

中文核公期刊/CSCD

请通过网上投稿系统投稿 网址:http://www.aes.org.cn

土壤镉污染北方小麦生产阈值及产区划分初探

管伟豆,肖然,李荣华,刘翔宇,潘君廷,黄永春,张增强,郭堤

引用本文:

管伟豆,肖然,李荣华,等.土壤镉污染北方小麦生产阈值及产区划分初探[J].农业环境科学学报,2021,40(5):969-977.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1151

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

东北设施叶菜类蔬菜镉铅污染安全生产分区研究

李想,龙振华,朱彦谚,杨昳,李明堂 农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2239-2248 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0315

我国长江中下游水稻产区铅污染分区划分方法研究

程菁靓,赵龙,杨彦,侯红,孙在金,马瑾 农业环境科学学报.2019,38(1):70-78 https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0853

地质高背景区马铃薯安全生产的土壤镉风险阈值

王旭莲, 刘鸿雁, 周显勇, 罗凯, 于恩江, 冉晓追 农业环境科学学报. 2021, 40(2): 355-363 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0988

镉在小麦各部位的富集和转运及籽粒镉含量的预测模型

刘克,和文祥,张红,曹莹菲,代允超,吕家珑 农业环境科学学报.2015,34(8):1441-1448 https://doi.org/10.11654/jaes.2015.08.002

镉耐性固定细菌的筛选及其对不同品种小麦镉吸收的阻控效应

孙乐妮,郭迎雪,侯雪婷,庄杰,杨章泽,陈兆进,田伟 农业环境科学学报.2020,39(9):1878-1887 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0291



关注微信公众号,获得更多资讯信息

管伟豆,肖然,李荣华,等.土壤镉污染北方小麦生产阈值及产区划分初探[J].农业环境科学学报,2021,40(5):969-977. GUAN Wei-dou, XIAO Ran, LI Rong-hua, et al. Investigations on the derivation of a safe wheat-producing threshold of soil Cd content and classification of Cd contaminated wheat-producing areas in northern China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(5): 969-977.



土壤镉污染北方小麦生产阈值及产区划分初探

管伟豆1,肖然1,李荣华1*,刘翔宇1,潘君廷2,黄永春3*,张增强1,郭堤1

(1. 西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 2. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所农业农村部面源污染控制重点实验室, 北京 100081; 3. 农业农村部环境保护科研监测所农产品质量安全环境因子控制重点实验室, 天津 300191)

摘 要:本研究在从我国北方6个小麦产区的农田点对点收集了147对土壤和小麦样品的基础上,分析了土壤样品的pH、Cd含量、有机质(SOM)、阳离子交换量(CEC)、黏粒含量(Clay)及小麦籽粒的Cd含量,并通过线性相关与多元回归方法分析土壤性质与小麦籽粒Cd富集系数(BCF)之间的定量关系。同时,利用物种敏感度分布法对小麦宜产、限产和禁产区进行了划分,并以保护不同比例小麦安全生产反推出了各划分区的土壤Cd含量安全生产阈值。结果表明,研究区域的农田土壤和小麦生产均存在一定的安全风险,土壤Cd超标率95.1%,小麦籽粒Cd超标率47.6%。除CEC外,土壤pH、SOM和Clay含量均与BCF呈显著相关,相关系数分别为-0.18(P<0.05)、0.14(P<0.05)和-0.53(P<0.01)。由土壤pH、SOM和Clay含量3个变量所建立的回归模型可解释54%的BCF变异。基于北方小麦产区土壤的性质特征,设定3种典型情景,即当土壤6.5≤pH<7.5(SOM=15g·kg⁻¹,Clay=20%)、7.5≤pH<8.5(SOM=30g·kg⁻¹,Clay=20%)和pH≥8.5(SOM=20g·kg⁻¹;土壤Cd含量在宜产区阈值和禁产区阈值之间即可划分为小麦限产区。 关键词:镉;富集系数;定量关系;阈值;小麦产区划分

中图分类号:8512.1;X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)05-0969-09 doi:10.11654/jaes.2020-1151

Investigations on the derivation of a safe wheat-producing threshold of soil Cd content and classification of Cd contaminated wheat-producing areas in northern China

GUAN Wei-dou¹, XIAO Ran¹, LI Rong-hua^{1*}, LIU Xiang-yu¹, Pan Jun-ting², HUANG Yong-chun^{3*}, ZHANG Zeng-qiang¹, GUO Di¹ (1. College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2. Key Laboratory of Non-point Source Pollution Control, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 3. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Key Laboratory of Agricultural Product Quality Safety Environmental Factor Control, Tianjin 300191, China)

Abstract: In this study, 147 soil and wheat sample pairs were collected from six wheat-producing areas in northern China using a point-topoint collection method. To clarify the quantitative relationship between the Cd content in wheat grains and soil physicochemical properties, pH, Cd content, soil organic matter (SOM), cation exchange capacity (CEC), and clay content (Clay) were analyzed. The quantitative relationships between the physicochemical properties of soil and bioconcentration coefficient (BCF) of Cd in wheat grains were investigated through linear correlation and multiple regression analysis methods. Furthermore, the classification of wheat-producing areas as suitable yield, restricted yield, forbidden yield, and the associated soil Cd thresholds was derived using the species sensitivity distribution method for the safe production of wheat in different proportions from each divided area. The results showed that the farmland soil and wheat samples from the study area had some safety risks. It was determined that 95.1% of soil and 47.6% of wheat grains exceeded

收稿日期:2020-10-02 录用日期:2021-01-12

基金项目:"十三五"国家重点研发计划项目(2017YFD0801101)

作者简介:管伟豆(1996—),男,陕西榆林人,硕士研究生,从事农业污染控制研究。E-mail:825876480@qq.com

^{*}通信作者:李荣华 E-mail:rh.lee@nwsuaf.edu.cn; 黄永春 E-mail:nylab@126.com

Project supported : The 13th Five-Year Plan of the National Key R&D Program of China(2017YFD0801101)

the Cd limits of soil and food standards. The soil pH, SOM and Clay contents were significantly correlated with BCF, with correlation coefficients of -0.18(P<0.05), 0.14(P<0.05), and -0.53(P<0.01), respectively. The regression model based on soil pH, SOM, and Clay content accounted for 54% of the variation in BCF. Based on the soil characteristics in northern wheat-producing areas, three typical scenarios, $6.5 \le pH<7.5(SOM=15 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}, \text{Clay}=20\%)$, $7.5 \le pH<8.5(SOM=30 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}, \text{Clay}=20\%)$ \Re^{-1} , \Re^{-1} , respectively, while, the thresholds for the suitable yield of wheat-producing areas were 1.93, $2.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, and $2.61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. The area with soil Cd content in the range of the suitable yield threshold and the forbidden yield threshold could be considered restricted for the wheat-producing area's yield.

Keywords: Cd; bioconcentration coefficient; quantitative relationship; threshold level; classification of wheat-producing area

2014年发布的《全国土壤污染状况调查公报》显 示,我国19%的耕地土壤受到污染,以Cd为首要污染 物,其污染点位超标率为7%¹¹。Cd是一种具有较强 生物毒性和环境迁移能力的重金属污染物,可通过其 在污染土壤-农作物-食物链中的迁移和累积最终危 害人体和生态健康四。据统计,受限于农田土壤污 染,我国每年粮食减产量和重金属污染粮食量合计超 过2000万t,严重地影响了粮食供给。小麦是我国仅 次于水稻和玉米的主要粮食作物,在粮食生产中具有 重要地位,但近年我国一些小麦主产区的重金属污染 问题较为普遍。例如, 王怡雯等¹³对河北保定和河南 新乡的50块麦田进行的调查监测表明,土壤Cd和Pb 的超标率分别为52%和13%,其对应小麦籽粒Cd和 Pb的超标率分别高达55%和100%。赵多勇等^[4]发现 某铅锌冶炼和电厂工业园区周边农田的90份小麦样 品中小麦籽粒 Cd和Pb的超标率分别高达34.3%和 68.6%。肖冰等¹⁵则指出华北某污灌区农田土壤Cd和 Pb点位超标率分别高达100%和36.7%,小麦籽粒中 Cd和Pb含量超标率分别为76.7%和13.3%。以上信 息表明,关注粮食重金属污染问题,实施土壤污染防 控,保障粮食安全生产,已成为当前我国亟须解决的 关键问题之一。

目前有关农田土壤和作物重金属的污染特征调 查和健康风险评价、影响作物吸收污染物的环境因素 探讨及污染农田修复技术措施等方面的研究较多。 诸多研究表明,由于在农田生态系统中,农作物对重 金属吸收和累积过程受限于土壤污染水平、污染物来 源和赋存形态、土壤理化性质、农作物品种、种植结 构、田间管理水平及气候条件等诸多因素⁶⁶,运用我 国现行的土壤环境质量标准进行土壤污染特征调查 与农业安全生产评价时,会出现"土壤重金属超标而 农产品不超标"或者"农产品重金属超标但土壤不超 标"的情况。为保障农产品质量安全,仍需探究土 壤-作物系统中重金属含量间的定量关系,并探明可 保证农田重金属污染区典型农作物安全生产的阈值。 近年来,已有不同学者采用温室短期盆栽试验方法, 对土壤-作物系统中重金属含量间的定量关系进行 了研究。Ding等^[7]利用温室盆栽试验探究模拟Pb、Cd 和Cr污染土壤中萝卜、胡萝卜和土豆等作物的安全 生产阈值时发现,土壤pH和阳离子交换量(CEC)与 作物Pb吸收量间显著相关,土壤pH和有机质(SOM) 含量与作物Cd吸收量间显著相关^[8-9],作物中Cr的吸 收量则与土壤pH和Cr总量及锰氧化物含量之间存 在显著相关^[10]。刘克^[11]通过盆栽试验研究了模拟Pb 和Cd污染土壤中影响小麦籽粒Pb和Cd富集的环境 因素,并指出在诸多的影响因素中,土壤pH和SOM 是影响小麦籽粒富集 Pb和Cd的关键因子。而廖启 林等¹¹²则在田间试验中发现,稻米Cd含量与土壤Cd 含量、pH、SOM和CEC均显著相关。由此可见,虽然 采用短期盆栽或田间小区试验可以较好地认识土 壤-作物系统中重金属含量间的定量关系,但由于温 室盆栽试验和田间试验在试验条件上存在较大的时 空差异,常导致获得的试验结果不一致的情况。在长 期田间试验条件下,外源添加的重金属生物有效性会 随着时间的增加而降低,仅依据短期盆栽试验获得的 土壤-作物系统中重金属含量关系与田间实际结果 常存在较大差异[13]。例如,王怡雯等[3]在冬小麦的田 间试验中获得的预测结果低于张振红等凹报道的盆 栽试验结果,这说明与长期田间试验相比,短期盆栽 试验往往会高估土壤重金属的生物有效性。因此,为 科学指导田间粮食生产,需要在田间试验条件下探讨 土壤理化性质和重金属含量对作物吸收重金属的影 响及其长期效应下的定量关系,并基于相关食品标准 建立作物安全生产阈值预测模型,针对性地按土壤污 染程度将农用地类别划分和分类管理[15],以保障农产 品质量的安全并推进《土壤污染防治行动计划》。

由于作物对重金属的吸收与土壤类型、土壤性 质、污染成因、作物种类、水肥管理和气候条件等多 方面因素有关⁶⁰.一些学者提出采用能在结构复杂的 生态系统中通过概率或者经验分布函数来描述不同 影响因素的敏感度差异的物种敏感度分布曲线法 (Species sensitivity distribution, SSD),来进行污染土 壤理化性质、污染物含量对作物吸收的影响因素分析 和污染物的环境基准值建立[7-11,15-16]。例如,程菁靓 等^[15]运用SSD曲线法推导了长江中下游平原水稻种 植的土壤Pb阈值并进行了水稻"宜产、限产和禁产" 区划分;王小庆等^[16]用SSD曲线法成功推导了土壤中 Ni的生态阈值。但目前基于田间试验,对于我国北 方的小麦安全生产阈值的研究尚较缺乏。此外,在科 学研究中采用文献调研方法,从已有文献中获取的数 据可能存在因批次误差或试验方法不同导致的系统 误差,难以避免地会影响数据分析结果的实际应用价 值,并且当前有关采用大尺度取样分析研究法对我国 北方小麦安全生产阈值的研究也少有报道。因此,本 研究采用大尺度取样分析研究方法,选择我国北方多 个小麦主产地为研究对象,于不同Cd污染程度的农 田中点对点收集土壤和小麦样品,在分析土壤 pH、 SOM、CEC、土壤黏粒和土壤Cd含量及对应点小麦籽 粒Cd含量的基础上,结合多元回归分析和SSD曲线 法建立阈值预测模型,并通过Logistic函数模型探究 不同土壤理化性质条件下小麦籽粒Cd富集系数的变 化规律,进而基于《食品安全国家标准食品中污染物 限量》标准(GB 2762-2017)推导并划分了我国北方 小麦的官产、限产和禁产区土壤Cd含量阈值,以期为 指导Cd污染农田的小麦安全生产提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 土壤及小麦样品采集

研究小组于2018年5月至2019年9月间,自新疆 维吾尔自治区塔里木市、陕西省西安市、咸阳市、渭南 市和宝鸡市、河南省新乡市、山东省济南市、北京市昌 平区和天津市塘沽区等中国北方典型小麦产区内不 同程度Cd污染农田采集了小麦和对应点的土壤样品 共147对,其中样品具体分布为新疆维吾尔自治区13 对,陕西省57对,河南省23对,山东省19对,北京市 19对,天津市16对。采样根据地形情况,采用"S"形 或梅花形布点法采集样品,每个样品不低于5个样 点,将样品混匀后置于塑封袋以避免其他污染,土壤 采样深度为0~20 cm,混合土样约2.5 kg。每个土壤

1.2 样品处理和分析

土壤样品经自然风干、木棒压碎后,挑去碎石、砂砾和植物残体,然后用木棒反复碾压,使其通过1mm 孔径的尼龙筛并储存。同时,用四分法取出一部分混 匀的土壤继续反复碾压至全部通过0.149mm孔径的 尼龙筛,并于干燥环境中保存。将小麦穗分别用自来 水和去离子水各冲洗3次,装入信封并置于105℃烘 箱内30min,然后于70℃烘干至恒质量,小麦脱壳后 将籽粒粉碎至粒径小于0.149mm备用。

采用玻璃电极法测定土壤pH(土水比为1:2.5)。 SOM测定采用重铬酸钾外加热法,CEC和土壤黏粒含 量的测定方法参考NY/T 295—1995和《土壤农化分 析》推荐方法。样品经HNO3-HCI(体积比为1:3)消 解后,分别用日立Z-5000型石墨炉-原子吸收光谱仪 和安捷伦7900型电感耦合等离子体质谱仪测定土壤 和小麦籽粒中的Cd总量。在测定过程中,分别用 GBW07406(GSS-6)和GBW10046(GSB-24)标准样品 进行分析质量控制,每测定20个样品插入一组内标, 标准样品中Cd的回收率为92%~109%。所有测定样 品均设置3个重复,用于消解及分析的试剂均为优级 纯试剂。

1.3 模型方法

1.3.1 Cd富集系数的计算与归一化处理

富集系数(BCF)是农作物积累重金属的重要指标,可以解释为农作物对重金属离子的吸收和富集能力。它可以确定作物中重金属的含量,在土壤风险评估方面可用于模拟计算人类食用作物的安全量。小麦籽粒 Cd 的 BCF 的计算公式为:BCF=C_{小麦}/C_{土壤}×100%。其中,C_{小麦}和C_{土壤}分别为小麦籽粒和土壤 Cd 总量,mg·kg⁻¹。

对 BCF 值和土壤 pH、SOM、CEC 和黏粒(Clay)含 量等指标进行相关性分析,筛选出与 BCF 值具有显著 相关(P<0.05)的土壤指标,通过多元线性回归法建立 特定土壤性质条件下 BCF 值与相关土壤性质指标的 归一化方程,以消除土壤理化性质差异带来的影响。 所用归一化方程为:

 $\lg BCF=a \times pH+b \times \lg SOM+c \times \lg CEC+d \times \lg Clay+k$ 式中: $a \cdot b \cdot c \pi d \beta$ 别为土壤 pH、SOM、CEC 和黏粒等 指标的影响程度系数(无量纲); $k \beta$ 方程截距,为小 麦品种对 Cd积累的固有敏感性。 1972 1972

> 数据归一化处理参考《生态安全土壤环境基准制 定技术指南》推荐的方法:

BCF 标准=BCF×10^[ax(pH-pH1)+bxlg(± 壤性质/± 壤性质1)]

式中:BCF标准为土壤标准条件下的BCF值,即归一化 至标准条件后的值;pH为标准土壤条件下的值;BCF、 pH₁以及土壤性质1为试验土壤条件下的实测值。

1.3.2 SSD曲线拟合及Cd阈值推导

阈值预测模型建立方法参考《生态安全土壤环境 基准制定技术指南》。在数据拟合分析时,分别采用 SSD外推法中推荐使用的Burr-Ⅲ、Log-triangular以 及Logistic等模型^[16],将研究获得的数据进行了拟合, 结果发现Burr-Ⅲ和Log-triangular模型的拟合效果较 差,而Logistic函数模型具有较好的拟合结果。因此, 将1/BCF作为x轴,对数据点进行参数拟合即可得到 SSD曲线,采用Logistic函数对研究中的富集系数 BCF和累积概率进行拟合和阈值计算推导,方程为:

$$y = \frac{a}{1 + \left(\frac{x}{x_0}\right)^b}$$

式中:y表示累积概率,%;x表示 1/BCF;a、b和 x_0 均为函数参数。

1.4 数据处理方法

使用 Excel 2019 和 SPSS 22.0 对收集的数据进行处理和统计分析,数据采用 Pearson 相关性分析,在 P<0.05 和 P<0.01 的水平下进行显著性检验,使用 Origin 2016软件绘图并进行数据拟合。

2 结果与讨论

2.1 土壤基本理化性质、Cd含量与小麦籽粒Cd含量 特征

本研究所采集的147对土壤样品的理化性质、Cd 含量与对应的小麦籽粒Cd含量的统计见表1。土壤 pH值是反映土壤理化性质最重要的指标之一,它通

农业环境科学学报 第40卷第5期

过影响 Cd 的形态从而改变 Cd 在植物中的积累⁶⁶。由 表1可知,所采集的土壤样品pH值介于5.27~8.46,平 均值为7.38,中位数为7.32,95%的土壤样品属于中 性和碱性土壤,这符合北方土壤的pH特性。此外,土 壤SOM、CEC和黏粒含量同样会影响重金属的迁移能 力和植物对其吸收累积[6,17-18]。本研究中土壤样品的 有机质含量范围为8.72~44.65 g·kg⁻¹,平均值和中位 数分别为18.57 g·kg⁻¹和17.64 g·kg⁻¹。根据《耕地质 量等级》(GB/T 33469—2016)中的土壤有机质分类标 准,所采集的大部分土壤样品属于Ⅲ级土壤,适宜进 行农业种植活动。土壤 CEC 的范围为 10.03~28.47 cmol·kg⁻¹,平均值和中位数较为接近,分别为15.24 cmol·kg⁻¹和14.55 cmol·kg⁻¹; 土壤粒径<0.002 mm的 黏粒含量分布从11.01%到29.74%不等,平均值和中 位数分别为19.97%和17.34%,整体属于较高水平。 此外,土壤样品中的Cd含量基本呈正态分布,含量范 围在0.03~2.08 mg·kg⁻¹,超标率95.1%,Cd含量平均值 和中位数值分别为0.87 mg·kg⁻¹和1.26 mg·kg⁻¹,超过 《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试 行)》(GB 15618—2018)规定的中性和碱性土壤污染 风险筛选值2~6倍。小麦籽粒中Cd的最大含量为 0.25 mg·kg⁻¹,平均值为0.14 mg·kg⁻¹,有47.6%的小麦 籽粒Cd含量超过了《食品安全国家标准食品中污染 物限量》(GB 2762-2017)规定的限值(0.10 mg· kg⁻¹),超标率较高,表明存在安全风险。

2.2 小麦籽粒Cd含量与土壤Cd含量及土壤性质的相关关系

小麦籽粒 Cd 含量与土壤 Cd 含量间的关系如图 1 所示。本研究中,小麦籽粒 Cd 的含量与相对应土壤 中的 Cd 含量呈显著的正相关关系(P<0.05),决定系 数 R²=0.53(n=147)。这一研究结果和其他学者的报 道结果基本一致。例如,Ding等^[8]在盆栽试验中发现 土壤-胡萝卜 Cd 含量之间也存在显著相关性(P<

	表1 采集的土壤样品	pH、SOM、CEC、黏粒和Cd含量及对应小麦籽粒Cd含量特征(n=147)
--	------------	--

Table 1 Statistics of soil pH, SOM, CEC, clay, and Cd contents in soil and related Cd content in wheat grains (n=147)

指标参数 Parameters	最小值 Minimum	最大值 Maximum	平均数 Average	标准偏差 Standard deviation	偏度 Skewness	峰度 Kurtosis	中位数 Median	变异系数 Variation coefficient/%
1 drumeters	Minimum	maximum	nverage	Standard deviation	ORCWIIC55	Runtosis	meanan	variation coefficient /c
pH	5.27	8.46	7.38	0.67	-1.00	1.21	7.32	5.6
$SOM/(g \cdot kg^{-1})$	8.72	44.65	18.57	6.32	1.39	2.94	17.64	1.2
$CEC/(cmol \cdot kg^{-1})$	10.03	28.47	15.24	2.99	1.38	2.93	14.55	1.6
黏粒含量/%	11.01	29.74	19.97	1.21	1.03	2.88	17.34	5.4
土壤Cd含量/(mg·kg ⁻¹)	0.03	2.08	0.87	0.96	0.97	2.31	1.26	2.3
小麦籽粒Cd含量/(mg·kg ⁻¹)	0.03	0.25	0.14	1.14	1.19	2.54	0.17	1.2

0.001),决定系数 R²=0.32(n=63);熊孜等^[13]指出田间 试验中土壤-小麦籽粒 Cd含量间存在显著的线性相 关关系,相关系数高达 0.61;王怡雯等^[3]在田间试验中 观察到土壤 Cd含量与小麦籽粒 Cd含量间存在显著 相关性(P<0.01),决定系数 R²=0.44(n=50);徐建明 等^[19]也指出田间试验中土壤-稻米 Cd含量间同样存 在显著相关性。这些结果均表明,土壤 Cd含量较高 的农田具有相对较高的作物污染风险,因此对 Cd污 染农业土壤实施分类管理和利用,是保障粮食安全生 产的重要举措。

除土壤中Cd的总量外,Cd从土壤向植物的转移 和累积过程也取决于土壤理化性质的影响^[3,20]。本研 究中,Cd在小麦籽粒中的累积用富集系数BCF来表 示,其与对应的土壤性质间的相关性分析结果见表2。

由表2可知,土壤pH、SOM和土壤黏粒含量均与 BCF具有良好的相关性。其中,土壤pH和黏粒含量 均与BCF呈显著负相关关系,这是由于Cd在较高pH 条件下形成沉淀从而降低其环境迁移性^[21],同时土壤



图1 小麦籽粒Cd含量与土壤Cd含量的相关关系

Figure 1 Relationship between Cd contents in soil and wheat grains

表2 小麦籽粒Cd富集系数(BCF)与土壤性质的相关性分析

Table 2 Correlation analysis of Cd bio-concentration factor between wheat grain and soil physicochemical properties

参数 Parameters	рН	SOM	CEC	黏粒含量 Clay content	BCF
рН	1				
SOM	0.27**	1			
CEC	0.15	0.44**	1		
黏粒含量 Clay content	0.15*	-0.04	-0.04	1	
BCF	-0.18*	0.14*	0.07	-0.53**	1

注:**表示在P<0.01水平上极显著相关,*表示在P<0.05水平上 显著相关。

Note : ** means significant correlationship at level of P<0.01, * means significant correlationship at level of P<0.05.

黏粒也会通过吸附作用减少Cd的环境迁移性^[18]。而 SOM 则与 BCF 呈显著正相关(P<0.05),相关系数为 0.14, 这是因为土壤中的部分溶解性有机质可与 Cd 形成络合物从而增加土壤中Cd的迁移性和有效 性[20]。此外,本研究结果也与前人的报道结果相似, 即土壤CEC与BCF无显著相关关系(P>0.05),例如, 王怡雯等³³对河北保定和河南新乡等多个乡镇的50 块不同程度 Cd 污染小麦田块的点对点样品分析、王 梦梦等[22]对我国中南地区某14个乡镇的60块不同程 度Cd污染稻田的点对点样品分析、李朋飞等[2]进行 的安徽沿淮粮产区小麦与土壤重金属含量特征及影 响因素分析及汤丽玲[20]在南京、扬州和苏州等地的近 郊农业种植区采集的土壤和小麦及水稻点对点样品 分析均表明,土壤CEC与作物籽粒Cd含量间不存在 显著相关性。虽然从土壤化学的角度来看,随着土壤 CEC的增大,土壤中负电荷量的增高能提供更多的吸 附点位用于固定Cd离子,同时有机质也会与Cd离子 通过络合反应降低重金属离子的迁移性和生物有效 性^[3]。当土壤Cd含量偏高时,土壤CEC的增加会对作 物吸收Cd产生明显制约作用,但当土壤Cd含量偏低 时,CEC的增加则基本不对作物吸收Cd产生影响^[12]。 此外,随着土壤pH的升高,会降低H*对吸附点位的 竞争,较强的碱性环境会促使Cd形成难溶沉淀而持 留于土壤颗粒中,土壤pH会转变为影响Cd生物有效 性的主要因素之一[3,20]。这些研究报道均表明,在预 测 Cd 污染区的作物 Cd 含量时必须重点考虑土壤 pH、SOM和土壤黏粒含量等主要因素的影响^[3,20]。

2.3 模型建立与数据归一化处理

基于上述小麦籽粒 Cd 富集系数与土壤理化性质的相关性分析结果,将数据进行对数变化后,利用多元逐步线性回归建立土壤pH、SOM 和土壤黏粒含量与小麦 BCF 的回归模型:lg BCF=-0.097 pH+0.11 lg SOM+1.2 lg Clay+0.81 (*R*²=0.54, *P*<0.05, *n*=147)。由该回归模型可知,土壤pH、SOM 和土壤黏粒含量与小麦 BCF 间存在显著的相关关系(*P*<0.05),*R*²值为0.54,比前人报道的结果^[9,11]稍低。其原因可能是本研究的土壤和小麦样品采集于小麦自然种植的农田环境,与通过人工添加含有 Cd 的化学物质得到的模拟污染土壤盆栽试验相比,田间的气候条件和土壤类型等环境因素相比而言更为复杂^[24]。本研究的土壤pH、SOM和土壤黏粒含量3个变量可以解释小麦籽粒Cd 富集系数54%的变异,可靠度较高。

通常,BCF随土壤类型而变化,反映土壤特征和

物种固有的敏感性^[25]。在使用 SSD 曲线法拟合不同 生态受体或生态过程的毒性效应参数前,应将同一物 种或品种在不同土壤条件下的生态毒性效应参数归 一化为均匀的土壤性质,实现BCF的标准化,以最大 程度地减少由不同类型土壤和不同作物品种引起的 误差,这对于生态阈值的预测至关重要^[26]。为此,进 一步将上述回归模型进行归一化处理,得到小麦BCF 归一化后的结果:BCF=10^(-0.097 pH+0.11 lg SOM+1.2 lg Clay+0.81):同 时,依据《食品安全国家标准食品中污染物限量》 (GB 2762—2017)中规定的小麦籽粒 Cd 最大限量 0.1 mg·kg⁻¹,得到反推土壤Cd含量的方程:C_{±#Cd}= 10^(0.097 pH-0.11 lg SOM-1.2 lg Clay-1.81),即可得到基于不同土壤理 化性质情景下的土壤 Cd含量阈值。考虑到本研究中 土壤样品的pH、SOM和黏粒含量范围,参考《生态安 全土壤环境基准制定技术指南》,结合本研究中土壤 样品实际的pH分布和中国土壤pH等级划分,确定我 国北方农田的3种包含土壤pH、SOM和黏粒含量等 在内的典型情景(表3),设定情景1为6.5<pH≤7.5(以 pH=7 为例计算)、SOM=15 g·kg⁻¹、土壤黏粒含量 20%; 情景 2 为 7.5<pH<8.5(以 pH=7.5 为例计算)、 SOM=30 g·kg⁻¹、土壤黏粒含量 20%;情景 3 为 pH≥8.5 (以pH=8.5为例计算)、SOM=20g·kg⁻¹、土壤黏粒含量 20%,用于数据的归一化处理。将归一化前的小麦 BCF值与归一化后的BCF值按照由大到小排列,并随 机将以情景1为例的结果示于图2。由图2可见,归 一化处理后小麦BCF值大部分高于处理前,因此将归 一化后的小麦 BCF 值用于 SSD 曲线法计算小麦的安 全生产阈值将会更大程度地保护小麦安全生产。

2.4 SSD 曲线法拟合与小麦生产区划分

本研究基于上述小麦籽粒的 Cd 富集数据,将 BCF 值换算至上述3种不同情景,利用 Logistic 函数模 型拟合 SSD 曲线。将3种情景下 1/BCF 的计算结果 按照从小到大进行排列作为横坐标;同时,按照排列 结果设定相应序数来计算累积频率,累积频率的计 算公式为: P=100×Q/(N+1)。式中:P 为累积频

表3 我国北方小麦主产区土壤的典型情景设定

Table 3 Typical situations of soil in the wheat production area of northern China

northern enna					
典型情景	nН	$SOM/(g \cdot kg^{-1})$	黏粒含量		
Typical situation	pn	Som/(g kg)	Clay content/%		
情景1	6.5 <ph≤7.5< td=""><td>15</td><td>20</td></ph≤7.5<>	15	20		
情景2	7.5 <ph<8.5< td=""><td>30</td><td>20</td></ph<8.5<>	30	20		
情景3	pH≥8.5	20	20		

率,%;Q为BCF从小到大排序对应的序数;N为总样本量,本研究中为147。然后,将计算得出的累积频率作为纵坐标,利用Logistic函数模型进行拟合并绘图,见图3~图4。

图3为不同小麦品种对Cd积累的敏感性分布。 5个小麦品种对Cd积累均表现出敏感变化,西农979 表现最为敏感,普冰151敏感度较低。比较图4所示 的小麦籽粒Cd敏感度曲线变化可知,在3种情景下 归一化后的曲线平缓度不同,说明在不同土壤pH、 SOM和黏粒含量条件下,小麦对于Cd的富集能力不 同。但3种情景下归一化后的曲线走势和1/BCF的 点位基本相同,且大多数的1/BCF点位在曲线的中下 部,代表该部分的小麦对于Cd的富集能力较强,容易 造成小麦籽粒Cd含量超标的情况。

为计算小麦安全生产阈值,参考前人^[17,26]的研究 结果,利用Logistic函数模型分别计算可使95%和5% 的小麦符合《食品安全国家标准食品中污染物限量》 (GB 2762-2017)规定的Cd含量限值标准(<0.1 mg· kg⁻¹)所对应的Cd危险浓度(HC),分别用HC5和 HC95表示,其中HC5代表可保护95%小麦安全的Cd 浓度,HC95代表可保护5%小麦安全的Cd浓度。同 时,将Cd含量<HC5的地区划分为小麦宜产区,代表 可以用于大部分的小麦生产,能保证95%的小麦籽 粒Cd含量不超标;将HC5<Cd含量<HC95的区域划 分为小麦限产区,表示此区域必须进行严格管控并实 行修复措施后才可尝试小麦种植;将Cd含量>HC5的 区域划为小麦禁产区,由于该区域有95%的小麦具 有Cd超标的风险,因此建议改种不易富集Cd的作 物、改变耕作模式或实行替代经济作物种植。据此, 得到不同设定情景下的保护小麦安全生产的土壤Cd



阈值,并列于表4。由表4可知,当土壤条件为6.5< pH≤7.5、SOM 15 g·kg⁻¹、土壤黏粒含量 20%(情景1) 时,小麦宜产区的安全生产阈值为土壤Cd含量<0.33 mg·kg⁻¹,小麦禁产区的阈值为土壤Cd含量>1.93 mg· kg⁻¹;当土壤中Cd的含量在0.33~1.93 mg·kg⁻¹时,可认 为土壤处于小麦限产区域,需要在有控制的条件下开 展小麦生产,如进行Cd低累积小麦作物品种筛选或 实施土壤修复措施后再尝试小麦种植等。同理,当土 壤属于情景2时,土壤Cd含量<0.41 mg·kg⁻¹的区域可



图 3 北方小麦产区不同品种小麦籽粒 Cd的 SSD 曲线 Figure 3 Sensitivity distribution curves of different wheat varieties in the wheat production area of northern China 划分为小麦宜产区;土壤Cd含量>2.51 mg·kg⁻¹的区 域划分为小麦禁产区,土壤Cd含量在0.41~2.51 mg· kg⁻¹划分为小麦限产区。情景3同理。将上述土壤 Cd阈值与我国现行的《土壤环境质量 农用地土壤污 染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)比较可 知,当土壤条件处于情景1、情景2和情景3时,预 测得到的小麦宜产区的安全生产阈值分别为0.33、 0.41 mg·kg⁻¹和0.64 mg·kg⁻¹,均稍高于同等pH条件下 GB 15618—2018规定的其他类农用地土壤风险筛选 值Cd含量0.3、0.3 mg·kg⁻¹和0.6 mg·kg⁻¹,小麦禁产区 的阈值为1.93、2.51、2.61 mg·kg⁻¹,均低于农用地标准 中风险管制值3.0 mg·kg⁻¹(6.5<pH<7.5)和4.0 mg·kg⁻¹

表4 基于 Logistic 模型计算不同情景下的保护性小麦 生产土壤 Cd 阈值 $(mg \cdot kg^{-1})$

Table 4 Cd ecological threshold value of soil for protecting wheat production under different situations based on Logistic model fitting(mg•kg⁻¹)

情景 Situations	HC5	HC95
情景1	0.33	1.93
情景2	0.41	2.51
情景3	0.64	2.61
未归一化	0.38	2.07



Figure 4 Sensitivity distribution curves of wheat in the wheat production area of northern China

www.aer.org.cn

(pH>7.5)。这表明在宜产阈值方面标准GB 15618— 2018 的规定可能稍显严格,在禁产阈值方面可能要 根据实际中可遵循土壤情况划分更多不同情景的土 壤 Cd安全生产阈值,以在保证粮食安全生产的同时 充分利用珍贵的土地资源。

为了对上述研究结果进行验证,进行了大量的文 献查阅分析,发现文献数据缺乏全面的针对性指标, 且绝大部分文献缺乏与小麦相对应的土壤黏粒含量 或有机质含量等指标数据,导致难以采用文献报道数 据对本研究获得模型进行验证。为此,利用预测模型 对本试验中的数据进行了验证分析,结果如图5所 示。例如,在土壤pH 6.5~7.5条件下,在147对点对点 的土壤-小麦样品中,共有14对土壤样品的Cd小于 0.33 mg·kg⁻¹,与之对应的小麦籽粒 Cd 含量均≤0.1 mg·kg⁻¹,表明在此阈值下可保护小麦的安全生产;同 样,土壤样品的Cd含量为0.33~1.93 mg·kg⁻¹的样品共 有129对,其中有77对样品所对应的小麦籽粒Cd超 过了国家标准限值0.1 mg·kg⁻¹,超标率为59.7%,采取 改变耕种模式或种植部分累积性较低的小麦品种等 措施仍可控制在安全范围之内。由此可见,本研究的 安全生产阈值划分在实际生产中具有较好的适用性。 在后续研究中,将对应用SSD法划分小麦产区土壤 Cd污染安全生产阈值的合理性进行更为深入的研 究,并征求管理部门及相关领域权威专家的意见和建 议,以促进我国农用地的分类利用工作。

3 结论

(1)田间采样区土壤 pH 以中性和偏碱性为主, SOM 含量与土壤黏粒(Clay)含量平均值均较高。土 壤 Cd 含量平均值高于《土壤环境质量 农用地土壤污





染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中风险筛 选值的规定,超标率为95.1%;小麦籽粒Cd含量平均 值高于《食品安全国家标准食品中污染物限量》(GB 2762—2017)的规定,超标率为47.6%。

(2)田间采样区土壤pH、SOM和黏粒含量与小麦 籽粒 Cd 富集系数间均存在显著相关性,多元逐步 线性回归结果可解释小麦籽粒 Cd 累积系数 54% 的 变异。

(3)相关的 Logistic 模型拟合结果表明小麦品种 西农 979表现最为敏感, 普冰 151 敏感度较低。北方 小麦产区的土壤在 6.5≤pH<7.5(SOM=15 g·kg⁻¹, Clay= 20%)、7.5≤pH<8.5(SOM=30 g·kg⁻¹, Clay=20%)和 pH≥ 8.5(SOM=20 g·kg⁻¹, Clay=20%)的情况下, 土壤 Cd 含 量<0.33、0.41 mg·kg⁻¹和 0.64 mg·kg⁻¹时, 该值可作为 小麦的宜产阈值并且此区域划分为小麦宜产区; 土壤 Cd 含量>1.93、2.51 mg·kg⁻¹和 2.61 mg·kg⁻¹时, 该值可 作为小麦的禁产阈值并且此区域划分为小麦禁产区; 土壤 Cd 含量在宜产阈值和禁产阈值之间的区域可划 分为小麦限产区。

参考文献:

- [1] 中华人民共和国环境保护部,国土资源部.全国土壤污染状况调查 公报[R].北京:中华人民共和国环境保护部,国土资源部,2014. Ministry of Environmental Protection of PRC, Ministry of Land and Resources of PRC. Report on the national general survey of soil contamination[R]. Beijing: Ministry of Environmental Protection of PRC, Ministry of Land and Resources of PRC, 2014.
- [2] Zhao Y, Zhang C, Wang C, et al. Increasing phosphate inhibits cadmium uptake in plants and promotes synthesis of amino acids in grains of rice[J]. Environmental Pollution, 2020, 257:113496.
- [3] 王怡雯, 芮玉奎, 李中阳, 等. 冬小麦吸收重金属特征及与影响因素的定量关系[J]. 环境科学, 2020, 41(3):1482-1490. WANG Yi-wen, RUI Yu-kui, LI Zhong-yang, et al. Characteristics of heavy metal absorption by winter wheat and its quantitative relationship with influencing factors[J]. Environmental Science, 2020, 41(3):1482-1490.
- [4] 赵多勇,魏益民,魏帅,等.区域小麦籽粒重金属分布及暴露评估 [J].中国粮油学报,2016,31(7):6-10,18. ZHAO Duo-yong, WEI Yi-min, WEI Shuai, et al. Spatial distribution of heavy metal in wheat kernel and dietary exposure assessment of local residents in an industrial area[J]. Journal of the Chinese Cereals and Oils Association, 2016, 31(7):6-10, 18.
- [5] 肖冰,薛培英,韦亮,等.基于田块尺度的农田土壤和小麦籽粒镉砷 铅污染特征及健康风险评价[J].环境科学,2020,41(6):2869-2877. XIAO Bing, XUE Pei-ying, WEI Liang, et al. Characteristics of Cd, As, and Pb in soil and wheat grains and health risk assessment of grain-Cd /As/Pb on the field scale[J]. *Environmental Science*, 2020, 41 (6):2869-2877.
- [6] Mahar A, Wang P, Li R, et al. Immobilization of lead and cadmium in

contaminated soil using amendments: A review[J]. *Pedosphere*, 2015, 25:555-568.

- [7] Ding C, Ma Y, Li X, 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.
- [8] Ding C, Ma Y, Li X, et al. Determination and validation of soil thresholds for cadmium based on food quality standard and health risk assessment[J]. Science of the Total Environment, 2018, 619/620:700-706.
- [9] 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]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2013, 61:10273–10282.
- [10] Ding C, Li X, Zhang T, et al. Phytotoxicity and accumulation of chromium in carrot plants and the derivation of soil thresholds for Chinese soils[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, 108:179–186.
- [11] 刘克. 我国主要小麦产地土壤镉和铅的安全阈值研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2016. LIU Ke. Soil threshold of cadmium and lead in major Chinese wheat - producing areas[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2016.
- [12] 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 Qi-lin, LIU Cong, WANG Yi, 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.
- [13] 熊孜, 赵会薇, 李菊梅, 等. 黄淮海平原小麦吸收镉与土壤可浸提 镉间关系研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(12):2275-2284. XIONG Zi, ZHAO Hui-wei, LI Ju-mei, et al. The relationship between cadmium in wheat plant and cadmium extracted by EDTA and diluted acids in soil in Huanghuaihai Plain[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(12):2275-2284.
- [14] 张振红, 骆永明, 张海波, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究 V. 镉在土壤-作物系统中的富集规律与农产品质量安全[J]. 土壤学 报, 2010, 47(4):628-638. ZHANG Zhen-hong, LUO Yong-ming, ZHANG Hai-bo, et al. Study on soil environmental quality guidelines and standards V. modeling of cadmium uptake in soil-crop systems for human food safety in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2010, 47 (4):628-638.
- [15] 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 Jing-liang, ZHAO Long, YANG Yan, 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.
- [16] 王小庆, 韦东普, 黄占斌, 等. 物种敏感性分布在土壤中镍生态阈 值建立中的应用研究[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(1):92-98. WANG Xiao-qing, WEI Dong-pu, HUANG Zhan-bin, et al. Application of species sensitivity distribution in deriving of ecological thresholds for nickel in soils[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, 31(1):92-98.
- [17] 孙花, 谭长银, 黄道友, 等. 土壤有机质对土壤重金属积累、有效性及形态的影响[J]. 湖南师范大学自然科学学报, 2011, 34(4):82 87. SUN Hua, TAN Chang-yin, HUANG Dao-you, et al. Effects of

soil organic matter on the accumulation, availability and chemical speciation of heavy metal[J]. *Journal of Natural Science of Hunan Normal University*, 2011, 34(4):82–87.

- [18] 汤志云, 吴龙华, 骆永明. 土壤粒级中重金属元素的形态分析与环境风险评价[J]. 地质学刊, 2009, 33(2):164-169. TANG Zhiyun, WU Long-hua, LUO Yong-ming. Morphologic analysis and environmental risk assessment of heavy metal elements in sized-fractionational soil[J]. Journal of Geology, 2009, 33(2):164-169.
- [19] 徐建明, 孟俊, 刘杏梅, 等. 我国农田土壤重金属污染防治与粮食 安全保障[J]. 中国科学院院刊, 2018, 33(2):153-159. XU Jianming, MENG Jun, LIU Xing-mei, et al. Control of heavy metal pollution in farmland of China in terms of food security[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2018, 33(2):153-159.
- [20] 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 Li-ling. 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.
- [21] 杜彩艳, 祖艳群, 李元. pH 和有机质对土壤中镉和锌生物有效性影响研究[J]. 云南农业大学学报, 2005, 20(4):539-543. DU Caiyan, ZU Yan-qun, LI Yuan. Effect of pH and organic matter on the bioavailability Cd and Zn in soil[J]. Journal of Yunnan Agricultural University, 2005, 20(4):539-543.
- [22] 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 Meng-meng, HE Meng-yuan, SU De-chun. Quantitative relationship between paddy soil properties and cadmium content in rice grains[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(4):1918-1925.
- [23] 李朋飞, 谭娟, 雷丁尔, 等. 安徽沿淮粮产区小麦与根系土重金属含量特征及影响因素[J]. 西南农业学报, 2020, 33(7):1580-1586.
 LI Peng-fei, TAN Juan, LEI Ding-er, et al. Characteristics and ecological security assessment of heavy metal on wheat and root soils along Huaihe River commercial grain base in Anhui Province[J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2020, 33(7):1580-1586.
- [24] 韩东锦,赵龙,张乃明,等. SSD法对西南碳酸盐岩母质区稻田土 壤镉污染类型划分研究[J].环境科学研究, 2020, 34(2):409-4187. HAN Dong-jin, ZHAO Long, ZHANG Nai-ming, et al. Research on the classification of Cd contaminated paddy soils in carbonate parent material area of southwest China by species sensitivity distribution method(SSD)[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2020, 34(2):409-418.
- [25] 陈波宇,郑斯瑞,牛希成,等.物种敏感度分布及其在生态毒理学中的应用[J].生态毒理学报,2010,5(4):491-497. CHEN Bo-yu, ZHENG Si-rui, NIU Xi-cheng, et al. Species sensitivity distribution and its application in ecotoxicology[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2010,5(4):491-497.
- [26] 王小庆,李波,韦东普,等.土壤中铜和镍的植物毒性预测模型的 种间外推验证[J]. 生态毒理学报, 2013, 8(1):77-84. WANG Xiao-qing, LI Bo, WEI Dong-pu, et al. Cross -species extrapolation of phytotoxicity prediction models for nickel and copper added to soil [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2013, 8(1):77-84.

www.aer.org.cn