

基于农作物富集系数的土壤重金属 安全阈值研究及环境风险评价

何雪, 刘克, 陆引罡

贵州大学 农学院, 贵阳 550025

摘要: 为了解地质高背景及矿业活动较多的贵州省耕地重金属的污染状况, 搜集了关于贵州省农作物重金属污染及富集状况的相关文献, 统计分析了耕地土壤及农作物中的重金属质量分数, 计算其富集系数, 再反演重金属阈值, 采用单因子污染指数和地积累指数、潜在生态风险评价、人体健康风险评价评估了该省土壤重金属污染程度、生态风险和人体健康风险。结果表明: 矿业和农业区土壤中 8 种重金属质量分数有所差异, 矿业中 Zn, Pb, Cd, 农业区中 Zn, Pb, Hg 累积效应最明显, 其质量分数分别超贵州省土壤背景值 11.50, 10.78, 3.79, 4.76, 3.92, 1.95 倍。农作物富集系数情况表明: Cd, Hg, Zn 在研究区域内属于高富集状态的重金属。土壤中重金属阈值的反演结果表明: Cd, As, Cu, Zn 的阈值高于现行标准中的规定值。单因子污染指数 P_i 和地积累指数 I_{geo} 结果都表明: 矿业中 Hg, Pb, Zn, 农业区中 Pb, Zn 污染较为突出。单项重金属潜在生态风险指数 E_i^p 和总潜在生态风险指数 RI 结果表明: 风险指数矿业高于农业区, Hg, Cd, Pb 是产生潜在生态风险的主要元素。重金属单项非致癌风险商 HQ 结果表明: Cr, Pb, As 是研究区主要的非致癌因子。重金属单项致癌风险指数 CR 结果表明: 研究区 Cd, As 对两类易感人群的致癌风险均超出土壤治理基准值; Cd 和 As 对矿业和农业区的总致癌风险指数 TCR 均超过了人体可接受的累计重金属致癌风险水平。

关键词: 富集系数; 安全阈值; 环境风险评价; 重金属; 农作物

中图分类号: X523

文献标志码: A

文章编号: 1673-9868(2022)08-0146-12

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



Study on Safety Threshold and Environmental Risk Assessment of Soil Heavy Metal Based on Crop Enrichment Factor

HE Xue, LIU Ke, LU Yingang

College of Agriculture, Guizhou University, Guiyang 550025, China

Abstract: In order to understand the heavy metal pollution status of cultivated land in Guizhou Province with high geological background and more mining activities, this paper collected the relevant literature on

收稿日期: 2021-04-07

基金项目: 国家自然科学基金项目(21866008); 贵州省科学技术厅项目(黔科合基础[2019]1103号)。

作者简介: 何雪, 硕士研究生, 主要从事土壤重金属污染的研究。

通信作者: 刘克, 博士, 副教授。

heavy metal pollution and enrichment status in the crops in Guizhou Province, analyzed the content of heavy metals in cultivated soil and crops, calculated the enrichment coefficient, and then retrieved the heavy metal threshold. The single factor pollution index and geoaccumulation index, potential ecological risk assessment and human health risk assessment were used to assess the degree of soil heavy metal pollution, ecological risk and human health risk in this province. The results showed that the contents of 8 heavy metals in mining area were different from those of in the agricultural planting area. The cumulative effect of Zn, Pb, Cd in mining area and Zn, Pb, Hg in agricultural planting area was the most obvious, which were 11.50, 10.78, 3.79, 4.76, 3.92 and 1.95 times higher than the background value of soil in Guizhou Province, respectively. The enrichment factors of crops showed that Cd, Hg and Zn were the highly enriched heavy metals in the studied area. The results of retrieved thresholds of soil heavy metal showed that the thresholds of Cd, As, Cu and Zn are higher than the specific values of current standards. The results of single factor pollution index and land accumulation index showed that the pollution of Hg, Pb and Zn in mining area was more prominent than in agricultural planting area. Potential ecological risk index of single heavy metal (E_r^i) and total potential ecological risk index (RI) showed that the risk index of mining area was higher than that of agricultural area, and Hg, Cd and Pb were the main elements of potential ecological risk. Single health risk index of non-carcinogenic heavy metals (HQ) showed that Cr, Pb and As were the main non-carcinogenic factors in the study areas. The results of single health risk index of carcinogenic heavy metals (CR) showed that the carcinogenic risk of Cd and As to the two types of susceptible people in the studied areas exceeded the baseline value of soil management. The total carcinogenic risk index (TCR) of Cd and As in mining area and agricultural planting area exceeded the acceptable level of carcinogenic risk of cumulative heavy metals.

Key words: enrichment coefficient; safety threshold; environmental risk assessment; heavy metals; crops

耕地土壤环境是保障农产品质量安全的基础和前提,全面了解耕地土壤中重金属污染状况和农作物富集重金属状况对土壤重金属安全阈值研究及进行产地土壤环境风险评估具有重要意义。利用食品安全国家标准反演农作物在对应产地土壤中重金属的安全阈值已有学者进行了研究^[1]。现行的土壤环境质量标准在实际应用中已经出现了超标不对应的情况^[2]。如王旭莲等^[3]的研究结果表明,研究区域中土壤 Cd 超标严重,但马铃薯超标相对较低,超标倍数小。通过反推产地土壤污染阈值,与现行国家标准进行对比之后修改的数据将更为科学合理,对于地区的适用性及实施性将会更好。本文通过对搜集得到的数据进行统计分析,反推农作物产地土壤重金属安全阈值,旨在对研究区土壤重金属环境质量的制定提供参考依据。

随着工业化进程的加快,我国耕地遭受到的重金属面源污染日益严重^[4]。贵州省矿产资源储量丰富,但矿产资源开发的同时也导致了耕地重金属污染等一系列的环境问题^[5]。目前,已有不少学者对贵州省局部地区耕地土壤进行了重金属环境风险评价。相关研究表明,贵州铜仁锰矿区土壤已受到不同程度的重金属污染^[6]。林勇征^[7]研究表明贵州汞矿区植物样品中,辣椒样品中 Hg, Cd 元素严重超标,均超过农产品安全性评价标准。贾亚琪等^[8]的研究结果表明贵州省某汞矿区玉米、水稻及蔬菜中 Hg 超标率分别达 20.0%, 46.7%, 86.8%, 蔬菜中 Cd 超标率达 51.7%, 且食用当地水稻和蔬菜对人体健康造成的危害指数 $HI > 1$ 。庞文品等^[9]评价贵州兴仁煤矿区周边农田重金属污染状况,单因子污染指数法结果表明, As, Pb, Hg, Cu 均达到重度污染程度;生态风险指数结果表明,各类土壤潜在生态风险指数 RI 均处于较高风险。

本文通过搜集在中国知网公开发表的与贵州省农作物重金属污染与富集相关的学术文献,旨在对贵州全省范围内土壤重金属污染与农作物重金属超标情况有一个全面的了解,并在此基础上进行环境风

险的评价和产地土壤重金属阈值的反演,以期对贵州省防控耕地土壤环境风险,进行生态文明建设提供理论支持.

1 研究与方法

1.1 研究区概况

贵州省位于东经 $103^{\circ}36' \sim 109^{\circ}35'$, 北纬 $24^{\circ}37' \sim 29^{\circ}13'$ 之间, 为喀斯特地貌山区, 气候温暖, 年平均气温在 18°C 左右, 属于亚热带湿润季风气候. 贵州省矿产资源种类丰富, 全省已发现有 138 种矿产, 其中汞矿、锰矿、铅锌矿、煤矿、磷矿、金矿等储量较多^[10]. 由于贵州省特殊的地质背景, 土壤重金属受区域地球化学与成土过程的内源影响, 具有自然高背景属性^[11], 导致土壤中 Cd, Pb, As, Zn, Ni 等重金属元素背景值通常高于其他成土母质发育的土壤^[12], 再加之不合理的矿产开采, 已经对周围环境造成了严重的重金属污染.

1.2 数据来源

本文所用的统计数据来源于中国知网公开发表的学术文献, 采用专业检索方式进行检索, 筛选符合条件(文献中必须注明土壤重金属及农作物中相应重金属的质量分数, 且研究区域为贵州省)的文献, 后期将数据单位统一转换为 mg/kg . 一共得到 19 篇(2006—2021 年)关于贵州省农作物重金属污染及富集情况的相关文献, 其中研究区域属于矿区的文献为 12 篇, 研究区域属于农业区的文献为 7 篇, 具体见参考文献[6, 13-30].

1.3 主要农作物阈值的确定

农作物重金属的富集系数(BCF)计算公式为

$$BCF = C_{\text{crop}}/C_{\text{soil}}$$

式中, C_{crop} 为农作物中的重金属质量分数, C_{soil} 为土壤中相应的重金属质量分数.

设基于农作物食用安全的土壤重金属风险阈值为 HMT , 计算公式为

$$HMT = E/BCF^{[1]}$$

式中, E 代表国家卫生标准《食品中污染物限量》(GB2762-2017)的限量值(表 1), BCF 为收集的文献中各农作物的平均富集系数.

表 1 不同农作物污染物限量标准($6.5 < \text{pH} \leq 7.5$)

农作物类型	元素限量值/ $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$							
	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn
叶菜类	0.2	0.01	0.5	0.3	0.5	0.3	10	20
根茎类	0.1	0.01	0.5	0.2	0.5	0.3	10	20
茄果类	0.05	0.01	0.5	0.1	0.5	0.3	10	20
粮食	0.2	0.02	0.5	0.1	1.0	0.4	10	20

注: 农作物中 Cd, Hg, As, Pb, Cr 限量值取自《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB2762-2017)^[31], Ni 限量值取自《食品卫生理化检验标准手册》^[32], Cu 限量值取自《食品中铜限量卫生标准》(GB15199-1994)^[33], Zn 限量值取自《食品中锌限量卫生标准》(GB13106-1991)^[34].

1.4 土壤重金属环境风险评价

1.4.1 单因子污染指数法

单因子污染指数(Index of Single factor pollution, P_i)按式(1)计算^[35]:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \tag{1}$$

式中, C_i 为第 i 种重金属实测质量分数(mg/kg), S_i 为土壤中第 i 种重金属元素的评价标准质量分数

(mg/kg), 参照《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618-2018)中的风险筛选值, 下文简称 GB15618-2018. 单因子污染指数评价分级为 I 级: $P_i \leq 1$, 未超标; II 级: $1 < P_i \leq 2$, 轻微超标; III 级: $2 < P_i \leq 3$, 轻度超标; IV 级: $3 < P_i \leq 5$, 中度超标; V 级: $P_i > 5$, 重度超标^[23].

1.4.2 地积累指数

地积累指数(Index of Geoaccumulation, I_{geo})评价标准见表 2, 按式(2)计算^[36]:

$$I_{\text{geo}} = \log 2 \left\{ \frac{C_i}{1.5B_i} \right\}$$

(2)

式中, C_i 为土壤中重金属 i 的质量分数(mg/kg), B_i 为贵州省重金属 i 的背景值(mg/kg).

表 2 地积累指数污染评价标准

重金属污染程度	污染指数	级别	重金属污染程度	污染指数	级别
无污染	$I_{\text{geo}} \leq 0$	I	强污染	$3 < I_{\text{geo}} \leq 4$	V
无-中污染	$0 < I_{\text{geo}} \leq 1$	II	强-极污染	$4 < I_{\text{geo}} \leq 5$	VI
中污染	$1 < I_{\text{geo}} \leq 2$	III	极污染	$I_{\text{geo}} > 5$	VII
中-强污染	$2 < I_{\text{geo}} \leq 3$	IV			

1.4.3 潜在生态风险评价

潜在生态风险评价标准见表 3. 瑞典科学家 Hakanson^[37] 提出了潜在生态危害指数法, 单项重金属潜在生态风险指数见式(3), 综合潜在生态风险指数见式(4):

$$E_r^i = \frac{C_i}{C_0^i} \times T_r^i$$

(3)

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i$$

(4)

式中, E_r^i 为土壤中单项重金属潜在生态风险指数, RI 为综合潜在生态风险指数, C_0^i 为重金属参比值, 取贵州省背景值(mg/kg), T_r^i 为各重金属的毒性响应系数, C_i 为土壤中重金属质量分数的实测值(mg/kg). 各重金属的毒性系数为 Cd: 30, Hg: 40, As: 10, Pb: 5, Cr: 2, Ni: 5, Cu: 5, Zn: 1, 此数据参考徐争启等^[38]的研究.

表 3 潜在生态风险评价标准

生态危害程度	轻微	中等	强	很强	极强
单项重金属潜在生态危害指数 E_r^i	$E_r^i \leq 40$	$40 < E_r^i \leq 80$	$80 < E_r^i \leq 160$	$160 < E_r^i \leq 320$	> 320
综合潜在危害生态指数 RI	$RI \leq 150$	$150 < RI \leq 300$	$300 < RI \leq 600$	$600 < RI \leq 1\ 200$	$> 1\ 200$
级别	I	II	III	IV	V

1.4.4 人体健康风险评价

人体健康风险评价是由美国环境保护署(USEPA)推荐的健康风险评价方法, 手-口吸食、皮肤接触下的平均暴露量按式(5)和式(6)计算^[39]:

$$ADD_m = \frac{C_i \times IR_s \times CF \times EF \times ED}{AT \times BW}$$

(5)

$$ADD_s = \frac{C_i \times CF \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{AT \times BW}$$

(6)

式中, ADD_m, ADD_s 分别表示手-口吸食、皮肤接触两种暴露途径下的平均暴露量[mg/(kg·d)], 用以评价贵州省土壤重金属暴露对该省居民造成的健康风险, 其余参数见表 4. 非致癌风险商 HQ_i 及非致癌总风险商 HI 计算见式(7)和式(8), 单项致癌健康风险指数 CR_i 及总致癌风险指数 TCR 计算见式(9)和(10):

$$HQ_i = \frac{ADD_{ij}}{RfD_{ij}}$$

(7)

$$HI = \sum HQ_i$$

(8)

$$CR_i = \sum_{j=1}^2 ADD_{ij} \times SF_{ij}$$

(9)

$$TCR = \sum ADD_{ij} \times SF_{ij}$$

(10)

式中, ADD_{ij} 代表第 i 种非致癌重金属在第 j 种暴露途径下的日均摄取量, RfD_{ij} 代表第 i 种非致癌重金属在第 j 种暴露途径下的参考剂量, SF_{ij} 代表第 i 种致癌重金属在第 j 种暴露途径下的致癌因子, HQ_i 代表第 i 种重金属的非致癌风险商, HI 代表两种暴露途径下的非致癌总风险商, CR_i 代表第 i 种致癌重金属的单项健康风险指数, TCR 代表两种暴露途径下的总致癌风险指数^[40]. 美国环境保护署(USEPA)规定, 当总非致癌风险指数 $HI < 1$ 时, 说明风险较小或者可忽略; $HI > 1$ 时, 表示可能存在潜在风险. HQ_i 越大, 风险越高. 当 $CR < 10^{-6}$, $TCR < 10^{-4}$, 是人体可接受累计重金属致癌风险水平, 重金属在不同暴露途径下的致癌因子和参考剂量见表 5.

本文对贵州省重金属 Cd, Hg, As, Pb, Cr, Ni, Cu, Zn 采用国际上通用的评价方法进行非致癌风险评价, 对重金属 Cd, As 进行致癌风险评价.

表 4 重金属健康风险评价暴露参数

参数名称	参数符号	儿童参考值	成人参考值
污染土壤中重金属浓度/(mg · kg ⁻¹)	C_i	—	—
每日摄入土壤量/(mg · d ⁻¹)	IR_s	200	100
单位转化因子/(kg · mg ⁻¹)	CF	10 ⁻⁶	10 ⁻⁶
暴露频率/(d · 年 ⁻¹)	EF	350	350
暴露年限/年	ED	6	25
平均体质量/kg	BW	15.9	56.8
平均暴露时间/d	AT	致癌 26 280 非致癌 2 190	致癌 26 280 非致癌 9 195
暴露皮肤面积/cm ²	SA	1 295	2 415
皮肤的黏附系数/(mg · cm ⁻² · d ⁻¹)	AF	0.2	0.07
皮肤吸收因子(无量纲)	ABS	0.001	0.01

表 5 重金属在不同暴露途径下的致癌因子和参考剂量

重金属	致癌因子 SF /[mg · (kg · d) ⁻¹]		参考剂量 RfD /[mg · (kg · d) ⁻¹]	
	口	皮肤	口	皮肤
Cd	6.1	6.1	0.001	0.000 03
Hg	—	—	0.000 3	0.000 02
As	1.5	1.5	0.000 3	0.000 3
Pb	—	—	0.003 5	0.000 5
Cr	—	—	0.003	0.000 08
Ni	—	—	0.02	0.000 8
Cu	—	—	0.04	0.04
Zn	—	—	0.3	0.3

1.5 数据分析

收集的数据均采用 Excel 2010 和 Dps 7.05 进行处理和分析, 其中显著性差异采用 LSD 法($\alpha=0.05$).

2 结果与分析

2.1 土壤重金属质量分数分布特征

贵州省土壤重金属质量分数描述性统计见表 6. 矿区中 Cd, Hg, As, Pb, Cr, Ni, Cu, Zn 均超贵州省背景值, 超标倍数分别为 3.79, 25.36, 1.78, 10.78, 1.66, 2.86, 1.92, 11.50 倍, 表明 8 种重金属在土壤均存在一定程度的累积. 除 Cr, Cu 之外, Cd, Hg, As, Pb, Ni, Zn 均超过《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618-2018)规定的风险筛选值, 超标倍数分别为 8.33, 1.16, 1.19, 3.16, 1.12, 4.58 倍, 超标最严重的为 Cd, Pb, Zn. 农业区中, Hg, Pb, Cu, Zn 超过背景值, 超标倍数分别为 1.95, 3.92, 1.59, 4.76 倍, 其中 Zn 超过风险筛选值 1.9 倍. 矿区(除 Cd 外)及农业区无重金属超过风险管制值. 整体来说, Cd, Hg, Pb, Zn 超标倍数较高, 在土壤中的累积效应明显, 可能会对生态环境产生潜在的风险, 需特别注意管控.

表 6 研究区重金属质量分数描述性统计表

区域	统计量	重金属元素/(mg·kg ⁻¹)							
		Cd	Hg	As	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn
矿区($n=12$)	最小值	0.000 3	0.000 1	0.078 0	0.045 0	0.073 3	37.100 0	0.036 0	0.118 0
	最大值	10.80	20.74	112.40	2 480.00	322.20	254.00	170.00	3 265.00
	平均值	2.50	2.79	35.67	379.42	159.49	112.00	61.35	1 144.45
	标准差	3.41	6.01	38.75	700.81	96.48	81.63	43.75	1 314.83
	中值	0.79	0.56	20.50	39.31	135.10	64.30	58.45	243.50
	变异系数	1.36	2.16	1.09	1.85	0.60	0.73	0.71	1.15
农业区($n=7$)	最小值	0.20	0.13	14.68	28.10	45.10	—	101.34	—
	最大值	2.19	0.29	26.80	625.12	132.13	—	136.43	—
	平均值	0.53	0.21	19.66	138.04	73.23	36.96	51.03	473.83
	标准差	0.42	0.06	5.05	238.93	38.91	—	—	—
	中值	0.44	0.22	18.60	40.90	49.80	—	—	—
	变异系数	0.79	0.26	0.26	1.73	0.53	—	—	—
	背景值	0.66	0.11	20.00	35.20	95.90	39.10	32.00	99.50
	风险筛选值(6.5<pH≤7.5)	0.3	2.4	30	120	200	100	100	250
	风险管制值(6.5<pH≤7.5)	2.4	4.0	120	700	1 000	—	—	—

注: 表中风险筛选值及管制值取自《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618-2018)规定的值. “—”表示该元素只有 1 组数据, 无法计算此项统计量. 因研究区域 pH 值多分布在 6.5~7.5 之间, 所以取该区间范围规定的值.

2.2 农作物中重金属富集系数情况

农作物中重金属富集情况见表 7. 粮食作物中, Cd 富集系数最大, 其值为 0.107 2; 叶菜类蔬菜中, Hg 富集系数最大, 其次是 Zn 和 Cr, 其值分别为 0.224 9, 0.193 0, 0.172 0; 根茎类蔬菜中, 富集系数较大的是 Ni, Cd 和 Cu, 其值分别为 0.495 8, 0.236 3, 0.181 8; 茄果类蔬菜中, Hg 富集系数最大, 其值为 0.275 2. 总体来说, 富集系数表现为蔬菜大于粮食, 在蔬菜作物中, 又属根茎类最高, 其次为叶菜类, 但两者差异无统计学意义. Cd, Hg, Zn 在研究区域内属于高富集状态的重金属.

2.3 土壤重金属阈值的反演

土壤重金属安全阈值分析结果见表 8. 由表 8 可知, 农作物中 Cd 的安全阈值整体较高, 粮食作物中玉

米、马铃薯、红薯，蔬菜作物中叶菜类、茄果类产地土壤 Cd 均超过 GB15618-2018 规定的风险管制值，其余作物也都超过风险筛选值；对于 Hg 而言，玉米、红薯产地土壤阈值高于风险管制值，其余低于风险筛选值；As 阈值水稻和红薯产地土壤低于风险筛选值，其余高于风险管制值；Pb 阈值整体偏小，只有玉米、大豆、茄果类作物产地土壤中阈值高于风险筛选值，其余均小于风险筛选值；Cr 阈值整体也偏小，只有马铃薯及茄果类产地土壤阈值超过风险筛选值；所有产地土壤中 Ni 阈值均未超过风险筛选值；Cu 阈值中水稻、红薯，蔬菜作物中根茎类、茄果类作物阈值接近风险筛选值，其余均超过风险筛选值，尤其是马铃薯产地土壤中阈值是现行标准中风险筛选值的 10.7 倍，说明现行标准中规定的 Cu 标准应用于该省较为严格；Zn 阈值整体偏高，只有叶菜类产地土壤阈值没有超过风险筛选值，同样也说明现行标准应用于喀斯特地区中，适应性可能较差。综上，对土壤中重金属阈值的反演结果表明，Cd,As,Cu,Zn 的阈值高于现行标准中规定的值，可能需要结合实际数据再进行相应的调整。

表 7 农作物富集系数

重金属	粮食	蔬菜		
		叶菜类	根茎类	茄果类
Cd	0.107 2	0.096 4	0.236 3	0.078 2
Hg	0.074 7	0.224 9	0.015 8	0.275 2
As	0.016 7	0.001 9	—	0.059 6
Pb	0.025 0	0.037 5	0.056 1	0.002 8
Cr	0.051 0	0.172 0	0.033 8	0.003 6
Ni	0.094 0	0.012 2	0.495 8	0.009 2
Cu	0.056 8	0.090 7	0.181 8	0.078 4
Zn	0.086 2	0.193 0	0.102 6	0.051 9
均值	0.064 0±0.03a	0.103 6±0.09a	0.160 3±0.17a	0.069 9±0.09a

注：表中均值为 $\bar{x} \pm s$ ，小写字母不同表示 $p < 0.05$ ，差异有统计学意义；“—”表示根茎类蔬菜没有对应的值。

表 8 土壤重金属安全阈值分析结果(6.5<pH≤7.5)

农作物	重金属阈值/(mg·kg ⁻¹)							
	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn
水稻	0.73	0.08	22.58	5.10	42.95	1.16	94.61	312.42
玉米	4.64	4.52	291.80	186.27	24.48	98.31	267.19	383.53
马铃薯	8.08	0.65	524.29	54.83	453.09	59.03	1 067.09	4 073.70
红薯	5.55	4.03	9.11	0.97	5.59	4.12	84.50	402.33
大豆	1.26	—	125.71	355.00	100.66	21.90	770.53	12 866.60
叶菜类	3.96	0.67	265.00	10.08	25.37	24.59	111.98	201.26
根茎类	0.86	0.63	—	7.43	97.30	0.60	99.43	411.03
茄果类	2.86	0.05	735.39	343.60	489.49	27.37	85.76	747.70

注：“—”表示没有对应的值。

2.4 土壤重金属环境风险评价

2.4.1 污染程度评价

单因子污染指数法评价结果显示(表 9)：矿区中，Cd 为重度超标，Pb,Zn 为中度超标，Hg,As 为轻微超标，其余未超标；农业区中，除 Cd,Pb,Zn 属于轻微超标外，其余重金属均未超标。地积累指数法评价结果显示(表 9)：矿区中，所有重金属都达二级及以上污染级别，其中 Hg,Pb,Zn 污染最为严重，Pb,Zn

达中-强污染, Hg 达强-极污染; 农业区中, Pb,Zn 达中污染程度, 其余为无污染或无-中污染. 因此, 研究区 Hg,Pb,Zn 污染情况突出, 污染程度重.

表 9 单因子污染指数和地积累指数污染评价情况

区域	单因子污染指数(P_i)							
	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn
矿区	8.34	1.16	1.19	3.16	0.80	0.82	0.61	4.58
污染等级	V	II	II	IV	I	I	I	IV
农业区	1.78	0.09	0.66	1.15	0.37	0.37	0.51	1.90
污染等级	II	I	I	II	I	I	I	II

区域	地积累指数(I_{geo})							
	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn
矿区	1.3	4.1	0.2	2.8	0.1	0.9	0.4	2.9
污染等级	III	VI	II	IV	II	II	II	IV
农业区	-0.9	0.4	-0.6	1.4	-1.0	-0.7	0.1	1.7
污染等级	I	II	I	III	I	I	II	III

2.4.2 生态风险评价

单项重金属潜在生态风险指数 E_i^p 和综合潜在生态风险指数 RI 都显示矿区高于农业区. 从单项重金属潜在生态风险指数来看(表 10), 农业区中除 Hg 生态危害程度达到中等以外, 其余重金属生态危害程度均属于轻微; 而矿区中 Hg 的生态危害程度达到了极强, Cd 生态危害程度达到了强, Pb 生态危害程度达到了中等. 从综合潜在生态风险指数 RI 来看, 矿区生态危害程度达到了极强, 农业区为中等.

表 10 土壤重金属生态风险评估情况

区域	单项重金属潜在生态风险指数 E_i^p								综合潜在生态 风险指数 RI
	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn	
矿区	113.8	1 013.4	17.8	53.9	3.3	14.3	9.6	11.5	1 237.6
污染等级	III	V	I	II	I	I	I	I	V
农业区	24.3	78.0	9.8	19.6	1.5	4.7	8.0	4.8	150.8
污染等级	I	II	I	I	I	I	I	I	II

2.4.3 人体健康风险评价

由表 11 可知, 矿区中土壤重金属单项非致癌风险商 HQ 儿童均高于成人, 说明儿童受伤害的可能性更大, 不同重金属非致癌风险商最大的是 Cr, 其次是 Pb,As; 农业区则出现了相反的情况, 说明在农业区, 成人受伤害的可能性大于儿童, 非致癌风险商较高的是 Cr,As,Cu 和 Pb. 上述研究区中主要的非致癌重金属是 Cr,Pb,As. 不同暴露途径下的非致癌风险商不论是在矿区还是农业区均表现为 $ADD_s > ADD_m$, 这说明皮肤接触是不同土壤重金属非致癌风险的主要途径.

单项致癌风险指数 CR 评价结果(表 12)显示, 矿区和农业区中 Cd,As 对两类易感人群的致癌风险均超出土壤治理基准值 10^{-6} , 且成人的致癌风险指数均大于儿童, 不同暴露途径下的致癌指数表现为 $ADD_m > ADD_s$, 说明手-口吸食是致癌风险的主要途径.

8 种重金属中对矿区两类易感人群产生潜在健康风险的只有 Pb 和 Cr(表 13), 它们的非致癌总风险商 HI 远远大于 1, 最高达 8.1, 但其他重金属比如 As 对两类人群的非致癌性仍不可忽视. 8 种重金属中, 儿童群体的非致癌总风险商都高于成人, 说明矿区对儿童产生的非致癌总风险高于成人. 8 种重金属对农业区成人产生的潜在风险较大, 除 Hg,Zn 外, 其余重金属对成人的非致癌总风险商 HI 都大于 1, 最高达 8.7, 对儿童产生的健康风险较小, 非致癌总风险指数 $HI < 1$, 但重金属 As 和 Cu 的 HI 为 0.8, 和阈值十分接近, 因此也不能忽略它们的致癌性. 在矿区和农业区中, Cd 和 As 对儿童和成人的总

致癌风险指数 TCR 均超过人体可接受的累计重金属致癌风险水平,说明两个区域都会对人体健康产生潜在的致癌风险.

表 11 土壤重金属单项非致癌风险商 HQ

重金属	矿区						农业区					
	ADD_m		ADD_s		HQ		ADD_m		ADD_s		HQ	
	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人
Cd	0.009 9	0.005 5	0.329 4	0.184 3	0.169 7	0.094 9	0.002 1	0.497 9	0.213 5	0.889 7	0.107 8	0.693 8
Hg	0.036 7	0.020 5	0.550 3	0.307 9	0.293 5	0.164 2	0.002 8	0.179 5	0.077 0	0.320 8	0.039 9	0.250 2
As	0.469 6	0.262 8	0.469 6	0.262 8	0.469 6	0.262 8	0.258 7	1.284 7	0.551 0	2.295 8	0.404 9	1.790 3
Pb	0.428 1	0.239 6	2.996 5	1.676 9	1.141 5	0.958 2	0.155 7	0.848 3	0.363 8	1.515 9	0.259 8	1.182 1
Cr	0.209 9	0.117 5	7.872 3	4.405 3	4.041 1	2.261 4	0.096 4	0.224 8	0.459 2	8.428 3	0.277 8	4.326 5
Ni	0.022 1	0.012 4	0.552 8	0.309 4	0.287 6	0.160 9	0.007 3	0.769 5	0.330 0	1.375 0	0.168 6	1.072 2
Cu	0.006 1	0.003 4	0.006 1	0.003 4	0.006 1	0.003 4	0.005 0	0.011 7	0.831 7	3.465 6	0.418 4	1.738 7
Zn	0.015 1	0.008 4	0.015 1	0.008 4	0.015 1	0.008 4	0.006 2	0.014 5	0.006 2	0.014 5	0.006 2	0.014 5
HQ	0.149 7	0.083 8	1.599 0	0.894 8	0.803 0	0.489 3	0.066 8	0.478 9	0.354 1	2.288 2	0.210 4	1.383 5

表 12 土壤重金属 Cd,As 单项致癌风险指数 CR

重金属	矿区						农业区					
	ADD_m		ADD_s		CR		ADD_m		ADD_s		CR	
	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人
Cd	4.6×10^{-3}	3.4×10^{-2}	5.0×10^{-6}	5.0×10^{-6}	2.3×10^{-3}	1.7×10^{-2}	1.5×10^{-3}	1.1×10^{-2}	4.5×10^{-5}	1.0×10^{-2}	7.7×10^{-4}	5.6×10^{-3}
As	9.5×10^{-2}	7.1×10^{-1}	7.3×10^{-5}	7.1×10^{-4}	4.8×10^{-5}	3.5×10^{-1}	7.0×10^{-2}	5.9×10^{-1}	4.0×10^{-5}	3.9×10^{-4}	3.9×10^{-2}	5.6×10^{-3}
CR	5.0×10^{-2}	3.7×10^{-2}	3.9×10^{-5}	3.6×10^{-4}	1.2×10^{-3}	1.8×10^{-1}	4.0×10^{-2}	3.0×10^{-1}	4.2×10^{-5}	1.9×10^{-4}	2.0×10^{-2}	1.5×10^{-1}

表 13 土壤重金属非致癌总风险商和总致癌风险指数评估情况

区域	非致癌总风险商 HI									总致癌风险指数 TCR	
		Cd	Hg	As	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	As
矿区	儿童	0.3	0.6	0.9	3.4	8.1	0.6	—	—	0.004 6	0.095 2
	成人	0.2	0.3	0.5	1.9	4.5	0.3	—	—	0.033 9	0.708 4
农业区	儿童	0.2	0.1	0.8	0.5	0.6	0.3	0.8	—	0.001 5	0.079 1
	成人	1.4	0.5	3.6	2.4	8.7	2.1	3.5	—	0.011 2	0.589 0

注:“—”表示值小于 0.

3 讨论与结论

Cd,Hg,Pb,Zn 是研究区主要的超标元素,明显高于贵州省土壤背景值,这可能与该省矿产资源分布、矿业活动、特殊的地质背景以及土壤重金属受区域地球化学与成土过程的内源影响等有关.朱丹尼等^[16]以丹寨废弃金汞矿为研究区,结果表明区内土壤和农作物中的 Hg 浓度均超农用地土壤重金属风险筛选值,污染呈中-强污染级别以上.马先杰等^[19]对贵州水城铅锌矿区土壤中 Pb,Zn,Ni,Cd,Cr,As,Hg,Cu 累积特征及风险进行评价,结果表明 8 种重金属质量分数均超过贵州省背景值,且均属于重污染.蒋宗宏等^[6]对贵州省典型锰矿区进行重金属污染特征评价,结果表明矿区土壤中 Mn,Hg 平均质量分数分别为贵州省土壤背景值的 2.56,1.55 倍.以上结果均表明该省矿产资源的分布及矿业活动可能是导致 Hg,Pb,Zn 超标的主要原因.Cd 的超标可能是因为贵州省土壤和沉积物中 Cd 的地球化学背景值为 0.659 mg/kg,是中国地

球化学丰度值的 2.5~3.5 倍,具有典型的地球化学高背景特征^[41],再加上工矿业排放、农用化学品投入、污水灌溉等人为因素与地球化学高背景值叠加^[42],才导致 Cd 的累积效应明显,点位超标率高。

生物富集系数是评价植物将重金属吸收转移到体内能力大小的指标,其值越高,则表明植物体内富集重金属的质量分数越大^[43]。已有大量研究表明不同作物及同一作物不同品种对重金属的富集能力有很大的差异^[44-45]。本文的研究结果也表明不同农作物的富集系数确有差异,表现为蔬菜作物大于粮食作物,且蔬菜作物中又属根茎类最高,其次为叶菜类和茄果类。对于蔬菜作物而言,富集系数表现为根茎类大于叶菜类和茄果类可能是因为重金属元素倾向于在植物的代谢活跃器官中富集,在营养储存器官中的富集则相对较少,故而导致不同类型蔬菜对重金属的富集能力有所差异^[46]。一般来说,蔬菜富集重金属的能力较禾谷类强^[47],前人研究不同农作物对重金属的富集特征,结果表明不同农作物富集能力表现为蔬菜类大于其他作物^[48]。本文的研究结果也表明蔬菜大于粮食,这可能与重金属的转运路径有关,重金属从根部到达粮食作物的可食用部分较蔬菜作物长故而导致质量分数较低,也有可能是因为土壤理化性质及不同农作物对重金属的吸收转运有差异所致,这还有待进一步研究。

现行标准在很多情况下常存在土壤超标与农作物超标不匹配的问题^[49]。基于农作物食用安全的土壤重金属风险阈值是结合国家食品卫生标准计算而来的,该方法能够解决现行标准在实际评价时出现的超标界限偏差和土壤使用情况单一的问题^[50]。研究区土壤重金属反演结果表明,Cd,As,Cu,Zn 较现行标准高很多,如马铃薯产地土壤 Cd,As,Cu,Zn 阈值是现行标准的 26,17,10,16 倍之多。周显勇^[51]的研究结果也表明,在喀斯特重金属 Cd 地质高背景下,马铃薯安全生产的土壤阈值远高于国家土壤环境质量标准的风险管制值。土壤重金属环境风险评价常包括污染程度评价、生态风险评价和人体健康风险评价。本文对研究区土壤重金属进行污染程度评价,结果表明 Cd,Hg,Pb,Zn 是研究区的主要超标元素,这与刘南婷等^[52]的研究结果一致。江丽等^[53]对贵州丹寨县铅锌矿区进行潜在生态风险评价,结果表明土壤中 Cd,Hg 潜在风险最大,为最高生态风险等级。本文研究结果也显示矿区中 Hg,Cd 潜在生态风险已经达到了极强、强的程度,农业区中 Hg 生态危害程度达到中等程度。非致癌总风险商 HI 结果表明:矿区 Cr,Pb 的 HI 指数远大于 1,最高达 8.1,3.4,农业区中 Cd,As,Pb,Cr,Ni 的 HI 指数也都大于 1,但以 Cr 最高,达 8.7,Pb 为 2.4,说明 Cr,Pb 可能是研究区最主要的非致癌因子,这与张迪等^[13]的研究结果一致。矿区和农业区中,Cd 和 As 对儿童和成人的总致癌风险指数 TCR 均超过人体可接受的累计重金属致癌风险水平。

综上所述,得出如下结论:

① 矿区中 Cd,Hg,As,Pb,Cr,Ni,Cu,Zn 均超贵州省背景值,超标倍数分别为 3.79,25.36,1.78,10.78,1.66,2.86,1.92,11.50 倍,Cd,Hg,As,Pb,Ni,Zn 超过风险筛选值,超标倍数分别为 8.33,1.16,1.19,3.16,1.12,4.58 倍;农业区中,Hg,Pb,Cu,Zn 超过背景值,超标倍数分别为 1.95,3.92,1.59,4.76 倍,其中 Zn 超过风险筛选值 1.9 倍。整体来说,Cd,Hg,Pb,Zn 是研究区的主要超标元素,可能会产生生态危害。

② 农作物富集重金属蔬菜大于粮食。在蔬菜作物中,根茎类蔬菜富集系数最高,其次为叶菜类。Cd,Hg,Zn 在研究区域内属于高富集状态的重金属。

③ 土壤重金属阈值的反演结果显示:与 GB15618-2018 中二级标准相比,计算出来 Cd,As,Cu,Zn 的阈值整体偏高,说明现行标准中规定的 Cd,As,Cu,Zn 标准在该省应用可能较为严格。

④ 单因子污染指数 P_i 和地积累指数 I_{geo} 结果显示,Hg,Pb,Zn 是研究区主要的超标元素。综合潜在生态风险指数 RI 结果显示,矿区生态危害程度已经达到极强,农业区为中等。非致癌重金属单项健康风险指数 HQ 结果表明,Cr,As,Cu,Pb 是研究区中的主要非致癌因子,皮肤接触是不同土壤重金属非致癌风险的主要途径;重金属单项致癌风险指数 CR 结果表明,Cd,As 致癌风险均超出土壤治理基准值 10^{-6} ,成人的致癌风险指数均大于儿童,手-口吸食是致癌风险的主要途径;矿区及农业区非致癌总风险商 HI 最高的均为 Cr,其值矿区为 8.1,农业区为 8.7;Cd 和 As 对矿区及农业区的总致癌风险指数 TCR 均超过人体可接受的累计重金属致癌风险水平。

参考文献:

- [1] 史明易,王祖伟,王嘉宝,等. 基于富集系数对蔬菜地土壤重金属的安全阈值研究 [J]. 干旱区资源与环境, 2020, 34(2): 130-134.
- [2] 宋静,许根焰,骆永明,等. 对农用地土壤环境质量类别划分的思考:以贵州马铃薯产区 Cd 风险管控为例 [J]. 地学前缘, 2019, 26(6): 192-198.
- [3] 王旭莲,刘鸿雁,周显勇,等. 地质高背景区马铃薯安全生产的土壤镉风险阈值 [J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(2): 355-363.
- [4] 胡文友,陶婷婷,田康,等. 中国农田土壤环境质量管理现状与展望 [J]. 土壤学报, 2021, 58(5): 1094-1109.
- [5] HUANG H, WANG L, OU D Y, et al. A Preliminary Evaluation of Some Elements for Designation of Preservation and Impact Reference Zones in Deep Sea in the Clarion-Clipperton Zone: A Case Study of the China Ocean Mineral Resources Association Contract Area [J]. Ocean and Coastal Management, 2020, 188: 105135.
- [6] 蒋宗宏,陆凤,马先杰,等. 贵州铜仁典型锰矿区土壤及蔬菜重金属污染特征及健康风险评估 [J]. 农业资源与环境学报, 2020, 37(2): 293-300.
- [7] 林勇征. 贵州万山汞矿区地球化学特征及环境质量评价 [D]. 成都: 成都理工大学, 2017.
- [8] 贾亚琪,刘文政,秦俊虎,等. 汞矿区土壤和农产品重金属污染状况及风险评估 [J]. 有色金属(冶炼部分), 2021(3): 43-50.
- [9] 庞文品,秦樊鑫,吕亚超,等. 贵州兴仁煤矿区农田土壤重金属化学形态及风险评估 [J]. 应用生态学报, 2016, 27(5): 1468-1478.
- [10] 阮玉龙,李向东,黎廷宇,等. 喀斯特地区农田土壤重金属污染及其对人体健康的危害 [J]. 地球与环境, 2015, 43(1): 92-97.
- [11] WU H W, LIU Q Y, MA J, et al. HeavyMetal(Loids) in Typical Chinese Tobacco-Growing Soils: Concentrations, Influence Factors and Potential Health Risks [J]. Chemosphere, 2020, 245: 125591.
- [12] 刘晓媛,刘品祯,杜启露,等. 地质高背景区铅锌矿废弃地土壤重金属污染评价 [J]. 有色金属(冶炼部分), 2019(2): 76-82.
- [13] 张迪,周明忠,熊康宁,等. 贵州遵义下寒武统黑色页岩区土壤重金属污染和人体健康风险评估 [J]. 环境科学研究, 2021, 34(5): 1247-1257.
- [14] 朱丹尼,邹胜章,周长松,等. 贵州丹寨废弃矿区典型农作物中汞、砷含量的分布特征及差异分析 [J]. 地球与环境, 2021, 49(2): 172-179.
- [15] 倪莘然,龙明睿,杨瑞东,等. 贵州丹寨排庭汞矿区土壤-玉米重金属含量及生态影响 [J]. 生态毒理学报, 2020, 15(6): 324-333.
- [16] 朱丹尼,邹胜章,周长松,等. 不同耕作类型下土壤-农作物系统中汞、砷含量与生态健康风险评估 [J]. 中国地质, 2021, 48(3): 708-720.
- [17] 倪莘然,杨瑞东,陈蓉,等. 贵州丹寨—三都汞矿区土壤重金属和玉米 Se、Mo、Zn 含量及健康风险评估 [J]. 地质论评, 2020, 66(4): 1031-1042.
- [18] 张迪. 贵州遵义松林 Ni-Mo 多金属矿区土壤 Cu、Zn、Ni、Mo、V 污染及农作物健康风险评估 [D]. 贵阳: 贵州师范大学, 2020.
- [19] 马先杰,陆凤,陈兰兰,等. 贵州水城典型铅锌矿区土壤和蔬菜中重金属累积特征及风险评估 [J]. 环境污染与防治, 2019, 41(10): 1227-1232.
- [20] 唐启琳. 贵州省罗甸北部喀斯特地区土壤和农作物中镉的分布特征及风险评估 [D]. 贵阳: 贵州大学, 2019.
- [21] 蔡娜. 基于马铃薯质量安全的产地土壤重金属 Cd 污染程度分级 [D]. 贵阳: 贵州大学, 2019.
- [22] 田茂苑. 贵州喀斯特地区不同水稻土镉污染风险格局划分 [D]. 贵阳: 贵州大学, 2019.
- [23] 孔祥宇,黄国培,程天金,等. 贵州省稻田土壤重金属分布特征 [J]. 矿物岩石地球化学通报, 2018, 37(6): 1084-1091.
- [24] 孙睿婕. 贵州某汞矿区下游土壤——农作物系统汞污染现状及风险评估 [D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2018.
- [25] 张清海,陆洋,罗艳,等. 贵州省典型农业区土壤重金属污染及在蔬菜中的富集研究 [J]. 中国环境监测, 2008, 24(6): 73-76.
- [26] 宋文,何天容. 汞在自燃煤矸石风化土壤及其农作物中的异常富集 [J]. 贵州工业大学学报(自然科学版), 2008, 37(6): 1-3, 8.

- [27] 许华杰,谭红,谢锋,等. 贵州省菜地土壤和蔬菜中镉含量的分析与研究 [J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(S2): 674-678.
- [28] 吴迪. 贵州典型铅锌矿区土壤——植物体系中重金属污染特征研究 [D]. 贵阳: 贵州大学, 2010.
- [29] 罗美. 贵阳市郊区菜地土壤——蔬菜系统中镉污染分析及调控研究 [D]. 贵阳: 贵州大学, 2008.
- [30] 周涛. 贵阳市城郊菜地土壤重金属污染状况及其对蔬菜安全的影响评价 [D]. 贵阳: 贵州大学, 2006.
- [31] 国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准 食品中污染物限量: GB 2762-2017 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [32] 杨惠芬. 食品卫生理化检验标准手册 [M]. 北京: 中国标准出版社, 1998.
- [33] 中华人民共和国卫生部. 食品中铜限量卫生标准: GB 15199-1994 [S]. 北京: 中国标准出版社, 1994.
- [34] 中华人民共和国卫生部. 食品中锌限量卫生标准: GB 13106-1991 [S]. 北京: 中国标准出版社, 1991.
- [35] LI Y Z, CHEN H Y, TENG Y G. Source Apportionment and Source-Oriented Risk Assessment of Heavy Metals in the Sediments of an Urban River-Lake System [J]. Science of the Total Environment, 2020, 737: 140310.
- [36] MULLER G. Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River [J]. GeoJournal, 1969(2): 108-118.
- [37] HAKANSON L. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control. a Sedimentological Approach [J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [38] 徐争启,倪师军,庾先国,等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算 [J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
- [39] 代静,王丽雪,赵玉强,等. 汇水区地表灰尘重金属健康风险评估——以济南市东泺河汇水区为例 [J]. 西南师范大学学报(自然科学版), 2020, 45(11): 140-148.
- [40] 鲍丽然,邓海,贾中民,等. 重庆秀山西北部农田土壤重金属生态健康风险评价 [J]. 中国地质, 2020, 47(6): 1625-1636.
- [41] 何邵麟,龙超林,刘应忠,等. 贵州地表土壤及沉积物中镉的地球化学与环境问题 [J]. 贵州地质, 2004, 21(4): 245-250.
- [42] 刘鸿雁,涂宇,顾小凤,等. 地球化学高背景农田土壤重金属镉的累积效应及环境影响 [J]. 山地农业生物学报, 2018, 37(5): 1-6.
- [43] 吴迪,邓琴,耿丹,等. 贵州废弃铅锌矿区优势植物中铅、锌、铬含量及富集特征 [J]. 湖北农业科学, 2015, 54(10): 2363-2366, 2371.
- [44] ZHANG H Z, LUO Y M, SONG J, et al. Predicting As, Cd and Pb Uptake by Rice and Vegetables Using Field Data from China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2011, 23(1): 70-78.
- [45] 邢丹,张爱民,王永平,等. 贵州典型土壤-辣椒系统中镉的迁移富集特征 [J]. 西南农业学报, 2016, 29(2): 332-336.
- [46] 张泽锦,唐丽,李跃建,等. 四川地区低镉富集蔬菜品种分析及安全性评估 [J]. 西南农业学报, 2016, 29(10): 2483-2487.
- [47] 张磊,邢玉权. 不同农作物对镉污染土壤富集情况的研究 [J]. 唐山学院学报, 2019, 32(3): 26-29, 79.
- [48] 刘意章,肖唐付,熊燕,等. 西南高镉地质背景区农田土壤与农作物的重金属富集特征 [J]. 环境科学, 2019, 40(6): 2877-2884.
- [49] HOUGH R L, BREWARD N, YOUNG S D, et al. Assessing Potential Risk of Heavy Metal Exposure from Consumption of Home-Produced Vegetables by Urban Populations [J]. Environmental Health Perspectives, 2004, 112(2): 215-221.
- [50] 薛强,赵元艺,张佳文,等. 基于农作物食用安全的土壤重金属风险阈值 [J]. 地质通报, 2014, 33(8): 1132-1139.
- [51] 周显勇. 马铃薯主栽品种吸 Cd 特性及安全生产阈值探究 [D]. 贵阳: 贵州大学, 2019.
- [52] 刘南婷,刘鸿雁,吴攀,等. 典型喀斯特地区土壤重金属累积特征及环境风险评价 [J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(5): 797-809.
- [53] 江丽,钟九生,黄国金,等. 贵州丹寨县铅锌矿区小流域土壤重金属污染特征及生态风险评价 [J]. 有色金属(冶炼部分), 2021(3): 57-64.