

云南个旧市郊农作物重金属污染现状及健康风险

肖青青¹, 王宏镔^{1*}, 赵 宾¹, 叶志鸿²

(1.昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650093; 2.中山大学生命科学学院, 广州 510006)

摘要:通过现场采样及室内分析,对云南个旧市郊鸡街镇的土壤和农作物重金属污染现状进行野外调查,并进行健康风险评价。结果表明,土壤 Pb、Zn、Cu 和 Cd 含量均超出《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995) 二级标准, Pb、Cu 和 Cd 的二乙三胺五乙酸(DTPA)提取态与总量呈极显著正相关($P<0.01$), Zn 则呈显著正相关($P<0.05$)。农作物中除萝卜、甘蓝、花椰菜和甘蔗 Pb 含量未超出对应的食品安全限量标准外,其余作物均超标, Pb 超标率达 80%, 其中薄荷 Pb 含量最高, 平均值为 $3.28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (鲜重), 超标 9.93 倍; 朝天椒、土豆、大米和玉米 Cd 含量均超标, Cd 超标率为 20%, 其中大米 Cd 含量最高, 平均值为 $0.446 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 超标 1.23 倍; Cu 和 Zn 在所采的农作物中均未超标。薄荷对 Pb 和 Cu、莴苣对 Zn 和 Cd 的富集系数高于其他农作物。豌豆尖、蚕豆、甘蓝、花椰菜、葱、朝天椒、甘蔗、韭菜、厚皮菜、白菜、萝卜、青花菜、土豆和金丝菜对 Pb、Zn、Cu 和 Cd 吸收能力较低, 适合在污染区继续种植; 薄荷、莴苣和青菜对 4 种重金属吸收能力较高, 不适合在污染区继续种植。根据单因子评价方法, 农作物受 Pb 轻度、中度、重度污染分别占 50%、10%和 20%, 受 Cd 轻度、中度污染各占 10%。对于不同种类农作物, 不同重金属的综合污染指数为 $\text{Pb}>\text{Cd}>\text{Zn}>\text{Cu}$ 。居民经食用蔬菜途径日摄入 Pb、Zn、Cu 和 Cd 量分别为 0.204 、 2.336 、 $0.376 \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $0.028 \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$, 分别占暂定每日耐受摄入量(PTDI)的 101.78%、7.08%、5.79%和 39.29%。因此, 经蔬菜途径摄入 Pb 对当地居民健康构成潜在威胁。

关键词:重金属; 农作物; 食品安全; 健康风险

中图分类号: X820.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2011)02-0271-11

Heavy Metal Pollution in Crops Growing in Suburb of Gejiu City, Yunnan Province, China: Present Situation and Health Risk

XIAO Qing-qing¹, WANG Hong-bin^{1*}, ZHAO Bin¹, YE Zhi-hong²

(1. Faculty of Environmental Science and Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650093, China; 2. School of Life Sciences, Sun Yat-sen (Zhongshan) University, Guangzhou 510006, China)

Abstract: With the exploration, selection and smelting of mine resources, heavy metal pollution in soil is getting serious and endangers food safety and human health. A field survey was conducted to investigate the present situation and health risk of heavy metal pollution in soils and crops in Jijie Town, located at the suburb of Gejiu City, Yunnan Province. The results indicated that average concentrations of lead (Pb), zinc (Zn), copper (Cu) and cadmium (Cd) in soil at the studied site exceeded "Environment Quality Standard for Soils" (GB 15618—1995) (Grade II). A significantly positive correlation was observed between diethylenetriaminepentaacetic acid (DTPA) extractable and total concentrations of soil Pb, Cu, Cd ($P<0.01$) and Zn ($P<0.05$), respectively. Concentrations of Pb in crops exceeded the maximum levels of contaminants in foods except *Raphanus sativus*, *Brassica oleracea* var. *capitata*, *Brassica oleracea* var. *botrytis* and *Saccharum officinarum*, with an exceeding rate of 80%. The highest concentration of Pb was examined in *Mentha arvensis*, with an average of $3.28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (fresh weight), which was 9.93 times as high as that in corresponding standard for safe food. Concentrations of Cd in *Capsicum annuum*, *Solanum tuberosum*, *Oryza sativa* and *Zea mays* also exceeded the maximum levels of contaminants in foods, with an exceeding rate of 20%. Among the examined crops, rice had the highest concentration of Cd, with an average of $0.446 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, which was 1.23 times as high as that in corresponding standard for safe food. However, concentrations of Cu and Zn in crops were lower than the standard for safe food. Bioconcentration factors (defined as the ratio of metal concentration in plant to that in soil) of Pb and Cu in *Mentha arvensis*, as well as Zn and Cd in *Lactuca sativa*, were higher than those in other crops. Generally, *Pisum sativum*, *Vicia faba*, *B. oleracea* var. *capitata*, *B. oleracea* var. *botrytis*, *Allium fistulosum*, *C. an-*

收稿日期: 2010-07-06

基金项目: 云南省教育厅科学研究基金重点项目(09Z0019); 国家环境保护科技项目(E-2007-06); 云南省环境保护专项项目(2007[262])

作者简介: 肖青青(1984—), 女, 湖北潜江人, 硕士, 主要从事污染生态学和环境生物学研究。E-mail: xiaoqingqing@126.com

* 通讯作者: 王宏镔 E-mail: whb1974@126.com

nuum, *S. officinarum*, *Allium schoenoprasum*, *Beta vulgaris* var. *cicla*, *Brassica rapa* L. *glabra* Regel, *R. sativus*, *Brassica oleracea* var. *italica*, *S. tuberosum* and *Brassica juncea* var. *multisecta* were suitable for planting at study site because of their low metal accumulation, but *M. arvensis*, *O. sativa* and *Brassica chinensis* were not. According to the results of single-factor pollution index assessment, 50%, 10% and 20% of the investigated crops were polluted by Pb slightly, moderately and severely, respectively, and the remaining 20% of the crops were slightly or moderately polluted by Cd. Integrated pollution indexes of four metal elements in different crops were $Pb > Cd > Zn > Cu$. Daily intake of Pb, Zn, Cu and Cd caused by consuming vegetables in residents were 0.204, 2.336, 0.376 $mg \cdot d^{-1}$ and 0.028 $mg \cdot d^{-1}$, accounting for 101.78%, 7.08%, 5.79% and 39.29% of the standard for provisional tolerated daily intake (PTDI), respectively. Therefore, a potential threat posed to the local residents who consumed vegetables containing high concentrations of Pb.

Keywords: heavy metal; crop; food safety; health risk

随着城市化的发展,重金属通过各种途径进入土壤,使农作物产量和品质降低。然而,大多数普通消费者对食品质量观念仅局限在农药残留和食品变质问题上,对土壤重金属污染影响食品质量的严重性未引起足够重视,无法从外观上判断食品是否受到重金属污染并避开它。伴随矿产资源的开采、选矿和冶炼,耕作土壤中重金属污染日趋严重,过量的重金属进入土壤环境,能通过“土壤-植物-人”的途径进入人体,危及食品安全和人类健康^[1-3]。Yang等^[4-5]对广东乐昌铅锌矿区的研究表明,土壤和谷物Pb含量均超标,当地成人与儿童日摄入量分别为 $2.6 mg \cdot kg^{-1}$ 和 $1.2 mg \cdot kg^{-1}$,土壤中28.4%的Cd通过食物链被人和动物吸收,成人与儿童日摄入量分别为 $2.2 \mu g \cdot kg^{-1}$ 和 $1.5 \mu g \cdot kg^{-1}$,Pb、Cd摄入量均严重高出暂定每日耐受摄入量(provisional tolerated daily intake,PTDI)。

据统计,目前我国矿区废弃地面积已达 7.43×10^6 hm^2 ,且每年以 4.67×10^4 hm^2 的速度增长^[6]。矿区周边土壤重金属污染严重,矿山尾矿、冶炼废渣等造成的土壤污染问题在一些典型地区已经产生了明显的生态环境危害效应^[7]。由于重金属污染的隐蔽性、持久性以及污染后果的严重性,对我国生态环境质量、食品安全、人体健康和农业可持续发展构成了一定威胁^[8]。去除土壤重金属污染的方法有很多,如物理、化学和生物法。但是,物理和化学方法由于对土壤环境扰动大,并会造成二次污染,一般情况下很难大范围使用。目前普遍推崇的植物提取(phytoextraction)技术,虽然具有经济有效和环境友好的优点,但修复所需的时间太长,仅适合于低中度污染农田的治理。在土壤重金属难以快速、经济、安全去除的情况下,了解其上生长作物对重金属的吸收特征,在食品安全现状及健康风险分析基础上,筛选对重金属拒吸收或低吸收的种类或品种,是一条在污染区发展农业生产、保障农产品食品安全的现实途径。

云南个旧是有名的“世界锡都”,矿业活动频繁,环境污染严重^[9]。位于市北郊(约20 km)的鸡街冶炼厂于1958年建成投产,占地50余 hm^2 ,年产15 000 t铅、1 000 t锌和5 000 t锡。该镇居民收入以农业生产为主,矿区农田多以冶炼厂废水进行灌溉,土壤受到重金属严重污染。本文在对个旧市郊鸡街镇的农田土壤和其上生长的常见农作物重金属含量进行分析测定的基础上,对矿区农作物食品安全及健康风险进行了探索,初步提出了适合种植的农作物种类,旨在为当地农业生产合理规划提供一定的科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究地点

研究地点位于云南省个旧市郊鸡街镇农作物连片种植的农田,面积约4 hm^2 ,经GPS定位,东经 $103^\circ 13' 12.6'' \sim 103^\circ 13' 18.8''$ 、北纬 $23^\circ 30' 30.7'' \sim 23^\circ 30' 34.1''$ 。鸡街镇位于东经 $103^\circ 12' \sim 103^\circ 16'$ 、北纬 $23^\circ 29' \sim 23^\circ 33'$ 之间,平均海拔1 203~1 847 m,年均气温18.9 $^\circ C$,日照时数2 222 h,年降雨量744 mm,年蒸发量1 935.4 mm,常年风向为西南风,年平均风速1.4 $m \cdot s^{-1}$,无霜期346 d。地势南高北低,立体气候明显,分布有坝区、山区和半山区地貌类型。研究地点西北方向距鸡石公路约350 m,东北方向距鸡街冶炼厂约2 km,南面紧邻冶炼废水排放水渠,农户常年使用此水作为农灌用水。因此,研究地点选取鸡街冶炼厂上风向,尽量减少空气污染对农作物的影响,并沿排污水渠设计样点分布。

1.2 植物和土壤样品采集

2009年1—2月间,在研究地点采集17种农作物(主要为可食部分)及其生长的根区土壤样品。但由于作物生长季节的限制,采样时于鸡街农贸市场购买确属本地生产、当地居民广泛食用的大米和玉米2种经济作物。采用多点混合法进行采样,每种农作物设

3~5个样方,分别采用梅花型、“S”型布点或随机取样(视田块大小而定),每个样方采3~5株合成1个平均混合样,同时采集作物生长的耕作层土壤样品(0~20 cm)。共采集农作物样品19种,共87个(其中6个为购买的样品),土壤样品81个(其中随机抽取51个样品用作土壤理化性质分析)。植物和土壤样品采集后装入洁净的聚乙烯塑料袋,带回实验室进行分析。

1.3 样品处理

先将植物样品用自来水和 $0.1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 稀盐酸洗净,然后用去离子水淋洗2~3次,晾干后称鲜重,然后于 $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ 烘箱中杀青30 min,并在 $60\sim 70\text{ }^{\circ}\text{C}$ 烘干2 d,计干重,测定植物含水率。烘干后的样品分别用不锈钢磨碎机粉碎,过60目筛,保存备用。

土壤首先除去其中的岩石和残留植物,风干2周后用四分法弃取,过100目筛备用。

1.4 测定方法

植物样品用5:1的 $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4(V/V)$ 消化,土壤样品用4:1的王水/ $\text{HClO}_4(V/V)$ 消化,然后用原子吸收光谱仪(美国Varian AA240FS)进行Pb、Zn、Cu和Cd元素含量测定。为了便于与食品中相应重金属限量国家卫生标准相比较,采用上述烘干称重法测定各植物的含水率后,植物中重金属元素含量换算为鲜重表示。空白样品、茶叶标准样品(GBW 08505)、土壤标准样品(GBW 08303)以及Pb、Zn、Cu和Cd标准溶液($1\ 000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)购自国家标准物质研究中心。各元素的加标回收率在92%~101%之间,符合元素分析质量控制要求。

土壤pH值测定采用电位法;有机质测定采用重铬酸钾容量-稀释热法;全氮测定采用半微量凯氏定氮法;全磷采用 $\text{HClO}_4\text{--H}_2\text{SO}_4$ 法;速效磷测定采用 $0.5\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ NaHCO}_3$ 提取法;土壤锌、铅、镉和铜有效态的提取采用二乙三胺五醋酸-三乙醇胺(DTPA-TEA)法。具体操作方法参照中国科学院南京土壤研究所《土壤理化分析》^[10]及鲍士旦《土壤农化分析》(第三版)^[11]。土壤重金属分级形态按 Tessier 连续提取法^[12]。

1.5 数据处理

数据分析与评价采用单因子污染评价指数^[13]和内梅罗综合评价指数法,单因子污染评价指数表达式为:

$$P_i = C_i/S_i$$

式中: P_i 为所计算出的重金属单项污染指数; C_i 为该重金属的实测值; S_i 为各项评价标准值。

蔬菜评价结果划分5个等级: $P_i \leq 0.7$ 为优良,

$0.7 < P_i \leq 1.0$ 为安全, $1.0 < P_i \leq 2.0$ 为轻污染, $2.0 < P_i \leq 3.0$ 为中污染, $P_i > 3.0$ 为重污染。

为突出不同蔬菜类型中不同重金属的最高污染指数的作用,引入蔬菜综合评价指数,即在单项污染指数的基础上采用内梅罗污染指数法对蔬菜进行综合评价。其计算公式为:

$$P_{\text{综}} = [(P_{\text{平均}}^2 + P_{\text{max}}^2)/2]^{1/2}$$

式中: $P_{\text{平均}}$ 为蔬菜各单项污染指数 P_i 的平均值; P_{max} 为蔬菜各单项污染指数中最大值。

居民经蔬菜摄入重金属量采用日人均摄入量(Daily intake, DI)来计算:

$$\text{DI} = F_{\text{IR}}C$$

式中: F_{IR} 为消化食物的比率,参照文献[14]为 $345\text{ g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; C 为食物中重金属含量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

实验结果用SAS 9.1.3统计分析软件进行单因素方差分析(One-Way ANOVA),并采用Tukey法进行多重比较;用SPSS 14.0软件进行逐步回归和线性相关分析。显著性差异水平 P 取0.05,极显著性差异水平 P 取0.01。实验作图采用Origin 7.5软件。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质

土壤基本理化性质如表1所示。研究地点土壤为红壤,通过与我国第二次土壤普查养分分级及pH分级标准^[15]比较,土壤有机质含量均值为6.24%,属丰富;全氮含量均值为0.11%,属中等;速效磷含量均值为 $76.81\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,属丰富;pH均值为7.89,偏碱性。由此可见,土壤肥力情况较好。

表1 研究地点土壤理化性质($n=51$)

Table 1 Soil physico-chemical properties at study site($n=51$)

测定指标	平均值±标准差	范围
有机质/%	6.24±2.34	3.94~14.48
全氮/%	0.11±0.04	0.03~0.21
全磷/%	0.33±0.08	0.20~0.59
速效磷/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	76.81±18.59	46.89~134.96
pH	7.89±0.20	7.47~8.49
总 Pb/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	1 185.48±490.72	379.63~2 472.53
DTPA-Pb/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	92.58±45.75	18.80~201.80
总 Zn/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	628.87±175.58	353.51~1 150.39
DTPA-Zn/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	32.42±11.35	16.40~71.75
总 Cu/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	453.50±129.11	251.00~759.96
DTPA-Cu/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	29.78±11.79	9.70~50.98
总 Cd/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	7.50±5.40	2.01~21.59
DTPA-Cd/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	1.18±0.32	0.58~1.82

根据《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995),研究地点土壤执行二级标准,该标准主要适用于一般农田、蔬菜地、茶园、果园、牧场等土壤,二级土壤当 pH>7.5 时的重金属限量(单位 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$):Pb 为 350,Zn 为 300,Cu 为 100,Cd 为 0.6。从表 1 可以看出,研究地点 Pb、Zn、Cu 和 Cd 总量均超标,属于重金属严重污染。

土壤重金属 DTPA 提取态含量和总量相关性分析结果如图 1 所示。从图 1 可以看出,土壤中 DTPA 提取态 Pb、Cu 和 Cd 含量随总量的增加而极显著增加($P<0.01$),DTPA 提取态 Zn 含量随着总量的增加而显著增加($P<0.05$)。

将土壤中重金属 DTPA 提取态(Y)与土壤 pH(X_1)、有机质(X_2)、全氮(X_3)、全磷(X_4)、速效磷(X_5)进行逐步线性回归分析,结果如表 2 所示。从表 2 可以看出,DTPA 提取态 Pb 含量受土壤有机质(X_2)和全磷(X_4)影响,与有机质(X_2)呈极显著负相关($P<0.01$),与全磷(X_4)呈极显著正相关($P<0.01$);Zn、Cd 与有机质(X_2)呈极显著正相关($P<0.01$);Cu 与 pH(X_1)呈极显著正相关($P<0.01$)。

为进一步研究土壤重金属的分级形态,通过 Tessier 连续提取法得到的结果如表 3 所示。从表 3 可

表 2 土壤重金属 DTPA 提取态与土壤理化性质的相关性

Table 2 Correlation analysis between the concentrations of bioavailable heavy metals and physico-chemical properties of soil		
DTPA 提取态	逐步回归方程	
Pb	$Y=76.972-14.019X_2+307.979X_4$	$t_2=-5.519, P_2\approx 0;$ $t_4=4.232, P_4\approx 0$
Zn	$Y=17.508+2.392X_2$	$t_2=3.969, P_2\approx 0.000$
Cu	$Y=-166.973+24.940X_1$	$t_1=3.351, P_1=0.002$
Cd	$Y=0.804+(6.042E-2)X_2$	$t_2=3.491, P_2=0.001$

注: t 为偏回归系数各自的抽样误差假设检验(t 检验)值; P 为偏回归系数各自的显著性检验值。

以看出,土壤 Pb 铁锰氧化态含量显著高于其他 4 种分级形态($P<0.05$),其形态含量大小顺序为铁锰氧化态>有机物结合态≈残渣态>可交换态≈碳酸盐结合态。土壤中 Zn 含量主要由残渣态和铁锰氧化态组成,各形态含量顺序为残渣态≈铁锰氧化态>有机物结合态>可交换态≈碳酸盐结合态。土壤中 Cu 残渣态含量显著高于其他 4 种提取形态($P<0.05$),可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化态含量均较低,其分级提取形态含量大小顺序为残渣态>有机物结合态>铁锰氧化态≈可交换态≈碳酸盐结合态。土壤中 Cd 铁锰氧化态含量显著高于碳酸盐结合态($P<0.05$),其他 3 种

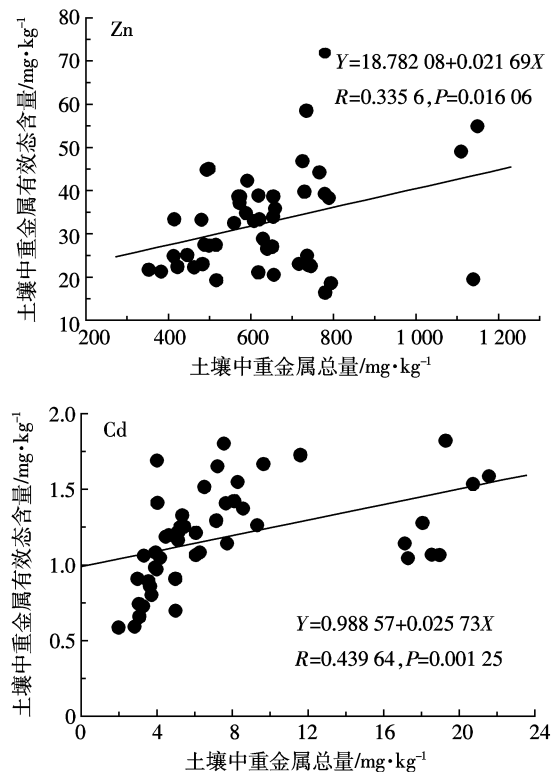
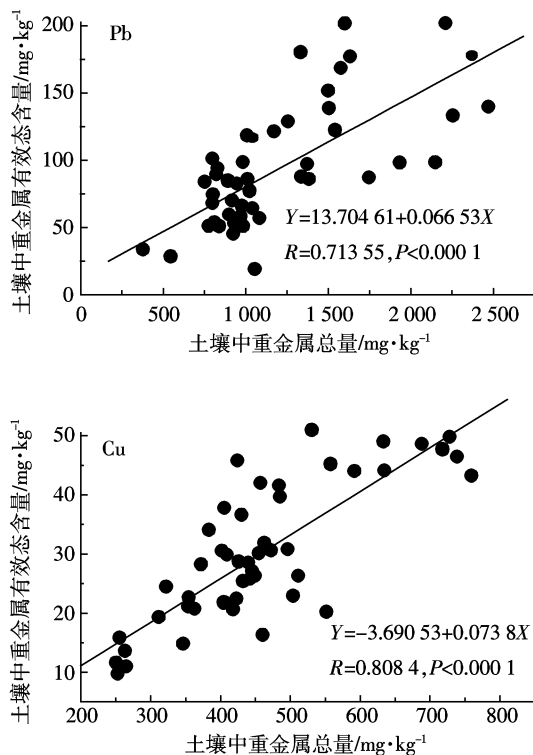


图 1 土壤重金属 DTPA 提取态与总量相关性分析($n=51$)

Figure 1 Correlation analysis between the concentrations of bioavailable and total heavy metals in soil($n=51$)

提取形态之间差异不显著($P>0.05$)。

2.2 农作物生长状况

所采集的农作物种类和生长状况列于表 4。农作物共 8 个科,分别为蝶形花科(2 种)、百合科(2 种)、十字花科(7 种)、茄科(2 种)、菊科(1 种)、唇形科(1 种)、藜科(1 种)、禾木科(3 种)。通过野外调查,17 种农作物株高、根长均属于正常范围,生长状况均良好,从形态看未发现受害症状。

2.3 农作物重金属含量

对所采集的农作物可食部分重金属含量进行测试,并与重金属限量标准《食品中锌限量卫生标准》(GB 13106—1991)、《食品中铜限量卫生标准》(GB 15199—1994)、《食品中污染物限量》(GB 2762—2005)相比较,得出农作物重金属超标情况如表 5 所示。

由表 5 可以看出,所采集农作物除萝卜、甘蓝、花椰菜、甘蔗 Pb 含量未超出对应的食品安全限量标准,其余作物均超标,超标率达 80%,超标情况最严重的为薄荷 $[(3.28\pm1.01)\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}]$,鲜重];所有农作物 Zn、Cu 含量未超出对应的食品安全限量标准;Cd 的超标率达 20%,朝天椒、土豆、大米、玉米 Cd 含量超出对应的食品安全限量标准,超标情况最严重的为大米 $[(0.446\pm0.081)\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}]$,蔬菜中 Cd 含量最高为薄荷 $[(0.171\pm0.024)\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}]$ 。

2.4 不同种类农作物对重金属的富集系数

农作物对 4 种重金属的富集系数(这里定义为植物可食部位重金属含量与该植物生长土壤中重金属含量的比值)如表 6 所示。从表 6 可以看出,农作物的富集系数大致为 $\text{Cd}(0.1579)>\text{Zn}(0.1098)>\text{Cu}(0.0196)>$

表 3 研究地点土壤重金属分级形态($n=51$)
Table 3 Heavy metal speciation of soil at study site($n=51$)

测定指标	平均值±标准差(范围)/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$			
	Pb	Zn	Cu	Cd
可交换态	9.22±2.98c(5.67~26.72)	2.81±2.36c(0.88~13.77)	5.43±0.76c(3.95~7.08)	1.75±0.52ab(0.54~2.93)
碳酸盐结合态	5.58±2.15c(1.83~11.92)	0.66±0.56c(0.00~2.02)	2.65±0.71c(1.34~4.29)	0.17±0.12c(0.00~0.35)
铁锰氧化态	347.51±174.46a(67.52~686.09)	197.92±54.77a(121.66~359.88)	37.73±23.54c(3.65~92.05)	2.55±0.65a(1.21~4.33)
有机物结合态	265.04±95.68b(91.94~515.61)	77.89±28.54b(42.86~204.59)	142.11±51.60b(51.62~261.58)	0.85±0.32bc(0.34~2.30)
残渣态	256.61±111.24b(67.92~552.61)	222.35±82.81a(30.45~597.84)	179.75±66.51a(59.00~350.35)	0.65±0.44bc(0.22~3.29)

注:表中同一列不同字母表示土壤各分级形态平均含量之间存在显著性差异($P<0.05$),相同字母则表示差异不显著($P>0.05$)。

表 4 研究地点所采集农作物种类和生长状况
Table 4 Crop species and their growth status at study site

序号	植物名称	分科	株高/cm	根长/cm	采样部位
1	豌豆 <i>Pisum sativum</i> L.	蝶形花科	53.1±7.4(43.9~63.5)	5.6±1.0(4.6~7.1)	果实
2	蚕豆 <i>Vicia faba</i> L.		61.5±7.7(51.3~66.6)	6.7±0.8(5.9~7.8)	果实
3	韭菜 <i>Allium schoenoprasum</i> L.	百合科	28.4±3.4(23.9~33.0)	1.0±0.2(0.8~1.2)	叶
4	葱 <i>Allium fistulosum</i> L.		30.9±4.9(25.6~36.7)	3.8±0.3(3.5~4.2)	叶
5	青花菜 <i>Brassica oleracea</i> (L.) var. <i>italica</i> Plenck	十字花科	29.0±6.5(22.5~36.7)	7.6±0.8(6.5~8.3)	叶
6	萝卜 <i>Raphanus sativus</i> L.		19.2±3.8(15.0~25.0)	15.7±2.1(13.0~18.3)	根茎
7	甘蓝 <i>Brassica oleracea</i> var. <i>capitata</i> L.		16.2±3.0(12.8~18.2)	6.8±0.9(6.2~7.8)	叶
8	花椰菜 <i>Brassica oleracea</i> var. <i>botrytis</i> L.		27.9±4.0(22.3~31.0)	9.1±2.1(5.7~11.3)	叶
9	金丝菜 <i>Brassica juncea</i> (L.) Czernajew var. <i>multisecta</i> L.H.Bailey		67.4±6.0(63.8~74.5)	7.3±1.0(6.3~8.6)	叶
10	白菜 <i>Brassica rapa</i> L. <i>glabra</i> Regel		56.1±7.4(48.7~63.5)	10.4±1.2(9.3~11.6)	叶
11	青菜 <i>Brassica chinensis</i> L.		12.6±1.3(10.6~14.0)	3.4±0.4(2.9~3.5)	叶
12	朝天椒 <i>Capsicu annuum</i> L.		87.6±7.2(76.9~95.6)	7.5±1.5(5.6~8.9)	果实
13	土豆 <i>Solanum tuberosum</i> L.	茄科	17.1±1.6(15.2~18.5)	4.2±0.7(3.5~4.5)	根茎
14	莴苣 <i>Lactuca sativa</i> L.		31.8±3.4(28.6~36.2)	6.8±0.4(6.3~7.2)	根茎
15	薄荷 <i>Mentha arvensis</i> L.	唇形科	15.1±8.7(6.7~25.3)	31.0±6.9(23.6~39.7)	叶
16	厚皮菜 <i>Beta vulgaris</i> (L.)var. <i>cicla</i> Koach	藜科	47.5±6.1(38.5~54.2)	6.7±0.6(5.9~7.3)	叶
17	甘蔗 <i>Saccharum officinarum</i> L.	禾木科	235.0±17.1(210.6~255.3)	6.7±0.6(5.9~7.2)	茎
18	大米(水稻) <i>Oryza.sativa</i> L.		购于鸡街农贸市场		果实
19	玉米 <i>Zea mays</i> L.		购于鸡街农贸市场		果实

Pb(0.006 5)。薄荷对 Pb 的富集系数高于其他农作物,其次是茼蒿;茼蒿对 Zn 的富集系数高于其他农作物,其次是薄荷;薄荷对 Cu 的富集系数高于其他农作物,其次是茼蒿;茼蒿对 Cd 的富集系数高于其他农作物,其次是青菜和薄荷。就作物类别而言,对 Pb 和 Zn 富集系数大小顺序平均为叶菜类>根茎类>瓜果类,对 Cu 富集系数平均为叶菜类≈瓜果类>根茎类,对 Cd 富集系数平均为根茎类>叶菜类>瓜果类。

2.5 农作物的污染指数和健康风险评价

从表 5 可知,所有农作物 Zn、Cu 含量未超出对应的食品安全限量标准。根据单因子评价方法,农作物 Pb、Cd 不同污染级别比例如图 2 所示。由图 2 可知,对于 Pb 污染而言,轻污染级别比例为最高(50%),其次为重污染(20%)和优良级别(20%),再次为中污染(10%)。谷类均属重污染级别(100%);根茎类优良级别占 50%,其余均为中污染(25%)和轻

污染(25%);叶菜类轻污染比例(54.55%)高于其他 4 个级别;瓜果类重、中和轻污染级别分别达到33.33%。

对于 Cd 污染而言,所有农作物未呈现重污染,优良级别比例最高(70%),中污染、轻污染和安全级别分别为 10%。谷类中污染和轻污染级别比例分别为 50%;根茎类优良级别最高(50%),轻污染和安全级别分别占 25%;叶菜类和瓜果类优良级别比例均最高,分别达 90.91%和 66.67%。

表 7 为不同类型农作物中重金属的综合污染指数和经农作物途径摄入重金属的人体健康风险。从表 7 可看出,对于谷类、根茎类、叶菜类和瓜果类蔬菜,不同金属的综合污染指数为 Pb>Cd>Zn>Cu。由此可见,Pb 对农作物的重金属污染贡献较大,而 Cd 的污染也不可忽视,蔬菜样品中 Zn 和 Cu 的污染则较小。居民经食用蔬菜途径日摄入 Zn、Cu 和 Cd 量未超过暂定每日耐受摄入量(PTDI)标准,分别占 PTDI 的

表 5 研究地点农作物可食部位重金属含量
Table 5 Heavy metal concentrations in edible parts of crops collected at study site

类别	农作物	含水率/%	重金属含量/mg·kg ⁻¹			
			Pb	Zn	Cu	Cd
谷类	大米	—	0.94±0.29	10.56±3.86	4.19±1.58	0.446±0.081
	玉米	—	0.63±0.14	24.78±8.43	1.96±0.46	0.175±0.017
食品污染物限量值			0.2	50	10	0.2(大米) 0.1(玉米)
根茎类蔬菜	土豆	76.49±0.84	0.76±0.39	5.82±2.13	1.42±0.16	0.148±0.044
	萝卜	93.77±0.26	0.13±0.03	2.81±0.29	0.22±0.03	0.042±0.011
	茼蒿	96.77±0.27	0.47±0.07	4.28±0.57	0.46±0.10	0.086±0.007
	甘蔗	86.98±0.38	0.14±0.03	0.80±0.60	0.24±0.08	0.035±0.021
食品污染物限量值			0.3	20	10	0.1
叶菜类蔬菜	豌豆尖	91.96±0.19	0.40±0.15	4.32±0.58	0.81±0.12	0.015±0.002
	韭菜	91.23±0.82	0.58±0.23	4.89±0.67	0.66±0.04	0.084±0.014
	青花菜	89.51±1.18	0.38±0.18	6.39±1.08	0.80±0.13	0.047±0.007
	葱	88.14±1.88	0.53±0.21	3.66±0.73	0.66±0.21	0.030±0.005
	甘蓝	94.04±0.92	0.12±0.02	3.84±2.64	0.16±0.05	0.009±0.001
	花椰菜	91.92±2.90	0.18±0.09	4.83±0.90	0.29±0.02	0.016±0.005
	薄荷	89.26±1.14	3.28±1.01	12.28±3.50	2.16±0.43	0.171±0.024
	厚皮菜	95.00±1.13	0.31±0.12	4.12±0.69	0.48±0.09	0.029±0.005
	金丝菜	92.10±1.00	0.57±0.13	9.12±1.10	1.18±0.25	0.065±0.012
	白菜	95.38±0.49	0.30±0.14	3.56±1.09	0.50±0.03	0.034±0.012
	青菜	94.88±2.13	0.42±0.09	4.52±0.83	0.38±0.04	0.074±0.014
食品污染物限量值			0.3	20	10	0.2
瓜果类蔬菜	朝天椒	70.70±0.82	0.67±0.32	6.17±1.24	2.61±0.26	0.104±0.019
	蚕豆	78.39±1.58	0.38±0.08	14.54±3.60	1.89±0.33	0.021±0.003
	蚕豆荚	88.96±1.70	0.53±0.18	4.02±0.46	0.66±0.08	0.015±0.002
食品污染物限量值			0.2	20	10	0.05
总超标率/%			80	0	0	20

表 6 农作物对重金属的富集系数
Table 6 Bioconcentration factors of heavy metals in crops

类别	蔬菜名称	n	Pb	Zn	Cu	Cd
根茎类	土豆	5	0.005 6±0.005 7cd	0.048 3±0.021 9fgh	0.018 6±0.007 0def	0.158 0±0.075 1cd
	萝卜	5	0.003 2±0.001 8d	0.088 0±0.024 5efg	0.010 7±0.003 3efgh	0.167 5±0.069 4cd
	莴苣	5	0.017 3±0.002 9b	0.276 8±0.024 8a	0.034 3±0.011 9b	0.692 9±0.089 2a
	甘蔗	5	0.000 9±0.000 3d	0.010 2±0.006 7h	0.004 3±0.001 1h	0.053 1±0.032 9cd
	平均值		0.006 7±0.007 1	0.105 8±0.106 9	0.017 0±0.013 2	0.267 8±0.263 8
叶菜类	豌豆尖	5	0.005 8±0.002 3cd	0.088 9±0.018 6efg	0.028 5±0.006 5bcd	0.010 8±0.00 12d
	韭菜	5	0.008 5±0.003 4cd	0.075 0±0.012 1efgh	0.030 8±0.005 4bc	0.065 8±0.027 2cd
	青花菜	5	0.001 9±0.001 0d	0.083 0±0.014 6efg	0.015 8±0.003 4efg	0.191 4±0.183 7cd
	葱	5	0.002 7±0.001 3d	0.038 8±0.011 2gh	0.011 1±0.003 5efgh	0.086 4±0.052 9cd
	甘蓝	3	0.002 2±0.000 3d	0.136 8±0.082 7cde	0.006 5±0.002 1gh	0.028 8±0.005 3d
	花椰菜	5	0.002 2±0.001 1d	0.118 0±0.041 0def	0.007 9±0.000 5fgh	0.033 0±0.006 8d
	薄荷	5	0.030 8±0.010 2a	0.214 4±0.071 3b	0.043 2±0.010 2a	0.229 3±0.026 7c
	厚皮菜	5	0.003 8±0.002 2d	0.107 9±0.026 4efg	0.014 2±0.003 0efgh	0.068 1±0.018 2cd
	金丝菜	5	0.004 9±0.001 3cd	0.171 6±0.020 6bcd	0.021 6±0.001 7cde	0.126 3±0.017 9cd
	白菜	3	0.003 1±0.001 8d	0.091 4±0.040 6efg	0.014 7±0.000 8efgh	0.121 5±0.065 3cd
	青菜	5	0.010 6±0.002 7c	0.192 7±0.071 2bc	0.022 6±0.004 7cde	0.504 4±0.226 2b
	平均值		0.007 3±0.008 9	0.120 3±0.065 6	0.020 4±0.011 5	0.137 8±0.163 2
瓜果类	蚕豆	5	0.001 6±0.000 4d	0.096 4±0.034 8efg	0.019 6±0.004 2de	0.005 4±0.000 5d
	朝天椒	5	0.002 4±0.001 4d	0.032 6±0.010 4gh	0.021 3±0.005 5cde	0.075 1±0.032 6cd
平均值			0.002 0±0.001 0	0.064 5±0.041 4	0.020 4±0.004 7	0.040 3±0.042 7
总平均值			0.006 5±0.008 1	0.109 8±0.077 0	0.019 6±0.011 4	0.157 9±0.196 0

注:富集系数=植物可食部位重金属含量(干重)/土壤重金属含量,根据同种植物和其对应生长土壤的重金属含量计算。同一列中不同字母表示各农作物对同种重金属富集系数存在显著差异($P<0.05$),字母相同则表示差异不显著($P>0.05$)。

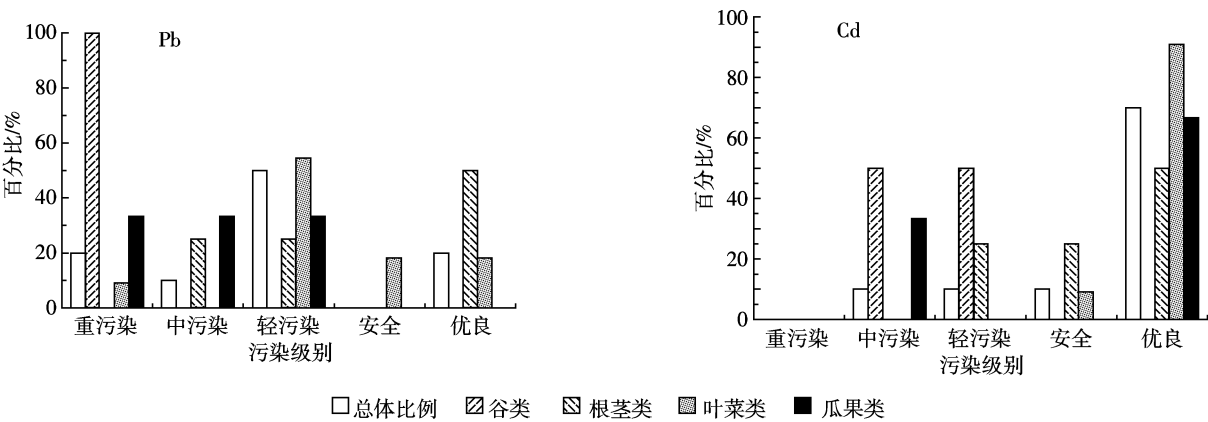


图 2 农作物重金属污染评价结果

Figure 2 Evaluation of heavy metal in different crops species

7.08%、5.79%、39.29%。摄入 Pb 量超过 PTDI 标准,达 PTDI 的 101.78%。显然,就 Pb 而言,当地居民健康风险令人担忧,必须引起足够重视,Cd 在一定程度上也具有潜在风险。

2.6 农作物聚类分析

以农作物对 Pb、Zn、Cu 和 Cd 的富集系数为参数,对污染区农作物进行聚类分析,图 3 为聚类结果

树形图。

从图 3 可以看出,研究地点农作物总体可以分成 4 类:第 1 类为薄荷,对 4 种重金属吸收能力最高;第 2 类包括莴苣和青菜,对 4 种重金属吸收能力次之;第 3 类包括萝卜、青花菜、土豆和金丝菜,对 4 种重金属吸收能力低于第 2 类;第 4 类包括豌豆尖、蚕豆、甘蓝、花椰菜、葱、朝天椒、甘蔗、韭菜、厚皮菜、白菜,对

表 7 农作物中重金属的综合污染指数及日摄入量

Table 7 Summed indexes of heavy metals in crops and daily intake for metals caused by consuming

项目		Pb	Zn	Cu	Cd
不同类型农作物污染指数	谷类	4.32	0.43	0.37	2.11
	根茎类	2.00	0.24	0.11	1.19
	叶菜类	7.87	0.48	0.16	0.63
	瓜果类	19.73	0.59	0.22	1.61
农作物重金属含量均值/mg·kg ⁻¹		0.59	6.77	1.09	0.082
每日人均摄入量(DI)/mg·d ⁻¹		0.204	2.336	0.376	0.028
暂定每日耐受摄入量(PTDI)/mg·d ⁻¹		0.2	33	6.5	0.072
DI 占 PTDI 百分比/%		101.78	7.08	5.79	39.29

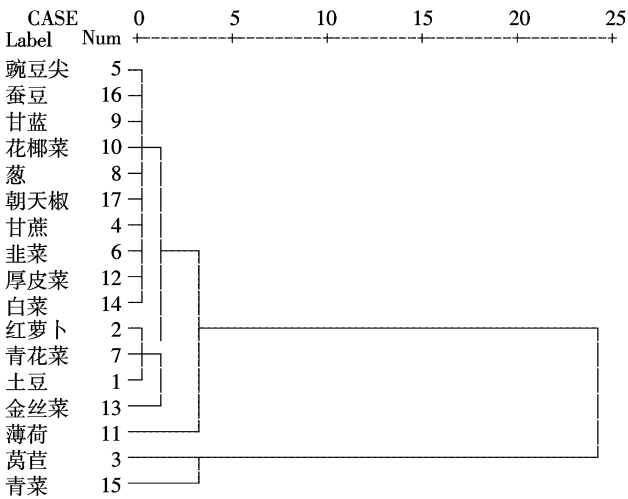


图 3 研究地点农作物聚类分析图

Figure 3 Cluster analysis diagram of crops growing at study site

4 种重金属吸收能力最低。结合农作物重金属含量超标情况,第 1 类和第 2 类农作物不适合在污染区继续种植,另外,研究地点大米和玉米 Pb 和 Cd 含量均超出限量标准,亦不适合继续种植,但可通过改良措施降低其可食部分重金属吸收量,只有第 3 类和第 4 类农作物适合当地继续种植。

3 讨论

3.1 矿区土壤重金属含量和生物有效态

本研究结果表明, 矿区农田土壤中 Pb、Zn、Cu 和 Cd 含量均值分别为 (1 185.48±490.72)mg·kg⁻¹、(628.87±175.58)mg·kg⁻¹、(453.50±129.11)mg·kg⁻¹ 和 (7.50±5.40)mg·kg⁻¹, 分别超出《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)二级标准的 239%、109%、354%和 1 150%, 土壤受到严重污染。该土壤上种植的农作物受到 Pb 和 Cd 的污染,其中 Pb 的贡献更大。Yu 等^[16] 调查结果表明,离南宁某冶炼厂 500 m 的矿区农田土

壤 Pb、Zn 和 Cd 含量严重超标,分别达 991.59、596.78 mg·kg⁻¹ 和 22.06 mg·kg⁻¹, 蔬菜中 Pb 含量高达 3.78 mg·kg⁻¹(以鲜重计)。Li 等^[17]研究结果表明,离白银市矿区 14 km 的土壤 Cd 和 As 含量超标,8 种蔬菜干重中 Cd、Pb、Cu、Zn 和 As 含量均值分别达 0.79、11.14、25.48、65.79 mg·kg⁻¹ 和 1.01 mg·kg⁻¹。可见我国矿区土壤重金属污染形势严峻,并影响到农作物食品安全,从而对人类健康产生危害。

除总量外,利用重金属有效态含量来评价土壤重金属污染能很好地反映出重金属对农产品的危害^[18]。本研究结果表明,尽管土壤中 Pb 和 Cd 都主要以铁锰氧化态存在(表 3),但可交换态也分别高达 9.22 mg·kg⁻¹ 和 1.75 mg·kg⁻¹。有研究表明,在土壤重金属的诸多形态中,水溶态和可交换态易被植物吸收,具有很大的迁移性^[19]。因此,研究地点土壤 Cd 的总量和可交换态均较高,必须引起足够重视。当然,土壤有效态重金属的空间分布取决于诸多因素,如土壤 pH、质地、有机质含量等。李忠义等^[20]研究表明,土壤有效态 Cd、Zn、Pb 和 Cu 在污染区的空间分布与土壤基本理化性质关系密切,有效态 Cd、Zn、Pb、Cu 与 pH、阳离子交换量、粘粒都呈极显著负相关,与有机质含量则呈极显著正相关。本研究结果表明,DTPA 提取态 Pb 含量与土壤有机质含量呈极显著负相关,与土壤全磷含量呈极显著正相关;Zn、Cd 与有机质含量呈极显著正相关;Cu 与 pH 呈极显著正相关。土壤有机质包括生物分子和腐殖质(主要成分为胡敏酸和富里酸)^[21],研究表明富里酸能显著促进污染土壤中 Cd 的解吸,提高土壤 Cd 的有效性,而胡敏酸却显著降低污染土壤中 Cd 的溶出^[22]。此外,土壤有机质还包括大的动物和微生物释放出的分泌物,这些分泌物可以被土壤中的有机和无机成分分解吸收,对土壤酸化和风化有一定影响,从而也影响重金属的形态。

3.2 矿区农作物食品安全及健康风险

本研究结果表明,研究地点农作物的主要污染元素是 Pb 和 Cd,超标率分别达 80%和 20%。这与 Pb、Cd 和 Hg 是我国蔬菜重金属污染最主要的 3 种污染元素的研究结果一致^[23]。有报道表明,广州和北京蔬菜 Pb 超标率分别为 22.2%^[24]和 9.2%^[25],因此本研究所采作物 Pb 超标率(80%)已明显偏高。另外,大米、玉米、土豆、莴苣、豌豆尖、韭菜、青花菜、葱、薄荷、厚皮菜、金丝菜、白菜、青菜、朝天椒、蚕豆 Pb 含量均超标,其中薄荷 Pb 含量最高为 $(3.28 \pm 1.01) \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,超标 9.93 倍。朝天椒、土豆、大米、玉米 Cd 含量超标,其中大米 Cd 含量最高为 $(0.446 \pm 0.081) \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,超标 1.23 倍。超标作物多数为当地居民日常主要食用农产品,需引起高度重视,尽量不要再种植,最好选种对重金属低吸收的作物。

与秦文淑等^[24]的调查结果比较,本研究地点居民经蔬菜途径日摄入 Pb 含量远远高于中国的白银地区、葫芦岛、广州市以及韩国、西班牙加纳利群岛。Cd 的摄入量高于广州市以及韩国、西班牙加纳利群岛,但低于葫芦岛、白银地区。本研究中 Pb 的日摄入量为 $0.204 \text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$,超出暂定每日耐受摄入量(PTDI)标准 1.78%,威胁到当地居民健康,其安全隐患不容忽视。

3.3 农作物对重金属吸收能力存在差异

本研究结果表明,农作物对 Zn 的富集系数为叶菜类>根茎类>瓜果类,对 Cu 的吸收能力为叶菜类≈瓜果类>根茎类。在光合作用强的叶菜类体内,叶绿素组成元素 Cu 和 Zn 含量明显高于光合作用弱的根茎类^[26]。农作物对 Pb 的富集系数为叶菜类>根茎类>瓜果类,对 Cd 的富集系数为根茎类>叶菜类>瓜果类,因此在中轻度重金属污染的土壤上不宜种植叶菜、根茎类蔬菜,而改种瓜果类蔬菜或果树能有效地降低农产品中重金属的浓度^[27]。刘钰钗等^[28]认为,重金属污染主要集中在叶菜类蔬菜上,与蔬菜自身生长周期有密切关系,一般茄果类蔬菜的生长周期比较短,与生长周期较长的叶菜类相比其在土壤中重金属富集时间也比较短。因此,对叶菜类蔬菜重金属污染问题应予以高度重视。此外,Athur 等^[29]根据作物体内镉积累量将作物按科属分为 3 类:低积累作物(蝶形花科)、中等积累作物(禾本科、百合科、葫芦科和伞形科)和高积累作物(十字花科、藜科和菊科、茄科)。本研究表明,青菜(十字花科)对 Cd 的富集系数为 0.500 4,但蚕豆(蝶形花科)仅为 0.005 4。因此,从富集系数看,本实验结果与 Athur 等的分类基本一致。

本研究结果表明,污染区农作物的富集系数在元素间的变化大致为 $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb}$,这与 Zheng 等^[30]先前对葫芦岛 20 种蔬菜重金属富集系数的研究结果($\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Hg}$)相一致。可见,农作物对 Cd 的吸收和富集作用较强,这可能是由 Cd 的生物化学性质所决定的。Cd 对蛋白质及其他有机化合物中的巯基有较强的亲合力,对蛋白质中其他侧链也有亲合力,在农作物体内 Cd 常与蛋白质相结合形成有机金属络合物,其活性和迁移能力较强^[31]。

3.4 重金属污染区农作物种植的合理布局

重金属污染土壤的治理周期长、难度大,修复效果一般不明显,更不可能完全去除重金属。但是如前所述,植物对重金属的吸收和富集具有明显的种间或品种差异,这是植物长期对重金属污染环境适应的结果,形成排斥型(excluder)和富集型(accumulator)两种类型^[32]。中低度重金属污染区可采用植物修复技术中的植物提取技术,将重金属富集于植物体后进行修复;高污染区可选用低吸收植物种类和品种,将重金属排斥于植物体外,从而固定在土壤中,以降低对人和动物的环境风险。从食品安全的角度出发,就是要通过食物链解链的方法,使重金属不进入或少进入农作物可食部分。因此,低吸收植物种类或品种的筛选对污染区的农业生产至关重要。Yang 等^[33]对北京 6 种蔬菜的研究结果表明,不同种类的蔬菜和不同的培养方式都会使蔬菜中 Cd 含量有差异。Yusuf 等^[34]对尼日利亚首都拉格斯 5 种不同蔬菜 Cd、Cu 和 Ni 含量进行调查,结果表明布什秋葵(*Corchorus olitorus*)吸收 Cu 和 Ni 的能力比其他蔬菜强,但吸收 Cd 的能力弱。本研究表明甘蓝、花椰菜、豌豆尖、蚕豆对 Pb、Zn、Cu 和 Cd 吸收最低,污染区应尽量选用对重金属排斥能力强的农作物种类进行种植。

本研究仅从不同种类农作物中进行了筛选,而同一植物不同品种植物亦能对重金属产生不同的吸收和排斥能力。如 Muhammad 等^[35]对巴基斯坦 4 个不同小麦品种(Anmol、TJ-83、Abadgar 和 Mehran-89)的研究结果表明,在同样的农艺条件下,TJ-83 和 Mehran-89 两个品种对 Pb、Zn、Cu、Cd、Cr 和 Ni 的富集系数高于其他两个品种。许多研究表明,不同水稻品种由于遗传上的差异,对稻田 Cd 的吸收存在很大差异^[36-38]。因此,还可以从低吸收品种筛选的角度出发进一步深入研究。

4 结论

(1)研究地点土壤重金属污染严重,Pb、Zn、Cu 和

Cd 含量均超出《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)二级标准。Cd 的可交换态比例较高,必须引起足够重视。

(2)DTPA 提取态 Pb 含量与有机质呈极显著负相关,与全磷呈极显著正相关;Zn、Cd 与有机质呈极显著正相关;Cu 与 pH 呈极显著正相关。

(3)所采集农作物中除萝卜、甘蓝、花椰菜和甘蔗 Pb 含量未超出对应的食品安全限量标准外,其余作物均超标,Pb 超标率达 80%;朝天椒、土豆、大米和玉米 Cd 含量均超标,Cd 超标率为 20%;Cu 和 Zn 在所采的农作物中均未超标。重金属超标作物对食品安全构成了较大隐患。

(4)农作物对重金属富集系数在元素间的变化大致为 $Cd > Zn > Cu > Pb$,薄荷对 Pb 和 Cu、莴苣对 Zn 和 Cd 的富集系数高于其他农作物。聚类分析结果表明,豌豆尖、蚕豆、甘蓝、花椰菜、葱、朝天椒、甘蔗、韭菜、厚皮菜、白菜、萝卜、青花菜、土豆和金丝菜对 Pb、Zn、Cu、Cd 富集系数较低,适合在污染区继续种植,薄荷、莴苣和青菜对 4 种重金属富集系数较高,不适合在污染区继续种植。

(5)对于不同种类农作物,不同重金属的综合污染指数为 $Pb > Cd > Zn > Cu$ 。居民经食用蔬菜途径日摄入 Pb 占 PTDI 的 101.78%,对当地居民的健康构成潜在威胁。

参考文献:

- [1] Hussein H, Farag S, Kandil K, et al. Tolerance and uptake of heavy metals by Pseudomonads[J]. *Process of Biochemistry*, 2005, 40: 955–961.
- [2] Granero S, Domingo J L. Levels of metals in soils of Alea de Henares, Spain: Human health risks [J]. *Environment International*, 2002, 28: 159–164.
- [3] Zhang M K, Wang M Q, Liu X M, et al. Characterization of soil quality under vegetable production along an urban–rural gradient[J]. *Pedosphere*, 2003, 13(2): 173–180.
- [4] Yang Q W, Shu W S, Qiu J W, et al. Lead in paddy soils and rice plants and its potential health risk around Lechang Lead/Zinc Mine, Guangdong, China[J]. *Environment International*, 2004, 30: 883–889.
- [5] Yang Q W, Lan C Y, Wang H B, et al. Cadmium in soil–rice system and health risk associated with the use of untreated mining wastewater for irrigation in Lechang, China[J]. *Agricultural Water Management*, 2006, 84: 147–152.
- [6] 蒋满元, 唐玉斌. 矿业废弃地对环境的扰动及其有效化解的对策选择[J]. *环境科学与管理*, 2008, 33(3): 73–78.
JIANG Man-yuan, TANG Yu-bin. Exploration of environmental pollution and treatment caused by wastes from mines[J]. *Environmental Science and Management*, 2008, 33(3): 73–78.
- [7] 凌其聪, 严 森, 鲍征宇. 大型冶炼厂重金属环境污染特征及其生态效应[J]. *中国环境科学*, 2006, 26(5): 603–608.
LING Qi-cong, YAN Sen, BAO Zheng-yu. The environmental pollution character and its ecological effect of a large scale smelter[J]. *China Environmental Science*, 2006, 26(5): 603–608.
- [8] 马成玲, 王火焰, 周健民, 等. 长江三角洲典型县级市农田土壤重金属污染状况调查与评价[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(3): 751–755.
MA Cheng-ling, WANG Huo-yan, ZHOU Jian-min, et al. Investigation and evaluation of the heavy metal pollution in farmland of a typical county in Yangtze River delta[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(3): 751–755.
- [9] 叶玉瑶, 张虹鸥, 谈树成. 个旧城区土壤中重金属潜在生态危险评价[J]. *热带地理*, 2004, 24(1): 14–17.
YE Yu-yao, ZHANG Hong-ou, TAN Shu-cheng. A study on the potential ecological risk of heavy metals in soils of Gejiu urban area[J]. *Tropical Geography*, 2004, 24(1): 14–17.
- [10] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978.
Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Soil physico-chemical analysis[M]. Shanghai: Shanghai Scientific and Technical Publishers, 1978.
- [11] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 第三版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
BAO S D. Analysis of soil and agrochemicals[M]. third edition. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [12] Tessier A, Campbell P G C, Blsson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51(7): 844–851.
- [13] 姚春霞, 陈振楼, 张 菊, 等. 上海浦东部分蔬菜重金属污染评价[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(4): 761–765.
YAO Chun-xia, CHEN Zhen-lou, ZHANG Ju, et al. Heavy metal pollution assessment of vegetables in Pudong zone of Shanghai[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(4): 761–765.
- [14] Wang X L, Sato T, Xing B S, et al. Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish [J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 350: 28–37.
- [15] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
China Environmental Monitoring Station. Chinese soil element background values[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.
- [16] Yu J C, Yong G Z, Ri H Z, et al. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China[J]. *Environment International*, 2004, 30: 785–791.
- [17] Li Y, Wang Y B, Gou X, et al. Risk assessment of heavy metals in soils and vegetable around non-ferrous metals mining and smelting sites, Baiyin, China[J]. *Chinese Journal of Environmental Sciences*, 2006, 18(6): 1124–1134.
- [18] Ismail B S, Fariha K, Khairian J. Bioaccumulation of heavy metals in vegetables from selected agricultural areas[J]. *Environmental Contamination and Toxicology*, 2005, 74: 320–327.
- [19] 陈英旭. 土壤重金属的植物污染化学[M]. 北京: 科学出版社, 2008:

- 4-8.
CHEN Ying-xu. Heavy metals pollution chemistry in soil-plant system [M]. Beijing: Science Press, 2008: 4-8.
- [20] 李忠义, 张超兰, 邓超冰, 等. 铅锌矿区农田土壤重金属有效态空间分布及其影响因子分析[J]. 生态环境学报, 2009, 18(5): 1772-1776.
LI Zhong-yi, ZHANG Chao-lan, DENG Chao-bing, et al. Analysis on spatial distribution of soil available heavy metals and its influential factors in a lead-zinc mining area of Guangxi, China[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2009, 18(5): 1772-1776.
- [21] 余涛, 杨忠芳, 钟坚, 等. 土壤中重金属元素 Pb、Cd 地球化学行为影响因素研究[J]. 地学前缘, 2008, 15(5): 67-73.
YU Tao, YANG Zhong-fang, ZHONG Jian, et al. Factors affecting the geochemical behavior of heavy metal elements Pb and Cd in soil[J]. *Earth Science Frontiers*, 2008, 15(5): 67-73.
- [22] 何雨帆, 刘宝庆, 白厚义, 等. 腐植酸对污染土壤中镉解吸的影响[J]. 广西农学报, 2006, 21(5): 1-3.
HE Yu-fan, LIU Bao-qing, BAI Hou-yi, et al. Effect of humus on desorption behavior of cadmium in paddy soil[J]. *Journal of Guangxi Agriculture*, 2006, 21(5): 1-3.
- [23] 周建利, 陈同斌. 我国城郊菜地土壤和蔬菜重金属污染研究现状与展望[J]. 湖北农学院学报, 2002, 22(5): 476-480.
ZHOU Jian-li, CHEN Tong-bin. Situation and prospect of research on heavy metal pollution in vegetables and soils for vegetable cultivation in urban areas of China[J]. *Journal of Hubei Agricultural College*, 2002, 22(5): 476-480.
- [24] 秦文淑, 邹晓锦, 仇荣亮. 广州市蔬菜重金属污染现状及对人体健康风险分析[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4): 1638-1642.
QIN Wen-shu, ZOU Xiao-jin, QIU Rong-liang. Health risk of heavy metals to the general public in Guangzhou, China via consumption of vegetable[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(4): 1638-1642.
- [25] 陈同斌, 宋波, 郑袁明, 等. 北京市菜地土壤和蔬菜铅含量及其健康风险评估[J]. 中国农业科学, 2006, 39(8): 1589-1597.
CHEN Tong-bin, SONG Bo, ZHENG Yuan-ming, et al. A survey of lead concentrations in vegetables and soils in Beijing and their health risks[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2006, 39(8): 1589-1597.
- [26] 薛艳, 沈振国, 周东美. 蔬菜对土壤重金属吸收的差异与机理[J]. 土壤, 2005, 37(1): 32-36.
XUE Yan, SHEN Zhen-guo, ZHOU Dong-mei. Difference in heavy metal uptake between various vegetables and its mechanism[J]. *Soil*, 2005, 37(1): 32-36.
- [27] 李永涛, 吴启堂. 土壤污染治理方法研究[J]. 农业环境保护, 1997, 16(3): 118-122.
LI Yong-tao, WU Qi-tang. Study on remedial methods for soil contamination[J]. *Agro-Environmental Protection*, 1997, 16(3): 118-122.
- [28] 刘钰钗, 陈婷, 周金森, 等. 广州市黄埔区蔬菜重金属污染调查研究[J]. 中国卫生检验杂志, 2007, 17(6): 1085-1087.
LIU Yu-chai, CHEN Ting, ZHOU Jin-sen, et al. Investigation on heavy metal pollution condition in vegetables from Huangpu District in Guangzhou[J]. *Chinese Journal of Health Laboratory Technology*, 2007, 17(6): 1085-1087.
- [29] Athur E, Crews I J, Morgan C. Optimizing plant genetic strategies for minimizing environmental contamination in the food chain[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2000, 2(1): 1-21.
- [30] Zheng N, Wang Q C, Zheng D M. Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 383: 81-89.
- [31] 南忠仁, 程国栋. 干旱区污灌农田作物系统重金属 Cd、Pb 生态行为研究[J]. 农业环境保护, 2001, 20(4): 210-213.
NAN Zhong-ren, CHENG Guo-dong. Behaviors of heavy metals (Cd and Pb) in crops grown in land of arid regions irrigated by wastewater[J]. *Agro-Environmental Protection*, 2001, 20(4): 210-213.
- [32] Baker A J M. Accumulators and excluders—strategies in the responses of plants to heavy metals[J]. *Journal of Plant Nutrition*, 1981, 3: 643-654.
- [33] Yang Y, Zhang F S, Li H F, et al. Accumulation of cadmium in the edible parts of six vegetable species grown in Cd-contaminated soils[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90: 1117-1122.
- [34] Yusuf A A, Arowolo T A, Bamgbose O. Cadmium, copper and nickel levels in vegetables from industrial and residential areas of Lagos City, Nigeria[J]. *Food and Chemical Toxicology*, 2003, 41: 375-378.
- [35] Muhammad K J, Tasneem G K, Muhammad B A, et al. Heavy metal accumulation in different varieties of wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in soil amended with domestic sewage sludge[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 164: 1386-1391.
- [36] Murakami M, Ae N, Ishikawa S. Phytoextraction of cadmium by rice (*Oryza Sativa* L.), soybean (*Glycine max* (L.) Merr.) and maize (*Zea Mays* L.)[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 145(1): 96-103.
- [37] Yu H, Wang J, Fang W, et al. Cadmium accumulation in different rice cultivars and screening for pollution-safe cultivars of rice[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 370(2-3): 302-309.
- [38] 徐燕玲, 陈能场, 徐胜光, 等. 低镉累积水稻品种的筛选方法研究: 品种与类型[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(7): 1346-1352.
XU Yan-ling, CHEN Neng-chang, XU Sheng-guang, et al. Breeding rice cultivars with low accumulation of cadmium: Cultivars versus type[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(7): 1346-1352.