

江苏中部农业园小麦和土壤镉元素含量关系研究

陈定玉¹, 祁超², 郭炳跃², 梁胜跃², 金志鹏², 王聪², 周乾², 宋垠先³, 文字博⁴

(1. 江苏省公共资源交易中心, 江苏 南京 210000; 2. 江苏省地质勘查技术院, 江苏 南京 210049; 3. 昆明理工大学国土资源与工程学院, 云南 昆明 650093; 4. 南通大学地理科学学院, 江苏 南通 226019)

摘要:为研究江苏中部农业园土壤和小麦镉元素含量 $[\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 和 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})]$ 关系,采集了土壤和小麦样品40组,采用多元线性回归分析方法建立 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 的预测模型。结果表明:(1)研究区表层土壤呈中性偏弱酸性, $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 含量范围为0.083~0.239 mg/kg,平均值为0.152 mg/kg,均低于《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中农用地土壤污染风险筛选值,属于优先保护类土壤;(2)依据《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017)中 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 限定值(0.1 mg/kg),小麦籽实Cd超标率为10%;(3) $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 主要受表层 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 控制,同时受到土壤钼(Mo)、铅(Pb)、砷(As)、钙(Ca)和镉(Cd)等元素有效态影响,另外,还受土壤理化性质(pH值和有机质)的影响。

关键词:土壤;镉;小麦;多元线性回归;预测模型;江苏

中图分类号: X825

文献标志码: B

文章编号: 1674-6732(2021)05-0109-07

Study on the Relationship between the Content of Cadmium in Wheat and Soil in an Agricultural Park in Central Jiangsu

CHEN Ding-yu¹, QI Chao², GUO Bing-yue², LIANG Sheng-yue², JIN Zhi-peng², WANG Cong², ZHOU Qian², SONG Yin-xian³, WEN Yu-bo⁴

(1. *Public Resource Trading Center of Jiangsu Province, Nanjing, Jiangsu 210000, China*; 2. *Geological Exploration Technology Institute of Jiangsu Province, Nanjing, Jiangsu 210049, China*; 3. *Department of Earth Sciences, Faculty of Land Resource Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming, Yunnan 650093, China*; 4. *School of Geographical Science, Nantong University, Nantong, Jiangsu 226019, China*)

Abstract: To study the relationship between the content of cadmium in wheat and soil in an agricultural park in central Jiangsu, multiple linear regression analysis was used to establish the fitting model for Cd content in wheat grain based on a total of 40 soil and wheat samples. The results showed that soil in the study area was neutral to slightly acidic. The total Cd content in soil ranged from 0.083 to 0.239 mg/kg, with an average of 0.152 mg/kg, and was lower than the soil risk control value in the national standard *Soil Environment Quality Risk Control Standard for Soil Contamination of Agricultural Land* (GB 15618—2018), resulting in a low soil pollution risk. According to the limit value of heavy metal Cd in wheat (0.1 mg/kg) from the standard *Food Safety National Standards for Contaminants in Foods* (GB 2762—2017), the over-standard rate of Cd in wheat grain was 10%. The content of Cd in wheat grain is mainly controlled by the Cd content of the surface soil, and is also affected by the content of available soil elements such as Mo, Pb, As, Ca and Cd. In addition, it is also affected by the physical and chemical properties of the soil, such as pH and soil organic matter.

Key words: Soil; Cadmium; Wheat; Multiple linear regression; Prediction model; Jiangsu

收稿日期: 2021-06-17; 修订日期: 2021-07-06

基金项目: 江苏省地质勘查专项基金资助项目(201906016D1S)

作者简介: 陈定玉(1980—), 男, 工程师, 本科, 主要从事土地质量、矿产资源研究及公共资源交易研究工作。

镉(Cd)广泛分布在农业土壤中,是人体非必需的微量元素,也是植物生长非必需的矿物质元素,高含量的 Cd 不仅影响植物发育,而且会通过食物链威胁人体健康^[1-3]。2014 年,原国家环境保护部与原国土资源部联合发布的《全国土壤污染状况调查公报》^[4]显示,19.4%的耕地被污染,Cd 是首要污染物;生态环境部于 2020 年公布的《2019 年全国生态环境质量简况》^[5]提出,以 Cd 元素为主的重金属是影响我国农用地环境质量的主要污染物。

在中国,小麦是仅次于水稻的第二大粮食作物,具有高 Cd 累积潜力^[6-7],小麦籽实的平均 Cd 含量远高于水稻,小麦籽实的 Cd 累积能力高于稻粒^[8],因此研究元素 Cd 在土壤—小麦籽实中的迁移、转化机理,并通过模型对小麦籽实中 Cd 含量 $[\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})]$ 进行估算,已成为土壤重金属污染防治领域的前沿研究方向^[9]。近年来,大量针对重金属 Cd 对小麦影响的研究表明, $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 除了与耕作土壤中的 Cd 含量有关外,还往往与土壤类型和土壤质地^[10-12]、土壤重金属有效态含量^[13]、有机质和 pH 值^[14-18]等因素有关。在全国冬小麦六大主产区中,江苏和湖北的 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 高于其他省份,均值超过国家限量要求的一半(0.05 mg/kg)^[19]。对江苏省 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 的研究主要集中在徐州和苏南地区,小麦中均存在不同程度的 Cd 超标现象^[20-21],但针对江苏省中部及里下河地区 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 特征分布及影响因素的研究鲜有报道。现以江苏省中部农业园农田为研究对象,利用土壤 Cd、锌(Zn)等元素总量及理化性质,通过多元线性回归分析方法构建了农田 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 的预测模型,为确定小麦籽实中 Cd 的安全阈值和环境质量安全标准提供研究思路,对提高小麦的食用安全性具有现实意义。

1 研究方法

1.1 采样点位

研究区位于江苏省高邮市东部的扬州国家农业科技园,隶属高邮市卸甲镇(北纬 32°47',东经 119°25'),总面积 38.1 km²。研究区地势平坦,河网密布,土地利用方式以农用水田为主,土壤类型主要为水稻土。基于网格法开展布点,共布设 40 个采样点,以拟定的 GPS 定位点为中心向周边辐射 50~100 m,采用对角线法布设 5 个子采样点。

研究区位置及采样点位见图 1。



图 1 研究区位置及采样点位示意

1.2 样品采集与预处理

样品采集:参考《土地质量地球化学评价规范》(DZ/T 0295—2016),于 2019 年 3—6 月,在作物成熟并未收获时进行采样。采样时,须避开沟渠、田埂、路边、林带、旧房基等人为改造明显的地区,5 个子采样点分别采集 0~20 cm 表层土壤样品 300 g,混合作为一个采样点的土壤样品,样品质量约 1.5 kg。在采样点采集小麦籽实样品 1.0 kg 左右,装入洁净的布袋中。共采集研究区范围内表层土壤(顶部 20 cm 以内)样品共 40 件,与土壤采样点对应的小麦籽实样品 40 件。

样品预处理:土壤样品运回实验室后自然风干,过 10 目尼龙筛去除样品中的根系、砾石等杂物。将过完筛的样品研磨至粉末状,均匀混合,选取 500 g 进行元素分析。小麦籽实样品晾干后,去除杂物,脱粒去皮,称取 200 g 装入洁净的纸袋中待分析。

1.3 监测项目与分析方法

土壤样品:砷(As)、汞(Hg)含量采用原子荧光法测定;Cd、铅(Pb)、铋(Bi)、钼(Mo)含量采用等离子体质谱法测定;钙(Ca)、锰(Mn)含量采用 X 荧光光谱法测定;Cd 的形态采用《岩石矿物分析》推荐的七步法进行分析^[22];氮(N)、硫(S)、锡(Sn)含量分别采用凯氏氮容量法、红外光度法、发射光谱法测定;有机碳(SOC)、pH 值、阳离子交换量(CEC)、黏粒(Clay)分别采用重铬酸钾氧化还原容量法、电位法、乙酸铵浸提—容量法、比重法测定。

小麦样品:As、Hg 含量采用原子荧光法测定;Cd、铬(Cr)、铜(Cu)、镍(Ni)、Pb、Zn 含量采用等

离子体质谱法测定。

为保证分析测试质量,样品分析测试单位严格按照《多目标区域地球化学调查规范(1:250000)》(DZ/T 0258—2014)、《区域地球化学样品分析方法》(DZ/T 0279—2016)和《岩石矿物分析》等规范要求,随机向自然样品中插入标准参考物,使测试分析数据可靠。精密度和准确度合格率均为 100%,Cd 形态分析的重复性检验合格率为 87.5%,其余指标重复性检验合格率均为 100%,分析质量控制参数符合规范要求,分析数据质量可靠。

1.4 统计与绘图方法

应用 SPSS 22 (IBM SPSS Statistics) 软件对原始数据进行描述性统计分析、Pearson 相关分析和多线性回归分析;应用 CorelDraw 2018、ArcGIS 10.5 及 Origin 2019b 等软件对图件进行绘制。

2 结果与讨论

2.1 土壤基础理化性质及 Cd 含量特征

研究区土壤基础理化性质及 Cd 含量特征统

计见表 1。

pH 值: pH 值是影响土壤中 Cd 有效态含量和作物吸收 Cd 的重要因子,土壤在酸性条件下可以提高 Cd 的生物有效性^[23-24]。土壤 pH 值为 5.38~8.26,平均值为 6.72。部分土壤 pH 值呈现碱性的原因是,该区域内存在水泥、石灰等建筑材料厂,其周围扬尘中含有较多的碱性物质,导致部分区域土壤存在碱化趋势。

土壤有机质: 土壤有机质和 SOC 可增强土壤对 Cd 的吸附能力,有机物也常与 Cd 形成难溶的络合物,降低土壤中 Cd 的迁移能力,进一步影响 Cd 的生物有效性^[25-28]。SOC 为 0.47%~2.41%,平均值为 1.25%,高于江苏表层土壤 SOC 平均值(1.09%),变异系数为 0.32,属中等变异。

CEC: CEC 为 11.7~54.9 cmol/kg,平均值为 22.5 cmol/kg。

Clay: Clay 占比为 1.03%~2.85%,均值为 2.00%,均属于低变异程度。

表 1 研究区土壤基础理化性质及 Cd 含量特征统计

指标	pH 值	SOC/%	CEC/(cmol·kg ⁻¹)	Clay/%	$\omega(\text{Cd})/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	$\omega(\text{有效态 Cd})^{\textcircled{3}}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	Cd 的生物有效性 ^④ /%
算术平均值	6.72	1.25	22.5	2.00	0.152	0.022	14.3
中位值	6.66	1.23	21.7	1.97	0.148	0.020	14.0
众值	6.34	1.30	25.5	1.76	0.152	0.016	11.2
最大值	8.26	2.41	54.9	2.85	0.239	0.042	25.0
最小值	5.38	0.47	11.7	1.03	0.083	0.007	7.5
标准差	0.79	0.40	6.19	0.45	0.03	0.01	4.92
变异系数	0.12	0.32	0.27	0.23	0.19	0.38	0.34
全国 ^{①[29]}	6.7	1.80			0.097		
江苏 ^{①[30-31]}	6.1	1.09			0.151	0.063	6.5
研究区 ^{②[32]}	8.16	0.19			0.103		

①为表层土壤平均值;②为深层土壤平均值;③为土壤中 Cd 的水溶态和离子交换态质量比之和;④为 $\omega(\text{有效态 Cd})/\omega(\text{Cd})$ 。

2.2 土壤中 Cd 含量分布特征

研究区土壤 Cd 含量 [$\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$] 均值为 0.152 mg/kg,范围在 0.083~0.239 mg/kg,低于《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中农用地土壤污染风险筛选值(0.3~0.8 mg/kg),隶属于优先保护类土壤。但与全国表层土壤平均值^[29]相比,研究区表层 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 均值明显更高,与江苏省表层土壤平均值^[30-31]相当,但研究区表层 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 均值明显高于深层 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 均值^[32],呈现出地表富集的趋势。

土壤重金属有效态含量决定了其生物有效性,比土壤重金属全量更能反映对农作物的危害程度^[33]。表层土壤 $\omega(\text{有效态 Cd})$ ^[34] 均值为 0.022 mg/kg,范围在 0.007~0.042 mg/kg,生物有效性均值(14.3%)明显高于江苏省土壤 Cd 生物有效性均值(6.5%),说明研究区表层土壤 Cd 总量虽然低于《GB 15618—2018》中要求的农用地土壤污染风险筛选值,但该地区农作物 Cd 元素仍存在潜在的超标风险。

2.3 小麦籽实中 Cd 含量和累积特征

元素生物富集系数(BCF)指某种元素在生物

体内的含量和在环境(多为表层土壤)中含量的比值,通常以该系数来表征作物对于耕作土壤中元素的富集能力,小麦籽实的 BCF = 小麦籽实中的某元素含量/表层土壤中的某元素含量^[35-37]。研究区 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 、 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 及 BCF 见表 2。

表 2 研究区 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 、 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 及 BCF

指标	$\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	BCF
算术平均值	0.152	0.075	0.482
中位值	0.148	0.070	0.458
众值	0.152	0.070	0.368
最大值	0.239	0.400	1.674
最小值	0.083	0.029	0.206
标准差	0.03	0.06	0.23
变异系数	0.19	0.74	0.47

由表 2 可见, $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 均值为 0.075 mg/kg, 小于《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2017) 中的限定值(0.1 mg/kg), 但是有 4 个样品的 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 超过该限定值, 超标率约为 10%, 说明研究区表层土壤中的 Cd 对小麦安全生产造成了威胁。BCF 范围为 0.206 ~ 1.674, 平均值为 0.482, 说明研究区土壤中的 Cd 具有较高的生物有效性, 特别容易迁移至小麦籽实中, 因此研究区 Cd 的潜在威胁需要引起重视。

2.4 小麦籽实中 Cd 含量的影响因素

为探究 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 的影响因素, 通过相关性分析方法确定土壤元素指标和理化性质与 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 的相关关系。在相关性分析时, 对指标进行对数转化, 以确保方差的均匀性。相关性分析结果见表 3。

表 3 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 与土壤指标的相关性分析^①

指标	$\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$	$\omega(\text{Hg}_{\text{soil}})$	$\omega(\text{As}_{\text{soil}})$	$\omega(\text{Pb}_{\text{soil}})$	pH 值 _{soil}
$\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$	0.525 **	0.440 **	0.332 *	0.453 **	-0.501 **
BCF	0.103	0.232	0.353 *	0.191	-0.362 *
指标	$\omega(\text{Bi}_{\text{soil}})$	$\omega(\text{Ca}_{\text{soil}})$	$\omega(\text{Mn}_{\text{soil}})$	$\omega(\text{Mo}_{\text{soil}})$	$\omega(\text{N}_{\text{soil}})$
$\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$	0.442 **	-0.403 *	-0.411 **	0.514 **	0.403 **
BCF	0.235	-0.443 **	-0.280	0.333 *	0.107
指标	$\omega(\text{S}_{\text{soil}})$	$\omega(\text{Sn}_{\text{soil}})$	SOC _{soil}	Clay _{soil}	$\omega(\text{有效态 Cd})$
$\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$	0.421 **	0.316 *	0.392 *	-0.088	0.324 *
BCF	0.114	0.278	0.104	0.044	0.167

① * 和 ** 分别表示在 $p < 0.05$ 和 $p < 0.01$ 的概率水平上相关性显著。

(1) 土壤理化性质。由表 3 可见, 土壤 pH 值与 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 在 $p < 0.01$ 概率水平上相关性显著, 与 BCF 在 $p < 0.05$ 概率水平上相关, 两者之间均呈负相关, 即 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 和 BCF 随着土壤 pH 值的降低而增加, 说明土壤 pH 值对农作物吸收重金属产生重要影响。这可能是因为酸性条件下, 土壤 Cd 的活性增加, 更利于 Cd 在小麦籽实中富集, 该结论得到许多研究的证实^[38-40]。

作为土壤重要的组成部分, 有机质与土壤 Cd 的有效态含量关系密切, 从而对小麦籽实吸收土壤中的 Cd 有一定的影响。SOC 与 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 在 $p < 0.05$ 概率水平上相关, 相关性系数为 0.392, 说明 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 与土壤有机质存在正相关关系, 但相关程度较低。

(2) 土壤元素含量。由表 3 可见, $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 在 $p < 0.01$ 的概率水平上, 与土壤中 Cd、Hg、Pb、Bi、Mo、N、S 的含量呈显著正相关, 但与 Mn 的含量呈显著负相关; 在 $p < 0.05$ 的概率水平上, 与土壤中 As、Sn、有效态 Cd 的含量呈显著正相关关系, 但与土壤中 Ca 的含量呈负相关关系。小麦籽实 Cd 的 BCF 在 $p < 0.01$ 的概率水平上, 与土壤中 Ca 的含量呈显著负相关; 在 $p < 0.05$ 的概率水平上, 与土壤中 As 和 Mo 的含量呈显著正相关。

2.5 小麦籽实 Cd 含量预测模型

土壤和植物中 Cd 元素的预测模型主要包括对数模型、指数模型和线性模型 3 种^[41-47], 并且在 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 较低时, 通常表现为线性关系^[48]。

上述研究表明, $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 与 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 间的相关性最高, 达到了极显著相关水平, 土壤 pH 值、SOC 和 Clay 也对 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 有一定的影响。为了用最少的变量来简化预测模型, 利用 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 、pH 值、SOC 和 Clay 进行多元线性回归分析, 采用最佳拟合模型见公式(1), 建立 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 的预测方程。为得到拟合程度更为精确的模型, 对所有变量进行线性和对数线性拟合^[49-52], 共得到 8 种模型(表 4)。

$$\log[\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})] = a + b \times \text{pH 值} + c \times \{[\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})] \text{ or } \log[\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})]\} + d \times (\text{SOC or } \log\text{SOC}) + e \times (\text{Clay or } \log\text{Clay}) \quad (1)$$

式中: $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ ——小麦籽实中 Cd 含量, mg/kg; pH 值、 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 、SOC、Clay——参与分析的土壤变量; a, b, c, d, e ——多元线性回归参数。

表 4 不同拟合模型的变量形式^①

拟合模型	$\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$	pH 值	SOC	Clay
M1	√	×	√	√
M2	√	×	√	×
M3	√	×	×	√
M4	×	×	√	√
M5	√	×	×	×
M6	×	×	√	×
M7	×	×	×	√
M8	×	×	×	×

①“√”表示变量采用对数形式;“×”表示变量采用非对数形式。

不同拟合模型的参数比较见表 5。由表 5 可见,所有模型都在 $p < 0.01$ 的概率水平上显著相关,说明这些模型都能用 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 和理化性质较好地表征 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$, 并且其拟合效果均较理想。决定系数 (R^2) 常用于评估多元线性拟合程度,即表征用自变量解释因变量变异的变化程度,是衡量模型拟合程度高低的一个重要指标,M7 模型的 R^2 最高,说明在 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 、pH 值、SOC 和 Clay 4 个因子的控制下, $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 预测模型拟合效果最佳, R^2 达到 0.411,模型的预测能力可信度达到 41.1%。M7 预测模型为: $\log[\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})] = -1.129 - 0.084 \times \text{pH 值} + 3.059 \times [\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})] - 0.020 \times \text{SOC} + 0.057 \times \log\text{Clay}$ 。

表 5 不同拟合模型的参数比较

模型	R	R^2	误差	p
M1	0.619	0.383	0.156	0.002
M2	0.617	0.380	0.156	0.002
M3	0.619	0.384	0.156	0.002
M4	0.640	0.410	0.152	0.001
M5	0.617	0.381	0.156	0.002
M6	0.638	0.407	0.153	0.001
M7	0.641	0.411	0.152	0.001
M8	0.638	0.407	0.153	0.001

为验证模型的预测效果,由于样本数量偏少,将预测模型的计算值与 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 的实测值进行对比得到图 2。由图 2 可见,M7 模型的 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 实测值和预测值均在 $p < 0.01$ 概率水平上呈显著相关,表明拟合模型的预测效果较为理想,具有较好的统计学意义,可作为研究区 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 的预测模型。在 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 较低条件下, $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 预测值主要由 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 决定,随着 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 增加而增加,同时随着土壤酸化、有机质降低及土壤黏粒增加,土壤颗粒粒径变小,有机质与 Cd 的作用程度

越高,富集 Cd 的能力越强, $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 也会增加^[53]。

利用表 3 得到与 BCF 具有在 $p < 0.05$ 概率水平上呈显著相关的因素作为变量,利用多元线性回归分析方法,逐步分析筛选了 2 个控制因子,即土壤 pH 值和 $\omega(\text{Ca}_{\text{soil}})$ 。使用这 2 个控制因子作为预测因子,预测 BCF 的多元线性回归模型为: $\log\text{BCF} = -0.690 - 0.033 \times \text{pH 值} - 1.262 \times \log[\omega(\text{Ca}_{\text{soil}})]$ ($R^2 = 0.228, p < 0.01$)。在 $\omega(\text{Ca}_{\text{soil}})$ 较低的土壤中,BCF 对土壤中的 Ca 非常敏感, $\omega(\text{Ca}_{\text{soil}})$ 受土壤中的碳酸盐控制^[46],意味着当土壤碳酸盐几乎完全浸出并失去缓冲时,小麦籽实中 Cd 的富集能力可能会急剧增加,这与前人的研究成果相吻合^[54]。

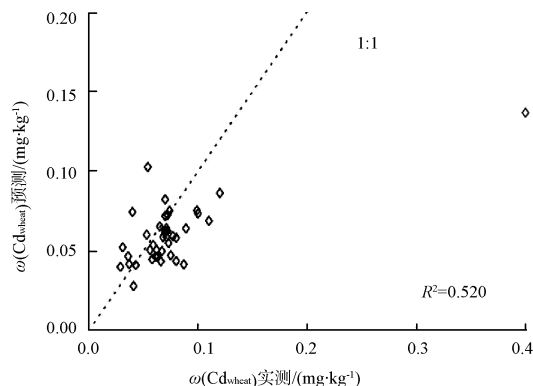


图 2 采用 M7 预测模型的 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 多元线性回归预测值和实测值对比

3 结论

(1) 研究区表层土壤呈中性偏弱酸性 (pH 值 = 6.72), SOC 均值为 1.25%; $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 均值为 0.152 mg/kg, 低于《GB 15618—2018》中农用地土壤污染风险筛选值,属于优先保护类土壤; ω (有效态 Cd) 为 0.007 ~ 0.042 mg/kg, 均值为 0.022 mg/kg, 研究区 Cd 的生物有效性均值为 14.3%, 明显高于江苏省的平均值(6.5%)。

(2) 研究区 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 均值为 0.075 mg/kg, 低于《GB 2762—2017》中小麦中 Cd 的限定值(0.1 mg/kg), 但是有 4 个样品 $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 超标, 超标率为 10%; 小麦籽实对 Cd 的 BCF 均值为 0.482, 最高值为 1.674, 表明研究区小麦中 Cd 元素存在超标风险。

(3) $\omega(\text{Cd}_{\text{wheat}})$ 主要受表层 $\omega(\text{Cd}_{\text{soil}})$ 控制, 此

外,也受到土壤中 Mo、Pb、As、Ca 和 Cd 有效态等元素含量和土壤理化性质的影响。基于多元线性回归分析方法,构建了 $\omega(Cd_{\text{wheat}})$ 的预测模型,模型拟合效果理想,误差较小,可以应用于研究区以及相似地区 $\omega(Cd_{\text{wheat}})$ 的预测。小麦籽实中 Cd 的 BCF 主要受 $\omega(Ca_{\text{soil}})$ 和 pH 值影响,当土壤碳酸盐几乎完全浸出并失去缓冲时,小麦籽实中 Cd 的富集能力可能会急剧增加。

[参考文献]

- [1] 刘晔,晓红,王古月. 镇江市典型产业园区青菜中重金属特征分析[J]. 环境监控与预警,2019,11(2):50-53.
- [2] LI H, LUO N, LI Y W, et al. Cadmium in rice Transport mechanisms, influencing factors, and minimizing measures[J]. Environmental Pollution, 2017, 224:622-630.
- [3] 宋波,王佛鹏,周浪,等. 广西镉地球化学异常区水稻籽粒镉含量预测模型研究[J]. 农业环境科学学报,2019,38(12):2672-2680.
- [4] 环境保护部,国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[J]. 中国环保产业,2014(5):10-11.
- [5] 生态环境部. 2019 年全国生态环境质量简况[EB/OL]. (2020-05-07)[2021-06-07]. http://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk15/202005/t20200507_777895.html.
- [6] WANG Q Y, ZHANG J B, ZHAO B Z, et al. The influence of long-term fertilization on cadmium (Cd) accumulation in soil and its uptake by crops[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(17):10377-10385.
- [7] REZAPOUR S, ATASHPAZ B, MOGHADDAM S S, et al. Cadmium accumulation, translocation factor, and health risk potential in a wastewater-irrigated soil-wheat (*Triticum aestivum* L.) system[J]. Chemosphere, 2019, 231:579-587.
- [8] QU M K, CHEN J, HUANG B, et al. Exploring the spatially varying relationships between cadmium accumulations and the main influential factors in the rice-wheat rotation system in a large-scale area[J]. Science of the Total Environment, 2020, 736:139565.
- [9] 夏蔓蔓,何腾兵. 土壤-水稻镉生物有效性预测模型研究进展[J]. 天津农业科学,2019,25(2):12-17.
- [10] 龚伟群,李恋卿,潘根兴. 杂交水稻对 Cd 的吸收与籽粒积累:土壤和品种的交互影响[J]. 环境科学,2006,27(8):1647-1653.
- [11] ZHAO K L, ZHANG W W, ZHOU L, et al. Modeling transfer of heavy metals in soil-rice system and their risk assessment in paddy fields[J]. Environmental Earth Sciences, 2009, 59(3):519-527.
- [12] 赵秀芳,王艺璇,张永帅,等. 山东安丘地区土壤-小麦系统重金属等元素间的相互作用[J]. 现代地质,2020,34(5):936-944.
- [13] 张孝飞. 徐州地区土壤重金属污染及其对农产品安全的影响[D]. 南京:南京农业大学,2003.
- [14] HALIM M, CONTE P, PICCOLO A. Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances[J]. Chemosphere, 2003, 52(1):265-275.
- [15] MORENO A M, QUINTANA J R, PÉREZ L, et al. Factors influencing lead sorption-desorption at variable added metal concentrations in Rhodoxerales[J]. Chemosphere, 2005, 64(5):758-763.
- [16] VEGA F A, COVELO E F, ANDRADE M L. Competitive sorption and desorption of heavy metals in mine soils: Influence of mine soil characteristics[J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2006, 298(2):582-592.
- [17] 王祖伟,李宗梅,王景刚,等. 天津污灌区土壤重金属含量与理化性质对小麦吸收重金属的影响[J]. 农业环境科学学报,2007,26(4):1406-1410.
- [18] 李杰,朱立新,康志强. 南宁市郊周边农田土壤-农作物系统重金属元素迁移特征及其影响因素[J]. 中国岩溶,2018,37(1):43-52.
- [19] 陆美斌,陈志军,李为喜,等. 中国两大优势产区小麦重金属镉含量调查与膳食暴露评估[J]. 中国农业科学,2015,48(19):3866-3876.
- [20] 王晓,许爱芹,强艳艳,等. 徐州北郊农业区土壤和小麦籽粒重金属污染研究[J]. 安徽农业科学,2008,36(3):1124-1125.
- [21] HUANG M L, ZHOU S L, SUN B, et al. Heavy metals in wheat grain: Assessment of potential health risk for inhabitants in Kunshan, China[J]. Science of the Total Environment, 2008, 405(1):54-61.
- [22] 《岩石矿物分析》编委会. 岩石矿物分析[M]. 3 版. 北京:地质出版社,1991.
- [23] BOEKHOLD A E, TEMMINGHOFF E J M, VAN D Z, et al. Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid sandy soil[J]. Journal of Soil Science, 1993, 44(1):85-96.
- [24] 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.
- [25] 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]. 湖南师范大学学报(自然科学版),2011,34(4):82-87.
- [26] 毛志刚,谷孝鸿,陆小明,等. 太湖东部不同类型湖区疏浚后沉积物重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 环境科学,2014,35(1):186-193.
- [27] 郑雄伟,倪倩,郑国权,等. 洪湖市峰口-万全地区土壤重金属和硒元素形态组成特征[J]. 华东地质,2018,39(4):311-318.
- [28] 李思民,王豪吉,朱曦,等. 土壤 pH 和有机质含量对重金属可利用性的影响[J]. 云南师范大学学报(自然科学版),2021,41(1):49-55.
- [29] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京:中国环

- 境科学出版社,1990.
- [30] 廖启林,刘聪,吴新民,等. 江苏省1:250000多目标区域地球化学调查报告[R]. 江苏:江苏省地质调查研究院,2009.
- [31] LI T Y, CHANG Q, YUAN X Y, et al. Cadmium transfer from contaminated soils to the human body through rice consumption in southern Jiangsu Province, China[J]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2017, 19(6): 843–850.
- [32] 夏同法,郭炳跃,祁超,等. 高邮市生态地质环境调查评价与保护研究成果报告[R]. 江苏:江苏省地质勘查技术院,2020.
- [33] 郟海满,文帮勇,王继强,等. 江西赣州梓山地区富硒土壤重金属元素安全性评价[J]. *华东地质*, 2017, 38(3): 234–240.
- [34] 彭敏. 西南典型地质高背景区土壤-作物系统重金属迁移富集特征与控制因素[D]. 北京:中国地质大学,2020.
- [35] 廖启林,刘聪,蔡玉曼,等. 江苏典型地区水稻与小麦籽实中元素生物富集系数(BCF)初步研究[J]. *中国地质*, 2013, 40(1): 331–340.
- [36] 范健,廖启林,许宏铭,等. 稻米与小麦吸收土壤重金属的基本特征[J]. *地质学刊*, 2016, 40(4): 701–709.
- [37] 曹宁,孙彬彬,曾道明,等. 珠江三角洲西部典型乡镇稻米与根系土重金属元素含量关系研究[J]. *岩矿测试*, 2020, 39(5): 739–752.
- [38] 陈谊,吴春发,汪俊峰. 江苏省典型农田耕作层土壤-谷物籽粒中镉的迁移转化特征[J]. *环境监测与预警*, 2016, 8(6): 46–51.
- [39] 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.
- [40] 陈宏坪,戴碧川,杨新萍,等. 土壤与水稻籽粒镉含量相关性分析及水稻产地土壤镉临界值的研究[J]. *土壤*, 2018, 50(2): 361–368.
- [41] NAN Z R, LI J J, ZHANG J M, et al. Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions[J]. *Science of the Total Environment*, 2002, 285(1–3): 187–195.
- [42] YANAI J, ZHAO F J, MCGRATH S, et al. Effect of soil characteristics on Cd uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 139(1): 67–75.
- [43] LAVADO R S, RODRIGUEZ M, ALVAREZ R, et al. Transfer of potentially toxic elements from biosolid-treated soil to maize and wheat crops[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2007, 118(1–4): 312–318.
- [44] KARAMI M, AFYUNI M, KHOSHGOFTARMANESH A H, et al. Grain zinc, iron, and copper concentrations of wheat grown in central Iran and their relationships with soil and climate variables[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2009, 57(22): 10876–10882.
- [45] ROMKENS P, GUO H Y, CHU C L, et al. Prediction of cadmium uptake by brown rice and derivation of soil-plant transfer models to improve soil protection guidelines[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(8–9): 2435–2444.
- [46] WEN Y B, LI W, YANG Z F, et al. Evaluation of various approaches to predict cadmium bioavailability to rice grown in soils with high geochemical background in the karst region, Southwestern China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 258: 113645.
- [47] ZHUANG Z, NIÑOSAVALA A G, MI Z D, et al. Cadmium accumulation in wheat and maize grains from China: Interaction of soil properties, novel enrichment models and soil thresholds[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 275: 116623.
- [48] DUDKA S, PIOTROWSKA M, TERELAK H. Transfer of cadmium, lead and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: A field study[J]. *Environmental Pollution*, 1996, 94(2): 181–188.
- [49] 韩爱民,蔡继红,屠锦河,等. 水稻重金属含量与土壤质量的关系[J]. *环境监测管理与技术*, 2002, 14(3): 27–28, 32.
- [50] 刘影,黄耀. 水稻籽粒镉积累模型[J]. *安全与环境学报*, 2007, 7(1): 4–8.
- [51] 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.
- [52] 刘情,陈红燕,唐豆豆,等. 苏南典型区土壤-水稻系统中重金属迁移特征及定量模型研究[J]. *环境科技*, 2016, 29(4): 20–25.
- [53] 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.
- [54] WANG C, LI W, YANG Z F, et al. An invisible soil acidification: Critical role of soil carbonate and its impact on heavy metal bioavailability[J]. *Scientific Reports*, 2015(5): 12735.