

DOI: 10.13718/j.cnki.xdzk.2018.11.001

辣椒产地土壤重金属潜在生态风险评价

——以贵州省百宜镇为例^①

熊仕娟, 邢丹, 王永平, 张爱民,
蓬桂华, 廖芳芳, 胡明文

贵州省农业科学院 辣椒研究所, 贵阳 550006

摘要: 辣椒对土壤重金属有较强的富集性, 辣椒产地土壤重金属风险评价对区域辣椒绿色生产和食品安全至关重要. 选择全国著名的地方特色辣椒产地贵州省百宜镇作为研究区, 采集该区辣椒耕地表层(0~20 cm)土壤样品 125 个, 分析土壤重金属 Cd, Pb, Cr, Cu 和 Zn 质量分数, 并采用单因子污染指数法、内梅罗综合污染指数法和 Hakanson 潜在生态危害指数法对 5 种重金属污染状况和潜在生态风险进行分析和评价. 结果表明: 研究区土壤 Zn, Cr, Pb, Cu, Cd 质量分数平均值分别为 116.50, 73.11, 55.76, 33.53, 0.45 mg/kg, 除了 Cd 元素, 其余 4 种重金属平均质量分数均低于国家土壤环境质量标准(GB15618-1995)二级标准; 从空间分布看, 土壤 Cd, Pb, Cr, Cu 和 Zn 质量分数研究区北部高于南部, 东部高于西部; 以国家二级限量值为评价标准, 研究区 96% 以上的样点土壤 Pb, Cr, Cu 和 Zn 污染均属于安全级别, 79.2% 的样点土壤属于 Cd 轻度污染级别, 5 种重金属综合污染程度为轻度; 研究区土壤重金属潜在生态风险程度从大到小依次为 Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, 5 种重金属综合生态风险程度为轻度. 目前, 百宜镇辣椒地土壤重金属 Cd, Pb, Cr, Cu 和 Zn 污染程度较轻, 潜在生态风险处于可控范围内, 基本不会对当地的辣椒种植和生态环境产生影响.

关键词: 贵州省百宜镇; 辣椒产地; 空间分布; 单因子指数; 内梅罗综合指数; 生态风险评价

中图分类号: S641.3

文献标志码: A

文章编号: 1673-9868(2018)11-0001-09

辣椒(*Capsicum annuum* L.)作为最重要的菜肴调味品和世界性蔬菜作物, 全球食辣人群超过世界人口的 20%, 我国食辣人群更高达 40%. 辣椒生产质量安全直接关系到人类身体健康. 大量研究表明^[1-7], 辣椒对 Cd, Cu, Hg, Zn 等重金属有较强的吸收富集能力, 其中对 Cd 的富集能力最强, Cd 的生物富集系数最高可达 3.04. 贵州省是全国著名的辣椒产区, 辣椒种植面积、加工规模与效益、市场集散规模均居全国首位. 然而, 贵州省也是 Cd 的地球化学异常区, 土壤 Cd 背景质量分数达 0.659 mg/kg^[8], 高于我国耕地土壤 Cd 平均质量分数(0.27 mg/kg)^[9]和国家二级标准(GB15618-1995)^[10]限量值(pH ≤ 7.5, Cd 0.30 mg/kg; pH > 7.5, Cd 0.60 mg/kg). 开展贵州省辣椒产地土壤重金属污染评价, 对促进贵州省辣椒绿色健康发展具有重要的现实意义.

① 收稿日期: 2017-10-14

基金项目: 贵州省农业攻关项目(黔科合 NY[2015]3018-2 号); 黔农科自主创新科研专项(字[2014]012 号); 贵州省科技合作计划项目[黔科合 LH 字(2015)7076]; 贵州省科技计划项目[黔科合院创新(2012)4003].

作者简介: 熊仕娟(1990-), 女, 硕士, 实习研究员, 主要从事辣椒营养与品质研究.

通信作者: 邢丹, 副研究员, 博士.

贵州省贵阳市乌当区百宜镇是贵州省重要的辣椒生产基地之一,其地方特色辣椒品种“百宜平面椒”品质优良,干物质质量分数居全国第一^[11]。近年来,百宜镇辣椒已成为贵州省众多辣椒系列制品的生产原材料,辣椒产品遍布全国 30 多个省市,并远销加拿大、美国、英国等。因此,对百宜镇辣椒耕地土壤重金属进行空间分布和污染评价研究显得至关重要。然而,目前相关的研究报道尚未发现。本研究以贵州省百宜镇辣椒耕地为研究对象,采集该地区辣椒耕地土壤样品,研究土壤重金属 Cd,Pb,Cr,Cu 和 Zn 质量分数的空间分布特征,并利用单因子污染指数法和内梅罗综合污染指数法对研究区土壤重金属进行污染评价,采用 Hakanson 潜在生态危害指数法对土壤重金属进行生态风险评价,旨在为研究区土壤重金属污染治理和风险控制提供基础数据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区域是贵州省贵阳市乌当区百宜镇,地处贵阳市东北部,距离贵阳市 53 km,行政区域总面积 98 km²,辖 9 个行政村,92 个村民组。地处东经 106.918°—107.052°,北纬 26.762°—26.893°,平均海拔 1 330 m,气候温暖湿润,冬无严寒,夏无酷暑,具有明显的高原性气候特点。

1.2 样品采集与分析

于 2016 年 9 月选择百宜镇集中连片的辣椒地,每 2.0~3.3 hm² 设置 1 个典型性地块,采集土壤样品 125 份。采集 0~20 cm 表层土壤,用 GPS(全球定位系统)测定好采样点位置后进行采样,每个土壤样品由采样点附近 6 个点的土壤样品均匀混合而成,采集的土样装入聚乙烯塑料袋,并做好采样记录。土样带回实验室内自然风干,剔除肉眼可见的石块及有机残体,研磨过 80 目尼龙网筛备用。

土壤重金属 Cd,Pb,Cr,Cu 和 Zn 质量分数采用 HF-HNO₃-HClO₄ 消解,电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, iCAP Q)测定。为确保分析结果准确可靠,以国家标准土壤物质(GSS-5)进行质量控制。标准土壤物质的回收率在 80%~120%之间。

1.3 土壤重金属污染评价方法

本研究采用单因子指数法和内梅罗综合指数法对 5 种土壤重金属进行污染评价。计算公式分别为单因子指数法:

$$P_i = C_i / S_i$$

内梅罗综合指数法:

$$P_{\text{综}} = \sqrt{\frac{(P_{i\text{max}})^2 + (P_{i\text{avg}})^2}{2}}$$

式中, P_i 为土壤重金属 i 的单因子污染指数; C_i 为重金属 i 的实际测定值(mg/kg); S_i 为重金属 i 的评价标准值(mg/kg),以国家《土壤环境质量标准》(GB15618-1995)^[10]中的二级限量值作为评价标准(表 1); $P_{\text{综}}$ 为内梅罗综合污染指数; $P_{i\text{max}}$ 为重金属单因子指数最大值; $P_{i\text{avg}}$ 为重金属单因子指数平均值。

土壤重金属污染评价分级标准见表 2。

表 1 国家土壤环境质量标准

mg · kg⁻¹

级别	二 级			三级	
	一 级	<6.5	6.5~7.5		>7.5
pH 值	自然背景				>6.5
Cd≤	0.20	0.30	0.30	0.60	1.00
Cr≤	90	150	200	250	300
Pb≤	35	250	300	350	500
Cu≤	35	50	100	100	400
Zn≤	100	200	250	303	500

注:本研究区为耕地土壤,土壤 pH 值在 4.05~7.08 范围之内,故根据不同采样点 pH 值选择国家土壤环境质量标准 pH<6.5 和 6.5<pH<7.5 的二级限量值作为污染评价阈值。

表 2 土壤重金属污染评价分级标准

分级	P_i	污染等级	$P_{\text{综}}$	污染等级
I 级	$P_i \leq 1$	安全	$P_{\text{综}} \leq 0.7$	安全
II 级	$1 < P_i \leq 2$	轻度污染	$0.7 < P_{\text{综}} \leq 1$	警戒线
III 级	$2 < P_i \leq 3$	中度污染	$1 < P_{\text{综}} \leq 2$	轻度污染
IV 级	$P_i > 3$	重度污染	$2 < P_{\text{综}} \leq 3$	中度污染
V 级			$P_{\text{综}} > 3$	重度污染

1.4 土壤重金属生态风险评价方法

采用 Hakanson 潜在生态危害指数法^[3]对土壤重金属风险程度进行评价, 其计算方法为

$$C_j^i = \frac{C^i}{C_n^i}$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_j^i$$

$$RI = \sum E_r^i = \sum T_r^i \times C_j^i = \sum T_r^i \times \frac{C^i}{C_n^i}$$

上述式中, C_j^i 为重金属 i 的污染富集系数, C^i 为土壤重金属 i 的实测值, C_n^i 为重金属 i 的参比值, 本研究参比值 C_n^i 采用《中国土壤元素背景值》(1990 年出版) 公布的贵州省背景值数据^[8]: Cd 背景值为 0.659 mg/kg, Pb 为 35.2 mg/kg, Cr 为 95.9 mg/kg, Cu 为 32.0 mg/kg, Zn 为 99.5 mg/kg. E_r^i 为重金属 i 的单项潜在生态风险指数, T_r^i 为重金属 i 的毒性系数, 采用徐争启等^[12] 计算的重金属毒性系数: Cd=30, Pb=Cu=5, Cr=2, Zn=1. RI 是多种重金属元素的综合潜在生态风险指数, 由 E_r^i 和 RI 值可分别对某种重金属和多种重金属的潜在生态风险程度进行评价。

需严格注意的是潜在生态危害指数法, 评价污染物包括 Zn, Cr, Cu, Pb, As, Cd, Hg 和 PCB 共 8 种, 其毒性系数 (T) 依次为 1, 2, 5, 5, 10, 30, 40 和 40, 由污染物中最大毒性系数 (40) 和 8 种污染物的毒性响应系数之和 (133) 提出 E 和 RI 的分级标准 (表 3)。因而 E 值和 RI 值受污染物的种类、毒性和数量的影响, 污染物的最大毒性越大, 则 E 值越大; 污染物的数目越多、毒性越强, RI 值则越大。本研究分析的重金属元素 (Cd, Cr, Pb, Cu, Zn) 少于 Hakanson 提出的 8 种污染物, 因此必须根据污染物的种类和数量对 E 值和 RI 值进行相应的调整。本研究中 E 的分级标准调整方法为^[13]: 首先依据 Hakanson 潜在生态危害指数法中 E 值风险分级的第一级上限值由非污染物的毒性系数 ($C=1$) 与参评污染物中最大毒性系数相乘而得, 其他风险级别的上限值分别通过上一级的分级值乘以 2 获得, 本研究中 5 种重金属 (Cd, Cr, Pb, Cu 和 Zn) 毒性系数最大者为 Cd=30, 由此得出本研究中 E 的第一级生态风险 (轻度风险) 分级标准为 30, 其他级别的分级值分别用上一级的分级值乘 2 得到。 RI 的分级标准调整方法参考文献^[13], 先将 Hakanson 法的第一级分级界限值 (150) 除以 8 种污染物 (Zn, Cr, Cu, Pb, As, Cd, Hg 和 PCB) 的毒性系数总值 (133), 得到单位毒性系数的 RI 分级值 (1.13); 再将单位毒性系数的 RI 分级值乘以本研究 5 种重金属的毒性系数总值 (43), 得到 RI 第一级分界值 ($1.13 \times 43 = 48.59 \approx 50$); 其他级别的分级值分别采用上一级的分级值乘以 2 得到。调整后的 E 和 RI 等级划分标准见表 3。

表 3 本研究调整后的 E 值和 RI 值分级标准

Hakanson (E)	调整后 (E)	Hakanson (RI)	调整后 (RI)	生态风险 级别
$E_r^i < 40$	$E_r^i < 30$	$RI < 150$	$RI < 50$	轻度
$40 \leq E_r^i < 80$	$30 \leq E_r^i < 60$	$150 \leq RI < 300$	$50 \leq RI < 100$	中等
$80 \leq E_r^i < 160$	$60 \leq E_r^i < 120$	$300 \leq RI < 600$	$100 \leq RI < 200$	较强
$160 \leq E_r^i < 320$	$120 \leq E_r^i < 240$	$RI \geq 600$	$200 \leq RI < 400$	很强
$E_r^i \geq 320$	$E_r^i \geq 240$		$RI \geq 400$	极强

1.5 数据统计分析

采用 Excel 2010 进行土壤重金属数据整理,采用 SPSS 23.0 进行重金属质量分数的描述性统计分析;重金属的空间分布图在 Arc GIS 10.3 的地统计分析模块中完成.选择适宜的插值模型是土壤重金属污染评价的基础^[14].ArcGIS 空间插值方法包括逆距离加权插值法和克里格插值法,逆距离加权插值法主要适用于非正态分布数据,克里格插值法则主要适用于正态分布数据^[15].本研究中 5 种重金属质量分数、内梅罗综合指数($P_{综}$)和潜在综合生态风险指数(RI)均属于非正态分布,因此本文研究选用逆距离加权插值法完成土壤重金属指标的空间插值.

2 结果与分析

2.1 土壤重金属质量分数的描述统计分析

研究区 125 个辣椒地土壤样点重金属质量分数统计特征见表 4.研究区土壤 Zn,Cr,Pb,Cu,Cd 质量分数范围分别为 49.30~606.50,40.02~124.39,26.03~90.18,16.40~61.97,0.22~0.91 mg/kg,质量分数平均值分别为 116.50,73.11,55.76,33.53,0.45 mg/kg.整个研究区域土壤 Cd 质量分数平均值比国家土壤环境质量二级标准高 0.5 倍,其余重金属平均质量分数均小于国家二级标准.Cr 和 Zn 平均质量分数大于贵州省背景值,分别是背景值的 2.28 倍和 1.17 倍,研究区 125 个样点 Cr 质量分数均超过贵州省背景值,Zn 有 40.0% 超过贵州省背景值;Cd 和 Cu 质量分数平均值均低于贵州省背景值,但整个研究区分别有 92.0% 和 61.6% 的土壤样点超过贵州省背景值;对于 Pb 元素,研究区 125 个样点 Pb 质量分数均低于贵州省背景值.表明百宜镇辣椒地土壤重金属 Cr,Cd,Cu 和 Zn 均存在明显的积累富集情况,Pb 则无累积富集现象.研究表明,重金属可能的来源包括大气沉降、工矿企业、灌溉水、农药、肥料、污泥等^[16-17].百宜镇并无大型污染企业,且环境质量优良,因而排除环境和灌溉水的重金属源.研究区土壤重金属 Cr,Cd,Cu 和 Zn 的积累主要与当地肥料和农药等农用品的使用有关.土壤中 Pb 主要来源于大气沉降^[6],研究区空气质量优良,大气沉降中 Pb 质量分数极少,因而 Pb 在土壤中无积累富集情况.

土壤重金属变异系数反映某种重金属质量分数在整个研究区域的离散程度,其值越大表示数据离散度越高,值越小则离散度越小.从变异系数看,研究区 5 种重金属质量分数的变异程度从大到小依次为 Zn (46.9%),Pb(29.8%),Cd(29.1%),Cu(25.8%),Cr(20.7%).根据变异程度分类^[18],Zn 为高变异(变异系数 $>36\%$),表明其变异程度较高,样本数据空间分布离散性较大,且分布不均匀,差异性大.Cr,Pb,Cu 和 Cd 为中等变异($15\% < \text{变异系数} < 36\%$),空间分布离散性相对较小.

表 4 土壤重金属质量分数的描述统计特征

重金属	平均值/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	标准差	最小值/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	最大值/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	变异系数/ %	偏度	峰度	贵州省背景值/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	富集比例/ %	国家二级标准/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Cd	0.45	0.13	0.22	0.91	29.1	1.04	1.25	0.66	92.0	0.30
Pb	55.76	16.60	26.03	90.18	29.8	0.18	-0.85	95.90	0	250
Cr	73.11	15.14	40.02	124.39	20.7	0.35	0.69	32.00	100	150
Cu	33.53	8.66	16.40	61.97	25.8	0.84	0.98	35.20	61.6	50
Zn	116.50	54.66	49.30	606.50	46.9	5.97	51.56	99.50	40.0	200

注:富集比例为超过贵州省背景值的样品个数占总样品个数的比例.

2.2 土壤重金属的空间分布特征

空间插值研究的本质,是通过空间建模来拟合生成充分逼近要素空间分布特征的函数方程^[19].本研究采用 Arc GIS 10.3 软件中的地统计模块,根据各个采样点土壤重金属的质量分数,对不服从正态分布的重金属 Cd,Pb,Cr,Cu 和 Zn 进行反距离加权空间插值,结果见图 1.

由图 1 可知,重金属 Cd 质量分数以研究区北部和东南部较高,质量分数主要集中于 0.45~0.60 mg/kg 范围,西南部质量分数相对较低,主要为 0.30~0.45 mg/kg 范围;Cr 质量分数以研究区南部和北部较低,质量分数主要为 50~70 mg/kg,研究区中部 Cr 质量分数较高,尤其以中东部 Cr 质量分数最高,主要在 80~90 mg/kg 范围;Pb 质量分数在整个研究区域的分布较为散漫,整体以研究区域中间部 Pb 质量分数相对较高,主要为 50~70 mg/kg,以东南部、西部和东北部质量分数相对较低;Cu 质量分数空间分布规律与 Pb 类似,整体也以研究区中间部质量分数相对较高,主要为 30~40 mg/kg,以东南部、西部和东北部较低,质量分数主要在 20~30 mg/kg 范围内;Zn 质量分数整体以研究区域南部和中心部较低,主要为 80~110 mg/kg,北部质量分数较高,主要为 110~140 mg/kg.

总体而言, 整个研究区土壤 Cd, Pb, Cr, Cu 和 Zn 这 5 种重金属质量分数是研究区北部高于南部, 东部高于西部(图 1).

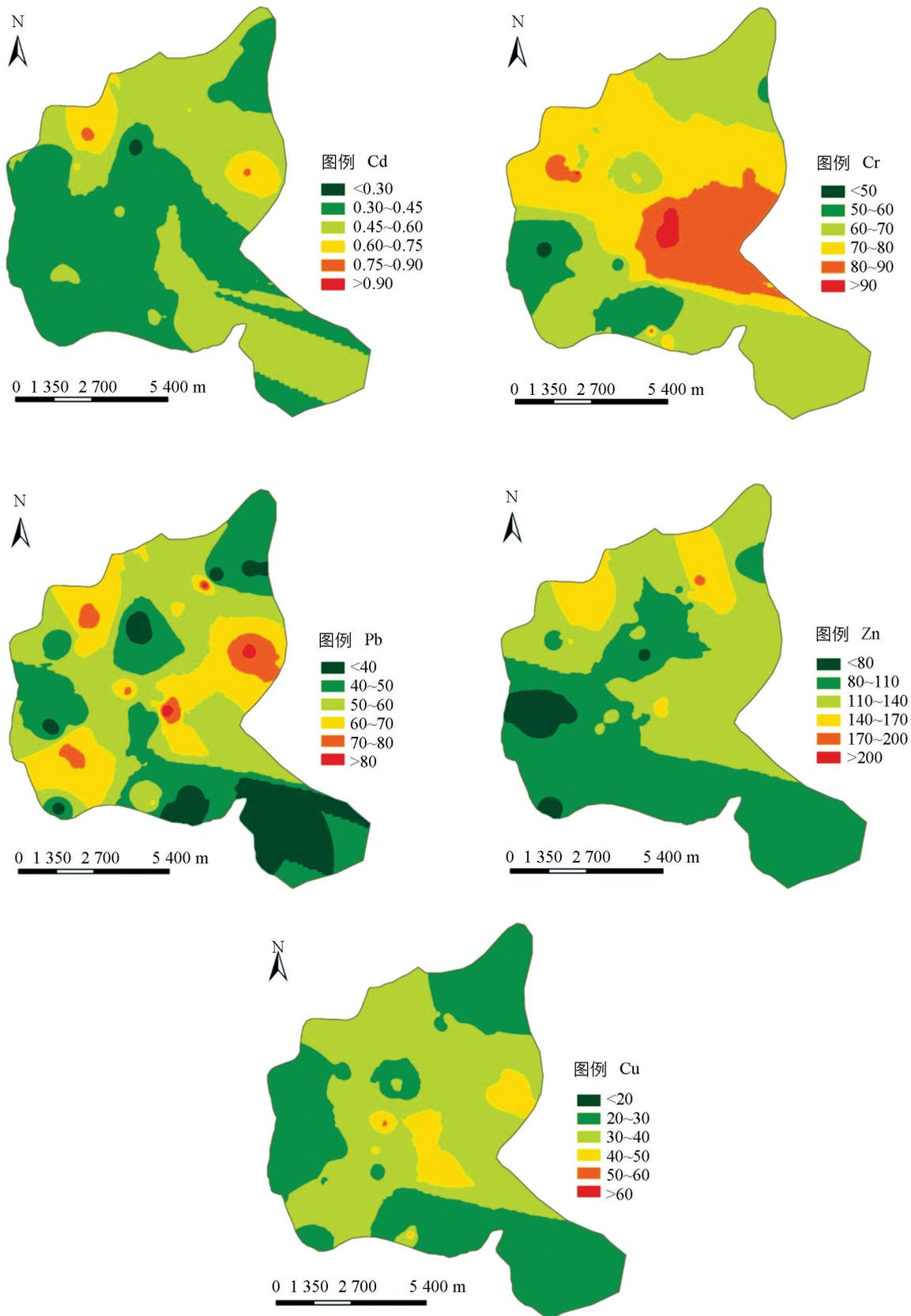


图 1 研究区辣椒地土壤重金属 Cd, Cr, Pb, Cu 和 Zn 质量分数的空间分布

2.3 土壤重金属污染评价

上述对研究区土壤重金属质量分数的统计发现, Cd, Zn, Cu 和 Cr 已在表层土壤中有不同程度的积累富集. 为合理规划农业生产结构, 保障土壤资源可持续利用, 本研究选用国家土壤环境质量二级限量值作为土壤重金属 Cd, Pb, Zn, Cu 和 Cr 的污染评价标准, 该区土壤 pH 值在 4.05~7.08 范围内, 故根据不同采样点 pH 值选择国家土壤环境质量标准 pH<6.5 和 6.5<pH<7.5 的二级限量值作为污染评价阈值(表 1), 评价结果见表 5 和图 2.

由表 5 可知, 研究区土壤各重金属元素单项污染指数(P_i)从高到低依次为 Cd, Cu, Zn, Cr, Pb. 土壤中 Pb 和 Cr 的 P_i 均小于 1, 污染水平属于安全级别; Cu 和 Zn 分别有 3.20% 和 0.80% 为轻度污染, 其余均为安全级别; 土壤中 Cd 污染相对较为严重, 79.20% 为轻度污染, 12.80% 为中度污染, 0.80% 为重度污染.

采用内梅罗综合污染指数法对研究区每个样点土壤 5 种重金属进行污染综合评价, 并对各个土壤样点的内梅罗综合污染指数($P_{综}$)进行反距离加权插值, 结果见图 2. 由图 2 可以看出, 整个研究区域土壤重金属综合污染程度是中部以南较低, $P_{综}$ 主要集中在 1.00~1.25 范围内, 北部相对较高, $P_{综}$ 达 1.25~2.00. 整个研究区的重金属内梅罗综合污染指数 $P_{综}$ 的平均值为 1.17(表 5), 表明研究区土壤重金属 Cd, Cu, Zn, Cr 和 Pb 整体属于轻度污染水平. 研究区土壤 Cu, Zn, Cr 和 Pb 属于安全水平, 但由于 Cd 单项污染指数过高, 使 Cd, Cu, Zn, Cr 和 Pb 这 5 种重金属的综合污染达到了轻度污染水平, Cd 是整个研究区的主要污染因子^[20]. 这与 Cd 是中国耕地土壤富集程度最高、污染最严重的重金属元素的研究相符^[16,21].

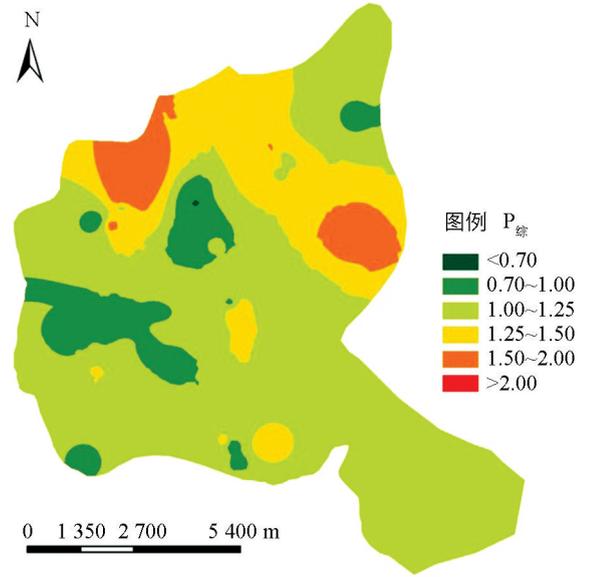


图 2 研究区重金属综合污染的空间分布

表 5 研究区土壤重金属污染状况

重金属	污染指数 平均值(P_i)	污染指数 变幅(P_i)	不同污染级别样点比例/%				$P_{综}$	污染等级
			$P_i \leq 1$	$1 < P_i \leq 2$	$2 < P_i \leq 3$	$P_i \geq 3$		
			安全	轻度污染	中度污染	重度污染		
Cd	1.50	0.73~3.04	7.20	79.20	12.80	0.80	1.17	Ⅲ级轻度污染
Pb	0.22	0.10~0.36	100	0	0	0		
Cr	0.47	0.27~0.81	100	0	0	0		
Cu	0.62	0.26~1.24	96.80	3.20	0	0		
Zn	0.55	0.25~1.11	99.20	0.80	0	0		

2.4 土壤潜在生态风险评价

研究区土壤重金属 Cd, Pb, Cu, Cr 和 Zn 的潜在生态风险如表 6 所示. 从不同重金属潜在生态风险系数(E_i^p)来看, 5 种重金属的潜在生态风险程度由强到弱依次为 Cd>Pb>Cu>Cr>Zn. 对 Cd 元素, 99.20% 的土壤样点存在轻度生态风险, 0.80% 存在中等程度生态风险; 对 Pb, Cu, Cr 和 Zn 元素, 所有样点土壤均属于轻度生态风险级别.

进一步对研究区土壤综合生态风险评价价值(RI)进行反距离加权插值(图 3), 分析土壤重金属潜在生态风险的空间分布特点发现, 整个研究区域土壤重金属 Cd, Pb, Cu, Cr 和 Zn 的潜在综合生态风险评价价值主要集中在 30~40 范围内, 综合生态风险指数 RI 平均值为 36.34, 依据表 3 对 RI 值的分级标准, 研究区土壤重金属污染程度属于轻度生态风险. 从分布格局来看, 研究区西北部和中东部土壤重金属潜在生态风险相

对较高, RI 值在 40~65 范围内, 其中部分区域土壤重金属污染达中等程度生态风险。

对比土壤重金属污染与生态风险的评价结果, 两者之间存在一些差异, 主要区别在于 Pb 和 Zn 这 2 种元素。本研究中 Pb 虽未存在污染, 但由于其生物毒性效应较高 ($T_i^i = 5$), 其生态风险也随之上升。反之, 由于 Zn 是一种重要的植物营养元素, 其毒性响应系数最小 (仅为 1), 其环境风险亦降至最低。这与陈涛等^[22]的研究结果类似。

在本研究中, 重金属污染评价是以国家土壤环境质量二级标准限量值作为评价标准, 侧重于揭示外源重金属的土壤累积程度, 强调辣椒地土壤按照国家限量标准是否达到污染水平; 而生态风险评价则除了考虑工农业生产中各种人为因素引起表层土壤重金属的累积程度, 还侧重考虑了不同重金属元素对生物毒性作用, 并通过加权求和反映出多重金属污染风险的协同效应, 这为决策者从作物安全角度理解重金属污染提供了科学的参考信息。

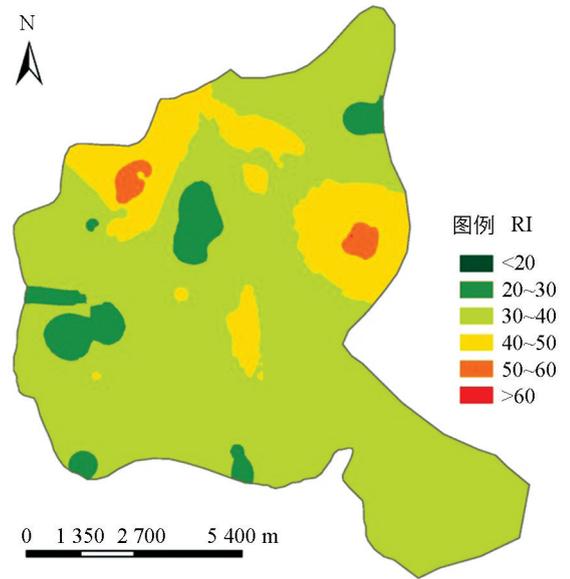


图 3 土壤重金属综合生态风险的空间分布特征

表 6 土壤重金属潜在生态风险评价

重金属	E_i^i			E_i^i 分级样本数比例/%					RI
	最小值	最大值	平均值	轻度	中等	较强	很强	极强	
Cd	9.91	41.52	20.54	99.20%	0.80%	0	0	0	36.34
Pb	3.70	12.81	7.91	100	0	0	0	0	
Cr	0.83	2.59	1.53	100	0	0	0	0	
Cu	2.56	9.68	5.23	100	0	0	0	0	
Zn	0.50	2.22	1.13	100	0	0	0	0	

3 结 论

1) 百宜镇辣椒地土壤重金属质量分数从大到小依次为 Zn, Cr, Pb, Cu, Cd 。 Cr 和 Zn 质量分数平均值高于贵州省背景值; Cd 和 Cu 质量分数平均值低于贵州省背景值, 但最大值超过背景值; 所有样点土壤 Pb 质量分数均低于贵州省背景值。百宜镇辣椒地土壤重金属 Cr, Cd, Cu 和 Zn 存在明显的积累富集现象, Pb 在土壤中无累积。除了 Cd , 其余 4 种重金属质量分数平均值均低于国家土壤环境质量二级标准。

2) 以贵州省土壤背景值为评价标准, 百宜镇辣椒地土壤不同重金属污染程度从高到低依次为 $Cd, Cu, Zn, Cr, Pb, Pb, Cr, Cu$ 和 Zn 污染程度为安全级别, Cd 为轻度污染。研究区土壤重金属 Cd, Pb, Cr, Cu 和 Zn 综合污染程度较轻。

3) 研究区土壤重金属生态风险程度从大到小表现为 Cd, Pb, Cu, Cr, Zn , 5 种重金属的综合潜在生态风险程度整体为轻度, 其中 Cd 是主要生态风险因子。

4) 从空间分布来看, 整个研究区土壤重金属 Cd, Pb, Cr, Cu 和 Zn 质量分数、5 种重金属综合污染程度及潜在生态风险程度整体是研究区北部高于南部, 东部高于西部。总体而言, 目前百宜镇辣椒地土壤重金属 Cd, Pb, Cr, Cu 和 Zn 的污染程度较轻, 潜在生态危害处于可控范围内, 基本不会对当地的作物种植和生态环境产生影响。

参考文献:

- [1] 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): 1—9.
- [2] 徐明飞, 郑纪慈, 阮美颖, 等. 不同类型蔬菜重金属(Pb, As, Cd, Hg)积累量的比较 [J]. 浙江农业学报, 2008, 20(1): 29—34.
- [3] TIWARI K K, SINGH N K, PATEL M P, et al. Metal Contamination of Soil and Translocation in Vegetables Growing under Industrial Wastewater Irrigated Agricultural Field of Vadodara, Gujarat, India [J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2011, 74(6): 1670—1677.
- [4] 王大州, 林 剑, 王大霞, 等. 根际土—辣椒系统中重金属的分布及食物安全风险评价 [J]. 地球与环境, 2014, 42(4): 546—549.
- [5] 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.
- [6] 李非里, 刘丛强, 杨元根, 等. 贵阳市郊菜园土—辣椒体系中重金属的迁移特征 [J]. 生态与农村环境学报, 2007, 23(4): 52—56.
- [7] 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.
- [8] 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.
- [9] ZHANG X, CHEN D, ZHONG T, et al. Assessment of Cadmium (Cd) Concentration in Arable Soil in China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(7): 4932—4941.
- [10] 国家环境保护局科技标准司. GB15618-1995 土壤环境质量标准 [S]. 北京: 中国标准出版社, 1995.
- [11] 胡明文. 贵州辣椒产业现状与发展策略 [J]. 贵州农业科学, 2005, 33(增刊): 98—100.
- [12] 徐争启, 倪师军, 虞先国, 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.
- [13] 李一蒙, 马建华, 刘德新, 等. 开封城市土壤重金属污染及潜在生态风险评价 [J]. 环境科学, 2015, 36(3): 1037—1044.
- [14] 谢云峰, 陈同斌, 雷 梅, 等. 空间插值模型对土壤 Cd 污染评价结果的影响 [J]. 环境科学学报, 2010, 30(4): 847—854.
- [15] 夏 敏, 赵炳梓, 张佳宝. 基于 GIS 的黄淮海平原典型潮土区土壤重金属积累研究 [J]. 土壤学报, 2013, 50(4): 684—692.
- [16] 曾希柏, 李莲芳, 梅旭荣. 中国蔬菜土壤重金属含量及来源分析 [J]. 中国农业科学, 2007, 40(11): 2507—2517.
- [17] 熊仕娟. 纳米沸石对 Cd 污染土壤的修复效应及机理研究 [D]. 重庆: 西南大学, 2016.
- [18] NIELSEN D R, BOUMA J. *Soil Spatial Variability* [M]. Wageningen: Pucloc, 1985.
- [19] 何 江, 王新伟, 李朝生, 等. 黄河包头段水—沉积物系统中重金属的污染特征 [J]. 环境科学学报, 2003, 23(1): 53—57.
- [20] 冯宇佳, 赵全利, 孙洪欣, 等. 华北地区菜田土壤—蔬菜重金属污染状况和健康风险评价 [J]. 河北农业大学学报, 2017, 40(1): 1—7.
- [21] 张小敏, 张秀英, 钟太洋, 等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究 [J]. 环境科学, 2014, 35(2): 692—703.
- [22] 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.

Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in a Pepper-Growing Area

—A Case Study in Baiyi, Guizhou

XIONG Shi-juan, XING Dan, WANG Yong-ping,
ZHANG Ai-min, PENG Gui-hua, LIAO Fang-fang, HU Ming-wen

Institute of Pepper, Guizhou Academy of Agricultural of Sciences, Guiyang 550006, China

Abstract: Pepper has a good ability of heavy metal enrichment, and risk assessment of soil heavy metals in pepper-growing areas is of vital importance for green production and food safety. Baiyi Town in Guizhou province, a famous pepper-producing area in China, was chosen as the study area, and 125 surface soil (0–20 cm) samples were collected from a pepper plantation and the concentrations of Cd, Pb, Cr, Cu and Zn in them were analyzed. The pollution degrees and potential ecological risks of the heavy metals were evaluated with the single factor pollution index, Nemero synthesis index and Hakanson's potential ecological risk index. The results showed that the average contents of soil Zn, Cr, Pb, Cu and Cd in the study area was 116.50, 73.11, 55.76, 33.53 and 0.45 mg/kg, respectively. They were lower than the contents of Class 2 according to the Environmental quality standard for soils of China (GB15618-1995), with the exception of Cd. As for their spatial distribution, the concentrations of Cd, Pb, Cr, Cu and Zn were higher in the north and the east than in the south and the west of the study area. Evaluated with Class 2 of GB15618-1995, more than 96.0% of the soil samples were pollution-free of Pb, Cr, Cu and Zn, and 79.2% were slightly polluted of Cd. The comprehensive pollution degrees of all the 5 heavy metals in the study area were at a low level. The potential ecological risk of the heavy metals was in the sequence of Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, and their potential ecological risks were at a low risk level. In conclusion, at present, soil heavy metals (Cd, Pb, Cr, Cu and Zn) have but a light pollution degree in the pepper-cultivated land of Baiyi, their potential ecological hazard remains in a controllable range and they will not affect the local pepper planting and ecological environment.

Key words: Baiyi town of Guizhou province; pepper-producing area; spatial distribution; single factor index; Nemero synthesis index; ecological risk assessment

责任编辑 夏娟