

姚航,张杏锋. 锡矿开采对土壤的重金属污染及风险评价——以广西南丹县大厂镇为例[J]. 江苏农业科学,2017,45(6):230-235.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.06.060

# 锡矿开采对土壤的重金属污染及风险评价 ——以广西南丹县大厂镇为例

姚航,张杏锋

(1. 桂林理工大学/广西矿冶与环境科学实验中心,广西桂林 541004;  
2. 桂林理工大学环境科学与工程学院/广西环境污染控制理论与技术重点实验室,广西桂林 541004)

**摘要:**在现场采样与室内分析测试的基础上,对广西壮族自治区南丹县大厂镇的土壤中 Cd、Cr、Sb 元素污染以及土壤理化性质进行分析与研究,同时运用单因子指数法以及内梅罗综合污染指数法对大厂镇土壤的污染状况进行评价。结果表明,大厂镇的 Cd、Sb 元素污染较为严重,且在土壤中的分布差异较大,但均未受到 Cr 元素污染;不同土地利用方式的污染程度为山坡地 > 菜地 > 荒地 > 水稻田,且山坡地、菜地、荒地土壤的重金属污染程度为 Cd > Sb > Cr;锡矿山对周边土壤重金属含量、pH 值、有机质含量有着较大的影响,总体而言,距离矿山越近,其重金属含量越高、pH 值越低,有机质含量越小。

**关键词:**土壤污染;重金属;单因子指数法;内梅罗综合污染指数法;土地利用类型

**中图分类号:** X825      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1002-1302(2017)06-0230-05

随着经济社会的飞速发展以及人类生活水平不断提升,人们对矿产资源的需求日益增大,然而,在矿产资源的开发过程中,产生一系列严重的生态环境问题,例如过度采矿导致矿区周边的地质地貌遭到破坏,矿石冶炼产生的尾矿、废渣、废气、废水,使土壤、大气、水体环境遭受污染<sup>[1-3]</sup>。其中,矿区土壤重金属污染问题,已引起国内外学者越来越多的关注<sup>[4]</sup>,土壤的重金属污染不仅会严重抑制农作物的生长,造成巨大的经济损失,还会通过食物链威胁人类健康和生命,还可能导致土壤生态功能的退化甚至丧失<sup>[5]</sup>。如近些年发生的“镉米风波”“血铅事件”使人们意识到重金属对人类健康造成极大危害,且土壤质量直接关系到社会发展和环境的可持续性<sup>[6]</sup>。Wang 等研究表明,土壤中的重金属可以通过直接与间接接触的方式进入人体,对人类健康造成风险,而城市郊区和矿区周边土壤中的重金属对人类健康造成的风险则更大<sup>[7]</sup>。Ashraf 等研究了废弃锡矿流域土壤中铅、锌、铜、铬、砷、锡的化学形态,研究表明,大部分的重金属生物可利用性低,且不同重金属的潜在迁移性不同,其顺序为 Sn > Cu > Zn > Pb > Cr > As<sup>[8]</sup>。

广西河池市地处环太平洋金属成矿带,有色金属矿产资源十分丰富,具有矿种齐全、分布广、储量大、综合利用价值强等优点<sup>[9]</sup>。矿产资源的开发除了给当地带来经济发展外,也带来了一系列环境问题。本研究选择广西南丹县大厂镇矿区

周边区域的土壤作为研究对象,测定 39 个代表不同土壤利用类型的样点,分别对土壤污染现状和潜在风险进行评价,旨在全面了解锡矿冶炼区土壤重金属的污染特征,同时为锡矿矿区周边土壤的合理利用与选择提供参考。

南丹县大厂镇位于广西区西北部,具体位置为 107°34′32″E、24°51′11″N,东与车河镇相连,南与河池市金城江区交界,西与吾隘镇相邻,北与城关镇、罗富乡接壤,以丰富的矿产资源文明中外,其中锡矿全国第一,锑、锌、铅藏量全国第二,钢藏量世界第一。南丹县大厂镇属亚热带季风气候,光照充足、雨量丰富。境内主要为山地、丘陵以及部分喀斯特地貌,地势东南低、西北高,边缘地带则主要为山地。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品的采集与处理

南丹县大厂镇为多山地区,地势起伏较大,平整田地较少且分布不均,不利于样品采集,因此本次样品采集主要根据实际地形采集具有代表性的样品 39 个,采样点均采用 GPS 定位。研究区域分为尾矿污染区、坑道废水排放区、矿料运输污染区 3 个主要的研究区域,采集的样品包括这 3 个区周边的水稻田、耕地土壤、林地土壤、坡地土壤、污泥、尾砂、荒地等。根据《土壤环境监测技术规范》相关内容,采用“S 形布点法”采集土壤样品,具体采样点分布如图 1 所示,土样采集深度为 0~15 cm 处,采集样点的混合样,并做好标记。

土壤样品放置温室自然风干,除去植物根茎及砾石后研磨,并过 0.149 mm 筛后得到土壤样品备用。

### 1.2 样品分析与质量控制

由于重金属元素 Cd、Cr 的迁移能力较强,对环境影响较大,而 Sb 主要来源于矿山环境,研究其分布、迁移规律具有较大意义,因此对本次采集的土壤样品主要分析的重金属元素为 Cd、Cr、Sb。

收稿日期:2015-12-18

基金项目:广西自然科学基金(编号:2013GXNSFEA053002、2013GXNSFBA019026);“八桂学者”建设工程专项;广西危险废物处置产业化人才小高地。

作者简介:姚航(1993—),女,安徽安庆人,硕士研究生,主要从事土壤修复研究。E-mail:czxyh88@163.com。

通信作者:张杏锋,博士,副教授,主要从事土壤修复研究。Tel:(0773)2537332;E-mail:zhangxf@glut.edu.cn。

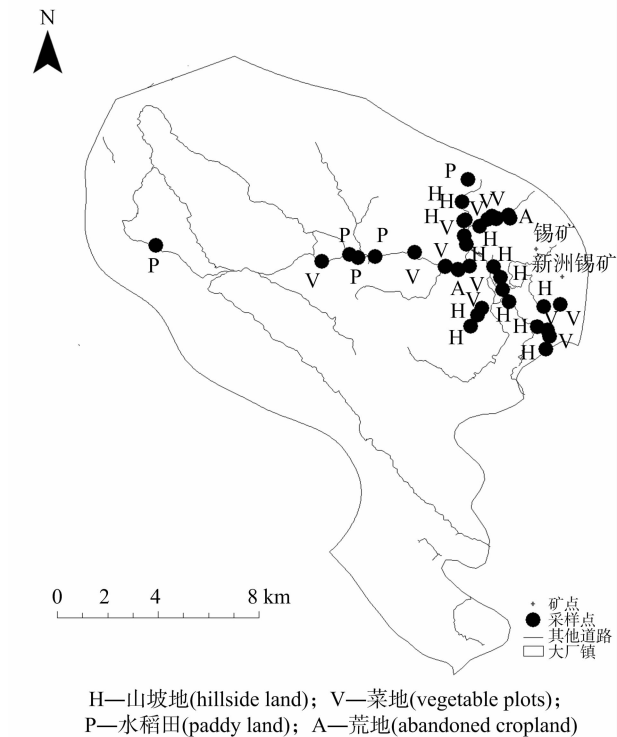


图1 大厂镇土壤的采样点

土壤样品采用美国国家环保局(United States Environmental Protection Agency, 简称 USEPA)推荐的  $\text{HNO}_3 - \text{H}_2\text{O}_2$  消煮,使用 SA-10 原子荧光形态分析仪(北京吉天仪器公司)测定样品中的 Sb,使用电感耦合等离子发射光谱仪(inductively coupled plasma, 简称 ICP)测定样品中的 Cd、Cr;土壤 pH 值采用土液质量比 1:2.5,PHS-3C 型 pH 值计进行测定;采用水合热重铬酸钾氧化-比色法测定土壤的有机质含量,分析过程中加入国家标准土样[GBW07407(GSS-7)]《土壤成分分析标准物质 砖红壤》。

对于南丹县大厂镇的土壤重金属污染情况采用 GB15618—1995《土壤环境质量标准》中的三级标准,该标准是为保障农林业生长和植物正常生长的土壤临界值。Cd、Cr 的三级标准含量分别为 1.400 mg/kg, Sb 标准值采用世界卫生组织(World Health Organization, 简称 WHO)推荐的土壤中 Sb 的最大允许含量 3.5 mg/kg<sup>[2-3]</sup>。Cd、Cr、Sb 的土壤背景值分别为 0.101 5、72.740 0、8.000 0 mg/kg<sup>[10]</sup>, 土壤 pH 值 >6.5。

1.3 土壤重金属污染评价方法

1.3.1 单因子污染指数法 单因子污染指数法是对土壤中某种重金属的污染程度进行评价,评价的依据则是该金属的单项污染指数<sup>[11]</sup>。计算公式:

$$P_i = C_i / S_i \quad (1)$$

式中: $P_i$  为单项污染指数; $C_i$  为土壤中重金属实测浓度,mg/kg; $S_i$  为重金属国家标准,mg/kg。当  $P_i < 1$  时,表示土壤未受污染; $1 \leq P_i < 2$  时,为轻度污染; $2 \leq P_i < 3$  时,为中度污染; $P_i \geq 3$  时,为重度污染。

1.3.2 内梅罗综合污染指数法 内梅罗综合污染指数法能够全面反映各污染物对土壤的不同作用,突出高浓度污染物对环境的影响<sup>[12]</sup>。计算公式:

$$P_{\text{综}} = \sqrt{(P_{\text{max}}^2 + P_{\text{ave}}^2) / 2} \quad (2)$$

式中: $P_{\text{综}}$  为内梅罗综合污染指数; $P_{\text{max}}$  为某样点单项污染指数最大值; $P_{\text{ave}}$  为某样点单因子污染指数的平均值。当  $P_{\text{综}} \leq 0.7$  为安全,土壤未受污染; $0.7 < P_{\text{综}} \leq 1$  为警戒线,微污染; $1 < P_{\text{综}} \leq 2$  为轻度污染; $2 < P_{\text{综}} \leq 3$  为中度污染; $P_{\text{综}} > 3$  为重度污染。

2 结果与分析

2.1 大厂镇土壤重金属含量水平分析

由表 1 可知,Cd 全态含量的最大值为 536.676 mg/kg,高于本地土壤背景值 5 287.448 倍,最小值为 0.997 mg/kg,平均值为 61.511 mg/kg。Cr 全态含量的最大值为 101.796 mg/kg,高于本地土壤背景值的 1.399 倍,最小值为 32.090 mg/kg,平均值为 63.560 mg/kg。Sb 全态含量的最大值为 341.435 mg/kg,高于本地土壤背景值的 42.679 倍,最小值为 0.597 mg/kg,平均值为 63.098 mg/kg。由于变异系数(coefficient of variation, 简称 CV)是用于表征不同样本间的变异程度,按其大小可进行粗略的分级: $CV < 10\%$  为弱变异性, $10\% \leq CV \leq 30\%$  为中等变异性, $CV > 30\%$  为强变异性<sup>[13]</sup>。由表 1 可知,研究区域土壤重金属元素 Cd、Sb 的变异系数远大于 30%,为强变异性,表明 Cd、Sb 在该土壤类型中的分布差异较为明显;Cr 的变异系数为 20.957%,为中等变异性。

表1 大厂镇土壤重金属含量水平分析

元素名称	最大值 (mg/kg)	最小值 (mg/kg)	平均值 (mg/kg)	标准差 (mg/kg)	变异系数 (%)
Cd	536.676	0.997	61.511	111.831	181.807
Cr	101.796	32.090	63.560	13.320	20.957
Sb	341.435	0.597	63.098	90.495	143.422

大厂镇不同土地利用类型的土壤重金属含量也各不相同。由表 2 可知,山坡地土壤中 Cd 的最大值为 536.676 mg/kg,最小值为 0.997 mg/kg;Cr 的最大值为 86.404 mg/kg,最小值为 40.339 mg/kg;Sb 的最大值为 341.435 mg/kg。Cd、Cr、Sb 含量的平均值分别为 115.351、66.143、108.754 mg/kg,分别高于本地土壤背景值 1 136.463、0.909、13.594 倍。菜地土壤中 Cd 的最大值为 171.193 mg/kg,最小值为 1.716 mg/kg;Cr 的最大值为 101.796 mg/kg,最小值 32.090 mg/kg;Sb 元素的最大值为 61.442 mg/kg,最小值为 23.943 mg/kg。Cd、Cr、Sb 含量的平均值分别为 37.900、60.912、39.980 mg/kg,分别高于本地土壤背景值 373.399、4.998 倍,Cr 元素低于本地土壤背景值。水稻田中 Cd 值的大小变化相对稳定,最大值为 1.478 mg/kg,最小值 1.203 mg/kg;Cr 的最大值为 76.250 mg/kg,最小值为 61.692 mg/kg;Sb 的最大值为 25.602 mg/kg,最小值为 0.597 mg/kg。Cd、Cr、Sb 含量的平均值分别为 1.315、67.522、15.328 mg/kg,Cd、Sb 分别高于本地土壤背景值 12.956、1.916 倍,Cr 含量低于本地背景值。荒地中 Cd 的最大值为 15.366 mg/kg,最小值 2.413 mg/kg;Cr 的最大值为 61.377 mg/kg,最小值为 52.198 mg/kg;Sb 的最大值为 47.463 mg/kg,最小值为 25.772 mg/kg。Cd、Cr、Sb 含量的平均值分别为 8.890、56.788、36.618 mg/kg,分别高于

本地土壤背景值 87.586、0.781、4.577 倍。

不同重金属元素在山坡地、菜地、荒地中变异系数的大小顺序也不相同(表 2),Cd 为山坡地>菜地>荒地>水稻田,表明 Cd 在山坡地中的分布差异最为明显,在水稻田中的分布差异最小。Cr 为菜地>山坡地>荒地>水稻田,表明 Cr 在菜地中的分布差异最为明显,在水稻田中的分布差异最小。Sb 为山坡地>水稻田>荒地>菜地,表明 Sb 在山坡地中的分布差异最为明显,在菜地中的分布差异最小。

表 2 大厂镇不同土地利用方式重金属含量状况

土地利用类型	元素名称	最大值 (mg/kg)	最小值 (mg/kg)	平均值 (mg/kg)	标准差 (mg/kg)	变异系数 (%)
山坡地	Cd	536.676	0.997	115.351	159.509	138.3
	Cr	86.404	40.339	66.143	12.810	19.4
	Sb	341.435	1.064	108.754	134.780	123.9
菜地	Cd	171.193	1.716	37.900	51.440	135.7
	Cr	101.796	32.090	60.912	15.535	25.5
	Sb	61.442	23.943	39.980	13.198	33.0
水稻田	Cd	1.478	1.203	1.315	0.134	10.2
	Cr	76.250	61.692	67.522	6.158	9.1
	Sb	25.602	0.597	15.328	13.131	85.7
荒地	Cd	15.366	2.413	8.890	9.159	103.0
	Cr	61.377	52.198	56.788	6.491	11.4
	Sb	47.463	25.772	36.618	15.338	41.9

2.2 研究区土壤重金属的污染评价

2.2.1 研究区土壤重金属的单因子指数重金属评价 根据公式(1)对所测数据进行处理,得到大厂镇整个研究区域以及不同土地利用类型的土壤重金属含量的单因子指数值。由表 3 可知,Cr 的  $P_i$  值小于 1,表明大厂镇土壤未受 Cr 污染,Cd(除水稻田外)、Sb 的  $P_i$  值远大于 3,表明大厂镇土壤 Cd、Sb 污染严重,与 GB 15618—1995《国家土壤环境质量标准》的三级标准相比,Cd、Sb 超标 61.511、5.151 倍。就不同土地利用类型而言,山坡地、菜地、水稻田、荒地土壤中只有 Cr  $P_i$  值小于 1,表明山坡地、菜地土壤未受 Cr 的污染,不同土地利用类型中的 Cd(除水稻田外)、Sb 的  $P_i$  均大于 3,且有山坡地>菜地>荒地>水稻田,表明该地区山坡地、菜地、荒地土壤 Sb、Cd 重度污染,水稻田土壤中 Cd 元素污染程度较轻,但也受到 Sb 重度污染。

表 3 土壤重金属单因子污染指数( $P_i$ )法的评价结果

土地利用类型	$P_i$		
	Cd	Cr	Sb
研究区域(总体)	61.511	0.159	18.028
山坡地	115.351	0.165	31.073
菜地	37.900	0.152	11.423
水稻田	1.315	0.169	4.379
荒地	8.890	0.142	10.462

2.2.2 研究区域土壤重金属的内梅罗综合指数法评价 由公式(2)对所测的数据进行处理,得到大厂镇整个研究区域以及不同土地利用类型的土壤重金属含量的内梅罗综合指数值。由表 4 可知,大厂镇整个研究区域的 Cd(除水稻田外)、Cr、Sb 的内梅罗综合指数均远超过 3,为严重污染,与 GB 15618—1995《国家土壤环境质量标准》的三级标准相比,Cd、Cr、Sb 超标 381.972、0.212、70.148 倍。就不同土地利用方式

而言,山坡地的 Cd 元素超标 388.154 倍,Cr 元素超标 0.192 倍,Sb 元素超标 72.395 倍;菜地 Cd 元素超标 123.983 倍,Cr 元素超标 0.210 倍,Sb 元素超标 14.810 倍;水稻田的 Cd 元素超标 1.399 倍,Cr 元素超标 0.180 倍,Sb 元素超标 6.029 倍;荒地的 Cd 元素超标 12.553 倍,Cr 元素超标 0.148 倍,Sb 元素超标 12.111 倍。由此可见,山坡地、菜地、荒地土壤的不同元素的重金属污染程度为 Cd>Sb>Cr。

表 4 土壤重金属内梅罗综合指数( $P_{综}$ )法的评价结果

土地利用类型	$P_{综}$		
	Cd	Cr	Sb
研究区域(总体)	381.972	84.860	245.519
山坡地	388.154	76.943	253.382
菜地	123.983	83.883	51.834
水稻田	1.399	72.018	21.100
荒地	12.553	59.127	42.389

2.3 矿山对采样点重金属含量的影响

山坡地、菜地、水稻田、荒地采样点分布图分别用图 2~图 5 表示,其中山坡地采样点按其距矿点的距离的增长分别用 H1、H2、…、H15 表示;菜地采样点按其距矿点的距离的增长分别用 V1、V2、…、V17 表示;水稻田采样点按其距矿点的距离的增长分别用 P1、P2、…、P5 表示;荒地采样点按其距矿点的距离的增长分别用 A1、A2 表示。

由图 2 至图 5 可知,山坡地采样点、菜地采样点较为集中地分布在矿山附近,水稻田分布其次,荒地采样点则距离矿山较远。

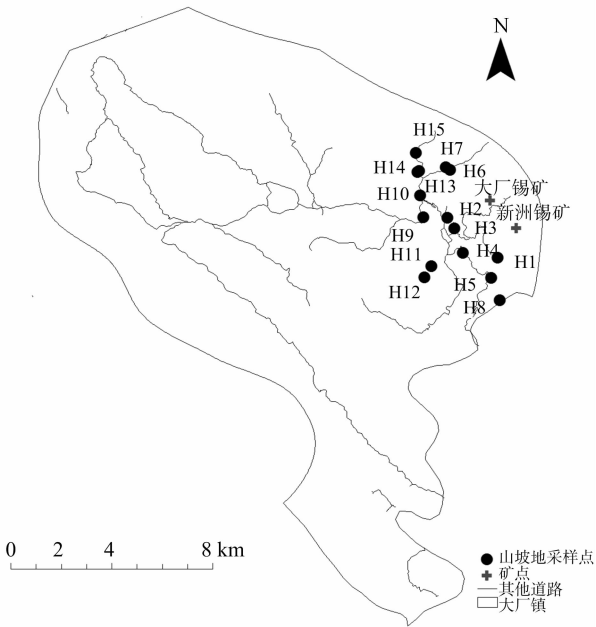


图2 山坡地土壤采样点

由表 5 可知,山坡地中的 Cd 分布差异较为明显,但其含量总体是随着距矿山的距离的增加而增大;Cr 分布较为均匀,且距矿山距离越近,其含量越高;Sb 分布差异也较大,但最大值大都分布在距离矿山较近的区域。山坡地采样点的 pH 值的最大值距离矿山最远,最小值则分布距矿山较近的区域,土壤有机质含量也与矿山距离成正比,这与李敬伟等对云

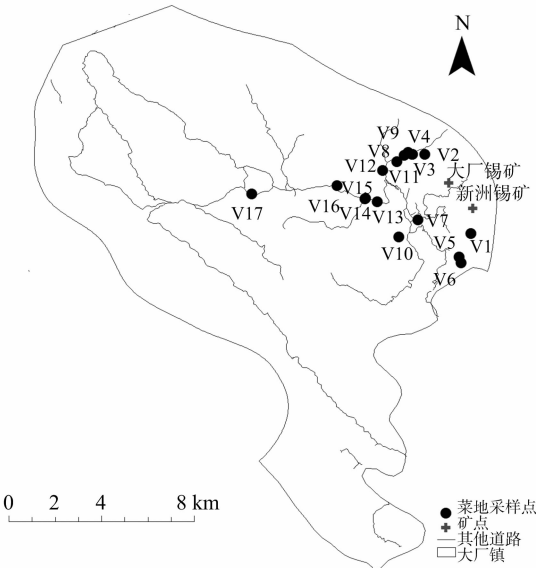


图3 菜地土壤采样点

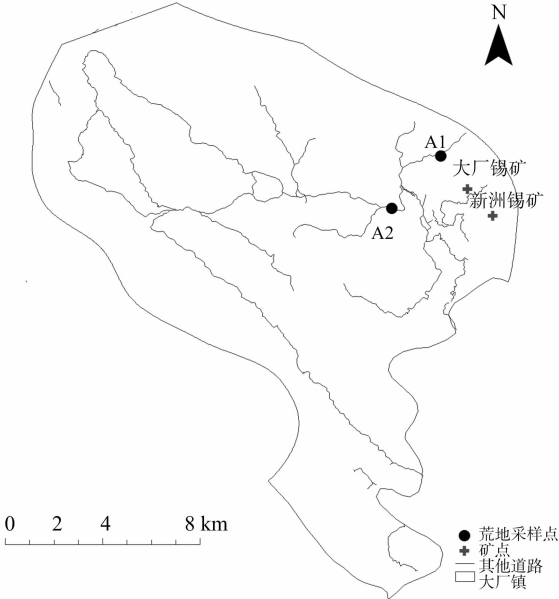


图5 荒地土壤采样点

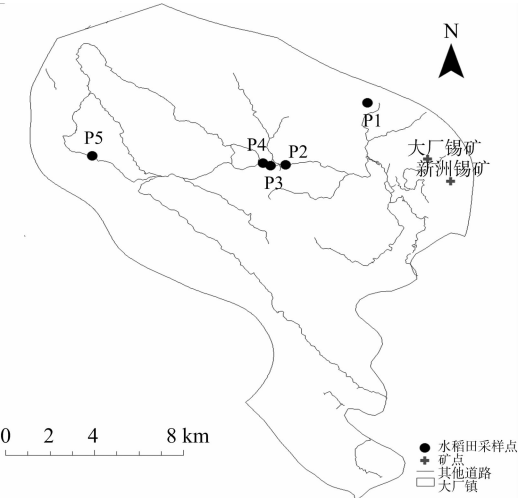


图4 水稻田土壤采样点

南会泽铅锌矿区土壤理化与生物学性质研究中发现的土壤养分含量、微生物数量和酶活性的分布趋势与重金属污染程度相反的结果<sup>[14]</sup>一致。

由表 6 可知,菜地采样点中 Cd 含量较高的部分都分布在距离矿山较近的部分,其他的采样点(V11 ~ V15)则符合随着距矿山距离的增加而减少的趋势,Cr、Sb 的分布则相对较均匀,其含量并没有明显表现出随着距矿山距离的增加而增高的趋势。菜地土壤距离矿山较远的采样点,pH 值较小,酸性较大,其他采样点的酸碱度则接近中性。菜地土壤的有机质含量与矿山距离之间无明显变化规律。

由表 7 可知,水稻田土壤的 Cd 含量较低,且分布均匀,其含量随着距矿山距离的增加而减少。Cr 的分布也较均匀,其含量则有随着距矿山距离的增加而呈先增大后减少的趋势、Sb 的分布差异较大,其含量并没有表现出一定的规律性。由

表 5 山坡地采样点重金属含量及其理化性质

采样点	Cd 含量 (mg/kg)	Cr 含量 (mg/kg)	Sb 含量 (mg/kg)	pH 值	有机质含量 (%)
H1	7.866	58.75	48.23	3.7	1.265
H2	536.676	63.437	341.435	2.5	1.509
H3	146.076	71.856	88.493	5.9	2.597
H4	203.353	83.832	289.091	4.2	4.140
H5	10.467	86.404	29.236	4.9	2.537
H6	0.997	40.339	1.984	5	0.347
H7	4.854	74.925	3.138	4	2.010
H8	45.364	72.355	39.033	7.2	2.402
H9	343.327	71.179	337.742	7.1	4.814
H10	236.324	58.706	316.195	5.9	3.578
H11	1.961	50.498	1.064	4.1	1.130
H12	1.482	52.645	26.136	6	1.008
H13	169.268	60.319	25.707	2.6	1.288
H14	1.211	78.422	49.685	4.7	8.220
H15	21.035	68.476	34.139	7.4	5.434
最大值	536.676 (H2)	86.404 (H5)	341.435 (H2)	7.4 (H15)	8.220 (H14)
最小值	0.997 (H6)	40.339 (H6)	1.064 (H11)	2.5 (H2)	0.347 (H6)
平均值	115.351	66.143	108.754	5.013	2.819

表 6 菜地采样点重金属含量及其理化性质

采样点	Cd 含量 (mg/kg)	Cr 含量 (mg/kg)	Sb 含量 (mg/kg)	pH 值	有机质含量 (%)
V1	14.775	101.796	27.861	6.6	3.197
V2	43.129	58.134	45.838	6.8	2.611
V3	171.193	76.347	31.086	6.4	5.059
V4	132.280	50.649	26.061	6.9	4.162
V5	8.120	53.838	61.442	6.9	4.737
V6	1.716	46.859	27.034	6.2	3.161
V7	23.934	53.287	43.744	6.4	3.711
V8	18.799	69.721	47.095	5.5	3.797
V9	7.212	67.116	54.063	3.6	3.123
V10	95.101	60.689	23.943	7.5	3.137
V11	13.196	32.090	41.080	5.5	4.947
V12	12.839	66.866	39.365	4.6	4.115
V13	5.604	62.313	47.344	6.0	6.181
V14	4.892	43.000	55.161	6.3	3.590
V15	2.904	74.426	24.516	5.5	2.586
V16	85.854	63.623	60.049	4.8	2.316
V17	2.756	54.750	23.973	5.4	2.256
最大值	171.193 (V3)	101.796 (V1)	61.442 (V5)	7.5 (V10)	6.186 (V13)
最小值	1.716 (V6)	32.090 (V11)	23.943 (V10)	4.6 (V12)	2.256 (V17)
平均值	37.900	60.912	39.980	5.94	3.687

表 7 水稻田采样点重金属含量及其理化性质

采样点	Cd 含量 (mg/kg)	Cr 含量 (mg/kg)	Sb 含量 (mg/kg)	pH 值	有机质含量 (%)
P1	1.478	61.692	1.313	5.4	3.025
P2	1.444	61.876	25.602	4.6	2.953
P3	1.225	67.182	24.730	5.2	3.530
P4	1.224	76.250	0.597	4.9	3.185
P5	1.203	70.609	24.398	6.7	3.540
最大值	1.478 (P1)	76.250 (P4)	25.602 (P2)	6.7 (P5)	3.540 (P5)
最小值	1.203 (P5)	61.692 (P1)	0.597 (P4)	4.6 (P2)	2.953 (P2)
平均值	1.315	67.522	15.328	5.36	3.247

pH 值可知,水稻田土壤整体偏酸性,但其有机质含量较高。

由表 8 可知,荒地的 Cd 与 Sb 的含量随着距矿山距离的增加而减小,这与项萌等对广西河池铅锑矿冶炼区土壤重金属的研究中发现的随着距离冶炼厂距离的增加,土壤中 Sb、As、Pb 的含量总体呈现递减的趋势的结论<sup>[9]</sup>一致。Cr 则有距离矿山越远含量越高的趋势。pH 值、有机质含量则有距离矿山越远,含量越高的趋势,刘国华等对南京幕府山矿区废弃地土壤的研究也表明,矿区废弃地的土壤有机质含量非常低,不利于土壤保水保肥以及土壤结构的形成<sup>[15]</sup>。易霁琴等研究表明,在重金属复合污染的冷水江锑矿区,土壤 pH 值呈弱酸性反应<sup>[16]</sup>,与本研究结果一致。

表 8 荒地采样点重金属含量及其理化性质

采样点	Cd 含量 (mg/kg)	Cr 含量 (mg/kg)	Sb 含量 (mg/kg)	pH 值	有机质含量 (%)
A1	15.366	52.198	47.463	4.4	3.136
A2	2.413	61.377	25.772	5.8	6.426
最大值	15.366	61.377	47.463	5.8	6.426
最小值	2.413	52.198	25.772	4.4	3.136
平均值	8.890	56.788	36.618	5.1	4.781

距离矿山的远近对不同土地利用类型的重金属含量、pH 值、有机质含量有着较大影响。就土地利用类型而言,本次采样中山坡地采样点距离矿山最近,山坡地各种重金属含量较

高,水稻田采样点距矿山最远,水稻田土壤中的重金属含量最低,菜地采样点距离矿山的距离大于荒地采样点距离矿山的距离,使菜地土壤中的重金属含量高于荒地中重金属的含量。

4 结论

与本地土壤背景值及 GB 15618—1995《国家土壤环境质量标准》三级标准相比,南丹县大厂镇的 Cd、Sb 污染较为严重,且在土壤中的分布差异较大,但均未受到 Cr 污染;就不同的土地利用方式而言,其污染程度为山坡地 > 菜地 > 荒地 > 水稻田,且山坡地、菜地、荒地土壤的重金属污染程度为 Cd > Sb > Cr;矿山距离对周边土壤重金属含量、pH 值、有机质含量有着较大的影响,总体而言,距离矿山越近,其重金属含量越高,pH 值越低,有机质含量越小。

参考文献:

[1]郭伟,赵仁鑫,张君,等. 内蒙古包头铁矿区土壤重金属污染特征及其评价[J]. 环境科学,2011,32(10):3109-3105.  
[2]石平,王恩德,魏忠义,等. 辽宁矿区尾矿废弃地及土壤重金属污染评价研究[J]. 金属矿山,2008(2):118-121.  
[3]王丽,王力,和文祥,等. 神木煤矿区土壤重金属污染特征研究[J]. 生态环境学报,2011,20(增刊2):1343-1347.

孙冰洁,王 润,刘 甜,等. 长江经济带碳排放空间差异性及公平性分析[J]. 江苏农业科学,2017,45(6):235-239.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.06.061

# 长江经济带碳排放空间差异性及公平性分析

孙冰洁,王 润,刘 甜,胡道华,蔡爱玲

(湖北大学资源环境学院重点实验室,湖北武汉 430062)

**摘要:**为积极应对气候变化,中国制定了清晰量化的碳减排方案。但宏观的碳减排目标最终需要在区域层次上落实,公平合理地评价和分配区域碳排放权份额成为当下碳排放研究的重点。通过构建碳排放公平性 3E 评价模型(Ecology-Equity-Efficiency),对长江经济带各省 2000—2013 年碳排放公平性进行具体的量化计算,并借助 ArcGIS 平台分析代表年份各省碳排放公平值的空间差异及可能原因,同时,将公平值结果与国家“十二五”减排指标进行对比,结果表明,长江经济带碳排放公平值基本呈现从东部沿海向中上游递增的规律,这与“十二五”省级碳减排分配原理基本吻合,但国家在中部地区的碳减排分配上存在模糊化和一刀切的问题,因此,最后针对区域碳减排一体化和协调化提出了相关建议。

**关键词:**气候变化;碳排放;公平性;长江经济带

**中图分类号:**F323.22 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2017)06-0235-05

全球气候变化导致地球生态系统发生一系列深刻变化,进而影响到政治、经济、社会各个方面。为应对全球气候变化,各国积极制定了温室气体控制目标及减排预案。2015 年巴黎气候大会各方一致通过《巴黎协定》,要求各方努力将全球升温幅度控制在 2℃ 之内,并为 1.5℃ 而努力。中国作为世界第一碳排放大国,依照“共同但有区别”原则,中国也承担相同、定额且具有约束力的减排任务,并且一直坚持努力减排。2009 年,中国宣布到 2020 年碳排放强度比 2005 年下降 40%~45%;2014 年,中国承诺到 2030 年左右 CO<sub>2</sub> 排放达到

峰值,并且努力早日达峰;2015 年,中国提出到 2030 年碳排放强度比 2005 年下降 60%~65% 的目标。国家宏观层面明确的碳减排目标最终需要在区域层次上具体落实<sup>[1]</sup>。但由于各省经济发展和能源利用差异很大,减排目标很难公平、公正、合理地分解下去<sup>[2]</sup>。因此,在碳排放总量控制的情况下,如何准确测度和评价现实存在的排放不公平性,并据此科学配置各区域的约束性份额成为了一个重大难题<sup>[3-4]</sup>。本研究通过构建碳排放公平性 3E 评价模型(Ecology-Equity-Efficiency),从生态承载、公平分配、经济效率 3 个方面对长江经济带各省 2000—2013 年碳排放的公平性进行具体的量化计算,最后通过 Delphi 法确定 3 个指标的权重,计算得出最终的 3E 公平值。并通过 ArcGIS 平台分析代表年份各省 3E 公平值的空间差异及可能原因,同时将公平值结果与国家“十二五”减排指标进行对比,希望提出一种相对公平的碳排放公平性评价方式,为科学核定各地区排放权和减排责任,更好地了解国内碳排放不公平现状,促进国家碳减排目标以及可持续发展公平性原则在各个尺度上的有效落实<sup>[4-6]</sup>。

收稿日期:2016-07-29

基金项目:湖北省环保厅项目(编号:2015HB13);湖北省“楚天学者”计划资助项目。

作者简介:孙冰洁(1990—),男,湖北荆门人,硕士研究生,主要从事健康流域管理以及水-能源-粮食(WEF)协同关系研究。  
E-mail:574618697@qq.com。

通信作者:王 润,教授,博士生导师,主要从事区域可持续发展、健康流域管理研究。E-mail:rwang@hubu.edu.cn。

[4]李 静,俞天明,周 洁,等. 铅锌矿区及周边土壤铅、锌、镉、铜的污染健康风险评价[J]. 环境科学,2008,29(8):2327-2330.

[5]黄 凯,张杏锋,李 丹. 改良修复剂重金属污染土壤的研究进展[J]. 江苏农业科学,2014,42(1):292-296.

[6]刘小二. 某油田采油区土壤污染及土壤环境质量评价[J]. 环境工程,2015,33(2):126-129,139.

[7]Wang Z,Chai L,Yang Z,et al. Identifying sources and assessing potential risk of heavy metals in soils from direct exposure to children in a mine-impacted city,Changsha,China[J]. Journal of Environmental Quality,2010,39(5):1616-1623.

[8]Ashraf M A,Maah M J,Yusoff I. Chemical speciation and potential mobility of heavy metals in the soil of formere tin minging catchment[J]. Scientific World Journal,2012(3/4):357-369.

[9]项 萌,张国平,李 玲,等. 广西铅锌矿冶炼区表层土壤重金属污染的分布规律[J]. 矿物学报,2011,31(2):250-255.

[10]广西环境保护研究所. 广西壮族自治区土壤环境背景值图集[M]. 成都:成都地图出版社,1992.

[11]王 斐,黄益宗,王小玲,等. 江西某铜矿冶炼厂周边土壤重金属生态风险评价[J]. 环境化学,2014,33(7):1066-1074.

[12]王春光,张思冲,辛 蕊,等. 哈尔滨市东郊菜地土壤重金属环境质量评价[J]. 中国农学通报,2010,26(2):262-266.

[13]王天阳,王国祥. 昆承湖水水质参数空间分布特征研究[J]. 环境科学学报,2007,27(8):1384-1390.

[14]李敬伟,湛方栋,何永美,等. 云南会泽铅锌矿区土壤理化与生物学性质[J]. 应用与环境生物学报,2014(5):906-912.

[15]刘国华,舒洪岚,张金池. 南京幕府山矿区废弃地植被恢复对土壤侵蚀与肥力的影响研究[J]. 水土保持研究,2006,13(6):234-235,238.

[16]易霁琴,石文峰,李 贵,等. 冷水江锑矿区重金属污染林地土壤理化特性研究[J]. 中国农学通报,2009,25(10):246-250.