



**基于改进物元可拓模型评价设施菜地土壤重金属污染风险**

贾丽, 乔玉辉, 陈清, 李花粉, 邵小明, 马和平

引用本文:

贾丽, 乔玉辉, 陈清, 等. 基于改进物元可拓模型评价设施菜地土壤重金属污染风险[J]. 农业资源与环境学报, 2020, 37(6): 960-969.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0555>

**您可能感兴趣的其他文章**

Articles you may be interested in

**北京郊区设施菜地剖面中重金属的分布特征**

贾月慧, 郭家选, 刘杰, 王敬贤, 杜景东, 高凡

农业资源与环境学报. 2015(3): 282-288 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2014.0338>

**河北省蔬菜大棚土壤及蔬菜中重金属累积分析**

孙硕, 李菊梅, 马义兵, 赵会薇

农业资源与环境学报. 2019, 36(2): 236-244 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2018.0163>

**宁夏贺兰县土壤重金属分布特征及其生态风险评价**

周勤利, 王学东, 李志涛, 王夏晖, 何俊, 季国华

农业资源与环境学报. 2019, 36(4): 513-521 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2018.0191>

**云南会泽铅锌冶炼厂周边土壤重金属污染特征及健康风险评价**

刘小燕, 陈棉彪, 李良忠, 胡国成, 黄建洪, 刘珊, 张丽娟, 于云江

农业资源与环境学报. 2016, 33(3): 221-229 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2015.0306>

**某炼钢厂周边农田土壤重金属污染状况的调查与评价**

谢团辉, 胡聪, 陈炎辉, 徐芹磊, 王果

农业资源与环境学报. 2018, 35(2): 155-160 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2018.0014>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

贾丽, 乔玉辉, 陈清, 等. 基于改进物元可拓模型评价设施菜地土壤重金属污染风险[J]. 农业资源与环境学报, 2020, 37(6): 960–969.

JIA Li, QIAO Yu-hui, CHEN Qing, et al. Assessment of heavy metal pollution risk in greenhouse soil based on an improved matter-element extension model[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2020, 37(6): 960–969.



开放科学 OSID

## 基于改进物元可拓模型评价设施菜地土壤重金属污染风险

贾丽<sup>1,2,3,4</sup>, 乔玉辉<sup>1\*</sup>, 陈清<sup>1</sup>, 李花粉<sup>1</sup>, 邵小明<sup>1,2</sup>, 马和平<sup>2,3,4</sup>

(1. 中国农业大学资源与环境学院, 生物多样性与有机农业北京市重点实验室, 北京 100193; 2. 西藏农牧学院高原生态研究所, 西藏 林芝 860000; 3. 西藏林芝高山森林生态系统国家野外科学观测研究站, 西藏 林芝 860000; 4. 西藏高原森林生态教育部重点实验室, 西藏 林芝 860000)

**摘要:**为解决土壤重金属污染的不确定性和模糊性、传统方法评价结果失真度高、新标准下我国设施菜地土壤重金属风险状况未知等问题,在新出台的土壤环境质量评价标准下,利用改进的物元可拓模型对我国设施菜地土壤重金属污染风险状况进行评价,并将结果与传统评价方法进行对比分析。结果表明:我国绝大多数设施菜地土壤重金属含量处于较低水平;改进物元可拓模型评价结果表明我国设施菜地土壤污染等级以清洁(43.9%)、尚清洁(48.8%)为主,部分样点出现轻度(4.9%)、中度(0.8%)和重度(1.6%)污染,其中Cd、Cu为主要影响因子。在设施菜地土壤重金属污染评价中,改进物元可拓模型评价方法相比于传统评价方法结果更为合理,对进一步防控设施菜田土壤重金属污染更具实际指导意义,且具有可适用性。

**关键词:**改进物元可拓模型;设施菜地;土壤;重金属

中图分类号:X53

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2020)06-0960-10

doi: 10.13254/j.jare.2019.0555

### Assessment of heavy metal pollution risk in greenhouse soil based on an improved matter–element extension model

JIA Li<sup>1,2,3,4</sup>, QIAO Yu-hui<sup>1\*</sup>, CHEN Qing<sup>1</sup>, LI Hua-fen<sup>1</sup>, SHAO Xiao-ming<sup>1,2</sup>, MA He-ping<sup>2,3,4</sup>

(1. College of Resources and Environment Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. Research Institute of Tibet Plateau Ecology, Tibet Agriculture & Animal Husbandry University, Nyingchi 860000, China; 3. National Key Station of Field Scientific Observation & Experiment of Alpine Forest Ecology System in Nyingchi Tibet, Nyingchi 860000, China; 4. Tibet Key Laboratory of Forest Ecology, Ministry of Education, Nyingchi 860000, China)

**Abstract:** To solve problems relating to the uncertainty and ambiguity of soil pollution, the high distortion degree of traditional evaluation method results, and unknown soil pollution risk status in greenhouses, we used an improved matter–element extension model to evaluate the risk status of heavy metal pollution in greenhouse vegetable soil in China. Assessment were made using the new environmental quality standards for soils, and we compared the results with those obtained using the traditional evaluation method. The results indicated that the heavy metal content of soil was at low levels in most greenhouses in China. Results obtained using the improved matter–element extension model assessment indicated that 92.7% of soil samples were clean, whereas a relatively small number of samples were found to indicate a slight (4.9%), moderate (0.8%), or severe (1.6%) risk of soil pollution. Ecological risk was mainly attributed to the heavy metals Cd and

收稿日期:2019-11-11 录用日期:2020-01-10

作者简介:贾丽(1994—),女,河南新乡人,硕士研究生,从事土壤重金属污染与修复研究。E-mail: jialila@163.com

\*通信作者:乔玉辉 E-mail: qiaoyh@cau.edu.cn

基金项目:现代农业产业技术体系专项资金项目(CARS-23-B16)

Project supported: China Agriculture Research System(CARS-23-B16)

Cu. The assessment results obtained using the improved matter-element extension model were found to be more reasonable than those obtained using the traditional evaluation method, thereby indicating that the improved model could be applied for the assessment of soil heavy metal pollution in greenhouses.

**Keywords:** improved matter-element extension model; greenhouse vegetable; soil; heavy metal

自20世纪90年代,我国设施蔬菜产业迅猛发展,至2016年设施蔬菜种植面积达到390万 $\text{hm}^2$ ,占全球设施栽培总面积的80%以上,成为世界上设施栽培面积最大的国家,并且还以每年约10%的速度增长<sup>[1-2]</sup>。相比于露地蔬菜种植,设施种植的封闭、反季节栽培、高复种指数的特点决定了作物周年养分需求量大。由于缺乏合理养分管理的理论与技术,导致每年投入大量肥料<sup>[3]</sup>。据统计,设施菜地有机肥和化肥投入总量约为露天及大田种植的2倍和7倍,而养分利用率却处于较低水平<sup>[4]</sup>。长期以来有机肥在设施蔬菜产业中使用的比例一直很高,而我国有机肥生产原料来源广泛,有些原料特别是畜禽粪肥重金属含量较高<sup>[5]</sup>,多年施用可能会造成大量重金属在土壤中累积<sup>[6]</sup>,进而影响设施菜地土壤环境及蔬菜产品质量安全<sup>[7]</sup>。因此,了解设施菜地土壤重金属污染风险状况对污染防控具有重要意义。

近年来,土壤污染评价常用方法有地累积指数法<sup>[8]</sup>、Nemerow综合污染指数法<sup>[9]</sup>、潜在生态危害指数法<sup>[10]</sup>、模糊数学法<sup>[11]</sup>及灰色聚类法<sup>[12]</sup>等,但都存在着局限性,评价过程中易受人为影响,造成评价结果失真<sup>[13]</sup>。为解决评价体系对土壤重金属污染程度判定的不确定性和模糊性,蔡文<sup>[14]</sup>提出的用于解决不相容问题的物元分析理论逐渐被运用于土壤重金属污染评价<sup>[15-17]</sup>,改进后的物元可拓模型将各评价因子定量化,可避免人为干扰,提高评价精度<sup>[18]</sup>。与传统评价方法相比较,赵杰等<sup>[19]</sup>发现利用改进物元可拓模型对耕地土壤重金属污染评价有较好的适用性,且更加严谨合理。

当前,针对全国范围内的设施菜地土壤污染现状研究相对较少,主要集中在点位或部分区域的污染现状及风险评价<sup>[20-22]</sup>,且评价方法受干扰程度大,失真度高,而了解全国设施菜地土壤重金属污染现状及趋势,利用科学合理的方法真实反映土壤重金属污染状况,对保障设施菜地土壤环境及农产品质量具有重要意义。本研究以我国设施菜地土壤为研究对象,通过文献查阅与样品采集,分析土壤重金属污染现状,并利用改进物元可拓模型法对其进行污染评价,为我国

设施菜地土壤重金属污染防控及相关政策的制定提供数据支持和方法参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 数据来源

#### 1.1.1 文献查阅

本研究以重金属(heavy metal)、镉(Cd)、铅(Pb)、砷(As)、铬(Cr)、汞(Hg)、铜(Cu)、锌(Zn)、镍(Ni)、蔬菜土壤等为主题词,在中国知网、万方、维普及Web of Science数据库中进行检索,通过阅读文献从中筛选出涉及我国温室、塑料大棚、连栋大棚、保护地等设施蔬菜种植,采样点远离矿区及公路,非污水灌溉等设施蔬菜种植相关的文献,获取菜园0~20 cm土壤重金属含量的样本组401组(一个样本组代表通过单个或多个样本计算得到的一组平均数,如文献中实际采集10个土壤样本并测得多种重金属含量,通过计算其平均值最终得到一组数据,该组数据即代表了10个样本重金属含量水平)。文献样本数据库要素包括文献要素和样本要素(表层土壤重金属范围及含量、采样时间、样本来源地、pH)。数据来源于发表时间为2006—2018年的文献共101篇,其中,86%的数据组来自2011—2018年的文献,14%的数据组来自2006—2010年的文献。

#### 1.1.2 样品采集

为完善我国设施菜地土壤重金属数据库,参照原农业部制定的《全国设施蔬菜重点区域发展规划(2015—2020年)》所涉及的设施栽培区域,按照随机取样法布点并采集设施菜地土壤样本<sup>[23]</sup>。采样时期为上茬作物收获或拉秧后(翻耕前),且避开刚施肥的土壤。在蔬菜大棚或温室内按“Z”型进行五点采样,得到一份2 kg左右的混合土样,避开设施两侧各5 m地方,采样深度为0~20 cm。样品剔除石块、植物根茎等杂质后自然风干,用研钵研磨,过100目筛备用。共采集样品548份,如表1所示。样品采集时间为2017—2018年。

### 1.2 样品分析

称取0.250 0 g土壤样品于微波消解管中,加王水

表1 样品采集区域分布

Table 1 The distribution of samples

编号 No.	省份 Provinces	样本数 Samples	采样时间 Sampling time	编号 No.	省份 Provinces	样本数 Samples	采样时间 Sampling time
1	北京	253	2017/2018	10	山东	12	2017
2	河北	79	2017/2018	11	重庆	12	2017
3	江苏	30	2018	12	湖南	11	2018
4	黑龙江	27	2018	13	陕西	9	2018
5	上海	22	2018	14	江西	9	2018
6	湖北	21	2018	15	广东	6	2018
7	四川	19	2017/2018	16	云南	6	2018
8	广西	15	2018	17	天津	4	2018
9	河南	13	2017/2018	总计		548	

(优级纯),冷消化过夜,采用密闭式微波消解仪(CEM, MARS-5)进行消解,在赶酸器中加热赶去剩余的酸,冷却后消解液转移至容量瓶中,高纯水定容,定量滤纸过滤,滤液用ICP-MS(Agilent ICP-MS 7700ce,美国)测定重金属Cd、Pb、Cr、Cu、Zn、Ni含量<sup>[24]</sup>;采用王水水浴加热消解,双通道原子荧光光谱仪(AFS-9100)测定As、Hg含量<sup>[25]</sup>。在整个分析测定过程中通过加入空白、重复测定以及国家标准土壤参比物质GBW07455(GSS-26)进行全程质量控制,Cd、Pb、As、Cr、Hg、Cu、Zn、Ni重金属的回收率分别为86%~98%、91%~104%、89%~100%、85%~89%、86%~102%、93%~105%、85%~103%、96%~105%。

### 1.3 评价方法

#### 1.3.1 改进物元可拓模型

本研究借鉴赵杰等<sup>[19]</sup>改进后物元可拓模型,采用我国最新的土壤重金属参考标准《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)进行评价。该方法是从物元分析和可拓集合的理论出发,将土壤重金属污染分异概念集合(清洁-尚清洁-轻度污染-中度污染-重度污染)中的渐变分类关系由定性描述扩展为定量描述。首先,将问题概述为:设 $P=\{\text{清洁-尚清洁-轻度污染-中度污染-重度污染}\}$ ,其中 $N_1=\{\text{清洁}\}$ , $N_2=\{\text{尚清洁}\}$ , $N_3=\{\text{轻度污染}\}$ , $N_4=\{\text{中度污染}\}$ , $N_5=\{\text{重度污染}\}$ ,则 $N_1, N_2, N_3, N_4, N_5 \in P$ ,对任何待评物元 $p \in P$ 判断 $p$ 属于 $N_1$ 或 $N_2, N_3, N_4, N_5$ ,并通过贴进度函数计算贴进度<sup>[19,26]</sup>,具体计算步骤为:

#### (1) 确定经典域、节域及待评物元规格化处理

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。若土壤重金属污染 $N$ 有多个特征 $c_1, c_2, \dots, c_n$ ,以及相应量值 $v_1, v_2, \dots, v_n$ ,则表示为:

$$R_j = (N_j, c_i, v_{ij}) = \begin{bmatrix} N & c_1 & v_1 \\ & c_2 & v_2 \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & v_n \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} N_j & c_1 & (a_{1j}, b_{1j}) \\ & c_2 & (a_{2j}, b_{2j}) \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & (a_{nj}, b_{nj}) \end{bmatrix} \quad (1)$$

$$R_p = (N_p, c_i, v_{pj}) = \begin{bmatrix} N_p & c_1 & v_{p1} \\ & c_2 & v_{p2} \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & v_{pn} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} N_p & c_1 & (a_{p1}, b_{p1}) \\ & c_2 & (a_{p2}, b_{p2}) \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & (a_{pn}, b_{pn}) \end{bmatrix} \quad (2)$$

$$R_j' = (N_j, c_i, v_{ij}') = \begin{bmatrix} N_j & c_1 & (a_{1j}/b_{p1}, b_{1j}/b_{p1}) \\ & c_2 & (a_{2j}/b_{p2}, b_{2j}/b_{p2}) \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & (a_{nj}/b_{pn}, b_{nj}/b_{pn}) \end{bmatrix} \quad (3)$$

式中: $N_j$ 表示所划分的第 $j$ 个评价等级; $c_1, c_2, \dots, c_n$ 为评价指标; $(a_{nj}, b_{nj})$ 是对应于评价等级 $j$ 的 $v_{nj}$ 的量值范围,即经典域; $p$ 为整体评价等级; $v_{p1}, v_{p2}, \dots, v_{pn}$ 分别是 $N$ 关于特征 $c_1, c_2, \dots, c_n$ 的量值范围,即节域; $R_j'$ 为规格化的经典域物元。

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

$$R_0' = \begin{bmatrix} N_j & c_1 & v_1/b_{p1} \\ & c_2 & v_2/b_{p2} \\ & \vdots & \vdots \\ & c_n & v_n/b_{pn} \end{bmatrix} \quad (5)$$

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

#### (2) 权重的确定

采用污染物浓度超标倍数赋权法及 Hakanson 提出的毒性系数确定权重<sup>[10]</sup>。污染物浓度超标倍数赋权法突出了土壤的主要污染物,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,其计算公式为:

$$w_{ki}=(X_{ki}/\bar{s}_i)/\sum_{i=1}^n(X_{ki}/\bar{s}_i) \quad (6)$$

$$w_{ki}'=(w_{ki}T_{ri})/\sum_{i=1}^n(w_{ki}T_{ri}) \quad (7)$$

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的算数平均值; $n$ 为评价因子的个数; $w_{ki}'$ 为样品 $k$ 元素 $i$ 的修正权重; $T_{ri}$ 为元素 $i$ 的毒性响应系数。

### (3)建立贴进度函数并计算贴进度值

将非对称贴进度评判准则应用到物元可拓评价模型中,得到待评物元所对应各等级的贴进度:

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

$$D_j(v_i')=\left|v_i'-\frac{(a_{ij}'+b_{ij}')}{2}\right|-\frac{(b_{ij}'-a_{ij}')}{2} \quad (9)$$

式中: $D_j(v_i')$ 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。最后,由 $P_j'(N_0)=\max\{P_j(N_0)\}$ ,可确定待评对象属于污染等级 $j'$ 。

### (4)参考标准

结合我国1990年土壤元素背景值<sup>[27]</sup>和《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中的污染风险筛选值及污染风险管制值确定土壤重金属污染评价标准。评价标准划分为五个等级<sup>[19,28]</sup>,分别是清洁(I级)、尚清洁(II级)、轻度污染(III级)、中度污染(IV级)和重度污染(V级)。I级下限值为0,上限值为土壤元素背景值;II级上限值为污染风险筛选值;III级上限值为污染风险管制值的0.7倍;IV级上限值为污染风险管制值;V级上限值为污染风险管制值的1.3倍。

#### 1.3.2 潜在生态风险指数法

为进一步更好地验证改进物元可拓模型评价的可行性,采用近些年常用且考虑毒性系数的潜在生态风险评价法进行对比分析。潜在生态风险指数法是较为常用的评估方法,利用具有可比的等价属性指数分级法进行评价,不仅可以评价单一元素的风险等级,也可以评价总体风险等级<sup>[10]</sup>。

潜在生态污染指数计算公式:

$$I_s=\sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n \left( T_r^i \times \frac{C_{\text{实测}}^i}{C_n^i} \right) \quad (10)$$

式中: $I_s$ 为土壤重金属的潜在生态风险指数; $E_r^i$ 为第 $i$ 种重金属的潜在生态危害系数; $T_r^i$ 为第 $i$ 种重金属的

毒性系数( $Hg=40, Cd=30, As=10, Cu=5, Pb=5, Ni=5, Cr=2, Zn=1$ ); $C_{\text{实测}}^i$ 为第 $i$ 种重金属含量的实测值; $C_n^i$ 为土壤元素背景值。

#### 1.4 数据分析

综合文献查阅和样品采集获得的数据,本研究重金属的统计分析以总有效数据组数计算。由于部分文献中未给出土壤pH值,本研究中在涉及重金属超标率及pH值时剔除了未标明土壤pH值的数据。同时,在种植年限变化分析时,剔除了种植年限不明确的数据。利用SPSS 18.0及Origin 8.0对数据进行分析和作图。

## 2 结果与分析

### 2.1 设施菜田土壤重金属含量特征

土壤样本集中分布在较低含量区间(图1),仅部分样点的含量较高。Cd、Pb、As、Cr、Hg、Cu、Zn、Ni的样本组数分别为808、881、727、767、336、814、703、421组,土壤重金属含量呈偏态分布,含量及变化幅度差异较大,以中位值为参考值,其含量中位值分别为0.15、22.87、7.48、44.79、0.07、25.77、77.05  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和22.20  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,其中,Cr、Ni、Pb含量低于全国土壤环境背景值,As、Hg、Zn与背景值接近,Cd、Cu分别高出背景值50%、14%。

参照《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中农用地土壤污染风险筛选值,Cd、Cu、Cr、As、Zn、Pb的样本组数分别为775、766、740、703、661、821组,超标率分别为14.7%、3.3%、3.1%、2.3%、2.0%、1.1%,Hg、Ni的样本组数分别为320、408组,均未超标(表2)。参照《温室蔬菜产地环境质量评价标准》(HJ/T 333—2006)中土壤环境质量评价指标限值,其中,Cd、Hg、Pb、Cu、As、Cr、Zn、Ni的超标率分别为19.4%、7.8%、6.9%、3.3%、3.2%、3.1%、2.0%、1.7%(表2)。

### 2.2 改进物元可拓模型评价

改进物元可拓模型评价采用土壤重金属含量超标倍数赋权法及毒性系数依次确定样点各元素的权重值(图2),权重值大小代表产生影响的程度。土壤重金属权重的平均值分别为:Cd(0.28)>Cu(0.22)>Hg(0.19)>Ni(0.12)>As(0.10)>Zn(0.04)>Pb(0.03)>Cr(0.02)。从权重平均值大小来看,Cd、Cu元素所占权重较大,即在评价中贡献较大,为主要影响因素。

该模型评价结果(表3及图3)所示,研究样点中处于I级(清洁)状态的样本组数为387组,占比为43.9%;处于II级(尚清洁)状态的样本组数为430组,

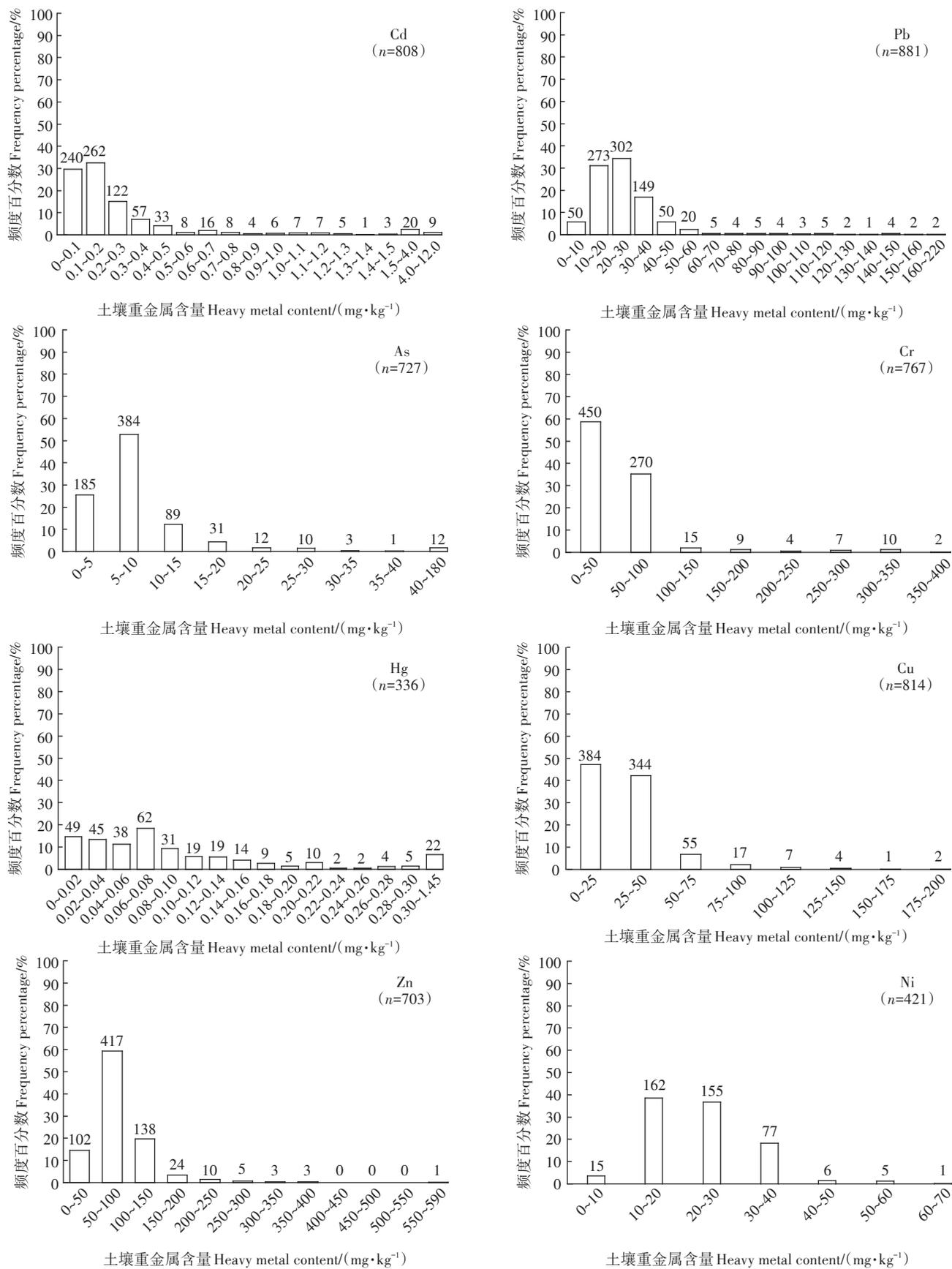


图1 土壤重金属含量频数分布及累积频率

Figure 1 Frequency distribution and accumulative frequency of heavy metal contents in greenhouse soil

表2 设施土壤重金属含量统计

Table 2 The statistical analysis of heavy metal contents in greenhouse soil

元素 Element	样本组数 <sup>1</sup> Sample groups <sup>1</sup>	偏度系数 Coefficient of skewness	分布范围 Range/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	均值 Mean/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	标准差 Standard deviation/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	顺序统计量 Order statistics			样本组数 <sup>2</sup> Sample groups <sup>2</sup>	超标率 Ratio of exceeding threshold/%	
						25%	50%	75%		标准 <sup>a</sup> Standard <sup>a</sup>	标准 <sup>b</sup> Standard <sup>b</sup>
Cd	808	7.70	ND-11.93	0.34	0.82	0.09	0.15	0.27	775	14.7	19.4
Pb	881	4.00	0.14-215.64	27.72	21.26	17.52	22.87	31.79	821	1.1	6.9
As	727	7.82	0.06-179.42	9.63	13.82	4.96	7.48	9.64	703	2.3	3.2
Cr	767	3.63	0.46-354.19	56.90	49.32	30.41	44.79	68.02	740	3.1	3.1
Hg	336	4.39	ND-1.44	0.12	0.17	0.04	0.07	0.13	320	0	7.8
Cu	814	3.02	0.84-186.42	30.57	20.62	19.34	25.77	35.52	766	3.3	3.3
Zn	703	3.13	0.20-587.05	86.05	51.12	58.52	77.05	101.29	661	2.0	2.0
Ni	421	0.82	5.95-60.01	23.31	8.71	16.83	22.20	29.02	408	0	1.7

注:样本组数<sup>1</sup>代表所有元素的样本组数;样本组数<sup>2</sup>代表所有元素的样本组数(剔除无pH值的样本组);标准<sup>a</sup>为《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018);标准<sup>b</sup>为《温室蔬菜产地环境质量评价标准》(HJ/T 333—2006)。

Note: Sample groups<sup>1</sup> represents the sample groups for all elements; Sample groups<sup>2</sup> represents the sample groups for all elements (exclude the sample groups without pH); Standard<sup>a</sup> represents threshold based on Soil Environmental Quality Risk Control Standard for Soil Contamination of Agricultural Land (GB 15618—2018); Standard<sup>b</sup> represents threshold based on Environmental Quality Evaluation Standards for Farmland of Greenhouse Vegetables Production (HJ/T 333—2006).

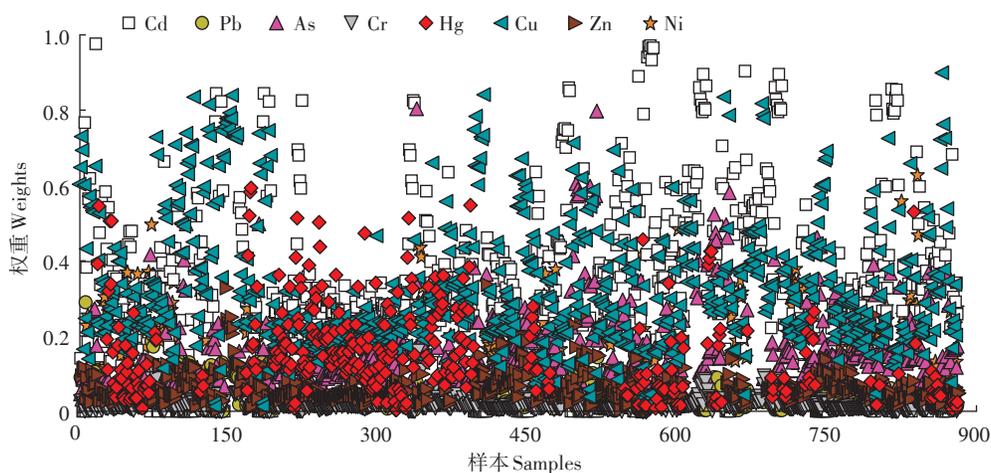


图2 设施菜地土壤不同重金属权重值

Figure 2 Heavy metal weight value of greenhouse soil

占比为48.8%;处于Ⅲ级(轻度污染)状态的样本组数为43组,占比为4.9%;处于Ⅳ级(中度污染)状态的样本组数为7组,占比为0.8%;处于Ⅴ级(重度污染)状态的样本组数为14组,占比为1.6%。总体来看,全国范围内样点土壤污染程度以清洁和尚清洁为主,其中,Cd、Cu为主要影响因子。

### 2.3 潜在生态风险评价

为进一步分析改进物元可拓模型评价方法的可行性,结合潜在生态风险评价方法进行分析。综合潜在生态污染指数( $I_p$ )评价结果(图4)显示,Ⅰ级(轻微生态危害)样本组数为714组,占总样本的81.0%;Ⅱ级(中等生态危害)样本组数104组,占11.8%;Ⅲ级(强生

态危害)样本组数36组,占4.1%;Ⅳ级(很强生态危害)样本组数27组,占3.1%。受毒性系数影响,Cd、Hg元素单项潜在生态风险水平较高,在综合生态风险指数评价中贡献较大,Cd处于轻微(Ⅰ级)到极强(Ⅴ级)生态危害水平的样点占比分别为42.8%、33.1%、13.8%、4.9%和5.4%,Hg元素分别为46.6%、30.3%、14.4%、5.3%和3.4%。

## 3 讨论

### 3.1 设施菜地土壤重金属污染现状

总体来看,我国设施菜地土壤各类重金属含量处于较低水平,整体状况良好。作为高干扰强度的设施

表3 各待评物元与各等级的贴进度值

Table 3 The closeness value of element to be evaluated relative to each level

样点 Sampling point	贴进度值 Closeness value					污染等级 Pollution degree
	j=1	j=2	j=3	j=4	j=5	
S1	0.999 72	1.000 16	0.991 45	0.988 64	0.996 97	II
S2	1.000 55	0.999 34	0.991 85	0.989 61	0.988 31	I
S3	0.992 74	1.003 35	0.983 53	0.982 01	0.981 13	II
S4	1.001 10	0.998 87	0.991 98	0.990 19	0.989 14	I
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
S878	0.997 93	0.999 01	1.000 02	0.995 57	0.993 08	III
S879	0.999 46	1.000 53	0.997 25	0.994 57	0.992 98	II
S880	0.997 66	1.002 09	0.995 84	0.993 21	0.991 68	II
S881	0.999 47	1.000 52	0.997 05	0.994 54	0.993 02	II

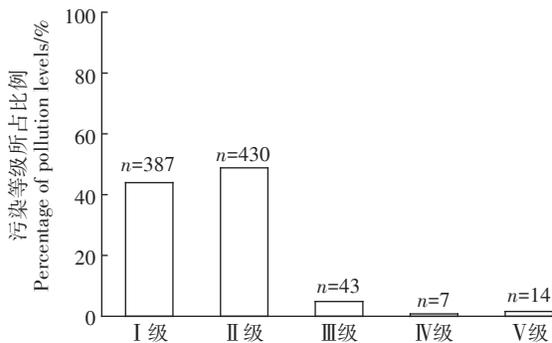


图3 改进物元可拓模型评价设施土壤重金属污染等级分布  
Figure 3 Improved matter-element extension model assessment of pollution levels of greenhouse soil

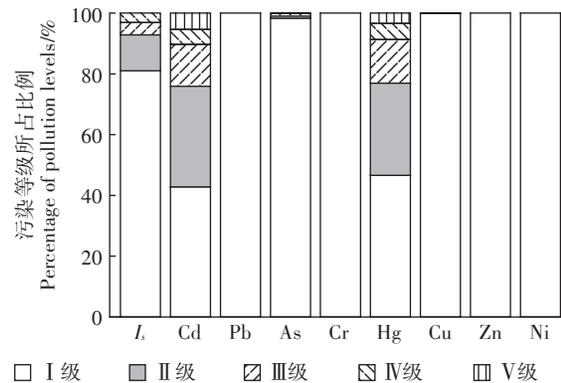


图4 设施土壤重金属潜在生态污染指数评价等级分布  
Figure 4 Potential ecological risk index of greenhouse soil in different categories

蔬菜种植土壤,人为种植因素及特殊的小气候条件导致设施菜地土壤成为一类非常特殊的高积累有机物质的土壤<sup>[29-30]</sup>。因此,本研究不考虑不同土壤类型对重金属全量的影响。

本研究土壤重金属平均含量相比曾希柏等<sup>[31]</sup>2007年对全国菜地土壤重金属含量的研究结果有所升高,与Chen等<sup>[32]</sup>2015年研究的我国农田土壤重金属含量相比,本研究设施菜地Cd、Cu含量分别高出7%和12%。与孟敏等<sup>[33]</sup>2018年关于我国设施农田土壤重金属含量的研究结果较为相似,但最大值相对较高,说明设施菜地土壤重金属呈现出明显累积的现象,这也可能与所收集的文献资料中的数据主要来自受污染的土壤有关。

从超标元素看,参考《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018),土壤主要受Cd、Cu、As、Zn、Cr污染,其中污染最为普遍的是Cd。除Zn外,受污染元素种类与曾希柏等<sup>[31]</sup>2007年研究发现设施菜地受Cu、Cr、Cd、As污染的结果基

本一致。随年代的推移,超标元素种类稍有变化,近年来,污染突出元素由Cu、Cr转向Cd、Cu,这与其他的研究结果一致<sup>[34-36]</sup>。《温室蔬菜产地环境质量评价标准》(HJ/T 333—2006)相比于GB 15618—2018,标准值较低,要求更严格,土壤主要表现为Cd、Hg、Pb、Cu污染严重,与孟敏等<sup>[33]</sup>的研究结果一致,但超标率及其他元素的污染状况存在较大差异,这可能与其投入存在差异有关。受天然伴生及人为因素的影响土壤中重金属含量会增加<sup>[37]</sup>,如集约化养殖业饲料中常人为添加Cu、Zn、As、Cr等元素,同时Cd元素也常伴随添加至饲料中,导致畜禽粪便等重金属含量较高<sup>[38]</sup>,此外,磷肥、污泥或垃圾等含Cd废弃物农用也会造成土壤重金属Cd污染<sup>[39]</sup>。

根据《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)评价标准及改进物元可拓模型评价结果,约7.3%的样点处于Ⅲ级及以上污染等级。其中,处于Ⅲ级的43个样本组的农产品质量、农作物生长或土壤生态环境可能存在风险,应

当加强土壤及农产品检测,并采取安全措施,如深耕翻土、生态培肥、土壤改良剂修复等,调控土壤污染。处于Ⅳ级7个和Ⅴ级14个样本组的土壤污染风险较高,农产品不符合质量安全标准,应当采取严格的管控措施。

### 3.2 改进物元可拓模型在土壤重金属污染评价中的可行性

在土壤重金属污染评价中,前人利用改进物元可拓模型对城市绿地及耕地等土壤进行重金属污染评价,发现此方法不仅消除了评价过程中人为因素的干扰,提高了评价精度,而且解决了评价体系所导致的土壤重金属污染程度的不确定性和模糊性,最关键的是评价结果能更真实反映土壤的污染状况<sup>[19,26,28,40]</sup>。所以本研究在《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)下采用此方法对设施菜地土壤重金属污染进行评价,检验物元可拓模型在设施菜地土壤重金属污染评价中应用的可行性,将其结果与潜在生态风险评价的结果进行对比分析。

改进物元可拓模型依据样点重金属含量及毒性系数对样点各元素依次赋权,既考虑了重金属相对于背景值的累积程度以及在土壤环境质量标准下的土壤环境容纳量的污染程度,也考虑了重金属对生物的影响。而潜在生态风险评价直接利用毒性系数进行评价,仅结合土壤重金属背景值,易造成评价结果过高或过低。由于评价结果等级划分差异,潜在生态风险评价结果的Ⅰ级对应改进物元可拓模型的Ⅰ级和Ⅱ级,其他等级依次对应。二者的评价结果基本相似,但部分样点存在差异。如样点535,Cd、Zn的污染等级均为Ⅳ级,Cu的污染等级为Ⅲ级,因此,评价为Ⅳ级更加合理;样点606,Cd、As的污染等级均为Ⅳ级,Zn为Ⅲ级,Pb、Hg、Cu、Ni均为Ⅱ级,Cr为Ⅰ级,评价为Ⅳ级更合理,而潜在生态风险评价结果均偏低。

受评价方法影响,潜在生态风险评价造成6.9%的样点污染水平被低估。结合土壤重金属含量状况及元素所占权重,改进物元可拓模型评价中Cd、Cu元素为主要影响因子,相比于潜在生态风险评价结果,土壤重金属污染状况更合理。

在《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)参考标准下,基于改进物元可拓模型的评价结果能更清晰地界定受污染土壤的污染程度,即更严谨可靠,且评价结果对于明确污染程度及进一步防控污染更具实际指导意义,说明该方法在设施菜地土壤重金属污染评价方面具有可

行性。但与传统评价方法相似,该模型缺乏精度验证模型,今后需要结合种植作物中重金属含量进一步评价改进物元可拓模型在土壤重金属污染评价领域应用的可行性<sup>[9]</sup>。同时,在评价过程中发现,对于新参考标准《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018),该评价方法中的污染等级划分标准还未统一,后续的研究需要加强论证和完善。

## 4 结论

(1)我国绝大多数设施菜地重金属含量处于安全水平,仅部分样点超标。土壤Cd、Pb、As、Cr、Hg、Cu、Zn、Ni的含量(中位值)分别为0.15、22.87、7.48、44.79、0.07、25.77、77.05 mg·kg<sup>-1</sup>和22.20 mg·kg<sup>-1</sup>,土壤Cd、Cu表现出累积。参照农用地土壤污染风险筛选值,超标率为Cd>Cu>Cr>As>Zn>Pb,Hg、Ni不超标。参照温室蔬菜产地环境质量评价标准,超标率为Cd>Hg>Pb>Cu>As>Cr>Zn>Ni。

(2)基于改进物元可拓模型的污染评价结果表明,土壤污染程度以清洁、尚清洁为主,Cd、Cu为主要影响因子。对于Ⅲ级及以上污染等级的土壤应当采取安全防控措施,合理调控土壤重金属污染。

(3)改进物元可拓模型评价相比于潜在生态风险评价,评价结果更符合实际状况,适用于设施菜地土壤重金属污染评价。同时,今后需要在新标准下完善污染等级的划分方法,注重模型精度的修正与验证。

### 参考文献:

- [1] 董静,赵志伟,梁斌,等.我国设施蔬菜产业发展现状[J].中国园艺文摘,2017,33(1):75-77.  
DONG Jing, ZHAO Zhi-wei, LIANG Bin, et al. Development status of facility vegetable industry in China[J]. *Chinese Horticulture Abstracts*, 2017, 33(1):75-77.
- [2] 张真和.中国蔬菜产业转型升级对策探讨(上)[J].中国农机化学报,2017,38(8):96-106.  
ZHANG Zhen-he. Countermeasures for transformation and upgrading of vegetable industry in China[J]. *Journal of Chinese Agricultural Mechanization*, 2017, 38(8):96-106.
- [3] 蔡祖聪.我国设施栽培养分管理中待解的科学和技术问题[J].土壤学报,2019,56(1):36-43.  
CAI Zu-cong. Scientific and technological issues of nutrient management under greenhouse cultivation in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56(1):36-43.
- [4] 黄绍文,唐继伟,李春花,等.我国蔬菜化肥减施潜力与科学施用对策[J].植物营养与肥料学报,2017,23(6):1480-1493.

- HUANG Shao-wen, TANG Ji-wei, LI Chun-hua, et al. Reducing potential of chemical fertilizers and scientific fertilization countermeasure in vegetable production in China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2017, 23(6):1480-1493.
- [5] 程旭艳, 王定美, 乔玉辉, 等. 中国商品有机肥重金属分析[J]. 环境污染与防治, 2012, 34(2):72-76.
- CHENG Xu-yan, WANG Ding-mei, QIAO Yu-hui, et al. Analyze on the heavy metals content in China commodity organic fertilizer[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2012, 34(2):72-76.
- [6] Bai L Y, Zeng X B, Su S M, et al. Heavy metal accumulation and source analysis in greenhouse soils of Wuwei District, Gansu Province, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 22(7):5359-5369.
- [7] 安国民, 徐世艳, 赵化春. 国外设施农业现状与发展趋势[J]. 现代化农业, 2004(12):34-36.
- AN Guo-min, XU Shi-yan, ZHAO Hua-chun. Existing status and development trend of foreign protected agriculture[J]. *Modernizing Agriculture*, 2004(12):34-36.
- [8] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. *GEO Journal*, 1969, 2(3):109-118.
- [9] Nemerow N L. Scientific stream pollution analysis[M]. Washington: Scripta Book Co, 1974:267-325.
- [10] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8):975-1001.
- [11] 舒冬妮. 用模糊数学综合评判土壤中重金属污染程度的探评[J]. 农业环境保护, 1989, 8(5):30-32.
- SHU Dong-ni. Review of the degree of heavy metal pollution in soil by using fuzzy mathematics to be judged[J]. *Agro-environmental Protection*, 1989, 8(5):30-32.
- [12] 罗厚枚, 王宏康. 用灰色聚类法综合评价土壤中重金属污染程度[J]. 北京农业大学学报, 1994, 20(2):197-203.
- LUO Hou-mei, WANG Hong-kang. Application of grey cluster method in comprehensive evaluation of heavy metal pollution in soil[J]. *Acta Agriculturae Universitatis Pekinensis*, 1994, 20(2):197-203.
- [13] 张敏, 盛丰. 多层次模糊综合评价法在土壤健康评价中的应用[J]. 北方农业学报, 2017, 45(6):92-96.
- ZHANG Min, SHENG Feng. Application of multilevel fuzzy comprehensive evaluation method in soil health assessment[J]. *Journal of Northern Agriculture*, 2017, 45(6):92-96.
- [14] 蔡文. 物元模型及其应用[M]. 北京:科学技术文献出版社, 1994:21-61.
- CAI Wen. Matter-element model and its application[M]. Beijing: Science and Technology Literature Press, 1994:21-61.
- [15] 石蓝星, 唐德善, 孟颖, 等. 基于改进物元可拓模型的城市洪灾风险评价[J]. 人民黄河, 2017, 39(7):71-74, 79.
- SHI Lan-xing, TANG De-shan, MENG Ying, et al. Evaluation of urban flood damage risks based on improved matter-element extension model[J]. *Yellow River*, 2017, 39(7):71-74, 79.
- [16] 虞未江, 贾超, 狄胜同, 等. 基于综合权重和改进物元可拓评价模型的地下水水质评价[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2019, 49(2):539-547.
- YU Wei-jiang, JIA Chao, DI Sheng-tong, et al. Groundwater quality assessment based on comprehensive weight and improved matter-element extension evaluation model[J]. *Journal of Jilin University (Earth Science Edition)*, 2019, 49(2):539-547.
- [17] 邱礼球. 基于物元可拓模型的改扩建隧道施工安全风险评估[J]. 隧道建设(中英文), 2018, 38(S2):25-30.
- QIU Li-qiu. Safety risk assessment of tunnel rehabilitation enlargement based on matter element extension model[J]. *Tunnel Construction*, 2018, 38(S2):25-30.
- [18] 赵艳玲, 石娟娟, 何厅厅, 等. 基于物元可拓法的土壤重金属污染评价[J]. 金属矿山, 2014, 43(2):159-165.
- ZHAO Yan-ling, SHI Juan-juan, HE Ting-ting, et al. Evaluation of soil heavy metal pollution based on the matter-element extension method[J]. *Metal Mine*, 2014, 43(2):159-165.
- [19] 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.
- [20] 刘子姣, 李廷亮, 田源. 太谷县蔬菜大棚土壤重金属污染及生态风险评价[J]. 山西农业科学, 2015, 43(1):58-60.
- LIU Zi-jiao, LI Ting-liang, TIAN Yuan. Ecological risk assessment and heavy metal pollution of vegetable greenhouse soils in Taigu County[J]. *Journal of Shanxi Agricultural Sciences*, 2015, 43(1):58-60.
- [21] 徐笠, 陆安祥, 田晓琴, 等. 典型设施蔬菜基地重金属的累积特征及风险评估[J]. 中国农业科学, 2017, 50(21):4149-4158.
- XU Li, LU An-xiang, TIAN Xiao-qin, et al. Accumulation characteristics and risk assessment of heavy metals in typical greenhouse vegetable bases[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2017, 50(21):4149-4158.
- [22] 章圣强. 沿黄灌区设施蔬菜土壤养分状况及重金属含量与评价[D]. 兰州:兰州大学, 2010:13-14.
- ZHANG Sheng-qiang. Nutrient status, heavy metal concentrations and its assessment in greenhouse soils in Yellow River irrigation area [D]. Lanzhou:Lanzhou University, 2010:13-14.
- [23] 农业部. 全国设施蔬菜重点区域发展规划(2015—2020)[R]. 北京:农业部, 2015.
- Ministry of Agriculture of PRC. National facilities and vegetable key regional development plan (2015—2020)[R]. Beijing: Ministry of Agriculture of PRC, 2015.
- [24] 余垚, 朱丽娜, 郭天亮, 等. 我国含磷肥料中镉和砷土壤累积风险分析[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(7):1326-1331.
- YU Yao, ZHU Li-na, GUO Tian-liang, et al. Risk assessment of cadmium and arsenic in phosphate fertilizer[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(7):1326-1331.
- [25] Liu X M, Song Q J, Tang Y, et al. Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: A multi-medium analysis[J]. *The Science of the Total Environment*, 2013, 463/464:530-540.

- [26] 郭冬艳,李月芬,王冬艳,等. 鞍山市铁矿区复垦土壤重金属污染评价[J]. 吉林农业大学学报, 2011, 33(5):551-557.  
GUO Dong-yan, LI Yue-fen, WANG Dong-yan, et al. Evaluation of heavy metal pollution of reclaimed soil in Anshan iron mine region[J]. *Journal of Jilin Agricultural University*, 2011, 33(5):551-557.
- [27] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990:87.  
China Environmental Monitoring Station. Background value of soil elements in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990:87.
- [28] 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.
- [29] 龚子同,张甘霖. 人为土壤形成过程及其在现代土壤学上的意义[J]. 生态环境, 2003, 12(2):184-191.  
GONG Zi-tong, ZHANG Gan-lin. Anthropogenesis and its significance in modern pedology[J]. *Ecology and Environment*, 2003, 12(2):184-191.
- [30] 查理思,吴克宁,冯力威,等. 古人类活动对土壤发育的影响——以河南仰韶村文化遗址为例[J]. 土壤学报, 2016, 53(4):850-859.  
ZHA Li-si, WU Ke-ning, FENG Li-wei, et al. Influence of ancient human activities on development of soil: A case study of Yangshao Village cultural relic site, Henan Province[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2016, 53(4):850-859.
- [31] 曾希柏,李莲芳,梅旭荣. 中国蔬菜土壤重金属含量及来源分析[J]. 中国农业科学, 2007, 40(11):2507-2517.  
ZENG Xi-bai, LI Lian-fang, MEI Xu-rong. Heavy metal content in soils of vegetable-growing lands in China and source analysis[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2007, 40(11):2507-2517.
- [32] Chen H Y, Teng Y G, Lu S J, et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 512/513:143-153.
- [33] 孟敏,杨林生,韦炳干,等. 我国设施农田土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34(11):1019-1026.  
MENG Min, YANG Lin-sheng, WEI Bing-gan, et al. Contamination assessment and spatial distribution of heavy metals in greenhouse soils in China[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, 34(11):1019-1026.
- [34] 白玲玉,曾希柏,李莲芳,等. 不同农业利用方式对土壤重金属累积的影响及原因分析[J]. 中国农业科学, 2010, 43(1):96-104.  
BAI Ling-yu, ZENG Xi-bai, LI Lian-fang, et al. Effects of land use on heavy metal accumulation in soils and source analysis[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2010, 43(1):96-104.
- [35] 陈玉鹏,梁东丽,刘中华,等. 大棚蔬菜土壤重金属污染及其控制的研究进展与展望[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(1):9-17.  
CHEN Yu-peng, LIANG Dong-li, LIU Zhong-hua, et al. Analysis of present situation and control of heavy metal pollution in vegetable greenhouse soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(1):9-17.
- [36] 梁蕾,李季,杨合法,等. 长期温室菜地土壤重金属累积状况及污染评价[J]. 环境化学, 2018, 37(7):1515-1524.  
LIANG Lei, LI Ji, YANG He-fa, et al. Soil heavy metal accumulation and risk assessment in a long-term vegetable-growing greenhouse[J]. *Environmental Chemistry*, 2018, 37(7):1515-1524.
- [37] Xu Q T, Zhang M K. Source identification and exchangeability of heavy metals accumulated in vegetable soils in the coastal plain of eastern Zhejiang Province, China[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2017, 142:410-416.
- [38] Papaioannou D, Katsoulos P D, Panousis N, et al. The role of natural and synthetic zeolites as feed additives on the prevention and/or the treatment of certain farm animal diseases: A review[J]. *Microporous & Mesoporous Materials*, 2005, 84(1/2/3):161-170.
- [39] 张小敏,张秀英,钟太洋. 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. Spatial distribution and accumulation of heavy metal in arable land soil of China[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(2):692-703.
- [40] 张俊叶,刘晓东,庞少东,等. 物元可拓法用于南京城市绿地土壤重金属污染评价[J]. 环境科学研究, 2018, 31(9):1572-1579.  
ZHANG Jun-ye, LIU Xiao-dong, PANG Shao-dong, et al. Pollution assessment of heavy metals in urban green land soils in Nanjing City based on the matter-element extension model[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2018, 31(9):1572-1579.