

钝化剂对两种水稻砷及营养元素吸收的影响^①

李仁英^{1,2}, 李傲¹, 刘雨霏¹, 徐向华¹, 黄利东³, 简静¹, 李玉聪¹, 芦文皓¹, 段盛芹¹, 普布次松¹

(1 南京信息工程大学生态与应用气象学院农业与生态气象江苏省高校重点实验室, 南京 210044; 2 中国气象局生态系统碳源汇重点开放实验室, 南京 210044; 3 内蒙古农业大学草原与资源环境学院, 内蒙古自治区土壤质量与养分资源重点实验室, 呼和浩特 010018)

摘要: 筛选高效钝化剂并揭示其降砷(As)机制是 As 污染农田土壤治理修复的研究重点之一。本文以南梗 9108 和内 5 优 8105 两个水稻品种为供试植物, 通过盆栽试验研究施用 3% 的玉米秸秆生物炭(MBC)、花生壳生物炭(PBC)、凹凸棒石(ATP)和羟基磷灰石(HAP)对水稻各部位 As 含量的影响, 并比较不同钝化剂处理下土壤理化性质及水稻各部位氮磷含量的差异, 由此分析有关降 As 机制。结果表明, 钝化剂处理显著降低了水稻茎叶和籽粒的 As 含量($P<0.001$)。对于南梗 9108, 不同处理籽粒 As 的降低效果顺序为 HAP>ATP>PBC>MBC; 对于内 5 优 8105, 则为 HAP>MBC>ATP>PBC。另外, 水稻茎叶和籽粒的 As 含量水平与水稻品种有关, 内 5 优 8105 茎叶和籽粒的 As 含量均大于南梗 9108($P<0.05$)。MBC 和 PBC 处理显著增加了土壤有机质和速效钾含量, MBC 和 HAP 处理显著增加了土壤有效磷含量。同时, MBC、PBC、HAP 和 ATP 处理增加了内 5 优 8105 茎叶和籽粒氮含量及南梗 9108 茎叶和内 5 优 8105 籽粒磷含量。相关分析表明, 南梗 9108 籽粒 As 含量与茎叶磷含量呈显著负相关关系, 内 5 优 8105 籽粒 As 含量与土壤有效磷、根和茎叶磷含量呈显著负相关关系, 这表明钝化剂可能通过影响土壤有效磷含量及水稻磷吸收而抑制水稻对 As 的吸收。综上可知, 施用 MBC、PBC、ATP 和 HAP 不同程度降低了水稻各部位 As 含量, 其中 HAP 处理对水稻籽粒 As 的降低效果最佳, 可在 As 污染农田土壤的修复中推荐应用。

关键词: 砷污染; 土壤修复; 水稻; 钝化剂

中图分类号: S156 **文献标志码:** A

Effects of Passivators on Arsenic and Nutrient Uptake by Two Rice Cultivars

LI Renying^{1,2}, LI Ao¹, LIU Yufei¹, XU Xianghua¹, HUANG Lidong³, JIAN Jing¹, LI Yucong¹, LU Wenhao¹, DUAN Shengqin¹, PUBU Csong¹

(1 Jiangsu Provincial University Key Laboratory of Agricultural and Ecological Meteorology, School of Ecology and Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China; 2 Key Laboratory of Ecosystem Carbon Source and Sink China Meteorological Administration, Nanjing 210044, China; 3 College of Grassland, Resources and Environment, Inner Mongolia Agricultural University, Inner Mongolia Key Laboratory of Soil Quality and Nutrient Resource, Hohhot 010018, China)

Abstract: Screening out highly effective passivators and revealing their arsenic (As) reduction mechanisms are one of the key research focuses in the remediation of As contaminated agricultural soils. Two rice cultivars of Nangeng 9108 and Nei5you 8105 were used as test plants in a pot experiment, the effects of maize straw biochar (MBC), peanut shell biochar (PBC), attapulgite (ATP) and hydroxyapatite (HAP) under the 3% application rates on As content in various parts of rice plants were investigated, and related soil physiochemical properties and the contents of nitrogen (N) and phosphorus (P) in various rice tissues were compared, based on which corresponding As reduction mechanisms were analyzed. The results showed that the passivators significantly reduced As contents in straws and grains of both cultivars ($P<0.001$). For the cultivar of Nangeng 9108, the reduction effect of As content in the grains by passivation followed the order of HAP>ATP>PBC>MBC, and HAP>MBC>ATP>PBC for the Nei5you 8105 cultivar. In addition, the levels of As contents in the straws and grains were related to rice

①基金项目: 江苏省林业科技创新与推广项目(LYKJ[2019]08), 江苏省研究生科研与实践创新计划项目(KYCX24_1535)和江苏省农业气象重点实验室开放基金项目资助。

作者简介: 李仁英(1975—), 女, 山东泰安人, 博士, 教授, 主要从事土壤重金属污染研究。E-mail: ryli75@163.com

cultivars as indicated by the observation that As contents in straws and grains of Nei5you 8105 were significantly higher than Nangeng 9108. MBC and PBC significantly increased contents of soil organic matter and available potassium, MBC and HAP increased the content of soil available phosphorus content. Meanwhile, MBC, PBC, HAP and ATP increased N contents in straws and grains of Nei5you 8105, and increased P contents in straws of Nangeng 9108 and grains of Nei5you 8105. Correlation analysis showed that As content in grains of Nangeng 9108 had a significantly negative correlation with P content in straws, while that of Nei5you 8105 had a significant negative correlation with available P content in soil, P contents in roots and straws, suggesting that the passivators might inhibit rice As uptake through affecting available P content in soil and P uptake by rice. In conclusion, the application of MBC, PBC, HAP and ATP passivators reduced As contents in various rice tissues to different degrees, the most effective with HAP, which can be recommended to use in the remediation of As contaminated soils.

Key words: Arsenic (As) pollution; Soil remediation; Rice; Passivator

砷(As)作为对人体健康有害的元素,普遍存在于环境中。土壤 As 主要来自大气沉降、火山喷发等自然因素以及采矿与冶金等人为活动^[1]。据研究,我国有近 2 000 万人口受到土壤 As 污染的危害^[2]。水稻是我国第一大粮食作物,全国 60% 以上的人口以稻米为主食^[3]。相比于其他作物,水稻对 As 具有较强的吸收能力。土壤 As 不仅会对水稻的生长造成影响,还会通过食物链进入人体,从而诱发呼吸道疾病、神经系统紊乱以及癌症等健康问题^[4-5]。因此,探寻缓解土壤 As 污染并降低水稻 As 吸收的方法是当前迫切需要解决的问题。

生物质炭是生物质原料在厌氧条件下经高温热解产生的一类物质,由于其来源广泛、成本低且具有较强的吸附特性等优点而被用于土壤重金属污染修复。凹凸棒石是一种层链状结构的黏土矿物,具有巨大的表面积和较强的吸附性能;羟基磷灰石含磷丰富且对重金属具有较强的吸附能力,因此凹凸棒石和羟基磷灰石也被广泛用于农田土壤重金属污染修复^[6-7]。但目前这 3 种修复材料主要用于 Cd、Pb 等以阳离子存在的重金属污染修复,而对以阴离子存在于土壤中的 As 研究较少,而且关于生物质炭对水稻 As 吸收影响的研究结果并不一致^[8]。例如,王志刚等^[9]研究得出,小麦秸秆生物质炭和棉花秸秆生物质炭增加了水稻籽粒和秸秆中的 As 吸收量;而张燕等^[10]则认为玉米秸秆生物质炭能降低不同时期水稻各部位 As 的含量。因此,有必要进一步研究生物质炭对水稻 As 吸收的影响。

水稻对 As 的吸收受土壤理化性质的影响^[11]。据研究,施用生物质炭、凹凸棒石和羟基磷灰石能增加土壤有效磷的含量^[12-13]。土壤溶液中磷酸盐与砷酸盐具有相似的结构和化学性质,会竞争土壤表面砷酸盐的吸附位点,而且砷酸盐是通过磷酸盐的转运通道被水稻吸收,所以土壤磷会影响 As 的有效性以及水稻

磷的吸收从而影响水稻对 As 的吸收^[14]。水稻对 As 的吸收也与水稻品种有关^[15-16]。吕本春等^[17]研究表明不同品种水稻各部位 As 含量具有显著差异;朱文杰等^[18]发现 11 个代表性南方水稻品种的 As 含量最大相差 3.12 倍;李仁英等^[19]报道杂交稻籽粒中的 As 含量显著高于常规稻。虽然土壤理化性质和水稻品种影响水稻 As 的吸收,但目前尚不清楚生物质炭、凹凸棒石和羟基磷灰石是否通过影响土壤理化性质特别是增加土壤有效磷的含量而调控水稻对 As 的吸收,也不清楚这些钝化剂对不同品种水稻的降 As 效果是否一致。

基于此,本研究选取杂交稻和常规粳稻两个代表性的水稻品种,通过盆栽试验研究施用玉米秸秆生物质炭、花生壳生物质炭、凹凸棒石及羟基磷灰石 4 种钝化剂对土壤理化性质、水稻氮磷元素及 As 吸收的影响,比较 4 种钝化剂对水稻 As 吸收的降低效果,并探讨影响水稻 As 吸收的可能机理,从而为中低 As 污染稻田的修复提供理论指导。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 供试钝化剂 本研究采用 4 种钝化剂:玉米秸秆生物质炭(MBC)和花生壳生物质炭(PBC)是把粉碎的玉米秸秆和花生壳放入瓷罐中,在 400 °C 的马弗炉中热解 1 h 而成;凹凸棒石(ATP)来自江苏省盱眙县;羟基磷灰石(HAP)购买于试剂公司。4 种钝化剂的理化性质见表 1。

1.1.2 供试土壤 供试土壤采自南京信息工程大学农业气象试验站表层水稻土。土壤自然风干,拣去枯枝落叶和小石子后,过 10 目及 100 目筛后备用。供试土壤的 pH 为 6.82,有机质含量为 9.28 g/kg,全氮含量为 1.06 g/kg,有效磷含量为 6.89 mg/kg,速效钾含量为 62.8 mg/kg,总 As 含量为 9.06 mg/kg。

表 1 供试钝化剂的基本理化性质
Table 1 Basic physicochemical properties of tested passivating agents

钝化剂	全氮(g/kg)	碱解氮(mg/kg)	全磷(g/kg)	有效磷(mg/kg)	有机质(g/kg)	pH
HAP	0.15	10.64	10.84	1415.73	0.78	7.28
MBC	14.96	41.27	1.16	279.07	484.95	9.73
PBC	3.04	12.96	0.62	229.14	450.32	10.00
ATP	0.53	7.97	0.15	64.36	5.70	7.90

注：HAP 为羟基磷灰石，MBC 为玉米秸秆生物质炭，PBC 为花生壳生物质炭，ATP 为凹凸棒石。

1.1.3 供试水稻 供试水稻品种选用南粳 9108 和 内 5 优 8105，前期研究表明，这两个水稻品种对 As 的吸收差异较大(具体数据限于篇幅未给出)，为便于比较不同水稻品种的差异，故选取这两个品种作为供试植物材料

1.2 试验设计

本研究设 4 个钝化剂处理，即分别为 MBC、PBC、ATP 和 HAP，同时以不添加钝化剂处理为对照(CK)，每个处理 4 次重复。

每盆称取 2 kg 土壤，参照 GB15618—2018《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》^[20]的筛选值向土壤中加入砷酸钠溶液，As 的加入量为 30 mg/kg，混匀，室温下放置一个月。按照土壤质量的 3% 加入钝化剂，并按照 N 150、P₂O₅100 和 K₂O 100 mg/kg 的施肥量水平加入尿素、磷酸二氢钾和氯化钾肥料。

水稻种子用 30% 的双氧水浸泡消毒 15 min，洗净后浸泡在去离子水中，并在 30 ℃ 的培养箱中过夜，然后转移到吸水纸上，并不断补充水分。发芽 5 d 后，选取长势一致的 5 棵秧苗移栽到盆钵中，待成活后进行间苗，每盆保留长势一致的两棵秧苗。试验于玻璃温室中进行，在水稻整个生长期不断补充水分，使盆钵中的水面始终高出土壤表面 2~3 cm。每天随机调整盆钵的位置，使所有处理受光均匀。水稻生长期每天观察其长势，并注意水稻虫害和病害，发现后及时防治。

1.3 样品采集与处理

成熟后，分根、茎叶和穗等部位进行收获，测量水稻的生物量。各部位水稻用蒸馏水清洗，置于 70 ℃ 的烘箱中烘至恒重后粉碎待用。同时，采集根际土壤，自然风干，过 10 目和 100 目筛，用于测定土壤 pH、碱解氮、有机质、速效钾和有效磷的含量。

1.4 样品测定与分析

水稻根、茎叶和籽粒采用 H₂SO₄-H₂O₂ 进行消煮，消煮液中的 P、N 和 As 分别采用钼蓝比色法、凯氏定氮法和原子荧光光谱仪(AF610D2，北京瑞利分析

仪器厂)进行测定。土壤有效磷采用 Olsen 法浸提，钼蓝比色法测定(UV-1700APC，上海美析仪器有限公司)；土壤碱解氮采用碱解扩散法测定；土壤有机质采用重铬酸钾氧化外加加热法测定；土壤速效钾采用乙酸铵浸提，火焰光度计测定(FP640，上海敖普)，具体测定方法参照《土壤与农业化学分析》^[21]。

在抽穗期使用 SPAD-502 型手持式叶绿素仪(SPAD-502PLUS，日本 Konica minolta 控股株式会社)测定叶片的 SPAD 值，测试时把叶片擦拭干净，每盆水稻选取 3 片稻叶，在叶片中间部位测量，取平均值。

1.5 数据处理

使用 Excel 2019 对数据进行处理并进行图表绘制，使用 SPSS 27 对数据进行单因素方差分析和双因素方差分析，比较不同处理间的差异，使用 Origin 2021 绘制指标间的相关性热图。

2 结果与分析

2.1 不同钝化剂处理下土壤理化性质

由表 2 可知，钝化剂处理显著影响了土壤碱解氮、有机质、速效钾和有效磷的含量。PBC 处理下南粳 9108 栽植土壤的碱解氮含量显著增加，而 MBC 处理则使内 5 优 8105 栽植土壤的碱解氮含量增加。MBC 和 PBC 处理下两种水稻土壤的有机质和速效钾含量均显著增加。MBC 和 HAP 处理显著增加了两种水稻土壤的有效磷含量。

不同水稻品种间土壤理化性质也具有显著差异。在 MBC 处理下，南粳 9108 栽植土壤的速效钾含量显著大于内 5 优 8105，而碱解氮含量则相反；在 PBC 处理下，南粳 9108 土壤的有机质与速效钾含量显著大于内 5 优 8105；在 HAP 处理下，南粳 9108 土壤的碱解氮含量显著大于内 5 优 8105。

2.2 不同钝化剂处理下水稻叶片 SPAD 值和生物量

由表 3 可知，钝化剂处理对水稻叶片 SPAD 的影响与水稻品种有关。除 MBC 处理外，其余钝化剂处理均提高了南粳 9108 叶片的 SPAD 值，但增幅较小，

未达显著性差异。对于内 5 优 8105, 各钝化剂处理均提高了叶片 SPAD 值, 其中, HAP 处理与 CK 相比, 差异显著($P<0.05$)。钝化剂处理和水稻品种的交互作用未显著影响水稻叶片的 SPAD 值。

表 2 土壤基本理化性质
Table 2 Soil physicochemical properties

水稻品种	处理	碱解氮(mg/kg)	有机质(g/kg)	速效钾(mg/kg)	有效磷 (mg/kg)
南粳 9108	CK	124.3 ± 4.40 b	11.17 ± 0.67 b	48.37 ± 6.58 b	30.08 ± 0.81 d
	MBC	123.4 ± 2.63 b	42.54 ± 4.30 a	245.60 ± 11.03 a*	44.10 ± 1.56 b
	PBC	137.7 ± 1.65 a	46.09 ± 2.95 a*	221.50 ± 26.91 a*	32.07 ± 0.73 cd
	HAP	126.0 ± 1.43 b*	9.17 ± 1.54 b	46.36 ± 2.01 b	51.33 ± 1.32 a
	ATP	131.3 ± 3.35 ab	11.54 ± 0.61 b	43.34 ± 3.44 b	34.78 ± 1.48 c
内 5 优 8105	CK	135.6 ± 4.38 ab	12.06 ± 0.33 b	72.53 ± 10.78 b	36.14 ± 1.66 c*
	MBC	141.8 ± 1.75 a*	37.06 ± 3.03 a	165.10 ± 6.37 a	45.18 ± 0.64 b
	PBC	134.2 ± 1.00 ab	35.36 ± 0.51 a	131.50 ± 14.56 a	32.28 ± 0.52 c
	HAP	111.1 ± 1.68 c	12.06 ± 1.03 b	43.34 ± 1.01 c	55.68 ± 1.98 a
	ATP	130.7 ± 3.30 b	17.76 ± 4.74 b	75.55 ± 15.63 b	34.51 ± 1.37 c
方差分析	品种	0.865	0.368	0.001	0.154
	钝化剂	0.000	0.000	0.000	0.000
	品种×钝化剂	0.000	0.023	0.000	0.297

注: CK 表示对照; MBC 表示玉米秸秆生物质炭; PBC 表示花生壳生物质炭; HAP 表示羟基磷灰石; ATP 表示凹凸棒石。同列数据小写字母不同表示同一水稻品种不同钝化剂处理间差异显著($P<0.05$); *表示同一钝化剂不同水稻品种间差异显著($P<0.05$)。下同。

表 3 抽穗期水稻叶片 SPAD 值
Table 3 SPAD values of rice leaves at heading stage

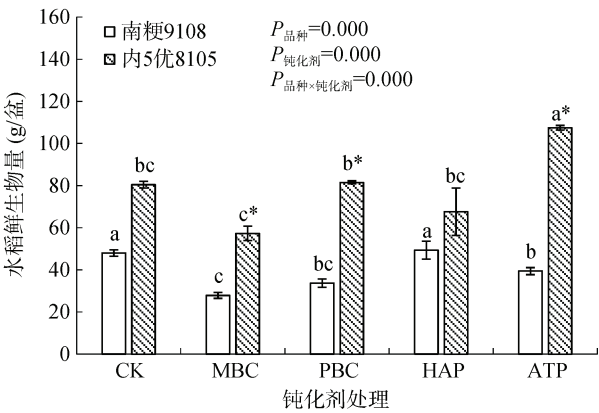
处理	南粳 9108	内 5 优 8105
CK	35.71 ± 0.49 a	36.40 ± 0.60 b
MBC	35.06 ± 0.94 a	37.76 ± 0.50 ab
PBC	36.03 ± 0.38 a	36.63 ± 0.47 b
HAP	36.60 ± 0.66 a	38.37 ± 0.15 a
ATP	36.27 ± 0.44 a	37.03 ± 0.36 ab
方差分析	品种	0.000
	钝化剂	0.025
	品种×钝化剂	0.066

由图 1 可知,钝化剂和水稻品种及其交互作用均显著影响了水稻鲜生物量。与 CK 相比, HAP 处理使南粳 9108 的鲜生物量增加 2.9%, ATP 处理则使内 5 优 8105 的鲜生物量显著增加 33.5%($P<0.05$)。在各钝化剂处理下,内 5 优 8105 的鲜生物量均大于南粳 9108, 其中在 MBC、PBC 和 ATP 处理下达到显著水平($P<0.05$)。

2.3 不同钝化剂处理下水稻各部位氮磷含量

由图 2 可知,钝化剂处理显著影响了水稻根部和籽粒的氮含量($P<0.05$)。与 CK 相比, ATP 处理使南粳 9108 籽粒的氮含量显著增加 23.7%; 而各钝化剂处理均增加了内 5 优 8105 茎叶和籽粒的氮含量, MBC、PBC、HAP 和 ATP 处理分别使内 5 优 8105 茎叶氮含量增加 65.52%、28.74%、44.83% 和

24.14%, 籽粒氮含量增加 6.06%、27.27%、3.03%和 6.06%。水稻品种对水稻各部位氮含量的影响与钝化剂种类有关。各钝化剂处理下南粳 9108 根部的氮含量均大于内 5 优 8105; 而 MBC、PBC 和 HAP 处理下,南粳 9108 茎叶的氮含量则小于内 5 优 8105。钝化剂和水稻品种的交互作用显著影响水稻茎叶和籽粒的氮含量,但未显著影响水稻根的氮含量(图 2)。



(图中小写字母不同表示同一水稻品种不同钝化剂处理间差异显著($P<0.05$); *表示同一钝化剂不同水稻品种间差异显著($P<0.05$)。下同)

图 1 不同处理下水稻的鲜生物量
Fig. 1 Rice fresh biomass under different treatments

由图 3 可知,钝化剂处理显著影响了水稻茎叶和籽粒的磷含量($P<0.01$)。与 CK 相比, MBC、PBC、

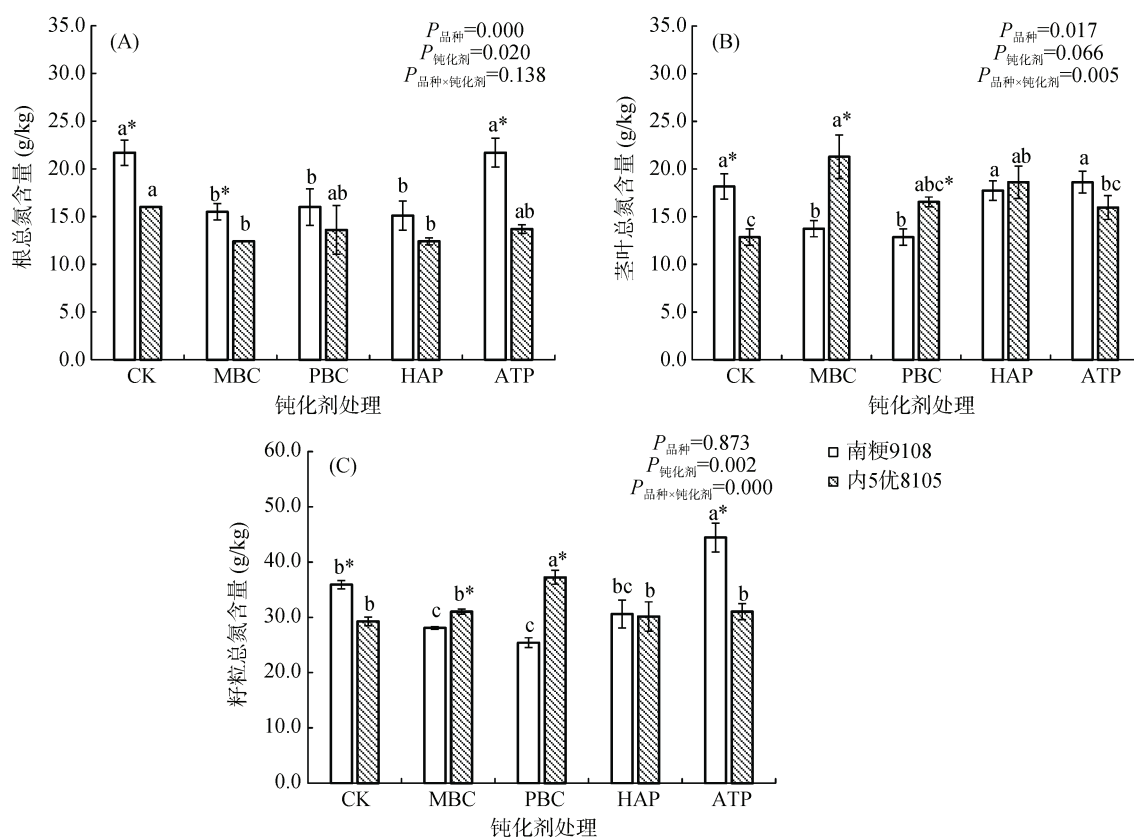


图 2 不同处理下水稻各部位总氮含量

Fig. 2 Total N contents in various rice tissues under different treatments

HAP 和 ATP 处理分别使南粳 9108 茎叶的磷含量增加 8.29%、2.19%、17.53%、24.00%，内 5 优 8105 籽粒的磷含量增加 9.71%、7.97%、7.57% 和 7.80%。水稻品种也显著影响了水稻根部、茎叶和籽粒的磷含量($P<0.05$)。总体上，南粳 9108 各部位的磷含量高于内 5 优 8105，其中，在所有钝化剂处理下，两品种茎叶磷含量的差异都达到显著水平($P<0.05$)。

2.4 不同钝化剂处理下水稻各部位 As 含量

由图 4 可知，钝化剂和水稻品种处理均显著影响了水稻茎叶和籽粒的 As 含量($P<0.001$)。与 CK 相比，MBC、PBC、HAP 和 ATP 处理使南粳 9108 茎叶的 As 含量分别降低 55.96%、9.91%、58.12% 和 57.18%，籽粒的 As 含量分别降低 36.76%、58.09%、63.97% 和 62.50%，其中 HAP 处理的降幅最大。MBC、HAP 和 ATP 处理也显著降低了内 5 优 8105 茎叶和籽粒的 As 含量。比较不同水稻品种可知，在不同钝化剂处理下，南粳 9108 茎叶和籽粒的 As 含量均低于内 5 优 8105，其中在 PBC、HAP 和 ATP 处理下均达到显著水平($P<0.05$)。钝化剂与水稻品种的交互作用也显著影响水稻各部位的 As 含量。

2.5 水稻 As 含量与土壤理化性质的相关性

为了进一步了解水稻 As 含量与土壤理化性质的相关性，将水稻各部位 As 含量与土壤理化性质及水稻各部位氮磷含量进行了相关分析，结果见图 5。由图 5A 可知，南粳 9108 根的 As 含量与土壤有机质、有效磷和速效钾呈负相关关系，其中与有效磷相关性达显著水平($P<0.05$)。籽粒和茎叶的 As 含量与土壤有效磷也呈现较弱的负相关关系。茎叶和籽粒的 As 含量与茎叶和籽粒的磷含量呈现负相关关系，其中与茎叶磷含量相关性达显著水平($P<0.05$)。由图 5B 可知，内 5 优 8105 茎叶和籽粒的 As 含量与土壤有效磷含量呈显著负相关关系($P<0.05$)，同时茎叶 As 含量也与茎叶磷和籽粒磷含量呈显著负相关关系，籽粒的 As 含量与根和茎叶的磷含量也达到显著负相关的水平。

3 讨论

3.1 钝化剂对土壤理化性质的影响

本研究结果表明 MBC 和 PBC 处理显著提高了土壤有机质和速效钾含量(表 2)。这可能与 MBC 和 PBC 本身具有较高的有机质和速效钾含量有关。本

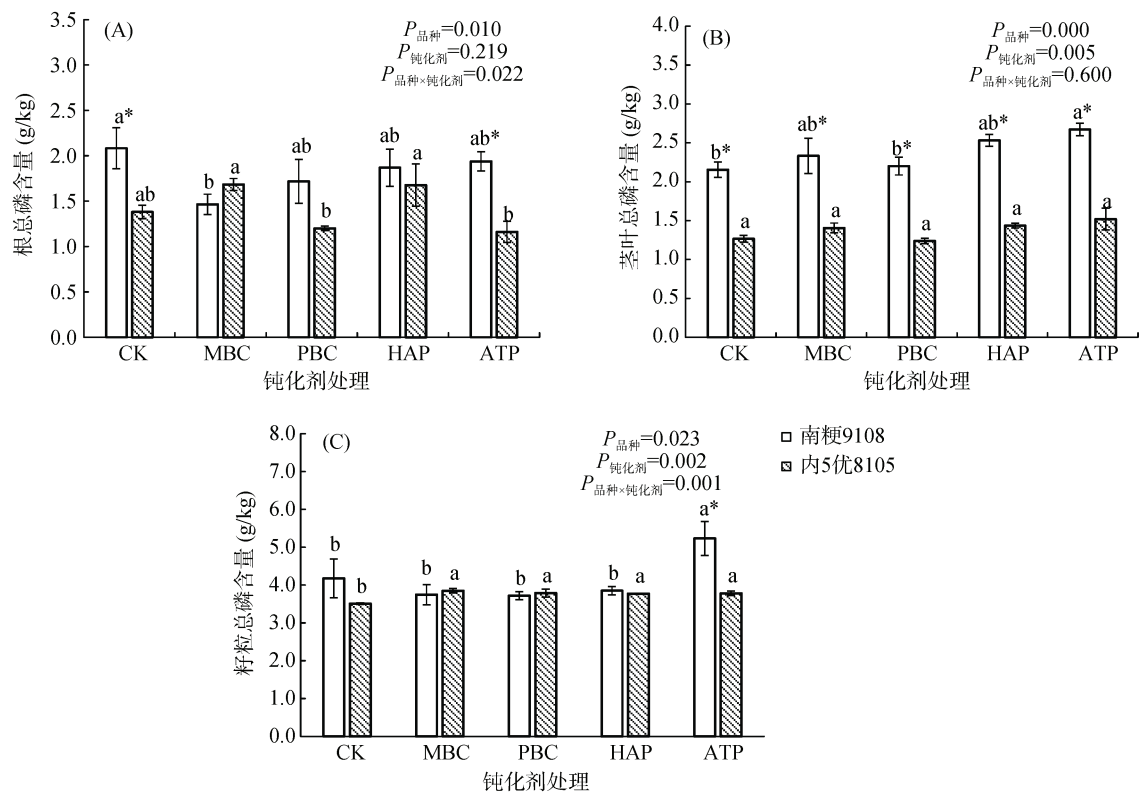


图 3 不同处理下水稻各部位总磷含量

Fig. 3 Total P contents in various rice tissues under different treatments

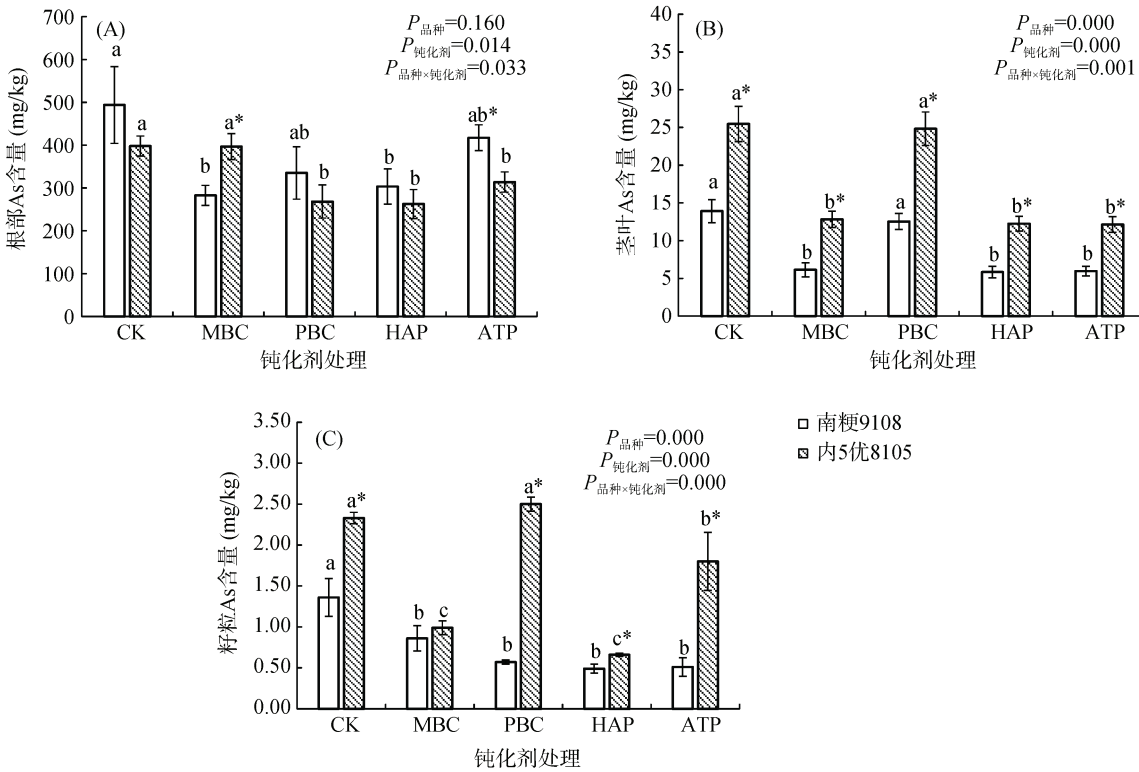
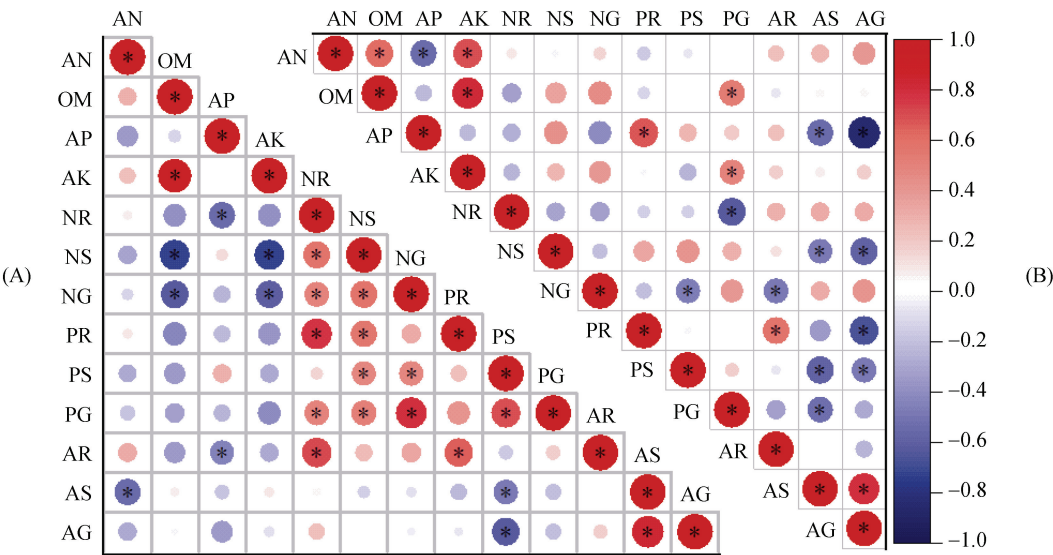


图 4 不同处理下水稻各部位 As 含量

Fig. 4 As contents in various rice tissues under different treatments



(AN: 碱解氮; OM: 有机质; AP: 有效磷; AK: 速效钾; NR: 根部氮含量; NS: 茎叶氮含量; NG: 籽粒氮含量; PR: 根部磷含量; PS: 茎叶磷含量; PG: 籽粒磷含量; AR: 根部 As 含量; AS: 茎叶 As 含量; AG: 籽粒 As 含量。* 表示相关性达 $P<0.05$ 显著水平)

图 5 南粳 9108(A)和内 5 优 8105(B)各部位 As 含量与土壤理化性质的相关性
Fig. 5 Correlations between As contents in different rice tissues with soil physiochemical properties

研究采用的 MBC 和 PBC 有机质含量分别为 484.95 和 450.32 g/kg(表 1), 有研究显示 MBC 和 PBC 的速效钾含量分别可达 784 mg/kg 和 29 750 mg/kg^[22-23]。另一方面, 生物质炭施入土壤后增加了土壤细菌和真菌数量及其酶活性, 降解生物质炭的同时释放了钾素等养分^[24]。除此之外, 生物质炭还会引起土壤有机质分解的负激发效应, 调节微生物碳利用效率, 从而促进土壤有机质的积累和固存^[25]。生物质炭增加土壤有机质的研究结果也被李毅等^[26]证实。另外, MBC 和 HAP 处理增加了土壤有效磷含量(表 2), 原因在于一方面 MBC 和 HAP 自身具有较高的有效磷含量, 另一方面生物质炭可能影响土壤 pH 等其他理化性质, 间接影响了土壤磷的有效性^[27]。

3.2 钝化剂对水稻各部位氮磷含量的影响

本研究结果显示 MBC、PBC、HAP 和 ATP 增加了内 5 优 8105 茎叶和籽粒的氮含量, 也增加了南粳 9108 茎叶和内 5 优 8105 籽粒的磷含量, 这些结果表明, 施用生物质炭等钝化剂增加了水稻对氮磷的吸收, 这与刘美玲等^[28]研究结果一致。这可能是由于 MBC、PBC、HAP 和 ATP 施入土壤后, 土壤有机质、速效钾或有效磷含量增加(表 2), 为水稻营养元素的吸收提供了丰富来源。另一方面, 钝化剂特别是生物质炭施入土壤后, 降低了土壤容重, 促使形成土壤团聚体并增加土壤孔隙度, 改善了植株根系的生长环境, 从而促进根系的发育, 最终促进植株对养分元素的吸收^[29]。

3.3 钝化剂对水稻各部位 As 含量的影响

MBC、HAP 和 ATP 处理显著降低了南粳 9108 和内 5 优 8105 茎叶和籽粒的 As 含量, 这可能与这 3 种钝化剂, 特别是 HAP 施用增加了土壤有效磷含量有关(表 1)。土壤有效磷影响水稻 As 吸收主要有两个原因: ①土壤磷和 As 会竞争土壤表面的吸附位点, 促使土壤表面已吸附的 As 释放到土壤溶液中, 从而增加土壤 As 的有效性^[30]; ②砷酸盐主要通过磷酸盐转运蛋白 OsPT4 和 OsPT8 进入水稻体内, 两者通过相同的转运通道向水稻地上部运输, 所以磷酸盐会抑制水稻对砷酸盐的吸收^[31]。因此, 土壤有效磷对水稻 As 吸收的影响是双向的, 这取决于哪个作用占优势。在本研究中, 两品种水稻茎叶和籽粒 As 含量与土壤有效磷含量呈负相关关系, 同样两品种水稻茎叶和籽粒 As 含量与其磷含量呈负相关关系(图 5), 这表明, 磷抑制水稻 As 吸收的作用更大。此外, MBC、HAP 和 ATP 对水稻 As 吸收的降低作用可能与钝化剂改变土壤 As 形态有关。马茹茹等^[12]研究结果表明, 玉米秸秆生物质炭使土壤可交换态 As 含量降低 10.67%, 而残渣态 As 含量增加 11.72%。

总体上, 4 种钝化剂对南粳 9108 各部位 As 含量的降低效果优于内 5 优 8105, 这表明钝化剂对水稻 As 吸收的影响与水稻品种有关。相比于南粳 9108, 内 5 优 8105 对土壤 As 有更强的吸收能力(图 4)。其中南粳 9108 是常规稻, 而内 5 优 8105 是杂交稻, 这表明, 不同水稻品种对 As 的吸收能力与水稻基因有

关^[22]。另外,不同水稻品种对 As 吸收能力还与水稻形成的根表铁膜厚度有关。相比于常规稻,杂交稻具有更强的泌氧能力,能在水稻根表形成较厚的铁膜,从而固持更多的 As^[32-33]。胡莹等^[34]研究表明,在中低 As 污染土壤中,水稻根表铁膜量与茎叶 As 含量呈显著的正相关关系。于运萍等^[35]发现,根表铁膜 As 固持量的增加可促进水稻根系 As 的吸收。本研究内 5 优 8105 可能形成较厚的根表铁膜从而减弱了钝化剂对 As 吸收的抑制作用。除此之外,水稻对 As 的转运能力也是影响水稻体内特别是籽粒 As 含量的重要因素。内 5 优 8105 从根到茎叶的 As 转运系数高于南粳 9108(数据未列出),也可能是造成钝化剂对内 5 优 8105 的降 As 效果较差的原因。

在 MBC、PBC、HAP 和 ATP 处理下,南粳 9108 籽粒 As 含量分别为 0.86、0.57、0.49 和 0.51 mg/kg,按照大米中无机 As 含量占总含量 50% 计算^[36],本研究中南粳 9108 籽粒无机 As 含量分别为 0.43、0.29、0.25 和 0.26 mg/kg,都接近但高于 GB2762—2017《食品安全国家标准食品中污染物限量》^[37]中无机 As 限量值(0.2 mg/kg)。这表明,虽然 MBC、PBC、HAP 和 ATP 降低了中低 As 污染水平土壤中水稻籽粒的 As 含量,但一次施用不足以把水稻籽粒 As 降低到安全水平,应该对 MBC、PBC、HAP 和 ATP 进行改性或多次施用,或者配合采取其他降 As 措施,以确保稻米 As 含量满足安全标准。

4 结论

1) MBC 和 PBC 处理显著增加土壤有机质和速效钾含量,而 MBC 和 HAP 处理则显著增加土壤有效磷含量。MBC、PBC、HAP 和 ATP 处理增加内 5 优 8108 茎叶和籽粒的氮含量及南粳 9108 茎叶和内 5 优 8105 籽粒的磷含量。

2) MBC、HAP 和 ATP 处理显著降低两种水稻茎叶和籽粒的 As 含量,南粳 9108 钝化效果优于内 5 优 8105,并且 HAP 处理的效果最佳。两种水稻籽粒 As 含量与土壤有效磷含量及其茎叶和籽粒磷含量呈负相关关系,表明钝化剂可能通过影响土壤有效磷含量及水稻磷吸收而抑制水稻对 As 的吸收。

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] Rodríguez-Lado L, Sun G F, Berg M, et al. Groundwater arsenic contamination throughout China[J]. Science, 2013, 341(6148): 866-868.

[3] 董飞,卢瑛,张建国,等. 珠江三角洲稻田土壤砷及其向水稻籽粒迁移特征[J]. 生态环境学报, 2009, 18(6): 2137-2140.
[4] Clemens S, Ma J F. Toxic heavy metal and metalloid accumulation in crop plants and foods[J]. Annual Review of Plant Biology, 2016, 67: 489-512.
[5] Alka S, Shahir S, Ibrahim N, et al. Arsenic removal technologies and future trends: A mini review[J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 278: 123805.
[6] 王荐,吴运金,王梦杰,等. 凹凸棒石-稻秸复合材料的制备及其对污染土壤中镉钝化效果的研究[J]. 土壤, 2022, 54(4): 802-809.
[7] 刘梦丽,叶长林,田瑞云,等. 不同钝化材料对弱酸性稻田稻米吸收镉的影响[J]. 安徽农业大学学报, 2023, 50(3): 497-501.
[8] Houben D, Evrard L, Sonnet P. Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar[J]. Chemosphere, 2013, 92(11): 1450-1457.
[9] 王志刚,王永杰,靳雯佳,等. 两种生物炭对稻米中砷累积的影响研究[J]. 地球环境学报, 2021, 12(3): 313-321.
[10] 张燕,铁柏清,刘孝利,等. 玉米秸秆生物炭对水稻不同生育期吸收积累 As、Cd 的影响[J]. 生态环境学报, 2017, 26(3): 500-505.
[11] 沈孝辉,李仁英,徐向华,等. 土壤-水稻系统砷迁移累积的影响因素及调控措施[J]. 土壤通报, 2014, 45(5): 1273-1280.
[12] 马茹茹,刘锦卉,史晓凯,等. 不同种类生物炭对砷污染土壤的改良效应[J]. 环境污染与防治, 2021, 43(2): 200-205.
[13] 冯志珍,颜宏,卢雨欣,等. 凹凸棒石基复合材料土壤改良效果研究——以荒漠绿洲农田土壤为例[J]. 中国环境科学, 2023, 43(10): 5328-5338.
[14] Wang J R, Zhao F J, Meharg A A, et al. Mechanisms of arsenic hyperaccumulation in *Pteris vittata*. Uptake kinetics, interactions with phosphate, and arsenic speciation[J]. Plant Physiology, 2002, 130(3): 1552-1561.
[15] Samal A C, Bhattacharya P, Biswas P, et al. Variety-specific arsenic accumulation in 44 different rice cultivars (*O. sativa* L.) and human health risks due to co-exposure of arsenic-contaminated rice and drinking water[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 407: 124804.
[16] 杨静,王瑞昕,方正,等. 叶面喷施硅和硒对水稻砷积累及光合参数的影响[J]. 土壤, 2022, 54(3): 547-555.
[17] 吕本春,杨志新,付利波,等. 水稻品种对镉砷累积的差异研究[J]. 西南农业学报, 2023, 36(2): 224-233.
[18] 朱文杰,刘杰,李茂林,等. 不同水稻品种对镉、砷积累和节点转运差异[J]. 桂林理工大学学报, 2022, 42(4): 952-959.
[19] 李仁英,张婧,谢晓金,等. 不同品种水稻对砷的吸收转运及其健康风险研究[J]. 土壤通报, 2019, 50(2): 489-496.

- [20] 生态环境部土壤环境管理司. 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB15618—2018[S]. 北京: 中国标准出版社, 2018.
- [21] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 1999.
- [22] 黄连喜, 魏岚, 李衍亮, 等. 花生壳生物炭对土壤改良、蔬菜增产及其持续效应研究[J]. 中国土壤与肥料, 2018(1): 101–107.
- [23] 姚彤, 胡晓龙, 贾永红, 等. 玉米秸秆生物炭对天人菊土壤理化性质及根际土壤真菌群落结构的影响[J]. 南方农业学报, 2021, 52(4): 942–950.
- [24] 袁亮, 张春丽, 孟自力. 施用生物炭对冬小麦养分吸收、根际微生物和土壤理化性质的影响[J]. 江苏农业科学, 2023, 51(18): 201–206.
- [25] Zheng H, Wang X, Luo X X, et al. Biochar-induced negative carbon mineralization priming effects in a coastal wetland soil: Roles of soil aggregation and microbial modulation[J]. Science of The Total Environment, 2018, 610: 951–960.
- [26] 李毅, 梁嘉平, 王小芳, 等. 改善土壤理化性质和作物出苗率的最佳生物质炭施用量[J]. 土壤学报, 2024, 61(1): 64–76.
- [27] Deluca T H, MacKenzie M D, Gundale M J, et al. Biochar effects on soil nutrient transformations//Biochar for environmental management: Science and technology[M]. London, UK: Earthscan, 2009: 251–270.
- [28] 刘美玲, 刘悦, 陈婷婷, 等. 水稻秸秆生物炭对江汉平原麦区小麦养分吸收和产量的影响[J]. 中国农学通报, 2021, 37(15): 7–13.
- [29] 武玉, 徐刚, 吕迎春, 等. 生物炭对土壤理化性质影响的研究进展[J]. 地球科学进展, 2014, 29(1): 68–79.
- [30] 马瑞, 王海芳, 卢静, 等. 砷对小麦苗期生长的影响及降低砷毒性的措施[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(8): 1660–1670.
- [31] Cao Y, Sun D, Ai H, et al. Knocking out OsPT4 gene decreases arsenate uptake by rice plants and inorganic arsenic accumulation in rice grains[J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(21): 12131–12138.
- [32] 刘依依, 傅志强, 龙文飞, 等. 水稻根系泌氧能力与根系通气组织大小相关性的研究[J]. 农业现代化研究, 2015, 36(6): 1105–1111.
- [33] Li R Y, Zhou Z G, Zhang Y H, et al. Uptake and accumulation characteristics of arsenic and iron plaque in rice at different growth stages[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2015, 46(19): 2509–2522.
- [34] 胡莹, 黄益宗, 刘云霞. 砷污染土壤中不同基因型水稻根表铁膜的形成及其对砷吸收和转运影响[J]. 生态毒理学报, 2013, 8(6): 923–930.
- [35] 于运萍, 曾红远, 喻惠玲, 等. 水铁矿对不同品种水稻吸收砷镉的调控效果[J]. 环境科学研究, 2023, 36(6): 1178–1186.
- [36] Zhu Y G, Williams P N, Meharg A A. Exposure to inorganic arsenic from rice: A global health issue?[J]. Environmental Pollution, 2008, 154(2): 169–171.
- [37] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会. 食品安全国家标准食品中污染物限量: GB2762—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.