

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

中轻度重金属污染农田土壤的时空特征及改良

占楠彪,谷端银,李婷,崔秀敏,娄燕宏,诸葛玉平

引用本文:

占楠彪,谷端银,李婷,崔秀敏,娄燕宏,诸葛玉平.中轻度重金属污染农田土壤的时空特征及改良[J].农业环境科学学报, 2024, 43(2): 294-307.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2023-0238

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

猪场粪水施用对设施白菜及土壤重金属的影响

程娟, 刘沐衡, 肖能武, 杨柳, 杜会英, 杜连柱, 张克强 农业环境科学学报. 2021, 40(11): 2559-2567 https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1030

长期不同施肥对钙质紫色水稻土重金属累积及有效性的影响

刘灿,秦鱼生,赵秀兰 农业环境科学学报.2020,39(7):1494-1502 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0012

某铅锌尾矿库周边农田土壤重金属污染状况及风险评价

梁雅雅, 易筱筠, 党志, 王琴, 高双全, 唐婕, 张政芳 农业环境科学学报. 2019, 38(1): 103-110 https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0252

地质高背景农田土壤中水稻对重金属的富集特征及风险预测 唐豆豆, 袁旭音, 汪宜敏, 季峻峰, 文宇博, 赵万伏 农业环境科学学报. 2018, 37(1): 18-26 https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0801

沈阳市新民设施菜地土壤重金属污染特征分析

郭畔, 宋雪英, 刘伟健, 李玉双, 魏建兵, 李秀颖, 夏思雨 农业环境科学学报. 2019, 38(4): 835-844 https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0883



关注微信公众号,获得更多资讯信息

农业环境科学学报 Journal of Agro-Environment Science

占楠彪,谷端银,李婷,等.中轻度重金属污染农田土壤的时空特征及改良[J].农业环境科学学报,2024,43(2):294-307. ZHAN N B, GU D Y, LI T, et al. Spatio-temporal characteristics and improvement of medium and mild heavy metals contaminated farmland soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(2): 294-307.



中轻度重金属污染农田土壤的时空特征及改良

占楠彪1,谷端银2*,李婷1,崔秀敏1*,娄燕宏1,诸葛玉平1

(1. 土肥资源高效利用国家工程实验室/山东农业大学资源与环境学院,山东 泰安 271018; 2. 山东省泰安市农科院蔬菜所,山东 泰安 271000)

摘 要:为研究农田土壤重金属与速效养分的时空特征以及氮磷增效剂对农田土壤重金属的影响,本试验以受中、轻度污染的酸性棕壤和典型潮土为研究对象,采用田间试验、盆栽试验与室内分析相结合的方法进行研究。结果表明:农田土壤中Cd、Cu、Pb、Zn 4种重金属元素含量在0~20 cm 土层显著高于深层土壤;棕壤0~20 cm 土层Cd含量超标204%,潮土0~20 cm 土层Cd、Zn含量分别超标104%、419%;农田土壤0~20 cm 土层重金属有效态含量占比高于深层土壤,棕壤中重金属有效态含量占比高于潮土。棕壤0~20 cm 土层全氮、碱解氮、铵态氮、硝态氮、有效磷和速效钾含量均显著高于深层土壤,且随土壤深度增加呈逐渐减小趋势,而潮土中仅全氮、碱解氮和有效磷含量显著高于深层土壤;农田土壤速效养分随时间波动变化,其中硝态氮和铵态氮波动幅度最大,最大变异系数分别为44.1%和47.3%。受污染农田土壤的小麦植株体内Cd、Pb、Cu主要积累在叶片,Zn主要积累在籽粒;不同重金属元素从小麦茎、叶向籽粒的迁移程度差异较大,其中Cd迁移率最小,Zn迁移率最大。氮磷增效剂能显著减少棕壤中重金属有效态含量,底肥+氢醌+双氰胺+生物炭处理的有效态Cd、Cu、Pb、Zn含量较对照(仅加底肥,不加氮磷增效剂)处理分别显著降低24.7%、19.5%、23.7%、18.1%,而在潮土中施用效果不明显。研究表明,农田土壤重金属与土壤养分之间存在一定的相关性,且在土壤垂直分布上大体一致,土壤类型是氮磷增效剂对重金属有效态产生不同影响的重要因素。

关键词:棕壤;潮土;重金属;养分有效性;重金属迁移;氮磷增效剂

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2024)02-0294-14 doi:10.11654/jaes.2023-0238

Spatio-temporal characteristics and improvement of medium and mild heavy metals contaminated farmland soil

ZHAN Nanbiao¹, GU Duanyin^{2*}, LI Ting¹, CUI Xiumin^{1*}, LOU Yanhong¹, ZHUGE Yuping¹

(1. National Engineering Laboratory for Efficient Utilization of Soil and Fertilizer Resources, College of Resources and Environment, Shandong Agricultural University, Tai' an 271018, China; 2. Vegetable Institute of Tai' an Academy of Agricultural Sciences, Tai' an 271000, China)

Abstract: To study the spatiotemporal characteristics of heavy metals and the available nutrients in farmland soil, as well as the effects of nitrogen and phosphorus synergists on heavy metals in farmland soil, this study took acid brown soil and typical aquic soil with moderate or mild pollution as the research object and utilized field experiment, pot experiment, and laboratory analysis methods. The results showed that the contents of Cd, Cu, Pb, and Zn were significantly higher in the 0-20 cm soil layer than in the deeper soil. The Cd content in the 0-20 cm soil layer of brown soil exceeded the standard by 204%, and the Cd and Zn contents in 0-20 cm soil layer of the fluvo-aquic soil exceeded the standard by 104% and 419%, respectively. The percentage of available heavy metal content was higher in the 0-20 cm soil

收稿日期:2023-03-30 录用日期:2023-06-21

作者简介:占楠彪(1999—),男,浙江丽水人,硕士研究生,主要从事植物营养机理调控及养分资源高效利用研究。E-mail:zhannanbiao@163.com *通信作者:崔秀敏 E-mail:xiumincui@sdau.edu.cn;谷端银 E-mail:guduanyin@163.com

基金项目:山东省重点研发计划项目(2021CXGC010804);山东省自然科学基金项目(ZR2021MC145)

Project supported: Key Research and Development Program of Shandong Province (2021CXGC010804); Natural Science Foundation of Shandong Province, China(ZR2021MC145)

layer of farmland soil than in the deep soil and was higher in brown soil than in fluvo-aquic soil. The contents of total nitrogen, alkalihydrolyzable nitrogen, ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, available phosphorus, and available potassium were also significantly higher in the 0-20 cm soil layer than in the deep layers of brown soil and gradually decreased with greater soil depth. Only the total nitrogen, alkalihydrolyzed nitrogen, and available phosphorus contents in the fluvo-aquic soil were significantly higher than those in the deep soil. The available nutrients of the farmland soil fluctuated with time, with nitrate nitrogen and ammonium nitrogen showing the maximum fluctuations. The maximum coefficients of variation were 44.1% and 47.3%, respectively. In polluted farmland soil of wheat plants, Cd, Pb, and Cu mainly accumulated in leaves, whereas Zn mainly accumulated in grains. The migration degrees of different heavy metal elements from wheat stems and leaves to grains were quite different. Among these, the migration rate of Cd was smallest and the migration rate of Zn was largest. Nitrogen and phosphorus synergists could significantly reduce the content of available heavy metals in brown soil. The contents of available Cd, Cu, Pb, and Zn in the hydroquinone+dicyandiamide+biochar treatment were significantly lower than those of the treatment without it by 24.7%, 19.5%, 23.7%, and 18.1%, respectively. However, the application effect was not obvious in fluvo-aquic soil. The results revealed a certain correlation between heavy metals and nutrients in farmland soil, which was similar through the vertical distribution of the soil. Soil type is an important factor modulating the different effects of nitrogen and phosphorus synergists on the available states of heavy metals.

Keywords: brown soil; fluvo-aquic soil; heavy metal; nutrient availability; heavy metal migration; nitrogen and phosphorus synergists

随着生产工业化、社会现代化的快速发展,区域 农田土壤出现不同程度的污染问题,其中较为突出的 是重金属污染。据全国土壤污染状况调查公报显示, 截止至2013年12月,全国土壤总超标率为16.1%,其 中重金属污染占82.8%、Cd、Cu、Pb、Zn的点位超标率 分别为7.0%、2.1%、1.5%、0.9%[1]。农田土壤重金属含 量与土壤背景值四相比均有显著积累,但总体并未超 出土壤污染风险筛选值[3]。已有研究推测,随着时间 的推移,若不及时采取治理措施,土壤重金属含量将 会持续升高,在土壤深度上以表层积累最为明显。 有关研究表明,农田重金属的来源整体上以肥料施 入、污水灌溉等农业活动为主,部分来源于工矿活动 及其产生的大气沉降[5-6]。中国环境监测总站调查结 果显示,2021年全国土壤安全利用率稳定在90%以 上,但是重点行业用地土壤污染风险不容忽视四,如 工业园区、矿区等。2010—2012年间,受采矿污染的 土地面积超过200万hm²,并且每年以33 000~47 000 hm²的速度递增^[8]。因此,针对重点区域的重金属在 土壤中的富集迁移、重金属对植物的影响、重金属与 土壤养分之间的相关性以及修复重金属污染土壤等 问题已越来越受到人们的重视。

氮素增效剂包括脲酶抑制剂和硝化抑制剂,主要 作用是活化土壤中的氮素和磷素,并间接影响重金属的 有效性。脲酶抑制剂能抑制土壤脲酶活性,减缓尿素水 解,延长其时效¹⁹,如正丁基硫代磷酰三胺(NBPT)、氢醌 (HQ)等。硝化抑制剂能抑制土壤亚硝化细菌等微生 物活性,减缓土壤中铵态氮转化为硝态氮100,如双氰 胺(DCD)、3,4-二甲基吡唑磷酸盐(DMPP)等。磷素

增效剂主要为有机化合物,能吸附或活化土壤中的磷 素,减少土壤磷素的固定和沉淀,提升磷的有效性四, 如腐植酸、生物炭等。研究表明,土壤重金属元素和 养分元素之间存在不可分割的互作效应[12]。土壤重 金属可通过抑制土壤微生物的活性,从而抑制土壤有 机氮的矿化及养分向速效形态的转化[13]。茹淑华 等四在对河北省典型蔬菜产区土壤的研究中发现,全 氮、全磷、有效磷、有机质与重金属Cd之间存在极显 著正相关关系。重金属钝化剂通过吸附、螯合、络合、 氧化还原等作用机制,降低重金属的有效性[15]。例 如:氮磷增效剂中的生物炭可部分吸附重金属[16]。另 外可通过调节土壤养分的活性及含量影响重金属的 赋存形态,如土壤有效磷可与重金属结合生成难溶性 的重金属磷酸盐等[17]。

了解受污染土壤重金属含量与土壤养分的时空 变化,监控植株中重金属含量的分布,针对性地配施 钝化剂或改良剂,遵循"边修复,边生产",既对土壤养 分的高效利用、重金属污染土壤的科学治理以及粮食 安全的保证有重要意义,也是推进中轻度复合污染土 壤综合安全利用的重要措施。本研究以存在中轻度 金矿企业、重工业大气沉降和废液污染的大田土壤为 研究对象,调查棕壤和潮土中污染元素的时空变异特 征,并对污染土壤进行钝化修复研究,以期为小麦、玉 米的安全生产提供理论依据和实践指导。

材料与方法 1

1.1 试验地概况

本试验在山东省烟台市招远市某镇(当地有金

矿,存在大气沉降污染)与山东省聊城市某镇(当地有 化工企业,存在废液污染)进行。两地均属暖温带季 风气候区。招远市年均气温13.4℃,年均降水量525 mm,年均日照时数2489h;土壤为酸性棕壤,pH 4.69~6.85,有机质含量17.5g·kg⁻¹。聊城市年均气温 13.5℃,年均降水量540 mm,年均日照时数2323h; 土壤为典型潮土,pH 7.78~8.48,有机质含量18.1g· kg⁻¹。试验地土壤理化性质如表1所示。

表1 试验地土壤理化性质(mg·kg⁻¹) Table 1 Physical and chemical properties of soil in the experimental site(mg·kg⁻¹)

指标 Indicator	招远 Zhaoyuan	聊城 Liaocheng
碱解氮 Alkali-hydrolyzable nitrogen	111	114
有效磷 Available phosphorus	14.8	16.1
速效钾 Available potassium	170	257
全Cd Total Cd	0.70	1.20
有效态Cd AvailableCd	0.190	0.160
全Cu Total Cu	43.4	60.0
有效态Cu AvailableCu	8.84	2.86
全Pb Total Pb	46.2	37.1
有效态 Pb Available Pb	6.43	4.86
全Zn Total Zn	158	1 594
有效态Zn AvailableZn	32.8	73.5

1.2 试验设计

研究地为小麦-玉米轮作大田,小麦品种为济麦 22,施肥配比为20-12-6(N-P₂O₅-K₂O),由尿素、磷酸 二铵、氯化钾供给。每公顷施氮150 kg作底肥(由尿 素提供氮80 kg、磷酸二铵提供氮70 kg),播种前一次 性撒施深翻;另外每公顷施氮150 kg作追肥(由尿素 提供氮),返青期追施。

取供试0~20 cm耕层土壤进行盆栽试验。将土 壤均匀摊开,待风干后,去除植物根系、石砾及其他杂 物等,捣碎大土块,将土壤充分混合均匀后过筛备用。 试验所用容器为上部直径34 cm、底部直径21 cm、高 度30 cm的白色塑料盆,将24 cm×24 cm的纱布叠双 层铺于盆底,每盆10 kg土样,将氮0.15 g·kg⁻¹、磷 0.10 g·kg⁻¹、钾0.15 g·kg⁻¹与氮磷增效剂混合作底肥 施用。盆栽试验所用的氮磷增效剂为课题组筛选出 的阻控氮磷损失、增产效果良好的组合,氮素增效剂 包括 HQ+DCD、NBPT+DMPP,磷素增效剂为生物炭, 具体处理列于表2。供试玉米品种为郑单958,每盆 播3粒或4粒种子,待种子长到二叶一心时进行间苗, 每盆保留1株。盆栽采用随机区组排列,并定期调换 盆的位置。试验过程中,通过称量法确定灌水量。 农业环境科学学报 第43卷第2期

表2 盆栽试验处理

Table 2 Different treatments of pot experiment

供试土壤 Experimental soil	处理代号 Treatment code	处理 Treatment
棕壤 Brown soil	CK1	底肥(尿素 0.15 g·kg ⁻¹ 、磷酸二铵 0.10 g·kg ⁻¹ 、硫酸钾 0.15 g·kg ⁻¹)
	A1	底肥+HQ(纯氮量的1.5%)+DCD(纯氮 量的4%)+生物炭
	B1	底肥+NBPT(纯氮量的0.3%)+DMPP (纯氮量的0.5%)+生物炭
潮土 Fluvo-aquic soil	CK2	底肥(尿素 0.15 g·kg ⁻¹ 、磷酸二铵 0.10 g·kg ⁻¹ 、硫酸钾 0.15 g·kg ⁻¹)
	A2	底肥+HQ(纯氮量的1.5%)+DCD(纯氮 量的4%)+生物炭
	B2	底肥+NBPT(纯氮量的0.3%)+DMPP (纯氮量的0.5%)+生物炭

1.3 样品采集及测定方法

样品采集:田间试验在小麦不同生育期采集土壤 样品,招远取样地取0~20、20~40、40~60 cm 3 个层次 土样,聊城取0~20、20~40、40~60、60~80、80~100 cm 5 个层次土样。用土钻在小麦行间取土,将不同深度土 样各自充分混匀,将其中的石砾、根系及有机残体等剔 除,部分鲜土样用于测定土壤铵态氮、硝态氮,其余土 样于室内阴凉处自然风干、磨细,分别过10、16、100 目 筛后密封保存。其中过10目筛的土样用于测定土壤重 金属有效态含量,过16目筛的土样用于测定土壤碱解 氮、有效磷和速效钾含量,过100目筛的土样用于测定 土壤重金属全量和全氮含量。在小麦收获期采集小麦 植株样品,分割茎、叶、籽粒于烘箱烘干,用磨碎机粉碎 后过100目筛,密封保存,用于测定植株重金属含量。

盆栽试验每隔15d观察记录植株长势以及采集 土壤样品,即播种后第0、15、30、45、60天调查取样。 取植株与盆体内缘间的0~20 cm 土样,多点取样,充 分混匀,土样处理方法同田间试验土样。

测定方法:土壤重金属Cd、Cu、Pb、Zn全量采用 盐酸-硝酸-氢氟酸-高氯酸消解、电感耦合等离子体 发射光谱法测定(iCAP 7000系列);土壤重金属Cd、 Cu、Pb、Zn有效态采用DTPA浸提、电感耦合等离子 体发射光谱法测定(iCAP 7000系列);土壤全氮采用 微量凯氏定氮法测定;土壤铵态氮、硝态氮采用氯化 钾浸提、流动注射分析仪测定;土壤碱解氮采用碱解 扩散法测定;土壤有效磷采用碳酸氢钠浸提、钼锑抗 比色法测定;土壤速效钾采用醋酸铵浸提、火焰光度 计法测定;植株重金属Cd、Cu、Pb、Zn采用浓硝酸-高 氯酸消解、电感耦合等离子体发射光谱法测定(iCAP

2024年2月 7000系列)。

1.4 统计分析

1.8

采用转移系数(TF)来表征各种重金属从小麦 茎、叶向籽粒迁移的能力,具体计算公式如下:

TF_{新粒塔}=小麦籽粒的重金属含量(mg·kg⁻¹)/小麦 茎的重金属含量(mg·kg⁻¹)

TF ###=小麦籽粒的重金属含量(mg·kg⁻¹)/小麦 叶的重金属含量(mg·kg⁻¹)

土壤单项质量指数的分析按照《土壤环境质量

2 结果与分析 2.1 棕壤和潮土中Cd形态的时空变化 棕壤和潮土0~20 cm 土层的全Cd、有效态Cd含 量显著高于深层土壤,目棕壤全Cd含量随着土层深 1.8 (b)潮土Fluvo-aquic soil 全Cd Total Cd/(mg・kg⁻¹) 1.5 1.2 ał ab 0.9 ¥Β 0.6 **X** C 0.3 0

农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-

2018)所规定的进行^[3]。采用 Microsoft Excel 2013 软

件对数据进行处理和绘图,采用 SPSS 26 软件进行数

据统计,Duncan多重比较法进行显著性分析。



□ 0~20 cm □ 20~40 cm □ 40~60 cm □ 60~80 cm □ 80~100 cm

不同大写字母表示不同土壤深度间差异显著(P<0.05),不同小写字母表示不同月份间差异显著(P<0.05)。下同。

Different capital letters indicate significant differences between different soil depths (P<0.05), different lowercase letters indicate significant differences between months (P < 0.05). The same below

图1 棕壤、潮土中全Cd、有效态Cd的含量及有效态Cd占比

Figure 1 Contents of total Cd, available Cd and the proportion of available Cd in brown soil and fluvo-aquic soil

度的增加而显著降低(图 1a~图 1d)。棕壤 0~20 cm 土 层的全 Cd 含量均超出 GB 15618—2018 农用地土壤 污染风险管控标准中 Cd风险筛选值(0.3 mg·kg⁻¹),需 要采取农艺措施进行管控;潮土 0~20 cm 土层的全 Cd 含量均超出 GB 15618—2018 中的土壤污染风险筛选 值(0.6 mg·kg⁻¹)。

从时间看,当年12月至次年6月的棕壤各土层全 Cd含量缓慢上升,12月与次年6月全Cd含量差异显 著(图1a)。棕壤0~20 cm土层中有效态Cd含量随时 间变化不显著(图1c)。潮土0~20 cm土层中,全Cd 与有效态Cd含量有相似的动态变化过程:当年10— 12月全Cd和有效态Cd含量均在增加,此后至次年3 月含量均降低,再后来至5月含量又增加。潮土其他 土层含量变化规律不明显(图1b、图1d)。

棕壤和潮土0~20 cm 土层有效态 Cd 在全 Cd 中的 占比均显著高于深层土壤(P<0.05),棕壤 0~20 cm 土 层中有效态 Cd 占比在 19.1%~22.8% 之间,潮土在 12.6%~15.8% 之间,棕壤 0~20 cm 土层中有效态 Cd 的 占比高于潮土(图 1e、图 1f)。

2.2 棕壤和潮土中Cu形态的时空变化

棕壤和潮土 0~20 cm 土层全 Cu、有效态 Cu 含量 显著高于深层土壤,且棕壤有效态 Cu 含量随着土层 深度的增加显著降低(图 2a~图 2d)。棕壤 0~20 cm 土 层的全 Cu 含量部分超出 GB 15618—2018 中 Cu 风险 筛选值(50 mg·kg⁻¹),可能存在土壤污染风险;潮土各 深度的全 Cu 含量均未超出土壤污染风险筛选值 (100 mg·kg⁻¹)。

从时间看,当年12月至次年6月的棕壤0~20 cm 土层全Cu含量缓慢上升,当年12月与次年6月全Cd 含量差异显著(图2a);棕壤0~20 cm土层当年12月的 有效态Cu含量显著低于次年6月(图2c)。潮土全Cu 含量在各土层中的动态变化相似:当年10—11月,全 Cu含量显著增加,此后至次年2月显著下降,4月至5 月又显著增加(图2b)。潮土各土层有效态Cu含量随 时间变化不显著(图2d)。

棕壤 0~20 cm 土层的有效态 Cu 在全 Cu 中的占比 显著高于深层土壤(图 2e);而潮土各深度土层的有 效态 Cu 占比相当(图 2f)。棕壤 0~20 cm 土层的有效 态 Cu 占全 Cu 含量的 21.9%~26.5%,显著高于潮土的 4.76%~8.69%。

2.3 棕壤和潮土中Pb形态的时空变化

棕壤和潮土 0~20 cm 土层的全 Pb、有效态 Pb 含 量显著高于深层土壤。棕壤 0~20 cm 土层的全 Pb平 均含量为49.7 mg·kg⁻¹,显著高于潮土(图 3a、图 3b); 棕壤 0~20 cm 土层的有效态 Pb 平均含量为8.30 mg· kg⁻¹,亦显著高于潮土(图 3c、图 3d)。棕壤和潮土全 Pb 含量均未超出土壤污染风险筛选值(90 mg·kg⁻¹, 170 mg·kg⁻¹)。

从时间看,棕壤 0~20 cm 土层全 Pb 含量随时间变 化不显著,有效态 Pb 含量次年6月显著高于其他月 份;潮土 0~20 cm 土层全 Pb 含量缓慢下降,有效态 Pb 含量随时间变化规律不明显。

棕壤 0~20 cm 土层的有效态 Pb 占全 Pb 的 13.3%~22.2%,次年3、4、6月的0~20 cm 土层有效态 Pb 占比显著高于深层土壤(图 3e)。潮土0~20 cm 土 层的有效态 Pb 占全 Pb 的13.1%~19.7%,11 月至次年4 月的0~20 cm 土层有效态 Pb 占比显著高于深层土壤 (图 3f)。

2.4 棕壤和潮土中Zn形态的时空变化

总体看,潮土全Zn、有效态Zn含量高于棕壤。棕 壤和潮土0~20 cm土层全Zn、有效态Zn含量显著高 于深层土壤,且棕壤有效态Zn含量随深度增加而显 著降低(图4a~图4d)。棕壤各土层的全Zn含量均未 超出土壤污染风险筛选值(200 mg·kg⁻¹);潮土各土层 的全Zn含量均远超出土壤污染风险筛选值(300 mg· kg⁻¹),需采取严格的管控措施。

从时间看, 棕壤和潮土中全Zn、有效态Zn含量与 时间关系的规律不明显。棕壤 0~20 cm 土层全Zn 含 量在 176 mg·kg⁻¹附近波动, 有效态Zn 含量在 32.3 mg·kg⁻¹附近波动(图4a、图4c)。潮土 0~20 cm 土层 的全Zn、有效态Zn含量变化幅度较大, 波动范围分别 为1412~1802、63.6~77.9 mg·kg⁻¹(图4b、图4d)。

棕壤各土层有效态Zn占比显著高于潮土。棕壤 中有效态Zn占比的规律性较低(图4e);潮土0~20 cm 土层有效态Zn占全Zn百分比要显著高于深层土壤 (图4f)。

2.5 棕壤和潮土中各养分含量的时空变化

由表3可知,棕壤和潮土0~20 cm 土层全氮、碱 解氮、硝态氮、铵态氮、有效磷、速效钾含量均显著高 于深层土壤。棕壤各养分含量随土层深度的增加而 逐渐降低,其中全氮、碱解氮含量显著降低。潮土的 碱解氮、硝态氮、铵态氮、有效磷含量在深层土壤中差 异不显著,全氮、速效钾含量在部分土层间差异显著。

棕壤和潮土的全氮、速效钾含量没有显著差异 (P>0.05),全氮平均含量分别为0.300、0.320 g·kg⁻¹, 速效钾平均含量分别为161、155 mg·kg⁻¹。棕壤碱解



图2 棕壤、潮土中全Cu、有效态Cu的含量及有效态Cu占比

Figure 2 Contents of total Cu, available Cu and the proportion of available Cu in brown soil and fluvo-aquic soil

氦、铵态氮、有效磷平均含量分别为67.4、11.8、16.5 mg·kg⁻¹,显著高于(P<0.05)潮土的平均碱解氮(47.5 mg·kg⁻¹)、铵态氮(8.87 mg·kg⁻¹)、有效磷(9.68 mg· kg⁻¹)含量。棕壤的硝态氮平均含量为3.47 mg·kg⁻¹, 显著低于(P<0.05)潮土的(10.8 mg·kg⁻¹)。

各个土层中的养分含量随时间推移均会发生波 动性变化,波动幅度大小可用变异系数表示。由表4 可看出,棕壤的硝态氮、铵态氮变异系数较大,全氮、 碱解氮变异系数小。潮土的铵态氮变异系数最大,硝 态氮次之;与棕壤类似,潮土的全氮变异系数较小。 由此推测,供试土壤中的硝态氮、铵态氮含量易波动, 全氮含量较稳定。棕壤和潮土在各土层中的各养分 含量变异系数无明显统一规律。

2.6 棕壤和潮土0~20 cm土层中重金属与土壤养分的 关系

由表5可知,棕壤0~20 cm 土层中,全Cu、有效态 Pb、全Zn 与速效磷呈极显著正相关,全Cu、有效态Cu 与速效钾呈极显著正相关,全氮与有效态Pb呈极显 著正相关,硝态氮与全Pb呈显著正相关,铵态氮与全 Zn呈显著正相关。由表6可知,在潮土0~20 cm 土层



Figure 3 Contents of total Pb, available Pb and the proportion of available Pb in brown soil and fluvo-aquic soil

中,有效态Cd、有效态Cu、全Zn与有效磷呈极显著正 相关,全Pb、有效态Zn与有效磷呈显著正相关,有效 态Cu与速效钾呈极显著正相关,全氮与全Cu呈极显 著正相关,全氮与有效态Cu呈显著正相关,铵态氮与 全Pb呈极显著正相关,碱解氮与有效态Pb呈极显著 正相关,碱解氮与有效态Zn呈显著正相关。总的来看, 土壤中重金属的有效性与有效磷含量关系最密切。

2.7 棕壤和潮土收获期小麦植株部分器官重金属含量

棕壤和潮土收获期小麦籽粒中Cd含量显著低于 茎和叶(图5a),Pb和Cu含量显著低于叶(图5b、图 5c);而Zn含量高于叶,并显著高于茎(图5d)。叶中的Cd、Pb、Cu含量最高,茎次之,籽粒最低。Zn在籽粒中的含量最高,叶次之,茎最少。

棕壤和潮土小麦收获期籽粒中 Cd 的含量分别 为0.017 0、0.013 0 mg·kg⁻¹,均未超出 GB 2762—2022 国家食品安全标准中 Cd 含量标准限值(0.1 mg· kg⁻¹); Pb 含量分别为 3.45、4.69 mg·kg⁻¹,均超出 GB 2762—2022 国家食品安全标准中 Pb 含量标准限值 (0.2 mg·kg⁻¹),是标准限值的 17.2、23.5 倍。棕壤和 潮土收获期小麦叶中 Cu 含量分别为 13.3、15.2 mg·



Figure 4 Contents of total Zn, available Zn and the proportion of available Zn in brown soil and fluvo-aquic soil

kg⁻¹,是籽粒的2.1、4.1倍。棕壤和潮土收获期小麦 籽粒中Zn含量分别为50.8、32.2 mg·kg⁻¹,是茎中的 3.1、2.3倍。

2.8 棕壤和潮土小麦重金属的迁移程度

如表7所示,TF_{将粒落}、TF_{将粒叶}两者数值越小,表明 重金属从小麦茎、叶向籽粒中的迁移越困难。棕壤和 潮土Zn的TF_{新粒序}和TF_{新粒世}均显著高于Cd、Pb、Cu,表 明无论是在棕壤还是在潮土中,Zn从小麦茎、叶向籽 粒中迁移的能力在4种重金属元素中均是最强的。

在棕壤和潮土中,Cd的TF_{料粒}型和TF_{料粒叶}在4种重金 属元素的转移系数中均为最小,表明无论是棕壤还是 潮土,Cd从小麦茎、叶向籽粒迁移的能力均最弱。

2.9 不同氮磷增效剂处理对盆栽棕壤、潮土重金属含 量的影响

如图6所示,氮磷增效剂处理60d后,棕壤A1处 理的有效态 Cd、Cu、Pb、Zn 含量均显著低于 CK1 处 理,分别较CK1降低24.7%、19.5%、23.7%、18.1%。棕 壤B1处理的有效态Cd、Cu含量与CK1处理之间无显

农业环境科学学报 第43卷第2期

表 3	棕壤和潮土	:养分在不	同土层间	的含量差昇

Table 3	Nutrient content	difference betw	een brown soi ¹	l and fluvo-a	aquic soil in	different soil	lavers
rubic 5	rutifont contont	uniterence beth	CON DIGHT DON	i unu nuvo u	iquit son m	uniforent son.	iu, oio

土壤类型 Soil type	土层深度 Soil depth/ cm	全氮 Total nitrogen/ (g•kg ⁻¹)	碱解氮 Alkali-hydrolyzable nitrogen/(mg·kg ⁻¹)	硝态氮 Nitrate nitrogen/ (mg•kg ⁻¹)	铵态氮 Ammonium nitrogen/ (mg·kg ⁻¹)	有效磷 Available phosphorus/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾 Available potassium/ (mg•kg ⁻¹)
棕壤	0~20	0.441±0.035 1a	104±7.90a	4.94±2.03a	17.0±2.57a	32.3±3.58a	210±31.3a
Brown soil	20~40	$0.267{\pm}0.031~{\rm 5b}$	$56.3 \pm 6.56 \mathrm{b}$	$3.54 \pm 1.56 ab$	$9.93 \pm 3.76 \mathrm{b}$	$9.59 \pm 2.03 \mathrm{b}$	$143\pm32.4b$
	40~60	$0.205 \pm 0.021 \ 4c$	41.5±5.88c	$1.94 \pm 0.286 \mathrm{b}$	$8.44 \pm 4.00 b$	$7.55 \pm 1.59 \mathrm{b}$	$130\pm20.0b$
潮土	0~20	0.500±0.035 9a	88.6±11.5a	14.6±2.94a	10.7±4.92a	27.6±2.63a	226±33.2a
Fluvo–aquic soil	20~40	$0.263{\pm}0.026~\mathrm{6cd}$	40.4 ± 6.40 b	$9.08 \pm 2.46 \mathrm{b}$	8.87±3.97a	$5.84 \pm 1.22 b$	115±7.48c
	40~60	$0.249{\pm}0.042~{\rm 2d}$	$35.8 \pm 4.30 \mathrm{b}$	$10.2\pm2.33b$	8.04±2.84a	$5.37{\pm}0.939{\rm b}$	133±24.1bc
	60~80	$0.299{\pm}0.018~3{\rm bc}$	$35.5 \pm 6.08 \mathrm{b}$	$9.69 \pm 1.93 \mathrm{b}$	8.54±2.99a	$5.00 \pm 0.835 \mathrm{b}$	$145 \pm 38.9 \mathrm{bc}$
	80~100	$0.314{\pm}0.046~{\rm 4b}$	37.4±5.15b	$10.2\pm2.46b$	8.19±3.01a	4.61±1.19b	155±33.2b

注:每列不同字母表示相同土壤的不同深度间差异显著(P<0.05)。

Note: Different letters in each column indicate significant differences between different depths on the same soil (P<0.05).

表4 棕壤和潮土不同土层间的养分含量变异系数

Table 4 Variation coefficient of nutrient content between different soil layers of brown soil and fluvo-aquic soil

土壤类型 Soil type	土层深度 Soil depth/cm	全氮 Total nitrogen	碱解氮 Alkali-hydrolyzable nitrogen	硝态氮 Nitrate nitrogen	铵态氮 Ammonium nitrogen	有效磷 Available phosphorus	速效钾 Available potassium
棕壤	0~20	0.079 6	0.075 7	0.411	0.151	0.111	0.149
Brown soil	20~40	0.118	0.117	0.441	0.379	0.211	0.227
	40~60	0.104	0.142	0.148	0.473	0.210	0.154
潮土	0~20	0.071 9	0.130	0.201	0.459	0.095 4	0.147
Fluvo-aquic soil	20~40	0.101	0.159	0.271	0.448	0.209	0.064 8
	40~60	0.170	0.120	0.229	0.353	0.175	0.181
	60~80	0.061 4	0.171	0.199	0.350	0.167	0.269
	80~100	0.148	0.138	0.240	0.368	0.258	0.214

表5 棕壤0~20 cm 土层中重金属元素与土壤养分之间的相关性

Table 5 Correlation between heavy metal elements and soil nutrients in 0-20 cm soil layer of brown soil

土壤养分	全Cd	有效态Cd	全Cu	有效态Cu	全Pb	有效态Pb	全Zn	有效态Zn
Soil nutrient	Total Cd	Available Cd	Total Cu	Available Cu	Total Pb	Available Pb	Total Zn	Available Zn
有效磷 Available phosphorus	0.030	-0.175	0.445**	0.320	0.049	0.397**	0.312**	0.215
速效钾 Available potassium	0.303	0.014	0.633**	0.478**	-0.064	0.033	-0.165	-0.300
全氮 Total nitrogen	-0.139	-0.152	-0.071	0.112	-0.166	0.479**	-0.137	-0.129
硝态氮 Nitrate nitrogen	-0.200	0.029	0.096	0.118	0.390*	-0.167	-0.209	0.122
铵态氮 Ammonium nitrogen	-0.115	0.224	0.205	0.182	-0.041	0.060	0.463*	-0.096
碱解氮 Alkali-hydrolyzable nitrogen	-0.095	-0.089	-0.005	0.214	-0.037	0.238	-0.318	0.068

注:*和 **分别表示在 0.05 和 0.01 水平上差异显著。下同。

Note:* and ** indicate significant differences at 0.05 and 0.01 levels, respectively. The same below.

著性差异,但高于A1处理;有效态Pb、Zn含量显著低于CK1处理,但高于A1处理。以上表明在棕壤中, A1处理降低重金属有效态含量的效果更显著。潮土 A2、B2处理的有效态Cd、Cu、Pb、Zn含量虽然高于 CK2处理,但差异均不显著。

3 讨论

3.1 棕壤和潮土中重金属与养分的关系

本研究发现,与对应土类的土壤背景值相比¹², Cd、Cu、Pb、Zn 4种重金属元素在工业园区附近的棕 2024年2月

表6 潮土0~20 cm土层中重金属元素与土壤养分之间的相关性

Table 6 Correlation between heavy metal elements and soil nutrients in 0-20 cm soil layer of fluvo-aquic soil

	-					-	-	
土壤养分	全Cd	有效态Cd	全Cu	有效态Cu	全Pb	有效态 Pb	全Zn	有效态Zn
Soil nutrient	Total Cd	Available Cd	Total Cu	Available Cu	Total Pb	Available Pb	Total Zn	Available Zn
有效磷 Available phosphorus	-0.294	0.442**	0.251	0.451**	0.363*	0.308	0.593**	0.413*
速效钾 Available potassium	-0.089	0.177	0.316	0.486**	0.057	0.296	-0.155	0.309
全氮Total nitrogen	-0.101	-0.036	0.496**	0.424*	0.035	0.104	-0.14	-0.187
硝态氮 Nitrate nitrogen	-0.025	-0.117	-0.026	0.125	-0.021	0.162	-0.012	-0.062
铵态氮 Ammonium nitrogen	-0.114	-0.160	0.070	-0.155	0.439**	0.233	0.271	-0.162
碱解氮 Alkali–hydrolyzable nitrogen	-0.197	0.251	0.008	0.108	0.196	0.460**	0.029	0.397*





□ 茎 Stem □ 叶 Leaf □ 籽粒 Grain 不同小写字母表示不同器官间差异显著(P<0.05)。</p>

Different lowercase letters indicate significant differences between organs(P < 0.05).

图5 棕壤、潮土小麦收获期植株 Cd、Pb、Cu、Zn 含量

Figure 5 Contents of Cd, Pb, Cu and Zn in wheat during harvest in brown soil and fluvo-aquic soil

表7 棕壤和潮土小麦的重金属转移系数

Table 7 Transfer coefficient of heavy metals to wheat in brown

soil and fluvo-aquic soil								
元素	棕壤 Br	own soil	潮土 Fluvo-aquic soil					
Element	TF _{籽粒/茎}	TF _{籽粒/叶}	TF _{籽粒/茎}	TF _{将粒/叶}				
Cd	$0.36 \pm 0.06 \mathrm{b}$	$0.24\pm0.04c$	$0.28 \pm 0.06 c$	$0.18{\pm}0.05{\rm c}$				
Pb	$0.78 \pm 0.02 \mathrm{b}$	$0.40\pm0.04\mathrm{b}$	$0.93{\pm}0.02{ m b}$	$0.86 \pm 0.04 \mathrm{b}$				
Cu	$0.83 \pm 0.05 \mathrm{b}$	$0.48 \pm 0.04 \mathrm{b}$	$0.83 \pm 0.12 \mathrm{b}$	$0.24 \pm 0.02 c$				
Zn	3.29±0.60a	1.10±0.07a	2.35±0.10a	1.51±0.08a				

注:不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。

Note: The different lowercase letters indicate significant differences among treatments (P < 0.05).

壤和潮土中均存在积累的现象,其中以表层积累最为 明显。窦韦强等^[18]的研究发现,农田成土母质为河流 冲积物、第四纪红色黏土的土壤中,Cu、Zn、Pb、Cd 4 种重金属元素在土壤表层有显著积累。4种重金属 的污染源主要有肥料施入、污水灌溉、工矿活动及其 产生的大气沉降等^[6]。本研究区处在工业园区附近, 工矿活动引起的重金属污染较为突出。重金属在土 壤中经吸附、固持、迁移转化,包括吸附-解吸、溶解-沉淀、氧化-还原、络合等^[15]作用,形态发生多重变化, 如从碳酸盐结合态向水溶态、螯合态、交换态转变,从





Figure 6 Effects of different treatments on available Cd, Cu, Pb, Zn in potted brown soil and fluvo-aquic soil

交换态转变为铁锰氧化物结合态等。研究区表层土 壤的重金属含量高,可能是与重金属在土壤表层较易 被吸附、固持有关。如表3所示,0~20 cm 土层全氮、 碱解氮、硝态氮、铵态氮等养分含量均显著高于深层 土壤,这是因为表层养分丰富且物质接近大气圈,生 物活动最为活跃。重金属在解吸、溶解、氧化还原、络 合等作用下,有效性较高,导致土壤表层重金属有效 态占比通常高于深层土壤。

重金属迁移转化及有效态含量受多种因素的影响^[19],其中pH的高低与重金属形态关系最为密切^[20]。 有关研究表明,pH可改变土壤中重金属元素的吸附 位、吸附表面的稳定性、存在形态和配位性能等,从而 影响土壤中重金属元素的化学行为^[21]。pH上升会增 加土壤中黏土矿物、水合氧化物和有机质表面的负电 荷,加强对重金属离子的吸附力,有利于重金属难溶 物的形成,降低土壤中游离重金属离子含量,从而影 响土壤中重金属的形态^[22]。本研究所用的棕壤 pH (4.69~6.85)低于潮土 pH(7.78~8.48),棕壤中的土壤 胶体所带负电荷较少,故其表层土壤中重金属元素的 有效态含量占全量的百分比明显高于潮土^[23]。有关

研究表明,土壤养分可通过改变pH间接影响重金属 的有效性,比如在氮代谢过程中发生的氧化、还原等 过程会使pH产生相应的变化[24]。如表4所示,土壤 硝态氮、铵态氮的变异系数显著高于(P<0.05)其他养 分,表明土壤中硝化、反硝化等氮素代谢过程较为活 跃,易产生小范围内的pH变化。而pH的升高,易使 重金属离子与碳酸根、磷酸根等离子作用而沉淀[25]。 由表5、表6进一步推断可知,与其他土壤化学性质相 比,土壤有效磷含量对重金属元素的影响最大。棕壤 表层土壤中,与有效磷呈极显著正相关的是全Cu、有 效态 Pb、全 Zn;在潮土表层土壤中,有效态 Cd、有效 态Cu、全Zn与有效磷呈极显著正相关,全Pb、有效态 Zn与有效磷呈显著正相关。这主要是由于这几种元 素形态易与土壤中的磷结合形成磷酸盐,并随着有效 磷含量的增加而逐渐积累四。可见,重金属元素在土 壤中的行为与土壤养分关系密切[26]。

有研究表明,土壤的养分含量高(表3),土壤微 生物多样性及丰度也高,因此必定会产生更多的有机 酸、铁载体、类黄酮、植物激素等代谢产物来螯合、络 合水溶态的重金属^[27];另外这些微生物也会分泌一些 有机酸代谢物,如乳酸、甲酸、苹果酸、草酸、丙酮酸等 来活化土壤中难溶态重金属^[27]。前者固定具有直接 危害性的水溶态重金属,后者增加重金属有效性。此 外,土壤微生物产生的这些有机质也会影响重金属迁 移转化及赋存形态,主要是有机质可络合、螯合重金 属,降低重金属的迁移转化能力,从而降低重金属有 效态含量^[28];但这也使得氨基酸等小分子有机物螯合 重金属,并通过细胞膜上的通道蛋白直接进入植物体 内^[29]。另有研究表明,土壤物理性质也会影响重金属 的有效性,如土壤质地、团聚体等^[30]。

3.2 棕壤和潮土中重金属在小麦器官中的含量差异

本研究发现,4种重金属元素在小麦植株茎、叶 和籽粒中含量差异较大,这可能与重金属在土壤中的 物质结构和元素价态、溶解度以及土壤中共存离子的 种类和浓度等因素有关[31],也与细胞膜上离子通道蛋 白的种类、数目和活性等有关^[32]。其中 Cd、Pb、Cu 主 要在叶片积累,Zn则主要积累在籽粒。如表7所示, Cd从小麦茎、叶向籽粒迁移的程度最小,Zn从小麦 茎、叶向籽粒迁移的程度最大。Zn既是小麦生长发 育必需营养元素,也是重金属元素,由于植物存在同 化物的运输优先供应生长中心的特性,小麦在其发育 后期会加速从茎、叶等营养器官向籽粒转运Zn^[33],因 此小麦籽粒对Zn有较大的积累量。研究表明,Zn在 韧皮部的移动性也较强^[34],而且Cd与Zn在小麦籽粒 发育过程中转运和积累模式大致相同,即主要通过韧 皮部运输进入小麦籽粒[35]。因此,Zn可能通过抑制韧 皮部 Cd 的运输,从而减少 Cd 向籽粒的转运及积 累^[36]。此外,Zhang等^[37]的研究表明,Cd向地上部转运 与液泡膜Cd转运蛋白失活相关。但是,Cd是否主要 通过韧皮部运输进入小麦籽粒,以及影响Cd向籽粒 的转运与积累的具体因素,还有待进一步研究。

在实际生产过程中,为减少重金属进入到籽粒 中,可在叶面适当喷施阻控剂,其作用机理就是利用 元素间的生理阻隔、元素拮抗和转运竞争作用^[38]。生 理阻隔就是通过诱导植物质膜将重金属转运体(转运 蛋白)阻隔在液泡等器官内,阻止重金属迁移至生殖 器官中,或者通过大分子物质螯合重金属使其不能通 过质膜。元素拮抗和竞争吸收类似,即通过营养元素 或其他金属离子干扰植物对重金属的吸收,与重金属 竞争跨膜转运蛋白位点,减少植物体内重金属总量, 从而减轻重金属对植物的危害^[38]。

3.3 氮磷增效剂对棕壤、潮土中重金属的影响

氮素增效剂能活化土壤中的氮素养分,进而增强

土壤微生物和酶的活性,促进小分子有机物的释放和 腐殖质的生成,可螯合、络合土壤中的重金属,间接降 低重金属的有效性^[27]。磷素增效剂以有机物和益生 菌为主,能活化土壤养分资源,将无效化的、被固定的 大量磷素释放出来。生物炭是一种常见的磷素增效 剂,施用于土壤后,可以吸附氮、磷元素,减少土壤养分 淋失,提高磷肥的利用率^[11]。已有研究表明,生物炭显 著影响土壤中重金属迁移和行为形态^[16],对重金属有 很强的吸附能力,可降低土壤中重金属可交换态含 量^[39]。此外,氮磷增效剂的施用能提高土壤中速效养 分的含量,促进植株的生长发育,同时生成的代谢产物 又能吸附、络合重金属,降低重金属的有效性^[27]。

棕壤中施用氮磷增效剂会降低重金属有效态的 含量,而潮土中施用氮磷增效剂对重金属有效态含量 无显著影响。根据上述研究结果推测,随着氮磷增效 剂的施入,土壤中的氮素、磷素持续被活化。丰富的 氮素利于植物的生长和土壤微生物的繁殖,更易产生 有机代谢产物螯合重金属;而活化的磷素与重金属发 生作用,可降低重金属生物有效性。棕壤的有效磷含 量显著高于潮土(P<0.05,表3),且有效磷与土壤重金 属存在一定程度的正相关(表5、表6),又因为偏酸性 的土壤重金属有效态本底高^[22],故棕壤中重金属有效 态含量较潮土高。虽然施入的氮磷增效剂能够活化 土壤中的氮磷,但潮土质地较黏重,氮磷增效剂能够活化 土壤中的氮磷,但潮土质地较黏重,氮磷增效剂被土壤 吸附在固定位置,不易发生作用甚至失活^[40];而棕壤质 地较轻,大孔隙较多,氮磷增效剂能最大限度地发挥作 用。因而在棕壤上施用氮磷增效剂的效果较潮土好。

4 结论

(1)Cd、Pb、Cu、Zn4种重金属元素存在明显的表 层积累现象,其中Cd积累最明显。棕壤表层土壤重金 属有效性明显高于潮土,这与土壤养分、pH等密切相 关。

(2)土壤养分存在表层积累现象。表层土壤全 氮、碱解氮、有效磷和速效钾含量均显著高于深层土 壤,铵态氮、硝态氮含量高于深层土壤。土壤硝态氮和 铵态氮有较大的变异系数,说明其随时间变化幅度大, 氮素代谢较为活跃。土壤有效磷与重金属元素有效 性的相关性最大。

(3)小麦植株体内 Cd、Pb、Cu 主要在叶片积累, Zn 主要在籽粒积累。不同重金属元素从小麦茎、叶 向籽粒的迁移程度的差异较大,其中 Cd 迁移程度最 小,Zn 迁移程度最大。

(4)棕壤中施用氮磷增效剂会显著减少有效态 Cu、Zn、Pb、Cd的含量,而在潮土中施用效果不显著。 施用氢醌+双氰胺+生物炭后土壤重金属有效性降低 效果较正丁基硫代磷酰三胺+3,4-二甲基吡唑磷酸 盐+生物炭显著。

参考文献:

- [1] 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: 中华人民共和国国家发展和改革委员会,2014:1-3. Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources. National bulletin of soil pollution survey China[R]. Beijing: National Development and Reform Commission, 2014:1-3.
- [2] 国家环境保护局,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,1990:98-145. State Environmental Protection Administration, China National Environmental Monitoring Centre. Chinese soil element background values[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990:98-145.
- [3] 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:生态环境部, 国家市场监督管理总局, 2018. Ministry of Ecology and Environment, State Administration for Market Regulation. Soil environment quality risk control standard for soilcontamination of agriculture land: GB 15618—2018[S]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment, State Administration for Market Regulation, 2018.
- [4] 徐明岗, 武海雯, 刘景. 长期不同施肥下我国 3种典型土壤重金属的累积特征[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(12):2319-2324. XU M G, WU H W, LIU J. Evolution of heavy metal contents of three soils under long-term fertilizations[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2010, 29(12):2319-2324.
- [5] 陈雅丽, 翁莉萍, 马杰, 等. 近十年中国土壤重金属污染源解析研究 进展[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(10):2219-2238. CHEN Y L, WENG L P, MA J, et al. Review on the last ten years of research on source identification of heavy metal pollution in soils[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, 38(10):2219-2238.
- [6] ZHANG Q, WANG C. Natural and human factors affect the distribution of soil heavy metal pollution: a review[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2020, 231(7):350.
- [7] 生态环境部. 2021 中国生态环境状况公报[R]. 北京:生态环境部, 2022. Ministry of Ecology and Environment. 2021 Communique on the status of China's ecology and environment[R]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment, 2022.
- [8] 余涛,蒋天宇,刘旭,等.土壤重金属污染现状及检测分析技术研究 进展[J]. 中国地质, 2021, 48(2):460-476. YU T, JIANG T Y, LIU X, et al. Research progress in current status of soil heavy metal pollution and analysis technology[J]. *Geology in China*, 2021, 48(2):460-476.
- [9] 万伟帆,李斐,红梅,等.氮肥用量和脲酶抑制剂对滴灌马铃薯田氧 化亚氮排放和氨挥发的影响[J]. 植物营养与肥料学报,2018,24
 (3):693-702. WAN W F, LI F, HONG M, et al. Effects of nitrogen rate and urease inhibitor on N₂O emission and NH₃ volatilization in

drip irrigated potato fields[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2018, 24(3):693–702.

- [10] 宋涛, 尹俊慧, 胡兆平, 等. 脲酶/硝化抑制剂减少农田土壤氮素损失的作用特征[J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(4):585-597. SONG T, YIN J H, HU Z P, et al. Characteristics of urease/nitrification inhibitors in reducing nitrogen losses in farmland soils[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2021, 38(4):585-597.
- [11] OBIA A, MULDER J, MARTINSEN V, et al. *In situ* effects of biochar on aggregation, water retention and porosity in light-textured tropical soils[J]. *Soil and Tillage Research*, 2016, 155:35-44.
- [12] LI W, LI H F, QASIM W, et al. Heavy metal and nutrient concentrations in top – and sub-soils of greenhouses and arable fields in east China: effects of cultivation years, management, and shelter[J]. Environmental Pollution, 2022, 307:119494.
- [13] ABDU N, ABDULLAHI A A, ABDULKADIR A. Heavy metals and soil microbes[J]. Environmental Chemistry Letters, 2017, 15(1):65– 84.
- [14] 茹淑华, 徐万强, 杨军芳, 等. 河北省典型蔬菜产区土壤养分和重金属累积特征及相关性研究[J]. 食品安全质量检测学报, 2017, 8
 (8):2977-2982. RUSH, XUWQ, YANGJF, et al. Characteristics and correlation of main soil nutrients and heavy metals accumulation in vegetable production areas of Hebei Province[J]. Journal of Food Safety & Quality, 2017, 8(8):2977-2982.
- [15] SOUZA L R R, POMAROLLI L C, DA VEIGA M A M S. From classic methodologies to application of nanomaterials for soil remediation : an integrated view of methods for decontamination of toxic metal (oid) s
 [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020, 27 (5) : 10205–10227.
- [16] 黄晓雅,李莲芳,朱昌雄. 生物炭老化对土壤重金属的固定效应研究进展[J]. 农业资源与环境学报, 2022, 39(1):157-164. HUANG X Y, LI L F, ZHU C X. Research progress on the fixation effect of biochar aging on heavy metals in soil[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2022, 39(1):157-164.
- [17] 雷鸣, 曾敏, 胡立琼, 等. 不同含磷物质对重金属污染土壤-水稻系统中重金属迁移的影响[J]. 环境科学学报, 2014, 34(6):1527-1533. LEI M, ZENG M, HU L Q, et al. Effects of different phosphorus-containing substances on heavy metals migration in soil-rice system[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, 34(6):1527-1533.
- [18] 窦韦强, 安毅, 秦莉, 等. 农田土壤重金属垂直分布迁移特征及生态风险评价[J]. 环境工程, 2021, 39(2):166-172. DOU W Q, AN Y, QIN L, et al. Characteristics of vertical distribution and migration of heavy metals in farmland soils and ecological risk assessment[J]. *Environmental Engineering*, 2021, 39(2):166-172.
- [19] ZHAO X Y, YANG J Y, NING N, et al. Chemical stabilization of heavy metals in municipal solid waste incineration fly ash: a review
 [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29 (27): 40384–40402.
- [20] 王玉梅,张雪华,盛虎,等. 生态与常规种植对土壤养分、微生物及重金属的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2019, 36(3): 361-367.
 WANG Y M, ZHANG X H, SHENG H, et al. Effects of ecological and conventional planting pattern on soil nutrients, microbes and heavy

metals[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2019, 36(3):361-367.

- [21] 穆德苗,陈艳秋,胡涛,等.基于田块尺度的农田土壤重金属污染 评价及来源解析[J].农业环境科学学报,2022,41(6):1271-1283.
 MU D M, CHEN Y Q, HU T, et al. Assessment and source analysis of heavy metals pollution in farmland soil at the field scale[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2022, 41(6):1271-1283.
- [22] JING F, CHEN X, YANG Z, et al. Heavy metals status, transport mechanisms, sources, and factors affecting their mobility in Chinese agricultural soils[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(3):104.
- [23] NAJAFI S, JALALI M. Effect of heavy metals on pH buffering capacity and solubility of Ca, Mg, K, and P in non-spiked and heavy metalspiked soils[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2016, 188 (6):342.
- [24] GOLIA E E. The impact of heavy metal contamination on soil quality and plant nutrition. Sustainable management of moderate contaminated agricultural and urban soils, using low cost materials and promoting circular economy[J]. Sustainable Chemistry and Pharmacy, 2023, 33:101046.
- [25] ZIA A, VANDENBERG L, RIAZ M, et al. Nitrogen induced DOC and heavy metals leaching: effects of nitrogen forms, deposition loads and liming[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 265:114981.
- [26] 杨之江, 陈效民, 景峰, 等. 基于 GIS 和地统计学的稻田土壤养分 与重金属空间变异[J]. 应用生态学报, 2018, 29(6):1893-1901. YANG Z J, CHEN X M, JING F, et al. Spatial variability of nutrients and heavy metals in paddy field soils based on GIS and geostatistics [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(6):1893-1901.
- [27] CARACCIOLO B A, TERENZI V. Rhizosphere microbial communities and heavy metals[J]. *Microorganisms*, 2021, 9(7):1462.
- [28] JALALI M, FARAHANI E A, JALALI M. The impact of organic and inorganic fertilizers on availability and speciation of phosphorus and heavy metals in calcareous soils[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2023, 82(6):142.
- [29] YANG Z, YANG F, LIU J L, et al. Heavy metal transporters:functional mechanisms, regulation, and application in phytoremediation[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 809:151099.
- [30] CHEN H S, XIONG J, FANG L C, et al. Sequestration of heavy metals in soil aggregates induced by glomalin-related soil protein: a fiveyear phytoremediation field study[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 437:129445.
- [31] MA C, LIU F, HU B, et al. Quantitative analysis of lead sources in

wheat tissue and grain under different lead atmospheric deposition areas[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(36): 36710–36719.

- [32] 刘仲齐,张长波.重金属调控非选择性阳离子通道生理功能的研究进展[J].农业资源与环境学报,2017,34(1):1-5. LIU Z Q, ZHANG C B. Advance in regulation of heavy metals on nonselective cation channels: a review[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2017, 34(1):1-5.
- [33] 杨习文, 宋森, 李秋杰, 等. 氮锌配施对小麦锌转运、分配与累积的 影响[J]. 应用生态学报, 2020, 31(1):148-156. YANG X W, SONG M, LI Q J, et al. Impacts of combined N and Zn application on Zn translocation, partitioning, and accumulation in *Triticum aestivum* [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, 31(1):148-156.
- [34] DOOLETTE C L, READ T L, LI C, et al. Foliar application of zinc sulphate and zinc EDTA to wheat leaves: differences in mobility, distribution, and speciation[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2018, 69 (18):4469-4481.
- [35] ABBAS M S, AKMAL M, ULLAH S, et al. Effectiveness of zinc and gypsum application against cadmium toxicity and accumulation in wheat (*Triticum aestivum* L.)[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2017, 48(14):1659–1668.
- [36] ABBAS T, RIZWAN M, ALI S, et al. Biochar application increased the growth and yield and reduced cadmium in drought stressed wheat grown in an aged contaminated soil[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 148;825–833.
- [37] ZHANG L X, GAO C, CHEN C, et al. Overexpression of rice OsHMA3 in wheat greatly decreases cadmium accumulation in wheat grains[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(16):10100–10108.
- [38] 王晓娟, 王文斌, 杨龙, 等. 重金属镉(Cd)在植物体内的转运途径及其调控机制[J]. 生态学报, 2015, 35(23):7921-7929. WANG X J, WANG W B, YANG L, et al. Transport pathways of cadmium(Cd) and its regulatory mechanisms in plant[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(23):7921-7929.
- [39] FELLET G, MARCHIOL L, DELLE V, et al. Application of biochar on mine tailings: effects and perspectives for land reclamation[J]. *Che*mosphere, 2011, 83(9):1262-1267.
- [40] 张忠庆,高强. 硝化抑制剂 2-氯-6-三氯甲基吡啶在农业中应用研究进展及其影响因素[J]. 中国土壤与肥料, 2022(4):249-258.
 ZHANG Z Q, GAO Q. Effects of nitrification inhibitor nitrapyrin application in agricultural ecosystems and influencing factors: a review [J]. Soils and Fertilizers Sciences in China, 2022(4):249-258.