DOI: 10.13758/j.cnki.tr.202508140320 CSTR: 32214.14.tr202508140320
董春华, 李龙涛, 张娜, 等. 不同缓释阻控剂用量下镉砷复合污染农田修复效果. 土壤, 2026, 58(4): 919–928.

不同缓释阻控剂用量下镉砷复合污染农田修复效果①

董春华[1,2]，李龙涛[1,2]，张　娜[1,2]，李海露[1,2]，饶中秀[1,2]，谢　坚[1,2]，曾雄见[3]，黄凤球[1,2*]

(1 湖南省耕地与农业环境生态研究所，长沙　410125；2 岳麓山实验室，长沙　410125；3 浏阳市农业环境保护站，长沙　410300)

摘　要：为探索淹水环境下不同用量长效缓释阻控剂对轻中度 Cd、As 复合污染农田修复效果，通过大田试验，以不施用缓释阻控剂为对照，设置 7 个不同用量处理，探究其对糙米 Cd、As 含量，土壤理化性质及水稻产量的影响，以明确其最适用量。结果表明，与对照相比，施用长效缓释阻控剂的糙米 Cd 和 As 含量平均分别显著下降 53.4% 和 25.1%，稻谷产量平均显著提高 19.7%；随长效缓释阻控剂用量增加，糙米 Cd 和 As 含量呈先快速下降后趋于平缓趋势，稻谷产量则呈先升后降趋势，土壤 pH、阳离子交换量和有效磷含量呈升高趋势；长效缓释阻控剂性价比最高用量约为 285.0 kg/hm^2。综上，本研究为该长效缓释阻控剂在 Cd、As 复合污染农田修复中的应用提供了技术依据，并明确了其适宜用量，可为轻中度 Cd、As 复合污染农田的安全利用提供实践指导。

关键词：镉砷复合污染；缓释阻控剂；糙米镉和砷含量；水稻产量；合理用量

中图分类号：X53；S145.9　　**文献标志码：**A

Effects of Slow-release Inhibitor Application Rates on Remediation of Cadmium and Arsenic Co-contaminated Farmland

DONG Chunhua[1,2], LI Longtao[1,2], ZHANG Na[1,2], LI Hailu[1,2], RAO Zhongxiu[1,2], XIE Jian[1,2], ZENG Xiongjian[3], HUANG Fengqiu[1,2*]

(1 *Hunan Institute of Farmland and Agricultural Environmental Ecology*, *Changsha*　410125, *China*; 2 *Yuelushan Laboratory*, *Changsha*　410125, *China*; 3 *Liuyang Agricultural Environmental Protection Station*, *Changsha*　410300, *China*)

Abstract: A field study was conducted to assess the efficacy of a long-acting slow-release amendment at various application rates in remediating lightly to moderately co-contaminated paddy fields (Cd and As) under flooded conditions. With no amendment as the control (CK), seven amendment rates were evaluated for their effects on Cd and As accumulation in brown rice, soil physicochemical properties, and rice yield. Compared to CK, amendment application significantly reduced Cd and As concentrations in brown rice by an average of 53.4% and 25.1%, respectively, and was accompanied by a 19.7% average increase in grain yield. With increasing amendment rate, grain Cd and As levels declined rapidly at first and then leveled off, whereas grain yield showed a parabolic response, increasing initially and then decreasing. Soil pH, cation exchange capacity, and available phosphorus content increased with the application rate. The optimal application rate for cost-effective remediation was approximately 285.0 kg/hm^2. Overall, this study identified a promising amendment and determined its optimal application rate, providing a practical strategy for the safe utilization of lightly to moderately Cd–As co-contaminated farmland.

Key words: Cadmium-arsenic co-contamination; Slow-release amendment; Cadmium and arsenic content in brown rice; Rice yield; Optimal application rate

镉(Cd)、砷(As)在土壤中的积累不仅威胁到土壤动植物生长，还可通过食物链进入人体，威胁人类健康[1]。慢性 Cd 中毒主要导致肾脏、肝脏、骨骼及组织损伤，以及疲劳、低血红蛋白和嗅觉功能障碍，严重者可患骨痛病[2]；高浓度 As 可导致糖代谢、神经末梢功能紊乱，引起多发性神经炎、脊髓炎，甚至诱发癌症[1-2]。调查显示，湖南省农田土壤中 As、Cd、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量均大于湖南省相应土壤重金属含量背景值(As 13.6 mg/kg，Cd 0.079 mg/kg，Cu 25.4 mg/kg，Ni 29.4 mg/kg，Pb 27.3 mg/kg，Zn

①基金项目：国家重点研发计划项目(2022YFD1700103-102)和湖南省自然科学基金重大项目(2021JC0001)资助。
* 通信作者(fqh863@sina.com)
作者简介：董春华(1976—)，男，湖南祁阳人，博士，研究员，主要从事新型肥料研发与土壤改良和环境修复研究。E-mail：dongchunhua@hunaas.cn

88.6 mg/kg)，与我国 GB15618—1995《土壤环境质量标准》中Ⅱ级标准 (pH 6.5~7.5) 比较，土壤 As、Cd、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量的超标率分别为 13.2%、68.5%、2.7%、2.7%、8.7% 和 15.1%，表现为以 Cd 为主的多种重金属复合污染[3]。稻田土壤 Cd、As 复合污染的来源有多方面[4]，农业活动是主因，其次来自大气自然沉降或雨淋沉降，还有部分来自采矿业，以及含有 Cd、Hg 等重金属的磷肥和含有 Cd、Pb、As 等重金属的农药的施用。稻田 Cd、As 复合污染治理方法主要有农艺措施、生物修复、分子生物学技术、原位修复等[1]。由于这两种元素化学性质及存在形态上的差异，它们在治理上存在拮抗效应，治理Cd污染土壤的改良剂往往不适用于As的治理[5]。因此，Cd、As 复合污染稻田土壤的修复是个棘手的问题，亟待探求能高效修复 Cd 和 As 复合污染的有效措施。

目前，单一 Cd 或 As 污染土壤的修复已有较多报道。董海霞[6]研究表明，pH 是决定土壤吸附 Cd 的关键因素之一，随石灰用量增加，土壤 pH 显著提高，石灰最高用量时，水稻成熟期不同土壤中交换态 Cd、Pb、Zn 含量平均分别降低 36.6%、24.9%、54.8%。土壤氧化还原电位的高低能影响土壤 As 的形态，淹水条件下，土壤呈还原状态，土壤中的 As^{5+} 被还原成毒性较大的 As^{3+}，也使 Fe 结合态 As 和 Al 结合态 As 重新释放出来，可被水稻根系吸收[7]。王艳红等[8]通过盆栽试验发现，石灰处理可使土壤 DTPA 提取态 Cd 从对照的 0.265 mg/kg 降至 0.219 mg/kg。有研究表明，施加海泡石可缓解 Cd 对植物的胁迫与毒害，降低土壤 Cd 有效态含量[9]。朱奇宏等[10]分析了海泡石对酸性水稻土 0.01 mol/L $CaCl_2$ 提取态 Cd 含量的影响后发现，Cd 含量降低幅度高达 93.8%，糙米 Cd 含量降低 37.6%。周卫等[11]通过盆栽试验证明，碳酸钙用作棕壤改良剂可使土壤交换态 Cd 含量降低 54.2%，减轻了植物体系的 Cd 毒害。王策[12]试验表明，钙基修复材料对As污染土壤的修复效果达68.7%以上。相对而言，Cd、As 复合污染土壤的修复研究还较少[13]。Yang 等[14]发现，铁改性合成含纳米零价铁(nZVI)的生物质炭(BC/nZVI)，可使溶液中 As 和 Cd 的去除率分别超过 96% 和 85%。胡柯鑫等[15]研究表明，过氧化钙可增加土壤溶氧量，提高微生物活性，对潜育性水稻田改良具有较好效果，但释氧较快，持续时间较短，达不到在水稻生育期内削减潜育性稻田土壤有害还原物质的要求。中南林业科技大学何钢教授研究团队以过氧化钙为核心，成功制备了“缓释氧肥”[16]，表明缓释肥研究取得重大进展，将有利于 Cd、As 复合污染的修复。

本课题组前期以过氧化钙粉末为原料，通过黏结剂造粒，再利用纳米有机膨润土包膜，得到长效缓释阻控剂[17]。该产品既能提高稻田 pH(降 Cd)，又能释放活性氧(降低 As 毒)，对淹水条件下轻中度 Cd、As 复合污染稻田有较好的修复效能。本研究进一步优化了黏结剂用量、包膜剂厚度等工艺参数，使 OH^- 和活性氧的释放时间贯穿水稻整个生育期，且使释放峰值出现在水稻的分蘖期和抽穗期，以更好地协同阻控土壤中 Cd、As 向水稻植株的吸收与转运[18]。试验以不施缓释阻控剂为对照(CK)，设置 7 个不同用量处理，通过分析糙米中 Cd、As 积累差异，探讨该缓释阻控剂适宜用量范围，评估其经济效益，并为后期构建其剂量–效应关系模型提供数据基础。

1 材料与方法

1.1 试验地点与材料

1.1.1 试验地点　试验地点位于浏阳市蕉溪镇常丰村(113°51′78″E，28°23′38″N)。该地属亚热带季风湿润气候，热量充足，无霜期长，雨量丰沛，年平均气温为 16.7~17.6 ℃，年均降水量 1 552.3 mm。试验田处于低洼地，长期淹水，试验土壤为发育于板页岩的潜育化水稻土，基本理化性质为 pH 5.37，有机质 35.8 g/kg，全氮 1.78 g/kg，全磷 0.37 g/kg，全钾 33.5 g/kg，碱解氮 162 mg/kg，有效磷 10.21 mg/kg，速效钾 38 mg/kg，缓效钾 42 mg/kg，活性有机碳 12.5 g/kg，总镉 0.752 mg/kg，有效态镉 0.426 mg/kg (0.005 mol/L DTPA 浸提法测定)，总砷 63.3 mg/kg，有效态砷 18.13 mg/kg(0.5 mol/L 稀硝酸浸提法测定)。

1.1.2 试验材料　长效缓释阻控剂，是一种以 60% 的过氧化钙粉末(购于河南慧泽生物工程有限公司)为核心，利用矿物黏结剂(由纳米凹凸棒石和纳米高岭土以 3∶1 比例调制而成)，通过圆盘造粒机(河南红星矿山机器有限公司)制成颗粒，再以纳米有机膨润土粉末(改性)为膜制成，其中，过氧化钙粉末、矿物黏结剂、纳米有机膨润土粉末的组成比例为 87.5∶2.5∶10。水稻品种为深两优 5814(低 Cd 品种，购于浏阳市四和科技实业有限公司)。肥料为尿素(含氮 46%)和桂湖复合肥(N-P_2O_5-K_2O：15-15-15)(购于浏阳市四和科技实业有限公司)。

图 1 为长效缓释阻控剂在水溶出率试验中活性氧溶出量和 pH 的变化。与过氧化钙粉末相比，长效

缓释阻控剂活性氧释放时间延长了 60 d 以上，前期释放相对平缓，并分别在第 14 天和第 65 天出现两个大的释放波峰；同时，浸提液 pH 变幅明显减小，pH 升高的持续时间显著延长。

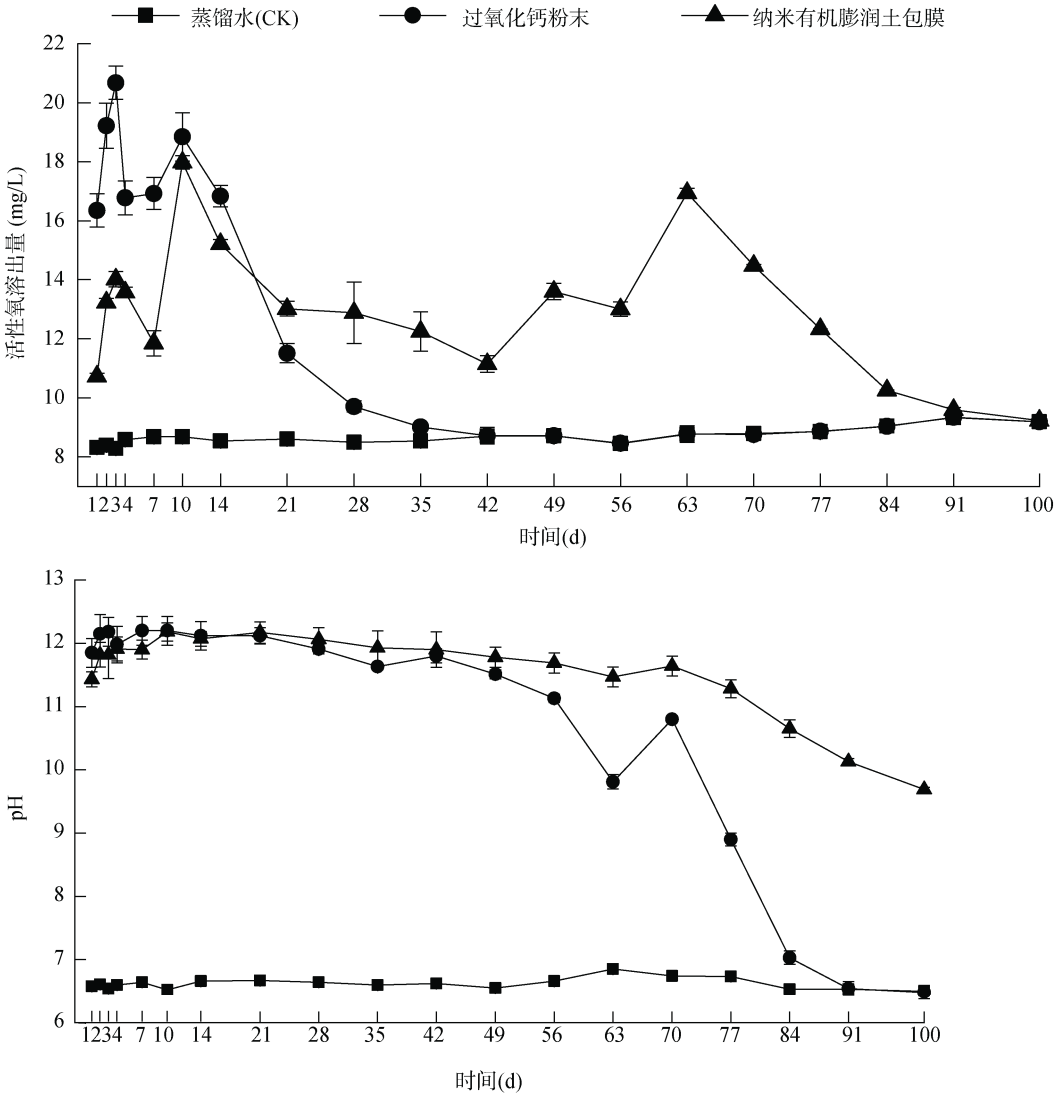


图 1　长效缓释阻控剂在水溶出率试验中活性氧溶出量和 pH 变化

Fig. 1　Changes of amount of active oxygen dissolution and pH value under long-acting sustained-release inhibitor in water dissolution rate test

1.2　试验方案与设置

试验于 2023 年 5 月开始，设 9 个处理：不施肥、不施长效缓释阻控剂(T1)；施肥，不施长效缓释阻控剂(T2)；施肥，并分别施用长效缓释阻控剂 285.0(T3)、569.9(T4)、1 139.9(T5)、2 278.0(T6)、3 419.7(T7)、5 699.6(T8)、9 119.3(T9)kg/hm^2。小区面积 40 m^2，每处理 3 次重复，随机区组分布。试验为中稻，氮磷钾用量为 N∶P∶K=12∶7.2∶7.2，复合肥规格为 15-15-15，复合肥总用量为 720.0 kg/hm^2，其中，基肥复合肥用量为 562.5 kg/hm^2，追肥复合肥用量为 157.5 kg/hm^2，追肥尿素用量为 156.5 kg/hm^2。栽插规格为行距×株距=30 cm×18 cm，日常管理、病虫害防治等与周围常规水稻田保持一致。

1.3　样品采集与指标测定

水稻移栽后，每个小区定点 20 株，分别于 8 月 16 日(分蘖期)、8 月 24 日(孕穗期)和 9 月 16 日(齐穗期)对水稻株高和分蘖数进行动态调查；并于分蘖期和齐穗期，使用叶绿素仪分别测定倒三叶和剑叶 SPAD 值，以表征叶片叶绿素相对含量。水稻收割后，脱粒并直接称取稻谷鲜物质量；新鲜稻谷和秸秆烘干后，制得糙米和秸秆样品，用于测定其 Cd 和 As 含量；同时，采用“梅花形”布点法采集 0~20 cm 耕层土样，自然风干、过筛后用于土壤理化性质测定。

土壤碱解氮含量采用 LY/T 1228—2015[19]中碱

解扩散法测定；pH 采用 NY/T 1121.2—2006[20]中电位法(水土质量比 1∶2.5)测定；阳离子交换量采用 NY/T 295—1995[21]中乙酸铵交换法测定；有效磷含量采用 NY/T 1121.7—2014[22]中盐酸–氟化铵提取–钼锑抗比色法测定；有效态镉含量采用 GB/T 23739—2009[23]中 DTPA 浸提–火焰原子吸收光谱法测定；有效态砷含量采用 ISO 17586—2016[24]中稀硝酸浸提–原子吸收光谱法测定。糙米和水稻秸秆中 Cd 和 As 含量分别采用 GB 5009.15—2023[25]和 GB 5009.11—2024[26]中石墨炉原子吸收光谱法测定。

1.4 数据统计分析

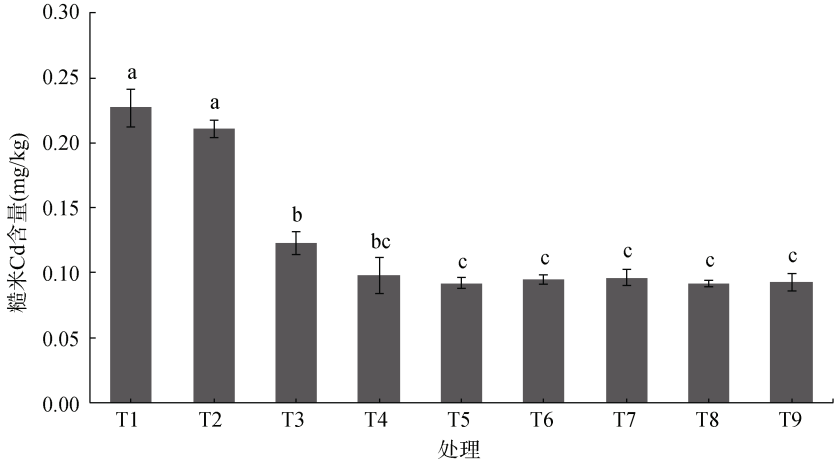
试验数据采用 Excel 2019 进行整理和作图；采用 SPSS 13.0 软件进行单因素方差分析(One-way ANOVA)，并基于邓肯氏新复极差法进行多重比较。

2 结果与分析

2.1 糙米和水稻秸秆 Cd 含量

2.1.1 糙米 Cd 含量 由图 2 可知，施用长效缓释阻控剂处理的糙米 Cd 含量均显著低于未施用处理，且随阻控剂用量增加，糙米 Cd 含量呈先快速下降后趋于平缓的趋势。与 T2 处理比较，T3~T9 处理的糙米 Cd 含量分别下降 41.82%、53.57%、56.36%、54.94%、54.30%、56.45%、56.00%，平均下降 53.4%，其中，T3 处理糙米 Cd 含量显著高于 T5~T9 处理。

2.1.2 水稻秸秆 Cd 含量 由图 3 可知，施用长效缓释阻控剂处理的水稻秸秆 Cd 含量均高于未施用处理，但不同施用量处理间以及与 T1 处理间差异均不



(图中小写字母不同表示处理间差异显著(P<0.05)，下图同)

图 2 不同处理糙米 Cd 含量

Fig. 2 Cadmium contents in brown rice under different treatments

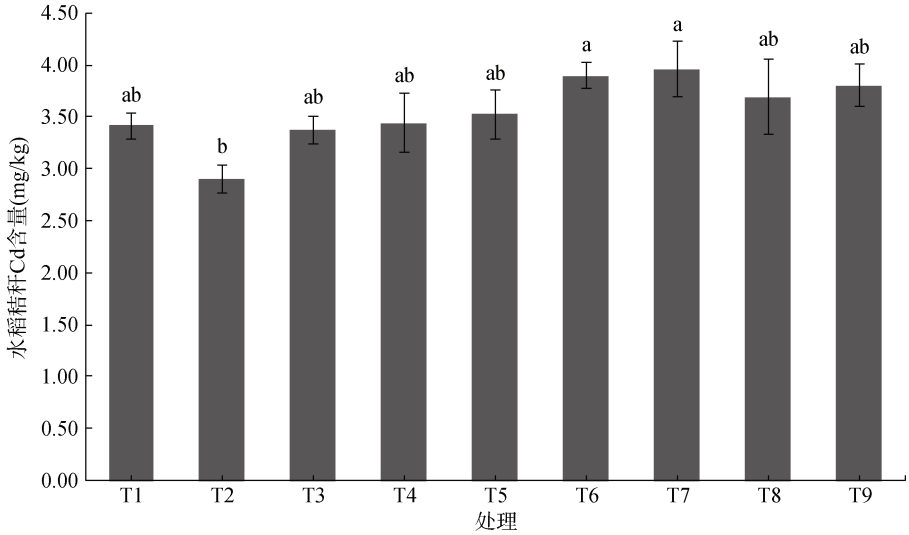


图 3 不同处理水稻秸秆 Cd 含量

Fig. 3 Cadmium contents in rice straw under different treatments

显著。与 T2 处理相比，T3~T9 处理的水稻秸秆 Cd 含量分别提高 16.3%、18.6%、21.5%、34.3%、36.3%、27.3%、30.9%。

2.2　糙米和水稻秸秆 As 含量

2.2.1　糙米 As 含量　　由图 4 可知，施用长效缓释阻控剂处理的糙米 As 含量均显著低于未施用处理，且随阻控剂施用量增加，糙米 As 含量呈先下降后平稳趋势。与 T2 处理相比，T3~T9 处理的糙米 As 含量分别下降 15.88%、24.43%、24.93%、25.98%、27.18%、27.73%、29.63%，平均下降 25.9%，且 T3~T9 处理间差异不显著。

2.2.2　水稻秸秆 As 含量　　由图 5 可知，施用长效缓释阻控剂处理的水稻秸秆 As 含量均高于未施用处理，且不同施用量处理间差异不显著。与 T2 相比，T3~T9 处理的水稻秸秆 As 含量分别显著提高 31.1%、34.0%、26.4%、19.5%、22.1%、22.4%、23.0%。

2.3　稻谷产量

由图 6 可知，施肥处理显著提高了稻谷产量，而增施长效缓释阻控剂可进一步显著增产，且产量随缓释阻控剂用量增加呈先升后降趋势，其中 T8 处理的产量最高。与 T2 处理相比，T3~T9 处理的稻谷产量分别增加 9.86%、11.88%、16.81%、22.03%、24.06%、29.57%、23.48%，平均增产 19.7%。

2.4　水稻生物学性状

2.4.1　水稻分蘖数　　由图 7 可知，随生育时期推进，各处理水稻分蘖数总体呈先升后降趋势，T1~T9 处理水稻分蘖峰值与齐穗期的差值分别为 1.4、6.7、4.4、5.2、3.3、3.8、1.7、3.3、3.0，损失率分别为 10.24%、34.36%、22.86%、27.60%、16.95%、17.83%、8.60%、15.97%、15.86%。施肥处理中，T2 分蘖损失最多，

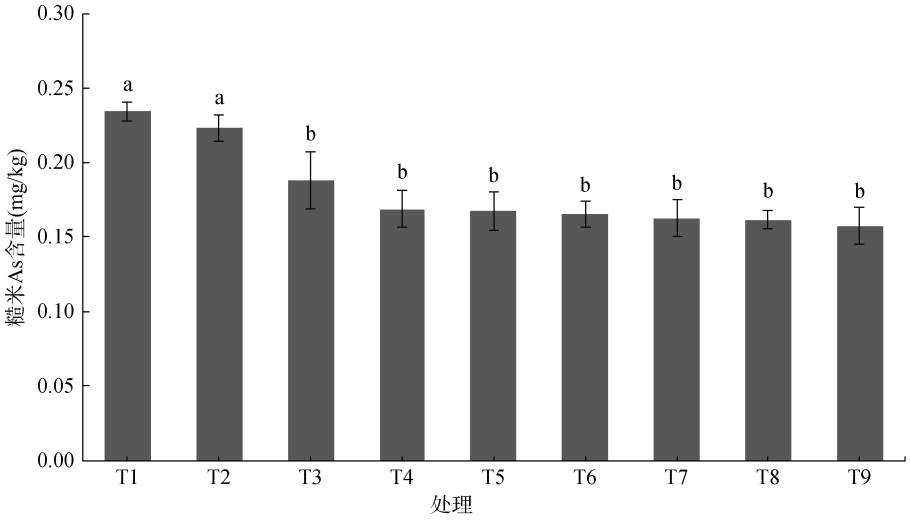


图 4　不同处理糙米 As 含量

Fig. 4　Arsenic contents in brown rice under different treatments

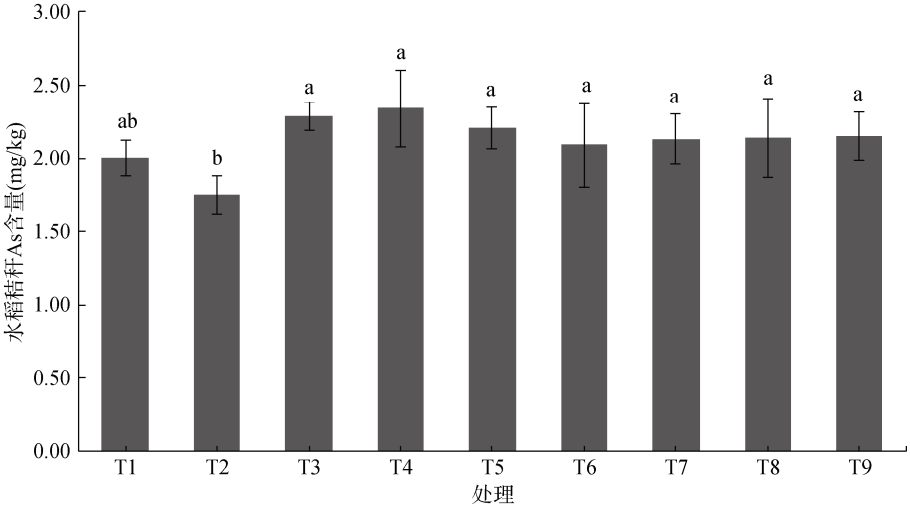


图 5　不同处理水稻秸秆 As 含量

Fig. 5　Arsenic contents in rice straw under different treatments

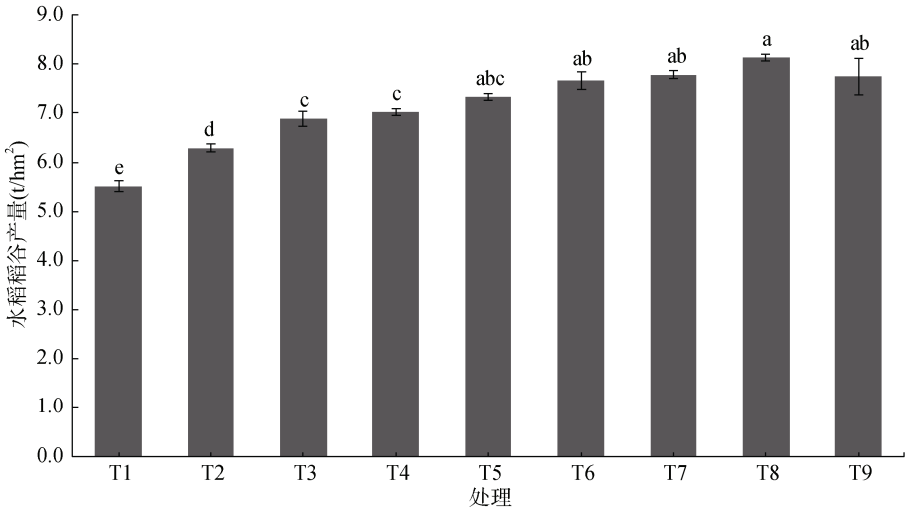


图 6 不同处理稻谷产量

Fig. 6 Rice yields under different treatments

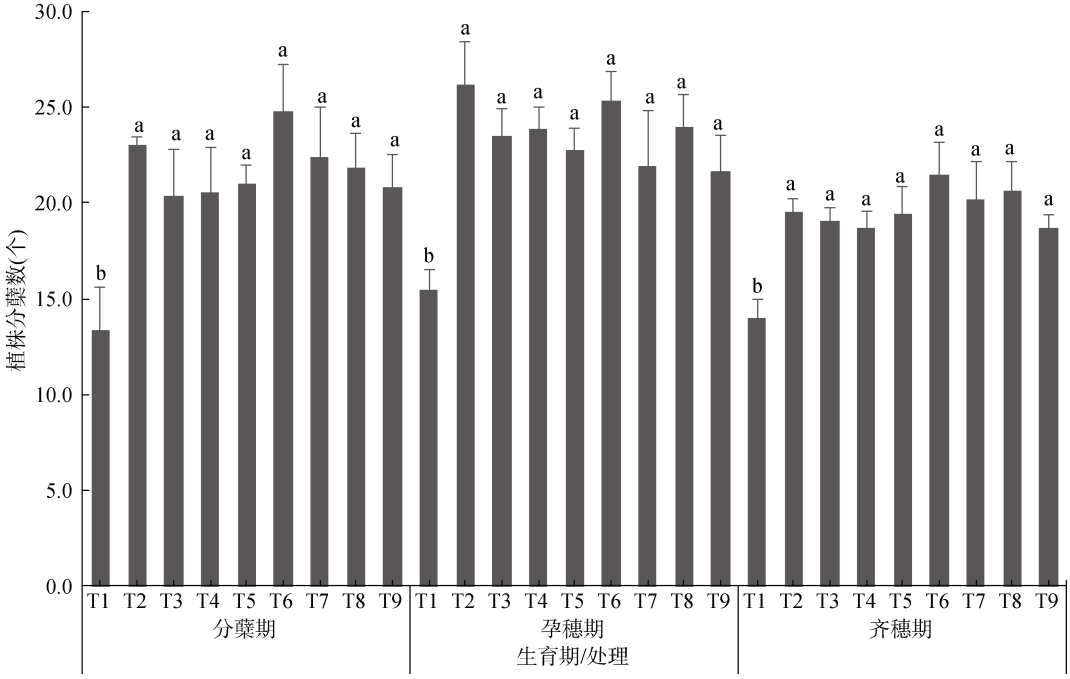


图 7 不同处理水稻分蘖数

Fig. 7 Tiller numbers per plant under different treatments

T7 损失最少；齐穗期 T6 的分蘖数最多，其次为 T8。从统计结果看，除 T1(不施肥处理)外，各生育期其他处理间水稻分蘖数差异均不显著。

2.4.2 水稻叶片 SPAD 值 图 8 为水稻分蘖期倒三叶和齐穗期剑叶的 SPAD 值变化。由图可知，各处理不同生育期的叶片 SPAD 值差异均不显著。

2.4.3 水稻株高 由图 9 可知，随生育时期推进，各处理的水稻株高均逐渐增高，且 T6~T9 处理的株高总体大于其他处理。其中，齐穗期时表现为 T8 处理株高最高，其次为 T6。

2.5 长效缓释阻控剂用量与糙米 Cd 和 As 含量间的相关性

2.5.1 长效缓释阻控剂用量与糙米 Cd 含量间的相关性 图 10 表示的是活性氧总量(长效缓释阻控剂起作用的主要是释放的活性氧)与糙米 Cd 含量间的相关性。趋势模拟曲线结果表明，以幂曲线的拟合度最高，随长效缓释阻控剂用量增加，糙米 Cd 含量呈先快速降低后趋于稳定的趋势。结合差异显著性分析，本试验中降 Cd 效果性价比最高的阻控剂用量应在 T2 和 T3 之间，即用量范围为 0~285 kg/hm^2。

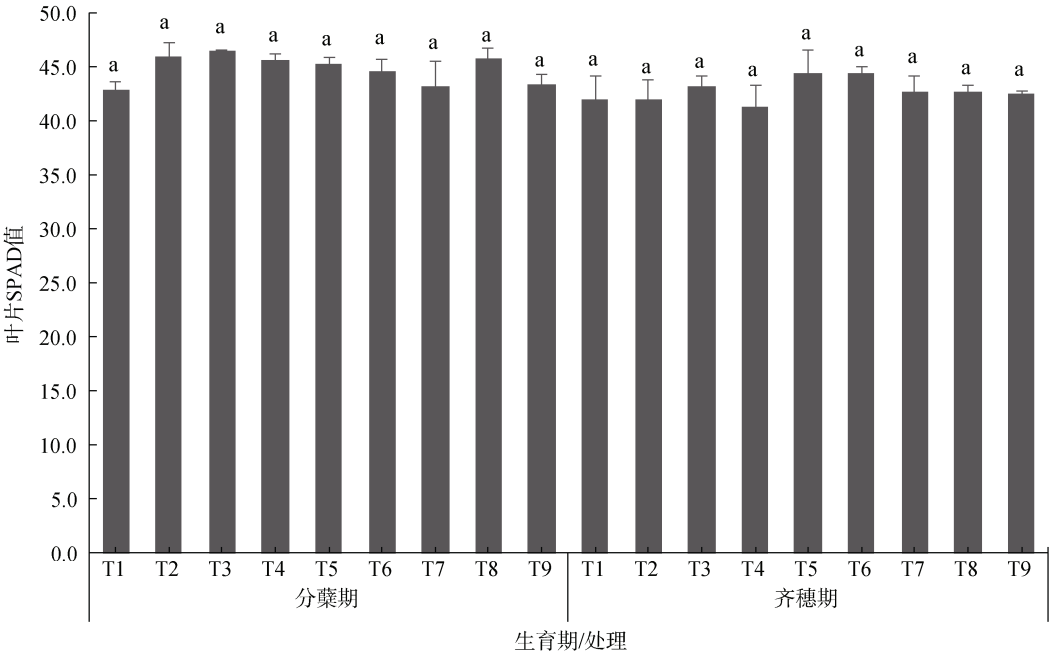


图 8　不同处理水稻叶片 SPAD 值

Fig. 8　Rice blade SPAD values under different treatments

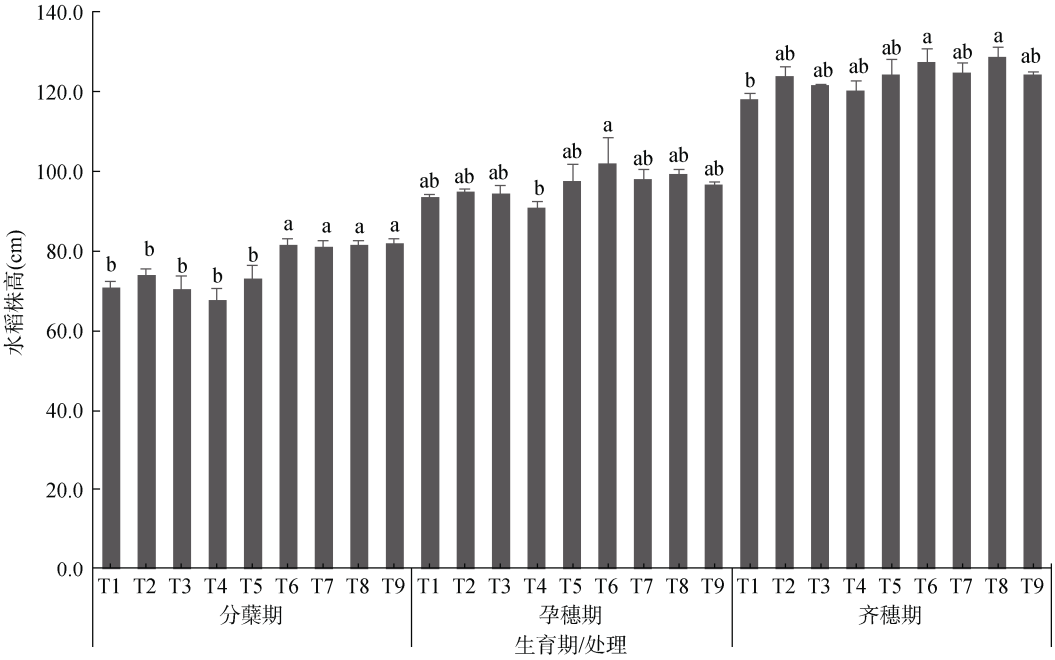


图 9　不同处理水稻株高

Fig. 9　Rice plant heights under different treatments

2.5.2　长效缓释阻控剂用量与糙米 As 含量间的相关性　图 11 为活性氧总量与糙米 As 含量间的相关性。同样以幂曲线的拟合度最高，随长效缓释阻控剂用量增加，糙米 As 含量也呈先快速下降后趋于稳定的趋势。结合差异显著性分析，本试验中降 As 效果性价比最高的阻控剂用量应在 T2 和 T4 之间，即用量范围为 0~570 kg/hm^2。

2.6　土壤理化性质

表 1 为水稻收获期土壤理化性质。由表可知，施用长效缓释阻控剂处理(T3~T9)的土壤 pH、阳离子交换量和有效磷含量均高于未施用处理(T1、T2)。其中，与 T2 相比，T3~T9 处理的土壤 pH、阳离子交换量和有效磷含量分别平均提高 6.8%、20.2% 和 21.4%。随长效缓释阻控剂用量增加，3 项指标值呈

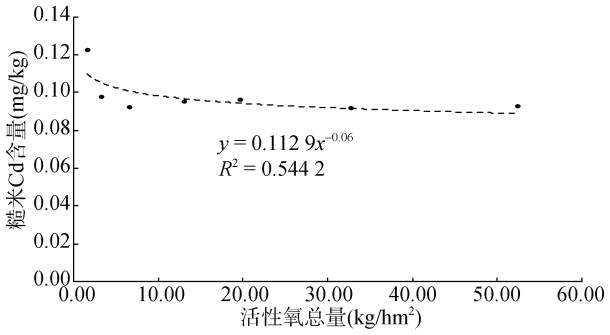


图 10 长效缓释阻控剂用量(以活性氧总量计)与糙米 Cd 含量间的相关性

Fig. 10 Correlation between dosage of long-acting slow-release inhibitors (measured by total reactive oxygen species) and cadmium content in brown rice

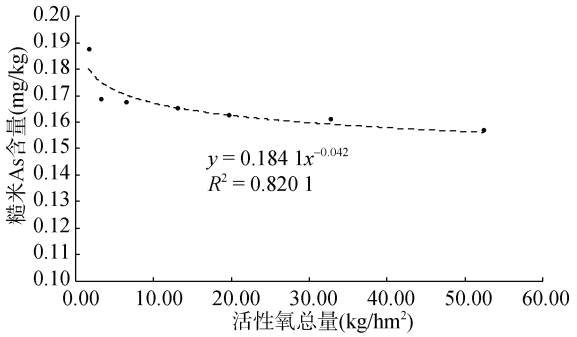


图 11 长效缓释阻控剂用量(以活性氧总量计)与糙米 As 含量间的相关性

Fig. 11 Correlation between dosage of long-acting slow-release inhibitors (measured by total reactive oxygen species) and arsenic content in brown rice

表 1 不同处理水稻收获期土壤理化性质

Table 1 Soil physicochemical properties under different treatments at rice harvest

处理	pH	有效态镉 (mg/kg)	有效态砷 (mg/kg)	阳离子交换量 (cmol/kg)	碱解氮 (mg/kg)	有效磷 (mg/kg)	速效钾 (mg/kg)
T1	5.17±0.03cd	0.461±0.021a	11.68±1.00a	4.633±0.328b	190.0±19.7a	4.70±0.13c	37.3±2.2a
T2	5.07±0.02d	0.447±0.018a	11.90±1.12a	4.533±0.441b	216.5±24.2a	4.85±0.45c	38.0±4.7a
T3	5.17±0.00cd	0.430±0.005ab	12.27±1.19a	4.567±0.285b	198.0±23.6a	5.10±0.51bc	36.0±3.1a
T4	5.19±0.01cd	0.416±0.018ab	11.30±0.81a	4.700±0.208b	206.0±15.7a	5.37±0.22b	34.0±1.8a
T5	5.27±0.02cd	0.412±0.021b	11.17±0.55a	5.133±0.088b	208.3±3.2a	5.33±0.88b	35.0±1.0a
T6	5.40±0.04bc	0.406±0.025b	10.22±1.14ab	5.300±0.404b	195.0±24.1a	5.47±0.58ab	35.0±5.8a
T7	5.67±0.13b	0.391±0.029bc	9.96±0.77b	5.633±0.674b	211.0±11.3a	6.50±0.99a	37.3±6.3a
T8	5.84±0.10ab	0.368±0.042bc	8.36±0.59c	5.967±0.517ab	197.5±25.0a	6.43±0.33a	31.5±3.5a
T9	6.18±0.05a	0.353±0.035c	6.57±0.48d	7.133±0.780a	188.7±15.5a	6.70±0.91a	31.0±7.7a

注：表中同列数据小写字母不同表示处理间差异显著(P<0.05)。

逐步升高趋势，其中，T9 处理的 pH 和阳离子交换量与除 T8 外的各处理间差异显著；有效磷含量在 T7、T8、T9 处理间差异不显著，但三者均显著高于 T1~T5 处理。施用长效缓释阻控剂处理的土壤有效态镉和有效态砷含量均低于未施用处理(T3 处理有效态砷含量除外)。与 T2 相比，T3~T9 处理的土壤有效态镉含量和 T4~T9 处理的有效态砷含量分别平均降低 10.9% 和 13.8%，且随长效缓释阻控剂用量增加呈逐步下降趋势。各处理间土壤碱解氮和速效钾含量差异均不显著。

3 讨论

土壤中 Cd、As 易被作物吸收并转运至可食部位积累，进而通过食物链对人体健康构成威胁。然而，由于 Cd 和 As 的污染修复技术存在拮抗作用，两者复合污染的同时修复难度较大，目前相关研究技术和修复产品还不成熟[27]。前期水溶出率试验表明，本研究中的长效缓释阻控剂其活性氧释放波峰分别出现于水稻分蘖盛期和灌浆期。在上述两个关键生育期，长效缓释阻控剂能够于水稻 Cd 吸收峰值期上调土壤 pH，提升土壤阳离子交换量与有效磷水平，削弱 Cd 的迁移能力与生物有效性，抑制水稻对 Cd 的吸收；此外，其释放的大量活性氧，可将毒性较强的 As^{3+}氧化为毒性较低且不易被水稻吸收的 As^{5+}，二者协同作用是该长效阻控剂实现同步修复稻田 Cd、As 复合污染的根本原因[18, 28]。

本研究中，长效缓释阻控剂施用量不足时，可能会因活性氧供给不足而使淹水稻田潜育化，致使土壤 As^{5+}又被还原为 As^{3+}。这可能也是收获期时，长效缓释阻控剂用量为 285.0 kg/hm^2 处理的土壤有效态砷含量高于未施用处理的原因。因此，本研究以活性氧总量来替代长效缓释阻控剂用量是科学的。通过替代后的相关性模拟曲线，可以更方便地使用活性氧总量计算长效缓释阻控剂用量，以获取 Cd、As 复合污染修复的精确用量。

本研究中，随长效缓释阻控剂用量增加，糙米中

Cd 和 As 的含量逐步降低，但不同施用量处理间差异并不显著；同时，过量施用长效缓释阻控剂，可能因大幅提高稻田 pH 而致使水稻生长发育受抑制而减产，说明长效缓释阻控剂的施用不能超过某个阈值，这与前人研究结果一致[29-30]。长效缓释阻控剂的施用虽显著降低了糙米中 Cd 和 As 的含量以及对应土壤有效态镉和有效态砷的含量，但增加了水稻秸秆中 Cd 和 As 的含量。这可能是因为长效缓释阻控剂的施用改变了土壤 pH 与氧化还原状态，在影响 Cd、As 生物有效性的同时，选择性地阻断了 Cd、As 向籽粒的转运路径，同步阻控了水稻籽粒 Cd、As 累积，导致了水稻秸秆中 Cd、As 含量增加，这与王琰[31]的研究结果一致。本研究中，长效缓释阻控剂产品用量少、组配单一、使用方便，后续将持续进行该产品的其他用量试验，并进一步校正其与 Cd、As 修复效果的拟合曲线，以使其用量范围更为精确。基于用量与修复效果的拟合曲线，确定该长效缓释阻控剂修复 Cd、As 复合污染稻田的最适用量为 285.0 kg/hm^2，对应成本约 5 500 元/hm^2。由于该阻控剂成本相对较高，水稻生产中额外单独施用的经济可行性较低。因此，有必要进一步研发基于该阻控剂的功能型肥料，以降低施用成本，促进其在生产中的推广应用。

4　结论

1) 施用长效缓释阻控剂可显著提高稻谷产量，与单施肥对照相比，平均增产 19.7%；同时显著降低糙米 Cd 和 As 含量，平均降幅达 53.4% 和 25.1%。

2) 施用长效缓释阻控剂可改善土壤理化性质，降低土壤镉砷有效性。与不施用处理相比，施用长效缓释阻控剂的土壤 pH、阳离子交换量和有效磷含量平均提高 6.8%、20.2% 和 21.4%，土壤有效态镉和有效态砷含量平均降低 10.9% 和 13.8%。

3) 施用长效缓释阻控剂促进了 Cd、As 在水稻秸秆中的滞留，减少了向籽粒的转运和积累。本研究中，为实现轻中度 Cd、As 复合污染农田安全利用，该长效缓释阻控剂最适用量为 285.0 kg/hm^2。

参考文献：

[1] 曹锐, 王悦, 陈爽, 等. 镉砷复合污染水稻土原位钝化修复技术研究进展[J]. 土壤学报, 2023, 60(3): 657–672.

[2] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 424–425.

[3] 郭朝晖, 肖细元, 陈同斌, 等. 湘江中下游农田土壤和蔬菜的重金属污染[J]. 地理学报, 2008, 63(1): 3–11.

[4] 米雅竹, 梁家妮, 周俊, 等. 典型冶炼厂大气沉降区农田耕层土壤重金属(Cd、Cu、Pb)输入输出平衡研究[J]. 土壤学报, 2024, 61(5): 1339–1348.

[5] 徐霄, 张鑫, 章明奎, 等. 不同钝化材料对降低农田镉砷污染效果及安全性评估的研究[J]. 中国农学通报, 2024, 40(17): 43–48.

[6] 董海霞. 石灰对不同籼稻吸收富集 Cd、Pb、Zn 的抑制效果[D]. 福州: 福建农林大学, 2016: 13–16.

[7] 张润祺, 王震, 田佩宁, 等. 纳米 LDHs-DGT 用于土壤环境无机砷提取检测技术研究[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(8): 1893–1904.

[8] 王艳红, 李盟军, 唐明灯, 等. 石灰和泥炭配施对叶菜吸收 Cd 的阻控效应[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(12): 2339–2344.

[9] 孙约兵, 徐应明, 史新, 等. 海泡石对镉污染红壤的钝化修复效应研究[J]. 环境科学学报, 2012, 32(6): 1465–1472.

[10] 朱奇宏, 黄道友, 刘国胜, 等. 改良剂对镉污染酸性水稻土的修复效应与机理研究[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(4): 847–851.

[11] 周卫, 汪洪, 李春花, 等. 添加碳酸钙对土壤中镉形态转化与玉米叶片镉组分的影响[J]. 土壤学报, 2001, 38(2): 219–225.

[12] 王策. 铅砷复合重金属污染土的修复及资源化利用研究[D]. 烟台: 烟台大学, 2023: 66–67.

[13] 孙崇, 刘芬, 陈子毓, 等. 巯基坡缕石对镉砷复合污染土壤钝化修复及微生物群落的影响[J]. 土壤, 2024, 56(1): 128–134.

[14] Yang D, Wang L, Li Z T, et al. Simultaneous adsorption of Cd(II) and As(III) by a novel biochar-supported nanoscale zero-valent iron in aqueous systems[J]. Science of the Total Environment, 2020, 708: 134823.

[15] 胡柯鑫, 董春华, 罗尊长, 等. 不同缓释过氧化钙对潜育环境下水稻土微生物特性的影响[J]. 应用生态学报, 2020, 31(5): 1467–1475.

[16] 王蕾. 缓释氧肥解除林木幼苗涝害胁迫的研究[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2013: 13–33.

[17] 董春华. 一种治理镉砷复合污染农田土壤的缓释型修复剂、制备工艺及应用: CN202311256239.0[P]. 2024–03–29.

[18] Huang B Y, Zhao F J, Wang P. The relative contributions of root uptake and remobilization to the loading of Cd and As into rice grains: Implications in simultaneously controlling grain Cd and As accumulation using a segmented water management strategy[J]. Environmental Pollution, 2022, 293: 118497.

[19] 国家林业局. 森林土壤氮的测定: LY/T 1228—2015[S]. 北京: 中国林业出版社, 2015.

[20] 中华人民共和国农业部. 土壤检测 第 2 部分: 土壤 pH 的测定: NY/T 1121.2—2006[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.

[21] 中华人民共和国农业部. 中性土壤阳离子交换量和交换性盐基的测定: NY/T 295—1995[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995.

[22] 中华人民共和国农业部. 土壤检测第 7 部分: 土壤有效磷的测定: NY/T 1121.7—2014[S]. 北京: 中国标准出版

社, 2014.
[23] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 土壤质量 有效态铅和镉的测定 原子吸收法: GB/T 23739—2009[S]. 北京: 中国标准出版社, 2009.
[24] International Organization for Standardization. Soil quality—Extraction of trace elements using dilute nitric acid: ISO 17586—2016[S]. Geneva: International Organization for Standardization, 2016.
[25] 中华人民共和国国家卫生健康委员会, 国家市场监督管理总局. 食品安全国家标准 食品中镉的测定: GB 5009.15—2023[S]. 北京: 中国标准出版社, 2023.
[26] 中华人民共和国国家卫生健康委员会, 国家市场监督管理总局. 食品安全国家标准 食品中总砷及无机砷的测定: GB 5009.11—2024[S]. 北京: 中国标准出版社, 2024.
[27] 彭瑜, 王海娟, 王宏镔. 农田土壤砷、镉协同钝化修复的研究进展[J]. 土壤, 2021, 53(4): 692–699.
[28] Natasha, Shahid M, Dumat C, et al. Foliar uptake of arsenic nanoparticles by spinach: an assessment of physiological and human health risk implications[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(20): 20121–20131.
[29] 唐乐斌, 刘新彩, 宋波, 等. 基于大田试验的土壤–水稻镉对不同调理剂的响应[J]. 环境科学, 2024, 45(1): 429–438.
[30] 李艺, 王炳森, 黄媛媛, 等. 肠杆菌对蓼科植物镉砷污染土壤修复机理研究[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(2): 304–312.
[31] 王琰. 镉砷复合污染稻田土壤修复效果和机制研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2022: 62.

(责任编辑：毛小芳)