

# 海泡石和生物炭对水稻镉和砷吸收积累的影响

江素珍<sup>1,2</sup> 许超<sup>2</sup> 王中元<sup>2</sup> 郑沈<sup>2</sup> 陈建国<sup>1</sup>

朱捍华<sup>2</sup> 黄道友<sup>2</sup> 张泉<sup>2</sup> 朱奇宏<sup>2</sup>

(<sup>1</sup>中南林业科技大学生命科学与技术学院, 410004, 湖南长沙; <sup>2</sup>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/中国科学院长沙农业环境观测研究站, 410125, 湖南长沙)

**摘要** 为明确钝化材料(海泡石和生物炭)组配同步降低稻米镉(Cd)、砷(As)的调控机制,采用盆栽试验,研究海泡石(sepiolite, S)、生物炭(biochar, B)、海泡石和生物炭配施(SB, 质量比1:1组配)对土壤有效态镉、砷含量、根表铁膜量及其镉、砷固定和水稻各部位镉、砷含量的影响。结果表明,与不施用钝化材料(CK)相比,施用钝化材料显著提高土壤pH,降低土壤有效态Cd含量,对有效态As含量无显著影响。S、B和SB处理土壤pH分别显著提高1.35、1.35和1.18,土壤有效态Cd含量分别显著降低32.6%、38.8%和21.8%。S、B和SB处理根表铁膜Cd含量分别显著降低58.5%、63.6%和55.0%。SB处理根表铁膜As含量显著提高47.2%,对稻田镉、砷复合污染的修复效果最好。稻米Cd与根表铁膜Cd和有效态Cd呈显著正相关,稻米As与根表铁膜As含量呈显著负相关,与茎As含量呈显著正相关。海泡石和生物炭配施同步降低稻米Cd和As含量。

**关键词** 钝化材料; 海泡石; 生物炭; 镉; 砷; 吸收; 水稻

稻田土壤镉砷复合污染以及由此引起的稻米镉(Cd)、砷(As)超标对人类健康造成威胁,已引起全球广泛关注,如何同步降低稻米Cd和As含量是当前的研究热点<sup>[1-2]</sup>。土壤原位化学钝化修复技术是向Cd和As污染土壤中施加化学钝化材料以降低Cd和As生物有效性的一种高效且常用的技术<sup>[3-4]</sup>。

生物炭和海泡石具有较大的比表面积和微孔结构,是土壤Cd和As污染钝化修复中较为常用的钝化材料<sup>[5-6]</sup>。海泡石和生物炭均可提高土壤pH,促进土壤Cd由酸溶态向残渣态转化,降低土壤有效态Cd含量,进而降低水稻籽粒Cd积累<sup>[5-7]</sup>。全生育期淹水下,施用海泡石增加了水稻籽粒Cd和As积累的风险<sup>[8]</sup>。目前,关于海泡石和生物炭钝化单一Cd和As的研究较多,而两者同步钝化Cd和As的研究较少,此外两者配施同步钝化Cd和As的研究也较少。本课题组前期试验<sup>[9]</sup>表明,海泡石和生物炭组配(质量比1:1)可同步降低土壤Cd和As有效性,土壤有效态Cd含量降低35.5%,有效态As含量降低54.9%,然而,海泡

石和生物炭组配对水稻Cd和As吸收积累的影响如何尚不清楚。

水稻根系及根系微生物活动使其根际的Fe<sup>2+</sup>氧化为Fe<sup>3+</sup>,在根系表面形成铁膜,根表铁膜是一种疏松多孔且具有较大表面积的两性胶体,在水稻对Cd和As的吸收转运中起到重要的调控作用<sup>[10-11]</sup>。干湿交替下海泡石增加了根表铁膜对As的吸附,在一定程度上降低水稻籽粒As含量<sup>[12]</sup>。干湿交替下,施用1%~3%的稻草生物炭在一定程度上降低了根表铁膜As含量,但对水稻籽粒As含量无显著影响<sup>[13]</sup>。淹水条件下生物炭增强了根表铁膜对Cd和As的固定,进而降低稻米Cd和As含量<sup>[14]</sup>。目前,关于海泡石和生物炭组配对水稻根表铁膜量及其对Cd和As固定的研究较少。

本研究在课题组前期培养试验研究结果的基础上,采用盆栽试验,探究海泡石、生物炭及两者配施(质量比1:1)对土壤Cd和As有效性、水稻根表铁膜量及其对Cd和As固定、水稻各部位Cd和As含量的影响,为稻田Cd和As复合污染治理修复提供依据。

**作者简介:** 江素珍,主要从事土壤与环境生态研究, E-mail: 1799109560@qq.com

许超为通信作者,主要从事土壤与环境生态方面的研究, E-mail: xuchao1388@126.com; 陈建国为共同通信作者,主要从事林农复合生态系统环境修复研究, E-mail: chenjing789@163.com

**基金项目:** 国家自然科学基金(42177025); 湖南省重点研发计划(2023NK2026); 国家麻类产业技术体系(CARS-16-E09)  
**收稿日期:** 2024-01-22; **修回日期:** 2024-03-23; **网络出版日期:** 2024-06-11

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤取自湖南省浏阳市永和镇七宝山矿区周边因酸性矿山废水灌溉而受Cd和As污染的稻田（0~20 cm），为板页岩风化物发育的潴育性水

稻土，黏粒、粉粒和砂粒占比分别为 11.8%、75.5% 和 12.7%。供试水稻品种为泰优 390（籼型三系杂交晚稻）。海泡石购自河南郑州万利进化工有限公司，主要成分为  $Mg_8(H_2O)_4[Si_6O_{15}]_2(OH)_4 \cdot 8H_2O$ 。生物炭由苧麻在 300~500 °C 高温下烧制而成。供试土壤及钝化材料基本理化性质见表 1。

表 1 供试土壤及钝化材料的基本理化性质  
Table 1 Basic physical and chemical properties of test soil and passivation materials

材料 Material	pH	总 Cd Total Cd (mg/kg)	总 As Total As (mg/kg)	总 N Total N (g/kg)	总 P Total P (g/kg)	总 K Total K (g/kg)	有机碳 Organic carbon (g/kg)
供试土壤 Test soil	6.03	4.07	147.06	0.74	0.79	13.65	19.86
海泡石 Sepiolite	9.07	0.23	0.05				
生物炭 Biochar	8.30	0.15	0.06				

1.2 试验设计

本研究为土壤盆栽试验，参考王辉<sup>[9]</sup>研究结果，海泡石与生物炭质量比为 1:1 可显著降低土壤有效态 Cd 和 As，降幅分别达到 35.5%和 54.9%。设 4 个处理，分别为 CK（对照，不施海泡石和生物炭）、S 处理（施海泡石 1 g/kg 土）、B 处理（施生物炭 1 g/kg 土）、SB 处理（海泡石和生物炭按质量比 1:1 组配，1 g/kg 土），每个处理 4 个重复。每桶（直径 25 cm，高度 25 cm）装土 5 kg，钝化材料与土壤充分混合均匀后装入塑料桶中，并浇水平衡 1 周。水稻移栽前 2 d 每 kg 土施加复合肥（15-15-15）0.667 g，尿素 0.217 g，硫酸钾 0.196 g，生长期间不再追肥。施肥 2 d 后移栽生长一致的水稻秧苗，每盆 2 茖，每茖 3 株，常规水分管理，其他管理与当地农民管理一致。2019 年 4 月 15 日施肥，4 月 17 日插秧，7 月 11 日取水稻植株和土壤样品。

1.3 样品采集与处理

土壤样品每盆按五点法取样，样品自然风干，去掉植物残根，研磨过 20 目和 100 目筛后，用自封袋保存备用。

水稻收割后，先用自来水清洗干净，再用超纯水洗净，提取根表铁膜后，放入烘箱中 105 °C 杀青 30 min，然后 70 °C 烘干至恒重，分为根、茎、叶和稻谷。稻谷人工脱壳后获得糙米样品。根、茎、叶和糙米样品用小型不锈钢粉碎机（FW-80，北京市永光明医疗仪器有限公司）粉碎，自封袋保存备用。

1.4 测定指标与方法

采用上海雷兹 pH 计（pHs-3C，雷磁）测定土

壤 pH，土水质量比为 1:2.5<sup>[15]</sup>；采用 DTPA 提取（二乙三胺五乙酸+三乙醇胺+氯化钙，pH 7.3，土水质量比为 1:2.5）<sup>[16]</sup>土壤 Cd 和 Fe，过滤后用电感耦合等离子体光谱发生仪（ICP-OES5110，安捷伦）测定滤液中 Cd 和 Fe 含量。采用 0.5 mol/L  $KH_2PO_4$  提取（pH 8.5，土水质量比为 1:15）<sup>[17]</sup>土壤 As，用原子荧光法（AFS-830，中国）测定提取液中 As 含量。采用 DCB 法（连二亚硫酸钠—柠檬酸三钠—碳酸氢钠，Dithionite-citrate-bicarbonate，DCB）提取<sup>[17]</sup>水稻根表铁膜，用 ICP-OES 5110 测定提取液中 Cd、As 和 Fe 含量。用浓  $HNO_3$  和  $H_2O_2$ （体积比=8:1）混合液在微波消解仪（Milestone ETHOS UP，意大利）进行微波消解<sup>[18]</sup>根、茎、叶和糙米样品，用电感耦合等离子体质谱联用仪（ICP-MS 7700，安捷伦）测定 Cd 和 As 含量。

1.5 数据处理

运用 Excel 2010 软件进行数据处理和作图。使用 SPSS 26.0 对试验数据进行多重比较和 Duncan’s 显著性检验，使用 Origin 进行 Pearson 法相关性分析。

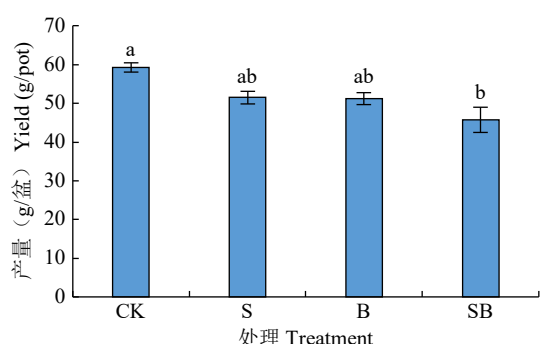
2 结果与分析

2.1 钝化材料对稻谷产量的影响

由图 1 可知，施用钝化材料显著降低了稻谷产量。与 CK 相比，S、B 和 SB 处理稻谷产量分别降低 13.1%、13.5%和 22.8%（ $P<0.05$ ）。

2.2 钝化材料对土壤 pH 和有效 Fe、Cd 和 As 含量的影响

由图 2 可知，施用钝化材料显著提高土壤 pH，



不同小写字母表示处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )，下同。  
Different lowercase letters indicate significant differences between treatments ( $P < 0.05$ ), the same below.

图 1 钝化材料对稻谷产量的影响

Fig.1 Effects of passivated materials on rice grain yield

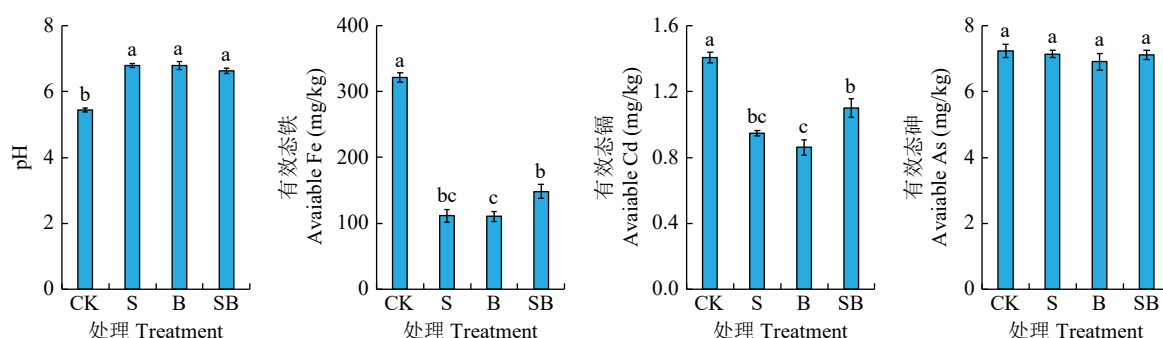


图 2 钝化材料对土壤理化性质的影响

Fig.2 Effects of passivated materials on soil physicochemical properties

### 2.3 钝化材料对水稻根表铁膜 Cd、As、Fe 含量的影响

由图 3 可知，施用钝化材料显著降低根表铁膜 Cd 含量，海泡石和生物炭组配施用显著降低根表铁膜 Fe 含量，显著增加根表铁膜 As 含量。S、B

和 SB 处理根表铁膜 Cd 含量较 CK 处理分别显著降低 58.5%、63.6%和 55.0% ( $P < 0.05$ )。SB 处理根表铁膜 As 含量较 CK 处理显著增加 47.2%，根表铁膜 Fe 含量较 CK 处理显著降低 25.0%。海泡石和生物炭组配降低了水稻根表铁膜对 Cd 的固定，增

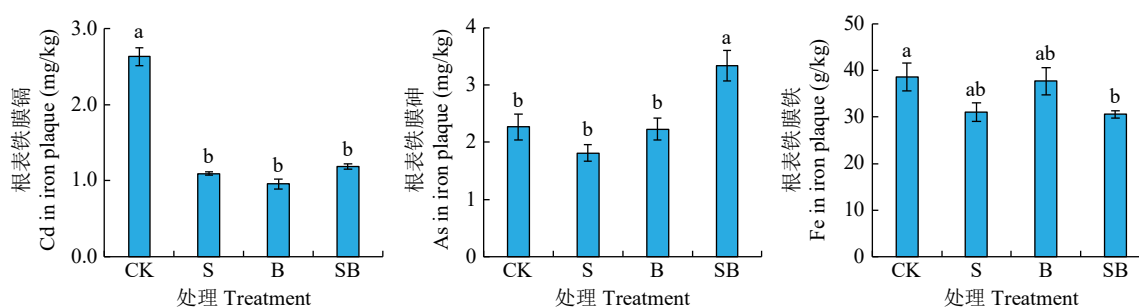


图 3 钝化材料对水稻根表铁膜镉、砷和铁含量的影响

Fig.3 Effects of passivated materials on the concentration of Cd, As and Fe in iron plaque

加了根表铁膜对 As 的固定。

### 2.4 钝化材料对水稻各部位 Cd 和 As 含量的影响

施用钝化材料显著降低水稻根、茎、叶和米 Cd 含量，对各部位 As 含量影响存在差异 (表 2)。与 CK 相比，S、B 和 SB 处理根 Cd 含量分别显著降低 72.9%、73.5%和 81.2%，茎 Cd 含量分别显著

降低 55.6%、63.5%和 60.9%，叶 Cd 含量分别显著降低 64.6%、67.7%和 66.7%，米 Cd 含量分别显著降低 40.0%、35.0%和 30.0%。S、B 和 SB 处理间茎、叶和米 Cd 含量无显著差异。海泡石和生物炭组配施用显著增加根 As 含量，显著降低茎和米 As 含量。与 CK 相比，SB 处理根 As 含量显著增加

30.8%，茎 As 含量显著降低 14.6%，米 As 含量显著降低 22.8%。SB 处理可同步实现显著降低稻米

表 2 钝化材料对水稻各部位 Cd 和 As 含量的影响  
Table 2 Effects of passivation materials on Cd and As concentrations in various organs of rice

处理 Treatment	Cd				As			
	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	稻米 Rice	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	稻米 Rice
CK	9.78±0.41a	1.89±0.13a	0.97±0.09a	0.20±0.02a	15.58±0.88b	13.29±0.62a	11.71±0.18a	1.01±0.04a
S	2.74±0.15b	0.84±0.04b	0.34±0.02b	0.12±0.01b	16.14±1.50b	14.35±0.65a	12.26±0.16a	1.11±0.06a
B	2.59±0.23bc	0.69±0.05b	0.31±0.01b	0.13±0.00b	18.12±0.23ab	14.14±0.70a	14.03±1.28a	1.07±0.02a
SB	1.84±0.16c	0.74±0.07b	0.32±0.03b	0.14±0.01b	20.38±1.11a	11.35±0.37b	12.39±0.54a	0.78±0.02b

同列不同小写字母表示处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。  
Different lowercase letters in the same column indicate significant differences among treatments ( $P < 0.05$ ).

Cd 和 As 含量。

2.5 不同指标相关性分析

由图 4 可知，A-Cd 与 A-Fe 呈显著正相关，与 pH 显著负相关，表明土壤 pH、有效 Fe 是影响 A-Cd 的重要因素。Cd<sub>IP</sub> 与 A-Cd 呈显著正相关，表明土壤有效 Cd 含量是影响根表铁膜 Cd 含量的重要因素。Cd<sub>G</sub>、Cd<sub>L</sub>、Cd<sub>S</sub> 和 Cd<sub>R</sub> 与 A-Cd 和 Cd<sub>IP</sub> 呈显著正相关，且 Cd<sub>G</sub>、Cd<sub>L</sub>、Cd<sub>S</sub> 和 Cd<sub>R</sub> 之间均呈显著正相关，表明土壤有效 Cd 含量和根表铁膜 Cd 含量是影响水稻各部位 Cd 含量的重要因素。

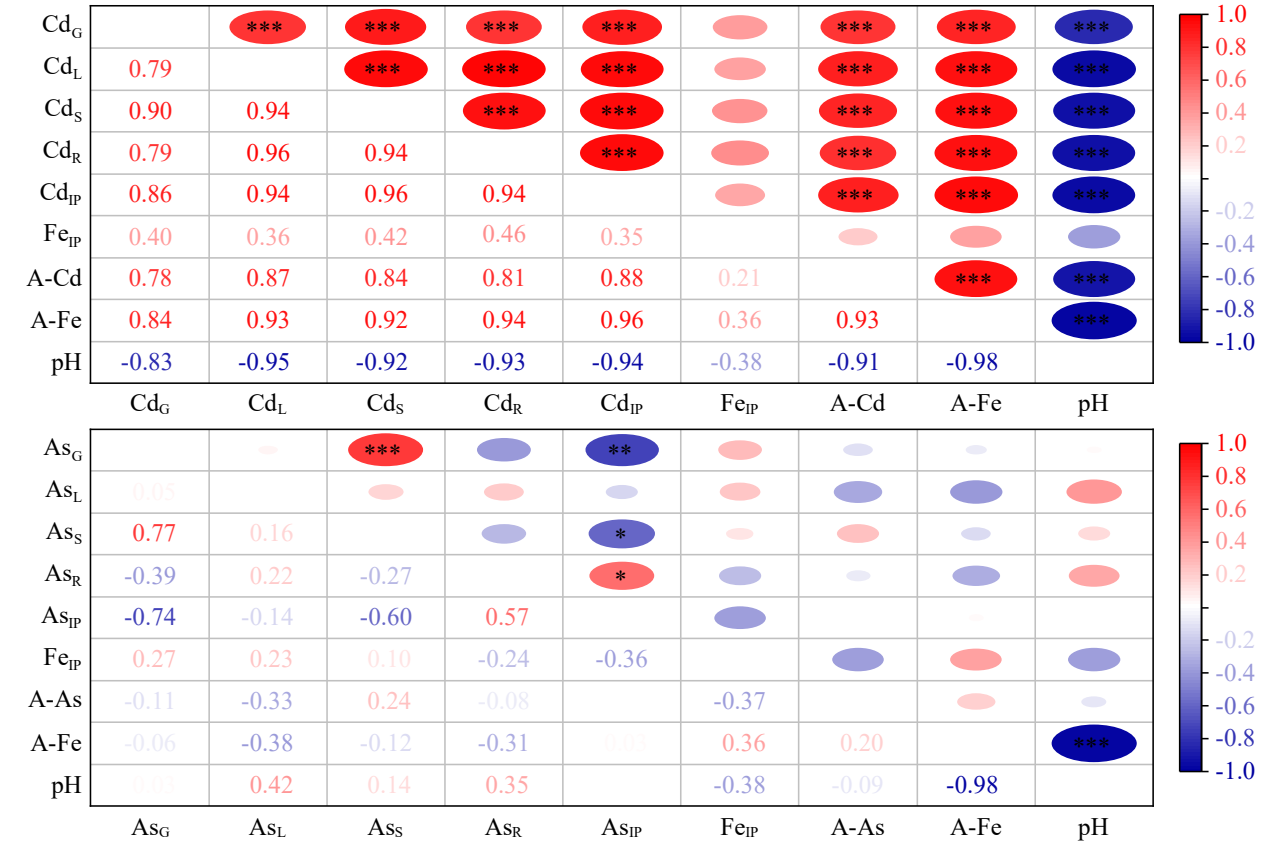


图 4 不同指标相关性分析  
Fig.4 Correlation analysis of different traits

AS<sub>R</sub> 与 AS<sub>IP</sub> 呈显著正相关，AS<sub>S</sub>、AS<sub>G</sub> 与 AS<sub>IP</sub> 呈显著负相关，表明根表铁膜 As 含量是影响水稻根、

茎和米 As 含量的重要因素。As<sub>G</sub> 与 As<sub>S</sub> 呈显著正相关, 表明稻米 As 含量受到茎 As 含量的显著影响。

### 3 讨论

#### 3.1 钝化材料对稻谷产量的影响

施用钝化材料显著降低水稻稻谷产量, 说明海泡石和生物炭的施用会对水稻造成一定的不利影响。刘雅仙等<sup>[19]</sup>盆栽试验研究同样发现施用生物炭可显著降低水稻稻谷产量。生物炭施用降低水稻稻谷产量原因如下, 生物炭表面可与植物必需营养元素在生物炭表面络合, 从而降低这些营养元素的可用性; 生物炭含有高浓度的挥发性有机化合物, 可能对植物生长产生负面影响。李增飞等<sup>[8]</sup>研究发现, 淹水条件下施用 30 mg/kg 海泡石显著降低水稻产量, 其可能通过降低穗质量和结实率从而降低水稻产量。

#### 3.2 钝化材料对土壤理化性质的影响

海泡石为碱性物质 (pH 9.07), 含有大量的 Mg<sup>2+</sup> 等阳离子, 可以与土壤中 H<sup>+</sup> 发生离子交换反应, 并与 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> 发生反应, 从而提高土壤 pH<sup>[20]</sup>; 本研究表明施用海泡石和生物炭显著增加土壤 pH, 这与 Liang 等<sup>[21]</sup> 和裴楠等<sup>[22]</sup> 在酸性土壤施用海泡石提高土壤 pH 的研究结果一致。生物炭 pH 较高, 酸性土壤上施用生物炭可起到石灰化作用; 生物质中碱性阳离子 (Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、K<sup>+</sup>、Na<sup>+</sup> 等) 在热解生物炭过程中转化为含有不同碱性物质 (如氧化物、氢氧化物、碳酸盐等) 的灰, 碱性物质灰在土壤中溶解, 会提高土壤 pH<sup>[23]</sup>。施用海泡石和生物炭可降低土壤有效态 Fe 含量, 有效态 Fe 与 pH 呈显著负相关, 表明海泡石和生物炭施用提高土壤 pH 是降低土壤 Fe 有效性的主要原因, 这与裴楠等<sup>[22]</sup> 和肖坤等<sup>[24]</sup> 的研究结果相似。海泡石和生物炭提高土壤 pH, 土壤溶液中 OH<sup>-</sup> 浓度提高, 促进土壤中的 Fe<sup>2+</sup>、Mn<sup>2+</sup> 等离子与 OH<sup>-</sup> 结合形成羟基化合物, 从而减少土壤中有有效态 Fe 含量<sup>[22,24]</sup>; 随着土壤 pH 的增加, 土壤中可变负电荷的数量增加, 对 Fe<sup>2+</sup> 等阳离子的吸附增加, 从而降低了 Fe 在土壤中的有效性<sup>[25]</sup>。

土壤 pH 是影响 Cd 有效性的重要因素<sup>[26]</sup>。施用海泡石和生物炭显著降低土壤有效态 Cd 含量, 且有效态 Cd 与 pH 呈显著负相关, 表明海泡石和生物炭施入后提高土壤 pH 是降低土壤 Cd 有效性

的重要原因, 这与前人<sup>[21,23,27]</sup> 的研究结果一致。土壤 pH 的提高, 首先增加了土壤胶体表面的负电荷, 有利于土壤中的 Cd 形成 Cd(OH)<sub>2</sub> 和 CdCO<sub>3</sub> 沉淀<sup>[28]</sup>; 其次为土壤中的 Fe、Mn 离子形成的羟基化合物提供了更多的吸附 Cd 离子的点位<sup>[29]</sup>。有效态 Cd 与有效态 Fe 呈显著正相关 ( $P < 0.05$ ), 本研究土壤中有有效态 Fe 含量降低也是土壤有效态 Cd 降低的重要原因之一。此外, 海泡石和生物炭疏松多孔、比面积大, 对 Cd 具有较强的离子交换吸附和表面络合吸附作用, 可吸附土壤溶液中的 Cd<sup>2+</sup>, 从而降低土壤 Cd 有效性<sup>[30-31]</sup>。再次, 海泡石中含有 -OH, 生物炭表面含有大量的 -OH、-COOH 和 -NH<sub>2</sub>, 这些官能团可以与土壤中的 Cd 发生吸附、离子交换以及共沉淀作用从而降低土壤 Cd 有效性<sup>[22,31]</sup>。水稻根系的径向氧损失为土壤补充了氧气, 土壤中 Fe<sup>2+</sup> 的氧化促进了以无定形 Fe-Mn 氧化物为主的新型 Fe-Mn 氧化物的形成<sup>[32]</sup>, 具有较大比表面积和高亲和反应位点的无定形 Fe-Mn 氧化物通过表面沉淀和络合作用固定土壤中的游离 Cd, 从而吸附更多的 Cd<sup>2+</sup><sup>[32]</sup>。

本试验中, 海泡石和生物炭单独施用降低土壤 Cd 有效性的效果优于两者组配, 但其他研究<sup>[33-34]</sup> 结果均表明, 2 种材料复配施加时对重金属的修复效果好于单独施加。孙慧等<sup>[33]</sup> 向红壤中单独施加生物炭与海泡石后, 土壤有效态 Cd 分别最高降低了 45.1% 和 32.9%, 而将 2 种材料按照 1:1 的比例复配施加后, 有效态 Cd 最高降低了 56.7%。李娟<sup>[34]</sup> 研究发现, 1.5% 的生物炭和海泡石复配施加时能最大程度地降低土壤有效 Cd, 降幅为 21.9%。与本试验结果存在差异, 可能是由于两者组配的情况下, 虽然总量不变, 但两者用量均减半, 两者复配比例的交互作用发生变化。张晓峰等<sup>[35]</sup> 研究发现在钝化剂总施加量为 1% 时, 培养 90 d 后, 1B<sub>1</sub>S<sub>1</sub> (生物炭与海泡石质量比为 1:1)、1B<sub>2</sub>S<sub>1</sub> (生物炭与海泡石质量比为 2:1)、1B<sub>1</sub>S<sub>2</sub> (生物炭与海泡石质量比为 1:2) 3 个处理在降低土壤有效态 Cd 含量方面存在显著差异, 与 CK 相比, 1B<sub>1</sub>S<sub>1</sub> 效果最佳。在钝化培养之后土壤有效态 Cd 的多因素方差分析也表明, 海泡石和生物炭的施加量和复配比例的交互作用对土壤中有有效态 Cd 含量有极显著影响。本试验研究与前人<sup>[34-35]</sup> 研究结果存在差异, 其原因有待进一步探讨。

### 3.3 钝化材料对水稻根表铁膜 Cd、As 和 Fe 含量的影响

本研究表明,海泡石单施对水稻根表铁膜 Fe 含量无显著影响,Zhou 等<sup>[12]</sup>研究表明,常规水分管理下海泡石施用对水稻成熟期根表铁膜 Fe 含量无显著影响,这与本研究的研究结果一致。而曹雲清等<sup>[36]</sup>的研究表明,全生育期淹水管理下施用海泡石降低了水稻成熟期根表铁膜 Fe 含量。海泡石对水稻根表铁膜 Fe 含量的影响可能与水分管理有较大关系,需在同一试验田中研究不同水分管理措施下海泡石施用对水稻根表铁膜 Fe 含量的影响,以便更好地揭示海泡石对水稻根表铁膜形成的影响机制。本试验表明生物炭单施对水稻根表铁膜 Fe 含量无显著影响,Yin 等<sup>[13]</sup>通过温室盆栽试验研究发现,在干湿交替管理下施用低剂量稻草生物炭(1%~2%)对水稻根表铁膜 Fe 含量无显著,而施用 3%稻草生物炭可显著增加根表铁膜 Fe 含量。在长期淹水管理下,施用 0.5%和 1%生物炭均对根表铁膜含量无显著影响<sup>[35]</sup>,施用 1.4%生物炭显著提高根表铁膜 Fe 含量<sup>[14]</sup>。生物炭施用对根表铁膜的影响与其施用量和水分管理相关,干湿交替和淹水管理下低剂量生物炭对水稻根表铁膜均无显著影响。本试验单施生物炭处理施用量低(0.1%生物炭),不会对水稻根表铁膜有显著影响。海泡石与生物炭配施显著降低根表铁膜 Fe 含量,这可能受海泡石和生物炭的综合影响,一方面两者组配的情况下生物炭施用量减半,不利于根表铁膜的形成,另一方面受水分调控的影响,最终导致两者组配施用显著降低根表铁膜 Fe 含量,原因还有待进一步探究。

本试验中施用海泡石和生物炭显著降低根表铁膜 Cd 含量,根表铁膜 Cd 与有效态 Cd 呈显著正相关,表明海泡石和生物炭降低土壤有效态 Cd 含量是降低根表铁膜吸附 Cd 含量的重要原因。曹雲清等<sup>[36]</sup>的研究表明,施用海泡石对根表铁膜 Cd 含量无显著影响。全生育期淹水下生物炭施用提高根表铁膜 Cd 含量<sup>[14]</sup>,与本研究结果相反,这可能是 2 个试验水分管理措施不同所致。

本试验中海泡石和生物炭单施对根表铁膜 As 含量无显著影响,而海泡石和生物炭组配处理显著提高根表铁膜 As 含量,说明海泡石和生物炭组配施用增强了根表铁膜对 As 的固定。Zhou 等<sup>[12]</sup>研究

发现海泡石施用(10 g/kg 土)显著提高水稻成熟期根表铁膜 As 含量,与本研究结果存在较大差异,海泡石对根表铁膜 As 含量的影响可能与海泡石的施用量有关。全生育期淹水下生物炭施用显著提高根表铁膜 As 含量<sup>[35,37]</sup>,与本研究结果也存在较大差异,这可能与 2 个试验水分管理措施不同有关。本试验中海泡石和生物炭组配显著提高根表铁膜 As 含量,其原因需要深入探究。

本试验中海泡石、生物炭和海泡石与生物炭配施显著降低稻米 Cd 含量,稻米 Cd 与有效态 Cd、根表铁膜 Cd 和根 Cd 含量均呈极显著正相关,表明海泡石与生物炭施用降低土壤 Cd 有效性、根表铁膜 Cd 固定和根 Cd 吸收是降低稻米 Cd 含量的主要原因,根表铁膜在水稻吸收 Cd 中起促进作用。李叶开等<sup>[14]</sup>研究表明,稻米 Cd 含量与根表铁膜 Cd 含量呈显著负相关,根表铁膜抑制了水稻对 Cd 的吸收。根表铁膜在水稻 Cd 吸收中是起抑制作用还是促进作用取决于铁膜厚度和老化程度,而铁膜厚度和老化程度与水稻品种、生育期和生长环境条件密切相关<sup>[37]</sup>。本试验表明海泡石和生物炭组配施用显著降低稻米 As 含量,显著提高根表铁膜 As 以及根 As 含量。由于 Cd 和 As 在土壤中的赋存形态和化学行为截然不同<sup>[38]</sup>,所以降低 Cd 和 As 的机理不同。海泡石和生物炭组配施用显著增加根表铁膜与根中 As 含量,显著降低茎中 As 含量。相关性分析表明,As<sub>IP</sub>与 As<sub>R</sub>呈显著正相关,与 As<sub>G</sub>和 As<sub>S</sub>呈显著负相关。说明海泡石和生物炭组配施用增加了根表铁膜对 As 的吸附,进而增加根对 As 的积累,减少地上部对 As 的积累,这说明海泡石和生物炭组配施用可通过影响 As 在水稻植株中的吸收与转运来降低米 As 含量,这与李叶开等<sup>[14]</sup>的研究结果相似。且有研究<sup>[39]</sup>表明 As 在水稻植株体内主要富集在根部。从水稻全生育期加强海泡石和生物炭组配施用下根表铁膜及其对 Cd 和 As 吸附动态特征以及 Cd 和 As 在根亚细胞分布与化学形态的探索,可深入解析海泡石和生物炭组配施用影响水稻对 Cd 和 As 的吸收转运机制。

本研究结果表明,海泡石和生物炭组配可同步降低 Cd 和 As 在米中积累,降幅分别达到 30.0%和 22.8%。需要通过大田试验进一步确定其施用量及其降低稻米 Cd 和 As 含量的效果,以便为镉砷复合污染稻田的应用提供更多支撑。

## 4 结论

海泡石和生物炭及二者配施可显著提高土壤 pH, 降低土壤有效态 Cd 含量, 对有效态 As 含量无显著影响。海泡石和生物炭及二者配施显著降低了根表铁膜对 Cd 的吸附, 海泡石与生物炭配施有利于显著增加根表铁膜对 As 的吸附。海泡石和生物炭配施降低了水稻籽粒 Cd 和 As 含量, 其原因可能是通过降低土壤 Cd 有效性、根表铁膜 Cd 吸附和根 Cd 吸收而降低籽粒 Cd 含量, 通过增强根表铁膜 As 吸附和根 As 截留而降低籽粒 As 含量。

### 参考文献

- [1] Islam S, Rahman M M, Islam M, et al. Arsenic accumulation in rice: Consequences of rice genotypes and management practices to reduce human health risk. *Environment International*, 2016, 96: 139-155.
- [2] Yan K, Wang H Z, Lan Z, et al. Heavy metal pollution in the soil of contaminated sites in China: Research status and pollution assessment over the past two decades. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 373: 133780.
- [3] Umair A, Huma A, Hafsa S, et al. Remediation techniques for elimination of heavy metal pollutants from soil: A review. *Environmental Research*, 2022, 214(4): 113918.
- [4] 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. *土壤学报*, 2023, 60(3): 657-672.
- [5] Hamid Y, Tang L, Hussain B, et al. Organic soil additives for the remediation of cadmium contaminated soils and their impact on the soil-plant system: A review. *Science of the Total Environment*, 2020, 707: 136121.
- [6] 王侠, 王欣, 杜艳艳, 等. 改性纳米零价铁对稻田土壤 As 污染的修复效能. *环境科学研究*, 2017, 30(9): 1406-1414.
- [7] Huang S H, Rao G S, Ashraf U, et al. Application of inorganic passivators reduced Cd contents in brown rice in oilseed rape-rice rotation under Cd contaminated soil. *Chemosphere*, 2020, 259: 127404.
- [8] 李增飞, 廖国建, 石圣杰, 等. 淹水条件下叶面喷施硒与海泡石联合降低水稻吸收砷的风险. *农业环境科学学报*, 2023, 42(6): 1208-1218.
- [9] 王辉. 几种具有钝化作用物质及其组合对土壤镉镍砷的钝化作用. 长沙: 湖南农业大学, 2018.
- [10] Liu N, Lou X G, Li X, et al. Rhizosphere dissolved organic matter and iron plaque modified by organic amendments and its relations to cadmium bioavailability and accumulation in rice. *Science of the Total Environment*, 2021, 792: 148216.
- [11] Zhou P F, Zhang P, He M K, et al. Iron-based nanomaterials reduce cadmium toxicity in rice (*Oryza sativa* L.) by modulating phytohormones, phytochelatin, cadmium transport genes and iron plaque formation. *Environmental Pollution*, 2023, 320: 121063.
- [12] Zhou S J, Liu Z Y, Sun G, et al. Simultaneous reduction in cadmium and arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) by iron/iron-manganese modified sepiolite. *Science of the Total Environment*, 2021, 810: 152189.
- [13] Yin D X, Wang X, Peng B, et al. Effect of biochar and Fe-biochar on Cd and As mobility and transfer in soil-rice system. *Chemosphere*, 2017, 186: 928-937.
- [14] 李叶开, 赵婷婷, 陈佳, 等. 不同有机物料对水稻根表铁膜及砷镉吸收转运的影响. *环境科学*, 2021, 42(4): 2047-2055.
- [15] 鲍士旦. 土壤农化分析 (第 3 版). 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [16] 熊婕, 朱奇宏, 黄道友, 等. 南方典型稻区稻米镉累积量的预测模型研究. *农业环境科学学报*, 2019, 38(1): 22-28.
- [17] 陈佳, 赵秀兰. 水分管理与施硅对水稻根表 Fe 膜及砷 Cd 吸收的影响. *环境科学*, 2021, 42(3): 1535-1544.
- [18] 肖敏, 范晶晶, 王华静, 等. 紫云英还田配施石灰对水稻 Cd 吸收转运的影响. *中国环境科学*, 2022, 42(1): 276-284.
- [19] 刘雅仙, 安宁, 吴正超, 等. 长期水稻秸秆及生物炭还田替代等养分量化肥对寒地水稻产量和氮肥利用率的影响. *植物营养与肥料学报*, 2023, 29(10): 1771-1782.
- [20] Xu C, Xiang Q, Zhu H H, et al. Effect of biochar from peanut shell on speciation and availability of lead and zinc in an acidic paddy soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 164: 554-561.
- [21] Liang X F, Xu Y, Xu Y M, et al. Two-year stability of immobilization effect of sepiolite on Cd contaminants in paddy soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23: 12922-12931.
- [22] 裴楠, 梁学峰, 秦旭, 等. 海泡石对镉污染稻田钝化修复效果的稳定性. *农业环境科学学报*, 2022, 41(2): 277-284.
- [23] Xu C, Chen H X, Xiang Q, et al. Effect of peanut shell and wheat straw biochar on the availability of Cd and Pb in a soil-rice (*Oryza sativa* L.) system. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25: 1147-1156.
- [24] 肖坤, 田小辉, 蒋珍茂, 等. 镉钝化剂筛选及其对中微量元素有效性的影响. *农业环境科学学报*, 2022, 41(1): 55-65.
- [25] Zeng T, Khaliq M A, Li H L, et al. Assessment of Cd availability in rice cultivation (*Oryza sativa* L.): Effects of amendments and the spatiotemporal chemical changes in rhizosphere and bulk soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 196: 110490.
- [26] Zhu H H, Chen C, Xu C, et al. Effects of soil acidification and liming on the phytoavailability of cadmium in paddy soils of central subtropical China. *Environmental Pollution*, 2016, 219: 99-106.
- [27] Chen D, Ye X Z, Zhang Q, et al. The effect of sepiolite application on rice Cd uptake-A two-year field study in Southern China. *Journal of Environmental Management*, 2020, 254: 109788.
- [28] Liang X F, Han J, Xu Y M, et al. In situ field-scale remediation of Cd polluted paddy soil using sepiolite and palygorskite. *Geoderma*, 2014, 235-236: 9-18.
- [29] 汪毅, 王华静, 郑沈, 等. 3 种钝化剂及其组合对小白菜镉铅含量的影响. *环境科学与技术*, 2020, 43(12): 143-150.
- [30] 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. *环境科学学报*, 2012, 32(6): 1465-1472.
- [31] Liu M S, Almatrafi E, Zhang Y, et al. A critical review of biochar-based materials for the remediation of heavy metals contaminated environment: Applications and practical evaluations. *Science of the Total Environment*, 2022, 806: 150531.
- [32] Li S S, Lei X Q, Qin L Y, et al. Fe(III) reduction due to low pe+pH contributes to reducing Cd transfer within a soil-rice system. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 415: 125668.
- [33] 孙慧, 吴迪, 王宇, 等. 海泡石与生物炭对镉污染红壤的钝化修复研究. *江苏农业科学*, 2018, 46(14): 289-291.



- [34] 李娟. 安全利用类轻中度镉污染农田土壤原位调理修复应用研究. 北京: 北京林业大学, 2020.
- [35] 张晓峰, 方利平, 李芳柏, 等. 水稻全生育期内零价铁与生物炭钝化土壤镉砷的协同效应与机制. 生态环境学报, 2020, 29(7): 1455-1465.
- [36] 曹雲清, 徐晓燕, 韩磊, 等. 全生育期淹水联合钝化材料对重度 Cd 污染下水稻生长和镉富集的影响. 农业环境科学学报, 2018, 37(11): 2498-2506.
- [37] Zhou H, Zhu W, Yang W T, et al. Cadmium uptake, accumulation, and remobilization in iron plaque and rice tissues at different growth stages. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 152: 91-97.
- [38] Wu J Z, Huang D, Liu X M, et al. Remediation of As(III) and Cd(II) co-contamination and its mechanism in aqueous systems by a novel calcium-based magnetic biochar. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 348: 10-19.
- [39] Moulick D, Santra C S, Ghosh D. Rice seed priming with Se: A novel approach to mitigate As induced adverse consequences on growth, yield and As load in brown rice. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 355: 187-196.

## Effects of Sepiolite and Biochar on the Uptake and Accumulation of Cadmium and Arsenic in Rice

Jiang Suzhen<sup>1,2</sup>, Xu Chao<sup>2</sup>, Wang Zhongyuan<sup>2</sup>, Zheng Shen<sup>2</sup>, Chen Jianguo<sup>1</sup>,  
Zhu Hanhua<sup>2</sup>, Huang Daoyou<sup>2</sup>, Zhang Quan<sup>2</sup>, Zhu Qihong<sup>2</sup>

(<sup>1</sup>College of Life Sciences and Technology, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, Hunan, China; <sup>2</sup>Key Laboratory of Agro-Ecological Processes in Subtropical Region, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences/Changsha Research Station for Agricultural & Environmental Monitoring, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, Hunan, China)

**Abstract** In order to clarify the regulatory mechanism of passivator material (sepiolite and biochar) combination to reduce Cd and As in rice, a pot experiment was conducted to investigate the effects of sepiolite (S), biochar (B), sepiolite and biochar combination (SB, mass ratio of 1:1) on the concentration of available Cd and As in soil, the formation of Fe plaque on root surface and its immobilization of Cd and As, and the concentration of Cd and As in rice tissues. The results showed that, compared with no passivator material, the application of passivator material significantly increased soil pH, reduced soil available Cd concentration, and had no significant effect on available As concentration. Compared with CK, the S, B and SB treatments significantly increased soil pH by 1.35, 1.35 and 1.18, and significantly decreased soil available Cd by 32.6%, 38.8% and 21.8% ( $P < 0.05$ ), respectively. The Cd concentration in iron plaque of the S, B, and SB treatments significantly decreased by 58.5%, 63.6% and 55.0%, respectively. The SB treatment significantly increased the As concentration in iron plaque by 47.2%. The SB treatment had the best remediation effect on Cd and As compound pollution in paddy field. The Cd concentration in rice grains were significantly positively correlated with the concentration of Cd in iron plaque and available Cd in soil, and the As concentration in rice grains was significantly negatively correlated with the concentration of As in iron plaque, significantly positively correlated with the concentration of As in stems. The combination of sepiolite and biochar simultaneously reduced the Cd and As concentration in rice grains.

**Key words** Passivator material; Sepiolite; Biochar; Cadmium; Arsenic; Uptake; Rice