

宋恒飞, 吴克宁, 刘霏珈. 土壤重金属污染评价方法研究进展[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(15): 11–14.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.15.003

土壤重金属污染评价方法研究进展

宋恒飞¹, 吴克宁^{1,2}, 刘霏珈¹

(1. 中国地质大学土地科学技术学院, 北京 100083; 2. 国土资源部土地整治重点实验室, 北京 100035)

摘要:土壤重金属污染是当今世界性的环境污染问题, 目前已受到社会各行各业广泛关注。土壤重金属污染不但影响土壤环境质量, 同时对人类健康造成不可预计的威胁, 客观合理地评价土壤重金属污染状况对于改善土壤环境质量和保障人类的健康安全具有重要意义。土壤重金属污染评价是开展其他工作的基础, 目前国内外已经提出很多种评价方法。本文对各种重金属污染评价方法进行归纳总结, 对各个方法的利弊和适宜的目标都进行了阐述。同时对有关方法的分级标准也进行了比较详细的表述, 为合理准确地评价重金属污染提供有力的借鉴。

关键词:土壤重金属污染; 污染评价; 评价方法; 分级标准

中图分类号: X825 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)15-0011-04

随着社会的不断发展和人类生产与生活范围不断扩大, 土壤重金属污染状况日益严重, 土壤污染已威胁到大众健康。而重金属元素是影响农业特别是种植业生产的重要因素之一^[1]。由农业部和环保部联合发布的《全国土壤污染状况调查公报》显示, 全国土壤总超标率 16.1% (此调查实际面积约 630 km²), 全国土壤环境状况总体上不乐观, 遭受重度污染点位比例为 1.1%。土壤是人类生存的物质基础, 也是宝贵的不可再生资源。保证土壤清洁是确保粮食安全和建设生态文明的必由之路。重金属污染具有多源性、隐蔽性、无法完全清除和污染后果严重等特性。因此, 对土壤重金属污染开展评价方面的研究对治理措施的制定和土地用途的确定具有重要意义。

当前国内外常用的评价方法有一般指数法、模型指数法和其他评价方法。本文对上述方法进行对比和分析, 为准确合理评价土壤重金属污染提供一定帮助。

1 一般指数法

1.1 单因子质量指数法

单因子指数法是最基础的评价方法, 环境质量指数是污染物的实测值与土壤环境质量标准值 (GB15618—1995 或评价区域土壤背景) 的比值。公式如下:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad (1)$$

式中: P_i 为土壤中污染物 i 的环境质量指数; C_i 为污染物 i 的实际测量浓度; S_i 为 i 种重金属的土壤环境标准中 i 的临界值, 单位为 mg/kg。 $P_i \leq 1$ 表示无污染, $1 < P_i \leq 2$ 表示轻微污染, $2 < P_i \leq 3$ 表示轻度污染, $3 < P_i \leq 5$ 表示中度污染, $P_i > 5$ 表示重度污染 (浓度可能超过背景值百倍以上)。单因子质

量指数能很好地评价某种重金属的污染程度, 但不能体现区域重金属污染整体情况。

1.2 内梅罗综合污染指数法

单因子指数法在区域方面存在不足, 而实际污染区域的情况又十分复杂, 且不同地区之间可能差别很大, 内梅罗综合污染指数法可以更加客观地评价区域重金属污染状况, 可以突出风险高重金属的影响作用 (表 1)。公式如下:

$$P_{\text{综合}} = \sqrt{\frac{(\bar{P}_i)^2 + [\max(P_i)]^2}{2}} \quad (2)$$

式中: $P_{\text{综合}}$ 为土壤综合污染指数; \bar{P}_i 为土壤中各污染物的指数平均值; $\max(P_i)$ 为土壤中单项污染物指数最大值。

表 1 内梅罗综合污染指数等级

土壤综合污染指数	污染等级
$P_{\text{综合}} \leq 1$	非污染
$1 < P_{\text{综合}} \leq 2$	轻度污染
$2 < P_{\text{综合}} \leq 3$	中度污染
$P_{\text{综合}} > 3$	重度污染

内梅罗指数法是重金属污染评价最常用的方法, 潘永敏等对江苏南部典型地区耕作层土壤 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Pb、Zn 进行评价, 除 As、Hg 略低于江苏省背景值外, 其他重金属都有不同程度的富集^[2]。城市周边主要污染因子是汞, 其次是镉和铜, 并处于警戒状态, 其他地区耕作层土壤总体处于安全状态。该方法能够反映出地区重金属对土壤的污染影响, 但不能反映出重金属污染的质变特征。

1.3 富集因子法

富集因子法 (EF) 是 Gorden 于 1972 年首先提出来的, 是评价人类活动对土壤中重金属富集程度影响的参数 (表 2)^[3], 经过 40 多年发展, 现已应用到判断和评价大气、降水、土壤等污染元素自然来源和人为来源。富集系数由重金属元素归一化比率与参照元素归一化比率相除得到, 公式如下:

$$EF = \frac{C_n / C_{ref}(\text{sample})}{B_n / B_{ref}(\text{background})} \quad (3)$$

式中: EF 为富集因子; C_n 、 C_{ref} 为土壤中重金属元素测量浓度、

收稿日期: 2016-04-27

基金项目: 公益性行业 (国土资源) 科研专项 (编号: 201511082-02)。

作者简介: 宋恒飞 (1991—), 男, 河北邯郸人, 硕士, 主要从事土地评价与利用规划研究。E-mail: 714758078@qq.com。

通信作者: 吴克宁, 博士, 教授, 主要从事土地评价与利用规划研究。

E-mail: knwu@sohu.com。

参比元素浓度。 B_n 、 B_{ref} 为土壤参比系统中重金属元素测量浓度、参比元素浓度。参比元素通常选择地壳中普遍大量存在、人为污染源很小、化学稳定性好和挥发性较低的元素。国际上常选 Fe、Al 或 Si 做参比元素。

表 2 富集因子与重金属污染程度等级对照

级别	EF 值	污染程度
1	<2	<1 为无污染,1 ~ <2 为轻微污染
2	2 ~ <5	中度污染
3	5 ~ <20	重度污染
4	20 ~ <40	严重污染
5	≥40	极严重污染

Rubio 等认为使用的地球化学背景值是恒定的,但污染程度会随时间和地点而变化,背景值在不同土壤类型中有明显的不同^[4]。富集因子数值大小反映富集程度的判定有很多意见:当 $EF < 1$ 表示该重金属元素被淋溶或消耗;当 $EF = 1$ 表示没有淋溶、消耗也没有污染;当 $EF > 1$ 表示重金属污染有人为来源。根据数值的大小也可划分不同的等级。

1.4 地累积指数法(I_{geo})

重金属地累积指数(I_{geo})通常又称作 Muller 指数^[5],能反映重金属分布的自然变化特征,还可判别人为活动对环境的影响,是区分人为活动影响的重要参数(表 3)^[6]。其公式为:

$$I_{geo} = \frac{\log_2(C_n)}{1.5(B_n)}。$$

(4)

式中: I_{geo} 是地累积指数; C_n 是土壤中重金属 n 的浓度; B_n 是土壤中重金属 n 的地球化学背景值;1.5 是背景矩阵校正因子(一般是受岩石圈的影响)。

地累积指数法在国内应用比较晚,对元素间或区域环境质量无法进行比较分析。可以采用与聚类分析相结合的方法进行评价弥补不足。聚类分析评价是分析土壤环境重金属含量特征的重要手段,在进行元素间或区域间环境质量比较研

表 4 重金属污染潜在生态风险指数及等级

等级	E_r^i 值	单个金属的生态风险程度	RI 值	环境潜在生态风险程度
1	$E_r^i < 5$	低风险(LR)	$RI < 30$	低风险(LR)
2	$5 \leq E_r^i < 10$	中风险(MR)	$30 \leq RI < 60$	中风险(MR)
3	$10 \leq E_r^i < 20$	较重风险(CR)	$60 \leq RI < 120$	重风险(HR)
4	$20 \leq E_r^i < 40$	重风险(HR)	$RI \geq 120$	严重风险(VHR)
5	$E_r^i \geq 40$	严重风险(VHR)		

李如忠等运用此方法对安徽省铜陵市惠溪河滨岸带土壤重金属潜在风险进行评价和等级划分,判定 As、Cd、Zn 和 Cu 属于较重污染等级,Pb 属于重污染等级,而 Ni 和 Cr 则归入中等污染等级^[11]。该方法能综合反映重金属对生态环境影响潜力,带有区域比较性,但权重和金属毒性响应系数的确定依赖评价人员知识水平,主观性较强。

1.6 环境风险指数法

环境风险指数法是 Rapant 和 Kordik 于 2003 年提出的,它能定量评价重金属污染土壤环境风险程度(表 5)。该方法主要用于对土壤、地下水和河流沉积物的环境风险分别评价和综合评价。公式如下:

$$I_{ERi} = \frac{AC_i}{RC_i} - 1;$$

(8)

$$I_{ER} = \sum_{i=1}^n I_{ERi}。$$

(9)

究时,聚类分析更显示出特有的功能^[7]。柴世伟等用地累积指数法和聚类分析对广州郊区土壤进行评价,在得到广州郊区土壤中 Cd 和 Hg 达到重度污染的评价结果的同时,还得出除白云区为低污染区外其他 4 个区均为高污染区的土壤环境质量状况^[7]。

表 3 地累积指数与污染程度的关系

级别	指数值	污染程度
0	$I_{geo} < 0$	无污染
1	$0 \leq I_{geo} < 1$	无污染到中度污染
2	$1 \leq I_{geo} < 2$	中度污染
3	$2 \leq I_{geo} < 3$	中度污染到重度污染
4	$3 \leq I_{geo} < 4$	重度污染
5	$4 \leq I_{geo} < 5$	重度污染到极度污染
6	$I_{geo} \geq 5$	极度污染

1.5 潜在生态危害指数法

潜在生态危害指数法是瑞典著名科学家 Hakanson 应用沉积学原理建立的一套评价重金属污染和生态危害的方法^[8-9]。它覆盖很多研究领域,结合生物毒理学、环境化学和生态学等方面内容,综合评价重金属对土壤的生态风险,以定量方法划分潜在危害程度(表 4)。我国已将该方法广泛应用在水域生态风险分析和土壤重金属生态危害分析等方面。公式如下:

$$C_f^i = \frac{C_{表}^i}{C_n^i};$$

(5)

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i;$$

(6)

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i。$$

(7)

式中: C_f^i 某金属的污染系数; $C_{表}^i$ 为测量值; C_n^i 为参比值; E_r^i 为某金属潜在生态风险系数; T_r^i 为金属毒性响应系数,在计算过程中毒性响应系数的确定是该方法的关键^[10]。 RI 为多种重金属综合的潜在生态危害指数。

式中: I_{ERi} 是第 i 个元素超过风险临界的环境风险指数; AC_i 是第 i 个元素分析浓度; RC_i 是第 i 个元素的临界浓度; I_{ER} 是待评价样品的环境风险综合指数。

表 5 环境风险指数与风险程度

I_{ER} 的值	风险程度
$I_{ER} = 0$	无风险
$0 < I_{ER} \leq 1$	低风险
$1 < I_{ER} \leq 3$	中等风险
$3 < I_{ER} \leq 5$	高风险
$I_{ER} > 5$	极高风险

Rapant 等利用环境指数法对对斯洛伐克共和国的环境风险程度进行了分级^[12],分析各种重金属对环境污染的贡献程度和对环境污染贡献最大的元素,但该法不能反映出重金属污染的时间和空间变化特征^[12]。王俊杰等运用环境风险指数法和潜在生态危害指数法相结合对盐城滨海滩涂表层沉

积物重金属生态风险进行评价,先得到各个元素的环境风险指数,再由潜在生态危害指数法得到的区域生态危害程度来弥补时空变化特征上的不足^[13]。

2 模型指数法

2.1 模糊数学法

模糊数学法是 Zadeh 在 1965 年提出的,由于环境质量评价中涉及到渐变和模糊的概念,所以该方法可应用到环境质量评价中。它是一种相对评价方法,其严谨性明显高于其他方法。确定各指标权重是运用此方法的关键步骤,一般采用污染物浓度超标赋权法,即采用土壤环境中污染物因子实测值与其相应分级标准的比值来计算权重。该方法的计算一般分 4 步:(1)建立隶属度函数,是描述重金属元素含量和污染等级之间相互程度的参数。(2)建立模糊关系模型,建立方法是用全部重金属元素指标建立 1 个 $m \times n$ 的隶属矩阵(其中 m 为重金属项目数, n 为类别标准)。(3)计算各污染物权重,确定权重的方法很多,一般可以分为标准赋权法和主因素突出赋权法两大类。标准赋权法因为仅考虑评价标准间的差异会产生荒谬的结论,超标倍数法是一种主因素突出型的赋权方法,但不同的权重定义使评价结果也相差很大^[14-15]。(4)建立评价结果矩阵并计算,模糊数学相对上述的评价方法有更高的准确率和分辨率,但忽略浓度值间统计差异性和对比性不强^[15]。大多数确定权重时没有将元素的毒性考虑进去。张超等采用双权重因子改进型模糊综合评判模型,综合考虑重金属浓度和毒性作用,从定性和定量两方面进行分析来寻找各指标的最佳权重。

2.2 灰色聚类法

土壤是农田生态系统的重要组成部分,农田生态系统是半自然、半人工的开放系统,自然生态因子、人类农事活动等都会对其产生影响,这些影响的性质及程度有些是已知的有些是未知的,所以农田生态系统是灰色系统^[16]。土壤重金属污染评价所使用的数据受时间和空间限制,这对于重金属污染状况的描述是不完全、不具体的。而灰色聚类法正好可以弥补这些劣势,它基于模糊数学法对内含量化抽象构建白化函数,通过系数修正和参评因子权重确定求解白化函数值,最后依据求解出的聚类系数值划分不同污染级别。聚类系数值越大表示污染程度越高。灰色聚类法能消除指数法和模糊数学法的不足,有更高的分辨率和准确率。在实际应用中可以与指数法和模糊数学法综合使用进行相互补充,是当下比较先进的评价方法。但一般灰色聚类法最后是按聚类系数最大值,即“最大原则”来进行分类,忽略比它小的上一级别的聚类系数,没有考虑聚类系数之间的关联性,从而导致分辨率降低、评价结果出现不合理的现象^[17]。

3 其他评价方法

3.1 基于地统计学和 GIS 的评价

地统计学以区域化变量为基础,通过半变异函数来体现重金属污染随机性与结构性和空间相关性,与依赖性,变异函数一般表示为: $\gamma(x, h) = 1/2 \text{Var}[Z(x) - Z(x + h)]$ 。通过地统计学可以很好地分析各个重金属元素的空间变异性原因,而在利用地统计学分析土壤重金属污染状况时,首先要对空

间插值方法进行选择,空间插值方法和参数选择影响评价分析结果^[18],目前最常用的插值方法是克瑞金法。

GIS 具有强大地理信息空间分析能力,在图形处理和模型建立方面具有很大优势。在土壤重金属研究中通过对土壤重金属进行插值空间分布分析,然后形成各种可视化图件表示土壤重金属评价结果。

过去地统计学和 GIS 没有很好地结合在一起,这是 GIS 在应用中的一大缺憾。将两者结合起来,可将复杂的地统计学方法通过 GIS 可视化表达出来。并且通过测定出预测表面的统计误差,应用 GIS 方式能够对预测土壤中重金属的模型质量进行量化^[19]。钟小兰等以江苏省昆山市为典型区,通过多元统计学、地统计学与 GIS 技术相结合,采用基于协同区域化理论因子克瑞金法探讨长三角多个土壤重金属有效态区域分异,并在剖析不同空间尺度有效态重金属的空间结构特征基础上,应用空间相关分析和空间主成分分析来揭示引起这种分布格局成因和污染来源^[20]。

3.2 健康风险评价

健康风险评价是从 1976 年美国国家环保局(USEPA)公布可疑致癌物风险评价标准开始的^[21],该标准提出了有毒化学品致癌风险评价方法。该方法在得到引用的同时也受到很多争议,在不断应用和发展过程中该标准日趋完善和合理。但在使用的过程中程序不规范,评价方法各式各样,于是美国国家科学院(NSA)在 1983 年编制了有关风险评价的研究报告,明确风险评价程序。在此基础上,美国环保局对致畸物、生殖毒物、混合化学物质等有毒物质风险评价相继问世。目前,风险评价方法已被法国、荷兰、日本、中国等许多国家和一些国际组织如经济发展与合作组织(OECD)、欧洲经济共同体(EEC)等所采用^[22]。它包括 4 个步骤:一是危害鉴定;二是剂量反应评估;三是接触评估;四是风险评定。

一般土壤重金属主要通过摄入、吸入和皮肤接触这 3 种途径进入人体。目前评价模型分为 2 种,非致癌风险模型和致癌风险模型(USEPA, 1997),具体公式如下:

$$ADI_{\text{ing}} = C_{\text{soil}} \times \frac{\ln R \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}; \quad (12)$$

$$ADI_{\text{dermal}} = C_{\text{soil}} \times \frac{SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}; \quad (13)$$

$$ADI_{\text{inh}} = C_{\text{soil}} \times \frac{\ln h R \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \times 10^{-6}; \quad (14)$$

式中: ADI_{ing} 、 ADI_{dermal} 、 ADI_{inh} 为平均每日通过摄入、皮肤接触和吸入的重金属量, $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; C_{soil} 为土壤中重金属的浓度, mg/kg ; $\ln R$ 、 $\ln h R$ 为摄入土壤速率和吸入土壤速率, mg/d 和 m^3/d ; EF 为曝光频率, $\text{d}/\text{年}$; ED 为暴露时间, 年; BW 平均体质量, kg ; AT 表示平均接触时间, d ; PEF 为排放因子 m^3/kg ; SA 为裸露接触的皮肤表面积, cm^2 ; AF 为土壤对皮肤黏附系数, $\text{kg}/(\text{cm}^2 \cdot \text{d})$; ABS 为皮肤吸收系数。

(1)非致癌风险计算模型:

$$HI = \sum HQ_i = \sum \frac{ADI_i}{RfD_i} \quad (15)$$

式中: RfD_i 为元素 i 非致癌参考计量, 单位为 $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; HQ_i 为元素 i 非致癌风险; HI 为综合非致癌风险; ADI_i 为元素 i 每日进入人体的量, 单位为 $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 。

(2)致癌风险计算模型:

$$Risk = \sum ADI_i \times SF_i. \quad (16)$$

式中: $Risk$ 为致癌风险, 表示人群发展成各种癌症的概率, 通常以癌症患者的人口比例表示; SF_i 为元素 i 对应的致癌斜率因子, 单位为 $\text{kg} \cdot \text{d}/\text{mg}$; ADI_i 为元素 i 每日进入人体的量, 单位为 $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 。

运用该方法在进行评价过程中对各个评价参数值的确定尤为重要, 根据不同区域的不同情况确定不同评价参数值。王兰花等用该方法对华北地区某蔬菜基地土壤中 Cd 、 Hg 、 Cu 、 Zn 4 种重金属污染健康风险进行评价, 结果表明, 4 种重金属在 3 种暴露途径下的致癌风险 HQ 值均小于 1, 不会对人体造成明显的非致癌健康影响^[23]。

4 结论与讨论

4.1 结论

一般指数法由于具有简单、易操作等特点而被普遍地运用到土壤重金属评价工作中。但一般指数法过度依赖主观判断和公式较简单, 不能全面地从土壤属性出发进行客观评价。模型指数法精确度和准确度较一般指数法有了明显提高, 但函数构建过程繁琐和参数选择出错率高, 评价过程不可控性强, 在进行评价中也无法全面保证评价结果的客观性。

指数法是对有限采样点污染状况进行评价, 不能反映土壤重金属污染区域环境状况。伴随 GIS 的发展, 通过对有限采样点监测数据进行空间插值分析, 可形象具体地表现出土壤重金属污染空间分布状况。空间分布状况与各种图形结合起来为不同用途服务, 可很好地弥补一般指数法和模型指数法在空间分析上的不足, 由于 GIS 具有强大的空间分析功能, 将其与其他评价方法相结合已成为必然趋势。

伴随食品重金属污染事件频频发生, 人们越来越关注土壤重金属污染对人体健康造成的影响。健康风险评估从危害人体健康角度出发评价土壤重金属污染, 评价结果可以反映污染状况和对人体健康影响两方面。健康风险评估结果比其他方法更容易让大众理解污染状况。但健康风险评估对土壤污染程度的反映远不如其他评价方法, 在评价中健康风险评估结合其他的方法和手段也是十分必要的。随着健康问题越来越受关注, 健康抗风险评估也将会越来越多的应用与发展。

4.2 讨论

上述各种评价方法都是目前比较常用的方法, 大多数方法都是对土壤重金属含量进行评价, 而对土壤重金属存在的形态、有效性和未来降解可能性研究较少。由于对重金属存在的形态和重金属之间的拮抗作用当前研究并不充分, 重金属污染程度有时就需要重新考量。因此, 在对重金属污染进行评价时不应只考虑重金属含量, 要结合当前重金属存在的状态、活性、可降解性以及土地利用方式和种植的作物种类等各个方面综合建立指标体系进行评价, 在此过程中依据哪些条件建立标准也是当前亟需解决的问题。土壤重金属污染不仅具有区域性, 并且存在动态性, 因此对土壤重金属污染的时空评价可能也将成为今后的研究重点。

参考文献:

[1] 陈京都, 戴其根, 许学宏, 等. 江苏省典型区农田土壤及小麦中重金属含量与评价[J]. 生态学报, 2012, 32(11): 3487–3496.

[2] 潘永敏, 廖启林, 华明, 等. 江西南部典型地区耕作层土壤及农作物中重金属评价[J]. 物探与化探, 2014, 38(2): 318–324.

[3] 滕彦国, 度先国, 倪师军, 等. 攀枝花工矿区土壤重金属人为污染的富集因子分析[J]. 土壤与化学, 2002, 11(1): 13–16.

[4] Rubio B, Miguel A N, Vilas F. Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution[J]. Marine Poll, 2000, 40(11): 968–980.

[5] Muller G. Schwermetalle in den sediments des Rheins – Veränderungen seit 1971[J]. Umschan, 1979, 79(24): 778–783.

[6] Forstner U, Ahlwf, Calmanow, et al. Sediment criteria development contribution from environment[J]. Environment Geology, 1990, 53(2): 311–338.

[7] 柴世伟, 温琰茂, 张亚雷, 等. 地累积指数法在土壤重金属污染评价中的应用[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2006, 34(12): 1657–1661.

[8] Bhuiyan M A, Parvez L, Islam M A, et al. Heavy metal pollution of coal mine – affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 173(1/2/3): 384–392.

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

[10] 徐争启, 倪师军, 张成江. 潜在生态危害指数法在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.

[11] 李如忠, 徐晶晶, 姜艳敏, 等. 铜陵市惠溪河沿岸带土壤重金属形态分布及风险评估[J]. 环境科学研究, 2013, 26(1): 88–96.

[12] Rapant S, Kordik J. An environmental risk assessment map of the Slovak Republic: application of data from geochemical atlases[J]. Environmental Geology, 2003, 44(4): 400–407.

[13] 王俊杰, 黄阳, 黄雪, 等. 盐城滨海滩涂表层沉积物重金属生态风险评价[J]. 海洋通报, 2015, 34(3): 353–360.

[14] 杨文澜, 李磊. 应用模糊数学法综合评价淮安市大气环境质量[J]. 气候与环境研究, 2009, 14(4): 451–454.

[15] 隋文斌. 模糊数学法在水环境质量综合评价中的应用[J]. 长春工业大学学报(自然科学版), 2012, 33(4): 367–370.

[16] 高瑞, 邵艳玲, 乔红波, 等. 灰色聚类法在植烟土壤适宜性评价中的应用[J]. 烟草农学, 2011, 288(7): 76–79.

[17] 孟宪林, 沈晋, 周定. 改性灰色聚类法在土壤重金属污染评价中的应用[J]. 哈尔滨工业大学学报, 1994, 26(6): 134–138.

[18] 刘晓双. 基于 GIS 的云浮硫铁矿周边土壤中重金属污染空间分布与污染评价研究[D]. 广州: 暨南大学, 2010: 1–34.

[19] 王春红, 阮进生, 蒋超群, 等. 基于 GIS 和地统计学的土壤重金属污染评价研究进展[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(20): 10414–10418.

[20] 王超, 王纪华, 陆安祥, 等. 土壤重金属分布空间插值方法的优选——以湖南省某地土壤重金属 Cd 的分布为例[J]. 吉林农业, 2015(21): 74–75.

[21] Filiz K, Aynur K, Esin U. Evaluations of heavy metal pollution in sediment and *Mullus barbatus* from the Izmir Bay (Eastern Aegean) during 1997–2009[J]. Marine Pollution Bulletin, 2011, 62(7): 1562–1571.

[22] 田裘学. 健康风险评估的基本内容和方法[J]. 甘肃环境研究与检测, 1997, 10(4): 32–36.

[23] 王兰化, 李明明, 张莺, 等. 华北地区某蔬菜基地土壤重金属污染特征及健康风险评估[J]. 地球学报, 2014, 35(2): 191–196.