

豫西不同地质条件下有色冶炼企业土壤污染差异性研究

马栋栋^{1,2,3}, 朱永泰^{1,2,3}, 张冰⁴

(1.河南省地质局矿产资源勘查中心, 郑州 450053; 2.河南省天空地遥感智能监测工程技术研究中心, 郑州 450053; 3.河南省自然资源科技创新中心(地球物理深部探测研究), 郑州 450053; 4.郑州大学 化工学院, 郑州 450001)

摘要:对豫西矿区相似有色冶炼企业同步开展土壤污染调查及风险评价,分析重金属因子、地质、毒理及人体健康等不同方向的风险差异,从地貌、高差及土体性状等地质因素角度归纳重金属对土壤的污染规律.选取10种重金属,采用单因子指数法、内梅罗综合指数法、地累积指数法、潜在生态危害指数法及人体健康风险模型,分析不同地质条件下的土壤污染情况.结果显示,对于典型氧化锌类似企业,粉砂土地块单因子污染强度为 $P_{Cd} > P_{Zn} > P_{Pb} > P_{Cu} > P_{Hg} > P_{Sb} > P_{As} > P_{Co} > P_{Ni} > P_V$,黏土地块为 $P_{Zn} > P_{Cu} > P_{Cd} > P_{Pb} > P_{Sb} > P_{As} > P_{Ni} > P_{Co} > P_{Hg} > P_V$;粉砂土地块重金属综合污染水平为黏土地块的2.85~9.40倍,重金属地累积污染水平的1.58~1.99倍,生产车间处地累积污染对地质条件最为敏感;粉砂土质中Cd、Pb、Hg危害程度常明显高于黏土地块;对人体健康危害较大的重金属为As、Pb、Co, Pb对地质条件较敏感.研究表明,地貌单元平缓、地块高差小、粉质砂质等孔隙比较大的土体地质条件下,整体土壤环境呈现出污染相对更强、风险更高的特征.

关键词:有色金属冶炼;氧化锌;土壤;重金属污染;地质条件

中图分类号: X53

文献标志码: A

文章编号: 1000-2367(2026)04-0132-09

近年来我国有色金属冶炼行业发展迅速,已成为全球有色金属冶炼产量最大的国家,同时有色金属冶炼行业对土壤污染造成的环境风险也愈加严峻.以往研究表明^[1-3],土壤重金属污染具有隐蔽性强、难降解和持久性等特点,易对生态环境和人体健康造成损害,其中工业集中区域,沉积物重金属污染尤为严重^[4-5].因此,对有色金属冶炼行业开展污染状况研究及风险评价,分析污染形成机理,对该行业重金属污染防控及土壤安全利用及绿色、可持续发展具有重要意义^[6].

由于有色冶炼企业多近矿区而远城镇,且极少涉及土地用途转变,因此我国对于有色冶炼企业土壤风险研究相对较少,但随着城镇化高速发展,该类企业越来越多被纳入城镇用地规划,企业环境风险逐渐引起人们重视.很多相似有色冶炼企业,对土壤污染情况却迥异,给管理、治理带来了困难.豫西是河南省乃至国家重要的有色金属矿山、冶炼基地,也是重要的农业、旅游区域,进行土壤重金属污染研究对该区域的土地合理利用十分重要.

以往土壤重金属污染差异性研究,主要侧重于土壤分类、行业分类、土地利用方式、植被分类等方向^[7-11],如雷国建等^[7]比较4种行业土壤重金属污染特征,发现土壤重金属有效态含量主要受重金属的全量、

收稿日期:2025-01-22;修回日期:2025-07-22.

基金项目:国家重点研发计划(2020YFC1908804).

作者简介:马栋栋(1977-),男,河北迁西人,河南省地质局矿产资源勘查中心高级工程师,研究方向为矿产资源开发利用及水土污染防治, E-mail: easyfine@sohu.com.

通信作者:朱永泰(1988-),男,河南扶沟人,河南省地质局矿产资源勘查中心工程师,研究方向为地质找矿及水土污染防治, E-mail: 215982814@qq.com.

引用本文:马栋栋,朱永泰,张冰.豫西不同地质条件下有色冶炼企业土壤污染差异性研究[J].河南师范大学学报(自然科学版),2026,54(4):132-140. (Ma Dongdong, Zhu Yongtai, Zhang Bing. Study on the difference of soil pollution in non-ferrous smelting enterprises under different geological conditions in western Henan[J]. Journal of Henan Normal University(Natural Science Edition), 2026, 54(4): 132-140. DOI: 10.16366/j.cnki.1000-2367.2025.01.22.0003.)

土壤 pH 及有机质影响,并与行业污染物排放特征有关;刘浪等^[10]对不同林分类型土壤重金属分布特征及生态风险进行评价,取得重金属及分类土壤的危害排序.文献对于不同地质条件的重金属污染研究较少涉及,且探索重金属在土壤中迁移规律方面,也仅主要针对 Cu、Fe、Cd、Cr、Pb 等进行土柱迁移试验研究^[9],而重金属种类繁多、各地土壤类型差异较大,因此有必要加强对多类重金属在不同土壤环境的迁移行为变化规律研究.本文以豫西地区两家典型有色冶炼企业为研究对象,同步开展土壤监测,采用多种风险评价方法,分析相似企业间土壤风险的不同表现,总结该行业在不同地质条件下可能造成的土壤污染差异;从土地本体特性—岩性特征、地貌单元及地形高差等地质因素分析土壤风险差异化原因,弥补了以往环境风险研究中常以“源、汇”因素作为研究重点,而对土地自身纳污抗险“属性”研究不足的现状.研究成果可为指导企业优化选址、精准防污治污以及为地方规划和环境管理提供科学依据,降低区域环境风险.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

开展研究的两家有色冶炼企业地块,相距约 8.9 km,位于我国重要多金属成矿带核心区之一——河南省栾川县.该两地块为规模相当的氧化锌生产企业,运营年限基本一致,均于 2010 年停产闲置,调查前初步规划为居住用地.两家企业生产工艺基本一致,材料种类、品位及消耗量均较接近,为利用低品位锌渣生产高品位氧化锌.两家企业布局有备料、氧化、冷却、引风及袋室等车间,调查期间尚存留冷却池、转炉设备、燃烧室、冷凝器、风机除尘等设备.两企业自建设投产至本次调查,产污排污接近,具有当地典型矿冶企业特征,但土壤监测点超标率相差超过 70%,污染深度及平面分布均出现较大差异,同时,两地块周边 100 m 内对照点均不超标,即两地块土壤污染均为企业生产导致,是承载污染物富集、下渗及扩散能力有所差异而表现不同.两地块平面分布及地貌环境见图 1,地层综合柱状见图 2,企业状况及地质条件差异见附录表 S1.

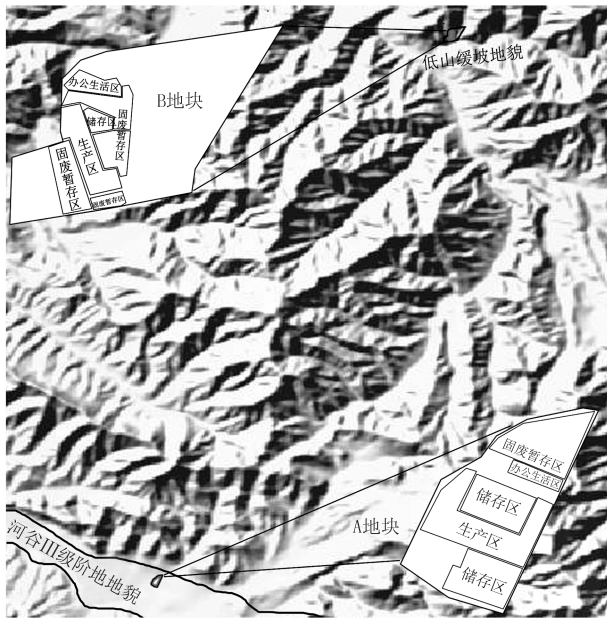


图1 A地块、B地块平面分布及地貌图

Fig.1 Plane distribution and geomorphological map of plot A and plot B

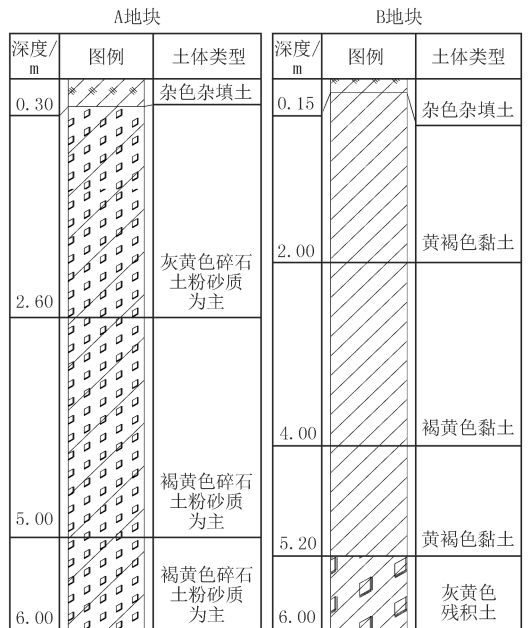


图2 A地块、B地块地层综合柱状图

Fig.2 Comprehensive stratigraphic histogram of plot A and plot B

根据调查钻孔及研究区土壤资料,A地块以粉砂质碎石土为主,疏松,下部含卵砾石,矿物成分主要为石英,土壤理化性质为砂粒占比 45%~55%,粉粒占比 30%~40%,黏粒占比 5%~15%,容重 1.25~1.40 g/cm³,孔隙度 40%~50%,渗透系数 1×10⁻⁴~5×10⁻⁴ cm/s,pH 6.5~7.2,有机质含量 1.2%~2.5%,阳离子交换量 12~18 cmol(+)/kg.B地块以厚层质均、密实的黏土为主,矿物成分主要为伊利石、高岭石、蒙脱石,土壤理化性质为黏粒占比≥40%,粉粒占比 30%~50%,砂粒占比<10%,容重 1.35~1.50 g/cm³,

塑性指数 25%~35%,渗透系数 $1 \times 10^{-7} \sim 5 \times 10^{-7}$ cm/s, pH 6.0~7.0, 有机质含量 1.5%~3.0%, 阳离子交换量 20~30 cmol(+)/kg. A 地块粉砂质土壤与 B 地块的黏土质土壤相比, 具有质轻、松散、孔隙大、渗透性更强, 土壤酸性更弱、有机质更低, 吸附能力明显偏低的特征.

1.2 样品采集与分析测试

样品采集. 依据《建设用地土壤污染状况调查技术导则》(HJ 25.1-2019)、《建设用地土壤污染风险管控和修复监测技术导则》(HJ 25.2-2019), 划分不同功能分区, 对重点位置布点采样. 现场采用直推式 GP 钻(LY-30)、履带液压钻(XY-200)联合作业, 使用木质采样铲、PE(聚乙烯)自封袋、封口膜、冷藏箱等工具采集样品. 人工采取土芯的 0~6 m 范围, 木铲去除土芯表皮, 采集 500~800 g 样品, 装入自封袋, 外贴标签.

样品处理与测试. 依据《土壤环境监测技术规范》(HJ/T166-2004), 将风干的样品倒入玛瑙研钵, 压碎混匀, 采用四分法取压碎样, 过 0.85 mm(20 目)尼龙筛. 再采用四分法取其两份, 一份备份存放, 另一份细磨. 完成后再用四分法分成两份, 一份研磨到全部过 0.25 mm(60 目)孔径筛, 用于土壤 pH 等项目分析; 另一份全过 0.15 mm(100 目)孔径筛, 分析重金属元素. 依据《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准》《土壤环境监测技术规范》, 对研究区土壤可能存在的重金属污染因子 As、Cd、Cu、Pb、Hg、Ni、Zn、V、Co、Sb 进行测试分析, 采用 HX2018-G032 原子荧光光谱仪、HB2019-G024 原子吸收分光光谱仪等检测设备. 采用标准(GB/T 22105.2-2008)方法检测 As、Hg; 采用标准(GB/T 17141-1997)方法检测 Cd; 采用标准(HJ 780-2015)方法检测 Cu、Pb、Ni、Zn、V、Co; 采用标准(HJ 680-2013)方法检测 Sb.

2 评价方法

2.1 单因子指数法

单因子指数法是土壤重金属的污染评价基础方法之一, 反映土壤中单个元素的污染程度^[11-12]. 计算式见附录式 S(1), 指数等级划分标准见附录表 S2.

2.2 内梅罗综合指数法

内梅罗综合指数法是利用土壤重金属污染物的单因子指数进行综合计算, 突出高浓度重金属对环境质量的影响, 可避免由于平均作用削弱污染金属权值现象的发生^[13], 计算式见附录式 S(2), 指数等级划分标准^[14]见表 S2.

2.3 地累积指数法

地累积指数法是考虑一定的造岩运动引起背景值的变动系数来分级评价土壤中各重金属元素的累积效应^[15], 能较好地考虑地质背景所带来的影响, 计算式见附录式 S(3), 指数等级划分标准见表 S2.

2.4 潜在生态危害指数法

潜在生态危害指数是考虑土壤重金属含量、多元素协作、毒性水平、污染浓度及环境对重金属敏感性等因素开展评价, 侧重于重金属的毒理影响, 能综合反映重金属对生态环境影响潜力, 计算式见附录式 S(4), 风险等级划分标准^[16]见表 S2.

2.5 人体健康风险模型法

人体健康风险评价把环境污染与人体健康联系起来, 针对环境中对人体有害的基因毒物质和躯体毒物质进行定量评价, 根据地块初步规划用途为居住用地, 以《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3-2019)一类建设用地暴露评估模型为标准, 计算土壤重金属人体健康风险指数(致癌风险、危害商等)等, 计算式见附录式 S(5)~S(12), 风险分级标准见表 S2.

3 结果与分析

3.1 统计结果

A、B 两地块关注的重金属污染物中, 共检出 10 种: As、Cd、Cu、Pb、Hg、Ni、Zn、V、Co、Sb, 均在土壤中广泛分布, 累积明显, 但两地块间重金属值相差却较大. 为查明企业对初始环境的污染影响, 风险评价采用同一参比值—河南省背景值, 对比两者间的污染累积差异. 统计数据采用两地块同类监测点, 如: A 地块中, 监测

点 A-a、A-b、A-c 分别位于其生产区、储存区、堆渣区的核心位置;B 地块中,监测点 B-a、B-b、B-c,分别位于其生产区、储存区、堆渣区的核心位置.该 6 个监测点具有高污染代表性,结果见表 1.

表 1 土壤重金属监测结果统计

Tab. 1 Statistics of heavy metal contents in the soil samples

重金属	A、B 地块生产核心区监测点极值(平均值)/(mg·kg ⁻¹)					
	A-a	A-b	A-c	B-a	B-b	B-c
As	2.95~33.19(16.51)	10.17~31.28(20.82)	5.63~31.36(17.94)	10.73~17.94(14.73)	5.23~15.00(11.54)	5.46~28.80(14.01)
Cd	1.11~22.77(10.07)	0.11~6.20(1.87)	0.13~119.55(27.07)	0.13~4.46(1.06)	0.14~2.53(0.66)	0.10~1.06(0.38)
Cu	22.40~442.50(137.69)	27.35~241.30(98.34)	20.90~86.70(44.10)	30.20~56.80(40.24)	28.00~47.90(36.34)	19.10~3 622.80(944.05)
Pb	30.30~1 149.6(319.03)	20.50~78.40(49.88)	24.50~2 106.70(765.92)	28.90~187.70(67.52)	27.80~81.00(46.28)	37.30~167.00(70.55)
Hg	0.01~0.15(0.07)	0.05~0.50(0.20)	0.01~0.04(0.02)	0.03~0.05(0.04)	0.01~0.04(0.03)	0.00~0.02(0.01)
Ni	10.60~63.80(26.60)	16.40~30.60(25.18)	18.70~33.30(27.40)	20.50~37.50(30.62)	15.60~36.10(27.38)	14.50~82.20(35.95)
Zn	178.30~8 760.00 (3 615.86)	143.97~2 485.39 (1 091.98)	144.59~3 895.48 (1 517.82)	88.10~478.30 (188.32)	91.20~249.10 (150.52)	72.90~10 940.00 (2 817.68)
V	41.00~98.25(59.61)	61.15~134.90(93.46)	74.30~107.80(95.98)	75.70~97.80(86.90)	35.90~96.80(74.08)	40.90~73.40(57.55)
Co	4.97~15.00(10.70)	8.76~15.25(13.17)	7.54~21.57(16.47)	10.41~13.31(11.56)	7.21~12.81(10.58)	3.76~30.46(12.54)
Sb	0.27~2.96(1.20)	0.61~2.45(1.51)	0.23~12.63(4.92)	0.91~1.49(1.20)	0.49~1.23(0.97)	0.75~34.79(9.64)

重金属	A 地块全区统计值(B 地块全区统计值)						河南省背景值 ^[17] / (mg·kg ⁻¹)
	中位数	最大值	最小值	平均值	标准差	变异系数/%	
As	13.37(11.73)	34.80(28.80)	2.95(2.48)	16.09(11.80)	9.31(5.29)	58(45)	11.4
Cd	1.64(0.27)	119.55(4.79)	0.08(0.10)	8.03(0.80)	22.85(1.17)	284(147)	0.074
Cu	41.70(34.85)	442.50(3 622.80)	8.90(19.10)	89.26(145.48)	107.05(605.58)	120(416)	19.7
Pb	75.30(40.45)	2 106.70(187.70)	17.60(26.50)	250.43(55.03)	464.47(38.12)	185(69)	19.6
Hg	0.02(0.02)	0.50(0.05)	0.01(0.00)	0.08(0.03)	0.12(0.01)	150(44)	0.034
Ni	25.55(25.50)	63.80(82.20)	8.70(7.70)	26.16(27.04)	11.84(12.99)	45(48)	26.7
Zn	438.73(141.05)	13 476.70(10 940.00)	81.01(72.90)	1 913.70(576.21)	3 170.32(1 883.10)	166(327)	60.1
V	82.00(71.30)	134.90(100.00)	35.20(19.10)	79.91(67.95)	28.22(23.82)	35(35)	111.83 ^[18] *
Co	12.92(10.43)	27.71(30.46)	3.99(3.76)	13.77(10.65)	6.01(4.46)	44(42)	11.97 ^[18] *
Sb	0.86(1.05)	12.63(34.79)	0.23(0.39)	2.01(2.16)	2.58 (5.72)	129(265)	1.37

注: * 取平均值.

3.2 土壤重金属特征分析

根据监测结果,A 地块与 B 地块检测出的 10 种重金属在地表及下部土壤中由浅至深呈浓度减弱趋势,在相同埋深层均表现出生产区、储存区、堆渣区的较强累积态势,表明该类企业的土壤重金属污染与生产活动强度密切相关,两地块的土壤污染趋势相同.两地块土壤重金属污染物值虽大多高于河南省背景值,但污染程度上,却呈现出较大区别.As、Cd、Cu、Pb、Hg、Ni、Zn、V、Co、Sb 在核心区(生产区、储存区、主堆渣区)的平均值,A 地块分别为 B 地块的 1.37、18.58、0.27、6.16、3.63、0.84、1.97、1.14、1.16、0.65 倍.As、Cd、Pb、Hg、Zn、V、Co 在 A 地块的值高于 B 地块,Cu、Ni、Sb 在 A 地块的值稍低于 B 地块.整体而言,A 地块土壤污染程度明显高于 B 地块.表明在外部输入条件基本相同的环境下,两地块土壤污染状况的差异应与土壤理化性质关系密切,粉砂质土壤相对于黏土质土壤,其松散、孔隙大、渗透性更强的物性特征,使重金属更易由水、气途径迁移至深层环境,而土壤酸性更弱、有机质更低,吸附能力明显偏低的化学特征,也导致粉砂质土对重金属降解能力相对更低,对重金属的生物吸收性及矿物颗粒吸附性更差.已有研究显示^[19],黏土地层中主要组分的黏土矿物,可通过离子置换吸附、颗粒基团络合反应、羟基共沉淀等作用,减少土壤重金属浓度及活性,其土壤 pH 降低使重金属迁移性和生物有效性升高,两者呈负相关关系.由此可见,研究区粉砂质土体与黏土质土体理化特征,对重金属有效态及浓度影响较大,是两者试验数据呈现显著差异的重要因素.

同一区域土壤重金属之间若存在相关性,可能是由相似的污染源或相应的沉积环境引起的.本研究的两地块污染源及排放、迁移等条件相同,采用 SPSS 30.0、Excel 2019 统计两地块全部采样点,分析各自重金属间相关性,可获取不同沉积环境下的重金属行为规律,地块重金属相关性分析结果见附录表 S3.结果显示,两种地质条件下均表现出 Cu 与 Zn 含量趋势高度一致且二者行为相似、联系紧密的特征;粉砂质基底该类企业,Cd、Pb、Sb 3 者含量趋势一致,Zn 与 V、Co 与 Hg 则对该地质环境响应相反;黏土质地层的该类企业,As、Cu、Ni、Zn、Co、Sb 等 6 种重金属间,Hg 与 V 紧密相关,而 Cu、Zn、Sb 则分别与 Cd、Hg 在该地质环境下响应相反.

3.3 单因子污染指数评价

相对河南省背景值,两地块重金属的单因子污染水平差异较明显,A 地块污染强度为 $P_{Cd} > P_{Zn} > P_{Pb} > P_{Cu} > P_{Hg} > P_{Sb} > P_{As} > P_{Co} > P_{Ni} > P_V$,B 地块为 $P_{Zn} > P_{Cu} > P_{Cd} > P_{Pb} > P_{Sb} > P_{As} > P_{Ni} > P_{Co} > P_{Hg} > P_V$.两地块 Cd、Zn、Pb、Cu 均达到重度污染累积,As、Cd、Pb、Hg、Zn、Co 在 A 地块污染水平高于 B 地块;而 Ni、Cu、Sb 则在 B 地块污染水平高于 A 地块;V 在两地块污染水平相当,评价结果见表 2.

表 2 单因子污染水平

Tab. 2 Single factor pollution level

地块	单因子指数	As	Cd	Cu	Pb	Hg	Ni	Zn	V	Co	Sb
A	P_i	1.62	175.72	4.74	15.34	2.84	0.99	34.53	0.74	1.12	1.86
	污染水平	轻度污染	重度污染	重度污染	重度污染	中度污染	无污染	重度污染	无污染	轻度污染	轻度污染
B	P_i	1.18	9.46	17.27	3.14	0.78	1.17	17.51	0.65	0.97	2.87
	污染水平	轻度污染	重度污染	重度污染	重度污染	无污染	轻度污染	重度污染	无污染	无污染	中度污染

3.4 内梅罗综合污染指数评价

两地块核心区综合污染程度均达到重度污染(见表 3),污染强度同为固废暂存区(主堆渣区) > 生产区 > 储存区.但同类区域综合污染指数 P_n 相比较,生产区 A 为 B 的 9.40 倍;储存区 A 为 B 的 2.85 倍;主堆渣区 A 为 B 的 7.48 倍.表明在该类有色冶炼企业,粉砂质地块综合污染强度可达到黏土地块的 2.85~9.40 倍,差异明显.

表 3 内梅罗综合指数评价结果

Tab. 3 Nemerow composite index evaluation results

指数统计 及评价	内梅罗综合污染指数及综合污染程度评价						指数统计 及评价	内梅罗综合污染指数及综合污染程度评价					
	A-a	A-b	A-c	B-a	B-b	B-c		A-a	A-b	A-c	B-a	B-b	B-c
\bar{P}_i	22.62	6.27	44.21	2.91	2.07	11.51	P_n	97.52	18.36	260.57	10.37	6.45	34.85
P_{i-max}	136.04	25.20	365.84	14.37	8.88	47.92	综合污染程度	重度污染	重度污染	重度污染	重度污染	重度污染	重度污染

3.5 地累积污染指数评价

根据点位处重金属地累积指数统计(结果见表 4),A 地块达到强-极严重以上等级,B 地块达到中度-强污染以上等级.两地块地累积污染强度同为固废暂存区(主堆渣区) > 生产区 > 储存区.同类区域地累积污染指数相比,A 地块生产区为 B 地块生产区的 1.99 倍;A 地块储存区为 B 地块储存区的 1.58 倍;A 地块堆渣区为 B 地块堆渣区的 1.59 倍.表明该类企业核心区,粉砂质土可达到黏土的 1.58~1.99 倍污染强度.粉砂质地块与黏土地块,地累积污染程度差异最大地段为生产车间.根据单项重金属地累积污染指数,As、Cd、Pb、Hg、Zn 均表现为 A 地块(粉砂土)污染强于 B 地块(黏土),而 Cu、Sb 则表现为 B 地块(黏土)污染明显强于 A 地块(粉砂土).

3.6 潜在生态危害指数评价

A 地块达到很强生态危害,B 地块达到强生态危害,评价结果见表 5.A 地块 Cd、Pb、Hg 达到强以上生态危害;B 地块 Cd、Cu 达到强以上生态危害;As、Ni、Zn、V、Co、Sb 在两地块中均表现为轻微生态危害,差异不大.表明 Cd、Pb、Hg 在粉砂质地层的潜在生态危害程度明显高于黏土地层,而 Cu 则相反,出现黏土地层稍高情况.以上结果可看出 Cd、Pb、Hg、Cu 在该地区的有色冶炼企业中对土壤的潜在生态危害影响最大.

表 4 地累积指数评价结果

Tab. 4 Evaluation results of land accumulation index

重金属	监测点及厂区地累积指数									
	A-a	A-b	A-c	A- I_{geo}	A 区-因子综合评级	B-a	B-b	B-c	B- I_{geo}	B 区-因子综合评级
As	-0.05	0.28	0.07	0.28	轻度-中度污染	-0.21	-0.57	-0.29	-0.21	无污染
Cd	6.50	4.07	7.93	7.93	极严重污染	3.26	2.57	1.78	3.26	强污染
Cu	2.22	1.73	0.58	2.22	中度-强污染	0.45	0.30	5.00	5.00	强-极严重污染
Pb	3.44	0.76	4.70	4.70	强-极严重污染	1.20	0.65	1.26	1.26	中度污染
Hg	0.41	1.99	-0.30	1.99	中度污染	-0.51	-0.92	-1.99	-0.51	无污染
Ni	-0.59	-0.67	-0.55	-0.55	无污染	-0.39	-0.55	-0.16	-0.16	无污染
Zn	5.33	3.60	4.07	5.33	极严重污染	1.06	0.74	4.97	4.97	强-极严重污染
V	-1.49	-0.84	-0.81	-0.81	无污染	-0.95	-1.18	-1.54	-0.95	无污染
Co	-0.75	-0.45	-0.12	-0.12	无污染	-0.63	-0.76	-0.52	-0.52	无污染
Sb	-0.77	-0.45	1.26	1.26	中度污染	-0.78	-1.08	2.23	2.23	中度-强污染
I_{geo}	6.50	4.07	7.93			3.26	2.57	5.00		
点位综合评级	极严重污染	强-极严重污染	极严重污染			强污染	中度-强污染	强-极严重污染		

表 5 潜在生态危害指数评价结果

Tab. 5 Evaluation results of potential ecological risk index

重金属	评价参比值(河南省背景值)	重金属污染毒性响应参数 T_r^i	A 地块(B 地块)					
			单重金属实测值 C_s^i /(mg·kg ⁻¹)	单重金属潜在生态危害指数 E_r^i	单重金属污染程度	潜在生态危害综合指数 RI	研究区综合污染程度	
As	11.4	10	18.42(13.43)	16.16(11.78)	轻微生态危害(轻微生态危害)	5 577.56(472.83)	很强生态危害(强生态危害)	
Cd	0.074	30	13.00(0.70)	5271.62(283.78)	极强生态危害(很强生态危害)			
Cu	19.7	5	93.38(340.21)	23.70(86.35)	轻微生态危害(强生态危害)			
Pb	19.6	5	378.28(61.45)	96.50(15.68)	强生态危害(轻微生态危害)			
Hg	0.034	40	0.10(0.03)	113.73(31.37)	强生态危害(轻微生态危害)			
Ni	26.7	5	26.39(31.32)	4.94(5.86)	轻微生态危害(轻微生态危害)			
Zn	60.1	1	2 075.22(1052.17)	34.53(17.51)	轻微生态危害(轻微生态危害)			
V	111.83	2	83.02(72.84)	1.48(1.30)	轻微生态危害(轻微生态危害)			
Co	11.97	5	13.45(11.56)	5.62(4.83)	轻微生态危害(轻微生态危害)			
Sb	1.37	5 ^[20]	2.54(3.94)	9.28(14.37)	轻微生态危害(轻微生态危害)			

3.7 人体健康风险评价

利用前述评估模型公式及《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3-2019)表 B.1、G.1 推荐值计算,取得重金属不同途径的土壤暴露系数见附录表 S4,不同暴露途径的污染物参考剂量见附录表 S5,研究区土壤重金属人体健康风险评价结果见表 6,参比规划的居住用地风险标准,研究期间的 A、B 地块核心区域,均具有一定人体健康风险,As、Pb、Co 的危害较大.A 地块 As、Co 具有不可接受的致癌风险和非致癌危害,Pb 具有不可接受的非致癌危害;B 地块 As、Co 具有不可接受的致癌风险和非致癌危害,表明该类企业土壤环境,对人体健康危害较大的主要为 As、Pb、Co.大多数重金属对人体健康风险在粉砂质土、黏土等不同地质环境中差异较小,Pb 则较敏感.

表 6 重金属人体健康风险评估结果
Tab. 6 Human health risk assessment results of heavy metals

重金属	A 块地(B 块地)致癌风险				
	经口摄入 CR_{ois}	皮肤接触 CR_{des}	呼吸吸入 CR_{pis}	致癌指数 CR_n	致癌风险程度
As	3.53E-05(2.58E-05)	3.39E-06(2.47E-06)	2.20E-06(1.60E-06)	4.09E-05(2.98E-05)	不可接受(不可接受)
Cd	—	—	6.49E-07(3.50E-08)	6.49E-07(3.50E-08)	可接受(可接受)
Cu	—	—	—	—	可接受(可接受)
Pb	—	—	—	—	可接受(可接受)
Hg	—	—	—	—	可接受(可接受)
Ni	—	—	1.90E-07(2.26E-07)	1.90E-07(2.26E-07)	可接受(可接受)
Zn	—	—	—	—	可接受(可接受)
V	—	—	9.01E-07(9.26E-07)	9.01E-07(9.26E-07)	可接受(可接受)
Co	—	—	3.36E-06(2.89E-06)	3.36E-06(2.89E-06)	不可接受(不可接受)
Sb	—	—	—	—	可接受(可接受)

重金属	A 块地(B 块地)非致癌健康风险				
	经口摄入 HQ_{ois}	皮肤接触 HQ_{des}	呼吸吸入 HQ_{pis}	危害指数 HI_n	非致癌风险程度
As	1.23E+00(8.94E-01)	1.05E-01(7.64E-02)	2.54E-01(1.85E-01)	1.59E+00(1.16E+00)	不可接受(不可接受)
Cd	2.60E-01(1.40E-02)	2.96E-02(1.59E-03)	2.69E-01(1.45E-02)	5.58E-01(3.00E-02)	可接受(可接受)
Cu	4.66E-02(1.70E-01)	—	—	4.66E-02(1.70E-01)	可接受(可接受)
Pb	2.16E+00(3.51E-01)	—	5.21E-03(8.46E-04)	2.16E+00(3.52E-01)	不可接受(可接受)
Hg	6.44E-03(1.78E-03)	—	6.66E-05(1.84E-05)	6.50E-03(1.79E-03)	可接受(可接受)
Ni	2.64E-02(3.13E-02)	—	6.06E-02(7.19E-02)	8.70E-02(1.03E-01)	可接受(可接受)
Zn	1.38E-01(7.01E-02)	—	—	1.38E-01(7.01E-02)	可接受(可接受)
V	8.68E-03(8.92E-03)	—	1.15E-01(1.19E-01)	1.24E-01(1.28E-01)	可接受(可接受)
Co	8.95E-01(7.70E-01)	—	4.63E-01(3.98E-01)	1.36E+00(1.17E+00)	不可接受(不可接受)
Sb	1.27E-01(1.97E-01)	—	—	1.27E-01(1.97E-01)	可接受(可接受)

注:“—”表示文献资料无风险参考数据。

4 结论与建议

豫西氧化锌企业,粉砂土质地块单因子污染强度 $P_{Cd} > P_{Zn} > P_{Pb} > P_{Cu} > P_{Hg} > P_{Sb} > P_{As} > P_{Co} > P_{Ni} > P_V$,黏土质地块则为 $P_{Zn} > P_{Cu} > P_{Cd} > P_{Pb} > P_{Sb} > P_{As} > P_{Ni} > P_{Co} > P_{Hg} > P_V$;不同地质条件下综合污染强度由大到小均为固废暂存区(主堆渣区)、生产区、储存区,但粉砂土地块的多种重金属综合污染水平为黏土地块的 2.85~9.40 倍。地累积污染强度粉砂土地块可达到黏土地块的 1.58~1.99 倍,与大多数重金属不同,Cu、Sb 呈现出黏土地块的地累积污染强于粉砂土的特点;潜在生态危害最大因子为 Cd、Pb、Hg、Cu,其中 Cd、Pb、Hg 在粉砂土地块的潜在生态危害程度通常会明显高于黏土地块,而 Cu 则表现出黏土地块稍高的情况。氧化锌冶炼行业地块对人体健康危害较大的重金属为 As、Pb、Co,其中 Pb 对地质条件最为敏感。从研究区的土体性质分析,同等强度的污染输入条件下,粉砂质土壤地层污染累积明显高于黏土地层,这是由于粉砂土渗透性更强,酸性更弱、有机质含量更低,导致重金属更易迁移,更难被吸附降解,而黏土则由于其矿物特性具有离子置换吸附、颗粒基团络合反应、羟基共沉淀等能力,使其重金属浓度及活性明显低于粉砂土,因此同类企业的不同土壤风险评估结果均显示出粉砂土地块受污染程度明显大于黏土地块。

以上结果表明,相对于高陡地貌中厚层黏土质地块,地处平缓区的粉砂土质地块,较显著表现出土壤高风险特征,分析与其地形平缓、土体孔隙比大,更易富集、下渗污染物的地质特征有关。结合本文研究结果,对类似企业的管理工作提出建议及对策:①有色冶炼企业建设前,建议优先选址土体厚度大、颗粒孔隙比更

小的黏土质基底地块,尽量避免河谷阶地及周边的粉砂质土体地块;②该类在产企业作为土壤污染重点监管企业,建议例行的土壤污染隐患排查、土壤和地下水自行监测等工作中,对 Cd、Pb、Zn、Cu 予以重点关注,黏土质地块还应注意 Sb 的累积表现;③该类停产待利用地块,应严格开展土壤环境风险研究,发现土壤重金属超管控标准的情况,可采取物理、化学和生物修复方法^[21],针对有色冶炼区适宜采用植物化学联合修复法^[22]开展土壤污染防治,加强地质条件研究,掌握土壤纳污抗险的能力,可为企业规划及环境管理提供科学依据,有效降低区域环境风险。

附录见电子版(DOI:10.16366/j.cnki.1000-2367.2025.01.22.0003)。

参 考 文 献

- [1] 马云霞,彭华,朱泽军,等.河南省北部某开发区周边耕地土壤重金属风险评价及源解析[J].河南师范大学学报(自然科学版),2025,53(1):66-74.
Ma Y X, Peng H, Zhu Z J, et al. Risk assessment and source analysis of heavy metals in cultivated soil around a development zone of northern Henan Province[J]. Journal of Henan Normal University(Natural Science Edition), 2025, 53(1): 66-74.
- [2] Duan H J, Peng C Y, Liu Y H, et al. Spatial distribution, risk assessment and sources of heavy metals in roadside soils exposed to the Zhengzhou-Kaifeng intercity railway in Huanghuai Plain, China[J]. Soil and Sediment Contamination, 2024, 33(8): 1463-1484.
- [3] Al osman M, Yang F, Massey I Y. Exposure routes and health effects of heavy metals on children[J]. BioMetals, 2019, 32(4): 563-573.
- [4] 刘德鸿,石兆勇.洛河洛阳段沉积物重金属空间分布及潜在生态风险[J].河南师范大学学报(自然科学版),2025,53(1):57-65.
Liu D H, Shi Z Y. Spatial distribution and ecological risk of heavy metals in the sediments of the Luoyang section of the Luohe River[J]. Journal of Henan Normal University(Natural Science Edition), 2025, 53(1): 57-65.
- [5] 陈志凡,徐薇,化艳旭,等.开封城市河流底泥重金属积累生态风险评价及同位素源解析[J].环境科学学报,2020,40(4):1321-1330.
Chen Z F, Xu W, Hua Y X, et al. Ecological risk assessment and isotope source analysis of heavy metals accumulated in sediments of Kaifeng urban rivers[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020, 40(4): 1321-1330.
- [6] 曾晓娜,贺秋华,吕世豪,等.典型冶炼企业集中区土壤重金属污染分析及风险评价[J].有色金属(冶炼部分),2021(12):98-104.
Zeng X N, He Q H, Lü S H, et al. Pollution level and risk assessment of heavy metals in a typical nonferrous metal smelting concentration area[J]. Nonferrous Metals(Extractive Metallurgy), 2021(12): 98-104.
- [7] 雷国建,刘千钧,陈志良,等.不同行业污染土壤重金属污染特征比较研究[J].土壤,2013,45(6):1023-1027.
Lei G J, Liu Q J, Chen Z L, et al. Comparative study on characters of soil heavy metal pollution in different industries[J]. Soils, 2013, 45(6): 1023-1027.
- [8] 梁小东.河南省不同土壤类型条件下共存元素对小麦镉积累的影响[D].郑州:河南农业大学,2021.
Liang X D. Effects of coexisting elements on cadmium accumulation of wheat in different types of soil in Henan Province[D]. Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2021.
- [9] 李铭婉.重金属铜在不同类型土壤中迁移实验与模型研究[D].徐州:中国矿业大学,2023.
Li M W. Experimental and model study on the transport of heavy metal copper in different soil types[D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2023.
- [10] 刘浪,吴恒,许先鹏,等.滇中高原哀牢山不同林分土壤重金属污染特征及其生态风险评价[J].森林工程,2024,40(3):56-65.
Liu L, Wu H, Xu X P, et al. Heavy metal pollution characteristics and ecological risk assessment of soil in different forest stands of ailao mountain in the central Yunnan Plateau[J]. Forest Engineering, 2024, 40(3): 56-65.
- [11] 盛红坤,徐泽,王佳楠,等.天津市某校园土壤中重金属污染研究及其评价[J].应用化工,2021,50(6):1529-1532.
Sheng H K, Xu Z, Wang J N, et al. Study and evaluation of heavy metals pollution in campus soils in one of universities of Tianjin[J]. Applied Chemical Industry, 2021, 50(6): 1529-1532.
- [12] 包滢丽,万鲁伊.乌伊岭自然保护区土壤重金属含量及其生态风险评价[J].哈尔滨师范大学自然科学学报,2022,38(1):79-84.
Bao Y L, Wan L H. Soil heavy metal content and ecological risk assessment in Wuyiling nature reserve[J]. Natural Science Journal of Harbin Normal University, 2022, 38(1): 79-84.
- [13] 任剑峰,王波.某废弃油库土壤重金属污染健康风险评估[J].安徽大学学报(自然科学版),2021,45(4):100-108.
Ren J F, Wang B. Health risk assessments of soil polluted by heavy metals at the site of an abandoned oil depot[J]. Journal of Anhui University(Natural Science Edition), 2021, 45(4): 100-108.
- [14] 奉大博,董树义,杨棣,等.广东韶关乐昌铅锌矿土壤重金属污染特征及评价[J].矿物岩石,2022,42(3):123-133.
Feng D B, Dong S Y, Yang D, et al. Characteristics and evaluation of soil heavy metal pollution in Lechang lead-zinc mine, Shaoguan city, Guangdong Province[J]. Mineralogy and Petrology, 2022, 42(3): 123-133.
- [15] 陈展,吴育林,张刚.上海市某大型再开发场地土壤重金属污染特征、评价及来源分析[J].水土保持通报,2021,41(1):227-236.
Chen Z, Wu Y L, Zhang G. Pollution characteristics, assessment, and source analysis of soil heavy metals in large-scale redevelopment site

- in Shanghai City[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(1): 227-236.
- [16] 徐争启, 倪师军, 虞先国, 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.
- [17] 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.
- [18] 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): 28.
Shao F S, Zhou H Y. Soil environmental background values of main elements in Henan Province[J]. Agriculture of Henan, 1998(10): 28.
- [19] 鲁先科, 杜俊, 栾文楼. 黏土矿物钝化土壤重金属效果研究进展[J]. 河北地质大学学报, 2024, 47(3): 80-92.
Lu X K, Du J, Luan W L. Research progress on passivation of heavy metals in farmland soil by clay minerals: a review[J]. Journal of Hebei GEO University, 2024, 47(3): 80-92.
- [20] 王茜, 刘永侠, 庄文, 等. 南四湖表层沉积物中铍、锑、铊的地球化学特征与环境风险[J]. 环境科学学报, 2018, 38(5): 1968-1982.
Wang Q, Liu Y X, Zhuang W, et al. Research on geochemical characteristics and environmental risk of Be, Sb and Tl in surface sediments of the Nansihu Lake[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, 38(5): 1968-1982.
- [21] 甘凤伟, 王菁菁. 有色金属矿区土壤重金属污染调查与修复研究进展[J]. 矿产勘查, 2018, 9(5): 1023-1030.
Gan F W, Wang J J. Review of study on survey and remediation of soil contamination by heavy metal in nonferrous metal mining area[J]. Mineral Exploration, 2018, 9(5): 1023-1030.
- [22] 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 F. 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.

Study on the difference of soil pollution in non-ferrous smelting enterprises under different geological conditions in western Henan

Ma Dongdong^{1,2,3}, Zhu Yongtai^{1,2,3}, Zhang Bing⁴

(1. Mineral Resources Exploration Center of Henan Geological Bureau, Zhengzhou 450053, China; 2. Henan Province Sky and Earth Remote Sensing Intelligent Monitoring Engineering Technology Research Center, Zhengzhou 450053, China; 3. Henan Natural Resources Science and Technology Innovation Center(Geophysical Deep Exploration Research), Zhengzhou 450053, China; 4. School of Chemical Engineering, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China)

Abstract: The soil pollution investigation and risk assessment of similar non-ferrous smelting enterprises in western Henan mining area were carried out simultaneously. The risk differences of heavy metal factors, geology, toxicology and human health in different directions were analyzed. The soil pollution law was summarized from the perspective of geological factors such as landform, elevation difference and soil properties. In the process, 10 heavy metals were selected, and the single factor index method, Nemero comprehensive index method, geo-accumulation index method, potential ecological hazard index method and human health risk model were used to summarize the soil pollution law under different geological conditions. The results show that the single factor pollution intensity of the typical zinc oxide enterprises is $P_{Cd} > P_{Zn} > P_{Pb} > P_{Cu} > P_{Hg} > P_{Sb} > P_{As} > P_{Co} > P_{Ni} > P_{V}$, and the clay texture is $P_{Zn} > P_{Cu} > P_{Cd} > P_{Pb} > P_{Sb} > P_{As} > P_{Ni} > P_{Co} > P_{Hg} > P_{V}$; the comprehensive pollution level of heavy metals in silty and sandy soil was 2.85-9.40 times that of clay soil, and the accumulation pollution of heavy metals was 1.58-1.99 times. The accumulation pollution of production workshop was the most sensitive to geological conditions. The damage degree of Cd, Pb and Hg in silty and sandy soil is often significantly higher than that in clay soil. The heavy metals that are more harmful to human health are As, Pb and Co, and Pb is more sensitive to geological conditions. The research shows that the overall soil environment is characterized by relatively stronger pollution and higher risk under the geological conditions such as gentle geomorphic units, small elevation difference, and large pores like silty sand.

Keywords: non-ferrous metal smelting; zinc oxide; soil; heavy metal pollution; geological conditions

附录

表 S1 A 地块、B 地块土壤污染状况及地质条件差异

Tab. S1 Differences in soil pollution and geological conditions between plot A and plot B

地块	生产核心区面积/m ²	年生产规模/(t·a ⁻¹)	运营期	地貌类型	全区地面标高/m	土体特征	全区监测点超标比例/%
A	9 955	2 600	约 2004—2010 年	河谷Ⅲ级阶地	712.1~715.3	杂色、灰黄-褐黄色碎石土,以粉砂质土为主,上部碎石较多,稍疏松,下部卵砾石.	83.0
B	10 044	2 886	约 2004—2010 年	低山缓坡	688.2~734.9	灰-黄褐-褐黄色黏土,大部质均,密实、切面光滑,底部接近基岩.	12.5

注:地块均已停产,拟转变为居住用地,该超标参比值采用一类建设用地风险筛选值(GB 3600-2018).

单因子污染指数:

$$P_i = C_i/S_i, \quad \text{式 S(1)}$$

式中, P_i (无量纲)表示单因子 i 的污染指数, C_i ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)表示实测值, S_i ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)表示该因子的评价标准值或参照值,本次采用河南省背景值.

表 S2 土壤污染、生态风险及人体健康风险分级标准

Tab. S2 Soil pollution, ecological risk and human health risk classification criteria

单因子指数等级划分标准		内梅罗综合指数等级划分标准		地累积指数等级划分标准	
单因子污染指数 P_i	污染程度	内梅罗综合污染指数 P_n	污染程度	地累积指数 I_{geo}	污染程度
$P_i \leq 1$	无污染	$P_n \leq 0.7$	安全	$I_{geo} \leq 0$	无污染
$1 < P_i \leq 2$	轻度污染	$0.7 < P_n \leq 1$	警戒线	$0 < I_{geo} \leq 1$	轻度-中度污染
$2 < P_i \leq 3$	中度污染	$1 < P_n \leq 2$	轻度污染	$1 < I_{geo} \leq 2$	中度污染
$P_i > 3$	重度污染	$2 < P_n \leq 3$	中度污染	$2 < I_{geo} \leq 3$	中度-强污染
		$P_n > 3$	重度污染	$3 < I_{geo} \leq 4$	强污染
				$4 < I_{geo} \leq 5$	强-极严重污染
				$I_{geo} > 5$	极严重污染

潜在生态危害指数等级划分标准		人体健康风险等级划分标准				
单元素	评价区位	单一污染物	单一污染物	风险		
潜在生态危害指数 E_r^i	污染程度	综合潜在生态危害指数 RI	总致癌风险	总危害指数	程度	
$E_r^i < 40$	轻微生态危害	$RI < 150$	轻微生态危害	$CR_n \leq 10^{-6}$	$HI_n \leq 1$	可接受
$40 \leq E_r^i < 80$	中等生态危害	$150 \leq RI < 300$	中等生态危害	$CR_n > 10^{-6}$	$HI_n > 1$	不可接受
$80 \leq E_r^i < 160$	强生态危害	$300 \leq RI < 600$	强生态危害			
$160 \leq E_r^i < 320$	很强生态危害	$RI \geq 600$	很强生态危害			
$E_r^i \geq 320$	极强生态危害					

内梅罗综合污染指数:

$$P_n = \sqrt{\frac{(\overline{P_i})^2 + (P_{i-\max})^2}{2}}, \quad \text{式 S(2)}$$

式中, P_n (无量纲)为综合污染指数; $\overline{P_i}$ (无量纲)为监测点重金属 i 污染指数,为该因子监测值与评价标准的比值,本次评价标准采用河南省背景值,研究相对于本省背景值的土壤污染程度及风险等级; $P_{i-\max}$ (无量纲)为因子的点位污染指数最大值.

地累积污染指数:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_i}{k \times B_i}, \quad \text{式 S(3)}$$

式中, I_{geo} (无量纲) 为监测点因子 i 地累积指数值, C_i ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 为点位处因子 i 监测值, k (无量纲) 为由各地岩石差异引起背景值变动而取的修正系数, B_i ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 为该因子参评标准值. 本次研究, 因子参评标准采用河南省背景值, k 值采用 1.5 进行计算.

潜在生态危害指数:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times C_f^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times \frac{C_s^i}{C_n^i}, \quad \text{式 S(4)}$$

式中, RI (无量纲) 为环境风险综合指数; E_r^i (无量纲) 为重金属 i 的生态危害指数; C_f^i (无量纲) 为重金属 i 相对参比值的污染系数; C_s^i ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 为重金属 i 的监测值; C_n^i ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 为重金属 i 的评价标准值, 采用河南省背景值; T_r^i (无量纲) 为重金属 i 的毒性响应系数, 采用值为相应引文的毒性系数值.

人体健康风险指数:

$$CR_{ois} = OISER_{ca} \times C_{sur} \times SF_o, \quad \text{式 S(5)}$$

$$CR_{des} = DCSE_{ca} \times C_{sur} \times SF_d, \quad \text{式 S(6)}$$

$$CR_{pis} = PISER_{ca} \times C_{sur} \times SF_i, \quad \text{式 S(7)}$$

$$HQ_{ois} = \frac{OISER_{nc} \times C_{sur}}{RfD_o \times SAF}, \quad \text{式 S(8)}$$

$$HQ_{des} = \frac{DCSE_{nc} \times C_{sur}}{RfD_d \times SAF}, \quad \text{式 S(9)}$$

$$HQ_{pis} = \frac{PISER_{nc} \times C_{sur}}{RfD_i \times SAF}, \quad \text{式 S(10)}$$

式 S(5)~S(10) 中, 以下均为相关土壤计量: CR_{ois} (无量纲) 为经口摄入途径的致癌风险, CR_{des} (无量纲) 为皮肤接触途径的致癌风险, CR_{pis} (无量纲) 为吸入途径的致癌风险, HQ_{ois} (无量纲) 为经口摄入途径的危害商, HQ_{des} (无量纲) 为皮肤接触途径的危害商, HQ_{pis} (无量纲) 为吸入途径的危害商; $OISER_{ca}$ ($\text{kg 土壤} \cdot \text{kg}^{-1}$ 体质量 $\cdot \text{d}^{-1}$) 为经口摄入暴露量(致癌效应), $DCSE_{ca}$ ($\text{kg 土壤} \cdot \text{kg}^{-1}$ 体质量 $\cdot \text{d}^{-1}$) 为皮肤接触途径的暴露量(致癌效应), $PISER_{ca}$ ($\text{kg 土壤} \cdot \text{kg}^{-1}$ 体质量 $\cdot \text{d}^{-1}$) 为吸入途径的暴露量(致癌效应), C_{sur} ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 为污染物值, SF_o ($(\text{mg 污染物} \cdot \text{kg}^{-1}$ 体质量 $\cdot \text{d}^{-1})^{-1}$) 为经口摄入致癌斜率因子, SF_d ($(\text{mg 污染物} \cdot \text{kg}^{-1}$ 体质量 $\cdot \text{d}^{-1})^{-1}$) 为皮肤接触致癌斜率因子, SF_i ($(\text{mg 污染物} \cdot \text{kg}^{-1}$ 体质量 $\cdot \text{d}^{-1})^{-1}$) 为呼吸吸入致癌斜率因子, $OISER_{nc}$ ($\text{kg 土壤} \cdot \text{kg}^{-1}$ 体质量 $\cdot \text{d}^{-1}$) 为经口摄入暴露量(非致癌效应), $DCSE_{nc}$ ($\text{kg 土壤} \cdot \text{kg}^{-1}$ 体质量 $\cdot \text{d}^{-1}$) 为皮肤接触途径的暴露量(非致癌效应), $PISER_{nc}$ ($\text{kg 土壤} \cdot \text{kg}^{-1}$ 体质量 $\cdot \text{d}^{-1}$) 为吸入途径的暴露量(非致癌效应); RfD_o ($\text{mg 污染物} \cdot \text{kg}^{-1}$ 体质量 $\cdot \text{d}^{-1}$) 为经口摄入参考剂量, RfD_d ($\text{mg 污染物} \cdot \text{kg}^{-1}$ 体质量 $\cdot \text{d}^{-1}$) 为皮肤接触参考剂量, RfD_i ($\text{mg 污染物} \cdot \text{kg}^{-1}$ 体质量 $\cdot \text{d}^{-1}$) 为呼吸吸入参考剂量, SAF (无量纲) 为暴露于土壤的参考剂量分配系数. 该系列公式中, 除 RfD_d 、 SAF 外, 其他各项均为评估模型计算得出值, 该部分取值计算方法参见《建设用土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3-2019)(公式 A.1-8、B.1-4), 相关参数(不含 Pb)均采用该导则附表 B.1、G.1 中的推荐值.

单一重金属污染物的总致癌风险 CR_n (无量纲) 和总危害指数 HI_n (无量纲), 计算式如下:

$$CR_n = CR_{ois} + CR_{des} + CR_{pis}, \quad \text{式 S(11)}$$

$$HI_n = HQ_{ois} + HQ_{des} + HQ_{pis}. \quad \text{式 S(12)}$$

表 S3 研究区土壤重金属相关性系数

Tab. S3 The correlation coefficient of soil heavy metals in the study area

A 地块	As	Cd	Cu	Pb	Hg	Ni	Zn	V	Co	Sb	B 地块
As	1	0.141	0.810 *	0.688	0.184	0.961 **	0.826 *	0.398	0.916 **	0.823 *	As
Cd	0.283	1	-0.244	0.689	0.676	-0.042	-0.266	0.589	-0.040	-0.208	Cd
Cu	0.704	-0.269	1	0.456	-0.338	0.909 **	0.959 **	-0.174	0.957 **	0.996 **	Cu
Pb	0.409	0.936 **	0.001	1	0.356	0.553	0.368	0.336	0.567	0.482	Pb
Hg	-0.264	-0.288	-0.007	-0.366	1	0.037	-0.184	0.875 **	-0.091	-0.330	Hg
Ni	0.493	-0.064	0.686	0.270	-0.506	1	0.938 **	0.245	0.975 **	0.912 **	Ni
Zn	0.744	-0.053	0.828 *	0.116	-0.352	0.517	1	-0.037	0.963 **	0.953 **	Zn
V	-0.174	0.113	-0.433	0.038	0.322	-0.166	-0.762	1	0.093	-0.152	V
Co	0.469	0.170	0.047	0.088	-0.731	0.076	0.518	-0.413	1	0.963 **	Co
Sb	0.306	0.983 **	-0.326	0.885 *	-0.379	-0.101	-0.048	0.122	0.321	1	Sb

注：**表示在 0.01 概率水平上相关性显著；*表示在 0.05 概率水平上相关性显著。

表 S4 重金属不同暴露途径的土壤暴露量

Tab. S4 Soil exposure dose of heavy metals in different exposure pathways

kg · (kg · d)⁻¹

重金属	致癌效应暴露量			非致癌效应暴露量		
	经口摄入 $OISER_{ca}$	皮肤接触 $DCSER_{ca}$	呼吸吸入 $PISER_{ca}$	经口摄入 $OISER_{nc}$	皮肤接触 $DCSER_{nc}$	呼吸吸入 $PISER_{nc}$
As	1.28E-06	1.23E-07	6.51E-09	9.99E-06	8.53E-07	2.42E-08
Cd	1.28E-06	4.09E-09	6.51E-09	9.99E-06	2.84E-08	2.42E-08
Cu	1.28E-06	—	6.51E-09	9.99E-06	—	2.42E-08
Pb	1.28E-06	—	6.51E-09	9.99E-06	—	2.42E-08
Hg	1.28E-06	—	6.51E-09	9.99E-06	—	2.42E-08
Ni	1.28E-06	—	6.51E-09	9.99E-06	—	2.42E-08
Zn	1.28E-06	—	6.51E-09	9.99E-06	—	2.42E-08
V	1.28E-06	—	6.51E-09	9.99E-06	—	2.42E-08
Co	1.28E-06	—	6.51E-09	9.99E-06	—	2.42E-08
Sb	1.28E-06	—	6.51E-09	9.99E-06	—	2.42E-08

注：“—”表示文献资料无风险参考数据，下表同。

表 S5 重金属不同暴露途径的污染物参考剂量

Tab. S5 Reference dose of pollutants in different exposure pathways of heavy metals

重金属	致癌斜率因子/ $(\text{kg} \cdot \text{d}) \cdot \text{mg}^{-1}$			参考剂量/ $(\text{mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1})$		
	经口摄入 SF_o	皮肤接触 SF_d	呼吸吸入 SF_i	经口摄入 RfD_o	皮肤接触 RfD_d	呼吸吸入 RfD_i
As	1.50E+00	1.5	18.33	3.00E-04	3.00E-04	3.52E-06
Cd	—	—	7.67	1.00E-03	2.50E-05	2.35E-06
Cu	—	—	—	4.00E-02	4.00E-02	—
Pb	—	8.50E-03	—	3.50E-03	5.25E-04	3.52E-03
Hg	—	—	—	3.00E-04	2.10E-05	7.04E-05
Ni	—	—	1.11	2.00E-02	8.00E-04	2.11E-05
Zn	—	—	—	3.00E-01	3.00E-01	—
V	—	—	35.38	9.00E-03	2.34E-04	1.64E-06
Co	—	—	38.36	3.00E-04	3.00E-04	1.41E-06
Sb	—	—	—	4.00E-04	6.00E-05	—