

兰坪铅锌尾矿区土壤与自然发生的 5种植物的研究

缪福俊 孙浩 陈玲 王金华 熊智*

(西南林业大学西南山地森林资源保育与利用省部共建教育部重点实验室,昆明 650224)

摘要 对兰坪铅锌尾矿区的土壤和自然发生植物的调查分析发现:该尾矿区土壤污染以 Cd 最为严重,是云南土壤背景值的 350 倍,其次是以 Pb、Zn 为主。尾矿区重金属含量随堆积时间而减少,尾矿边缘重金属含量明显低于中心。尾矿区自然发生多种植物类群,绝大多数植物类群零星发生,仅有 5 种植物为优势类群。5 种优势植物对铅锌富集和耐性研究表明,这 5 种植物对重金属具有较强的耐性与富集能力,虽然莎草对 Cd、Pb 的富集能力最强,但 5 种植物的富集量均未达到超积累植物所规定的临界含量。研究表明,放线菌根植物马桑与胡颓子的耐性都高于其他 3 种植物,它们能与 Frankia 菌共生固氮,是重金属污染土壤植物修复的先导候选植物。

关键词 兰坪铅锌尾矿 自然发生植物 重金属富集和耐受 放线菌根植物

中图分类号 X172 **文献标识码** A **文章编号** 1673-9108(2011)01-0189-06

Study on lead-zinc tailings soil and five plants occurring naturally in lead-zinc mining tailings in Lanping

Miao Fujun Sun Hao Chen Ling Wang Jinhua Xiong Zhi

(Key Laboratory for Forest Resources Conservation and Use in the Southwest Mountains of China,
Ministry of Education, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China)

Abstract By investigation and analysis of the soil and the vegetation occurring naturally in lead-zinc mining tailings of Lanping, it is found that the soil of lead-zinc mining tailings is seriously polluted by cadmium, which is 350 times of the background level of soil in Yunnan Province, and then followed by Pb, Zn. The contents of heavy metals have been decreasing with the time of piling up, and there is obviously higher content in center of mining tailing than in the edge. There are many plant populations occurring naturally in mining tailings, among them, five populations are dominant and widespread, the others distribute occasionally in the edge of mining tailings. The five prevalent plants are characterized by relatively strong heavy metals tolerance and accumulation capability in filed, *Cyperus microiria* have the strongest capacity of accumulation for Cd, Pb. However, the amount of heavy metal accumulation in plant does not approach the hyperaccumulation plant definition. Both *Coriaria nepalensis* and *Elaeagnus pungens* have higher capability tolerating heavy metal than the others. These two actinorhizal plants are candidates of pioneer plants for bioremediation of contaminated soil by heavy metals, due to their symbiotic nitrogen fixation with Frankia.

Key words Lanping lead-zinc mining tailings; plants naturally occurring; heavy metals accumulation and tolerance; actinorhizal plants

铅锌尾矿区属于土壤恶化、重金属严重,其重金属含量超过了保障农林业生产和植物正常生长的土壤临界浓度,尾矿区土壤的治理和植物修复一直是关注的热点和重点^[1-2]。植物修复是一种即经济又便于现场操作的去除环境污染物的技术^[3],是指利用植物忍耐和超量积累某种或某些化学元素的特性,或利用植物及其根际微生物体系将污染物降解转化为无毒物质的方法^[4-5]。植物能否有效地吸收、

积累重金属受到诸多因素的影响和限制^[6],尾矿区和矿业废弃地植被恢复的最重要限制因子之一是重

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30860067);国家林业局西南地区生物多样性保育重点实验室基金资助(2006kj)

收稿日期:2009-11-25; **修订日期:**2009-12-23

作者简介:缪福俊(1986~),男,硕士研究生,主要从事植物以及微生物共生体系的研究工作。E-mail:mfjqj520@163.com

* 通讯联系人, E-mail:zhix65.swfc@gmail.com

金属毒性和养分不足,而氮素的极端不足又是养分不足的核心问题^[7-9]。在自然界中,存在着对重金属具有富集能力和耐性特征的植物种类^[10]。一些自然生长在重金属污染土壤上的植物能够在它们的地上部分富集异常高的重金属,如镉、锌、铜、和铅等。它们不但对重金属环境具有很强的适应能力,而且在体内所富集的重金属浓度是通常植物的几十乃至上百倍。利用这些植物来修复重金属污染土壤时,经几次收割之后,土壤中的重金属含量会显著地减少^[11-13]。

兰坪,矿藏资源富集,被誉为“云南有色金属王国的明珠”。大型金顶铅锌矿储量居亚州第一,世界第二。其铅锌尾矿规模大,急待生态恢复^[14]。但目前还鲜见对兰坪铅锌尾矿区植物研究的报道,所以本文作者对兰坪铅锌尾矿区的土壤与生长的植物进行调查,研究尾矿区重金属对当地植物的毒害作用,希望找到适宜于对重金属具有超富集能力和耐性特征的植物种类,对于兰坪铅锌尾矿区的植被恢复,生态环境的改善具有重要的科学意义。

1 材料与方法

1.1 土壤和植物样品的采集

分别于2008年7月与2009年6月份到兰坪铅锌尾矿区(哨上尾矿区和大龙老尾矿区)进行土壤和植物生长情况的2次调查与采样。大龙老尾矿区的堆积年限10年,而哨上尾矿区的年限为4年。

1.1.1 土壤的采集

采用棋盘式采样法采集土壤样品,分别选取3处采样,如图1。(I:中心2个采样点;II:边缘4个采样点;III:中心到边缘的中间区域取4个采样点)采集土壤表层5~10 cm处的土样,将带回实验室作分析用。

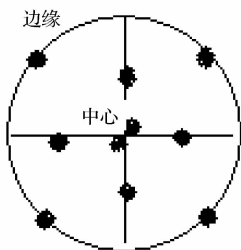


图1 土壤采样点图示

Fig. 1 Location of soil sampling spots

1.1.2 植物的采集

尾矿区区内共设立500个网格,对尾矿区植物类群进行全面调查,调查植物种类,相对密度(样地内某一种植物的个体数占全部植物种个体数的百分比)和相对频度(某种植物出现的样方数占整个样方数的百分比),最后两者之和的大小确定要采集的植物优势类群。在2块样地上类群有植物46个科,128个种。马桑 *Coriaria nepalensis*, 胡颓子 *Elaeagnus pungens*, 豪猪刺 *Berberis julianae*, 木贼 *Hippochaete hiemale* 和莎草 *Cyperus microiria* 在所调查的样地里都出现,相对密度和相对频度高,在尾矿库上普遍发生,确定为植物的优势类群,见表1。其余植物种类的相对密度和相对频度低,而且基本分布在尾矿库边缘零星发生,不作为本次研究的样品。

表1 尾矿库5种植物的相对密度和频度
Table 1 Relative density and frequency of five plants occurring in lead-zinc mining tailings

植物种类	相对密度 (%)	相对频度 (%)	合计
马桑 <i>Coriaria nepalensis</i>	19	17	36
胡颓子 <i>Elaeagnus pungens</i>	12	5	17
豪猪刺 <i>Berberis julianae</i>	10	5	15
木贼 <i>Hippochaete hiemale</i>	34	27	61
莎草 <i>Cyperus microiria</i>	20	33	53
其他 124 种植物	5	8	13

因此,通过采用交叉间隔布点法在选好的样区内进行多株采样,选取有代表、生长旺盛,数量较多的这5种植物,所有采集的植物分为地上部和地下部两个部分,带回实验室作分析用。

1.2 样品的处理与测定

植物样品用去离子水洗净,置于烘箱中105℃杀青20 min,在70℃下烘干,分别将地上部分和地下部分碾碎,过100目尼龙筛,各样品经HNO₃-HClO₄消化,定容。土壤样品自然风干后碾碎,过100目尼龙筛,土壤样品经HNO₃-HClO₄-HCl(3:1:1)混合酸消化,定容。处理后的土壤和植物消化液送云南省农科院植保土肥所测试分析中心,用原子吸收分光光度计(WFX-110)测定5种重金属元素(Pb、Zn、Cd、Cu和Cr)含量。土壤铜、锌的测定GB/T17138-1997、土壤铅、镉测定GB/T17141-1997、土壤铬的测定GB/T17137-1997。植物数据取2008年和2009年的平均值,土壤数据取采样点的平均值。

2 结果与分析

2.1 尾矿区土壤重金属含量特点

测定分析尾矿区土壤的重金属元素含量,结果表明(表 2):总体看来,兰坪铅锌尾矿区土壤中重金

属的含量 $> \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Cr}$,但其污染以 Cd 最为严重,是云南土壤(A 层)背景值的 350 倍^[15],其次是以 Pb、Zn 为主,分别是云南土壤(A 层)背景值的 100 倍和 93 倍^[15],而 Cu、Cr 的污染最轻。说明尾矿区受到 Cd、Pb 和 Zn 的污染严重。

表 2 兰坪铅锌尾矿区土壤的重金属含量

Table 2 Heavy metal contents of the Lanping lead-zinc tailings

(mg/kg)

日期	尾矿区	采样点	Pb	Zn	Cu	Cd	Cr
2008 年 7 月	哨上	I	5 242.35	11 200.86	88.56	142.25	55.14
		II	4 869.37	9 862.47	85.35	122.58	51.43
		III	4 012.24	8 963.24	32.43	103.51	23.05
		平均值	4 707.99	10 008.86	68.78	122.78	43.21
	大龙老	I	4 505.56	8 324.46	61.18	66.92	44.53
		II	4 389.57	6 879.53	60.86	54.21	40.66
		III	3 195.22	6 785.52	50.18	40.47	21.07
		平均值	4 030.12	7 329.84	57.41	53.87	35.42
2009 年 6 月	哨上	I	5 024.55	11 001.14	80.74	109.64	53.20
		II	4 572.93	9 147.51	60.28	90.83	44.08
		III	3 359.83	8 735.28	48.92	31.47	37.59
		平均值	4 319.10	9 627.98	63.31	77.31	44.96
	大龙老	I	4 124.54	7 568.51	59.84	61.74	39.54
		II	3 123.86	6 930.95	51.57	52.57	27.44
		III	2 785.41	5 007.61	39.74	40.33	19.18
		平均值	3 344.60	6 502.36	50.38	51.55	28.72
尾矿区土壤重金属含量平均值			4 100.45	8 367.26	59.97	76.38	38.08
全国土壤(A 层)背景平均值			26.00	74.20	22.60	0.097	61.00
云南土壤(A 层)背景平均值			40.60	89.70	46.30	0.218	65.20
尾矿区与云南土壤(A 层)背景平均值的倍数			100.99	93.28	1.29	350.37	0.58

表 2 数据表明:2 个尾矿区的重金属含量不同,哨上尾矿区土壤的重金属含量都高于大龙老尾矿区。大龙老尾矿区的堆积年限 10 年,而哨上尾矿区的年限只有 4 年,说明随着堆积年限的增长,可能由于生物因素、自然冲刷和渗透等因素的作用,导致尾矿中重金属含量下降。尾矿中重金属对周围环境、地下水、植物等可能存在影响,但影响的强度多大还值得深入研究。

2 个尾矿区中心的重金属含量明显高于边缘的,是随着离尾矿区中心的距离越来越远,土壤中重金属含量也在下降。这是由于重金属向中心积累或者是边缘重金属流失快,还需要更进一步的证据。但是可以说,如果尾矿库没有植物的覆盖,那么重金属的流失是有可能的,这可能会对周边的环境造成严重的污染。

2.2 植物对重金属的耐性、富集特征

土壤中的重金属对植物来说是一种胁迫因素,它会从植物的生长、发育、繁殖等各个方面影响植物

的生存。然而,尽管重金属对植物有毒害作用,但仍有大量植物能生长在富含重金属的土壤中。生长于富含重金属或重金属含量高的土壤中的植物,本身会发生一系列生理生化以及分子生物学方面的变化,形成特定的耐性机制,以适应变化的环境^[16]。为探寻不同矿区相同植物体内重金属的积累状况,选取哨上尾矿区和大龙老尾矿区内共有的 5 种代表性的自然发生植物进行地上、地下部重金属含量分析,结果如表 3 所示。

分析结果显示,从植物对重金属的积累特点来看,采集到的 5 种植物对 Pb、Zn、Cd、Cu 和 Cr 吸收程度存在较大的差异,重金属 Pb、Zn 在植物体内积累量而言,莎草和马桑的含量最高,木贼的含量最低。重金属 Cd 在莎草体内积累最多。总体而言,植物体内 Pb、Zn 含量最高,依次是 Cd、Cr 和 Cu。说明了不同植物即使是同一种植物对不同尾矿区的同一个重金属元素的吸收、积累不一样,一方面反映植物本身的特性,另一方面也反映重金属对植物的影

表3 兰坪铅锌尾矿区植物中重金属的浓度
Table 3 Heavy metal concentrations in plants naturally occurring
in the Lanping lead-zinc tailings

(mg/kg)

植物种类	尾矿区	部位	Pb	Zn	Cu	Cd	Cr
马桑	哨上	地上部分	856.32	1 897.33	10.68	21.05	5.32
		地下部分	1 864.21	3 659.57	17.66	28.40	10.55
	大龙老	地上部分	1 305.66	2 566.07	12.22	19.74	8.69
		地下部分	1 775.05	3 255.98	20.57	30.38	10.11
胡颓子	哨上	地上部分	1 120.24	1 530.83	15.27	15.02	8.55
		地下部分	2 057.66	2 548.65	38.54	48.96	19.32
	大龙老	地上部分	983.21	1 754.58	12.58	16.18	7.88
		地下部分	1 545.55	3 001.51	41.20	39.54	21.24
豪猪刺	哨上	地上部分	384.12	1 398.98	12.64	10.60	7.65
		地下部分	1 441.14	2 653.35	20.33	40.14	24.34
	大龙老	地上部分	324.25	1 212.31	11.94	14.30	8.44
		地下部分	1 384.01	2 755.16	24.55	53.33	31.21
木贼	哨上	地上部分	268.77	857.65	2.64	9.22	4.38
		地下部分	901.11	1 387.91	8.12	15.47	14.57
	大龙老	地上部分	324.25	809.30	5.44	7.04	6.65
		地下部分	983.32	1 580.41	11.05	13.22	15.52
莎草	哨上	地上部分	1 113.57	1 807.42	6.52	50.04	15.67
		地下部分	2 118.07	3 004.51	19.52	105.58	30.89
	大龙老	地上部分	1 022.35	2 085.37	6.91	65.83	11.55
		地下部分	2 355.06	3 904.15	20.33	116.81	34.28

响及其在植物体内的积累能力。而且不同植物对同一种重金属或者同一种植物对不同的重金属的积累能力都表现出很大的差别,这说明了不同植物其根际环境对重金属离子吸收积累的能力是不一样的,所以植物表现出来对重金属的耐性也是不一样的。

重金属在植物体内的分布积累,还与各种植物对重金属的耐性机制有关。可利用植物对某重金属的转运系数来间接衡量植物对重金属的耐性,即用地上部分某元素浓度与地下部分该元素浓度之比,比值越大则植物对重金属的耐性越强^[17-18]。5种植物对 Pb、Zn、Cd、Cu 和 Cr 的转运系数见表4。

从表4中可以观察到,这5种植物对重金属的耐性存在明显的差异,最强的是马桑(Zn 0.79、Pb 0.74、Cd 0.74),其次是胡颓子,耐性最弱的是豪猪刺(Zn 0.44、Pb 0.23、Cd 0.26)。说明这2种多年生的木本植物的耐性强于多年生的草本植物,可能是因为马桑与胡颓子根部存在有 Frankia 菌,

表4 植物体内重金属转运系数(地上部分/地下部分)

Table 4 Transmission coefficient (shoot/root) of heavy metal transport in plants

尾矿区	植物种类	Pb	Zn	Cu	Cd	Cr
哨上	马桑	0.46	0.52	0.60	0.74	0.50
	胡颓子	0.54	0.60	0.40	0.31	0.44
	豪猪刺	0.27	0.53	0.62	0.26	0.31
	木贼	0.30	0.62	0.33	0.60	0.30
	莎草	0.53	0.60	0.33	0.47	0.51
大龙老	马桑	0.74	0.79	0.59	0.65	0.86
	胡颓子	0.64	0.58	0.31	0.41	0.37
	豪猪刺	0.23	0.44	0.49	0.27	0.27
	木贼	0.33	0.51	0.49	0.53	0.43
	莎草	0.43	0.53	0.34	0.56	0.34

Frankia 菌与宿主植物形成了共生固氮体系,这种体系可以固定空气中的 N₂,从而改善周围土壤的肥力,增强植物抗逆性^[19]等。尾矿区和矿业废弃地植被恢复的最重要限制因子之一是重金属毒性和养分不足,而氮素的极端不足又是养分不足的核心问题。

因此,这种共生固氮体系是重金属污染土壤的一种新的生物修复途径,有广阔的应用前景。

为进一步反映矿区所调查植物对重金属的富集能力,计算了植物地上部分对重金属的富集系数。富集系数是植物体内的重金属含量与相应的土壤重金属含量之比,它表示植物对土壤重金属吸收能力的强弱^[20]。由于易于采收,植物地上部分在实际土壤重金属污染修复中意义较大。富集系数越大,表明其富集重金属的能力越强,越有利于植物提取修复,植物地上部分富集系数大于 1 是超积累植物区别于普通植物的重要特征^[21]。5 种植物对 Pb、Zn、Cd、Cu 和 Cr 的富集系数如图 2 所示。

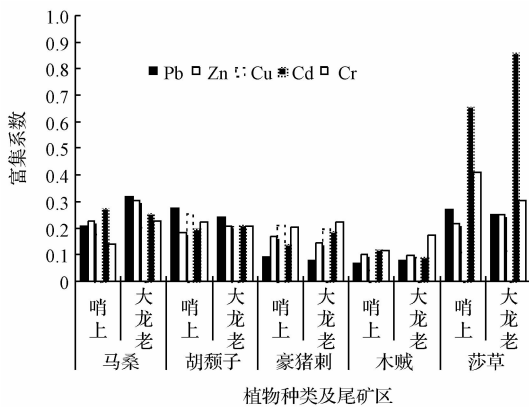


图 2 植物对重金属的富集能力

Fig. 2 Bioaccumulation ability of heavy metals in plants

从图 2 可知,莎草对 Cd、Pb 具有较强的富集能力,木贼对重金属的富集能力最弱,但这 5 种植物的富集系数均小于 1,不满足超积累植物的特征^[22],其原因可能是植物直接生长于尾矿区上,而尾矿区的重金属含量太高,相比之下植物体内的重金属绝对含量并不是太大。这 5 种植物既然能在如此高的重金属胁迫环境下生长,表明它们已经具备了耐重金属的能力。

3 结 论

2 个尾矿区的重金属含量很高,污染以 Cd、Pb 和 Zn 为主。尾矿区重金属的含量随着年限的增长而降低,从尾矿区中心到边缘,其重金属含量逐渐在降低。重金属的流失以及是否对周围环境与地下水造成污染还需要进一步的证据。

马桑与胡颍子是放线菌根植物,能与 Frankia 菌共生固氮。研究表明,放线菌根植物可以忍受或半

忍受一定范围的有毒污染物,如硼、铅、锌和镉。我们研究结论证实了这点。这种体系可以固定空气中的 N_2 ,改善土壤的肥力,为富集重金属能力更强的植物的入侵或引入创造条件。

其余 3 种植物也能在重金属含量极高的尾矿区生长,并且有一定的重金属富集作用,这些植物中有多年生草本和有多年生木本,在尾矿区植物类群自然发生上表现出一定的多样性。兰坪铅锌尾矿区植物的群落组成为铅锌尾矿区植被恢复提供了思路:耐铅锌的共生固氮放线菌根植物固定空气中的氮,改善土壤营养供应,为对铅锌富集能力更强的其他植物的入侵或引入创造了条件,共生固氮放线菌根植物和高富集重金属植物组成持续改善土壤营养,富集重金属群落,防止尾矿区重金属的流失而造成周边环境的污染。因此,这种重金属污染土壤的生物修复途径,具有广阔的应用前景,值得进一步研究。

在所调查的植物中,虽然未筛选到对某种重金属具有超积累特征的植物,但这 5 种植物的确对重金属有一定耐受性和富集作用,对于尾矿区植被恢复具有一定的价值。

参 考 文 献

- [1] 尹仁湛,罗亚平,李金城,等. 泗顶铅锌矿周边土壤重金属污染潜在生态风险评价及优势植物对重金属累积特征. 农业环境科学学报, 2008, 27(6): 2158-2165
- [2] 蔡嗣经,杨鹏. 金属矿山尾矿问题及其综合利用与治理. 中国工程科学, 2000, 2(4): 89-92
- [3] 杨国栋. 污染土壤生物修复技术主要研究内容和方法. 农业环境保护, 2001, 20(4): 286-288
- [4] 李法云,臧树良,罗义. 污染土壤生物修复枝木研究. 生态学杂志, 2003, 22(1): 35-39
- [5] 王海鸥,徐海洋,钟广蓉,等. 根际微生物对植物修复重金属污染土壤作用的研究进展. 安徽农业科学, 2009, 37(30): 14832-14834
- [6] 殷培培. 植物修复重金属污染土壤的影响因素及应用前景分析. 安徽农学通报, 2009, 15(13): 32-34
- [7] 熊智,李洁,张成刚. 桉木属宿主与弗兰克氏菌的共生关系研究. 福建林业科技, 2008, 35(1): 11-12
- [8] Sorensen D. L., Fresquez P. R. Nitrification potential in reclaimed coal mine spoils and soils in the semiarid southwest USA. Journal of Environmental Quality, 1991, 20(1): 279-285
- [9] 缪福俊,熊智,李素婷,等. 会泽铅锌尾矿区豆科植物根瘤菌耐铅锌性及其生理生化特征研究. 农业环境科学学

- 报, **2010**, 29(10):1943-1947
- [10] 李琴. 植物对土壤重金属污染修复的研究进展. 重庆工商大学学报(自然科学版), **2007**, (12):561-562
- [11] 王庆仁, 崔岩山, 董艺婷. 重金属污染土壤整治有效途径. 生态学报, **2001**, 21(2):326-331
- [12] 王发园. 土壤重金属污染对微生物多样性的影响. 安徽农业科学, **2008**, 36(18):7827-7828
- [13] 蒋先军, 骆永明, 赵其国. 土壤重金属污染的植物提取修复技术及其应用前景. 农业环境保护, **2000**, 19(3):179-183
- [14] 缪福俊, 熊智, 孙浩, 等. 兰坪铅锌尾矿区豆科植物根瘤菌耐受性研究. 安徽农业科学, **2010**, 38(21):11365-11367
- [15] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值. 北京: 中国环境科学出版社, **1990**. 87-378
- [16] 孙健, 铁柏清, 钱湛, 等. 湖南郴州铅锌矿区周边优势植物物种重金属累积特性研究. 矿业安全与环保, **2006**, 33(1):29-31
- [17] 杨刚, 伍钧, 唐亚, 等. 铅锌矿业废弃地草本植物重金属耐性研究. 四川环境, **2006**, 25(4):18-21
- [18] 吴双桃, 吴晓芙, 胡日利, 等. 铅锌冶炼厂土壤污染及重金属富集植物的研究. 生态环境, **2004**, 13(2):156-157, 160
- [19] 吴建峰, 林先贵. 土壤微生物在促进植物生长方面的作用. 土壤, **2003**, 35(1):18-21
- [20] Salt E. D., Blaylock M. B., Kumar N. P. B. A., *et al.* Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*, **1995**, 13(5):468-474
- [21] 吴昊. 用固定的 *Putida* 假单胞菌来分解无机氰化物. 环境保护, **2000**, 16(8):35-36
- [22] Benson D. R., Dawson J. O. Recent advances in the biogeography and genecology of symbiotic *Frankia* and its host plants. *Physiol. Plant.*, **2007**, 130(3):318-330