

重金属污染土壤属性区间识别模型的赋权分析

赵艳玲, 何厅厅, 李建华, 付馨, 王亚云, 曾纪勇, 侯占东

中国矿业大学(北京)土地复垦与生态重建研究所, 北京 100083

摘要: 土壤重金属污染评价为土壤重金属污染的及时防范和综合治理提供重要的理论依据。文章在属性区间识别理论的基础上, 构建土壤重金属污染评价的属性区间识别模型: 选取土壤重金属污染中普遍存在的 Hg、Cd、As、Pb、Cu、Zn 作为评价指标, 采用均化系数将各评价指标的属性测度区间转化为综合属性测度; 为避免主观因素, 利用主成分分析法、熵权法、CRITIC 法对各评价指标进行 3 次客观赋权; 最后根据置信度准则和分级标准进行土壤重金属污染的综合评价。对 3 种赋权法得到的权重和评价结果进行比较, 表明: 属性识别模型在土壤重金属污染评价中适用且有利于评价结果准确性的提高; 3 种客观赋权法算得的权重合理, 且其优异程度为主成分分析法<熵权法<CRITIC 法。

关键词: 土壤重金属污染; 属性区间识别理论; 均化系数; 主成分分析法

中图分类号: X825

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906 (2012) 09-1624-06

引用格式: 赵艳玲, 何厅厅, 李建华, 付馨, 王亚云, 曾纪勇, 侯占东. 重金属污染土壤属性区间识别模型的赋权分析[J]. 生态环境学报, 2012, 21(9): 1624-1629.

ZHAO Yanling, HE Tingting, LI Jianhua, FU Xin, WANG Yayun, ZENG Jiyong, HOU Zhandong. The weight analysis of attribute interval recognition model of soil heavy metal pollution[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 21(9): 1624-1629.

近年来, 我国工业迅猛发展, 工业“三废”携带大量的重金属污染物流入土壤, 对人类健康和生态环境造成了巨大的危害, 如珠三角地区的“镉米”、广东多地的“癌症村”等均与土壤重金属污染紧密相关^[1]。为了更好地防范和治理土壤重金属污染, 对土壤重金属污染程度科学准确地认识尤为重要。

目前, 关于土壤重金属污染评价的方法众多, 如模糊数学法^[2]、潜在生态危害指数法^[3-4]、神经网络法^[5-6]等。这些评价方法都有各自的优缺点, 如模糊数学法计算过程复杂、潜在生态危害指数法的毒性加权比较主观、神经网络法也存在知识瓶颈等问题^[7], 因此, 有必要对土壤重金属污染评价方法作进一步探讨。

属性区间识别模型^[8]是李群教授在程乾生教授创立的属性识别理论^[9]的基础上, 引入属性测度区间概念后构建的一种全新的系统评价方法, 是一种基于最小代价原则、最大测度原则、置信度准则和评分准则的新型综合评价方法^[10]。该模型已经有效地应用于围岩稳定性评价^[11]、溃坝危害程度综合评价^[12]、硫化矿石的自然危害性评价^[10]等研究领域。针对土壤重金属污染评价方法不足的现状, 将该模型应用于土壤重金属污染评价, 尝试建立土壤重金属污染评价的属性区间识别模型。另外, 在综合评价的过程中, 评价指标的权重直接影响评价结果的

精度。常见的客观赋权法有最大离差法、主成分分析法、CRITIC 法、熵权法等^[13-14]。熵权法是一种基于数据有序程度的赋权法, 一定程度上客观地反映了数据特征, 但其信息单一, 数据特征表现不完整。本文将后 3 种客观赋权法应用于土壤重金属污染评价的属性区间识别模型中, 通过实例分析, 检验该模型的适宜性, 并比较 3 种赋权法的准确性。

1 土壤重金属污染评价的属性区间识别模型

假设研究空间 Z 有 n 个评价对象, 构成样本空间 $Z: \{Z_i, i=1, 2, \dots, n\}$; 每个评价对象有 m 个评价指标, 构成评价指标空间 $C: \{C_j, j=1, 2, \dots, m\}$; 样本实测数据矩阵为 $X: \{x_{ij}, i=1, 2, \dots, n, j=1, 2, \dots, m\}$; 评价指标的属性空间为 $Y: \{Y_k: k=1, 2, \dots, p\}$, 若已知评价指标的分类标准, 则相应的分级标准区间矩阵为:

$$\begin{matrix} Y_1 & Y_2 & \dots & Y_p \\ \left[\begin{matrix} [\alpha_{11}, \beta_{11}] & [\alpha_{12}, \beta_{12}] & \dots & [\alpha_{1p}, \beta_{1p}] \\ [\alpha_{21}, \beta_{21}] & [\alpha_{22}, \beta_{22}] & \dots & [\alpha_{2p}, \beta_{2p}] \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ [\alpha_{m1}, \beta_{m1}] & [\alpha_{m2}, \beta_{m2}] & \dots & [\alpha_{mp}, \beta_{mp}] \end{matrix} \right] & \begin{matrix} C_1 \\ C_2 \\ \vdots \\ C_m \end{matrix} \end{matrix}$$

式中: $[\alpha_{jk}, \beta_{jk}]$ 为第 j 个评价指标在第 k 级上的分

基金项目: 国土资源部公益性行业专项 (201111016-04)

作者简介: 赵艳玲 (1976 年生), 副教授, 博士, 硕士生导师, 研究方向为土地复垦与生态重建及 3S 技术的应用等。E-mail: zhaoyl7677@163.com

收稿日期: 2012-06-28

级标准区间，且满足 $\alpha_{jk} < \beta_{jk}$ ； $\alpha_{j1} < \alpha_{j2} < \dots < \alpha_{jp}$ ；

$$\beta_{j1} < \beta_{j2} < \dots < \beta_{jp}。$$

1.1 指标的属性测度区间

第 i 个评价对象的第 j 个评价指标实测浓度值 x_{ij} 具有属性 C_k 的测度区间为 $u_{ijk} = [u_{ijk}^-, u_{ijk}^+]$ (其中 $1 \leq k \leq p$)，具体的计算方法如下：

$$\text{当 } x_{ij} \leq \alpha_{j1} \text{ 时, } u_{ij1}^-, u_{ij2}^- = u_{ij3}^- = \dots = u_{ijp}^- = 0；$$

$$\text{当 } x_{ij} \geq \alpha_{jp} \text{ 时, } u_{ijp}^+ = 1, u_{ij1}^+ = u_{ij2}^+ = \dots = u_{ij(p-1)}^+ = 0；$$

$$\text{当 } x_{ij} \leq \beta_{j1} \text{ 时, } u_{ij1}^+ = 1, u_{ij2}^+ = u_{ij3}^+ = \dots = u_{ijp}^+ = 0；$$

$$\text{当 } x_{ij} \geq \beta_{jp} \text{ 时, } u_{ijp}^+ = 1, u_{ij1}^+ = u_{ij2}^+ = \dots = u_{ij(p-1)}^+ = 0；$$

当 $\alpha_{jf} < x_{ij} < \alpha_{j(f+1)}$ (其中 $1 \leq f \leq k-1$)，则有：

$$u_{ijk} = \begin{cases} u_{ijf}^- = \frac{|\alpha_{j(f+1)} - x_{ij}|}{|\alpha_{j(f+1)} - \alpha_{jf}|} \\ u_{ij(f+1)}^- = \frac{|x_{ij} - \alpha_{jf}|}{|\alpha_{j(f+1)} - \alpha_{jf}|} \\ u_{ijk}^+ = 0, k < f \text{ 或 } k > f+1 \end{cases}。 \quad (1)$$

当 $\beta_{jf} < x_{ij} < \beta_{j(f+1)}$ (其中 $1 \leq f \leq k-1$)，则有：

$$u_{ijk}^+ = \begin{cases} u_{ijf}^+ = \frac{|x_{ij} - \beta_{j(f+1)}|}{|\beta_{j(f+1)} - \beta_{jf}|} \\ u_{ij(f+1)}^+ = \frac{|x_{ij} - \beta_{jf}|}{|\beta_{j(f+1)} - \beta_{jf}|} \\ u_{ijk}^+ = 0, k < f \text{ 或 } k > f+1 \end{cases}。 \quad (2)$$

引入均化系数 φ 对评价指标的属性测度区间进行转化，从而得到评价指标的综合属性测度 $u_{ijk}^{[1]}$ ：

$$u_{ijk} = \varphi u_{ijk}^- + (1 - \varphi) u_{ijk}^+， \quad (3)$$

式中： $\varphi \in [0, 1]$ 。

1.2 评价对象的级别属性

根据第 i 个评价对象的第 j 个评价指标的属性测度 u_{ijk} ，计算评价对象的属性测度 u_{ik} 。由于各个评价指标对土壤环境质量的影响不同，因而对每个评价指标赋予不同的权重以反映其对土壤的影响程度。由此构成评价指标的权重集 W ： $\{w_j : j=1, 2, \dots, m; \text{ 且 } 0 \leq w_j \leq 1, \sum_{j=1}^m w_j = 1\}$ 。

由评价指标权重算得评价对象的属性测度：

$$U_{ik} = \sum_{j=1}^m w_j \cdot u_{ijk}， \quad (4)$$

式中： $1 \leq i \leq n, 1 \leq k \leq p$ 。

设置信度为 λ ，一般取 $0.6 \leq \lambda \leq 0.7$ ，根据如下公式确定评价对象的污染级别 k_i ：

$$k_i = \min \{k : \sum_{v=1}^k u_{iv} \geq \lambda; 1 \leq k \leq p\}。 \quad (5)$$

1.3 3种客观赋权法计算指标权重

1.3.1 主成分分析法

主成分分析法（简称PCA）是将多个变量化为少数几个主成分（即综合变量）的多元统计方法^[15-16]，这些主成分能够反映原始变量的大部分信息，各主成分间线性无关^[17]。具体的分析步骤如下：

1) 为了消除数量级和不同量纲的影响，对原始数据标准化处理，以使每个变量的均值为0，方差为1。变量标准化的公式为：

$$z_{ij} = \frac{x_{ij} - x_j}{s_j}， \quad (6)$$

式中： x_j, s_j 分别表示第 j 个评价指标的均值和标准方差值； z_{ij} 表示第 j 个评价指标的标准化值。

2) 根据标准化后的矩阵 $(z_{ij})_{n \times m}$ ，建立其相关系数阵，即变量的协方差阵 $R = (r_{jk})_{m \times m}$ 。

3) 计算相关系数阵 R 的特征值 λ_i 和特征向量 u_i 。特征值按从大到小排序为 $\lambda_1 > \lambda_2 > \dots > \lambda_m$ ，对应的特征向量为 u_1, u_2, \dots, u_m 。

4) 按累计方差贡献率 $\sum_{i=1}^q \lambda_i / \sum_{j=1}^m \lambda_j \geq 85\%$ (其中 $q < m$) 或特征值大于1的原则，选取 q 个主成分，建立主成分模型：

$$\begin{cases} f_1 = \beta_{11}z_1 + \beta_{21}z_2 + \dots + \beta_{m1}z_m \\ f_2 = \beta_{12}z_1 + \beta_{22}z_2 + \dots + \beta_{m2}z_m \\ \vdots \\ f_q = \beta_{1q}z_1 + \beta_{2q}z_2 + \dots + \beta_{mq}z_m \end{cases}； \quad (7)$$

式中: β_{jk} 表示第 j 个评价因子在第 k 个主成分的得分系数, 将其与各主成分方差贡献率 E_k 结合, 并进行归一化处理, 算得第 j 个评价指标的权重 W_j^P :

$$W_j^P = \frac{H_j}{\sum_{j=1}^m H_j}; H_j = \left| \sum_{k=1}^p \beta_{jk} \cdot E_k \right| \quad (8)$$

1.3.2 熵权法

熵权法(简称ETW)是根据各评价指标所含信息有序程度来进行赋权的一种客观赋权法^[18-19]。对于某个指标, 其信息熵越小, 表明其无序度越大, 提供的信息量越大, 在综合评价中所起的作用越大, 其相应的权重值也越大^[20]。第 j 个评价指标的信息熵 Q_j 计算公式如下:

$$w_j^E = \frac{1-Q_j}{m-\sum_{j=1}^m Q_j}; Q_j = -\frac{1}{\ln m} \cdot \sum_{j=1}^m \gamma_{ij} \cdot \ln \gamma_{ij};$$

$$\gamma_{ij} = \frac{1+s'_{ij}}{\sum_{j=1}^m (1+s'_{ij})}; s'_{ij} = \frac{x_{ij} - x_{\min}}{x_{\max} - x_{\min}}; \quad (9)$$

式中: x_{\min} , x_{\max} 分别为第 j 个评价指标的最大值和最小值; s'_{ij} 为第 j 个评价指标的标准化值; Q_j 表示第 j 个评价指标的信息熵。

1.3.3 CRITIC 法

CRITIC (criteria importance through inter-criteria correlation, 简称 CRITIC) 是由 Diakoulaki^[21-22]于 1995 年提出的一种基于评价指标间对比强度和冲突性的客观赋权方法。对比强度表示同一指标在各评价对象中取值差距的大小, 以标准差的形式表现, 标准差越大, 表示各评价对象间差距越大; 冲突性以指标间的相关系数为基础, 若两个指标具有正相关性, 说明这两个评价指标的冲突性较低^[20]。第 j 个评价指标的归一化权重公式如下:

$$W_j^C = \frac{G_j}{\sum_{j=1}^m G_j}; G_j = \sigma_j \psi_j; \psi_j = \sum_{k=1}^m (1-r_{kj}); \quad (10)$$

式中: ψ_j 表示第 j 个评价指标与其他评价指标的量化标准, r_{kj} 表示标准化数据 s'_{ij} (同公式(9)中 s'_{ij}) 中第 k 个评价指标和第 j 个评价指标之间的相关系

数; G_j 表示第 j 个评价指标包含的信息量, σ_j 表示第 j 个评价指标的类间标准差。

2 实例分析

基于上述理论模型和指标赋权方法, 对铜陵有色矿业区的重金属污染土壤进行属性区间识别模型验证和赋权分析。本文借用文献[23]的资料, 选取土壤重金属污染中普遍的 6 种重金属元素作为评价指标, 即 Hg、Cd、As、Pb、Cu、Zn。各个评价指标的实测数据和分级标准区间值见表 1 和表 2。

表 1 样品指标实测值

样品	Hg	Cd	As	Pb	Cu	Zn
T1	0.069	1.15	17.7	80.2	77.0	137.3
T2	0.066	0.142	10.5	24.8	29.2	59.2
T3	0.063	1.05	20.4	76.6	82.0	137.0
T4	0.101	3.75	20.2	139.5	147.4	246.4
T5	0.055	0.39	13.7	85.2	35.6	112.8
T6	0.051	0.452	12.1	31.5	57.1	178.3
T7	0.095	1.06	17.7	81.2	72.4	197.2
T8	0.109	0.681	15.8	90.6	78.1	190.3
T9	0.055	0.272	11.9	38.5	34.5	65.7
T10	0.089	0.273	10.5	48.9	38.4	100.4

表 2 评价指标分级标准

指标	清洁 I	尚清洁 II	轻污染 III	中污染 IV	重污染 V
Hg	[0,0.05]	[0.05,0.086]	[0.086,0.15]	[0.15,0.65]	[0.65,1.5]
Cd	[0,0.074]	[0.074,0.12]	[0.12,0.2]	[0.2,0.8]	[0.8,3]
As	[0,9.2]	[9.2,12.44]	[12.44,15]	[15,25]	[25,30]
Pb	[0,23.6]	[23.6,32.52]	[32.52,50]	[50,250]	[250,500]
Cu	[0,20]	[20,32.15]	[32.15,45]	[45,100]	[100,400]
Zn	[0,67.7]	[67.7,85.58]	[85.58,100]	[100,350]	[350,500]

2.1 计算指标属性测度

根据表 1 和表 2, 取均化系数 $\varphi=0.5$, 利用公式(1)~(3)计算各样点的指标综合属性测度。如样品 1 的指标综合属性测度矩阵如下:

$$u_1 = \begin{bmatrix} 0.2361 & 0.5000 & 0.2639 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.4205 & 0.5795 \\ 0 & 0 & 0.3650 & 0.5000 & 0.1350 \\ 0 & 0 & 0.4245 & 0.5000 & 0.0755 \\ 0 & 0 & 0.2091 & 0.5000 & 0.2909 \\ 0 & 0 & 0.4254 & 0.5000 & 0.0746 \end{bmatrix}。$$

2.2 标定指标权重

本文利用 SPSS 软件对监测数据进行主成分分析, 得到各主成分的解释方差贡献率及其得分系数(见表 3 和表 4)。由表 3 知, 主成分 1、2 的累积贡

表 3 各主成分解释方差率
Table 3 Total variance explained

主成分	Initial Eigen-values		
	特征值	贡献率/%	累计贡献率/%
1	4.601	76.684	76.684
2	0.695	11.578	88.262
3	0.296	4.936	93.198
4	0.257	4.280	97.478
5	0.138	2.306	99.784
6	0.013	0.216	100.000

表 4 主成分得分系数
Table 4 Component score coefficient matrix

评价指标	主成分				
	1	2	3	4	5
Hg	0.144	1.048	0.464	-0.058	0.706
Cd	0.199	-0.231	-0.466	-1.274	0.364
As	0.186	-0.488	0.940	0.925	0.970
Pb	0.201	-0.043	0.774	-0.352	-2.027
Cu	0.211	-0.161	-0.407	-0.245	0.967
Zn	0.192	0.147	-1.139	1.109	-0.783

献率为 88.262%，超过要求的 85%，说明前 2 个主成分可以反映原始数据的综合特征，由此确定主成分模型：

$$f_1=0.144Hg + 0.199Cd + 0.186As + 0.201Pb + 0.211Cu + 0.192Zn;$$

$$f_2=1.048Hg - 0.231Cd - 0.488As - 0.043Pb - 0.161Cu + 0.147Zn;$$

根据表3中主成分的得分系数，利用公式（8）算得各评价指标的主成分权重集为： $W^P=(0.2080, 0.1610, 0.1787, 0.1428, 0.1620, 0.1474)$ 。

根据表1中各样点监测数据,利用公式（9）确定各评价指标的信息熵权重集为： $W^E=(0.1970, 0.1541, 0.2108, 0.1383, 0.1491, 0.1507)$ ；利用公式（10）算得各评价指标的CRITIC权重集为： $W^C=(0.2984, 0.1256, 0.2072, 0.1197, 0.0977, 0.1515)$ 。

3种客观赋权法确定的权重作比较分析见图1。由图1，3种客观赋权法测算的指标权重，整

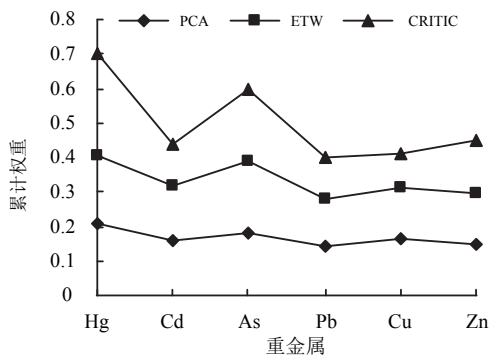


图 1 3种客观赋权方法标定的权重比较

Fig. 1 Comparison of weight coefficient obtained by 3 kinds of objective weighting methods

体上变化趋势基本保持一致。计算各权重集的标准差： $\sigma_P=0.0239$ ， $\sigma_E=0.0296$ ， $\sigma_C=0.0747$ ，判定各权重集的变异程度为： $PCA < ETW < CRITIC$ 。

2.3 评定土壤的污染级别属性

根据3组权重集 $\{W^P, W^E, W^C\}$ ，结合评价指标的综合属性测度，利用公式（4）算得各采样点的属性测度分布矩阵：

samples	I	II	III	IV	V	results
T1	0.0491	0.1040	0.2773	0.3831	0.1863	IV
T2	0.2757	0.4686	0.2335	0.0221	0	II
T3	0.0664	0.1040	0.2299	0.3868	0.2128	IV
T4	0	0.0796	0.2169	0.3270	0.3764	V
T5	0.0896	0.2086	0.3686	0.2913	0.0418	III
T6	0.1187	0.2647	0.3066	0.2352	0.0747	III
T7	0	0.0894	0.3152	0.4011	0.1943	IV
T8	0	0.0666	0.3384	0.4333	0.1615	IV
T9	0.1803	0.3780	0.3121	0.1197	0.0097	III
T10	0.0535	0.2346	0.4365	0.2654	0.0099	III

samples	I	II	III	IV	V	results
T1	0.0465	0.0985	0.2829	0.3892	0.1828	IV
T2	0.2806	0.4694	0.2289	0.0212	0	II
T3	0.0629	0.0985	0.2326	0.3927	0.2132	IV
T4	0	0.0754	0.2185	0.3358	0.3703	V
T5	0.0848	0.2066	0.3748	0.2934	0.0404	III
T6	0.1147	0.2731	0.3129	0.2269	0.0724	III
T7	0	0.0846	0.3173	0.4062	0.1918	IV
T8	0	0.0631	0.3437	0.4369	0.1563	IV
T9	0.1800	0.3834	0.3130	0.1143	0.0092	III
T10	0.0631	0.2419	0.4274	0.2581	0.0095	III

samples	I	II	III	IV	V	results
T1	0.0705	0.1492	0.2901	0.3409	0.1495	IV
T2	0.2938	0.4733	0.2157	0.0173	0	II
T3	0.0953	0.1492	0.2340	0.3437	0.1779	IV
T4	0	0.1142	0.2634	0.3153	0.3072	IV
T5	0.1285	0.2375	0.3373	0.2625	0.0343	III
T6	0.1628	0.3127	0.2764	0.1874	0.0608	III
T7	0	0.1282	0.3462	0.3644	0.1613	IV
T8	0	0.0956	0.3725	0.4045	0.1275	IV
T9	0.2237	0.4056	0.2710	0.0922	0.0075	III
T10	0.0620	0.2747	0.4303	0.2254	0.0078	III

取置信度 $\lambda=0.65$ ，利用公式（5），划定各评价对象的土壤重金属污染级别。结果见上述矩阵。

2.4 结果分析与对比

将3种权重下的土壤综合评价结果进行比较，并与模糊综合评价法的评价结果对比，见表5。

表 5 土壤重金属污染的评价结果

Table 5 Results of the evaluation of soil heavy metal pollution

评价方法	各采样点评价结果									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PCA	IV	II	IV	V	III	III	IV	IV	III	III
ETW	IV	II	IV	V	III	III	IV	IV	III	III
CRITIC	IV	II	IV	IV	III	III	IV	IV	III	III
模糊 ^[18]	IV	I	IV	V	III	III	IV	III	II	III

由表5知，3种权重间的评价结果基本一致，不一致的仅样点4，PCA和熵权法将其定为V级，而CRITIC法定为IV级。由表1知，样点4中，Cd、As、Pb、Zn的实测浓度达到IV级标准，仅Cu超过IV级标准，因此将其划为V级，过多地考虑了Cu元素的污染特性，定为IV级更加合理。将3种权重下的属性区间识别模型的结果与模糊综合

评价法的评价结果比较,多数样点的评价结果无明显差异,表明:3种权重下的属性区间识别模型应用于土壤重金属污染评价是可行的。具体差异点有样点2、样点4、样点8和样点9,样品2中,有5种元素超过I级标准,超标率达83%。因此,本文将其定位II级较为合理。同理,分析样点8和样点9,将其分别定为IV级和III级符合实际情况。样点4,由上文分析,定为IV级合理。

3种客观赋权法中各样点的评价结果的属性测度比较见图2。

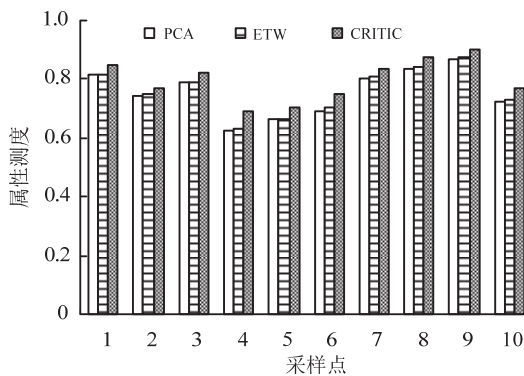


图2 3种权重方法下土壤属性测度的比较

Fig. 2 Comparison of soil quality attribute measure based on 3 kinds of weighting methods

由图2,3种方法算得各样点的属性测度差距不大,且基本遵循:PCA<ETW<CRITIC。这与评价指标的权重分布特征紧密相关。由图1,各权重集的变异程度为:PCA<ETW<CRITIC。主成分分析法确定的权重分配较均匀,而其他2个方法算得的权重差异较大。熵权法是基于指标的变异性大小来确定权重。而CRITIC法,不仅考虑指标的变异性程度,还考虑指标的冲突性,即标准差值一定时,冲突性越小,权重也越小,冲突越大,权重值也越大,使权重包含更多的信息量。因此可以认为,3种权重所包含的信息量大小为:PCA<ETW<CRITIC,具体表现在图2中的属性测度分布特征。

综上所述,应用属性区间识别模型对土壤重金属污染进行综合评价,结果更加合理准确,提高了方法的识别率。3种权重用于该模型的测算结果基本一致,说明3种赋权法均可作为土壤重金属污染评价的属性区间识别模型计算权重的有效方法,且其准确程度为:PCA<ETW<CRITIC。

3 结论

(1)属性区间识别模型条理清晰、简单易懂、结果可靠,是一种标准区间信息系统评价的新方法。本文将该模型用于铜陵有色矿业区的土壤重金属污染的综合评价,并将结果与模糊数学综合法的评价结果比较,多数点基本一致,样点2、样点8、

样点9分别由I级、III级、II级定为更合理的II级、IV级、III级,表明:属性区间识别模型在土壤重金属污染评价中,不仅适用且结果更加科学合理。

(2)通过对3种客观赋权法的计算结果比较知,PCA法和熵权法的计算结果较为相似,由表5和图2,其评价结果不仅相同且属性测度也极其接近。然而,PCA法和熵权法在应用中各有优缺点,PCA法的计算过程相对信息熵权法更简单,算得的主成分之间不存在相关性,无信息叠加、多重共线等问题;熵权法在算法上较复杂,不可避免变量间的相关性,但不存在信息丢失的缺点。CRITIC法在信息熵权法的基础上纳入指标间的冲突性,使得权重的信息量更丰富,能更准确地量化评价指标对评价对象的影响程度。

(3)3种权重下土壤的属性测度,按PCA法、熵权法、CRITIC法依次增大。在CRITIC法中,样点4,由V级降为更合理的IV级,表明:CRITIC法更准确地提高了属性区间识别模型的识别能力。因此,在一般情况下,可以认为CRITIC法优于熵权法,熵权法优于PCA法。然而,针对不同的研究条件和研究目的,应根据各种赋权法自身的优缺点采用不同的赋权方法。对3种客观赋权法的适宜性仍需更进一步的研究。

参考文献:

- [1] 范拴喜,甘卓亭,李美娟,等.土壤重金属污染评价方法进展[J].中国农学通报,2010,26(17):310-315.
- [2] 赵艳玲,胡振琪,王建峰,等.用模糊ISODATA方法评价重金属污染土壤的研究[J].金属矿山,2005,(6):53-55,59.
- [3] 张一修,王济,张浩.贵阳市区地表灰尘重金属污染分析与评价[J].生态环境学报,2011,20(1):169-174.
- [4] 叶琛,李思悦,卜红梅,等.三峡水库消落区蓄水前土壤重金属含量及生态危害评价[J].土壤学报,2010,47(6):1264-1269.
- [5] 马禄义,许学工.基于人工神经网络方法的河北省近海沉积物重金属污染综合评价[J].生态环境学报,2010,19(1):11-16.
- [6] 李磊,李剑,马建华.RBF神经网络在土壤重金属污染评价中的应用[J].环境科学与技术,2010,33(5):191-195.
- [7] 杜艳,常江,徐笠.土壤环境质量评价方法研究进展[J].土壤通报,2010,41(3):749-756.
- [8] 程乾生.属性识别理论模型及其应用[J].北京大学学报:自然科学版,1997,33(1):12-20.
- [9] 李群,宁利.属性区间识别理论模型研究及其应用[J].数学的实践与认识,2002,32(1):50-54.
- [10] 阳富强,陈伯辉.硫化矿石自然倾向性评价的属性区间识别模型[J].中国安全科学学报,2012,22(1):70-75.
- [11] 徐飞,王珂,刘造保.围岩稳定性评价的投影寻踪权重-属性区间识别模型[J].岩土力学,2010,31(8):2587-2591,2598.
- [12] 邹强,周建中,杨小玲,等.属性区间识别模型在溃坝后果综合评价中的应用[J].四川大学学报:工程科学版,2011,43(2):45-50.
- [13] WU Zhibin, CHEN Yihua. The maximizing deviation method for group multiple attribute decision making under linguistic

- environment[J]. *Fuzzy Sets and Systems*,2007,158(14):1608-1617.
- [14] ZOU Zhihong, YUN Yi, SUN Jingnan. Entropy method for determination of weight of evaluating indicators in fuzzy synthetic evaluation for water quality assessment[J]. *Journal of Environmental Sciences*,2006,18(5): 1020-1023.
- [15] 陈建宏, 刘浪, 周智勇, 等. 基于主成分分析与神经网络的采矿方法优选[J]. *中南大学学报: 自然科学版*,2010,41(5):1967-1972.
- [16] GABRIEL K R. The biplot graphic display of matrices with application to principal component analysis[J]. *Biometrika*,1971,58(3): 453-467.
- [17] 张文, 陈剑平, 秦胜伍, 等. 基于主成分分析的 FCM 法在泥石流分类中的应用[J]. *吉林大学学报: 地球科学版*,2010,40(2):368-372.
- [18] 闫文周, 顾连胜. 熵权决策法在工程评标中的应用[J]. *西安建筑科技大学学报: 自然科学版*,2004,36(1):98-100.
- [19] DELUCA A, TERMIN S. A definition of non-probabilistic entropy in the setting of fuzzy set theory[J]. *Information and Control*,1972,20(4): 301-312.
- [20] 王原, 吴泽民, 张浩, 等. 基于 RS 和 GIS 的马鞍山市分区城市森林景观格局综合评价[J]. *北京林业大学学报*,2008,30(4):46-52.
- [21] DIAKOULAKI D, MAVROTAS G, PAPAYANNAKIS L. Determining objective weights in multiple criteria problems: the CRITIC method[J]. *Computer Operational Research*,1995,22(7):763-770.
- [22] SOLYMOSI T, DOMBI T. A method for determining the weights of criteria: the centralized weights[J]. *European Journal of Operational Research*,1986,26(1):35-41
- [23] 杨西飞, 周涛发, 张鑫, 等. 基于 Matlab_FIS 的土壤中重金属污染模糊综合评价[J]. *合肥工业大学学报: 自然科学版*,2007,30(10): 1245-1249.

The weight analysis of attribute interval recognition model of soil heavy metal pollution

ZHAO Yanling, HE Tingting, LI Jianhua, FU Xin, WANG Yayun, ZENG Jiyong, HOU Zhandong

Institute of Land Reclamation and Ecological Reconstruction, China University of Mining & Technology(Beijing), Beijing 100083, China

Abstract: The assessment of heavy metal contaminated soil provides important theoretical basis for timely potential contamination prevention and integrated treatment. Attribute Interval Recognition (AIR) model for the assessment of heavy metal contaminated soil was built according to pertinent theories. The model has several evaluation indexes, including Hg, Cd, As, Pb, Cu, and Zn, which are extensively exist in heavy metal contaminated soil. The homogenization coefficient is used to transform the attribute measure interval into comprehensive attribute measure. In order to avoid subjective judgment, 3 kinds of objective weighting methods, including principal component analysis, entropy and criteria importance through inter-criteria correlation were adopted. Finally, comprehensive assessment of heavy metal pollution soil was undertaken according to confidence criteria and grading standards. The assessment results of aforementioned 3 kinds of weighting methods were compared, the results show that, the AIR model is applicable in assessment of heavy metal contaminated soil, and could improve the accuracy of results. The weights which are calculated from the 3 objective weighting methods are consistent with the actual soil contamination; the criteria importance through inter-criteria correlation method among the best of the 3 methods, and entropy method was greater than principal component analysis method.

Key words: soil heavy metal pollution; attribute interval recognition theoretical; homogenization coefficient; principal component analysis method