

## 稻秆炭与巨菌草联合对铜镉污染土壤的修复

王玺洋, 辛在军, 李晓晖, 李亮, 孙小艳, 闵芳芳

### 引用本文:

王玺洋, 辛在军, 李晓晖, 等. 稻秆炭与巨菌草联合对铜镉污染土壤的修复[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(1): 74-82.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0878>

## 您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

### 两种AMF对巨菌草根际土壤Cd生物可利用性以及Cd积累的影响

姬朋朋, 尹光彩, 陈志良, 周兵, 林亲铁, 刘千钧, 刘德玲

*农业环境科学学报*. 2016, 35(12): 2306-2313 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0878>

### 3种土壤下巨菌草对镉胁迫的生理响应

王丽萍, 张健, 胡红玲, 蒋晓梅, 张如意, 何书惠, 宋君祥, 张学才

*农业环境科学学报*. 2015(12): 2252-2260 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.12.002>

### 磷灰石、石灰对Cd胁迫下黑麦草根形态及Cd吸收影响研究

杜志敏, 向凌云, 杜凯敏, 杨文玲, 王继雯, 雷高, 郭雪白, 郭亮, 周静, 巩涛, 陈国参, 甄静

*农业环境科学学报*. 2021, 40(1): 92-101 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0376>

### 生物炭与水管理耦合对晚稻镉迁移与积累的影响

王义, 王勃然, 周文涛, 祝志娟, 刘莉, 祝博文, 傅志强

*农业环境科学学报*. 2020, 39(7): 1479-1485 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1408>

### 小麦秸秆生物质炭对旱地土壤铅镉有效性及小麦、玉米吸收的影响

左静, 陈德, 郭虎, 王静波, 隋凤凤, 李恋卿, 潘根兴, 张旭辉

*农业环境科学学报*. 2017, 36(6): 1133-1140 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1655>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

王玺洋, 辛在军, 李晓晖, 等. 稻秆炭与巨菌草联合对铜镉污染土壤的修复[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(1): 74-82.

WANG Xi-yang, XIN Zai-jun, LI Xiao-hui, et al. Effect of combination of rice-straw biochar and *Pennisetum sinense* on remediating Cu and Cd contaminated soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(1): 74-82.



开放科学 OSID

## 稻秆炭与巨菌草联合对铜镉污染土壤的修复

王玺洋<sup>1,3</sup>, 辛在军<sup>1,3</sup>, 李晓晖<sup>1,3</sup>, 李亮<sup>1,3</sup>, 孙小艳<sup>1,3</sup>, 闵芳芳<sup>2\*</sup>

(1. 江西省科学院鄱阳湖研究中心, 南昌 330096; 2. 江西省分析测试研究所, 南昌 330029; 3. 江西省重金属污染生态修复工程技术研究中心, 南昌 330096)

**摘要:**通过野外小区试验施加不同用量(0、5 000、10 000、15 000、20 000 kg·hm<sup>-2</sup>)的稻秆生物炭(稻秆炭),探究施用稻秆炭对巨菌草修复铜镉复合(Cu-Cd)污染土壤的影响,并评价稻秆炭与巨菌草联合修复重金属污染土壤的潜力和优势。结果表明,稻秆炭施用可明显提高巨菌草在Cu-Cd污染土壤中的成活率,提高其地上生物量;稻秆炭的施用降低了土壤有效态Cu、Cd和全量Cd含量,在一定程度上降低了巨菌草对Cu的富集,但同时促进了巨菌草对Cd的富集,于5 000 kg·hm<sup>-2</sup>处理下增幅最大,其根、茎、叶的Cd吸收量分别增加60.75%、230.31%和83.34%;稻秆炭施用显著增加了巨菌草地上部重金属绝对富集量,Cu最高达3 741.04 g·hm<sup>-2</sup>(用量为10 000 kg·hm<sup>-2</sup>),Cd最高达167.81 g·hm<sup>-2</sup>(用量为5 000 kg·hm<sup>-2</sup>);各处理的修复边际效率显示,5 000 kg·hm<sup>-2</sup>稻秆炭施用量更经济、有效。研究表明,稻秆炭施用提升了巨菌草地上部对Cu、Cd的富集水平,其联合修复潜力巨大。

**关键词:**联合修复;稻秆生物炭;铜镉复合污染;巨菌草;绝对富集量;修复边际效率

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)01-0074-09 doi:10.11654/jaes.2020-0878

### Effect of combination of rice-straw biochar and *Pennisetum sinense* on remediating Cu and Cd contaminated soil

WANG Xi-yang<sup>1,3</sup>, XIN Zai-jun<sup>1,3</sup>, LI Xiao-hui<sup>1,3</sup>, LI Liang<sup>1,3</sup>, SUN Xiao-yan<sup>1,3</sup>, MIN Fang-fang<sup>2\*</sup>

(1. Research Institute of Poyang Lake, Jiangxi Academy of Sciences, Nanchang 330096, China; 2. Jiangxi Institute of Analysis and Test, Nanchang 330029, China; 3. Jiangxi Engineering and Technology Research Center of Eco-remediation of Heavy Metal Pollution, Nanchang 330096, China)

**Abstract:** Herein, a field plot experiment was conducted to investigate the effect of rice-straw biochar application on the *Pennisetum sinense* remediating the Cu- and Cd-contaminated soil by setting up different application amounts of rice-straw biochar (0, 5 000, 10 000, 15 000 kg·hm<sup>-2</sup>, and 20 000 kg·hm<sup>-2</sup>), with an aim to evaluate the potential and advantage of the combined remediation of rice-straw biochar and *Pennisetum sinense*. The results showed that the rice-straw biochar application significantly increased the survival and shoot biomass of *Pennisetum sinense* in the Cu- and Cd-contaminated soil. Furthermore, the application decreased the available Cu and Cd and the total Cd in soil, and lowered the Cu bioconcentration to some extent; however, it increased the Cd bioconcentration in the *Pennisetum sinense*. The 5 000 kg·hm<sup>-2</sup> biochar treatment made the biggest Cd gains in root, stem, and leaf of *Pennisetum sinense*, wherein the increases were 60.75%, 230.31%, and 83.34%, respectively. Additionally, the biochar application significantly promoted the absolute enrichment of Cu and Cd in *Pennisetum sinense* shoot, wherein the biggest increases were up to 3 741.04 g·hm<sup>-2</sup> with a 10 000 kg·hm<sup>-2</sup> treatment and 167.81

收稿日期:2020-07-28 录用日期:2020-09-27

作者简介:王玺洋(1988—),男,江西南昌人,博士,助理研究员,主要从事土壤重金属污染与修复研究。E-mail:wxy219soil@163.com

\*通信作者:闵芳芳 E-mail:mff823348915@163.com

基金项目:江西省重大科研开发专项(20194ABC28010);江西省科学院重点研发项目(2020-YZD-27);江西省中央引导地方科技发展专项资金项目(20192ZDD01001);江西省科学院博士基金项目(2017-YYB-01);江西省科学院普惠制项目(2017-XTPH1-01)

**Project supported:** The Major Research and Development Project of Jiangxi Province (20194ABC28010); The Key Research and Development Project of Jiangxi Academy of Sciences (2020-YZD-27); The National Guided Local Science and Technology Development Project (20192ZDD01001); The Doctoral Fund Project of Jiangxi Academy of Sciences (2017-YYB-01); The Inclusive Project of Jiangxi Academy of Sciences (2017-XTPH1-01)

$\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$  with a  $5\,000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$  treatment, respectively. Results suggest that  $5\,000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$  of rice-straw biochar application amount is more economical and effective according to the marginal efficiency of remediation. The application of rice-straw biochar enhanced the bioconcentration level of the Cu and Cd in the *Pennisetum sinense* shoot and showed a great remediation potential for Cu- and Cd-contaminated soil.

**Keywords:** combined remediation; rice-straw biochar; joint pollution of Cu and Cd; *Pennisetum sinense*; absolute enrichment amount; marginal remediation efficiency

20世纪80年代以来,快速的工业化和城市化对农用地土壤提出高强度需求的同时,也伴随着工业废弃物的排放,这使得土壤重金属的污染风险和修复压力与日俱增<sup>[1]</sup>。土壤重金属污染不仅会造成农作物减产,破坏生态系统,还会通过植物富集转移到人体,危及生命健康<sup>[1-2]</sup>。2014年《全国土壤污染状况调查公报》数据显示<sup>[3]</sup>,我国多个区域耕地土壤和工矿业废弃地土壤环境质量正在快速恶化,其中铜(Cu)、镉(Cd)和铅(Pb)等重金属污染问题较为突出,严重制约着农用地土壤的可持续利用。因此,如何开展重金属污染农田土壤修复至关重要。

植物修复技术作为一种新兴的技术,主要通过自身生理特性对土壤重金属进行吸收、富集,再经自身代谢活动,实现降低土壤重金属的目的<sup>[4-6]</sup>。其治理土壤重金属污染具有原位性、永久性、经济性及后期处理简易性等优点<sup>[4,7-8]</sup>,但也存在修复植物受重金属毒害作用而难以生长或生长缓慢、修复周期较长、富集量小以及对土壤环境适应性较弱等缺点<sup>[4,9-10]</sup>,难以达到实际应用要求<sup>[11-13]</sup>。为此,通过添加化学材料辅助富集植物生长和进行化学-生物联合修复以强化富集植物对重金属的吸收成为重金属污染土壤修复的重要路径<sup>[7]</sup>。龙葵<sup>[14-15]</sup>、黑麦草<sup>[7]</sup>和巨菌草<sup>[4-5]</sup>是常用的大生物量Cu/Cd富集或超富集植物,常与生石灰<sup>[4-5,7]</sup>、柠檬酸<sup>[14]</sup>、EDTA<sup>[15]</sup>或植物生长调节剂<sup>[16]</sup>等联用。其中柠檬酸和EDTA可改变土壤中Cd的形态并促进其释放,常用于强化Cd污染土壤的植物修复<sup>[17]</sup>:如刘萍等<sup>[14]</sup>利用室内盆栽实验将柠檬酸添加到Cd-Pb复合污染土壤后,不仅促进了龙葵的生长,而且显著增加了龙葵对Cd的吸收;黎诗宏等<sup>[15]</sup>同时研究了柠檬酸和EDTA对龙葵修复Cd污染土壤的影响,结果发现,虽然添加柠檬酸和EDTA可以提升龙葵的修复效率,但施加浓度过高时会对龙葵产生一定的毒害作用。于彩莲等<sup>[16]</sup>通过盆栽实验研究了复硝酚钠、2,4-二氯苯氧乙酸和己酸二乙氨基乙醇酯3种常用的植物生长调节剂对龙葵修复Cd污染土壤的影响,结果显示,后两种生长剂可显著促进植物生长,所有3

种生长剂均显著增加了龙葵地上部和地下部Cd的累积量。杜志敏等<sup>[7]</sup>利用石灰与黑麦草联合修复Cu污染土壤,发现施用石灰不仅增加了黑麦草的生物量,且增加了其对Cu的吸收。徐磊等<sup>[4]</sup>通过田间小区实验分别对比了金黄狗尾草、香根草、海州香薷、巨菌草4种植物与石灰联合对Cu-Cd污染土壤的效果,结果表明,巨菌草凭借生物量优势表现出更大的修复潜力。已有研究大都通过室内盆栽外源添加CdCl<sub>2</sub>或Cd(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>的形式模拟污染土壤,且一般设计的污染程度较高<sup>[18-19]</sup>,并不符合实际污染土壤环境<sup>[20-21]</sup>;另外,长期大量添加生石灰、柠檬酸和EDTA等化学材料会破坏土壤结构和土壤微生态<sup>[20,22]</sup>。水稻秸秆制成的稻秆生物炭(稻秆炭)是一种绿色、高效和新型的生物源土壤改良剂<sup>[23-25]</sup>,其在农田施用不仅可以提高土壤肥力、改善土壤结构<sup>[26]</sup>,还具有良好的土壤重金属钝化效果<sup>[27-28]</sup>,不仅克服了其他化学材料在农田土壤中施用的缺点,还可以减轻重金属对植物生长的毒害。因此,稻秆炭与巨菌草联合将是一种经济、高效和可持续的重金属污染农田修复技术,但是该联合修复技术,特别是在田间条件下的修复效果和修复潜力还需要进一步研究和明确。

本研究以某冶炼厂周边农田Cu-Cd污染土壤为研究区,通过对试验小区施用不同量的稻秆炭,来研究施加稻秆炭对巨菌草生长状况、土壤重金属含量与生物有效性以及植物各组织吸收重金属的影响,进而通过计算其富集系数和地上部绝对富集量的变化来评价其修复潜力,为生物炭-巨菌草联合修复技术体系的建立提供理论和数据支撑。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究区概况

试验区位于我国南方某大型Cu冶炼厂周边农田,土壤主要污染物为Cu和Cd,以《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)为参照标准,采用单因子指数法进行评价,得到 $P_{\text{Cu}}=14.70$ 、 $P_{\text{Cd}}=1.83$ ,该地区农用地土壤同时存在高

风险 Cu 和低风险 Cd 污染。同时,该地区为我国南方典型红壤区,酸雨沉降、土壤酸化较为严重,大范围农田土壤难以正常生长农作物,部分区域几乎无植物可以生长并已出现沙化现象<sup>[4]</sup>。土壤质地为砂质壤土。试验小区土壤基本理化性质,见表1。

### 1.2 供试材料

稻秆炭购自湖北金日生态能源股份有限公司。稻秆炭 pH 按照炭:水=1:20 搅拌均匀后,采用复合 pH 电极测定, pH 为 9.91;稻秆炭样品 C、H、O 元素的质量分数采用 Vario MICRO 型元素分析仪进行测定,分别为 80.8%、1.05% 和 11.9%;稻秆炭样品经 HF-HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> 三酸消解后经 ICP-MS 测定,其总 Cd 和总 Cu 含量均低于检测限。

巨菌草 (*Pennisetum sinense*) 幼苗 (多年生草本植物) 购于当地村民。

### 1.3 试验设计

2019 年 3 月中旬开始育苗,对试验小区进行土地平整,开沟起垄。本试验共设计 5 个处理,各处理 3 次重复,共 15 个小区,随机区组排列,每个小区面积为 5 m×6 m,各个小区以宽 20 cm、深 30 cm 的排水沟隔开,防止各小区之间相互影响。于 2019 年 5 月初,按照表 2 设置的田间施用量在污染农田土壤表面均匀施撒稻秆炭,耕翻入土混匀,间隔 3 d 后施用一次尿素作为基肥,用量为 450 kg·hm<sup>-2</sup>。筛选长势一致 (20~30 cm) 的巨菌草苗移至试验小区,按照株距 0.5 m、行距 0.5 m,每小区 120 株的密度进行种植,期间进行除草和浇水日常管理;在 2019 年 8 月下雨后按照 450 kg·hm<sup>-2</sup> 的用量追施一次尿素。

### 1.4 研究方法

于 2019 年 12 月初 (植株渐干) 开始采收巨菌草,其中植物样品的采集方法为每处理小区随机取 5 株巨菌草,每处理采集 15 株,分根部和地上部装于尼龙网袋中。将每处理小区采集的巨菌草的根、茎、叶取

适量按不同组织混合作为该处理小区的一个植物组织样,剪刀分段,用清水洗净,装于牛皮纸内,放入烘箱经 105 °C 杀青 1 h, 75 °C 烘至恒质量,用打粉机破碎,备用。土壤样品取自巨菌草株间 0~17 cm 表层土壤,每处理小区分不同位置 5 点混合,得到一个混合样,然后采用四分法取适量带回室内,经风干、过筛后备用。

各处理采集的巨菌草株高直接用卷尺测量。地上部总生物量用尼龙网袋装好放于电子天平称量,然后将茎组织和叶片分装于尼龙网袋测其鲜质量,并取部分茎和叶组织由烘干法测其含水量,经水分换算系数 (茎为 8.1%、叶为 5.2%) 获得各处理植株茎和叶片的干质量。

土壤理化性质测定参照《土壤农业化学分析方法》<sup>[29]</sup>。土壤有机质采用重铬酸钾 (浓硫酸) 氧化-外加加热法测定;土壤 pH 采用 1:2.5 土水比-电位法测定;土壤全氮采用半微量开氏法测定;土壤全磷采用 HF-HClO<sub>4</sub>-HNO<sub>3</sub> 消煮-钼锑抗比色法测定;土壤速效磷采用 HCl-NH<sub>4</sub>F 浸提-钼锑抗比色法测定。土壤样品中全量 Cu 和 Cd 测定<sup>[27]</sup>采用 HF-HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> 三酸消解,再分别于石墨炉-原子吸收光谱仪测定 Cu 和电感耦合等离子体发射光谱仪测定 Cd;土壤有效态 Cu 和 Cd 含量测定采用 0.01 mol·L<sup>-1</sup> CaCl<sub>2</sub> 溶液提取,再分别于石墨炉-原子吸收光谱仪测定 Cu 和电感耦合等离子体发射光谱仪测定 Cd;植物样品 Cu 和 Cd 含量<sup>[30]</sup>经 HNO<sub>3</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 消解后于电感耦合等离子体发射光谱仪进行测定。整个测试过程采用平行双样测定,每 20 个样品做一个平行双样,各元素测定结果的实验室内相对标准偏差应 < 35%;进行土壤全量 Cu、Cd 测定时,每批样品采用 GBW07405 和 GBW07407 两种标准物质做回收试验,每批植物样品采用 GBW10010 标准物质做回收试验,以控制试验精准度,其标准物质回收率均在 85%~115% 的允许误差范围内。

表 1 试验区土壤基本理化性质

Table 1 Physicochemical properties of soil in the study area

pH	有机质 Soil organic matter/(g·kg <sup>-1</sup> )	全氮 Total N/(g·kg <sup>-1</sup> )	全磷 Total P/(g·kg <sup>-1</sup> )	速效磷 Available P/(mg·kg <sup>-1</sup> )	全量 Cu Total Cu/(mg·kg <sup>-1</sup> )	全量 Cd Total Cd/(mg·kg <sup>-1</sup> )
5.21	32.34	1.40	0.85	78.62	734.88	0.55

表 2 各处理小区稻秆炭施用量情况

Table 2 Application amount of rice-straw biochar in the different treatment plots

处理 Treatments	CK/(kg·hm <sup>-2</sup> )	BC1/(kg·hm <sup>-2</sup> )	BC2/(kg·hm <sup>-2</sup> )	BC3/(kg·hm <sup>-2</sup> )	BC4/(kg·hm <sup>-2</sup> )
施用量 Application amount	0	5 000	10 000	15 000	20 000

## 1.5 数据处理与分析

利用Excel 2010和SPSS 18.0进行数据处理,利用OriginPro 8.5专业绘图软件完成制图。其中,植物组织的重金属富集系数、地上部绝对富集量按下列公式计算:

富集系数=植物组织重金属含量( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )/土壤重金属含量( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

植物地上部绝对富集量( $\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$ )=植物茎重金属含量( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) $\times$ 茎干质量( $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ) $\times 10^{-3}$ +植物叶重金属含量( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) $\times$ 叶干质量( $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ) $\times 10^{-3}$ [4]

修复效率=(修复前土壤全量Cd-修复后土壤全量Cd)/修复前土壤全量Cd $\times 100\%$

修复边际效率=修复效率(%)/钝化剂成本

本研究中修复边际效率定义为单位价格钝化剂(不含运输与田间施用人工成本)对研究区污染农田土壤全量Cu或全量Cd的修复效率,本试验中所用的稻秆生物炭每1 000 kg市场价格为100元。

## 2 结果与分析

### 2.1 稻秆炭施用对巨菌草生长的影响

经田间调查和统计(表3),施用稻秆炭可以明显提高巨菌草在Cu-Cd污染土壤中的成活率,而不施加稻秆炭处理小区的巨菌草仅有10%成活,说明Cu、Cd污染土壤会严重抑制巨菌草的生长。与CK相比,在一个生长季内,施用稻秆炭显著增加了巨菌草地上部生物量和株高,且此两项指标随着稻秆炭施用量的增加均呈增加趋势,最高增加幅度分别达289.4%和68.6%(图1)。因此,对Cu-Cd污染土壤施加稻秆炭不仅可以促进巨菌草成活,而且可以显著提高其生物量。

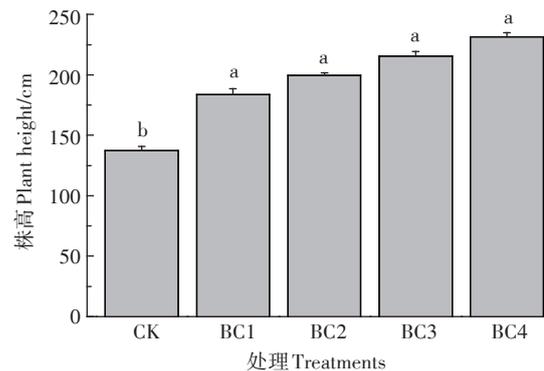
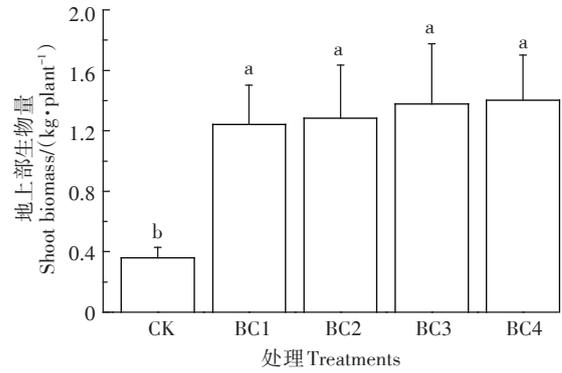
### 2.2 稻秆炭施用对土壤中Cu、Cd的影响

施用稻秆炭一个生长季后,各处理小区土壤Cu含量出现不同程度的差异(图2)。相比于CK,BC1和BC2处理小区土壤全量Cu降低,BC3和BC4处理小区土壤全量Cu含量增加,其中BC2处理小区土壤全量Cu降低达显著水平。可能是因为不同用量稻秆炭处理下巨菌草对土壤Cu的吸收程度存在差异,从而产生不同小区土壤全量Cu含量的差异。各处理小区土

表3 不同稻秆炭处理下巨菌草的成活率

Table 3 The survival condition of *Pennisetum sinense* in the different treatment plots

处理 Treatments	CK	BC1	BC2	BC3	BC4
成活率 Survival rate	10%	100%	100%	100%	100%



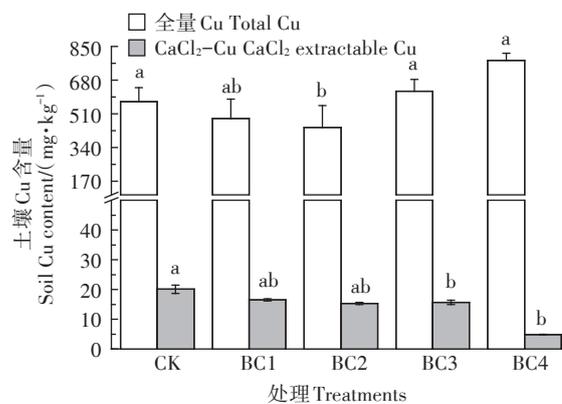
误差线代表标准差( $n=15$ ),同组不同小写字母表示处理间差异显著( $P<0.05$ )

The error bars represent standard deviation ( $n=15$ ), the different lowercase letters indicate significant differences among treatments at  $P<0.05$

图1 不同施用量稻秆炭对巨菌草生物量和株高的影响

Figure 1 Effect of different application amount of rice-straw biochar on the biomass and height of *Pennisetum sinense*

biochar on the biomass and height of *Pennisetum sinense*



误差线代表标准差( $n=3$ ),同组不同小写字母表示处理间差异显著( $P<0.05$ )。下同

The error bars represent standard deviation ( $n=3$ ), the different lowercase letters indicate significant differences among treatments at  $P<0.05$ . The same below

图2 稻秆炭与巨菌草联合修复对土壤Cu的影响

Figure 2 Effect of combining rice-straw biochar and *Pennisetum sinense* on the Cu in the contaminated soil

壤  $\text{CaCl}_2$  提取态  $\text{Cu}$  ( $\text{CaCl}_2\text{-Cu}$ ) 含量随稻秆炭用量增加呈现减小趋势,且 BC3 和 BC4 处理土壤中  $\text{CaCl}_2\text{-Cu}$  含量降低达显著水平(图 2);此外,对比各处理小区土壤中  $\text{CaCl}_2\text{-Cu}$  占全量  $\text{Cu}$  的百分比发现(表 4),  $\text{CaCl}_2\text{-Cu}$  所占比例随稻秆炭施用量的增加而下降,施加稻秆炭处理小于 CK 处理,且 CK 与 BC4 处理间差异达显著水平。可见,稻秆炭施用对研究区土壤  $\text{Cu}$  产生了钝化作用,使其从生物有效态向稳定态转变,且该效果随稻秆炭用量增加而加强。

与土壤  $\text{Cu}$  不同,各处理小区土壤中全量  $\text{Cd}$  和  $\text{CaCl}_2$  提取态  $\text{Cd}$  ( $\text{CaCl}_2\text{-Cd}$ ) 含量均显著低于 CK 处理,其中土壤中  $\text{CaCl}_2\text{-Cd}$  含量随稻秆炭施用量增加而降低(图 3),并且经稻秆炭处理后的土壤  $\text{Cd}$  含量均低于我国农用地土壤污染风险筛选值  $0.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  ( $\text{pH} \leq 5.5$ )。各处理小区土壤  $\text{CaCl}_2\text{-Cd}$  占土壤全量  $\text{Cd}$  的百分比与 CK 相比也不同程度的减小,其中 BC2、BC3 和 BC4 与 CK 处理差异达显著水平(表 4)。由此可见,稻秆炭处理不仅通过钝化作用降低了土壤有效态  $\text{Cd}$  的比例,而且很可能通过促进巨菌草对土壤  $\text{Cd}$  的吸收而降低土壤中的  $\text{Cd}$ 。

### 2.3 稻秆炭施用对巨菌草富集 $\text{Cu}$ 、 $\text{Cd}$ 的影响

不同用量稻秆炭施入土壤后巨菌草各组织的  $\text{Cu}$  含量如图 4 所示。与 CK 相比,施用稻秆炭处理的巨菌草根和茎组织  $\text{Cu}$  含量均存在不同程度降低,其中 BC1 处理的巨菌草根组织  $\text{Cu}$  含量和 BC2、BC3、BC4 处理的茎组织  $\text{Cu}$  含量与 CK 处理差异达显著水平;而经稻秆炭处理下的巨菌草叶组织  $\text{Cu}$  含量与 CK 相比

表 4 稻秆炭与巨菌草联合对土壤中  $\text{CaCl}_2\text{-Cu}$  和  $\text{CaCl}_2\text{-Cd}$  百分比的影响

Table 4 Effect of the combination of rice-straw biochar and *Pennisetum sinense* on the percentage of  $\text{CaCl}_2$  extractable  $\text{Cu}$  ( $\text{Cd}$ ) in the total  $\text{Cu}$  ( $\text{Cd}$ ) in soil

处理 Treatments	$\text{CaCl}_2\text{-Cu}$ 占全量 $\text{Cu}$ 比例 Percentage of $\text{CaCl}_2\text{-Cu}$ in total $\text{Cu}/\%$	$\text{CaCl}_2\text{-Cd}$ 占全量 $\text{Cd}$ 比例 Percentage of $\text{CaCl}_2\text{-Cd}$ in total $\text{Cd}/\%$
CK	$3.52 \pm 0.22\text{a}$	$13.28 \pm 3.23\text{a}$
BC1	$3.38 \pm 0.16\text{a}$	$11.83 \pm 4.54\text{a}$
BC2	$3.46 \pm 0.27\text{a}$	$8.83 \pm 2.31\text{b}$
BC3	$2.51 \pm 0.17\text{a}$	$9.28 \pm 1.40\text{b}$
BC4	$0.62 \pm 0.12\text{b}$	$9.19 \pm 3.27\text{b}$

注:数据为平均值 $\pm$ 标准差( $n=3$ )。同列不同小写字母表示处理间差异显著( $P<0.05$ )。下同。

Note: Values are mean  $\pm$  standard deviation ( $n=3$ ). The different lowercase letters in a column indicate significant differences among treatments at  $P<0.05$ . The same below.

无显著变化。说明,施用稻秆炭主要对巨菌草茎组织的  $\text{Cu}$  吸收产生影响,降低了其对土壤  $\text{Cu}$  的吸收,而对巨菌草叶组织  $\text{Cu}$  吸收基本无影响。

不同用量稻秆炭处理对巨菌草各组织吸收  $\text{Cd}$  的影响如图 5 所示。与 CK 相比,施用稻秆炭均显著提高了巨菌草根、茎和叶组织中的  $\text{Cd}$  含量,且根、茎和叶组织  $\text{Cd}$  含量增幅均在 BC1 处理下达到最大,分别增加了 60.75%、230.31% 和 83.34%;虽然茎组织  $\text{Cd}$  含量低于根和叶组织,但从平均增幅来看,稻秆炭各处理下巨菌草组织中  $\text{Cd}$  增幅均表现为茎 $>$ 叶 $>$ 根。由此可知,稻秆炭施用促进了巨菌草各组织对土壤  $\text{Cd}$  的吸收和富集,尤其是加强了茎组织对  $\text{Cd}$  的吸收,并于 BC1 处理下作用效果最明显。

与 CK 相比,各处理小区巨菌草根和茎对土壤  $\text{Cu}$  的富集系数出现不同程度的减小,其最大降幅分别达 51.30% (BC1) 和 57.28% (BC2),而叶对  $\text{Cu}$  的富集系数无显著变化,各处理下巨菌草各组织对  $\text{Cu}$  的富集系数都小于 1,表现为根 $>$ 叶 $>$ 茎。而施加稻秆炭均明

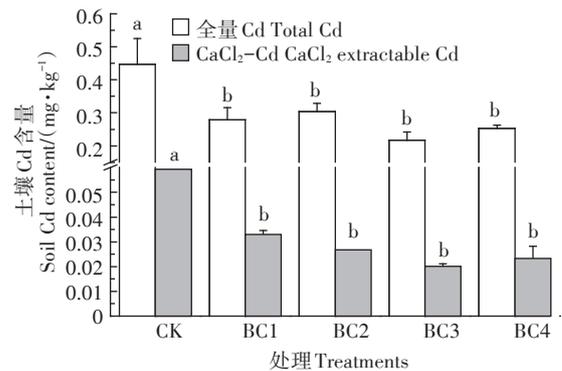


图 3 稻秆炭与巨菌草联合修复对土壤  $\text{Cd}$  的影响

Figure 3 Effect of combining rice-straw biochar and *Pennisetum sinense* on the  $\text{Cd}$  in the contaminated soil

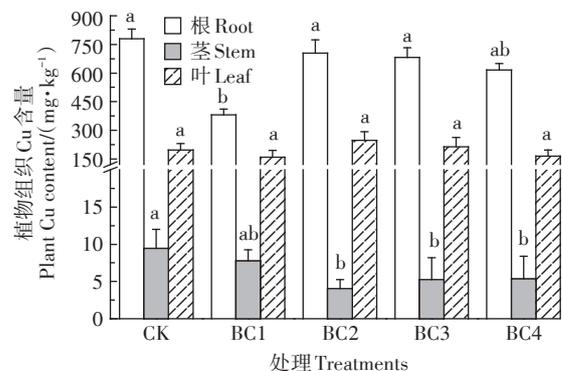


图 4 施用稻秆炭对巨菌草各组织吸收  $\text{Cu}$  的影响

Figure 4 Effect of rice-straw biochar application on the  $\text{Cu}$  absorption in *Pennisetum sinense* tissues

显增加了巨菌草根、茎和叶对土壤Cd的富集系数,各组织对Cd的富集系数均大于1,达到超富集植物的富集水平,富集系数大小依次为叶>根>茎;BC1处理下的各组织Cd富集系数均最高,根、茎和叶增幅分别达60.89%、229.80%和83.34%(表5)。

经公式计算得到各处理小区巨菌草地上部对Cu和Cd的绝对富集量(表6)。施用稻秆炭不仅显著增加了巨菌草地上部生物量,也显著提升了巨菌草地上部对Cu和Cd的绝对富集量,但施加稻秆炭各处理间

无显著差异,其中巨菌草地上部对Cu的绝对富集量最大达3 741.04 g·hm<sup>-2</sup>,增幅达319.98%(BC2),对Cd绝对富集量最大达167.81 g·hm<sup>-2</sup>,增幅达111.23%(BC1)。尽管稻秆炭施用降低了巨菌草对Cu的吸收,但凭借生物量的提高,仍显著提升了地上部Cu的绝对富集量;此外,由稻秆炭对土壤Cu、Cd修复边际效率计算结果可知,BC1处理下的土壤Cu和Cd修复边际效率均为最高。因此,综合地上部重金属绝对富集量和钝化剂修复边际效率考虑,5 000 kg·hm<sup>-2</sup>(BC1)稻秆炭施用量作为巨菌草修复大面积Cu-Cd污染土壤更高效,且成本更低。

### 3 讨论

生物炭对土壤重金属离子(Cu<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup>、Pb<sup>2+</sup>、Zn<sup>2+</sup>等)具有良好的吸附固定作用,其钝化机理主要包括:静电吸附作用、离子交换作用、沉淀作用和有机络合作用4种<sup>[31]</sup>。其中,秸秆生物炭固定Cu<sup>2+</sup>的主要方式体现为羧基和酚羟基官能团与Cu<sup>2+</sup>的络合作用,其次为生物炭表面负电荷对Cu<sup>2+</sup>的静电吸附作用<sup>[32]</sup>。通过生物炭的吸附固定,可明显降低土壤中重金属的移动性和生物有效性,减少对植物生长的毒害<sup>[31]</sup>。

多数研究表明<sup>[4,31,33]</sup>,巨菌草具有较强的Cd耐性

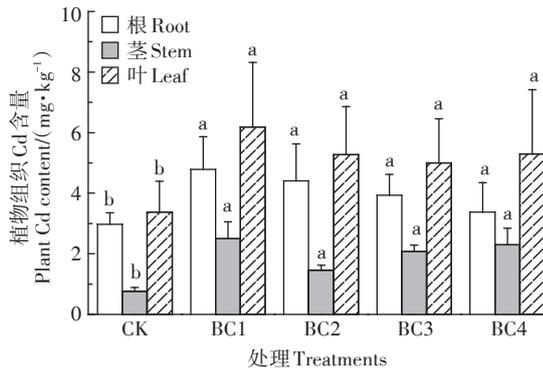


图5 施用稻秆炭对巨菌草各组织吸收Cd的影响

Figure 5 Effect of rice-straw biochar application on the Cd absorption in *Pennisetum sinense* tissues

表5 施用稻秆炭对巨菌草各组织Cu、Cd富集系数的影响

Table 5 Effect of rice-straw biochar application on the bioconcentration factors of Cu and Cd in *Pennisetum sinense* tissues

处理 Treatments	根 Root		茎 Stem		叶 Leaf	
	Cu 富集系数 Cu bioconcentration factor	Cd 富集系数 Cd bioconcentration factor	Cu 富集系数 Cu bioconcentration factor	Cd 富集系数 Cd bioconcentration factor	Cu 富集系数 Cu bioconcentration factor	Cd 富集系数 Cd bioconcentration factor
CK	1.06±0.23a	5.41±1.08b	0.013±0.005a	1.38±0.34b	0.27±0.05a	6.13±1.96b
BC1	0.52±0.11b	8.70±2.15a	0.011±0.003a	4.55±0.93a	0.22±0.03a	11.24±3.31a
BC2	0.96±0.34a	8.00±1.98a	0.005±<0.001b	2.65±0.55ab	0.34±0.07a	9.59±2.86a
BC3	0.93±0.28a	7.16±2.03ab	0.007±0.002b	3.76±0.76a	0.29±0.03a	9.09±2.45a
BC4	0.84±0.19a	6.13±1.66ab	0.007±0.001b	4.18±0.32a	0.22±0.01a	9.62±3.13a

表6 不同用量稻秆炭对巨菌草地上部Cu、Cd绝对富集量和修复边际效率的影响

Table 6 Effects of different application amounts of rice-straw biochar on the absolute enrichment of Cu and Cd in the *Pennisetum sinense* shoot and their marginal efficiency of remediation

处理 Treatments	种植密度 Planting density/ (plant·hm <sup>-2</sup> )	地上部生物量 Shoot biomass/ (t·hm <sup>-2</sup> )	地上部绝对富集量 Absolute enrichment in shoot/(g·hm <sup>-2</sup> )		修复边际效率 Marginal efficiency of remediation/%	
			Cu	Cd	Cu	Cd
CK	40 000	14.40±2.36c	890.77±50.66b	20.82±3.56b	—	—
BC1	40 000	49.72±6.78b	2 499.08±112.67a	167.81±12.45a	0.07	0.10
BC2	40 000	51.34±8.93ab	3 741.04±158.31a	125.21±18.26a	0.04	0.04
BC3	40 000	55.08±5.12ab	3 549.24±95.55a	151.99±20.53a	0.01	0.04
BC4	40 000	56.08±10.02a	28 09.22±123.36a	167.44±10.68a	<0.01	0.03

和富集能力,是一种较好的Cd污染土壤修复植物,可以在Cd含量达到 $20\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的土壤中正常生长而生物量不发生明显变化;但在高浓度Cu污染土壤中,由于 $\text{Cu}^{2+}$ 对植物根部细胞结构、生理生化代谢的破坏以及对土壤微生物活性的抑制,使得大多数植物难以存活<sup>[7,34-35]</sup>。试验区土壤属于重度Cu和低度Cd复合污染,土壤pH常年小于5.5,为酸性红壤,重金属离子活性较高,对巨菌草这种大生物量植物的正常生长增加了环境障碍。本研究利用稻秆炭钝化土壤Cu和Cd以减弱重金属对巨菌草的毒害,维持巨菌草生长,进而保障其对土壤重金属的吸收。田间试验同样证明了施加稻秆炭的小区巨菌草长势良好,且其生物量随稻秆炭施用量增加而增大(表3和图1)。

整体上,稻秆炭施用对各处理小区土壤全量Cu影响较小,但土壤中 $\text{CaCl}_2\text{-Cu}$ 的含量及其占土壤全量Cu比例降低,特别是在高量稻秆炭处理下降幅达显著水平(图2和表4),说明施用稻秆炭对土壤 $\text{Cu}^{2+}$ 产生了钝化作用,将土壤有效态Cu转变为稳定态,并且这种作用效果在高用量条件下得到较好实现。而稻秆炭处理小区土壤中不仅全量Cd和 $\text{CaCl}_2\text{-Cd}$ 含量相比于CK显著降低,且土壤中 $\text{CaCl}_2\text{-Cd}$ 占全量Cd的比例也显著降低,其中土壤 $\text{CaCl}_2\text{-Cd}$ 含量随稻秆炭施用量增加而逐渐降低(图3和表4)。由此说明,稻秆炭与巨菌草联合修复对研究区复合污染土壤中Cu和Cd的影响具有一定的剂量效应,且对土壤Cd的含量和形态影响较大。

施加稻秆炭导致巨菌草根部和茎部对土壤Cu的吸收量减小,进而产生其对Cu富集系数的降低(图4和表5);而稻秆炭处理下巨菌草根、茎、叶对土壤Cd的吸收及其富集系数明显增加,并于BC1处理增幅达到最大,其中茎增幅大于根和叶(图5和表5)。虽然施用稻秆炭一定程度上固定了土壤中的有效态Cu,维持了巨菌草的生长,但也同时减小了植物组织对Cu的吸收。然而,稻秆炭的施用促进了巨菌草各组织对Cd的富集,这很可能是由于Cd胁迫,巨菌草体内谷胱甘肽合成酶的活性增强,产生大量植物螯合肽(PCs)的合成前体GSH,PCs上的巯基( $-\text{SH}$ )与Cd螯合形成无毒的化合物;GSH还可以直接清除细胞内的活性氧,此过程可有效减轻Cd对巨菌草的毒害<sup>[33]</sup>,从而表现出较强的Cd耐性和Cd富集能力。

尽管施用稻秆炭通过钝化作用降低了土壤中有有效态Cu和有效态Cd的含量,但显著提高了巨菌草的

地上生物量并促进了巨菌草对土壤Cd的吸收,进而间接提升了巨菌草对土壤Cu、Cd的绝对富集量(表6)。在同一污染区的不同地块,徐磊等<sup>[4]</sup>探索了生石灰分别与4种富集植物联合修复重金属污染土壤的效果,结果显示,其对Cu、Cd的绝对富集量分别为 $3\,781\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $28.8\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ (巨菌草)、 $2\,706\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $27.3\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ (海州香薷)、 $1\,261\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $5.1\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ (香根草)、 $247\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $1.72\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ (金黄狗尾草)。杜志敏等<sup>[7]</sup>研究的生石灰与黑麦草联合修复技术对土壤Cu的绝对富集量为 $179\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ (按最大Cu吸收量处理计算)。对比可知,生石灰处理除了与巨菌草、海州香薷联合修复对Cu的绝对富集量与本研究结果接近外,其他几种植物与生石灰的联合修复对Cu、Cd的绝对富集量远低于稻秆炭与巨菌草联合修复技术。另外,长期大量施用石灰会造成土壤板结甚至复酸化<sup>[34]</sup>,不利于农用地土壤的整体健康和可持续利用;相反,多数研究认为<sup>[25-28,36-37]</sup>,施用生物炭不仅可以提高土壤肥力、吸附和固定重金属,还可以提高作物产量。此外,钝化剂成本核算结果显示,本研究中修复边际效率最高的BC1稻秆炭用量成本仅为500元,也远低于同等规模污染农田所需生石灰(按徐磊等<sup>[4]</sup>的研究报道,土壤质量按 $2\,250\,000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 计算,需要石灰 $4\,725\text{ kg}$ )的成本(9450元)。虽然目前我国尚未发布污染农田修复标准,但在重金属污染农田的修复技术示范和大规模推广应用,高效率、低成本和不破坏土壤性质成为修复实践的主要目标<sup>[37]</sup>。因此,本研究中稻秆炭与巨菌草联用不仅提高了植物对Cu、Cd的富集水平,还体现了更大的农田污染土壤修复潜力和优势。

## 4 结论

(1)施加稻秆生物炭可以促进巨菌草在Cu-Cd污染土壤中存活,并显著提高其地上部生物量。

(2)稻秆炭在固化土壤Cu、Cd的过程中,一定程度上抑制了巨菌草对Cu的吸收和富集,但促进了巨菌草对Cd的吸收和富集。

(3)与施用石灰相比,稻秆炭与巨菌草联合修复对Cu-Cd污染土壤具有更大的修复潜力和优势,其高效率、低成本的稻秆炭田间施用量为 $5\,000\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

### 参考文献:

- [1] Zhou D M, Song X, Zhao F, et al. Soil environment and pollution remediation[J]. *Pedosphere*, 2017, 27(3):387-388.

- [2] 汪宜敏,唐豆豆,张晓辉,等.玉米秸秆炭对红壤镉吸附及养分含量、赋存形态的影响[J].农业环境科学学报,2017,36(12):2445-2452. WANG Yi-min, TANG Dou-dou, ZHANG Xiao-hui, et al. Effects of corn-straw biochar on cadmium adsorption, nutrient contents, and chemical forms in red soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(12):2445-2452.
- [3] 环境保护部,国土资源部.全国土壤污染状况调查公报[R].北京:环境保护部,国土资源部,2014. Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources. National survey of soil pollution [R]. Beijing: Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources, 2014.
- [4] 徐磊,周静,梁家妮,等.巨菌草对Cu、Cd污染土壤的修复潜力[J].生态学报,2014,34(18):5342-5348. XU Lei, ZHOU Jing, LIANG Jia-ni, et al. The remediation potential of *Pennisetum* sp. on Cu, Cd contaminated soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(18):5342-5348.
- [5] 崔红标,梁家妮,周静,等.磷灰石和石灰联合巨菌草对重金属污染土壤的改良修复[J].农业环境科学学报,2013,32(7):1334-1340. CUI Hong-biao, LIANG Jia-ni, ZHOU Jing, et al. The remediation of heavy metal contaminated soil by combining lime and apatite with *Pennisetum* sp. [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(7):1334-1340.
- [6] 杨佳节,游少鸿,吴佳玲,等.间套轮作超积累植物技术模式修复Cd污染土壤的研究进展[J].农业环境科学学报,2020,39(10):2122-2133. YANG Jia-jie, YOU Shao-hong, WU Jia-ling, et al. Research progress of intercropping, interplanting, and crop rotation models on remediation of cadmium contaminated soil by hyperaccumulators[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(10):2122-2133.
- [7] 杜志敏,郭雪白,王继雯,等.石灰与黑麦草对Cu污染土壤的修复及对微生物群落的影响[J].农业环境科学学报,2017,36(3):515-521. DU Zhi-min, GUO Xue-bai, WANG Ji-wen, et al. Remediation of Cu contaminated soil and microbial community as affected by combining lime with ryegrass[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(3):515-521.
- [8] 邓月强,曹雪莹,谭长银,等.巨大芽孢杆菌对伴矿景天修复镉污染农田土壤的强化作用[J].应用生态学报,2020,39(10):3111-3118. DENG Yue-qiang, CAO Xue-ying, TAN Chang-yin, et al. Strengthening effect of *Bacillus megaterium* on remediation of Cd-contaminated farmland soil by *Sedum plumbizincicola*[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, 39(10):3111-3118.
- [9] Yadav S K. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatin in heavy metal stress tolerance of plants [J]. *South African Journal of Botany*, 2010, 76(2):167-179.
- [10] Fellet G, Marchiol L, Vedove G D, et al. Application of biochar on mine tailings: Effects and perspectives for land reclamation[J]. *Chemosphere*, 2011, 83(9):1262-1267.
- [11] 徐良将,张明礼,杨浩.土壤重金属镉污染的生物修复技术研究进展[J].南京师大学报(自然科学版),2011,34(1):102-106. XU Liang-jiang, ZHANG Ming-li, YANG Hao. Research progress of bioremediation technology of cadmium polluted soil[J]. *Journal of Nanjing Normal University (Natural Science Edition)*, 2011, 34(1):102-106.
- [12] 王庆海,却晓娥.治理环境污染的绿色植物修复技术[J].中国生态农业学报,2013,21(2):261-266. WANG Qing-hai, QUE Xiao-e. Phytoremediation: A green approach to environmental clean-up[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2013, 21(2):261-266.
- [13] 胡梦凌,曾和平,董达诚,等.腐殖质改良植物修复重金属污染土壤的研究进展[J].生态与农村环境学报,2020,36(3):273-280. HU Meng-ling, ZENG He-ping, DONG Da-cheng, et al. Humic substances amendments for improving phytoremediation of heavy metal polluted soils: A review[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(3):273-280.
- [14] 刘萍,翟崇治,余家燕,等.Cd、Pb复合污染下柠檬酸对龙葵修复效率及抗氧化酶的影响[J].环境工程学报,2012,6(4):1387-1392. LIU Ping, ZHAI Chong-zhi, YU Jia-yan, et al. Effect of citric acid on remediation efficiency and antioxidant enzyme of *Solanum nigrum* L. under Cd and Pb combined pollution[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2012, 6(4):1387-1392.
- [15] 黎诗宏,梁斌,李忠惠.螯合剂对龙葵修复成都平原Cd污染土壤的影响[J].农业环境科学学报,2016,35(10):1917-1922. LI Shi-hong, LIANG Bin, LI Zhong-hui. Effects of the chelator on *Solanum nigrum* L. remediation of cadmium polluted soil in Chengdu Plain[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(10):1917-1922.
- [16] 于彩莲,杨莹,李晓霞,等.生长调节剂强化龙葵修复高Cd污染土壤[J].亚热带资源与环境学报,2019,14(3):1-5. YU Cai-lian, YANG Ying, LI Xiao-xia, et al. Effects of plant growth regulators on remediation efficiency of *Solanum nigrum* L. in serious cadmium polluted soil[J]. *Journal of Subtropical Resources and Environment*, 2019, 14(3):1-5.
- [17] Vigliotta G, Matrella S, Cicutelli A, et al. Effects of heavy metals and chelants on phytoremediation capacity and on rhizobacterial communities of maize[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 179:93-102.
- [18] 张玉芬,刘景辉,杨彦明,等.柠檬酸和EDTA对蓖麻生理特性和镉累积的影响[J].生态与农村环境学报,2015,31(5):760-766. ZHANG Yu-fen, LIU Jing-hui, YANG Yan-ming, et al. Effects of CA and EDTA on physiological characteristics and Cd accumulation of *Ricinus communis*[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2015, 31(5):760-766.
- [19] 蒋婷,姜贝贝,潘远智,等.不同形态氮素对龙葵镉毒害的缓解效应[J].农业环境科学学报,2015,34(6):1060-1068. JIANG Ting, JIANG Bei-bei, PAN Yuan-zhi, et al. Mitigation of different forms of exogenous nitrogen on Cd toxicity to *Solanum nigrum*[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(6):1060-1068.
- [20] 杨刚,李燕,巫林,等.成都平原表层水稻土重金属污染健康风险分析[J].环境化学,2014,33(2):269-275. YANG Gang, LI Yan, WU Lin, et al. Concentration and health risk of heavy metals in top-soil of paddy field of Chengdu Plain[J]. *Environmental Chemistry*, 2014, 33(2):269-275.
- [21] 宋伟,陈百明,刘琳.中国耕地土壤重金属污染概况[J].水土保持研究,2013,20(2):293-298. SONG Wei, CHEN Bai-ming, LIU Lin. Soil heavy metal pollution of cultivated land in China[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2013, 20(2):293-298.

- [22] 曹心德, 魏晓欣, 代革联, 等. 土壤重金属复合污染及其化学钝化修复技术研究进展[J]. 环境工程学报, 2011, 5(7): 1441-1453. CAO Xin-de, WEI Xiao-xin, DAI Ge-lian, et al. Combined pollution of multiple heavy metals and their chemical immobilization in contaminated soils: A review[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2011, 5(7): 1441-1453.
- [23] Wang H L, Lin K D, Hou Z N, et al. Sorption of the herbicide terbuthylazine in two New Zealand forest soils amended with biosolids and biochars[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2010, 10(2): 283-289.
- [24] 赫天一. 生物炭对土壤镉赋存形态和水稻镉积累的影响[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2017. HE Tian-yi. Effects of biochar on soil Cd fractions and Cd accumulation in rice[D]. Shenyang: Shenyang Agricultural University, 2017.
- [25] 孙康, 缪存标, 何跃. 生物质炭在重金属污染土壤修复中的应用研究现状[J]. 生物质化学工程, 2017, 51(4): 66-74. SUN Kang, MIAO Cun-biao, HE Yue. Prospects for the utilization of biochar on remediating soils polluted by heavy metal[J]. *Biomass Chemical Engineering*, 2017, 51(4): 66-74.
- [26] 姜玉萍, 杨晓峰, 张兆辉, 等. 生物炭对土壤环境及作物生长影响的研究进展[J]. 浙江农业学报, 2013, 25(2): 410-415. JIANG Yu-ping, YANG Xiao-feng, ZHANG Zhao-hui, et al. Progress of the effect of biomass charcoal on soil environment and crop growth[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2013, 25(2): 410-415.
- [27] 刘晶晶, 杨兴, 陆扣萍, 等. 生物质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. LIU Jing-jing, YANG Xing, LU Kou-ping, et al. Effect of bamboo and rice straw biochars on the transformation and bioavailability of heavy metals in soil[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(11): 3679-3687.
- [28] 陈玲桂. 生物炭输入对农田土壤重金属迁移的影响研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2013. CHEN Ling-gui. Influence of biochar on migration of heavy metal in agricultural soil[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2013.
- [29] 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. Soil agro-chemical analysis[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [30] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会. 食品安全国家标准: 食品中镉的测定: GB 5009.15—2014[S]. 北京: 中国标准出版社, 2015. National Health and Family Planning Commission of PRC. National standards for food safety: Determination of cadmium in foods: GB 5009.15—2014[S]. Beijing: China Standards Press, 2015.
- [31] 徐鑫. 生物质炭对土壤环境重金属归趋的影响机制[D]. 杭州: 浙江大学, 2017. XU Xin. Effect of biochar on the fate of heavy metals in soil environment[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2017.
- [32] Tong X, Li J, Yuan J, et al. Adsorption of Cu(II) by biochars generated from three crop straws[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2011, 172(2/3): 828-834.
- [33] 李林鲜, 张世熔, 徐小逊, 等. 巨菌草(*Pennisetum sinense*)在镉胁迫下的耐性和富集特征研究[J]. 安全与环境学报, 2016, 16(4): 258-263. LI Lin-xian, ZHANG Shi-rong, XU Xiao-xun, et al. On the tolerability and accumulation features of *Pennisetum sinense* under the cadmium stress[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2016, 16(4): 258-263.
- [34] 邓小华, 黄杰, 杨丽丽, 等. 石灰、绿肥和生物有机肥协同改良酸性土壤并提高烟草生产效益[J]. 植物营养与肥料学报, 2019, 25(9): 1577-1587. DENG Xiao-hua, HUANG Jie, YANG Li-li, et al. The synergistic effect of lime, green manure and bio-organic fertilizer on restoration of acid field and improvement of tobacco production efficiency[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2019, 25(9): 1577-1587.
- [35] Jeffery S, Verheijen F G A, Velde M, et al. A quantitative review of the effects of biochar application to soil on crop productivity using meta-analysis[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, 144(1): 175-187.
- [36] Van Zwieten L, Kimber S, Morris S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility[J]. *Plant and Soil*, 2010, 327: 235-246.
- [37] 郑涵, 安平, 段淑辉, 等. 基于籽粒Cd消减率与边际效率评价Cd污染稻田的修复效果[J]. 农业工程学报, 2018, 34(1): 217-223. ZHENG Han, AN Ping, DUAN Shu-hui, et al. Remediation effect of Cd polluted paddy soil evaluated by grain Cd reduction rate and marginal efficiency[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2018, 34(1): 217-223.