

贵州省某县辣椒种植区土壤重金属空间分布特征及来源解析

曾庆庆, 付天岭, 邹洪琴, 滕浪, 吴康, 谢挺, 何腾兵

引用本文:

曾庆庆, 付天岭, 邹洪琴, 等. 贵州省某县辣椒种植区土壤重金属空间分布特征及来源解析[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(1): 102-113.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0665>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

基于PMF和Pb同位素的农田土壤中重金属分布及来源解析

陈锦芳, 方宏达, 巫晶晶, 林锦美, 蓝伟斌, 陈进生

农业环境科学学报. 2019, 38(5): 1026-1035 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1170>

细河流域农田土壤重金属污染评价及来源解析

宁翠萍, 李国琛, 王颜红, 李波, 田莉, 王世成

农业环境科学学报. 2017, 36(3): 487-495 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1222>

珲春盆地农田重金属分布特征及源解析

郭晓东, 孙岐发, 赵勇胜, 蔡贺

农业环境科学学报. 2018, 37(9): 1875-1883 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1718>

近十年中国土壤重金属污染源解析研究进展

陈雅丽, 翁莉萍, 马杰, 武晓娟, 李永涛

农业环境科学学报. 2019, 38(10): 2219-2238 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1449>

安徽省典型区农用地土壤重金属污染成因及特征分析

尹国庆, 江宏, 王强, 聂静茹, 马友华, 胡宏祥

农业环境科学学报. 2018, 37(1): 96-104 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0911>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

曾庆庆, 付天岭, 邹洪琴, 等. 贵州省某县辣椒种植区土壤重金属空间分布特征及来源解析[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(1): 102-113.

ZENG Qing-qing, FU Tian-ling, ZOU Hong-qin, et al. Spatial distribution characteristics and sources of heavy metals in soil in a pepper growing area of county in Guizhou Province, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(1): 102-113.



开放科学 OSID

贵州省某县辣椒种植区土壤重金属空间分布特征及来源解析

曾庆庆^{1,2,3}, 付天岭^{2,4}, 邹洪琴¹, 滕浪^{1,2}, 吴康³, 谢挺⁵, 何腾兵^{1,2,4*}

(1. 贵州大学农学院, 贵阳 550025; 2. 贵州省山地畜禽养殖污染控制与资源化技术工程实验室, 贵阳 550025; 3. 遵义市农业科学研究院, 贵州 遵义 563100; 4. 贵州大学新农村发展研究院, 贵阳 550025; 5. 遵义市播州区农业农村局, 贵州 遵义 563100)

摘要: 为了探讨贵州省某县辣椒种植区土壤重金属来源, 采用4 km×4 km的网格采集了108个土壤样品, 运用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)和原子荧光光谱仪(AFS)测定土壤中Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Zn、Ni元素含量, 通过正定矩阵因子分析模型(PMF)解析土壤中8种重金属的污染来源。结果表明: 辣椒种植区土壤大部分重金属含量相对贵州省土壤背景值已存在一定程度的富集, 大部分土壤中Cd含量超过农用地土壤污染风险筛选值, 且8个重金属在研究区的分布差异较大, Cd、Hg、As、Cr、Ni的高含量区主要分布在研究区的东部; Pb的高含量区较为零散, 没有明显集中分布区; Cu、Zn的高含量区主要分布于西南部。PMF模型解析出5个贡献源, 工业源、自然源、交通源、大气沉降源及混合源。其中, Cd的污染来源较为复杂, 有自然背景、农业活动、工业活动等; Hg的主要来源是大气沉降; As的污染来源主要是工业活动; Pb、Zn的污染来源主要是交通活动; Cr、Cu、Ni的主要来源是自然背景, 其中部分Zn还可能来源于交通活动。辣椒种植区存在Cd、Hg、As、Cu、Ni污染风险, 辣椒产业布局应考虑交通、工业等活动对土壤表层重金属的影响, 减少污染源、降低污染物排放量; 同时也要合理的施用化肥、农药, 以保障辣椒的安全生产。

关键词: 辣椒; 土壤重金属; PMF模型; 源解析

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2021)01-0102-12 doi:10.11654/jaes.2020-0665

Spatial distribution characteristics and sources of heavy metals in soil in a pepper growing area of county in Guizhou Province, China

ZENG Qing-qing^{1,2,3}, FU Tian-ling^{2,4}, ZOU Hong-qin¹, TENG Lang^{1,2}, WU Kang³, XIE Ting⁵, HE Teng-bing^{1,2,4*}

(1. College of Agriculture, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 2. Engineering Laboratory for Pollution Control and Resource Reuse Technology of Livestock and Poultry Breeding in Mountain, Guiyang 550025, China; 3. Zunyi Academy of Agriculture Sciences, Zunyi 563100, China; 4. The New Rural Development Research Institute, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 5. Bozhou Bureau of Agriculture and Rural Affairs, Zunyi 563100, China)

Abstract: 108 soil samples in a 4 km × 4 km grid was collected to explore the sources of soil heavy metals in a chili pepper plantation in Guizhou Province. Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) and atomic fluorescence spectroscopy were used to determine the Cd, Hg, As, Pb, Cr, Cu, Zn, and Ni levels in soil, and a positive definite matrix factor analysis (PMF) model was used to analyze their respective pollution sources. The results showed that most of the heavy metals content in the pepper soil was enriched to a certain extent

收稿日期: 2020-06-13 录用日期: 2020-09-22

作者简介: 曾庆庆(1995—), 男, 贵州湄潭人, 硕士研究生, 研究方向为农业资源利用。E-mail: 1473074699@qq.com

*通信作者: 何腾兵 E-mail: hetengbing@163.com

基金项目: 国家自然科学基金委员会-贵州省人民政府喀斯特科学研究中心项目(U1612442); 贵州省科技厅基础条件平台建设项目(黔科合平台人才[2019]5701号)

Project supported: The Joint Fund of the National Natural Science Foundation of China and Guizhou Province Karst Scientific Research Centre Project (U1612442); The Science and Technology Department's Infrastructure Platform of Guizhou Province ([2019]5701)

relative to the background values in Guizhou Province. Soil Cd levels exceeded the risk screening value for soil contamination on agricultural land, and the distribution of the eight heavy metals in the study area varied widely. Areas with high Cd, Hg, As, Cr, and Ni content were mainly located in the eastern part of the study area; areas with high Pb content were more scattered, with no significant regions of concentration; and areas with high Cu and Zn content were mainly in the southwest. The PMF model identified the five sources of Cd as industrial, natural, traffic, atmospheric deposition, and mixed sources. Among these, the pollution sources of Cd were more complex, including natural background, agricultural activities, and industrial activities. The pollution sources of Hg and As were complex, including mainly industrial activities. Sources of Pb and Zn pollution were mainly traffic activities and those of Cr, Cu, and Ni were mainly the natural background. Some of the Zn might also originate from traffic activities. There was a risk of Cd, Hg, As, Cu, and Ni contamination in the pepper growing area. The layout of the pepper industry in the future should consider traffic and the impact of industrial and other activities on heavy metals in the soil surface layer to reduce the source of pollution and lower pollutant emissions. In addition, the application of fertilizers and pesticides should be rational to ensure the safe production of peppers.

Keywords: pepper; soil heavy metals; positive matrix factorization (PMF); source analysis

土壤是万物生存的基本资源,是农业发展的物质基础,是人们赖以生存的最基本原料,也是人类最重要、最广泛、不可替代的自然资源。土壤的重金属污染通常表现不明显,水体和大气中的重金属容易稀释与扩散,土壤中的重金属不易被微生物分解而随水淋溶,具有难降解、易累积、不可逆等特性^[1]。据2014年全国土壤污染状况调查公报显示,耕地土壤点位超标率为19.4%,土壤环境质量不容乐观,地质背景是重金属超标的主要原因之一^[2]。

辣椒(*Capsicum annuum* L.)是贵州重要的经济作物,也是该县主要的蔬菜作物。辣椒种植历史约400年,以其辣味适中、香味浓厚而驰名海内外,2017年辣椒种植面积24 000 hm²;2018年,种植辣椒30 000 hm²,其中订单种植20 000 hm²;2019年,种植辣椒30 000 hm²,其中订单种植18 667 hm²。辣椒适应性广、营养成分丰富、产业链长、加工产品多样化,是有良好发展前景的经济作物,但是研究区土壤重金属背景值远高于全国背景平均值^[3],其中研究区重金属Cd的背景值为0.659 mg·kg⁻¹^[4],已经超过了现行《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中的风险筛选值(0.3 mg·kg⁻¹),是土壤污染筛选值的2倍之多,而辣椒又属于茄果类作物,易富集Cd、Hg等元素^[5-6],已有研究表明贵州喀斯特地区辣椒果实中Cd的超标率达85.71%^[7]。耕地施用肥料和农药等可导致土壤Cd累积^[8-11];淤泥灌溉也会引起土壤中重金属污染,其中Cd、Hg污染最为严重^[12-13];金属矿的开发与利用会导致附近土壤重金属积累,大气重金属沉降也会不同程度地引起土壤重金属污染^[14-15]。因此,针对研究区土壤重金属污染的来源开展源解析,探明重金属输入源对辣椒种植区土壤重金属污染的影响,对农业生产与工业布局均具有重要意义。

多元统计结合地统计学方法可用于识别土壤中重金属的来源和空间变化^[16-18]。近年来,许多研究者使用未知源受体模型对土壤重金属的来源进行解析,常见的方法有主成分/绝对主成分分析法(PCA/APCS)、正定矩阵因子分析模型(PMF)、化学质量平衡(CMB)、主成分多元线性回归(ACPS-MLR)等^[19-20]。正定矩阵因子分析模型(PMF)最早是运用于大气系统污染源分析软件,现在被许多研究者用来解析土壤重金属来源^[21-25],能够准确地解析出污染源、个数、贡献率,是当前较为合理的源解析模型。因此,本研究以贵州省某县的辣椒种植区为研究对象,测定土壤重金属Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Zn、Ni元素含量,采用ArcGIS插值,探讨其空间分布;运用PMF模型识别土壤重金属来源,探讨辣椒种植区土壤重金属污染成因,以期为区域土壤重金属污染防治及农业生产提供一定的科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区处于长江中上游,属于中亚热带季风性湿润气候区,四季较为分明,夏季高温多雨,冬季温暖湿润,境内土地肥沃,常用耕地40 820 hm²,享有贵州北部粮仓之称。研究区面积约为2 500 km²。地形地貌主要为云贵高原斜坡地带的溶蚀低山、丘陵、谷地、坝地等。除缺失泥盆系、白垩系地层外,从元古宇板溪群到第四系的其他地层均有出露。出露岩石主要为碳酸盐岩和碎屑岩,成土母质有15种之多,以碳酸盐岩风化物分布面积最大,其中又以白云质灰岩和石灰岩风化物为主,黄色砂页岩风化物次之,近代河流冲积母质呈零星分布。主要有黄壤、黄棕壤、石灰土、紫色土、潮土、水稻土6个土类,其中石灰土遍布全县各

地碳酸盐岩的山地及丘陵,分布最广;其次是黄壤,常与石灰土、紫色土相间分布;各类土壤经水耕熟化后形成水稻土。研究区还拥有丰富的矿产资源,已探明的矿藏有煤、铝、镁、硅、锰、铁、钼、镍、钒、镓等,储量大、品位高,极具开发价值。

1.2 样品的采集及测定

研究区土壤类型多样,辣椒种植面积约占总耕地面积(40 820 hm²)的70%,借助 ArcGIS 10.6以4 km×4 km的网格进行布点采样,2018年8月至9月基于当地辣椒的栽种实际情况,采集了黄壤、石灰土、紫色土经旱耕熟化形成的旱地土壤和对应的辣椒样品,共计采集样品108个,其中,黄壤54个、石灰土50个、紫色土4个。采样时用GPS记录点位经纬度及海拔,采样点位分布图见图1。采样时用木铲清除土壤表层杂草、枯落物等,用五点法采集耕作层(0~20 cm)的混合土壤样品装入布袋带回实验室,剔除植物残渣、砾石等,自然风干。用研钵研磨土样后过10、100目尼龙网筛。pH值采用电位法[水:土壤=2.5:1(m:m)];土壤重金属Cd、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn采用硝酸-氢氟酸-高氯

酸三酸消解,使用电感耦合等离子体质谱仪(iCAP RQ, Thermo Fisher Scientific)测定;As、Hg采用王水消解,使用原子荧光(LC-AFS9700,北京海光仪器公司)测定。样品消解、测定均采用平行双样,用土壤标准物质(GSS-5)进行质量控制。

1.3 土壤重金属污染评价

根据土壤样品的pH,分别以《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中的筛选值和贵州省土壤元素背景值^[4]为标准,运用单因子污染指数法(P_i)和内梅罗综合污染指数法($P_{综}$)进行土壤重金属污染评价,其分级标准见表1和表2。 P_i 和 $P_{综}$ 计算公式如下:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad (1)$$

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

式中: C_i 为土壤样品*i*的实测浓度,mg·kg⁻¹; S_i 为对应土壤样品*i*的筛选值(表2)或背景值,mg·kg⁻¹; $P_{i_{max}}$ 为土壤样品污染指数的最大值, $P_{i_{ave}}$ 为土壤样品污染指数的平均值。

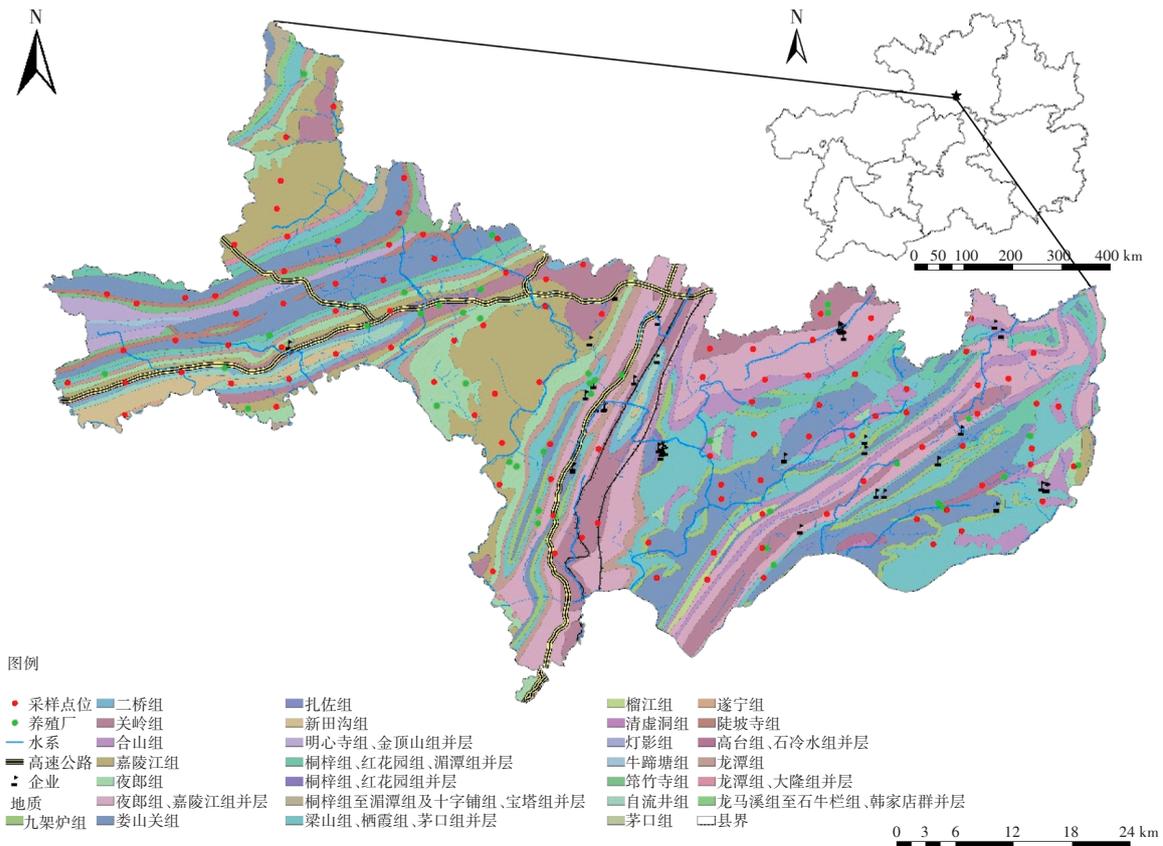


图1 采样点位分布图

Figure 1 Distribution of sampling points

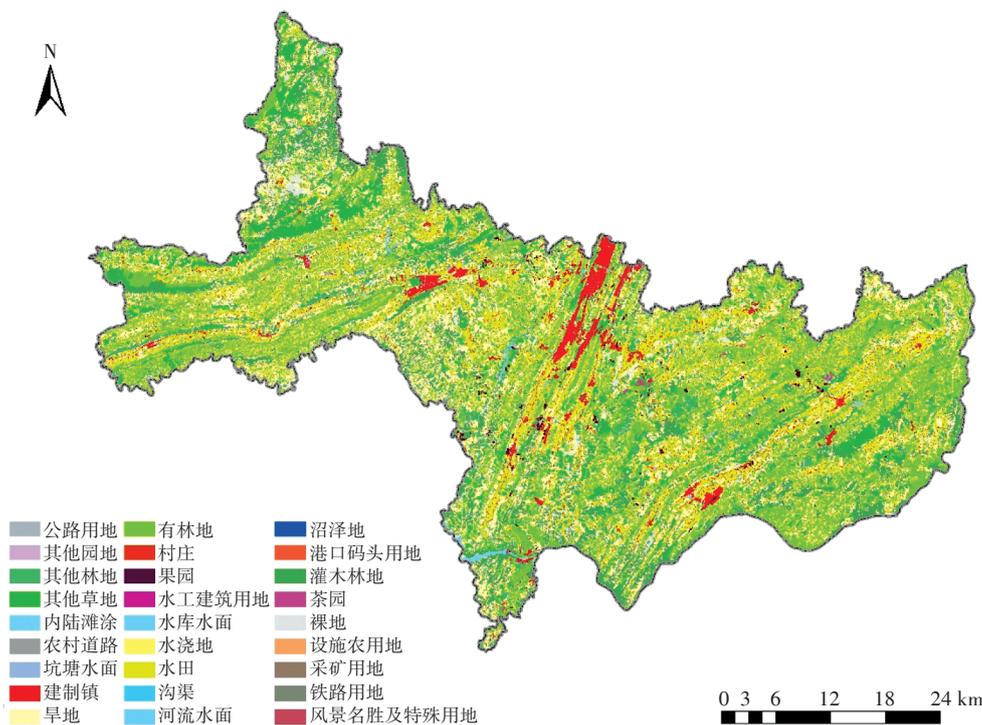


图2 土地利用现状图

Figure 2 Current land use map

1.4 正定矩阵因子分析模型

PMF (Positive matrix factorization) 是一种多元因子分析方法,其原理是将原始矩阵 $X(n \times m)$ 分解为两个因子矩阵 $F(p \times m)$ 和 $G(n \times p)$, 以及一个残差矩阵 $E(p \times m)$ 。其中: n 为样品数目, m 为物种数目, p 为解析出来主要污染源的数目 (定义 $i=1 \cdots n; j=1 \cdots m; k=1 \cdots p$), PMF 模型分析的目的是最小化 Q , 其公式如下:

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p (G_{ik} \times F_{kj}) + E_{ij} \quad (3)$$

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left[\frac{X_{ij} - \sum_{k=1}^p (G_{ik} \times F_{kj})}{U_{ij}} \right]^2$$

$$= \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left(\frac{E_{ij}}{U_{ij}} \right)^2 \quad (4)$$

$$U_{ij} = \frac{5}{6} \times MDL \quad (5)$$

$$U_{ij} = \sqrt{(U_{rel} \times C_i)^2 + (0.5 \times MDL)^2} \quad (6)$$

式中: X_{ij} 为第 i 个样品中第 j 个化学成分测定值, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; F_{kj} 为第 k 种源中第 j 个化学成分计算值; G_{ik} 为第 k 种源对第 i 个样品的贡献值; E_{ij} 为第 i 个样品中第 j 个化学成分的残差; U_{ij} 为第 i 个样品中第 j 个化学成分的不确定度, U_{rel} 为相对不确定度, C_i 为第 i 个样品的重金属含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; MDL 为方法检出限。

上述公式(5)、公式(6)均是 EPAPMF 5.0 User

Guide 所提出的算法,由于不确定度会影响整个计算方法的合理性,可能会导致源解析的结果不可靠、不全面。目前绝大多数研究采用的数据不确定度都是通过借鉴前人的方法计算而得,也有部分学者已经对数据不确定度进行研究,建立评估不确定度的方法体系^[26-27]。本研究结合前人的研究结果,经过多次不同的组合,得到各种重金属适合的计算方法,其公式如下:

$$U_{ij} = 0.1C_i + MDL/3 \quad (7)$$

1.5 数据处理

采用 Excel 2016 对数据进行处理,采用 SPSS 22.0 对样本数据进行描述性统计分析,运用 Origin 2017 和 ArcGIS 10.6 软件做图。行政区划图、交通道路、河流水系来源于国家地理信息公共服务平台,地质图来源于全国地质资料馆,遥感高清影像图来源于谷歌地图,重金属相关企业(铝矿采选及炼铝、炼铁及铁合金、锰和铬矿采选、基础化学原料制造、垃圾处理厂等企业)、养殖业位置来源于前期的调研与采样时的实地调查。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属空间分布特征

由表3可知,研究区表层土壤 pH 平均值为 6.49,

表1 土壤污染指数分级

Table 1 Grade standards of soil pollution index

等级 Grade	单项污染指数		综合污染指数	
	Individual pollution index		Integrated pollution index	
	P_i	污染程度 Pollution degree	$P_{\text{综}}$	污染程度 Pollution degree
I	$P_i \leq 1$	安全	$P_{\text{综}} \leq 0.7$	安全
II	$1 < P_i \leq 2$	警戒限	$0.7 < P_{\text{综}} \leq 1.0$	警戒限
III	$2 < P_i \leq 3$	轻度污染	$1.0 < P_{\text{综}} \leq 2.0$	轻度污染
IV	$3 < P_i \leq 5$	中度污染	$2.0 < P_{\text{综}} \leq 3.0$	中度污染
V	$P_i > 5$	重度污染	$P_{\text{综}} > 3.0$	重度污染

表2 农用地土壤污染风险筛选值

Table 2 Risk screening values for soil contamination on agricultural land

序号 Serial number	污染物项目 Pollutant projects	风险筛选值				
		Risk screening value/(mg·kg ⁻¹)				
		pH≤5.5	5.5<pH≤6.5	6.5<pH≤7.5	pH>7.5	
1	Cd 水田	0.3	0.4	0.6	0.8	
	其他	0.3	0.3	0.3	0.6	
2	Hg 水田	0.5	0.5	0.6	1.0	
	其他	1.3	1.8	2.4	3.4	
3	As 水田	30	30	25	20	
	其他	40	40	30	25	
4	Pb 水田	80	100	140	240	
	其他	70	90	120	170	
5	Cr 水田	250	250	300	350	
	其他	150	150	200	250	
6	Cu 果园	150	150	200	200	
	其他	50	50	100	100	
7	Ni	60	70	100	190	
8	Zn	200	200	250	300	

注:重金属和类重金属As均按元素总量计;对于水旱轮作地,采用其中较严格的含量限值。

Note: Heavy metals and heavy metal-like arsenic are calculated on a total elemental basis. For dry and wet cropland, the more stringent of these limits is used.

范围为4.52~8.33,呈现中性。重金属Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Zn、Ni的范围分别为0.26~6.51、0.03~1.58、2.49~349.20、13.62~80.32、30.39~379.33、9.83~108.18、43.24~245.38、16.16~215.62 mg·kg⁻¹,平均含量分别为0.76、0.31、30.40、33.55、89.63、51.13、98.43、43.78 mg·kg⁻¹。与《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中的筛选值和管制值相比,Hg、Pb的全部点位均未超过土壤污染风险筛选值;Cr、Zn仅有1个点位超过土壤污染风险筛选值;Cu、Ni分别有31、8个点位超过了土壤污染筛选值;Cd、As分别有98、19个点位超过了土壤污染筛选

值,其中各有3个点位超过了土壤污染风险管制值(图3)。与贵州省土壤重金属背景值相比,Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Zn、Ni分别有35、103、58、38、32、90、47、45个点位超过其背景值。用变异系数大小为标准对土壤重金属含量变异性进行简单分级:变异系数<10%,土壤重金属含量呈现弱变异性;10%≤变异系数<100%,土壤重金属含量呈现中等变异性;变异系数≥100%,土壤重金属含量呈现强变异性^[28]。Cd、As的变异系数分别为102.37%、130.43%,属于强变异性;其余元素均呈现中等变异。

为了更好地了解重金属含量在研究区的空间分布,使用ArcGIS 10.6软件进行克里金插值分析,结果见图4。由图可知,Cd、Hg、Cr、Ni的高含量区域均在研究区东南部,呈现由东向西递减的趋势;As的高含量区域在东北部及中南部,也呈现由东向西递减的趋势;Pb、Cu、Zn元素含量在整个研究区域都有较大的差异性。Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Zn、Ni在研究区东部的含量均较高,表明其可能具有相似的来源;Pb、Cr、Cu、Zn、Ni在西南部的含量也较高,表明其可能具有相似的来源,研究区东部的土壤重金属含量均偏高,其次是西南部。

2.2 土壤重金属污染评价

分别选取《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中的筛选值和贵州省土壤元素背景值为参考,利用单项污染指数法和内梅罗综合污染指数法,对研究区土壤质量进行评价,结果见表4,频数分布见图5。

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)中的筛选值为参考时,土壤重金属Hg、Pb的单项污染指数均小于1,说明土壤未受到重金属Hg、Pb的污染。土壤重金属Cd、As、Cr、Cu、Zn、Ni的污染指数分别介于0.51~21.69、0.06~8.73、0.12~2.53、0.10~2.16、0.15~1.23、0.10~3.08,Cd安全、警戒限、轻度污染、中度污染、重度污染的土壤样品占比分别为9.26%、49.07%、34.26%、3.70%、3.70%;As安全、警戒限、轻度污染、中度污染、重度污染的土壤样品占比分别为78.70%、13.89%、2.78%、2.78%、1.85%;Cr安全、轻度污染的土壤样品占比分别为99.07%、0.93%;Cu安全、警戒限、轻度污染的土壤样品占比分别为71.30%、25.93%、2.78%;Zn安全、警戒限的土壤样品占比分别为99.07%、0.73%;Ni安全、警戒限、中度污染的土壤样品占比分别为92.59%、6.48%、0.93%。表明该研究区重金属污染程

表3 辣椒种植区供试土壤重金属含量描述统计特征

Table 3 Statistical characterization of the heavy metal content of test soils in pepper growing areas

元素 Elements	最小值 Minimum/(mg·kg ⁻¹)	最大值 Maximum/(mg·kg ⁻¹)	平均值 Mean/(mg·kg ⁻¹)	标准差 SD/(mg·kg ⁻¹)	变异系数 CV/%	背景值 Background value ⁽⁴⁾ /(mg·kg ⁻¹)
pH	4.52	8.33	6.49	0.83	12.78	—
Cd	0.26	6.51	0.76	0.78	102.37	0.66
Hg	0.03	1.58	0.31	0.22	70.82	0.11
As	2.49	349.20	30.40	39.65	130.43	20.00
Pb	13.62	80.32	33.55	12.32	36.72	35.20
Cr	30.39	379.33	89.63	39.20	43.74	95.90
Cu	9.83	108.18	51.13	20.78	40.64	32.00
Zn	43.24	245.38	98.43	29.45	29.92	99.50
Ni	16.16	215.62	43.78	25.16	57.47	39.10

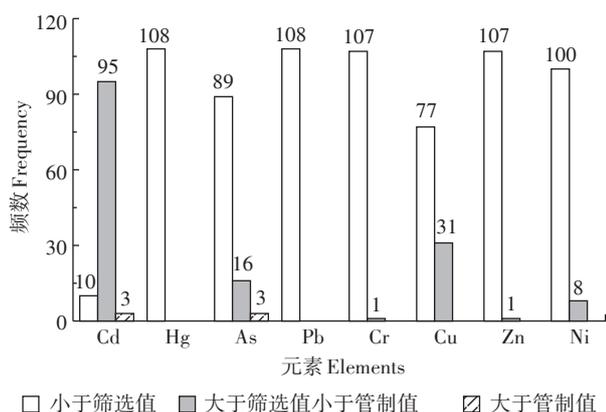


图3 辣椒种植区超标点频数分布图

Figure 3 Frequency distribution of exceedance points in pepper growing areas

度较为复杂,重金属污染程度 Cd>As>Cu>Ni>Cr>Zn>Pb>Hg,其中,仅有Cd的单项污染指数平均值大于1,为2.31,处于轻度污染;土壤重金属的内梅罗综合污染指数平均值为1.86,也是处于轻度污染。

以贵州省土壤元素背景值为参考值时,土壤均受到重金属Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Zn、Ni不同程度的污染,其单项污染指数分别介于0.39~9.86、0.27~14.37、0.12~17.46、0.39~2.28、0.32~3.96、0.31~3.38、0.43~2.47、0.41~5.51,安全的土壤样品占比分别为67.59%、4.63%、46.3%、64.81%、70.37%、16.67%、56.48%、58.33%;警戒限的土壤样品占比分别为27.78%、37.04%、37.96%、33.33%、27.78%、61.11%、42.59%、35.19%;轻度污染的土壤样品占比分别为0.93%、28.70%、8.33%、1.85%、0.93%、18.52%、0.93%、5.56%;Cd、Hg、As、Cr、Cu中度污染的土壤样品占比分别为0.93%、19.44%、3.70%、0.93%、3.70%;Cd、Hg、As、Ni重度污染的土壤样品占比为2.78%、10.19%、3.70%、0.93%。Cd、Hg、As、Cu、Ni的单项污染指数平均值均

大于1,表明这些元素已在研究区的土壤中存在一定程度地富集。重金属污染程度 Hg>Cu>As>Ni>Cd>Zn>Pb>Cr,其中,Hg的单项污染指数平均值大于2,为2.85,属于轻度污染;土壤重金属的内梅罗综合污染指数平均值为2.54,处于中度污染。

分别以《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中的筛选值和贵州省土壤元素背景值为参考值,对研究区土壤进行重金属污染评价,单项重金属污染程度分别为Cd>As>Cu>Ni>Cr>Zn>Pb>Hg、Hg>Cu>As>Ni>Cd>Zn>Pb>Cr,其内梅罗综合污染指数的结果分别为轻度污染、中度污染;引起这一差异的原因可能是研究区处于高背景值地区,其本底值较高。结果表明,近年来土壤中Cd、As、Hg、Cu等元素在土壤中累积较为显著,为了更好地了解重金属污染评价结果,使用ArcGIS 10.6软件进行克里金插值分析,结果见图6。无论是以农用地土壤污染筛选值,还是贵州省土壤元素背景值为阈值,整个研究区的东部处于重度污染,中偏东部处于中度污染,西部处于轻度污染,重金属污染由东向西逐渐减弱。

2.3 土壤重金属相关性分析

相关性分析可以推测土壤重金属元素来源是否相同,由表5可知,Cd与Hg、Cr、Zn、Ni之间呈极显著正相关($P<0.01$),表明这几个元素可能具有相似的来源;Hg与As、Cr呈极显著正相关性($P<0.01$),表明这3个元素的来源相似;Cr、Cu、Zn、Ni两两之间呈极显著正相关($P<0.01$),表明这4个元素可能具有相似的来源。

2.4 土壤重金属源解析

为进一步解析辣椒种植区土壤重金属来源,采用正定矩阵因子分析模型进行源解析。PMF虽然不需

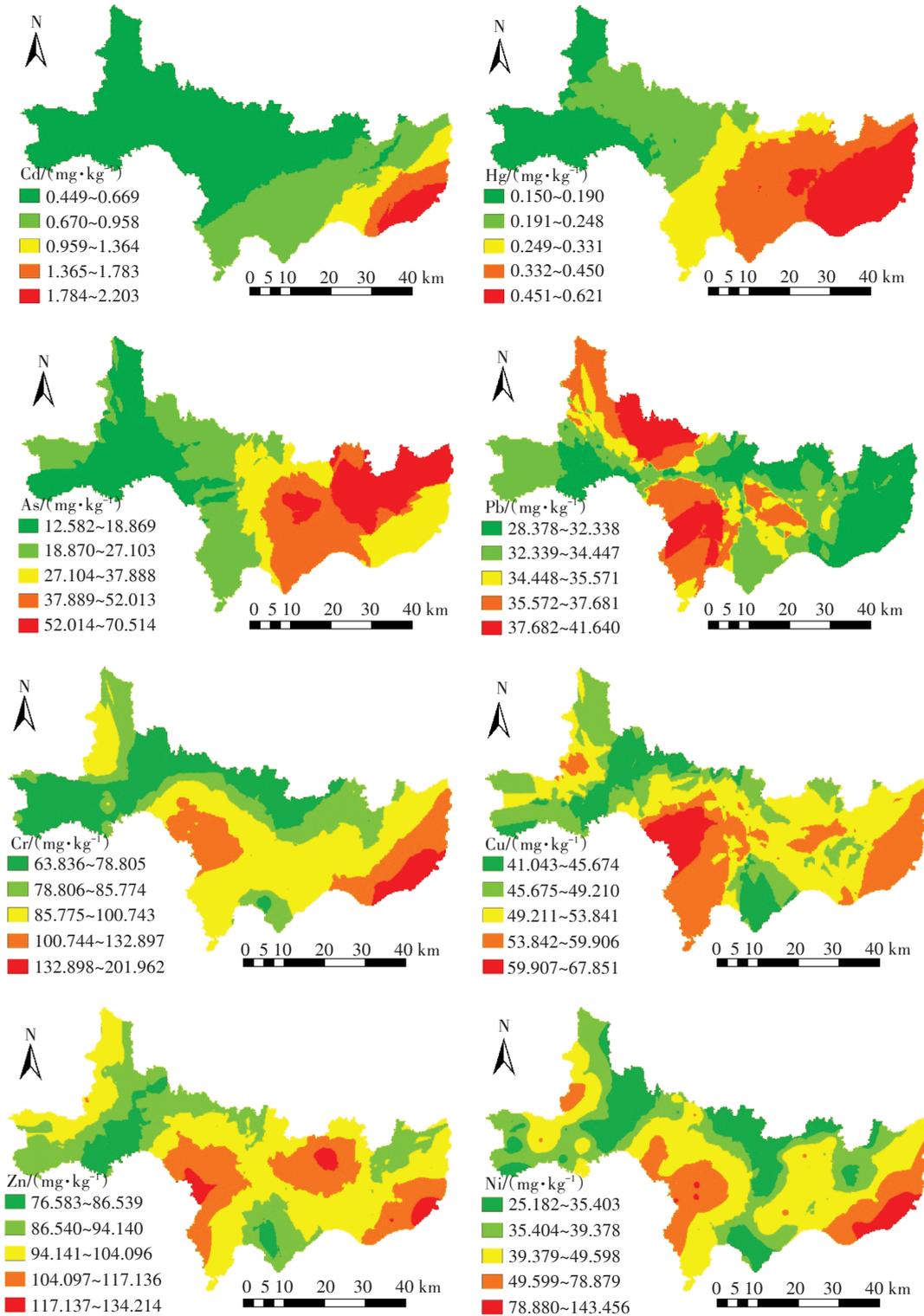


图4 辣椒种植区土壤重金属含量分布图

Figure 4 Distribution of heavy metals content of soil in pepper growing areas

要输入源谱即能解析,但是对样品数量、组别种类数目有要求,只有达到一定比值,才能进行回归分析。将数据导入EPA PMF5.0软件后,设置因子数目进行模拟,因子数目设置过多或过少都会产生很大的影

响,本研究在进行多次模拟运算之后,因子数目设置为5,Q(Robust)与Q(Ture)相接近,观测浓度值与模型预测浓度值的拟合效果达到最优,且大部分残差处于-3至3之间,结果见表6。由表6可知,除Cr、Zn元

表4 土壤重金属污染指数

Table 4 Soil heavy metals pollution index

项目 Items	样品个数 Number of samples	以农用地土壤污染筛选 值为阈值		以贵州省土壤元素背景 值为阈值	
		Take soil contamination screening values for agricultural land as threshold values		Take background values for soil elements in Guizhou Province as threshold values	
		范围 Range	平均值 Mean	范围 Range	平均值 Mean
Cd	108	0.51~21.69	2.31	0.39~9.86	1.15
Hg	108	0.01~0.88	0.17	0.27~14.37	2.85
As	108	0.06~8.73	0.91	0.12~17.46	1.52
Pb	108	0.08~0.89	0.33	0.39~2.28	0.95
Cr	108	0.12~2.53	0.51	0.32~3.96	0.93
Cu	108	0.10~2.16	0.79	0.31~3.38	1.60
Zn	108	0.15~1.23	0.44	0.43~2.47	0.99
Ni	108	0.10~3.08	0.52	0.41~5.51	1.12
$P_{综}$	108	0.38~15.59	1.86	0.59~12.58	2.54

素的拟合曲线 R^2 为0.866 9、0.645 9外,其余元素拟合曲线的 R^2 均大于0.9,表明PMF软件整体的解析效果较好,所选择的因子数目能够较好地解释原始数据的信息。

PMF软件分析的结果见图7。由图可知,因子1

对As的贡献率较高,达到了67.4%,因此As可作为因子1的标识元素。由表1可知,其平均含量($30.40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)是贵州省土壤背景值($20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的1.52倍,已有研究表明煤的燃烧、重金属冶炼均会导致As在土壤中累积^[29],再结合图1、图4,不难发现As的高含量区域均在锰、铬、铝矿采选及冶炼企业所在的河流一带,所以推测因子1是工业排放导致。

因子2对Cr、Pb、Cu、Zn、Ni均有贡献率,其中对Cu的贡献率最高,达到63.7%,而Cu与Cr、Zn、Ni之间存在极显著正相关($P < 0.01$),5个因子中也是该因子对Cr、Zn、Ni贡献率最高,Cr、Zn的平均含量(89.63 、 $98.43 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)未超过贵州省土壤背景值(95.9 、 $99.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),Cu、Ni的平均含量(51.13 、 $43.78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)分别是贵州省土壤背景值(32 、 $39.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的1.60、1.12倍,这与贵州省土壤背景值很接近,且有学者认为Cr、Ni在碳酸盐岩中的含量要比其他母质高得多,Cr、Ni、Cu受成土母岩控制,与成岩成分有关^[30-31],研究区以碳酸盐分布为主,再结合图1、图4,研究区西部和西南部Cu的高含量区域均系地层嘉陵江组,因此,认为Cr、Zn、Ni和Cu主要受到地质背景的影响,故推测因子2为自然母质源。

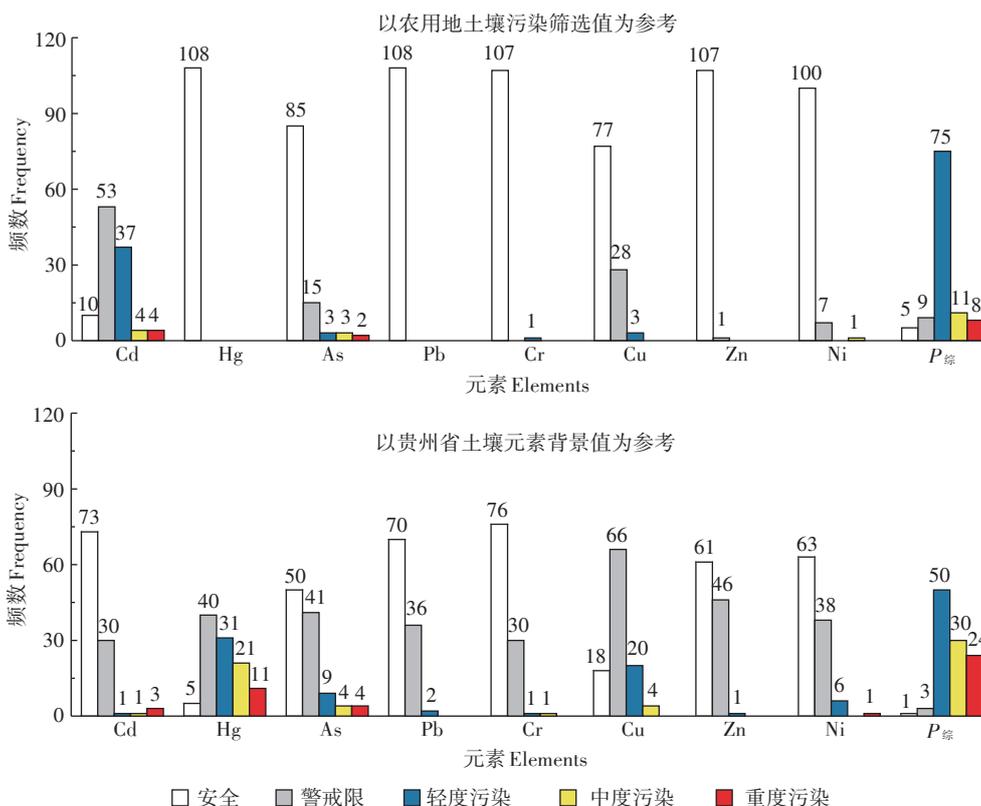


图5 土壤重金属污染指数频数分布

Figure 5 Frequency distribution of the soil heavy metals pollution index

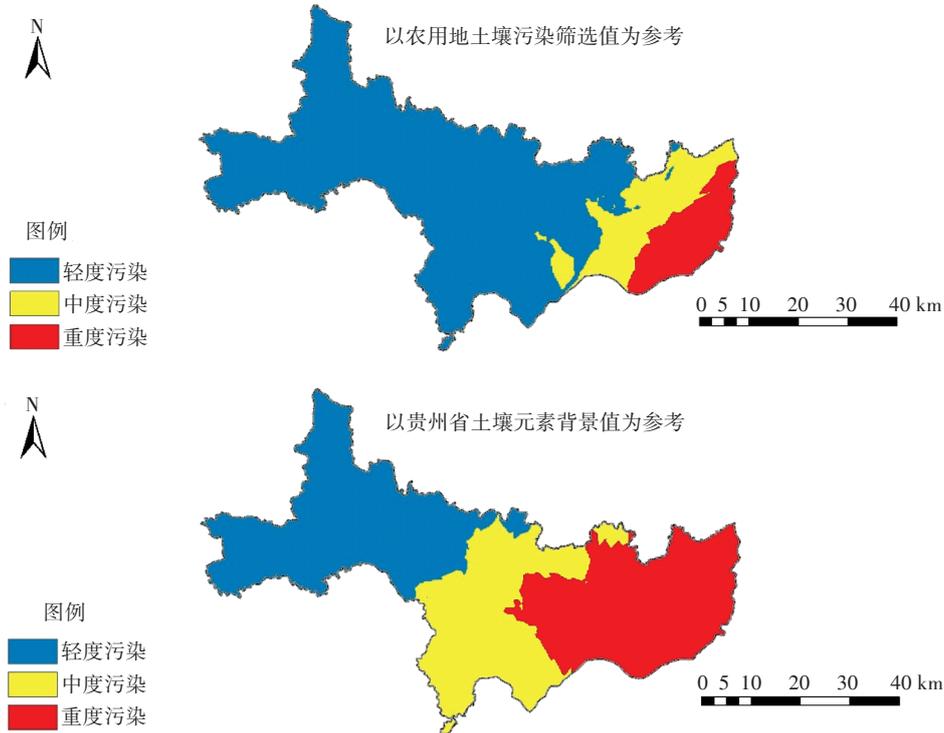


图6 土壤内梅罗综合污染评价结果

Figure 6 Results of the Nemiro evaluation of the integrated contamination of soil

表5 辣椒种植区表层土壤中不同元素之间的相关性

Table 5 Correlation between different elements in surface soils of pepper growing areas

元素 Elements	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Cu	Zn	Ni
Cd	1							
Hg	0.404**	1						
As	0.025	0.288**	1					
Pb	-0.131	0.147	0.113	1				
Cr	0.752**	0.257**	-0.081	-0.127	1			
Cu	0.229*	0.068	-0.059	0.068	0.584**	1		
Zn	0.322**	0.118	-0.005	0.223*	0.503**	0.706**	1	
Ni	0.687**	0.142	-0.032	0.001	0.870**	0.697**	0.658**	1

注:**在置信度(双测)为0.01时,相关性极显著。*在置信度(双测)为0.05时,相关性显著。

Note: ** indicates significant at 0.01. * indicates significant at 0.05.

因子3对Cd、Cr、Zn、Ni均有贡献,其中对Cd的贡献率最高,为65.6%,因此,Cd可作为因子3的标识元素,肥料、塑料薄膜、大气沉降、淤泥灌溉、金属矿山废水等均会导致Cd在土壤中累积,但研究区以碳酸岩分布为主,部分学者认为碳酸盐与Cd在土壤中的含量密切相关,碳酸盐岩Cd背景值高,风化成土的Cd相对富集,是喀斯特地区土壤Cd含量高的主要自然因素^[32];其平均含量($0.76 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)是贵州省土壤背景值($0.66 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的1.1倍,超过其背景值的点位为35,再结合图1、图4,Cd的高含量区域系煤系地层合山组及铝矿地层九架炉组,且有炼铁、铝矿采选企

业分布;另一方面Cd与Cr、Zn、Ni存在极显著正相关($P < 0.01$),土壤中Cr、Zn、Ni的含量易受到成土母质的影响,调研与采样时发现部分农户种植辣椒时,采用地膜覆盖地表,而地膜覆盖也会导致土壤重金属Cd含量上升^[33],因此,推测因子3为地质、矿业开采加工、农业活动的混合源。

因子4对Cd、Hg、Pb、Cr、Cu、Zn、Ni均有贡献,其中对Pb的贡献率最高,达到73.5%,因此Pb可认为是因子4的标识元素,对Zn的贡献率为42.3%,仅次于Pb元素。由图3可知,Pb的高含量区域分布较为广泛,其平均含量($33.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)并未超过贵州省土壤

背景值($35.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),但仍有38个点位超过其背景值,这可能与当地的交通情况有关,西部区域与邻县相交的地方有煤矿直接裸露地层,且在西偏北部的高含量区域有火电厂分布,也是该市产煤向其他地方输送的交通要道;北部区域紧邻的县域是该市经济、文

化、政治中心区域;中、东部地区均有矿产等企业分布。有研究表明Zn与汽车刹车片、轮胎以及机动车的润滑油有关,而Pb作为交通污染的标识元素^[25,34],所以推测因子4为交通源。

因子5对Hg、As均有贡献,贡献率分别为60.5%、28.2%。Hg的平均含量($0.31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)是贵州省土壤背景值($0.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的2.85倍,表明已在土壤中存在一定的富集,而化石燃料、矿产开采、冶炼在运行过程中会不可避免地产生大量的Hg、As灰分,是Hg、As的主要来源,一般是通过大气沉降的方式进入土壤^[29,35]。结合图1、图3,Hg的高含量区域主要分布在东部,而重金属相关企业也是分布在中部、东部地区,且As与Hg存在极显著正相关($P < 0.01$),As高含量区域与Hg的高含量区域部分重合,故推测因子5是大气沉降源。

综上所述,PMF模型解析出5个贡献源,研究区

表6 元素观测值和模型预测值拟合结果

Table 6 Results of fitting observed values and model predictions for elements

元素 Elements	斜率 Slope	截距 Intercept	R^2
Cd	0.91	0.05	0.971 0
Hg	0.96	0.01	0.996 4
As	0.98	0.45	0.999 6
Pb	0.87	4.00	0.956 3
Cr	0.97	-0.01	0.866 9
Cu	0.94	1.96	0.918 8
Zn	0.73	23.45	0.645 9
Ni	0.73	9.30	0.914 0

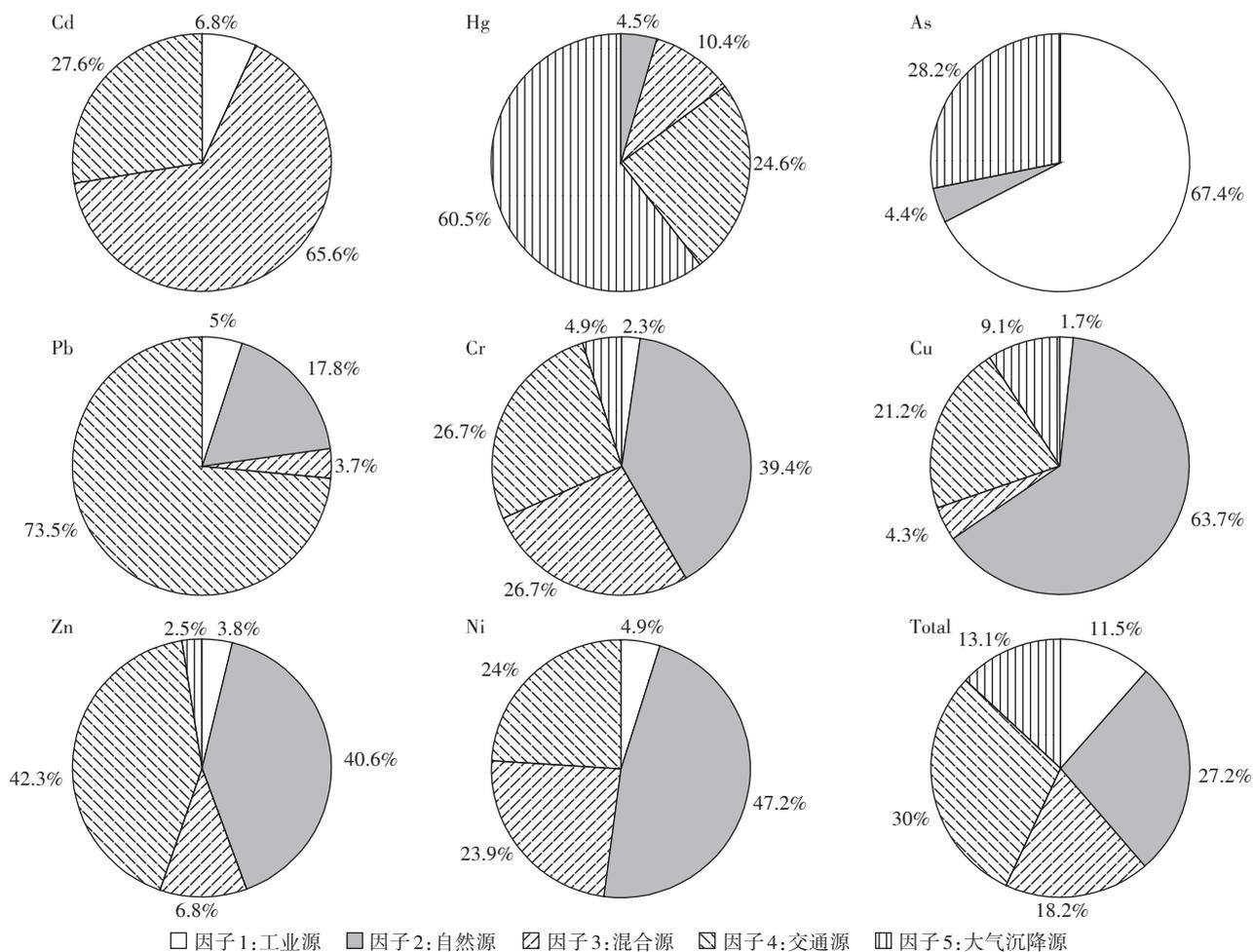


图7 PMF各因子成分谱及污染源贡献率

Figure 7 Spectrum of PMF factor components and the contribution of pollution sources

土壤重金属Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Zn、Ni的来源为工业源、自然母质源、交通源、大气沉降源及混合源(地质、矿业开采加工、农业活动),各种来源的贡献率分别为11.5%、27.2%、30%、13.2%、18.2%。

3 结论

(1)辣椒种植区土壤重金属Hg、Pb含量均未超过农用地土壤污染风险筛选值;Cd、As、Cr、Cu、Zn、Ni分别有87.96%、14.81%、0.93%、28.70%、0.93%、7.41%的点位超过农用地土壤污染筛选值;Cd、As有2.78%的点位超过农用地土壤污染管制值。

(2)Cd、Hg、As、Cr、Ni的高含量区域主要分布在研究区的东部;Pb的高含量区域较为零散,没有明显集中分布的区域;Cu、Zn的高含量区域主要分布在西南部。

(3)PMF模型解析出5个贡献源,工业源、自然源、交通源、大气沉降源及混合源。其中,Cd的污染来源较为复杂,有自然背景、农业活动、工业活动等;Hg、As的污染来源主要是工业活动;Pb、Zn的污染来源主要是交通活动;Cr、Cu、Ni的主要来源是自然背景,其中部分Zn还可能来源于交通活动。

综上,本研究的辣椒种植区存在Cd、Hg、As、Cu、Ni污染风险,今后辣椒产业布局应考虑交通、工业等活动对土壤表层重金属的影响,减少污染源,降低污染物排放量;同时也要合理施用化肥、农药,以保障辣椒的安全生产。

参考文献:

- [1] 王艳霞. 兰州市安宁区菜园土壤重金属含量分析与评价[D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2007. WANG Yan-xia, Analysis and assessment of heavy metal concentration of vegetable cultivated soils in Anning district of Lanzhou[D]. Lanzhou: Gansu Agricultural University, 2007.
- [2] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. 北京: 环境保护部, 国土资源部, 2014. Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources. National soil pollution survey bulletin[R]. Beijing: Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources, 2014.
- [3] 骆永明, 滕应. 我国土壤污染的区域差异与分区治理修复策略[J]. 中国科学院院刊, 2018, 33(2): 145-152. LUO Yong-ming, TENG Ying. Regional difference in soil pollution and strategy of soil zonal governance and remediation in China[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2018, 33(2): 145-152.
- [4] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. China General Station for Environmental Monitoring. Background values of soil elements in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.
- [5] 丁园, 宗良纲, 何欢, 等. 蔬菜中重金属含量及其评价[J]. 安徽农业科学, 2007(33): 10672-10674. DING Yuan, ZONG Liang-gang, HE Huan, et al. The heavy metal content in vegetables and its evaluation[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2007(33): 10672-10674.
- [6] 黄昀, 刘光德, 李其林, 等. 农产品对土壤中重金属的富集能力研究[J]. 中国农学通报, 2004(6): 285-289. HUANG Yun, LIU Guang-de, LI Qi-lin, et al. Investigation on accumulating ability of agricultural products soil heavy metal[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2004(6): 285-289.
- [7] 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 Jian, YANG Rui-dong, CHEN Rong, 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.
- [8] 黄会前, 何腾兵, 李阳, 等. 长期施用猪粪土壤的重金属含量及风险评价[J]. 西南农业学报, 2018, 31(4): 824-829. HUANG Hui-qian, HE Teng-bing, LI Yang, et al. Contents of heavy metals and risk assessment in soils with long-term application of swine manure[J]. *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*, 2018, 31(4): 824-829.
- [9] 王腾飞, 谭长银, 曹雪莹, 等. 长期施肥对土壤重金属积累和有效性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(2): 257-263. WANG Teng-fei, TAN Chang-yin, CAO Xue-ying, et al. Effects of long-term fertilization on the accumulation and availability of heavy metals in soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(2): 257-263.
- [10] 何腾兵, 黄会前, 付天岭, 等. 施用10年猪粪肥的黄壤剖面重金属分布及风险评价[J]. 安全与环境学报, 2018, 18(2): 789-794. HE Teng-bing, HUANG Hui-qian, FU Tian-ling, et al. Analysis of the heavy metal risk content rate through the vertical profile of the yellow soil a decade late due to the swine manure application[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2018, 18(2): 789-794.
- [11] 陈涛, 常庆瑞, 刘京, 等. 长期污灌农田土壤重金属污染及潜在环境风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(11): 2152-2159. CHEN Tao, CHANG Qing-rui, LIU Jing, et al. Pollution and potential environment risk assessment of soil heavy metals in sewage irrigation area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(11): 2152-2159.
- [12] 李双异, 刘赫, 汪景宽. 长期定位施肥对棕壤重金属全量及其有效性影响[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(6): 1125-1129. LI Shuang-yi, LIU He, WANG Jing-kuan. Effects of long-term located fertilization on heavy metals and their availability in brown earth[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(6): 1125-1129.
- [13] 曹春, 张松, 张鹏, 等. 大宝山污灌区土壤-蔬菜系统重金属污染现状及其风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(7): 1521-1531. CAO Chun, ZHANG Song, ZHANG Peng, et al. Heavy metal contamination in soil-vegetable systems and its health risks in an area irrigated with acid mine drainage in Dabaoshan, Guangdong, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(7): 1521-1531.
- [14] 姚波, 杨爱萍, 陈华毅, 等. 珠江流域上游云贵地区农田土壤重金属污染状况及其风险性分析[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(10): 2259-2266. YAO Bo, YANG Ai-ping, CHEN Hua-yi, et al. Soil heavy metal pollution and risk assessment of agricultural soils in the Yunnan-Guizhou area, Upper Pearl River Basin[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(10): 2259-2266.

- [15] 湛天丽, 黄阳, 何腾兵, 等. 贵州铜仁汞矿区主要农产品重金属污染及其健康风险评估[J]. 安全与环境学报, 2017, 17(4): 1524-1529. ZHAN Tian-li, HUANG Yang, HE Teng-bing, et al. Heavy metal pollution and health risk in major agricultural products in Tongren mercury mine area, Guizhou[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2017, 17(4): 1524-1529.
- [16] Maas S, Scheifler R, Benslama M, et al. Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(6): 2294-2301.
- [17] 侯沁言, 张世熔, 马小杰, 等. 基于GIS的凯江流域农田重金属污染评价研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(7): 1514-1522. HOU Qin-yan, ZHANG Shi-rong, MA Xiao-jie, et al. Evaluation of heavy metal pollution in farmland soil of the Kaijiang watershed based on GIS[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(7): 1514-1522.
- [18] Wang Z, Hong C, Xing Y, et al. Spatial distribution and sources of heavy metals in natural pasture soil around copper-molybdenum mine in Northeast China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 154(6): 329-336.
- [19] 谢正苗, 李静, 王碧玲, 等. 基于地统计学和GIS的土壤和蔬菜重金属的环境质量评价[J]. 环境科学, 2006(10): 2110-2116. XIE Zheng-miao, LI Jing, WANG Bi-ling, et al. Evaluation on environmental quality of heavy metals in soils and vegetables based on geostatistics and GIS[J]. *Environmental Science*, 2006(10): 2110-2116.
- [20] 宋正城. 我国典型汞排放地区土壤汞污染及来源解析[D]. 贵阳: 贵州大学, 2019. SONG Zheng-cheng. Mercury pollution and source appointment of soil mercury in typical anthropogenic mercury emission areas in China[D]. Guiyang: Guizhou University, 2019.
- [21] 吴劲, 滕彦国, 李娇, 等. 基于PMF模型的土壤重金属源解析中变量敏感性研究[J]. 中国环境科学, 2019, 39(7): 2960-2969. WU Jin, TENG Yan-guo, LI Jiao, et al. Sensitivity of input variables in source apportionment of soil heavy metal base on PMF model[J]. *China Environmental Science*, 2019, 39(7): 2960-2969.
- [22] 陈锦芳, 方宏达, 巫晶晶, 等. 基于PMF和Pb同位素的农田土壤中重金属分布及来源解析[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(5): 1026-1035. CHEN Jin-fang, FANG Hong-da, WU Jing-jing, et al. Distribution and source apportionment of heavy metals in farmland soils using PMF and lead isotopic composition[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(5): 1026-1035.
- [23] 黄华斌, 林承奇, 胡恭任, 等. 基于PMF模型的九龙江流域农田土壤重金属来源解析[J]. 环境科学, 2020, 41(1): 430-437. HUANG Hua-bin, LIN Cheng-qi, HU Gong-ren, et al. Source apportionment of heavy metals in agricultural soils of Jiulong River basin based on positive matrix factorization[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(1): 430-437.
- [24] 杨硕, 阎秀兰, 冯依涛. 河北曹妃甸某农场农田土壤重金属空间分布特征及来源分析[J]. 环境科学学报, 2019, 39(9): 3064-3072. YANG Shuo, YAN Xiu-lan, FENG Yi-tao. Spatial distribution and source identification of heavy metals in the farmland soil of the Caofeidian in Hebei Province[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(9): 3064-3072.
- [25] 陈秀端, 卢新卫. 基于受体模型与地统计的城市居民区土壤重金属污染源解析[J]. 环境科学, 2017, 38(6): 2513-2521. CHEN Xiu-duan, LU Xin-wei. Source apportionment of soil heavy metals in city residential areas based on the receptor model and geostatistics[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(6): 2513-2521.
- [26] 陈志凡, 化艳旭, 徐薇, 等. 基于正定矩阵因子分析模型的城郊农田重金属污染源解析[J]. 环境科学学报, 2020, 40(1): 276-283. CHEN Zhi-fan, HUA Yan-xu, XU Wei, et al. Analysis of heavy metal pollution sources in suburban farmland based on positive definite matrix factor model[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, 40(1): 276-283.
- [27] 张夏夏, 袁自冰, 郑君瑜, 等. 大气污染物监测数据不确定度评估方法体系建立及其对PMF源解析的影响分析[J]. 环境科学学报, 2019, 39(1): 95-104. ZHANG Xia-xia, YUAN Zi-bing, ZHENG Jun-yu, et al. Establishment of an uncertainty assessment framework for atmospheric pollutant monitoring data and its impact on PMF source apportionment[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(1): 95-104.
- [28] 蔡娜, 谢静, 党华美, 等. 贵州省主要猕猴桃果园土壤重金属安全评价[J]. 江苏农业科学, 2019, 47(1): 255-260. CAI Na, XIE Jing, DANG Hua-mei, et al. Safety evaluation of heavy metal in soils of main kiwifruit orchards in Guizhou Province[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2019, 47(1): 255-260.
- [29] 刘宝勇. 大柳塔煤矿土壤砷污染特征及修复效应研究[D]. 阜新: 辽宁工程技术大学, 2016. LIU Bao-yong. Study on soil arsenic pollutants characteristics and repairment effects of Daliuta coal mine [D]. Fuxin: Liaoning Technical University, 2016.
- [30] Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils[J]. *Environmental Pollution*, 2001, 114(3): 313-324.
- [31] Micó C, Recatalá L, Peris M, et al. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis[J]. *Chemosphere*, 2006, 65(5): 863-872.
- [32] 罗慧, 刘秀明, 王世杰, 等. 中国南方喀斯特集中分布区土壤Cd污染特征及来源[J]. 生态学杂志, 2018, 37(5): 1538-1544. LUO Hui, LIU Xiu-ming, WANG Shi-jie, et al. Pollution characteristics and sources of cadmium in soils of the karst area in south China[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, 37(5): 1538-1544.
- [33] 李昊哲. 不同地膜条件下重金属在农田土壤的垂向分布特性研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2018. LI Hao-zhe. Study on the distribution characteristics of heavy metals in soil profile under different plastic film mulching[D]. Taiyuan: Taiyuan University of Technology, 2018.
- [34] 艾建超, 王宁, 杨净. 基于UNMIX模型的夹皮沟金矿区土壤重金属源解析[J]. 环境科学, 2014, 35(9): 3530-3536. AI Jian-chao, WANG Ning, YANG Jing. Source apportionment of soil heavy metals in Jiapiyou goldmine based on the UNMIX model[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(9): 3530-3536.
- [35] 王梅, 黄标, 孙维侠, 等. 强烈人为作用下城镇周围汞的空间变异及其积累迁移规律[J]. 土壤学报, 2011, 48(3): 506-515. WANG Mei, HUANG Biao, SUN Wei-xia, et al. Spatial variability, accumulation and transfer of Hg in soils around towns under intensive human activities in the Yangtze River Delta region, China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2011, 48(3): 506-515.