

孙小涛, 周忠发, 黄智灵, 等. 改进模糊综合评价模型对岩溶山区茶叶产地土壤重金属污染评判[J]. 中国岩溶, 2016, 35(3): 282–290.

DOI: 10.11932/karst20160306

改进模糊综合评价模型对岩溶山区茶叶产地土壤重金属污染评判

孙小涛, 周忠发, 黄智灵, 陈圣子, 张绍云

(1. 贵州师范大学喀斯特研究院, 贵州 贵阳 550001;

2. 贵州省喀斯特山地生态环境国家重点实验室培育基地, 贵州 贵阳 550001)

摘 要: 优化的模糊综合评价模型, 有助于查明生态茶叶园区表层土壤(0~20 cm)重金属污染状况。以 Hg、As、Cd、Pb、Cr、Cu 为评判因子, 运用最小相对信息熵原理, 将污染物“超标倍数法”与“双权重超标赋权法”相结合, 形成综合权重, 对传统模糊综合评价模型进行了改进。接着对茶叶园区土壤重金属污染做了评判, 并对比评判结果。结果表明, 改进后的模糊综合评价模型, 在计算评判因子权重时, 综合土壤重金属浓度和毒理, 评判结果更加合理; 该茶叶园区土壤清洁率达 38.81%、尚清洁率达 61.19%, 尚无土壤污染区。说明该茶叶园区土壤环境质量整体较好, 满足无公害茶叶产地要求; 对比评判结果, 改进的模糊综合评价模型等级划分更加科学, 评判结果客观。为优化岩溶山区茶叶区域布局提供参考。

关键词: 土壤重金属; 模糊综合评价; 信息熵; 综合权重; 茶叶

中图分类号: X825

文献标识码: A

文章编号: 1001-4810(2016)03-0282-09

0 引 言

土壤是地球陆地表面能够生长植物的疏松表层, 在自然界能够进行物质和能量循环, 是人类赖以生存和发展最基本的自然资源之一。随着人类社会的快速发展, 各种矿产资源大量开发利用, 工业生产飞速发展, 各种化学制品、农药和化肥的普遍运用, 使得含重金属污染物通过各种渠道进入土壤, 造成土壤功能损害, 尤其是农田土壤重金属污染日益严重, 土壤污染直接促使粮食减产和通过食物链进入人体, 对人类身体健康造成威胁^[1-3]。目前, 土壤重金属污染已经成为全球面临的重要环境问题之一^[1]。

土壤环境质量^[5]对茶叶质量安全具有显著的影响。根据中华人民共和国《无公害食品茶叶产地环境条件》(NY5020-2001)要求, 确定 Hg、As、Cd、Pb、Cr、Cu 等 6 种重金属元素为评判因子, 这几种重金属元素具有显著的生物毒性, 通过茶树吸收进入茶叶, 影响茶叶品质和人体健康, 因此, 对茶叶园区土壤重金属污染评判具有十分重要的意义。目前评判方法很多, 常见的方法有单因子质量指数法^[6-7]、内梅罗综合污染指数法^[8]、污染负荷指数法^[9]、地积累指数法^[10]、聚类分析法^[11]、潜在生态危害指数法^[12]、灰色聚类法^[13]和模糊数学法等。各种评价模型都具有自身的缺陷和不足。

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973 计划)课题“人为干预下喀斯特山地石漠化的演变机制与调控”(2012CB723202); 贵州省重大科技专项计划“贵州省茶叶、蔬菜质量安全评价、检测和可追溯关键技术研究与应用”(黔科合重大专项字[2013]6024 号); 贵州省重大应用基础研究项目“喀斯特石漠化生态修复及生态经济系统优化调控研究—岩土类型格局”(黔科合 JZ 字[2014]200201); 贵州省科技计划“基于北斗卫星的山地高效农业产业园区智能管理系统开发与应用”(黔科合 GY 字[2015]3001)

第一作者简介: 孙小涛(1989—), 男, 硕士研究生, 研究方向为地理信息系统与遥感。E-mail: sxt6666666@sina.com。

通讯作者: 周忠发(1969—), 男, 博导, 研究方向为喀斯特资源与环境。E-mail: fa6897@163.com。

收稿日期: 2015-10-20

茶叶土壤环境是多种环境因子构成的整体,对土壤污染程度和级别的判定是一个模糊概念,解决这些具有模糊边界问题最有效的方法就是模糊综合评价模型^[14]。该模型属于模糊数学的一种,是将模糊因子量化后进行综合评价的方法,克服了单因子指数评价法土壤最差指标决定土壤质量的片面性,充分考虑各级各类土壤环境质量标准等级的模糊性和各类评价指标权重的客观性^[15]。但是,目前许多研究在计算各类评判因子权重时单纯使用重金属污染物“超标倍数法”,这样的模糊综合评判仅仅考虑到重金属浓度,却忽视了重金属毒性作用,同时这种计算权重的方法主观性强。因此,本文在土壤重金属污染评判过程中,采用多种计算权重的方法,相互融合,对传统模糊综合评价模型进行改进,以达到评价结果更为客观。现以贵州省沿河县新景生态茶叶园区为例,对模型进行运用,并对评判结果进行分析。

1 数据来源与研究方法

1.1 数据来源与评价标准

1.1.1 数据来源

数据来源于贵州省农产品质量安全监督监测测试中心。参考中华人民共和国《无公害食品茶叶产地环境条件》(NY5020—2001),选取土壤环境质量中对茶叶品质影响较大,对人类健康构成极大威胁的重金属元素作为评判因子,主要包括 Hg、As、Cd、Pb、Cr、Cu 等六种重金属元素。

1.1.2 土壤环境质量评判标准

土壤环境质量评判标准是衡量茶叶园区土壤质量是否合格的尺度和依据,茶叶品质与人类健康息息相关,高品质茶叶对土壤环境质量要求严格,为了使茶叶园区土壤重金属污染综合评判结果客观,参考中华人民共和国《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)(本文依据的国家标准均为此标准,下文同,不赘述),将该茶叶主产区土壤重金属污染评判等级划分为Ⅰ级(清洁)、Ⅱ级(尚清洁)、Ⅲ级(污染)3个等级。

1.2 研究方法

土壤环境质量评价是土壤环境质量评价的基础,是土壤功能诊断的重要内容,因此,了解土壤重金属污染状况就变得尤为重要。自 Zadeh 提出模糊综合评价模型以后,有机结合定性、定量分析的评价方法

得到了较充分的普及与发展^[17],在土壤环境质量评判中,该方法的准确性明显高于其他评价方法^[18]。模

表 1 土壤重金属分级标准

Table 1 Grading standard of soil heavy metals($\times 10^{-6}$)

评价因子	Ⅱ				Ⅲ	毒性指数 ^[16]
	Ⅰ	pH<6.5	6.5≤pH≤7.5	pH>7.5		
Hg	0.15	0.30	0.50	1.00	1.50	1
As	15	40	30	25	40	3
Cd	0.20	0.30	0.30	0.60	1.00	2
Pb	35	250	300	350	500	4
Cr	90	150	200	250	300	5
Cu	35	50	100	100	400	4

注:中华人民共和国《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)。

糊综合评价模型是一种基于模糊数学综合评判方法,属于模糊数学模型的一种,可以通过隶属度来描述土壤重金属污染状况的模糊性和渐变性,把定性评价转化成定量评价,使综合评判结果更加客观,更接近园区土壤重金属污染的实际情况。同时,该模型的关键点在于隶属度函数和各评判因子权重的确定。因此,为了保证模糊综合评判结果的准确性,本文利用污染物“超标倍数法”与“双权重超标赋权法”相结合,形成综合权重,对传统的模糊综合评价模型进行改进。

1.2.1 确定评价模型论域以及模型要素

已知评价因子集 $U = \{u_1, u_2, u_3, \dots, u_i, \dots, u_n\}$, 其中 u_n 表示第 n 个采样点的重金属元素;采样点中,各评价因子组成的权重集为 $W = (w_1, w_2, w_3, \dots, w_m)$, 其中 w_m 表示第 m 个采样点重金属权重向量;根据 GB15618—1995 制定与土壤重金属元素对应的模糊综合评价决策集为: $V = \{v_1, v_2, v_3, \dots, v_j, \dots, v_m\}$, 其中 v_m 为第 m 个采样点的模糊综合评价等级。

1.2.2 确定隶属函数并建立模糊关系矩阵

土壤重金属污染状况是一个模糊的界线,为了进行模糊综合评价,必须确定各评价等级的隶属度函数。通常情况下采用“降半梯形分布图法”计算各种重金属在各个等级的隶属函数 $U(x)$ ^[19]。根据土壤环境质量标准(表 1),可用 3 个分段函数表示,利用表 1 的值作为各隶属度函数的拐点,构建各评价因子隶属度函数。其中,隶属度介于[0,1]之间,函数值越大,越接近 1,表示隶属关系越密切,反之,则表示隶属度关系越不紧密。下面以某种重金属污染因子为例,构建如下隶属度函数。

一级隶属函数:

$$u(x_i) = \begin{cases} 1 & x_i \leq a_i \\ \frac{b_i - x_i}{b_i - a_i} & (a_i \leq x_i \leq b_i) \\ 0 & (x_i \geq b_i) \end{cases} \quad (1)$$

二级隶属函数:

$$u(x_i) = \begin{cases} 0 & (x_i \leq a_i, x_i \geq c_i) \\ \frac{x_i - a_i}{(b_i - a_i)} & (a_i \leq x_i \leq b_i) \\ \frac{(c_i - x_i)}{(c_i - b_i)} & (b_i \leq x_i \leq c_i) \end{cases} \quad (2)$$

三级隶属函数:

$$u(x_i) = \begin{cases} 0 & x_i \leq b_i \\ \frac{x_i - b_i}{c_i - b_i} & (b_i \leq x_i \leq c_i) \\ 1 & (x_i \geq c_i) \end{cases} \quad (3)$$

式中: x_i 表示各采样点中某种重金属含量实测值, a_i 、 b_i 、 c_i 分别表示对应重金属评价等级的土壤环境质量评价标准的限定值。

令模糊映射 $f: U \rightarrow (v)$, 由模糊映射 f 可诱导出模糊关系: $R(u_i, v_j) = f(u_i)(v_j) = r_{ij}$, 因素评判矩阵 $R = (r_{ij})_{n \times m}$, 因子属性与评判等级之间关系通过建立隶属函数得出, 用模糊关系矩阵 R 表示:

$$R = [R_{ij}] = \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \dots & r_{1m} \\ r_{21} & r_{22} & \dots & r_{2m} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ r_{n1} & r_{n2} & \dots & r_{nm} \end{bmatrix} \quad (4)$$

1.2.3 确定综合权重

通过最小相对信息熵原理, 采用污染物“超标倍数法”与“双权重超标赋权法”相结合, 确定各评价因子综合权重。

(1) 污染物“超标倍数法”计算权重

$$W_i = \frac{C_i/S_i}{\sum_{i=1}^n C_i/S_i}, S_i = (S_1 + S_2 + S_3)/3 \quad (5)$$

其中 W_i 为第 i 个因子在“浓度超标法”下的权重; C_i 为第 i 种因子实测浓度值; S_i 为第 i 种因子对应重金属评价等级的土壤环境质量评价标准限定值的平均值, S_1 、 S_2 、 S_3 分别为该指标因子对应的各土壤重金属质量级别的标准限定值。以 GB15618—1995 为标准限值。

(2) “双权重超标赋权法”计算权重^[16]

$$P_i = \frac{C_i}{f_i} / \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{f_i}, C_i = \frac{X_{ij}}{\sum_{i=1}^m S_{ij}} / \sum_{i=1}^n \frac{X_{ij}}{\sum_{i=1}^m S_{ij}},$$

$$S_{ij} = S_1 + S_2 + S_3 \quad (6)$$

式中 X_{ij} 表示某样品第 i 个评价因子的实测浓度值; S_{ij} 表示第 i 种因子对应重金属评价等级的土壤环境质量评价标准限定值之和, S_1 、 S_2 、 S_3 分别为该指标因子对应的各土壤重金属质量级别的标准限定值; f_i 表示第 i 个评价因子的毒性级别指数; p_i 为某样品第 i 个评价因子的权重值。

(3) 综合权重的确定

根据最小相对信息熵原理确定综合权重 W_{zm} , 综合权重向量计算公式为^[20]:

$$W_{zm} = \frac{\sqrt{W_{bm} W_{dm}}}{\sum_{i=1}^m \sqrt{W_{bm} W_{dm}}} \quad (7)$$

式中: W_{bm} 为“超标倍数法”各指标权重分配值, W_{dm} 为“双权重超标赋权法”各指标权重分配值, W_{zm} 为综合权重各指标权重分配值。将各单因子实测值和评价标准代入公式(5)、(6)、(7), 得到各评价因子综合权重, 并形成因子权重集:

$$A = (W_{z1}, W_{z2}, W_{z3}, \dots, W_{zm}) \quad (8)$$

1.2.4 综合评判

模糊综合评判是通过模糊关系矩阵 R 与因子权重集 A 符合运算完成, 即对各评价因子进行加权运算^[21]。综合评判结果按照最大隶属原则确定, 哪级土壤重金属隶属最大, 就定在哪级。

$$b_j = R \cdot A, B = \max \{b_1, b_2, \dots, b_j\}; \quad (9)$$

2 案例分析

2.1 研究区概况

沿河县新景生态茶叶园区位于贵州省东北部, 乌江下游, 地处武陵山脉与大娄山脉交错地带, 介于 $108^{\circ}06'37''E \sim 108^{\circ}21'11''E$, $28^{\circ}38'05''N \sim 29^{\circ}04'27''N$ 之间, 园区辖塘坝、客田、新景、黄土等 4 个镇, 总面积 605.64 km^2 (图 1)。研究区地貌以岩溶山原、岩溶低中山山地为主, 气候类型属中亚热带季风湿润气候, 年平均气温在 $13.9 \sim 17.9^{\circ}C$ 之间。无霜期 $273 \sim 317 \text{ d}$, 年降水量 $1178 \sim 1240 \text{ mm}$, 年日照 1100 h , 热量垂直差异明显, 水热同期, 光温同步, 降水充沛; 土壤类型多样, 主要有黄壤、黄棕壤、石灰土、水稻土、紫色土、潮土等。土壤 pH 值介于 $4.62 \sim 6.82$ 之间, 呈微酸性; 并且研究区海拔高, 雾日多, 气候冷凉; 土壤条件和气候条件均为茶叶生长提供了优越的生长条件。

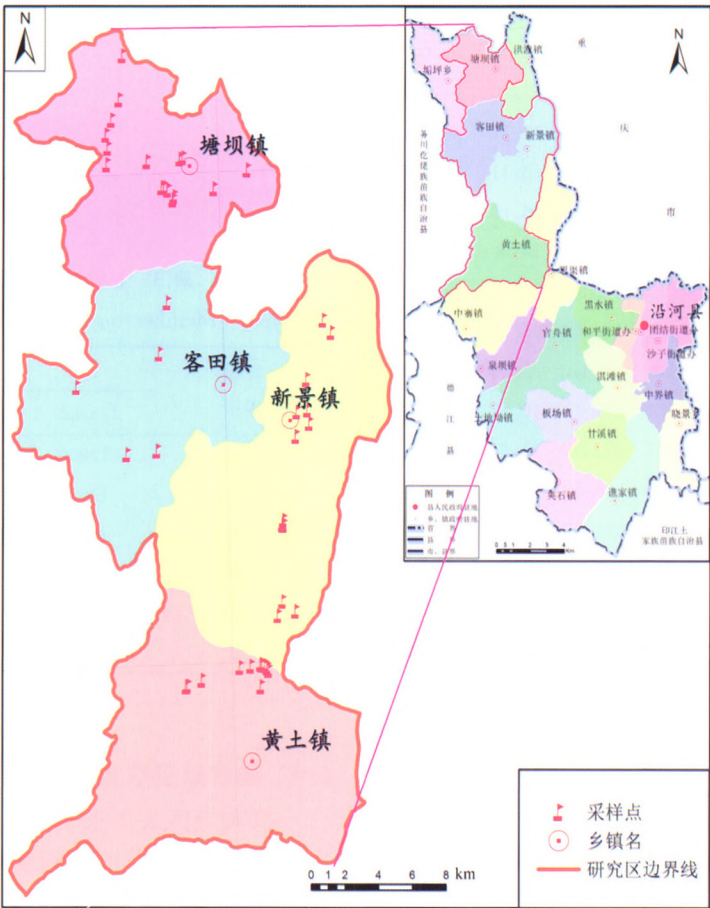


图 1 新景生态茶叶园区地理位置及采样点分布图

Fig. 1 Map showing location of tea production park area and sampling sites

2.2 样品采集

根据“全面性、代表性和客观性”的布点原则,充分考虑生态茶叶园区地势崎岖不平、地块破碎和面积大的特殊自然地理环境,采样点布设采用“蛇形布点法”(图 1)。5.033×10³ hm² 适宜种茶地分散布局在缓坡地带,透水性较好。采集园区内茶叶种植面积较大,分布集中的地块地表(0~20 cm)的土样共 48 个,编号 01~48,并用 GPS^[22] 定位。每个样品位于样地中央,且由邻近相同类型土样 4 个均匀混合而成,取样 1 kg。将采集到的土样自然风干,去除植物和石块,用玛瑙钵研磨,过 100 目尼龙筛。分析出土样 pH 值以及各主要重金属元素含量。

2.3 计算隶属函数值并建立模糊关系矩阵

选取土壤样品中对茶叶品质影响较大的重金属元素: Hg、As、Cd、Pb、Cr、Cu 等 6 种评判因子,以中华人民共和国《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)为综合评判依据,按照生态茶叶产地要求,应用改进模糊综合评价模型对茶叶产地土壤重金属污染

进行评判。选取的评价因子及原始数据见表 2。

表 2 各采样点土壤重金属含量

Table 2 Soil heavy metal content of each sampling site

(×10⁻⁶)

采样点	pH	Hg	As	Cd	Pb	Cr	Cu
1	4.62	0.049	6.303	0.095	37.966	22.833	10.197
2	4.70	0.451	9.933	0.153	44.897	34.456	14.870
3	4.70	0.073	15.735	0.195	49.939	25.697	42.121
4	4.93	0.058	8.578	0.067	43.137	19.844	15.508
5	4.99	0.381	7.790	0.169	85.476	24.831	13.520
6	5.03	0.252	10.506	0.200	39.970	46.545	7.786
7	5.15	0.391	7.679	0.127	42.500	26.039	5.851
8	5.20	0.380	4.913	0.095	40.018	27.721	8.747
9	5.28	0.405	6.055	0.101	47.328	35.742	8.521
10	5.30	0.364	4.980	0.257	94.265	38.249	21.260
11	5.31	0.389	21.324	0.440	77.770	101.302	78.920
12	5.40	0.066	9.039	0.230	59.552	21.043	14.352
13	5.41	0.262	8.018	0.154	36.870	27.290	14.850

续表 2

采样点	pH	Hg	As	Cd	Pb	Cr	Cu
14	5.43	0.028	12.070	0.377	114.662	17.982	21.137
15	5.45	0.148	7.863	0.165	36.740	47.729	9.048
16	5.45	0.064	8.089	0.192	48.065	18.111	12.191
17	5.48	0.207	13.863	0.285	79.400	36.185	15.030
18	5.49	0.436	8.647	0.201	55.556	18.904	40.870
19	5.50	0.392	6.707	0.281	56.185	18.074	17.250
20	5.60	0.239	5.480	0.071	22.730	36.623	7.027
21	5.61	0.384	5.566	0.203	56.474	22.987	10.320
22	5.61	0.045	9.488	0.253	125.733	16.874	23.850
23	5.65	0.269	2.162	0.215	71.689	48.670	54.820
24	5.66	0.465	17.745	0.279	146.557	37.786	12.830
25	5.67	0.095	15.250	0.320	123.871	43.371	40.012
26	5.68	0.465	8.789	0.200	42.262	19.901	7.533
27	5.68	0.277	5.432	0.279	71.630	39.437	12.590
28	5.71	0.359	5.599	0.236	59.432	37.185	18.280
29	5.73	0.416	12.863	0.290	38.607	24.703	15.870
30	5.75	0.268	5.695	0.246	26.401	9.864	11.400
31	5.77	0.230	4.113	0.168	34.017	10.343	13.840
32	5.89	0.091	14.754	0.306	95.944	43.884	38.626
33	5.90	0.445	7.223	0.193	65.399	18.548	40.090
34	5.97	0.425	5.712	0.431	134.487	25.599	13.830
35	6.03	0.186	8.599	0.188	37.920	38.698	8.736
36	6.05	0.101	10.029	0.214	44.659	34.642	17.248
37	6.07	0.111	10.685	0.149	41.402	20.546	13.756
38	6.12	0.045	9.759	0.330	103.591	21.481	23.946
39	6.14	0.129	10.023	0.201	50.168	31.636	15.065
40	6.21	0.058	10.224	0.161	46.052	22.157	13.645
41	6.22	0.056	11.918	0.231	55.600	58.091	22.653
42	6.24	0.077	9.227	0.264	80.413	76.918	13.514
43	6.25	0.131	12.407	0.331	65.139	25.160	15.097
44	6.26	0.111	9.733	0.214	60.593	53.663	14.453
45	6.31	0.298	8.897	0.394	48.960	21.661	12.160
46	6.58	0.236	5.458	0.385	33.880	43.021	11.450
47	6.61	0.241	10.813	0.231	59.420	32.436	15.160
48	6.82	0.375	9.873	0.402	68.160	38.140	17.890

数据来源:贵州省农产品质量安全监督监测测试中心。

运用表 1、表 2 土壤重金属评价标准和相关测定数据,根据隶属函数(1)~(3)计算出各单因子与对应各级土壤环境质量的隶属函数值,建立各评价样本的模糊关系矩阵 R_i 。例如以 1 号采样点为例,运用各评价因子的含量值,结合各级土壤环境质量标准限值,通过各级隶属函数,得到 1 号采样点的隶属函数值(表 3),进而直接得到 1 号采样点的模糊关系矩阵(R_1)。

$$R_1 = \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.9862 & 0.0138 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \end{bmatrix}$$

表 3 1 号采样点各级隶属函数值

Table 3 Membership function values of #1 sampling site

评价因子	各级隶属度值		
	$U_I(x)$	$U_{II}(x)$	$U_{III}(x)$
Hg	1.000	0.000	0.000
As	1.000	0.000	0.000
Cd	1.000	0.000	0.000
Pb	0.986	0.013	0.000
Cr	1.000	0.000	0.000
Cu	1.000	0.000	0.000

注: $U_I(x)$ 、 $U_{II}(x)$ 、 $U_{III}(x)$ 分别代表一、二、三级隶属函数值。

2.4 确定因子权重

权重是指某一指标在整体评价中的相对重要程度,改进模糊综合评价模型权重的客观性和合理性,决定评价结果的准确性。根据公式(5)和公式(6),计算出生态茶叶园区 48 个采样点各评价因子在“超标倍数法”和“双权重赋权法”下的权重。再运用公式(7),得到各采样点 6 种评价因子的综合权重。以 1 号采样点为例,通过上述方法,得出评价因子的综合权重(表 4)。

表 4 1 号采样点不同方法确定的权重值

Table 4 Weight values of different methods for #1 sampling site

评价因子	权重值		
	超标倍数法	双权重超标赋权法	综合权重法
Hg	0.095	0.242	0.156
As	0.248	0.210	0.236
Cd	0.238	0.302	0.276
Pb	0.181	0.115	0.149
Cr	0.158	0.080	0.116
Cu	0.078	0.050	0.064

2.5 评判结果

采用改进模糊综合评价模型对生态茶叶园区土壤重金属污染进行评判。运用公式(9),将各采样点的模糊关系矩阵与权重向量代入计算,得到采样点各级总隶属度和评价等级(表 5)。

表 5 各采样点总隶属度及模糊综合评判结果

Table 5 Total membership of each site and its fuzzy comprehensive evaluation results

采样点	I 级	II 级	III 级	评判等级	采样点	I 级	II 级	III 级	评判等级	采样点	I 级	II 级	III 级	评判等级
1	0.997	0.002	0	I	17	0.607	0.392	0	I	33	0.461	0.177	0.060	II
2	0.467	0.466	0.066	I	18	0.472	0.473	0.054	II	34	0.201	0.692	0.105	II
3	0.920	0.079	0	I	19	0.295	0.669	0.035	II	35	0.921	0.078	0	I
4	0.994	0.006	0	I	20	0.696	0.303	0	I	36	0.945	0.054	0	I
5	0.494	0.473	0.032	I	21	0.480	0.483	0.035	II	37	0.996	0.003	0	I
6	0.751	0.248	0	I	22	0.695	0.304	0	I	38	0.490	0.490	0.019	II
7	0.443	0.515	0.042	II	23	0.520	0.478	0.002	I	39	0.988	0.011	0	I
8	0.402	0.557	0.039	II	24	0.345	0.600	0.053	II	40	0.993	0.006	0	I
9	0.419	0.529	0.050	II	25	0.558	0.432	0.009	I	41	0.880	0.119	0	I
10	0.396	0.581	0.022	II	26	0.450	0.473	0.075	II	42	0.740	0.259	0	I
11	0.272	0.643	0.084	II	27	0.414	0.585	0	II	43	0.570	0.411	0.018	I
12	0.907	0.092	0	I	28	0.450	0.527	0.021	II	44	0.940	0.059	0	I
13	0.680	0.319	0	I	29	0.311	0.646	0.042	II	45	0.254	0.690	0.055	II
14	0.454	0.493	0.052	II	30	0.502	0.497	0	I	46	0.467	0.475	0.056	II
15	0.999	0.001	0	I	31	0.764	0.235	0	I	47	0.817	0.182	0	I
16	0.992	0.008	0	I	32	0.590	0.406	0.003	I	48	0.407	0.539	0.053	II

土壤综合分析表明,园区 48 个采样点中,28 个点评判为 I 级,20 个点评判为 II 级;在 ArcMap 中,依据各采样点模糊综合评价结果,通过空间插值预测出该茶叶产地土壤重金属污染状况,得出生态茶叶园区土壤重金属污染综合评判图(图 2)。从评价图中提取各等级土壤面积:土壤清洁区 235.05 km²,占园区总面积 38.81 %、尚清区 370.59 km²,占园区总面积 61.19 %,无污染区。

3 讨 论

3.1 与潜在生态危害指数法对比分析

运用 Hakanson 提出的潜在生态风险指数法与改进模糊综合模型的评判结果做对比分析。该方法不仅考虑了土壤重金属含量,同时综合考虑了生态效应、环境效应和毒理,适用于大范围评判比较。模型如下^[14]:

$$RI = \sum_{i=1}^6 E_r^i = \sum_{i=1}^6 [T_r^i (C_s^i / C_n^i)] \quad (10)$$

其中, C_s^i 表示重金属 i 的实测含量值, C_n^i 为参比值(《土壤环境质量标准》(GB15618-1995)), T_r^i 为毒性系数($Hg=40$ 、 $As=10$ 、 $Cd=30$ 、 $Pb=Cu=5$ 、 $Cr=2$)^[23], RI 为多种重金属综合生态危害指数。生态危害程度划分为: $E_r^i < 40$, $RI < 150$ 为轻微; $40 \leq E_r^i < 80$, $150 \leq RI < 300$ 为中等; $80 \leq E_r^i < 160$, $300 \leq RI$

< 600 为强度; $160 \leq E_r^i < 320$, $600 \leq RI < 1200$ 为很强; $E_r^i \geq 320$, $RI \geq 1200$ 为极强^[14]。

根据表 1 的参比值,结合表 2 各土壤重金属含量,运用公式(10),计算出各土样潜在生态危害综合指数(RI)。Hg、As、Cd、Pb、Cr、Cu 等重金属元素潜在生态危害系数 E_r^i 平均值分别为 30.844、2.346、23.304、1.239、0.426、1.8447,6 种重金属元素 E_r^i 的平均值都小于 40,各因子潜在风险系数大小为: $Hg > Cd > As > Cu > Pb > Cr$ 。园区 48 个采样点综合潜在生态危害指数(RI)的平均值为 60.004,最大值为 112.133,最小值为 19.396。表明园区土壤潜在生态危害处于轻微、安全状态。通过 ArcMap 空间插值,形成茶叶园区土壤综合潜在生态危害指数空间分布图(图 3)。

改进模糊综合评价模型对茶叶园区土壤重金属污染评判结果与 Hakanson 潜在生态风险指数评判结果总体上保持一致,园区土壤总体处于安全状态,但是存在微小差异(图 2、图 3),改进模糊综合评价模型评价等级更加细化。两者之间的差异在于改进模糊综合评价模型的评判结果将茶叶园区土壤分成清洁和尚清洁 2 个级别,土壤状态良好。Hakanson 潜在生态风险指数法的评判结果将园区土壤潜在危害分成轻微 1 个级别,安全状态。对比说明改进模糊综合评价模型在评价等级划分和评价结果在总体趋势上呈现共性,表明改进模糊综合评价模型结果具有可行性,同时在分级上敏感性更高。

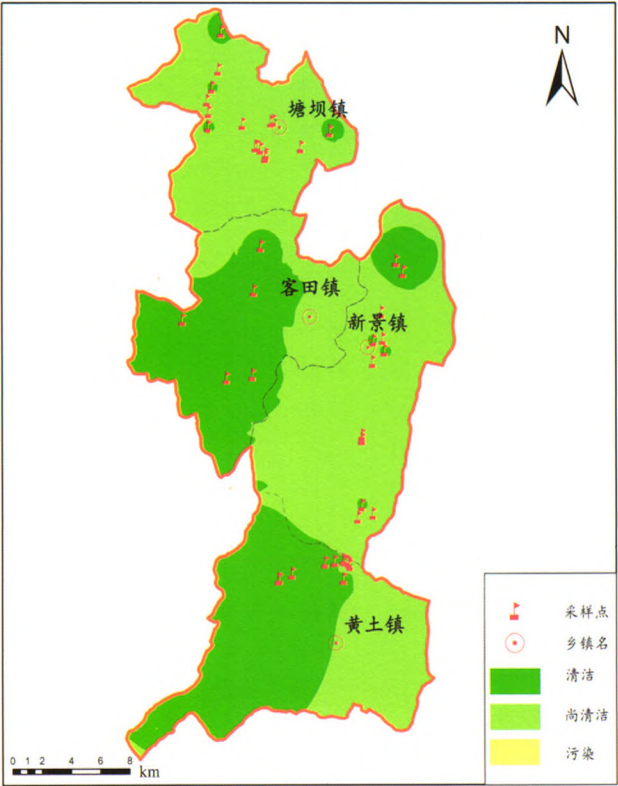


图 2 新景生态茶叶园区土壤重金属污染模糊综合评判图

Fig. 2 Fuzzy comprehensive evaluation map of soil heavy metal pollution in eco-tea production park area

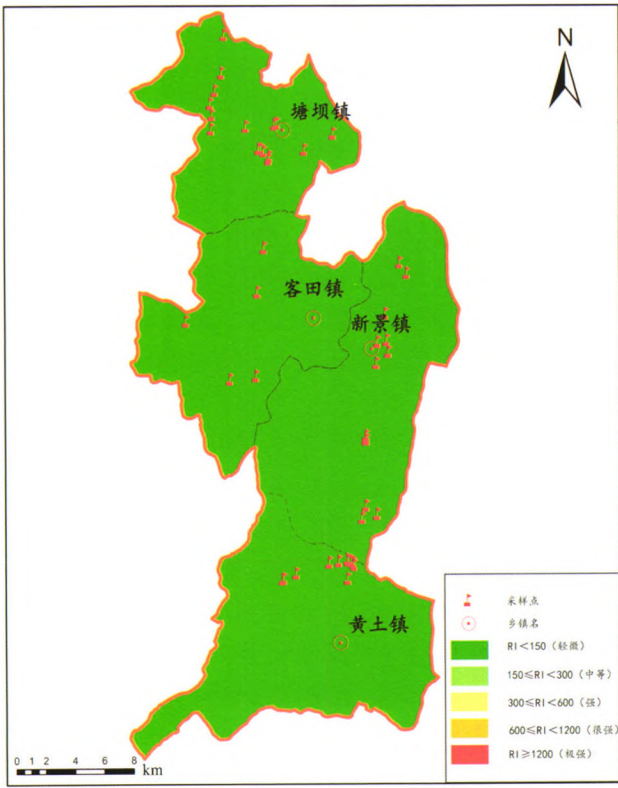


图 3 新景生态茶叶园区土壤重金属污染潜在生态危害分布图

Fig. 3 Potential ecological hazards map of soil heavy metal contamination in eco-tea production park area

3.2 与单因子污染指数法对比分析

单因子污染指数法是以土壤元素背景值为评价标准来衡量重金属元素的累积污染程度,其表达式为^[24]:

$$P_i = C_i / S_i \tag{11}$$

其中, P_i 代表污染元素 i 的环境质量指数, C_i 代表污染元素 i 的实测值, S_i 代表 i 类重金属元素标准界值(以《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)中Ⅱ类标准为参照)。危害等级划分为: $P_i \leq 1.0$ 为清洁; $P_i > 1.0$ 为污染,指数值越大表示土壤受重金属污染程度越严重。

运用单因子污染指数法对茶叶园区(48 个采样点)土壤重金属污染进行评价。评价结果显示: Hg 元素中有 16 个采样点重金属含量已超过土壤背景值,超标率达到 33.33%。其中最大超标倍数达到 1.55 倍,表明土壤受到 Hg 元素轻度污染;Cd 元素中有 10 个采样点超标,超标率达到 20.80%,最大超标倍数达到 1.47 倍,表明受到 Cd 元素轻微污染;Cu 元素中有 2 个采样点超过土壤背景值;As、Pb、Cr 等 3 种元素中无超标点,均未受到污染。

运用单因子污染指数法进行评判,评判结果与改进模糊综合评价模型存在差异。主要是因为改进模糊综合评价模型通过各种重金属污染因子对整体土壤环境的隶属度来描述土壤受污染程度,隶属函数值越大,表示受污染程度越严重。同时,在计算各评价因子权重时,充分考虑各采样点重金属元素含量和毒性,根据其大小对各评判因子赋权。单因子污染指数法仅反映单个因子对评价对象的影响,不能反映所有因子的综合影响,不能全面综合反映土壤污染程度,只适应于单一因子污染的特定地区,对土壤环境质量变化不够敏感,并且,对土壤环境质量评价时,忽略了土壤环境污染及其轻重程度的模糊性,不能对土壤环境质量客观地进行定量评价;改进模糊综合评价模型可以根据各污染因子在各级隶属函数值大小为土壤环境治理、修复提出合理化的建议。考虑到茶叶园区土壤是多种重金属元素之间的相互影响,污染状况具有模糊性,临界值的确定复杂,所以改进模糊综合评价模型将模糊因子量化后对园区土壤进行综合评判,充分考虑土壤污染程度和评价等级的模糊性。

3.3 模糊综合评价模型对比分析

以 1 号采样点为例,采用三种模糊综合评价模型对土壤重金属污染进行评判,得到采样点各级总隶属度和评价等级(表 6)。

表 6 1 号采样点在三种模型下总隶属度及综合评判结果
Table 6 Total membership of #1 sampling site on three models and its comprehensive evaluation results

方法	I 级	II 级	III 级	评判等级
超标倍数模糊综合评价模型	0.997 7	0.002 5	0	I
双权重超标赋权模糊综合评价模型	0.998 4	0.001 6	0	I
改进模糊综合评价模型	0.997 9	0.002 1	0	I

根据表 6 的评判结果,按照最大隶属度原则,可以评判出三种模型下的评判结果均为中华人民共和国《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)一级标准。虽然,这三种权重方法下的模糊综合评价结果差异不大,但是对应于各土壤环境质量级别的隶属度存在一定差异。表现在改进模糊综合评价模型优于其他两种模型。从 I 级隶属度来看,双权重超标赋权模糊综合评价模型高于改进模糊综合评价模型和污染物超标倍数模糊综合评价模型,改进模糊综合评价模型位于二者之间。主要是在计算评判因子权重时,改进模糊综合评价法继承了传统模糊综合评价模型的优点,克服了双权重赋权模糊综合评价模型过于突出重金属的毒性而忽视各因素之间的关系,同时,也避免了超标赋权模糊综合评价模型过于突出重金属浓度的弊端。

4 结 论

通过改进模糊综合评价模型对生态茶叶园区土壤重金属综合评价,园区 48 个采样点中,28 个点为 I 级,20 个点为 II 级;通过 ArcMap 空间插值分析结果表明:园区土壤清洁率 38.81%、尚清洁率达 61.19%;其次,潜在生态危害指数法分析结果表明各因子潜在风险系数大小为: $Hg > Cd > As > Cu > Pb > Cr$,综合潜在生态危害指数(RI)的平均值为 60.004,园区土壤潜在生态危害处于轻微,尚处安全状态。

改进模糊综合评价模型与传统模糊综合评价模型的评判结果一致,但存在微小差异。从 I 级总隶属度看,改进模糊综合评价模型隶属度位于二者之间。主要是在计算各评价因子权重时,改进模糊综合评价模型充分考虑各级土壤标准界限的模糊性,继承了传统模糊数学法的优点。并且考虑了土壤重金属浓度和毒理,强化各因素之间的联系,避免单一性,比传统模糊综合评价模型更加合理。

改进模糊综合评价模型也存在不足,和其它土壤重金属评价模型一样,缺乏精度验证模型,尚未实现对评判结果精度进行定量化分析。在以后的研究中,将进一步研究采样点茶叶中重金属元素含量,实现土壤重金属污染评判结果与茶叶中重金属环境风险进行耦合互证,进一步说明评判模型的可行性。

参考文献

[1] 宋练,简季,谭德军,等. 万盛采矿区土壤重金属含量光谱测量与分析[J]. 光谱学与光谱分析,2014,34(3):812—817.

[2] Li Z, Ma Z, van der Kuijp T J, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment[J]. Science of the Total Environment, 2014, 468: 843—853.

[3] Xu X H, Zhao Y C, Zhao X Y, et al. Sources of heavy metal pollution in agricultural soils of a rapidly industrializing area in the Yangtze Delta of China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, 108: 161—167.

[4] 岳聪,汪群慧,袁丽,等. TCLP 法评价铅锌尾矿库土壤重金属污染:浸提剂的选择及其与重金属形态的关系[J]. 北京大学学报:自然科学版,2015,51(1):109—115.

[5] HU X F, Wu H X, Hu X, et al. Impact of urbanization on Shanghai's soil environmental quality[J]. Pedosphere, 2004, 14(2): 151—158.

[6] 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.

[7] 覃朝科,易鹂,刘静静,等. 广西某铅锌矿区废水汇集洼地土壤重金属污染调查与评价[J]. 中国岩溶,2013,32(3):318—324.

[8] 刘玉通,方振东,杨琴,等. 基于 GIS 的某训练场土壤重金属污染评价[J]. 环境科学,2012,33(5):1725—1730.

[9] Lars H. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975—1001.

[10] 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.

[11] 柴世伟,温琰茂,张亚雷,等. 广州市郊区农业土壤重金属污染评价分析[J]. 环境科学研究,2006,19(4):138—142.

[12] 宋静宜,傅开道,苏斌,等. 澜沧江水系底沙重金属含量空间分布及其污染评价[J]. 地理学报,2013,68(3):389—397.

[13] 丁立,田林亚,范雷刚,等. 基于灰色聚类法和灰色关联分析的大坝安全评价[J]. 测绘工程,2015,24(4):66—73.

[14] 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.

[15] Li T, Cai S M, Yang H D, et al. Fuzzy comprehensive quantifying assessment in analysis of water quality: a case study in Lake Honghu China[J]. Environmental Engineering Science, 2009, 26(2): 451—458.

[16] 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—104.

[17] 张晖,严新平,高岩,等. 基于模糊评价的安全感知与车速相关性分析[J]. 江苏大学学报:自然科学版,2011,32(5):511—515.

- [18] Guleda D E, Ibrahim D, Halil H. Assessment of urban air quality using fuzzy synthetic evaluation[J]. *Atmospheric Environment*, 2004, 38(23): 3809–3815.
- [19] 石晓翠, 钱翌, 熊建新. 模糊数学模型在土壤重金属污染评价中的应用[J]. *土壤通报*, 2006, 37(2): 334–336.
- [20] 吴开亚, 金菊良. 区域生态安全评价的熵组合权重属性识别模型[J]. *地理科学*, 2008, 28(6): 757–758.
- [21] 李录娟, 邹胜章. 综合指数法和模糊综合法在地下水质量评价中的对比; 以遵义市为例[J]. *中国岩溶*, 2014, 33(1): 22–29.
- [22] 刘月娇, 张洋, 倪九派, 等. 基于地统计学烟区土壤养分及 pH 值空间异质性分析—以重庆市酉阳县岩溶区为例[J]. *中国岩溶*, 2014, 33(3): 319–325.
- [23] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 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.
- [24] 郑国璋著. 农业土壤重金属污染研究的理论与实践[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007: 101–104.

An optimized fuzzy comprehensive evaluation model for assessment of soil heavy metal contamination in tea production parks of karst mountainous regions

SUN Xiao-tao, ZHOU Zhong-fa, HUANG Zhi-ling,
CHEN Sheng-zi, ZHANG Shao-yun

(1. Institute of South China Karst, Guizhou Normal University, Guiyang, Guizhou 550001, China;

2. The State Key Laboratory Incubation Base for Karst Mountain Ecology Environment of Guizhou Province, Guiyang, Guizhou 550001, China)

Abstract An optimized fuzzy comprehensive evaluation model can facilitate to clarify the surface soil (0 ~ –20 cm) heavy metal contamination of tea producing park areas. Using Hg—Cd—Pb—Cr—Cu as evaluation factors and the principle of minimum relative information entropy, this study employed the "pollutant exceeding standard method" and "double weight method" to form a set of combined weight factors, which hence optimized the traditional fuzzy comprehensive evaluation model. Then we evaluated the soil heavy metal pollution in a tea producing park area and compared the evaluation results. We emphasize that the optimized evaluation model that integrates the soil heavy metal concentration and toxicity is much more suitable in the calculation of weights of evaluation factors and subsequent assessment result. The result shows that in the tea park area the soil clean ratio is up to 38.81% and moderately clean ratio is 61.19%. These data suggests that the overall soil environmental quality of this tea park area is fairly good, which meets the requirements of pollution-free tea production. Comparing the evaluation results shows that the optimized model is more scientific in grade classification, which can make the assessment more objective, and provide a reference for optimizing the layouts of tea production in karst mountainous regions.

Key words soil heavy metals, fuzzy comprehensive evaluation, information entropy, comprehensive weight, tea

(编辑 张玲)