

广东大宝山矿区土壤重金属含量及其影响因素

陈家栋¹, 潘宝宝¹, 张金池¹, 郭超¹, 陈三雄², 李海东³

(1. 南京林业大学 森林资源与环境学院, 南京 210037;

2. 中水珠江规划勘测设计有限公司, 广州 510610; 3. 环境保护部 南京环境科学研究所, 南京 210042)

摘要: 对大宝山矿区 6 个功能区进行土壤基本性质分析和重金属含量测定, 并分析其相关性。结果显示, 土壤 Cu, Zn, Pb, Cr 含量以露天采区最高, 土壤 Mn 和 Cd 含量以尾矿库最高, 大部分区域土壤重金属含量高于国家三级标准, 各区域土壤重金属含量变异性较大, 与区域功能和土壤来源有关。Cu, Pb, Zn 含量之间具有较强相关性, 且这三种重金属都与沙粒含量呈正相关, 说明可能是由于人为活动释放到土壤中, 有机质与 Cu, pH、速效钾, 粉粒与 Mn, CEC 与 Cr, 速效钾, pH 与 Cr 呈正相关; 全氮、pH 与 Cu, 碱性氮与 Mn, 有机质与 Cr, 全磷、全氮、pH 与 Cr 呈负相关。

关键词: 大宝山矿; 不同功能区; 土壤重金属; 土壤理化性质; 相关性

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2012)06-0237-05

Heavy Metal Concentrations in Soils of Dabaoshan Mine and Their Affecting Factors, Guangdong Province

CHEN Jia-dong¹, PAN Bao-bao¹, ZHANG Jin-chi¹, GUO Chao¹, CHEN San-xiong², LI Hai-dong³

(1. College of Forest Resources and Environment, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China;

2. China Pearl River Water Resources Planning Designing & Surveying Co., LTD, Guangzhou 510610, China;

3. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Nanjing 210042, China)

Abstract: The properties and heavy metal contents of soil samples taken from 6 function areas in Dabaoshan Mine were measured and the relationships between them were tested. The results showed that the contents of soil Cu, Zn, Pb, and Cr in Open-pit Mining Area were the highest; the contents of soil Mn and Cd in Ca-oduikeng Tailings Reservoir were the highest. The soil heavy metal contents of most area in Dabaoshan Mine were higher than grade III of national environmental quality standard for soils. The variability of heavy metal contents of different areas was significant, which was related to the functions and origin of the soils. There was strong correlation between soil Cu, Pb and Zn content, and they were also correlated to sand particles positively, showing that the high contents of soil Cu, Pb and Zn maybe were caused by human disturbance. There were positive correlations between contents of soil organic matter and Cu, between pH, available potassium, silt particles and Mn and between CEC, available potassium and Cr. There were negative correlations between contents of total nitrogen, pH and Cu, between available nitrogen and Mn, between organic and Cd and between total phosphorus, total nitrogen, pH and Cr.

Key words: Dabaoshan Mine; different functional area; soil heavy metal; soil physical and chemical properties, correlation

矿产资源是重要的自然资源, 是生活生产发展尤其是工业生产的基础。然而过分的乱采滥挖和不注重保护资源与环境, 造成土地荒芜, 植被破坏, 土壤河

流污染以及地质灾害等, 时刻威胁着生态安全甚至人类的发展。矿区的植被恢复关键在于克服土壤重金属的严重污染, 由于重金属在土壤中较为稳定, 不易

收稿日期: 2012-01-18

修回日期: 2012-05-28

资助项目: 国家林业局“948”项目“破坏山体植被恢复长期维持技术引进”(2008-4-40)

作者简介: 陈家栋(1987—), 男, 江苏南京人, 硕士研究生, 主要研究方向: 水土保持学。E-mail: Jell_Q@qq.com

通信作者: 张金池(1962—), 男, 山东安丘人, 教授, 主要从事水土保持方面的研究。E-mail: zhang8811@njfu.edu.cn

随水淋滤,不被微生物降解,一直以来都是学者们关注的环境问题。大宝山矿区位于广东省北部,50 多年的开采历史使得矿区生态环境严重恶化,植被损失殆尽,矿区地面塌陷、崩塌、滑坡,含水层破坏,地形地貌景观破坏等地质灾害频发;废土弃渣堆弃,岩壁裸露,尾矿库淋滤,选矿废液的无序排放等,已成为亟待解决的生态安全隐患。近年来,大宝山矿区的重金属污染问题日益受到新闻媒体和研究者的重视,关于大宝山矿区和下游的污染调查和机理研究也多有开展^[1-2]。钟晓兰等^[3]通过对大宝山地区稻田土壤的重金属含量分析,发现稻田土壤受到 Cd 和 Cu 为主的金属复合污染,Cd 和 Cu 分别超标 20.33 倍和 11.32 倍;邹晓锦等^[4]通过检测大宝山矿区癌症高发村中井水、蔬菜、大米等样品 Pb,Zn,Cd,Cu 的含量以及人体尿样、血样中的 Cd 含量,发现该村受到多种重金属复合污染,其中 Cd 和 Pb 对人体健康的风险较大。然而,对于矿区重金属含量的区域差异以及影响重金属含量的相关因素的研究相对较少。由于重金属在土壤中的存在环境及其形态都不相同,因而其含量和污染性也会受到这些因素的影响,分析这些影响因素,研究其对于重金属的影响过程和机理,便可以有的放矢,有效地治理土壤环境的重金属污染。本文通过对大宝山不同功能区土壤性质和重金属含量的测试,分析重金属含量与这些性质之间的相关性,以找出影响和控制大宝山矿区重金属胁迫的因素,为矿区土壤环境修复、治理以及废弃地复垦提供依据。

表 1 大宝山矿区不同功能区基本情况

功能区	编号	基本情况
铜矿露采区	S1	该区域总面积约 9 km ² ,海拔约 800 m,几乎无植被覆盖。铜矿开采始于 1970 年,采用露天开采和地下开采,距离采场 500 m 设有铜选厂,设置有多个选铜废液池和排放管道
铁矿露采区	S2	该区域面积约为 4 km ² ,海拔 673~1 015 m,几乎无植被覆盖。铁矿开采始于 1958 年,建有大型露天铁矿和铁矿破碎筛分厂。铁矿开采主要有穿孔爆破、铲装、运输等工序
李屋排土场	S3	2008 年兴建的库容量 1 000 万 m ³ 环保治理工程,设计年排土 330 万 t 铜硫矿,排土工艺为汽车—推土机排土,排土方式为高土高排,低土低排,多台阶同时排土。地形切割强烈,山体坡度陡峭,一般 40°~50°,海拔 330~1 020 m,有植被和工程等水土保持措施
内排土场	S4	堆放有 1990s 前开采的废土弃渣,1990 年以后已停止排土
槽对坑尾矿库	S5	总库容 1 234.1 万 m ³ ,堆放有铜铁尾矿、民采废土和尾矿,未开采的稀有金属待技术成熟后进行进一步利用。生长有少量耐重金属胁迫的草本植物
生产生活区	S6	为主要办公区和职工生活区,有居民和企业职工 1 000 多人,海拔约 200 m,植被覆盖良好

参照《土壤农业化学分析法》进行土壤理化性质测定^[8],其中,土壤颗粒组成采用甲种比重计法,容重和孔隙度采用环刀法,全磷采用 NaOH 熔融钼锑抗比色法,全钾采用 NaOH 熔融火焰光度法,全氮采用凯氏蒸馏定氮法,速效磷采用 HCl—H₂SO₄ 双酸浸提法,速效钾采用 NH₄Ac 浸提火焰光度法,碱解氮采用碱解扩散法。土壤 pH 值采用德国(Sartorius)

1 实验材料与方法

1.1 研究区概况

试验区位于广东省北部曲江、翁源两县交界处的大宝山矿区,地理位置为东经 113°40′—113°43′,北纬 24°30′—24°36′,地形属岭南中低山地,海拔为 300~1 068.09 m。山系呈南北走向,北高南低。矿区所处构造单元为乌石—丘坝隆起区,标高 400~800 m。区内主要为侵蚀构造地形。矿床位于大宝山与方山近乎南北走向的山脊之间的小型向斜盆地中,主要出产铜硫矿、铅锌矿以及少量锰、铈、钨、金等金属矿石。该区域地处亚热带季风气候区,全年温暖多雨,年平均气温 16.8℃,多年平均降雨量为 1 673 mm,地带性土壤类型为红壤^[5-7]。区域地带性植被类型为典型常绿阔叶林,乔木层多以壳斗科、樟科等为主,灌木层多见山茶科、紫金牛科植物,草本植物层以蕨类为主。

1.2 土壤采集与测定

对矿区按照不同功能分为 6 个区域,分别为:铜矿露采区、铁矿露采区、李屋排土场、内排土场、槽对坑尾矿库以及生产生活区,各区域基本情况见表 1。每个区域随机选取 6 个样点,共计 36 个。按 5 点取样法取表层 0—20 cm 土样,剔除杂物后以 4 分法取样 5 kg,装入聚乙烯自封袋中带回实验室。待样品风干后碾碎过 2 mm 尼龙筛以备分析用。采样点分布情况见图 1。

PB—10 标准型 pH 计测定(土:水=1:2.5),有机质采用重铬酸钾法(国家标准方法 GB7857287)。土壤重金属 Cu,Mn,Cr,Zn,Pb,Cd 含量全量采用 HF—HClO₄—HNO₃ 消解后用美国产 Leeman Labs Profile 多道电感耦合等离子体原子发射光谱仪(ICP—AES)测定。数据采用 Excel 2003 和 SPSS 19.0 进行处理与分析。



图 1 土壤样品采集点

2 结果与分析

2.1 不同功能区土壤重金属含量

大宝山矿区不同功能区的土壤重金属含量见图 2。其中,土壤 Cu 含量由高到低依次为:铜矿露天采区(1 894 mg/kg)、槽对坑尾矿库(1 447 mg/kg)、铁矿露天采区(1 441 mg/kg)、内排土场(1 172 mg/kg)、李屋排土场(1 024 mg/kg)、生产生活区(642 mg/kg),因为铜、铁矿露天采区是矿区的核心区域,主要进行矿石挖掘、开采和选矿等作业,土壤 Cu 含量最高。土壤 Mn 含量为槽对坑尾矿库最高(达 1 661 mg/kg),其

他点基本相同;土壤 Zn、Pb、Cd 等重金属元素含量基本表现为铁矿露天采区>尾矿库>排土场>铜矿露天采区>生产生活区,铁矿露天采区的 Zn、Pb、Cd 含量最高,分别为 1 389、973、11.31 mg/kg,这主要是由于缺乏利用价值的低品质矿石、土石以及铁选、铜选、冶炼后的矿渣堆弃在两个排土场和尾矿库内,铁矿区 and 弃土堆的土壤 Cu 含量较铜矿露天采区低,但是其他伴生矿石经过开采和选铜过程影响活性增强,土壤中该成分含量较铜矿露天采区有显著增强。槽对坑尾矿库的土壤 Mn、Cr 含量最高(分别为 1 661、1 746.01 mg/kg),这可能与两种元素不易受到采冶过程影响,大量残留于弃置在尾矿库的矿渣中有关。

两个排土场的 6 种土壤重金属含量基本表现为:内排土场>李屋排土场,内排土场为 1990s 前使用的堆放弃土地点,李屋排土场最近几年开始使用,这两个区域存放弃土时间相差大,可能是土壤理化性质发生变化导致重金属含量差异的原因。生产生活区的土壤 Mn 含量相对较高(761 mg/kg),这一区域虽距离矿区核心区较远,但是也同样受到矿区重金属污染,土壤 Cu、Mn 等元素含量较高。国家土壤重金属污染二级标准是为保障农业生产,维护人体健康的土壤限制值,主要适用于一般农田、蔬菜地、茶园、果园、牧场等土壤,三级标准是为保障农林生产和植物正常生长的土壤临界值,主要适用于林地土壤及污染物容量较大的高背景值土壤和矿产附近等地的农田土壤(蔬菜地除外)^[9-10]。矿区所有区域的土壤重金属含量皆超过二级标准,土壤 Cu 和 Mn 含量超过三级标准,土壤 Zn 和 Pb 含量除生产生活区外,其他几个区域均超过国家三级标准。

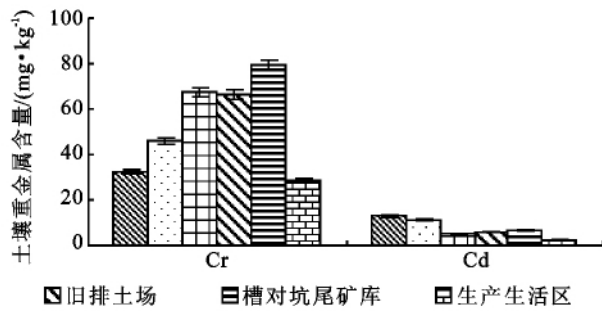
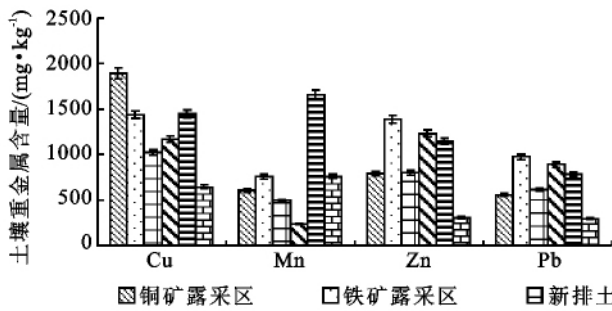


图 2 大宝山矿区不同功能区重金属含量

2.2 不同土壤重金属含量的相关性

大宝山矿区 6 种土壤重金属元素的相关分析见表 2。表 2 表明,大宝山土壤 Cu 含量与 Zn、Cd 呈极显著正相关,与土壤 Pb 含量呈显著相关,这与 Cu、Zn、Pb 三种元素的化学性质类似有关,选铜工艺中使用的强酸性药水也可能会释放某些重金属元素,选矿后的废液和矿渣一起残留或排放到矿区废弃地和尾

矿库周围,也有可能引起这种相关性^[11-12]。土壤 Mn 含量与其他 5 种元素均未表现出明显相关性,土壤 Cd 含量与土壤 Pb 含量表现为显著相关性,土壤 Zn 含量与 Pb 呈极显著相关性,与 Cd 呈显著相关性,这主要是由于 Zn 与 Pb 的地球化学行为极为类似。土壤 Pb 含量与 Cr 相关系数为 0.34,两者之间也可能具有相关性。

表 2 大宝山土壤重金属含量相关系数

重金属	Cu	Mn	Cr	Zn	Pb	Cd
Cu	1.000					
Mn	0.005	1.000				
Cr	-0.077	0.227	1.000			
Zn	0.464**	-0.023	0.198	1.000		
Pb	0.363*	-0.175	0.340	0.760**	1.000	
Cd	0.834**	-0.105	0.055	0.354*	0.417*	1.000

注： $n=36$ 。*表示 $p<0.05$ ，**表示 $p<0.01$ 。

对 6 种重金属元素进行主成分分析,发现大于

表 3 主成分(PC)负荷量

项目	成分 1	成分 2	成分 3	成分 4	成分 5	成分 6
特征值	2.364	1.701	1.119	0.373	0.257	0.186
贡献率/%	39.396	28.349	18.643	6.221	4.288	3.102
累积贡献率/%	39.396	67.745	86.389	92.610	96.898	100.000

表 4 主成分分析的特征值和贡献率

成份	Cu	Mn	Cr	Zn	Pb	Cd
1	0.796	-0.106	0.279	0.810	0.803	0.772
2	-0.436	0.411	0.810	0.228	0.373	-0.413
3	0.334	0.853	0.092	-0.167	-0.345	0.273

2.3 土壤性状对重金属含量的影响

 大宝山矿区不同功能区的土壤理化性质见表 5。土壤 pH 值都表现为强酸性,最低的内排土场土壤 pH 仅为 2.24,槽对坑尾矿库和生产生活区离采冶核心区域较远,所以较为接近中性。有机质含量表现为铜矿露采区最高(36.98 g/kg),铁矿露采区最低

表 5 大宝山矿区不同功能区土壤理化性质

功能区	pH	w(有机质)/ (g·kg ⁻¹)	CEC/ (cmol·L ⁻¹)	w(黏粒)/ (g·kg ⁻¹)	w(粉粒)/ (g·kg ⁻¹)	w(沙粒)/ (g·kg ⁻¹)
铜矿露采区	3.59±0.32	36.98±1.42	25.54±2.50	381.8±5.92	182.6±4.34	435.6±7.87
铁矿露采区	3.22±0.20	9.56±1.90	19.49±3.39	375.9±7.42	212.2±5.71	411.9±4.24
李屋排土场	4.45±0.71	31.81±2.83	34.94±5.71	459.7±5.07	151.5±5.58	388.8±4.69
内排土场	2.24±0.09	16.43±4.42	13.28±1.26	273.6±4.80	231.5±5.51	494.9±3.82
槽对坑尾矿库	5.94±0.90	20.78±0.33	15.30±1.34	396.1±10.57	149.9±3.06	454.0±4.51
生产生活区	4.84±0.45	17.72±0.37	19.84±2.77	341.5±3.93	310.0±2.24	348.5±5.06

注:“±”后数值为样本方差。

 大宝山矿区土壤重金属含量与土壤理化性质的相关分析见表 6。可以看出,土壤全磷和有效磷含量与重金属之间无显著相关性;土壤全钾含量与重金属元素含量之间相关性同样不显著,土壤速效钾含量与土壤 Mn 和 Cr 含量分别呈极显著和显著相关性。土壤全氮含量与土壤 Cu 和 Cd 含量呈极显著负相关性,而土壤碱性氮含量只与 Mn 呈极显著负相关性。土壤 pH 与土壤 Mn 和 Cr 含量分别呈极显著和显著相关性,与土壤 Cu、Cd 含量呈显著负相关性。土壤有机质含量与土壤 Cu 含量呈极显著相关性,与土壤 Cr

1 的特征值共 3 个,其对应的特征值累计贡献率达 86.389%(表 3),6 种重金属元素中,Cu,Zn,Pb,Cd 元素为一类,其对成分 1 负荷量分别为 0.796,0.810,0.803,0.772,说明这 4 种元素具有一定的同源性;Cr 对主成分 2 负荷量较大,其值为 0.81;Mn 对成分 3 具有较大的负荷量(0.853),主成分分析的特征值和贡献率详见表 4。Cu,Zn,Pb,Cd 都为亲硫元素,它们都与 S²⁻ 具有较强的络合力,在矿石中普遍伴生于硫化矿石及其化合物中,如铜硫矿、硫铁矿、闪锌矿和铅锌矿等,在开采冶炼过程中被释放和累积于土壤中^[13-14]。

(9.56 g/kg),其他 4 个区域基本相似,土壤氮、磷、钾含量无明显规律,其含量可能与本身土壤性质及周围环境有关。

 铜矿开采区与铁矿开采区土壤都以黏粒和沙粒为主,粉粒含量约占到总量的 20%;两排土场对比,内排土场由于堆积弃土时间超过李屋排土场 10 a 以上,所以沙粒含量达 49%,而李屋排土场弃土都是近期挖掘堆弃于此,粒径分布情况大致与露采区相似。生产生活区的土壤黏粒、粉粒和沙粒含量各占 33%。阳离子交换量以李屋排土场最高,达 34.94 cmol/L,内排土场最低,为 13.28 cmol/L。

含量呈显著负相关性。土壤阳离子交换量与土壤 Cd 含量呈显著相关性。6 种重金属元素含量与土壤容重、毛管孔隙度、总孔隙度的相关性不强,但与土壤颗粒组成具有相关性。土壤 Cu,Zn,Pb 含量与黏粒含量呈显著负相关,而与沙粒呈极显著正相关,说明土壤中 Cu,Zn,Pb 等元素主要富集于沙粒部分。土壤 Mn 含量与粉粒含量显著正相关,与沙粒含量显著负相关,说明 Mn 元素主要富集于粉粒部分。有研究指出^[15-16],黏粒结构中的重金属主要存在于岩土母质中,是长期存在于土壤中的原生态重金属,沙粒结构

中的重金属是由于人为和环境变化造成的次生态重金属,由此可以推测土壤样品中与沙粒含量呈正相关的 Cu,Zn,Pb 三种元素可能并非来自于原生矿石中,而有可能是由于一系列的开采冶炼等人为活动,使得生态环境和土壤性质变化而造成矿石中的这些重金属活性增强释放到了土壤中,并参与土壤、水文等循环逐渐富集累积于土壤粗颗粒中。样品中与沙粒呈负相关的锰元素可能来源于原生锰矿石中,因为锰矿石在常温下极稳定,不溶于水、硝酸、冷硫酸^[12,15],所以还未受到人类开采冶炼活动的影响。

表 6 土壤性质与重金属元素含量的相关系数

项目	Cu	Mn	Cd	Zn	Pb	Cr
总磷	-0.316	0.111	0.23	-0.005	0.121	-0.359*
有效磷	-0.157	0.048	0.285	0.014	0.220	-0.205
总钾	0.264	0.286	0.216	0.128	0.096	0.156
有效钾	0.029	0.692**	0.394*	0.113	0.148	-0.173
总氮	-0.473**	-0.06	0.33	0.160	0.164	-0.472**
有效氮	-0.103	-0.488**	0.081	0.216	0.268	0.030
pH	-4.162**	0.542**	0.456*	0.034	-0.074	-0.383*
有机质	0.811**	0.044	-0.315*	0.155	-0.177	-0.212
阳离子交换量	0.321	-0.346	0.023	-0.038	0.091	0.487*
容重	-0.101	-0.094	0.201	0.284	0.174	-0.190
毛管孔隙度	-0.011	0.279	-0.102	0.009	0.103	-0.043
总孔隙度	-0.217	0.282	-0.106	0.004	0.103	-0.040
黏粒	-0.343*	-0.086	-0.009	-0.380*	-0.457**	0.205
粉粒	-0.011	0.417*	0.120	-0.095	-0.107	-0.154
沙粒	0.514**	-0.359*	-0.043	0.624**	0.613**	-0.087

注:n=36。*表示 $p<0.05$,**表示 $p<0.01$ 。

3 结 论

(1) 大宝山矿区土壤 Cu 含量由高到低表现为露天开采区>尾矿库>排土场>生产生活区,Mn 含量以槽对坑尾矿库最高,其他地点基本相同;Pb,Zn,Cd 和 Cr 元素含量也基本表现为露天开采区>尾矿库>排土场>生产生活区,与区域功能和土壤成分有关。

(2) 6 种重金属元素可分为 3 类,Cu,Pb,Zn,Cr 为一类,Mn 和 Cd 分别为另外两类。Cu 元素的影响因素为土壤有机质、土壤 pH、沙粒含量、土壤全氮含量(负相关,下以“—”表示);Zn 的影响因素为:土壤沙粒含量、土壤黏粒含量(—);Pb 的影响因素为:土壤沙粒含量、土壤黏粒含量(—);Mn 元素的影响因素可能为土壤 pH 和速效钾、粉粒含量、碱性氮(—)和沙粒含量(—);Cd 元素的影响因素为土壤速效钾含量、土壤 pH 和土壤有机质含量(—);Cr 的影响因素为:阳离子交换量、土壤全磷含量(—)、全氮含量(—)和 pH(—)。

(3) 矿区土壤 Cu,Pb,Zn 等重金属元素可能是由于开采冶炼等人为活动使得伴生矿石中的成分释放到了土壤中,并随着环境变化逐渐累积,而并非原生矿石中稳定态的重金属。

参考文献:

[1] 许超,夏北成,秦建桥,等. 广东大宝山矿区下游地区稻

田土壤的重金属污染状况的分析与评价[J]. 农业环境科学学报,2007,26(增刊):549-553.

[2] Li X D, Li Y S, Coles B J, et al. Heavy metal distribution in sediment profiles of the pearl river estuary, South China[J]. Applied Geochemistry,2000,15(1):567-581.

[3] 钟晓兰,周生路,黄明丽,等. 土壤重金属的形态分布特征及其影响因素[J]. 生态环境学报,2009,18(4):1266-1273.

[4] 邹晓锦,仇荣亮,周小勇,等. 大宝山矿区重金属污染对人体健康风险的研究[J]. 环境科学学报,2008,28(7):1406-1412.

[5] 郑佳佳,姜晓,张晓军. 广东大宝山矿区周围土壤重金属污染状况评价[J]. 环境科学与技术,2008,31(11):137-145.

[6] 周建民,党志,司徒粤,等. 大宝山矿区周围土壤重金属污染分布特征研究[J]. 农业环境科学学报,2004,23(6):1172-1176.

[7] 付善明,周永章,赵宇鹄,等. 广东大宝山铁多金属矿废水对河流沿岸土壤的重金属污染[J]. 环境科学,2007,28(4):805-812.

[8] 鲁如坤. 土壤农业化学分析法[M]. 北京:北京农业科技出版社,2000.

[9] 李政红,张胜,马琳娜,等. 污灌区土壤重金属污染分布及其影响因素研究[J]. 干旱区资源与环境,2010,24(11):165-169.

[10] 项萌,张国平,李玲,等. 广西河池铅锡矿冶炼区土壤中镉等重金属的分布特征及影响因素分析[J]. 地球与环境,2010,38(4):495-501.

可能不尽准确,但将同样的方法和结果应用到具体区域后,不同时间的价值变化趋势具有可比性,仍能反映该区生态服务价值的变化状况以及存在的问题,从而为生态环境建设、土地持续利用与管理等提供科学依据。

参考文献:

- [1] Meyer W B, Turner B L. Change in Land Use and land Cover: A Global Perspective [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1994.
- [2] 孔次芬,李月臣,简太敏. 基于 RS 与 GIS 重庆都市区土地利用/覆盖变化过程及预测分析[J]. 水土保持研究, 2012, 19(2): 205-209.
- [3] Costanza R, Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Ecological Economics, 1998, 25(1): 3-15.
- [4] 邢伟,王进欣,王今殊,等. 土地覆盖变化对盐城海岸带湿地生态系统服务价值的影响[J]. 水土保持研究, 2011, 18(1): 71-81.
- [5] 陈仲新,张新时. 中国生态系统效益的价值[J]. 科学通报, 2000, 45(1): 17-22.
- [6] 谢余初,巩杰,赵彩霞,等. 干旱区绿洲土地利用变化的生态系统服务价值响应:以甘肃省金塔县为例[J]. 水土保持研究, 2012, 19(2): 165-170.
- [7] Turner B L II, Skole D, Sanderson S, et al. Land-use and Land-cover Change: Science/Research Plan[R]. IG-BP, 1995.
- [8] 陈颖,石培基,潘竟虎,等. 高原生态城土地利用变化对生态系统服务价值的影响研究:以甘肃省民乐县为例[J]. 水土保持研究, 2012, 19(2): 154-159.
- [9] Daily G C. Nature's Service: Societal Dependence on Nature Ecosystems[M]. Washington DC: Island Press, 1997.
- [10] 欧阳志云,王如松,赵景柱. 生态系统服务功能及其生态经济价值评估[J]. 应用生态学报, 1999, 10(5): 607-613.
- [11] 谢高地,肖玉,鲁春霞. 生态系统服务研究:进展,局限和基本范式[J]. 植物生态学报, 2006, 30(2): 191-199.
- [12] 谢高地,鲁春霞,冷允法,等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196.
- [13] 吴后建,王学雷,宁龙梅,等. 土地利用变化对生态系统服务价值的影响:以武汉市为例[J]. 长江流域资源与环境, 2006, 15(2): 185-190.
- [14] 李方,张柏,张树清,等. 农田—湿地区域景观动态及其对生态系统服务功能的影响[J]. 农业系统科学与综合研究, 2007, 23(1): 22-26.
- [15] 社会石,南颖,朱卫红. 图们江流域土地利用变化对生态系统服务价值的影响[J]. 吉林大学学报:地球科学版, 2010, 40(3): 671-677.
- [16] 王宗明,张树清,张柏. 土地利用变化对三江平原生态系统服务价值的影响[J]. 中国环境科学, 2004, 24(1): 125-128.

(上接第 241 页)

- [11] 李福燕,李许明,吴鹏飞,等. 海南省农用地土壤重金属含量与土壤有机质及 pH 的相关性[J]. 土壤, 2009, 41(1): 49-53.
- [12] Wilcke W, Silke M, Kanchanakool N, et al. Urban soil contamination in bangkok: heavy metal and aluminum partitioning in top soils[J]. Geoderma, 1998, 86(3/4): 211-228.
- [13] 李锐,宗良纲,王延军,等. 典型污染区域土壤重金属空间分布特性及其影响因素[J]. 南京农业大学学报, 2009, 32(1): 67-72.
- [14] 张久明,迟凤琴,宿庆瑞,等. 哈尔滨市城市土壤重金属空间分布特征及相关分析[J]. 东北农业大学学报, 2010, 41(7): 56-61.
- [15] Berg T, Royset O, Steines E, et al. Atmospheric trace element deposition: principal component analysis of ICP-MS data from moss samples[J]. Environmental Pollution, 1995, 88(1): 67-77.
- [16] 钟晓兰,周生路,赵其国,等. 长三角典型区土壤重金属有效态的协同区域化分析、空间相关分析和空间主成分分析[J]. 环境科学, 2007, 28(12): 2758-2765.