

镉污染耕地大豆安全生产模式的探究

王天宇, 陈睿, 施加春, 傅旭军, 徐建明, 何艳

引用本文:

王天宇, 陈睿, 施加春, 傅旭军, 徐建明, 何艳. 镉污染耕地大豆安全生产模式的探究[J]. *农业环境科学学报*, 2022, 41(8): 1629-1635.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0129>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

基于土壤质量的改良剂修复镉污染稻田综合效果评价

李义纯, 王艳红, 陈勇, 唐明灯, 李奇, 李林峰, 林晓扬, 尹贻龙, 艾绍英

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1219-1228 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1397>

重金属Pb与抗生素对发光菌的联合毒性研究

李孟涵, 贺子琪, 苗家赫, 王风贺

农业环境科学学报. 2020, 39(9): 1925-1936 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0103>

长江中下游麦区不同小麦品种镉积累差异研究

易超, 史高玲, 陈恒强, 姚澄, 潘云俊, 石月红, 李标, 高岩

农业环境科学学报. 2022, 41(6): 1164-1174 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1373>

秸秆还田配施石灰对水稻镉吸收累积的影响

杨定清, 李霞, 周娅, 罗丽卉, 谢永红, 王棚, 李旭毅

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1150-1158 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1137>

不同叶菜品种镉积累评价及降低镉积累的措施

陈志琴, 刘奇珍, 林强, 陆利民, 陆萍, 金海洋, 黄璐璐, 杨肖娥

农业环境科学学报. 2022, 41(8): 1671-1681 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1362>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

王天宇, 陈睿, 施加春, 等. 镉污染耕地大豆安全生产模式的探究[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(8): 1629–1635.

WANG T Y, CHEN J, SHI J C, et al. Research on a safe production method for soybeans on cadmium-contaminated farmland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(8): 1629–1635.



开放科学 OSID

镉污染耕地大豆安全生产模式的探究

王天宇^{1,2}, 陈睿³, 施加春^{1,2*}, 傅旭军⁴, 徐建明^{1,2}, 何艳^{1,2}

(1. 浙江大学土水资源与环境研究所, 杭州 310058; 2. 浙江省农业资源与环境重点实验室, 杭州 310058; 3. 温岭市植保耕肥能源总站, 浙江 温岭 317500; 4. 浙江省农科院作物与核技术利用研究所, 杭州 310000)

摘要:为探索大豆在我国南方镉(Cd)污染耕地上安全可行的种植模式,本研究通过低积累品种筛选,结合钝化剂施用,在镉污染安全利用区[土壤总镉含量为(0.49±0.04) mg·kg⁻¹, pH为6.31]开展田间试验。结果表明:各品种大豆籽粒镉含量均未超过国家限量标准,其中浙农6号、浙鲜9号、浙鲜12号和浙鲜19号具有镉低积累性状。将上述4个品种在镉污染严格管控区[土壤总镉含量为(1.69±0.25) mg·kg⁻¹, pH为4.65]开展不同钝化剂施用量对大豆镉积累能力影响试验,发现1 500 kg·hm⁻²钝化剂施用下,4个品种大豆籽粒镉含量下降30.4%~79.0%,其中浙鲜9号、浙鲜12号籽粒镉含量降至0.13 mg·kg⁻¹,符合国家食品安全限量标准(0.2 mg·kg⁻¹)。3 000 kg·hm⁻²钝化剂施用下大豆籽粒镉积累能力与1 500 kg·hm⁻²无显著差异。1 500 kg·hm⁻²钝化剂处理分别使浙农6号、浙鲜9号和浙鲜12号的产量提高了14.7%、16.7%、16.1%。研究表明,施用1 500 kg·hm⁻²钝化剂可使浙鲜9号与浙鲜12号大豆籽粒中镉含量降低至国家食品安全限量标准内。

关键词:大豆;镉污染;低镉品种;钝化剂;安全生产

中图分类号:X53;S565.1 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)08-1629-07 doi:10.11654/jaes.2022-0129

Research on a safe production method for soybeans on cadmium-contaminated farmland

WANG Tianyu^{1,2}, CHEN Jian³, SHI Jiachun^{1,2*}, FU Xujun⁴, XU Jianming^{1,2}, HE Yan^{1,2}

(1. Institute of Soil and Water Resources and Environmental Science, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China; 2. Zhejiang Provincial Key Laboratory of Agricultural Resources and Environment, Hangzhou 310058, China; 3. Wenling Crop Protection and Tillage Fertilizer and Energy Sources Station, Wenling 317500, China; 4. Institute of Crop and Nuclear Technology, Zhejiang Academy of Agricultural Sciences, Hangzhou 310000, China)

Abstract: To discover a safe and feasible planting method for soybeans on cadmium (Cd)-contaminated farmland in southern China, low-Cd soybean cultivars were screened. Combined with the application of soil amendment, a field experiment was conducted in a strictly monitored Cd-contaminated upland field to test the accumulation of Cd in soybean tissues, as well as the yield. Field experiments were carried out in a section of the Cd-contaminated area that was deemed safe [total soil Cd content (0.49±0.04) mg·kg⁻¹, pH 6.31] in order to screen low Cd accumulation cultivars. The results show that the Cd content of the soybean grains did not exceed the national limit and that the varieties Zhenong6, Zhexian9, Zhexian12, and Zhexian19 exhibited low levels of Cd accumulation. These four cultivars were then planted in a strictly monitored Cd-contaminated upland field [total soil Cd content (1.69±0.25) mg·kg⁻¹, pH 4.65] to test the effect of soil amendment on soybean Cd accumulation. The application of 1 500 kg·hm⁻² soil amendment led to decreased soybean grain Cd content by 30.4%~79.0%; that of Zhexian9 and Zhexian12 dropped to 0.13 mg·kg⁻¹, reaching the national food safety limit (0.2 mg·kg⁻¹). There was no significant difference in the Cd accumulation of soybean grains between treatments with 3 000 kg·hm⁻² or 1 500 kg·hm⁻² soil

收稿日期:2022-02-11 录用日期:2022-04-27

作者简介:王天宇(1996—),男,浙江东阳人,硕士研究生,从事资源利用与植物保护研究。E-mail:wtywill96@outlook.com

*通信作者:施加春 E-mail:jcshi@zju.edu.cn

基金项目:财政部和农业农村部-国家现代农业产业技术体系(CARS-04)

Project supported: China Agriculture Research System of MOF and MARA(CARS-04)

amendment. The yields of Zhenong6, Zhexian9, and Zhexian12 increased by 14.7%, 16.7%, and 16.1% respectively with 1 500 kg·hm⁻² application of soil amendment. Therefore, applying 1 500 kg·hm⁻² soil amendment and planting Zhexian9 and Zhexian12 can meet the conditions of safe soybean planting in a strictly monitored Cd-contaminated upland field.

Keywords: soybean; Cd pollution; low-Cd cultivars; soil amendment; safe production

耕地土壤中累积的重金属镉(Cd)会通过食物链在人体不断积累,从而对农业生产和人体健康造成威胁^[1]。我国耕地镉污染问题较为突出^[2],HU等^[3]分析了2008—2018年间发表的1 153篇文章中17 000余个我国土壤样本数据后,发现80%的城市存在镉污染问题。镉在土壤中分布广、生物可利用性强,因此引起人们对农作物镉污染的担忧^[4]。

大豆是世界范围内广泛种植的经济作物,在食用、饲用等多个领域被广泛利用^[5]。我国大豆进口量居世界第一,占世界总出口量的60%左右^[6]。作为国家粮食安全链中的薄弱环节与中美贸易摩擦中的标的物,保障大豆供给安全刻不容缓^[7]。农业农村部“十四五”种植业规划发展中明确提出,要多途径扩种大豆,提升产量,以推动提升大豆自给率,缓解“卡脖子”风险。因此,在新形势下,通过相关技术保障大豆扩种和安全生产,特别是在南方污染耕地上发展大豆替代种植,对我国深入推进大豆振兴计划具有重要意义。

原位钝化技术近年来已成为国内外普遍使用的重金属污染耕地安全利用技术之一^[8]。通过施加钝化剂,可有效降低镉在水稻中的积累,同时提高水稻产量^[9]。此外,筛选、培育重金属低积累品种是重金属污染耕地安全利用中常见的措施,具有操作简单、环境友好、成本较低等特点^[10]。但迄今为止,关于镉低积累大豆筛选以及钝化剂施用对大豆镉积累影响的研究仍较少,无法科学支撑在南方扩种大豆的国家需求。鉴于此,本研究以镉污染耕地上的田间控制试验为基础,进行大豆低镉品种筛选,结合钝化剂施用对大豆各部位镉积累及其产量影响的研究,综合判断镉污染耕地适宜种植的大豆品种以及合适的钝化剂用量,为保障南方重金属污染耕地上大豆扩种和安全生产提供支撑。

1 材料与方法

1.1 供试材料

本研究共包含大豆低镉品种筛选、钝化剂影响大豆镉积累两期试验。一期大豆低镉品种筛选试验采用我国镉污染耕地典型区域所在省份(浙江、云南、贵州)内主推大豆品种,包括浙农6号、浙鲜9号、浙鲜

12号、浙鲜19号、开科源12、新3号、沪宁95-1、引豆9701、云黄12、云黄13、云黄14、滇豆6号、滇豆7号,共计13个品种。其中,浙鲜9号、浙鲜12号、浙鲜19号由浙江省农业科学院作物与核技术利用研究所提供,云黄12、云黄13、云黄14、滇豆6号、滇豆7号由国家现代产业技术大豆体系相关综合试验站提供,浙农6号、开科源12、新3号、沪宁95-1、引豆9701购自杭州好多收农资有限公司。

钝化剂影响大豆镉积累试验中采用前期筛选获得的具有镉低积累性状的品种,包括浙农6号、浙鲜9号、浙鲜12号和浙鲜19号。钝化剂选用西部环保有限公司生产的丰收延土壤调理剂,主要成分包括:氧化钙(CaO)≥30.0%,氧化镁(MgO)≥8.0%,二氧化硅(SiO₂)≥4.0%,水分≤12.0%,pH 11~13。

1.2 试验设计

田间试验在浙江省受污染耕地安全利用长期观测研究站(温岭)开展,研究站位于温峤镇金溪村(原姆坑村)。选择2块不同镉污染程度的旱地地块,其中:西区地块(121°15′40.52″E,28°21′39.4″N)pH为6.31,总镉含量为(0.49±0.04)mg·kg⁻¹,达到土壤污染风险筛选值的1.6倍;东区地块(121°15′47.36″E,28°21′44.34″N)pH为4.65,总镉含量为(1.69±0.25)mg·kg⁻¹,达到土壤污染风险筛选值的5.6倍。参照《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)的相关规定,划定试验区土壤镉的污染水平:西区耕地为安全利用类,东区耕地为严格管控类。

安全利用类耕地用于大豆低镉品种筛选试验。2020年3月下旬整地后,将田地划分成10 m×1.3 m的区块,各区块间隔0.5 m宽的田垄,共26个区块。翻耕后播种大豆,每个品种设置2个重复。每个区块播种4×25个位点,生长10 d后间苗,每个位点保留3株长势相近的植株。播种32 d后施入复合肥150 kg·hm⁻²,尿素75 kg·hm⁻²。出苗之后的第83天采样,每个区块随机均匀采集15株大豆籽粒样品,测定其镉含量。同步采集各位点对应土样,混合后取代表样1 kg左右,用于土壤镉含量和pH的测定。

二期田间试验选取前期试验中具备镉低积累性

状的浙农6号、浙鲜9号、浙鲜12号和浙鲜19号,配合钝化剂在镉污染严格管控区开展。用相同的方式设置21个区块,浙农6号、浙鲜9号和浙鲜19号3个大豆品种设置2个处理:不施用钝化剂(CK)、施用1500 kg·hm⁻²钝化剂(中量,M),每个处理设置2个重复。为研究不同施用量对大豆安全生产的作用,浙鲜12号设置3个处理:CK、M、施用3000 kg·hm⁻²钝化剂(高量,L),每个处理设置3个重复。于2021年3月下旬整地,施入钝化剂,稳定一周后种植大豆,采用相同农艺措施进行管理,83 d后采集土壤与大豆整株样品,每个区块随机选取5个代表位点均匀采集大豆样品(每个位点样品由2个代表性整株构成),测定大豆籽粒、根、茎、叶中的镉含量。按相同试验方法同步采集对应位点的表层土样,测定土壤总镉含量、有效态镉含量、镉形态分布、pH和铵态氮、硝态氮、有机质、有效磷含量。

1.3 样品制备与分析

大豆整株植株样品分剪成根系、茎秆、叶片、豆荚4个部分,根系、茎秆与叶片用蒸馏水多次冲洗后烘干保存;将籽粒从豆荚中剥出,每百粒称质量用于测产,烘干保存。粉碎植物样品至100目,硝酸-双氧水体系消解后,电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS PerkinElmer Nexlon300X, Fremont, 美国)测定镉含量,实验过程用大米国家参比物质[GBW10010(GSB-1)]进行质控,全程用空白样品作为对照。

土壤中的镉含量用硝酸-双氧水-高氯酸体系消解后同浓度稀释过滤,ICP-MS测定。土壤中的镉形态分布采用 Tessier 五步提取法进行分步提取,ICP-MS进行测定。使用0.1 mol·L⁻¹的氯化钙溶液浸提土

壤有效态镉,离心过滤后 ICP-MS 测定镉含量;使用流动分析仪(TRAACS 2000, Bran and Luebbe, Norderstedt, 德国)测定土壤中的铵态氮与硝态氮含量;采用磷钼蓝比色法测定土壤中的有效磷含量;采用低温外热重铬酸钾氧化比色法测定土壤有机质含量。

1.4 数据处理

生物富集系数(Bioconcentration factor, BCF)代表大豆不同部位镉富集情况,计算公式如下:

$$BCF_A = C_A / C_{soil}$$

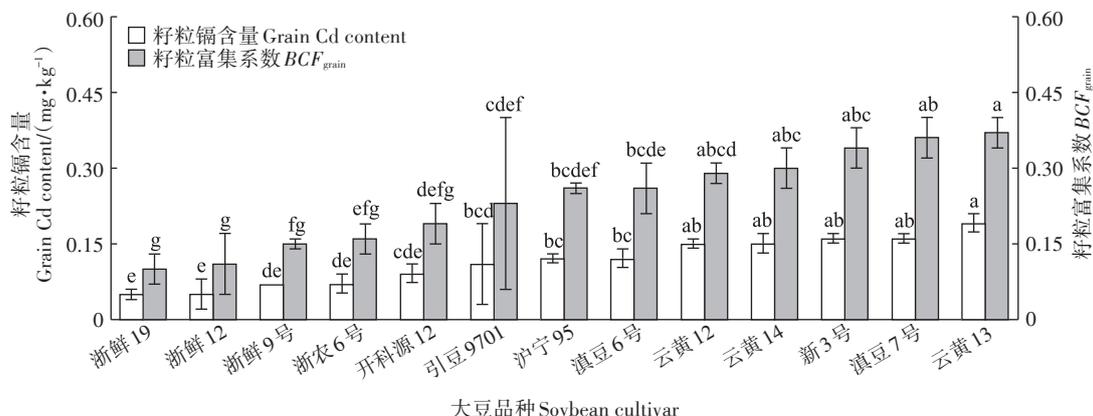
式中:BCF_A为大豆某一部位生物富集系数,C_A为该部位镉含量,mg·kg⁻¹;C_{soil}为该植株对应点位的土壤镉含量,mg·kg⁻¹。本文中BCF_{grain}、BCF_{root}、BCF_{stem}、BCF_{leaf}分别为籽粒、根、茎、叶4个部位镉的富集系数,以此评估大豆不同部位对镉的积累能力。

用R语言(Version 3.6.1)和Microsoft Excel 2016进行统计分析和单因素方差分析(ANOVA),通过Duncan检验比较土壤理化性质和大豆各部位镉含量的显著性差异(P<0.05)。用ggcor包和vegan包分析多个土壤环境因子与大豆各部位镉含量之间的mantel相关性。

2 结果与分析

2.1 镉污染安全利用区大豆低镉品种筛选

由图1可知,供试的13个大豆品种在土壤镉含量为0.49 mg·kg⁻¹土壤上种植,其籽粒镉含量在0.05~0.19 mg·kg⁻¹之间,所有品种均符合《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)中豆类镉限量标准(0.2 mg·kg⁻¹),说明在镉污染安全利用区种植大豆镉超标风险较低。其中浙鲜19号和浙鲜12号籽



不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。下同

Different lowercase letters in a column indicate significant differences among treatments at P<0.05. The same below

图1 土壤安全利用区不同品种大豆籽粒镉含量及富集系数

Figure 1 The grain Cd content and BCF_{grain} of different cultivars under Cd-contaminated safe use area

粒镉含量均为0.05 mg·kg⁻¹,浙鲜9号与浙农6号均为0.07 mg·kg⁻¹,4个品种的BCF_{grain}均显著低于其他品种,具有镉低积累性状。

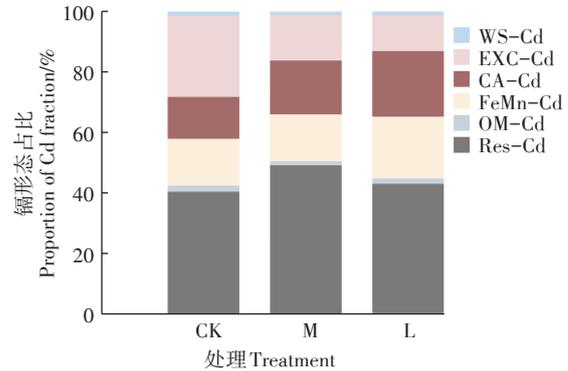
2.2 钝化剂施用及剂量对镉污染耕地土壤理化性质及镉形态分布的影响

如表1所示,M和L处理下,土壤pH分别上升至7.75和7.31,有效态镉含量分别降至0.95 mg·kg⁻¹和0.49 mg·kg⁻¹,较CK下降了22.8%和60.2%。L处理下土壤有效磷从29.09 mg·kg⁻¹下降至14.06 mg·kg⁻¹。土壤铵态氮、硝态氮、有机质、总镉无显著变化。由图2可知,随着钝化剂施用量增加,可交换态镉从26.7%下降至11.8%,碳酸盐结合态镉占比从13.9%上升至17.7%,铁锰氧化物结合态镉从15.4%上升至20.3%。

2.3 钝化剂对不同品种大豆各部位镉积累及产量的影响

由表2可知,钝化剂施用使大豆籽粒与根中镉含量显著降低。M处理下,4种大豆籽粒镉含量降低了30.4%~76.4%,根镉含量降低了21.3%~79.0%。浙鲜12号与浙鲜9号施用钝化剂后籽粒镉含量降至0.13 mg·kg⁻¹,符合国家食品安全限量标准。M处理使浙农6号叶片镉含量上升了22.5%,其他品种叶片镉含量下降了31.2%~59.7%。L处理下,浙鲜12号籽粒与根中镉含量较M处理无显著差异,茎、叶中镉含量较CK均未进一步下降。

由表3可知,M处理下BCF_{grain}下降31.0%~81.1%,BCF_{root}下降35.6%~78.8%,BCF_{leaf}下降7.8%~67.5%。浙鲜12号的BCF_{stem}较CK处理显著下降了46.2%,其他品种BCF_{stem}在钝化剂处理前后无显著差异。不同大豆品种主要镉积累部位有所差异,但总体上符合大豆根、茎、叶积累镉的能力较强,籽粒积累能力较弱的规



WS-Cd代表水溶态镉,EXC-Cd代表可交换态镉,CA-Cd代表碳酸盐结合态镉,OM-Cd代表有机结合态镉,FeMn-Cd代表铁锰氧化物结合态镉,Res-Cd代表残渣态镉。下同
WS-Cd indicates water-soluble Cd; EXC-Cd indicates exchangeable Cd; CA-Cd indicates Cd bound to carbonates; FeMn-Cd indicates Cd bound to Fe-Mn oxides; OM-Cd indicates Cd bound to organic matter; Res-Cd indicates residual. The same below

图2 钝化剂对土壤镉形态分布的影响

Figure 2 Effects of soil amendment on Cd fractions distribution in soil

表1 钝化剂施用田间试验土壤基本理化性质

Table 1 Field test of soil physical and chemical properties with soil amendment application

处理 Treatment	铵态氮 Ammonium nitrogen/ (mg·kg ⁻¹)	硝态氮 Nitrate nitrogen/ (mg·kg ⁻¹)	有效磷 Available P/ (mg·kg ⁻¹)	有机质 Organic matter/ (g·kg ⁻¹)	总镉 Total Cd/ (mg·kg ⁻¹)	有效态镉 Available Cd/ (mg·kg ⁻¹)	pH
CK	12.72a	21.46a	29.09a	16.17a	1.59a	1.23a	4.65c
M	18.27a	15.90a	25.03a	15.47a	1.74a	0.95b	7.75a
L	14.24a	21.36a	14.06b	18.31a	1.66a	0.49c	7.31b

注:同列不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。下同。

Note: Different lowercase letters in a column indicate significant differences among treatments at P<0.05. The same below.

表2 大豆各部位镉含量(mg·kg⁻¹)

Table 2 Cd content in different soybean tissues(mg·kg⁻¹)

大豆品种 Soybean cultivar	处理 Treatment	籽粒 Grain	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf
浙农6号	CK	0.72±0.15a	1.64±0.14c	2.11±0.29d	2.04±0.57a
	M	0.36±0.02bcd	1.29±0.54c	3.37±0.30bc	2.50±0.60a
浙鲜9号	CK	0.41±0.14bc	5.38±0.43a	3.27±0.50bc	2.50±0.06a
	M	0.13±0.06d	1.13±0.21c	2.24±0.76cd	1.72±0.21ab
浙鲜19号	CK	0.46±0.07b	2.32±0.38b	3.57±0.17b	2.06±0.48a
	M	0.32±0.11bcd	1.46±0.01e	3.71±0.27b	1.21±0.23bc
浙鲜12号	CK	0.55±0.25ab	2.22±0.31b	5.15±1.40a	1.81±0.57ab
	M	0.13±0.11d	1.46±0.15c	3.33±0.57bc	0.73±0.14c
	L	0.19±0.05cd	1.29±0.32c	5.80±0.48a	1.72±0.58ab

表3 钝化剂对大豆各部位镉生物富集系数的影响

Table 3 Effects of soil amendment on Cd bioconcentration factor in soybean tissues

大豆品种 Soybean cultivar	处理 Treatment	BCF_{grain}	BCF_{root}	BCF_{stem}	BCF_{leaf}
浙农6号	CK	0.53±0.26a	1.18±0.45bc	1.47±0.34b	1.53±0.82a
	M	0.20±0.05bc	0.75±0.44cd	1.83±0.20b	1.41±0.57a
浙鲜9号	CK	0.24±0.06bc	3.21±0.15a	1.95±0.27b	1.49±0.11a
	M	0.08±0.04c	0.68±0.15d	1.33±0.42b	1.03±0.16ab
浙鲜19号	CK	0.29±0.03bc	1.46±0.30b	2.24±0.14b	1.30±0.36a
	M	0.20±0.08bc	0.94±0.07cd	2.39±0.32b	0.78±0.19ab
浙鲜12号	CK	0.37±0.20ab	1.44±0.10b	3.42±1.28a	1.23±0.58a
	M	0.07±0.06c	0.80±0.13cd	1.84±0.49b	0.40±0.06b
	L	0.12±0.03c	0.78±0.17cd	3.35±0.60a	1.04±0.35ab

律。与M处理相比,L处理下浙鲜12号的 BCF_{grain} 、 BCF_{root} 未进一步下降, BCF_{stem} 、 BCF_{leaf} 与CK处理无显著差异。

由图3可知,与CK相比,M处理分别使浙农6号、浙鲜9号、浙鲜12号的产量提高14.7%、16.7%、16.1%,浙鲜19号的产量下降了5%,差异均未达到显著水平。在L处理下,浙鲜12号产量较CK提升34.6%,达到显著水平。

2.4 土壤环境因子与大豆各部位镉含量相关性分析

为进一步探究大豆各部位镉含量与土壤环境因子之间的联系,对环境因子及多个品种大豆各部位镉含量进行mantel分析。由图4可知,土壤pH、碳酸盐结合态镉、土壤有效态镉与大豆籽粒、根、叶(除pH)镉含量存在极显著($P<0.01$)或显著相关性($P<0.05$)。此外,根部镉含量还与铁锰氧化物结合态镉存在显著相关性。

3 讨论

3.1 镉污染耕地大豆安全生产的可行性

自身遗传性状会导致不同品种大豆对镉的积累能力存在明显差异^[11],利用这一性状,可以筛选低镉品种,降低大豆镉超标风险。低镉品种筛选试验中,土壤镉浓度为 $0.49\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,供试的13个大豆品种籽粒镉含量均低于 $0.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,符合安全生产要求。其中浙鲜19号、浙鲜12号 BCF_{grain} 显著低于其他品种,更适宜在镉污染安全利用区推广。

ZHAN等^[12]研究发现,大豆在镉胁迫下会重新分配各部位镉负荷,以减弱镉对籽粒的毒害作用。浙鲜9号与浙鲜12号 BCF_{grain} 更低, BCF_{root} 高于浙农6号与浙鲜19号(表3),说明浙鲜9号、浙鲜12号的此类保护机制效果强于浙农6号与浙鲜19号。此外,相关研究指出大豆自我保护机制不足以应对较高水平的镉

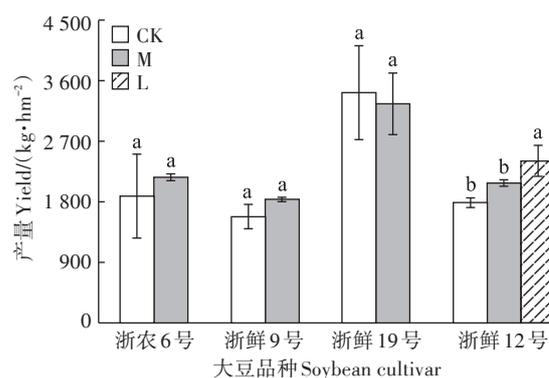


图3 钝化剂施用对大豆产量的影响

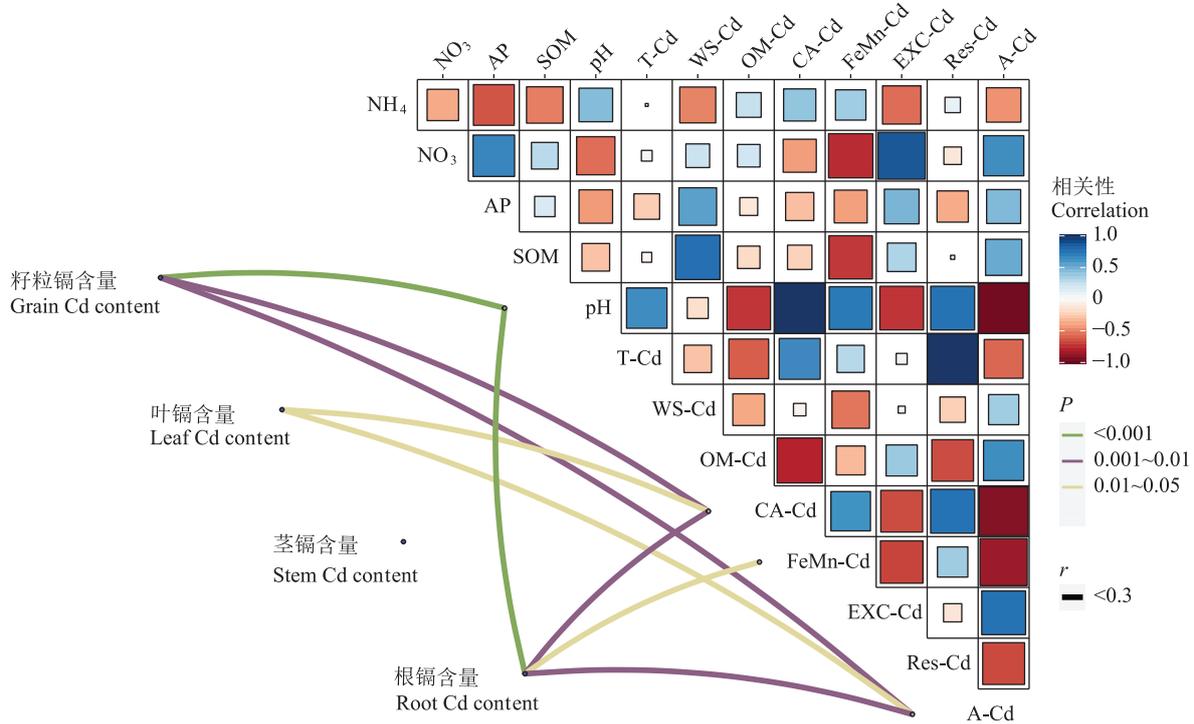
Figure 3 Effects of soil amendment application on soybean yield

胁迫^[13],钝化剂试验中,所有供试品种籽粒镉含量与前期试验相比均明显升高,可能是由于环境中镉浓度过高导致保护机制失效。CK处理下,所有大豆籽粒镉浓度均超过 $0.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (表2),因此,单一通过低镉品种筛选难以保障大豆在镉污染水平较高区域的安全生产。

3.2 钝化剂影响土壤理化性质和镉形态分布的机制

硝态氮、铵态氮、有效磷是衡量土壤肥力的重要指标。以氧化钙与氧化镁为主要成分的钝化剂施用对土壤中硝态氮、铵态氮的含量无显著影响。有效磷在L处理下下降51.7%,同时M组与L组土壤的pH值从4.65分别上升至7.75与7.31(表1)。考虑到当地酸性土壤中交换性铝含量较高,可能是由于土壤pH升高后交换性铝水解形成对磷吸附能力较强的羟基铝聚合物,从而降低了土壤中有效磷的含量^[14]。

TESSIER等^[15]在1979年提出了五步法,可用于分离土壤中不同形态的镉,其中水溶态镉可以直接被植物吸收,可交换态镉比碳酸盐结合态镉更易被植物吸收,铁锰氧化物结合态镉、有机结合态镉、残渣态镉无



图中右侧方块大小与颜色为斯皮尔曼相关系数,表征各环境因子之间正负相关性及其强弱,NH₄代表铵态氮,NO₃代表硝态氮,AP代表有效磷,SOM代表土壤有机质,T-Cd代表土壤总镉,A-Cd代表土壤有效态镉,连线表示大豆部位镉含量与相关因子之间存在相关性

The size and color of the blocks in the figure indicate the strength of the positive and negative correlations among various environmental factors. NH₄ indicates ammonium nitrogen, NO₃ indicates nitrate nitrogen; AP indicates available phosphorus; SOM indicates soil organic matter; T-Cd indicates total soil Cd; A-Cd indicates available soil Cd. Lines indicate that the Cd contents in different soybean tissues were correlated with related factors

图4 土壤中环境因子与大豆镉含量的mantel分析

Figure 4 Mantel analysis of soil environmental factors and Cd content in soybean tissues

法被植物吸收^[16]。钝化剂施用使可交换态镉占比显著下降,碳酸盐结合态镉、铁锰氧化物结合态镉占比均上升(图2),导致土壤中易被大豆利用的镉组分减少,这种变化趋势在此前一些研究中曾被报道^[17]。然而在M处理下,浙农6号与浙鲜19号的籽粒镉含量仍超过国家食品安全标准限制(表2),说明仅施用1 500 kg·hm⁻²钝化剂无法消除大豆在镉污染严格管控区种植的超标风险。

3.3 钝化剂施用影响大豆各部位镉积累的机制

土壤环境中,由于钝化剂施用后pH升高,降低了土壤镉的生物有效性,减少了大豆镉积累。另外,钝化剂中的钙能够与镉竞争植物根系上的吸收位点并阻止镉向地上部运输^[18-19],在一定程度上抑制了大豆对镉的吸收利用。此外,相关研究证明土壤中有效态镉的含量与大豆籽粒中的镉含量存在显著的正相关性^[20],钝化剂施用降低土壤中的有效态镉含量可能是籽粒镉含量降低的主要原因,这与本次研究中mantel分析结果一致(图4)。

环境镉浓度较高时,大豆植株的根和叶会表现出更强的镉积累能力以减少籽粒中的镉^[21]。当环境中的

镉胁迫减弱,此类转运机制弱化,可能是根与叶镉积累能力下降(表3)的主要原因,针对其他作物(如水稻)的研究也发现了类似现象^[22]。除浙鲜12号茎部镉积累显著降低外,钝化剂处理没有改变多数品种茎部对镉的积累,可能是由于镉胁迫下,大豆的茎部主要负责转运而非积累镉,具体的分子机制还有待进一步研究。

3.4 钝化剂施用影响大豆产量的机制

镉胁迫下,大豆会出现产量下降、植株低矮、籽粒干瘪扭曲等情况^[23]。L处理下大豆产量显著提高(图3),一方面是由于钝化剂的施用降低了镉对大豆的毒害作用,另一方面可能是钝化剂中的镁、硅等元素对大豆的生长起到了促进作用^[24-25]。此外,试验选用的钝化剂对土壤肥力并无增强作用,因此M处理下大豆产量无显著变化。本研究中钝化剂处理的主要目的是保障大豆在镉污染耕地上的安全生产,因此从经济角度考虑,使用中量钝化剂处理即可达到目标效果。

4 结论

(1)在镉污染安全利用区耕地[土壤总镉含量为(0.49±0.04) mg·kg⁻¹,pH为6.31]种植13个大豆品种,

籽粒镉含量均未超过国家食品安全标准限量($0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),大豆安全生产风险较低。

(2)通过低镉品种筛选试验,筛选出具有镉低积累性状的浙鲜9号、浙鲜12号,配合中量钝化剂($1\ 500 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) 在镉污染严格管控区[土壤总镉含量为(1.69 ± 0.25) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, pH为4.65]种植,籽粒中的镉含量为 $0.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,实现了大豆在镉污染严格管控区耕地的安全生产。

(3)高量钝化剂($3\ 000 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)施用使浙鲜12号产量提升了34.6%,但较中量钝化剂并未进一步降低浙鲜12号镉积累。实际生产中,需结合土壤镉污染程度、经济效益等综合考虑适合的钝化剂用量。

参考文献:

- [1] ZHOU J W, LI Z, LIU M S, et al. Cadmium isotopic fractionation in the soil-plant system during repeated phytoextraction with a cadmium hyperaccumulating plant species[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(21):13598-13609.
- [2] 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. Report on the national general survey of soil contamination[R]. Beijing: Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources, 2014.
- [3] HU B F, SHAO S, NI H, et al. Assessment of potentially toxic element pollution in soils and related health risks in 271 cities across China[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 270: 116196.
- [4] HOU D, O'CONNOR D, IGALAVITHANA A D, et al. Metal contamination and bioremediation of agricultural soils for food safety and sustainability[J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2020, 1(7): 366-381.
- [5] 曾学明. 我国大豆产业发展战略规划研究[J]. 中国农业资源与区划, 2017, 38(9): 89-97. ZENG X M. The strategic planning of soybean industry development in China[J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2017, 38(9): 89-97.
- [6] WU F, GENG Y, ZHANG Y, et al. Assessing sustainability of soybean supply in China: Evidence from provincial production and trade data [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 244: 119006.
- [7] 崔戈, 焦玉平. 国家粮食安全视角下的中国大豆贸易[J]. 社会科学, 2019(2): 13-28. CUI G, JIAO Y P. China's soybean trade from the perspective of national food security[J]. *Journal of Social Sciences*, 2019(2): 13-28.
- [8] 韦小了, 力牟, 付天岭, 等. 不同钝化剂组合对水稻各部位吸收积累Cd及产量的影响[J] 土壤学报, 2019, 56(4): 883-894. WEI X L, LI M, FU T L, et al. Effects of passivator on cd absorption and accumulation and yield of rice as affected by its combination[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56(4): 883-894.
- [9] WU Y J, ZHOU H, ZOU Z J, et al. A three-year *in-situ* study on the persistence of a combined amendment (limestone+sepiolite) for remedying paddy soil polluted with heavy metals[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 130: 163-170.
- [10] 薛涛, 廖晓勇, 王凌青, 等. 镉污染农田不同水稻品种镉积累差异研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(8): 1818-1826. XUE T, LIAO X Y, WANG L Q, et al. Cadmium accumulation in different rice cultivars from cadmium-polluted paddy fields[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(8): 1818-1826.
- [11] GRANT C A, CLARKE J M, DUGUID S, et al. Selection and breeding of plant cultivars to minimize cadmium accumulation[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 390(2/3): 301-310.
- [12] ZHAN J, TWARDOWSKA I, WANG S, et al. Prospective sustainable production of safe food for growing population based on the soybean (*Glycine max* L. Merr.) crops under Cd soil contamination stress[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 212: 22-36.
- [13] ZHAO Y, FANG X, MU Y, et al. Metal pollution (Cd, Pb, Zn, and As) in agricultural soils and soybean, *Glycine max*, in southern China[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2014, 92(4): 427-432.
- [14] 王光火, 朱祖祥. pH对土壤吸持磷酸根的影响及其原因[J]. 土壤学报, 1991(1): 1-6. WANG G H, ZHU Z X. The effect of pH on phosphate sorption in soils and its possible mechanism[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1991(1): 1-6.
- [15] TESSIER A, CAMPBELL P G C, BISSON M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51(7): 844-851.
- [16] LI H, LIU Y, ZHOU Y Y, et al. Effects of red mud based passivator on the transformation of Cd fraction in acidic Cd-polluted paddy soil and Cd absorption in rice[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 640/641: 736-745.
- [17] FENG R W, QIU W W, LIAN F, et al. Field evaluation of in situ remediation of Cd-contaminated soil using four additives, two foliar fertilisers and two varieties of pakchoi[J]. *Journal of Environmental Management*, 2013, 124: 17-24.
- [18] ANDERSSON A, NILSSON K. Influence of lime and soil pH on Cd availability to plants[J]. *AMBIO*, 1974, 3(5): 198-200.
- [19] TYLER L, MCBRIDE M. Influence of Ca, pH and humic acid on Cd uptake[J]. *Plant and Soil*, 1982, 64(2): 259-262.
- [20] KIM H S, SEO B H, OWENS G, et al. Phytoavailability-based threshold values for cadmium in soil for safer crop production[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 201: 110866.
- [21] SUGIYAMA M, AE N, ARAO T. Role of roots in differences in seed cadmium concentration among soybean cultivars: Proof by grafting experiment[J]. *Plant and Soil*, 2007, 295(1): 1-11.
- [22] LI H, LUO N, LI Y W, et al. Cadmium in rice: Transport mechanisms, influencing factors, and minimizing measures[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 224: 622-630.
- [23] IKHAJIAGBE B, OGWU M C, LATO N F. Growth and yield responses of soybean (*Glycine max* L. Merr.) accessions after exposure to cadmium[J]. *Vegetos*, 2021, 34(1): 107-118.
- [24] WANG Z, HASSAN M U, NADEEM F, et al. Magnesium fertilization improves crop yield in most production systems: A meta-analysis[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2020, 10: 1727.
- [25] YAO A J, WANG Y N, LING X D, et al. Effects of an iron-silicon material, a synthetic zeolite and an alkaline clay on vegetable uptake of As and Cd from a polluted agricultural soil and proposed remediation mechanisms[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2017, 39(2): 353-367.

(责任编辑:宋潇)