

# 黔西北土法炼锌集聚区重金属污染评价及范围界定

吕留彦<sup>1</sup>, 陈祥娥<sup>1</sup>, 陈武<sup>1</sup>, 龚大兴<sup>2</sup>, 卢彦<sup>2</sup>, 吴开彬<sup>1</sup>, 何纯田<sup>1</sup>

(1. 贵州省地质调查院, 贵阳 550081; 2. 中国地质科学院矿产综合利用研究所, 成都 610041)

**摘要:** 研究黔西北土法炼锌矿渣集聚区土壤、水系沉积物和水体重金属污染状况以及潜在生态危害, 是保护土地和水资源的重要基础, 对维护当地粮食安全和人民身体健康具有重要意义。该研究系统采集不同介质样品, 测定其8种重金属含量及pH值, 分析重金属在不同介质中的空间分布和来源, 确定影响区域, 对其进行污染和潜在生态危害评价, 圈定重金属污染范围及强生态风险区域。结果表明, 研究区表层土壤中除Hg和pH值外其他元素含量均高于毕节地区表层土壤背景值; As、Cd、Pb和Zn在空间分布上极不均匀, 主要集中于表层土壤中, 深部则主要受地质背景和原生土壤控制; 约12.5%的研究区存在强或极强潜在生态风险, 主要位于土法炼锌矿渣周边。土法炼锌矿渣集中的小流域2500m内水体为重度污染, 在矿渣集中分布区下游Cr、Cu、Ni、Pb和Zn含量存在叠加现象, As和Cd受集中连片矿渣影响最为明显; 水系沉积物中As、Cd、Cu、Pb和Zn在矿渣集中区为重度污染, 在下游2500m外As、Pb和Zn未污染, Cd和Cu受地质背景影响为轻度污染。在地质背景下, 土法炼锌矿渣重污染区域主要分布于集中堆存区周边, 受地形地貌及水文地质制约其影响范围较为有限。

**关键词:** 重金属; 小流域; 土法炼锌; 污染评价; 污染范围

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.202403002

中图分类号: X53

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2024)-18-0228-12

吕留彦, 陈祥娥, 陈武, 等. 黔西北土法炼锌集聚区重金属污染评价及范围界定[J]. 农业工程学报, 2024, 40(18): 228-239. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.202403002 <http://www.tcsae.org>

LYU Liuyan, CHEN Xiang'e, CHEN Wu, et al. Assessment of heavy metal pollution and scope definition in the Indigenous Zinc Smelting agglomeration areas of northwest Guizhou Province of China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2024, 40(18): 228-239. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.202403002 <http://www.tcsae.org>

## 0 引言

土地是农业生产的基础, 中国人均耕地面积积极少, 仅有世界人均耕地面积的1/4, 研究区面临耕地质量退化等诸多挑战, 保护耕地资源, 对保障粮食安全和人民身体健康具有重要意义<sup>[1]</sup>。贵州省锌的生产历史悠久, 明末清初在赫章妈姑地区便开始从提炼银发展到炼锌, 据记载土法炼锌已有300多年的历史。改革开放后贵州锌产量逐年递增, 为贵州的经济发展作出了重要贡献<sup>[2]</sup>, 但由于土法炼锌技术落后, 不仅锌资源回收低(回收率仅40%~85%), 也导致其他有害污染物(如铅、镉、铜等)随废渣、烟尘大量排放, 影响范围进一步扩大; 同时长期露天堆放的废渣, 经淋滤作用在适宜的环境条件下重金属活性增强、污染风险增高, 生态安全问题逐渐显现<sup>[3-4]</sup>。重金属具有毒性大、影响持久及生物易蓄积性等特点, 进入土壤后由于不能被生物降解而长期存在且不断积累, 造成耕地产能下降<sup>[5-6]</sup>, 并通过食物链进入动物和人体中, 对食品安全和人类健康产生巨大的威胁<sup>[7-10]</sup>。前人研究结果证实中国西南地区原生状态下土壤重金属

活性相对较低, 多处于“高背景, 低风险”状态<sup>[11-13]</sup>, 孟伟等<sup>[14]</sup>研究表明黔西北地区深层土壤重金属富集并不显著, 其分布与地质背景关系密切。针对遗留矿渣周边土壤、农作物等目前国内外很多研究者开展了较多的研究, 陈盟等<sup>[15]</sup>对广西典型铅锌矿区流域土壤重金属进行解析, 发现Ni、Cu、Zn、As、Sb、Hg、和Pb主要来源于工矿活动; 他维媛等<sup>[16]</sup>对陕西商洛地区尾矿区土壤重金属来源的分析表明土壤中Cd、Pb同样与采矿活动、尾矿废弃物密切相关。关于黔西北铅锌矿区及矿业活动区重金属的环境污染及影响研究亦不在少数, 尤其近年来不同单位和行业的研究者从不同方面开展了更广泛领域的研究<sup>[17-19]</sup>, 段志斌<sup>[20]</sup>结合黔西北地质高背景对土法炼锌区土壤重金属的环境地球化学行为等进行了详尽的研究, 结果表明矿业活动源是影响土壤重金属累积的主导因素; 徐蝶<sup>[21]</sup>则对黔西北铅锌矿区周边不同土地利用类型的土壤开展研究, 结果表明土壤Cd、Pb、Zn在空间上的分布具有相似性, 高值区均主要分布在采矿点和土法炼锌遗迹地; 鲁鸿霁等<sup>[22]</sup>利用多种评价方法对黔西北土法炼锌区受污染土壤进行评价, 结果表明土壤Cd污染严重, 存在极强潜在生态风险, Pb存在较强潜在生态风险; 吴攀等<sup>[23-25]</sup>更是从土法炼锌矿渣重金属的释放规律, 周边河流重金属的污染特征, Pb、Zn的矿物学特征等方面的对土法炼锌矿渣进行了多方面的研究, 结果表明这些废渣是一种高度不均匀的复杂集合体, pH值呈

收稿日期: 2024-03-01 修订日期: 2024-07-19

基金项目: 黔科合基础(ZK[2024]一般690); 中国地质调查局项目(DD20189507)

作者简介: 吕留彦, 高级工程师, 研究方向为基础地质与水文地质调查与研究。Email: lvliuyan@126.com

中性、微碱性, 重金属的总量大, 释放时间长, 在流水淘洗等水文地球化学条件改变时重金属改变成为溶解态, 从而使河流沉积物成为重金属潜在的二次污染源, 对环境构成持续性威胁。当前关于区域性生态安全、生态修复及土地资源、耕地质量的研究较多<sup>[26-29]</sup>, 但针对土法炼锌矿渣小流域污染范围及污染评价的研究鲜而有之。

黔西北地区虽然是重金属地质高背景区, 但土法炼锌活动对周边重金属的污染亦是显而易见的。当前不同研究方向的专家学者针对遗留土法炼锌矿渣单体开展污染评价的不少, 对土法炼锌矿渣重金属存在形态、迁移途径等研究亦有进展; 但鲜有对某个特殊地质条件区域或单个小流域开展遗留土法炼锌矿渣污染评价的研究, 尤其在重金属地质高背景区域, 隔水性较好的水文地质条件下, 针对利用外来铅锌矿开展土法炼锌遗留矿渣集中的完整小流域, 开展水、土、水系沉积物一体的系统污染分析, 从而确定遗留土法炼锌矿渣所含重金属在不同介质中的污染广度和深度, 圈定污染范围、生态风险区域的研究还未见报道。本文以黔西北约 8 km<sup>2</sup> 的土法炼锌集聚区为研究区, 结合该区域地质条件, 对地表水、地下水、土壤、水系沉积物等不同介质的重金属含量进行系统的剖析, 以探讨土法炼锌集聚区及其小流域内重金属对水、土环境的影响, 进而分析其空间分布、确定污染范围等, 为区域农业生产及重金属污染防治提供指导依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于贵州西北部毕节地区高原台面多个小流域分水岭地带, 平均海拔 1 800~2 000 m, 低中山缓丘坡地侵蚀地貌, 山顶有残坡积物覆盖, 山间“V”形沟谷发育, 相对高差约 100~200 m, 为暖温带高原季风气候, 雨热同季、冬春干旱、夏秋潮湿, 年平均气温 10~12 °C, 无霜期 210 d, 有长冬无夏, 春秋相连的特点。年平均总降水量 950.9 mm, 最大年降水量 1 436.5 mm, 干湿季节明显, 降水主要集中于 5—8 月。土壤类型主要为紫色土和黄棕壤; 植被覆盖率高, 土地利用现状主要有旱地和林地, 农作物主要为玉米和马铃薯等, 是传统的农业生产区。20 世纪末至 2006 年前后大规模引进铅锌矿在本地开展土法炼锌活动, 最多时研究区内有土法炼锌炉 30 余个, 烟雾弥漫, 树木焦黄, 农作物枯萎, 昆虫鸟类数量急剧减少, 研究期间发现大小不同的土法炼锌遗留渣堆 20 余处, 其中最大单个矿渣堆场约有堆存量 100 万 m<sup>3</sup>。遗留土法炼锌矿渣较为集中的小流域位于研究区的东北部, 为沟谷地貌, 支流多发育在南坡, 最大单个土法炼锌矿渣堆场位于小流域中部。

### 1.2 样品采集与测试

本次研究土法炼锌矿渣分布较为广泛的范围约 8 km<sup>2</sup>, 区域表层土壤样品于 2017 年 12 月-2018 年 2 月毕节市耕地质量地球化学调查期间采集, 表层土壤以 1/9 km<sup>2</sup> 的网格化布设, 采集耕(园)地表层样品, 采样深度 0~

20 cm, 每件样品由 3~5 个子样组成, 采样质量 1 kg, 所采集样品为该网格最具代表性耕地, 同时避开交通干线、近期堆土、施肥、矿石堆及尾矿堆等人为污染源, 区域表层土壤采样点位见图 1。

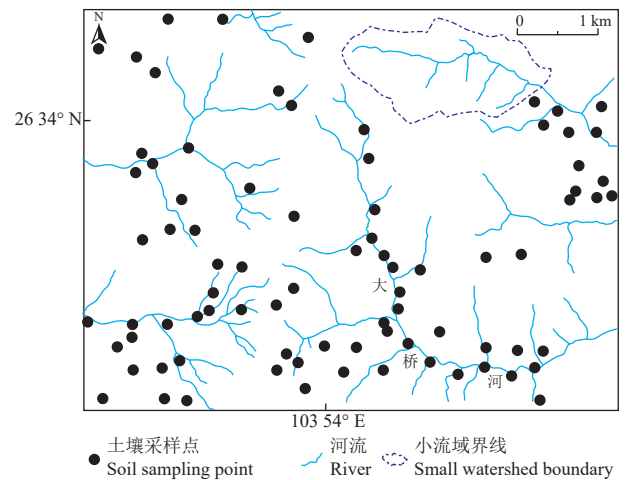


图 1 研究区表层土壤采样点位图

Fig.1 Map of sampling points for surface soil in the research area

在耕地质量地球化学调查基础上, 对研究区东北部土法炼锌集中的小流域空白区, 以水文地质条件为依据, 结合小流域地形地貌及土法炼锌遗留矿渣堆场所处位置采集土壤样品、水系沉积物样品和水体样品, 表层土壤样品主要布设于各个矿渣堆场上下游 100~500 m 的周边; 根据矿渣堆场与水系的关系, 布设水体样品和水系沉积物样品, 样品于 2019 年 9—10 月采集。2019 年 12 月针对小流域内堆存时间长, 体量最大的渣堆, 在其上游 100 m、侧边 100 m 及下游 100 m 的耕地内连续采集自地表以下至 1 m 的深层土壤样品, 每 10 cm 为一采样深度, 所有土壤样品上下均匀采集, 同时采集矿渣样品。小流域采样点见图 2, 水系沉积物样品具体为小流域源头土法炼锌矿渣下游 50 m (CJ01)、200 m (CJ02), 小流域土法炼锌矿渣集中分布区中部 (CJ03), 土法炼锌矿渣集中分布区下游 250 m (CJ04)、750 m (CJ05)、1 500 m (CJ06) 和 2 500 m (CJ07); 在水系沉积物样品相同位置和河流干流上采集 7 件水体样品, 渣堆周边存在地表水支流的上下游采集 4 件水体样品, 1 件渣堆下游泉水样品 (S01) 及 1 件矿渣渗滤液 (S00)。本次工作在研究区内采集各类样品共计 138 件。

土壤和水系沉积物样品中弃去动、植物残留体、砾石、矿渣团块等, 样品原始质量大于 1 kg, 装入布袋, 在布袋外套聚乙烯塑料袋隔开。样品经自然干燥、人工机械破碎、过 2 mm 孔径筛、充分拌匀、称质量装瓶, 检查合格后送贵州省地质矿产中心实验室以《区域地球化学分析方法 (DZ/T 0279-2016)》检验规程进行测试, 检测方法依据《硅酸盐岩石化学分析方法 (GB/T 14506-2010)》, 各分析方法的最低检出限均等于或优于《土地质量地球化学评价规范 (DZ/T 0295-2016)》的要求。其中 Cd 进行硝酸等混酸分解、定容稀释后采用电感耦合等离子体质谱法 (ICP-MS) 测定, Cu、Zn、Pb、Ni、

Cr 进行硝酸等混酸分解、定容后采用电感耦合等离子体原子发射光谱 (ICP-OES) 测定, As、Hg 王水溶解,  $\text{KBH}_4$  还原、氢化法处理后采用原子荧光光谱法 (AFS) 测定, pH 计电极法直接测定。水体样品采集原水 2.5 kg, 对特定元素汞等加入稳定剂单独采集, 密封后送中国地质科学院矿产综合利用研究所参照《表水环境质量标准 (GB 3838-2002)》要求方法进行检测。准确度和精度采用国家一级标准物质进行控制。以 2% 的重复样和 5% 重复分析来评定采样和分析误差。各项指标的分析准确度和精密度合格率均为 100%、报出率均达到合格要求。

### 1.3 重金属污染评价方法

#### 1.3.1 单因子污染指数法

单因子污染指数 ( $P_i$ ) 是土壤中某重金属元素含量与土壤环境质量评价标准之比, 计算式为

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

式中  $C_i$  为重金属  $i$  实测值 (mg/kg),  $S_i$  为重金属  $i$  环境质量评价标准 (mg/kg)。评价标准参考《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准 (试行) (GB15618-2018)》, 结合当地主要为旱地的实际情况, 采用其他类风险筛选值。污染等级划分如表 1 所示。

表 1 土壤重金属污染等级划分标准

Table 1 Classification standard of soil heavy metal pollution

单因子污染指数 Single-factor pollution index		潜在生态风险 Potential ecological risk			内梅罗综合污染指数 Nemerow comprehensive pollution index		
$P_i$ 范围 $P_i$ range	污染等级 Pollution level	$E_i$ 范围 $E_i$ range	风险等级 Risk level	RI 范围 RI range	生态风险 Ecological risk	$P_N$ 范围 $P_N$ range	风险等级 Risk level
$P_i \leq 1$	未污染	$E_i < 40$	轻微	$RI < 150$	轻微	$P_N \leq 0.7$	安全
$1 < P_i \leq 2$	潜在污染	$40 \leq E_i < 80$	中等	$150 \leq RI < 300$	中等	$0.7 < P_N \leq 1$	警戒值
$2 < P_i \leq 3$	轻度污染	$80 \leq E_i < 160$	强	$300 \leq RI < 600$	强	$1 < P_N \leq 2$	轻度污染
$P_i > 3$	重度污染	$160 \leq E_i < 320$	很强	$RI \geq 600$	很强	$2 < P_N \leq 3$	中度污染
		$E_i \geq 320$	极强			$P_N > 3$	重度污染

#### 1.3.2 内梅罗综合污染指数法

内梅罗综合污染指数法是对多种重金属污染情况行的综合评价方法<sup>[30]</sup>, 计算式为

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

式中  $P_N$  为多种重金属综合污染指数值,  $P_{i\text{ave}}$  为  $i$  单因子污染指数平均值 (mg/kg),  $P_{i\text{max}}$  为  $i$  单因子污染指数最大值 (mg/kg)。根据  $P_N$  大小将土壤污染程度分为 5 级, 如表 1 所示。

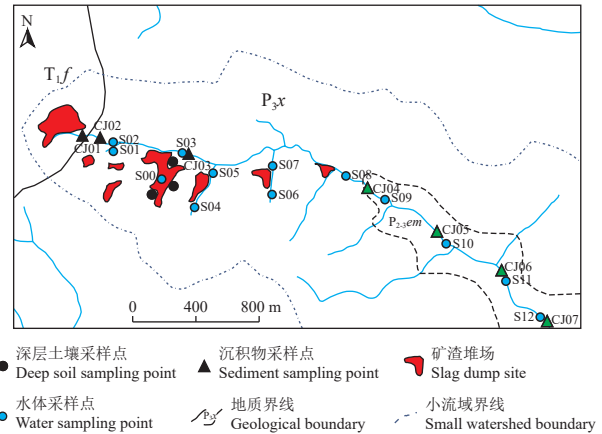
#### 1.3.3 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数法广泛应用于土壤与沉积物的重金属生态风险评价, 该方法将重金属的含量、环境效应、生态效应和毒理学统一起来<sup>[31]</sup>。计算式为

$$E_i = \sum_{i=1}^n \left( T_i \cdot \frac{C_i}{C_n} \right) \quad (3)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_i \quad (4)$$

式中 RI 为土壤中多种重金属的潜在生态风险指数,  $E_i$



注: CJ01、CJ02 分别为小流域源头土法炼锌矿渣下游 50 m、200 m, CJ03 为小流域土法炼锌矿渣集中分布区中部, CJ04、CJ05、CJ06、CJ07 分别为土法炼锌矿渣集中分布区下游 250 m、750 m、1500 m 和 2500 m 水系沉积物样品。

Note: CJ01-CJ07 are sediment samples from water systems located 50 m (CJ01) and 200 m (CJ02) downstream of the source of homemade zinc smelting slag in small watersheds, in the middle of the concentrated distribution area of homemade zinc smelting slag in small watersheds (CJ03), and 250 m (CJ04), 750 m (CJ05), 1500 m (CJ06), and 2500 m (CJ07) downstream of the concentrated distribution area of homemade zinc smelting slag.

图 2 小流域采样点位图

Fig.2 Small watershed sampling point map

为  $i$  因子的潜在生态风险系数,  $T_i$  为  $i$  因子的毒性系数<sup>[32,33]</sup> (表 2),  $C_i$  为  $i$  因子实测值 (mg/kg),  $C_n$  为  $i$  因子背景值, 本文选择毕节地区表层土壤的背景值。潜在生态风险评价等级如表 1 所示。

表 2 重金属毒性系数

Table 2 Toxicity coefficient of heavy metals

因子 Factor	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
毒性系数 Toxicity coefficient	10	30	2	5	40	5	5	1

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤重金属

#### 2.1.1 表层土壤与矿渣重金属分析

土壤重金属含量特征见表 3。研究区不同矿渣堆场采集的 5 件矿渣样, pH 值变化范围为 7.47~8.48, 平均为 8.01, 整体为中性; As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 平均含量与毕节地区表层土壤背景值之比分别为 27.92、27.26、1.29、7.3、0.71、1.45、130.32、47.32 和 1.34, Hg 含量明显小于背景值, 其他元素含量高于背景值, 尤以 Pb 最高; 矿渣中的 Cr 和 Ni 的含量平均值低于

研究区表层土壤重金属平均值, As、Cd、Cu、Hg、Pb、Zn 平均含量和 pH 值高于研究区表层土壤平均值, 除 Pb、Zn 外, 其他元素含量高可能与本地土法炼锌所用铅锌矿均为外来, 且铅锌矿主要伴生 As、Cd 和 Cu 等元素相关。

研究区表层土壤 pH 值平均为 5.69, 以酸性土壤为主, As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 含量平均值与毕节地区表层土壤元素背景值的比值分别为 1.53、3.30、

1.42、2.58、0.5、1.54、9.09 和 3.64; 其中 Hg 仅为背景值的一半, pH 值与背景值接近, As、Cr 和 Ni 略高于背景值, 其他元素均超过背景值 2 倍以上, 尤以 Pb 最高, 超过 9 倍。与全国表层土壤环境背景值<sup>[34]</sup>的比值分别为 2.1、32、3.42、8.54、1、3.40、12.15 和 6.46; 其中 Hg 与全国背景一致, 最高的为 Cd, 为全国背景值的 32 倍。

表 3 研究区表层土壤和矿渣重金属含量统计  
Table 3 Statistics of heavy metal content in surface soil and slag of the study area

指标 Indicator	重金属含量 Heavy metal/(mg·kg <sup>-1</sup> )								pH 值 pH value
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
最大值 Maximum	448.00	29.60	570.00	576.00	0.20	144.00	4 820.00	5 010.00	7.99
最小值 Minimum	0.59	0.11	69.10	18.70	0.03	22.60	14.10	64.50	4.50
中位数 Median	3.48	1.30	192.50	161.50	0.06	94.20	33.50	183.50	5.40
平均值 Average	23.54	3.20	208.78	193.02	0.07	91.41	315.80	479.13	5.69
毕节土壤背景值 Bijie soil background value	15.40	0.97	146.57	74.76	0.14	59.38	34.73	131.48	5.96
全国土壤背景值 National soil background values	11.20	0.10	61.00	22.60	0.07	26.90	26.00	74.20	6.80
矿渣平均值 Average value of slag	430.00	26.44	189.20	545.60	0.10	86.28	4 526.00	6 222.00	8.01
标准差 Standard deviation	79.81	5.40	105.27	113.09	0.04	20.26	909.29	861.07	0.87
变异系数 Coefficient of variation	3.39	1.69	0.50	0.59	0.57	0.22	2.88	1.80	0.15
超标率 Excess rate/%	5.36	94.64	67.86	92.86	0.00	87.50	25.00	41.07	-

研究区表层土壤对比农用地土壤污染风险筛选值, As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的超标率分别为 5.36%、94.64%、67.86%、92.86%、87.50%、25.00% 和 41.07%; 对比农用地土壤污染风险管制值, 有 As、Cd 和 Pb 存在含量超过管制值现象, 超标率分别为 3.57%、41.07% 和 14.29%, As 超管制值的样品同时 Cd 和 Pb 亦超管制值; Pb 超管制值的样品同时 Cd 亦超管制值 (图 3)。

由于各地土壤成土母岩不同、形成环境各异, 造成土壤理化性质、类型亦各不相同, 呈现出明显的地域性, 因此因地制宜的利用各地区土壤背景值对其进行污染评价则更为科学合理<sup>[35]</sup>。结合毕节地区表层土壤背景值, 研究区表层土壤 Cr、Cu、Hg 和 Ni 的平均值与周边表层土壤平均值基本一致, pH 值、Cd 平均值略高于周边表层土壤平均值, As、Zn 平均值是周边表层土壤平均值的 3 倍以上, Pb 平均值是周边表层土壤背景最高值的 10 倍以上。矿渣 pH 值、As、Cd、Cu、Pb、Zn 含量平均值明显高于周边表层土壤背景值。由于铅锌矿主要伴生有 As、Cd 和 Cu 等, 表明研究区内表层土壤中 As、Cd、Cu、Pb、Zn 和 pH 值受到人类土法炼锌活动的影响较为明显。

变异系数可以较好地反映研究区重金属含量的离散程度, 重金属含量离散程度越高, 变异系数越大, 空间分布越不均匀, 表明人为影响越严重。当重金属含量的变异系数大于 0.5 时, 表明受人类活动影响有外源重金属进入, 其空间分布不均匀, 存在点源污染的可能<sup>[36]</sup>。研究区土壤重金属空间变异系数从大到小排序: As、Pb、Zn、Cd、Cu、Hg、Cr、Ni, 其中 As、Pb、Zn 和 Cd 变异系数均超过 1.00, 表明受人类获得影响较大, 存在明

显的外来物质影响, Hg 和 Cu 元素的变异系数略大于 0.5。

#### 2.1.2 深层土壤重金属分析

对存量最大矿渣场土壤剖面样品 pH 值和重金属元素进行对比分析 (图 4)。pH 值在下游土壤剖面样品中 0~20 cm 分别为 6.93 和 5.71 高于侧面及上游样品, 亦高于周边表层土壤背景值, 20~100 cm 为 4.58~4.79 明显呈酸性, 均低于侧面及上游样品; 上游与侧面土壤剖面在 80 cm 以浅的土壤 pH 值为 5.12~5.67, 二者基本一致, 在 90~100 cm 侧边两件样品 pH 值低于上游 (图 4a)。As、Cd、Pb 最高含量均位于下游 0~10 cm 的样品中, 分别为 56.8、18.0、3 920.0 mg/kg, 向深部逐渐降低, 在 20 cm 以下趋近于上游样品含量, 与区域背景值接近; As 和 Cd 在侧边 20 cm 以下样品中的含量略高于上游和下游同深度样品的含量, 变化趋势基本一致, 表明其含量向深部迁移不明显, 同时越向深部越接近背景值 (图 4b、4c、4f)。

由于矿渣中 Cr 含量低, 研究区 Cr 背景值较高, 下游样品整体呈随深度增加含量上升的趋势, 并在 40~80 cm 之间与上游样品基本一致, 侧边样品中的含量变化较小, 整体低于上游样品同深度的含量, 表明受矿渣影响教大的下游在 20 cm 以下的深部与背景值基本一致, 而侧面由于受到土法炼锌活动的影响较强, 从而更接近矿渣的含量 (图 4d)。研究区 Hg 含量整体不高, 同时矿渣中的含量亦不高, 三处剖面样品中含量最高出现在下游 30~40 cm 样品中, 为 0.15 mg/kg, 接近毕节地区背景值 0.14 mg/kg, 并向深部逐渐降低, 表明 3 处土壤剖面中各深度的 Hg 含量主要受背景值及原始土壤控制 (图 4e)。

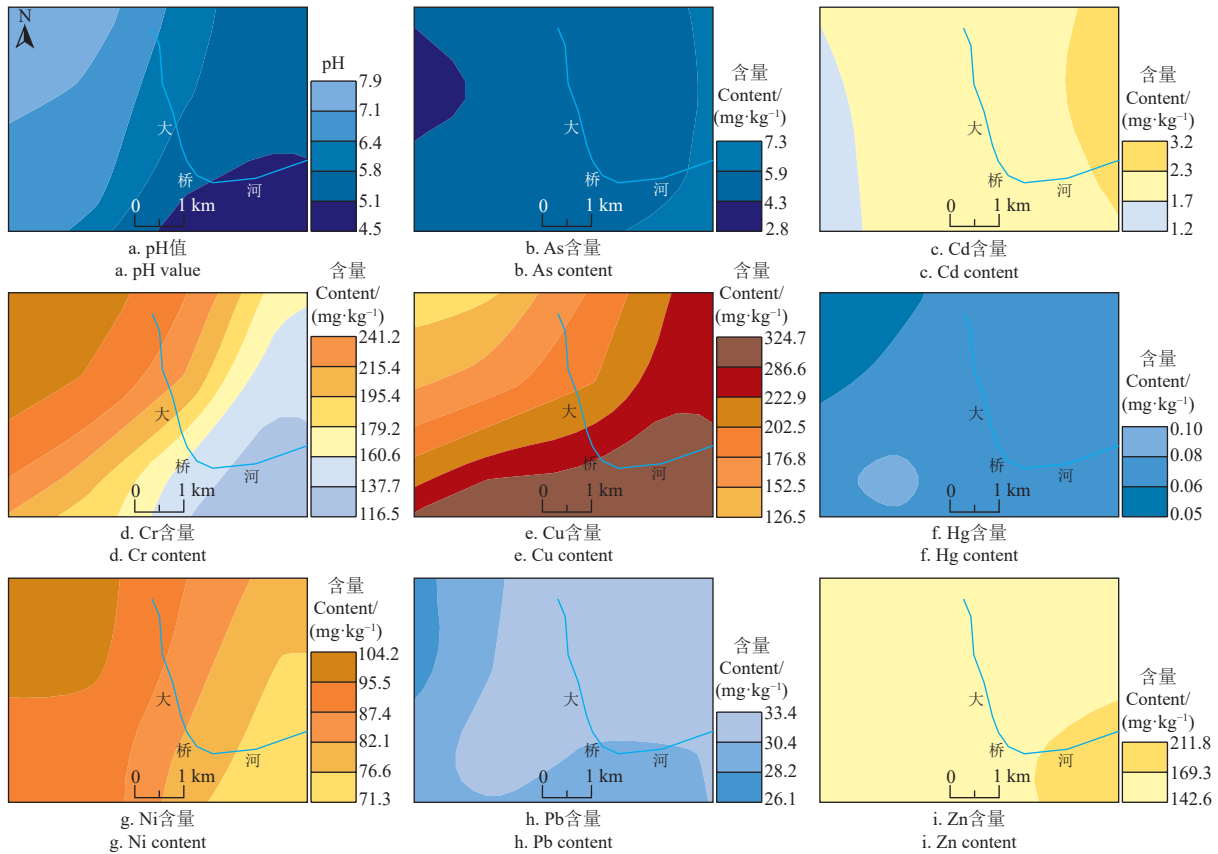


图3 研究区土壤重金属含量空间分布

Fig.3 Spatial distribution of soil heavy metals in the study area

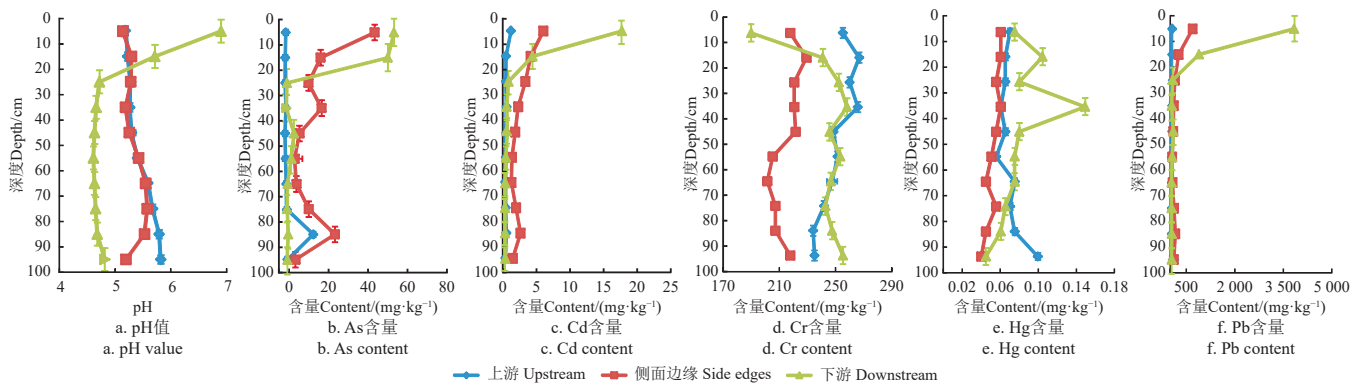


图4 重金属含量垂直变化图

Fig.4 Vertical variation chart of heavy metal content

## 2.2 小流域重金属

### 2.2.1 水系沉积物重金属分析

表4为水系沉积物重金属含量统计情况。小流域水系沉积物中As、Cd、Cu、Pb和Zn的含量呈先上升,后下降的趋势,最高含量均出现在小流域土法炼锌矿渣集中分布区中部CJ03样品中,分别为274.00、11.90、488.00、2340.00和2580.00 mg/kg。As、Cd、Pb和Zn的最低含量均为小流域土法炼锌矿渣集中分布区下游2500 m处的CJ07样品中,且低于研究区表层土壤的平均值;Ni仅在上游CJ01和CJ02两件样品中的含量高于研究区表层土壤平均值,其他样品中的含量均小于研究区表层土壤平均值。Hg在小流域水系沉积物中的含量整体呈上升趋势,在土法炼锌矿渣集中分布区下游1500 m内的含量均低于研究区表层土壤的平均值;在土法炼锌矿渣集中分布区下游1500 m至2500 m骤升为0.16 mg/kg,高于研究区表层土壤平均值,该段区域主要位于峨眉山玄武岩地层区,可能存在高背景叠加现象。

高与玄武岩地层有关。表明As、Cd、Pb和Zn的含量与土法炼锌矿渣关系密切,而Cu含量除与土法炼锌矿渣相关外,还受到地质背景的影响。Cr和Ni在小流域水系沉积物中的含量向下游呈下降趋势,Cr在下游2500 m处的CJ07样品中含量低于研究区表层土壤平均值,Ni仅在上游CJ01和CJ02两件样品中的含量高于研究区表层土壤平均值,其他样品中的含量均小于研究区表层土壤平均值。Hg在小流域水系沉积物中的含量整体呈上升趋势,在土法炼锌矿渣集中分布区下游1500 m内的含量均低于研究区表层土壤的平均值;在土法炼锌矿渣集中分布区下游1500 m至2500 m骤升为0.16 mg/kg,高于研究区表层土壤平均值,该段区域主要位于峨眉山玄武岩地层区,可能存在高背景叠加现象。

表 4 水系沉积物重金属含量统计

Table 4 Statistics of heavy metal content in stream sediments (mg·kg<sup>-1</sup>)

编号 No.	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
CJ01	44.0	5.26	397	174	0.035	104	656	855
CJ02	49	4.20	364	184	0.042	99	1 190	794
CJ03	274	11.90	306	488	0.057	84.6	2 340	2 580
CJ04	34.4	3.72	256	192	0.058	79	305	606
CJ05	40	3.63	232	208	0.052	80.4	737	758
CJ06	25	2.67	210	236	0.057	76.8	350	661
CJ07	6.6	1.46	169	201	0.16	71.2	75.1	236

## 2.2.2 水体重金属分析

参照《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)中地表水环境质量基本项目标准限值,小流域的水体样品中的 As、Cd、Hg、Pb 和 Zn 含量均超过 V 类水的限值,仅有 3 件样品 Cu 未超 V 类水限值。

泉点(S01)中仅有 Ni 略高于矿渣渗滤液的含量,其他元素的含量均低于矿渣渗滤液,由于泉点补给区内的矿渣体量较小进入地下水的重金属元素少,同时宣威组(P<sub>3x</sub>)地层的隔水性较好,阻隔了重金属的下渗;在小流域土法炼锌矿渣集中区中部河流干流 S03 样品中除 Ni 高于渗滤液中的含量外,其他元素的含量及 pH 值均比渗滤液中的含量低,与上游 S02 样品相比仅 Ni 的含量降低,可能为矿渣及渗滤液中 Ni 含量低有关,其他元素的含量均升高,或是受 S03 上游小流域内最大范围和体量的矿渣产生的渗滤液进入河流的影响。两处土法炼锌矿渣所在沟谷中的水样品中除 Ni 外下游样品(S05、S07)重金属含量均高于上游样品(S04、S06)的含量,表明该两处沟谷同样存在矿渣渗滤液进入地表水的情况(表 5),亦表明矿渣中的重金属更易进入地表水,由于土样及地层岩性的影响更难进入地下水。

结合矿渣的基本情况 & 区域背景情况,对小流域干流采集 7 件水体样品(S02、S03、S08、S09、S10、S11、S12)重金属含量变化较大的元素进行系统分析。Hg 在渗滤液及矿渣堆场下游含量最高,表明存在渗滤液进入地表水可能。As 和 Cd 的最高含量为 S03 样品,分别为 2.98、1.85 mg/L,总体上为由源头向下游在集中分布区内升高、随后逐渐降低,其中 As 在 S10 处有小幅升高后再次呈下降趋势;Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 最高含量均为集中分布区下游 S08 样品,分别为 43.60、64.90、15.70、226.00、223.00 mg/L, Cr、Cu、Pb 和 Zn 总体为上游向下游 S08 处逐渐升高,再快速降低并保持稳定,

其中 Cr 在下游 S10~S12 之间出现一个小高峰后又下降。结果表明在小流域地表水中 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 均受到土法炼锌矿渣的影响,其中 As 和 Cd 受集中连片矿渣的影响最为明显,在水体中的迁移距离较近, Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 则存在叠加效应,在集中分布区下游含量最高,但 Ni 在矿渣中含量不高,虽受到矿渣的影响,但整体表现为受人类活动的影响使周边土壤中的 Ni 进入水体,随着土法炼锌活动影响的减弱,地表水中的含量而逐渐降低。

表 5 小流域水体重金属含量统计

Table 5 Statistics of heavy metal content in water bodies of small watersheds

编号 No.	重金属含量 Heavy metal content/(mg·L <sup>-1</sup> )								pH
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
S00	4.30	1.00	27.40	12.60	0.016	5.86	4.28	135.00	8.27
S01	0.77	0.07	8.20	0.90	0.005	6.09	2.43	2.21	8.19
S02	0.94	0.02	11.00	0.66	0.009	10.90	0.84	3.21	8.14
S03	2.98	1.85	17.10	1.35	0.009	8.97	18.10	134.00	8.10
S04	0.75	0.07	10.20	2.22	0.009	4.79	1.97	4.09	7.97
S05	2.13	0.96	45.50	5.14	0.016	8.06	8.22	83.80	8.13
S06	0.55	0.06	12.00	0.69	0.014	4.71	1.00	8.26	8.29
S07	0.58	0.10	13.90	2.25	0.016	4.06	1.64	24.00	8.23
S08	2.21	0.94	64.90	43.60	0.012	15.70	226.00	223.00	8.17
S09	0.93	0.22	16.80	10.40	0.012	7.66	5.80	25.60	8.08
S10	1.43	0.09	6.97	3.64	0.013	6.45	5.95	13.30	8.12
S11	0.89	0.02	23.80	1.90	0.014	5.40	1.66	5.04	8.24
S12	0.74	0.04	10.00	2.47	0.014	4.71	0.32	8.20	8.12

## 2.3 重金属污染评价

## 2.3.1 研究区表层土壤重金属污染评价

研究区表层土壤中重金属单因子污染指数及占比见表 6。各元素单因子污染占比从高到低依次为: Cd、Cu、Ni、Cr、Zn、Pb、As、Hg,其中 Cd 和 Cu 元素的污染占比高于 90%, Ni 元素的污染占比高于 80%,主要为存在潜在污染(84%),存在轻度污染比例最高的为 Cu(27%),存在重度污染比例最高的为 Cd(61%)。各元素 P<sub>i</sub> 平均值从大到小依次为 Cd、Cu、Pb、Zn、Ni、Cr、As、Hg,与污染占比大小排序不完全一致, Cd 和 Cu 的 P<sub>i</sub> 平均值和污染占比均较大,且其重度污染比例分别为 61% 和 52%,说明其污染范围较广,亦反映研究区整体背景值较高。Pb 和 Zn 的污染占比相对较低,但其 P<sub>i</sub> 平均值却较大,重度污染的比例均为 16%,表明其存在含量严重偏高的区域。Ni 和 Cr 污染占比相对较高,但其 P<sub>i</sub> 平均值却较低,其污染等级分类主要为潜在污染,比例分别为 84% 和 50%,表明 Ni 和 Cr 在研究区内整体背景值偏高。

表 6 研究区表层土壤重金属污染指数

Table 6 Heavy metal pollution index of surface soil in study area

因子 Factor	P <sub>i</sub> 范围 P <sub>i</sub> range	P <sub>i</sub> 平均值 P <sub>i</sub> average value	基于单因子污染指数 P <sub>i</sub> 的污染占比 Pollution proportion based on single-factor pollution index P <sub>i</sub> %				综合污染指数 comprehensive pollution index	
			未污染 Unpolluted	潜在污染 Potential pollution	轻度污染 Light pollution	重度污染 Severe pollution	P <sub>N</sub>	风险等级 Risk level
			As	0.01~17.92	0.80	95		
Cd	0.37~67.33	9.54	7	16	16	61	48.09	重度污染
Cr	0.35~3.80	1.32	36	50	9	5	2.84	中度污染
Cu	0.37~8.92	3.45	7	14	27	52	6.76	重度污染
Hg	0.01~0.12	0.05	100	0	0	0	0.09	安全
Ni	0.38~2.23	1.33	14	84	2	0	1.84	轻度污染
Pb	0.16~37.50	2.57	75	7	2	16	26.58	重度污染
Zn	0.32~16.70	2.04	59	21	4	16	11.90	重度污染

研究区表层土壤中重金属元素内梅罗综合污染指数 ( $P_N$ ) 的变化范围是 0.09~48.09, 平均值为 0.5。表明研究区筛选值评价结果为重度污染的有 As、Cd、Cu、Pb 和 Zn, 中度污染的有 Cr, 轻度污染的有 Ni, 结果为安全的有 Hg。对比单因子评价结果, 存在重度污染比例超过 50% 有 Cd 和 Cu, 表明部分地区受此元素污染较为严重。

通过对研究区表层土壤中 8 种重金属元素潜在生态风险进行评价, 得出潜在生态风险单项系数风险等级的占比见表 7, 结果表明研究区均为轻度污染风险的重金属风险元素为 Cr、Cu、Ni 和 Zn, 样品中 As 元素轻度风险等级的占比最高, 约为 94.64%; 样品中 Cd 元素轻度风险等级的占比为 50%, 中等风险等级的占比约为 25%, 强风险等级的占比约为 10.71%; 样品中 Hg 元素轻度风险等级占比最高, 约 91.07%, 其余均为中等风险等级; 样品中 Pb 元素轻度风险等级占比约 83.93%, 中等风险等级占比约 7.14%, 强风险等级占比约 3.57%, 极强风险等级占比约 5.36%。评价结果表明研究区域内 Cr、Cu、Ni 和 Zn 存在轻微的生态风险, Hg 存在较低的生态风险, As 有少数样品点存在很强的生态风险, Cd 和 Pb 有少数样品点存在极强的生态风险; 很强和极强风险点在空间上主要位于土法炼锌矿渣的周边区域, 与综合污染指数的分布特征基本一致, 距离土法炼锌矿渣较远的样品则风险较低。

表 7 土壤重金属潜在生态风险占比

Table 7 Proportion potential ecological risk of heavy metals in soil %

潜在生态风险 Potential ecological risk		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
$E_i$ 范围 $E_i$ range	风险等级 Risk level								
$E_i < 40$	轻微	94.64	50.00	100.00	100.00	91.07	100.00	83.93	100.00
$40 \leq E_i < 80$	中等	0.00	25.00	0.00	0.00	8.93	0.00	7.14	0.00
$80 \leq E_i < 160$	强	1.79	10.71	0.00	0.00	0.00	0.00	3.57	0.00
$160 \leq E_i < 320$	很强	3.57	7.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$E_i \geq 320$	极强	0.00	7.14	0.00	0.00	0.00	0.00	5.36	0.00

通过对研究区表层土壤中重金属元素潜在生态风险指数进行评价, 潜在生态风险指数 (RI) 的变化范围为 36~1994, 潜在生态风险很强、强、中等和轻微所占比例分别为 8.93%、3.57%、14.29% 和 73.21%, 即研究区

表 8 小流域水系沉积物重金属污染指数

Table 8 Heavy metal pollution index in sediments of small watershed

编号 No.	As		Cd		Cr		Cu		Hg		Ni		Pb		Zn		RI
	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	
CJ01	1.76	28.57	8.77	162.68	1.59	5.42	1.74	11.64	0.01	10.00	0.55	8.76	3.86	94.44	2.85	6.50	328.01
CJ02	1.96	31.82	7.00	129.90	1.46	4.97	1.84	12.31	0.01	12.00	0.52	8.34	7.00	171.32	2.65	6.04	376.68
CJ03	10.96	177.92	19.83	368.04	1.22	4.18	4.88	32.64	0.02	16.29	0.45	7.12	13.76	336.88	8.60	19.62	962.69
CJ04	1.38	22.34	6.20	115.05	1.02	3.49	1.92	12.84	0.02	16.57	0.42	6.65	1.79	43.91	2.02	4.61	225.47
CJ05	1.60	25.97	6.05	112.27	0.93	3.17	2.08	13.91	0.02	14.86	0.42	6.77	4.34	106.10	2.53	5.77	288.82
CJ06	1.00	16.23	4.45	82.58	0.84	2.87	2.36	15.78	0.02	16.29	0.40	6.47	2.06	50.39	2.20	5.03	195.63
CJ07	0.26	4.29	2.43	45.15	0.68	2.31	2.01	13.44	0.05	45.71	0.37	6.00	0.44	10.81	0.79	1.79	129.51

小流域内水系沉积物中重金属的潜在生态风险 ( $E_i$ ) 主要表现为: As 和 Hg 元素分别有 1 件样品为很强风险等级和中等风险等级, 其他均为轻微风险等级, 但二者的位置有所不同, As 元素很强风险等级样品为小流域土

内绝大多数地区存在中-轻微综合生态风险, 约有 12.50% 的区域存在强生态风险以上, 主要集中分布于小流域土法炼锌矿渣集中分布区及周边 (图 5), 表明土法炼锌矿渣对周边生态存在明显的影响。

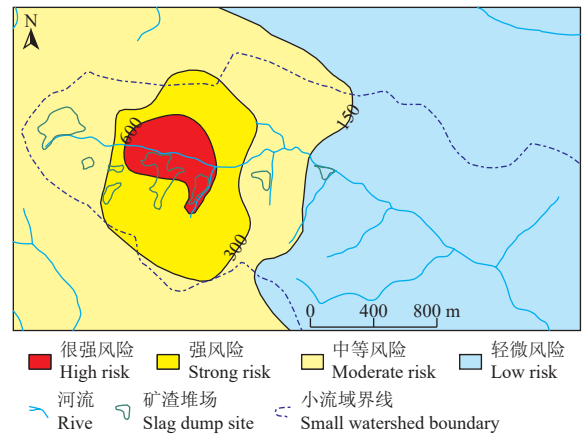


图 5 小流域潜在生态风险分布图

Fig.5 Potential ecological risk distribution map of small watershed

### 2.3.2 小流域水系沉积物重金属污染评价

由于小流域内的水系沉积物在洪水季节可以进入河流两侧耕地, 故参考表层土壤的评价方法对水系沉积物中的重金属进行污染评价。其中 As、Cd、Cu、Pb、Zn 单因子污染指数 ( $P_i$ ) 在小流域土法炼锌矿渣集中分布区中部 (CJ03) 最高, 分别为 10.96、19.83、4.88、13.76 和 8.60, 均为重度污染, 表明以上 5 种重金属受土法炼锌矿渣的影响较为显著; 向下游逐渐降低, 在土法炼锌矿渣集中分布区下游 2 500 m (CJ07) 处分别为 0.26、2.43、2.01、0.44 和 0.79, As、Pb 和 Zn 为未污染, Cd 和 Cu 为轻度污染, 表明 As、Pb 和 Zn 主要来源于土法炼锌矿渣, 仅在小流域一定距离内产生污染, Cd 和 Cu 则同时受到矿渣和区域背景的影响。Hg 和 Ni 的单因子污染指数 ( $P_i$ ) 均小于 1, 为未污染; Cr 的单因子污染指数 ( $P_i$ ) 表现为自上游向下游降低, 其中在 CJ05 上游河段为潜在污染, 下游为未污染, 与区域背景值的变化趋势一致。小流域水系沉积物中重金属内梅罗综合污染指数 ( $P_N$ ) 结果显示为 As、Cd、Cu、Pb 和 Zn 重度污染, Cr 为轻度污染, Hg 和 Ni 为安全 (表 8)。

法炼锌矿渣集中分布区中部 (CJ03), Hg 元素中等风险等级样品为土法炼锌矿渣集中分布区下游 2 500 m (CJ07) 处。Cd 在 CJ06 上游河段为强和很强风险等级, 在下游 2 500 m (CJ07) 处为中等风险等级; Pb 在土法炼锌矿渣

集中分布区为强和很强风险等级, 在土法炼锌矿渣集中分布区下游 250 m (CJ04) 之下主要为中等风险等级, 在 CJ07 降低为轻微风险等级; Cr、Cu、Ni 和 Zn 所有样品均为轻微风险等级。小流域内水系沉积物中重金属潜在生态风险评价 (RI) 自上游向下游依次为 328、377、963、225、289、196 和 130, 仅 CJ03 为很强潜在生态风险, 其他区域主要为中等-强潜在生态风险, 在 CJ07 降低为轻微风险。结果表明各种重金属在小流域水系沉积物中的含量受土法炼锌矿渣和区域背景值的共同影响, 除受区域背景值影响大的 Cd、Cr 和 Cu 元素, 在自净作用下, 下游风险逐渐降为无风险或轻微风险。

### 2.3.3 小流域水体重金属污染评价

参照《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) 中地表水环境质量基本项目标准 V 类水限值, 进行单因子污染评价 (表 9), 小流域水体样品中各元素  $P_i$  存在重度污染的比例从高到低依次为: As、Hg、Pb、Cd、Zn、Cu, 其中 As、Hg 和 Pb 元素均为重度污染, Cd、Zn 和 Cu 分别有 10 件、8 件和 4 件样品为重度污染; 仅有 Cu

存在 3 件样品未污染, 分别是泉点和矿渣堆上游河流样品。小流域水体样品的内梅罗综合污染指数 ( $P_N$ ) 的变化范围是 14~1606, 均为重度污染。

在小流域内采用泉水和矿渣堆上游样品的平均值作为背景值, 对流域内其他 9 件样品进行潜在生态风险评价。潜在生态风险 ( $E_i$ ) 为轻微风险的样品数由高到低依次为 Cr=Ni> As=Cu=Zn> Pb>Cd>Hg, 所有样品 Cr 和 Ni 均为轻微风险; As 和 Zn 分别有 1 件样品存在中等风险, Cu 有 1 件样品存在强风险, 其他均为轻微风险; Pb 存在中等风险和强风险的样品各有 1 件; Cd 有 1 件样品存在中等风险, 2 件样品存在强风险; Hg 有 2 件样品存在轻微风险, 7 件样品存在中等风险。小流域内水体中重金属潜在生态风险评价 (RI) 结果为: 有 5 处存在轻微风险, 存在中等风险和强风险的各有 1 处, 有 2 处存在很强风险。由其分布的空间位置来看中等风险-很强风险的样品位于土法炼锌矿渣集中分布区, 在其下游 250 m (S09) 处 RI 为 200, 向下逐渐降低。结果表明小流域水体中重金属的潜在生态风险与土法炼锌矿渣的关系密切。

表 9 小流域水体重金属污染指数

Table 9 Heavy metal pollution index in water body of small watershed

编号 No.	As		Cd		Cr		Cu		Hg		Ni		Pb		Zn		RI
	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	$P_i$	$E_i$	
S01	7.69	-	6.60	-	-	-	0.90	-	5.02	-	-	-	24.30	-	1.11	-	-
S02	9.39	13.41	2.30	6.90	-	2.18	0.66	2.54	8.83	35.32	-	10.48	8.35	2.32	1.61	0.66	73.81
S03	29.80	42.57	185.00	555.00	-	3.39	1.35	5.19	9.13	36.52	-	8.63	181.00	50.28	67.00	27.35	728.92
S04	7.45	-	7.30	-	-	-	2.22	-	9.23	-	-	-	19.70	-	2.05	-	-
S05	21.30	30.43	96.10	288.30	-	9.01	5.14	19.77	16.00	64.00	-	7.75	82.20	22.83	41.90	17.10	459.19
S06	5.53	-	5.70	-	-	-	0.69	-	14.00	-	-	-	9.99	-	4.13	-	-
S07	5.84	8.34	10.00	30.00	-	2.75	2.25	8.65	16.00	64.00	-	3.90	16.40	4.56	12.00	4.90	127.11
S08	22.10	31.57	93.70	281.10	-	12.85	43.60	167.69	12.00	48.00	-	15.10	2260.00	627.78	111.50	45.51	1229.60
S09	9.31	13.30	22.20	66.60	-	3.33	10.40	40.00	12.00	48.00	-	7.37	58.00	16.11	12.80	5.22	199.93
S10	14.30	20.43	9.30	27.90	-	1.38	3.64	14.00	13.00	52.00	-	6.20	59.50	16.53	6.65	2.71	141.15
S11	8.91	12.73	2.10	6.30	-	4.71	1.90	7.31	14.00	56.00	-	5.19	16.60	4.61	2.52	1.03	97.88
S12	7.40	10.57	3.50	10.50	-	1.98	2.47	9.50	14.00	56.00	-	4.53	3.22	0.89	4.10	1.67	95.65

注: “-” 为无数值。

Note: “-” for no numerical value.

## 3 讨论

原生土壤中的重金属元素含量受地层岩性、成土母质、水文、气候等多种因素制约, 其地球化学行为可能受到存在状态和化学性质, 及周围生物活动等因素的影响, 从而造成其在局部富集<sup>[37]</sup>。研究区内并非铅锌矿产地, 土法炼锌所用铅锌矿主要来源于研究区外, 故遗留矿渣中的重金属含量与研究区背景值存在较大差异。研究区表层土壤以酸性为主, 土法炼锌矿渣则偏碱性, 与吴攀等<sup>[23]</sup> 废渣堆 pH 值呈中性、微碱性的研究结果基本一致; 铅锌矿除 Pb、Zn 外还伴生 As、Cd 和 Cu 等元素, 含量均为地区背景值得 2 倍以上, 是全国表层土壤环境背景值的 3 倍以上, Cd 更是全国背景值的 32 倍<sup>[38-39]</sup>; 徐蝶<sup>[21]</sup> 对黔西北土壤重金属进行多元统计分析亦证明了土壤中重金属元素 Cd-Pb-Zn 间存在显著的相关性, 具有相似的污染来源。韩伟等<sup>[40]</sup> 在研究区相邻的昭通地区研究表明, 典型峨眉山玄武岩区表层土壤 Cu 和 Cd 的富集程度分别为中国土壤背景值的 7.20 倍和 6.63 倍, 其中 Cu 含量显著高于其他地质背景区。

研究区位于 Cd、Cu、Pb 和 Zn 高背景值区域, 由于 20 世纪粗放的土法冶炼活动, 产生的重金属通过大气沉降、雨水冲刷和农田灌溉等方式在水、土中迁移扩散, 与研究区的高背景值产生叠加效应, 主要表现为在土法炼锌活动集中分布区呈现斑状或片状的高污染, 与陈盟等<sup>[15]</sup> 关于铅锌矿影响土壤的相关性研究一致, 重金属的叠加将导致农作物的风险更高<sup>[41]</sup>。当前研究区土法炼锌活动已停止 10~20 a, 但集中分布的遗留土法炼锌矿渣则成为对外释放污染的源头, 对周边土壤、水源造成一定程度的污染。研究发现土法炼锌矿渣周边, 尤其是其集中连片的下游土壤、水系沉积物和水体重金属污染最严重, 生态风险等级最高, 故做出研究区内重金属最大的污染来源为遗留土法炼锌矿渣的推断。

土壤中多数重金属的纵向迁移能力较弱, 深层土壤中重金属含量可一定程度反映当地重金属土壤背景值<sup>[42]</sup>, 孟伟等<sup>[14]</sup> 关于黔西北地区深层土壤重金属分布与地质背景关系密切及研究结果证明了此观点。研究区内土壤为玄武岩、泥岩、粉砂岩等风化而成的紫色土和黄棕壤,

该类土壤具有透水性弱等特点, 结果表明研究区受土法炼锌重金属污染的土壤主要分布在 0~20 cm 的表层土壤, 土法炼锌矿渣中含量较高的 As、Cd 和 Pb 的纵向迁移现象不明显, 其中 Pb 的纵向迁移性最差。受土法炼锌影响最大的下游耕地中土壤 pH 值则同样表现为表层与矿渣接近, 在 20 cm 以下显示为酸性, 接近区域背景值, 同时不同位置的剖面土壤中亦具有相同现象 (图 4); 由于矿渣中 Cr 的含量较研究区平均值低, 故其在剖面上则反映为向下逐渐升高, 向深部趋近背景值。马智宏等<sup>[43]</sup> 在华北平原不同剖面中发现 Pb、Cd 在土层中的垂直分布表现为随土层加深而减少, 同样证明了土壤对重金属向深部迁移起到了阻滞作用。人类活动干扰最为严重的是表层土壤, 随着深度的增加, 土壤中各类污染物的含量趋近于背景值。在特定的土壤环境下, 土壤可以阻隔或者减缓部分重金属向深部迁移, 结果表明研究区特殊的地质条件下形成的土壤对外源重金属具有明显的阻隔作用。As、Cd、Pb 和 Zn 的在水系沉积物中最低含量均出现在小流域土法炼锌矿渣集中分布区下游 2 500 m 处, 且低于研究区表层土壤的平均值, 同样表明研究区不论是土法炼锌矿渣影响下的高重金属含量, 还是高背景值的重金属, 在地表水或地下水迁移过程中受到土壤的阻滞而向下减少。

研究区内的主要地层为二叠系峨眉山玄武岩组、宣威组和三叠系飞仙关组, 主要岩性为玄武岩、岩屑砂岩、粉砂岩和泥岩等, 其含水介质主要为节理、裂隙, 地下水类型主要为基岩裂隙水, 隔水性较好。研究区内遗留的土法炼锌矿渣主要堆存于二叠系宣威组之上, 在区域上宣威组亦是较好的隔水层, 同时宣威组的砂岩亦对土法炼锌中的重金属起到了过滤作用, 减少了矿渣中的重金属向地下水的迁移, 从而使浅层地下水受影响较小, 深层地下水免受影响。虽然研究区遗留矿渣中含有较高的 Cu, 但能在土壤阻隔、地层过滤的作用下进行入地下水或地表水并向下游不断迁移的很少; 研究区内二叠系峨眉山玄武岩组中的 Cu 含量较高, 甚至局部区域还有铜矿开采的历史, 故研究区内高含量 Cu 主要来源于高背景值。

## 4 结 论

1) 研究区表层土壤以酸性为主, 土法炼锌矿渣以碱性为主, 表层土壤中重金属 As、Pb、Zn 和 Cd 变异系数均超过 1.5, 表明受到了强烈的人为因素影响; Pb 和 Cd 元素存在极强的生态风险, 约有 12.50% 的研究区存在强生态风险, 集中分布于土法炼锌矿渣堆场周边。

2) 研究区土壤重金属空间分布特征明显, 矿渣中含量较高的 As、Cd 和 Pb 在土壤样品中矿渣堆下游明显高于侧边及上游, 且主要集中于 0~20 cm 的表层土壤, 20~100 cm 土壤重金属含量主要受地质背景和原生土壤控制; Cr 和 Hg 表层土壤低于深部土壤的含量, 与矿渣的低含量保持一致。

3) 小流域土法炼锌集聚区中部水系沉积物中 As、

Cd、Cu、Pb 和 Zn 的含量最高, 均为重度污染, 在矿渣集中分布区下游 2 500 m 外仅有 Cd 和 Cu 的轻度污染, Cu 除受矿渣影响外, 还受地质高背景的影响。

4) 土法炼锌矿渣对地下水中的 Pb 和 Zn 影响较大, 地表水中的 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 均受其影响, 其中 As 和 Cd 受集中连片矿渣的影响最为明显, Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的含量在地表水中则存在叠加效应; 以小流域水体背景值进行评价, 仅土法炼锌矿渣集中分布区的水体存在强和很强的潜在生态风险, 向下游逐渐降低为轻微潜在生态风险。

## [参 考 文 献]

- 柯新利, 牡丹妮, 刘姿媚. 基于灰水足迹的长江经济带耕地利用生态效率时空分异特征[J]. 农业工程学报, 2024, 40(7): 277-287.  
KE Xinli, DU Danni, LIU Zimei. Characterization of the spatio-temporal divergence of eco-efficiency of cultivated land use using grey water footprint in the Yangtze River Economic Belt of China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2024, 40(7): 277-287. (in Chinese with English abstract)
- 李海英, 顾尚义, 吴志强, 等. 黔西北土法炼锌矿区重金属污染现状及其环境影响评价[J]. 中国环境监测, 2009, 25(1): 55-60.  
LI Haiying, GU Shangyi, WU Zhiqiang, et al. The polluted situation of heavy metals in Pb-Zn mining area of Northwest of Guizhou Province and the evaluation of environmental impact[J]. Environmental Monitoring in China, 2009, 25(1): 55-60. (in Chinese with English abstract)
- 罗莎莎, 王旭东, 赖庆标, 等. 基于生态保护红线的生态安全格局构建与国土空间修复分区[J]. 农业工程学报, 2024, 40(7): 288-297.  
LUO Shasha, WANG Xudong, LAI Qingbiao, et al. Construction of ecological security pattern and land-space restoration zoning based on ecological protection red line[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2024, 40(7): 288-297. (in Chinese with English abstract)
- 周蓓蓓, 郭江, 陈晓鹏, 等. 基于 UNMIX 模型的安徽大矾山废弃矿区土壤重金属源解析[J]. 农业工程学报, 2021, 37(24): 240-248.  
ZHOU Beibei, GUO Jiang, CHEN Xiaopeng, et al. Source apportionment of soil heavy metals in abandoned mining areas in Dafan Mountain of Anhui Province based on the UNMIX model[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2021, 37(24): 240-248. (in Chinese with English abstract)
- 陈艳林, 韩博, 金晓斌, 等. 长江经济带耕地产能变化及土地整治影响分析[J]. 农业工程学报, 2023, 39(2): 182-193.  
CHEN Yanlin, HAN Bo, JIN Xiaobin, et al. Analysis of the cropland productivity change and the impact of land consolidation in the Yangtze River Economic Zone[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2023, 39(2): 182-193. (in Chinese with English abstract)
- 王子豪, 梁红怡, 张冬寒, 等. 中国设施土壤重金属累积特征与污染阻控技术研究进展[J]. 农业工程学报, 2024, 40(9): 1-14.

- WANG Zihao, LIANG Hongyi, ZHANG Donghan, et al. Accumulation characteristics and control technologies of heavy metal contamination in facility soil of China: A review[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2024, 40(9): 1-14. (in Chinese with English abstract)
- [7] 李云凯, 张瑞, 张硕, 等. 基于碳氮同位素技术研究重金属在春季江苏近海食物网中的累积[J]. 应用生态学报, 2019, 30(7): 1-15.  
LI Yunkai, ZHANG Rui, ZHANG Shuo, et al. Studied the accumulation of heavy metals in Jiangsu coastal food web in spring based on carbon and nitrogen isotope techniques[J]. Journal of Applied Ecology, 2019, 30(7): 1-15. (in Chinese with English abstract)
- [8] 赵方杰, 谢婉滢, 汪鹏. 土壤与人体健康[J]. 土壤学报, 2020, 57(1): 1-11.  
ZHAO Fangjie, XIE Wanying, WANG Peng. Soil and human health[J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57(1): 1-11. (in Chinese with English abstract)
- [9] MELANIA F, LYDIA P, ANNA T. The monitoring of selected heavy metals content and bioavailability in the soil-plant system and its impact on sustainability in agribusiness food chains[J]. Sustainability, 2021, 13: 7021-7021.
- [10] 杨清可, 王磊, 李平星, 等. 长江干流沿江地区土壤重金属的分布、来源及潜在生态风险[J]. 农业工程学报, 2024, 40(9): 190-198.  
YANG Qingke, WANG Lei, LI Pingxing, et al. Distribution, sources and potential ecological risks of soil heavy metals in the main stream of the Yangtze River[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2024, 40(9): 190-198. (in Chinese with English abstract)
- [11] 刘旭, 顾秋蓓, 杨琼, 等. 广西象州与横县碳酸盐岩分布区土壤中 Cd 形态分布特征及影响因素[J]. 现代地质, 2017, 31(2): 374-385.  
LIU Xu, GU Qiubei, YANG Qiong, et al. Distribution and influencing factors of Cadmium geochemical fractions of soils at carbonate covering Area in Hengxian and Xiangzhou of Guangxi[J]. Geoscience, 2017, 31(2): 374-385. (in Chinese with English abstract)
- [12] GU Q B, YANG Z F, YU T, et al. From soil to rice—A typical study of transfer and bioaccumulation of heavy metals in China[J]. Acta Agricul Scandinav Section B-Soil Plant Science, 2018, 68: 631-642.
- [13] WEN Y B, LI W, YANG Z F, et al. Evaluation of various approaches to predict cadmium bioavailability to rice grown in soils with high geochemical background in the karst region, Southwestern China[J]. Environmental Pollution, 2020, 258: 113645.
- [14] 孟伟, 莫春虎, 刘应忠. 黔西北地区土壤重金属地球化学背景及管理目标值[J]. 物探与化探, 2022, 46(1): 251-257.  
MENG Wei, MO Chunhu, LIU Yingzhong. Geochemical background and management target values of heavy metals in soil in northwestern Guizhou Province[J]. Geophysical and Geochemical Exploration, 2022, 46(1): 251-257. (in Chinese with English abstract)
- [15] 陈盟, 潘泳兴, 黄奕翔, 等. 阳朔典型铅锌矿区流域土壤重金属空间分布特征及来源解析[J]. 环境科学, 2022, 43(10): 4545-4555  
CHEN Meng, PAN Yongxing, HUANG Yixiang, et al. Spatial distribution and sources of heavy metals in soil of a typical Lead-Zinc mining area, Yangshuo[J]. Environmental Science, 2022, 43(10): 4545-4555. (in Chinese with English abstract)
- [16] 他维媛, 周书宇, 金盛华, 等. 商洛市尾矿区土壤重金属污染评价及来源分析[J]. 环境污染与防治, 2023, 45(5): 687-699.  
TA Weiyuan, ZHOU Shuyu, JIN Shenghua, et al. Evaluation and source analysis of heavy metal pollution in soils of tailing areas in Shangluo City[J]. Environmental Pollution & Control, 2023, 45(5): 687-699. (in Chinese with English abstract)
- [17] OYARZUN R, LILLO J, LOPEZ-CARVIA J A, et al. The mezarron Pb-(Ag)-Zn mining district (SE Spain) as a source of heavy metal contamination in a semiarid realm: Geochemical data from mine wastes, soils, and stream sediments[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2011, 109(1-3): 113-124.
- [18] 彭德海, 吴攀, 曹振兴, 等. 赫章土法炼锌区水-沉积物重金属污染的时空变化特征[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(5): 979-985.  
PENG Dehai, WU Pan, CAO Zhenxing, et al. Spatial and temporal variation characteristics of heavy metal pollution of water-sediments in stream of zinc smelting area, Hezhang of Guizhou, China[J]. Journal of Agro-Environmental Science, 2011, 30(5): 979-985. (in Chinese with English abstract)
- [19] 赵斌, 朱四喜, 杨秀琴, 等. 草海湖沉积物中重金属污染现状及生态风险评估[J]. 环境科学研究, 2019, 32(2): 235-245.  
ZHAO Bin, ZHU Sixi, YANG Xiuqin, et al. Pollution status and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Caohai Lake[J]. Research of Environmental Sciences, 2019, 32(2): 235-245. (in Chinese with English abstract)
- [20] 段志斌. 黔西北地质高背景下土法炼锌区土壤重金属的环境地球化学行为及健康风险研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2022: 0-156  
DUAN Zhibin. Study on Environmental Geochemical Behavior of Heavy Metals in Soils and Health Risk from A Indigenous Zinc Smelting Area with High Geological Background in Northwest Guizhou[D]. Guiyang: Guizhou University, 2022: 0-156 (in Chinese with English abstract)
- [21] 徐蝶. 基于土地利用的黔西北铅锌矿区周边土壤重金属污染评价研究[D]. 贵阳: 贵州师范大学, 2023: 0-103  
XU Die. Evaluation of Heavy Metal Contamination in Soils Around Lead-zinc Mining Areas in Northwest Guizhou Based on Land Use[D]. Guiyang: Guizhou Normal University, 2023: 0-103 (in Chinese with English abstract)
- [22] 鲁鸿霏, 向发云, 吴永贵, 等. 黔西北典型炼锌区重金属污染特征及生态风险[J]. 环境科学与技术, 2021, 44(11): 220-228.  
LU Hongpei, XIANG Fayun, WU Yonggui, et al. Heavy metal pollution characteristics and ecological risk of typical zinc smelting area in northwest Guizhou[J]. Environmental Science and Technology, 2021, 44(11): 220-228. (in Chinese with English abstract)
- [23] 吴攀, 刘丛强, 张国平, 等. 黔西北炼锌地区河流重金属污染特征[J]. 农业环境保护, 2002, 21(5): 443-446.  
WU Pan, LIU Congqiang, ZHANG Guoping, et al. Characteristics of heavy metal pollution in stream of zinc smelting area, Northwest of Guizhou[J]. Agro-environmental Protection, 2002, 21(5): 443-446. (in Chinese with English abstract)
- [24] 吴攀, 刘丛强, 杨元根, 等. 土法炼锌废渣堆中的重金属及其释放规律[J]. 中国环境科学, 2002, 22(2): 109-113.

- WU Pan, LIU Congqiang, YANG Yuangen, et al. heavy metals and their release in the wastes residue pile at the indigenous zinc smelting area[J]. *China Environmental Science*, 2002, 22(2): 109-113. (in Chinese with English abstract)
- [25] 吴攀, 刘丛强, 杨元根, 等. 炼锌废渣中重金属 Pb、Zn 的矿物学特征[J]. *矿物学报*, 2002, 22(1): 39-42.  
WU Pan, LIU Congqiang, YANG Yuangen, et al. the mineralogical characteristics of heavy metals (Pb, Zn) in historical Zn smelting wastes[J]. *Acta Mineralogical Sinica*, 2002, 22(1): 39-42. (in Chinese with English abstract)
- [26] 王韵秋, 胡业翠, 高梦雯, 等. 多维视角下广西喀斯特石漠化地区国土空间生态修复分区[J]. *农业工程学报*, 2023, 39(1): 223-231.  
WANG Yunqiu, HU Yecui, GAO Mengwen, et al. Land-space ecological restoration zoning of karst rocky desertification areas in Guangxi from multi-dimensional perspectives[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2023, 39(1): 223-231. (in Chinese with English abstract)
- [27] 韦宝婧, 胡希军, 张亚丽, 等. 基于“重要性-脆弱性-服务价值”的国土空间生态保护与修复管控[J]. *农业工程学报*, 2022, 38(19): 249-258.  
WEI Baojing, HU Xijun, ZHANG Yali, et al. Ecological protection, restoration and management of territorial space using "importance, fragility, ecosystem service value"[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2022, 38(19): 249-258. (in Chinese with English abstract)
- [28] 孙晓兵, 孔祥斌, 张青璞, 等. 基于指标综合特征的耕地遗传质量和动态质量评价[J]. *农业工程学报*, 2020, 36(22): 254-265.  
SUN Xiaobing, KONG Xiangbin, ZHANG Qingpu, et al. Evaluation of inherent quality and dynamic quality of cultivated land based on comprehensive characteristics of indexes[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2020, 36(22): 254-265. (in Chinese with English abstract)
- [29] 陈红, 杨润佳, 叶艳妹. 中国土地资源的可耕性评价及其保护策略[J]. *农业工程学报*, 2023, 39(5): 192-200.  
CHEN Hong, YANG Runjia, YE Yanmei, et al. Cultivability evaluation and conservation strategies of land resources in China[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2023, 39(5): 192-200. (in Chinese with English abstract)
- [30] NEMEROW N L. *Scientific Stream Pollution Analysis* [M]. New York: McGraw-Hill Book Company, Inc, 1974. 1-355.
- [31] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [32] 安文超, 汪进生, 孙立娥, 等. 山东省某县级市土壤重金属富集状况及来源分析[J]. *湖南师范大学自然科学学报*, 2022, 45(1): 84-92.  
AN Wenchao, WANG Jinsheng, SUN Lie, et al. Enrichment evaluation and source analysis of soil heavy metals in a county-level city of Shandong province[J]. *Journal of Natural Science of Hunan University*, 2022, 45(1): 84-92. (in Chinese with English abstract)
- [33] 赖书雅, 董秋瑶, 宋超, 等. 南阳盆地东部山区土壤重金属分布特征及生态风险评价[J]. *环境科学*, 2021, 43(11): 5500-5509.  
LAI Shuya, DONG Qiuyao, SONG Chao, et al. Distribution characteristics and ecological risk assessment of soil heavy metal in the eastern mountainous area of the Nanyang Basin[J]. *Environmental Science*, 2021, 43(11): 5500-5509. (in Chinese with English abstract)
- [34] 魏复盛, 陈静生, 吴燕玉, 等. 中国土壤环境背景值研究[J]. *环境科学*, 1991, 12(4): 12-19.  
WEI Fusheng, CHEN Jingsheng, WU Yanyu, et al. Study on soil environmental background value in China[J]. *Environmental Science*, 1991, 12(4): 12-19. (in Chinese with English abstract)
- [35] 李勤之, 姜璐, 王国庆, 等. 不同国家农用地土壤环境标准比较与启示[J]. *环境科学*, 2022, 43(2): 577-585.  
LI Maozhi, JIANG Rong, WANG Guoqing, et al. A comparative study of soil environmental standards for agricultural land among different Countries and its implication for China[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(2): 577-585. (in Chinese with English abstract)
- [36] 陈佳林, 李仁英, 谢晓金, 等. 南京市绿地土壤重金属分布特征及其污染评价[J]. *环境科学*, 2021, 42(2): 909-916.  
CHEN Jialin, LI Renying, XIE Xiaojin, et al. Distribution characteristics and pollution evaluation of heavy metals in greenbelt soils of Nanjing City[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(2): 909-916. (in Chinese with English abstract)
- [37] 陈明, 蔡青云, 徐慧, 等. 水体沉积物重金属污染风险评价研究进展[J]. *生态环境学报*, 2015, 24(6): 1069-1074.  
CHEN Ming, CAI Qingyun, XU Hui, et al. Research progress of risk assessment of heavy metals pollution in water body sediments[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2015, 24(6): 1069-1074. (in Chinese with English abstract)
- [38] 彭道平, 姚远, 段求应, 等. 铅锌矿厂周围土壤环境中重金属污染评价[J]. *广东农业科学*, 2013, 40(16): 171-173.  
PENG Daoping, YAO Yuan, DUAN Qiuying, et al. Assessment of soil heavy metal pollution around lead-zinc mine[J]. *Guangdong Agricultural Sciences*, 2013, 40(16): 171-173. (in Chinese with English abstract)
- [39] 王兴富, 曹人升, 吴先亮, 等. 喀斯特山地废弃矿区土壤重金属污染评价[J]. *贵州师范大学学报(自然科学版)*, 2021, 39(5): 29-35.  
WANG Xingfu, CAO Rrensheng, WU Xianliang, et al. Study on heavy metals pollution assessment method of soil around a wasted mining in Karst mountain area[J]. *Journal of Guizhou Normal University (Natural Sciences)*, 2021, 39(5): 29-35. (in Chinese with English abstract)
- [40] 韩伟, 徐仁廷, 王乔林. 典型峨眉山玄武岩区土壤重金属含量特征及污染风险评价[J]. *中国环境科学*, 2023, 43(12): 6500-6508.  
HAN Wei, Xu Renting, Wang Qiaolin. Characteristics of heavy metal content and pollution risk assessment in the soil of typical Emeishan Basalt Area[J]. *China Environmental Science*, 2023, 43(12): 6500-6508. (in Chinese with English abstract)
- [41] 王雪雯, 刘鸿雁, 顾小凤, 等. 地质高背景与污染叠加区不同土地利用方式下土壤重金属分布特征[J]. *环境科学*, 2022, 43(4): 2094-2103.  
WANG Xuewen, LIU Hongyan, GU Xiaofeng, et al. Distribution characteristics of heavy metals in soils affected by different land use types in a superimposed pollution area with high geological background[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(4): 2094-2103 (in Chinese with English abstract)
- [42] 李玉梅, 李海鹏, 张连科, 等. 包头某铜厂周边土壤重金

属分布特征及来源分析[J]. 农业环境科学报, 2016, 35(7): 1321-1328.

LI Yumei, LI Haipeng, ZHANG Lianke, et al. Distribution characteristics and source analysis of heavy metals in soil around a copper plant in Baotou, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(7): 1321-1328. (in Chinese with English abstract)

[43] 马智宏, 王纪华, 陆安祥, 等. 京郊不同剖面土壤重金属的分布与迁移[J]. 河北农业大学学报, 2007, 30(6): 11-15.

MA Zhihong, WANG Jihua, LU Anxiang, et al. Distribution and transfer of main heavy metals in different soil section in Beijing Suburb[J]. Journal of Hebei Agricultural University, 2007, 30(6): 11-15. (in Chinese with English abstract)

## Assessment of heavy metal pollution and scope definition in the Indigenous Zinc Smelting agglomeration areas of northwest Guizhou Province of China

LYU Liuyan<sup>1</sup>, CHEN Xiang'e<sup>1</sup>, CHEN Wu<sup>1</sup>, GONG Daxing<sup>2</sup>, LU Yan<sup>2</sup>, WU Kaibin<sup>1</sup>, HE Chuntian<sup>1</sup>

(1. Guizhou Institute of Geological Survey, Guiyang 550081, China; 2. Institute of Multipurpose Utilization of Mineral Resources, China Academy of Geological Sciences, Chengdu 610041, China)

**Abstract:** Heavy metal pollution has been a serious risk in the Indigenous Zinc Smelting in Northwest Guizhou, China. Long-term open-air stacking of waste slag has also led to a great increase in the heavy metal reactivity under suitable environmental conditions after leaching, thus continuously migrating to the surrounding groundwater, surface water, and soil. A substantial amount of mining slag has been left behind, due to outdated technology and extensive production. Therefore, it is very urgent to clarify the contamination status of heavy metals in the soil, water bodies, and sediments in the areas, particularly with the concentrated distribution of Indigenous Zinc Smelting slag and their potential ecological risks, in order to protect the local land and water resources for the food safety and public health. This study focused on an 8 km<sup>2</sup> area with a relatively wide distribution of Indigenous Zinc Smelting slag from traditional smelting areas. Human pollution sources were avoided to collect the surface soil samples within a grid of 1/9 km<sup>2</sup>. The background levels of heavy metals in surface soils were established over the region. Some samples were collected from the smaller watersheds, including surface soil, sediment from water systems, leachate, mine slag, and water bodies, according to the hydrogeological and topographical conditions. Additionally, the samples of deep soil profile were gathered from the site, where the largest amount of mine slag was stored for the longest time. The content of heavy metals and pH value were measured in various samples using the single-factor pollution index, Nemerow comprehensive pollution index, and potential ecological risk index. The spatial distribution and pollution status of heavy metals were analyzed in different media. The results show that the surface soil in the study area was mainly acidic, where the average contents of As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn were 23.54, 3.20, 208.78, 193.02, 0.07, 91.41, 315.80, and 479.13 mg/kg, respectively. Except for Hg and pH, the contents of the rest elements were higher than the background value of surface soil in the Bijie region. The contents of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn exceeded the national environmental background values of surface soil. The overall slag was neutral with the average contents of As, Cd, Cu, Hg, Pb, and Zn higher than the average value of surface soil in the study area. Especially Pb, the raw materials used in local traditional zinc smelting were imported the lead-zinc ores. The soil profile samples show that the heavy metals were mainly concentrated in the surface soil of 0-20 cm, whereas, the heavy metals in deep soil were mainly controlled by geological background and primary soil. The highest contents of As, Cd, Cu, Pb, and Zn in small watershed sediments were 274.00, 11.90, 488.00, 2 340.00, and 2 580.00 mg/kg, respectively, all of which were located in the central area of traditional zinc smelting slag. The highest contents of Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in the surface water of a small watershed were distributed downstream of the slag concentrated distribution area, which were 43.60, 64.90, 15.70, 226.00, and 223.00 mg/L, respectively. Only Ni was slightly higher than the content of slag leachate in groundwater. The contents of the rest elements were lower than those in the leachate. Single-factor evaluation was performed on the pollution of heavy metals in the surface soil. The Cd and Cu shared the highest proportion of pollution, with the Cd in the widest range of pollution. The Nemerow comprehensive pollution index for heavy metals in small watershed sediments was heavily polluted by As, Cd, Cu, Pb, and Zn. The very strong potential ecological risk was only found in the central part of the traditional Indigenous Zinc Smelting slag distribution area. The Nemerow comprehensive pollution index of heavy metals in small watershed water bodies was severely polluted; The medium to very strong potential ecological risk areas were concentrated in the traditional zinc smelting slag distribution areas. There was an extremely uneven distribution of As, Cd, Pb, and Zn in the surface soil with the coefficients of variation exceeding 1.5, indicating the strong human factors. About 12.50% of the study area shared a strong ecological risk, which was mainly distributed around the waste dump site of the Indigenous Zinc Smelting plant. As such, the Indigenous Zinc Smelting slag posed a significant impact on the surrounding ecology. The pollution range of heavy metals was concentrated mainly within 2 500 m in the water sediments in the small watershed; The impact of slag on groundwater was less than that on surface water, due to the restriction from the hydrogeological conditions. Overall, the pollution areas of the zinc smelting slag in the study area were mainly distributed around the centralized storage area of the slag, with a relatively limited range of impacts.

**Keywords:** heavy metals; small watershed; indigenous zinc smelting; pollution assessment; pollution range