

丁一淇,黄邓铃尧,唐炳然,等.载氧生物炭对水稻土中氮转化及砷迁移的影响[J].中国环境科学,2025,45(3):1410-1421.

Ding Y Q, Huang D L Y, Tang B R, et al. Effects of oxygen-loaded biochar on nitrogen transformation and arsenic migration in paddy soil [J]. China Environmental Science, 2025,45(3):1410-1421.

载氧生物炭对水稻土中氮转化及砷迁移的影响

丁一淇¹,黄邓铃尧¹,唐炳然¹,粟思橙²,谢正权²,何强¹,李宏^{1*} (1.重庆大学,三峡库区生态环境教育部重点实验室,重庆 400045; 2.中建五局土木工程有限公司,湖南长沙 410004)

摘要: 构建了室内实验体系,研究了添加载氧生物炭对水稻土中氮和砷行为的影响,并分析了载氧生物炭对水稻土-水稻体系砷迁移的阻控效应.结果表明,添加载氧核桃壳炭降低了水稻土孔隙水 pH 值、减缓了 DO 的下降并改善了 Eh.在氮转化方面,载氧核桃壳炭显著提高了水稻土 *amoA* 基因的绝对丰度($P<0.05$)从而促进了硝化过程,并通过减少氧化亚氮的释放减缓了总氮的流失.在砷迁移方面,载氧核桃壳炭组与核桃壳炭组中水稻土 As(III)含量占比在实验结束时分别为 42.6%与 51.9%,均显著低于对照组(90.2%) ($P<0.05$).载氧生物炭添加组水稻株高和分蘖数明显升高,水稻根部铁斑块 As 保留量浓度最高达 18.4mg/kg,为对照组的 4.2 倍,同时载氧核桃壳炭组水稻中砷含量较对照组降低 46.3%,这表明载氧生物炭增加了水稻根系的铁斑块浓度,使得更多砷被根系固定,减轻了水稻中砷的积累.研究结果为生物炭对水稻土中氮流失及水稻中砷的阻控提供了新的思路.

关键词: 生物炭; 氮转化; 砷迁移; 铁斑块

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)03-1410-12

Effects of oxygen-loaded biochar on nitrogen transformation and arsenic migration in paddy soil. DING Yi-qi¹, HUANG Deng-ling-yao¹, TANG Bing-ran¹, SU Si-cheng², XIE Zheng-quan², HE Qiang¹, LI Hong^{1*} (1.Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, China; 2.China Construction Fifth Engineering Bureau CO., LTD., Changsha 410004, China). *China Environmental Science*, 2025,45(3): 1410~1421

Abstract: In this study, we conducted a laboratory experiment to study the effects of oxygen-loaded biochar on nitrogen transformation and arsenic migration in paddy soil, and to assess the inhibition effect of oxygen-loaded biochar on arsenic migration in paddy soil-rice system. The results showed that the oxygen-loaded walnut shell biochar reduced the pH of pore water, alleviated the decline of DO and increased Eh. Meanwhile, the abundance of *amoA* gene in the paddy soil significantly increased ($P<0.05$), which promoted the nitrification process. Also the the release of nitrous oxide was reduced and the loss of total nitrogen was depressed. After 80days, the arsenic(III) content in the paddy soil in the oxygen-loaded biochar and biochar applied treatment accounted for 42.6%、51.9%, respectively, which were significantly lower ($P<0.05$) than that in control (90.2%). The amendment of oxygen-loaded biochar was also responsible for the increase in the height and tillers of rice, as well as the accumulation of iron plaque around rice root, which reached 18.4 mg/kg and was 4.2 times higher than that in control. Therefore, the arsenic content in rice was reduced by 46.3%. This indicates that the addition of oxygen-loaded biochar in paddy soil increased the concentration of iron plaque in rice roots, led to more arsenic fixation, and triggered the reduction in the accumulation of arsenic in rice. The results offer a new sight to inhibit the nitrogen loss in paddy soil and arsenic mitigation in rice.

Key words: biochar; nitrogen transformation; arsenic mitigation; iron plaque

近年来采矿、冶金以及砷剂的大量应用造成了土壤与水体中的砷污染^[1-2],土壤砷污染已成为我国严重的环境问题^[3].水稻较其他农作物更容易吸收土壤中的砷,并将砷通过食物链进入人体^[4].稻田土壤中砷主要以无机砷(三价砷 As(III)、五价砷 As(V))存在,而有机砷(一甲基砷酸(MMA(V))与二甲基砷酸(DMA(V))等)含量很低,尚未构成环境风险.稻田土壤中砷的毒性和移动性与其赋存形态密切相关,其转化主要由微生物驱动,并受 pH 值、氧化还原电

位(Eh)、可溶性有机物(DOM)、铁(锰)氧化物等多种因素影响^[5-6].其中土壤 Eh 是影响 As 赋存形态和生物有效性的重要土壤理化性质之一.不同 Eh 下 As 在土壤中的移动性及其在土壤溶液中的含量差别很大.稻田土壤 Eh 主要受水分条件影响,淹水期土壤

收稿日期: 2024-08-19

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52370199);重庆市技术创新与应用发展专项重点项目(CSTB2023TIAD-KPX0092);重庆市研究生科研创新项目(CYB240042);重庆英才计划“包干制”项目(cstc2022ycjh-bgzxm0204)

* 责任作者, 教授, hongli@cqu.edu.cn

Eh 显著降低,铁(氢)氧化物被还原溶解,As(V)被还原成移动性强的 As(III),更多 As 转变为生物有效态;非淹水时期的稻田土壤 As 主要与铁(氢)氧化物结合,移动性显著降低,不足淹水条件下 10%^[5]。此外,土壤 pH 值也可影响 As 的生物有效性,例如以往研究发现当土壤 pH 值降低时土壤 As 含量与水稻对 As 吸收量均增加^[7]。

目前已有研究发现稻田土壤的氮会影响砷的形态转化。例如 Chen 等^[8]发现硝酸盐(NO_3^-)能抑制 Fe^{3+} 的还原或促进 Fe^{2+} 的氧化,从而导致 As 被 Fe 吸附或是与 Fe 共沉淀。此外, NO_3^- 可作为强氧化剂,将 As(III)氧化成 As(V),而 As(V)易被铁(氢)氧化物吸附从而减少水稻对 As 的吸收^[9-10]。也有研究表明土壤中的氮循环也会显著影响砷的形态转化,进而影响砷的移动性和有效性^[11-12]。其中,硝化和反硝化作用有利于砷的吸附固定^[13-14],而厌氧氨氧化、铁氨氧化及硝酸盐异化还原成铵可促进砷的还原释放^[15-17]。此外,反硝化作用也可以耦合砷脱甲基化过程,导致砷毒性提高。目前已证实水稻土中氮循环的多个过程与砷形态转化过程存在耦合作用,而在水稻土的理化性质中,溶解氧(DO)水平对氮与砷的形态及行为均有调控作用。水稻土中的溶解氧主要来自大气中氧的溶解和水稻根系泌氧,其变化会改变土壤氧化还原电位、离子形态与微生物活动进而直接或间接影响氮循环^[18]。而在砷形态转化方面,已有研究发现,由于离子交换和厌氧还原,低 DO 含量的条件下沉积物中 As 的释放量及释放速率都高于高 DO 含量条件^[19]。在间歇式有氧-水淹处理下 As 的释放量会随着有氧处理时间延长而降低^[20],而在长期的厌氧-淹水条件下释放量会升高^[20-21]。

在水稻土中,添加生物炭是提高水稻产量和氮素利用的一种常用措施^[22-23],其能促进水稻根系吸附养分和氮的利用^[24],并提高相关微生物群落的丰度和活性^[25]。Lyu 等^[26]研究表明,施加负载铁的生物炭显著减少了砷污染稻田中水稻根系和水稻籽粒中的 As 含量。近年来,生物炭与载氧技术的联用逐渐受到研究者的关注。本团队前期发现载氧生物炭在 41d 内明显改善了水体和沉积物的 DO 水平^[27],也有学者证实载氧生物炭可以在 28~90d 持续释放氧气^[28-29],其氧气释放的持续时长主要取决于生物炭的孔隙结构和比表面积^[27-30],但已有相关研究主要

关注其在沉积物修复方面的应用。目前,有部分研究开始关注载氧生物炭在水稻土-水稻体系中的对重金属污染物迁移的影响。例如 Chu 等^[29]发现载氧纳米气泡的生物炭在 90d 实验期内通过释放氧气抑制了 Cu 从土壤向水稻的迁移和累积,并促进了作物生长。Sha 等^[31]也发现施加载氧生物炭抑制水稻土中的 As 向水稻的迁移。但目前相关研究仅关注了载氧生物炭对重金属污染物形态变化与迁移的影响,忽视了其对水稻土氮循环的影响,尤其是在氮循环与砷形态转化可能存在耦合作用的情况下。

基于此,本研究选用我国西南地区常见的水稻以及水稻土为研究对象,选择市场上常见的商用生物炭作为氧气载体,研究了投加载氧生物炭对砷污染水稻土中氮砷形态的影响,并分析了载氧生物炭对水稻土-水稻体系中水稻生长和砷累积的影响,剖析了添加载氧生物炭对水稻土砷阻控的效果。研究结果有望为砷污染水稻土的治理提供新的视角和理论基础。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 水稻土的采集与老化 于重庆市梁平区(116°57.384'E,26°32.307'N)稻田采集表层土壤(0~20cm)。土壤质地为粉质黏土,pH 值为 7.08,总氮含量为 2120mg/kg,氨氮含量为 12.5mg/kg,硝酸盐氮含量为 91.4mg/kg,总砷浓度为 0.01mg/kg。土壤在室内自然风干破碎后通过 2mm 的筛子并充分混合均匀。以亚砷酸钠(NaAsO_2 ,99%分析纯,中国天津)溶液对土壤进行 3 周老化,土壤总砷浓度为 78.3mg/kg 左右,用以模拟砷污染的土壤条件。

1.1.2 载氧生物炭的制备 核桃壳炭(粒径为 2~3cm)购买自炭之家批发厂。将核桃壳炭使用多功能粉碎机(JK-G-100A2,上海精学,中国)进行研磨。经研磨过筛后,选取 30g 粒径为 1~3mm 的核桃壳炭,放入烘箱(JC-9030A,精诚仪器,中国)中,在 80℃ 温度下烘烤 24h。随后,取出材料放入高压真空泵中抽真空 2h。关闭真空阀后通入 O_2 ,在 0.8MPa 下持续载氧 4h。上述操作重复 3~4 次。完成载氧后,迅速将材料加入装有水的气瓶中并紧密包裹气瓶口,并通过排水法测量得到 100g 核桃壳炭可以负载 80mL 的氧气。

1.1.3 水稻的培养 水稻种子购自重庆市梁平区

农资店,为当地大面积种植品种.选取大小均匀且籽粒饱满的水稻种子,在用 1%NaClO 浸泡 20min 消毒后,用超纯水充分漂洗,避光浸种 48h,随后置于光照培养箱(GZX-250BSH-III,上海新苗,中国)中于 25℃ 避光发芽,待水稻发芽后挑选长势良好的幼苗转入营养液中继续培养,营养液配方参照国际水稻研究所常规营养液^[32].培养条件:光/暗为 12h/12h,光照强度 2000lx,相对湿度 75%,温度 25℃,每 2d 换一次营养液.培养 20d 后,挑选长势良好的幼苗进行后续实验.

1.2 实验设计

设置三个处理组:不施加生物炭的对照组、施加核桃壳炭、施加载氧核桃壳炭,每个处理设置 6 个重复.处理组中每盆(高 24cm,直径 15cm)装 4kg 的土壤、40g 的生物炭以及 5L 水,其中 400g 土壤放置在孔径为 30 μ m 的尼龙根袋中,并将 20d 龄水稻幼苗移栽至中央根袋中,每个根袋中装有 3 株幼苗.实验过程中淹水深度为 3~5cm,温度维持在 30~35℃,每天 12h 光照和 12h 黑暗交替.每次取样后以原水补充至原水位.

1.3 指标测定及方法

实验期间每 10d 使用抽滤式孔隙水采样器(Rhizon,南京智感有限公司)收集一次土壤间隙水,测量总氮(TN)、氨氮、硝酸盐氮浓度,水样的处理和测定方法按照《水和废水监测分析方法》^[33].使用透明聚氯乙烯柱(高 90cm,直径 30cm)收集气体,计算得到 N₂O 浓度.界面处 pH 值和 Eh 使用土壤氧化还原电位仪测定,用溶解氧仪测量 DO 浓度.实验进行 40d 后,每 10d 测量水稻株高及分蘖数.

在第 0,40,80d 时进行破坏性采样,使用薄膜扩散梯度技术(DGT)测量沉积物-水界面的氨氮、硝酸盐氮以及 As(III)和 As(V)浓度.测量界面处(沉积物表层下 0~2cm)沉积物的氨氮、硝酸盐氮以及 As(III)和 As(V)浓度.水体中 As(III)和 As(V)浓度通过电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)法测定,土壤中砷形态及含量采用 Tessier 五步连续提取法提取^[34-35],并使用 ICP-MS 法测定.

在第 0,40,80d 时,取沉积物表层 1cm 土壤样品于 -80℃ 条件下保存并使用 MOBIO Power 土壤 DNA 分离试剂盒(美吉实验室,中国上海)进行土壤 DNA 提取.通过定量 PCR 法测定水稻土中硝化基因

(*amoA*),亚硝酸盐氮还原基因(*narG,napA,nirS,nirK*),砷氧化酶基因(*aioA*)的绝对丰度.

实验结束时,用尼龙根袋采集植物和根际土壤.将一部分新鲜的饱和土壤样品用液氮快速冷冻,用于砷分馏分析,并取新鲜水稻根进行铁斑提取以测定水稻中的铁和砷浓度.

1.4 数据处理

使用 Excel 软件对实验数据进行整理和计算,采用 Origin 9.5 进行绘图.通过 SPSS 22.0 在 $P < 0.05$ (双尾)显著性水平上进行相关性分析.采用 SPSS 20.0 进行双向方差分析(ANOVA)以及采用 Duncan 多重范围检验的单因素方差分析(ANOVA), $P < 0.05$ 表示样本之间存在显著差异.

2 结果与分析

2.1 间隙水中 pH 值、DO 以及氮素相关指标变化

如图 1a 所示,各处理组 pH 值先上升后下降,实验 30d 至实验结束期间对照组 pH 值最高,核桃壳炭组次之,而施加载氧核桃壳炭的处理组 pH 值最低,实验结束时其 pH 值为 6.70.图 1b 为实验中三个处理组 DO 浓度变化,实验开始后各组 DO 浓度逐渐上升且于第 10d 左右达到最高,此后各组 DO 浓度一直下降直到实验结束,其中载氧核桃壳炭组 DO 浓度在全过程中始终高于另两组.实验中三组初始 Eh 均为 263mV 左右,在 0~20d 期间各组 Eh 急剧下降,20~30d 期间下降速度减慢,40d 后各组 Eh 基本保持稳定,实验第 40~80d 期间载氧核桃壳炭组 Eh 保持在 -15~5mV,而对照组和核桃壳炭组在第 40d 时 Eh 分别为 -65mV、-41mV,第 80d 时 Eh 分别为 -85mV、-50mV(图 1c).

各组间隙水中氨氮浓度在 0~40d 内变化趋势一致,第 40d 时对照组与核桃壳炭组中氨氮浓度较实验初始变化不显著($P > 0.05$),而载氧核桃壳炭组间隙水氨氮浓度变化显著($P < 0.05$),从实验开始时的 0.1mg/L 上升至 0.59mg/L;核桃壳炭组氨氮浓度在 50d 时达最高(0.81mg/L),而对照组在第 50d 下降至 0.28mg/L 后基本稳定,载氧核桃壳炭组氨氮浓度在 40d、70d 时各有一个高峰(图 2a).各组间隙水硝酸盐氮浓度变化见图 2b,各组间隙水硝酸盐氮浓度于 40d 时达最高,40d 后对照组间隙水中硝酸盐氮浓度逐渐降低,而添加了生物炭的两组在 40~50d

期间隙水硝酸盐氮浓度基本维持不变,50d 后再逐渐降低.实验结束时,对照组和载氧核桃壳炭组硝酸盐氮浓度较初始均显著上升($P<0.05$)且载氧核桃壳炭组硝酸盐氮浓度显著高于另两个处理组($P<0.05$),而对照组和核桃壳炭组之间无显著差异($P>0.05$).实验第 30d 时三个处理组间隙水总氮浓度达最高,对照组、载氧核桃壳炭组与核桃壳炭组间隙水总氮浓度分别为 5.92,5.18,6.09mg/L,相较于初始分别升高了 27.7%、4.2%与 34.5%.实验结束时,三者间隙水总氮浓度较初始值均显著下降($P<0.05$),此时载氧核桃壳炭组间隙水中总氮浓度为 3.36mg/L,而核桃壳炭组与对照组分别为 3.13mg/L 与 3.04mg/L(图 2c).

如图 2d 所示,实验开始后各组 N_2O 排放通量逐渐升高并于第 50d 时达到最高,此时添加生物炭的两处理组的 N_2O 排放通量显著低于对照组($P<0.05$),但生物炭是否载氧处理未对两组间的 N_2O 排放通量造成显著差异($P>0.05$).50d 后各组 N_2O 排放通量逐渐下降,实验结束时对照组、载氧核桃壳炭组与核桃壳炭组间的 N_2O 排放通量分别为初始时的 5.9 倍、3.64 倍与 3.64 倍.整个实验周期中添加载氧生物炭与未载氧生物炭的水稻土累积释放的 N_2O 排放量比对照组的释放量分别减少了 98.1%和 92.6%.

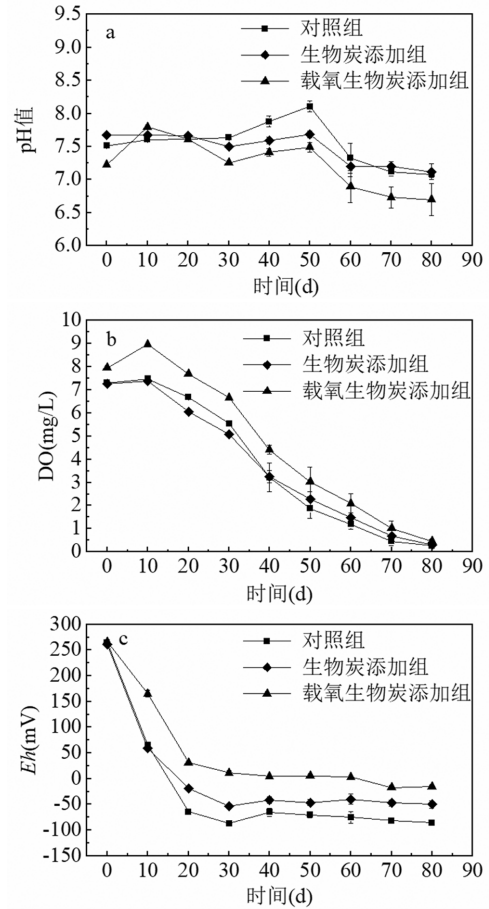


图1 实验中各组水稻土间隙水中 pH 值(a),DO(b),Eh(c)变化
Fig.1 Changes in pH (a) , DO (b) and Eh (c) in pore water of the paddy soil in different experimental groups

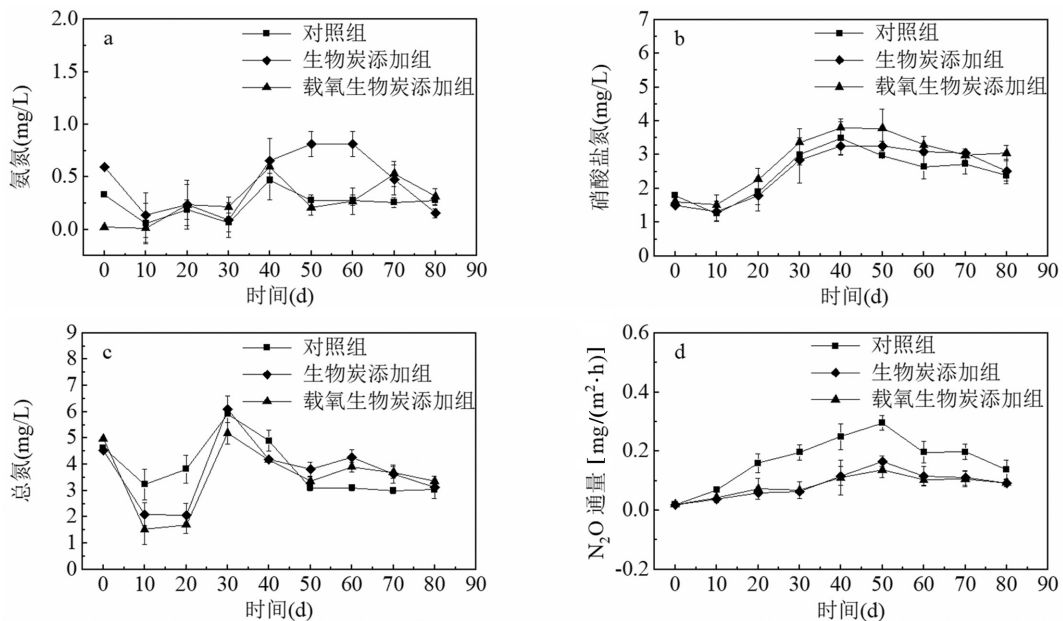


图2 实验中各组间隙水中氨氮(a),硝酸盐氮(b),总氮(c), N_2O (d)变化

Fig.2 Changes in ammonia nitrogen (a), nitrate (b), total nitrogen (c) and N_2O (d) concentration in pore water of the paddy soil in different experimental groups

2.2 沉积物剖面氮浓度的变化

初始时水稻土-水界面处氨氮,硝酸盐氮浓度分别为 0.02,0.32mg/L;第 40d 时对照组界面处氨氮与硝酸盐氮浓度分别为 0.01,1.5mg/L.由图 3c、3e 可知在实验第 40d、第 80d 时体系中施加了生物炭的两组中载氧处理的组氨氮浓度更高,对照组氨氮浓度最低,且各处理组氨氮浓度相较于初始时均下降.对比图 3a、3c、3e,载氧核桃壳炭提高了实验过程中水面以上的氨氮浓度,并明显减缓了沉积物中氨氮浓

度的降低速度.如图 3b、3d、3f 所示,在实验期间各组硝酸盐氮浓度逐渐升高,对照组的硝酸盐氮浓度介于三组中间,载氧生物炭添加组硝酸盐氮浓度上升幅度最大.施加未载氧核桃壳炭的处理组中硝酸盐氮浓度升高幅度最小,尤其在水稻土-水界面下 32mm 以上深度时,实验进行 40d 时该深度以上核桃壳炭组中硝酸盐氮浓度最低,至实验第 80d 时该组硝酸盐氮浓度与对照组硝酸盐氮浓度差距减小,但仍低于载氧核桃壳添加组的硝酸盐氮浓度.

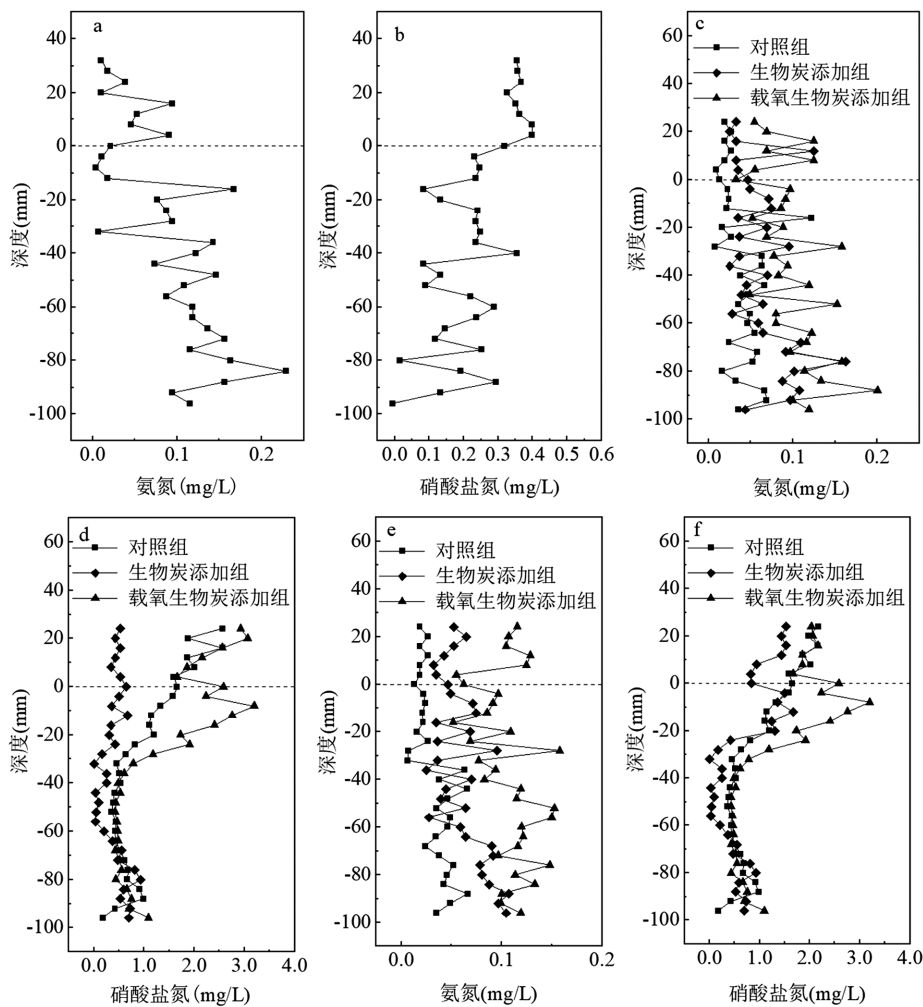


图3 实验过程中沉积物剖面第0d,第40d,第80d氨氮和硝酸盐氮浓度

Fig.3 Ammonia nitrogen and nitrate concentration across the sediment core on days 0,40, and 80

a:第0d氨氮;b:第0d硝酸盐氮;c:第40d氨氮;d:第40d硝酸盐氮;e:第80d氨氮;f:第80d硝酸盐氮

2.3 土壤氮素含量及土壤微生物功能基因的变化

如图 4a 所示,初始土壤有机氮含量均为 2000mg/kg,并随实验进行逐渐下降,实验第 40d、80d 时添加核桃壳炭的两个处理组的土壤有机氮显著低于对照组($P<0.05$),且两组间土壤中有机氮浓度无

显著差异($P>0.05$);实验结束时,载氧核桃壳炭组与核桃壳炭组土壤有机氮含量相较于对照组分别降低了 12.4%、11.2%.试验期间,对照组土壤中的硝酸盐氮浓度下降 19.6%,然而载氧核桃壳炭组和核桃壳炭组土壤硝酸盐氮含量分别上升了 43.3%和

24.9%。整个实验周期中载氧核桃壳炭组土壤中硝酸盐氮浓度均显著高于核桃壳炭组和对照组($P < 0.05$, 图 4b)。由图 4c 可知核桃壳炭组氨氮浓度在实验结束时较初始时上升了 25.7% 为 42.36 mg/kg, 而载氧核桃壳炭组和对照组土壤氨氮浓度分别为 34.61 mg/kg 与 8.01 mg/kg, 载氧核桃壳炭组和核桃壳炭组土壤氨氮含量显著高于对照组($P < 0.05$)。

三个处理组土壤中微生物功能基因丰度呈现出一致的上升趋势(图 5), 且载氧核桃壳炭组各个功能基因的丰度显著高于另两组($P < 0.05$), 核桃壳炭组显著高于对照组($P < 0.05$), 此外不同处理组间同一基因绝对丰度差值随实验进行而逐渐增加。各组上述基因中, *amoA* 基因的绝对丰度变化幅度最大, 载氧核桃壳炭组 *amoA* 基因在实验第 40d 时绝对丰度为 9.872×10^7 copies/g, 为对照组的 2.8 倍并且在实验进行 80d 时增幅为对照组的 3.7 倍, 是实验初始时的 5.9 倍, 这表明载氧核桃壳炭组促进硝化的作用最强。实验第 40, 80d 时施加核桃壳炭的两组中 *nirS* 和 *nirK* 基因绝对丰度显著高于对照组($P < 0.05$, 图 5b 和 5c), *napA* 和 *narG* 基因绝对丰度也显示相同的结果。实验结束时, 对照组、核桃壳炭组与载氧核桃壳炭组 *aioA* 基因绝对丰度分别为 1.011×10^8 , 1.301×10^8 , 1.941×10^8 copies/g, 核桃壳炭组与载氧核桃壳炭组 *aioA* 基因绝对丰度分别为处理组的 1.3 倍和 1.9 倍(图 5f)。

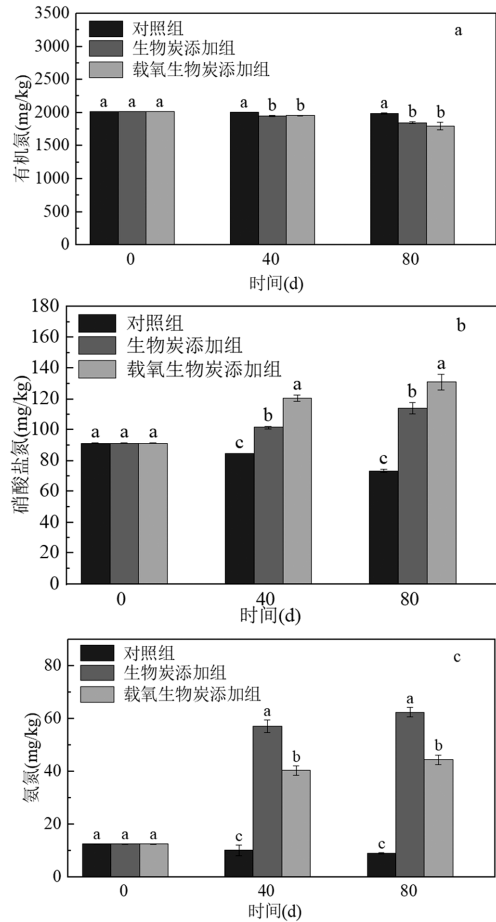


图 4 实验第 0d, 第 40d, 第 80d 水稻土有机氮(a)、硝酸盐氮(b)、氨氮(c)的浓度

Fig.4 The concentration of soil organic nitrogen (a), nitrate (b) and ammonia nitrogen (c) in the paddy soil on days 0, 40 and 80

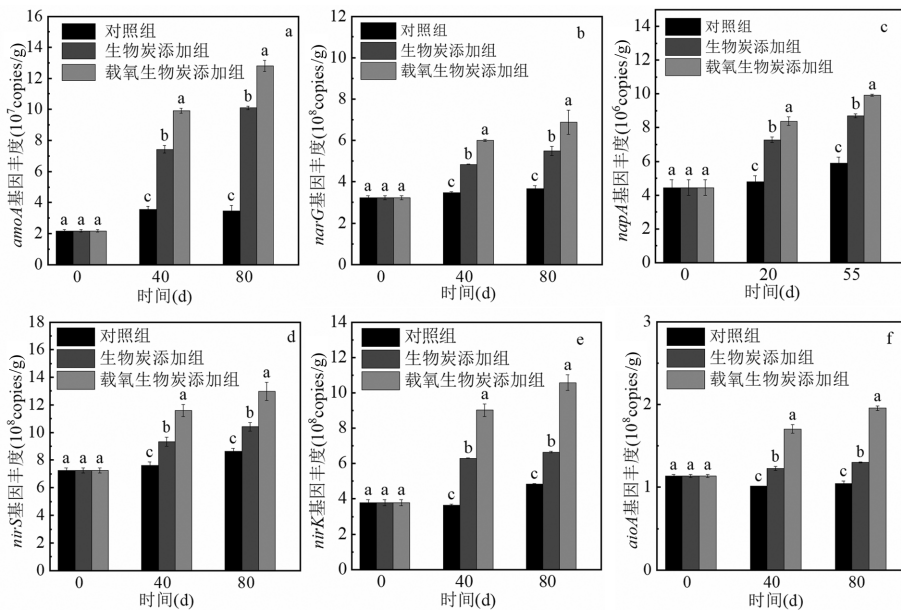


图 5 实验第 0d, 第 40d, 第 80d 各组水稻土功能基因丰度 *amoA* (a), *narG* (b), *napA* (c), *nirS* (d), *nirK* (e), *aioA* (f) 变化

Fig.5 Changes in the abundance of *amoA* (a), *narG* (b), *napA* (c), *nirS* (d), *nirK* (e), *aioA* (f) on day 0, 40 and 80 in the paddy soil in different experimental groups

2.4 水稻的生长及砷含量变化

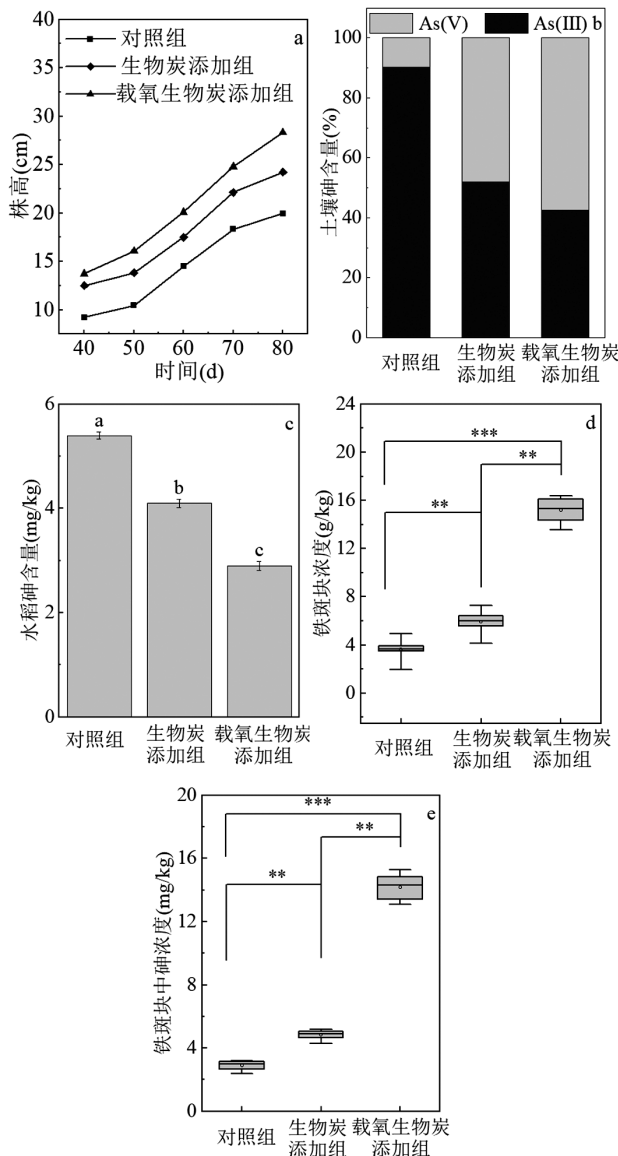


图6 不同实验组水稻株高(a)及实验结束时(第80d)不同处理组水稻土砷含量(b),水稻砷含量(c)及水稻铁斑块浓度(d)和铁斑块中砷的浓度(e)

Fig.6 Rice height in different experimental groups (a) and the soil arsenic content in the paddy soil (b), the arsenic content in rice (c) and the concentration of iron plaque (d) and the concentration of arsenic in different rice iron plaque (e) at the end of the experiment (day 80)

实验第40d时对照组、核桃壳炭组及载氧核桃壳炭组水稻株高分别为9.2、12.6、13.5cm(图6a),这表明核桃壳炭促进水稻的生长.在整个实验期间载氧核桃壳炭组水稻株高始终高于另两组,三个处理组中水稻的株高在实验第40d和第80d时存在显著差异($P<0.05$).至实验结束载氧核桃壳炭组水稻株高最

高(28.3cm),核桃壳炭组株高次之(24.2cm),对照组株高最低(20.0cm).对照组、核桃壳炭组及载氧核桃壳炭组株高生长率分别为0.27cm/d、0.29cm/d和0.37cm/d,载氧核桃壳炭组水稻的生长率分别比另两组高37.0%和27.6%.

实验进行80d时载氧核桃壳炭组与核桃壳炭组水稻土As(III)含量占比分别为42.6%、51.9%,显著低于对照组90.2%的As(III)含量占比($P<0.05$,图6b),此结果表明生物炭有效降低了水稻土中As(III)含量,并促进As(III)向移动性差的As(V)转化,并且载氧处理的生物炭有更强的促进作用.通过图6c可知,载氧核桃壳炭的施加显著减少了水稻中的砷($P<0.05$),载氧核桃壳炭添加组的水稻中砷含量相较于对照组减少46.3%为2.9mg/kg.相比之下未载氧的核桃壳炭组中水稻砷含量为4.1mg/kg,较对照组减少24.1%.

载氧核桃壳炭组水稻铁斑块浓度和铁斑块中砷浓度最高,显著高于对照组($P<0.001$),分别为对照组的4.2倍和5.1倍,而未载氧的核桃壳炭组铁斑块浓度和铁斑块中砷浓度也显著高于对照组($P<0.01$),分别为对照组的1.3倍和1.4倍(图6e、6f).

3 讨论

3.1 载氧生物炭对水稻土氮转化的影响

实验第40d时对照组、载氧核桃壳炭组及核桃壳炭组土壤中硝酸盐氮含量分别为74.80、119.24、94.02mg/kg,氨氮含量分别为8.01、34.61、42.36mg/kg.整个实验过程中(图5),载氧核桃壳炭组的DO与Eh均高于对照组与核桃壳炭组(图1),同时图4中可见第40、80d时*amoA*基因的绝对丰度由高到低依次为:载氧核桃壳炭组、核桃壳炭组、对照组.这表明载氧核桃壳炭的加入通过提高土壤DO、Eh以及*amoA*基因的表达促进了体系中的硝化反应,且载氧核桃壳炭的促进效果比未载氧核桃壳炭更好.

由于施加生物炭会使得土壤中硝酸盐氮含量提升^[36],同时考虑载氧核桃壳炭组DO与Eh始终显著高于对照组与核桃壳炭组,该条件下更容易使土壤氧化^[37],最终导致该下载氧核桃壳炭组土壤硝酸盐氮含量最高达128.46mg/kg.结合3b、3d及3f可知,实验第40d与第80d时载氧核桃壳炭组水相与沉积物相中硝酸盐氮浓度为三组中最高,这与载氧核桃壳炭组土壤中硝酸盐氮含量结果一致.根据

图 7 对各组中 pH 值、DO、Eh 与间隙水氮素指标进行主成分分析发现:载氧核桃壳炭的加入使得氨氮与硝酸盐氮之间的正相关关系最强,即由于土壤有机氮的矿化使得氨氮浓度增大,载氧核桃壳炭促进氨氮转化为硝酸盐氮,且此时 O₂ 浓度最高导致反硝化过程被抑制,以上过程最终导致载氧核桃壳炭组体系中硝酸盐氮浓度最高,同时结合图中载氧核桃壳炭组 DO 与氨氮的负相关关系为三组中最强,进一步证明载氧核桃壳组通过提高 DO 浓度促进了体系中的硝化作用。

由图 4 可知,核桃壳炭和载氧核桃壳炭的施加促进了 *nirS* 和 *nirK* 基因的表达从而增加了这两种基因的绝对丰度,而这两种基因主导亚硝酸盐氮向 N₂O 转化,产生 N₂O 气体。然而这与图 4.2d 中载氧核桃壳炭组与核桃壳炭组 N₂O 释放通量反而低于对照组的结果不一致。Qiu 等^[38]的研究发现中性(pH=6.6-7.3)和弱碱性(pH=7.4-7.8)时促使 N₂O 还原为 N₂ 的 N₂O 还原酶活性同样较高,且 N₂O 最终产量取决于 N₂O/(N₂O+N₂) 以及反硝化基因丰度比(*nirK*+*nirS*)/*nosZI,nosZ* 正是编码 N₂O 还原酶的关键基因。此外,Wang 等^[39]的研究发现沉积物中 *nosZ* 丰度与 C/N 和 DO 密切相关。同时,也有研究表明土壤 N₂O 产量也与 *amoA* 基因呈极强的负相关关系($P=-0.68$)^[40]。综上可知,本研究中载氧核桃壳炭施加组 N₂O 气体释放量最低的原因可能是添加载氧核桃壳炭提高了土壤中的 DO、Eh 及 pH 值水平,这使得编码 N₂O 还原酶的 *nosZ* 基因的绝对丰度增幅高于 *nirS* 和 *nirK* 基因总绝对丰度的增幅,从而使得反硝化基因丰度比(*nirK*+*nirS*)/*nosZI* 下降,并且载氧核桃壳炭促进了与 N₂O 产量呈负相关关系的 *amoA* 基因的表达,进而导致 N₂O 释放量降低。

3.2 载氧生物炭对水稻生长及砷迁移转化的影响

由图 6a 可知,载氧核桃壳炭添加组水稻株高及分蘖数最高,至实验结束时(第 80d)该组水稻株高为 28.4cm,而核桃壳炭组次之,这可能是由于载氧核桃壳炭加入后使得氧气扩散到土壤中从而促进根系活性和植物生长^[41-42]。

前人研究表明,生物炭的施加会降低大部分重金属阳离子的流动性,而其对重金属阴离子流动性的影响则呈现差异,负载零价铁的生物炭会降低水稻土中 As 含量^[26],含磷的生物炭的施用则可能因为

磷酸盐与 As 争夺吸附点位导致 As 解吸从而促进土壤中 As 的流动性^[43-44],生物炭本身含有的可溶性有机碳有可能增大 As 的流动性。结合图 6b 发现核桃壳炭组土壤中 As(III)含量占比(51.9%)已低于对照组(90.2%),表明本研究中采用的核桃壳炭能够降低 As 的流动性。

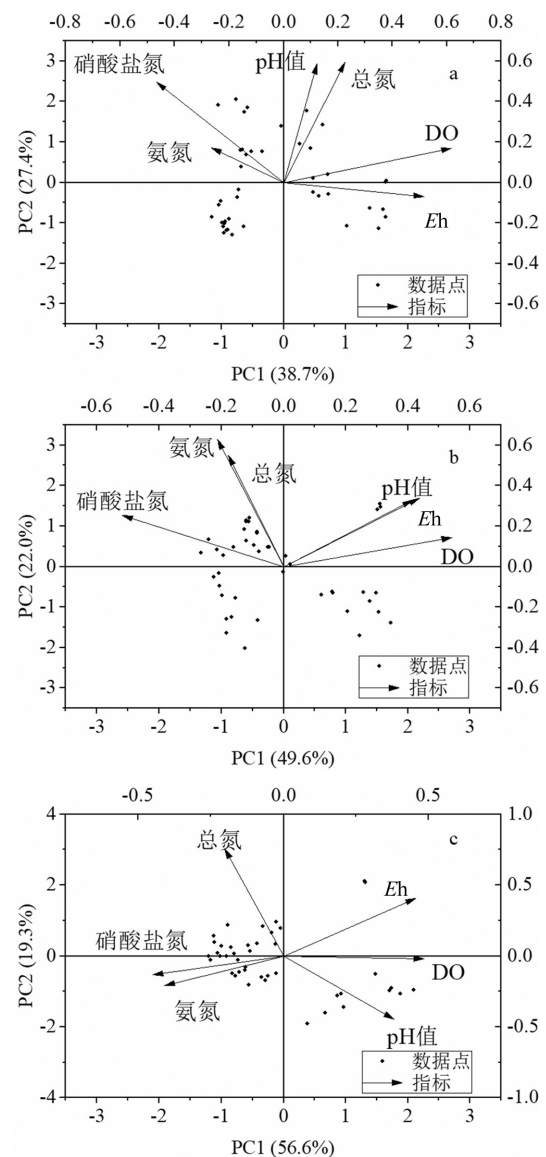


图 7 对照组(a)、生物炭添加组(b)和载氧生物炭添加组(c)中 pH 值、DO、Eh 与间隙水氮素指标的主成分分析图
Fig.7 The principal component analysis diagram of pH, DO, Eh and nitrogen in pore water of control group (a), biochar added group (b) and oxygen-loaded biochar added group (c)

以往研究表明,土壤 Eh 会影响 As 赋存形态和生物有效性。土壤 Eh 较低时促进铁(氢)氧化物被还原溶解、As(V)被还原成 As(III),使得大量流动性强的 As(III)被迅速释放到土壤溶液中,As 生物有效性

因而明显升高;而较高的土壤 Eh 下,土壤中 As 主要与铁(氢)氧化物结合,As 移动性明显降低,土壤溶液中 As(III)含量降至淹水条件下的 10% 以下^[5].结合图 1 和图 6b 可知,载氧核桃壳炭改善了淹水条件下的低 Eh 状态,使得稻田土壤 As 以低移动性的 As(V) 为主要形态,降低了水稻土中 As 的生物有效性,减少水稻对 As 的吸收.

铁斑块能够将 As 隔离在水稻根系外^[45-46].已有研究表明,根际铁斑块的形成与微生物、根系分泌物、根系泌氧能力、植物基因型、酶活性等生物因素和土壤有机质、pH 值、Eh、土壤质地、土壤中 Fe、P 有效性等非生物因素密切相关^[47],而水稻土淹水条件下增加 DO 和 Eh 水平有利于铁斑块的形成^[48-50].本研究表明核桃壳生物炭具有改善土壤 pH 值、Eh 以及土壤质地的作用,而载氧核桃壳炭的加入增加了水稻土中 DO 含量,进而促进铁斑块形成.结合图 4 可知载氧生物炭的加入促进了硝化作用进而导致硝酸盐氮浓度增大,而硝酸盐氮可抑制铁矿物的还原溶解而增加土壤中 Fe³⁺的含量^[51],而 Fe³⁺不仅是组成水稻根系铁斑块的重要组分^[52],还促使 As(III)向 As(V)转化进而增加铁斑块对 As 的吸附能力^[53-54].实验结束时对照组土壤中 As(III)含量占比为 90.2%,而载氧核桃壳炭组 As(III)含量占比为 42.6%,核桃壳炭组中 As(III)含量占比为 51.9%(图 6b),根据图 6c 可知各组水稻中砷含量最低的是载氧核桃壳炭组(2.9mg/kg),核桃壳炭组居中(4.1mg/kg),对照组最高(5.4mg/kg).以上结果表明施用载氧核桃壳炭减少了水稻对土壤中 As 的吸收.实验第 80d 时

水稻铁斑块浓度和铁斑块中砷的浓度如图 6d 和图 6e 所示,载氧核桃壳炭组水稻根部铁斑块浓度达对照组的 4.1 倍,相比之下核桃壳炭组水稻根部铁斑块浓度仅为对照组的 1.3 倍,且载氧核桃壳炭组水稻根系铁斑块中的 As 保留量是对照组的 4.2 倍.

综上,如图 8 所示,对照组中由于淹水条件下的缺氧环境导致水稻土中有较高的砷含量.由于砷对水稻的毒性作用及对氮转化相关功能基因的抑制,最终不利于水稻的生长并使得氮素多以 N₂O 的形式逸散.施加载氧核桃壳炭提高了水稻土的 pH 值、Eh,改善了土壤的理化性质,促进了土壤中的氮转化基因的表达从而增加了水稻土中氨氮和硝酸盐氮含量.施加载氧核桃壳炭较普通核桃壳炭更明显地改善了土壤 Eh.水稻土中硝化反应相关基因的绝对丰度以及硝酸盐氮含量更高,使得土壤中 Fe³⁺含量增加.并且载氧核桃壳炭通过缓慢释放 O₂,提高了水稻土中 DO 水平,进一步将土壤中的 Fe²⁺氧化为 Fe³⁺,极大地促进水稻根系铁斑块的形成.此外,施加载氧核桃壳炭的水稻土中更高的 DO 水平使得 As(III)更多地被氧化为 As(V),减弱了 As 的迁移性与生物可利用性,而且水稻根系铁斑块对 As(V)有着更好的吸附作用,这进一步减少了 As 在水稻中的累积,促进了水稻的生长(图 6a、图 6c).但需注意的是,本研究所提出的基于载氧生物炭调控水稻土氮转化及砷迁移的技术,目前人处于实验室研究阶段,未来需进一步结合不同种类生物炭的载氧与释氧性能,持续优化该技术并降低技术成本,同时,进一步通过大田实验验证其效果.

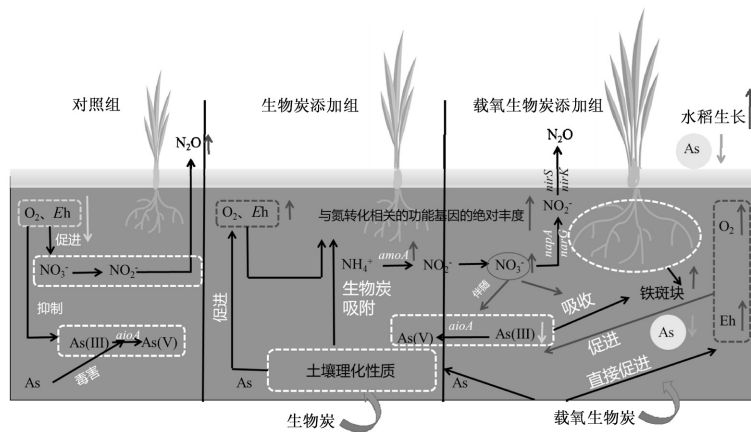


图 8 载氧生物炭影响水稻生长及氮、砷迁移转化过程机理

Fig.8 The mechanism diagram of the effect of oxygen-loaded biochar on the rice growth, the migration and transformation process of nitrogen and arsenic in the paddy soil-water system

4 结论

4.1 相较于对照组,载氧核桃壳炭通过释放了氧气增加了水稻土 DO 含量与 *Eh* 值,相较于普通生物炭组和对照组显著促进硝化基因的表达($P<0.05$),导致土壤和间隙水中硝酸盐氮含量增加,同时将 N_2O 的排放降低了 98.1%。

4.2 载氧核桃壳炭组通过促进有机氮的矿化提高了氨氮浓度,该体系中间隙水中硝酸盐氮含量与氨氮浓度的正相关性最强,说明氨氮转化为硝酸盐氮,而此时高 O_2 浓度抑制反硝化导致此体系中硝酸盐氮浓度最高,间隙水中 DO 与氨氮含量的负相关关系最强,表明载氧核桃壳组通过提高 DO 浓度促进了体系中的硝化作用。

4.3 载氧核桃壳炭的添加促进了水稻生长与水稻根部铁斑块的形成,并驱动了 As(III)向 As(V)的转化,使得 As 更易被铁斑块吸附,进而抑制 As 向水稻中转移,明显减少了砷污染水稻土中水稻体内的 As 含量。

参考文献:

- [1] 邓安琪,董兆敏,高 群,等.中国地下水砷健康风险评估[J]. 中国环境科学, 2017,37(9):3556-3565.
Deng A Q, Dong Z M, Gao Q, et al. Health risk assessment of arsenic in groundwater across China [J]. China Environmental Science, 2017, 37(9):3556-3565.
- [2] 康文辉,周股竹,雷 米,等.新疆玛纳斯河流域地下水砷氟碘分布及共富集成因 [J]. 中国环境科学, 2024,44(7):3832-3842.
Kang W H, Zhou Y Z, Lei M, et al. Distribution and co-enrichment of arsenic,fluorine,and iodine in groundwater of the Manas River Basin in Xinjiang [J]. China Environmental Science, 2024,44(7):3832-3842.
- [3] 王成尘,田 稳,向 萍,等.土壤-水稻/小麦重金属吸收机制与安全调控 [J]. 中国环境科学, 2022,42(2):794-807.
Wang C C, Tian W, Xiang P, et al. Mechanism of heavy metal uptake and transport in soil-rice/wheat system and regulation measures for safe production [J]. China Environmental Science, 2022,42(2):794-807.
- [4] 毛广运,杨佐鹏,任春生,等.环境砷中毒人群皮肤损害与 DNA 氧化损伤的关联性 [J]. 中国环境科学, 2010,30(1):99-103.
Mao G Y, Yang Z P, Ren C S, et al. Association between skin lesions and 8-OHdG among a chronic arsenic exposure population [J]. China Environmental Science, 2010,30(1):99-103.
- [5] Xu H J, Wang X H, Li H, et al. Biochar impacts soil microbial community composition and nitrogen cycling in an acidic soil planted with rape [J]. Environmental Science & Technology, 2014,48(16): 9391-9399.
- [6] 谢 伟,谭向平,田海霞,等.土壤水分对稻田土壤有效砷及碱性磷酸酶活性影响 [J]. 中国环境科学, 2016,36(8):2418-2424.
Xie W, Tan X P, Tian H X, et al. Effects of soil moisture on available arsenic and alkaline phosphatase activity in paddy soil [J]. China Environmental Science, 2016,36(8):2418-2424.
- [7] Tan X, Liu Y, Zeng G, et al. Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions [J]. Chemosphere, 2015,125:70-85.
- [8] Chen Z, An L, Wei H, et al. Nitrate alleviate dissimilatory iron reduction and arsenic mobilization by driving microbial community structure change [J]. Surfaces and Interfaces, 2021,26:101421.
- [9] 姚淑华,雍玉玲,李士凤,等.Fe(II)、Fe(III)对砷与不同分子量腐植酸络合性能的影响 [J]. 中国环境科学, 2022,42(10):4650-4657.
Yao S H, Yong Y L, Li S F, et al. Effect of Fe(II)/Fe(III) on complexation properties of arsenic and humic acid with different molecular weights [J]. China Environmental Science, 2022,42(10): 4650-4657.
- [10] 曾 鹏,蒋毅,辜娇峰,等.多元复合调理剂对镉砷污染农田土壤微生物群落结构的影响 [J]. 中国环境科学, 2021,41(8):3740-3748.
Zeng P, Jiang Y, Gu J F, et al. Effects of the multi-composite amendment on soil microbial community structure in Cd and As-contaminated paddy soil [J]. China Environmental Science, 2021, 41(8):3740-3748.
- [11] Feng Q, Zhang Z, Chen Y, et al. Adsorption and desorption characteristics of arsenic on soils: Kinetics, equilibrium, and effect of $Fe(OH)_3$ colloid, H_2SiO_3 colloid and phosphate [J]. Procedia Environmental Sciences, 2013,18:26-36.
- [12] Gallmetzer A, Silvestrini L, Schinko T, et al. Reversible oxidation of a conserved methionine in the nuclear export sequence determines subcellular distribution and activity of the fungal nitrate regulator NirA [J]. PLoS Genetics, 2015,11(7):e1005297.
- [13] Li S, Wu J, Huo Y, et al. Profiling multiple heavy metal contamination and bacterial communities surrounding an iron tailing pond in Northwest China [J]. Science of The Total Environment, 2021,752: 141827.
- [14] Liu Y, Li H, Hu T, et al. A quantitative review of the effects of biochar application on rice yield and nitrogen use efficiency in paddy fields: A meta-analysis [J]. Science of The Total Environment, 2022,830: 154792.
- [15] Xie Z, Wang J, Wei X, et al. Interactions between arsenic adsorption/desorption and indigenous bacterial activity in shallow high arsenic aquifer sediments from the Jiangnan Plain, Central China [J]. Science of The Total Environment, 2018,644:382-388.
- [16] Xue S, Jiang X, Wu C, et al. Microbial driven iron reduction affects arsenic transformation and transportation in soil-rice system [J]. Environmental Pollution, 2020,260:114010.
- [17] Yuan Z F, Zhou Y, Chen Z, et al. Sustainable immobilization of arsenic by man-made aerenchymatous tissues in paddy soil [J]. Environmental Science & Technology, 2023,57(33):12280-12290.
- [18] 胡继杰,朱练峰,钟 楚,等.溶解氧对稻田土壤氮素转化及水稻氮代谢影响研究进展 [J]. 生态学杂志, 2017,36(7):2019-2028.
Hu J J, Zhu L F, Zhong C, et al. Effects of dissolved oxygen on nitrogen transformation in paddy soil and nitrogen metabolism of rice: A review [J]. Chinese Journal of Ecology, 2017,36(7):2019-2028.
- [19] Zeng L, Yan C, Yang F, et al. The Effects and mechanisms of pH and

- dissolved oxygen conditions on the release of arsenic at the sediment-water interface in Taihu Lake [J]. *Toxics*, 2023,11(11):890.
- [20] 钟松雄,尹光彩,陈志良,等. Eh、pH 和铁对水稻土砷释放的影响机制 [J]. *环境科学*, 2017,38(6):2530-2537.
Zhong S X, Yin G C, Chen Z L, et al. Mechanism of Eh, pH and iron on the release of arsenic in paddy soil [J]. *Environmental Science*, 2017,38(6):2530-2537.
- [21] Ohtsuka T, Yamaguchi N, Makino T, et al. Arsenic dissolution from Japanese paddy soil by a dissimilatory arsenate-reducing bacterium *Geobacter* sp. OR-1 [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(12):6263-6271.
- [22] Ball P N, MacKenzie M D, DeLuca T H, et al. Wildfire and charcoal enhance nitrification and ammonium-oxidizing bacterial abundance in dry montane forest soils [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(4):1243-1253.
- [23] Breuillin-Sessoms F, Venterea R T, Sadowsky M J, et al. Nitrification gene ratio and free ammonia explain nitrite and nitrous oxide production in urea-amended soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017,111:143-153.
- [24] 张 星,刘杏认,林国林,等. 生物炭和秸秆对华北农田表层土壤矿质氮和 pH 值的影响 [J]. *中国农业气象*, 2016,37(2):131-142.
Zhang X, Liu X R, Lin G L, et al. Effects of biochar and straw return on mineral nitrogen and pH of the surface soil in farmland of the North China Plain [J]. *Chinese Journal of Agrometeorology*, 2016,37(2):131-142.
- [25] Zhang Q, Wu Z, Zhang X, et al. Biochar amendment mitigated N₂O emissions from paddy field during the wheat growing season [J]. *Environmental Pollution*, 2021,281:117026.
- [26] Lyu P, Li L, Zhou X, et al. Modification of arsenic and cadmium species and accumulation in rice using biochar-supported iron-(oxyhydr) oxide and layered double hydroxide: Insight from Fe plaque conversion and nano-bioassembly in the root [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2024,494:152847.
- [27] Liu M, Ran Y, Peng X, et al. Sustainable modulation of anaerobic malodorous black water: The interactive effect of oxygen-loaded porous material and submerged macrophyte [J]. *Water Research*, 2019, 160:70-80.
- [28] Li Y, Xiong X, Zhang C, Liu A. Sustainable restoration of anoxic freshwater using environmentally-compatible oxygen-carrying biochar: Performance and mechanisms [J]. *Water Research*, 2022,214: 118204.
- [29] Chu Q, Sha Z, Li D, et al. Oxygen nanobubble-loaded biochars mitigate copper transfer from copper-contaminated soil to rice and improve rice growth [J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2023,11(13):5032-5044.
- [30] Zhang H, Lyu T, Liu L, et al. Exploring a multifunctional geoengineering material for eutrophication remediation: Simultaneously control internal nutrient load and tackle hypoxia [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021,406:127206.
- [31] Sha Z, Chen Z, Feng Y, et al. Minerals loaded with oxygen nanobubbles mitigate arsenic translocation from paddy soils to rice [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020,398:122818.
- [32] Yoshida S, Forno D A, Cock J. Laboratory manual for physiological studies of rice, F, 1971 [C]//The International Rice Institute, Los Baños, Laguna.
- [33] 国家环境保护总局水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. 水和废水监测分析方法, 2002.
Editorial committee on water and wastewater monitoring and analysis methods, National Environmental Protection Agency of People's Republic of China. *Water and wastewater monitoring and analysis methods* [M]. *Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods*, 2002.
- [34] 邓晓霞,米艳华,黎其万,等. 利用改进的 BCR 法和 Tessier 法提取稻田土壤中 Pb、Cd 的对比研究 [J]. *江西农业学报*, 2016,28(9):64-68.
Deng X X, Mi Y H, Li Q, et al. Comparative study on extraction of Pb and Cd from paddy soils by modified BCR Method and Tessier Method [J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 2016,28(9):64-68.
- [35] Zhao J, Luo Q, Ding L, et al. Valency distributions and geochemical fractions of arsenic and antimony in non-ferrous smelting soils with varying particle sizes [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2022,233:113312.
- [36] Li Y, Yu C M. DFT study of the adsorption of C₆H₆ and C₆H₅OH molecules on stanene nanosheets: Applications to sensor devices [J]. *Physica E: Low-dimensional Systems and Nanostructures*, 2021,127: 114533.
- [37] Li S, Huang L, Zhang H, et al. Adsorption mechanism of methylene blue on oxygen-containing functional groups modified graphitic carbon spheres: Experiment and DFT study [J]. *Applied Surface Science*, 2021,540:148386.
- [38] Qiu Y, Zhang Y, Zhang K, et al. Intermediate soil acidification induces highest nitrous oxide emissions [J]. *Nature Communications*, 2024,15 (1):2695.
- [39] Wang P, Li J-L, Luo X-Q, et al. Biogeographical distributions of nitrogen-cycling functional genes in a subtropical estuary [J]. *Functional Ecology*, 2022,36(1):187-201.
- [40] Liu T, Chen D, Li X, Li F. Microbially mediated coupling of nitrate reduction and Fe(II) oxidation under anoxic conditions [J]. *FEMS Microbiol Ecol*, 2019,95(4):fz030.
- [41] Rodríguez-Berbel N, Soria R, Ortega R, et al. Benefits of applying organic amendments from recycled wastes for fungal community growth in restored soils of a limestone quarry in a semiarid environment [J]. *Science of The Total Environment*, 2022,806:151226.
- [42] de Vries R P, Visser J. Aspergillus enzymes involved in degradation of plant cell wall polysaccharides [J]. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, 2001, 65(4):497-522.
- [43] Zhang H, Shao J, Zhang S, et al. Effect of phosphorus-modified biochars on immobilization of Cu (II), Cd (II), and As (V) in paddy soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020,390:121349.
- [44] Zhang X, Wang H, He L, et al. Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013,20(12):8472-8483.
- [45] Yilmazer P, Saracoglu N. Bioaccumulation and biosorption of copper(II) and chromium(III) from aqueous solutions by *Pichia stipitis* yeast [J]. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2009, 84(4):604-610.

- [46] Chen S, Tan X, Tang S, et al. Removal of sulfamethazine and Cu^{2+} by *Sakaguchia cladiensis* A5: Performance and transcriptome analysis [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,746:140956.
- [47] 李建国,张怡,张文君.水稻根系铁膜形成及对磷素吸收的影响 [J]. *植物学报*, 2025,60(1):1-10.
Li J G, Zhang Y, Zhang W J. Iron plaque formation and its effect on phosphorus absorption in rice roots [J]. *Chinese Bulletin of Botany*, 2025,60(1):1-10.
- [48] Lin Z, Wang X, Wu X, et al. Nitrate reduced arsenic redox transformation and transfer in flooded paddy soil-rice system [J]. *Environmental Pollution*, 2018,243:1015-1025.
- [49] Chen Y, Chen F, Xie M, et al. The impact of stabilizing amendments on the microbial community and metabolism in cadmium-contaminated paddy soils [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 395:125132.
- [50] Xie S, Li X, Wang C, et al. Enhanced anaerobic digestion of primary sludge with additives: Performance and mechanisms [J]. *Bioresource Technology*, 2020,316:123970.
- [51] Li Y J, Wang R, Lin C Y, et al. The degradation mechanisms of *Rhodopseudomonas palustris* toward hexabromocyclododecane by time-course transcriptome analysis [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021,425:130489.
- [52] Wei L, Zhu Z, Razavi B S, et al. Visualization and quantification of carbon "rusty sink" by rice root iron plaque: Mechanisms, functions, and global implications [J]. *Glob Chang Biol*, 2022,28(22):6711-6727.
- [53] Di Capua F, Ahoranta S H, Papirio S, et al. Impacts of sulfur source and temperature on sulfur-driven denitrification by pure and mixed cultures of *Thiobacillus* [J]. *Process Biochemistry*, 2016,51(10): 1576-1584.
- [54] Li T, Zhou Q. The key role of *Geobacter* in regulating emissions and biogeochemical cycling of soil-derived greenhouse gases [J]. *Environmental Pollution*, 2020,266(3):115135.

作者简介：丁一淇(2000-),男,浙江丽水人,重庆大学环境与生态学院硕士研究生,主要从事污染物环境效应相关研究.d1831231840@outlook.com.