

汪亚会, 覃雨虹, 马彦蓉, 等. 生物炭配施微肥对菜园土壤有效态重金属含量的影响[J]. 华南农业大学学报, 2018, 39(5): 18-24.

生物炭配施微肥对菜园土壤有效态 重金属含量的影响

汪亚会, 覃雨虹, 马彦蓉, 尚怡静, 黎华寿, 陈桂葵
(华南农业大学 资源环境学院/农业部华南热带农业环境重点实验室/
广东省现代生态农业与循环农业工程技术研究中心, 广东 广州 510642)

摘要:【目的】研究生物炭配施微肥对土壤有效态重金属含量的影响。【方法】采用室内模拟试验, 向重金属污染的菜园土壤中添加皇竹草生物炭、咖啡渣生物炭、花生壳生物炭和微肥(铁肥、锰肥和硅肥), 分别在处理 14 和 28 d 时测定土壤中 5 种重金属(Cu、Pb、Zn、Cd 和 Ni)的有效态含量。【结果】添加了生物炭或微肥土壤中的有效态重金属含量均比对照组低。其中单一钝化剂处理中, 皇竹草生物炭和硅肥的钝化效果较好。在复配试验中, 皇竹草生物炭+铁肥对土壤重金属 Cu、Pb 和 Cd 的钝化效果较好, 处理 14 d 后其有效态含量的降幅分别达 32.94%、31.26% 和 21.21%。对土壤有效态 Zn 含量的降幅为 6.82%, 但对土壤 Ni 的钝化效果不明显; 处理 14 d 后咖啡渣生物炭+铁肥对土壤重金属 Ni 和 Zn 有效态含量的降幅也分别达 22.64% 和 10.35%, 钝化效果显著; 处理 28 d 后, 花生壳生物炭+铁肥对土壤重金属 Cu 钝化效果最好, 有效态 Cu 含量降幅达 49.06%; 咖啡渣生物炭+硅肥对土壤 Ni 和 Zn 钝化效果最好, 有效态含量降幅分别达 23.73% 和 9.72%。【结论】生物炭配施微肥对土壤有效态重金属含量降低的效果优于单施生物炭或单施微肥, 其中, 皇竹草生物炭配施铁肥可用于土壤重金属 Cu、Pb、Zn 和 Cd 复合污染的钝化。

关键词: 生物炭; 微肥; 菜园土壤; 有效态重金属; 钝化

中图分类号: S147.34; X171.5

文献标志码: A

文章编号: 1001-411X(2018)05-0018-07

Influence of biochar combining with micro-fertilizer on available heavy metal content in vegetable garden soil

WANG Yahui, QIN Yuhong, MA Yanrong, SHANG Yijing, LI Huashou, CHEN Guikui
(College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University/Key Laboratory of Tropical Agro-Environment in South China, Ministry of Agriculture/Guangdong Provincial Engineering Technology Research Center of Modern Eco-Agriculture and Circular Agriculture, Guangzhou 510642, China)

Abstract: 【Objective】To examine the effect of biochar combining with micro-fertilizer on soil available heavy metal content. 【Method】Indoor simulation experiment was conducted. *Pennisetum hybridum* biochar, coffee grounds biochar, peanut shell biochar and micro-fertilizer (iron fertilizer, manganese fertilizer and silicon fertilizer) were added to the vegetable garden soils polluted by heavy metals, and the contents of available Cu, Pb, Zn, Cd and Ni were determined on the 14th and 28th days. 【Result】The available heavy metal contents in soils added with biochar or micro-fertilizer were lower than that of the control group. In single passivator treatments, *P. hybridum* biochar and silicon fertilizer had better heavy metal immobilization effects. In the blended passivator treatments, *P. hybridum* biochar combining with iron fertilizer had better Cu, Pb and Cd

收稿日期: 2018-01-09 网络首发时间: 2018-07-09 17:49:49

网络首发地址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/44.1110.S.20180707.1635.022.html>

作者简介: 汪亚会 (1990—) 女, 硕士研究生, E-mail: Wangyh920606@163.com; 通信作者: 陈桂葵 (1972—), 女, 教授, 博士, E-mail: guikuichen@scau.edu.cn

基金项目: 国家重点研发计划 (2017YFD0801500); 广东省科技计划项目 (2016A020210036)

immobilization effects, the contents of available Cu, Pb, and Cd decreased by 32.94%, 31.26% and 21.21% respectively on the 14th day. The content of available Zn decreased by 6.82%, and the immobilization effect on Ni was not obvious. When coffee grounds biochar was added with iron fertilizer, the contents of available Ni and Zn decreased by 22.64% and 10.35% respectively on the 14th day. The immobilization effects were remarkable. On the 28th day, peanut shell biochar combining with iron fertilizer showed the best immobilization effect on Cu, the content of available Cu decreased by 49.06%. Coffee grounds biochar combining with silicon fertilizer had the best immobilization effect on Ni and Zn, the contents of available Ni and Zn decreased by 23.73% and 9.72% respectively. **【Conclusion】** The reduction effects of biochar combining with micro-fertilizer on available heavy metal content in soil are better than that of single biochar or micro-fertilizer. *P. hydridum* biochar combining with iron fertilizer can be used to immobilize combined heavy metal pollution of Cu, Pb, Zn and Cd in soil.

Key words: biochar; micro-fertilizer; vegetable soil; available heavy metal; deactivation

农药、化肥的不合理施用和长期污灌等已造成菜地土壤重金属污染。根据资料显示,我国接近2 000万 hm^2 的耕地面积已惨遭重金属污染^[1],其中珠江三角洲附近的菜地土壤重金属污染尤为严重^[2-3]。调查数据显示,目前广东省近40%的菜地土壤已受不同重金属的污染,主要是Cd和Pb污染,10%属严重超标^[4]。因此,加强广东省菜地土壤重金属污染的防控已迫在眉睫。

大量研究表明,蔬菜体内的重金属含量与土壤中的重金属有效态含量成正相关^[5-7],降低土壤中重金属有效态含量则可减少植物吸收重金属,因此,降低菜地土壤重金属的有效态含量是缓解当前菜地土壤重金属污染的最直接途径之一。有研究表明,向污染的土壤中添加生物炭,可降低土壤重金属的有效态含量,从而降低重金属的生物有效性^[8-9]。

Fe是多种植物生长发育的必需矿物元素,相关研究发现Fe可减少作物吸收和积累Cd等重金属^[10-11],而植物培养过程中缺Fe则会增加其对Cd等重金属的积累^[12]。硅肥中的Si能提高土壤和植物根际pH^[13],提高植物对重金属毒害的耐受能力^[14],增强植物根际氧化能力,从而改变土壤中的重金属形态,最终改变其在土壤中的生物有效性^[15]。

有研究证明,水钠锰矿负载型稻壳生物炭相对于稻壳生物炭来说大大增加了Cd的吸附能力^[16],但鲜有报道生物炭和微肥复合施用对土壤重金属形态的影响,因此本文选择皇竹草生物炭、咖啡渣生物炭和花生壳生物炭3种生物炭配施铁肥、锰肥和硅肥3种微量元素肥料作为土壤添加剂,研究不同组合添加剂对土壤中重金属Cd、Pb、Zn、Cu和Ni的钝化作用,从而筛选出生物炭配施微肥的最佳配剂,为农田土壤重金属污染控制提供理论参考。

<http://xuebao.scau.edu.cn>

1 材料与方 法

1.1 试验材料

供试土壤采自广州市白云区某菜地耕作层,土壤风干后磨细,过2 mm筛备用。土壤类型为黏壤土,主要农化性状为:pH 6.3,有机质 $33.73\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,铵态氮 $16.75\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,有效磷 $40.57\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,速效钾 $19.07\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。本试验所用皇竹草采自华南农业大学生态农场,咖啡渣由星巴克咖啡厅提供,参考赖长鸿等^[17]将原料皇竹草和咖啡渣在500℃条件下制备成生物炭。花生壳生物炭(500℃)购自某公司。供试土壤和供试生物炭重金属含量见表1。本试验中所述的微肥包括铁肥、锰肥和硅肥,分别以 $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ [w(Fe)为20.1%]、 $\text{MnSO}_4\cdot \text{H}_2\text{O}$ [w(Mn)为31.8%]和 $\text{Na}_2\text{SiO}_3\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ [w(SiO_2)为28%]溶液的形式施入土壤中。

表1 供试土壤和生物炭中的重金属含量

试验材料	Cd	Pb	Zn	Ni	Cu
供试土壤	0.82	693.02	28.53	24.02	12.19
皇竹草生物炭	1.33	62.49	114.66	30.45	39.54
咖啡渣生物炭	0.77	29.13	38.07	12.20	45.03
花生壳生物炭	0.69	29.33	91.48	14.43	10.10

1.2 试验设计

试验共设15个处理(表2),每处理重复6次。将备好的土壤装入无盖的塑料盆(高12 cm、直径8 cm)内,每盆装150 g,然后施加生物炭和微肥,其中生物炭按2%的质量比施入土壤中,铁肥、锰肥和硅肥用量分别为1.300、0.010和0.428 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,施入

表 2 试验处理组

Table 2 Experimental treatment groups

单一处理组		复合处理组	
代号	名称	代号	名称
T0	对照	T7	皇竹草生物炭+铁肥
T1	铁肥	T8	皇竹草生物炭+锰肥
T2	锰肥	T9	皇竹草生物炭+硅肥
T3	硅肥	T10	咖啡渣生物炭+铁肥
T4	皇竹草生物炭	T11	咖啡渣生物炭+锰肥
T5	咖啡渣生物炭	T12	咖啡渣生物炭+硅肥
T6	花生壳生物炭	T13	花生壳生物炭+铁肥
		T14	花生壳生物炭+锰肥
		T15	花生壳生物炭+硅肥

后充分搅拌均匀。置于培养箱 (25 ± 2) °C 条件下无光照培养。控制土壤含水量为田间最大持水量的 40% 左右, 并每 2~3 d 称量塑料杯的质量, 补充定量的去离子水, 培养从 2016 年 10 月 20 日开始, 分别于 11 月 2 和 16 日 (即培养 14 和 28 d 后) 分 2 次取土样, 每次每个处理组随机取土样 3 盆, 测定其 Cd、Pb、Zn、Cu 和 Ni 的有效态含量。

1.3 分析测定方法

土壤 pH 参照鲍士旦^[18]的分析方法 (水土质量比为 2.5:1.0) 测定。土壤有机质含量采用土壤碳氮转化测量系统 (BaPS-SI) 测定。土壤铵态氮、有效磷和速效钾含量采用联合浸提-比色法测定^[19]。

土壤有效态 Cd、Pb、Zn、Cu 和 Ni 含量采用二乙烯三胺五乙酸-氯化钙-三乙醇胺 (DTPA-CaCl₂-TEA) 缓冲溶液浸提法测定^[20], 最后提取液用火焰原子吸收分光光度计 (岛津 AA-6800) 测定。

1.4 数据分析

试验数据用 Excel 软件 (2013 版) 进行处理, 采

用 SPSS 20.0 的单因素方差分析 (One-way ANOVA) 和独立样本 *t* 检验法进行各处理间的显著性分析。以土壤中 Cd、Pb、Zn、Cu 和 Ni 这 5 种重金属的有效态含量为聚类指标, 以阈值为 5 作为聚类标准, 采用 WARD 系统聚类法 (度量标准是欧氏距离平方) 对各处理进行聚类分析。

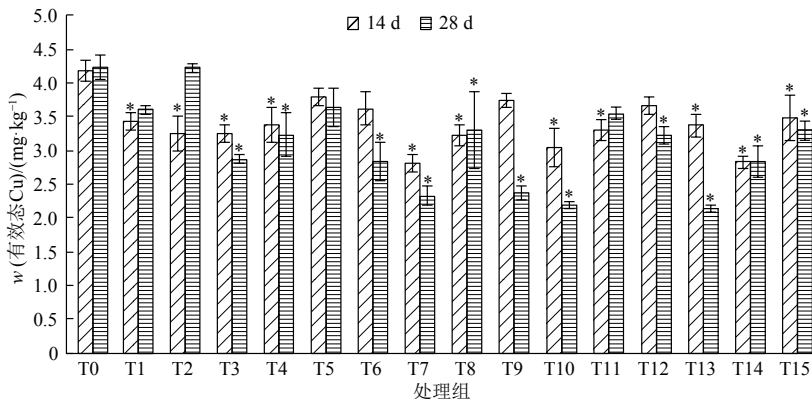
2 结果与分析

2.1 添加生物炭和微肥对土壤有效态重金属含量的影响

2.1.1 添加生物炭和微肥对土壤中有效态 Cu 含量的影响 土壤培养 14 d 后, 加入生物炭或微肥的处理组 T1、T2、T3、T4、T7、T8、T10、T11、T13、T14 和 T15 土壤的有效态 Cu 含量均显著低于对照组 T0 ($P < 0.05$)。总体看, 生物炭配施微肥的复合处理组对有效态 Cu 含量的降低效果比相应的单一处理组好, 降低效果最好的 4 个处理组依次是 T7 (皇竹草生物炭+铁肥)、T14 (花生壳生物炭+锰肥)、T10 (咖啡渣生物炭+铁肥) 和 T8 (皇竹草生物炭+锰肥), 有效态 Cu 含量分别比对照组降低了 32.94%、32.22%、27.21% 和 22.91% (图 1)。

培养 28 d 后, 处理组 T3、T4、T6、T7、T8、T9、T10、T12、T13、T14 和 T15 的有效态 Cu 含量均显著低于对照组 T0 ($P < 0.05$), 降低效果最好的依次是 T13 (花生壳生物炭+铁肥)、T10 (咖啡渣生物炭+铁肥) 和 T7 (皇竹草生物炭+铁肥), 分别降低了 49.06%、48.11% 和 44.81% (图 1)。

分别对培养 14 和 28 d 后各处理组土壤的有效态 Cu 含量进行比较 (独立样本 *t* 检验法, 下同) 发现, 培养 28 d 后的处理组 T9 和 T13 有效态 Cu 含量与 14 d 比显著降低, T2 处理组显著升高, 其他处理组无显著性差异。



相同柱子上*表示与对照组 (T0) 差异显著 ($P < 0.05$, One-way ANOVA 方差分析)

图 1 培养 14 和 28 d 后各处理组土壤的有效态 Cu 含量

Fig. 1 The contents of available Cu in all treatment groups after culturing for 14 and 28 days

2.1.2 添加生物炭和微肥对土壤中有效态 Ni 含量的影响 土壤培养 14 d 后, 加入生物炭或微肥的处理组 T3、T4、T8、T9、T10、T11、T12、T14 和 T15 土壤有效态 Ni 含量显著低于对照组 T0 ($P < 0.05$)。总体看, 生物炭配施微肥的复合处理组降低效果比相应的单一处理组好。降低效果最好的 4 个处理组依次是 T11(咖啡渣生物炭+锰肥)、T10(咖啡渣生物炭+铁肥)、T12(咖啡渣生物炭+硅肥) 和 T3(硅肥), 分别比对照组降低了 24.53%、22.64%、20.75% 和 17%(图 2)。

培养 28 d 后, 处理组 T9、T10、T11、T12、T13 和 T14 土壤的有效态 Ni 含量均显著低于对照组 ($P < 0.05$), 其中降低效果最好的依次是 T12(咖啡渣生物炭+硅肥)、T14(花生壳生物炭+锰肥) 和 T11(咖啡渣生物炭+锰肥), 分别比对照组降低了 23.73%、16.95% 和 14.41%(图 2)。

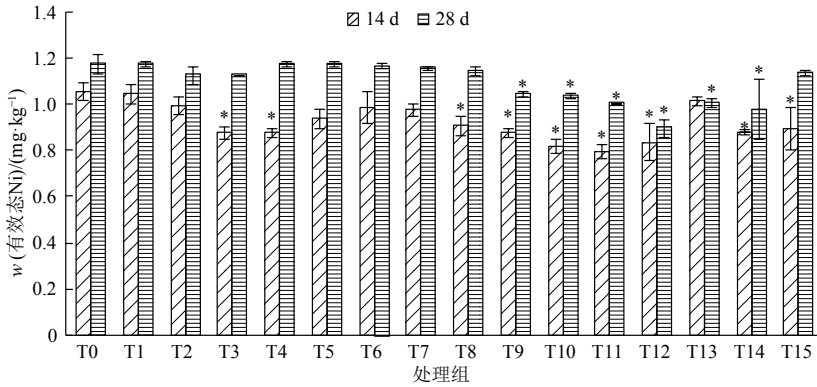
与培养 14 d 相比, 培养 28 d 后各处理组土壤的有效态 Ni 含量都升高, 其中 T1、T3、T4、T5、T7、T8、T9、T10 和 T11 处理组差异达到显著水平。

2.1.3 添加生物炭和微肥对土壤中有效态 Pb 含量

的影响 土壤培养 14 d 后, 加入生物炭或微肥各处理组土壤的有效态 Pb 含量均显著低于对照组 T0 ($P < 0.05$)。降低效果最好的处理组依次是 T3(硅肥)、T4(皇竹草生物炭)、T7(皇竹草生物炭+铁肥)、T10(咖啡渣生物炭+铁肥), 分别比对照组降低了 36.70%、35.37%、31.26% 和 29.71%(图 3)。

培养 28 d 后, 处理组 T3、T4、T5、T7、T9、T10、T12、T13 和 T14 的有效态 Pb 含量仍显著低于对照组 T0 ($P < 0.05$), 降低效果最好的依次是 T10(咖啡渣生物炭+铁肥)、T5(咖啡渣生物炭) 和 T13(花生壳生物炭+铁肥) 处理组, 分别比对照组降低了 20.6%、19.1% 和 18.9%(图 3); 与培养 14 d 相比, 各处理组土壤的有效态 Pb 含量均升高, 其中 T1、T2、T3、T4、T6、T7、T8、T9、T11 和 T15 处理组土壤的有效态 Pb 含量显著升高, 其他处理组无显著差异。

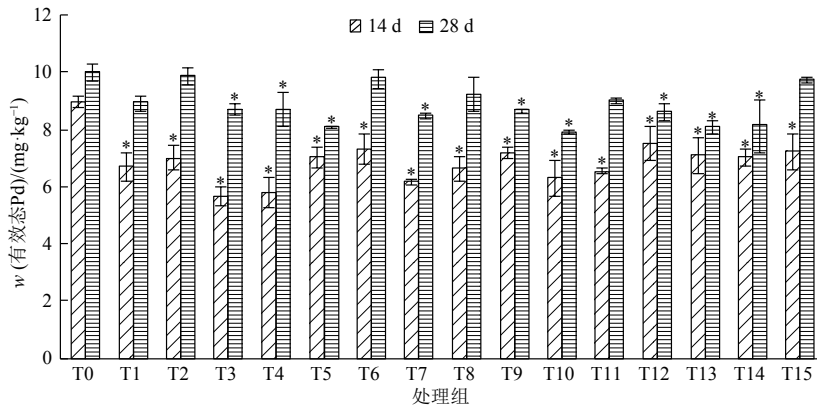
2.1.4 添加生物炭和微肥对土壤中有效态 Zn 含量的影响 土壤培养 14 d 后, 加入生物炭或微肥的处理组 T3、T7、T8、T9、T10、T11、T12、T14 和 T15 的有效态 Zn 含量显著低于对照组 T0 ($P < 0.05$), 降低效果最好的处理组依次是 T10(咖啡渣生物炭+铁



相同柱子上*表示与对照组 (T0) 差异显著 ($P < 0.05$, One-way ANOVA 方差分析)

图 2 培养 14 和 28 d 后各处理组土壤中的有效态 Ni 含量

Fig. 2 The contents of available Ni in all treatment groups after culturing for 14 and 28 days



相同柱子上*表示与对照组 (T0) 差异显著 ($P < 0.05$, One-way ANOVA 方差分析)

图 3 培养 14 和 28 d 后各处理组土壤的有效态 Pb 含量

Fig. 3 The contents of available Pb in all treatment groups after culturing for 14 and 28 days

肥)、T11(咖啡渣生物炭+锰肥)、T3(硅肥)和T7(皇竹草生物炭+铁肥),分别比对照组降低了10.35%、10.12%、8.47%和6.82%(图4)。

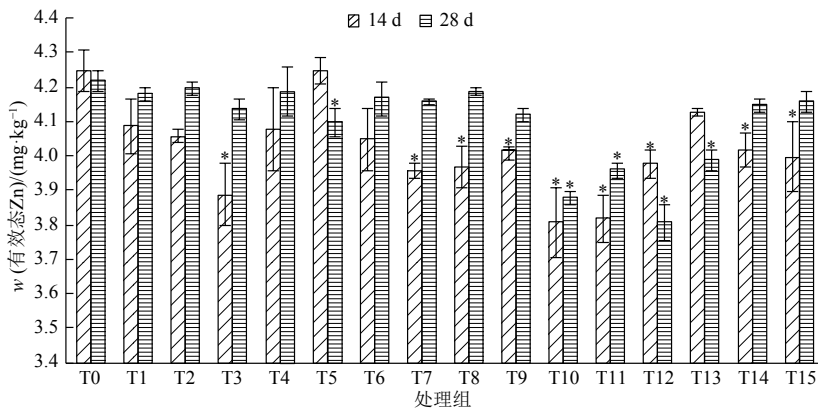
与14 d相比,培养28 d后土壤有效态Zn含量有所升高,但处理组T5、T10、T11、T12和T13仍显著低于对照组($P < 0.05$),降低效果最好的依次是T12(咖啡渣生物炭+硅肥)、T10(咖啡渣生物炭+铁肥)和T11(咖啡渣生物炭+锰肥),分别比对照组降低了9.72%、8.06%和6.16%(图4)。

2.1.5 添加生物炭和微肥对土壤中有效态Cd含量的影响 土壤培养14 d后,加入生物炭或微肥的处理组T1、T3、T4、T6、T7、T8、T9、T10、T11和T15的有效态Cd含量显著低于对照组T0($P < 0.05$)。总体来看,生物炭配施微肥的复合处理组的降低效果比其相应的单一处理组好。降低效果最好的处理组依

次是T7(皇竹草生物炭+铁肥),T1(铁肥),T3(硅肥)、T4(皇竹草生物炭)、T6(花生壳生物炭)、T8(皇竹草生物炭+锰肥)、T10(咖啡渣生物炭+铁肥),分别比对照组降低了21.21%、18.18%和15.15%(其中T3、T4、T6、T8、T10的有效态Cd含量相同)(图5)。

培养28 d后,处理组T1、T3、T4、T5、T6、T7、T8、T9、T10、T11和T15的土壤有效态Cd含量均显著低于对照组($P < 0.05$),降低效果最好的依次是T5(咖啡渣生物炭)和T7(皇竹草生物炭+铁肥),T8(皇竹草生物炭+锰肥)、T10(咖啡渣生物炭+铁肥)和T6(花生壳生物炭),分别比对照组降低了18.18%(T5和T7的有效态Cd含量相同)和15.15%(T6、T8和T10的有效态Cd含量相同)(图5)。

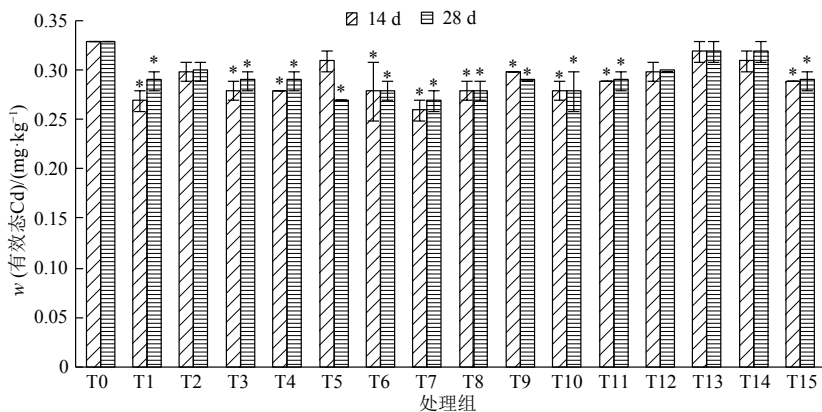
经显著性检验得知,培养14和28 d各处理组土壤的有效态Cd含量均无显著差异。



相同柱子上*表示与对照组(T0)差异显著($P < 0.05$, One-way ANOVA 方差分析)

图4 培养14和28 d后各处理组土壤中有有效态Zn含量

Fig. 4 The contents of available Zn in all treatment groups after culturing for 14 and 28 days



相同柱子上*表示与对照组(T0)差异显著($P < 0.05$, One-way ANOVA 方差分析)

图5 培养14和28 d后各处理组土壤中有有效态Cd含量

Fig. 5 The contents of available Cd in all treatment groups after culturing for 14 and 28 days

2.2 不同处理组的聚类与评价

为了更好地分析评价各种生物炭及微肥处理对土壤重金属的钝化效果,以培养14 d后土壤中

5种重金属Cu、Ni、Pb、Zn和Cd的有效态含量作为聚类指标,采用WARD系统聚类分析法(欧氏距离平方),将16个处理组聚成了3大类,结果如图6所

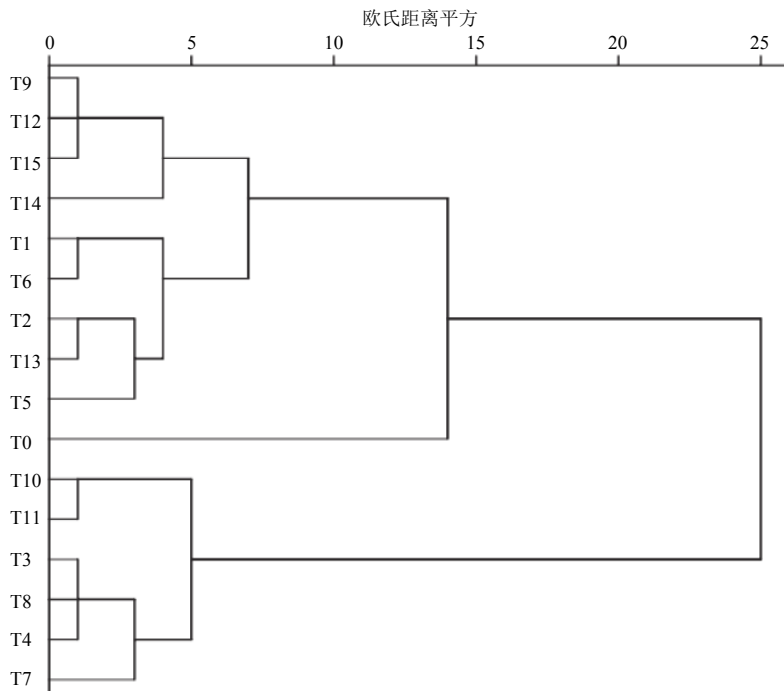


图 6 16 个处理组的聚类分析树状图

Fig. 6 The clustering tree of 16 treatment groups

示。第 1 类是对重金属钝化效果最好的处理组, 共 6 个, 分别为 T10(咖啡渣生物炭+铁肥)、T11(咖啡渣生物炭+锰肥)、T3(硅肥)、T8(皇竹草生物炭+锰肥)、T4(皇竹草生物炭) 和 T7(皇竹草生物炭+铁肥); 第 2 类是对重金属钝化效果中等的 9 个处理组, 分别为 T1(铁肥)、T2(锰肥)、T5(咖啡渣生物炭)、T6(花生壳生物炭)、T9(皇竹草生物炭+硅肥)、T12(咖啡渣生物炭+硅肥)、T13(花生壳生物炭+铁肥)、T14(花生壳生物炭+锰肥) 和 T15(花生壳生物炭+硅肥); 第 3 类是对照 T0, 对重金属钝化效果最差。

3 讨论与结论

生物炭具有较大孔隙度和比表面积, 对重金属有很强的吸附能力, 可降低土壤中有效态重金属含量^[21-22]。有研究证明皇竹草生物炭比花生壳生物炭颗粒更细小, 其单位质量的生物炭比表面积更大; 花生壳生物炭表面较光滑, 而皇竹草生物炭表面较粗糙且疏松多孔^[23-24]; 咖啡渣表面结构致密无孔, 不利于活化剂渗透入组织结构中, 但咖啡渣生物炭表面凹凸不平, 结构复杂, 因此吸附性能较好^[25]。生物炭的这些结构、组成差异能够对其吸附性能产生较明显的影响, 施入土中将影响土壤有效态重金属的含量。本研究中, 向土壤中添加皇竹草生物炭能够显著降低土壤有效态 Cd、Pb、Cu 和 Ni 含量。

施加铁肥一方面能提高土壤中的有效态 Fe 含量, 减少膜转运蛋白 OsIRT1 和 OsIRT2, 另一方面

可与 Cd^{2+} 竞争膜转运蛋白 OsIRT1 和 OsIRT2, 以减少 Cd 的吸收^[26]。硅肥中所含的 SiO_3^{2-} 与 Cd、Pb 和 Zn 等重金属发生化学反应, 形成新的不易被植物吸收的硅酸化合物而沉淀下来^[27-28]。李平等^[29]已证明土壤中添加硅肥能显著降低土壤交换态 Cd 含量, 且在 15 d 时达到最低值。本研究发现, 铁肥、硅肥能显著降低土壤有效态 Cu、Pb 和 Cd 含量, 且在 14 d 时降低到最小, 与前人研究结果一致。

有研究证明土壤中加入紫云英在 30 d 时能降低土壤交换态 Cd 含量, 而在 90 d 时交换态 Cd 含量又有显著提高, 这表明添加有机物料后氧化锰结合态 Cd 不稳定, 并向交换态 Cd 转化^[30]。殷飞等^[31]发现土壤中 Pb 和 Zn 的铁锰氧化物结合态、碳酸盐结合态所占比例较大, 而 Cd 的主要赋存形态是残渣态, 其次是铁锰氧化物结合态, Cu 的主要赋存形态是碳酸盐结合态, 其次是有机结合态, 说明不同重金属在土壤中的存在形态及比例各不相同, 当外源添加改良剂时可改变土壤有效态重金属含量。在本研究中, 皇竹草生物炭配施铁肥以及咖啡渣生物炭配施铁肥处理后, 培养 14 d 时土壤 5 种重金属 Cd、Pb、Cu、Ni 和 Zn 都分别降低, 28 d 时有效态 Cu 含量继续降低, 有效态 Cd 含量无明显变化, 但有效态 Pb、Zn 和 Ni 含量升高, 分析原因可能是 Pb、Zn 和 Ni 的铁锰氧化物结合态并不稳定, 28 d 时向有效态转化使有效态含量升高。综合来说, 生物炭配施微肥对重金属的吸附是一个复杂的过程, 因为

有机物料对重金属的钝化过程比较复杂,其生物有效性取决于有机物料本身的性质、对土壤 pH 的作用、内在的氧化还原作用、土壤类型以及重金属离子的性质等^[32]。

综上所述,生物炭配施微肥对土壤有效态重金属含量降低的效果优于单一施加生物炭或单一微肥,其中皇竹草生物炭配施铁肥对有效态 Cu、Pb、Zn 和 Cd 含量的降低效果最佳,可用于土壤重金属复合污染的钝化。

参考文献:

- [1] 席晋峰,俞杏珍,周立祥,等.不同地区城郊用地土壤重金属含量特征的比较[J].土壤,2011,43(5):769-775.
- [2] 吴雪芳,岑况,赵伦山,等.顺德地区土壤重金属污染生态地球化学调查与物源识别[J].物探与化探,2015,39(3):595-601.
- [3] 张景茹,周永章,叶脉,等.土壤-蔬菜中重金属生物可利用性及迁移系数[J].环境科学与技术,2017,40(12):256-266.
- [4] 杨国义,罗薇,高家俊,等.广东省典型区域蔬菜重金属含量特征与污染评价[J].土壤通报,2008,39(1):133-136.
- [5] PARIZANGANEH A, HAJISOLTANI P, ZAMANI A. Concentration, distribution and comparison of total and bioavailable metals in top soils and plants accumulation in Zanjan Zinc Industrial Town-Iran[J]. Procedia Environ Sci, 2010, 2: 167-174.
- [6] 刘香香.广东省4种蔬菜中镉与土壤镉污染相关性及其阈值研究[D].武汉:华中农业大学,2012.
- [7] 赵明,蔡葵,孙永红,等.不同施肥处理对番茄产量品质及土壤有效态重金属含量的影响[J].农业环境科学学报,2010,29(6):1072-1078.
- [8] 曹莹,邸佳美,沈丹,等.生物炭对土壤外源镉形态及花生籽粒富集镉的影响[J].生态环境学报,2015,24(4):688-693.
- [9] 王艳红,李盟军,唐明灯,等.稻壳基生物炭对生菜Cd吸收及土壤养分的影响[J].中国生态农业学报,2015,23(2):207-214.
- [10] SHAO G S, CHEN M X, WANG W X, et al. Iron nutrition affects cadmium accumulation and toxicity in rice plants[J]. Plant Growth Regul, 2007, 53(1): 33-42.
- [11] BAO T, SUN L, SUN T, et al. Iron-deficiency induces cadmium uptake and accumulation in *Solanum nigrum* L.[J]. Bull Environ Contam Toxicol, 2009, 82(3): 338-342.
- [12] 李花粉,张福锁,李春俭,等. Fe 对不同品种水稻吸收 Cd 的影响[J].应用生态学报,1998,9(1):110-112.
- [13] 苏以荣.硅缓解亚铁对水稻根系毒害的研究[J].热带亚热带土壤科学,1993,2(3):171-174.
- [14] NEUMANN D, ZUR N U. Silicon and heavy metal tolerance of higher plants[J]. Phytochemistry, 2001, 56(7): 685-692.
- [15] 杨超光,豆虎,梁永超,等.硅对土壤外源镉活性和玉米吸收镉的影响[J].中国农业科学,2005,38(1):116-121.
- [16] 王红岩.硅肥以及水钠锰矿负载型稻壳生物炭对稻田砷和镉的共同阻控作用[D].北京:中国地质大学,2016.
- [17] 赖长鸿,颜增光,廖博文,等.皇竹草生物炭的结构特征及其对 Cr(VI) 的吸附性能[J].农业环境科学学报,2016,35(6):1188-1193.
- [18] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2000.
- [19] 中华人民共和国农业部. NY/T 1849-2010 酸性土壤铵态氮、有效磷、速效钾的测定:联合浸提-比色法[S].北京:中华人民共和国农业部,2010.
- [20] 中华人民共和国环境保护部. HJ 804-2016 土壤8种有效态元素的测定:二乙烯三胺五乙酸浸提-电感耦合等离子体发射光谱法[S].北京:中国环境科学出版社,2016.
- [21] SRINIVASAN P, SARMAH A K, SMERNIK R, et al. A feasibility study of agricultural and sewage biomass as biochar, bioenergy and biocomposite feedstock: Production, characterization and potential applications[J]. Sci Total Environ, 2015, 512/513: 495-505.
- [22] SPOKAS K A, NOVAK J M, MASIELLO C A, et al. Physical disintegration of biochar: An overlooked process[J]. Environ Sci Technol Lett, 2014, 1(8): 326-332.
- [23] 黄柱坚,朱子骞,吴学深,等.皇竹草生物炭的结构特征及对重金属吸附作用机制[J].环境化学,2016,35(4):766-772.
- [24] 赵涛.不同生物炭对水中磺胺类抗生素的吸附及机理研究[D].广州:华南农业大学,2016.
- [25] 任杰,孙水裕,韩大健,等.咖啡渣制备活性炭工艺及其吸附性能[J].环境科学学报,2016,36(11):4127-4136.
- [26] 邵国胜,陈铭学,王丹英,等.稻米镉积累的铁肥调控[J].中国科学(C辑:生命科学),2008,38(2):180-187.
- [27] BOLAN N, KUNHIKRISHNAN A, THANGARAJAN R, et al. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils: To mobilize or to immobilize[J]. J Hazard Mater, 2014, 266: 141-166.
- [28] 郑煜基,陈能场,张雪霞,等.硅肥施用对重金属污染土壤甘蔗镉吸收的影响研究初探[J].生态环境学报,2014,23(12):2010-2012.
- [29] 李平,王兴祥,郎漫,等.改良剂对 Cu、Cd 污染土壤重金属形态转化的影响[J].中国环境科学,2012,32(7):1241-1249.
- [30] 高山,陈建斌,王果.有机物料对稻作与非稻作土壤外源镉形态的影响研究[J].中国生态农业学报,2004,12(1):95-98.
- [31] 殷飞,王海娟,李燕燕,等.不同钝化剂对重金属复合污染土壤的修复效应研究[J].农业环境科学学报,2015,34(3):438-448.
- [32] MCGOWEN S L, BASTA N T, BROWN G O. Use of diammonium phosphate to reduce heavy metal solubility and transport in smelter-contaminated soil[J]. J Environ Qual, 2001, 30(2): 493-500.

【责任编辑 李晓卉】

<http://xuebao.scau.edu.cn>