

# 德兴铜矿尾矿库植被重建后的土壤肥力 状况和重金属污染初探\*

陈怀满<sup>1,3</sup> 郑春荣<sup>1</sup> 周东美<sup>1</sup> 涂从<sup>1</sup> 高林<sup>2</sup>

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

(2 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

(3 钟山学院环境工程系, 南京 210049)

**摘要** 德兴铜矿是我国的超大型铜矿, 尾矿砂的排放是其主要的环境问题之一, 目前主要堆积于尾矿库中。1 号尾矿库于 1986 年服役期满后共堆积矿砂  $2.15 \times 10^7 \text{ m}^3$ , 面积约  $210 \text{ hm}^2$ 。20 世纪 90 年代后期, 在坝坡约  $30 \text{ hm}^2$  覆有客土的地区进行了一系列植被重建的试验研究工作, 本文报道了 1998 年开始在旱稻 (*Oryza* Linn.)、花生 (*Arachis* Linn.)、香根草 (*Vetiveria zizanioides* Nash) 和湿地松 (*Pinuselliottii* Engelm.) 等 18 种不同植被组合条件下的土壤基本农化性状 (pH、有机质 (OM)、铵态氮、速效 P、速效 K) 以及  $0.05 \text{ mol L}^{-1} \text{ HCl}$  可提取态重金属在 3~4 年内的变化情况, 结果表明, 坝坡土壤 N、P、K 严重不足, 且保水、保肥能力弱, 需要不断地进行培肥和改良。三年多来, 土壤 pH 总体上无显著变化; OM 第三年有显著上升, 约为第一年的 127%;  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  成直线下降, 第二年和第三年分别为第一年的 72.9% 和 43.0%; 随着耕作实践的推移, 速效 P 和速效 K 显著上升, 但仍处于较低水平。重金属 (主要是 Cu) 污染严重, Cu、Zn、Pb、Cd 在植物中有明显积累。研究结果强调了试验区在植被重建中不宜种植食用植物, 以避免食物链的污染。

**关键词** 铜矿; 尾矿砂; 重金属污染; 植被重建

中图分类号 X53 文献标识码 A

铜是人类最早发现和使用的金属之一, 它是一种典型的亲硫元素, 在自然界中主要形成硫化物, 只有在强氧化条件下形成氧化物, 在还原条件下可形成自然铜。当前我国选矿冶铜的矿物原料主要是黄铜矿、辉铜矿、斑铜矿、孔雀石等; 由于矿石的化学成份多样, 伴生、共生多种有益和有害元素<sup>[1]</sup>, 因而在矿采和冶炼过程中除了获取在国计民生中有重要价值的原料外, 由于工艺条件的限制和重视程度的不够, 还要向环境中排放大量的废物, 它的废水、废渣、尾矿、粉尘和噪声等对生态和环境有明显的影。例如德兴铜矿每生产 1 t 金属铜, 就需排放固体废物 (废石、尾矿砂等) 475 t, 废水 521 t, 对矿区周围环境造成了严重污染<sup>[2]</sup>, 因而德兴铜矿矿区生态环境的整治, 特别是尾矿库的生态恢复与重建, 近年来受到了较多的关注<sup>[3,4]</sup>。

德兴铜矿已有 40 余年开采史, 现有 1、2、4 号 3 个尾矿库, 其中 1 号尾矿库已于 1986 年服役期满, 堆放尾矿砂  $2.15 \times 10^7 \text{ m}^3$ , 面积约  $210 \text{ hm}^2$ , 至今仍有大量的裸露地, 地面寸草不生 (图 1a), 它在植被重

建方面与其他矿区有着共同的特点<sup>[5-9]</sup>, 植物生长的主要障碍因子是缺水、缺肥和重金属毒害。有关如何重建植被的部分研究工作前已报道<sup>[3,4]</sup>, 本文报道了植被重建后的土壤肥力和重金属污染状况, 对于保持矿区重建植被的健康生长和生态恢复与重建材料的选择具有重要的参考意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验区基本概况

德兴铜矿位于江西省德兴市泗洲镇, 北纬  $29^\circ 43'$ , 东经  $117^\circ 02'$ , 全矿面积约  $100 \text{ km}^2$ 。矿区地貌为低山丘陵地, 海拔高度 65~500 m。气候温和, 属亚热带季风气候区, 年平均温度  $17^\circ \text{C}$ , 日照时间约 1900 h, 无霜期约 250 d, 年降雨量约 1900 mm。

试验地位于 1 号尾矿库, 有关土壤-植物体系的状况曾有简要的报道<sup>[10]</sup>, 库区纯尾矿砂粒度 (国际分类制) 为 2.0~0.2 mm 占 42.9%, 0.2~0.02 mm 占 57.1%, 土壤质地属砂土。尾矿库坝坡分为 19 级

\* 国家“九五”重点科技攻关项目 (96-920-13-03) 和 863 计划 (2001AA645010 2) 资助

作者简介: 陈怀满, 男, 研究员, 主要从事环境化学和污染控制的研究与教学工作

收稿日期: 2004-02-04; 收到修改稿日期: 2004-04-01

梯田,以20 cm左右的客土覆盖,由于客土仍非常贫脊,因而在种植过程中须施用有机肥、化肥和农药<sup>[3,4]</sup>。

## 1.2 野外调查及采样

从1998年起对德兴铜矿1号尾矿库坝坡不同植被条件下的土壤肥力和重金属污染状况进行了连续三年多的跟踪调查,采用梅花或“S”状采样方法,每次采集坝坡梯田中的混合土样(0~20 cm)16~18个(表1),由于栽培和耕作活动的影响,所取土样实际上是客土与尾矿砂的混合物;换句话说,试验植物

实际上生长于客土和尾矿砂的混合土壤中,由于少量土壤的引入,在很大程度上改善了植物的生长条件,例如在相同时间和相同施肥条件下,植于坝坡和尾矿砂上的香根草在生长四个月后的株高和覆盖度均有着明显的差异(图1b和1c)。

所采的植物样品包括试验区的树(湿地松、油茶)、草(画眉草、百喜草、苏丹草、香根草)、粮油作物及蔬菜(旱稻、玉米、花生、油菜籽、籽粒苋、空心菜)等共12种。



图1 生长在尾矿砂上的香根草(移栽后4个月; a 纯尾矿砂上寸草不生, b 纯尾矿砂上的香根草, c 覆盖客土坝坡上的香根草)

Fig. 1 Vetiver growing in tailings (4 months after transplanting)

## 1.3 样品处理与分析

将采集的土壤、植物样品带回实验室,按有关文献的方法预处理后,进行化学分析<sup>[11]</sup>。

土壤pH测定以1:2.5土水比,玻璃电极法;有机质用重铬酸钾容量法;阳离子交换量(CEC)用EDTA-铵盐法;全氮以凯氏蒸馏法,速效氮用氧化镁直接蒸馏法;全磷、全钾采用HF-HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>消化,分别用比色法、原子吸收光谱法测定;有效磷用0.5 mol L<sup>-1</sup> NaHCO<sub>3</sub>提取-比色法;有效钾用1 mol L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub>OAc(pH7.0)提取、原子吸收光谱法测定。其基本性状见表1。

土壤重金属全量及土壤中的常量元素,以HF-HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>消化;有效Cu、Pb、Zn、Cd用0.05 mol L<sup>-1</sup> HCl提取,有效As用0.5 mol L<sup>-1</sup> NaHCO<sub>3</sub>提取。植株样品采用HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>消化,As以原子荧光光谱法,其余元素用原子吸收光谱法测定。

## 2 结果与讨论

### 2.1 土壤的基本农化性状及其变化

肥力低下,特别是氮和磷的缺乏是矿山土普遍存在的问题<sup>[12,13]</sup>。表1是德兴铜矿尾矿库土壤(包括客土和尾矿砂)的基本农化性状(第一次样品)。

由表1可以看出,尾矿砂pH为7.66,呈微碱性,根据土壤养分丰缺指标,尾矿砂全氮、全磷很低,分别是0.33 g kg<sup>-1</sup>和0.48 g kg<sup>-1</sup>;速效氮、速效磷极低,仅1.66 mg kg<sup>-1</sup>与0.84 mg kg<sup>-1</sup>。CEC也仅1.19 cmol(+) kg<sup>-1</sup>。矿砂全钾较高,为39.6 g kg<sup>-1</sup>,但速效钾只有18.6 mg kg<sup>-1</sup>,不到最低缺乏指标的1/2。坝坡土壤的pH范围在3.39~7.04;有机质和CEC在某些小区较客土为高,氮、磷、钾等没有明显的差异,全氮、全磷及速效氮、磷也很低,处于严重缺乏状态;土壤全钾虽然大多数样本含量较高,但速效钾大多低于临界水平;显然,1号库坝坡土壤属氮、磷、钾贫乏的土壤。由于CEC极低,表明其保肥能力很弱,因而在植被重建过程中需要加速培肥,以满足植物生长的需要。

坝坡土壤经过三年的栽培实践,土壤pH、OM、速效N、P、K的变化情况如图2所示(以第一年为100%计算)。三年的平均pH值分别为5.13、5.10、4.96,t检验表明,它们之间无显著差异。有机质平均含量分别为10.2 g kg<sup>-1</sup>(第一年)、9.73 g kg<sup>-1</sup>(第二年)和13.0 g kg<sup>-1</sup>(第三年),t检验表明,第三年土壤有机质含量的平均值较前两年有显著提高,这是由于耕作实践的结果。一个值得注意的现象是土壤速效N在三年中几乎成直线下降,由第一年的

表 1 德兴铜矿尾矿库土壤基本农化性状

Table 1 Basic properties of soils in the copper tailing pool in the Dexing Copper Mine

样号 Sample No.	采样小区 Location	pH (1: 2.5)	有机质 O. M. (g kg <sup>-1</sup> )	阳离子交换量 CEC (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	全氮 Total N	全磷 Total P	全钾 Total K	铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	速效磷 Available P	速效钾 Available K
					(g kg <sup>-1</sup> )			(mg kg <sup>-1</sup> )		
1	客土 Borrow soil	4.92	7.7	8.70	0.87	0.258	23.7	51.8	0.80	39.4
2	尾矿砂 Tailings	7.66	- <sup>1)</sup>	1.19	0.33	0.483	39.6	1.66	0.84	18.6
3	雷公竹 Lei Gong Zhu	6.05	3.3	20.0	0.56	0.230	7.47	23.6	0.37	28.5
4	籽粒苋 Amaranth	3.72	11.6	12.1	0.62	0.381	17.9	24.1	4.80	33.5
5	花生(1) Peanut(1)	4.33	9.1	7.55	0.66	0.433	25.4	32.9	8.39	60.1
6	狗牙根 Bermudagrass	7.04	15.1	5.68	1.10	0.325	28.0	12.9	1.22	70.9
7	湿地松 Slash pine	5.73	6.7	18.3	0.73	0.270	6.64	14.8	1.03	19.5
8	黄杨球 Box	5.68	4.2	18.4	0.49	0.250	8.05	11.0	1.03	19.8
9	花生(2) Peanut(2)	4.61	10.5	10.2	0.65	0.393	23.3	10.5	3.67	49.4
10	矮象草 Dwarf napiergrass	4.69	24.3	6.11	1.50	0.383	25.2	28.3	15.0	167
11	油桐 Tung oil tree	5.85	4.4	16.7	0.47	0.249	6.14	6.53	0.47	12.0
12	女贞 Glossy privet	5.47	9.6	16.6	0.53	0.238	10.5	25.0	0.84	47.2
13	弯叶画眉 Weeping lovegrass	3.39	10.5	9.27	0.72	0.362	14.7	37.4	1.50	34.7
14	百喜草 Bahai grass	5.85	9.5	10.6	0.92	0.382	20.7	9.31	0.65	60.3
15	杜仲 Eucommia	5.22	11.5	15.0	0.85	0.306	8.55	3.17	0.65	32.7
16	枸杞+ 苏丹 Chinese wolfberry + Sudangrass	4.95	12.2	9.73	1.10	0.402	24.5	12.4	3.15	98.6
17	麦冬+ 桃树 Dwarf lilyturf + Peach	5.17	12.7	6.61	0.98	0.372	24.2	13.9	4.24	67.8
18	油茶 Oiltea camellia	5.32	11.8	15.1	0.79	0.316	12.8	23.6	2.73	51.1
19	旱稻 Upland rice	5.69	10.2	12.6	0.79	0.357	17.4	35.8	3.95	72.5
20	侧柏 Oriental arborvitae	3.66	7.3	11.0	0.80	0.385	4.57	126	0.84	22.8
养分缺乏指标 ≤ Critical level of nutrients ≤			10~ 20		0.75~ 1.0	0.4~ 0.6	10~ 15		5~ 10	50~ 100

1) 不含有机质

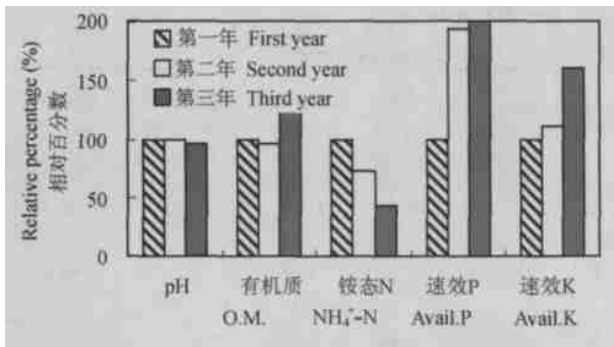


图2 土壤中 pH 和养分的变化

Fig. 2 Changes in pH and nutrients of soils

平均  $25.1 \text{ mg kg}^{-1}$  到第二年的  $18.3 \text{ mg kg}^{-1}$  和第三年的  $10.8 \text{ mg kg}^{-1}$ , 说明了在耕作中氮肥消耗的普遍性。土壤速效 P 和速效 K 有一定的提高, 速效 P 的平均值分别为  $3.03 \text{ mg kg}^{-1}$  (第一年)、 $5.85 \text{ mg kg}^{-1}$  (第二年) 和  $6.07 \text{ mg kg}^{-1}$  (第三年); 而速效钾分别为  $52.7 \text{ mg kg}^{-1}$  (第一年)、 $58.2 \text{ mg kg}^{-1}$  (第二年) 和  $84.6 \text{ mg kg}^{-1}$  (第三年), t 检验表明随着耕作时间的延长, 速效 K 有显著的提高。上述结果表

明, 在坝坡地的植被重建中, 应加大 N 肥施用量, 适量投入磷肥, 而 K 肥可少施或暂不施用, 以节省开支。

## 2.2 土壤中重金属含量状况及其可提取态的变化

尾矿砂中全铜含量最高(表 2), 高出当地土壤背景值的 102 倍, 超过土壤环境标准的 50 倍, 镉超过背景值的 50%, 而低于土壤环境标准 GB15618-1995, 但铅、锌、铬、钴、镍和砷均未超过背景值。因此, 铜是尾矿砂种植实践中特别需要加以注意的污染元素。

客土除镉、砷低于背景值外, 其余 6 种元素均超过背景值(表 2), 但以铜最严重, 达背景值的 5 倍。坝坡土壤中重金属铅、锌、镉、镍、砷在多数样点中高于背景值, 但基本上低于土壤环境标准。大多数样点的铜、铬远大于土壤环境标准, 4、13 和 20 号样品的铜达土壤环境标准的 10 倍以上。从综合污染指数<sup>[14]</sup>看(表 2), 无论是矿砂或是周边土壤和坝坡土壤, 其指数都大于 1, 表明这些土壤都已不同程度地受到污染, 污染物质主要是铜。

表 2 德兴铜矿尾矿库土壤中重金属含量及综合污染指数(CPI)(第一年)

Table 2 Concentrations of heavy metals ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) in soils in the tailing pool of the Dexing Copper Mine under different vegetation treatments and combined pollution index(CPI)

样号 Sample No.	采样小区 Location	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Co	Ni	As	指数 Index (CPI)	污染元素 Pollution element
1	客土 Borrow soil	126	37.5	81.0	0.055	80.7	15.1	30.1	6.67	2.17	Cu
2	尾矿砂 Tailings	2524	11.2	18.9	0.098	37.5	11.8	22.3	6.28	2.73	Cu
3	雷公竹 Lei Gong Zhu	39.9	12.8	69.8	0.11	415	43.0	24.7	12.9	2.01	Cr
4	籽粒苋 Amaranth	589	25.9	78.0	0.088	177	27.5	33.4	27.5	2.77	Cu
5	花生(1) Peanut(1)	381	20.5	55.0	0.065	106	14.8	27.0	15.1	2.33	Cu
6	狗牙根 Bemudagrass	242	33.1	77.9	0.16	85.7	32.9	33.1	6.21	2.38	Cu
7	湿地松 Slash pine	27.5	10.4	75.5	0.079	349	45.9	27.2	17.5	2.15	Cr
8	黄杨球 Box	31.3	12.3	78.5	0.11	293	43.1	26.1	17.8	2.17	Cr
9	花生(2) Peanut(2)	259	24.7	78.7	0.061	121	25.5	30.5	26.4	2.33	Cu
10	矮象草 Dwarf napiergrass	157	43.6	86.9	0.10	82.5	28.6	33.1	5.47	2.36	Cu
11	油桐 Tung oil tree	20.9	9.4	71.5	0.074	330	45.0	24.2	17.6	1.93	Cr

续表

样号 Sample No.	采样小区 Location	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Co	Ni	As	指数 Index (CPI)	污染元素 Pollution element
12	女贞 Glossy privet	32.0	9.7	78.5	0.062	333	42.4	31.0	11.6	1.94	Cr
13	弯叶画眉 Weeping Lovegrass	834	22.7	71.9	0.058	205	36.8	40.8	37.5	7.22	Cu As Ni
14	百喜草 Bahai grass	101	30.1	94.6	0.10	148	29.8	28.3	13.2	2.36	Cu
15	杜仲 Eucommia	116	16.5	78.2	0.070	269	45.5	31.3	21.0	4.14	Cu Cr
16	枸杞+ 苏丹 Chinese wolfberry + Sudangrass	99.6	48.6	130	0.15	154	32.3	74.7	12.5	4.45	Cu Ni
17	麦冬+ 桃树 Dwarf lilyturf+ Peach	195	38.5	90.4	0.15	115	25.9	25.7	11.1	2.49	Cu
18	油茶 Oiltea Camellia	85.1	20.0	80.9	0.099	243	41.1	27.4	21.1	2.39	Cu
19	旱稻 Upland rice	333	21.1	79.0	0.11	239	30.2	35.2	11.9	2.44	Cu
20	侧柏 Oriental arborvitae	785	13.2	80.0	0.060	21.4	42.6	13.8	36.0	4.32	Cu As
当地土壤背景值 Soil background value		24.4	29.1	80.1	0.065	62.6	12.3	25.7	13.6		
国家土壤环境标准 ≤ National soil standards ≤		50	250	200	0.30	150	—	40	30/40		

尾矿库坝区试验区土壤中的可提取态重金属的分析结果如表 3 所示, 尾矿砂可提取态铜高于坝坡土壤, 坝坡土壤之间可提取态铜差别较大 (0.41~238 mg kg<sup>-1</sup>)。三年中土壤可提取态重金属的变化如图 3 所示, 由图可见, 可提取态 Cu 的含量平均分别为 49.0、46.3 和 46.0 mg kg<sup>-1</sup>, 它们之间无显著差异; 可提取态 Zn 平均分别为 3.23、3.21 和 4.72 mg kg<sup>-1</sup>, t 检验表明第三年土壤可提取态 Zn 较前两年有显著上升; 可提取态 Pb 分别为 2.54、2.04 和

3.95 mg kg<sup>-1</sup>, 表明第三年可提取态 Pb 亦较第一年为高; 土壤可提取态 Cd 分别为 0.039、0.052 和 0.048 mg kg<sup>-1</sup>, t 检验表明它们之间无显著差异; 第三年土壤可提取态 As 较第一年有显著提高。重金属可提取态的升高有可能带来更大的环境风险, 加之尾矿砂中含 S 化合物的氧化, 有可能酸化局部环境, 造成可提取态金属的上升, 因而在表土适当施用改良剂(例如石灰), 有益于抑制局部环境的进一步酸化和重金属的毒害。

表 3 德兴铜矿尾矿库土壤中重金属可提取态含量(第一年)

Table 3 Concentrations of extractable heavy metals in the soil cover over the tailing pool in the Dexing Copper Mine under different vegetation treatments (mg kg<sup>-1</sup>, first year)

样号 Sample No.	采样小区 Location	Cu	Pb	Zn	Cd	As
1	客土 Bonow soil	11.0	6.74	1.26	0.009	0.033
2	尾矿砂 Tailings	614	0.19	3.79	0.051	0.075
3	雷公竹 Lei Gong Zhu	1.1	0.83	1.50	0.021	0.023
4	籽粒苋 Amaranth	111	2.83	3.08	0.059	0.045
5	花生(1) Peanut(1)	41.1	2.69	1.84	0.017	0.034

续表

样号 Sample No.	采样小区 Location	Cu	Pb	Zn	Cd	As
6	狗牙根 Bemudagrass	77.0	5.92	8.72	0.056	0.046
7	湿地松 Slash pine	0.61	0.58	1.89	0.021	0.025
8	黄杨球 Box	1.33	0.46	1.89	0.016	0.028
9	花生(2) Peanut(2)	48.1	2.24	2.60	0.039	0.034
10	矮象草 Dwarf napiergrass	46.8	9.29	7.27	0.065	0.046
11	油桐 Tung oil tree	0.41	0.26	1.49	0.013	0.025
12	女贞 Glossy privet	0.45	0.45	1.91	0.013	0.016
13	弯叶画眉 Weeping loygrass	105	3.21	2.22	0.027	0.049
14	百喜草 Bahai grass	22.9	2.27	3.27	0.070	0.047
15	杜仲 Eucommia	26.0	1.26	2.50	0.065	0.020
16	枸杞+ 苏丹 Chinese wolfberry+ Sudangrass	15.7	5.17	4.08	0.079	0.037
17	麦冬+ 桃树 Dwarf lilyturf + Peach	46.6	4.30	4.35	0.047	0.040
18	油茶 Oiltea camellia	15.4	1.84	4.11	0.045	0.028
19	旱稻 Upland rice	84.9	1.72	3.79	0.045	0.034
20	侧柏 Oriental arborvitae	238	0.48	1.61	0.007	0.037
平均值 Ave.		49.0	2.54	3.23	0.039	0.034
标准差 S.D.		59.4	2.37	1.99	0.023	0.010

表4 试验区作物中重金属的含量<sup>1)</sup>Table 4 Concentrations of heavy metals in crops in the experiment location (mg kg<sup>-1</sup>)

植物品种 Plant	Cu	Pb	Zn	Cd	As
籽粒苋根 Amaranth root	121	2.86	40.5	1.39	2.40
籽粒苋茎叶(鲜重计) Amaranth shoot(fresh W.)	53.2	4.46	71.6	1.02	0.56
花生 Peanut	23.6	0.045	44.3	0.13	0.22
旱稻根 Upland rice root	184	12.7	214	2.18	3.26
旱稻茎叶 Upland rice shoot	52.8	5.38	285	2.57	0.50
旱稻籽粒 Upland rice grain	13.4	2.03	54.4	0.21	0.15
玉米根 Com root	167	9.57	24.7	0.47	1.13
玉米茎叶 Com shoot	26.4	9.93	39.0	0.52	0.81
玉米籽粒 Com grain	2.58	1.06	24.7	0.007	0.36
油菜籽 Cole seed	9.95	1.40	56.9	0.031	0.31
空心菜根 Aquatic morning glory root	255	1.64	166	0.36	2.60
空心菜茎(鲜重计) Aquatic morning glory shoot (fresh W.)	12.4	0.04	8.19	0.03	0.07
国家食品限量卫生标准: 粮食 ≤ 蔬菜	10	0.4	50	0.2	0.7
Tolerance limits in foods: Foodstuff ≤ Vegetable	10	0.2	20	0.05	0.5

1) 除注明为鲜重外均为干重 Calculated as dry weight except in noting fresh weight

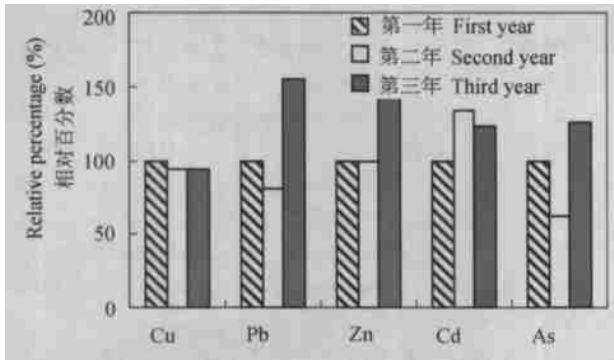


图3 土壤中可提取态重金属的变化

Fig 3 Changes in concentrations of extractable heavy metals in the soil

### 2.3 植株中重金属的含量

表4、表5为植株中重金属的含量,它表明植物根部重金属含量高于地上部分。一些食用植物的Cu含量,例如花生、旱稻、玉米籽分别为 $23.6 \text{ mg kg}^{-1}$ 、 $13.4 \text{ mg kg}^{-1}$ 、 $2.58 \text{ mg kg}^{-1}$ ,空心菜为 $12.4 \text{ mg kg}^{-1}$ ,

均超过国家食品卫生标准,植株Cu含量与土壤全Cu( $r = 0.915, p < 0.01$ )和可提取态Cu( $r = 0.836, p < 0.05$ )之间呈正相关。Pb在旱稻、玉米和油菜籽中的含量超标。旱稻中的Zn亦超过国家食品卫生标准。籽粒苋中Cu、Pb、Zn、Cd、As均严重超标,油菜籽中Cu、Pb、Zn的含量均接近或超过食品卫生标准,表明德兴铜矿尾矿库不宜种植食用作物。因此,德兴铜矿尾矿库在植被重建的栽培实践中应避免与食品链有关的植物品种。从植物吸收系数可知,籽粒苋地上部分Pb(0.22)的吸收系数(干重计)高于其根(0.11),画眉草地上部分Pb和Cd(0.26、3.10)的吸收系数亦高于其根(0.01、2.24),说明Pb和Cd在这两种植物中由根向地上部迁移的能力较强,两者均具有较大的生物量,在植物修复材料选择中应予关注。试验表明,湿地松、油桐、画眉草、百喜草、苏丹草和香根草等,均能生长良好。

表5 试验区树和草中重金属的含量

Table 5 Concentrations of heavy metals in trees and grasses in the experiment location (Dry weight,  $\text{mg kg}^{-1}$ )

植物品种 Plant	Cu	Pb	Zn	Cd	As
湿地松 Slash pine	13.7	18.5	59.4	1.05	0.69
油桐 Tung oil tree	11.0	22.5	59.6	0.76	0.42
画眉草根 Lovegrass root	185	0.285	14.1	0.13	1.38
画眉草 Lovegrass	114	5.91	13.6	0.18	0.47
百喜草根 Bahai grass root	781	18.6	80.6	0.50	2.05
百喜草 Bahai grass	40.5	2.25	68.4	0.43	0.75
苏丹草根 Sudangrass root	57.7	5.29	66.4	1.13	2.44
苏丹草 Sudangrass	13.8	1.63	45.7	0.18	0.36
香根草根(坝坡) Vetiver root (slope)	105	5.75	34.5	0.20	1.73
香根草茎(坝坡) Vetiver shoot (slope)	12.4	2.51	18.2	0.044	0.12
香根草根(尾矿砂) Vetiver root (tailings)	295	3.03	12.2	0.070	0.50
香根草茎(尾矿砂) Vetiver shoot (tailings)	16.9	3.46	19.7	0.079	0.15

## 3 小结

1) 德兴铜矿尾矿库坝坡土壤其表土实际上为客土和尾矿砂的混合物,肥力较差,在植被重建过程中除了选择合适的植物品种外,应特别注意土壤的培肥措施,重施有机肥,并配施适量化肥。通过三年多的耕作实践,表土中的有机质、速效P和速效K均有不同程度的提高,但铵态氮成直线下降,因而N肥是植被重建过程中需要重点补充的肥料。

2) 坝坡土壤的全Cu和可提取态Cu含量很高,是

最主要的污染限制因子,但Cd、Pb和Zn在植物中的累积,特别是在粮食作物和蔬菜可食部分的浓度均有超过国家食品卫生标准的情况,因而在类似的金属尾矿库植被重建过程中应避免粮食作物和蔬菜。

### 参考文献

- [1] 朱训. 中国矿情(第二卷金属矿产). 北京: 科学出版社, 1999. Zhu X. Mineral Information in China (In Chinese). Beijing: Science Press, 1999.
- [2] 熊报国. 铜矿山开采对环境的影响. 环境与开发, 1994, 9(3): 324~329. Xiong B G. Effect of exploitation on environment in copper mine(In Chinese). Environment and Exploitation, 1994,

- 9(3): 324~ 329
- [ 3 ] 张海星, 姚丽文, 熊报国, 等. 德兴铜矿 1 号尾矿库废弃土地生态恢复试验研究. 环境与开发, 1999, 14(1): 10~ 11; 45. Zhang H X, Yao L W, Xiong B G, *et al.* Study on the eco-recover test of waste land of 1<sup>#</sup> tailing bank in Dexing Copper mine (In Chinese). Environment and Exploitation, 1999, 14(1): 10~ 11; 45
- [ 4 ] 杨修, 高林. 德兴铜矿山废弃地植被恢复与重建研究. 生态学报, 2001, 21(11): 1932~ 1940. Yang X, Gao L. A study on re-vegetation in mining wasteland of Dexing Copper Mine, China (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2001, 21(11): 1932~ 1940
- [ 5 ] Hao Xiuzhen, Zhou Dongmei, Wang Yujin. *et al.*, Effect of different amendments on ryegrass growth in copper mine tailings. Pedosphere, 2003, 14: (4): 299~ 308
- [ 6 ] Tang Shitong, Huang Changyong and Zhu Zuxiang. *Commelina communis* L: Copper hyperaccumulator found in Anhui province of China. Pedosphere, 1997, 7(3): 207~ 210
- [ 7 ] 李玉臣, 吉日格拉. 矿区废弃地的生态恢复研究. 生态学报, 1995, 15(3): 339~ 343. Li Y C, Ji R G L. The ecological restoration study on mining derelict land (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 1995, 15(3): 339~ 343
- [ 8 ] 束文圣, 蓝崇钰, 张志权. 凡口铅锌尾矿影响植物定居的主要因素分析. 应用生态学报, 1997, 8(3): 314~ 318. Shu W S, Lan C Y, Zhang Z Q. Analysis of major constraints on plant colonization at Fankou Pb/Zn mine tailings (In Chinese). Chin. J. Appl. Ecol., 1997, 8(3): 314~ 318
- [ 9 ] 黄铭洪, 骆永明. 矿区土地修复与生态恢复. 土壤学报, 2003, 40(2): 161~ 169. Wong M H, Luo Y M. Land remediation and ecological restoration of mined land (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2003, 40(2): 161~ 169
- [ 10 ] 涂从, 郑春荣, 陈怀满. 铜矿尾矿库土壤-植物体系的现状研究. 土壤学报, 2000, 37(2): 284~ 287. Tu C, Zheng C R, Chen H M, The current status of soil plant system in copper mine tailings (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2000, 37(2): 284~ 287
- [ 11 ] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. Lu R K (ed.) Analytical Methods for Soil and Agricultural Chemistry (In Chinese). Beijing: Chinese Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [ 12 ] Li R S, Daniels W L. Nitrogen accumulation and from over time in young mine soils. J. Environ. Qual., 1994, 23: 166~ 172
- [ 13 ] Chen H, Zheng C, Zhu Y. Phosphorus: A limiting factor for restoration of soil fertility in a newly reclaimed coal mined site in Xuzhou, China. Land Degradation & Development, 1998, 9: 115~ 121
- [ 14 ] 陈怀满等. 土壤中化学物质的行为与环境质量. 北京: 科学出版社, 2002. Chen H M *et al.* Behavior of chemicals in soils and its relation to environmental quality (In Chinese). Beijing: Science Press, 2002

## CHANGES IN SOIL FERTILITY AND EXTRACTABLE HEAVY METALS IN DEXING COPPER MINE TAILING POOL AFTER REVEGETATION

Chen Huaiman<sup>1,3</sup> Zheng Chunrong<sup>1</sup> Zhou Dongmei<sup>1</sup> Tu Cong<sup>1</sup> Gao Lin<sup>2</sup>

(1 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

(3 Department of Environmental Engineering, Zhongshan College, Nanjing 210049, China)

**Abstract** The Dexing Copper Mine is a super-scaled copper mine in China. Release of large amounts of tailings is one of its main environmental problems. The tailings are stored in several tailing pools and No. 1 tailing pool has in storage about  $2.15 \times 10^7 \text{ m}^3$  of tailings covering an area of 210  $\text{hm}^2$  after running out of service in 1986. Beginning from the late 1990s, a series of experiments were performed on revegetation of a part of the mine tailing pool, dam slope, 30  $\text{hm}^2$  in acreage, which was covered with guest soil. Changes in basic agrochemical properties of the soil and extractable heavy metals (by 0.05  $\text{mol L}^{-1}$  HCl) under different vegetations, e. g. upland rice (*Oryza* Linn.), peanut (*Arachis* Linn.), vetiver (*Vetiveria zizanioides* Nash) and slash pine (*Pinuselliottii* Engelm.) were determined during the experiment period of 3– 4 years. The results indicated that the soil was very low in nutrients N, P and K and in nutrient loading capacity as well. It is therefore necessary to build up soil fertility continuously. Soil pH did not show much change, soil OM increased significantly but soil  $\text{NH}_4^+$ -N decreased with the time. Though soil available P and K obviously increased, they were still at a low level. Soil heavy metal pollution, especially with Cu, was very serious. Moreover, Cu, Pb, Zn, and Cd accumulated in the plants and exceeded the criteria of the food hygiene standards in some food crops and vegetables. The results indicate that for revegetation of the tailing pool, it is not advisable to grow food crops lest contamination should be spread through food chain.

**Key words** Copper Mine; Mine tailings; Heavy metal pollution