苏南村镇耕地景观格局对土壤重金属污染的影响

隋传嘉[1] 潘剑君[2*] 余 泓[2] 魏善宝[1]

([1]南京农业大学公共管理学院, 南京 210095; [2]南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘 要 景观格局容易受人类活动影响,为了精确掌握景观格局对土壤重金属污染的影响,实施更具针对性的防治措施,采用 GIS 以及地统计分析方法,基于村镇级小尺度,以苏南某镇为例,研究耕地表层土壤 8 种重金属的含量,揭示 8 种重金属的污染特征及其空间分布格局,探讨样点缓冲区内景观格局对重金属含量的影响,分析整体景观格局与各行政村重金属综合污染的相关性。结果表明,Cd 含量超过国家土壤质量二级标准,重金属污染水平均小于 1,99.36%的耕地无污染,0.64%的耕地需要警戒。缓冲区内 As、Ni、Pb、Hg、Cd、Zn 含量各自与少数景观格局指数有显著相关性($P<0.05$),Cr、Cu 含量与景观格局无显著相关性。斑块连通性/聚集度与重金属综合污染指数呈显著正相关($P<0.05$),可以较好地解释各行政村耕地重金属的综合污染程度。

关键词 村镇; 景观格局; 耕地土壤; 重金属

Impacts of farming landscape patterns on soil heavy metal pollution in towns of Southern Jiangsu Province. SUI Chuan-jia[1], PAN Jian-jun[2*], YU Hong[2], WEI Shan-bao[1] ([1]*College of Public Administration, Nanjing Agricultural University, Nanjing* 210095, *China*; [2]*College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing* 210095, *China*).

Abstract: Landscape pattern is easily affected by human activities. In order to accurately grasp the influences of landscape pattern on heavy metal pollution of soil and implement more targeted prevention and control measures, GIS and geostatistical analysis method were adopted. Based on a village-level small scale, the contents of 8 kinds of heavy metals in surface soil of cultivated land were measured in a town in South Jiangsu. The study objectives were to reveal the pollution characteristics of the 8 kinds of heavy metals and their spatial distribution pattern, to discover the influences of landscape pattern in buffer area, and to analyze the relationships between overall landscape pattern and heavy metal pollution in administrative villages. The results showed that the content of Cd exceeded national soil quality secondary standard of China. The heavy metal pollution levels were all less than 1; 99.36% of the cultivated land were not polluted and 0.64% of the cultivated land were on the alert against heavy metal pollution. In the buffer area, there was a significant correlation between contents of As, Ni, Pb, Hg, Cd and Zn and some landscape pattern indexes ($P<0.05$), while there was no significant correlation between contents of Cr and Cu and landscape pattern. There was a significant positive correlation between landscape connectivity/aggregation degree and comprehensive pollution index of heavy metals ($P<0.05$). Therefore, our results well explained the comprehensive pollution degree of heavy metals in cultivated lands in each administrative village.

Key words: town; landscape pattern; cultivated land soil; heavy metal.

近年来,随着农村城镇化进程的不断加快,人类活动给土壤造成的污染日趋严重,尤其是重金属污染问题日益突出,受到社会各界的广泛关注(刘安娜等,2011;宋伟等,2013)。景观格局对诸多生态过程有着重要影响,常用于水体质量变化(胡和兵等,2012;王祖伟等,2016)和土壤物质输出(韩黎阳等,2014;夏品华等,2016)的研究。而目前国内外的研

村镇区域空间规划与集约发展关键技术研究项目(2012BAJ22B00)资助。
收稿日期: 2016-12-29 接受日期: 2017-05-15
*通讯作者 E-mail: jpan@njau.edu.cn

究大多集中在土壤重金属的累积特征及其空间分布(雷鸣等,2008;孙锐等,2012;张小敏等,2014),从宏观角度研究景观格局对农业土壤重金属污染的影响尚不多见。耕地作为一种重要的景观类型,极易受人类活动的干扰。合理的耕地布局有助于减少土壤重金属的污染。已有的研究在空间尺度方面,通常更加关注省、市、县等大尺度或者田间、污染场地等极小尺度(陈惠芳等,2013),相较于众多大尺度和小尺度的土壤重金属研究,村镇这一研究尺度介于这二者之间,属于研究空白领域。

苏南村镇农业集约化发展迅速,耕地景观格局变化剧烈,耕地表层土壤质量受到一定影响,相较于苏北地区土壤环境更为严峻,尤其是重金属污染更为严重(安莹等,2013)。重金属在土壤中迁移缓慢,中小尺度的研究更能反映污染的真实状况,在该地区开展中小尺度的研究,具有理论与实践的双重意义。因此,本文以典型的苏南某镇为例,结合地统计学和 GIS 技术,定量研究村镇尺度下耕地表层土壤 8 种重金属的污染状况和空间分布,探索样点缓冲区内景观格局对耕层土壤 8 种重金属含量的影响,以及耕地整体景观格局对土壤重金属综合污染的影响。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于长江三角洲腹地的某镇,受城市经济的辐射,同时享有山区资源优势,辖 15 个行政村。境内雨量充沛,日照充足,四季分明,属于北亚热带季风气候。水陆交通发达,居长江黄金水道沿岸,与沪宁、沿江、宁杭等高速公路相连通。农业逐步向现代化、科技化方向发展,工业以服装、电子、化工、机械加工为主要优势产业。

1.2 样品的采集与处理

样品采集于 2014—2015 年。在初步调查后,根据样点布设均匀性的原则,相邻采样点间距 500 m,共设置 75 个采样点(图 1)。采样时,用手持式 GPS 精确定位,在每个采样点位 50 m 范围内,耕地表层 0~20 cm 的深度,根据梅花形采样法用竹勺采集 5 个以上土壤样品组成一个混合样品,放入密封的聚乙烯塑料袋中并注明编号。将样品带回实验室后放入木质抽屉中使其自然风干,剔除样品中植物根系、残渣以及可见侵入体后,用木质工具碾碎,并用玛瑙研钵研磨至可通过100目尼龙筛。Cr、Cu、Pb、Cd、

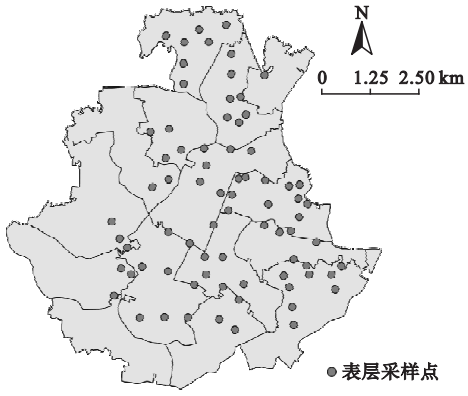


图 1 土壤采样点示意图
Fig.1 Soil sampling sites in studied area

Ni、Zn 采用盐酸、硝酸、氢氟酸、高氯酸消解,电感耦合等离子体光谱(ICP-OES)法测定;As、Hg 采用王水-水浴消解,原子荧图(AFS)法测定,重金属分析测试过程中均用 GSS-4、GSS-5 标准参考土样进行全程质量控制。

1.3 研究方法

1.3.1 耕地景观指数的选取与计算 景观指数能够高度浓缩景观格局信息,并反映其结构组成和空间配置的某些特征,是定量分析景观格局特征的重要手段(程炯等,2005;Liang *et al.*,2005;李钺等,2015)。由于景观格局表现形式的多样性,在耕地类型尺度上从斑块数量组成和规模、破碎化程度、形状复杂度和聚集度/连通性 4 个方面选取不同指标(表 1)对村镇耕地景观格局进行测评。利用 ArcGIS 9.3 将土地利用图中的耕地提取出来并转换成栅格数据,通过 Fragstats 3.3 软件计算各景观指数。

1.3.2 耕地土壤重金属污染评价 采用单因子污染指数法和内梅罗综合污染指数法对土壤重金属污

表 1 景观指数的选取
Table 1 Selection of landscape index

类别	景观指数	含义
斑块规模	平均斑块面积(AREA-MN)	景观中斑块的平均面积
破碎化程度	斑块密度(PD)	单位面积上的斑块数,反映景观破碎化程度
	边缘密度(ED)	单位面积上各斑块类型边界长度或总边界长度
形状复杂度	景观形状指数(LSI)	反映斑块边长与面积之比和斑块形状的复杂性
	加权斑块形状指数(SHAPE-AM)	
	加权斑块分维数(FRAC-AM)	
聚集度/连通性	斑块凝聚度(COHESION)	反映斑块内生物流的运行情况
	聚集度指数(AI)	反映斑块的聚集程度

染进行评价,评价标准采用我国在 1995 年发布的环境质量标准(GB 15618—1995)中的二级标准。

$$P_i = \frac{C_i}{B_i} \quad (1)$$

式中,P_i 为土壤重金属的污染指数,C_i 为土壤重金属的实测值,B_i 为国家土壤质量二级标准。单项污染指数法分级标准:$P_i \leqslant 1$ 非污染,$1 < P_i \leqslant 2$ 轻污染,$2 < P_i \leqslant 3$ 中污染,$P_i > 3$ 重污染。

$$P_{综} = \sqrt{\frac{P_{ave}^2 + P_{max}^2}{2}} \quad (2)$$

式中,$P_{综}$ 为内梅罗综合评价指数,P_{ave} 为各土壤重金属污染指数的平均值,P_{max} 为各土壤重金属污染指数的最大值。综合污染指数分级标准:$P_{综} \leqslant 0.7$ 清洁,$0.7 < P_{综} \leqslant 1$ 尚清洁,$1 < P_{综} \leqslant 2$ 轻污染,$2 < P_{综} \leqslant 3$ 中污染,$P_{综} > 3$ 重污染。

根据土壤采样点数据计算出内梅罗综合污染指数后,利用 ArcGIS 9.3 进行普通克里格插值,得到研究区耕地土壤重金属综合污染指数空间分布图。

1.3.3 耕地土壤重金属污染指数标准化 为了分析研究区耕地重金属污染的相对污染状况,对综合污染指数进行标准化处理,将其统一到 0~1 之间。

$$N_i = (X_i - X_{min}) / (X_{max} - X_{min}) \quad (3)$$

式中,N_i 为第 i 个样点综合污染指数标准化后的值;X_i 为第 i 个样点各土壤重金属污染指数的值;X_{max}、X_{min} 分别为各土壤重金属指数的最大值和最小值。利用密度分割技术对标准化后的数据进行等级划分,N_i 的划分标准见表 2。

表 2 土壤重金属综合污染指数的划分标准

Table 2 Classified standard of comprehensive pollution index

等级	范围	等级特性
Class 1	0.0~0.2	低
Class 2	0.2~0.4	较低
Class 3	0.4~0.6	中等
Class 4	0.6~0.8	较高
Class 5	0.8~1.0	高

1.3.4 景观格局与耕地表层土壤重金属污染的相关性分析 景观指数在反映景观的空间布局时仍会受空间尺度的影响(邬建国,2007;Lee *et al.*,2010)。因此,选取采样点周围不同距离缓冲区作为分析单元,利用 Fragstats 3.3 计算各缓冲区内的景观指数。在 SPSS 21.0 中进行 Pearson 相关分析,探讨不同缓冲区内景观指数与耕地土壤重金属含量的关系。根据土壤重金属综合污染指数空间分布图,计算 15 个行政村的平均综合污染指数,通过相关性分析,探讨耕地整体景观格局对土壤重金属综合污染的影响。

2 结果与分析

2.1 耕地表层土壤重金属含量与污染特征

通过 75 个耕地表层土壤样点统计分析(表 3),得到 8 种重金属的平均含量分别为(8.48±3.66) mg·kg^{-1} (As)、(28.42±9.21) mg·kg^{-1} (Pb)、(31.90±12.26) mg·kg^{-1} (Ni)、(0.07±0.09) mg·kg^{-1}

表 3 土壤重金属含量描述性统计

Table 3 Statistical parameters of soil heavy metal concentrations

	极小值	极大值	均值	标准差	变异系数	偏度	峰度	K-S 检验
As	6.55	11.80	8.48	1.05	0.12	0.82	1.25	0.50
污染指数	0.26	0.47	0.34	0.04	0.12	0.82	1.25	0.50
Pb	21.60	36.90	28.42	2.81	0.10	0.37	0.97	0.89
污染指数	0.07	0.12	0.09	0.01	0.10	0.37	0.97	0.89
Ni	24.50	44.10	31.90	3.52	0.11	0.79	1.25	0.25
污染指数	0.49	0.88	0.64	0.07	0.11	0.79	1.25	0.25
Hg	0.04	0.16	0.07	0.02	0.33	1.24	1.64	0.10
污染指数	0.08	0.32	0.15	0.05	0.33	1.24	1.64	0.10
Cd	0.10	0.40	0.19	0.05	0.25	1.10	4.28	0.43
污染指数	0.33	1.33	0.63	0.16	0.25	1.10	4.28	0.43
Cr	58.60	91.00	75.72	5.92	0.08	0.06	0.63	0.64
污染指数	0.20	0.30	0.25	0.02	0.08	0.06	0.63	0.64
Cu	23.00	36.20	28.62	2.74	0.10	0.31	0.42	0.95
污染指数	0.23	0.36	0.29	0.03	0.10	0.31	0.42	0.95
Zn	61.80	105.00	82.11	8.03	0.10	0.29	0.48	0.92
污染指数	0.25	0.42	0.33	0.03	0.10	0.29	0.48	0.92
综合指数	0.39	0.99	0.55	0.08	0.15	2.27	9.98	0.22

(Hg)、(0.19±0.30) mg·kg^{-1}(Cd)、(75.72±21.24) mg·kg^{-1}(Cr)、(28.62±11.18) mg·kg^{-1}(Cu)、(82.11±25.68) mg·kg^{-1}(Zn),8 种重金属含量的平均值均小于国家土壤质量二级标准,8 种重金属的单因子污染指数和综合污染指数的平均值均小于 0.7,单因子污染指数的变异系数均小于 0.5,综合污染指数的变异系数为 0.15,均服从正态分布。除 Cd 以外其余 7 种重金属的样点污染指数均小于 1,属于无污染。综合指数的极小值为 0.39,极大值为 0.99,均值为 0.08,与 Cd 评价指数的极值和均值较为接近,而在 Cd 中有 2 个样点,超过国家土壤质量二级标准,属于轻度污染。这 2 个样点的综合污染指数同样超过 0.7,但未超过 1,尚清洁,需要警戒。

2.2 土壤重金属综合污染空间分布特征

计算 8 种土壤重金属的综合污染指数,经检验符合正态分布,因此选取相应的模型进行普通克里格插值,并根据综合污染指数评价标准进行重分类,得到土壤重金属综合污染空间分布图(图 2),根据内梅罗综合评价指数,将耕地土壤重金属综合污染程度分为 2 个等级,其中 99.36%的耕地是无污染状态,0.64%的耕地尚清洁,但有加重的趋势,需要警戒,主要集中在中部行政村交汇处。因此,研究区耕地重金属污染整体上并不严重,属于清洁状态。

为了分析研究区耕地重金属污染的相对污染状况,将综合污染指数标准化后,根据土壤重金属景观的划分标准(表 2)重分类为 Class 1~Class 5 5 个不同的等级,空间分布结果见图 3。绝大部分耕地分布以 Class 2 为主,到达 81.25%,Class 1 污染级别的耕地主要集中在村镇的东部和西南部。Class 3 集

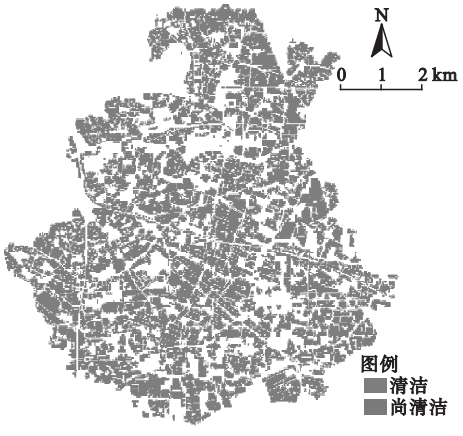


图 2 土壤重金属综合污染空间分布

Fig.2 Spatial distribution of comprehensive pollution index of soil heavy metals

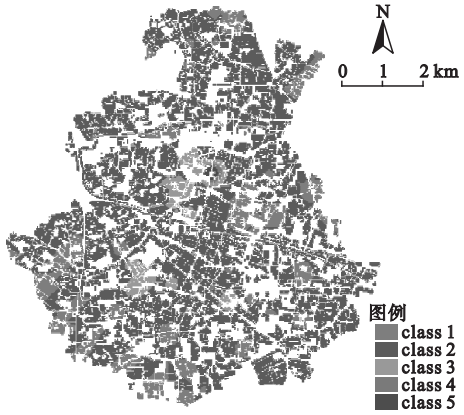


图 3 土壤重金属相对污染等级空间分布

Fig.3 Spatial distribution of relative pollution level of soil heavy metals

中分布于村镇的中部与西南部。Class 4 和 Class 5 区域聚集分布在村镇中部偏北处,这一小面积区域污染呈高到低的环状分布。

2.3 样点缓冲区内景观格局与表层土壤重金属含量的关系

选取不同间距的耕地表层土壤样点构建缓冲区作为分析单元,计算景观指数后,在 SPSS 21.0 中使用 Pearson 相关性分析探讨不同缓冲区内景观格局与各采样点重金属含量的相关关系,具体结果见表 4。100 m 缓冲区内景观格局与 Ni、Cd、Zn 3 种重金属含量均具有显著相关性,破碎化程度(PD)与 Ni 含量呈显著正相关($P<0.05$)。而斑块聚集度(AI)与 Cd 含量呈极显著负相关($P<0.01$)、与 Zn 含量呈显著负相关($P<0.05$),但斑块形状复杂与 Cd 含量呈极显著正相关($P<0.01$),斑块形状越复杂,Cd 含量越高。景观格局与 As、Pb、Hg、Cr、Cu 5 种重金属含量的相关性不显著,景观格局对其含量的影响具有不确定性。150 m 缓冲区内景观格局与 Hg、Zn 2 种重金属含量呈显著负相关($P<0.05$)。其中,破碎化程度(ED)和形状复杂度(LSI)与 Hg 含量呈显著负相关($P<0.05$)。斑块规模(AREA-MN)和斑块聚集度(COHESION、AI)与 Zn 含量呈显著负相关($P<0.05$)。但景观格局与 As、Pb、Ni、Cd、Cr、Cu 6 种重金属含量无显著关系。200 m 缓冲区内只有破碎化程度(ED)与 Hg 含量呈显著负相关($P<0.05$)。景观格局与 As、Ni、Cd、Cr、Pb、Cu、Zn 7 种重金属含量无明显关系。250 m 缓冲区内景观格局与 As、Ni、Hg、Zn 4 种重金属含量呈显著负相关($P<0.05$)。破碎化程度(PD、ED)与 As、Hg 含量呈显著负相关

($P<0.05$)。形状复杂度(SHAPE-AM、FRAC-AM)与Ni含量呈显著负相关($P<0.05$)。斑块规模(AREA-MN)与Zn含量呈显著负相关($P<0.05$)。景观格局却与Pb、Ni、Cd、Cr、Cu 5种重金属含量相关性不显著。300 m缓冲区内破碎化程度(ED)与Pb含量呈显著负相关($P<0.05$),同时与Hg含量呈显著负相关($P<0.05$)。而Zn含量与斑块规模(AREA-MN)呈极显著负相关($P<0.01$),同时也与斑块凝聚度(COHESION)呈显著负相关($P<0.05$)。但As、Ni、Cd、Cr、Cu 5种重金属含量与景观格局无显著相关关系。

综合缓冲区分析结果,斑块规模(AREA-MN)、破碎化程度(ED)和斑块聚集度(COHESION、AI)一般与重金属含量呈显著负相关($P<0.05$),而破碎化程度(PD)和形状复杂度虽然与重金属含量有显著相关性,但相关趋势并不确定。

表4 各缓冲区内景观格局与土壤重金属含量的Pearson相关系数

Table 4 Pearson correlation coefficients between landscape patterns of buffers and soil heavy metal concentrations

缓冲距离(m)	重金属	AREA-MN	PD	ED	LSI	SHAPE-AM	FRAC-AM	COHESION	AI
100	As	0.12	−0.08	0.07	−0.02	0	0	0.03	0.01
	Pb	0.04	−0.15	0.05	0.04	0.12	0.09	0.07	0.11
	Ni	−0.12	0.23*	−0.11	−0.03	−0.23*	−0.2	−0.2	−0.08
	Hg	0.04	−0.1	−0.14	−0.21	−0.19	−0.22	0.06	0.22
	Cd	−0.15	0.15	0.14	0.33**	0.23*	0.29*	−0.16	−0.34**
	Cr	−0.04	0.15	−0.06	0	−0.18	−0.16	−0.11	−0.03
	Cu	−0.02	0.15	−0.02	−0.03	−0.15	−0.15	−0.07	−0.02
	Zn	−0.21	0.2	0.02	0.21	0	0.07	−0.19	−0.23*
150	As	0.04	−0.06	−0.09	−0.09	0.01	−0.03	0.01	0.04
	Pb	−0.03	0.01	−0.06	−0.01	−0.08	−0.05	−0.12	−0.06
	Ni	−0.22	0.21	−0.05	−0.02	−0.2	−0.21	−0.14	−0.02
	Hg	0.03	−0.1	−0.26*	−0.23*	−0.16	−0.15	−0.02	0.14
	Cd	−0.11	0.07	−0.01	0.05	−0.03	0.01	−0.15	−0.12
	Cr	−0.2	0.22	0.02	0.03	−0.19	−0.22	−0.17	−0.05
	Cu	−0.11	0.11	−0.04	−0.06	−0.17	−0.17	−0.08	0.05
	Zn	−0.25*	0.21	0.02	0.17	−0.05	−0.02	−0.26*	−0.25*
200	As	0.06	−0.15	−0.14	−0.17	0.03	−0.04	0.11	0.14
	Pb	0.12	−0.2	−0.11	−0.02	0.14	0.13	0.01	−0.03
	Ni	−0.12	0.05	0.01	−0.05	−0.14	−0.14	−0.01	0.06
	Hg	0.09	−0.23	−0.30*	−0.23	0.02	−0.01	0.1	0.16
	Cd	−0.07	0.07	−0.01	0.07	−0.04	−0.02	−0.13	−0.07
	Cr	−0.04	0.01	0.04	−0.07	−0.12	−0.15	0.02	0.09
	Cu	0.18	−0.24	−0.11	−0.13	0.09	0.08	0.14	0.12
	Zn	−0.11	0.04	−0.05	0.08	−0.04	−0.02	−0.15	−0.14
250	As	0.19	−0.30*	−0.09	−0.12	0.12	0.13	0.17	0.11
	Pb	0	−0.11	−0.13	−0.01	0.10	0.10	0.01	−0.07
	Ni	−0.23	0.13	−0.09	−0.02	−0.29*	−0.26*	−0.16	−0.01
	Hg	0	−0.11	−0.32*	−0.18	0	−0.01	0.03	0.06
	Cd	−0.19	0.18	−0.05	0.09	−0.16	−0.14	−0.19	−0.09
	Cr	−0.07	0.05	−0.02	−0.05	−0.19	−0.17	−0.07	0.06
	Cu	0	−0.1	−0.22	−0.09	−0.05	−0.01	0.01	0.01
	Zn	−0.27*	0.13	−0.07	0.12	−0.14	−0.10	−0.22	−0.22
300	As	−0.13	0	−0.1	0.04	0.09	0.07	−0.05	−0.11
	Pb	0.03	−0.17	−0.29*	−0.08	0.10	0.10	−0.02	−0.06
	Ni	−0.28	0.22	0.06	0.07	−0.22	−0.18	−0.12	−0.06
	Hg	−0.12	−0.08	−0.41**	−0.17	−0.02	0	−0.03	−0.01
	Cd	−0.02	0.05	0.12	0.12	−0.10	−0.12	−0.12	−0.10
	Cr	−0.23	0.18	0.14	0.12	−0.10	−0.07	−0.08	−0.07
	Cu	−0.11	−0.04	−0.28	−0.10	−0.04	−0.02	−0.03	−0.02
	Zn	−0.38**	0.21	0.02	0.23	−0.23	−0.19	−0.33*	−0.28

*, $P<0.05$; **, $P<0.01$。

表 5 耕地景观格局与土壤重金属综合污染指数的 Pearson 相关系数
Table 5 Pearson correlation coefficients between farming landscape patterns and comprehensive pollution index of soil heavy metals

	AREA_MN	PD	ED	LSI	SHAPE_AM	FRAC_AM	ENN_MN	COHESION	AI
综合指数	0.37	−0.39	−0.08	0.43	0.47	0.5	0.74**	0.53*	0.04

*,$P<0.05$;**,$P<0.01$。

2.4 耕地景观格局与土壤重金属综合污染状况的相关性

以土地利用现状图为基础,使用 ArcGIS 9.3 将提取出的耕地矢量数据转换成 30 m×30 m 的栅格数据,在 Fragstats 3.3 软件的支持下计算各行政村景观指数。根据土壤重金属综合污染空间分布图计算 15 个行政村综合污染指数的平均值,在 SPSS 21.0 中使用相关性分析探讨景观格局与土壤重金属综合污染指数的相关关系,具体结果见表 5。

通过相关性分析可知,在众多景观指数中只有聚集度/连通性与各行政村的土壤重金属综合污染指数有显著相关性。土壤重金属综合污染指数与 ENN-MN 呈极显著正相关($P<0.01$),与 COHESION 呈显著正相关($P<0.05$),即行政村耕地地块相对聚集,地块间空间连通性较高,土壤重金属综合污染越严重,耕地清洁度越低。

2.5 景观格局与综合污染指数的线性回归分析

为了定量分析景观格局对综合污染指数的影响,利用 Fragstats 3.3 软件计算各行政区耕地的多个景观指数,并将其标准化,利用向后剔除法,构建多元线性回归模型:

$$y=-0.01x_1-0.017x_2+0.012x_3+0.016x_4+0.545$$

式中,y 为土壤重金属综合污染指数,$x_1 \sim x_4$ 分别为 LSI、SHAPE_AM、ENN_MN、COHESION 标准化后得到的数值。回归模型调整的 $R^2=0.755$,$P=0.02<0.05$,达到显著水平,说明模型拟合程度较符合要求,可以在一定程度上预测土壤重金属的综合污染指数。从回归方程可知,在各个景观格局指数中,形状复杂度(LSI、SHAPE-AM)与聚集度(ENN-MN、COHESION)对综合污染指数产生比较重要的影响,其中,SHAPE-AM 对综合污染指数产生的负作用更大,而耕地斑块聚集度/连通性增加,则会大幅度提高综合污染指数。可见,相对提升耕地斑块的细碎化程度,尤其使大面积地块的形状较为复杂,同时使斑块相对分散,降低斑块间的空间连通性,虽然可能会使局部重金属污染加重,但可以在一定程度上降低整体的综合污染水平。

3 讨 论

3.1 耕地土壤重金属污染特征及其空间格局

污染指数的大小代表了土壤重金属的污染程度,污染指数越大表示污染程度越严重,污染指数小于 1 表示土壤环境尚清洁(赵秀峰等,2010)。根据统计结果可知,本研究中土壤样品重金属含量除了 Cd 以外均未超过国家土壤环境质量二级标准,Cd 大约有 2.7%的超标,但在轻度污染范围内。8 种重金属平均污染水平没有明显的差异,平均污染水平和综合污染水平均处在清洁级别。土壤综合污染水平与 Cd 的污染水平较为接近,可见 Cd 的空间分布会对土壤的综合污染程度产生的影响较为显著。这与我国在背景值高的南方省份耕地 Cd 污染尤其严重的实际情况相符(应兴华等,2010)。变异系数的大小揭示了随机变量的离散程度,反映了重金属元素在土壤中的均匀性和变异性(Yang *et al.*,2009)。一般而言,变异系数小于 0.1 为弱变异,变异系数大于 1 为强变异,介于 0.1 与 1 之间为中等变异。而土壤重金属的来源及空间分布主要受成土母质和人类活动的影响(Lü *et al.*,2014),不同的土地利用情况、人类活动都会使同一区域土壤重金属含量和分布产生差异(柳云龙等,2012)。当变异系数大于0.5 时,表明耕作管理措施、种植制度等人为活动对土壤重金属污染情况有显著影响(钟晓兰等,2007)。统计结果表明,8 种土壤重金属元素的空间分布呈中等变异,在一定程度上受到了人为活动的影响,综合污染变异指数为 0.15,表明土壤重金属污染尚处于较早的发展阶段。

总体而言,该镇 99.36%的耕地处于清洁状态,只有 0.64%的耕地在警戒范围内,并且相对集中,主要位于村镇中心区域。以这一区域为中心,土壤重金属的综合污染水平由内到外呈高到低的环状分布。工业“三废”,交通活动,污水灌溉,化肥的使用,大气沉降等都容易影响农业土壤重金属的累积(Alloway,2010)。付传城等(2014)探查苏南某镇的土壤重金属污染源后发现企业在生产过程中会产生

含有大量重金属的“三废”污染物并不断富集,该区域极度接近城镇和建设用地,相关企业分布密集,交通要道交汇,极易产生各种的污染物。同时,由于各行政村交界处城镇和建设用地相对集中,使各种污染源也相对集中,从而形成复合污染源,道路和河流分布密集,使土壤重金属容易随水流和大气迁移,造成耕地土壤重金属含量相对较高,污染程度相对严重,存在加剧的趋势,需要及时防治。

3.2 样点缓冲区内局部景观格局与土壤重金属含量的关系

当空间尺度很小时,景观格局对 As、Pb 含量的影响程度并不大。土壤样点缓冲区内 As 含量只在 250 m 的空间尺度上与 PD 显著负相关,这与前人的研究结果相符。同时,有基于市级空间尺度的研究发现,聚集度(AI)与 As 含量呈现显著正相关(黄银华,2015),而本研究仅仅基于村镇级别的中小空间尺度,无法对研究结果进行充分的验证,有待进一步的研究。Pb 含量只在 300 m 的空间尺度上与 ED 呈现显著负相关,但在市级空间尺度的研究中耕地的破碎化程度和景观形状复杂度与 Pb 含量呈现显著正相关(李铖等,2015),两者结果完全相反,一方面可能是由于研究地点、采样空间尺度等的不同而造成的差异,另一方面可能是因为重金属在土壤中迁移缓慢,村镇级别的中小尺度研究反映了在早期污染时 ED 容易影响 Pb 的迁移速度。王喆等(2009)进行模拟试验后发现,Pb 容易在土壤环境条件发生变化时通过某些迁移方式进入到周围的水体中,ED 增大,加快了 Pb 迁移的速度,避免了其聚集。此外,Pb 主要来源于汽车尾气排放和工业活动的大气沉降,受风向、风速等大气因素制约(陈俊坚等,2011),在村镇范围内大气活动的影响更为明显,从而产生一定的差异。

空间尺度较小时,Ni 含量与 PD 显著正相关,却与 SHAPE-AM、FRAC-AM 呈显著负相关,随着空间尺度的增加,显著性增强。虽然有关基于市、县级别的大空间尺度研究表明 Ni 属于自然源,其含量在很大程度上受成土母质的影响,人类活动对其影响相对较弱(Hu *et al.*,2013),化肥、农药以及有机肥料的使用对土壤中 Ni 含量的影响比土壤本底影响要小(Cai *et al.*,2012),但付传城等(2014)在调查苏南村镇后发现村镇企业在生产过程中产生的“三废”污染物中含有大量的 Ni,还有调查表明,村镇耕地污染中化肥(氮磷钾复合肥)和市政污泥中也含有较高的 Ni(王静等,2012),这些污染物一般容易随灌溉用水迁移,PD 增加说明耕地地块较多,化肥的使用也会随之增加,增加了 Ni 的含量,而 SHAPE-AM 和 FRAC-AM 增加,表明耕地地块彼此之间接触较为密切,灌溉用水容易在各地块间流通,使含 Ni 的污染物容易分散至周围,避免 Ni 聚集在一起。

Hg 含量与 ED 和 LSI 呈显著负相关,随着空间尺度的增加,Hg 含量与 ED 的显著关系越明显。王军等(2007)指出,Hg 主要来自交通尾气;同时塑料工业、冶炼工业及电镀工业也易产生 Hg 污染(李小曼等,2016)。由于 Hg 易挥发,因此土壤 Hg 的主要来源为大气沉降,易受风向的影响。可见,当空间尺度达到县、市级别时,景观格局尤其是耕地景观格局对土壤 Hg 的影响会明显降低,甚至无显著影响。但是在村镇级别的中小空间尺度上,Hg 尚未完全挥发,耕地景观格局对其仍有一定的影响。ED 反映了地块之间的相互作用程度,LSI 则表示了耕地地块的形状复杂度(夏品华等,2016)。ED 和 LSI 越大意味着人为干扰越多,耕地形状越复杂,细碎度越高,而 Hg 含量却越低,这与 As、Pb 的情况一致。

通过交通、工业活动释放的烟尘含有大量重金属,由于大气沉降的作用,随着大气和水体扩散,在小至几百米大至几十千米的河流下游或下风向累积(Wuana *et al.*,2011),并且受到不同空间尺度上景观格局的影响(刘玉燕等,2006)。有研究发现,景观格局对 Cd 污染的影响范围甚至高达 10 km,与人类活动密切相关(徐慧秋等,2016)。但在本研究中,Cd 含量只与 100 m 空间尺度内的景观格局有显著相关性,并且与和形状复杂度相关的景观指数呈显著正相关,与 AI 呈显著负相关。耕地地块形状不规则,意味着地块破碎度增加,AI 变大则表示增加了耕地地块间的连通性,由此可见 Cd 初期迁移速度较为缓慢,形状复杂的地块彼此间容易接触,而耕地地块相对聚集可以使 Cd 快速扩散,不易聚集在一起,降低了局部的污染程度,但增加了污染面积。这与前人的研究并不一致,造成差异的原因可能有 3 方面:一是可能由于前人的研究一般基于市级空间尺度,市级范围内的道路密度更大,对 Cd 的迁移影响更显著,而在村镇空间尺度,道路相对松散,农用地一般远离主要交通干线,在很大程度上避免了交通活动引起的大气污染物的沉降。二是有研究证,实浇灌农用地使用含有大量重金属的河涌污泥(柴世伟等,2003)以及使用含重金属的水浇灌农用

地(包波等,2009)是土壤污染的重要因素。该镇水质较为清洁,化肥农药的使用较为合理,没有过量施用化肥或有机肥尤其是 Cd 含量较高的磷肥,降低了 Cd 生物污染程度。同时市级范围内纺织、冶炼等企业众多,产生含有 Cd 的污染物更多,而该镇以农业为主,与化石燃料有关的重工业稀少,降低了污染物的产生。三是重金属扩散迁移的过程比较复杂,空间尺度越大,对影响 Cd 迁移的因素越多,在村镇空间尺度上则相对较少,限制了 Cd 的迁移距离。

一般而言,土壤 Cr 污染的空间变异主要受成土母质和河流水质的影响,主要表现为与沉积物比例、河流密度呈正相关,距河流的距离呈负相关(黄银华,2015),与农用景观格局的关系并不是十分显著,这与本研究中缓冲区内 Cr、Cu 含量与景观格局无显著相关性的结论相一致,但国内其他研究者却得出不同结论。在大空间尺度研究中,研究人员通常会划分多种景观格局探究重金属污染的空间分布规律,有研究发现在不同尺度上林地、园地的破碎化水平(PD)和聚集度与 Cr 含量普遍具有显著相关关系,多与 PD 呈显著负相关,与 AI 呈显著正相关(李铖等,2015),同时在县域尺度上土壤 Cr 与景观多样性呈显著正相关(Lin *et al.*,2002)。由于本研究只在村镇中小尺度上,景观以耕地为主,其他景观相对较少,甚至可以忽略不计,因此只选取了单一的耕地景观格局,所以一些前人的研究无法得到明确验证,有待进一步探讨。

Zn 含量与 AREA-MN、COHESION、AI 呈显著负相关,显著性随空间尺度的增加而增加。AREA-MN 反映了单位面积内耕地地块的大小和破碎度,而 COHESION 和 AI 则反映了耕地地块间的空间连通性和聚集性(胡潇潇等,2013),土壤重金属的迁移扩散过程受景观格局的影响(傅伯杰等,2008)。杀菌类农药和水溶性肥料中含有一定的 Zn 元素(于文金等,2007),农药化肥长时间的积累,并随着灌溉用水迁移,使得重金属的富集效应更加明显。可见,Zn 随灌溉用水较为容易在地块间迁移,并且迁移速度较快,较为完整的耕地地块,地块间良好的空间连通性有助于灌溉用水的流通,从而使 Zn 也快速迁移,避免 Zn 在局部集中,降低局部 Zn 含量。

在村镇空间尺度上,在局部耕地不同重金属各自只与少数景观格局指数有显著相关性。例如 AREA-MN、COHESION 只与 Zn 含量显著负相关,而 ED 对 Hg 含量的影响尤为明显,空间尺度越大,越显著。SHAPE-AM 和 FRAC-AM 除对 Cd 含量显著正相关外,只与 Ni 含量显著负相关。同一景观指数对不同重金属产生的影响也不同,例如,虽然有 PD 与部分重金属含量有显著相关性,但 PD 越大,As 含量越低,而 Ni 含量却越高。有些景观指数只在一定的空间尺度上才与重金属有显著相关性,例如,Cd 只与 100 m 的景观格局显著相关,Pb 只与 300 m 内的景观格局显著相关。不同景观格局因子可在一个或多个尺度同时起作用,但目前多数研究仅考虑景观格局的某一方面和单一空间尺度,从多尺度系统探讨土壤重金属的分布规律以及景观格局对土壤重金属污染的影响亟待加强(Hani *et al.*,2011;Lu *et al.*,2012)。可见,选择合适的空间尺度与景观格局指数对于局部耕地重金属含量的预测有着重要的现实意义。

3.3 整体景观格局与土壤重金属综合污染水平的关系

由于人类活动的干扰,使得景观格局和土壤污染之间必然存在着显著关系。研究证实,景观格局可以决定土壤重金属的迁移扩散过程。但是只有少数景观格局指数可较好地预测耕地重金属综合污染程度,一些景观格局指数与耕地重金属综合污染程度的相关性较弱,甚至有些关系无法被合理解释,并不是预测耕地重金属综合污染的主导因子。

通过相关性分析可知,土壤重金属综合污染程度与 ENN-MN 和 COHESION 呈显著正相关。畜禽粪便和污水灌溉是土壤重金属输入的重要途径之一(Luo *et al.*,2009),集约化农田利用也加速了农田生态系统的重金属输入,松散型景观形状比紧密型形状更有利于物质交换(宋成军等,2009)。ENN-MN 和 COHESION 反映了耕地地块间的凝聚度,取值越大意味着耕地地块间凝聚度越高,空间连通程度越高,使重金属容易大范围迁移,扩大了污染面积,当污染源增多或变严重时,极易在短时间内加剧区域土壤的污染程度。通过线性回归模型,可以发现 LSI 与综合污染指数线性正相关,而 SHAPE-AM 却与综合污染指数线性负相关,可见,耕地地块形状变复杂,污染指数会相对增加,但较大地块形状变得不规则,污染指数反而降低。

4 结 论

该镇土壤环境良好,8 种重金属平均污染指数

和综合污染指数均小于0.7,在清洁范围内,只有Cd轻微超标。重金属变异指数均小于0.5,土壤重金属污染受人类活动影响尚且较小,耕地重金属综合污染程度具有明显的空间分布规律,99.36%的耕地处于清洁状态,只有0.64%的耕地在警戒范围内,主要集中在中心区域各行政村交界处,存在加剧的趋势,需要控制。

在土壤样点缓冲区内,As含量只在250 m的空间尺度上与PD呈显著负相关关系($P<0.05$),Pb含量只在300 m的空间尺度上与ED呈显著负相关关系($P<0.05$),Ni含量与PD呈显著正相关($P<0.05$),却与SHAPE-AM、FRAC-AM呈显著负相关关系($P<0.05$),Hg含量与ED和LSI呈显著负相关($P<0.05$),随着空间尺度的增加,Hg含量与ED的显著关系越明显。Cd含量只与100 m空间尺度内的景观格局有显著相关性,并且与有关形状复杂度的景观指数呈正相关,与AI呈负相关。Zn含量与AREA-MN、COHESION、AI呈显著负相关($P<0.05$),显著性随空间尺度的增加而增加。但Cr、Cu含量与景观格局无显著相关性。

村镇耕地重金属综合污染指数与景观格局间存在密切的关系,形状复杂度与聚集度等景观指数可以较好地解释对重金属污染程度的影响。土壤重金属综合污染程度与ENN-MN和COHESION呈显著正相关。与SHAPE-AM呈线性负相关。斑块连通性与聚集度的影响更为显著,在规划耕地时,考虑耕地景观格局完整性,适当调整耕地地块的聚集程度,可以在一定程度上有效管理重金属的污染程度。

以景观格局控制耕地土壤重金属污染在一定程度上可行,尤其在宏观上把握重金属污染的变化具有优势。重金属在土壤中迁移缓慢,小尺度研究更能反映污染的真实状况。本研究通过深入探讨村镇尺度耕地景观格局对土壤重金属污染的影响,为村镇尺度的耕地规划和土壤重金属污染治理提供一定的参考依据。

参考文献

安 莹, 胡玉梅, 何寅平, 等. 2013. 为"毒土"疗伤[EB/OL]. 现代快报多媒体数字版[2016-10-10]. http://kb.dsqq.cn/html/2013-06/16/content_273133.htm

包 波, 洪启金. 2009. 广州市番禺区农业土壤环境质量现状与治理对策. 广东农业科学, (1): 92-93.

柴世伟, 温琰茂, 张云霓, 等. 2003. 广州市郊区农业土壤重金属含量特征. 中国环境科学, **23**(6): 592-596.

陈惠芳, 李 艳, 吴豪翔, 等. 2013. 富阳市不同类型农田土壤重金属变异特征及风险评价. 生态与农村环境学报, (2): 164-169.

陈俊坚, 张会化, 刘鉴明, 等. 2011. 广东省区域地质背景下土壤表层重金属元素空间分布特征及其影响因子分析. 生态环境学报, **20**(4): 646-651.

程 炯, 吴志峰, 刘 平, 等. 2005. 基于GIS的农业景观格局变化研究——以福建省漳浦县马坪镇为例. 中国生态农业学报, **13**(4): 184-186.

付传城, 王文勇, 潘剑君, 等. 2014. 城乡结合带土壤重金属时空变异特征与源解析——以南京市柘塘镇为例. 土壤学报, **51**(5): 1066-1077.

傅伯杰, 吕一河, 陈利顶, 等. 2008. 国际景观生态学研究新进展. 生态学报, **28**(2): 798-804.

韩黎阳, 黄志霖, 肖文发, 等. 2014. 三峡库区兰陵溪小流域土地利用及景观格局对氮磷输出的影响. 环境科学, **35**(3): 1091-1097.

胡和兵, 刘红玉, 郝敬锋, 等. 2012. 南京市九乡河流域景观格局空间分异对河流水质的影响. 环境科学, **33**(3): 794-801.

胡潇潇, 李建龙, 刚成诚, 等. 2013. 张家港市农业景观格局变化及其对土壤-水稻系统重金属迁移的影响. 天津农业科学, **19**(4): 68-73.

黄银华. 2015. 广州市农业表层土壤重金属污染及其与景观格局的多尺度关系(硕士学位论文). 广州: 广州大学.

雷 鸣, 曾 敏, 郑袁明, 等. 2008. 湖南采矿区和冶炼区水稻土重金属污染及其潜在风险评价. 环境科学学报, **28**(6): 1212-1220.

李 铖, 李芳柏, 吴志峰, 等. 2015. 景观格局对农业表层土壤重金属污染的影响. 应用生态学报, **26**(4): 1137-1144.

李小曼, 刘 勤, 徐梦洁, 等. 2016. 苏南村镇土壤重金属空间变异性研究. 土壤通报, **47**(1): 179-185.

刘安娜, 葛本伟. 2011. 石河子市表层土壤重金属元素富集与功能区分异研究. 安徽农业科学, **39**(32): 19818-19821.

刘玉燕, 刘 敏, 刘浩峰. 2006. 城市土壤重金属污染特征分析. 土壤通报, **37**(1): 1294-188.

柳云龙, 章立佳, 韩晓非, 等. 2012. 上海城市样带土壤重金属空间变异特征及污染评价. 环境科学, **33**(2): 599-605.

宋 伟, 陈百明, 刘 琳. 2013. 中国耕地土壤重金属污染概况. 水土保持研究, **20**(2): 293-298.

宋成军, 张玉华, 刘东生, 等. 2009. 土地利用/覆被变化(LUCC)与土壤重金属积累的关系研究进展. 生态毒理学报, **4**(5): 617-624.

孙 锐, 舒 帆, 孙卫玲, 等. 2012. 典型铅锌矿区水稻土重金属污染特征及其与土壤性质的关系. 北京大学学报: 自然科学版, **48**(1): 139-146.

王 静, 林春野, 陈瑜琦, 等. 2012. 中国村镇耕地污染现状、原因及对策分析. 中国土地科学, **26**(2): 25-30.

王 军, 陈振楼, 王 初, 等. 2007. 上海崇明岛蔬菜地土壤重金属含量与生态风险预警评估. 环境科学, **28**(3): 647-653.

王 喆, 刘少卿, 陈晓民, 等. 2009. 废旧阴极射线管(CRT)显示器玻壳进入土壤后铅的释放及转化. 环境科学, **30**(6): 1855-1859.

王祖伟, 王祎玮, 侯迎迎, 等. 2016. 于桥水库水源地水体沉积物重金属空间分异与景观格局的关系. 环境科学, **37**(9): 3423-3429.

邬建国. 2007. 景观生态学——格局、过程、尺度和等级. 北京: 高等教育出版社.

夏品华, 孔祥量, 喻理飞. 2016. 草海湿地小流域土地利用与景观格局对氮、磷输出的影响. 环境科学学报, **36**(8): 2983-2989.

徐慧秋, 黄银华, 吴志峰, 等. 2016. 广州市农业土壤 As 和 Cd 污染及其对景观异质性的多尺度响应. 应用生态学报, **27**(10): 3283-3289.

应兴华, 金连登, 徐 霞, 等. 2010. 我国稻米质量安全现状及发展对策研究. 农业质量标准, (6): 40-43.

于文金, 邹欣庆. 2007. 王港潮滩重金属 Pb、Zn 和 Cu 积累规律及污染评价. 地理研究, **26**(4): 809-820.

张小敏, 张秀英, 钟太洋, 等. 2014. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究. 环境科学, **35**(2): 692-703.

赵秀峰, 王强盛, 石宁宁, 等. 2010. 石化园区周边农田土壤重金属污染分析与评价. 环境科学学报, **30**(1): 133-141.

钟晓兰, 周生路, 赵其国, 等. 2007. 长三角典型区土壤重金属有效态的协同区域化分析、空间相关分析与空间主成分分析. 环境科学, **28**(12): 2758-2765.

Alloway BJ. 2010. Heavy Metals in Soils. 3th ed. New York: Springer.

Cai LM, Xu ZC, Ren MZ, *et al*. 2012. Source identification of eight hazardous heavy metals in agricultural soils of Huizhou, Guangdong Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **78**: 2-8.

Hani A, Pazira E. 2011. Heavy metals assessment and identification of their sources in agricultural soils of Southern Tehran, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, **176**: 677-691.

Hu YA, Cheng HF. 2013. Application of stochastic models in identification and apportionment of heavy metal pollution sources in the surface soils of a large-scale region. *Environmental Science & Technology*, **47**: 3752-3760.

Lee SW, Hwang SJ, Lee SB, *et al*. 2010. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Environmental Management*, **45**: 336-350.

Liang GF, Ding SY. 2005. Study on the regional agricultural landscape patterns change along the Yellow River in Henan Province from 1987 to 2002. *Journal of Geographical Sciences*, **15**: 415-422.

Lin YP, Teng TP, Chang TK. 2002. Multivariate analysis of soil heavy metal pollution and landscape pattern in Changhua County in Taiwan. *Landscape and Urban Planning*, **62**: 19-35.

Lu AX, Wang JH, Qin XY, *et al*. 2012. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and origin of heavy metals in the agricultural soils in Shunyi, Beijing, China. *Science of the Total Environment*, **425**: 66-74.

Lü JS, Liu Y, Zhang ZL, *et al*. 2014. Multivariate geostatistical analyses of heavy metals in soil: Spatial multi-scale variations in Wulian, Eastern China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **107**: 140-147.

Luo L, Ma YB, Zhang SZ, *et al*. 2009. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. *Journal of Environmental Management*, **90**: 2524-2530.

Wuana RA, Okieimen FE. 2011. Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*, **2011**, DOI: 10.5402/2011/402647

Yang PG, Mao RZ, Shao HB, *et al*. 2009. The spatial variability of heavy metal distribution in the suburban farmland of Taihang Piedmont Plain, China. *Comptes Rendus Biologies*, **332**: 558-566.

作者简介 隋传嘉,男,1991 年生,硕士研究生,主要从事 3S 与土壤资源调查方面的研究。E-mail: 826407825@qq.com

责任编辑 魏中青