

doi: 10.11720/wtyht.2023.2130

王惠艳, 彭敏, 马宏宏, 等. 贵州典型重金属高背景区耕地土壤重金属生态风险评价[J]. 物探与化探, 2023, 47(4): 1109-1117. <http://doi.org/10.11720/wtyht.2023.2130>

Wang H Y, Peng M, Ma H H, et al. Ecological risk assessment of cultivated land in typical areas with high heavy metal background values in Guizhou Province[J]. Geophysical and Geochemical Exploration, 2023, 47(4): 1109-1117. <http://doi.org/10.11720/wtyht.2023.2130>

贵州典型重金属高背景区耕地土壤重金属生态风险评价

王惠艳^{1,2,3}, 彭敏^{1,2,3}, 马宏宏^{1,2,3}, 张富贵^{1,2,3}

(1. 中国地质科学院地球物理地球化学勘查研究所, 河北廊坊 065000; 2. 中国地质调查局土地质量地球化学调查研究中心, 河北廊坊 065000; 3. 中国地质科学院地球表层碳—汞地球化学循环重点实验室, 河北廊坊 065000)

摘要: 耕地土壤重金属污染问题是热点也是要点问题, 开展小尺度土壤重金属生态风险调查, 能够更精准地掌握重金属的污染状况及机理。对贵州威宁县盐仓—炉山一带典型重金属高背景区的耕地土壤和主要农作物进行重金属生态风险调查, 采用地累积指数和 Hakanson 潜在生态风险指数法对土壤重金属的污染状况和生态风险进行评价, 结果显示: 耕地土壤存在重金属复合污染, 其中 Cd 的污染程度和生态风险最高; 农作物马铃薯和玉米存在 Cd 超标情况, 与水溶态和离子交换态 Cd 密切相关, 今后应更加重视土壤污染监测与修复中重金属污染与形态的研究。

关键词: 耕地; 根系土; 作物; 重金属; 形态; 生态风险

中图分类号: P632 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-8918(2023)04-1109-09

0 引言

民以食为天, 随着膳食结构和消费方式的多元化, 公众对农作物产品的质量有着更高的要求, 对重金属超标农作物产品更是时刻关注。重金属元素在土壤植物系统中的迁移转化能直接影响农产品的产量和质量, 关乎人体健康^[1-2], 因此, 耕地土壤重金属污染和食品安全也一直是热点课题^[3-8]。我国西南地区广泛分布碳酸盐岩和玄武岩, 具有典型的重金属高背景特点^[9], 通过开展土地质量地球化学调查工作初步证实, 西南地区重金属高背景属性与特殊的地质过程密切相关^[10], 土壤中多数重金属元素处于“高背景、低活性”的状态。但是, 随着人类活动的加剧和土地利用方式的改变, 部分元素被“激活”, 土壤生态风险加剧, 对农产品安全产生威胁^[11]。因此, 在贵州省威宁县盐仓镇和炉山镇一带开展耕地土壤重金属污染与生态风险评价, 对保障

农产品质量与人体安全至关重要, 笔者以期在掌握该地区土壤和农作物重金属的污染状况和潜在生态风险的同时, 尝试讨论不同形态重金属对农作物安全性的影响。

1 材料与方

1.1 研究区概况

研究区位于贵州省西北部威宁县(威宁彝族回族苗族自治县)盐仓镇和炉山镇, 属于典型的凉山、半凉山地带, 平均海拔超过 2 000 m, 日照充足, 年平均日照时间 1 812 h。威宁县位于云贵高原乌蒙山脉腹地, 属于扬子板块次级构造单元, 研究区内出露的地层主要有二叠系黄龙组、马平组石灰岩, 梁山组、栖霞组、茅口组白云岩以及峨眉山玄武岩, 分布有煤、铜、铁和锌等矿产资源。研究区主要耕地类型为旱地, 农业种植以玉米、马铃薯、苦荞等粮食作物和烤烟、油菜、水果、魔芋等经济作物为主。

收稿日期: 2021-03-11; 修回日期: 2023-03-20

基金项目: 中国地质调查局地质调查项目(DD20190522)

第一作者: 王惠艳(1988-), 女, 硕士, 工程师, 从事土地质量地球化学调查与评价工作。Email: wanghuiyan@igge.cn

1.2 样品采集与分析

在研究区内选择耕作年限较长的农田采集代表性农作物样品玉米和马铃薯,其中玉米样品 93 件,马铃薯样品 20 件,并依据玉米和马铃薯根系深度采集配套的根系土样品 113 件,采样点位如图 1 所示。作物和根系土采样过程中严格按照《土地质量地球化学评价规范》(DZ/T 0296—2016)^[12]和《区域生态地球化学评价技术要求(试行)》^[13]等要求进行。玉米样品采集时,根据植株的大小,随机采集 3~5

个玉米棒中的籽实(即分点样)组成一个混合样,质量均大于 500 g;马铃薯样品采集时,在采样点周围,用铁锹将其铲起,注意不要破坏薯块,每株随机采集 2~4 颗完整的马铃薯,每件样品的鲜重均大于 1 000 g。根系土样品不低于 1 kg。根系土和农作物样品由自然资源部成都矿产资源监督检测中心进行 As、Cd、Cu、Pb、Zn 等元素指标的全量及形态测量,样品分析符合规范要求,分析方法和结果可靠(表 1、表 2)。

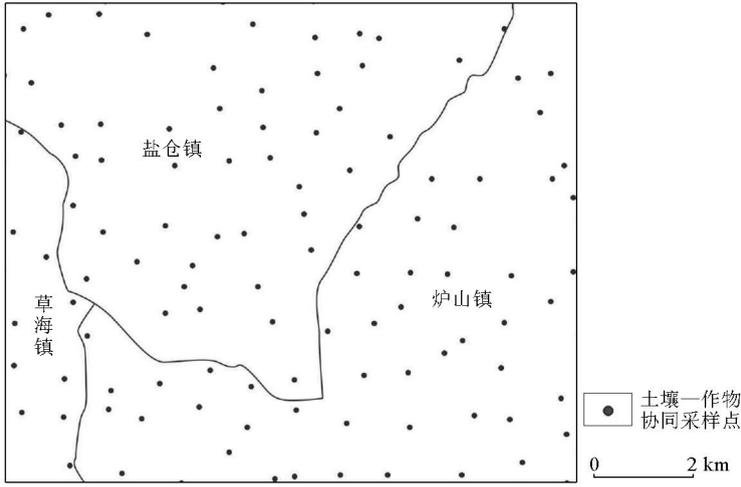


图 1 研究区采样点位

Fig. 1 Geolocation of the study area and sampling locations

表 1 分析方法与质量控制

Table 1 Analytical methods and quality control

序号	指标	分析方法	检出限/ 10^{-3}	重复性检验合格率/%	报出率/%
1	As	原子荧光光谱法 AFS	1	91.67	99.48
2	Cd	等离子体质谱法 ICP-MS	0.03	100	100
3	Cu	X 射线荧光光谱法 XRF	1	100	100
4	Pb	X 射线荧光光谱法 XRF	2	100	100
5	Zn	X 射线荧光光谱法 XRF	4	100	100
6	有机碳	容量法 VOL	0.01	100	100

表 2 元素分析质量统计

Table 2 Statistical of the elements analytical quality

元素	分析质量	土壤							
		全量	水溶态	离子交换态	碳酸盐结合态	腐殖酸结合态	铁锰结合态	强有机结合态	残渣态
As	RE/%	3.33	5.56	-3.87	9.85	7.67	-4.41	10.71	-7.74
	RSD/%	5.15	9.12	3.34	10.26	4.61	7.93	9.73	5.43
Cd	RE/%	2.48	-6.52	5.63	-2.42	-1.59	4.64	-3.45	6.63
	RSD/%	7.60	4.02	3.65	3.29	0.81	1.79	5.38	5.18
Cu	RE/%	6.42	0.104	2.833	-5.75	-3.056	2.875	2.458	-1.786
	RSD/%	1.53	4.14	5.24	28.16	3.67	2.45	2.98	3.01
Pb	RE/%	4.38	-0.737	-2.024	-5.621	5.536	2.639	-9.574	0.067
	RSD/%	3.16	3.41	3.86	3.47	4.15	3.68	8.83	2.17
Zn	RE/%	3.82	3.1	-5.96	2.57	3.83	-4.06	5.07	3.17
	RSD/%	1.22	6.84	6.67	3.59	5.32	4.86	3.29	5.11

注: RE 为相对误差; RSD 为相对标准偏差。

1.3 土壤重金属污染与生态风险评价方法

笔者采用地累积指数法和生态风险指数法进行研究区土壤重金属污染与生态风险评价。其中,地累积指数主要用于定量评价沉积物中重金属污染程度,但近年来许多学者也将地累积指数广泛应用于土壤重金属污染评价工作^[14-15]中,其计算方法如下:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \left(\frac{C_i}{k \times S_i} \right) \quad (1)$$

式中: I_{geo} 为地累积指数; C_i 为元素*i*实测含量值; S_i 为贵州土壤背景值; k 为修正系数(一般取值1.5)。 I_{geo} 可分为7个等级,即 $I_{\text{geo}} \leq 0$,无污染; $0 < I_{\text{geo}} \leq 1$,未污染到中度污染; $1 < I_{\text{geo}} \leq 2$,中度污染; $2 < I_{\text{geo}} \leq 3$,中度污染到强污染; $3 < I_{\text{geo}} \leq 4$,强污染; $4 < I_{\text{geo}} \leq 5$,强污染到极强污染; $I_{\text{geo}} > 5$,极强污染。

Hakanson 潜在生态风险指数^[16]是目前最常用的评价土壤重金属潜在生态风险的方法,其计算方法如下:

$$RI = \sum E_r^i = \sum T_r^i \cdot \frac{C_i}{S_i} \quad (2)$$

式中: E_r^i 是某一元素潜在生态风险指数,分为5个等级, $E_r^i < 40$,轻度生态风险; $40 \leq E_r^i < 80$,中度生态风险; $80 \leq E_r^i < 160$,强度生态风险; $160 \leq E_r^i \leq 320$,很强生态风险; $E_r^i > 320$,极强生态风险。 RI 为采样点多种重金属综合潜在生态风险指数, $RI < 150$ 为轻度生态风险; $150 \leq RI < 300$ 为中度生态风险; $300 \leq RI < 600$ 为强度生态风险; $RI \geq 600$ 为很强及以上生态风

险。 C_i 为土壤中元素*i*实测含量; S_i 为土壤背景值; T_r^i 为重金属元素*i*的毒性系数(本文涉及的As、Cd、Cu、Pb和Zn的毒性系数分别为10、30、5、5和1)。

2 结果与讨论

2.1 根系土中重金属元素的含量特征

研究区根系土样品中5种重金属元素As、Cd、Cu、Pb、Zn的含量范围分别为 $(3.487 \sim 30.660) \times 10^{-6}$ 、 $(1.070 \sim 8.950) \times 10^{-6}$ 、 $(28.800 \sim 386.000) \times 10^{-6}$ 、 $(19.800 \sim 185.000) \times 10^{-6}$ 、 $(102.000 \sim 390.000) \times 10^{-6}$,含量均值分别为 14.161×10^{-6} 、 4.070×10^{-6} 、 144.295×10^{-6} 、 53.127×10^{-6} 、 211.788×10^{-6} ,变异系数分别为50.4%、37.7%、52.5%、40.1%、21.5%。变异系数能够反映土壤性质受人类活动影响程度,研究区各采样点间5种重金属元素的变异系数均处于10%~100%之间,属于中等变异水平,说明5种重金属元素的空间分布比较均匀,离散性不显著,受到外界因素影响不大。从土壤重金属的富集系数来看,土壤中As、Cd、Cu、Pb、Zn的富集系数均大于1,这些重金属的来源可能受采矿、冶炼等人为活动影响较大(表3)。从5种重金属元素的地球化学分布(图2)可以看出,重金属的空间分布有明显地层走向特征,Cd、Zn、As和Pb的空间分布趋势相似,高值区沿碳酸盐岩(黄龙组、马平组并层石灰岩以及梁山组、栖霞组、茅口组并层白云岩)分布,低值区沿峨眉山玄武岩分布,而Cu则与其相反,高值区沿峨眉山玄武岩分布,低值区沿碳酸盐岩(黄龙组、马平组并层石灰岩以及梁山组、栖霞组、茅口组并层白

表3 研究区土壤重金属元素含量特征值

Table 3 Characteristic value of the heavy metal content of soil in the study area

参考	As	Cd	Cu	Pb	Zn	
最大值/ 10^{-6}	30.660	8.950	386.000	185.000	390.000	
最小值/ 10^{-6}	3.487	1.070	28.800	19.800	102.000	
平均值/ 10^{-6}	14.161	4.070	144.295	53.127	211.788	
中值/ 10^{-6}	13.998	3.970	133.000	49.700	209.000	
标准偏差	7.140	1.533	75.700	21.282	45.544	
变异系数	0.504	0.377	0.525	0.401	0.215	
富集系数	3.862	9.982	1.188	2.057	1.439	
贵州土壤	背景值	20	0.66	32	35.2	99.5
	超标个数	29	113	112	93	113
	超标率/%	25.66	100	99.12	82.3	100
《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》污染风险筛选值 ^[17]	pH ≤ 5.5	40	0.3	50	70	200
	5.5<pH ≤ 6.5	40	0.3	50	90	200
	6.5<pH ≤ 7.5	30	0.3	100	120	250
	pH>7.5	25	0.6	100	170	300
	超标个数	0	113	100	9	95
	超标率/%	0	100	88.5	9	84.1

云岩)分布。

与贵州省土壤重金属背景值^[18]比较,Cd、Zn 超标率为 100%,其次为 Cu 和 Pb,As 的超标率最低,为 25.66%。与土壤环境质量风险筛选值^[17]相比,研究区土壤中 As 对农作物生长和土壤生态环境所造成的风险很低,无超标点位,Cd、Cu、Zn、Pb 等均存在不同程度的重金属超标,其中超标情况为:Cd (100%)>Cu (88.5%)>Zn (84.1%)>Pb (9%)。综合看来,Cd、Cu、Pb、Zn 是影响研究区农作物生长和土壤环境质量的主要影响因素,其中 Cd 的污染风险最高。

研究区根系土 5 种重金属元素形态含量分布见图 3。一般认为,重金属的 5 种形态与土壤矿物结合强度从小到大依次为:水溶态<离子交换态<碳酸

盐结合态<腐殖酸结合态<铁锰结合态<强有机结合态<残渣态,水溶态、离子交换态和碳酸盐结合态为有效生物组分,易被植物吸收;腐殖酸结合态、铁锰结合态和强有机结合态是潜在生物有效组分,在酸性条件下易被植物吸收;残渣态最为稳定,生物可利用性最小,不易被植物吸收。根系土中重金属元素 As、Cd、Cu、Pb 和 Zn 的各形态质量占比见表 4,其中 As、Cu 和 Zn 主要以残渣态存在,其残渣态占比分别为 81.70%、77.57%和 62.3%,残渣态重金属富集很可能是由地质成因引起的,说明这些重金属元素很可能是来自成土母岩的自然风化。重金属 Pb 主要以潜在生物有效组分和残渣态形式赋存,分别占 55.10%和 37.39%,生物有效组分仅占 7.51%。重金属 Cd 主要以生物有效组分存在,占 66.07%,潜

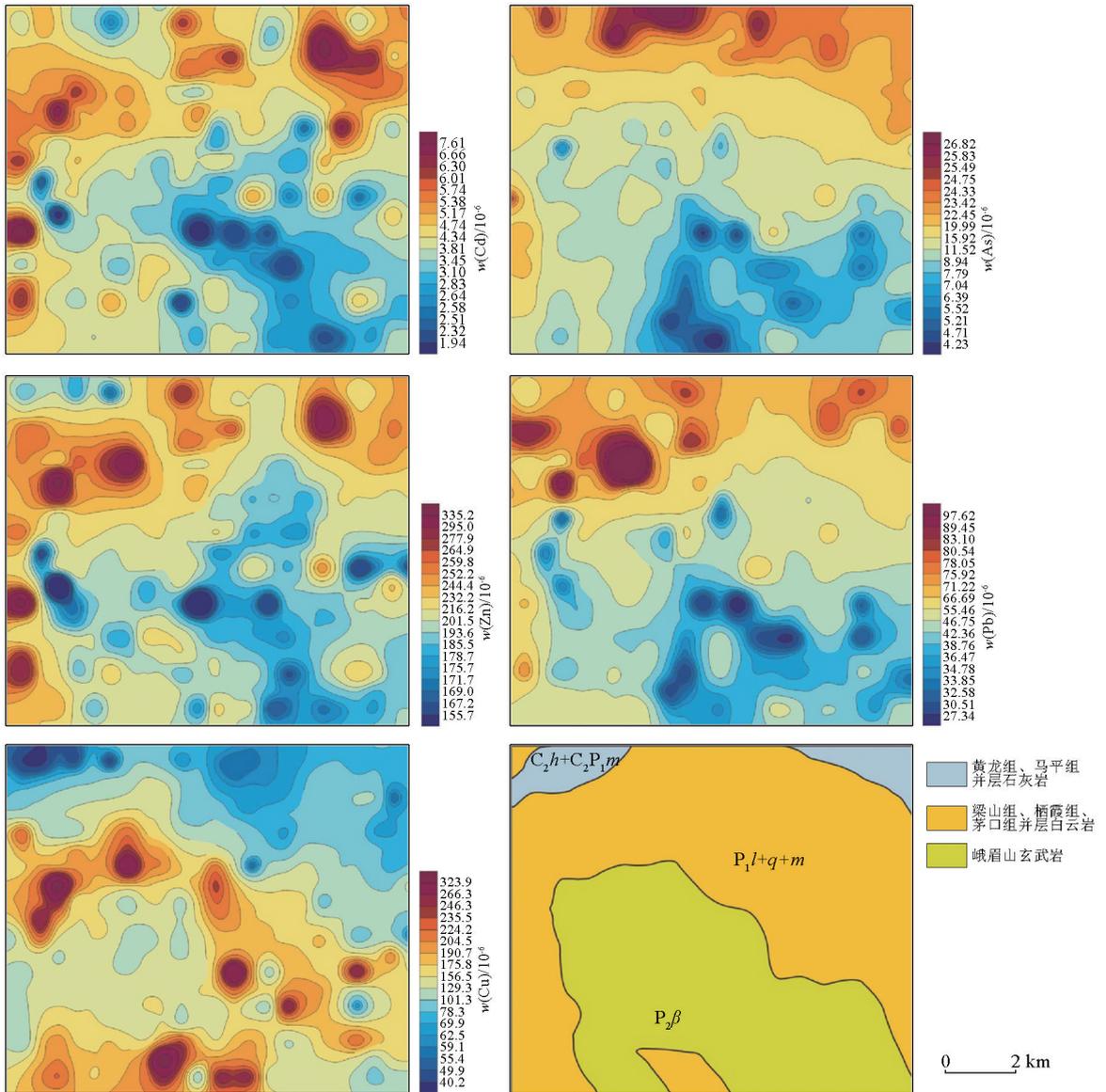


图 2 5 种重金属元素地球化学分布

Fig. 2 The geochemical maps of five heavy metals

更高污染水平点位;As 无污染点位高达 99.12%,除 0.88%点位处于无污染到中度污染水平外,无更高污染水平点位。研究区土壤呈现多种重金属的复合污染,污染最突出的是 Cd,其次是 Cu 和 Zn。

表 6 列出了研究区基于根系土中重金属总量的生态风险指数统计情况,从 RI 来看,有 23 个点位处于轻度生态风险,74 个点位处于中度生态风险,16 个点位处于强度生态风险,分别占比 20.35%、

65.49%和 14.16%,无很强和极强生态风险点位存在。从 E_r 来看,研究区根系土中 As、Pb、Zn 均是轻度生态风险水平,有 10 个点位 Cu 处于中度生态风险水平。而 Cd 的生态风险均在中度以上,中度、强度、很强、极强生态风险点位分别占 3.54%、35.40%、57.22%和 3.54%,由此可见 Cd 是对 RI 贡献最大的生态风险因子。

表 6 根系土重金属生态风险评价指数统计

Table 6 Statistics of the ecological risk index for heavy metals in root soil

级别	RI 风险点位占比/%	E_r 风险点位占比/%				
		As	Cd	Cu	Pb	Zn
轻度	20.35	100	0	91.15	100	100
中度	65.49	0	3.54	8.85	0	0
强度	14.16	0	35.40	0	0	0
很强	0	0	57.22	0	0	0
极强	0	0	3.54	0	0	0

2.3 重金属来源浅析

前文已述,研究区土壤存在不同程度的 Cd、Cu 和 Zn 污染,其中 Cd 的污染程度和生态风险十分突出。通过重金属元素间的相关分析发现(表 7),土壤中 Cd、Pb、Zn、As 之间存在显著正相关关系,说明这些重金属可能具有同源性,Cu 与 Cd、Zn 不存在相关关系,同时引入土壤中含量高且相对稳定的地壳元素 Al,使本底影响的元素能更好地与非自然来源元素剥离。通过相关系数发现,只有 Cu 与 Al 呈现显著正相关关系,两者均与有机碳(Corg)表现出负

相关关系,说明 Cu 很可能是土壤母质自然来源,受地质背景影响;而 Cd、Pb、Zn、As 等均与 Corg 表现出明显的正相关关系,土壤有机碳对这些重金属的积累起到一定作用,Cd、Pb、Zn、As 等重金属元素可能主要是受农业种植、采选矿及冶炼等人类活动影响。威宁县地处西南典型铅锌矿成矿带,铅锌矿开采历史悠久,研究区曾有许多以家庭为单位的小作坊冶炼活动^[6-8],冶炼废渣中含有大量的 Cd、Pb、Zn 等重金属,由于随意倾倒和堆放,为土壤重金属污染埋下了巨大隐患。

表 7 土壤重金属元素之间的相关性

Table 7 Correlation of heavy metals in soil

指标	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Al	Corg
As	1						
Cd	0.420**	1					
Cu	-0.590**	-0.148	1				
Pb	0.674**	0.563**	-0.344**	1			
Zn	0.388**	0.834**	-0.002	0.655**	1		
Al	-0.532**	-0.360**	0.557**	-0.394**	-0.199*	1	
Corg	0.445**	0.474**	-0.347**	0.526**	0.434**	-0.406**	1

注:“*”和“**”分别表示 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 的相关水平; $n = 113$ 。

2.4 农作物重金属安全性评价与分析

耕地土壤中的重金属元素可以通过农作物根系的吸收作用进入到植物体内,并且可以积累在农作物的可食用部分,通过日常饮食进入到人体,威胁人体健康。研究区农业种植主要以玉米和马铃薯为主,从农作物体内重金属安全性角度出发,对采集的 93 件玉米样品和 20 件马铃薯样品进行重金属超标

情况分析(表 8),对比《食品安全国家标准食品中污染物限量》(GB 2762—2017)^[21]和《粮食(含谷物、豆类、薯类)及制品中 Cu、Zn 两种元素限量》(NY 861—2004)^[22]中规定的重金属标准限量值,发现研究区的玉米和马铃薯样品中 Cd 超标情况突出,其中玉米样品超标 11 件,占比 11.5%,马铃薯样品超标 12 件,占比 60.0%,超标占比情况显示出马铃薯

要比玉米更容易富集 Cd。前文已述,研究区耕地土壤中 Cd 的污染程度和生态风险最突出,Cd 的活性最高,作物 Cd 超标与土壤 Cd 污染以及 Cd 的生物可利用性高均有关系。

对马铃薯中 Cd 与根系土中不同赋存形态 Cd 进行相关分析(表 9),发现马铃薯根系土中总 Cd 与水溶态 Cd 无明显的相关关系,与其余形态 Cd 均呈现显著的正相关关系。水溶态和离子交换态的 Cd 与马铃薯中 Cd 含量呈正相关关系,相关系数分别为 0.636 和 0.473,马铃薯中 Cd 含量与根系土中总 Cd 和其他形态 Cd 含量无明显相关关系,说明马铃薯中 Cd 超标主要受 Cd 的生物有效性影响。对玉米中 Cd 与根系土中不同赋存形态 Cd 进行相关分析(表 10),发现玉米根系土中总 Cd 与水溶态 Cd 呈现负相关关系,与其余形态 Cd 均呈现显著的正相关关系。根系土中水溶态 Cd 与玉米中 Cd 含量呈正相关关系,相关系数为 0.482,玉米中 Cd 与根系土中离子交换态 Cd 无明显相关关系,与根系土总 Cd 以及其他形态 Cd 含量呈现负相关关系,从相关系数看来,Cd 在玉米和根系土中表现出一种含量拮抗关系,根系土中全 Cd 含量越高则会抑制玉米对

Cd 的吸收,彭益书^[23]曾在黔西北做过相关研究,提出玉米对重金属的吸收具有一定的耐性机制,玉米根系可以阻隔土壤中部分重金属进入,吸收进体内的重金属经过蒸腾作用迁移至茎秆、叶片,极少量进入到谷粒中。曾有学者在威宁县做过马铃薯—根系土系统中重金属的迁移与污染评价研究^[24],发现根系土中 Cd 污染严重的情况下,极易出现马铃薯块茎中 Cd 超标现象,环境 Cd 超标对种植马铃薯影响较大,需及时监测,与本文研究结果不谋而合。这也能够解释在研究区根系土高 Cd 含量背景下玉米 Cd 超标率要明显低于马铃薯。在此基础上,对作物吸收 Cd 与根系土中 Cd 的相关形态进行回归分析(表 11),可以发现马铃薯中 Cd 含量与根系土中水溶态和离子交换态 Cd 呈现线性相关关系,水溶态和离子交换态 Cd 对马铃薯吸收 Cd 贡献最大。玉米中 Cd 含量与根系土中水溶态 Cd 呈线性相关关系,水溶态 Cd 对玉米吸收 Cd 贡献最大。可见,水溶态和离子交换态 Cd 是对马铃薯产生生态危害的关键,水溶态 Cd 是对玉米产生生态风险的关键,可以将根系土中水溶态和离子交换态作为研究区土壤 Cd 生态风险评价的重要形态指标。

表 8 玉米和马铃薯重金属含量特征

Table 8 Characteristics of the heavy metal content in corn and potatoes

参数	As	Cd	Cu	Pb	Zn	
玉米(n=93)	最大值/10 ⁻⁶	0.022	0.155	3.35	0.117	39.1
	最小值/10 ⁻⁶	0.013	0.009	1.16	<0.02	14.2
	限量值/10 ⁻⁶	0.5	0.1	10	0.2	50
	超标个数	0	11	0	0	0
马铃薯(n=20)	最大值/10 ⁻⁶	0.006	0.300	2.211	<0.02	7.703
	最小值/10 ⁻⁶	0.002	0.056	0.337	<0.02	3.079
	限量值/10 ⁻⁶	0.5	0.1	6	0.2	15
	超标个数	0	12	0	0	0

表 9 根系土中 Cd 含量与马铃薯 Cd 含量相关性

Table 9 Person correlation matrix for Cd in root soil and potato

指标	马铃薯 Cd	总 Cd	水溶态	离子交换态	碳酸盐结合态	腐殖酸结合态	铁锰结合态	强有机结合态	残渣态
马铃薯 Cd	1								
总 Cd	0.023	1							
水溶态	0.636 **	-0.026	1						
离子交换态	0.473 *	0.824 **	0.235	1					
碳酸盐结合态	-0.253	0.820 **	-0.239	0.458 *	1				
腐殖酸结合态	-0.144	0.832 **	-0.121	0.586 **	0.641 **	1			
铁锰结合态	-0.296	0.866 **	-0.258	0.489 *	0.948 **	0.715 **	1		
强有机结合态	-0.224	0.696 **	-0.166	0.390	0.878 **	0.398	0.891 **	1	
残渣态	-0.333	0.840 **	-0.216	0.452 *	0.801 **	0.749 **	0.898 **	0.708 **	1

注:“*”和“**”分别表示 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 的相关水平; $n = 20$; 总 Cd 及各形态 Cd 均为根系土中对应的含量; 马铃薯 Cd 为马铃薯中 Cd 含量。

表 10 根系土中 Cd 含量与玉米 Cd 含量相关性

Table 10 Person correlation matrix for Cd in root soil and corn

指标	玉米 Cd	总 Cd	水溶态	离子交换态	碳酸盐结合态	腐殖酸结合态	铁锰结合态	强有机结合态	残渣态
玉米 Cd	1								
总 Cd	-0.214*	1							
水溶态	0.482**	-0.285**	1						
离子交换态	0.195	0.716**	0.055	1					
碳酸盐结合态	-0.390**	0.755**	-0.387**	0.263*	1				
腐殖酸结合态	-0.389**	0.639**	-0.358**	0.337**	0.640**	1			
铁锰结合态	-0.348**	0.641**	-0.341**	0.068	0.537**	0.332**	1		
强有机结合态	-0.289**	0.581**	-0.307**	0.135	0.626**	0.077	0.658**	1	
残渣态	-0.333**	0.559**	-0.390**	0.049	0.450**	0.144	0.808**	0.744**	1

注：“*”和“**”分别表示 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 的相关水平; $n = 93$; 总 Cd 及各形态 Cd 均为根系土中对应的含量; 玉米 Cd 为玉米中 Cd 含量。

表 11 作物 Cd 与根系土中 Cd 线性回归分析结果

Table 11 The linear regression analysis of Cd in crop and root soil

作物种类	自变量	回归方程
马铃薯	水溶态	$Y = 4.2164x + 0.0403, R^2 = 0.8285, \text{sig.} = 0$
	离子交换态	$Y = 0.0454x + 0.0591, R^2 = 0.2459, \text{sig.} = 0.003$
玉米	水溶态	$Y = 0.9730x + 0.0290, R^2 = 0.2163, \text{sig.} = 0$

3 结论

通过在我国西南重金属高背景区贵州省威宁县盐仓镇—炉山镇一带开展耕地土壤和农作物重金属生态风险评价,发现该地区耕地土壤存在多种重金属复合污染状况,其中污染程度最高、生态风险最大的均为 Cd,同时,发现农作物马铃薯和玉米也存在一定比例的 Cd 超标现象,农作物 Cd 超标与土壤中总 Cd 关系不大,主要受 Cd 的生物有效性影响。笔者认为,在耕地土壤重金属污染与生态评价中,更应注意不同形态重金属对土壤清洁、农作物安全的影响。

参考文献 (References):

[1] Liu G N, Tao L, Liu X H, et al. Heavy metal speciation and pollution of agricultural soils along Jishui River in non-ferrous metal mine area in Jiangxi Province, China [J]. Journal of Geochemical Exploration, 2013, 132(3): 156 - 163.

[2] 张建,杨瑞东,陈蓉,等. 贵州喀斯特地区土壤—辣椒体系重金属元素的生物迁移积累特征[J]. 食品科学, 2017, 38(21): 175 - 181.

Zhang J, Yang R D, Chen R, et al. Bioconcentration of heavy metals in soil-capsicum annum L. system in Karst areas of Guizhou Province [J]. Food Science, 2017, 38(21): 175 - 181.

[3] 周亚龙,郭志娟,王成文,等. 云南省镇雄县土壤重金属污染及潜在生态风险评估[J]. 物探与化探, 2019, 43(6): 1358 - 1366.

Zhou Y L, Guo Z J, Wang C W, et al. Assessment of heavy metal pollution and potential ecological risks of soils in Zhenxiong County, Yunnan Province [J]. Geophysical and Geochemical Explora-

tion, 2019, 43(6): 1358 - 1366.

[4] 陈凤,董泽琴,王程程,等. 锌冶炼区耕地土壤和农作物重金属污染状况及风险评价[J]. 环境科学, 2017, 38(10): 4360 - 4369.

Chen F, Dong Z Q, Wang C C, et al. Heavy metal contamination of soils and crops near a zinc smelter [J]. Environmental Science, 2017, 38(10): 4360 - 4369.

[5] 吴迪,杨秀珍,李存雄,等. 贵州典型铅锌矿区水稻土壤和水稻中重金属含量及健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(10): 1992 - 1998.

Wu D, Yang X Z, Li C X, et al. Concentrations and health risk assessments of heavy metals in soil and rice in zinc-lead mining area in Guizhou Province, China [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(10): 1992 - 1998.

[6] 杨刚,沈飞,钟贵江,等. 西南山地铅锌矿区耕地土壤和谷类产品重金属含量及健康风险评价[J]. 环境科学学报, 2011, 31(9): 2014 - 2021.

Yang G, Shen F, Zhong G J, et al. Concentration and health risk of heavy metals in crops and soils in a zinc-lead mining area in southwest mountainous regions [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, 31(9): 2014 - 2021.

[7] 彭光寿. 贵州省乡镇企业发展与环境保护预测和对策[J]. 环境科学, 1989, 9(1): 62 - 67.

Peng G S. Forecast and countermeasures for the development of township enterprises and environmental protection in Guizhou Province [J]. Environmental Science, 1989, 9(1): 62 - 67.

[8] 闭向阳. 西南土法炼锌导致的环境重金属污染研究[D]. 贵阳: 中国科学院地球化学研究所, 2007.

Bi X Y. Study on environmental heavy metal pollution caused by local zinc smelting activities in southwest China [D]. Guiyang: Institute of Geochemistry, CAS, 2007.

[9] 杨永忠. 贵州环境异常元素地球化学研究[J]. 贵州地质, 1999, 16(1): 66 - 72.

Yang Y Z. The geochemistry of anomalous elements in the environ-

- ment of Guizhou [J]. *Guizhou Geology*, 1999, 16(1): 66–72.
- [10] 国土资源部中国地质调查局. 中国耕地地球化学调查报告 (2015) [EB/OL]. <http://www.cgs.gov.cn/upload/201506/20150626/gdbg.pdf>, 2015-06-25.
- China Geological Survey of Ministry of Natural Resources of the People's Republic of China. *Geochemical survey for the cultivated land in China (2015)* [EB/OL]. <http://www.cgs.gov.cn/upload/201506/20150626/gdbg.pdf>, 2015-06-25.
- [11] Tu C L, Wang Z G, Sun W X, et al. Effects of land use and parent materials on trace elements accumulation in topsoil [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2013, 42(1): 103–110.
- [12] DZ/T 0296—2016 土地质量地球化学评价规范[S].
DZ/T 0296—2016 Specification of land quality geochemical assessment[S].
- [13] 区域生态地球化学评价技术要求(试行)[S].
Technical requirements for regional ecological geochemical assessment (pilot)[S].
- [14] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River [J]. *GeoJournal*, 1969, 2(3): 108–118.
- [15] 唐瑞玲, 王惠艳, 吕许朋, 等. 西南重金属高背景区农田系统土壤重金属生态风险评[J]. *现代地质*, 2020, 34(5): 917–927.
Tang R L, Wang H Y, Lyu X P, et al. Ecological risk assessment of heavy metals in farmland system from an area with high background of heavy metals, Southwestern China [J]. *Geoscience*, 2020, 34(5): 917–927.
- [16] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sediment logical approach [J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975–1001.
- [17] GB 15618—2018 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)[S].
GB 15618—2018 Soil environmental quality risk control standard for soil contamination of agricultural land[S].
- [18] 国家环境保护局. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- National Environmental Protection Agency. *Soil background values in China* [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.
- [19] 赵万伏, 宋根先, 管东兴, 等. 典型黑色岩系分布区土壤重金属污染与生物有效性研究[J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37(7): 1332–1341.
Zhao W F, Song Y S, Guan D X, et al. Pollution status and bio-availability of heavy metals in soils of a typical black shale area [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(7): 1332–1341.
- [20] Liu G N, Wang J, Liu X, et al. Partitioning and geochemical fractions of heavy metals from geogenic and anthropogenic sources in various soil particle size fractions [J]. *Geoderma*, 2018, 312: 104–113.
- [21] GB 2762—2017 食品安全国家标准食品中污染物限量[S].
GB 2762—2017 National food safety standard Maximum levels of contaminants in foods[S].
- [22] NY 861—2004 粮食(含谷物、豆类、薯类)及制品中 Cu、Zn 两种元素限量[S].
NY 861—2004 Limits of Cu Zn in cereals, legume, tubers and its products[S].
- [23] 彭益书. 黔西北土法炼锌区炉渣、土壤与植物系统中重金属分布及迁移研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2018.
Peng Y S. Distribution and migration of heavy metal among system of the slag, soil and plant in the indigenous zinc smelting area of northwestern Guizhou Province, China [D]. Guiyang: Guizhou University, 2018.
- [24] Zhang Y, Wu Y, Yang A, et al. Assessment of cadmium content of potato grown in Weining County, Guizhou Province, China [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2017, 189(5): 226.

Ecological risk assessment of cultivated land in typical areas with high heavy metal background values in Guizhou Province

WANG Hui-Yan^{1,2,3}, PENG Min^{1,2,3}, MA Hong-Hong^{1,2,3}, ZHANG Fu-Gui^{1,2,3}

(1. Institute of Geophysical & Geochemical Exploration, Chinese Academy of Geological Sciences, Langfang 065000, China; 2. Research Center of Geochemical Survey and Assessment on Land Quality, China Geological Survey, Langfang 065000, China; 3. Key Laboratory of Geochemical Cycling of Carbon and Mercury in the Earth's Critical Zone, Chinese Academy of Geological Sciences, Langfang 065000, China)

Abstract: The heavy metal pollution in cultivated land is a hot and key issue, and the pollution status and mechanisms can be accurately grasped through small-scale ecological risk surveys of heavy metals in soil. In this study, the heavy metal ecological risk survey of cultivated land and major crops was carried out in Yancang and Lushan towns, Weining County, Guizhou Province. Meanwhile, the pollution status and ecological risks of heavy metals in soil were assessed using the geoaccumulation index and the potential ecological risk index proposed by Hakanson. The results are as follows. The compound pollution of heavy metals exists in the soil of the cultivated land, with Cd showing the highest pollution level and ecological risks. Meanwhile, Cd exceeds the standard in some potato and maize samples, which is closely related to water-soluble and exchangeable Cd. Therefore, more attention should be paid to the studies on the pollution and speciation of heavy metals in the monitoring and remediation of soil pollution in cultivated land in the future.

Key words: cultivated land; root soil; crop; heavy metal; speciation; ecological risk