

赵杰, 罗志军, 赵弯弯, 等. 基于改进物元可拓模型的鄱阳湖区耕地土壤重金属污染评价[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(3): 521-533.  
ZHAO Jie, LUO Zhi-jun, ZHAO Wan-wan, et al. Assessment of heavy metal pollution in arable soils in the Poyang Lake area based on the improved matter-element extension method[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(3): 521-533.

## 基于改进物元可拓模型的鄱阳湖区 耕地土壤重金属污染评价

赵杰<sup>1,2</sup>, 罗志军<sup>1,2\*</sup>, 赵弯弯<sup>1,2</sup>, 赵越<sup>1,2</sup>, 宋聚<sup>1,2</sup>

(1. 江西农业大学国土资源与环境学院, 南昌 330045; 2. 江西省鄱阳湖流域农业资源与生态重点实验室, 南昌 330045)

**摘要:**为了解鄱阳湖区耕地土壤重金属污染状况,采集252个耕地表层土壤样品,分析测定了Hg、As、Pb、Cd、Cu、Cr、Zn 7种重金属元素的含量。鉴于土壤重金属污染的模糊性和不确定性,尝试运用物元可拓模型并对其进行改进,同时引入Hakanson毒性响应系数修正传统超标倍数赋权法权重,建立了基于改进物元可拓模型的耕地土壤重金属污染评价模型,并将其评价结果与传统评价方法结果进行对比。结果表明:样品中7种重金属的平均含量均超过当地背景值,并有不同程度累积,超标率 $Cr > Cu > Cd > Hg > Zn > Pb > As$ ;运用改进后的物元可拓模型得到的鄱阳湖区耕地土壤重金属总体污染情况为尚清洁状态,都昌县、湖口县、共青城市的污染等级均为清洁级,其余地区均为尚清洁状态;改进物元可拓法与传统评价方法得到的评价结果基本一致,表明改进物元可拓模型在土壤重金属污染评价中同样适用,且更为合理。

**关键词:**改进物元可拓模型;耕地土壤;重金属;污染评价;鄱阳湖区

中图分类号:X825 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2019)03-0521-13 doi:10.11654/jaes.2018-0732

### Assessment of heavy metal pollution in arable soils in the Poyang Lake area based on the improved matter-element extension method

ZHAO Jie<sup>1,2</sup>, LUO Zhi-jun<sup>1,2\*</sup>, ZHAO Wan-wan<sup>1,2</sup>, ZHAO Yue<sup>1,2</sup>, SONG Ju<sup>1,2</sup>

(1. College of Land Resources and Environment, Jiangxi Agricultural University, Nanchang 330045, China; 2. Jiangxi Provincial Key Laboratory of Poyang Lake Basin Agricultural Resources and Ecology, Nanchang 330045, China)

**Abstract:** To examine the contamination status of heavy metals in arable soils in the Poyang Lake area, a total of 252 top soil samples were collected from this area. Contents of the heavy metals Hg, As, Pb, Cd, Cu, Cr and Zn were determined using standard methods. Taking into consideration the fuzziness and uncertainty of soil heavy metal pollution, we used the improved matter-element extension model to assess soil heavy metal pollution. We also applied Hakanson toxic response coefficients to modify the weights determined by the traditional multiple super-scale weighting method. Having thus established an assessment model for heavy metal pollution in arable soils based on the improved matter-element extension model, we compared the evaluation results with the results obtained using traditional evaluation methods. We accordingly found that the average contents of the seven examined heavy metals in soil samples exceeded the local background values, and accumulated to different degrees, with the order of over-standard rates being  $Cr > Cu > Cd > Hg > Zn > Pb > As$ . On the basis of the re-

收稿日期:2018-06-03 录用日期:2018-08-08

作者简介:赵杰(1992—),男,山西长治人,硕士研究生,主要从事土地管理、土壤生态方面研究。E-mail:azzsz220@163.com

\*通信作者:罗志军 E-mail:luozj10@163.com

基金项目:国家自然科学基金项目(41561107);江西省科技重大专项(20114ABG01100)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (41561107); The Major Project of Jiangxi Provincial Science and Technology (20114ABG01100)

sults obtained using the improved matter-element extension model, we could conclude that the heavy metal contamination of soil in the Poyang Lake area was generally at a safe level. The heavy metal content in soils from Duchang County, Hukou County, and Gongqingcheng City was at a safe level, whereas that of soils from other areas was at alert level. The evaluation results obtained using the improved matter-element extension model were essentially consistent with those obtained using the traditional evaluation methods, thereby indicating that the improved matter-element extension model can be applied for the evaluation of soil heavy metal pollution and yields reliable results.

**Keywords:** improved matter-element extension model; arable soil; heavy metal; pollution assessment; Poyang Lake area

耕地土壤环境质量的优劣直接影响到农作物的产量和农产品的质量安全<sup>[1]</sup>。重金属作为土壤中具有潜在危害的污染物<sup>[2]</sup>,其在耕地土壤中的累积、迁移不仅影响土壤的理化性质,降低土壤生物活性,影响植物、动物生长发育,还通过多种途径直接或间接地威胁到人类的健康<sup>[3]</sup>。此外,土壤中的重金属具有长期性及不可逆性等特点,耕地土壤重金属污染潜在风险日益加剧,已成为生态环境的潜在威胁之一<sup>[4]</sup>,因此,针对耕地土壤开展重金属污染评价研究对重金属污染综合治理、作物种植规避以及维护人体健康具有重要的意义。

近年来,众多学者应用不同方法在土壤重金属污染评价、治理修复等方面进行了大量研究,其中较常用的方法有富集指数法<sup>[5]</sup>、内梅罗指数法<sup>[6]</sup>、污染负荷指数法<sup>[7]</sup>、地累积指数法<sup>[8]</sup>、潜在生态危害指数法<sup>[9]</sup>以及模糊数学法等<sup>[10]</sup>。不同评价方法由于其侧重点不同,均存在一定的局限性,加之土壤重金属污染的不确定性和模糊性,应用不同评价方法得到的结果不尽相同。物元分析法是中国学者蔡文在20世纪80年代提出的用于解决矛盾问题的技术方法<sup>[11]</sup>,已在水质评价<sup>[12-14]</sup>、土地生态安全及土地集约利用评价<sup>[15-17]</sup>、产品质量评估<sup>[18-19]</sup>等诸多方面得到了广泛应用,相关研究均表明,物元可拓模型克服了评价中的不确定性和模糊性,能够揭示更多的分异信息,可以提高等级判定的客观性和科学性,是一种解决评价对象模糊性、多样性、不相容性的评价方法。但也存在一定的不足与局限性<sup>[19-20]</sup>,如当指标数据超出节域时,关联函数就无法计算,出现无法评价的情况;该模型通过计算关联度来确定评价等级,在某些情况下容易损失信息从而易导致评定结果偏差。因此不少学者针对物元模型的不足之处进行改进,并得到了广泛应用。目前,将物元分析方法应用于土壤重金属污染评价的研究较少,因此,本文以鄱阳湖区为研究区,通过利用改进物元可拓模型探讨物元分析法在土壤重金属污染评价中的应用,同时在常规污染物浓度超标倍数赋权法的基础上引入毒性响应系数对重金属元素的权重进

行修正,评估研究区耕地土壤重金属污染状况,并与传统评价方法得到的结果相比较,以验证该方法的合理性,以期对土壤重金属污染评价方法的完善提供新思路、新方法。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

鄱阳湖处长江中下游南岸、位于江西省北部,是我国重要的生态功能保护区,维持鄱阳湖地区生态环境稳定对维护长江流域乃至全国生态安全具有重要战略意义。本研究将鄱阳湖区的范围界定为紧环鄱阳湖的12个县(市),分别隶属南昌市、九江市以及上饶市,地理坐标为北纬28°16'~29°86',东经115°38'~117°10',总面积为1.95万km<sup>2</sup>,占江西省土地面积的11.66%。鄱阳湖区属亚热带湿润季风气候,日照充足,雨量充沛,土地肥沃,高产稳产农田比重较大,是江西省主要的粮食生产基地。同时,也有多处有色金属产业分布在湖区周围,含重金属的矿产开采、冶炼后产生的含重金属污染物通过不同途径进入土壤、水体中,对鄱阳湖地区水质及土壤生态环境带来极大的潜在危害。因此,针对鄱阳湖区耕地土壤开展重金属污染评价研究迫在眉睫。

### 1.2 样品采集与测定

课题组于2014年10月根据1:50 000县级土地利用现状图和土壤图在研究区耕地土壤耕作层(0~20 cm)进行样品采集,采样过程参照《农田土壤环境质量监测技术规范》(NY/T 395—2012)<sup>[21]</sup>,在地块面积或地形变化较大且土壤分布不均匀的山地、沟谷地,采用蛇形法采样,对面积较小、地势平坦的地块,采用梅花点法采样。在采样地块中部用GPS定位仪进行定位后,记录位置、编号、土类、采样日期等信息,最终采集土壤样品共252个(图1)。

将采集样品自然风干,剔除杂物后,使用木质工具和瓷钵将其磨碎研细,过筛备用。土样重金属含量测定遵循《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166—2004)<sup>[22]</sup>。As、Hg含量用氢化物发生原子荧光光谱法

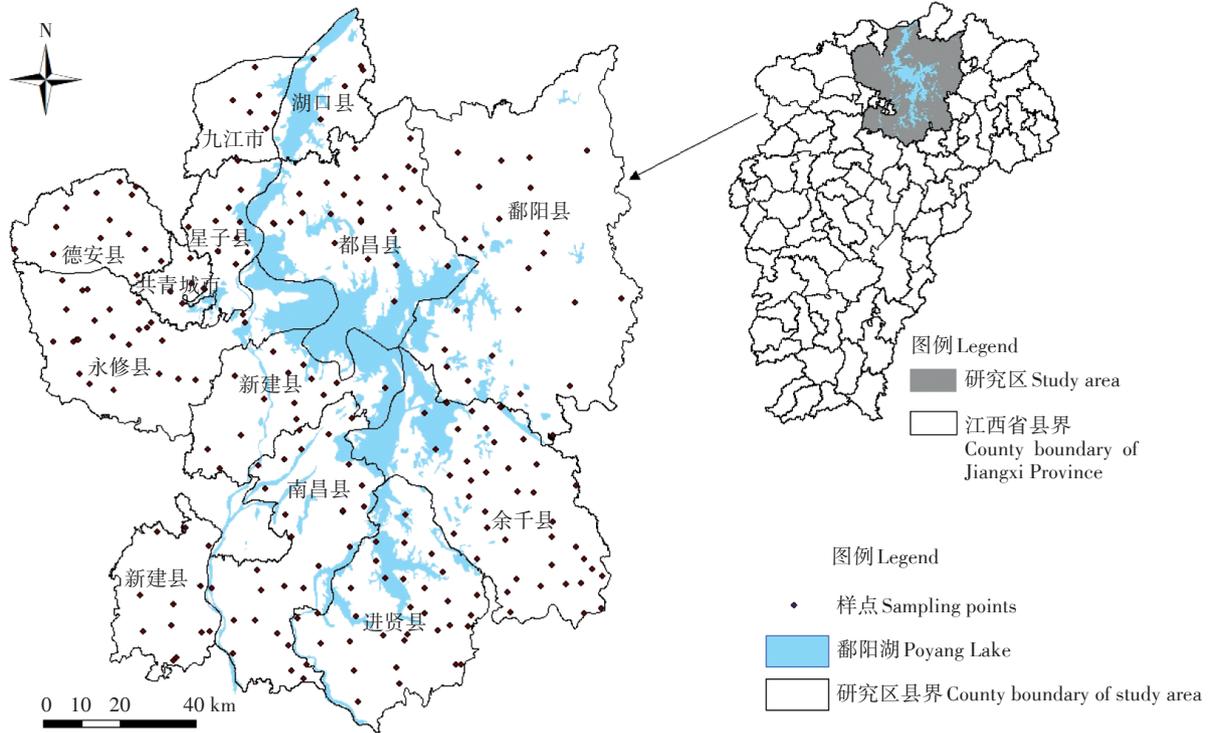


图1 研究区及土壤样品分布图  
Figure 1 Study area and soil sampling sites

(HG-AAS)测定,Cd含量用石墨炉原子吸收光谱法(GF-AAS)测定,Cr、Pb含量用等离子体原子发射光谱法(ICP-AES)测定,Cu、Zn含量用火焰原子吸收分光光度法(AAS)测定。每批样品均进行3组平行试验,取均值作为样品最终浓度。分析过程加入国家标准土壤样品(GSS-8)进行质量控制,各重金属的回收率介于93%~105%。

1.3 数据处理

采用SPSS 18.0软件进行数据处理与描述性统计分析,通过Microsoft Excel 2003及MATLAB 7.0软件进行数据运算,并利用ArcGIS 10.2软件制作样点分布图以及评价结果图。

1.4 改进物元可拓模型

由于土壤重金属污染的不确定性,土壤中某重金属浓度数据超出节域的可能性极大,必须对传统的物元可拓模型加以改进。改进的物元可拓模型主要采取对经典域和待评物元进行规格化处理、将贴适度准则代替最大隶属度准则等方法来克服传统物元可拓模型的局限性,其具体计算步骤如下<sup>[19-20,25]</sup>:

(1)确定经典域、节域和待评物元

土壤重金属污染物元R由土壤重金属污染N、特征向量c以及特征值v共同构成,记为R=(N,c,v),若

土壤重金属污染N有多个特征c<sub>1</sub>,c<sub>2</sub>,...,c<sub>n</sub>,以及相应的量值v<sub>1</sub>,v<sub>2</sub>,...,v<sub>n</sub>,则表示为:

$$R = \begin{bmatrix} N & c_1 & v_1 \\ & c_2 & v_2 \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & v_n \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} R_1 \\ R_2 \\ \vdots \\ R_n \end{bmatrix} \quad (1)$$

$$\text{令 } R_j = (N_j, c_i, v_{nj}) = \begin{bmatrix} N & c_1 & v_{1j} \\ & c_2 & v_{2j} \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & v_{nj} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} N_j & c_1 & (a_{1j}, b_{1j}) \\ & c_2 & (a_{2j}, b_{2j}) \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & (a_{nj}, b_{nj}) \end{bmatrix} \quad (2)$$

式中:N<sub>j</sub>表示所划分的第j个评价等级;c<sub>1</sub>,c<sub>2</sub>,...,c<sub>n</sub>为评价指标;(a<sub>nj</sub>,b<sub>nj</sub>)是对应于评价等级j的v<sub>nj</sub>的量值范围,即经典域。

$$\text{令 } R_p = (N_p, c_i, v_{pi}) = \begin{bmatrix} N_p & c_1 & v_{p1} \\ & c_2 & v_{p2} \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & v_{pn} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} N_p & c_1 & (a_{p1}, b_{p1}) \\ & c_2 & (a_{p2}, b_{p2}) \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & (a_{pn}, b_{pn}) \end{bmatrix} \quad (3)$$

式中:p为全体评价等级;v<sub>p1</sub>,v<sub>p2</sub>,...,v<sub>pn</sub>分别是N关于特征c<sub>1</sub>,c<sub>2</sub>,...,c<sub>n</sub>的量值范围,即节域。

$$\text{令 } R_0 = \begin{bmatrix} N_0 & c_1 & v_1 \\ & c_2 & v_2 \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & v_n \end{bmatrix} \quad (4)$$

式中: $R_0$ 为待评物元; $v_1, v_2, \dots, v_n$ 分别是 $N_0$ 关于 $c_1, c_2, \dots, c_n$ 的实测数据。

### (2) 规格化处理

对经典域物元 $R_j$ 进行规格化处理,可得:

$$R_j' = (N_j, c_i, v'_{ij}) = \begin{bmatrix} N_j & c_1 & (\frac{a_{1j}}{b_{p1}}, \frac{b_{1j}}{b_{p1}}) \\ & c_2 & (\frac{a_{2j}}{b_{p2}}, \frac{b_{2j}}{b_{p2}}) \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & (\frac{a_{nj}}{b_{pn}}, \frac{b_{nj}}{b_{pn}}) \end{bmatrix} \quad (5)$$

对待评物元 $R_0$ 进行规格化处理,可得:

$$R_0' = \begin{bmatrix} N_j & c_1 & v_1/b_{p1} \\ & c_2 & v_2/b_{p2} \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & v_n/b_{pn} \end{bmatrix} \quad (6)$$

### (3) 建立贴近度函数并计算贴近度值

最大隶属原则在评定对象等级时有时难以反映待评对象自身界限的模糊性,容易损失信息,从而导致评定结果偏差<sup>[20]</sup>。为得到更加准确的评价结果,引入非对称贴近度代替最大隶属度评判准则<sup>[23]</sup>。非对称贴近度公式如下:

$$P = 1 - \frac{1}{n(n+1)} \sum_{i=1}^n D w_i \quad (7)$$

式中, $P$ 为贴近度; $D$ 为距离; $w_i$ 为权重。

将式(7)应用到物元可拓评价模型中,即可得到待评物元所对应各等级的贴近度:

$$P_j(N_0) = 1 - \frac{1}{n(n+1)} \sum_{i=1}^n D_j(v_i') w_i(x) \quad (8)$$

式中, $D_j(v_i') = \left| v_i' - \frac{(a_{ij}' + b_{ij}')}{2} \right| - \frac{(b_{ij}' - a_{ij}')}{2}$ 为待评物元 $R_0$ 与规格化经典域 $v_{ij}'$ 的距离; $w_i(x)$ 为评价指标的权重; $n$ 为评价指标个数。

### (4) 等级评定

由 $P_j(N_0) = \max\{P_j(N_0)\}$ ,可确定待评对象属于土壤重金属污染等级 $j'$ 。

## 1.5 权重的确定方法

### (1) 污染物浓度超标倍数赋权法

污染物浓度超标倍数赋权法不仅突出了主要污染物的作用,而且考虑了不同污染物标准值的差异,是环境质量评价中常用的权重计算方法<sup>[24-26]</sup>,其计算公式为:

$$W_{ki} = (X_{ki} / \bar{s}_i) / \sum_{i=1}^n (X_{ki} / \bar{s}_i) \quad (9)$$

式中: $W_{ki}$ 为样品 $k$ 元素 $i$ 的权重值; $X_{ki}$ 为样品 $k$ 中元素

$i$ 的实测浓度; $\bar{s}_i$ 是元素 $i$ 的所有评价等级标准值的算术平均值; $n$ 为评价因子的个数。

### (2) 修正权重

土壤中不同的重金属对农作物危害程度不同,对人体的危害程度也不同。如果不考虑重金属的毒性,某些低浓度高毒性组分的毒性作用可能会被掩盖,从而可能导致高估或低估重金属污染程度。本文通过引入Hakanson提出的毒性响应系数<sup>[9]</sup>以修正权重,其计算公式为:

$$W'_{ki} = (W_{ki} T_{ri}) / \sum_{i=1}^n (W_{ki} T_{ri}) \quad (10)$$

式中: $W'_{ki}$ 为样品 $k$ 元素 $i$ 的修正权重; $W_{ki}$ 为样品 $k$ 元素 $i$ 的常规权重; $T_{ri}$ 为元素 $i$ 的毒性响应系数; $n$ 为评价因子的个数。

## 1.6 评价标准

在已有土壤重金属污染评价研究中,大多采用研究区土壤环境质量背景值或国家《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)<sup>[27]</sup>中的二级标准值作为评价标准。我国现行《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)从颁布至今已20余年,无法满足当前土壤环境保护与质量管理需求,环保部于2016年对该标准进行修订后形成了《农用地土壤环境质量标准》(三次征求意见稿),修订后的标准在污染物种类及标准限值的确定上都有一定程度的改进和完善<sup>[28]</sup>。本文在参考相关研究<sup>[10,25]</sup>的基础上,结合江西省土壤环境背景值<sup>[29]</sup>、《农用地土壤环境质量标准》(三次征求意见稿)以及国家《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995),根据环境影响评价从严要求的原则,确定鄱阳湖区耕地土壤重金属污染评价标准,见表1。

## 2 结果与分析

### 2.1 耕地土壤重金属含量统计分析

由研究区耕地表层土壤252个样点的重金属含量统计分析结果(表2)可知,Hg、As、Pb、Cd、Cu、Cr、Zn的含量变化范围分别为0.00~0.57、0.63~73.35、0.74~117.56、0.01~0.98、6.52~424.09、12.15~241.87、0.50~198.75 mg·kg<sup>-1</sup>,其平均含量分别为当地背景值的1.57、1.08、1.09、1.68、1.66、1.74、1.05倍,说明该区域耕地土壤中7种重金属有不同程度累积,超标率Cr>Cu>Cd>Hg>Zn>Pb>As,研究区耕地土壤中7种重金属的平均含量均未超过国家土壤环境质量Ⅱ级标准值。变异系数能够反映总样本值的平均变异程度,研究区耕地土壤样点中7种重金属元素的变异系数由

大到小依次为  $As > Cu > Hg > Cd > Pb > Cr > Zn$ , 其中 As、Cu、Hg、Cd 的变异系数较高, 表明 As、Cu、Hg、Cd 4 种重金属元素受某些局部污染源的影响比较明显, 可能与该地区矿业活动密切相关。Pb、Cr、Zn 的变异系数均在 40%~50%, 表明其变化受土壤本身的结构性和人类活动等因子的共同影响。

## 2.2 耕地土壤重金属污染评价

### 2.2.1 建立物元矩阵

根据土壤重金属污染的可拓性及污染评价标准(表1), 可以将土壤重金属污染程度定性描述为清洁(I)、尚清洁(II)、轻度污染(III)、中度污染(IV)、重度污染(V)5个等级, 并确定经典域物元矩阵  $R_{N1}$ 、 $R_{N2}$ 、 $R_{N3}$ 、 $R_{N4}$ 、 $R_{N5}$  和节域物元矩阵  $R_p$  分别为:

$$R_{N1} = \begin{bmatrix} N_1 & c_{Hg} & (0, 0.08) \\ & c_{As} & (0, 10.40) \\ & c_{Pb} & (0, 32.10) \\ & c_{Cd} & (0, 0.10) \\ & c_{Cu} & (0, 20.80) \\ & c_{Cr} & (0, 48.00) \\ & c_{Zn} & (0, 69.00) \end{bmatrix} \quad R_{N2} = \begin{bmatrix} N_2 & c_{Hg} & (0.08, 0.30) \\ & c_{As} & (10.40, 25.00) \\ & c_{Pb} & (32.10, 120.00) \\ & c_{Cd} & (0.10, 0.30) \\ & c_{Cu} & (20.80, 50.00) \\ & c_{Cr} & (48.00, 150.00) \\ & c_{Zn} & (69.00, 200.00) \end{bmatrix}$$

$$R_{N3} = \begin{bmatrix} N_3 & c_{Hg} & (0.30, 1.05) \\ & c_{As} & (25.00, 28.00) \\ & c_{Pb} & (120.00, 350.00) \\ & c_{Cd} & (0.30, 0.70) \\ & c_{Cu} & (50.00, 280.00) \\ & c_{Cr} & (150.00, 210.00) \\ & c_{Zn} & (200.00, 350.00) \end{bmatrix}$$

表1 耕地土壤重金属污染评价标准( $mg \cdot kg^{-1}$ )

Table 1 Assessment standards for soil heavy metals pollution in arable soils( $mg \cdot kg^{-1}$ )

重金属 Heavy metals	污染等级 Pollution level				
	清洁(I级) Clean(I)	尚清洁(II级) Still clean(II)	轻度污染(III级) Slight pollution(III)	中度污染(IV级) Moderate pollution(IV)	重度污染(V级) Severe pollution(V)
Hg	[0, 0.08)	[0.08, 0.3)	[0.3, 1.05)	[1.05, 1.50)	[1.50, 1.95)
As	[0, 10.40)	[10.40, 25.00)	[25.00, 28.00)	[28.00, 40.00)	[40.00, 52.00)
Pb	[0, 32.10)	[32.10, 120.00)	[120.00, 350.00)	[350.00, 500.00)	[500.00, 650.00)
Cd	[0, 0.10)	[0.10, 0.30)	[0.30, 0.70)	[0.70, 1.00)	[1.00, 1.30)
Cu	[0, 20.80)	[20.80, 50.00)	[50.00, 280.00)	[280.00, 400.00)	[400.00, 520.00)
Cr	[0, 48.00)	[48.00, 150.00)	[150.00, 210.00)	[210.00, 300.00)	[300.00, 390.00)
Zn	[0, 69.00)	[69.00, 200.00)	[200.00, 350.00)	[350.00, 500.00)	[500.00, 650.00)

注: I级上限值为研究区土壤背景值; II级上限值由国家土壤环境质量二级标准以及《农用地土壤环境质量标准》(三次征求意见稿)共同确定; III级上限值为国家土壤环境质量三级标准值的0.7倍; IV级上限值为国家土壤环境质量三级标准值; V级上限值为国家土壤环境质量三级标准值的1.3倍。

Note: The upper limit value of grade I is the background values of Jiangxi Province. The upper limit value of grade II is determined by the second grade standard limit values of the National Environmental Quality Standard for Soils and Soil Environmental Quality Standard for Agricultural Land (Exposure Draft). The upper limit value of grade III is 0.7 times as compared with the third grade standard limit values of the National Environmental Quality Standard for Soils. The upper limit value of grade IV is the third grade standard limit values of the National Environmental Quality Standard for Soils. The upper limit value of grade V is 1.3 times as compared with the third grade standard limit values of the National Environmental Quality Standard for Soils.

表2 土壤重金属含量描述性统计分析

Table 2 Descriptive statistics of soil heavy metals contents

元素 Element	Hg	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Zn
最小值 Minimum/ $mg \cdot kg^{-1}$	0.00	0.63	0.74	0.01	6.52	12.15	0.50
最大值 Maximum/ $mg \cdot kg^{-1}$	0.57	73.35	117.56	0.98	424.09	241.87	198.75
平均值 Mean/ $mg \cdot kg^{-1}$	0.13	11.28	34.92	0.17	34.55	83.72	72.43
标准差 Standard deviation/ $mg \cdot kg^{-1}$	0.11	13.42	18.94	0.14	31.66	43.24	31.97
变异系数 Coefficient of variation/%	89.76	119.00	54.25	83.89	91.65	51.65	44.14
江西省背景值 Background values of Jiangxi/ $mg \cdot kg^{-1}$	0.08	10.4	32.1	0.1	20.8	48	69
国家二级标准 National secondary standard/ $mg \cdot kg^{-1}$	0.3	30	120	0.3	50	250	200
超标率 Over-standard rate/%	50.00	34.13	42.86	62.30	82.94	88.10	46.03

$$R_{N4} = \begin{bmatrix} N_4 & c_{Hg} & (1.05, 1.50) \\ & c_{As} & (28.00, 40.00) \\ & c_{Pb} & (350.00, 500.00) \\ & c_{Cd} & (0.70, 1.00) \\ & c_{Cu} & (280.00, 400.00) \\ & c_{Cr} & (210.00, 300.00) \\ & c_{Zn} & (350.00, 500.00) \end{bmatrix}$$

$$R_4' = \begin{bmatrix} N_4 & c_{Hg} & (0.538, 0.769) \\ & c_{As} & (0.538, 0.769) \\ & c_{Pb} & (0.538, 0.769) \\ & c_{Cd} & (0.538, 0.769) \\ & c_{Cu} & (0.538, 0.769) \\ & c_{Cr} & (0.538, 0.769) \\ & c_{Zn} & (0.538, 0.769) \end{bmatrix}$$

$$R_{N5} = \begin{bmatrix} N_5 & c_{Hg} & (1.50, 1.95) \\ & c_{As} & (40.00, 52.00) \\ & c_{Pb} & (500.00, 650.00) \\ & c_{Cd} & (1.00, 1.30) \\ & c_{Cu} & (400.00, 520.00) \\ & c_{Cr} & (300.00, 390.00) \\ & c_{Zn} & (500.00, 650.00) \end{bmatrix}$$

$$R_5' = \begin{bmatrix} N_5 & c_{Hg} & (0.769, 1.000) \\ & c_{As} & (0.769, 1.000) \\ & c_{Pb} & (0.769, 1.000) \\ & c_{Cd} & (0.769, 1.000) \\ & c_{Cu} & (0.769, 1.000) \\ & c_{Cr} & (0.769, 1.000) \\ & c_{Zn} & (0.769, 1.000) \end{bmatrix}$$

$$R_p = \begin{bmatrix} N_p & c_{Hg} & (0, 1.95) \\ & c_{As} & (0, 52.00) \\ & c_{Pb} & (0, 650.00) \\ & c_{Cd} & (0, 1.30) \\ & c_{Cu} & (0, 520.00) \\ & c_{Cr} & (0, 390.00) \\ & c_{Zn} & (0, 650.00) \end{bmatrix}$$

$$R_0' = \begin{bmatrix} N_0 & c_1 & v_1/b_{p1} \\ & c_2 & v_2/b_{p2} \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & v_n/b_{pn} \end{bmatrix}$$

2.2.2 确定权重

将分别利用传统以及引入毒性响应系数的污染物浓度超标倍数赋权法确定的权重值进行对比(表3),可以看出,研究7种重金属元素权重的平均值均发生了显著的变化。其中,Hg、Cd的修正权重与常规权重相比均有大幅增加,增幅分别为236.21%、155.41%,As、Pb、Cu、Cr、Zn 5种重金属元素的修正权重较常规权重不同程度地降低,降低幅度大小排序为Zn>Cr> Pb>Cu>As。为更直观比较研究区各样点7种重金属元素权重修正前后结果,绘制各样点重金属元素权重修正前后结果对比图(图2)。从图2可以看出,7种重金属元素的权重发生了明显的变化,Hg、Cd

根据耕地土壤样品的重金属含量检测结果,建立待评物元矩阵 $R_0$ :

$$R_0 = \begin{bmatrix} N_0 & c_{Hg} & v_1 \\ & c_{As} & v_2 \\ & c_{Pb} & v_3 \\ & c_{Cd} & v_4 \\ & c_{Cu} & v_5 \\ & c_{Cr} & v_6 \\ & c_{Zn} & v_7 \end{bmatrix}$$

经典域以及待评物元规格化处理后的结果为:

$$R_1' = \begin{bmatrix} N_1 & c_{Hg} & (0, 0.041) \\ & c_{As} & (0, 0.200) \\ & c_{Pb} & (0, 0.049) \\ & c_{Cd} & (0, 0.077) \\ & c_{Cu} & (0, 0.040) \\ & c_{Cr} & (0, 0.123) \\ & c_{Zn} & (0, 0.106) \end{bmatrix} \quad R_2' = \begin{bmatrix} N_2 & c_{Hg} & (0.041, 0.154) \\ & c_{As} & (0.200, 0.481) \\ & c_{Pb} & (0.049, 0.185) \\ & c_{Cd} & (0.077, 0.231) \\ & c_{Cu} & (0.040, 0.096) \\ & c_{Cr} & (0.123, 0.385) \\ & c_{Zn} & (0.106, 0.308) \end{bmatrix}$$

$$R_3' = \begin{bmatrix} N_3 & c_{Hg} & (0.154, 0.538) \\ & c_{As} & (0.481, 0.538) \\ & c_{Pb} & (0.185, 0.538) \\ & c_{Cd} & (0.231, 0.538) \\ & c_{Cu} & (0.096, 0.538) \\ & c_{Cr} & (0.385, 0.538) \\ & c_{Zn} & (0.308, 0.538) \end{bmatrix}$$

表3 研究区各重金属元素权重修正前后平均值比较

Table 3 Comparison of average weights before and after correction of soil heavy metal in the study area

重金属 Heavy metals	$W_{ki}$	$W'_{ki}$	调整比例 Adjusted ratio/%
Hg	0.084 5	0.284 1	↑ 236.21
As	0.207 3	0.193 0	↓ 6.90
Pb	0.070 5	0.032 0	↓ 54.61
Cd	0.151 6	0.387 2	↑ 155.41
Cu	0.088 4	0.041 1	↓ 53.51
Cr	0.260 3	0.049 8	↓ 80.87
Zn	0.137 4	0.012 8	↓ 90.68

注: ↑为上升, ↓为下降。

Note: ↑ represents rise, ↓ represents decrease.

权重明显增加,其他5种重金属元素权重值明显降低。由此可见,Hakanson 毒性响应系数的引入对重金属元素权重有显著的修正作用,修正后的权重不仅反映了污染物累积浓度的差异,还体现了重金属的毒性水平,相较而言,更符合土壤重金属污染的实际情况。

### 2.2.3 贴近度值的计算与等级确定

首先计算待评物元  $R'_0$  与规格化经典域  $v'_ij$  的距离  $D_j(v'_ij)$ 。以耕地土壤样点 S1 为例,其结果如表 4 所示。类似地,通过计算分别得到 252 个待评物元中各指标与规格化经典域  $v'_ij$  的距离。

其次,根据公式(8)计算各待评物元与各等级的

表 4 耕地土壤样点 S1 中各评价指标与经典域距离  $D_j(v'_ij)$  值

Table 4 Distance between evaluation indexes and classical domain values of S1 sample

指标 Index	距离值 Distance value				
	$D_1(v'_i)$	$D_2(v'_i)$	$D_3(v'_i)$	$D_4(v'_i)$	$D_5(v'_i)$
$c_1$	-0.015 25	0.025 75	0.138 75	0.522 75	0.753 75
$c_2$	-0.097 06	0.097 06	0.378 06	0.435 06	0.666 06
$c_3$	-0.017 53	0.017 53	0.153 53	0.506 53	0.737 53
$c_4$	-0.025 15	0.025 15	0.179 15	0.486 15	0.717 15
$c_5$	0.001 46	-0.001 46	0.054 54	0.496 54	0.727 54
$c_6$	0.036 09	-0.036 09	0.225 91	0.378 91	0.609 91
$c_7$	-0.010 27	0.010 27	0.212 27	0.442 27	0.673 27

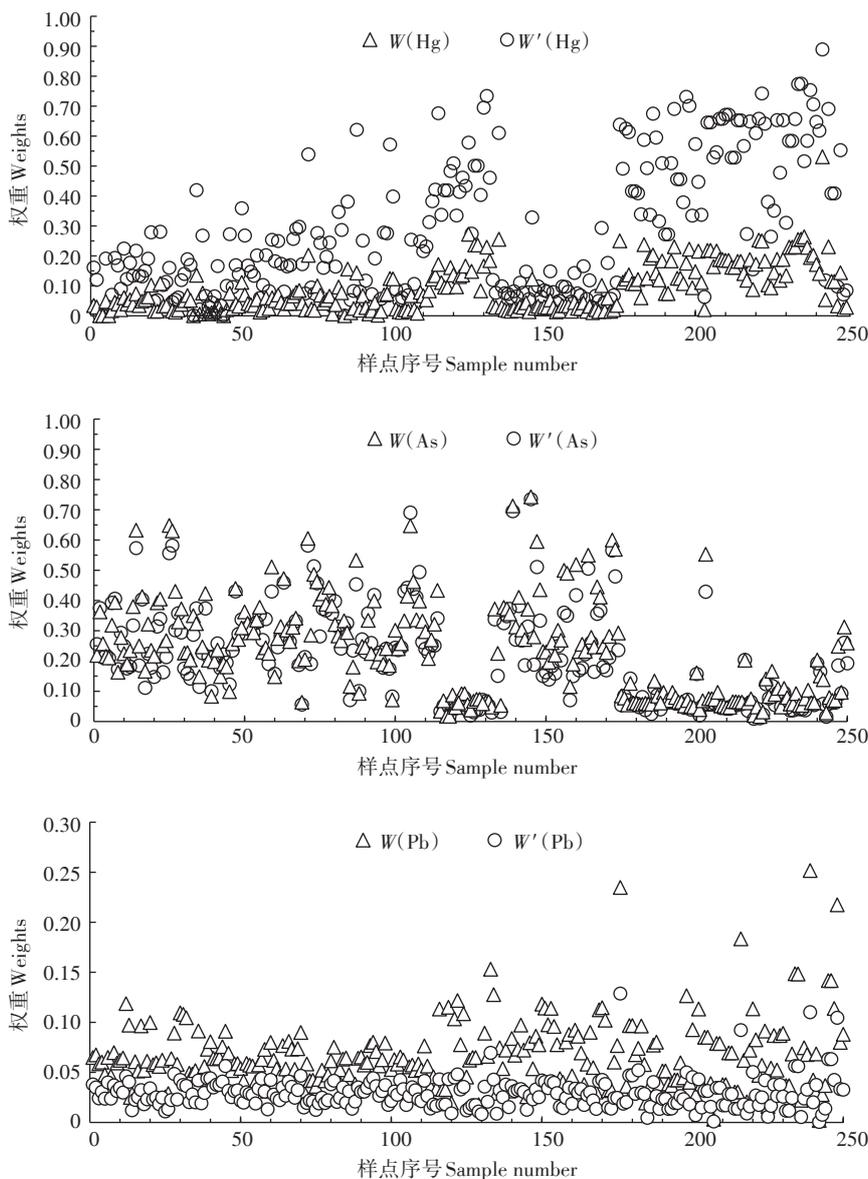
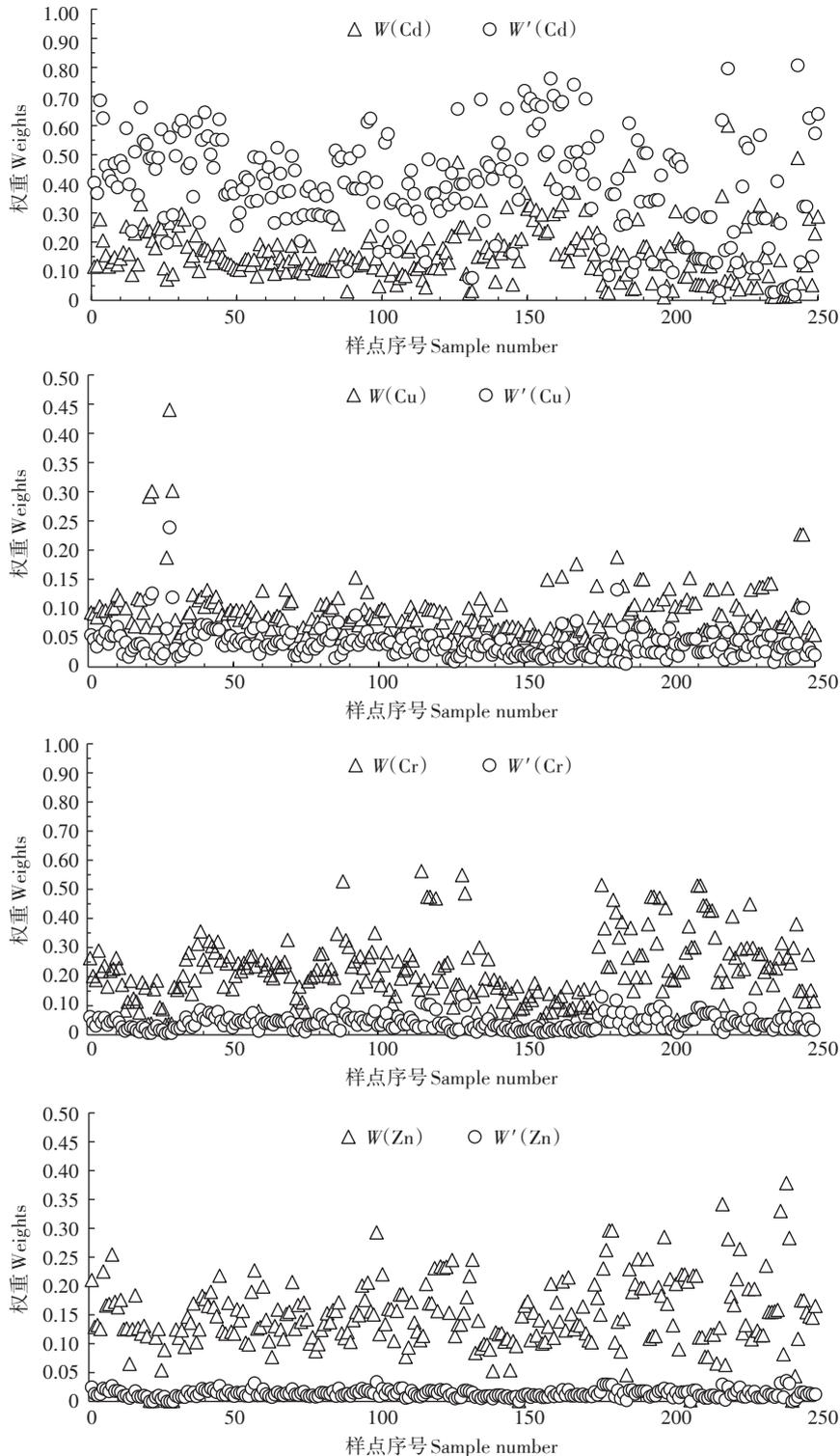


图 2 研究区耕地土壤样点不同重金属权重修正前后结果对比

Figure 2 Comparison of the results before and after revision of weights of different heavy metals in cultivated soil samples in the study area



续图2 研究区耕地土壤样点不同重金属权重修正前后结果对比

Continued figure 2 Comparison of the results before and after revision of weights of different heavy metals in cultivated soil samples in the study area

贴近度值(表5)。同样以样点S1为例进行分析,S1与各等级的贴近度值分别为1.000 60、0.999 37、0.996 16、0.991 56、0.987 44,其中, $\max\{P_i(N_0)\}=1.000 60=$

$P'_i(N_0)$ ,由此可判断,样点S1的污染等级为I级,呈清洁状态。同理可得,研究区252个样点中,处清洁状态的样点数为36个,占比为14.29%;处尚清洁状态

表5 各待评物元与各等级的贴近度值

Table 5 The closeness value of material to be evaluated relative to each level

样点 Sampling point	贴近度值 Closeness value					污染等级 Pollution degree
	$j=1$	$j=2$	$j=3$	$j=4$	$j=5$	
S1	1.000 60	0.999 37	0.996 16	0.991 56	0.987 44	I
S2	1.000 44	0.999 53	0.996 07	0.991 98	0.987 85	I
S3	0.998 58	1.000 47	0.998 21	0.993 61	0.989 49	II
S4	0.999 85	1.000 15	0.996 90	0.992 37	0.988 24	II
S5	1.000 20	0.999 80	0.996 73	0.991 87	0.987 74	I
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
S248	0.999 80	1.000 05	0.997 34	0.991 77	0.987 64	II
S249	0.996 07	0.997 71	1.001 64	0.995 20	0.991 07	III
S250	0.989 88	0.992 40	0.996 53	0.998 91	0.997 71	IV
S251	0.997 59	0.999 04	0.999 92	0.993 83	0.989 71	III
S252	0.999 02	1.000 34	0.998 46	0.992 47	0.988 34	II

的样点数为177个,占比为70.24%;处轻度污染状态的样点数为33个,占比为13.10%;处中度污染状态的样点数为4个,占比为1.59%;处重度污染状态的样点数为2个,占比为0.79%,总体上来看,该研究区各土壤样点重金属污染水平以尚清洁为主,各样点评价结果空间分布图如图3所示,污染等级处于Ⅲ级以上的

耕地样点主要分布在鄱阳县、进贤县、余干县、南昌县等地,相比之下,研究区北部土壤重金属累积程度较小,污染轻微。

为判别鄱阳湖区各县区耕地土壤重金属污染程度,将各县区耕地土壤样点检测数据带入改进物元可拓模型中进行计算,得到研究区不同地区耕地土壤中不同污染级别样点数所占比例以及该区域总体污染等级,见表6。从表6可得,利用改进物元可拓模型得到都昌县、湖口县、共青城市的耕地土壤重金属污染水平呈清洁状态,其他地区均为尚清洁状态、处警戒线水平,鄱阳湖区总体表现为尚清洁状态。

### 3 讨论

为进一步验证改进物元可拓法在土壤重金属污染评价中的适用性,将其评价结果与采用相同评价标准、同样引入 Hakanson 毒性响应系数修正权重的传统物元可拓法<sup>[25]</sup>、加权综合指数法<sup>[30]</sup>、模糊数学法<sup>[10]</sup>,以及内梅罗综合指数法<sup>[6]</sup>(以国家土壤环境质量二级标准值为评价标准)评价结果进行比较,并统计利用不同方法得到的各级别样点数(表7),以直观比较几种方法的评价结果差异。从表7可以看出,利用改进物元可拓法、传统物元可拓法、加权综合指数法得到

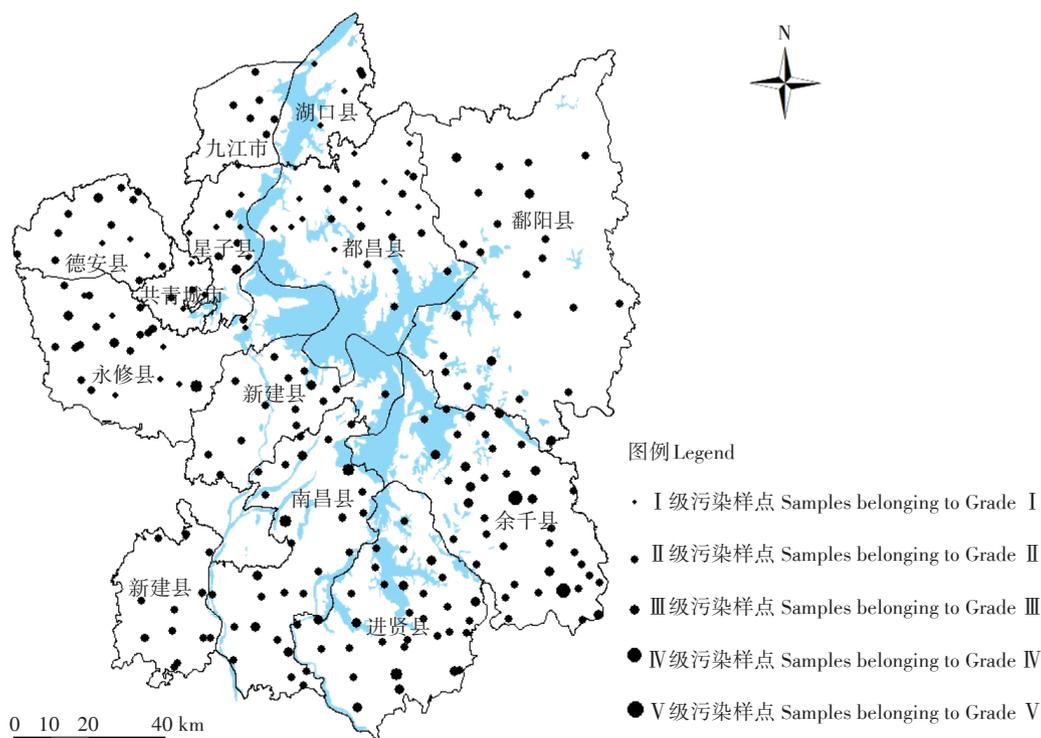


图3 各采样点污染等级及其分布情况

Figure 3 Pollution level and spatial distribution of each sample point

表6 不同地区耕地土壤重金属污染评价结果

Table 6 Evaluation results of heavy metal pollution of arable soil in different areas

地区 Regions	不同污染级别样本数占样本总数比例 Percentages of sites at different levels in total sample sites/%					贴近度值 Closeness value					污染等级j Pollution degree
	I	II	III	IV	V	j=1	j=2	j=3	j=4	j=5	
德安县	21.43	71.43	7.14	0	0	0.998 86	1.001 03	0.997 78	0.993 50	0.989 38	II
都昌县	51.85	48.15	0	0	0	1.000 10	0.999 90	0.996 68	0.992 12	0.988 00	I
湖口县	60.00	40.00	0	0	0	1.000 03	0.999 95	0.996 72	0.992 16	0.988 03	I
九江市城区	0	100.00	0	0	0	0.999 99	1.000 00	0.996 78	0.992 23	0.988 11	II
星子县	54.55	36.36	9.09	0	0	0.999 57	1.000 43	0.997 13	0.992 74	0.988 61	II
永修县	28.00	60.00	8.00	4.00	0	0.999 64	1.000 36	0.997 13	0.992 59	0.988 47	II
共青城市	60.00	40.00	0	0	0	1.000 15	0.999 85	0.996 59	0.992 11	0.987 98	I
南昌县	0	80.65	12.90	6.45	0	0.999 11	1.000 85	0.998 13	0.992 67	0.988 54	II
新建县	0	96.77	3.23	0	0	0.999 07	1.000 38	0.998 29	0.992 42	0.988 29	II
进贤县	0	73.53	23.53	2.94	0	0.999 12	1.000 56	0.998 24	0.992 56	0.988 43	II
余干县	0	67.50	27.50	0	5.00	0.997 79	1.000 64	0.998 94	0.994 48	0.990 36	II
鄱阳县	0	78.26	21.74	0	0	0.998 30	1.001 03	0.998 50	0.993 93	0.989 81	II
鄱阳湖区	14.29	70.24	13.10	1.59	0.79	0.999 36	1.000 64	0.997 63	0.992 66	0.988 54	II

表7 不同评价方法结果分级统计表

Table 7 Table of grading statistics of the results of different evaluation methods

评价方法 Evaluation methods	样品数 Number of samples					
	总数 Total	I	II	III	IV	V
改进物元可拓法	252	36	177	33	4	2
传统物元可拓法	246	45	173	24	4	0
加权综合指数法	252	64	173	15	0	0
模糊数学法	252	155	81	8	6	2
内梅罗综合指数法	252	136	60	50	4	2

的评价结果基本一致,评价结果相同的样点数为180个,占样品总数的71.43%;与模糊数学法、内梅罗综合指数法得到的评价结果差异较大,且差异较大的部

分主要分布在I级、II级,使用不同评价方法得到的各样点评价结果分级情况(图4)与谢志宜等<sup>[31]</sup>的研究结果较相似。由于在比较各评价方法结果差异性的过程中采用相同的评价标准及权重,因此,各评价方法的侧重点不同及其在实际应用中的局限性是导致评价结果差异性的主要原因:(1)模糊数学法虽充分考虑了土壤重金属污染分级界线的模糊性,但其根据最大隶属度原则确定评定等级时,存在低效甚至失效的情况,在使用过程中需进行最大隶属度原则的有效性检验<sup>[32]</sup>,且由模糊数学法的隶属度函数计算公式可知,针对某一级别的隶属度大小还取决于该等级的组距,由于江西省土壤环境背景值与国家土壤环境质量二级标准值差距较大,而研究区多数样点的重金属浓

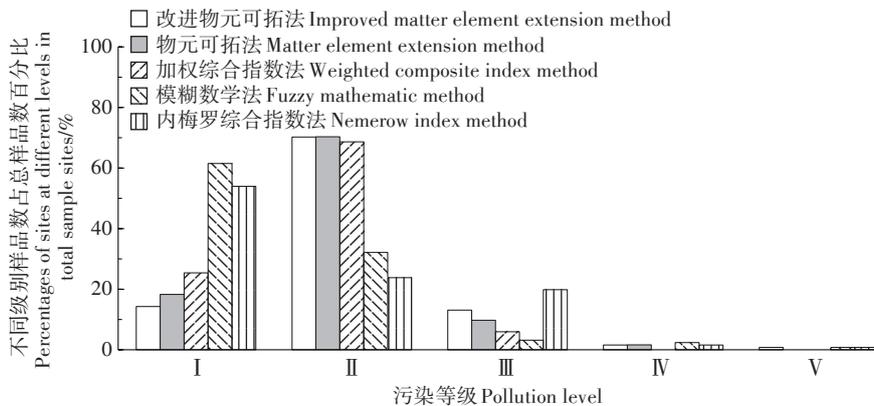


图4 不同评价方法结果分级统计图

Figure 4 Graph of grading statistics of the results of different evaluation methods

度高于江西省土壤环境背景值而低于国家土壤环境质量二级标准值,因此使得多数样点的评价结果向Ⅰ级集聚,与实际情况相比可能较为乐观。(2)传统物元可拓法中,当指标数据超出节域时,关联函数就无法计算,无法对其进行评价,且通过计算关联度来确定评价等级,在某些情况下容易损失信息从而易导致评定结果偏差。由表7可得,利用传统物元可拓法只得到了246个样点的评价结果,究其原因,是因为有6个样点因重金属元素As浓度超出节域无法计算而无法对该样点进行评价,这就体现了传统物元可拓法的局限性。(3)加权综合指数法通过系统分级法确定结果分级标准,即将各等级评价标准值除以国家土壤环境质量二级标准值,再乘以各重金属元素对应的权重,得到代表污染程度的土壤重金属污染指数分级临界值。由于该方法无法利用每个样点中各重金属元素的变权重,只能采用研究区各重金属元素的平均权重进行计算,加之其未考虑分级界线的模糊性,从而可能会导致部分样点的评价结果不尽合理。(4)内梅罗综合指数法与改进物元可拓法结果差异较大,其中一个原因是两者采用的评价标准与分级的标准不一致:本研究将研究区背景值作为Ⅰ级(清洁)标准上限值,将国家土壤环境质量二级标准值作为Ⅱ级(尚清洁)标准上限值,而当内梅罗综合指数法采用国家土壤环境质量二级标准值作为评价标准时,由于评价结果分级标准差异,其所得评价结果的Ⅰ级、Ⅱ级应同属改进物元可拓法得到的Ⅱ级结果范围内;另一个原因是内梅罗综合指数法本身突出了高浓度污染物的作用,并不具有生态毒理学依据,可能会出现高估或低估污染物污染水平的情况,从一定程度降低了该方法的灵

敏度,以上分析均可从表7统计结果得到初步验证。(5)改进物元可拓法在传统物元可拓模型的基础上,解决了评价指标超出节域范围无法计算的问题,引入贴近度函数代替最大隶属度准则,计算简单合理。利用单因子指数法(以江西省背景值为评价标准)对采用改进物元分析法得到的Ⅱ级级别中与模糊数学法、内梅罗指数法所得结果不同的103个样点中的各重金属元素单因子污染程度进行评价,结果见表8。经分析发现将这些样点污染水平判别为尚清洁状态更为合理。因此,可以判断,较模糊数学法而言,基于改进物元分析法得到的评价结果更为严谨、更加合理。

基于以上分析可以得出:改进后的物元可拓模型在传统物元可拓模型的基础上,充分考虑了评价中的不确定性和模糊性,突破了传统物元可拓模型的局限性,同时克服了加权综合指数法、内梅罗综合指数法等评价方法硬性分级的不足,且不需构造模糊数学法中的隶属度函数,计算简单,评价结果更为严谨。但改进物元可拓模型和其他土壤重金属评价模型一样,缺乏精度验证模型。今后,应进一步研究采样区农作物及农产品中重金属元素含量,研究重金属在土壤-作物系统中的迁移机理,实现耕地土壤、农作物及农产品中重金属含量的耦合互证,进一步探究评判模型的可行性。

基于江西省土壤环境背景值、国家土壤环境质量标准确定的分级标准体系,能够反映区域土壤中重金属含量相对于研究区自然背景值的累积污染程度及其对农作物及人体的影响程度,不同污染程度的具体表现得到进一步明确。但由于国家土壤环境质量标准(GB 15618—1995)至今已不适当当前土壤环境管

表8 部分样点重金属元素单因子评价结果

Table 8 Single factor evaluation results of heavy metals of some samples

样点 Sampling point	单因子污染指数 $P_i$ , Single factor pollution index $P_i$						
	Hg	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Zn
S8	0.767	0.598	1.066	1.348	1.727	1.676	1.699
S13	0.781	1.220	1.300	1.266	1.521	0.561	0.738
S15	1.053	0.782	0.792	1.784	1.124	1.209	0.713
S23	1.735	0.877	0.817	2.181	1.114	1.143	0.704
S30	0.520	0.667	1.347	1.883	1.119	1.008	0.669
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
S189	2.850	0.326	0.543	1.367	1.210	1.396	1.523
S196	1.945	0.202	0.979	1.590	1.987	2.581	1.422
S202	1.809	0.243	1.677	1.873	1.739	1.384	1.314
S224	1.598	0.280	1.285	1.185	1.573	1.534	1.623
S246	2.441	0.324	2.742	1.387	4.956	1.462	1.480

理的需求,目前尚无统一的分级标准,因此,如何根据研究区实际合理确定评价分级标准有待进一步深入讨论。

#### 4 结论

(1)通过对经典域和待评物元的规格化处理、将贴近度准则代替最大隶属度准则,克服了传统物元可拓模型在评价中的局限性,构建了土壤重金属污染评价的改进物元可拓评价模型。同时,在传统污染物浓度超标倍数法的基础上,引入毒性响应系数修正权重,修正后的权重不仅反映了污染物的浓度水平,而且反映了污染物的毒性水平。

(2)研究区耕地土壤样品中重金属含量统计分析表明,土壤样品中Hg、As、Pb、Cd、Cu、Cr、Zn的平均含量分别超过当地背景值1.57、1.08、1.09、1.68、1.66、1.74、1.05倍,表明7种重金属元素已有不同程度累积,超标率 $Cr>Cu>Cd>Hg>Zn>Pb>As$ 。

(3)运用改进后的物元可拓模型得到的鄱阳湖区耕地土壤重金属综合污染情况为尚清洁状态。都昌县、湖口县、共青城市的污染等级为清洁级,其他地区均呈尚清洁状态。

(4)改进物元可拓法与传统评价方法得到的评价结果基本一致,表明改进物元可拓模型也可应用于土壤重金属污染评价中,且评价结果更为严谨合理,但目前尚没有统一的分级标准,如何合理确定评价分级标准以及评价模型的精度验证有待进一步深入讨论。

#### 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 Xiao-min, 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] Yang P G, Mao R Z, Shao H B, et al. An investigation on the distribution of eight hazardous heavy metals in the suburban farmland of China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 167(1/2/3):1246-1251.
- [3] Tan M Z, Xu F M, Chen J, et al. Spatial prediction of heavy metal pollution for soils in Peri-Urban Beijing, China based on fuzzy set theory[J]. *Pedosphere*, 2006, 16(5):545-554.
- [4] Zhang L Y, Guo S H, Wu B. The source, spatial distribution and risk assessment of heavy metals in soil from the Pearl River Delta based on the national multi-purpose regional geochemical survey[J]. *PLoS One*, 2015, 10(7):2732-2740.
- [5] Buat-Menard P, Chesselet R. Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter[J]. *Earth & Planetary Science Letters*, 1979, 42(3):399-411.
- [6] Nemerow N L. Scientific stream pollution analysis[M]. Washington: Scripta Book Co., 1974.
- [7] Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R, et al. Problems in assessment of heavy metals in estuaries and the formation of pollution index[J]. *Helgolander Marine Research*, 1980, 33(1):566-575.
- [8] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. *Geojournal*, 1969, 2(108):108-118.
- [9] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8):975-1001.
- [10] 窦磊,周永章,王旭日,等. 针对土壤重金属污染评价的模糊数学模型的改进及应用[J]. 土壤通报, 2007, 38(1):101-105.  
DOU Lei, ZHOU Yong-zhang, WANG Xu-ri, et al. Improvement and application of a fuzzy mathematical model for assessment of heavy metal pollution in soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2007, 38(1):101-105.
- [11] 蔡文,杨春燕,林伟初. 可拓工程方法[M]. 北京:科学出版社, 1997.  
CAI Wen, YANG Chun-yan, LIN Wei-chu. Extension engineering methods[M]. Beijing: Science Press, 1997.
- [12] 李名升,张建辉,梁念,等. 常用水环境质量评价方法分析与比较[J]. 地理科学进展, 2012, 31(5):617-624.  
LI Ming-sheng, ZHANG Jian-hui, LIANG Nian, et al. Comparisons of some common methods for water environmental quality assessment [J]. *Progress in Geography*, 2012, 31(5):617-624.
- [13] 张俊华,杨耀红,陈南祥. 模糊物元模型在水库水质评价中的应用[J]. 水电能源科学, 2011, 29(1):17-19.  
ZHANG Jun-hua, YANG Yao-hong, CHEN Nan-xiang. Application of fuzzy matter-element model to water quality evaluation of reservoir [J]. *Water Resources and Power*, 2011, 29(1):17-19.
- [14] 张先起,梁川. 基于熵权的模糊物元模型在水质综合评价中的应用[J]. 水利学报, 2005, 36(9):1057-1061.  
ZHANG Xian-qi, LIANG Chuan. Application of fuzzy matter-element model based on coefficients of entropy in comprehensive evaluation of water quality[J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2005, 36(9):1057-1061.
- [15] 张凤太,王腊春,苏维词. 基于物元分析-DPSIR概念模型的重庆土地生态安全评价[J]. 中国环境科学, 2016, 36(10):3126-3134.  
ZHANG Feng-tai, WANG La-chun, SU Wei-ci. Evaluation of land ecological security in Chongqing based on the matter-element analysis-DPSIR model[J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(10):3126-3134.
- [16] 范辉,王立,周晋. 基于主成分分析和物元模型的河南省城市土地集约利用对比研究[J]. 水土保持通报, 2012, 32(3):160-164, 169.  
FAN Hui, WANG Li, ZHOU Jin. Comparison on urban intensive land Use in Henan Province based on principal component analysis and matter-element model[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2012, 32(3):160-164, 169.
- [17] 余健,房莉,仓定帮,等. 熵权模糊物元模型在土地生态安全评价中的应用[J]. 农业工程学报, 2012, 28(5):260-266.  
YU Jian, FANG Li, CANG Ding-bang, et al. Evaluation of land eco-

- security in Wanjiang district base on entropy weight and matter element model[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, 28(5):260-266.
- [18] 阮国锋, 张建明, 穆彦虎, 等. 基于熵权物元可拓模型的冻土路基热稳定性评价[J]. *冰川冻土*, 2014, 36(1):123-129.
- RUAN Guo-feng, ZHANG Jian-ming, MU Yan-hu, et al. Evaluation of the embankment thermal stability over permafrost based on entropy weight and matter element extension model[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2014, 36(1):123-129.
- [19] 李泓泽, 郭森, 唐辉, 等. 基于改进变权物元可拓模型的电能质量综合评价[J]. *电网技术*, 2013, 37(3):653-659.
- LI Hong-ze, GUO Sen, TANG Hui, et al. Comprehensive evaluation on power quality based on improved matter-element extension model with variable weight[J]. *Power System Technology*, 2013, 37(3):653-659.
- [20] 王洪德, 曹英浩. 基于改进变权物元可拓模型的围岩稳定性评价[J]. *中国安全科学学报*, 2013, 23(8):23-29.
- WANG Hong-de, CAO Ying-hao. Evaluation of surrounding rock stability based on improved matter element extension model with variable weight[J]. *China Safety Science Journal*, 2013, 23(8):23-29.
- [21] 中华人民共和国农业部. NY/T 395—2012耕地土壤环境质量监测技术规范[S]. 北京:中国标准出版社, 2012.
- Ministry of Agriculture of PRC. NY/T 395—2012 Technical rules for monitoring of environment quality of farmland soil[S]. Beijing: China Standards Press, 2012.
- [22] 国家环境保护总局. HJ/T 166—2004土壤环境监测技术规范[S]. 北京:中国标准出版社, 2004.
- State Environmental Protection Administration of China. HJ/T 166—2004 Technical specification for soil environmental monitoring[S]. Beijing: China Standards Press, 2004.
- [23] 张晓平. 基于贴近度的模糊综合评判结果的集化[J]. *山东大学学报(理学版)*, 2004, 39(2):25-29.
- ZHANG Xiao-ping. The definition of product about fuzzy comprehensive evaluation methods based on closeness[J]. *Journal of Shandong University*, 2004, 39(2):25-29.
- [24] 高明美, 孙涛, 张坤. 基于超标倍数赋权法的济南市大气质量模糊动态评价[J]. *干旱区资源与环境*, 2014, 28(9):150-154.
- GAO Ming-mei, SUN Tao, ZHANG Kun. Dynamic fuzzy comprehensive evaluation quality of Jinan City based on the multiple on the atmosphere environmental super-scale weighting method[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2014, 28(9):150-154.
- [25] 张晶晶, 马传明, 匡恒, 等. 青岛市土壤重金属污染的物元可拓评价[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(2):661-668.
- ZHANG Jing-jing, MA Chuan-ming, KUANG Heng, et al. Assessment of heavy metals pollution in soil of Qingdao based on matter-element extension model[J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(2):661-668.
- [26] 郭笑笑, 刘丛强, 朱兆洲, 等. 土壤重金属污染评价方法[J]. *生态学杂志*, 2011, 30(5):889-896.
- GUO Xiao-xiao, LIU Cong-qiang, ZHU Zhao-zhou, et al. Evaluation methods for soil heavy metals contamination[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(5):889-896.
- [27] 国家环境保护局. GB 15618—1995土壤环境质量标准[S]. 北京:中国标准出版社, 1995.
- State Environmental Protection Administration of China. GB 15618—1995 Environmental quality standard for soils[S]. Beijing: China Standards Press, 1995.
- [28] 刘霏珈, 吴克宁, 罗明, 等. 农用地土壤重金属超标评价与安全利用分区[J]. *农业工程学报*, 2016, 32(23):254-262.
- LIU Pei-jia, WU Ke-ning, LUO Ming, et al. Evaluation of agricultural land soil heavy metal elements exceed standards and safe utilization zones[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32(23):254-262.
- [29] 何纪力, 徐光炎, 朱惠民, 等. 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.
- HE Ji-li, XU Guang-yan, ZHU Hui-min, et al. Study on the background value of soil environment in Jiangxi[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2006.
- [30] 李雪梅, 邓小文, 王祖伟, 等. 污染因子权重及区域环境质量综合评价分级标准的确定:以土壤重金属污染为例[J]. *干旱区资源与环境*, 2010, 24(4):97-100.
- LI Xue-mei, DENG Xiao-wen, WANG Zu-wei, et al. Determination of weight of polluted factors and grading standards of comprehensive assessment of regional environmental quality: A case of soil heavy metal pollution[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2010, 24(4):97-100.
- [31] 谢志宜, 张雅静, 陈丹青, 等. 土壤重金属污染评价方法研究:以广州市为例[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(7):1329-1337.
- XIE Zhi-yi, ZHANG Ya-jing, CHEN Dan-qing, et al. Research on assessment methods for soil heavy metal pollution: A case study of Guangzhou[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(7):1329-1337.
- [32] 杨建宇, 欧聪, 李琪, 等. 基于云模型的耕地土壤养分模糊综合评价[J]. *农业机械学报*, 2018, 49(1):251-257.
- YANG Jian-yu, OU Cong, LI Qi, et al. Fuzzy synthetic evaluation of soil nutrients in cultivated land based on cloud model[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Machinery*, 2018, 49(1):251-257.