

赵辛金,吴天生,钟晓宇,等. 广西典型岩溶区重金属高背景区农田土壤生态风险综合评价[J]. 江苏农业科学,2020,48(22):252-261.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2020.22.047

# 广西典型岩溶区重金属高背景区 农田土壤生态风险综合评价

赵辛金, 吴天生, 钟晓宇, 岳国辉, 卢炳科, 陈 彪, 李 杰

(广西壮族自治区地质调查院, 广西南宁 530023)

**摘要:**系统采集广西典型岩溶区大新县农作物及其配套根系土壤样品 232 份,分析测定土壤和农作物中 As、Cd、Cr、Pb、Hg、Cu、Ni、Zn 含量,通过污染指数法、富集因子法、空间分析以及土壤农作物协同评价的方法,综合评估了地质高背景区农田土壤生态风险。结果表明,农田土壤中 Cd 和 As 含量点位超标问题突出,且土壤和农作物中重金属空间分布不一致;91% 的点位根系土壤中重金属含量超标,41% 的点位为中度或重度超标;As、Cr 和 Ni 含量超标由地质高背景导致,Hg 含量超标由人为活动造成,Cd 含量超标受到人为活动和地质成因双重控制。根系土壤和农作物协同评价将农田土壤综合生态风险等级划分为无风险、潜在风险、低风险、中等风险、高风险和极高风险 6 个等级,70.3% 的点位属于潜在风险,同时存在 1.3% 极高风险点位,主要是由 Cd 引起。

**关键词:**地质高背景;农田土壤;重金属;生态风险;综合评价

**中图分类号:**X825      **文献标志码:**A      **文章编号:**1002-1302(2020)22-0252-09

我国经济的快速发展导致农田土壤中锌(Zn)、铜(Cu)、镍(Ni)、铅(Pb)、镉(Cd)等重金属含量逐年增加,特别是在采矿冶炼和工业区土壤中 Cd 和汞(Hg)含量增加尤为明显<sup>[1]</sup>,农业土壤重金属污染逐渐受到广泛关注<sup>[2]</sup>。2014 年 4 月公布的《全国土壤污染状况调查公报(2005—2013 年)》显示,全国土壤重金属总的超标率为 16.1%,镉、汞、砷(As)、铜、铅、铬(Cr)、锌、镍等 8 种无机污染物点位超标率分别为 7.0%、1.6%、2.7%、2.1%、1.5%、1.1%、0.9%、4.8%,19.4% 的农田土壤点位超标<sup>[3]</sup>。土壤中重金属主要来源于地质背景和人为

活动。重金属地质高背景大体分为 3 种类型:成土母质原地风化、上游高背景土壤冲刷形成的冲积平原以及典型矿床周边的土壤(例如铅锌矿)<sup>[4]</sup>,研究区广泛发育泥盆系、石炭系碳酸盐岩,由于镉与钙的离子半径极为相近,在石灰岩形成过程中镉、钙可以发生同晶替代作用,因此碳酸盐岩区土壤镉背景值较高。人为活动如工农业生产、城市生活带来的污染,包括污水灌溉、大气沉降、工矿企业废水排放、垃圾焚烧等<sup>[5-11]</sup>。

目前研究大多集中在人为活动造成的重金属污染,而对地质背景造成的农作物超标情况研究较少<sup>[12]</sup>,已有的报道主要研究重金属富集特征及生物有效性的影响因素<sup>[13-14]</sup>、高背景矿区农田土壤污染评价<sup>[15]</sup>、农作物含量及其风险评价<sup>[16]</sup>等,对结合土壤污染等级协同农作物的生态效应的综合生态风险评价研究较少。

本研究以从广西大新县采集的 232 组根系土壤和农作物为研究对象,在对照国家标准的基础上,运用污染指数法、富集因子、空间分析,对大新县根系土壤和农作物重金属空间分布特征、超标原因进行分析,提出土壤协同农作物评价方法的划分等级,旨在为地质高背景区农田土壤重金属防控和修复提供技术支撑,为大新县农用地的安全利用提供重要基础数据。

收稿日期:2020-03-16

基金项目:全国土壤现状调查及污染防治国家专项(编号:GZTR20060115、GZTR20070107、GZTR20080110);国土资源开发与保护基础支撑计划(编号:12120113000600、DD20160327-03);广西国土厅重大专项(编号:桂国土资函〔2013〕1728 号、桂国土资办〔2014〕71 号、桂国土资函〔2014〕877 号、桂国土资函〔2018〕69 号);广西科技基地和人才专项广西地矿局院士工作站(编号:桂科 AD17129052);广西关键矿产资源深部勘查人才小高地(编号:桂组通字〔2019〕85 号);广西科技重大专项(编号:AA17202026)。

作者简介:赵辛金(1968—),男,硕士,高级工程师,主要从事地质矿产及地球化学勘查相关研究。E-mail:xjzhaogx@163.com

通信作者:李 杰,博士,高级工程师,主要从事生态地球化学和土壤污染修复相关研究。E-mail:lj@cug.edu.cn。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于广西西南部边境,位于  $22^{\circ}29' \sim 23^{\circ}05'N, 106^{\circ}39' \sim 107^{\circ}29'E$ ,地处亚热带南沿,具有明显的亚热带季风气候特点。地势北高南略低,呈东西长南北窄,形似蹲狮(东头西尾,北背南脚)地貌呈西北和东北角向南伸展状。出露地层有寒武系、泥盆系、石炭系、二叠系和第四系,主要以泥盆系为主;土壤类型主要为棕色石灰土,广泛分布于石灰岩山的下坡方,酸碱度呈中性;其次为砖红壤性红壤,该类型土壤层次分化明显,富含铁铝,表层色较淡红,主要分布于西大明山地区。

### 1.2 样品采集与分析

2018 年 7—12 月于农作物收获季节采集早稻及其根系土壤 35 组、晚稻及其根系土壤 67 组、香蕉及其根系土壤 32 组、龙眼及其根系土壤 30 组、柑橘及其根系土壤 25 组、玉米及其根系土壤 43 组,累计各类农作物及其根系土壤 232 组(图 1)。样品的采集按照 DZ/T 0295—2016《土地质量地球化学评价规范》执行<sup>[17]</sup>。在采样点地块内视不同情况采用棋盘法、梅花点法、对角线法、蛇形法等进行多点取样,选取 3 个以上采样小区,每个小区水稻采集 10~20 株,玉米 1~2 株、果树 5~10 棵混合成 1 份样品,水稻和玉米采样质量大于 500 g,水果类采样鲜质量大于 1 000 g;在采集农作物时采集对应根系土壤,等量混合成 1 份土壤样品,土壤样品质量大于 1 000 g。水稻和玉米脱穗脱粒、新鲜水果采集后立即装入聚乙烯密封袋送回实验室分析;土壤样品室内阴干,全部过 10 目筛,送回实验室分析。

样品分析测试由广西壮族自治区地质矿产测试研究中心完成。土壤全量元素 Pb、Cd、Ni 含量采用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)(酸溶)测定;Cu、Zn 含量采用电感耦合等离子体发射光谱法(ICP-OES)测定; $Fe_2O_3$ 、Cr 含量采用 X 射线荧光光谱法(XRF)测定;As、Hg 含量采用原子荧光光谱法(AFS)测定;pH 值采用玻璃电极法(ISE)测定。农作物中元素分析参照 DZ/T 0253.1—2014~DZ/T 0253.4—2014《生态地球化学评价动植物样品分析方法》,As、Cd、Cr、Pb 含量采用等离子体质谱法测定;Hg 含量采用原子荧光法测定。样品分析测试方法及质量控制严格按照 DZ/T 0258—2014《多目标

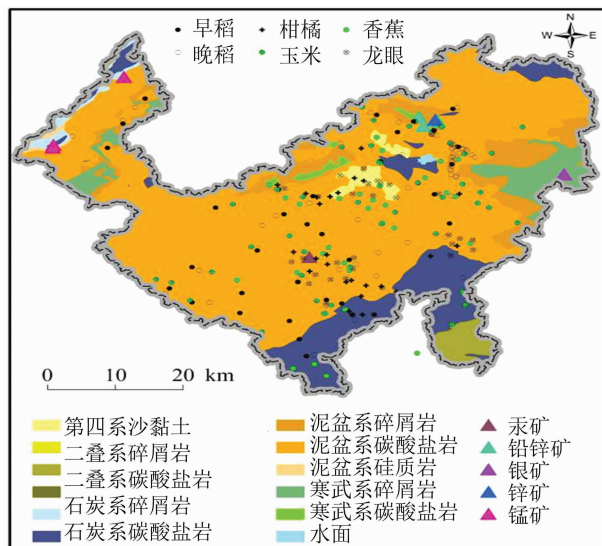


图1 采样点位

区域地球化学调查规范(1:250 000)》<sup>[18]</sup>和 DD2005-03《生态地球化学评价样品分析技术要求(试行)》<sup>[19]</sup>执行。土壤样品采用国家一级标准物质进行准确度和精密度控制,每批样品(50 个)中密码插入 4 个国家一级标准物质(土壤)控制精密度,每 500 件插入 12 件国家一级标准物质(土壤)控制准确度,合格率均为 100%。农作物样品插入国家一级标准物质 4 件与样品一起测定,每件样品进行 100% 的重复分析,抽取 5% 的样品进行外检,各类分析相对误差(RE)  $\leq 30\%$ ,合格率为 100%。

### 1.3 研究方法

1.3.1 土壤污染指数 采用土壤单因子指数判断土壤中单一污染物的污染程度,计算公式如下:

$$P_i = \frac{C_i}{C_{0i}}$$

式中: $P_i$  为土壤重金属  $i$  的单因子污染指数; $C_i$  为土壤重金属  $i$  的实测浓度,mg/kg; $C_{0i}$  为土壤重金属污染风险评估参比值,采用 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中规定的土壤污染风险筛选值;依据 DZ/T 0295—2016《土地质量地球化学评价规范》规定,根据  $P_i$  大小分为 5 级: $P_i \leq 1$  为清洁, $1 < P_i \leq 2$  为轻微污染, $2 < P_i \leq 3$  为轻度污染, $3 < P_i \leq 5$  为中度污染, $P_i > 5$  为重度污染,综合污染指数取单因子污染指数最大值。

1.3.2 富集因子 鉴别土壤来源通常通过土壤背景值进行归一化处理的富集因子来判断<sup>[20]</sup>,其公式如下:

$$EF_i = \frac{(C_i/C_{ref})_{\text{样品}}}{(C_i/C_{ref})_{\text{背景值}}}$$

式中: $EF_i$  为土壤中重金属元素  $i$  的富集因子; $C_i$  是指元素  $i$  在土壤中的含量; $C_{ref}$  为参比元素含量,本研究选择土壤中大量元素  $Fe_2O_3$  作为参比元素<sup>[21]</sup>。Zhang 等提出当  $EF_i$  为 0.5 ~ 1.5 时表层土壤中元素来自地壳物质或自然风化,当  $EF_i > 1.5$  时其主要来自人为活动,若  $EF_i < 2$  为没有或者极少污染, $2 \leq EF_i < 5$  为重度污染, $5 \leq EF_i < 20$  为显著污染, $20 \leq$

$EF_i < 40$  为强污染, $EF_i \geq 40$  为极端污染<sup>[22]</sup>。背景值数据来源于大新采集的成土母质和垂向剖面 180 ~ 200 cm 处样品的分析数据,方差分析结果表明不同地质背景土壤背景值含量差异显著( $P < 0.05$ )。因此,背景值取根系土所在地质背景单元对应的背景值(表 1)。

表 1 土壤背景值数据

地质背景	根系土壤 样品数(个)	背景值 样品数(个)	垂向剖面 and 成土母质背景值计算结果								
			Cd	Hg	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	$Fe_2O_3$
第四系沙黏土	13	2	0.369	0.508	56.6	269.0	61.6	92.2	40.9	1.0	13.9
二叠系碳酸盐岩	1	2	0.698	0.285	55.2	276.4	99.7	172.1	35.5	281.5	12.3
石炭系碳酸盐岩	23	7	2.063	0.519	38.2	274.1	87.1	146.1	50.4	329.9	11.1
泥盆系碎屑岩	9	13	0.078	0.165	24.1	94.8	38.6	29.5	37.8	121.7	7.2
泥盆系碳酸盐岩	185	13	1.230	0.555	46.9	229.9	77.2	122.1	90.6	378.5	11.8
寒武系碳酸盐岩	1	—	0.887	0.406	44.2	228.9	72.9	112.4	51.0	222.5	11.3

注:寒武系碳酸盐岩地质单元无背景数据;表中数据为全区不同统计单元的平均值, $Fe_2O_3$  含量的单位为%,其余的单位为 mg/kg。

1.3.3 农作物点位风险评价 食用农产品中污染含量对照 GB 2762—2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量》,判定其中污染物含量的超标程度。

$$E_i = \frac{C_i}{L_i}。$$

式中: $E_i$  表示农产品中重金属元素  $i$  的单因子超标指数; $C_i$  农产品中重金属元素  $i$  的含量测定值,mg/kg; $L_i$  农产品中重金属元素  $i$  的食品安全国家标准限量值。根据  $E_i$  的大小把农产品超标程度分为

3 级<sup>[23]</sup>:若  $E_i \leq 1.0$  为Ⅰ级(未超标), $1.0 < E_i \leq 2.0$  为Ⅱ级(轻度超标), $E_i > 2.0$  为Ⅲ级(重度超标)。

1.3.4 农田土壤综合生态风险评价 为进一步精准评价土壤中重金属的污染程度,本研究采用土壤与农产品重金属污染风险协同评价的方法对研究区农田土壤风险进行评价。采用土壤单因子和农产品单因子指数相结合的方法,结合点位土壤、农产品重金属污染的风险划分等级,将研究区土壤重金属污染风险划分为 6 个等级(表 2)。

表 2 土壤重金属综合生态风险等级划分标准

农产品超标指数	不同土壤污染指数下的生态风险等级				
	$P_i \leq 1$	$1 < P_i \leq 2$	$2 < P_i \leq 3$	$3 < P_i \leq 5$	$P_i > 5$
	(清洁)	(轻微污染)	(轻度污染)	(中度污染)	(重度污染)
$E_i \leq 1.0$ (未超标)	Ⅰ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ
$1.0 < E_i \leq 2.0$ (轻度超标)	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅳ
$E_i > 2.0$ (重度超标)	V	V	V	V	Ⅵ

注:Ⅰ代表无风险,Ⅱ代表潜在风险,Ⅲ代表低风险,Ⅳ代表中等风险,V 代表高风险,Ⅵ代表极高风险。

1.4 数据处理与分析

本研究采用 ArcGIS 10.7 和 Origin 2020 进行克里金插值、空间分析,运用 SPSS 26.0 和 Excel 2019 进行统计分析和数据处理。

2 结果与分析

2.1 土壤和农作物中重金属元素空间分布特征

如表 3 所示,依据 GB 15618—2018《土壤环境质

量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中规定的土壤污染风险筛选值,研究区根系土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn 含量的点位超标率分别为 46.55%、81.03%、33.62%、5.17%、2.59%、28.02%、8.19%、38.36%,说明根系土中存在 Cd 和 As 污染风险。与大新县背景值相比,As、Ni、Cr 和 Cu 的平均值低于大新县土壤背景值,Pb 和 Hg 的平均值略高于大新县背景值,Cd 和 Zn 的平均值明显高于大

表 3 根系土壤和农作物重金属元素安全性评价结果

参数	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
根系土壤点位超标个数	108	188	78	12	6	65	19	89
根系土壤点位超标率(%)	46.55	81.03	33.62	5.17	2.59	28.02	8.19	38.36
早稻超标个数	0	1	0	—	0	—	0	—
晚稻超标个数	0	8	0	—	3	—	0	—
玉米超标个数	0	0	0	—	0	—	0	—
香蕉超标个数	—	0	—	—	—	—	0	—
柑橘超标个数	—	0	—	—	—	—	0	—
龙眼超标个数	—	3	—	—	—	—	0	—

注: — 表示该元素安全性无国家标准,不参与评价体系。

新县背景值,说明大新县农田土壤中存在一定程度的 Cd 和 Zn 累积。

依据 GB 2762—2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量》,3%的早稻 Cd 含量超标,12%的晚稻 Cd 含量超标,5%的晚稻 Hg 含量超标,10%的龙眼 Cd 含量超标,说明大新县稻米存在 Cd 和 Hg 污染的风险。为进一步探讨根系土和农作物中重金属的空间分布特征,应用克里金插值方法制作了根系土壤和农作物中重金属含量的空间分布图。由图 2 可以看出,根系土壤中 Cd 含量超标严重,主要分布在研究区碳酸盐岩区和长屯铅锌矿,对应的农作物中早稻和晚稻有不同程度的 Cd 含量超标,水稻 Cd 含量超标主要集中在长屯铅锌矿污水灌溉范围内,而龙眼 Cd 含量超标分布在大新县西侧和恩城乡,对应的根系土壤中的含量并未超标,说明根系土壤中 Cd 含量超标主要是矿业活动和地质高背景双重因素影响,同时根系土壤中 Cd 元素含量空间分布与农作物空间分布局部区域存在空间分布不一致。根系土壤 Hg 含量超标少,但农作物中 Hg 含量出现超标,Hg 含量超标的晚稻主要散布在研究区西南部宝圩乡和西北部雷平镇,而对应的根系土壤中 Hg 含量超标区域主要分布在研究区中部大新县桃城镇及恩城乡,说明根系土壤中 Hg 主要来源于城市人为排放<sup>[24-25]</sup>。研究区约有 50% 面积的根系土壤存在 As 含量超标,而农作物并未出现超标(总 As 含量超过 GB 2762—2017 标准中无机 As 含量限量值,但试验区无机 As 含量并未出现超标),大新县西部和雷平镇北侧根系土壤中的含量最高而对应农作物中的含量却最低,这主要受到土壤 pH 值影响,统计结果表明早稻( $r = -0.493, P < 0.01$ )、晚稻( $r = -0.506, P < 0.01$ )、玉米( $r = -0.365, P < 0.05$ )中的重金属含量与土壤 pH 值显

著负相关,而柑橘、龙眼和香蕉中的重金属含量与土壤 pH 值无显著性相关。农作物中 As 低含量区 pH 值为 4.17 ~ 4.77,主要以酸性土壤为主,研究表明 pH 值降低导致土壤中 As 有效态含量降低<sup>[26]</sup>。上述结果表明,重金属在农作物和根系土壤中的空间分布并不完全对应,充分说明土壤中重金属元素总量并不是衡量元素从土壤-农作物系统中迁移能力的有效指标,某种程度上依赖土壤中重金属的存在形态。

## 2.2 根系土壤重金属污染风险评价

2.2.1 根系土壤点位重金属污染风险评价 如表 4 所示,单因子污染指数统计结果显示,根系土壤中重金属元素均有不同程度的点位超标,As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn 的单因子污染指数平均值分别为 1.04、6.44、0.91、0.44、0.37、0.72、0.52、1.69,变化范围分别为 0.07 ~ 6.60、0.16 ~ 230.00、0.16 ~ 3.43、0.07 ~ 2.62、0.04 ~ 4.46、0.08 ~ 2.93、0.11 ~ 2.46、0.16 ~ 51.41,超标点位数量由高至低依次为 Cd、As、Zn、Cr、Ni、Pb、Cu、Hg。出现重度超标的元素为 Cd、Zn、As,对应的严重超标样品数分别为 45、8、1。综合污染指数显示,清洁、轻微污染、轻度污染、中度污染、重度污染等级对应的样点数分别为 22、71、43、50、46 个,约 91% 的点位发生了重金属超标现象。

2.2.2 根系土壤重金属含量超标成因分析 以调查获取的研究区背景值作为参比,计算各重金属元素富集因子。统计结果(表 4)显示,根系土壤中重金属元素均有不同程度的点位污染,As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn 的富集因子平均值分别为 0.94、4.81、1.02、1.17、1.49、1.09、1.47、2.67,变化范围分别为 0.15 ~ 2.82、0.07 ~ 159.67、0.26 ~ 2.67、0.45 ~ 7.15、0.34 ~ 17.81、0.28 ~ 6.3、0.41 ~ 15.61、0.42 ~ 101.66,污染点位数量由高至低依次为 Cd、Zn、Hg、



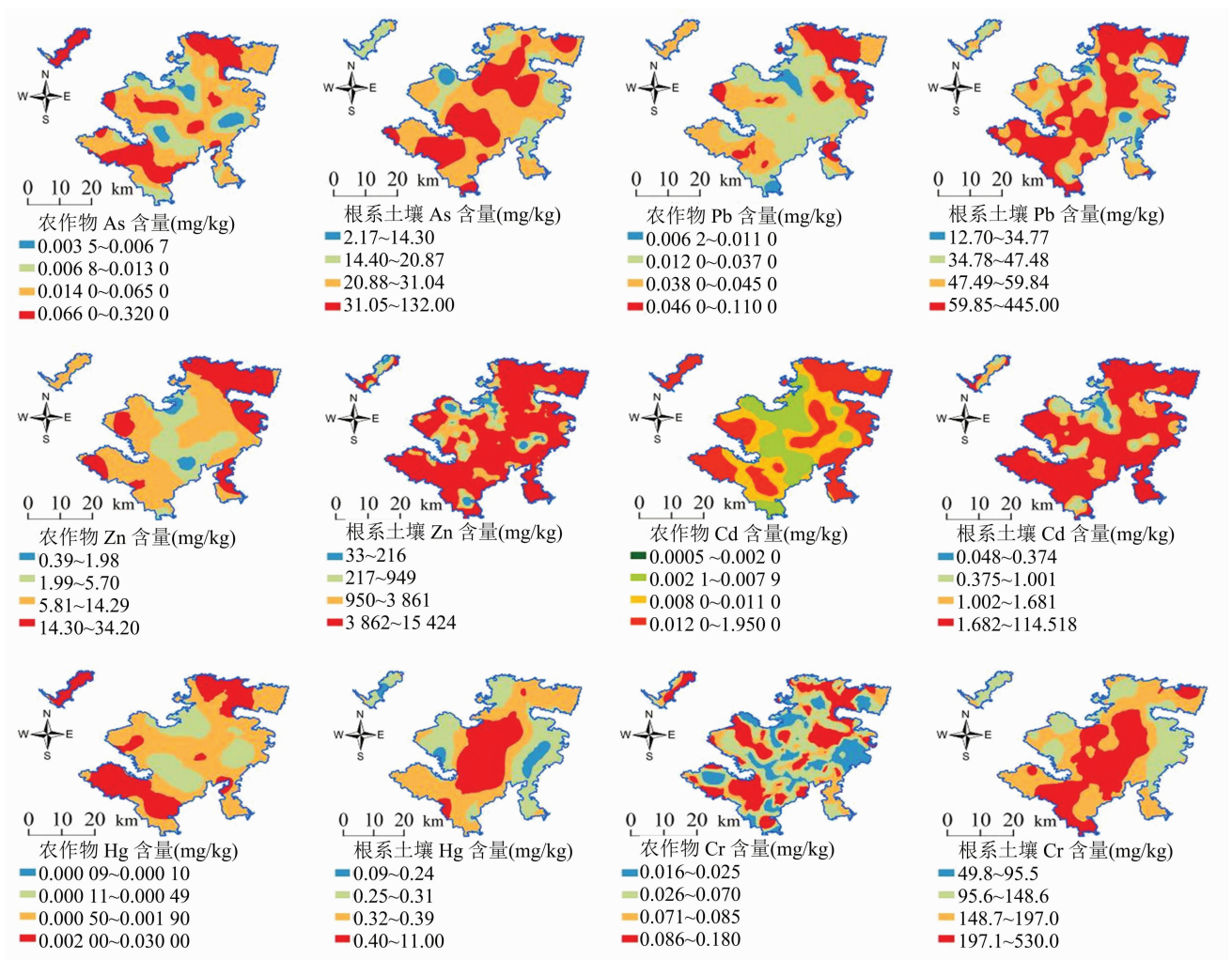


图2 农作物和根系土壤中重金属元素空间分布

表 4 根系土壤单因子污染指数和富集因子统计结果

元素	单因子污染指数					富集因子				
	$P_i \leq 1$	$1 < P_i \leq 2$	$2 < P_i \leq 3$	$3 < P_i \leq 5$	$P_i > 5$	$EF_i < 2$	$2 \leq EF_i < 5$	$5 \leq EF_i < 20$	$20 \leq EF_i < 40$	$EF_i \geq 40$
As	124	93	10	4	1	231	1	0	0	0
Cd	44	58	35	50	45	130	80	13	4	5
Cr	154	57	19	2	0	228	4	0	0	0
Cu	220	11	1	0	0	217	13	2	0	0
Hg	226	5	0	1	0	193	35	4	0	0
Ni	167	62	3	0	0	222	8	2	0	0
Pb	213	16	3	0	0	207	19	6	0	0
Zn	143	74	6	1	8	190	27	11	1	3

Pb、Cu、Ni、Cr、As。对比单因子污染指数和富集因子评价结果可以发现,As 含量有 47% 的点位超标,但仅有 1 份样品发生富集,说明研究区农田土壤 As 含量超标主要由地质背景引起;2.59% 的点位 Hg 含量超标,但 12.5% 的点位在农田土壤中富集,说明研究区农田土壤中 Hg 受到人为污染。因此,研

究区农田土壤中 Cr、Ni、As 含量点位超标主要受地质背景控制,Hg 在表层土壤出现一定程度的累积,Hg 元素累积效应相对显著,点位超标主要受城市人为活动影响,Cd、Zn、Pb 和 Cu 主要受地质背景和矿业活动双重因素控制。

富集因子采用研究区背景值对表层土壤进行

归一化,常用来识别地质成因和人为污染。采用单因子污染指数和富集因子相结合的方式,进行农田土壤重金属超标成因分析。划分以下 4 种类别:当  $P_i \leq 1, EF_i < 2$  时,表明土壤未受人为污染且重金属含量未超标;当  $P_i > 1, EF_i < 2$  时,表明土壤地质成因导致重金属含量超标;当  $P_i \leq 1, EF_i \geq 2$  时,表明土壤受到人为污染且重金属含量未超标;当  $P_i > 1, EF_i \geq 2$  时,表明土壤受到人为污染且重金属含量超标。进一步分析各类土壤超标成因空间分布特征,制作 4 种组合特征的空间分布图,见图 3。

Cd 元素在研究区污染突出,Cd 含量有 188 个点位超标,其中 86 个点位由于地质高背景造成超标,102 个点位由于人为活动造成超标。As 含量存在 108 个点位超标,其中 107 个点位由于地质成因造成超标。Cu、Hg 含量超标点位较少,分别有 15、39 个点位受到人为活动影响。根系土壤中重金属

超标元素成因大体可以分为 3 类:(1)地质高背景导致超标。As、Cr、Ni 含量超标点位分别为 108、78、65 个,该类元素主要散布于研究区,主要受碳酸盐岩控制。(2)人为活动(矿业开发、城市燃煤)。Hg 元素有 6 个点位超标,均属于人为活动造成。空间分布上均集中在县城和大的乡镇周边,土壤中 Hg 含量超标主要来源于城市人为排放<sup>[24-25]</sup>。恩城乡西南侧出现 1 处 Hg 含量超标,这与该点存在 1 处已探明的汞矿开发有关。(3)地质成因和人为活动双重影响。Cd、Cu、Pb、Zn 含量超标点位分别为 188、12、19、89 个,对应的属于地质成因造成超标的点位占总超标点位的比例分别为 46%、67%、53%、66%。从空间分布上看,Cd、Zn、Pb 在长电铅锌矿的超标点位尤为集中和明显,说明长电铅锌矿在历史开发过程中,已对周边农田土壤造成影响;地质成因主要受泥盆系碳酸盐岩控制。

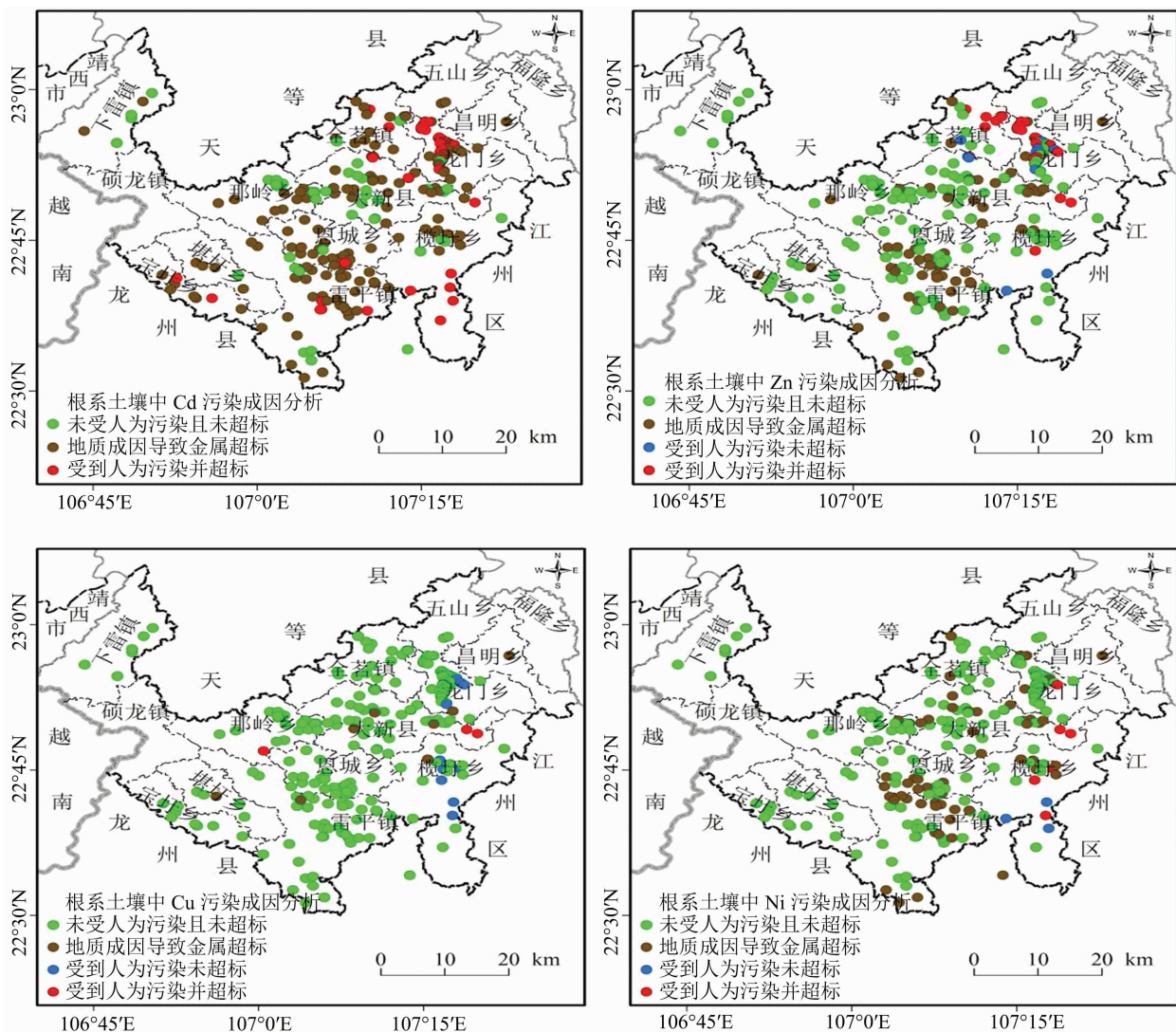


图3 根系土壤中重金属元素污染成因空间分布



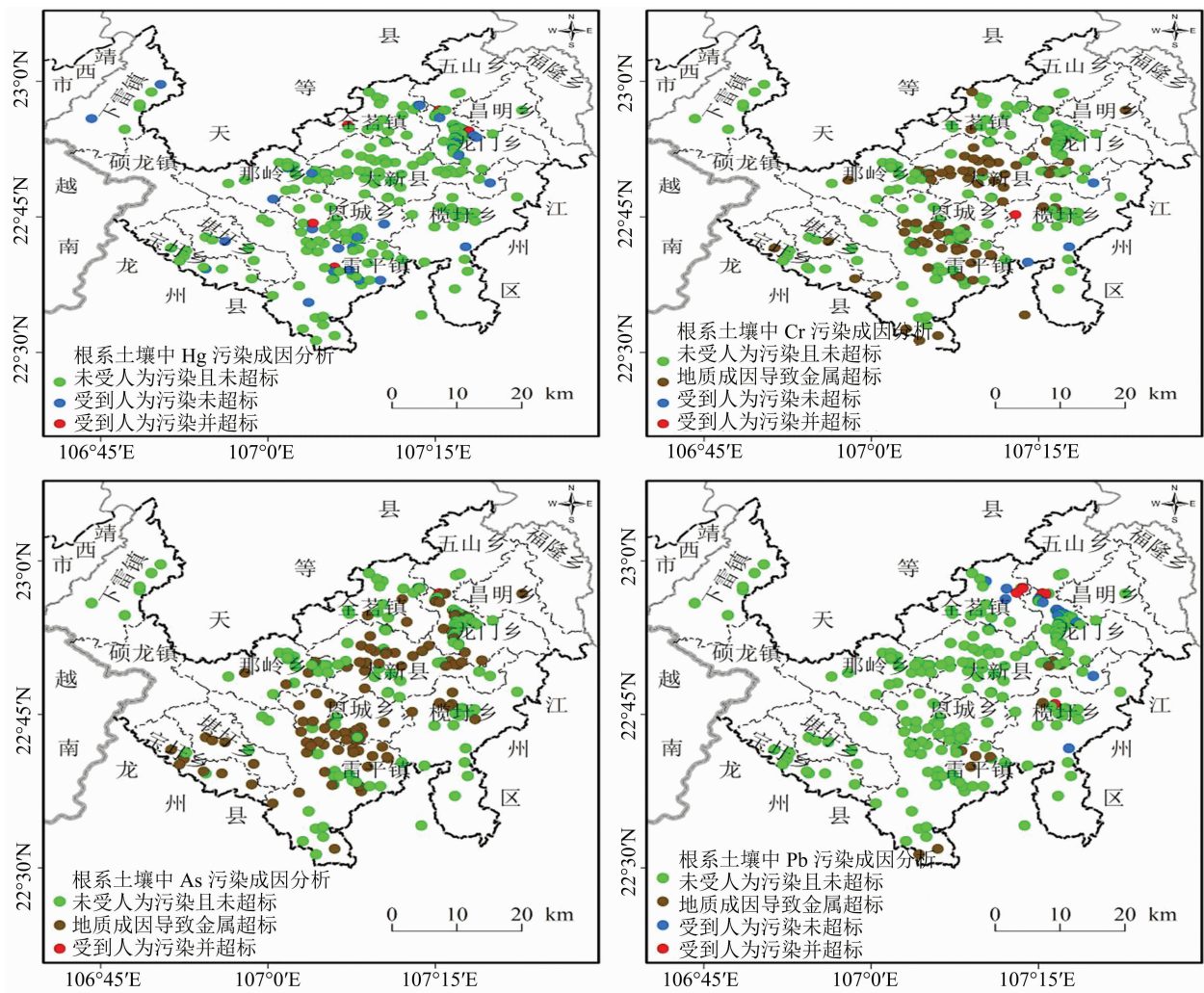


图3(续)

2.3 农作物重金属污染风险评价

统计计算研究区香蕉、龙眼、早稻、晚稻、柑橘、玉米等 6 种农作物中重金属超标指数,统计结果显示龙眼中 Cd 含量超标,水稻中 Cd、Hg 含量超标。由表 5 可以看出,3 份龙眼中 Cd 含量轻度超标,点位率为 10%;1 份早稻中 Cd 含量重度超标,点位率为 29%;4 份晚稻中 Cd 含量轻度超标,4 份重度超标,3 份 Hg 含量轻度超标,晚稻综合指数轻度超标 7 份,点位率为 10%,重度超标 4 份,点位率为 6%。

图 4 为农作物中 Cd 和 Hg 超标指数空间分布图。农作物中 Cd 含量重度超标主要分布在长电铅锌周边,说明矿业历史开发已经对周边农田土壤中的农作物产生明显的生态效应;Cd 中度污染的点位主要分布在大新县城周边和恩城乡南部,对照图 2 中根系土壤中 Cd 的空间分布,可以发现位于大新县农作物中 Cd 中度污染点位对应的根系土壤主要为地质高背景超标,说明地质高背景导致的土壤重

表 5 农作物超标指数样品数统计

农作物种类	农产品超标指数	等级	样品数(份)		
			Cd	Hg	综合指数
龙眼	$E_i \leq 1.0$	I (未超标)	27	0	27
	$1.0 < E_i \leq 2.0$	II (轻度超标)	3	0	3
	$E_i > 2.0$	III (重度超标)	0	0	0
早稻	$E_i \leq 1.0$	I (未超标)	34	35	34
	$1.0 < E_i \leq 2.0$	II (轻度超标)	0	0	0
	$E_i > 2.0$	III (重度超标)	1	0	1
晚稻	$E_i \leq 1.0$	I (未超标)	59	64	56
	$1.0 < E_i \leq 2.0$	II (轻度超标)	4	3	7
	$E_i > 2.0$	III (重度超标)	4	0	4

金属超标在某种程度上也会造成农作物超标,应通过农作物种植结构调整,以减少对农作物品质的影响。另一个农作物中 Cd 含量超标的位于恩城乡南部,对应的根系土壤主要为地质高背景和人为活动造成土壤超标,调查发现研究区化肥中 Cd 含量最

大值为 4.037 mg/kg,相关研究也表明化肥是田间土壤 Cd 的重要来源之一,因此该点位 Cd 含量超标受到地质背景和人为活动双重影响。研究区 3 份农作物中 Hg 含量(水果类作物无标准)中度超标,分别位于下雷镇、堪圩乡和雷平镇南部,堪圩乡根系土壤出现人为活动导致的 Hg 含量超标,而其他 2 处点

位土壤中并未超标,研究区大气干湿沉降 Hg 年沉降通量在下雷镇为高值区[ >0.011 mg/(m<sup>2</sup>·年)],采集的化肥中 Hg 含量最大值为 0.682 mg/kg,说明农产品中的 Hg 来源于土壤、大气降尘和化肥<sup>[27]</sup>,进一步说明土壤总量不是判断农作物是否超标的可靠指标,进一步印证了前述分析结果。

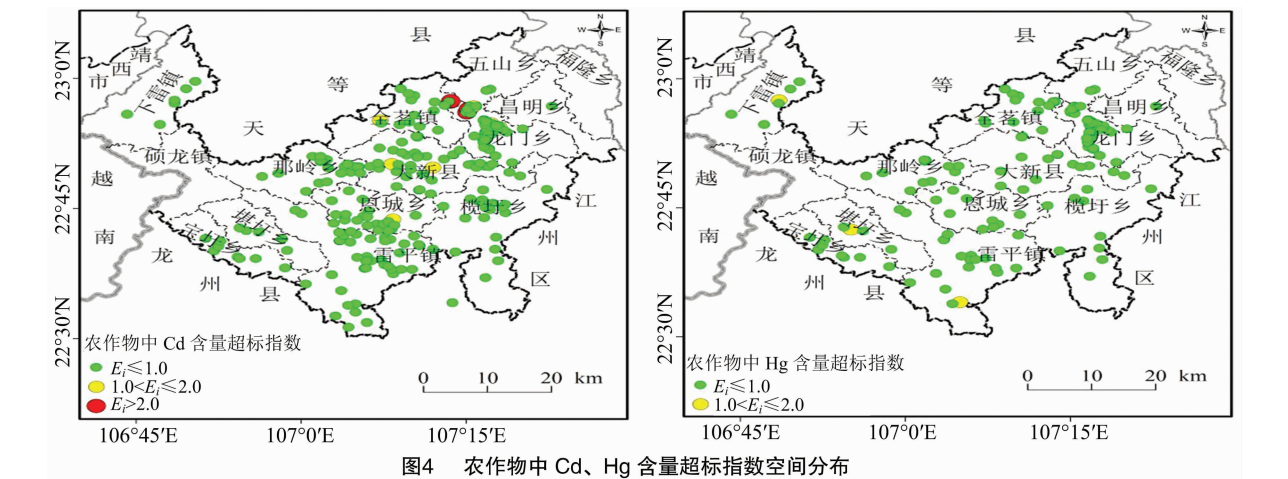


图4 农作物中 Cd、Hg 含量超标指数空间分布

2.4 农田综合生态风险评价

表 6 为研究区根系土壤和农作物中协同评价结果。Pb 和 Cr 土壤风险等级主要以无风险为主,潜在风险的比例分别为 8.2%、14.5%,未发现低风险-极高风险土壤样品。As 和 Hg 点位风险等级介于无风险-低风险等级,As 分别有 39.3%、13.8% 的点位属于潜在风险和低风险,93.8% 的点位 Hg 处于无风险等级。Cd 以潜在风险点位为主,75.9% 的点位属于潜在风险,1.3% 的点位为低风险,1.7% 的点位属于中等风险,0.9% 点位属于高风险,1.3% 的点位属于极高风险。综合评价结果显示,研究区 70.3% 的点位属于潜在风险,同时存在 1.3% 极高风险点位,主要是由 Cd 污染引起。

表 6 综合污染风险等级样品数统计						份
风险等级	As	Cd	Pb	Hg	Cr	综合评价
无风险	68	44	213	136	124	37
潜在风险	57	176	19	6	21	163
低风险	20	3	0	3	0	23
中等风险	0	4	0	0	0	4
高风险	0	2	0	0	0	2
极高风险	0	3	0	0	0	3

注:水果类无 As、Hg、Cr 污染限量标准,仅统计有标准的样品数。

由图 5 可以看出,高风险和极高风险的点位主要集中分布在长屯乡铅锌矿区,低风险的点位主要

分布在大新县、雷平镇。具有风险的土壤点位与农作物超标点位一致。从划分结果来看,评价过程综合考虑了土壤和农作物的数据结果,能够有效识别大新县农田土壤的重金属污染风险,表明本研究土壤生态风险分级方法与实际相符,具有一定的可操作性,是对地质高背景区土壤生态评价方法的探讨和有效补充。

3 结论

(1)大新县根系土壤中 8 种重金属含量均有点位超过土壤环境质量标准,其中 Cd 含量和 As 含量点位超标率分别 81.03%、46.55%,生态风险问题突出。

(2)采集的 6 类 232 份农作物样品中,仅存在水稻中 Cd 含量和 Hg 含量超标,龙眼中 Cd 含量超标。水稻中 Cd 含量超标主要集中在长屯铅锌矿,该区域农田食品安全应予以重视。研究区出现水稻中 Hg 含量超标,一处与当地汞矿开发有关,其余主要受县城人为排放影响。水稻中无机砷含量虽然没有超过国家限量标准但籽实中总 As 含量较高,研究区碱性土壤提高了土壤中 As 的活性,建议加强碱性土壤区域 As 污染源控制。

(3)根系土壤综合污染指数显示 91% 的点位存在重金属含量超标;As、Cr 和 Ni 含量超标主要由石灰碳酸盐岩风化成壤作用造成;Hg 含量超标与汞矿



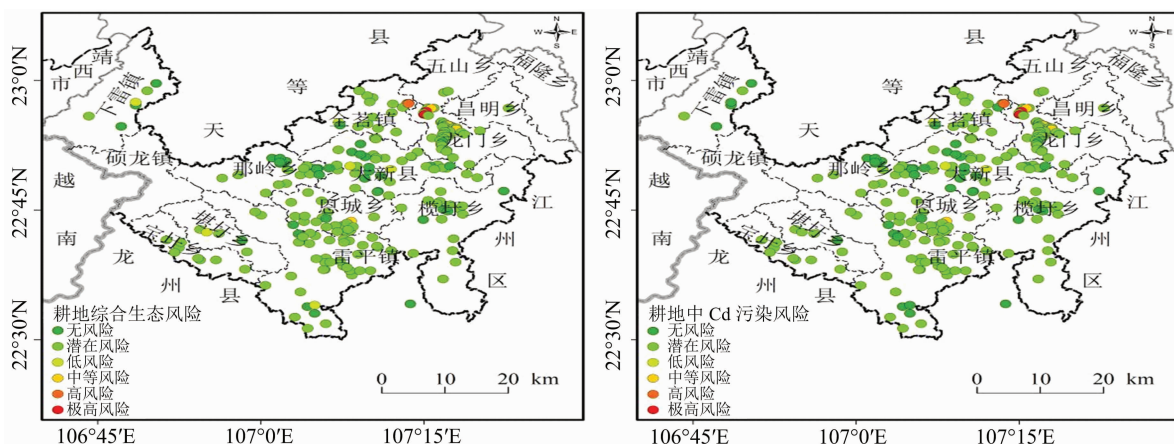


图5 农田综合生态风险评价

和城市人为活动有关;Cd、Cu、Pb、Zn 含量受到长电铅锌矿历史矿业活动和石炭碳酸盐岩成土母质双重控制。地质高背景和人为活动造成了研究区农作物中 Cd 和 Hg 含量的超标,一方面为地质高背景区污染防控提供了数据支撑,另一方面说明土壤中重金属含量不是衡量农作物中重金属含量超标的唯一指标,为建立适应当地实际的土壤环境质量标准和污染防控政策提供技术支撑。

(4)本研究采用土壤和农作物重金属风险协同评价的方法对研究区农田土壤进行风险评价,该方法可以有效识别大新县农田土壤的重金属污染风险,是对现行地质高背景区土壤生态评价方法的探讨和有效补充。综合评价结果显示,84.1% 以上的点位存在生态风险,主要由 Cd 元素引起,53.1% 的点位 Cd 污染处于潜在风险和低风险水平,是本研究区重点监控的重金属元素。

#### 参考文献:

- [1] Huang Y, Wang L Y, Wang W J, et al. Current status of agricultural soil pollution by heavy metals in China: a meta-analysis [J]. Science of The Total Environment, 2019, 651: 3034–3042.
- [2] Peng H, Chen Y L, Weng L P, et al. Comparisons of heavy metal input inventory in agricultural soils in North and South China: A review [J]. Science of The Total Environment, 2019, 660: 776–786.
- [3] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报 [EB/OL]. (2014-04-17) [2020-01-01]. [http://www.gov.cn/xinwen/2014-04/17/content\\_2661765.htm](http://www.gov.cn/xinwen/2014-04/17/content_2661765.htm).
- [4] 陈能场, 郑煜基, 雷绍荣, 等. 种植业农产品中重金属超标的成因分析 [J]. 农产品质量与安全, 2015(2): 54–60.
- [5] 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.
- [6] 师荣光, 张又文, 许萌萌, 等. 天津市郊区土壤重金属的污染评价与来源解析 [J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(5): 1069–1078.
- [7] 徐蕾, 肖昕, 马玉, 等. 徐州农田土壤重金属空间分布及来源分析 [J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(11): 1453–1459.
- [8] 张淑洁, 何云玲, 李同艳, 等. 昆明市中部城-郊-乡梯度上土壤重金属分布特征及其污染评价 [J]. 江苏农业科学, 2019, 47(12): 302–306.
- [9] 张泽东, 李朝婵, 黄先飞, 等. 喀斯特地区无籽刺梨种植基地土壤重金属风险评价 [J]. 江苏农业科学, 2018, 46(22): 310–314.
- [10] 贺婧, 周民, 钟艳霞. 109 国道永宁段公路两侧土壤中铅和镉的污染评价 [J]. 江苏农业科学, 2010(4): 369–370.
- [11] 刘淑梅, 张来振, 张明敬, 等. 连云港市蔬菜基地土壤重金属含量分析 [J]. 江苏农业科学, 2004(5): 116–117.
- [12] 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.
- [13] 唐豆豆, 袁旭音, 汪宜敏, 等. 地质高背景农田土壤中水稻对重金属的富集特征及风险预测 [J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(1): 18–26.
- [14] 郭超, 文字博, 杨忠芳, 等. 典型岩溶地质高背景土壤镉生物有效性及其控制因素研究 [J]. 南京大学学报(自然科学版), 2019, 55(4): 678–687.
- [15] 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.
- [16] 张风雷, 郑循艺, 陈琦伟, 等. 重金属地质高背景区及工业区农作物重金属健康风险评价——以重庆市梁平区现代农业示范区为例 [J]. 地球与环境, 2017, 45(5): 567–575.
- [17] 中华人民共和国国土资源部. 土地质量地球化学评价规范: DZ/T 0925—2016 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2016.
- [18] 中华人民共和国国土资源部. 多目标区域地球化学调查规范 (1: 250 000): DZ/T 0258—2014 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2014.
- [19] 中国地质调查局. 生态地球化学评价样品分析技术要求(试行): DD2005—03 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2005.
- [20] Lu X W, Zhang X L, Li L Y, et al. Assessment of metals pollution and health risk in dust from nursery schools in Xi'an, China [J]. Environmental Research, 2014, 128: 27–34.
- [21] Tasdemir Y, Kural C. Atmospheric dry deposition fluxes of trace elements measured in Bursa, Turkey [J]. Environmental Pollution, 2005, 138(3): 462–472.

付龙威,汤晓娟,林授锴,等. 不同施肥处理对福建莆田地区枇杷根际微生物多样性的影响[J]. 江苏农业科学,2020,48(22):261-267.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2020.22.048

# 不同施肥处理对福建莆田地区枇杷根际微生物多样性的影响

付龙威<sup>1,2</sup>, 汤晓娟<sup>2</sup>, 林授锴<sup>3</sup>, 王春花<sup>3</sup>, 张艳珍<sup>1,2</sup>, 刘云国<sup>2</sup>

(1. 新疆大学生命科学与技术学院, 新疆乌鲁木齐 830046; 2. 临沂大学生命科学学院, 山东临沂 276000;

3. 莆田学院枇杷种质资源创新与利用福建省高校重点实验室, 福建莆田 351100)

**摘要:**福建莆田地区是我国枇杷的主产地之一。为探讨复合肥对莆田地区枇杷根际土壤微生物的影响,利用高通量测序技术(Illumina Hiseq)研究 4 个采样点的根际土壤细菌多样性与土壤理化性质的相关性。结果显示,在 12 份枇杷根际土壤样品中共得到 35 371 个细菌操作分类单元(OTU),属于 31 个门,617 个属;共有 12 个优势门(丰度 > 1%),其中丰度 > 6% 的是变形菌门(Proteobacteria)、酸杆菌门(Acidobacteria),25 个优势属(丰度 > 1%)。在不同处理的根际土壤中各优势菌门、属所占比例存在明显差异。土壤细菌群落结构和主要理化性质存在显著相关性,其中 pH 值和全氮、有效磷、总磷含量是影响土壤细菌丰度的主要因素。

**关键词:**枇杷;复合肥;高通量测序;根际土壤细菌多样性;土壤理化性质

**中图分类号:**S147.2;S182 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2020)22-0261-07

枇杷 [*Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl] 是一种原产于我国的常绿蔷薇科果树,广泛分布于亚热带地区。福建省莆田市是我国枇杷的主产区之一,该地区枇杷产量占全国枇杷总产量的 1/3,枇杷栽培历史悠久,其果肉柔软多汁,营养丰富,酸度适中,风味极佳。由于连年大面积单一种植枇杷,土壤连作障碍问题日益突出;长期施用化肥导致了土

壤板结、有效磷含量低<sup>[1]</sup>、微生物群落改变等一系列问题。土壤微生物是影响土壤生态过程的一个重要因素,与土壤养分循环<sup>[2]</sup>、有机质分解以及碳、氮等元素的转化紧密关联<sup>[3-4]</sup>,在维持土壤的质量和生态系统的稳定性方面发挥着重要作用。因而,研究莆田地区枇杷根际微生物的多样性十分重要。

近年来,国内外在盐爪爪<sup>[5-6]</sup>、翅碱蓬<sup>[7]</sup>、香蕉<sup>[8]</sup>、森林<sup>[9-10]</sup>等的根际微生物多样性方面取得了一定研究进展。然而,莆田地区作为我国重要的枇杷产区之一,针对其枇杷根际微生物的研究鲜有报道。为研究施用复合肥对微生物群落造成的影响,本研究以福建省莆田地区的枇杷根际土壤为试验对象,利用高通量测序技术(Illumina Hiseq)对根际土壤微生物的菌群结构进行比较分析,以期为进一步

收稿日期:2020-01-02

基金项目:枇杷种质资源创新与利用福建省高校重点实验室(莆田学院)开放课题(编号:2018002)。

作者简介:付龙威(1993—),男,河南周口人,硕士,主要从事应用微生物研究。E-mail:445322966@qq.com。

通信作者:刘云国,博士,教授,主要从事食品微生物学研究。E-mail:yguoliu@163.com。

[22] Zhang J, Liu C L. Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China - weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes[J]. Estuarine Coastal & Shelf Science, 2002, 54(6): 1051-1070.

[23] 生态环境部, 自然资源部, 农业农村部. 农用地土壤环境风险评价技术规定[EB/OL]. (2018-12-21)[2020-01-01]. <https://www.doc88.com/p-14587040019236.html>.

[24] Streets D G, Devane M K, Lu Z F, et al. Ail-time releases of mercury to the atmosphere from human activities[J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(24): 10485-10491.

[25] Tian H Z, Zhu C Y, Gao J J, et al. Quantitative assessment of atmospheric emissions of toxic heavy metals from anthropogenic sources in China: historical trend, spatial distribution, uncertainties, and control policies[J]. Atmospheric Chemistry & Physics, 2015, 15(18): 12107-12166.

[26] 陈同斌. 土壤溶液中的砷及其与水稻生长效应的关系[J]. 生态学报, 1996, 16(2): 148-153.

[27] 李霞, 张慧鸣, 徐震, 等. 农田 Cd 和 Hg 污染的来源解析与风险评价研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(7): 1314-1320.