

中文核心期刊/CSCD

请通过网上投稿系统投稿 网址:http://www.aes.org.cn

## 某流域农田土壤-水稻系统重金属空间变异特征及生态健康风险评价

李子杰, 孟源思, 郑梦蕾, 王慧慧, 陈富荣, 胡宏祥, 马友华

引用本文:

李子杰, 孟源思, 郑梦蕾, 等. 某流域农田土壤-水稻系统重金属空间变异特征及生态健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(5): 957-968.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1240

## 您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

常规方法对新疆地方土壤元素空间分析及重金属风险评价

蒲佳,马龙,吉力力,阿不都外力,刘文 农业环境科学学报.2018,37(6):1166-1176 https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1284

韶关工矿区水稻土和稻米中重金属污染状况及风险评价

郑堃,任宗玲,覃小泉,赵玉杰,朱镇强,连万里,李永涛 农业环境科学学报.2018,37(5):915-925 https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0224

## 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

南岭泡金山矿产集采区土壤重金属空间分布及风险评价

刘芳枝, 胡俊良, 刘劲松, 赵震乾, 杨雪, 张煜, 罗朝晖 农业环境科学学报. 2018, 37(1): 86-95 https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1136

规模化猪场灌区土壤重金属污染特征及风险评价——以重庆市某种猪场为例

杨潞,张玉,张智,李余杰,翁张帆,孙磊,孔媛 农业环境科学学报. 2018, 37(10): 2166-2174 https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1775



关注微信公众号,获得更多资讯信息

LI Zi-jie, MENG Yuan-si, ZHENG Meng-lei, et al. Spatial variability and ecological health risk assessment of heavy metals in farmland soil-rice system in a watershed of China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(5): 957–968.



## 某流域农田土壤-水稻系统重金属空间变异特征及 生态健康风险评价

李子杰<sup>1</sup>, 孟源思<sup>1</sup>, 郑梦蕾<sup>1</sup>, 王慧慧<sup>1</sup>, 陈富荣<sup>2</sup>, 胡宏祥<sup>1</sup>, 马友华<sup>1\*</sup> (1.安徽农业大学资源与环境学院, 合肥 230036; 2.安徽省地质调查院, 合肥 230001)

摘 要:为探讨某流域农田土壤-水稻重金属污染状况、空间变异特征及生态健康风险,2017年9—11月期间陆续在该流域采集水 稻籽粒样品以及对应水稻田土壤样品各938个,测定其Cd、Hg、As、Pb和Cr5种重金属含量,并基于AreGIS和SPSS对土壤和水稻 籽粒中不同的重金属生态健康风险进行评价。结果表明:从研究区土壤和水稻籽粒的重金属空间变异与分布规律来看,Cd、Hg、 As和Pb为中等空间自相关性,Cr空间相关性则较弱;水稻籽粒中5种重金属的空间相关性均较弱。流域耕层土壤5种重金属中 除Cr外,其余含量均较高,并且在南部中心区域呈现一个明显的大斑块污染区,向四周平缓扩散;水稻籽粒中Cd和As风险较高, 主要在流域沿岸地区。从研究区土壤-水稻重金属污染风险分布情况来看,不同区域的重金属风险存在明显差异。耕层土壤重 金属风险指数跨度较大,处于轻微风险;水稻籽粒风险指数跨度较小,不同区域的水稻籽粒重金属风险差异不明显,有11个点位 属于中等风险级别,其余属于轻微风险级别。

关键词:重金属;土壤-水稻系统;GIS;地统计分析;空间变异

中图分类号:X53;X826 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)05-0957-12 doi:10.11654/jaes.2020-1240

# Spatial variability and ecological health risk assessment of heavy metals in farmland soil-rice system in a watershed of China

LI Zi-jie<sup>1</sup>, MENG Yuan-si<sup>1</sup>, ZHENG Meng-lei<sup>1</sup>, WANG Hui-hui<sup>1</sup>, CHEN Fu-rong<sup>2</sup>, HU Hong-xiang<sup>1</sup>, MA You-hua<sup>1\*</sup>

(1. College of Resources and Environment, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, China; 2. Geological Survey of Anhui Province, Hefei 230001, China)

Abstract: To explore the heavy metal pollution in farmland soil-rice system, spatial variability and ecological health risks in a certain watershed were performed. From September to November 2017, 938 rice grain samples and the corresponding paddy soil samples were collected in a certain watershed, and these five heavy metal contents: Cd, Hg, As, Pb, and Cr were determined. Based on ArcGIS and SPSS, the ecological health risk of different heavy metals in the soil and rice was evaluated. Watershed was the research area, thus, the distribution, spatial variation, and ecological health risk of heavy metals in the soil and rice was evaluated. Watershed was the research area, thus, the following results and conclusions were drawn: From the perspective of spatial variability and distribution of heavy metals in the soil and rice grains in the study area, Cd, Hg, As, and Pb were moderately spatially autocorrelated, while Cr was weakly spatially correlated; the spatial correlation of the five heavy metals in the rice grain was weak. Except for Cr, the contents of the five heavy metals in the cultivated soil of

收稿日期:2020-10-27 录用日期:2021-01-13

作者简介:李子杰(1995—),男,安徽郎溪人,硕士研究生,研究方向为农田重金属污染。E-mail:458060783@qq.com

<sup>\*</sup>通信作者:马友华 E-mail:yhma2020@gg.com

基金项目:国家重点研发计划项目(2018YFD0800200)

Project supported : National Key R&D Program of China(2018YFD0800200)

the watershed were all high, and there was an obvious large patch of pollution in the southern and central areas, which spreads gently around. The risk of Cd and As in rice grains was high, mainly in the coastal area of a certain river basin. From the distribution heavy metal pollution risks of the soil-rice in the study area, there were significant differences in heavy metal risks among the different regions. The soil heavy metal risk index in the arable layer had a large span and was at a slight risk. The rice grain risk index had a small span, and there was no obvious difference in the heavy metal risk of rice grain in the different regions. Eleven points belonged to the medium risk level, while the rest belonged to the slight risk level.

Keywords: heavy metal; soil-rice system; GIS; geostatistical analysis; spatial variability

水稻作为我国南方地区最主要的粮食作物,种植 面积广,因此关注水稻产地土壤的环境质量问题,尤 其是农业用地土壤污染的问题,是确保水稻质量安全 的关键。在目前已知的多种污染物中,重金属因为其 较高的毒性以及在环境中不易降解的特点,成为了全 球环境污染问题关注的重点[1-3]。此前,关于土壤-水 稻系统中重金属相关性、空间变异及其机理的研究, 主要基于盆栽试验和田间小区进行<sup>[4]</sup>。随着3S技术 在生态环境等领域的不断发展与运用,大量土壤、水 稻相关的环境数据获取更为简便,使得在宏观尺度上 的土壤、作物重金属相关研究成为可能[5-7]。国内外 许多研究已经逐渐将传统统计学进行延伸,从土壤理 化性质、土壤养分、土壤重金属等环境因子以及主要 粮食作物产量、安全等方面多维度探讨了空间尺度的 分布、变异和相关性情况[8-10]。土壤和水稻等主要粮 食作物中重金属不易被发现,且潜伏期长、持续性久, 同时又受自然和人为因素的双重影响,土壤-水稻系 统中重金属的研究难度最大、土壤-水稻生长系统的 重金属相关性和迁移规律难以摸清,这也导致人们对 土壤和水稻的重金属空间分布变异和重金属安全评 价难以完全符合实际情况[11-13]。

因此,本研究选定某流域水稻产区为研究区域, 从宏观尺度分析土壤及水稻籽粒中重金属污染的空 间变异特征和对应关系,并对该流域土壤-水稻系统 中重金属污染进行综合评价。研究结果可有助于对 该流域土壤和水稻籽粒中重金属的分布情况和特征 做系统性的了解,为水稻的安全生产、合理布局提供 参考意见。

## 1 材料与方法

#### 1.1 研究区域概况

研究区域覆盖总面积达到75800km<sup>2</sup>,涉及46个县(市、区)。研究区地形复杂多样,涉及丘陵、平原和山地等地貌单元,总体特征是南北为中-低山区,中部为平原-丘陵区。研究区土壤类型较多,以水稻土

和红壤为主。

研究区涉及的土地利用类型以水田为主,主要种 植水稻,有31个县(市、区)为国家粮食生产重点县, 在2011—2019年期间水稻总种植面积基本呈逐年增 长趋势,2019年达到195.99万 hm<sup>2</sup>。该流域境内还拥 有丰富的水资源和矿产资源等。

## 1.2 采样方法

考虑采样分布的均匀性,以及研究区水稻收获时 期的不同,2017年7—9月期间陆续在某流域的46个 县(市、区)采集水田土壤样品以及该点位的水稻籽粒 样品。首先通过手持GPS导航和定位,获取样点位 置,在每一个主采样点半径25m范围内再设置4个子 采样点,然后对4个子样点和1个主样点分别用竹铲 采集0.5~1.0 kg耕层土壤,采样深度为0~20 cm,最后 将4个子样点和主样点土样混匀作为一个样品。水 稻籽粒在水稻收获期采集,选用梅花点法进行多点取 样,每点水稻选取10~20个植株,采集稻穗,多点混合 成一个样品。农作物样品的采集量一般为测试样量 的3~5倍,通常为400~600 g(干质量样)。本研究根 据各行政区水田分布情况,采样密度约每10 km<sup>2</sup>布设 1个采样点,共采集土壤-水稻样品938对。

#### 1.3 数据预处理

地统计分析前需要进行数据预处理,并对数据进 行正态分布检验,剔除异常值,从而提高研究结果的 科学性<sup>[14]</sup>。异常值出现的概率很小,但是一旦出现就 会对数据的分布产生影响,使数据不符合正态分布, 影响研究结果的精度。剔除异常值常用到的方法有 阈值法(平均值±标准差)、狄克松法、格拉布斯法和*t* 检验法等。对于小样本数据的检验通常使用狄克松 法、格拉布斯法和*t*检验法等,对于大样本数据的异常 值判断,通常使用阈值法<sup>[15]</sup>,研究区域数据总量为938 个,因此选用阈值法剔除异常高值和低值,在平均值 加减3倍标准差区间外的数值被判定为异常值,并采 用正常的最大最小值来代替异常值,以确保样点总数 不变,插值效果更精确。在研究土壤-水稻籽粒中 Cd、Hg、As、Pb和Cr5种重金属含量的分布情况时,由 于部分重金属的含量低于检出限未能测出,为了保留 各项数据的完整性,确保数据覆盖到所有研究区域, 因此对于未检出的数据均采用检出限值的一半来代 替。各元素方法检出限如表1、表2所示。

#### 表1 土壤样品重金属全量分析方法检出限

Table 1 Detection limit of total heavy metal analysis method for

son sampies								
重金属 Heavy metals	测定方法 Test methods	方法检出限 Method detection limit/ (mg・kg <sup>-1</sup> )						
Cd	等离子质谱法(ICP-MS)	0.02						
Hg	原子荧光光谱法(AFS)	0.000 5						
As	原子荧光光谱法(AFS)	0.2						
Pb	X射线荧光光谱法(XRF)	2						
Cr	X射线荧光光谱法(XRF)	3						

#### 表2 农产品样品重金属全量分析方法检出限

 
 Table 2 Detection limit of total heavy metal analysis method for agricultural products

重金属 Heavy metals	测定方法 Test methods	方法检出限 Method detection limit/ (mg•kg <sup>-1</sup> )
Cd	等离子质谱法(ICP-MS)	0.001
Hg	等离子质谱法(ICP-MS)	0.000 5
As	原子荧光光谱法(AFS)	0.01
Pb	等离子质谱法(ICP-MS)	0.005
Cr	等离子质谱法(ICP-MS)	0.005

## 1.4 数据分析

测试项目包括土壤重金属Cd、Hg、As、Pb、Cr全量和水稻籽粒Cd、Hg、As、Pb、Cr全量。在各类重金属中,Cd、Hg、As、Pb、Cr等对生物有明显毒性,其无论以何种形态存在,即使极少量存在也会对生物产生很明显的影响,故以此为指标。

基于 SPSS 软件进行数据的描述统计分析、正态 分布检验、相关分析、方差分析、多元统计分析和回归 分析等<sup>[16]</sup>。利用 ArcGIS 软件完成地统计分析和空间 相关分析。通过半变异函数模型<sup>1171</sup>拟合,并选取最佳 拟合模型,进行克里金空间最优无偏插值<sup>1181</sup>生成重金 属含量分布图。

## 1.5 土壤-水稻生态健康风险评价方法

对某流域938个土壤和农产品样品的5种重金属 污染情况进行分析。分别采用单项污染指数(CF)和 污染负荷指数(PLI)<sup>119</sup>评价流域土壤-水稻重金属污 染水平。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)和《食品安全国家 标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)中相应的 筛选值和安全限值为参比值,采用潜在生态风险指数 (RI)<sup>1201</sup>对流域土壤-水稻重金属污染的潜在生态风险 进行评估。CF、PLI以及RI的计算方法及水稻中重金 属安全标准限量值如表3和表4所示。

## 2 结果与分析

## 2.1 农田土壤-水稻重金属含量

2.1.1 耕层土壤重金属含量

流域938个耕层土壤重金属数据的描述性统计 分析如表5所示。流域土壤中5种重金属的平均含量 大小排序为Cr>Pb>As>Cd>Hg,各元素的平均值差异 较大。将统计分析结果与《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 土壤风险筛选值进行对比,因农用地土壤重金属超标 限定值与pH密切相关,根据pH的范围划分4个区 间,综合对比其不同区间的限定值发现:流域水稻田 土壤中5种重金属的平均值均在风险筛选值以下,表 明从流域大尺度上看,土壤重金属污染程度总体较 轻。但从元素含量的最大值来看,Cd、Hg、As和Pb均 超过筛选值,仅Cr未超筛选值,其中Cd超标较为严 重。大多数点位的Hg和Pb在筛选值范围以内,属于

#### 表4 水稻中重金属安全标准限量值

Table 4 Limit values of safety standards for heavy metals in rice

重金属 Heavy metals	Cd	Hg	As	Pb	Cr
限量值 Limit value/(mg•kg <sup>-1</sup> )	0.2	0.02	0.2	0.2	1.0

表3	CF、PLI与RI的计算方法
----	----------------

Table 3 CF, PLI and RI calculation methods								
指数Index	公式Expression	参数说明 Parameter description						
CF	$CF = c_i/c_n$	c <sub>i</sub> 为元素i的实测浓度;c <sub>a</sub> 为元素i的参考值,本研究以筛选值为参考值						
PLI	$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times \cdots \times CF_n}$	n为参加评选的重金属元素个数						
RI	$\mathbf{RI}_{j} = \sum_{i=1}^{n} E_{j}^{i} = \sum_{i=1}^{n} T_{i} C_{j}^{i} = \sum_{i=1}^{n} T_{i} c_{j}^{i} / c_{r}^{i}$	$E_{j}$ 为 $_{j}$ 样点元素 $i$ 的单项生态风险指数; $C_{j}$ 为 $_{j}$ 样点元素 $i$ 的污染指数; $c_{j}$ 为 $_{j}$ 样点元素 $i$ 的实测浓度; $c_{j}$ 为元素 $i$ 的参考值; $T_{j}$ 为元素 $i$ 的毒性系数,Cd、Hg、As、Pb和Cr的毒性系数分别为30、40、10、5和2						



960 <u>960</u>

农业环境科学学报 第40卷第5期

轻度超标。该结果表明某流域耕层土壤5种重金属 虽在宏观尺度上污染较轻,但是部分元素在局部区域 存在超标情况,且以Cd污染较为严重。

随着重金属在土壤中的不断积累,其变异性也逐 步增强。通常用变异系数反映变异性的强弱,变异系 数在一定程度代表了土壤重金属的累积状况。如表 5所示,研究区土壤中重金属Cd、Hg、As、Pb和Cr的变 异系数分别为137.14%、97.30%、66.40%、56.40%和 29.63%,其中Cd的变异系数最大,Cr最小。不同学者 对变异程度有不同的分类观点,目前尚未形成统一的 分类标准。有学者认为变异系数小于10%表示弱变 异,介于10%~90%之间表示中等变异,大于90%则 代表高度变异,根据该分类标准,研究流域耕层土壤 重金属除Cd和Hg属于高度变异,其余3种重金属均 属于中等程度变异。然而国外也有学者提出变异系 数小于15%为小变异,15%~35%为中等程度变异,大 干35%则为高度变异,根据分类标准,研究流域内仅 Cr属于中等程度变异,其余4种重金属则属于高度变 异。通过对变异程度的分析以及与风险筛选值的对 比发现,Cd不仅变异系数较大,而且与风险筛选值相 比,部分区域最大值超标严重,表明了某流域部分地 区Cd在耕层土壤中呈现高度富集的特征,同时也反 映出部分区域的土壤Cd污染严重。

2.1.2 水稻籽粒重金属含量

由表6的统计分析可知,流域938个水稻籽粒样 品中5种重金属的含量差别较大,其中含量最高的为 Cr,平均值为0.466 mg·kg<sup>-1</sup>,与土壤中Cr含量最高有 一定的相关性。水稻籽粒中Cd和As的含量仅次于 Cr,分别为0.111 mg·kg<sup>-1</sup>和0.152 mg·kg<sup>-1</sup>,Hg的平均 含量最低,仅为0.002 mg·kg<sup>-1</sup>。将统计结果与《食品 安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017) 中相应的安全限量值进行对比,从最大值看,流域水 稻籽粒中Hg没有超过限量值,Cd、As、Pb和Cr均超过 限量值,其中Cr超标7倍左右。从超标率看,Cd和As 超标率超过10%,Pb超标率为4.58%,Cr超标率为 6.61%。结果表明,水稻籽粒重金属污染与耕层土壤 中污染类型不同,除Cd、As、Pb超标较严重外,还存在 明显的Cr超标。

由表6可知,水稻籽粒中Cd、Hg、As、Pb和Cr的 变异系数分别为136.09%、87.92%、79.94%、182.22% 和276.29%,As的变异性最小,Cr的变异性最大。研 究区内水稻籽粒中Cd、Pb和Cr的含量呈现出高度变 异,Hg和As则呈现为中等程度的变异。比较水稻籽 粒与土壤中相同重金属的变异系数,除Cd和Hg之 外,水稻籽粒中As、Pb和Cr的变异系数均比土壤中 相应变异系数高。

	Table 5 Descriptive statistical analysis of different heavy metal content in topsoil of a watershed										
重金属 平均值 Heavy Average value/ metals (mg·kg <sup>-1</sup> )	标准差 / Standard deviation/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	变异系数 Coefficient of variation/%	最小值 Min/ (mg·kg <sup>-1</sup> )(n	最大值 Max/		超标N Limit value	良定值 /(mg·kg <sup>-1</sup> )		超标点位数 Number of _over-standard	超标率 Over- standard	
				$(mg \cdot kg^{-1}) =$	pH≤5.5	5.5 <ph≤6.5< td=""><td>6.5<ph≤7.5< td=""><td>pH&gt;7.5</td><td>points</td><td>rate/%</td></ph≤7.5<></td></ph≤6.5<>	6.5 <ph≤7.5< td=""><td>pH&gt;7.5</td><td>points</td><td>rate/%</td></ph≤7.5<>	pH>7.5	points	rate/%	
Cd	0.28	0.39	137.14	0.04	2.70	0.3	0.4	0.6	0.8	126	13.43
Hg	0.08	0.08	97.30	0.02	0.53	0.5	0.5	0.6	1	14	1.49
As	9.74	6.47	66.40	1.54	50.50	30	30	25	20	21	2.24
Pb	33.99	19.17	56.40	14.90	118.10	80	100	140	240	33	3.52
Cr	65.61	19.44	29.63	13.40	134.00	250	250	300	350	0	0

表5 某流域耕层土壤中不同重金属描述性统计分析

#### 表6 某流域水稻籽粒中重金属含量描述性统计分析

Table 6 Descriptive statistical analysis of heavy metal content in rice grains of a watershed

重金属	平均值	标准差	变异系数	最小值	最大值	超标限量值	超标点位数	超标率
Heavy	Average value/	Standard deviation/	Coefficient of	Min/	Max/	Limit value/	Number of over-	Over-standard
metals	$(mg \cdot kg^{-1})$	$(mg \cdot kg^{-1})$	Variation/%	$(mg \cdot kg^{-1})$	$(mg \cdot kg^{-1})$	$(mg \cdot kg^{-1})$	standard points	rate/%
Cd	0.111	0.151	136.09	0.001	0.843	0.2	99	10.55
Hg	0.002	0.002	87.92	0.001	0.017	0.02	0	0
As	0.152	0.121	79.94	0.010	0.689	0.2	183	19.51
Pb	0.039	0.070	182.22	0.010	0.406	0.2	43	4.58
Cr	0.466	1.288	276.29	0.005	7.485	1	62	6.61

2.2 农田土壤-水稻重金属空间分布特征

2.2.1 耕层土壤重金属空间分布特征

图1显示了某流域土壤5种重金属元素的空间插 值情况。从全局看,整个研究区域土壤重金属含量呈 南高北低的分布趋势,在南部中心区域呈现一个明显 的大斑块污染区,且向四周平缓扩散。

从空间分布图来看,研究区域中的北部地区Cd

含量均在 0.3 mg·kg<sup>-1</sup>以下,低于 Cd风险筛选值,中部 地区含量在 0.3~0.5 mg·kg<sup>-1</sup>,南部地区大多数在 0.3 mg·kg<sup>-1</sup>以上,且以含量最高区域为中心,逐渐向四周 扩散,含量逐渐降低。Hg含量呈现南高北低的趋势, 从 Hg含量插值结果分析,流域所有区域Hg含量均在 0.5 mg·kg<sup>-1</sup>以下,均低于风险筛选值。As含量全局上 同样表现为南高北低,As高含量地区呈现非连续的



961

www.ger.org.cn

面状分布。Pb在南部呈现一个含量较高的三角区, 这些区域Pb含量在60~110 mg·kg<sup>-1</sup>之间。Cr含量较 高地区主要呈现条带状分布,从Cr含量插值结果看, 研究区Cr含量均在110 mg·kg<sup>-1</sup>以下,尚未超过Cr风 险筛选值。

2.2.2 水稻籽粒重金属空间分布特征

水稻籽粒中5种重金属的空间分布情况如图2所

## 农业环境科学学报 第40卷第5期

示。Cd含量在研究区的分布为中部地区<西北地区< 南部地区,其中南部地区含量最高,并在南部地区呈 现出一条西南方向向东北方向延伸的条带状分布特 征;Hg含量在研究区总体呈现北低南高的趋势,其中 南部地区存在4个含量较高的斑块状区域,并向四 周扩散;As含量在研究区整体呈现由西向东、由北 向南增高的趋势;Cr和Pb的含量分布特征较为相





似,以含量最高的区域为中心呈现孤立的岛状式空间分布特点。

## 2.3 农田土壤-水稻重金属空间变异特征

2.3.1 耕层土壤重金属空间变异特征

表7显示了土壤中5种重金属数据拟合球面、指数和高斯3种模型时不同半变异函数理论模型的预测误差。在选择最佳的拟合半变异函数理论模型时,可以通过观察多个拟合模型的预测误差来选取最佳模型。当平均误差和标准化平均误差接近于0,标准化均方根误差接近于1,均方根误差最小且平均标准误差与均方根误差相近时,模型拟合程度最优。结果表明土壤Cd适用球面模型,土壤Hg、As、Pb和Cr则更适用指数模型。

某流域土壤不同重金属的最佳拟合模型及其参

表8 某流域耕层土壤5种重金属最佳拟合模型及参数

Table 8 Best fitting model and parameters of five heavy metals in topsoil of a watershed

		-				
重金属 Heavy metals	拟合模型 Fit model	步长 Stride/m	块金值 Nugget value	基台值 Abutment value	变程 Variation/ m	块基比 Block base ratio
Cd	球面模型	477.79	0.09	0.24	3 822.33	0.37
Hg	指数模型	281.03	0.13	0.17	2 248.25	0.74
As	指数模型	3 061.49	0.08	0.12	24 491.93	0.64
Pb	指数模型	495.73	0.05	0.08	3 965.83	0.62
Cr	指数模型	4 943.21	262.64	107.45	39 545.68	2.44

数见表8,其中块基比为块金值与基台值的比值,反 映了随机部分引起的空间异质性占系统总变异的比 例,是变量空间相关的分类依据。研究区内Cr的块 金值很大,其余元素的块金值则相对较小,表明土壤 中Cr元素随机性变异程度较大。基台值从大到小排 序为Cr>Cd>Hg>As>Pb,表明Cr的空间变异大,其余 元素空间变异较小。块基比反映了5种元素的空间 自相关性,从表中可以发现,Cd、Hg、As和Pb的块基 比都在0.25~0.75之间,为中等空间自相关性,表明某 流域土壤 Cd、Hg、As 和 Pb 的空间变异不仅受结构性 的因素影响,还受到以人为活动为代表的随机因素影 响。Cr的块基比超过0.75,空间相关性较弱。此外, 表7的描述性统计分析表明土壤中Cd污染较重,但 表8中Cd块基比较小,具有中等程度的空间自相关 性,这样的结果从侧面表明,某流域土壤Cd污染治理 效果可能并不理想。

表8中的变程代表了重金属空间自相关的理论距离。土壤As和Cr的变程相对较大,分别为24491.93 m和39545.68 m;土壤Cd、Hg和Pb的变程则较小,说明研究区域的部分地区受人为活动影响较大。

2.3.2 水稻籽粒重金属空间变异特征

表9为水稻籽粒中5种重金属含量的半变异函数 理论模型的预测误差。从不同模型的验证参数可知, 水稻籽粒中重金属Cd、Pb和Cr均适合用球面模型,

#### 表7 某流域耕层土壤5种重金属不同拟合模型预测参数

Table 7 Prediction parameters of different fitting models for five heavy metals in topsoil of a watershed

重金属	圳스齿刑	交叉验证参数 Cross validation parameters							
Heavy	13/17 侯望 Fit model	平均误差	均方根误差	标准平均误差	标准均方根误差	平均标准误差			
metals		Average error	Root mean square error	Standard mean error	Standard root mean square error	Mean standard error			
Cd	球面模型	0.001 4	0.234 9	0.050 5	0.837 9	0.231 4			
	指数模型	0.001 6	0.233 4	0.055 0	0.823 8	0.230 1			
	高斯模型	0.002 5	0.232 5	0.054 9	0.818 5	0.233 0			
Hg	球面模型	0.000 5	0.063 1	0.010 2	0.996 4	0.059 7			
	指数模型	0.000 1	0.063 5	0.005 2	1.014 2	0.058 6			
	高斯模型	0.001 1	0.062 7	0.018 8	0.965 2	0.061 6			
As	球面模型	-0.040 5	5.211 8	-0.001 8	1.084 2	4.238 9			
	指数模型	-0.023 0	5.109 3	0.006 2	1.080 1	4.165 6			
	高斯模型	-0.085 5	5.257 6	-0.017 4	1.103 3	4.299 7			
Pb	球面模型	0.660 3	11.721 2	0.060 2	0.705 1	13.970 0			
	指数模型	0.621 5	11.827 1	0.059 1	0.712 0	13.827 5			
	高斯模型	0.706 4	11.681 9	0.062 2	0.698 5	14.059 1			
Cr	球面模型	-0.042 9	16.068 9	-0.002 4	0.882 4	18.228 2			
	指数模型	-0.017 4	15.931 4	-0.001 2	0.873 4	18.289 0			
	高斯模型	-0.067 8	16.195 3	-0.003 6	0.892 0	18.156 3			

#### www.aer.org.cn

Hg和As则分别适合高斯模型和指数模型。

对表 10中的多个参数进行分析可知, 某流域水 稻籽粒中重金属 Cd、Hg、As、Pb和Cr的块基比分别为 1.57、2.49、6.19、0.90和3.27,5种元素的块基比均在 0.75以上, 说明水稻籽粒中5种重金属的空间相关性 均较弱。将水稻籽粒与土壤块基比相比, 水稻籽粒中 5种重金属元素的块基比均比土壤中相应元素的块 基比高, 这表明5种重金属在土壤中的空间相关性 均比在水稻籽粒中强。由表10可知, 水稻籽粒中Hg 和As的变程较大, 分别为35314.03 m和27557.62 m, 而Cd、Pb和Cr的变程则相对较小, 分别为1037.62、 3965.83 m和804.14 m, 表明这3种元素的空间自相 关范围较小。综合5种重金属元素的变程来看, Hg和 As变程较大, 空间分布上也表现出较大范围的空间 相关性, 而Cd、Pb和Cr的变程相对较小, 因而在空间 分布上呈现出的相关性范围也相对较小。

## 2.4 农田土壤-水稻生态健康风险评价

2.4.1 耕层土壤生态健康风险评价

表11为某流域土壤单项污染指数的统计情况, 流域土壤中Cd、Hg、As、Pb和Cr的CF变化范围分别 为 0.059~8.983、0.021~1.056、0.051~2.020、0.062~ 1.476、0.054~0.536,平均值从大到小依次为:Cd (0.705)、As(0.345)、Pb(0.343)、Cr(0.251)和Hg (0.158)。按照CF分级标准,从各元素的平均值来 看,仅Cd存在轻微污染,其余元素均处于无污染级 别;从各元素的极值来看,Cd存在重度污染点位, As存在中度污染点位,Hg和Pb存在轻度污染点位, 仅Cr所有点位均属于无污染级别。Cd和Hg元素CF 的变异系数均大于100%,呈现强变异,Cr的变异系数 最小。

表10 某流域水稻籽粒5种重金属最佳拟合模型及参数

Table 10 Best fitting model and parameters of five heavy metals

		in nee g	iani oi a	watersnet	1	
重金属 Heavy metals	拟合模型 Fit model	步长 Stride/m	块金值 Nugget value	基台值 Abutment value	变程 Variation/m	块基比 Block base ratio
Cd	球面模型	111.84	1.93	1.23	1 037.62	1.57
Hg	高斯模型	4 222.04	0.19	0.08	35 314.03	2.49
As	指数模型	3 444.70	0.31	0.05	27 557.62	6.19
Pb	球面模型	36.48	1.09	1.22	3 965.83	0.90
Cr	球面模型	124.00	1.84	0.56	804.14	3.27

表11 耕层土壤单项污染指数

Table 11 Topsoil single pollution index

重金属 Heavy metals	最小值 Min	最大值 Max	平均值 Average value	变异系数 Coefficient of variation/%
Cd	0.059	8.983	0.705	141.5
Hg	0.021	1.056	0.158	101.1
As	0.051	2.020	0.345	68.9
Pb	0.062	1.476	0.343	63.1
Cr	0.054	0.536	0.251	29.1

#### 表9 某流域水稻籽粒5种重金属不同拟合模型预测参数

Table 9 Prediction parameters of different fitting models for five heavy metals in rice grains of a watershed

重金属	圳厶齿刑	交叉验证参数Cross validation parameters							
Heavy F	10/17 侯望 Fit model	平均误差	均方根误差	标准平均误差	标准均方根误差	平均标准误差			
metals		Average error	Root mean square error	Standard mean error	Standard root mean square error	Mean standard error			
Cd	球面模型	0.159 9	0.253 2	0.058 8	0.094 3	2.919 8			
	指数模型	0.176 7	0.272 2	0.056 8	0.084 2	3.405 7			
	高斯模型	0.169 9	0.264 0	0.057 5	0.089 3	3.197 1			
Hg	球面模型	-0.000 1	0.001 6	-0.128 6	1.800 0	0.000 8			
	指数模型	-0.000 1	0.001 6	-0.121 3	1.744 8	0.000 9			
	高斯模型	-0.000 1	0.001 6	-0.115 4	1.730 6	0.000 9			
As	球面模型	-0.001 3	0.107 0	-0.008 9	0.955 4	0.105 1			
	指数模型	-0.001 1	0.107 0	-0.008 0	0.955 2	0.105 5			
	高斯模型	-0.001 5	0.107 1	-0.010 7	0.963 2	0.104 1			
Pb	球面模型	0.000 6	0.054 9	0.033 0	0.596 9	0.084 2			
	指数模型	0.000 3	0.055 9	0.043 5	0.647 5	0.079 1			
	高斯模型	0.001 9	0.056 4	0.039 4	0.561 1	0.100 1			
Cr	球面模型	-0.031 4	0.985 6	0.054 7	0.510 1	1.576 1			
	指数模型	-0.045 8	1.022 1	0.059 9	0.577 2	1.402 2			
	高斯模型	0.221 4	1.109 5	0.082 1	0.194 0	5.685 3			



各元素不同污染级别样点数的占比见表12。Cd 在5种重金属中的污染情况相对较严重,Cd存在34 个重度污染点位,其余元素则不存在。Cd无污染点 位占调查总点位的80.17%,轻微、轻度和中度污染点 位分别占6.29%、7.57%和2.35%;Hg和Pb均不存在 中度和重度污染点位,其中Hg无污染点位占比 97.34%,轻微污染和轻度污染占比分别为1.17%和 1.49%,Pb无污染点位占比93.92%,轻微和轻度污染 的点位数占比分别为95.2%、2.35%和2.02%,此外As 中度污染点位仅有4个,占比不足1%;Cr在5种重金 属中污染最轻,研究区所有采样点位的Cr单项污染 均属于无污染级别。

某流域土壤重金属元素 PLI介于 0.12~1.12之间, 平均值为 0.29。从研究区所有样点 PLI 的均值来看 属于无污染,从单个土样的 PLI 污染级别来看,仅8个 点位属于轻微污染,其余点位均属于无污染。

本文以 GB 15618—2018中的风险筛选值作为参 比值,计算了流域内土壤重金属的潜在生态风险指 数。计算结果显示,流域土壤重金属 RI 变化范围在 8.72~314.29之间,风险指数跨度较大,表明流域内不 同区域的重金属风险存在明显差异。研究区 RI 的平 均值为 33.13,处于轻微风险,RI 最大值达到了 314.29,表现出较强的风险水平。从单个土样的 RI 风 险级别看,有3个点位达到较强的风险级别且均在重 点区域,有19个点位达到中等风险级别,其余916个 点位均为轻微风险级别。从潜在生态风险指数统计 结果看,流域内部分地区土壤中当前的Cd、Hg、As、Pb 和 Cr含量已经对农田土壤生态安全产生了威胁。

2.4.2 水稻籽粒生态健康风险评价

通过对比各元素的限量值可知,研究区水稻籽粒 中除Hg元素之外,其余重金属元素均存在超标情况。 表13为某流域水稻籽粒单项污染指数的统计结果。 流域水稻籽粒中Cd、Hg、As、Pb和Cr的CF变化范围 分别为0.003~4.215、0.063~0.850、0.050~3.445、 0.050~2.030、0.005~7.485,CF平均值从大到小顺序为 As(0.759)、Cd(0.554)、Cr(0.466)、Pb(0.193)和Hg (0.096)。按照CF污染分级标准,从水稻籽粒中各个 重金属元素的极值看,Cd、As和Cr均存在重度污染点 位,Pb存在中度污染点位,Hg存在轻度污染点位。 Cd、Pb和Cr元素CF的变异系数均大于100%,呈现强 变异。

如表14所示,从水稻中多个重金属元素不同污染级别的占比情况分析,Cd、As和Cr相较于其他两种重金属元素污染情况更为严峻,Cd、As和Cr重度污染点位占比分别为3.41%、2.88%和4.16%。整体来看,流域水稻籽粒中5种重金属通过单项污染指数评级为无污染级别的占比较大,Cd、Hg、As、Pb和Cr无污染点位占比分别为79.64%、99.25%、62.36%、95.31%和91.04%。水稻籽粒中Hg在5种重金属中污染最轻,研究区938个采样点位中仅有7个样点划分为轻微污染级别,其余样点均为无污染级别。

某流域水稻籽粒中重金属元素 PLI 值主要在 0.02~1.90 区间内,平均值为0.23,从研究区所有样点 PLI 的平均值看属于无污染。从单个水稻点位的 PLI 污染级别看,97% 的点位属于无污染级别,仅28个点 位属于轻微污染。

表13 某流域水稻籽粒单项污染指数

Table 13 Rice grain single pollution index in a watershed

重金属 Heavy metals	最小值 Min	最大值 Max	平均值 Average value	变异系数 Coefficient of variation/%
Cd	0.003	4.215	0.554	136.09
Hg	0.063	0.850	0.096	87.87
As	0.050	3.445	0.759	79.94
Pb	0.050	2.030	0.193	182.22
Cr	0.005	7.485	0.466	276.28

表 12 某流域耕层土壤中 5 种重金属单项污染级别点位统计

Table 12	Statistics.	of single p	ollution l	level of	five heavy	v metals in	topsoil of a	watershed
1 abic 12	Statistics	or single p	onution	ICVCI OI .	nve neav	inctais m	topson of a	watersneu

CF 分级 — CF classification	Cd		Hg		As		Pb		Cr	
	个数 Number	占比 Percentage/%								
无污染	752	80.17	913	97.34	893	95.20	881	93.92	938	100.00
轻微污染	59	6.29	11	1.17	22	2.35	26	2.78	0	0
轻度污染	71	7.57	14	1.49	19	2.02	31	3.30	0	0
中度污染	22	2.35	0	0	4	0.43	0	0	0	0
重度污染	34	3.62	0	0	0	0	0	0	0	0

966 <u>966</u>

农业环境科学学报 第40卷第5期

Table 14 Statistics of single pollution level of five heavy metals in rice grains of a watershed										
CF 分级 CF classification	Cd		Hg		As		Pb		Cr	
	个数 Number	占比 Percentage/%								
无污染	747	79.64	931	99.25	585	62.36	894	95.31	854	91.04
轻微污染	92	9.81	7	0.75	174	18.55	1	0.11	22	2.35
轻度污染	59	6.29	0	0	136	14.50	27	2.87	17	1.81
中度污染	8	0.85	0	0	16	1.71	16	1.71	6	0.64
重度污染	32	3.41	0	0	27	2.88	0	0	39	4.16

表14 某流域水稻籽粒中5种重金属单项污染级别点位统计

通过计算,某流域水稻重金属 RI 变化范围在 3.34~175.65之间,风险指数跨度较小,均在300以下, 表明流域内不同区域的水稻籽粒重金属风险差异不 明显。研究区水稻 RI 的平均值为29.96,属于轻微风 险,RI最大值为175.65,为中等风险水平。从单个土 样的 RI 风险级别看,有11个点位属于中等风险级别, 其余927个点位均属于轻微风险级别。

## 3 讨论

农田土壤-水稻重金属污染与危害是当前人类 所面临的重要环境问题之一,土壤重金属污染不仅导 致土壤理化性状恶化,而且通过食物链的富集作用还 会对生态系统安全与人体健康产生严重威胁<sup>[21]</sup>。土 壤-水稻籽粒重金属污染来源途径广泛,相关研究表 明农田土壤-水稻中Cd、Hg和Pb来源相同,主要受到 各种人为活动影响,以工业、交通来源为主,施用有机 肥、农药和化肥也是农用地土壤中Cd主要来源之 --<sup>[22-23]</sup>。

本研究发现,某流域农田耕层土壤5种重金属中 Cd、Hg、As、Pb均超标,Cr不超标,其中Cd超标严重; 但是在水稻籽粒中除Hg外其他均超标,其中Cr超标 严重。超标点位大多集中在某流域周边,人类活动频 繁的区域。相关研究表明,我国耕地土壤Cd含量不 同程度地受人类活动干扰,其中约56%来自于农业 活动。Cd由于自然背景值和国家标准限量值较低, 表现出富集程度高<sup>[24]</sup>。但水稻籽粒中重金属超标原 因与土壤不完全相同,水稻籽粒对各重金属的富集除 了与土壤中相应的重金属含量有关,还与土壤理化性 质<sup>[25]</sup>、水稻品种<sup>[26]</sup>以及周围工厂排放或者关停的尾矿 排放的污水灌溉有关<sup>[27]</sup>。重金属全量不足以反映农 作物中重金属超标的情况,还应与重金属有效态<sup>[28]</sup>相 结合,但目前还没有相关标准规范,还需进一步讨论 研究。 本研究发现Cd为某流域农田土壤中污染和生态 风险等级最高的元素,Cd对某流域农田土壤的PLI和 RI的贡献较大,农田土壤对Cd的吸附能力较强<sup>[29]</sup>。 在水稻籽粒中Hg和Cr的生态风险较高,相关研究表 明,某些重金属虽然在土壤中污染程度较高,但其容 易伴随其他颗粒物迁移进入土壤中矿化埋藏,使其对 生物的毒性降低<sup>[30]</sup>,因此其潜在生态风险降低。

为加强某流域内土壤-水稻重金属污染防治及 生态风险防控,提出以下建议:开展中大比例尺调查 研究工作,准确解析土壤-水稻系统重金属污染源; 采取有效措施遏制土壤酸化,降低重金属生物毒性; 针对不同土壤-水稻重金属污染风险区采取不同的 防控及修复措施。

## 4 结论

(1)从重金属含量看,某流域农田耕层土壤中 Cd、Hg、As和Pb均超过筛选值,仅Cr未超筛选值。水 稻籽粒中Hg没有超过限定值,Cd、As、Pb和Cr均超过 限定值,且Cr和As超标较为严重。

(2)从重金属空间分布看,某流域农田耕层土壤 Cd、Hg和As含量的空间分布呈现出由南向北逐渐降 低的特点。水稻籽粒中Cd、Hg和As含量在研究区的 分布为中部地区<西北地区<南部地区,以重点区域 为中心呈现孤立的岛状式空间分布特点。

(3)从污染水平看,某流域农田耕层土壤重金属 污染负荷指数介于0.12~1.12之间,平均值为0.29;水 稻籽粒中重金属元素污染负荷指数介于0.02~1.90 之间。

(4)从潜在生态健康风险看,耕层土壤重金属综合生态风险指数为8.72~314.29,平均值为33.13,风险指数跨度较大,处于轻微风险。水稻籽粒重金属综合生态风险指数变化区间为3.34~175.65,不同区域的水稻籽粒重金属风险差异不明显,有11个点位属

于中等风险级别,其余属于轻微风险级别。

#### 参考文献:

- [1] 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. ZHANG Xiaomin, ZHANG Xiu-ying, ZHONG Tai-yang, et al. Spatial distribution and accumulation of heavy metal in arable land soil of China[J]. Environmental Science, 2014, 35(2):692-703.
- [2] 安婧, 宫晓双, 陈宏伟, 等. 沈抚灌区农田土壤重金属污染时空变化 特征及生态健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(1):37-44. AN Jing, GONG Xiao-shuang, CHEN Hong-wei, et al. Temporal and spatial characteristics and health risk assessments of heavy metal pollution in soils of Shenfu irrigation area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(1):37-44.
- [3] Qian Q Y, Zhi Y L, Xiao N L, et al. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment[J]. Science of the Total Environment, 2018, 642: 690– 700.
- [4] 刘兰英,黄薇,吕新,等.田间环境下土壤-水稻系统重金属的迁移 特征[J].福建农业学报,2018,33(1):66-72. LIU Lan-ying, HUANG Wei,LÜ Xin, et al. Migration of heavy metals from soil to rice plant[J]. Fujian Journal of Agricultural Science, 2018, 33(1):66-72.
- [5] 任加国, 王彬, 师华定, 等. 沱江上源支流土壤重金属污染空间相关 性及变异解析[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(3):530-541. REN Jia-guo, WANG Bin, SHI Hua-ding, et al. Spatial correlation and variation analysis of soil heavy metals contamination in upper source tributary of Tuojiang River, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020, 39(3):530-541.
- [6] 朱金茜, 朱权, 姜小三, 等. 基于 GIS 的农业土壤重金属风险评价研究——以南京市八卦洲为例[J]. 土壤学报, 2017, 54(1):81-91. SONG Jin-qian, ZHU Quan, JIANG Xiao-san, et al. GIS-based heavy metals risk assessment of agricultural soils: A case study of Baguazhou, Nanjing[J]. Acta Pedologica Sinica, 2017, 54(1):81-91.
- [7] Zhou P, Zhao Y, Zhao Z C, et al. Source mapping and determining of soil contamination by heavy metals using statistical analysis, artificial neural network, and adaptive genetic algorithm[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2015, 3(4):2569–2579.
- [8] 孙晓兵,张青璞,孔祥斌,等.华北集约化农区耕地土壤肥力时空演 变特征——以河北省曲周县为例[J].中国生态农业学报(中英文), 2019, 27 (12):1857-1869. SUN Xiao - bing, ZHANG Qing-pu, KONG Xiang-bin, et al. Spatiotemporal characteristics of cultivated soil fertility in the intensive agricultural region of north China: A case study of Quzhou County in Hebei Province[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture(Chinese and English), 2019, 27(12):1857-1869.
- [9] Tesfahunegn G B, Tamene L, Vlek P L G. A participatory soil quality assessment in Northern Ethiopia's Mai-Negus catchment[J]. *Catena*, 2011, 86(1):1-13.
- [10] Bonmati M, Ceccanti B, Nanniperi P. Spatial variability of phosphatase, urease, protease, organic carbon and total nitrogen in soil[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1991, 23(4):391-396.
- [11] 李艳玲, 卢一富, 陈卫平, 等. 工业城市农田土壤重金属时空变异

及来源解析[J]. 环境科学, 2020, 41(3):1432-1439. LI Yan-ling, LU Yi-fu, CHEN Wei-ping, et al. Spatial-temporal variation and source change of heavy metals in the cropland soil in the industrial city[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(3):1432-1439.

- [12] 李宏薇,尚二萍,张红旗,等.耕地土壤重金属污染时空变异对 比——以黄淮海平原和长江中游及江淮地区为例[J].中国环境科 学,2018,38(9):3464-3473. LI Hong-wei, SHANG Er-ping, ZHANG Hong-qi, et al. Comparative research on spatio-temporal variability of heavy metal pollution in cultivated soils: A case study of Huang-Huai-Hai Plain and middle reaches of the Yangtze River and Jianghuai region[J]. China Environmental Science, 2018, 38(9): 3464-3473
- [13] Hou D, O'Connor D, Nathanail P, et al. Integrated GIS and multivariate statistical analysis for regional scale assessment of heavy metal soil contamination: A critical review[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 231:1188–1200.
- [14] 刘伟, 刘胜华, 秦文, 等. 贵州煤矿集中开采区地表水重金属污染 特征[J]. 环境化学, 2020, 39(7): 1788-1799. LIU Wei, LIU Sheng-hua, QIN Wen, et al. The characteristics of heavy metals pollution in surface water at the intensive coal mining area in Guizhou[J]. *Environmental Chemistry*, 2020, 39(7): 1788-1799.
- [15] 高智群, 张美剑, 赵科理, 等. 土壤-水稻系统重金属空间异质性研究——以浙江省嵊州市为例[J]. 中国环境科学, 2016, 36(1):215-224. GAO Zhi-qun, ZHANG Mei-jian, ZHAO Ke-li, et al. Heavy metal contamination in soil-rice system and its spatial variation in Shengzhou City[J]. China Environmental Science, 2016, 36(1):215-224.
- [16] 陈雪依,姚亦锋.基于 SPSS 分析的南京土地集约利用空间分异研究[J]. 城市发展研究, 2010, 17(1):113-117. CHEN Xue-yi, YAO Yi-feng. Research of spatial variance of intensive urban land use in Nanjing on SPSS[J]. Urban Development Research, 2010, 17(1):113-117.
- [17] 杨阳,李飒,何福耀,等.半变异函数及取样间距对克里金法在海洋地层分析中的影响研究[J]. 工程地质学报, 2019, 27(4):794-802. YANG Yang, LI Sa, HE Fu-yao, et al. A study on effects of variogram and sampling interval in Kriging on analysis of submarine stratum[J]. Journal of Engineering Geology, 2019, 27(4):794-802.
- [18] 陈琳, 任春颖, 王宗明, 等. 基于克里金插值的耕地表层土壤有机 质空间预测[J]. 干旱区研究, 2017, 34(4):798-805. CHEN Lin, REN Chun-ying, WANG Zong-ming, et al. Prediction of spatial distribution of topsoil organic matter content in cultivated land using Kriging methods[J]. Arid Zone Research, 2017, 34(4):798-805.
- [19] Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R, et al. Problems in the assessment of heavy metals levels in estuaries and the formation of pollution index[J]. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 1980, 33:566–575.
- [20] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14 (8): 975– 1001.
- [21] Hu Y A, Liu X P, Bai J M, et al. Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization[J]. *Environmental Science an*

www.aer.org.cn

## 农业环境科学学报 第40卷第5期

Pollution Research, 2013, 20(9):6150-6159.

- [22] Gray C W, Mclaren R G, Roberts A H C, et al. The effect of long-term phosphatic fertilizer applications on the amounts and forms of cadmium in soils under pasture in New Zealand[J]. Nutrient Cycling in Agro-ecosystems, 1999, 54:267-277.
- [23] 王开峰, 彭娜, 王凯荣, 等. 长期施用有机肥对稻田土壤重金属含量及其有效性的影响[J]. 水土保持学报, 2008, 22(1):105-108.
  WANG Kai-feng, PENG Na, WANG Kai-rong, et al. Effects of long-term manure fertilization on heavy metal content and its availability in paddy soils[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2008, 22(1): 105-108.
- [24] 朱程, 马陶武, 周科, 等. 湘西河流表层沉积物重金属污染特征及 其潜在生态毒性风险[J]. 生态学报, 2010, 30(15): 3982-3993. ZHU Cheng, MA Tao-wu, ZHOU Ke, et al. Pollution characteristics and potential ecotoxicity risk of heavy metals in surface river sediments of western Hunan[J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(15): 3982-3993.
- [25] 崔孝强, 阮震, 刘丹, 等. 耕作方式对稻-油轮作系统土壤理化性质及重金属有效性的影响[J]. 水土保持学报, 2012, 26(5):73-77. CUI Xiao-qiang, RUAN Zhen, LIU Dan, et al. Effects of tillage methods on soil physical and chemical properties and availability of heavy metals in rice-oil rotation system[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2012, 26(5):73-77.
- [26] 薛涛, 廖晓勇, 王凌青, 等. 镉污染农田不同水稻品种镉积累差异

研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(8):1818-1826. XUE Tao, LIAO Xiao-yong, WANG Ling-qing, et al. Effects of tillage methods on physicochemical properties and heavy metal availability of soils in rice-rape rotation systems[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(8):1818-1826.

- [27] 石占飞, 王力. 神木矿区土壤重金属含量特征及潜在风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(6):1150-1158. SHI Zhan-fei, WANG Li. Contents of soil heavy metals and evaluation on the potential pollution risk in Shenmu mining area[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(6):1150-1158.
- [28] 杨梦丽, 叶明亮, 马友华, 等. 基于重金属有效态的农田土壤重金属污染评价研究[J]. 环境监测管理与技术, 2019, 31(1):10-13, 38. YANG Meng-li, YE Ming-liang, MA You-hua, et al. Review on heavy metal pollution evaluation in farmland soil based on bioavailable form of heavy metal[J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2019, 31(1):10-13, 38.
- [29] 徐友宁, 张江华, 柯海玲, 等. 某金矿区农田土壤镉污染及其环境 效应[J]. 中国地质, 2013, 40(2):636-643. XU You-ning, ZHANG Jiang-hua, KE Hai-ling, et al. Cd contamination of farmland soil in a gold mining area and its environmental effects[J]. *Geology in China*, 2013, 40(2):636-643.
- [30] Cheng F, Cheng J P, Sang H C, et al. Assessment and correlation analysis of heavy metals pollution in soil of Dajinshan island[J]. *Environmental Science*, 2013, 34(3):1062-1066.