

杨杰, 董静, 宋洲, 等. 鄂西铜铅锌尾矿库周边农田土壤-水稻重金属污染状况及风险评价[J]. 岩矿测试, 2022, 41(5): 867-879.

YANG Jie, DONG Jing, SONG Zhou, et al. Heavy Metal Pollution Characteristics and Risk Assessment of Soil and Rice in Farmland around the Copper-Lead-Zinc Tailing, Western Hubei Province[J]. Rock and Mineral Analysis, 2022, 41(5): 867-879.

【DOI: 10.15898/j.cnki.11-2131/td.202202070019】

鄂西铜铅锌尾矿库周边农田土壤-水稻重金属污染状况及风险评价

杨杰¹, 董静¹, 宋洲^{1,2}, 杨成梅¹, 刘田¹, 周顺超¹, 胡核³, 黄聪³

- (1. 湖北省地质实验测试中心, 湖北 武汉 430034;
2. 资源与生态环境地质湖北省重点实验室(湖北省地质局), 湖北 武汉 430034;
3. 湖北华祥地质环境检测科技有限公司, 湖北 武汉 430000)

摘要: 农田土壤污染导致的粮食安全问题已引起广泛关注, 客观评价尾矿库周边农田土壤和农作物污染状况对后期土壤污染防治和安全利用具有重要意义。为研究鄂西某铜铅锌尾矿库周边农田土壤-水稻重金属污染状况及风险, 本文同步采集 50 个点位农田土壤及水稻稻穗样品, 应用电感耦合等离子体质谱/发射光谱、原子荧光光谱等方法测定 As、Cd、Cu、Pb、Zn、Hg、Ni 和 Cr 八种重金属含量及土壤 pH 值, 采用潜在生态风险指数法和健康风险评估模型评价生态风险和健康风险。结果表明: ①研究区土壤 As、Cd、Cu、Pb、Zn 存在超标, Cd 超标率 20% 最大。水稻仅 Cd 超标, 超标率 14%。②相关性分析显示土壤重金属有相同的污染源, 渗滤液泄漏是可能的污染源; 水稻重金属与土壤具有正相关性, Cd 元素相关性最强, 可能由于水稻对土壤 Cd 吸收能力强。③潜在生态风险评价结果表明土壤 Cd、Pb、Zn、Cu 显著富集, Cd 富集系数达 4.41, 研究区处于中度风险, 6% 点位具有极强风险。④健康风险评价结果表明几乎全部点位土壤总致癌风险和总非致癌风险大于可接受水平, 存在重金属致癌风险, As 和 Cd 致癌风险较大。水稻总致癌风险全部大于可接受水平, 最大贡献者为 Cd; 总非致癌风险全部在可接受水平内。综上, 该尾矿库周边农田土壤和水稻已受到重金属污染, 存在一定的生态风险, 对当地居民健康造成的风险值得重视。

关键词: 尾矿库; 土壤重金属; 水稻重金属; 电感耦合等离子体质谱/发射光谱法; 污染评价; 健康风险评价要点:

- (1) 揭示了研究区农田和水稻中 8 项重金属含量范围, Cd 元素污染最为严重。
(2) 指数法评价结果表明研究区土壤重金属潜在生态风险为中等, Cd 为主要风险元素。
(3) 健康风险评价表明土壤致癌和非致癌风险均不可接受; 水稻致癌风险不可接受, 而非致癌风险可接受。

中图分类号: S151.93; O657.63 文献标识码: A

中国铅锌矿产资源较为丰富^[1], 但铅锌矿床主要为中小型, 且矿石组分复杂, 通常伴生 Cu、Cd、As 等重金属元素^[2], 矿业活动过程中这些重金属元素通过地表径流、风力传送和雨水淋滤等方式扩散到周边河流、土壤, 继而下渗到地下水, 造成周边土壤

重金属污染^[3-5], 甚至引发粮食安全问题^[6-8], 因此客观评价尾矿库周边农田土壤和农作物污染状况对后期尾矿库监管、土壤污染防治和安全利用有着重要的指导意义。

目前, 土壤重金属污染评价方法有很多, 按照评

收稿日期: 2022-02-07; 修回日期: 2022-04-02; 接受日期: 2022-06-25
基金项目: 湖北省地质局科技项目(KJ2020-30, KJ2021-18, KJ2022-36)
作者简介: 杨杰, 硕士, 工程师, 主要从事环境污染物分析及调查评价研究。E-mail: 505319818@qq.com。

价对象不同,分为土壤单独评价法和土壤农-作物系统复合评价法两大类,两者区别在于土壤-农作物复合评价法考虑土壤作为农作物赖以生存的环境要素,将土壤和农作物有机联系起来综合评价,而前者仅对土壤自身评价。土壤单独评价法发展成熟,主要有单因子污染指数法^[9-10]、内梅罗污染指数法^[11]、潜在生态风险指数法^[12-13]、地累积指数法^[14-15]、富集因子法^[16]、模糊数学法^[17-18]、灰色聚类法^[19-20]、层次分析法^[21-22]等,其中,应用最广泛的是单因子污染指数法、地累积指数法以及潜在生态风险指数法。土壤-农作物复合评价法发展相对较晚,但随着《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)正式实施,该标准以确保农作物质量安全为主要目标,农用地土壤污染评价由单一的土壤监测转变成土壤和农产品协同监测,复合评价法很有必要。目前土壤-农作物复合评价法应用最广泛的有王玉军等^[23]提出的综合质量影响指数法^[24-26]和美国 USEPA 开发的健康风险评价法^[27-30]。

位于湖北西部村庄的某铜铅锌矿主要矿物成分有闪锌矿、方铅矿、黄铜矿、斑铜矿、黄铁矿及白铁矿,矿区开采时间长,且由于历史原因污染防治设施落后,铜铅锌尾矿成分及镉、砷等伴生元素可能会排放到环境中,对周围居民生活、农田种植带来风险,迄今为止该尾矿库周边农田土壤重金属污染现状和对人体的健康风险尚不明晰。基于此,本文选取尾矿库周边农田土壤和水稻为研究对象,分析土壤和水稻中 8 项重金属的污染状况,并采用潜在生态风险指数法对周边农田土壤重金属污染程度进行评价,通过适合中国公民的人体健康风险评价模型评估土壤和水稻重金属的人体健康风险,综合评价了尾矿库对周围环境造成的影响,为该尾矿库周边农田生态环境保护、生态农业建设和可持续发展提供科学依据。

1 研究区概况

该铜铅锌尾矿库位于湖北省西部村庄,地处沮漳河中下游,大巴山脉东麓,荆山山脉以南,是鄂西山地向江汉平原的过渡地带。所在地区属丘陵地貌,以南北向低缓丘陵及冲沟为主。区内地势北高南低,海拔 2600~4500m,高差悬殊,地形坡度较陡,多悬崖绝壁。区内无常流性地表水体,地表水系不发育,多为小型冲沟、堰塘及小水库等,主要为大气降水补给,通过地表径流由高到低向堰塘、水库及冲

沟排泄。区内属亚热带季风性湿润气候,四季分明,雨热同季,风向季节性变化较大,冬季多偏北风,夏季多偏南风,春秋两季则偏东风。研究区所在乡镇常住人口约 6 万人,区内村民居住分散。区内地表植被发育多为松树及灌木。土地利用以林地、草地、园地和耕地等农业用地为主。主要农作物为水稻、玉米、小麦和蔬菜等。研究区铜铅锌矿尾矿库建成于 1986 年,2015 年关闭后成为无主尾矿库,库区堆积总库容约 9.5 万方,宽 50~140m,长约 400m,属于山谷型尾矿库,库区渗滤液收集后汇入南面下游的渗滤液收集池,后进入地表排水系统。

2 实验部分

2.1 样品采集

根据研究区农田分布情况,总体按 100m×100m 网格布设监测点,尾矿库下游南面和紧邻的东面 500m 范围内农田加密布点,按 50m×50m 网格设置,共计布设 50 个监测点,同步采集土壤样品和水稻稻穗样品,采集表层土壤(深度为 0~20cm)和水稻稻穗样品各 55 组(各含 10%的平行样)。采样点位分布如图 1。

土壤样品采样按照《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166—2004)进行,每个土壤监测点土壤样品为该网格范围内随机 5 个点位的混合样,表层土壤采样深度为 0~20cm。采样时去除土壤样品中的砾石、动植物残渣以及肥料团块等杂物,每件样品大于 2kg。同时现场用 GPS 记录采样点位置信息,填写采样记录。水稻稻穗采样参照《农、畜、水产品污染监测技术规范》(NY/T 398—2000)执行,于收获期采集水稻籽实,采样点位与对应的土壤点位保持一致,在同一田块不同位置采集的稻穗等量混匀组成一个混合样品(1kg)。

2.2 样品测试和质量控制

土壤样品经室温风干后研磨,过 100 目标准筛,再消解后上机测试。电感耦合等离子体质谱仪(X2 型,美国 ThermoFisher 公司)测定 Cd、Pb、Cu、Ni、Cr、Zn,检测依据《区域地球化学样品分析方法 第 5 部分:镉含量测定 电感耦合等离子体质谱法》(DZ/T 0279.5—2016)、《区域地球化学样品分析方法 第 3 部分:钡、铍、铋等 15 个元素量测定 电感耦合等离子体质谱法》(DZ/T 0279.3—2016)、《区域地球化学样品分析方法 第 2 部分:氧化钙等 27 个成分量测定 电感耦合等离子体原子发射光谱法》(DZ/T 0279.2—2016),检出限分别为 0.021、0.5、

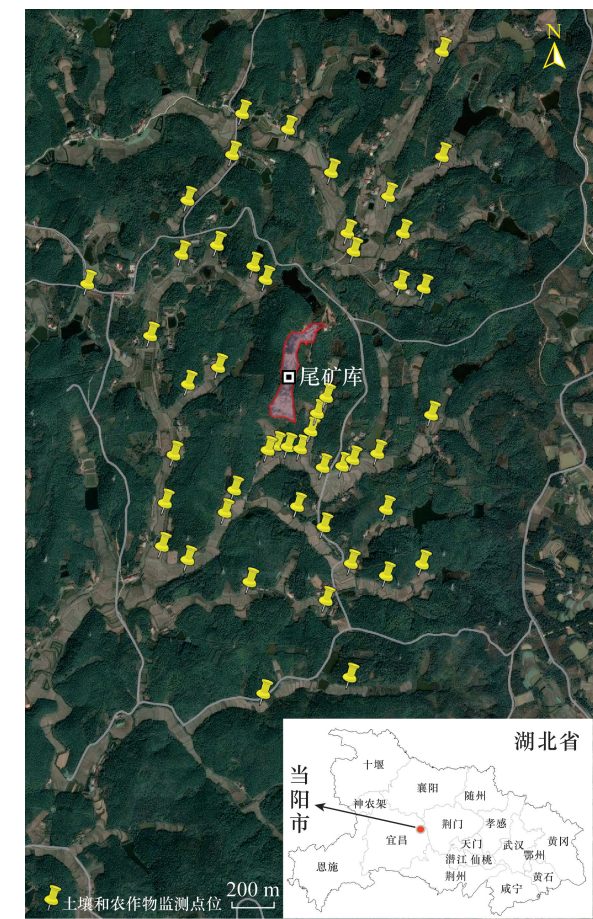


图 1 研究区及采样点位分布图

Fig. 1 Map of sampling points distribution and the location of the study area

0.6、0.6、0.2、0.03mg/kg;原子荧光光谱法(AFS-8500型,北京海光)测定As和Hg,检测依据《土壤和沉积物汞、砷、硒、铋、锑的测定 微波消解/原子荧光法》(HJ 680—2013)、《土壤质量 总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法 第1部分:土壤中总汞的测定》(GB/T 22105.1—2008),检出限分别为0.01mg/kg、0.002mg/kg;酸度计(PHS-3C型,上海雷磁)测定土壤样品pH值,检测依据《土壤pH值的测定 电位法》(HJ 962—2018)。

水稻稻穗经脱粒后于70℃恒温烘箱烘干,脱壳粉碎后消解,再上机测试。电感耦合等离子体质谱仪(X2型,美国热电)测定Cd、Pb、Cu、Ni、Cr、Zn,检测依据《食品安全国家标准 食品中多元素的测定》(GB 5009.268—2016),检出限分别为0.002、0.02、0.05、0.2、0.05、0.5mg/kg;原子荧光光谱法(AFS-3100,北京海光)测定As和Hg,检测依据《食品安全国家标准 食品中总砷及无机砷的测定 第一篇 总砷的测定 第二法 氢化物发生原子荧光光谱法》

(GB 5009.11—2014)、《食品安全国家标准 食品中总汞及有机汞的测定 第一篇 食品中总汞的测定 第一法 原子荧光光谱分析法》(GB 5009.17—2014),检出限分别为0.003、0.0005mg/kg。

所有样品检测均按照规范要求进行全过程质量控制,每批次样品插入10%比例的空白样、平行样(水稻样品比例为100%)以及国家一级有证标准物质试验,平行试验相对误差小于20%,有证标准物质均在推荐值范围内,数据质量可靠。全部样品测试工作在湖北省地质实验测试中心化学分析室完成,所有检测项目均通过国家CMA计量认证。

2.3 评价方法、模型和数据整理

通过单项污染指数法和潜在生态风险指数法评价该铜铅锌尾矿库周边农田土壤污染状况,采用美国环境保护署(USEPA)开发的健康风险评估模型评估土壤和水稻中重金属人体健康风险。

2.3.1 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数法是1980年瑞典科学家Hakanson从沉积学角度提出的评价重金属污染程度和潜在生态危害的一种方法^[31]。该方法除了考虑重金属的含量之外,还将重金属的生态效应、环境效应和毒性联系,突出污染较严重、毒性较强的重金属的作用,采用具有可比的、等价指数分级法进行评价。其表达式为:

$$RI = \sum E_i = \sum T_i \times C_i^f = \sum (T_i \times C_i^s / B_i^n)$$

式中:RI为土壤综合潜在生态风险指数;E_i为重金属元素i的潜在生态风险;C_i^f为重金属元素i的富集系数,计算公式为C_i^s/B_iⁿ;C_i^s为重金属元素i的实测含量;B_iⁿ为重金属元素i的背景值,本次研究选取湖北省土壤背景值^[32];T_i为重金属元素i的毒性响应系数,本文采用Hakanson制定的标准化重金属毒性响应系数,各重金属毒性响应系数^[33]分别T_i为Zn=1、Cr=2、Pb=Cu=Ni=5、As=10、Cd=30、Hg=40。单元素潜在生态风险(E_i)和土壤综合潜在生态风险(RI)分级分别为:轻微风险等级(I级),E_i<40,RI<150;中度风险等级(II级),40≤E_i<80,150≤RI<300;强风险等级(III级),80≤E_i<160,300≤RI<600;很强风险等级(IV级),160≤E_i<320,600≤RI<1200;极强风险等级(V级),E_i≥320,RI≥1200。

2.3.2 重金属健康风险评价模型

本研究采用美国USEPA开发的健康风险评价模型对铜铅锌尾矿库周边土壤-水稻系统进行健康风险评价,模型计算公式具体如表1所示。

CR_i 为致癌重金属 i 的单项健康风险指数; CDI_{ij} 为重金属 i 第 j 种暴露途径日均暴露量; SF_{ij} 为致癌重金属 i 第 j 种暴露途径的斜率系数; TCR 为致癌重金属通过 3 种途径的总致癌风险。当 CR 或 $TCR \leq 1 \times 10^{-6}$ 时,认为不存在致癌风险或风险较小,风险可忽略不计;当 CR 或 $TCR > 1 \times 10^{-6}$ 时,认为存在较高的致癌风险。 HQ_i 为非致癌重金属的单项健康风险指数, RfD_{ij} 为非致癌重金属 i 第 j 种暴露途径的参考剂量, HI 为 8 种重金属通过 3 种途径的总非致癌风险。 HI 值低于 1 可认为对敏感人群不存在风险, HI 值大于 1 可认为超过人体健康可接受阈值,不可接受。各参数含义见表 2,数值见表 3。各参数数值主要来源于《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3—2019)和前人研究成果^[34]。

表 1 健康风险评价模型计算公式

Table 1 Calculation formula of health risk assessment model	
参数	计算公式
经口摄入	$CDI_{\text{ingestion-soil}} = \frac{C_i \times IR_{\text{soil}} \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT}$
皮肤接触	$CDI_{\text{dermal-soil}} = \frac{C_i \times SA \times AF \times ABS_d \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT}$
呼吸摄入	$CDI_{\text{inhalation-soil}} = \frac{C_i \times IR_{\text{air}} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT}$
食物摄入	$CDI_{\text{oral-crop}} = \frac{C_i \times IR_{\text{crop}} \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT}$
致癌风险	$CR_i = \sum_{j=1}^3 CDI_{ij} \times SF_{ij} \quad TCR = \sum_{i=1} CR_i$
非致癌风险	$HQ_i = \sum_{j=1}^3 CDI_{ij} / RfD_{ij} \quad HI = \sum_{i=1} HQ_i$

表 3 重金属不同暴露途径参考计量(RfD)和致癌斜率因子(SF)

Table 3 Reference dose (RfD) and cancer slope factor (SF) of heavy metals by different exposed ways									
暴露途径	参数	非致癌暴露参考剂量和致癌斜率因子							
		Cu	Ni	Zn	Pb	Cd	Cr	Hg	As
经口摄入	RfD [mg/(kg · d)]	4.00×10^{-2}	2.00×10^{-2}	3.00×10^{-1}	3.50×10^{-3}	1.00×10^{-3}	3.00×10^{-3}	3.00×10^{-4}	3.00×10^{-4}
	SF [kg · d/mg]	/	/	/	8.50×10^{-3}	6.10	5.00×10^{-1}	/	1.50
皮肤接触	RfD [mg/(kg · d)]	/	/	/		2.50×10^{-5}	/	/	3.00×10^{-4}
	SF [kg · d/mg]	/	/	/	8.50×10^{-3}	2.44×10^2	2.00	/	1.50
呼吸摄入	RfD [mg/(kg · d)]	1.20×10^{-2}	2.11×10^{-5}	3.00×10^{-1}	2.89×10^{-3}	2.35×10^{-6}	2.35×10^{-5}	7.04×10^{-5}	3.52×10^{-6}
	SF [kg · d/mg]		1.11	/	/	7.67	5.11×10^1	/	1.83×10^1
食物摄入	RfD [mg/(kg · d)]	4.00×10^{-2}	2.00×10^{-2}	3.00×10^{-1}	3.50×10^{-3}	1.00×10^{-3}	3.00×10^{-3}	3.00×10^{-4}	3.00×10^{-4}
	SF [kg · d/mg]	/	/	/	8.50×10^{-3}	6.10	5.00×10^{-1}	/	1.50

注:“/”表示 HJ 25.3—2019 暂无参考值及相应计算值。

表 2 健康风险评价暴露参数

Table 2 Health risk assessment exposure parameters			
参数	参数含义	成人	儿童
BW	平均体重(kg)	61.8	19.2
IR_{soil}	经口摄入速率(mg/d)	100	200
IR_{air}	空气摄入速率(m ³ /d)	14.5	7.5
IR_{crop}	食物摄入速率(mg/d)	328	198
CF	转换因子(kg/mg)	1.00×10^{-6}	1.00×10^{-6}
EF	暴露频率(d/a)	350	350
ED	暴露年限(a)	24	6
SA	暴露皮肤表面积(cm ²)	5374	2484
AF	皮肤对土壤黏附系数(mg·cm ²)	0.07	0.2
PEF	土壤颗粒物扩散因子(m ³ /kg)	1.55×10^7	1.55×10^7
ABS_d	皮肤吸收因子	As(0.03), Cd(0.001)	
AT	平均暴露时间(d)	27740(致癌), 2190(非致癌)	

注: IR_{crop} 参数来源于 Mao 等^[34],其他参数均来源于 HJ 25.3—2019。

2.3.3 数据整理和分析

数据整理和分析采用 Excel 2016 和 Origin 2018 (OriginLab 公司,美国)完成,研究区采样点分布图采用 Arcgis 10.2(ERSI 公司,美国)软件绘制完成。

3 结果与讨论

3.1 农田土壤重金属污染特征

尾矿库周边农田土壤 pH 值范围为 4.97~8.15,其中 pH≤5.5 点位仅 1 个,5.5<pH≤6.5 点位 12 个,6.5<pH≤7.5 点位 22 个,pH>7.5 点位 15 个,整体呈中性。土壤重金属结果见表 4,8 项重金属 As、Cd、Cu、Pb、Zn、Hg、Ni、Cr 均值分别为 12.3、0.76、46.2、68.1、182、0.057、33.9、74.8mg/kg。与湖北省土壤背景值^[32]相比,Cd、Cu、Pb、Zn 四个重金属元素平均含量分别是背景值的 4.41、1.50、2.55 和 2.17 倍,显著高于背景值,As、Ni、Cr 含量与背景值含量基本相当,Hg 含量低于背景值,表明部分点

表 4 研究区土壤重金属含量和 pH 值结果统计

Table 4 Statistics of heavy metals content and pH of farmland soil from the study area

参数	pH(无量纲)	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Hg	Ni	Cr
平均值(mg/kg)	6.98	12.3	0.76	46.2	68.1	182	0.057	33.9	74.8
中位数(mg/kg)	7.02	10.6	0.21	28.2	35.2	80.2	0.057	33.6	74.2
最大值(mg/kg)	8.15	54.1	10.8	409	763	2151	0.109	44.5	90.3
最小值(mg/kg)	4.97	6.41	0.10	19.3	26.3	54.7	0.020	22.5	59.6
湖北省背景值 ^[32] (mg/kg)	/	12.3	0.172	30.7	26.7	83.6	0.08	37.3	86.0
超筛选值点位数	/	2	10	4	4	5	0	0	0
超标率%	/	4	20	8	8	10	0	0	0

注：“/”表示无标准限值及相应计算值。

位土壤中 As、Hg、Ni 和 Cr 四种元素含量受土壤母质影响较大。将 50 个采样点位的 pH 值和对应的土壤重金属含量与《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中筛选值比较,Ni、Cr 和 Hg 均未超标,As、Cd、Cu、Pb、Zn 点位超标率分别为 4%、20%、8%、8%、10%,Cd 超标率最高。

对研究区土壤重金属超标点位空间分布情况分析发现,超标区主要集中在尾矿库下游 300m 范围内农田,且随着农田与尾矿库的距离增加,土壤重金属含量也逐渐降低,表明土壤重金属污染程度在逐渐减轻。地表径流、风力传送和雨水淋滤是主要扩散方式,考虑到当地风向季节性变化较大,冬季多偏北风,夏季多偏南风,而超标区集中在尾矿库南面渗滤池下游,尾矿库北面上游农田土壤重金属含量均不超标,这在一定程度上说明土壤重金属的污染可能与尾矿库渗滤液的泄漏有关。尾矿库渗滤液中含有大量重金属,在自然降雨的作用下极易通过地表径流向下扩散,从而造成周边土壤重金属含量超标^[17]。尾矿库周边农田土壤 Cd、Cu、Pb、Zn、As 重金属均存在环境风险,Cd 元素最突出,需重点关注农产品的 Cd 污染风险。

3.2 农田水稻重金属污染特征

研究区尾矿库周边农田水稻重金属含量结果见

表 5,鉴于《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)未给出 Cu、Zn 和 Ni 元素的标准限量,本研究仅对水稻中 As、Cd、Pb、Hg、Cr 元素的污染状况进行评价,50 个水稻点位中有 7 个重金属含量超过标准限值,超标率 14%,且超标元素均为 Cd,最大超标倍数为 9.39 倍,其他元素均不超标,这可能与水稻对 Cd 具有较强的富集能力有关。研究区种植的水稻 Cd 易超标,存在粮食安全风险,在中国南方其他地区也发现水稻 Cd 超标较高的现象^[35-36]。有研究表明与其他谷类作物相比,水稻具有更强的 Cd 积累能力,而作为主要粮食作物之一的水稻也是经膳食摄入 Cd 的主要来源,因此水稻 Cd 超标对人体具有较高的健康风险^[37]。

在空间分布上,5 个水稻 Cd 超标点位集中分布在尾矿库下游 300m 范围内,与土壤重金属高含量区分布基本一致;随着与尾矿库距离增加,水稻 Cd 含量降低。本研究区为丘陵地貌,以南北向低缓丘陵及冲沟为主,地势相对平缓处有稻田分布,中间间隔有地势较高的林地,由此推测降雨和地表径流对尾矿库的侵蚀和冲刷是造成下游农田土壤重金属污染的主要原因。

研究区土壤污染评价结果与农作物污染评价结果并不完全一致,可能由于土壤中重金属具有隐蔽

表 5 研究区水稻重金属含量特征

Table 5 Characteristics of heavy metal contents in rice from the study area

参数	As (mg/kg)	Cd (μg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Hg (μg/kg)	Ni (mg/kg)	Cr (mg/kg)
标准限值	0.5	200	/	0.2	/	20	/	1.0
平均值	0.29	197	3.85	0.075	22.2	3.48	0.26	0.18
中位值	0.31	60.7	3.59	0.077	21.8	3.60	0.22	0.15
最大	0.46	2078	8.95	0.196	34.3	6.27	0.78	0.58
最小值	0.13	10.3	2.18	0.050	15.1	0.50	0.11	0.11
超标数	0	7	/	0	/	0	/	0
超标率(%)	0	14.0	/	0	/	0	/	0

注：“/”表示无标准限值及相应计算值。

性和滞后性等特点,如果仅以土壤中重金属的风险等级划分污染风险区和污染管控区,可能无法与农作物的污染风险区对应,说明仅依靠土壤污染风险管控标准(GB 15618—2018)开展农田土壤-农作物系统的污染评价可能存在偏差,应当结合农作物生物效应开展复合评价。

3.3 农田土壤-水稻重金属相关性分析

元素含量的相关性分析可以判定不同元素是否来自相同污染源,有研究表明来自相同污染源的重金属之间的相关性较大^[38]。研究区 50 个土壤采样点重金属含量相关性分析结果表明(图 2),土壤中 As、Cd、Cu、Pb、Zn 和 Ni 六种元素含量之间均存在极显著正相关关系($p<0.01$),说明土壤中的 As、Cd、Cu、Pb、Zn 和 Ni 六种元素具有明显的同源性^[39],由于该尾矿库为铜铅锌尾矿库,As 和 Cd 为伴生元素,故推测土壤中 As、Cd、Cu、Pb、Zn 和 Ni 六种重金属元素均来源于尾矿库。由于当地风向季节性变化较大,冬季多偏北风,夏季多偏南风,而重金属超标点位几乎全部分布在尾矿库下游,尾矿库上游农田土壤重金属含量均不超标,可初步推测尾矿库扬尘不是主要污染途径,是尾矿库渗滤液泄漏,通

过地表径流的途径扩散。而土壤中的 Hg 和 Cr 元素与其他几种重金属元素之间相关性较弱,且均与湖北省土壤元素背景值相近^[32],推测这两种元素来源于土壤母质。

对水稻与土壤中重金属含量进行相关性分析的结果表明(图 2),水稻与土壤对应的 As、Cd、Cu、Pb、Zn、Ni 和 Cr 七种元素含量均具有一定的正相关关系,且水稻中的 Cd、Cu、Zn 三种元素具有显著正相关关系,说明水稻富集的重金属元素主要来源于土壤,并且与其他元素相比,水稻对土壤 Cd、Cu、Zn 三种元素具有较高的富集能力,导致水稻中这三种元素的含量相对较高。

3.4 农田土壤重金属潜在生态风险评价

利用潜在生态风险指数法评价研究区农田土壤的生态风险,从评价结果(表 6)可知,8 项重金属平均富集系数由大到小依次为: Cd(4.41)>Pb(2.55)>Zn(2.17)>Cu(1.50)>As=1.00>Ni(0.91)>Cr(0.87)>Hg(0.72),表明 Cd、Pb、Zn、Cu 四个元素显著富集,这与尾矿库主要污染元素相符,进一步说明尾矿库周边农田土壤重金属主要来源于尾矿库。尾矿库在降雨、地表径流以及风化等自然因素

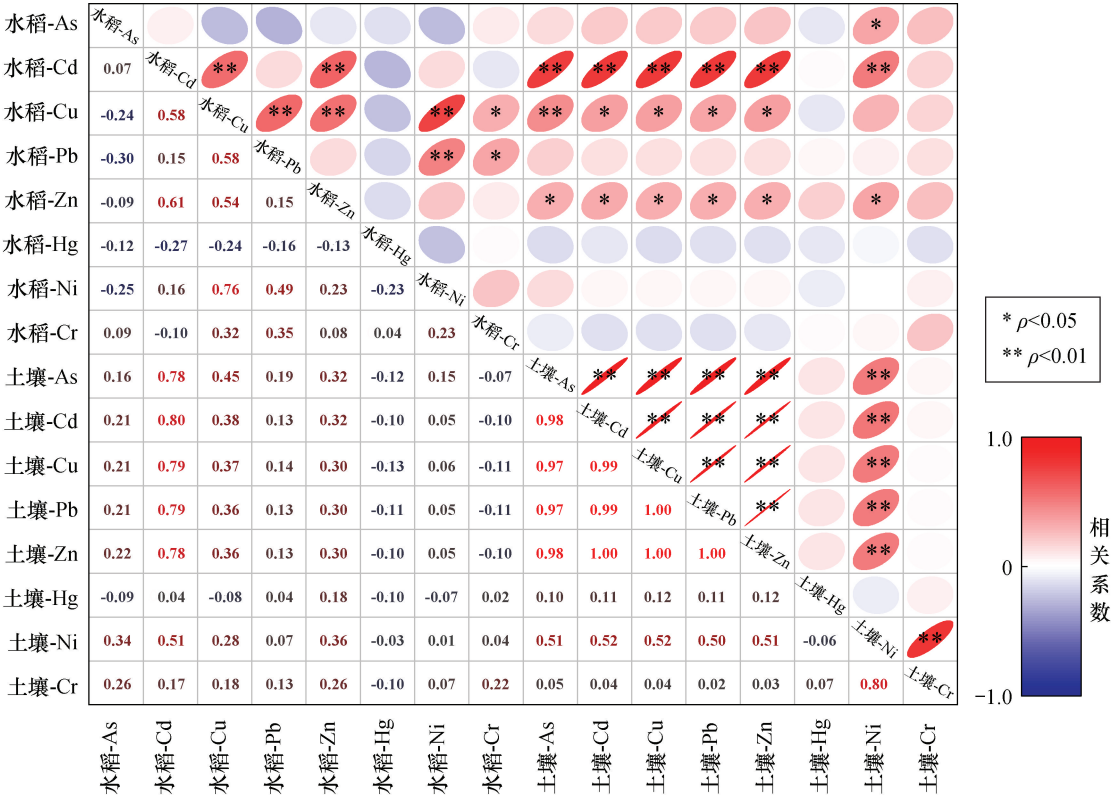


图 2 研究区土壤-水稻重金属含量相关性

Fig. 2 Correlation of heavy metals content between soil and rice from the study area

表 6 农田土壤不同重金属富集系数(C_i^f)和潜在生态风险(E_i)评价结果

Table 6 Assessment of enrichment factor (C_i^f) and potential ecological risk (E_i) of different heavy metals in farmland soil

参数		As	Cd	Cu	Pb	Zn	Hg	Ni	Cr
富集系数 (C_i^f)	平均值	1.00	4.41	1.50	2.55	2.17	0.72	0.91	0.87
	中位数	0.86	1.22	0.92	1.32	0.96	0.71	0.90	0.86
	最大值	4.40	62.8	13.3	28.6	25.7	1.36	1.19	1.05
	最小值	0.52	0.58	0.63	0.99	0.65	0.25	0.60	0.69
潜在生态风险 (E_i)	平均值	10.0	132	7.52	12.8	2.17	28.7	4.54	1.74
	中位数	8.58	36.6	4.59	6.58	0.96	28.3	4.50	1.73
	最大值	44.0	1884	66.6	143	25.7	54.5	5.97	2.10
	最小值	5.21	17.4	3.14	4.93	0.65	10.0	3.02	1.39

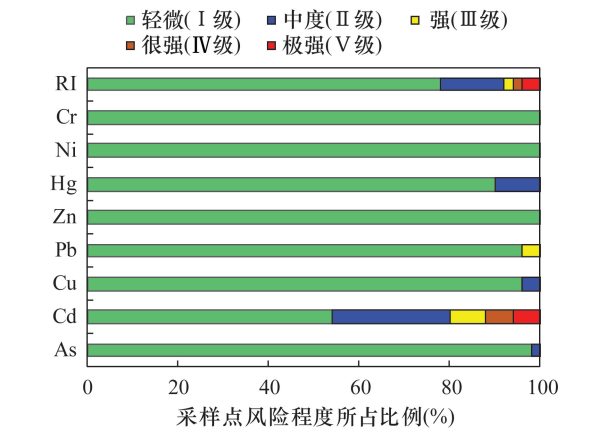
作用下会导致重金属等污染物向周围环境中不断扩散,从而增加尾矿库周边土壤中重金属的潜在生态风险^[40]。

土壤中 8 项重金属的单项潜在生态风险平均值由大到小依次为: Cd (132) > Hg (28.7) > Pb (12.8) > As (10.0) > Cu (7.52) > Ni (4.54) > Zn (2.17) > Cr (1.74), 其中 Cd 单项潜在生态风险指数(RI)均值最大,达强风险等级 ($80 < RI < 160$),其他 7 项重金属整体均为轻微等级。图 3 为 50 个采样点位中土壤重金属潜在生态风险等级占比分布情况,可以看出 50 个点位中 Cr、Ni、Zn 全部为轻微风险; As、Cu 和 Hg 元素主要为轻微风险,中度风险点位占比相对较少,分别为 2%、4%和 10%; Pb 的潜在生态风险等级主要为轻微风险,仅有 4%点位 Pb 达到强风险等级; Cd 的潜在生态风险最高,五个等级所占比例分别为 54.0% (轻微风险)、26.0% (中度风险)、8.0% (强风险等级)、6.0% (很强风险等级) 和 6.0% (极强风险等级)。

综合潜在生态风险 RI 平均值为 200,处于中度风险。整体上研究区农田土壤 78%采样点重金属潜在生态风险为轻微,14%点位处于中度生态风险,2%点位处于强生态风险和很强生态风险,4%点位处于极强生态风险(图 3)。潜在生态风险主要集中在尾矿库下游农田。因此,尾矿库生态环境监测需重点关注 Cd 元素的生态风险,以防止 Cd 污染进一步扩散。

3.5 农田土壤和水稻健康风险评价

利用健康风险评价模型对尾矿库周边农田土壤-水稻系统进行评价,结果见表 7。单一重金属不同暴露途径的致癌风险 CR 平均值(表 7)由大到小依次均为:经口摄入>皮肤接触>呼吸吸入,且皮肤接触和呼吸吸入途径比经口摄入的风险小约 10 倍,即经口摄入是致癌风险的主要途径。土壤重金属总致癌风险 TCR 平均值为 3.50×10^{-5} 大于可接受水平



(10^{-6}),全部点位土壤总致癌风险大于可接受水平,说明该区域整体存在土壤重金属致癌风险。图 4a 显示四种致癌重金属元素的单项 TCR 平均值由大到小为: As>Cd>Pb>Ni, As 和 Cd 致癌风险贡献较大,贡献平均值分别为 85.7%和 11.7%,两者贡献之和占比超过 95%。

对单一重金属不同暴露途径的非致癌风险, HQ 值大小依次均为:经口摄入>呼吸吸入>皮肤接触,即经口摄入也是非致癌风险的主要途径。研究区土壤重金属总非致癌风险 HI 平均值为 1.74,最大值为 10.1,50 个点位中有 49 个点位 HI 值大于 1,说明研究区普遍存在重金属非致癌风险。由图 4b 可知 8 种重金属元素 HQ 平均值由大到小为: As>Pb>Cr>Ni>Cd>Cu>Zn>Hg。比较各元素非致癌风险贡献值(图 5),发现 As 为主要贡献元素,其次是 Pb。值得注意的是,As 和 Pb 在部分点位 HI 值异常高,且大于 1,说明位于尾矿库下游距离渗滤池较近的农田非致癌风险较高,应引起足够的重视。

表 7 农田土壤和水稻中不同暴露途径重金属致癌风险和非致癌风险

Table 7 Carcinogenic risk and non-carcinogenic risk of heavy metals *via* different pathways in farmland soil and rice

风险类别	暴露途径	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd	Cr	Hg	As	合计
致癌风险 (CR)	经口摄入	/	/	/	7.40×10^{-7}	5.92×10^{-6}	/	/	2.36×10^{-5}	3.02×10^{-5}
	皮肤摄入	/	/	/	/	7.57×10^{-7}	/	/	2.26×10^{-6}	3.02×10^{-6}
	呼吸吸入	/	2.45×10^{-7}	/	/	3.79×10^{-8}	/	/	1.47×10^{-6}	1.75×10^{-6}
	合计	/	2.45×10^{-7}	/	7.40×10^{-7}	6.71×10^{-6}	/	/	2.73×10^{-5}	3.50×10^{-5}
非致癌风险 (HQ)	经口摄入	2.30×10^{-2}	3.39×10^{-2}	1.21×10^{-2}	3.89×10^{-1}	1.52×10^{-2}	9.96×10^{-4}	5.79×10^{-3}	8.19×10^{-1}	1.30
	皮肤摄入	/	/	/	/	1.73×10^{-3}	/	/	7.00×10^{-2}	7.17×10^{-2}
	呼吸吸入	1.86×10^{-4}	7.78×10^{-2}	2.94×10^{-5}	1.14×10^{-3}	1.57×10^{-2}	1.10×10^{-1}	5.99×10^{-5}	1.69×10^{-1}	3.75×10^{-1}
	合计	2.32×10^{-2}	1.12×10^{-1}	1.21×10^{-2}	3.90×10^{-1}	3.26×10^{-2}	1.11×10^{-1}	5.85×10^{-3}	1.06	1.74
致癌风险 (CR)	水稻摄入	/	/	/	1.73×10^{-9}	2.87×10^{-6}	/	/	1.05×10^{-6}	3.92×10^{-6}
非致癌风险 (HQ)	水稻摄入	1.90×10^{-3}	2.59×10^{-4}	1.47×10^{-3}	4.82×10^{-4}	3.89×10^{-3}	2.36×10^{-6}	3.48×10^{-4}	1.94×10^{-2}	2.77×10^{-2}

注：“/”表示无参考值及相应计算值。

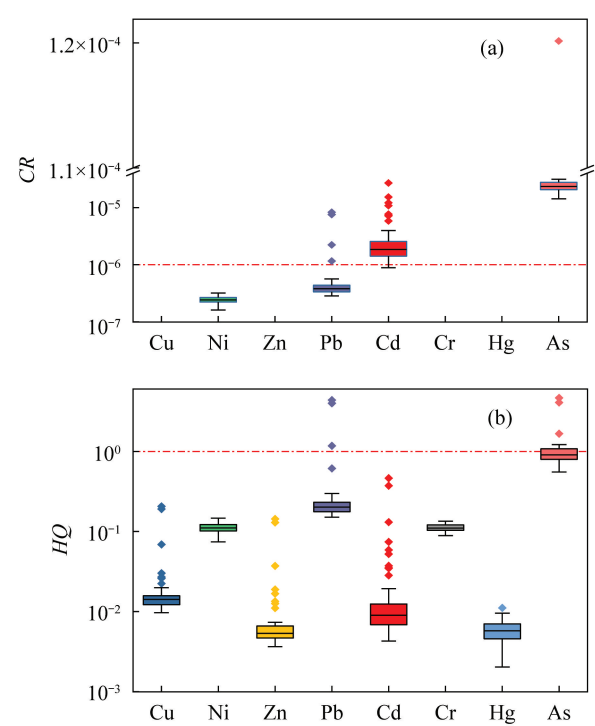


图 4 研究区农田土壤重金属健康风险评价结果

Fig. 4 Human health risk of heavy metals in farmland soil from the study area

根据研究结果证实,不同重金属经口摄入普遍是皮肤接触和呼吸吸入的 10 倍,经口摄入是主要的暴露途径,这与前人研究结果基本一致^[41],因此要关注与当地土壤重金属直接相关的农作物中的重金属含量,避免同一暴露途径下土壤和农作物中重金属累计摄入,降低对人体健康的影响。本研究在评估农田土壤健康风险的基础上进一步评估了农作物摄入途径对人体的健康风险。当地居民以水稻为主

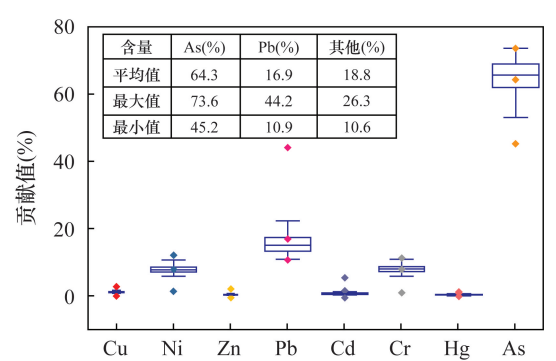


图 5 研究区农田土壤中重金属非致癌风险贡献值

Fig. 5 Non-carcinogenic risk contributions of varied metals in farmland soil from the study area

要食物,本文食物暴露途径主要考虑水稻的摄入。研究区水稻重金属总致癌风险 *TCR* 平均值为 3.92×10^{-6} ,略大于可接受水平 (10^{-6}),几乎全部点位 *TCR* 值大于可接受水平,说明该区域水稻重金属整体存在致癌风险。三种致癌重金属元素的单项致癌风险 *CR* 平均值由大到小为: $Cd>As>Pb$, *Cd* 和 *As* 元素 *CR* 值大于可接受水平, *Pb* 元素小于可接受水平。与土壤重金属三类摄入途径相比,水稻摄入途径的 *TCR* 值与呼吸吸入和皮肤接触途径相当,占经口摄入途径的 1/10。非致癌风险方面,水稻重金属 *HQ* 平均值为 0.028,所有点位 *HQ* 值全部小于 1。与土壤重金属三类摄入途径相比,水稻摄入途径的 *HQ* 值与呼吸吸入途径相当。

4 结论

本文以鄂西某铜铅锌尾矿库为研究对象,调查其周边农田土壤和水稻中 8 项重金属分布,采用单

项指数法和潜在生态风险指数法评价其污染状况,并进一步评估了土壤-水稻系统的健康风险。结果表明:①研究区土壤 As、Cd、Cu、Pb、Zn 存在超标,其中 Cd 超标率 20%最大;水稻中重金属仅 Cd 超过食品安全国家标准限值,超标率 14%。②土壤中重金属有相同的来源,尾矿库渗滤液泄漏是可能的污染源;水稻与土壤重金属含量具有一定的正相关性,其中 Cd 元素相关性最好,可能由于水稻对土壤 Cd 吸收能力强。③研究区农田土壤 Cd、Pb、Zn、Cu 显著富集,Cd 富集系数达 4.41;研究区整体处在中度生态风险,6%点位具有极强潜在生态风险。④研究区全部点位土壤总致癌风险大于可接受水平,存在重金属致癌风险,As 和 Cd 风险较大;几乎全部点位总非致癌风险大于可接受水平,8 种重金属中有且仅有 As 元素的单项非致癌风险大于可接受水平,As 为主要贡献元素,其次是 Pb 和 Cr。研究区几乎全部点位水稻总致癌风险大于可接受水平,水稻中重金属整体存在致癌风险,最大贡献来自 Cd 元素;所有点位水稻总非致癌风险全部在可接受水平内。

综合认为,该尾矿库周边农田土壤和水稻已受到重金属污染,存在一定的生态风险,对当地居民健康造成的风险值得足够重视,尤其是对 Cd 元素,应优先控制。

5 参考文献

- [1] 张明超,李景朝,李鹏远,等.国内外铅锌矿资源及分布概述[J].中国矿业,2016,25(S1):41-45,103.
Zhang M C,Li J C,Li P Y,et al. Summarize on the lead and zinc ore resources of the world and China[J]. China Mining Magazine,2016,25(S1):41-45,103.
- [2] 郭尚其,杨泽喜,周洁军.铅锌矿开发对环境污染的调查分析[J].矿产与地质,2019,33(2):336-341,347.
Guo S Q,Nong Z X,Zhou J J. Investigation and analysis on environmental pollution caused by Pb-Zn deposit development[J]. Mineral Resources and Geology,2019,33(2):336-341,347.
- [3] Kan X,Dong Y,Feng L,et al. Contamination and health risk assessment of heavy metals in China's lead-zinc mine tailings:A meta-analysis[J]. Chemosphere,2020,267:128909.
- [4] 王洋洋,李方方,王笑阳,等.铅锌冶炼厂周边农田土壤重金属污染空间分布特征及风险评估[J].环境科学,2019,40(1):437-444.
Wang Y Y,Li F F,Wang X Y,et al. Spatial distribution and risk assessment of heavy metal contamination in surface farmland soil around a lead and zinc smelter[J]. Environmental Science,2019,40(1):437-444.
- [5] 徐芹磊,陈炎辉,谢团辉,等.铅锌矿区农田土壤重金属污染现状与评价[J].环境科学与技术,2018,41(2):176-182.
Xu Q L,Chen Y H,Xie T H,et al. Current situation and assessment of heavy metals pollution in farmland soils around a Pb-Zn mine[J]. Environmental Science & Technology,2018,41(2):176-182.
- [6] 田美玲,钟雪梅,张云霞,等.矿业活动影响区稻田土壤和稻米中重金属含量及健康风险[J].环境科学,2018,39(6):2919-2926.
Tian M L,Zhong X M,Zhang Y X,et al. Concentrations and health risk assessments of heavy metal contents in soil and rice of mine contaminated areas[J]. Environmental Science,2018,39(6):2919-2926.
- [7] 冯宇佳,赵全利,孙洪欣,等.华北地区菜田土壤-蔬菜重金属污染状况和健康风险评价[J].河北农业大学学报,2017,40(1):1-7.
Feng Y J,Zhao Q L,Sun H X,et al. Assessment of soil-vegetable contamination and health risk of heavy metals in vegetables around North China[J]. Journal of Hebei Agricultural University,2017,40(1):1-7.
- [8] 毛香菊,卞孝东,肖芳,等.某铜矿区水土环境重金属污染及其农作物效应[J].矿产保护与利用,2018(5):131-138.
Mao X J,Bian X D,Xiao F,et al. Heavy metal elements pollution and crop effect of a copper mine[J]. Conservation and Utilization of Mineral Resources,2018(5):131-138.
- [9] 高娟琴,于扬,王登红,等.川西甲基卡锂资源富集区根系土壤重金属含量水平及时空分布特征[J].岩矿测试,2019,38(6):681-692.
Gao J Q,Yu Y,Wang D H,et al. The content and distribution characteristics of heavy metals in root soils in the Jiajika Lithium Resource Area, western Sichuan Province[J]. Rock and Mineral Analysis,2019,38(6):681-692.
- [10] 杨维鸽,赵培,李美兰,等.秦岭山区尾矿库周边耕地土壤重金属污染特征研究[J].辽宁农业科学,2021(3):16-21.
Yang W G,Zhao P,Li M L,et al. Distribution characteristics of heavy metal pollution in cultivated land around tailings reservoir in Shangzhou[J]. Liaoning Agricultural Sciences,2021(3):16-21.
- [11] 罗改,谭晓莲.金阳县丝窝土地开发区土壤重金属污染现状及生态风险评价[J].环境保护与循环经济,2019,39(10):41-44.
Luo G,Tan X L. Pollution situation and ecological risk

assessment of heavy metals in soil in Siwo land development zone, Jinyang Country [J]. Environmental Protection and Circular Economy, 2019, 39 (10): 41-44.

[12] 白婧,张文,张思思,等. 锡矿山土壤重金属生态健康风险评价及重金属在优势植物的分布[J]. 农业资源与环境学报,2021,38(3):411-421.

Bai J,Zhang W,Zhang S S, et al. Ecological and health risk assessment of heavy metals in soils and their distribution in dominant plants in the Xikuangshan mining area[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment,2021,38(3):411-421.

[13] 王文华,赵晨,赵俊霞,等. 包头某稀土尾矿库周边土壤重金属污染特征与生态风险评价[J]. 金属矿山, 2017,46(7):168-172.

Wang W H, Zhao C, Zhao J X, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in soils around rare tailings in Baotou[J]. Metal Mine,2017,46(7):168-172.

[14] 于泓,王伟,于扬,等. 川西九龙地区锂铍矿区土壤重金属分布特征及生态风险评价[J]. 岩矿测试,2021, 40(3):408-424.

Yu F,Wang W,Yu Y, et al. Distribution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in soils from Jiulong Li - Be mining area, western Sichuan Province, China[J]. Rock and Mineral Analysis, 2021, 40(3):408-424.

[15] 方传棣,成金华,赵鹏大,等. 长江经济带矿区土壤重金属污染特征与评价[J]. 地质科技情报,2019,38 (5):230-239.

Fang C D, Cheng J H, Zhao P D, et al. Characteristics and evaluation of heavy metal pollution in soils of mining areas in the Yangtze River Economic Belt[J]. Geological Science and Technology Information, 2019, 38 (5): 230-239.

[16] 宋绵,龚磊,王艳,等. 河北阜平县表层土壤重金属对人体健康的风险评估[J]. 岩矿测试,2022,41(1): 133-144.

Song M,Gong L,Wang Y, et al. Risk assessment of heavy metals in topsoil on human health in Fuping County, Hebei Province[J]. Rock and Mineral Analysis, 2022, 41(1):133-144.

[17] 梁雅雅,易筱筠,党志,等. 某铅锌尾矿库周边农田土壤重金属污染状况及风险评价[J]. 农业环境科学学报,2019,38(1):103-110.

Liang Y Y, Yi X Y, Dang Z, et al. Pollution and risk assessment of heavy metals in agricultural soils around a Pb-Zn tailing pond[J]. Journal of Agro-Environment Science,2019,38(1):103-110.

[18] 能子礼超,勾琴,刘盛余,等. 模糊数学法综合评价土壤重金属污染程度研究[J]. 能源与环保,2020, 42(7):39-43.

Nengzi L C, Gou Q, Liu S Y, et al. Study on comprehensive evaluation of soil heavy metal pollution degree by fuzzy mathematics method[J]. China Energy and Environmental Protection,2020,42(7):39-43.

[19] 刘晓媛,刘品祯,杜启露,等. 地质高背景区铅锌矿废弃地土壤重金属污染评价[J]. 有色金属(冶炼部分),2019(2):76-82.

Liu X Y, Liu P Z, Du Q L, et al. Evaluation of heavy metal pollution in soil of lead-zinc mine wasteland with geological high background [J]. Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy), 2019(2):76-82.

[20] 郭绍英,林皓,谢妤,等. 基于改进灰色聚类法的矿区土壤重金属污染评价[J]. 环境工程,2017,35(10): 146-150.

Guo S Y, Lin H, Xie Y, et al. Evaluation on heavy metal pollution in soil of mining area based on improved grey clustering method [J]. Environmental Engineering, 2017,35(10):146-150.

[21] 包扬,苏德,杨巍,等. 铜尾矿库土壤修复效应及周边植被恢复模式研究[J]. 矿产综合利用,2022(1): 86-94.

Bao Y, Su D, Yang W, et al. Study on soil remediation effect of copper tailings pond and surrounding vegetation restoration model[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources,2022(1):86-94.

[22] 彭丽梅,赵理,周悟,等. 基于层次分析法的耕地土壤重金属污染风险区域划分[J]. 河南理工大学学报(自然科学版),2020,39(5):61-67

Peng L M, Zhao L, Zhou W, et al. Regional classification of heavy metal pollution risk in cultivated soil based on analytic hierarchy process [J]. Journal of Henan Polytechnic University (Natural Science), 2020,39(5): 61-67.

[23] 王玉军,刘存,周东美,等. 一种农田土壤重金属影响评价的新方法:土壤和农产品综合质量指数法[J]. 农业环境科学学报,2016,35(7):1225-1232.

Wang Y J, Liu C, Zhou D M, et al. A new approach for evaluating soil heavy metal impact: A comprehensive index combined soil environmental quality and agricultural products quality [J]. Journal of Agro - Environment Science,2016,35(7):1225-1232.

[24] 张耀,孙刚,王琪,等. 湖北某铅锌矿区农用地重金属调查与类别划分[J]. 环境工程,2022,40(2): 139-145,205.

- Zhang Y, Sun G, Wang Q, et al. Investigation and classification of heavy metals in agricultural land in a lead-zinc mining area in Hubei Province[J]. *Environmental Engineering*, 2022, 40(2): 139–145, 205.
- [25] 蔡立梅,王秋爽,罗杰,等.湖北大冶铜绿山矿区蔬菜重金属污染特征及健康风险研究[J]. *长江流域资源与环境*, 2018, 27(4): 873–881.
- Cai L M, Wang Q S, Luo J, et al. Contamination characteristics and health risk for heavy metals *via* consumption of vegetables grown in regions affected by Tonglvshan mine in Hubei, China[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2018, 27(4): 873–881.
- [26] 陈家乐,相满城,唐林茜,等.运积型地质高背景稻田土壤重金属污染和人体健康风险评价[J]. *生态学杂志*, 2021, 40(8): 2334–2340.
- Chen J L, Xiang M C, Tang L Q, et al. Assessing heavy metal pollution and human health risk of paddy soil with high geological background of transportation and deposition[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2021, 40(8): 2334–2340.
- [27] 张浩,王辉,汤红妍,等.铅锌尾矿库土壤和蔬菜重金属污染特征及健康风险评价[J]. *环境科学学报*, 2020, 40(3): 1085–1094.
- Zhang H, Wang H, Tang H Y, et al. Heavy metal pollution characteristics and health risk evaluation of soil and vegetables in various functional areas of lead-zinc tailings pond[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, 40(3): 1085–1094.
- [28] 陶美霞,胡虎,胡兰文,等.上饶市某铜矿废弃地土壤重金属污染特征及健康风险评价[J]. *生态环境学报*, 2018, 27(6): 1153–1159.
- Tao M X, Hu H, Hu L W, et al. Characteristics and health risk assessment of heavy metals in polluted abandon soil of Shangrao, Jiangxi[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(6): 1153–1159.
- [29] 张云,胡正生,王一艳,等.某氧化铜矿尾矿区重金属污染特征及农作物健康风险评价[J]. *有色金属工程*, 2021, 11(4): 125–132.
- Zhang Y, Hu Z S, Wang Y Y, et al. Heavy metals pollution characteristics and crop health risk assessment around a copper oxide tailings pond[J]. *Nonferrous Metals Engineering*, 2021, 11(4): 125–132.
- [30] 张成丽,张伟平,程红丹,等.禹州市煤矿区周边土壤和农作物重金属污染状况及健康风险评价[J]. *环境化学*, 2019, 38(4): 805–812.
- Zhang C L, Zhang W P, Cheng H L, et al. Heavy metal contamination and health risk assessment of farmland soil around coalmines in Yuzhou City[J]. *Environmental Chemistry*, 2019, 38(4): 805–812.
- [31] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control a sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975–1001.
- [32] 国家环境保护局.中国土壤元素背景值[M].北京:中国环境科学出版社,1990.
- State Environmental Protection Administration. Background values of soil elements in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.
- [33] 徐争启,倪师军,庾先国,等.潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. *环境科学与技术*, 2008, 31(2): 112–115.
- Xu Z Q, Ni S J, Jiang X G, et al. Calculation of heavy metals toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 31(2): 112–115.
- [34] Mao C P, Song Y X, Chen L X, et al. Human health risks of heavy metals in paddy rice based on transfer characteristics of heavy metals from soil to rice[J]. *Catena*, 2019, 175: 339–348.
- [35] 周墨,唐志敏,张明,等.江西赣州地区土壤-水稻系统重金属含量特征及健康风险评价[J]. *地质通报*, 2021, 40(12): 2149–2158.
- Zhou M, Tang Z M, Zhang M, et al. Characteristics and health risk assessment of heavy metals in soil-rice system in the Ganzhou area, Jiangxi Province[J]. *Geological Bulletin of China*, 2021, 40(12): 2149–2158.
- [36] 宋波,王佛鹏,周浪,等.广西高镉异常区水田土壤Cd含量特征及生态风险评价[J]. *环境科学*, 2019, 40(5): 2443–2452.
- Song B, Wang F P, Zhou L, et al. Cd content characteristics and ecological risk assessment of paddy soil in high cadmium anomaly area of Guangxi[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(5): 2443–2452.
- [37] Zhao F J, Wang P. Arsenic and cadmium accumulation in rice and mitigation strategies[J]. *Plant and Soil*, 2020, 446: 1–21.
- [38] 孙慧,毕如田,郭颖,等.广东省土壤重金属溯源及污染源解析[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(2): 704–714.
- Sun H, Bi R T, Guo Y, et al. Source apportionment analysis of trace metal contamination in soils of Guangdong Province, China[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(2): 704–714.
- [39] 毛竹,张世熔,李婷,等.铅锌矿区土壤重金属空间变异及其污染风险评价——以四川汉源富泉铅锌矿为例[J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(2): 617–621.

Mao Z, Zhang S R, Li T, et al. Spatial variability and environmental pollution assessment of soil heavy metal in the vicinity of a lead/zinc mine—A case study from Fuquan lead/zinc mine in Hanyuan County[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2007, 26(2): 617–621.

[40] Sun Z, Xie X, Wang P, et al. Heavy metal pollution caused by small-scale metal ore mining activities: A case study from a polymetallic mine in South China [J]. Science of the Total Environment, 2018, 639: 217–227.

[41] 鲍丽然, 邓海, 贾中民, 等. 重庆秀山西北部农田土壤重金属生态健康风险评价 [J]. 中国地质, 2020, 47(6): 1625–1636.

Bao L R, Deng H, Jia Z M, et al. Ecological and health risk assessment of heavy metals in farmland soil of northwest Xiushan, Chongqing [J]. Geology in China, 2020, 47(6): 1625–1636.

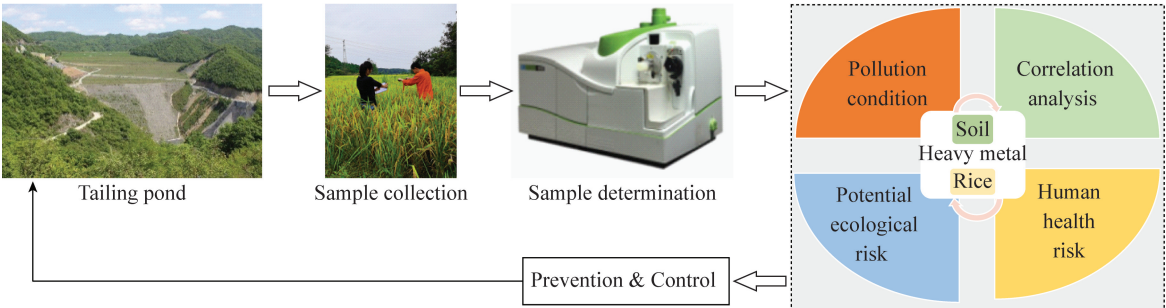
Heavy Metal Pollution Characteristics and Risk Assessment of Soil and Rice in Farmland around the Copper–Lead–Zinc Tailing, Western Hubei Province

YANG Jie¹, DONG Jing¹, SONG Zhou^{1,2}, YANG Chengmei¹, LIU Tian¹, ZHOU Shunchao¹, HU He³, HUANG Cong³

(1. Hubei Province Geological Experimental Testing Center, Wuhan 430034, China;
2. Huben Key Laboratory of Resources and Eco-Environment Geology (Hubei Geological Bureau), Wuhan 430034, China;
3. Hubei Huaxiang Geological Environment Testing Technology Co., Ltd., Wuhan 430000, China)

HIGHLIGHTS

- (1) The range of eight heavy metals in the farmland and rice in the study area was determined and the contamination of Cd was found to be the most serious.
- (2) The evaluation results of the index method showed that the potential ecological risk of soil heavy metals in the study area was moderate, and Cd was the main risk element.
- (3) The assessment results of the health risk model indicated that both non-carcinogenic and carcinogenic risks of heavy metals were unacceptable, and the carcinogenic risk of rice was unacceptable while the non-carcinogenic risk was acceptable.



ABSTRACT

BACKGROUND: The food security problem caused by heavy metal pollution in farmland soil has attracted widespread attention. Objective pollution investigation and evaluation work is of great significance for the later pollution prevention and safe utilization of soil.

OBJECTIVES: To fully understand the heavy metal contamination condition, ecological risk and human health risk of soil and rice in the farmland around the copper-lead-zinc tailing pond in Western Hubei Province.

METHODS: 50 sites of topsoil and rice were investigated systematically. ICP-MS, ICP-OES and AFS were used to determine the contents of eight heavy metals (As, Cd, Cu, Pb, Zn, Hg, Ni, Cr), as well as the pH value of the soil. The potential ecological risk index method and human health risk assessment model were used to evaluate the potential ecological risk and health risk of soil and rice.

RESULTS: The results indicate that: (1) The contents of As, Cd, Cu, Pb and Zn in the soil exceed the standard, with the maximum exceedance rate of Cd being 20%. Only Cd in rice exceeds the standard with the exceedance rate of 14%. (2) Correlation analysis shows that soil heavy metals have the same pollution source, and leachate leakage is a possible source of pollution. There is a positive correlation between the heavy metals in rice and the surface soil, with the strongest correlation for Cd, which may be related to the strong absorption capacity of rice for soil Cd. (3) The evaluation results of potential ecological risk index show that Cd, Pb, Zn and Cu are significantly enriched in the soil, with the Cd enrichment coefficient of 4.41. The overall ecological risk is moderate, with 6% of the sites having very strong potential ecological risk. (4) The results of the health risk assessment indicate that the total and non-total carcinogenic risks are greater than the acceptable level at almost all sites. There is an overall risk of heavy metal carcinogenicity in the soil, with As and Cd being the major contributors. The total non-carcinogenic risk for rice at almost all sites in the study area is greater than the acceptable level, with Cd being the largest contributor. The total non-carcinogenic risk for rice at all sites is within the acceptable level.

CONCLUSIONS: The soil and rice in the vicinity of the tailings pond have been contaminated by heavy metals, posing a certain ecological risk, and the risks to the health of the local population should be taken into account.

KEY WORDS: tailing; heavy metals in soil; heavy metals in rice; inductively coupled plasma mass spectrometry/optical emission spectrometry; pollution assessment; health risk assessment