

基于多评估方法的县域镉污染风险管控研究

刘鹏祺, 徐东昊, 李亚琳, 蔡泽江, 文石林, 徐明岗, 朱齐超

引用本文:

刘鹏祺, 徐东昊, 李亚琳, 蔡泽江, 文石林, 徐明岗, 朱齐超. 基于多评估方法的县域镉污染风险管控研究[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(7): 1424–1432.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1288>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

湖南省某县稻田土壤重金属污染特征及来源解析

穆莉, 王跃华, 徐亚平, 李军幸, 戴礼洪, 姜红新, 刘潇威, 赵玉杰, 陈芳

农业环境科学学报. 2019, 38(3): 573–582 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0791>

湘潭县农田土壤重金属污染及生态风险评价

刘瑞雪, 乔冬云, 王萍, 安毅, 霍莉莉

农业环境科学学报. 2019, 38(7): 1523–1530 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1491>

安全利用区和严格管控区稻米重金属健康风险评价

黄丹, 刘栩彤, 黄河, 陈俊先, 赵贺诚, 张超兰

农业环境科学学报. 2022, 41(6): 1184–1192 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1208>

基于田块尺度的农田土壤重金属污染评价及来源解析

穆德苗, 陈艳秋, 胡涛, 林大松, 杨正兰, 孙约兵

农业环境科学学报. 2022, 41(6): 1271–1283 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0984>

基于GIS的凯江流域农田重金属污染评价研究

侯沁言, 张世熔, 马小杰, 潘小梅, 王贵胤, 钟钦梅

农业环境科学学报. 2019, 38(7): 1514–1522 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0172>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

刘鹏祺, 徐东昊, 李亚琳, 等. 基于多评估方法的县域镉污染风险管控研究[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(7): 1424–1432.

LIU P Q, XU D H, LI Y L, et al. Risk management of cadmium pollution at the county level based on multiple evaluation methods[J].

Journal of Agro-Environment Science, 2022, 41(7): 1424–1432.



开放科学 OSID

基于多评估方法的县域镉污染风险管控研究

刘鹏祺^{1,2}, 徐东昊², 李亚琳¹, 蔡泽江^{3,4}, 文石林^{3,4}, 徐明岗^{3,4}, 朱齐超^{1,2*}

(1. 中国农业大学资源与环境学院/植物-土壤相互作用教育部重点实验室, 北京 100193; 2. 中国农业大学国家农业绿色发展研究院, 北京 100193; 3. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所/耕地培育技术国家工程实验室, 北京 100081; 4. 中国农业科学院衡阳红壤实验站/祁阳农田生态系统国家野外科学观测研究站, 湖南 祁阳 426182)

摘要: 为支撑区域尺度重金属镉(Cd)污染农田的分区管理决策, 以湖南省某典型粮食大县为案例, 通过区域网格采集土壤和水稻样品, 分析县域Cd污染空间分布特征, 结合单因子评价、地累积指数法和人体健康风险法, 评估该县Cd污染风险。结果表明: 不同评价方法对Cd污染风险区划分差异较大。单因子指数法显示该县仅有5.9%的区域存在污染风险, 地累积指数法显示该县29.2%的区域存在污染风险, 主要分布于中东部。而健康风险评估法显示全县分别有90.0%和82.7%的区域对儿童和成人存在Cd污染风险, 风险面积最大, 主要位于该县中东部和南部区域。情景分析显示, 土壤酸化改良是降低酸性中轻度Cd污染农田风险的有效措施, 酸化改良可减少22.0%~37.8%的风险区域。研究表明, 在南方酸性土壤地区, 应强化以人体健康为导向的区域Cd污染风险管理方案, 并结合酸化农田改良降低中轻度Cd污染地区的污染风险, 促进Cd污染农田安全利用。

关键词: 镉; 县域; 风险评估; 农田; 土壤酸化

中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2022)07-1424-09 doi:10.11654/jaes.2021-1288

Risk management of cadmium pollution at the county level based on multiple evaluation methods

LIU Pengqi^{1,2}, XU Donghao², LI Yalin¹, CAI Zejiang^{3,4}, WEN Shilin^{3,4}, XU Minggang^{3,4}, ZHU Qichao^{1,2*}

(1. College of Resources and Environmental Sciences/Key Laboratory of Plant-Soil Interactions, Ministry of Education, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. National Academy of Agriculture Green Development, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 3. Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, CAAS/National Engineering Laboratory for Improving Quality of Arable Land, Beijing 100081, China; 4. Red Soil Experimental Station of Chinese Academy of Agricultural Sciences in Hengyang/National Observation and Research Station of Farmland Ecosystem in Qiyang, Qiyang 426182, China)

Abstract: To support zoning decision-making for Cd-contaminated arable land at a regional scale, this study used a typical cereal production county in the Hunan Province to evaluate the contamination risk. Paired soil-rice samples were collected using the grid method to assess the risk and spatial distribution characteristics of Cd pollution using single factor evaluation, the geo-accumulation index, and human health risk assessment. The results showed obvious differences in Cd contamination zoning among the three evaluation methods. The single factor evaluation showed that only 5.9% of the county was at risk. In contrast, the geo-accumulation index showed that 29.2% of the county was at risk, primarily in the middle and eastern areas, while the health risk assessment showed that 90.0% and 82.7% of the county was at risk to children and adults, respectively, mainly in the mid-eastern and southern parts of the county. Scenario analysis showed that

收稿日期: 2021-11-07 录用日期: 2022-02-21

作者简介: 刘鹏祺(1995—), 男, 黑龙江牡丹江人, 硕士研究生, 从事土壤酸化与重金属污染研究。E-mail: pengqiliu1217@126.com

*通信作者: 朱齐超 E-mail: qichaozhu@126.com

基金项目: 国家自然科学基金青年基金项目(41907142); 云南省科技计划项目(202102AE090053)

Project supported: The Young Scientists Fund of the National Natural Science Foundation of China(41907142); Science and Technology Plan of Yunnan Province, China(202102AE090053)

acidification management was an effective measurement to reduce the risk of land with slightly to moderately contaminated acidity, with the health risk area decreasing by 22.0%~37.8%. These findings suggest that human health-oriented risk assessment should be addressed in contamination zoning and risk management schemes in acidic areas of China, and that acidification amendment is an effective measure to reduce the risk of slight to moderate Cd-contaminated land for safe utilization.

Keywords: cadmium; county; risk assessment; cropland; soil acidification

农田镉(Cd)污染是全球范围内重要的环境问题,严重威胁粮食安全和人体健康^[1]。Cd是环境中毒性最强的元素之一,被国际癌症研究机构归类为I类致癌物^[2],即使在低浓度下,其对活细胞也有很强的毒性,易导致睾丸损伤、肾和肝功能紊乱等危害^[3]。Cd也是所有有毒重金属中迁移性最强的元素之一,它在食物链中的生物积累速度超过了所有其他微量元素^[4]。因此,在Cd污染土壤上种植农作物容易导致农产品中Cd的积累,进而对人体健康造成严重威胁^[5-6]。

近年来,我国农田土壤Cd污染问题日益突出^[7]。2014年的《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国19.4%的农田重金属超标,其中Cd污染物超标率居于首位,达到7%^[8]。土壤Cd污染导致农产品Cd含量超标问题严重。据报道,全国每年被重金属污染的粮食多达1 200万t,损失超过100亿元人民币^[9]。膳食摄入是Cd暴露的主要途径^[5]。稻米(*Oryza sativa* L.)是我国的主要粮食,也是我国人群Cd摄入的主要来源,贡献可达一半以上^[10]。ZOU等^[11]的数据表明,我国水稻主要产区约有25%的稻米Cd含量超过《食品镉限量卫生标准》(GB 15201—1994)限定标准值 $0.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,南方Cd污染地区稻米Cd含量超标率更是高达60%~80%^[12-13]。农田土壤Cd污染已经成为影响我国农产品产地环境质量和农产品安全的突出问题。

土壤Cd污染评价是土壤环境管理的基础性工作。如何科学、客观地评价农田土壤污染现状,开展针对性的改良和防治,降低污染风险,实现Cd污染土壤的安全利用,是当前迫切需要解决的问题。科研人员针对不同评价目的和研究尺度建立了多种土壤重金属污染风险评价方法,例如单因子指数法、地累积指数法和潜在生态危害指数法等^[14]。然而在区域尺度上面向人体健康的Cd污染评价应用较少,对于从健康效应角度制定Cd污染风险管理方案的支撑不足。

本研究以湖南省某典型产粮县为案例,通过县域农田土壤网格采样与分析,结合单因子分析、地累积指数法和健康风险法,评估区域尺度土壤Cd污染程度及风险分区方案;结合情景分析,研究酸性农田改

良对区域Cd污染风险的影响,为区域尺度制定Cd污染风险分区管理方案、实现Cd污染农田的安全利用提供数据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

该县($26^{\circ}02'\sim 26^{\circ}51'N$, $110^{\circ}35'\sim 112^{\circ}14'E$)位于湘江中上游,属于中亚热带季风湿润气候区,年平均气温 $17.8\sim 18.4^{\circ}\text{C}$,年降雨量 $1\,150\sim 1\,350\text{ mm}$ 。区域总面积 25.38 万 hm^2 ,农田总面积 5.4 万 hm^2 ,农田以水田为主(单季稻、双季稻及水旱轮作),旱地和果园零星分布。2020年粮食总产量高达58.5万t,是典型粮食生产县。县总人口94.95万,大米是当地人民的主食。

1.2 土壤样品采集与分析

基于ArcGIS10.4进行网格布点($2.7\text{ km}\times 2.7\text{ km}$),土壤样品采集于2014年6月中旬至7月上旬,全县共设置274个采样点,如图1所示。每个采样点根据五点取样法获得0~20 cm土层的混合样品,同时在2019年根据土地利用现状重新采集了其中88个样点的土

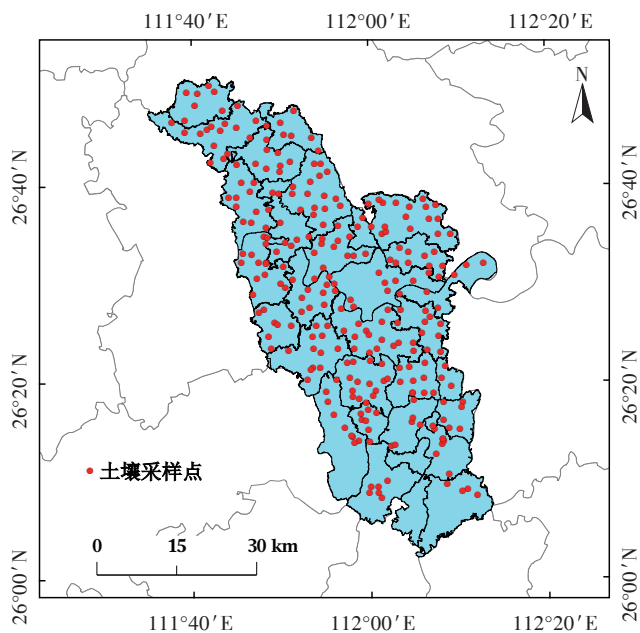


图1 研究区域和土壤采样点位置

Figure 1 Study area and soil sampling sites

壤-水稻配对样品,用于建立水稻籽粒Cd含量与土壤特性的关系。土壤样品去除植物碎片和砾石后粉碎过0.15 mm尼龙筛,精确称取0.250 0 g,添加HNO₃ (2.00 mL)和HCl(6.00 mL)的混合液;植物样品粉碎后,精确称取0.250 0 g,分别添加HNO₃ (6.00 mL)和H₂O₂ (2.00 mL)溶液。使用MARS-6微波消解仪(CEM,美国)进行消解,消化液赶酸后用超纯水定容至25 mL,采用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, Model 7700ce,美国)测量土壤和植物全Cd含量^[15],测定过程中采用生物成分分析标准物质[GBW07405湖南水稻土、GBW(E)100351大米]和空白样品进行全程质量控制,Cd的回收率为90%~110%。土壤pH值、有机碳(SOC)和阳离子交换量测定参考文献[16]。

1.3 土壤重金属污染评价及其分级方法

1.3.1 单因子评价法(SFE)

单因子评价法是依据我国《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018),基于表层土壤重金属Cd含量(C_i),结合土壤酸碱性和土地利用类型(水田和其他)下的筛选值(S_i)和管制值(G_i)来评价农田Cd污染风险的方法。该方法可将土壤环境质量分为3类: $C_i \leq S_i$,安全区; $S_i < C_i \leq G_i$,风险区; $C_i > G_i$,污染区。

不同pH值下,水田Cd的 C_i 和 G_i 如下^[16]:pH ≤ 5.5 , C_i 和 G_i 分别为0.3、1.5 mg·kg⁻¹;5.5<pH ≤ 6.5 , C_i 和 G_i 分别为0.3、2.0 mg·kg⁻¹;6.5<pH ≤ 7.5 , C_i 和 G_i 分别为0.6、3.0 mg·kg⁻¹;pH>7.5, C_i 和 G_i 分别为0.8、4.0 mg·kg⁻¹。

1.3.2 地累积指数法(I_{geo})

地累积指数法将成岩作用纳入污染评价,最初用于评估海底沉积物污染水平^[17],目前在人为活动影响沉积物重金属污染研究领域得到广泛应用,其计算公式为:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5 \times B_n} \right)$$

式中: I_{geo} 为地累积指数,表示Cd污染程度; C_n 为土壤全Cd含量,mg·kg⁻¹; B_n 为Cd的地球化学背景值,本研究 B_n 使用湖南省土壤环境背景值(0.08 mg·kg⁻¹)^[18];1.5为因成岩作用对背景值的影响取得的修正系数^[19]。

可依据不同 I_{geo} 值分为无污染到极重度污染7个等级^[17],分别为: $I_{geo} \leq 0$ 无污染; $0 < I_{geo} \leq 1$ 轻微污染; $1 < I_{geo} \leq 2$ 轻度污染; $2 < I_{geo} \leq 3$ 中度污染; $3 < I_{geo} \leq 4$ 中重度污染; $4 < I_{geo} \leq 5$ 重度污染; $5 < I_{geo} \leq 10$ 极重度污染。

1.3.3 健康风险评估

本研究采用危害商法(HQ)评估Cd污染引发的

健康风险,该方法能够表征因接触有毒物质而产生的非致癌性健康风险^[19]。本研究中Cd污染暴露途径包括稻米和土壤暴露,具体计算公式为:

$$HQ = HQ_s + HQ_r$$

$$HQ_i = \frac{ADI_i}{RfD}$$

式中: HQ_i 分别为稻米(HQ_r)和土壤(HQ_s)Cd暴露产生的危害商; ADI_i 为单位体质量稻米(ADI_r)和土壤(ADI_s)Cd的日均暴露量,μg·kg⁻¹·d⁻¹;RfD为重金属Cd暴露的参考剂量,Cd的口服参考剂量为每千克质量低于1.00 μg·kg⁻¹·d⁻¹^[20]。 $HQ < 1.00$ 表示非致癌风险较小,暴露人群不太可能遭受不良的健康影响; $HQ \geq 1.00$ 说明存在一定的非致癌风险,暴露人群可能会受到不良影响。

Cd暴露量(ADI_i , μg·kg⁻¹·d⁻¹)通过下式计算:

$$ADI_i = \sum \frac{C_i \times IR_i}{BW}$$

式中: C_i 分别为稻米(C_r)和土壤(C_s)Cd含量,mg·kg⁻¹; IR_i 分别为稻米(IR_r)和土壤(IR_s)的日均暴露量,kg·d⁻¹;BW为平均体质量,kg。表1列出了各参数的值。本研究假定该县所食用稻米均产自当地,稻米Cd含量由逐步多元回归模型预测获得: $\lg(C_r) = 2.27 + 1.22\lg(C_s) - 0.79\lg(SOC) - 0.39pH$ ($R^2 = 0.33$, $P < 0.001$),式中: C_s 为土壤全Cd含量,mg·kg⁻¹;SOC为土壤有机碳含量,g·kg⁻¹。

1.4 统计分析

本研究采用球形模型拟合实验半变异函数,应用普通克里格插值法描述区域农田Cd污染空间分布,通过ArcGIS 10.4(ESRI Inc.)绘制区域风险评估相关图谱。利用R(V4.0.5)和对数变换的Freundlich-type方程对土壤理化性质、稻米和土壤全Cd含量进行逐步回归拟合,建立相关关系^[23]。研究中统计分析及相关图表绘制使用R(V4.0.5)和Excel 2019,采用Crys-tall Ball软件进行单因素方差敏感性分析。

表1 风险评估中使用的参数^[21-22]

Table 1 Parameters used in risk assessment^[21-22]

类型 Type	数值 Value	
	成人 Adult	儿童 Children
土壤日均暴露量 IR_s Daily soil exposure/(mg·d ⁻¹)	100	200
稻米日均暴露量 IR_r Daily rice exposure/(g·d ⁻¹)	328	210
平均体质量 BW Average weight/kg	62.6	29.3

2 结果与分析

2.1 县域尺度土壤Cd含量及空间分布特征

土壤特性及稻米Cd含量如表2所示。经测定,该县土壤Cd含量的最大值、最小值和中位值分别为1.26、0.00 mg·kg⁻¹和0.27 mg·kg⁻¹,平均值为0.34 mg·kg⁻¹(图2a)。结果表明,研究区域84.3%的土壤Cd含量高于湖南省土壤Cd背景值(0.08 mg·kg⁻¹)^[18],存在不同程度的Cd累积。此外,该地区平均土壤pH值为5.91,变异范围为4.13~8.49。即46.2%为酸性土壤(pH<5.5),21.5%为弱酸性土壤(5.5≤pH<6.5),其余为中性或碱性土壤(pH≥6.5)。

该县土壤Cd含量空间变异较大(图3a),整体呈现南北部低、中东部高的空间格局。东部地区土壤Cd含量处于0.40~1.00 mg·kg⁻¹之间。南部和北部区域土壤Cd含量在0.10~0.30 mg·kg⁻¹之间。与土壤Cd的空间分布不同,土壤pH值呈南酸北碱的分布格局(图3b)。北部和东部地区土壤pH值相对较高,主要为弱酸性,少部分区域为碱性土壤;中部和南部地区土壤pH值主要在4.5~6.0之间,多为酸性和强酸性土壤。

2.2 土壤Cd污染风险评估

2.2.1 土壤Cd单因子评价法分析

单因子评价法表明(图4),该县主要区域为Cd安全区,少部分区域为风险区、无污染区。全县70.8%的区域为安全区,29.2%的土壤Cd含量超过《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618—2018)二级标准值。Cd污染风险区主要集中分布在中部区域,南部也有零星分布。整体而言,土壤单因子评价结果显示,该县以安全区为主,少部分区域为风险区,整体Cd污染风险较低。

2.2.2 土壤Cd地累积指数法分析

该县土壤Cd地累积指数(I_{geo})介于-1.0~2.0,即Cd污染程度从无污染到轻度污染均有分布。如图5所示,全县有5.9%的区域处于轻度Cd污染水平($1 \leq I_{geo} < 2$),主要在中东部地区;其他77.7%区域为轻微Cd污染水平($0 \leq I_{geo} < 1$);土壤Cd无污染区($I_{geo} < 0$)占16.4%,零散分布在北部、南部及西部区域。地累积指数法表明该县大部分地区存在Cd污染风险,但以轻微污染为主。

2.3 基于健康风险的土壤Cd污染风险评估

基于健康风险评估法(危害商, HQ)的Cd暴露健

表2 研究区域土壤物理和化学性质

Table 2 Soil physical and chemical properties in the study area

指标 Index	平均值 Average	最小值 Min	最大值 Max	SD	CV	样品数 Number
稻米 Cd Rice Cd/(mg·kg ⁻¹)	0.27	<0.01	3.69	0.62	2.31	88
土壤全 Cd Soil total Cd/(mg·kg ⁻¹)	0.34	<0.01	1.26	0.28	0.88	274
pH	5.91	4.13	8.49	1.18	0.20	274
SOC/%	0.85	0.10	1.20	0.19	0.22	274
CEC/(cmol·kg ⁻¹)	13.53	2.95	72.50	10.72	0.79	274

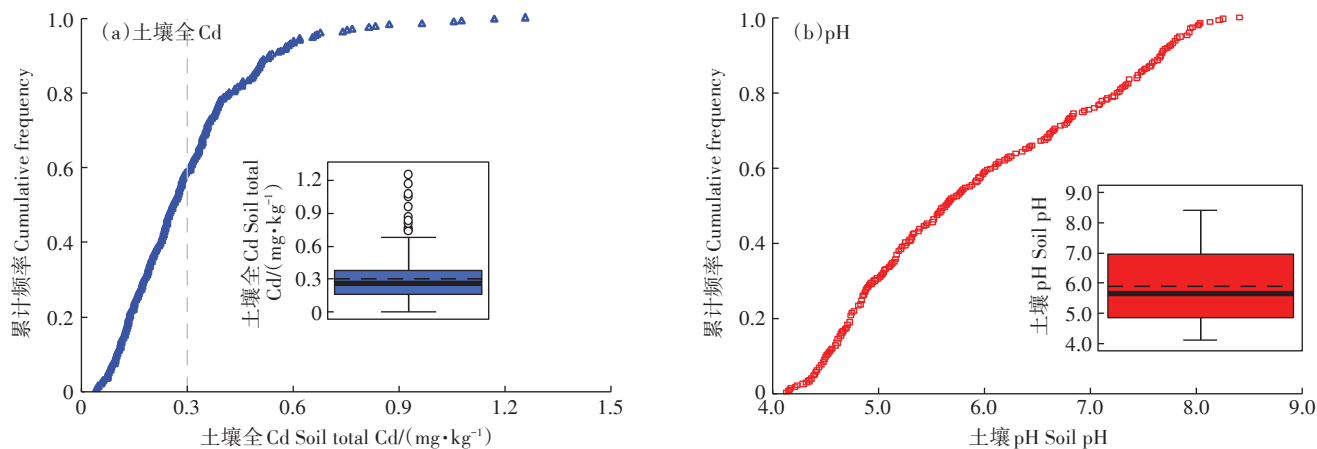


图2 土壤全Cd含量、pH值累计频率分布图

Figure 2 Cumulative frequency distributions of total Cd content and pH in soil

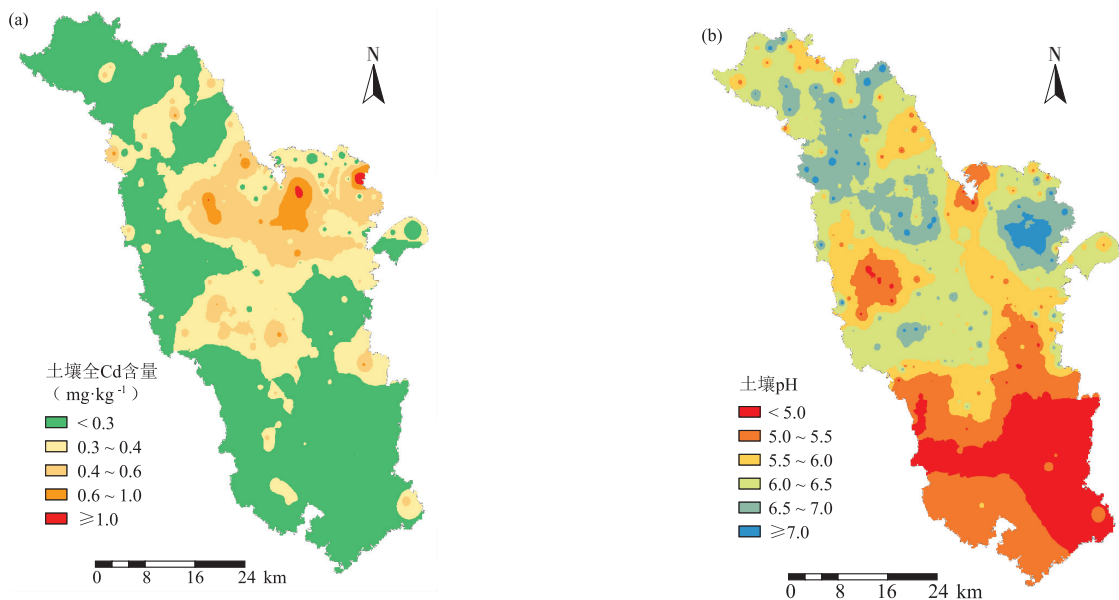


图3 土壤全Cd含量和pH值空间分布图

Figure 3 Spatial distributions of total Cd and pH of soil

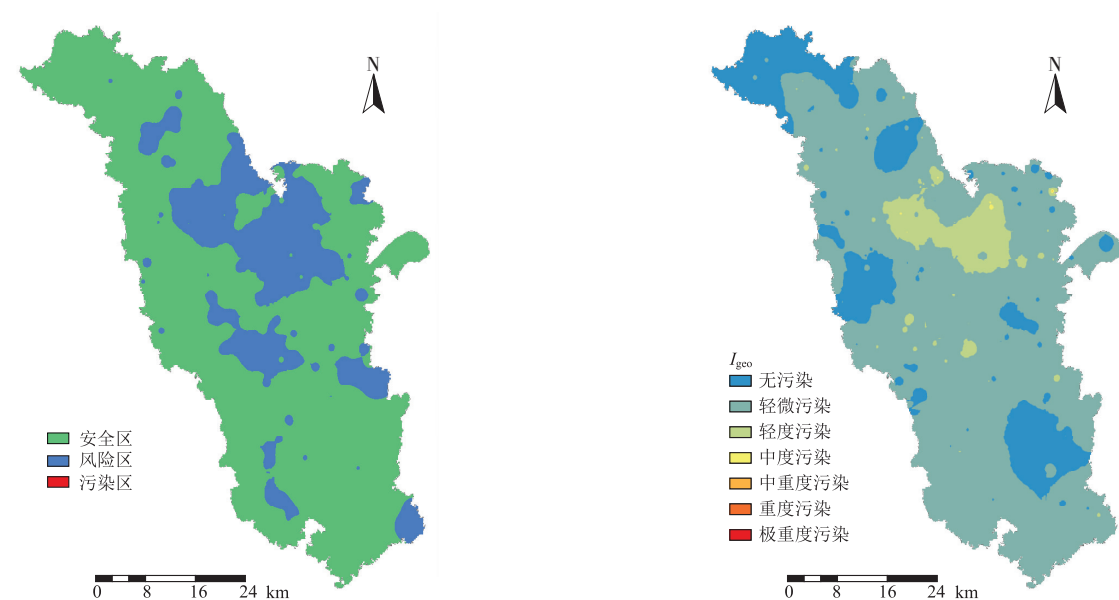


图4 基于单因子评价法的土壤Cd污染风险区域空间分布

Figure 4 Risk area distribution of soil Cd by the method of single factor evaluation

图5 基于地累积指数法的土壤Cd污染风险区域空间分布

Figure 5 Risk area distribution of soil Cd by the method of geo-accumulation index

康风险结果如图6所示。从空间分布趋势来看,北部地区Cd污染健康风险最低,中东部和南部地区最高,呈由南向北递增的趋势(图6a、图6b)。该县儿童和成人危害商(HQ)的平均值分别为2.24和1.64,中位数分别为1.64和1.29,均大于1.00(图6c、图6d),表明Cd污染对当地居民的健康风险影响较大,且对儿童的危害风险高于成人。值得注意的是,稻米Cd暴露对儿童和成人的风险远高于土壤Cd暴露,儿童和成

人稻米Cd暴露的 HQ 平均值分别为2.24和1.64,而儿童和成人土壤Cd暴露的 HQ 平均值均小于0.01。

3 讨论

3.1 不同Cd污染风险评估方法差异

基于多方法的Cd污染风险评估结果表明,研究区域土壤Cd污染状况以中轻度污染风险为主,但不同评价方法的结果之间存在明显差异。单因子评价

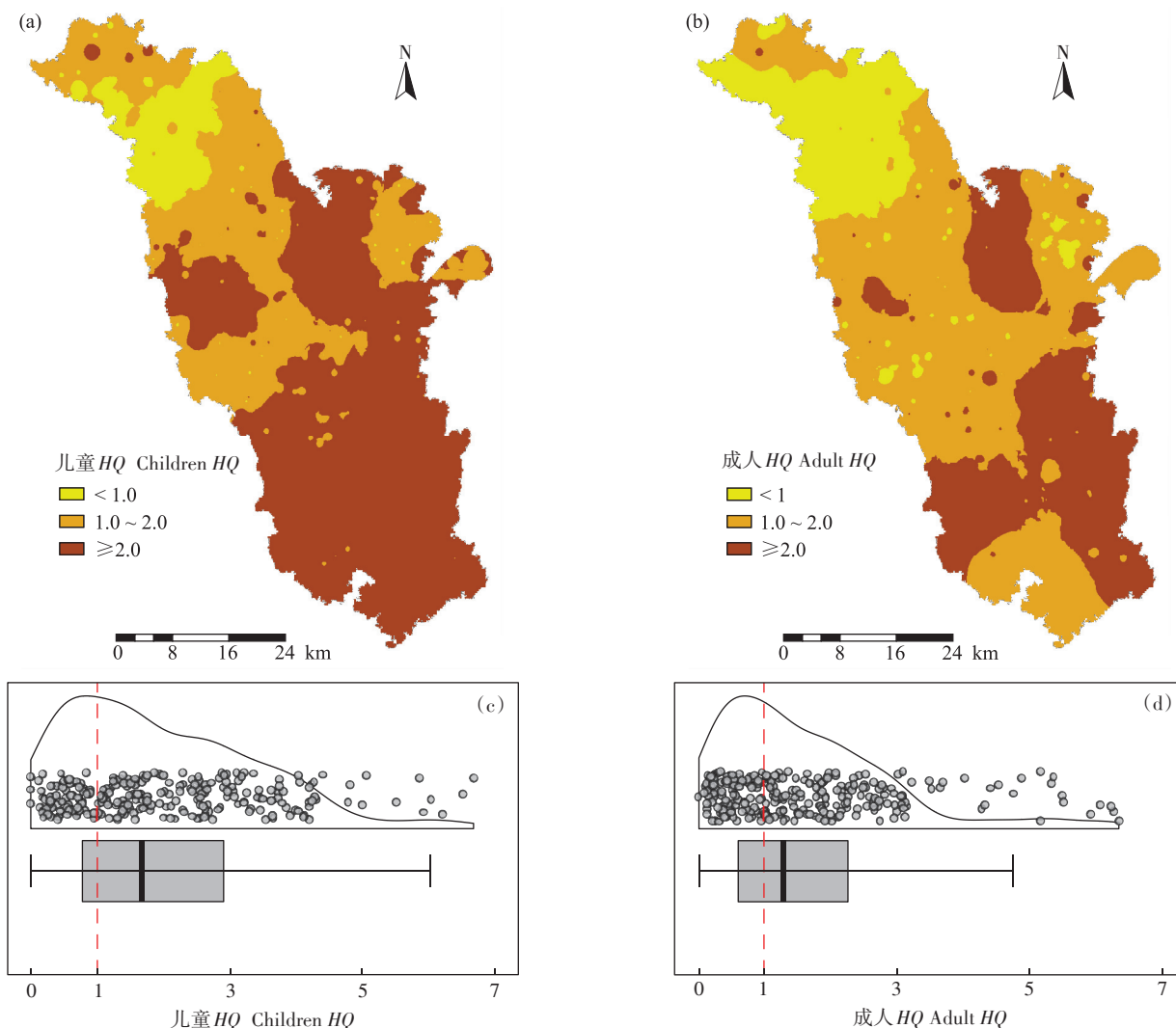


图6 基于健康风险评估法的儿童和成人Cd暴露风险分区

Figure 6 Risk area distributions of Cd exposure to adults and children by the method of health risk assessment

法与地累积指数法结果均表明Cd污染区或风险区集中在该县中东部。这是由于两种方法均以土壤Cd含量为主要评价指标,评估对象一致。单因子评价法虽然对Cd污染风险有所区分(安全区、风险区、污染区),但对Cd污染土壤的污染程度缺乏有效的分级。而地累积指数法可以区分不同污染程度,包括轻度到极重度7个污染等级。以本研究为例,该县有5.9%区域处于轻度Cd污染,77.7%区域为轻微污染,整体污染状况低于同省的株洲、湘潭等地区^[24-25]。此外,该县土壤Cd含量较湖南省背景浓度($0.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)^[18]高3.25倍,达到 $0.34 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,Cd污染风险明显增加,人为活动是导致该地区Cd污染风险的关键因素。与单因子评价法相比(29.2%区域为Cd污染风险区),地累积指数法的污染风险区面积更大,其原因是地累积指数法考虑了自然地质过程造成的背景值影响,且

修正系数的选取也带有一定主观性^[26],而单因子评价法是与国家标准(GB 15618—2018)相比较,其评价结果受控于土地利用类型、pH等因素^[27],因此存在一定差异。廖小娟^[28]在闽东滨海湿地地区进行重金属污染评价的研究也发现了类似的现象。

相较而言,健康风险评估结果与前两种方法存在较大差异。健康风险评估结果显示该县80%以上的区域存在Cd暴露风险,污染风险面积远高于单因子评价法和地累积指数法。需要注意的是,健康风险评估法显示除了中部区域存在高Cd污染风险外,南部土壤Cd含量较低的地区也存在较高的Cd污染风险。这是因为健康风险评估法从人体健康角度出发,以Cd暴露量为主要评价指标^[29],综合考虑了土壤Cd污染程度、土壤理化性质、年龄阶段、居民膳食和人口结构等因素的影响。但该方法也存在一定的不确定性。

敏感性分析结果显示,区域尺度土壤类型、稻米Cd含量等参数的变异性是影响健康风险评估结果不确定性的主要因素。如图7所示,pH值是影响儿童和成人危害商(HQ)不确定性的最大变量(分别贡献46.4%和51.5%),其次是土壤Cd含量,分别为31.0%和35.0%。这是因为健康风险评估所用的稻米Cd含量是通过包含土壤pH值和Cd含量等指标的预测模型获取的。此外,体质量和日摄入量的差异也是影响HQ不确定性的主要因素,对Cd摄入路径覆盖不足也导致可能低估实际Cd污染风险等。虽然有研究表明稻米是膳食Cd摄入的最大贡献者,占60%以上^[6],但其他食物源摄入和饮用水等方式也会导致Cd的摄入^[6,30],因此本研究中所估算的膳食风险可能低于实际的Cd污染风险。整体而言,虽然健康评估法可能导致评估具有一定的不确定性,但以Cd暴露量为主要评价指标的健康风险评估法是以人体健康为中心,具有更直观的风险指征意义。

3.2 Cd污染土地安全利用与改良

Cd在人体滞留周期长、危害大,至今仍无完全根治的方法^[31],且我国当前稻米Cd污染面积大,国家粮食安全形势严峻。土壤Cd污染风险管控及污染农田安全利用需参照更严格的标准执行,合理制定污染农田安全利用方案,实现以保障人体健康为目的的Cd污染农田精准治理。土壤pH值是影响重金属在土壤中的迁移和转化的重要因素。研究表明,土壤pH值从7.0降低到4.0,土壤交换态Cd含量可增加近5倍,而土壤pH值每降低1个单位,土壤Cd向植物的转化率可提高10倍^[32]。因此,土壤酸化改良可能是降低农田Cd污染风险的有效措施^[33]。有研究表明,在水稻种植前一次性施用 $7.5 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的石灰(CaCO_3),使土壤pH值从5.5提高到6.5,稻米中Cd浓度可降低70%~80%^[34]。

在本研究中,若假定将该县农田土壤pH值全部提升至6.5以上(pH高于6.5的区域不做改变),重新评估结果显示基于单因子评价法和地累积指数评价法的Cd污染风险区无显著改变(图8a),但基于Cd暴露的健康风险评估法结果变化明显,儿童和成人体的HQ均有显著性降低。其中,儿童风险区域($HQ \geq 1.00$,图8b)从90.0%下降至69.1%,北部Cd污染风险区域基本消失,但南部和中东部仍存在污染风险。这是由于该地区土壤Cd含量较高,酸化改良不足以解决污染风险问题^[22]。酸化改良后成人Cd暴露健康风险区域($HQ \geq 1.00$,图8c)从82.9%下降至44.0%,北部

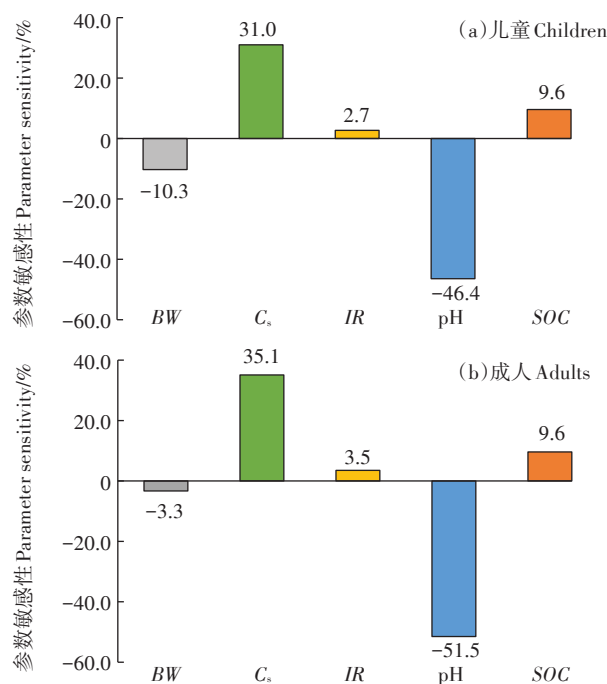


图7 儿童和成人危害商(HQ)敏感性分析

Figure 7 Sensitivity analysis of hazard quotient(HQ) in children and adults

和南部大部分区域Cd污染风险区域($HQ < 1.00$)基本消失,只有中东部和南部区域依然存在Cd污染风险。情景分析结果显示,土壤酸化改良能够明显降低该县Cd污染风险,但其有效区域以中轻度Cd污染风险区为主,对中高度污染风险区的作用有限。

因此,在区域Cd污染风险管理中,还需考虑品种、水分管理等其他管理措施。有研究表明,低Cd积累品种可使稻米Cd含量降低约40%~50%^[35-36],全生育期淹水或生育后期(抽穗期至成熟期)淹水处理,可降低稻米Cd含量75%以上^[37-38],均为Cd污染土壤安全利用的有效途径。此外,种植重金属富集植物同样具有降低土壤Cd含量,实现清洁土壤的目的。有研究表明,利用鬼针草修复高Cd($2.66 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)污染土壤,年移除量可达 $412 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$,相当于每年土壤Cd含量降低 $0.34 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[39],对于Cd含量较高地区具有较好的应用效果。此外,加强污染源管理、减少Cd外源输入,结合土壤Cd去除等全链条管理技术,才能从根本上降低土壤Cd污染风险,保障我国农产品“从农田到餐桌”的全程质量安全。

4 结论

(1)不同评价方法对该县Cd污染的评估结果存在明显差异。单因子评价法与地累积指数法显示该

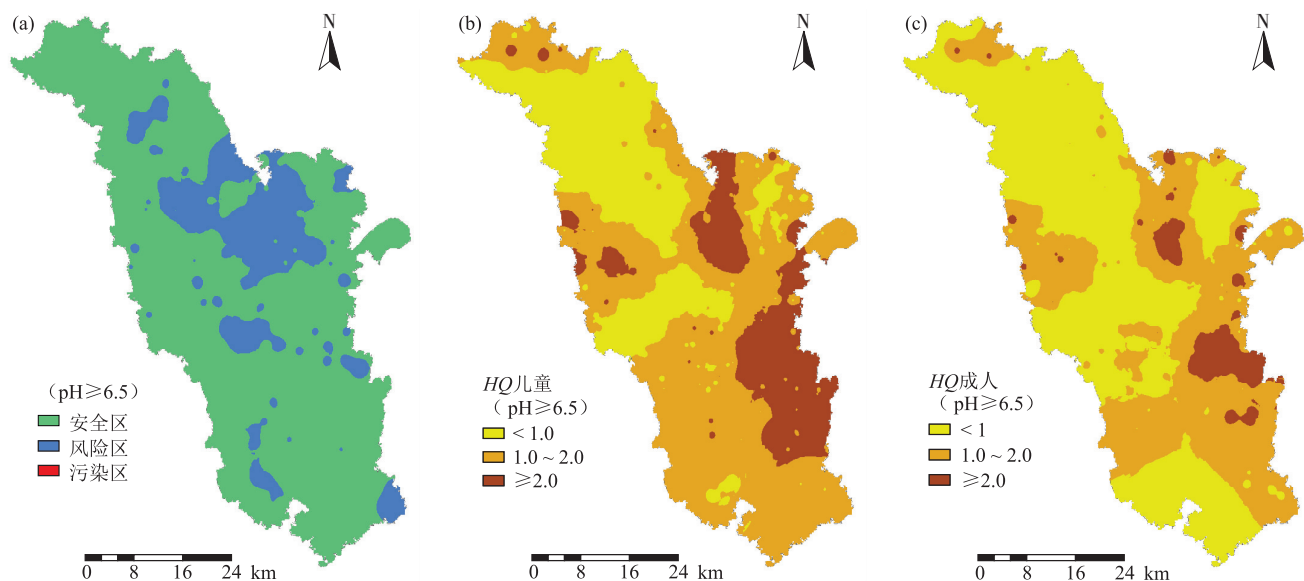


图8 酸性土壤改良情景下单因子评价法及健康风险法Cd污染风险区分布

Figure 8 Distribution of Cd pollution risk areas under acidic soil amendment scenario by single factor evaluation method and health risk method

县Cd污染程度较低,以中轻度为主,而健康风险评估结果表明该县Cd污染风险区域明显高于单因子评价法和地累积指数法,且在较低Cd含量的酸性土壤区域仍存在Cd污染风险。因此,建议在区域Cd污染分区管理方案制定中需综合考虑不同评价方法的应用,注重以人类健康为导向的污染土地安全利用方案,从更严格的角度管控土壤Cd污染。

(2)土壤酸化改良是降低南方酸性土壤中轻度Cd污染风险的有效措施,能够显著降低稻米Cd摄入量诱发的人体健康风险,而针对Cd含量较高的重度污染区,需综合考虑品种、水分管理、Cd输入管控等多种措施,实现区域Cd污染土壤的安全利用及修复。

参考文献:

- [1] LIANG Y, LEI L J, NILSSON J, et al. Renal function after reduction in cadmium exposure: An 8-year follow-up of residents in cadmium polluted areas[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2012, 120(2): 223-228.
- [2] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Beryllium, cadmium, mercury, and exposures in the glass manufacturing industry[R]. Lyon: International Agency for Research on Cancer, 1993: 201-202.
- [3] WU H, LIAO Q, CHILLRUD S, et al. Environmental exposure to cadmium: Health risk assessment and its associations with hypertension and impaired kidney function[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6(1): 1-9.
- [4] WANG P, CHEN H, KOPITKE P, et al. Cadmium contamination in agricultural soils of China and the impact on food safety[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 249: 1038-1048.
- [5] XIAO G, LIU Y, DONG K F, et al. Regional characteristics of cadmi-

um intake in adult residents from the 4th and 5th Chinese total diet study[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2020, 27(4): 3850-3857.

- [6] SONG Y, WANG Y, MAO Y, et al. Dietary cadmium exposure assessment among the Chinese population[J]. *PLoS One*, 2017, 12(5): 0177978.
- [7] SHI T, MA J, WU X, et al. Inventories of heavy metal inputs and outputs to and from agricultural soils: A review[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 164: 118-124.
- [8] 全国土壤污染状况调查公报[J]. 中国环保产业, 2014(5): 10-11. National soil pollution status survey bulletin of China[J]. *China Environmental Protection Industry*, 2014(5): 10-11.
- [9] 徐建明, 孟俊, 刘杏梅, 等. 我国农田土壤重金属污染防治与粮食安全保障[J]. 中国科学院院刊, 2018(2): 153-159. XU J M, MENG J, LIU X M, et al. Control of heavy metal pollution in farmland of China in terms of food security[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2018(2): 153-159.
- [10] WANG P, KOPITKE P, MCGRATH S, et al. Cadmium transfer from soil to plants and its potential risk to human health[C]//The nexus of soils, plants, animals and human health. Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers, 2017: 138-147.
- [11] ZOU M, ZHOU S, ZHOU Y, et al. Cadmium pollution of soil-rice ecosystems in rice cultivation dominated regions in China: A review[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 280: 116-965.
- [12] 全桂杰, 陈东湘, 吴绍华, 等. 水稻和蔬菜的膳食结构变化对农村居民镉摄入健康风险的影响——以珠海市斗门区为例[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(8): 2002-2010. TONG G J, CHEN D X, WU S H, et al. Effects of changes in rice- and vegetable-based dietary structure on health risk from cadmium intake for rural residents: A case study of Doumen District, Zhuhai City, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(8): 2002-2010.
- [13] DU Y, HU X F, WU X H, et al. Effects of mining activities on Cd pol-

- lution to the paddy soils and rice grain in Hunan Province, central south China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185(12):43–56.
- [14] 李鹏, 张惠娟, 徐莉, 等. 麦玉轮作区农田土壤重金属调查及评价[J]. *农业环境科学学报*, 2021(1):1–12. LI P, ZHANG H J, XU L, et al. Investigation and evaluation of soil heavy metals in a wheat-maize cropping system in upland China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021(1):1–12.
- [15] MCGRATH S, CUNLIFFE C. A simplified method for the extraction of the metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludges[J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 1985, 36(9):794–798.
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 三版. 北京: 中国农业科技出版社, 2000:44–428. LU R K. Analytical methods of agricultural chemistry in soil[M]. 3th Edition. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000:44–428.
- [17] MULLER G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. *Geojournal*, 1969, 2:108–118.
- [18] 潘佑民, 杨国治. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1989:230–233. PAN Y M, YANG G Z. The background concentrations of soil elements in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1989:230–233.
- [19] Environmental Protection Agency. Risk assessment guidance for superfund[R]. Washington D C: Office of Emergency and Remedial Response, US Environmental Protection Agency, 1989:1–89.
- [20] National Research Council. Review of EPA's integrated risk information system (IRIS) process[M]. Washington D C: National Academies Press, 2014.
- [21] SONG D P, ZHUANG D F, JIANG D, et al. Integrated health risk assessment of heavy metals in Suxian County, south China[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 527(7):7100–7117.
- [22] ZHU H H, CHEN C, XU C, et al. Effects of soil acidification and liming on the phytoavailability of cadmium in paddy soils of central subtropical China[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 219:99–106.
- [23] YE X X, LI H, MA Y. The bioaccumulation of Cd in rice grains in paddy soils as affected and predicted by soil properties[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2014, 14(8):1407–1416.
- [24] 戴雅婷, 傅开道, 杨阳, 等. 南方典型水稻土镉Cd累积规律模拟[J]. *环境科学*, 2021, 42(1):353–358. DAI Y T, FU K D, YANG Y, et al. Simulation cadmium(Cd) accumulation in typical paddy soils in south China[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(1):353–358.
- [25] CHEN H, YANG X, WANG P, et al. Dietary cadmium intake from rice and vegetables and potential health risk: A case study in Xiangan, southern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 639:271–277.
- [26] HU B, SHAO S, NI H, et al. Current status, spatial features, health risks, and potential driving factors of soil heavy metal pollution in China at province level[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 266:114961.
- [27] 涂杰峰, 刘兰英, 罗钦, 等. 福建省稻米镉含量及其健康风险[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(4):695–701. TU J F, LIU L Y, LUO Q, et al. Contents and health risk assessment of cadmium in milled rice in Fujian Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(4):695–701.
- [28] 廖小娟. 闽东滨海湿地土壤养分异质性及重金属污染评价研究[D]. 福州: 福建农林大学, 2013:20–22. LIAO X J. The study on soil nutrient heterogeneity and evaluation of heavy metals pollution in eastern Fujian coastal wetlands[D]. Fuzhou: Fujian Agriculture and Forestry University, 2013:20–22.
- [29] 张妍, 张磊, 程红光, 等. 南方某矿区土壤镉污染及作物健康风险研究[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(12):2752–2761. ZHANG Y, ZHANG L, CHENG H G, et al. Soil cadmium pollution and crop health risk in a mining area in south China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(12):2752–2761.
- [30] 肖茗明, 饶若宸, 陈以芹, 等. 滴水湖及其引水河道沉积物中重金属分布特征及风险评价[J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(5):672–678. XIAO M M, RAO R C, CHEN Y Q, et al. Distribution characteristics and risk assessment of heavy metals in the Dishui Lake and its diversion channels[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(5):672–678.
- [31] 易宗妮, 何作顺. 镉污染与痛痛病[J]. *职业与健康*, 2014, 30(17):2511–2513. YI Z W, HE Z S. Cadmium pollution and itai-itai disease[J]. *Occupation and Health*, 2014, 30(17):2511–2513.
- [32] 倪中应, 谢国雄, 章明奎. 酸化对耕地土壤镉铅有效性及农产品中镉铅积累的影响[J]. *江西农业学报*, 2017, 29(8):52–56. NI Z Y, XIE G X, ZHANG M K. Effects of acidification on bioavailability of cadmium and lead in cultivated land soil and their accumulation in agricultural products[J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 2017, 29(8):52–56.
- [33] CAI Z, WANG B, ZHANG L, et al. Striking a balance between N sources: Mitigating soil acidification and accumulation of phosphorous and heavy metals from manure[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 782(7):478–484.
- [34] CHEN H P, WANG P, CHANG J D, et al. Producing Cd-safe rice grains in moderately and seriously Cd-contaminated paddy soils[J]. *Chemosphere*, 2021, 267:128893.
- [35] LIU C L, GAO Z Y, SHANG L G, et al. Natural variation in the promoter of OsHMA3 contributes to differential grain cadmium accumulation between Indica and Japonica rice[J]. *Journal of Integrative Plant Biology*, 2020, 62(3):314–329.
- [36] ZHOU J Q, JIANG Y R, MING X Q, et al. Introgressing the allelic variation of a major locus in reducing the grain cadmium accumulation in indica rice hybrids[J]. *Molecular Breeding*, 2019, 39(6):1–11.
- [37] ARAO T, KAWASAKI A, BABA K, et al. Effects of water management on cadmium and arsenic accumulation and dimethylarsinic acid concentrations in Japanese rice[J]. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43:9361–9367.
- [38] HU P, HUANG J, OUYANG Y, et al. Water management affects arsenic and cadmium accumulation in different rice cultivars[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2013, 35:767–778.
- [39] 张云霞, 周浪, 肖乃川, 等. 鬼针草(*Bidens pilosa* L.)对镉污染农田的修复潜力[J]. *生态学报*, 2020, 40(16):5805–5813. ZHANG Y X, ZHOU L, XIAO N C, et al. Remediation potential of *Bidens pilosa* L. in cadmium-contaminated farmland[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(16):5805–5813.

(责任编辑:叶飞)