

doi:10.16112/j.cnki.53-1223/n.202507300001

引用格式:刘煌睿,刘汕,宁校平,等.某铅锌矿冶炼厂附近居民区土壤铊污染特征及健康风险评估[J].昆明理工大学学报(自然科学版),2026,51(1):172-181.

Citation:LIU Huangrui,LIU Shan,NING Xiaoping,et al. Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Thallium in Soil of Residential Areas Near a Lead-Zinc Smelter[J]. Journal of Kunming University of Science and Technology(Natural Science), 2026,51(1):172-181.

某铅锌矿冶炼厂附近居民区土壤铊污染 特征及健康风险评估

刘煌睿¹,刘汕²,宁校平³,陈禧¹,闫海虎¹,钟桂超³,易新贵³,陈晨^{1*}

(1. 生态环境部华南环境科学研究所,广东广州510655; 2. 华南农业大学资源环境学院,广东广州510642; 3. 广州华科环保工程有限公司,广东广州510655)

摘要: 铅锌冶炼活动是土壤铊(Tl)污染的重要来源,但有关铊对周边居民区的污染特征与风险研究尚有不足.为此,本研究以典型铅锌冶炼厂附近居民区为研究对象,综合运用空间分析、内梅罗综合污染指数法、潜在生态风险指数法及人体健康风险评估模型,系统探究土壤中铊的空间分布特征、污染程度及其健康风险.结果表明,研究区域33.7%的土壤样品中铊含量超过第一类用地筛选值;铊浓度随土层深度增加呈显著负相关,含水率与土壤性质对其纵向迁移具有明显影响.单因子污染指数评价显示,铊污染整体处于清洁水平,2.0 m以下土壤仍保持清洁状态,但杂填土层土壤已达警戒级别.0.0~6.0 m土层范围内存在中等至强的生态风险区域,且强生态风险区主要分布于居民区南部,靠近冶炼厂及交通干线.当前土壤中铊含量尚未对人体造成显著非致癌风险,但其长期、潜在的健康影响仍需关注.经口摄入与呼吸吸入是铊暴露的主要途径,儿童对铊的暴露敏感性高于成人.为遏制居民区铊污染的进一步扩散,建议从污染源头控制、迁移途径阻断及居民区地表处理三方面实施综合治理措施.

关键词: 铊;居民区;分布特征;污染评价;健康风险评估

中图分类号: X53;X820.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1007-855X(2026)01-0172-10

Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Thallium in Soil of Residential Areas Near a Lead-Zinc Smelter

LIU Huangrui¹, LIU Shan², NING Xiaoping³, CHEN Xi¹, YAN Haihu¹,

ZHONG Guichao³, YI Xingui³, CHEN Chen^{1*}

(1. South China Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Guangzhou 510655, China;

2. College of Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China;

3. Guangzhou Huake Environmental Engineering Co., Ltd., Guangzhou 510655, China)

Abstract: While lead-zinc smelting is a significant source of soil thallium (Tl) contamination, its impact on

收稿日期:2025-07-30. 基金项目:国家重点研发计划子课题(2024YFC3908705).

作者简介:刘煌睿(1995-),女,硕士,工程师.主要研究方向:土壤与固废高精度调查与管理. E-mail:sulphurrui@126.com

通信作者:陈晨(1988-),女,硕士,高级工程师.主要研究方向:土壤与固废高精度调查与研究.

E-mail:chenchen@scies.org

nearby residential areas is insufficiently studied. This study therefore examined a residential area near a typical smelter, employing spatial analysis, the Nemerow Pollution Index, the Potential Ecological Risk Index, and a human health risk assessment model to systematically determine the spatial distribution, extent of pollution, and health risks posed by thallium in soils. The results indicate that 33.7% of the soil samples exceeded the screening value for Category I land use. A significant negative correlation was found between Tl concentration and soil depth, while moisture content and soil properties influenced Tl's vertical migration. The average single-factor pollution index of Tl suggested an overall "clean" level, the soil in the miscellaneous fill layer has reached the alert level, while the soil below 2.0 m remained clean. According to the potential ecological risk index, moderate to strong ecological risks were identified within the 0.0 ~ 6.0 m soil layer, primarily concentrated in the southern part of the residential area, close to the smelter and roads. Health risk assessment demonstrated that the current Tl content in the soils does not pose significant non-carcinogenic risks to human health, though long-term potential risks require further attention. Oral intake and inhalation were identified as the main exposure pathways, with children exhibiting higher susceptibility to Tl than adults. To prevent further Tl contamination in the residential area, we recommend comprehensive management measures focusing on source control, pathway interception, and ground treatment.

Keywords: thallium; residential areas; distribution characteristics; pollution assessment; health risk assessment

0 引言

铊(Thallium, Tl)是一种毒性极强的重金属,其最小致死剂量低,中毒后会损伤神经系统和消化系统^[1-3],已被美国环境保护总局(USEPA)列为需优先控制的污染物之一^[4]。矿山开采和冶炼活动是铊的重要来源,研究表明,铅锌矿冶炼可能会导致严重的铊污染,含铊硫化物在氧化过程中,其晶格结构易被破坏,赋存于其中的铊会转化为可溶性或高迁移性形态,从而显著提升向周边环境(如土壤、水体)的迁移能力。高温冶炼会使大多数铊化合物挥发进入空气,通过大气沉降在土壤中形成积累^[5-7]。铊进入人体的潜在途径可能包括空气吸入、无意中的土壤摄入以及食用家禽和作物等。1997年之后,发生了多起偶然的铊中毒事件,这更加引起了公众对环境中铊污染健康风险的关注^[8]。

早期的冶炼加工厂没有形成良好的环境运营管理模式,环保意识淡薄,生产中的废气、污水、固体废物处理不当,使厂区中的土壤和地下水受到不同程度的重金属污染^[9-12]。现阶段的研究主要关注工厂所在地的污染水平,对敏感人群所在的居住区的污染物水平关注度较低,不利于了解土壤中重金属的总体污染特征。因此,加强工厂旁居民区土壤中铊的污染特征研究,了解居民的健康风险,可为区域污染防控提供良好管理建议。

以韶关某铅锌矿冶炼厂附近居民区为研究对象,通过检测居民区土壤中铊的含量,分析其污染特征与空间分布,运用内梅罗综合污染指数法和潜在生态风险指数法进行污染风险评价,并考察铊对居民的身体健康影响情况,以为工厂污染防控和周边环境保护提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区背景

研究的铅锌矿冶炼厂位于广东省韶关市,该场地历史上曾生产过铝制品和石墨电极碳素产品,2001年工厂搬迁,2002年铅锌矿冶炼厂入驻并开始运营。厂区占地面积约 12 000 m²,主要用贫氧化锌原矿和含锌固体废物回收氧化锌。居民区位于冶炼厂西北方向,占地面积约 250 000 m²。区域地形属丘陵山地,最低海拔 100 m,最高海拔 227 m,相对高差约 130 m。研究区域地处中亚热带南沿,受季风的影响,夏季盛行东南风和偏南风,冬季以北风和偏北风为主;南北两侧有山丘相夹,中央谷地呈东西走向。该区域自然土壤为地带性红壤,其中以中厚花岗岩红壤为主。居民区土壤层可分为 3 层,第 I 层为杂填土,颜色为砖红色到红褐色,夹带砖块和石砾,层厚 0.7 ~ 4.7 m,平均层厚 2.86 m;第 II 层为粉土和粉质黏土,颜色为砖红色,

密实稍湿,层厚 2.6~6.9 m,平均层厚 4.02 m;第Ⅲ层为全风化砂岩,颜色为砖红色,层厚 2.4 m,平均层厚 23.00 m. 研究区域地下水属松散岩类孔隙含水岩组,地下潜水主要接受大气降雨渗透以及土岩层间地下水的侧向径流补给,动态变化呈季节性. 根据前期调查资料,居民区的地下水稳定水位埋深在 2.50~3.14 m 的范围,整体流向呈西南向东流.

1.2 样品采集与保存

样品于 2023 年 10 月 6 日采集,根据国家环境保护标准(HJ 25.1—2019)《建设用地土壤污染状况调查技术导则》^[13],按系统布点法在居民区布设 27 个点位,每个点位采集 4 个样品,采样深度分别为 0.5 m、2.0 m、4.0 m、6.0 m,一共采集 108 个样品. 样品所在土壤层分别对应杂填土层(0.5 m、2.0 m 样品)、粉土和粉质黏土层(4.0 m、6.0 m 样品),点位布设图如图 1 所示,供试土壤主要理化性质参数见表 1.

研究区域土壤样品采用钻探方式采集,使用 XY-150 型钻机以冲击模式进行钻探(钻孔直径为 130 mm),选用木(竹)质铲进行土壤样品采集,放入 4℃ 便携冷藏箱中保存,送往实验室预处理与检测.

1.3 样品分析方法

参考国家环境保护标准(HJ 1080—2019)《土壤和沉积物 铊的测定 石墨炉原子吸收分光光度法》^[14]测定土壤中铊的含量. 土壤研磨充分,过 100 目尼龙筛后,取 0.5 g 土样于消解罐中,加入 5 mL 硝酸(浓度为 1.42 g/mL)、3 mL 氢氟酸(浓度为 1.49 g/mL)进行消解. 消解后冷却至室温,将消解液转移至坩埚中,置于 180℃ 电热板上加热赶酸. 冷却后,加入 0.5 mL 硝酸,溶解可溶性残渣转移至 50 mL 容量瓶,加水定容,使用石墨炉原子吸收分光光度法对铊含量进行测定.

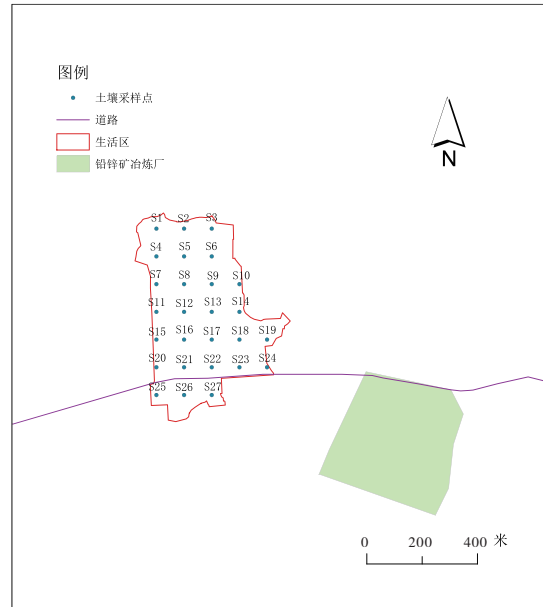


图 1 研究区域采样布点与相对位置关系示意图

Fig. 1 Schematic diagram of sampling points layout and relative positional relationship in the research area

表 1 供试土壤主要理化性质参数

Tab. 1 Main physicochemical property parameters of the tested soil

参数	不同深度样品检出值	
	0.5 m、2.0 m	4.0 m、6.0 m
有机质浓度/(g·kg ⁻¹)	7.92~18.90	2.03~3.56
pH 值	5.89~6.45	5.45~6.21
铊浓度/(mg·kg ⁻¹)	0.55	0.48
含水率/%	11.1~22.7	11.4~22.3
砂粒/圆砾/角砾占比/(%)	16.2~39.0	8.3~22.6
粉粒占比/%	61.0~83.8	77.4~91.7
孔隙率/%	41.3~47.9	39.5~43.6
渗透系数/(cm·s ⁻¹)	2.71×10 ⁻⁴ ~1.62×10 ⁻³	2.90×10 ⁻⁶ ~3.09×10 ⁻⁵

参照国家标准(GB 9834—88)《土壤 有机质测定法》^[15]测定土壤的有机质;参照国家环境保护标准(HJ 962—2018)《土壤 pH 值的测定 电位法》^[16]测定土壤的 pH 值;采用农业行业标准(NY/T 1121.3—2006)《土壤检测 第 3 部分:土壤机械组成的测定》^[17]测定土壤粒径分布;参考国家标准(GB/T 50123—2019)《土工试验方法标准》^[18]测定土壤孔隙率和土壤渗透系数;参考国家环境保护标准(HJ 613—2011)《土壤 干物质和水的测定 重量法》^[19]测定土壤含水率.

1.4 污染评价方法

1.4.1 单因子污染指数法及内梅罗综合污染指数法

单因子污染指数法通常用于评价在土壤中某一种污染物的污染程度^[20],污染程度与 P_i 成正比, P_i 越大,则污染程度越大,其计算公式如下:

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

内梅罗综合污染指数法常被学者们用于评价土壤污染水平^[21],其计算公式如下:

$$P_{\text{综}} = \sqrt{\frac{(C_i/S)_{\text{max}}^2 + (C_i/S)_{\text{ave}}^2}{2}} \quad (2)$$

式中: P_i 为铊单因子污染指数; C_i 为土壤铊含量实测值; S 为评价标准,本文选取的评价标准为国家标准(GB 36600—2018)《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》^[22] 第一类用地筛选值; $P_{\text{综}}$ 为各样点的综合污染指数,评价等级标准见表2;“max”“ave”分别代表最大值和平均值。

1.4.2 潜在生态风险评估

基于重金属的理化性质与环境之间的相互作用,Hakanson^[5] 提出了潜在生态风险指数的概念,用于评估重金属的污染水平及潜在的生态风险.该方法综合考虑了重金属含量、元素之间的浓度效应、毒性和生态敏感性,并且能够将环境化学与生态学和毒理学联系起来,目前被广泛应用于土壤重金属的生态风险评估当中^[23-24].其计算公式为:

$$E_i = T \times C_f^i \quad (3)$$

$$C_f^i = \frac{C_i}{C} \quad (4)$$

式中: E_i 为铊的潜在生态风险指数, T 为铊的毒性系数(取值为40)^[25]; C_f^i 为每个采样点的污染系数; C_i 为土壤铊含量实测值; C 为参比值,本研究选用国家标准(GB 36600—2018)《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》^[22] 第一类用地筛选值,取值0.5 mg/kg.铊潜在生态风险指数对应风险程度分级标准见表3.

1.4.3 健康风险评估

本文采用国家环境保护标准(HJ 25.3—2019)《建设用地土壤风险评估技术导则》中规定的人体健康风险评估模型和参数,定量评价研究区域内铊给成人和儿童带来的非致癌风险^[26-27].计算方法如公式(5)~(8)所示.

经口途径摄入的铊:

$$HQ_{\text{ois}} = \frac{C_i \times IRS \times EF \times ED \times ABS_o}{BW \times AT \times RfD \times SAF} \times 10^{-6} \quad (5)$$

经呼吸途径摄入的铊:

$$HQ_{\text{pic}} = \frac{C_i \times PM \times IRA \times ED \times PLAF \times (f_{\text{spo}} \times EFO \times f_{\text{spi}} \times EFI)}{BW \times AT \times RfD \times SAF} \times 10^{-6} \quad (6)$$

经皮肤途径摄入的铊:

$$HQ_{\text{des}} = \frac{C_i \times AF \times EF \times SA \times ED \times ABS_d}{BW \times AT \times RfD \times SAF} \times 10^{-6} \quad (7)$$

人体健康非致癌风险指数的公式^[28]如下:

表2 污染指数评价等级表

Tab.2 Pollution index evaluation grade

等级	内梅罗综合污染指数($P_{\text{综}}$)	污染等级
I	$P_{\text{综}} \leq 1$	清洁(安全)
II	$1 < P_{\text{综}} \leq 2$	尚清洁(警戒)
III	$2 < P_{\text{综}} \leq 3$	轻度污染
IV	$3 < P_{\text{综}} \leq 5$	中度污染
V	$5 < P_{\text{综}}$	重度污染

表3 潜在生态风险指数分级

Tab.3 Potential ecological risk index grading

E_i	铊潜在生态风险指数对应风险程度
$E_i \leq 40$	轻微
$40 < E_i \leq 80$	中等
$80 < E_i \leq 160$	强
$160 < E_i \leq 320$	很强
$E_i > 320$	极强

$$HQ = HQ_{ois} + HQ_{pic} + HQ_{des} \quad (8)$$

式中: C_i 为土壤铊含量实测值, mg/kg; HQ_{ois} 为经口途径摄入的铊; HQ_{pic} 为经呼吸途径摄入的铊; HQ_{des} 为经皮肤途径摄入的铊; HQ 为人体健康非致癌风险指数. 其他参数释义见表 4 和表 5.

表 4 暴露参数

Tab. 4 Exposure parameters

参数	含义	单位	取值		数据来源
			儿童	成人	
IRS	每日摄入土壤量	$\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$	200	100	文献[29]
EF	暴露频率	$\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$	350	350	文献[26]
ED	暴露年限	a	6	24	文献[26]
ABS_o	经口摄入吸收效率因子	—	1	1	文献[8]
ABS_d	皮肤吸收因子	—	0.001	0.001	文献[8]
BW	平均体重	kg	18.4	61.3	《2016年广东省国民体质监测公报》 ^[30]
AT	平均暴露时间(非致癌)	d	2 190	2 190	《中国人群暴露参数手册》 ^[31]
SAF	暴露于土壤的参考剂量分配系数	—	0.5	0.5	文献[26]
AF	皮肤附着因子	$\text{mg} \cdot (\text{cm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$	0.20	0.07	文献[29]
SA	暴露皮肤表面积	cm^2	2 800	5 700	文献[29]
PM	空气中可吸入颗粒物含量	$\text{mg} \cdot (\text{m}^3)^{-1}$	0.119	0.119	文献[26]
IRA	每日空气呼吸量	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	7.5	14.5	文献[26]
$PLAF$	吸入土壤颗粒物在体内的滞留比例	—	0.75	0.75	文献[26]
$fspo$	室外空气中来自土壤颗粒物所占比例	—	0.5	0.5	文献[26]
$fspi$	室内空气中来自土壤颗粒物所占比例	—	0.8	0.8	文献[26]
EFI	室内暴露频率(呼吸吸入)	$\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$	262.5	262.5	文献[26]
EFO	室外暴露频率(呼吸吸入)	$\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$	87.5	87.5	文献[26]

如果 $HQ \leq 1$, 则认为不存在显著的非致癌作用风险. 如果 $HQ > 1$, 则有可能发生非致癌作用, 其概率随着 HQ 值的增加而增加.

1.5 数据处理

用 SPSS 26.0 完成污染物的描述性统计分析、相关性分析以及相关指数的计算, 相关性分析采用 Spearman 秩相关系数进行判断; 用 Origin 2019 进行图形绘制, 对数据进行可视化分析; 用 Arcgis 进行空间分布特征分析及区位图的绘制.

2 结果与分析

2.1 居民区铊含量与污染特征

土壤检测结果显示, 108 个样品中有 104 个样品有检出, 其中杂填土层(0.5 m、2 m)土壤检出数量为 54 个, 检出范围为 0.10 ~ 1.50 mg/kg, 平均检出浓度为 0.55 mg/kg, 超标率 42.6% (超标样品数/检出数, 下同); 粉土和粉质黏土层(4 m、6 m)土壤检出数量为 50 个, 检出范围为 0.10 ~ 1.40 mg/kg, 平均检出浓度为 0.48 mg/kg, 超标率为 24.0%. 总计有 16 个点位的 35 个样品铊浓度超第一类用地筛选值, 样品超标率为 33.7% (见表 6). 按照杂填土层土壤及粉土和粉质黏土层土壤进行统计, 铊在杂填土层土壤中的平均浓度和超标率明显高于粉土和粉质黏土层土壤.

采用反距离权重插值法展示研究区域各层土壤中铊浓度分布情况. 整体来看, 居民区南侧铊浓度整体

表 5 铊的非致癌参考剂量

Tab. 5 Thallium's non - carcinogenic reference doses

污染物	非致癌参考剂量 RfD/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)		
	经口摄入	呼吸摄入	皮肤接触
Tl ^[8]	0.000 08	0.000 08	0.000 01

比北侧高(如图 2), 铊浓度超第一类用地筛选值, 其差值从杂填土层到粉土和粉质黏土层逐渐缩小; 相关性分析显示, 样品深度与铊浓度呈显著负相关($P = -0.85, P < 0.05$).

表 6 铅锌矿冶炼厂附近居民区铊浓度统计分析

Tab. 6 Analysis of pollutant content in residential areas near lead – zinc smelting plants

土层深度/m	检出数/个	最大值/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	最小值/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	平均值/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	变异系数/%	筛选值/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	超标率/%
0.5	27	1.50	0.20	0.60	51.05	0.50	51.85
2.0	27	1.30	0.10	0.50	53.16	0.50	29.63
4.0	24	1.40	0.10	0.53	63.36	0.50	29.17
6.0	26	1.10	0.10	0.44	60.05	0.50	19.23
0.5 ~ 6.0	104	1.50	0.10	0.52	56.98	0.50	33.65

相关研究表明^[6-9], 土壤颗粒大小、有机质含量、土壤 pH 值等因素对铊的纵向迁移具有显著影响. 粉土和粉质黏土比表面积大, 且表面常带有负电荷, 能通过静电吸附、离子交换等作用强烈吸附铊, 极大削弱铊的纵向迁移能力; 有机质中的羧基、羟基等官能团可与 Tl^+ 形成络合物或通过阳离子交换吸附 Tl^+ , 抑制铊的纵向迁移; 土壤 pH 值通过改变土壤胶体的电荷性质和铊的化学形态来影响其迁移, 在偏碱性条件下, 土壤胶体表面负电荷占主导, 增强其吸附 Tl^+ 能力, 同时可能形成的 $\text{Tl}(\text{OH})_2^+$ 等羟基络合物, 可进一步抑制铊的纵向迁移.

本研究区土壤中铊主要源于周边冶炼厂大气沉降, 对杂填土层土壤影响更为显著; 同时, 土壤中铊含量总体偏低, 在土壤借助静电吸附、离子交换、物理阻隔等系列作用下, 向下部土壤迁移量较小. 变异系数可以反映土壤中重金属的空间分布离散程度, 本次采样的四层土壤铊的变异系数均高于 50%, 属于强变异(变异系数 $\geq 20\%$ 属于强变异), 说明研究区土壤中的铊含量受周边人为活动影响较大.

2.2 居民区污染风险水平

用单因子污染指数评价居民区土壤中铊污染水平. 整体来看, 居民区土壤中铊的污染指数平均值为 1, 处于清洁水平. 从土壤垂向上看, 0.5 m 层土壤的铊达到警戒水平, 各层土壤中铊的单因子污染指数从浅到深逐渐减小, 2 m 及以下污染指数平均值在 1 以下, 属于清洁水平(见表 7).

潜在生态风险指数综合考虑铊含量、毒性和生态敏感性^[32]. 居民区土壤中的铊潜在生态风险指数平均值为 40, 以轻微生态风险为主, 占比 73.0%; 中等生态风险样品数占总样品数的 25.9%; 强生态风险样品数有 7 个, 占比为 6.5%(见表 8). 由表 8 和图 3 可知, 居民区地下各层土壤均存在中等或强生态风险区域, 0.5 m

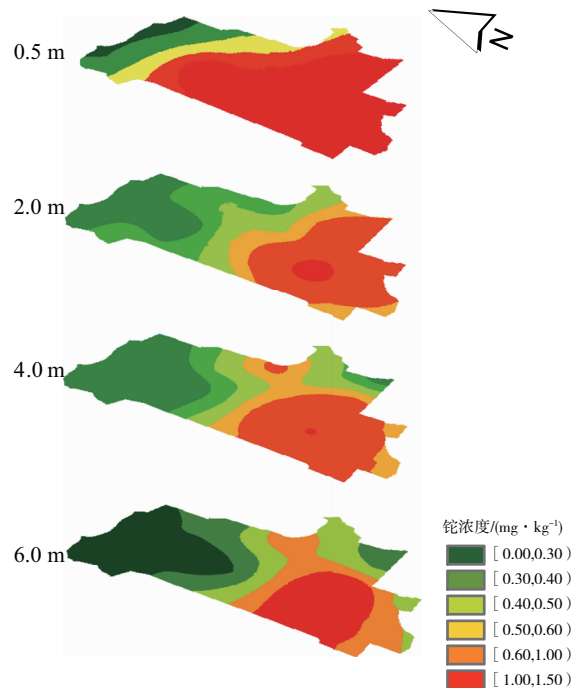


图 2 研究区域各土层深度对应的铊浓度分布图
Fig. 2 Thallium concentration distribution map of each soil layer in the study area

表 7 研究区域各土层深度单因子污染指数统计表
Tab. 7 Statistical table of single – factor pollution index of each soil layers in the study area

土层深度/m	单因子污染 指数最大值	单因子污染 指数最小值	单因子污染 指数平均值
0.5	3	0.4	1.21
2.0	2.6	0.2	0.99
4.0	2.8	0.1	0.97
6.0	2.2	0.1	0.86

由表 8 和图 3 可知, 居民区地下各层土壤均存在中等或强生态风险区域, 0.5 m

层土壤生态风险指数平均值最大,对应的生态风险指数分级为中等,随着土壤深度增加,生态风险程度为中等和强的区域范围缩小,由此可知,0.5 m 层土中的铊对居民人体健康影响需重点关注.此外,生态风险程度为中等及强的区域主要集中在居民区南部(见图 3),该区域靠近冶炼厂且在冶炼厂的主导下风向;生态风险程度为强的区域靠近马路,由此推测,居民区铊的生态风险可能是冶炼厂在精炼铅锌矿时释放的铊粉尘通过大气沉降方式造成居民区土壤的铊污染.冶炼厂废料处理不当、运输过程中散落也可能造成居民区土壤铊污染.区域无地表水流经,地下水整体流向呈西南向东流,冶炼厂中的铊通过地表水和地下水对居民区造成影响的可能性较低.

表 8 研究区域不同层土壤中铊的潜在生态风险指数统计表

Tab. 8 Statistical table of potential ecological risk index of Thallium in different soil layers in the study area

土层深度/m	最大值	最小值	平均值	铊生态风险指数平均值对应的风险等级
0.5	120	16	48.30	中等
2.0	104	8	39.70	轻微
4.0	112	4	37.78	轻微
6.0	88	4	34.22	轻微

2.3 居民区土壤中铊健康风险评估

土壤中的铊主要可通过口服、皮肤接触和呼吸吸入三种途径进入人体,威胁中枢神经、心血管及生殖系统等健康^[33-38].与职业暴露相比,居民区具有更长的暴露时间,这使得土壤中的铊具有更多机会对人体健康构成长期威胁.本研究进一步确认,儿童作为敏感人群,其非致癌风险呈现出经口摄入>呼吸吸入>皮肤接触的顺序模式(见表 9),这与其特有的手口行为、较高的单位体重摄入量以及更易接触近地表污染物质的生理行为特征密切相关^[39-43].尽管本研究所有样品的非致癌风险指数均低于安全阈值(成人与儿童),但最大非致癌风险指数已达 0.76,表明风险安全余量极为有限.需要特别强调的是,由于铊的毒理学特性,这种长期低剂量慢性暴露带来的潜在健康危害具有长远性和不确定性.现有研究表明,铊的慢性中毒具有症状隐匿、早期表现非特异的特点,易被忽视而产生累积效应^[20,44];其发育神经毒性对处于神经系统发育关键期的儿童可能产生不可逆的远期影响^[28,44];同时,铊还表现出多种毒性特征,包括内分泌干扰、心血管毒性以及潜在致癌风险^[45].此外,铊在土壤-植物系统中的生物富集效应可能通过膳食途径进一步放大实际暴露水平^[46].因此,即使当前风险值未超标,也必须对居民区的铊污染保持高度警惕.

基于研究结果和场地特征,建议采取系统性的风险管控策略:第一,应开展停产厂区及周边区域的详细调查与风险评估,为后续修复工作提供科学依据;第二,需要对厂区内高风险污染区域实施固化/稳定化或土壤淋洗等修复技术^[47],从根本上控制污染源;同时,对居民区内已识别出的中、强生态风险点位采取清洁土壤覆盖或置换等阻隔措施,物理切断暴露途径;第三,应建立长期监测机制,定期对居民区土壤铊含量进行追踪监测,并探索开展重点人群生物监测服务;第四,通过加强社区宣传与健康教育,提高居民自我保护意识,建议避免在污染区域种植食用性蔬菜,并完善规划限制等制度控制,防止不当开发带来新的暴露风险.通过这种“源头修复-途径阻断-监测预警-社区参与”的综合防控体系,可最大程度地保障居民区环境安全与公众健康,为类似场地的风险管理提供实践参考.

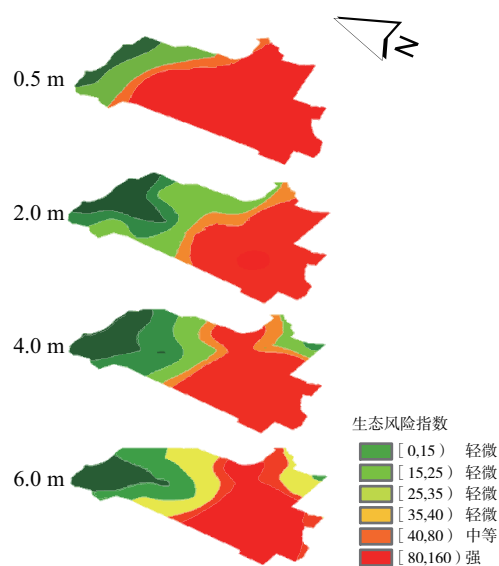


图 3 研究区域生态风险指数分布

Fig. 3 Exponential distribution of ecological risk in the study area

表9 居民区土壤中铊的非致癌风险统计表

Tab.9 Statistical table for non – carcinogenic risk of Thallium in residential soil

类型	途径	最大值	最小值	平均值
成人	经口摄入	9.39×10^{-6}	3.13×10^{-7}	3.13×10^{-6}
	呼吸吸入	2.17×10^{-5}	7.25×10^{-7}	7.25×10^{-6}
	皮肤接触	3.74×10^{-6}	1.25×10^{-7}	1.25×10^{-6}
	HQ	0.760	0.025	0.250
儿童	经口摄入	1.56×10^{-5}	5.21×10^{-7}	5.21×10^{-6}
	呼吸吸入	9.37×10^{-6}	3.12×10^{-7}	3.12×10^{-6}
	皮肤接触	4.38×10^{-6}	1.46×10^{-7}	1.46×10^{-6}
	HQ	0.750	0.025	0.250

3 结论

本研究综合运用空间分析、内梅罗综合污染指数法、潜在生态风险指数法及健康风险评估模型,明确了铅锌冶炼厂旁居民区土壤中铊的污染特征与健康风险,主要结果如下:

1) 污染浓度与纵向分布:该居民区土壤中铊浓度超过第一类用地筛选值的比例达 33.7%;土壤深度与铊浓度呈显著负相关,污染来源及土壤性质对铊的纵向分布影响显著。

2) 污染与生态风险等级:居民区土壤铊单因子污染指数平均值处于清洁水平,但 0.5 m 层土壤均值超过 1,达警戒水平;2 m 及以下均值低于 1,属清洁水平;且随深度增加风险范围缩小;生态高风险区集中于居民区南部(靠近冶炼厂与马路),推测污染源于冶炼厂生产的大气沉降及废料运输不当。

3) 健康风险与防控建议:当前土壤中铊非致癌风险未超阈值,但儿童经口吸入暴露风险显著高于成人,风险指数已接近安全限,长期低剂量暴露的潜在健康效应需警惕;结合铊的发育神经毒性、多器官损害及生物富集特性,建议从“污染源修复 – 暴露途径阻断 – 人群健康监测”三方面实施系统性防控,降低对敏感人群的长期潜在威胁。

参考文献:

- [1] NISBET I C T, LAGOY P K. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) [J]. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 1992, 16(3): 290 – 300.
- [2] VELLINGIRI B, SURIYANARAYANAN A, ABRAHAM K S, et al. Influence of heavy metals in Parkinson's disease: An overview [J]. Journal of Neurology, 2022, 269(11): 5798 – 5811.
- [3] TONG J, LIANG C M, WU X Y, et al. Prenatal serum thallium exposure and cognitive development among preschool – aged children: A prospective cohort study in China [J]. Environmental Pollution, 2022, 293: 118545.
- [4] USEPA. Exposure Factors Handbook [M]. Washington DC: Office of Research and Development, US EPA, 1997.
- [5] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach [J]. Water Research, 1980, 14(8): 975 – 1001.
- [6] OUYANG Q E, LIU J, YUAN W H, et al. Stable thallium (Tl) isotopic signature as a reliable source tracer in river sediments impacted by mining activities [J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 448: 130859.
- [7] WANG J, ZHOU Y T, DONG X H, et al. Temporal sedimentary record of thallium pollution in an urban lake: An emerging thallium pollution source from copper metallurgy [J]. Chemosphere, 2020, 242: 125172.
- [8] XIAO T F, YANG F, LI S H, et al. Thallium pollution in China: A geo – environmental perspective [J]. Science of The Total Environment, 2012, 421: 51 – 58.
- [9] 陈涛, 赵子亮, 严春丽, 等. 云南某铅锌冶炼厂土壤重金属污染特征与成因分析 [J]. 中国环境监测, 2025, 41(2): 133 – 145. CHEN T, ZHAO Z L, YAN C L, et al. Soil contamination characteristics and causes analysis of heavy metals in a lead and zinc smelting plant in Yunnan [J]. Environmental Monitoring in China, 2025, 41(2): 133 – 145.
- [10] NING Z P, LIU E G, YAO D J, et al. Contamination, oral bioaccessibility and human health risk assessment of thallium and other metal(loid)s in farmland soils around a historic Tl Hg mining area [J]. Science of The Total Environment, 2021,

758;143577.

- [11] RAN H Z, GUO Z H, YI L W, et al. Pollution characteristics and source identification of soil metal(loid) s at an abandoned arsenic-containing mine, China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 413: 125382.
- [12] LIU J, ZHOU Y C, SHE J Y, et al. Quantitative isotopic fingerprinting of thallium associated with potentially toxic elements (PTEs) in fluvial sediment cores with multiple anthropogenic sources[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 266: 115252.
- [13] 生态环境部. 建设用地土壤污染状况调查技术导则: HJ 25. 1—2019[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2019.
- [14] 生态环境部. 土壤和沉积物 铊的测定 石墨炉原子吸收分光光度法: HJ 1080—2019[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2019.
- [15] 中华人民共和国农业部. 土壤有机质测定法: GB 9834—88[S]. 北京: 中国标准出版社, 1988.
- [16] 生态环境部. 土壤 pH 值的测定 电位法: HJ 962—2018[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2018.
- [17] 中华人民共和国农业部. 土壤检测 第 3 部分: 土壤机械组成的测定: NY/T 1121. 3—2006[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.
- [18] 中华人民共和国住房和城乡建设部, 国家市场监督管理总局. 土工试验方法标准: GB/T 50123—2019[S]. 北京: 中国计划出版社, 2019.
- [19] 环境保护部. 土壤 干物质和水分的测定 重量法: HJ 613—2011[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2011.
- [20] 胡芬, 陈巧红, 姜烈, 等. 基于 APCS-MLR 和 PMF 模型的煤矿集中区农用地周边土壤重金属污染特征与来源解析[J/OL]. *环境科学*, 1-20[2026-02-13]. <https://link.cnki.net/urlid/11.1895.x.20250514.1135.012>.
- HU F, CHEN Q H, JIANG L, et al. Contamination Characteristics and Source Apportionment of Heavy Metals in Soil around the Agricultural Land in Coal Mining Concentration Areas Based on APCS-MLR and PMF Models[J/OL]. *Environmental Science*, 1-20[2026-02-13]. <https://link.cnki.net/urlid/11.1895.x.20250514.1135.012>.
- [21] 罗旭, 杨林, 申小歌, 等. 重庆市铜梁区菜地土壤重金属污染现状、源解析及健康风险评估[J]. *环境科学*, 2025, 46(9): 6037-6045.
- LUO X, YANG L, SHEN X G, et al. Current pollution status, health risk assessment and source apportionment of heavy metals in vegetable soil in Tongliang district, Chongqing[J]. *Environmental Science*, 2025, 46(9): 6037-6045.
- [22] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行): GB 36600-2018[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2019.
- [23] ISLAM S, AHMED K, HABIBULLAH-AL-MAMUN, et al. Potential ecological risk of hazardous elements in different land-use urban soils of Bangladesh[J]. *Science of The Total Environment*, 2015, 512: 94-102.
- [24] CAO Y, WANG R M, LIU Y Y, et al. Improved calculations of heavy metal toxicity coefficients for evaluating potential ecological risk in sediments based on seven major Chinese water systems[J]. *Toxics*, 2023, 11(8): 650.
- [25] 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, TUO 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.
- [26] 生态环境部. 建设用地土壤污染风险评估技术导则: HJ 25. 3—2019[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2019.
- [27] 马杰, 孙静, 蒋月, 等. 某铅锌尾矿库周边土壤和底泥重金属铊污染特征及健康风险评估[J]. *有色金属(冶炼部分)*, 2023(4): 140-147.
- MA J, SUN J, JIANG Y, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of thallium in soils and sediments of a lead-zinc tailings[J]. *Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy)*, 2023(4): 140-147.
- [28] 代恒美, 杨力, 郭子毓, 等. 喀斯特山区某磷化工厂周边农田土壤重金属污染及健康风险评价[J/OL]. *环境与健康杂志*, 1-7[2026-02-27]. <https://link.cnki.net/urlid/12.1095.r.20230907.1344.004>.
- DAI H M, YANG L, GUO Z Y, et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of farmland soil around a phosphating plant in karst mountainous area[J/OL]. *Journal of Environment and Health*, 1-7[2026-02-27]. <https://link.cnki.net/urlid/12.1095.r.20230907.1344.004>.
- [29] U. S. Environmental Protection Agency. EPA 3052: 1996 Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices[S]. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency, 1996.
- [30] 广东省体育局. 广东省国民体质监测公报[EB/OL]. (2017-12-07) https://tyj.gd.gov.cn/qmjs_qmjs/content/post_1952239.html.

- [31] 环境保护部. 中国人群暴露参数手册[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2013.
- [32] 成永生, 王丹平, 黄宽心, 等. 表生水土环境铊污染成因研究现状与发展趋势[J]. 中国有色金属学报, 2024, 34(6): 2043 – 2058.
CHENG Y S, WANG D P, HUANG K X, et al. Research status and development trend of causes of thallium pollution in surface water and soil environment[J]. The Chinese Journal of Nonferrous Metals, 2024, 34(6): 2043 – 2058.
- [33] 高英艾, 谢荣, 石家城, 等. 重庆某矿业小镇耕地土壤重金属分布特征、来源解析与健康风险评估[J/OL]. 环境化学, 1 – 13[2026 – 02 – 13]https://link.cnki.net/urlid/11.1844.X.20250521.1647.008.
GAO Y A, XIE R, SHI J C, et al. Sources analysis and health risk assessment of heavy metals in agricultural soils of a mining town in Chongqing [J/OL]. Environmental Chemistry, 1 – 13 [2026 – 02 – 13]. https://link.cnki.net/urlid/11.1844.X.20250521.1647.008.
- [34] DUAN W X, WANG Y Y, LI Z Q, et al. Thallium exposure at low concentration leads to early damage on multiple organs in children: A case study followed – up for four years[J]. Environmental Pollution, 2020, 258: 113319.
- [35] SUN F H, TAO Y R, LIAO H Q, et al. Pollution levels and risk assessment of thallium in Chinese surface water and sediments[J]. Science of The Total Environment, 2022, 851: 158363.
- [36] WANG J, WANG L L, WANG Y X, et al. Emerging risks of toxic metal(loid)s in soil – vegetables influenced by steel – making activities and isotopic source apportionment[J]. Environment International, 2021, 146: 106207.
- [37] TSAI T L, WANG S L, HSIEH C J, et al. Association between prenatal exposure to metals and atopic dermatitis among children aged 4 years in Taiwan[J]. JAMA Network Open, 2021, 4(10): e2131327.
- [38] QUAN J J, CHEN L, YUAN H, et al. Coexposure to multiple metals and the risk of abnormal blood pressure in Chinese children[J]. Exposure and Health, 2024, 16(1): 237 – 252.
- [39] TOPAL M, ARSLAN TOPAL E I, ÖBEK E. Evaluation of non – carcinogenic health risks of thallium in grapevine exposed to mine waters of an abandoned mining region in Turkey[J]. Environment, Development and Sustainability, 2021, 23(8): 11553 – 11562.
- [40] GUO F J, TANG M L, WANG X F, et al. Characteristics, sources, and health risks of trace metals in PM_{2.5}[J]. Atmospheric Environment, 2022, 289: 119314.
- [41] ZHOU Y C, WANG J, WEI X D, et al. Escalating health risk of thallium and arsenic from farmland contamination fueled by cement – making activities: A hidden but significant source[J]. Science of The Total Environment, 2021, 782: 146603.
- [42] SALEEM M, SENS D A, SOMJI S, et al. Contamination assessment and potential human health risks of heavy metals in urban soils from grand Forks, north Dakota, USA[J]. Toxics, 2023, 11(2): 132.
- [43] MEANS B. Risk – assessment guidance for superfund. Volume 1. Human health evaluation manual. Part A. Interim report (Final) [R]. Environmental Protection Agency, Washington, DC (USA). Office of Solid Waste and Emergency Response, 1989.
- [44] 程睿. 铜矿弃渣场下游农田土壤重金属污染特征及健康风险评估[J]. 环境工程技术学报, 2020, 10(2): 280 – 287.
CHENG R. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in farmland soil downstream of a copper mine slag dumps[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2020, 10(2): 280 – 287.
- [45] 詹明晔, 孙言秋, 周涛, 等. 填埋场周边土壤重金属时空分布及污染评价[J]. 西南大学学报(自然科学版), 2025, 47(4): 167 – 179.
ZHAN M Y, SUN Y Q, ZHOU T, et al. Spatial – temporal distribution and contamination assessment of heavy metals in the soil around landfills[J]. Journal of Southwest University (Natural Science Edition), 2025, 47(4): 167 – 179.
- [46] 邱玲玲, 宋治, 陈茹. 急性铊中毒研究进展[J]. 国际病理科学与临床杂志, 2013, 33(1): 87 – 92.
QIU L L, SONG Z, CHEN R. Advance in studies on acute intoxication of thallium[J]. International Journal of Pathology and Clinical Medicine, 2013, 33(1): 87 – 92.
- [47] 朱爽爽, 彭超, 向斌, 秦中建. 化学淋洗法对重金属复合污染土壤的淋洗效率试验研究[J]. 环境保护前沿, 2025, 15(4): 413 – 420.
ZHU S S, PENG C, XIANG B, et al. Experimental study on leaching efficiency of chemical leaching method for heavy metal contaminated soil[J]. Advances in Environmental Protection, 2025, 15(4): 413 – 420.

(编辑:李媛)