# 杭州市城乡结合带蔬菜地土壤铅铜 含量的时空变异研究<sup>®</sup>

陈 涛 施加春 刘杏梅 吴建军 徐建明<sup>†</sup> (浙江大学±水资源与环境研究所,杭州 310029)

摘 要 土壤重金属时空变异研究在土壤可持续利用和生态环境保护过程中具有重要的意义。通过 2001年和 2005年两个时期在杭州市东郊传统蔬菜基地取样分析,用空间自相关全局 Moman's I系数、地统计 学以及分形维数三种空间分析方法研究了土壤重金属 Pb和 Cu的时空变异特征。两个时期的 Pb和 Cu平均 含量分别由 38 73、31.20 mg kg<sup>-1</sup>增加至 46 14、36 56 mg kg<sup>-1</sup>,并经检验,Pb和 Cu含量增加达到了显著水 平。它们在 0.05显著水平的自相关距分别由 3 500 m、3 300 m降低至 2 700 m、2 800 m,呈递减趋势,空间随 机性增强。土壤 Pb和 Cu的空间分布呈西高东低,并且在研究区绝大部分范围内出现不同程度的累积趋势。 人为污染与干扰是土壤 Pb和 Cu含量增加与空间变异性增强的主要原因。

关键词 城乡结合带; 土壤重金属; 时空变异; 空间自相关; 地统计学; 分形理论中图分类号 X131.3 文献标识码 A

土壤不仅是植物赖以生存的物质基础,而且还 是接纳和扩散各种污染物的库与源<sup>[1]</sup>。作为重要 的污染传播媒介,其可以将污染物扩散、迁移、转化 到空气、地下水以及各种植物体内,甚至间接通过 食物链影响到人们的身体健康。在众多的污染物 中,土壤重金属污染由于其非生物降解性及较长的 半衰期<sup>[2]</sup>,能够在整个物质循环中长期存在,对人 类健康构成了严重的威胁。因此,土壤重金属污染 近年来已经成为土壤学、环境学和地球化学等多学 科的研究热点之一。揭示土壤重金属的空间分布 及时间变异规律也已经成为实现土壤可持续利用 和生态环境保护的重要前提。

国内外已有许多学者分别用空间自相关分析、 地统计学以及分形理论对各种尺度条件下的土壤 重金属空间变异进行了研究<sup>[3~14]</sup>。张朝生等<sup>[4]</sup>运 用 M oran's I统计指标研究了天津市平原地区 13种 土壤重金属的空间自相关关系,并揭示了人为活动 对部分表层土壤元素空间结构的影响;姜勇等<sup>[12]</sup>在 沈阳郊区使用分形维数成功地描述了耕地土壤 M n 的空间分布特点,并将地统计与分形理论相结合共 同刻画了 M n 作为一种营养元素在沈阳郊区耕地土 壤中的空间结构状况。在这三种不同的方法和理 论中,地统计学既可以通过块金值或变程等指标来 定量描述空间结构特点,还可为 Kriging插值提供依 据,因此,其在土壤空间变异研究中使用的较为广 泛<sup>[4]</sup>。少数研究者也曾将空间自相关分析与分形 理论相结合对重金属的空间变异进行了初步探 讨<sup>[3]</sup>;但用三种空间分析手段共同刻画重金属空间 变异的研究还鲜见报道,特别是对不同时间梯度的 土壤重金属空间变化规律的研究在国内外尚属 空白。

城乡结合带作为城市 农村交互作用的界面, 土 地利用多样性、污染来源复杂性及高度的变异性, 为这一特殊地区的土壤保护与利用带来了诸多影 响。位于杭州市东郊的部分下城区与江干区, 是杭 州市重要的蔬菜生产基地, 具有典型的城乡结合带 特点。本研究以杭州市东郊传统的蔬菜基地为研 究区域, 通过在 2001年与 2005年两个时期的采样 分析, 运用空间自相关方法、地统计学以及分形理 论, 共同揭示了土壤 Pb和 Cu的时间变化规律及其 可能的影响因素, 为该地区的农业结构调整和污染 防治提供科学依据, 这对阐明我国城乡结合带土壤 环境质量与农产品安全生产的关系具有重要的理 论和现实指导意义。

<sup>\*</sup> 国家重点基础研究发展规划项目 (2005CB121104)、浙江省和杭州市科技项目 (2005E10004, 20061123B10)资助

<sup>+</sup> 通讯作者:徐建明, 男,教授,博士生导师,从事土壤化学与环境方面的研究。Tel 0571-86971955, E-mail jnxu@ zju edu on 作者简介:陈 涛 (1977~), 男,河南鹤壁人,博士研究生,主要从事空间分析与统计方面的研究。E-mail davidlp77@ yahoo com. en 收稿日期: 2006-12-08.收到修改稿日期: 2007-03-12

# 1.1 研究区概况

研究区域位于杭州市东郊,总面积为 35.57 km<sup>2</sup>, 在北纬 30°27′~ 30°33′,东经 120°18′~ 120°25′,地 势平坦,海拔 6~9 m,成土母质是河(湖)相或浅海 相沉积物,质地匀细,土层深厚肥沃,地下水较浅, 年均降水量 1100~1600mm,土壤以黄松土与乌潮 土为主。该区有 30多年的蔬菜种植历史,是杭州市 传统的蔬菜种植基地。由于近些年来经济发展,城 市扩张,大量的菜园地被建设用地所占用。因此, 该研究区域是具有城乡结合带双重污染来源特点 的典型蔬菜种植区。



图 1 研究区域与 2001年、2005年取样点分布图 Fig. 1 Study area and soil sampling points in 2001 and 2005

#### 1.2 样品的采集与处理

在两期数据中, 2001年数据共有 43个土壤样 品,采样密度约为每 km<sup>2</sup> 1个样品;在此基础上,为 了进一步研究重金属的空间变异特征,于 2005年 4 月采取土壤样品 74个,约每 km<sup>2</sup> 2个样品。2005年 采样,除了在靠近 2001年原采样点采集土样外,还 考虑蔬菜基地面积大小,区域位置,以及空间结构 特点,采用梅花形采样方法,在每个样点周围 5m × 5 m 正方形范围内设置 6~8个采集点, 在各采集点 用塑料铲采取表层土壤(0~20 m)500 g左右,均 匀混合后取 2 kg 用美国 G am in 公司手持 GPS 记录 正方形中心为该点定位坐标。采集的土壤样品在 室温条件下(18~20℃)晾摊自然风干,捡除石块、 植物根茎等异物,用木棒碾碎过 2 mm 尼龙筛,然后 再从已过 2 mm 筛的土样中取出 50 g 用玛瑙研钵研 磨过 0.25mm 尼龙筛、装瓶备用。两期的土壤重金属 Ph Cu均用氢氟酸-高氯酸-硝酸消煮, 定容, 过滤上清 液,用原子吸收分光光度计(岛津 AA6800)测定。

## 1.3 数据处理

两个时期数据描述统计参数采用 SPSS13.0处

理,半方差分析和分形维数计算利用 GS+ 7.0完成,研究区域图、Kriging插值图以及重金属空间变化图均在 ArcGis8.3中完成,全局 Moran's I的计算在 CrimeStat3.0中完成。

# 2 结果与分析

# 2.1 土壤重金属 Pb Cu含量的描述统计

表 1给出了两期土壤重金属 Pb和 Cu的描述 统计结果。从中可知, 2001年和 2005年土壤 Pb的 平均含量分别为 38.73 mg kg<sup>-1</sup>和 46.14 mg kg<sup>-1</sup>, 与 20世纪 80年代第二次土壤普查时的平均含量相 比,分别增加了 51.23%、80.16%;土壤铅含量随时 间的变化,表现出增加的趋势,从 2001年至 2005 年,4年中增加了 7.41 mg kg<sup>-1</sup>。土壤 Cu含量也表 现出相同的趋势,两期的平均含量分别较第二次土 壤普查增加了 75.68%和 105.9%,在所研究的 4年 中平均含量增加 5.36 mg kg<sup>-1</sup>。与国家制定的土壤 环境质量标准 (GB15618-1995)相比较,两期的土壤 Pb和 Cu含量均未超过所对应的二级污染界限。

45卷

表 I 工環 Pb Cu含重的描述	「鈗け
-------------------	-----

Table 1 The descriptive statistics of soilPb and Cu in 2001 and 2005

项目 <sup>1)</sup> Item s	样点数 Sample number	平均值 M ean	最小值 M in. -(mg kg <sup>-1</sup> )—	最大值 M ax.	变异系数 C. V.	峰度 Kurtosis	偏度 Skewness	背景值 <sup>2)</sup> B ackground valu es(m g kg <sup>-1</sup> )
Pb-01	43	38. 73	13. 79	64.85	0. 33	- 0. 71	0. 10	25. 61
Cu-01	43	31. 20	14. 47	58.32	0.31	- 0. 10	0.45	17.76
Pb-05	74	46.14	19. 60	87.32	0.36	- 0. 39	0.40	25. 61
Cu- 05	74	36.56	14. 30	77.60	0.38	0.59	0. 77	17.76

1) 01, 05分别表示 2001年和 2005年 01 is the symbol for 2001, and 05 for 2005

2)背景值为浙江省第二次土壤普查重金属平均含量值 The background value is the mean concentration of each heavy metal in the second soil survey of Zhejiang province

众所周知, 变异系数在一定程度上可以定量刻 画样本数据的离散、变异特点<sup>[5]</sup>。在本研究中, 两 时期土壤 Pb和 Cu的变异系数在 0.31~0.38, 属中 等变异。其中以 2005年 Cu变异最大, 达到 0.38, 而 2001年 Cu变异最小, 仅为 0.31。从 2001年至 2005年, 土壤 Pb的变异系数由 0.33增加至 0.36, 而土壤铜则从 0.31增加至 0.38, 两元素的变异性 随时间的变化, 呈增加趋势, 这可能与近年来人为

#### 因素影响程度增强有关。

表 1显示土壤 Ph Cu含量随时间变化而增加, 表 2则给出两个时期土壤 Pb和 Cu的均值多重比较,发现达到显著水平。由表 2可看出,土壤 Pb和 Cu均通过 Levene's方差齐性检验,显著性分别为 0.134和 0.076,因此,均值比较选用方差齐性条件 下的 t检验,检验结果拒绝 H<sub>0</sub>假设,即从 2001年至 2005年该研究区土壤 Pb和 Cu均发生了显著变化。

表 2 2001年与 2005年土壤 Ph Cu的 Levene' s检验与均值 t检验

元素与假设条件		方差相等	Levene's检验	均值相等 <i>t</i> 检验 <i>T</i> -test for equality of m eans		
		Levene's test for	r equality of variances			
E km ents and assum ed conditions		F	显著性		显著性(双尾)	
		Г	S ign if ican ce	l	Significance (2-tailed)	
Pb	方差假设相等	2 282	0 134	- 2. 492	0.014	
	Equal variances assumed	2. 202	0. 134		0. 014	
	方差假设不等			2 671	0,000	
	Equal variances not assumed			- 2. 071	0. 009	
Cu	方差假设相等	3 213	0.076	- 2 204	0.030	
	Equal variances assumed	5. 215	0. 070	- 2. 204	0. 050	
	方差假设不等			2 419	0.017	
	Equal variances not assumed			- 2. 418	0. 017	

#### 2.2 空间自相关性分析

空间自相关分析是空间统计学中的一个重要方法<sup>[3,8]</sup>。在本文中采用全局 M oran's I系数来分析两个时期土壤 Pb和 Cu的空间自相关特点(图 2)。

由图 2可知, 2001年与 2005年土壤 Pb和 Cu 在采样范围内呈现出相似的结构性,大致趋势为: 距离较近采样点之间呈显著正空间自相关,随距离 增加,自相关系数向负方向变化,达到显著负相关, 随距离的继续增加,负相关程度减小。这与张朝生 等<sup>[4]</sup>研究的天津市平原地区土壤微量元素空间相 关特征类似。这种变化趋势说明了土壤 Pb和 Cu 的空间分布格局呈简单斑块分布。具体的自相关 距分别为: 2001年土壤 Pb的 0.05显著自相关距为 3 500 m, Cu为 3 300 m, 至 2005年, Pb 变为 2 700 m, Cu为 2 800 m, Pb和 Cu的显著自相关距随时间 的变化而减小。同时发现, 空间自相关距与变异系 数具有很好的一致性。自相关距随时间变化而减 小, 变异系数则随时间变化而增大, 两者变化规律 相反, 却从地学意义上相互提供了印证。 2001年 Pb和 Cu的自相关距大, 反映其结构较 2005年好, 结构 性好意味着空间分布规律强, 变异性差, 变异系数 低。相反, 2005年, 由于可能受到人为污染或其他 干扰因素的影响增加了 Pb和 Cu的变异性, 从而自 相关距减小。



图 2 2001年与 2005年土壤 Pb和 Cu含量的空间自相关图 (Moran's I经标准化) Fig 2 Spatial correlogram of soil Pb and Cu in 2001 and 2005 (standardized Moran's I)

#### 2.3 变异函数结构与分维数分析

在地统计学中,数据的非正态分布易引起比例 效应,增大估计误差<sup>[10]</sup>。故本文采用了环境变量常 用的对数转换以及 Box-Cox转换,并进行 Spap iro-W ik 检验,分析结果见表 3。

由表 3看出, 2001年土壤 Pb, Cu原始数据通过 Shap iro-W ik检验 (S-W 检验), 而 2005年未通过检 验。因此, 对 2005年数据进行对数转换和 Box-Cox 转换,其 Shap iro-W ik检验概率显著提高。经对比, Box-Cox正态转换效率更高,结果更接近正态分布 的要求,所以本文采用 Box-Cox数据转换进行地统 计分析及 K riging插值。

通过半方差分析, 计算了不同步长 h所对应的 实际半方差 r(h), 并分别采用不同模型进行拟合, 以决定系数 ( $R^2$ )最大和 M SS 最小为原则选择最佳 模型, 得到对应参数 (表 4)。

#### 表 3 2001年与 2005年土壤 Pb和 Cu含量数据转换

Table 3 Skowness kuntosis and significance level of Shapiro-Wilk test for normality (S-W p) of the raw, bg transformed, and Box-Cox transformed data sets

原始数据				对数	<b>뉯转换后数据</b>		Box-Cox转换后数据			
项目	O rigin al data			Logarithm ic transformation			Box-Cox transformation			<b>N</b> 1)
Item s	偏度	峰度	S-W n	偏度	峰度	S-W/p	偏度	峰度	S-W/n	$\Lambda^{*}$
	Skewness	Kurtosis	5 w p	Skewness	Kurtosis	Swp	${\rm Sk}{\rm ewn}{\rm ess}$	K u rto sis	5 w p	
Pb-01	0.10	- 0. 71	0. 68	1. 52	2.76	0.00	- 0. 07	- 0.70	0.74	0.74
Cu-01	0.45	- 0. 10	0.44	- 0.24	- 0.53	0. 79	- 0. 02	- 0. 55	0.91	0.32
Pb-05	0.40	- 0. 39	0. 04	- 0.30	- 0.74	0. 05	- 0. 04	- 0.75	0.15	0.38
Cu- 05	0.77	0. 59	0. 01	- 0. 22	- 0.32	0.38	- 0. 01	- 0.30	0.59	0.22

1) λ为进行 Box-Cox数据转换时的转换指数 λ is the transform index during the process of Box-Cox transform ation

# 表 4 2001年与 2005年土壤 Pb与 Cu半方差函数拟合模型及分维数

Table 4 Best fitted semivariogram model and their fractal dimension of soilPb and Cu in 2001 and 2005

重金属 Heavy metals	模型 M odel <sup>l)</sup>	块金值 Nugget C <sub>0</sub>	基台值 Sill C+C <sub>0</sub>	<b>块金值 /基台值</b> Nugget/Sill C <sub>0</sub> /(C+C <sub>0</sub> )	变程 Range (km)	决定系数 Determined coefficient <i>R</i> <sup>2</sup>	<b>分形维数</b> Fractal d in ension	相关系数 Comelated coefficient <i>r</i>
Pb-01	球状 Spherical	33. 00	376. 9	0.088	13. 10	0. 958	1. 698	0. 924
Cu 01	球状 Spherical	27. 30	137. 1	0. 199	7.060	0. 958	1. 759	0. 930
Pb- 05	高斯 Gaussian	0. 70	3. 89	0.180	5. 663	0. 968	1. 660	0. 957
Cu- 05	高斯 Gaussian	0. 20	0. 93	0.213	4. 036	0. 751	1. 724	0. 784

1) 各元素在模型拟合时,最大步长距离均为 7 000 m During the process of modeling the maximal lag distances for all elements are 7 000 m

2001年土壤 Ph Cu的最佳模型为球状模型, 2005年则为高斯模型。所有拟合的变程范围在 4 000~13 100 m之间,其中 2005年 Cu的变程最 小,为 4 036 m, 2001年 Pb最大,达到了 13 100 m, 其他介于两者之间。经比较发现 2005年的变程均 要小于 2001年的,说明 2005年 Pb和 Cu的空间变 异性较 2001年的更大,自相关距更短。这与空间自 相关分析结果相吻合,但其变程距离要较 M oran's I 的自相关距离明显增加,表明这两种方法均可以衡 量空间自相关特征,但严格程度不同<sup>[3]</sup>。

一般以块基比作为衡量空间变量自相关程度 和随机因素引起空间变异大小的尺度<sup>[5~11]</sup>。从表 4 可知,两个时期 Pb和 Cu的  $C_0/(C + C_0)$ 主要在 0.088~0.213之间,均具有空间强自相关性,其空 间变异主要由结构因素所控制。其中 2005年 Cu含 量的比值最大,达到 0.213,2001年 Pb含量最小,仅 有 0.088,其他介于两者之间;另外,还发现 2005年 的比值均要大于 2001年所相应元素的比值,表明随 机因素所造成的影响在 2005年较 2001年更大,这 与自相关距分析相一致。

除了空间自相关和地统计学分析外,两个时期 土壤 Pb和 Cu的空间结构特点还可用分形维数来 描述。分形维数 D 为半方差 r(h)与步长 h 双对数 直线回归中的斜率,可以用来表征样本的空间结 构。D 值越小,样本之间土壤变异越大,即均一程度 越差<sup>[11]</sup>。本研究两个时期的土壤 Pb和 Cu存在着 较好的分形特征,相关系数(r)在 0.784~0.957之 间。其中,2005年土壤 Pb分维数最小(1.660), 2001年土壤 Cu分维数最大(1.759)。同时,2005 年 Pb和 Cu的分维数均小于 2001年对应元素的分 维数,说明 2005年土壤 Pb和 Cu的空间变异性更 大,结构性更差。这也印证了空间自相关和地统计 学的分析,从另一个侧面说明了 2005年土壤 Pb和 Cu可能受到人为因素的影响而具有更大的空间变 异性。

综合三种方法,所反映的结果是一致的,但侧 重角度不同:空间自相关分析主要从空间相关性的 角度来描述变量的正负空间自相关特点,可以对空 间相关的显著性进行检验,得到显著自相关距,但 不能进行空间插值;地统计学则弥补了这一不足, 其不仅可以通过块基比或变程来定量表征空间变 异特点,还可为 Kriging插值提供依据,缺点是不能 描述具有离散特点 (即空间负相关)的空间变量特 征,也不能对变程等指标提供显著性检验;分维数 则主要从变量空间复杂性的角度进行度量,是一种 综合的、间接指标,可以从总体上反映研究对象的 空间结构特点,对空间自相关或地统计分析提供佐 证。这三种方法各有优缺点,只有将三者相结合, 才能更客观完整地描述变量的空间结构特征。

2.4 时空分布特征

根据半方差分析,利用普通 Kriging最优内插法,绘制了本研究区两个时期土壤 Pb和 Cu的空间分布图 (图 3A~图 3D)。又通过栅格计算,按照 (X<sub>2005</sub>-X<sub>2001</sub>)/X<sub>2001</sub>分别得到了 Pb和 Cu在 2001年至 2005年的增长变化图 (图 3E~图 3F)。

由图 3A~图 3D 可见, 2个时期 Pb和 Cu含量 空间分布规律基本一致,总体趋势是西高东低。西 部位于杭州传统工业区下城区与笕桥镇大部地区, 其土壤 Pb含量明显高于东部新开发的下沙区,且 呈大块状分布规律: 土壤 Cu的高值区位于左中部 具有多年种植蔬菜历史的笕桥镇,低值区则位于该 研究区的西北角,是近年蔬菜基地外迁新建区域。 土壤 Pb和 Cu从西到东,沿着城区扩张方向逐渐增 加,一方面可能是由于西部区域耕种时间更长,更 临近工业区,长期高强度农用化学品和有机肥的施 用以及工业活动导致该区 Pb和 Cu的累积:另外该 区域虽已基本纳入城市范围,但完备的基础设施仍 没有完全建立,大量的城市垃圾、生活污水成为一 个不可忽视的输入来源:还有更为密集的交通网络 也是导致该区域土壤铅含量较高的重要因素<sup>[14]</sup>。 因此,过度农化产品和有机肥料的施用,大气沉降, 以及污水灌溉等(除了个别区域受到工业污染外) 可能是导致该区域蔬菜土壤 Pb和 Cu空间分布格 局形成的主要原因。这与其他城市的重金属污染 研究结果<sup>[14816]</sup>相一致,具有普遍性,应引起重 视。从图 3A~图 3D,还可看到 2005年 Pb和 Cu较 2001年明显增加。

图 3E~图 3F是研究区 4年来土壤 Pb和 Cu的 空间变化图。从 2001年至 2005年,土壤 Pb和 Cu 在研究区的绝大部分区域由于人类活动导致不同 程度增加,尤其在西部和中部地区增幅最大,东部 增幅较低。土壤 Pb显著增加区域主要集中在北部 笕桥机场附近,以及传统的工业区下城与拱墅交界 处,在 4年中,增幅超过 40%。据 Nicholson等<sup>[15]</sup>对 英格兰及威尔士农业土壤的研究发现,大气沉降对 农业土壤 Pb的输入贡献率最大。陈同斌等<sup>[16]</sup>对北 京菜地土壤 Pb的研究也证实了这一点。虽然国家 已经在 2000年停止了含铅车用汽油的生产和使用,



图 3 2001~2005年之间土壤 Pb和 Cu的变化 Fig 3 Change in soilPb and Cubetween 2001 and 2005

但是由于航空发动机的特殊要求以及生产工艺限制,目前全世界的航空汽油仍然采用四乙基铅作为添加剂<sup>[17]</sup>。航空汽油虽属低铅汽油,但长期使用仍然可能是笕桥机场附近土壤 Pb含量明显增加的主要原因。另外,下城与拱墅交界处分布着一些电子、机械加工等产业,成规模的工业生产可能是该

区域铅输入的重要来源。除此之外,该区域的土壤 Pb积累可能还与含铅农药、磷肥的施用等有关。土 壤 Cu含量增加主要集中在花园村与冯家桥一带, 这里有长期施用鸡粪作为有机肥的习惯。大量施 用鸡粪,除了增加土壤肥力外,还成为土壤 Cu增加 的主要原因<sup>[18,19]</sup>。

表 5 2001~2005年期间 Pb和 Cu含量不同增幅的土壤面积及其比例 Table 5 Area and percentage of soils with increased Pb and Cu contents to a varying extent from 2001 to 2005

元素	面积和比例							
E lem ents	A rea and percentage	< 0	0~ 20	20~ 40	40~ 60	> 60		
Pb	面积 A rea (km <sup>2</sup> )	1. 80	18.84	12. 31	2. 35	0.27		
	占总面积比例	5.06	52.97	34. 62	6. 59	0.75		
	Percentage (%)							
Cu	面积 A rea ( km <sup>2</sup> )	2.89	17.62	10. 38	3. 89	0.81		
	占总面积比例	8.11	49. 53	29. 15	10. 92	2.27		
	Percentage (%)							

表 5给出了 2001年至 2005年,研究区域内土 壤 Ph Cu含量的增加比例及所占面积。在这 4年

中, 共有 33.77 km<sup>2</sup>的土壤 Pb 含量有不同程度的增加, 占研究区总面积的 94.94%。其中, 2.62 km<sup>2</sup>的

土壤 Pb 增幅超过 40%, 增幅最大达到了 76.7%。 对于土壤 Cu,则有 32.68 km<sup>2</sup>的研究面积有不同程 度的增加,其中 4.70 km<sup>2</sup>的土壤铜增幅在 40% 以 上,占总面积的 13.19%。

可见,在本研究范围内,从 2001年至 2005年, 表层土壤绝大部分均有不同程度 Pb和 Cu元素的 富集,而且部分区域富集较快,这将对该地区的蔬 菜种植及蔬菜品质有很大的影响。

# 3 结 论

 1) 2001年至 2005年杭州市蔬菜地土壤 Pb和 Cu平均含量分别由 38.73、31.20 mg kg<sup>-1</sup>增加至 46.14、36.56 mg kg<sup>-1</sup>,平均增长了 7.41和 5.36 mg kg<sup>-1</sup>;并且通过均数多重比较,2001年至 2005 年土壤 Pb和 Cu均发生了显著变化,即达到了显著 增加。

2) 原始数据经对数转换和 Box-Cox转换后, Shap iro-W ilk检验概率值有较大提高, 但经对比, Box-Cox转换对于数据的正态化分布效率更高, 结 果更接近正态分布的要求。

3) 空间自相关分析、地统计学分析与分形方法 的应用,从不同角度共同反映了 2001年至 2005年 蔬菜地土壤 Pb和 Cu的空间结构变化规律,即空间 相关性随时间变化而减弱,随机性增强。三种方法 所反映结果一致,但侧重角度不同,只有将三者相 结合,才能更客观完整地描述变量的空间结构特征。

4) 两个时期土壤 Pb和 Cu的空间分布规律呈 现西高东低的趋势,并且在研究区的大部分范围内 出现不同程度的累积,人为污染与干扰是主要的影 响因素。因此,在该地区需要进行农业结构调整和 采取必要的污染防治措施。

## 参 考 文 献

- [1] Chen T R, Wong JW C, Zhou H Y, et al. A ssessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong Environmental Pollution, 1997, 96 61~68
- [2] Raghunath R, Tripath iR M, Kum ar A, et al. Assessment of Ph, Cd. Cu, and Zn exposures of 6-to 10-Year-Old Children in Mumbai Environmental Research, 1999, 80(3): 215~ 221
- [3] 张朝生,章申,何建邦. 长江水系沉积物重金属含量空间分布特征研究——空间自相关与分形方法. 地理学报, 1998, 53(1): 87~96. Zhang C.S. Zhang S. He J.B. Spatial distribution characteristics of heavy metals in the sed in ents of Changjiang River system Spatial autocorrelation and fractal methods (In Chinese). A cta Geographica Sinica, 1998, 53(1): 87~96

- [4] 张朝生,陶澍,袁贵平,等. 天津市平原土壤微量元素含量的空间自相关研究. 土壤学报, 1995, 32(1): 50~57. Zhang C S, Tao S, Yuan G P, et al, Spatial autocorrelation analysis of trace element contents of soil in Tian jin P kin area (In Chinese). A cta Pedologica Sinica 1995, 32(1): 50~57.
- [5] 雷志栋、杨诗秀、许志荣、等、土壤特性变异性初步研究、 水利学报、1985(9): 10~20. LeiZD, Yang SX, XuZR, *et al* Preliminary investigation of the spatial variability of soil properties (In Chinese). Journal of Hydraulic Engineering 1985(9): 10~20
- [6] 姜勇,梁大举,闻大中.沈阳郊区农业土壤中微量元素.北京:中国农业科学技术出版社,2003 Jiang Y, Liang D J
   W en D Z Middle and Microrekments in Cultivated Soils of Shernyang Suburbs (In Chinese). Beijing China Agricultural Science and Technology Press 2003
- [7] 李哈滨,王政权,王庆成.空间异质性定量研究理论与方法.应用生态学报,1998,9(6):651~657.LiHB,WangZQ,WangQC.Theory and methodology of spatial heterogeneity quantification (In Chinese).Chinese Journal of Applied Ecolorgy, 1998,9(6):651~657
- [8] 夏学齐,陈骏,廖启林,等.南京地区表土镉汞铅含量的空间统计分析.地球化学,2006,35(1):1~5.XiaXQ,Chen J LiaoQ L, et al Spatial statistics for cadmium, mercury and lead contents in topsoil of Nanjing (In Chinese). Geochimica 2006,35(1):1~5
- [9] 韦玉春,陈锁忠. 地理建模原理与方法. 北京:科学出版社,
   2005 WeiY C, Chen S Z Theory and Method of Geography
   Modeling (In Chinese). Beijing Science Press, 2005
- [10] 王政权. 地统计学及在生态学中的应用. 北京:科学出版 社, 1999 Wang Z Q. Application of G costatistics in Ecology (In Chinese). Beijing Science Press, 1999
- [11] 龚元石,廖超子,李保国. 土壤含水量和容重的空间变异及 其分形特征. 土壤学报, 1998, 35(1): 10~15 G ong Y S Liao C Z, Li B G. Spatial variability and fractal dimension for soil water content and bu k den sity (h Chinese). A cta Pedologi ca Sinica, 1998, 35(1): 10~15
- [12] 姜勇,张玉革,梁文举,等. 沈阳市郊耕地土壤交换性锰含量的空间变异性. 土壤, 2004, 36(1): 61~64. Jiang Y, Zhang Y G, Liang W J et al. Spatial variability of exchangeable manganese content in cultivated soils of Shenyang suburbs (In Chinese). Soils 2004, 36(1): 61~64
- [13] Hu K I, Zhang F R, LiH, et al Spatial Patterns of soil heavy metals in urban-rural transition zone of Beijing Pedosphere 2006, 16(6): 690~698
- [14] LiuXM, XuJM, ZhangMK, et al. Application of geostatistics and GIS technique to diaracterize spatial variabilities of bioavailable micronutrients in paddy soils Environmental Geology, 2004, 46, 189~194
- [15] Nicholson F A, Snith S R, Albway B J et al An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and W ales The Science of the Total Environment 2003, 311 (1/3): 205~ 219

[16] 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.中国农业科学, 2006, 39(8): 1589~ 1597. Chen T B, Song B, Zheng Y M, *et al.* A survey of lead concentrations in vegetables and so its in Beijing and their health risks (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2006, 39(8): 1589~1597

- [17] 陈文. 通用航空用的新燃料和新发动机. 国际航空, 2004,
  5 41~42. Chen W. New fuel and engine for general aviation (h Chinese). International Aviation, 2004, 5 41~42
- [18] 张树清,张夫道,刘秀梅,等.规模化养殖畜禽粪主要有害成分测定分析研究.植物营养与肥料学报,2005,11(6):

822~829 Zhang S Q. Zhang F D, Liu X M, *et al* Determinartion and analysis on main harmful composition in excrement of scale livestock and poultry feed lots (In Chinese). Plant Nutrition and Fertilizing Science 2005, 11(6): 822~829

[19] 沈根祥、谢争、钱晓雍、等. 上海市蔬菜农田土壤重金属污染物累积调查分析. 农业环境科学学报, 2006, 25(增刊): 37~40 Shen G X, Xie Z, Qian X Y, et al Investigation and analysis of heavymetal accumulation in the soil of vegetable cropland in Shanghai (In Chinese). Journal of Agro-Environment Science, 2006, 25(Suppl): 37~40

# SPATIAL-TEMPORAL VARIABILITY OF LEAD AND COPPER CONTENTS IN VEGETABLE SOIL IN THE PERI-URBAN AREA OF HANGZHOU CITY

Chen Tao Shi Jiachun Liu Xingmei Wu Jianjun Xu Jianming<sup>†</sup> (In stitute of Soil and Water Resource and Environmental Science, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China)

Abstract The study on spatio-temporal variation of soil heavy metals is of in portant significance in sustainable utilization of the soil and protection of the eco-environment Soil samples were collected from vegetable fields ( $0 \sim 20$  cm) in the pre-irurban areas of H angzhou C ity, 43 in 2001 and 74 in 2005, determined for total Pb and total Cu, and analyzed with the Moran's I. Geostatistics and the Fractal methods for their spatio-temporal variation of soil heavy metals. Results show that them ean content of soil Pb and Cu in creased form 38.73 mg kg<sup>-1</sup> and 31. 20 mg kg<sup>-1</sup> in 2001 to 46.14 mg kg<sup>-1</sup> and 36.56 mg kg<sup>-1</sup> in 2005, respectively, demonstrating a significant increase. The autocorrelated distance of soil Pb and Cu at the 0.05 significance level decreased from 3.500 m to 2.700 m and from 3.300 m to 2.800 m, respectively, show ing a decreasing trend in spatial distribution of soil Pb and Cu from west to east across the study area. The accumulation of soil heavy metals might be attributed to intensified hum an activities.

Key words Unban-nural transitional area, Soil heavy metal Spatial-temporal variability; Spatial autocorrelation, Geostatistics, Fractal