



# 农业资源与环境学报

CSCD 核心期刊  
中文核心期刊  
中国科技核心期刊

## JOURNAL OF AGRICULTURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT

欢迎投稿 <http://www.aed.org.cn>

### 高砷煤矿周围旱作土壤重金属污染特征及农作物健康风险评价

欧灵芝, 胡鸣明, 安德章, 唐明, 秦樊鑫, 李菲, 孙媛媛

引用本文:

欧灵芝, 胡鸣明, 安德章, 唐明, 秦樊鑫, 李菲, 孙媛媛. 高砷煤矿周围旱作土壤重金属污染特征及农作物健康风险评价[J]. 农业资源与环境学报, 2023, 40(1): 25–35.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0830>

### 您可能感兴趣的其他文章

#### Articles you may be interested in

#### 典型喀斯特地区土壤重金属累积特征及环境风险评价

刘南婷, 刘鸿雁, 吴攀, 罗广飞, 李学先

农业资源与环境学报. 2021, 38(5): 797–809 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0434>

#### 云南会泽铅锌冶炼厂周边土壤重金属污染特征及健康风险评价

刘小燕, 陈棉彪, 李良忠, 胡国成, 黄建洪, 刘珊, 张丽娟, 于云江

农业资源与环境学报. 2016, 33(3): 221–229 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2015.0306>

#### 锡矿山土壤重金属生态健康风险评价及重金属在优势植物的分布

白婧, 张文, 张思思, 向国红, 徐会娟, 郑玉, 张新, 段仁燕

农业资源与环境学报. 2021, 38(3): 411–421 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0783>

#### 珠江河网淡水鱼、虾和河蚬重金属污染特性及安全性评价

谢文平, 马丽莎, 郑光明, 刘书贵

农业资源与环境学报. 2019, 36(6): 839–846 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0187>

#### 平度市金矿区农田土壤-玉米系统重金属污染风险评价

陈璐, 王凯荣, 王芳丽, 宋宁宁, 刘君

农业资源与环境学报. 2018, 35(2): 161–166 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2017.0258>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

欧灵芝, 胡鸣明, 安德章, 等. 高砷煤矿周围旱作土壤重金属污染特征及农作物健康风险评价[J]. 农业资源与环境学报, 2023, 40(1): 25–35.

OU L Z, HU M M, AN D Z, et al. Characteristics and health risk assessment of heavy metals in dryland soil and crops around a coal mine with high levels of arsenic[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2023, 40(1): 25–35.



开放科学 OSID

## 高砷煤矿周围旱作土壤重金属污染特征及农作物健康风险评价

欧灵芝<sup>1,2,3</sup>, 胡鸣明<sup>1,2,3,4</sup>, 安德章<sup>5</sup>, 唐明<sup>1,2,3</sup>, 秦樊鑫<sup>1,2,3</sup>, 李菲<sup>1,2,3</sup>, 孙媛媛<sup>1,2,3\*</sup>

(1. 贵州师范大学贵州省植物生理与发育调控重点实验室, 贵阳 550001; 2. 贵州师范大学国家林业局西南喀斯特山地生物多样性保护重点实验室, 贵阳 550001; 3. 贵州师范大学生命科学学院, 贵阳 550001; 4. 贵州轻工职业技术学院, 贵阳 550025; 5. 贵州省黔西南州生态环境局兴仁分局, 贵州 兴仁 562300)

**摘要:** 为了掌握高砷煤矿周边旱作农田重金属污染状况, 运用单因子污染指数法、内梅罗综合污染指数法和地积累指数法对高砷煤矿周边旱作土壤重金属(As、Cd、Hg、Cu、Zn)进行污染风险评价, 并采用富集系数法、目标危害商数法和致癌风险指数法对农作物和人体健康风险进行评价。结果表明: 调查区域土壤综合污染指数均值为2.12, 属中度污染水平; 土壤中As、Cd、Hg、Zn、Cu的含量均值分别为全国土壤背景值的7.91、2.57、5.26、1.53、3.44倍; As和Hg的污染等级高且范围广, Cu污染等级低但污染范围广, Cd的污染等级较低且范围较小, Zn基本无污染。富集系数法评价结果显示, 作物对5种重金属的吸收能力表现为Cd>Zn>Cu>Hg>As。农作物健康风险评价结果显示, 5种农作物的健康风险主要为非致癌风险, As是可食用农作物(除玉米外)的主要致癌风险因子和非致癌风险因子, Cd是烟草的主要致癌风险因子和非致癌风险因子。食用本地农作物对人体造成的健康风险依次为As>Cd>Hg>Cu>Zn。研究表明: 研究区域土壤处于中度污染水平, As的风险较高; 可食农作物中重金属的潜在健康风险主要源于As, 且对儿童造成的健康风险明显高于成人; 烟草的健康风险主要源于Cd; 农作物中辣椒和烟草的健康风险最高。

**关键词:** 旱作土壤; 作物; 重金属污染; 砷; 煤矿; 风险评价

中图分类号: X53; X826

文献标志码: A

文章编号: 2095-6819(2023)01-0025-11

doi: 10.13254/j.jare.2021.0830

### Characteristics and health risk assessment of heavy metals in dryland soil and crops around a coal mine with high levels of arsenic

OU Lingzhi<sup>1,2,3</sup>, HU Mingming<sup>1,2,3,4</sup>, AN Dezhang<sup>5</sup>, TANG Ming<sup>1,2,3</sup>, QIN Fanxin<sup>1,2,3</sup>, LI Fei<sup>1,2,3</sup>, SUN Yuanyuan<sup>1,2,3\*</sup>

(1. Key Laboratory of Plant Physiology and Developmental Regulation, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China; 2. Key Laboratory of National Forestry and Grassland Administration on Biodiversity Conservation in Karst Mountainous Areas of Southwestern China, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China; 3. School of Life Sciences, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China; 4. Guizhou Institute of Light Industry, Guiyang 550025, China; 5. Xingren Branch of Qianxinan Municipal Ecology and Environment Bureau, Xingren 562300, China)

**Abstract:** This study sought to gather information about the heavy metal pollution of dryland soil surrounding coal mines with high levels of arsenic (high-As). Single-factor pollution index, Nemero multi-factor pollution index, and geo-accumulation index analyses were adopted to assess the pollution risk of heavy metals including As, cadmium (Cd), mercury (Hg), copper (Cu), and zinc (Zn) in dryland soil around high-As coal mines. As an enrichment factor, targeted hazard quotient and cancer risk were adopted to evaluate the risks of crops and

收稿日期: 2021-11-29 录用日期: 2022-02-11

作者简介: 欧灵芝(1999—), 女, 贵州遵义人, 硕士研究生, 从事污染生态方面的研究。E-mail: ouzhizhi1214@163.com

\*通信作者: 孙媛媛 E-mail: sunyuanyuan@gznu.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(41761071); 贵州省科技厅基础科学研究计划项目(黔科合基础[2017]1122)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41761071); Guizhou Provincial Science and Technology Foundation([2017]1122)

human health. The average soil comprehensive pollution index in the survey area was 2.12, which was classified as a moderate pollution level. The average contents of As, Cd, Hg, Zn, and Cu was 7.91, 2.57, 5.26, 1.53 and 3.44 times the national soil background value, respectively. The pollution levels of Hg and As were high and the pollution ranges were wide. Cu had a low pollution level but a wide range. Cd had a low pollution level and range. Zn pollution was negligible. The enrichment factor results showed that the absorption capacity of crops for the five heavy metals were ranked as  $Cd > Zn > Cu > Hg > As$ . The health risk assessments of five crops revealed they were mainly non-carcinogenic. As was the most important carcinogenic and non-carcinogenic risk factor of edible crops (except corn), while Cd was risk factor of tobacco. The order of individual risk index for the health of children and adults was  $As > Cd > Hg > Cu > Zn$ . In conclusion, the soil in the survey area is moderately polluted with high risk of As. The health risk of heavy metals in edible crops is mainly attributed to As. Children are more sensitively affected by heavy metals from food ingestion than adults. The health risk of tobacco is mainly derived from Cd. Pepper and tobacco have the highest health risk among five crops.

**Keywords:** dryland soil; crops; heavy metal contamination; arsenic; coal mine; risk assessment

2014年《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国土壤环境状况总体不容乐观,其中耕地土壤点位超标率达19.4%,多以无机重金属为主要污染类型。近年来,大规模矿产资源的开发利用在推动了地方经济增长的同时,也加剧了周围农田土壤重金属污染物的富集,引发了农作物重金属含量超标等,给生态系统及人类健康造成严重威胁<sup>[1]</sup>。贵州省地处我国西南部,境内矿产资源丰富,有着“江南煤海”的美誉。为了解煤矿开采对周围环境的污染程度,学者们进行了大量调查研究,调查区域包括花溪<sup>[2]</sup>、六盘水<sup>[3]</sup>、毕节<sup>[4]</sup>、晴隆<sup>[5]</sup>、兴仁<sup>[6]</sup>、织金<sup>[7]</sup>,调查对象涉及矿区废渣、矿区废水、矿区及周围土壤、水库水、地下水、农产品。学者们对煤及煤层中金属元素的来源和分布特征及其环境危害进行了研究,发现煤层中易富集Cd、Pb、

As、Hg、Cr、Zn等有毒有害元素。贵州兴仁县已探明煤炭可采量为22.6亿t,远景储量超过45亿t,是全国200个重点产煤县之一<sup>[8]</sup>。然而,兴仁煤矿含有多种重金属且砷含量较高,引发了多起燃煤型地方性砷中毒事件<sup>[9-11]</sup>。此外,土壤中的As、Cd、Hg、Cu、Zn属于植物毒性强且农产品迁移风险高的元素<sup>[12]</sup>。因此,这几种重金属的生态安全风险及其对农产品安全和人体健康的影响应予以更多的关注。

鉴于此,本研究对高砷煤矿区下游旱地土壤中的5种重金属(As、Cd、Hg、Cu、Zn)含量进行了调查,运用多种评价方法,进行生态风险评价和健康风险评价,以期逐步改善重金属污染耕地土壤环境质量对作物的影响,为高砷煤矿区周边耕地重金属污染土壤风险控制及农田安全利用提供数据支持。

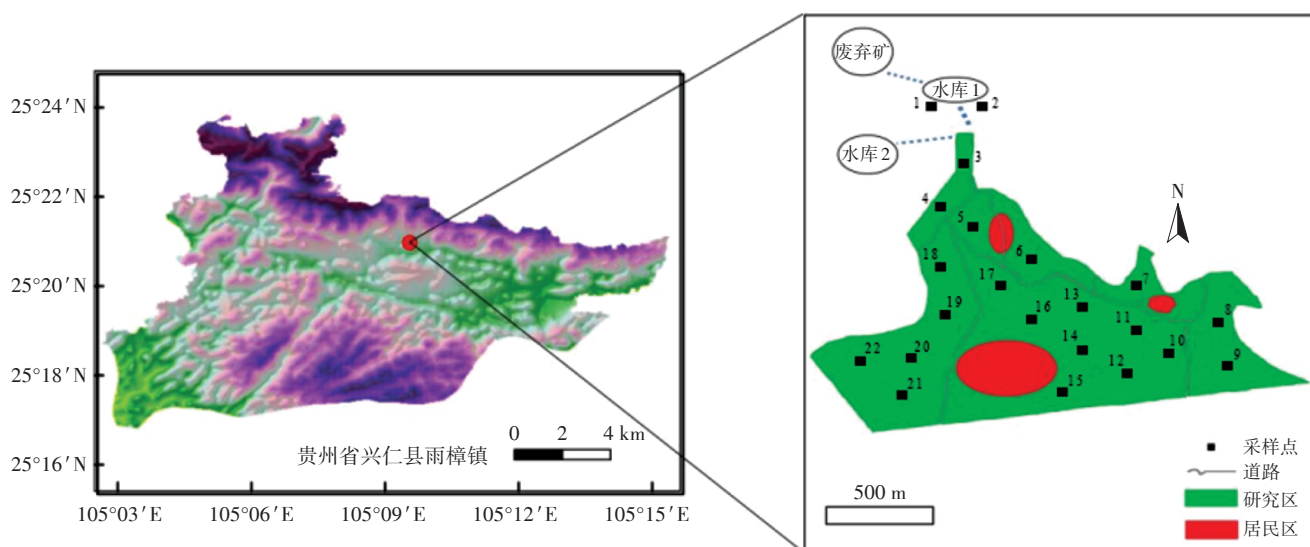


图1 研究区位置及采样点示意图

Figure 1 Position of the study area and the sampling point distribution

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

兴仁县是滇、黔和桂三省结合部的中心县,属低纬高原北亚热带湿润季风气候,雨量充沛,年均降水量 1 320.5 mm,平均气温 15.2 ℃<sup>[8]</sup>。研究区域位于黔西南兴仁县雨樟镇,涉及2座水库的灌溉区域(图1)。其中,水库1上游为高砷煤矿开采旧址,存在大量煤矸石和废渣,影响水库水资源质量,造成水体污染。农民大量使用水库1进行灌溉,导致该地区土壤酸化(pH值为3.7~5.2)和土壤砷含量偏高<sup>[13]</sup>。

1.2 样品采集及处理

采用五点采样法,随机采集农作物样品和对应土壤样品各20份,以及水库两侧土壤样品2份(图1)。土壤样品为农作物样品所在耕地0~20 cm的耕作层土壤,采集量约为1 kg;植物样品包括玉米、油菜、辣椒、白菜、烟草共5种当地常见农作物,采集时选择成熟期的整株植物,将2~5株同种作物混合为一个样品装于自封袋。采样点涵盖了当地主要的土壤利用类型,在所选研究区域内具有合理性和代表性,能充分反映该区域耕地土壤的基本性质。

土壤样品经自然风干后清除作物根系和石块等杂物,过5 mm筛,分为两部分:一部分粗磨过10目筛用于测定土壤pH值;另一部分细磨过100目筛用于测定As、Cd、Hg、Zn和Cu含量。农作物样品分为根部、茎叶、籽实,洗净后,于105 ℃下杀青30 min,再于80 ℃干燥箱中烘干,之后粉碎过100目筛,待测。

土壤pH值采用水土比为2.5:1的悬液通过pH计测定。土壤样品和植物样品中As、Hg、Cd、Cu和Zn的含量均采用酸系消解,分别依据GB/T 5009.268—2016、HJ/T 491—2019和HJ/T 680—2013方法测定。Cd、Cu和Zn的含量使用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)测定,As和Hg的含量使用原子荧光光度计(AFS)测定。

1.3 评价方法与评价标准

本研究通过单因子污染指数法、内梅罗综合污染指数法和地积累指数法评价耕地土壤重金属污染程度。采用富集系数法和危害商数法对农作物和人体健康进行污染风险评价。

1.3.1 单因子污染指数

单一污染物采用单因子污染指数法进行土壤重金属污染评价<sup>[8]</sup>。其计算公式如下:

$$P_n = \frac{C_n}{S_n} \tag{1}$$

式中: $P_n$ 为单项金属 $n$ 的污染指数; $C_n$ 为土壤中单项重金属 $n$ 的实测含量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; $S_n$ 为单项金属 $n$ 的污染物限量参比值, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

本研究区域土壤pH在3.25~8.37之间,以弱酸性为主。 $S_n$ 以《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)( $\text{pH}\leq 5.5$ )为参考值,即As、Cd、Hg、Zn和Cu限量参比值分别为40.00、0.30、1.30、200.00、50.00  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。污染等级划分为4个,详见表1。

表1 单项污染指数评价等级

Table 1 Grading of single factor pollution index

| 污染指数<br>Pollution index | 污染等级<br>Pollution degree | 污染评价<br>Pollution level |
|-------------------------|--------------------------|-------------------------|
| $P_n\leq 1$             | 1                        | 无污染                     |
| $1<P_n\leq 2$           | 2                        | 轻微                      |
| $2<P_n\leq 3$           | 3                        | 中度                      |
| $P_n>3$                 | 4                        | 重度                      |

1.3.2 内梅罗综合污染指数

单因子污染指数法结合内梅罗综合污染指数法可以更加全面地反映多种重金属造成的土壤污染状况<sup>[7]</sup>,其计算公式如下:

$$P_{\text{综}} = \sqrt{\frac{P_{\text{ave}}^2 + P_{\text{max}}^2}{2}} \tag{2}$$

式中: $P_{\text{综}}$ 为综合金属污染指数; $P_{\text{ave}}$ 为单项金属污染指数平均值; $P_{\text{max}}$ 为单项金属污染指数最大值。

污染等级划分为5个,见表2。

表2 综合污染指数评价等级

Table 2 Grading of integrated pollution index

| 污染指数<br>Pollution index  | 污染等级<br>Pollution degree | 污染水平<br>Pollution level |
|--------------------------|--------------------------|-------------------------|
| $P_{\text{综}}\leq 0.7$   | 安全                       | 清洁                      |
| $0.7<P_{\text{综}}\leq 1$ | 警戒限                      | 尚清洁                     |
| $1<P_{\text{综}}\leq 2$   | 轻污染                      | 土壤开始受到污染                |
| $2<P_{\text{综}}\leq 3$   | 中污染                      | 土壤中度污染                  |
| $P_{\text{综}}>3$         | 重污染                      | 土壤受污染已相当严重              |

1.3.3 地积累指数

地积累指数可以反映出重金属元素在土壤中的分布特点以及人为活动对环境造成的影响,该方法将人为因素的影响和地球化学背景值的影响纳入到考



虑的范围,应用广泛<sup>[7]</sup>。其计算公式如下:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{K \times B_n} \quad (3)$$

式中: $I_{geo}$ 为地积累指数; $C_n$ 为土壤中单项重金属 $n$ 的实测含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $B_n$ 为单项重金属 $n$ 的地球化学背景值, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,本研究选用贵州省土壤重金属背景值,即As、Cd、Hg、Zn和Cu的 $B_n$ 值分别为20.00、0.66、0.11、99.50、32.00  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。 $K$ 为修正系数,表示背景值可能变动的幅度,一般取1.5。污染等级划分为7个,见表3。

表3 重金属地累积指数法污染等级分类

Table 3 Classification of pollution grade by cumulative index method for heavy metals

| 地累积指数值<br>Cumulative index value | 污染等级<br>Pollution degree | 污染水平<br>Pollution level |
|----------------------------------|--------------------------|-------------------------|
| $I_{geo} \leq 0$                 | 0                        | 无污染                     |
| $0 < I_{geo} \leq 1$             | 1                        | 轻度-中度污染                 |
| $1 < I_{geo} \leq 2$             | 2                        | 中度污染                    |
| $2 < I_{geo} \leq 3$             | 3                        | 中度-强污染                  |
| $3 < I_{geo} \leq 4$             | 4                        | 强污染                     |
| $4 < I_{geo} \leq 5$             | 5                        | 强-极严重污染                 |
| $5 < I_{geo} \leq 10$            | 6                        | 极严重污染                   |

#### 1.3.4 富集系数

富集系数是农作物地上部分的重金属含量与对应土壤采样点位重金属含量的比值,用于评价农作物对土壤重金属的吸收状况。富集系数值大小与农作物吸收重金属能力成正比,并且重金属的富集系数大于1表明植物体内重金属含量高于土壤,说明植物对该重金属元素具有一定的富集能力<sup>[14]</sup>。其计算如下:

$$BCF = \frac{C_F}{C_n} \quad (4)$$

式中: $BCF$ 为农作物对单项重金属 $n$ 的富集系数; $C_F$ 为植物体内单项重金属 $n$ 的实测含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $C_n$ 为土壤中单项重金属 $n$ 的实测含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

#### 1.3.5 健康风险模型

对健康风险的评价分为非致癌健康风险和致癌健康风险,本研究中5种重金属元素对人体均具有慢性非致癌风险,其中,As和Cd还具有致癌风险<sup>[15]</sup>。

危害商数( $HQ$ )可用于评估经口摄入重金属后的非致癌健康风险。当 $HQ > 1$ 时,摄入农作物中的重金属会对暴露人群的健康产生危害;当 $HQ < 1$ 时,不会对暴露人群的健康造成危害<sup>[14]</sup>。其计算公式如下:

$$HQ_n = \frac{C_n \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT \times RfD_n} \quad (5)$$

式中: $C_n$ 为农作物样品中可食部分单项重金属 $n$ 的含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $IR$ 为人均农作物的日食用量, $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ ;  $EF$ 为重金属年暴露频率, $\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$ ;  $ED$ 为人体平均暴露年限, $\text{a}$ ;  $BW$ 为人体平均质量, $\text{kg}$ ;  $AT$ 为人均寿命期望值, $\text{d}$ ;  $RfD_n$ 为人体对重金属 $n$ 的摄入参考剂量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ,使用USEPA标准参数,即As、Cd、Hg、Zn、Cu的 $RfD$ 值分别为0.000 3、0.001、0.000 3、0.3、0.04  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。暴露对象为成人(20~45岁)和儿童(6~12岁),部分参数的取值参照国内外相关文献,详见表4。

暴露对象摄入农作物中多种重金属后带来的危害指数用 $HI$ 表示,计算公式如下:

$$HI = \sum_{i=0}^n HQ_n \quad (6)$$

当 $HI \leq 1$ 时,重金属不会对人体产生不良反应;当 $HI > 1$ 时,重金属对人体可能存在非致癌影响,数值越大,相应健康风险越高;当 $HI > 10$ 时,重金属对人体产生慢性中毒的危害<sup>[15]</sup>。

致癌风险指数( $CR$ )的计算公式如下:

表4 农作物健康风险评价相关参数

Table 4 Related parameters of health risk assessment

| 相关参数<br>Relative parameter | 参考值 Reference value |                   | 参数来源 Reference |
|----------------------------|---------------------|-------------------|----------------|
|                            | 成人 Adults           | 儿童 Children       |                |
| $IR$ (玉米)                  | 0.150               | 0.100             | [16]           |
| $IR$ (蔬菜)                  | 0.355               | 0.233             | [17]           |
| $EF$                       | 350                 | 350               | [17]           |
| $ED$                       | 30                  | 6                 | [17]           |
| $BW$                       | 60.3                | 24.5              | [17]           |
| $AT$ 非致癌                   | $ED \times 365$     | $ED \times 365$   | [17]           |
| $AT$ 致癌                    | $76.9 \times 365$   | $76.9 \times 365$ | [17]           |
| $SF_{As}$                  | 1.5                 | 1.5               | [17]           |

$$CR_n = \frac{C_n \times IR \times EF \times ED \times SF_n}{BW \times AT} \tag{7}$$

式中: $SF_n$ 为农作物样品中可食部分单项致癌重金属 $n$ 经手口途径的致癌斜率系数, $\text{kg}\cdot\text{d}\cdot\text{mg}^{-1}$ 。由于USEPA只给出了As经手口途径的 $SF$ 值(表4),故本研究只对As进行致癌风险评价。 $CR_n$ 的可接受范围为 $10^{-6}\sim 10^{-4}$ ,小于该量级表明不存在致癌健康风险,大于该量级表明存在明显致癌健康风险<sup>[15]</sup>。

由于人体摄入烟草中重金属的方式不同,其健康风险评价的模型不同于其他可食农作物,烟草的非致癌健康风险( $HQ$ )和致癌健康风险( $ILCR$ )计算公式<sup>[18]</sup>如下:

$$HQ_n = \frac{S_{yn} \times C_p D \times EF \times ED \times CF_1}{BW \times AT \times RfC_n} \tag{8}$$

$$ILCR_n = \frac{S_{yi} \times C_p D \times EF \times ED \times IUR}{BW \times AT \times DIR \times CF_2} \tag{9}$$

式中: $S_{yn}$ 为烟叶中单项重金属 $n$ 的释放量, $\mu\text{g}\cdot\text{cig}^{-1}$ ;  $C_p D$ 为每日吸烟支数, $\text{cig}\cdot\text{d}^{-1}$ ;  $EF$ 为重金属年暴露频率, $\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$ ;  $ED$ 为人体平均暴露年限, $\text{a}$ ;  $BW$ 为人体平均质量, $\text{kg}$ ;  $CF$ 为转换因子,  $CF_1$ 为 $10^{-3}\text{ mg}\cdot\mu\text{g}^{-1}$ ,  $CF_2$ 为 $10^{-3}\text{ m}^3\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $AT$ 为人均寿命期望值, $\text{d}$ ;  $DIR$ 为每日吸入率, $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ;  $RfC_n$ 为人体对重金属 $n$ 的呼吸吸入参考剂量, $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ,使用USEPA标准参数,即As和Cd的 $RfC$ 值分别为 $1.50\times 10^{-5}$ 和 $1.00\times 10^{-5}$ ;  $IUR$ 为呼吸吸入单位致癌风险, $\text{m}^3\cdot\text{mg}^{-1}$ ,使用USEPA标准参数,即As和Cd的 $IUR$ 值分别为4.30、 $1.80\text{ m}^3\cdot\text{mg}^{-1}$ <sup>[19-20]</sup>。部分参数的取值参照国内外相关文献,详见表5。

1.4 数据处理

数据处理、分析和制图分别采用Excel 2019、Arc-GIS 10.2和Origin 2019软件。

1.5 质量控制

实验中所用试剂均为优级纯,分析用水均为超纯水。土壤样品和植物样品测定过程中分别采用国家标准物质GBW07408、GBW07403、GBW10023和

表5 中国人群经吸烟暴露的相关参数

Table 5 Related Parameters of tobacco exposure in China

| 相关参数<br>Relative parameters | 参考值<br>Reference value  | 参数来源<br>Reference |
|-----------------------------|-------------------------|-------------------|
| $S_{yAs}$                   | $11.988\times 10^{-3}$  | [21]              |
| $S_{yCd}$                   | $167.045\times 10^{-3}$ | [21]              |
| $C_p D$                     | 18                      | [22]              |
| $EF$                        | 365                     | [22]              |
| $ED$                        | 56.83                   | [22]              |
| $BW$                        | 60.6                    | [23]              |
| $DIR$                       | 15.7                    | [23]              |
| $AT_{\text{非致癌}}$           | 20 743                  | [22]              |
| $AT_{\text{致癌}}$            | 27 313                  | [22]              |

GBW10014进行质量控制,样品回收率均在90%~110%之间,测定结果误差均在5%以内。

2 结果与讨论

2.1 高砷煤矿区周围旱地土壤污染

2.1.1 旱地土壤重金属含量状况

调查区域土壤中5种重金属含量结果如表6所示,土壤中As、Cd、Hg、Zn、Cu的含量均值分别为全国土壤背景值的7.91、2.57、5.26、1.53、3.44倍,为贵州省土壤平均背景值的4.43、0.39、3.35、1.14、2.43倍。其中,土壤As含量超出背景值的倍数最高,Hg次之,可见高砷煤矿旧址对当地土壤具有持续污染。变异系数反映了样本总体中各样点的平均变异程度<sup>[24]</sup>,由表6可知,As和Hg的变异系数最大,其次为Cd、Zn和Cu,这表明调查区域内个别点位As和Hg的含量较高。在水库1两侧采集的土壤样品中重金属含量远远高于其他点位,本研究区域土壤As含量与采样点和水库1之间的距离有关,表现出As含量随着土壤样点与水库1之间距离增加而降低的态势<sup>[25]</sup>。这是由于原高砷煤矿厂产生的酸性废水随意排放,严重影响了附近水库的水质,而水库的农业灌溉又导致了耕

表6 旱地土壤重金属含量统计

Table 6 Statistic values of heavy metal content of dry land soil

| 项目 Item                                      | As           | Cd        | Hg        | Zn           | Cu           |
|----------------------------------------------|--------------|-----------|-----------|--------------|--------------|
| 均值/ $(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$         | 88.59        | 0.26      | 0.37      | 113.32       | 77.73        |
| 范围/ $(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$         | 18.80~414.00 | 0.03~0.42 | 0.06~1.25 | 42.00~144.00 | 43.00~100.00 |
| 变异系数/%                                       | 96.45        | 41.42     | 87.54     | 22.60        | 21.32        |
| 全国土壤背景值均值/ $(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$  | 11.20        | 0.10      | 0.07      | 74.20        | 22.60        |
| 贵州省土壤背景值均值/ $(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$ | 20.00        | 0.66      | 0.11      | 99.50        | 32.00        |

注: $n=22$ , $n$ 为样品个数。下同。  
Note: $n=22$ , $n$  is the number of samples. The same below.

地土壤酸化和重金属含量升高。长年的灌溉水使用导致旱地土壤重金属持续积累,土壤恢复缓慢。人为活动的频繁加大了外源重金属风险,因此区域内靠近水库的旱地污染物含量较高,个别点位土壤污染异常。煤矿旧址虽然废弃,但污染情况应当持续关注。

### 2.1.2 旱地土壤重金属污染评价

根据综合污染指数评价,研究区域22个样点中,13个样点属于轻度污染,1个样点属于中度污染,5个样点属于重度污染;土壤样点污染率达86.37%(表7)。从5种重金属的单因子污染指数来看,几乎所有点位都存在As污染,这表明As污染的覆盖程度较广,且中度和重度污染的耕地占比高达45.46%;Hg、Cd和Cu的污染率分别为27.27%、27.27%和45.45%;Zn的污染率为0(表7)。由图2研究区域土壤样点地积累指数( $I_{geo}$ )可知,土壤重金属的风险等级依次表现为 $As>Hg>Cu>Cd=Zn$ 。污染程度与内梅罗综合污染指数法结果基本一致,所有样点中均存在As污染,中度至强污染的样点占比为50.00%,污染等级为2级,是5种重金属中污染最为严重的元素;Cu的污染占比为95.00%,主要以轻度到中度污染水平为主;Hg的污染占比为68.18%,采样点农田普遍受到不同程度的污染;Cd和Zn无污染。

综上所述,研究区域旱地土壤受As污染严重,Cu和Hg次之。由于黔西南地区属于特殊的低温成矿区,区域内矿床通常伴有低温热液元素,因此煤矿极易富集存在伴生情况的As和Hg<sup>[26]</sup>,加之矿区周围的水库灌溉与早年煤矿开采活动,导致土壤As和Hg含量高、污染广。此外,土壤重金属富集还可能与改革开放以来农村快速发展农业产业有关。值得关注的是,此研究区域土壤表层对重金属的吸附阻隔能力,可能是导致土壤对5种重金属积累且产生高变异性的原因之一。旱地土壤相比水田更容易富集As和Hg<sup>[27]</sup>,因此,研究区域重金属污染防治对当地旱地农

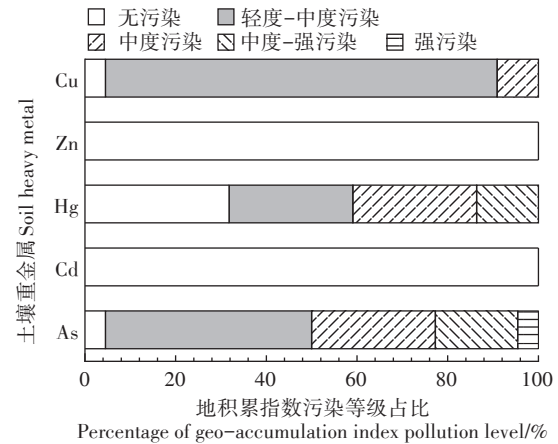


图2 土壤重金属地积累指数

Figure 2 Accumulation index of soil heavy metal

业的良性发展格外重要。

## 2.2 农作物重金属污染风险

### 2.2.1 农作物中重金属含量水平

研究区域农作物地上部分重金属含量分布如图3所示,五种作物地上部分中,As含量范围为0.077~2.267  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,变异系数为50.74%;Cd含量范围为0.104~5.544  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,变异系数为100.61%;Hg含量范围为0.014~0.331  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,变异系数为89.92%;Zn含量范围为23.526~106.578  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,变异系数为32.77%;Cu含量范围为5.466~60.568  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,变异系数为71.46%。5种元素变异系数从大到小依次为 $Cd>Hg>Cu>As>Zn$ 。这与土壤中5种重金属的积累和高变异性类似,表明作物和土壤之间的相关性显著。由表8可知,玉米中除Zn外,其他重金属含量相对较低;烟草中Cd、Hg和Cu含量相对较高;辣椒中重金属As、Zn、Cu含量相对较高;油菜中Hg、As、Cd含量相对较高;白菜中5种重金属含量均较低。由此可见,不同种类农作物对重金属的富集差异较大,这与样品采集的区域、作物的种植、作物本身的生理特性等密切

表7 旱地土壤重金属污染水平

Table 7 The heavy metals pollution level of dry land soil

| 指标<br>Index    | 重金属<br>Heavy metal | 均值<br>Average value | 范围<br>Range | 轻度污染率<br>Light pollution rate/% | 中度污染率<br>Moderate pollution rate/% | 重度污染率<br>Severe pollution rate/% |
|----------------|--------------------|---------------------|-------------|---------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|
| 单因子污染指数 $P_i$  | As                 | 2.65                | 0.47~10.35  | 50.00                           | 22.73                              | 22.73                            |
|                | Cd                 | 0.75                | 0.10~1.40   | 27.27                           | —                                  | —                                |
|                | Hg                 | 0.80                | 0.09~2.72   | 18.18                           | 9.09                               | —                                |
|                | Zn                 | 0.40                | 0.17~0.58   | —                               | —                                  | —                                |
|                | Cu                 | 1.17                | 0.49~2.00   | 45.45                           | —                                  | —                                |
| 综合污染指数 $P_{综}$ | 合计                 | 2.12                | 0.97~7.73   | 59.09                           | 4.55                               | 22.73                            |

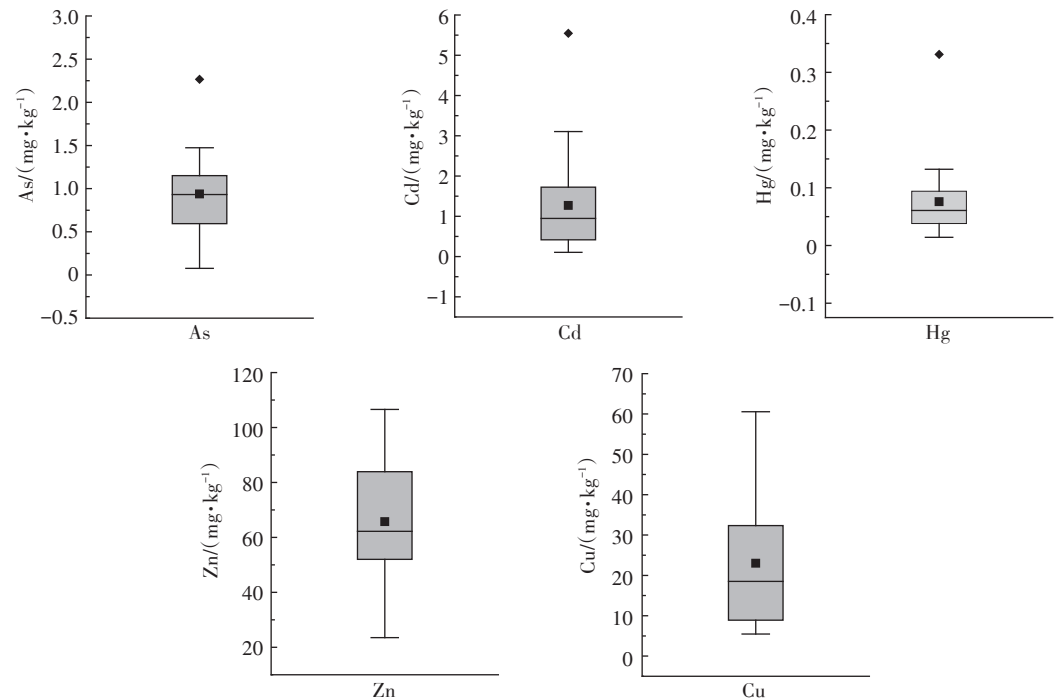


图3 作物地上部分重金属含量分布箱型图

Figure 3 Box plot of heavy metals content of crop shoot

表8 农作物地上部分重金属含量(以干质量计,mg·kg<sup>-1</sup>)

Table 8 Content of heavy metals in crop shoots(dry weight,mg·kg<sup>-1</sup>)

| 作物<br>Crop | As          |            | Cd          |            | Hg          |            | Zn             |            | Cu            |            |
|------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|----------------|------------|---------------|------------|
|            | 范围 Range    | 均值 Average | 范围 Range    | 均值 Average | 范围 Range    | 均值 Average | 范围 Range       | 均值 Average | 范围 Range      | 均值 Average |
| 油菜(n=3)    | 1.116~1.474 | 1.327      | 0.958~1.758 | 1.251      | 0.056~0.331 | 0.151      | 54.771~81.696  | 64.134     | 5.653~9.990   | 7.169      |
| 白菜(n=3)    | 0.458~1.441 | 0.948      | 0.362~0.493 | 0.441      | 0.025~0.104 | 0.056      | 23.526~61.487  | 47.117     | 5.466~7.800   | 6.774      |
| 辣椒(n=3)    | 0.919~2.267 | 1.426      | 0.312~2.265 | 1.172      | 0.032~0.096 | 0.065      | 73.462~96.657  | 85.301     | 27.030~37.467 | 33.562     |
| 玉米(n=7)    | 0.077~1.186 | 0.738      | 0.104~1.690 | 0.683      | 0.014~0.092 | 0.052      | 38.152~106.578 | 71.965     | 11.300~60.568 | 24.870     |
| 烟草(n=4)    | 0.542~0.756 | 0.622      | 1.481~5.544 | 2.994      | 0.037~0.132 | 0.085      | 40.574~86.455  | 55.407     | 17.089~49.518 | 35.826     |

相关,其中作物根系和根际土壤情况差异、作物重金属螯合肽等因素值得关注<sup>[28]</sup>。

2.2.2 农作物重金属富集能力

富集系数愈大表明农作物吸收重金属的能力越强,抗土壤重金属污染的能力则越弱,此外,重金属大量积累会影响作物对其他基本元素的吸收和转运,还会导致作物生长缓慢、植株矮小和产量下降等<sup>[29]</sup>。5种农作物地上部分重金属富集情况如图4所示,每个柱子代表每种农作物地上部分对5种重金属富集系数的总和。由图4可知,就单一重金属而言,农作物对重金属吸收能力由强到弱依次表现为Cd>Zn>Cu>Hg>As。5种农作物地上部分Cd、Zn、Cu、Hg、As的富集系数均值分别为4.846、0.571、0.292、0.291和

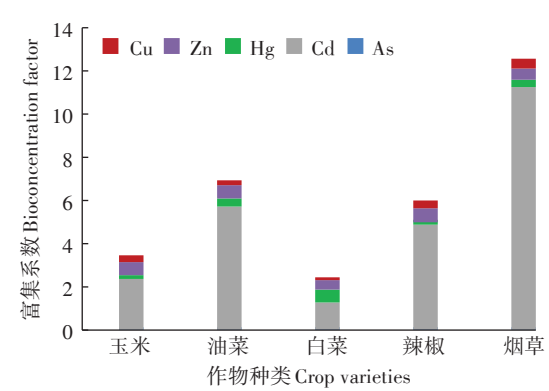


图4 不同农作物地上部分重金属生物富集系数均值

Figure 4 Average value of bioconcentration factor of heavy metals in different crops shoots



0.015,说明农作物对不同重金属的吸收富集能力存在差异。其中,Cd的富集系数远大于其他重金属,这是由于大多数作物对Cd具有较强的富集能力<sup>[30]</sup>。然而,本研究中土壤As和Hg的含量虽较高,但相应的富集系数不高,这可能与As和Hg在土壤中的赋存形态有关,其铁锰氧化物结合态及残渣态稳定性较强,难以被植物吸收<sup>[31]</sup>。

就不同作物品种而言,5种作物对重金属的富集能力强弱依次表现为烟草>油菜>辣椒>玉米>白菜。本研究中,烟草中Cd的富集系数最高,可达11.24。赵阿娟等<sup>[32]</sup>的调查显示,长沙烟区烟叶Cd的富集系数高达23.05,烟草是易富集Cd的作物。不同种类蔬菜对重金属富集能力表现为叶菜类>根茎类>球茎类>果菜类<sup>[33]</sup>。本研究也得到了类似的结果。尽管果菜类对重金属的富集能力较弱,但是本研究区域辣椒对Cd有较高的吸收能力,玉米对Cd和Zn也具有较强富集能力。玉米和辣椒的强富集能力与作物品种以及土壤重金属含量高有关,且土壤中的Cd和Zn对玉米中Cd和Zn的积累还可能存在促进作用<sup>[34]</sup>。

### 2.3 人体健康风险评价

重金属Cd、Zn、Pb、Cu、Hg和As可以通过水、大气、农作物等多种介质进入人体并在人体内产生慢性积累效应,最终产生致癌或非致癌风险。鉴于此,对玉米、油菜、白菜和辣椒可食部位以及烟叶中的重金属进行健康风险评价。

#### 2.3.1 可食农作物健康风险

玉米、油菜、白菜和辣椒可食部位中重金属的非致癌风险指数如图5所示。由图5可知,从单一重金属的HQ值来看,研究区域内油菜、白菜HQ的排序为

As>Cd>Hg>Cu>Zn,玉米、辣椒表现为As>Cd>Cu>Zn>Hg。其中,蔬菜中As的HQ均大于1,说明高砷煤矿区周围居民食用蔬菜导致的As潜在健康风险最高。此外,儿童食用油菜和辣椒摄入Cd的HQ为1.14和1.07,均大于1。郑娜等<sup>[35]</sup>发现某锌厂周围居民食用蔬菜摄入Cd的HQ值高达6.932(成人)和9.102(儿童)。这表明高砷煤矿区周围成人和儿童存在较高的As暴露的健康风险,儿童同时还存在较低的Cd暴露的健康风险。总体来看,高砷煤矿区周围人群的健康风险主要来源于As。此外,儿童摄入重金属的HQ均高于成人,说明儿童的健康风险高于成人。由于儿童免疫力和代谢功能都较弱,其对环境污染物的敏感性比成人更高<sup>[36]</sup>。

HI表示多种重金属的复合污染导致的人群潜在健康风险。食用蔬菜类作物摄入的重金属健康风险HI值均大于1,食用玉米籽粒摄入重金属的HI值均小于1。食用不同种类蔬菜摄入的重金属健康风险依次为辣椒>油菜>白菜。由图5可知,油菜、白菜和辣椒重金属HI中均为As的占比最高,Cd和Cu次之,Hg和Zn的占比较低。此外,辣椒中As的HI占比最高。该结果表明,高砷煤矿区周围居民食用油菜、白菜、辣椒而摄入As的健康风险最高,其次是Cd和Cu,Hg和Zn的健康风险较低。

研究区域人群每年通过4种作物摄入As的致癌风险指数见表9。就不同种类农作物中重金属致癌风险指数来看,食用4种作物致癌风险依次为辣椒>油菜>白菜>玉米。人群食用玉米的CR值最低,介于 $10^{-6}$ ~ $10^{-4}$ ,表明可能存在致癌风险;白菜、油菜和辣椒的CR值大于 $10^{-4}$ ,表明存在一定的致癌风险。就评

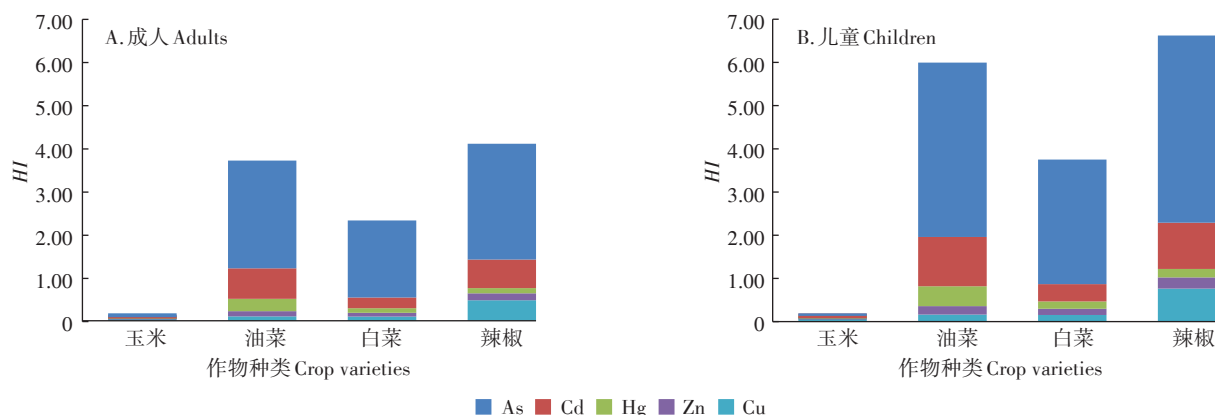


图5 不同种类农作物中重金属对人群的非致癌风险指数

Figure 5 The  $HQ_n$  and  $HI$  value of heavy metals to human in different varieties of crops

表9 不同种类农作物中As对人群的致癌风险指数  
Table 9 The CR value of As to human in different varieties of crops

| 玉米 Corn               |                       | 油菜 Rape               |                       | 白菜 Bokchoy            |                       | 辣椒 Pepper             |                       |
|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| 成人 Adult              | 儿童 Children           | 成人 Adult              | 儿童 Children           | 成人 Adult              | 儿童 Children           | 成人 Adult              | 儿童 Children           |
| 5.94×10 <sup>-6</sup> | 1.95×10 <sup>-6</sup> | 4.38×10 <sup>-4</sup> | 1.42×10 <sup>-4</sup> | 3.13×10 <sup>-4</sup> | 1.01×10 <sup>-4</sup> | 4.71×10 <sup>-4</sup> | 1.52×10 <sup>-4</sup> |

价人群来看,成人摄入4种农作物中As的CR值约为儿童的3倍,表明成人食用4种农作物的致癌风险更高。本研究中,4种可食农作物中As的非致癌风险系数占比高达99.9%,说明研究区域人群通过农作物摄入As所引起的健康风险主要为非致癌风险。

2.3.2 烟草健康风险

烟草是我国重要的经济作物,也是易富集Cd的作物之一。本研究发现烟草对Cd的富集系数在5种作物中最高(图4)。因此,有必要对研究区烟草中的重金属进行健康风险评价。由于USEPA只给出了As和Cd经呼吸途径RfC值和IUR值<sup>[19-20]</sup>,故本研究只对As和Cd进行非致癌健康风险和致癌健康风险评价,结果如表10所示,烟草中As的HQ值小于1,ILCR值小于10<sup>-6</sup>,这表明人体通过抽吸研究区域烟草所吸入的As对人体健康无风险。烟叶中Cd的HQ值大于1,ILCR值介于10<sup>-6</sup>~10<sup>-4</sup>,且总健康风险指数中(HQ<sub>Cd</sub>与ILCR<sub>Cd</sub>之和),HQ占99.9%以上,该结果表明人体通过抽吸研究区域烟草所吸入的Cd会给人体健康带来非致癌风险和致癌风险,且以非致癌风险为主。由于烟草易积累Cd,且Cd在卷烟主流烟气中的迁移率较高<sup>[21]</sup>,因此,对于烟草来说,Cd是健康风险最高的重金属元素。

目前,尽管研究区域居民摄入5种作物后,重金属对身体健康并未产生影响,然而鉴于喀斯特地区匮乏的耕地资源与较高的重金属地质背景,其耕地土壤污染和农作物安全隐患仍不容忽视,建议当地筛选低积累辣椒品种进行推广种植,尽快制定烟草重金属相关限量标准,以保证当地居民的健康。

3 结论

(1)黔西南典型高砷煤矿区周围旱地土壤中As、Cd、Hg、Zn、Cu的含量均值分别是全国土壤背景值的

7.91、2.57、5.26、1.53、3.44倍;22个样点中属于轻度、中度、重度污染的样点分别为13、1、5个。

(2)研究区域内农作物对5种重金属吸收能力由强到弱依次为Cd>Zn>Cu>Hg>As;5种作物中,烟草、辣椒、油菜吸收重金属的能力相对较强,玉米和白菜吸收重金属的能力较弱。

(3)As是研究区域居民食用当地农作物导致健康风险的重要因素,Cd是人群抽吸卷烟导致健康风险的主要来源,研究区域食用不同作物摄入重金属的健康风险从高到低依次为辣椒>油菜>白菜>玉米。

参考文献:

[1] YANG Q Q, LI Z Y, LU X N, et al. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 690–700.

[2] 肖厚军,何佳芳,苟久兰,等.贵阳市花溪区久安煤矿煤矸石现状及植被恢复的调查[J]. *贵州农业科学*, 2012, 40(6): 225–227. XIAO H J, HE J F, GOU J L, et al. Survey of coal waste status and vegetation restoration in Jiu'an coal mine in Huaxi District of Guiyang City[J]. *Guizhou Agricultural Sciences*, 2012, 40(6): 225–227.

[3] 李鹏,李珂,陈超. 贵州松河煤矿矿区的再生利用和生态系统的恢复[J]. *内蒙古煤炭经济*, 2013(9): 62–64. LI P, LI K, CHEN C. Recycling and ecological system restoration of Songhe coal mine in Guizhou[J]. *Inner Mongolia Coal Economy*, 2013(9): 62–64.

[4] 刘沛友,石越辉,支嘉健,等.毕节市煤矿废水重金属成分研究[J]. *能源环境保护*, 2015, 29(6): 53–56. LIU P Y, SHI Y H, ZHI J J, et al. Heavy metal composition research in coal mine waste water of Bijie City[J]. *Energy Environmental Protection*, 2015, 29(6): 53–56, 6.

[5] 曾红晓,顾尚义. 晴隆锑矿和煤矿矿区岩溶地下水环境质量评估[J]. *中国环境监测*, 2017, 33(6): 78–86. ZENG H X, GU S Y. Environmental quality assessment on Karst groundwater in antimony and coal mines concentration area of Qinglong[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2017, 33(6): 78–86.

[6] 罗沐欣健,李盼,许志东,等. 贵州兴仁煤矿开采旧址重金属Cd、Hg

表10 烟草重金属健康风险评价结果  
Table 10 Health risk assessment results of heavy metals in tabacoo

| 非致癌健康风险指数 Non-carcinogenic health risks index |                  |      | 致癌健康风险指数 Carcinogenic health risks index |                       |                       |
|-----------------------------------------------|------------------|------|------------------------------------------|-----------------------|-----------------------|
| HQ <sub>As</sub>                              | HQ <sub>Cd</sub> | HI   | ILCR <sub>As</sub>                       | ILCR <sub>Cd</sub>    | ILCR <sub>As+Cd</sub> |
| 0.24                                          | 4.96             | 5.20 | 7.41×10 <sup>-7</sup>                    | 4.32×10 <sup>-6</sup> | 5.06×10 <sup>-6</sup> |

- 和As在常见蕨类及其根际土壤中的含量与积累特征研究[J]. 地球与环境, 2019, 47(5): 629-636. LUO M X J, LI P, XU Z D, et al. Concentrations and accumulation of Cd, Hg and As in common pteridophytes and their rhizosphere soils at an abandoned coal mine in Xingren, Guizhou[J]. *Earth and Environment*, 2019, 47(5): 629-636.
- [7] 杨艳, 吴攀, 李学先, 等. 贵州织金县贯城河上游煤矿区富硒高镉土壤重金属的分布特征及生态风险评价[J]. 生态学杂志, 2018, 37(6): 1797-1806. YANG Y, WU P, LI X X, et al. Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in selenium-rich soil with high cadmium content of coal mining area in upper reaches of Guancheng River in Zhijin County, Guizhou[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, 37(6): 1797-1806.
- [8] 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. PANG W P, QIN F X, LÜ Y C, et al. Chemical speciation and risk assessment of heavy metals in farmland soil in Xingren coal mine area of Guizhou Province[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(5): 1468-1478.
- [9] 周代兴, 刘定南. 高砷煤污染引起慢性砷中毒的调查[J]. 中华预防医学杂志, 1993, 27(3): 147-150. ZHOU D X, LIU D N. Investigation on chronic arsenic poisoning caused by high arsenic coal pollution[J]. *Chinese Journal of Preventive Medicine*, 1993, 27(3): 147-150.
- [10] WAN F D P, LUO P, ZOU Z L, et al. Alterations of arsenic levels in arsenicosis residents and awareness of its risk factors: A population-based 20-year follow-up study in a unique coal-borne arsenicosis county in Guizhou, China[J]. *Environment International*, 2019, 129: 18-27.
- [11] DAI S F, ZENG R S, SUN Y Z. Enrichment of arsenic, antimony, mercury, and thallium in a Late Permian anthracite from Xingren, Guizhou, southwest China[J]. *International Journal of Coal Geology*, 2006, 66: 217-226.
- [12] 赵方杰, 谢婉滢, 汪鹏. 土壤与人体健康[J]. 土壤学报, 2020, 57(1): 1-11. ZHAO F J, XIE W Y, WANG P. Soil and human health[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2020, 57(1): 1-11.
- [13] 邱丽娟, 吴攀, 张翅鹏, 等. 高砷煤矿污染稻田水稻对砷的吸收与赋存特征研究[J]. 生态环境学报, 2018(7): 1292-1297. QIU L J, WU P, ZHANG C P, et al. Study on the uptake and occurrence features of arsenic in rice in the field contaminated by high arsenic coal mine[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018(7): 1292-1297.
- [14] 陈志良, 黄玲, 周存宇, 等. 广州市蔬菜中重金属污染特征研究与评价[J]. 环境科学, 2017, 38(1): 389-398. CHEN Z L, HUANG L, ZHOU C Y, et al. Characteristics and evaluation of heavy metal pollution in vegetables in Guangzhou[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(1): 389-398.
- [15] 李有文, 王晶, 巨天珍, 等. 白银市不同功能区土壤重金属污染特征及其健康风险评价[J]. 生态学杂志, 2017, 36(5): 1408-1418. LI Y W, WANG J, JU T Z, et al. Heavy metal pollution characteristics and human health risk assessment in soils from different functional areas of Baiyin, Gansu, China[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2017, 36(5): 1408-1418.
- [16] 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.
- [17] ANTONIADIS V, ANTONIADIS S M, LEVIZOU E, et al. A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment? A review[J]. *Environment International*, 2019, 127: 819-847.
- [18] FOWLES J, DYBING E. Application of toxicological risk assessment principles to the chemical constituents of cigarette smoke[J]. *Tobacco Control*, 2003, 12(4): 424-430.
- [19] Office of Emergency and Remedial Response, US Environmental Protection Agency. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual. Part A: EPA/540/1-89/002[S]. Washington DC: USEPA, 1989.
- [20] Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, US Environmental Protection Agency. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual. Part E: EPA/540/R/99/005[S]. Washington DC: USEPA, 2004.
- [21] 周茂忠, 张悠金, 姚鹤鸣, 等. 卷烟主流烟气重金属迁移率与烟叶中重金属不同形态之间的关系研究[J]. 中国烟草学报, 2017, 23(2): 1-12. ZHOU M Z, ZHANG Y J, YAO H M, et al. Study on relationships between occurrence forms of heavy metals in tobacco leaf and their migration ratios into mainstream cigarette smoke[J]. *Acta Tabacaria Sinica*, 2017, 23(2): 1-12.
- [22] 郭军伟, 王洪波, 谢复伟, 等. 中国人群经吸烟暴露砷的健康风险评估[J]. 烟草科技, 2015, 48(5): 61-66. GUO J W, WANG H B, XIE F W, et al. Health risk assessment of Chinese population exposed to arsenic in cigarette smoke[J]. *Tobacco Science & Technology*, 2015, 48(5): 61-66.
- [23] 中华人民共和国环境保护部. 中国人群暴露参数手册(成人卷)[M]. 北京: 中国环境出版社, 2013: 14, 750. Ministry of Environmental Protection, PRC. Chinese population exposure parameters manual (Adult volume) [M]. Beijing: China Environmental Press, 2013: 14, 750.
- [24] NEZHAD M K, TABATABAII S M, GHOLAMI A. Geochemical assessment of steel smelter-impacted urban soils, Ahvaz, Iran[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2015, 152: 91-109.
- [25] 刘宏. 高砷煤矿废水灌溉区土壤中砷的环境行为特征[D]. 贵阳: 贵州大学, 2010: 27-28. LIU H. Environmental behavior characteristics of arsenic in soil of high arsenic coal mine wastewater irrigation area[D]. Guiyang: Guizhou University, 2010: 27-28.
- [26] 梁隆超. 西南喀斯特煤矿区汞的表生环境地球化学研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2020: 8-13. LIANG L C. Supergene environmental geochemistry of mercury in Karst coal mining areas, southwest China [D]. Guiyang: Guizhou University, 2020: 8-13.
- [27] 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价[J]. 中国地质, 2021, 48(3): 708-720. ZHU D N, ZOU S Z, ZHOU C S, et al. Hg and As contents of

- soil-crop system in different tillage types and ecological health risk assessment[J]. *Geology in China*, 2021, 48(3):708-720.
- [28] 张福锁. 环境胁迫与植物根际营养[M]. 北京:中国农业出版社, 1998:210-244. ZHANG F S. Environmental stress and plant rhizosphere nutrition[M]. Beijing:China Agriculture Press, 1998:210-244.
- [29] 李相楹, 何腾兵, 付天岭, 等. 重金属元素在土壤-蔬菜系统中的迁移富集及其毒性机理研究进展[J]. 应用化工, 2021, 50(7):1932-1937. LI X Y, HE T B, FU T L, et al. Review of migration, bioaccumulation and toxicity of heavy metals in soil-vegetables system[J]. *Applied Chemical Industry*, 2021, 50(7):1932-1937.
- [30] 蔚青, 李巧玲, 李冰茹, 等. 北京市典型有机设施蔬菜基地重金属污染特征及风险评估[J]. 生态毒理学报, 2019, 14(3):258-271. WEI Q, LI Q L, LI B R, et al. Heavy metal pollution characteristics and risk assessment of typical organic facility vegetable bases in Beijing[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2019, 14(3):258-271.
- [31] 蔡楠, 肖青青, 许振成, 等. 基于土壤-农作物迁移途径重金属镉化学形态研究[J]. 中国环境科学, 2013, 33(增刊1):13-18. CAI N, XIAO Q Q, XU Z C, et al. The chemical forms of cadmium through soil-crop transport[J]. *China Environmental Science*, 2013, 33(Suppl 1):13-18.
- [32] 赵阿娟, 曾维爱, 蔡海林, 等. 长沙烟区烟叶重金属含量与土壤重金属含量及其性质的相关性分析[J]. 中国烟草学报, 2020, 26(5):90-97. ZHAO A J, ZENG W A, CAI H L, et al. Correlation analysis of heavy metal content in tobacco leaf and soil and physicochemical properties in Changsha tobacco growing area[J]. *Acta Tabacaria Sinica*, 2020, 26(5):90-97.
- [33] 孙硕, 李菊梅, 马义兵, 等. 河北省蔬菜大棚土壤及蔬菜中重金属累积分析[J]. 农业资源与环境学报, 2019, 36(2):236-244. SUN S, LI J M, MA Y B, et al. Accumulation of heavy metals in soil and vegetables of greenhouse in Hebei Province, China[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2019, 36(2):236-244.
- [34] 陆素芬, 张云霞, 余元元, 等. 广西南丹土壤-玉米重金属积累特征及其健康风险[J]. 生态与农村环境学报, 2017, 33(8):706-714. LU S F, ZHANG Y X, YU Y Y, et al. Characteristics of heavy metal accumulation in soil-corn system contents and their health risks in Nandan, Guangxi[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2017, 33(8):706-714.
- [35] 郑娜, 王起超, 郑冬梅. 基于THQ的锌冶炼厂周围人群食用蔬菜的健康风险分析[J]. 环境科学学报, 2007, 27(4):672-678. ZHENG N, WANG Q C, ZHENG D M. Health risk assessment of heavy metals to residents by consuming vegetable irrigated around zinc smelting plant based THQ[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, 27(4):672-678.
- [36] 王北洪, 马智宏, 冯晓元, 等. 北京市蔬菜重金属含量及健康风险评估[J]. 食品安全质量检测学报, 2015, 6(7):2736-2745. WANG B H, MA Z H, FENG X Y, et al. Concentrations and health risk evaluation of heavy metals in vegetables in Beijing[J]. *Journal of Food Safety & Quality*, 2015, 6(7):2736-2745.