



请通过网上投稿系统投稿 网址:http://www.aes.org.cn

基于机器学习识别中微量元素与我国七大片区产地稻米镉、砷的富集规律

牟力言,刘春湘,陈敏,秦莉,林大松,Batsaikhan Bayartungalag

引用本文:

牟力言,刘春湘,陈敏,秦莉,林大松,Batsaikhan Bayartungalag.基于机器学习识别中微量元素与我国七大片区产地稻米 镉、砷的富集规律[J].农业环境科学学报,2023,42(10):2165-2174.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2023-0261

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

基于空间聚类与随机森林的稻米富集镉影响因素筛选研究

郭新蕾,赵玉杰,刘潇威,周其文,王夏晖,李志涛,朱智伟,张铁亮,王祖光,张璠,孙扬 农业环境科学学报. 2019, 38(8): 1794–1801 https://doi.org/10.11654/jaes.2019–0096

基于Cubist多元混合回归的稻米富集Cd模型构建研究

刘佳凤,田娜娜,赵玉杰,周其文,刘潇威,袁旭,郭新蕾 农业环境科学学报. 2018, 37(6): 1059-1065 https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1740

土壤筛选值在镉污染稻米产地环境评价与分类适用性探讨

王祖光,周其文,赵玉杰,刘潇威,张铁亮,王夏晖,李志涛 农业环境科学学报. 2019, 38(10): 2328-2337 https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0167

基于APCS-MLR受体模型的农田土壤重金属源解析

霍明珠, 高秉博, 乔冬云, SainbuyanBayarsaikhan, 安毅, 霍莉莉 农业环境科学学报. 2021, 40(5): 978-986 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1277

韶关工矿区水稻土和稻米中重金属污染状况及风险评价

郑堃,任宗玲,覃小泉,赵玉杰,朱镇强,连万里,李永涛 农业环境科学学报.2018,37(5):915-925 https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0224



关注微信公众号,获得更多资讯信息

牟力言,刘春湘,陈敏,等.基于机器学习识别中微量元素与我国七大片区产地稻米镉、砷的富集规律[J].农业环境科学学报,2023,42(10):2165-2174.

MOU L Y, LIU C X, CHEN M, et al. Enrichment patterns of cadmium and arsenic in rice from seven major regions in China based on machine learning recognition of minor and trace elements[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2023, 42(10): 2165–2174.

基于机器学习识别中微量元素与我国七大片区 产地稻米镉、砷的富集规律

牟力言^{1,2}, 刘春湘^{1,2}, 陈敏^{1,2}, 秦莉^{1,2*}, 林大松^{1,2}, Batsaikhan Bayartungalag³

(1.农业农村部环境保护科研监测所,天津 300191;2.农业农村部环境保护科研监测所湘潭综合实验站,湖南 湘潭 411100; 3.蒙古科学院地理与生态地质研究所,乌兰巴托 1568683)

摘 要:本研究在全国大尺度空间范围内,基于机器学习识别稻米镉(Cd)、砷(As)富集的重要影响因素,探究了中微量元素对稻米Cd、As超标的贡献率并构造了生物有效性模型。首先,通过决策树算法构造中微量元素判别Cd、As超标的预测模型,其预测精度分别为95.55%、97.55%,表明中微量元素是识别稻米Cd、As超标的重要指标;其次,利用随机森林算法筛选影响稻米Cd、As富集的主控因子,不同区域的主控因子表现出明显差异,其单一因子主要驱动的Cd富集在不同区域的差异表现为:华东片区pH的贡献占主导、华南片区的交换性钙(Ca)和东北片区的土壤有机质(SOM)分别占主要贡献,而有效铁(Fe)对As富集表现出特异性的区域贡献(如华东、华南和西南片区);最后,将各区域确定的主控因子引入构建土壤-稻米生物有效性模型,其中,Cd、As的生物有效性九因子模型在不同片区的决定系数最高,分别为0.680、0.664(P<0.05)。本研究为大尺度地域水平上稻米Cd、As重金属污染防控和环境管理提供了科学依据和决策支撑。

关键词:镉;砷;决策树;随机森林;生物有效性模型

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2023)10-2165-10 doi:10.11654/jaes.2023-0261

Enrichment patterns of cadmium and arsenic in rice from seven major regions in China based on machine learning recognition of minor and trace elements

MOU Liyan^{1,2}, LIU Chunxiang^{1,2}, CHEN Min^{1,2}, QIN Li^{1,2*}, LIN Dasong^{1,2}, Batsaikhan Bayartungalag³

(1. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China; 2. Xiangtan Experimental Station of Agro-environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Xiangtan 411100, China; 3. Institute of Geography and Ecological Geology, Mongolian Academy of Sciences, Ulaanbaatar 1568683, Mongolia)

Abstract: This study identified important influencing factors of cadmium (Cd) and arsenic (As) enrichment in rice based on machine learning on a large spatial scale nationwide, explored the contribution rate of medium and trace elements to rice Cd and As exceeding standards, and constructed a bioavailability model. First, a prediction model was constructed using a decision tree algorithm to identify trace elements that exceeded Cd and As limits, with prediction accuracies of 95.55% and 97.55%, respectively. This indicates that trace elements were essential for identifying excessive Cd and As in rice. Second, the random forest algorithm was used to screen the main control factors affecting rice Cd and As enrichment, and the main control factors showed significant differences in different regions. Cd enrichment differences, mainly driven by a single factor in different regions, were as follows: the contribution of pH in East China was

收稿日期:2023-04-05 录用日期:2023-07-19

作者简介:牟力言(1998—),女,重庆永川人,硕士研究生,研究方向为土壤重金属污染生态安全阈值。E-mail:mly18854886798@163.com *通信作者:秦莉 E-mail:ql-tj@163.com

基金项目:"一带一路"创新人才交流外国专家项目(DL2022051004L)

Project supported : "The Belt and Road" Innovative Talent Exchange Foreign Experts Project (DL2022051004L)

dominant, exchangeable calcium in South China, and soil organic matter in Northeast China accounted for the main contribution. Effective iron exhibited a specific regional contribution to As enrichment (such as in the East China, South China, and Southwest regions). The main control factors determined in each region were introduced to construct a soil rice bioavailability model; overall, the nine-factor models for Cd and As bioavailability had the highest determination coefficients in different regions, with 0.680 and 0.664(P<0.05), respectively. The models quantified the explanatory power of different factors on Cd and As enrichment patterns in rice from rice-producing areas. This study provides the scientific basis and decision-making support for preventing and controlling Cd and As heavy metal pollution in rice and environmental management at a large-scale regional level.

Keywords: cadmium; arsenic; decision tree algorithm; random forest; bioavailability model

土壤重金属污染是影响当下我国经济发展和生 态安全的首要问题之一[1-2]。2014年《全国土壤调查 公报》指出,国内土壤污染超标率为16.1%,无机型污 染类别占比82.8%;其中,Cd、As超标率远高于其他无 机污染物,分别占比7%、2.7%,并在农业型土壤中更 高。由土壤-稻米作物系统呈现的超标Cd、As迁移转 化规律及其影响推动人们对污染效应与健康关系问 题的认识^[3-4],尤其是食物链传递形式转移带来的Cd、 As 污染问题广泛存在[5-6]。大量的研究表明,土壤理 化性质问、土壤类型间、土地利用方式回、作物种类及其 农艺措施[10]、土壤重金属形态及含量[11]等都是影响稻 米Cd、As等重金属污染效应的关键因子。因此,不得 不考虑以主控因子搭建模型来预测 Cd、As 在作物中 的传递,如将土壤 pH和 SOM 作为胡萝卜(Daucus carota L.) Cd吸收主控因子构建的土壤 Cd预测模 型^[12]。中微量元素(Ca、Mg、Cu、Fe、Mn和Zn等)由于 其作为水稻生长过程中必需的有益营养元素而凸显 其重要性。这些元素的缺乏和过量都有可能对稻米 Cd、As的富集产生促进或抑制,包括Ca、Zn、Si、Se等 元素带来的影响[13-17]。然而,这些文献并未提供有关 中微量元素与稻米对Cd、As富集关联的生物有效性 或毒性的充足证据。因此,利用中微量元素来探索与 稻米Cd、As富集的浓度分配关系是必要的,尤其对在 大尺度地域水平上稻米Cd、As富集差异之间的联系 具有现实意义。

机器学习(ML)算法,如决策树算法(CART)^[18]、随机森林(RF)^[19]和人工神经网络(ANN)^[20]等,已成为 揭示多元因子间隐藏关系的强大工具。它们在污染 物毒性风险预测^[21]、污染修复预测^[22]和材料合成设 计^[23]等问题上引起了广泛关注并得到认可。该算法 可以通过中微量元素输入学习和模拟来预测稻米 Cd、As富集是否超标,进而探讨稻米Cd、As污染与中 微量元素贡献之间的空间错配关系。同时,利用该模 型可以预测土壤中的重金属吸附,并绘制基于土壤重 金属吸附能力的全球分布^[24];也可通过植被、海拔、土 壤质地和气候等表观数据计算出生态区域重金属浓 度,用以评估区域内重金属的生物积累^[25]。尽管它们 被认为是黑箱模型,但该模型的可解释性使我们能够 同时分析多种因素对于目标的贡献,并探究其联 系^[22]。决策树和随机森林均属于基于信息论的分类 器,十分适合离散特征的处理。而对于离散特征,其 他很多模型都需要对其进行编码,得到很稀疏的编码 向量再进行模型拟合。并且,决策树和随机森林实现 起来较为简单,易于理解和可视化,规则也易于表达, 在当前的相关研究中应用广泛,方法成熟。考虑到环 境的多元复杂性,基于机器学习可提取土壤-稻米体 系Cd、As污染空间关系的特定识别规则并绘制结果, 可以为重金属污染的准确风险评估和有针对性的防 治措施提供有价值的参考。

目前基于机器学习手段的中微量元素识别稻米 Cd、As富集规律研究较少。为了探究全国不同区域 以中微量元素预测的稻米Cd、As富集及其规律,做出 以下假设:中微量元素(Ca、Mg、Cu、Fe、Mn、Zn)与稻 米Cd、稻米无机As的富集存在关联,并对其积累过 程产生正向贡献。为验证该假设,本研究基于全国点 对点监测数据和多采样点数据,通过建立和优化 CART、RF和土壤-稻米生物有效性模型,以期为区域 稻米Cd、As含量预测及土壤Cd、As的生态安全阈值 的国家标准制定提供可靠的数据参考。

1 材料与方法

1.1 数据来源与预处理

本研究数据来源于农业农村部环境监测总站对 全国25个省份的土壤和稻米的2020—2021年间的例 行监测数据,以及湖南湘潭、云南禄丰、江西新余、浙 江大田试验监测站的采样数据。数据范围涵盖全国 七大片区(华东、华北、华中、华南、西南、西北和东北 片区)的土壤和稻米Cd、As数据;被考察的中微量元 素有土壤交换性 Ca、土壤交换性镁(Mg)、土壤有效铜 (Cu)、土壤有效 Fe、土壤有效锰(Mn)、土壤有效 Zn; 土壤性质参数有:pH、SOM、阳离子交换量(CEC)。共 9515组数据,用于 CART的预测模型训练、RF 对稻米 Cd、As 主控因子筛选、以及土壤-稻米体系有效性模 型分析,具体的数据筛选原则如下:①数据必须来自 于土壤和稻米的点对点协同监测;②数据必须有本研 究考察的中微量元素指标和土壤性质参数;③选择的 数据在每个分区覆盖的样本量足够,具体为:华东 2650组、华北1462组、华中1310组、华南1365组、 西南1420组、西北488组、东北820组。

1.2 指标测定

本研究中所涉及的土壤理化性质和中微量元素, 以及土壤稻米 Cd、As 的测定方法参照国家现行标准 执行。指标及其对应的标准编号如下:

土壤pH:NY/T 1121.2—2006;SOM:NY/T 1121.6— 2006;CEC:LY/T 1243—1999;土壤总Cd:HJ 766— 2015;稻米Cd:GB 5009.268—2016;稻米As:GB 5009.268—2016;土壤总As:GB/T 22105.2—2008;土 壤交换性Ca:NY/T 1121.13—2006;土壤交换性Mg: NY/T 1121.13—2006;土壤有效铜、铁、锰、锌:HJ 804— 2016。

1.3 模型设计与优化

1.3.1 土壤-稻米体系中稻米Cd、As迁移的影响因素 确定

先前的研究中,关于土壤-稻米体系中Cd、As迁移的影响因素在土壤理化性质、金属形态及含量、稻米基因型以及其他农艺措施等方面进行了更多的探讨^[26-28]。另外,土壤pH、SOM和CEC在产地稻米Cd、As富集过程中的重要性影响在我们先前的研究中也进行了研究^[29]。目前,中微量元素在土壤和作物中的分布迁移被广泛关注^[30-31],尤其是其他中微量元素对Cd、As富集可能带来的影响^[32]。通过文献调查,我们做出进一步假设:中微量元素(Ca、Mg、Cu、Fe、Mn、Zn)与稻米Cd、As的富集存在一定的关联,并对其积累过程产生正向贡献。因此,有必要构建模型来预测和验证中微量元素在识别稻米Cd、As超标富集规律中的重要性。

1.3.2 决策树模型

CART是一种分类与回归模型^[33]。它是一棵二叉 树,即每个节点下面包含两个子节点。在CART的生 成过程中,根节点包含所有样本,然后按照分裂准则, 根节点又被分为两个子节点,重复执行这个过程,直 至节点不可再分为止。即基于特征对实例的分类,通 过样本学习,最终达到关联关系预测的效果^[18]。根据 先前研究中CART构建步骤,其通常包括3个步骤:特 征选择、决策树的生成和决策树的修剪。 1.3.3 随机森林

RF是通过引入随机属性加入到CART算法,从 而构建bagging与CART相结合的模型算法^[34],并通过 多颗决策树中每颗树的投票结果获取得到最优结 果^[35]。为了确定全国七大片区稻米产地土壤Cd、As 污染的主控因子,我们建立了RF模型。具体地,通过 调用 RF算法,设置最大特征数、最大深度、CART树 数量等参数;然后输入最优的mtry和ntree,将中微量 元素因子指标(Ca、Mg、Cu、Fe、Mn、Zn)与土壤理化指 标(pH、CEC、SOM)作为输入变量;将重金属Cd、As的 BCF(生物富集系数)作为输出变量;建立回归模型并 对各因子实现重要性分析。具体的计算公式如下:

$$P_{k} = \frac{\sum_{h=1}^{n} \sum_{j=1}^{i} D_{Gkhj}}{\sum_{k=1}^{m} \sum_{k=1}^{n} \sum_{i=1}^{t} D_{Gkhj}}$$
(1)

式中:m,n,t分别是基础指标因子总数、分类树和单颗树节点数;D_{Gkhj}为第k个指标因子在第h颗树的第j 个节点上基尼指数减少值;P_k为第k个基础指标因子的重要性。

RMSE(Root Mean Square Error)均方根误差和回 归系数(*R*²)用以评价模型准确性的指标,即以预测值 与真实值偏差的平方与观测次数*n*比值的平方根。 本研究以此衡量预测值与真实值之间的偏差,并对异 常值作出敏感性判断^{135]}。

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} [Y_i - f(x_i)]}$$
(2)

式中:n表示观测次数,Y_i表示预测值,f(x_i)表示真实 值。RMSE取值[0,+∞),当预测值与真实值的误差为 0时,RMSE为0,即完美模型;误差越大,RMSE越大。 实际过程中,RMSE 值在0.2~0.5之间,即可认为预测 效果较好。

*R*²表征依变数*Y*的变异中有多少百分比可由控制的自变数*X*来解释^[35]。其意义在于判断自变量对因变量的解释程度,即拟合优度,其拟合优度越大,自变量对因变量的解释程度就越高,自变量引起的变动占总变动的百分比就越高。其取值范围通常为[0,1]。 1.3.4 生物有效性模型

BCF通常以污染物在生物体内浓度与其生存土

www.aer.org.cn

<u>2168</u>

壤环境中浓度的比值计算得到[29],公式如下:

 $BCF = C_{rice} / C_{soil}$ (3)

式中: C_{rice} 为稻米中Cd/As含量(mg·kg⁻¹); C_{soil} 为土壤 中的总Cd/As含量(mg·kg⁻¹)。

通过多元线性回归分析,构建生物有效性模型, 其基本形式如下:

 $\lg BCF=a \times pH+b \times \lg SOM+c \times \lg CEC+d \times \lg Ca+e \times$ $\lg Mg+f \times \lg Cu+g \times \lg Fe+h \times \lg Mn+i \times \lg Zn+k$ (4) 式中:BCF为生物富集系数; pH为土壤 pH; SOM为土 壤有机质,g·kg⁻¹; CEC为土壤阳离子交换量 cmol· kg⁻¹; Ca、Mg、Cu、Fe、Mn和Zn分别表示土壤交换性Ca、 土壤交换性Mg、土壤有效Cu、土壤有效Fe、土壤有效 Mn和土壤有效Zn含量,mg·kg⁻¹; a~i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,表示稻米富集重金属Cd的固有敏感性。

1.4 统计分析

本研究中采用 Excel 对数据进行整理分析;采用 SPSS 22.0进行中微量元素、土壤理化性质与稻米 Cd/ As 的 BCF 进行多元回归分析;使用 Python 3.7 进行 CART与 RF 模型的归一化、标准化处理,并实现模型 的构建与优化。

2 结果与讨论

2.1 模型的优化与评估

我们延伸大量文献集中pH、SOM和CEC等土壤 理化性质对稻米Cd、As超标影响贡献的研究思路,尝 试建立了少有研究的中微量元素对稻米Cd、As超标 的影响预测模型。中微量元素驱动的稻米Cd、As超标 的影响预测模型。中微量元素驱动的稻米Cd、As的 吸附、溶解和共沉淀等过程可能是稻米Cd、As加速富 集的原因之一^[32]。参照CART原理^[33,36],将6种中微量 元素(Ca、Mg、Cu、Fe、Mn和Zn元素丰缺指数结果)为 特征输入(X),Cd和As的超标情况为结果输出(Y), 带入到CART算法中进行训练。随机选择70%的原始 数据作为训练样本集,随机选取30%的原始数据作为

测试样本集,进行100次交叉循环验证,利用训练样本 集训练CART模型,当测试样本集的准确率最高时,输 出该CART树。CART树构建完成后以预测样本遍历 所构建的CART模型,将模型预测结果与样本实际结

依据《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》GB 15618—2018 和《食品中污染物限量》GB 2762—2022,并结合实际情况以样本 Cd含量超过 0.2 mg·kg⁻¹、As含量超过 0.35 mg·kg⁻¹被认定为超标。通过训练 CART模型,Cd、As超标模型的预测准确率最低分别为 82.13%、85.57%,最高分别为 95.55%、97.55%;其平均准确率分别为 88.10%、90.34%。足够高的预测准确率表明中微量元素是影响稻米 Cd、As超标情况的重要判别指标,也表明土壤中微量元素(Ca、Mg、Cu、Fe、Mn和Zn)与稻米 Cd、As 富集有着显著的相关性。

通过进一步量化,我们评估了基于 RF 的全国七 大片区稻米 Cd、As 污染主控因子分析模型的准确性。 如表1所示,不同片区的 Cd 和 As 模型对应的 RMSE 分别在 0.11~0.44 和 0.18~0.48 之间;不同片区的 Cd 和 As 模型对应的 R²分别在 0.60~0.86 和 0.54~0.83 之间。 表明全国七大片区稻米 Cd、As 污染主控因子的分析 模型具有较高的精确度。这同时支持了我们对全国 七大片区稻米 Cd、As 超标富集主控因子贡献率的分 析结果。

2.2 稻米镉的主控因子分析

为了探究全国七大片区 Cd 富集究竟由哪种环境 因子主导,我们进行了不同区域和不同主控因子对 Cd 富集的贡献率比对分析(图1)。整体上,不同区域 主控的富集驱动因子存在明显差异,以及同一主控因 子在不同区域提供的稻米 Cd 富集之间存在明显差 异。由单一因子主要驱动的 Cd 富集在不同区域上具 体表现为:华东片区 pH 的贡献占主导、华南片区的 Ca元素和东北片区的 SOM 分别占主导贡献;以及由

表1 全国七大片区稻米产地土壤重金属 Cd、As 污染主控因子分析模型评估指标

Table 1 Assessment parameters of the main control factor analysis model for heavy metal Cd and As pollution in the soils of

评估参数	项目	东北片区	华东片区	华中片区	华北片区	华南片区	西南片区	西北片区
Evaluation parameter	Project	Northeast area	East China area	Central China area	North China area	South China area	Southwest area	Northwest area
RMSE	Cd	0.16	0.31	0.44	0.11	0.34	0.42	0.34
	As	0.19	0.22	0.45	0.18	0.48	0.46	0.28
R^2	Cd	0.82	0.65	0.60	0.76	0.68	0.62	0.86
	As	0.83	0.61	0.64	0.68	0.54	0.64	0.78

rice production areas in seven major regions in China

果进行比较,从而得到决策树预测精度。

两个或三个因子主要驱动的稻米Cd富集表现在不同 区域上呈现为:华北片区的Fe和pH贡献占主导,西 北片区的Mn和CEC贡献占主导,华中片区的Fe、Zn 和CEC贡献占主导;对于西南片区,其不同因子之间 的贡献水平表现出较小差别的梯度减小贡献,依次为 Zn>CEC>Mn>pH>Fe>SOM>Ca>Cu>Mg,但均表现出 对稻米Cd富集影响的相当贡献(图1a)。同样地,同 一主控因子在不同区域的贡献率也表现出明显差异 (图1b)。这种由地域差异引起的环境因子驱动的Cd 富集结果可见,Ca元素在华南片区、Fe元素在华北和 华南片区、SOM在东北片区以及pH在华东和华北片 区的贡献相比其他区域明显较高。

区域水平上考察不同环境因子对稻米Cd富集是 识别主控因子准确性的重要支持。先前的研究表明, 土壤Cd含量与土壤pH、土壤交换性Ca、土壤有效Zn 呈现出显著的相关性关系,并且对耕作手段、地域特 征等因素带来的土壤理化性质、中微量元素对稻米 Cd富集可能的影响做出推断,如CEC、Zn和Ca等^[37]。 和君强等^[38]通过模型构建了湖南长沙地区稻米Cd污 染土壤中pH和SOM与Cd富集之间的显著关联;基于 随机森林回归的主控因子识别模型,其Ca、pH、Mn等 也是影响湖南某县稻米Cd富集的主要影响因素^[39]。 东北片区特有的土壤类型中丰富的 SOM 对稻米 Cd 富集的贡献显而易见^[40]。受土壤质地和类型的影响, 华北和华中片区中土壤 Fe可能通过其有效性形态的 变化来改变水稻根际 Fe 膜对 Cd 的吸附固定量,进而 影响对稻米 Cd 的富集^[41]。同时,土壤中 Ca 对土壤 pH 的调控作用,可能是华南片区稻米 Cd 过度富集的原 因之一。总之,比较分析发现全国七大片区稻米 Cd 富集的主控因子存在区域差异,也存在主控因子贡献 率上的差异。这种差异基于区域元素化学循环,也可 能与中微量元素和土壤中 Cd 之间的拮抗作用有关, 也可以是基于对土壤理化性质如 pH 的调控进而对稻 米 Cd 的富集产生调控^[39,42-43]。

综上,9个环境因子在七大地理片区中对稻米Cd 的富集贡献和影响存在明显的地域差异,这也说明影 响稻米Cd富集的土壤环境因子的地域差异性。中微 量元素指标因子对各大地理片区稻米Cd的富集影响 显著,除了与地域母质,区域施肥、耕作制度差异等相 关外,可能还与不同地理片区的特异的大气沉降条件 等有关^[42]。因此,在华东片区,应重点监控pH、SOM 等土壤理化指标的变化情况;华北和华中片区应重点 监控Fe指标与土壤pH的变化情况;华南片区应重点 监控Ca指标、pH、CEC等土壤理化指标;而西南、西





Figure 1 Contribution rate of Cd main control factors in China's seven major geographical regions

www.aer.org.cn

13 <u>2170</u>

北、东北等片区应重点监控Zn、Mn元素指标、CEC、 SOM等土壤理化指标。

2.3 稻米砷的主控因子分析

与Cd的分析过程类似。通过比较发现,全国七 大片区稻米As主控富集驱动因子在区域尺度上同样 存在一定差异,同区域不同因子的贡献率明显不同 (图2)。由单一因子主要驱动的As富集在不同区域 上具体表现为:Fe元素在华东、华南和西南片区的贡 献相比于其他因子尤为突出,Zn在华北片区的因子 贡献中占据主导地位,包括西北片区的Mn和东北片 区的Mg;另外,华中片区的Cu、Zn和Fe同时具有较高 的贡献。与Cd不同的是,在因子水平上Fe表现出对 稻米As富集明显的特异性贡献,除了华北片区。而 其他因子在不同区域也表现出相当的贡献水平。

土壤Fe含量和形态依赖于稻米土壤淹水和排水 条件而变化^[44],进而对土壤有效态As的含量和形态 产生调节作用。主要表现为Fe氧化物和As(V)的协 同还原过程,加速溶解产生的As(Ⅲ)造成稻米As的 吸收风险^[44-46]。这解释了多片区Fe元素对稻米As富 集的主要贡献,尤其是土壤Fe含量较高、雨水较广的 华东、华南和西南片区等地。另外,Zn元素可促进水 稻土壤中As的甲基化和脱甲基化过程,并影响水稻 根系对As的吸收和运输;Mg元素与土壤中As(Ⅲ)或 有机甲基As的协同作用可加速稻米As富集并影响 其在水稻不同部位的分配;而Mn氧化物在土壤中的 吸附与As有关^[47-49]。总之,不同片区稻米As富集可 能依赖于这些中微量元素在土壤中的形态过程,从而 表现出明显差异。这可能是华北、西北和东北地区的

Zn、Mn、Mg主控稻米As富集的潜在原因。

农业环境科学学报 第42卷第10期

不同区域的土壤中As主控因子贡献率存在明显 差异,其中Fe、Zn、Mn、Mg等元素对稻米中As的富集 影响最为显著。Fe元素在华东、华南、西南、东北片 区对稻米中As的富集影响显著,推断Fe元素是影响 我国水稻产区As富集的重要因素,这与前人的研究 结论一致。As污染的水稻土壤中Fe与As是普遍存 在的,并且Fe的一系列氧化还原反应是导致As迁移 的主要原因^[50]。Zhao等^[6]建议旱作、干湿交替可减少 水稻As吸收和在籽粒中的积累,但是会增加重金属 Cd的吸收。这进一步说明土壤质地、金属形态和管 理模式等对稻米富集无机金属As的影响。有效的人 为监测管控措施可能极大减小稻米对As的富集。例 如,对于华东、华南和西南片区,应加强监测土壤Fe 含量和形态,及时排水以减少Fe氧化物还原释放五 价无机As;对于华北和华中片区,应加强监测土壤Zn



Figure 2 Contribution rate of As main control factors in China's seven major geographical regions

中文核心期刊

含量,并施用适量Zn肥以保证足够Zn供给;同时应 施用适量生物质肥料以增加土壤微生物活性并提高 土壤pH值。

2.4 土壤-稻米体系生物有效性模型

基于随机森林算法分析得到全国七大地理片区 Cd、As主控因子贡献率的统计结果,进一步提取了 Cd、As污染基于上述指标空间关系的特定识别规则, 并构建了Cd、As的土壤-稻米体系生物有效性模型 (表2、表3)。量化结果显示,9个因子与稻米Cd、As 的BCF呈显著相关(P<0.05)。我们逐步引入上述因 子考察基于土壤-稻米体系生物有效性模型的解释 能力。在不考虑区域差异与重金属本身特性的情况 下,引入基于pH、SOM和CEC的三因子量化模型,不 同片区Cd对应的决定系数在0.303~0.400之间(表2, P<0.05),不同片区As对应的决定系数在0.300~0.340 之间(表3,P<0.05)。在考虑区域差异与重金属本身 特性的情况下,对所考察因子进行重要性排序,构建 基于Top5的五因子量化模型,不同片区Cd对应的决 定系数在0.450~0.583之间(表2,P<0.05),不同片区 As对应的决定系数在0.450~0.634之间(表3,P< 0.01),表明五因子量化的结果能很好地解释其对稻 米Cd、As富集的影响。

为了进一步得出更优结果,我们将以上因子全部 引入模型,结果不同片区Cd和As对应的决定系数最 大可达0.680和0.664(表2,表3,P<0.05),较高的确定 系数表明九因子模型能显著解释pH、SOM、CEC、Ca、 Mg、Cu、Fe、Mn和Zn对稻米Cd、As富集的影响。然 而,环境差异会引起土壤理化性质、微生物群落以及

	Та	ble 2 Joint quantitative prediction equation of Cd soil-crop system in seven large areas			
片区 Area	因子数量 Factor quantity	Cd 预测方程 y Cd prediction equation			
东北	三因子	lg BCF=-0.102 pH-0.346 lg SOM+0.125 lg CEC-0.411	0.325	**	
	五因子	$\lg BCF{=}{-}0.065\ pH{-}0.361\ \lg SOM{-}0.044\ \lg Mg{-}0.403\ \lg Zn{-}0.590\ \lg Cu{-}0.128$	0.550	**	
	九因子	lg BCF=-0.194 pH-0.445 lg SOM+0.229 lg CEC-0.585 lg Zn-0.253 lg Mn-0.318 lg Fe-0.5 lg Cu- 0.175 lg Mg+0.357 lg Ca+1.318	0.643	**	
华东	三因子	lg BCF=-0.153 pH-0.201 lg SOM+0.224 lg CEC+0.352	0.388	*	
	五因子	lg BCF=-0.112 pH-0.301 lg Zn-0.071 lg Fe-0.055 lg Cu-0.356 lg Ca+0.721	0.506	**	
	九因子	lg <i>BCF</i> =-0.132 <i>pH</i> +0.066 lg <i>SOM</i> -0.034 lg <i>CEC</i> -0.346 lg <i>Zn</i> -0.335 lg <i>Mn</i> - 0.066 lg <i>Fe</i> +0.043 lg <i>Cu</i> +0.041 lg <i>Mg</i> -0.491 lg <i>Ca</i> +1.390	0.540	**	
华中	三因子	$\lg BCF$ =-0.186 pH+0.276 lg SOM-0.868 lg CEC+1.070	0.382	**	
	五因子	lg BCF=-0.155 pH-0.521 lg Mg-0.326 lg Zn-0.531 lg CEC+0.264 lg Fe+0.594	0.450	**	
	九因子	lg BCF=-0.262 pH+0.071 lg SOM-0.139 lg CEC-0.275 lg Zn-0.109 lg Mn+0.455 lg Fe-0.545 lg Cu-1.156 lg Mg+1.794 lg Ca-0.780	0.582	**	
华北	三因子	lg BCF=-0.173 pH+0.280 lg SOM-0.173 lg CEC+0.140	0.322	**	
	五因子	lg BCF=-0.091 pH-0.025 lg CEC-0.213 lg Cu+0.570 lg Fe-0.416 lg Zn-1.071	0.565	**	
	九因子	lg BCF=-0.099 pH+0.373 lg SOM-0.173 lg CEC-0.424 lg Zn+0.066 lg Mn+0.562 lg Fe-0.307 lg Cu-0.150 lg Mg+0.280 lg Ca-1.699	0.588	**	
华南	三因子	lg BCF=-0.189 pH-0.3 lg SOM-0.974 lg CEC+1.920	0.350	**	
	五因子	lg BCF=0.041 pH-0.282 lg CEC-0.825 lg Ca-0.302 lg Mg-0.129 lg Mn+0.007	0.583	**	
	九因子	lg BCF=0.216 pH+0.325 lg SOM=0.703 lg CEC=0.484 lg Zn =0.145 lg Mn+0.480 lg Fe+0.540 lg Cu=0.270 lg Mg=1.094 lg Ca=2.009	0.680	**	
西北	三因子	lg BCF=-0.074 pH+0.683 lg SOM-1.158 lg CEC-0.122	0.303	*	
	五因子	lg BCF=-0.905 lg CEC+1.08 lg SOM-0.35 lg Mn+0.138 lg Mg-0.368 lg Zn-1.028	0.564	*	
	九因子	lg BCF=0.178 pH=0.300 lg SOM=0.465 lg CEC=0.100 lg Zn=0.469 lg Mn+1.204 lg Fe=0.026 lg Cu=0.028 lg Mg+0.128 lg Ca=3.224	0.600	**	
西南	三因子	$\lg BCF = -0.137 \ pH + 0.654 \ \lg SOM - 1.880 \ \lg CEC + 1.268$	0.400	**	
	五因子	lg BCF=-0.058 pH-1.213 lg CEC-0.180 lg SOM-0.423 lg Mn+0.603 lg Fe	0.575	**	
	九因子	log BCF=0.056 pH+0.595 lg SOM-0.773 lg CEC-0.144 lg Zn-0.406 lg Mn+0.730 lg Fe-	0.610	**	

0.660 lg Cu+0.391 lg Mg-1.036 lg Ca-0.831

表2 七大片区Cd土壤-稻米体系联合量化预测模型

注:相关性水平,**指P<0.01;*指P<0.05。下同。

Note: Correlation level, * * means P<0.01; * means P<0.05. The same below.

稻米自身的一系列变化,进而会导致模型决定系数的 降低^[29],具体表现在本研究上的区域空间跨度大、土 壤类型和水稻品种的显著差异,以及田间环境中其他 土壤理化因子对稻米富集 Cd、As 的影响,如氧化还原 电位、电导率、土壤机械组成等。在实际生产过程中, 因子数量带来的资源成本问题,同时可以选择基于 Top5因子模型结果来做一些综合评估。

受地域差异、土壤背景、农业过程等综合因素的 影响,九因子对稻米中重金属Cd、As富集的贡献率呈 现出差异,这种差异反映了由环境复杂性导致的土壤 和稻米中重金属污染的空间分布规律。基于土壤-稻米的生物有效性模型,进一步确立了本模型对大尺 度范围筛查土壤和水稻中Cd、As超标识别的重要性 地位,以及中微量元素对土壤和稻米中Cd、As富集的 影响。尤其是如Fe对As富集在华东、华南和西南等 片区的区域型特异性影响,应该进一步被广泛关注, 并采取有效的管控措施。

3 结论

(1)基于决策树算法建立的全国七大片区的中微 量元素稻米Cd、As超标高精度判别模型证实了中微 量元素与稻米Cd、As超标富集之间的重要相关性。

(2)基于随机森林算法构建的全国七大片区稻米 Cd、As污染的主控因子分析模型可以很好的解释Cd、 As污染主控因子的区域差异,尤其是Fe元素对As富 集的区域特异性贡献。

(3)基于土壤理化性质(pH、SOM、CEC)和中微量 元素(Ca、Mg、Cu、Fe、Mn、Zn)的稻米Cd、As富集生物 有效性模型量化了不同因子数量对产地稻米Cd、As 富集规律的解释力度。

表3 七大片区 As土壤-稻米体系联合量化预测模型

 n 1	1 0	T •		1	•	c 1						
Ľab	1.0 2	Lo rat	erro and at a taxe	an an or a star or a	o enviro trione i o i	L /		owers existe	100 110	0.071070	0.000	0.000
гян	10 7	1431411	<i>anamianve</i>	nreatenton	equiation o	L /*	s s s o = 0	teron syste	TT1 1T	seven	агуе .	агеа
r un	10 2		quantitativo	production	oquation o		TO DOIL	0100 01000			iui so i	urvu
											• • •	

片区 Area	因子数量 Factor quantity	As 预测方程 As prediction equation	R^2	P值
东北	三因子	lg BCF=0.060 pH+0.724 lg SOM+0.362 lg CEC-3.857	0.320	**
	五因子	lg BCF=0.025 lg SOM+0.433 lg Mg+0.345 lg Cu+0.482 lg Fe+0.107 lg Ca-3.592	0.450	**
	九因子	lg BCF=0.305 pH+0.287 lg SOM+0.274 lg CEC-0.094 lg Zn-0.095 lg Mn+1.16 lg Fe+0.38 lg Cu+0.049 lg Mg-0.196 lg Ca-7.213	0.640	*
华东	三因子	lg BCF=-0.094 pH+0.087 lg SOM-0.152 lg CEC-1.322	0.300	*
	五因子	lg BCF=0.004 lg Zn+0.296 lg Cu+0.1 lg Mn+0.401 lg Fe-0.286 lg Mg-3.059	0.500	**
	九因子	lg <i>BCF</i> =0.129 <i>pH</i> -0.334 lg <i>SOM</i> +0.432 lg <i>CEC</i> -0.035 lg <i>Zn</i> -0.048 lg <i>Mn</i> +0.450 lg <i>Fe</i> +0.543 lg <i>Cu</i> -0.033 lg <i>Mg</i> -1.074 lg <i>Ca</i> -2.845	0.573	**
华中	三因子	lg BCF=-0.177 pH+0.333 lg SOM-0.660 lg CEC-0.749	0.318	*
	五因子	lg BCF=0.076 lg SOM-1.295 lg CEC+0.283 lg Cu-0.788 lg Zn+1.053 lg Fe-2.777	0.634	**
	九因子	lg BCF=-0.013 pH-0.210 lg SOM-0.767 lg CEC-0.861 lg Zn-0.051 lg Mn+1.198 lg Fe+0.268 lg Cu-0.812 lg Mg+0.780 lg Ca-3.633	0.664	**
华北	三因子	lg BCF=-0.03 pH+0.021 lg SOM-0.675 lg CEC-0.874	0.307	*
	五因子	lg BCF=-0.218 lg Mg-0.183 lg SOM+0.123 lg Fe-0.273 lg Mn+0.499 lg Zn-1.503	0.554	**
	九因子	lg BCF=0.101 pH-0.222 lg SOM+0.229 lg CEC+0.436 lg Zn-0.283 lg Mn+0.063 lg Fe+0.163 lg Cu+0.038 lg Mg-0.799 lg Ca-1.549	0.612	**
华南	三因子	lg BCF=-0.049 pH +1.131 lg SOM-0.431 lg CEC-3.137	0.340	**
	五因子	lg BCF=-0.125 pH-0.069 lg Ca+0.847 lg SOM-0.69 lg Mg+0.713 lg Fe-5.852	0.525	**
	九因子	lg BCF=0.106 pH+0.727 lg SOM-0.268 lg CEC+0.013 lg Zn+0.202 lg Mn+0.845 lg Fe-0.276 lg Cu-0.722 lg Mg+0.119 lg Ca-5.847	0.600	**
西北	三因子	lg BCF=-0.132 pH+0.726 lg SOM+0.132 lg CEC-2.392	0.315	*
	五因子	lg BCF=0.163 CEC-0.069 lg SOM-0.029 lg Mn-0.128 lg Ca+0.853 lg Fe-3.998	0.526	**
	九因子	lg BCF=0.226 pH+0.776 lg SOM+0.253 lg CEC-0.542 lg Zn+0.127 lg Mn+1.26 lg Fe-0.376 lg Cu-0.284 lg Mg+0.131 lg Ca-7.358	0.600	**
西南	三因子	lg BCF=-0.103 pH+0.772 lg SOM+0.917 lg CEC-3.656	0.328	*
	五因子	lg BCF=0.402 pH+1.437 lg Fe+0.23 lg Mg+0.208 lg Mn-0.315 lg Cu-7.73	0.590	**
	九因子	lg BCF=0.346 pH-0.104 lg SOM+0.935 lg CEC-0.019 lg Zn+0.123 lg Mn+1.433 lg Fe-0.213 lg Cu- 0.064 lg Mg-0.075 lg Ca-8.139	0.595	**



(4)本研究机器学习模型在我国稻米Cd、As重金 属污染预测判别研究中的应用,为我国大尺度区域稻 米Cd、As重金属污染防控和环境管理提供了科学依

参考文献:

据和决策支撑。

- LIU D, CHANG Q. Ecological security research progress in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(5):111-121.
- [2] CHEN Y G, HUANG J H, LUO R, et al. Impacts of heavy metals and medicinal crops on ecological systems, environmental pollution, cultivation, and production processes in China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 219:112336.
- [3] MA C, CI K, ZHU J, et al. Impacts of exogenous mineral silicon on cadmium migration and transformation in the soil-rice system and on soil health[J]. Science of the Total Environment, 2021, 759: 143501.
- [4] 刘兰英, 黄薇, 吕新, 等. 田间环境下土壤-水稻系统重金属的迁移特征[J]. 福建农业学报, 2018, 33(1):66-72. LIULY, HUANGW, LUX, et al. Migration of heavy metals from soil to rice plant[J]. Fujian Journal of Agricultural Science, 2018, 33(1):66-72.
- [5] ZOU M, ZHOU S, ZHOU Y, et al. Cadmium pollution of soil-rice ecosystems in rice cultivation dominated regions in China: a review[J]. Environ Pollut, 2021, 280:116965.
- [6] ZHAO F J, WANG P. Arsenic and cadmium accumulation in rice and mitigation strategies[J]. *Plant and Soil*, 2019, 446(1/2):1–21.
- [7] MU T, WU T, ZHOU T, et al. Geographical variation in arsenic, cadmium, and lead of soils and rice in the major rice producing regions of China[J]. Science of the Total Environment, 2019, 677:373-381.
- [8] WANG Y, SU Y, LU S. Predicting accumulation of Cd in rice (*Oryza sativa* L.) and soil threshold concentration of Cd for rice safe production
 [J]. Science of the Total Environment, 2020, 738:139805.
- [9] HU J, LONG Y, ZHOU W, et al. Influence of different land use types on hydrochemistry and heavy metals in surface water in the lakeshore zone of the Caohai wetland, China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 267:115454.
- [10] ARGÜELLO D, CHAVEZ E, LAURYSSEN F, et al. Soil properties and agronomic factors affecting cadmium concentrations in cacao beans: a nationwide survey in Ecuador[J]. Science of the Total Environment, 2019, 649:120-127.
- [11] RÓŻAŃSKI S, JAWORSKA H, MATUSZCZAK K, et al. Impact of highway traffic and the acoustic screen on the content and spatial distribution of heavy metals in soils[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24:12778–12786.
- [12] DING C, ZHANG T, WANG X, et al. Prediction model for cadmium transfer from soil to carrot (*Daucus carota* L.) and its application to derive soil thresholds for food safety[J]. *J Agric Food Chem*, 2013, 61 (43):10273-10282.
- [13] MAKINO T, KAMIYA T, TAKANO H, et al. Remediation of cadmium-contaminated paddy soils by washing with calcium chloride:verification of on-site washing[J]. Environmental Pollution, 2007, 147 (1):112-119.

- [14] ALVAREZ-AYUSO E. Cadmium in soil-plant systems: an overview
 [J]. International Journal of Environment and Pollution, 2008, 33 (2/ 3):275-291.
- [15] WAN Y, YU Y, WANG Q, et al. Cadmium uptake dynamics and translocation in rice seedling: influence of different forms of selenium[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 133:127–134.
- [16] QIN X, NIE Z, LIU H, et al. Influence of selenium on root morphology and photosynthetic characteristics of winter wheat under cadmium stress[J]. Environmental and Experimental Botany, 2018, 150: 232– 239.
- [17] HUANG B, XIN J, DAI H, et al. Effects of interaction between cadmium(Cd) and selenium(Se) on grain yield and Cd and Se accumulation in a hybrid rice(Oryza sativa) system[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2017, 65(43):9537-9546.
- [18] ALTMAN M K N. Classification and regression trees[J]. Nature Methods, 2017, 14:757–759.
- [19] BREIMAN L. Random forests[J]. Machine Learning, 2001, 45:5-32.
- [20] RUMELHART D E, HINTON G E, WILLIAMS R J. Learning representations by back-propagating errors[J]. *Nature*, 1986, 323 (6088): 533-536.
- [21] GAJEWICZ-SKRETNA A, WYRZYKOWSKA E, GROMELSKI M. Quantitative multi-species toxicity modeling: does a multi-species, machine learning model provide better performance than a single-species model for the evaluation of acute aquatic toxicity by organic pollutants?[J]. Science of the Total Environment, 2023, 861:160590.
- [22] SUN Y, ZHANG Y, LU L, et al. The application of machine learning methods for prediction of metal immobilization remediation by biochar amendment in soil[J]. Science of the Total Environment, 2022, 829:154668.
- [23] WANYONYI F S, FIDELIS T T, MUTUA G K, et al. Role of pore chemistry and topology in the heavy metal sorption by zeolites: from molecular simulation to machine learning[J]. *Computational Materials Science*, 2021, 195:110519.
- [24] YANG H, HUANG K, ZHANG K, et al. Predicting heavy metal adsorption on soil with machine learning and mapping global distribution of soil adsorption capacities[J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(20):14316–14328.
- [25] SCHROEDER W, PESCH R. Synthesizing bioaccumulation data from the German metals in mosses surveys and relating them to ecoregions [J]. Science of the Total Environment, 2007, 374(2/3):311-327.
- [26] LI T, WEI Y, YU Y, et al. Silkworm excrement reduces cadmium and arsenic accumulation in rice grains by altering soil chemical properties, microbial community, and promoting iron plaque formation[J]. *Applied Soil Ecology*, 2023, 182:104710.
- [27] UCHIMIYA M, BANNON D, NAKANISHI H, et al. Chemical speciation, plant uptake, and toxicity of heavy metals in agricultural soils[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2020, 68 (46) : 12856– 12869.
- [28] LIN X, MOU R, CAO Z, et al. Characterization of cadmium-resistant bacteria and their potential for reducing accumulation of cadmium in rice grains[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 569:97–104.

www.ger.org.cn

- [29] 窦韦强, 安毅, 秦莉, 等. 我国南方水稻产地镉环境质量类别划分 技术[J]. 环境科学, 2020, 41(12):5562-5570. DOU W Q, AN Y, QIN L, et al. Technological cassification of cadmium quality in the rice producing areas of south China[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(12):5562-5570.
- [30] NATASH A, BIBI I, NIAZI N K, et al. Distribution and ecological risk assessment of trace elements in the paddy soil-rice ecosystem of Punjab, Pakistan[J]. *Environ Pollut*, 2022, 307:119492.
- [31] YANG B, SHAN J, XING F, et al. Distribution, accumulation, migration and risk assessment of trace elements in peanut-soil system[J]. *Environ Pollut*, 2022, 304:119193.
- [32] SUDA A, MAKINO T. Functional effects of manganese and iron oxides on the dynamics of trace elements in soils with a special focus on arsenic and cadmium: a review[J]. Geoderma, 2016, 270:68–75.
- [33] LI B, FRIEDMAN J, OLSHEN R, et al. Classification and regression trees(CART)[J]. *Biometrics*, 1984, 40(3):358-361.
- [34] 刘玉茹, 赵成萍, 臧 军, 等. CART分析及其在故障趋势预测中的 应用[J]. 计算机应用, 2017, 37(1001-9081):57-59. LIU Y R, ZHAO C P, ZANG J, et al. Analysis of CART regression tree and its application in fault trend forecasting[J]. Journal of Computer Applications, 2017, 37(1001-9081):57-59.
- [35] 吴润泽, 胡旭东, 梅红波, 等. 基于随机森林的滑坡空间易发性评价: 以三峡库区湖北段为例[J]. 地球科学, 2021, 46(1): 321-330.
 WU R Z, HU X D, MEI H B, et al. Spatial susceptibility assessment of landslides based on random forest: a case study from Hubei section in the Three Gorges Reservoir area[J]. *Earth Science*, 2021, 46(1): 321-330.
- [36] 王院民,陈东湘, 全桂杰,等. 基于决策树模型的水稻镉超标空间 识别及预测研究[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(11):1475-1483. WANG Y M, CHEN D X, TONG G J, et al. Spatial recognition and prediction of rice Cd over-standard based on decision tree model[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(11): 1475-1483.
- [37] 江棋. 土壤调理剂对砷污染稻田土壤质量和稻米品质的影响[D]. 武汉:华中农业大学, 2020:21-27. JIANG Q. Effects of soil amendment on soil quality and rice quality in cadmium contaminated paddy field[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2020:21-27.
- [38] 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.
- [39] 郭新蕾, 赵玉杰, 刘潇威, 等. 基于空间聚类与随机森林的稻米富 集镉影响因素筛选研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(8):

1794-1801. GUO X L, ZHAO Y J, LIU X W, et al. Screening for factors affecting rice uptake of cadmium based on spatial clustering and random forests[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38 (8):1794-1801.

- [40] ZHOU T, WU L, LUO Y, et al. Effects of organic matter fraction and compositional changes on distribution of cadmium and zinc in longterm polluted paddy soils[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 232: 514-522.
- [41] 张雨婷, 田应兵, 黄道友, 等. 典型污染稻田水分管理对水稻镉累积的影响[J]. 环境科学, 2021, 42(5):2512-2521. ZHANG Y T, TIAN Y B, HUANG D Y, et al. Effects of water management on cadmium accumulation by rice(Oryza sativa L.) growing in typical paddy soil[J] Environmental Science, 2021, 42(5):2512-2521.
- [42] DUAN J, TAN J. Atmospheric heavy metals and arsenic in China:situation, sources and control policies[J]. Atmospheric Environment, 2013, 74:93-101.
- [43] KANU A S, ASHRAF U, MO Z, et al. Cadmium uptake and distribution in fragrant rice genotypes and related consequences on yield and grain quality traits[J]. *Journal of Chemistry*, 2017, 2017:1–9.
- [44] UPADHYAY M K, MAJUMDAR A, SURESH K J, et al. Arsenic in rice agro-ecosystem:solutions for safe and sustainable rice production [J]. Frontiers in Sustainable Food Systems, 2020, 4:53.
- [45] ZHANG S Y, ZHAO F J, SUN G X, et al. Diversity and abundance of arsenic biotransformation genes in paddy soils from southern China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(7):4138-4146.
- [46] BENNETT W W, TEASDALE P R, PANTHER J G, et al. Investigating arsenic speciation and mobilization in sediments with DGT and DET: a mesocosm evaluation of oxic-anoxic transitions[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(7):3981–3989.
- [47] CHEN C, SHEN Y, LI Y, et al. Demethylation of the antibiotic methylarsenite is coupled to denitrification in anoxic paddy soil[J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(22):15484-15494.
- [48] WEBER F A, HOFACKER A F, VOEGELIN A, et al. Temperature dependence and coupling of iron and arsenic reduction and release during flooding of a contaminated soil[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(1):116-122.
- [49] 冯雪敏.水稻富集镉砷的关键部位、生育时期及相关元素的研究 [D]. 北京:中国农业科学院, 2017:17-31. FENG X M. The key parts, important growth stages and related elements in Cd/As accumulation of rice[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2017:17-31.
- [50] 安礼航, 刘敏超, 张建强, 等. 土壤中砷的来源及迁移释放影响因素研究进展[J]. 土壤, 2020, 52(2):234-246. AN L H, LIU M C, ZHANG J Q, et al. Research progress on the sources of arsenic in soil and the influencing factors of migration release[J]. Soil, 2020, 52(2): 234-246.

(责任编辑:叶飞)