

中文核公期刊/CSCD

请通过网上投稿系统投稿 网址:http://www.aes.org.cn

Cd污染农田的炭基修复方案设计和效果评价

魏岚, 黄连喜, 刘晓文, 李翔, 张建文, 凃新红, 黄庆, 吴颖欣, 刘忠珍

引用本文:

魏岚,黄连喜,刘晓文,等. Cd污染农田的炭基修复方案设计和效果评价[J].农业环境科学学报,2020,39(10):2277-2287.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0739

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

不同改良剂及其组合对土壤镉形态和理化性质的影响

闫家普,丁效东,崔良,张磊 农业环境科学学报.2018,37(9):1842-1849 https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0187

生物炭对土壤-植物体系中铅镉迁移累积的影响

黄连喜,魏岚,刘晓文,吴颖欣,李翔,黄玉芬,黄庆,刘忠珍 农业环境科学学报.2020,39(10):2205-2216 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0740

混合无机改良剂对酸性多重金属污染土壤的改良效应

郭荣荣, 黄凡, 易晓媚, 龙新宪 农业环境科学学报. 2015(4): 686-694 https://doi.org/10.11654/jaes.2015.04.012

生物质炭、有机肥和钙镁磷肥对三七(Panax Notoginseng)Cd含量的影响

陈建清,郭栋,陈德,李恋卿,潘根兴 农业环境科学学报.2016,35(10):1909-1916 https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0353

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 杜彩艳,木霖,王红华,严婷婷,程在全,曾民,段宗颜,雷梅,罗红梅 农业环境科学学报. 2016, 35(8): 1515–1522 https://doi.org/10.11654/jaes.2016–0579



关注微信公众号,获得更多资讯信息

魏岚,黄连喜,刘晓文,等.Cd污染农田的炭基修复方案设计和效果评价[J].农业环境科学学报,2020,39(10):2277-2287. WEI Lan, HUANG Lian-xi, LIU Xiao-wen, et al. Evaluating the effects of specifically designed biochar amendments on the remediation of cadmium-contaminated soils[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020, 39(10): 2277-2287.



Cd污染农田的炭基修复方案设计和效果评价

魏岚1,黄连喜1,刘晓文2,李翔1,张建文3,涂新红4,黄庆1,吴颖欣2,刘忠珍1*

(1.广东省农业科学院农业资源与环境研究所,农业部南方植物营养与肥料重点实验室,广东省养分循环利用与耕地保育重点实验室,广州 510640;2.生态环境部华南环境科学研究所,广州 510655;3.云浮市农业农村局,广东 云浮 527300;4.仁化县农业农村局,广东 仁化 512300)

摘 要:为了解不同Cd污染农田土壤上炭基改良剂的治理效果,运用土壤医生理念,针对广东省韶关和云浮3个重金属Cd污染状况和土壤理化性质不同的区域农田分别设计了3种以生物炭为主要原料,搭配石灰、有机肥等不同辅料的3种生物炭基土壤改良剂,并进行了大田应用试验,同时归纳总结设计原则,评价设计的3种改良剂对Cd污染农田的治理效果。结果表明:在3个区域施用的改良剂均不会降低作物的产量,在Cd污染严重的酸性土壤上有显著增产的效果(增产效果达到383.03%);同时施加3种不同配方的炭基改良剂均可以有效降低作物可食用部位的Cd含量,分别是对照的33.33%、46.88%和42.86%,使3个试验区的农产品可食用部分Cd含量均达到国家标准;施用炭基改良剂,可有效降低土壤中酸溶态Cd的含量,尤其是在酸性较强、Cd污染程度高的土壤中,能够将土壤中活性和生物可利用形态的Cd含量降低18.28%。综上所述,根据土壤理化性质、污染程度和修复目的来针对性设计以生物炭为基础的炭基改良剂可以保障作物产量,提高作物品质,实现对南方Cd污染土壤的改良。

关键词:生物炭;Cd;土壤性质;炭基改良剂设计;区域试验;安全生产

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2020)10-2277-11 doi:10.11654/jaes.2020-0739

Evaluating the effects of specifically designed biochar amendments on the remediation of cadmiumcontaminated soils

WEI Lan¹, HUANG Lian-xi¹, LIU Xiao-wen², LI Xiang¹, ZHANG Jian-wen³, TU Xin-hong⁴, HUANG Qing¹, WU Ying-xin², LIU Zhong-zhen^{1*}

(1.Key Laboratory of Plant Nutrition and Fertilizer in South Region, Ministry of Agriculture; Guangdong Key Laboratory of Nutrient Cycling and Farmland Conservation, Institute of Agricultural Resources and Environment, Guangdong Academy of Agricultural Sciences, Guangzhou 510640, China; 2.South China Institute of Environmental Science, Ministry of Ecology and Environment, Guangzhou 510655, China; 3. Bureau of Agriculture and Rural Affairs of Yunfu Municipality, Yunfu 527300, China; 4. Agricultural and Rural Bureau of Renhua County, Renhua 512300, China)

Abstract: Three biochar-based treatments were designed and tested in three demonstration plots (two plots in Shaoguan and one plot in Yunfu), containing different levels of Cd and varying physical/chemical properties, to evaluate the effects of biochar treatment on cadmium-

收稿日期:2020-06-30 录用日期:2020-09-01

作者简介:魏岚(1981一),女,浙江湖州人,博士,副研究员,主要从事土壤污染治理及改良工作。E-mail:441004456@qq.com *通信作者:刘忠珍 E-mail:lzzgz2001@163.com

基金项目:国家重点研发计划项目(2017YFD0801300);广东省农业科学院创建市县农科所联系专家制及人才培训项目(2019联系01-13);广东省现代农业产业技术体系创新团队建设专项资金(2020KJ109);广东省院长基金项目(BZ202001, BZ201903);广东省海外名师项目 2020A1414010312)

Project supported: National Key R&D Program of China(2017YFD0801300); Guangdong Academy of Agricultural Sciences Establish the Project of Contact Expert System and Talent Training with Municipal and County Agricultural Science Institute (2019 Contact 01–13); Guangdong Provincial Special Fund For Modern Agriculture Industry Technology Innovation Teams (2020KJ109); Guangdong Academy of Agricultural Sciences Dean Fund(BZ202001, BZ201903); Overseas Famous Teacher Project of Guangdong Province(2020A1414010312)

polluted soils. The results showed that the application of the designed biochar-based treatment did not reduce crop yield in any of the three plots. In fact, maize yield significantly increased by 383.03% in heavily Cd-contaminated soils. Compared to the control treatment, the designed biochar-based treatments led to decreases in the Cd content of edible plant parts by 33.33% (maize grain), 46.88% (brown rice) and 42.86% (brown rice), respectively. Meanwhile, the treatment of areas 1 and 2 resulted in the Cd content of the agricultural products to meet Chinese health standards. The application of biochar-based treatments could reduce the content of acid-soluble Cd in soils, particularly in strongly acidic and highly Cd-polluted soils, as in area 1. The B1 treatment could reduce the bioavailable Cd content of soils by 81.72%. Overall, designing biochar-based treatments based on degree of soil heavy metal pollution and soil physical/chemical properties maintained crop yields, reduced the Cd content of edible plant parts, and remediated soils contaminated with heavy metals in southern China.

Keywords: biochar; Cd; soil properties; biochar-based treatments; field test; agricultural safety

根据2014年发布的《全国土壤污染状况调查公 报》显示,我国农田土壤重金属污染范围较为广泛,耕 地土壤环境质量堪忧,农田耕地土壤点位超标率为 19.4%,其中轻微、轻度、中度和重度污染点位比例分 别为13.7%、2.8%、1.8%和1.1%,主要污染物为Cd、 Ni、Cu、As、Hg、Pb^{II}。各种调查也表明,土壤中的重金 属污染已成为全球环境质量面临的一个主要问题^[2]。 因此,调控、治理土壤重金属污染对农业可持续发展 尤为重要。针对我国耕地土壤污染面积广泛、土壤和 农产品重金属超标问题严重的情况,如何有效针对不 同理化性质、不同污染问题的土壤开发不同的改良 剂,达到安全生产的效果是重金属污染农田安全利用 的重要课题。

生物炭由于其固碳、吸附有机无机污染物、提高 土壤肥力、促进作物生长等作用,成为近年来农业、环 境等领域关注的热点[3-4]。但生物炭对不同土壤、不 同重金属离子的迁移性机制和影响规律存在较大差 异。Uchimiya等的研究表明,在黏土、碱性土壤中生 物炭对Cu的吸附性能远远大于侵蚀性土壤和酸性肥 沃土壤。在低pH值时,生物炭吸附Cd主要依靠表面 负电荷的静电引力,高pH值时则主要取决于表面官 能团的去质子化程度16。同时由于存在解吸附,在长 期效果上,单一施用生物炭会导致降Cd效果的不稳 定^[7],且需要较大施用量,成本较高。因此,将生物炭 和其他改良剂材料复配在理论上可以达到更好的稳 定和钝化Cd的效果。王建乐等®利用多种材料对Pb/ Cd污染农田土壤进行修复效果的研究发现,以羟基 磷灰石为代表的黏土矿物在原位修复 Pb 污染农田土 壤方面有明显优势,而含生物炭的修复材料在原位修 复Cd污染农田土壤方面有明显优势。除此之外,生 物炭与不同物质复配的改良剂在不同理化性质的土 壤上效果也不相同¹⁹。研究表明,碱渣钙镁肥、石灰、 沸石、有机肥等对重金属具有吸附作用,可作为固化

剂治理土壤重金属污染^[10-13]。碱渣钙镁肥呈碱性,含 有 Ca、Mg 和 Si 等多种营养元素,具有价格低廉等优 点,在试验中被应用于钝化土壤重金属活性^[10],但是 单独施用钙镁磷肥对重金属的钝化效果不显著^[11]。 黄庆等^[10]的研究表明,生物炭和碱渣钙镁肥配施处理 可以提高土壤 pH 0.91个单位,土壤有效 Cd 含量降低 11.63%,对减少花生茎叶对重金属 Cd 的吸收累积有 明显作用。徐明岗等^[12]利用石灰、有机肥、海泡石改 良土壤的盆栽试验发现,石灰和有机肥配施降低小油 菜对 Cd 和 Zn 的吸收效果大于石灰和海泡石配施。 Abbaspour等^[13]将蚯蚓粪(VC)、沸石(ZE)和磷酸二铵 (DP)加到重金属污染的中性土壤(pH=7.19)中,显著 降低了土壤中DTPA-Cd的浓度。

土壤污染问题诊断及土壤调理剂配方设计程序 建立一直是土壤污染治理的难点之一。土壤理化性 质复杂多样,污染类型和污染程度存在差异,加上共 存的土壤酸化、肥力退化等问题,造成了土壤污染修 复治理的高难度,不可能一种模式或者一种土壤调理 剂解决所有的问题。因此,"土壤医生"的理念应运而 生,针对土壤污染问题,具体问题具体诊断分析,从降 低污染物危害、改善土壤质量、加强作物营养支持几 方面综合考虑,从而开出具有针对性的"药方",即修 复治理安全利用方案,主要包括土壤改良剂原材料的 选择、配比及施用剂量,集成用于定向调控污染农田 安全利用,同时研发系列用于不同问题土壤改良的调 理剂配方。低碳、循环、可持续是当前我国农业发展 的客观需求。从某种程度上讲,农业发展的可持续, 归根到底是耕地的可持续,既要保证面积、保证产量, 又要提升质量。在大田试验中,土壤改良剂对农作物 产量的影响是其能否被农户接受的重要影响因素。

本研究运用"土壤医生"的理念,首先对污染土壤 进行诊断,根据其理化性质、重金属污染程度和类型, 从降低土壤污染物毒性、改善土壤质量、提供作物营 养支持3方面综合考虑,选择生物炭为主要原材料, 石灰、有机肥等其他有机、无机材料为辅料,设计生物 炭基土壤改良剂,目的是在保证不影响农事正常生 产,保证作物产量的基础上,降低土壤Cd的生物有效 性,从而减少Cd向农产品中的运输,保障农产品的安 全。本试验选取了分别在韶关、云浮的不同理化性质 和不同Cd污染程度的3块农田土壤为研究对象,设 计了3种生物炭基土壤改良剂,通过大田应用,研究 其对作物产量、土壤性状和可食用部位Cd含量等的 影响,以期为南方Cd污染土壤治理改良、农产品安全 保障提供技术和产品支撑。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验区1和2均为位于广东省韶关市仁化县董 塘镇某矿区周边的重金属污染农田。试验区3为 位于广东省云浮市某区域的重金属污染农田。试 验前采集不同区域农田表层土壤(0~20 cm),风干, 研磨过筛(2 mm和0.5 mm),测试土壤基本理化性质, 结果见表1。3种土壤主要的差异体现在pH和Cd含 量上,从试验区1到3,其pH值显著升高,从强酸性到 碱性;而总Cd含量显著降低,从5.60 mg·kg⁻¹降低到 1.61 mg·kg⁻¹。

1.2 供试材料

各试验区施用的生物炭基改良剂所用的生物炭 及其他改良剂材料的基本理化性质如表2所示,生物 炭、碱渣、沸石的pH均呈强碱性,而有机肥则是弱酸 性。其中棕榈丝和花生壳生物炭中有机碳的C含量 极高,椰壳生物炭的C含量相对较高,而其他改良剂 C含量低。本试验区1和2生物炭购自广州某公司, 原材料分别是棕榈丝和椰壳,经过500~600℃厌氧热 解制备;试验区3生物炭购自河南某生物炭公司,原 料为花生壳,经500~600℃厌氧热解制备,石灰、碱渣 钙镁肥(全量Ca含量:3.74%,全量Mg含量:2.51%)、 沸石和有机肥均购自广州新农科肥业科技有限公司。

材料复配:试验区1土壤pH值极低(pH=4.73), 其中土壤全Cd含量为5.60 mg·kg⁻¹,显著高于《土壤 环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》 (GB 15618—2018)中的风险管制值(1.5 mg·kg⁻¹,pH≤ 5.5),其有效态Cd含量达到2.36 mg·kg⁻¹(表1)。试验 区1以提高土壤pH为主,选择pH最高的生物炭(棕 榈丝生物炭)与碱性较强、Ca和Mg含量丰富的碱渣

表1 试验区土壤基本理化性质

试验区 Field	рН	有机碳含量 Organic carbon content/(g•kg ⁻¹)	碱解N含量 Alkaline nitrogen) content/(mg·kg ⁻¹)	有效P含量 Available phosphorus content/(mg•kg ⁻¹)	速效K含量 Available potassium content/ (mg·kg ⁻¹)	阳离子交换量 CEC Cation exchange capacity/ (cmol·kg ⁻¹)	总Cd含量 Total Cd content/ (mg·kg ⁻¹)	有效 Cd 含量 Available Cd content/(mg•kg ⁻¹)
试验区1	4.73	15.53	112.8	48.90	54.67	4.53	5.60	2.36
试验区2	5.54	16.34	103.8	7.00	42.00	13.20	3.16	1.19
试验区3	8.01	18.53	177.0	55.57	42.00	7.53	1.61	0.71

Table 1 Basic physicochemical properties of soil in test areas

表2 施用的改良剂组分基本理化性质

Table 2 Basic physicochemical properties of amendment components applied in test areas

材料 Materials	рН	C含量 Carbon content/%	阳离子交换量(CEC) Cation exchange capacity/(cmol·kg ⁻¹)	碱解N含量 Alkaline nitrogen content/(mg·kg ⁻¹)	有效 P 含量 Available phosphorus content/(mg·kg ⁻¹)	速效K含量 Available potassium content/(mg·kg ⁻¹)	比表面积 Specific surface area/(m ² ·g ⁻¹)
棕榈丝生物炭	10.12	42.10	29.36	1 800	2 356	3 564	326.3
椰壳生物炭	7.31	13.60	114.8	—	—	—	6.53
花生壳生物炭	9.80	55.47	42.60	129.0	229.1	29 750	10.86
碱渣钙镁肥	9.05	0.20	20.32	150.0	1.04	289.4	_
石灰	9.33	_	_	_	_	_	_
沸石	10.45	1.20	5.60	0.23	4.23	10.65	20.31
有机肥	6.53	52.00	0.52	1.86	2.04	2.17	—

注:"一"为未检验。

Note: "--- " indicates untested.

钙镁肥复配作为生物炭基改良剂1(B1),生物炭和碱 渣钙镁肥的配比为10:3,B1施用量为13 t·hm⁻²。

试验区2土壤的pH值为5.54,土壤呈酸性,土壤 中的总Cd含量为3.16 mg·kg⁻¹,也显著高于《土壤环 境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中的风险管制值(2.0 mg·kg⁻¹,5.5<pH≤ 6.5),其有效态Cd含量为1.19 mg·kg⁻¹(表1)。根据试 验区2土壤偏酸、总Cd含量高于风险管制值、有效态 Cd较高的情况,以加强生物炭表面官能团对Cd的吸 附为主,提高土壤pH为辅,选择CEC较高的椰壳生 物炭复配较少比例pH快速改良剂石灰作为生物炭基 改良剂2(B2),椰壳生物炭和石灰的比例为10:1,B2 施用量为22 t·hm⁻²。

针对试验区3的土壤碱性较强(pH=8.01)、存在 Cd污染风险,但Cd来源并非外源,且有效Cd含量较 低的情况,以提高土壤有机碳含量为主,钝化土壤重 金属为辅,选择C和K含量较高的花生壳生物炭和碱 性土壤钝化效果较好的沸石作为改良剂主要材料,由 于示范面积大,为方便施用,还复配了有机肥作为生 物炭基改良剂3(B3),具有一定的基肥功能,生物炭: 有机肥:沸石为4:6:3,B3施用量为6t·hm⁻²。

所有试验区的改良剂用量和配比均根据前期试验结果^[10,14]和前人的研究结果^[12-16]进行设计。

供试作物:试验区1(韶关玉米)的供试作物为玉 米品种"粤甜9号",由广东省农业科学院作物研究所 提供;试验区2(韶关水稻)的供试作物为水稻杂优品 种"五丰优615",由广东省农业科学院水稻研究所提 供;试验区-3(云浮水稻)的供试作物为水稻杂优品种 "广八优169",由广东省农业科学院水稻研究所提供。 1.3 试验设计

试验均设对照(CK)和改良剂(示范区)2个处理, 试验区1(韶关玉米区域)对照和示范区面积均为 0.67 hm²;试验区2(韶关水稻区域)对照和示范区面 积均为0.40 hm²;试验区3(云浮水稻区域)对照面积 0.67 hm²,示范区面积2.67 hm²。试验区1施用生物炭 基改良剂1,试验区内玉米种植行距60 cm,株距30 cm,于2016年4月5日播种,7月5日收获,整个生育 期为91 d。试验区2施用生物炭基改良剂2,水稻播种 期为2017年3月14日,移栽期为4月11日,收获期为7 月23日,整个生育期为131 d。试验区3施用生物炭基 改良剂3,水稻播种期为2018年7月8日,移栽期为8 月6日,收获期为11月1日,整个生育期为116 d。

炭基改良剂的施用方法均为种植前一周将炭基

改良剂施入土壤,使用农业翻耕机使炭基改良剂与 土壤充分混匀,老化平衡一周后进行播种。玉米、水 稻的栽培管理和施肥等参照当地正常生产模式。玉 米、水稻收获后测定对照和示范区作物产量以及作 物不同部位重金属含量;同时采集土壤进行不同指 标测定。

1.4 分析方法

土壤pH值测定采用水:土=2.5:1,玻璃电极电位 法,其他指标的测定采用《土壤农化分析》常规方 法[17];土壤有效态 Pb、Cd 的测定采用 0.005 mol·L⁻¹ DTPA-0.1 mol·L⁻¹ TEA-0.001 mol·L⁻¹ CaCl₂浸提-原 子吸收分光光度火焰法 (美国 PerkinElmer 公司 AA800);土壤全Cd、Pb含量测定采用HNO₃-HClO₄消 煮-原子吸收分光光度火焰法(日本日立公司 ZA3300);土壤不同形态重金属提取方法采用短程序 提取方法(the Bureau Communautair de Rererence, BCR)^[18]-原子吸收分光光度石墨炉法^[17],酸溶态(水 溶交换态和碳酸盐结合态)采用1 mol·L⁻¹ HOAc 提取 16 h;还原态(铁锰氧化态)采用1 mol·L⁻¹ NH₂OH·HCl (pH=2)提取 16 h;氧化态(有机结合态)采用 30% H₂O₂(pH=2, HNO₃), 85 ℃提取2h, 再用1 mol・L⁻¹ NH₄Ac(pH=2, HNO₃)提取 16 h; 残渣态采用 HClO₄-HF-HNO₃法消解完全。

植物样品Cd和Pb含量测定采用HNO₃-HClO₄消 煮-原子吸收分光光度石墨炉法(美国PerkinElmer公 司AA800)。

在土壤和植物样品的分析测定过程中采用土壤 成分分析标准物质GBW07417a(土壤有效态Cd、Pb)、 GBW07453(土壤全量Cd、Pb)、GBW04712(有机碳、 CEC、碱解N、有效P及速效K等)和标准植物样品 GBW07603(植株全量Cd、Pb)进行质量控制。

1.5 数据统计分析

试验数据采用3次重复结果的平均值和标准误 差表示,应用 Excel 软件进行处理和作图,用 SAS 9.0 软件进行单因素 Duncan 统计分析。

RAC(Risk assessment code)风险评价法是基于形态学研究的评价方法,通过分析重金属在环境中的活性形态含量来评价其对环境的风险大小^[19],并将其结果划为5个等级,RAC<1、1~10、11~30、31~50和>50所对应的风险级别分别为I(无)、Ⅱ(低)、 Ⅲ(中)、Ⅳ(高)和V(极高)风险。RAC=(酸溶态Cd含量/Cd总量)×100%,即土壤中Cd的酸溶态含量占总量的百分比。

2 结果与讨论

2.1 试验区1结果

施加B1后,试验区1的玉米增产效果极为明显 (P<0.05),相比对照增产383.03%(图1)。Thomas 等^[20]通过meta分析总结了生物炭处理重金属污染土 壤对作物的平均增产效果,其平均增加值为41%。但 在试验区1的试验结果显著高于平均值,这可能意味 着在重度污染土壤中,炭基改良剂的效果更为明显。 这个结果也与Hossain等^[21]的研究结果相一致,在Cr、 Ni污染严重的土壤上种植番茄,生物炭处理后番茄 的产量比没有处理的增产40倍。





图 1 生物炭基改良剂 1(B1)对试验区 1 玉米产量的影响 Figure 1 Effects of biochar-based amendment 1(B1) on maize yield in field 1

图 2结果表明,在施加 B1 后玉米地上部所有部 位中的 Cd 含量均比对照有显著下降(P<0.05),分别 是对照的 33.33%、40.17%和 58.77%,说明施加生物 炭基改良剂 1具有良好的降低作物可食用部分和地 上部重金属含量的作用。在试验区 1中,未处理前, 玉米粒的 Cd 含量(0.30 mg·kg⁻¹)超过《食品安全国家



Figure 2 Effects of biochar-based amendment 1(B1) on Cd content in different parts of maize in field 1

标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)中的标准 值,在施加 B1后,玉米粒中的 Cd 含量(0.10 mg·kg⁻¹) 降到国家标准(0.1 mg·kg⁻¹)以下,基本达到安全食用 标准。

表3的结果表明,施加B1后,试验区1土壤的pH 和有机碳含量得到了显著的提高(P<0.05),但是对碱 解N、有效P、速效K含量的影响并不显著。试验区1 中有机碳含量的提高可能是由于其本身土壤有机碳 含量较低,在施加含C丰富的生物炭以后,土壤中有 机碳的含量显著增加。

表4为试验区1土壤各种形态Cd的分布情况,各 提取态Cd含量大小顺序为:酸溶态Cd>还原态Cd>氧 化态Cd>残渣态Cd;其中酸溶态Cd含量最高,占总含 量的68.72%。酸溶态Cd中主要的一部分是水溶交 换态Cd,而水溶交换态Cd是作物吸收并累积的主要 形态,其中能被植物吸收利用的部分与作物有良好的 相关性,喻华等^[23]的研究表明,水稻籽粒Cd含量与土 壤水溶交换态Cd呈显著正相关(r=0.573*),可见水溶 交换态Cd是土壤Cd形态中的有效部分。而施加B1 处理后土壤中前3种形态的含量均显著减少(P<

表3 🖞	主物炭基改良剂	1(B1)对试验区1	土壤基本理化性质的影响
------	---------	------------	-------------

Table 3 Effects of biochar-based amendment 1(B1) on basic physical and chemical properties of soils in field 1

处理 Treatments	рН	有机碳含量 Organic carbon content/(g•kg ⁻¹)	碱解N含量 Alkaline nitrogen content/ (mg·kg ⁻¹)	有效 P 含量 Available phosphorus content/ (mg•kg ⁻¹)	速效 K 含量 Available potassium content/(mg•kg ⁻¹)
СК	4.73±0.06b	$15.44 \pm 0.45 b$	122.4±8.0a	116.1±29.7a	89.0±1.7a
B1	6.86±0.29a	19.46±1.12a	116.4±8.3a	215.1±9.4a	106.3±1.7a

注:同列字母不同表示处理间在P<0.05水平上显著差异。下同。

Note: The different lowercase letters in a column indicate significant differences between treatments at P<0.05 levels. The same below.

农业环境科学学报 第39卷第10期

Table 4 Change of different forms of soil Cd after the application of biochar-based amendment 1(B1) in field 1							
处理 Treatments	酸溶态 Cd 含量 Acid-soluble Cd content/ (mg·kg ⁻¹)	还原态 Cd 含量 Reduced Cd content / (mg·kg ⁻¹)	氧化态 Cd 含量 Oxidized Cd content/ (mg•kg ⁻¹)	残渣态 Cd 含量 Residual Cd content/ (mg·kg ⁻¹)	各形态 Cd 总和 The sum of Cd content (mg•kg ⁻¹)		
СК	2.79±0.22a	0.73±0.12a	0.35±0.07a	$0.19\pm0.03\mathrm{b}$	4.06		
B1	2.28±0.17b	0.55±0.08b	0.22±0.08b	0.78±0.03a	3.83		

表4 生物炭基改良剂1(B1)对试验区1土壤不同形态Cd含量的影响

0.05),分别是对照的81.72%、75.34%和62.86%,而残 渣态大幅度增加(4.68%增加至20.37%)(P<0.05)。 这说明在污染严重的酸性土壤中施加所配置的生物 炭基改良剂1后,能够将土壤中活性和生物可利用形 态的Cd含量降低,从而减少作物可食用部位的污染 风险。

在严重污染的试验区1中采用由棕榈丝生物炭 和碱渣钙镁肥复配而成的B1改良剂的主要原因有几 个方面。首先是棕榈丝生物炭具有较高的 pH 值 (10.12)和较大的比表面积(326.32 m²·g⁻¹)。生物炭 钝化土壤中Cd的主要机理包括影响土壤的pH,使土 壤中的金属离子由不稳定形态转向稳定形态[23],以及 利用生物炭巨大的比表面积吸附土壤中的重金属离 子,从而减少重金属离子的生物可利用性³¹,棕榈丝 生物炭的特点决定了其具有较好的吸附性能。另一 成分碱渣中,粒径小于1.6 µm的约占总数的50%,说 明碱渣的比表面积较大,具有胶体的性质,有利于其 对重金属 Cd 离子的吸附[19]。同时由于试验区1土壤 pH 值极低,复配含有较强的碱性物质的碱渣来进一 步增强调节土壤pH的强度,能更有效地降低Cd的生 物有效性。有研究表明,在pH为7.52~9.01的范围 内,碱渣对Cd离子的吸附呈现快速增长的趋势^[24]。 试验区1的土壤酸性极强,在酸性条件下只施用碱渣 会由于体系内H⁺浓度高而迅速消耗碱渣,产生大量 的CO₂,阻碍重金属离子的吸附,而高pH的棕榈丝生 物炭可起到辅助调节土壤pH值的作用,使土壤pH保 持在碱渣对Cd吸附较强的pH区域。同时复配材料 中含有较高的Ca和Mg,其对重金属离子有拮抗作 用,会竞争植物根系上的吸收位点,从而减少植物对 重金属的吸收[24]。

2.2 试验区2结果

图 3 显示试验区 2 的 B2 处理与对照的水稻产量 基本持平,差异不显著。周加顺等^[25]的研究发现,生 物炭单独施加对水稻的产量无显著影响,也可能对作 物的产量产生负面效应,其可能的原因在于生物炭施 加后,增强了土壤对 N、P、K 养分的固持作用,从而使 作物对养分的吸收减少。

从图4中可以看出,在B2处理后,水稻地上部位的Cd含量均比对照有显著下降(P<0.05),分别为对照的46.88%、58.33%和76.39%。在未处理前,水稻糙米中Cd含量(0.32 mg·kg⁻¹)超过国家标准(GB 2762—2017),而施加生物炭基改良剂2后糙米中的Cd含量(0.15 mg·kg⁻¹)降到国家标准(0.2 mg·kg⁻¹)以下,达到安全食用标准。

表5数据显示,B2施入试验区后,试验区2土壤







2282

Table 6 Effects of biochar-based amendment 2(B2) on basic physical and chemical properties of soils in field 2							
处理 Treatments	рН	有机碳含量 Organic carbon content/(g•kg ⁻¹)	碱解N含量 Alkaline nitrogen content/ (mg•kg ⁻¹)	有效P含量 Available phosphorus content/ (mg·kg ⁻¹)	速效 K 含量 Available potassium content/(mg•kg ⁻¹)		
СК	$5.54 \pm 0.09 \mathrm{b}$	27.26±1.19a	201.1±18.0a	23.58±2.62a	45.00±5.66a		
B2	6.07±0.03a	26.74±1.01a	174.5±3.1a	19.13±2.41a	43.17±5.48a		

表5 生物炭基改良剂2(B2)对试验区2土壤基本理化性质的影响

性质中只有 pH得到了显著的提高(P<0.05),土壤 pH 提高到 6.07,比对照提高了 0.53。但 B2 改良剂对其 他土壤理化性质如有机碳含量和碱解 N、有效 P、速 效 K 含量没有显著的影响。原因在于试验区 2 施 用的生物炭中 C 含量较低(13.60 g·kg⁻¹),且复配的石 灰有机碳含量也极低,因此不能有效提升土壤有机碳 含量。

表6的结果显示,在未处理之前土壤中Cd各种 形态的含量关系与试验区1的相一致。而添加B2改 良剂以后,土壤中的Cd形态向残渣态转变,差异达到 显著水平(8.49%升高至15.35%)(P<0.05)。而残渣 态主要存在于土壤结构的晶格中,很难被释放,生物 有效性极低,可以减少作物对Cd的吸收。

椰壳生物炭具有较高的阳离子交换量(CEC), CEC主要决定其在土壤中持留阳离子的能力和表面 含氧官能团的含量^[26]。而官能团是影响土壤中Cd吸 附的另一重要因素,因此选择CEC含量较高的椰壳 生物炭作为试验区2的主要炭基修复材料。复配石 灰的主要原因在于土壤中施加石灰后,水溶态Cd含 量降低,而黏土矿物和氧化物结合态及残渣态增加; 当pH>7.5时,Cd主要以黏土矿物、氧化物结合态及残 渣态存在^[27]。但是只利用石灰固定土壤重金属持久 性差^[11],配施生物炭可将土壤的pH值维持在碱性的 水平,增加其对Cd的吸附。同时石灰中Ca的存在也 会促成水化硅酸钙或铝酸钙的产生,从而与Cd发生 沉淀反应。

2.3 试验区3结果

图5显示在碱性轻度Cd污染土壤上施加B3改良

剂后,水稻产量比对照增加7.13%,差异不显著。在 B3调理剂中,花生壳生物炭所占比重减少,这可能是 水稻产量效果略好于试验区2的原因。

图 6 显示, 土壤中施加 B3 改良剂后, 水稻地上部 分的 Cd 含量都相应降低, 其中水稻糙米中的 Cd 含量 显著降低, 与对照相比下降了 57.14% (P<0.05)。

B3改良剂施入土壤后,有机碳和速效K含量得 到显著提升(P<0.05),分别提高了47.05%和22.60%, 碱解N和有效P含量与对照相比没有显著差异(表 7)。主要原因可能是花生壳生物炭材料中含有较高 的K,同时又配施了部分有机肥。

表8结果显示,在未处理之前土壤中Cd各种形态的含量关系与试验区1和2的均表现相一致,酸溶态Cd含量表现最高,占总Cd的37.91%。添加B3改良剂以后,土壤中的Cd形态与对照无显著差异。这





yield in field 3

,	Table 6 Change of diffe	erent forms of soil Cd after	the application of biocha	r–based amendment 2(B	2) in field 2
处理 Treatments	酸溶态 Cd 含量 Acid-soluble Cd content/(mg·kg ⁻¹)	还原态 Cd 含量 Reduced Cd content / (mg·kg ⁻¹)	氧化态 Cd 含量 Oxidized Cd content/ (mg·kg ⁻¹)	残渣态 Cd 含量 Residual Cd content/ (mg•kg ⁻¹)	各形态 Cd总和 The sum of Cd conten (mg•kg ⁻¹)
СК	1.88±0.12a	1.33±0.15a	0.67±0.09a	0.36±0.01b	4.24
B2	1.72±0.27a	1.25±0.14a	0.56±0.02b	0.64±0.04a	4.17

表6 生物炭基改良剂2(B2)对试验区2土壤不同形态Cd含量的影响

农业环境科学学报 第39卷第10期

Table 7 Effects of biochar-based amendment 3(B3) on basic physical and chemical properties of soils in field 3							
处理 Treatments	рН	有机碳含量 Organic carbon content/ (g•kg ⁻¹)	碱解N含量 Alkaline nitrogen content/ (mg•kg ⁻¹)	有效 P 含量 Available phosphorus content/(mg•kg ⁻¹)	速效K含量 Available potassium content/(mg•kg ⁻¹)		
СК	7.72±0.01a	24.21±1.24b	46.52±4.31a	87.67±3.81a	$162.4 \pm 3.2 b$		
В3	7.64±0.01a	35.60±0.85a	39.63±4.74a	73.50±6.75a	199.1±10.3a		

表7 生物炭基改良剂3(B3)对试验区3土壤基本理化性质的影响

表8 生物炭基改良剂3(B3)对试验区3土壤不同形态Cd含量的影响

Table 8 Change of different forms of soil Cd after the application of biochar-based amendment 3(B3) in field 3

处理 Treatments	酸溶态 Cd 含量 Acid-soluble Cd content/ (mg•kg ⁻¹)	还原态Cd含量 Reduced Cd content/ (mg•kg ⁻¹)	氧化态 Cd 含量 Oxidized Cd content/ (mg•kg ⁻¹)	残渣态 Cd 含量 Residual Cd content/ (mg•kg ⁻¹)	各形态 Cd总和 The sum of Cd content/ (mg·kg ⁻¹)
СК	0.69±0.01a	0.56±0.02a	0.29±0.03a	0.28±0.02a	1.82
В3	0.64±0.04a	0.57±0.04a	0.33±0.03a	0.29±0.01a	1.83



Figure 6 Effects of biochar-based amendment 3(B3) on Cd content in different parts of rice in field 3

可能是试验区3土壤碱性较强造成的。B3处理所用 到的生物炭与沸石均能对土壤中Cd形态产生影响。 B3中的花生壳生物炭具有pH值、C含量和有效K含 量高的特点。pH值是影响土壤中Cd生物有效性的 重要因素,在轻度污染土壤上施用该生物炭,可以提 高土壤中的OH浓度,Cd²⁺与OH⁻结合,形成不溶性氢 氧化物沉淀,降低Cd的生物有效性^[15]。B3中的沸石 为一种比表面积大、矿物表面负电荷丰富的铝硅酸盐 矿物,可降低交换态Cd的含量,增加碳酸盐结合 态、铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态Cd的 含量^[15]。

然而本试验中发现,在偏碱性土壤中施用含沸石 的生物炭基改良剂,对土壤的pH影响较小,进而对土 壤中Cd形态的影响不显著。但是,土壤上施加B3改 良剂可以提高水稻的产量,同时降低水稻可食用部位 的 Cd 含量。这与周航等^[16]的研究结果相一致,原因 可能在于施用沸石-羟基磷石灰改良剂可以使水稻 对重金属的富集系数、根系到茎叶和谷壳到稻米的转 运系数显著降低。另外,花生壳生物炭具有高含量的 有效 K,能够促进蛋白酶活性,提高 N的吸收,加快作 物生长,从而提高水稻的产量。B3 改良剂中的组分 也有相互的正向作用:沸石的施用可以促进土壤团聚 体的形成,提高土壤有机质^[28],在配施生物炭和有机 肥后可以形成有机-无机复合体,降低土壤中有机物 分解速率,提高腐殖化系数,导致土壤中有机质增加, 促进土壤自身的离子交换反应,增强土壤对 Cd²⁺的吸 附,从而降低作物对重金属的吸收^[29]。

2.4 土壤重金属酸溶态 Cd 含量与土壤性质的相关性

图7显示,在试验区域土壤中酸溶态Cd含量与 土壤pH和有机碳含量呈现极显著负相关关系(P< 0.01),酸性土壤和有机碳含量低的土壤含有更高的 酸溶态重金属Cd,具有更大的风险,主要原因是pH 下降时土壤黏粒矿物和有机碳表面的负电荷减少导 致对重金属的吸附能力下降^[27]。而本试验中随着有 机碳含量的提高,土壤中小分子有机物及其相关的官 能团含量也相应增加,因此会和有效态重金属发生螯 合或络合作用,降低土壤中酸溶态Cd的含量^[29]。

2.5 生物炭基改良剂的设计及对作物安全生产的影响

针对不同理化性质和不同污染程度的土壤设计 不同的生物炭基改良剂是一项有效的土壤治理措施。 前期的研究表明,不同物料制备的生物炭具有不同的 性质,松针、甘蔗渣、木薯等制备的生物炭具有较大的 比表面积(48.19~620.05 m²·g⁻¹),而花生壳生物炭具 有较高的C含量和灰分含量等^[30]。这些性质决定了





部分生物炭具有很强的物理吸附性能,而部分生物炭 表面丰富的带电基团(羟基、羧基等)通过离子交换可 与Cd离子形成较为稳定的络合物和螯合物,从而降 低土壤中Cd离子的移动性^[7,3]-32]。因此在本试验中, 利用不同原材料的生物炭作为基础改良剂材料,配施 其他物料改良重金属污染的土壤。

试验结果表明,经过生物炭基改良剂处理后酸性 重污染的试验区1作物产量大幅度提高,比对照增产 383.03%,试验区2和3作物产量没有显著差异,但试 验区3也体现出增加趋势。

鉴于3个试验区土壤的Cd含量处理后仍然是高风险土壤(34.91%~70.59%, RAC风险评价法),试验进一步关注污染土壤上产出农产品可食用部位的Cd含量,在施加生物炭基改良剂后,所有的农产品可食用部分Cd含量均有显著降低,说明施加改良剂效果显著。

根据"土壤医生"的理念,面对问题土壤时,首先 对土壤污染问题进行诊断,包括实地考察和土壤、水 体、作物样品的测试等;其次根据样品测试的结果设 计治理方案,酸性土壤考虑提高pH值,重金属污染 土壤考虑钝化重金属;改良剂配方选择程序考虑的 因素包括土壤 pH、有机质、CEC 和改良剂本身的性质,从降毒、营养、功能等全方位的综合考虑,研发系列用于不同问题土壤改良的调理剂配方。在3个试验区中,根据土壤理化性质和污染程度来设计以生物炭为基础的炭基改良剂是保障作物产量、提高作物品质的有效途径。由于单次施用生物炭基改良剂对土壤污染治理的理化效应持续时间较长,后续研究应继续关注施用生物炭基改良剂对污染土壤改良的长期效果。

3 结论

本研究从降低 Cd 毒性、改善土壤质量和加强营 养支持3个因素综合考虑,针对不同土壤理化性状和 Cd 污染程度,设计了分别以棕榈丝、椰壳和花生壳生 物炭为基本材料,辅配其他材料的3种炭基改良剂方 案,并应用于大田试验,结果表明施用炭基改良剂可 以增产并降低作物可食用部位的 Cd 含量,尤其在酸 性重金属污染土壤上效果更为显著。

炭基改良剂的设计以土壤重金属种类和含量、 pH值、CEC、有机质含量为主要考虑因素,首先通过 生物炭性质的选择:比表面积、pH值、CEC、营养元素 含量,辅以其他改良剂的配施,如在酸性土壤上考虑 施用碱性改良剂,污染土壤上施用黏土矿物,贫瘠土 壤上施用有机肥等。针对土壤污染问题,具体问题具 体诊断分析,从改善土壤性质、增加作物产量、提高农 产品品质综合考虑,制定用于定向调控污染农田的土 壤改良剂配方。本研究结果为生物炭改良剂在不同 污染程度和不同理化性质土壤中的应用与实施,提供 了新的设计理念和数据基础。

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[R].北京: 环境保护部,国土资源部,2014.

Ministry of Environmental Protection of the PCR, Ministry of Land and Resources of the PCR. Report on the national general survey of soil contamination[R]. Beijing: Ministry of Environmental Protection of the PCR, Ministry of Land and Resources of the PCR, 2014.

- [2] 吴永红, 靳少非. 基于 CiteSpace 的重金属污染土壤修复研究文献 计量分析[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(3):454-461.
 WU Yong-hong, JIN Shao-fei. Bibliometric analysis of the repair of heavy metal-contaminated soil based on CiteSpace[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020, 39(3):454-461.
- [3] Ren J, Zhao Z X, Ali A, et al. Characterization of phosphorus engineered biochar and its impact on immobilization of Cd and Pb from smelting contaminated soils[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2019,

- 194
- [4] Li Z, Song Z, Singh B P, et al. The impact of crop residue biochars on silicon and nutrient cycles in croplands[J]. Science of the Total Environment, 2019, 659:673-680.
- [5] Uchimiya M, Klasson K T, Wartelle L H, et al. Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 1. Copper sorption isotherms and the release of cations[J]. *Chemosphere*, 2011, 82 (10):1431–1437.
- [6] Qiu Y P, Cheng H Y, Xu C, et al. Surface characteristics of crop-residue-derived black carbon and lead(II) adsorption[J]. Water Research, 2008, 42(3):567–574.
- [7] 廖雄辉, 龙琴, 王惠群, 等. 南荻炭与镉钝化剂互作对水稻镉含量和产量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(9):1818-1826.
 LIAO Xiong-hui, LONG Qin, WANG Hui-qun, et al. Interaction effects of *Miscanthus lutarioriparius*-derived biochar and cadmium passivators on rice cadmium content and yield[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(9):1818-1826.
- [8] 王建乐, 谢仕斌, 涂国权, 等. 多种材料对铅镉污染农田土壤原位修 复效果的研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(2): 325-332.
 WANG Jian-le, XIE Shi-bin, TU Guo-quan, et al. Comparison of several amendments for in-situ remediation of lead- and cadmium-contaminated farmland soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, 38(2): 325-332.
- [9] 柴冠群, 赵亚南, 黄兴成, 等. 不同炭基改良剂提升紫色土蓄水保墒能力[J]. 水土保持学报, 2017, 31(1):296-302, 309.
 CHAI Guan-qun, ZHAO Ya-nan, HUANG Xing-cheng, et al. Effect
- of different carbonaceous conditioners on water retention capacity of purple soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2017, 31(1): 296-302, 309.
- [10] 黄庆, 张建文, 黄连喜, 等. 生物炭+碱渣钙镁肥对镉污染土壤、花 生产量和品质的影响[J]. 广东农业科学, 2019, 46(10):48-55.
 HUANG Qing, ZHANG Jian-wen, HUANG Lian-xi, et al. Effects of biochar+calcium-magnesium fertilizer made of soda waste on Cd-polluted soil, yield and quality of peanut (*Arachis hypogaea* L.) [J]. *Guangdong Agricultural Sciences*, 2019, 46(10):48-55.
- [11] 杨文杰,姚瑞华,孙宏亮,等.添加剂对土壤镉的形态及油菜生长的影响[J].环境科学与技术,2018,41(增刊2):9-13. YANG Wen-jie, YAO Rui-hua, SUN Hong-liang, et al. Effects of application of soil amendments in cadmium contaminated soil on rape growth and chemical form of cadmium[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 41(Suppl 2):9-13.
- [12] 徐明岗,张青,曾希柏.改良剂对黄泥土镉锌复合污染修复效应与机理研究[J].环境科学,2007,28(6):1361-1366.
 XU Ming-gang, ZHANG Qing, ZENG Xi-bai. Effects and mechanism of amendments on remediation of Cd-Zn contaminated paddy soil[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(6):1361-1366.
- [13] Abbaspour A, Golchin A. Immobilization of heavy metals in a contaminated soil in Iran using diammonium phosphate, vermicompost and zeolite[J]. Environmental Earth Sciences, 2011, 63(5):935–943.
- [14] 李衍亮, 黄玉芬, 魏岚, 等. 施用生物炭对重金属污染农田土壤改良及玉米生长的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(11):2233-

LI Yan-liang, HUANG Yu-fen, WEI Lan, et al. Impacts of biochar application on amelioration of heavy metal-polluted soil and maize growth[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(11):2233– 2239.

2239

- [15] 吴岩, 杜立字, 梁成华, 等. 生物炭与沸石混施对不同污染土壤镉 形态转化的影响[J]. 水土保持学报, 2018, 32(1):286-290.
 WU Yan, DU Li-yu, LIANG Cheng-hua, et al. Influence of fixed addition of biochar and natural zeolite on the fraction transform of cadmium in different contaminated soil[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2018, 32(1):286-290.
- [16] 周航, 周歆, 曾敏, 等. 2种组配改良剂对稻田土壤重金属有效性的效果[J]. 中国环境科学, 2014, 34(2):437-444. ZHOU Hang, ZHOU Xin, ZENG Min, et al. Effects of two combined amendments on heavy metal bioaccumulation in paddy soil[J]. *China Environmental Science*, 2014, 34(2):437-444.
- [17] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京:中国农业出版社, 2007.
 BAO Shi-dan. Analysis of soil agrochemical[M]. 3rd Edition. Beijing: China Agriculture Press, 2007.
- [18] Ure A M, Quevauviller P H, Muntau H, et al. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the commission of the European communities[J]. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 1993, 51:35-51.

[19] 刘丹, 赵永红, 周丹, 等. 赣南某钨矿区土壤重金属污染生态风险 评价[J]. 环境化学, 2017, 36(7):1556-1567. LIU Dan, ZHAO Yong-hong, ZHOU Dan, et al. Ecological risk assessment of heavy metals pollution in a tungsten mine soil in south of Jiangxi Province[J]. *Environmental Chemistry*, 2017, 36(7):1556-1567.

- [20] Thomas S C, Gale N. Biochar and forest restoration: A review and meta-analysis of tree growth responses[J]. New Forests, 2015, 46: 931– 946.
- [21] Hossain M K, Strezov V, Yin Chan K, et al. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*)[J]. *Chemosphere*, 2010, 78 (9):1167–1171.
- [22] 喻华,秦鱼生,陈琨,等.水稻土镉形态分布特征及其生物效应研究[J].西南农业学报,2017,30(2):452-457.
 YU Hua, QIN Yu-sheng, CHEN Kun, et al. Distribution characteristics of cadmium forms and its correlation with biological effect in paddy soil[J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2017, 30 (2):452-457.
- [23] Zhang H, Yuan J H, Xu R K. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102:3488-3497.
- [24] 曹煊. 碱渣对重金属吸附特性的研究[D]. 青岛:中国海洋大学, 2006:20-42.

CAO Xuan. The study of adsorption characteristics on alkaline sludge [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2006:20-42.

[25] 周加顺,郑金伟,池忠志,等.施用生物质炭对作物产量和氮、磷、

2020年10月

钾养分吸收的影响[J]. 南京农业大学学报, 2016, 39(5):791-799. ZHOU Jia-shun, ZHENG Jin-wei, CHI Zhong-zhi, et al. Effects of biochar amendment on crop yield and the uptake of nitrogen, phosphorus and potassium[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2016, 39(5):791-799.

- [26] Lee J W, Kidder M, Evans B R, et al. Characterization of biochars produced from cornstovers for soil amendment[J]. *Environmental Science* & *Technology*, 2010, 44(20):7970–7974.
- [27] Chirenje T, Ma L Q, Lu L P. Retention of Cd, Cu, Pb and Zn by wood ash, lime and fume dust[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2006, 171: 301-314.
- [28] Li H, Shi W Y, Shao H B, et al. The remediation of the lead-polluted garden soil by natural zeolite[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 169(1):1106-1111.
- [29] 杜彩艳, 王攀磊, 杜建磊, 等. 生物炭、沸石与膨润土混施对玉米生 长和吸收 Cd、Pb、Zn 的影响研究[J]. 生态环境学报, 2019, 28(1): 190-198.

DU Cai-yan, WANG Pan-lei, DU Jian-lei, et al. Influence of fixed

addition of biochar, zeolite and bentonite on growth and Cd, Pb, Zn uptake by maize[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2019, 28 (1):190-198.

- [30] Wang M M, Zhu Y, Cheng L R, et al. Review on utilization of biochar for metal-contaminated soil and sediment remediation[J]. Journal of Environmental Sciences, 2018, 63:156-173.
- [31] 刘剑楠,封吉猛,李丹,等.牛粪和核桃壳生物炭对水溶液中Cd²⁺ 和Zn²⁺的吸附研究[J].农业环境科学学报,2019,38(5):1142-1150.

LIU Jian-nan, FENG Ji-meng, LI Dan, et al. The adsorption of Cd²⁺ and Zn²⁺ in aqueous solutions by dairy manure and walnut shell biochar[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(5):1142-1150.

[32] 邱素芬, 魏来, 于文静, 等. 沸石强化热处理对土壤中铜和锌的固定作用[J]. 安全与环境学报, 2018, 18(2):711-715.

QIU Su-fen, WEI Lai, YU Wen-jing, et al. Immobilization of copper and zinc in the soil through zeolite-enhanced thermos treatment[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2018, 18(2):711-715.