

土壤重金属污染的非线性可拓综合评价

王作雷¹ 蔡国梁¹ 李玉秀¹ 史雪荣² 陶华¹

(1 江苏大学 镇江 212013; 2 盐城师范学院 江苏盐城 224002)

摘要 将非线性可拓综合评价方法应用于土壤重金属污染评价。分析了土壤重金属污染的影响因素,建立了土壤重金属污染评价的物元模型。将多指标土壤重金属污染的目标评价归结为单目标决策,比较简明确切地反映出土壤重金属污染。

关键词 非线性; 可拓评价; 物元模型; 关联函数; 土壤重金属污染

中图分类号 O29; N945.16; X53

随着工农业生产活动的高度发展,重金属污染及环境生态问题已严重关系到经济的持续发展及生物健康。土壤中重金属元素污染已成为影响土壤环境质量的主要因素,受到土壤学家及环境科学家的普遍关注。环境生物地球化学认为,污染物的生态环境效应是以生物有效性形态为基础的。因此,考虑土壤环境重金属污染必须揭示其有效态含量状况。尽管土壤中重金属形态分级方法早已提出,但尚未建立一种考虑形态关系的指标以讨论土壤环境中重金属污染,已有的研究仅从全量或与背景值的比较(如污染指数)来判断污染状况,也有人建议采用重金属总量结合土壤 pH 值来探讨重金属污染,但结果不太理想。国内有人采用模糊综合评价法(FC 法)^[1]和层次分析模糊决策法(AHP-FD 法)^[2]进行土壤重金属污染评价,但这两种方法需要设计众多的隶属函数或白化函数,当评价因素或评价等级数目较多时,计算量大。土壤环境重金属污染评价,其各单项因素评价结果往往是互不相容的。我国学者蔡文在 80 年代初提出的物元模型^[3, 4]为处理不相容问题^[5]开辟了新途径。因此,可将以物元模型和可拓数学为理论基础的非线性可拓综合评价方法^[6]用于土壤重金属污染评价,本文对此进行了初步探讨。

我们利用多指标非线性可拓综合评价方法,分析了土壤环境重金属污染的各种影响因素,利用主成份分析法确定评价因子,按照物元模型、非线性可拓综合评价方法与关联函数理论,建立了土壤重金属污染的非线性可拓综合评价物元模型,通过计算其关联度,将多指标的评价归结为单目标决策,

给出定量的数值评定结果,利用综合关联度进行综合定量分析,来直观全面地衡量一个地方的土壤环境重金属污染状况,从而提供客观公正、准确合理和科学的综合分析结果。实例分析表明,该方法实际意义直观明确,评价结果较为客观真实地反映了土壤重金属污染状况。

1 物元模型和非线性可拓综合评价

1.1 n 维物元和物元矩阵

物元模型可用来处理在某些条件下用通常方法无法处理的不相容问题的一种分析方法。若对象 N 需用 n 个特征 $C_i, i = 1, 2, \dots, n$ 及相应量值 $X_i, i = 1, 2, \dots, n$ 描述时,它可用 n 维物元表示为:

$$R = (N, C, X) = \begin{bmatrix} N, C_1, X_1 \\ C_2, X_2 \\ \dots \\ C_n, X_n \end{bmatrix}$$

1.2 节域物元矩阵和经典域物元矩阵

若对象 N 是由标准事物加上可转化为标准事物所组成的节域对象, $X_{ij} = \langle a_{ij}, b_{ij} \rangle, i = 1, 2, \dots, n$ 表示节域对象关于特征 $C_i, i = 1, 2, \dots, n$ 的量值范围,则节域对象的物元矩阵表示为:

$$R_1 = (N, C, X_1) = \begin{bmatrix} N, C_1, X_{11} \\ C_2, X_{12} \\ \dots \\ C_n, X_{1n} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} N, C_1 \langle a_{11}, b_{11} \rangle \\ C_2 \langle a_{12}, b_{12} \rangle \\ \dots \\ C_n \langle a_{1n}, b_{1n} \rangle \end{bmatrix}$$

若对象 N 只是标准对象,其特征的取值范围为 $X_{ji} = [a_{ji}, b_{ji}]$ 则经典域对象物元矩阵表示为:

$$R_j = (N_j, C, X_j) = \begin{bmatrix} N_j, C_1, X_{j1} \\ C_2, X_{j2} \\ \dots\dots\dots \\ C_n, X_{jn} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} N_j, C_1 \langle a_{j1}, b_{j1} \rangle \\ C_2 \langle a_{j2}, b_{j2} \rangle \\ \dots\dots\dots \\ C_n \langle a_{jn}, b_{jn} \rangle \end{bmatrix}$$

显然 $X_{ji} \subset X_{li} (j, i, l = 1, 2, \dots, n)$ 。

关联函数表示物元的量值取为实轴上一点时物元对某标准对象的取值范围符合的程度，它可以是线性的，也可以是非线性的。根据可拓数学和关联函数理论，本文采用下面非线性函数作为关联函数：

1.3 关联函数

$$K_j(x_i) = \begin{cases} \frac{-r(x_i, X_{ji})}{|X_{ji}|} & x_i \in X_{ji} \\ \frac{r(x_i, X_{ji})}{r(x_i, X_{li}) - r(x_i, X_{ji})} & x_i \notin X_{ji} \end{cases} \quad (1)$$

其中 $r(x_i, X_{ji}) = \left| x_i - \frac{1}{2}(a_{ji} + b_{ji}) \right| - \frac{1}{2}(b_{ji} - a_{ji})$ (2)

$$r(x_i, X_{li}) = \left| x_i - \frac{1}{2}(a_{li} + b_{li}) \right| - \frac{1}{2}(b_{li} - a_{li}) \quad (3)$$

$$|X_{ji}| = |a_{ji} - b_{ji}| \quad (4)$$

1.4 评价标准

因为关联函数 $K_j(x_i)$ 的数值表示被评价的对象

对某级标准对象的取值范围的隶属程度，因此，可以根据 $K_j(x_i)$ 的不同取值范围作评价标准（表 1）。

表 1 评价标准

Table 1 Assessment criteria

$K(x) \geq 0$	$-1 < K(x) < 0$	$K(x) < -1$
表示评价对象符合标准对象的要求,其值大小表示符合要求的程度	表示评价对象不符合标准对象的要求,但具有转化为标准对象的条件	表示评价对象不符合标准对象的要求,且不具有转化为标准对象的条件

将实际监测数据分别代入(1)式中，计算出相应的关联度 $K_j(x_i)$ ，利用层次分析法^[7]确定 w_i 的值，然后再由下列加权公式^[8]：

$$K_j(P_0) = \sum_{i=1}^n w_i K_j(x_i) \quad (5)$$

计算出等评物元 $R_0 = (P_0, C, X_0)$ 关于土壤质量等级水平 N_j 的综合关联度 $K_j(P_0)$ 。若 $K_j = \max_{j \in \{1, 2, \dots, m\}} K_j(P_0) > 0$ (m 个等级)，则评定待评物元的土壤质量水平属于等级 j 。若对一切 j 有， $K_j(P_0) \leq 0$ ，则表示待评物元的质量等级不在所划分的各质量等级之内，应重新调整特征参数和权重因子，再重复上述步骤。

为了使非线性可拓综合评价方法的评价结果能和文献[1]用层次分析模糊决策法的评价结果相比较，各评价因子的分级标准取值与文献[1]的标准取值相同，并对文献[1]的 10 个监测点的监测值进行评价。各评价因子的分级标准和选定的最高允许值如表 2 所示；10 个监测点的监测值如表 3 所示。

表 2 土壤环境重金属污染程度分级标准 (mg/kg)

Table 2 Standards for grading of the soil heavy metal pollution

污染因子	级	级	级	级	级
	清洁	尚清洁	轻污染	中污染	重污染
Cd	0.1204	0.2523	0.6	1.4	2
Hg	0.092	0.2592	0.45	1.05	1.5
Pb	23.35	36.09	150	350	500
Cr	74.88	99.54	150	350	500
Cu	28.37	40.63	120	280	400
Zn	83.68	116.75	240	560	800

2 非线性可拓综合评价应用于土壤环境重金属污染实例

表 3 10 个监测点的监测结果 (mg/kg)

Table 3 Data from 10 monitoring posts

污染因子	监测点的监测值									
	1 [#] (P ₁)	2 [#] (P ₂)	3 [#] (P ₃)	4 [#] (P ₄)	5 [#] (P ₅)	6 [#] (P ₆)	7 [#] (P ₇)	8 [#] (P ₈)	9 [#] (P ₉)	10 [#] (P ₁₀)
Cd	0.462	0.304	0.22	0.10	0.87	0.484	0.20	0.10	0.12	0.12
Hg	0.178	0.225	0.23	0.16	0.30	0.19	0.60	0.03	0.11	0.06
Pb	22.87	24.62	24.20	14.77	37.15	20.73	22.87	26.36	21.45	16.90
Cr	75.72	75.71	61.00	73.59	92.59	88.11	88.59	71.62	68.17	59.80
Cu	26.34	28.76	28.90	22.89	50.66	44.26	40.60	22.78	28.24	21.80
Zn	92.5	118.53	86.60	76.96	148.28	98.63	38.46	76.81	82.55	70.00

2.1 建立土壤环境物元模型

令 $N = \{\text{土壤环境}\}$, $N_j = \{j \text{ 级环境}\}$, $j = 1, 2, \dots, 5$, 将上述参数评价因子分别记为: C_1, C_2, \dots, C_6 ;

把表 2 数值代入环境质量等级综合评价的物元模型, 并将 5 个质量等级分别以 $N_j, j = 1, 2, 3, 4, 5$ 来表示, 则 5 个质量等级转化为如下的 5 个物元:

$$R_1 = (N_1, C, X_1) = \begin{bmatrix} N_1, & C_1, & \langle 0, 0.1204 \rangle \\ & C_2, & \langle 0, 0.092 \rangle \\ & \vdots & \vdots \\ & C_6, & \langle 0, 83.68 \rangle \end{bmatrix}, \quad R_2 = (N_2, C, X_2) = \begin{bmatrix} N_2, & C_1, & \langle 0.1204, 0.2523 \rangle \\ & C_2, & \langle 0.0920, 0.2592 \rangle \\ & \vdots & \vdots \\ & C_6, & \langle 83.68, 116.75 \rangle \end{bmatrix},$$

$$R_3 = (N_3, C, X_3) = \begin{bmatrix} N_3, & C_1, & \langle 0.2523, 0.600 \rangle \\ & C_2, & \langle 0.2592, 0.450 \rangle \\ & \vdots & \vdots \\ & C_6, & \langle 116.75, 240 \rangle \end{bmatrix}, \quad R_4 = (N_4, C, X_4) = \begin{bmatrix} N_4, & C_1, & \langle 0.6, 1.400 \rangle \\ & C_2, & \langle 0.45, 1.05 \rangle \\ & \vdots & \vdots \\ & C_6, & \langle 240, 560 \rangle \end{bmatrix},$$

$$R_5 = (N_5, C, X_5) = \begin{bmatrix} N_5, & C_1, & \langle 1.4, 2.00 \rangle \\ & C_2, & \langle 1.05, 1.50 \rangle \\ & \vdots & \vdots \\ & C_6, & \langle 560, 800 \rangle \end{bmatrix}.$$

其相应的节域物元为: $R = (P, C, X) = \begin{bmatrix} P, & C_1, & \langle 0, 2.00 \rangle \\ & C_2, & \langle 0, 1.50 \rangle \\ & \vdots & \vdots \\ & C_6, & \langle 0, 800 \rangle \end{bmatrix}$

2.2 确定待评物元

将表 3 评价因子的数据代入待评物元模型, 10 个监测点分别记做 $P_{0j}, j = 1, 2, \dots, 10$, 则 10 个监测点数据转化为如下 10 个 n 维物元:

$$R_{0j} = P_{0j}, C, X_{0j} = \begin{bmatrix} P_{0j}, & C_1, & x_{0j1} \\ & C_2, & x_{0j2} \\ & \dots & \dots \\ & C_n, & x_{0jn} \end{bmatrix}, j = 1, 2, \dots, 10$$

2.3 层次分析法确定各因子的权系数

依据层次分析法^[7](AHP 法)确定权重的基本原理, 构造判断矩阵是层次分析法的出发点, 所谓判断矩阵就是征询专家们的意见, 对诸因子的相互重

要性给出评判, 将判断结果用数值表示出来, 统计汇总后写成矩阵形式(即判断矩阵)。本文结合土壤污染的特征, 通过问卷调查的方式, 共邀请 10 多位有关专家对每一个因素进行较客观的判断, 经统计得到各个评判因素之间的重要程度(即相对重要程度)的 6×6 $A \sim \delta$ 判断矩阵如表 4 所示, 再用幂法求出它的判断矩阵的最大特征向量, 将该特征向量规范化即可得到符合我们规定的重要程度的权重向量为 $\hat{u} = (0.339, 0.213, 0.110, 0.087, 0.103, 0.148)$, $\hat{e}_{\max} = 6.4771$ (判断矩阵的最大特征根), CI (偏差一致性指标) = 0.0954, RI (定值, 表 5 给出了对于 1 ~ 13 阶判断矩阵的 RI 值) = 1.24, CR (随机一致性比率,

表 4 A ~ 6 判断矩阵表
Table 4 A ~ 6 Judgment Matrix

	Cd	Hg	Pb	Cr	Cu	Zn
Cd	1	2	3	4	3	2
Hg	1/2	1	2	3	3	1
Pb	1/3	1/2	1	2	1	1/2
Cr	1/4	1/3	1/2	1	1/2	2
Cu	1/3	1/3	1	2	1	1/2
Zn	1/2	1	2	1/2	2	1

表 5 平均随机一致指标

Table 5 Mean random consistency index

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
RI	0	0	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.46	1.49	1.51	1.54	1.56

拓综合评价如表 6 所示。根据 1.4 节讨论的结果，对于多元数据量化决策的可拓综合评价，通常将最优决策转化为综合关联度的最大值，其中正值表示综合关联度属于该质量等级，且反映属于该质量等级的程度，负值表示综合关联度不属于该质量等级，且反映不属于该质量等级的程度。由表 6 可以直观地看出各测点土壤环境质量关于各环境等级的综合关联度和相应的质量等级。例如由表 6，待评物元

$CR = CI/RI = 0.077 < 0.1$ ，表明判断矩阵具有满意的一致性，可作为评价因子的权重向量。

2.4 计算待评物元的综合关联度，评定等级

根据表 3 中各监测点的监测值，按公式(1)和加权公式^[8] (5)计算各监测点的土壤环境对各评价等级的综合关联度 $K(P_j)$, $j = 1, 2, \dots, 10$ ，如表 6 所示 (可以将计算过程编成专用程序^[9, 10] 利用计算机计算)；按表 1 的评价标准,10 个监测点的非线性可

$R_j, j = 1, 2, 3$ 关于各质量等级的综合关联度的最大值分别为 $K_2(P_1) = 0.040016$, $K_2(P_2) = 0.009274$ 和 $K_2(P_3) = 0.128947$ ，所以 $P_1、P_2、P_3$ 的土壤环境质量级别均为 级尚清洁。由 P_1 一栏可以看出，其土壤环境质量等级属于 级尚清洁，而且不属于 级的程度(-0.223693)要比不属于 级的程度(-0.05621)大。该评价结果与实际情况也基本吻合。

表 6 各监测点的土壤环境对各评价等级的综合关联度 $K_i(X)$

Table 6 Integrated correlation degree $K_i(X)$ of soil environment at each monitoring post to grading standard

监测点	级 清洁	级 尚清洁	级 轻污染	级 中污染	级 重污染
P_1	-0.223693	0.040016	-0.05621	-0.5134	-0.79146
P_2	-0.248122	0.009274	-0.06144	-0.56199	-0.81228
P_3	-0.179809	0.128947	-0.20527	-0.6355	-0.84379
P_4	0.0676107	-0.04451	-0.46923	-0.74714	-0.89163
P_5	-0.364252	-0.18775	0.011061	-0.18873	-0.63597
P_6	-0.26361	0.065489	-0.01883	-0.47149	-0.7735
P_7	-0.16769	0.009394	-0.25451	-0.49074	-0.77414
P_8	0.1518542	-0.21123	-0.54293	-0.80151	-0.91493
P_9	-0.009611	0.002589	-0.44717	-0.74972	-0.89274
P_{10}	0.1711674	-0.17117	-0.54168	-0.79484	-0.91208

3 评价方法的比较

表 7 列出了采用非线性可拓综合评价法的评价结果与层次分析模糊决策法(AHP-FD 法)和模糊综合评价法(FC 法)的结果。我们可以看出用非线性可拓综合评价法和 AHP-FD 法所得结果除 7#、9# 有差别外，其余 8 个测点完全一致，从表 3 的监测数据可以看出 7#测点的 4 个因子指标在 级范围，而且

Z_n 的指标位于 级范围内,因此综合评定为 级更合理。9#测点的因子 Hg 指标已在 级范围内，且其余因子的指标虽然在 级范围内但非常接近 级范围，综合评定为 级较为合理。由此可见，将非线性可拓综合评价法应用于该区域进行土壤环境评价，结果表明所得结果比层次分析模糊决策法(AHP-FD 法)和模糊综合评价法(FC 法)灵敏度更高，更能真实的反映出土壤本身受重金属污染的程度。

表 7 非线性可拓综合评价法、AHP-FD 法和 FC 法评价结果

Table 7 Results of evaluations with the nonlinear extension multi-factorial evaluation method, the AHP-FD method and the FC method

评价方法	测 点									
	1 [#] (P ₁)	2 [#] (P ₂)	3 [#] (P ₃)	4 [#] (P ₄)	5 [#] (P ₅)	6 [#] (P ₆)	7 [#] (P ₇)	8 [#] (P ₈)	9 [#] (P ₉)	10 [#] (P ₁₀)
非线性可拓综合评价法	级 尚 清 洁	级 尚 清 洁	级 尚 清 洁	级 清 洁	级 轻 污 染	级 尚 清 洁	级 尚 清 洁	级 清 洁	级 尚 清 洁	级 清 洁
层次分析模糊决策法	级 尚 清 洁	级 尚 清 洁	级 尚 清 洁	级 清 洁	级 轻 污 染	级 尚 清 洁	级 中 污 染	级 清 洁	级 清 洁	级 清 洁
模糊综合评价法	级 清 洁	级 尚 清 洁	级 尚 清 洁	级 尚 清 洁	级 尚 清 洁	级 尚 清 洁	级 中 污 染	级 清 洁	级 清 洁	级 清 洁

4 结论

(1) 利用非线性可拓综合评价方法，将土壤环境重金属污染评价中多参数因子目标评价归结为单目标决策，克服了用全量或与背景值的比较（如污染指数）来判断污染状况或总量结合土壤 pH 值来探讨重金属污染等评价方法不能全面反映土壤环境重金属污染综合状况的不足。利用该方法可以建立多指标性能参数的土壤环境重金属污染评定模型，并能以定量的数值表示评定结果，从而较完整地反映土壤环境重金属污染的综合情况。

(2) 本文实例选取了文献[1]的 10 个监测点（待评物元）进行非线性可拓综合评价，并和文献[1]用层次分析模糊决策法(AHP-FD 法)和文献[2]用模糊综合评价法(FC 法)的评价结果进行比较。结果说明该方法计算简便，较层次分析模糊决策法(AHP-FD 法)和模糊综合评价法(FC 法)大大减少了计算的工作量，且较客观、真实地反映了土壤的环境质量状况。

(3) 非线性可拓综合评价方法有以下特点：关联函数的设计形式固定，运算简便，结果定量清晰，判断客观准确，并可以编制计算机专用程序，利用计算机进行规范化评定；非常适合于大规模、多因素、多指标的环境质量评价；综合关联度充分显示了各评价因子对土壤环境质量的影 响程度；可比性好，不仅能表示出评价对象符合要求的程度，还可表示出评价对象不符合要求的程度。

因此在土壤环境重金属污染评价方面有很好的应用前景。

当然，该方法也存在监测数值的大小未能真正参与到评价模式中，从而可能造成信息利用率低，准确度较低的不足，有待于更进一步的研究和改进。

参考文献

- 李德豪. 层次分析模糊决策法评价土壤环境重金属污染. 石油化工高等学校学报, 1997, 10 (3): 51 ~ 54
- 彭再德. 模糊综合评价法在区域土壤环境重金属污染评价中的应用. 化工环保, 1993, 13 (4): 235 ~ 238
- 蔡文. 物元模型及其应用. 北京: 科学技术文献出版社, 1994
- 蔡文. 可拓学概述. 系统工程理论与实践, 1998, 18 (1): 76 ~ 84
- 蔡国梁, 姜殿玉, 李日华. 可拓事件、可拓概率及其在预测学上的应用. 江苏理工大学学报, 1999, 20 (4): 90 ~ 94
- 候定丕, 王战军. 非线性评估的理论探索与应用. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2001
- 王莲芳, 许树柏. 层次分析法引论. 北京: 中国人民大学出版社, 1990
- 史雪荣, 王钟羨. 加权均值 GM (1, 1) 模型及应用, 江苏大学学报, 2003, 24 (3): 91 ~ 94
- David Kruglinsky. Visual C++技术内幕. 北京: 清华大学出版社, 1995
- 谷保山. Visual C++ 6.0 编程与实例. 北京: 科学出版社, 1999

NONLINEAR EXTENSION MULTI-FACTORIAL EVALUATION METHOD OF SOIL HEAVY METAL POLLUTION

WANG Zuo-lei¹ CAI Guo-liang¹ LI Yu-xiu¹ SHI Xue-rong² TAO Hua¹

(1 *Jiangsu University, Zhenjiang* 212013; 2 *Yancheng Normal College, Jiangsu Yancheng* 224002)

Abstract The nonlinear extension multi-factorial evaluation method is used to assess soil heavy metal pollution. The author analyzes elements that influence soil heavy metal pollution builds up a matter-element model for assessing soil heavy metal pollution with the nonlinear extension multi-factorial evaluation and transforms the multi-index assessment into single-object decision-making, which may clearly and accurately reflect integrative level of the pollution.

Key words Nonlinear, Extension evaluation, Matter-element model, Incidence function, Soil heavy metal pollution

(上接第 144 页)

- | | |
|--|--|
| <p>4 谭淑豪, 李力, 徐挨辉, 吴淑秀. 经济改革背景下的区域土地退化研究—以江西省耕地退化为例. <i>中国土地科学</i>, 2001, (3): 31 ~ 34</p> <p>5 卢现祥. 西方新制度经济学. 北京: 中国发展出版社, 1996, 52~70</p> <p>6 俞宪忠. 科技转化为生产的最优路径. <i>经济日报</i>, 1999 年 12 月 13 日第 6 版</p> | <p>7 林国先. 制度因素是农业增长方式转变的重要变量. <i>经济问题</i>, 1998, (7): 38 ~ 39</p> <p>8 .卡特, 钟甫宁等著. 经济改革进程中的中国农业. 北京: 中国财政经济出版社, 1998</p> <p>9 陈汉圣, 武志刚等. 农户收入结构变动分析. <i>农业经济</i>, 1998, (1): 159 ~ 165</p> |
|--|--|

FARM HOUSEHOLDS' BEHAVIORS AND SOIL DEGRADATION IN CHINA: FROM THE VIEW OF THE NEW INSTITUTIONAL ECONOMICS

TAN Shu-hao¹ TAN Zhong-chun² HUANG Xian-jin³

(1 *The College of Land Management, Nanjing Agricultural University, Nanjing* 210095 ; 2 *The Business Management College, Nanjing Financial University, Nanjing* 210003 ; 3 *Department of Urban and Resources, Nanjing University, Nanjing* 210093)

Abstract Soil degradation induced by human activities together with natural factors has been attracting increasing attention in the world. Many researchers have studied this issue from different angles. This paper analyzes soil degradation from the view of institutional economics. The authors argue that institutions affect soil degradation by influencing farm households' behaviors. Firstly, institutions influence farm households investing in production. Secondly, institutions determine selection of patterns of farming systems and technologies. A basic research methodology for the study on how institutions influence soil degradation is thus discussed in the paper.

Key words Institutions, Farm households' behaviors, Soil degradation