

不同钾肥对土壤铅植物有效性的影响及其机制

刘平^{1,2}, 徐明岗^{1*}, 李菊梅¹, 宋正国¹, 张青¹

(1. 中国农业科学院土壤肥料研究所 农业部植物营养与养分循环重点开放实验室, 北京 100081; 2. 山西省农业科学院土壤肥料研究所, 太原 030031)

摘要: 采用盆栽试验, 观测了水稻土上钾常规用量($K, 0.11 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)下施用 4 种钾肥(KH_2PO_4 、 K_2SO_4 、 KNO_3 、 KCl)后小油菜对铅的吸收量及土壤铅的形态转化. 结果表明, 与不施钾肥的对照相比, 施用 KH_2PO_4 和 K_2SO_4 能够抑制植株吸收铅, 其中施用 KH_2PO_4 作物生长第 2 季在铅低污染($\text{Pb1} = 300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)和高污染水平($\text{Pb2} = 500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)下植株体内铅含量分别降低了 35.6% 和 45.4%; KNO_3 对植物铅吸收也有一定的抑制作用, KCl 则促进了植株的铅吸收. 在铅低污染水平时, 施用 KH_2PO_4 和 K_2SO_4 降低了水溶交换态和碳酸盐结合态的铅, 而铁锰氧化态、有机结合态和残渣态则显著增高; 对于铅高污染土壤, 仅在施用 KH_2PO_4 时表现出和铅低污染水平下相似的效果. 在 2 种铅污染水平下, 施用 KCl 的土壤水溶交换态或碳酸盐结合态铅都明显提高, 说明其能增加铅的植物有效性. 钾肥影响铅植物有效性的机制之一是改变了土壤中铅的赋存形态.

关键词: 钾肥; 铅; 植物有效性; 形态

中图分类号: X173 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)01-0202-05

Effects of Different Potassium Fertilizers on the Phytoavailability of Pb in Soil and its Mechanisms

LIU Ping^{1,2}, XU Ming-gang¹, LI Ju-mei¹, SONG Zheng-guo¹, ZHANG Qing¹

(1. Key Laboratory of Plant Nutrition and Nutrient Cycling, Ministry of Agriculture of China, Institute of Soil and Fertilizer, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081; 2. Institute of Soil and Fertilizer, Shanxi Academy of Agricultural Sciences, Taiyuan 030031, China)

Abstract: Effects of four kinds of potassium fertilizer(KH_2PO_4 , K_2SO_4 , KNO_3 and KCl) in its conventional application rate as $K, 0.11 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ on the Pb absorption by rape and speciation of Pb in paddy soil were examined by pot trial. Results showed that the Pb content in rape decreased with using KH_2PO_4 and K_2SO_4 , and in the second season of pot trial for KH_2PO_4 treatment, Pb content in rape shoots under Pb1 ($300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) and Pb2 ($500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) level decreased by 35.6% and 45.4% respectively compared with control treatment. Applied KNO_3 in soil also decreased Pb content in rape shoots to some extent, but KCl had adverse effect. At lower Pb level ($300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), KH_2PO_4 and K_2SO_4 caused Pb in soil transformed from non-residual fractions to residual fraction substantially and for higher Pb level ($500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) only KH_2PO_4 application had similar effect. Under two contaminated Pb levels, exchangeable and carbonate fraction Pb in soil by using KCl were all enhanced, which indicated that KCl could promote the phytoavailability of Pb. As thus one of the most important mechanisms of potassium fertilizers influencing Pb phytoavailability was changing the speciation of Pb in soil.

Key words: potassium fertilizer; Pb; phytoavailability; speciation

在土壤重金属污染的众多治理措施中, 农业措施以其投资小、成本低、基本无环境副作用以及能实现修复和利用相结合等而受到人们的普遍关注. 施肥作为农业生产中最常规的措施, 影响重金属在土壤中的转化, 从而影响其植物有效性; 不同的肥料由于元素不同、元素和土壤的相互作用不同, 对重金属污染土壤的修复效果也不同^[1,2]. 因此, 选择适宜的肥料种类, 从而改变重金属的形态、理化特性及生物学毒性, 成为农业措施中特别重视的重金属污染治理措施^[3,4]. 以前, 人们更多关注的是施肥的增产作用; 面对目前大量的中、轻度重金属污染农田, 利用施肥来调控重金属有效性方面的研究还较少, 而钾肥影响重金属有效性的研究更是微乎其微. Grant

等^[5]首先指出钾肥的效果主要是伴随阴离子(盐分)的作用. 根据土壤与离子相互作用的原理, 这些离子通过交换、配位等反应影响着重金属离子在土壤中的吸附、形态转化进而影响其有效性. 从现有资料来看, Cl^- 和 SO_4^{2-} 对镉影响的研究较多^[6,7]. 大部分结果认为由于 Cl^- 具有极强的配位作用, 因此 Cl^- 增加了镉的有效性, 促进植物对镉的吸收; SO_4^{2-} 虽能促进镉的植物有效性, 但由于其配位能力没有 Cl^- 强, 所以效果远不及 Cl^- 明显^[8,9]. 目前, 对不同伴随阴

收稿日期: 2007-01-11; 修订日期: 2007-03-23

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB410809)

作者简介: 刘平(1973~), 女, 博士, 副研究员, 主要研究方向为植物营养、污染环境的化学修复, E-mail: lp709@163.com

* 通讯联系人, E-mail: mgxu@caas.ac.cn

离子影响土壤铅形态转化和有效性的综合研究尚鲜见报道. 本实验系统观测了施用不同种类钾肥下土壤铅含量、形态及在植物体内累积情况, 旨在探明不同钾肥对铅在土壤-植物系统中迁移和转化影响的规律, 为铅污染土壤钾肥的合理施用提供依据.

1 材料与方法

1.1 盆栽试验

供试土壤为采自浙江嘉兴未受铅污染的水稻土(0~20 cm), 其近 10 a 改种蔬菜, 因此土壤基础肥力较高, 有机质 45.6 g•kg⁻¹, 碱解 N 139.9 mg•kg⁻¹, 速效 P 141.8 mg•kg⁻¹, 速效 K 130 mg•kg⁻¹, 水提 pH 5.07, 阳离子代换量 16.1 cmol•kg⁻¹, 土壤全铅含量 41.63 mg•kg⁻¹. 土壤经风干, 粉碎后过 3 mm 筛备盆栽用.

采用人工加入 Pb(NO₃)₂ 制备成铅 2 个污染水平土壤: 低污染水平——国家二级标准污染水平 Pb1(300 mg•kg⁻¹) 和高污染水平——国家三级标准污染水平 Pb2(500 mg•kg⁻¹); 混合均匀并加去离子水至 70% 田间持水量, 在室温下平衡 1 个月以备盆栽试验用. 钾肥处理分别为 0(不施钾肥, CK)、KCl、KNO₃、K₂SO₄ 和 KH₂PO₄, K 施用量均为 0.11 g•kg⁻¹; 完全区组设计, 共 15 个处理, 每处理重复 4 次.

供试作物为京油 2 号小油菜(*Brassica campestris*, L. var Communis). 试验用小塑料桶(13 cm × 11 cm), 每桶装未污染或制备好的污染土 1 kg, 底肥施 N 0.2 g•kg⁻¹(尿素). 施入底肥平衡 2 d 后播种, 三叶时每盆定苗 3 株. 共种植 2 季(施肥方式相同), 在温室生长 45 d 后收获, 测定植株地上部及土壤中铅的含量.

1.2 测定方法

土壤和植株中铅总量的测定, 土壤采用 V_{HCl}: V_{HNO₃}: V_{HClO₄} = 3:1:2 消解, 植株采用 V_{HNO₃}: V_{HClO₄} = 4:1 消解, 原子吸收分光光度计法测定, 用国家地矿局的标准样品进行结果校正. 土壤常规分析项目均按照文献[10]测定.

1.3 土壤中铅的形态测定

收获后盆栽土样风干后, 过 1 mm 尼龙筛进行形态分级的测定, 采用连续浸提法^[11], 交换态用 MgCl₂ 提取, 碳酸盐结合态用 NaOAC 提取, 铁锰氧化态用 NH₂OHCl/HOAC 提取, 有机结合态用 HNO₃/H₂O₂ 提取, 残渣态的消解方法同土壤总量的方法, 各形态的回收率为 100% ± 5%.

2 结果与分析

2.1 不同铅污染水平下钾肥对小油菜生物量的影响

2 种铅污染水平的毒害作用并不十分明显, 在施用相同钾肥时, 随铅污染浓度的增加油菜生物量并未有明显下降(表 1). 而钾肥对油菜的生长有一定的影响, 盆栽第 1 季在铅污染水平一致的情况下, 施 K₂SO₄ 和 KH₂PO₄ 有显著的增产作用, 另外 KNO₃ 在高铅污染水平时也有一定的效果; 盆栽第 2 季中施用钾肥的处理均使生物量有显著的增加, 这可能是该土壤本身速效钾含量低, 而且经过 1 季的耗竭钾素产生缺乏所致. 总趋势是不论何种污染水平, 4 种钾肥当中以施用 KH₂PO₄ 的产量最高, 其次是施用 K₂SO₄ 处理, 而不施钾肥的产量最低.

表 1 不同钾肥下不同铅污染水平的小油菜生物量

Table 1 Bio-yield of rape growing in various Pb-contaminated soil applied different potassium fertilizer			
铅污染水平 /g•kg ⁻¹	钾肥种类	第 1 季生物量 /g•盆 ⁻¹	第 2 季生物量 /g•盆 ⁻¹
0	CK	0.67 ± 0.07a ¹⁾	0.70 ± 0.06a
	KCl	0.82 ± 0.08bc	0.95 ± 0.07b
	KNO ₃	0.78 ± 0.05ab	1.01 ± 0.04b
	K ₂ SO ₄	0.89 ± 0.11bc	0.98 ± 0.07b
	KH ₂ PO ₄	0.93 ± 0.06c	1.21 ± 0.06c
300	CK	0.58 ± 0.81a	0.73 ± 0.04a
	KCl	0.61 ± 0.07a	1.06 ± 0.09b
	KNO ₃	0.64 ± 0.13a	1.02 ± 0.07b
	K ₂ SO ₄	0.54 ± 0.06a	1.10 ± 0.07b
	KH ₂ PO ₄	0.84 ± 0.06b	1.12 ± 0.09b
500	CK	0.53 ± 0.09a	0.57 ± 0.09a
	KCl	0.52 ± 0.14a	0.85 ± 0.10b
	KNO ₃	0.60 ± 0.08ab	0.91 ± 0.081bc
	K ₂ SO ₄	0.70 ± 0.06bc	1.02 ± 0.07b
	KH ₂ PO ₄	0.80 ± 0.06c	0.99 ± 0.11bc

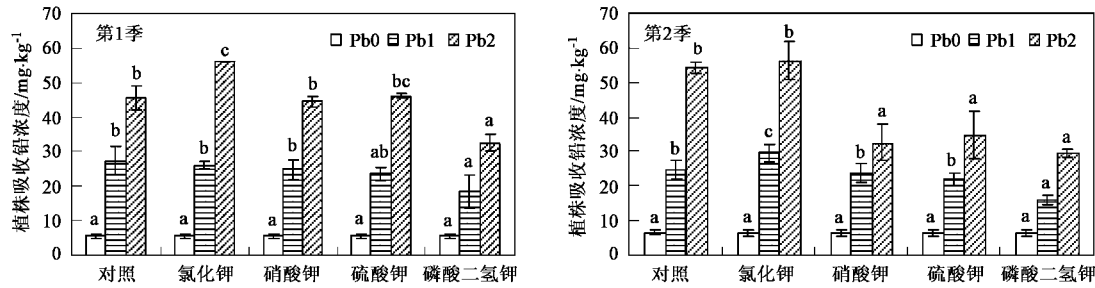
1) 平均值 ± 标准差(n = 4), 相同污染水平下相同列的相同字母表示差异不显著(p < 0.05)

2.2 不同钾肥对植株吸收铅量影响

在第 1 季铅低污染水平下施用钾肥后植株吸收铅均降低, 以 KH₂PO₄ 肥处理的最低, K₂SO₄ 处理次低; 而铅高污染水平下施 KCl 处理显著增加了铅的浓度, KH₂PO₄ 肥的处理正好相反(图 1). 到第 2 季 KH₂PO₄ 处理表现仍然最好, 使铅低污染和高污染水平下植株体内铅分别下降了 35.6% 和 45.4%, 另外在铅高污染水平下 K₂SO₄ 和 KNO₃ 也均使植株含铅量显著下降, 而 KCl 在铅低污染水平下显著增加了铅浓度, 铅高污染水平下只有增加吸收的趋势. 由此

可知, KH_2PO_4 和 K_2SO_4 肥能够抑制植株吸收铅, KNO_3 也有一定的抑制作用, 相反 KCl 却促进了植株

对铅的吸收.
2.3 不同钾肥下土壤铅形态的变化



相同铅污染水平下图柱上的相同字母表示 5% 水平下差异不显著
图 1 不同钾肥不同铅污染水平下植株铅含量

Fig.1 Content of Pb in the shoot of rape growing in various Pb-contaminated soil applied different potassium fertilizers

植物对重金属的吸收及重金属对植物的毒性, 不仅取决于土壤中重金属的总量, 而且也取决于该元素的赋存状态. 它们存在形态的不同就决定了其在土壤中的迁移性也不同, 最终表现为不同的生物有效性. 盆栽第 2 季在低铅污染时 KH_2PO_4 和 K_2SO_4 处理降低了水溶交换态和碳酸盐结合态的铅, 其中 KH_2PO_4 处理比对照的水溶交换态和碳酸盐结合态铅分别下降 19.9% 和 25.2%, 差异达显著水平. 而铁锰氧化态、有机结合态和残渣态却显著增高, 也就是使铅从易移动态向稳定态转化, 降低了其植物有

效性. 对于高铅污染只有 KH_2PO_4 处理表现出和在低铅水平下相似的效果, 比对照的水溶交换态和碳酸盐结合态铅分别下降 13.6% 和 11.2%, 差异达显著水平. 不论是高铅还是低铅污染 KCl 处理水溶交换态或碳酸盐结合态铅都高于对照, 虽未达显著水平, 但也说明其有增加铅有效性的趋势(图 2). 重金属在土壤中的赋存形态是影响其植物有效性的一个主要因素, 因此植株吸收铅含量的不同可以从钾肥影响铅在土壤中形态的转化上得到部分解释.

2.4 铅形态变化和植株铅含量间的相关分析

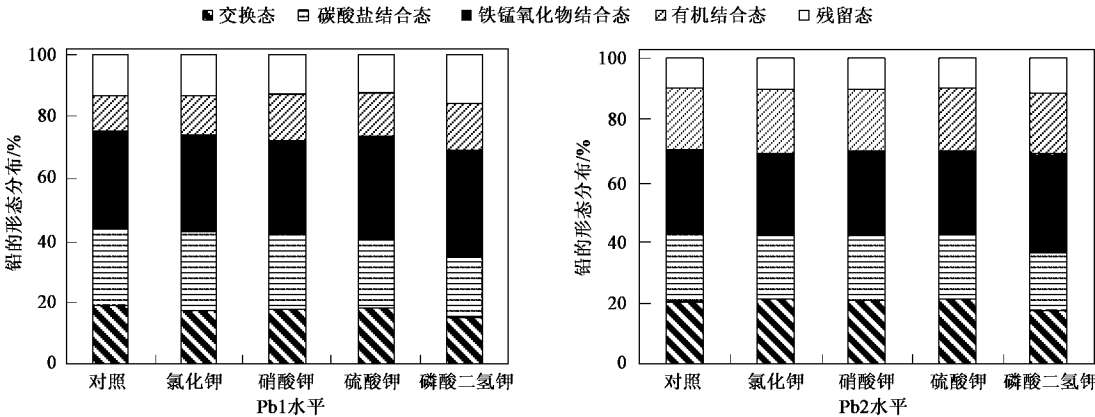


图 2 不同钾肥下土壤中铅的形态

Fig.2 Speciation of Pb in the soil with various potassium fertilizer applications

植株体内重金属的含量不仅与土壤性质和重金属的总浓度有关, 而且与土壤中重金属的形态组成有直接的关系. 已有资料认为重金属形态分布可用来评价其在土壤中的移动性和生物有效性^[12,13], 并且土壤中交换态铅与植株体内含铅量的关系更为密切. 图 3 显示土壤中交换态铅与植株体内含铅量相

关系数达 0.746 4, 呈显著的正相关 ($n = 30$). Xian^[14] 的研究表明甘蓝吸收铅、镉的量与其交换态以及交换态与碳酸盐态之和的铅、镉量呈极显著的正相关. Qiao 等^[15] 的研究也认为烟草茎叶中 Pb、Cd 的浓度与土壤中交换态 Pb、Cd 含量呈正相关关系. 因此通常认为这 2 种形态的铅是植物有效性较高的.

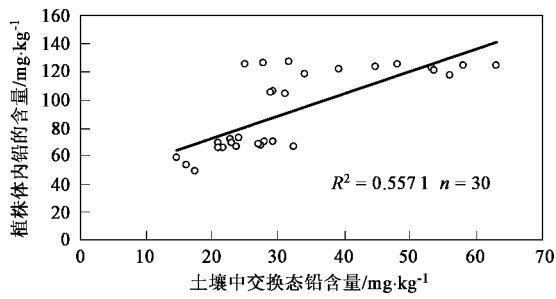


图3 土壤中交换态铅与植株体内铅含量的关系

Fig.3 Relationship between Pb concentration in shoot of rape and exchangeable Pb content in the soil

2.5 施用不同钾肥对土壤 pH 的影响 (第 2 季盆栽)

铅污染水平提高使土壤 pH 下降,这可能是较多的铅离子置换了土壤表面更多的氢离子所致(图 4).与对照相比,2 种污染水平下, KH_2PO_4 处理的 pH 升高,其余处理的土壤 pH 均有所下降,尤其以 KCl 处理降低最多.一般情况下,土壤中重金属离子的生物有效性随 pH 的升高而下降^[16].施入 KH_2PO_4 的土壤 pH 升高,从而导致铅生物有效性的下降,这可能是 KH_2PO_4 降低土壤中铅生物有效性的原因之一.反之,KCl 却使铅植物有效性有增加的趋势.

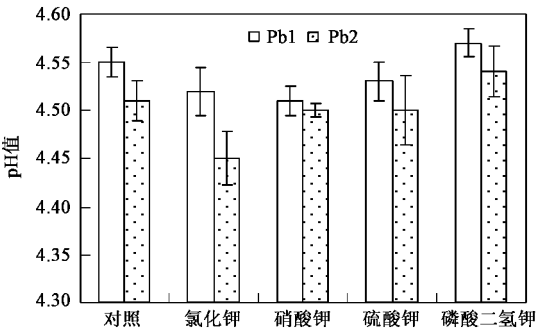


图4 不同铅水平不同钾肥下土壤 pH

Fig.4 pH of the Pb-contaminated soil applied different potassium fertilizers

3 讨论

目前,我国土壤环境铅污染和铅中毒现象十分严重^[17],但植物对铅的吸收表现出较强的忍耐力,即使在严重污染的土壤中($>4\,000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),作物大量吸收铅后也没有表现出明显的病症^[18],在本研究中也体现了这一点.即在本试验采用的铅中、轻度污染标准下不会对小油菜生长有显著危害.而钾肥对油菜的生长有一定的影响,第 1 季当中施 KH_2PO_4 的处理都有显著地增产,其它肥料在不同铅污染水

平时的表现不太一致.第 2 季盆栽施用钾肥的处理均使生物量有显著的增加,这可能是该土壤本身速效钾含量较低,而且经过 2 季的耗竭钾素产生缺乏所致.

随着钾肥的连续施入,伴随阴离子在土壤溶液中的浓度增加,土壤 pH 发生改变,并且使铅在土壤中的形态也发生转化,进而影响到植株对铅的吸收.这同时说明了土壤中离子间的相互作用有一定的累积性,只有当离子浓度达到某一水平才有可能使络合、沉淀等化学平衡发生改变.

一般认为, Cl^- 在溶液中很容易与 Cd 络合形成相对稳定的复合物 CdCl^+ 和 CdCl_2^0 . 稳定计算结果显示,当土壤溶液中 Cl^- 浓度达到 10 mmol/L 以上时, Cl^- 与 Cd 的络合就会达到显著水平^[19,20],这样就会推动土壤吸附的镉向土壤溶液迁移,从而提高了镉的生物有效性.研究还认为,复合物 CdCl_n^{2-n} 和 CdSO_4^0 同 Cd^{2+} 一样对植物具有有效性,可被植物直接吸收^[8,21]. Mclaughlin 等^[8] 研究表明, CdSO_4^0 虽然与 Cd^{2+} 具有相同的生物有效性,但 SO_4^{2-} 不会象 Cl^- 那样显著影响植物对镉的吸收. Li 等^[9] 也报道向日葵籽实中镉的积累与 Cl^- 的相关性远大于 SO_4^{2-} . 然而 Zhao 等^[2] 的试验结果表明, KCl 和 K_2SO_4 均显著提高了 2 个小麦品种对镉的吸收和累积,且二者无显著差异.

本研究表明 KCl 有促进植物吸收铅的趋势,是否 Cl^- 也能与铅离子形成配对离子而且可以被植物直接吸收还未见报道.极少的资料表明使用 KCl 增加 Pb、Cd 的水溶性和可交换态含量却降低碳酸盐结合态^[22]. 聂俊华等^[23] 在超富集植物绿叶苋菜、紫穗槐、羽叶鬼针草上的研究结果是 KCl 在低用量时促进植物对铅的吸收,而较高的量则降低铅的有效性,其机理还不甚清楚.通常认为 SO_4^{2-} 与 H_2PO_4^- 作为专性吸附离子一方面通过增加土壤表面负电荷来增加土壤胶体对铅的吸附,或者其被土壤表面吸附后使铅在土壤颗粒矿物表面形成络合物,甚至在土壤溶液中直接与铅作用形成磷酸氯铅盐沉淀都可能是它们降低铅植物有效性的机制^[24],本试验也表明这 2 种离子特别是 H_2PO_4^- 可促进水溶交换态和碳酸盐结合态的铅向铁锰氧化态、有机结合态和残渣态转化,降低了铅的活性.以往的研究表明污染土壤施入磷肥能有效降低铅的生物有效性^[25,26],本研究对这一结论有很好的体现.本试验条件下 KNO_3 对植株体内铅含量也有一定降低作用,但效果远不及

KH_2PO_4 那么明显.

4 结论

(1)在中、轻度铅污染土壤上施用钾肥时, KH_2PO_4 肥使低铅、高铅污染水平下植株体内铅分别下降了 35.6%和 45.4%;铅高污染水平下 K_2SO_4 和 KNO_3 也均使植株含铅量显著下降,而 KCl 在铅低污染水平下显著增加了植物铅吸收量. 其原因是, KH_2PO_4 使土壤 pH 有一定升高,而且显著降低土壤中有效态铅的含量,从而减轻了铅的生物有效性,因此, KH_2PO_4 是最好的抑制剂.

(2)从土壤表面化学角度来看,由于 SO_4^{2-} 的专性吸附比 H_2PO_4^- 弱,其促进土壤铅吸附、改变土壤铅有效态的作用相对较小. 所以,一定条件下 K_2SO_4 也可以用作铅有效性的调控剂.

(3) Cl^- 与 NO_3^- 对土壤表面性质的影响很小,所以对铅吸附的影响较小,对铅有效态的影响也没有太大的差异. 但由于 Cl^- 对金属阳离子具有很强的配位能力,可以和其形成多种配合物,可能该配合物对植物同样有效,表现在本试验中 Cl^- 对植物吸收铅有一定的促进作用. 因此可以将 KCl 肥与超积累植物联合应用于铅污染土壤以增进对重金属的提取效率.

参考文献:

- [1] 依纯真,傅桂平,张福锁.不同钾肥对水稻镉吸收和运移的影响[J]. 中国农业大学学报,1996,1(5):79-84.
- [2] Zhao Z Q, Zhu Y G, Li H Y. Effect of forms and rates of potassium fertilizer on cadmium uptake by two cultivars of spring wheat (*Triticum aestivum* L.)[J]. Environ International, 2003, 29: 973-978.
- [3] 王慎强,陈怀满,司友斌.我国土壤环境保护研究的回顾与展望[J]. 土壤,1999,(5):255-260.
- [4] 李永涛,吴启堂.土壤重金属污染治理措施综述[J]. 热带亚热带土壤科学,1997,6(2):134-139.
- [5] Grant C A, Baily L D, McLaughlin M J, et al. Management factors which influence cadmium concentrations in crops [A]. In: McLaughlin M J, Singh B R. Cadmium in soils and plants[C]. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishing, 1999. 98-151.
- [6] McLaughlin M J, Mair N A, Freeman K. Effect of potassic and phosphatic fertilizer type, fertilizer Cd concentration and zinc rate on cadmium uptake by potatoes[J]. Fertil Res, 1995, 40: 63-70.
- [7] Weggler K, Michael J, McLaughlin M J. Effect of Chloride in soil solution on the Plant Availability of Biosolid-Borne Cadmium[J]. Journal of Environmental Quality, 2004, 33(2):496-504.
- [8] McLaughlin M G, Lambrechts R M, Smolders E, et al. Effects of

sulfate on cadmium uptake by Swiss chard: II. Effects due to sulfate addition to soil[J]. Plant Soil, 1998, 202: 217-222.

- [9] Li Y M, Chaivey R L, Schneiter A A. Effect of soil chloride level on cadmium concentration in sunflower kernels[J]. Plant and Soil, 1994, 167: 275-280.
- [10] 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.
- [11] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metal[J]. Anal Chem, 1979, 51(6):844-851.
- [12] Ma L Q, Rao G N. Effects of phosphate rock on sequential chemical extraction of lead in contaminated soils[J]. Journal of Environmental Quality, 1997, 26: 788-794.
- [13] Cao X, Ma L Q, Chen M, et al. Phosphate-induced metal immobilization in a contaminated site[J]. Environmental Pollution, 2003, 122: 19-28.
- [14] Xian X. Effect of chemical forms of cadmium, zinc, and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants[J]. Plant and Soil, 1989, 113(2):257-264.
- [15] Qiao X L, Luo Y M, Christie P, et al. Chemical speciation and extractability of Zn, Cu and Cd in two contrasting biosolids-amended clay soils[J]. Chemosphere, 2003, 50: 823-829.
- [16] Cotter-Howells J, Caporn S. Remediation of contaminated land by formation of heavy metal phosphates[J]. Applied Geochemistry, 1996, 11: 335-342.
- [17] 周启星.污染土壤修复的技术再造与展望[J]. 环境污染治理技术与设备, 2002, 3(8): 36-40.
- [18] 匡少平,徐仲,张书圣.农村土壤环境激素污染与防治[J]. 环境工程, 2002, 20(6): 66-69.
- [19] Lindsay W L. Chemical Equilibria in Soils[M]. New York: John Wiley & Sons, 1979.
- [20] Norvell W A, Wu J, Hopkins D G, et al. Association of cadmium in durum wheat grain with soil chloride and cheate-extractable soil cadmium[J]. Soil Science Society of American Journal, 2000, 64: 2162-2168.
- [21] Smolder E, McLaughlin M J. Effect of Cl on Cd uptake by Swiss chard in nutrient solutions[J]. Plant and Soil, 1996, 179: 57-64.
- [22] Tu C, Zheng C R, Chen H M. Effect of applying chemical fertilizers on forms of lead and cadmium in red soil[J]. Chemosphere, 2000, 41: 133-138.
- [23] 聂俊华,刘秀梅,王庆仁. Pb 超富集植物对营养元素 N、P、K 的响应[J]. 生态环境, 2004, 13(3): 306-309.
- [24] Ma Q Y, Trainma S J, Logan T J, et al. Effect of Aqueous Al, Cd, Cu, Fe(II), Ni, Zn and Pb immobilization by Hydroxyapatite[J]. Environ Sci Technol, 1994, 28(7): 1219-1228.
- [25] Zwonitzer J C, Pierzynski G P, Hettiarachchi G M. Effects of phosphorus additions on lead, cadmium and zinc bioavailability in a metal-contaminated soil[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2003, 143: 193-209.
- [26] Basta N T, McGowen S L. Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil[J]. Environmental Pollution, 2004, 127: 73-82.