DOI:10.13758/j.cnki.tr.2005.01.008

土 壤 (Soils), 2005, 37 (1): 41~47

南京城郊蔬菜基地土壤有效态铅、锌、铜和镉的空间分异及其驱动因子研究①

张庆利[1,2] 史学正[1] 黄 标[1] 于东升[1] 王洪杰[1] Karin Blombaeck[3] Ingrid Oboern[3]

（1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所) 南京 210008；
2 徐州师范大学国土信息与测绘工程系 江苏徐州 221116； 3 瑞典农业大学土壤系 Uppsala SE-75007 瑞典）

摘 要 利用地统计学和地理信息系统相结合的方法，从小尺度区域角度上研究了南京城郊土壤中铅（Pb）、锌（Zn）、铜（Cu）和镉（Cd）4 种重金属有效态含量的空间分布特征及其主要的影响因子。结果表明：(1) 研究区土壤中有效 Zn 变异程度相对较大，有效 Pb 的变异程度相对较小，而有效 Cu 和 Cd 为中等程度变异。(2) 研究区有效 Pb、Zn 含量空间分布具有中等程度的空间自相关性，而 Cu、Cd 空间分布具有强烈的空间自相关性；有效 Zn、Cd 的空间自相关尺度相对较大，而有效 Cu、Pb 相对较小。(3) 研究区土壤中有效 Pb 的空间分布主要受交通影响，交通量越大的道路附近土壤中有效 Pb 含量越高；有效 Zn 主要受城市生活废水的影响，城市生活污水灌溉和城市地表径流是土壤中有效 Zn 积累的主要原因；有效 Cu 主要与蔬菜种植过程中有机肥（主要是牛粪）施用关系密切，有机肥施用量越大，土壤中有效 Cu 含量越高；有效 Cd 受地形影响较大，地形低洼处土壤中有效 Cd 含量相对较高。

关键词 城郊；重金属；空间分异；地统计学；地理信息系统 (GIS)

中图分类号 X131.3

随着城市化和工业化的发展，城郊土壤重金属污染问题越来越受到人们的关注。自 20 世纪 80 年代中期周艺敏等对天津市郊菜土壤重金属进行调查研究以来[1]，类似的工作在国内其他城郊区陆续开展[2~13]。周艺敏等于 1985~1988 年对天津市郊区园田 29 个样点土壤样品中的 Cu、Zn、Pb、Cr、Cd、As 进行了分析，发现 8 种元素含量均高于本市农业土壤背景值一倍以上[1]。庞金华于 1990 年对全上海市郊范围内采集的 84 个土壤样品的分析数据进行评价，结果表明土壤受到了 Cd 和 Zn 的轻度污染，个别地点 Cd 和 Zn 达到了严重污染，且在靠近市区的土壤中 Pb 的含量较高[2]。郑泽厚等 1994 年采集湖北省广水市城郊 8 个耕层土壤样品分析重金属含量，综合污染指数 P 表明其全部受到污染[3]。高小杰[4]用区域土壤背景值对南京郊区 1994 年的菜园土壤 18 个采样点的分析数据进行评价，就综合污染指数而言，供试土壤全部达到轻度污染，且其轻度污染主要是由 Pb、Hg、Cd 的污染造成的。覃浩展在 1991～1995 年对南宁市郊 4 个样点土壤中 Pb、Cd 的监测结果表明 Cd 污染严重[5]。阎伍玖 1999 年通过对安徽芜湖城郊 4 个典型农业区土壤重金属 As、Hg、Pb、Cd、Zn、Cr 的调查分析发现芜湖城郊土壤重金属污染已相当显著[6]。李其林等[7]于 2000 年对重庆市郊区 30 个土样研究结果表明重庆市郊蔬菜基地部分土壤受到 Cd 和 Hg 的污染。随后，在北京、沈阳、广州、杭州等城市郊区也有类似的调查研究工作发表[8~11]。

以上研究都表明城郊土壤受到了不同类型或不程度的重金属污染。但这些研究仅是对有限个数的土壤样品的分析数据进行传统的统计分析，其结果反映的是离散的分布状况，不能建立区域性的连续的整体的概念。由于基于半方差函数和克立格的地统计学能够给出有限区域内区域化变量的最佳线性无偏估计，因而在土壤学中得到了广泛应用，但是在研究城郊土壤重金属方面的应用却很少。陈慧选等[12]在 1994 年研究太原市南郊土壤重金属元素背景值时，用 Kriging 法绘出了重金属元素背景值的等值图。张泽浦等[13]于 1998 年用地统计的条件模拟法

①资助项目：欧盟项目（RURBIFARM，Contract No: ICA4-CT-2002-10021）、中国科学院知识创新工程重要方向项目（KZCX3-SW-427）和江苏省自然科学重点基金项目（编号 BK2002504）资助。

研究了北京东郊 760 m × 500 m 的矩形污灌区土壤中微量元素的空间分布，取得了很好的效果。将地理信息系统(GIS)的空间分析功能与地统计学相结合用于城郊土壤重金属污染方面的研究，不仅能更好的了解土壤中重金属含量空间分布状况，而且能够更好的揭示其影响因子。

国际上，城市土壤重金属[14]和工业区土壤重金属[15]普遍受到较多重视，对农业土壤[16]、林业土壤[17]重金属也受到关注，而城郊土壤却很少有人专门研究，而且用 GIS 方法识别土壤重金属来源的研究也很少。Facchinelli[18]结合多变量统计分析和 GIS 分析了意大利 Piemonte 地区土壤 Cr、Co、Ni、Cu、Zn、Pb 的可能来源，该研究中 GIS 偏重于作为显示土地利用图的工具，没有利用其空间分析功能。

由于在重金属污染的土壤中，有效态含量比全量更能反映污染物对作物的危害程度[19]，且有效态是金属元素在土壤中较活跃的形态，研究土壤中重金属元素的有效态，对于揭示土壤重金属污染来源及土壤重金属元素污染风险评价具有更实际的意义。同时，评价土壤中重金属的自然或人为来源，必须基于某一特定的区域或特定地点[20]。所以，我们选择了南京市东郊一特定的小尺度区域，利用地统计学分析和 GIS 空间分析相结合，实现由点到面的拓展，从区域角度上研究土壤中有效态重金属含量的空间变异特征并揭示其主要的影响因素，这有助揭示典型城郊区重金属污染来源，对城郊重金属污染研究方法也是一种有益的探索。

1 材料与方法

1.1 研究区概述、土壤样品的采集与分析

研究区位于南京市东郊，面积约 1.3 km^2，有 30 多年的蔬菜种植历史。除少部分岗顶和坡地分别用作林地和园艺用地外，其可耕地几乎全部为露天蔬菜地（图 1）。春夏季主要种植茄果类蔬菜，如番茄、黄瓜、辣椒等，夏秋季主要种植叶菜类蔬菜，如白菜、青菜、芹菜等。牛粪为当地主要肥料，年均用量约 75000 kg/hm^2；化肥主要为尿素和复合肥，年均用量分别约 750 kg/hm^2 和 1350 kg/hm^2。土壤母质为黄土性母质。土壤样品采集的原则为：数目与密度在满足地统计学和 GIS 空间分析要求的基础上，采样点在研究区内分布尽量均匀，同时兼顾土地利用类型和地形特点，利用航片并结合实地调查来确定采样点在研究区内的分布。在每个采样点处约 10 m^2 范围内采取 5 点 0 ~ 20 cm 土样组成一个混合土样。于 2002 年 10 月共采取 65 个混合土样。样点间距平均约 140 m，最小 35 m。土样室内风干后磨细，过 2 mm 筛，在 25℃下用 DTPA 液（土:液=1:2）对土样震荡浸提 1 h。浸提液经离心、过滤后用原子吸收分光光度计（AAS）测定 Pb、Zn、Cu、Cd 的浓度。土壤有机质含量的分析方法为重铬酸钾-硫酸氧化-外加热法[21]。水样用无灰定量滤纸（Whatman, No. 42）过滤后在原子吸收石墨炉（Varian Spectr AA 110/220）上直接测定 Pb、Zn、Cu 和 Cd。

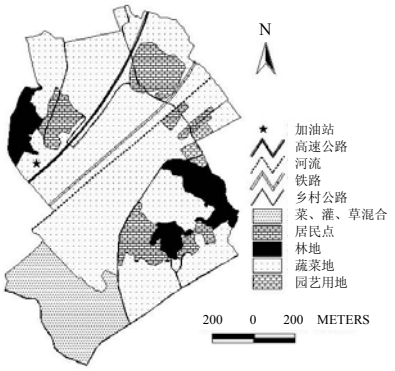


图 1 研究区土地利用现状
Fig. 1 Present landuse of the studied area

1.2 地统计学分析、土壤重金属含量空间分布图的制取及空间分析

将土壤采样点的位置标在经地形图配准好的航片上，提取每个采样点的地理坐标。用地统计软件 GS+拟合半方差函数，并选取最佳拟合模型及其参数。在 ARCVIEW3.2 中利用 Kriging 插值模块，对各重金属进行插值，得到研究区内土壤中各重金属含量的空间分布图。通过对空间分布图和土地利用图进行栅格运算、缓冲区分析及叠加分析，探讨其空间分布特征及影响因子。

2 结果与讨论

2.1 4 种有效态重金属元素的统计特征

研究区 65 个土样的 4 种重金属有效态含量统计结果见表 1。表 1 中的变异系数表明研究区内土壤有效 Zn 的含量变异程度相对最大，其变异系数达到 60 %，Pb 的变异系数为 28 %，变异程度相对偏弱，Cu 和 Cd 的变异系数分别为 41 %和 38 %，为中等程度变异。数据经 Komogorov Sminov 法检验（$P<0.05$），其中 Cu 和 Cd 为正态分布。经对数转

换后，Zn 呈正态分布，而 Pb 接近正态分布，但由于其偏态值很小，可以近似的以正态分布对待。

2.2　4 种有效态重金属元素的半方差函数特征

因为半方差函数的模拟要求数据呈正态分布，所以将各采样点的坐标及各样品的 Cu、Cd 的原始浓度和经过对数转换后的 Pb、Zn 输入地统计软件 GS+，获得相应的半方差函数模型。为使半方差函数的计算时样对数足够多，半方差函数拟合时设定最大步长约为最大样品间距的一半 900 m，最小步长设为 60 m（最少的样对数为 24）。以决定系数（r^2）最大和 MSS 最小为原则取最佳的半方差函数模型。

表 1　研究区土壤有效态重金属含量（mg/kg）的描述性统计

Table 1　Descriptive statistics of soil available heavy metals in the studied area

	样点数 (个)	平均值	标准差	最小值	最大值	变异系数	偏度
Pb	65	2.47	0.69	1.450	5.39	0.28	1.79
Cd	65	0.06	0.02	0.001	0.11	0.41	-0.35
Cu	65	3.33	1.27	0.548	6.40	0.38	0.30
Zn	65	4.95	2.99	1.142	15.85	0.60	1.58

表 2　研究区土壤有效态重金属半方差函数的拟合模型

Table 2　The semivariogram models of soil available heavy metals in the studied area

	模型*	块金值（C_0）	基台值（C_0+C）	变程（A_0）	块金/基台（C_0 / (C_0+C)）	决定系数 r^2	RSS
Log Pb	S	0.0253	0.066	800	39%	0.745**	7.813×10^{-4}
Cu	E	0.0010	1.779	375	0.06%	0.945**	0.123
Cd	S	0.0002	0.0009	1077	23%	0.898**	6.106×10^{-8}
Log Zn	E	0.2369	0.475	2088	50%	0.620**	0.020

*　S 代表球状模型，E 代表指数模型；** 表示在 p<0.01 水平下显著。

图 2 和表 2 分别为 4 种重金属元素的半方差函数图和最佳拟合模型及相应参数。块金方差代表一种由非采样间距造成的变异[22]，其主要来源于远小于抽样间距的空间尺度上存在的差异。块金方差的大小直接限制了空间内插的精度，如果实际的样本方差图主要表现为块金效应，说明在最小抽样间距以上的空间尺度上不存在自相关性，这种结果意味着可能存在一个比抽样间距更小的空间自相关过程[23]。表 2 和图 2 表明，4 种有效态重金属半方差函

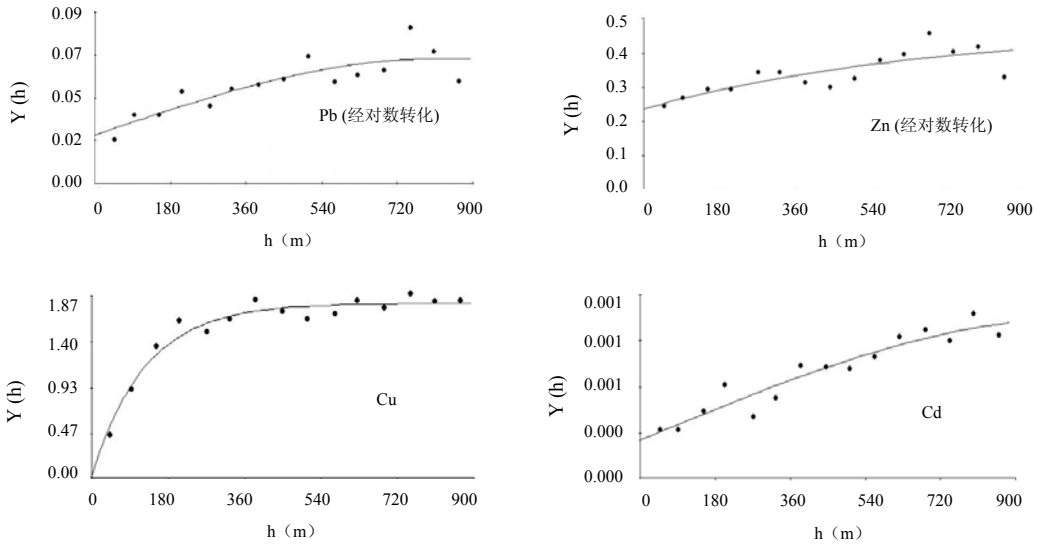


图 2　土壤有效态重金属半方差图及其拟合模型

Fig. 2　Semivariograms and models of available metals

数模型中，Pb 的块金值相对较大，Zn 次之，Cd 最小，说明在小于最小抽样间距的空间内可能存在着某些因素影响 Pb 和 Zn 在土壤中的分布，这些随机因子很可能来自人为活动，要探讨这种更小尺度上空间相关性，必须再加大抽样密度。而对于 Cu 和 Cd（尤其是 Cd）来说，其块金值相对很小。对于研究区域性变异，其小于最小抽样间距的尺度上的空间自相关过程可以忽略。

变程给出了随机变量在空间上的自相关性的尺度，在变程范围内，土壤性质是空间非独立的[22, 23]。从表 2 和图 2 可以看出，比较 4 种有效态重金属元素的变程，Cu 和 Pb 的变程相对较小，分别为 375 m 和 800 m，而 Zn 和 Cd 的变程相对较大，分别为 2088 m 和 1077 m，说明 Cu 和 Pb 自相关性尺度小于 Zn 和 Cd 的自相关性尺度。土壤性质的自相关性尺度同时也反映了其影响因子的范围，因而 Cu 和 Pb 可能主要受到相对较小尺度因子的影响，而 Zn 和 Cd 的主要影响因子的空间变异的尺度相对较大。

块金值与基台值之比表示随机部分引起的空间异质性占系统总变异的比例。如果该比值高，说明随机部分引起的空间异质性程度起主要作用。从结构性因素的角度看，块金值与基台值的比例可以表明系统变量的空间相关性的程度。如果比值＜25 %，说明系统具有强烈的空间相关性；如果比值在 25 %~75 %之间，表明系统具有中等的空间相关性；比值＞75 %，说明系统空间相关性很弱[24]。表 2 中的块金值与基台值的比值表明，在该研究区内，Cu、Cd 在空间上相关性（即结构性）很强，Pb、Zn 的空间相关性为中等，同时表明影响研究区土壤 Pb、Zn 的因素的随机性比 Cu、Cd 强，这意味着 Pb、Zn 受人为活动影响的可能性也大一些。

2.3 土壤中 4 种重金属元素有效态含量空间分布特征及主要影响因子

2.3.1 有效 Pb 结合土地利用图（图 1）和土壤中有效态 Pb 含量分布图（图 3）分析可知，在村庄附近的土壤中有效态 Pb 的含量相对较高，有效态 Pb 含量相对较低的土壤则主要分布在偏离村庄的地方，说明土壤中有效 Pb 含量与人们的活动关系密切。在研究区东北方一加油站周围，土壤中有效态 Pb 的含量最高，且在交通线愈密集的地方，土壤中有效 Pb 含量愈高（图 1 和图 3）。研究区西南部一条公路附近土壤中有效 Pb 含量较高。以 100 m 为间距对研究区内公路做缓冲区，对各缓冲区内土壤有效 Pb 含量(栅格值)进行统计，结果见表 3。表 3 表明，随着离开公路距离的增加，土壤有效 Pb 含量逐渐降低。这说明蔬菜基地类型的城郊土壤中有效态 Pb 含量的人为影响因素主要是交通。

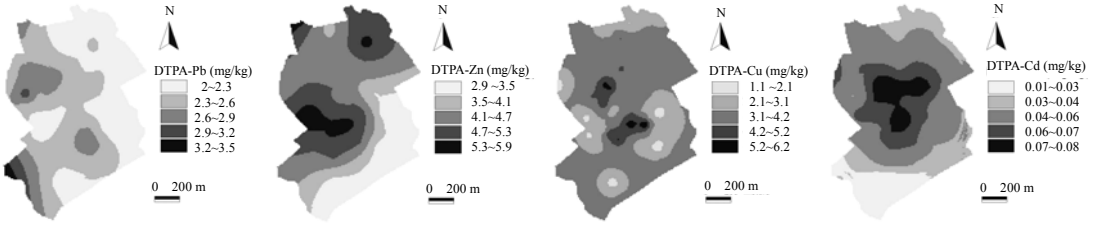


图 3 研究区土壤有效态重金属含量的空间分布图

Fig. 3 Spatial distribution of soil available metals in the studid area

表 3 研究区公路不同缓冲距离内土壤中有效 Pb 含量

Table 3 Available Pb concentrations in soils different in buffer distance from the road in the studied area

缓冲距离 (m)	栅格数	最小值 (mg/kg)	最大值 (mg/kg)	平均值* (mg/kg)	标准差 (mg/kg)	变异系数 (%)
0 ~ 100	8232	2.02	3.51	2.45 a	0.25	10.2
100 ~ 200	4369	2.00	3.25	2.40 b	0.21	8.75
200 ~ 300	928	2.00	2.85	2.30 c	0.20	8.70

* 不同字母表示该列中的数据用 U 检验法[25]在 0.01 水平上差别显著。

2.3.2　有效 Zn　　结合土地利用图（图 1）和土壤中有效态 Zn 含量分布图（图 3）分析可知，土壤中有效 Zn 含量的高值区主要分布在两类区域，一类是研究区中部的污灌蔬菜地，另一类是东北和西北最靠近城镇的地方，并且在整个研究区内，由西北向东南随着离城镇距离的增加，土壤中有效 Zn 呈明显的降低趋势。以研究区接收城镇生活废水且作为蔬菜地灌溉源的主要河流为中心线做 300 m 的缓冲区，缓冲区内外的蔬菜地分别为污灌和非污灌菜地。对污灌和非污灌蔬菜地土壤有效 Zn 含量进行统计，结果见表 4。表 4 表明污灌蔬菜地土壤有效 Zn 含量明显高于非污灌区蔬菜地土壤，且差别极显著。因

表 4 污灌和非污灌蔬菜地土壤中有效态 Zn 含量

Table 4　Available Zn concentrations in the soils of vegetable lands irrigated with sewage or without sewage

	栅格数	最小值 (mg/kg)	最大值 (mg/kg)	平均值* (mg/kg)	标准差 (mg/kg)	变异系数 (%)
污灌土壤	5344	3.30	5.87	4.73 a	0.49	10.4
非污灌土壤	3556	2.90	5.77	4.07 b	0.72	17.7

* 不同字母表示该列中的数据用 U 检验法[25]在 0.01 水平上差别显著。

而研究区土壤中有效 Zn 主要受城市废水的影响，其次为城市地表径流和大气沉降。为进一步探讨 Zn 的来源，对作为灌溉源而来源不同的河流水（承接城市废水）和池塘水（雨水汇集）中的重金属含量分别进行了分析，结果见表 5。结果表明河流水中 Zn 含量显著高于池塘水，进一步说明了城市废水是该区土壤中 Zn 的主要来源之一。城市常见的水管、建筑装饰材料、轮胎等对生活污水和城市径流水中 Zn 的贡献很大[26]，而河流是城市径流水和生活污水的主要承载者，这可能是河水中含 Zn 量高的原因。

2.3.3　有效 Cu　　结合土地利用图（图 1）和土壤中有效态 Cu 含量分布图（图 3）分析可知，有效 Cu 含量相对较高的土壤主要分布在蔬菜地中，且在村庄附近，交通便利的菜地土壤中有效 Cu 含量最高。据调查，该区菜农向菜地施用牛粪量相当大，且在村庄附近，交通便利的菜地中，菜农施用的牛粪量最多。牛粪的大量施用，是研究区土壤有机质含量提高的主要原因。而有效 Cu 与有机质含量呈显著的正相关（图 4）。Zhang 和 Ke[27]的研究结果表明 Cu 和 Zn 在颗粒态有机质（POM）中积累显著，且 Cu 在 POM 中的富集远远大于 Zn。因此，研究区菜地土壤中的有效 Cu 含量高的原因可能是施用牛粪提高了土壤中有机质含量的同时使土壤中的 Cu 活化度提高。另一方面，由于饲料添加剂中一般含 Cu 量较高[16]，因此，牛粪中可能含 Cu 量也较高。

表 5 研究区河流水和池塘水中 Pb、Zn、Cu 和 Cd 的平均浓度（μg/kg）

Table 5　Pb, Zn, Cu and Cd concentrations in river water and pond water

	Pb	Zn	Cu	Cd
河流	0.11	16.5a	2.15	0.008
池塘	0.11	4.4b	1.69	0.010

注：不同字母表示均在值 0.05 水平上差异显著。

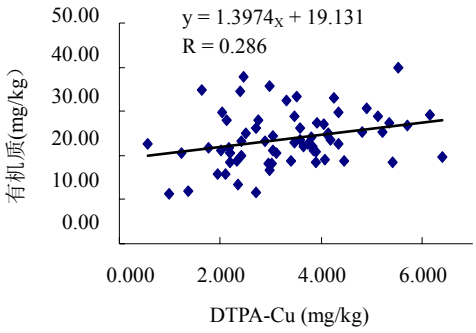


图 4　土壤中有效态重金属与有机质含量相关性

Fig. 4　Correlation between organic matter and available heavy metals

2.3.4　有效 Cd　　有效态 Cd 的空间分布图表明，土壤中有效态 Cd 在该研究区中心含量相对较高，由中心向四周含量呈现逐渐降低的趋势，这与研究区的地形关系非常密切。以高程 10 m 为界将研究区分为两个高度不同的区域，并对两个区域内土壤有效 Cd 含量进行统计，结果见表 6。由表 6 可以看出，10 m 以下区域土壤有效 Cd 含量明显高于 10 m 以上区，且差别极显著。研究区地形特点表现为中心低，南北高，由于南京地区降水量较多，研究区中心经常受到积水的浸泡，尤其在雨季。因为 Cd 的生物

表 6 研究区不同高度区域土壤有效态 Cd 平均含量比较

Table 6 Average concentration of available Cd in soils different in elevation in the studied area

	栅格数	最小值 (mg/kg)	最大值 (mg/kg)	平均值* (mg/kg)	标准差 (mg/kg)	变异系数 (%)
10 m 以下	6297	0.030	0.085	0.062 a	0.013	21.0
10 m 以上	7239	0.012	0.073	0.046 b	0.014	30.4

* 不同字母表示该列中的数据用 U 检验法[25]在 0.01 水平上差别显著。

可给性与粘土和水合铁锰氧化物含量有关，经常浸水的土壤比排水通畅的土壤水合铁锰氧化物含量低，因而 Cd 的生物可给性高[28]，这说明研究区土壤中有效 Cd 的含量主要受地形的控制。

3 结 论

研究区土壤中有效 Zn 变异程度相对较大，有效 Pb 的变异程度相对较小，而有效 Cu 和 Cd 为中等程度变异。研究区土壤中有效 Pb、Zn 含量空间分布具有中等程度的空间自相关性，随机性因素对它们影响相对较大，而 Cu、Cd 空间分布具有强烈的空间自相关性，受结构性因素影响程度相对较大。土壤中有效 Pb 含量主要受交通影响，交通量越大的道路其附近的土壤中有效 Pb 含量越高。有效 Zn 主要受城市生活废水的影响，城市生活污水灌溉和城市地表径流是土壤中有效 Zn 积累的主要原因。有效 Cu 主要与蔬菜种植中的有机肥（主要是牛粪）施用关系密切，有机肥施用量越大，土壤中有效 Cu 含量越高。有效 Cd 受地形影响较大，地形低洼处土壤中有效 Cd 含量相对较高。

参考文献

1 周艺敏, 张金盛, 任顺荣, 王正祥, 赵振达. 天津市园田土壤和几种蔬菜中重金属含量状况的调查研究. 农业环境保护, 1990, 9 (6): 30 ~ 34

2 庞金华. 上海郊县土壤和农作物中金属元素的污染评价. 植物资源与环境, 1994, 3 (1): 20 ~ 26

3 郑泽厚, 卢晓阳. 广水市城郊农业环境质量现状及评价. 农业环境与发展, 1996, 47 (1): 18 ~ 22

4 高小杰. 城郊土壤-蔬菜系统污染评价研究. 江苏环境科技, 1997, (1): 16 ~ 20

5 覃浩展. 南宁市郊土壤及作物重金属污染状况研究. 广西农学报, 1997, (4): 1 ~ 4

6 阎伍玖, 芜湖市城市郊区土壤重金属污染的初步研究. 环境科学学报, 1999, 19 (3): 339 ~ 341

7 李其林, 赵中金, 黄昀. 重庆市近郊蔬菜基地土壤和蔬菜中重金属的质量现状. 重庆环境科学, 2000, 22 (6): 33 ~ 36, 53

8 朱桂珍. 北京市东南郊污灌区土壤环境重金属污染现状及防治对策, 农业环境保护, 2001, 20 (3): 164 ~ 166, 182

9 张勇. 沈阳郊区土壤及农产品重金属污染的现状评价. 土壤通报, 2001, 32 (4): 182 ~ 186

10 管东生, 陈玉娟, 阮国标. 广州城市及近郊土壤重金属含量特征及人类活动的影响, 中山大学学报 (自然科学版), 2001, 40 (4): 93 ~ 96, 101

11 王美青, 章明奎. 杭州市城郊土壤重金属含量和形态的研究. 环境科学学报, 2002, 22 (5): 603 ~ 608

12 陈慧选, 吴家华, 白增森, 董云中, 温月香, 谷晓滨. 太原市南郊区土壤 8 种重金属元素背景值的研究. 山西农业科学, 1994, 22 (2): 32 ~ 35

13 张泽浦, 王学军. 土壤微量元素含量空间分布的条件模拟. 土壤学报, 1998, 35 (3): 423 ~ 429

14 Luis Madrid, Encarnaci_on Diaz-Barrientos, Fernando Madrid. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. Chemosphere, 2002, 49: 1301 ~ 1308

15 Sterckeman T, Douay F, Proix N, Fourrier H. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France. Environmental Pollution, 2000, 107: 377 ~ 389

16 Nicholson FA, Smith SR, Alloway BJ, Carlton-Smith C, Chambers BJ. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. The Science of the Total Environment, 2003, 311: 205 ~ 219

17 Laura Hernandez, Anne Probst, Jean Luc Probst. Erwin Ulrich. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. The Science of the Total Environment, 2003, 312: 195 ~ 219

18 Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environmental Pollution, 2001, 114: 313 ~ 324

19 Williams DE. Trace element accumulation, movement, and distribution in the soil profile from massive application of sewage sludge. Soil science, 1980,129 (2): 114 ~ 122

20 Niencheski LF, Baumgarten MGZ. Distribution of particulate trace metal in the southern part of the Patos Lagoon estuary. Aquatic Ecosystem Health and Management, 2000, (3): 515 ~ 520

21 刘光崧. 土壤理化分析与剖面描述. 北京: 中国标准出版社, 1996

22 张有山, 林启美, 秦耀东, 李保国. 大比例尺区域土壤养分空间变异定量分析. 东北农学报, 1998, 13 (1): 122 ~ 128

23 葛剑平, 郭海燕, 仲莉娜. 地统计学在生态学中的应用 (I) —基本理论和方法. 东北林业大学学报, 1995, 23 (2): 88 ~ 94

24 郭旭东, 傅伯杰, 马克明, 陈利顶. 基于 GIS 和地统计学的土壤养分空间变异特征研究—以河北省遵化市为例. 应用生态学报, 2000, 11 (4): 557 ~ 563

25 朱仁海, 杨琪瑜, 沈文瑛. 统计分析方法. 北京: 中国林业出版社, 1990

26 Allen P Davis, Mohammad Shokouhian, Shubei Ni. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. Chemosphere. 2001, 44: 997 ~ 1009

27 Zhang MK, Ke ZX. Copper and zinc enrichment in different size fractions of organic matter from polluted soils. Pedosphere, 2004, 14 (1): 27 ~ 36

28 钱进, 王子健, 单孝全. 土壤中微量金属元素的植物可给性研究进展. 环境科学, 1995, 16 (6): 73 ~ 78

CHARACTERISTICS OF SPATIAL VARIABILITY OF SOIL AVAILABLE LEAD, ZINC, COPPER AND CADMIUM IN A VEGETABLE BASE IN THE SUBURBS OF NANJING

ZHANG Qing-li[1, 2]　SHI Xue-zheng[1]　HUAN Biao[1]　YU Dong-sheng[1]
WANG Hong-jie[1]　Karin Blombaeck[3]　Ingrid Oboern[3]

（1 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture* (*Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences*)，*Nanjing*　210008；
2　Department of Territory Resources Information and Surveying Engineering, Xuzhou Normal University, Xuzhou, Jiangsu　221116;
3 *Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala　SE*-75007　*Sweden*）

Abstract　The spatial variability and its dominating factors of soil available lead (Pb), zinc (Zn), copper (Cu) and cadmium (Cd) in a small-scaled region in the suburbs of Nanjing City was studied through the method of geostatistics coupled with Geographic Information System (GIS). The results showed: (1)in terms of spatial variation soil available Zn was higher, soil available Pb relatively lower and soil available Cu and Cd medium; (2)soil available Pb and Zn were auto-correlated to a moderate degree while the soil available Cu and Cd were done to a high degree. The spatial scale of auto-correlation of Zn and Cd was relatively large, 2088m and 1077m, respectively, while that of Cu and Pb was relatively small, 375m and 800m, respectively. The dominating factors of the accumulation of Pb, Zn, Cu and Cd included traffic, irrigation with sewage, application of cow manure, landform, etc.

Key words　Suburb, Heavy metal, Spatial variability, Geostatistics, GIS