

周德华,周蓓蓓,陈晓鹏,等. 安徽大矾山废弃矾矿区土壤重金属污染特征与健康风险评价[J]. 地球科学与环境学报, 2023, 45(4): 966-977.

ZHOU De-hua, ZHOU Bei-bei, CHEN Xiao-peng, et al. Soil Heavy Metal Pollution Characteristics and Health Risk Assessment in Dafanshan Abandoned Alum Mining Area of Anhui, China[J]. Journal of Earth Sciences and Environment, 2023, 45(4): 966-977.

DOI: 10.19814/j.jese.2022.03055

• 环境与可持续发展专刊 •

安徽大矾山废弃矾矿区土壤重金属污染 特征与健康风险评价

周德华¹, 周蓓蓓^{1*}, 陈晓鹏¹, 杨 强², 李晓晴¹, 郭 江¹, 杨 扬¹

(1. 西安理工大学 西北旱区生态水利国家重点实验室, 陕西 西安 710048;

2. 中国电建西北勘测设计研究院有限公司, 陕西 西安 710065)

摘 要:废弃矿区环境恢复和生态治理对于生态文明建设意义重大。其中, 针对矿区开采引起的土壤重金属污染问题, 开展重金属污染特征调查分析与健康风险评价, 对于矿区治理方案设计和施工尤为重要。以安徽省庐江县大矾山废弃矾矿区为研究区域, 对矿区土壤重金属(As、Cd、Cu、Mn 和 Ni)污染特征展开分析, 并结合地累积指数法、潜在生态风险指数法和美国环境保护署(USEPA)公布的健康风险评价模型进行污染评价与人体健康风险评估。结果表明: 研究区土壤中的 As 和 Cd 含量显著超标, 相较于农用地土壤污染风险筛选值, 其超标率分别为 77% 和 100%; 土壤中 Cu 属轻度污染, 超标率为 16%; Mn、Ni 含量均未超标; 此外, 这 5 种重金属元素含量的变异系数从大到小依次为 Ni、Mn、Cu、Cd、As; 研究区土壤重金属具有潜在生态风险, 其潜在生态风险指数显示 As、Cd 为主要风险元素, 土壤以较强和很强潜在生态风险等级为主; 健康风险评价模型表明土壤超标重金属间接经口摄入为非致癌和致癌风险的主要途径, 其中 As、Cd 对于成人和儿童经口摄入的非致癌风险和致癌风险均在可接受范围内, 对于成人和儿童呼吸摄入和皮肤接触均不存在致癌风险。

关键词:重金属; 土壤; 健康风险评价; 污染特征; 废弃矿区; 矾矿; 安徽

中图分类号: X82; X53

文献标志码: A

文章编号: 1672-6561(2023)04-0966-12

Soil Heavy Metal Pollution Characteristics and Health Risk Assessment in Dafanshan Abandoned Alum Mining Area of Anhui, China

ZHOU De-hua¹, ZHOU Bei-bei^{1*}, CHEN Xiao-peng¹, YANG Qiang², LI Xiao-qing¹,
GUO Jiang¹, YANG Yang¹

(1. State Key Laboratory of Eco-hydraulics in Northwest Arid Region of China, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, Shaanxi, China; 2. PowerChina Northwest Engineering Corporation Ltd., Xi'an 710065, Shaanxi, China)

Abstract: The environmental restoration and ecological treatment of abandoned mining areas are of great significance for the construction of ecological civilization. In view of the heavy metal

收稿日期: 2022-03-06; 修回日期: 2022-09-22 投稿网址: <http://jese.chd.edu.cn/>

基金项目: 国家自然科学基金项目(41977007, 41830754, 41807131);

西北旱区生态水利国家重点实验室青年创新团队支持计划项目(2019KJCXTD-4, QJNY-2019-011)

作者简介: 周德华(1999-), 男, 甘肃白银人, 工学硕士研究生, E-mail: zdh688168@163.com.

* 通讯作者: 周蓓蓓(1982-), 女, 江苏徐州人, 教授, 博士研究生导师, 理学博士, E-mail: happyangel@gmail.com.

pollution in soil caused by mining, it is particularly important to carry out the investigation of heavy metal pollution characteristics and health risk assessment for the design and construction of mining treatment schemes. The pollution characteristics of soil heavy metals (As, Cd, Cu, Mn and Ni) of Dafanshan abandoned alum mining area in Lujiang county of Anhui province were analyzed, and the pollution assessment and human health risk assessment were established by combining the site accumulation index method, potential ecological risk index method and health risk assessment model (USEPA). The results show that the contents of As and Cd in the soil of the abandoned alum mining area significantly exceed the standard, and compared with the risk screening value of agricultural land, the exceeding rates are 77% and 100%, respectively; Cu in soil is slightly polluted, and the exceeding rate is 16%; the contents of Mn and Ni do not exceed the standard; in addition, the above five heavy metal elements in the descending order of the coefficients of variation are Ni, Mn, Cu, Cd and As; the study area has strong potential ecological risk, and the potential ecological risk index shows that As and Cd are the main risk elements, and the soil is mainly in quite-strong and very-strong potential ecological risks. The health risk assessment model shows that the indirect oral intake of excessive heavy metals in soil is the main route of non-carcinogenic and carcinogenic risks; As and Cd are within the acceptable ranges of non-carcinogenic and carcinogenic risks for adults and children through oral ingestion, and there is no carcinogenic risk for adults and children through respiratory ingestion and skin contact.

Key words: heavy metal; soil; health risk assessment; pollution characteristic; abandoned mining area; alunite deposit; Anhui

0 引言

矿产资源是人类发展的重要基础,矿产资源的开发利用推动了国家和地方的经济发展,但大量的矿产资源开采造成了矿区周边土壤污染、生态环境破坏等问题^[1-2]。研究表明:矿区土壤中重金属分布具有含量高、影响范围广、累积周期长且降解难等特点^[3-4];长期暴露在重金属富集的环境中,特别是矿山和工业区,不仅可以导致耕地土壤退化,影响农产品质量及产量,而且可通过多种途径进入人体,危害人体健康^[5-7]。据统计,全世界有超过 5×10^6 个重金属污染区域^[8]。其中,中国土壤重金属污染情况亦十分严峻,目前全国土壤总点位超标率为16.1%,受重金属污染的耕地约为 0.2×10^8 hm^2 ,占全国耕地面积的20%^[9-10]。前人围绕矿区重金属污染已开展了大量工作。例如,王世玉等探讨了国内外典型污灌区的重金属在土壤及作物中的污染状况,将重金属对人体健康造成的风险进行了评价^[11];陈航等对矿区周边农田土壤进行了重金属调查与研究,并开展了重金属污染来源解析与污染评价^[12]。因此,将人体健康与环境土壤污染有机联系起来,定量分

析描述环境污染程度、空间分布,并对人体健康危害进行评价,对于矿山治理方案设计和施工尤为必要。

安徽省庐江县大矾山矾矿自唐朝时开采,到北宋时期,庐江矾业达到最盛^[13]。1956年起转为地下开采,1991年因特大洪水造成大矾山的运输通道坍塌。野外调查发现,东、西山+85 m中段超过2 000 m巷道揭露,常发生冒顶、片帮、底鼓以及支架折断沉陷现象^[14]。随着降水淋溶、空气以及微生物作用,矿区内随意堆积的废弃矿渣与降雨、空气发生一系列反应,形成的污染物流入水体,产生大量酸性废水,使地表水、潜水及矿区周边土壤遭受不同程度的污染^[15]。但迄今为止,鲜有针对大矾山矾矿区土壤生态风险的综合研究,矿区重金属污染程度、污染特征以及健康风险评估情况也不清。

基于此,本文以安徽省庐江县大矾山矾矿区为研究区域,通过分析土壤As、Cd、Cu、Mn和Ni含量分布特征,拟通过地累积指数法和潜在生态风险指数法来科学评价土壤重金属的污染程度及风险水平,同时评估重金属经不同暴露途径对研究区周围成人及儿童造成的潜在健康风险,以期对矿区土壤重金属污染防治、土壤修复治理、生态环境保护及居

民健康安全提供科学依据。

1 研究区概况

大矾山矾矿区位于安徽省庐江县矾山镇(图 1),地处庐江县东南 27 km 处,纬度范围为 31°5′48″N~31°5′85″N,经度范围为 117°24′41″E~117°24′75″E,属北亚热带湿润季风气候,阳光充沛,无霜期长,梅雨特征显著,多年平均气温为 15.8℃,多年平均降水量为 1 188.1 mm。大矾山矾矿区面积约为 84.7 hm²,土壤 pH 值为 3.5~4.7,土壤类型以黄棕壤和黄褐土为主,土壤颗粒组成以粉砂质壤土为主。大矾山矾矿区主要生产明矾石,明矾矿废弃矿渣中含有明矾石,明矾石电离可以导致水体酸化,进而酸化土壤,且采矿活动产生的大量废弃矿渣不仅影响土地资源的有效利用,而且伴生的重金属污染潜在威胁始终存在。大矾山矾矿区虽然已在 2001 年停止生产,但前期矿山开采已导致土地挖损塌陷、地表植被稀少、水土流失严重,周边生态环境恶化较为严重。经过前期对当地土壤进行随机取样分析,土壤重金属含量较高的元素主要是 Cd、Cu、Mn、Ni、As^[16]。

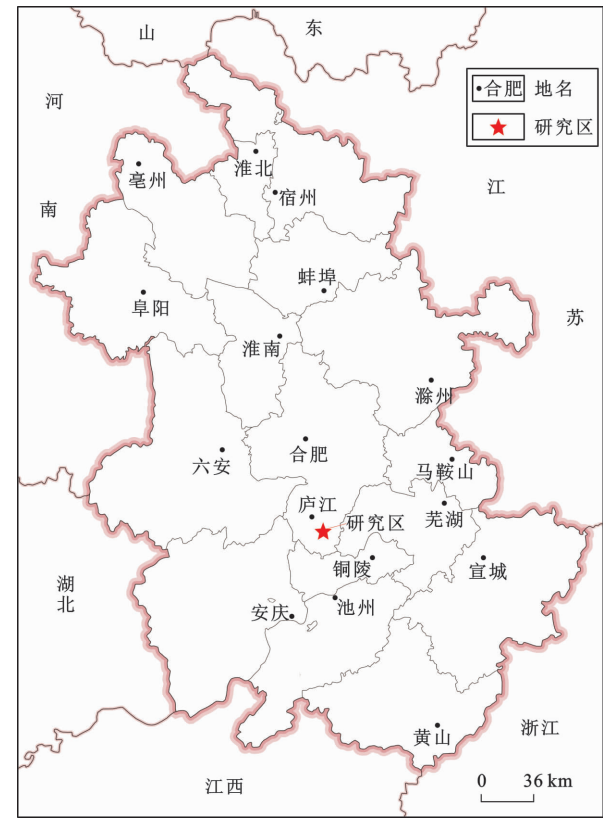


图 1 安徽省庐江县大矾山矾矿区地理位置

Fig. 1 Geographical Location of Dafanshan Alum Mining Area in Lujiang County of Anhui Province

2 样品采集与分析方法

2.1 样品采集

结合大矾山矾矿区周边实际地形、地貌等情况,并考虑安全性、可达性、均匀性,结合遥感卫星影像进行区域网格划分选点(图 2)。课题组于 2020 年 8 月进行土壤样品的采集,土壤样品包括表层以下 0~10 cm 和 10~20 cm 两个层面。为保证样品代表性,每个采样点分为 3 个重复采样,并现场将其混合为 1 个土壤样品(质量约 1 kg),合计 100 个土壤样品。采集后的样品装入密封袋并编号,带回实验室进行理化分析,并同时采用手持 GPS (Garmin, eTrex221 x, 美国)记录采样点的坐标与编号。

2.2 土壤化学分析

将采集的土壤样品在室温下置于阴凉通风处自然风干,去除土壤样品中的植物根系、石块等杂物,用玛瑙研钵研磨,过 100 目筛装入样品袋中待测。称取 0.200 0 g 土壤样品用于检测重金属元素含量,土壤样品预处理采用硝酸-氢氟酸-高氯酸高温溶解后在微波消解装置(Bergh of MWS-3, 德国)中进行消解。土壤 Cd、Cu、Mn、Ni 含量采用电感耦合等离子质谱法(Agilent Technologies, ICP-MS, 美国)测定;土壤 As 含量采用原子荧光光谱法(T2IMUS-II)测定;土壤 pH 值采用玻璃电极法(PHS-3C 型酸度计)测定。所有测定过程严格按照行业标准《土地质量地球化学评价规范》(DZ/T 0295—2016)^[17]执行,测定结果采用国家一级土壤样品标准 GBW07401 进行检验。在测定过程中,通过加入国家标准物质和设置平行样进行质量控制,回收率均介于《土地质量地球化学评价规范》(DZ/T 0295—2016)^[17]允许范围(90%~110%)内,相对标准偏差控制在 5%以内,样品测试结果符合上述规范要求。

2.3 重金属污染评价

因为重金属具有毒理性和积累性,对土壤生态环境和人体健康存在短期或长期、现实与潜在的风险和危害,所以选择合适的土壤重金属评价方法评价污染场地,并对土壤重金属污染结果进行对比分析,这对治理和改善土壤生态环境和保障居民健康具有重要意义^[18]。本文采用地累积指数法和潜在生态风险指数法进行评价。

2.3.1 地累积指数法

地累积指数法由德国科学家 Muller 提出,其考虑了自然成岩作用引起的背景值变动的因素^[19-20]。

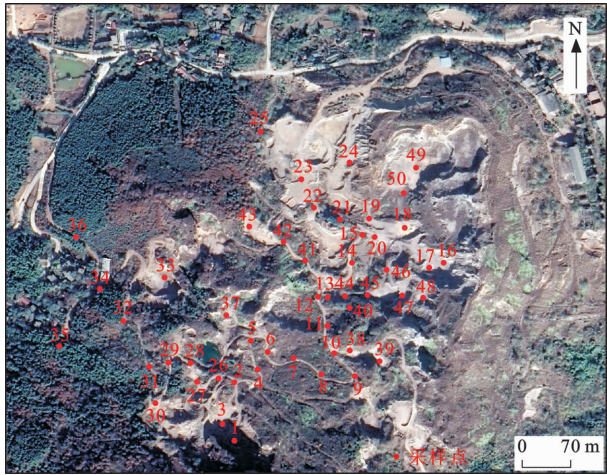


图 2 大矾山矾矿区采样点分布

Fig. 2 Distribution of Sampling Points in Dafanshan Alum Mining Area

该方法以土壤中重金属元素含量和地球化学背景值为参数计算重金属污染水平,并且划分了明确的污染级别^[21-22]。地累积指数计算公式为

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \frac{C_i}{k \times B_i} \quad (1)$$

式中: I_{geo} 为地累积指数; C_i 为土壤样品中重金属元素*i*的实测含量; B_i 为所测重金属元素*i*的地球化学背景值; k 为各地成岩作用可能引起背景值变化的修正系数,一般为 1.5^[23]。

土壤重金属地累积指数法评价等级划分结果见表 1。

表 1 土壤重金属地累积指数法评价等级划分结果

Table 1 Classification of Evaluation Grade of Soil Heavy Metal Geo-accumulation Index Method

地累积指数范围	评价等级
$I_{\text{geo}} < 0$	无污染
$0 \leq I_{\text{geo}} < 1$	轻度污染
$1 \leq I_{\text{geo}} < 2$	中度污染
$2 \leq I_{\text{geo}} < 3$	中度—重度污染
$3 \leq I_{\text{geo}} < 4$	重度污染
$4 \leq I_{\text{geo}} < 5$	重度—极重度污染
$I_{\text{geo}} \geq 5$	极重度污染

2.3.2 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数法由瑞典科学家 Hakanson 提出^[24]。该方法综合考虑了重金属毒性及其在环境中迁移转化沉积等行为规律,而且还将土壤重金属元素含量、环境效应、生态效应和毒理学联系起来,是目前健康风险评价使用较为广泛的方法。潜在生态风险指数计算公式^[25]为

$$C_i = \frac{C_i}{B_i} \quad (2)$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_i^i \quad (3)$$

$$I_{\text{RI}} = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (4)$$

式中: I_{RI} 为土壤样品中多种重金属潜在生态风险指数; C_i^i 为土壤重金属元素*i*的污染系数; T_r^i 为土壤样品中重金属元素*i*的毒性响应系数,通常元素 As 为 10,元素 Cd 为 30,元素 Cu 为 5,元素 Mn 为 2,元素 Ni 为 5^[26]; E_r^i 为重金属元素*i*的潜在生态危害系数。

土壤重金属的潜在生态风险评价等级划分结果见表 2。

表 2 土壤重金属潜在生态风险评价等级划分结果

Table 2 Classification of Potential Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals

潜在生态风险指数范围	评价等级
< 150	轻微风险
$150 \sim 300$	中等风险
$300 \sim 600$	较强风险
$600 \sim 1\ 200$	很强风险
$\geq 1\ 200$	极强风险

2.4 健康风险评价

重金属长期在土壤中累积,会对土壤生态环境造成一定的危害。长期暴露在重金属污染环境中,可能会对当地居民的身体健康产生潜在影响。因此,针对矿区土壤重金属污染进行人体健康风险评价,对于重金属污染治理及保障居民健康具有重要意义。本文采用美国环境保护署(USEPA)推荐的健康风险评价模型进行健康风险评价。

2.4.1 暴露剂量计算

一般情况下,经口摄入、呼吸摄入以及皮肤接触是重金属污染物进入人体带来健康风险的主要暴露途径。本文采用美国环境保护署推荐的健康风险评价模型,对研究区域重金属元素 As、Cd、Cu、Mn 和 Ni 进行健康风险评价。土壤中重金属暴露剂量具体计算公式^[23]为

$$D_{\text{ADD, oral}} = \frac{C_s I_{\text{IR, oral}} f_{\text{EF, oral}} T_{\text{ED, oral}} F_{\text{CF}}}{W_{\text{BW}} T_{\text{AT}}} \quad (5)$$

$$D_{\text{ADD, inh}} = \frac{C_s I_{\text{IR, inh}} f_{\text{EF, inh}} T_{\text{ED, inh}}}{W_{\text{BW}} T_{\text{AT}} E_{\text{PEF}}} \quad (6)$$

$$D_{\text{ADD, dermal}} = \frac{C_s F_{\text{AF}} A_{\text{ABS}} f_{\text{EF}} S_{\text{SA}} F_{\text{CF}}}{W_{\text{BW}} T_{\text{AT}}} \quad (7)$$

式中: D_{ADD} 为日均暴露量; I_{IR} 为日均摄入量; f_{EF} 为暴露频率; T_{ED} 为暴露持续时间;下标中的 oral、inh、dermal 分别指经口摄入、呼吸摄入、皮肤接触等暴露途径; C_s 为土壤重金属元素含量; F_{CF} 为转换系数; W_{BW} 为人体平均体重; T_{AT} 为平均总暴露时间;

E_{PEF} 为灰尘排放因子; F_{AF} 为土壤对皮肤的黏附系数; A_{ABS} 为皮肤吸收因子; S_{SA} 为暴露皮肤面积。

相关参数取值参照中华人民共和国生态环境部发布的《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3—2019)^[27] 中的风险评估模型参数推荐值和《中国人群暴露参数手册(儿童卷)概要》^[28]。具体计算参数取值^[27,29-31]见表 3。

表 3 土壤重金属健康风险日均暴露量计算参数
Table 3 Calculation Parameters of Daily Health Risk Exposure of Soil Heavy Metals

参数	成人	儿童
日均摄入量(经口摄入)/(mg·d ⁻¹)	100	200
日均摄入量(呼吸摄入)/(m ³ ·d ⁻¹)	20	5
转换系数	1×10 ⁻⁶	1×10 ⁻⁶
暴露频率/(d·年 ⁻¹)	350	350
暴露持续时间/年	24	6
暴露皮肤面积/(cm ² ·d ⁻¹)	5 373.99	2 848.01
土壤对皮肤的黏附系数/(mg·cm ⁻² ·d ⁻¹)	0.07	0.20
皮肤吸收因子	0.001	0.001
灰尘排放因子/(m ³ ·kg ⁻¹)	1.32×10 ⁶	1.32×10 ⁶
平均体重/kg	62.7	16.0
平均总暴露时间/d	$T_{\text{ED}} \times 365$ (非致癌)	$T_{\text{ED}} \times 365$ (非致癌)
	70×365 (致癌)	70×365 (致癌)

2.4.2 健康风险评价方法

健康风险分为非致癌健康风险和致癌健康风险。土壤非致癌健康风险指数(R_{HQ})和致癌健康风险指数(R_{RISK})的计算公式为

$$R_{\text{HQ}} = \frac{D_{\text{ADD}}}{I_{\text{RID}}} \tag{8}$$

$$R_{\text{RISK}} = D_{\text{ADD}} F_{\text{SF}} \tag{9}$$

式中: I_{RID} 为污染物在某种暴露途径下日参考摄入剂量; F_{SF} 为致癌斜率因子; 相关参数取值^[32-33]见表 4。

对于非致癌风险, 若非致癌健康风险指数小于 1, 认为风险较小或可以忽略; 若非致癌健康风险指数大于 1, 认为存在风险, 并且数值越大, 风险越高。对于致癌风险, 若致癌健康风险指数低于 1×10^{-6} , 认为不具有致癌风险; 若致癌健康风险指数为 $(1 \sim 100) \times 10^{-6}$, 认为存在人体可承受的致癌风险; 若致癌健康风险指数大于 1×10^{-4} , 认为存在人体不可承受的致癌风险^[34]。

2.5 数据处理

采用 Excel 2016 和 SPSS 26.0 软件对数据进行统计分析, 使用 Google Earth 和 ArcGIS 10.6 软

件进行地理信息处理和空间插值来展示采样点与重金属的空间分布与潜在风险分布。

3 结果分析与讨论

3.1 土壤重金属分布特征

本文对所采集 100 个土壤样品的 pH 值进行分析, 发现所采土壤 pH 值为 3.58~7.14, 平均值为 4.12, 表明受矾矿资源开采的长期影响, 矾矿区土壤整体呈现偏酸性。依据实测数据, 将所取 100 个土壤样品的理化性质和重金属含量统计结果列于表 5。

从表 5 可以看出: 0~10 cm 土层中, As、Cd、Cu 含量(质量分数, 下同)分别为 $(19.06 \sim 86.28) \times 10^{-6}$ 、 $(0.45 \sim 3.40) \times 10^{-6}$ 、 $(9.8 \sim 65.5) \times 10^{-6}$, 平均值分别为 47.38×10^{-6} 、 2.03×10^{-6} 、 30.89×10^{-6} ; Mn、Ni 含量分别为 $(17.75 \sim 274.70) \times 10^{-6}$ 、 $(0.05 \sim 17.65) \times 10^{-6}$, 平均值分别为 77.76×10^{-6} 、 4.08×10^{-6} , 均未超过安徽省土壤背景值(表 6)^[35]。10~20 cm 土层中, As、Cd、Cu 含量为 $(15.31 \sim 87.41) \times 10^{-6}$ 、 $(0.85 \sim 3.70) \times 10^{-6}$ 、 $(6.75 \sim 65.05) \times 10^{-6}$, 平均值分别为 50.62×10^{-6} 、 2.24×10^{-6} 、 30.82×10^{-6} ; Mn、Ni 含量最大值分别为 292.05×10^{-6} 和 18.02×10^{-6} , 最小值分别是 13.20×10^{-6} 和 0.05×10^{-6} , 平均值分别为 71.39×10^{-6} 和 3.62×10^{-6} , 均未超过安徽省土壤背景值(表 6)^[35], 且 Ni 含量均小于国家标准《土壤环境质量——农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)^[36] 提出的农用地土壤污染风险筛选值(Ni 含量筛选值为 60×10^{-6})。变异系数可反映人为活动对重金属元素含量的影响程度^[37]。其中, 0~10 cm 和 10~20 cm 土层中, As、Cd、Cu 含量变异系数均在 20%~50% 内, 为中等变异; Mn 和 Ni 含量变异系数较大(79.13%~104.14%), 为高度变异, 表明 Mn、Ni 在不同程度上分布不均, 可能受到人为活动影响。研究区周围存在乡村道路与居民住宅区, 随意堆放的生活垃圾与丢弃的含镍电池会导致土壤中 Mn 和 Ni 含量增加^[38]。

综上所述, 在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层中, 除 Cu、Mn、Ni 外, As 和 Cd 平均含量均高于农用地土壤污染风险筛选值(As、Cd 含量筛选值分别为 40×10^{-6} 、 0.3×10^{-6} ^[36]); 与邻近省份土壤地球化学背景值(表 6)^[35] 进行比较, 研究区 As、Cd、Cu 含量处于相对较高水平; 与安徽省土壤背景值(表 6)

表 4 土壤重金属不同暴露途径日参考摄入量 and 致癌斜率因子取值

Table 4 Values of Daily Reference Intake Dose and Carcinogenic Slope Factor in Different Exposure Routes of Soil Heavy Metals

参数	As	Cd	Cu	Mn	Ni
$I_{\text{RfD,oral}}/[\text{mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}]$	3.00×10^{-4}	1.00×10^{-3}	4.00×10^{-2}	4.60×10^{-2}	2.00×10^{-2}
$I_{\text{RfD,inh}}/[\text{mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}]$	3.83×10^{-6}	1.00×10^{-3}	4.02×10^{-2}	1.43×10^{-5}	2.06×10^{-2}
$I_{\text{RfD,dermal}}/[\text{mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}]$	3.00×10^{-4}	1.00×10^{-5}	1.20×10^{-2}	1.84×10^{-3}	5.40×10^{-3}
$F_{\text{SF,oral}}/[\text{mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}]$	1.50	6.10			
$F_{\text{SF,inh}}/[\text{mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}]$	16.8	6.3			
$F_{\text{SF,dermal}}/[\text{mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}]$	1.50	40.00			

表 5 土壤重金属元素含量特征

Table 5 Characteristics of Contents of Soil Heavy Metal Elements

土壤采样深度/cm	重金属元素	土壤重金属元素含量特征					农用地土壤污染风险筛选值/ 10^{-6}	农用地土壤污染风险管控值/ 10^{-6}	安徽省土壤背景值/ 10^{-6}	富集系数
		最大值/ 10^{-6}	最小值/ 10^{-6}	平均值/ 10^{-6}	标准差/ 10^{-6}	变异系数/%				
0~10	As	86.28	19.06	47.38	14.92	31.49	40.00	200.00	9.000	5.26
	Cd	3.40	0.45	2.03	0.72	35.47	0.30	1.50	0.097	20.93
	Cu	65.50	9.80	30.89	12.77	41.34	50.00	/	20.400	1.51
	Mn	274.70	17.75	77.76	61.53	79.13	1 200.00	/	530.000	0.15
	Ni	17.65	0.05	4.08	4.06	99.51	60.00	/	29.800	0.14
10~20	As	87.41	15.31	50.62	16.51	32.62	40.00	200.00	9.000	5.62
	Cd	3.70	0.85	2.24	0.77	34.38	0.30	1.50	0.097	23.09
	Cu	65.05	6.75	30.82	13.18	42.76	50.00	/	20.400	1.51
	Mn	292.05	13.20	71.39	56.92	79.73	1 200.00	/	530.000	0.13
	Ni	18.02	0.05	3.62	3.77	104.14	60.00	/	29.800	0.12

注:农用地土壤污染风险筛选值和农用地土壤污染风险管控值引自文献[36];安徽省土壤背景值引自文献[35];富集系数为表层土壤重金属元素含量平均值与安徽省土壤背景值的比值。

表 6 安徽省及邻近省份土壤背景值

Table 6 Soil Background Values in Anhui Province and the Neighboring Provinces

省份	As 含量/ 10^{-6}	Cd 含量/ 10^{-6}	Cu 含量/ 10^{-6}	Mn 含量/ 10^{-6}	Ni 含量/ 10^{-6}	pH 值
安徽	9.0	0.097	20.4	530	29.8	6.4
江苏	10.0	0.126	22.3	585	26.7	7.8
浙江	9.2	0.070	17.6	448	24.6	5.3
河南	11.4	0.074	19.7	579	26.7	7.8
山东	9.3	0.084	24.0	644	25.8	7.7
湖北	12.3	0.172	30.7	712	37.3	6.5
江西	14.9	0.108	20.3	328	18.9	4.8

相比,研究区 As、Cd、Cu 平均含量分别是背景值的 5.40、22.01 和 1.51 倍。富集系数(K1)表征土壤重金属富集程度^[39],As、Cd、Cu 在研究区均有不同程度的富集,As 在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层富集系数分别为 5.26 和 5.62,Cd 分别为 20.93 和 23.09,Cu 均为 1.51,Mn 和 Ni 在研究区均不富集。

采用克里金插值法绘制研究区 0~10 cm 和 10~20 cm 土层 5 种重金属元素含量分布情况,结果如图 3 所示。所有监测点位均出现不同程度超

标,超过农用地土壤污染风险筛选值的重金属元素为 As、Cd、Cu。在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层土壤样品中,重金属元素含量超标情况由大到小依次为 Cd、As、Cu。在 100 个点位中,As 含量超过农用地土壤污染风险筛选值(40×10^{-6} ^[36])的共有 77 个点位,点位超标率为 77%;Cd 含量均超过农用地土壤污染风险筛选值(0.3×10^{-6} ^[36]),点位超标率为 100%;Cu 含量超过农用地土壤污染风险筛选值(50×10^{-6} ^[36])的共有 16 个点位,点位超标率为 16%。通过分析数据可知:Cd 污染最为严重,所有采集点位的含量均超过农用地土壤污染风险筛选值;As 污染较为严重,超过 70%的点位含量超过农用地土壤污染风险筛选值;Cu 污染较轻,仅有 16%的点位含量超过农用地土壤污染风险筛选值。0~10 cm 和 10~20 cm 土层土壤样品的重金属元素含量无明显差异(图 3),说明所选监测点具有一定的对照作用。

3.2 土壤重金属污染特征

采用安徽省土壤背景值^[35]计算土壤重金属的地累积指数,根据地累积指数对研究区土壤重金属

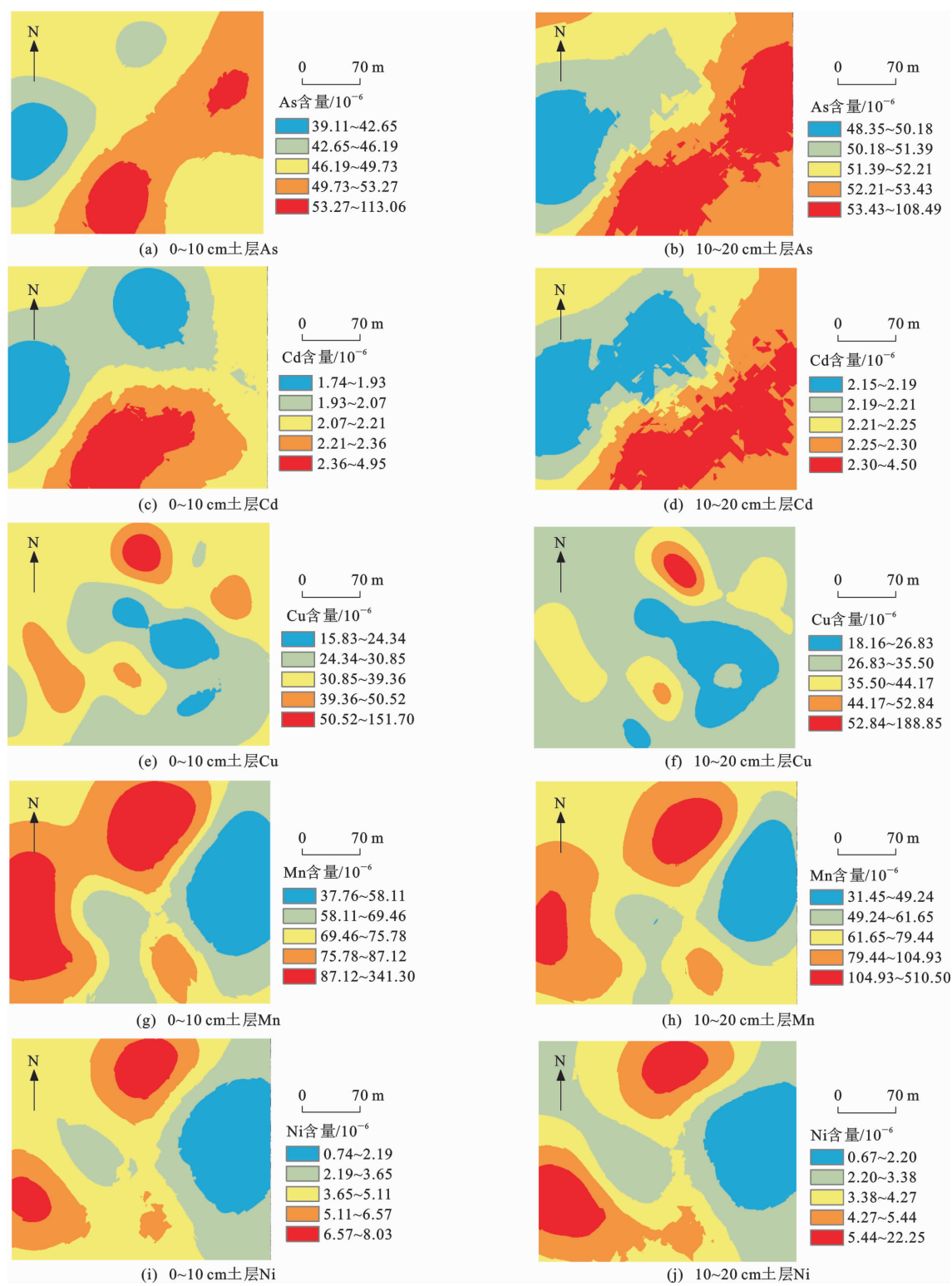


图 3 0~10 cm 和 10~20 cm 土层土壤重金属元素含量空间分布

Fig. 3 Spatial Distributions of Contents of Soil Heavy Metal Elements in 0—10 cm and 10—20 cm Soil Layers

污染评价进行统计,结果见表 7。研究区土壤 5 种重金属元素的地累积指数从大到小依次为 Cd、As、Cu、Mn、Ni。0~10 cm 土层 As、Cd 和 Cu 的地累积指数平均值分别为 1.800、3.750、0.060,污染水平分别为中度污染、重度污染、轻度污染;而 Ni 和 Mn

的地累积指数平均值分别为-4.850和-3.560,均小于 0,属于无污染。10~20 cm 土层 As、Cd 和 Cu 的地累积指数平均值分别为 1.880、3.910、0.001,污染水平分别为中度污染、重度污染、轻度污染;而 Ni 和 Mn 的地累积指数平均值分别为-4.660和

表 7 土壤重金属地累积指数法分级统计结果

Table 7 Classification Statistical Results of Soil Heavy Metal by Geo-accumulation Index Method

采样深度/ cm	重 金属 元素	地累积 指数 平均值	不同评价等级样本占比/%						
			无 污染	轻度 污染	中度 污染	中度— 重度 污染	重度 污染	重度— 极重度 污染	极 重度 污染
0~10	As	1.800	0	12	46	40	2	0	0
	Cd	3.750	0	0	2	14	40	42	0
	Cu	0.060	50	42	4	2	0	2	0
	Mn	−3.560	98	2	0	0	0	0	0
	Ni	−4.850	100	0	0	0	0	0	0
10~20	As	1.880	0	10	48	40	2	0	0
	Cd	3.910	0	0	0	8	46	46	0
	Cu	0.001	52	38	8	2	0	0	0
	Mn	−3.690	100	0	0	0	0	0	0
	Ni	−4.660	100	0	0	0	0	0	0

−3.690,均属于无污染。

不同重金属在不同采样点的污染水平呈现出一定的差异性。As 污染水平集中在中度污染、轻度污染,其中,中度污染占比较高,超过 80%。Cd 的地累积指数平均值表明研究区土壤为 Cd 重度污染水平,采样点 Cd 污染水平均在中度污染以上,且重度污染占比较高。从 Cu 的污染程度统计结果可以发现,Cu 污染水平为轻度污染和中度污染的采样点占比较高。综上所述,研究区重金属元素 As、Cd 和 Cu 的污染较为严重,尤其是 As、Cd 必须重点关注。重金属污染水平的差异性主要与降水径流、粉尘沉降及人类活动有关^[40]。

3.3 土壤重金属潜在生态风险评价

潜在生态风险评价适用于近流域生态关键区的风险评价,能够综合考虑重金属的种类、含量、沉积效应以及毒理等因素影响,因此适用于研究区土壤污染评价。研究区土壤重金属潜在生态风险评价结果见表 8。研究区 0~10 cm 和 10~20 cm 土层所有土壤样品中,Mn 和 Ni 单因子潜在生态风险指数均小于 40,为轻微风险;As 单因子潜在生态风险指数分别为 21.17~125.63 和 17.01~120.54,存在轻微至较强风险,以中等风险为主,占总样本数的 66%,其次为轻微风险和较强风险,分别占总样本数的 20%和 14%;Cd 单因子潜在生态风险指数分别为 139.18~1 530.93 和 262.89~1 391.75,0~10 cm 土层存在较强至极强风险,10~20 cm 土层存在很强至极强风险,主要以极强风险为主,占总样本数的 91%,很强风险和较强风险分别占样本总数的 8%

表 8 土壤重金属潜在生态风险评价结果

Table 8 Results of Potential Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals

采样深度/ m	参数	参数分布 范围	不同评价等级样本数				
			轻微 风险	中等 风险	较强 风险	很强 风险	极强 风险
0~10 cm	E_r^{As}	21.17~125.63	10	35	5	0	0
	E_r^{Cd}	139.18~1 530.93	0	0	1	6	43
	E_r^{Cu}	2.40~171.20	49	0	0	1	0
	E_r^{Mn}	0.07~3.44	50	0	0	0	0
	E_r^{Ni}	0.002~4.510	50	0	0	0	0
	I_{RI}	209.01~1 664.99	0	4	9	35	2
10~20 cm	E_r^{As}	17.01~120.54	10	31	9	0	0
	E_r^{Cd}	262.89~1 391.75	0	0	0	2	48
	E_r^{Cu}	1.65~46.29	49	1	0	0	0
	E_r^{Mn}	0.05~1.93	50	0	0	0	0
	E_r^{Ni}	0.01~3.73	50	0	0	0	0
	I_{RI}	290.95~1 520.63	0	1	13	30	6

和 1%;Cu 单因子潜在生态风险指数分别为 2.40~171.20 和 1.65~46.29,以轻微风险为主,占总样本数的 98%。由此看来,研究区土壤重金属潜在生态危害程度从大到小依次为 Cd、As、Cu、Ni、Mn。因此,研究区土壤主要潜在生态危害重金属为 As 和 Cd。矾矿区土壤中重金属随着地表径流、大气沉降及人为活动的作用,极有可能引起不同程度的重金属污染,从而增加重金属的潜在生态危害^[41]。

土壤重金属综合潜在生态风险指数在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层中分别为 209.01~1 664.99 和 290.93~1 520.63,存在中等至极强风险,以很强和较强风险为主,所占比例分别为 65%和 22%;此外,还存在少量的极强和中等风险,占总样本数的 8%和 5%。对综合潜在生态风险指数进行克里金插值分析,得到研究区潜在生态风险的空间分布差异(图 4)。由图 4 可知,研究区大部分区域存在很强的土壤重金属污染风险,主要集中在矾矿区南部和中部,这与重金属主要污染元素 As 和 Cd 含量分布相似。由此可见,研究区重金属污染严重的原因可能是矾矿的长期开采以及矿石的大量堆积,致使矿区大部分区域重金属污染比较严重。而且,研究区土壤重金属对于其周边生态环境危害情况也不容乐观,因此,加强研究区周边环境治理刻不容缓。

3.4 土壤健康风险评价

根据美国环境保护署推荐的健康风险评价模型,对经口摄入、呼吸摄入、皮肤接触 3 种暴露途径下 5 种重金属的日均暴露量进行分析,并对 0~20

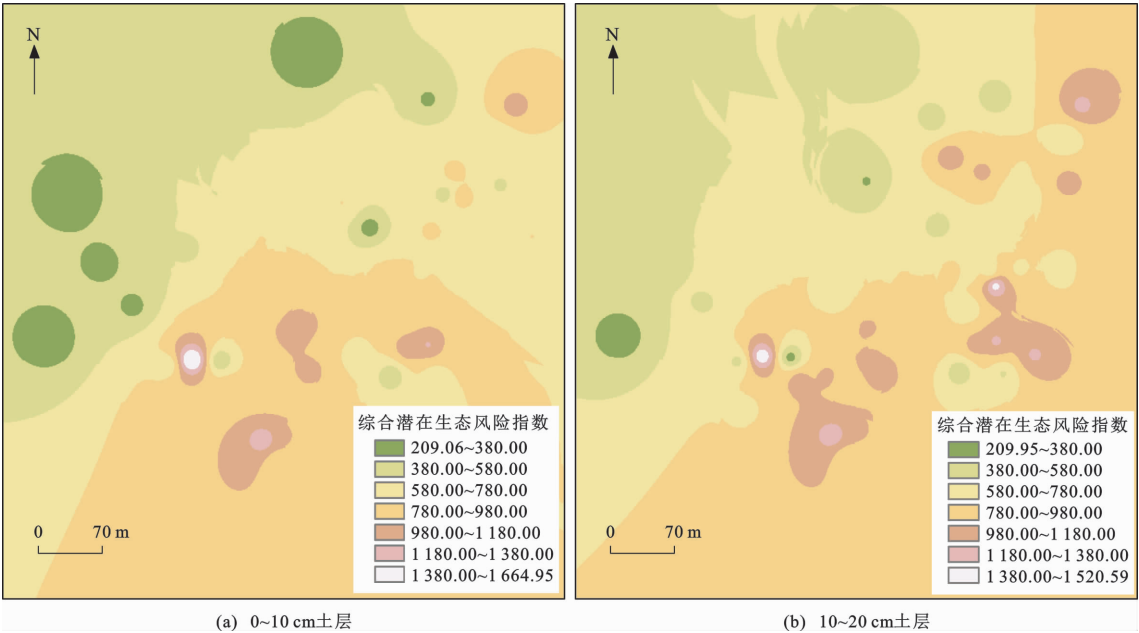


图 4 土壤重金属综合潜在生态风险等级分布

Fig. 4 Distributions of Comprehensive Potential Ecological Risk Levels of Soil Heavy Metals

cm 土层土壤重金属元素含量进行健康风险评价。对于呼吸摄入,假定所有灰尘中的污染物都可以完全通过呼吸进入体内。利用健康风险评价模型计算了成人与儿童在 3 种暴露途径下的重金属单项非致癌健康风险指数和致癌健康风险指数,结果见表 9。在非致癌健康风险评价中,As 对于儿童经口摄入存在非致癌风险(非致癌健康风险指数大于 1),其他途径的风险较小或可以忽略;Cd、Cu、Mn 和 Ni 的非致癌风险较小或可以忽略。在致癌健康风险评价中,As 和 Cd 对于成人和儿童经口摄入的致癌风险均在可接受范围内,对于成人和儿童呼吸摄入与皮肤接触均不具有致癌风险。

研究区土壤中同一重金属元素不同暴露途径下非致癌健康风险指数从大到小依次为经口摄入、皮肤接触、呼吸摄入;3 种暴露途径中,经口摄入是土壤重金属非致癌健康风险的主要暴露途径。儿童

的非致癌健康风险指数均高于成人,因为儿童体重较轻,且经口摄入暴露重金属的频率较高,因此,儿童非致癌健康风险普遍高于成人。这与前人的研究结果^[42-43]一致。由于目前除 As、Cd 以外的其他重金属元素没有致癌斜率因子,所以本文仅评估了 As 和 Cd 暴露产生的致癌风险,发现不同暴露途径下致癌健康风险指数从大到小为经口摄入、皮肤接触、呼吸摄入。总体上来说,研究区土壤重金属致癌风险均在可接受范围内。

4 结 语

(1)针对安徽省庐江县大矾山废弃矾矿区土壤重金属污染状况展开调查分析,发现研究区土壤中的 As 和 Cd 含量显著超标,相较于农用地土壤污染风险筛选值,其超标率分别为 77% 和 100%;土壤中 Cu 属轻度污染,Mn、Ni 均属无污染。另外,研究区

表 9 土壤重金属非致癌健康风险指数和致癌健康风险指数计算结果

Table 9 Caculation Results of Non-carcinogenic and Carcinogenic Health Risk Indexes of Soil Heavy Metals

元素	不同暴露途径对成人和儿童的致癌健康风险指数						不同暴露途径对成人和儿童的非致癌健康风险指数					
	经口摄入		呼吸摄入		皮肤接触		经口摄入		呼吸摄入		皮肤接触	
	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童
As	4.1×10 ⁻⁵	8.0×10 ⁻⁵	6.9×10 ⁻⁸	1.7×10 ⁻⁸	1.5×10 ⁻⁷	2.3×10 ⁻⁷	0.27	2.08	3.0×10 ⁻³	3.0×10 ⁻³	9.9×10 ⁻⁴	6.0×10 ⁻³
Cd	7.2×10 ⁻⁶	1.4×10 ⁻⁵	1.1×10 ⁻⁹	2.8×10 ⁻¹⁰	1.8×10 ⁻⁷	2.6×10 ⁻⁷	3.0×10 ⁻³	2.7×10 ⁻²	5.2×10 ⁻⁷	5.1×10 ⁻⁷	1.3×10 ⁻³	7.7×10 ⁻³
Cu	/	/	/	/	/	/	1.6×10 ⁻³	1.3×10 ⁻²	2.4×10 ⁻⁷	2.4×10 ⁻⁷	2.0×10 ⁻⁵	1.2×10 ⁻⁴
Mn	/	/	/	/	/	/	3.2×10 ⁻³	2.5×10 ⁻²	1.6×10 ⁻³	1.5×10 ⁻³	3.1×10 ⁻⁴	1.8×10 ⁻³
Ni	/	/	/	/	/	/	3.8×10 ⁻⁴	3.0×10 ⁻³	5.5×10 ⁻⁸	5.4×10 ⁻⁸	5.3×10 ⁻⁶	3.1×10 ⁻⁵

注:采样深度为 0~20 cm。

重金属 As、Cd、Cu 含量变异系数为 20%~50%,为中等变异,Mn、Ni 含量变异系数较大,为强变异。

(2)利用地累积指数法与潜在生态风险指数法对研究区土壤重金属污染特征进行分析评价。结果表明:研究区土壤内 Mn 和 Ni 均呈无污染状态,Cd 污染相对严重,以重度—极重度污染为主;As 中度污染样品占比较高;Cu 少量样品呈中度污染。研究区内土壤以较强和很强潜在生态风险等级为主,所占比例分别为 65%和 22%,潜在生态危害区域主要位于研究区中部和南部。

(3)采用美国环境保护署公布的健康风险评价模型对研究区人体健康风险进行评估。结果显示:在致癌健康风险评价中,As 和 Cd 对于成人和儿童经口摄入的致癌风险均在可接受范围内,呼吸摄入与皮肤接触均不具有致癌风险;在非致癌健康风险评价中,As 仅在经口摄入途径中对儿童存在非致癌风险,其他途径风险较小或可以忽略。

参考文献:

References:

[1] 王 锐,邓 海,贾中民,等.汞矿区周边土壤重金属空间分布特征、污染与生态风险评价[J].环境科学,2021,42(6):3018-3027.
WANG Rui,DENG Hai,JIA Zhong-min,et al. Spatial Distribution Characteristics, Pollution, and Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals Around Mercury Mining Areas[J]. Environmental Science, 2021, 42(6):3018-3027.

[2] 谢团辉,郭京霞,陈炎辉,等.福建省某矿区周边土壤-农作物重金属空间变异特征与健康风险评价[J].农业环境科学学报,2019,38(3):544-554.
XIE Tuan-hui, GUO Jing-xia, CHEN Yan-hui, et al. Spatial Variability and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Soils and Crops Around the Mining Area in Fujian Province, China[J]. Journal of Agro-environment Science, 2019, 38(3):544-554.

[3] 尚二萍,许尔琪,张红旗,等.中国粮食主产区耕地土壤重金属时空变化与污染源分析[J].环境科学,2018,39(10):4670-4683.
SHANG Er-ping, XU Er-qi, ZHANG Hong-qi, et al. Spatial-temporal Trends and Pollution Source Analysis for Heavy Metal Contamination of Cultivated Soils in Five Major Grain Producing Regions of China[J]. Environmental Science, 2018, 39(10):4670-4683.

[4] 全双梅,侯文娟,杨 琴,等.西南某煤矿区土壤重金属污染特征及人群健康风险评价[J].环境与健康杂志,2019,36(9):796-801.

TONG Shuang-mei, HOU Wen-juan, YANG Qin, et al. Contamination Characteristics and Health Risk Assessment of Soil Heavy Metals in a Coal Mine Area in Southwest China [J]. Journal of Environment and Health, 2019, 36(9):796-801.

[5] XIE W S, PENG C, WANG H T, et al. Health Risk Assessment of Trace Metals in Various Environmental Media, Crops and Human Hair from a Mining Affected Area[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017, 14(12):1595.

[6] 骆永明,滕 应.中国土壤污染与修复科技研究进展和展望[J].土壤学报,2020,57(5):1137-1142.
LUO Yong-ming, TENG Ying. Research Progresses and Prospects on Soil Pollution and Remediation in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57(5):1137-1142.

[7] 陈怡先,姜小三,王 勇,等.基于 GIS 矿区土壤重金属生态环境及人体健康评价[J].环境科学学报,2018,38(4):1642-1652.
CHEN Yi-xian, JIANG Xiao-san, WANG Yong, et al. Assessment of Ecological Environment and Human Health of Heavy Metals in Mining Area Based on GIS [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, 38(4):1642-1652.

[8] 沈 锋.典型铅锌冶炼区农田土壤重金属污染及植物化学联合修复研究[D].杨凌:西北农林科技大学,2017.
SHEN Feng. Heavy Metal Pollution of Farmland Soil in a Typical Pb/Zn Smelting Area and Phyto-chemistry Combined Remediation[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2017.

[9] 中华人民共和国生态环境部,中华人民共和国自然资源部.全国土壤污染状况调查公报[J].环境教育,2014(6):8-10.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, Ministry of Natural Resources of the People's Republic of China. Bulletin of the National Survey on Soil Pollution Status[J]. Environmental Education, 2014(6):8-10.

[10] 赛宁刚,祁 娟,贾燕伟,等.东祁连山不同土地利用方式下土壤重金属污染评价[J].草业学报,2022,31(10):99-109.
SAI Ning-gang, QI Juan, JIA Yan-wei, et al. Evaluation of Soil Heavy Metal Pollution Under Different Land Use Patterns in the Eastern Qilian Mountains [J]. Acta Prataculturae Sinica, 2022, 31(10):99-109.

[11] 王世玉,吴文勇,刘 菲,等.典型污灌区土壤与作物中重金属健康风险评估[J].中国环境科学,2018,38(4):1550-1560.

- WANG Shi-yu, WU Wen-yong, LIU Fei, et al. Assessment of Human Health Risks of Heavy Metals in the Typical Sewage Irrigation Areas[J]. *China Environmental Science*, 2018, 38(4): 1550-1560.
- [12] 陈 航, 王 颖, 王 澍. 铜山矿区周边农田土壤重金属来源解析及污染评价[J]. *环境科学*, 2022, 43(5): 2719-2731.
- CHEN Hang, WANG Ying, WANG Shu. Source Analysis and Pollution Assessment of Heavy Metals in Farmland Soil Around Tongshan Mining Area[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(5): 2719-2731.
- [13] 李海涛. 近代安徽庐江矾矿资源开发研究[J]. *山东科技大学学报(社会科学版)*, 2015, 17(1): 14-21.
- LI Hai-tao. A Study About Alunite Resources Development of Lujiang in Anhui Province in Modern China[J]. *Journal of Shandong University of Science and Technology(Social Sciences)*, 2015, 17(1): 14-21.
- [14] 祝 琳. 典型矾矿区环境质量综合评价与治理体系研究[D]. 合肥: 安徽建筑大学, 2020.
- ZHU Lin. Study on Comprehensive Evaluation and Governance System of Environmental Quality in Typical Alunite Mining Area[D]. Hefei: Anhui Jianzhu University, 2020.
- [15] 王 宝, 董兴玲, 葛碧洲. 尾矿库酸性矿山废水的源头控制方法[J]. *中国矿业*, 2015, 24(10): 88-93.
- WANG Bao, DONG Xing-ling, GE Bi-zhou. At-source Control Methods for Acid Mine Drainage from Tailing Impoundments[J]. *China Mining Magazine*, 2015, 24(10): 88-93.
- [16] 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 Bei-bei, GUO Jiang, CHEN Xiao-peng, 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*, 2021, 37(24): 240-248.
- [17] DZ/T 0295—2016, 土地质量地球化学评价规范[S].
- DZ/T 0295—2016, Specification of Land Quality Geochemical Assessment[S].
- [18] 刘秋荣. 某矿区土壤重金属的空间分布研究及健康风险评估[D]. 湘潭: 湘潭大学, 2020.
- LIU Qiu-rong. Spatial Distribution and Health Risk Assessment of Heavy Metals in a Mining Area[D]. Xiangtan: Xiangtan University, 2020.
- [19] MULLER G. Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars und Seiner Nebenflüsse; Eine Estandsaufnahme[J]. *Chemiker Zeitung*, 1981, 6: 164-175.
- [20] 郭志娟, 周亚龙, 王乔林, 等. 雄安新区土壤重金属污染特征及健康风险[J]. *中国环境科学*, 2021, 41(1): 431-441.
- GUO Zhi-juan, ZHOU Ya-long, WANG Qiao-lin, et al. Characteristics of Soil Heavy Metal Pollution and Health Risk in Xiong'an New District[J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(1): 431-441.
- [21] MULLER G. Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River[J]. *GeoJournal*, 1969, 2(3): 108-118.
- [22] 余 飞, 张永文, 严明书, 等. 重庆汞矿区耕地土壤和农作物重金属污染状况及健康风险评估[J]. *环境化学*, 2022, 41(2): 536-548.
- YU Fei, ZHANG Yong-wen, YAN Ming-shu, et al. Heavy Metal Pollution and Human Health Risks Assessment of Soil and Crops near the Mercury Ore in Chongqing[J]. *Environmental Chemistry*, 2022, 41(2): 536-548.
- [23] 刘 洋, 何朝辉, 牛学奎, 等. 云南某矿区小流域土壤重金属健康风险评估[J]. *环境科学*, 2022, 43(2): 936-945.
- LIU Yang, HE Zhao-hui, NIU Xue-kui, et al. Health Risk Assessment of Soil Heavy Metals in a Small Watershed of a Mining Area in Yunnan[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(2): 936-945.
- [24] HAKANSON L. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sedimentological Approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [25] 张 夏, 刘 斌, 肖柏林, 等. 重庆主城大气降尘中重金属污染特征及评价[J]. *环境科学*, 2020, 41(12): 5288-5294.
- ZHANG Xia, LIU Bin, XIAO Bo-lin, et al. Pollution Characteristics and Assessment of Heavy Metals in Atmospheric Deposition in Core Urban Areas, Chongqing[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(12): 5288-5294.
- [26] 林 苒, 梁文静, 焦 旸, 等. 陕西潼关县金矿矿区周边农田土壤重金属生态健康风险评估[J]. *中国地质*, 2021, 48(3): 749-763.
- LIN Jin, LIANG Wen-jing, JIAO Yang, et al. Ecological and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Farmland Soil Around the Gold Mining Area in Tongguan of Shaanxi Province[J]. *Geology in China*, 2021, 48(3): 749-763.
- [27] HJ 25.3—2019, 建设用地土壤污染风险评估技术导则[S].
- HJ 25.3—2019, Technical Guidelines for Risk Assessment of Soil Contamination of Land for Construction[S].

- [28] 段小丽,赵秀阁. 中国人群暴露参数手册(儿童卷)概要[M]. 北京:中国环境出版社,2016.
DUAN Xiao-li, ZHAO Xiu-ge. Highlights of the Chinese Exposure Factors Handbook(Children)[M]. Beijing, China Environmental Press, 2016.
- [29] LI X F, CHEN Z B, CHEN Z Q, et al. A Human Health Risk Assessment of Rare Earth Elements in Soil and Vegetables from a Mining Area in Fujian Province, Southeast China[J]. *Chemosphere*, 2013, 93(6):1240-1246.
- [30] TEPANOSYAN G, SAHAKYAN L, BELYAEVA O, et al. Continuous Impact of Mining Activities on Soil Heavy Metals Levels and Human Health[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 639(15):900-909.
- [31] BAGHAIE A H, AGHILI F. Health Risk Assessment of Pb and Cd in Soil, Wheat, and Barley in Shazand County, Central of Iran[J]. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 2019, 17(1):467-477.
- [32] 钟 萍, 张家泉, 占长林, 等. 华中冶金工业走廊表层土壤、道路尘重金属污染特征及健康风险[J]. *环境化学*, 2019, 38(1):87-96.
ZHONG Ping, ZHANG Jia-quan, ZHAN Chang-lin, et al. Heavy Metal Pollution Characteristics and Health Risks of Topsoil and Road Dust in Central China Metallurgical Industry Corridor[J]. *Environmental Chemistry*, 2019, 38(1):87-96.
- [33] KESHAVERZI B, TAZARVI Z, RAJABZADEH M A, et al. Chemical Speciation, Human Health Risk Assessment and Pollution Level of Selected Heavy Metals in Urban Street Dust of Shiraz, Iran[J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 119:1-10.
- [34] 李顺湘. 阳新县银山矿区土壤重金属污染特征与健康风险评价[J]. *工业安全与环保*, 2020, 46(4):96-101.
LI Shun-xiang. Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Soil of Yinshan Mining District in Yangxin County [J]. *Industrial Safety and Environmental Protection*, 2020, 46(4):96-101.
- [35] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1990.
China National Environment Monitoring Centre. Background Values of Soil Elements in China[M]. Beijing:China Environmental Science Press, 1990.
- [36] GB 15618—2018, 土壤环境质量:农用地土壤污染风险管控标准(试行)[S].
GB 15618—2018, Soil Environmental Quality: Risk Control Standard for Soil Contamination of Agricultural Land[S].
- [37] 张一修,王 济,张 浩. 贵阳市区地表灰尘重金属污染分析与评价[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(1):169-174.
ZHANG Yi-xiu, WANG Ji, ZHANG Hao. Pollution Analysis and Evaluation of Heavy Metals in Urban Dust in Guiyang[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(1):169-174.
- [38] 王利军,卢新卫,雷 凯,等. 宝鸡市街尘重金属元素含量、来源及形态特征[J]. *环境科学*, 2011, 32(8):2470-2476.
WANG Li-jun, LU Xin-wei, LEI Kai, et al. Content, Source and Speciation of Heavy Metal Elements of Street Dusts in Baoji City[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(8):2470-2476.
- [39] 崔邢涛,栾文楼,牛彦斌,等. 唐山城市土壤重金属污染及潜在生态危害评价[J]. *中国地质*, 2011, 38(5):1379-1386.
CUI Xing-tao, LUAN Wen-lou, NIU Yan-bin, et al. An Assessment of the Heavy Metal Pollution and Potential Ecological Hazards in Urban Soil of Tangshan City[J]. *Geology in China*, 2011, 38(5):1379-1386.
- [40] ŽIBRET G, GOSAR M, MILER M, et al. Impacts of Mining and Smelting Activities on Environment and Landscape Degradation: Slovenian Case Studies [J]. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(12):4457-4470.
- [41] SUN Z H, XIE X D, 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.
- [42] 汪 洁,龚 竞,刘雨佳,等. 昆明市土壤重金属污染特征及其生态与健康风险评价[J]. *轻工学报*, 2022, 37(4):118-126.
WANG Jie, GONG Jing, LIU Yu-jia, et al. Ecological and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Urban Soils from a Typical Southwest Capital City[J]. *Journal of Light Industry*, 2022, 37(4):118-126.
- [43] 陶 红,张小红,王亚娟,等. 银川市城区地表灰尘重金属污染分布特征及健康风险评价[J]. *环境化学*, 2022, 41(8):2573-2585.
TAO Hong, ZHANG Xiao-hong, WANG Ya-juan, et al. Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals of Surface Dust in Urban Areas of Yinchuan [J]. *Environmental Chemistry*, 2022, 41(8):2573-2585.