

# FeSO<sub>4</sub>对水稻根表铁膜及污染稻田土中镉迁移转运影响研究<sup>①</sup>

李威<sup>1</sup>, 谢悦<sup>1</sup>, 石竹<sup>2</sup>, 陈立伟<sup>1</sup>

(1.长沙环境保护职业技术学院, 湖南长沙 410003; 2.湖南省生态环境事务中心, 湖南长沙 410003)

**摘要:** 选取湖南某污染稻田耕作层土壤, 通过盆栽实验外源施加硫酸亚铁(FeSO<sub>4</sub>), 研究FeSO<sub>4</sub>对水稻根表铁膜及污染稻田土中镉(Cd)迁移转运的影响。结果表明, 随着FeSO<sub>4</sub>施用量增加(0~320 mg/kg), 水稻根际土壤pH值呈下降趋势, 最高下降了0.70; 水稻盆栽土壤TCLP-Cd含量与对照组相比出现一定程度上升; 施加FeSO<sub>4</sub>, 降低了水稻茎叶、谷壳、糙米中Cd含量, 增加了水稻植株根表铁膜的数量, 一定程度上控制了水稻对土壤中Cd的吸收。但施加外源铁影响了土壤pH值及Cd的生物有效性, 在实际稻田施加FeSO<sub>4</sub>时建议与石灰等其他碱性修复材料进行组配, 以获得更好的阻控效果。

**关键词:** 污染土壤; 重金属污染; 土壤修复; 水稻; 镉; 外源铁; 根表铁膜; 生物有效性

中图分类号: X171.1; X53

文献标识码: A

doi:10.3969/j.issn.0253-6099.2024.02.024

文章编号: 0253-6099(2024)02-0096-04

## Effects of FeSO<sub>4</sub> on Root Iron Plaque and Migration and Transportation of Cd in Contaminated Paddy Soil

LI Wei<sup>1</sup>, XIE Yue<sup>1</sup>, SHI Zhu<sup>2</sup>, CHEN Liwei<sup>1</sup>

(1. Changsha Environmental Protection College, Changsha 410003, Hunan, China; 2. Hunan Ecological Environment Affairs Center, Changsha 410003, Hunan, China)

**Abstract:** A kind of contaminated paddy soil was taken for pot experiment by adding FeSO<sub>4</sub> to investigate the impact of FeSO<sub>4</sub> on the formation of iron plaques on the root surface and the migration of the Cd from Cd-contaminated paddy soil. Results show that with the addition of FeSO<sub>4</sub> increased from 0 to 320 mg/kg, the pH value of the paddy soil tends to decline, maximally by 0.70. The TCLP-Cd content in the potting soil rises to a certain extent compared to the control group. The addition of FeSO<sub>4</sub> significantly reduces the Cd content in leaves, husks, and brown rice, as well as effectively increases the amount of root iron plaque, thus the absorption of Cd in the soil by rice is moderately controlled. However, the addition of external iron resource can bring impact to the pH of soil and bioavailability of Cd, so it is recommended that in practical operation, FeSO<sub>4</sub> should be added with some alkaline restorative materials such as lime to contaminated paddy fields for enhancing the control.

**Key words:** contaminated soil; heavy metal pollution; soil restoration; rice; Cd; external iron resource; root iron plaque; bioavailability

土壤重金属污染是我国土壤污染的主要原因之一, 不同区域土壤重金属污染程度不同<sup>[1]</sup>, 全国土壤总的重金属超标率为16.1%, 其中镉(Cd)的超标率为7.0%<sup>[2]</sup>。湖南是重要的水稻生产区, 同时也是有色金属之乡, 有色金属生产区与水稻生产区的重叠使得湖

南稻米中重金属Cd超标问题凸显<sup>[3]</sup>, 急需加强农用地重金属污染治理, 保障人民“舌尖上安全”。水稻作为湖南省种植面积最广的粮食作物<sup>[4-5]</sup>, Cd污染稻田的治理是土壤污染防治工作的一环。

原位钝化技术是受重金属污染稻田安全防治的一

① 收稿日期: 2024-01-05

基金项目: 湖南省环境保护科研项目(HBKT-2022016); 湖南省教育厅科学研究项目(21C1584); 湖南省自然科学基金(211109415018)

作者简介: 李威(1988—), 男, 湖南长沙人, 硕士, 高级工程师, 主要研究方向为环境工程与污染防治。E-mail: suppayam@gmail.com

通信作者: 谢悦(1993—), 女, 湖南湘潭人, 硕士, 讲师, 主要研究方向为稻米食品安全控制。E-mail: 345138791@qq.com

种常见且有效的技术,通过向土壤中施用一定量的金属氧化物、生物材料或黏土矿物等,将土壤中的重金属“钝化”,进而降低其生物有效性,减少作物对土壤中重金属的吸收与积累<sup>[6-8]</sup>。现有研究中,Cd 污染稻田修复材料以石灰石、黏土矿物等为主,也有使用 Fe 等金属元素的报道<sup>[9-10]</sup>。Fe 元素是水稻生长发育必需的营养元素,同时也是水稻根表铁膜的重要组成部分,具有一定的控 Cd 潜力。本文在湖南某稻田污染土壤中加入不同浓度 FeSO<sub>4</sub>,研究外源铁对土壤 pH 值及土壤 Cd 生物有效性的影响,探究 FeSO<sub>4</sub> 对水稻根表铁膜、水稻吸收累积 Cd 的影响。以 Fe 元素对受污染稻田中 Cd 迁移累积的阻控为切入点,探寻抑制稻米 Cd 累积的营养型阻控技术,势必能为稻田 Cd 污染治理提供新的解决途径。

## 1 实验材料与方法

### 1.1 实验材料

供试水稻品种为湘晚籼 12 号(常规稻),购于湖南农丰种业有限公司。

外源铁为 FeSO<sub>4</sub> · 5H<sub>2</sub>O, 优级纯。

供试耕种层土壤分别取自湖南省宁乡市双江口镇某地区(Cd 含量 0.16 mg/kg)与湖南省郴州市苏仙区柿竹园某稻田(Cd 含量 3.89 mg/kg)。将供试宁乡、郴州耕种层土壤按照质量比 15:7 混合,得到盆栽实验污染稻田土壤(Cd 含量 1.53 mg/kg),供试土壤基本理化性质见表 1。

表 1 供试土壤基本理化性质

pH 值	Cd 总含量/ (mg · kg <sup>-1</sup> )	TCLP 提取态 Cd 含量/ (mg · kg <sup>-1</sup> )	CaCl <sub>2</sub> 提取态 Cd 含量/ (mg · kg <sup>-1</sup> )
6.21	1.53	0.29	0.05

### 1.2 实验方法

盆栽实验地点为湖南省长沙市雨花区长沙环境保护职业技术学院(112.981778E, 28.105036N),该地属于亚热带季风性气候,气候温和、降水充沛、雨热同期、四季分明,年均降水量 1 350.1~1 450.2 mm,年平均气温 17.2 °C 左右,积温为 5 457 °C。将供试土壤自然风干、去除石子、植物根茎等杂物,装入盆栽实验桶中,每桶装土 2 kg。盆栽土壤和水稻样品设置 3 个采样时期:分蘖盛期、灌浆期以及成熟期。FeSO<sub>4</sub> 施加量设置 5 个梯度:0、40、80、160、320 mg/kg,每个施加量设 3 个平行样。

将供试土壤加水充分搅拌均匀,土壤熟化 30 d

后,按照设计梯度施入 FeSO<sub>4</sub>。继续熟化 30 d,期间补水,并保持每一盆液面高度一致。将水稻种子在 0.5% 的 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 溶液中浸泡 12 h 后,置于湿润环境培养发芽,而后转移至未受重金属污染的土壤中育秧。土壤熟化与水稻育秧工作完成后,选取长势一致、健康的苗期水稻插入盆中。将水稻盆栽移至室外培养,水稻水分管理模式、生长周期与湖南双季稻传统种植方式一致。

### 1.3 水稻和土壤样品分析

盆栽实验采集水稻根系周围根际土壤。将土壤样品去除杂质、自然风干,过 0.15 mm 筛,保存待测。土壤样品分析指标包括土壤 pH 值、土壤中 Cd 的 CaCl<sub>2</sub> 提取态(简称 CaCl<sub>2</sub>-Cd)、土壤中 Cd 的 TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure, 毒性浸出试验)提取态(简称 TCLP-Cd)。水稻样品先后分别用自来水、超纯水洗净,采集水稻根系根表铁膜,晾干。105 °C 下杀青 30 min 后再 70 °C 下烘干,分根系、茎叶、谷壳、糙米四部分,分别称干重,采集备用。粉碎后使用干灰化法(GB/T 5009—2003)消解。水稻根表铁膜采用 DCB 法浸提,根表铁膜中 Cd 含量采用 DCB-Cd 表示,根表铁膜数量用 DCB 浸提液中铁含量与稻根干重之比表示(DCB-Fe, mg/kg RDW)。样品测定使用 ICP-AES 分析仪(ICP 6300, Thermo, USA)。土壤与水稻样品分别以国家标准(物质土壤[GBW(E)-070009]和湖南大米[GBW10045(GSB-23)])进行质量控制,同时做空白实验。土壤样品 Cd 回收率为 96.2%~103.8%,植物样品 Cd 回收率为 97.8%~102.1%。

### 1.4 数据处理

应用 Excel 2016 和 SPSS 22.0 软件进行统计和分析数据,文中数据结果为平均值±标准偏差,图形采用 OriginPro 2017 进行绘制。所有数据采用显著性 *F* 测验和 Duncan 多重比较(*P*<0.05)进行差异分析。

## 2 实验结果与分析

### 2.1 FeSO<sub>4</sub> 处理下盆栽土壤 pH 值、CaCl<sub>2</sub> 提取态、TCLP 提取态变化

FeSO<sub>4</sub> 对水稻根际土壤 pH 值的影响见表 2。随 FeSO<sub>4</sub> 施加量增加,水稻根际土壤 pH 值呈现下降趋势,与对照组相比分别下降了 0.17~0.70。FeSO<sub>4</sub> 施加量为 160、320 mg/kg 的处理组与对照组相比存在显著性差异(*P*<0.05)。

FeSO<sub>4</sub> 对土壤中 Cd 的两种提取态含量的影响见图 1。与对照组相比,CaCl<sub>2</sub>-Cd 含量在 FeSO<sub>4</sub> 施加量 160 mg/kg 时最低、施加量 320 mg/kg 时最高,但各添加组与对照组相比均不显著;随着 FeSO<sub>4</sub> 施加量增大,

盆栽土壤 TCLP-Cd 含量显著升高,与对照组相比,水稻盆栽土壤 TCLP-Cd 含量分别上升了 120.1%~142.2%;随着  $\text{FeSO}_4$  施加量升高,水稻盆栽土壤中 Cd 的生物有效性出现一定程度升高。

表 2  $\text{FeSO}_4$  对水稻根际土壤 pH 值的影响

水稻品种	$\text{FeSO}_4$ 施加量/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	根际土壤 pH 值
湘晚籼 12 号	0	6.06±0.05a
	40	5.89±0.11a
	80	5.70±0.03ab
	160	5.54±0.07bc
	320	5.36±0.09c

注:相同字母表示不同处理组结果之间不存在显著性差异( $P>0.05$ ),下同。

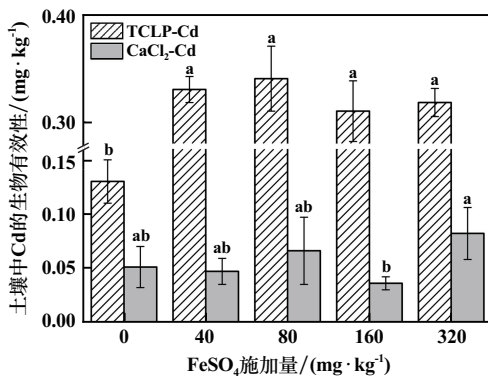


图 1  $\text{FeSO}_4$  对土壤中 Cd 的两种提取态含量的影响

## 2.2 $\text{FeSO}_4$ 对水稻植株各部位 Cd 含量的影响

$\text{FeSO}_4$  浓度对水稻糙米、谷壳、茎叶、白根中 Cd 含量的影响见图 2。不同  $\text{FeSO}_4$  施加量下,水稻茎叶、谷壳、糙米中 Cd 含量均呈下降趋势。与对照组相比,施加  $\text{FeSO}_4$  后水稻茎叶、谷壳、糙米中 Cd 含量分别下降了 27.2%~45.2%、11.6%~37.5%、14.6%~42.5%。糙米、谷壳和茎叶中 Cd 含量在  $\text{FeSO}_4$  添加量较高时显著降低( $P<0.05$ ),根系中 Cd 含量变化不显著。

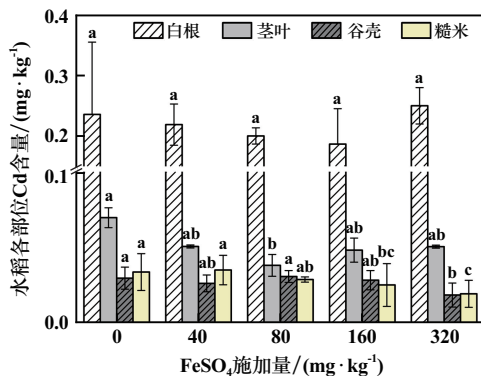


图 2  $\text{FeSO}_4$  对水稻植株各部位 Cd 含量的影响

图 3 为水稻根表铁膜中 Cd 含量与根表铁膜数量

的变化。与对照组相比,施加  $\text{FeSO}_4$  有效增加了水稻植株根表铁膜的数量。与对照组相比,不同处理组水稻根表铁膜的 DCB-Fe 含量显著增加( $P<0.05$ )。水稻根表铁膜 DCB-Cd 含量远高于水稻植株各部位 Cd 含量,不同处理组的 DCB-Cd 含量没有显著变化。

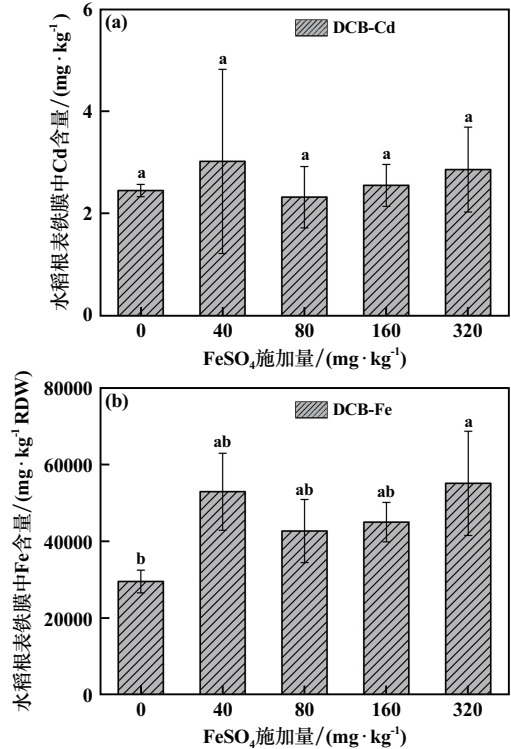


图 3  $\text{FeSO}_4$  对水稻根表铁膜中 Cd、Fe 含量的影响

## 3 讨论

### 3.1 $\text{FeSO}_4$ 对土壤 pH 值和 Cd 生物有效性的影响

本研究中,施加  $\text{FeSO}_4$  显著影响了土壤基本理化性质。盆栽土壤 pH 值随着  $\text{FeSO}_4$  施加量升高显著降低,施加量 320  $\text{mg}/\text{kg}$  时,土壤 pH 值下降了 0.70( $P<0.05$ )。这主要是因为  $\text{Fe}^{2+}$  进入土壤后部分被氧化为  $\text{Fe}^{3+}$ ,在湖南气候条件下水稻长期处于渍水环境,水稻根系呼吸作用过程中会有部分氧气从根系中渗出,使得根系部分  $\text{Fe}^{2+}$  被氧化为  $\text{Fe}^{3+}$ [11-12]。在土壤溶液中,发生了  $\text{Fe}^{3+}+3\text{H}_2\text{O}\rightarrow\text{Fe}(\text{OH})_3\downarrow+3\text{H}^+$  和  $\text{Fe}^{2+}+2\text{H}_2\text{O}\rightarrow\text{Fe}(\text{OH})_2\downarrow+2\text{H}^+$  反应,使得土壤溶液中  $\text{H}^+$  浓度上升。土壤 pH 值是影响土壤-水稻系统中 Cd 赋存形态的关键因素之一,土壤 pH 值发生变化时,土壤颗粒表面的吸附位点、电荷含量及极性、重金属离子溶解度及其复合物的离解度均会发生相应变化,引发一系列的吸附解吸、沉淀溶解等过程[13-15]。随着根际土壤 pH 值降低,土壤有机质表面电负性减弱,质子争夺表面结合位点的能力增强,使得 Cd 被释放,这一定程度上增强了

土壤溶液中 Cd 的生物有效性<sup>[16-17]</sup>。在本研究中,随着 FeSO<sub>4</sub> 施加量增加,盆栽土壤 CaCl<sub>2</sub>-Cd 含量出现一定增加但不显著,TCLP-Cd 含量与对照组相比显著上升。

### 3.2 FeSO<sub>4</sub> 对水稻根表铁膜及水稻植株吸收转运 Cd 的影响

根表铁膜是沉积在沼生植物根系外层细胞上的一层无定形或结晶铁(亚铁)化合物,主要由于根际的径向泌氧(ROL)和氧化剂在根表将 Fe<sup>2+</sup>氧化成氧化铁或氢氧化物沉淀<sup>[18]</sup>。施加 FeSO<sub>4</sub> 能显著增加水稻根表铁膜的量,与对照组相比,水稻根表铁膜的数量升高了 44.3%~78.0%。根表铁膜是水稻根系与根际土壤物质交换的一道重要屏障,具有特殊的电化学特性,可以通过离子之间的吸附-解吸、氧化-还原、有机与无机的络合等方式改变根际土壤中 Cd 离子的迁移能力和存在形式<sup>[19-20]</sup>。文献[21-22]通过水培实验发现,存在根表铁膜的水稻根系中 Cd 含量显著低于无根表铁膜覆盖的水稻根系,而增加 Fe<sup>2+</sup>的施加量能有效增加水稻根表铁膜的厚度,使大量 Cd 被吸附在根表铁膜上从而降低水稻植株中 Cd 含量。这与本研究类似,随着 FeSO<sub>4</sub> 施加量增加,水稻谷壳和茎叶中 Cd 含量在 FeSO<sub>4</sub> 施加量较高时显著降低。同时由于施加了 FeSO<sub>4</sub>,土壤中 Fe<sup>2+</sup>增加,水稻根表铁膜的数量显著增加。另外,部分 Fe<sup>2+</sup>被根系分泌的氧化酶、氧化性物质等氧化为 Fe<sup>3+</sup>,因其强大的氧化作用,就近沉淀于水稻根系表皮细胞外面及其间隙,形成的铁膜具有数量多、厚度大、较牢固等特点。Fe<sup>3+</sup>处理后虽然也能形成根表铁膜,但相较而言铁膜颜色较浅、较松散,导致水稻根表铁膜数量显著低于 Fe<sup>2+</sup>处理时。这可能是由于 Fe<sup>3+</sup>直接作用所产生的铁氧化物或铁氢氧化物等主要存在于根际周围,很难进入根系内部<sup>[23-24]</sup>。

FeSO<sub>4</sub> 的加入使得水稻糙米中重金属 Cd 含量显著下降,最多下降了 42.5%。这可能与水稻根表铁膜量的增加有关。根表铁膜吸附 Cd 的含量远高于水稻各部位,铁膜阻碍了土壤中重金属 Cd 进入水稻植株体内。这证明添加外源 Fe 元素有一定的 Cd 污染土壤修复潜力。但随着 FeSO<sub>4</sub> 施加量升高,土壤 pH 值降低,TCLP-Cd 含量显著增加,这可能会导致土壤溶液中重金属 Cd 的活性增加。本研究中,FeSO<sub>4</sub> 各施加量组对水稻植株吸收转运 Cd 显著存在阻控效果,在实际稻田施用过程中,建议与石灰等碱性修复材料进行组配使用以获得更好的阻控效果。

## 4 结 论

1) 施加 FeSO<sub>4</sub> 降低了水稻根际土壤 pH 值,不同

施加量下分别下降了 0.17~0.70。随着 FeSO<sub>4</sub> 施加量增加,盆栽土壤 CaCl<sub>2</sub>-Cd 含量先降低后升高,TCLP-Cd 含量上升。

2) FeSO<sub>4</sub> 显著增加了水稻根表铁膜数量,与对照组相比,不同施加量下根表铁膜的数量分别升高了 44.3%~78.0%。

3) 施加 FeSO<sub>4</sub> 降低了水稻糙米中 Cd 含量,茎叶、谷壳、糙米中 Cd 含量分别降低了 27.2%~45.2%、11.6%~37.5%、14.6%~42.5%,白根中 Cd 含量的变化不明显,施加外源铁元素有效控制了水稻对土壤中 Cd 的吸收与转运。

### 参考文献:

- [1] 周建军. 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.
- [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]. [2014-04-17]. <https://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/W0201404175589958045>.
- [3] HU Y N, CHENG H F, TAO S. The challenges and solutions for cadmium-contaminated rice in China: A critical review[J]. *Environment International*, 2016,92-93:515-532.
- [4] 江巧君,周 琴,韩亮亮,等. 有机肥对镉胁迫下不同基因型水稻镉吸收和分配的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2013,32(1):9-14.
- [5] HU Y, Norton G J, DUAN G, et al. Effect of selenium fertilization on the accumulation of cadmium and lead in rice plants[J]. *Plant and Soil*, 2014,384(1-2):131-140.
- [6] 黄益宗,郝晓伟,铁柏清. 重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J]. *农业环境科学学报*, 2013,32(3):409-417.
- [7] 薛清华,黄凤莲,梁 芳,等. EDTA/DTPA 与柠檬酸混合连续淋洗土壤中镉铅及其对土壤肥力的影响[J]. *矿冶工程*, 2019,39(5):74-78.
- [8] 辛立庆,郭朝晖,肖细元,等. 酸碱预处理对水稻秸秆厌氧消化中重金属释放的影响[J]. *矿冶工程*, 2019,39(2):75-78.
- [9] 江 棋. 土壤调理剂对镉污染稻田土壤质量和稻米品质的影响[D]. 武汉:华中农业大学, 2020.
- [10] 刘佳炜,周 航,魏宾纭,等. 组配改良剂联合硅肥对 Cd 污染稻田的修复效果[J]. *中国环境科学*, 2020,40(8):3512-3519.
- [11] 于晓莉,傅友强,甘海华,等. 干湿交替对作物根际特征及铁膜形成的影响研究进展[J]. *土壤*, 2016,48(2):225-234.
- [12] 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.
- [13] CHEN H P, WANG P, GU Y, et al. The within-field spatial variation in rice grain Cd concentration is determined by soil redox status and pH during grain filling-ScienceDirect[J]. *Environmental Pollution*, 2020,261:114151.
- [14] Boparai H K, Joseph M, Carroll D M O. Kinetics and thermodynamics of cadmium ion removal by adsorption onto nano zerovalent iron particles[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011,186:458-465.
- [15] 曹勤英. 污染土壤重金属形态分析及其影响因素研究进展[J]. *生态科学*, 2017,36(6):222-232.

(下转第 105 页)

脱水温度 200 ℃、脱水时间 1 h、添加乙醇、100 ℃下提纯 60 min, 可得到纯度 93.8% 的固体铝酸钠晶体。铝酸钠晶体颗粒呈不规则块状, 大小 5~25 μm。

### 参考文献:

- [1] 杨权成, 杜振毓, 张开永, 等. 高铝粉煤灰水热法提铝浸出液制备铝酸钠研究[J]. 华北科技学院学报, 2021, 18(1): 1-8.
- [2] LIU W, YIN Z, DING Z. Low-temperature phase transitions of sodium aluminate solutions[J]. Transactions of Nonferrous Metals Society of China, 2019, 29(1): 194-199.
- [3] HUANG W, LIU G, JU J, et al. Effect of lithium ion on seed precipitation from sodium aluminate solution[J]. Transactions of Nonferrous Metals Society of China, 2019, 29(6): 1323-1331.
- [4] 赵淋, 车洪生. 铝酸钠溶液的稳定性研究[J]. 轻金属, 2019(4): 9-12.
- [5] CHAI Q Q, YANG C H, Teo K L, et al. Optimal control of an industrial-scale evaporation process: Sodium aluminate solution[J]. Control Engineering Practice, 2012, 20(6): 618-628.
- [6] 李小英, 杨妮, 杨振, 等. 工业氢氧化铝制备铝酸钠实验研究[J]. 云南冶金, 2021, 50(3): 66-70.
- [7] YOU S, GUO T, LIU P, et al. Precipitation of monosodium aluminate hydrate from concentrated sodium aluminate solution[J]. Hydrometallurgy, 2019, 183: 125-129.

- [8] CAO S, ZHANG Y, ZHANG Y. Preparation of sodium aluminate from the leach liquor of diasporic bauxite in concentrated NaOH solution[J]. Hydrometallurgy, 2009, 98(3): 298-303.
- [9] LIU W, YIN Z, DING Z, et al. Investigation on the binary phase transition in sodium aluminate solution[J]. Journal of Molecular Liquids, 2018, 249: 991-996.
- [10] LIU W, HUANG Y, YIN Z, et al. Investigation on the decomposition process of sodium aluminate solution by spectroscopic and theoretical calculation[J]. Journal of Molecular Liquids, 2018, 261: 115-122.
- [11] LIU W, YIN Z, DING Z, et al. Kinetics investigation on the decomposition process of supersaturated sodium aluminate solution using UV spectroscopy[J]. Journal of Molecular Liquids, 2016, 223: 955-959.
- [12] LIU G, WU G, CHEN W, et al. Increasing precipitation rate from sodium aluminate solution by adding active seed and ammonia[J]. Hydrometallurgy, 2018, 176: 253-259.
- [13] 李小斌, 叶普洪, 齐天贵, 等. 活性晶种的性质及其强化铝酸钠溶液晶种分解的机理分析[J]. 中国有色金属学报, 2019, 29(7): 1474-1485.

引用本文: 刘世阳, 焦芬, 刘维, 等. 铝酸钠溶液制备固体高纯铝酸钠实验研究[J]. 矿冶工程, 2024, 44(2): 100-105.

(上接第 99 页)

- [16] YIN D, WANG X, PENG B, et al. Effect of biochar and Fe-biochar on Cd and As mobility and transfer in soil-rice system[J]. Chemosphere, 2017, 186: 928-937.
- [17] YANG W T, ZHOU H, GU J F, et al. Application of rapeseed residue increases soil organic matter, microbial biomass, and enzyme activity and mitigates cadmium pollution risk in paddy fields[J]. Environmental Pollution, 2020, 264: 114681.
- [18] ZHANG J Y, ZHOU H, ZENG P, et al. Nano-Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>-modified biochar promotes the formation of iron plaque and cadmium immobilization in rice root[J]. Chemosphere, 2021, 276: 130212.
- [19] 刘文菊, 朱永官. 湿地植物根表的铁锰氧化物膜[J]. 生态学报, 2005, 25(2): 358-363.
- [20] LIU H J, ZHANG J L, Christie P, et al. Influence of external zinc and phosphorus supply on Cd uptake by rice (*Oryza sativa* L.) seedlings with root surface iron plaque[J]. Plant and Soil, 2007, 300(1-2): 105-115.

- [21] LIU H J, ZHANG J L, ZHANG F S. Role of iron plaque in Cd uptake by and translocation within rice (*Oryza sativa* L.) seedlings grown in solution culture[J]. Environmental and Experimental Botany, 2007, 59(3): 314-320.
- [22] LIU H, ZHANG J, Christie P, et al. Influence of iron plaque on uptake and accumulation of Cd by rice (*Oryza sativa* L.) seedlings grown in soil[J]. Science of the Total Environment, 2008, 394(2): 361-368.
- [23] 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.
- [24] 陈立伟. 土壤调理剂与外源铁对稻田系统中 Cd 的迁移转运效果研究[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2018.

引用本文: 李威, 谢悦, 石竹, 等. FeSO<sub>4</sub> 对水稻根表铁膜及污染稻田土中镉迁移转运影响研究[J]. 矿冶工程, 2024, 44(2): 96-99.