

双流县不同地形条件下 Cu、Zn 的空间变异特征

郭其灵 (四川省双流县农村发展局土壤肥料站, 四川双流 610200)

摘要 以双流县耕地为例, 通过常规统计分析、正态分布检验, 并且利用国家土壤环境质量标准对不同地形条件下耕地土壤重金属 Cu、Zn 的污染状况进行评价。结果表明, 在不同地形条件下耕地土壤 2 种元素含量均值未超过土壤环境质量二级标准(GB156182-1995), 土壤 Cu、Zn 含量服从正态分布; 以半变异函数为主要工具, 通过 GS+ 软件对 Cu、Zn 拟合得到 Cu 与 Zn 的半方差函数模型, 且在一定范围内存在空间相关性; 采用 Kriging 内插法对未测点重金属进行最优估计, 所绘制的 Kriging 插值图能较好地反映该区耕地土壤重金属 Cu 和 Zn 的空间变异特征。

关键词 Cu; Zn; 半方差函数模型; 克里格插值; 空间变异

中图分类号 S153.6 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2014)26-08976-03

Spatial Variability of Cu, Zn under Different Landforms in Shuangliu County

GUO Qi-ling (Soil Fertilizer Station of Rural Development Council in Shuangliu County, Shuangliu, Sichuan 610200)

Abstract Taking farmland in Shuangliu County as an example, by the method of conventional statistical analysis and normal distribution test, the spatial variability of the heavy metal including copper (Cu) and zinc (Zn) pollution situation was obtained. The results showed that the contents of Cu and Zn in arable soil did not exceed the second level criterion of the soil environmental quality standard (GB156182-1995) for different landforms. The contents of Cu and Zn followed the normal distribution. The semi-variogram models for the Cu and Zn were correlated in a certain spatial range by GS+ software. The optimal estimation was performed for the no determination of heavy metals including Cu and Zn using the method of Kriging interpolation. The map of Kriging interpolation reflected the spatial variability of the Cu and Zn for the arable soil well in Shuangliu County.

Key words Cu; Zn; Semi-variogram models; Kriging interpolation; Spatial variability

受成土母质、地形及人类活动等自然和人为因素的影响, 土壤成为不均一的连续体, 并且具有高度的空间变异性。认识土壤空间变异, 对于评价和有效利用土壤都是十分重要的。土壤环境中的污染物积累及其在食物链中的迁移、转化是影响食品安全的重大科学问题^[1]。重金属污染因滞留持久、高富集等特性, 易于通过食物链进入农产品中, 影响农产品质量安全, 危害人类健康。因此, 对农田土壤中的重金属累积状况进行调查和评价, 已是国内外广泛关注的问题。

我国是耕地资源极其匮乏的国家。近年来, 耕地资源数量不断减少。随着工农业的进一步发展, 农田受重金属污染的压力越来越大。重金属在农田的大量累积会破坏土壤的正常功能, 阻碍作物生长, 被作物吸收富集后通过食物链危害人类的身体健康^[2]。耕地土壤环境污染问题越来越严重, 其中耕地土壤重金属和农药等有机污染尤其突出, 已成为限制我国农业可持续发展的主要因素之一。目前, 我国受镉、砷、铬、铅等重金属污染的耕地面积近 2 000 万 hm^2 , 约占耕地面积的 1/5, 其中工业“三废”污染耕地 1 000 万 hm^2 。重金属、持久性有机污染物等有毒物质的污染恶果已初显^[3]。

利用经典统计学方法对土壤重金属含量进行分析只能在一定程度上反映样本总体的特征, 而不能定量地反映重金属含量在空间的结构性和随机性, 难以描述其空间分布状态。地统计学在定量描述重金属含量空间变异方面具有其独特的优势。随着 GIS 空间分析能力的加强, 利用地统计学和 GIS 技术, 研究区域较大尺度的农田重金属含量空间变异成为可能。对耕地土壤重金属的空间变异性进行研究, 探究

其在不同地形条件下的变化特征和规律, 对保护耕地、保障食品安全和人体健康以及制定耕地土壤重金属污染防治措施具有十分重要的意义^[4-7]。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况 双流县位于成都平原东南部, 地处 E 103°43' ~ 104°15', N 30°13' ~ 30°40', 东西宽 46 km, 南北长 49 km, 面积 1 071.82 km^2 。多年来, 双流县一直为四川省第一经济强县, 全县辖 26 个乡(镇)、3 个经济开发区, 人口 90.64 万。气候为亚热带湿润季风气候, 年均气温 16.2 $^{\circ}\text{C}$, 年均降雨量 > 985.1 mm。地形有平原、丘陵和山地, 母质多为冲积物和紫色岩风化物, 土壤以水稻土、黄壤和紫色土为主, 主产水稻、小麦和油菜, 多为一年两熟。

1.2 研究方法

1.2.1 样点采集。在保证土壤样品代表性的前提下, 采样点在研究区分布尽量均匀, 同时兼顾土壤类型和地形特点, 在人为活动强烈的平原区加密布点。每个土样以取土点为中心, 在 10 m 半径内取 5 ~ 10 个 0 ~ 20 cm 耕层土样混合而成, 同时用 GPS (Garmin 72) 记录中心点的位置, 全县共采集土样 623 个(图 1)。

1.2.2 室内分析方法。土壤 Cu、Zn 含量的测定采用 HNO_3 -HF-HClO₄ 三酸消化-火焰原子吸收分光光度法。

1.2.3 数据处理与统计分析。利用 SPSS 软件对数据进行均值、标准差、变异系数、正态性检验等经典统计学分析, 采用 GS+ 软件计算半方差函数、半方差模型, 并且进行 Kriging 插值^[8-11]。

半方差函数计算公式为:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2$$

式中, $r(h)$ 为间隔距离 h 的半方差, 也是以 h 为间距所有观

作者简介 郭其灵(1970-), 男, 四川双流人, 农艺师, 从事土壤养分管理工作。

收稿日期 2014-07-31

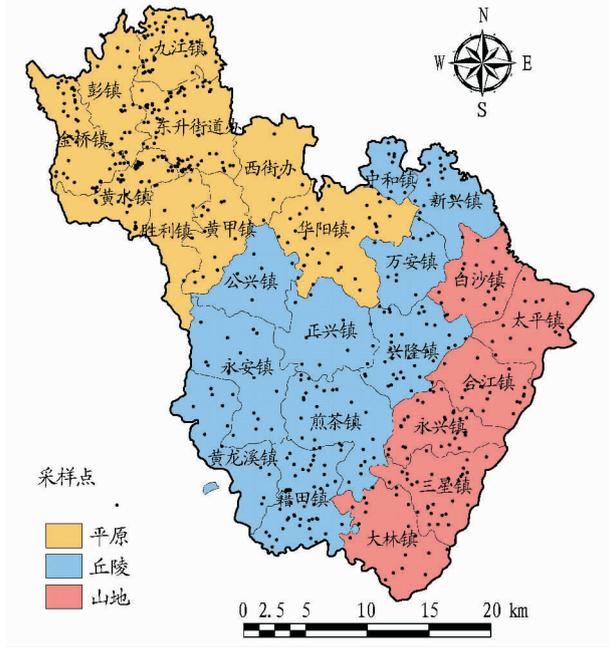


图1 土样采集点分布

测点的成对数目; $N(h)$ 为间距 h 的计算对数; $Z(x_i)$ 和 $Z(x_i + h)$ 分别为区域化变量 $Z(x)$ 和 $Z(x + h)$ 在空间位置 x_i 和 $x_i + h$ 处的实测值。由此可以得到实验半方差函数散点图, 对实验半方差函数散点图进行拟合, 得到半方差函数的最佳理论模型^[12-16]。

克里格估值可表示为:

$$Z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i)$$

式中, $Z^*(x_0)$ 为待估点 x_0 处的估计值; $Z(x_i)$ 为实测值; λ_i 为分配给每个实测值的权重且 $\sum \lambda_i = 1$; n 为参与点估值的实测值的数目^[16-19]。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量描述统计分析

对 623 个不同地形条件下样点 Cu、Zn 含量进行经典统计描述。由表 1 可知, 在不同地形条件下 2 种重金属均值都未超过国家土壤环境质量评价二级标准; 在平原、丘陵、山地地形条件下 Cu 的变异系数分别为 19%、26%、27%, Zn 分别为 29%、34%、28%, 都属于中等偏低变异程度, 其中变异系数最大的是丘陵 Cu, 最小的平原 Cu。变异系数的大小主要受当地种植方式施肥习惯和自然因素的影响。

2.2 半方差函数分析

半方差函数要求数据符合正态分布或近似正态分布, 否则可能存在比例效应, 使得实际变异函数值畸变, 估计精度降低, 甚至会掩盖其固有结构, 导致某些结构特征不明显。K-S 检验表明, Cu、Zn 呈正态分布, 可以对土壤 Cu、Zn 含量采用半方差函数进行分析。该研究采用 GS + 软件分析, 利用半变异函数的计算公式, 分别用不同模型拟合, 得到模型的相关参数值。选取标准平均值 (MS) 接近于 0, 均方根预测误差 (RMS) 与平均标准误差 (ASE) 越接近, 标准均方根预测误差 (RMS) 接近于 1 的理论模型。半方差模型及其参数值见表 2。表中, C_0 称为块金方差 (nugget vari-

ance), 表示间距为 0 时的半方差, 代表随机因素引起的变异, 通常由测定误差或土壤性质的微变异所造成; $C_0 + C$ 为基台值 (sill), 是半方差函数随间距递增到一定程度后出现的平衡值, 表示系统内总的变异; a 为变程 (range), 表示半方差达到基台值时的样本距离, 当样本的某变量观测值之间的距离大于该值时, 说明它们之间是相互独立的; 若小于该值时, 则说明它们之间存在着空间相关关系; 土壤重金属各元素的空间变异性可根据块金值与基台值的比值 (即块金系数 $C_0 / (C_0 + C)$) 进行划分。块金系数表示由随机部分引起的空间变异性占总体变异的比。若块金系数 < 25%, 则说明变量有强烈的空间相关性; 若比值 25% ~ 50%, 则说明变量有明显的空间自相关; 若比值 50% ~ 75%, 则说明变量有中等空间自相关; 若比值 > 75%, 则说明变量空间自相关弱, 变异主要由随机变异组成。

表1 土壤重金属含量的经典统计学描述

项目	样点 数	最小值	最大值	均值	标准差 (SD)	变异 系数 (CV)	K-S 正态分 布检验	分布 类型
平原 Cu	274	23.22	81.34	41.31	7.76	0.19	0	N
丘陵 Cu	297	13.03	88.01	33.39	8.54	0.26	0.172	N
山地 Cu	52	16.75	60.74	29.53	8.05	0.27	0	N
平原 Zn	274	50.75	336.19	179.24	51.83	0.29	0.171	N
丘陵 Zn	297	43.90	336.16	138.82	47.78	0.34	0.208	N
山地 Zn	52	85.11	336.19	170.75	47.98	0.28	0.292	N

注: K-S: 正态分布检验; N: 正态分布类型。

表2 土壤重金属含量半方差函数模型的参数值

项目	理论 模型	步长 m	C_0	$C_0 + C$	a	$C_0 /$ ($C_0 + C$)	标准化均 方根误差
平原 Cu	G	2 185.1	37.672	78.939	25 901	0.477	1.087 0
丘陵 Cu	E	2 769.5	41.125	47.811	32 593	0.860	0.993 5
山地 Cu	E	1 726.2	63.070	97.037	20 461	0.650	1.123 0
平原 Zn	G	2 185.1	2 494.600	3 148.410	25 901	0.632	1.007 0
丘陵 Zn	E	2 769.5	1 592.300	2 417.170	32 593	0.658	1.004 0
山地 Zn	S	1 726.2	1 466.700	1 490.487	20 461	0.984	0.999 7

2.3 土壤重金属 Cu、Zn 含量的空间分布特征

土壤重金属铜、锌含量的正态分布保证了 Kriging 插值的有效性。ArcGIS 交互检验结果表明, 土壤重金属铜、锌含量半方差函数最佳模型的标准均方根误差在平原区分别为 1.087 0、0.993 5, 在丘陵区分别为 1.123 0、1.007 0, 在山地条件下分别为 1.004 0、0.999 7, 表明土壤重金属铜、锌含量选用模型的预测结果准确性较高 (接近 1)。根据上述各元素得到的半方差函数模型, 应用普通克里格 (Ordinary Kriging) 法进行最优内插, 绘制不同地形重金属元素的空间分布格局图 (图 2)。铜含量呈条带状分布, 平原地区东南方和西南方含量较高, 并且从两侧向中间逐渐降低; 丘陵地区西北方和南方含量较高, 从西北方和南方向中间逐渐降低; 山地西北方含量最高, 并且从西北方向东南方逐渐降低。锌含量呈块状分布, 平原地区以北方和西南方最高, 向中心逐渐降低; 丘陵地区是以东南方和东北方最高, 从中心向东西两侧逐渐降低; 山地北方含量最高, 其次是中心地区再向北方和南方逐渐降低。

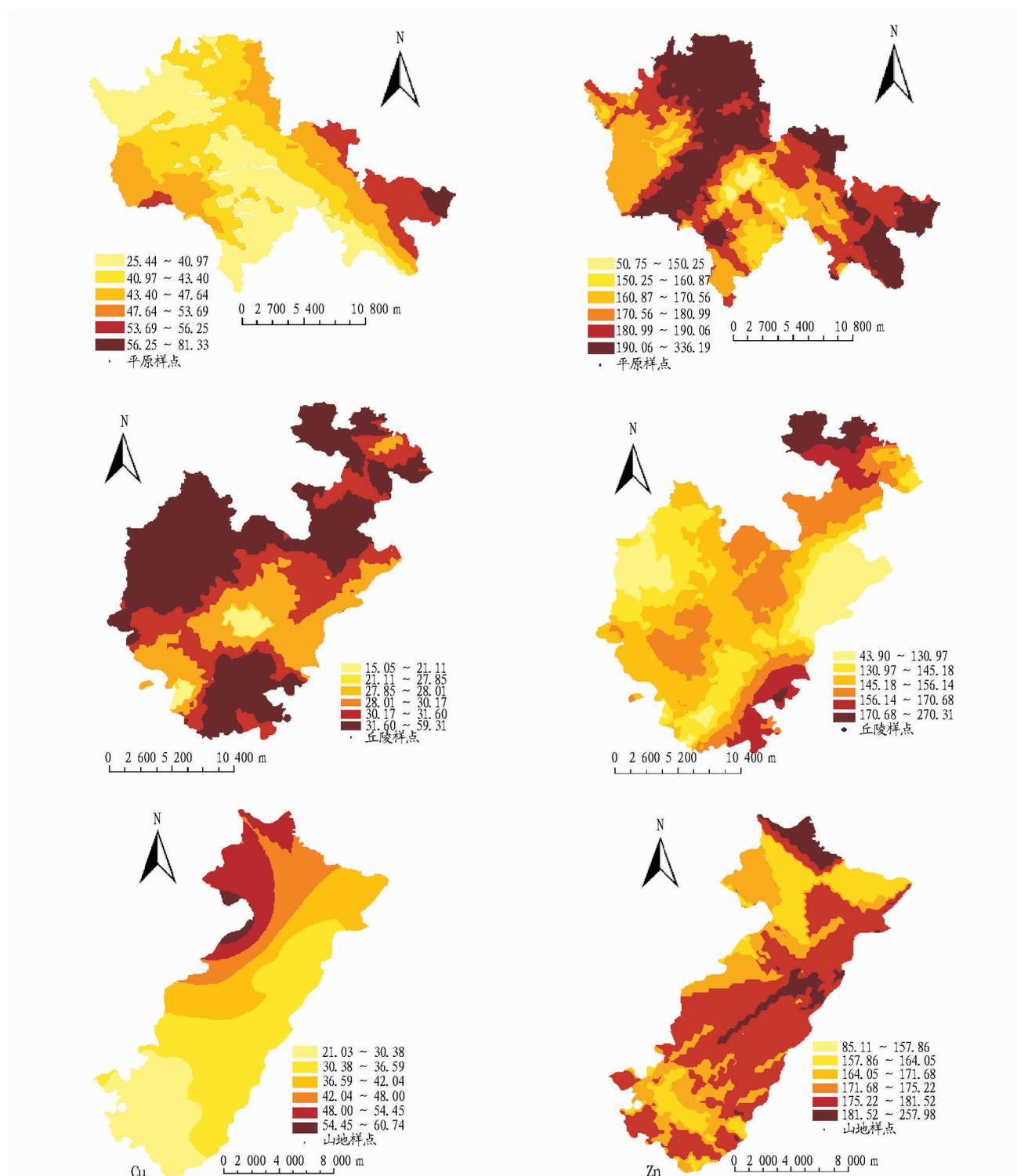


图2 土壤重金属 Cu、Zn 空间插值图

3 结论

(1) 对研究区域 623 个样点的统计特征进行计算, 重金属含量的均值未超过土壤环境质量 (GB1561821995) 二级标准。按不同地形对其变异系数进行分析, 发现 Cu 元素在平原、丘陵、山地地形条件下的变异系数分别为 19%、26%、27%, Zn 元素分别为 29%、34%、28%, 都属于中等偏低变异程度, 其中变异系数最大的是丘陵 Cu, 最小的是平原 Cu。

(2) 根据半方差函数模拟, 可得平原 Cu 含量的块金常

数/基台值介于 25% ~ 50%, 有明显的空间自相关; 平原 Zn、山地 Cu 和丘陵 Zn 比值介于 50% ~ 75%, 有中等空间自相关; 丘陵 Cu 和山地 Zn 比值大于 75%, 说明变量空间自相关弱, 其原因可能是某些随机性因素如耕作、管理措施、种植制度和污染等人为活动的影响较大, 而削弱其空间相关性。

(3) 用普通 Kriging 方法对不同地形 Cu、Zn 含量进行空间局部插值, 发现铜含量呈条带状分布, 平原地区东南方和

(下转第 8993 页)

5.4 防治效果调查 按实施方案设计在防控重点区域分别在神仙洞设苹果巢蛾标准地 1 块、在停车场设球蚜标准地 1 块、在池坡设球蚜标准地 1 块、在天池设松梢螟标准地 1 块。在防治前对上述标准地进行调查,防治后 10~15 d 采取随机抽样法对上述标准地进行调查,然后对防治前后调查数据进行效果比较。

6 保障措施

6.1 项目建设

6.1.1 项目管理。严格按照国家基本建设项目管理的程序、标准进行管理。

6.1.2 项目资金管理。为保证项目资金真正落到实处,按照“慎用钱”的要求,建立专用帐户,实行专款专用。同时加强监督检查,确保专项资金用于保护区林业有害生物防治工作上,待项目实施完成后资金使用情况提交当地审计部门进行审计。

6.1.3 项目档案管理。由专人负责管理项目实施方案、批复文件及项目实施中形成的一系列资料,做到档案齐全,以备检查验收。

6.1.4 安全管理。在林业有害生物实施防治前,对防治人员进行器械和防护用具的操作和安全使用进行培训,对具有危险性的化学药物实行专人保管。

6.1.5 项目检查验收。工程完工后,按基本项目建设程序的有关要求,及时组织相关部门和人员进行验收,对项目实施是否符合设计要求、工程管理及质量、资金使用及取得的效益等做出评价。

6.2 保障措施

6.2.1 加强组织领导。为进一步做好保护区林业有害生物防控工作,保护区管理局应成立防控工作领导小组,具体负责该项目的实施监督检查、指导等工作,协调解决存在的困难和问题,真正把林业有害生物防控工作作为保护区工作的一件大事来抓。

6.2.2 宣传措施。利用森防宣传月等平台通过采取广播、张贴标语、宣传车等多种形式,广泛针对林区群众宣传林业有害生物的危害情况和开展治理的重要意义,增强群众的防治意识。

6.2.3 技术培训。加强业务工作,聘请专业人员对拟定基层兼职检测员进行监测方面的业务培训,从而提高保护区管理局森防站的监测工作能力。

6.2.4 药剂药械供应措施。根据病虫害治理对象的发生危害特点和最佳防治有效期,药械管理人员严格按数量及时提供药剂药械,做好领取人签名、登记工作。

6.2.5 技术保障措施。保护区有害生物防治工作由森防站负责,在监测和防治过程中森防站工作人员跟班作业,提高防治效果。

参考文献

- [1] 宋玉双. 论林业有害生物无公害防治[J]. 中国森林病虫害, 2006, 25(3): 41-44.
- [2] 王丽香. 林业有害生物防治存在的问题及对策[J]. 科技创新与应用, 2012(18): 277.
- [3] 安云芳. 浅谈防治和控制林业有害生物的对策及措施[J]. 绿色科技, 2014(1): 139-140.
- [4] 董士恒, 李玉荣, 王绍林. 林业有害生物监测预警在生态公益林有害生物防治中的作用和措施[J]. 山东林业科技, 2006(2): 93-94.

(上接第 8978 页)

西南方含量较高,并且从两侧向中间逐渐降低;丘陵地区西北方和南方含量较高,从西北方和南方向中间逐渐降低;山地西北方含量最高,并且从西北方向东南方逐渐降低。锌含量呈块状分布,平原地区以北方和西南方最高,向中心逐渐降低;丘陵地区以东南方和东北方最高,从中心向东西两侧逐渐降低在向两侧降低;山地北方含量最高,其次是中心地区再向北方和南方逐渐降低。

参考文献

- [1] FACCHINELLI A, SACCHI E, MALLEN L. Multivariate statistical and GIS based approach to identify heavy metal sources in soils[J]. Environmental Pollution, 2000, 114: 313-324.
- [2] NEEDELMAN B A. Environmental management of soil phosphorus[J]. Soil Sci Soc Am, 2001, 65: 1516-1522.
- [3] WANG Y P, ZHANG X C, HUANG C Q. Spatial variability of soil total nitrogen and soil total phosphorus under different land use in a small watershed on the Loess Plateau, China[J]. Geoderma, 2009, 150: 141-149.
- [4] 毕如田, 李华. 不同地形部位耕地微量元素空间变异性研究——以永济市为例[J]. 土壤, 2005, 37(3): 290-294.
- [5] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999.
- [6] 陈涛. 杭州市城郊蔬菜地土壤重金属污染及其时空变异性研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2007.
- [7] 陈洁, 张杰, 王瑞富, 等. 基于 GIS 缓冲区功能的城市绿地影响分析

- [J]. 海洋科学进展, 2004, 22(S1): 231-236.
- [8] 黄勇, 郭庆荣, 任海, 等. 地统计学在土壤重金属研究中的应用及展望[J]. 生态环境, 2004, 13(4): 681-684.
- [9] 李亮亮, 依艳丽, 凌国鑫. 地统计学在土壤空间变异研究中的应用[J]. 土壤通报, 2005, 36(2): 265-268.
- [10] 孟飞, 刘敏, 崔健. 上海农田土壤重金属含量的空间分析[J]. 土壤学报, 2008, 45(4): 725-728.
- [11] 施加春, 刘杏梅, 于春兰, 等. 浙北环太湖平原耕地土壤重金属的空间变异特征及其风险评估研究[J]. 土壤学报, 2007, 44(5): 824-830.
- [12] 史舟, 李艳. 地统计学在土壤学中的应用[M]. 北京: 中国农业出版社, 2006.
- [13] 王波, 毛任钊, 曹健, 等. 海河低平原区农田重金属含量的空间变异性——以河北省肥乡县为例[J]. 生态学报, 2006, 26(12): 4082-4090.
- [14] 王波, 王元仲, 李冬梅. 迁安市农田重金属含量空间变异性[J]. 应用生态学报, 2006, 17(8): 1495-1500.
- [15] 王学军, 李本刚, 陶澍. 土壤微量金属含量的空间变异[M]. 北京: 科学出版社, 2005.
- [16] 王斌, 丁桑岚. 公路两侧土壤中铅的分布规律研究[J]. 重庆环境科学, 1998, 20(4): 53-55.
- [17] 徐理超, 李艳霞, 苏秋红, 等. 阜新市农田土壤重金属含量及其分布特征[J]. 应用生态学报, 2007, 18(7): 106-113.
- [18] 杨梅, 刘洪斌, 王伟. 重庆三峡库区耕地土壤重金属含量的空间变异性研究[J]. 中国生态农业学报, 2006, 16(1): 100-103.
- [19] 钟晓兰, 周生路, 李江涛, 等. 长江三角洲地区土壤重金属污染的空间变异特征——以江苏省太仓市为例[J]. 土壤学报, 2007, 44(1): 35-42.