

矿 山 环 境

某高纬高寒铜矿区土壤重金属的时空变异及迁移规律研究

毛香菊^{1,2,3,4}, 卞孝东^{1,2,3,4*}, 肖芳^{1,2,3,4}, 程新涛^{1,2,3,4}, 王威^{1,2,3,4}

1. 中国地质科学院郑州矿产综合利用研究所, 河南 郑州 450006;
2. 国家非金属矿资源综合利用工程技术研究中心, 河南 郑州 450006;
3. 自然资源部多金属矿评价与综合利用重点实验室, 河南 郑州 450006;
4. 河南省黄金资源综合利用重点实验室, 河南 郑州 450006

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 1001-0076(2020)01-0124-08
DOI: 10.13779/j.cnki.issn1001-0076.2019.04.051

摘要 在收集整理高纬高寒地区某铜矿区以往监测资料和开展的动态监测研究的基础上,对近12年来研究区表层土壤重金属 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Mo、Ni、Pb 和 Zn 的时空变异趋势进行对比分析,且定量计算了土壤重金属的累积速率。分析结果表明,堆浸场的 Cd、Cu 含量在尚未开始堆浸时就已超过国家土壤 II 级标准限值,年均增长速率又较快,因而此处土壤恶化的可能性较大,应引起足够的重视。而尾矿库和排土场处,除了 Ni 具有较高的超标风险外,其他元素的环境容量相对较大。堆浸场下游的表层土壤中 Cr、Zn、Ni、Pb、Cr⁶⁺、Cd 和 Cu 元素的横向迁移距离相对较短,而 As、Hg 和 Mo 元素横向迁移距离略长,更容易随堆浸液排放向下游运移。剖面土壤样品中 Cu、Zn、Cr、Cd 的含量随着深度的增加而降低,表土中重金属含量高于深层土壤样品,呈现出在冻土层的冻结锋面上富集的规律。

关键词 铜矿区;土壤;重金属;时空变异;迁移规律

土壤重金属污染主要是指铅、汞、铬、镉及类金属砷等生物毒性显著的重金属造成的污染^[1-2]。重金属元素通过人类活动(如矿业活动)进入土壤中,致使土壤中重金属明显高于原生背景值含量,进而造成土壤环境质量恶化^[3]。由于重金属的难降解、易累积、毒性强等属性^[4-5],对农产品的生长、产量和质量都会造成影响,一旦被农产品吸收进入食物链,会对人体健康产生威胁^[6-12]。镉米事件使得土壤重金属污染问题“飞入寻常百姓家”^[13-16]。因此,利用多时段的监测资料对土壤重金属时空变异趋势进行定量研究,揭示土壤重金属的时空变异和迁移规律,对控制矿山重金属污染,保证农产品安全具有重要的现实意义。

本文所调查的铜矿山位于我国高纬高寒生态脆弱区,为特大型斑岩铜(钼)矿床,于2010年建成投产,其开采方式为先露天开采,后期转地下开采,采选

与冶炼分离。浮选产生的尾矿经浓缩后输送至5 km 外的尾矿库,低品位氧化物矿采用破碎—筑堆—喷灌浸出—萃取—电积工艺流程处理。该矿山开采活动对地质环境的影响主要是低品位矿石堆浸、废石堆放、选矿废水排放和尾矿排放。其中低品位矿石经过人工酸性淋滤会产生大量的含有较高浓度重金属元素的强酸性废水,从而对周边土壤及下游河流水质产生影响;尾矿、废石的长期堆放致使重金属元素通过地表径流、大气飘尘、冰雪融化等方式污染周边土壤。在此基础上,本工作通过收集多年来的监测资料,分析研究该铜矿区9种重金属元素的时空分布特征及变化规律,定量计算各种金属在土壤中的累积速率和扩散速率,为进一步研究土壤重金属的累积效应、建立矿山土壤环境质量预警指标体系、开展土壤重金属污染修复等提供技术支撑。

收稿日期:2019-03-12

基金项目:中国地质调查局地质调查项目(DD20160339,121201017000150003;DD20189263,121201017000182401);国家自然科学基金(51504225)

作者简介:毛香菊(1983-),女,博士,高级工程师,主要研究方向是矿山水土环境调查,岩矿分析,Email:nancy_mao_mao@163.com。

通信作者:卞孝东(1965-),男,副研究员,主要从事地质环境调查工作,Email:xiaodong475@163.com。

1 样品采集与测试

表层土壤样品:首先在整个矿区及外围 350 km² 的范围内按照 1 件/2.5 km² 网格布点采样,具体点位根据区域地貌特征、土壤类型分布适当调整,采集表层土样 137 件(深度 0~20 cm);其次在矿业活动区的废石堆场、堆浸场、采矿场及尾矿库周围农田采集加密表层土样 45 件。

深层土壤样品:在堆浸场下游河道边采集剖面土壤 4 件(深度 0~200 cm)。在远离矿区 30 km 外的对照区域(该区成土环境与调查区相同却没有从事矿业开发活动)采集背景土壤样品 9 件。

实际样品采样点分布图如图 1 所示。

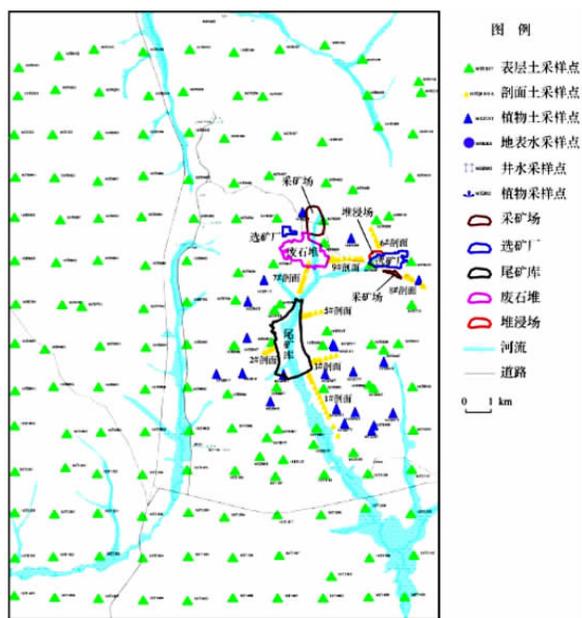


图 1 铜矿研究区土壤样品采样点分布图
Fig. 1 Distribution map of soil sample sampling points in copper mine research area

采样时间为 2005 年 10 月,2016 年 6 月、10 月,2017 年 10 月,采样点用 GPS 定位,在其 50 m 范围内采用梅花采样法,2~3 个子样组合成 1 个样品,四分法缩减至样品质量不小于 1 kg。样品采集后,装入采样袋或采样瓶,密封贴上标签,并做好记录与描述。

土壤样品自然风干,过 20 目筛后,送黑龙江省地质矿产测试应用研究所和河南省岩石矿物测试中心进行处理分析。Cd、Cr、Cu、Mo、Ni、Pb 和 Zn 采用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)测定,As 和 Hg 的含量采用原子荧光光谱法(AFS)测定,pH 值采用玻璃电极法测定。土壤样品分析过程加入国家标准土壤样品(GBW07446,即 GSS-17,中国地质科学院地球物理地球化学勘察研究所)进行质量控制,分析样品的重复数为 10%~15%。整个分析过程所用试剂均为优级纯,所用水均为亚沸蒸馏水。

2 铜矿区土壤重金属元素的时空变异趋势

2.1 土壤重金属含量特征

铜矿区土壤重金属含量特征参数、毗邻区土壤对照值、国家土壤环境质量 II 级标准限值(GB15618-1995,pH 值 < 6.5)列于表 1。数据表明,该区土壤中重金属含量有较大的差异,Cr、Hg 和 Ni 变异系数较低(低于 40%),其余重金属元素 As、Cd、Cu、Mo、Zn、Pb 的变化幅度均高于 40%,变异系数最大的重金属元素是 Cu(131%),其次为 Mo(81%),部分地点重金属含量极高,Cu 的最大值达 1 497 mg/kg,Cr 达 537 mg/kg,Ni 达 222 mg/kg。变异系数越大表明人为活动的干扰作用越强烈。

单项污染的超标率计算结果表明,Cr、Hg 和 Pb 的含量低于国家土壤环境质量 II 级标准限值;As、Cd、Cu、Ni 和 Zn 的含量则高于国标限值,超标率介于

表 1 铜矿工作区土壤重金属含量及不同参考标准

Table 1 Soil heavy metal content and different reference standards in copper mine area

Items	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
Minimum value/(mg · kg ⁻¹)	4.10	0.033	28.70	21.10	0.015	0.48	16.70	14.10	37.10
Maximum value/(mg · kg ⁻¹)	47.20	1.07	537.00	1497.00	0.13	10.60	222.00	90.10	207.00
Average value/(mg · kg ⁻¹)	12.16	0.10	71.24	52.79	0.05	1.15	30.73	25.73	81.30
Standard deviation	5.22	0.10	38.56	113.95	0.02	0.83	15.39	7.57	22.74
Variable coefficient/%	43	93	54	216	31	72	50	29	28
Comparison values of heavy metals in adjacent areas/(mg · kg ⁻¹)	14.91	0.12	81.07	31.78	0.33	1.21	41.14	30.45	79.60
Cumulative contamination ratio/%	14.60	20.35	9.29	68.14	0	24.34	5.75	10.18	46.46
Class II national soil environmental quality standard/(mg · kg ⁻¹)	40.00	0.300	150.00	50.00	0.300	-	40.00	250.00	200.00
Over-limit ratio/%	0.44	1.77	3.10	24.34	0	-	7.08	0	0.44

表 2 工作区表层土壤重金属元素的相关性分析

Table 2 Correlation analysis of heavy metals in the surface soils

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
As	1.000								
Cd	0.000	1.000							
Cr	0.038	0.006	1.000						
Cu	-0.074	0.092	-0.039	1.000					
Hg	-0.027	0.186**	-0.017	0.149*	1.000				
Mo	-0.060	0.030	-0.131	0.914**	0.143*	1.000			
Ni	0.058	0.031	0.527**	-0.014	0.193**	-0.075	1.000		
Pb	0.087	0.524**	0.007	0.046	0.048	0.032	-0.041	1.000	
Zn	0.071	0.800**	0.075	0.054	0.049	-0.005	0.075	0.731**	1.000

* means 0.05 level (bilateral) was significantly correlated; ** means 0.01 level (bilateral) was significantly correlated.

0.75% ~ 19.03%，除 Cu 外，超标倍数均不高。与毗邻区未开矿地区土壤重金属含量平均值相比较，除 Hg 外的 8 种重金属元素均有不同程度的累积污染（累积污染比例为 14.18% ~ 86.57%），个别地区累积污染倍数较高（达 20 多倍）。

研究土壤样品中重金属含量之间的相关性，可以推测土壤重金属是否同源。一般来说，重金属元素之间如果具有显著的相关性，则表明它们可能具有相同的来源，比如来源于相同的地球化学作用或人为活动，亦或是二者的复合作用。对工作区表层土壤重金属进行了相关性分析，相关性系数列于表 2。对照相关系数显著性检验表可知，工作区内 Cu 与 Hg、Mo 显著相关，Hg 与 Cu、Mo、Cd、Ni 显著相关，Cd 与 Hg、Pb、Zn 显著相关，而 As 则与其他元素之间的相关性不大。由此推断，工作区内的 Cu、Hg、Mo、Ni、Cd、Pb、Zn 之间的同源性较高（都来自矿石），As 则与上述重金属元素不同源，可能来自于堆浸或农药施用等人为活动。

2.2 土壤重金属含量的时空变异分析

该矿区自 2005 年至 2017 年间典型污染源（排土场、尾矿库、堆浸场）附近土壤中重金属含量及比值数据见表 2，其中 2005 年数据来源于未开矿之前该铜业

股份有限公司的现状监测报告。

排土场附近不同时期土壤重金属含量如图 2 所示，对比不同年份的土壤重金属监测数据可知，2017 年重金属含量与 2005 年的比值显示，经过 12 年的采选活动，排土场土壤中的 As、Hg 和 Ni 表现为累积，累积量分别是 2005 年未开采时的 1.14 倍、1.17 倍和 2.13 倍；Cr 和 Cu 表现为未累积，与 2005 年未开采时含量差别不大；Cd、Pb 和 Zn 则表现为略微减少。

尾矿库下游土壤中 As、Cr、Hg、Ni 和 Pb 元素均呈现正累积，2017 年累积量分别是 2005 年的 1.22 倍、1.04 倍、3.04 倍、1.94 倍和 1.14 倍，Zn 的含量变化不大，Cu 的含量先增加后减少，Cd 含量为减少（图 3）。

堆浸场土壤中 As、Cr、Cu、Hg、Ni 和 Zn 元素为正累积，2017 年累积量分别是 2005 年的 1.14 倍、1.34 倍、3.62 倍、2.48 倍、1.74 倍和 1.24 倍，Cd 的含量变化不大，Pb 的含量略微减少（图 4）。

整体而言，在所监测的 12 年内，仅有 3 种重金属在排土场的累积，累积速率也较低，但是在尾矿库下游和堆浸场则表现为多种重金属元素的同时累积，个别元素的累积倍数较高，因而需要更长时间的持续监测。

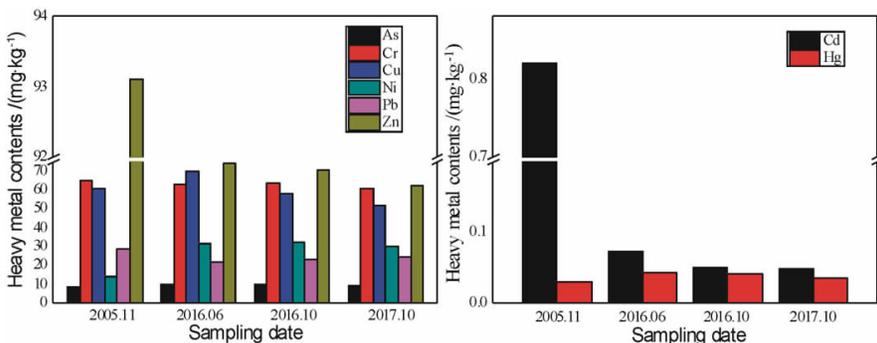


图 2 排土场土壤中重金属含量逐年变化情况

Fig. 2 The variation of heavy metal content in the soil of the dump site year by year

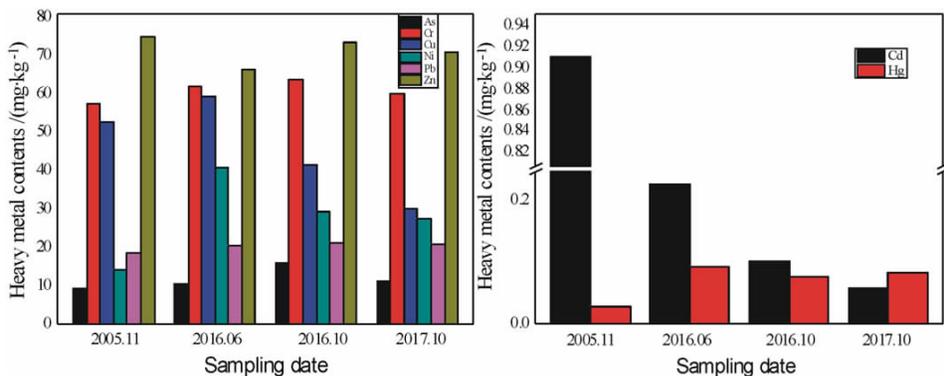


图 3 尾矿库下游土壤中重金属含量逐年变化情况

Fig. 3 The variation of heavy metal content in the soil downstream of tailing reservoir year by year

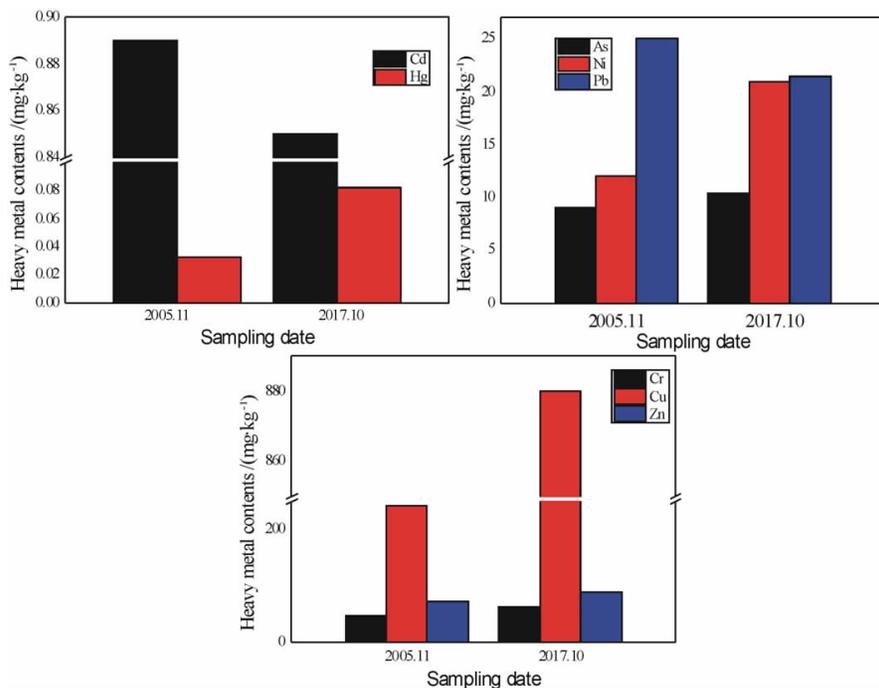


图 4 堆浸场土壤中重金属含量逐年变化情况

Fig. 4 The variation of heavy metal content in the soil of heap leaching field year by year

2.3 土壤重金属累积速率与环境质量预测预警

对排土场、尾矿库和堆浸场的监测数据, 采用年均增长量和总变化率 2 个参数定量分析相同地点土壤重金属含量随时间的累积速率, 分析结果表 3。

年均增长量是指在一定时期内重金属平均每年增长的数量, 是一种序时平均数, 其计算公式为:

$$D = (C_i - C_j) / (i - j) \quad (1)$$

总变化率表示在某时段内重金属含量变化的快慢程度, 其表达式为:

$$V = (C_i - C_j) / C_j \quad (2)$$

其中: D 为年均增长量 ($\text{mg}/\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$), C_i 为当前年重金属含量 (mg/kg), C_j 为当前年以前某年重金属含量 (mg/kg), $i - j$ 为历时年数, V 为总变化率。

由表 4 中数据显示, 重金属 As、Hg 和 Ni 的含量在 3 个监测点位均表现为正增长, Cd 则表现为负增长, Cr、Cu、Pb 和 Zn 则表现为在一些地点呈正增长, 在另外一些地点呈负增长, 规律性不强。从 2005 年到 2017 年, 12 年间, 堆浸场处 Cu 的年均增长量最大, 达到 $53.09 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{a}^{-1})$, 排土场处 Ni 为 $1.63 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{a}^{-1})$; Cd 为负增长, 年均增长量为 $-0.07 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{a}^{-1})$ 。12 年来变化最快的是 Hg, 总变化率为 1.17, 其次是 Ni 和 Cu, 分别为 1.04 和 0.36。

表3 铜矿不同时期土壤重金属含量及比值

Sites	Tines	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Refuse dump	October 2005	8.10	0.820	64.80	60.80	0.030	14.00	28.30	93.10
	June 2016	9.70	0.073	62.68	69.70	0.043	31.65	21.30	74.40
	October 2016	9.80	0.050	63.70	58.00	0.040	31.90	23.20	70.60
	October 2017	9.20	0.049	60.90	51.50	0.035	29.80	24.70	62.60
	Ratios of 2017/2005	1.14	0.06	0.94	0.85	1.17	2.13	0.87	0.67
	Ratios of Oct. 2016/2005	1.21	0.06	0.98	0.95	1.33	2.28	0.82	0.76
	Ratios of June 2016/2005	1.20	0.09	0.97	1.15	1.43	2.26	0.75	0.80
Downstream of tailings reservoir	October 2005	9.20	0.910	57.40	52.50	0.027	14.00	18.30	74.60
	June 2016	10.20	0.224	61.70	59.20	0.091	40.70	20.20	66.10
	October 2016	15.80	0.100	63.60	41.40	0.076	29.20	20.90	73.40
	October 2017	11.20	0.058	59.90	29.80	0.082	27.20	20.80	70.70
	Ratios of 2017/2005	1.22	0.06	1.04	0.57	3.04	1.94	1.14	0.95
	Ratios of Oct. 2016/2005	1.72	0.11	1.11	0.79	2.81	2.09	1.14	0.98
	Ratios of June 2016/2005	1.11	0.25	1.07	1.13	3.37	2.91	1.10	0.89
Heap leaching field	October 2005	9.10	0.89	47.30	242.90	0.033	12.00	25.00	71.10
	October 2017	10.40	0.85	63.30	880.00	0.082	20.90	21.40	88.40
	Ratios of 2017/2005	1.14	0.96	1.34	3.62	2.48	1.74	0.86	1.24

表4 不同时期同一地点土壤重金属年均增长量和总变化率

Table 4 Average annual growths and total change rates of soil heavy metals in different periods at the same places

Sites and nubler	time	As		Cd		Cr		Cu		Hg		Ni		Pb		Zn	
		D	V	D	V	D	V	D	V	D	V	D	V	D	V	D	V
Refuse dump 16TQ0903	2016	0.15	0.21	-0.07	-0.94	-0.10	-0.02	-0.25	-0.05	0.001	0.33	1.63	1.28	-0.46	-0.18	-2.05	-0.24
	2017	0.09	0.14	-0.06	-0.94	-0.33	-0.06	-0.78	-0.15	0.001	0.17	1.32	1.13	-0.30	-0.13	-2.54	-0.33
Downstream of tailings reservoir 16TQ0103	2016	0.60	0.72	-0.07	-0.89	0.56	0.11	-1.01	-0.21	0.004	1.81	1.38	1.09	0.24	0.14	-0.11	-0.02
	2017	0.17	0.22	-0.07	-0.94	0.21	0.04	-1.89	-0.43	0.005	2.04	1.10	0.94	0.21	0.14	-0.32	-0.05
Heap leaching field 17TQ0104	2017	0.11	0.14	0.003	-0.04	1.33	0.34	53.09	2.62	0.004	1.48	0.74	0.74	-0.30	-0.14	1.44	0.24
Average value		0.22	0.28	-0.06	-0.75	0.34	0.08	9.83	0.36	0.003	1.17	1.23	1.04	-0.12	-0.03	-0.72	-0.08

Note: Initial data were obtained in 2005, 2016 data were obtained in October 2016; D was the annual growth ($mg/kg \cdot a^{-1}$), V was the total rate of change, dimensionless.

利用土壤重金属含量变化幅度和变化快慢程度的量化指标,可以预测未来5年、10年、50年等时间内土壤重金属的累积量,也可以预测重点污染源附近土壤的超标年限,从而对环境地球化学累积效应作出判断,对质量恶化土壤作出预警。假设当前矿业活动强度不变,也无急性污染泄露事件发生,以表3中2005—2017年计算的年均增长量为依据,则排土场处As、Hg、Ni超过GB 15618—1995土壤Ⅱ级标准限值需要的年限分别为364年、277年和19.7年;尾矿库下游土壤As、Cr、Hg、Ni和Pb超标需要的年限分别为181年、441年、55.6年、23.6年和1103年;而堆浸场处As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni和Zn超标需要的年限依次为281年、0年、72年、0年、66.75年、37.8年和89.5年。由此发现,堆浸场的Cd、Cu在尚未开始堆浸时就已经超标,年均增长量又较快,因而此处土壤恶化的可能性较大,应引起足够重视。而尾矿库和排土场处,除了Ni具

有较高的超标风险外,其他元素的环境容量相对较大。

3 堆浸场下游小溪沿岸土壤重金属迁移规律

该铜矿的开采积累了大量的低品位氧化铜矿石,堆积在泥鳅河流域上游小溪边。为了进一步对铜进行回收利用,低品位矿石采用硫杆菌和稀硫酸进一步喷淋矿石浸取铜,同时在这个过程中产生大量的氧化酸性废水。酸性废水就通过排放、渗漏、溢流等方式汇入小溪,已经严重污染了溪水和岸边土壤。本工作采集了小溪岸边表层和深层土壤样品,进行重金属元素分析,研究重金属在土壤中的分布和迁移转化规律。

小溪下游距堆浸场200~1500m范围内表层土壤重金属含量变化趋势如图5所示。可以看出,Cr、Zn、Ni、Pb、 Cr^{6+} 、Cd和Cu元素的含量随着离堆浸场距离的增加而降低,Cd和Cu元素分别在距离大于1000

m 和 1 500 m 时降至土壤国家 II 级标准限值以下,其他重金属元素未超标;As、Hg 和 Mo 元素随着距离的增加略有增加。表明 Cr、Zn、Ni、Pb、Cr⁶⁺、Cd 和 Cu 元

素的横向迁移距离相对较短,而 As、Hg 和 Mo 元素横向迁移距离略长,即 As、Hg 和 Mo 更容易随堆浸液排放向下游转移。

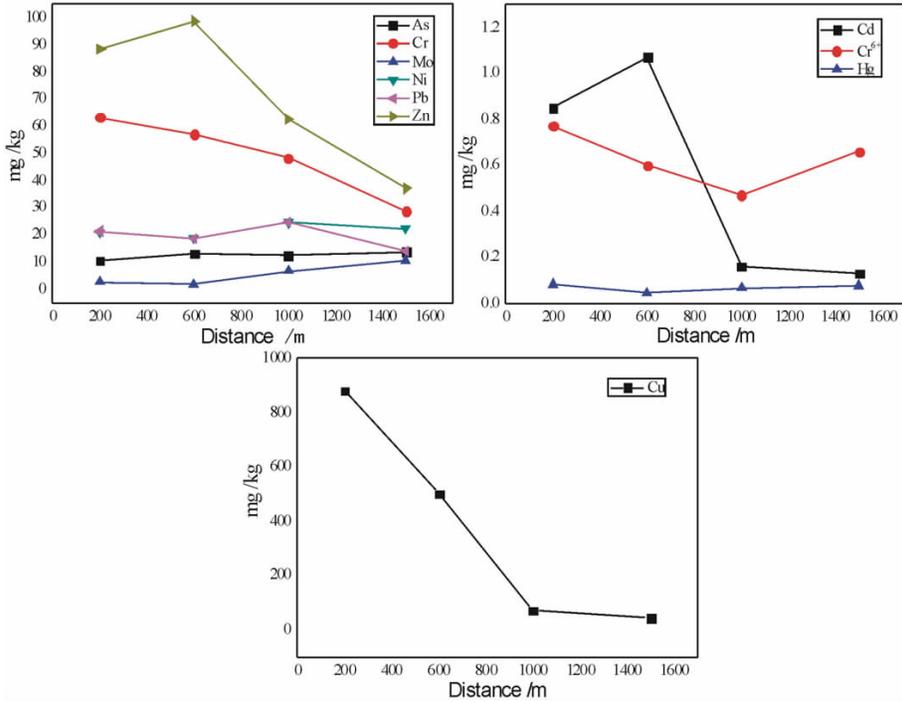


图 5 小溪岸边土壤重金属含量随距离变化规律

Fig. 5 The change rule of heavy soil metal content with distance along the stream along the shore

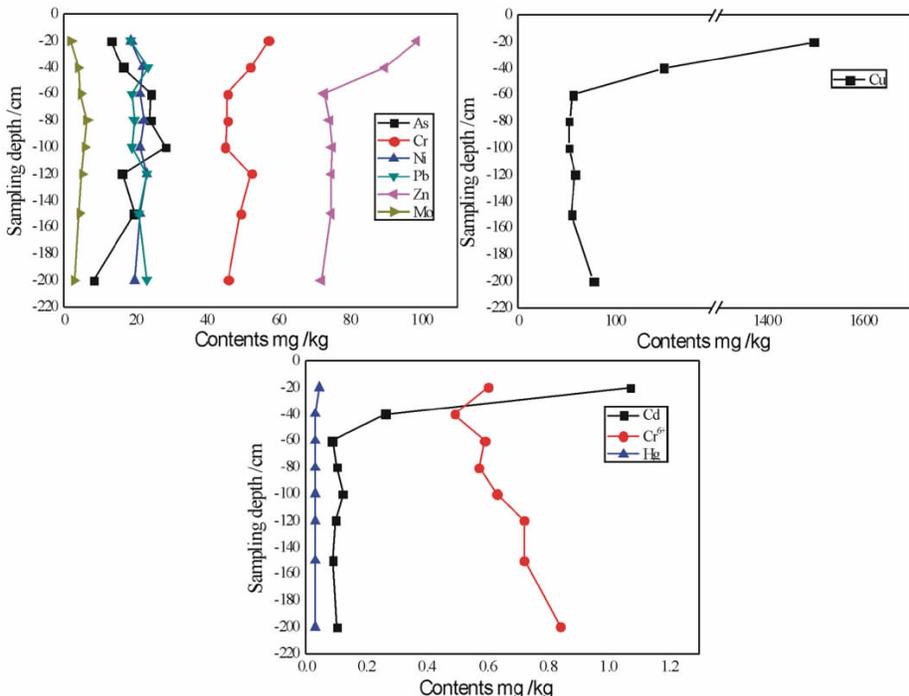


图 6 17TQ0103 剖面土壤样品中重金属含量垂向分布图

Fig. 6 Vertical distribution of heavy metal content in soil samples from profile 17TQ0103

17TQ0103剖面(0~200 cm,穿过20~60 cm层位的多年冻土层)土壤样品的重金属垂向分布规律如图6所示,从图中可以看出,样品中Cu、Zn、Cr、Cd的含量随着剖面深度的增加而降低,表土中重金属含量高于深层土壤样品,呈现出在冻土层的冻结锋面上富集的规律,冻结锋面20~60 cm土壤中Cu、Zn、Cr、Cd含量分别是底层180~200 cm处含量的2.99、1.01、1.14和2.60倍,自表土向下约20 cm深度即开始出现冻结,起到隔水作用,阻止水分下渗和重金属的向下迁移,故呈现出上高下低现象。总Cr和As的规律较为复杂,可能是受到冻土层的冻结—融化循环作用,当冻结时向冻结锋面迁移,土体融化时,在重力作用下继续向下垂直迁移。 Cr^{6+} 则是呈现先减少后增加的趋势,Mo和Hg的含量在各层次差别甚微。

4 结论

(1)在所监测的12年内,仅有3种重金属在排土场累积,累积速率也较低,但是在尾矿库下游和堆浸场则表现为多种重金属元素的同时累积,个别元素的累积倍数较高,因而需要更长时间的持续监测。

(2)堆浸场的Cd、Cu在尚未开始堆浸时就已超过国家土壤II级标准限值,年均增长量又较快,因而此处土壤恶化的可能性较大,应引起足够的重视。而尾矿库和排土场处,除了Ni具有较高的超标风险外,其他元素的环境容量相对较大。

(3)堆浸场下游的表层土壤中Cr、Zn、Ni、Pb、 Cr^{6+} 、Cd和Cu元素的横向迁移距离相对较短,而As、Hg和Mo元素横向迁移距离略长,更容易随堆浸液排放向下游运移。剖面土壤样品中Cu、Zn、Cr、Cd的含量随着深度的增加而降低,表土中重金属含量高于深层土壤样品,呈现出在冻土层的冻结锋面上富集的规律。

参考文献:

- [1] 周建军,周恬,冯仁国.我国土壤重金属污染现状及治理战略[J].中国科学院院刊,2014,29(3):315-350.
- [2] 张小敏,张秀英,钟太洋,等.中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J].环境科学,2014,35(2):692-703.
- [3] 李山泉,杨金玲,阮心玲,等.南京市大气沉降中重金属特征及对土壤环境的影响[J].中国环境科学,2014,34(1):22-29.
- [4] 李剑睿,徐应明,林大松,等.农田重金属污染原位钝化修复研究进展[J].生态环境学报,2014,23(4):721-728.
- [5] 陈江军,刘波,李智民,等.江汉平原典型场区土壤重金属赋存形态及其影响因素探讨[J].资源环境与工程,2018,32(4):551-556.
- [6] 王兰化,李明明,张莺,等.华北地区某蔬菜基地土壤重金属污染特征及健康风险评价[J].测绘通报,2014,35(2):191-196.
- [7] 徐友宁,张江华,柯海玲,等.某金矿区农田土壤重金属污染的人体健康风险[J].地质通报,2014,33(8):1239-1252.
- [8] 姜林,彭超,钟茂生,等.基于污染场地土壤中重金属人体可给性的健康风险评价[J].环境科学研究,2014,27(4):406-414.
- [9] 段海静,蔡晓强,阮心玲,等.开封市公园地表灰尘重金属污染及健康风险[J].环境科学,2015,36(8):2972-2980.
- [10] 毛香菊,邹安华,马亚梦,等.南京某铁矿区土壤重金属污染潜在生态危害评价[J].矿产保护与利用,2015(3):54-59.
- [11] 吴迪,杨秀珍,李存雄,等.贵州典型铅锌矿区水稻土壤和水稻中重金属含量及健康风险评价[J].农业环境科学学报,2013,32(10):1992-1998.
- [12] Q. Q. Yang, Z. Y. Li, X. N. Lu, et al. Bi, A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: pollution and risk assessment[J]. Science of the total environment, 2018, 642: 690-700.
- [13] 李婧,周艳文,陈森,等.我国土壤镉污染现状、危害及其治理方法综述[J].安徽农学通报,2015,21(24):104-107.
- [14] 苗亚琼,林清.广西土壤重金属镉污染及对人体健康的危害[J].环境与可持续发展,2016,41(5):170-173.
- [15] 徐友宁,张江华,柯海玲,等.某金矿区农田土壤镉污染及其环境效应[J].中国地质,2013,40(2):636-643.
- [16] 罗琼,王昆,许靖波,等.我国稻田镉污染现状·危害·来源及其生产措施[J].安徽农业科学,2014,42(30):10540-10542.

Research on the Spatiotemporal Variation and Migration Rule of Soil Heavy Metals in a High Latitude Alpine Copper Mining Area

MAO Xiangju^{1,2,3,4}, BIAN Xiaodong^{1,2,3,4*}, Xiao Fang^{1,2,3,4}, CHENG Xintao^{1,2,3,4}, WANG Wei^{1,2,3,4}

1. Zhengzhou Institute of Multipurpose Utilization of Mineral Resources, CAGS, Zhengzhou 450006, China;

2. China National Engineering Research Center of Utilization of Industrial Minerals, Zhengzhou 450006, China;

3 Key Laboratory of Evaluation and Multipurpose Utilization of Polymetallic Ore of Ministry of Nature and Resources, Zhengzhou 450006, China;

4. Key Laboratory of Comprehensive Utilization of Gold Resource in Henan Province, Zhengzhou 450006, China

Abstract: Based on collecting and arranging the previous monitoring data and dynamic monitoring research in a high latitude alpine copper mining area, the spatiotemporal variation trends of heavy metals of As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb and Zn in the surface soil of the study area in the past 12 year were compared and analyzed, and the accumulation rate of heavy metals in soil was quantitatively calculated. The analytical data showed that severe attention should be paid to the large possibility of soil deterioration due to the Cd and Cu contents of the heap leaching field had exceeded the national soil level II standard limit when the heap leaching had not yet started, and the annual average growth rate was faster. Comparatively, there was large soil environmental capacity for heavy metals except Ni at tailing reservoir and dump site. The transversal migration distance of Cr, Zn, Ni, Pb, Cr^{6+} , Cd and Cu was shorter than As, Hg and Mo at downstream of heap leaching field. Elements with longer moving distances were more likely to migrate downstream with heap leaching. The profile soil sample content of Cu, Zn, Cr and Cd decreased with the increasing of depth, and the heavy metal content in the topsoil was higher than that in the deep soil samples which shown the law of enrichment on the frozen front of permafrost.

Key words: copper mine; soil; heavy metal elements; spatiotemporal variation; migration rule

引用格式:毛香菊,卞孝东,肖芳,程新涛,王威.某高纬高寒铜矿区土壤重金属的时空变异及迁移规律研究[J].矿产保护与利用,2020,40(1):124-131.

Mao XJ, Bian XD, Xiao F, Cheng XT and Wang W. Research on the spatiotemporal variation and migration rule of soil heavy metals in a high latitude alpine copper mining area[J]. Conservation and utilization of mineral resources, 2020, 40(1): 124-131.

投稿网址: <http://kcbh.cbpt.cnki.net>

E-mail: kcbh@chinajournal.net.cn