

张浩,王洋,王辉,等.某废铅蓄电池炼铅遗留场地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,2023,13(2):769-777.

ZHANG H,WANG Y,WANG H,et al.Heavy metal pollution characteristics and health risk assessment of soil from an abandoned site for lead smelting of waste lead batteries[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2023,13(2):769-777.

某废铅蓄电池炼铅遗留场地土壤重金属污染特征及健康风险评估

张浩¹,王洋^{1*},王辉²,巨文军¹,黄瑞¹,刘冉¹,杜明¹

1.黎明化工研究设计院有限责任公司

2.河南科技大学化工与制药学院环境工程系

摘要 以某典型废铅蓄电池非法炼铅污染场地为研究对象,采用综合污染指数法、潜在生态指数法以及人体健康风险模型分别对场地土壤中铅和砷污染特征以及健康风险进行评价,并结合暴露吸收生物动力学模型(IEUBK)评估场地周边儿童的血铅水平。结果显示:研究区各点位土壤中铅和砷浓度平均值分别为 4.67×10^4 和 2.64×10^2 mg/kg,显著高于河南省土壤背景值,分别超过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)》二类用地风险筛选值的58.37倍和4.41倍;各点位的综合污染指数和潜在生态指数依次为废旧铅蓄电池拆解区>贮存区>铅块成型区,除铅块成型区土壤砷为轻度污染外,其他区域土壤中铅和砷均属于重度污染,存在极强的潜在生态风险;经3种暴露途径对成人和儿童造成的致癌、非致癌威胁依次为经口摄入>皮肤接触>呼吸吸入,各点位砷的致癌风险大小依次为炼铅炉区>废铅蓄电池拆解区>贮存区>铅块成型区 $>10^{-6}$;铅和砷对成人和儿童非致癌风险总指数最大分别为25.00和160.69、1.73和11.71,其中铅对儿童的非致癌风险更加明显,二者均高于美国国家环境保护局推荐的最大可接受水平,对附近居民存在极强的潜在健康风险;IEUBK模型计算的儿童血铅浓度超过100 $\mu\text{g/L}$ 的概率高达99.99%,均远高于5%的安全概率限值。

关键词 废铅蓄电池;重金属;血铅水平;污染评价;健康评价

中图分类号:X53 文章编号:1674-991X(2023)02-0769-09 doi:10.12153/j.issn.1674-991X.20220313

Heavy metal pollution characteristics and health risk assessment of soil from an abandoned site for lead smelting of waste lead batteries

ZHANG Hao¹, WANG Yang^{1*}, WANG Hui², JU Wenjun¹, HUANG Rui¹, LIU Ran¹, DU Ming¹

1.Liming Research & Design Institute of Chemical Industry Co., Ltd.

2.Department of Environment Engineering, School of Chemical Engineering & Pharmacy, Henan University of Science and Technology

Abstract The contaminated plot left by a typical illegal lead refining site for waste lead batteries was taken as the research object. The pollution characteristics of lead and arsenic and health risk in the site soil were analyzed and evaluated by using the comprehensive pollution index method, the potential ecological index method, and the human health risk assessment model, and the children's blood lead levels were evaluated combined with the integrated exposure uptake biokinetic (IEUBK) model at the same time. The results indicated that the mean values of lead and arsenic in the soil at all sites in the study area were 4.67×10^4 and 2.64×10^2 mg/kg, respectively, which were significantly higher than the soil background values in Henan Province and exceeded the risk screening values of *Soil Environmental Quality - Risk Control Standard for Soil Contamination of Development Land (Trial)* (GB 36600-2018) for Class II land by 58.37 times and 4.41 times, respectively. The comprehensive pollution index and potential ecological index in various points of the research area followed the order of waste lead battery dismantling area>storage area>lead block molding area. Except for the lead block molding area where the soil arsenic was lightly polluted, the lead and arsenic in the soil of other research areas were heavily polluted, and there was an

收稿日期:2022-04-08

基金项目:河南省科技攻关项目(192102110050)

作者简介:张浩(1991—),男,硕士,研究方向为土壤化学分析与污染修复,1352009076@qq.com

* 责任作者:王洋(1984—),男,高级工程师,硕士,主要从事土壤化学分析与污染修复,76876682@qq.com

extremely strong potential ecological risk. Meanwhile, the carcinogenic and non-carcinogenic risks of heavy metals in three exposure pathways followed the order of ingestion of soil>dermal absorption of soil>inhalation of soil. The total cancer risk index of arsenic at each point was found to follow the order of lead smelting furnace area>waste lead battery dismantling area>storage area>lead block molding area> 10^{-6} . Lead and arsenic levels had a significant effect on the maximum total non-carcinogenic risk indices, counting 25.00, 160.69, 1.73, and 11.71 for adults and children, respectively, with the non-carcinogenic risk of lead to children being more obvious. Both were higher than the US EPA's maximum acceptable level, and there was an extremely strong potential health risk to nearby residents. In addition, the probability of children's blood lead concentration exceeding $100 \mu\text{g/L}$ was as high as 99.99%, calculated by the IEUBK model, which was much higher than the safety probability limit of 5%.

Key words waste lead battery; heavy metals; blood lead level; pollution evaluation; health evaluation

近年来,随着电动车行业的快速发展,我国对铅蓄电池的需求量也呈急剧上升趋势,由于我国废铅蓄电池还未建立完善的回收体系,大批废铅蓄电池流入私人小作坊,致使非法收购和拆解废铅酸蓄电池造成的环境污染案例屡见不鲜^[1],因此,如何对废铅蓄电池污染场地妥善评估和处置成为当今社会急需解决的重大难题。铅是一种分布广泛且具有隐蔽性、累积性、长期性等特点的重金属,铅及其化合物进入人体后,对神经、造血以及内分泌等多个系统造成伤害,严重影响儿童的生长发育、认知能力和神经系统^[2]。因此开展对典型废铅蓄电池冶炼场地的土壤污染特征和环境风险评估非常必要。如路一帆等^[3]利用克里金插值法分析污染场地健康风险的空间分布,发现某铅蓄电池厂遗留场地土壤中铅和砷浓度均达到重度污染程度,其中,砷对儿童和成人的致癌风险均超过可接受阈值,对人体存在较严重的致癌和非致癌危害风险;孙荣基等^[4]以重庆市某铅蓄电池厂搬迁遗留场地进行污染分析评价,发现场地土壤中铅浓度为 $15.00 \sim 1.66 \times 10^5 \text{ mg/kg}$,具有较强的潜在生态风险,砷的致癌风险和危害熵分别为 3.21×10^{-5} 和 3.56,均超出人体可接受的阈值;Sun 等^[5]利用多元统计分析研究铅矿周边农田土壤重金属污染特征,发现附近农田表层土壤中铜、锌、砷、镉和铅的平均浓度比当地土壤背景值高 7 倍,周边农田土壤环境受重金属潜在污染生态风险极高;孔林等^[6]利用单区室生理药代动力学模型预测铅锌矿区周边居民汞日均摄入量,发现成年居民和 0~6 岁儿童血液中汞浓度高于国内其他地区,男性血液中汞浓度明显高于女性,约 2.27% 的育龄期妇女头发甲基汞浓度超过人体可接受的汞临界值。总体而言,目前缺少对生产模式粗狂、环保设施简单、生产周期短、隐秘性强、短期获得高额利益、污染危害大以及近些年频繁爆发的小作坊式的环境污染场地土壤重金属污染特征研究,有关废铅蓄电池非法炼铅场地土壤重金属污染特征及健康风险评估鲜有报道。基于

此,笔者选择典型的废铅蓄电池非法炼铅污染场地为研究对象,探究土壤中特征污染物铅和砷污染分布特征,采用污染指数法和引入毒性系数的潜在生态风险评估法对污染地块状况进行更加客观准确的判定,结合美国国家环境保护局(US EPA)研发的 IEUBK(integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children)模型^[7]和健康风险评估模型^[8]综合评估铅和砷对成人和儿童的潜在健康风险,旨在为废铅蓄电池合理再利用、污染场地风险评估以及周边居民健康提供科学依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

研究区场地位于河南省东部、商丘市西部,地处黄淮冲积平原北部,地势北高南低,由西北向东南微倾,受冬季和夏季风影响,为暖温带大陆性季风气候特征,年均气温为 $14.1 \text{ }^\circ\text{C}$,年均降水量为 674 mm 。经实地调查踏勘,2020—2021 年企业在未办理任何环保手续和营业执照情况下,租用一家生产厂房非法进行废铅蓄电池收集、暴力拆解以及土法炼铅活动,占地面积约 $7\,246 \text{ m}^2$ 。调查期间生产车间内生产设备和设施均已拆除清理,地面存在大量破损和裂缝,生产过程中产生的污染痕迹随处可见。经资料收集和人员访谈可知,企业在炼铅过程中,暴力拆解出含铅电池板进行非法炼铅,随意倾倒含铅砷废渣废液,致使大量重金属污染物经大气沉降、降水、地表径流以及垂直迁移等方式进入厂区土壤生态环境,造成环境污染,该场地已被当地政府风险管控。

1.2 样品采集与处理

通过勘察发现,研究区域面积较小,结合生产车间布局以及生产管理等因素影响,采用 HJ 25.1—2019《建设用地土壤污染状况调查技术导则》^[9]中的分区布点和专业布点相结合的原则,对已查明的重污染区域进行布点采样。2021 年 7 月 10 日在炼铅

炉区 (T6、T7 和 T8)、废铅蓄电池储存区 (T3 和 T4)、拆解区 (T1 和 T2)、铅块成型区 (T5) 以及研究区西南侧上风向 (N1) 布设 9 个土壤采样点位, 每个点位分别采集表层 (0~0.2 m) 和深层 (0.2~0.5 m) 土壤样品, 每个点位采集 4~6 个土壤样品, 每个样品采集土样 1 kg, 共采集 50 个土壤样品, 土壤采样点位如图 1 所示。土样经冻干机处理后, 剔除砾石后研磨, 过 200 目 (0.074 mm) 筛子备用, 采用微波消解

仪进行消解, 同时采用土壤国家标准参比物质 (GBW-07405) 和平行空白样进行质量控制, 元素回收率为 90%~112%, 分析过程中所用试剂均为分析纯。样品中铅和砷采用 X 射线荧光光谱仪 (S8 TIGER/LTIS-012) 进行检测, 其余污染因子采用原子荧光光谱仪 (AFS8220/LTIS-464)、石墨炉原子吸收分光光度计 (PinAAcle900/LTIS-465) 和原子吸收分光光度计 (TAS-986/LTIS-198) 进行检测分析。

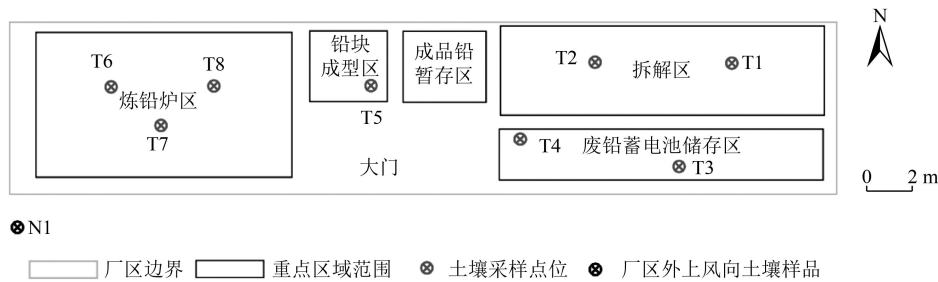


图 1 研究区土壤采样点位示意

Fig.1 Distribution diagram of soil sampling points in the study area

1.3 风险评估方法

通过单项污染指数法、综合污染指数法和潜在生态风险指数评价研究区各采样点位土壤污染状况, 采用 IEUBK 模型和健康风险评估模型综合评估铅和砷对成人与儿童的人体健康风险。

1.4 土壤污染评价方法

1.4.1 污染指数法

单项污染指数法^[10]公式如下:

$$PI = C_i / S_i \quad (1)$$

式中: PI 为土壤中重金属 *i* 的单项污染指数; C_i 为土壤中重金属 *i* 的实测浓度, mg/kg; S_i 为土壤中重金属 *i* 的评价标准^[11], mg/kg, 采用 GB 36600—2018 中二类用地风险筛选值作为评价标准。

综合污染指数法^[12]公式如下:

$$PN = \sqrt{(P_{ave}^2 + P_{max}^2) / 2} \quad (2)$$

式中: PN 为重金属 *i* 的综合污染指数; P_{ave} 为土壤中重金属 *i* 的单项污染平均指数; P_{max} 为土壤中重金属 *i* 的单项污染最大指数。PI 和 PN 的评价标准见表 1。

1.4.2 潜在生态风险指数

重金属的综合污染常用潜在生态风险指数表示^[13], 计算公式为:

$$EI = T_i \times PI \quad (3)$$

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

式中: EI 为单项重金属潜在生态污染指数; T_i 为金属生物毒性系数, 本研究涉及的铅和砷污染物毒性系数分别为 5 和 15^[14]; RI 为多项重金属综合潜在生态污染指数。EI 和 RI 的具体分级见表 2。

表 1 污染指数法分级标准

Table 1 Classification criteria of pollution index method

等级划分	PI	PN	污染水平
I	≤0.7	≤0.7	清洁
II	0.7~1.0	0.7~1.0	尚清洁(警戒线)
III	1.0~2.0	1.0~2.0	轻污染
IV	2.0~3.0	2.0~3.0	中污染
V	>3.0	>3.0	重污染

表 2 潜在生态风险指标与分级关系

Table 2 Relationship between potential ecological risk indicators and classifications

等级	EI	RI	生态风险程度等级
I	<40	<150	轻微
II	40~80	150~300	中等
III	80~160	300~600	强
IV	160~320	≥600	很强
V	≥320		极强

1.4.3 土壤重金属健康风险评价

采用健康风险评估模型中的致癌健康风险模型和非致癌健康风险模型, 对研究区各采样点位进行健康风险评价。经 3 种暴露途径的重金属日均暴露量计算公式如下^[10,15-19]:

$$ADD_{\text{ingestion-soil}} = \frac{C_i \times IR_{\text{soil}} \times CF \times FI \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (5)$$

$$ADD_{\text{dermal-soil}} = \frac{C_i \times CF \times SA \times AF \times ABS_d \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (6)$$

$$\text{ADD}_{\text{inhale-soil}} = \frac{C_i \times \text{IR}_{\text{air}} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{PEF} \times \text{BW} \times \text{AT}} \quad (7)$$

式中: $\text{ADD}_{\text{ingestion-soil}}$ 、 $\text{ADD}_{\text{dermal-soil}}$ 和 $\text{ADD}_{\text{inhale-soil}}$ 分别为土壤摄入、皮肤接触和呼吸吸入暴露途径的重金属日均暴露量, $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; BW 为成人或儿童体重, 成人取 61.80 kg, 儿童取 19.20 kg; IR_{soil} 为成人或儿童每日土壤摄入速率, 成人取 200 mg/d , 儿童取 100 mg/d ; IR_{air} 为成人或儿童每日空气摄入速率, 成人取 20 m^3/d , 儿童取 10 m^3/d ; ED 为成人或儿童暴露时间, 成人取 25 a, 儿童取 6 a; EF 为成人或儿童暴露频率, 取 350 d/a ; FI 为成人或儿童摄取分数, 成人取 0.07%, 儿童取 0.2%; AF 为成人或儿童皮肤表面土壤的黏附系数, 取 0.20 mg/cm^2 ; CF 为成人或儿童转换因子, 取 10^{-6} ; SA 为成人或儿童暴露皮肤表面积, 成人取 5 700 cm^2/d , 儿童取 2 800 cm^2/d ; PEF 为土壤粉尘扩散因子, 取 $1.13 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{kg}$; ABS_d 为成人或儿童皮肤吸收系数, 取 0.001; AT 为成人或儿童致癌和非致癌平均接触时间, 致癌取 25 550 d, 非致癌成人取 9 125 d, 非致癌儿童取 2 190 d。

重金属对人体产生的健康风险主要包括致癌风险和非致癌风险, 计算公式如下^[10,15,18-19]:

$$\text{CR}_i = \sum_{i=1}^3 \text{ADD}_{ij} \times \text{SF}_{ij} \quad (8)$$

$$\text{TCR} = \sum_{i=1}^4 \text{CR}_i \quad (9)$$

$$\text{HQ}_i = \sum_{j=1}^3 \frac{\text{ADD}_{ij}}{\text{RfD}_{ij}} \quad (10)$$

$$\text{HI} = \sum_{i=1}^4 \text{HQ}_i \quad (11)$$

式中: ADD_{ij} 为非致癌重金属暴露途径的日均暴露量, $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; CR_i 为致癌重金属单项健康风险指数; SF_{ij} 为致癌重金属暴露途径的斜率系数, 砷的 3 种暴露途径的斜率系数分别为 1.50、1.50 和 15.10 $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; RfD_{ij} 为非致癌重金属暴露途径的参考剂量, 铅和神经口摄入、皮肤接触和呼吸吸入重金属的非致癌参考剂量 RfD 分别为 3.50×10^{-3} 、 5.25×10^{-3} 、 $3.52 \times 10^{-3} \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 和 3×10^{-4} 、 3×10^{-4} 、 $1.23 \times 10^{-4} \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; TCR 为重金属通过 3 种暴露途径的致癌总风险指数, 当 CR 、 TCR 小于 10^{-6} 可认为安全, 不需要进行土壤管控与修复; HQ_i 为非致癌重金属的单项金属健康风险指数, 当 HQ 低于 1 时, 可认为对敏感人群不存在风险; HI 为重金属通过 3 种暴露途径的非致癌总风险指数, 当 HI 小于 1, 表示基本无慢性非致癌风险, 否则, 需要场地土壤需要风险管控。

1.4.4 IEUBK 模型评价

IEUBK 模型主要用于预测儿童(0~6岁)环境铅暴露后血铅浓度水平, 铅进入人体的暴露途径主要有以下 4 种: 儿童经摄入室外土壤的铅、摄入室内尘土的铅、吸入空气的铅和饮水的铅^[20]。若通过 IEUBK 模型计算的儿童血铅浓度大于 100 $\mu\text{g}/\text{L}$ 的概率大于 5%, 则超出儿童可接受血铅水平阈值^[21]。各环境介质中铅的吸收量和进入儿童体内并可能被吸收的铅总量计算公式如下^[3,7,20-21]:

$$\text{IN}_{\text{soil,outdoor}} = C_{\text{soil}} \times \text{WF}_{\text{soil}} \times \text{IR}_{\text{soil+dust}} \quad (12)$$

$$\text{IN}_{\text{dust}} = C_{\text{dust, resit}} \times (1 - \text{WF}_{\text{soil}}) \times \text{IR}_{\text{soil+dust}} \quad (13)$$

$$\text{IN}_{\text{air}} = C_{\text{air}} \times \text{VR} \quad (14)$$

$$\text{UP}_T = (\text{ABS}_{\text{diet}} \times \text{IN}_{\text{diet}}) + (\text{ABS}_{\text{dust}} \times \text{IN}_{\text{dust}}) \quad (15)$$

$$\text{UP}_T = (\text{ABS}_{\text{diet}} \times \text{IN}_{\text{diet}}) + (\text{ABS}_{\text{dust}} \times \text{IN}_{\text{dust}}) + (\text{ABS}_{\text{soil}} \times \text{IN}_{\text{soil}}) + (\text{ABS}_{\text{air}} \times \text{IN}_{\text{air}}) \quad (16)$$

式中: $\text{IN}_{\text{soil,outdoor}}$ 、 IN_{dust} 、 IN_{air} 、 IN_{water} 分别为儿童对室外土壤、灰尘、空气和饮水中铅吸收速率, $\mu\text{g}/\text{d}$; UP_T 为进入儿童体内具有潜在被吸收可能的铅浓度, $\mu\text{g}/\text{d}$; C_{soil} 为土壤中铅的浓度, $\mu\text{g}/\text{g}$; $C_{\text{dust, resit}}$ 为尘土中铅的浓度, $\mu\text{g}/\text{g}$; C_{air} 为空气中铅的浓度, $\mu\text{g}/\text{m}^3$; C_{water} 为水中铅的浓度, $\mu\text{g}/\text{L}$; $\text{IR}_{\text{soil+dust}}$ 为儿童每日的土壤和尘土摄入量, g/d ; WF_{soil} 为儿童摄入的土壤中直接摄入的土壤所占比例, %; VR 为儿童每日的空气摄入量, m^3/d ; IR_{water} 为儿童每日的水摄入量, L/d ; ABS 为不同摄入途径的铅的生物有效性因子, %, 取摄入土壤及尘土、进食、摄入水、吸入空气中的铅的生物有效性因子分别为 30、40~50、60 和 25~45。

2 结果与讨论

2.1 不同功能区土壤重金属特征

由研究区各采样点位土壤重金属浓度及理化性质统计结果(表 3)可知, 各采样点位土壤 pH 均大于 7.5, 土壤呈弱碱性。除铅和砷外, 其余 5 项重金属污染物浓度均未超出 GB 36600—2018 中二类用地风险筛选标准。其中, 表层土壤中铅和砷浓度变化幅度较大, 分别为 $2.57 \times 10^4 \sim 1.17 \times 10^5$ 和 $65.80 \sim 3.68 \times 10^2 \text{ mg}/\text{kg}$, 平均值分别为 4.67×10^4 和 $2.64 \times 10^2 \text{ mg}/\text{kg}$, 平均值超出 GB 36600—2018 中二类用地风险筛选值 58.37 倍和 4.41 倍。以河南省土壤环境背景值^[22] 和研究区西北侧上风向空白对照点检测值为参比, 研究区各采样点位土壤中铅和砷平均浓度均超出河南省表层土壤环境背景值和空白对照点重金属检测值, 表明研究区土壤已遭受明显的外源重金属污染。从变异系数和分层取样检测结果来看, 铅和砷浓度变化幅度大, 变异系数较大, 属于高度变异, 受外源重金属污染显著^[23]。同理, 土壤的阳离子交换

表 3 研究区土壤重金属浓度及主要理化性质统计分析

Table 3 Statistical analysis of heavy metal content and main physicochemical properties of soils in the study area

土壤指标	最大值	最小值	平均值	标准偏差	变异系数/%	N1 点位数值	河南背景值 (表层)	GB 36600—2018 二类用地 风险筛选值
镉浓度/(mg/kg)	0.73	0.07	0.53	1.30	15.39	0.39	0.06	65
镍浓度/(mg/kg)	29.70	22.30	26.69	2.32	8.70	18.50	27.40	900
铜浓度/(mg/kg)	44.40	18.80	27.57	7.58	27.49	15.80	20.00	18 000
汞浓度/(mg/kg)	0.018	0.008	0.01	0.00	23.76	0.012	0.025	38
砷浓度 ¹⁾ /(mg/kg)	368.33	65.80	264.84	86.58	32.69	1.60	9.80	60
砷浓度 ²⁾ /(mg/kg)	48.70	8.70	32.03	11.83	161.29			60
铅浓度 ¹⁾ /(mg/kg)	1.17×10 ⁵	2.57×10 ⁴	4.67×10 ⁴	3.80×10 ⁴	81.23	35.70	22.30	800
铅浓度 ²⁾ /(mg/kg)	5.65×10 ³	3.56×10 ²	1.13×10 ³	1.83×10 ³	36.94			800
pH	11.10	7.50	8.37	0.96	11.47	7.70	7.70	
有机质浓度/(g/kg)	15.12	7.65	12.86	2.27	17.63	24.51		
阳离子交换量/(cmol/kg)	14.41	6.25	10.25	2.58	25.21	25.12		

1)为厂区表层土壤(0~0.2 m); 2)为厂区深层土壤(0.2~0.5 m)。

量和有机质作为评价土壤理化性质的重要指标,也能反映外来因素对土壤的影响程度。随着研究区土壤中重金属污染加剧,土壤中阳离子交换量和有机质含量随之降低,远低于空白对照点,同样也可以表明研究区土壤环境质量受炼铅活动影响强烈^[24-25]。

2.2 土壤重金属浓度污染指数评价

由表 3 可知,研究区各采样点位土壤中只有铅和砷超过 GB 36600—2018 中二类用地风险筛选值标准。由于研究区表层受外源重金属污染严重,且居民健康风险主要来源于表层,因此,选取研究区各点位表层土壤中铅和砷进行下述相关评估模型分析。各采样点位土壤中重金属污染指数见表 4,从单因子污染指数可知,污染程度依次为炼铅炉区>废铅蓄电池拆解区>储存区>铅块成型区,除铅块成型区土壤中砷为轻度污染外,研究区各采样点位表层土壤中铅和砷均属于重度污染。

2.3 土壤重金属潜在生态风险评价

研究区各点位土壤重金属潜在生态风险评价指数如表 5 所示。研究区各点位受到综合潜在生态风险威胁依次为炼铅炉区>废铅蓄电池拆解区>储存区>铅块成型区,整个研究区域土壤处于强综合潜在生态风险威胁之中,且主要威胁来自土壤中铅。从单项重金属潜在生态风险指数分析可知,整个研究区各点位 $EI_{Pb} > EI_{As}$,除 T4、T5 和 T6 点位外,研究区各点位表层土壤中的 EI_{Pb} 均处于极强潜在生态风险之间;炼铅炉区、废铅蓄电池储存区和拆解区表层土壤中 EI_{As} 均处于中等潜在生态风险之间,其中,T1、T7 和 T8 点位表层土壤中 EI_{Pb} 大于 320,处于极强潜在生态风险;T7 和 T8 点位表层土壤中 RI 大于 600,

表 4 研究区各采样点位土壤重金属污染评价指数

Table 4 Evaluation index of soil heavy metal pollution at various points in the study area

区域	采样点位	铅		砷		PN	等级
		PI	等级	PI	等级		
拆解区	T1	70.25	V	3.90	V	56.17	V
	T2	32.13	V	4.87	V	26.22	V
储存区	T3	13.00	V	5.52	V	11.27	V
	T4	39.00	V	4.07	V	31.50	V
铅块成型区	T5	23.50	V	1.10	III	18.76	V
	T6	19.38	V	4.37	V	16.07	V
炼铅炉区	T7	146.25	V	6.14	V	116.61	V
	T8	124.00	V	5.34	V	98.89	V

表 5 研究区各点位土壤重金属潜在生态风险评价指数

Table 5 Evaluation index of potential ecological risk of soil heavy metals at each point in the study area

区域	采样点位	铅		砷		RI	等级
		EI	等级	EI	等级		
拆解区	T1	351.25	V	58.5	II	409.75	III
	T2	160.65	IV	73.05	II	233.70	II
储存区	T3	65.00	II	82.8	III	147.8	I
	T4	195.00	IV	4.07	I	256.05	II
铅块成型区	T5	117.50	III	1.10	I	134.00	I
	T6	96.90	III	65.55	II	162.45	II
炼铅炉区	T7	731.25	V	92.10	III	823.35	IV
	T8	620.00	V	80.10	III	700.10	IV

处于极强综合潜在生态风险。由此可以看出,研究区各点位土壤不仅重金属污染比较严重,而且具有

较高的潜在生态风险。

2.4 土壤重金属非致癌健康风险评价

成人和儿童经 3 种暴露途径的单项重金属 HQ 和 HI 如表 6 所示。从暴露途径来看,经口摄入途径的 HQ 最高,其次为皮肤接触途径 HQ,呼吸途径 HQ 最小,经口摄入途径是土壤中铅和砷暴露风险的最大输出途径,这与以往国内外研究废铅蓄电池污染场地的结果一致^[3-4,25-27]。研究区土壤重金属元素各暴露途径中儿童的 HQ 均大于成人,且研究区各点位儿童总风险超过致癌风险限值。因此,实际场地风险管控中,尤其要加强对儿童的防护。3 种暴露途径对研究区居民的HI_{Pb}表现为炼铅炉区>废铅蓄电池拆解区>储存区>铅块成型区,对居民的HI_{As}表现为炼铅炉区>废铅蓄电池拆解区>铅块成型区。对于成人和儿童 HI 来说, T1、T2、T3 和 T4 点位表层土壤铅和砷 HI 均大于 1,其中 T8 点位对成人与儿童 HI_{Pb}最大值分别为 44.10 和 284.45; T3 点位对成人与儿童 HI_{As}最大值分别为 1.73 和 11.71,远超出人体健康可接受非致癌健康阈值,存在极大的健康风险。

2.5 土壤重金属致癌健康风险评价

由研究区各采样点位土壤中砷对成人和儿童的 CR 和 TCR(表 7)可知,砷经 3 种暴露途径对成人和儿童的 CR 致癌威胁依次为经口摄入>皮肤接触>呼吸吸入,且经口摄入暴露途径的CR_{As}均高于 US EPA 推荐的最大可接受水平(10⁻⁶),可见研究区的土壤环境质量对周边居民已经存在显著的致癌健康风险。研究区各点位土壤中砷对儿童的 CR_{As} 和 TCR_{As} 均大于成人,表现为炼铅炉区>废铅蓄电池拆解区>

储存区>铅块成型区>10⁻⁶,均高于 US EPA 推荐的最大可接受水平,可以推断企业在非法炼铅期间生产过程中存在含砷废水或含砷废渣的泄漏等不规范操作,导致研究区土壤受到较大程度的污染。因此,废铅蓄电池非法炼铅污染场地土壤中砷对儿童和成人健康构成严重威胁,具有不可接受的致癌风险。针对上述形势,附近居民尽量避免在该区域从事生产生活活动,从而降低致癌健康风险发生概率。

2.6 土壤重金属 IEUBK 模型评价

应用 IEUBK 模型对研究区各采样点位土壤中铅进行儿童健康的风险评估,环境介质中铅的暴露量及本土化后的参数,参照实测值、文献以及相关国家环境质量标准。其中,空气中铅浓度选用 GB 3095—2012《环境空气质量标准》^[28]中铅的年平均浓度限值(0.5 μg/m³);饮用水中铅浓度取值选用本研究地块内 3 眼地下水铅浓度实际测量平均值,取 2.5 μg/L;尘土中的铅浓度选取室内灰尘中铅浓度,取 150 mg/kg^[3];灰尘中土壤颗粒直接摄取所占比例WF_{soil}取 45%;不同年龄段儿童每日的土壤与尘土摄入量、每日空气摄入量及每日饮水摄入量参考本土学者研究的儿童血铅评估参数^[29-30]。将表 3 研究区表层土壤中铅的平均浓度(4.67×10⁴ mg/kg)代入 IEUBK 模型,得到铅暴露下儿童血铅浓度预估值(表 8)。预测研究区域儿童体内血铅浓度超过 100 μg/L 的概率达到了 99.99%,远超出所规定的安全概率限值 5%,表明研究区各点位土壤铅存在极高的潜在环境健康风险,亟须有关部门对该场地土壤进行清理修复,以有效减缓对研究区儿童健康的持续威胁。

表 6 研究区各点位不同途径重金属非致癌暴露风险值

Table 6 Risk value of non-carcinogenic exposure to heavy metals by different pathways at various points in the study area

区域	采样点位	HQ _{Pb}						HI _{Pb}		HQ _{As}						HI _{As}	
		经口摄入		皮肤接触		呼吸吸入		成人	儿童	经口摄入		皮肤接触		呼吸吸入		成人	儿童
		成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童			成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童		
电池拆解区	T1	2.49×10 ¹	1.60×10 ²	6.63×10 ⁻²	2.99×10 ⁻¹	4.38×10 ⁻³	7.06×10 ⁻³	2.50×10 ¹	1.6×10 ²	1.21	7.79	1.38×10 ⁻²	2.18×10 ⁻²	1.72×10 ⁻⁴	8.41×10 ⁻⁴	1.22	7.82
	T2	1.14×10 ¹	7.33×10 ¹	3.03×10 ⁻²	1.37×10 ⁻¹	2.01×10 ⁻³	3.23×10 ⁻³	1.14×10 ¹	7.35×10 ¹	1.51	9.73	1.72×10 ⁻²	2.73×10 ⁻²	2.15×10 ⁻⁴	1.05×10 ⁻³	1.53	9.76
储存区	T3	4.61	2.97×10 ¹	1.23×10 ⁻²	5.54×10 ⁻²	8.11×10 ⁻⁴	1.31×10 ⁻³	4.62	2.97×10 ¹	1.71	1.10×10 ¹	1.95×10 ⁻²	3.09×10 ⁻²	2.43×10 ⁻⁴	1.19×10 ⁻³	1.73	1.11×10 ¹
	T4	1.38×10 ¹	8.90×10 ¹	3.68×10 ⁻²	1.66×10 ⁻¹	2.43×10 ⁻³	3.92×10 ⁻³	1.39×10 ¹	8.92×10 ¹	1.26	8.13	1.44×10 ⁻²	2.28×10 ⁻²	1.79×10 ⁻⁴	8.78×10 ⁻⁴	1.28	8.15
铅块成型区	T5	8.33	5.37×10 ¹	2.22×10 ⁻²	1.00×10 ⁻¹	1.47×10 ⁻³	2.36×10 ⁻³	8.36	5.38×10 ¹	3.40×10 ¹	2.19	3.88×10 ⁻³	6.13×10 ⁻³	4.83×10 ⁻⁵	2.36×10 ⁻⁴	3.44×10 ⁻¹	2.20
炼铅炉区	T6	6.87	4.42×10 ¹	1.83×10 ⁻²	8.26×10 ⁻²	1.21×10 ⁻³	1.95×10 ⁻³	6.89	4.43×10 ¹	4.84×10 ⁻¹	7.48×10 ⁻¹	5.52×10 ⁻³	2.09×10 ⁻³	2.09×10 ⁻⁴	8.07×10 ⁻⁵	4.90×10 ⁻¹	7.50×10 ⁻¹
	T7	5.19×10 ¹	3.34×10 ²	1.38×10 ⁻¹	6.23×10 ⁻¹	9.13×10 ⁻³	1.47×10 ⁻²	5.20×10 ¹	3.35×10 ²	6.80×10 ¹	1.05	7.76×10 ⁻³	2.94×10 ⁻³	2.94×10 ⁻⁴	1.13×10 ⁻⁴	6.88×10 ⁻¹	1.05
	T8	4.40×10 ¹	2.83×10 ²	1.17×10 ⁻¹	5.28×10 ⁻¹	7.74×10 ⁻³	1.25×10 ⁻²	4.41×10 ¹	2.84×10 ²	5.92×10 ⁻¹	9.14×10 ⁻¹	6.75×10 ⁻³	2.56×10 ⁻³	2.55×10 ⁻⁴	9.87×10 ⁻⁵	5.99×10 ⁻¹	9.17×10 ⁻¹

表 7 研究区各点位不同途径重金属致癌暴露风险值

Table 7 Risk value of carcinogenic exposure to heavy metals by different pathways at various points in the study area

区域	采样点位	经口摄入		皮肤接触		呼吸吸入		CR _{As}	
		成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童
拆解区	T1	1.95×10 ⁻⁴	3.01×10 ⁻⁴	2.22×10 ⁻⁶	8.42×10 ⁻⁷	3.47×10 ⁻⁷	1.34×10 ⁻⁷	1.97×10 ⁻⁴	3.02×10 ⁻⁴
	T2	2.43×10 ⁻⁴	3.75×10 ⁻⁴	2.77×10 ⁻⁶	1.05×10 ⁻⁶	4.33×10 ⁻⁷	1.67×10 ⁻⁷	2.46×10 ⁻⁴	3.77×10 ⁻⁴
储存区	T3	2.75×10 ⁻⁴	4.26×10 ⁻⁴	3.14×10 ⁻⁶	1.19×10 ⁻⁶	4.91×10 ⁻⁷	1.90×10 ⁻⁷	2.79×10 ⁻⁴	4.27×10 ⁻⁴
	T4	2.03×10 ⁻⁴	3.14×10 ⁻⁴	2.31×10 ⁻⁶	8.78×10 ⁻⁷	3.62×10 ⁻⁷	1.40×10 ⁻⁷	2.06×10 ⁻⁴	3.15×10 ⁻⁴
铅块成型区	T5	5.47×10 ⁻⁵	8.45×10 ⁻⁵	6.24×10 ⁻⁷	2.37×10 ⁻⁷	9.75×10 ⁻⁸	3.76×10 ⁻⁸	5.54×10 ⁻⁵	8.48×10 ⁻⁵
炼铅炉区	T6	2.18×10 ⁻⁴	3.37×10 ⁻⁴	2.48×10 ⁻⁷	9.43×10 ⁻⁷	3.88×10 ⁻⁷	1.50×10 ⁻⁷	2.21×10 ⁻⁴	3.38×10 ⁻⁴
	T7	3.06×10 ⁻⁴	4.73×10 ⁻⁴	3.49×10 ⁻⁶	1.32×10 ⁻⁶	5.45×10 ⁻⁷	2.11×10 ⁻⁷	3.10×10 ⁻⁴	4.75×10 ⁻⁴
	T8	2.66×10 ⁻⁴	4.11×10 ⁻⁴	3.04×10 ⁻⁶	1.15×10 ⁻⁶	4.75×10 ⁻⁷	1.83×10 ⁻⁷	2.70×10 ⁻⁴	4.13×10 ⁻⁴

表 8 铅暴露下儿童血铅浓度预估值

Table 8 Children's predicted blood lead concentrations under lead exposure

年龄/岁	每日土壤和尘土摄入量/(μg/d)	每日铅总摄入量/(μg/d)	血铅浓度/(μg/L)
0~1	175.66	176.35	767.00
1~2	200.88	202.07	721.00
2~3	167.645	169.15	581.00
3~4	170.32	172.04	531.00
4~5	186.87	188.75	535.00
5~6	166.76	168.98	488.00
6~7	178.42	180.70	460.00

3 讨论

研究表明,不同场地的污染物分布特征和健康风险与特定行业工业活动历史密切相关^[31-32]。铅蓄电池生产或废铅蓄电池处置行业的生产和储存、再利用活动导致土壤中铅、砷和镉等重金属污染,污染区域主要位于熔炼区、拆解区和废渣堆放区等重点区域,主要为化工生产过程中原辅材料的“跑冒滴漏”以及粗放生产方式所造成^[3-4],致使污染物浓度在横向和纵向分布具有很强的空间变异性以及分布的不连续特征,其污染风险和污染特征也具有高度的相似^[23,32-33]。如刘庚等^[27]研究铅酸蓄电池污染场地表层土壤重金属铅空间分布,发现废铅堆放处、废水池和生产车间表层土壤污染较为严重,水平分布上具有局部高度富集的特征,约有 75% 的样点浓度集中在 23.60~8.00×10³ mg/kg。同样,孙荣基等^[4]研究重庆地区某铅蓄电池厂搬迁遗留污染场地污染特征和健康风险,发现污染主要集中在极板生产、化成车间及堆放区域,场地重金属污染的健康风险评价结果表明,As 的致癌风险 HI 为 3.21×10⁻⁵,超过人体可

接受的阈值(10⁻⁶),且危害熵(HQ)为 3.56,大于阈值 1,对人体存在较严重的致癌和非致癌危害风险。这与本研究区土壤重金属污染健康风险和污染特征具有较高的相似性。

从土壤重金属污染程度来看,研究区表层土壤中铅和砷浓度变化幅度较大,分别为 2.57×10⁴~1.17×10⁵ 和 65.80~3.68×10² mg/kg,平均值分别超出 GB 36600—2018 中二类用地风险筛选值标准、河南省土壤背景值以及上风向空白对照检测值,呈现出明显的重金属表层聚集效应,具有明显的外源输入特征,这与李晓晓等^[34-35]统计分析土壤重金属的垂向迁移时得到的重金属主要在表层土壤中积累的结论一致。从污染指数和潜在生态风险评价来看,研究区各点位污染风险大小均为炼铅炉区>废铅蓄拆解区>电池储存区>铅块成型区,除 T4、T5 和 T6 点位外,研究区各采样点位表层土壤中的 EI_{pb} 均处于极强潜在生态风险之间;T7 和 T8 点位表层土壤中 RI 大于 600,处于极强综合潜在生态风险。这与陶红群等^[25-26]采用污染指数法和潜在生态危害指数法评估铅蓄电池生产遗留地块土壤环境质量结论相似。从健康风险来看,废铅蓄电池非法炼铅场地内土壤中铅和砷已经对人体健康产生了严重影响,研究区各采样点位土壤铅和砷经 3 种暴露途径对儿童的 HQ 均大于成人,且铅对儿童的非致癌风险尤为明显。这与国内研究铅蓄电池场地以及铅矿冶炼等污染场地对人体产生的非致癌和致癌影响结论一致^[33-37]。从 IEUBK 血铅模型评估来看,研究区域内儿童体内血铅浓度超过 100 μg/L 的概率达到了 99.99%,远超出所规定的安全概率限值 5%,表明研究区域土壤中铅对儿童存在极高的潜在环境健康风险,这与路一帆等^[3,29-30]研究铅污染地块对增大附近儿童血铅水平的研究结论一致。

造成研究区铅和砷浓度特异性直接原因主要有 2 类: 1) 生产模式简单粗放, 且未采取有效环保措施, 致使含铅和砷烟尘大量沉降以及废水废渣四处横流, 尤其铅在土壤中的迁移速率较小, 使得聚集作用加剧, 污染更为严重; 2) 大部分重金属铅和砷被弃土层所拦截, 致使污染物垂直迁移能力受阻, 水平迁移造成的污染程度加大, 从而导致铅和砷在水平分布上具有局部高度富集的特征。因此, 针对研究区土壤污染的特异性, 对表层土壤进行清理从而减轻安全处置和修复治理难度, 可以有效地阻断对研究区土壤持续污染。但造成我国各地废铅蓄电池处置污染事件频发的深层次原因有 3 个方面^[1,38]: 一是源头难以控制, 废铅蓄电池具有来源点多、量少、面广、收集难等特点, 污染难以从源头控制; 二是回收环节标准高, 废铅蓄电池属于危险废物, 按照相关资质申请、转移审批手续繁琐, 许多经营企业难以达到要求, 难以建立完善的回收体系; 三是正规企业冶炼环节收支不平衡, 投入大、收益小, 以上种种导致非法冶炼铅屡禁不止。因此, 应有针对性地建立并完善符合我国国情的危险废物管理体系, 助推废铅蓄电池规范回收体系再建, 并且充分发挥基层力量, 做好废铅蓄电池回收宣传和监督工作, 及时遏制废铅蓄电池非法收集倒卖行为。从源头切断污染源, 才能从根本上杜绝废铅蓄电池环境污染事件发生。同时, 附近居民也应尽量避免在高污染风险区域从事生产活动, 降低土壤中重金属对人体健康的风险。

4 结论

(1) 研究区各采样点位土壤中铅和砷污染物浓度变化幅度较大, 且远超空白对照点、河南省表层土壤背景值和 GB 36600—2018 中二类用地风险筛选值标准, 污染程度表现为炼铅炉区>废铅蓄电池拆解区>电池储存区>铅块成型区, 研究区表层土壤不仅重金属污染严重, 而且具有较高的潜在生态风险, 整个研究区土壤已遭受明显的外源重金属污染。

(2) 通过健康风险模型计算可知, 土壤中铅和砷对儿童存在潜在的非致癌风险威胁程度远大于成人, 废铅蓄电池拆解区对成人与儿童 HI_{Pb} 最大值分别为 25.00 和 160.69, 各点位 TCR_{As} 表现为炼铅炉区>废铅蓄电池拆解区>电池储存区>铅块成型区> 10^{-6} , 存在极大的健康风险。通过 IEUBK 模型计算发现该区域内儿童体内血铅水平超过 100 $\mu\text{g/L}$ 的概率达 99.99%, 远超安全概率限值(5%)。

参考文献

- [1] 廖海金. 废旧铅酸蓄电池回收亟须规范[N]. 人民政协报, 2021-08-02(6).
- [2] LANPHEAR B P, HORNING R, KHOURY J, et al. Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2005, 113(7): 894-899.
- [3] 路一帆, 陆胤, 蔡慧, 等. 铅蓄电池厂遗留场地重金属污染分析及健康风险评估[J]. *环境工程*, 2022, 40(1): 135-140.
LU Y F, LU Y, CAI H, et al. Pollution analysis and health risk assessment of heavy metals in field left by a lead-acid battery factory[J]. *Environmental Engineering*, 2022, 40(1): 135-140.
- [4] 孙荣基, 陈志莉, 盛利伟. 铅蓄电池厂遗留场地污染分析与风险评估[J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 2017, 39(8): 146-152.
SUN R J, CHEN Z L, SHENG L W. Pollution analysis and risk assessment of the remaining site of a relocated lead acid battery factory[J]. *Journal of Southwest University (Natural Science Edition)*, 2017, 39(8): 146-152.
- [5] 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.
- [6] 孔林, 刘杰民, 韦艳, 等. 贵州省典型铅锌矿区居民血液总汞和甲基汞暴露及健康风险模型预测评估[J]. *环境科学研究*, 2021, 34(6): 1499-1508.
KONG L, LIU J M, WEI Y, et al. Total mercury and methyl mercury in blood of inhabitant and their associated modelling prediction evaluation in typical lead-zinc mining region, Guizhou Province, China[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2021, 34(6): 1499-1508.
- [7] WANG S, JIN Y, CHEN J, et al. Blood lead levels of Chinese children from 1991 to 2020: based on Monte Carlo simulation[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 278: 116823.
- [8] US Environmental Protection Agency. Risk assessment guidance for superfund: human health evaluation manual. Part A. interim final[R]. Washington DC: US EPA, 1989.
- [9] 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: 中国环境出版社, 2019.
- [10] 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估[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.
- [11] 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: GB 36600—2018[S]. 北京: 中国标准出版社, 2018.
- [12] 何绪文, 王宇翔, 房增强, 等. 铅锌矿区土壤重金属污染特征及污染风险评估[J]. *环境工程技术学报*, 2016, 6(5): 476-483.
HE X W, WANG Y X, FANG Z Q, et al. Pollution characteristics and pollution risk evaluation of heavy metals in soil of lead-zinc mining area[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2016, 6(5): 476-483.
- [13] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [14] 徐争启, 倪师军, 唐先国, 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.

- [15] WANG H, ZHANG H, TANG H Y, et al. Heavy metal pollution characteristics and health risk evaluation of soil around a tungsten-molybdenum mine in Luoyang, China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2021, 80(7): 1-12.
- [16] 王涛, 司万童, 欧阳琰, 等. 陕西某钼矿区土壤重金属污染特征及评价[J]. *环境工程技术学报*, 2019, 9(4): 440-446.
WANG T, SI W T, OUYANG Y, et al. Characteristic and evaluation of soil heavy metals pollution in the molybdenum mine area in Shaanxi[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2019, 9(4): 440-446.
- [17] 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价[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.
- [18] 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: 中国环境出版社, 2019.
- [19] 环境保护部. 中国人群暴露参数手册(成人卷)[M]. 北京: 中国环境出版社, 2013.
- [20] ZHANG X Y, CARPENTER D O, SONG Y J, et al. Application of the IEUBK model for linking Children's blood lead with environmental exposure in a mining site, South China[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 231: 971-978.
- [21] 刘爱华, 李涛, 张帅明, 等. 中国18城市儿童血铅水平及影响因素现状调查[J]. *中国妇幼健康研究*, 2018, 29(5): 539-542.
LIU A H, LI T, ZHANG S M, et al. Study on blood lead level and related risk factors among children in 18 cities of China[J]. *Chinese Journal of Woman and Child Health Research*, 2018, 29(5): 539-542.
- [22] 邵丰收, 周皓韵. 河南省主要元素的土壤环境背景值[J]. *河南农业*, 1998(10): 29.
- [23] 倪碧珩, 施维林, 陈洁, 等. 某电镀厂地块重金属污染特征与健康风险空间分布评价[J]. *环境工程技术学报*, 2022, 12(3): 878-885.
NI B H, SHI W L, CHEN J, et al. Pollution characteristics and spatial distribution evaluation of the health risk of heavy metals in an electroplating plant site[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2022, 12(3): 878-885.
- [24] 赵一鸣, 董颖博, 林海, 等. 土壤理化性质对重金属形态的影响[J]. *农业工程*, 2018, 8(12): 38-43.
ZHAO Y M, DONG Y B, LIN H, et al. Influence of soil physical and chemical properties on forms of heavy metals[J]. *Agricultural Engineering*, 2018, 8(12): 38-43.
- [25] 白卫南, 孙启宏, 乔琦, 等. 铅蓄电池行业重金属产污系数修正[J]. *环境工程技术学报*, 2015, 5(5): 435-441.
BAI W N, SUN Q H, QIAO Q, et al. Research on modification of heavy metal generation coefficients in lead-acid battery manufacture[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2015, 5(5): 435-441.
- [26] 丁亚丽, 廖敏, 方至萍, 等. 新建铅蓄电池集聚区对周边土壤环境的影响: 基于重金属空间特征[J]. *环境科学*, 2019, 40(9): 4244-4252.
DING Y L, LIAO M, FANG Z P, et al. Impact of newly build lead-acid battery agglomeration area on the surrounding soil environment: a study based on the spatial characteristics of heavy metals[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(9): 4244-4252.
- [27] 刘庚, 牛俊杰, 张朝, 等. 某铅酸蓄电池污染场地表层土壤重金属Pb空间分布预测研究[J]. *环境科学*, 2014, 35(12): 4712-4719.
LIU G, NIU J J, ZHANG C, et al. Spatial distribution prediction of surface soil Pb in a battery contaminated site[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(12): 4712-4719.
- [28] 国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化委员会. 环境空气质量标准: GB 3095—2012[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012.
- [29] 葛佳. 铅污染场地的人类健康风险评估及应用实例[J]. *上海国土资源*, 2018, 39(4): 35-38.
GE J. Human health risk assessment and application of lead-contaminated sites[J]. *Shanghai Land & Resources*, 2018, 39(4): 35-38.
- [30] 胡佳, 陈建伟, 周宜开. IEUBK模型的应用概况及其本土化的初步探讨[J]. *环境与健康杂志*, 2013, 30(7): 655-658.
HU J, CHEN J W, ZHOU Y K. IEUBK model and its application in China[J]. *Journal of Environment and Health*, 2013, 30(7): 655-658.
- [31] WU Y X, WU J H, TAN H J, et al. Distributions of chlorinated paraffins and the effects on soil microbial community structure in a production plant brownfield site[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 262: 114328.
- [32] 耿治鹏, 宋颀, 王春林, 等. 污染场地土壤重金属污染空间特征分析: 以某搬迁电镀厂为例[J]. *环境工程技术学报*, 2023, 13(1): 295-302.
GENG Z P, SONG J, WANG C L, et al. Spatial characteristics of soil heavy metal pollution in polluted sites: taking a relocated electroplating factory as an example[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2023, 13(1): 295-302.
- [33] 毛盼, 王明娅, 孙昂, 等. 某典型废弃硫酸场地土壤重金属污染特征与评价[J]. *环境化学*, 2022, 41(2): 511-525.
MAO P, WANG M Y, SUN A, et al. Heavy metal pollution characteristics and assessment in soil of a typical abandoned sulfuric acid site[J]. *Environmental Chemistry*, 2022, 41(2): 511-525.
- [34] 李晓晓, 韩瑞芳, 陈倩倩, 等. 土壤重金属迁移转化领域研究的文献计量分析[J]. *土壤通报*, 2020, 51(3): 733-740.
LI X X, HAN R F, CHEN Q Q, et al. Bibliometric analysis for migration and transformation of heavy metals in soils[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2020, 51(3): 733-740.
- [35] 史锐, 岳荣, 张红. 有色金属采选冶基地周边土壤中重金属纵向分层研究[J]. *土壤通报*, 2016, 47(1): 186-191.
SHI R, YUE R, ZHANG H. Research on vertical distribution of heavy metal in soil around non-ferrous metal industry area[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2016, 47(1): 186-191.
- [36] HUANG Y, CHEN Q Q, DENG M H, et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 207: 159-168.
- [37] 张迪, 周明忠, 熊康宁, 等. 贵州遵义下寒武统黑色页岩区土壤重金属污染和人体健康风险评价[J]. *环境科学研究*, 2021, 34(5): 1247-1257.
ZHANG D, ZHOU M Z, XIONG K N, et al. Assessment of pollution and human health risk from heavy metals in soils and crops in the lower Cambrian black shale area, Zunyi, Guizhou Province[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2021, 34(5): 1247-1257.
- [38] 黄进, 曾恬静, 董敏慧, 等. 废铅蓄电池管理现状、问题与完善回收体系的建议: 以湖南省为例[J]. *环境保护*, 2021, 49(6): 48-51.
HUANG J, ZENG T J, DONG M H, et al. Management status and problems of waste lead-acid batteries and suggestions for improving the recycling system: take Hunan Province for example[J]. *Environmental Protection*, 2021, 49(6): 48-51. ⊕