

DOI: 10.11766/trxb202105190264

张雨婷, 朱奇宏, 黄道友, 田应兵, 许超, 朱捍华, 何磊, 王伟, 张泉. 落干过程对土壤-水稻系统镉和砷形态及有效性的影响[J]. 土壤学报, 2023, 60 (2): 446–457.

ZHANG Yuting, ZHU Qihong, HUANG Daoyou, TIAN Yingbing, XU Chao, ZHU Hanhua, HE Lei, WANG Wei, ZHANG Quan. Effects of Drying and Oxidation Stage on the Forms and Availability of Cd and As in the Soil-rice System[J]. Acta Pedologica Sinica, 2023, 60 (2): 446–457.

落干过程对土壤-水稻系统镉和砷形态及有效性的影响*

张雨婷^{1,2}, 朱奇宏¹, 黄道友¹, 田应兵², 许超¹, 朱捍华¹, 何磊¹,
王伟¹, 张泉^{1†}

(1. 中国科学院亚热带农业生态研究所, 亚热带农业生态过程重点实验室, 长沙 410125; 2. 长江大学农学院, 湖北荆州 434025)

摘要: 通过盆栽试验, 在水稻分蘖盛期土壤水分落干过程的第 0、3、5、7 天进行连续性取样, 研究干湿交替的落干 (“氧化”) 过程中镉、砷在土壤-水稻系统中的迁移转化动态规律。结果表明: 落干过程中水稻各部位镉含量随着落干天数的延长而增加, 落干后第 5 天水稻根内和茎叶镉含量较落干 0 d 处理分别提高了 109% 和 183% ($P < 0.05$); 而水稻根内砷含量随着落干天数的延长先减少后增加, 与落干 0 d 处理相比, 落干后第 3 天减少了 41.96 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ($P < 0.05$); 茎叶砷含量则随着落干天数的延长而降低, 落干后第 5 天和第 7 天茎叶砷含量较落干 0 d 处理分别减少了 12% 和 18% ($P < 0.05$)。落干后第 5 天处理根表铁膜镉、砷和铁含量分别较落干 0 d 提高了 97%、16% 和 16% ($P < 0.05$)。随着土壤含水量的降低, 土壤 Eh 逐渐升高、pH 逐渐降低、土壤可溶性有机碳增高和有效铁含量降低, 促进了土壤中残渣态镉向酸提取态和可还原态镉转化, 有效态镉 (DTPA 法) 含量升高, 土壤中砷向可氧化态转化, 降低有效砷的含量。通过拟合分析可知, 当土壤含水率为 33.6% 左右时, 生物可利用的镉和砷含量可同步保持在相对较低水平。综上, 对于镉砷复合污染土壤可采取适当的水分管理, 通过调控土壤 Eh、pH、DOC 和有效铁, 降低土壤镉砷生物有效性, 促进根表铁膜对镉砷的吸附固定, 进而减少水稻对镉砷的吸收累积, 对重金属镉砷复合污染土壤的修复与治理具有重要意义。

关键词: 镉; 砷; 落干过程; 根表铁膜; 镉/砷形态

中图分类号: S511.3⁺1; X53 **文献标志码:** A

Effects of Drying and Oxidation Stage on the Forms and Availability of Cd and As in the Soil-rice System

ZHANG Yuting^{1,2}, ZHU Qihong¹, HUANG Daoyou¹, TIAN Yingbing², XU Chao¹, ZHU Hanhua¹, HE Lei¹, WANG Wei¹, ZHANG Quan^{1†}

(1. Key Laboratory of Agro-ecological Processes in Subtropical Region, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; 2. College of Agronomy, Yangtze University, Jingzhou, Hubei 434025, China)

* 国家自然科学基金项目 (41807145), 湖南创新型省份建设专项资金 (2020NK2001), 财政部和农业农村部国家现代农业产业技术体系 (CARS-16-E09) 共同资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41807145), Hunan Innovative Province Construction Special Fund Project (No. 2020NK2001), the Earmarked Fund for China Agriculture Research System (No. CARS-16-E09)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: quanzhang@isa.ac.cn

作者简介: 张雨婷 (1997—), 女, 湖北宜昌人, 硕士研究生, 主要从事资源利用与植物保护研究。E-mail: 1873468161@qq.com

收稿日期: 2021-05-19; 收到修改稿日期: 2021-11-20; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2022-01-21

Abstract: 【Objective】 The chemical behavior of cadmium (Cd) and arsenic (As) in paddy soils is opposite to the change in biological efficiency. This presents serious challenges to the simultaneous control of Cd and As pollution in rice. Previous studies have found that continuous flooding of Cd polluted fields can reduce the bioavailability of Cd while reducing soil water content can mitigate the bioavailability of As. However, the forms and availability of Cd and As in the soil-rice system under the process of drying (oxidation) remain unclear. 【Method】 In this study, continuous sampling during the process of drying (days 0, 3, 5, and 7 of the drying process) under tillering period of rice in a pot experiment was carried out. At the same time the soil samples were analyzed for pH, Eh, soluble organic carbon, available Cd and As, and the different forms of Cd and As. Also, the plant samples were analyzed for iron plaque in the rice roots and Cd and As concentration in the rice tissues. 【Result】 The results showed that: during the process of drying, the Cd concentration in all parts of rice tissues increased with a reduction in water content, and the Cd concentrations in roots and shoots were increased by 109% and 183%, respectively, under the second drying stage (drying for 5 days) compared with the control treatment ($P < 0.05$). The concentration of As in rice roots decreased firstly and then increased with the reduction of water content. Compared with the control treatment, the concentration of As in rice roots was decreased by 41.96 mg·kg⁻¹ ($P < 0.05$). Also, the shoot As concentration was decreased by 12% and 18%, respectively, under the second and third stages of drying (drying for 5 and 7 days) ($P < 0.05$). The Cd, As and Fe concentrations in the Fe plaque increased by 97%, 16% and 16%, respectively ($P < 0.05$). With the decrease of soil water content, soil Eh, soil soluble organic carbon, and soil available Cd extracted by DTPA were increased, but soil pH, soil available As, and soil available Fe extracted by DTPA were decreased. In addition, reducing soil water content promoted the transformation of residual Cd to acid extractable and reducible Cd, resulting in the increase of oxidizable As concentration. It was also observed that when the soil moisture content was 33.6%, the bioavailable Cd and As concentration remained relatively low. 【Conclusion】 Reasonable water management practices can reduce the bioavailability of Cd and As in soil. This is due to the changing soil Eh, pH, soluble organic carbon and available Fe, and the promotion of adsorption and fixation of Cd and As by the iron plaque. However, it is worth noting that while exploring water management methods to reduce the bioavailability of Cd and As, the growth and development of rice cannot be ignored. Our study contributes to the wealth of knowledge aimed at improving the remediation of Cd and As contaminated soils.

Key words: Cadmium; Arsenic; Drying process; Iron plaque; Cadmium and arsenic speciation

我国城市化和工业化的迅速发展使得土壤重金属污染成为突出的环境问题,由 2014 年环境保护部和国土资源部发布的第二次全国土地调查结果显示,有 19.4% 的土壤点位超过《农用地土壤环境质量标准》,而镉砷复合污染造成的耕地问题给我国带来了严重的经济问题^[1-2]。有研究表明对重金属污染稻田进行水分管理,可影响重金属活性及其迁移转化能力,从而阻控水稻对重金属的吸收累积^[3]。王惠明等^[4]研究发现间歇浇灌较淹水土壤有效镉上升 72.08%。Lü 等^[5]试验发现土壤有效性砷含量在土壤落干阶段降低。重金属污染稻田淹水管理条件下,土壤 Eh 降低,加强 Cd²⁺与 S²⁻的共沉淀,并促进有机质、无定型(水合)铁锰氧化物等物质对 Cd 的吸持,从而使得植物有效镉减少^[6]。相反在稻田排水下产生的有氧条件使得硫化镉(CdS)被氧化为 Cd²⁺和 SO₄²⁻,且促进了铁锰(氢)氧化物上 Cd 的释放,从而增强了 Cd 的植物有效性^[7]。而 As 在淹

水厌氧环境中通过土壤铁的(氢)氧化物溶解,从 As(V)还原为 As(III)从固相释放至水溶液相^[8]。与 As(V)相比,As(III)对水稻毒害作用更大,且在土壤中迁移能力强,易被水稻吸收^[9]。Takahashi 等^[10]研究发现 As(III)的比例淹水时达 70%,在非淹水状态下仅为 30%,表明淹水状态下 As(III)含量大幅增加。

前期研究表明土壤 Cd 和 As 的生物有效性对水分管理的响应规律几乎截然相反^[11]。但针对干湿交替过程土壤水分落干使土壤处于氧化阶段时土壤镉、砷迁移转化以及水稻镉、砷吸收累积的变化相关研究鲜少,土壤镉、砷对田间含水量减少的响应机制不甚了解。为此本研究以板页岩发育水稻土为研究对象,进行盆栽试验,通过在水稻分蘖盛期内土壤水分落干过程进行连续性取样,从而了解土壤镉砷含量和赋存形态变化特征及其影响机制,探讨镉-砷复合污染稻田土壤最佳水分管理方式。

1 材料与方 法

1.1 供试材料

供试土壤采自湖南浏阳某镉砷复合污染稻田, 为板页岩发育而成的红壤, 土壤基础理化性质如下: 土壤 pH 为 4.8, 有机质为 $14.3 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全氮为 $1.8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全钾为 $44.37 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全磷为 $3.55 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全铁为 $69.39 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全镉为 $4.64 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全砷为 $172.52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。供试水稻品种为湖南希望种业科技有限公司所选育的株两优 189, 属两系杂交中熟早籼。

1.2 研究方法

盆栽试验于 2020 年 4 月至 6 月在中国科学院长沙农业环境观测研究站(北山)盆栽场进行。盆栽试验在直径为 25 cm, 高为 25 cm 的塑料容器中进行, 每盆用土量为 5 kg, 每个处理重复三次, 每盆种植长势一致的水稻两株。在试验前每盆分别施用 N(尿素) 1.96 g、P(磷酸一铵) 0.82 g 和 K(氯化钾) 1.67 g 作为底肥, 试验期间各处理的管理措施保持一致。试验处理在水稻分蘖盛期(移栽后 45 d) 开始进行, 首先统一浇水至土壤表面 2~3 cm 左右, 然后在土壤水分自然落干阶段进行连续性取样, 分别在土壤容积含水率(以下简称含水率)为 48.40%、30.33%、14.27%和 5.73%时进行土壤和植物样品的采集。落干水分管理阶段平均最高温为 32 °C, 最低温为 26 °C。取样时土壤容积含水率和质量含水率见表 1。

表 1 各处理土壤容积含水率和质量含水率

Table 1 The soil volumetric moisture content and mass moisture content of each treatment

落干天数 Dry days/d	容积含水率 Soil volumetric moisture/%	质量含水率 Soil mass moisture/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)
0	48.36±0.38	504.7±13.2
3	28.30±3.16	399.1±49.0
5	13.58±1.53	213.3±9.8
7	5.47±1.20	79.9±26.2

1.3 样品采集及指标测定方法

在 4 次采样时将整盆水稻植株收获, 用自来水和去离子水彻底冲洗植株干净后, 用洁净的滤纸吸干植株水分, 将水稻分为根和茎叶两部分, 立即提

取水稻根系根表铁膜, 茎叶于 105 °C 下杀青 30 min, 75 °C 下烘干至恒重。采集植物样品的同时, 将黏附在根系的土壤抖落收集, 剔除杂物后混合均匀, 然后分为两部分, 一份自然风干后过 20 目筛备用, 另一份置于 4 °C 低温保存备用。

水稻植株各器官 Cd、As 含量采用 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ (体积比为 10:1) 消解, 滤液通过电感耦合等离子光谱发生仪(ICP-MS, 720ES)测定。水稻根表铁膜采用 DCB 溶液($0.3 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 柠檬酸钠 40 mL、 $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 碳酸氢钠 5 mL、3 g 连二亚硫酸钠)浸提, 浸提液过滤通过电感耦合等离子光谱发生仪(ICP-OES, 720ES)测定。

土壤 Eh 使用南京传滴仪器有限公司研发的 FJA-6 型氧化还原电位(ORP)去极化法自动测定仪进行测定。土壤 pH 使用上海雷磁 pH 计测定。土壤有效镉采用 pH 7.3 的 $0.05 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ DTPA(二乙烯三胺五乙酸)浸提剂浸提, 浸提液过滤通过电感耦合等离子光谱发生仪(ICP-OES, 720ES)测定。土壤有效砷采用 $0.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ KH_2PO_4 (pH 8.5) 浸提, 滤液上原子荧光光度计测定。土壤 Cd、As 形态采用 BCR 连续提取法提取^[12], 溶液通过电感耦合等离子光谱发生仪(ICP-OES, 720ES)测定。土壤可溶性有机碳(DOC)采用 $0.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ K_2SO_4 浸提, 滤液通过有机碳分析仪(TOC-VWP, 日本岛津)测定。

1.4 数据处理

水稻中重金属转运系数^[13-14]按照如下公式进行计算:

$$\text{转运系数}(\text{TF}_{ij}) = C_i/C_j \quad (1)$$

式中, TF_{ij} 表示重金属由水稻 j 部位向 i 部位的转移系数, C_i 为水稻 i 部位重金属含量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), C_j 为水稻 j 部位重金属含量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。

试验中使用 Excel 2019 和 Origin 2019 进行数据整理作图, 并采用 SPSS 26.0 软件对数据进行差异显著性分析, Pearson 法进行相关性分析。

2 结 果

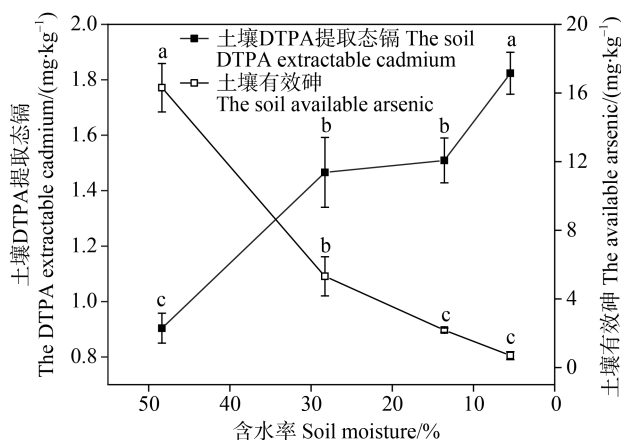
2.1 落干(氧化)过程土壤镉、砷赋存形态及有效性的变化

如图 1 所示, 土壤 DTPA 提取态镉含量随着土

壤含水量降低而升高。落干 0 d (土壤含水率为 48.36%) 时土壤 DTPA 提取态镉含量为 $0.90 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。落干后第 7 天土壤 DTPA 提取态镉含量显著高于其他各处理, 较落干 0 d 处理显著增加 101.74%。落干后第 3 天和第 5 天则较落干 0 d 处理分别增加 62.19%和 66.95%。土壤有效砷含量则呈现相反趋势, 随着土壤含水率的降低而降低。落干 0 d 时土壤有效砷含量显著高于其他各处理, 为 $16.31 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。落干后第 3 天处理土壤有效砷显著高于落干后第 5 天和第 7 天处理, 较落干 0 d 处理显著降低 67.41%。落干后第 5 天和第 7 天土壤有效砷含量较 0 d 处理显著降低 86.65%和 95.74%。

土壤中重金属的生物毒性及其迁移能力并不与重金属总量直接相关, 而与其赋存形态显著相关。试验采取 BCR 提取法分析落干(氧化)过程镉砷赋存形态的变化(表 2), 发现残渣态镉含量随着土壤含水率的降低显著降低 ($P<0.05$), 与落干 0 d 处理相比, 落干 5 d 和 7 d 处理使土壤残渣态镉含量分别降低了 3.84%和 2.17%。相反, 落干 5 d 和 7 d 处理使土壤酸提取态和可还原态镉含量较落干 0 d 处理分别显著 ($P<0.05$) 增加了 9.35%、5.14%和 16.84%、11.04%。土壤可氧化态镉在落干 3 d、5 d 和 7 d 时显著增加 ($P<0.05$), 较落干 0 d 处理分别增加了 7.22%、43.51%和 21.44%。残渣态砷含量随着土壤含水率的降低先升高后降低, 落干 7 d 时残渣态

含量较落干 0 d 处理显著 ($P<0.05$) 减少 0.90%。相反酸提取态砷含量表现出先减少后升高的趋势, 落干 7 d 较落干 0 d 处理显著 ($P<0.05$) 增加 33.99%。可还原态砷含量随着土壤含水率的降低其变化趋势表现为 3 d>7 d>0 d>5 d, 而可氧化态砷含量由大到小顺序依次为 5 d>7 d>0 d>3 d。由此可表明土壤水分含量的变化对土壤中镉、砷赋存形态转化具有显著影响。



注: 相同小写字母表示处理间差异未达到显著水平 ($P>0.05$)。下同。Note: The same uppercase letters mean the non-significant difference between treatments ($P>0.05$). The same below.

图 1 土壤 DTPA 提取态镉、有效砷

Fig. 1 The concentration of the soil diethylene triamine pentaacetic acid (DTPA) extractable cadmium and available arsenic

表 2 土壤镉、砷赋存形态

Table 2 The speciation of the soil cadmium and arsenic

处理 ^①	镉含量 Cd concentration/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)				砷含量 As concentration/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)			
	酸提取态 ^②	可还原态 ^③	可氧化态 ^④	残渣态 ^⑤	酸提取态 ^②	可还原态 ^③	可氧化态 ^④	残渣态 ^⑤
0d	0.88±0.01b	0.19±0.00c	0.05±0.00d	3.52±0.01a	2.05±0.22b	4.10±0.01c	0.79±0.01c	165.58±0.22b
3d	0.87±0.03b	0.20±0.00c	0.05±0.00c	3.52±0.03a	1.95±0.20b	4.77±0.07a	0.43±0.13d	165.37±0.37b
减少率 ^⑥ %	1.51	-3.38	-7.22	-0.09	4.86	-16.37	45.22	0.13
5d	0.96±0.02a	0.22±0.01a	0.07±0.00a	3.39±0.03b	1.61±0.04c	3.11±0.14d	1.63±0.22a	166.18±0.16a
减少率 ^⑥ %	-9.35	-16.84	-43.51	3.84	21.63	24.15	-106.46	-0.36
7d	0.93±0.02a	0.21±0.00b	0.06±0.00b	3.45±0.02b	2.75±0.13a	4.43±0.09b	1.25±0.07b	164.09±0.29c
减少率 ^⑥ %	-5.14	-11.03	-21.44	2.18	-33.99	-8.00	-59.21	0.90

注: 平均值±标准偏差 ($n=3$); 同列相同小写字母表示处理间差异未达到显著水平 ($P>0.05$)。Note: Means ± standard deviation ($n=3$). The same lowercase letters in the same column mean the non-significant difference between treatments ($P>0.05$). ①Treatment; ② Acid extractable fraction; ③Reducible fraction; ④Oxidizable fraction; ⑤Residual fraction; ⑥Reduced by dry.

2.2 落干(氧化)过程土壤 Eh、pH、DTPA 提取态铁及土壤 DOC 的变化

从图 2 可看出,土壤 pH 与土壤 Eh 随着土壤含水量的降低呈现出相反的变化趋势,分别为降低和先升高后降低。土壤 pH 在落干至土壤表面无明水时显著高于其他处理,为 6.32。落干后第 3 天和第 5 天土壤 Eh 显著高于落干 0 d 处理,为 591.20 mV 和 555.00 mV。

土壤 DTPA 提取态铁含量随着土壤含水率的降低呈现降低趋势,与土壤有效磷变化一致。落干 0 d

时土壤 DTPA 提取态铁显著高于其他各处理,为 $324.70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。落干后第 3 天土壤 DTPA 提取态铁显著高于落干第 5 天和第 7 天,较无明水处理显著降低 25.33%。落干第 5 天和第 7 天土壤 DTPA 提取态铁含量较落干 0 d 处理显著降低 38.03%和 43.83%。此外,土壤可溶性碳含量变化趋势同土壤 DTPA 提取态镉含量变化趋势一致。落干 0 d 处理土壤 DOC 含量明显低于其他各处理,为 $112 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。落干后第 3 天、第 5 天和第 7 天土壤 DOC 较落干 0 d 处理分别增加了 29.84%、20.49%和 116.85%。

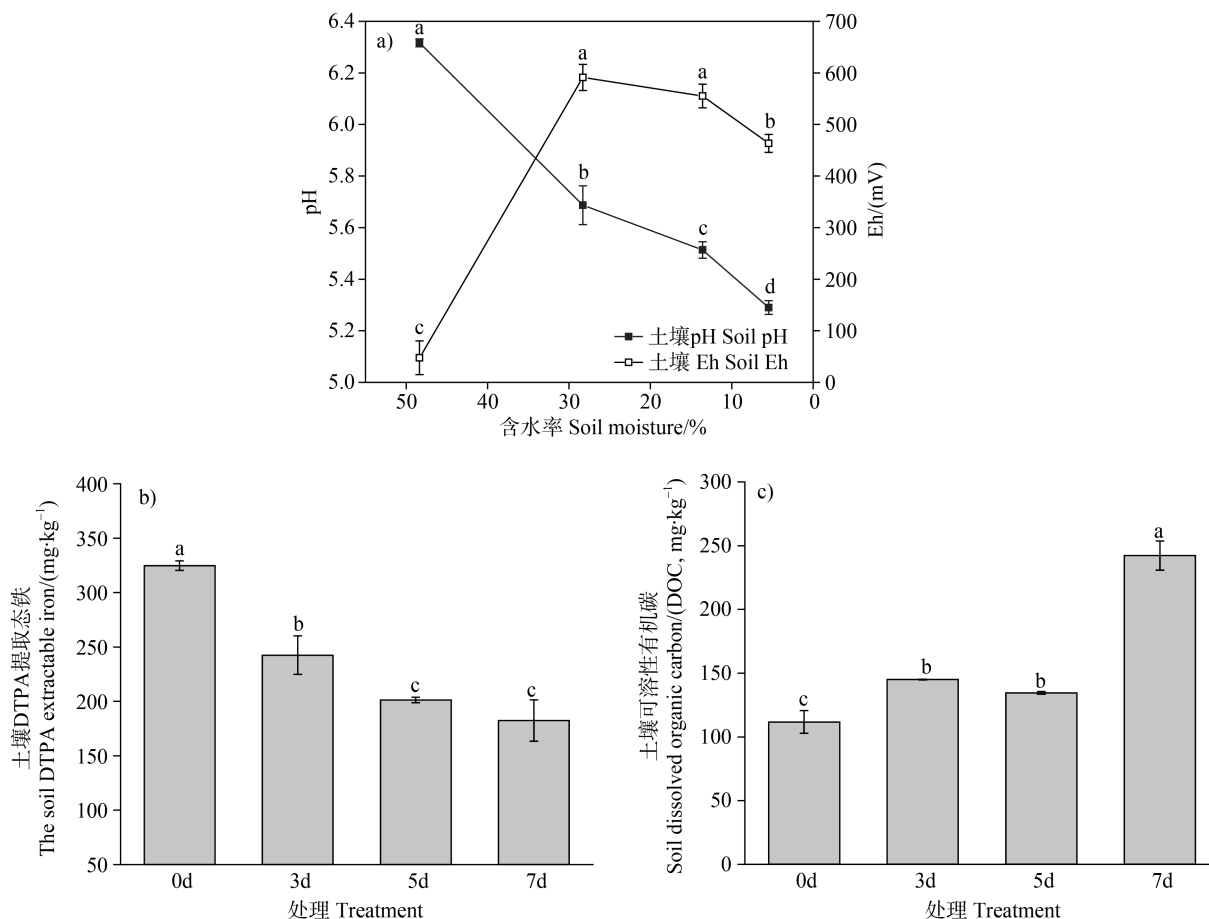


图 2 土壤 pH、Eh、DTPA 提取态铁和土壤 DOC

Fig. 2 Soil pH, Eh, DTPA extractable iron and soil DOC

2.3 落干(氧化)过程水稻根表铁膜镉砷含量的变化

水稻根表铁膜具有特殊的物理或化学结构,可吸附或共沉淀重金属离子,从而缓解植物重金属毒害。研究发现(如图 3 所示),淹水后落干(氧化)过程中水稻根表铁膜重金属变化显著。分蘖期内随着土壤含水率的降低根表铁膜镉呈现先增加后降低的趋

势。除落干后第 5 天外,其他各处理间差异不显著 ($P>0.05$)。落干 0 d 处理水稻根表铁膜镉含量为 $5.22 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。与落干 0 d 处理相比,落干第 5 天根表铁膜镉含量显著增加 96.52%。随着含水率的降低,水稻根表铁膜砷含量逐渐升高。落干 0 d 根表铁膜砷含量为 $256.25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。与落干 0 d 处理相比,落干后第 5 天和第 7 天根表铁膜砷含量显著升高了 15.88%和

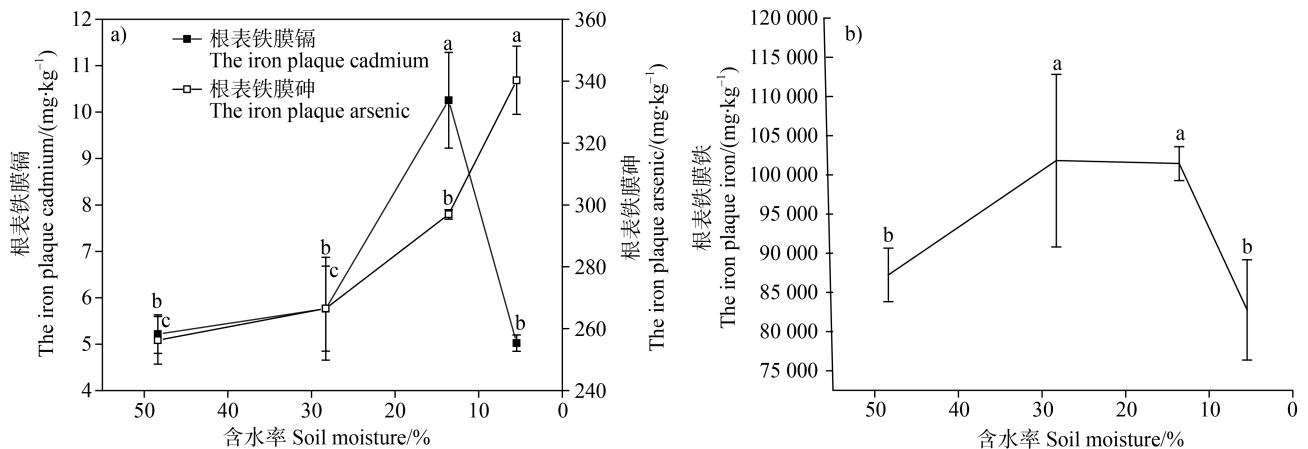


图3 水稻根表铁膜镉砷铁含量

Fig. 3 The Cd, As and Fe concentration in the iron plaque

32.80%。分蘖期内随着土壤含水量的降低水稻根表铁膜铁先升高后降低。落干 0 d 根表铁膜铁含量为 87.23 g·kg⁻¹。与落干 0 d 相比，落干后第 3 天和第 7 天根表铁膜铁含量显著增加了 16.72%和 16.29%。

2.4 落干（氧化）过程水稻植株各器官镉砷含量的变化

由表 3 可以看出，水稻茎叶镉含量随着土壤含水率的降低而先增后减。落干 0 d 处理水稻茎叶镉含量为 1.14 mg·kg⁻¹。与落干 0 d 处理相比，落干第 5 天和第 7 天水稻茎叶镉含量分别显著增加了 108.77%和 52.63%。而茎叶砷含量则呈现相反趋势，

随着土壤含水率的降低而降低。无水处理水稻茎叶砷含量为 11.32 mg·kg⁻¹。与落干 0 d 处理相比，落干第 5 天和第 7 天茎叶砷含量分别显著减少了 11.93%和 18.46%。

水稻根内镉含量变化趋势同茎叶镉变化一致。落干 0 d 处理水稻根内镉含量为 0.46 mg·kg⁻¹。与落干 0 d 处理相比，落干第 5 天和第 7 天水稻根内镉含量分别显著增加了 182.61%和 165.23%。但根内砷含量则随着土壤含水率的降低而先减后增。落干第 3 天根内砷含量为 164.92 mg·kg⁻¹，与落干 0 d 相比，显著减少了 20.28%。

表3 水稻植株各器官镉/砷含量及镉/砷转移系数

Table 3 The cadmium and arsenic concentration in various parts of rice and the transfer coefficients of Cd and As

处理 ^①	茎叶镉 ^② (mg·kg ⁻¹)	根镉 ^③ (mg·kg ⁻¹)	茎叶砷 ^④ (mg·kg ⁻¹)	根砷 ^⑤ (mg·kg ⁻¹)	TF (Cd 茎叶/根) ^⑥	TF (Cd 根/根表) ^⑦	TF (As 茎叶/根) ^⑧	TF (As 根/根表) ^⑨
0 d	1.14±0.06c	0.46±0.10b	11.32±0.06a	206.88±4.28a	2.55±0.61a	0.09±0.02c	0.05±0.001b	0.81±0.01a
3 d	1.11±0.07c	0.57±0.06b	10.75±0.08a	164.92±23.50b	1.96±0.17ab	0.10±0.01bc	0.06±0.01a	0.62±0.06b
减少率 ^⑩ %	2.63	-24.91	5.04	20.28	23.14	-11.11	-20.44	23.46
5 d	2.38±0.03a	1.30±0.09a	9.97±0.42b	197.34±5.93a	1.83±0.12b	0.13±0.004b	0.05±0.001b	0.66±0.02b
减少率%	-108.77	-182.61	11.93	4.61	28.24	-44.44	7.66	18.52
7 d	1.74±0.05b	1.22±0.15a	9.23±0.63c	205.12±3.66a	1.44±0.22b	0.24±0.03a	0.05±0.003b	0.60±0.02b
减少率%	-52.63	-165.23	18.46	0.85	43.53	-166.67	17.88	25.93

①Treatment; ②The shoot Cd concentration; ③The root Cd concentration; ④The shoot As concentration; ⑤The root As concentration; ⑥The Cd transfer coefficients of root to shoot; ⑦The Cd transfer coefficients of iron plaque to root; ⑧The As transfer coefficients of root to shoot; ⑨The As transfer coefficients of iron plaque to root; ⑩Reduced by dry.

落干 0 d 处理根表铁膜镉向根内转移系数为 0.09，与落干 0 d 处理相比，落干第 5 d 和第 7 天

处理下 TF (Cd 根/根表) 显著升高了 44.44%和 166.67% ($P<0.05$)。落干 0 d 处理 TF (Cd 茎叶/根)

为 2.55, 而落干第 5 天和第 7 天较 T0 处理减少了 28.24% 和 43.53% ($P < 0.05$)。落干 0 d 处理 TF (As 根/根表) 为 0.81, 而落干第 3 天、第 5 天和第 7 天较落干 0 d 处理减少了 23.46%、18.52% 和 25.93% ($P < 0.05$)。落干 0 d 处理下 TF (As 茎叶/根) 为 0.05, 而落干 3 d 处理较落干 0 d 处理显著升高了 20.44% ($P < 0.05$)。

3 讨论

3.1 落干 (氧化) 过程水稻镉砷吸收累积影响因素

落干 5 d 处理水稻茎叶和根内镉含量升至最高, 分别为 2.38 和 1.30 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 较落干 0 d 处理分别升高了 109% 和 183% ($P < 0.05$)。其次是落干 7 d 处理, 与落干 0 d 处理相比, 分别升高了 0.60 和 0.76 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ($P < 0.05$)。表明水稻各部位镉含量随着土壤含水量的减少而升高, 与前人研究结果一致^[15]。试验发现随着土壤含水量降低水稻根表铁膜镉和铁含量呈先升高后降低的趋势, 而水稻根表铁膜砷含量则随着土壤含水量的降低而增加。研究表明干湿交替可提高水稻根系活力, 增加水稻根系氧化力, 促进水稻根表红棕色铁膜的形成^[16]。如图 4 所示, 相关性分析发现水稻根表铁膜铁与铁膜镉表现为显著相关关系 ($r=0.61$)。同时, 落干第 5 天和第 7 天 TF (Cd 茎叶/根) 较落干 0 d 处理分别显著减少了 28.24% 和 43.53% ($P < 0.05$), 而 TF (Cd 根/根表) 则分别显著

增加了 44.44% 和 166.67% ($P < 0.05$)。由此可推测水稻根系可阻碍镉向水稻地上部的转移, 但水分含量的降低使得根表铁膜所吸附的镉转移进入水稻根系中。Zhang 等^[17]研究发现水分管理可通过减少水稻根系镉向茎叶的转移而降低稻米镉的含量。试验结果显示水稻茎叶砷含量随着土壤含水量的减少而降低, 而根内砷含量则表现为先降低后增加, 与此同时落干后第 3 天 TF (As 茎叶/根) 和 TF (As 根/根表) 较落干 0 d 处理差异显著, 其中 TF (As 茎叶/根) 增加了 20.44%, 而 TF (As 根/根表) 减少了 23.46%。落干氧化条件下, 土壤溶液中 Fe^{2+} 氧化成铁氧化物, 吸附溶液中的 As, 降低了砷的生物有效性, 致使可转移至植株的砷含量减少^[18]。研究表明分蘖期适度的水分胁迫有利于水稻根系的生长, 但重度胁迫会削弱根系生长^[19-20], 水分胁迫增强水稻深根表达, 水稻根系向下生长获取水分和养分等^[21], 从而使得水稻根内砷含量随着土壤含水量的减少而先降低后增加。

将土壤含水率、土壤 DTPA 提取态镉、铁以及土壤有效砷与水稻植株指标进行相关性分析, 发现有效镉与根镉呈现出极显著正相关关系, 相关系数为 0.72; 有效砷与茎叶砷呈现出极显著正相关关系, 相关系数为 0.82。土壤含水率与土壤有效铁、有效砷以及茎叶砷表现出极显著相关性, 相关系数分别为 0.96、0.97 以及 0.90; 而与土壤 DTPA 提取态镉、根表铁膜镉、水稻根内和茎叶镉呈显著负相关, 相

含水率 Soil moisture	1								1.0
茎叶镉 Shoot Cd	-0.70*	1							
根镉 Root Cd	-0.88**	0.89**	1						
茎叶砷 Shoot As	0.90**	-0.62*	-0.80**	1					
根砷 Root As	-0.07	0.31	0.31	-0.18	1				
铁膜镉 DCB-Cd	-0.33	0.79**	0.57	-0.15	0.09	1			0.0
铁膜砷 DCB-As	-0.88**	0.56	0.82	-0.88**	0.41	0.08	1		
铁膜铁 DCB-Fe	-0.02	0.17	0.06	0.21	-0.29	0.61*	-0.24	1	
有效镉 DTPA-Cd	-0.95**	0.47	0.72**	-0.88**	-0.12	0.13	0.82**	-0.02	
有效铁 Soil available Fe	0.96**	-0.67*	-0.84**	0.89**	0.1	-0.32	-0.81**	-0.06	
有效砷 Soil available As	0.96**	-0.64*	-0.78**	0.82**	0.15	-0.35	-0.77**	-0.18	-1.0
含水率	Soil moisture	茎叶镉	根镉	茎叶砷	根砷	铁膜镉	铁膜砷	铁膜铁	
	Soil moisture	Shoot Cd	Root Cd	Shoot As	Root As	DCB-Cd	DCB-As	DCB-Fe	

注: *和**分别表示显著相关 ($P < 0.05$) 和极显著相关 ($P < 0.01$)。下同。Note: * and ** indicate significant correlation at 0.05 and 0.01 levels, respectively. The same below.

图 4 土壤有效镉/铁/砷与水稻植株各器官镉/砷相关关系

Fig. 4 The correlation of soil Cd, Fe and As concentration and rice plants Cd and As concentration

关系数分别为-0.95、-0.88、-0.88和-0.70，由此表明对镉砷复合污染稻田土壤进行水分管理可影响土壤镉砷活性及根表铁膜镉砷的吸附固定，从而影响水稻地上部镉砷含量，进而影响水稻稻米对镉砷的吸收累积。

3.2 落干（氧化）过程土壤镉砷变化规律及其影响因素

相关性分析发现土壤含水率与土壤 Eh、pH 呈极显著相关关系，相关系数分别为-0.71和0.98。同时试验结果表明土壤氧化还原电位（Eh）随着土壤含水量减少而逐渐升高，土壤 pH 则降低，这与前人研究结果一致^[22]。有研究表明土壤原始 pH、土壤水分管理时间等是决定土壤 pH 的重要因素^[23]。土壤进行淹水灌溉后，空气无法进入土壤中，水稻土中氧气含量下降，土壤由氧化状态转变为还原状态，土壤 Eh 下降^[24]，同时土壤发生还原反应消耗大量 H⁺使得土壤 pH 升高^[25]，反之土壤排水时土壤处于氧化状态，土壤 Eh 升高，土壤 pH 降低。有研究认为土壤 Eh 为 50~75 mV 是水稻急剧累积 Cd 的阈值范围，将 Eh 控制在 50 mV 以下，能大量减少水稻对 Cd 的吸收累积^[26]。土壤 Eh 不仅影响土壤 As 的释放，亦是 As 主要以 As（Ⅲ）形态存在的先决条件，钟松雄等^[27]认为土壤 Eh 的改变可能主要通过影响相关微生物的相对丰度从而影响砷的氧化还原速率。在土壤低 pH 条件下，Cd²⁺释放到土壤中，土壤 Cd 的生物有效性升高，与此同时土壤表面正电荷增加，促使砷被吸附沉淀，从而降低土壤砷的生物有效性^[28-29]。土壤 Eh 与土壤 DTPA 提取态镉呈极显著正相关（0.76），与土壤有效砷呈极显著负相关（-0.89）。土壤 pH 与 DTPA 提取态镉呈极显著负相关（-0.97），与有效砷呈极显著正相关（0.98）。由此可表明通过对污染稻田进行水分管理改变了土壤 Eh 和 pH，进而改变了土壤镉砷有效性。

土壤可溶性有机物（DOM）具有较多的吸附点位，是土壤重金属的“配位体”和“迁移载体”，可提供整合能力不同的结合点位与重金属镉整合，形成有机-重金属离子配合物，从而提高土壤镉的溶解性^[30]。分析发现土壤含水率与土壤 DOC 呈极显著负相关（ $r=-0.76$ ），与此同时土壤 DOC 与土壤 DTPA 提取态镉呈极显著正相关（ $r=0.80$ ），与土壤有效砷呈极显著负相关（ $r=-0.67$ ），由此表明土壤含水量的降低，使得土壤 DOC 含量增加，进而使得土壤

DTPA 提取态镉含量升高，而有效砷含量降低。Xu 等^[31]发现 DOC 和有机物可通过络合作用从而降低重金属活性。土壤 DOM 的数量和质量可以决定溶解态镉在可移动复合体中的比例及其稳定性，从而决定镉迁移能力^[32]。土壤 DOC 可作为电子供体还原土壤砷，其中的腐殖酸能够刺激砷还原，从而促进砷的释放^[33]。此外，有研究表明土壤中铁硫化物吸附或共沉淀镉从而导致土壤镉活性降低^[34]。试验中发现土壤 DTPA 提取态铁含量在落干氧化状况下呈现降低趋势，故而土壤铁有效性降低，DTPA 提取态镉含量增加。与此同时相关性分析发现 DTPA 提取态铁与镉表现为极显著负相关关系（ $r=-0.92$ ）。前期研究结果表明干湿交替较长期淹水处理使得土壤 DTPA 提取态铁含量降低，而 DTPA 提取态镉含量增加^[35]。从图 5 中亦可看出土壤 DTPA 提取态铁与有效砷呈极显著正相关关系（ $r=0.97$ ）。张良东等^[36]认为高 Eh 条件下土壤铁锰氧化物或铁的硫化物是砷的主要影响因子。

试验结果表明土壤含水量的降低促进了残渣态镉向可交换态和可还原态镉的转化，使得可氧化态砷含量增加，进一步证明对土壤进行水分管理可影响土壤镉砷活性的变化。试验发现土壤 DTPA 提取态镉含量随着土壤含水量的降低而升高，土壤有效砷含量则呈现相反趋势，随着土壤含水量的降低而降低。王惠明等研究发现间歇浇灌较淹水土壤有效镉上升 72.08%^[5]。同时 Lü 等^[5]和 Zhou 等^[6]发现在土壤落干时土壤有效砷含量明显减少。周海燕等^[37]研究表明风干和湿润两种水分条件土壤中以 As（Ⅴ）为主，适量的水分可抑制土壤 As 的毒性释放，但水分过高会引发 As 的释放。

研究结果表明土壤含水量降低，可氧化态砷、可还原态和可氧化态镉含量增加。除可交换态、可还原态和残渣态砷外，土壤含水率与土壤 Eh、pH、DTPA 提取态镉、DTPA 提取态铁、有效砷、可氧化态砷以及镉各级形态表现出显著相关关系。综上所述可知，对土壤进行水分管理，可使得土壤 Eh、pH、DOC 发生变化，进而影响土壤镉、砷赋存形态，使得土壤镉砷生物有效性变化。

拟合分析结果发现（图 6），尽管落干时间延长土壤有效砷含量会越低，但在落干 7 d 时严重影响水稻生长发育，因此对于砷污染土壤进行 3~5 d 的

	含水率 ^①	Eh	pH	有效镉 ^②	有效铁 ^③	有效砷 ^④	DOC	F1 ^⑤ As	F3As	F4As	F1Cd	F2 ^⑥ Cd	F3 ^⑦ Cd	F4 ^⑧ Cd	
含水率	1	-0.71**	0.98**	-0.95**	0.96**	0.96**	-0.76**	-0.30	-0.61*	0.39	-0.63*	-0.79**	-0.74**	0.70*	
Eh		1	-0.81**	0.76**	-0.77**	-0.85**	0.34	-0.15	0.15	-0.02	0.29	0.54	0.54	-0.39	1.0
pH			1	-0.97**	0.96**	0.98**	-0.76**	-0.29	-0.49	0.41	-0.53	-0.72**	-0.66*	0.60*	
有效镉				1	-0.92**	-0.93**	0.80**	0.42	0.38	-0.52	0.44	0.65	0.54	-0.52	
有效铁					1	0.97**	-0.70*	-0.25	-0.57	0.35	-0.60*	-0.79**	-0.72**	0.67*	
有效砷						1	-0.67*	-0.18	-0.48	0.31	-0.53	-0.75**	-0.71**	0.62*	
DOC							1	0.78**	0.25	-0.84**	0.26	0.34	0.20	-0.28	0.0
F1As								1	-0.04	-0.97**	-0.11	-0.10	-0.25	0.13	
F2As									1	-0.79**	-0.63*	-0.73**	-0.61*	-0.73**	0.73**
F3As										1	0.06	0.83**	0.76**	0.84**	-0.84**
F4As											1	0.15	0.09	0.22	-0.15
F1Cd												1	0.87**	0.89**	-0.99**
F2Cd													1	0.95**	-0.94**
F3Cd														1	-0.94**
F4Cd															1

①Soil moisture; ②Soil available Cd; ③Soil available Fe; ④Soil available As; ⑤F1: Acid extractable fraction; ⑥F2: Reducible fraction; ⑦F3: Oxidizable fraction; ⑧F4: Residual fraction

图 5 土壤指标间相关性

Fig. 5 The correlation among soil physical and chemical properties

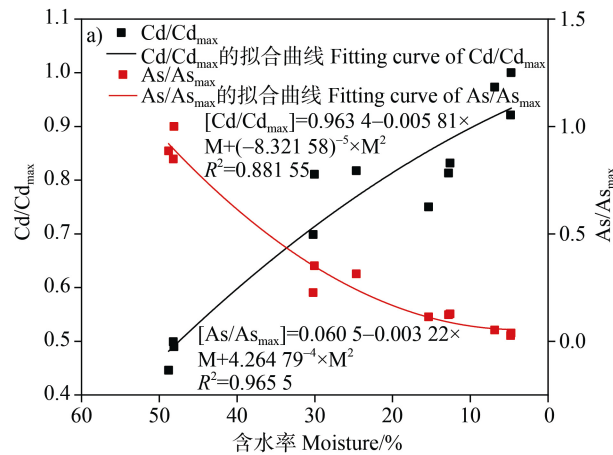


图 6 镉砷拟合曲线和取样时水稻植株形态

Fig. 6 Fitting curve of Cd and As and the plant morphology of rice at the time of sampling

落干管理最为适宜；而对于镉污染土壤其水分含量越高生物可利用镉含量越低；而镉砷复合污染土壤可进行落干 3 d 的水分管理，含水率调控在 33.6%，

使土壤生物可利用镉、砷维持在相对较低水平，从而降低水稻对镉砷的吸收累积。因此针对镉砷复合污染稻田土壤，不仅需要考虑落干时间，还要考虑

水稻生长发育。黄敬等^[38]研究发现不同母质类型土壤镉对水分管理的响应并不一致，黄泥田长期淹水管理下促进镉向残渣态转化，且促进作用较花岗岩强。而试验中供试土壤仅有板页岩发育水稻土，因此在未来应对不同母质类型发育土壤落干管理加以深入研究。

4 结 论

(1) 分蘖期内土壤含水量的减少使得水稻各部位镉含量升高，而水稻根内砷含量则随着含水量的减少先降低后增加，茎叶砷含量则降低。土壤含水量减少使得水稻根表铁膜铁含量先增加后减少，进而使得镉砷吸附累积于水稻根表，同时进行落干处理可减少水稻根内镉砷向地上部的转移，从而减少水稻对镉砷的吸收累积。(2) 镉砷复合污染水稻土处于落干氧化状态将促进土壤 Eh 升高，pH 降低。土壤含水量对土壤氧化还原电位和土壤酸碱性具有极显著影响。(3) 土壤落干使得土壤可溶性有机碳含量增加，DTPA 提取态铁含量减少，有效砷含量减少，DTPA 提取态镉含量增加。(4) 减少土壤含水量促进了残渣态镉向可交换态和可还原态镉的转化，使得可氧化态砷含量增加。对于镉砷复合污染稻田，在水稻分蘖期可通过水分管理将土壤含水率调控至 33.6% 从而降低土壤镉砷活性，减少水稻对镉砷的吸收累积。

参考文献 (References)

- [1] Zeng S Y, Yu H C, Ma J, et al. Identifying the status of heavy metal pollution of cultivated land for tradeoff spatial fallow in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59 (4): 1036—1047. [曾思燕, 于昊辰, 马静, 等. 中国耕地表层土壤重金属污染状况评判及休耕空间权衡[J]. *土壤学报*, 2022, 59 (4): 1036—1047.]
- [2] Li Y, Shang J Y, Huang Y Z, et al. Research progress on passivation materials for cadmium-arsenic Co-contamination in soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58 (4): 837—850. [李英, 商建英, 黄益宗, 等. 镉砷复合污染土壤钝化材料研究进展[J]. *土壤学报*, 2021, 58 (4): 837—850.]
- [3] Cui X Y, Qin J H, Li H S. Effect of different water management modes on rice (*Oryza sativa* L.) growth and heavy metal transport characteristics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(11): 2177—2184. [崔晓荧, 秦俊豪, 黎华寿. 不同水分管理模式对水稻生长及重金属迁移特性的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36 (11): 2177—2184.]
- [4] Wang H M, Lin X B, Huang Q R, et al. Effects of different irrigation modes on heavy metal accumulation in paddy soil and brown rice[J]. *Ecological Science*, 2019, 38 (3): 152—158. [王惠明, 林小兵, 黄欠如, 等. 不同灌溉模式对稻田土壤及糙米重金属积累的影响[J]. *生态科学*, 2019, 38 (3): 152—158.]
- [5] Lü H, Chen W X, Zhu Y M, et al. Efficiency and risks of selenite combined with different water conditions in reducing uptake of arsenic and cadmium in paddy rice[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 262: 114283.
- [6] Zhou L, Zheng X Q, Ding Y Z, et al. Probes of prevention and control of farmland pollution by cadmium & arsenic and crop production safety[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36 (4): 613—619. [周莉, 郑向群, 丁永祯, 等. 农田镉砷污染防控与作物安全种植技术探讨[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36 (4): 613—619.]
- [7] Fulda B, Voegelin A, Kretzschmar R. Redox-controlled changes in cadmium solubility and solid-phase speciation in a paddy soil as affected by reducible sulfate and copper[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47 (22): 12775—12783.
- [8] Zou Z J. The research of water management modes and amendments on paddy soil heavy metals and arsenic[D]. Changsha: Central South University of Forestry & Technology, 2016. [邹紫今. 水分管理与改良剂协同控制水稻吸收土壤重金属和砷的研究[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2016.]
- [9] Long S B, Zeng M, Zhou H, et al. Effects of different water management modes on soil arsenic uptake by rice plants[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34 (4): 1003—1008. [龙水波, 曾敏, 周航, 等. 不同水分管理模式对水稻吸收土壤砷的影响[J]. *环境科学学报*, 2014, 34 (4): 1003—1008.]
- [10] Takahashi Y, Ohtaku N, Mitsunobu S, et al. Determination of the As(III)/As(V) ratio in soil by X-ray absorption near-edge structure (XANES) and its application to the arsenic distribution between soil and water[J]. *Analytical Sciences*, 2003, 19 (6): 891—896.
- [11] Wu J, Ji X H, Wei W, et al. Effect of water levels on cadmium and arsenic absorption and transportation in rice[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37 (7): 1427—1434. [吴佳, 纪雄辉, 魏维, 等. 水分状况对水稻镉砷吸收转运的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37 (7): 1427—1434.]
- [12] Tao M M. Adsorption of As(III) and Cd(II) and effect on their contents in rice by ferromagnesium oxides loaded humic acids[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2019. [陶梦铭. 铁镁氧化物负载胡敏酸对砷镉的吸附

- 及其在水稻中含量的影响[D]. 杭州: 浙江大学, 2019.]
- [13] Fan J J, Xu C, Wang H, et al. Effects of three organic materials on the availability of cadmium in soil and cadmium accumulation and translocation in rice plants[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39 (10): 2143—2150. [范晶晶, 许超, 王辉, 等. 3种有机物料对土壤镉有效性及水稻镉吸收转运的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39 (10): 2143—2150.]
- [14] Liu T T, Huang D Y, Zhu Q H, et al. Increasing soil moisture facilitates the outcomes of exogenous sulfate rather than element sulfur in reducing cadmium accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 191: 110200.
- [15] Zhang X X, Zhang X X, Zheng Y J, et al. Accumulation of S, Fe and Cd in rhizosphere of rice and their uptake in rice with different water managements[J]. *Environmental Science*, 2013, 34 (7): 2837—2846. [张雪霞, 张晓霞, 郑煜基, 等. 水分管理对硫铁镉在水稻根区变化规律及其在水稻中积累的影响[J]. *环境科学*, 2013, 34 (7): 2837—2846.]
- [16] Fu Y Q. Physiological and molecular mechanisms of alternate wetting and drying induced formation of iron plaque on root surface of rice (*Oryza sativa* L.) seedlings[D]. Guangzhou: South China Agricultural University, 2016. [傅友强. 干湿交替诱导水稻根表红棕色铁膜形成的生理与分子机理[D]. 广州: 华南农业大学, 2016.]
- [17] Zhang Q, Chen H F, Huang D Y, et al. Water managements limit heavy metal accumulation in rice: Dual effects of iron-plaque formation and microbial communities[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 687: 790—799.
- [18] Yang X F, Wu X, Wang Z Q, et al. Effects of water management on the absorption and accumulation of cadmium and arsenic in rice[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2020, 29 (10): 2091—2101. [杨小粉, 伍湘, 汪泽钱, 等. 水分管理对水稻镉砷吸收积累的影响研究[J]. *生态环境学报*, 2020, 29 (10): 2091—2101.]
- [19] Lu D K, Duan H, Wang W W, et al. Comparison of rice root development and function among different degrees of dry-wet alternative irrigation coupled with nitrogen forms[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2019, 25 (8): 1362—1372. [陆大克, 段骅, 王维维, 等. 不同干湿交替灌溉与氮肥形态耦合下水稻根系生长及功能差异[J]. *植物营养与肥料学报*, 2019, 25 (8): 1362—1372.]
- [20] Xu G W, Sun H Z, Lu D K, et al. Differences in ultrastructure and activity of rice roots under different irrigation and nitrogen supply levels[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2017, 23 (3): 811—820. [徐国伟, 孙会忠, 陆大克, 等. 不同水氮条件下水稻根系超微结构及根系活力差异[J]. *植物营养与肥料学报*, 2017, 23 (3): 811—820.]
- [21] Wu L L, Tian C, Zhang L, et al. Research advance in rice growth, photosynthesis and nitrogen utilization mediated by the water-nitrogen-oxygen factors in paddy soils[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2021, 32 (4): 1498—1508. [吴龙龙, 田仓, 张露, 等. 稻田水氮氧环境因子对水稻生长发育、光合作用和氮利用的调控研究进展[J]. *应用生态学报*, 2021, 32 (4): 1498—1508.]
- [22] Jin Y J. Soil and rice[M]. Hangzhou: Zhejiang Science and Technology Press, 1981: 89—127. [金元军. 土壤与水稻[M]. 杭州: 浙江科学技术出版社, 1981: 89—127.]
- [23] Ding C F, Du S Y, Ma Y B, et al. Changes in the pH of paddy soils after flooding and drainage: Modeling and validation[J]. *Geoderma*, 2019, 337: 511—513.
- [24] Zhang X X, Zhang J W, Sun X X, et al. Effects of vermicompost on the migration and transformation of heavy metal cadmium in soil-rice systems[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39 (8): 1723—1733. [张晓绪, 张嘉伟, 孙星星, 等. 蚯蚓粪对镉在土壤-水稻系统中迁移转化影响[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39 (8): 1723—1733.]
- [25] Jia K L T, Yu H, Feng W Q, et al. Effect of different N, P and K fertilizers on soil pH and available Cd under waterlogged conditions[J]. *Environmental Science*, 2009, 30 (11): 3414—3421. [甲卡拉铁, 喻华, 冯文强, 等. 淹水条件下不同氮磷钾肥对土壤 pH 和镉有效性的影响研究[J]. *环境科学*, 2009, 30 (11): 3414—3421.]
- [26] Tian T, Zeng M, Zhou H, et al. Effects of different water managements and soil Eh on migration and accumulation of Cd in rice[J]. *Environmental Science*, 2017, 38 (1): 343—351. [田桃, 曾敏, 周航, 等. 水分管理模式与土壤 Eh 值对水稻 Cd 迁移与累积的影响[J]. *环境科学*, 2017, 38 (1): 343—351.]
- [27] Zhong S X, Yin G C, Chen Z L, et al. Influencing mechanism of Eh, pH and iron on the release of arsenic in paddy soil[J]. *Environmental Science*, 2017, 38 (6): 2530—2537. [钟松雄, 尹光彩, 陈志良, 等. Eh、pH 和铁对水稻土砷释放的影响机制[J]. *环境科学*, 2017, 38 (6): 2530—2537.]
- [28] Chen J, Zhou X L. Effects of water management and silicon application on iron plaque formation and uptake of arsenic and cadmium by rice[J]. *Environmental Science*, 2021, 42 (3): 1535—1544. [陈佳, 赵秀兰. 水分管理与施硅对水稻根表铁膜及砷镉吸收的影响[J]. *环境科学*, 2021, 42 (3): 1535—1544.]
- [29] Liu L J, Hong J P, Yan S D, et al. Effects of humic acid on transformation of soil As in different pH conditions[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2013, 19 (1): 134—141. [刘利军, 洪坚平, 闫双堆, 等. 不同 pH 条

- 件下腐植酸对土壤中砷形态转化的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19 (1) : 134—141.]
- [30] He Q F, Gui J, Liu D H, et al. Research progress of soil property's changes and its impacts on soil cadmium activity in flooded paddy field[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(12): 2260—2268. [贺前锋, 桂娟, 刘代欢, 等. 淹水稻田中土壤性质的变化及其对土壤镉活性影响的研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35 (12) : 2260—2268.]
- [31] Xu D, Ji P H, Wang L, et al. Effect of modified fly ash on environmental safety of two soils contaminated with cadmium and lead[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021, 215: 112175.
- [32] Welikala D, Robinson B H, Moltchanova E, et al. Soil cadmium mobilisation by dissolved organic matter from soil amendments[J]. Chemosphere, 2021, 271: 129536.
- [33] Guo T, Gustave W, Lu H Y, et al. Periphyton enhances arsenic release and methylation at the soil-water interface of paddy soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 409: 124946.
- [34] Li Y C, Chen Y, Tang M D, et al. Effects of ferrous sulfate and ferric nitrate on cadmium transportation in the rhizosphere soil-rice system[J]. Environmental Science, 2020, 41 (11) : 5143—5150. [李义纯, 陈勇, 唐明灯, 等. 硫酸亚铁和硝酸铁施用对根际土壤-水稻系统中镉运移的影响[J]. 环境科学, 2020, 41(11): 5143—5150.]
- [35] Zhang Y T, Tian Y B, Huang D Y, et al. Effects of water management on cadmium accumulation by rice (*Oryza sativa* L.) growing in typical paddy soil[J]. Environmental Science, 2021, 42 (5) : 2512—2521. [张雨婷, 田应兵, 黄道友, 等. 典型污染稻田水分管理对水稻镉累积的影响[J]. 环境科学, 2021, 42 (5) : 2512—2521.]
- [36] Zhang L D, Yang J J, Xia X, et al. Eh-coupled release mechanisms of cadmium and arsenic in a contaminated paddy soil: A microcosm and synchrotron-based spectroscopic study[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020, 40 (5) : 1828—1835. [张良东, 杨建军, 夏星, 等. Eh 耦合的稻田土壤镉、砷释放机制[J]. 环境科学学报, 2020, 40 (5) : 1828—1835.]
- [37] Zhou H Y, Deng Y R, Lin L Y, et al. Stabilization of arsenic-contaminated soils using Fe-Mn oxide under different water conditions[J]. Environmental Science, 2019, 40 (8) : 3792—3798. [周海燕, 邓一荣, 林龙勇, 等. 铁锰氧化物在不同水分条件下对土壤 As 的稳定化作用[J]. 环境科学, 2019, 40 (8) : 3792—3798.]
- [38] Huang J, Li X Y, Wen S, et al. Effects of water management on soil properties and Cd behavior of typical paddy soils[J]. Environmental Science, 2020, 41 (7) : 3418—3425. [黄敬, 李欣阳, 文沙, 等. 不同母质发育土壤 Cd 环境行为对水分管理模式的响应差异[J]. 环境科学, 2020, 41 (7) : 3418—3425.]

(责任编辑: 檀满枝)