基于源汇理论的浦东新区土壤重金属沿城乡梯度的分布特征

方淑波[1,2] 崔 曲[1] 庞慧焕[1] 印春生[1] 罗兴章[2*]

([1]教育部水产种质资源开发利用实验室, 上海海洋大学, 上海 201306; [2]复旦大学环境科学与工程系, 上海 200433)

摘 要 基于源汇格局理论,采用滑动窗口分析法分析了上海市浦东新区城乡梯度上林地和建设用地土壤重金属包括 Pb、Cu 和 Cd 的浓度及其变幅差异,采用层次聚类分析法研究了重金属沿城乡梯度浓度变化的距离阈值,在滑动窗口重金属浓度和相关变量线性回归分析的基础上,采用相关分析方法辨别影响重金属空间分布的主要因素,并根据主要的影响因素,采取图层运算的方法得到了城市区域重金属环境风险控制的优先区域。结果表明:林地土壤的重金属浓度、变幅均高于建设用地,Cu 和 Cd 浓度在距市中心 27 km 左右的位置显著降低,而 Pb 浓度在距市中心 30 km 左右的地方出现极大值。线性回归分析和相关分析表明,道路密度、建设用地比例和反映工业开发进程的人口导入指数显著影响重金属的空间分布。对图层运算后鉴别出的潜在优先管理区域,提出了林地多元化目标经营的理念。

关键词 源汇理论; 人口变化指数; 重金属; 多元统计分析; 优先管理区域

Source-sink theory based distribution characters of soil heavy metals along an urban-rural gradient in Pudong New District.

FANG Shu-bo[1,2], CUI Qu[1], PANG Hui-huan[1], YIN Chun-sheng[1], LUO Xing-zhang[2*] ([1] *Key Laboratory of Exploration and Utilization of Aquatic Genetic Resources of Ministry of Education, Shanghai Ocean University, Shanghai* 201306, *China*; [2] *Department of Environmental Science and Engineering, Fudan University, Shanghai* 200433, *China*).

Abstract: By using the moving windows method, the mean concentration and range of soil heavy metals including Cu, Cd and Pb in forest and built-up patches along an urban-rural gradient in Pudong New District, Shanghai were analyzed based on the source-sink theory. The linear regression analysis and correlation analysis were applied to distinguish the major factors affecting the spatial distribution of soil heavy metals concentrations. With the selected factors affecting the spatial variation of heavy metals, the priority management areas associated with potential risks of heavy metals were identified by raster layer computation. The results showed that the mean and range values of heavy metals in the forest patches were higher than those in the built-up patches. The mean concentrations of forest soil Cu and Cd decreased significantly at the distance of 27 km from the urban center, while those of soil Pb had a peak value at the distance of 30 km from urban center. The linear regression analysis and the correlation analysis showed that road density, built-up area percentage, and population change index that reflects the industrial development process could significantly affect the spatial distribution of soil heavy metals. A multi-target forest management strategy should be applied to respond to the identified potential priority areas for risk management of heavy metals.

Key words: source-sink theory; population change index; heavy metal; multivariable analysis; priority management area.

国家自然科学基金项目(41101172)和国家重大科研基础科研计划(2013CB430400)资助。
收稿日期: 2015-05-19 接受日期: 2015-11-11
*通讯作者 E-mail: lxz@fudan.edu.cn

我国目前处于城市化加速发展的时期(Zheng *et al.*,2009;方创琳等,2011),城市化的发展及其质量的提升被众多学者及政府工作报告提升到了战略高度(陈明星等,2010)。城市化的快速发展,改变一个地区的自然景观和土地利用格局(傅伯杰等,2006;Solecki *et al.*,2013)。如何量化城市化扩张过程中的景观格局与效应的关系,是城市化理论研究的热点和难点(Ren *et al.*,2003;Williams,2003;Morgan *et al.*,2005;孟丹等,2010;Schwarz *et al.*,2013;王少剑等,2015)。

梯度分析法成为城市化空间异质性度量的重要方法被广泛采用(McDonnell *et al.*,1990;Luck *et al.*,2002)。目前城乡梯度分析的研究按其内容大概可以归为两类,一类是沿城乡梯度上采用滑动窗口分析的景观格局指数(Luck *et al.*,2002;李俊祥等,2004;王玉洁等,2006;Yeh *et al.*,2009;Wu *et al.*,2011;Li *et al.*,2013),另一类注重沿城乡梯度的环境及生态效应的差异(Limburg *et al.*,1990;Pouyat *et al.*,1991;Wear *et al.*,1998;Doichinova *et al.*,2006;Pillsbury *et al.*,2008;Bergerot *et al.*,2011)。但是将景观格局指数的研究与环境、生态效应结合起来的定量研究还较为缺乏(Li *et al.*,2004)。Hahs等(2006)将城乡梯度的景观格局量化方法归纳为3类:人口变量、物理变量以及景观格局指数,并在澳大利亚墨尔本的研究中提出了4种具体的城乡梯度量化指标:耦合指数、人口密度、景观形状指数和土地利用面积比例。这个研究为城乡梯度的景观格局异质性以及生态系统响应的研究提供了一个多样的视角,丰富了景观格局与景观过程耦合研究的方法。

"源-汇"景观格局理论被认为是一种有效的将景观格局与过程耦合的研究方法(陈利顶等,2003;苏常红等,2012)。基于源汇理论的景观格局-过程方法多应用于流域N(孙然好等,2012)、P(李崇巍等,2012)的污染评价研究。主要的方法是在源汇景观分类的基础上,计算源汇景观格局指数的变化及其与N、P污染物浓度的相关关系。虽然源汇景观的划分依然有一定的主观性,而且主要应用于环境背景值相似的流域(陈利顶等,2003),但是源汇景观格局理论依然与生态过程进行了一定的耦合(徐延达等,2010),为景观格局与景观过程的耦合研究提供了一定的理论和方法依据。

本研究尝试将梯度化分析方法与源汇景观理论结合起来,研究上海市浦东新区城乡梯度上表层土壤的重金属浓度空间分异及其可能的景观尺度解释变量。研究目的主要有两个:一是基于源汇景观格局理论的城乡梯度上重金属的分布特征,即是否"源"景观即林地的重金属浓度高于"汇"景观即建设用地的重金属浓度;二是尝试采用景观格局指数、人口变量以及道路密度等景观尺度的变量来解释林地土壤重金属浓度的空间分异。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

自1990年以来,上海浦东新区经历了一个快速的城市化进程规模,成为上海乃至中国的经济发展引擎。2009年,原南汇地区并入浦东新区。从2005年开始,原南汇地区的临港新城因滴水湖的围垦以及洋山港的开发而快速发展为上海的潜力新城。目前浦东新区从南到北有一个自然的城市化梯度。总体而言,浦东新区的北部地区开发较早,城市化的程度高,而南部地区刚刚开始其城市化过程,尤其是在临港新城(图1)。

研究区包括了整个浦东新区,以及奉贤的部分区域,采样集中在浦东新区的行政区域内。

1.2 样品采集、处理及测试

土壤样品的采集采用系统采样方法(Fang *et al.*,2010,2012),自北向南和自东向西,每隔2~3 km设置土壤样方点,每个土壤点4个重复,每个重复间隔50 m左右,以W形状采样。采集了83个土壤样方的样品(图1)。采集的样品土壤剖面为表层0~10 cm的土壤(Fang *et al.*,2010,2012)。样品的采集时间为2011年7月份。

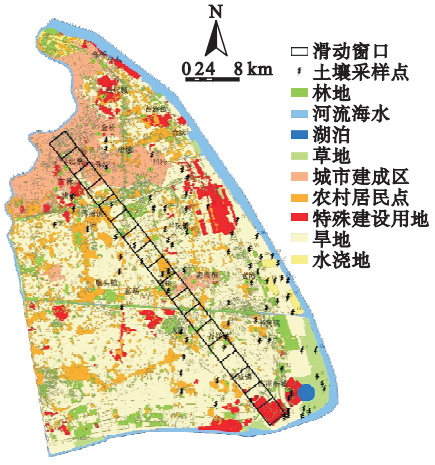


图1 研究地点及滑动窗口分析

Fig.1 Study site and moving windows analysis

将采集的土壤样品风干后,混合,研磨,过0.15 mm筛。样品消煮过程为:称取0.125 g样品,加入2 mL盐酸(分析纯)、1 mL硝酸(分析纯)分别60 ℃加热30 min,然后加氢氟酸(分析纯)6 mL、高氯酸(分析纯)0.5 mL以120 ℃加热3 h,余热蒸干后用7%硝酸定溶至25 mL。在复旦大学分析测试中心采用ICP-OES (PE optima 8000, Hitachi)测试重金属的浓度。测量的精密度(RSD)<2.0%,回收率95%~104%(方淑波等,2012)。

1.3 数据资料

采用2010年7月的两景TM影像(118,38)和(118,39)来解译研究区域的土地利用数据。将几何校正后的影像拼接,在ENVI 4.2中选定研究区域并用矢量ROI命令剪切。然后,采用监督分类把土地利用类型分为9类:林地、河流海水、湖、光滩、城市建设用地、农村建设用地及其他建筑用地(如浦东国际机场)和农业用地(包括水浇地和旱地)(图1)。主要的公路在影像上借助高分辨率的谷歌地图以及实地调查人工勾绘(图1)。通过实地调查验证表明Kappa指数为0.72,分类精度符合研究需要。

采用滑动窗口分析法分析浦东新区沿城市化梯度的景观格局变化。在研究区域西北到东南方向,构建一个长54 km,宽3 km的样带,沿样带用3 km×3 km的滑动窗口分析城市化格局的梯度变化(图1),窗口的移动距离是3 km。这样一共有18个滑动窗口,从北到南依次标记为1~18。

参考公开的行政区地图,在影像图上勾绘出研究区内的建制城镇,并在ArcGIS 9.3中构造属性数据库。参考浦东新区2010年年度统计年鉴(浦东新区统计局,2010),获得耕地面积(arable lands, AL)、人口(population, POP)、工业产值(industrial production, IP)、农业产值(agricultural production, AP)和农民的人口比例(percent of farmers population, PFP)等社会和经济信息,并将这些信息作为变量贮存在数据库中。利用ArcGIS 9.3空间分析工具,采用反距离加权法插值得到这些变量的空间分布图。

1.4 分析方法

将2010年的矢量土地利用图转换成栅格格式,用Fragstats软件(McGarigal *et al.*, 1995)分析每个滑动窗口内的建筑用地面积百分比(PLAND)、景观形状指数(LSI)、斑块密度(PD)、最大斑块指数(LPI)、蔓延度指数(CONTAG)、面积加权平均形状指数(SHAPE_AM)、面积加权平均分维数(FRAC_AM)等景观格局指数(Luck *et al.*, 2002; 王玉洁等, 2006; Irwin *et al.*, 2007; Wu *et al.*, 2011)。

采用Kolmogorov-Smirnov进行Cu、Cd、Pb的正态性检验(冉有华等,2009)。然后在GS+软件中采用普通Kriging方法将Cu、Cd、Pb进行空间插值。在每个滑动窗口内,用林地斑块和建设用地斑块,以上述Kriging插值的重金属元素图为基础分别进行区域统计,分析重金属元素的均值、变幅等统计量,分析林地斑块与建设用地斑块对重金属富集状况的差异,并与上海地区这些重金属元素的背景值进行对比(戴峰等, 2009)。采用层次聚类分析方法(SPSS, IBM, 2010),对城乡梯度上林地土壤的重金属浓度进行聚类分析,研究林地土壤重金属浓度沿城乡梯度的变化规律。

在SPSS 19.0中(IBM, 2010),以林地斑块区域统计的重金属浓度为因变量,以上述空间插值统计后的经济、人口变量为自变量,进行线性回归分析,选择具有统计显著性的影响变量(P<0.05),分析影响林地表层土壤重金属富集情况的主要因素。

研究提出一个反映主要城镇人口增量的人口变化指数(population change index, PCI)来反映城市化历史的变化速度。PCI的计算方式为:

$$PCI=\frac{POP_{2010}-POP_{2000}}{POP_{2000}}$$

式中,POP_{2010}和POP_{2000}为主要镇区2000和2010年的人口数量(浦东新区统计局,2010)。*PCI*反映了主要镇区的人口增加量,而这与一个地区工业相关的城市化发生速度密切相关。与通常采用的一个城镇的人口总数的研究相比(Randa *et al.*, 2006; Toit *et al.*, 2011),突出了城市化发生历史过程的差异。PCI值越高,人口导入的量越多,与工业用地等建成区扩张过程相关的城市化发生过程越快。

在ArcGIS 9.3中采用Allocation分析方法,以主要的镇区为中心点,生成PCI的空间分布图。然后,对每个滑动窗口,将其中心点所处的区域的PCI值赋予该滑动窗口。进而把滑动窗口内PCI与上述显著影响重金属空间分布的变量,以及每个滑动窗口内的PLAND(建筑用地面积比例)、LSI(景观形状指数)、PD(斑块密度)以及LPI(最大斑块指数)等景观格局指数进行相关分析,确定影响林地土壤重金属元素空间分布的变量。

最后,根据筛选出的景观变量,通过空间图层运算,确定出主要的重金属环境风险管理的优先空间

区域,并对这些区域的林业发展策略要求进行探讨。

2 结果与分析

2.1 城乡梯度上林地和建设用地的重金属浓度值

沿城乡梯度上,林地斑块的重金属浓度均值高于建设用地斑块的重金属浓度均值(表 1),无论是建设用地还是林地斑块,Cd、Cu 及 Pb 的重金属浓度值均明显高于其土壤背景值(戴峰等,2009)。比较林地土壤与建设用地斑块土壤中的重金属元素浓度变幅,林地土壤的变幅高于建设用地,说明林地土壤重金属元素的浓度变化程度较建设用地高(表 1)。

将滑动窗口内的重金属元素浓度按照自北向南的滑动窗口顺序排列(图 2),Cd 和 Cu 的浓度均值,林地(FMEAN)和建设用地(BMEAN)中的浓度呈现出相似的变化规律,均自市中心减少,而 Pb 的浓度均值(林地,FPbMEAN;建设用地,BPbMEAN)在 30 km的位置出现峰值。比较建设用地和林地景观的重金属浓度均值,林地土壤的重金属浓度值稍高于建设用地(图 2)。

将林地土壤的重金属浓度均值进行层次聚类分析,结果表明(图 2,图 3),距离市中心 27~36 km 的滑动窗口位置,即第 9~12 个窗口的位置,Cd 浓度均值显著减少;距离市中心 27 km 的滑动窗口位置,即第 9 个滑动窗口的位置,Cu 浓度的均值显著减少;而在距离市中心 30 km 的滑动窗口位置,即第 10 个滑动窗口位置的 Pb 浓度均值显著高于其他区域(图 2,图 3)。

2.2 城乡梯度上林地土壤重金属浓度的影响因素

2.2.1 城乡梯度上林地土壤重金属与景观变量的线性回归分析 回归分析的结果表明,影响 Cd 的主要因素是 IP 和 AP,IP 的影响是正的,而 AP 是负值,说明 Cd 的输入与工业活动的关系较多(表 2)。影响 Pb 的因素只有道路密度,说明 Pb 的引入主要与道路沿线的交通活动相关。影响 Cu 的主要因素是交通活动和工业活动(表 2)。

2.2.2 PCI 与相关景观变量的相关分析 PCI 值的空间分布如图 4、图 5 所示。PCI 值沿城乡梯度呈现出现增加后减小的趋势,最高的PCI值处于城乡

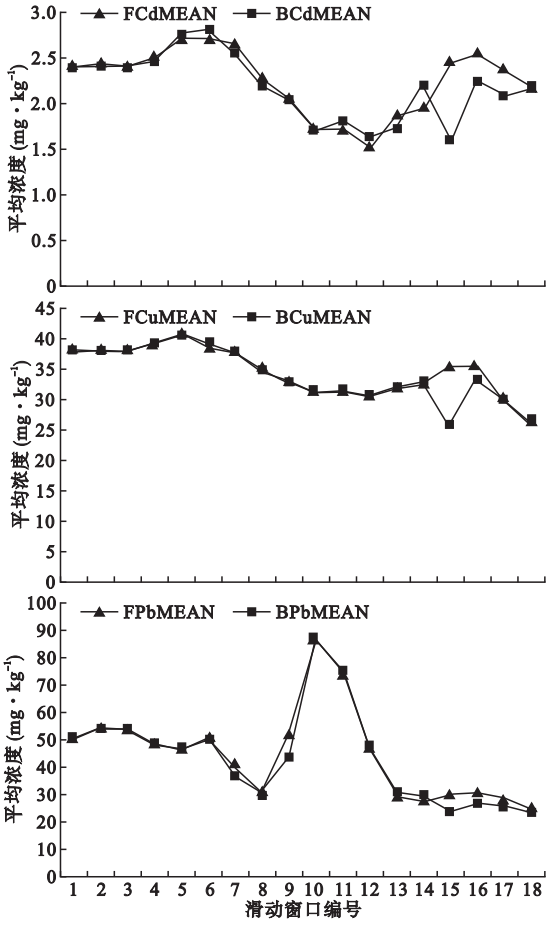


图 2 城乡梯度上 3 km 滑动窗口内的重金属浓度均值空间分布

Fig.2 Spatial patterns of urbanization described by mean heavy metal contents computed by 3 km moving windows using zonal statistics on the urbanization gradient

表 1 城乡梯度上建设用地和林地重金属浓度均值的比较(mg·kg⁻¹)

Table 1 Comparison of heavy metal contents between the built-up and forest landscapes within the moving windows along the urban-rural gradient

	Cd	Cu	Pb
变幅 RB	0.42	2.20	16.11
变幅 RF	0.52	2.60	17.35
均值 MB	2.08	32.70	42.85
均值 MF	2.25	34.80	44.68
背景值(戴峰等,2009)	0.17	27.12	22.51

RB,滑动窗口中建设用地重金属浓度的变幅;RF,滑动窗口中林地重金属浓度的变幅;MB,滑动窗口中建设用地重金属浓度的均值;MF,滑动窗口中林地重金属浓度的均值;土壤背景值参考戴峰等(2009)。

表 2 城乡梯度上林地土壤重金属与景观变量的线性回归分析

Table 2 Linear regression between mean heavy metals value of the forests and the socioeconomic variables within the moving windows along the urban-rural gradient

重金属	变量	R^2	P 值	公式
Cd	IP	0.29	0.020	$Y=18.99+0.075x$
	AP	0.26	0.031	$Y=26.15-0.001x$
Pb	RD	0.27	0.028	$Y=32.16+0.016x$
Cu	RD	0.25	0.035	$Y=31.94+0.004x$
	IP	0.67	0.000	$Y=29.13+0.123x$
	AP	0.24	0.038	$Y=38.64-0.001x$

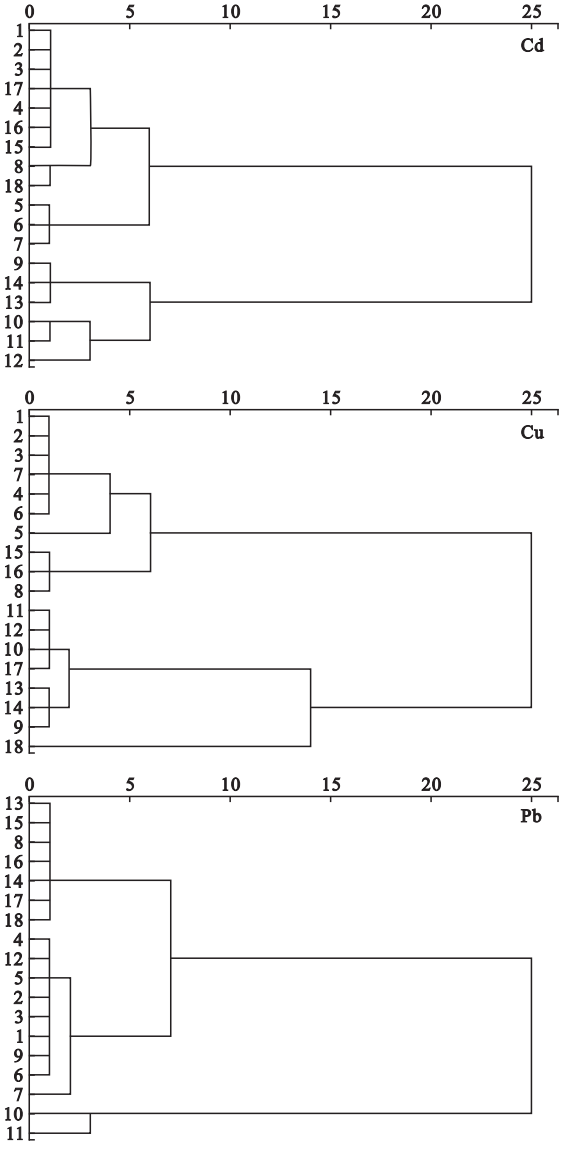


图 3 城乡梯度上林地土壤重金属含量均值的层次聚类分析

Fig.3 Cluster analysis of the heavy metal mean value of the forest landscapes within the moving windows along the urban-rural gradient

梯度接近中部的位置。说明中部区域的人口导入自 2000 年以来较高,也说明了其工业化发展速度较快。

将通过 Allocation 分析赋值的 PCI 值,与滑动窗口内的景观格局指数、道路密度以及其他经济变量进行 Pearson 相关分析(表 3),结果表明:PCI 与 IP($P<0.01$)、LSI($P<0.05$)显著正相关,与 LPI 显著负相关($P<0.05$)。LSI 值越大,说明景观形状越复杂,也说明景观的快速扩张性,而 LPI 值越大,说明景观中主导景观的优势明显。相关分析表明,PCI 值很好地反映了城乡梯度上工业开发的历史,以及城市化的扩张速度(图 5)。

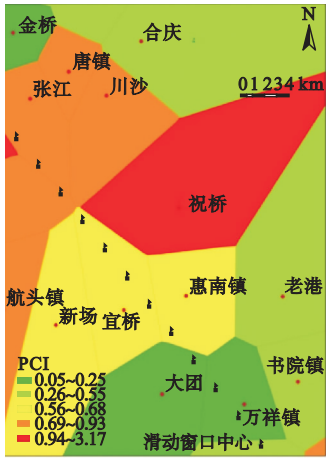


图 4 PCI 的空间分异及滑动窗口中心 PCI 的赋值方式

Fig.4 Distribution of the PCI value and the assigning method of the PCI value to each centroid of the moving windows

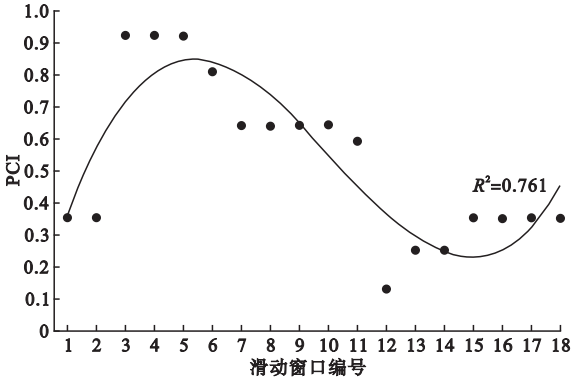


图 5 PCI 值沿城乡梯度滑动窗口的分布

Fig.5 The PCI variation along the urban-rural gradient

RD 与 IP、PLAND 显著正相关($P<0.01$),说明道路密度与工业产值、建设用地面积比例有较高的内在关联性。PD 与 AP、LSI 显著正相关,说明景观破碎化程度较高的地区,景观的形状较为复杂,与城市化的快速扩张有关联,而 PD 与 AP 的相关性说明,浦东地区的快速城市化扩张地区发生在农田为背景的区域。PD 与 LPI 的负相关关系表明,城市化过程中,斑块的破碎化程度与景观中主导景观的主导性是一个相反的过程(表 3)。

综合以上分析,可以看出,浦东地区沿城乡梯度上的林地重金属浓度主要与城乡梯度上的工业化发生过程密切,表现为与工业产值、道路密度、景观形状指数等指标的正相关关系。

2.3 浦东地区重金属环境风险控制的优先区域

道路密度、建设用地比例以及PCI值3个指标

表 3 人口变化指数与滑动窗口景观变量的相关分析

Table 3 Correlation between PCI and landscape variables computed by moving window method

	RD	IP	AP	PLAND	PD	PCI	LSI
IP	0.652**						
AP	−0.741**	−0.521*					
PLAND	0.665**	0.342	−0.741**				
PD	0.07	0.095	0.413*	−0.19			
PCI	0.395	0.738**	−0.238	0.041	0.262		
LSI	0.24	0.28	0.189	−0.053	0.920**	0.470*	
LPI	−0.263	−0.207	−0.07	−0.096	−0.677**	−0.483*	−0.851**

*,$P<0.05$;**,$P<0.01$。

可以有效地影响 3 个元素的空间分布。通过每个土壤采样点周围的缓冲区分析,计算 RD 及 PLAND,然后采用反距离加权法插值生成 RD、PLAND 的空间分布图,PCI 值通过 Allocation 分析确定。最后,采用所有点的道路密度、建设用地比例以及 PCI 值的中值作为阈值,通过图层运算,得到重金属环境风险控制的优先区域(图 6),缓冲区是核心区向外 3 km的缓冲范围。

可以看出,优先区域主要有两个,一个是周康地区,一个是祝桥地区。这两个区域一个是自 1992 年以来的上海市市级工业区,一个新兴的空港工业区。本研究分析表明,这些区域的重金属富集浓度较高,这与城市化、工业化的快速发展有较多的关联。

林地作为重要的"汇",除了传统的功能如空气净化、环境美化等之外,应该考虑林地在重金属环境风险管控中的重要作用。在核心区域及缓冲区域,林分的构成及以娱乐休闲为目的的开放空间林地景观设计均应该考虑重金属环境风险的控制,尤其对于容易通过口部吸入重金属的儿童。



图 6 应对重金属潜在环境风险的优先林地核心区域及缓冲区域

Fig.6 The priority areas of urban forest selecting in response to heavy metals potential environmental hazards

3 讨 论

3.1 城乡梯度上重金属浓度差异

采用均值对比统计检验(paired-samples *T* test),林地和建设土壤的重金属浓度无显著性差异($P<0.05$)。但是林地土壤的重金属浓度和变幅明显高于建设用地。林地土壤和建设用地土壤的重金属浓度呈现出类似的城乡梯度变化趋势,Cu 和 Cd 自市中心浓度逐渐降低,在大约 27 km 处显著降低。而 Pb 在 30 km 处,出现显著的高值区域。

Pouyat 等(1991)研究了纽约市城乡梯度上林地土壤的重金属空间分布,结果发现,Cu、Ni、Pb 均显著响应于城乡梯度的变化。在城市中心,Pb 的浓度是农村区域的 4 倍,而 Cu 和 Ni 城市区域是农村区域的 2 倍。Pb 的研究与本研究结果不同,在浦东地区,Pb 的浓度极值出现受道路密度的影响,而道路密度与工业的发展显著相关。Pouyat 等(2008)对比研究了纽约、巴尔的摩和布达佩斯 3 个城市的林地土壤重金属浓度对城乡梯度响应的差异。结果表明,林地土壤 Pb 和 Cu 在纽约市距市中心 75 km 的位置,浓度值降为背景值,而在布达佩斯和巴尔的摩在距离市中心更近的位置这些元素的浓度降为背景值。Pouyat 等(2008)认为,75% 的城市土地利用是一个阈值,超过这个阈值的区域林地土壤 Pb 和 Cu 的浓度是低于这个阈值区域浓度的 2 倍以上。影响林地土壤重金属浓度的主要因素有土壤母质、城市发展格局以及重要污染源的分布(Pouyat *et al.*,2008)。本研究表明,Pb 的浓度分布不仅响应于城乡的梯度格局,也与城市化特殊的格局即工业区的分布相关。

Li 等(2011)研究了上海市城乡梯度上 14 个公园的表层土壤 Pb 的空间分布,结果表明,公园表层土壤的 Pb 污染浓度超过区域土壤 Pb 背景值的 2.5 倍,达到 65 $mg \cdot kg^{-1}$。盐酸系列提取法及同位素的

分析研究表明,上海市的Pb污染来源主要是燃煤(47%)及历史上含铅汽油的使用(12%)。自然和人为来源的Pb均呈现出一个城乡梯度的渐变趋势(Li *et al.*,2011)。与本研究相比,Li等(2011)的研究范围主要在上海市的中环到内环的区域,研究的幅度范围的差异可能导致本研究结果与其不同。Pb主要响应于道路的密度,这与其他很多的研究有类似的地方(Weiss *et al.*, 2006; Shi *et al.*, 2012; Schwarz *et al.*,2013)。

李一蒙等(2015)采用污染负荷指数和潜在生态风险指数评价了开封市的土壤重金属污染和潜在生态风险程度,结果结果表明,重金属污染的高值区域在东南部的老工业区和陇海铁路开封站附近,其次是老城区。主要的污染因子是Cd(李一蒙等,2015),而这与交通运输、燃煤等人类活动都有关。戴彬等(2015)研究了山东省典型工业城市土壤重金属的污染来源、空间分布及生态风险,表明工业、交通及农药化肥是Cd、Pb和Zn的主要污染源,而As和Hg来源于煤炭燃烧和钢铁冶炼,Cu受自然与人为因素的共同影响。与这些研究相比,我们采用城市化的梯度分析方法,以源汇理论为基础,分析了城乡梯度上林地及建设用地的重金属分布空间分异及其影响因素,研究利于定量分析城市化的扩张过程对环境的影响。

3.2 城市化格局与城市化过程对重金属浓度富集的重要性

PCI指数实际上是基于对城市化过程的认知,即城市化的发生过程具有时间异质性。本研究证明,重金属对城市化格局的响应,不仅与城市静态的空间格局有关,也与城市化推进的历史过程相关。PCI与LSI的显著性相关分析表明,静态的景观格局可以是某一时间段内的城市化过程的累积性的表征。PCI高,说明一段时间内人口导入较高,与持续的工业化驱动的建设用地扩张过程相关,即破碎度(PD值高)较高,景观形状复杂。

采用自市中心的直线距离作为城乡梯度的表征方式已有较多的研究(Pouyat *et al.*, 1991; Luck *et al.*,2002; Yeh *et al.*,2009),但这样的直线距离不足以反映城市化的空间异质性,如道路网络,人口密度的差异(Hahs *et al.*,2006)。本研究提出的PCI指数,也不能被自市中心的直线距离反映出来。土壤Pb的浓度分析结果表明,重金属对城乡梯度的响应不能简单归结为一个线性的响应关系,即自市中心的浓度逐渐衰减。

本研究说明,景观格局指数可以用来解释具体的环境效应,即林地土壤重金属浓度的空间分布。但是,与道路密度、建设用地比例等城市化表征的物理变量相比(Hahs *et al.*,2006),景观格局指数的计算方式、内在的生态过程都不如城市化的物理变量易于解释,因而将两者结合起来较为合适。

3.3 林地管理的空间分异性策略

提出城市化区域的重金属环境风险管理优先区域在目前依然有重要的现实意义(Fang *et al.*, 2012)。2011年9月,在入园、入学前的例行体检中,康桥地区发现有49名儿童血铅超标,主要以1~3岁的儿童为主(新浪网,2012)。这一公共卫生的事件在当地乃至整个上海引发的轰动效应至今依然存在。如何避免城市地区此类公共卫生事件的发生,成为政府、学界以及其他社会各界都普遍关心的问题。本研究表明,周康地区出现这样的公共卫生事件,有其内在的原因。人口导入多、工业快速发展是主要的原因。根据本研究,祝桥地区同样也该注意此类问题。

李小平等(2015)研究表明,我国城市土壤Pb平均含量为50.82 $mg \cdot kg^{-1}$,城市儿童血铅的平均含量为66.39 $\mu g \cdot L^{-1}$,城市土壤铅与儿童血铅污染空间分异较大,局部地区污染严重,呈现东部相对较高、中部地区较小;南方城市较大,北方城市较小;特大城市与老工业基地城市较大,中小城市较小的空间分布格局。城市土壤铅与儿童血铅空间分布特征与格局具有一定的相似性,城市土壤铅与儿童血铅相关性研究表明,城市土壤铅仍然是我国城市儿童血铅污染一个不可忽视的重要暴露源与暴露途径。本研究提出了一个城市区域重金属污染高风险区域的筛选方法,有助于合理管控城市区域的重金属生态风险。

基于源汇理论,林地是重金属潜在的"汇"。本研究表明,虽然林地土壤重金属的变幅较大,在某些区域,依然表现为明显的"汇"的功能。因而,上述优先区域的林地建设对重金属的潜在风险调控具有重要的现实意义。在核心区域,林地树种的选择、经营方式,包括市民的休闲活动,都应考虑对重金属环境风险调控的积极作用。而在缓冲区域,特殊的隔离带的设置也许具有内在的合理性。

需要指出的是,目前的分析无法将重金属具体的来源及其迁移过程进行精确的厘定。传统的剖面

研究方法结合同位素分析的方法,可能是未来重金属“源”“汇”过程厘定的重要手段和研究方向。

4 结 论

基于源汇格局理论的城乡梯度林地和建设用地土壤的重金属富集浓度没有统计意义的显著性差别($P<0.05$),但是林地斑块与建设用地斑块的重金属浓度分布具有不同的特征,林地的重金属浓度变幅较大,均值也高于建设用地斑块的重金属浓度。这表明,林地土壤在局部起到了重金属“汇”的作用,这对于重金属潜在生态的控制具有重要意义。

影响城乡梯度林地土壤重金属浓度的主要因素与城市化的格局及反映城市化过程的因素相关。工业活动、道路密度、建设用地面积的比例以及反映城市化发生过程的人口导入速度均显著影响重金属浓度沿城乡梯度的变异。本研究表明,静态的景观格局指数,包括斑块密度与景观形状指数,与反映人口动态导入的 PCI 指数显著相关,说明城市化的过程与城市化的景观格局一样,均能影响城市化发生后的环境效应。

通过筛选影响重金属空间分布的主要因素,采用图层运算的方法可以探测出重金属环境风险控制的优先区域。根据源汇理论,优先区域的林地经营应该考虑环境风险的控制。采用林地分类经营、多目标经营的理念,对重金属污染比较重的城市区域进行土壤修复具有重要的现实意义。

参考文献

陈利顶, 傅伯杰, 徐建英, 等. 2003. 基于“源-汇”生态过程的景观格局识别方法——景观空间负荷对比指数. 生态学报, **23**(11): 2406-2413.

陈明星, 陆大道, 刘 慧. 2010. 中国城市化与经济发展水平关系的省际格局. 地理学报, **65**(12): 1443-1453.

戴 彬, 吕建树, 战金成, 等. 2015. 山东省典型工业城市土壤重金属来源、空间分布及潜在生态风险评价. 环境科学, **36**(2): 507-515.

戴 峰, 李晓斐. 2009. 上海地区 13 种金属土壤背景值初探. 上海环境科学, **28**(6): 271-274.

方创琳, 王德利. 2011. 中国城市化发展质量的综合测度与提升路径. 地理研究, **30**(11): 1931-1946.

方淑波, 贾晓波, 安树青, 等. 2012. 盐城海岸带土壤重金属潜在生态风险控制优先格局. 地理学报, **67**(1): 27-35.

傅伯杰, 赵文武, 陈利顶. 2006. 地理-生态过程研究的进展与展望. 地理学报, **61**(11): 1123-1131.

李崇巍, 胡 婕, 王 飒, 等. 2012. 流域“源-汇”景观格局变化及其对磷污染负荷的影响——以天津于桥水库流域为例. 生态学报, **32**(8): 2430-2438.

李俊祥, 王玉洁, 沈晓宏, 等. 2004. 上海市城乡梯度景观格局分析. 生态学报, **24**(9): 1973-1981.

李小平, 刘 洁, 夏舒楠, 等. 2015. 我国城市土壤铅与儿童血铅空间分布格局. 土壤通报, **46**(1): 226-232.

李一蒙, 马建华, 刘德新, 等. 2015. 开封城市土壤重金属污染及潜在生态风. 环境科学, **36**(3): 1037-1044.

孟 丹, 李小娟, 宫辉力, 等. 2010. 北京地区热力景观格局及典型城市景观的热环境效应. 生态学报, **30**(13): 3491-3500.

浦东新区统计局. 2010. 浦东新区统计年鉴. 北京: 中国统计出版社.

冉有华, 李 新. 2009. 基于块克里金的土壤水分点观测向像元尺度的尺度上推研究. 冰川冻土, **31**(2): 275-283.

苏常红, 傅伯杰. 2012. 景观格局与生态过程的关系及其对生态系统服务的影响. 自然杂志, **34**(5): 277-283.

孙然好, 陈利顶, 王 伟, 等. 2012. 基于“源”“汇”景观格局指数的海河流域总氮流失评价. 环境科学, **33**(6): 1784-1788.

王少剑, 方创琳, 王 洋. 2015. 京津冀地区城市化与生态环境交互耦合关系定量测度. 生态学报, **35**(7): 1-14.

王玉洁, 李俊祥, 吴建平, 等. 2006. 上海浦东新区城市化过程景观格局变化分析. 应用生态学报, **17**(1): 36-40.

新浪网. 2012. 康桥儿童血铅超标系因环境中铅含量升高引发[EB/OL]. http://sh.sina.com.cn/news/s/2012-02-26/0900209362.html.

徐延达, 傅伯杰, 吕一河. 2010. 基于模型的景观格局与生态过程研究. 生态学报, **30**(1): 212-220.

Bergerot B, Fontaine B, Julliard R, *et al*. 2011. Landscape variables impact the structure and composition of butterfly assemblages along an urbanization gradient. *Landscape Ecology*, **26**: 83-94.

Doichinova V, Zhiyanski M, Hursthouse A. 2006. Impact of urbanization on soil characteristics. *Environmental Chemistry Letters*, **3**: 160-163.

Fang SB, Jia XB, Yang XY, *et al*. 2012. A method of identifying priority spatial patterns for the management of potential ecological risks posed by heavy metals. *Journal of Hazar-dous Materials*, **237-238**: 290-298.

Fang SB, Xu C, Jia XB, *et al*. 2010. Using heavy metals to detect the human disturbances spatial scale on Chinese Yellow Sea coasts with an integrated analysis. *Journal of Hazardous Materials*, **184**: 375-385.

Hahs AK, McDonnell MJ. 2006. Selecting independent measures to quantify Melbourne's urban-rural gradient. *Landscape and Urban Planning*, **78**: 435-448.

Irwin EG, Bockstael NE. 2007. The evolution of urban sprawl: Evidence of spatial heterogeneity and increasing land fragmentation. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, **104**: 20672-20677.

Li H, Wu J. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, **19**: 389-399.

Li HB, Yu S, Li GL, *et al*. 2011. Contamination and source dif-

ferentiation of Pb in park soils along an urban-rural gradient in Shanghai. *Environmental Pollution*, **159**: 3536-3544.

Li JX, Li C, Zhu FG, *et al*. 2013. Spatiotemporal pattern of urbanization in Shanghai, China between 1989 and 2005. *Landscape Ecology*, **28**: 1545-1565.

Limburg KE, Schmidt RE. 1990. Patterns of fish spawning in Hudson River tributaries: Response to an urban gradient? *Ecology*, **71**: 1238-1245.

Luck M, Wu JG. 2002. A gradient analysis of urban landscape pattern: A case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA. *Landscape Ecology*, **7**: 327-339.

McDonnell MJ, Pickett STA. 1990. Ecosystems structure and function along urban-rural gradients: An unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, **71**: 1232-1237.

McGarigal K, Marks BJ. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, p. 120.

Morgan RP, Cushman SF. 2005. Urbanization effects on stream fish assemblages in Maryland, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, **24**: 643-655.

Pillsbury FC, Miller JR. 2008. Habitat and landscape characteristics underlying Anuran community structure along an urban-rural gradient. *Ecological Applications*, **18**: 1107-1118.

Pouyat RV, McDonnell MJ. 1991. Heavy metal accumulations in forest soils along an urban-rural gradient in southeastern New York, USA. *Water, Air and Soil Pollution*, **57-58**: 797-807.

Pouyat RV, Yesilonis ID, Szlavecz K, *et al*. 2008. Response of forest soil properties to urbanization gradients in three metropolitan areas. *Landscape Ecology*, **23**: 1187-1203.

Randa LA, Yunger JA. 2006. Carnivore occurrence along an urban-rural gradient: A landscape-level analysis. *Journal of Mammalogy*, **87**: 1154-1164.

Ren W, Zhong Y, Meligrana J, *et al*. 2003. Urbanization, land use, and water quality in Shanghai 1947-1996. *Environment International*, **29**: 649-659.

Schwarz K, Weathers KC, Pickett STA, *et al*. 2013. A comparison of three empirically based, spatially explicit predictive models of residential soil Pb concentrations in Baltimore, Maryland, USA: Understanding the variability within cities. *Environmental Geochemistry and Health*, **35**: 495-510.

Shi G, Chen Z, Teng J, *et al*. 2012. Fluxes, variability and sources of cadmium, lead, arsenic and mercury in dry atmospheric depositions in urban, suburban and rural areas. *Environmental Research*, **113**: 28-32.

Solecki W, Seto KC, Marcotullio PJ. 2013. It's time for an urbanization science. *Environment*, **55**: 12-17.

Toit MJD, Cilliers SS. 2011. Aspects influencing the selection of representative urbanization measures to quantify urban-rural gradients. *Landscape Ecology*, **26**: 169-181.

Wear DN, Turner MG, Naiman RJ. 1998. Land cover along an urban-rural gradient: Implications for water quality. *Ecological Applications*, **8**: 619-630.

Weiss AL, Caravanos J, Blaise MJ, *et al*. 2006. Distribution of lead in urban roadway grit and its association with elevated steel structures. *Chemosphere*, **65**: 1762-1771.

Williams HFL. 2003. Urbanization pressure increases potential for soils-related hazards, Denton County, Texas. *Environmental Geology*, **44**: 933-938.

Wu JG, Jenerette GD, Buyantuyev A, *et al*. 2011. Quantifying spatiotemporal patterns of urbanization: The case of the two fastest growing metropolitan regions in the United States. *Ecological Complexity*, **8**: 1-8.

Yeh CT, Huang SL. 2009. Investigating spatiotemporal patterns of landscape diversity in response to urbanization. *Landscape and Urban Planning*, **93**: 151-162.

Zheng Y, Chen T, Cai J, *et al*. 2009. Regional concentration and region-based urban transition: China's mega-urban region formation in the 1990's. *Urban Geography*, **30**: 312-333.

作者简介 方淑波,1976年生,副教授,主要从事湿地生态学和城市生态学研究。E-mail: bsfang@shou.edu.cn

责任编辑 魏中青