

赵明柳, 唐守寅, 董海霞, 等. 硅酸钠对重金属污染土壤性质和水稻吸收 Cd Pb Zn 的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(9): 1653–1659.

ZHAO Ming-liu, TANG Shou-yin, DONG Hai-xia, et al. Effects of sodium silicate on soil properties and Cd, Pb and Zn absorption by rice plant[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(9): 1653–1659.

硅酸钠对重金属污染土壤性质和水稻吸收 Cd Pb Zn 的影响

赵明柳, 唐守寅, 董海霞, 李荭荭, 吴竹麟, 黄俊星, 王 果*

(福建农林大学资源与环境学院, 福建省土壤环境健康与调控重点实验室, 福州 350002)

摘 要:通过盆栽试验研究了 Cd-Pb-Zn 复合污染土壤(pH6.02, DTPA-Cd、DTPA-Pb 和 DTPA-Zn 含量分别为 3.70、650.6、147.9 mg·kg⁻¹)中施用硅酸钠对水稻吸收 Cd、Pb 和 Zn 的影响。结果表明, 硅酸钠明显提高了分蘖期和成熟期土壤 pH 值, 土壤 DTPA-Pb 分别降低 40.34%~43.26%(分蘖期)、10.99%~18.14%(成熟期), 土壤 DTPA-Zn 分别降低 43.91%~58.92%(分蘖期)、4.16%~28.41%(成熟期), 分蘖期土壤 DTPA-Cd 也显著降低, 但成熟期土壤有效 Cd 反高于对照。硅酸钠使糙米 Pb、Zn 含量分别降低了 20%~83% 和 6%~13%, 但使糙米 Cd 含量增加了 16%~145%。转移系数的测定表明, 施用硅酸钠使分蘖期从根到茎、成熟期从茎到糙米、叶到糙米 Pb 的转移系数最多分别降低 67%、70% 和 80%; 使分蘖期从根到茎、成熟期从根到茎、叶到糙米 Zn 的转移系数最多分别降低 60%、54.90% 和 59.38%; 但使分蘖期从茎到叶、成熟期从茎到糙米、叶到糙米 Cd 的转移系数最多分别增加 54.14%、64.29% 和 90.24%。以上结果表明, 硅酸钠降低了土壤 Pb、Zn 的有效性和 Pb 从根到茎(分蘖期)、从茎和叶到糙米(成熟期)的转移及 Zn 从根到茎(分蘖期)、从根到茎成熟期和从叶到糙米(成熟期)的转移, 但提高了成熟期土壤 Cd 的有效性, 促进了 Cd 从茎到叶(分蘖期)、从茎和叶到糙米(成熟期)的转移。

关键词:硅酸钠; 水稻; 镉; 铅; 锌

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2016)09-1653-07 doi:10.11654/jaes.2016-0288

Effects of sodium silicate on soil properties and Cd, Pb and Zn absorption by rice plant

ZHAO Ming-liu, TANG Shou-yin, DONG Hai-xia, LI Hong-hong, WU Zhu-lin, HUANG Jun-xing, WANG Guo*

(College of Resources and Environment, Key Laboratory of Soil Environment Health and Regulation in Fujian Province, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China)

Abstract: Effects of sodium silicate (Na₂SiO₃) on the uptake of Cd, Pb, and Zn by rice from heavy metal contaminated soil were studied by pot experiments, using an *Indica* rice (Yiyou 673). Application of sodium silicate significantly increased soil pH in both tillering and mature stages. Consequently, DTPA-extractable soil Pb was decreased by 40.34%~43.26% (in tillering stage) and 10.99%~18.14% (in mature stage). DTPA-extractable soil Zn was also reduced by 43.91%~58.92% (in tillering stage) and 4.16%~28.41% (in mature stage), respectively. DTPA-extractable Cd was significantly decreased in tillering stage whereas it was increased in mature stage. After application of sodium silicate, Pb transfer factors of root-to-stem in tillering stage, stem-to-grain and leaf-to-grain in mature stage were reduced up to 67%, 70% and 80%, respectively. Zn transfer factors of root-to-stem in tillering stage, root-to-stem and leaf-to-grain in mature stage decreased up to 60%, 54.90% and 59.38%, respectively. However, the Cd transfer factors of stem-to-leaf in tillering stage, stem-to-grain and leaf-to-grain in mature stage were increased up to 54.14%, 64.29% and 90.24%, respectively. Thus, application of sodium silicate decreased the

收稿日期: 2016-03-06

基金项目: 国家自然科学基金促进海峡两岸科技合作联合基金(u1305232)

作者简介: 赵明柳(1990—), 女, 硕士研究生, 从事环境生态学研究。E-mail: 2421695431@qq.com

* 通信作者: 王 果 E-mail: 1400619353@qq.com

availability of soil Pb and Zn, depressed Pb transfer from root to stem in tillering stage, stem-to-grain and leaf-to-grain in mature stage. Zn transfer of root to stem in tillering stage, root-to-stem and leaf-to-grain in mature stage, thus, decreasing Pb and Zn concentrations in brown rice. On the contrary, sodium silicate raised the availability of Cd in the soil and promoted the transfer of Cd from stem to leaf in tillering stage, and from stem or leaf to grain in mature stage, increasing Cd concentration in brown rice.

Keywords: sodium silicate; rice; cadmium; lead; zinc

重金属污染是我国耕地土壤最主要的污染类型^[1]。耕地土壤的重金属污染直接影响农作物的生长和农产品的质量安全。对于重金属污染的耕地土壤而言,选用合适的改良剂来钝化土壤重金属、降低土壤重金属有效性,从而达到安全生产的目的,是重金属污染耕地土壤修复中普遍采用的方法之一,也是重金属污染耕地土壤修复和安全利用研究的难点和热点^[2-3]。

重金属污染土壤的钝化材料主要包括含钙钝化剂、含磷钝化剂、含硅钝化剂、复合钝化剂和有机物等^[4]。有关硅酸盐类材料在重金属污染土壤修复方面的研究已有较多报道^[5-7]。硅酸钠是常见的硅酸盐化合物,是一种强碱性硅酸盐材料,其改良重金属污染土壤的作用机理包括:一是提高土壤 pH,使硅酸根与重金属发生化学反应形成不易被吸收的硅酸盐沉淀;二是改变重金属在土壤中的存在形态;三是增加植株地上部生物量,提高叶绿素含量,激发抗氧化酶的活性,或阻碍重金属向植株地上部迁移,缓解重金属对植物的毒害^[8-9]。不少研究表明,硅酸钠可有效地固定土壤中的 Cd、Pb、Zn 等重金属,降低其生物有效性^[10-11]。也有研究表明硅酸钠对降低 Cd 的有效性效果不明显,只适用于改良 Cd 污染程度较轻的水稻土^[5,12]。水稻是我国南方最主要的粮食作物,比一般农作物具有更强的富集重金属的能力^[13]。现有的研究大多集中在硅酸盐对 Cd、Pb、Zn 单一污染或外源添加 Cd、Pb、Zn 复合污染中,硅酸盐对土壤中 Cd、Pb、Zn 有效性及植物的吸收和富集的影响,而在重金属复合污染的自然土壤上硅酸钠能否使水稻安全种植,目前尚不确定。为此,我们选择三明市某矿区附近的 Cd-Pb-Zn 复合污染严重的土壤,进行水稻盆栽试验,试图探讨硅酸钠对 Pb、Cd、Zn 的土壤有效性以及水稻对其吸收和富集的影响,揭示硅酸钠对 Cd-Pb-Zn 复合污染土壤-水稻系统中的修复效果,为矿区周边重金属严重污染的耕

地土壤的修复和安全利用提供依据。

1 材料与方法

1.1 盆栽试验

1.1.1 供试材料

供试土壤样品采自福建省三明市某矿区附近的 Cd-Pb-Zn 复合污染水稻土,其经自然风干后碾碎、过 1 cm 尼龙筛备用,其基本理化性质见表 1。供试作物为水稻 (*Indica*, *Oryza sativa* Linn. subsp. *indica* Kato), 品种为‘宜优 673’,由福建农嘉种业股份有限公司提供。供试的硅酸钠($\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$)购自国药集团化学试剂有限公司,分析纯。

1.1.2 盆栽试验

盆栽试验在塑料大棚中进行,共设 6 个处理,各处理添加的硅酸钠分别为 0、2.5、5、7.5、10、12.5 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,每处理重复 3 次。水稻移栽前,将碾碎的土(7.5 kg)与混合肥料(尿素 2.1 g+磷酸二氢铵 1.2 g+硫酸钾 2.1 g)和钝化剂混合均匀,装入陶瓷盆钵(内径 25 cm,高 25 cm)加水平衡 7 d。

将水稻种子催芽后先在育秧盆上育秧,25 d 后将秧苗移栽到盆内,每盆 5 株。水稻生长过程中土面始终保持 2~3 cm 水层,待水稻成熟期采样前一周停止浇水。水稻生长期追肥 2 次:分蘖期每盆施复合肥(含 N 18%~20%、 P_2O_5 8%~12%、 K_2O 8%~15%)3.75 g,抽穗前每盆施 2.25 g。

水稻生长至有效分蘖期,每盆采集 3 株水稻,成熟后采集剩下的 2 株,同时取适量土壤(约 100 g)供分析用。水稻植株样品用去离子水洗净,根系提取表面铁膜后与茎、叶烘干(70 $^{\circ}\text{C}$)至恒重测定干重,用不锈钢粉碎机粉碎后备用。将水稻谷粒脱壳,糙米用不锈钢粉碎机粉碎,备用。土壤经风干磨碎后过 2 mm 尼龙筛,供化学分析用。

表 1 供试土壤的基本理化性质及重金属含量

Table 1 Basic properties and heavy metal content in the soil

pH 值	有机质 Organic matter/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	CEC/ $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$	重金属含量 Heavy metals content/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$						机械组成 Soil texture/%			
			全 Cd	有效 Cd	全 Pb	有效 Pb	全 Zn	有效 Zn	石砾	砂粒	粉粒	粘粒
6.02	21.86	17.00	5.88	3.70	1602	650.6	2132	147.9	44.41	44.71	9.32	1.55

1.2 样品分析

土壤 pH 值采用 pH 计测定(NY/T 1121.2—2006, 水土比 2.5:1)。土壤 Cd、Pb、Zn 有效量采用 0.005 mol·L⁻¹ DTPA 浸提, ICP-MS (NexION300X, 美国 Perkin Elmer 公司) 测定。水稻根表铁膜采用 DCB (Dithionite-citrate-bicarbonate) 浸提^[14], ICP-MS 测定。植物样品中 Cd、Pb、Zn 含量采用硝酸:高氯酸(4:1)消解, ICP-MS 测定。测定时的标准溶液采用国家标准物质中心提供的标准储备液配制, 测定过程插入国家标准物质 [土壤 GBW07417a (ASA-6a) 和植物 (GBW10020-GBS-11) 标准样品], 以保证分析质量。

1.3 数据分析

Cd、Pb 和 Zn 在土壤-水稻系统各个部位之间的迁移情况用转移系数(TF)表示:

$$TF_{x-y} = C_y / C_x$$

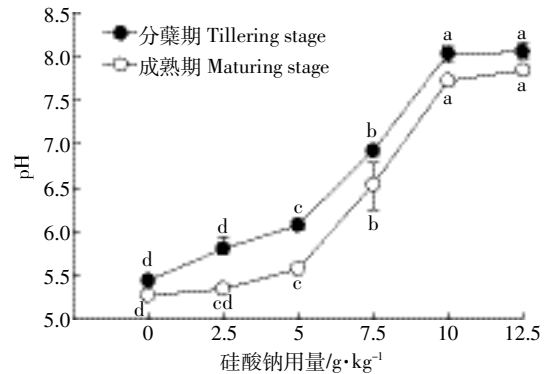
式中:TF_{x-y} 代表 Cd、Pb 或 Zn 从 x 到 y 之间的转移系数;x 和 y 分别代表土壤-水稻系统的某一部位,如土壤、铁膜、根系、茎、叶、糙米;C_x、C_y 分别代表两个部位中 Cd、Pb 或 Zn 的浓度。

用 SPSS 19.0 统计软件和 Sigmaplot 10.0 进行数据分析,对数据进行方差分析和多重比较。

2 结果与分析

2.1 硅酸钠对土壤 pH 和有效 Cd、Pb、Zn 含量的影响

从图 1 可看出,不论是分蘖期还是成熟期,随硅酸钠用量的增加,土壤 pH 值均显著上升,成熟期土壤 pH 值低于分蘖期。从表 2 可知,在分蘖期,土壤有效 Cd 含量随硅酸钠用量的升高而降低,当硅酸钠施加量为 12.5 g·kg⁻¹ 时,土壤有效 Cd 含量比对照降低 35.44%;在成熟期,土壤有效 Cd 含量整体升高。不论是分蘖期还是成熟期,土壤有效 Pb、Zn 都随硅酸钠



同一曲线不同小写字母代表各处理水平间差异显著 ($P < 0.05$)
Different small letters within one curve indicate significant difference at 5% level between the treatments

图 1 不同用量硅酸钠处理下水稻土壤 pH 值的变化

Figure 1 Change in pH values of the soils treated with different dosage of sodium silicate

用量的增加而降低:土壤有效 Pb 比对照分别降低 40.34%~43.26%(分蘖期)、10.99%~18.14%(成熟期),有效 Zn 比对照分别降低 43.91%~58.92%(分蘖期)、4.16%~28.41%(成熟期)。成熟期土壤有效 Cd、Pb 和 Zn 含量明显高于分蘖期。从表 3 中可以发现,两个生育期土壤有效 Cd、Pb 和 Zn 的含量与土壤 pH 均呈极显著负相关。

2.2 硅酸钠对水稻各部位 Cd、Pb、Zn 含量的影响

从表 4 可见,在分蘖期,除硅酸钠用量为 10 g·kg⁻¹ 和 12.5 g·kg⁻¹ 处理外,其他处理水稻根 Cd 含量均高于对照;水稻茎、叶 Cd 含量整体上均高于对照,表明硅酸钠增加了分蘖期水稻对 Cd 的吸收。到成熟期,除用量为 5 g·kg⁻¹ 处理外,随着硅酸钠用量的增加,水稻根、茎、叶中的 Cd 整体上均比对照有所降低。在分蘖期,与对照相比,水稻根 Pb 含量有所增加,

表 2 不同用量硅酸钠处理下土壤 Cd、Pb、Zn 有效态含量(mg·kg⁻¹)

Table 2 DTPA-extractable Cd, Pb and Zn in the soils treated with different dosage of sodium silicate (mg·kg⁻¹)

硅酸钠用量/g·kg ⁻¹	Cd		Pb		Zn	
	分蘖期	成熟期	分蘖期	成熟期	分蘖期	成熟期
0	3.95±0.18a	3.77±0.32b	679.0±41.85a	700.7±13.36a	170.80±5.76a	173.04±6.97a
2.5	2.78±0.04b	4.19±0.11a	405.1±9.62b	623.7±16.17b	95.80±3.52b	165.84±4.25ab
5	2.75±0.09b	4.25±0.09a	403.5±13.86b	622.4±12.40bc	89.72±5.50b	157.36±3.77bc
7.5	2.70±0.09bc	3.82±0.05b	386.4±2.69b	608.4±14.97bc	80.82±3.29c	145.88±7.70c
10	2.67±0.14bc	3.85±0.16b	382.6±5.72b	592.3±26.59cd	71.19±3.31d	122.70±9.21d
12.5	2.55±0.09c	3.80±0.22b	385.3±22.47b	573.6±16.25d	70.17±6.29d	123.88±14.57d

注:同列不同小写字母代表各处理水平间差异显著 ($P < 0.05$)。表 4 同。

Note: Different small letters within one column indicate significant difference at 5% level among levels of one treatment, the same as table 4.

表3 土壤 pH 值与土壤中 Cd、Pb、Zn 有效态含量之间的关系

Table 3 Correlations between soil pH and DTPA-extractable Cd,

Pb, Zn in the tested soil

生长期	Cd	Pb	Zn
分蘖期	-0.849**	-0.845**	-0.899**
成熟期	-0.832**	-0.736**	-0.969**

茎、叶 Pb 含量呈先增后减的趋势;到成熟期,水稻根、茎、叶 Pb 的含量均显著低于对照。不论分蘖期还是成熟期,水稻根 Zn 含量均呈先增后减的趋势,随硅酸钠用量的增加,水稻茎 Zn 含量有所降低,水稻叶 Zn 含量则有所增加。总体上,硅酸钠的施入促进了分蘖期水稻对 Cd 的吸收,抑制了水稻对 Pb 的吸收,对水稻吸收 Zn 的影响作用较为复杂。

不同硅酸钠用量处理下糙米中 Cd、Pb 和 Zn 的含量见表 4。与对照相比,当硅酸钠用量为 2.5~10 g·kg⁻¹ 时,糙米中 Cd 含量分别增加 52%、145%、48%、16%,当硅酸钠用量为 12.5 g·kg⁻¹ 时,糙米 Cd 含量降低 19%。与 Cd 相反,各硅酸钠处理的糙米 Pb 含量分别降低 20%、33%、73%、43%、83%。除硅酸钠用量 5 g·kg⁻¹ 外,其他处理的糙米 Zn 含量均比对照有所降低,但变化不大,降幅分别为 6%、13%、11%、12%。以

上结果表明,硅酸钠可有效降低糙米 Pb 含量,对糙米 Zn 含量有所抑制,但提高了糙米 Cd 含量。

2.3 Cd、Pb、Zn 在土壤-水稻体系中的转移状况

从表 5 可见,在分蘖期,大部分处理 Cd 的 TF_{土壤-铁膜}、TF_{根-茎} 均较对照有所增加,TF_{铁膜-根}、TF_{茎-叶} 有所降低,说明在分蘖期硅酸钠促进 Cd 从根到茎的转移,减弱 Cd 从茎到叶的转移。到成熟期,硅酸钠增加了 TF_{土壤-铁膜}、TF_{根-茎}、TF_{茎-糙米}、TF_{叶-糙米}。总体上,硅酸钠使成熟期从茎和叶到糙米 Cd 的转移系数最高分别增加 64.29% 和 90.24%。这很可能是硅酸钠提高糙米 Cd 含量的重要原因。

从表 6 可知,在分蘖期,硅酸钠处理增加了 Pb 的 TF_{土壤-铁膜}、TF_{茎-叶},降低了 TF_{铁膜-根}、TF_{根-茎},说明在分蘖期硅酸钠减弱了 Pb 从根到茎的转移。到成熟期,硅酸钠增加了 TF_{土壤-铁膜}、TF_{茎-叶},降低了 TF_{铁膜-根}、TF_{根-茎}、TF_{茎-糙米} 和 TF_{叶-糙米}。硅酸钠使分蘖期从根到茎、成熟期从茎到糙米、叶到糙米 Pb 的转移系数最高分别降低 67%、60% 和 76%。硅酸钠降低成熟期 Pb 从茎和叶到糙米的转移很可能是硅酸钠使糙米 Pb 含量下降的主要原因。

从表 7 可知,在分蘖期,硅酸钠降低了 Zn 的 TF_{铁膜-根}、TF_{根-茎},提高了 TF_{土壤-铁膜} 和 TF_{茎-叶},最大增

表4 水稻体不同部位重金属 Cd、Pb、Zn 含量(mg·kg⁻¹)Table 4 The concentrations of Cd, Pb and Zn in different parts of rice plant(mg·kg⁻¹)

元素 Element	硅酸钠用量/ g·kg ⁻¹	分蘖期			成熟期			
		根(去铁膜)	茎	叶	根(去铁膜)	茎	叶	糙米
Cd	0	7.0±3.6b	1.0±0.3b	0.5±0.04b	6.2±2.5a	2.7±0.5ab	0.8±0.3ab	0.31±0.13b
	2.5	11.4±3.8b	1.5±0.5b	0.8±0.1ab	3.9±1.7b	1.7±0.4ab	1.0±0.3ab	0.47±0.01ab
	5	8.4±3.3b	2.3±0.3b	1.0±0.1a	7.1±3.3a	3.3±1.0a	1.4±0.6a	0.76±0.43a
	7.5	27.4±10.8a	8.8±4.1a	0.8±0.4ab	5.1±1.3b	2.5±1.0ab	0.6±0.3b	0.46±0.11ab
	10	3.9±0.8b	1.3±0.2b	0.5±0.1b	3.1±0.4b	1.4±0.7b	0.5±0.2b	0.36±0.15b
	12.5	5.5±1.7b	2.0±1.2b	0.9±0.01a	3.9±0.8b	1.5±0.7ab	0.9±0.04ab	0.25±0.11b
Pb	0	840±197a	26.9±5.0ab	35.5±4.4bc	801±101a	36.5±18.98a	67.9±32.81ab	0.30±0.02a
	2.5	1474±137a	33.5±6.40a	37.1±11.26b	685±22ab	19.4±1.45ab	78.8±19.69a	0.24±0.03ab
	5	1226±628a	22.7±3.77bc	73.9±12.45a	712±56ab	20.5±5.14ab	50.5±12.33bc	0.20±0.09b
	7.5	1208±771a	18.0±6.71bc	18.7±7.60cd	600±188bc	14.6±1.92b	34.9±9.64cd	0.08±0.02cd
	10	1008±83a	13.8±2.09cd	11.6±0.92d	502±93c	7.5±2.23b	20.0±6.23d	0.17±0.08bc
	12.5	1611±267a	17.5±5.24bc	10.3±0.82d	552±71c	11.8±2.59b	38.6±7.17cd	0.05±0.02d
Zn	0	465.0±49.1b	146.9±2.5a	54.3±0.4b	456.4±0.9b	230.6±12.6a	84.9±38.3a	26.5±1.4b
	2.5	691.3±62.3a	73.3±2.0b	96.7±8.3a	586.4±38.7a	132.1±1.2c	99.9±21.9a	24.8±1.0bc
	5	492.2±135.5b	76.1±1.7b	111.3±14.9a	422.8±51.2bc	185.7±28.1b	112.3±11.9a	31.3±0.2a
	7.5	709.4±69.2a	67.0±35.6b	109.4±5.5a	373.8±90.5bc	74.7±12.6d	97.4±14.2a	23.0±0.1c
	10	203.8±73.8c	61.4±9.6b	100.7±2.3a	322.5±25.3bc	49.4±7.4d	65.3±3.0a	23.6±0.2c
	12.5	423.8±36.3b	42.2±10.3b	108.0±134a	188.9±12.9c	40.5±9.5d	90.6±10.9a	23.4±1.7c

表 5 不同硅酸钠处理 Cd 在土壤-水稻系统中的转移系数

Table 5 Transfer factors of Cd between soil-rice systems under different sodium silicate treatments

转移系数 Transfer factor		硅酸钠用量/g·kg ⁻¹					
		0	2.5	5	7.5	10	12.5
分蘖期	TF 土壤-铁膜	0.44±0.07d	5.10±0.33a	1.78±0.293b	2.02±0.17b	0.42±0.02d	1.07±0.43c
	TF 铁膜-根	4.47±3.13a	4.90±0.88a	1.57±0.62c	2.87±1.23b	2.60±0.21b	2.51±0.60b
	TF 根-茎	0.20±0.13ab	0.16±0.05b	0.37±0.16a	0.31±0.02ab	0.28±0.01ab	0.16±0.04b
	TF 茎-叶	0.54±0.06a	0.51±0.08a	0.45±0.01a	0.43±0.32a	0.35±0.03a	0.68±0.22a
成熟期	TF 土壤-铁膜	0.76±0.16c	1.63±0.26b	3.24±0.64a	1.53±0.40bc	2.68±0.03ab	3.24±0.21a
	TF 铁膜-根	2.24±1.02a	0.70±0.10b	0.41±0.01c	0.79±0.10b	0.39±0.15c	0.56±0.02bc
	TF 根-茎	0.31±0.13b	0.50±0.20a	0.53±0.09a	0.38±0.07b	0.33±0.10ac	0.30±0.08b
	TF 茎-叶	0.34±0.09a	0.48±0.04a	0.47±0.13a	0.29±0.00a	0.28±0.02a	0.32±0.10a
	TF 茎-糙米	0.14±0.01b	0.18±0.07ab	0.18±0.01ab	0.17±0.01ab	0.23±0.00a	0.13±0.03b
	TF 叶-糙米	0.41±0.09ab	0.42±0.05ab	0.55±0.08ab	0.73±0.26ab	0.78±0.36a	0.38±0.08b

注:同行不同小写字母代表各处理水平间差异显著($P<0.05$),下同。

Note: Different small letters within one line indicate significant difference at 5% level among levels of one treatment, the same below.

表 6 不同硅酸钠处理 Pb 在土壤-水稻系统中的转移系数

Table 6 Transfer factors of Pb between soil-rice systems under different sodium silicate treatments

转移系数 Transfer factor		硅酸钠用量/g·kg ⁻¹					
		0	2.5	5	7.5	10	12.5
分蘖期	TF 土壤-铁膜	0.31±0.06d	1.83±0.45a	1.85±0.32a	0.64±0.09c	0.95±0.18b	1.50±0.22a
	TF 铁膜-根	4.23±1.60a	2.05±0.73bc	1.19±0.03d	1.72±0.45c	2.46±0.15bc	2.82±0.42b
	TF 根-茎	0.03±0.01a	0.02±0.002b	0.02±0.01b	0.02±0.01b	0.01±0.002c	0.01±0.01c
	TF 茎-叶	1.48±0.40b	1.40±0.05b	3.12±0.09a	0.91±0.03b	0.78±0.09b	2.50±0.63a
成熟期	TF 土壤-铁膜	0.30±0.11c	0.81±0.13b	1.40±0.30ab	1.36±0.66ab	1.75±0.11a	1.81±0.35a
	TF 铁膜-根	4.24±1.83a	1.14±0.42bc	0.85±0.22bc	1.46±0.83b	0.49±0.16c	0.58±0.05c
	TF 根-茎	0.04±0.001a	0.03±0.003a	0.03±0.005a	0.04±0.026a	0.02±0.007a	0.02±0.001a
	TF 茎-叶	1.89±0.35b	3.51±0.28a	2.42±0.24ab	1.60±0.44b	2.61±1.31ab	3.30±0.13a
	TF 茎-糙米×10 ⁻²	0.95±0.37ab	1.14±0.06ab	0.61±0.04ab	0.74±0.37ab	1.35±0.72a	0.38±0.07b
	TF 叶-糙米×10 ⁻²	0.51±0.20a	0.31±0.04ab	0.54±0.27a	0.25±0.17ab	0.43±0.02ab	0.12±0.02b

表 7 不同硅酸钠处理 Zn 在土壤-水稻系统中的转移系数

Table 7 Transfer factors of Zn between soil-rice systems under different sodium silicate treatments

转移系数 Transfer factor		硅酸钠用量/g·kg ⁻¹					
		0	2.5	5	7.5	10	12.5
分蘖期	TF 土壤-铁膜	2.2±0.4c	4.4±1.3c	10.0±0.1a	5.6±0.1c	7.7±0.5b	10.9±0.0a
	TF 铁膜-根	1.1±0.1b	1.7±0.6a	0.6±0.1c	2.1±0.9a	0.4±0.1c	0.6±0.1c
	TF 根-茎	0.30±0.01a	0.12±0.02c	0.18±0.01bc	0.25±0.04b	0.18±0.09bc	0.15±0.03bc
	TF 茎-叶	0.40±0.04d	1.52±0.14bc	1.28±0.43c	1.16±0.03c	1.82±0.17b	2.27±0.14a
成熟期	TF 土壤-铁膜	1.65±1.08d	6.07±0.99b	8.46±0.63a	3.84±0.6c	10.03±0.54a	6.20±0.99b
	TF 铁膜-根	1.93±0.14a	0.58±0.07b	0.36±0.006b	0.40±0.05b	0.31±0.01b	0.34±0.03b
	TF 根-茎	0.51±0.03a	0.25±0.05c	0.39±0.05b	0.23±0.03c	0.33±0.08b	0.25±0.01c
	TF 茎-叶	0.43±0.03c	0.76±0.17bc	0.62±0.16bc	0.89±0.12b	1.03±0.18ab	1.22±0.08a
	TF 茎-糙米	0.12±0.01b	0.19±0.02b	0.14±0.02b	0.24±0.05b	0.48±0.07a	0.38±0.12a
	TF 叶-糙米	0.32±0.11a	0.18±0.04b	0.13±0.09c	0.24±0.03ab	0.36±0.02a	0.27±0.05ab

幅分别为 395% 和 468%。到成熟期,硅酸钠降低了 $TF_{\text{铁膜-根}}$ 、 $TF_{\text{根-茎}}$ 和 $TF_{\text{叶-糙米}}$,提高了 $TF_{\text{土壤-铁膜}}$ 、 $TF_{\text{茎-叶}}$ 和 $TF_{\text{茎-糙米}}$ 。成熟期 Zn 从叶到糙米转移的降低(最高降幅 59.38%)很可能是硅酸钠降低糙米 Zn 含量的原因之一。

3 讨论

不少研究都表明,加入含硅材料可以提高土壤 pH 值、降低土壤重金属的有效性、减少植物对重金属的吸收^[15]。本研究中水稻两个生育期土壤有效 Cd、Pb 和 Zn 含量与土壤 pH 均呈极显著负相关(表 3),表明土壤 pH 的变化是引起土壤重金属有效量变化的重要原因。成熟期土壤有效 Cd、Pb、Zn 含量较分蘖期都有所回升,可能是因为分蘖期土壤处于淹水状态,pH 升高,且还原条件致使土壤 S^{2-} 增多、与重金属产生共沉淀的可能性增大,也降低了土壤重金属的有效性;在收获前最后一周土壤排水后,土壤变为氧化状态,pH 下降及硫化物沉淀的溶解,使土壤重金属有效性提高^[16-17]。这意味着持续淹水直到收获是抑制水稻吸收 Cd 的主要措施,以免抑制效果被减弱。与 Pb 相比,对 Cd 有效性产生明显抑制的 pH 值更高^[18],所以当成熟期土壤 pH 低于分蘖期时,土壤 Cd 有效性的回升比 Pb 更明显。

本研究中,添加硅酸钠提高了糙米 Cd 含量,降低了糙米 Pb、Zn 含量。植物吸收重金属数量既取决于土壤重金属有效性,又取决于重金属在土壤-植物体系中的转移。含硅材料可通过抑制重金属在水稻体内的转移而减少重金属在水稻籽粒中的累积^[19-20]。有研究表明^[21],低 Cd 浓度下硅抑制 Cd 向植株地上部的转移,但高 Cd 浓度下硅促进 Cd 向植株地上部的转移。本研究中,供试土壤 Cd 污染严重,施用硅酸钠提高了成熟期土壤有效 Cd 含量(表 2),同时促进了 Cd 从水稻根系向地上部、特别是成熟期从茎和叶到糙米的转移(表 5)。这一结果与黄凤球等^[5]和张佳等^[12]的研究结果一致,表明土壤 Cd 污染程度影响硅酸钠的钝化效果。与 Cd 相比,Pb 比较不容易被水稻等植物吸收,Pb 在植物体内活性低于 Cd,大部分被根系固定(表 4),较难向地上部运输^[22]。硅酸钠降低了分蘖期 Pb 从根到茎、成熟期从茎和叶到糙米的转移,降低了糙米 Pb 的累积。Zn 和 Cd 属于同族元素,两者在根细胞膜上可能会竞争同一转运通道^[23-24],表现出拮抗效应^[25]。从表 2 可见,施硅酸钠后,分蘖期土壤有效 Cd 虽降低,但成熟期土壤有效 Cd 反高于对照,而土壤

有效 Zn 在两个时期均降低。这意味着成熟期有更多的 Cd 与 Zn 竞争转运通道进入到水稻根细胞中,对水稻吸收 Zn 形成一定的抑制效果。硅酸钠降低了 Zn 在分蘖期从根到茎、成熟期从根到茎和从叶到糙米的转移。因此,在本研究条件下,硅酸钠抑制了水稻对 Zn 的吸收,而这可能是施用硅酸钠促进水稻对 Cd 吸收的原因。

4 结论

(1)施用硅酸钠对 Cd-Pb-Zn 复合污染土壤有效 Cd、Pb 和 Zn 的钝化效果不一致,硅酸钠可以显著降低土壤有效 Pb、Zn 的含量,在水稻成熟期对土壤 Cd 则表现为轻微活化。

(2)施用硅酸钠对抑制水稻吸收 Pb、Zn 具有一定效果,但对 Cd 的吸收有促进作用。与对照相比,施用硅酸钠的糙米中 Cd 含量升高了 16%~145%,Pb、Zn 含量分别降低了 20%~83%、6%~13%。

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,2014:1-4.
Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources. The investigation communique of soil pollution condition of China[R]. Beijing:Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources, 2014:1-4.
- [2] 李剑睿,徐应明,林大松,等. 农田重金属污染原位钝化修复研究进展[J]. 生态环境学报,2014,23(4):721-728.
LI Jian-rui, XU Ying-ming, LIN Da-song, et al. In situ immobilization remediation of heavy metals in contaminated soils[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23(4):721-728.
- [3] Dresler S, Wojcik M, Beanarek W, et al. The effect of silicon on maize growth under cadmium stress[J]. *Russian Journal of Plant Physiology*, 2015, 62(1):86-92.
- [4] Udeigwe T K, Eze P N, Teboh J M, et al. Application, chemistry, and environmental implications of contaminant-immobilization amendments on agricultural soil and water quality[J]. *Environment International*, 2011, 37(1):258-267.
- [5] 黄凤球,纪雄辉,鲁艳红,等. 不同工业废弃物对稻田土壤中镉铅生物有效性及其形态的影响[J]. 农业环境科学学报,2007,26(4):1316-1321.
HUANG Feng-qiu, JI Xiong-hui, LU Yan-hong, et al. Effects of different industrial wastes on bio-availability of cadmium, lead and their formation in paddy soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(4):1316-1321.
- [6] Zhang C Z, Wang L J, 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.
- [7] Gu H L, Qiu H, Tian T, et al. Mitigation effects of silicon rich amend-

- ments on heavy metal accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) planted on multi-metal contaminated acidic soil[J]. *Chemosphere*, 2011, 83(9):1234-1240.
- [8] 单世平, 郭照辉, 付祖姣, 等. 降低水稻镉吸收原位钝化修复技术及其作用机理[J]. 生态科学, 2015, 34(4):175-179.
SHAN Shi-ping, GUO Zhao-hui, FU Zu-jiao, et al. Research on *in situ* immobilization remediation and its mechanism of reducing cadmium absorption by rice[J]. *Ecological Science*, 2015, 34(4):175-179.
- [9] Ma J F, Nao K, Ya M J. Silicon uptake and accumulation in higher plants[J]. *Trends in Plant Science*, 2006, 11(8):392-397.
- [10] 徐露露, 马友华, 马铁铮, 等. 钝化剂对土壤重金属污染修复研究进展[J]. 农业资源与环境学报, 2013, 30(6):25-29.
XU Lu-lu, MA You-hua, MA Tie-zheng, et al. Passivating agents on remediation of heavy metal pollution in soils[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2013, 30(6):25-29.
- [11] Shi G R, Cai Q S, Liu C F, et al. Silicon alleviates cadmium toxicity in peanut plants in relation to cadmium distribution and stimulation of antioxidative enzymes[J]. *Plant Growth Regulation*, 2010, 61(1):45-52.
- [12] 张 佳, 李 军, 董善辉, 等. 硅对外源镉在水稻籽实中积累及水稻产量的影响[J]. 沈阳农业大学学报, 2009, 40(2):224-226.
ZHANG Jia, LI Jun, DONG Shan-hui, et al. Impact of Na_2SiO_3 on rice cadmium absorption from soil polluted by cadmium[J]. *Journal of Shenyang Agricultural University*, 2009, 40(2):224-226.
- [13] 黄 昀, 刘光德, 李其林, 等. 农产品对土壤中重金属的富集能力研究[J]. 中国农学通报, 2004, 20(6):285-289.
HUANG Yun, LIU Guang-de, LI Qi-lin, et al. To study on enrichment of heavy metals in the soil of agricultural products[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2004, 20(6):285-289.
- [14] 刘侯俊, 胡向白, 张俊玲, 等. 水稻根表铁膜吸附镉及植株吸收镉的动态[J]. 应用生态学报, 2007, 18(2):425-430.
LIU Hou-jun, HU Xiang-bai, ZHANG Jun-ling, et al. Dynamics of cadmium adsorption on rice seedling root surface with iron coating and cadmium take by plant[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(2):425-430.
- [15] 王耀晶, 刘鸣达, 陈蕾蕾, 等. 外源硅对不同 pH 水田土壤铅吸附热力学特征的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(9):1729-1733.
WANG Yao-jing, LIU Ming-da, CHEN Lei-lei, et al. Effect of added silicon on the adsorption and the thermodynamics of lead in paddy field soil with different pH[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(9):1729-1733.
- [16] 李义纯, 葛 滢. 淹水土壤中镉活性变化及其制约机理[J]. 土壤学报, 2011, 48(4):840-845.
LI Yi-chun, GE Ying. Variation of cadmium activity in flooded soils and its controlling mechanisms[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2011, 48(4):840-845.
- [17] Hale B, Evans L, Lambert R. Effects of cement or lime on cadmium, cobalt, copper, nickel, lead, stadium and zinc mobility in field-contaminated and aged soils [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 199/200(15):119-127.
- [18] 纪雄辉, 梁永超, 鲁艳红, 等. 污染稻田水分管理对水稻吸收积累镉的影响及其作用机理[J]. 生态学报, 2007, 27(9):3930-3939.
JI Xiong-hui, LIANG Yong-chao, LU Yan-hong, et al. The effect of water management on the mechanism and rate of uptake and accumulation of cadmium by rice growing in polluted paddy soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(9):3930-3939.
- [19] Shi X, Zhang C, Wang H, et al. Effect of silicon on the distribution of cadmium in rice seedlings[J]. *Plant and Soil*, 2005, 272(1):53-60.
- [20] 赵 颖, 李 军. 硅对水稻吸收镉的影响[J]. 东北农业大学学报, 2010, 41(3):59-64.
ZHAO Ying, LI Jun. Effect of silicon on cadmium uptake by rice[J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2010, 41(3):59-64.
- [21] 张毓平. 硅酸钙对土壤 Cd、Pb、Cu、Zn 复合污染修复效应初探[D]. 广州:中山大学, 2010:7-8.
ZHANG Yu-ping. Remediation effects of cadmium silicate on the compound contamination of cadmium, lead, copper and zinc in the soil[D]. Guangzhou:Sun Yat-sen University, 2010:7-8.
- [22] 刘云惠, 魏显有, 王秀敏, 等. 土壤中铅镉的作物效应研究[J]. 河北农业大学学报, 1999, 22(1):25-28.
LIU Yun-hui, WEI Xian-you, WANG Xiu-min, et al. Lead and cadmium in soil crop effect research[J]. *Journal of Agricultural University of Hebei*, 1999, 22(1):25-28.
- [23] Hart J J, Norvell W A, Welch R M, et al. Characterization of zinc uptake, binding, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars[J]. *Plant Physiology*, 1998, 118(1):219-226.
- [24] Hart J J, Welch R M, Norvell W A, et al. Transport interactions between cadmium and zinc in roots of bread and durum wheat seedlings [J]. *Physiologia Plantarum*, 2002, 116(1):73-78.
- [25] 杨志敏, 郑绍建, 胡霏堂. 植物体内磷与重金属元素锌、镉交互作用的研究进展[J]. 植物营养与肥料学报, 1999, 5(4):366-376.
YANG Zhi-min, ZHENG Shao-jian, HU Ai-tang. Advances on the study of interactions of phosphorus with zinc and cadmium in plants[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 1999, 5(4):366-376.