

doi: 10.12068/j.issn.1005-3026.2020.04.020

抚顺西露天矿区土壤重金属污染及潜在风险评价

姜彬慧¹, 张博¹, 王雪峰², 姜琦¹

(1. 东北大学资源与土木工程学院, 辽宁沈阳 110819; 2. 抚顺矿业集团有限责任公司, 辽宁抚顺 113008)

摘 要: 通过对矿区地上典型区域土壤重金属含量的测定,确定了Cd是矿区土壤中重金属污染的特征元素;利用单因子污染指数法、内梅罗污染指数法和潜在生态危害指数法评估该区域土壤重金属污染程度和潜在生态风险.结果表明: Cd的单元素污染负荷指数和内梅罗污染指数平均值分别为4.06和5.32,属于重度污染水平.3个生态修复区域的内梅罗污染指数在2.07~4.57之间,其中南帮自然生态恢复区(SNER)属于重度污染,其他区域为中度污染;矿区土壤重金属潜在生态风险指数介于98.62~224.55之间,SNER区域达到中等危害水平,其余区域为轻度生态危害.

关 键 词: 抚顺西露天矿;矿区土壤;重金属污染;污染评价;潜在生态风险

中图分类号: X 522 **文献标志码:** A **文章编号:** 1005-3026(2020)04-0568-07

Heavy Metal Pollution and Potential Risk Assessment of Soil in Fushun Western Open-Pit Mining Area

JIANG Bin-hui¹, ZHANG Bo¹, WANG Xue-feng², JIANG Qi¹

(1. School of Resources & Civil Engineering, Northeastern University, Shenyang 110819, China; 2. Fushun Mining Group Co., Ltd., Fushun 113008, China. Corresponding author: ZHANG Bo, E-mail: 2451330486@qq.com)

Abstract: By measuring the heavy metal content in the typical area of the mining area, it is found that Cd is the characteristic element of the heavy metal pollution in the mining area. The pollution degree and the potential ecological risk caused by the heavy mental pollution were evaluated by using the single factor pollution index method, the Nemero pollution index method and the potential hazard index method respectively. The results showed that the average values of single element pollution index and Nemero pollution index of Cd are 4.06 and 5.32, respectively, both indicate a heavy pollution. The Nemero pollution index of the three ecological restoration areas are 2.07~4.57, among which the south natural ecological restoration(SNER) area is heavy pollution and the other areas are moderate pollution. The potential ecological risk index of heavy metals in the mining area is 98.62~224.55, the SNER area reaches the medium hazard level, and the remaining areas are evaluated as mild ecological hazards.

Key words: Fushun western open-pit mine; mining area soil; heavy metal pollution; pollution assessment; potential ecological risk

国内外煤炭资源的过量开采,尤其在淘选、运输技术未达到理想水平而导致成矿及伴生矿的重金属元素通过水和大气等介质进入土地环境中,造成土地重金属含量超标乃至污染,通过各种途径转移到食物链中的重金属元素最终进入人体,危害人类健康^[1].煤炭在开采过程中所引起的矿区土地重金属污染,已经成为国内外学者关注的热点问题,许多学者针对这一问题及重金属污染产生的其他环境效应开展了大量的研究工作^[2-4].

抚顺西露天矿区位于抚顺煤田西部,以开采时间长、覆盖面积广、开采技术先进而被世人熟知.新中国成立以后,经过近70年的开采,西露天矿已开采2.7亿t煤炭及5.3亿t油母页岩,为国

家和地区经济发展做出了巨大贡献。现矿区平均开采深度约为 400 m, 南北宽 2.2 km, 东西长 6.6 km, 矿坑总面积达 10.86 km², 形成了目前容积约 14 亿 m³ 的“亚洲第一大坑”^[5]。面对地质灾害严重、资源浪费和环境污染的困境, 西露天矿已于 2019 年 6 月 30 日停采闭坑。由于该矿区工程地质、水文地质条件复杂, 存在水质污染、生态破坏、滑坡、地裂缝等环境与地质灾害, 故治理难度非常大^[6]。对于抚顺西露天矿区采煤沉陷区综合治理和矿坑闭坑后的综合改造利用, 尤其是闭矿后矿区土地的再利用途径与适用范围, 如何实现企业转型和资源枯竭型城市可持续发展等难题, 当地政府急需对矿区的整体规划进行科学论证, 因此对矿区土地污染现状的调查与生态风险评估已迫在眉睫。本文选取了矿区地上 3 个典型区域的表层土壤和 4 种矿坑岩石及其风化物为研究对象, 首次开展该区域土壤重金属的污染识别及潜在生态风险评估。分别以《土壤环境质量—农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618—2018)和《土壤环境质量—建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB36600—2018)中污染风险筛选值为对比参照值, 确定了该区域土壤的重金属特征污染物、重金属分布与生态风险等级, 为评价矿区土壤生态修复效果及未来土地使用途径和适用范围提供技术参考。

1 材料与方法

1.1 样品采集

1) 采样点的选择。根据矿区内排土场及周边土地采取的不同修复方式确定采样点, 共分 4 个典型区域: ①以南帮千台山为代表的自然生态恢(修)复区(south nature ecological restoration zone, SNER), 位于东经 123.875 1°~123.881 8°, 北纬 41.832 5°~41.833 3°。该排土场主要形成于 20 世纪 50 年代, 堆积物主要为煤矸石、油母页岩贫矿等岩石物料, 经过半个世纪的自然恢(修)复, 形成了以煤矸石风化物为主的矸石土壤, 该区域的乔本植物为人工栽种的刺槐, 草本植物主要为野生的豚草。②北帮 10 年人工生态修复区(north artificial ecological restoration zone, NAER), 位于西露天矿北帮中部的上部区段(东经 123.861 5~123.878 6, 北纬 41.848 8~41.850 7), 该地段与市区土地接壤, 主要堆积物为第四系冲积土、油页岩贫矿、绿色泥岩和矿区周边生活与建筑垃圾等。该区域于 2007 年开始进行人工生态修复工程建

设, 形成了以砂质黏土层与人工填土为主的砂石土壤。地上植物主要为人工栽种的火炬、刺槐和榆树, 草本植物主要为野生杂草。③西端帮 2 年人工生态修复区(west artificial ecological restoration zone, WAER): 位于西端帮地上(东经 123.849 5~123.851 7, 北纬 41.839 2~41.844 2), 于 2016 年开始进行人工生态修复工程建设, 主要堆积物为煤矸石、绿色泥岩和油母页岩贫矿等物料, 该区域包含两种类型的土样, 一部分主要以矸石风化土掺杂客土的混合土壤, 另一部分以煤矸石、绿色泥岩和油母页岩贫矿混杂风化土为主。地上植物主要为人工栽种的火炬、刺槐、金叶榆和紫叶稠李, 草本植物主要为三叶草和野花组合。④矿坑岩石及其风化物, 其中包括绿色泥岩(green mudston, GM)、油母页岩(oil shale, OS)、煤矸石风化土(coal gangue weathering, CGW)及自燃煤矸石风化土(self combustion gangue, SCG)。其中 GM 和 OS 位于东经 123.909 0, 北纬 41.846 8; CGW 和 SCG 位于东经 123.880 9, 北纬 41.832 1。采用 GPS 定位系统确定采样位置见图 1, 各采样点 pH 见表 1。

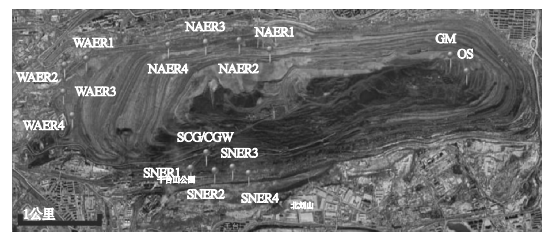


图 1 抚顺矿区采样点位图
Fig. 1 Location of sampling points in Fushun mining area

SNER1~SNER4—南帮自然生态修复区;
WAER1~WAER4—西端帮人工生态修复区;
NAER1~NAER4—北帮人工生态修复区;
GM—绿色泥岩; OS—油母页岩;
CGW—煤矸石风化土; SCG—自燃煤矸石风化土。

2) 样品采集方法。样品采集于 2018 年 10 月, 由于不确定研究区域中污染物分布是否均匀, 因此在 3 个修复区内分别设置 4 个小采样区(100 m×100 m)。在矿坑岩石区随机定点, 分别按照等距离分布以“S”形法采集 4 个点位的 0~20 cm 的表层土样, 将 4 点混合样作为该区域的样本, 共采集 16 个样品。混合后单样质量约为 2.0 kg, 清理土样表面的杂物及植物腐殖物质后, 经自然风干, 用玛瑙研钵将土样研碎, 过 165 μm 尼龙筛, 并用四分法缩分到约 1.0 kg, 然后放置于自封袋中备用。

1.2 样品检测方法

pH 依据规范(NY/T 1377—2007)检测。重金属定量检测依据《中华人民共和国国家环境保护

表 1 各采样点的 pH
Table 1 pH of each sampling point

样品编号	pH	样品编号	pH	样品编号	pH	样品编号	pH
SNER1	7.06 ± 0.10	WAER1	7.66 ± 0.50	NAER1	8.13 ± 0.10	GM	9.76
SNER2	6.83 ± 0.20	WAER2	7.58 ± 0.60	NAER2	8.55 ± 0.70	OS	9.23
SNER3	7.09 ± 0.10	WAER3	8.08 ± 0.20	NAER3	8.42 ± 0.4	CGW	6.63
SNER4	7.24 ± 0.20	WAER4	8.17 ± 0.50	NAER4	8.20 ± 0.20	SCG	5.82

标准》中规定的前处理方法,在聚四氟乙烯坩埚中加入 0.1 g 采集的矿区样品,依次加入 HCl, HNO₃, HF, HClO₄, 放置电热板上加热消解. 消解完成后冷却至室温,在电热板上加热赶酸,至内溶物近干. 最后冷却至室温,用去离子水溶解内溶物,将溶液定容至 50 mL. 采用电感耦合等离子发射光谱法(ICP, Optima 8300DV)测定样品中 Cu, Zn, Cr 和 As 的含量;火焰原子吸收光谱仪(Z-2300)检测 Ni 含量、石墨炉原子吸收光谱仪(Z-2700)检测 Pb 和 Cd 含量,原子荧光分光光度仪(ZSXPrimus II)测试 Hg 的含量.

1.3 土壤重金属污染的评价方法

1.3.1 单因子指数法

单因子指数法的计算公式为^[7]

$$P_i = \frac{C_i}{S_i}.$$
 (1)

式中: P_i 为土壤污染物 i ($i = 1, 2, 3 \cdots$) 的单因子污染指数; C_i 为土壤污染物 i 的实测值 (mg/kg); S_i 为土壤污染物 i 的评价标准值 (mg/kg). 本文采用《土壤环境质量—农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618—2018)中农用地土壤污染风险筛选值作为评价标准值. 依据 P_i 值的不同

将土壤污染分为 4 类: $P_i < 1$, 非污染; $1 < P_i \leq 2$, 微污染; $2 < P_i \leq 3$, 轻度污染; $3 < P_i \leq 5$, 中度污染; $P_i > 5$, 重度污染^[8].

1.3.2 内梅罗综合污染指数

内梅罗综合污染指数的计算式为^[9]

$$P_n = \sqrt{\frac{(\bar{P}_i)^2 + (P_{i\max})^2}{2}}.$$
 (2)

式中: P_n 为内梅罗综合污染指数; P_i 为污染物 i ($i = 1, 2, 3 \cdots$) 的单项污染指数; $P_{i\max}$ 为污染物 i 的单项污染指数最大值. 根据内梅罗污染指数的大小将土壤污染水平分为 5 组: $P_n \leq 0.7$, 清洁; $0.7 < P_n \leq 1$, 警戒限值; $1 < P_n \leq 2$, 轻微污染; $2 < P_n \leq 3$, 中度污染; $P_n > 3$, 重度污染.

1.3.3 潜在生态危害指数

潜在生态危害指数的计算公式为^[7]

$$P_r = \sum_{i=1}^n P_i \times T_i.$$
 (3)

式中: P_r 为潜在生态危害指数; T_i 为污染物 i 的生物毒性系数,具体数值见表 2. P_r 分为 5 级: $P_r < 150$, 轻微危害; $150 \leq P_r < 300$, 中等危害; $300 \leq P_r < 600$, 较高危害; $600 \leq P_r < 1\,200$, 高度危害; $P_r \geq 1\,200$, 极高危害^[8].

表 2 不同重金属的毒性系数
Table 2 Toxicity coefficient of different heavy metals

元素	Zn	Cr	Ni	Cu	Pb	As	Cd	Hg
毒性系数(T_i)	1	2	5	5	5	10	30	40

2 结果与分析

2.1 样品的 pH 特征

土壤 pH 是衡量土壤酸碱性强度的重要指标,它的变化直接影响着土壤重金属离子的交换、迁移和转化,进而改变土壤重金属的含量及其有效性. 不同样品的平均 pH 如表 1 所示. 研究区中样品的平均 pH 主要与该区域的土质构成与矿坑岩石(地层岩性物料)的 pH 有关,此外也与地上生长的植物与根系微生物的作用有关. 矿坑岩石

土的 pH 依次为 9.76 (GM) > 9.23 (OS) > 6.63 (CGW) > 5.82 (SCG), 由于 CGW 和 SCG 中含有硫化物,所以样品 pH 呈弱酸性. 而煤矸石自燃后,矸石成分中的黄铁矿等物质被氧化,产生了硫酸等酸性物质,造成矸石土壤酸化,故 SCG 的 pH 更低^[10]. SNER 样品是以煤矸石为主的矸石土壤,其 pH 均值为 7.18,明显高于 CGW 和 SCG 样品的 pH (6.63 和 5.82),属于中性土质 ($6.5 < \text{pH} < 7.5$); 而 WAER 和 NAER 样品中有大量 GM, OS 贫矿及回填土, pH 均值分别为 7.87 和 8.33,明显低于 GM 和 OS 样品中的 pH (9.76 和

9.23),属于碱性土壤($7.5 < \text{pH} < 8.5$). 上述现象说明植物和微生物对矸石或岩石土的修复作用可以改变土质的 pH,使其向中性土质转化. 矿区修复区土壤的 pH 均值为 7.75,按照我国土壤酸碱度分级标准,抚顺西露天矿区大部分土壤属于碱性范围.

2.2 重金属污染特征

矿区土壤 12 个样品及 4 种矿坑岩石土中 8 种重金属元素的平均质量比测定结果如表 3 所

示,所有样品中 Cd 的平均质量比均超过《土壤环境质量 – 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618—2018)污染风险筛选值. 此外, SNER 区域和 SCG 共 5 个样品中 Ni, NAER1 样品中 Cu 的平均质量比也超过农用地土壤污染风险管控标准筛选值;但所有重金属的平均质量比均低于《土壤环境质量 – 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB36600—2018)的污染风险筛选值.

表 3 重金属的质量比
Table 3 Comparison on mass ratio of the heavy metal mg/kg

采样点位		平均质量比							
		Ni	Cr	Zn	Cu	Pb	Hg	Cd	As
南帮千台山	SNER1	126.85	100.00	126.77	78.75	22.40	1.30	1.90	0.50
	SNER2	115.19	110.00	135.80	64.71	20.69	0.74	1.80	0.20
	SNER3	101.69	120.00	140.90	76.71	30.00	0.80	1.90	4.00
	SNER4	111.01	130.00	114.50	79.78	20.57	0.88	1.60	2.80
	均值	113.69	110.00	129.49	74.99	23.42	0.93	1.80	1.88
北帮地上	NAER1	88.88	100.00	170.00	129.63	36.41	1.57	2.00	8.30
	NAER2	41.12	50.00	104.26	43.53	20.00	0.08	1.80	7.70
	NAER3	63.74	60.00	178.54	63.24	51.42	0.98	1.70	21.00
	NAER4	44.92	80.00	119.26	52.91	20.00	0.93	1.80	10.20
	均值	59.67	70.00	143.02	72.33	31.96	0.89	1.83	11.8
西端帮地上	WAER1	63.65	60.00	90.00	49.51	20.00	0.42	1.90	4.80
	WAER2	80.15	70.00	100.22	64.66	20.00	0.48	1.85	4.10
	WAER3	50.46	70.00	148.05	55.29	10.00	0.26	1.80	4.60
	WAER4	52.14	70.00	154.19	58.99	20.00	0.31	1.90	4.40
	均值	61.60	67.50	123.12	57.11	17.50	0.37	1.90	4.48
矿坑岩石	GM	80.00	40.00	90.00	40.00	10.00	0.23	2.30	18.8
	OS	60.00	75.00	150.00	40.00	10.00	3.25	2.35	7.50
	CGW	60.00	70.00	110.00	50.00	10.00	0.28	1.10	11.00
	SCG	113.68	150	140.00	70.00	10.00	2.18	2.80	7.40
GB15601—2018	6.5 < pH ≤ 7.5	100	200	250	100	120	2.4	0.3	30
	>7.5	190	250	300	100	170	3.4	0.6	25
GB3660—2018		900	5.7(六价)	—	18 000	800	38	65	60

矿区土壤样品中 Cd 的平均质量比为 1.84 mg/kg,超过农业用地风险筛选值 3.14 倍,最高出现在 NAER1 点位,为 2.00 mg/kg;最低出现在 SNER4 点位,为 1.60 mg/kg. 在 SNER 区域的样品 ($6.5 < \text{pH} < 7.5$) 中, Ni 的平均质量比为 113.69 mg/kg,是农业用地风险筛选值的 1.14 倍,故也存在一定程度的污染. 其余重金属元素如 Cr, Zn, Cu, Pb, Hg 和 As 的平均质量比均低于农业用地风险筛选值. 由表 3 还可以看出,矿坑岩石土 SCG 中 Cd 的最大质量比为 2.80 mg/kg, CGW 中 Cd 的最小质量比为 1.10 mg/kg, OS 和 GM 中 Cd 质量比分别为 2.35 和 2.30 mg/kg. SCG 中 Cd,

Ni, Cr, Zn, Cu 的质量比远高于其他矿坑岩石样品,说明经过燃烧后煤矸石中的重金属得到富集. 在煤燃烧过程中 ($600 \sim 900\text{ }^{\circ}\text{C}$), As 的挥发量大幅增加^[11],所以 As 的质量比低于其他矿坑岩石样品. SNER 区域是在 20 世纪 50 ~ 60 年代开始形成的排土场,主要以煤矸石和油母页岩贫矿风化土为主,经过长期自然生态修复形成矸石土壤. 由于该区域植物的修复作用、土壤的淋滤、风蚀比较充分,所以 4 个样品中 Cd 的平均质量比最低,为 1.80 mg/kg. NAER 地上区域为 2007 年建设的生态修复区,其土地构成为第四系冲积层、油页岩贫矿、绿色泥岩风化物 and 回填土,该区域重金属 Cd

的质量比与 SNER 接近 (1.83 mg/kg), 但是 NAER1 点的 Cu 的质量比明显高于其他样品, 推测可能是因为该点位原来堆放的废物中 Cu 的质量比较高所致. WAER 区域于 2016 年开始实施人工生态修复, 堆积土质主要为煤矸石风化物、油页岩贫矿、绿色泥岩风化物与部分客土, 主要种植火炬/刺槐和金叶榆/紫叶稠李. 虽然 WAER 区域含有客土, 但修复时间短, 土壤淋滤、风蚀不够充分, 所以该区域 Cd 的平均质量比 (1.90 mg/kg) 高于 SNER 和 NAER 2 个生态恢(修)复区域. 由于 2 个人工生态修复区域 WAER 和 NAER 土壤中的 pH 均值分别为 7.87 和 8.33 (见表 1), 属于碱性土壤 ($7.5 < \text{pH} < 8.5$), 不利于重金属 Cd 的交换、迁移和转化, 致使人工生态修复效果不明显, 但该矿区土壤高 pH 会有效降低重金属镉污染的风险. 魏忠义等^[12]对抚顺西露天矿区堆积的岩性物料中重金属含量进行测定, 发现碳质页岩、绿色泥岩及其风化物中 Cd 的质量比大于 0.74 mg/kg, 均超过国家土壤二级质量标准 (GB15618—1995). 由表 3 可知, 矿坑岩石样品中 Cd 质量比均高于修复区土壤中 Cd 的质量比, 推测矿区土壤 Cd 污染主要由煤炭及其伴生矿石的

母质岩石中含有较高 Cd 淋出所致. 综上可知, 矿区内堆积物的岩石母质构成不同是矿区土壤重金属含量差异的主要原因, 其中 Cd 是抚顺西露天矿区土地的重金属特征污染物, Ni 是矿区南部千台山地上土壤 (SNER) 的特征污染物.

2.3 矿区土地重金属污染与生态风险评价

2.3.1 单因子污染指数法评价结果

国内多数学者对土壤重金属元素污染评级时多采用当地土壤背景值作为评价指标, 由于抚顺西露天矿区土地主要为岩石/矸石风化土和砂石土, 矿区面临停产闭坑, 需要规划未来土地的使用途径. 当前矿区生态环境的恢复和保护区域自然生态是该区域的首要课题, 也是国家实施矿区生态修复工程示范的重点实施区域, 因此选用较为严格的农业用地筛选值作为评级标准, 评价结果见表 4. 可以看出, 就单元素而言, 矿区土壤重金属污染负荷指数均值由大到小依次为 4.06 (Cd) > 0.68 (Cu) = 0.68 (Hg) > 0.59 (Ni) > 0.47 (Zn) > 0.38 (Cr) > 0.24 (As) > 0.16 (Pb), 其中重金属污染贡献最大的元素为 Cd, 平均单元素污染负荷指数达到了 4.06 ($3 < P_i \leq 5$), 属于中度污染, 其余重金属 $P_i \leq 1$, 未达到污染水平.

表 4 单因子污染指数和内梅罗污染指数评价结果
Table 4 Evaluation results of single factor pollution index and Nemero pollution index

点位	单因子污染负荷指数								内梅罗污染指数	
	Ni	Cr	Zn	Cu	Pb	Hg	Cd	As	内梅罗指数	评价结果
SNER1	1.27	0.50	0.51	0.79	0.19	0.54	6.33	0.02	4.57	重度污染
SNER2	1.15	0.55	0.54	0.65	0.17	0.31	6.00	0.01	4.32	重度污染
SNER3	1.02	0.60	0.56	0.77	0.25	0.33	6.33	0.13	4.56	重度污染
SNER4	1.11	0.65	0.46	0.80	0.17	0.37	5.33	0.09	3.85	重度污染
NAER1	0.47	0.40	0.57	1.30	0.21	0.46	3.33	0.33	2.44	中度污染
NAER2	0.22	0.20	0.35	0.44	0.12	0.02	3.00	0.31	2.16	中度污染
NAER3	0.34	0.24	0.60	0.63	0.30	0.29	2.83	0.84	2.07	中度污染
NAER4	0.24	0.32	0.40	0.53	0.12	0.27	3.00	0.41	2.17	中度污染
WAER1	0.34	0.24	0.30	0.50	0.12	0.12	3.17	0.19	2.28	中度污染
WAER2	0.42	0.28	0.33	0.65	0.12	0.14	3.08	0.16	2.23	中度污染
WAER3	0.27	0.28	0.49	0.55	0.06	0.08	3.17	0.18	2.28	中度污染
WAER4	0.27	0.28	0.51	0.59	0.12	0.09	3.17	0.18	2.29	中度污染
GM	0.42	0.16	0.30	0.40	0.06	0.68	3.83	0.75	2.77	中度污染
OS	0.32	0.30	0.50	0.40	0.06	0.96	3.92	0.30	2.84	中度污染
CGW	0.60	0.35	0.44	0.50	0.08	0.12	3.67	0.37	2.66	中度污染
SCG	1.57	1.00	0.70	1.40	0.11	1.56	9.33	0.19	6.75	重度污染
单元素污染负荷指数均值	0.59	0.38	0.47	0.68	0.16	0.25	4.06	0.24	—	—
内梅罗污染指数均值	0.99	0.53	0.54	1.04	0.46	0.42	5.32	0.62	—	—

如果按照区域来看,SNER 区域中 Cd 的单因子污染指数在 4 个采样点位均超过 5,属于重度污染. 由于该区域的 pH 均值是 7.01,土壤的中性环境不利于对 Cd 的钝化作用^[13-14],因此对环境的风险较大;NAER 区域中的第 3 个采样点为轻度污染,其余样点与 WAER 区域全部为中度污染. 推测 Cd 在整个矿区均超标的原因主要是受其土壤母质的影响,除 CGW 外矿坑岩石中 Cd 的质量比均高于 2 mg/kg. 矿区中超标的另一个重金属为 Ni,与 Cd 超标不同的是,Ni 只在 SNER 区域存在超标现象,其单因子污染指数介于 1~2 之间,属于微污染的水平. 需要注意的是点位 SCG,该点位的 Ni,Cr,Cu,Hg 和 Cd 的单因子污染指数均>1,属于微污染. 这是因为 SCG 的土质为煤矸石自燃后的矸石风化土,在煤矸石燃烧的过程中,矸石中的部分物质被消耗掉,导致该点位中重金属的含量相对高于其他区域,达到污染的级别.

2.3.2 内梅罗污染指数法评价结果

当土壤中存在多种重金属元素共同产生污染时,只用单因子评价法不能够全面反映土壤的污染状况,而内梅罗指数不仅可以突出对污染贡献较大的重金属元素的影响,也能够总体评价不同重金属元素对土壤环境的污染水平. 目前,国内外普遍应用该方法来评价土壤环境污染程度,但由于过度体现最大污染元素对土壤环境质量的作用,导致评价结果会稍偏大. 对抚顺西露天矿区的采样点位,采用内梅罗污染指数法进行评价,结果见表 4. 由表 4 的计算结果可知在 SNER 区域的

内梅罗污染指数(P_n)均高于 3,属于重度污染^[9],同样属于重度污染的是 SCG 点位. 就单个采样点位看,污染最严重的是 SCG,其内梅罗污染指数达 6.75,远高于内梅罗污染指数标准的限值 3. 除 SNER 区域和 SCG 点位,其他采样点的内梅罗污染指数均介于 2~3 之间,属于中度污染($2 < P_n \leq 3$). 从整个矿区的单个金属元素的内梅罗污染指数来看(表 4),污染排序为 5.32(Cd)>1.04(Cu)>0.99(Ni)>0.62(As)>0.54(Zn)>0.53(Cr)>0.46(Pb)>0.42(Hg),故 Cd 属于重度污染($P_n > 3$),Cu 存在轻污染($1 < P_n \leq 2$),Ni 在警戒线范围内($0.7 < P_n \leq 1$),Cr,As,Zn,Pb 和 Hg 为安全不存在污染($P_n \leq 0.7$). 因此,内梅罗污染指数法与单因子污染指数法得到的结果一致,即矿区土壤的重金属特征污染物是 Cd,已达到中度-重度污染水平.

2.3.3 潜在生态危害指数法评价结果

潜在生态危害指数是国内外学者目前常用的一种评价冲积物或土壤重金属污染的方法,该方法可以准确地评价冲积物或土壤中的重金属对该区域的潜在生态危害程度. 该方法综合考虑了不同重金属元素的生态敏感程度、迁移转化规律、生物毒性水平及区域背景值差异等多因素的协同作用,对区域差异和不同污染来源的影响可以有效消除^[7]. 利用潜在生态危害指数法评价抚顺矿区土壤中重金属的潜在生态危害程度的结果见表 5,可以看出:潜在生态危害指数介于 98.62~224.55 之间,最大值出现在 SNER1 号点位,为

表 5 潜在生态危害指数计算结果
Table 5 Calculation results of potential ecological risk index

采样点	单元素潜在生态危害指数								潜在生态危害指数	风险等级
	Ni	Cr	Zn	Cu	Pb	Hg	Cd	As		
SNER1	6.34	1.00	0.51	3.94	0.93	21.67	190.00	0.17	224.55	中等生态危害
SNER2	5.76	1.10	0.54	3.24	0.86	12.33	180.00	0.07	203.90	中等生态危害
SNER3	5.08	1.20	0.56	3.84	1.25	13.33	190.00	1.33	216.60	中等生态危害
SNER4	5.55	1.30	0.46	3.99	0.86	14.67	160.00	0.93	187.75	中等生态危害
NAER1	2.34	0.80	0.57	6.48	1.07	18.47	100.00	3.32	133.05	轻微生态危害
NAER2	1.08	0.40	0.35	2.18	0.59	0.94	90.00	3.08	98.62	轻微生态危害
NAER3	1.70	0.48	0.60	3.15	1.50	11.60	84.90	8.40	112.36	轻微生态危害
NAER4	1.20	0.64	0.40	2.65	0.60	10.80	90.00	4.10	110.47	轻微生态危害
WAER1	1.70	0.48	0.30	2.50	0.60	4.80	95.10	1.90	107.38	轻微生态危害
WAER2	2.10	0.56	0.33	3.25	0.60	5.60	92.40	1.60	106.61	轻微生态危害
WAER3	1.35	0.56	0.49	2.75	0.30	3.20	95.10	1.80	105.34	轻微生态危害
WAER4	1.35	0.56	0.51	2.95	0.60	3.60	95.10	1.80	106.39	轻微生态危害
GM	2.11	0.32	0.30	2.00	0.30	27.20	90.60	7.50	130.25	轻微生态危害
OS	1.68	0.60	0.50	2.00	0.30	38.40	117.60	3.00	163.71	轻微生态危害
CGW	3.0	0.70	0.44	2.50	0.40	4.80	110.10	3.70	125.39	轻微生态危害
SCG	7.85	2.00	0.70	7.00	0.55	62.40	248.10	1.90	330.46	中等生态危害

224.55,达到了中等生态危害;最低值是 NAER2 号点位的 98.62,为轻微生态危害;整个矿区的生态风险指数为 142.75,属于轻微生态危害,SNER 潜在生态危害指数均值为 208.2,在 150~300 这个区间范围内属于中等生态危害,WAER 均值为 106.43,NAER 均值为 113.62,评价结果均为轻微生态危害^[7].说明经过人工生态修复区域土壤(WAER 和 NAER)的重金属潜在生态危害要低于自然生态修复区土壤(SNER)的中等生态危害.就目前而言,整个矿区土壤有一定的重金属危害风险,但对生态环境的危害程度不太严重.

3 结 论

1) 抚顺西露天矿区土地平均 pH 为 7.75,大部分土地属于碱性土,不利于重金属离子的交换、迁移和转化,有利于减少重金属对地下水污染的生态风险;按照《农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618—2018)的风险筛选值为标准,全部样品中 Cd 和 SNER 区域样品中 Ni 的质量比均超过农业用地风险筛选值.因此,该矿区土地重金属特征污染物为 Cd,矿区闭矿后的土地不宜作为农业用地.

2) 抚顺矿区土地重金属总体水平属于中度污染,同时存在着一定的潜在生态风险.实施人工生态修复的土壤中重金属污染及潜在生态风险明显低于自然生态修复的区域,在矿区闭坑后,通过适当的治理措施可以减少矿区土地中重金属的质量比,提高土地利用率及扩大土地适用范围.

参考文献:

[1] Barkett M O, Akiun E. Heavy metal contents of contaminated soils and ecological risk assessment in abandoned copper mine harbor in Yedidalga, Northern Cyprus [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(10): 378–385.

[2] Zhai M, Totolo O, Modisi M P, et al. Heavy metal distribution in soils near Palapye, Botswana; an evaluation of the environmental impact of coal mining and combustion on soils in a semi-arid region [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2009, 31(6): 759–777.

[3] Singh R, Venkatesh A S, Syed T H, et al. Assessment of potentially toxic trace elements contamination in groundwater resources of the coal mining area of the Korba Coalfield, Central India [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2017, 76

(16): 566–576.

[4] Yao D X, Meng J, Zhang Z G. Heavy metal pollution and potential ecological risk in reclaimed soils in Huainan Mining Area [J]. *Journal of Coal Science and Engineering(China)*, 2010, 16(3): 316–319.

[5] 贾兰. 抚顺西露天矿坑回填关键技术研究[D]. 抚顺: 辽宁工程技术大学, 2013: 1–3.

(Jia Lan. Research on key techniques of backfilling in Fushun West Open-Pit Mine [D]. Fushun: Liaoning Technical University, 2013: 1–3.)

[6] 张飞, 杨天鸿, 王植, 等. 某露天矿南帮滑体西部边界形态测定[J]. 东北大学学报(自然科学版), 2017, 38(9): 1335–1340.

(Zhang Fei, Yang Tian-hong, Wang Zhi, et al. Determination of the western boundary morphology of the southern slide body in an open pit mine [J]. *Journal of Northeastern University(Natural Science)*, 2017, 38(9): 1335–1340.)

[7] Gyamfi E, Appiah-Adjei E K, Adjei K A. Potential heavy metal pollution of soil and water resources from artisanal mining in Kokoteasua, Ghana [J]. *Groundwater for Sustainable Development*, 2019, 8: 450–456.

[8] Zhu D, Wei Y, Zhao Y, et al. Heavy metal pollution and ecological risk assessment of the agriculture soil in Xunyang Mining Area, Shaanxi Province, Northwestern China [J]. *Buletin of Environmental Contamination Toxicology*, 2018, 101(2): 178–184.

[9] Cheng X, Danek T, Drozdova J, et al. Soil heavy metal pollution and risk assessment associated with the Zn-Pb mining region in Yunnan, Southwest China [J]. *Environmental Monitoring and Assess*, 2018, 190(4): 190–194.

[10] Civeira G, Lavado R S. Nitrate losses, nutrients and heavy metal accumulation from substrates assembled for urban soils reconstruction [J]. *Journal of Environmental Management*, 2008, 88(4): 1079–1085.

[11] Zhang J, Zhao Y, Ding F, et al. Preliminary study of trace element emissions and control during coal combustion [J]. *Frontiers of Energy and Power Engineering in China*, 2007, 1(3): 273–279.

[12] 魏忠义, 陆亮, 王秋兵. 抚顺西露天矿大型煤矸石山及其周边土壤重金属污染研究[J]. 土壤通报, 2008, 39(4): 946–949.

(Wei Zhong-yi, Lu Liang, Wang Qiu-bing. Study on heavy metal pollution in large coal gangue mountain and its surrounding soil in Fushun West Open-pit Mine [J]. *Soil Bulletin*, 2008, 39(4): 946–949.)

[13] Kasemodel M C, Sakamoto I K, Varesche M B A, et al. Potentially toxic metal contamination and microbial community analysis in an abandoned Pb and Zn mining waste deposit [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 675: 367–379.

[14] Chen Y G, Ye W M, Yang X M, et al. Effect of contact time, pH, and ionic strength on Cd(II) adsorption from aqueous solution onto bentonite from Gaomiaozi, China [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2011, 64(2): 329–336.