

倪 幸, 黄其颖, 叶正钱, 等. 竹炭施用对土壤镉形态转化和小麦镉积累的影响[J]. 江苏农业学报, 2019, 35(4): 818-824.
doi: 10.3969/j.issn.1000-4440.2019.04.010

竹炭施用对土壤镉形态转化和小麦镉积累的影响

倪 幸^{1,2}, 黄其颖^{1,2}, 叶正钱^{1,2}

(1. 省部共建亚热带森林培育国家重点实验室, 浙江农林大学, 浙江 临安 311300; 2. 浙江省土壤污染生物修复重点实验室, 浙江农林大学, 浙江 临安 311300)

摘要: 原位化学钝化技术是修复重金属污染土壤的重要方法, 施用钝化剂可降低土壤重金属活性, 减少其迁移及对作物的毒害。采用土壤室内培养和土壤盆栽试验的方法, 研究在镉(Cd)污染土壤中施用竹炭(0、0.1%、1.0%和5.0%)对土壤镉活性及对籽粒Cd低积累型小麦Cd吸收与积累的影响。结果表明, 施用适量竹炭提高了土壤pH值和有机质含量, 降低了土壤有效态Cd含量, 其中5.0%竹炭处理的效果最佳。培养120 d, 与对照相比, 5.0%竹炭处理的土壤pH提高了3.80% ($P < 0.05$), 土壤有机质含量增加38.35 g/kg, 土壤有效态Cd含量降低了0.32 mg/kg。施用竹炭后, 土壤酸可提取态Cd先向可还原态Cd转化, 最终向可氧化态Cd和残渣态Cd转化。施用竹炭对小麦生物量和籽粒干质量无显著影响, 施用适量竹炭可有效降低小麦植株的镉含量, 其中5.0%竹炭处理的效果最佳, 其处理的小麦根系、地上部和籽粒的镉含量较对照降低34.06% ($P < 0.05$)、21.57%、23.33%。

关键词: 竹炭; 小麦; 镉

中图分类号: X56; S512.1

文献标识码: A

文章编号: 1000-4440(2019)04-0818-07

Effects of bamboo biochar application on cadmium morphological transformation in soil and cadmium accumulation in wheat

NI Xing^{1,2}, HUANG Qi-ying^{1,2}, YE Zheng-qian^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Subtropical Silviculture, Zhejiang A&F University, Lin'an 311300, China; 2. Key Laboratory of Soil Contamination Bioremediation of Zhejiang Province, Zhejiang A&F University, Lin'an 311300, China)

Abstract: In-situ chemical passivation technology was an important method for remediation of heavy metal contaminated soil. By applying passivating agent, the activity, migration and toxicity to crops of heavy metals in the soil were reduced. Using the method of indoor soil culture and pot experiment, the effects of bamboo biochar (0, 0.1%, 1.0% and 5.0%) on the cadmium (Cd) activity in soil and Cd uptake in low grain-Cd accumulation wheat were studied. The results showed that the proper application of bamboo biochar increased soil pH and organic matter content, decreased the effective Cd content in soil, and the treatment of 5.0% Cd application rate was best. After 120 days of incubation, compared with those in the control, the soil pH in the treatment of 5.0% bamboo biochar increased by 3.80% ($P < 0.05$), the soil organic matter content increased by 38.35 g/kg, and the soil available Cd content decreased by 0.32 mg/kg. After the application of bamboo charcoal, acid extractable Cd was transformed to reducible Cd, and finally transformed to oxidizable Cd and residual Cd. The application of bamboo charcoal had no significant effect on wheat biomass and grain dry weight. Proper application of bamboo charcoal could effectively reduce the cadmium content in wheat. Compared with the control, the cadmium content of wheat roots, shoots and grains treated with 5.0% bamboo charcoal decreased by 34.06% ($P < 0.05$), 21.57% and 23.33%.

收稿日期: 2018-10-29

基金项目: 杭州市社会发展科研主动设计项目(20172015A01); 浙江省重点研发专项项目(2018C02004)

作者简介: 倪 幸(1993-), 女, 硕士研究生, 主要从事水土资源利用与环境修复研究。(E-mail) 15957129667@163.com

通讯作者: 叶正钱, (E-mail) yezhq@zafu.edu.cn

Key words: bamboo biochar; wheat; cadmium

自日本富士县镉(Cd)大米引发的骨痛病事件以来,土壤 Cd 污染一直受到全世界的关注。2014 年《全国土壤污染状况调查公报》指出,中国土壤重金属的超标率达 16.1%,在所有污染物中,Cd 的超标率最高,占 7.0%^[1]。作为蓄积性重金属元素,镉可通过多种途径在人体内蓄积,进而引起人体各种急性、慢性疾病,对人体的肾脏、骨骼、消化系统、生殖系统等产生不可逆的损害,大大增加了人类死于癌症的风险^[2-4]。

小麦是中国第二大粮食作物,也是容易积累 Cd 的作物之一,随着中国土壤重金属污染状况的加剧,如何保障粮食作物食品安全,已成为摆在人们面前的一个亟待解决的难题。生物炭作为一种廉价的土壤改良剂,在土壤修复和消减重金属食品污染风险方面具有很大潜力,其吸附重金属的机理主要包括静电相互作用、离子交换、化学沉淀以及表面官能团的络合等,添加生物炭降低土壤中可提取的重金属浓度,减少了植物对重金属的吸收^[5-10]。

因此,本研究拟通过土壤培养的方法,探究以竹

炭为钝化剂,对土壤重金属 Cd 的有效性及其赋存形态的影响,为修复镉污染农田土壤提供理论依据,再采用盆栽试验的方法,将籽粒 Cd 低积累型小麦 1279-9 与竹炭联合运用,探讨施用竹炭对小麦生长及土壤 Cd 吸收的影响,以期实现中低程度 Cd 污染土壤上粮食安全生产的目标。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试小麦品系为前期大田试验筛选所得籽粒 Cd 低积累型小麦 1279-9^[11],由中国农业科学院作物品种资源研究所提供。

供试土壤采自温州市农业科学院试验基地,土壤为重金属镉(Cd)污染的农田土壤(轻黏土)。取 0~20 cm 的表层土壤,置于阴凉处风干,去除杂物后过 2.000 mm 筛备用。供试生物炭为市售竹炭(400 ℃制备),粉碎后过 0.154 mm 筛备用。供试土壤及竹炭的基本性质见表 1、表 2。

表 1 供试土壤的基本性质

Table 1 Basic property of tested soils

pH	有机质含量 (g/kg)	碱解氮含量 (mg/kg)	有效磷含量 (mg/kg)	速效钾含量 (mg/kg)	全氮含量 (g/kg)	全磷含量 (g/kg)	全钾含量 (g/kg)	全镉含量 (mg/kg)	有效镉含量 (mg/kg)
6.03	46.42	355.98	31.43	170.67	4.10	0.69	28.99	3.43	0.49

表 2 竹炭 pH、碱度及全量养分含量

Table 2 The pH, alkalinity and total nutrient contents of bamboo biochar

pH	有机碳含量 (g/kg)	碱度 (mmol/kg)	氮含量 (g/kg)	磷含量 (g/kg)	钾含量 (g/kg)	镉含量 (mg/kg)	铁含量 (mg/kg)	锰含量 (mg/kg)	铜含量 (mg/kg)	锌含量 (mg/kg)
9.41	595.21	414.73	8.06	0.62	4.50	0	1 728.04	475.33	7.48	52.39

1.2 试验设计

1.2.1 土壤培养试验 通过前期试验得出竹炭施用量^[11],故对土壤培养试验设置以下 4 个处理,分别为:不添加竹炭(对照)、添加 0.1%竹炭处理、添加 1.0%竹炭处理、添加 5.0%竹炭处理,每个处理重复 3 次。将风干土壤和竹炭按以上质量比例充分混匀后取 1 kg 置于塑料盆中,并用去离子水将土壤含水量调至田间最大持水量的 70.0%,用保

鲜膜及橡皮筋对塑料盆封口,在保鲜膜上打孔,便于气体交换并减少水分挥发。在 25 ℃恒温条件下培养,每隔 7 d 称其质量并补充水分,确保土壤含水量恒定。在培养开始的 0 d、30 d、60 d、90 d、120 d,取土样,自然风干,过 2 mm 筛供分析测定。
1.2.2 土壤盆栽试验 为更好地检验小麦 1279-9 籽粒 Cd 低积累特性,以 3CdSO₄·8H₂O(优级纯)为外源 Cd,添加到供试土壤中,Cd 的添加量为 3

mg/kg, 搅拌混匀后加水老化培养 30 d, 土壤老化后自然风干, 获得 Cd 胁迫土壤, 过 2 mm 筛, 备用。

盆栽试验共设 4 个处理, 分别为: 不添加竹炭种植小麦 (对照), 添加 0.1% 竹炭种植小麦, 添加 1.0% 竹炭种植小麦, 添加 5.0% 竹炭种植小麦, 每个处理重复 3 次。盆栽试验每盆装土 1 kg, 添加基肥 (尿素 1 g, 磷酸二氢钾 1 g)。小麦种子消毒催芽后播种, 每盆播种 5 粒, 定植 3 株。分蘖期追肥 (尿素 1 g, 磷酸二氢钾 1 g) 一次, 日常管理同常规大田生产。

1.3 样品处理与测定

在小麦成熟期取小麦和土壤样品。将小麦各部位分离后于 70 °C 烘至恒质量, 用不锈钢粉碎机磨碎。土壤样品经自然风干后, 过 2 mm 筛。小麦样品采用浓 HNO_3 - H_2O_2 消化, 用电感耦合等离子体发射光谱仪 (ICP-OES 7000DV) 测定土壤和植株待测液中的 Cd 含量。

采用土壤农化常规分析方法进行样品分析^[12]。土壤 (水: 土=2.5:1.0, 质量比) pH 值采用 pH 计电位法测定, 土壤碱解氮、有效磷和速效钾含量分别采用碱解扩散法、Olsen 法和醋酸铵浸提-火焰光度法测定, 土壤有机质含量采用重铬酸钾外加热法测定, 土壤有效态 Cd 含量采用 0.1 mol/L HCl 浸提。土壤 Cd 形态分级采用三步连续提取法 (BCR), 将其分为 4 部分: 酸可提取态、可还原态、可氧化态、残渣态。土壤 Cd 全量用硝酸-高氯酸-氢氟酸消解, 采用电感耦合等离子体发射光谱仪 (ICP-OES 7000DV) 测定。

竹炭 pH 采用 pH 计电位法测定; 竹炭有机质含量采用重铬酸钾外加热法测定; 分别用蒸馏法、钼锑抗比色法和火焰光度法测定氮、磷、钾含量; 电感耦合等离子体发射光谱仪 (ICP-OES 7000DV) 测定微量元素含量; 竹炭碱度采用马弗炉灰化, 酸溶解, NaOH 返滴定法测定^[13]。

1.4 数据分析

利用 SPSS20.0 软件进行数据的计算和方差分析, 采用 ORIGIN8.5 软件作图。转移系数=植物地上部重金属含量/植物地下部重金属含量。

2 结果与分析

2.1 竹炭对土壤 pH 的影响

图 1 显示, 在整个培养期, 不同施用量的竹炭对

土壤 pH 的提升效果不同。培养 0~30 d, 各处理土壤 pH 均下降。培养 60 d, 5.0% 竹炭、1.0% 竹炭处理的土壤 pH 分别高于对照 5.28% ($P<0.05$)、1.73% ($P>0.05$)。培养 61~90 d, 竹炭各处理的土壤 pH 与培养 60 d 相比均略微下降, 而对照的土壤 pH 基本没有变化。培养结束时, 5.0% 竹炭、1.0% 竹炭处理的土壤 pH 均高于对照, 其中 5.0% 竹炭处理的土壤 pH 最高, 为 6.28, 与对照相比, 提高了 3.80% ($P<0.05$)。说明, 竹炭施用量越高, 对土壤 pH 提升效果越好。

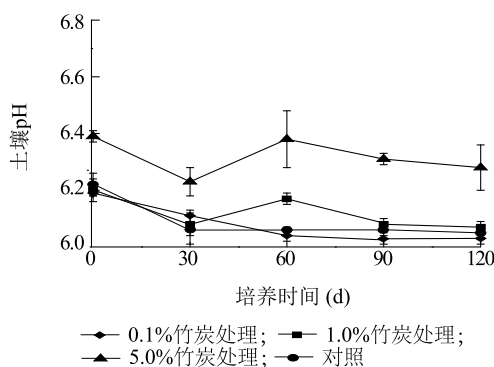


图 1 竹炭对土壤 pH 的影响

Fig.1 Effect of bamboo biochar on soil pH

2.2 竹炭对土壤有机质含量的影响

图 2 显示, 整个培养期间, 不同施用量的竹炭处理对土壤有机质含量的作用效果不同。培养 0~30 d, 1.0% 竹炭处理的土壤有机质含量随时间的增加而降低, 而 5.0% 竹炭处理的土壤有机质含量有所提高, 增加了 2.81 g/kg。培养 31~120 d, 5.0% 竹炭处理的土壤有机质含量均显著高于 1.0% 竹炭处理、0.1% 竹炭处理和对照。培养至 120 d, 5.0% 竹炭和 1.0% 竹炭处理的土壤有机质含量均显著高于对照, 与对照相比分别增加了 38.35 g/kg、5.31 g/kg, 而 0.1% 竹炭处理对土壤有机质含量无明显提升效果。综上, 竹炭施用量越高, 对土壤有机质含量的提升效果越好。

2.3 竹炭对土壤重金属 Cd 有效态含量的影响

图 3 显示, 整个培养期间, 不同施用量的竹炭处理对降低土壤有效态 Cd 含量的作用效果不同。培养 0~30 d, 各处理的土壤有效态 Cd 含量均随时间的增加而降低, 其中 5.0% 竹炭处理的土壤有效态 Cd 含量降幅最大, 为 0.19 mg/kg。培养 31~60 d, 各处理的土壤有效态 Cd 含量均有所升高, 但 5.0% 竹炭处理的土壤有效态含量仍明显低于 1.0% 竹炭处

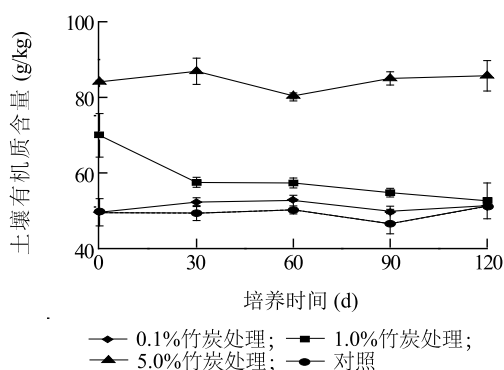


图2 竹炭对土壤有机质含量的影响

Fig.2 Effect of bamboo biochar on soil organic matter content

理、0.1%竹炭处理和对照。培养至120 d,5.0%竹炭处理、1.0%竹炭处理和0.1%竹炭处理的土壤有效态Cd含量均明显低于对照,分别低于对照0.32 mg/kg、0.23 mg/kg和0.21 mg/kg。综上,竹炭处理均有降低土壤有效态Cd含量的效果,且竹炭施用量为5.0%时降低效果最佳。

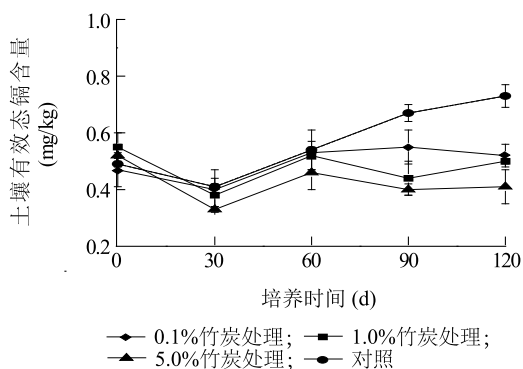


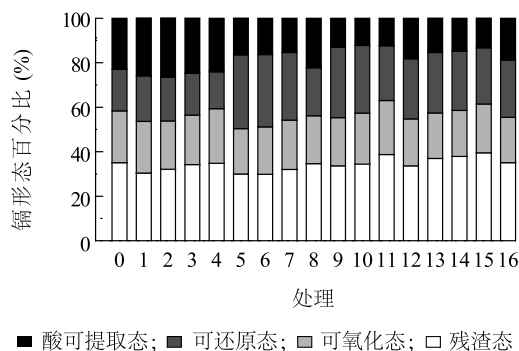
图3 竹炭对土壤有效态镉含量的影响

Fig.3 Effect of bamboo biochar on soil available cadmium content

2.4 竹炭对土壤重金属Cd形态的影响

图4显示,最初供试土壤中Cd以残渣态(35.03%)为主,其次为可氧化态(23.34%)和酸可提取态(22.92%),可还原态(18.7%)所占比例最低。培养至60 d,各竹炭处理的酸可提取态Cd所占比例与对照相比降低9.49%~10.38%,而土壤中的可还原态Cd所占比例明显增加11.69%~12.96%,而其他形态Cd稍有变化,但变化幅度不大。培养至90 d,5.0%竹炭、1.0%竹炭、0.1%竹炭处理的可氧化态Cd和残渣态Cd所占比例分别高于对照8.79%、6.21%、4.94%。与培养90 d相比,培养120 d的1.0%竹炭、0.1%竹炭处理的

氧化态Cd和残渣态Cd所占比例分别提高2.13%、1.22%。5.0%竹炭处理对提高可氧化态Cd和残渣态Cd所占比例,降低酸可提取态Cd和可还原态Cd所占比例的效果最佳。综上,施用竹炭可以使重金属Cd形态分布发生转变,在一定程度上降低Cd的有效性,其降低效果随着竹炭施用量的增加而提高。



0:培养0 d时对照;1:0.1%竹炭处理培养30 d;2:1.0%竹炭处理培养30 d;3:5.0%竹炭处理培养30 d;4:培养30 d对照;5:0.1%竹炭处理培养60 d;6:1.0%竹炭处理培养60 d;7:5.0%竹炭处理培养60 d;8:培养60 d对照;9:0.1%竹炭处理培养90 d;10:1.0%竹炭处理培养90 d;11:5.0%竹炭处理培养90 d;12:培养90 d对照;13:0.1%竹炭处理培养120 d;14:1.0%竹炭处理培养120 d;15:5.0%竹炭处理培养120 d;16:培养120 d对照。

图4 竹炭对土壤镉形态百分比的影响

Fig.4 Effect of bamboo biochar on percentage of cadmium form in soil

2.5 竹炭对小麦成熟期各器官生物量的影响

表3显示,Cd胁迫下小麦各器官生物量均表现为:籽粒>茎鞘>根>麦壳>其余叶>剑叶,小麦籽粒干质量占小麦总生物量的43.39%~46.87%。1.0%竹炭处理、5.0%竹炭处理的小麦总生物量和籽粒干质量均高于0.1%竹炭处理,而1.0%竹炭处理的小麦总生物量、根干质量、茎鞘干质量、其余叶干质量与对照相比,分别增加了2.89%、18.29%、6.08%、9.09%。5.0%竹炭处理的小麦总生物量低于对照,但其处理的小麦茎鞘干质量、其余叶干质量高于对照,具有促进小麦部分器官生长的功效。当竹炭施用量为0.1%时,除根外,小麦其余器官干质量均低于对照,而竹炭施用量为1.0%,小麦成熟期除麦壳、籽粒和剑叶外,其余器官的干质量均高于对照。当竹炭施用量提高至5.0%时,仅小麦茎鞘、其余叶的干质量高于对照。

表 3 竹炭对小麦植株各器官生物量的影响

Table 3 Effect of bamboo biochar on biomass of different organs of wheat plants

处理	总生物量 (g, 1 株)	根干质量 (g, 1 株)	茎鞘干质量 (g, 1 株)	剑叶干质量 (g, 1 株)	其余叶干质量 (g, 1 株)	麦壳干质量 (g, 1 株)	籽粒干质量 (g, 1 株)
对照	6.23±1.03	0.82±0.13	1.48±0.23	0.11±0.03	0.22±0.06	0.68±0.18	2.92±0.46
0.1%竹炭处理	5.30±1.23	0.82±0.19	1.30±0.40	0.10±0.04	0.21±0.04	0.56±0.20	2.32±0.67
1.0%竹炭处理	6.41±0.60	0.97±0.16	1.57±0.23	0.11±0.03	0.24±0.06	0.65±0.05	2.86±0.13
5.0%竹炭处理	6.13±1.90	0.80±0.33	1.73±0.23	0.10±0.03	0.27±0.06	0.57±0.25	2.66±1.18

2.6 竹炭对小麦成熟期各器官镉含量的影响

表 4 和图 5 显示, Cd 在小麦各器官内有规律地分布, 其含量具体表现为根>其余叶>茎鞘>剑叶>麦壳、籽粒, 小麦地上部 Cd 含量明显低于地下部 Cd 含量, 土壤中的 Cd 主要富集在小麦的根系, 而小麦麦壳、籽粒中 Cd 含量低于其他器官。除其余叶外, 随着竹炭量的增加, 小麦其余器官 Cd 含量均呈降低趋势, 小麦地上部、地下部 Cd 含量也呈降低趋势, 而小麦 Cd 转移系数(地上部/地下部)呈增加趋势。

势。0.1%竹炭处理促进小麦对 Cd 的吸收, 其处理的地上部、地下部 Cd 含量分别较对照增加了 8.82%、15.07%, 而 5.0%竹炭处理明显降低了小麦对 Cd 的吸收, 其处理的小麦各器官 Cd 含量均最低, 其中 5.0%竹炭处理的小麦根 Cd 含量较对照显著降低 34.06% ($P<0.05$), 地上部 Cd 含量较对照降低了 21.57%, 籽粒 Cd 含量较对照降低 23.33%。综上, 施用适量竹炭可有效降低小麦植株对土壤中 Cd 的吸收。

表 4 竹炭对小麦植株各器官中镉含量的影响

Table 4 Effect of bamboo biochar on cadmium content in different organs of wheat plants

处理	镉含量 (mg/kg)					
	根	茎鞘	剑叶	其余叶	麦壳	籽粒
对照	4.58±0.38b	1.81±0.42ab	1.54±0.43a	2.76±0.82a	0.51±0.16ab	0.60±0.60a
0.1%竹炭	5.27±0.69a	2.37±0.71a	2.65±2.12a	2.39±0.89a	0.77±0.48a	0.68±0.68a
1.0%竹炭	4.52±0.32b	1.78±0.20ab	1.54±0.85a	2.81±0.97a	0.52±0.11ab	0.58±0.58a
5.0%竹炭	3.02±0.07c	1.39±0.20b	0.93±0.24a	1.99±0.99a	0.33±0.08c	0.46±0.39b

同列数据后不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P<0.05$)。

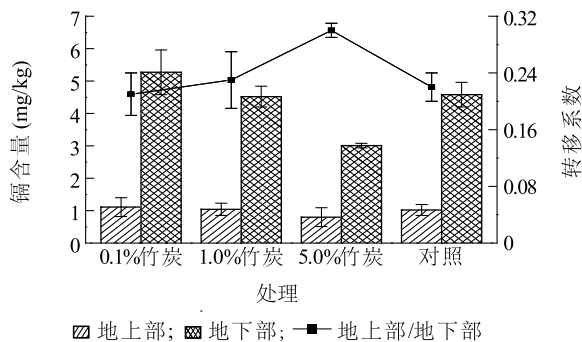


图 5 竹炭对小麦地上部和地下部镉含量的影响

Fig. 5 Effect of bamboo biochar on cadmium content in aboveground and underground part of wheat

3 讨论

3.1 竹炭对镉污染土壤的影响

通常生物炭的施用量越多, 对土壤重金属的钝化效果越佳。本研究中, 施入生物炭后, 土壤有效态 Cd 含量随竹炭施用量的增加而降低, 残渣态镉所占百分比总体随着培养时间和竹炭施用量的增加而增加, 这与刘晶晶等^[14]的研究结果一致。pH 值是影响土壤 Cd 生物有效性和植物 Cd 吸收的关键因素。本试验中土壤 pH 随着竹炭添加量的增加而增加, 土壤 pH 的提高还能促使重金属离子形成难溶性沉淀, 从而有效降低

Cd 在土壤中的迁移,同时竹炭表面含有大量含氧官能团,不仅可以大量吸附土壤重金属离子,还可通过螯合作用降低土壤中重金属的生物有效性^[15-18]。

3.2 竹炭对小麦生长的影响

Uzoma 等^[19]将生物炭应用于沙质土壤中,当生物炭施用量为 15 t/hm²和 20 t/hm²时,玉米产量分别比对照提高了 150%和 98%。Xu 等^[20]研究结果表明,在 2 种不同类型的土壤中施用生物炭均显著提高了花生生物量和荚果产量。生物炭对许多作物生长有促进作用,且作物产量随着生物炭施用量的增加而增加。本试验研究结果表明,施用竹炭对小麦籽粒干质量无明显地提升效果。Namgay 等^[21]指出,即使木材炭以最高施用量添加到土壤中,对玉米植株的干物质产量也没有显著影响。Lee 等^[22]发现,随着生物炭施用量的增加,莴苣长势下降,这与生物炭吸附土壤有效氮导致氮缺乏有关。侯艳伟等^[23]研究结果表明,当土壤速效养分含量过低时,施用 5% 秸秆炭导致油菜产量降低了 42.9%。Gunes 等^[24]研究发现,在碱性土壤中施用生物炭,会减少莴苣中 Fe、Cu、Zn 和 Mn 的含量。生物炭独特的表面特性使其对土壤水溶液中的铵态氮、硝态氮、钾、磷及气态氮等不同形态的营养元素有很强吸附作用^[25]。

3.3 竹炭对小麦镉吸收的影响

本研究结果表明,当竹炭施用量为 0.1%、1.0% 时,小麦部分器官 Cd 含量高于对照,这与宿贤超等^[26]研究结果相似,当竹炭施用量为 0.5%、1.0%、2.0% 时,均会提高土壤 Cd 含量,同时施用 2 mm 粒径的 1.0%、2.0% 竹炭,稻米中 Cd 含量提高。Kim 等^[27]研究结果表明,不同温度制备的生物炭结构、形态学性质不同,其对重金属的吸附效果也不同,高温下制备的生物炭的吸附效果优于低温下制备的生物炭。Melo 等^[28]研究发现,700 ℃ 制备的生物炭对重金属的吸附量是 400 ℃ 制备的生物炭的 4 倍。本试验中施用竹炭的制备温度为 400 ℃,吸附重金属能力比高温制备的生物炭弱,同时低温制备的生物炭含有一定浓度的有机酸,在施用量为 0.1% 和 1.0% 的条件下,生物炭可能对土壤中 Cd 离子的竞争性吸附作用有限,其富含的有机酸甚至可能会活化土壤重金属,导致小麦植株部分器官 Cd 含量高于对照,但当施用量增大后生物炭可对土壤重金属

起到钝化作用。

欧盟规定 Cd 在小麦中最高限量为 0.20 mg/kg。与其标准相比,最高竹炭施用量处理的小麦籽粒 Cd 含量仍高于限量,但与对照相比,5.0% 竹炭的施用确实明显降低了小麦籽粒 Cd 含量,因此在中低 Cd 污染地区配施生物炭,培育 Cd 低积累小麦,有望生产出安全的小麦。

竹炭的施用提高了土壤 pH 值和有机质含量,不仅可以平衡土壤酸碱性,还可以提高土壤质量。竹炭作为一种廉价的钝化剂,可有效阻控土壤重金属污染物质的迁移,对土壤 Cd 的钝化效果随着其施用量的增加而提高,可以降低土壤有效态 Cd 含量,钝化过程中会使重金属形态分布发生转变,残渣态 Cd 所占百分比有所提高。当竹炭添加量为 5.0% 时,可控制和降低小麦对土壤重金属的吸收,有效降低小麦各器官中 Cd 含量,且对小麦总生物量及籽粒产量无显著影响,可见在镉污染土壤中,籽粒低 Cd 积累型小麦(1279-9)和竹炭联合运用有利于粮食作物安全生产,并保持产量稳定。

参考文献:

- [1] 环境保护部,国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[J]. 中国环保产业, 2014, 36(5): 10-11.
- [2] HORIGUCHI H, OGUMA E, SASAKI S, et al. Age-relevant renal effects of cadmium exposure through consumption of home-harvested rice in female Japanese farmers[J]. Environment International, 2013, 56(4): 1-9.
- [3] SARKAR A, RAVINDRAN G, KRISHNAMURTHY V. A brief review on the effect of cadmium toxicity: from cellular to organ level[J]. International Journal of Bio-Technology and Research, 2013, 3(1): 17-36.
- [4] NISHIJO M, NAKAGAWA H, SUWAZONO Y, et al. Cancer mortality in residents of the cadmium-polluted Jinzu river basin in Toyama, Japan[J]. Toxics, 2018, 6(2): 23.
- [5] NARTEY O D, ZHAO B. Biochar preparation, characterization, and adsorptive capacity and its effect on bioavailability of contaminants: An overview[J]. Advances in Materials Science & Engineering, 2014, 2014: 1-12.
- [6] 孟莉蓉,俞浩丹,杨婷婷,等. 2 种生物炭对 Pb、Cd 污染土壤的修复效果[J]. 江苏农业学报, 2018, 34(4): 835-841.
- [7] YANG X, LIU J, MCGROUTHER K, et al. Effect of biochar on the extractability of heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and enzyme activity in soil[J]. Environmental Science & Pollution Research, 2016, 23(2): 974-984.
- [8] 梁仲哲,齐绍武,淡俊豪,等. 生物炭对镉胁迫下烟草镉含量动态变化及土壤理化性质的影响[J]. 江苏农业科学, 2018, 46

- (1):56-59.
- [9] PUGA A P, ABREU C A, MELO L C A, et al. Cadmium, lead, and zinc mobility and plant uptake in a mine soil amended with sugarcane straw biochar[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(22): 17606-17614.
- [10] 李 赞,孙宵琦,于瑞雪,等. 不同农作物秸秆生物炭性质及其对重金属铅的吸附特性研究[J]. *山东农业科学*, 2018,50(9):78-82.
- [11] 黄其颖. 不同基因型小麦对土壤镉污染的反应及竹炭对小麦镉积累的影响[D]. 杭州:浙江农林大学, 2015.
- [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, 1999.
- [13] SLATTERY W J, RIDLEY A M, WINDSOR S M. Ash alkalinity of animal and plant products [J]. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 1991, 31(3): 321-324.
- [14] 刘晶晶,杨 兴,陆扣萍,等. 生物炭对土壤重金属形态转化及其有效性的影响[J]. *环境科学学报*, 2015, 35(11): 3679-3687.
- [15] MOUSAVI H Z, HOSSEINIFAR A, JAHED V. Removal of Cu (II) from wastewater by waste tire rubber ash[J]. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 2010, 75(6): 845-853.
- [16] CAO X, MA L, LIANG Y, et al. Simultaneous immobilization of lead and atrazine in contaminated soils using dairy-manure biochar [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(11): 4884-4889.
- [17] 郭碧林,陈效民,景 峰,等. 生物炭添加对重金属污染稻田土壤理化性状及微生物量的影响[J]. *水土保持学报*, 2018, 32(4): 280-284.
- [18] 夏 鹏,王学江,张 晶,等. 生物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): 193-196.
- [19] UZOMA K C, INOUE M, ANDRY H, et al. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition[J]. *Soil Use and Management*, 2011, 27(2): 205-212.
- [20] XU C Y, HOSSEINI-BAI S, HAO Y, et al. Effect of biochar amendment on yield and photosynthesis of peanut on two types of soils[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(8): 6112-6125.
- [21] NAMGAY T, SINGH B, SINGH B P. Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb, and Zn to maize (*Zea mays* L.) [J]. *Soil Research*, 2010, 48(7): 638-647.
- [22] LEE S E, AHMAD M, USMAN A A R A, et al. Effects of biochar on soil quality and heavy metal availability in a military shooting range soil in Korea[J]. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, 2011, 44(1): 67-77.
- [23] 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*, 2014,23(6): 1057-1063.
- [24] GUNES A, INAL A, TASKIN M B, et al. Effect of phosphorus-enriched biochar and poultry manure on growth and mineral composition of lettuce (*Lactuca sativa* L. cv.) grown in alkaline soil [J]. *Soil Use and Management*, 2014, 30(2): 182-188.
- [25] CHEN Y, SHINOBI Y, TAIRA M. Influence of biochar use on sugarcane growth, soil parameters, and groundwater quality[J]. *Soil Research*, 2010, 48(7): 526-530.
- [26] 宿贤超,胡杨勇,赵 薇,等. 添加竹炭对土壤化学性质和重金属有效性及水稻生长的影响[J]. *浙江农业学报*, 2014, 26(2): 439-443.
- [27] KIM W K, SHIM T, KIM Y S, et al. Characterization of cadmium removal from aqueous solution by biochar produced from a giant *Miscanthus* at different pyrolytic temperatures[J]. *Bioresour Technol*, 2013, 138(2): 266-270.
- [28] MELO L C A, COSCIONE A R, ABREU C A, et al. Influence of pyrolysis temperature on cadmium and zinc sorption capacity of sugar cane straw-derived biochar[J]. *BioResources*, 2013, 8(4): 4992-5004.

(责任编辑:王 妮)