环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社

2020

Vol.41 No.12

第41卷 第12期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第12期
2020年12月15日

目 次(卷终)

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第12期 2020年12月
Vol.41, No.12 Dec., 2020

我国南方水稻产地镉环境质量类别划分技术

窦韦强, 安毅, 秦莉*, 林大松, 董明明
(农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘要: 针对我国耕地质量类别划分技术及方法体系不完善的现状,提出应用物种敏感性分布法(SSD)基于不同保护率建立"优先保护类、安全利用类和严格管控类"的土壤镉划分阈值,并对其合理性和科学性验证. 结果表明,我国南方水稻产地土壤 pH、土壤有机质(SOM)和阳离子交换量(CEC)对水稻富集镉的影响均达到了极显著水平($P<0.01$),并由其构建的三因子生物有效性模型可解释水稻富集系数62.0%的变异; 水稻对镉的 SSD 曲线表明,不同水稻品种对镉的敏感性差异明显,主要与其基因型相关; 依据 SSD 曲线基于保护率为80%和5%推导出我国南方水稻产地"优先保护类和严格管控类"的土壤镉划分阈值分别为0.26 $mg\cdot kg^{-1}$和1.67 $mg\cdot kg^{-1}$,且当土壤镉≤0.26 $mg\cdot kg^{-1}$时划分为优先保护类耕地,土壤镉≥1.67 $mg\cdot kg^{-1}$时划分为严格管控类耕地,土壤镉介于0.26~1.67 $mg\cdot kg^{-1}$时划分为安全利用类耕地,并通过134组独立数据验证其具有一定合理性和科学性. 本研究表明应用 SSD 法对我国南方水稻产地镉环境质量类别划分时体现出较好的普适性、科学性和合理性,同时可为我国农用地土壤环境质量类别划分技术及方法体系的建设和完善奠定坚实的工作基础.

关键词: 水稻产地; 镉; 物种敏感性分布(SSD); 生态安全阈值; 质量类别划分
中图分类号: X53 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)12-5562-09 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202004162

Technological Classification of Cadmium Quality in the Rice Producing Areas of South China

DOU Wei-qiang, AN Yi, QIN Li*, LIN Da-song, DONG Ming-ming
(Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China)

Abstract: Classifying the quality of agricultural products is an important means of managing the arable land quality and guaranteeing the quality and safety of agricultural products. This work is planned to be completed in 2020. However, there is still no perfect method or technology for classifying the quality of arable lands. The species sensitivity distribution (SSD) has become commonly used for determining ecological safety thresholds since it takes into account differences in species sensitivity, the physical and chemical properties of soils, biological availability, and sources of pollutants. However, it has not yet been applied to the classification of arable land quality. Therefore, based on the routine monitoring data of rice production areas in southern China from the Agro-environmental Monitoring Center of China, this study proposes the use of species sensitivity distributions to classify the environmental quality of cadmium in rice production areas. The scientific rationale of this method was also discussed in order to provide an important reference for the construction and improvement of the classification system for arable land quality in China. The results showed that the pH, soil organic matter, and cation exchange capacity of the physical and chemical properties of soils significantly affected the enrichment of cadmium in rice, and this relationship was used to establish the cadmium transfer equation in the soil-rice system. It was found that there were obvious differences in the cadmium enrichment abilities of different rice varieties, which were mainly caused by the differences in their genotypes. According to the species sensitivity distributions, soil cadmium thresholds were obtained, which yielded a priority protection class of less than 0.26 $mg\cdot kg^{-1}$ and strict control class of greater than 1.67 $mg\cdot kg^{-1}$, between which are the safe use classes. The results were verified through independent datasets, and it was found that the application of species sensitivity distributions to classify the environmental quality of cadmium in rice producing areas reflected good scientific rationale and operability. This study may provide a foundation for the construction and improvement of the arable land quality classification system in China.

Key words: rice producing areas; cadmium; species sensitivity distribution(SSD); ecological safety threshold; quality classification

近年来我国土壤重金属污染愈发严重,尤其是农用地土壤镉污染不容忽视[1,2]. 镉作为生物体的一种非必需元素,不仅会对作物的正常生长产生影响,还能通过食物链在人体富集,累积到一定量后会引发各种疾病[3]. 而水稻作为我国种植面积第二大的粮食作物,约有65%的人口以稻米为主食[4]. 众多研究表明[5~7],稻米中的镉主要来源于土壤,对镉污染土壤的分类管理是保证稻米质量安全的重要前提. 因此,为了保障作物的正常生长及人体健康,国务院于2016年印发了《土壤污染防治行动计划》,提出了实施农用地分类管理的工作任务,按污染程度将其划分为优先保护类、安全利用类和严格管控类,分别采取相应的管理措施,保障农产品质量安全[8]. 其中农用地土壤环境质量类别划分技术是实施农用地分类管理的根本.

2017年环境保护部(现生态环境部)和农业部

收稿日期: 2020-04-20; **修订日期**: 2020-06-19
基金项目: 国家自然科学基金项目(41877403)
作者简介: 窦韦强(1994~),男,硕士研究生,主要研究方向为农产品产地质量安全与重金属迁移转化规律, E-mail: 1186763678@qq.com
* 通信作者, E-mail: ql-tj@163.com

(现农业农村部)联合印发了《农用地土壤质量类别划分技术指南(试行)》用于指导全国耕地土壤环境质量类别的划分,但其基于不同土壤类型制定,针对特定农产品产地土壤环境质量类别划分的适用性可能不足[9,10]. 另外,随着我国农田土壤监测网络体系建设的不断完善,已经积累了大批实际田间监测数据,涉及多区域多品种,但目前对这些数据的利用尚不充分. 此外,赵玉杰等[11]的研究认为 3 类区划分(优先保护类、安全利用类和严格管控类)重点针对初级农产品质量安全,因此在类别划定时应充分认识到不同农作物对污染物的敏感性差异. 而物种敏感性分布法(species sensitivity distribution, SSD)考虑了物种敏感性、土壤理化性质、生物有效性及污染物来源等因素的差异,已经成为当前主流的生态安全阈值确定方法[12],它主要利用多个物种受某一污染物胁迫的急性或慢性毒性数据构建统计分布模型,应用合适的概率分布函数进行拟合,从而获得某一暴露浓度水平下的物种潜在受影响比例和保护 $(1-p)\%$ (p 代表累积概率)的物种不受影响的情况下所允许的最大环境有害含量值,定量反映污染物的风险水平[13]. 但目前以实际田间监测数据为基础,应用 SSD 法对水稻产地镉环境质量类别划分的研究还未见报道.

基于此,本研究以原农业部环境监测总站对我国南方水稻产地的例行监测数据为基础,通过筛选有效数据,初步探明:①田间环境条件下土壤理化性质对水稻富集镉的影响程度; ②不同水稻品种对镉的敏感性差异及其原因; ③应用 SSD 法进行水稻产地镉环境质量类别划分的科学性和合理性.

1　材料与方法

1.1　数据来源

本研究数据来源于原农业部环境监测总站对我国南方水稻产地的例行监测数据,包含湖北、安徽、湖南、广西、四川、云南、广东和贵州这 8 个水稻产地的 10 个水稻品种,共 338 组数据,其中 204 组数据用于划分阈值的推导, 134 组数据用于划分阈值的验证,有效数据筛选原则如下:①数据必须来自于土壤和水稻的点对点协同监测; ②选择的水稻品种必须是当地大面积种植且对镉具有较高的敏感性; ③数据必须具有必要的土壤性质参数.

1.2　模型建立

1.2.1　土壤-水稻体系中镉迁移的影响因素确定

目前,关于土壤-水稻体系中镉迁移的影响因素研究主要集中在土壤理化性质、土壤镉形态及含量、水稻基因型以及其它农艺措施等方面[14~16]. 而大量研究表明,土壤镉形态及含量和土壤理化性质的影响较为显著,如易亚科等[17]的研究表明,土壤有效态镉对精米镉含量的影响达到了极显著水平($P<0.01$),但受其提取方法、提取液以及外界环境等因素的影响,土壤有效态镉极其不稳定,会严重影响模型的准确性和适用性[18]. 而理化性质中以土壤 pH、土壤有机质(soil organic matter, SOM)和阳离子交换量(cation exchange capacity, CEC)的影响最为显著,如陈楠等[19]的研究认为土壤 pH 在 4 ~ 9 时与糙米镉含量呈显著线性负相关($P<0.05$); 和君强等[5]的研究得到 SOM 高的土壤中水稻更容易富集镉; 廖启林等[20]的研究认为高浓度镉污染土壤中 CEC 含量的增加会对水稻富集镉的能力产生明显的抑制作用. 因此,本研究将理化性质中的土壤 pH、SOM 及 CEC 与水稻镉的生物富集系数(bioconcentration factor, BCF)进行相关性分析,以确定其对水稻富集镉的影响程度.

1.2.2　BCF 和生物有效性模型

(1)BCF　水稻镉的 BCF 定义为稻米镉与土壤总镉之比,公式如下:

$$\mathrm{BCF} = C_{\mathrm{rice}}/C_{\mathrm{soil}} \tag{1}$$

式中, BCF 为生物富集系数; C_{rice} 为稻米镉, $\mathrm{mg\cdot kg^{-1}}$; C_{soil} 为土壤总镉, $\mathrm{mg\cdot kg^{-1}}$.

(2)生物有效性模型　通过相关性分析,利用 SPSS 22.0 将 BCF 与土壤理化性质进行多元回归分析,构建生物有效性模型,基本形式如下:

$$\lg(\mathrm{BCF}) = a\times \mathrm{pH} + b\times \lg(\mathrm{SOM}) + c\times \lg(\mathrm{CEC}) + k \tag{2}$$

式中,BCF 为生物富集系数; pH 为土壤 pH; SOM 为土壤有机质, $\mathrm{g\cdot kg^{-1}}$; CEC 为土壤阳离子交换量, $\mathrm{cmol\cdot kg^{-1}}$; a、b 和 c 均为无量纲参数,表示土壤理化性质对生物富集系数的影响程度; k 为方程的截距,表示水稻富集重金属镉的固有敏感性.

(3)水稻镉的 BCF 归一化　由于研究区域空间跨度大,土壤理化性质差异显著,会影响土壤镉划分阈值的科学性[21,22]. 因此,需要将不同土壤性质条件下镉的 BCF 归一化到某一标准土壤情景下,以最大程度地降低土壤理化性质对水稻富集镉的影响[23,24]. 根据本研究区域土壤基本理化性质,设定以下标准土壤情景: pH = 5.5, SOM = 20 $\mathrm{g\cdot kg^{-1}}$, CEC = 15 $\mathrm{cmol\cdot kg^{-1}}$. 依据式(2)中的生物有效性模型进行归一化,计算过程为:以某种水稻为例,实测 pH、SOM 以及 CEC 分别记为 S_{pH}、S_{SOM} 和 S_{CEC},而此土壤条件下水稻镉的 BCF 记为 S_{BCF},标准土壤情景为 pH = 5.5, SOM = 20 $\mathrm{g\cdot kg^{-1}}$, CEC = 15 $\mathrm{cmol\cdot kg^{-1}}$,归一化到标准土壤情景条件下的 BCF 设为 B_{BCF},则 $B_{\mathrm{BCF}} = S_{\mathrm{BCF}}$

$\times 10^{a(5.5-S_{pH})+b\cdot\lg(20/S_{SOM})+c\cdot\lg(15/S_{CEC})}$,其它水稻品种的归一化过程以此类推. 若同一水稻品种对应不同土壤条件下具有多个 BCF 值时,对每个 BCF 都进行归一化处理,后取几何均值.

(4)种内变异系数 不同水稻品种镉的 BCF 经归一化后利用种内变异系数对其效果进行评价,公式如下:

$$\text{种内变异系数} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(\mathrm{BCF}_{si}-\overline{\mathrm{BCF}_s})^2}{(n-1)\times(\overline{\mathrm{BCF}_s})^2}} \quad (3)$$

式中,BCF_{si}为第 i 个 BCF 归一化到标准土壤情景下的值,$\overline{\mathrm{BCF}_s}$为 n 个 BCF_s 的平均值,n 为该物种 BCF 值的个数.

1.2.3 SSD 曲线拟合

(1)累积概率(p) 将归一化后各水稻品种镉的 BCF 从大到小排列,并设定相应的序数 R,计算 p 值,公式如下:

$$p = R/(N+1) \quad (4)$$

式中,p 为物种所对应的累积概率值,R 为物种从小到大排序的序数,N 为物种的总数量.

(2)SSD 曲线 以 1/BCF 为横坐标,p 为纵坐标,利用 log-logistic 拟合函数在 Origin 9.0 中构建不同水稻品种对镉的 SSD 曲线,其形式如下[25,26]:

$$y = a\Big/\left[1+\left(\frac{x}{x_0}\right)^b\right] \quad (5)$$

式中,x 为 1/BCF; y 为 x 对应水稻品种的累积概率值,%; a、b 和 x_0 为拟合参数.

1.2.4 土壤镉划分阈值推导

根据构建的 SSD 曲线,基于保护率为 80% 和 5% 得到对应的 1/BCF 值[27],利用《食品安全国家标准食品中污染物限量》(GB 2762-2017)中大米镉限值(0.2 mg·kg^{-1})反推出土壤镉划分阈值,公式如下:

$$C_{soil} = C_{S\text{-}rice}/(1/\mathrm{HC}_p) \quad (6)$$

式中,C_{soil}为土壤镉划分阈值,mg·kg^{-1}; $C_{S\text{-}rice}$为食品安全国家标准中大米镉限值,mg·kg^{-1}; HC_p 代表保护 80% 和 5% 的水稻品种所对应的 1/BCF 值, p 为累积概率.

1.3 数据处理与分析

采用 Excel 2013 对数据进行整理分析,采用 SPSS 22.0 进行土壤理化性质与 BCF 的相关性分析及多元回归分析,使用 Origin 9.0 进行 SSD 曲线的拟合.

2 结果与分析

2.1 水稻镉的 BCF 与土壤理化性质的统计分析及相关分析

如表 1 所示,研究区域土壤 pH 的范围为 4.60 ~6.80,平均值为 5.90 ±0.70,总体呈酸性,变异系数为 12%,属于中等变异; SOM 和 CEC 的范围分别为 16.89 ~ 57.00 g·kg^{-1} 和 8.00 ~ 24.50 cmol·kg^{-1},平均值分别为(27.71 ±9.09)g·kg^{-1}和(15.72 ±3.82)cmol·kg^{-1},均处于正常范围内,变异系数分别为 33% 和 24%,属中等变异程度; 而 BCF 范围为 0.01 ~3.11,最大值是最小值的 311 倍,平均值为 0.67 ±0.67,变异系数为 101%,属强变异程度. 此外,由表 2 可得,水稻镉的 BCF 与土壤 pH 和 CEC 呈极显著负相关($r = -0.678$ 和 -0.694, $P<0.01$),与 SOM 呈极显著正相关($r = 0.737$, $P<0.01$),可见,本研究中土壤 pH、SOM 和 CEC 对水稻富集镉的影响均达到了极显著水平($P<0.01$).

表 1 土壤理化性质和镉的生物富集系数统计分析

Table 1 Statistical analysis of soil physical and chemical properties and bioconcentration factor of cadmium

指标	样本数量/个	范围	中位值	平均值	标准差	变异系数/%
BCF	204	0.01 ~3.11	0.39	0.67	0.67	101
土壤 pH		4.60 ~6.80	5.80	5.90	0.70	12
SOM/g·kg^{-1}		16.89 ~57.00	24.73	27.71	9.09	33
CEC/cmol·kg^{-1}		8.00 ~24.50	15.60	15.72	3.82	24

表 2 土壤理化性质与镉生物富集系数的相关性分析1)

Table 2 Correlation analysis of soil physical and chemical properties and cadmium bioconcentration factor

土壤理化性质	pH	SOM	CEC
BCF	−0.678 **	0.737 **	−0.694 **

1) ** 表示在 0.01 水平(双侧)上极显著相关

2.2 不同水稻品种镉的 BCF 归一化

2.2.1 生物有效性模型

根据 2.1 节中水稻镉的 BCF 和土壤理化性质的相关性分析结果,利用 SPSS 22.0 将不同水稻品种镉的 BCF 与对应的土壤理化性质进行多元回归分析. 由表 3 可得,当变量仅为土壤 pH 时,模型的确定系数为 0.436($P<0.01$),说明土壤 pH 控制着其 43.6% 的变异; SOM 作为第二影响因子引入时,模型的确定系数变为 0.581($P<0.01$),即土壤 pH 和 SOM 能控制模型 58.1% 的变异,而 SOM 对模型准确度的贡献率为 14.5%; 当土壤 pH、SOM 和 CEC 这 3 个因子全部引入时,模型的确定系数达到

最高，为 0.620（$P<0.01$），CEC 对模型准确度的贡献率为 3.9%．因此，本研究使用基于土壤 pH、SOM 和 CEC 构建的三因子生物有效性模型［lg(BCF) = −0.251pH + 1.486 lg(SOM) − 1.44 lg(CEC) + 0.618（$R^2=0.620$，$P<0.01$，$n=204$）］对不同水稻品种镉的 BCF 进行归一化处理．

表 3　土壤-水稻体系中镉的生物有效性模型

Table 3　Bioavailability model of cadmium in soil-rice systems

影响因子	生物有效性模型	R^2	P
单因子	lg(BCF) = −0.539 pH + 2.731	0.436	<0.01
双因子	lg(BCF) = −0.301 pH + 2.118 lg(SOM) − 1.690	0.581	<0.01
三因子	lg(BCF) = −0.251 pH + 1.486 lg(SOM) − 1.440 lg(CEC) + 0.618	0.620	<0.01

2.2.2　不同水稻品种镉的 BCF 归一化及效果评价

依据 2.2.1 节中构建的三因子生物有效性模型，将不同土壤性质条件下水稻镉的 BCF 归一化到标准土壤情景下．由表 4 可得，归一化后不同水稻品种对镉的富集能力大小为 HN2 > HB1 > GD > SC > HB2 > YN > AH > GX > GZ > HN1，其中 HN2 对镉的富集能力最强而 HN1 最弱．对其效果评价得到（图 1），10 个水稻品种镉的 BCF 经归一化后其种内变异系数均明显降低，证明归一化过程能最大程度降低土壤理化性质对水稻富集镉的影响，突出水稻品种的内在敏感性．

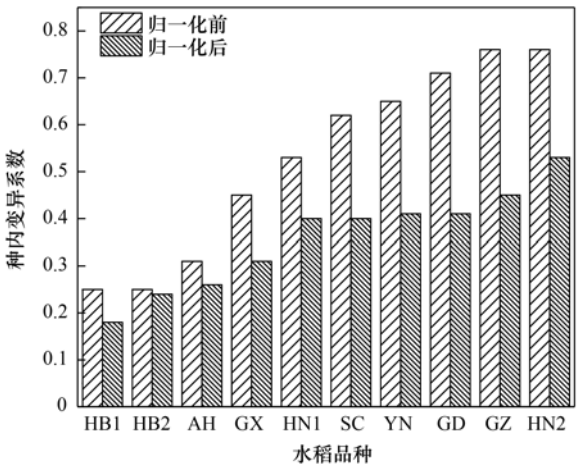


图 1　不同水稻品种归一化前后的种内变异系数

Fig. 1　Coefficient of intraspecific variation of different rice varieties before and after normalization

2.3　不同水稻品种对镉的 SSD 曲线

由图 2 可得，不同水稻品种对镉的敏感性差异明显，其中 HN1、GZ 和 GX 位于 SSD 曲线的上端，对镉的富集能力较弱，敏感性较差；而 HN2、HB1 和 GD 则处于 SSD 曲线的最下端，对镉的富集能力较强，敏感性也更高．另外，SC、YN、HB2 和 AH 位于 SSD 曲线的中间区域，对镉的富集能力及敏感度处于中等水平．

表 4　标准土壤情景下不同水稻品种的归一化结果1)

Table 4　Normalized results of different rice varieties in standard soil scenarios

水稻品种	HN2	HB1	GD	SC	HB2	YN	AH	GX	GZ	HN1
归一化后的 BCF	0.92	0.87	0.59	0.58	0.56	0.42	0.40	0.26	0.23	0.12

1）不同水稻品种以采样区域省份的大写字母代表，各水稻品种镉的 BCF 以几何均值表示

2.4　土壤镉划分阈值推导及验证

根据 2.3 节构建的 SSD 曲线，利用《食品安全国家标准食品中污染物限量》（GB 2762-2017）中规定的大米镉标准限值（0.2 mg·kg^{-1}）反推出基于保护 80% 和 5% 水稻品种的土壤镉划分阈值（表 5），并对其合理性和科学性进行验证．当土壤镉≤0.26 mg·kg^{-1}时，认为该区适宜大部分水稻品种的种植，可将该区划分为优先保护类耕地；土壤镉≥1.67 mg·kg^{-1}时，认为该区不适宜水稻种植，将该区划分为严格管控类耕地，对于划定的严格管控类耕地，要实行相应的管控措施，如种植结构调整、休耕和退耕还林还草等[28]；而当 0.26 mg·kg^{-1} < 土壤镉 < 1.67 mg·kg^{-1}时，将该区划分为安全利用类耕地，应限制某些高富集水稻品种的种植，如 HN2 和 HB1

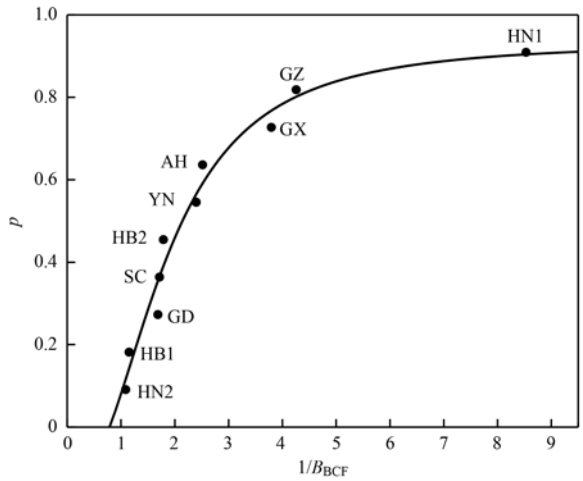


图 2　不同水稻品种对镉的敏感性分布曲线

Fig. 2　Sensitivity distribution curve of different rice varieties to cadmium

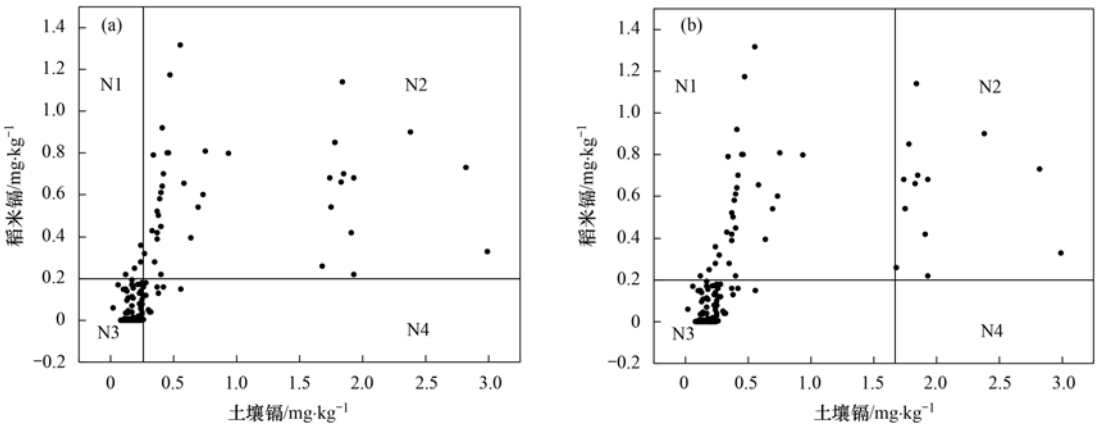
等. 另外,利用验证数据集对土壤镉划分阈值合理性进行独立数据验证(图 3),以推导的土壤镉划分阈值为横轴,稻米镉标准限值为纵轴,划分为 N1、N2、N3 和 N4 这 4 个区域,分别代表点位样品镉土壤不超标水稻超标、土壤超标水稻超标、土壤不超标水稻不超标以及土壤超标水稻不超标 4 种情况. 由图 3(a)可得, 134 组验证数据中土壤镉小于优先保护类划分阈值的占 85 组,其中 95.3% 落在 N3 区域; 而图 3(b)中, 134 组验证数据中土壤镉大于严格管控类划分阈值的占 13 组,全部落在 N2 区域. 因此,本研究所得优先保护类和严格管控类土壤镉划分阈值具有一定合理性和科学性.

表 5 我国南方水稻产地镉环境质量类别划分阈值[1)]

Table 5 Thresholds for classifying the environmental quality categories of cadmium in rice producing areas in south China

p/%	划分阈值/mg·kg^{-1}	划分标准/mg·kg^{-1}	土壤质量类别
20	0.26	土壤镉≤0.26	优先保护
95	1.67	土壤镉≥1.67	严格管控
20 ~ 95	0.26 ~ 1.67	0.26 < 土壤镉 < 1.67	安全利用

1) p 为 20% 和 95% 分别代表能保护 80% 和 5% 的水稻品种的土壤镉生态阈值



(a)和(b)分别代表对优先保护类划分阈值(0.26 mg·kg^{-1})和严格管控类划分阈值(1.67 mg·kg^{-1})的验证

图 3 土壤镉划分阈值合理性验证

Fig. 3 Validation of the threshold value of the soil cadmium division

3 讨论

3.1 土壤理化性质对水稻富集镉的影响过程分析

由相关性分析可得,水稻镉的 BCF 与土壤 pH 呈极显著负相关($r = -0.678$, $P < 0.01$),这与易亚科等[17]、陈楠等[19]以及黄宇等[29]得到的结论类似,可能是因为低 pH 条件下土壤中其它形态的镉易转化成可交换态镉,致使可交换态镉的含量增加,水稻对镉富集能力增强,如颜世红[30]采用 pH 为 3.5 和 4.5 的酸雨模拟溶液对水稻土进行淋溶时得到,碳酸盐结合态镉极易向可交换态镉转化,且当所用酸雨模拟溶液的 pH 值越低,土壤中碳酸盐结合态镉的减少量越多,转化为可交换态镉的含量显著增加; 王一志等[31]研究不同 pH 条件下红壤水稻田土壤中镉形态的变化时认为 pH 为 4.0 时,土壤中可交换态镉与残渣态镉含量分别占全量的 58.1% 和 12.2%,而当 pH 升高至 8.0 时,两者含量分别占全量的 28.3% 和 35.3%,说明随土壤 pH 的升高可交换态镉含量下降,残渣态镉含量上升. 另外,低 pH 条件还会使土壤颗粒表面的正电荷数量增多,与同性镉离子发生“相斥”作用的机会增大,进而限制镉离子在土壤颗粒表面的吸附,导致土壤中可交换态镉含量的增加[32]. 而与 SOM 呈极显著正相关($r = 0.737$, $P < 0.01$),这是因为土壤中的镉能与大分子量的腐殖质(如胡敏酸)形成高稳性络合物以增强其在土壤中的有效性和移动性[33],进而增加水稻对镉的富集能力. 如郭毅轩等[34]的研究表明,稻米镉含量与有机质呈显著正相关关系,添加颗粒有机质可促进水稻对镉的吸收,当颗粒有机质添加量从 1.0 ~ 2.5 g·kg^{-1}时,镉在籽粒中的分布显著增加. 但与 CEC 呈极显著负相关($r = -0.694$, $P < 0.01$),可能由于 CEC 含量增高会导致土壤负电荷量的增加,进而增大镉离子与负电荷的结合机会,使更多的镉离子被吸附点位固定,从而减少水稻对镉的富集[35,36].

3.2 生物有效性模型的准确度及归一化分析

分析生物有效性模型准确度贡献率表明,土壤 pH(43.6%) > SOM(14.5%) > CEC(3.9%),说明

土壤 pH 是影响稻米镉富集的主导因素. 而本研究所得三因子生物有效性模型的确定系数(R^2 = 0.620)略低于盆栽试验结果[37,38],可能是因为田间试验与盆栽试验所处环境相差较大,而这种环境差异会引起土壤理化性质、微生物群落以及水稻自身的一系列变化,进而导致模型确定系数的降低[39]. 此外,本研究区域空间跨度大,土壤类型和水稻品种等差异显著,田间环境中水稻对镉的富集除受土壤 pH、SOM 和 CEC 的影响外,还会受氧化还原电位、电导率、土壤机械组成、土壤类型以及水稻品种等的影响,这也是造成其确定系数偏低的原因. 如王科等[40]的研究认为,不同类型土壤上水稻镉的富集能力不同,灰棕潮田上镉富集率较低的品种为川作 6 优 177、粳稻和金优 284,冲积黄泥田上为金优 284、B 优 840 和粳稻,紫潮田上为Ⅱ优 498、富优 21 和粳稻; 王美娥等[41]的研究表明,不同水稻品种之间镉的富集差异显著,株两优 06 对镉的富集明显低于其它品种. 但本研究结果却高于前人的田间试验结果,如王梦梦等[42]基于田间试验构建的稻米镉含量预测模型确定系数为 0.509; 汤丽玲[43]基于田间采样建立的稻米镉含量预测模型确定系数为 0.565; 赵科理[44]以浙江水稻田为研究对象构建的水稻籽粒镉多元回归预测模型确定系数为 0.518.

另外,本研究归一化后各水稻品种的种内变异系数均明显降低,这与 Ding 等[45]的研究应用 SSD 法推导根茎类蔬菜土壤中铅的生态安全阈值时所得的结果一致,认为相比于未归一化,归一化后推导的土壤铅生态安全阈值更加科学严谨; 刘克[46]的研究利用 SSD 法推导我国小麦产地土壤镉和铅的生态安全阈值时对小麦镉的 BCF 也进行归一化处理,发现归一化后各物种种内变异系数显著降低,说明归一化过程能显著降低土壤性质对作物镉富集的影响; 王小庆等[47]和孙在金等[22]在应用 SSD 法建立土壤铜和锑的环境质量基准值时对毒理学数据都进行了归一化处理,认为归一化过程能消除土壤性质的影响,相比于传统未归一化处理更具科学性.

3.3　水稻对镉的敏感性差异及土壤镉划分阈值的合理性分析

本研究得到,不同水稻品种对镉的敏感性差异明显,这主要与其基因型相关. 如郑倩倩等[48]研究江苏省主栽的 12 个水稻品种对镉的敏感性时表明,籼型杂交稻显著高于粳型杂交稻和粳型常规稻; 殷萍等[49]研究天津本地水稻品种武津粳 1 号、香糯 ZP-3 及皖香早-1 对镉的敏感性时得到,高镉浓度条件下($\geq$5.0 mg·kg^{-1})香糯 ZP-3 对镉的富集能力明显低于其他 2 个品种; 冯莲莲等[50]研究宜优 673、东联 5 号、花优 63、春优 84、浙优 18、甬优 9 号以及台粳 8 号这 7 个水稻品种对镉的敏感性时发现,不同水稻品种对镉的富集能力表现为春优 84 > 甬优 9 号 > 浙优 18 > 宜优 673 > 东联 5 号、花优 63 和台粳 8 号,最大相差 2.4 倍; 蒋彬等[51]采集 239 个不同水稻品种并对其籽粒中镉含量分析表明,不同水稻品种籽粒中镉含量范围为 0.08 ~ 49.14 μg·kg^{-1},差异极其明显; 何玉亭等[52]通过大田试验研究 23 个不同水稻品种对镉的富集能力差异时表明,不同水稻品种籽粒镉含量及富集系数存在较大差异,其变化范围为 0.08 ~ 0.474 mg·kg^{-1}.

将推导的划分阈值与我国现行土壤环境质量《农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618-2018)中的土壤污染风险筛选值和管制值进行比较,得到本研究推导的优先保护类土壤镉划分阈值(0.26 mg·kg^{-1})严于国家标准的土壤污染风险筛选值(pH $\leq$5.5, 0.3 mg·kg^{-1}),这与王硕等[53]的研究得到水稻产地土壤镉阈值严格于国家标准值的结论类似,可能是因为现行的国家标准值是基于全国不同土壤类型制定,作物种类繁多,土壤理化性质差异显著,而本研究基于我国南方水稻产地,仅针对水稻一种作物且土壤理化性质变异相对较小,使得划分阈值严于国家标准值[48,54]; 但严格管控类划分阈值(1.67 mg·kg^{-1})略高于土壤污染风险管制值(pH $\leq$ 5.5, 1.5 mg·kg^{-1}),说明仅针对我国南方水稻产地国家标准中土壤镉污染风险管制值偏严,再次证明了针对特定农产品产地制定土壤重金属阈值的必要性. 另外,利用验证数据集对土壤镉划分阈值进行独立数据验证发现具有一定的合理性,可为我国南方水稻产地镉环境质量类别划分提供参考依据,同时,本研究结论基于实际田间监测,研究风险和受到外界自然环境等因素的影响较大,未来将对应用 SSD 法进行土壤环境质量类别划分的科学性和合理性进一步深入探讨和验证,并征求相关权威专家的意见和建议.

4　结论

(1)田间环境条件下土壤理化性质中的 pH、SOM 和 CEC 对水稻富集镉的影响均达到了极显著水平(P < 0.01).

(2)不同水稻品种对镉的敏感性差异明显,主要由其基因型差异引起.

(3)应用 SSD 法对我国南方水稻产地镉环境质量类别划分时具有一定的科学性和合理性.

致谢:感谢原农业部环境监测总站对本研究的支持.

参考文献：

[1] 陈能场，郑煜基，何晓峰，等.《全国土壤污染状况调查公报》探析[J]. 农业环境科学学报，2017，**36**(9)：1689-1692.
Chen N C, Zheng Y J, He X F, *et al.* Analysis of the report on the national general survey of soil contamination[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, **36**(9): 1689-1692.

[2] 季书勤，郭瑞，王汉芳，等. 河南省主要小麦品种重金属污染评价及镉吸收规律研究[J]. 麦类作物学报，2006，**26**(6)：154-157.
Ji S Q, Guo R, Wang H F, *et al.* Estimate of pollution by heavy metals on wheat in henan and the rule of cadmium absorption in wheat[J]. Journal of Triticeae Crops, 2006, **26**(6): 154-157.

[3] Basta N T, Raun W R, Gavi F. Wheat grain cadmium under long-term fertilization and continuous winter wheat production [J]. Better Crops, 1998, **82**(2): 14-15.

[4] Li C S, Salas W, Deangelo B, *et al.* Assessing alternatives for mitigating net greenhouse gas emissions and increasing yields from rice production in China over the next twenty years[J]. Journal of Environment Quality, 2006, **35**(4): 1554-1565.

[5] 和君强，贺前锋，刘代欢，等. 土壤镉食品卫生安全阈值影响因素及预测模型——以长沙某地水稻土为例[J]. 土壤学报，2017，**54**(5)：1181-1194.
He J Q, He Q F, Liu D H, *et al.* Major factors affecting threshold of soil Cd for food health safety and relevant prediction models: a case study of paddy soil in Changsha[J]. Acta Pedologica Sinica, 2017, **54**(5): 1181-1194.

[6] 田茂苑，何腾兵，付天岭，等. 稻田土壤和稻米镉含量关系的研究进展[J]. 江苏农业科学，2019，**47**(8)：25-28，40.

[7] 熊婕，朱奇宏，黄道友，等. 南方典型稻区稻米镉累积量的预测模型研究[J]. 农业环境科学学报，2019，**38**(1)：22-28.
Xiong J, Zhu Q H, Huang D Y, *et al.* Prediction model for the accumulation of cadmium in rice in typical paddy fields of south China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, **38**(1): 22-28.

[8] 李发生. 土壤污染防治行动计划[J]. 农村实用技术，2016，(10)：5-12.

[9] 夏家淇. 农用地块土壤污染分类标准制订方法探讨[J]. 生态与农村环境学报，2019，**35**(3)：405-408.
Xia J Q. Methods for derivation of site specific standard for management of contaminated agricultural soil[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, **35**(3): 405-408.

[10] 陆军，马薇，王夏晖，等. 农用地土壤环境分类管理研究[J]. 环境保护科学，2016，**42**(4)：6-10.
Lu J, Ma W, Wang X H, *et al.* Research of soil categorization management of the agricultural lands [J]. Environmental Protection Science, 2016, **42**(4): 6-10.

[11] 赵玉杰，王夏晖，周其文，等. 农用地环境质量评价与类别划分方法研究[J]. 环境保护科学，2016，**42**(4)：24-28.
Zhao Y J, Wang X H, Zhou Q W, *et al.* Technical analysis of evaluation and classification of farmland environmental quality [J]. Environmental Protection Science, 2016, **42**(4): 24-28.

[12] Wang L, Liu J M, Liu J N, *et al.* Application of microcosm and species sensitivity distribution approaches in the ecological hazard assessment of 4-tert-butylphenol[J]. Chemistry and Ecology, 2018, **34**(2): 108-125.

[13] Wang Y, Feng C L, Liu Y D, *et al.* Comparative study of species sensitivity distributions based on non-parametric kernel density estimation for some transition metals[J]. Environmental Pollution, 2017, **221**: 343-350.

[14] 杨攀，刘昭兵，谢运河，等. 不同pH值下巯基活化硅对土壤和水稻镉含量的影响[J]. 河南农业科学，2018，**47**(6)：46-51.
Yang P, Liu Z B, Xie Y H, *et al.* Effect of thiol activated silicon on contents of cadmium in soil and rice under different pH conditions[J]. Journal of Henan Agricultural Sciences, 2018, **47**(6): 46-51.

[15] 蔡秋玲，林大松，王果，等. 不同类型水稻镉富集与转运能力的差异分析[J]. 农业环境科学学报，2016，**35**(6)：1028-1033.
Cai Q L, Lin D S, Wang G, *et al.* Differences in cadmium accumulation and transfer capacity among different types of rice cultivars[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, **35**(6): 1028-1033.

[16] 李志涛，王夏晖，赵玉杰，等. 南方典型区域水稻镉富集系数差异影响因素探析[J]. 环境科学与技术，2017，**40**(10)：1-7.
Li Z T, Wang X H, Zhao Y J, *et al.* Analysis of the difference and causes in rice cadmium uptake factor in typical south region [J]. Environmental Science & Technology, 2017, **40**(10): 1-7.

[17] 易亚科，周志波，陈光辉. 土壤酸碱度对水稻生长及稻米镉含量的影响[J]. 农业环境科学学报，2017，**36**(3)：428-436.
Yi Y K, Zhou Z B, Chen G H. Effects of soil pH on growth and grain cadmium content in rice[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, **36**(3): 428-436.

[18] 王秀梅. 基于二次判别模型(QDA)的土壤镉安全阈值判定[D]. 天津：中国农业科学院农业部环境保护科研监测所研究生院，2018.

[19] 陈楠，张昊，杨慧敏，等. 土壤pH对土壤镉形态及稻米镉积累的影响[J]. 湖南农业大学学报(自然科学版)，2018，**44**(2)：176-182，209.
Chen N, Zhang H, Yang H M, *et al.* Effects of soil pH on soil cadmium formations and its accumulation in rice[J]. Journal of Hunan Agricultural University (Natural Sciences), 2018, **44**(2): 176-182, 209.

[20] 廖启林，刘聪，王轶，等. 水稻吸收Cd的地球化学控制因素研究——以苏锡常典型区为例[J]. 中国地质，2015，**42**(5)：1621-1632.
Liao Q L, Liu C, Wang Y, *et al.* Geochemical characteristics of rice uptake of cadmium and its main controlling factors: a case study of the Suxichang (Suzhou-Wuxi-Changzhou) typical area [J]. Geology in China, 2015, **42**(5): 1621-1632.

[21] Zhang L, Zhang L, Song F B. Cadmium uptake and distribution by different maize genotypes in maturing stage [J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2008, **39**(9-10): 1517-1531.

[22] 孙在金，赵淑婷，林祥龙，等. 基于物种敏感度分布法建立中国土壤中锑的环境基准[J]. 环境科学研究，2018，**31**(4)：774-781.
Sun Z J, Zhao S T, Lin X L, *et al.* Deriving soils environmental criteria of antimony in China by species sensitivity distributions [J]. Research of Environmental Sciences, 2018, **31**(4): 774-781.

[23] Newman M C, Ownby D R, Mézin L C A, *et al.* Applying species-sensitivity distributions in ecological risk assessment: assumptions of distribution type and sufficient numbers of species [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, **19**(2): 508-515.

[24] Xu F L, Li Y L, Wang Y, *et al.* Key issues for the development and application of the species sensitivity distribution (SSD)

model for ecological risk assessment[J]. Ecological Indicators, 2015, **54**: 227-237.

[25] Hickey G L, Craig P S. Competing statistical methods for the fitting of normal species sensitivity distributions: recommendations for practitioners[J]. Risk Analysis, 2012, **32**(7): 1232-1243.

[26] 杜建国, 赵佳懿, 陈彬, 等. 应用物种敏感性分布评估重金属对海洋生物的生态风险[J]. 生态毒理学报, 2013, **8**(4): 561-570.
Du J G, Zhao J Y, Chen B, *et al*. Assessing ecological risks of heavy metals to marine organisms by species sensitivity distributions[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2013, **8**(4): 561-570.

[27] 程菁靓, 赵龙, 杨彦, 等. 我国长江中下游水稻产区铅污染分区划分方法研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, **38**(1): 70-78.
Cheng J L, Zhao L, Yang Y, *et al*. Classification methods for typical lead-contaminated rice production areas of the middle and lower Yangtze river in China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, **38**(1): 70-78.

[28] 马中, 徐湘博, 赵航, 等. 论"土十条"污染耕地修复资金需求及实现机制[J]. 环境保护, 2017, **45**(16): 43-46.
Ma Z, Xu X B, Zhao H, *et al*. Finance demand and realization mechanism of farmland remediation in the action plan on prevention and control of soil pollution[J]. Environmental Protection, 2017, **45**(16): 43-46.

[29] 黄宇, 廖敏, 叶照金, 等. 两种低镉积累水稻镉含量与土壤镉的剂量-效应关系及调控[J]. 生态与农村环境学报, 2017, **33**(8): 748-754.
Huang Y, Liao M, Ye Z J, *et al*. Cd concentrations in two low Cd accumulating varieties of rice and their relationships with soil Cd content and their regulation under field conditions[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, **33**(8): 748-754.

[30] 颜世红. 酸化土壤中镉化学形态特征与钝化研究[D]. 淮南: 安徽理工大学, 2013.
Yan S H. Study on chemical speciation of cadmium in acidic soil and its inactivation[D]. Huainan: Anhui University of Science & Technology, 2013.

[31] 王一志, 曹雪莹, 谭长银, 等. 不同土壤 pH 对红壤稻田镉形态及水稻镉积累的影响[J]. 湖南师范大学自然科学学报, 2017, **40**(1): 10-16.
Wang Y Z, Cao X Y, Tan C Y, *et al*. Effects of different soil pH on cadmium fractions and cadmium accumulation in rice[J]. Journal of Natural Science of Hunan Normal University, 2017, **40**(1): 10-16.

[32] 罗文贱, 张政勤, 陈勇, 等. 连续解吸中离子强度对可变电荷土壤和高岭石体系 pH 的影响[J]. 土壤学报, 2016, **53**(1): 146-154.
Luo W J, Zhang Z Q, Chen Y, *et al*. Effect of ionic-strength change on the system pH of variable charge soils and kaolinite during successive desorption[J]. Acta Pedologica Sinica, 2016, **53**(1): 146-154.

[33] Salati S, Quadri G, Tambone F, *et al*. Fresh organic matter of municipal solid waste enhances phytoextraction of heavy metals from contaminated soil[J]. Environmental Pollution, 2010, **158**(5): 1899-1906.

[34] 郭毅轩, 赵秀兰. 颗粒有机质对水稻镉吸收及转运的影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(11): 5180-5188.
Guo Y X, Zhao X L. Effect of particulate organic matter on cadmium uptake and transport in rice[J]. Environmental Science, 2018, **39**(11): 5180-5188.

[35] Hooda P S, Alloway B J. Cadmium and lead sorption behaviour of selected English and Indian soils[J]. Geoderma, 1998, **84**(1-3): 121-134.

[36] 张磊, 宋凤斌. 土壤吸附重金属的影响因素研究现状及展望[J]. 土壤通报, 2005, **36**(4): 628-631.
Zhang L, Song F B. Adsorption of heavy metals by soils and its affecting factors[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2005, **36**(4): 628-631.

[37] 赵雄, 李福燕, 张冬明, 等. 水稻土镉污染与水稻镉含量相关性研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, **28**(11): 2236-2240.
Zhao X, Li F Y, Zhang D M, *et al*. Relationship between paddy soils cadmium pollution and cadmium content in rice[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2009, **28**(11): 2236-2240.

[38] McBride M B. Cadmium uptake by crops estimated from soil total Cd and pH[J]. Soil Science, 2002, **167**(1): 62-67.

[39] 杨阳, 王美娥, 李艳玲, 等. 基于转移方程的蔬菜镉累积预测和土壤风险阈值推导[J]. 应用生态学报, 2017, **28**(2): 603-608.
Yang Y, Wang M E, Li Y L, *et al*. Prediction of Cd in vegetables and soil Cd threshold derivation based on transfer function[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, **28**(2): 603-608.

[40] 王科, 李浩, 张成, 等. 不同类型土壤下水稻镉的富集特征及与土壤镉含量的关系[J]. 四川农业科技, 2018, (11): 38-40.

[41] 王美娥, 彭驰, 陈卫平. 水稻品种及典型土壤改良措施对稻米吸收镉的影响[J]. 环境科学, 2015, **36**(11): 4283-4290.
Wang M E, Peng C, Chen W P. Effects of rice cultivar and typical soil improvement measures on the uptake of Cd in rice grains[J]. Environmental Science, 2015, **36**(11): 4283-4290.

[42] 王梦梦, 何梦媛, 苏德纯. 稻田土壤性质与稻米镉含量的定量关系[J]. 环境科学, 2018, **39**(4): 1918-1925.
Wang M M, He M Y, Su D C. Quantitative relationship between paddy soil properties and cadmium content in rice grains[J]. Environmental Science, 2018, **39**(4): 1918-1925.

[43] 汤丽玲. 作物吸收 Cd 的影响因素分析及籽实 Cd 含量的预测[J]. 农业环境科学学报, 2007, **26**(2): 699-703.
Tang L L. Effects of soil properties on crop Cd uptake and prediction of Cd concentration in grains[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2007, **26**(2): 699-703.

[44] 赵科理. 土壤-水稻系统重金属空间对应关系和定量模型研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2010.
Zhao K L. Spatial relationships of heavy metals in soil-rice system and the quantitative model[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2010.

[45] Ding C F, Ma Y B, Li X G, *et al*. Derivation of soil thresholds for lead applying species sensitivity distribution: a case study for root vegetables[J]. Journal of Hazardous Materials, 2016, **303**: 21-27.

[46] 刘克. 我国主要小麦产地土壤镉和铅的安全阈值研究[D]. 咸阳: 西北农林科技大学, 2016.
Liu K. Soil threshold of cadmium and lead in major Chinese wheat-producing areas[D]. Xianyang: Northwest A&F University, 2016.

[47] 王小庆, 韦东普, 黄占斌, 等. 物种敏感性分布法在土壤中铜生态阈值建立中的应用研究[J]. 环境科学学报, 2013, **33**(6): 1787-1794.
Wang X Q, Wei D P, Huang Z B, *et al*. Application of species

sensitivity distribution in deriving of ecological thresholds for copper in soils[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013, **33**(6): 1787-1794.

[48] 郑倩倩, 王兴祥, 丁昌峰. 基于物种敏感性分布的江苏省典型水稻土 Cd 安全阈值研究[J]. 土壤, 2019, **51**(3): 557-565.
Zheng Q Q, Wang X X, Ding C F. Food safety thresholds of cadmium in two typical paddy soils of Jiangsu province based on species sensitivity distribution[J]. Soils, 2019, **51**(3): 557-565.

[49] 殷萍, 陈秋生, 张强, 等. 天津本地品种水稻镉累积特性差异研究[J]. 食品安全质量检测学报, 2018, **9**(21): 5581-5586.
Yin P, Chen Q S, Zhang Q, *et al*. Differences in the accumulation characteristics of cadmium in three rice varieties of Tianjin[J]. Journal of Food Safety and Quality, 2018, **9**(21): 5581-5586.

[50] 冯莲莲, 郭京霞, 黄梓璨, 等. 水稻土中 7 个水稻品种对土壤 Cd、Pb 的富集与转运: 田间研究[J]. 生态环境学报, 2017, **26**(12): 2146-2153.
Feng L L, Guo J X, Huang Z C, *et al*. A field study on the accumulation and translocation of cadmium and lead from a contaminated paddy rice field by seven rice cultivars[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2017, **26**(12): 2146-2153.

[51] 蒋彬, 张慧萍. 水稻精米中铅镉砷含量基因型差异的研究[J]. 云南师范大学学报, 2002, **22**(3): 37-40.
Jiang B, Zhang H P. Genotypic differences in concentrations of plumbum, cadmium and arsenicum in polished rice grains[J]. Journal of Yunnan Normal University, 2002, **22**(3): 37-40.

[52] 何玉亭, 李浩, 谢丽红, 等. 轻度镉胁迫下不同水稻品种籽粒镉富集及产质量差异研究[J]. 四川农业科技, 2019, (7): 40-43.

[53] 王硕, 罗杰, 蔡立梅, 等. 土壤-水稻系统中重金属的富集特征及对土壤元素标准限的判定[J]. 环境化学, 2018, **37**(7): 1508-1514.
Wang S, Luo J, Cai L M, *et al*. Enrichment characteristics of heavy metals in soil-rice system and determination of the standard range of soil elements[J]. Environmental Chemistry, 2018, **37**(7): 1508-1514.

[54] 程韵韵, 周其文, 赵玉杰, 等. 基于蒙特卡洛模拟技术的杭嘉湖平原稻田土壤镉安全阈值研究[J]. 科学技术与工程, 2014, **14**(7): 88-93.
Cheng Y Y, Zhou Q W, Zhao Y J, *et al*. The study on Cd safety benchmarks of paddy soil based on Monte Carlo simulation technology on Hangjiahu plain[J]. Science Technology and Engineering, 2014, **14**(7): 88-93.

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 12
Environmental Science (monthly) Dec. 15, 2020

CONTENTS