

极性交换电场辅助植物修复稻田土壤镉污染研究

栾雅珺^{1,2} 徐俊增^{1,2} 李亚威^{1,2} 胡哲伟^{1,3} 王海渝^{1,2} 王永红⁴ 徐锡华⁵

(1. 河海大学农业科学与工程学院, 南京 211100; 2. 河海大学水灾害防御全国重点实验室, 南京 210098;

3. 生态环境部南京环境科学研究所, 南京 210042;

4. 昆山市水务局, 昆山 215300; 5. 高邮市水利局, 高邮 225600)

摘要: 通过盆栽试验, 采用太阳能供电方式, 探究在干湿交替的水分条件下, 水稻种植过程中极性交换电场辅助植物修复(EKPR)土壤重金属镉(Cd)污染的可行性。控制灌溉条件下, 两电极板附近的土壤区域种植水稻作物, 中间土壤区域种植水葱作富集植物。结果表明, 交换电极使电解水反应产生的氢离子(H^+)和氢氧根离子(OH^-)不断被中和, 有效避免了土壤pH值极化。土壤电流变化范围为0.08~0.36 A, 说明极性交换和较高的土壤含水率有效确保土壤中的可迁移离子数量和离子流动性, 能够驱动重金属迁移。与对照处理(CK)相比, EKPR处理水葱根部干物质量显著增加34.93%; 水稻根部和稻谷干物质量显著降低17.21%~30.16%、16.18%~22.28%, 叶片和茎部干物质量分别提高3.82%~13.17%、7.59%~30.91%。EKPR处理水葱根部、地上部Cd含量分别提高15.49%~22.45%、33.30%~35.45%; 水稻根部、稻谷Cd含量分别降低14.48%~35.06%、39.04%~57.43%。极性交换电场辅助植物修复技术可提高水葱对Cd的富集量, 同时降低水稻对Cd的富集量, 与CK处理相比, EKPR处理水葱Cd生物富集量显著增加46.48%, 水稻Cd生物富集量显著降低24.75%。试验结束后, 水稻根系附近的土壤Cd含量下降16.33%~19.14%。研究结果表明, 在控制灌溉水稻种植过程中, 极性交换电场辅助植物修复是一种可行的修复手段, 在作物生产过程中利用电动修复和植物修复实现土壤净化, 具有良好的应用前景和现实意义。

关键词: 镉; 极性交换; 电动修复; 植物修复; 水稻; 控制灌溉

中图分类号: S153.2

文献标识码: A

文章编号: 1000-1298(2024)03-0331-09

OSID:



Electrokinetic-assisted Phytoremediation of Soil Cadmium Pollution in Paddy Fields under Polarity Exchange Technology

LUAN Yajun^{1,2} XU Junzeng^{1,2} LI Yawei^{1,2} HU Zhewei^{1,3} WANG Haiyu^{1,2} WANG Yonghong⁴ XU Xihua⁵

(1. College of Agricultural Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 211100, China

2. National Key Laboratory of Water Disaster Prevention, Hohai University, Nanjing 210098, China

3. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China

4. Kunshan Water Affairs Bureau, Kunshan 215300, China 5. Gaoyou Water Resources Bureau, Gaoyou 225600, China)

Abstract: The feasibility of electrokinetic-assisted phytoremediation (EKPR) with polarity reversal to remove cadmium (Cd) contaminants from paddy soils under controlled irrigation was investigated. The experiments were carried out in cuboid pots powered by solar energy. The rice crops were planted near the electrodes under controlled irrigation, and the *Scirpus tabernaemontani* was planted as hyperaccumulator between two rows of rice plants. The results showed that H^+ and OH^- produced by electrolysis reactions could be directly neutralized by the polarity reversal operation, thus effectively avoiding the polarization of soil pH value. The soil current was varied from 0.08 A to 0.36 A, indicating that polarity exchange and high soil water content effectively ensured the number and mobility of free-moving ions in soils, which could drive heavy metal migration. Compared with CK treatment, EKPR treatment significantly increased the root dry biomass of *Scirpus tabernaemontani* by 34.93%. EKPR

收稿日期: 2023-10-30 修回日期: 2024-01-22

基金项目: 江苏省科技计划项目(BE2019392)、中央高校基本科研业务费专项资金项目(B220202071)和江苏省自然科学基金项目(BK20210373)

作者简介: 栾雅珺(1993—), 女, 助理研究员, 博士, 主要从事农田高效灌排及其环境效应研究, E-mail: luan450705@163.com

通信作者: 徐俊增(1980—), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事节水灌溉理论与技术研究, E-mail: xjz481@hhu.edu.cn

treatment significantly reduced the root and brown rice dry biomasses by 17.21% ~ 30.16% and 16.18% ~ 22.28% respectively, while significantly increased the leaf and stem dry biomasses by 3.82% ~ 13.17% and 7.59% ~ 30.91%, respectively. EKPR treatment increased the Cd content in root and ground parts by 15.49% ~ 22.45% and 33.30% ~ 35.45%, respectively. The content of Cd in rice root and brown rice was decreased by 14.48% ~ 35.06% and 39.04% ~ 57.43%, respectively. The electrokinetic-assisted phytoremediation technology could increase the Cd enrichment of *Scirpus tabernaemontani* and decrease the Cd enrichment of rice crops. Compared with CK treatment, the bioenrichment of Cd in *Scirpus tabernaemontani* under EKPR treatment was significantly increased by 46.48%, and that in rice crops was significantly decreased by 24.75%. At the end of EKR experiments, the soil Cd content near rice roots was decreased by 16.33% ~ 19.14%. The results showed that under controlled irrigation, the electrokinetic-assisted phytoremediation with polarity reversal was a feasible method for cadmium contaminants in paddy soils. It had a good application prospect and practical significance to use electrokinetic-assisted phytoremediation to achieve soil purification in crop production.

Key words: cadmium; polarity reversal; electrokinetic remediation; phytoremediation; rice; control irrigation

0 引言

土壤是人类赖以生存的重要资源,与粮食、资源和环境等问题息息相关^[1-2]。目前我国土壤环境状况不容乐观,2014年全国土壤污染调查公报显示,无机型污染物中,重金属镉(Cd)以点位超标率7.0%位居第一,是耕地土壤主要污染元素。水稻是我国大宗谷类粮食作物,也是对Cd富集能力较强的作物之一^[3]。随着工业和城镇化的快速发展,大量重金属被排放到环境中,稻田土壤Cd污染具有不可降解、持续时间长的特点,Cd在土壤中逐年累积,严重威胁土壤资源的可持续发展和作物安全生产,且污染土地的修复成本巨大。

我国稻田Cd污染程度以轻度和中度为主,土壤Cd污染治理形势严峻,修复污染土壤和减少重金属在农产品中的累积是现阶段所面临的紧急任务^[4]。目前,适用于大面积农田土壤重金属污染修复技术可分为3种:①筛选低Cd累积品种^[5-6]。②降低土壤重金属Cd活性和生物有效性^[7-8]。③通过植物修复、电动修复或土壤清洗去除土壤中的Cd污染物^[9-11]。尽管前两种修复技术可以阻碍作物吸收重金属并降低其在食物链中的传递风险,但并没有达到去除土壤污染物的目的,酸雨等外部因素会降低土壤pH值,并活化土壤中的Cd,土壤重金属的长期稳定性并不能得到保证^[12]。植物提取修复技术可从土壤中吸收重金属并在富集植物体内累积,达到净化土壤的目的^[13]。电动修复是指将电极插入受污染的土壤中,通过施加电流形成电场,驱动污染物离子迁移^[14],从而去除土壤污染物。二者具有高效、绿色、经济、可原位实施等优势,成为重金属污染土壤修复领域的研究热点^[15-16]。

香蒲、水葱、芦苇等水生绿化植物的生长条件与

水田相近,这些植物具有生长迅速、分布广泛等优点,也展现出较强的重金属富集能力^[17],被认为是重金属Cd累积植物,在一定程度上具有修复意义。尽管植物修复具有成本低、可大规模原位修复等优势,但仍存在一些限制因素,如修复周期长、土壤重金属生物有效性低等。施加电场可促进土壤胶体颗粒上重金属离子的解吸,因此可通过电场辅助植物修复提高修复效率。在水资源日益紧缺的背景下,水稻作为耗水量较大的作物,节水高效灌溉模式成为水稻种植的必然选择^[18]。控制灌溉稻田田间不建立水层,干湿交替的土壤水分特征可以满足电动修复对土壤水分的要求。电动修复过程中采用极性交换电场已被证明是避免土壤pH值极化的有效方法,周期性切换电极极性使得阴极和阳极交替变化,既可以实现对土壤系统pH值调节,又可以在电渗流、电迁移和电化学反应机制下活化土壤重金属,有效改善了电动修复的运行环境^[10]。综上所述,施加极性交换低压电场不仅能提高重金属Cd的生物有效性;且较稳定的土壤pH值不会对植物生长造成负面影响,极性交换电场下电动辅助植物修复技术的可行性值得进一步探索。

对于轻度和中度Cd污染农田生产活动来说,边生产边修复的方案符合我国现阶段的国情^[19]。针对边生产边修复,学者们大都关注筛选低Cd累积品种和原位钝化修复研究,但土壤重金属总量没有减少,长期稳定性也无法保证。与改变重金属的形态、降低重金属生物有效性相比,通过植物修复、电动修复来降低土壤重金属总量是更有前景的污染修复手段,然而利用极性交换电场辅助植物修复(EKPR)土壤污染,并实现生产和修复统一的研究鲜有报道。本研究将EKPR与生产相统一,在水稻种植过程中去除重金属污染物,降低Cd在土壤-植

物-食物链中的转移风险,以完善相关研究。

1 材料与方法

1.1 试验设计

试验在河海大学水灾害防御全国重点实验室昆山试验研究基地(34°63'N,120°05'E)开展,当地土壤为潴育型水稻土,土壤质地为粉砂质壤土。0~20 cm 土层土壤容重为 1.30 g/cm³,土壤饱和和质量含水率为 0.403 g/g,土壤有机质含量(质量比)25.82 g/kg,全氮含量 1.78 g/kg,全磷含量 1.35 g/kg,全钾含量 20.86 g/kg,碱解氮含量 108.63 mg/kg,速效磷含量 37.51 mg/kg,速效钾含量 114.67 mg/kg。

试验研究于 2021 年 7—10 月开展,试验所用的土壤取自 0~20 cm 稻田土层,未添加外源污染物。将土壤风干压碎后过 4 mm 筛,剔除石子后待用。试验所用土箱布置如图 1 所示,风干土壤装于长方体土箱中(长×宽×高为 60 cm×35 cm×30 cm),填土容重为 1.30 g/cm³,填土高度为 30 cm。其他变量相同条件下,不通电的试验组作为对照组(CK)。土壤初始 pH 值为 6.65。土壤初始 Cd 含量为 0.726 mg/kg,根据 GB 15618—2018《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》,稻田土壤 Cd 污染程度为中度污染。

如图 1 所示,石墨电极板垂直插入土壤中,两端电极板之间相距 26 cm,在两端电极板附近种植水稻植株,在 2 块电极板中间位置种植水葱。选取大小、长势相近的水稻和水葱植株,于 2021 年 7 月 8 日人工移栽,水稻品种为“南粳 46”,移栽时行距为 24 cm、株距为 15 cm,每穴移栽 3 株;水葱幼苗移栽于两行水稻中间位置,确保每个盆栽中的植株有相似的生长空间。水稻种植采用控制灌溉^[18],10 月 25 日收获,生育期共 110 d。

EKPR 试验布置如图 1 所示,该试验装置由太阳能电池供电系统和试验土箱两部分组成。太阳能电池供电系统由太阳能光伏发电组、可编程逻辑控制器(PLC 控制器)、电源升压控制器(MPPT 升压控制器)组成,其中光伏发电组是由两块 120 W、80 cm×76 cm×3 cm(长度×宽度×厚度)的光伏发电板串联;可编程逻辑控制器具有控制动作顺序的功能,可实现极性交换操作;电源升压控制器具有提高太阳能电池输出电压的功能,以满足场地修复的需要。每个太阳能电池供电系统串联 3 个土箱。

EKPR 试验从 2021 年 7 月 19 日开始,至 9 月 17 日结束,共 61 d,除去降雨、阴天等不利天气因素造成太阳能光伏发电板无法工作外,实际有效的联合修复天数为 44 d。通电方式为间歇通电,夜间联

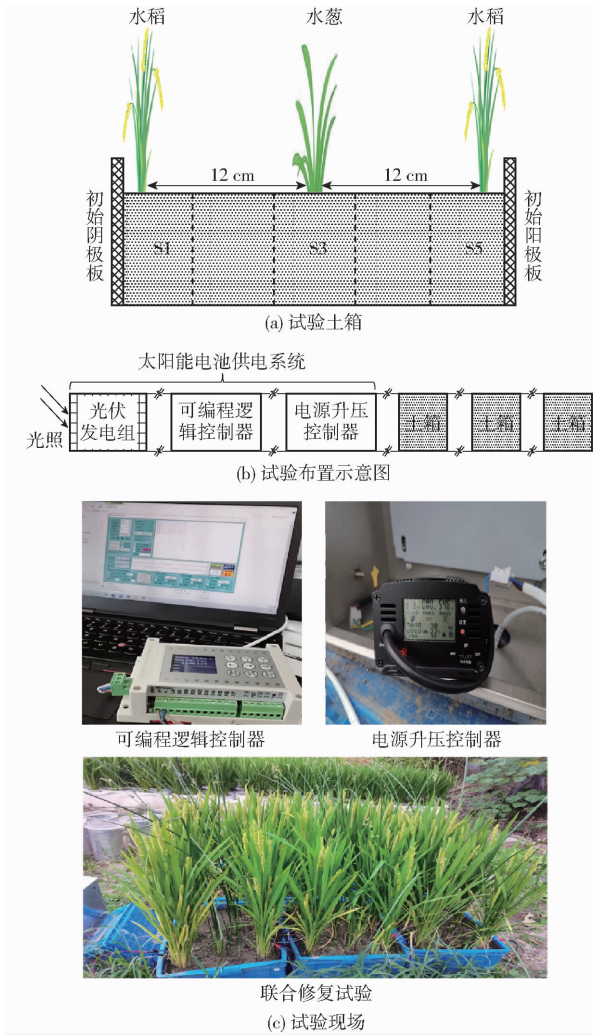


图 1 试验土箱和试验布置示意图
Fig. 1 Experimental soil pot and experimental site layout diagrams

合修复停止。如图 1a 所示,初始阴极板和初始阳极板之间的植物种植土壤区域分别编号为 S1、S3、S5,考虑到植物生长能够抵消部分电场对土壤理化性质的影响^[15],前期试验,每天 19:00 于 S1、S3、S5 土壤区域采集土样,测定土壤 pH 值,当初始阳极板或初始阴极板附近的土壤 pH 值变化幅度超过 0.4 时,进行一次极性交换^[20]。后期可根据土壤 pH 值变化规律,每 3~4 d 测定一次 pH 值,由此确定的极性交换时间分别为移栽后第 16、30、36、46、50、64 天。课题组前期研究已发现维持极性交换电场下土壤 Cd 较高迁移率的含水率下限为 0.350 g/g^[20],因此本研究不同处理土壤含水率变化范围控制在 0.350~0.403 g/g 之间(图 2),即土壤含水率下限为 0.350 g/g,土壤含水率上限为饱和含水率,在干湿交替的水分条件下进行试验。

1.2 电压、工作温度及电流强度动态变化

EKPR 试验过程中,太阳能光伏发电组的光伏电压、工作温度以及土壤电流强度如图 3 所示。可

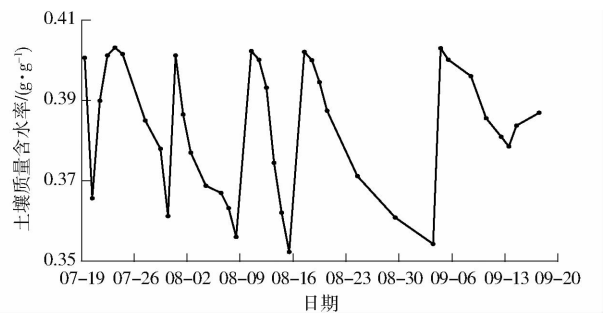


图2 稻田土壤含水率变化曲线

Fig. 2 Variation curve of soil moisture content in paddy fields

以看出,7月19日—8月9日期间,光伏电压由大到小基本表现为15:00、12:00、08:00,一天之中光伏电压随着太阳辐射的增强而升高。8月9日后,光伏电压强度频繁出现12:00和15:00低于08:00的

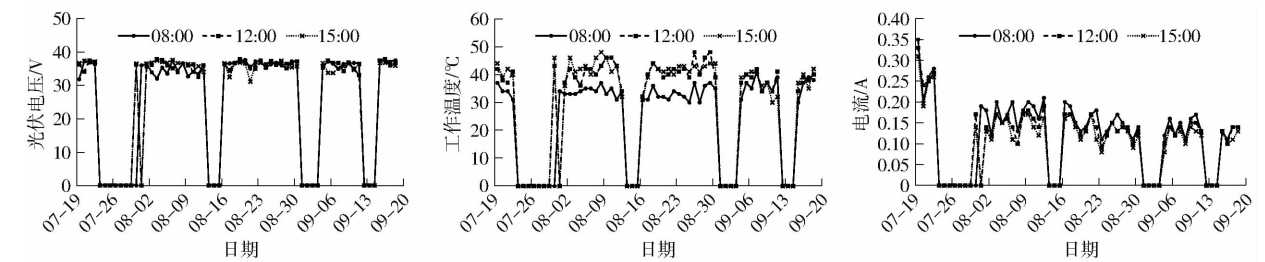


图3 极性交换电场辅助植物修复过程光伏电压、工作温度及电流动态变化曲线

Fig. 3 Variation curves of photovoltaic voltage, operating temperature and current intensity during electrokinetic-assisted phytoremediation under polarity exchange

当向土壤施加电场时,电流大小取决于土壤电阻,土壤电阻随温度、含水率、孔隙率、离子浓度以及电压梯度等参数的变化而变化,从图3可以看出,早上08:00温度最低,土壤电阻较小,因此该时段电流高于12:00和15:00。另一方面,试验前期(7月19日—8月12日)电流较大,变化范围为0.20~0.36 A;之后电流有所下降,变化范围为0.08~0.21 A,这可能归因于植物根部生长,增加了土壤电阻。总的来看,在EKPR试验期间,电流随着土壤含水率变化而变化,说明极性交换和较高的土壤含水率有效确保了土壤中的可迁移离子数量和离子流动性,从而驱动重金属迁移。

1.3 样品采集与测定

移栽后70 d和110 d各采集一次土壤样品和植株样品。使用直径1 cm的U形取样器采集土样,每个土箱中的S1、S3、S5土壤区域分别采集3个土样,混匀后用于指标测定。采集植株样品时,每个处理、每个重复各取一穴水稻和水葱植株样品。

土样风干后按照土水质量比1:2.5制备悬浊液,用pH计(Mettler-Toledo,瑞士)测定土壤pH值。土壤风干、粉碎并过100目筛后取样0.250 0 g,

现象,原因是太阳能光伏发电组输出的光伏电压随着太阳辐射的增强而升高,同时也会随着温度的升高而降低,因此在夏季高温天气时,午间太阳能光伏发电组输出的光伏电压会因为工作温度的升高而抵消辐射增强所带来的正影响。由于工作温度和太阳辐射等不同,试验期间,太阳能光伏发电组输出的光伏电压范围为29.9~38.5 V,经过电源升压控制器后,输出的充电电压基本稳定在54.9 V。根据国家标准GB/T 3805—2008,电压不超过35 V可确保作业时的人身安全,为了保证田间作业时电压在合理的安全范围,以及避免作物受过强电流的刺激,保证其正常生长,本研究采用串联的方式以分压,每个太阳能电池供电系统串联3个土箱,每个土箱两电极板之间的电压强度约为18.3 V,平均电压梯度约为0.704 V/cm。

土壤重金属Cd总量用HNO₃-H₂O₂-HF(6 mL/2 mL/2 mL)于微波消解仪中消解。植株样品采集后用自来水和去离子水清洗干净,将植株样品分为地上部和根部,于110℃杀青30 min,再于80℃干燥至恒定质量,获得干物质量。植株干燥、粉碎并过100目筛后取样0.300 0 g,植株样品Cd含量采用HNO₃-H₂O₂(4 mL/3 mL)于微波消解仪中消解。采用电子耦合发射光谱仪(Thermo Scientific,美国)分析土壤和植株样品中Cd含量,通过使用样品复制以及标准物质(国家标准物质研究中心)来确保样品分析过程中的质量及其控制,过程中每20个样品插入重复样品、标准样品以及空白样品,回收率和标准误差分别控制在100%±5%和5%以内。重金属元素消解过程中使用的药品均为优级纯。

1.4 指标计算与统计分析

植物对重金属的生物富集量计算公式为

$$BCA = C_{Plant} B_{Plant} \tag{1}$$

式中 BCA——植物对重金属的生物富集量,mg/m²
C_{Plant}——植株重金属含量,mg/kg
B_{Plant}——植株干物质量,kg/m²
土壤重金属Cd去除率计算公式为

$$\eta = \frac{C_i - C_0}{C_0} \times 100\%$$

(2)

式中 η ——去除率, %
 C_0 ——土壤 Cd 初始含量, mg/kg
 C_i ——土壤 Cd 最终含量, mg/kg

数据统计分析采用 SPSS Statistics 24 完成。图中数据采用 3 次重复的平均值 $\pm$ 标准偏差来表示, 不同处理间的差异利用单因素方差分析, 通过 LSD(Least-significant difference) 多重比较检验各处理之间的差异显著性($p < 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 极性交换电场辅助植物修复过程土壤 pH 值动态变化

在电场作用下, 电解水是重要的电化学反应, 在阳极区, 氧化反应使 H_2O 失去电子并释放 H^+ 离子 ($2H_2O - 4e^- \rightarrow 4H^+ + O_2 \uparrow$); 在阴极区, 还原反应使 H_2O 得到电子并释放 OH^- 离子 ($2H_2O + 2e^- \rightarrow 2OH^- + H_2 \uparrow$)。CK 对照组不受电场影响, 生育期内土壤 pH 值与初始值 6.65 基本保持一致(图 4, 图中箭头表示极性交换日期)。由图 4 也可以看出, EKPR 处理不同区域土壤 pH 值动态变化, 在交换电极电场作用下, 初始阳极板(S5)和初始阴极板(S1)附近的土壤 pH 值变化规律相反, 中间区域(S3)土壤 pH 值变化较平缓。EKPR 处理下, pH 值变化范围区域 S1 为 6.06 ~ 6.71, 区域 S3 为 6.29 ~ 6.68, 区域 S5 为 6.15 ~ 6.63。EKPR 试验结束后, 区域 S1 土壤 pH 值下降 0.46, 区域 S3 土壤 pH 值下降 0.36, 区域 S5 土壤 pH 值下降 0.42。SANCHEZ 等^[15]的研究同样发现, 在极性交换电场作用下, 通电土壤和土壤溶液的 pH 值呈轻微下降趋势, 不能完全实现酸碱中和。总的来看, 在通电过程中土壤 pH 值变化范围为 6.06 ~ 6.71, 没有产生极化现象, 除了土壤本身具有一定的缓冲能力之外, 交换电极使电解水反应产生的 H^+ 和 OH^- 不断被中和, 从而稳定了系统 pH 值。

2.2 极性交换电场辅助植物修复对植株生长的影响

在极性交换电场下实施修复, 可以优化电场下的土壤条件, 避免土壤 pH 值极化现象。随着阴极和阳极的不断交换, 区域 S1、S5 的土壤 pH 值也随之发生周期性变化, 土壤 pH 值降低时, 有利于 Cd 离子的解吸与迁移, 但会对植物生长造成一定的影响^[21], 图 5、6(图中不同小写字母表示处理间差异显著($p < 0.05$), 下同)分别为极性交换电场对水葱、水稻植株干物质质量的影响。从图 5 可以看出, 与不通电的 CK 处理相比, EKPR 处理水葱根部干物质

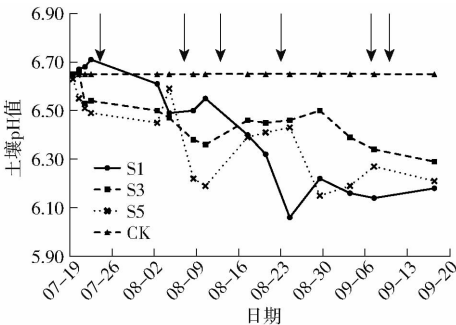


图 4 极性交换电场辅助植物修复过程土壤 pH 值动态变化曲线

Fig. 4 Variation curves of soil pH value during electrokinetic-assisted phytoremediation under polarity exchange technology

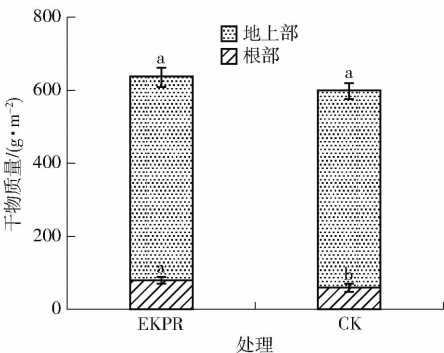


图 5 试验结束后不同处理水葱植株干物质质量
Fig. 5 Dry biomass of *Scirpus tabernaemontan* under different treatments at end of experiment

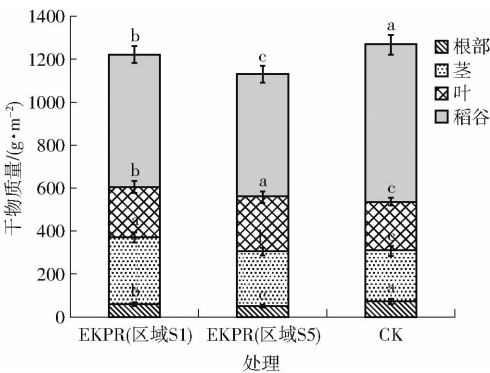


图 6 试验结束后不同处理水稻植株干物质质量
Fig. 6 Dry biomass of rice under different treatments at end of experiment

量显著增加 34.93%, 而不同处理水葱地上部干物质质量无显著差异。EKPR 试验同样显著影响了水稻植株干物质质量(图 6)。试验结束后, EKPR 处理水稻根部干物质质量显著低于 CK 处理, 其中区域 S1 水稻根部干物质质量显著低于 CK 处理 17.21%, 区域 S5 水稻根部干物质质量显著低于 CK 处理 30.16%。水稻茎部干物质质量表现为 EKPR 处理显著高于 CK 处理, 区域 S1、S5 分别显著高于 CK 处理 30.91%、7.59%。水稻叶片干物质质量同样表现为 EKPR 处理显著高于 CK 处理, 区域 S1、S5 分别显著高于 CK 处

理 3.82%、13.17%。稻谷干物质量表现为 CK 处理显著高于 EKPR 处理,CK 处理稻谷干物质量分别较 EKPR 处理区域 S1、S5 显著增加 16.18%、22.28%。

与不通电的 CK 处理相比,EKPR 处理显著提高水葱根部干物质量,显著降低水稻根部干物质量。原因可能是水葱种植区域土壤 pH 值变化较小,在外加电场作用下,一定程度的土壤电流能够促进水葱根部生长并提高根部干物质量。而水稻种植区域靠近两极的电极板,电化学反应较强烈、土壤 pH 值变化剧烈,刺激水稻根部并抑制其生长;且在靠近电极板的区域,电能做功伴随着能量的损失会升高土壤温度,进而影响土壤微生物活性,造成土壤有机碳加速分解和流失^[22],这些都会降低水稻根部活力并抑制养分吸收,减少根部、稻谷干物质量。EKPR 处理显著增加了水稻叶片、茎部干物质量,一定程度的土壤电流能够提高淀粉酶、蛋白酶、过氧化氢酶等活性,促进植株新陈代谢^[23];外加电场也能增加叶片光合色素含量及光合呼吸活性,从而提高植物的光合强度^[24],以上可能是促进水稻植株叶片、茎部物质累积的原因。

2.3 极性交换电场辅助植物修复对水葱富集镉与水稻累积镉的影响

如图 7 所示,移栽后 70 d,与 CK 处理相比,EKPR 处理水葱地上部 Cd 含量提高 33.30%,根部 Cd 含量提高 22.45%。移栽后 110 d,与 CK 处理相比,EKPR 处理水葱地上部 Cd 含量提高 35.45%,根部 Cd 含量提高 15.49%。

与不通电的对照组相比,EKPR 处理能够提高水葱地上部、根部 Cd 含量。原因一方面是通电提高了土壤中有效态 Cd 含量;另一方面在极性交换电场作用下,Cd 离子向水葱根部土壤区域迁移并富集,进一步促进水葱对 Cd 的吸收与富集,提高植物修复效率。

不同处理水稻各器官中 Cd 含量如图 8 所示,水稻植株不同器官 Cd 含量基本表现为 EKPR 处理显著高于 CK 处理。其中,水稻根系吸收对作物地上部 Cd 累积量起着重要作用。如图 8a 所示,移栽后 70 d,与 CK 处理相比,EKPR 处理区域 S1 水稻植株根部 Cd 含量降低 35.06%,茎部、叶片和稻谷 Cd 含量分别降低 19.77%、17.48%、57.43%;区域 S5 水稻植株根部 Cd 含量降低 25.86%,茎部、叶片和稻谷 Cd 含量分别降低 23.90%、28.79%、43.01%。如图 8b 所示,移栽后 110 d,与 CK 处理相比,EKPR 处理区域 S1 的水稻植株根部 Cd 含量降低 14.48%,茎部、叶片和稻谷 Cd 含量分别降低 14.29%、14.00%、45.34%;区域 S5 水稻植株根部

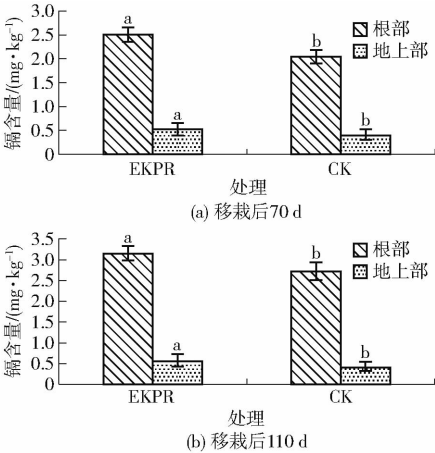


图 7 不同处理水葱根部和地上部 Cd 含量
Fig. 7 Cd content in underground and aboveground parts of *Scirpus tabernaemontani* under different treatments

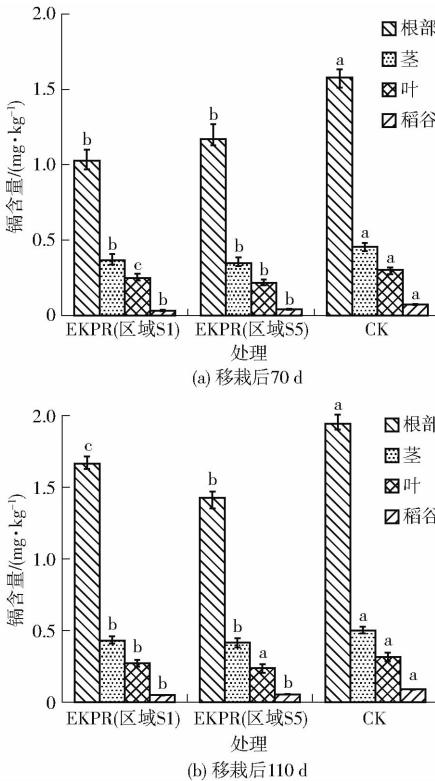


图 8 不同处理水稻不同器官 Cd 含量
Fig. 8 Cd content in different organs of rice under different treatments

Cd 含量降低 26.59%,茎部、叶片和稻谷 Cd 含量分别降低 16.74%、24.97%、39.04%。水稻种植于靠近两极电极板的区域,在电场作用下,土壤中被活化的 Cd 离子在移动过程中率先接触到水稻根部,然而试验结果显示,水稻根部累积了更少的重金属。原因可能是靠近电极板的区域电化学反应较强烈,刺激水稻根部并抑制其从土壤中吸收重金属。根据图 4 中土壤 pH 值动态变化结果,电动修复过程中,与水葱根部附近的土壤相比,水稻根部附近的土壤 pH 值变化更剧烈,这也可能会降低水稻根部活力并

抑制其从土壤中吸收重金属,这两方面可能为水稻根部累积更少重金属的原因。

2.4 极性交换电场辅助植物修复对植物提取镉和移除土壤镉的影响

根据植株重金属含量和植株干物质量,进一步计算并分析了水葱、水稻植株中的 Cd 生物富集量。如表 1 所示,水葱 Cd 生物富集量在不同处理间差异显著。与 CK 处理相比,EKPR 处理根部、地上部 Cd 生物富集量分别显著增加 56.52%、39.37%。如表 2 所示,水稻 Cd 生物富集量在不同处理间差异显著。与 CK 处理相比,EKPR 处理根部、茎、叶、稻

谷中的平均 Cd 生物富集量分别显著降低 39.08%、0.84%、13.38%、53.08%。

表 1 移栽后 110 d 不同处理水葱植株体内 Cd 生物富集量
Tab.1 Cadmium accumulation in *Scirpus tabernaemontan* under different treatments after 110 d of transplanting

mg/m ²			
处理	根部	地上部	合计
EKPR	(2.52 ± 0.14) ^a	(3.08 ± 0.11) ^a	(5.60 ± 0.24) ^a
CK	(1.61 ± 0.07) ^b	(2.21 ± 0.06) ^b	(3.82 ± 0.14) ^b

注:同列数字后不同字母表示差异显著($p < 0.05$),下同。

表 2 移栽后 110 d 不同处理水稻不同器官 Cd 生物富集量
Tab.2 Cadmium accumulation in different parts of rice under different treatments after 110 d of transplanting

mg/m ²						
处理	土壤区域	根部	茎	叶	稻谷	合计
EKPR	S1	(1.00 ± 0.07) ^b	(1.30 ± 0.13) ^a	(0.63 ± 0.02) ^b	(0.30 ± 0.08) ^b	(3.23 ± 0.18) ^b
	S5	(0.73 ± 0.12) ^c	(1.06 ± 0.13) ^c	(0.60 ± 0.06) ^b	(0.31 ± 0.07) ^b	(2.70 ± 0.22) ^c
CK		(1.42 ± 0.13) ^a	(1.19 ± 0.09) ^b	(0.71 ± 0.07) ^a	(0.65 ± 0.08) ^a	(3.97 ± 0.21) ^a

以上分析结果表明,EKPR 处理能够显著提高水葱植株富集重金属 Cd,联合修复使得水葱对 Cd 的平均吸收量显著增加 46.48%。同时 EKPR 处理显著减少水稻作物累积重金属 Cd,水稻根系、稻谷中效果尤为明显,联合修复使得水稻作物对 Cd 的平均吸收量显著减少 24.75%。在水稻种植过程中,极性交换电场辅助植物修复能够减少水稻吸收 Cd 并促进水葱富集 Cd,是一种可行的修复手段。

试验结束后,进一步测定 CK 处理和 EKPR 处理不同土壤区域重金属 Cd 含量,如图 9 所示。与试验前相比,CK 处理土壤 Cd 含量略有降低,但变化不显著,在水稻种植过程中,虽然植株生长能够吸收土壤中的 Cd,但灌溉、施肥、施用农药、大气沉降等也会向田间输入外源重金属,并在土壤中累积^[25]。与试验前相比,EKPR 处理区域 S1、S5(水稻种植区)土壤 Cd 含量分别降低 16.33%、19.14%。EKPR 处理水稻根系附近土壤 Cd 含量减少,这与水稻根、茎、叶、稻谷中的 Cd 含量降低变化表现一致(图 8),说明水稻种植区域的土壤被净化是作物减少重金属吸收的重要原因。试验结束后,区域 S1、S5 水稻稻谷 Cd 含量分别为 0.048、0.054 mg/kg,低于 0.20 mg/kg 的国家标准限值^[3],保证了食品安全。与试验前相比,EKPR 处理区域 S3(水葱种植区)土壤 Cd 含量增加 3.42%,说明极性交换电场驱动了土壤中的 Cd 离子迁移至水葱种植区,有利于水葱植株从土壤中提取重金属,实现土壤修复。但是试验结束后,区域 S3 土壤 Cd 含量较试验前增

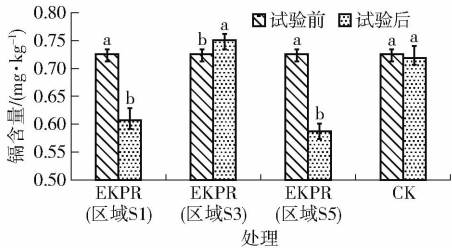


图 9 不同处理试验前、后土壤重金属 Cd 含量
Fig.9 Cd contents in different treatments before and after experiment

加,说明水葱植株没能够全部吸收、转移土壤中迁移的重金属,今后的研究中可通过增加富集植物生物量、筛选其他优势富集植物或者延长富集植物种植时间,以达到更加理想的效果。

3 讨论

电场作用加快了重金属离子从土壤胶体表面解吸,提高了土壤溶液中的重金属含量,从而促进植物吸收、富集重金属。以往研究表明,向土壤施加直流电场时,在初始阶段电动修复效率较高,之后随着土壤 pH 值的变化,土壤中的可迁移离子减少,电动过程逐渐衰弱^[25]。而采用极性交换电场,能够避免电解水产生的 H⁺ 和 OH⁻ 离子在土壤中富集,消除土壤 pH 值极化现象。LUAN 等^[20]、仓龙等^[26]研究已表明,采用交换电极电动修复,能够显著影响重金属在土壤中的迁移和再分布,通电结束后,在两电极的中间区域,重金属 Cd 含量最高。本研究结果同样显示,由于极性交换电场的作用,重金属 Cd 离子在

土壤中做往复运动,在有植物生长的条件下,Cd 离子最终同样聚集在两电极中部的水葱种植区域,有利于植物提取修复。

针对重金属污染土壤,种植富集植物的同时施加低压电场,通过增加土壤重金属的生物利用度来增强污染物的去除。BI 等^[27]向种植油菜的重金属污染土壤中施加 1 V/cm 的极性交换电场,发现电场能够显著提高植物生物量和油菜体内重金属含量,从而提高油菜对重金属的吸收量。以往研究虽然耦合了电动修复与植物修复的优势,但鲜有报道将粮食作物的种植过程与土壤污染修复相结合。本研究在水稻生长的 Cd 污染土壤中施加低压极性交换电场,实现了土壤中 Cd 离子的高效迁移与植株生长并吸收重金属之间的动态平衡。一方面,在极性交换电场作用下,重金属 Cd 从水稻根部周围的土壤向水葱根部周围的土壤中迁移,不仅净化了水稻种植区域的土壤,而且有利于水葱吸收、提取土壤中的 Cd 污染物。另一方面,极性交换电场能够显著提高水葱根部干物质量及水葱体内 Cd 含量,显著降低水稻根部、稻谷干物质量及水稻不同器官 Cd 含量,促进水葱富集 Cd 并减少水稻吸收 Cd,降低稻米-食物链途径的 Cd 转移风险。在 EKPR 试验期间,较高的土壤水分条件对维持土壤电流也发挥了重要作用,进一步证明了控制灌溉稻田干湿交替的水分条件为实施电动-植物联合修复创造有利条件。

本研究通过开展盆栽试验,证明了在水稻种植过程中,利用极性交换电场辅助植物修复控制灌溉稻田土壤 Cd 污染具有良好的应用前景。然而,若

要将该修复技术应用于田间污染土壤修复,需要进一步考察极性交换频率、电压梯度和电流强度的控制、重金属离子在土壤中的迁移速率、电场对土壤微生物和有机碳等理化性质产生的积极或消极的影响等关键因素,因此,未来的研究有必要在田间尺度下进行,将土壤污染修复与作物种植过程相结合,从植物-土壤-电场的角度,更加深入地认识极性交换电场辅助植物修复技术的基本机制。

4 结 束 语

利用盆栽试验,初步探究了利用极性交换电场辅助植物修复实现边生产边修复的可行性,在有植物生长的条件下,极性交换电场和控制灌溉稻田较高的土壤水分有效地确保土壤中的可迁移离子数量和离子流动性。水稻种植于靠近石墨电极板的区域,该区域土壤电化学反应较强烈、土壤 pH 值变化剧烈,刺激水稻根部并抑制其从土壤中吸收 Cd。在极性交换电场作用下,水稻根系附近的土壤 Cd 含量降低,水稻不同器官 Cd 含量也随之减少,表明根区土壤被净化是作物减少重金属吸收的另一重要原因。水葱种植于两电极板中间区域,一定程度的土壤电流能够刺激水葱根系生长。在极性交换电场的作用下,Cd 离子向水葱根部附近的土壤区域富集,有利于水葱吸收、提取重金属。本研究耦合干湿交替水分管理、极性交换电场、植物修复技术,集成了能够在水稻种植过程中降低作物吸收风险、实现边生产边修复的 Cd 污染稻田联合修复技术模式,在作物生产过程中实现土壤净化,对保障土壤健康和实现农业绿色发展具有现实意义。

参 考 文 献

[1] QIN G W, NIU Z D, YU J D, et al. Soil heavy metal pollution and food safety in China: effects, sources and removing technology[J]. *Chemosphere*, 2021, 267:129205.

[2] YANG Q Q, LI Z Y, LU X N, et al. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: pollution and risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642:690-700.

[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] 金柯达, 彭宇志, 杨高中, 等. 蔬菜栽培中连续施用猪粪沼肥的肥效与重金属风险研究[J]. *农业机械学报*, 2023, 54(8):359-370.

JIN Keda, PENG Yuzhi, YANG Gaozhong, et al. Fertilizer efficiency and heavy metal risk analysis of continuous application of biogas fertilizer in vegetable cultivation[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2023, 54(8): 359-370. (in Chinese)

[5] TEFERA W, TANG L, LU L L, et al. Rice cultivars significantly mitigate cadmium accumulation in grains and its bioaccessibility and toxicity in human HL-7702 cells[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 272:116020.

[6] NOGUEIRA T, MURAOKA T, SILVEIRA L K, et al. Comparing soil-to-plant cadmium (Cd) transfer and potential human intake among rice cultivars with different Cd tolerance levels grown in a tropical contaminated soil[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2022, 194(1):20-33.

[7] LIU L W, LI W, SONG W P, et al. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633:206-219.

[8] KOMAREK M, VANEK A, ETTLER V. Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides: a

- review[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 172:9–22.
- [9] 宋云,尉黎,王海见.我国重金属污染土壤修复技术的发展现状及选择策略[J].*环境保护*, 2014, 42(9):32–36.
SONG Yun, WEI Li, WANG Haijian. Present situation and screening strategies of remediation technology for heavy metal contaminated soil in China[J]. *Environmental Protection*, 2014, 42(9):32–36. (in Chinese)
- [10] 张小江,宗志强,叶静宏,等.土壤重金属污染强化电动修复研究进展[J].*东华大学学报(自然科学版)*, 2021, 47(6):91–99.
ZHANG Xiaojiang, ZONG Zhiqiang, YE Jinghong, et al. Research progress on enhanced electrokinetic remediation of heavy metal contaminated soil[J]. *Journal of Donghua University (Natural Science)*, 2021, 47(6):91–99. (in Chinese)
- [11] 杨晓娟,李春俭.植物砷的生理和分子生物学研究进展——从土壤、根际到植物吸收、运输及耐性[J].*植物营养与肥料学报*, 2010, 16(5):1264–1275.
YANG Xiaojuan, LI Chunjian. Progress in studying physiology and molecular biology of arsenic in plants—uptake, traslocation and tolerance in the soil-rhizosphere-plant system[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2010, 16(5):1264–1275. (in Chinese)
- [12] ROSSINI O S, ESINOSA A J F. Monitoring of heavy metals in topsoils, atmospheric particles and plant leaves to identify possible contamination sources[J]. *Microchemical Journal*, 2007, 86(1):131–139.
- [13] 韦朝阳,陈同斌.重金属超富集植物及植物修复技术研究进展[J].*生态学报*, 2001, 21(7):1196–1203.
WEI Chaoyang, CHEN Tongbin. Hyperaccumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soil; a review of studies in China and abroad[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(7):1196–1203. (in Chinese)
- [14] BATTY L C, DOLAN C. The potential use of phytoremediation for sites with mixed organic and inorganic contamination[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2013, 43(3):217–229.
- [15] SANCHEZ V, LOPEZ-BELLIDO F J, CANIZARES P, et al. Can electrochemistry enhance the removal of organic pollutants by phytoremediation? [J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 225:280–287.
- [16] WANG Y C, LI A, CUI C W. Remediation of heavy metal-contaminated soils by electrokinetic technology: mechanisms and applicability[J]. *Chemosphere*, 2021, 265:129071.
- [17] VYMAZAL J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review[J]. *Hydrobiologia*, 2011, 674(1):133–156.
- [18] 刘笑吟,王海明,王钥,等.节水灌溉稻田蒸发蒸腾过程及其比例变化特征研究[J].*农业机械学报*, 2021, 52(7):271–282.
LIU Xiaoyin, WANG Haiming, WANG Yue, et al. Characteristics of rice transpiration and soil evaporation and their proportion variation in water-saving irrigated paddy field[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2021, 52(7):271–282. (in Chinese)
- [19] YU H, WANG J L, FANG W, et al. Cadmium accumulation in different rice cultivars and screening for pollution-safe cultivars of rice[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 370:302–309.
- [20] LUAN Y J, XU J Z, ZHOU J, et al. Migration and removal of labile cadmium contaminants in paddy soils by electrokinetic remediation without changing soil pH[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2022, 19:3812.
- [21] 聂斌.外加直流电场对植物吸收镉的影响研究[D].重庆:重庆大学, 2015.
NIE Bin. The study of influence of direct current electrical fields on phytoremediation of Cd[D]. Chongqing: Chongqing University, 2015. (in Chinese)
- [22] 徐悦悦,王鑫鑫,马向成,等.补灌对旱作集雨下麦田微生物呼吸与熵值的影响[J].*农业机械学报*, 2023, 54(2):321–329,409.
XU Yueyue, WANG Yingxin, MA Xiangcheng, et al. Response of wheat field microbial respiration and its entropy to different supplementary irrigation under ridge-furrow mulching system [J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2023, 54(2):321–329,409. (in Chinese)
- [23] 路军灵,仝宇欣,李扬眉,等.根际通电栽培对植物工厂生菜生长及叶烧病发生的影响[J].*中国农业大学学报*, 2021, 26(8):173–181.
LU Junling, TONG Yuxin, LI Yangmei, et al. Effects of rhizosphere electrified cultivation on lettuce growth and tipburn occurrence in a plant factory[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2021, 26(8):173–181. (in Chinese)
- [24] LUO J, CAI L M, QI S H, et al. The interactive effects between chelator and electric fields on the leaching risk of metals and the phytoremediation efficiency of *Eucalyptus globulus*[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 202:830–837.
- [25] LUO L, MA Y B, ZHANG S Z, et al. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(8):2524–2530.
- [26] 仓龙,周东美,吴丹亚.水平交换电场与EDDS螯合诱导植物联合修复Cu/Zn污染土壤[J].*土壤学报*, 2009, 46(4):729–735.
CANG Long, ZHOU Dongmei, WU Danya. Effects of horizontal exchange electric field and EDDS application on ryegrass uptake of copper/zinc and soil characteristics[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46(4):729–735. (in Chinese)
- [27] BI R, SCHLAAK M, SIRFERT E, et al. Influence of electrical fields (AC and DC) on phytoremediation of metal polluted soils with rapeseed (*Brassica napus*) and tobacco (*Nicotiana tabacum*) [J]. *Chemosphere*, 2011, 83(3):318–326.