属的累积 ($P<0.05$)。

3 讨论

由土壤中 3 种重金属 (Pb、Cd、Cr) 的残留量以及黑麦草对重金属的累积量可以看出,添加生物炭后土壤中 Pb、Cr 的残留量虽然增多,但植物茎叶和根部含量减少。因此,尽管土壤中一些重金属的含量相对较高,但是生物炭可以通过强烈的吸附作用来固定土壤中的重金属,抑制其从土壤向黑麦草体系的迁移和从黑麦草地下部向地上部的转移,进而降低了重金属对黑麦草的毒害作用,提高了黑麦草的生物量。此抑制效果表现为老化炭的作用优于新鲜炭,黑麦草对重金属的富集系数和转运系数也佐证了老化炭更能有效控制土壤重金属在黑麦草体系中的积累及从地下部向地上部转运的能力,从而达到固定重金属、减少生物有效性的目的。生物

炭表面丰富的含氧官能团使生物炭表面产生大量负电荷和较高的阳离子交换量,增强了土壤对阳离子的吸附能力^[15],进而固定了土壤中的重金属。Liu 等研究发现,增加了含氧官能团的水热炭对铜的吸附能力远高于减少了官能团的热解炭,且离子交换反应是水热炭的主要去除机制^[16]。Peng 等在施加生物炭后通过增加阳离子交换量、提高重金属与土壤之间的静电吸引力来去除重金属^[17]。其他研究认为,生物炭的含氧官能团显著增加了土壤表面的配位体,通过络合作用形成配位体-重金属络合物或沉淀物控制重金属的迁移转化^[18-19]。因此可见,3 种重金属 Pb、Cd、Cr 更易被高剂量的老化炭固定在土壤中,进而减少其在黑麦草体内的累积量,这可能与 OBC 具有相对较多含氧官能团(酚羟基、羧基和醇羟基等)有关。Uchimiya 等采用浓硫酸和浓硝酸氧化棉花壳生物炭,同样发现与未氧化的生物炭相比,富含羧基官能团的氧化生物炭显示出更高的 Pb、Cu、Zn 稳定能力^[6]。在本研究中,无论是施加新鲜炭和老化炭显著增加了土壤中 Cr 的残留量和减少了黑麦草茎叶、根部 Cr 的累积量,还是生物炭施用对重金属 Cr 的富集系数、转运系数变化的显著差异,都表明生物炭对重金属 Cr 的结合力大于另外 2 种金属。夏鹏等的研究结果与本研究结果类似,以热解制得的生物炭为钝化剂,施加到 Cr、Pb、Cu 单一和复合三级土壤中,促进了金属离子从可交换态向残渣态和可还原态转变,通过比较单一与复合污染土壤中重金属的含量发现,复合污染土壤中 Cr 的钝化率小幅度提高,而 Pb、Cu 的钝化率大幅度下降,因此可见,生物炭对复合污染土壤中 Cr 的钝化效果最佳^[20]。但 Caporale 等的研究结果与本研究不同,其研究结果表明,将重金属溶液直接加入柳枝生物炭内,Pb、Cr 对生物炭表面具有良好的亲和力,但生物炭对 Pb 的亲和力高于 Cr,且在二元系统中(即当同时施加 2 种金属时),Pb 对 Cr

的吸附显示出抑制作用^[21]。另外,将水稻秸秆施入 Pb、Cd 复合污染的土壤中发现,可以降低 Pb、Cd 的生物有效性,促进土壤对 Pb、Cd 的吸附,然而 Pb 和 Cd 之间存在复杂的竞争吸附和竞争活化的交互作用,导致生物炭对 Pb、Cd 呈现出不同的形态转化效应,但都是向更加稳定的状态转化^[22]。

4 结论

老化炭因对重金属具有更强的吸附固定能力,所以更能减少植物对重金属的累积,降低重金属的毒害效应,进而提高植物生物量,这一结果对于生物炭在土壤中的长期应用具有重要的指导意义。本研究的不足之处在于,老化炭是通过化学方法在实验室制备的,这与生物炭在土壤中的自然老化过程相比还是存在一定的差异,为此,需要对自然老化生物炭在污染土壤中的修复效果展开更深入的研究,从而为生物炭在土壤中的广泛和长期应用提供理论依据。

参考文献:

[1] 聂兴山. 孝义铝矿复垦土壤重金属污染潜在生态风险评价[J]. 中国水土保持科学,2018,16(1):116-122.

[2] 王宏胜,唐朝生,巩学鹏,等. 生物炭修复重金属污染土研究进展[J]. 工程地质学报,2018,26(4):1064-1077.

[3] 侯艳伟,池海峰,毕丽君. 生物炭施用对矿区污染农田土壤上油菜生长和重金属富集的影响[J]. 生态环境学报,2014(6):1057-1063.

[4] 甘文君,何跃,张孝飞,等. 秸秆生物炭修复电镀厂污染土壤的效果和作用机理初探[J]. 生态与农村环境学报,2012,28(3):305-309.

[5] Cheng C H, Lehmann J, Engelhard M H. Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2008, 72(6):1598-1610.

[6] Uchimiya M, Bannon D I, Wartelle L H. Retention of heavy metals by carboxyl functional groups of biochars in small arms range soil[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2012, 60(7):1798-1809.

[7] Wibowo N, Setyadhi L, Wibowo D, et al. Adsorption of benzene and toluene from aqueous solutions onto activated carbon and its acid and heat treated forms: influence of surface chemistry on adsorption[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 146(1/2):237-242.

[8] 杨兰,李冰,王昌全,等. 改性生物炭材料对稻田原状和外源镉污

染土钝化效应[J]. *环境科学*, 2016, 37(9):3562-3574.

[9] Xue Y W, Gao B, Yao Y, et al. Hydrogen peroxide modification enhances the ability of biochar (hydrochar) produced from hydrothermal carbonization of peanut hull to remove aqueous heavy metals: batch and column tests[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2012, 200/201/202:673-680.

[10] Qian L, Chen M, Chen B. Competitive adsorption of cadmium and aluminum onto fresh and oxidized biochars during aging processes[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(5):1130-1138.

[11] Wang C, Wang T, Li W, et al. Adsorption of deoxyribonucleic acid (DNA) by willow wood biochars produced at different pyrolysis temperatures[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2014, 50(1):87-94.

[12] 刘艳,王聪颖,史志明,等. 老化生物炭对小白菜积累重金属的影响[J]. 山西农业大学学报(自然科学版), 2019, 39(3):58-64.

[13] 刘冲,刘晓文,吴文成,等. 生物炭及炭基肥对油菜生长及吸收重金属的影响[J]. 中国环境科学, 2016, 36(10):3064-3070.

[14] 王风,王梦露,许堃,等. 生物炭施用对棕壤重金属镉赋存形态及油菜吸收镉的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(5):907-914.

[15] 高敬尧,王宏燕,许毛毛,等. 生物炭施入对农田土壤及作物生长影响的研究进展[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(10):10-15.

[16] Liu Z, Zhang F S, Wu J. Characterization and application of chars produced from pinewood pyrolysis and hydrothermal treatment[J]. *Fuel*, 2010, 89(2):510-514.

[17] Peng X, Ye L, Wang C, et al. Temperature- and duration-dependent rice straw-derived biochar: characteristics and its effects on soil properties of an ultisol in southern China[J]. *Soil & Tillage Research*, 2011, 112(2):159-166.

[18] Tong X J, Li J Y, Yuan J H, et al. Adsorption of Cu(II) by biochars generated from three crop straws[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2011, 172(2/3):828-834.

[19] Dong X, Ma L Q, Li Y. Characteristics and mechanisms of hexavalent chromium removal by biochar from sugar beet tailing[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 190(1/2/3):909-915.

[20] 夏鹏,王学江,张晶,等. 生物质炭对单一与复合污染土壤中铜、铅、铬的钝化作用[J]. 土壤通报, 2016, 47(1):192-197.

[21] Caporale A G, Pigna M, Sommella A, et al. Effect of pruning-derived biochar on heavy metals removal and water dynamics[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2014, 50(8):1211-1222.

[22] 高瑞丽,朱俊,汤帆,等. 水稻秸秆生物炭对镉、铅复合污染土壤中重金属形态转化的短期影响[J]. 环境科学学报, 2016, 36(1):251-256.