

钢渣施用对多金属复合污染土壤的改良效果及水稻吸收重金属的影响

邓腾灏博¹, 谷海红¹, 仇荣亮^{1,2*}

(1.中山大学环境科学与工程学院, 广州 510275; 2.广东省环境污染控制与修复技术重点实验室, 广州 510275)

摘要:通过盆栽实验和大田实验研究了钢渣施用对多金属复合污染土壤 pH、有效硅、有效态重金属含量(镉、铅、铜、锌)以及水稻吸收重金属的影响。盆栽实验设置 5 个处理,分别是 CK(无钢渣)、SS3 和 SS6(分别加入 $3\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $6\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 100 目钢渣)、FSS3 和 FSS6(分别加入 $3\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $6\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 180 目钢渣);大田实验设置两个处理:CK(无钢渣)和 SS(加入 $3\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 100 目钢渣)。结果表明,盆栽实验土壤 pH 值及有效硅含量随钢渣施用量的增加和粒径的减小显著上升,土壤有效态重金属含量则出现显著下降。水稻地上部重金属浓度在施加钢渣后均显著降低,并且远低于地下部浓度;大部分钢渣施加处理对降低地下部重金属浓度也有显著效果。大田实验结果显示,钢渣改良的处理,不仅提高了水稻产量,稻米中的重金属浓度也得到了大幅降低,并达到了国家食品安全标准。综合来看,施用钢渣可有效改良多金属复合污染土壤的性质,抑制水稻对重金属的吸收和转运,降低水稻特别是其地上部的重金属浓度。

关键词:土壤;重金属;钢渣;水稻;硅

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2011)03-0455-06

Ameliorative Effects of Steel Slag Application on Multi-metal Contaminated Soil and Heavy Metal Uptake of Rice

DENG Teng-hao-bo¹, GU Hai-hong¹, QIU Rong-liang^{1,2*}

(1.School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China; 2.Guangdong Provincial Key Lab of Environmental Pollution Control and Remediation Technology, Guangdong 510275, China.)

Abstract: Heavy metal pollution of farmland soil is getting more and more serious in China nowadays due to mining activity, discharge of industrial effluents and long-time application of pesticide and chemical fertilizers. Since heavy metals are toxic to crops, the continuous cultivation in contaminated soil would decrease crop production capacity. Heavy metals can be also accumulated in human bodies through food chains. Application of soil amendments is an effective way to solve these kinds of problems, especially in slightly- and moderately-polluted soil. Steel slag is one kind of by-products of steel smelting. In this paper, pot experiment and field experiment were conducted to investigate the effects of steel slag application on pH value, available silicon and available heavy metal content(Cd, Pb, Cu, Zn) in multi-metal contaminated soil and heavy metal uptake by rice plant. Five treatments were designed in the pot experiment consisting of CK(No slag), SS3 and SS6 ($3\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $6\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ of 100 mesh slag respectively), FSS3 and FSS6($3\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $6\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ of 180 mesh slag respectively). And the field experiment contained 2 treatment:CK(No slag)and SS($3\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ of 100 mesh slag respectively).The results of the pot experiment showed that soil pH and available silicon content increased with the increase of the amount of slag application and along with the decrease of the slag particle size. And soil available heavy metal content decreased significantly in the slag application treatments. Heavy metal concentration in shoot of rice plant decreased significantly with the slag application and was far lower than that in root. Heavy metal concentration in the root with the slag application sharply decreased in compared to CK. And the field experiment showed that steel slag application could dramatically increase rice production and decrease the heavy metal concentration in polished rice. In conclusion, steel slag application could effectively improve the quality of contaminated soil, restrain the heavy metal uptake of rice plant, and decrease the heavy metal concentration especially in the shoot of rice plant.

Keywords: soil; heavy metal; steel slag; rice; silicon

收稿日期:2010-08-18

基金项目:国家高技术研究发展计划(863 计划)重点项目(2007AA061001);国家自然科学基金-广东联合基金重点项目(U0833004)

作者简介:邓腾灏博(1988—),男,广东始兴人,在读博士,主要从事土壤重金属污染修复研究。

* 通讯作者:仇荣亮 E-mail:eesqr@mail.sysu.edu.cn

由于矿山开采、工业排放以及农药化肥的长期施用,农田重金属污染问题日益突出。据中国环境统计年鉴(2008)^[1]的数据显示,全国约 140 万 hm^2 的污水灌区,遭受重金属污染的土地面积占污水灌区面积的 64.8%,其中轻度和中度污染面积占到了总污染面积的 87.0%。土壤重金属不仅会抑制农田作物的生长,降低作物产量,还能通过食物链的传递作用进入人体,危害人体健康。近年来频频发生的重金属中毒事件,为我国农业土壤的安全敲响了警钟。

通过施加化学改良剂对土壤重金属进行化学固定的方法,因其操作简单、经济实用的特点而得到了广泛的应用^[2]。改良剂的作用效果主要来自改良剂施加后的土壤 pH 效应^[2]以及改良剂本身与重金属的吸附络合沉淀作用^[3]。利用化学改良剂原地修复的特点,可以在改良土壤性质的同时进行农业生产活动,因此尤其适用于我国大面积的中轻度污染农田的修复。

钢渣 (Steel Slag, SS) 是炼钢过程中产生的副产品, 约占粗钢产量的 12%~20%^[4], 其主要成分包括 CaO 、 MgO 、 SiO_2 和 FeO ^[5]。钢渣产量大,价格低廉,因此被广泛应用于水泥生产、筑路、冶金返回料、玻璃生产中^[6]。钢渣对农田土壤具有良好的改良效果,其施加后可以有效提高土壤 pH 值和有效硅含量,增加水稻产量^[7-8]。作为一种碱性富硅物质,钢渣是一种潜在的重金属污染农田改良剂,但有关这方面的报道仍然很少。Chen 等^[9]的实验表明,钢渣的施用可以降低糙米中镉的浓度,但钢渣施加对污染土壤性质的影响以及在抑制植物吸收重金属的作用机制方面,仍然缺少较为全面而深入的研究。因此,本实验通过设置不同钢渣粒径及施用量的处理,结合室内土培实验和大田实验,研究钢渣施加对多金属复合污染土壤的改良效果,以及对水稻吸收重金属的影响,并探讨其可能的作用机理。

1 材料与方法

1.1 室内土培实验

供试土壤采自长期受上游酸性矿山废水污染的广东韶关上坝村农田,取上层表土(0~15 cm),风干磨碎后过 10 目筛;钢渣取自韶关钢铁厂,粉碎后分别过 100 目及 180 目筛备用。本实验共设 5 个处理,分别是:CK(无钢渣)、SS3 和 SS6(分别加入 $3, 6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 100 目钢渣)、FSS3 和 FSS6(分别加入 $3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 180 目钢渣),每个处理 3 个重复。1 kg 供试土壤与加入的钢渣充分混匀后装入塑料盆(高 20 cm,直径

15 cm)中,在淹水环境下平衡 30 d 后以 $0.1 \text{ g} \cdot \text{盆}^{-1}$ 的量施加水稻用复合肥($\text{N:P}_2\text{O}_5:\text{K}_2\text{O}=24:7:19$)。

水稻(*Oryza sativa* L.)品种黄花占,种子购自广东省农业科学院水稻研究所。种子经 10%过氧化氢消毒 20 min,去离子水冲洗干净后,放在 4 层滤纸上,在暗处进行发芽,并控制温度在 25°C 。发芽 6 d 后,将长出的水稻秧苗移植到 1/4 倍营养液中进行培养;2 个星期后移植到 1/2 倍营养液中。营养液每 3 d 更换 1 次。营养液配制采用 Kukier 的方法^[10]。当秧苗长出 2~3 片叶后,移栽到温室中的塑料盆里进行正式土培实验,每盆移栽 2 株秧苗。移栽之后的第 21 d 进行 2 次施肥,加入量为 $0.2 \text{ g} \cdot \text{盆}^{-1}$ 。实验过程中盆里保持 3~4 cm 的浸水高度。移栽 60 d 后收获,采集各盆中土壤样品,风干过 80 目筛;水稻样用自来水及去离子水冲洗干净后,分为地上部和地下部,在 70°C 下烘干 72 h,取出磨碎后过 1 mm 筛备用。

1.2 大田实验

为验证室内土培实验的结果,在上坝村原污染农田进行大田实验。本实验设置了 2 个处理,分别为 CK(无钢渣)和 SS(加入 $3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 100 目钢渣),每个处理 3 个重复,每个地块面积为 18 m^2 。土壤施用钢渣量及施肥量按上层表土(0~15 cm)重量计算。施加量及水稻种植方法同室内土培实验。水稻在秧苗移栽 90 d 后收获。

1.3 样品测定

土壤和钢渣样品的 pH 值由 pH 计测定(水土比 2.5:1);有效硅含量经 $0.025 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 柠檬酸提取后由硅钼蓝比色法测定^[11];样品经盐酸和硝酸(3:1)溶解后由电感耦合等离子放射光谱仪(ICP-OES, Optima 5300DV, Perkin-Elmer, USA)测定其全量元素含量。此外,土壤有效态重金属为 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{NH}_4\text{NO}_3$ 溶液提取态,提取液中的铅、铜、锌元素由 ICP-OES 测定,镉由石墨炉原子吸收分光光度计(GFAAS, Hitachi Z-2000, Japan)测定。

分别测定水稻地上部及地下部的硅及重金属含量。水稻各部位硅的测定使用高压消解法^[12]。样品经硝酸和高氯酸(4:1)消解后测定其重金属含量,测定仪器同土壤有效态重金属。

1.4 统计方法

实验数据经过统计学检验及方差分析。样品由邓肯多变域新测验法(Duncan's new multiple range test)比较各重复之间的差异显著性。所有数据统计分析由 Microsoft Excel 2007 以及 SPSS16.0 完成。

2 结果与分析

2.1 供试土壤及改良剂理化性质

土壤及钢渣改良剂的理化性状如表 1 所示。本实验用土壤 pH 值 3.99, 呈强酸性, 各重金属离子含量(全量)均超过国家二级土壤标准(GB 15618—1995)。本次施用的钢渣呈碱性, 有效硅含量达到 $9\,790\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (100 目)和 $17\,200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (180 目)。两种粒径钢渣的重金属全量均较低。

表 1 供试土壤及钢渣基本理化性状

Table 1 Physicochemical properties of the tested soil and steel slag

项目	pH	有效硅	Cd	Pb	Cu	Zn
/mg·kg ⁻¹						
土壤	3.99	90.4	10.5	946	479	329
SS	12.5	9 790.0	nd	15.6	14.4	25.1
FSS	12.8	17 200.0	nd	26.3	17.9	19.4
GB 15618—1995 (二级标准)	<6.5	—	0.3	250	50	200

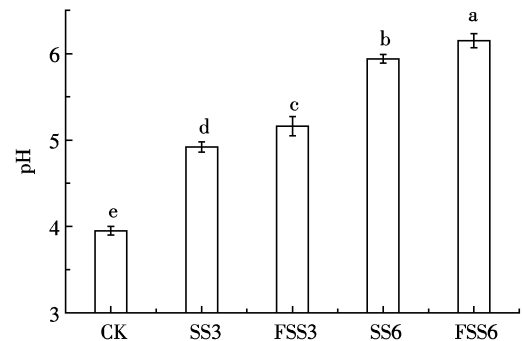
注: "nd" 表示未检出。

2.2 钢渣对土壤 pH 值、有效硅含量及重金属有效性的影响

如图 1、图 2 所示, 施加改良剂后土壤 pH 值和有效硅含量都随着钢渣施用量的增加或粒径的减小而升高。各施加钢渣处理与 CK 对比都有显著性差异, pH 值提升幅度在 24.7%~55.9% 之间, 有效硅含量增加了 69.4%~314.6%。其中, $6\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处理对比 $3\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处理, 提升效果较为明显, SS6、FSS6 对比 SS3 和 FSS3, pH 分别提高了 20.8% 和 19.2%, 有效硅含量分别上升了 103.3%、109.4%。不同粒径处理, FSS3 和 FSS6 处理中 pH 值分别比 SS3、SS6 提高了 4.95%、3.53%, 有效硅含量则分别上升了 16.9%、20.4%, 升幅较小。钢渣施加后各处理土壤 pH 值基本处于水稻生长的适宜 pH 值 5.0~6.0^[3] 之间。土壤有效硅含量, 按照柯玉诗等^[4] 对广东地区水稻田的分类标准, CK 属于四类土(硅含量缺乏), SS3 和 FSS3 属于三类土(硅含量中等), SS6 属于二类土(硅含量丰富), FSS6 属于一类土(硅含量极丰富)。

钢渣施加后土壤有效态重金属含量的变化见图 3。不同处理土壤有效态重金属含量与 pH 值、有效硅含量的变化趋势基本相反, 施加钢渣降低了土壤有效态重金属的含量。各处理与 CK 对比, 重金属含量均出现了显著性下降, 降幅在 48.6%~99.7% 之间。

通过多元逐步回归分析可知, 土壤有效态重金属



注: 数值为 3 次重复的平均值, 不同字母表示差异显著 ($P<0.05$), 下同。

图 1 钢渣施加对土壤 pH 值的影响

Figure 1 The effect of steel slag application on soil pH value

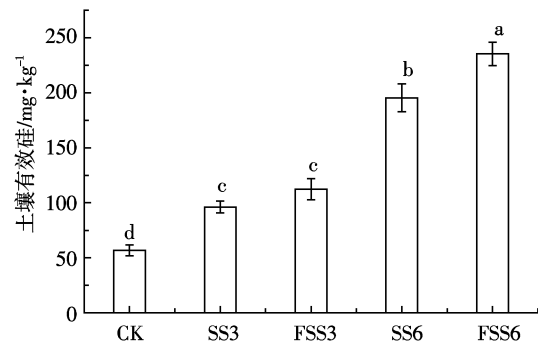


图 2 施加钢渣对土壤有效硅含量的影响

Figure 2 The effect of steel slag application on soil available

silicon concentration

($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 与 pH 值、有效硅含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 有如下关系:

$$(\text{Cd}) = 20.189 - 3.31(\text{pH}) \quad R^2=0.955;$$

$$(\text{Pb}) = 274.852 - 62.716(\text{pH}) + 0.484(\text{Si}) \quad R^2=0.993;$$

$$(\text{Cu}) = 29.691 - 6.819(\text{pH}) + 0.057(\text{Si}) \quad R^2=0.982;$$

$$(\text{Zn}) = 30.006 - 6.743(\text{pH}) + 0.05(\text{Si}) \quad R^2=0.995 \quad (P<0.05)$$

2.3 钢渣对水稻生物量、硅和重金属吸收量的影响

水稻生物量及体内硅含量如表 2 所示。对比 CK, 100 目钢渣处理(SS3、SS6)的水稻生物量出现了显著的上升, 地下部分别增加了 577.6% 和 350.1%, 地上部生物量分别增加了 75.3% 和 25.0%; 180 目处理(FSS3、FSS6) 的促进作用则不如 100 目处理明显, FSS3 和 FSS6 的地下部生物量对比 CK 分别增加了 243.4%、109.1%, 地上部生物量则与 CK 没有显著性差异。各钢渣施加处理的水稻体内硅含量均出现了一定程度的增加, 其中地下部硅含量对比 CK 增加了 97.0%~862.4%。

不同处理对水稻体内重金属浓度的影响如表 3

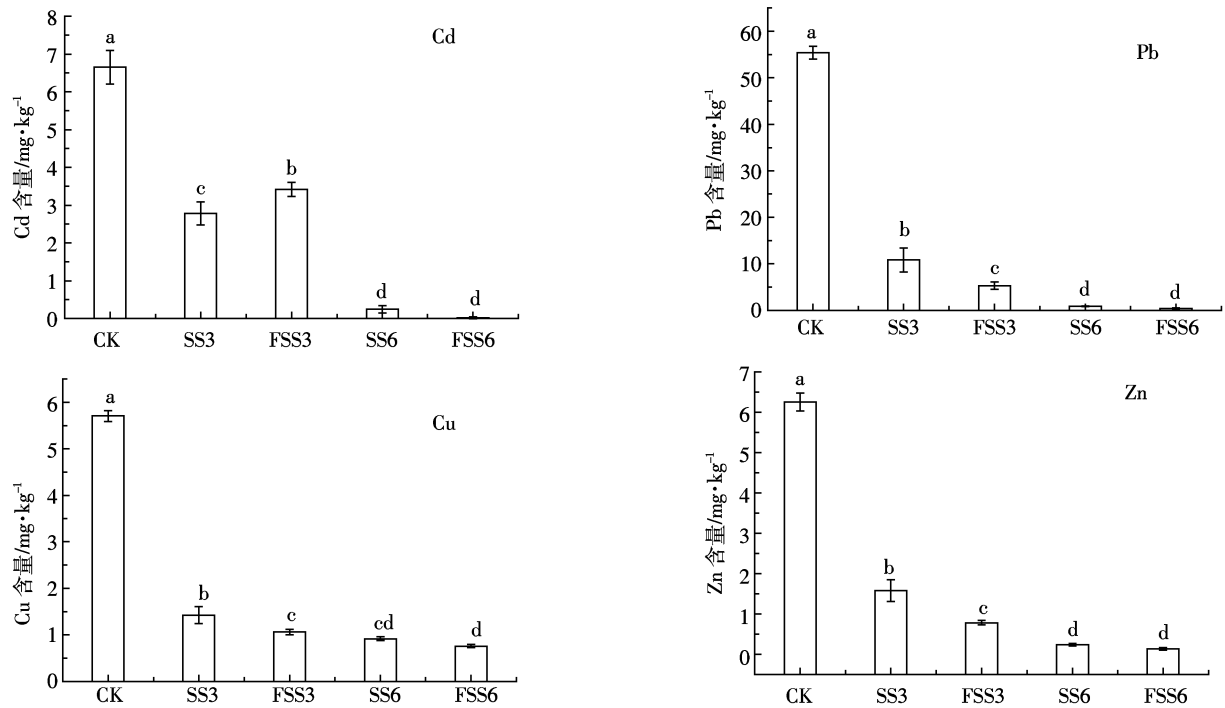


图 3 钢渣施加对土壤有效态重金属含量的影响

Figure 3 The effects of steel slag application on soil available Cd,Pb,Cu,Zn concentrations

表 2 不同处理水稻生物量及体内硅含量

Table 2 Rice biomass and Si content in different treatments

处理	生物量/g·pot ⁻¹		硅含量/mg·pot ⁻¹	
	地上部	地下部	地上部	地下部
CK	1.73±0.33bc	0.11±0.00d	44.95±14.42c	1.01±0.16c
SS3	3.03±0.32a	0.76±0.05a	78.09±19.54ab	9.72±2.13a
FSS3	1.80±0.21bc	0.39±0.12bc	70.06±12.46abc	6.02±1.94b
SS6	2.11±0.66b	0.50±0.18b	83.13±20.88a	4.90±1.88b
FSS6	1.25±0.05c	0.23±0.03cd	49.47±5.90bc	1.99±0.16c

所示。施加钢渣对重金属在水稻地上部的积累有显著的降低作用,各重金属浓度出现了 24.2%~97.2%的下降;地下部重金属浓度在大部分处理中也出现了显著性下降。对比不同改良剂处理,100 目钢渣处理的重

金属浓度降低效果要优于 180 目系列;6 g·kg⁻¹ 的处理效果要好于 3 g·kg⁻¹。

钢渣改良剂的施加不仅影响水稻体内的重金属浓度的变化,还改变了重金属由地下部向地上部的转运比例。如表 4 所示,对比 CK,各钢渣处理均减少了重金属由地下部向地上部的转运。

2.4 施加钢渣处理对水稻产量及稻米重金属浓度的影响

大田实验中稻谷产量如图 4 所示。在污染土壤中生长的水稻产量较低(4 740 kg·hm⁻²),施加钢渣处理后,水稻产量得到较大幅度的提高,增幅达 25.6%。

大田实验的稻米重金属浓度如表 5 所示。CK 中稻米的镉、铅浓度均超过了国家食物中污染物限量标

表 3 不同处理水稻体内重金属浓度

Table 3 Heavy metal concentration of rice in different treatments

处理	地上部重金属浓度/mg·kg ⁻¹				地下部重金属浓度/mg·kg ⁻¹			
	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn
CK	0.95±0.07a	89.36±2.50a	69.43±4.39a	179.93±12.91a	3.05±0.03b	865.38±19.22a	587.52± 6.07a	212.34± 0.75a
SS3	0.47±0.06c	25.23±3.15c	34.66±4.02c	60.60± 4.43b	1.72±0.12d	396.23±53.20cd	329.48± 15.75b	179.13± 3.63ab
FSS3	0.72±0.04b	29.23±1.17b	42.50±2.66b	66.70± 7.98b	3.87±0.22a	591.96±39.38b	525.15± 7.66a	212.81± 4.03a
SS6	0.13±0.02d	2.51±1.06d	29.37±0.82c	51.80± 0.86b	0.97±0.09e	370.48±24.59d	285.63± 82.69b	136.03±16.44c
FSS6	0.09±0.04d	6.01±1.45d	27.52±5.62c	64.77± 6.90b	2.39±0.34c	453.64±40.15c	292.22±105.32b	154.84±37.55bc

表 4 水稻体内重金属转运系数				
Table 4 Translocation factor of heavy metals in rice plants				
处理	Cd	Pb	Cu	Zn
CK	0.310	0.103	0.118	0.847
SS3	0.274	0.064	0.105	0.338
FSS3	0.186	0.049	0.081	0.313
SS6	0.139	0.007	0.103	0.381
FSS6	0.036	0.013	0.094	0.418

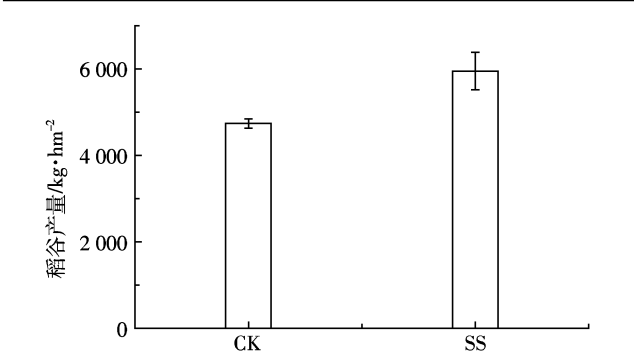


图 4 大田实验稻谷产量

Figure 4 Rice grain production in field experiment

表 5 大田实验稻米重金属浓度				
Table 5 Heavy metal concentration of polished rice in field experiment				
处理	重金属浓度/mg·kg ⁻¹			
	Cd	Pb	Cu	Zn
CK	0.315±0.006	0.658±0.117	15.102±0.397	42.952±2.259
SS	0.114±0.004	0.167±0.014	11.618±0.275	37.213±1.129
GB 2762—2005	0.2	0.2	—	—

准(GB 2762—2005);经过钢渣改良处理后的水稻稻米重金属浓度则出现了大幅下降,其中镉和铅的浓度分别降低了 63.8%和 73.1%,达到了 GB 2762—2005 所规定的污染物限量标准。

3 讨论

钢渣的施加显著提高了土壤 pH 值和有效硅含量(图 1、图 2),其提升效果随着钢渣施用量的增加及粒径的减小而愈加明显,这与前人的研究结果是一致的^[7]。土壤有效态重金属含量则随着钢渣施用量的增加及粒径的减小而下降(图 3),这与土壤 pH 值以及有效硅含量的变化有关。Liang 等^[15]认为加硅处理中有效态镉含量较低是土壤 pH 值上升的结果;Li 等^[16]的实验数据也显示,土壤有效态铜和镉含量受到土壤 pH 值的显著影响;da Cunha 等^[17]的实验则证明,在 pH 值基本不变的情况下,有效镉和锌的浓度与硅的施加量呈线性负相关。通过多元线性回归分析可以发

现,土壤有效态重金属含量与土壤 pH 值和有效态硅含量均相关,但主要受 pH 值的影响。pH 升高能有效降低重金属的移动性,提高土壤对重金属的吸附能力。因此,本实验中改良土壤有效态重金属含量显著下降是钢渣施加后土壤 pH 值上升所主导的结果。

在水稻体内,大部分钢渣施加处理重金属浓度均出现了显著下降(表 3)。这不仅与钢渣施加后土壤有效态重金属含量的减小有关,还跟水稻生物量增加所产生的稀释作用有关系。钢渣改良剂的施加不仅显著降低了水稻体内重金属浓度,还大大减少了重金属由地下部向地上部的运输(表 4)。说明钢渣的施加,抑制了地下部重金属向地上部的转运,从而降低了水稻地上部重金属浓度。无论是改良剂施加后所产生的生长促进作用,还是对重金属转运的抑制作用,都与水稻体内硅的作用效应有关。水稻是一种富硅植物,其体内硅含量可达干重的 10%~15%^[18]。硅可以促进水稻生长^[19],增强稻秆刚性^[20],提高水稻籽实的结实率^[21]。因此在日本,硅肥很早就开始被广泛施用到农田中以增加水稻产量^[22]。硅还可以有效缓解某些金属离子对植物体产生的毒害作用^[23]。研究表明,硅在植物体根部的沉积,能够增强水稻根部对镉的截留,限制镉通过质外体运输途径进入地上部^[24-25]。在本实验中,钢渣的施加显著增加了地下部硅含量(表 2),增强了根部对重金属的截留吸附作用,从而大大减少了地下部重金属向地上部的转运。

大田实验进一步证实了钢渣施加可以大幅降低污染土壤出产的稻米中重金属的含量,使其达到国家食品安全标准(表 5)。

4 结论

总体而言,钢渣的施加显著降低了水稻体内各部分重金属的含量。就不同钢渣施用量的改良效果来看,6 g·kg⁻¹ 的整体处理效果均好于 3 g·kg⁻¹。对于不同粒径钢渣,180 目钢渣处理的土壤改良效果要优于 100 目。但在降低植物体内重金属浓度及促进植物生长方面,100 目要好于 180 目,这可能与不同粒径钢渣活性的差异性有关,其作用机制还有待进一步研究。

降低植物体地上部特别是可食用部位的有害金属含量,是利用改良剂修复中低污染土壤的主要目的。钢渣作为一种碱性富硅改良剂,施加到土壤后,可以显著提高酸性土壤的 pH 值,降低土壤有效态重金属的含量,从而达到改善土壤种植环境的效果。土壤

有效硅含量增加,可以促进水稻生长,减少重金属向地上部的转运,降低地上部分重金属浓度,从而提高稻米的质量和产量。因此,从本实验研究的结果来看,钢渣是一种潜在的多金属复合污染土壤改良剂。

参考文献:

- [1] 国家统计局, 环境保护总局. 中国环境统计年鉴-2008 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2008.
State Statistics Bureau, State Environmental Protection Administration. China statistical yearbook on environment-2008[M]. Beijing: China Statistics Press, 2008.
- [2] Zhao X, Masaihiko S. Amelioration of cadmium polluted paddy soils by porous hydrated calcium silicate[J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 2007, 183(1):309-315.
- [3] Kumpiene J, Lagerkvist A, Maurice C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments-A review[J]. *Waste Management*, 2008, 28(1):215-225.
- [4] 舒型武. 钢渣特性及其综合利用技术[J]. 有色冶金设计与研究, 2007, 28(5):31-34.
SHU Xing-wu. Steel slag characteristics and comprehensive utilization technology[J]. *Nonferrous Metals Engineering & Research*, 2007, 28(5):31-34.
- [5] Shi C. Steel Slag---Its production, processing, characteristics, and cementitious properties[J]. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 2004, 16(3):230-236.
- [6] 吴志宏, 邹宗树, 王承智. 转炉钢渣在农业生产中的再利用 [J]. 矿产综合利用, 2005, 6:25-28.
WU Zhi-hong, ZOU Zong-shu, WANG Cheng-zhi. Application of converter slags in agriculture[J]. *Multipurpose Utilization of Mineral Resources*, 2005, 6:25-28.
- [7] 刘鸣达, 张玉龙, 李 军, 等. 施用钢渣对水稻土硅素肥力的影响[J]. 土壤与环境, 2001, 10(3):220-223.
LIU Ming-da, ZHANG Yu-long, LI Jun, et al. Effects of slag application on silicon fertility in paddy soil[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2001, 10(3):220-223.
- [8] 刘鸣达, 张玉龙, 王耀晶, 等. 施用钢渣对水稻土 pH、水溶态硅动态及水稻产量的影响[J]. 土壤通报, 2002, 33(1):42-50.
LIU Ming-da, ZHANG Yu-long, WANG Yao-jing, et al. Effects of slag application on dynamic changes of pH, water-soluble silicon concentration in paddy soil and rice yield[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33(1):42-50.
- [9] Chen HM, Zheng CR, Tu C, et al. Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals[J]. *Chemosphere*, 2000, 41(1-2):229-234.
- [10] Kukier U, Chaney RL. Growing rice grain with controlled cadmium concentrations[J]. *Journal of Plant Nutrition*, 2002, 25(8):1793-1820.
- [11] Xu G, Zhan X, Li C, et al. Assessing methods of available silicon in calcareous soils[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2001, 32(5):787-801.
- [12] Elliott C L, Snyder G H. Autoclave-induced digestion for the colorimetric determination of silicon in rice straw [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 1991, 39(6):1118-1119.
- [13] 刘少华, 陈国祥, 吕川根, 等. 根际 pH 值对杂交稻幼苗光能转化特性的影响[J]. 中国水稻科学, 2003, 17(3):244-248.
LIU Shao-hua, CHEN Guo-xiang, LU Chuan-gen, et al. Effect of pH in rhizosphere on the characteristic of light energy transformation in hybrid rice seedlings[J]. *Chinese Journal of Rice Science*, 2003, 17(3):244-248.
- [14] 柯玉诗, 黄继茂. 广东水稻土的硅及氮硅连应研究 [J]. 广东农业科学, 1993, 6:22-24.
KE Yu-shi, HUANG Ji-mao. Research on the interactions between silicon and nitrogen of paddy soil in Guangdong [J]. *Guangdong Agricultural Sciences*, 1993, 6:22-24.
- [15] Liang Y, Wong JWC, Wei L. Silicon-mediated enhancement of cadmium tolerance in maize (*Zea mays* L.) grown in cadmium contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2005, 58(4):475-483.
- [16] Li P, Wang X, Zhang T, et al. Effects of several amendments on rice growth and uptake of copper and cadmium from a contaminated soil[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(4):449-455.
- [17] da Cunha K, do Nascimento C. Silicon effects on metal tolerance and structural changes in maize (*Zea mays* L.) grown on a cadmium and zinc enriched soil[J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 2009, 197(1):323-330.
- [18] Epstein E. Silicon[J]. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 1999, 50:641-664.
- [19] Hossain MT, Mori R, Soga K, et al. Growth promotion and an increase in cell wall extensibility by silicon in rice and some other Poaceae seedlings[J]. *Journal of Plant Research*, 2002, 115(1):23-27.
- [20] Idris M, Hossain M, Choudhury F. The effect of silicon on lodging of rice in presence of added nitrogen[J]. *Plant and Soil*, 1975, 43(1):691-695.
- [21] Mitsui S, Takatoh H. Nutritional study of silicon in graminaceous crops (Part 1)[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 1963, 9(2):49-53.
- [22] Ma JF, Takahashi E. Soil, fertilizer, and plant silicon research in Japan [M]. Amsterdam:Elsevier Science, 2002.
- [23] Liang Y, Sun W, Zhu Y, et al. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of abiotic stresses in higher plants:A review [J]. *Environmental Pollution*, 2007, 147(2):422-428.
- [24] Shi X, Zhang C, Wang H, et al. Effect of Si on the distribution of Cd in rice seedlings[J]. *Plant and Soil*, 2005, 272(1):53-60.
- [25] Zhang C, Wang L, Nie Q, et al. Long-term effects of exogenous silicon on cadmium translocation and toxicity in rice (*Oryza sativa* L.)[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2008, 62(3):300-307.

致谢:感谢 Aradhan Deoju 女士对文章提出的宝贵修改意见。