

土壤中重金属累积特征及生态风险评价^① ——以乌拉特后旗有色金属冶炼企业集中区为例

岳荣¹, 史锐^{1*}, 张红²

(1 巴彦淖尔市环境科学研究所, 内蒙古临河 015000; 2 山西大学环境与资源学院, 太原 030006)

摘要: 在内蒙古乌拉特后旗有色金属冶炼企业集中区域内土壤中测定了 7 种重金属元素的含量, 利用地统计学方法、地累积指数法及 Hankanson 指数法研究了土壤中重金属元素的空间变异特征及成因, 综合评价了重金属环境风险。结果表明: 研究区内重金属元素含量已经很大程度上受到了工业、农业生产活动的影响, 结构性因素的影响已经不显著; 重金属元素的地累积指数均值排列顺序为 Cd>Zn>Pb>Cu>As>Hg>Cr, 100% 的土壤样本表现出极强的 Cd 污染程度, 7 种重金属的潜在生态风险由强至弱依次为: Cd>Cu>Pb>As>Zn>Hg>Cr, 研究区土壤总体处于轻微风险程度; 研究区重金属含量的累积成因各有不同, 总体来说由区域的有色金属冶炼、城镇交通运输、燃煤和耕地区域内的污水灌溉及农业施肥等导致。

关键词: 土壤重金属; 空间变异; 生态风险评价; 成因

中图分类号: X 82

土壤质量变化是土壤学家和环境学家十分关注的问题, 随着城市化、工业化和农业集约化的快速发展, 我国土壤环境和由此导致的粮食产量、食品安全问题越来越突出, 这不仅制约了我国经济的快速发展, 还严重影响着人类健康, 因此, 高强度经济开发所伴随的土壤环境质量变化问题成为急需研究的课题。重金属是典型的土壤污染物, 具有隐蔽性、难降解、移动性差和易被富集等特点^[1-4], 不但可影响土壤微生物区系和微生物过程, 从而影响生态系统的结构与功能, 还可以在土壤溶液的作用下发生吸附、絮凝, 并易在环境条件发生变化时悬浮和溶出形成二次污染, 造成在土壤中浓度水平偏高, 最终通过食物链在人类体内富集。目前国内外对土壤中重金属的研究主要为土壤重金属累积特征及其环境行为等^[5-8], 但多数研究是基于单个样点的点过程研究, 直接从宏观角度利用空间采样和空间模型研究较大尺度重金属污染的面过程很少。而且, 现行的土壤重金属综合污染评价方法主要为内梅罗污染指数评价法和综合污染指数评价法, 它们用比较明确的界线对土壤重金属污染程度加以区分和量化, 而实际上土壤重金属的污染状况是渐变的, 因此, 在研究区域内网格化布点可

以直观地描述土壤重金属污染状况的渐变性, 使评价结果更加准确可靠。本研究采用网格化布点来分析描述土壤重金属含量的空间特征, 评价其污染程度及生态风险, 这对预测重金属污染风险, 探明重金属污染场地的污染来源及制定防治措施具有十分重要的意义^[9-10]。

内蒙古乌拉特后旗是内蒙古自治区两个较大的有色金属采选冶炼基地之一, 有着悠久的有色金属开采冶炼历史。研究区域内交通发达, 人口密集, 农田较为集中, 城镇集中区及大量的有色金属开采和冶炼企业分布于阴山南侧, 长期的开采和冶炼产生大量的废水、废气和废渣, 对乌拉特后旗内阴山一线区域土壤质量造成了巨大的影响。目前, 文献报道主要针对有色金属较为集中的平原区域, 针对沿山区域罕有报道。

1 研究区概况及布点采样

研究区位于内蒙古自治区乌拉特后旗阴山南侧青山工业园区及周边(图 1), 涵盖了城镇建成区、农业耕作区、工业园区(主要为有色金属冶炼区)等多种景观格局。区域内有色金属冶炼企业均有 10

基金项目: 巴彦淖尔市重金属专项研究项目资助。

* 通讯作者(84650100@qq.com)

作者简介: 岳荣(1968—), 男, 内蒙古巴彦淖尔市人, 高级工程师, 主要从事环境评估与生态恢复研究。E-mail: yr2652@163.com

年以上的采冶历史,是典型的重金属污染场地。根据当地的土地利用类型,按照多样化土壤性质类别与多样化立地植被原则选取样点,在研究区域按照网格布点原则共布设 61 个采样点,样点的分布见图 2。2014 年 10 月在研究区域内,采用 GPS 定

位采集地表 0~20 cm 土层的土壤样品,每个样品均由邻近相同类型的 5 个点的土壤样品均匀混合而成,土壤经登记编号后,用聚氯乙烯塑料袋封装,风干后剔除植物残体和石块,磨碎、过 200 目筛,混匀、保存备用。

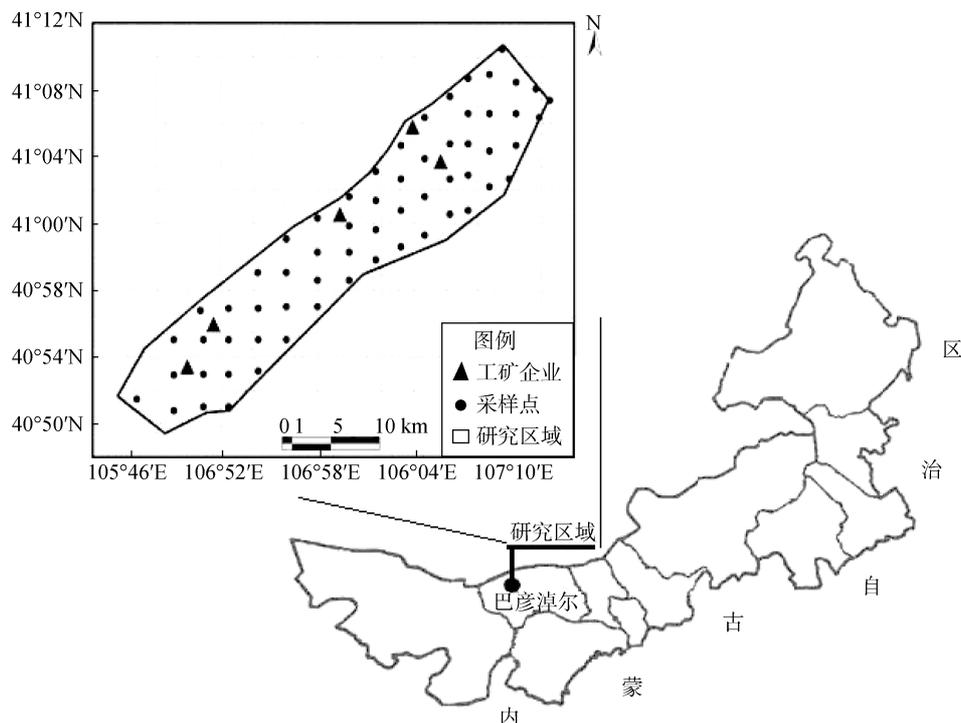


图 1 研究区地理位置及采样、工矿企业布点图

Fig. 1 The sampling sites, mining enterprises and location of research area

2 研究方法

2.1 测试方法

土壤重金属元素 As 与 Hg 采用北京海光仪器厂 AFS-3100 原子荧光仪测定, Cu、Cd 与 Zn 采用德国耶拿公司 NovAA400P 原子吸收分光光度计测定, Cr 及 Pb 采用石墨炉原子吸收分光光度法测定。首先,将粒径 $\leq 74 \mu\text{m}$ 的样品在 105°C 条件下烘干 2 h,然后称取 4.0 g 样品装入模具中,采用低压聚

乙烯粉镶边垫底,在 30 t 的压力下制成直径 32 mm、镶边外径 40 mm 的样片,放入干燥器中待测。采用 GBW07423-GBW07430 (土壤)国家一级标准物质作为标准样品。方法检出限采用校准曲线法计算,首先测量多个低含量试样并校准曲线,计算出含量为零时的射线荧光强度,并计算各组分的检出限及分析结果,结果见表 1,由表 1 可知,本研究的重金属分析方法的检出限和准确度能满足土壤样品的分析要求。

表 1 土壤重金属元素含量分析方法标样比对分析结果

Table 1 Detection limits and precision of the test methods of heavy metals in the soil of research area

质控方法	分析项目	分析结果(mg/kg)	容许范围(mg/kg)	检出限(mg/kg)
标准样品	As	8.37	8.4 ± 1.3	0.01
	Hg	0.0315	0.032 ± 0.003	0.002
	Cu	12.1	12.6 ± 0.6	1
	Cr	0.060	0.058 ± 0.011	0.011
		17.6	17.4 ± 1.1	0.1
		27.6	29 ± 2	0.5
		20.5	25 ± 5	5

2.2 空间变异特性研究方法

半变异函数是分析变量空间结构的主要工具,用以反映变量的空间自相关性^[11]。根据公式(1)计算出半变异函数 $\gamma(h)$ 的散点图,并用不同类型的模型进行拟合,计算其参数及拟合度最好的模型类型,计算方法如下:

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

式中: $Z(X_i)$ 为 i 点位的重金属含量观测值, $N(h)$ 为距离 h 分割观测点的对数, h 为步长。

2.3 综合评价方法

采用地累积指数法^[12](式 2)和 Hankanson 潜在生态风险指数法^[13](式 3),评价研究区重金属污染风险。计算公式分别为:

$$I_{geo} = \log_2 [C_n / (1.5B_n)] \quad (2)$$

$$E_n = T_n \times \frac{C_n}{R_n}; RI = \sum E_n \quad (3)$$

式中: C_n 为样品中 n 元素含量的实测值; B_n 为 n 元素的地球化学背景值, R_n 为 n 元素的参比值, E_n 为 n 元素的潜在生态风险, RI 为总体潜在生态风险。为保证两种评价法能够获得准确的土壤中重金属潜在生态风险,本文取内蒙古自治区 A 层土壤中重金属含量为背景值^[14],标准化的重金属毒性响应系数 T_n 参照刘勇等^[6]的研究取值。

2.4 遥感影像解译及数据处理

选用内蒙古自治区乌拉特后旗 2014 年 10 月

Landsat8 TM 影像(<http://www.gscloud.cn/>),运用遥感图像处理软件 ERDAS IMAGINE 8.6 进行监督分类,参考中国常用土地分类标准和实际情况,将研究区土地分为农田、城镇及工矿用地、沙地、林地、水域和未利用地 6 类,参考内蒙古乌拉特后旗 2014 年度 1:100 000 土地利用现状图,对文件中的判读错误区域进行纠正,得到研究区 2014 年土地利用图,用来分析判别土壤重金属来源。常规数理统计分析采用 SPSS20.0 软件完成,地统计分析、地累积指数及潜在生态风险分布制图采用 GS+Version7 软件。

3 结果与分析

3.1 重金属的描述性统计结果

研究区土壤重金属含量的描述性统计结果见表 2,从表 2 中可以看出,Zn、Pb、Cr、Cu、As、Hg 及 Cd 含量的平均值分别为 226.80、39.18、0.08、33.04、2.58、0.03、89.44 mg/kg,与我国土壤环境质量一级标准(自然背景值)相比,Zn 和 Pb 已明显构成污染,均值分别超过标准值的 2.27 与 1.12 倍,并且于排放源附近样点检出的最大值超标 7.1 倍与 6.59 倍,与内蒙古土壤环境背景值相比,高出近 4 倍与 2.3 倍。此外,Cd 与 Cu 含量的平均值已经接近标准值,Cd、Hg、Cu 均发现超标样点,存在污染风险,As 与 Hg 含量较低,检测平均值相当于国家级标准的 0.17 倍和 0.20 倍,相比内蒙古城市土壤环境背景也较低。

表 2 重金属含量的描述性统计结果
Table 2 Descriptive statistics of the heavy metal contents in soils of research area

元素	全距	极小值 (mg/kg)	极大值 (mg/kg)	均值 (mg/kg)	中值 (mg/kg)	标准差	方差	偏度
Zn	663.5	46.5	710	226.8	243	146.78	21 543.03	1.03
Pb	213.9	16.6	230.5	39.18	31.8	30.69	941.89	4.87
Cr	0.33	0.03	0.36	0.08	0.07	0.04	0.15	4.88
Cu	83.8	11.2	95	33.04	30.5	13.74	188.66	2.31
As	6.38	1.15	7.53	2.58	2.23	1.24	1.53	1.69
Hg	0.12	LD	0.12	0.03	0.03	0.02	0.02	1.84
Cd	200.5	22.5	223	89.44	85.5	40.15	1612.15	0.86

注:LD 表示未检出。

3.2 重金属的空间分异特征

研究区土壤重金属半变异函数拟合见图 2,半变异函数的主要特征参数见表 3。由表 3 与图 2 可知,Pb、Cr、Hg 和 Cd 的半变异函数最优拟合模型为高斯模型(Gaussian),Cu 则为球状模型(Spherical),As 为指数模型(Exponential),各种重金属元素半变

异函数模型的拟合度均在 0.75 以上,模型的选取基本符合要求^[15-16]。

块金值反映的是最小抽样尺度以下变量的变异性及测量误差,通常认为由实验误差和小于实验取样尺度引起的变异,基台值是半方差值随步长增加到一个相对稳定的水平上时对应的值,是区域变量总体特

表 3 重金属含量的半变异函数及主要特征参数
Table 3 Theoretical models and relevant parameters of soil heavy metal contents

元素	最优拟合模型	基台值	块金值	块金值/基台值	变程(km)	数据转换
Zn	Exponential	0.726	0.297	0.591	97.6	Ln
Pb	Gaussian	0.193	0.049	0.746	1.20	Ln
Cr	Gaussian	0.133	0.029	0.782	1.31	Ln
Cu	Spherical	0.124	0.008	0.94	4.2	-
As	Exponential	4.178	1.084	0.741	98.5	-
Hg	Gaussian	0.005	0.0007	0.861	1.85	-
Cd	Gaussian	2.011	0.001	0.999	35.51	Ln

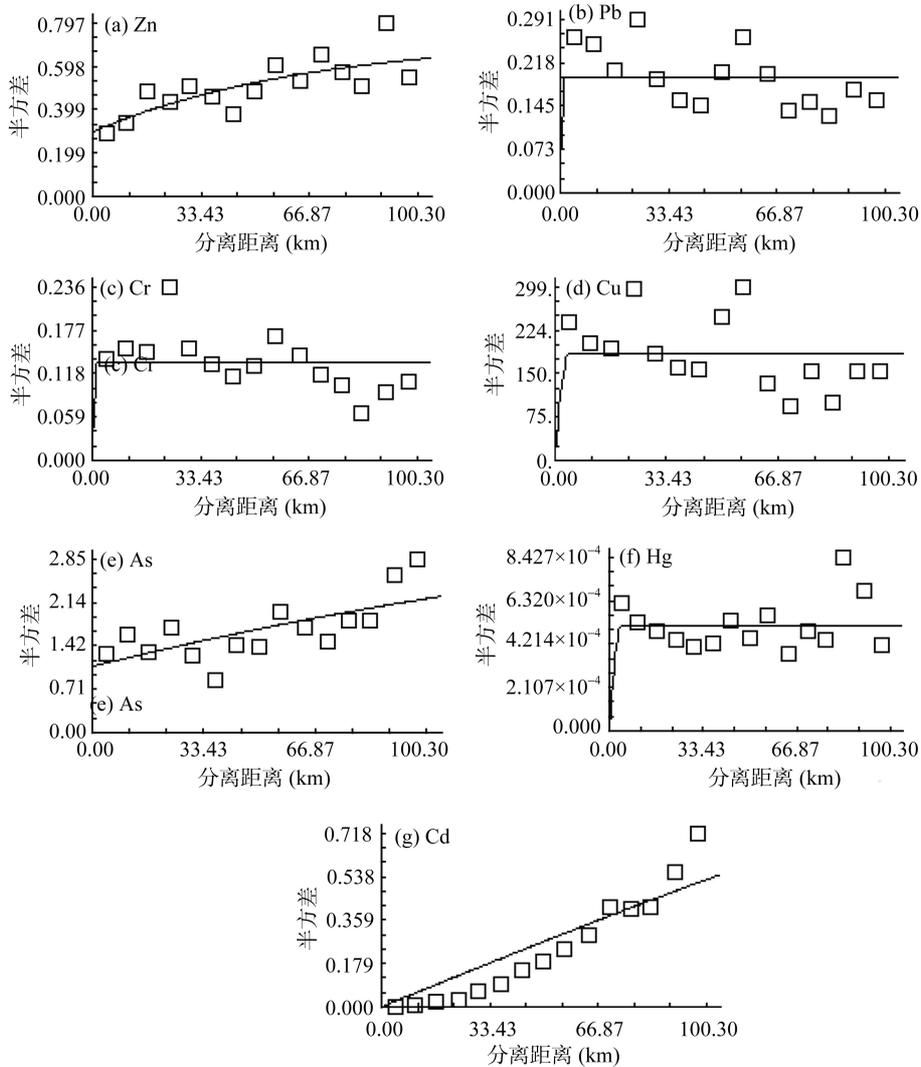


图 2 研究区土壤重金属的半变异函数图

Fig. 2 Semi-variogram of the heavy metals and spherical model fitness

征的体现，数值上等于空间结构值和块金值之和。块金值与基台值的比值为空间相关度，表明系统变量的空间相关性的程度^[17]，变程是指变异函数在有限步长上达到基台值时对应的值。由表 3 可以看出，研究区内重金属元素一致表现为基台值>块金值，说明研究区重金属空间变异的随机性较大，这种随机性主要源于低于采样间距的小尺度下重金属

含量的空间变化。Zn、Pb 与 As 的块金值与基台值比值在 0.25~0.75，表明这 3 种重金属含量具有中等的空间相关性，其中 As 与 Zn 的变程为 98.5 km 与 97.6 km，已接近变程最大理论值(100 km)，表明 As 与 Zn 元素在大尺度上呈均一化分布形式。Cd、Cr、Cu 与 Hg 的块金值/基台值>0.75，表明相关性很弱，其中，Cu 与 Cd 块金值/基台值均大于 0.9，基本

不具有空间相关性，这与研究区重金属排放源的地理位置、排放量不均匀时空分布有关。综上，基本可以推断研究区内土壤中重金属含量已经很大程度上受到了人类活动的影响，结构性因素如气候、母质、地形、土壤类型等因素的影响已经不显著。

3.3 重金属污染的综合评价

3.3.1 地累积指数评价及来源分析 由地累积指数(I_{geo})计算结果可知(表 4)，除 Cr 外，研究区土壤均受到其他重金属元素的污染，受到中度以上 Zn 污染的土壤样本占比达 67% 以上，其中 5% 污染程度达到强度；84% 的土壤样本受到 Pb 污染，其中 70% 的样本处于无-中度污染级别，2% 受到强度污染；54%、44% 的样本受到 Cu 及 As 中度以下程度污染，47% 样本受到 Hg 污染，均为中度-

强度程度以下，100% 的样本受到了 Cd 污染，程度均为极强。各采样点重金属元素的 I_{geo} 均值排列顺序为Cd(9.07)>Zn(1.67)>Pb(0.52)>Cu(0.12)>As(-0.06)>Hg(-0.24)>Cr(-10.19)。相比其他研究结果^[18]，本研究区污染样本占比率高，强度相对较高，土壤环境整体上受到污染。表 3 显示 Zn、As 的变程均大于研究区域长度(45 km)，其原因有待进一步分析。从其余元素的评价结果来看，Cr 基本未受到污染，浓度水平维持在本底值附近。研究区所有采样点的 Cd 均处于极强的污染程度，且累积强度较大。有研究表明，Cd 在土壤中可随水渗漏迁移到 40 cm 以下的犁底层，并且容易被土豆、小麦等作物吸收进入食物链^[19]，因此，有必要开展针对 Cd 的污染控制与土壤修复，保护当地农产品食品安全。

表 4 研究区土壤重金属污染地累积指数分级评价
Table 4 The classification of heavy metal pollution based on the index of geo-accumulation in the soil of research area

I_{geo}	级数	污染程度	Zn	Pb	Cr	Cu	As	Hg	Cd
≤0	0	无	2%	16%	100%	46%	56%	53%	
1~2	1	无-中度	32%	70%		47%	39%	37%	
2~3	2	中度	16%	11%		7%	5%	9%	
3~4	3	中度-强度	46%	2%				5%	
4~5	4	强度	5%	2%					
5~6	5	强-极强							
>6	6	极强							100%

3.3.2 潜在生态风险评价 表 5 为潜在生态风险指数分级，研究区域土壤 7 种重金属的平均潜在生态风险指数和潜在生态风险综合指数样本占比如表 6 所示，综合表 5 与表 6 可知，Zn、Cr、Cu、As、Hg 元素在所有样点均处于轻微潜在生态风险程度内，2% 的样本受 Pb 影响有中等潜在生态风险，55% 的样本受 Cd 影响有中等潜在生态风险，其中，12% 的样点达到了强潜在生态风险级别。从各元素 En 平均值来看，Cd 元素处于中等危害，其他元素均处于轻微危害，7 种重金属的潜在生态风险由强

至弱依次为 :Cd>Cu>Pb>As>Zn>Hg>Cr，其中，Cd 的贡献最突出。

表 5 生态危害系数、指数与危害程度分级
Table 5 Ecological risk coefficient, risk index and classification of risk intensity

En	RI	生态风险评级
<40	<150	轻微
40~80	150~300	中等
80~160	300~600	强
160~320	>600	很强
>320		极强

表 6 研究区土壤重金属生态危害评价指数
Table 6 Risk index of heavy metals in the soil of research area

元素	En	不同分级占比				
		轻微	中等	强	很强	极强
Zn	4.01	100%				
Pb	11.81	98%	2%			
Cr	0	100%				
Cu	11.87	100%				
As	4.22	100%				
Hg	0.04	100%				
Cd	53.66	33%	55%	12%		

对照研究区土地利用与潜在生态风险指数(RI)空间分布来看(图3),研究区土壤中重金属的 RI 在西部城镇用地附近的未利用地、中部的城镇工矿用地及其东北侧的农田区域偏高,在其他区域内普遍偏低。在实地调查发现,研究区西部未利用地原为某大型采掘企业矿石堆场,再加上研究区地势西高东低,中部城镇区生活污水常年随地表径流进入东北侧的农田区域中,导致该区域生态风险增加,此外,农田区域较其他未利用地生态风险较高可能与农业施肥有关。对比采样分布图中有色金属采掘企业分布来看, RI 基本上呈现以排放源为中心扩散式分布,表明其分布基本上服从于冶炼企业的分布,揭示了高环境污染区将伴随高的生态风险,同时也说明人口密集、工业化程度较高的城镇区域更容易造成生态危害,这将为土壤整治采取有效措施、控制污染源头提供技术支持。综合来看,研究区域土壤重金属的潜在生态风险可能由矿山采冶、生活源排放和耕地区域内的农业施肥等导致^[18]。基于各元素平均含量计算的研究区土壤的 RI 值为85.61,表明研究区土壤总体处于轻微风险程度。

3.3.3 讨论 对比可知,研究区内土壤中重金属的地累积指数和潜在生态风险指数存在差异,主要区别在Cu、As和Zn,这主要由重金属毒性系数的影响导致。As的毒性系数最高($T_n=10$),但浓度上与内蒙古地区背景值比较相差不大,导致其在两种评价方法中的排位基本不变,Cu的毒性系数($T_n=5$)>Zn($T_n=1$),因此,Cu元素的潜在生态风险排位超过Zn。

地累积指数法侧重于重金属含量与背景值的对比评价,主要表征外源重金属的富集程度,利用地累积指数可以很好地推断外源的位置与贡献量,本研究的地累积指数与空间变异特征结果分析基本一致,在一定程度上表明研究区土壤中Cd含量明显受到外源的影响。Zn、Pb及As呈现中度空间相关性,地累积指数却显示土壤受到污染的现象,这是由本底值与实测值差距较大及受到外源影响共同造成的,两者结果并不矛盾。潜在生态风险指数评价方法相比地累积指数法增加考虑了重金属的生物毒性影响,更侧重于重金属对生态系统的危害。对本研究区来说,两种方法计算的结果均表明研究区土壤受到污染,并且具有一定的潜在生态风险。

3.4 重金属可能的来源分析

结合研究区土壤重金属地累积指数空间分布图(图4)分析可知,As、Cu、Hg元素基本维持在无-中度以下,研究区Cr元素地累积指数均小于0,表明研究区土壤基本未受到Cr的累积污染。Pb高值区

均主要分布在城镇及工矿用地,Zn高值区主要分布在中部城镇区及周边农田。Cd整体指数较高,且分布较凌乱,但大致呈现从中心向两侧递减的趋势,主要高值区集中在中部农田及中部城镇区东侧。

Pb、Zn及Cd常被作为交通污染源的标识元素^[19],汽车轮胎与地面摩擦可产生含Pb、Zn、Cd较高的颗粒物^[20],使用的含Pb汽油及拉运的矿石细粉在风的扩散作用下,在某种程度上也可以加重了上述元素的富集。Zn和Cd的高值区均有出现在耕地区域内的现象,可能表明农业源是其主要污染源,含磷复合肥及以城市垃圾、污泥为原料的肥料中均混杂有Zn和Cd^[21]。在实际调查中发现,当地农业耕作中大量使用含磷化肥,一般过磷酸盐中含有较多的Cd与Zn,连续施用磷肥可引起表土中这些元素含量的显著增加,从而导致土壤中有累积现象发生。此外,研究区域地势西高东低,常年主导风向为西北偏西,研究区中部的城镇尚未解决集中供暖,因此,推断研究区Pb、Zn、Cd的累积也可能与冬季采暖小锅炉排放的烟尘有关。对比土样中重金属元素半变异函数的变程来看,As与Zn的变程均接近理论最大值,这是由于该元素在土壤中不易迁移所致。Cu和Pb地累积指数的变化基本呈现以采冶企业为中心递减的规律,表明有色金属采冶是其主要的影响因素。Cd高值区域主要集中在城镇工矿用地地表水流向的下游方向,这与城镇生活污水散排易于空间扩散的特征相符^[22]。综合以上分析可知,研究区土壤重金属的来源受多种因素影响,包括城镇工矿区域和耕地区域内的日常生活和生产活动,比如有色金属采冶、交通运输、燃煤释放、农业施肥和污水灌溉等。

4 结论

1) 研究区Cd、Cu与Hg空间相关性很弱,Cr与Cd基本不具有空间相关性,推断研究区内重金属含量已经很大程度上受到了人类活动的影响,工农业生产,特别是工业排放的时空分布格局使土壤重金属的空间相关性减弱,结构性因素如气候、母质、地形、土壤类型等因素的影响已经不显著。

2) 研究区各采样点重金属元素的地累积指数均值排列顺序为Cd>Zn>Pb>Cu>As>Hg>Cr,除Cr外,各重金属元素在研究区内有不同程度累积,其中,100%的土壤样本表现出极强的Cd污染程度。

3) 研究区Cd元素处于中等危害,其他元素均处于轻微危害,7种重金属元素的潜在生态风险由强至弱依次为: Cd>Cu>Pb>As>Zn>Hg>Cr,其中,Cd的贡

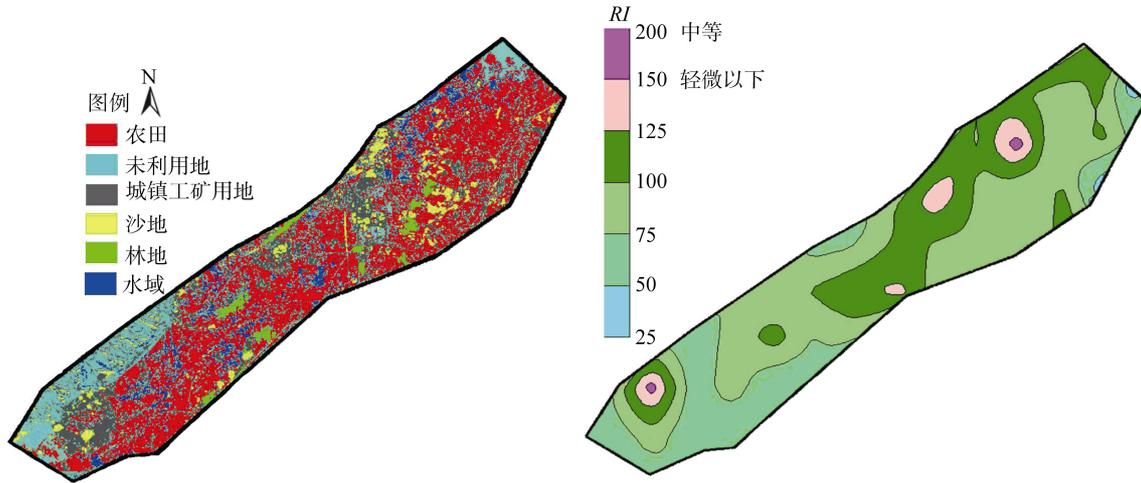


图 3 研究区域土地利用及潜在生态危险指数分布

Fig. 3 The distribution of potential ecological risk index as related with land use types in research area

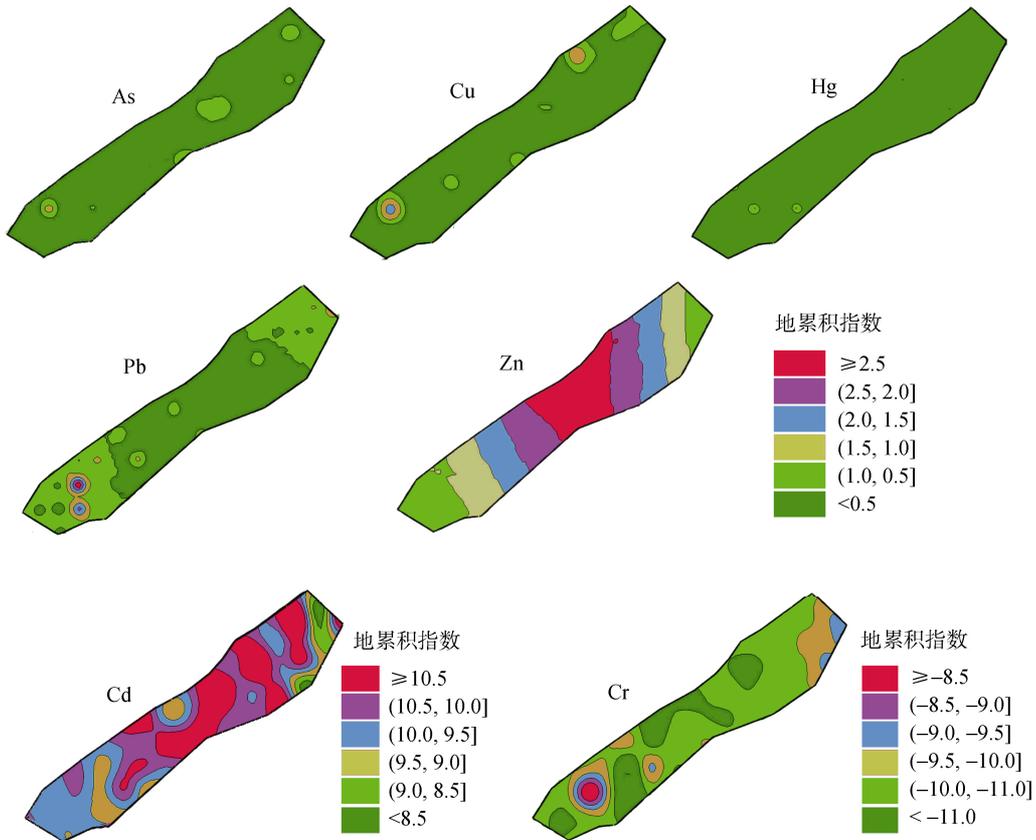


图 4 研究区域土壤重金属污染地累积指数空间分布

Fig. 4 The spatial variation of heavy metals based on the index of geoaccumulation in research area

献最突出,研究区土壤总体处于轻微生态风险程度。

4) 研究区重金属含量的累积主要由区域内的有色金属冶炼、城镇交通运输、燃煤、耕地农业施肥及污水灌溉等因素共同导致。

参考文献:

[1] Hu X F, Wu H X, Hu X, et al. Impact of urbanization on

Shanghai's soil environmental quality[J]. Pedosphere, 2004, 14(2): 151-158

[2] Li X P, Huang C C. Environment impact of heavy metals on urban soil in the vicinity of industrial area of Baoji city, P.R.China[J]. Environmental Geology, 2007, 52(8): 1 631-1 637

[3] 李晓燕, 陈同斌, 雷梅, 等. 不同土地利用方式下北京城区土壤的重金属累积特征[J]. 环境科学学报, 2010, 30(11): 2 285-2 293

- [4] 汪权方, 陈百明, 李家永, 等. 城市土壤研究进展与中国城市土壤生态保护研究[J]. 水土保持学报, 2003, 17(4): 142-145
- [5] 吴新民, 李恋卿, 潘根兴, 等. 南京市不同功能城区土壤中重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的污染特征[J]. 环境科学, 2003, 24(3): 105-111
- [6] 刘勇, 岳玲玲, 李晋昌. 太原市土壤重金属污染及其潜在生态风险评价[J]. 环境科学学报, 2011, 31(6): 1 285-1 293
- [7] 柳云龙, 章立佳, 韩晓非, 等. 上海城市样带土壤重金属空间变异特征及污染评价[J]. 环境科学, 2012, 22(2): 599-605
- [8] 师荣光, 赵玉杰, 周启星, 等. 苏北优势农业区土壤砷含量空间变异性研究[J]. 农业工程学报, 2008, 24(1): 80-84
- [9] 周静, 崔红标, 梁家妮, 等. 重金属污染土壤修复技术的选择和面临的问题——以江铜贵冶九牛岗土壤修复示范工程项目为例[J]. 土壤, 2015, 47(2): 283-288
- [10] 曹雪莹, 张莎娜, 谭长银, 等. 中南大型有色金属冶炼厂周边农田土壤重金属污染特征研究[J]. 土壤, 2015, 47(1): 94-99
- [11] Isaaks E H, Srivastava R M. An introduction to applied geo statistics[M]. New York:Oxford University Press, 1989
- [12] 许振成, 杨晓云, 温勇, 等. 北江中上游底泥重金属污染及其潜在生态危害评价[J]. 环境科学, 2009, 30(11): 3 262-3 268
- [13] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control-A sediment logical approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1 001
- [14] 高红霞, 王喜宽, 张青, 等. 内蒙古河套地区土壤背景值特征[J]. 地质与资源, 2007, 16(3): 209-212
- [15] 侯景儒, 黄竞先. 地质统计学的理论与方法[M]. 北京: 地质出版社, 1990
- [16] 侯景儒, 尹镇南, 李维明. 实用地质统计学[M]. 北京: 地质出版社, 1998
- [17] 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): 33-40
- [18] 陈玉东, 王火焰, 周健民, 等. 黑龙江海伦市农田土壤重金属与磷素含量的特征研究[J]. 土壤, 2012, 44(4): 613-620
- [19] 肖鹏飞, 李法云, 付宝荣, 等. 土壤重金属污染及其植物修复研究[J]. 辽宁大学学报(自然科学版), 2004, 31(3): 279-283
- [20] Friedlander S. Chemical element balances and identification of air pollution sources[J]. Environmental Science & Technology, 1973. 7(3): 235-240
- [21] 王军, 陈振楼, 王初, 等. 上海崇明岛蔬菜地土壤重金属含量与生态风险预警评估[J]. 环境科学, 2007, 28(3): 647-653
- [22] 吴绍华, 周生路, 杨得志, 等. 宜兴市近郊土壤重金属来源与空间分布研究[J]. 科学通报, 2008, 53(增刊): 162-170

Evaluation on Heavy Metal Contamination and Its Potential Ecological Risk in Soil: A Case Study of Nonferrous Metal Smelting Zone in Wulatehouqi

YUE Rong¹, SHI Rui^{1*}, ZHANG Hong²

(1 Institute of Environmental Science of Bayannur, Inner Mongolia Autonomous Region, Linhe, Inner Mongolia 015000, China;
2 College of Environmental Science and Resources, Shanxi University, Taiyuan 030006, China)

Abstract: The concentrations of 7 heavy metals in soil in the nonferrous smelting area in Wulatehouqi, Inner Mongolia Autonomous Region were determined. The spatial variability, potential sources, and ecological risk of heavy metals were analyzed using geostatisticals, geoaccumulation index, and potential ecological risk index. The results indicated that: 1) the concentration and distribution of 7 heavy metals in soil of this area were mainly influenced by human activities, and the effects of soil forming factors were not significant; 2) the geoaccumulation index for these metals followed the order: Cd>Zn>Pb>Cu>As>Hg>Cr, and the potential ecological risk index followed the order: Cd>Cu>Pb>As>Zn>Hg>Cr. All soil samples were significantly polluted by Cd; 3) the comprehensive ecological risk was at a relatively low level. The potential pollution sources were nonferrous metal mining and smelting, transportation, coal combustion, and irrigation with sewage.

Key words: Soil heavy metals; Spatial variability; Ecological risk assessment; Potential pollution sources