

刘芳枝, 胡俊良, 刘劲松, 等. 南岭泡金山矿产集采区土壤重金属空间分布及风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(1):86–95.

LIU Fang-zhi, HU Jun-liang, LIU Jin-song, et al. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in soil in the metal mining area of Paojinshan, Hunan, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(1):86–95.

南岭泡金山矿产集采区土壤重金属空间分布及风险评价

刘芳枝¹, 胡俊良², 刘劲松², 赵震乾¹, 杨雪¹, 张煜¹, 罗朝晖^{1*}

(1.中国地质大学(武汉)环境学院, 武汉 430074; 2.中国地质调查局武汉地质调查中心, 武汉 430205)

摘要:为探究典型多金属矿产集中开采区土壤重金属分布情况及其潜在风险,以南岭泡金山地区即湘南桥条江小流域矿采区为研究区,采集352个表层土壤样品,对Cr、Cd、Pb、Zn、Cu、Ni和As这7种重金属元素进行测试分析,综合运用数统和地统方法分析研究区整体及不同影响因素下土壤重金属的空间分布特征,并对其进行风险评价。结果表明,研究区表层土壤重金属均受到了不同程度的污染,矿区及其下游沿河地区污染严重,空间变异程度略高,复合污染、点源污染情况突出。土壤重金属含量基本随pH及有机质含量升高而升高;不同土地利用方式下土壤Cr、Ni、Cd含量变化不明显,草地、林地中Pb、Zn、Cu、As含量较高;不同地质背景条件下土壤重金属含量在成矿母岩(花岗岩体)、含矿围岩(D_{2s}+h)及矿区中下游干流一级阶地(Qx¹)含量较高。研究区Cd、Pb、As单元素潜在生态风险水平较高,整体处于低-中等潜在生态风险水平,但矿区及其周边、下游沿河地区潜在生态风险为高或极高等级,可能会对北江流域产生一定影响,应该引起警惕予以重视。

关键词:泡金山;土壤重金属;空间分布;风险评价;数理统计

中图分类号:X820.6 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2018)01-0086-10 **doi:**10.11654/jaes.2017-1136

Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in soil in the metal mining area of Paojinshan, Hunan, China

LIU Fang-zhi¹, HU Jun-liang², LIU Jin-song², ZHAO Zhen-qian¹, YANG Xue¹, ZHANG Yu¹, LUO Zhao-hui^{1*}

(1.School of Environmental Studies, China University of Geosciences(Wuhan), Wuhan 430074, China; 2.Wuhan Center of Geological Survey, China Geological Survey, Wuhan 430205, China)

Abstract: Spatial distribution and potential risks of heavy metals in soil were studied in the Paojinshan mining area (Qiaotiaojiang River watershed), a typical multi-metal mining area of the Nanling metallogenic belt, Hunan, China. A total of 7 heavy metals, Cr, Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, and As were tested and analyzed in 352 surface soil samples. Statistical analysis demonstrated that the surface soil in the study area was subject to different degrees of pollution by the seven heavy metals, with slightly higher spatial variability of the heavy metals, and complex pollution and point source pollution were prominent. The mining area and its downstream valley areas were characterized by high levels of pollution. Analysis of different factors affecting the distribution of soil heavy metals showed that the content of heavy metals in the soil increased with increasing pH and organic matter content. There was no obvious difference in the content of Cr, Ni, and Cd under different land use patterns; however, Pb, Zn, Cu, and As showed a tendency of higher concentrations in grassland and forest land. The geological condition was the other important factor, whereby high contents of heavy metals were found in the areas of mineralization mother rock (granite), ore-bearing strata (D_{2s}+h), as well as the downstream terrace (Qx¹) of the mining area. Potential ecological risk assessment by the Hakanson model showed that the potential ecological risk level was low-middle for the majority of heavy metals; however, the risk level was high for Cd, Pb, and As. The mining area and the Qiaotiaojiang River downstream had high or very high levels of potential ecological risk and more attention should be paid to controlling the effect of pollution on the Beiji River basin.

Keywords: Paojinshan; soil heavy metals; spatial distribution; risk assessment; statistics

收稿日期:2017-08-20 录用日期:2017-09-27

作者简介:刘芳枝(1992—),女,湖南岳阳人,硕士研究生,主要研究方向为环境地球化学。E-mail:liufangzhi_1992@163.com

*通信作者:罗朝晖 E-mail:zhluo@cug.edu.cn

基金项目:中国地质调查局项目(DD20160334)

Project supported: The Project of the China Geological Survey(DD20160334)

土壤重金属污染是一个全球性的环境问题^[1],我国土壤重金属污染情况也不容乐观,其主要来自矿产开采与冶炼^[2]。近年来,国内外学者对矿山土壤重金属开展了大量研究,主要通过综合使用多元统计分析和地统计方法研究土壤重金属空间分布及其来源^[3-7]。矿山土壤重金属空间研究工作主要集中在选取最佳空间变异函数模型,结合克里金插值对土壤重金属进行空间变异结构分析^[3-5];结合空间分布特征运用主成分分析、因子分析等多元统计方法辨识土壤重金属来源^[6-7];对不同功能区土壤重金属的含量进行分布研究及评价等^[8-9],而具体影响因素下矿山土壤重金属空间分布特征研究相对较少。

南岭成矿带是我国有色金属、稀有金属等矿产的重要产地,跨越湖南、广东、广西、江西四省,其钨、锡、铅、锌保有资源储量分别占全国的83%、63%、30%、22%^[10]。研究区泡金山地处南岭山脉与罗霄山脉交错、长江水系与珠江水系分流的郴州市,有色金属矿产丰富,有世界闻名的柿竹园钨多金属矿床。对该地区即南岭成矿带中段的土壤重金属研究多集中在研究区北部的湘南柿竹园^[11-14]及南部粤北大宝山^[15-17]等矿产集中开采区。然而研究区所属桥条江小流域地处湖南,却南下汇入武水,属粤北北江流域上游,非湘江流域重金属污染重点治理对象,土壤重金属研究也甚少,但其矿山开采对湘、粤两地的污染及潜在生态风险不容忽视。因此,研究湘南桥条江小流域土壤重金属污染情况、空间分布特征及其风险评价显得尤为重要。

本文以南岭泡金山地区即桥条江小流域铅锌锡等多金属矿产集中开采区为研究区,综合运用数理统计和地统计方法对区内表土重金属含量及空间分布特征进行统计分析与研究,重点研究了土壤酸碱度、有机质含量、土地利用方式、地质条件与土壤重金属空间分布之间的关系。研究结果不仅能为矿区土壤重金属的迁移规律提供初步依据,还可为区域生态风险评价和矿山环境恢复治理提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于湖南“有色金属之乡”郴州市临武县,属低山丘陵地貌,总体地势北高南低。北部及西南地形陡峻,溪沟发育,地表径流向南汇集于桥条江,经铺下流入武水,汇入北江,属珠江流域。受亚热带大陆性季风气候影响,区内四季分明,雨量充沛。区内主要出露有寒武系塔山群(ϵT^{2-5})的中-细粒长石石英杂砂

岩,泥盆系源口组(D_{1y})石英细砂粉砂岩,泥盆系跳马涧组(D_{2t})中细粒石英砂岩、粉砂岩,泥盆系沙河组并黄公塘组(D_{2s+h})细晶灰岩、粒屑粉泥晶灰岩,第四系湘江群一级阶地(Qx^I)与二级阶地(Qx^{II})的粉砂质亚黏土,第四系残坡积层(Q^{eld})和尖峰岭花岗岩体。南风脚断层是区内主要的断裂构造,控制着区内矿床的分布。

区内分布的泡金山锡铅锌多金属矿床、鸡脚山钨锡铅锌多金属矿床均属于香花岭锡多金属矿田。香花岭矿田位于南岭东西向构造带与耒阳-临武南北向构造带的复合交接部位,香花岭、香花铺、东山、泡金山等40余个大中型矿床围绕通天庙穹隆呈环带状分布,是南岭有色、稀有金属成矿带的重要组成部分^[18]。据前期资料收集与实地调查,研究区内共有泡金山锡铅锌矿、四一八铅锌矿等9座矿山,中小型尾矿库17个,采矿废石堆21个。研究区基本地质条件及矿山分布情况如图1所示。

1.2 样品采集与测试

1.2.1 土壤样品采集方法

综合考虑流域地形地貌与水文特征、土地利用与覆盖、土壤类型等实际情况,采用网格布点与随机取样

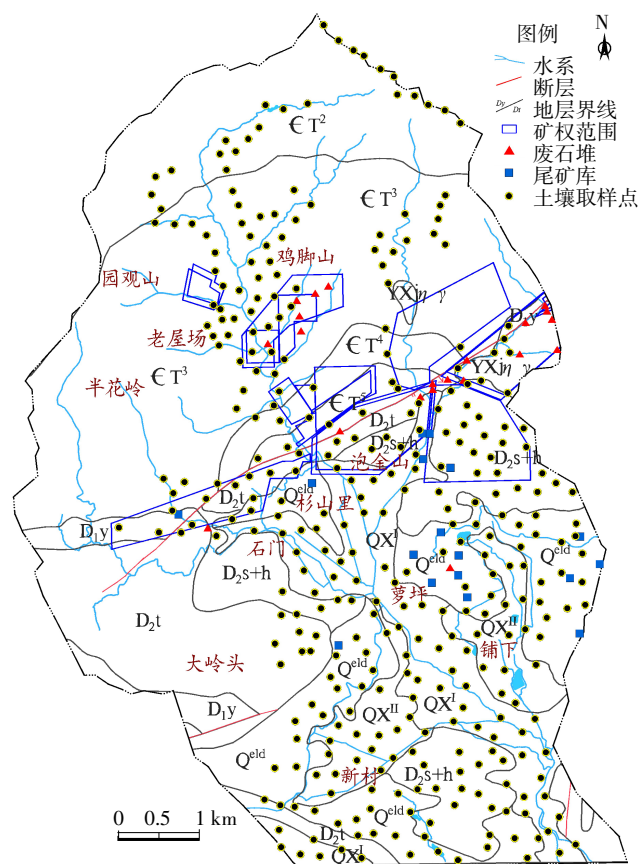


图1 研究区及土壤样品分布图

Figure 1 Study area and soil sampling sites

相结合的方法对研究区土壤进行布设采集,在避开明显污染源的前提下,使得取样点基本分布均匀。土壤样品分布情况如图 1 所示。每一表层土样以 50 m 为半径采集 3~5 个子样组合为一个样品,混合均匀。表层土样采样深度为 0~20 cm,共采集表层土壤样品 352 个。

1.2.2 土壤样品前处理及测试方法

土壤样品在野外去除草根、砾石、肥料团块等杂物,混合均匀后留取 1.0~1.5 kg 装入棉质样品袋中,在室内自然风干后,过 200 目筛用于土壤重金属元素全量测定。采用 $\text{HNO}_3\text{--HCl--HClO}_4\text{--HF}$ 全自动石墨消解法^[9],对土壤样品进行消解前处理,利用电感耦合等离子发射光谱法(ICP-OES)测定铬(Cr)、镉(Cd)、铅(Pb)、锌(Zn)、铜(Cu)、镍(Ni)、砷(As)7 种重金属元素总量^[20];土壤 pH 采用电位法(土液比 1:5)^[21]进行测试;有机质测定采用灼烧法^[22]。

分析测试过程中所使用的酸均为优级纯,其余试剂为分析纯。全部实验过程均设置空白试验和并行样,保证实验操作、仪器及测试数据的精确度,重金属测定采用国家标准物质 GBW07405(GSS-5)、GBW07405(GSS-16)进行质量控制。实验过程所用器皿均在 20%的硝酸中浸泡 12 h 以上。

1.3 数据处理

1.3.1 数据处理方法

采用 SPSS 20.0 对土壤重金属进行均值、标准差、变异系数等统计数据分析和相关性分析。利用 MAPGIS 6.7 中的空间分析模块,采用地统分析方法普通克里金法对土壤各重金属空间分布及区域综合生态风险进行插值分析及等值图绘制。其余图件由 Origin 8.5 绘制完成。

1.3.2 潜在生态风险评价方法

采用 Hakanson 生态危害指数法^[23]对研究区土壤重金属潜在生态危害程度进行评价。其计算公式如下:

$$C_i^j = \frac{C_i}{C_n^i}$$

$$E_i^j = T_i^j \cdot C_i^j$$

$$RI = \sum_{i=1}^m E_i^j$$

式中: C_i^j 为单项污染系数; C_i 为样品中污染物 i 的实测含量; C_n^i 为污染物 i 的参比值。

E_i^j 为污染物 i 的单项潜在生态风险指数,用于某一污染物潜在风险程度的评价; T_i^j 为污染物 i 的毒性系数,相关研究^[23]表明 Cr、Cd、Pb、Zn、Cu、Ni、As 的毒性响应系数分别为 2、30、5、1、5、5、10。

RI 为综合潜在生态风险指数,可评价多种污染物的潜在生态风险程度。

1.3.3 评价标准

选用区内少受人为干扰、较为清洁的 7 个样点的平均值作为其评价的参比值(C_n^i)。与 352 个样品百分位数相比,除 Cr、Ni 元素处于 30%左右,其余重金属元素的参比值基本在 10%以内。与湖南省土壤背景值^[24]相比也较为接近,同时具备一定区域特点,可作为其评价的对照背景值(表 1)。

根据潜在生态危害指数法,单项潜在风险指数和综合潜在风险指数评价分级见表 2。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属空间分布特征及其相关关系

2.1.1 重金属元素含量特征

352 个重金属元素含量统计分析结果(表 3)表明,研究区土壤重金属元素含量除 Cr 外均高于湖南

表 2 潜在生态风险评价分级

Table 2 Classification of potential ecological risk assessment

单项生态风险因子(E_i^j)		综合生态风险指数(RI)	
评分	等级	评分	等级
<40	低生态风险	<150	低生态风险
40~80	中等生态风险	150~300	中等生态风险
80~160	较高生态风险	300~600	高生态风险
160~320	高生态风险	>600	极高生态风险
>320	极高生态风险		

表 1 潜在生态风险评价参比值选取($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Table 1 Selection of reference ratios for potential ecological risk assessment($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

重金属元素		Cr	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	As
参比值		60.37	0.051	34.57	75.12	19.78	28.35	25.22
百分位数	10%	50.66	0.051	41.51	74.83	20.71	19.03	18.23
	25%	59.28	0.069	72.44	147.99	30.06	26.50	27.16
	30%	61.99	0.072	84.48	171.54	32.58	28.39	30.45
湖南省土壤背景值 ^[24]		71.4	0.126	29.7	94.4	27.3	31.9	15.7

省土壤背景值,存在污染,其中 Pb、As 污染较为严重,其含量高达背景值的 16.6 倍和 12.1 倍。区内矿产丰富、林地众多,土壤属于Ⅲ类土^[25]。从均值来看,只有 As 存在超标现象,而 Pb 含量略低于标准阈值(500 mg·kg⁻¹)。在表土重金属含量空间分布研究中,常用变异系数(CV)表征重金属元素在空间上的离散和变异程度,CV 值越大可能受外界因素影响越大^[26]。研究区 Cd、Pb、Zn、Cu、As 各重金属均属于空间强变异,可能与研究区多金属矿床及采矿活动有关,存在点源污染^[27]。而 Cr、Ni 的 CV 值介于 10%~100%之间,其变异性中等偏弱。除 Cr 含量符合正态分布,其余重金属偏度、峰度均偏大,特别是 Cd、Pb、Zn、Cu、As 呈较高的尖峰状态,对比其均值与极大值,表明这几类指标存在异常高值,也符合其空间强变异的特点。

与南岭成矿带其他典型矿区比较,研究区表层土壤重金属含量与近年柿竹园铅锌矿^[14]、水口山铅锌矿^[28]含量比较接近,可能与其取样土地类型和研究时间有关。南岭成矿带几个典型矿产集中开采区表层土壤重金属含量基本都超过背景值含量,相较其他矿区,研究区 Cd、Pb、Zn 污染情况稍缓,均未超标,特别是 Cd 含量,基本接近背景值含量(0.126 mg·kg⁻¹),与其他矿区超标 2~10 倍的情况大为不同。研究区各重

金属变异程度普遍高于其他矿区,Cd、Pb、Cu、As 元素 CV 值均在 200%以上,点源污染情况突出。

通过克里金插值得到的土壤各重金属空间分布图如图 2 所示。总体上看,土壤各重金属元素含量与矿山关系较为密切,已开采矿区及其下游重金属含量普遍偏高,岛状分布较多,略零散,个别点污染严重,潜在风险较高。具体而言,土壤重金属 Cr、Ni 高值区整体分布较为分散,除矿山及其下游临近流域处重金属含量偏高外,集中开采区东北部及流域南部含量也偏高。Cd、Pb、Zn 空间分布特征较为相似,采矿区域重金属含量集中偏高,并沿下游河流呈条带状分布。而 Cu、As 分布较之略有不同,集中矿采区及其东北角未开采区重金属含量较高。

可见 Cr、Ni 与其他重金属元素空间分布情况存在明显差异,高值区分散,与矿山关系不如其他重金属紧密,表明土壤中 Cr、Ni 含量可能与其原生母质有关。Cd、Pb、Zn 与 Cu、As 的分布特征表明,不同重金属元素从地下释放到地表环境的能力及其变化程度可能存在差异,Cd、Pb、Zn 在矿产开采时才能逐步从地下释放到表层土壤中,而 Cu、As 则不同,即使矿床未开发利用,其也能从中释放污染表土。除此之外,Cd、Pb、Zn、Cu、As 迁移能力相对较强,呈现由矿区向

表 3 南岭成矿带典型矿区土壤重金属含量统计

Table 3 Statistical description of soil heavy metals content in typical mining area of Nanling metallogenic belt

项目		Cr	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	As
研究区(352)	范围	11.12~118.58	0.02~9.51	11.75~9 634.68	27.99~7 537.82	3.92~1877.58	6.1~171.89	7.59~7 109.03
	$\bar{x}\pm SD$	70.00±15.82	0.16±0.54	492.19±1 099.83	387.12±565.77	68.91±152.61	37.91±18.39	189.85±687.34
	CV	22.59%	327.08%	223.46%	146.15%	221.45%	48.52%	362.05%
	偏度	-0.23	15.26	5.35	7.29	9.06	1.8	7.87
	峰度	0.58	261.3	33.72	77.69	92.99	8.38	68.75
黄沙坪铅锌矿 ^[29] (28)	范围	—	0.5~19.5	19.1~9 726.4	52.1~9 963.5	164.3~561	—	18.9~1 083.3
	$\bar{x}\pm SD$	—	5.68±5.40	1 709.10±2 923.20	2 805.10±3 625.10	362.60±88.60	—	108.00±195.90
	CV	—	95.10%	171.10%	129.20%	24.40%	—	55.10%
大宝山矿山 ^[15] (21)	$\bar{x}\pm SD$	—	2.19±1.39	244.94±173.28	179.93±180.90	287.91±153.8	—	—
	CV	—	64%	71%	101%	53%	—	—
柿竹园铅锌矿 ^[14] (360)	范围	—	2.07~98.6	51.92~1 904.03	7.48~511.06	9.95~287.12	—	81.18~2 253.95
	$\bar{x}\pm SD$	—	10.29±5.65	566.82±433.88	511.06±285.9	69±43.85	—	670.12±528.89
	CV	—	53%	77%	36%	64%	—	79%
水口山铅锌矿 ^[28] (18)	$\bar{x}$	50.87	8.35	593.62	357.27	49.04	—	—
湖南省土壤背景值 ^[24]		71.4	0.126	29.7	94.4	27.3	31.9	15.7
土壤环境三级标准 ^[25]		300	1	500	500	400	200	30

注:范围、 $\bar{x}\pm SD$ 、 $\bar{x}$ 单位为 mg·kg⁻¹;CV、偏度、峰度无单位;“()”内数值代表样品数; $\bar{x}\pm SD$ 为土壤重金属含量平均值±标准差;CV 为土壤重金属含量变异系数。下同。

Note:The range, $\bar{x}\pm SD$, $\bar{x}$ are mg·kg⁻¹;the CV,skewness and kurtosis are not units;The value in“()” represents sample number; $\bar{x}\pm SD$ represents the mean and standard deviation of soil heavy metal content; CV represents the coefficient of variation of soil heavy metal content. The same below.

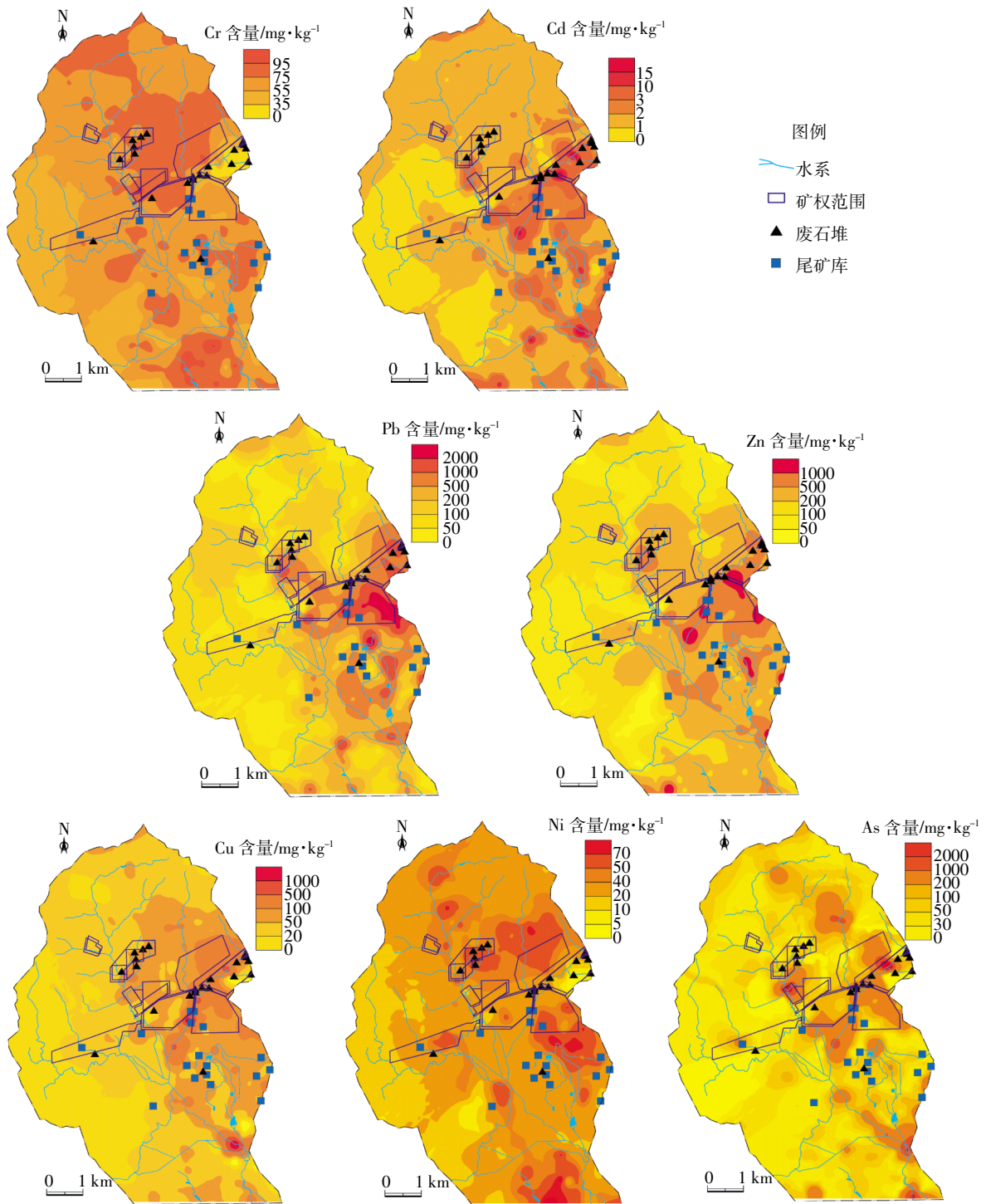


图 2 研究区土壤重金属含量空间分布图

Figure 2 Spatial distribution of soil heavy metals in the study area

下游迁移并向四周扩散的现象,而 Cr、Ni 迁移情况不太明显。各重金属元素之间的相关关系可通过相关性分析进行确认。

2.1.2 相关性分析

通过 Pearson 相关系数(表 4)可以看出,Cd、Pb、

Zn,两两均在 0.01 水平上显著相关,同时与 Cu、As、有机质、pH 正相关,与 Cr 负相关,与 Ni 基本不相关,这是由于研究区主要矿床为铅锌矿床,Pb、Zn 具有相同的来源且地球化学行为极为相似,而铅锌矿也通常伴随 Cd 污染^[15,17]。Cu、As 也表现出一定的相似性,相关

表 4 土壤重金属元素、基本理化性质 Pearson 相关性分析

Table 4 Pearson correlation analysis of heavy metal elements and basic physical and chemical properties of soil

	Cr	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	As	有机质	pH
Cr	1	-0.116*	-0.182**	-0.179**	-0.008	0.457**	-0.072	0.130*	-0.130*
Cd		1	0.488**	0.865**	0.511**	-0.007	0.341**	0.536**	0.246**
Pb			1	0.690**	0.381**	0.039	0.296**	0.407**	0.186**
Zn				1	0.580**	0.098	0.446**	0.486**	0.339**
Cu					1	0.053	0.881**	0.144**	0.236**
Ni						1	0.004	0.244**	-0.067
As							1	0.000	0.218**
有机质								1	-0.023
pH									1

注:*. 在 0.05 水平(双侧)上显著相关;** 在 0.01 水平(双侧)上显著相关。

Note: *. means it's significant correlation at the 0.05 level(bilateral); **. means it's significant correlation at the 0.01 level(bilateral).

系数高达 0.881, As 除与有机质几乎没有相关性外, 与 Cd、Pb、Zn、pH 均正相关, 与 Ni 相关性不明显, 这表明 Cu、As 可能相伴互生或者污染程度类似^[30]。Cr 与 Ni 较为特殊, 两者显著正相关, 但 Cr 与 Cd、Pb、Zn、pH 呈现一定负相关关系, 而 Ni 与其余重金属基本不相关。研究区相关性分析与各重金属元素空间分布图所展现的规律一致, 总的来说, 重金属元素 Cd、Pb、Zn、Cu、As 相关性较强, 与黄沙坪铅锌矿类似^[29], 表明铅锌矿区表层土壤存在一定程度上的 Zn、Pb、Cu、Cd、As 重金属复合污染^[30]。

2.2 不同影响因素下土壤重金属分布特征

2.2.1 不同酸碱度及有机质下土壤重金属分布特征

研究区 pH 值在 4.50~7.56 之间, 根据土壤的酸碱度^[31], 区内土壤多为酸性土壤。pH 值是影响土壤中重金属迁移转化的重要因素, 如图 3 所示, 随着 pH 的升高, 土壤中 Cd、Pb、Zn、Cu、As 的平均含量显著升高, 其含量中性土>酸性土>强酸性土, 而 Cr、Ni 变化趋势不明显。这是由于 pH 越低, 土壤中 Cd、Pb、Zn、Cu、As 的溶解度越大, 迁移转化能力增强, 所以在酸性土壤中, 积累于土壤表层的可溶性重金属或在降水作用下随水流运动发生垂直或水平迁移, 或转化为有效态被植物吸收^[32-33], 土壤重金属含量相对较低。而在中性或偏碱性土壤中, 随着 pH 升高, 各重金属在土壤固相上的溶解度较低, 吸附量和吸附能力加强, 不易发生迁移, 从而原地沉积, 积累于土壤表层, 故含量普遍偏高。

有机质是土壤最重要的组成部分之一。土壤中有有机质含量的多少不仅决定土壤的营养状况, 而且通过与土壤中的重金属元素生成络合物来影响土壤中重金属的移动性和生物有效性^[31]。研究区土壤有机质含

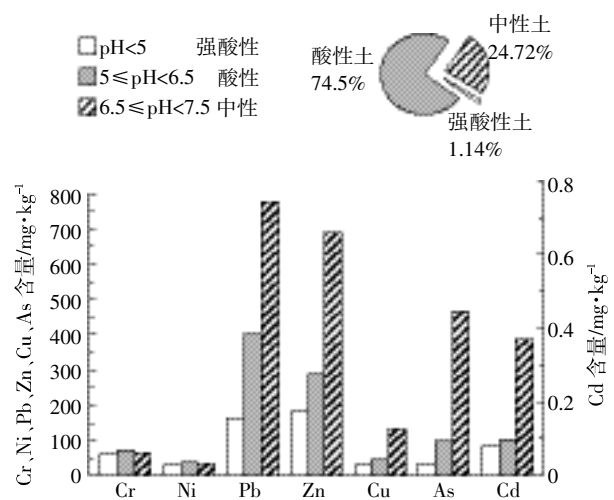


图 3 不同酸碱度土壤重金属含量分布

Figure 3 Distribution of heavy metals in soil with different pH

量普遍偏高, 基本都在 4% 以上, 平均值为 11.29%。随着土壤有机质含量增加, 除 Cd 外其余重金属含量大体呈现递增趋势, 与相关性分析结果吻合。表明土壤有机质含量升高, 土壤对重金属的吸附作用增强, 离子活度降低, 促进了研究区土壤重金属的积累, 降低了其迁移转化速度^[33]。但有机质对土壤重金属元素化学形态及植物吸收重金属的影响还有待进一步研究。

2.2.2 不同土地利用方式下土壤重金属分布特征

土地利用方式不同, 其土壤 pH、湿度、微生物种类可能会随之发生改变^[34], 土壤重金属污染也会存在明显差异^[35]。由表 5 可知, 不同土地利用方式下表土中 Cr、Ni、Cd 平均含量变化不大。Pb、Zn 相关密切, 分布类似, 耕地、林地、草地、采矿用地中含量较高, 但高低顺序略有不同: Pb 含量高低顺序为采矿用地>草地>林地>耕地>公路用地>园地; Zn 含量高低顺序为草地>采

表 5 不同土地利用方式下土壤重金属含量统计描述

Table 5 Statistical description of soil heavy metals content under different land use patterns

土地利用类型	项目	Cr	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	As
耕地(78)	范围	33.91~90.76	0.04~1.05	53.75~2 361.45	77.21~2 350.75	12.10~150.84	13.56~67.53	8.41~421.53
	$\bar{x}\pm SD$	63.65 $\pm$ 12.87	0.14 $\pm$ 0.13	411.21 $\pm$ 430.44	389.61 $\pm$ 310.12	46.38 $\pm$ 25.82	30.03 $\pm$ 10.09	78.28 $\pm$ 82.02
	CV	20.22%	97.03%	104.68%	79.60%	55.67%	33.58%	104.77%
园地(23)	范围	54.37~118.58	0.05~0.85	43.57~1 659.03	75.05~14 16.95	14.28~85.69	15.60~71.4	12.44~128.69
	$\bar{x}\pm SD$	86.86 $\pm$ 15.41	0.12 $\pm$ 0.16	206.81 $\pm$ 344.23	280.9 $\pm$ 258.58	44.09 $\pm$ 15.35	46.98 $\pm$ 12.23	49.47 $\pm$ 27.84
	CV	17.75%	134.30%	166.45%	92.05%	34.82%	26.04%	56.29%
林地(213)	范围	11.12~107.21	0.02~9.51	11.75~9 634.68	27.99~7 537.82	3.92~1 644.11	6.10~171.89	7.59~7 109.03
	$\bar{x}\pm SD$	70.36 $\pm$ 15.83	0.17 $\pm$ 0.67	547.83 $\pm$ 1 328.92	389.91 $\pm$ 667.48	68.06 $\pm$ 140.79	40.29 $\pm$ 20.85	194.23 $\pm$ 702.81
	CV	22.50%	389.93%	242.58%	171.19%	206.84%	51.74%	361.85%
草地(27)	范围	44.94~103.92	0.05~1.45	16.43~5 231.61	28.66~2 180.91	7.12~1 877.58	12.62~61.25	8.25~6 784.36
	$\bar{x}\pm SD$	71.28 $\pm$ 15.39	0.23 $\pm$ 0.33	562.59 $\pm$ 1 040.84	484.38 $\pm$ 556	168.01 $\pm$ 371.51	33.01 $\pm$ 14.12	640.88 $\pm$ 1 434.32
	CV	21.59%	140.88%	185.01%	114.79%	221.12%	42.77%	223.81%
采矿用地(3)	范围	67.11~73.63	0.07~0.26	117.74~1 280.53	163.90~604.36	32.34~49.11	34.19~56.92	23.34~82.21
	$\bar{x}\pm SD$	70.69 $\pm$ 3.31	0.14 $\pm$ 0.1	693.24 $\pm$ 581.48	402.07 $\pm$ 222.37	40.52 $\pm$ 8.39	44.03 $\pm$ 11.67	46.53 $\pm$ 31.36
	CV	4.68%	73.01%	83.88%	55.31%	20.71%	26.50%	67.39%
公路用地(8)	范围	51.43~81.44	0.05~0.23	12.13~1 014.92	54.45~633.09	26.60~96.97	24.98~64.02	16.97~193.86
	$\bar{x}\pm SD$	69.34 $\pm$ 10.25	0.12 $\pm$ 0.06	307.75 $\pm$ 357.07	260.11 $\pm$ 185.8	58.76 $\pm$ 27.84	39.26 $\pm$ 13.56	96.03 $\pm$ 67.22
	CV	14.79%	53.13%	116.03%	71.43%	47.38%	34.55%	69.99%

矿用地>林地>耕地>园地>公路用地。Cu、As 含量高低顺序均为草地>林地>公路用地>耕地>园地>采矿用地,草地中 Cu(168.01 mg·kg⁻¹)、As(640.88 mg·kg⁻¹)含量远高于其他土地利用类型,As 在各分区中的平均值均超过土壤三级标准限值(30 mg·kg⁻¹),污染严重。

林地与草地中 Cd、Pb、Zn、Cu、As 重金属元素标准差及变异系数均比其他土地利用类型的高,离散趋势变异程度较大,存在异常值。林地土壤 Pb 含量 5 个异常高值点平均含量高达 7962 mg·kg⁻¹,且所有异常高值点均位于矿权开采范围内。同 Pb 类似,林地中其他高含量重金属取样点均位于矿区内或矿区附近。这可能是由于研究区 20 世纪 90 年代非法采选、无序开矿现象严重,异常点可能位于复垦无主尾矿库或废弃私矿场,所以其表土重金属含量偏高。

2.2.3 不同地质条件下土壤重金属分布特征

土壤是岩石经过漫长复杂的风化和成土过程形成的,是地质大循环和生物小循环的结果^[31]。形成土壤的成土母质与区域不同的地层岩性息息相关,据此对研究区不同地质背景条件下土壤重金属含量进行统计分析,探究其分布规律。

根据表 6 统计情况可以看出,重金属 Pb、Zn、Cd、Cu、As 在花岗岩体、Qx^l、D_{2s}+h 地层中的含量远远高于其他地层(花岗岩体>Qx^l>D_{2s}+h)。这是由于研究区

属于热液成矿,尖峰岭花岗岩体是矿区内锡、铅、锌矿体的成矿母岩,加之铅锌矿山存在重金属复合污染,导致其土壤中 Pb、Zn、Cd、Cu、As 含量较高。D_{2s}+h 主要分布在花岗岩体附近及桥条江流域集中矿采区的中下游,近岩体附近蚀变成大理岩、矽卡岩,是矿区的含矿围岩,表土重金属含量较高,集中矿采区中下游桥条江干流附近的 D_{2s}+h 和 Qx^l地层由于矿山恢复治理、河道梳理,表层土壤散有采矿废石、重砂矿物等,重金属含量也比较高。

2.3 土壤重金属潜在生态风险评价

根据 Hakanson 潜在生态危害指数法公式及分级标准,研究区 Cr、Cd、Pb、Zn、Cu、Ni、As 单项潜在生态风险指数 E_i^p 平均值分别为 2.32、98.7、71.19、5.15、17.42、6.69、75.28, Cd 处于较高生态风险水平, As、Pb 元素处于中等生态风险水平,其余重金属元素均为低生态风险。各重金属元素 E_i^p 百分比图(图 4b)表明, 99%以上取样点 Cr、Zn、Ni 元素潜在生态风险指数均为低等, Cd、Pb、As 元素较高、高、极高生态风险水平占比偏大, 55.40%的 Cd 处于中等生态风险水平。区内综合潜在生态风险指数 RI 介于 28.69~7 441.76 之间,平均值为 276.74,大部分为低风险, 23.30%样点为中等风险, 7.67%样点存在高生态风险, 7.95%样点综合生态风险水平极高。研究区 RI 等值线图(图 4a)也

表 6 不同地质背景下土壤重金属含量统计描述 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)Table 6 Statistical description of soil heavy metals content under different geological backgrounds ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

地层	项目	Cr	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	As
Q_x^I (60)	范围	42.82~90.67	0.05~1.80	58.80~5 231.61	77.21~ 2 180.91	14.58~1 877.58	13.56~69.09	8.41~7 109.03
	$\bar{x}\pm\text{SD}$	62.96 $\pm$ 11.65	0.22 $\pm$ 0.31	554.59 $\pm$ 753.28	530.85 $\pm$ 430.31	127.67 $\pm$ 323.11	29.56 $\pm$ 10.5	479.7 $\pm$ 1 322.35
	CV	18.51%	139.37%	135.83%	81.06%	253.09%	35.53%	275.66%
Q_x^{II} (32)	范围	42.14~97.06	0.04~0.85	53.75~2 103.02	97.09~1 416.95	12.10~117.86	17.00~53.38	15.30~421.53
	$\bar{x}\pm\text{SD}$	65.15 $\pm$ 14.17	0.14 $\pm$ 0.17	428.36 $\pm$ 543	357.14 $\pm$ 320.98	43.62 $\pm$ 24.55	32.22 $\pm$ 10.39	68.28 $\pm$ 83.98
	CV	21.74%	122.29%	126.76%	89.87%	56.27%	32.26%	122.99%
Q^{III} (71)	范围	33.91~101.30	0.03~0.91	28.11~3 546.21	40.66~2 541.72	5.38~249.85	9.53~87.90	8.25~1 082.36
	$\bar{x}\pm\text{SD}$	74.53 $\pm$ 14.57	0.11 $\pm$ 0.12	343.55 $\pm$ 538	350.61 $\pm$ 328.98	53.43 $\pm$ 35.36	41.04 $\pm$ 17.27	76.2 $\pm$ 154.33
	CV	19.55%	100.62%	156.60%	93.83%	66.17%	42.07%	202.54%
D_{2s+h} (54)	范围	26.43~118.58	0.05~9.51	34.48~9 634.68	48.67~7 537.82	14.03~769.72	9.89~98.31	16.38~1 216.75
	$\bar{x}\pm\text{SD}$	75.12 $\pm$ 19.01	0.35 $\pm$ 1.29	1 483.44 $\pm$ 2 312.15	732.01 $\pm$ 1 110.84	88.89 $\pm$ 106.99	47.98 $\pm$ 17.56	188.92 $\pm$ 278.14
	CV	25.31%	369.98%	155.86%	151.75%	120.37%	36.61%	147.22%
D_{3t} (22)	范围	41.49~88.06	0.02~0.17	11.75~571.23	27.99~423.71	3.92~84.58	6.10~65.89	9.41~205.74
	$\bar{x}\pm\text{SD}$	61.89 $\pm$ 13.74	0.07 $\pm$ 0.04	125.82 $\pm$ 160.5	142.04 $\pm$ 138.76	29.84 $\pm$ 25.5	21.46 $\pm$ 15.02	43.04 $\pm$ 51.22
	CV	22.20%	58.01%	127.56%	97.69%	85.45%	69.98%	118.99%
D_{1y} (3)	范围	22.95~58.04	0.04~0.08	50.33~486.76	74.74~248.17	16.08~26.17	13.05~25.55	22.36~67.89
	$\bar{x}\pm\text{SD}$	42.57 $\pm$ 17.91	0.05 $\pm$ 0.03	213.39 $\pm$ 238.21	178.93 $\pm$ 91.85	20.51 $\pm$ 5.16	18.99 $\pm$ 6.27	40.64 $\pm$ 24.06
	CV	42.08%	48.79%	111.63%	51.33%	25.16%	33.04%	59.20%
ϵT (105)	范围	45.6~107.21	0.04~0.32	12.13~1 280.53	28.66~786.96	7.12~140.88	10.38~171.89	7.59~3 747.5
	$\bar{x}\pm\text{SD}$	73.93 $\pm$ 11.97	0.08 $\pm$ 0.04	135.56 $\pm$ 204.49	179.44 $\pm$ 134.9	42.64 $\pm$ 25.54	41.15 $\pm$ 19.53	118.94 $\pm$ 388.54
	CV	16.19%	50.00%	150.85%	75.18%	59.90%	47.46%	326.67%
花岗岩体(5)	范围	11.12~70.03	0.06~1.51	197.72~1 423.06	267.41~3 247.04	75.60~981.51	6.17~110.99	39.60~5 964.11
	$\bar{x}\pm\text{SD}$	35.62 $\pm$ 23.44	0.53 $\pm$ 0.63	825.65 $\pm$ 563.11	1 212.37 $\pm$ 1 201.35	282.67 $\pm$ 391.51	36.82 $\pm$ 43.74	1 338.02 $\pm$ 2 589.66
	CV	65.82%	119.84%	68.20%	99.09%	138.50%	118.81%	193.54%

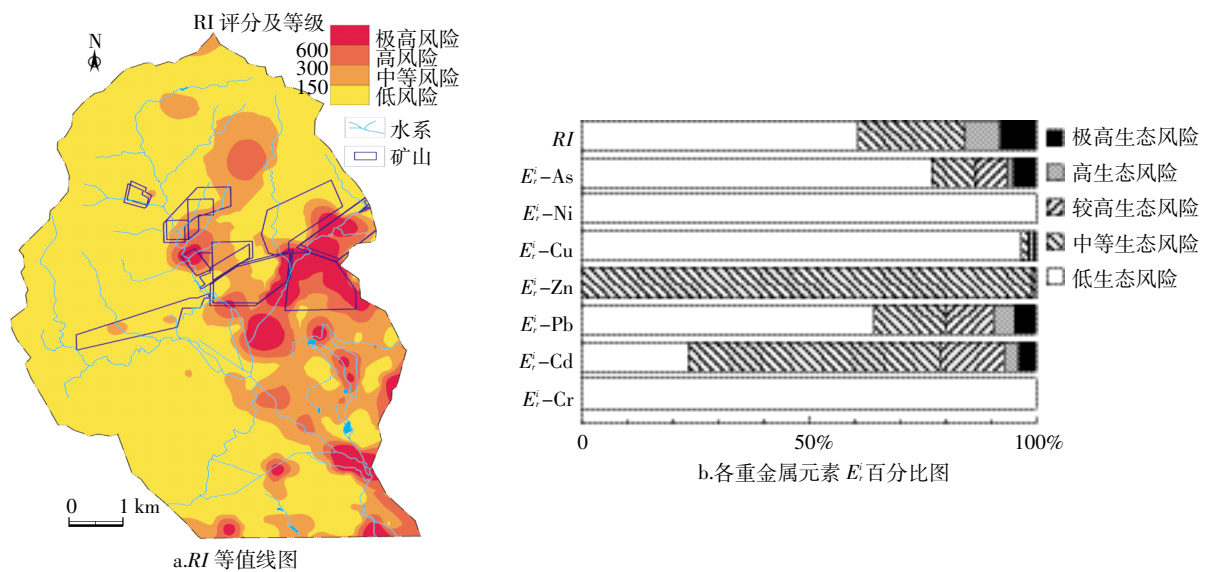


图 4 研究区潜在生态风险评价结果

Figure 4 Assessment of potential ecological risk in the study area

表明,桥条江小流域大部分地区生态风险较低,但矿区及其周边、下游沿河地区潜在生态风险较高,个别地区潜在生态风险极高,应该引起警惕。

3 结论

(1)研究区土壤除 Cr 外其余重金属元素均存在一定污染,其中 Pb、As 污染严重。Cd、Pb、Zn、Cu、As 相关性较好,迁移能力相仿,高值区基本位于矿区及其下游,且沿河呈条带状分布。

(2)高 pH 值减弱了 Cd、Pb、Zn、Cu、As 等重金属的迁移能力,表土重金属含量增大;高有机质含量也促进了重金属元素在表层土壤中的累积。不同土地利用类型对不同重金属的分布有较大影响,且影响程度各异,Pb、Zn 含量在采矿用地、草地、林地中较高,Cu、As 含量高低依次为草地>林地>公路用地>耕地>园地>采矿用地。成矿母岩(花岗岩体)及含矿围岩(D_{2s}+h)土壤重金属含量较高,沿干流方向出露的一级阶地(Qx¹)表层土壤重金属含量较高。

(3)研究区 Cd、Pb、As 元素较高、高、极高生态风险水平占比偏大,整体大部分地区为低生态风险,但矿区及其周边、下游地区潜在生态风险较高。

参考文献:

- [1] Lv J S, Liu Y, Zhang Z L, et al. Factorial kriging and stepwise regression approach to identify environmental factors influencing spatial multi-scale variability of heavy metals in soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 261(13):387-397.
- [2] 黄益宗,郝晓伟,雷 鸣,等. 重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3):409-417.
HUANG Yi-zong, HAO Xiao-wei, LEI Ming, et al. The Remediation technology and remediation practice of heavy metals-contaminated soil [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(3):409-417.
- [3] 刘玉娟. 基于 GIS 的淮南矿区土壤重金属元素 Pb、Cd、Hg 空间分布特征及污染评价[D]. 合肥:合肥工业大学, 2015.
LIU Yu-juan. Research on spatial distribution and contamination evaluation of heavy metal Pb, Cd, Hg in Huainan mining area based on GIS [D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2015.
- [4] 王 菲,吴泉源,吕建树,等. 山东省典型金矿区土壤重金属空间特征分析与环境风险评估[J]. 环境科学, 2016, 37(8):3144-3150.
WANG Fei, WU Quan-yuan, LÜ Jian-shu, et al. Spatial characteristics and environmental risk of heavy metals in typical gold mining area of Shandong Province[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(8):3144-3150.
- [5] 刘 硕,吴泉源,曹学江,等. 龙口煤矿区土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. 环境科学, 2016, 37(1):270-279.
LIU Shuo, WU Quan-yuan, CAO Xue-jiang, et al. Pollution assessment and spatial distribution characteristics of heavy metals in soils of coal mining area in Longkou City[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(1):270-279.
- [6] 郭曼欣. 基于 GIS 的淮南矿区土壤 Cu、Ni、As、Zn 和 Cr 元素空间分布特征及来源分析[D]. 合肥:合肥工业大学, 2016.
GUO Min-xin. Research on spatial distribution and contamination sources of heavy metal Cu, Ni, As, Zn, Cr in Huainan mining area based on GIS[D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2016.
- [7] 高宇潇,塔西甫拉提·特依拜,夏 楠,等. 新疆准东五彩湾煤田不同深度土壤重金属污染评价、来源分析与空间分布特征[J]. 中国矿业, 2016, 25(9):74-81.
GAO Yu-xiao, TASHPOLAT Teyip, XIA Nan, et al. Spatial distribution and pollution source assessment of different depth of soil heavy metals in the Wucaiwan coal field in Xinjiang East Junggar basin[J]. *China Mining Magazine*, 2016, 25(9):74-81.
- [8] 孙建德. 湖南某铅锌矿区土壤重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 湖南有色金属, 2013, 29(4):57-60.
SUN Jian-de. Heavy metals pollution and potential ecological risk in soils around Pb-Zn mine area in Hunan Province[J]. *Hunan Nonferrous Metals*, 2013, 29(4):57-60.
- [9] 黄顺红,陈 伟,李 倩,等. 典型有色金属矿区土壤重金属污染及潜在生态危害评价[C]//中国环境科学学会 2013 年学术年会. 2013.
HUANG Shun-hong, CHEN Wei, LI Qian, et al. Assessment of soil heavy metal pollution and potential ecological risk in typical nonferrous metal mining areas[C]//Chinese society of Environmental Science Annual Academic Meeting in 2013. 2013.
- [10] 王登红,陈毓川,陈郑辉,等. 南岭地区矿产资源形势分析和找矿方向研究[J]. 地质学报, 2007, 81(7):882-890.
WANG Deng-hong, CHEN Yu-chuan, CHEN Zhen-hui, et al. Assessment on mineral resource in Nanling Region and suggestion for further prospecting[J]. *Acta Geologica Sinica*, 2007, 81(7):882-890.
- [11] 雷 梅,岳庆玲,陈同斌,等. 湖南柿竹园矿区土壤重金属含量及植物吸收特征[J]. 生态学报, 2005, 25(5):1146-1151.
LEI Mei, YUE Qing-ling, CHEN Tong-bin, et al. Heavy metal concentrations in soils and plants around Shizhuyuan mining area of Hunan Province[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(5):1146-1151.
- [12] 周 航. 湖南典型工矿区土壤重金属污染评价与土壤化学改良和大豆种植实验研究[D]. 株洲:中南林业科技大学, 2010.
ZHOU Hang. Evaluation on heavy metal contamination in some typical mine zone soils in Hunan Province and research on chemical amelioration of heavy metal contaminated soils and soybean[D]. Zhuzhou: Central South University of Forestry and Technology, 2010.
- [13] 周 航,曾 敏,刘 俊,等. 湖南 4 个典型工矿区大豆种植土壤 Pb Cd Zn 污染调查与评价[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(3):476-481.
ZHOU Hang, ZENG Min, LIU Jun, et al. Investigation and evaluation of Pb, Cd, Zn contamination in soybean planting soils of 4 typical mine zones in Hunan Province China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(3):476-481.
- [14] 兰砥中. 湖南某典型铅锌矿区农业土壤及农作物中重金属的风险评价[D]. 长沙:湖南农业大学, 2014.
LAN Di-zhong. Risk assessment of heavy metals in soils and crops from a Pb/Zn mine area in Hunan Province[D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2014.
- [15] 许 超,夏北成,秦建桥,等. 广东大宝山矿山下游地区稻田土壤的重金属污染状况的分析与评价[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26

- (增刊2):549-553.
- XU Chao, XIA Bei-cheng, QIN Jian-qiao, et al. Analysis and evaluation on heavy metal contamination in paddy soils in the lower stream of Dabaoshan area, Guangdong[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(Suppl 2):549-553.
- [16] 黄颜珠. 大宝山矿区 Mn、Cu、Cd、Pb 和 As 环境地球化学效应研究[D]. 广州:华南理工大学, 2010.
- HUANG Yan-zhu. Study on geochemical environmental effects of Mn, Cu, Cd, Pb, As in Dabaoshan mine, Guangdong Province[D]. Guangzhou: South China University of Technology, 2010.
- [17] 陈家栋, 潘宝宝, 张金池, 等. 广东大宝山矿区土壤重金属含量及其影响因素[J]. 水土保持研究, 2012, 19(6):237-246.
- CHEN Jia-dong, PAN Bao-bao, ZHANG Jin-chi, et al. Heavy metal concentrations in soils of Dabaoshan mine and their affecting factors, Guangdong Province[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2012, 19(6):237-246.
- [18] 王永磊. 湘南钨锡多金属矿集区构造-岩浆-成矿作用研究[D]. 北京:中国地质科学院, 2008.
- WANG Yong-lei. Tectonic-magma-mineralization of the W-Sn polymetallic Ore concentration area in Southern Hunan Province[D]. Beijing: Chinese Academy of Geological Sciences, 2008.
- [19] 龙加洪, 谭菊, 吴银菊, 等. 土壤重金属含量测定不同消解方法比较研究[J]. 中国环境监测, 2013, 29(1):123-126.
- LONG Jia-hong, TAN Ju, WU Yin-ju, et al. A comparative study on the detection of heavy metal in soil with different digestion methods[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2013, 29(1):123-126.
- [20] 刘峰, 秦樊鑫, 胡继伟, 等. 不同混合酸消解样品对电感耦合等离子体原子发射光谱法测定土壤中重金属含量的影响[J]. 理化检验:化学分册, 2011, 47(8):951-954.
- LIU Feng, QIN Fan-xin, HU Ji-wei, et al. Effects of different acid mixtures for sample digestion on the ICP-AES determination of heavy metal elements in soil[J]. *Physical Testing and Chemical Analysis Part B: Chemical Analysis*, 2011, 47(8):951-954.
- [21] 中国土壤学会农业化学专业委员会. 土壤农业化学常规分析方法[M]. 北京:科学出版社, 1984.
- Chinese Academy of Soil Sciences, agricultural chemistry, Specialized Committee. Methods for routine analysis of soil agricultural chemistry[M]. Beijing: Science Press, 1984.
- [22] 李静. 土壤有机质测定方法比对分析[J]. 绿色科技, 2012(5):203-204.
- LI Jing. Comparison and analysis of soil organic matter determination methods[J]. *Journal of Green Science and Technology*, 2012(5):203-204.
- [23] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8):975-1001.
- [24] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1990.
- China Environmental Monitoring Station. Background value of soil elements in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.
- [25] GB 15618—1995 土壤环境质量标准[S]. 北京:中国标准出版社, 1995.
- GB 15618—1995 Environmental quality standard for soils[S]. Beijing: China Standard Press, 1995.
- [26] 党丽娜, 梅杨, 廖祥森, 等. 城市不同交通圈(带)土壤重金属多元统计分析及空间分布研究以武汉市为例[J]. 长江流域资源与环境, 2016, 25(6):925-931.
- DANG Li-na, MEI Yang, LIAO Xiang-sen, et al. Study on multivariable statistics and spatial distribution of urban soil heavy metals at different traffic circle(band): With the example of Wuhan[J]. *Resources & Environment in the Yangtze Basin*, 2016, 25(6):925-931.
- [27] 雷国建, 陈志良, 刘千钧, 等. 广州郊区土壤重金属污染程度及潜在生态危害评价[J]. 中国环境科学, 2013, 33(增刊):49-53.
- LEI Guo-jian, CHEN Zhi-liang, LIU Qian-jun, et al. The assessments of polluted degree and potential ecological hazards of heavy metals in suburban soil of Guangzhou[J]. *China Environmental Science*, 2013 (Suppl):49-53.
- [28] 孙锐, 舒帆, 郝伟, 等. 典型 Pb/Zn 矿区土壤重金属污染特征与 Pb 同位素源解析[J]. 环境科学, 2011, 32(4):1146-1153.
- SUN Rui, SHU Fan, HAO Wei, et al. Heavy metal contamination and Pb isotopic composition in natural soils around a Pb/Zn mining and smelting area[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(4):1146-1153.
- [29] 廖国礼. 典型有色金属矿山重金属迁移规律与污染评价研究[D]. 长沙:中南大学, 2005.
- LIAO Guo-li. Research on the pollution assessment and the transport characteristics of heavy metals in a typical Nonferrous metal Mine[D]. Changsha: Central South University, 2005.
- [30] 徐佩, 吴超, 邱冠豪. 我国铅锌矿山土壤重金属污染规律研究[J]. 土壤通报, 2015, 46(3):739-744.
- XU Pei, WU Chao, QIU Guan-hao. Study on the law of soil heavy metals pollution around lead-zinc mining areas in China[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2015, 46(3):739-744.
- [31] 吕贻忠. 土壤学[M]. 北京:中国农业出版社, 2006.
- LÜ Yi-zhong. Soil science[M]. Beijing: Chinese Agricultural Press, 2006.
- [32] 范拴喜. 土壤重金属污染与控制[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2011.
- FAN Shuan-xi. Soil heavy metal pollution and control[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2011.
- [33] 赵永红. 有色金属矿山重金属污染控制与生态修复[M]. 北京:冶金工业出版社, 2014.
- ZHAO Yong-hong. Heavy metal pollution control and ecological restoration in nonferrous metal mines[M]. Beijing: Metallurgical Industry Press, 2014.
- [34] 毕明丽, 宇万太, 马强. 土地利用方式对潮棕壤微生物群落影响研究[J]. 土壤通报, 2008, 39(4):908-912.
- BI Ming-li, YU Wan-tai, MA Qiang. Effects of land use patterns on microbial community in the aquic brown earth[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2008, 39(4):908-912.
- [35] 孙亚乔, 钱会, 段磊, 等. 土地利用方式对土壤重金属含量的影响分析[J]. 安徽农业科学, 2010, 11(7):3613-3615.
- SUN Ya-qiao, QIAN Hui, DUAN Lei, et al. Effects of land use patterns on soil heavy metal contents[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2010, 11(7):3613-3615.