

张迪, 李婷, 方炫, 等. 钝化剂对土壤镉铅有效性和微生物群落多样性影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(12): 2729–2737.

ZHANG Di, LI Ting, FANG Xuan, et al. Effects of passivating agents on the availability of Cd and Pb and functional diversity of the microbial community in contaminated soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(12): 2729–2737.

钝化剂对土壤镉铅有效性和微生物群落多样性影响

张迪, 李婷, 方炫, 吴晓霞, 丁爱芳

(南京晓庄学院环境科学学院, 南京 211171)

摘要:为研究海泡石和生物炭两种钝化剂对镉铅复合污染土壤修复效果及微生物群落功能多样性的影响,以南京某蔬菜地土壤为研究对象,采用盆栽试验方法,研究海泡石和生物炭单施及配施条件下,土壤理化性质、土壤微生物群落功能多样性、土壤Cd、Pb有效态含量的变化以及萝卜和小白菜两种作物对Cd、Pb富集的影响。结果表明:海泡石和生物炭单施、混施均显著促进土壤Cd、Pb由酸溶态向残渣态转化,降低Cd、Pb生物有效性。其中,2.5%海泡石处理Cd、Pb有效态含量降幅最大,与对照相比,种植萝卜和小白菜的土壤Cd、Pb含量分别降低71.88%~75.44%和81.21%~84.52%。生物炭对土壤微生物活性影响显著,2.5%生物炭处理微生物对碳源利用能力最强,但微生物群落功能多样性未显著增加。添加海泡石和生物炭均减轻了萝卜和小白菜可食部位对Cd、Pb的富集,2.5%海泡石和1.25%海泡石与1.25%生物炭配施处理,萝卜可食部位Cd和Pb含量均满足《食品安全国家标准》(GB 2762—2017),但小白菜可食部位Pb含量超出安全标准。研究表明,从土壤环境质量和作物安全角度考虑,一般采取海泡石和生物炭配施进行重金属Cd-Pb复合污染土壤的修复,而且在中度Cd-Pb污染的菜地土壤中优先考虑种植萝卜类蔬菜。

关键词:海泡石;生物炭;镉铅复合污染;生物有效性;微生物群落多样性

中图分类号:X53 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2019)12-2729-09 doi:10.11654/jaes.2019-0838

Effects of passivating agents on the availability of Cd and Pb and functional diversity of the microbial community in contaminated soils

ZHANG Di, LI Ting, FANG Xuan, WU Xiao-xia, DING Ai-fang

(School of Environmental Science, Nanjing Xiaozhuang University, Nanjing 211171, China)

Abstract: The effects of sepiolite and biochar on the remediation of soil contaminated with cadmium and lead and the functional diversity of soil microbial community were studied. A pot experiment was conducted to investigate the effect of single and combined application of sepiolite and biochar on Cd-Pb contaminated soil samples collected from vegetable bases in Nanjing. Changes in soil physiochemical properties, functional diversity of soil microbial community, availability of soil Cd and Pb, and accumulation of Cd and Pb in radish (*Raphanus sativus* L.) and pakchoi (*Brassica chinensis* L.) were estimated. The results indicated that application of passivating agents could effectively promote the transformation of Cd and Pb from acid soluble to residual forms, and decrease the contents of available Cd and Pb in the tested soil. The largest degree of reduction for Cd and Pb contents was observed in the treatment with 2.5% sepiolite. Compared with the control treatment, the contents of soil available Cd and Pb decreased by 71.88%~75.44% and 81.21%~84.52% with radish and pakchoi, respectively. Biochar had a significant effect on soil microbial activity, and microorganisms exhibited the strongest ability of carbon source utilization upon treatment with 2.5% biochar. However, there was no significant increase in the functional diversity of soil microbial community. Application of sepiolite and biochar reduced the enrichment of Cd and Pb in edible parts of radish and pakchoi. The contents of Cd and Pb

收稿日期:2019-07-31 录用日期:2019-10-12

作者简介:张迪(1985—),女,山东烟台人,博士,讲师,从事重金属污染土壤治理与修复研究。E-mail:zhangdi@njxzc.edu.cn

基金项目:江苏省高校自然科学研究面上项目(19KJB610005);江苏省自然科学基金面上项目(BK20161118);南京晓庄学院校级科研项目(2018NXY52);国家自然科学基金项目(41871313)

Project supported: The Natural Science Foundation of the Jiangsu Higher Education Institutions of China (19KJB610005); The Natural Science Foundation of Jiangsu Province, China (BK20161118); The Scientific Research Project of Nanjing Xiaozhuang University (2018NXY52); The National Natural Science Foundation of China (41871313)

in edible parts of radish met the limit set by the *National Food Safety Standard of the People's Republic of China* (GB 2762—2017) upon treatment with 2.5% sepiolite and 1.25% sepiolite combined with 1.25% biochar. However, the content of Pb in the edible part of pakchoi exceeded the food safety standards. From the perspective of soil quality and crop safety, our results suggest that the combination of sepiolite and biochar is effective for the remediation of Cd-Pb contaminated soil, and root vegetables such as radish could be grown in soil contaminated with moderate amounts of Cd-Pb.

Keywords: sepiolite; biochar; Cd-Pb pollution; bioavailability; microbial community diversity

随着经济的高速发展和工业化进程的加速,我国耕地重金属污染问题日益突出,尤其镉(Cd)和铅(Pb)是农田土壤重金属污染的主要元素,对粮食作物的安全生产构成巨大威胁^[1-2]。但由于我国人口压力大,优质耕地资源短缺与粮食生产需求矛盾突出,不可能将污染土壤进行大规模休闲或采取工程措施、开展植物修复等;对农田重金属污染土壤而言,最有效的方式是采取化学钝化措施,尤其是对中轻度污染的农田土壤^[3]。大量研究发现海泡石和生物炭是两种应用广泛的钝化剂,对土壤重金属活性的降低具有较好的效果。例如,添加海泡石可以有效降低土壤可溶态Cd、Pb含量和水稻体内各部分重金属含量^[4];生物炭能够固定土壤中Cd、Pb,同时降低Cd、Pb对薄荷和小白菜等的毒性^[5-6]。但是大部分研究主要关注海泡石和生物炭对土壤重金属有效性的影响及在土壤-作物系统中的迁移,而对土壤微生物功能响应的研究较缺乏。

微生物是土壤中最活跃的组分,对环境的变化极为敏感,可以用作土壤质量变化的预测指标^[7]。土壤微生物生物量、微生物群落碳源代谢活性和功能多样性一般被用来作为重金属污染土壤的敏感指标。重金属污染对土壤微生物生态特征的影响结果存在差异,有促进作用、抑制作用或无明显影响,这主要是由于土壤微生物体系比较复杂,且受重金属种类和浓度以及土壤理化性质的共同作用^[8]。张雪晴等^[9]研究发现,铜矿区附近土壤中微生物的生物量随着重金属污染程度的增加而明显下降,群落功能多样性也降低;郭碧林等^[10]研究指出低浓度重金属污染能够促进微生物生长,土壤微生物生物量碳、氮随外源Cd胁迫浓度的增加表现为先上升后下降的趋势。钝化剂的添加在一定程度上能够改变土壤理化性质,降低土壤重金属活性,影响土壤微生态环境。因此,评价钝化剂修复重金属污染土壤效果时,不仅要关注重金属有效性的降低,更需要考虑其对微生物功能的影响。

基于此,本试验以南京某蔬菜地土壤为研究对象,通过盆栽试验方法,研究海泡石和生物炭单施及

配施对Cd-Pb复合污染土壤重金属有效性、土壤微生物群落多样性及作物富集Cd、Pb的影响,从土壤环境质量和蔬菜安全食用角度综合分析,为重金属污染土壤的修复提供理论支持。

1 材料与方法

1.1 供试材料

土壤样品采自南京城郊某蔬菜地,土壤类型为黄棕壤。采集表层0~20 cm土壤样品,自然风干,过2 mm尼龙筛,保存备用。同时用环刀采集10 cm和20 cm处原状土壤样品带回实验室,测定土壤田间持水量平均值为21%,土壤pH值6.34,有机碳含量26.69 g·kg⁻¹,速效氮含量105.16 mg·kg⁻¹,速效磷含量24.84 mg·kg⁻¹,Cd和Pb全量分别为1.37 mg·kg⁻¹和707.82 mg·kg⁻¹,有效态Cd和Pb含量分别为0.53 mg·kg⁻¹和28.45 mg·kg⁻¹。

供试钝化剂:海泡石为天然黏土矿物材料,含少量的白云石和滑石等杂质,主要成分为SiO₂、MgO和CaO,pH值8.54,比表面积24.32 m²·g⁻¹,孔径1.90 nm,Cd和Pb均未检出。生物炭采用水稻秸秆制备,在密闭环境下500℃高温炭化,并过0.149 mm筛,密封备用^[11]。生物炭pH值7.87,有机碳含量154.84 mg·kg⁻¹,Cd和Pb含量分别为0.026 mg·kg⁻¹和1.25 mg·kg⁻¹。

供试植物:小五樱萝卜(*Raphanus sativus* L.)和小白菜(*Brassica chinensis* L.),购于南京秋田种业研究所。两种作物生育期为40~50 d。

1.2 盆栽试验设计

试验共设7个处理:对照处理(T0),1.0%海泡石处理(T1),2.5%海泡石处理(T2),1.0%生物炭处理(T3),2.5%生物炭处理(T4),0.5%海泡石与0.5%生物炭配施处理(T5),1.25%海泡石与1.25%生物炭配施处理(T6),每个处理重复3次,其中海泡石和生物炭均按照质量比添加至土壤中。布置盆栽试验时,按照每盆4 kg土装入圆柱形塑料盆中(盆高和内径均为30 cm),同时加入钝化剂和化肥,搅拌均匀。化肥分

别施用尿素($N \geq 46.4\%$)、钙镁磷肥($P_2O_5 \geq 12\%$)和氯化钾($K_2O \geq 60\%$),化肥用量为:每千克土壤施入0.4 g N、0.5 g P和0.4 g K。水分调节至土壤田间持水量的65%,稳定一周后,分别将萝卜种子和小白菜种子播入土壤中,待其生长至幼苗期后将每盆定植为3株,随机摆放在温室中。试验期间定期用去离子水给作物浇水,49 d后萝卜和小白菜成熟收获。

1.3 样品采集及分析方法

1.3.1 样品采集

萝卜和小白菜成熟后整株收获,分别收集可食部位鲜样,带回实验室充分冲洗后,称取可食部位鲜质量。将鲜样放入鼓风干燥箱,经105℃杀青30 min,70℃下烘干至恒质量、称量,计算出萝卜和小白菜含水量分别为91%和95%,然后用粉碎机粉碎植物样品,保存备用。采集植物样品的同时,从每个盆中取土壤样品约100 g置于封口袋中,并带到实验室进行下一步处理。将采取的土壤样品分为两部分:一部分土壤样品经自然风干后,剔除生物残骸、植物碎片、碎石等,过2 mm尼龙筛后测定土壤pH值和有效态重金属含量,过0.149 mm筛后测定土壤有机碳含量及进行重金属化学形态分析;另一部分直接磨碎过2 mm筛测定土壤含水量和微生物指标。

1.3.2 分析方法

土壤:pH值采用无CO₂蒸馏水1:2.5土水比浸提,pH计(Orion Star™ A211,美国)测定;有机碳(SOC)含量采用水合热重铬酸钾氧化-比色法测定^[12]。Cd和Pb有效态含量采用0.01 mol·L⁻¹ CaCl₂以1:5土水比提取^[13],形态分布采用BCR连续提取法^[14],Cd和Pb含量用ICP-MS(Agilent 7500,美国)测定。土壤样品分析时插入国家标准物质GBW07450进行质量控制。

土壤微生物量碳、氮含量采用氯仿熏蒸-浸提,所得滤液用TOC仪(Multi N/C 3100,德国)测定微生物生物量^[15-16]。

$$\text{微生物生物量碳(MBC)} = (\text{熏蒸碳} - \text{未熏蒸碳}) \times 2.64$$

$$\text{微生物生物量氮(MBN)} = (\text{熏蒸氮} - \text{未熏蒸氮}) \times 1.85$$

土壤微生物群落功能多样性的测定采用Biolog平板分析法,将接种的ECO板于25℃培养,分别于24、48、72、96、120、144、168 h在590 nm测定吸光度(OD)值^[17]。Biolog ECO微平板和Biolog Reader购自美国BIOLOG公司(BIOLOG, Hayward, 美国)。

植物:萝卜和小白菜可食部位的重金属含量测定用HNO₃和H₂O₂(4 mL/3 mL)消化,消化液用ICP-MS(Agilent 7500,美国)测定。植物样品分析时插入国家标准物质GBW10015(菠菜)进行质量控制。

1.4 数据处理方法

数据的方差分析和相关分析均采用SPSS 16.0软件,处理间差异显著性分析采用LSD检验法,用Origin 8.5作图,分析结果采用多次重复实验的平均值±标准误差表示。

2 结果与分析

2.1 钝化剂对土壤pH值和SOC含量的影响

钝化剂对种植萝卜和小白菜的土壤pH值和SOC的影响如表1所示。海泡石和生物炭的施用对土壤pH值影响较大,与T0处理相比,种植萝卜和小白菜的土壤pH值分别增加0.17~0.43个和0.07~0.35个单位,且海泡石对土壤pH值的影响要高于生物炭,但种植萝卜和小白菜的土壤pH值差异不明显。与T0处理相比,添加生物炭的处理SOC含量增加显著,种植

表1 钝化剂对种植萝卜和小白菜的土壤pH值和SOC含量的影响

Table 1 Effects of passivating agents on soil pH and SOC with radish and pakchoi

处理 Treatments	种植萝卜土壤 Soil for radish grown		种植小白菜土壤 Soil for pakchoi grown	
	pH(2.5:1)	有机碳 SOC/g·kg ⁻¹	pH(2.5:1)	有机碳 SOC/g·kg ⁻¹
T0	6.32±0.37d	22.43±2.87d	6.34±0.29c	21.78±2.65d
T1	6.57±0.39bc	22.52±2.16d	6.56±0.48ab	22.27±2.97d
T2	6.75±0.51a	22.44±1.91d	6.69±0.42a	22.43±2.58d
T3	6.49±0.72cd	31.45±4.42b	6.41±0.35bc	30.79±3.82ab
T4	6.63±0.63ab	34.59±5.28a	6.58±0.51ab	33.65±4.37a
T5	6.55±0.28bc	28.16±2.25c	6.51±0.33ab	26.41±1.52c
T6	6.69±0.45ab	30.75±2.34bc	6.62±0.42a	29.83±2.77b

注:表中同列标有不同小写字母表示各处理间差异显著($P < 0.05$)。下同。

Note: Significant differences ($P < 0.05$) among treatments are indicated by different lowercase letters. The same below.

萝卜和小白菜的土壤 SOC 含量增加幅度分别为 25.55%~54.21% 和 21.26%~54.50%, T4 处理土壤 SOC 含量最高, 仅施海泡石的处理(T1 和 T2) SOC 含量无明显变化。

2.2 钝化剂对土壤 Cd 和 Pb 有效性及形态变化的影响

钝化剂施用对种植萝卜和小白菜的土壤 Cd 和 Pb 有效态含量的影响如图 1 所示。与 T0 处理相比, 所有添加钝化剂处理的土壤有效态 Cd 和 Pb 含量均显著降低, 种植萝卜的土壤有效态 Cd 和 Pb 含量降幅分别为 49.12%~75.44% 和 57.94%~84.52%; 种植小白菜的土壤有效态 Cd 和 Pb 含量降幅分别为 42.19%~71.88% 和 54.85%~81.21%。Cd 和 Pb 含量最大降幅均在 T2 处理。

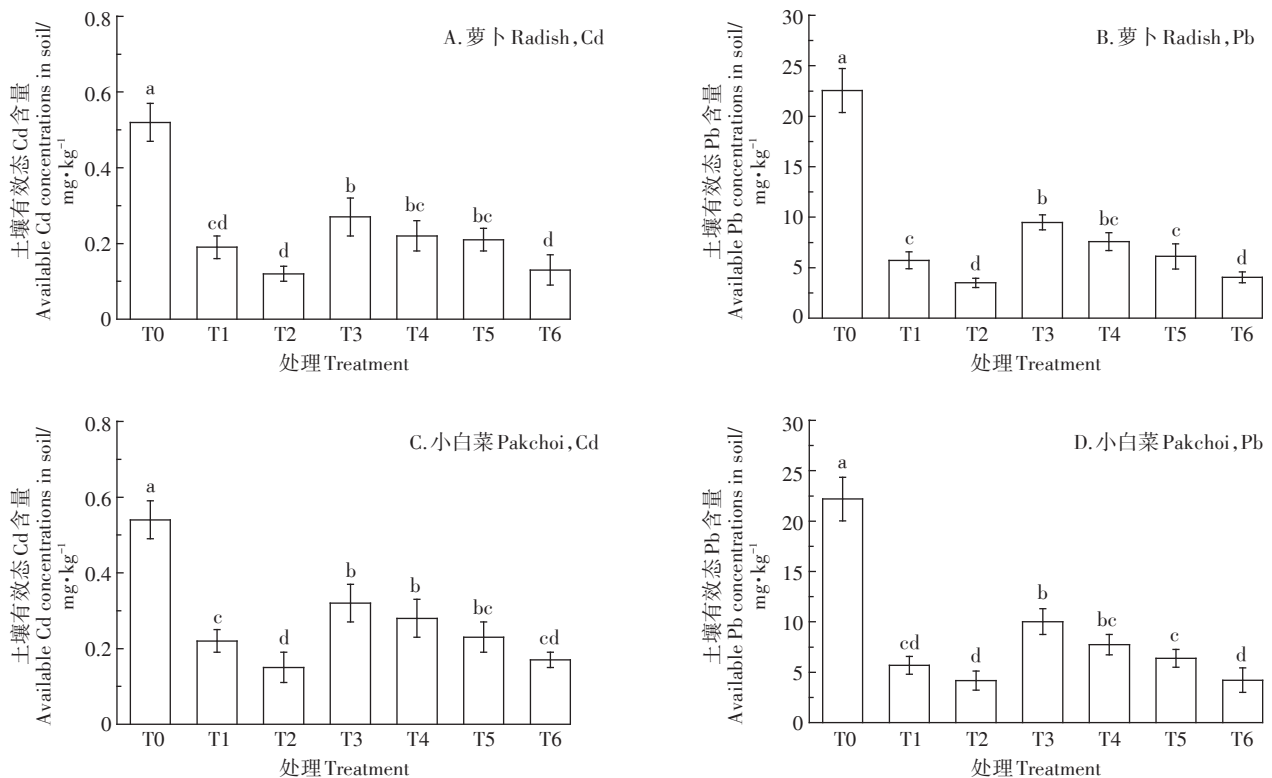
本研究以种植萝卜土壤的 Cd 和 Pb 化学形态变化为研究对象, 探讨钝化剂施用对土壤 Cd 和 Pb 化学形态的影响。由图 2 可见, T0 处理中, 土壤 4 种形态 Cd 的分布规律是酸溶态>可还原态>可氧化态>残留态, 添加钝化剂后土壤酸溶态 Cd 含量降低, 残留态 Cd 含量增加; 其中单施海泡石处理(T1 和 T2) Cd 残留态增幅最大, 较 T0 处理增加 1.11~1.28 倍。但 1.0% 和

2.5% 钝化剂用量下, 土壤 Cd 各化学形态占比无明显差异。与 Cd 形态分布不同, T0 处理 4 种形态 Pb 的分布规律是可还原态>酸溶态>可氧化态>残留态, 添加钝化剂后可还原态 Pb 含量和残渣态 Pb 含量都呈现出增加趋势, 与 T0 处理相比, 单施海泡石处理(T1 和 T2) 和海泡石与生物炭配施处理(T5 和 T6) 的酸溶态 Pb 含量显著降低, 降幅分别为 45.74%~51.87% 和 47.65%~48.77%。

2.3 钝化剂对土壤微生物性质的影响

由表 2 可知, 施用钝化剂不同程度地增加了土壤 MBC 和 MBN 的含量。与 T0 处理相比, 单施海泡石处理(T1 和 T2) MBC 和 MBN 含量略有增加, 但未达到显著水平; 单施生物炭处理(T3 和 T4) 和海泡石与生物炭配施处理(T5 和 T6) MBC 和 MBN 含量增加显著 ($P<0.05$), 其中, T4 处理 MBC 和 MBN 含量最高, 分别为 $167.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $60.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 较 T0 处理分别增加 0.87 倍和 1.55 倍。但 T3、T4 和 T6 处理间差异不显著。

钝化剂对土壤微生物平均吸光值(AWCD)的影响如图 3 所示。所有处理土壤微生物群落 AWCD 值



图中不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。下同
The different lowercase letters indicate significant differences ($P<0.05$) among treatments. The same below

图 1 钝化剂对萝卜和小白菜土壤有效态 Cd 和 Pb 含量的影响

Figure 1 Effects of passivating agents on the concentrations of soil available Cd and Pb

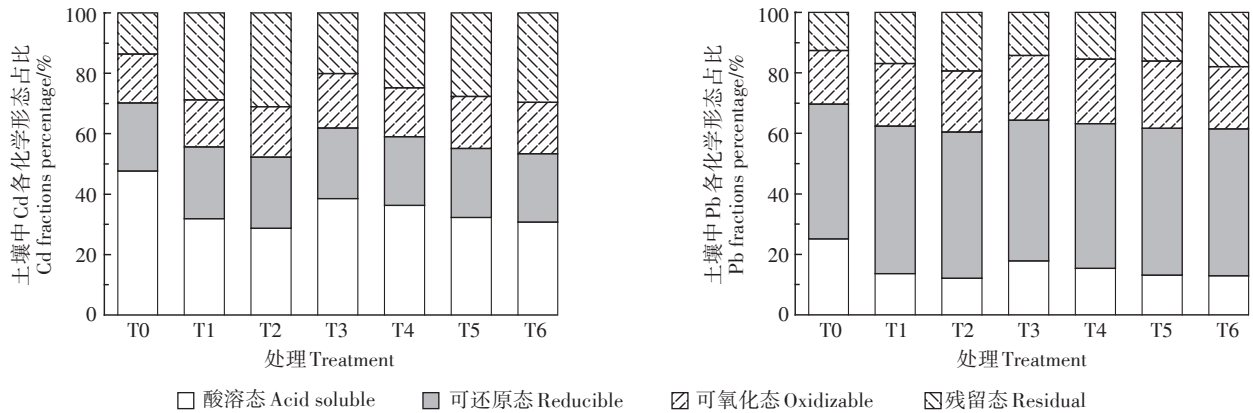


图2 钝化剂对土壤Cd和Pb化学形态的影响

Figure 2 Effects of passivating agents on fractions of soil Cd and Pb

在24 h之前均很低且没有明显变化,从24 h后开始出现差异,96 h后出现明显差异,总体趋势是单施生物炭处理(T3和T4)AWCD值高于其他处理。根据图3中AWCD值的变化情况,选择培养96 h的AWCD值计算微生物群落功能多样性指数(表2)。通过表2可以看出,钝化剂的添加一定程度上增加了Shannon指数、Simpson指数和Pielou指数,其指数值分别比对照

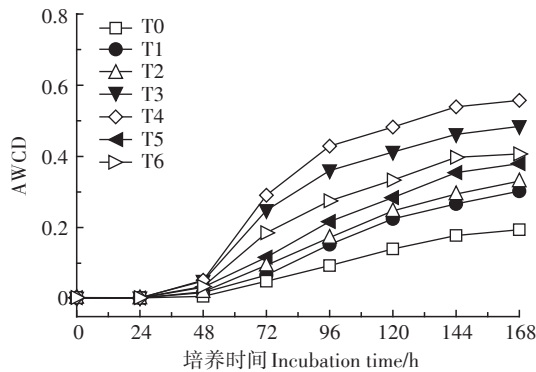


图3 钝化剂对土壤微生物平均吸光值(AWCD)的影响

Figure 3 Effects of passivating agents on average well color development(AWCD) of microbial

增加1%~10%、1%~6%和1%~16%,均未达到显著差异水平。

2.4 钝化剂对萝卜和小白菜累积Cd和Pb的影响

钝化剂对萝卜和小白菜可食部位Cd和Pb含量(以鲜样计)累积的影响如图4所示。添加钝化剂显著降低了萝卜和小白菜可食部位Cd和Pb的含量。与T0处理相比,萝卜可食部位Cd含量下降32.64%~82.61%,Pb含量下降45.37%~94.44%,且在T2和T6处理下萝卜可食部位Cd和Pb含量均满足《食品安全国家标准》(GB 2762—2017)(最大值Cd≤0.1 mg·kg⁻¹、Pb≤0.1 mg·kg⁻¹)。小白菜可食部位Cd和Pb含量较T0处理分别下降26.92%~69.23%和37.57%~81.50%,但仅在T2处理小白菜可食部位Cd含量满足《食品安全国家标准》最大值(Cd≤0.2 mg·kg⁻¹),所有钝化剂处理小白菜Pb含量均超过该标准最大值(0.3 mg·kg⁻¹)。

2.5 钝化剂对萝卜和小白菜产量的影响

钝化剂对萝卜和小白菜产量的影响如图5所示。由图5可见,添加钝化剂不同程度的增加了萝卜和小

表2 钝化剂对土壤微生物量碳、氮和微生物群落功能多样性指数的影响

Table 2 Effects of passivating agents on soil MBC, MBN and microbial community diversity indices

处理 Treatments	微生物量碳 MBC/mg·kg ⁻¹	微生物量氮 MBN/mg·kg ⁻¹	Shannon指数 Shannon index	Simpson指数 Simpson index	Pielou指数 Pielou index
T0	89.54±7.39c	23.55±3.52c	2.44±0.22a	0.88±0.04a	0.77±0.01a
T1	93.75±8.11c	27.19±4.05bc	2.47±0.23a	0.89±0.04a	0.77±0.04a
T2	98.83±9.57c	31.83±3.96bc	2.54±0.14a	0.89±0.01a	0.82±0.05a
T3	144.56±12.25ab	49.23±5.88ab	2.62±0.13a	0.90±0.02a	0.83±0.02a
T4	167.24±18.39a	60.05±8.74a	2.68±0.04a	0.91±0.01a	0.89±0.06a
T5	122.68±15.44b	37.52±4.39b	2.64±0.07a	0.90±0.02a	0.85±0.03a
T6	149.82±13.97a	54.75±5.55a	2.67±0.08a	0.93±0.05a	0.88±0.02a

白菜产量(鲜质量),与T0处理相比,T3、T4和T6处理增加显著,T1、T2与T5处理差异不显著。

3 讨论

本研究中,本底土壤Cd的含量介于土壤污染风险筛选值和风险管制值之间,Pb含量高于土壤污染风险管制值。添加不同用量的海泡石和生物炭后,有效态Cd和Pb含量显著下降,其中2.5%海泡石处理土壤Cd和Pb有效态含量降幅最大,分别由 $0.53 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $28.45 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降低到 $0.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $3.49 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,

降幅高达77.36%和87.73%。海泡石和生物炭作为重金属修复常用的钝化剂,一方面是由于添加后能够提高土壤pH值,增加土壤胶体和黏粒表面负电荷,增强其对土壤中 Cd^{2+} 和 Pb^{2+} 的吸附能力;而且土壤中的Fe、Mn等离子与 OH^- 结合形成的羟基化合物为重金属离子提供了更多的吸附位点,降低了重金属的生物有效性^[18],同时促进氢氧化物、碳酸盐和磷酸盐沉淀的形成,有利于Cd和Pb由生物有效态转变为残渣态^[19]。本实验的结果也证实了施用钝化剂后Cd和Pb的残渣态含量大幅度提高,这与袁兴超等^[20]研究结果

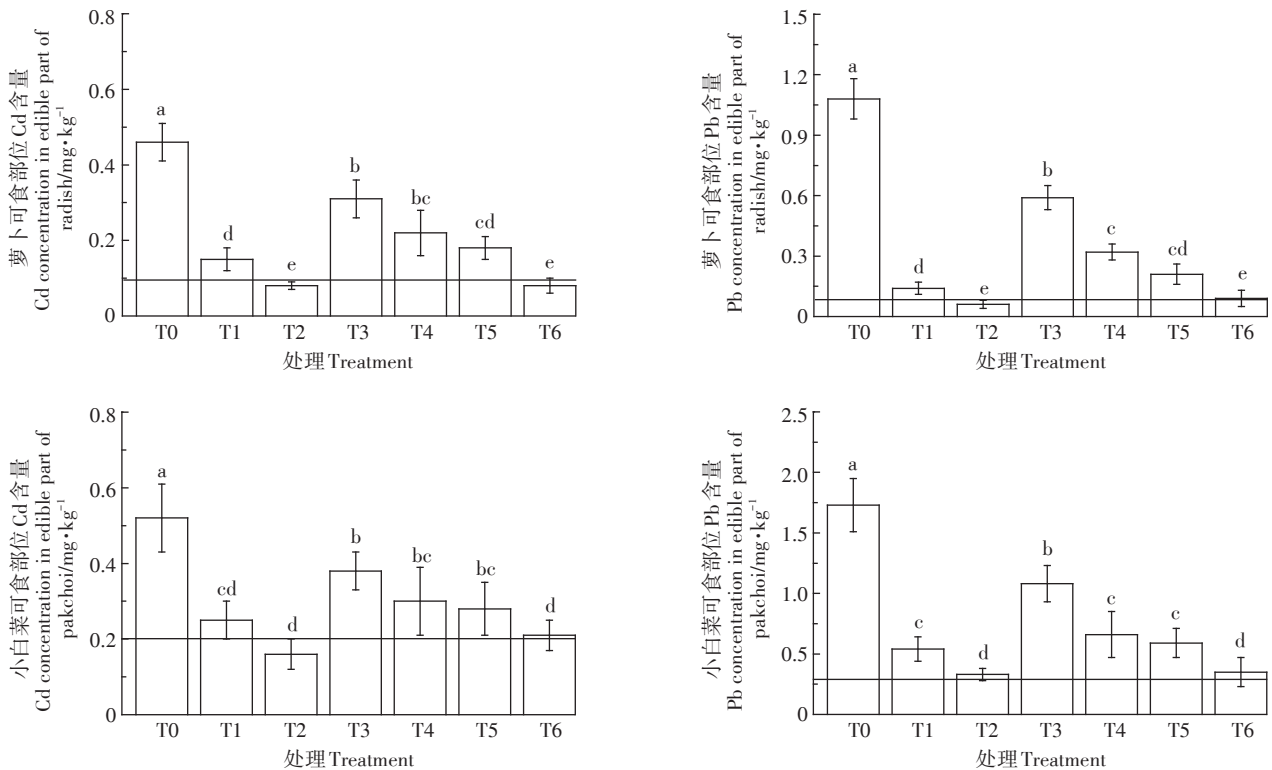


图4 钝化剂对萝卜和小白菜可食部位Cd、Pb含量的影响(以鲜样计)

Figure 4 Effects of passivating agents on Cd and Pb concentrations in edible part of radish and pakchoi

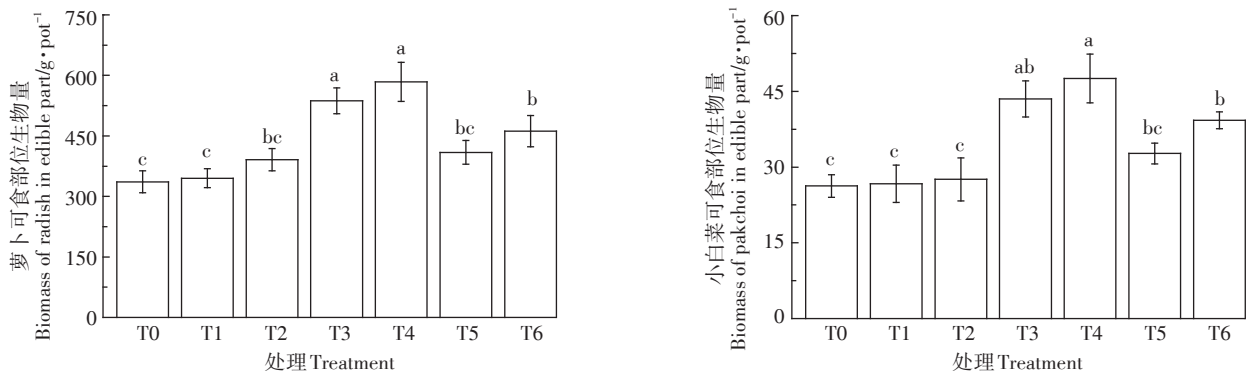


图5 钝化剂对萝卜和小白菜可食部位生物量的影响

Figure 5 Effects of passivating agents on the biomass of radish and pakchoi in edible part

一致。另一方面,海泡石和生物炭都具有较强的吸附作用。海泡石具有巨大的比表面积和特殊的孔结构,硅氧四面体外缘存在的大量Si-OH可以与重金属离子形成表面络合,减弱重金属的扩散性;内表面积不仅可吸附交换性离子,重金属离子还可以进入海泡石晶格内部取代镁氧八面体中的Mg,从而发生同晶置换作用,将重金属阳离子吸持在层间的晶架结构内成为固定离子,抑制污染物质参与再循环^[21]。生物炭表面丰富的含氧官能团也起到吸附重金属的作用,但对重金属离子的吸附作用结合力较弱,易发生解吸,修复作用的效果和持久性相对于海泡石较弱^[22-23]。该实验研究也证实单施生物炭处理土壤Cd、Pb有效性和作物对Cd、Pb的积累量均高于单施海泡石处理。

重金属污染土壤的修复不仅要关注重金属有效性的降低,更要考虑土壤微生物活性和微生物群落功能多样性的改变。本研究中添加海泡石和生物炭的处理均能有效降低土壤Cd和Pb生物有效性,提高微生物碳源利用能力,增强微生物代谢活性。说明土壤重金属浓度的降低对土壤微生物产生保护作用,提高细胞活性,促进微生物生长。但仅添加生物炭的处理显著提高土壤微生物量碳、氮含量,可能是由于微生物性质的变化不仅与重金属浓度有关,而且与土壤性质也密切相关^[24]。研究表明,重金属毒性的大小随着土壤有机物质含量的升高而降低^[25],本试验中施加生物炭的处理有机质含量较对照和施加海泡石的处理显著提高,可能是导致生物炭处理微生物量显著提高的原因之一。而且生物炭物理结构空间大,能够直接吸附土壤微生物于孔隙中,成为土壤微生物生活的载体,同时供给N、P、K、Ca等土壤微生物生长代谢必不可少的营养元素,直接促进微生物生物量的增加^[26]。

土壤微生物群落功能是反映土壤稳定性和生态机制的重要敏感性指标。本实验中添加海泡石的处理对土壤微生物群落功能多样性无影响,说明虽然添加钝化剂可以降低土壤重金属有效性,但重金属含量并不是唯一制约因素。先前也有研究指出,影响微生物群落功能变化的因素复杂,土壤理化性质与微生物群落的变化可能具有更强的相关性^[27]。添加生物炭的处理一定程度上能够缓解并提升微生物代谢功能多样性,但提升效果并不显著,主要是因为土壤微生物只能利用生物炭中一小部分易分解的碳源^[28];而且该试验周期短,生物炭的添加可能对微生物群落功能的变化短期影响较小。

海泡石和生物炭均能显著降低萝卜和小白菜可

食部位Cd、Pb的积累,且随钝化剂用量的增加而降低,可能与土壤重金属Cd、Pb有效性降低有关。尤其是添加2.5%海泡石后萝卜可食部位Cd和Pb含量及小白菜可食部位Cd含量均满足《食品安全国家标准》,仅小白菜Pb含量超出最大限值,可能与本底土壤Pb含量高达707.82 mg·kg⁻¹有关。从蔬菜安全角度考虑,需要采取进一步措施,例如提高钝化剂用量、延长钝化时间等,或者调整作物种类,优先种植萝卜等对重金属富集能力相对较低的蔬菜。生物炭单施和1.25%生物炭与1.25%海泡石配施处理显著增加萝卜和小白菜产量,一方面是由于生物炭含有丰富的土壤养分元素N、P、K、Ca、Mg及微量元素,施用后能够直接增加土壤养分,提高土壤肥力,促进作物生长,增加作物产量^[29];另一方面,海泡石和生物炭施用后都能够改善土壤理化性质,增加土壤pH值,此条件更有利于作物生长^[30],且二者均具有降低重金属Cd、Pb生物有效性的作用,能够抑制萝卜和小白菜对Cd、Pb的吸收,减轻对作物的毒害,因此在一定程度上可以提高作物产量^[31]。但该研究只针对一季作物表层土壤钝化效果进行分析,需要进一步开展长期试验研究钝化剂对土壤环境质量的影响;而且由于本底土壤Pb含量较高,后期考虑在高钝化剂用量下开展海泡石和生物炭配施的试验研究。

4 结论

(1)海泡石和生物炭单施、配施均不同程度地提高了土壤pH值,促进Cd、Pb由酸溶态向残渣态转化,降低土壤Cd、Pb有效性;2.5%海泡石单施和1.25%海泡石与1.25%生物炭配施土壤Cd、Pb钝化效率最高。

(2)海泡石和生物炭的添加显著降低萝卜和小白菜可食部位Cd、Pb含量,且小白菜相对于萝卜更容易富集Cd、Pb,从蔬菜安全角度考虑,建议优先考虑种植萝卜类蔬菜。

(3)生物炭的添加有效增加土壤微生物活性和作物产量,从土壤环境质量改善和作物增产角度综合考虑,建议采取海泡石和生物炭配合施用进行重金属Cd-Pb污染土壤的修复。

参考文献:

- [1] 田雪,周文君,张正蕊,等.不同时间下钝化剂对污染土壤中Cd和Pb的钝化效果[J].生态与农村环境学报,2019,35(4):522-528.
TIAN Xue, ZHOU Wen-jun, ZHANG Zheng-rui, et al. Deactivation effects of deactivators on cadmium and plumbum polluted soil at differ-

- ent times[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(4): 522-528.
- [2] 刘腾飞, 杨代凤, 谢修庆, 等. 我国耕地污染状况、成因及对策建议[J]. 环境与可持续发展, 2017, 42(3): 129-132.
- LIU Teng-fei, YANG Dai-feng, XIE Xiu-qing, et al. The arable land pollution in China: Status, causes and counter measures[J]. *Environment and Sustainable Development*, 2017, 42(3): 129-132.
- [3] 胡红青, 黄益宗, 黄巧云, 等. 农田土壤重金属污染化学钝化修复研究进展[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(6): 1676-1685.
- HU Hong-qing, HUANG Yi-zong, HUANG Qiao-yun, et al. Research progress of heavy metals chemical immobilization in farm land[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2017, 23(6): 1676-1685.
- [4] 方至萍, 廖敏, 张楠, 等. 施用海泡石对铅、镉在土壤-水稻系统中迁移与再分配的影响[J]. 环境科学, 2017, 38(7): 3028-3035.
- FANG Zhi-ping, LIAO Min, ZHANG Nan, et al. Effect of sepiolite application on the migration and redistribution of Pb and Cd in soil rice system in soil with Pb and Cd combined contamination[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(7): 3028-3035.
- [5] Liu Y X, Wang Y Y, Lu H H, et al. Biochar application as a soil amendment for decreasing cadmium availability in soil and accumulation in *Brassica chinensis*[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2018, 18(7): 2511-2519.
- [6] Xu C, Chen H X, Xiang Q. Effect of peanut shell and wheat straw biochar on the availability of Cd and Pb in a soil-rice (*Oryza sativa* L.) system[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25: 1147-1156.
- [7] Nigam N, Khare P, Yadav V, et al. Biochar-mediated sequestration of Pb and Cd leads to enhanced productivity in *Mentha arvensis*[J]. *Eco-toxicology and Environmental Safety*, 2019, 172: 411-422.
- [8] 刘沙沙, 付建平, 蔡信德, 等. 重金属污染对土壤微生物生态特征的影响研究进展[J]. 生态环境学报, 2018, 27(6): 1173-1178.
- LIU Sha-sha, FU Jian-ping, CAI Xin-de, et al. Effect of heavy metals pollution on ecological characteristics of soil microbes: A review[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(6): 1173-1178.
- [9] 张雪晴, 张琴, 程园园, 等. 铜矿重金属污染对土壤微生物群落多样性和酶活性的影响[J]. 生态环境学报, 2016, 25(3): 517-522.
- ZHANG Xue-qing, ZHANG Qin, CHENG Yuan-yuan, et al. The impact of heavy metal contamination on soil microbial diversity and enzyme activities in a copper mine[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2016, 25(3): 517-522.
- [10] 郭碧林, 陈效民, 景峰, 等. 外源Cd胁迫对红壤性水稻土微生物量碳氮及酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(9): 1850-1855.
- GUO Bi-lin, CHEN Xiao-min, JING Feng, et al. Effects of exogenous cadmium on microbial biomass and enzyme activity in red paddy soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(9): 1850-1855.
- [11] 张迪, 丁爱芳. 组配钝化剂对镉铅复合污染土壤修复效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(12): 2718-2726.
- ZHANG Di, DING Ai-fang. Effects of combined passivating agents on remediation of Cd and Pb compound-contaminated soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(12): 2718-2726.
- [12] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- LU Ru-kun. Analytical methods for soil and agro-chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [13] Romkens P, Guo H Y, Chu C L, et al. Prediction of cadmium uptake by brown rice and derivation of soil-plant transfer models to improve soil protection guidelines[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(8/9): 2435-2444.
- [14] Jiang T Y, Jiang J, X R K, et al. Adsorption of Pb(II) on variable charge soils amended with rice-straw derived biochar[J]. *Chemosphere*, 2012, 89: 249-256.
- [15] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19(6): 703-707.
- [16] Brookes P C, Landman A, Pruden G, et al. Chloroform fumigation and release of soil nitrogen: A rapid extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985, 17: 837-842.
- [17] Preston-Mafham J, Boddy L, Randerson P F. Analysis of microbial community functional diversity using sole-carbon-source utilization profiles: A critique[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2002, 42(1): 1-14.
- [18] 王林, 徐应明, 孙国红, 等. 海泡石和磷酸盐对镉铅污染稻田土壤的钝化修复效应与机理研究[J]. 生态环境学报, 2012, 21(2): 314-320.
- WANG Lin, XU Ying-ming, SUN Guo-hong, et al. Effect and mechanism of immobilization of paddy soil contaminated by cadmium and lead using sepiolite and phosphate[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(2): 314-320.
- [19] 王长伟, 徐应明, 王林, 等. 海泡石与磷酸盐对镉铅复合污染土壤的钝化修复效应[J]. 安全与环境学报, 2010, 10(4): 42-45.
- WANG Chang-wei, XU Ying-ming, WANG Lin, et al. Amendment effects of cadmium and lead to the co-contaminated soils through sepiolite and phosphate[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2010, 10(4): 42-45.
- [20] 袁兴超, 李博, 朱仁凤, 等. 不同钝化剂对铅锌矿区周边农田镉铅污染钝化修复研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(4): 807-817.
- YUAN Xing-chao, LI Bo, ZHU Ren-feng, et al. Immobilization of Cd and Pb using different amendments of cultivated soils around lead-zinc mines[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(4): 807-817.
- [21] 徐应明, 梁学峰, 孙国红, 等. 海泡石表面化学特性及其对重金属 Pb^{2+} Cd^{2+} Cu^{2+} 吸附机理研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(10): 2057-2063.
- XU Ying-ming, LIANG Xue-feng, SUN Guo-hong, et al. Surface chemical characteristics of sepiolites and their adsorption mechanisms of Pb^{2+} , Cd^{2+} and Cu^{2+} [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(10): 2057-2063.
- [22] Wang H Y, Gao B, Wang S S, et al. Removal of Pb(II), Cu(II), and Cd(II) from aqueous solutions by biochar derived from $KMnO_4$ treat-

- ed hickory wood[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 197:356–362.
- [23] 杜彩艳, 木霖, 王红华, 等. 不同钝化剂及其组合对玉米(*Zea mays*)生长和吸收Pb Cd As Zn影响研究[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(8):1515–1522.
- DU Cai-yan, MU Lin, WANG Hong-hua, et al. Effects of different amendments on growth and Pb, Cd, As, Zn uptake by *Zea mays*[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(8):1515–1522.
- [24] Kenarova A, Radeva G, Traykov I, et al. Community level physiological profiles of bacterial communities inhabiting uranium mining impacted sites[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, 100: 226–232.
- [25] Tayebi B, Ahangar A G. The influence of heavy metals on the development and activity of soil microorganisms[J]. *International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences*, 2014, 4:74–85.
- [26] 张秀, 夏运生, 尚艺婕, 等. 生物质炭对镉污染土壤微生物多样性的影响[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(1):252–262.
- ZHANG Xiu, XIA Yun-sheng, SHANG Yi-jie, et al. Effects of biochar(BC) on microbial diversity of cadmium(Cd) contaminated soil[J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(1):252–262.
- [27] Zhang C, Nie S, Liang J, et al. Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure[J]. *Science of the Total Environment*, 2016(557/558):785–790.
- [28] Maestrini B, Herrmann A M, Nannipieri P, et al. Ryegrass derived pyrogenic organic matter changes organic carbon and nitrogen mineralization in a temperate forest soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 69:291–301.
- [29] 胡雪芳, 田志清, 梁亮, 等. 不同改良剂对铅镉污染农田水稻重金属积累和产量影响的比较分析[J]. *环境科学*, 2018, 39(7):3409–3417.
- HU Xue-fang, TIAN Zhi-qing, LIANG Liang, et al. Comparative analysis of different soil amendment treatments on rice heavy metal accumulation and yield effect in Pb and Cd contaminated farmland[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(7):3409–3417.
- [30] 唐琨, 朱伟文, 周文新, 等. 土壤pH对植物生长发育影响的研究进展[J]. *作物研究*, 2013, 27(2):207–212.
- TANG Kun, ZHU Wei-wen, ZHOU Wen-xin, et al. Research progress on effects of soil pH on plant growth and development[J]. *Crop Research*, 2013, 27(2):207–212.
- [31] 黄荣, 徐应明, 黄青青, 等. 二种钾肥对海泡石钝化修复镉污染土壤效应影响的研究[J]. *中国生态农业学报*, 2018, 26(8):1249–1256.
- HUANG Rong, XU Ying-ming, HUANG Qing-qing, et al. Effect of potassium fertilizers on immobilization remediation of Cd-polluted soils using sepiolite[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2018, 26(8):1249–1256.