

# 典型乡镇企业密集区土壤-蔬菜系统重金属分布与关联特征<sup>①</sup>

窦磊<sup>1,2</sup>, 马瑾<sup>2</sup>, 游远航<sup>1</sup>, 蔡立梅<sup>2</sup>

(1 广东省地质调查院, 广州 510080; 2 中山大学地球环境与地球资源研究中心, 广州 510275)

**摘要:** 土壤中有毒污染物的生物有效性及其在土壤-植物系统的迁移富集是当前研究的热点问题。该研究对乡镇企业密集地——东莞地区常见的 7 种叶菜类蔬菜及其相应土壤样品中的 Cu、Zn、Cr、Ni、Pb 等重金属元素的全量和稀盐酸可提取态进行了分析。结果表明: 研究区蔬菜存在明显的有毒金属元素 (Ni、Pb) 超标和有益金属元素 (Cu、Zn) 缺乏问题, 蔬菜重金属含量与土壤重金属总量和可提取态重金属含量均无显著的相关性, 但可提取态含量的富集系数与蔬菜重金属含量具有显著相关性, 其可以较好地指示土壤可提取态重金属向蔬菜系统的转移规律。不同品种蔬菜对各重金属的富集系数随可提取态重金属含量增加呈幂函数形式递减, 且递减趋势与土壤中可提取态重金属含量范围密切相关。当数据量有限时, 利用富集系数与对应可提取态重金属含量之间的回归模型对富集系数定量估值, 其准确性要高于取相应的均值或中值。

**关键词:** 蔬菜; 土壤; 重金属; 生物有效性; 关联特征

**中图分类号:** X171

随着人类经济活动的日益频繁和工农业的迅速发展, 工业“三废”的排放及垃圾等废弃物和含金属的农药、化肥的不合理使用, 土壤重金属污染日益严重, 已经成为全球性的环境问题<sup>[1-3]</sup>。重金属在土壤中的积累, 不仅影响农产品的清洁生产, 而且通过食物链最终对人类健康构成极大威胁<sup>[4-5]</sup>。一般认为, 人类摄取重金属的主要途径为土壤-植物-食物<sup>[6]</sup>。研究表明, 不同农作物对重金属的吸收存在差异, 而且同一农作物的不同品种对重金属的吸收也存在差异<sup>[7]</sup>。土壤重金属浓度不太高时, 通常不会造成作物的生理障碍; 但当重金属达到一定浓度时就会引发作物减产, 或造成作物体内重金属浓度超过食品卫生标准而影响农产品质量。目前关于土壤-农作物系统中重金属的研究已经很多<sup>[8-11]</sup>, 并从土壤重金属全量及“有效性”等角度探讨了重金属在土壤-作物系统的迁移富集特性及影响因素<sup>[12-14]</sup>, 但至今仍没有得到一致性的规律。本研究选取位于珠江三角洲“黄金地段”、乡镇企业高度发达的东莞市, 开展土壤-作物系统重金属分布及其关联特征研究, 并结合实验结果讨论了目前有关作物对土壤重金属富集程度的定量化存在的问题及解决方法。

## 1 样品采集与处理

### 1.1 样品采集

研究区域是东莞市主要蔬菜地。根据工业布局以

及菜地面积进行布点 (图 1), 共采集菜地表层土壤样 (0~20 cm) 61 个, 叶菜类蔬菜样 43 个, 蔬菜样点与土壤样点相匹配。

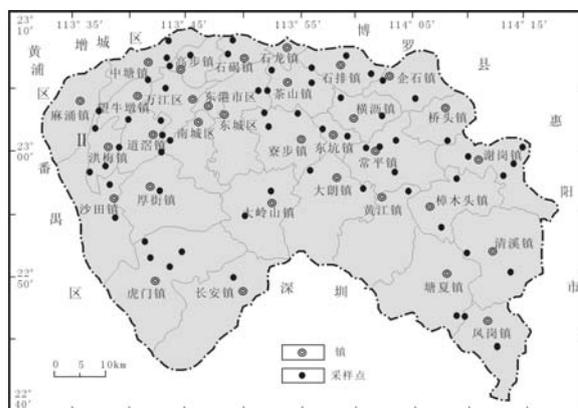


图 1 采样点位分布图

Fig. 1 Sampling sites in studied area

### 1.2 样品处理与测试

土壤样品自然风干, 剔除样品中的植物根系、有机残渣以及可见侵入体, 用木棍碾碎并用玛瑙研钵研磨, 分别过 20 目和 100 目尼龙筛。土壤重金属总量测定: 取 0.500 g (过 100 目尼龙筛) 土样, 放入聚四氟乙烯坩埚内, 用少量去离子水润湿, 经“HNO<sub>3</sub>-

①基金项目: 广东省珠江三角洲经济区农业地质与生态地球化学调查项目 (1212010511216) 资助。

作者简介: 窦磊 (1979—), 男, 宁夏吴忠人, 博士研究生, 主要从事生态环境地球化学研究。E-mail: doulei326@126.com



HCl-HF-HClO<sub>4</sub>”消煮, 冷却后定容, 摇匀、放置澄清。其中可提取态含量用 0.1 mol/L 的 HCl 浸提, 土液质量比为 1:1, 振荡 90 min 后过滤待测。蔬菜样品分别用自来水和去离子水冲净, 105℃ 杀青, 65℃ 烘 48 h, 取部分样品剪切后用玛瑙研钵研碎, 过 40 目尼龙筛, 称取 1.000 g 于三角瓶中, 测定澄清液中 Cu、Zn、Ni、Cr、Pb 等 5 种重金属元素。蔬菜样品测定结果通过干重-鲜重的换算关系<sup>[15]</sup>确定鲜重的重金属含量。土壤样品和蔬菜样品分析过程中分别加入国家标准物质样品 GSS-16、GSV-4 作为未知样品的测定以进行分析质量控制, 其结果符合质控要求。

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同品种蔬菜重金属含量

不同品种蔬菜样品中 Cu、Zn、Ni、Cr、Pb 等重金属的含量统计及超标率如表 1 所示。43 个蔬菜样品中, Pb、Ni 含量的极差最大, 分别达 20 倍和 17 倍; Pb、Ni 的变异系数也最高, 达强度变异, Zn、Cu、Cr 为中等程度变异, 说明不同蔬菜品种对各类重金属的积累存在明显的基因型差异<sup>[16]</sup>, 这种差异对 Pb 和 Ni 的影

响最强, Zn、Cr 次之, Cu 较小。与国家食品卫生标准<sup>[17]</sup>相比, Pb 超标率最高, 达 20.9%, 其次是 Ni, 超标率为 7.0%。样品中的 Cu、Zn 虽然没有超标, 但从其含量分布来看, 有可能存在一定缺乏的问题。Zn 和 Cu 是人体必须的微量元素, 正常摄入量和产生有害作用剂量之间, 有一个相对较宽的范围, 加之人体有效的体内平衡作用, 所以一般来说人体不易发生 Zn、Cu 中毒, 往往表现出缺乏。FAO/WHO 暂定的每人每日膳食中 Zn 和 Cu 的需要量分别为 0.3 mg/(kg·d) 和 0.05 mg/(kg·d), 人体对 Zn 和 Cu 最大允许量为 1 mg/(kg·d) 和 0.5 mg/(kg·d)<sup>[18]</sup>。据推算<sup>[19]</sup>, 2004 年广东省人均蔬菜消费量约为 0.292 kg/d, 以成年人体重 65 kg 计, 当地居民从蔬菜中摄取 Zn、Cu 分别为 0.016 mg/(kg·d)、0.002 mg/(kg·d), 仅占 Zn、Cu 需求量的 5.3% 和 4.0%, 占日允许摄入量 (FAO/WHO) 的 1.6% 和 0.4%。在 Zn 的来源中, 植物 Zn 约占 76%, 而在植物 Zn 中, 蔬菜 Zn 是其主要组成部分<sup>[19]</sup>; 与 Zn 相比, 虽然从蔬菜中摄取的 Cu 比例较小, 但也有约 1/3 的 Cu 来自于蔬菜。照此推断, 当地居民食用这些蔬菜可能会导致 Zn、Cu 摄入水平较低, 应引起关注。

表 1 蔬菜重金属统计特征 (n=43) (mg/kg)

Table 1 Statistic features of heavy metals in leafy vegetables

项目	Cu	Zn	Ni	Cr	Pb
最小值	0.167 (白菜)	1.76 (生菜)	0.038 (生菜)	0.083 (白菜)	0.022 (白菜)
最大值	0.74 (生菜)	12.21 (菜心)	0.674 (芥菜)	0.366 (芥菜)	0.445 (生菜)
算术均值	0.391	3.500	0.134	0.198	0.132
几何均值	0.375	3.223	0.106	0.181	0.087
中值	0.378 (菜心)	3.32 (白菜)	0.1 (菜心)	0.193 (白菜)	0.063 (白菜)
标准差	0.117	1.754	0.117	0.083	0.136
变异系数 (%)	30.0	50.1	87.3	42.2	102.9
超标率 (%)	0	0	7.0	0	20.9
食品卫生标准	10.00	20.00	0.30*	0.50	0.20

注: 表中食品卫生标准为无公害蔬菜卫生标准 (GB/T18406.1-2001)。

### 2.2 土壤中重金属全量及可提取态含量

2.2.1 土壤重金属含量特征 研究区 61 个菜地土壤样品中 Cu、Zn、Ni、Cr、Pb 的总量和可提取态含量的统计结果见表 2。与广东省土壤环境背景值相比, Cu、Zn、Ni、Pb、Cd 均呈现一定程度累积, 其中 Pb 的累积程度较明显, 其平均累积指数为 1.90, 但各样点 Cu、Zn、Ni、Cr、Pb 含量均低于《土壤环境质量标准》设定的酸性土壤二级质量标准。从各测定样点超标 (以广东省土壤背景值为评价标准) 元素来看, 东莞市菜地土壤中许多是多种重金属的复合污染。96.8% 的样点有 2 种

以上的重金属超标, 87.3% 的样点有 3 种以上的重金属超标, 68.3% 的样点有 4 种以上的重金属超标, 57.1% 的样点有 5 种以上的重金属超标, 42.9% 的样点有 6 种以上的重金属超标, 25.4% 的样点有 7 种以上的重金属超标。以上结果说明, 东莞市重金属正以复合污染的形式出现轻度累积。相关分析表明 (表 3), Cr、Cu、Ni、Zn 相互之间均具有极显著的相关性, 这进一步说明了以上 4 元素间为复合污染或具有同源性<sup>[20]</sup>。

另一方面, 随着土壤基本性质的变化, 土壤重金属的危害性也将随之发生变化。目前该区土壤已呈酸

化趋势, 有机质含量不高。pH 的减小, 使得除 As 外的土壤重金属危害加大, 而有机质含量的下降也将影响土壤的环境容量, 对土壤重金属的污染产生不利的影响。

表 2 土壤重金属总量及有效度 (mg/kg)

Table 2 Total concentration and effectiveness of heavy metal in soils

项目	Cu	Zn	Ni	Cr	Pb	
重金属全量	最小值	7.700	42.610	2.290	3.690	40.470
	最大值	65.100	98.300	42.140	74.560	137.200
	算术均值	21.786	70.928	18.187	35.335	68.162
	几何均值	18.232	68.867	15.186	30.272	63.607
	中值	18.650	67.900	19.160	38.700	55.52
	标准差	15.631	17.256	9.621	16.185	28.642
	变异系数 (%)	71.746	24.329	52.909	45.804	42.021
广东省土壤背景值	17.65	49.71	17.8	56.53	35.87	
重金属有效度	最小值	0.090	0.049	0.024	0.005	0.071
	最大值	0.467	0.425	0.171	0.119	0.272
	算术均值	0.184	0.212	0.072	0.020	0.156
	几何均值	0.166	0.189	0.057	0.014	0.147
	中值	0.159	0.204	0.044	0.012	0.143
	标准差	0.094	0.100	0.052	0.026	0.055
	变异系数 (%)	51.142	47.008	72.836	130.514	35.052

注: 有效度为土壤可提取态重金属含量与对应土壤重金属全量之比。

表 3 重金属总量及有效度相关性分析

Table 3 Correlation coefficients between total and extractable concentrations of heavy metals in soils

	Cu	Zn	Ni	Cr	Pb	pH	OM
Cu	1	<u>0.261*</u>	<u>0.380**</u>	<u>0.287*</u>	<u>-0.014</u>	<u>-0.021</u>	<u>0.108</u>
Zn	0.091	1	<u>0.362**</u>	<u>0.348**</u>	<u>0.023</u>	<u>-0.048</u>	<u>0.309*</u>
Ni	-0.053	0.402**	1	<u>0.809**</u>	<u>0.169</u>	<u>-0.314*</u>	<u>0.330**</u>
Cr	-0.477**	0.267*	0.181	1	<u>0.452**</u>	<u>-0.208</u>	<u>0.383**</u>
Pb	-0.037	-0.112	-0.117	-0.227	1	<u>-0.077</u>	<u>0.394**</u>
pH	-0.279*	0.353**	0.045	0.498**	-0.280*	1	<u>-0.296*</u>
OM	0.304**	-0.211	-0.354**	-0.363**	0.017	-0.296*	1

注: \*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , 下同; 右上角加下划线的为重金属总量相关系数, 左下角为有效度相关系数。

2.2.2 菜地土壤重金属有效性 土壤重金属全量虽然可以说明土壤的污染状况, 但越来越多的研究表明, 用生物有效量预测重金属在土壤作物系统的迁移转化和评价土壤重金属通过食物链对人体构成的健康风险要比利用土壤重金属全量更为合适<sup>[21-23]</sup>。

研究区土壤大部分属于酸性土壤, 本文采用以稀盐酸为提取剂的一步提取法来分析重金属的生物有效性。由于同一土壤中不同种类重金属的可提取态会存在数量级上的差异, 导致彼此之间的含量比较不能真实反映重金属之间的“有效性”的差异, 因此, 本研

究利用土壤重金属的有效度, 即可提取态与土壤重金属总量的比值来表征不同种类重金属“有效性”的强弱。如表 2 所示, 土壤重金属的有效度均较低, 相对而言, Zn 的有效度最大, 也仅为 0.212, 其次是 Cu、Pb, 其有效度分别为 0.184、0.156, Ni、Cr 的有效度最小, 这表明, 菜地土壤中 Zn、Cu、Pb 等重金属的活性较高, 而 Ni、Cr 的活性较低。对 5 种重金属有效度的相关性分析发现, Cu 与 Cr 极限显著负相关, Zn 与 Ni、Cr 呈极显著正相关和显著正相关, 而 Pb 与其它 4 种重金属均无显著相关性 (表 3)。

### 2.2 土壤重金属与蔬菜重金属含量的相关性分析

从表 4 的分析结果可以看出，土壤重金属全量与其可提取态之间存在一定的正相关性，但全量以及可提取态与蔬菜中重金属含量都没有显著相关性。这也进一步验证了用可提取态方法表征土壤重金属有效性的强弱只是一个操作性定义<sup>[24]</sup>。通过对重金属可提取态系数与 pH、有机质 (OM) 的相关性分析发现，Cu、Pb 的可提取态系数随 pH 值的降低或有机质含

量的增加而增加，而 Zn、Ni、Cr 却与之相反，其可提取态系数随 pH 值的降低或有机质含量的增加而降低，这表明重金属生物有效性与其全量、土壤 pH、有机质含量等因素都密切相关<sup>[25]</sup>，在研究农作物重金属污染问题时仅仅用土壤重金属可提取态含量仍不足以有效反映土壤污染的生态危害性，分析可提取态重金属含量的同时还需要综合考虑土壤、作物品种及影响作物生长发育的诸多因素。

表 4 重金属不同表征指标之间的相关性分析 (n = 43)

Table 4 Correlation coefficients between different factors of heavy metals

项目	Cu	Zn	Ni	Cr	Pb
可提取态/全量	0.640**	0.242*	0.252*	0.196	0.213
蔬菜重金属/可提取态	0.184	0.061	0.095	-0.009	-0.058
蔬菜重金属/全量	0.129	0.084	0.034	0.283**	0.026
蔬菜重金属/富集系数	0.088*	0.344**	0.360**	0.469**	0.766**
可提取态/富集系数	-0.749**	-0.609**	-0.559**	-0.558**	-0.299**

### 2.3 蔬菜对土壤重金属的富集特性

**2.3.1 蔬菜重金属富集系数** 土壤重金属的生物富集系数 (bioconcentration factor, BF) 是衡量土壤重金属被作物吸收难易程度的指标。以往的研究多用作物中重金属含量与土壤重金属全量的比值表示，但是，重金属全量并不能真实反映可以被作物吸收利用的量，从蔬菜重金属含量与土壤重金属全量和可提取态含量的相关性分析可知，对于大部分重金属而言，蔬菜重金属含量与可提取态重金属的相关性要明显高于蔬菜与重金属全量的相关性，这说明尽管可提取态不能完全反映土壤重金属的生物有效性，但其相对于重金属全量而言可以更好地预测重金属在土壤-作物中的迁移转化能力，所以用蔬菜重金属含量与可提取态含量的比值更能反映蔬菜对重金属的吸收富集能力，即对生物富集系数加以修正，采用 CBF (cultural bio-concentration factor) 表示：

$$CBF = C_{\text{plant}} / C_{\text{extractable}} \quad (1)$$

式中，CBF 表示修正生物富集系数， $C_{\text{plant}}$  表示作物中重金属含量， $C_{\text{extractable}}$  表示土壤可提取态重金属含量。计算结果如表 5 所示，在研究区土壤中 Cr 的富集系数最高，达 0.394；其次是 Zn、Cu、Ni，其富集系数分别为 0.238、0.124 和 0.124；Pb 的富集系数最小，为 0.010。这表明 Pb 不易被叶菜类蔬菜吸收富集，Cr 最容易被吸收。尽管 Cr、Zn、Cu 易被作物吸收，但土壤中 Cr、Zn、Cu 的可提取态含量较低，故作物中并未出现超标现象。对比各品种蔬菜对 Ni

和 Pb 的富集系数与超标率可以看出，Ni 超标率较高的蔬菜其对相应重金属的富集系数也较高，而 Pb 的富集系数和超标率并不一致，这说明蔬菜中 Pb 含量超标的成因较为复杂，可能以大气污染为主要来源<sup>[26]</sup>，因为叶菜类蔬菜对大气中气态或生态 Pb 具有较强的表面吸附能力<sup>[11]</sup>。

表 5 蔬菜重金属的修正生物富集系数

Table 5 Modified accumulation factors of heavy metals to vegetable

项目	Cu	Zn	Ni	Cr	Pb
最小值	0.015	0.063	0.016	0.139	0.002
最大值	0.488	0.714	0.553	1.366	0.097
算术均值	0.162	0.284	0.172	0.482	0.016
几何均值	0.124	0.238	0.124	0.394	0.010
中值	0.157	0.236	0.119	0.402	0.007
方差	0.105	0.171	0.146	0.323	0.020
变异系数 (%)	64.9	60.1	84.7	67.0	120.4
分布类型	AL	L	L	L	AL

注：AL 表示近似对数正态分布；L 表示对数正态分布。

### 2.3.2 富集系数与可提取态相关性及回归方程

尽管在本研究中可提取态重金属含量与蔬菜中的重金属含量之间不存在显著相关性，但叶菜类蔬菜对 5 种重金属的富集系数与可提取态重金属含量极显著负相关 (表 4)，表明 7 种蔬菜对 Cu、Zn、Ni、Cr、Pb 的富集系数均随着土壤中对可提取态重金属含量的增加而降低。同时，这种曲线变化趋势与土壤中可提取

态重金属含量范围密切相关 (图 2)。当土壤可提取态重金属含量较低时 (Cu 低于 3 mg/kg, Zn 低于 13.5 mg/kg, Ni 低于 0.8 mg/kg, Cr 低于 0.5 mg/kg, Pb 低于 9 mg/kg), 7 类蔬菜对 5 种重金属的富集系数随土壤中重金属全量的增加而急剧下降。当土壤中重金属全量较高时, 富集系数随土壤中可提取态重金属含量

增加而下降的趋势开始变缓, 这种急剧下降现象可能是随可提取态含量增加, 金属离子间相互作用加剧, 同时蔬菜生理学过程的作用也不容忽视。富集系数随可提取态含量的增加而降低的趋势表明, 不同蔬菜品种对各种重金属的富集系数并不是一个恒定的常数, 随可提取态重金属含量呈幂函数形式递减 (图 2)。

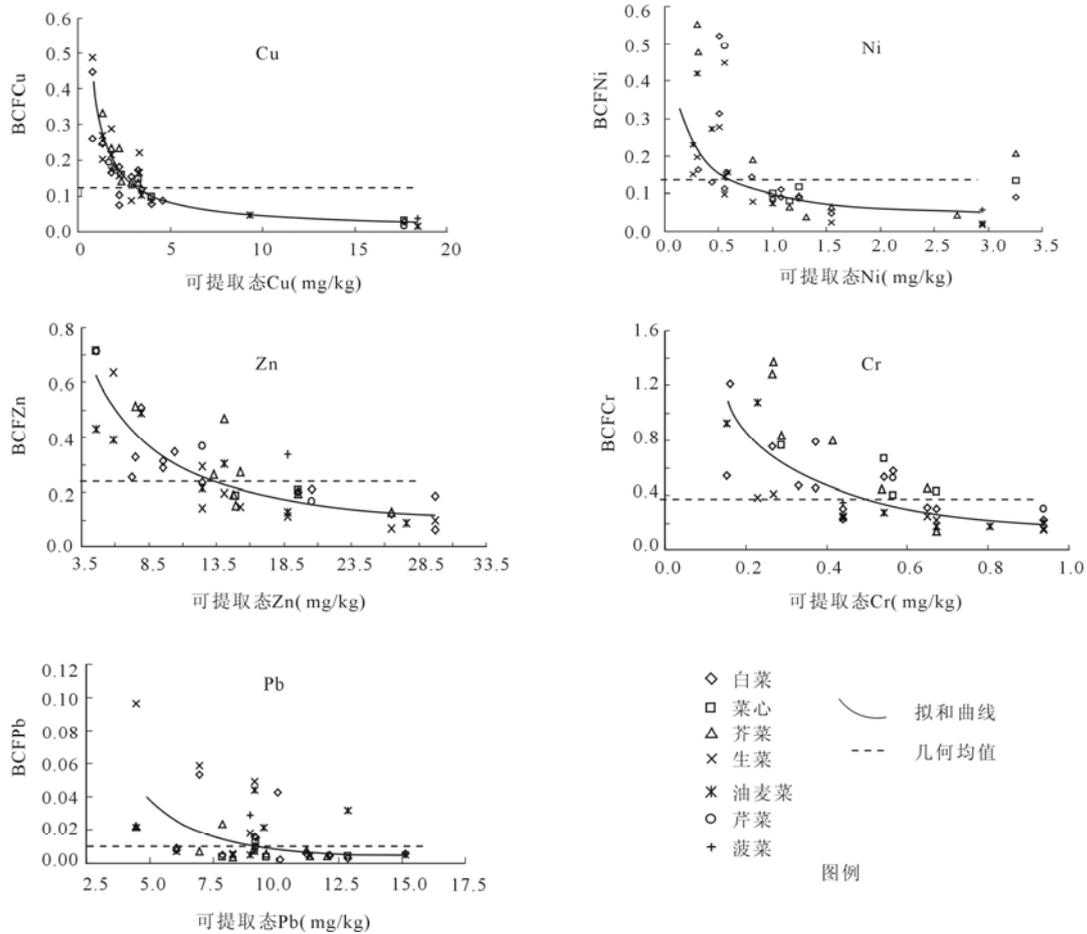


图 2 叶菜类蔬菜重金属富集系数与可提取态重金属含量相关性  
Fig. 2 Correlation between accumulation factors and extractable heavy metals in soil

为了探寻叶菜类蔬菜重金属富集系数和土壤可提取态重金属含量之间的定量关系, 利用富集系数和土壤可提取态重金属的检测数据, 建立数学模型以定量确定叶菜类蔬菜对重金属的富集系数。由于各类蔬菜样品数量较少, 因此只对所有叶菜类蔬菜总体进行模型拟合, 通过比较线型、多项式、对数、乘幂、指数 5 类回归模型的决定系数 ( $R^2$ ) 和相关显著性检验 ( $p$ ), 最后采用拟合程度最高 (最大  $R^2$  值和最小  $p$  值) 的回归方程为拟合模型。从拟合结果可以看出

(表 6), 叶菜类蔬菜对 5 种重金属的富集系数和土壤可提取态重金属含量均以幂函数 ( $y = ax^b$ ) 拟合效果最好, 其中对 Cu 的拟合优度最高 ( $R^2$  值为 0.885), Zn、Cr、Ni 次之 ( $R^2$  分别为 0.615、0.537、0.490), 但 Pb 的拟合优度较低 ( $R^2$  值 0.187), 这可能与 Pb 的多重来源有关。

一般情况下, 对于某种作物和重金属的富集系数多取算术均值、几何均值或中值, 当采集的作物及土壤样品量足够多时, 能保证其重金属含量能够在较宽

的范围区间平稳分布, 均值或中值能够准确反应富集系数的大小, 但是当采集的样品量有限, 其均值或中值并不能代表其真实富集能力。从图 2 中可以发现, 当土壤中可提取态重金属含量较低时以均值或中值作为作物吸收富集某种重金属的替代值, 其富集强度有可能会被低估, 相反, 当可提取态重金属含量较高时, 均值或中值所反应的富集系数值则会高于真实值。因此, 当样本量有限时, 作物对重金属的富集系数应该利用富集系数与对应可提取态重金属含量之间的回归模型进行估值(表 6), 其准确性要高于取相应的均值或中值。

表 6 基于可提取态的蔬菜重金属富集系数回归方程 ( $n = 43$ )

Table 6 Regression functions between cultural accumulation factor (y) and extractable heavy metal in soil(x)

重金属	回归方程	F 检验值	$R^2$	p
Cu	$y = 0.341x^{-0.913}$	315.555	0.885	0.000
Zn	$y = 2.539x^{-0.908}$	65.438	0.615	0.000
Ni	$y = 0.110x^{-0.784}$	39.440	0.603	0.000
Cr	$y = 0.191x^{-0.926}$	47.589	0.537	0.000
Pb	$y = 0.224x^{-1.433}$	9.444	0.187	0.004

### 3 结论

(1) 研究区 7 类叶菜类蔬菜存在明显的有毒金属元素超标和有益金属元素缺乏问题。其中以 Pb 超标率最高, 达 20.9%, 其次是 Ni, 超标率为 7.0%; Cu、Zn 含量较低, 当地居民从蔬菜中摄取 Zn、Cu 仅占 FAO/WHO 暂定的每人每日膳食中 Zn 和 Cu 的需要量的 5.3% 和 4.0%, 应引起关注。

(2) 土壤重金属全量与其可提取态之间存在显著相关性, 但全量和可提取态重金属含量与蔬菜重金属含量都没有显著的相关性。仅仅用土壤重金属可提取态含量仍不足以有效反映土壤污染的生态危害性。

(3) 不同品种蔬菜对同一重金属元素的富集强度不同, 叶菜类蔬菜对金属元素的富集具有较强的选择性, 对 Cr 的富集能力最强, 其次为 Zn、Cu、Ni, Pb 最弱。但因土壤中 Cr、Zn、Cu 的可提取态含量较低, 故作物未出现超标。

(4) 尽管在本研究中可提取态重金属含量与蔬菜中的重金属含量之间不存在显著相关性, 但以可提取态重金属含量为基础的富集系数可以很好地指示土壤可提取态重金属向蔬菜的转移规律, 即不同品种蔬菜对各重金属的富集系数随可提取态重金属含量呈幂函数形式递减, 且递减趋势与土壤中可提取态重金属含

量区间密切相关。

### 参考文献:

- [1] 周永章, 宋书巧, 杨志军, 陈炳辉, 曾锋. 河流沿岸土壤对上游矿山及矿山开发的环境地球化学响应—以广西刁江流域为例. 地质通报, 2005, 24(10-11): 945-951
- [2] Lee CS, LX, Shi W, Cheung SC, Thornton I. Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistics. Science of The Total Environment, 2006, 356(1-3): 45-61
- [3] 邵学新, 黄标, 孙维侠, 顾志权, 钱卫飞, 邓西海, 骆永明. 长江三角洲典型地区工业企业的分布对土壤重金属污染的影响. 土壤学报, 2006, 43(3): 397-404
- [4] Turkdogan MK, Kilicel F, Kara K, Tuncer I, Uygan I. Heavy metals in soil, vegetables and fruits in the endemic upper gastrointestinal cancer region of Turkey. Environmental Toxicology and Pharmacology, 2003, 13(3): 175-179
- [5] 钟晓兰, 周生路, 赵其国. 城乡结合部土壤污染及其生态环境效应. 土壤, 2006, 38(2): 122-129
- [6] Dudka S, Miller WP. Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain. Journal of Environment Science and Health, 1999, B34(4): 681-708
- [7] Shanker AK, Cervantes C, Loza-tavera H, Avudainayagam S. Chromium toxicity in plants. Environment International, 2005, 31(5): 739-753
- [8] Sanita di Toppi L, Gabrielli R. Response to cadmium in higher plants. Environmental and Experimental Botany, 1999, 41: 105-160
- [9] Zarcinas BA, Pongsakul P, Mclaughlin MJ, Cozens GE. Heavy metals in soils and crops in Southeast Asia 2. Thailand. Environmental Geochemistry and Health, 2004, 26(4): 359-371
- [10] Giachetti G, Sebastiani L. Metal accumulation in poplar plant grown with industrial wastes. Chemosphere, 2006, 64(3): 446-454
- [11] Nabulo G, Oryem-origa H, Diamond M. Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda. Environmental Research, 2006, 101(1): 42-52
- [12] Chojnacka K, Chojnacki A, Gorecka H, Gorecki H. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. Science of The Total Environment, 2005, 337(1-3): 175-182
- [13] Gupta AK, Sinha S. Chemical fractionation and heavy metal accumulation in the plant of Sesamum indicum (L.) var. T55 grown on soil amended with tannery sludge: Selection of single extractants. Chemosphere, 2006, 64(1): 161-173

- [14] Kumar SR, Agrawal M, Marshall F. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2007, 66(2): 258-266
- [15] 欧行奇, 任秀娟, 杨国堂. 蔬菜型甘薯百薯1号茎尖营养成分分析. *河南农业科学*, 2005(12): 30-33
- [16] 薛艳, 沈振国, 周东美. 蔬菜对土壤重金属吸收的差异与机理. *土壤*, 2005, 37(1): 32-36
- [17] 杨惠芬, 李明元, 沈文. 食品卫生理化检验标准手册. 北京: 中国标准出版社, 1998: 103-113
- [18] 广东省统计局. 广东统计年鉴 (2005). 北京: 中国统计出版社, 2005: 190
- [19] 辛素贤. 国内锌营养研究的新进展. *中国公共卫生*, 1998, 14(12): 755-756
- [20] 陈晶中, 陈杰, 谢学俭, 毛久庚, 张学雷. 北京城市边缘区土壤重金属污染物分布特征. *土壤学报*, 2005, 42(1): 149-152
- [21] Meyer JS. The utility of the terms "bioavailability" and "bioavailable fraction" for metal. *Marine Environmental Research*, 2002, 53(4): 417-423
- [22] 何园, 王宪, 陈丽丹, 郑盛华, 蔡真珍. 泉州走马埭典型土壤重金属的赋存形态分析. *土壤*, 2007(02): 257-262
- [23] Li RY, Yang H, Zhou ZG, Lu JJ, Shao XH, Jin F. Fractionation of Heavy Metals in Sediments from Dianchi Lake, China. *Pedosphere*, 2007, 17(02): 265-272
- [24] Quevauviller P. Operationally-defined extraction procedures for soil and sediment analysis. Part 3: New CRMs for trace-element extractable contents. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2002, 21(11): 774-785
- [25] Zhang MK, He ZL, Calvert D V, Stoffelia, PJ. Extractability and Mobility of Copper and Zinc Accumulated in Sandy Soils. *Pedosphere*, 2006, 16(01): 43-49
- [26] 窦磊, 马瑾, 周永章, 付善明, 彭先芝, 张澄博, 蔡立梅, 钟莉莉. 乡镇企业密集区菜地土壤重金属含量分布特征及生态效应—以东莞市为例. *农业环境科学学报*, 2007, 26(6): 2048-2056

## Distribution and Correlation of Heavy Metals in Soil –Vegetable System of Typical Township-Enterprise Dense Area

DOU Lei<sup>1,2</sup>, MA Jin<sup>2</sup>, YOU Yuan-hang<sup>1</sup>, CAI Li-mei<sup>2</sup>

(1 *Guangdong Provincial Survey of Geology, Guangzhou 510800, China;*

2 *Center for Earth Environment and Resources, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China*)

**Abstract:** Both the toxic pollutants' bioavailability in soil and its migration-accumulation in soil-plant system are current hot topics. 61 soil samples and corresponding 7 kinds of leafy vegetable samples were collected from Dongguan which is a township-enterprise dense area in Guangdong Province, the total contents and extractable concentrations of 5 heavy metal elements (Cu, Zn, Cr, Ni and Pb) were measured. Results showed that the leafy vegetables faced obvious problems of both the excess of toxic metal (Pb, Ni) and the shortage of useful metal (Zn, Cu). The metal concentrations in leafy vegetable had no significant correlations with either the total or the extractable heavy metal concentrations in soil. While the heavy metal concentration in leafy vegetable evidently related to the accumulation factors which are calculated from extractable heavy metal concentration. The accumulation factors of heavy metal in different kinds of leafy vegetables decreased with the increase of the extractable heavy metal concentration, which can be described best by the exponential equation ( $y = ax^b$ ). The descending trend has close correlation with the concentration range of extractable heavy metal in soil. The optimal estimation of accumulation factors resulted from the exponential equation was more precise than both the mean and the medium in the case of limited samples.

**Key words:** Vegetable, Soil, Heavy metal, Bioavailability, Accumulation factor