

雪鸡坪—春都斑岩性铜矿区土壤重金属 污染评价及植物优选

沈梦伟¹, 陈文德¹, 李 植¹, 何政伟²

(1. 成都理工大学 旅游与城乡规划学院, 成都 610059; 2. 成都理工大学 地球科学学院, 成都 610059)

摘 要: 根据对香格里拉县雪鸡坪—春都斑岩性铜矿区主体矿区的 25 个样地的土壤和植物叶片检测结果, 运用地积累指数法和潜在生态危害指数法对土壤重金属污染状况进行评价, 并运用富集系数筛选优良修复植物, 为今后雪鸡坪—春都矿区土壤改良和修复提供科学依据。评价结果表明, 矿区土壤中重金属的污染程度由高到底依次为: $Pb > As > Cu > Hg > Cr > Zn > Cd$, 单个重金属元素的潜在生态危害风险程度, 由强到弱依次为: $Hg(98.7) > Pb(28.2) > As(21.1) > Cd(16.6) > Cu(14.6) > Cr(2.1) > Zn(1.0)$, 综合来看, 矿区土壤污染主要受 Pb, Cu, Hg 和 As 这 4 种元素影响为主。依据矿区 6 种典型植物对重金属的富集能力, 建议矿区选择铜锤玉带草为先锋植物, 以铜锤玉带草、杜鹃、云南松、高山栎 4 种植物组成的群落作为修复矿区土壤的先锋植物群落。

关键词: 土壤; 重金属; 地积累指数; 潜在生态危害指数; 植物优选; 雪鸡坪—春都矿区

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2015)04-0214-07

Evaluation of Heavy Metal Pollution of Soil and Plant Optimal Screening in Xuejiping-Chundu Porphyry Cooper Mine

SHEN Mengwei¹, CHEN Wende¹, LI Zhi¹, HE Zhengwei²

(1. College of Tourism and Urban Rural Planning, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China; 2. College of Earth Science, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China)

Abstract: We tested the soil and plant leaves taken from 25 sample plots in the main mine of Xuejiping-Chundu porphyry cooper mine deposit, Shangri-La County. Then we used the geo-accumulation index and the potential ecological risk index to evaluate the heavy metal pollution of soil and used bioaccumulation factor to screen the fine plants. The results could be used as the basis of soil improvement and remediation in the future. The rank(from high to low) of the heavy metals in soils is $Pb > As > Cu > Hg > Cr > Zn > Cd$. The rank(from strong to weak) of single metal element risk of potential ecological harm degree is $Hg(98.7) > Pb(28.2) > As(21.1) > Cd(16.6) > Cu(14.6) > Cr(2.1) > Zn(1.0)$. In general, the soil was mainly polluted by Pb, Cu, Hg, and As. According to the mining area of 6 kinds of typical plants for heavy metal accumulation capability, we advised to choose *Pratia nummularia* as the pioneer plant and the plant community with *Rhododendron simsii*, *Pinus yunnanensis*, *Quercus semicarpifolia* as the remediation pioneer plant community of polluted mine soil.

Keywords: soil; heavy metal; geo-accumulation index; potential ecological risk index; plant optimization; Xuejiping-Chundu mine

香格里拉位于云南省西北部, 是云南、四川、西藏、青海四省区交界处, 地处世界遗产“三江并流”的中心地带, 青藏高原的南缘, 横断山的北缘。其特殊

的地理位置造就了特殊的环境, 是我国典型的生态脆弱区之一。但同时该地区又是我国有色金属矿的重点开采区域, 矿山开采使原来深埋于地下的矿石暴露

收稿日期: 2014-08-18

修回日期: 2014-09-28

资助项目: 西南三江成矿带中南段斑岩型铜矿遥感找矿模型研究与靶区优选(12120113095400); 四川省教育厅自然科学重点项目(14ZA0068); 四川省科技支撑计划(2014SZ0068); 成都理工大学骨干教师培养计划

第一作者: 沈梦伟(1990—), 男, 江苏苏州人, 在读硕士, 主要研究方向: 生态环境与景观修复。E-mail: 349563897@qq.com

通信作者: 陈文德(1975—), 男, 四川巴中人, 博士后, 副教授, 主要研究方向: 环境生态。E-mail: chenwende@cduet.cn

于地表,导致其内部重金属元素向地表释放成为可能,从而可能打破原有的生态平衡,这种人为采矿活动加剧恶化了此地区的生态环境^[1]。因此,对该地区生物多样性的保护以及生态安全的关注对全国甚至全球都有重要的意义。近年来,矿区生态的恢复已成为生态学领域中研究的热点和重点,尤其是在矿区的土壤重金属污染方面的研究越来越深入,且成果颇丰,并取得了良好的社会、经济、环境效益。土壤是矿山开采和选冶中最直接的吸纳体,使重金属元素向土壤中富集,这些重金属元素具有持久性、毒性、滞后性以及隐蔽性等特点^[2-3]。通过食物链或者水体很容易进入人体中,进而对人类的身体健康造成一定的危害^[4-6]。现今,国内外学者的研究内容主要集中在恢复土壤的理化性质、土壤的矿物学特性、通过生物技术恢复土壤性能以及土壤重金属污染对农作物的影响等^[7-11],但是对高原矿区土壤重金属污染及其通过植被修复土壤的研究尚少。

本文以西南三江斑岩性铜矿为例,对区域内典型矿床进行土壤样品的采集,研究重金属元素对土壤的污染程度及其积累特征,运用地积累指数和潜在生态风险指数对矿区污染状况进行评价。通过对土壤重金属污染进行评价后,运用植物富集系数,选出作为今后矿区土壤修复的先锋植物,为今后矿区特别是高原矿山的土壤治理以及植被恢复等研究提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

雪鸡坪—春都矿区位于香格里拉城东 25 km 处,其地理坐标为东经 99°50′15″,北纬 28°02′,区内海拔都在 3 000~4 000 m 的山区。其年均气温为 6.3℃,夏季最高气温为 25.6℃,冬季最低气温为 -20.1℃,年降水量为 618.4 mm,年日照时数为 2 180.3 h 左右,霜期为 244 d。土壤主要是以寒温性气候类型的土壤为主,包括暗棕壤、漂灰土和高山草甸土。所调查区域的 25 个样地中共常见的植物有 35 种,多数物种的区系性质属于暖温带,少数属于寒温带。其中,蕨类植物 2 科 2 属 2 种,裸子植物 1 科 1 属 3 种,被子植物 13 科 27 属 30 种。35 种植物中以菊科(*Compositae*)最多,有 5 种,占到总数的 14.3%;其次是禾本科(*Gramineae*)和蔷薇科(*Rosaceae*)均为 4 种,占到 11.4%;杜鹃花科(*Ericaceae*)、百合科(*Liliaceae*)和松科(*Pinaceae*)均为 3 种、毛茛科(*Ranunculaceae*)有 2 种。为研究区植物群落种类,主要有冷杉林(*Abies fabri*)、杜鹃林(*Rhodo-*

dendron simsii)、高山栎+冷杉林(*Quercus semicarpifolia*+*Abies fabri*)、高山栎林(*Quercus semicarpifolia*)、杜鹃+高山栎林(*Rhododendron simsii*+*Quercus semicarpifolia*)、云南松林(*Pinus yunnanensis*)。矿区大地构造位置隶属松潘至甘孜褶皱系的西南边缘,区内出露地层有第四系以及上三叠统下部层位。矿区构造可视为单斜,区内显示以断裂为主。岩浆岩十分发育,其分布受地层、构造制约。岩性以中—基性火山岩为主,有较多的浅层—超浅层中—酸性侵入体分布。在空间上受各级构造控制,而构成香格里拉东部构造—岩浆岩带。

1.2 样品采集与分析测定

1.2.1 样品采集 根据矿区实际情况,采用蛇型采样法,主要是在主体矿区上进行采样,样地概况见表 1。样点大小为 10 m×10 m,每个样点之间的距离大概为 100 m,放射状采集 0—20 cm 表层土壤 4~5 个,去除杂草、砾石等杂物,按四分法缩分后组合成 1 件样品装入布袋中,重量不低于 1.5 kg,共采集 25 个样品。

样品晾干后,用木槌敲打使土壤恢复至自然粒级,然后用 20 目尼龙筛筛分,用四分法取出重量不低于 300 g 的样品,装入聚乙烯塑料瓶。采样点均利用 GPS 定位。植物样品主要是采取是样地中优势种的叶片,共采集 25 个植物样品。

1.2.2 样品分析 样品测试的元素有 Hg, As, Cu, Zn, Cd, Pb、和 Cr,由西南冶金地质勘察局分析完成,其中 Cu, Zn 采用火焰原子吸收分光光度法^[12]; Cd, Pb 采用萃取火焰原子吸收分光光度法^[13]; As 采用二乙基二硫氨基甲酸银分光光度法^[14]; Hg 采用原子吸收^[15]; Cr 采用火焰原子吸收分光光度法^[16]。

1.2.3 评价方法 本文采用地积累指数法(geo-accumulation index)^[17]和潜在生态危害指数法(the potential ecological risk index)^[18]。地积累指数法能够直观的看出各重金属的污染级别以及富集程度,但是其注重单一的金属元素,没有考虑生物的有效性和每种重金属元素对污染的贡献比例以及地理空间差异。潜在生态危害指数法正好弥补了地积累指数的某些方面的不足,综合以上两种方法,可以比较客观的反映土壤重金属污染状况^[19]。

地积累指数法是由德国科学家 Muller 首先提出的,又称 Muller 指数法。本文运用地积累指数法对雪鸡坪—春都矿区土壤中重金属污染进行评价。其公式为:

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{1.5B_n} \right]$$

式中： C_n ——元素 n 在土壤中的实测含量； B_n ——分为 7 个等级(0~6 级)，表示污染程度由弱到强，具
元素 i 的地球化学背景值； I_{geo} ——地积累指数，一般 体见表 2。

表 1 样点概况

样地号	东经	北纬	海拔/m	坡度/(°)	坡向	坡位	人为活动
01	99°48′30″	28°00′25″	3633	5	西	上部	较强
02	99°48′45″	28°00′20″	3602	8	西北	中部	较强
03	99°48′35″	28°00′29″	3573	12	东	中部	较弱
04	99°48′33″	28°00′31″	3582	7	东南	中上部	较强
05	99°49′14″	27°59′56″	3723	8	南	下部	较强
06	99°48′21″	28°00′30″	3666	0	无	顶部	较强
07	99°48′24″	28°00′35″	3662	0	无	顶部	较强
08	99°48′20″	28°01′07″	3514	37	西	中下部	较强
09	99°47′22″	28°01′11″	3392	8	北	中部	较弱
10	99°49′06″	28°00′21″	3712	23	东南	中上部	较强
11	99°49′02″	28°00′28″	3596	36	东南	上部	较强
12	99°48′58″	28°00′28″	3658	47	南	中部	较弱
13	99°49′04″	28°00′24″	3658	36	东南	中部	较强
14	99°52′51″	27°57′36″	3900	20	西南	下部	较弱
15	99°52′37″	27°57′34″	3872	30	南	下部	较弱
16	99°52′26″	27°57′35″	3909	37	南	下部	弱
17	99°52′19″	27°57′34″	3843	38	西南	下部	较弱
18	99°52′03″	27°57′27″	3824	38	西北	下部	较弱
19	27°57′30″	99°52′41″	3880	35	西北	中上部	较弱
20	27°57′40″	99°52′44″	3891	23	东南	下部	弱
21	99°52′08″	27°57′26″	3815	8	西南	下部	较弱
22	99°52′06″	27°57′21″	3847	25	西	中下部	较强
23	99°52′11″	27°57′29″	3548	7	西	下部	较弱
24	99°50′03″	27°57′36″	3478	37	西南	中部	较强
25	99°53′01″	27°57′33″	3562	22	东南	中部	较强

表 2 地积累指数与污染程度关系

污染等级	I_{geo} 区间	污染程度
0	$I_{geo} \leq 0$	清洁
1	$0 < I_{geo} \leq 1$	轻度污染
2	$1 < I_{geo} \leq 2$	偏中度污染
3	$2 < I_{geo} \leq 3$	中度污染
4	$3 < I_{geo} \leq 4$	偏重污染
5	$4 < I_{geo} \leq 5$	重度污染
6	$I_{geo} > 5$	极重污染

潜在生态危害指数法是由 Hakanson 首先提出，此方法既考虑了土壤中的重金属含量，又将重金属的生态效益，环境效益以及其毒性理论结合起来综合考虑^[20]。在其结果中，不仅划分出重金属的潜在危害程度，同时也体现了生物的有效性和相对贡献及地理空间差异等特点，是综合反映重金属对生态环境影响潜力的指标。潜在生态危害指数计算方法如下：

$$C_f^i = \frac{C_s^i}{C_n^i}$$
$$E_r^i = \frac{T_r^i}{C_f^i}$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i$$

式中： C_f^i ——重金属的富集系数； C_s^i ——重金属 i 的实测值； C_n^i ——重金属元素所参考的背景值； E_r^i ——重金属 i 的潜在生态风险因子； T_r^i ——重金属的毒性系数；RI——土壤中多种重金属的综合生态危害指数。毒性系数是采用 Hakanson 所制定的标准，Hg，Cd，As，Pb，Cu，Cr，Zn 的毒性相应系数分别为 40，30，10，5，5，2，1。根据潜在生态危害指数的大小，可将其分为 5 个等级，如表 3 所示。

表 3 潜在生态风险指数与污染程度关系

E_r^i 区间	元素 i 的 危害程度	RI 区间	综合危害 程度
$E_r^i < 40$	轻度	$RI < 150$	轻度
$40 \leq E_r^i < 80$	中度	$150 \leq RI < 300$	中度
$80 \leq E_r^i < 160$	偏重	$300 \leq RI < 600$	偏重
$160 \leq E_r^i < 320$	重度	$600 \leq RI < 1200$	重度
$E_r^i \geq 320$	极重	$RI \geq 1200$	极重

1. 2. 5 数据处理 数据处理及分析运用 Excel 2010，SPSS 21. 0，制图运用 ArcGIS 9. 3。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属赋存特征

根据检测结果,分别计算出土壤中 7 种重金属元素的含量总平均值和变异系数(表 4)。

由表 4 可知,矿区土壤中重金属元素 Hg,As,Cu,Zn,Pb,Cr 的平均含量分别超过背景值 2.47,2.21,2.91,1.01,5.63,1.11 倍,尤其是 Hg,As,Cu 和 Pb 超出背景值含量较多,这四种元素在矿区土壤

中呈现出富集态势。Cd 元素分布不均匀,平均值没有超过背景值,但是部分样点仍高于背景值,甚至超过 2 倍。

本研究区铜矿已经开采了十多年,人为干扰较为严重。除了 Zn 与 Cr 之外,其余重金属元素变异系数都超过了 50%,Cu 的变幅最大为 188%,其次是 Hg 为 153%,Pb 为 79%,Cd 为 75%,As 为 55%。由此可见,Cr,Cu,Hg,Cd,As 等元素在采矿过程对其干扰较为严重或其污染程度较高。

表 4 样品重金属含量							mg/kg
样点编号	Hg	As	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr
01	0.135	9.90	23.5	38.8	0.069	215	52.2
02	0.645	25.8	58.8	213	0.56	474	49.8
03	0.267	19.9	28.3	62.2	0.066	212	51.2
04	1.360	10.6	29.6	60.6	0.14	340	31.1
05	0.112	9.26	34.8	75.4	0.10	60.2	56.5
06	0.152	23.0	23.6	74.6	0.11	234	50.3
07	0.109	28.1	38.6	148	0.25	129	63.0
08	0.067	32.5	179.7	85.0	0.11	64.6	61.3
09	0.072	8.61	206.0	53.0	0.13	83.6	52.8
10	0.092	11.7	232.5	55.8	0.090	97.0	68.5
11	0.121	3.97	66.8	43.8	0.14	24.8	43.5
12	0.084	40.4	52.9	49.3	0.11	91.4	63.0
13	0.076	23.7	40.3	105	0.12	76.7	61.2
14	0.081	25.5	30.4	59.6	0.051	44.4	85.4
15	0.070	23.3	25.5	98.3	0.070	202	64.6
16	0.046	8.78	24.6	111	0.27	50.9	71.9
17	0.046	16.2	35.4	112	0.22	41.7	79.4
18	0.085	51.6	50.8	86.1	0.089	376	58.7
19	0.107	34.6	137.6	117	0.10	232	57.3
20	0.062	8.21	35.0	97.0	0.13	32.4	65.0
21	0.067	28.2	69.2	146	0.35	124	62.1
22	0.103	34.0	50.5	141	0.28	105	69.6
23	0.580	47.9	79.1	67.3	0.20	206	54.7
24	0.095	23.0	22.6	82.5	0.10	59.5	72.7
25	0.056	27.6	980.6	53.8	0.026	114	187
变异系数/%	153	55	188	46	75	79	43
云南省土壤背景值 ^[21]	0.076	10.9	35.1	88.4	0.28	26.2	58.6

2.2 重金属元素间关联性

通过对矿区重金属元素含量的相关性分析,来推测重金属的污染来源是否具有同源性^[22]。表 5 为研究区土壤中重金属含量的相关系数。可以看出,研究区内各重金属元素存在着一定的相关性,说明各重金属元素污染具有一定的同源性,其最有可能与矿区采矿活动有关。其中 Pb 与 Hg 相关关系达到 0.605,Cr 与 Cu 的相关关系为 0.864,Zn 与 Cd 相关关系为 0.842。说明该区域土壤中 Pb 与 Hg,Cr 与 Cu,Zn 与 Cd 的关系最为密切,相互影响的程度也最高。

2.3 土壤重金属污染评价

雪鸡坪—春都矿区土壤中重金属元素的地积累指数法评价结果见图 1。可以看出,土壤中重金属的污染程度由高到底依次为:Pb>As>Cu>Hg>Cr>Zn>Cd。

Pb 的污染程度最为严重,大部分样地处于偏中度污染和中度污染,部分样点为偏重污染。As 基本处于轻度污染级别,但也有个别样点达到了偏中度污染。Cu 样点之间的差异较大,个别样点的超过 3 倍离群值,达到了重度污染级别,但其基本处于轻度污

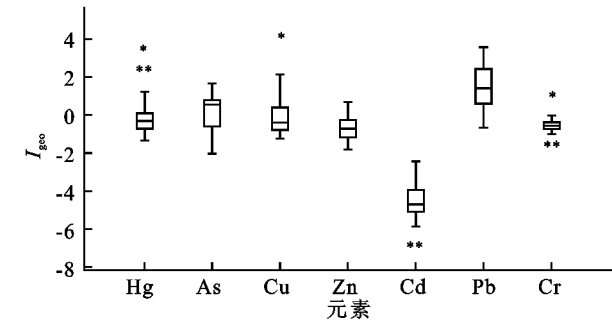
染级别。Hg,Zn 和 Cr 元素大多处于清洁状态,但是也有少数样点达到了中度污染甚至偏重污染,特别是 Hg 其中分别有 2 个样点的地积累指数值超过离群值 3 倍和 1 个样点超过离群值 1.5 倍,最大值达到了

偏重污染程度。Cd 元素完全处于清洁状态。通过地积累指数评价法来看,雪鸡坪—春都矿区的土壤中已经出现一定程度的重金属污染,特别是 Pb 的污染,应该引起当地政府的重视。

表 5 重金属元素含量间的相关关系(n=25)

元素	Hg	As	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr
Hg	1	-0.033	-0.132	0.043	0.255	0.605**	-0.350
As		1	0.072	0.218	0.071	0.348	0.129
Cu			1	-0.215	-0.244	-0.093	0.864**
Zn				1	0.842**	0.318	-0.101
Cd					1	0.325	-0.229
Pb						1	-0.279
Cr							1

注: ** 在 0.01 水平(双侧)上显著相关; * 在 0.05 水平(双侧)上显著相关。



注: ** 为超过 1.5 倍离群值, * 为超过 3 倍离群值。

图 1 地积累指数法评价结果 Wisker-box 图

从表 6 中可以看出,研究区内土壤中单个重金属元素的潜在危害指数的平均值来看,由强到弱依次为: Hg(98.7)>Pb(28.2)>As(21.1)>Cd(16.6)>Cu(14.6)>Cr(2.1)>Zn(1.0),其中 Hg 的潜在危害达

到了偏重程度,其余元素都为轻度危害级别。依据风险程度分级,Hg 元素潜在危害程度最高,其中有 2 个样点达到了极重,占到总数的 8%;重度 1 个,占总数 4%;偏重 2 个,占总数 8%;中度 12 个,占总数的 48%,轻度 8 个,占总数的 32%。Pb 的潜在危害程度仅次于 Hg,有 18 个为轻度,6 个达到中度危害和 1 个偏重危害级别,轻度危害级别以上的占到总数的 28%。As 有 2 个样点达到了中度危害,Cu 有 1 个样点达到了偏重危害,其余都为轻度级别。以 Hg 和 Cu 的潜在危害指数值来看,其样点之间差异较大,这也同时印证了图 1 所示的 Hg 和 Cu 中几个样点的地积累指数值超过了离群值的 1.5 倍和 3 倍。说明通过结合使用这两种方法,既相互补充又相互印证。

表 6 重金属值 E_i^p 及潜在生态风险分级样点数(n=25)

元素	E_i^p		风险程度分级样点数				
	范围	平均值	轻度	中度	偏重	重度	极重
Hg	715.8~24.2	98.7	8	12	2	1	2
As	47.3~3.6	21.1	23	2			
Cu	139.7~3.2	14.6	24		1		
Zn	2.4~0.4	1.0	25				
Cd	59.7~2.8	16.6	24	1			
Pb	90.4~4.7	28.2	18	6	1		
Cr	6.4~1.1	2.2	25				

注:n 为样点总数。

根据各样点的综合潜在生态风险指数值来看(图 2),样点 1—6,22—25 的值波动较大,且数值较高,4 号样点综合潜在生态风险达到了重度风险级别,2 号和 23 号样地达到了偏重风险级别。7~21 号样地的值较为平稳,大多处于轻度或中度风险级别。根据所有样点的综合潜在生态风险指数的平均值来看,其处于轻度风险级别。

2.4 修复植物的筛选

根据国内外专家对土壤重金属污染植物修复的

研究^[23-26],本文运用生物富集系数(Bioaccumulation Factor,BAF)作为筛选优良植物的重要参数.,其能较好的反映植物对土壤中重金属元素的富集作用。筛选植物时,应选择适宜当地生长,生长速度较快的,不易进入食物链的,且富集系数大于 0.5 的植物。根据矿区实际情况,选取矿区 6 种较为典型的植物进行筛选,分别是杜鹃、冷杉、云南松、落叶松、高山栎以及铜锤玉带草(*Pratia nummularia*)。计算公式:

$$BAF_i = B_i / N_i$$

式中:BAF_i——植物对某种元素的富集系数;L_i——植物体内重金属元素的含量;N_i——土壤中重金属元素的含量。

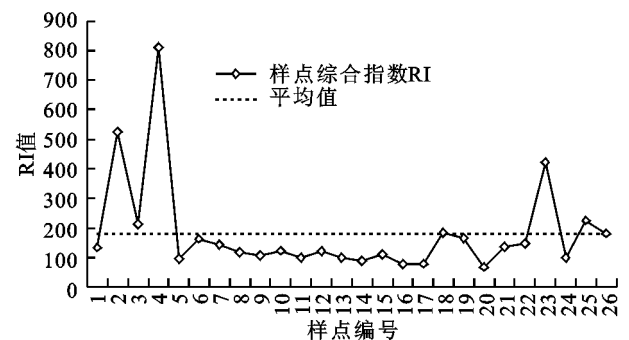


图 2 各样点综合潜在生态风险指数

从表 7 中可以看出,这 6 种植物对 Zn 的富集能

力都较强,杜鹃和铜锤玉带草的富集系数均高于0.5,分别达到了 0.536,0.565,云南松的富集系数接近于 0.5,其余的也都超过了 0.4。这些植物对 Cr 元素的富集能力较弱,其富集系数均远小于 0.5,对 Cu 元素富集能力较强的只有铜锤玉带草,富集系数达到了 0.576,对 Cd 元素富集能力较强的为高山栎和落叶松,铜锤玉带草的富集系数为 1.091,高山栎的富集系数接近于 0.5。综合来看,铜锤玉带草对重金属的富集能力较强,可作为土壤修复的先锋植物。结合矿区存在几种重金属的复合污染来看,本人认为,建议今后矿区在土壤修复时选取铜锤玉带草、杜鹃、云南松、高山栎这 4 种植物组成的群落作为修复矿区土壤的先锋植物。

表 7 植物中重金属富集系数

植物名称	富集系数							综合富集系数
	Hg	As	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	
杜鹃(n=3)	0.126	0.018	0.240	0.565	0.069	0.021	0.005	1.044
冷杉(n=8)	0.241	0.012	0.203	0.416	0.377	0.019	0.005	1.273
云南松(n=3)	0.184	0.015	0.221	0.491	0.223	0.020	0.005	1.159
落叶松(n=2)	0.213	0.013	0.212	0.453	0.300	0.019	0.005	1.215
高山栎(n=8)	0.307	0.010	0.147	0.429	0.476	0.020	0.005	1.394
铜锤玉带草(n=1)	0.092	0.007	0.576	0.536	1.091	0.020	0.020	2.342

注:n 为样品数量。

3 结论

(1) 矿区土壤中,重金属元素 Hg,As,Cu,Zn,Pb,Cr 的总平均值均超过了云南省土壤元素背景值,其中 Pb 最为严重,超过背景值 5.63 倍。Hg,As,Cu,Cd,Pb 的变异系数分别为 153%,55%,188%,75%,79%,这 5 种重金属元素的变异系数均超过 50%,因此,开矿对环境的影响不容忽视。

(2) 雪鸡坪—春都矿区土壤重金属污染存在一定的同源性,可能与矿区采矿有着密切的联系。该区域土壤中 Pb 与 Hg,Cr 与 Cu,Zn 与 Cd 的关系最为紧密,其相互影响的程度也较高。

(3) 土壤中重金属的污染程度由高到底依次为: Pb>As>Cu>Hg>Cr>Zn>Cd。其中 Pb 的污染程度最为严重,大部分样地处于偏中度污染和中度污染,部分样点为偏重污染。Hg 和 Cu 的地积累指数值差异较大,个别样点的污染较为严重。

(4) 矿区内土壤中单个重金属元素的潜在危害指数的平均值来看,由强到弱依次为: Hg(98.(7)>Pb(28.(2)>As(21.(1)>Cd(16.(6)>Cu(14.(6)>Cr(2.(1)>Zn(1.0),其中 Hg 的潜在风险程度最高,达到了偏重程度。从样点的综合潜在风险指数值来看,样点之间的差异较大,部分样点达到了偏重和

重度风险级别。

(5) 综合分析,矿区土壤污染主要受 Pb,Cu,Hg 和 As 这 4 种元素影响为主。其污染原因可能主要是由频繁的矿山开采造成的。在今后的矿区土壤重金属污染治理方面应首先考虑遏制 Pb,Cu,Hg 和 As 这 4 种重金属元素的污染,其次要加强控制与这 4 种重金属元素相关性较强的元素。在进行对矿区植被修复时,需要选择对 Pb,Cu,Hg 和 As 的综合耐性能力较强和避性较小的植物品种。但在未找到适合的植物时,根据矿区 6 种典型植物的对土壤的重金属富集能力来看,应首先选择铜锤玉带草为先锋植物,以铜锤玉带草、杜鹃、云南松、高山栎这 4 种植物组成的群落为修复土壤的先锋群落。为了避免重金属通过食物链进入人体中。建议今后矿区应优先发展林业,待改善之后可以考虑发展农牧业。

参考文献:

[1] 高卫强,丁振华,谢陈笑,等.某大型金—铜矿对环境的重金属污染及生态影响[J].厦门大学学报:自然科学版,2006,45(S):281-285.

[2] 黄兴星,朱先芳,唐磊,等.北京市密云水库上游金铁矿区土壤重金属污染特征及对比研究[J].环境科学学报,2012,32(6):1520-1528.

[3] 李祥平,齐剑英,王春霖,等.粤西黄铁矿区铊—铅污染

- 土壤的环境质量研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(3): 496-501.
- [4] 李录久, 吴萍萍, 杨自保, 等. 矿区土壤重金属污染现状调查[J]. 安徽农业科学, 2006, 34(13): 3136-3137.
- [5] 储彬彬, 罗立强. 南京栖霞山铅锌矿地区土壤重金属污染评价[J]. 岩矿测试, 2010, 29(1): 5-8.
- [6] 石占飞, 王力. 神木矿区土壤重金属含量特征及潜在风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(6): 1150-1158.
- [7] 郭立军, 黄道友, 刘胜平, 等. 株洲城郊土壤重金属污染状况及防治对策[J]. 湖南农业科学, 2009(9): 49-51.
- [8] 陈桥, 胡克, 王建国, 等. 矿山土地污染危害及污染源探讨[J]. 国土资源科技管理, 2004, 21(4): 50-53.
- [9] 卓文珊, 唐建锋, 管东生. 广州市城区土壤重金属空间分布特征及其污染评价[J]. 中山大学学报: 自然科学版, 2009, 48(4): 47-51.
- [10] Rattan R K, Datta S P, Chhonkar P K, et al. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater: A case study[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2005, 109(3): 310-322.
- [11] Surdyk N, Cary L, Blagojevic S, et al. Impact of irrigation with treated low quality water on the heavy metal contents of a soil-crop system in Serbia[J]. Agricultural Water Management, 2010, 98(3): 451-457.
- [12] 樊文华, 李慧峰, 白中科, 等. 黄土区大型露天煤矿煤矸石自燃对复垦土壤质量的影响[J]. 农业工程学报, 2010, 26(2): 319-324.
- [13] 吕烈武, 郭彬, 漆智平. 海南省万宁市水稻土重金属污染的初步研究[J]. 热带作物学报, 2009, 30(7): 1023-1027.
- [14] 陈素兰, 陈波, 章勇. X-荧光光谱法在土壤调查中的应用[J]. 中国环境监测, 2007, 23(1): 19-22.
- [15] 王冬进. 原子吸收法直接测量土壤中的汞含量[J]. 污染防治技术, 2010, 23(1): 82-83.
- [16] 安琼, 董元华, 王辉. 苏南某市农田土壤有毒有害元素分布状况及影响因素[J]. 土壤, 2005, 37(2): 147-151.
- [17] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. Geojournal, 1969, 2(3): 108-118.
- [18] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [19] 范拴喜, 甘卓亭, 李美娟. 土壤重金属污染评价方法进展[J]. 中国农学通报, 2010, 26(17): 310-315.
- [20] 郭平, 谢忠雷, 李军, 等. 长春市土壤重金属污染特征及其潜在生态风险评价[J]. 地理科学, 2005, 25(1): 108-112.
- [21] 李晓铭, 赵世民, 王道玮, 等. 滇池表层沉积物中重金属污染特征及评价[J]. 地球与环境, 2013, 41(6): 647-655.
- [22] Garbisu C, Alkorta I. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment[J]. Bioresource Technology, 2001, 77(3): 229-236.
- [23] Salt D E, Blaylock M, Kumar N P, et al. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants[J]. Bio/Technology, 1995(13): 468-474.
- [24] 孙庆业, 刘付程. 铜陵铜矿尾矿理化性质的变化对植被重建的影响[J]. 农村生态环境, 1998, 14(1): 21-23.
- [25] 常青山, 马祥庆. 重金属超富集植物筛选研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(S): 330-335.

(上接第213页)

- [6] 陈洪松, 王克林. 岩溶干旱特征及其治理对策[C]//湖南省农业系统工程学会常务理事会议暨青年学术委员会会议论文集, 2004.
- [7] 樊登星, 余新晓, 岳永杰, 等. 北京西山不同林分枯落物层持水特性研究[J]. 北京林业大学学报, 2008, 30(2): 177-181.
- [8] Beasley R S, Granillo A B. Soil protection by natural vegetation on clearcut forest land in Arkansas[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1985, 40(4): 379-382.
- [9] 周祥, 赵一鹤, 张洪江. 云南高原典型林分林下枯落物持水特性研究[J]. 生态环境学报, 2011, 20(2): 248-252.
- [10] 田月亮, 张金池, 李海东, 等. 不同林分类型土壤水分物理性质及其海拔效应: 以浙江省凤阳山为例[J]. 水土保持通报, 2013, 33(1): 53-56.
- [11] 徐学华, 张慧, 王海东, 等. 太行山前南峪旅游区3种典型林分枯落物持水特性的研究[J]. 水土保持学报, 2013, 27(6): 108-112.
- [12] 张腾达, 陶建平, 王玉平. 两种生境下不同生活型植物凋落叶的持水特性[J]. 生态学杂志, 2014, 33(2): 310-315.
- [13] 高开通, 胡淑萍, 刘鹏举, 等. 北京九龙山自然保护区典型林分枯落物水文效应研究[J]. 水土保持研究, 2013, 20(5): 160-164.
- [14] 温远光, 黄棉. 大明山中山植被恢复过程植物物种多样性的变化[J]. 植物生态学报, 1998, 22(1): 33-40.
- [15] 梁士楚, 刘镜法, 梁铭忠. 北仑河口国家级自然保护区红树植物群落研究[J]. 广西师范大学学报: 自然科学版, 2004, 22(2): 70-76.
- [16] 庞洁, 卢广昌, 和太平, 等. 广西防城金花茶自然保护区金花茶所在植物群落优势种的种间关联分析[J]. 广西科学院学报, 2010, 26(2): 110-115.
- [17] 和太平. 广西十万大山国家级自然保护区植物区系研究[J]. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2007, 35(7): 75-84.