

生长在铅锌矿废水污灌区的长豇豆组织中 Pb、Zn、Cd 含量的品种间差异

朱 云 杨中艺*

(生物防治与生物资源国家实验室、中山大学生命科学学院,广州 510275)

摘要 在经铅锌矿废水灌溉约 50 年的农田中种植 24 个长豇豆品种,测定植物体内的 Pb、Zn、Cd 在根、茎、叶及果实中的含量。结果表明,Cd 在长豇豆根、茎、叶及果实的平均含量分别为 1.212、0.425、1.051 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 0.011 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;Pb 则分别是 92.53、9.79、33.08 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 0.120 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;Zn 分别是 130.14、59.40、99.94 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 6.320 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。果实中的 Cd、Pb 和 Zn 最大品种间差异分别达 4.4 倍、4.2 倍和 1.6 倍,各品种 3 种重金属含量 ANOVA 分析结果显示了品种间差异具有极显著意义。不同仁色(花仁、红仁及黑仁)长豇豆品种间的 3 种重金属含量在根部均有显著差异,而 Zn 及 Cd 含量在茎组织中也有显著差异,但各组在叶及果实中没有显著差异。尽管污灌区土壤 Cd、Pb 和 Zn 浓度均超出了国家土壤环境质量标准二级土壤的最高限值,但绝大多数品种的果实中所含重金属均符合国家食品卫生标准。Pb 较易在果实中积累,有一个品种果实 Pb 浓度超过国家标准。根和茎中的 3 种重金属含量相互间均具有高度相关性,且果实中的 Cd 和 Pb 含量间也有显著相关,表明长豇豆对 Cd、Pb 和 Zn 的吸收和积累有协同性,这一特性使得同时低量积累重金属的长豇豆品种的筛选更为容易,特别是在可食部分同时低量积累 Cd 和 Pb 的品种。污灌区具有比对照区更高的产量,说明长豇豆能耐受农田中 Cd、Pb 和 Zn 的复合污染,因而生产者难以从长豇豆的中毒症状发现重金属的污染,导致在污染土壤中生产长豇豆容易受重金属污染。可见,筛选和培育低量积累重金属的长豇豆品种有利于降低人类通过食物链暴露于重金属的水平。

关键词 长豇豆;品种间差异;污灌;重金属;土壤污染

文章编号:1000-0933(2007)04-1376-10 中图分类号:S19 文献标识码:A

Differences in lead (Pb), zinc (Zn), and cadmium (Cd) concentrations in plant tissues of 24 asparagus bean cultivars grown on lead/zinc (Pb/Zn) mining wastewater-irrigated farmland

ZHU Yun, YANG Zhong-Yi*

State Key Laboratory for Biocontrol, School of Life Sciences, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China

Acta Ecologica Sinica 2007 27 (4) 1376 ~ 1385.

Abstract Heavy metal pollution has been a serious worldwide problem which is impacting on the ecosystem and human health. These toxic metals exist in agricultural soil in rather high concentrations in many areas all over the world and easily

基金项目 国家高等学校博士学科点专项科研基金资助项目(20020558004);广东省自然科学基金重点资助项目(021686);广东省高校“千百十”人才工程科研基金资助项目

收稿日期 2006-03-20;修订日期 2006-08-09

作者简介 朱云(1978~)女,广东省人,博士生,主要从事污染生态学和恢复生态学研究. E-mail: zcaraboo@sina.com

* 通讯作者 Author for correspondence, E-mail: adszy@mail.sysu.edu.cn

致谢 中山大学化工学院陈志权及生命科学学院谢璐璟同学帮助完成了试验样品的采集以及部分化学分析工作,特此致谢,感谢美国长岛大学生物系(Biology Department, Long Island University)的 Janet L. Haynes 博士和 Wei Fang 博士对本论文的英文摘要的润色

Foundation item The project was financially supported by Research Foundation for Doctoral Programs of Chinese Universities (No. 20020558004), Natural Science Foundation of Guangdong Province (No. 021686) and Research Foundation for Talented Scientists of Guangdong Universities.

Received date 2006-03-20; **Accepted date** 2006-08-09

Biography ZHU Yun, Ph. D. candidate, engaged in pollution ecology and remediation ecology. E-mail: zcaraboo@sina.com

enter the human body mainly *via* the food chain. Reducing the risk of exposure to the metals is as important as remediation of the contaminated soils. As uptake and accumulation of heavy metals are indicated to be varied in different cultivars of crops ,select and use of the cultivars accumulating fewer heavy metals in their edible parts shall be effective and facile strategy to reduce the influx of heavy metals to the human food chain. Vegetables are important sources of heavy metals transferred from the soil to the human body ,consequently they are an excellent model system to explore the strategy In this study ,asparagus bean (*Vigna unguiculata* subsp. *sesquipedalis* L.) ,an important legume vegetable ,and a farmland multi-contaminated by lead , zinc and cadmium were used for investigating the feasibility of the strategy under the condition contaminated by multiple heavy metals. Twenty four cultivars of asparagus bean were planted in a farmland that had been irrigated by Pb/Zn mining wastewater for over 50 years. Lead ,zinc and cadmium concentrations in roots ,stems ,leaves and fruits of the cultivars were analyzed. Average Cd concentrations in roots , stems , leaves and fruits were , respectively , 1. 212 , 0. 425 , 1. 051mg·kg⁻¹ and 0. 011 mg·kg⁻¹ ;those of Pb were 92. 53 , 9. 79 , 33. 08mg·kg⁻¹ and 0. 120 mg·kg⁻¹ ; and those of Zn , were 130. 14 , 59. 40 , 99. 94mg·kg⁻¹ and 6. 32 mg·kg⁻¹. In the fruits of the tested cultivars , the maximal differences of Cd , Pb and Zn concentrations were 4. 4 , 4. 2 and 1. 6 fold , respectively. Analyses of variance showed that the variations among different cultivars in concentrations of Cd , Pb and Zn in all tissues were significant ($p < 0. 01$). The tested cultivars were divided into three types (striped , red and black) according to their seed capsule color. Cd concentration in root was significantly higher in striped than in the other types ($p < 0. 01$) , and that in stem was significantly higher in red than in the others ($p < 0. 05$). Pb concentration in root was significantly higher in black than in the others ($p < 0. 05$). Zn concentrations in root of black , in stem of red and in leaf of red and black were significantly higher than the others ($p < 0. 05$). While no significant differences were found for the concentrations of all the tested metals in fruits between the three types each other. Although Cd , Pb and Zn concentrations in soil of the wastewater-irrigated farm exceeded the maximum limitation of the second grade soil according to the National Standard for Soil Environmental Quality of China , concentrations of the tested metals in the fruits of most tested cultivars were significantly lower than the National Food Hygiene Standard of China (NFHSC). Lead accumulation in the fruits is noticeable because Pb seems to be relatively easier to translocate to fruit , and there is one cultivar in which Pb concentration in fruit exceeded the maximum limitation of NFHSC. Correlations among the three tested metals in roots and stems were highly significant , and the correlation between Cd and Pb in fruits was also significant. This suggests that absorptions of Cd , Pb and Zn in asparagus bean might be tightly associated , which in turn may help the selection of cultivars that accumulate multiple heavy metals at lower levels in their edible tissues. The overall fruit yield of all tested varieties were not affected by the high Cd , Pb and Zn concentrations in the wastewater-irrigated soil. This places asparagus bean at extra risk of heavy metal contamination from polluted soils , because the farmers will not receive any warning about the toxic level in the soil by the appearance of yield. Therefore , the selection and breeding of cultivars that accumulate lower levels of heavy metals are believed to be important and much in need in reducing the exposure of human beings to heavy metal pollutions *via* the food chain.

Key Words : asparagus bean ; variation in cultivars ; wastewater irrigation ; heavy metals ; soil contamination

在中国 ,由于工业迅速发展及人口急速膨胀 ,同时由于过去缺乏对污染的控制 ,导致了农用土壤中重金属不断增加。尤其在工矿地区农田重金属污染日益突出 ,此类地区主要受采矿和冶炼中的废水、废渣及降尘的影响 ,农田土壤受到了多种重金属污染 ,这在中国南方地区表现尤为突出^[1]。由于土壤污染具有隐蔽性 ,以致矿区周围的农民长期在污染情况不明的农田上耕作。据统计 ,我国受镉、砷、铅等重金属污染的耕地面积近 $2. 0 \times 10^7 \text{ hm}^2$,约占总耕地面积的 1/ 5 ,其中工业 “三废 ”污染的耕地有 $1. 0 \times 10^7 \text{ hm}^2$,污水灌溉的农田面积 $3. 3 \times 10^6 \text{ hm}^2$ ^[2]。对于大面积受中、低度重金属污染的土壤 ,在中国的现实情况下要实行休耕是不现实的 ,并且仍有许多农田的土壤污染情况不明 ,无法进行有针对性的休耕。因此 ,必须尽快寻找有效手段减少重金属

通过食物链危害公众身体健康的风险。

不同种及不同品种的农作物对重金属的吸收有差异^[3~8]。利用这一特性,可以通过可食部位低量积累重金属的种和品种的应用,有效降低重金属进入食物链的数量,从而达到降低人类从日粮中摄取重金属的数量。长豇豆(*Vigna unguiculata* subsp. *sesquipedalis* L.)是重要的豆荚蔬菜,特别是在中国、东南亚等地为重要的栽培作物。长豇豆 2003 年的在我国的栽培面积为 $342 \times 10^3 \text{ hm}^2$,产量为 725t (<http://www.agri.gov.cn/>)。由于其食用部位是属于果实的豆荚,根据以往的研究,果用蔬菜产品受重金属污染的风险一般较低^[7,9,10],因此,本研究以 24 个长豇豆品种为研究对象,探讨了这些品种在铅锌矿区附近经过长期污灌的农田土壤(同时受 Pb、Zn 和 Cd 的污染)中的生长及植物体内不同部位的 Pb、Zn、Cd 含量,为探讨适合种植于重金属污染农田的作物以规避污染风险的可行性及筛选低量积累重金属的长豇豆品种提供依据,同时也是对长豇豆这一常用豆科类蔬菜首次进行重金属积累特性的研究,有助于更广泛地认识土壤重金属污染、尤其是复合污染对蔬菜环境质量的影响,从理论上论证应用重金属低量积累品种这一降低土壤重金属对食物链污染的策略的可行性。

1 材料与方法

1.1 试验地条件

田间试验在广东省乐昌县乐昌铅锌矿附近的炼塘新村污灌区进行,并在附近非污灌区选择一农田进行了对比试验。污灌区试验地所在农田利用铅锌矿废水作为灌溉水源达 50a 之久,因此土壤污染问题相当严重,其 Pb、Zn 和 Cd 的总量以及主要营养元素含量如表 1 所示,显示该试验地土壤十分肥沃,但其 Pb、Zn 和 Cd 含量均超过国家土壤环境质量标准(GB15618-1995)的二级土壤最高限值,其中 Cd 和 Zn 超过了三级土壤标准。因当地农民在对这片农田进行试验改良时曾施用过大量石灰,土壤 Ca^{2+} 含量为 $13.94 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,导致土壤 pH 值呈中性稍偏碱。相比之下,在非污灌区土壤肥力低于污灌区,而 Pb 和 Zn 含量符合国家二级土壤标准,但 Cd 略高于该标准而符合三级土壤标准。

表 1 污灌区试验地土壤性质

Table 1 Characteristics of the soils in the experimental sites								
项目 Item	pH	有机质	全氮	全磷	全钾	重金属含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)		
		Organic matter (%)	TN ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	TP ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	TK ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Heavy metal concentrations		
						Cd	Pb	Zn
污灌区*	7.34	6.31	3.49	1.01	9.9	1.19	486.2	1114.2
非污灌区*	5.8	2.87	0.228	0.939	16.8	0.34	145.8	138.7
二级土壤标准 ^a	—	—	—	—	—	≤ 0.3	≤ 300	≤ 250
三级土壤标准 ^b	—	—	—	—	—	≤ 1.0	≤ 500	≤ 500

* 污灌区 Wastewater irrigated site 非污灌区 Non-wastewater irrigated site ^a 根据国家土壤环境质量标准(GB15618-1995) The 2nd and the 3rd grade soil based on the National Soil Environmental Quality Standard of China (GB15618-1995)

1.2 材料及其栽培方法

供试长豇豆品种共 24 个(表 2),其中黑仁品种 9 个,红仁品种 11 个,花仁品种 4 个。

1.3 试验设计、栽培和采样方法

每个品种长豇豆种植在 $1.0\text{m} \times 1.0\text{m}$ 的小区,每个小区 16 穴,每穴种植 2 株幼苗。各品种小区随机配置。播种日期为 2005 年 4 月 4 日,播种前翻地时施入复合肥(N:P:K=16:16:16)50g/小区,待幼苗开始爬架,再施入 20g/小区,开花期再追肥一次(20g/小区)。在附近非污灌区土壤 Cd、Pb 和 Zn 含量分别为 0.338、145.8 和 138.7 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的农田中种植长豇豆作为对照(丰宝高产豆角、丰优三号豆角和黑籽油青豆角 3 个品种的种子按数量比 1:1:1 混合后播种),种植方法同上。待长豇豆开花结荚后,每 10d 收集 1 次,最终收获日期为 2005 年 7 月 10 日。采样时立即把全部植株的根、茎、叶和果实分开称取鲜重。同时各品种随机采集 8 株长豇豆植株用于重金属含量分析,先后用自来水和蒸馏水洗净后于 65℃烘干至恒重,粉碎过 100 目筛,置干燥器中密封保存备用。果实产量直接采用每小区鲜重,营养器官产量则通过干物质含量换算为每小区干重

产量。非污灌区采样方法同上。

表 2 供试长豇豆品种
Table 2 Tested cultivars of asparagus bean

编号 No.	品种名称 Name of cultivar	仁色 Color of seed coat	编号 No.	品种名称 Name of cultivar	仁色 Color of seed coat
1	汇丰夏抗 78	红 Red	13	全能油豆王	红 Red
2	农家乐 4 号四季油青	黑 Black	14	丰优 3 号	花 Striped
3	农大丰收 3 号	花 Striped	15	丰产 8 号油青	黑 Black
4	丰收 1 号	红 Red	16	油美 8 号	黑 Black
5	丰宝	红 Red	17	红 (Red)籽油青	红 Red
6	汇丰春秋 88	红 Red	18	夏宝 3 号	花 Striped
7	汇丰 802	黑 Black	19	丰宝油青	黑 Black
8	前丰油豆	红 Red	20	泰国 7 号	红 Red
9	美绿 1 号油青	红 Red	21	丰收 3 号	花 Striped
10	油绿豆角	红 Red	22	杂优油青	黑 Black
11	耐热豆角	红 Red	23	黑籽油青	黑 Black
12	丰优 2 号油青 (813)	黑 Black	24	农家乐特选黑仁油青	黑 Black

1.4 样品分析

所用器皿均经过热水洗涤剂→自来水→1:10 硝酸浸泡→自来水→蒸馏水洗涤晾干后使用。样品前处理使用美国 O. I. CORPORATION 公司生产的 O. I. Analytical 7295 型微波消解系统 ,消解试剂为 HNO₃:H₂ O₂ (4:1) ,用原子吸收光谱仪 (Hitachi Z-5300 Polarized Zeeman Atomic Absorption Spectrophotometer)测定 Cd、Pb 和 Zn 的含量。采用国家标准参比物质 (植物 GBW-07603)进行分析质量控制 ,其结果如表 3 所示 ,表明样品处理方法和仪器精度能够满足本研究的要求。

判断长豇豆果实重金属超标与否的依据为相应的国家食品卫生标准 ,相关的最高限值分别是 Cd≤0. 05 (GB15201-94)、Pb≤0. 2 (GB14935-94)、Zn≤20 (GB13106-91) ;数据统计分析采用 Excel 2003 for Windows 和 SPSS11. 0 for Windows 软件。

2 结果与分析

2.1 污灌区长豇豆根、茎、叶的生长和产量

所有供试长豇豆品种根、茎和叶平均产量分别为干重 42. 0、312. 0g·m⁻²和 64. 6 g·m⁻² ,果实平均产量为鲜重 1887 g·m⁻² ;品种间存在着一定的差异 ,最大值和最小值为 :根 35. 4 ~ 50. 4 g·m⁻² ,茎 226. 3 ~ 412. 1 g·m⁻² ,叶 31. 7 ~ 99. 5 g·m⁻² ,果实 1138 ~ 2530 g·m⁻² ,最大值比最小值分别高 0. 4、0. 8、2. 1、1. 2 倍 ,叶和果实的品种间差异最大。根据种皮颜色划分的 3 个不同类型品种的平均组织产量见表 4。黑仁品种的根产量最大 ,显著高于花仁和红仁品种 ;花仁品种的茎产量最高 ,显著高于其他两类品种 ;叶产量差异不明显 ,而果实产量以红仁品种为最高 ,但同样差异不显著 (p>0. 05)。在非污灌区种植的长豇豆混合品种的根、茎、叶和果实产量分别为 41. 4 ,164 ,32. 6 ,1680 g·m⁻² ,相比之下其平均产量要低于在污灌区 ,这可能是因为非污灌区土壤肥力低于污灌区所致。至于污灌区较高的土壤重金属含量在长豇豆产量的增加方面是否存在正面的作用目前尚无法判断 ,但至少说明了长豇豆大部分品种在污灌区的生长未受到土壤中较高含量的 Cd、Pb 和 Zn 的抑制。

表 3 参比物质镉、铅和锌含量测定值与标准含量的比较 (mg·kg⁻¹)
Table 3 Comparison of certified and tested concentrations of Cd , Pb and Zn for a certified reference materials (mg·kg⁻¹)

项目 Item	Cd	Pb	Zn
标准含量 Certified	0. 057 ± 0. 010	4. 40 ± 0. 30	26. 30 ± 2. 00
测定值 Tested	0. 059 ± 0. 010	4. 78 ± 1. 01	25. 50 ± 3. 84

2.2 污灌区与非污灌区长豇豆根、茎、叶和果实的重金属平均含量的比较

所有供试长豇豆品种在污灌区的根、茎和叶平均 Cd 含量 (以干物质为基础,下同)分别为 1.212、0.425 和 1.051 mg·kg⁻¹,果实平均 Cd 含量 (以鲜重为基础,下同)为 0.011 mg·kg⁻¹,均高于在非污灌区种植的长豇豆各组织的 Cd 含量 (根、茎、叶和果实分别为 0.394、0.217、0.433 和 0.004 mg·kg⁻¹),前者分别是后者的 3.1 (根)、2.0 (茎)、2.4 (叶)和 2.7 (果实)倍,说明在污灌区种植的长豇豆各组织平均 Cd 含量比在非污灌区高 1 倍以上。

表 4 不同类型长豇豆品种根、茎、叶和果实平均产量* (g·m⁻²)
Table 4 Average yields of root, stem, leaf and fruit of the three types (g·m⁻²)

	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	果实 Fruit
花仁 Striped	43.8a ± 3.8	381.3 a ± 25.0	83.7a ± 14.3	1817a ± 180.7
红仁 Red	41.0a ± 4.2	306.5b ± 50.6	52.3b ± 21.4	2087a ± 325.4
黑仁 Black	42.3a ± 3.9	288.0b ± 48.2	71.2a ± 14.0	1768a ± 321.1

* 果实为鲜重,其它组织为干重 Fruit is described as fresh weight, the others are dry weight; 同列数值后不同字母表示在 $p < 0.05$ 水平差异显著 Different letters within the same column indicate significance at $p < 0.05$ level

所有供试长豇豆品种在污灌区的根、茎、叶和果实平均 Pb 含量分别为 92.53、9.79、33.08mg·kg⁻¹和 0.12 mg·kg⁻¹,高于在非污灌区种植的长豇豆各组织的 Pb 含量 (根、茎、叶和果实分别为 15.62、4.30、16.92 mg·kg⁻¹和 0.03 mg·kg⁻¹),前者分别是后者的 5.9 (根)、2.3 (茎)、2.0 (叶)和 4.0 (果实)倍,在污灌区种植的长豇豆根和果实的平均 Pb 含量的增加十分明显,所以受 Pb 污染的风险也明显增加。

所有供试长豇豆品种在污灌区的根、茎、叶和果实平均 Zn 含量分别为 130.14、59.40、99.94mg·kg⁻¹和 6.32 mg·kg⁻¹,高于在非污灌区种植的长豇豆各组织的 Zn 含量 (根、茎、叶和果实分别为 49.31、47.06、52.89、4.25 mg·kg⁻¹),但在两种条件之间的差异小于 Cd 和 Pb,前者分别是后者的 2.6 (根)、1.3 (茎)、1.9 (叶)和 1.5 (果实)倍,尤其是在果实中的含量受土壤中相应元素含量的影响明显小于 Cd 和 Pb。

2.3 污灌区长豇豆组织中 Cd、Pb 和 Zn 含量的品种间差异

各品种根、茎、叶和果实 Cd、Pb 和 Zn 含量如表 5 所示。其中各营养器官的含量 (mg·kg⁻¹)范围分别为根 0.507 ~ 1.867 (Cd)、45.68 ~ 155.37 (Pb)、78.76 ~ 197.21 (Zn);茎 0.281 ~ 0.637 (Cd)、40.17 ~ 83.746.81 ~ 15.09 (Pb)、40.17 ~ 83.74 (Zn);叶 0.687 ~ 1.832 (Cd)、25.08 ~ 44.24 (Pb)、59.54 ~ 149.23 (Zn)。ANOVA 分析结果表明,各重金属在所有器官含量的品种效应 (品种间变异)均在 $p < 0.01$ 水平具有显著意义。

长豇豆的食用部位为果实,其重金属含量的品种间差异是选择重金属低量积累品种的关键,因而对其进行了各品种平均值之间的差异显著性检验 (LSD) (表 5)。Cd、Pb、Zn 在果实中的含量范围分别为 0.005 ~ 0.022、0.05 ~ 0.21mg·kg⁻¹和 4.89 ~ 7.80mg·kg⁻¹,最大品种间差异分别达到 4.4、4.2 倍和 1.6 倍。ANOVA 分析所得 F 值均在 $p < 0.01$ 水平具有显著意义。LSD 分析结果表明,果实中 Cd 含量较高的 5 个品种分别为 No. 1、3、6、19 和 No. 23,显著高于 Cd 含量较低的 5 个品种 ($p < 0.05$),分别是品种 No. 13、14、15、17 和 No. 18。Pb 含量较高的品种则为 No. 1、3、12、13、16 和 No. 17,显著高于品种 No. 5、7、9、10、11、14、15、20、22、23 和 No. 24 ($p < 0.05$)。Zn 含量较高的品种为品种 No. 6、11、16 和 No. 24,显著高于含量较低的 No. 5、8、9、14、和 No. 20 ($p < 0.05$)。

除有一个品种 (No. 3)果实 Pb 含量超标 (Pb = 0.214mg·kg⁻¹)外,其余品种的 Cd、Pb 和 Zn 含量均符合国家食品卫生标准,但另有两个品种果实 Pb 含量超过 0.18mg·kg⁻¹,接近国标最大限值,显示长豇豆受 Pb 污染的风险要大于 Cd 和 Zn。对于 Zn 而言,供试各品种果实中的含量远低于国标,即使果实中 Zn 含量最高的品种,其果实 Zn 含量也只有国家标准的 39%。鉴于 Zn 属于人体需要的营养元素,从营养价值的角度来看,在本试验结果范围内 Zn 含量越高的品种,理论上其营养价值也越高。因此,Cd 和 Pb 含量 (作为有毒元素)同

时较低品种 No. 14 和 No. 15 是值得关注的,但这两个品种的 Zn 含量均相对较低,尤其是品种 No. 14。综合而言,品种 No. 24 是在食品环境质量和营养价值两个方面均比较好的品种。应该避免使用品种 No. 3、12 和 No. 16。

2.4 不同种皮颜色长豇豆品种的 Cd、Pb 和 Zn 含量

不同种皮颜色的长豇豆品种根、茎、叶及果实的 Cd 含量平均值如表 6 所示。花仁品种根的平均 Cd 含量很高,极显著高于其他两类品种 ($p < 0.01$);茎中 Cd 含量则呈红仁 > 黑仁 > 花仁,且相互间差异显著 ($p < 0.05$);叶和果实 Cd 含量在三类品种中的差异不大,无显著意义 ($p > 0.05$)。

表 5 供试长豇豆品种各组织 Cd、Pb、Zn 含量 (mg·kg⁻¹)

Table 5 Cd , Pb and Zn concentrations in plant tissues of tested asparagus bean cultivars												
品种编号 Cultivar	Cd 含量 Cd concentration				Pb 含量 Pb concentration				Zn 含量 Zn concentration			
	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	果实 Fruit	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	果实 Fruit	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	果实 Fruit
1	1.096	0.511	1.347	0.022a	102.660	11.911	35.723	0.173abcd	131.30	62.65	92.26	6.57bcde
2	0.993	0.372	1.091	0.009cdefgh	87.743	10.850	30.545	0.156bcdef	122.08	50.03	95.16	6.70abcde
3	0.507	0.322	1.005	0.018ab	45.675	7.291	26.753	0.214a	88.48	49.37	59.54	6.89abcd
4	1.410	0.411	1.832	0.013bcde	92.830	8.414	31.043	0.143bcdefg	142.35	44.42	94.41	6.51cde
5	1.261	0.389	0.912	0.011cdefg	86.294	11.297	32.578	0.120fghi	127.52	81.04	125.78	4.89h
6	1.786	0.638	1.022	0.014bc	123.017	13.681	40.003	0.129efghi	179.89	83.74	101.47	7.62ab
7	1.091	0.422	1.039	0.010cdefgh	88.601	9.309	26.366	0.101ghij	126.35	52.74	77.21	5.94cdefgh
8	1.867	0.553	0.776	0.013cdef	97.200	10.424	31.162	0.141cdefg	133.85	74.57	104.25	5.28fgh
9	1.141	0.441	0.908	0.009cdefgh	86.336	7.012	25.079	0.064jk	114.61	61.59	99.98	5.12gh
10	0.958	0.458	1.222	0.011cdefg	64.943	9.733	35.173	0.068jk	83.21	56.46	96.66	6.35cdef
11	1.294	0.500	1.000	0.010cdefgh	87.281	15.093	41.561	0.096hij	93.86	80.87	123.68	6.94abc
12	1.539	0.366	1.090	0.009defgh	149.209	7.619	35.712	0.185ab	170.51	46.84	149.23	6.05cdefg
13	1.540	0.410	0.815	0.008efgh	105.693	9.952	33.152	0.166bcde	169.33	75.38	96.13	6.11cdefg
14	0.658	0.292	0.951	0.008fgh	54.633	6.814	29.691	0.064jk	78.76	44.21	63.89	5.61efgh
15	1.540	0.432	1.195	0.005h	155.373	9.507	36.286	0.051k	197.21	56.62	101.56	5.98cdefgh
16	1.143	0.380	1.223	0.013bcde	95.744	8.663	36.524	0.183abc	147.43	45.89	104.25	7.80a
17	0.896	0.473	1.088	0.007gh	56.398	8.393	29.263	0.166bcde	99.72	73.32	120.76	6.44cde
18	1.206	0.361	1.041	0.008fgh	101.776	11.959	28.686	0.139defgh	131.74	61.82	97.38	6.86abcd
19	1.185	0.352	0.984	0.014bcd	108.137	11.795	30.334	0.138defgh	167.29	56.06	106.60	6.15cdefg
20	1.585	0.534	0.818	0.011cdefg	93.573	9.279	32.948	0.069jk	119.23	64.97	93.42	5.82defgh
21	0.679	0.281	0.687	0.010cdefg	64.626	7.300	31.183	0.150bcdef	106.93	47.58	74.04	6.24cdef
22	0.847	0.397	0.736	0.013cdef	58.061	8.198	44.241	0.089ijk	85.15	40.17	96.93	6.07cdefg
23	1.524	0.535	1.439	0.014bcd	125.391	12.632	38.384	0.069jk	172.43	65.18	114.29	6.72abcd
24	1.348	0.361	1.011	0.009cdefgh	89.640	7.744	31.541	0.101ghij	134.11	49.96	109.73	7.02abc
F	27.85	12.93	37.76	3.92	21.33	6.85	17.40	9.16	6.66	15.27	3.03	3.30
p	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01

果实以鲜重为基础,其它组织以干重为基础,同列数值后不同字母表示在 $p < 0.05$ 水平差异显著 Based on fresh weight for fruit and dry weight for the others ; Different letters within the same column indicate significance at $p < 0.05$ level

表 6 不同类型长豇豆品种根、茎、叶和果实平均 Cd 含量 * (mg·kg⁻¹)

Table 6 Average Cd concentrations in root , stem , leaf and fruit of the three types (mg·kg ⁻¹)				
项目 Item	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	果实 Fruit
花仁 Striped	0.763A ± 0.282	0.314c ± 0.036	0.921a ± 0.167	0.011a ± 0.005
红仁 Red	0.349B ± 0.331	0.484a ± 0.079	1.067a ± 0.301	0.012a ± 0.005
黑仁 Black	0.246B ± 0.260	0.402b ± 0.069	1.090a ± 0.196	0.011a ± 0.004

* 果实以鲜重为基础,其它组织以干重为基础,同列数值后不同大写和小写字母分别表示在 $p < 0.01$ 和 $p < 0.05$ 水平差异显著 Based on fresh weight for fruit and dry weight for the others ; Different capital letters and small letters within the same column indicate significance at $p < 0.01$ and $p < 0.05$ level , respectively

不同类型长豇豆根、茎、叶及果实的 Pb 含量平均值如表 7 所示。黑仁品种根的平均 Pb 含量最高,花仁品种含量最低,二者间差异显著 ($p < 0.05$) ;茎和叶中 Pb 含量在 3 类品种间差异不显著 ($p > 0.05$) ;果实中则呈黑仁 < 红仁 < 花仁,但三者间同样无显著差异 ($p > 0.05$) 。

表 7 不同类型长豇豆品种根、茎、叶和果实平均 Pb 含量 * ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Table 7 Average Pb concentrations in root , stem , leaf and fruit of the three types

项目 Item	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	果实 Fruit
花仁 Striped	66.678b ± 23.008	8.341a ± 3.089	29.079a ± 2.547	0.1417a ± 0.061
红仁 Red	90.566ab ± 20.709	10.472a ± 2.440	33.426a ± 4.970	0.1214a ± 0.048
黑仁 Black	106.433a ± 31.094	9.591a ± 2.096	35.548a ± 5.569	0.1192a ± 0.048

* 果实以鲜重为基础,其它组织以干重为基础 Based on fresh weight for fruit and dry weight for the others ;同列数值后不同字母表示在 $p < 0.05$ 水平差异显著 Different letters within the same column indicate significance $p < 0.05$ level

不同类型长豇豆根、茎、叶及果实的 Zn 含量平均值如表 8 所示。黑仁品种根的平均 Zn 含量最高,其次为红仁品种,花仁品种含量最低,三者间差异显著 ($p < 0.05$) ;茎中 Zn 含量为红仁品种显著高于其他两类品种 ($p < 0.05$) ;在叶中则以黑仁和红仁品种较高,二者显著高于花仁品种 ($p < 0.05$) ;3 类品种果实中 Zn 含量相似,三者间无显著差异 ($p > 0.05$) 。

表 8 不同类型长豇豆品种根、茎、叶和果实平均 Zn 含量 * ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Table 8 Average Zn concentrations in root , stem , leaf and fruit of the three types

项目 Item	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	果实 Fruit
花仁 Striped	101.48c ± 22.11	50.74b ± 8.14	73.71b ± 18.24	6.411a ± 0.716
红仁 Red	126.81b ± 37.55	69.00a ± 12.49	104.44a ± 13.11	6.149a ± 1.067
黑仁 Black	146.95a ± 35.40	51.50b ± 9.71	106.11a ± 18.00	6.467a ± 0.707

* 果实以鲜重为基础,其它组织以干重为基础 Based on fresh weight for fruit and dry weight for the others ;同列数值后不同字母表示在 $p < 0.05$ 水平差异显著 Different letters within the same column indicate significance $p < 0.05$ level

2.5 污灌区长豇豆各器官中 Cd、Pb 和 Zn 含量的相关性

各组织中 Cd、Pb 和 Zn 含量之间的相关系数如表 9 所示。在根、茎中,Cd-Pb、Cd-Zn 和 Pb-Zn 间均具有极显著相关 ($p < 0.01$) ,说明 3 种重金属元素在长豇豆根的吸收过程中具有相互促进的作用,尤其是根中 Pb-Zn 之间的相关系数高达 0.915 ,同时也说明对 3 种重金属中某一种重金属吸收能力强的品种对另外两种重金属的吸收能力也较强,反之亦然。但在叶中,3 种元素间则未显示出显著相关 ($p > 0.05$) 。在果实中,Cd 和 Pb 含量间的相关性具有显著意义 ($p < 0.05$) ,但 Cd-Zn、Pb-Zn 之间无显著相关 ($p > 0.05$) 。

表 9 长豇豆各组织中 Cd、Pb 和 Zn 含量之间的相关性 ($n = 24$)

Table 9 Correlations between Cd , Pb and Zn each other in root , stem , leaf and fruit

	Cd				Pb			
	根	茎	叶	果实	根	茎	叶	果实
Pb	0.774 **	0.584 **	0.066	0.408 *	-	-	-	-
Zn	0.729 **	0.680 **	0.122	0.277	0.915 **	0.675 **	0.395	0.362

** 在 $p < 0.01$ 水平具有显著意义 Significant at $p < 0.01$ level ; * 在 $p < 0.05$ 水平具有显著意义 Significant at $p < 0.05$ level

3 讨论

3.1 长豇豆在污灌区的正常生长说明农作物受重金属污染的风险较大

长豇豆在污灌区土壤受到 Cd、Pb 和 Zn 严重污染的情况下仍能够形成约 $2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 的产量,说明长豇豆对这 3 种重金属有较强的耐性。许多调查和研究结果也证明土壤重金属污染不一定能够从作物的生长状态或产量表现出来^[11,12] ,因此,种植者不容易从植物生长的表观察觉土壤的受污染情况,因而增加了农作物受土壤重金属污染的风险。本研究证实了长豇豆的生产具有这样的风险,因此,选择低量积累重金属的品种用于具有潜在受污染风险或污染情况不明的地区便显得很有必要。

3.2 长豇豆在污灌区果实重金属含量明显增加 ,但绝大多数符合国家标准

在污灌区土壤 Cd、Pb 和 Zn 含量分别达到 1.19、486.2mg·kg⁻¹和 1114.2mg·kg⁻¹的情况下 ,只有一个品种果实 Pb 含量超过国家食品卫生标准 ,其余品种的 3 种重金属含量均能达标。如果将农作物分为低量积累重金属和高量积累重金属种类的话 ,长豇豆无疑属于低量积累重金属的种类。同样是果实用的农作物 ,水稻 (*Oryza sativa* L.)似乎更容易积累重金属。在与本试验同一地区 (土壤 Pb 和 Zn 含量与本试验相近)种植的水稻根和茎叶中的 Pb 和 Zn 含量远高于本研究的长豇豆^[3]。吴启堂等^[4]研究表明在清洁的土壤中加入 1 mg·kg⁻¹的 Cd 处理水稻时 ,10 个品种的糙米 Cd 含量全部超过国家卫生标准。这说明水稻较容易吸收积累重金属。因此在受污染农田中种植类似水稻这样的重金属高量积累作物种类将增加产品受重金属污染的风险 ,而种植像长豇豆这样的重金属低量积累种类 ,其产品的受污染风险就比较低。

3.3 长豇豆受 Cd 和 Pb 污染的风险远大于受 Zn 污染的风险

长豇豆在污染土壤形成的果实产品的 Cd 和 Pb 含量与非污染土壤中的产品相比有十分明显的增加 ,尤其是 Pb 含量。尽管污灌区土壤中的 Pb 含量仅超标 0.6 倍 (相对于二级土壤标准) ,但果实中 Pb 平均含量比在非污灌区却增加了 3 倍。相比之下 ,尽管污灌区土壤 Zn 含量超标 3.5 倍 ,但果实中平均 Zn 含量比非污灌区仅增加了 0.5 倍。因此 ,在受 Cd、Pb 和 Zn 污染的土壤中 ,长豇豆产品受毒性较大的 Cd 和 Pb 污染的风险远大于受同时作为营养元素的 Zn 的污染风险。周启星等^[12]也发现在土壤中添加 Cd 和 Zn 时 ,水稻糙米中 Cd 含量的增加幅度远大于 Zn 含量的增加幅度。

3.4 长豇豆果实 Cd 和 Pb 含量存在较大的品种间差异且具有一定的遗传关联性 ,为通过筛选重金属低量积累品种减少 Cd、Pb 进入食物链的的风险提供了依据

和其他一些作物种类一样^[5~18] ,长豇豆可食部位 (果实)中 Cd 和 Pb 含量的品种间差异较大 ,最大品种间差异均在 4 倍以上。在本试验范围内 ,品种 No.1 和 No.3 的果实中同时含有较高浓度的 Cd 和 Pb ,而品种 No.7、9、11、14、15 和 No.24 则同时含有较低浓度的 Cd 和 Pb ,尤其是 No.15 和 No.14 ,该两类品种可以作为今后从理论上研究长豇豆对 Cd、Pb 吸收、转运和积累机制的典型品种。值得注意的是 ,长豇豆对 Cd 和 Pb 的积累具有一定的外部形态 (种皮颜色)关联性 ,这种情况在水稻^[19]和番茄^[20]中均有发现 ,在一定程度上说明长豇豆果实的 Cd、Pb 积累是受遗传控制的一种品种特性 ,同时也为 Cd、Pb 低量积累品种的筛选提供了简便易行的手段。

3.5 长豇豆对 Cd、Pb 和 Zn 的吸收和积累具有关联性 ,为复合污染适用品种的筛选提供了条件

在长豇豆的根和茎中 3 种重金属含量间存在着明显的相关性 ,说明 3 种重金属在根系的吸收以及向茎部的转移过程具有协同性。类似的结果在萝卜 (*Raphanus sativus* L.)中也有发现^[21]。杨志新等^[22]在油菜 (*Brassica campestris* L. ssp. *chinensis*)中也发现 Zn、Pb 共存可以促进 Zn、Pb 在油菜根、茎叶的吸收量 ,并认为 Pb 的存在可能会提高 Cd 的生物活性。柳勇^[23]等对广州市菜园中菜心 (*Brassica parachinensis*)的调查中也发现土壤中的 Pb 对菜心吸收 Cd 存在协同效应。秦天才等^[24]则发现 ,在含 Cd 的培养液中施入 Pb 后 ,加强了 Cd 的毒性。林崎等^[25]通过根际箱实验 ,发现当 Pb、Cd 同时存在时 ,Pb 可以促进 Cd 的活性。Liu 等^[26]研究了 Cd 胁迫下 20 个水稻品种 Cd 和其它金属含量的相关性 ,发现在根、茎组织中 Cd 和 Zn 含量间都呈极显著正相关。

尽管在果实中仅发现了 Cd 和 Pb 的协同性 ,但随着胁迫强度的增加 ,不能排除 3 种元素在根和茎的协同性会传递到果实。由于长豇豆对 Cd、Pb 和 Zn 的吸收具有如上所述的协同性 ,为筛选能够同时低量积累 3 种元素的品种提供了很大的便利。事实上 ,对于 Zn 而言 ,由于长豇豆在污灌区果实 Zn 并不高 ,因此 ,在本研究的范围内 ,应该选择含量相对较高的品种。基于上述考虑 ,适用于本研究实施地区污染条件的长豇豆品种有丰产 8 号油青豆角 (果实中 Cd、Pb 和 Zn 含量分别为 0.005、0.051 mg·kg⁻¹和 5.981 mg·kg⁻¹)、丰优 3 号豆角 (0.008、0.064 mg·kg⁻¹和 5.606 mg·kg⁻¹)、农家乐特选黑仁油青豆角 (0.009、0.101 mg·kg⁻¹和 7.027 mg·kg⁻¹) ,其中前两种果实 Cd 和 Pb 含量很低 ,但 Zn 含量也较低 ,后一种果实 Cd 和 Pb 含量在所有供试品种

中居中偏低 Zn 含量居前列。

References :

[1] Chen H M ed. Environmental agrology. Beijing :Chinese Science Press ,2005. 218 – 219.

[2] Gu J G ,Zhou Q X ,Wang X. Reused path of heavy metal pollution in soils and its research advance. J. Basic Sci. Eng. ,2003 ,11 (2) :143 – 151.

[3] Yang X ,Romheld V ,Marschner H ,Uptake of iron ,zinc ,manganese ,and copper by seedlings of hybrid and traditional rice cultivars from different soil types. J. Plant Nutr. ,1994 ,17 (2-3) :319 – 331.

[4] Oliver D P ,Gartrell J W ,Tiller K G ,et al. Differential responses of Australian wheat cultivars to cadmium concentration in wheat grain. Austral. J. Agric. Res. ,1995 ,46 (5) 873 – 886.

[5] Florin P J ,Van Beusichem M L. Uptake and distribution of cadmium in maize inbred lines. Plant Soil ,1993 ,150 (1) ,25 – 32.

[6] Mclaughlin M J ,Williams G M J ,Mckay A. Effect of cultivar on uptake of cadmium by potato tubers. Austral. J. Agric. Res. ,1994 ,45 (7) : 1483 – 1495.

[7] Sękara A ,Poniedziałek M ,Ciura J ,et al. Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of nine crops : Implications for phytoremediation. Polish J. Environ. Studies ,2005 ,14 (4) :509 – 516.

[8] Broadley M R ,Willey N J ,Wilkins J C ,et al. Phylogenetic variation in heavy metal accumulation in angiosperms. New Phytol. ,2001 ,152 (1) : 9 – 27.

[9] Cui Y J ,Zhu Y G ,Zhai R H ,et al. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning ,China. Environ. Int. ,2004 , 30 (6) :785 – 791.

[10] Mohamed A E ,Rashed M N ,Mofty A. Assessment of essential and toxic elements in some kinds of vegetables. Ecotoxicol. Environ. Safety ,2003 , 55 (3) :251 – 260.

[11] Stolt J P ,Sneller F E C ,Bryngelsson T ,et al. Phytochelatin and cadmium accumulation in wheat. Environ. Exper. Botany ,2003 ,49 (1) :21 – 28.

[12] Zhou Q X ,Wu Y Y ,Xiong X Z. Compound pollution of Cd and Zn and its ecological effect on rice plant. Chin. J. Appl. Ecol. ,1994 ,5 (4) : 438 – 441.

[13] Yang Q W ,Shu W S ,Lin Z ,et al. Compound Pollution and Ecological Evaluation of Heavy Metals from Mining Waste Water to Soil Rice Plant System. J. Agro-environ. Sci. ,2003 ,22 (4) 385 – 390.

[14] Wu Q T ,Chen L ,Wang G S. Differences on Cd uptake and accumulation among rice cultivars and its mechanism. Acta Ecol. Sinica ,1999 ,19 (1) :104 – 107.

[15] Wu Q T ,Chen L ,Wang G S ,et al. Effect of chemical fertilizer sources on uptake and accumulation of Cd by *Brassica chinensis* cultivars. Chin. J. Appl. Ecol. ,1996 ,7 (1) :103 – 106.

[16] Zhu J ,Sun G ,Fang X ,et al. Genotypic Differences in Effects of Cadmium Exposure on Plant Growth and Contents of Cadmium and Elements in 14 Cultivars of Bai Cai. J. Environ. Sci. Health B. ,2004 ,39 (4) :675 – 687.

[17] Engqvist G ,Martensson A. Cadmium uptake in field pea cultivars grown under French and Swedish conditions. Acta Agric. Scand. B :Soil Plant Sci. 2005 ,55 (1) :64 – 67.

[18] Dai Q L ,Yuan J G ,Fang W ,et al. Difference of Pb accumulation among plant tissues of 25 *Zea mays* varieties. Acta Phytocol. Sinica ,2005 , 29 (6) :992 – 999.

[19] Yu H ,Wang J L ,Fang W ,et al. Cadmium accumulation in different rice cultivars and screening for pollution-safe cultivars of rice. Sci. Total Environ. ,2006 ,370 (2-3) ,302 – 309.

[20] Zhu F ,Fang W ,Yang Z Y. Variations of Cd absorption and accumulation of 36 *Lycopersicon esculentum* cultivars. Acta Ecologica Sinica ,2006 ,26 (12) :4071 – 4081.

[21] Liu K ,Yang Z Y. Growth and heavy metal accumulation of 8 cultivars of *Raphanus sativas* grown in a farm contaminated by coexistent Pb ,Zn and Cd. Chinese Sciencepaper Online ,2005.

[22] Yang Z X ,Liu S Q. The effect of compound pollution of heavy metals on rape. J. Agric. University Hebei ,2000 ,23 (3) :27 – 30.

[23] Liu Y ,He J H ,Wang S Y. Effect of heavy metal dosage on the accumulation of heavy metals in flowering *Chinese cabbage* in Guangzhou vegetable soils. Chin. Ecol. Environ. ,2003 ,12 (3) :273 – 276.

[24] Qin T C ,Wu Y S ,Wang H X. Effect of cadmium ,lead and their interactions on the physiological and biochemical characteristics of *Brassica Chinensin*. Acta Ecol. Sinica ,1994 ,14 (1) :46 – 49.

[25] Lin Q ,Chen H M ,Zheng C R ,*et al.* Chemical behavior of Cd ,Pb and their interaction in rhizosphere and bulk. J. Zhejiang University (Agric. Life Sci.),2000 ,26 (5):527 – 532.

[26] Liu J G ,Li K Q ,Zhang Z J ,*et al.* Correlations between cadmium and mineral nutrients in absorption and accumulation in various genotypes of rice under cadmium stress. Chemosphere ,2003 ,52 (9):1467 – 1473.

参考文献：

[1] 陈怀满主编. 环境土壤学. 北京：科学出版社，2005. 218 ~ 219.

[2] 顾继光，周启星，王新. 土壤重金属污染的治理途径及其研究进展. 应用基础与工程科学学报，2003，11 (2)：143 ~ 151.

[12] 周启星，吴燕玉，熊先哲. 重金属 Cd-Zn 对水稻的复合污染和生态效应. 应用生态学报，1994，5 (4)：438 ~ 441.

[13] 杨清伟，束文圣，林周等. 铅锌矿废水重金属对土壤-水稻的复合污染及生态影响评价. 农业环境科学学报，2003，22 (4)：385 ~ 390.

[14] 吴启堂，陈卢，王广寿. 水稻不同品种对 Cd 吸收累积的差异和机理研究. 生态学报，1999，19 (1)：104 ~ 107.

[15] 吴启堂，陈卢，王广寿，等. 化肥种类对不同品种菜心吸收累积 Cd 的影响. 应用生态学报，1996，7 (1)：103 ~ 106.

[18] 代全林，袁剑刚，方炜，等. 玉米各器官积累 Pb 能力的品种间差异. 植物生态学报，2005，29 (6)：992 ~ 999.

[20] 朱芳，方炜，杨中艺. 番茄吸收和积累 Cd 能力的品种间差异. 生态学报，2006，26 (12)：4071 ~ 4081.

[21] 刘锟，杨中艺. 8 个萝卜品种在 Pb、Zn、Cd 复合污染农田土壤中的生长和重金属积累特性. 中国科技论文在线，2005.

[22] 杨志新，刘树庆. 土壤重金属复合污染对油菜生长的影响. 河北农业大学学报，2000，23 (3)：27 ~ 30.

[23] 柳勇，何江华，王少毅. 广州市蔬菜地重金属积累对蔬菜富集重金属的影响——以菜心为例. 生态环境，2003，12 (3)：273 ~ 276.

[24] 秦天才，吴玉树，王焕校. 镉铅及相互作用对小白菜生理生化特性的影响. 生态学报，1994，14 (1)：46 ~ 49.

[25] 林崎，陈怀满，郑春荣，等. 根际与非根际土中铅、镉行为及交互作用的研究. 浙江大学学报，2000，26 (5)：527 ~ 532.