

卧龙泉河流域土壤重金属污染的地球化学研究

孙丽娜^{1,2}, 孙铁珩^{1,2}, 金成洙³

(1. 沈阳大学环境工程重点实验室, 沈阳 110044; 2. 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016; 3. 东北大学, 110004)

摘 要: 运用地球化学的原理与方法研究了卧龙泉河流域土壤重金属的含量、存在形式及其空间分布特征, 分析了土壤重金属污染的成因。结果表明, 金矿开发已造成了卧龙泉河流域土壤生态环境的重金属复合污染, 污染程度随开发强度的加大而增高。金矿开发强度大的王家崴子矿区土壤属重度污染, 主要污染因子为 As、Pb、Cd、Zn; 开发强度相对小的氰化厂土和靠山屯土壤属轻污染, 主要污染因子为 Pb、Cu、Zn 和 Hg、Pb; 远离金矿开发的万福土无重金属污染。卧龙泉上游稻田土的重金属污染因子为 Cu、Pb, 是成土母岩相对高的 Cu、Pb 背景含量和金矿冶炼综合影响的结果。

关键词: 土壤重金属污染; 环境地球化学; 金矿开发; 卧龙泉河流域

中图分类号: X 53 文献标识码: A 文章编号: 1005-3409(2004) 03-0191-05

Environgeochemical Characteristics and Genetic Analysis on Heavy Metals of Soils in Wolongquan River Area

SUN Li-na^{1,2}, SUN Tie-heng^{1,2}, JIN Cheng-zhu³

(1. Key laboratory of Environment Engineering, Shenyang University, Shenyang 110044, China;

2. Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Science, Shenyang 110016, China; 3. Northeast University, 110004)

Abstract: The contents, specially geochemical characteristics and genetic analysis on heavy metals of soils in Wolongquan River area were studied with geochemical principle and methods. The results indicated that gold mine has bring heavy metal pollution of soil and that level of heavy metals increased with intensity of mine in Wolongquan River area. The level of heavy metals are the highest in the soil of Wangjiawaizi in which gold mine activity are prevalent and main factors of pollution are As, Pb, Cd, Zn. The level of heavy metals in the soils of Qinghua plant and Kaoshan village are higher which are near gold mill, and main factors of pollution are Pb, Cu, Zn and Hg, Pb respectively. There is no heavy metals pollution in the soil of Wanfu that far away from gold mine. The higher level of Cu, Pb in the soil of upper Wolongquan River are derived from higher background of Cu, Pb in the rocks which forming soil.

Key words: heavy metals pollution of soils; envirogeochemistry; gold mining; Wolongquan River area

我国是耕地资源极其匮乏的国家, 人均耕地不足世界平均水平的 1/3。由于矿业开发、污水灌溉、农业措施、工业三废的排放等人为活动的强烈作用, 已不同程度地影响了我国土壤的质量。其中采选冶是向土壤环境释放重金属污染物的最主要的途径之一^[1~5]。卧龙泉河流域地处盖州市卧龙泉镇境内, 该流域分布有王家崴子金矿、金厂沟金矿、独甸金矿、矿洞沟金矿、卧龙泉萤石矿和日处理量 25 t 的氰化厂 3 个、50 t/d 浮选厂 1 个、250 t/d 浮选厂 1 个和镁砂厂 1 个。近年来的金矿开发在给地方带来经济效益的同时, 也给土壤环境带来了不良的影响。本文旨在通过对卧龙泉河流域土壤环境地球化学研究, 分析卧龙泉河流域土壤环境污染的成因。

1 材料与分析方法

1.1 土壤样品的采集与分析

为了调查卧龙泉河流域土壤生态系统重金属污染成因, 在平面上综合考虑该流域金矿的空间分布情况、矿床开采情况和选厂、尾矿坝的空间分布等多方面因素, 供试土壤样品空间分布见图(略), 土壤样品采集 0~20 cm 新鲜土, 采集方法为 S 型布点, 点距 2 m, 取 4 点混合, 缩分为 1 个样品, 用聚乙烯袋包装、封闭。土壤剖面设置在王家崴子尾矿坝脚趾处尾矿堆附近, 剖面深 1.8 m。上层尾矿 0.8 m, 土壤剖面 1.0 m, 剖面样品按照土壤的颜色、分层和矿物组合特征进行采

¹ 收稿日期: 2004-05-12
基金项目: 国家重点基金项目(20337010); 国家博士点基金项目(1999014513); 沈阳环境工程重点实验室基金(0420)
作者简介: 孙丽娜(1960-), 女, 教授, 硕士生导师, 主要从事资源与环境地球化学研究和污染生态研究。

集,样点分布见图 2。所有的土壤样品在室内阴干,剔除砾石,研磨过 40 目筛,待用。

1.2 实验方法

根据该区金矿化的矿石类型、矿物组合和元素组合特征,土壤样品分析 As、Hg、Cu、Pb、Zn、Cd、Cr。其中 As、Hg 用原子荧光分光光度法分析; Cr 用二苯碳酰二肼分光光度法分析; Cu、Pb、Zn 用火焰原子吸收分光光度法分析; Cd 用石墨炉原子吸收法测定。

土壤中 As、Hg、Cu、Pb、Zn、Cd、Cr 的存在形式参照 Tessier, L. Fanfani 和 P. Zuddas 的顺序提取分析方法^[6],分 6 步提取土壤中不同形式存在的重金属,具体的提取方法见参考文献^[7]。

2 结果分析

2.1 土壤重金属含量特征

不同样品土壤重金属的分析结果见表 1。由表 1 可以看出,除了王家崴子河西山坡林地土(8 号样)的 Cd,王家崴子交汇处河西稻土(4 号样)的 Hg 与该区的土壤重金属背景值接近,靠山屯林地土(6 号样)、万福土(7 号样)、王家崴子河西山坡林地土(8 号样)的 As 元素含量明显低于土壤背景值外,其他样品的 Cu、Pb、Zn、As、Hg、Cd、Cr 的含量均有不同程度的增高。其中 Pb、Cu、Cd 的含量变化较大,其富集系数分别为 1.19~18.7,1.03~19.7,0.92~12.95; As、Zn、Hg 的含量变化次之,富集系数分别为 0.24~7.34,1.92~8.65,1~8.83; Cr 的含量变化不明显,富集系数为 1.08~2.04。Cu、Pb、Zn、As、Cd、Hg 在近尾矿坝的旱田土(2、5 号样)和王家崴子稻田土(3、4 号样)、卧龙泉河上游的稻田土(1 号样)中含量较高,在远离金矿开发的靠山屯林地土(6 号样)、万福旱田土(7 号样)和王家崴子河西山坡林地土(8 号样)中含量较低;而 Cr 则相反,在靠山屯林地土、王家崴子河西山坡林地土和万福旱田土、氰化厂旱田土中含量较高,在王家崴子稻田土、旱田土和卧龙泉河上游稻田土中含量相对较低。

土壤剖面的重金属元素分布表现为在地表(0~10 cm)明显富集,向下(10~55 cm)明显降低,在 55~100 cm 内又增高的趋势。

2.2 土壤重金属元素的存在形式

不同土壤样品重金属的存在形式见图 1,图 2,图 3,图 4 和图 5。从图 1 可以看出,卧龙泉河上游稻田土中,As 主要以硫化物态形式存其次为残留态,水溶态 As、氧化物态 As 和有机态 As 含量较低,可交换态和碳酸盐态含量没有检出。Cu 主要以残留态形式存在,其次为有机态,硫化物态、氧化物态和碳酸盐态含量相对较少,可交换态和水溶态微量。Pb 主要以残留态形式存在,其次以碳酸盐态形式和氧化物态形式存在氧化物态含量,可交换态含量和有机态量较低,碳酸盐态含量和水溶量及其它形式存在的 Hg 没有检出。Zn 主要以残留态形式存在,其次以有机态和硫化物态形式存在,可交换态形式和水溶态形式存在的 Zn 很少,碳酸盐态形式和氧化物态形式存在的 Zn 没有检出;Cd 主要以残留态形式存

在,其次以有机态形式存在,氧化物态含量和水溶态含量相对较少,硫化物态含量、可交换态含量和碳酸盐态含量没有检出; Cr 主要以残留态形式存在,有机态含量、硫化物态含量和可交换态含量相对较少,水溶态含量很低。

表 1 卧龙泉河流域土壤重金属含量(mg/kg)								
样号	取样位置	Cu	Pb	Zn	As	Hg	Cd	Cr
1	卧龙泉镇上游稻土	285 (19.7)	311 (13.5)	102 (2.60)	9.56 (1.27)	0.10 (1.67)	0.23 (1.92)	58.4 (1.08)
2	氰化厂处旱田土	109 (7.52)	145 (6.30)	339 (8.65)	14.6 (1.87)	0.53 (8.83)	0.33 (3.00)	101 (1.87)
3	王家崴子交汇处河东稻土	36.7 (2.53)	429 (18.7)	335 (8.54)	41.6 (5.32)	0.09 (1.52)	1.53 (13.0)	64.4 (1.19)
4	王家崴子交汇处河西稻土	63.8 (4.40)	149 (6.48)	147 (3.75)	57.4 (7.34)	0.06 (1.00)	0.53 (4.42)	61.3 (1.14)
5	王家崴子尾矿坝侧旱田土	28.4 (1.96)	114 (4.96)	198 (5.05)	48.4 (6.19)	0.093 (1.55)	0.48 (4.00)	71.9 (1.33)
6	靠山屯树林土	14.9 (1.03)	49.2 (2.14)	75.4 (1.92)	2.10 (0.27)	0.45 (7.50)	0.17 (1.42)	110 (2.04)
7	万福土	36.1 (2.49)	47.6 (2.07)	126.2 (3.22)	1.90 (0.24)	0.22 (3.67)	0.17 (1.42)	90.0 (1.67)
8	王家崴子河西山坡林地土	35.8 (2.47)	27.4 (1.19)	100.6 (2.57)	6.20 (0.79)	0.067 (1.12)	0.11 (0.92)	110 (2.04)
13	辽宁省壳岩丰度	18.4	18.4	51.8	2.3	0.015	0.09	46.9
14	辽宁省盖县土壤丰度	19.0	23.0	47.5	8.02	0.06	0.11	57.2

注: 1. 括号内为富集系数; 2. 辽宁省盖县土壤丰度辽河平原土壤环境背景值调查研究,1985.6。

表 2 王家崴子尾矿坝侧土壤剖面重金属含量 mg/kg										
剖面样品	Cu	Pb	Zn	As	Hg	Gd	Cr	pH	黏粒	
尾矿(地面上 30 cm)	166	4322	2892	342	0.26	24.4	67.9	8.23		
土壤(地面 0~10 cm)	239	8632	1799	579	0.66	13.0	76.8	2.97	74.6	
土壤(地表 10~55 cm)	39.6	306	210	75.5	0.45	1.14	90.4	6.55	60.4	
土壤(地表 55~100 cm)	94.2	888	381	120	0.14	1.71	84.3	6.20	19.8	
基岩	35	38.6	135	55.5						

在王家崴子稻田土中(图 2、图 3), As 主要以残留态形式存在,其次为硫化物态,水溶态和氧化物态含量较低,微量的碳酸盐态和有机态,可交换态没有检出; Cu 主要以残留态形式存在,其次为有机态,硫化物态、氧化物态、碳酸盐态、可交换态和水溶态含量较低; Pb 也主要以残留态形式存在,碳酸盐态和氧化物态 Pb 次之,有机态、硫化物态、可交换态、水溶态含量相对较少; Zn 主要以残留态形式存在,其次为有机态和硫化物态,可交换态和水溶态含量很少,碳酸盐态和氧化物态没有检出; Cd 主要以残留态形式存在,其次为有机态和硫化物态,氧化物态和水溶态很少,碳酸盐态和可交换态没有检出; Cr 主要以残留态形式存在,硫化物态形式次之,氧化物态、碳酸盐态和有机态含量很低,水溶态含量和可交换态含量没有检出; Hg 的存在形式变化较大。Hg 主要以有机态形式为主,其次为硫化物态和水溶态,可交换态含量相对较少,碳酸盐态含量、氧化物态含量和残留态含量均没有检出。在万福土中(图 4), As 的硫化物态含量最高,其次为有机态含量,氧化物态、碳酸盐态、可交换态含量和残留态含量相对很低,水溶态 As 没有检出。Cu 主要以硫化物态形式存在,其他形式存在的含量很少,碳酸盐态含量和水溶态含量可忽略,可交换态含量没有检出; Pb 主要以硫化物态为

主, 其次为残留态, 有机态、铁锰氧化物态和碳酸盐态含量较 低, 水溶态和可交换态没有检出。

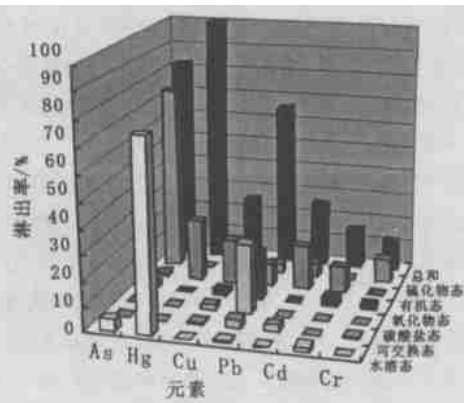


图 1 卧龙泉河上游稻田土元素存在形式

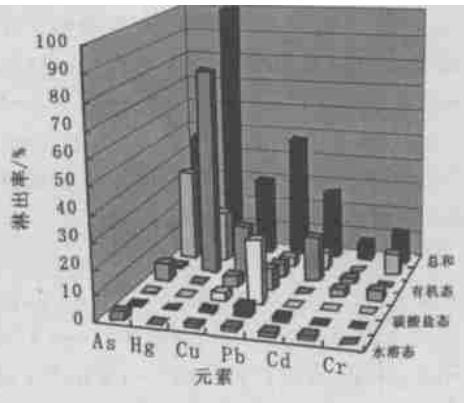


图 2 王家崴子河西稻田土元素存在形式

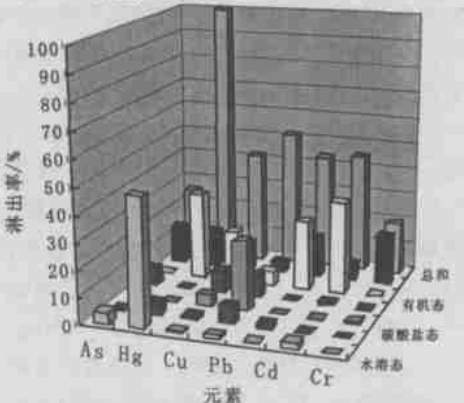


图 3 王家崴子河东稻田土元素存在形式

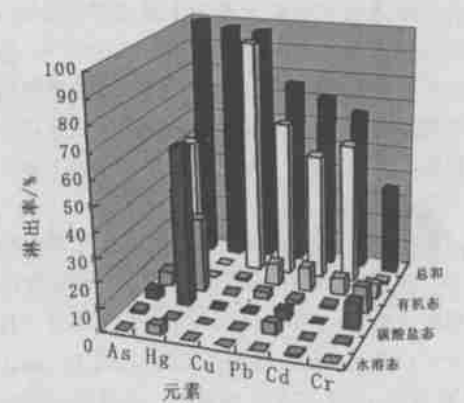


图 4 万福旱田土元素存在状态

Zn 主要以硫化物态形式存在, 其次为残留态, 有机态、可交换态、碳酸盐态和氧化物态 Zn 含量较低, 水溶态含量很少; Cd 以硫化物态为主, 其次为残留态; 有机态、氧化物态和水溶态很低; Cr 也以残留态为主, 氧化物态、碳酸盐态、有机态和可交换态含量相对较低, 水溶态含量没有检出; Hg 主要以碳酸盐态形式存在, 其次为氧化物态, 水溶态含量和残留态含量很少, 可交换态含量、有机态含量和硫化物态含量没有被检出。

氰化厂旱田土中(图 5), As 主要以残留态形式存在, 其次为硫化物态, 碳酸盐态含量中等, 水溶态、氧化物态和可交换态较低, 微量的有机态。Cu 主要以有机态形式存在, 其次为残留态和硫化物态, 氧化物态、碳酸盐态、水溶态含量很低, 可交换态没有检出; Pb 主要以硫化物态和残留态形式存在, 碳酸盐态和氧化物态含量较低, 微量的有机态, 水溶态和可交换态没有检出; Zn 主要以有机态和硫化物态形式存在, 其次以氧化物态和碳酸盐态形式存在, 残留态含量较少, 水溶态和可交换态 Zn 含量没有检出; Cd 主要以氧化物态形式存在, 硫化物态和残留态含量很少, 水溶态含量、可交换态含量、碳酸盐态含量和有机态含量没有检出。

Cr 以残留态为主, 氧化物态、碳酸盐态、硫化物态和可交换态相对较少, 有机态含量很低, 水溶态含量没有检出; Hg 以硫化物态形式存在, 其次以有机态形式存在, 水溶态含量很少, 可交换态含量、碳酸盐态含量、氧化物态含量和残留态含量没有被检出。

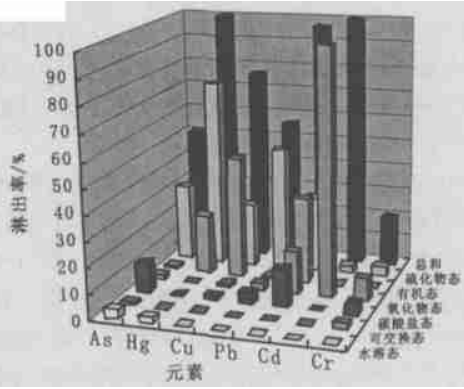


图 5 氰化厂处旱田土元素存在形式

3 土壤重金属污染的成因分析

3.1 时空分布特征

土壤重金属元素的含量主要是成土母岩风化和人类活动综合作用的结果。土壤重金属元素含量的空间变化特征表明(见前), 在远离金矿开发区的万福土、靠山屯土、和王家崴子西山坡土中重金属元素含量低, 而近金矿开发区的王家崴子土和氰化厂土中重金属元素含量相对增高。土壤重金属元素的分布形式研究表明, 在远离金矿开发区的万福土中, As、Cu、Pb、Zn、Cd、Cr 的非残留态比率相对较高, Hg 的非残留态比率相对较低, 而卧龙泉稻田土、王家崴子稻田土和氰化厂旱田土中的 As、Cu、Pb、Zn、Cd、Cr 的非残留态比率明显降低, Hg 的非残留态比率相对增高, 表明了王家崴子土、

氰化厂土和卧龙泉上游土受到了 As、Cu、Pb、Zn、Cd、Cr 的污染,万福土受到了 Hg 的污染^[8]。

与远离金矿开发的卧龙泉稻土相比,王家崴子稻田土的 As、Cu、Zn、Cd、Cr、Hg 的碳酸盐态+ 氧化物态+ 有机态提取率明显升高,As 由 3.98% 6.91% ~ 7.87%,Cu 由 21.8% 26.7% ~ 32.4%,Zn 由 17.5% 17.1% ~ 26.1%,Cd 由 13.9% 5.28% ~ 36.0%,Cr 由 1.89% 1.1% ~ 4.32%,Hg 由 24.8% 32.9% ~ 80.0%; Pb 的碳酸盐态+ 氧化物态+ 有机态的提取率则降低,由 55.4% 38.0% ~ 39.7%。与万福土相比,氰化厂土中 As、Cu、Pb、Cd、Zn 的碳酸盐态+ 氧化物态提取率明显增高,其中 As 由 10.4% 12.8%,Cu 由 0.30% 3.90%,Pb 由 3.78% 7.12%,Cd 由 1.18% 12.1%,Zn 由 5.15% 32.3%; 而 Hg、Cr 提取率则降低,Hg 由 94.1% 0.00%,Cr 由 21.8% 13.6%。这种分布特征进一步表明近金矿开发的王家崴子稻田土的 As、Cu、Zn、Cd、Cr、Hg 和氰化厂土中的 As、Cu、Zn、Cd、Pb 主要与人为污染有关。而卧龙泉河上游稻田土的 Pb 的碳酸盐+ 氧化物态+ 有机态提取率高,万福土的 Hg 和 Cr 的碳酸盐态+ 氧化物态提取率高,说明卧龙泉上游地区的铅和万福土的 Hg、Cr 与人为污染有关^[9]。

王家崴子尾矿坝脚址处土壤剖面金属元素含量的分布特征为 Cu、Pb、Zn、As、Hg、Cd 重金属元素含量在地表(0 ~ 10 cm)明显富集,向下明显降低。土壤的这种分布特征与自然土壤中重金属元素的分布特征不同,表明了污染土壤中的重金属因吸附而固定在土壤表层(夏增禄,1980; Zhixun Lin, Roger B. Herbert Jr, 1997^[10]; T. L. Hudson, J. C. Borden, M. Russ, P. D. Bergstrom, 1997^[11]), 其污染源为尾矿坝,因为,在自然土壤中,重金属元素 Cr、Zn、Hg、As 等在漫长的土壤形成过程中,缓慢下移在 B 层淀积(夏增禄,1981^[12])。

对比王家崴子金矿区 1993 年和 2000 年土壤重金属元素含量可以看出,随着时间的增长,矿区不同地点土壤的重金属元素含量都有很大程度的变化。从 1993 年 2000 年,尾矿坝侧土的 Pb 由 36.88 mg/kg 114 mg/kg, Cd 由 0.115 mg/kg 0.48 mg/kg, As 由 11.4 mg/kg 48.4 mg/kg; 河东土样的 Pb 由 3.98 mg/kg 429 mg/kg, Cd 由 0.038 mg/kg 1.53 mg/kg, As 由 5.2 mg/kg 57.4 mg/kg; 河西山坡土的 Pb 由 4.38 mg/kg 27.4 mg/kg, Cd 由 0.023 mg/kg 0.11 mg/kg, As 由 1.96 mg/kg 6.2 mg/kg; 也说明了该区的金矿开发和选冶对该区土壤的污染。

3.2 区域地质研究和污染源调查

区域地质研究和现场污染源调查表明,卧龙泉河流域土壤重金属含量的这种空间分布特征,是成土母岩、土壤性质和利用方式以及人类活动综合作用的结果。研究表明,不同类型的母岩,重金属元素的背景含量不同。Pb 在花岗岩、片岩和页岩中含量较高; Cu、Zn 从基性岩 花岗岩 石灰岩 板岩、片岩和砂页岩依次降低; Cd 在沉积岩中最高,变质岩

中居中,火成岩中最低; Hg 的背景含量从板岩、石灰岩 片岩 基性岩 片麻岩 砂页岩 花岗岩依次降低; As 的背景含量为石灰岩> 板岩> 片岩> 基性岩> 花岗岩> 片麻岩; Cr 在板岩中最高,石英岩、片岩和基性岩发育的土壤中次之,酸性岩中较低。不同的土地利用方式对土壤重金属含量的影响表现为 Cu、Pb、Zn、Cd、As、Hg、Cr 的含量从水稻土 林地土 旱地土 草甸土依次降低¹。

卧龙泉河流域近地表的基岩类型主要为盖县组一段、盖县组二段和早一中侏罗世似斑状花岗岩、晚侏罗世角闪石花岗岩和角闪正长岩。盖县组一段主要为含十字石、石榴子石、矽线石二云片岩,石英岩,黑云母片岩,变粒岩和大理岩; 盖县组二段主要以片岩、千枚岩和板岩为主,夹结晶灰岩。盖县组一段和早一中侏罗世似斑状花岗岩分布在金厂沟以北卧龙泉镇一带,盖县组二段和晚侏罗世角闪石花岗岩、角闪石正长岩分布在矿洞沟、靠山屯和万福一带。研究区不同岩性微量元素研究表明,Cr 在板岩中含量最高,从板岩 千枚岩 片岩 石英砂岩和大理岩,Cr 的含量从 130 mg/kg 80 mg/kg 60 mg/kg 50mg/kg; Pb 在千枚岩中含量最高,从千枚岩 片岩 板岩 大理岩和石英砂岩,Pb 的含量依次降低,从 80 mg/kg 30 mg/kg 20 mg/kg 10 mg/kg; Cu 和 Zn 在片岩中的含量最高,从片岩 石英砂岩 板岩 千枚岩,Cu 和 Zn 的含量分别从 170 mg/kg 和 100 mg/kg 70 mg/kg 和 < 100 mg/kg 50 mg/kg 和 < 100 mg/kg 30 mg/kg 和 < 100 mg/kg 10 mg/kg 和 < 100 mg/kg。花岗岩的微量元素分析表明,其边缘相的 Cu、Zn 含量较高,内部相的 Cu、Pb 含量较高。区域化探研究表明,卧龙泉镇附近为 Pb、Cu、Au 的异常区,王家崴子—靠山屯一带为 Pb、Cr 异常区。由此可见,远离金矿开发区的卧龙泉镇上游稻田土 Cu、Pb、Zn、As、Hg、Cd 含量高,Cr 含量低,而靠山屯林地土、万福旱田土的 Cu、Pb、Zn、As、Hg、Cd 含量低,Cr 含量高,与成土母岩的组成和地质异常有关,部分元素的富集受金矿开发的影响,如 Pb、As、Hg。近金矿开发区的 2 号样、3 号样、4 号样和 5 号样中 Cu、Pb、Zn、As、Cd、Hg 的含量高与金矿开发有关。

卧龙泉河上游地区是明显的铜、铅硫化物异常区^④,没有其他污染企业存在。在万福地区,只有国光机械厂与重金属排放有关。在卧龙泉河流域,有卧龙泉萤石矿、王家崴子金矿、矿洞沟金矿和金厂沟金矿和卧龙泉氰化选厂、浮选厂、王家崴子浮选厂沿河分布,没有其他的污染源存在; 因此卧龙泉上游土的 Cu 污染主要是成土母岩风化的结果,Pb 污染除了与成土母岩风化有关,很大程度上与矿业开发活动有关; 万福土的 Hg 污染与国光机械厂的含 Hg 污水排放和其上游金矿的开采冶炼有关。卧龙泉河流域土壤的重金属污染与该区的金矿开发有关。

4 结 论

(1) 卧龙泉河流域土壤重金属环境地球化学研究表明,在远离金矿开发区,土壤重金属含量相对较低,As、Cu、Pb、

¹ ° 辽宁省地质局、区域水文地质普查报告(1:200000), K-51- [32] 和 K-51- [33], 1979. 8。

Zn、Cd、Cr 的非残留态比率相对较高, Hg 的非残留态比率相对较低, 而近金矿开发区土壤重金属元素含量相对增高, As、Cu、Pb、Zn、Cd、Cr 的非残留态比率明显降低, Hg 的非残留态比率相对增高。

(2) 污染土壤中重金属元素的碳酸盐态+ 氧化物态提取

参考文献:

[1] E G a bler, J Schneider. Assessment of heavy metal contamination of floodplain soils due to mining and mineral processing in the Harz Mountains Germany[J] . Economic Geology, 2000, 39(7) : 774– 781.

[2] Zhixun Lin, Roger B, Herbert Jr. Heavy-metal retention in secondary precipitates from a mine rock dump and underlying soil, Dalarna, Sweden[J] . Environmental Ecology, 1997, 33(1) : 1– 12.

[3] T L. Hudson, J C Borden, M Russ, et al. Control on As, Pb and Mn distribution in community soils of an historical mining district, Southwestern Colorado[J], Environmental Ecology, 1997, 33(1) : 25– 42.

[4] Y X Tao, Y Zhao, N Z Xu. The effects of metals mine on ecological environment of rocks and soils[J] . Volcano Geology and Minerals, 1999, 20(3) : 225– 231.

[5] Chen H– M, Zheng C– R, Tu C, et al. The pollution actuality and the countermeasure of prevention and cure on soil heavy metal pollution in Chinese[J] . Ambio, 1999, 28(2) : 130– 133.

[6] L Fanfani, P Zuddas. Heavy metal speciation analysis as a tool for studing mine tailings weathering[J] . Jonurnal of Geochemical Exploration , 1997, 58(2) : 241– 248.

[7] L N Sun. The environment geochemistry of gold mining and ecological effects in upper Biliu River[D] . Shenyang: Northeastern U niversity, 2002.

[8] X G Gao, Y H Zhang. The evolving disciplinarian of elements abundance on surfacial rocks in Liaoning province[J] . The Transaction of Liaoning Geology, 1994, 23(1) : 53– 59.

[9] L N Sun, C Z Jin. , Distribution features of associated elements from Maoling– Wangjiaw aizi gold deposits[J] . Liaoning Geology, 2001, 18(1) : 34– 37.

[10] Feng, Y, Hong, B, Hong, J Ni. Mobility of some potentially toxic trance elements in coal of Guizhou, China[J] . Environ- Geol, 2000, 39(3– 4) : 372– 377.

[11] Z L Xia. The heavy metals pollution in soils[M] . Beijing: Publishing Company of Weather, 1980.

[12] Z L Xia. The geochemistry of heavy metals in soil[M] . Beijing: Publishing Company of Weather, 1981.

(上接第 136 页)

物结合, 浅根植物与深根植物结合, 上繁植物与下繁植物(贴地生) 结合。

(3) 植被营造次序, 要先进行面上和坡底的林草种植, 后进行陡坡上草藤覆盖。

(4) 合理密植, 多品种混交, 为野生植物群落的入侵和野生动物的宿居创造条件。

3.4 技术应用效果

3.4.1 覆盖快

用林、草、藤结合, 并制定了植被营造的先后次序, 具有快速覆盖的特点。坡面上林草间种, 草在种下 3 ~ 4 个月后就能发挥水保作用, 同时又促进了树苗的生长, 进而改善了陡坡上草藤覆盖的营造条件, 两年可基本形成林草复层覆盖。

3.4.2 效果好

一是表现在地下部, 多种植物的深根和浅根合理配搭,

参考文献:

[1] 蔡高堂, 杨少俊, 赵冬莲. 深圳市废弃采石场水土保持生态环境建设措施[J] . 南昌水专学报, 2000, 19(4) : 60– 62.

[2] 林建平, 梁启英, 梁杰明. 采石场复绿有新法[J] . 广东林业, 2002, (6) : 26– 27.

[3] 林建平. 华南水土流失区植被建设研究[J] . 热带地理, 1998, 18(4) : 316– 320.

率明显升高, 与人为活动有关;

(3) 土壤重金属含量随着时间的推移明显增大, 污染土壤的重金属元素主要富集在土壤表层。

(4) 金矿开发是该流域土壤重金属污染主要成因, 区域地球化学异常和个别企业也对土壤重金属污染有一定贡献。

水土保持效果好; 二是表现在地面上, 林、草、藤有机结合, 形成坡面立体绿化格局, 多种野生植物迅速入侵和乡土植被群落自然形成, 不仅防止了单一人工植被退化的问题, 而且生态环境效益更加显著。

根据 2000 年 7 月上旬对珠海试验区的专项调查, 迹地岩土破的生态整治, 两年多来自然入侵的野生植物共达 35 个科 72 种, 其中包括厥类植物 6 种、裸子植物 1 种、草本植物 26 种、藤本植物 9 种、灌木植物 23 种、乔木树种 7 种。

3.4.3 易推广

技术成果的应用难度小。林、草、藤间种实行“三结合”, 生态学原理应用深入浅出; 营造时间的确定充分分析当地多年的气象资料, 既有具体时间季节, 又有详细气候指标, 技术的应用更具科学性和可操作性。