

# 鄱阳湖平原区农田土壤重金属 Cd、Hg 空间特征及潜在风险影响因素探析

余慧敏 郭熙\*

(江西农业大学国土资源与环境学院/江西省鄱阳湖流域农业资源与生态重点实验室, 江西 南昌 330045)

**摘要:** 为了解鄱阳湖平原区农田土壤重金属的空间特征, 探析其潜在生态风险及影响风险状况的因子, 采用地统计学、潜在生态风险指数法、Person 相关分析及地理探测器方法, 分析研究区农田土壤重金属镉(Cd)、汞(Hg)的空间分异特征、潜在生态风险评价及风险状况影响因素。结果表明, 研究区土壤重金属 Cd、Hg 均为中等程度的变异, 空间分布差异较为明显。丰城大部分地区 Cd 含量均在江西省土壤元素背景值与我国农田土壤污染风险筛选值之间。Hg 含量由南向北逐渐升高并超过江西省土壤元素背景值, 但未达到全国风险管控值水平。Cd 的潜在生态风险水平以轻微级别为主, Hg 则以中等级别为主。在综合潜在生态风险方面, 大部分地区被划分为低风险区, 而中度风险区分布较为分散。重金属 Cd、Hg 综合潜在生态风险指数(RI)与土壤 pH 值、全磷、海拔、坡度以及距河流或道路的距离具有显著相关性( $P < 0.05$ )。影响综合潜在生态风险指数的第一个显著因子为全磷  $\leq 0.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 其次为 pH 值 5.5~6.0。本研究对鄱阳湖平原区农田土壤重金属污染的监测与治理、维护生态环境安全及人类健康具有重要的现实意义。

**关键词:** 农田; 土壤重金属; 空间分异; 潜在风险; 影响因素

DOI: 10.11869/j.issn.100-8551.2020.08.1785

重金属是土壤固有的一种成分。不同母质类型下的土壤中或多或少存在着重金属元素, 但受社会工业化发展、农药化肥施用等因素影响, 农田土壤中重金属发生富集, 形成土壤重金属污染<sup>[1]</sup>。农田土壤重金属的污染程度与农产品品质安全以及人体健康息息相关, 因为重金属固有的毒性、持久性以及生物积累特性造成了重金属具有高风险<sup>[2-3]</sup>, 并能通过食物链进入人体进而危害人类健康<sup>[4-5]</sup>。目前, 对土壤重金属来源、空间分布及其风险评价的研究备受各国政府和科学家的广泛关注<sup>[6-8]</sup>。国内外已开展了较多有关重金属污染及其风险的研究, Raj 等<sup>[9]</sup>对印度东南沿海恩诺雷地区镉(Cd)污染状况开展研究, 发现 Cd 污染主要来源于工业废水、城市污水等人为因素。Olatunji 等<sup>[10]</sup>对尼日利亚南部农业土壤重金属 Cd 含量状况进行了研究, 发现 Cd 主要来源于施肥、交通或大气沉

降。Todorova 等<sup>[11]</sup>对保加利亚西部、多瑙河流域的沉积物开展了重金属污染与生态风险评价研究, 结果表明沉积物存在中等程度的重金属污染, 其受到自然水文工业技术的共同影响, 并具有高风险的潜在生态风险。Tepanosyan 等<sup>[12]</sup>在埃里温幼儿园土壤重金属污染水平及儿童健康风险评价研究中发现, Cd、汞(Hg)等重金属浓度高, 可能来源于人为因素, 且重金属污染对儿童具有不同程度的健康风险。Hu 等<sup>[13]</sup>对我国长三角沿海工业城市的土壤重金属潜在健康风险进行研究, 发现成人的致癌风险最高, 其次是老年人和儿童, 重金属的摄入是致癌风险的主要暴露途径, 其次是吸入和皮肤暴露。Jiang 等<sup>[14]</sup>对我国鄱阳湖地区不同来源重金属污染进行多元地统计分析, 发现与一般农田相比, 工矿企业附近以及有污水灌溉和城市活动的农田土壤中存在 Cd 和 Hg 富集的现象。姜凤成等<sup>[15]</sup>开

收稿日期: 2019-08-19 接受日期: 2019-11-12

基金项目: 国家重点研发计划资助(2017YFD0301603)

作者简介: 余慧敏, 女, 主要从事土壤元素空间变异研究。E-mail: huiminyu0929@163.com

\* 通讯作者: 郭熙, 男, 教授, 主要从事农业资源与环境研究。E-mail: xig435@163.com

展了秦王川盆地土壤重金属来源、分布及污染评价的研究,发现该区存在中等程度的土壤 Cd 污染,主要受工业与交通的影响。

综上可知,已有的土壤重金属研究中,研究对象包括工业土壤、沉积物、农业土壤等众多类型,研究结果表明土壤重金属受到自然、人为因素的影响,但不同地区重金属潜在生态风险的影响因素有所不同。当前对鄱阳湖平原区农田土壤重金属潜在生态风险影响因素的探究尚浅。鄱阳湖平原区农田土壤环境质量与鄱阳湖生态区环境质量息息相关,因此,开展鄱阳湖平原区农田土壤重金属的相关研究对区域资源的有效管控、促进农业可持续绿色发展、维护鄱阳湖地区生态环境安全以及保障人类健康具有重要意义。本研究运用地统计学与地理信息系统(geographic information system, GIS)相结合的方法对鄱阳湖平原区农田土壤重金属的空间分异特征进行研究,采用潜在生态风险指数法对重金属的潜在生态风险进行评价,利用相关分析与地理探测器方法探析重金属潜在生态风险的风险因子

及其影响程度,以期对鄱阳湖平原区农田土壤污染的防控、资源的有效利用与保护提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

试验地丰城市位于江西省中部(115°25′~116°27′E、27°42′~28°27′N),地处赣江中下游,鄱阳湖盆地南端,为江西省试点省直管市,是全国主要粮食生产基地,也是第一批国家农业可持续发展试验示范区。全市为亚热带湿润气候区,气候温和,四季分明。地势南高北低,由西南向东北逐渐倾斜,南部为低山区,中部相对低平,赣江蜿蜒期间,形成河谷冲击平原,西北和东南地形起伏,为丘陵地区。全市总面积 284 500  $\text{hm}^2$ ,2017 年耕地面积为 82 960  $\text{hm}^2$ ,全市耕地以水田居多,占 80%以上,主要种植水稻,以“稻-稻”种植模式为主;旱地较少,主要种植棉花、油菜、花生。丰城市区位图如图 1 所示。

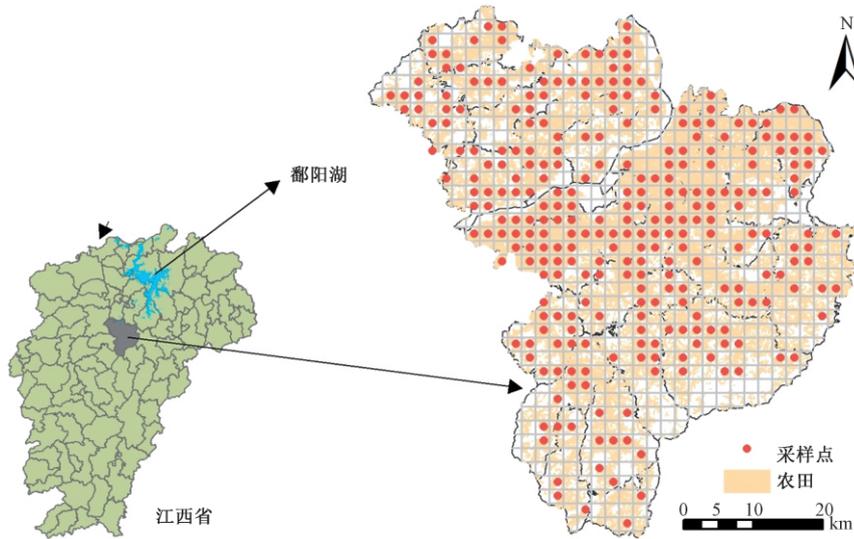


图 1 丰城市区位与采样点分布图

Fig.1 Location and sampling point distribution map of Fengcheng City

### 1.2 数据采集

依据均匀分布、典型区域适当加密布点的原则,兼顾经济性和可行性,按照网格布设样点取样,采集研究区 0~20 cm 表层土壤,每个网格内取 3~5 个样点,将土壤样品混合作为最终样品,将土壤装袋并编号,同时采用 GPS 定位,记录经纬度信息,共计采集 283 个样点。采样点分布如图 1 所示。

将采集的土壤样品在室温下自然风干,去杂、研磨、过筛,制备试验样品。对样品中重金属 Cd、Hg 含量进行检测,Cd 含量的测定采用石墨炉原子吸收分光

光度法,Hg 含量的测定采用冷原子吸收分光光度法<sup>[16]</sup>。对样点数据用三倍标准差法<sup>[17-18]</sup>剔除异常值 11 个,实际利用样点数为 272 个。

参考文献[19-20],结合数据的可获得性与可行性,选取土壤性质(耕层质地、土壤类型、pH 值、有机质、全氮、全磷、全钾)、地形因子(坡度、高程)、距离(采样点与河流、居民点、道路、铁路及采矿用地间的距离)作为本研究土壤重金属潜在生态风险的影响因素。

### 1.3 研究方法

1.3.1 地统计学方法 土壤重金属空间变异特征采

用地统计学的方法进行研究。地统计学是利用半变异函数来描述区域变量的空间相关性的工具<sup>[21]</sup>。半方差函数也称半变异函数,可以表示区域化变量在一定尺度上的空间变异和相关程度,是研究土壤性质空间变异性的关键,同时也是进行精确普通克里金(kriging)插值的基础<sup>[22]</sup>。根据公式进行计算:

$$r(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x) - Z(x+h)]^2 \quad (1)$$

式中  $r(h)$  为半方差函数;  $h$  为分隔距离;  $N(h)$  为以  $h$  为分隔距离的数据点的成对数目;  $Z(x)$  为区域化变量在空间位置  $x$  处的值;  $Z(x+h)$  为区域化变量在  $x+h$  处的值。

区域化变量的空间结构特征中,变异系数(coefficient of variation, CV)表征数据间的离散程度,同时直观反映出样本空间变异性的程度<sup>[23]</sup>。一般认为, CV < 10% 为弱变异, 10% ~ 100% 为中等强度变异, CV ≥ 100% 为强变异<sup>[24]</sup>。块金效应  $C_0 / (C_0 + C)$  表示随机部分空间变异性占总空间变异性的程度,能够反映变量的空间自相关程度,比值较大说明随机部分起主要作用,比值较小说明非人为结构因素起主要作用<sup>[25]</sup>。若比值 < 25%, 表示变量具有强烈的空间相关性; 若比值介于 25% ~ 75% 之间, 表示具有中等程度的空间相关性; 若比值 > 75%, 表示具有较弱的空间相关性<sup>[26]</sup>。

1.3.2 潜在生态风险指数法 采用 Hakanson 潜在生态风险指数法对重金属污染进行生态风险评价<sup>[27-28]</sup>。该方法以土壤中重金属的元素背景值为基准,结合重金属的生物毒性(毒性系数)、环境效应(污染指数)计算其综合潜在生态风险指数(risk index, RI):

$$RI = \sum_i E_r^i = \sum_i (T_r^i \times C_f^i) = \sum_i \left( T_r^i \times \frac{C_D^i}{C_R^i} \right) \quad (2)$$

式中,  $C_D^i$  为土壤中重金属元素  $i$  的实测含量;  $C_R^i$  为参照值;  $T_r^i$  为重金属元素  $i$  的毒性系数;  $C_f^i$  为重金属元素  $i$  的污染指数;  $E_r^i$  为重金属元素  $i$  的潜在生态风险系数,依据  $E_r^i$  可将土壤潜在生态危害程度划分为轻微( $E_r^i < 40$ )、中度( $40 \leq E_r^i < 80$ )、强度( $80 \leq E_r^i < 160$ )、很强( $160 \leq E_r^i < 320$ )和极强( $320 \leq E_r^i$ ) 5 个等级; RI 表示土壤环境中重金属的潜在生态风险,依据 RI 可将土壤潜在生态危害程度划分为轻微(RI < 150)、中度( $150 \leq RI < 300$ )、强度( $300 \leq RI < 600$ )和很强(RI ≥ 600) 4 个等级<sup>[4, 29]</sup>。本研究中, Cd、Hg 的毒性系数分别为 30、40<sup>[30]</sup>。

1.3.3 地理探测器方法 空间分异性是地理现象的

基本特点之一。地理探测器是探测空间分异性并揭示其背后驱动力的一组统计学方法<sup>[31]</sup>。运用地理探测器的因子探测(factor detector, FD)方法,定量研究某影响因子对土壤重金属空间分异的影响程度,用  $q$  值度量<sup>[32]</sup>。根据公式计算:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} = 1 - \frac{SSW}{SST} \quad (3)$$

$$SSW = \sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2 \quad (4)$$

$$SST = N \sigma^2 \quad (5)$$

式中  $q$  为某影响因子对土壤重金属空间分布的影响力,其值介于 0~1 之间,  $q$  值越大表示该风险因子对土壤重金属的影响程度越大,反之则越小。  $h = 1, \dots, L$  为该影响因子的分类,  $N_h$  和  $N$  分别为类  $h$  和全区的单元数;  $\sigma_h^2$  和  $\sigma^2$  分别是类  $h$  和全区的土壤重金属值的方差。SSW 和 SST 分别为层内方差之和(within sum of squares)和全区总方差(total sum of squares)。

$q$  值满足非中心  $F \sim (L-1, N-L; \lambda)$  分布:

$$F = \frac{N-L}{L-1} \frac{q}{1-q} \sim F(L-1, N-L; \lambda) \quad (6)$$

$$\lambda = \frac{1}{\sigma^2} \left[ \sum_{h=1}^L \bar{Y}_h^2 - \frac{1}{N} \left( \sum_{h=1}^L \sqrt{N_h} \bar{Y}_h \right)^2 \right] \quad (7)$$

风险区探测:用于判断 2 个子区域间的属性均值是否有显著差别,用  $t$  统计量来检验:

$$t_{\bar{y}_{h=1} - \bar{y}_{h=2}} = \frac{\bar{Y}_{h=1} - \bar{Y}_{h=2}}{\left[ \frac{Var(\bar{Y}_{h=1})}{n_{h=1}} + \frac{Var(\bar{Y}_{h=2})}{n_{h=2}} \right]^{1/2}} \quad (8)$$

式中,  $\bar{Y}_h$  表示子区域  $h$  内的属性均值,此研究为某重金属元素含量;  $n_h$  为子区域  $h$  内样本数量,  $Var$  表示方差。统计量  $t$  近似地服从  $t$  分布,其中自由度的计算方法为:

$$df = \frac{\frac{Var(\bar{Y}_{h=1})}{n_{h=1}} + \frac{Var(\bar{Y}_{h=2})}{n_{h=2}}}{\frac{1}{n_{h=1} - 1} \left[ \frac{Var(\bar{Y}_{h=1})}{n_{h=1}} \right]^2 + \frac{1}{n_{h=2} - 1} \left[ \frac{Var(\bar{Y}_{h=2})}{n_{h=2}} \right]^2} \quad (9)$$

零假设  $H_0: \bar{Y}_{h=1} = \bar{Y}_{h=2}$ , 如果在置信水平  $\alpha$  下拒绝  $H_0$ , 则认为 2 个子区域间的属性均值存在明显的差异。

#### 1.4 数据分析

利用 SPSS 22.0 对数据进行统计分析、K-S 正

态分布检验,对不符合正态分布的数据进行相应的数据转换使之符合正态分布,并采用 SPSS 22.0 进行土壤重金属元素含量与影响因素之间的相关分析。

采用 GS+7.0 软件对转换后的数据进行半方差函数分析及模型拟合,以半方差分析结果中模型的拟合决定系数 ( $R^2$ ) 最大、残差平方和 (residual sum of squares, RSS) 最小为最优插值理论模型和参数;然后根据最优半方差模型参数运用 ArcGIS 10.2 软件进行普通克里金插值,绘制重金属元素空间分布图。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤 Cd、Hg 含量统计特征

丰城市土壤 Cd、Hg 含量的描述性统计如表 1 所示。2 种重金属元素含量的最大值与最小值之间的差距较大; Cd、Hg 含量原始数据均为非正态分布(图 2),经过处理后, Cd 含量近似对数正态分布, Hg 含量符合对数正态分布; Cd、Hg 含量的变异系数处于 10% ~ 100% 之间,均为中等程度变异。

表 1 农田土壤 Cd、Hg 含量描述性统计

Table 1 The descriptive statistics of Cd and Hg concentrations in farmland soils

重金属 Metal	样点个数 Sampling point	最小值 Minimum /(mg·kg <sup>-1</sup> )	最大值 Maximum /(mg·kg <sup>-1</sup> )	平均值 Mean /(mg·kg <sup>-1</sup> )	标准差 Standard deviation	偏度 Skewness	峰度 Kurtosis	变异系数 CV/%	K-S 检验值 Significance value of the K-S test	分布类型 Distribution pattern
Cd	272	0.050	0.580	0.150	0.067	0.034*	1.486*	44.470	0.001*	近似对数正态
Hg	272	0.029	0.557	0.130	0.063	-0.018*	0.505*	48.740	0.200*	对数正态

注: \* 表示经相应转换处理后的偏度、峰度和 K-S 检验值。

Note: \* means the skewness, kurtosis and significance value of the K-S test after the corresponding transformation.

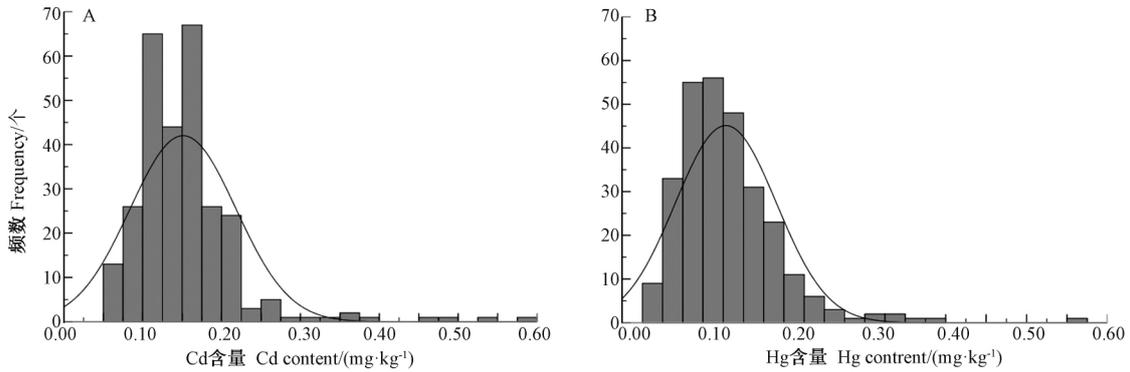


图 2 农田土壤重金属 Cd 和 Hg 含量的频率分布直方图

Fig.2 Histogram of frequency distribution of heavy metals Cd and Hg in farmland soil

### 2.2 土壤 Cd、Hg 空间结构与分布特征

2.2.1 土壤 Cd、Hg 空间结构 利用 GS+7.0 软件得出 Cd、Hg 的最优插值模型与拟合参数如表 2 所示, Cd、Hg 的最优插值模型均为指数模型。Cd、Hg 的块金效应均大于 75%,表明研究区 2 种重金属元素受到人为活动等随机性因素影响较大,地质背景等区

域性因素对其影响较小<sup>[33]</sup>;变程反映元素空间自相关的范围, Cd 的变程相对 Hg 较大,说明 Cd 相对 Hg 在更大范围内具有空间相关性; Cd、Hg 模型拟合的决定系数分别为 0.877 和 0.440,说明 Cd 相对 Hg 的半变异函数拟合效果更好。

表 2 土壤 Cd、Hg 含量的半方差函数理论模型及其拟合参数

Table 2 The optimal models and fitting parameters for Cd and Hg content ratios in farmland soils

重金属 Element	理论模型 Model	块金值( $C_0$ ) Nugget	基台值( $C_0 + C$ ) Sill	块金效应( $C_0 / C_0 + C$ ) Nugget/Sill/%	变程( $A_0$ ) Range/km	决定系数 $R^2$	残差 RSS
Cd	Exponential	0.017 6	0.191 2	90.800	6.360	0.877	6.625E-04
Hg	Exponential	0.004 8	0.038 9	87.600	2.880	0.440	2.140E-05

2.2.2 土壤 Cd、Hg 空间分布特征 利用半方差函数可以解释土壤重金属含量的空间结构,反映空间变化特征,但其提供的信息存在一定的局限性<sup>[33]</sup>。为进一步表征研究区 2 种重金属元素的空间分布特征,根据元素对应的最优拟合模型在 ARCGIS 10.2 中分别进行普通克里金插值,绘制 2 种重金属元素的空间分布图(图 3)。

江西省土壤 Cd、Hg 元素的背景值分别为 0.108、0.084  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ <sup>[28]</sup>,Cd、Hg 的全国农用地土壤污染风险筛选值分别为 0.3、0.5  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ <sup>[16]</sup>。由图 3 可知,全市农田土壤中 Cd、Hg 的分布差异较为明显。少部分土壤 Cd 含量未超过江西省土壤元素背景值的农田主

要集中在全市的北部地区,分布较为分散;极少数 Cd 含量超过全国农用地土壤污染风险筛选值的农田分布在西北部;全市大部分地区 Cd 含量超过江西省土壤元素背景值但未达到全国农用地土壤污染风险筛选值的水平,其中含量处于最高区间值(0.300~0.342  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )的农田较少,成斑块状分布。市域农田土壤中 Hg 含量由南向北逐渐升高;少部分土壤 Hg 含量在江西省土壤元素背景值以内的农田分布在市域的南部;其余样点 Hg 含量基本均超过江西省元素背景值,但仍在全国农用地土壤污染风险筛选值范围内,其中含量处于最高区间值(0.167~0.206  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )的农田呈斑块状主要分布于市域的中部、东部及东北部地区。

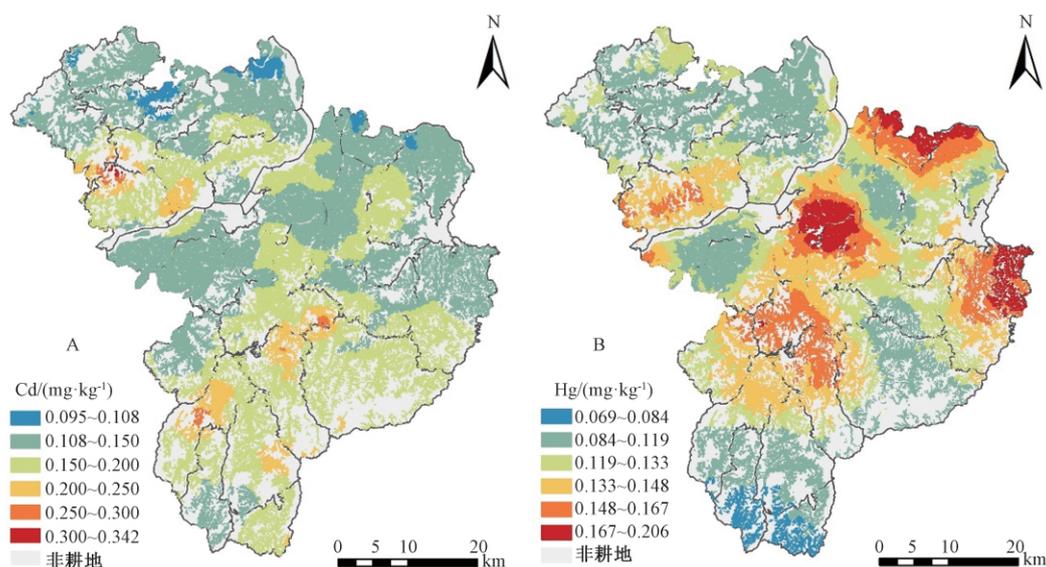


图 3 农田土壤 Cd、Hg 的空间分布图

Fig.3 Spatial distributions of Cd and Hg concentrations in farmland soils

### 2.3 土壤 Cd、Hg 潜在生态风险评价

根据潜在生态风险指数法评价结果,识别出 Cd、Hg 的风险点位图,不同级别下 Cd、Hg 的潜在生态风险系数的样点数量如图 4 所示。结果表明,Cd、Hg 的潜在生态风险指数均包括 4 个级别,Cd 的潜在生态危害程度处于轻微级别(1 级)居多,样点数达 143 个,占比 52.57%,仅 1 个样点具有很强级别(4 级)的潜在生态危害程度;Hg 的潜在生态危害程度为中度级别(2 级)居多,样点数共计 158 个,占比 58.09%,潜在生态危害程度处于很强级别(4 级)的样点仅占 1.1%,数量最少。

根据重金属元素 Cd、Hg 的潜在生态风险指数计算出各样点的综合潜在生态风险指数,各级别综合潜在生态风险指数下的样点数比例如图 5 所示,综合潜

在生态风险指数共分为 2 个级别,其中以综合潜在生态危害程度为轻微级别(1 级)的样点数较多,共计 243 个,所占比例高达 89.34%。

利用 Arcgis 软件制作出研究区土壤的综合潜在生态风险指数分区图(图 6)。研究区农田土壤综合潜在生态风险指数在 65.63~210.51 之间,经统计,处于轻微潜在生态危害程度(1 级,RI<150)的耕地居多,占 99.28%。潜在生态风险指数处于最低区间值(65.63~100.00)的区域在空间分布上呈现出较为分散的块状分布,具有中度潜在生态危害程度的区域分布也较为分散,研究区土壤重金属的综合潜在生态危害程度总体较低。

### 2.4 潜在生态风险影响因素分析

2.4.1 相关性分析 研究区农田土壤 Cd、Hg 均受到

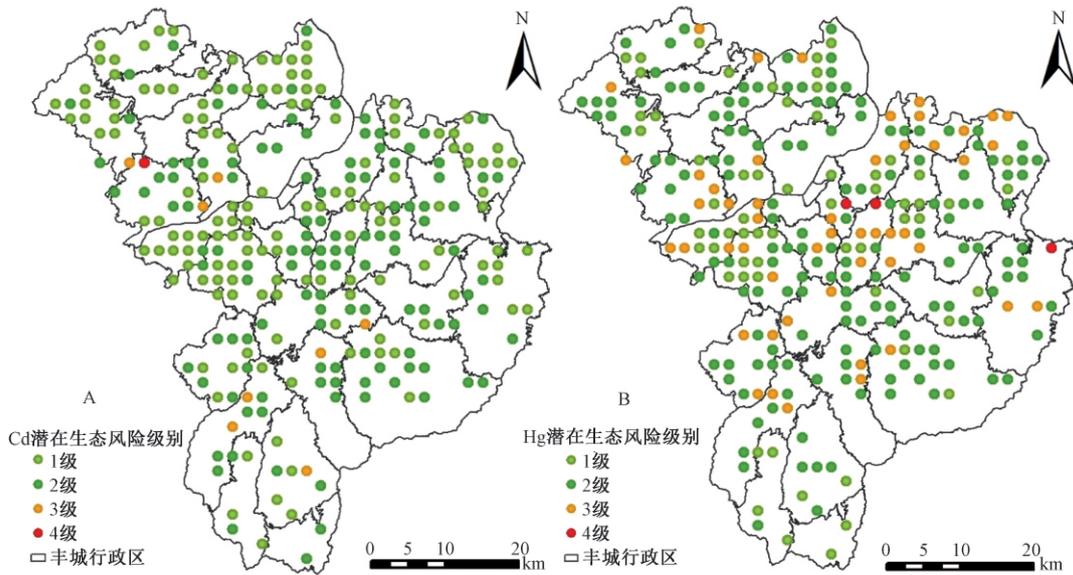


图 4 土壤 Cd、Hg 潜在生态风险指数评价结果点位图

Fig.4 Classification of sampling points associated with different potential ecological risk levels of Cd and Hg in farmland soils

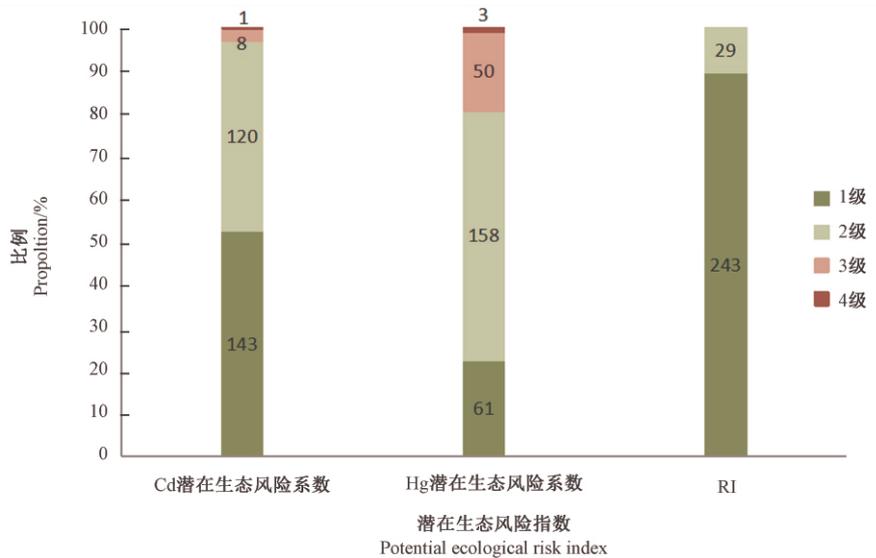


图 5 农田土壤 Cd、Hg 不同潜在生态风险水平采样点数量

Fig.5 Number of sampling points associated with different potential ecological risk levels of Cd and Hg in farmland soils

外来因素的影响,但影响土壤重金属的因素较为复杂多样。由表 3 可知,土壤性质因素中的土壤质地、土壤类型与全氮 3 个因素以及距离因素中的距居民点的距离对 2 种重金属的潜在风险系数和土壤综合潜在风险指数均未表现出显著相关性;其余因素则至少与其中 1 种元素达到显著相关水平。Cd 的潜在生态风险系数与 pH 值呈极显著正相关,表明 pH 值对 Cd 具有重要影响,这可能是因为土壤 pH 值能直接影响 Cd 在土

壤中的存在形态进而对其含量产生影响;Cd 的潜在生态风险系数与全钾、距道路的距离呈极显著负相关,说明农业施肥、交通会对土壤 Cd 含量产生影响。Hg 的潜在生态风险系数与全磷、坡度、高程、距铁路的距离等呈极显著负相关,与有机质、距采矿用地的距离呈显著负相关,表明土壤 Hg 含量受人为因素的影响较为明显。RI 与全磷、高程呈极显著负相关,与 pH 值呈显著正相关,与坡度、距河流、道路的距离呈显著负相关。

表 3 土壤重金属潜在生态风险与影响因素的相关性  
Table 3 Correlations between the potential ecological risks of heavy metals and associated influencing factors in farmland soils

因素 Factor		Cd	Hg	RI	
土壤性质 Soil properties	土壤质地 Soil texture	-0.051	-0.059	-0.074	
	土壤类型 Soil type	-0.073	0.079	0.028	
	pH 值 pH value	0.166**	0.063	0.135*	
	有机质 Organic matter	0.025	-0.141*	-0.102	
	全氮 Total N	0.028	-0.104	-0.070	
	全磷 Total P	-0.094	-0.169**	-0.185**	
	全钾 Total K	-0.172**	0.004	-0.083	
	地形 Terrain	坡度 Slope	0.063	-0.200**	-0.131*
		高程 Elevation	-0.017	-0.199**	-0.170**
		距离 Distance	距河流的距离 Distance from a river	-0.080	-0.116
距居民点的距离 Distance from a residential area	-0.093		-0.002	-0.048	
距道路的距离 Distance from a road	-0.159**		-0.088	-0.151*	
距铁路的距离 Distance from a railway	0.072		-0.164**	-0.098	
距采矿用地的距离 Distance from a mining area	0.019		-0.149*	-0.011	

注: \* 和 \*\* 表示相关性达到显著 ( $P < 0.05$ ) 和极显著水平 ( $P < 0.01$ )。

Note: \* and \*\* indicate the correlation is significant and extremely significant at 0.05 and 0.01 level, respectively.

2.4.2 地理探测器分析 利用地理探测器的因子探测来衡量影响因子对土壤重金属潜在生态风险的影响强度,探测结果如表 4 所示。各因子对 Cd 的潜在生态风险解释力大小依次为: pH 值 (5.11%) > 全钾 (3.31%) > 坡度 (2.35%) > 距道路距离 (2.32%) > 耕层质地 (1.63%) > 距河流距离 (1.49%), 其中仅 pH 值、全钾对其具有显著影响; 各因子对 Hg 的潜在生态风险的解释能力大小依次为: 全磷 (5.69%) > 土壤类型 (4.08%) > 高程 (2.86%) > 坡度 (2.11%) > 耕层质地 (1.90%) > 距河流距离 (1.90%)。除全磷外其他影响因素对其均无显著影响; 各因子对 RI 的解释能力大小

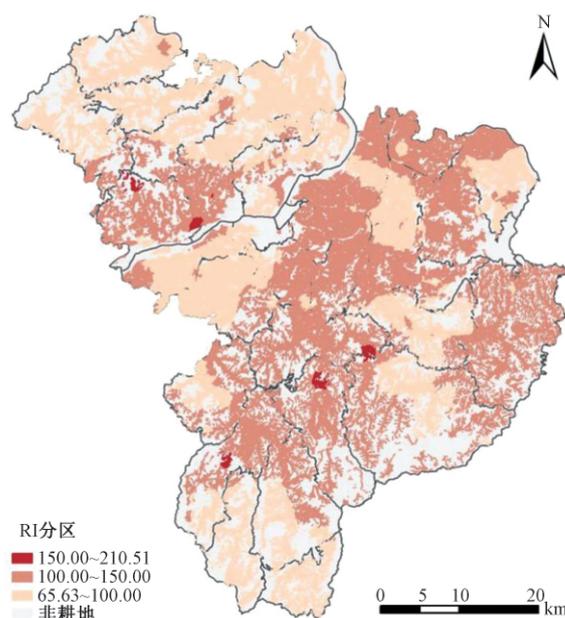


图 6 研究区农田土壤 Cd、Hg 的综合潜在生态风险指数分区图

Fig.6 Zonation of the comprehensive potential ecological risk level of Cd and Hg in farmland soils across the study region

依次为: 全磷 (5.48%) > pH 值 (3.95%) > 土壤类型 (3.44%) > 距河流距离 (2.80%) > 高程 (2.32%) > 耕层质地 (2.27%)。

### 3 讨论

本研究采用潜在生态危害指数法进行研究区土壤重金属潜在生态风险评价,该法引入毒性响应系数,将重金属的生态效应、环境效应与毒理学联系起来,能够综合反映重金属对生态环境的影响潜力,为后期土壤环境治理与保护、保障与促进人体健康提供科学依据。

研究区土壤 Cd、Hg 的空间分布具有一定的差异。以江西省元素背景值、全国农用地土壤污染风险筛选值为分级阈值,研究区土壤 Cd 含量共分为 3 种水平,少数土壤 Cd 含量在江西省土壤元素背景值之内的样点分布在市域的北区,其余地区 Cd 含量均超过江西省元素背景值,其中市域西北部有极少数地区 Cd 含量超过全国农用地土壤污染风险筛选值;而 Hg 含量包括 2 种水平, Hg 含量未超过江西省土壤元素背景值的农田分布在市域的南部,其余均处在 2 个阈值之间且含量由南向北逐渐升高。查看丰城市土地利用现状图发现,市域道路交通路网主要集中在市域的中北部,全市以新型能源、光伏电子机械等为主的新兴工业产

表 4 土壤重金属前六大影响因子解释力及其显著性统计

Table 4 The explanatory power and statistical significance of the top six major factors influencing the potential ecological risks of Cd and Hg in farmland soils

重金属 Metal	解释力及显著性 Explanatory power and significance	1	2	3	4	5	6
Cd	因素 Factor	pH 值	全钾	坡度	距道路距离	耕层质地	距河流距离
	q 统计值 q statistic/%	5.11	3.31	2.35	2.32	1.63	1.49
	P 值 P value	0.04	0.03	0.87	0.17	0.70	0.35
Hg	因素 Factor	全磷	土壤类型	高程	坡度	耕层质地	距河流距离
	q 统计值 q statistic/%	5.69	4.08	2.86	2.11	1.90	1.90
	P 值 P value	0.00	0.53	0.23	0.54	0.84	0.24
RI	因素 Factor	全磷	pH 值	土壤类型	距河流距离	高程	耕层质地
	q 统计值 q statistic/%	5.48	3.95	3.44	2.80	2.32	2.27
	P 值 P value	0.01	0.16	0.92	0.14	0.77	0.89

业园区位于市域中部。Cd、Hg 含量在人为因素的影响下均表现出一定的富集作用，Cd 含量最高的地区临近昌樟高速，远离工业园区，除成土母质之外，Cd 主要来源于大气沉降、农业施肥等人类活动<sup>[34]</sup>。另外，该区少数农田土壤 Cd 含量的富集可能受尾气沉降、采样与检测过程中的偶然误差的综合影响；市域南部远离工业园区与道路交用地，受到人为因素的影响相对较少，因此 Hg 含量低。上述结果说明，土壤重金属除来源于土壤本底外，外部人类活动如工业生产、农业施肥、生活行为等多因素的综合影响也会导致外来重金属元素进入农田逐渐富集，最终使农田土壤重金属含量超过其背景值，形成重金属污染<sup>[35]</sup>。

研究区土壤 Cd、Hg 样点的潜在生态风险水平包括 4 个级别，均以潜在生态危害程度为很强级别（4 级）的样点数最少，Cd 以潜在生态危害程度为轻微级别（1 级）的样点居多，而 Hg 以潜在生态危害程度为中等级别（2 级）的样点居多。Cd 通过食物链进入人体后，会对人体肾、脑、骨骼及神经系统等产生损伤，造成急性或慢性中毒，甚至癌变<sup>[36-37]</sup>。Hg 容易被人体皮肤、呼吸道和消化系统吸收，在生物体内积累后对人类大脑和肝脏造成损害，给人类带来严重的健康风险<sup>[38]</sup>。研究区 Hg 含量水平相对 Cd 含量较低，但其潜在生态风险水平较高，因此，有必要采取适宜的防范措施来防止农田土壤 Hg 含量升高导致的潜在生态风

险水平的提高。土壤综合潜在生态风险水平以轻微危害程度居多，受 2 种重金属的综合影响，中部地区土壤的综合潜在生态风险水平高于南部和北部地区，且受人为活动的影响较大。

研究区土壤重金属的潜在生态风险状况受到自然与人为因素的共同影响，而人为活动因素超出自然本底对重金属的影响<sup>[39-40]</sup>。本研究中农田土壤潜在生态风险受全磷与 pH 值的影响较大，这可能是由于化肥、农药的施用会导致农田土壤 pH 值与肥力的改变，同时其含有的重金属成分会直接残留在土壤中，影响重金属 Cd、Hg 在土壤中的迁移、转化，改变其含量<sup>[41]</sup>，进而影响其潜在生态风险状况。高程也是本研究的农田土壤潜在生态风险的影响因素之一，原因在于海拔作为表征地貌特征的重要指标，也对农田土壤重金属有一定的影响，不同地貌特征影响着土壤的水热条件及其再分布，进而影响土壤中物质能量的变化<sup>[39]</sup>，从而影响土壤中重金属的 Cd、Hg 的活动状况与健康风险水平。城镇交通中，道路上机动车尾气、车辆轮胎磨损等释放的重金属元素在降雨等气候因素的影响下沉降进入农田，也会导致重金属 Cd、Hg 在农田中的富集<sup>[19, 42]</sup>，因而农田与道路的距离也是影响重金属潜在生态状况的原因之一。总体而言，重金属 Cd、Hg 的潜在生态风险状况并非单一因素独立作用的结果，而是多种因素综合作用的结果，且不同影响因子对

其影响程度不相同。

对于重金属的潜在生态风险水平而言,不同的影响因子解释力  $q$  差异较小,说明 2 种重金属元素的潜在生态风险状况受到多种因素的共同作用。通过地理探测器的风险识别可知,影响 Cd 潜在生态风险的前两类因子主要为 pH 值 5.5~6.0 和全钾  $\leq 10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,影响 Hg 的主要为全磷  $\leq 0.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  和土壤类型(潴育型水稻土),该结果对后期区域土壤重金属污染的治理与管控具有支撑性的作用<sup>[19]</sup>。但受数据的限制,本研究选取的重金属影响因素具有局限性,今后应开展更为全面的研究。

## 4 结论

本研究结果表明,丰城市农田土壤 Cd、Hg 均为中等程度变异,人为因素对 2 种重金属空间分布的影响大于自然因素的影响,大部分地区农田土壤 Cd、Hg 浓度超过江西省土壤元素背景值,但未达到全国农用地土壤污染风险筛选值。研究区 Cd 以轻微潜在生态危害程度居多,主要受 pH 值 5.5~6.0、全钾  $\leq 10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  的影响;Hg 则以中度潜在生态危害程度居多,受全磷  $\leq 0.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、土壤类型(潴育型水稻土)的影响为主;重金属综合潜在生态危害程度较低,主要受到全磷  $\leq 0.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  和 pH 值 5.5~6.0 的影响。在实际田间耕种过程中,可以采取肥料合理配施、施用土壤改良剂等来改善土壤环境。本研究仅对研究区农田土壤重金属的空间分异特征及其潜在生态风险影响因素进行探究,各因素对重金属的影响机理未做分析,今后应进一步开展相关研究。

### 参考文献:

- [1] Liu X, Song Q J, Tang Y, Li W L, Xu J M, Wu J J, Wang F, Brookes P C. Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: A multi-medium analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 463-464(13): 530-540
- [2] Savvides C, Papadopoulos A, Haralambous K J, Loizidou M. Sea sediments contaminated with heavy metals: metal speciation and removal[J]. *Water Science and Technology*, 1995, 32(9/10): 65-73
- [3] Barlas N, Akbulut N, Aydoğan M. Assessment of heavy metal residues in the sediment and water samples of Uluabat Lake, Turkey [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2005, 74(2): 286-293
- [4] Lv J S, Zhang Z L, Li S, Liu Y, Sun Y Y, Dai B. Assessing Spatial distribution, sources, and potential ecological risk of heavy metals in surface sediments of the Nansi Lake, eastern China [J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2014, 299(3): 1671-1681
- [5] Hu B F, Jia X L, Hu J, Xu D Y, Xia F, Li Y. Assessment of heavy metal pollution and health risks in the soil-plant-human system in the Yangtze River Delta, China [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2017, 14(14): 1-18
- [6] 赵其国, 骆永明. 论我国土壤保护宏观战略[J]. *中国科学院院刊*, 2015, 30(4): 452-458
- [7] Arao T, Ishikawa S, Murakami M, Abe K, Maejima Y, Makino T. Heavy metal contamination of agricultural soil and countermeasures in Japan [J]. *Paddy and Water Environment*, 2010, 8(3): 247-257
- [8] 袁润杰, 于高伟, 邱晓蕾, 宗良纲, 郑丽萍. 区域土壤重金属空间差异及对蔬菜品质安全影响的分析——以南京八卦洲、江心洲为例[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(8): 1498-1507
- [9] Raj S M, Jayaprakash M. Distribution and enrichment of trace metals in Marine sediments of Bay of Bengal, Off Ennore, South-East Coast of India [J]. *Environmental Geology*, 2008, 56(1): 207-217
- [10] Olatunji O S, Opeolu B O, Ximba O S F A. Heavy metals concentration levels in selected arable agricultural soils in south western Nigeria [J]. *International Journal of Physical Sciences*, 2013, 8(11): 421-427
- [11] Todorova Y, Lincheva S, Yotinov I, Topalova Y. Contamination and ecological risk assessment of long-term polluted sediments with heavy metals in small hydropower cascade [J]. *Water Resources Management*, 2015, 30(12): 1-14
- [12] Tepanosyan G, Maghakyann N, Sahakyan L, Saghatelyan A. Heavy metals pollution levels and children health risk assessment of Yerevan kindergartens soils [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 142: 257-265
- [13] Hu B F, Wang J Y, Jin B, Li Y, Shi Z. Assessment of the potential health risks of heavy metals in soils in a coastal industrial region of the Yangtze River Delta [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(24): 19816-19826
- [14] Jiang Y F, Guo X. Multivariate and geostatistical analyses of heavy metal pollution from different sources among farmlands in the Poyang Lake region, China [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2019, 19(5): 2472-2484
- [15] 姜凤成, 李义连, 杨森, 杨国栋. 秦王川盆地土壤重金属来源、分布及污染评价[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(6): 2243-2252
- [16] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. GB 15618-2018 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行) [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2018
- [17] Li Q Q, Yue T X, Wang C Q, Zhang W J, Yu Y, Li B, Yang J, Bai G C. Spatially distributed modeling of soil organic matter across China: An application of artificial neural network approach [J]. *Catena*, 2013, 104: 210-218
- [18] 贾豪, 严宁珍, 程永毅, 刘洪斌. 渝东南农田土壤有机碳空间分布特征及影响因素[J]. *核农学报*, 2019, 33(6): 1256-1263
- [19] 刘需珈. 县域重金属污染农用地土壤安全利用评价与调控[D]. 北京: 中国地质大学, 2017
- [20] 于元赫, 吕建树, 王亚梦. 黄河下游典型区域土壤重金属来源解

- 析及空间分布[J]. 环境科学, 2018, 39(6): 2865-2874
- [21] 李艳, 史舟, 徐建明, 黄明祥. 地统计学在土壤科学中的应用及展望[J]. 水土保持学报, 2003, 17(1): 178-182
- [22] 谢小进, 康建成, 闫国东, 张建平, 朱文武. 黄浦江中上游地区农用土壤重金属含量特征分析[J]. 中国环境科学, 2010, 30(8): 1110-1117
- [23] 谢龙涛, 潘剑君, 白浩然, 张培育, 康翔, 王飞, 朱燕香. 基于GIS的农田土壤重金属空间分布及污染评价——以南京市江宁区某乡镇为例[J/OL]. 土壤学报: 1-10 [2020-02-19]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.p.20190103.0927.002.html>
- [24] 钟晓兰, 周生路, 李江涛, 赵其国. 长江三角洲地区土壤重金属污染的空间变异特征——以江苏省太仓市为例[J]. 土壤学报, 2007, 44(1): 33-40
- [25] 雷志栋, 杨诗秀, 许志荣, G.瓦肖尔. 土壤特性空间变异性初步研究[J]. 水利学报, 1985(9): 10-21
- [26] 汤丽玲. 作物吸收Cd的影响因素分析及籽实Cd含量的预测[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2): 699-703
- [27] 何纪力, 徐光炎. 江西省土壤环境背景值研究[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2006, 314
- [28] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990
- [29] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach [J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001
- [30] 徐争启, 倪师军, 虞先国, 张成江. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115
- [31] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望[J]. 地理学报, 2017, 72(1): 116-134
- [32] Wang J F, Li X H, Christakos G, Liao Y L, Zhang T, Gu X, Zheng X Y. Geographical Detectors based health risk assessment and its application in the Neural Tube Defects study of the Heshun region, China [J]. International Journal of Geographical Information Science, 2010, 24(1): 107-127
- [33] 王幼奇, 白一茹, 王建宇. 引黄灌区不同尺度农田土壤重金属空间分布及污染评价: 以银川市兴庆区为例[J]. 环境科学, 2014, 35(7): 2714-2720
- [34] 李伟迪, 崔云霞, 曾撑撑, 朱永青, 彭月, 王凯, 李士俊. 太湖流域农田土壤重金属污染特征与来源解析[J]. 环境科学, 2019, 40(11): 5073-5081
- [35] 师荣光, 张又文, 许萌萌, 郑向群, 赵宗山. 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
- [36] Organization W H. Trace Elements in human nutrition and health [J]. Indian Journal of Medical Research, 1997, 105(5): 246-247
- [37] Bandara J M R S, Senevirathna D M A N, Dasanayake D M R S, Herath V, Bandara J M R P, Abeysekara T, Rajapaksha K H. Chronic renal failure among farm families in cascade irrigation systems in Sri Lanka associated with elevated dietary cadmium levels in rice and freshwater fish (tilapia) [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2008, 30(5): 465-478
- [38] Zhang P, Qin C, Hong X, Kang G, Qin M, Yang D, Pang B, Li Y, He J, Dick R P. Risk assessment and source analysis of soil heavy metal pollution from lower reaches of Yellow River irrigation in China [J]. Science of the Total Environment, 2018, 633: 1136-1147
- [39] 周生路, 李如海, 吴绍华. 经济发展与农用地重金属时空变化研究[M]. 北京: 中国大地出版社, 2011
- [40] 宋恒飞, 吴克宁, 李婷, 史雯雅, 刘浩然. 寒地黑土典型县域土壤重金属空间分布及影响因素分析——以海伦市为例[J]. 土壤通报, 2018, 49(6): 1480-1486
- [41] 陈怀满. 土壤-植物系统中的重金属污染[M]. 北京: 科学出版社, 1996
- [42] 李清良, 吴倩, 高进波, 马军, 徐秋芳, 俞慎. 基于小流域尺度的土壤重金属分布与土地利用相关性研究——以厦门市坂头水库流域为例[J]. 生态学报, 2015, 35(16): 5486-5494

## Spatial Variation in Cadmium and Mercury and Factors Influencing Their Potential Ecological Risks in Farmland Soil in Poyang Lake Plain, China

YU Huimin GUO Xi\*

(Key Laboratory of Poyang Lake Watershed Agricultural Resources and Ecology of Jiangxi Province/Academy of Land Resource and Environment, Jiangxi Agricultural University, Nanchang, Jiangxi 330045)

**Abstract:** To explore the spatial variation of cadmium (Cd) and mercury (Hg) in farmland soils in Poyang Lake Plain, and to investigate their potential ecological risks and risk impacting factors, geostatistics, potential ecological risk index method, Pearson correlation analysis and geographic detectors were used to investigate potential ecological risk assessment and influencing factors. The results showed that the Cd and Hg were all moderately mutated, and the spatial distribution differences were obvious. Cd concentrations were between the regional background level in Jiangxi province and national risk screening value in China. Hg concentrations gradually increased from south to north and exceeded the background value in Jiangxi Province, but did not reach the national risk screening value in China. The potential ecological risk level of Cd was predominantly low, while Hg is mainly moderate. In terms of comprehensive potential ecological risks, most areas were classified as low-risk areas, while the distribution of medium-risk areas was dispersed. The comprehensive potential ecological risk index of Cd and Hg was significantly correlated with soil pH, total phosphorous, elevation, slope, and distance from river or road ( $P$  values  $< 0.05$ ). The first significant factor of the comprehensive potential ecological risk index was total phosphorus, which was less than  $0.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  and followed by pH 5.5~6.0. This study has practical significance in monitoring and controlling heavy metal pollution in farmland soil in Poyang Lake plain, and maintaining ecological environment safety and human health.

**Keywords:** farmland soil, heavy metal, spatial variation, potential risk, influencing factors