

工业发达区土壤和作物镉污染风险评价与生态修复研究

魏洪斌^{1,2} 黄玉莉^{3,4} 韩振锋^{3,4} 罗明² 孙雨芹^{2,5} 高岩²

(1. 自然资源部退化及未利用土地整治工程重点实验室, 西安 710054;

2. 自然资源部国土整治中心(自然资源部土地科技创新中心)自然资源部土地整治重点实验室, 北京 100035;

3. 自然资源部南方石山地区矿山地质环境修复工程技术创新中心, 南宁 530028;

4. 广西壮族自治区自然资源生态修复中心, 南宁 530028;

5. 自然资源部自然资源要素耦合过程与效应重点实验室, 北京 100055)

摘要: 开展工业发达区土壤和作物镉污染风险评价,可为农田生态修复和安全利用提供理论依据。采用单因子污染指数法、改进的地累积指数法、生物富集系数和地统计学方法评价土壤和作物的镉污染,结合潜在生态风险和人体健康风险评价模型进行风险分区并制定生态修复策略。结果表明,土壤和作物 Cd 含量均存在不同程度的超标,土壤和水稻 Cd 的超标率分别为 38.46% 和 46.15%,轻度和重度污染占比略高,水稻 Cd 的富集特征明显;空间分布上土壤和水稻 Cd 含量差异性显著,土壤 Cd 高值区主要分布在生产活动密集的城镇和工业区;生态风险属于高生态危害系数、中等生态风险等级,对成人和儿童的致癌风险较低。研究区应根据土壤和作物的污染分级和风险分区采取差异化的生态修复措施,对安全区应采取低累积作物、钝化和水肥调控修复措施,对潜在风险区应采取超富集植物萃取与低累积作物套作、化学/微生物活化/钝化调控修复措施,对风险区应采取非食用类能源/经济作物种植结构调整、农业生物质高效资源化综合利用修复措施,以实现重金属污染土壤的分类生态修复与安全利用。

关键词: 土壤; 作物; 镉污染; 风险评价; 生态修复; 工业发达区

中图分类号: X825

文献标识码: A

文章编号: 1000-1298(2026)15-0345-10

OSID:



Risk Assessment and Ecological Restoration of Cadmium Pollution in Soil and Crops in Developed Industrial Areas

Wei Hongbin^{1,2} Huang Yuli^{3,4} Han Zhenfeng^{3,4} Luo Ming² Sun Yuqin^{2,5} Gao Yan²

(1. Key Laboratory of Degraded and Unused Land Consolidation Engineering, Ministry of Natural Resources, Xi'an 710054, China

2. Key Laboratory of Land Consolidation and Rehabilitation, Land Consolidation and Rehabilitation Center (Land Science and Technology Innovation Center), Ministry of Natural Resources, Beijing 100035, China

3. Technical Innovation Center of Mine Geological Environmental Restoration Engineering in Southern Karst Area, Ministry of Natural Resources, Nanning 530028, China

4. Natural Resources Ecological Restoration Center of Guangxi Zhuang Autonomous Region, Nanning 530028, China

5. Key Laboratory of Coupling Process and Effect of Natural Resources Elements, Ministry of Natural Resources, Beijing 100055, China)

Abstract: Risk assessment of cadmium pollution in soil and crops in developed industrial areas can provide theoretical basis for ecological restoration and safe utilization of farmland. Using the single-factor pollution index method, the modified geo-accumulation index method, the bioconcentration factor, and geostatistical methods, the cadmium contamination in soil and crops is evaluated. These are combined with potential ecological risk and human health risk assessment models to conduct risk zoning and formulate ecological remediation strategies. The results showed that the contents of Cd in soil and crops exceeded the standard to varying degrees. The exceedance rates of Cd in soil and rice were 38.46% and 46.15%, respectively. The proportion of mild and severe pollution was slightly higher, the enrichment characteristics of Cd in rice were obvious. There was a significant difference in Cd content between soil

收稿日期: 2025-03-03 修回日期: 2025-04-09

基金项目: 自然资源部退化及未利用土地整治工程重点实验室开放基金项目(SXDJ2024-02)、自然资源部南方石山地区矿山地质环境修复工程技术创新中心开放课题(NFSS2023001)和自然资源部自然资源要素耦合过程与效应重点实验室开放课题(ZH-2024-005)

作者简介: 魏洪斌(1984—),男,正高级工程师,博士,主要从事土地整治与生态修复研究,E-mail: hongbin1202@163.com

通信作者: 高岩(1993—),女,工程师,博士,主要从事土地整治与生态修复研究,E-mail: gaoyan@lrcr.org.cn

and rice in spatial distribution, and high-value of soil Cd areas were mainly distributed in urban and industrial areas with intensive production activities. Ecological risk belonged to high ecological hazard coefficient, medium ecological risk level, and had a low carcinogenic risk for adults and children. The study area adopted differentiated ecological restoration measures based on the pollution classification and risk zoning of soil and crops. For safe areas, low accumulation crops, passivation, and water fertilizer regulation restoration measures should be taken. For potential risk areas, hyper accumulation plant extraction and low accumulation crop intercropping, chemical/microbial activation/passivation regulation restoration measures should be taken. For risk areas, non-edible energy/economic crop planting structure adjustment and comprehensive utilization of agricultural biomass resources should be adopted to achieve classified ecological restoration and safe utilization of heavy metal contaminated soil.

Key words: soil; crops; cadmium pollution; risk assessment; ecological restoration; developed industrial areas

0 引言

我国工矿业造成的农田土壤重金属污染一直受到关注,工矿业在促进社会经济发展的同时引发土壤重金属污染,其中镉作为土壤中生物有效性和迁移性最高的重金属污染元素之一,其不仅改变土壤的理化性质,而且被植物根系吸收后在农产品富集,通过食物链可危害人体健康。因此对工业发达区农田土壤和作物进行镉污染风险评价,并制定安全利用的生态修复策略,对土壤污染风险管控和农产品安全具有现实意义,有利于保障粮食和生态安全。

农田土壤重金属污染长期以来都是土壤环境领域研究的热点,已有研究聚焦在重金属含量预测、来源解析、污染特征和风险评估方面^[1-4];针对我国不同耕地类型之间的污染差异^[5-6],学者以冀东平原、长江三角洲典型县域等不同区域为研究对象开展土壤重金属污染状况分析^[7-8],解析矿区周边农田土壤重金属污染状况及来源^[9],并提出管控建议^[10];在重金属污染生态修复方面,分析农田重金属污染物的迁移转化和源汇关系^[11-12],以及不同生态修复模式对土壤重金属-微生物的影响^[13],探究农田土壤重金属污染安全利用和驱动机制^[14-15],同时结合农田土壤重金属污染的时空特征进行生态修复^[16]。在镉污染农田生态修复方面,由于土壤镉的生物有效性和环境风险与其形态密切相关^[17],在作物不同部分的分布存在差异^[18],学者针对 Cd 污染农田开展植物修复分析^[19-20],在流域镉污染治理修复中探讨基于地理分区和污染分级的耕地镉污染综合治理框架^[21],提出砷镉复合污染稻田土壤基于安全生产的生物地球化学机制与修复策略^[22],因此有效的镉污染生态修复方法是减缓或消除其生态风险的有效技术手段。

当前针对工业发达区土壤和作物的 Cd 污染生态和健康风险评估不足,已有研究大多聚焦修复成效或作用机理,而从区域土壤安全利用的视角,基于

风险管控进行重金属污染农田的安全利用和生态修复研究较少,因此本文评估土壤和作物 Cd 的生态和健康风险,探明农田土壤 Cd 污染成因的基础上开展生态修复,以期在改善土壤环境和提升土壤健康的同时保障农产品安全,为 Cd 污染农田风险管控、生态修复提供指导。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

丁蜀镇隶属于江苏省宜兴市,地处市东南部,位于长江三角洲的核心地带,区位优势明显。丁蜀镇地处太湖与宜溧山地,地势南高北低,土壤以黄棕壤、红壤为主;属于亚热带季风性气候,镇域内土地利用类型多样,农业种植和生产集约化程度高。丁蜀镇境内石灰石、陶瓷原料等资源丰富,是宜兴陶瓷产品的主要生产地和具有区域特色的工业重镇。

1.2 样品采集与数据处理

根据研究区工业布局和土地利用特点,结合遥感影像并在野外进行实地踏勘,按照全面性、可行性、代表性原则,考虑土壤、植被、地形地貌、成土母质和生产条件等因素,采用分区布点法进行土壤样点布设(图1)。2022年7月,根据研究区土壤样点图并利用便携式 GNSS 接收机固定野外采样点位置,结合土地利用和作物分布采集土壤和水稻样品,对样点周边拍照并记录相关信息。依据布点图和采样现场适当调整样点位置,采样方法为梅花形布点法,即在样点周边采集 5 份土壤样品混合后用四分法取约 1 000 g 装袋,经自然风干后去除根茎、砾石和动植物残体等杂物。作物样品采集正常生产的水稻,选取长势良好和籽粒饱满的植株,避免长势不好、病虫害、空壳的水稻,将采集的水稻样品装入塑封袋中保存,带回室内风干后取稻米备用。共计采集 26 对土壤和水稻成对样品。

实验室内完成土壤和作物样品的前期预处理后,采用石墨炉原子吸收分光光度计、电感耦合等离

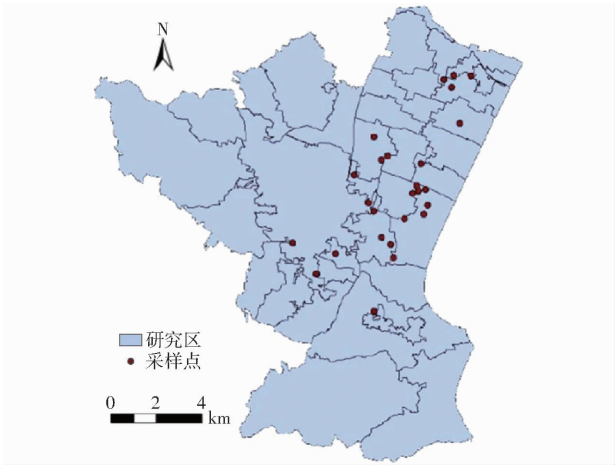


图 1 研究区采样布点示意

Fig.1 Sampling sites of study area

子体质谱联用仪分别测定土壤和作物 Cd 含量,采用等离子体发射光谱法(ICP-OES)测定土壤有效态 Cd 含量,采用电位法测定(土水比为 1:5)测定土壤 pH 值,用重铬酸钾氧化外加热法测定土壤有机质含量。研究区成土母质数据从“国家科技资源共享服务平台——国家地球系统科学数据中心”提供的“全国各省 1:100 万 SOTER 地体库母质因子(1990 年)”来获取。

土壤和作物样品测定的 Cd 含量数据采用 SPSS 25.0 和 Excel 等相关软件进行处理分析,采用 ArcGIS 10.2 软件进行样点分布图、空间插值等地统计学的处理。

1.3 研究方法

1.3.1 土壤和作物 Cd 污染评价法

单因子污染指数法是一种常用的判别土壤或作物重金属污染程度的方法。其中,土壤和水稻 Cd 的标准值采用 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》和 GB 2762—2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量》中的 Cd 风险筛选值和元素标准。

地累积指数法是一种结合了当地土壤背景以评价重金属污染的方法,该方法可以避免评价结果因受不同区域土壤背景值影响而差异过大,从而更好地评价土壤重金属污染程度^[23]。改进的地累积指数法是在地累积指数法的基础上将样点的最大值和平均值纳入地累积指数计算过程,并保持原来的分级标准不变,从而提高准确性并扩大应用范围,可更好地反映区域土壤重金属污染状况^[24]。

生物富集系数(Bioconcentration factors,BCF)是农作物对土壤重金属等污染物积累能力的常用指标,可体现植物根系对土壤重金属的吸收、富集能力^[25-26]。

潜在生态危害指数法是按照重金属性质和环境

行为特点,综合考虑重金属的浓度、毒性、环境敏感性和协同作用等因素,其生态风险分级评价常以潜在生态危害指数(RI)进行划分。

1.3.2 人体健康风险评估法

人体健康风险评估采用美国环保署推荐的方法,根据土壤或作物的 Cd 含量 C ,评估在手口摄入、皮肤接触和呼吸吸入 3 种方式下的日均暴露量对人体的健康风险,计算公式为

$$ADD_{ingest} = \frac{C \times IR_1 \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT}$$
 (1)

$$ADD_{dermal} = \frac{C \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT}$$
 (2)

$$ADD_{inhale} = \frac{C \times IR_2 \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF}$$
 (3)

- 式中 ADD_{ingest} ——土壤重金属的手口日均摄入量, mg/(kg·d)
- ADD_{dermal} ——土壤重金属的皮肤日均摄入量, mg/(kg·d)
- ADD_{inhale} ——土壤重金属的呼吸日均摄入量, mg/(kg·d)
- IR_1 ——土壤颗粒摄入量,成人取 100 mg/d, 儿童取 200 mg/d
- EF ——土壤暴露频率,成人和儿童均取 350 d/a
- ED ——土壤暴露持续时间,成人取 24 a, 儿童取 6 a
- CF ——单位转化因子
- BW ——人体体质量,成人取 70 kg, 儿童取 15 kg
- AT ——平均总暴露时间,成人和儿童均取 70×365 d(致癌)和 ED×365 d(非致癌)
- SA ——皮肤暴露面积,成人取 5 700 cm², 儿童取 2 800 cm²
- AF ——皮肤粘附系数,成人取 0.07 mg/(cm·d), 儿童取 0.2 mg/(cm·d)
- ABS ——皮肤吸收因子,成人和儿童均取 0.001
- IR_2 ——呼吸频率,成人取 20 mg/d, 儿童取 7.65 mg/d
- PEF ——灰尘排放因子,成人和儿童均取 1.36×10⁹ m³/kg

本文采用国际通用的非致癌/致癌评价方法对土壤中 Cd 进行非致癌/致癌风险评价,计算公式为

$$HQ_i = \frac{ADD_{ij}}{RfD_{ij}}$$
 (4)

$$HI = \sum HQ_i \tag{5}$$

$$CR = ADD_{ij}SF_{ij} \tag{6}$$

式中 HQ_i ——重金属 i 的非致癌风险危害熵
 ADD_{ij} ——重金属 i 在 j 暴露途径下的日均暴露量, $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$
 HI ——总的非致癌危害指数
 RfD_{ij} ——非致癌重金属 i 在 j 暴露途径下的慢性参考剂量, $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$
 CR ——潜在致癌风险指数
 SF_{ij} ——致癌重金属 i 在 j 暴露途径下的斜率因子, $\text{kg}\cdot\text{d}/\text{mg}$

Cd 在手口摄入、皮肤接触和呼吸吸入下 RfD 的取值分别为 0.001、0.000 01、0.000 01 $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$, 手口摄入、呼吸吸入下 SF 取值均为 6.3 $\text{kg}\cdot\text{d}/\text{mg}$ 。

非致癌风险危害熵、总的非致癌危害指数和潜在致癌风险指数表示不同程度的人体健康风险和致癌风险水平。非致癌风险危害熵越大表明土壤重金属对人体的健康风险等级越高;而总的非致癌危害指数表征人体健康风险大小,当值大于 1 时表明存在潜在风险,反之则说明风险可忽略或风险较小;潜在致癌风险指数为人体可接受的重金属致癌水平,单一重金属和多种重金属可接受的潜在致癌风险指数分别为 $<10^{-6}$ 和 $<10^{-4}$ 。

水稻 Cd 的人群暴露健康风险可通过比较 USEPA 月暴露量 (EMI) 与 Cd 的月耐受摄入量 (PTMI) 的暴露风险指数来评估。由于目前尚未证明 Cd 对人体有致癌风险,所以本研究只关注 Cd 的非致癌风险,依据《江苏居民营养与健康状况追踪研究》确定稻米日均消费量和人体质量取值为 0.427 7、61.5 kg。成人居民的 ADD 和 EMI 计算公式为

$$ADD = \frac{C \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \tag{7}$$

$$EMI = 30ADD \tag{8}$$

式中 ADD ——重金属 Cd 的日均暴露量, $\mu\text{g}/\text{kg}$
 EMI ——重金属的月暴露量, mg/kg

对超标稻米单一重金属的健康风险采用目标危害系数 (Target hazard quotient, THQ) 来评估,估算结果为摄入量与参考剂量的比值,参照 2010 年联合国粮农组织和世界卫生组织联合食品添加剂专家委员会 (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, JECFA) 第 73 次会议暂定的每月耐受摄入量降低为 25 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ^[27]。按照 THQ 结果判断是否存在健康风险,THQ 小于 1 时健康风险可接受,THQ 大于等于 1 时则存在一定的潜在健康风险。

2 结果与分析

2.1 土壤和作物 Cd 污染评价

2.1.1 土壤和作物 Cd 含量描述性统计

描述性统计结果表明 (表 1), 研究区土壤 pH 值范围为 5.70 ~ 7.70, 平均值小于 7, 总体呈弱酸性。土壤 Cd 含量 (质量比) 最大值为 3.2 mg/kg , 最小值为 0.19 mg/kg , 平均值为 0.9 mg/kg , 其最大值是最小值的 16.84 倍, 平均值是当地背景值的 6.92 倍。土壤样点 Cd 含量标准差、偏度和峰值分别为 0.95 mg/kg 、1.34 和 0.5 mg/kg , 表明数据离散不明显, 离散程度较为集中。水稻 Cd 含量的最大值、最小值、平均值分别为 2.04、0.003、0.37 mg/kg , 可以看出水稻样点 Cd 含量变化幅度大, 与标准值相比部分样点的水稻 Cd 含量超标严重。土壤 Cd 含量的变异系数为 1.06, 表现出明显的变异。

表 1 土壤与水稻 Cd 含量、pH 值和 BCF 描述性统计结果

Tab.1 Descriptive statistical results of Cd content, pH value, and BCF in soil and rice				
指标	土壤 Cd 含量/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	土壤 pH 值	水稻 Cd 含量/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	BCF(生物 富集系数)
最小值	0.19	5.7	0.003	0.008 8
最大值	3.2	7.7	2.04	1.93
平均值	0.9	6.36	0.37	0.46
标准差	0.95	0.48	0.49	0.15
偏度	1.34	1.06	2.16	
峰值	0.5	1.31	4.88	
方差	0.91 mg^2/kg^2	0.23	0.24 mg^2/kg^2	
变异系数	1.06	0.08	1.32	
土壤背景值/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0.13			
超标率	38.46		46.15	
平均超标系数	1.98		1.86	

注:土壤 pH 值 0 ~ 5.5、5.5 ~ 6.5、6.5 ~ 7.5、>7.5 下 Cd 的风险筛选值分别为 0.3、0.4、0.6、0.8。

2.1.2 土壤和作物 Cd 超标分析

研究区土壤单因子污染指数结果表明,无污染所占比例为 61%, 比例较大,但部分样点为重度污染,其 Cd 污染情况需引起重视。根据土壤和水稻中 Cd 含量和超标情况分析 (图 2、3), 与研究区土壤和作物 Cd 含量评价标准相比,普遍存在不同程度的超标情况;土壤和水稻中 Cd 的超标率分别为 38.46% 和 46.15%, 超标倍数分别高达 1.98 和 1.86, 其中城镇建成区周边土壤 Cd 超标分布集中, 总体来看土壤和水稻 Cd 污染程度严重。

2.1.3 地累积指数和生物富集系数评价

研究区土壤 Cd 的地累积指数结果范围为

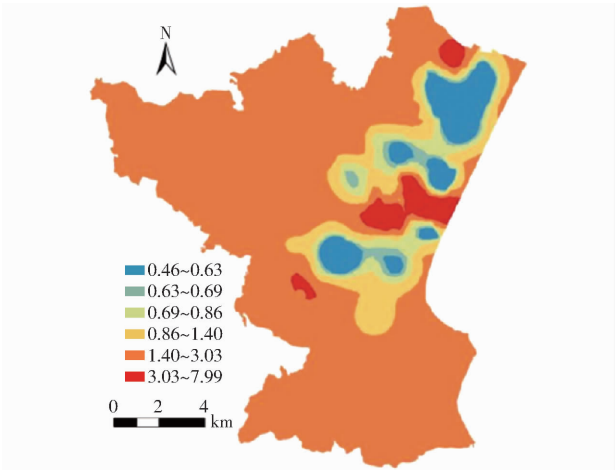


图 2 土壤 Cd 超标倍数空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of soil Cd exceedance multiples

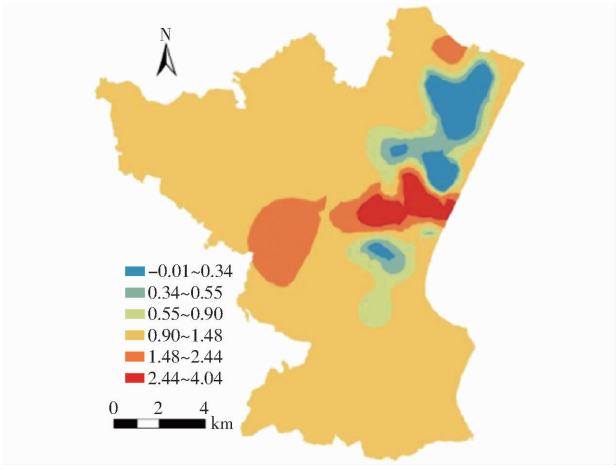


图 4 土壤 Cd 污染地累积指数空间分布图

Fig. 4 Spatial distribution map of Cd pollution accumulation index of soil

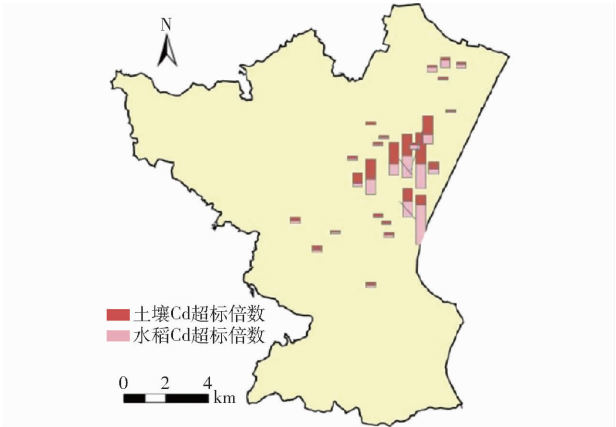


图 3 土壤和水稻 Cd 超标情况叠加图

Fig. 3 Overlay of soil and rice exceeding standards

-0.01~4.04,均值为 1.51。根据地累积指数评价等级对应的污染程度,研究区土壤 Cd 约 50% 为轻度-中度污染,约 15% 为中度污染,约 23% 为重度污染,轻度-重度污染的比例为 4%,无污染的比例为 4%,无严重污染的土壤。可见土壤 Cd 污染在等级分布上比较分散,在空间分异上表现不同,重度污染具有一定的比例,是影响研究区土壤质量的主要类型。

受工业生产活动集聚的影响,轻微污染和严重污染的空间分布差异明显,污染严重的地区主要分布在城镇周边工业生产密集区(图 4)。单一样点的重金属综合地累积指数通过改进的地累积指数法计算得出,结果表明研究区处于轻度-中度、中度、轻度-重度不同污染级别的样点数量分别 14、5、7 个,占比依次为 53.85%、19.23%、26.92%,全部样点 Cd 的综合地累积指数为 2.20,为轻度-重度等级。改进的地累积指数结果表明研究区以轻度和重度为主,占比略高,集中分布在 1~3 等。由于土壤受到镇区密集工业生产的强干扰,导致重金属污染加剧,部分样点 Cd 含量升高,该结果也得到改进的地累

积指数证明。

从生物富集系数结果来看,水稻中 Cd 含量平均值为 0.37 mg/kg,是国家标准值的 1.85 倍,可见水稻 Cd 含量超标严重,这与工业生产中含有大量有效态重金属离子的废水废渣进入土壤有关。研究区中 BCF 大于 1 的样点(2 个)占比为 7.7%,说明水稻具有一定的吸附转运土壤 Cd 的能力,这也跟工业生产造成局部土壤 Cd 污染严重及 Cd 含量总体偏高有关(土壤样点中 Cd 含量的最大值为 3.20 mg/kg)。土壤重金属的外源输入是造成水稻 Cd 含量超过食品安全标准临界值的重要因素,由于水稻的富集作用导致部分水稻样点的 Cd 含量接近土壤的 2 倍,因此农产品安全风险较高。BCF 的平均值为 0.46,水稻 Cd 的富集特征明显,在镇区周围集中分布了 BCF 的高值点(图 5)。

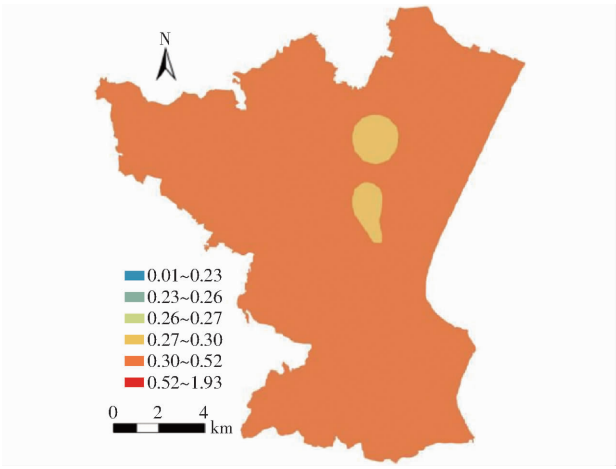


图 5 生物富集系数 (BCF) 空间分布图

Fig. 5 Spatial distribution map of BCF

2.2 土壤和作物 Cd 空间分异

研究区插值结果(图 6)显示土壤和水稻 Cd 污染的高值聚集区在空间上存在一定的重叠,主要分

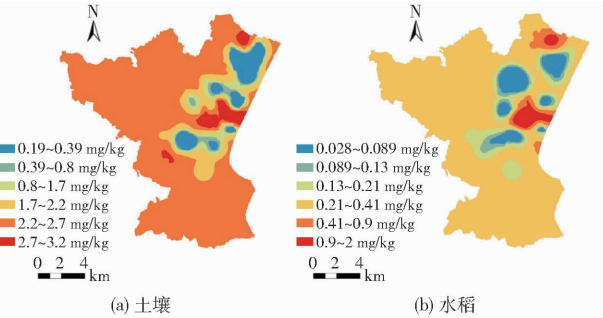


图 6 土壤和水稻 Cd 含量插值分布图

Fig. 6 Interpolation distribution maps of Cd content in soil and rice

布在镇区用于工业生产的城镇工矿用地及周边,由于该区成土母质的构成造成重金属污染分布在空间上存在地区变异,说明土壤重金属污染的空间变异易受到工业生产等人为活动干扰,这与前人对工业发达城市的土壤重金属空间变异研究结论一致^[28],造成该现象的原因是工业生产加工等人为因素多以点源的形式造成土壤重金属污染,这种随机性加剧土壤样点重金属含量的变化。

根据研究区土壤和水稻中 Cd 含量空间分布叠加图(图 7)可以看出,土壤和水稻 Cd 含量的高值区主要分布在城镇建成区周边和镇域东北部。通过空间叠加得出土壤和水稻 Cd 污染主要聚集地的空间分布格局,该结果为后续土壤 Cd 污染的风险管控和安全利用提供分区分类的治理方向。

2.3 风险评价与生态修复

2.3.1 生态风险与暴露风险

潜在生态危害系数结果表明研究区生态危害系

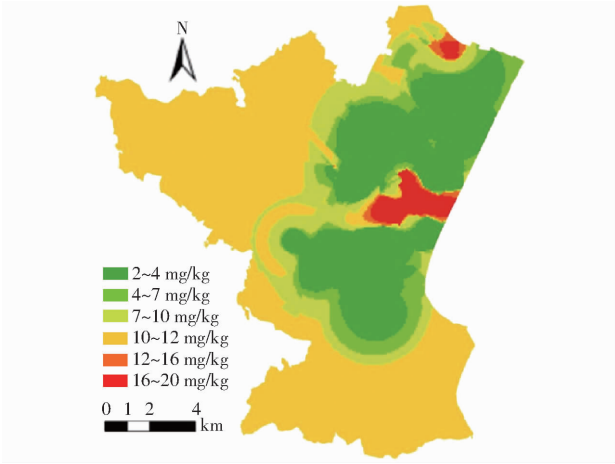


图 7 土壤和水稻 Cd 含量空间分布叠加图

Fig. 7 Overlay map of spatial distribution of Cd content in soil and rice

数值较高,属于中等生态风险,这与改进的地累积指数结论一致。研究区虽然部分样点 Cd 含量较高,个别区域污染较重,但整体潜在生态风险水平较弱,风险程度为中等。高潜在危害系数说明应该重视 Cd 污染的土壤生态环境影响,特别是土壤-水稻-人体/周边环境引发的生态及健康风险。

运用人体健康风险评估模型计算不同组别人群(成人/儿童)因 Cd 暴露产生的健康风险,分析 Cd 在手口摄入、皮肤接触和呼吸吸入 3 种暴露途径下的日均暴露量(图 8),手口摄入途径下的日均暴露量最高,其中儿童高于成人,且在 3 种暴露途径中最高;而皮肤接触和呼吸吸入暴露途径下最高的分别为成人非致癌和儿童非致癌暴露量。

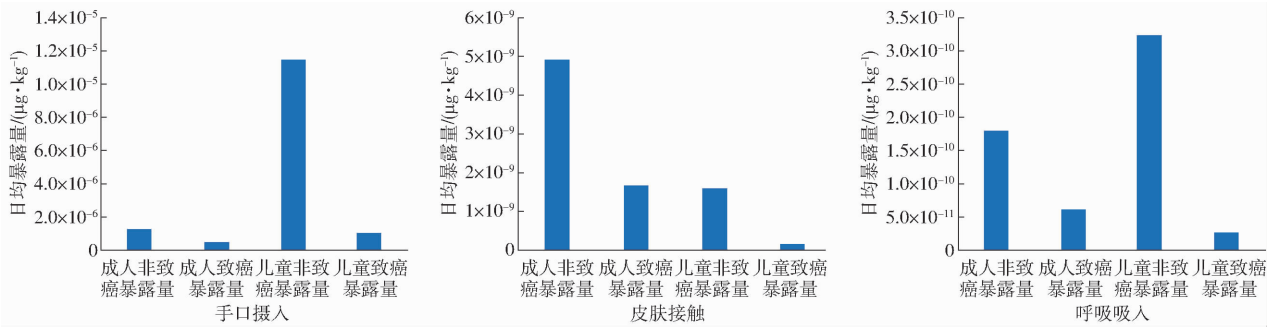


图 8 日平均暴露量

Fig. 8 Daily average exposure

从 Cd 的非致癌和致癌日均暴露量来看,虽然皮肤接触和呼吸吸入途径下成人和儿童的非致癌日均暴露量是最高的,但二者的暴露量远小于手口摄入途径,研究区居民 3 种暴露途径的非致癌风险暴露量比重较大。成人和儿童手口摄入的非致癌暴露量远高于其他两种暴露途径的暴露量,因此从暴露途径和暴露量来看,手口摄入土壤 Cd 对当地居民的健康危害应引起重视。

通过不同暴露途径下土壤 Cd 对成人和儿童的致癌与非致癌健康风险指数分析(图 9),表明成人和儿童的非致癌健康风险大于致癌健康风险,而且 Cd 对成人与儿童的致癌健康风险指数远小于 10^{-6} ,其致癌风险可忽略。儿童的非致癌健康风险普遍高于成人,手口摄入途径下非致癌健康风险最为严重,但指数低于限值 1,引起的非致癌风险程度较低,但对儿童的健康风险较为明显。

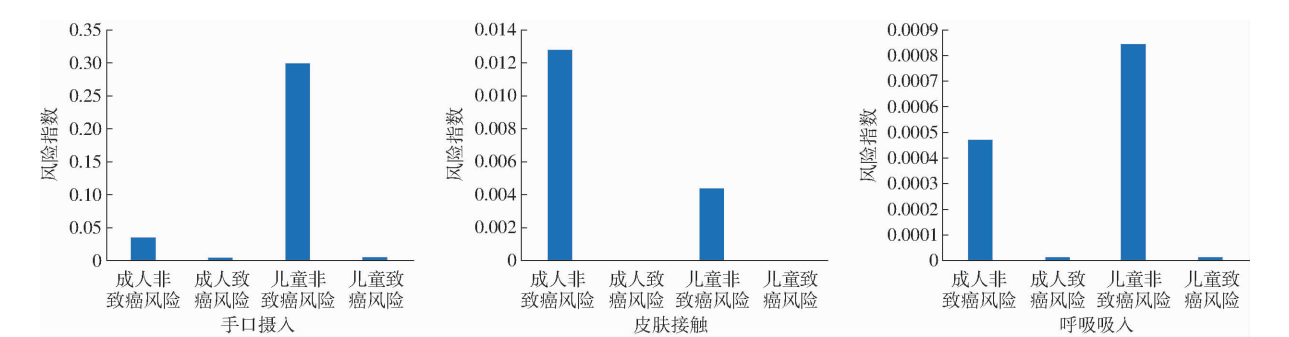


图 9 致癌/非致癌健康风险指数

Fig. 9 Carcinogenic/non carcinogenic health risks

计算水稻 Cd 暴露风险得知,研究区 PTMI(月耐受摄入量)平均值高达 74.55 $\mu\text{g/kg}$,其中 15 个水稻样点高于 25 $\mu\text{g/kg}$,占水稻样点的比例为 57.69%。当 THQ 为 1 时的水稻摄入量可通过已有数据进行推算得出,此时水稻 Cd 含量为 0.13 mg/kg ,即当水稻 Cd 含量大于 0.13 mg/kg 时需关注其对人体的健康风险危害。由于研究区 PTMI 平均值为限定标准的 3 倍,可见水稻 Cd 对人体有较高的暴露风险,这与前面得出的水稻样点中 Cd 的平均值和最大值超过食品安全标准且 Cd 污染较重的结论一致。

2.3.2 风险分区与生态修复

为保障区域土壤生态安全和农产品质量,根据研究区水稻 Cd 的 THQ 进行风险等级划分,水稻 Cd 对应的 THQ 可由水稻 Cd 含量数据计算得出,从而划分水稻 Cd 风险等级区。当 THQ 在 1 以内时为安全区,当 THQ 为 1~2 时为潜在风险区,当 THQ 大于 2 时为风险区。

当 THQ 为 2 时由 EMI(月暴露量)推算得出水稻 Cd 含量为 0.26 mg/kg 。按照该标准有 69.23% 的水稻样点的 Cd 含量为安全区和潜在风险区,略大于 30% 的为风险区,说明水稻 Cd 含量容易受工业生产加工等强人为活动影响,进而危害土壤生态安全。

通过 ArcGIS 的样点数据插值分析得出研究区水稻 Cd 生态风险的空间分布(图 10),水稻 Cd 风险分区表明研究区中部和北部零星分布了安全区,潜在风险区、风险区在北部、中部及南部都有分布,可见 Cd 污染风险形势比较严峻。

研究区水稻 Cd 的整体风险等级较高,造成高风险的主要原因是城镇进程中发展乡镇企业,致使生产中排放含有重金属的废水、废渣污染周边土壤和水体,特别是部分地区使用污水灌溉农田,进一步加剧了土壤的重金属污染,因此工业生产是影响研究区风险等级的主要因素,这与采样中发现镇区分布稀土厂、琉璃瓦厂和紫砂壶加工厂等工业场地的

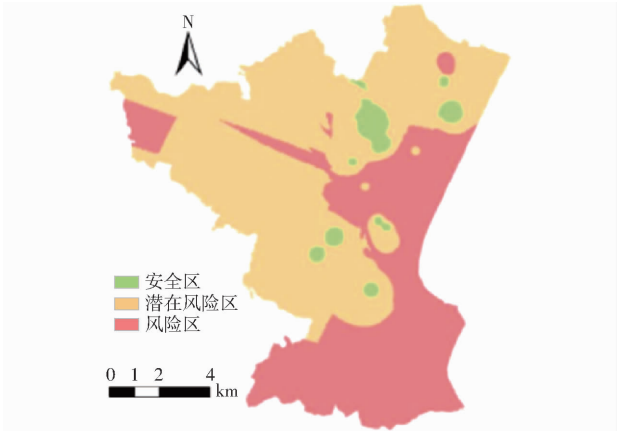


图 10 Cd 风险分区图

Fig. 10 Cd risk zoning map

实际情况一致。

研究区作为生产加工企业密集的工业发达区,土壤和水稻 Cd 污染的生态风险和人体暴露风险较高,特别是对当地居民的非致癌风险影响,潜在风险区和风险区面积占比大,需制定科学的土壤和水稻 Cd 污染生态修复方案,实现风险的安全管控。一是对于安全区,土壤可能存在轻微-轻度污染,可以采用筛选的低积累水稻品种,结合黏土矿物化学固定/改性材料钝化、水肥调控等技术,优化轻度污染农田的安全利用关键单元技术,协同降低土壤 Cd 等重金属有效态含量,并实现农产品质量达标,同时监测土壤环境,确保风险安全管可控;二是对于潜在风险区,土壤普遍存在中轻度污染,筛选最优的低累积品种与超富集植物间套作/轮作组合,优化农艺活化/钝化调控过程、高效萃取与低累积水稻阻控的技术组合,采用超富集植物高效萃取与化学/微生物活化促进剂强化过程的匹配性,建立最佳植物萃取强化技术;三是对于风险区,应调整土地利用结构和作物种植类型,对不适宜种植可食作物的地块应进行地类转换,基于非食用类能源/经济作物的种植结构调整是农田安全利用的趋势,开展土壤钝化-经济作物原位修复和农业生物质高效资源化综合利用,同时加强食品中重金属的安全利用检测,以减少生态风险及对人体的危害。

此外,应制定符合作物种植条件和确保农产品安全的土壤利用保护政策,在水稻污染超标区要干预、调整居民的日常膳食结构,践行大食物观构建多元化食物供给体系,防止居民将 Cd 超标稻米作为长期单一的主食来源,降低水稻 Cd 手口摄入途径下的人体健康暴露风险。研究区存在金属冶炼、陶瓷加工等小型工矿企业排放“三废”,易对土壤、水体造成污染危害,需因地施策开展污染治理和风险控制,实施源头控制的生态修复,降低点源污染发生率,确保土壤和水稻 Cd 污染风险在安全管控范围之内。

3 讨论

工矿业活动作为土壤重金属污染或超标的主要原因,开展土壤和作物的重金属污染风险评估和管控修复可推动土壤资源永续利用,保障土壤健康与生态安全。本文以工业发达区土壤和作物为研究对象进行镉污染评估,研究区土壤各采样点 Cd 含量高值较多且变化幅度大,这可能因该地区土壤 pH 值较高,容易吸附 $Cd(OH)^+$ 而使得 Cd 含量增加^[29]。工业生产活动对土壤环境干扰强烈,该地区 Cd 污染分布呈现出明显的聚集趋势,表明工业生产等外界非自然因素影响土壤 Cd 含量^[30];在自然因素和人为活动的干扰下,表层土壤 Cd 含量一定程度上可反映土壤重金属含量特征,对开展土壤重金属来源分析、影响机制研究具有理论指导作用^[31]。在工矿业、农业等人类活动影响强烈的地区,因大气沉降、地表径流等方式从外部环境中带来重金属元素,特别是工矿业等点源污染作为随机性因素对 Cd 含量影响较大。

土壤和水稻 Cd 超标并不是线性关系,农作物吸收土壤重金属受多种因素的影响^[32],可能存在土壤 Cd 超标率高而水稻 Cd 超标率低或者土壤 Cd 超标率低而水稻 Cd 超标率高的情况,这与研究区土壤中 Cd 的污染成因和污染来源有关。在地质高背

景地区农田土壤同样出现重金属含量高的现象,由基层母岩形成的土壤中重金属的生物有效性明显低于工矿业生产等人为活动输入土壤的重金属,因此其作物可吸收性及人体健康危害性较低^[33]。通过研究区 Cd 污染成因与来源分析,对全面掌握研究区土壤和作物的污染情况具有一定的指导意义。

通过评估研究区土壤镉污染的潜在生态风险和人体健康暴露风险,来表征土壤和作物的重金属污染程度,可以更好地反映研究区污染风险情况。工业发达区农田土壤和作物重金属污染在空间分布和暴露风险具有差异化表现,在土地安全利用和农产品安全中应将重金属污染来源、影响因素纳入考虑范围,实施源头管控。重金属因工业生产进入土壤后会通过植物的根系被农产品吸收,之后通过食物链在人体中富集,不同污染成因下土壤和作物系统的重金属风险差异较大,为减缓重金属污染影响,在生态修复中应充分考虑污染来源、生态风险与人体危害,采取差别化的风险管控与生态修复措施。

4 结论

(1)从土壤和作物 Cd 超标率来看,研究区呈现出土壤低、水稻高的现象,主要是因为工业生产的点源污染造成土壤重金属超标,而水稻和土壤对 Cd 的污染响应机制不同,二者的超标率也非简单的线性关系。

(2)土壤 Cd 污染在空间上呈现出高度变异,主要是以河流、湖相沉积物为主的成土母质受到工业生产加工等人为活动影响,土壤和水稻 Cd 污染的空间分布表现出不同的分异,但工业发达的镇区周边是叠加后高值区的主要分布。

(3)Cd 在不同暴露途径下都存在一定的非致癌风险,部分暴露途径下人体的非致癌健康风险值超过限值 1;结合土壤和水稻 Cd 污染风险的空间分异,应按照风险分区实施差异化生态修复,安全管控 Cd 的生态与人体健康风险。

参 考 文 献

[1] 李硕,王雅晋,覃卫林,等. 基于近地传感光谱协同的土壤重金属含量空间分布预测方法[J]. 农业机械学报, 2025, 56(3): 451-457.
Li Shuo, Wang Yajin, Qin Weilin, et al. Prediction method for soil heavy metal content based on covariates over proximally sensed spectra[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2025, 56(3): 451-457. (in Chinese)

[2] 张旭峰,冯韶华,尚婷婷,等. 平原河网地区农田土壤重金属污染特征及来源解析[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(4): 835-844.
Zhang Xufeng, Feng Shaohua, Shang Tingting, et al. Pollution characteristic and source apportionment of heavy metals in farmland soil from a plain river network region[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2024, 43(4): 835-844. (in Chinese)

[3] 张海琳,张雨,王顶,等. 西南不同类型紫色土 pH 变化、重金属累积与潜在生态风险评估[J]. 环境科学, 2024, 45(4): 2440-2449.
Zhang Hailin, Zhang Yu, Wang Ding, et al. Heavy metal accumulation and assessment of potential ecological risk caused by

soil pH changes in different types of purple soils in southwest China[J]. *Environmental Science*, 2024, 45(4): 2440 – 2449. (in Chinese)

[4] 张娟, 王明君, 郭掌珍. 朔州东部农田土壤-农作物重金属富集及健康风险评价[J]. *环境化学*, 2024, 43(4): 1315 – 1329. Zhang Juan, Wang Mingjun, Guo Zhangzhen. Evaluation of heavy metal enrichment and health risks in agricultural soils-crops in eastern Shuozhou, Shanxi Province, China[J]. *Environmental Chemistry*, 2024, 43(4): 1315 – 1329. (in Chinese)

[5] 杨雳, 白宗旭, 薄文浩, 等. 中国农田土壤重金属污染分析与评价[J]. *环境科学*, 2024, 45(5): 2913 – 2925. Yang Li, Bai Zongxu, Bo Wenhao, et al. Analysis and evaluation of heavy metal pollution in farmland soil in China: a Meta-analysis[J]. *Environmental Science*, 2024, 45(5): 2913 – 2925. (in Chinese)

[6] Zou Hao, Li Wuqing, Ren Bozhi, et al. Heavy metal pollution and ecological risk assessment: a study on Linli County soils based on self-organizing map and positive factorization approaches[J]. *Journal of Central South University*, 2024, 31(4): 1371 – 1382.

[7] 魏洪斌, 罗明, 吴克宁, 等. 冀东平原农田土壤重金属污染源分析与风险评价[J]. *土壤通报*, 2023, 54(2): 462 – 472. Wei Hongbin, Luo Ming, Wu Kening, et al. Source analysis and risk assessment of heavy metal pollution in farmland soil in the eastern Hebei Plain[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2023, 54(2): 462 – 472. (in Chinese)

[8] 魏洪斌, 罗明, 吴克宁, 等. 长江三角洲典型县域耕地土壤重金属污染生态风险评价[J]. *农业机械学报*, 2021, 52(11): 200 – 209, 332. Wei Hongbin, Luo Ming, Wu Kening, et al. Ecological risk assessment of heavy metal pollution in cultivated soil at typical county level in Yangtze River Delta[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2021, 52(11): 200 – 209, 332. (in Chinese)

[9] 林曼利, 胡振琪, 彭位华, 等. 安徽铜陵典型矿区周边土壤重金属污染评价及来源解析[J]. *环境科学*, 2024, 45(9): 5494 – 5505. Lin Manli, Hu Zhenqi, Peng Weihua, et al. Pollution assessment and source apportionment of heavy metals in the surrounding soil of typical mining areas in Tongling, Anhui Province[J]. *Environmental Science*, 2024, 45(9): 5494 – 5505. (in Chinese)

[10] 李兆谊, 赵晗, 李伟, 等. 广西不同成土母质区土壤-作物重金属污染评价及管控建议[J]. *环境科学*, 2024, 45(9): 5517 – 5525. Li Zhaoyi, Zhao Han, Li Wei, et al. Pollution evaluation and risk control suggestion of heavy metals in soil-crop system in different soil parent material areas of Guangxi[J]. *Environmental Science*, 2024, 45(9): 5517 – 5525. (in Chinese)

[11] 魏洪斌, 罗明, 向垒, 等. 矿业废弃地重金属形态分布特征与迁移转化影响机制分析[J]. *环境科学*, 2023, 44(6): 3573 – 3584. Wei Hongbin, Luo Ming, Xiang Lei, et al. Analysis on the distribution characteristics and influence mechanism of migration and transformation of heavy metals in mining wasteland[J]. *Environmental Science*, 2023, 44(6): 3573 – 3584. (in Chinese)

[12] 毛志强, 田康, 刘本乐, 等. 广西某采选废矿区重金属生态风险与源汇关系[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(5): 987 – 998. Mao Zhiqiang, Tian Kang, Liu Benle, et al. Ecological risks of heavy metals and the relationship between sources and sinks in an abandoned mining area of Guangxi Zhuang Autonomous Region[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(5): 987 – 998. (in Chinese)

[13] 魏洪斌, 罗明, 张世文, 等. 不同生态修复模式对矿业废弃地重金属-微生物影响分析[J]. *地学前缘*, 2023, 30(5): 541 – 552. Wei Hongbin, Luo Ming, Zhang Shiwen, et al. Effects of different remediation treatments on heavy metals and microorganisms in mining wasteland[J]. *Earth Science Frontiers*, 2023, 30(5): 541 – 552. (in Chinese)

[14] 余琼阳, 李婉怡, 张宁, 等. 农田土壤重金属污染现状与安全利用技术研究进展[J]. *土壤*, 2024, 56(2): 229 – 241. Yu Qiongyang, Li Wanyi, Zhang Ning, et al. Present pollution status and safe utilization technologies of heavy metal-polluted farmland soil: a review[J]. *Soils*, 2024, 56(2): 229 – 241. (in Chinese)

[15] 朱海鹏, 刘元元, 杨超, 等. 基于机器学习和 PLS-SEM 的农田土壤重金属污染驱动机制: 以湖南省湘潭县为例[J]. *农业环境科学学报*, 2025, 44(11): 2764 – 2782. Zhu Haipeng, Liu Yuanyuan, Yang Chao, et al. Spatial dynamics of heavy metal pollution and their driving factors using coupled machine learning and PLS-SEM: a case study in Xiangtan, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2025, 44(11): 2764 – 2782. (in Chinese)

[16] 占楠彪, 谷端银, 李婷, 等. 中轻度重金属污染农田土壤的时空特征及改良[J]. *农业环境科学学报*, 2024, 43(2): 294 – 307. Zhan Nanbiao, Gu Duanyin, Li Ting, et al. Spatio-temporal characteristics and improvement of medium and mild heavy metals contaminated farmland soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(2): 294 – 307. (in Chinese)

[17] 俞磊, 孙晓艺, 秦璐瑶, 等. 基于作物 Cd 富集系数的土壤有效态 Cd 化学浸提方法筛选[J]. *地学前缘*, 2024, 31(2): 111 – 120. Yu Lei, Sun Xiaoyi, Qin Luyao, et al. Screening chemical extraction methods for bioavailable Cd in soils based on bioconcentration factor in crops[J]. *Earth Science Frontiers*, 2024, 31(2): 111 – 120. (in Chinese)

[18] 成晓梦, 赵辰, 吴超, 等. 典型硫铁矿区农田土壤-作物系统重金属生态风险及迁移富集特征[J]. *环境科学*, 2023, 44(11): 6309 – 6318.

Cheng Xiaomeng, Zhao Chen, Wu Chao, et al. Ecological risk assessment and migration and accumulation characteristics of heavy metals in farmland soil-crop system from typical pyrite mining area[J]. Environmental Science, 2023, 44(11): 6309 – 6318. (in Chinese)

[19] 栾雅珺, 徐俊增, 李亚威, 等. 极性交换电场辅助植物修复稻田土壤镉污染研究[J]. 农业机械学报, 2024, 55(3): 331 – 339.

Luan Yajun, Xu Junzeng, Li Yawei, et al. Electro kinetic-assisted phytoremediation of soil cadmium pollution in paddy fields under polarity exchange technology[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2024, 55(3): 331 – 339. (in Chinese)

[20] 徐双圆, 朱家辉, 王栋茹, 等. 植物套作系统修复镉污染农田土壤的效应——以苏南地区为例[J]. 中国环境科学, 2024, 44(6): 3289 – 3300.

Xu Shuangyuan, Zhu Jiahui, Wang Dongru, et al. Effect of plant intercropping system on remediation of cadmium contaminated farmland soil—a case study on the southern Jiangsu Province area[J]. China Environmental Science, 2024, 44(6): 3289 – 3300. (in Chinese)

[21] Li Y, Tao H, Cao H, et al. Achieving synergistic benefits through integrated governance of cultivated cadmium contamination via multistakeholder collaboration[J]. Nature Communications, 2024, 15(1): 9817.

[22] Yang J M, Chen H L, Wang X, et al. Toward safe rice production in As – Cd co-contaminated paddy soils: biogeochemical mechanisms and remediation strategies[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2024, 55(1): 1 – 24.

[23] 魏洪斌, 罗明, 向垒, 等. 金属矿区周边农田土壤与农作物重金属健康风险评估[J]. 环境科学, 2024, 45(4): 2461 – 2472.

Wei Hongbin, Luo Ming, Xiang Lei, et al. Health risk assessment of heavy metals in farmland soils and crops around metal mines[J]. Environmental Science, 2024, 45(4): 2461 – 2472. (in Chinese)

[24] 王倩倩, 王祖伟, 侯迎迎, 等. 改进的地质累积指数法在重金属生态风险评价中的应用[J]. 天津师范大学学报(自然科学版), 2018, 38(5): 47 – 51.

Wang Qianqian, Wang Zuwei, Hou Yingying, et al. Application of improved geo-accumulative index method in the ecological assessment of heavy metals[J]. Journal of Tianjin Normal University (Natural Science Edition), 2018, 38(5): 47 – 51. (in Chinese)

[25] Liu Hongyu, Probst A, Liao Bohan. Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Huanan, China)[J]. Science of the Total Environment, 2005, 339(1): 153 – 166.

[26] 方凤满, 汪琳琳, 谢宏芳, 等. 芜湖市三山区蔬菜中重金属富集特征及健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(8): 1471 – 1476.

Fang Fengman, Wang Linlin, Xie Hongfang, et al. Enrichment characteristic and health risk assessment of heavy metals in vegetables in Sanshan District, Wuhu City, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2010, 29(8): 1471 – 1476. (in Chinese)

[27] FAO/WHO. Evaluation of certain food additives and contaminants (Seventy-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives): No.960[R]. Geneva: WHO Technical Report Series, 2011.

[28] 邱孟龙, 李芳柏, 王琦, 等. 工业发达城市区域耕地土壤重金属时空变异与来源变化[J]. 农业工程学报, 2015, 31(2): 298 – 305.

Qiu Menglong, Li Fangbai, Wang Qi, et al. Spatio-temporal variation and source changes of heavy metals in cultivated soils in industrial developed urban areas[J]. Transactions of the CSAE, 2015, 31(2): 298 – 305. (in Chinese)

[29] 徐辰星. 宜兴市土壤重金属分布特征与不确定性分析[D]. 南京: 南京大学, 2018:40 – 41.

Xu Chenxing. Distribution and uncertainties evaluation of soil heavy metals in Yixing, Yangtze River Delta, China[D]. Nanjing: Nanjing University, 2018:40 – 41. (in Chinese)

[30] 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.

Liu Xiaoyuan, Liu Pinzhen, Du Qilu, et al. Evaluation of heavy metal pollution in soil of Lead-Zinc mine wasteland with geological high background[J]. Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy), 2019(2): 76 – 82. (in Chinese)

[31] 张慧, 郑志志, 杨欢, 等. 基于多元统计和地统计的肇源县表层土壤重金属来源辨析[J]. 土壤, 2017, 49(4): 819 – 827.

Zhang Hui, Zheng Zhizhi, Yang Huan, et al. Discrimination of heavy metal sources in topsoil in Zhaoyuan County based on multivariate statistics and geostatistical[J]. Soils, 2017, 49(4): 819 – 827. (in Chinese)

[32] Chen Hongyan, Yuan Xuyin, Li Tianyuan, et al. Characteristics of heavy metal transfer and their influencing factors in different soil-crop systems of the industrialization region, China[J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 2016, 126(2): 193 – 201.

[33] 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.

Tang Doudou, Yuan Xuyin, Wang Yimin, et al. Enrichment characteristics and risk prediction of heavy metals for rice grains growing in paddy soils with a high geological background[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(1): 18 – 26. (in Chinese)