白方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2020
Vol.41 No.3
第41卷 第3期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷　第3期
2020年3月15日

目　次

Eco-Environmental Knowledge Web

环 境 科 学
Environmental Science

第41卷第3期 2020年3月
Vol.41,No.3 Mar.,2020

冬小麦吸收重金属特征及与影响因素的定量关系

王怡雯[1], 芮玉奎[1], 李中阳[2], 苏德纯[1*]

(1. 中国农业大学资源与环境学院, 农田土壤污染防控与修复北京市重点实验室, 北京 100193; 2. 中国农业科学院农田灌溉研究所, 新乡 453002)

摘要: 冬小麦是我国主要粮食作物之一,保障农产品质量安全是农业生产的重要环节.冬小麦吸收重金属受多种因素的影响,为明确田间条件下冬小麦吸收重金属特征及小麦籽粒中重金属含量与土壤理化性质及土壤重金属含量的定量关系,在小麦收获时通过对我国华北小麦主产区50个不同重金属污染程度田块的土壤和小麦进行点对点采样,分析土壤重金属含量、土壤pH、土壤有机质(OM)、土壤阳离子交换量(CEC)、小麦籽粒和秸秆中重金属的含量,研究小麦吸收重金属特征及土壤理化性质对小麦吸收重金属的影响,并通过多元回归分析研究土壤重金属和理化性质与小麦籽粒重金属间的定量关系.结果表明,所采麦田土壤Cd含量范围为0.150~2.66 mg·kg^{-1},其对应的小麦籽粒Cd含量范围为0.033~0.39 mg·kg^{-1}; 土壤Pb含量范围为4.68~371 mg·kg^{-1},其对应的小麦籽粒Pb含量范围为0.27~2.4 mg·kg^{-1}; 土壤As含量范围为3.00~21.3 mg·kg^{-1},其对应的小麦籽粒As含量范围为0.044~0.18 mg·kg^{-1}; 小麦Cd、Pb和As的超标率分别为55%、100%和0,与之对应的土壤Cd、Pb和As的超标率分别为52%、13%和0.土壤Cd含量与小麦籽粒Cd含量呈极显著正相关($P<0.01$),相关系数$r=0.663$($n=50$); 土壤全Pb含量与小麦Pb含量呈显著正相关($P<0.05$),相关系数$r=0.348$($n=50$); 土壤As含量与小麦As含量相关性不显著; 小麦籽粒对土壤Cd、Pb和As的富集系数均值分别为0.17、0.027和0.008 9,转移系数均值分别为0.52、0.27和0.22; 小麦对重金属的富集系数和转移系数均表现为Cd>Pb>As.小麦秸秆中重金属含量高于对应籽粒中重金属含量2~5倍.土壤pH、有机质(OM)和阳离子交换量(CEC)也影响小麦籽粒Cd含量.将土壤Cd含量、土壤pH、有机质(OM)和阳离子交换量(CEC)与小麦籽粒Cd含量进行多元回归分析,得到4个小麦籽粒Cd含量预测方程,其相关系数r均达到极显著水平($P<0.01$),其中包括全部变量在内的预测方程的相关系数最高,$r=0.810$($n=50$),可以较好地预测小麦籽粒Cd含量.

关键词: 重金属; 小麦; 镉; 土壤理化性质; 相关性分析; 定量关系

中图分类号: X171.5 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)03-1482-09 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201909077

Characteristics of Heavy Metal Absorption by Winter Wheat and Its Quantitative Relationship with Influencing Factors

WANG Yi-wen[1], RUI Yu-kui[1], LI Zhong-yang[2], SU De-chun[1*]

(1. Beijing Key Laboratory of Farmland Pollution Prevention-control and Remediation, College of Resource and Environment Science, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. Farmland Irrigation Research Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453002, China)

Abstract: Winter wheat is one of the main food crops in China, and ensuring the quality and safety of agricultural products is an important component in agricultural production. The absorption of heavy metals by winter wheat is affected by many factors. To clarify the characteristics of heavy metal absorption by winter wheat under field conditions, and the quantitative relationship between the content of heavy metals in wheat grains and the physical and chemical properties of soil and its content of heavy metals, point-to-point sampling was carried out from 50 fields with different levels of heavy metal pollution in the main wheat-producing areas of North China. The pH, organic matter (OM), cation exchange capacity (CEC), and contents of heavy metals in soil, wheat grain, and straw were analyzed. In addition, the characteristics of heavy metals absorbed by wheat and the effects of the physical and chemical properties of soil on the absorption of heavy metals by wheat were studied, and the quantitative relationship between heavy metals and physical and chemical properties of soil and heavy metals in wheat grain was studied by multivariate regression analysis. The results showed that the Cd content in soil in the wheat field ranged from 0.150 to 2.66 mg·kg^{-1}, and the Cd content of the corresponding wheat grain ranged from 0.033 to 0.39 mg·kg^{-1}. The range of Pb content in soil was 4.68-371 mg·kg^{-1}, and the corresponding wheat Pb content range was 0.27-2.4 mg·kg^{-1}. The soil As content range was 3.00-21.3 mg·kg^{-1}, and the corresponding wheat grain As content range was 0.044-0.18 mg·kg^{-1}. The over-standard rates of wheat Cd, Pb, and As were 55%, 100%, and 0, respectively, and those of soil Cd, Pb, and As were 52%, 13%, and 0, respectively. Soil Cd content was positively correlated with wheat grain Cd content ($P<0.01$), with correlation coefficient $r=0.663$ ($n=50$). There was a significant positive correlation between soil Pb content and wheat Pb content ($P<0.05$), with correlation coefficient $r=0.348$ ($n=50$). There was no significant correlation between soil As content and wheat As content. The mean enrichment coefficients of wheat grains on Cd, Pb, and As were 0.17, 0.027, and 0.008 9,

收稿日期: 2019-09-09; **修订日期**: 2019-10-22

基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFD0801103)

作者简介: 王怡雯(1994~),女,硕士研究生,主要研究方向为土壤污染控制与修复,E-mail:834657914@qq.com

* 通信作者,E-mail:dcsu@cau.edu.cn

respectively, and the mean transfer coefficients were 0.52, 0.27, and 0.22, respectively. The enrichment and transfer coefficients of heavy metals in wheat were Cd > Pb > As. The content of heavy metals in wheat straw was 2-5 times higher than that in corresponding grains. Soil pH, OM, and CEC also affect Cd content in wheat grains. Soil Cd content, soil pH, OM, CEC, and wheat grain Cd content were analyzed by multiple regression analysis, and four prediction equations of wheat grain Cd content were obtained. The correlation coefficient *r* reached a very significant level ($P < 0.01$), and the correlation coefficient of the prediction equation including all variables was highest at $r = 0.810$ ($n = 50$), showing that it could predict the Cd content in wheat grains well.

Key words: heavy metal; wheat; Cd; soil properties; correlation analysis; quantitative relationship

小麦是我国三大粮食作物之一, 2018 年我国统计年鉴表明,小麦的播种面积达到24 508 × 10^3 hm^2, 小麦的产量达到13 433万 t,仅次于稻谷和玉米. 近年来,我国土壤重金属污染事件频发,不仅对耕地与农产品安全生产构成严重威胁,还直接危害到了人类的身体健康[1]. 2014 年我国土壤污染状况调查公报表明,我国耕地土壤点位超标率为 19.4%,主要污染物为镉、镍、砷、铜、铅、滴滴涕和多环芳烃[2]. 这些污染物通过各种途径进入土壤后会造成土壤发生生态环境破坏[3]. 土壤的重金属具有难降解、毒性强及易积累等特征,且不能被微生物降解,相反有些重金属可在土壤微生物的作用下转化为金属有机化合物,从而产生更大的毒性[4,5]. 农田土壤环境质量在一定程度上决定着农产品的产量和质量[6]. 重金属进入农产品的主要途径是通过农作物的根系由土壤进入植株中[7]. 我国每年因受重金属污染而导致减产的粮食约1 000多万 t,被重金属污染的粮食多达1 200万 t,合计的损失至少有 200 亿元人民币[8]. 我国小麦主产区农田也存在重金属污染问题,陈京都等[9]从江苏省某典型区农田采集小麦样品,发现小麦籽粒中重金属 Pb、Cr 和 As 的超标率分别为 100%、58.97% 和 2.56%. 刘晓等[10]发现河南省某地小麦籽粒 Cd 含量超标. 刘晓宇等[11]在河北省某农田采样发现小麦籽粒中重金属 Pb 含量超标 23.1%. 在农田土壤生态系统中,土壤中重金属的积累与粮食作物吸收重金属的关系是复杂多样的[8]. 粮食作物对重金属的积累和吸收受到土壤重金属污染水平、土壤基本性质、种植结构、作物品种和气候等因素的影响[12,13]. 土壤 pH、土壤有机质、阳离子交换量以及氧化还原电位等对土壤中重金属的存在形态、生物有效性和毒性有较大影响,从而影响重金属从土壤向作物迁移[14~16]. 土壤污染的评价结果可能与粮食作物污染评价结果一致,也可能不一致. 土壤中重金属含量超标,在此土壤上种植的农作物重金属含量也可能不超标,或者土壤重金属含量未超标,而对应作物中重金属含量却超标[17]. 目前关于土壤-作物系统重金属含量定量关系的研究大多在温室或田间小区试验中进行,与实际的大田生产情况有较大的差异[18]. 大量盆栽试验结果表明,土壤理化性质及其重金属含量与粮食作物重金属含量之间有着较好的相关性,且相关系数也较高[19]. 刘克等[20]的研究表明,小麦籽粒镉含量和土壤镉含量达到极显著相关性,相关系数达到 0.93. 与具有高相关性系数和极显著相关性的盆栽试验不同,大田环境下由于土壤类型和理化性质存在一定的空间差异,并且受气候等因素影响,会有与盆栽试验不同的研究结果[21]. 张红振等[22]的研究表明,大田条件下,土壤 Cd、Pb 和 As 的含量与小麦、水稻和蔬菜 Cd、Pb 和 As 的含量之间的线性关系较差; 廖启林等[23]的研究结果表明,在大田条件下土壤 Cd 含量、pH、有机质、CEC 与稻米 Cd 含量不存在显著相关性.

本文在我国华北平原小麦主产区的河北保定和河南新乡等地区,选择多个乡镇的 50 块不同重金属污染程度的农田作为研究对象,在小麦收获期通过在每个田块上的点对点采集土壤-小麦样品,分析土壤 pH、土壤有机质、土壤阳离子交换量和重金属含量及对应点的小麦籽粒和秸秆中重金属含量,分析冬小麦吸收重金属特征,探讨田间条件下土壤理化性质、重金属含量对小麦吸收重金属的影响,并通过多元回归研究土壤性质、重金属含量与小麦籽粒重金属含量的定量关系,建立小麦籽粒 Cd 含量的预测方程,以期为指导重金属污染农田小麦安全生产提供科学依据.

1　材料与方法

1.1　土壤和作物样品采集

2018 年 6 月小麦收获季节在我国小麦主产区河北保定、河南新乡多个乡镇的 50 块不同重金属污染程度麦田布设采样点,采集土壤和对应点的小麦样品共 50 对. 采样点种植的小麦品种主要有济麦 22、沧麦 119、河农 6549 和石麦 22 等.

采样点选点要求为:①小麦田周围没有明显的污染源; ②综合考虑土地利用类型、土壤类型、土壤污染程度布设采样点; ③1 个样点控制 1 个田块,整个采样过程严禁任何污染、尽量避免偶然因素的干扰.

土壤样品采集原则:①采用五点法采集土壤样品,每个样品不低于 5 个取样点,采土混匀,深度为

0 ~ 20 cm,混合土样重量以 1.5 kg 左右为宜. ②除去土表植被和枯枝落叶. ③将采集的样品放入样品袋中,并在标签上注明地点、日期、编号及采样人等. 小麦样品采集原则:①小麦样品按照梅花形布点取样,每个土壤样点对应一个小麦样品组成混合小麦样品,严格按照土壤与小麦一一对应原则. ②采样时,避免采集到空穗、病虫害、长势显著低于平均水平的小麦样品. ③1 个样点控制 1 个田块,整个采样过程严禁任何污染、尽量避免偶然因素的干扰. ④利用 GPS 定位,同时对采样点周边及样品做详细记录. ⑤小麦样品放入编织袋,在标签上注明地点、日期、编号及采样人等. 采集后应处于密闭、干燥的环境中贮存和运输.

1.2 样品处理与测定

土壤样品前处理. ①风干样品:在风干室将潮湿土壤样品倒在牛皮纸上,均匀摊开,用木棒压碎、翻动使均匀风干,捡出碎石、沙砾及植物残体. ②磨碎、过筛储存:用四分法取出一部分混匀的风干土样,用木棒反复碾压、使其全部通过 1 mm 孔径筛,储存于塑封袋内,编号,用于测定土壤 pH、CEC; 用四分法再取出一部分土样,全部过 0.149 mm 孔径筛,储存于塑料封袋内,编号,用于测定土壤重金属含量、土壤有机质. 小麦样品前处理:将样品置于烘箱内 105℃ 杀青 30 min 后,调至 75℃ 烘干至恒重,脱壳粉碎,制成小麦籽粒和秸秆样品,置于塑封袋内,编号. 用于测定小麦籽粒和秸秆中重金属 Cd、Pb 和 As 的含量.

测定土壤 pH 采用玻璃电极法(NY/T1121.2-2006); 土壤阳离子交换量(CEC)依照 NY/T 295 ~ 1995 进行测定; 土壤有机质依照 NY/T1121.6-2006 进行测定; 土壤、小麦籽粒和秸秆重金属含量(Cd、As 和 Pb)采用微波消解,电感耦合等离子体质谱法测定. 小麦样品分析使用的标准物质编号为 GBW10049(GSB-27),重金属元素 Cd、As 和 Pb 的回收率范围为 89.5% ~ 112%. 土壤样品分析使用的标准物质为 GBW07456(GSS-27),Cd、Pb 和 As 的回收率范围为 88.5% ~ 104%.

1.3 数据统计分析

采用 EXCEL 2016.0、IBM SPSS 20.0 以及 Origin 2017 数据处理软件对所获得的样品数据进行处理、统计分析. 相关性分析使用 Pearson 相关性检验.

2 结果与讨论

2.1 土壤性质、重金属含量以及小麦籽粒和秸秆中重金属含量特征分析

所采集的 50 对样品的土壤理化性质和土壤重金属含量数据特征见表 1. 从中可知,采样区土壤 pH 范围为 6.69 ~ 8.47,平均值为 7.74,土壤样本总体处于中性偏碱性; 土壤有机质(OM)的范围为 15.2 ~ 39.7 $g\cdot kg^{-1}$,平均值为 24.5 $g\cdot kg^{-1}$; 土壤 CEC 范围为 6.68 ~ 32.3 $cmol\cdot kg^{-1}$,平均值为 19.4 $cmol\cdot kg^{-1}$; 土壤 Cd 含量的范围为 0.150 ~ 2.66 $mg\cdot kg^{-1}$,平均值为 1.02 $mg\cdot kg^{-1}$,最高含量是我国土壤环境质量标准(GB 15618-2018)[24] 中 pH > 7.5 筛选值规定的 0.6 $mg\cdot kg^{-1}$ 的 4.4 倍,土壤 Cd 的数据分布类型为偏态分布,因此土壤 Cd 的总体特征可以用中位值 ± 标准差表示,为 (0.65 ± 0.81) $mg\cdot kg^{-1}$; 50 个土壤样品按 0.6 $mg\cdot kg^{-1}$ 的筛选制标准超标率为 52%. 土壤 Pb 含量的范围为 4.68 ~ 371 $mg\cdot kg^{-1}$,平均值为 67.2 $mg\cdot kg^{-1}$; 50 个土壤样品按 200 $mg\cdot kg^{-1}$ 的筛选制标准超标率为 13%. 土壤 As 含量的范围为 3.00 ~ 21.3 $mg\cdot kg^{-1}$,平均值为 11.4 $mg\cdot kg^{-1}$; 50 个土壤样品按 25 $mg\cdot kg^{-1}$ 的筛选制标准超标率为 0%.

表 2 为 50 对样品中小麦籽粒和秸秆中重金属含量数据特征及其对重金属的吸收特征. 表 2 数据显示,小麦籽粒 Cd 范围为 0.033 ~ 0.39 $mg\cdot kg^{-1}$,平均值为 0.14 $mg\cdot kg^{-1}$,最高含量是我国食品中污染物限量(GB 2762-2017)[25] 规定的 0.1 $mg\cdot kg^{-1}$ 的 3.9 倍; 50 个样本 Cd 超标率为 55%. 小麦籽粒 Pb 范围为 0.27 ~ 2.4 $mg\cdot kg^{-1}$,平均值为 0.69 $mg\cdot kg^{-1}$; 按我国食品中污染物限量标准,50 个样本 Pb 超标率为 100%. 小麦 As 的范围为 0.044 ~ 0.18 $mg\cdot kg^{-1}$,平均值为 0.086 $mg\cdot kg^{-1}$; 按我国食品中污染物限量标准,50 个样本 As 超标率为 0. 小麦籽粒 Cd、Pb 和 As 数据的分布类型符合对数正态分布,因此它们的总体特征可以用几何均值 ± 标准差表示,分别为 (0.11 ± 0.087)、(0.59 ± 0.46) 和 (0.08 ± 0.19) $mg\cdot kg^{-1}$. 土壤 Cd 和 As 超标率和小麦籽粒 Cd、As 超标率较一致,但土壤 Pb 超标率和小麦籽粒 Pb 超标率相差较大,这可能是由于采样区域目前仍有工业污染源排放,大气 Pb 沉降较高,Pb 沉降到小麦植株上被吸收所致.

小麦秸秆 Cd 含量范围为 0.060 ~ 1.0 $mg\cdot kg^{-1}$,均值为 0.26 $mg\cdot kg^{-1}$; 秸秆 Pb 含量范围为 1.04 ~ 50.9 $mg\cdot kg^{-1}$,均值为 9.17 $mg\cdot kg^{-1}$; 秸秆 As 含量范围为 0.26 ~ 3.4 $mg\cdot kg^{-1}$,均值为 0.72 $mg\cdot kg^{-1}$. 小麦秸秆中 Cd、Pb 和 As 的均值含量分别是籽粒的 1.85、13 和 8 倍.

作物的富集系数反映了植物对土壤中重金属富集程度的高低或者是富集能力的强弱,转移系数反映了植物体内重金属从秸秆转移到籽粒的能力,植

物重金属转移系数 = 籽粒中重金属含量/植物秸秆中重金属含量. 从表 3 可知，小麦籽粒对 Cd 富集系数的范围为 0.030 ~ 0.40，算术均值为 0.17，转移系数范围为 0.14 ~ 1.3，算术均值为 0.52；小麦籽粒对 Pb 的富集系数的范围为 0.002 7 ~ 0.12，算术均值为 0.027，转移系数的范围为 0.021 ~ 1.2，算术均值为 0.27 小麦籽粒对 As 的富集系数范围为 0.003 1 ~ 0.031，算术均值为 0.008 9，转移系数范围为 0.024 ~ 0.78，算术均值为 0.22. 相比于土壤中的 Pb 和 As，小麦籽粒对土壤 Cd 的富集能力最高，同时，Cd 从小麦秸秆转移到小麦籽粒中的系数也高于 Pb 和 As.

表 1　采样地块土壤重金属含量、pH、OM 和 CEC 特征

Table 1　Statistics of heavy metals content, pH, OM, and CEC in soil

指标	样本数	范围	分布类型	算术均值	中位值	几何均值	标准差	变异系数/%
pH	50	6.69 ~ 8.47	正态	7.74	7.80	7.73	0.390	5.01
OM/$g \cdot kg^{-1}$	50	15.2 ~ 39.7	对数正态	24.5	23.6	23.7	6.48	26.5
CEC/$cmol \cdot kg^{-1}$	50	6.68 ~ 32.3	正态	19.4	18.7	18.5	5.85	30.1
Cd/$mg \cdot kg^{-1}$	50	0.150 ~ 2.66	偏态	1.02	0.650	0.720	0.810	79.2
Pb/$mg \cdot kg^{-1}$	50	4.68 ~ 371	偏态	67.2	23.3	34.6	90.1	134
As/$mg \cdot kg^{-1}$	50	3.00 ~ 21.3	正态	11.4	10.6	10.4	4.68	41.3

表 2　采样地块小麦籽粒和秸秆重金属含量特征

Table 2　Statistics of heavy metals content in wheat grains and straw

指标		样本数	范围 /$mg \cdot kg^{-1}$	分布类型	算术平均值 /$mg \cdot kg^{-1}$	几何均值 /$mg \cdot kg^{-1}$	中位值 /$mg \cdot kg^{-1}$	标准差 /$mg \cdot kg^{-1}$	变异系数 /%
籽粒	Cd	50	0.033 ~ 0.39	对数正态	0.14	0.11	0.11	0.087	64
	Pb	50	0.27 ~ 2.35	对数正态	0.69	0.59	0.55	0.46	67
	As	50	0.044 ~ 0.18	偏态	0.086	0.080	0.077	0.19	176
秸秆	Cd	50	0.060 ~ 1.0	对数正态	0.259	0.23	0.20	0.22	74
	Pb	50	1.04 ~ 50.9	偏态	9.17	3.2	2.1	11	16
	As	50	0.26 ~ 3.4	对数正态	0.72	0.45	0.42	0.64	108

表 3　采样地块小麦对重金属的吸收特征

Table 3　Absorption characteristics of heavy metals by wheat in soil

指标		样本	范围 /$mg \cdot kg^{-1}$	分布类型	算术平均值 /$mg \cdot kg^{-1}$	几何均值 /$mg \cdot kg^{-1}$	中位值 /$mg \cdot kg^{-1}$	标准差 /$mg \cdot kg^{-1}$	变异系数 /%
富集系数	Cd	50	0.030 ~ 0.40	对数正态	0.17	0.16	0.16	0.15	80
	Pb	50	0.002 7 ~ 0.12	对数正态	0.027	0.017	0.019	0.029	107
	As	50	0.003 1 ~ 0.031	偏态	0.008 9	0.008 0	0.007 0	0.004 7	53
转移系数	Cd	50	0.14 ~ 1.3	正态	0.52	0.49	0.49	0.19	38
	Pb	50	0.021 ~ 1.2	对数正态	0.27	0.18	0.22	0.23	85
	As	50	0.024 ~ 0.78	偏态	0.22	0.18	0.21	0.14	64

2.2　小麦籽粒重金属与土壤重金属及土壤性质之间的相关关系

2.2.1　小麦籽粒重金属含量与土壤重金属含量之间的关系

将所采集的 50 对土壤-小麦重金属含量进行线性回归，由图 1 可以看出，在田间条件下采样区域内小麦籽粒重金属与土壤重金属呈现正相关关系. 土壤-小麦籽粒 Cd 相关性达到极显著($P < 0.01$)，相关系数 $r = 0.663^{**}$ ($n = 50$)；土壤-小麦籽粒 Pb 相关性也显著($P < 0.05$)，相关系数 $r = 0.348^{*}$ ($n = 50$)；土壤-小麦籽粒 As 相关性不显著. 周志云等[26]通过盆栽试验，研究了土壤-小麦 Pb 含量之间的相关性，研究结果表明土壤 Pb-小麦 Pb 含量之间的显著相关系数为 0.95，达到了极显著相关. 本研究中土壤-小麦 Pb 相关系数仅为 0.348^{*}，这是由于田间环境与盆栽环境相比，田间环境更加复杂所致. 熊孜等[27]通过采集田间土壤-小麦点对点样品并进行分析，结果表明土壤全 Cd 与小麦籽粒 Cd 的线性相关系数为 0.65，且也达到极显著相关. 段明宇等[28]通过田间采样调查，对土壤 As-小麦 As 含量进行分析，试验表明土壤 As 与小麦籽粒 As 的线性相关系数为 0.359，未达到显著性相关. 徐建明等[8]在长江中下游某县级市对采集的稻米及其对应土壤中的重金属分析后发现，稻米 Cd 与土壤中 Cd 含量呈显著相关，而稻米 As 含量与土壤 As 的总量和有效态含量相关性均不显著. 本研究中小麦-土壤 As 相关不显著，可能与土壤的性质影响土壤中 As 的生物有效性和迁移性有关[29, 30].

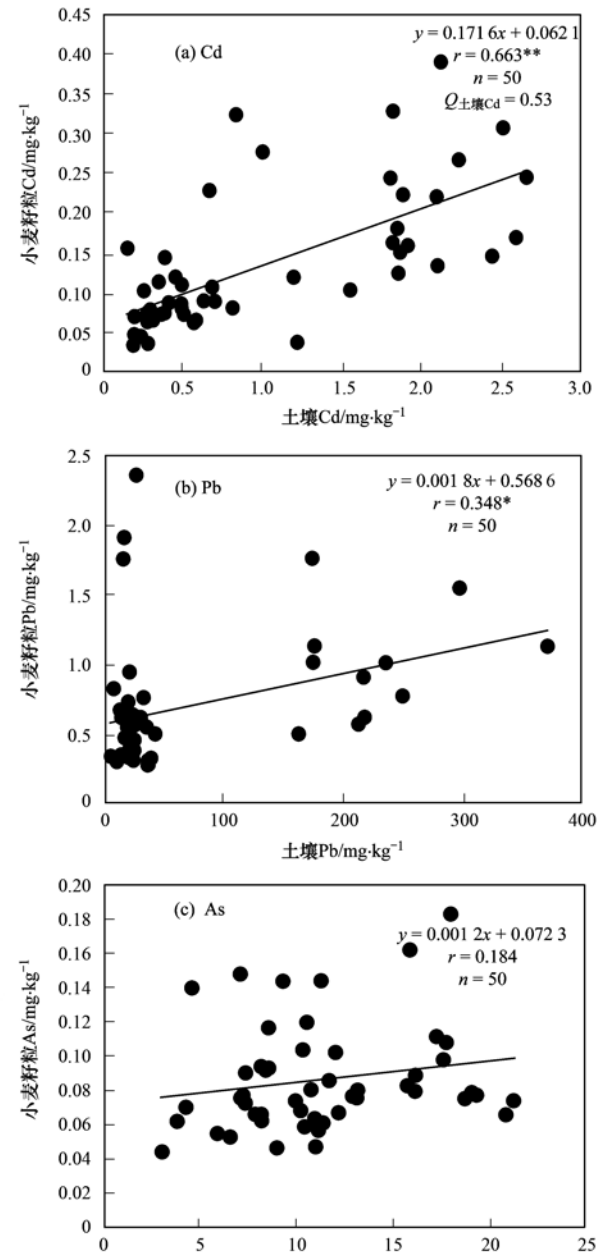

图 1 土壤重金属与小麦重金属含量相关关系

Fig. 1 Relationship between heavy metal contents in the soil and wheat grains

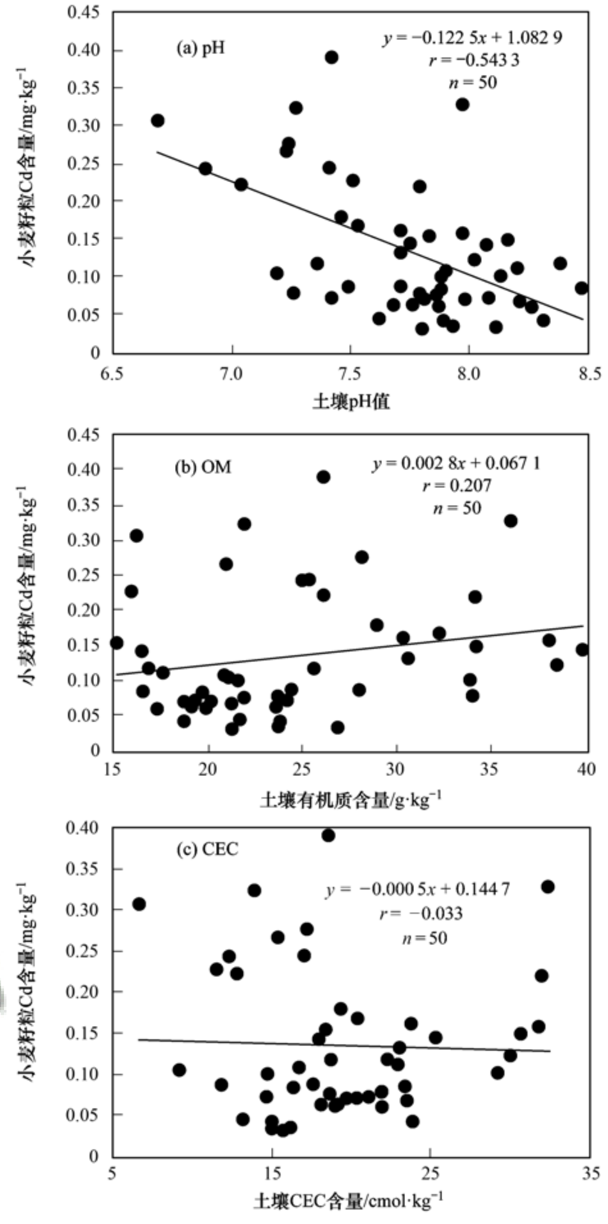

图 2 土壤理化性质对小麦籽粒 Cd 含量的影响

Fig. 2 Effects of soil properties on Cd content in wheat grains

2.2.2 土壤理化性质和小麦籽粒 Cd 含量之间的关系

除土壤重金属含量外,土壤理化性质也影响作物对重金属的吸收. 将土壤基本理化性质和小麦籽粒 Cd 含量进行分析,结果如图 2 所示. 土壤 pH 与小麦籽粒 Cd 含量为负相关性, 相关系数 r 为 -0.543. 土壤有机质与小麦籽粒 Cd 呈正相关,相关系数为 0.207,但相关系数均不显著. 土壤 CEC 与小麦籽粒 Cd 相关系数为 -0.033,无明显相关性. 有研究表明,农作物吸收重金属受到土壤 pH 的影响,pH 控制着重金属的化学行为,如重金属在土壤中的吸附-解析和沉淀-溶解等平衡[31, 32]. 土壤在酸性条件下可提高重金属的迁移和生物有效性[33,34],随着 pH 的升高,H^+ 含量下降,降低了 H^+ 对 Cd^{2+} 的吸附位点竞争,从而降低了镉的生物有效性[35]. Ding 等[36]的研究表明,土壤 pH 和土壤有机质是影响作物吸收 Cd 的最重要的两个因素. 研究表明,有机质可以增加土壤对重金属的吸附能力,有机产物也可以与重金属形成难溶性沉淀,降低重金属在土壤中的迁移[37]. 毛志刚[38]和李晓宁等[39]的研究则表明,土壤中有机碳和溶解性有机碳含量是影响 Cd 迁移转化的重要因素. 土壤中阳离子交换量越高,其负电荷量越高,通过静电作用而吸附的重金属离子的量也就越多[40, 41]. 李江遐等[42]的研究表明,随着 CEC 的增加,土壤对重金属的吸附和螯合作用增加,从而减少了作物对重金属的吸收和积累. 姚荣江

等[43]通过研究表明随着土壤中 CEC 的增加，土壤对重金属离子的吸附固持作用增大，从而降低了重金属的有效性. 本研究表明，采样区土壤 pH 和有机质含量是影响小麦对重金属 Cd 吸收的重要因素.

2.3　多因素影响的小麦籽粒重金属预测方程的建立

本研究结果表明，土壤 Cd 与小麦籽粒中 Cd 含量间的相关性最高，达到了极显著水平. 土壤理化性质也影响小麦对 Cd 的吸收，将土壤理化性质也作为变量，将土壤全 Cd 含量与土壤性质依次加入到多元回归分析中，得到小麦籽粒 Cd 含量的预测方程如表 4 所示. 可以看出，土壤 Cd 含量可控制方程 70.1% 的变异，当引入土壤 pH 后方程的预测能力可提高到 73.3%. 回归方程的相关系数随着第 3 个变量的引入继续升高，在土壤全 Cd 含量、pH 和 OM 这 3 个因子的共同控制下，回归方程的预测能力可提高到 77.1%. 继续引入第 4 个变量，在土壤全 Cd 含量、pH、OM 和 CEC 这 4 个因子的共同控制下，回归方程的相关系数达到最大，为 81%. 相比较之下，回归方程 4 能够更好地预测小麦籽粒积累重金属 Cd 的量. 土壤-小麦 Pb 和 As 的预测方程的相关系数随着引入的土壤理化性质的增多而增大，但 4 个因子全部引入后，预测方程未达到显著性相关.

表 4　小麦籽粒重金属 Cd、Pb 和 As 预测方程1)

Table 4　Regression equations for wheat grain cadmium, lead and arsenic

编号	预测方程	r
1(n=50)	$\lg Cd_{wheat} = 0.502\ \lg Cd_{soil} - 0.88$	0.701**
2(n=50)	$\lg Cd_{wheat} = -0.17pH + 0.424\ \lg Cd_{soil} + 0.426$	0.733**
3(n=50)	$\lg Cd_{wheat} = -0.126pH - 0.779\ \lg OM + 0.587\ \lg Cd_{soil} + 1.181$	0.771**
4(n=50)	$\lg Cd_{wheat} = -0.422pH - 1.317\ \lg OM + 1.02\ \lg CEC + 0.502\ \lg Cd_{soil} + 2.902$	0.810**
5(n=50)	$\lg Pb_{wheat} = 0.201\ \lg Pb_{soil} - 0.542$	0.395**
6(n=50)	$\lg Pb_{wheat} = -0.064pH + 0.214\ \lg Pb_{soil} - 0.066$	0.407*
7(n=50)	$\lg Pb_{wheat} = -0.047pH + 0.181\ \lg OM + 0.179\ \lg Pb_{soil} - 0.393$	0.411*
8(n=50)	$\lg Pb_{wheat} = -0.208pH - 0.1\ \lg OM + 0.739\ \lg CEC + 0.107\ \lg Pb_{soil} + 0.413$	0.459
9(n=50)	$\lg As_{wheat} = 0.183\ \lg As_{soil} - 1.275$	0.251
10(n=50)	$\lg As_{wheat} = -0.025pH + 0.195\ \lg As_{soil} - 1.093$	0.259
11(n=50)	$\lg As_{wheat} = -0.043pH - 0.209\ \lg OM + 0.275\ \lg As_{soil} - 0.752$	0.286
12(n=50)	$\lg As_{wheat} = -0.038pH - 0.199\ \lg OM - 0.02\lg CEC + 0.279\ \lg As_{soil} - 0.778$	0.286

1) * 表示 $P<0.05$, ** 表示 $P<0.01$

张红振等[17]通过盆栽试验，对土壤-小麦 Cd 含量进行分析，试验表明在一元回归模型中土壤-小麦 Cd 之间的线性相关系数为 0.866**，达到了极显著相关，引入土壤理化性质后的多元回归模型中土壤-小麦 Cd 之间的线性相关系数提高到 0.933**. 熊孜等[27]通过田间采样，分析了小麦籽粒 Cd 含量与土壤 Cd 含量以及土壤理化性质之间的关系，并建立了小麦籽粒 Cd 的预测模型，相关系数为 0.768**($P<0.01$)，相关性为极显著，且土壤有效态 Cd 与小麦籽粒 Cd 的关系要优于土壤全 Cd 与小麦籽粒 Cd. 本研究中，未将土壤有效态 Cd 考虑到方程中，是因为土壤全 Cd 与有效态 Cd 相比，制定土壤全 Cd 含量指标与我国土壤环境质量标准相一致；本条件田间下，引入土壤基本理化性质后预测方程的相关系数达到 0.81**($P<0.01$)，低于张红振等进行盆栽试验的结果，这也说明大田试验与盆栽试验相比较不可控因素更多. 周志云等[26]通过田间采样研究了小麦籽粒 Pb 含量与土壤 pH、Pb 含量之间的相关关系，研究表明小麦 Pb 含量与土壤 pH 之间的相关系数为 0.95**($P<0.01$)，小麦 Pb 含量与土壤 Pb 含量之间的相关系数为 0.97**($P<0.01$). 本研究中，引入土壤理化性质后预测方程的相关系数最大也仅为 0.459，这可能与采样区 Pb 的大气沉降较多有关. 刘昀等[44]通过在河南某地采集土壤-小麦样品，分析了小麦 As 与土壤 As 含量之间的相关关系，结果土壤 As 全量与小麦籽粒 As 含量之间的相关性并不强，相关系数 r 只达到了 0.217. 本试验中土壤 As-小麦 As 的相关系数的最大值仅为 0.286，没有显著的相关性.

以我国食品中污染物限量(GB 2762-2017)中所规定的小麦 Cd 含量 $<0.1\ mg \cdot kg^{-1}$ 来计算，可根据方程得到不同 pH、OM 和 CEC 条件下土壤 Cd 的临界值含量. 在 pH 一定时，土壤 Cd 安全临界值随着 OM 的增加而增大. 我国华北地区是我国冬小麦的主产区，土壤 pH 多在 7~8，有机质含量大多分布于 15~30 $g \cdot kg^{-1}$ 之间，在此情况下依据预测方程计算出的小麦籽粒不超标时土壤 Cd 安全临界值均值为 0.911 $mg \cdot kg^{-1}$.

熊孜等[27]通过对土壤-小麦 Cd 进行线性回归后得到的预测方程进行分析，推荐以土壤 Cd 含量

$1.02\ mg\cdot kg^{-1}$作为全 Cd 的临界含量,本研究结果与熊孜等的研究结果大致相同.

3 结论

(1)田间采样区小麦籽粒重金属 Cd、Pb 和 As 超标率分别为 55%、100% 和 0,与之对应的土壤重金属 Cd、Pb 和 As 超标率分别为 52%、13% 和 0.

(2)田间条件下小麦对 Cd、Pb、As 的富集系数和转移系数的算术均值分别为 0.17 和 0.52、0.027 和 0.27、0.008 9和 0.219. 小麦对 Cd 的富集系数和转移系数均高于 Pb、As. 小麦秸秆中 Cd、Pb 和 As 含量高于对应籽粒中 Cd、Pb 和 As 含量的 2 ~5 倍.

(3)田间条件下,土壤 Cd 含量与小麦籽粒 Cd 含量呈极显著正相关,相关性系数为 0.663; 土壤全 Pb 含量与小麦籽粒 Pb 含量呈显著正相关,但相关性系数仅为 0.348; 土壤全 As 含量与小麦籽粒 As 含量相关性不显著. 土壤 pH、OM 和 CEC 对小麦籽粒 Cd 有影响,采用对数模型,将土壤全 Cd 含量、pH、OM 和 CEC 同时引入回归方程进行分析,得到的方程能够较好地预测当地小麦籽粒中 Cd 的含量.

参考文献:

[1] 吴洋, 杨军, 周小勇, 等. 广西都安县耕地土壤重金属污染风险评价[J]. 环境科学, 2015, **36**(8): 2964-2971.
Wu Z, Yang J, Zhou X Y, *et al*. Risk assessment of heavy metal contamination in farmland soil in Du'an autonomous county of Guangxi Zhuang autonomous region, China[J]. Environmental Science, 2015, **36**(8): 2964-2971.

[2] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[EB/OL]. http://www.ndrc.gov.cn/fzgggz/ncjj/zhdt/201404/t20140418_607888.html, 2014-04-17.
Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources. National soil pollution survey bulletin [EB/OL]. http://www.ndrc.gov.cn/fzgggz/ncjj/zhdt/201404/t20140418_607888.html, 2014-04-17.

[3] 殷飞, 王海娟, 李燕燕, 等. 不同钝化剂对重金属复合污染土壤的修复效应研究[J]. 农业环境科学学报, 2015, **34**(4): 438-448.
Yin F, Wang H J, Li Y Y, *et al*. Remediation of multiple heavy metal polluted soil using different immobilizing agents [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, **34**(4): 438-448.

[4] 徐继敏, 张平, 廖柏寒, 等. 生物质炭对湘南矿区轻度 Pb 污染土壤性质及 Pb 的累积转运影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, **37**(2): 259-267.
Xu J M, Zhang P, Liao B H, *et al*. Effects of biochar on the properties of soil lightly contaminated with lead in Southern Hunan and bioaccumulation and translocation of lead in rice plants[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, **37**(2): 259-267.

[5] 李小平, 刘献宇, 徐长林, 等. 河谷型城市土壤有害金属有机酸与细菌淋溶特性[J]. 环境科学学报, 2016, **36**(11): 4153-4163.
Li X P, Liu X Y, Xu C L, *et al*. Leaching characteristic of toxic metals in urban soil from valley city by organic acid and soil bacterial[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, **36**(11): 4153-4163.

[6] 周建军, 周桔, 冯仁国. 我国土壤重金属污染现状及治理战略[J]. 中国科学院院刊, 2014, **29**(3): 315-320.
Zhou J J, Zhou J, Feng R G. Status of China's heavy metal contamination in soil and its remediation strategy[J]. Bulletin of the Chinese Academy of Sciences, 2014, **29**(3): 315-320.

[7] 胡青青, 聂超甲, 沈强, 等. 矿业废弃复垦地主导作物重金属健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2019, **38**(3): 534-543.
Hu Q Q, Nie C J, Shen Q, *et al*. Assessment of health risk of heavy metals in major crops in mining abandoned reclamation land[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, **38**(3): 534-543.

[8] 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 J M, Meng J, Liu X M, *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.

[9] 陈京都, 戴其根, 许学宏, 等. 江苏省典型区农田土壤及小麦中重金属含量与评价[J]. 生态学报, 2012, **32**(11): 3487-3496.
Chen J D, Dai Q G, Xu X H, *et al*. Heavy metal contents and evaluation of farmland soil and wheat in typical area of Jiangsu Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, **32**(11): 3487-3496.

[10] 刘晓, 黄林, 郭康莉, 等. 无害化污泥与钼尾矿配施对沙化潮土土壤质量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, **35**(12): 2385-2396.
Liu X, Huang L, Guo K L, *et al*. Effect on the quality of sandy fluvo-aquic soil by application of non-hazardous sewage sludge with molybdenum tailings [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, **35**(12): 2385-2396.

[11] 刘晓宇, 梁琼, 高如泰, 等. 长期污灌条件下农田土壤重金属污染环境风险评价[J]. 生态与农村环境学报, 2015, **31**(4): 572-578.
Liu X Y, Liang Q, Gao R T, *et al*. Environmental risk assessment of soil heavy metal pollution of farmlands with long period of sewage irrigation [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2015, **31**(4): 572-578.

[12] 邓呈逊, 徐芳丽, 岳梅. 安徽某硫铁尾矿区农田土壤重金属污染特征[J]. 安全与环境学报, 2019, **19**(1): 337-344.
Deng C X, Xu F L, Yue M. Characteristics of heavy metal contamination in the tailings soil of a pyrite area in Anhui[J]. Journal of Safety and Environment, 2019, **19**(1): 337-344.

[13] 和君强, 刘代欢, 邓林, 等. 农田土壤镉生物有效性及暴露评估研究进展[J]. 生态毒理学报, 2017, **12**(6): 69-82.
He J Q, Liu D H, Deng L, *et al*. Bioavailability and exposure assessment of cadmium in farmland soil: A review[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2017, **12**(6): 69-82.

[14] 侯艺璇, 赵华甫, 吴克宁, 等. 基于 BP 神经网络的作物 Cd 含量预测及安全种植分区[J]. 资源科学, 2018, **40**(12): 2414-2424.
Hou Y X, Zhao H F, Wu K N, *et al*. Prediction of crop Cd content and zoning of safety planting based on BP neural network [J]. Resources Science, 2018, **40**(12): 2414-2424.

[15] 宋琳琳, 铁梅, 张朝红, 等. 施用污泥对土壤重金属形态分布和生物有效性的影响[J]. 应用生态学报, 2012, **23**(10): 2701-2707.

Song L L, Tie M, Zhang C H, *et al*. Effects of applying sewage sludge on chemical form distribution and bioavailability of heavy metals in soil[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, **23**(10): 2701-2707.

[16] 刘勇, 刘燕, 朱光旭, 等. 石灰对 Cu、Cd、Pb、Zn 复合污染土壤中重金属化学形态的影响[J]. 环境工程, 2019, **37**(2): 158-164.
Liu Y, Liu Y, Zhu G X, *et al*. Effects of lime on chemical forms of heavy metals under combined pollution of Cu, Cd, Pb and Zn in soils[J]. Environmental Engineering, 2019, **37**(2): 158-164.

[17] 张红振, 骆永明, 章海波, 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 H Z, Luo Y M, Zhang H B, *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.

[18] 曾希柏, 徐建明, 黄巧云, 等. 中国农田重金属问题的若干思考[J]. 土壤学报, 2013, **50**(1): 186-194.
Zeng X B, Xu J M, Huang Q Y, *et al*. Some deliberations on the issues of heavy metals in farmlands of China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2013, **50**(1): 186-194.

[19] 施春婷, 顾明华, 黄崇玲, 等. 施用改良剂对岩溶地区矿山污染农田土壤中锌生物有效性的影响[J]. 生态环境学报, 2012, **21**(5): 952-956.
Shi C T, Gu M H, Huang C L, *et al*. Effect of amendments on Zn bioavailability in polluted soil and Zn accumulation in maize[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, **21**(5): 952-956.

[20] 刘克, 和文祥, 张红, 等. 镉在小麦各部位的富集和转运及籽粒镉含量的预测模型[J]. 农业环境科学学报, 2015, **34**(8): 1441-1448.
Liu K, He W X, Zhang H, *et al*. Cadmium accumulation and translocation in wheat and Grain Cd prediction[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, **34**(8): 1441-1448.

[21] 陈红燕, 袁旭音, 李天元, 等. 不同污染源对水稻土及水稻籽粒的重金属污染研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, **35**(4): 684-690.
Chen H Y, Yuan X Y, Li T Y, *et al*. Heavy metal pollution in paddy soil and rice grains from different pollution sources[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, **35**(4): 684-690.

[22] 张红振, 骆永明, 章海波, 等. 水稻、小麦籽粒砷、镉、铅富集系数分布特征及规律[J]. 环境科学, 2010, **31**(2): 488-495.
Zhang H Z, Luo Y M, Zhang H B, *et al*. Characterizing the plant uptake factor of As, Cd and Pb for rice and wheat cereal[J]. Environmental Science, 2010, **31**(2): 488-495.

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

[24] GB 15618-2018, 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)[S].
GB 15618-2018, Soil environmental quality Risk control standard for soil contamination of agricultural land[S].

[25] GB 2762—2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量》[J]. 中国食品卫生杂志, 2018, **30**(3): 329-340.

[26] 周志云, 马文连, 周振, 等. 磷酸改性生物炭和氯混施对土壤铅形态及小麦铅吸收的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, **37**(5): 899-906.
Zhou Z Y, Ma W L, Zhou Z, *et al*. Effects of phosphoric-acid-modified biochar combined with chlorine on soil lead form and lead absorption in wheat[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, **37**(5): 899-906.

[27] 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 Z, Zhao H W, Li J M, *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.

[28] 段明宇, 吴攀, 张翅鹏, 等. 高砷煤矿污染土壤的小麦砷累积研究[J]. 麦类作物学报, 2017, **37**(7): 985-991.
Duan M Y, Wu P, Zhang C P, *et al*. Arsenic accumulation in wheat grown in the field polluted by arsenic coal mine[J]. Journal of Triticeae Crops, 2017, **37**(7): 985-991.

[29] 邵云, 李春喜, 李向力, 等. 土壤-小麦系统中 5 种重金属含量的相关分析[J]. 河南农业科学, 2007, (5): 25-28.
Shao Y, Li C X, Li X L, *et al*. Correlation analysis among the contents of five heavy metals in soil-wheat system[J]. Journal of Henan Agricultural Sciences, 2007, (5): 25-28.

[30] Yamaguchi N, Nakamura T, Dong D, *et al*. Arsenic release from flooded paddy soils is influenced by speciation, Eh, pH, and iron dissolution[J]. Chemosphere, 2011, **83**(7): 925-932.

[31] 袁启慧, 包立, 张乃明. 钝化剂种类和粒径对复合污染土壤镉铅有效态的影响[J]. 农业资源与环境学报. 2019, **36**(2): 192-197.
Yuan Q H, Bao L, Zhang N M. The effect of type and particle size of passivator on effective state of Cd and Pb in compound polluted soil[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2019, **36**(2): 192-197.

[32] Kim K R, Owens G, Naidu R. Heavy metal distribution, bioaccessibility, and phytoavailability in long-term contaminated soils from Lake Macquarie, Australia[J]. Australian Journal of Soil Research, 2009, **47**(2): 166-176.

[33] 孙国红, 李剑睿, 徐应明, 等. 不同水分管理下镉污染红壤钝化修复稳定性及其对氮磷有效性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, **34**(11): 2105-2113.
Sun G H, Li J R, Xu Y M, *et al*. Effects of water management on cadmium stability and nitrogen and phosphorus availability in cadmium polluted red soil after immobilization remediation[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, **34**(11): 2105-2113.

[34] 商和平, 李洋, 张涛, 等. 畜禽粪便有机肥中 Cu、Zn 在不同农田土壤中的形态归趋和有效性动态变化[J]. 环境科学, 2015, **36**(1): 314-324.
Shang H P, Li Y, Zhang T, *et al*. Form tendency and bio-availability dynamics of Cu and Zn in different farm soils after application of organic fertilizer of livestock and poultry manures[J]. Environmental Science, 2015, **36**(1): 314-324.

[35] Boekhold A E, Temminghoff E J M, Van Der Zee S E A T M. Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid sandy soil[J]. Journal of Soil Science, 1993, **44**(1): 85-96.

[36] Ding C F, Zhang T L, Wang X 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**(43): 10273-10282.

[37] 杨启良, 武振中, 陈金陵, 等. 植物修复重金属污染土壤的研究现状及其水肥调控技术展望[J]. 生态环境学报, 2015, **24**(6): 1075-1084.
Yang Q L, Wu Z Z, Cheng J L, *et al*. Research status of phytoremediation of heavy metals contaminated soil and prospects of water and fertilizer regulating technology[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, **24**(6): 1075-1084.

[38] 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.
Mao Z G, Gu X H, Lu X M, *et al*. Pollution distribution and potential ecological risk assessment of heavy metals in sediments from the different eastern dredging regions of lake Taihu[J]. Environmental Science, 2014, **35**(1): 186-193.

[39] 李晓宁, 高明, 慈恩. 重庆市植烟土壤有效态微量元素含量评价[J]. 中国生态农业学报, 2007, 15(3): 25-28.
Li X N, Gao M, Ci E. Evaluation of available microelement contents in tobacco soils of Chongqing[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2007, 15(3): 25-28.

[40] Liang B, Lehmann J, Solomon D, *et al*. Black carbon increases cation exchange capacity in soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 2006, **70**(5): 1719-1730.

[41] 戚鑫, 陈晓明, 肖诗琦, 等. 生物炭固定化微生物对U、Cd污染土壤的原位钝化修复[J]. 农业环境科学学报, 2018, **37**(8): 1683-1689.
Qi X, Chen X M, Xiao S Q, *et al*. In situ remediation of U-and Cd-contaminated soils by immobilized microorganisms and biochar[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, **37**(8): 1683-1689.

[42] 李江遐, 吴林春, 张军, 等. 生物炭修复土壤重金属污染的研究进展[J]. 生态环境学报, 2015, **24**(12): 2075-2081.
Li J X, Wu L C, Zhang J, *et al*. Research progresses in remediation of heavy metal contaminated soils by biochar[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, **24**(12): 2075-2081.

[43] 姚荣江, 杨劲松, 谢文萍, 等. 沿海滩涂区土壤重金属含量分布及其有效态影响因素[J]. 中国生态农业学报, 2017, **25**(2): 287-298.
Yao R J, Yang J S, Xie W P, *et al*. Content and bioavailability factors of soil heavy metals in mudflat coastal areas[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, **25**(2): 287-298.

[44] 刘昀, 李瑞敏, 刘永生, 等. 基于土壤-小麦系统的河南黄淮平原As生态安全评价[J]. 地质通报, 2009, **28**(4): 523-530.
Liu Y, Li R M, Liu Y S, *et al*. Ecological safety evaluation based on soil-wheat system for arsenic in Huanghuai plain, Henan Province, China[J]. Geological Bulletin of China, 2009, **28**(4): 523-530.

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 3

Environmental Science (monthly) Mar. 15, 2020

CONTENTS