

我国水蚀区坡耕地土壤重金属空间分布及其污染评价

马芊红^{1,2}, 张光辉^{1,2}, 耿韧^{1,2}, 王兵³

(1. 北京师范大学 地表过程与资源生态国家重点实验室, 北京 100875; 2. 北京师范大学 地理科学学部, 北京 100875; 3. 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室 水土保持研究所 西北农林科技大学, 陕西 杨凌 712100)

摘要:土壤重金属污染已成为威胁国家粮食安全的重要因素,为探讨我国东部水蚀区坡耕地土壤重金属空间分布特征及污染状况,依据土壤类型、土壤质地等因素选取了36个采样点,采用单因子污染指数法和内梅罗污染指数法,以《土壤环境质量标准》(GB15618—2008)二级标准为评价依据,研究了As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 7种土壤重金属元素的空间分布特征及污染程度。结果表明:(1) Cd超标率高达13.9%,是东部水蚀区最主要的土壤重金属污染元素,As、Cr、Cu元素的污染概率较高,为5.6%;(2) 长江以南地区的坡耕地重金属污染程度显著高于长江以北地区,南方山地丘陵区是我国水蚀区六个二级分区中污染最严重的区域,其次为四川盆地及周围山地丘陵区、云贵高原区、东北低山丘陵和漫岗丘陵区、西北黄土高原区、北方山地丘陵区;(3) 湖南宁远和广东湛江两点综合污染指数最高,分别为2.73和2.51,属中污染水平;(4) 36个采样点中污染水平处于安全、警戒线、轻污染、中污染的比例分别是77.8%、8.3%、8.3%和5.6%,表明我国东部水蚀区绝大多数坡耕地(86.1%)重金属含量未达到污染水平,但仍有13.9%的坡耕地受到不同程度的土壤重金属污染。研究结果对明确我国水蚀区坡耕地土壤重金属污染现状,保护农业生态环境,保障粮食安全具有重要意义。

关键词:重金属污染;单因子污染指数;内梅罗污染指数;坡耕地;水蚀区

中图分类号:X825

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2017)02-0112-07

Soil Heavy Metal Spatial Distribution and Pollution Assessment of Sloping Farmland in the Water Erosion Zone of China

MA Qianhong^{1,2}, ZHANG Guanghui^{1,2}, GENG Ren^{1,2}, WANG Bing³

(1. State Key Laboratory of Earth Surface Process and Resource Ecology, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 3. State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: Soil heavy metal pollution has become an important factor which threatens the national food security. To investigate the spatial distribution of soil heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) and pollution situations of sloping farmland in the water erosion zone of China, 36 sampling points were selected according to soil types and soil textures. The single factor pollution index and the Nemerow pollution index were calculated, and the pollution degree was classified according to the second grade values from the Standard of Soil Environment Quality (GB15618—2008). The results showed that: (1) the pollution probability of Cd was 13.9%, which significantly exceeded the pollution levels of other heavy metals, so Cd was the most important soil heavy metal pollution factor in this region; in addition, As, Cr and Cu had a high pollution probability, and the rate was 5.6%; (2) compared with the north area of the Yangtze River, soil heavy metal pollution of the sloping farmland in the south area was significantly serious; the soil heavy metal pollution of southern mountain and hill region was the most serious among the six secondary erosion regions, followed by the Sichuan Basin and surrounding hill region, the Yunnan—Guizhou Plateau region, the northeast low mountain and rolling hill region, the Loess Plateau region, and the northern mountain and hill region; (3) compared with other sampling points, Ningyuan of Hu'nan Province and Zhanjiang of Guangdong Province had the highest Nemerow indices (2.73 and 2.51), which belonged to the moderate pollution level; (4) the proportions of pollu-

tion degrees ranked as safety, warning line, light pollution, moderate pollution were 77.8%, 8.3%, 8.3% and 5.6% of the total area of sloping farmland, respectively. The proportions showed that most sloping farmland (about 86.1%) in the water erosion zone of China was relatively safe, but about 13.9% of sloping farmlands might suffer from heavy metal pollution. These results had great significance for identifying soil heavy metal pollution situation of sloping farmland, protecting agroecological environment and ensuring the food security in the water erosion zone of China.

Keywords: heavy metal pollution; single factor pollution index; Nemerow pollution index; sloping farmland; the water erosion zone of China

重金属是指密度在 4 g/cm^3 或 5 g/cm^3 以上的元素。环境污染方面所指的重金属主要包括生物毒性显著的镉(Cd)、铬(Cr)、铅(Pb)、汞(Hg)、类金属砷(As), 以及具有毒性的镍(Ni)、铜(Cu)、锌(Zn)、锡(Sn)、钒(V)等物质^[1]。随着我国工业化和城市化的快速发展, 越来越多的重金属污染物通过大气沉降、污水灌溉、化肥施用、废弃物倾倒等途径进入耕地土壤中^[2-3]。由于重金属在土壤中移动性差、滞留时间长、不能被微生物降解^[4], 导致我国部分农田重金属累积, 甚至超标。同时, 重金属可通过溶解态和吸附态等形态, 随坡面径流和侵蚀泥沙进入水体, 引起面源污染。耕地土壤重金属污染不仅直接影响食品安全和人体健康, 而且给生态环境带来巨大威胁, 因此, 坡耕地土壤重金属的研究引起国内外的广泛关注。

根据自然环境的差异, 可以将我国东部水蚀区 (454.4 万 km^2) 划分为六个二级分区, 分别是西北黄土高原区(Ⅲ₁)、东北低山丘陵和漫岗丘陵区(Ⅲ₂)、北方山地丘陵区(Ⅲ₃)、南方山地丘陵区(Ⅲ₄)、四川盆地及周围山地丘陵区(Ⅲ₅)和云贵高原区(Ⅲ₆)^[5]。水蚀区是我国粮食主产区, 九大商品粮基地均位于此。由于山地丘陵在水蚀区广泛分布, 坡耕地成为水蚀区重要的耕地资源。我国水蚀区重金属矿藏丰富, 尤其是南方地区, 重金属开采和冶炼过程中, 废气、废水、废渣排放易造成坡耕地土壤重金属污染^[6]。随着人地矛盾的日益突出, 为保障粮食供应, 需要投入更多的农药化肥来维持坡耕地土地生产力, 坡耕地利用强度的增加提高了坡耕地土壤重金属污染风险。坡耕地一旦发生重金属污染, 径流会成为重金属污染物运移载体, 坡度为其提供动力, 其结果是在造成本地土壤质量下降的同时, 增加了下游地区重金属污染风险。从重金属污染空间分布来看, 我国南方地区土壤重金属污染重于北方地区, 西南、中南地区重金属超标面积较大^[7], 同时, 中部地区重金属污染概率高于东、西部地区。坡耕地土壤重金属含量与土地利用方式、有机质含量、耕作年限、坡度、农药化肥的施用量等因素密切相关。张利华等^[8]认为土地利用方式是影响重金属含量的重要因素, 丹江口地区坡耕地重金属

含量低于菜地, 同时发现坡耕地重金属含量与土壤有机质含量呈正相关。张玉斌等^[9]对黄土高原残塬沟壑区梯田的研究表明, 土壤重金属污染程度与耕作年限呈正相关, 与坡度呈负相关。孙丽娜等^[10]利用模糊综合评判法研究了辽宁省卧龙泉河流域土壤重金属污染现状, 结果表明耕作方式和作物类型是影响坡耕地重金属元素活动性的重要因素。

综合分析已有研究发现, 目前对我国水蚀区坡耕地重金属污染的研究多集中在中小尺度上, 研究方法、研究内容及采用的指标都存在明显差异, 导致不同区域或不同研究者的评价结果可比性较差。因此, 有必要对我国水蚀区坡耕地土壤重金属污染进行系统的调查与评价。本文通过单因子污染指数法和内梅罗污染指数法, 对我国水蚀区 36 个采样点重金属含量的空间分布及其污染状况进行评价, 研究结果对于认识我国水蚀区坡耕地土壤重金属空间分布特征及其污染现状, 改善土壤环境质量, 保障农业生产与粮食安全具有重要的现实意义。

1 样品采集与处理

1.1 样品采集

土壤重金属含量主要受两个方面因素的影响, 一是成土母质和土壤属性, 如土壤类型、有机质含量、pH 值和黏粒含量等; 二是人类社会活动, 如土地利用方式、农药和化肥的施用量等。因此, 综合土壤类型、土壤质地、土地利用等因素, 在我国东部水蚀区 19 个省级行政区内确定了 36 个土壤采样点(表 1)。采样时间为 2015 年 3 月至 5 月, 采样时利用 GPS 到达采样地点, 选择集中连片分布、作物长势良好、有一定坡度的 3 个地块作为具体样地。采用“S”形 5 点采样方法, 利用竹铲采集表层 0—20 cm 的土壤, 3 个样地共 15 个分样充分混合后再用四分法取舍, 保留 1 kg 左右的土样。同时用地质罗盘测定采样点坡度、坡向, 观察并记录作物类型并目估盖度(3 个重复)。

1.2 样品处理与分析

将采集的土样及时风干, 同时翻动土样, 捏碎土块, 防止酸碱和灰尘污染, 剔除石块残根等杂物。将风干

后的土样经玛瑙研钵研细后,过 2 mm 尼龙筛测定土壤 pH 值(电位法,2 个重复);过 0.149 mm 尼龙筛测定重金属元素(As,Cd,Cr,Cu,Ni,Pb,Zn)含量(等离子体光谱法,3 个重复)。样品的预处理采用 HNO₃-HF-ClHO

消煮法,使用 ST-60 型自动消解仪完成土样消解后,用 ICP-AES 光谱仪测定土壤样品消煮液中重金属元素 As,Cd,Cr,Cu,Ni,Pb,Zn 的全量,分析过程中加入国家标准土壤样品 GSS-1^[1]。

表 1 采样点基本信息

编号	采样点	经度 E	纬度 N	海拔/m	坡度/(°)	土壤类型	主要作物	盖度/%
1	黑龙江五大连池	126°17'44"	48°51'45"	335	15	黑土	玉米	0
2	黑龙江齐齐哈尔	124°12'24"	47°12'12"	143	6	风沙土	玉米	0
3	吉林白城	123°22'35"	45°32'35"	134	6	草甸盐土	玉米	0
4	吉林乾安	123°53'46"	45°05'08"	142	6	盐化黑钙土	玉米	0
5	吉林舒兰	126°51'12"	44°28'22"	219	7	草甸白浆土	玉米	0
6	吉林长春	125°12'22"	44°01'13"	203	8	黑黏土	玉米	0
7	辽宁昌图	124°05'46"	42°45'34"	132	10	盐化潮土	玉米	0
8	辽宁盘山	122°05'14"	41°20'56"	7	6	潜育水稻土	玉米	0
9	内蒙古根河	121°35'45"	50°38'56"	748	12	漂灰土	土豆	0
10	内蒙古牙克石	120°58'30"	49°10'42"	688	15	灰色森林土	玉米	0
11	内蒙古查巴奇	123°05'12"	48°32'15"	331	8	暗棕壤	玉米	0
12	内蒙古赤峰	119°03'20"	42°14'34"	588	10	草甸盐土	玉米	3
13	河北沽源	115°47'11"	41°24'58"	1501	7	暗栗钙土	玉米	0
14	河北尚义	114°01'37"	41°17'07"	1406	10	黄绵土	玉米	0
15	河北兴隆	117°32'27"	40°22'58"	625	6	褐土	玉米	0
16	陕西吴起	108°12'27"	36°49'44"	1262	6	黑垆土	大豆	0
17	宁夏吴忠	106°22'26"	37°51'11"	1178	7	棕钙土	玉米	0
18	宁夏盐池	107°20'08"	37°16'26"	1094	7	灰钙土	玉米	0
19	宁夏中卫	105°08'50"	37°10'08"	1223	6	荒漠风沙土	小麦	45
20	甘肃兰州	103°25'37"	36°17'29"	1667	6	潮灌淤土	玉米	0
21	甘肃陇南	104°58'53"	33°21'17"	987	6	棕壤	油菜	90
22	山东巨野	116°02'24"	35°25'27"	26	6	草甸盐土	小麦	85
23	江苏响水	119°49'15"	34°21'05"	1	7	滨海盐土	小麦	82
24	安徽灵璧	117°33'29"	33°35'49"	16	6	潮土	小麦	90
25	安徽肥西	117°17'31"	31°36'50"	12	6	新成土	小麦	86
26	江西宜丰	114°49'53"	28°23'52"	79	6	黄壤	油菜	85
27	湖北大悟	114°14'42"	31°29'30"	126	8	黄棕壤	小麦	90
28	湖北江陵	112°21'40"	30°06'23"	35	6	淹育水稻土	油菜	88
29	湖南宁远	112°02'18"	25°40'51"	286	12	红壤	油菜	96
30	四川平昌	107°07'14"	31°23'31"	329	8	石灰性紫色土	油菜	90
31	贵州安顺	105°53'18"	26°17'11"	1446	6	黑色石灰土	油菜	92
32	云南元阳	102°48'29"	23°14'09"	286	15	燥红壤	玉米	75
33	广西贺州	111°30'64"	24°23'40"	110	6	黄色石灰土	甘蔗	8
34	广西都安	108°07'50"	23°54'19"	151	7	棕色石灰土	油菜	85
35	广西岑溪	111°06'04"	22°53'39"	120	7	赤红壤	甘蔗	8
36	广东湛江	110°13'20"	21°15'45"	99	15	砖红壤	甘蔗	10

在 Excel 2010 中进行数据预处理;在 SPSS 18.0 中对重金属元素含量进行描述性统计分析,对重金属含量与采样点信息进行 Pearson 相关分析,对长江南

北采样点综合污染指数进行独立样本 T 检验,通过单因素方差分析中的 Duncan 检验对比水蚀区六个二级分区综合污染指数均值的差异。

2 污染评价标准及方法

2.1 评价标准

结合采样点的土壤 pH 值,以 2008 年版《土壤环境质量标准》(GB15618—2008)为依据进行评价。该标准把土壤环境质量分为 3 个等级,其中一级标准用于区域土壤元素背景值评价,各地自行制定标准;二级标准用于保障农业生产、维护人体健康的区域土壤

表 2 土壤重金属污染评价二级标准

pH 值	As \leq	Cd \leq	Cr \leq	Cu \leq	Ni \leq	Pb \leq	Zn \leq
≤ 5.5	35(水田)/45(旱地)	0.25	220(水田)/120(旱地)	50	60	80	150
5.5~6.5	40	0.3	150	50	80	80	200
6.5~7.5	30	0.45	200	100	90	80	250
> 7.5	25	0.8	250	100	100	80	300

2.2 评价方法

本文采用单因子污染指数法和内梅罗污染指数法^[1],利用 36 个采样点 7 个重金属观测数据,对比分析不同采样点重金属污染程度。

单因子污染指数法以土壤环境质量二级标准为依据评价某种重金属元素的污染累积程度,计算公式如下:

$$P_{ij} = \frac{C_{ij}}{S_i} \quad (1)$$

式中: P_{ij} 第 j 个采样点第 i 个重金属元素的污染指数; C_{ij} 为第 j 个采样点第 i 个重金属含量实测值; S_i 为第 i 个重金属元素土壤环境质量二级标准值(表 2)。

内梅罗污染指数既可以兼顾单因子污染指数平均值,又可以突出土壤中污染程度最大的重金属元素,计算公式如下:

$$P_{\text{综}j} = \sqrt{\frac{(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_{ij})^2 + P_{ij\text{max}}^2}{2}} \quad (2)$$

式中: $P_{\text{综}j}$ 为第 j 个采样点土壤重金属综合污染指数; $P_{ij\text{max}}$ 为第 j 个采样点单因子污染指数中的最大值; n 为土壤重金属元素总数,本研究中 $n=7$ 。

参照《土壤环境质量标准》(GB15618—2008),单因子污染指数和内梅罗污染指数的分级标准^[1]见表 3。

表 3 土壤重金属污染水平分级标准

等级	污染指数	污染程度	污染水平
1	$P \leq 0.7$	安全	清洁
2	$0.7 < P \leq 1$	警戒线	尚清洁
3	$1 < P \leq 2$	轻污染	土壤污染物超过背景值,作物开始被污染
4	$2 < P \leq 3$	中污染	土壤和作物被中度污染
5	$P > 3$	重污染	土壤和作物被严重污染

3 结果与分析

3.1 土壤重金属含量空间分布

研究区 36 个采样点土壤重金属含量统计特征见

污染限值评价;而三级标准用于维持农林业生产和植物正常生长的临界值评价。为了使评价结果具有较好的可比性,本文统一选用二级标准作为土壤污染评价标准,各重金属二级标准见表 2。与国际同类标准相比,目前中国所执行的土壤环境质量标准中,Cd 的最高允许浓度比美国、加拿大、欧共体的标准更严格;As,Cr,Cu,Ni,Pb,Zn 的最高允许浓度与加拿大、欧共体的限值相比较为宽松^[11]。

表 4,As,Cd,Cr,Cu,Ni,Pb,Zn 的均值分别为 $13.68 \pm 16.92, 0.24 \pm 0.20, 59.68 \pm 46.40, 29.11 \pm 16.92, 31.61 \pm 31.55, 26.39 \pm 16.59, 73.76 \pm 38.17$ mg/kg。各元素含量均值都没有超过《土壤环境质量标准》(GB15618—2008)规定的二级标准($6.5 < \text{pH 值} \leq 7.5$)(As,Cd,Cr,Cu,Ni,Pb,Zn 的均值分别是二级标准的 45.6%,53.3%,29.8%,29.1%,35.1%,33.0%,29.5%),表明从整体上讲我国东部水蚀区坡耕地土壤重金属含量较低。各重金属含量的均值都低于曾希柏^[12]等人对中国菜地重金属含量测定的结果,引起这一差异的原因可能是坡耕地的利用强度和人类社会活动的影响程度均低于菜地,而与宋伟^[13]等人通过案例文献资料收集法计算所得的我国耕地各重金属含量均值比较一致。与张玉斌等人^[11]对黄土高原残塬沟壑区坡耕地的研究结果相比,本研究中 As,Zn 含量略高于黄土高原地区,但 Cr,Ni 含量远高于黄土高原地区,而 Cu 含量远低于黄土高原地区。从最大值来看,除 Cu 和 Zn 低于《土壤环境质量标准》(GB15618—2008)二级标准($6.5 < \text{pH 值} \leq 7.5$)外,其他元素的最大值均大于二级标准,As,Cd,Cr,Ni,Pb 含量的最大值分别是二级标准的 3.57 倍,2.41 倍,1.32 倍,2.22 倍,1.34 倍,说明部分采样点存在土壤重金属累积甚至超标现象,特别是 As,Cd,Ni 等元素。7 个元素的变异系数均大于 50%,说明研究区重金属元素含量空间变异较大,其中 Cd,Cr,Cu,Pb,Ni,Zn 呈中等空间变异,而 As 呈强度空间变异。从峰度和偏度系数来看,研究区重金属元素含量均呈正偏且高于正态分布,集中分布在小于均值一侧。

为了分析重金属含量空间分布的地带性规律,将各采样点重金属元素含量与经度、纬度、海拔、坡度信息进行 Pearson 相关分析(表 5)。从表中可以看出研究区各重金属含量与采样点海拔、坡度间没有显著

相关关系,这可能是由于选取的采样点与村落距离适中且坡度较小,因此本研究中不同海拔与坡度的坡耕地受人类活动的影响差别并不明显。部分重金属含量与经度或纬度间相关显著。其中,Cd,Cr,Cu,Ni,

Pb,Zn 与纬度间呈显著负相关,表明这些重金属元素的含量呈南高北低的变化趋势;Cr,Cu,Zn 与经度呈负相关,说明随着采样点自东向西,这些元素的含量呈逐渐增加趋势。

表 4 采样点重金属含量统计特征值

元素	最小值/(mg·kg ⁻¹)	最大值/(mg·kg ⁻¹)	均值±标准差/(mg·kg ⁻¹)	变异系数/%	偏度	峰度
As	3.61	107.24	13.68±16.92	123.75	5.11	28.46
Cd	0.03	1.09	0.24±0.20	81.77	2.52	8.85
Cr	11.66	264.20	59.68±46.40	77.75	2.90	10.55
Cu	6.34	79.29	29.11±16.92	58.13	1.68	2.97
Ni	7.10	200.25	31.61±31.55	99.78	4.64	24.55
Pb	10.89	107.77	26.39±16.59	62.87	3.83	17.23
Zn	20.87	205.76	73.76±38.17	51.75	1.86	4.69

表 5 采样点重金属含量与采样点信息相关系数

项目	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
经度	-0.15	-0.32	-0.42**	-0.50**	-0.29	-0.15	-0.37*
纬度	-0.28	-0.45**	-0.71**	-0.73**	-0.51**	-0.40**	-0.56**
海拔	-0.05	-0.06	-0.19	-0.17	-0.16	-0.15	-0.13
坡度	0.03	-0.19	0.06	0.11	0.15	0.09	0.03

注:**和*分别表示在 0.01 水平(双侧)和 0.05 水平(双侧)上显著相关。

我国镉矿南多北少的分布特征是引起 Cd 元素含量南多北少的重要原因。不同类型土壤吸附 Cr 元素的能力不同,其中红壤对 Cr 吸附能力最强,黄棕壤次之,黑土对 Cr 的吸附能力较弱,从而引起土壤中 Cr 含量呈南高北低的空间变化特征。中部地区引污水灌溉是造成土壤中 Cr 含量比东部地区高的重要原因,污水中 Cr³⁺ 易被土壤吸附固定,而 Cr⁶⁺ 进入土壤中会被有机质还原为 Cr³⁺,随之被吸附固定^[14]。我国铜矿资源南多北少、西多东少的分布格局,可能是导致 Cu 元素含量空间变化的根本原因。土壤 Pb 和 Ni 含量南高北低的分布特点与我国土壤中 Pb,Ni 元素背景值南高北低密切相关。Zn 含量分布特点与刘铮认为的我国土壤中锌含量呈南多北少,东多西少的分布格局相同,Zn 含量受土壤类型和成土母质的影响,南方酸性土壤中 Zn 含量高于北方石灰性土壤^[15]。

对比我国水蚀区六个二级分区重金属含量发现,As,Ni,Pb,Zn 含量在各分区间不存在显著差异,Cd,Cr,Cu 含量在各分区间差异显著,其中四川盆地及周围山地丘陵区(Ⅲ₅)Cd 含量显著高于东北低山丘陵和漫岗丘陵区(Ⅲ₂)、北方山地丘陵区(Ⅲ₃)和云贵高原区(Ⅲ₆)($p<0.05$);南方山地丘陵区(Ⅲ₄)和云贵高原区(Ⅲ₆)Cr 含量显著高于东北低山丘陵和漫岗丘陵区(Ⅲ₂)($p<0.05$);云贵高原区(Ⅲ₆)Cu 含量显著高于西北黄土高原区(Ⅲ₁)、东北低山丘陵和漫岗丘陵区(Ⅲ₂)、北方山地丘陵区(Ⅲ₃)($p<0.05$)(图 1)。差异产生的原因可能是南方地区是我国重要的

重金属矿区,重金属开采和冶炼过程中产生的废水、废气、废渣排放到环境中,增加了坡耕地土壤重金属污染风险^[6]。

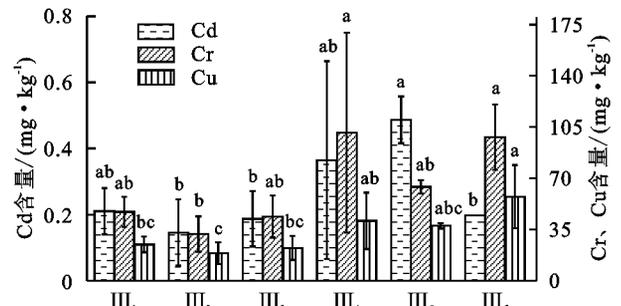


图 1 六个二级分区 Cd,Cr,Cu 含量对比

3.2 土壤重金属污染评价

3.2.1 单因子污染指数法 单因子污染指数法计算的各点土壤重金属污染指数表明,As,Cd,Cr,Cu,Ni,Pb,Zn 单因子污染指数的均值分别为 $0.45 \pm 0.56, 0.55 \pm 0.53, 0.34 \pm 0.39, 0.41 \pm 0.30, 0.39 \pm 0.53, 0.33 \pm 0.21, 0.32 \pm 0.20$,均小于 0.7,属于安全水平,各元素污染程度顺序为 $Cd > As > Cu > Ni > Cr > Pb > Zn$ 。尽管从总体上来讲,我国水蚀区坡耕地处于安全水平,但并不代表无重金属污染之忧,从小区域来看,个别地区坡耕地土壤重金属元素仍存在超标风险。通过计算 7 种土壤重金属元素超标概率(超标概率=受到污染的采样点数/采样点总数×100%),可以明确我国东部水蚀区耕地土壤重金属污染的主要元素及其概率。由表 6 可知,Cd 超标率为

13.9%,虽然低于曾希柏等^[12]认为我国菜地土壤中 Cd 元素 24.1%的超标率,也低于宋伟等^[8]认为我国耕地土壤中 Cd 元素 25.2%的超标率,但远高于本研究中其他 6 种重金属元素,是我国东部水蚀区坡耕地最主要的土壤重金属污染元素。磷肥中含有大量的 Cd 元素,长期施用磷肥是造成我国坡耕地土壤中 Cd 元素累积,甚至超标的重要原因^[2]。其次,As,Cr,Cu 超标概率都为 5.6%,污染风险较大;Ni,Pb 超标概率为 2.8%,有发生污染的可能。在 36 个采样点中,Zn 单因子污染指数均小于 1,未达到污染程度。

表 6 单因子污染指数超标概率及超标点

元素	超标 概率(%)	超标 点数	超标点 名称	单因子 污染指数	污染 水平
Cd	13.9	5	湖南宁远	2.41	中污染
			广西贺州	1.96	轻污染
			江西宜丰	1.47	轻污染
			广西都安	1.25	轻污染
			内蒙古根河	1.25	轻污染
As	5.6	2	湖南宁远	3.57	重污染
			甘肃陇南	1.16	轻污染
Cr	5.6	2	广东湛江	2.20	中污染
			广西贺州	1.30	轻污染
Cu	5.6	2	广东湛江	1.59	轻污染
			广西贺州	1.18	轻污染
Ni	2.8	1	广东湛江	3.34	重污染
Pb	2.8	1	湖南宁远	1.35	轻污染

3.2.2 综合污染指数法 由内梅罗污染指数法计算的综合污染指数(图 2)可知,36 个采样点综合污染指数的平均值为 0.63±0.56,说明总体上东部水蚀区耕地土壤重金属污染处于安全水平,但非常接近警戒

线。36 个采样点中,湖南宁远和广东湛江两点综合污染指数最高,分别为 2.73,2.51,属中污染水平。湖南省宁远县有色金属矿产丰富且以重金属工业为经济支柱,采矿和冶炼中废水、废渣、降尘等增加了坡耕地重金属污染风险。广东湛江地区的土壤类型为玄武岩发育的砖红壤,与其他成土母质相比,玄武岩母质中重金属元素含量较高,特别是 Cr 和 Ni^[16]。综合污染指数与纬度间呈显著负相关关系($p < 0.05$),表明土壤重金属污染程度呈南高北低的变化趋势。独立样本 T 检验结果表明,长江以南地区的坡耕地重金属污染显著大于长江以北地区($p < 0.01$)。西北黄土高原区(Ⅲ₁)、东北低山丘陵和漫岗丘陵区(Ⅲ₂)、北方山地丘陵区(Ⅲ₃)、南方山地丘陵区(Ⅲ₄)、四川盆地及周围山地丘陵区(Ⅲ₅)、云贵高原区(Ⅲ₆)的综合污染指数的均值分别为 0.40±0.08,0.41±0.24,0.38±0.15,1.18±0.85,0.81±0.09,0.63±0.03。单因素方差分析结果表明,6 个二级分区间综合污染指数均值差异显著($p < 0.05$)。Duncan 分析结果表明,南方山地丘陵区(Ⅲ₄)综合污染指数均值显著高于西北黄土高原区(Ⅲ₁)、东北低山丘陵和漫岗丘陵区(Ⅲ₂)、北方山地丘陵区(Ⅲ₃)($p < 0.05$)(图 3)。南方山地丘陵区有色金属种类众多且储量丰富,未妥善处理的尾矿中含有大量重金属,在地表生物地球化学作用下释放并迁移到土壤及河流中,受污染的河水又通过灌溉方式进入耕地^[6];另外,南方山地丘陵区红壤面积大,土壤酸性较强,增加了重金属的活性,因此南方山地丘陵区坡耕地土壤重金属综合污染指数较高。

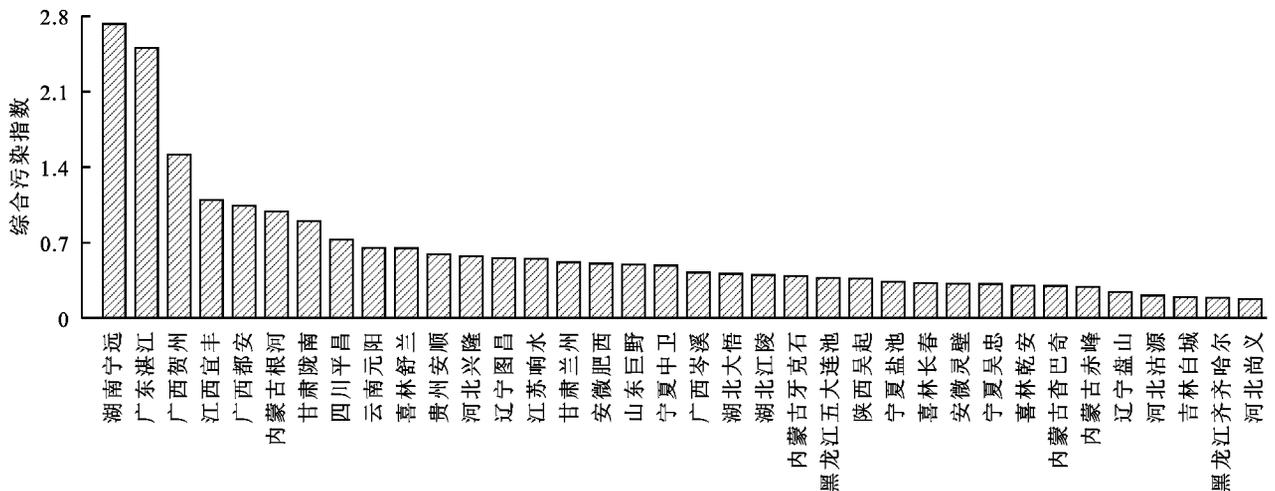


图 2 各采样点综合污染指数

将 36 个采样点综合污染指数,根据土壤重金属污染水平分级标准进行等级划分,结果表明,湖南宁远和广东湛江 2 点属中污染水平,江西宜丰、广西贺州、广

西都安 3 点属轻污染水平,四川平昌、甘肃陇南、内蒙古根河 3 点处于警戒状态,其余 28 个采样点均处于安全水平。36 个采样点污染水平处于安全、警戒线、轻污

染、中污染的比例分别是 77.8%, 8.3%, 8.3% 和 5.6%。据此推断,我国东部水蚀区受到重金属污染的坡耕地面积约占坡耕地总面积 13.9%, 低于宋伟等^[13] 人认为我国受重金属污染的耕地面积占耕地总面积的 16.7%, 也低于 2014 年《全国土壤污染状况调查公报》中耕地 19.4% 的污染概率^[7]。从空间分布来看, 5 个轻污染或中污染的采样点全部位于南方山地丘陵区, 且集中分布于江西宜丰南至广东湛江一线。西北黄土高原区、北方山地丘陵区、云贵高原区、东北低山丘陵和漫岗丘陵区(除 9 号内蒙古根河外)的采样点均属于安全水平。四川盆地及周围山地丘陵区采样点均属警戒状态, 表明该区坡耕地受重金属污染的风险较大。

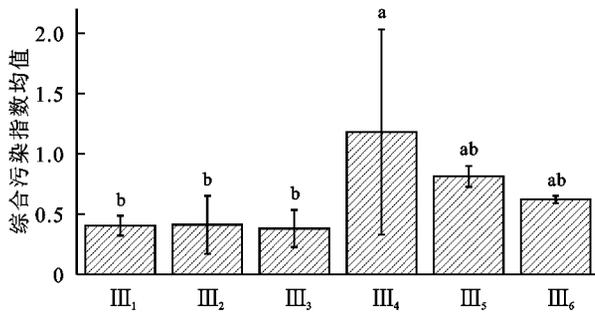


图 3 六个二级分区综合污染指数均值

4 结论

(1) 土壤重金属含量测定结果表明, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn 含量均值分别为 13.68 ± 16.92 , 0.24 ± 0.20 , 59.68 ± 46.40 , 29.11 ± 16.92 , 31.61 ± 31.55 , 26.39 ± 16.59 , 73.76 ± 38.17 mg/kg。各元素含量均值都没有超过《土壤环境质量标准》(GB15618—2008) 二级标准($6.5 < \text{pH 值} \leq 7.5$)。7 个元素测定数据均呈偏态分布, 且空间变异较大。其中, 四川盆地及周围山地丘陵区 Cd 含量显著高于东北低山丘陵和漫岗丘陵区、北方山地丘陵区 and 云贵高原区; 南方山地丘陵区 and 云贵高原区 Cr 含量显著高于东北低山丘陵和漫岗丘陵区; 云贵高原区 Cu 含量显著高于西北黄土高原区、东北低山丘陵和漫岗丘陵区、北方山地丘陵区。

(2) 单因子污染评价结果表明, Cd 单因子污染指数与超标概率均最高, 是东部水蚀区最主要的土壤重金属污染元素; 其次, As, Cr, Cu 各有 2 个超标点, 污染概率均为 5.6%。

(3) 东部水蚀区综合污染指数均值为 0.63 ± 0.56 , 接近警戒线水平, 长江以南地区的坡耕地重金属污染程

度显著高于长江以北地区。南方山地丘陵区是六个二级分区中污染最严重的区域, 5 个轻污染或中污染水平的采样点均位于该区。东北低山丘陵和漫岗丘陵区、西北黄土高原区、北方山地丘陵区综合污染指数较低

(4) 36 个采样点中污染水平处于安全、警戒线、轻污染、中污染的比例分别是 77.8%, 8.3%, 8.3% 和 5.6%, 表明我国东部水蚀区绝大多数坡耕地(86.1%) 重金属含量未达到污染水平, 而受到重金属污染的坡耕地约为坡耕地总面积的 13.9%。

参考文献:

- [1] 范拴喜. 土壤重金属污染与控制[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2011.
- [2] 丁真真. 中国农田土壤重金属污染与其植物修复研究[J]. 水土保持研究, 2007, 14(3): 19-20.
- [3] Giannis A, Pentari D, Wang J Y, et al. Application of sequential extraction analysis to electrokinetic remediation of cadmium, nickel and zinc from contaminated soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 184(1/3): 547-554.
- [4] 李丽君, 张强, 白光洁, 等. 改良剂与油菜对土壤重金属有效态的影响[J]. 水土保持学报, 2014, 28(1): 246-252.
- [5] 唐克丽. 中国水土保持[M]. 北京: 科学出版社, 2004.
- [6] 张美钦. 南方重金属矿区的重金属污染现状及治理[J]. 亚热带农业研究, 2006, 2(3): 212-215.
- [7] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. 2014.
- [8] 张利华, 龙昱, 李辉, 等. 基于¹³⁷Cs 示踪的丹江口市农用地土壤侵蚀与有机质流失分析[J]. 水土保持学报, 2008, 22(2): 54-57.
- [9] 张玉斌, 曹宁, 余雕, 等. 黄土高原残塬沟壑区梯田土壤重金属分布特征[J]. 中国农学通报, 2009, 25(12): 252-256.
- [10] 孙丽娜, 孙铁珩, 金成洙. 卧龙泉河流域土壤重金属污染的模糊评价[J]. 水土保持研究, 2006, 13(1): 126-129.
- [11] 周国华, 秦绪文, 董岩翔. 土壤环境质量标准的制定原则与方法[J]. 地质通报, 2005, 24(8): 721-727.
- [12] 曾希柏, 李庭芳, 梅旭荣. 中国蔬菜土壤重金属含量及来源分析[J]. 中国农业科学, 2007, 40(11): 2507-2517.
- [13] 宋伟, 陈百明, 刘琳. 中国耕地土壤重金属污染概况[J]. 水土保持研究, 2013, 20(2): 293-298.
- [14] 肖文丹. 典型土壤中铬迁移转化规律和污染诊断指标[D]. 杭州: 浙江大学, 2014.
- [15] 刘铮. 中国土壤中锌含量的分布规律[J]. 中国农业科学, 1994, 27(1): 30-37.
- [16] 杨国义, 张天彬, 万洪富, 等. 广东省典型区域农业土壤中重金属污染空间差异及原因分析[J]. 土壤, 2007, 39(3): 387-392.