DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2022.03.016
牟婷婷, 周通, 徐建, 等. 土壤–小麦体系的镉积累特征及影响因素. 土壤, 2022, 54(3): 556–563.

土壤–小麦体系的镉积累特征及影响因素①

牟婷婷[1,2], 周 通[3], 徐 建[1,2*], 甘信宏[1,2]

(1 生态环境部南京环境科学研究所, 南京 210042; 2 国家环境保护土壤环境管理与污染控制重点实验室, 南京 210042; 3 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008)

摘 要: 选取我国主要农作区的 33 个典型土壤, 开展了两个常规小麦品种(蓉麦 4 号(RM4)和山农 22 号(SN22))的盆栽试验, 研究了土壤–小麦体系内 Cd 的积累特征, 并探究了相关土壤主控因子。结果表明: RM4 和 SN22 两个品种小麦籽粒 Cd 含量分别为 0.21(0.040 ~ 0.99)mg/kg 和 0.18(0.037 ~ 0.70)mg/kg, 据 GB 2762—2017, Cd 超标率分别为 75.6% 和 69.7%; 小麦籽粒 Cd 的生物富集系数(BCF)分别为 0.92(0.24 ~ 2.55)和 0.81(0.16 ~ 1.67), 均表现出较强的 Cd 富集能力。多元逐步回归和广义 Boosted 模型分析发现, 土壤全 Cd 和 pH 是影响小麦籽粒 Cd 吸收的主控因子, 分别解释 33 个土壤中变量的 81.3% 和 80.5%。

关键词: 小麦; 镉; 主控因子; 典型土壤

中图分类号: S512; S153.6 **文献标志码:** A

Accumulation of Cadmium and Major Controlling Factors in Soil-wheat System

MU Tingting[1, 2], ZHOU Tong[3], XU Jian[1, 2*], GAN Xinhong[1, 2]

(1 *Nanjing Institute of Environmental Sciences*, *Ministry of Ecology and Environment of China*, *Nanjing* 210042, *China*; 2 *State Environmental Protection Key Laboratory of Soil Environmental Management and Pollution Control*, *Nanjing* 210042, *China*; 3 *Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation*, *Institute of Soil Science*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 210008, *China*)

Abstract: Two main wheat cultivars (RM4 and SN22) were planted in thirty-three typical soils collected in the main rice-wheat rotation regions in China to investigate the characteristics of cadmium (Cd) translocation in soil-wheat systems and the major controlling factors. The results show that Cd concentration in wheat grains is 0.21(0.040–0.99)mg/kg for RM4 and 0.18(0.037–0.70)mg/kg for SN22, and the percentage of exceeding Cd limit (GB 2762—2017) is 75.6% for RM4 and 69.7% for SN22. The bio-concentration factor (BCF) of Cd in wheat grains is 0.92(0.24–2.55)for RM4 and 0.81(0.16–1.67)for SN22, respectively, both showing strong ability of accumulating Cd. Multiple stepwise regression analysis and Generalized Boosted Models(GBM)indicate that soil Cd concentration and pH are the two most important variables which influencing Cd accumulation in wheat grains, which explain 81.3% and 80.5% among five soil variables of the thirty-three soils.

Key words: Wheat; Cadmium; Major controlling factors; Typical soils

小麦是全球第三大粮食作物,也是我国第二大粮食作物, 在我国粮食作物的生产和消费中占主导地位。我国的小麦种植区域主要集中在长江中下游及其以北地区, 包括河北、河南、湖北、四川、山东、安徽和江苏等地。相比于水稻, 我国小麦镉(Cd)污染的研究较少。作为食物链的起点, 小麦也会吸收土壤中的有毒元素, 并通过食物链传递危害人体健康。调查发现江苏省稻麦轮作体系下, 在全 Cd 含量为 0.481(0.278 ~ 1.10)mg/kg 的农田土壤中, 小麦籽粒 Cd 含量为 0.130(0.043 ~ 0.621)mg/kg[1]。在长三角工农业过渡区采集的 126 个小麦样品中, 小麦籽粒 Cd 含量为 0.065(0.018 ~ 0.245)mg/kg[2]。而对华北某污灌区的调查结果则表明, 污灌后土壤 Cd 含量达到 1.56(1.23 ~ 1.97)mg/kg, 小麦籽粒 Cd 含量达 0.110(0.070 ~ 0.140)mg/kg, 与 GB 2762—2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量》[3]规定的小麦 Cd

①基金项目: 江苏省双创博士项目(JSSCBS20211322)资助。

* 通讯作者(xujian@nies.org)

作者简介: 牟婷婷(1991—), 女, 黑龙江肇东人, 博士, 主要从事土壤和作物重金属污染与修复研究。E-mail: moutt@nies.org

含量限值比较，小麦籽粒 Cd 超标率为 76.7%[4]。因此，小麦对 Cd 的富集能力较高，其种植过程中的 Cd 污染风险不容忽视。

目前，重金属 Cd 在土壤–小麦系统的积累和传递已有较多研究[5-8]，小麦籽粒对重金属的积累主要受小麦品种[5]和土壤性质[6]的影响。Liu 等[7]研究发现，在对 30 个品种小麦进行 Cd 胁迫研究时，不同品种间小麦 Cd 含量存在巨大差异。也有研究表明，小麦籽粒 Cd 含量与土壤全量 Cd、有机碳和黏粒含量显著正相关，与土壤 pH 和阳离子交换量(CEC)显著负相关，说明土壤性质可显著影响 Cd 的生物有效性，进而影响小麦籽粒的 Cd 吸收性[1,2,9,10]。诸多研究也基于土壤基本性质，建立了小麦籽粒 Cd 含量预测模型。但因土壤类型、小麦品种等多重因素的影响，不同预测模型得到的结果并不一致，如 Zhou 等[1]发现土壤全 Cd 是影响小麦 Cd 吸收的唯一变量，而 Adams 等[6]、Liu 等[11]、Ran 等[12]和 Brus 等[13]发现土壤全量 Cd、pH 和有机质是影响小麦 Cd 吸收的主要变量。此外，当前的农田土壤重金属污染治理与修复技术也多通过改变 pH、有机质等土壤基本性质，来降低土壤重金属的生物有效性，进而减少作物根系的吸收量。因此，探明土壤–小麦体系中 Cd 的积累特征及其影响因素，也可指导 Cd 污染农田土壤的治理修复与安全利用实践。

本研究拟以我国主要农作区的 33 个典型农田土壤为供试材料，分别种植两个常规小麦品种，探明两个小麦品种在不同土壤类型上的 Cd 吸收性，以比较不同类型土壤上两个品种小麦籽粒 Cd 的积累特征，探明土壤性质对小麦籽粒 Cd 吸收的影响，并探究影响小麦籽粒 Cd 吸收的土壤主控因子，建立基于土壤性质的不同品种小麦籽粒 Cd 浓度的预测模型，并评价模型的不确定性。本研究可为小麦实际生产过程中存在的 Cd 污染问题提供新的认识，相关研究成果也可指导小麦的安全生产。

1　材料与方法

1.1　盆栽试验设计

2015 年在我国水稻优势产区共采集 33 个耕层水稻土(0 ~ 20 cm)。采样点位分别位于黑龙江、吉林、辽宁、山东、河南、陕西、宁夏、安徽、江苏、浙江、湖北、湖南、江西、云南、广西、福建和贵州。供试土壤的 pH、有机碳(SOC)、CEC、黏粒、全 Cd 含量平均值分别为 6.31、21.1 g/kg、12.4 cmol/kg、221 g/kg、0.26 mg/kg。土壤基本理化性质变异较大，pH 变化在强酸性到弱碱性。与 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》(试行)[14]中的土壤污染风险筛选值相比，33 个土壤样品中有 5 个(15.1%)存在 Cd 超标风险。

供试土壤风干过 2 mm 尼龙网筛、装盆，每盆土重 2 kg。小麦品种选择蓉麦 4 号(RM4)和山农 22 号(SN22)。小麦种植前每盆施 0.6 g $CO(NH_2)_2$ 和 0.6 g $K_2H_2PO_4$ 作为基肥。小麦种子浸泡在 5% NaClO 中消毒 20 min，然后将种子催芽 3 d 后，每盆播种 15 粒，待长出幼苗后进行间苗，每盆定苗 8 株。小麦拔节期后、灌浆期前每盆施用 0.4 g $Na_2H_2PO_4$、0.4 g KCl 和 0.6 g $CO(NH_2)_2$ 作为追肥。小麦生长过程中，不同的盆栽随机排列，并定期重新排列位置。小麦于 2017 年 11 月 15 日播种，2018 年 5 月 18 日收获。小麦成熟后收获麦穗，晒干后脱壳，得到小麦籽粒(全麦)。小麦籽粒带回实验室，用自来水清洗 3 次，再用蒸馏水清洗 3 次后，转移至烘箱以 70 °C 烘至恒重，用粉碎机打成细粉末，待测。

1.2　样品分析和测定

土壤 pH 以土水比 1∶2.5(*m*/*V*)浸提，玻璃电极法测定；有机碳(SOC)用重铬酸钾–外加热法测定；CEC 用醋酸铵(1.0 mol/L，pH 7.0)交换，然后用 HCl 滴定法测定；黏粒含量用吸管法测定。上述土壤性质测定方法参考《土壤农化分析》[15]。土壤中重金属的消解过程如下：准确称取过 0.15 mm 筛的土壤样品 0.2 g，置于 50 ml 聚四氟乙烯高压消解罐中，加入 10 ml 的 HCl-HNO_3 混合酸(体积比 1∶1)，旋紧消解罐盖后放入 105 ℃烘箱，消解 6 h。消解结束后，将消解罐移至 130 ℃电热板上赶走多余的酸，直至约剩 1 ml。待样品充分冷却后，将消解液转移至 15 ml 的离心管中，并用超纯水进行定容。定容后的溶液过 0.45 μm 的滤膜，待测。植物中重金属的消解过程如下：准确称取 0.5 g 粉碎后的小麦籽粒样品于 50 ml 的聚四氟乙烯高压消解罐中，加入 2 ml 30% H_2O_2 和 6 ml 65% HNO_3 后，旋紧消解罐盖后放入 105 ℃烘箱，消解 6 h。其他过程均与土壤样品消解过程一致。消解所用的 HCl、H_2O_2 和 HNO_3 均为优级纯。消解液中 Cd 浓度用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, Agilent 7700x, Santa Clara, CA)测定。为保证分析质量和准确性，在土壤和植物消解过程中，加入国家标准物质土壤(GSS-5)和大米(GBW(E)100348)进行校正。标准物质实际测定的 Cd 浓度与参考浓度吻合度较高(100% ± 10%)，保证了样品分析和测定过程中的精确度和准确性。每批次消解样中，均插入空白样以检验系统误

差。同时在样品上机测定过程中，每 2 h 插入空白来检验仪器的稳定性。

1.3 小麦籽粒镉含量预测模型的建立和验证

本研究利用多元逐步回归分析方法，建立基于土壤 pH、全 Cd、CEC、SOC 和黏粒含量的小麦籽粒 Cd 含量预测模型。GBM(generalized boosted models)分析是一种根据数据变量的类型，利用自适应算法自动估算大量混杂变量与处理变量之间非线性关系的一种分析方法，特别是当变量之间线性、非线性或交互关系等函数形式无法确定时，此方法具有明显优势。本研究通过 GBM 分析，量化土壤性质对小麦籽粒 Cd 积累的贡献，获得所选土壤性质对小麦籽粒 Cd 含量的相对重要性和偏相关分析图。该分析利用 gbm 软件包在 R 3.2.2 统计环境中进行。同时本研究还采用迭代方法，将预测误差较大的变量通过序列迭代组合成预测性能较好的强化模型，并通过比较盆栽试验中测定的小麦籽粒 Cd 含量与模型预测的 Cd 含量，确定模型预测的精度。

1.4 数据处理与分析

小麦和土壤中 Cd 的单项污染指数计算：

$$PI = [Cd_{测}] / [Cd_{标}] \quad (1)$$

式中：$[Cd_{测}]$代表样品中 Cd 含量实测值；$[Cd_{标}]$代表土壤和小麦籽粒中 Cd 含量标准值，其中，土壤参考 GB 15618—2018[14]中污染风险筛选值，小麦参考 GB 2762—2017[15]中规定的小麦 Cd 含量限量值。

小麦籽粒 Cd 的生物富集系数(BCF)：小麦籽粒 Cd 含量和对应土壤 Cd 含量的比值。

文中数据利用 Microsoft Excel 2016 和 SPSS 21.0 进行整理和统计分析，采用单因素方差分析法(One-way ANOVA)对土壤和小麦籽粒样品中 Cd 含量以及 BCF 的差异性进行检验(P<0.05)。若方差分析的残差不符合正态分布(P<0.05)或 Levene's 检验方差存在异质性，将数据进行自然对数转换后再进行统计分析，数据均值、标准差(SD)或标准误(SE)仍以未转换的数据形式列出。

2 结果与讨论

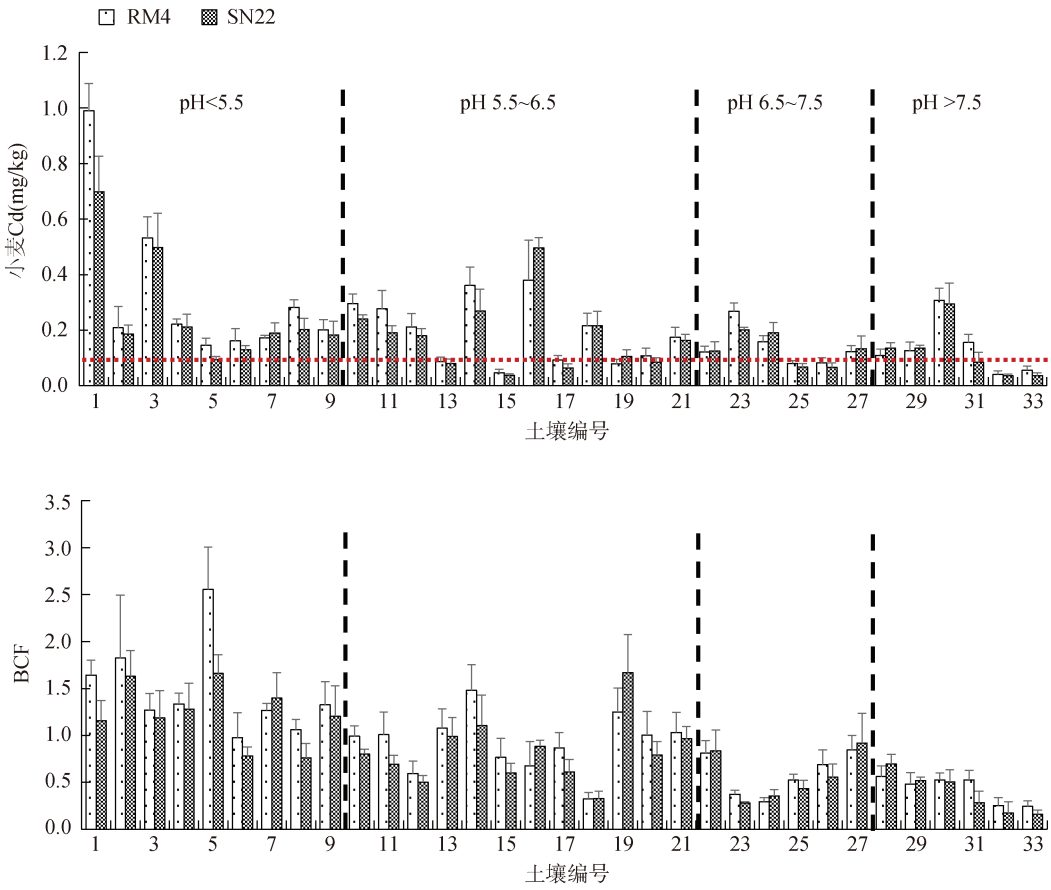
2.1 土壤–小麦系统中镉的富集特征

如图 1 所示，RM4 和 SN22 两个品种的小麦籽粒 Cd 含量分别为 0.21(0.040 ~ 0.99)mg/kg 和 0.18(0.037 ~ 0.70)mg/kg。供试 33 个土壤中，RM4 和 SN22 这两个品种中分别有 25 个和 23 个小麦籽粒 Cd 含量超过 GB 2762—2017[3]规定的食品污染物限值，超标率分别达 75.6% 和 69.7%。上述研究结果表明，小麦的 Cd 超标风险较高，本研究中小麦籽粒 Cd 含量超标率也高于江苏宜兴市(53.8%) [1]和长三角某工农业过渡区(14.3%)[2]的田间调查结果。与 GB 15618—2018[14]的风险筛选值比较，5 个 Cd 含量超标土壤上的小麦籽粒 Cd 含量均超标，但在未污染土壤上 RM4 和 SN22 仍分别有 20 个和 18 个小麦籽粒 Cd 含量超标。Zhang 等[16]对美国地区种植的小麦调查后发现，即使生长在非污染土壤上，小麦籽粒中 Cd 含量在 0.002 ~ 0.207 mg/kg，存在一些超过世界卫生组织(WHO)规定的小麦安全食用上限(0.1 mg/kg)的情形。上述结果进一步表明，小麦种植具有较高的 Cd 超标风险。

此外，两个品种小麦的 Cd 生物富集系数(BCF)分别是 0.92(0.24 ~ 2.55)和 0.81(0.16 ~ 1.67)。RM4 和 SN22 小麦籽粒对 Cd 的 BCF 最大值分别是 2.55 和 1.67，其对应的土壤分别为采自广东江门(pH 5.50)和云南德宏(pH 6.22)的酸性土壤；BCF 最小值分别是 0.24 和 0.16，其对应的土壤均为采自江苏连云港的碱性土壤(pH 8.94)。通过分析两个品种小麦籽粒 Cd 的 BCF 可发现，RM4 和 SN22 的 BCF>1 的样品数分别是 14 个和 9 个，说明小麦是一种对 Cd 富集能力较强的作物。主要原因是小麦籽粒 Cd 的积累主要是通过根部富集后运输到旗叶韧皮部再进入籽粒，即小麦植株内较强的 Cd 转运能力导致其籽粒 Cd 大量积累[17]。进一步分析还发现，在强酸性(pH<5.5)土壤中小麦籽粒 Cd 含量和 BCF 值均较大，且 BCF 值也随土壤 pH 升高均呈下降趋势，说明土壤 pH 也是影响小麦籽粒 Cd 的 BCF 的重要土壤性质。

2.2 小麦籽粒镉预测模型建立及预测精度验证

本研究基于土壤 pH、CEC、SOC、黏粒含量以及全量 Cd 等基本性质，采用逐步回归分析方法建立了小麦籽粒 Cd 含量预测模型(表 1)。土壤全 Cd 和 pH 是影响小麦籽粒 Cd 含量的主要变量。与仅考虑土壤全量 Cd 的预测模型相比，引入其他土壤性质可显著提高模型的预测精度。如表 1 所示，RM4 和 SN22 两个小麦品种仅引入土壤全 Cd 预测方程的回归系数 R^2 值分别是 0.41 和 0.42，继续引入变量土壤 pH 后两个品种小麦籽粒 Cd 含量预测方程的回归系数 R^2 分别提高到 0.77 和 0.82。本研究中，SOC、CEC 和黏粒含量并未进入方程，说明上述变量在本试验条件下对小麦籽粒 Cd 吸收的影响不显著。其中，小麦籽粒 Cd 含量与土壤 pH 显著负相关，与土壤全 Cd 含量显著正相关，说明随土壤 pH 下降和全 Cd 含量的增加，小麦籽粒的 Cd 积累能力增加。目前，已有较多研究建立了小麦籽粒 Cd 含量的预测模型(表 2)。在 Adams



(平行于横坐标的虚线代表 GB 2762—2017 中规定的小麦籽粒 Cd 含量限值 0.1 mg/kg)

图 1　不同类型土壤下小麦籽粒镉含量和富集系数变化

Fig. 1　Cd concentrations and bioconcentratiuon factor (BCF) values of wheat grains in different soil types

表 1　基于土壤基本性质和全量镉的小麦籽粒镉含量多元逐步回归预测方程(n=33)

Table 1　Multiple regression models for Cd concentration in wheat grains based on soil basic properties and total Cd

小麦品种	回归方程	R^2	P	SE
RM4	$\log[Cd_{麦}] = 0.655 \times \log[Cd_{土}] - 0.394$	0.41	0.000	0.24
	$\log[Cd_{麦}] = 0.726 \times \log[Cd_{土}] - 0.167 \times pH + 0.707$	0.77	0.000	0.15
SN22	$\log[Cd_{麦}] = 0.644 \times \log[Cd_{土}] - 0.345$	0.42	0.000	0.22
	$\log[Cd_{麦}] = 0.716 \times \log Cd_{土}] - 0.171 \times pH + 0.782$	0.82	0.000	0.12

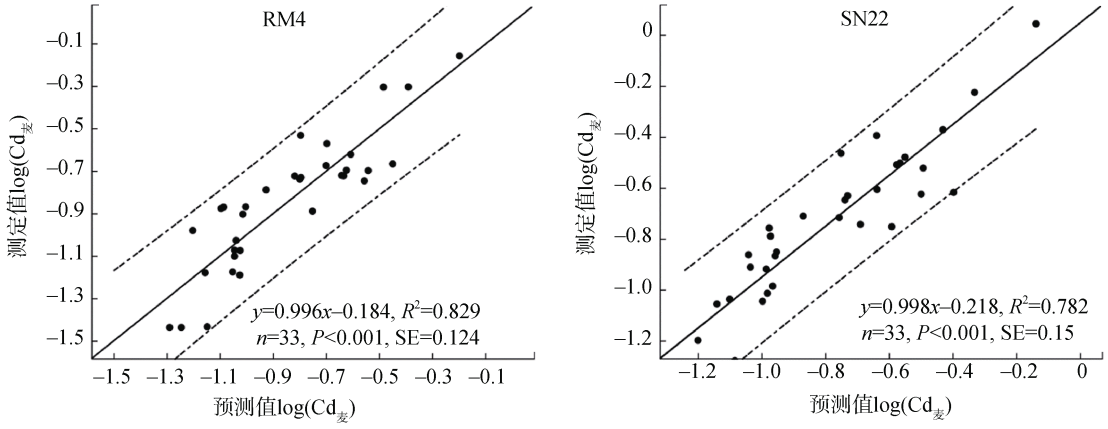
表 2　文献报道的关于小麦籽粒镉含量预测模型

Table 2　Models found in literatures to predict Cd concentration in wheat grains

模型	参考文献	N	R^2	SE
$\log[Cd_{麦}] = 0.824 \log[Cd_{土}] - 0.383$	Zhou 等[1]	26	0.38	0.23
$\log[Cd_{麦}]= 0.44 \log[Cd_{土}] - 0.18\ pH + 0.28$	Adams 等[6]	162	0.42	0.23
$\log[Cd_{麦}] = \log[Cd_{土}] - 0.279\ pH + 1.386$	Liu 等[11]	14	0.45	0.029
$\log[Cd_{麦}] = 1.04 \log[Cd_{土}] - 0.175\ pH + 0.703$	Ran 等[12]	99	0.44	0.038
$\log[Cd_{麦}]= 0.749 \log[Cd_{土}] - 0.257\ pH - 0.277\ Log[SOM] + 1.022$	Brus 等[13]	84	0.44	0.041

等[6]、Liu 等[11]和 Ran 等[12]的研究中全量 Cd 和 pH 是小麦籽粒 Cd 含量预测模型的主要变量，与本研究结果一致。但 Zhou 等[1]通过对田间采集的 26 对土壤–小麦样品建立的预测模型发现，土壤全 Cd 含量是影响小麦籽粒 Cd 含量的唯一变量，可能原因是其采样范围较小，土壤基本理化性质变异较小。而 Brus 等[13]建立的小麦籽粒 Cd 含量预测模型的土壤变量是全量 Cd、pH 和有机质含量。

通过绘制盆栽小麦籽粒 Cd 含量的预测值和相应的实测值组成的散点图(图 2)可检验模型预测的精确度。如图 2 所示，所有数据点均匀分布在 1∶1 线两侧，绝大部分数据点在方程的 95% 置信区间内，表明该预测模型准确度较高。两个品种的小麦籽粒 Cd 含量的实测值均分别与模型预测值显著相关(P<0.01)，进一步说明模型的预测精度较高，可通过土壤性质准确预测小麦籽粒 Cd 含量。



(实线表示 1∶1 线，虚线表示回归方程的 95% 置信区间)

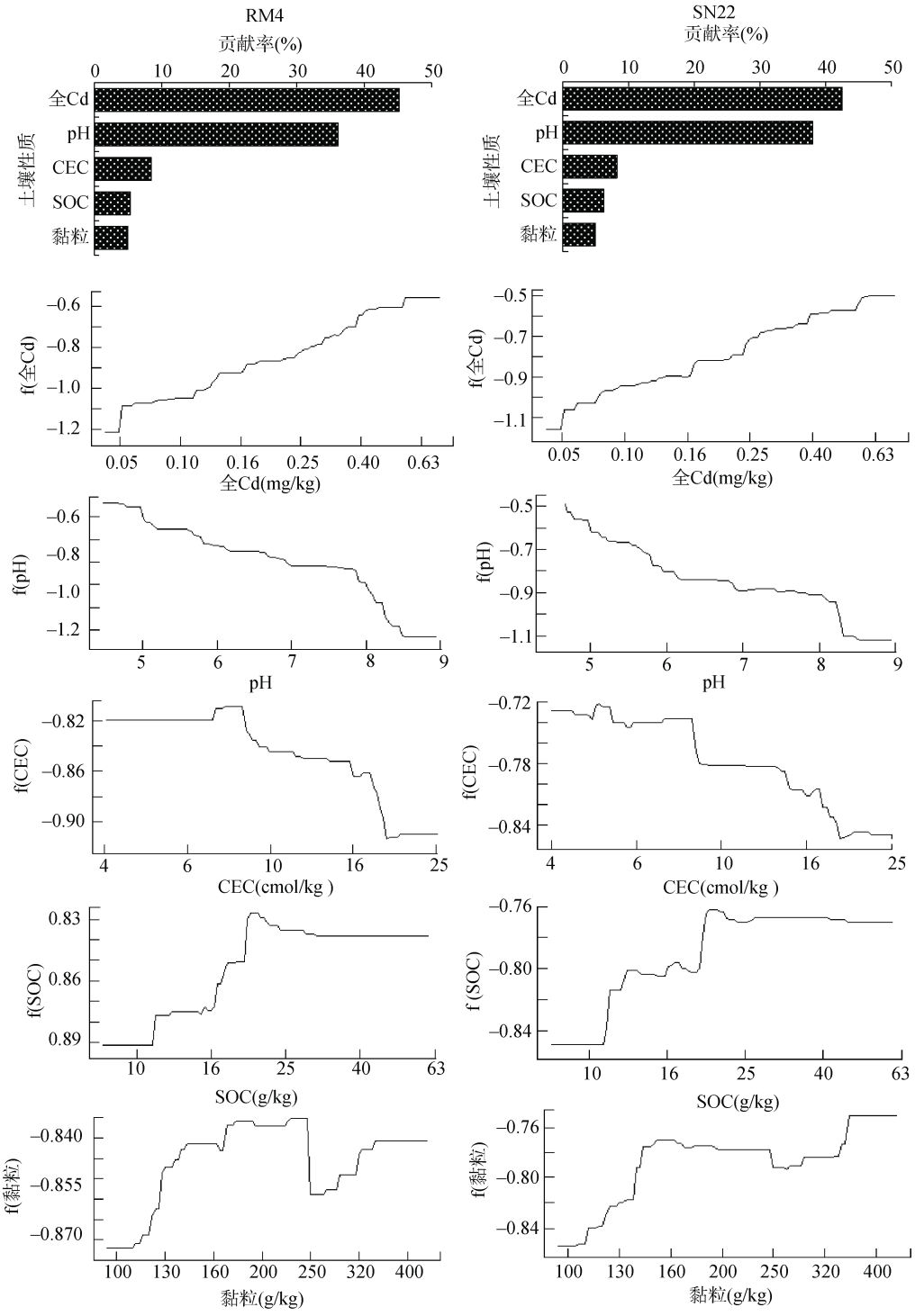
图 2 小麦籽粒镉含量实测值和预测值比较

Fig. 2 Relationship between measured and predicted Cd concentrations in wheat grains

2.3 影响小麦籽粒镉积累的主要因素

本研究利用 GBM 分析土壤全 Cd、pH、SOC、CEC 和黏粒含量对两个品种小麦籽粒 Cd 积累的相对重要性和贡献率。首先，对上述土壤变量(除 pH 外)进行对数转换，以保证方差的齐性。如图 3 所示，土壤全量 Cd 和 pH 对两个品种小麦籽粒 Cd 含量相对贡献率较高，而土壤 CEC、黏粒含量和 SOC 含量的相对影响较弱。土壤性质对 RM4 籽粒 Cd 含量的贡献率排序为：全 Cd(45.2%)> pH(36.1%)> CEC(8.40%) > SOC(5.30%)> 黏粒(5.00%)；对 SN22 籽粒 Cd 含量的贡献率排序为：全 Cd(42.5%)> pH(38.0%)> CEC (8.30%)> SOC(6.20%)> 黏粒(5.00%)。单一变量的偏相关图(图 3)表明，全量 Cd 和 pH 对两个品种小麦籽粒 Cd 含量的影响表现出相同的趋势，土壤全量 Cd 在供试测定范围内促进小麦籽粒 Cd 吸收，土壤 pH 从 4.5 上升至 8.5 将降低小麦籽粒 Cd 吸收。土壤 CEC 由 9.0 cmol/kg 上升至 20.0 cmol/kg，RM4 品种小麦籽粒 Cd 吸收明显下降；但对 SN22，CEC 影响范围是 4.0 ~ 20.5 cmol/kg。在 11.0 ~ 20.5 g/kg 范围内，两个品种小麦籽粒 Cd 吸收随 SOC 含量的增大而升高。黏粒含量在 110 ~ 140 g/kg 和 320 ~ 360 g/kg 范围内两个品种小麦籽粒 Cd 吸收随黏粒含量上升而升高(图 3)。

小麦籽粒 Cd 的转运和积累受土壤性质(pH、Eh 和 CEC)、小麦品种(基因型差异)和农艺措施(水分和施肥管理)等的共同影响[18-20]。土壤 pH 和全 Cd 是影响 Cd 生物有效性和小麦籽粒 Cd 积累的重要因子[10,21-24]。土壤 pH 升高，土壤表面负电荷的增加导致其吸附更多的 Cd 离子，减少了土壤溶液中 Cd 离子的移动性和有效性；相反，土壤 pH 较低时，吸附在土壤颗粒表面的 Cd 离子释放，增加了其移动性和生物有效性[25-27]。通常情况下，由于不同品种小麦 Cd 吸收和积累能力的差异，小麦籽粒 Cd 吸收变异较大[18, 20]。Yang 等[28]对采自江苏省的 30 对土壤–小麦样品分析发现，土壤 pH、全量 Cd 和 EC 可以解释小麦籽粒 Cd 含量的 60.5%。本研究中，土壤 pH 和全量 Cd 对 RM4 和 SN22 小麦籽粒 Cd 含量贡献率分别是 81.3% 和 80.5%，SOC 对两个品种小麦籽粒 Cd 含量无显著影响。但 Wenzel 等[29]研究发现，土壤 pH 对小麦 Cd 吸收无影响，但是 SOC 含量的升高会使小麦籽粒 Cd 吸收下降。土壤 pH、黏粒及 SOC 含量可通过影响 Cd 有效性而影响其在土壤–作物系统的转运[30-32]。有研究发现，小麦籽粒 Cd 含量与 SOC 含量显著负相关，可能原因是 SOC 可通过吸附作用形成稳定的化合物，从而降低土壤中 Cd 的有效性[7, 33]；土壤有机质在影响土壤 pH 的同时也向土壤中释放有机酸，提高 Cd 的生物有效性[34-35]。因此，土壤 SOC 含量与小麦籽粒 Cd 含量正相关可能是由于土壤–小麦系统 SOC 对 Cd 的活化作用掩盖了其对 Cd 的固定作用[7]，但本研究中土壤 SOC 对小麦籽粒 Cd 吸收无显著影响。



(左侧为 RM4 分析结果，右侧为 SN22 分析结果)

图 3　土壤性质对小麦籽粒镉含量的贡献率及偏相关分析

Fig. 3　Relative contribution and partial dependency plots for soil properties influencing Cd concentrations in wheat grains

3　结论

本试验中小麦籽粒 Cd 含量超标情况不容忽视，应重视小麦籽粒 Cd 含量的超标风险。土壤性质是影响小麦 Cd 吸收的重要因素，其中土壤全量 Cd 和 pH 是影响小麦籽粒 Cd 含量的重要变量，分别解释 33 个土壤中变量的 81.3% 和 80.5%。本研究结果为小麦实际生产中存在的 Cd 污染问题提供了指导，通过预测影响小麦 Cd 吸收的土壤主控因子，可为小麦的安全生产提供技术指导。

参考文献:

[1] Zhou Y J, Jia Z Y, Wang J X, et al. Heavy metal distribution, relationship and prediction in a wheat-rice rotation system[J]. Geoderma, 2019, 354: 113886.

[2] Wang C, Ji J F, Yang Z F, et al. Effects of soil properties on the transfer of cadmium from soil to wheat in the Yangtze River Delta region, China—a typical industry-agriculture transition area[J]. Biological Trace Element Research, 2012, 148(2): 264–274.

[3] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会,国家食品药品监督管理总局.食品安全国家标准 食品中污染物限量: GB 2762—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.

[4] 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.

[5] Shi G L, Zhu S, Bai S N, et al. The transportation and accumulation of arsenic, cadmium, and phosphorus in 12 wheat cultivars and their relationships with each other[J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, 299: 94–102.

[6] Adams M L, Zhao F J, McGrath S P, et al. Predicting cadmium concentrations in wheat and barley grain using soil properties[J]. Journal of Environmental Quality, 2004, 33(2): 532–541.

[7] Liu K, Lv J, He W, et al. Major factors influencing cadmium uptake from the soil into wheat plants[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2015, 113: 207-213.

[8] Wu J, Norvell W A, Hopkins D G, et al. Spatial variability of grain cadmium and soil characteristics in a durum wheat field[J]. Soil Science Society of America Journal, 2002, 66(1): 268–275.

[9] Zhang S Z, Wang S X, Shan X Q, et al. Influences of lignin from paper mill sludge on soil properties and metal accumulation in wheat[J]. Biology and Fertility of Soils, 2004, 40(4): 237–242.

[10] Zhao K L, Liu X M, Xu J M, et al. Heavy metal contaminations in a soil-rice system: Identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 181(1/2/3): 778–787.

[11] Liu Y Z, Xiao T F, Baveye P C, et al. Potential health risk in areas with high naturally-occurring cadmium background in southwestern China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2015, 112: 122–131.

[12] Ran J, Wang D J, Wang C, et al. Heavy metal contents, distribution, and prediction in a regional soil-wheat system[J]. Science of the Total Environment, 2016, 544: 422–431.

[13] Brus D J, de Gruijter J J, Römkens P F A M. Probabilistic quality standards for heavy metals in soil derived from quality standards in crops[J]. Geoderma, 2005, 128(3/4): 301–311.

[14] 生态环境部, 国家市场监督管理总局、土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB 15618—2018[S]. 北京: 中国标准出版社, 2018.

[15] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.

[16] Zhang M K, Liu Z Y, Wang H. Use of single extraction methods to predict bioavailability of heavy metals in polluted soils to rice[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2010, 41(7): 820–831.

[17] 蔡保松, 张国平. 大、小麦对镉的吸收、运输及在籽粒中的积累[J]. 麦类作物学报, 2002, 22(3): 82–86.

[18] Gray C W, Yi Z C, Munir K, et al. Cadmium concentrations in new Zealand wheat: Effect of cultivar type, soil properties, and crop management[J]. Journal of Environmental Quality, 2019, 48(3): 701–708.

[19] Fairbrother A, Wenstel R, Sappington K, et al. Framework for metals risk assessment[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2007, 68(2): 145–227.

[20] Wångstrand H, Eriksson J, Öborn I. Cadmium concentration in winter wheat as affected by nitrogen fertilization[J]. European Journal of Agronomy, 2007, 26(3): 209–214.

[21] Yu H Y, Liu C P, Zhu J S, et al. Cadmium availability in rice paddy fields from a mining area: The effects of soil properties highlighting iron fractions and pH value[J]. Environmental Pollution, 2016, 209: 38–45.

[22] Guo F Y, Ding C F, Zhou Z G, et al. Effects of combined amendments on crop yield and cadmium uptake in two cadmium contaminated soils under rice-wheat rotation[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018, 148: 303–310.

[23] Li D Q, Li W Y, Lu Q, et al. Cadmium bioavailability well assessed by DGT and factors influencing cadmium accumulation in rice grains from paddy soils of three parent materials[J]. Journal of Soils and Sediments, 2018, 18(7): 2552–2561.

[24] Hamid Y, Tang L, Yaseen M, et al. Comparative efficacy of organic and inorganic amendments for cadmium and lead immobilization in contaminated soil under rice-wheat cropping system[J]. Chemosphere, 2019, 214: 259–268.

[25] Wang A S, Angle J S, Chaney R L, et al. Soil pH effects on uptake of Cd and Zn by *Thlaspi caerulescens*[J]. Plant and Soil, 2006, 281(1/2): 325–337.

[26] Chen H Y, Yuan X Y, Li T Y, et al. Characteristics of heavy metal transfer and their influencing factors in different soil-crop systems of the industrialization region, China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016, 126: 193–201.

[27] He Y B, Huang D Y, Zhu Q H, et al. A three-season field study on the *in situ* remediation of

Cd-contaminated paddy soil using lime, two industrial by-products, and a low-Cd-accumulation rice cultivar[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2017, 136: 135–141.

[28] Yang J L, Cang L, Wang X, et al. Field survey study on the difference in Cd accumulation capacity of rice and wheat in rice-wheat rotation area[J]. Journal of Soils and Sediments, 2020, 20(4): 2082–2092.

[29] Wenzel W W, Blum W E H, Brandstetter A, et al. Effects of soil properties and cultivar on cadmium accumulation in wheat grain[J]. Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde, 1996, 159(6): 609–614.

[30] Bolan N S, Adriano D C, Duraisamy P, et al. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. III. Effect of biosolid compost addition[J]. Plant and Soil, 2003, 256(1): 231–241.

[31] Welch R M, Norvell W A. Mechanisms of Cadmium Uptake, Translocation and Deposition in PlantsCadmium in Soils and Plants, 1999: 125–150.

[32] François M, Grant C, Lambert R, et al. Prediction of cadmium and zinc concentration in wheat grain from soils affected by the application of phosphate fertilizers varying in Cd concentration[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2009, 83(2): 125–133.

[33] Liu L N, Chen H S, Cai P, et al. Immobilization and phytotoxicity of Cd in contaminated soil amended with chicken manure compost[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 163(2/3): 563–567.

[34] Laing G D, Rinklebe J, Vandecasteele B, et al. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review[J]. Science of the Total Environment, 2009, 407(13): 3972–3985.

[35] Impellitteri C A, Lu Y F, Saxe J K, et al. Correlation of the partitioning of dissolved organic matter fractions with the desorption of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn from 18 Dutch soils[J]. Environment International, 2002, 28(5): 401–410.