

炉渣与生物炭配施对稻田土壤性质及微生物特征的影响

王晓彤¹, 周雅心¹, 蓝兴福¹, 苏程举¹, 许旭萍¹, 王维奇^{2,3}

(1.福建师范大学生命科学学院,福州 350108;2.福建师范大学地理研究所,福州 350007;
3.福建师范大学湿润亚热带生态地理过程教育部重点实验室,福州 350007)

摘要: 稻田土壤微生物种类多、数量大,是土壤有机碳矿化的驱动者和有机碳库的固持者。以福州平原稻田为试验样地,分别施加生物炭、炉渣、生物炭+炉渣3种处理,测定分析不同处理对稻田土壤理化性质、微生物数量及有机碳含量的影响,旨在探究稻田土壤微生物在土壤碳库稳定方面的作用。结果表明:(1)炉渣与生物炭施加能够增加稻田土壤微生物数量,提高土壤真菌/细菌比值,有利于土壤碳库稳定性,其中混合施加效果更为显著。(2)3种施加处理均使早稻拔节期真菌数量及真菌/细菌比值显著升高,其中真菌/细菌比值分别提高0.016,0.015,0.018,同时使晚稻乳熟期厌氧细菌数量显著增加。生物炭单一施加及混施处理使晚稻拔节期好氧细菌数量显著升高。混施处理使早稻乳熟期好氧细菌数量显著升高($p < 0.05$)。(3)炉渣施加处理显著提高了早稻乳熟期土壤DOC的含量,生物炭施加处理显著提高早稻乳熟期土壤SOC含量,混施处理使早稻拔节期土壤SOC含量显著升高,使晚稻拔节期土壤DOC显著升高($p < 0.05$),并且早、晚稻拔节期有机碳含量显著高于乳熟期。(4)稻田土壤理化性质、微生物数量及有机碳含量三者相互影响,早稻土壤pH与土壤MBC含量呈显著负相关,与真菌数量呈极显著正相关($p < 0.01$)。晚稻土壤含水量与DOC、好氧细菌、厌氧细菌、真菌呈正相关。MBC与厌氧细菌呈显著负相关($p < 0.05$)。

关键词: 生物炭; 炉渣; 有机碳库; 微生物数量; 理化性质; 稻田

中图分类号:S153 文献标识码:A 文章编号:1009-2242(2020)01-0333-11

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.01.048

Effects of Combined Application of Slag and Biochar on Soil Properties and Microbial Characteristics in Paddy Fields

WANG Xiaotong¹, ZHOU Yaxin¹, LAN Xingfu¹, SU Chengju¹, XU Xuping¹, WANG Weiqi^{2,3}

(1.College of Life Science, Fujian Normal University, Fuzhou 350108;

2.Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007; 3.Key Laboratory of

Humid Sub-tropical Eco-geographical Process of Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350007)

Abstract: Paddy soil has many kinds and large quantities of microbes, which will drive soil organic carbon mineralization and hold organic carbon pool. In this study, the paddy fields in Fuzhou Plain were used as test plots, and three kinds of treatments, such as biochar, slag, and biochar+slag, were applied to determine the effects of applied treatments on soil physical and chemical properties, microbial quantity, and organic carbon content in paddy fields, and the microbial role in the stabilization of soil carbon pools. The results showed that: (1) The application of slag and biochar could increase the quantity of microbes in paddy soil and the ratio of fungi/bacteria in soil, which was beneficial to the stability of soil carbon pool, and the effect of mixed treatments was more significant. (2) The three application treatments significantly increased the quantity of fungi and fungi/bacteria ratio in early rice jointing stage, and the fungi/bacteria ratio increased by 0.016, 0.015, and 0.018, respectively. The bacteria quantity was increased significantly. The single application and mixed treatments of biochar increased the quantity of aerobic bacteria in late rice jointing stage. The mixed application treatment significantly increased the quantity of aerobic bacteria in early maturity ($p < 0.05$). (3) The slag application treatment significantly increased the soil DOC content in the early rice maturity stage, and the biochar application treatment significantly increased the soil SOC content in the early rice

收稿日期:2019-06-26

资助项目:国家自然科学基金项目(41571287);福建省公益类科研院所专项(2018R1034-1);福建省高校杰出青年科研人才培养计划项目(2017)

第一作者:王晓彤(1993—),女,陕西洛川人,硕士研究生,主要从事微生物生态与环境研究。E-mail:wangxiaotong219@163.com

通信作者:王维奇(1982—),男,辽宁沈阳人,副研究员,主要从事生态与环境研究。E-mail:wangweiqi@fjnu.edu.cn

许旭萍(1962—),女,福建福州人,教授,主要从事应用与环境微生物研究。E-mail:xuping@fjnu.edu.cn

maturity stage. The mixed application treatment significantly increased the soil SOC content in the early rice jointing stage. Soil DOC significantly increased in the late rice jointing stage ($p < 0.05$). The content of organic carbon in the early and late rice jointing stage was significantly higher than that in the maturity stage. (4) The physical and chemical properties, microbial quantity, and organic carbon content of paddy soils were positively affected. The soil of early paddy soil was significantly negatively correlated with soil MBC content, and it was significantly positively correlated with the quantity of fungi ($p < 0.01$). The soil moisture content of late rice was positively correlated with DOC, aerobic bacteria, facultative anaerobic bacteria, and fungi. There was a significant negative correlation between MBC and anaerobic bacteria ($p < 0.05$).

Keywords: biochar; slag; organic carbon pool; microbial quantity; physical and chemical properties; paddy field

农业活动和土地利用等过程所排放的温室气体二氧化碳(CO₂)、甲烷(CH₄)和氧化亚氮(N₂O)是温室气体的主要来源^[1],并且这3种温室气体与农田土壤碳循环密切相关。世界农业土壤有机碳含量高达1 500 Pg,是陆地生物量的2.5倍、大气碳库的3倍^[2]。在陆地生态系统中,只有农业碳库是受人为强烈干扰而又在短时间内可以调节的碳库。土壤碳库通过呼吸产生的CO₂是决定陆地生态系统碳平衡的主要因素^[3],因此土壤碳库的稳定、增长和释放与大气碳库变化有密切的关系^[4]。随着社会的发展、人口发展以及城市化进程的不断推进,资源与环境问题日益突出。工农业废弃物的不规范管理会占用土地资源并污染环境。因此,将工农业废弃物重新利用以提高农业碳库的稳定性成为了国内外研究热点^[5],主要包括对作物产量^[6]、土壤肥力^[7]以及温室气体排放^[8]的影响。Liang等^[9]研究发现,生物炭施加到土壤后,土壤有机碳总矿化量下降25.5%;Wang等^[10]和Ali等^[11-12]研究发现,炉渣的施加能减缓温室气体的排放,同时还能增加土壤养分含量并提高水稻产量。利用工农业废弃物稳定农田土壤碳库已经成为了热门话题。水稻是世界上最重要的粮食作物之一,全球有1/2以上的人口以水稻为主食。中国是世界上水稻种植面积最大、产量最高的国家,我国水稻种植面积和总产量分别占世界粮食作物面积和总产量的28%和38%^[13]。同时,稻田土壤是我国固碳趋势明显和潜力较大的耕作土壤^[14]。因此,以稻田为研究对象,开展废弃物施加对稻田土壤碳库稳定性影响具有重要的意义。

稻田土壤微生物种类多,数量大,是土壤有机碳矿化的驱动者^[15]。同时,土壤微生物又能同化大气CO₂,也是土壤碳库的固持者。Liang等^[16]研究表明,土壤中有活性微生物的微生物量碳(MBC)约占土壤总有机碳的2%,而死亡微生物的微生物量碳(MBC)含量约是有活性微生物的40倍,土壤微生物量碳(MBC)含量超过总有机碳含量的80%,可见微

生物是土壤中的一个庞大碳库;有研究^[17]表明,水稻土壤具有偏低的碳转化速率,因此稻田土壤中碳含量比旱地土壤高12%~58%。由于我国水稻种植面积的提高,导致0—100 cm水稻土层有机碳增加120.8~584.0 Tg^[18]。每年稻田土壤CH₄排放量可达50 Tg,每产生1 kg水稻就会有100 g CH₄气体的排放^[19]。可见,水稻田在碳循环过程中起到非常重要的作用。稻田土壤中碳主要以有机碳的形式地了解水稻土壤的固碳机制。

真菌、细菌是稻田土壤中2类重要的微生物,其在土壤的形成、物质循环及肥力演变过程中扮演着重要的角色。废弃物施加能否改变稻田土壤微生物数量,这是否与理化性质的改变有关,微生物数量、生命活动等的改变以及理化性质的改变是否与土壤有机碳库的稳定性有关?这一系列问题都有待解决。本研究旨在通过分析废弃物施加条件下微生物数量及活性碳组分含量的变化来分析废弃物施加对土壤碳库稳定的影响,并分析其与微生物数量及土壤理化性质的相关性,进一步为废弃物还田的可行性及其固碳减排作用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于福建省福州市城郊南部,乌龙江的北岸,属亚热带海洋季风气候,年均气温19.6℃,无霜期达325~330 d,年均降水量1 392.5 mm,蒸发量1 413.7 mm,相对湿度为77.6%,区内地貌主要为冲海积平原,地表平坦,海拔3~5 m,零星分布剥蚀丘陵地貌^[20]。本试验区位于福建省福州市仓山区盖山镇福建省水稻研究所吴凤综合试验基地内,试验区内实行早稻—晚稻—蔬菜的轮作制度。试验前对翻耕后的田地进行人工整平,以保持土壤的均一性。试验区土壤类型为潴育型水稻土,土壤容重为1.1 g/cm³,pH为6.5。土壤犁耕层有机碳含量为18.1 g/kg,全氮含量1.2 g/kg,全磷含量1.1 g/kg。

1.2 处理方法与试验时间

试验于 2016 年在水稻田内分别设置对照、炉渣、生物炭和炉渣+生物炭混施 4 种处理,每个处理设置 3 个重复,共 12 个小区,小区面积 10 m²,随机区组排列。各小区之间用 0.5 cm 厚、30 cm 高的 PVC 板隔开,防止各个小区之间发生水和营养物质的交换。废弃物于早、晚稻秧苗移栽前各施加 1 次,对照组不予施加。炉渣、生物炭单一处理的施加量均为 16 t/hm,炉渣与生物炭混合施加处理(简称混施)的施加量为炉渣、生物炭各施加 16 t/hm。施加时根据试验设计所需的施加量,将施加物均匀施加于稻田的犁耕层土壤中,并充分混合。炉渣的主要成分为 SiO₂(27.7%)、CaO(35.7%)、SO₃(1.3%)、Fe₂O₃(6.2%)、P₂O₅(0.1%)、MgO(4.3%)和 K₂O(2.7%),生物炭主要成分为 N(1.4%)、P(1.0%)、K(1.8%)、C(56.6%)、S(0.6%)、Mg(1.0%)、Ca(0.5%)和 Fe(0.2%)。炉渣与生物炭 pH 分别为 11.97±0.01 和 10.34±0.02。炉渣、生物炭在使前先用孔径为 2 mm 的筛子过筛后使用。其次,复合肥(N—P₂O₅—K₂O 为 16—16—16)和尿素(46%N)是本研究中的主要施加肥料,底肥在移栽前 1 天施加,包括 42 kg/hm²(N)、40 kg/hm²(P₂O₅)和 40 kg/hm²(K₂O),分蘖肥在移栽大约 1 周后施加,包括 35 kg/hm²(N)、20 kg/hm²(P₂O₅)和 20 kg/hm²(K₂O),穗肥在大约 8 周后施加,包括 18 kg/hm²(N)、10 kg/hm²(P₂O₅)和 10 kg/hm²(K₂O)^[21]。稻田水分管理为拔节期以前实行淹水管理,拔节期后实行排干处理。早稻品种为江西省农科院研发的“禾盛 10 号”;晚稻品种为厦门大学生命科学学院研发的“佳福占”。早稻生长期为 2016 年 4 月 21 日至 7 月 6 日,晚稻生长期为 2016 年 7 月 26 日至 10 月 30 日。

1.3 土壤样品的采集

早稻拔节期土壤采样时间为 2016 年 5 月 14 日,成熟期采集时间为 2016 年 7 月 26 日;晚稻拔节期土壤采样时间为 2016 年 8 月 15 日,成熟期采集时间为 2016 年 10 月 30 日。土壤理化因子的测定从水稻移栽第 1 天开始测定,以后每隔 7 天测定 1 次,直到水稻收获。采用小型土壤采样器采集土壤样品,采集深度为 0—15 cm。采集的土壤样品立即放入冰盒带回实验室,部分置于 4 ℃ 的冰柜中保存,另一部分于 -20 ℃ 冰箱保存。

1.4 土壤理化性质的测定

土壤电导率采用 2265FS 便携式电导计测定。土壤 pH 采用水土质量比为 2.5:1,摇床振荡 30 min,静置后用 PHS-3C 便携式 pH 计测定。土壤含水量采用烘干法测定^[22]。

1.5 土壤微生物数量的测定

土壤好氧细菌、兼性厌氧细菌和真菌的数量均采用平板菌落计数法。

1.5.1 土壤好氧细菌数量的测定 将储存在 4 ℃ 冰箱的土壤样品置于室温自然解冻,然后进行梯度稀释,分别取 10⁻³,10⁻⁴,10⁻⁵ 稀释度的土壤悬液 100 μL 均匀地涂布在 LB 平板上,每个稀释度重复 2 次,28 ℃ 培养 1 天,选取菌落数在 20~200 的平板进行计数。

1.5.2 土壤兼性厌氧细菌数量的测定 将解冻后的土壤样品进行梯度稀释,分别取 10⁻³,10⁻⁴,10⁻⁵ 稀释度的土壤悬液 100 μL 均匀涂布在 LB 平板上,每个稀释度重复 2 次,然后将涂布好的平板放在密封的容器中,通过焦性没食子酸除氧法隔绝氧气,28 ℃ 培养 1 天,长出的菌落属于微好氧菌或非严格厌氧菌。然后选取菌落数在 20~200 的平板进行计数。

1.5.3 土壤真菌数量测定 将解冻后的土壤样品进行梯度稀释,分别取 10⁻²,10⁻³,10⁻⁴ 稀释度的土壤悬液 100 μL 均匀地涂布在 PDA 平板上,每个稀释度重复 2 次,28 ℃ 培养 3 天,然后选取菌落数在 10~100 的平板进行计数。

1.6 土壤碳组分的测定

土壤 SOC 采用 CN 元素分析仪(Elementar-Vario MAX CN,Germany)测定^[23],土壤 EOC、MBC 和 DOC 分别采用高锰酸钾氧化法、氯仿熏蒸浸提和去离子水测定^[24-26]。

1.7 数据处理

应用 Excel 2010 和 SPSS 23 统计分析软件对测定数据进行整理分析。采用 Excel 2010 计算各试验原始数据的均值、标准差及标准误,采用 SPSS 23 对各试验数据进行单因素方差分析,利用 Origin 8 软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 炉渣与生物炭施加处理对稻田土壤理化性质的影响

2.1.1 不同施加处理对稻田土壤含水量的影响 炉渣与生物炭施加对稻田土壤含水量的影响见图 1。在早稻生长期,各处理土壤含水量为 28.88%~77.37%,并且在水稻移栽 30 天以后土壤含水量显著降低。在晚稻生长期,各处理土壤含水量在 30.13%~80.09%,在水稻移栽 20 天以后,土壤含水量开始降低,但期间又有 2 次不同程度的升高。水稻的生长分为淹水期和排干期,在对水稻土进行排干处理后土壤含水量呈降低趋势。在早稻生长的 30 天以及晚稻生长的 20 天以后,稻田开始处于排干阶段。因此,含水量显著降低,而晚稻生长后期所呈现出来的 2 次不同程度含水量的升高,这可能是由于降水引起的。

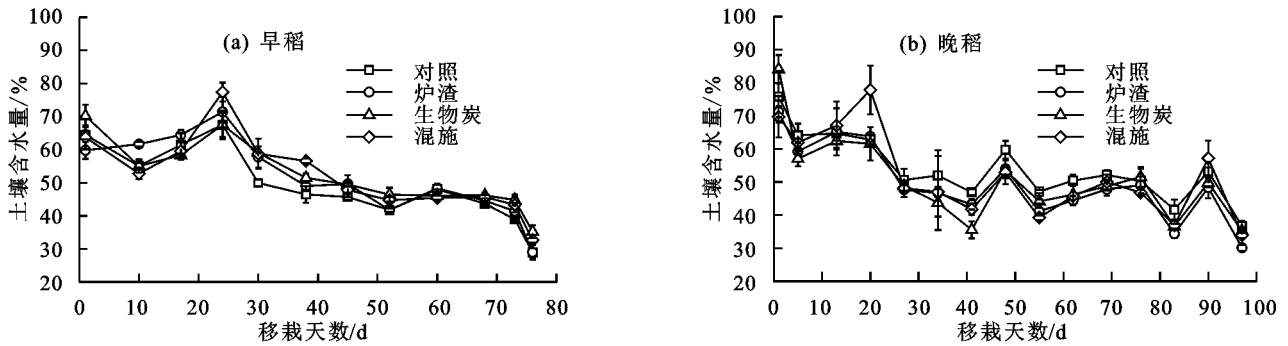


图 1 不同施加处理稻田土壤含水量的动态变化

2.1.2 不同施加处理对稻田土壤 pH 的影响 从图 2 可以看出,在早稻生长期,各处理土壤 pH 为 5.51~7.37, pH 随时间的变化呈现先轻微上升后轻微下降的趋势,与对照相比,3 种施加处理都提高了稻田土壤 pH。同时,早稻对照组在 70 天左右其土壤 pH 显著降低,通过与微生物数量的测定结果比对可知,早稻乳熟期厌氧细菌数量显著高于拔节期。因此,这一

时期 pH 的下降是由于在缺氧的情况下,经厌氧细菌的厌氧发酵分解,产生大量有机酸造成 pH 降低。

在晚稻生长期,各处理 pH 为 6.32~6.90, pH 随时间的变化幅度较小,且与对照相比,施加处理对土壤 pH 的改变也不明显。因为早、晚稻受气候、降水等不同条件的影响,因此,对施加处理所表现的效应也有一定的差异。

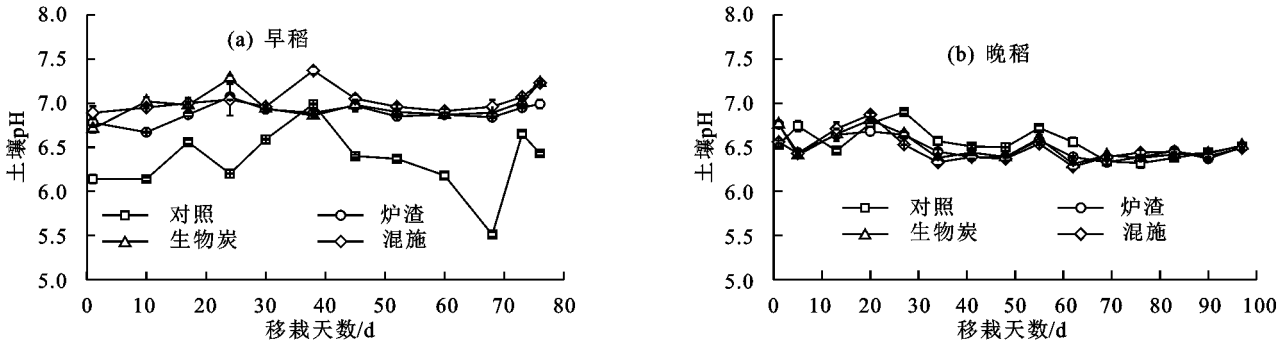


图 2 不同施加处理稻田土壤 pH 的动态变化

2.1.3 不同施加处理对稻田土壤电导率的影响 从图 3 可以看出,在早稻生长期,各处理电导率在 0.29~1.47 mS/cm, 土壤电导率随时间变化逐渐降低。原因是含水率随时间变化逐渐降低,这使得可溶解的离子浓度降低,从而使土壤电导率下降。与对照相比,3 种处理土壤电导率均呈不同程度的升高,主要

是因为炉渣中含有较多的离子,且生物炭中含有较多的可电离集团,加之生物炭本身具有导电性。因此,炉渣与生物炭的施加能够提高土壤电导率,且混施处理效应的作用更为明显。晚稻生长期各处理土壤电导率为 0.07~2.09 mS/cm, 且其变化趋势与早稻基本一致。

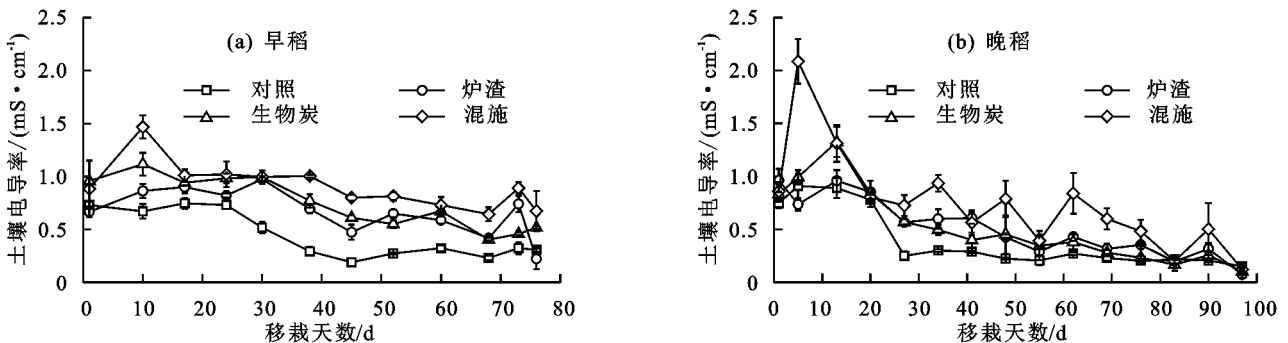


图 3 不同施加处理稻田土壤电导率的动态变化

2.2 废弃物施加处理对稻田土壤微生物数量的影响

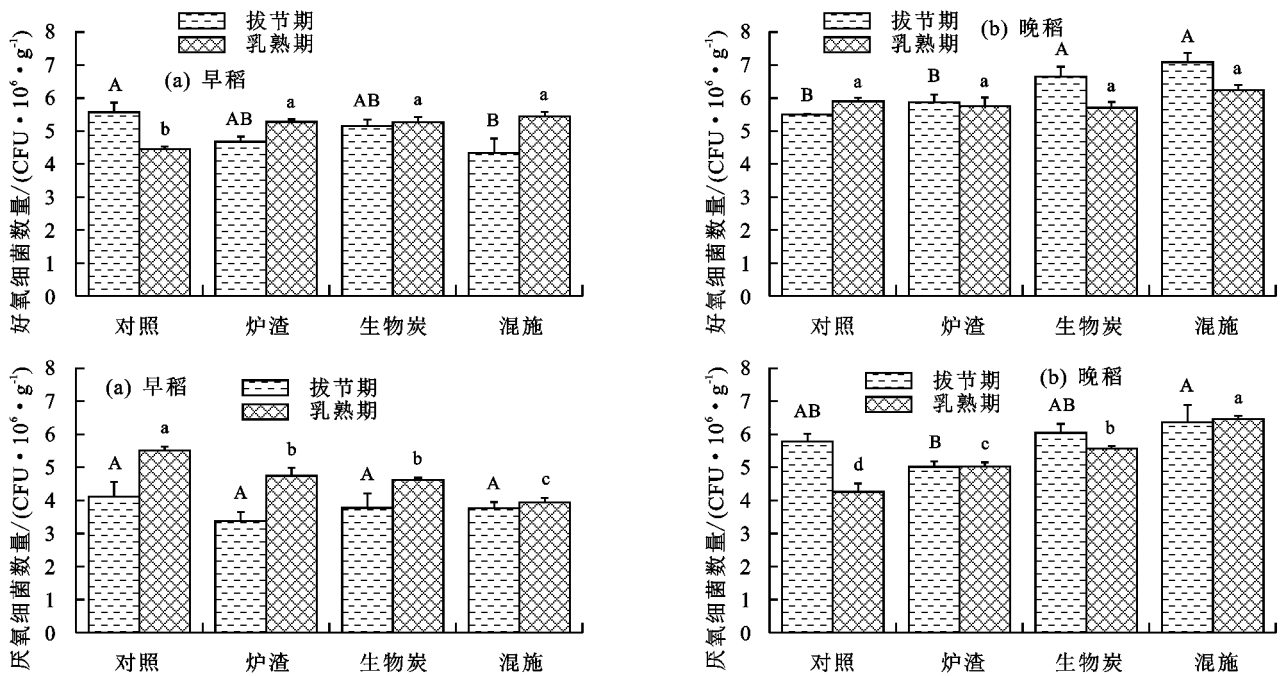
2.2.1 不同施加处理对稻田土壤好氧细菌数量的影响 炉渣与生物炭施加处理下稻田好氧细菌数量见图 4。在早稻生长期,拔节期对照、炉渣、生物炭及混施组好氧细菌的数量分别为 5.57×10^6 , 4.67×10^6 ,

5.15×10^6 , 4.34×10^6 CFU/g, 早稻乳熟期对照、炉渣、生物炭及混施组好氧细菌的数量分别为 4.45×10^6 , 5.28×10^6 , 5.27×10^6 , 5.44×10^6 CFU/g。与对照相比,炉渣和生物炭单一施加处理对好氧细菌没有显著性影响,而混合施加处理拔节期好氧细菌数量显

著降低($p < 0.05$),乳熟期好氧细菌数量显著升高($p < 0.05$)。在晚稻生长期,拔节期对照、炉渣、生物炭及混施组好氧细菌的数量分别为 5.51×10^6 , 5.87×10^6 , 6.65×10^6 , 7.09×10^6 CFU/g,晚稻乳熟期对照、炉渣、生物炭及混施组好氧细菌的数量分别为 5.90×10^6 , 5.76×10^6 , 5.71×10^6 , 6.24×10^6 CFU/g。与对照相比,生物炭单一施加以及炉渣与生物炭混合施加处理使稻田土壤拔节期好氧细菌数量显著升高($p < 0.05$),而未对乳熟期好氧细菌数量造成显著影响。

2.2.2 施加处理对稻田土壤兼性厌氧细菌数量的影响 从图 4 还可看出,在早稻生长期,拔节期对照、炉渣、生物炭及混施组兼性厌氧细菌的数量分别为 4.11×10^6 , 3.38×10^6 , 3.78×10^6 , 3.76×10^6 CFU/g,乳熟期对

照、炉渣、生物炭及混施组兼性厌氧细菌的数量分别为 5.52×10^6 , 4.74×10^6 , 4.62×10^6 , 3.94×10^6 CFU/g。与对照相比,施加处理对拔节期兼性厌氧细菌数量没有显著性影响,而乳熟期施加处理则使稻田土壤兼性厌氧细菌数量显著降低($p < 0.05$),其中混合施加效果更为显著。在晚稻生长期,拔节期对照、炉渣、生物炭及混施组兼性厌氧细菌的数量分别为 5.79×10^6 , 5.01×10^6 , 6.05×10^6 , 6.36×10^6 CFU/g,乳熟期对照、炉渣、生物炭及混施组兼性厌氧细菌的数量分别为 4.26×10^6 , 5.02×10^6 , 5.57×10^6 , 6.46×10^6 CFU/g。与对照相比,晚稻拔节期 3 种施加处理均对稻田土壤厌氧细菌数量没有显著影响,而乳熟期 3 种施加处理则均使稻田土壤厌氧细菌数量显著增加($p < 0.05$)。



注:图中不同字母表示同一生长期不同处理之间具有显著差异($p < 0.05$)。下同。

图 4 施加处理对稻田土壤细菌数量的影响

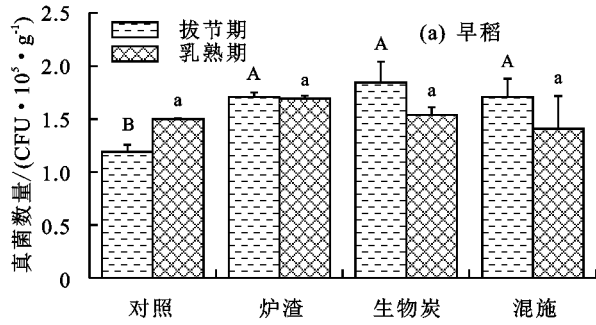
2.2.3 施加处理对稻田土壤真菌数量的影响 从图 5 可以看出,在早稻生长季,拔节期对照、炉渣、生物炭及混施组真菌数量分别为 1.19×10^5 , 1.71×10^5 , 1.84×10^5 , 1.71×10^5 CFU/g,乳熟期对照、炉渣、生物炭及混施组真菌数量分别为 1.50×10^5 , 1.69×10^5 , 1.54×10^5 , 1.41×10^5 CFU/g。与对照相比,在早稻拔节期,炉渣与生物炭单一施加以及混合施加均使稻田土壤真菌数量显著增加($p < 0.05$),而对乳熟期稻田土壤中真菌数量无显著影响。在晚稻生长季,拔节期对照、炉渣、生物炭及混施组真菌数量分别为 0.95×10^5 , 1.11×10^5 , 1.12×10^5 , 1.22×10^5 CFU/g,乳熟期对照、炉渣、生物炭及混施组真菌数量分别为 1.58×10^5 , 1.33×10^5 , 1.67×10^5 , 1.47×10^5 CFU/g。与对照相比,炉渣施加处理显著降低了晚稻田乳熟期土壤真菌数量($p < 0.05$),而施加处理对拔节期真菌

数量无显著影响。

2.2.4 施加处理对稻田土壤真菌/细菌比值的影响

与细菌相比,真菌更易降解土壤中的顽固性有机碳,对土壤有机质的利用更彻底、利用率更高。因此,真菌与细菌的比值常被用来反映土壤碳库的稳定性。从图 6 可以看出,在早稻生长季,拔节期对照、炉渣、生物炭、混施处理下真菌/细菌比值分别为 0.021, 0.037, 0.036, 0.039,乳熟期对照、炉渣、生物炭、混施处理的真菌/细菌比值分别为 0.034, 0.032, 0.029, 0.026。与对照相比,早稻拔节期炉渣与生物炭单一施加及混合施加均使稻田土壤真菌/细菌比值显著升高($p < 0.05$),而对早稻乳熟期的真菌/细菌比值无显著影响。在晚稻生长季,拔节期对照、炉渣、生物炭、混施处理下真菌/细菌比值分别为 0.017, 0.019, 0.017, 0.017,乳熟期对照、炉渣、生物炭、混施处理下真菌/细菌的比

值分别为 0.027, 0.023, 0.029, 0.024。与对照相比, 炉渣与生物炭施加在拔节期对晚稻真菌/细菌比值无显著影响, 但乳熟期生物炭施加处理下, 稻田土壤真菌/细菌比值显著高于其他 2 个施加处理 ($p < 0.05$)。



值分别为 0.027, 0.023, 0.029, 0.024。与对照相比, 炉渣与生物炭施加在拔节期对晚稻真菌/细菌比值无显著影响, 但乳熟期生物炭施加处理下, 稻田土壤真菌/细菌比值显著高于其他 2 个施加处理 ($p < 0.05$)。

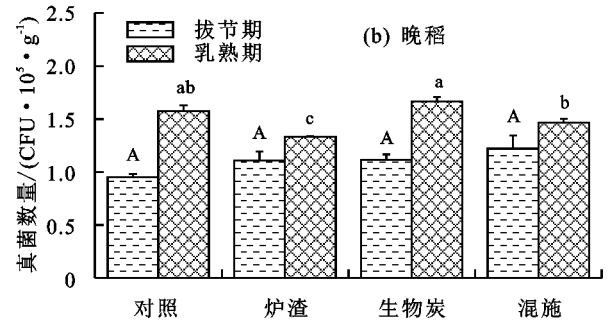


图 5 施加处理对稻田土壤真菌数量的影响

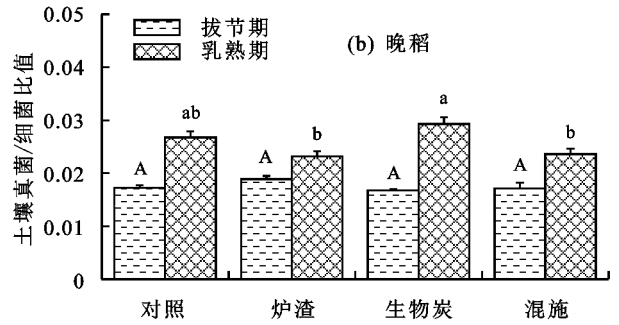
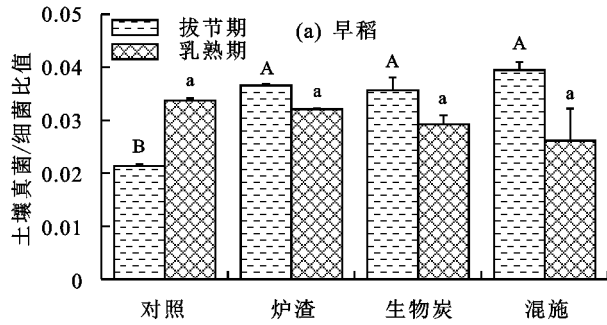


图 6 施加处理对稻田土壤真菌/细菌比值的影响

2.3 废弃物施加处理对稻田土壤活性有机碳含量的影响

2.3.1 施加处理对稻田土壤易氧化态碳(EOC)含量的影响 土壤易氧化态碳(EOC)是指土壤中易被氧化分解的有机碳, 土壤碳库容量的变化主要发生在土壤 EOC 中。本研究中, 炉渣与生物炭施加处理下稻田土壤 EOC 含量见图 7。在早稻生长季, 拔节期对照、炉渣、生物炭、混施处理下稻田土壤 EOC 含量分

别为 3.45, 3.65, 3.20, 3.95 mg/g, 乳熟期对照、炉渣、生物炭、混施处理下稻田土壤 EOC 含量分别为 2.33, 1.30, 2.61, 2.11 mg/g。在晚稻生长季, 拔节期对照、炉渣、生物炭、混施处理下稻田土壤 EOC 含量分别为 4.73, 4.36, 4.16, 4.63 mg/g, 乳熟期对照、炉渣、生物炭、混施处理下稻田土壤 EOC 含量分别为 4.06, 3.15, 3.95, 3.65 mg/g。炉渣与生物炭施加, 对稻田土壤 EOC 含量无显著影响。

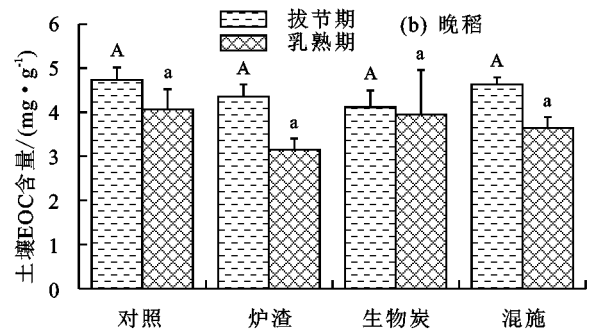
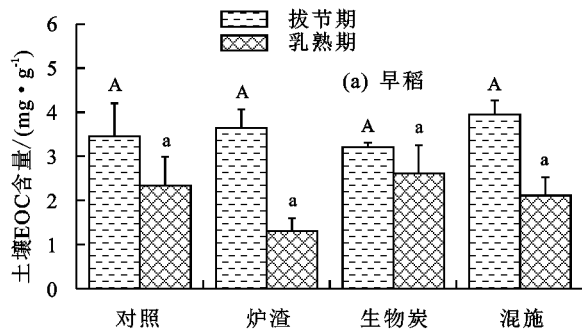


图 7 施加处理对稻田土壤 EOC 含量的影响

2.3.2 施加处理对稻田土壤微生物量碳(MBC)含量的影响 土壤微生物量碳(MBC)是指土壤中体积在 5~10 μm^3 有活性的微生物体中有机碳的含量。本研究炉渣与生物炭施加处理下稻田土壤 MBC 含量见图 8。在早稻生长季, 拔节期对照、炉渣、生物炭、混施处理下稻田土壤 MBC 含量分别为 256, 218, 170, 214 mg/kg, 乳熟期对照、炉渣、生物炭、混施处理下稻田土壤 MBC 含量分别为 108, 102, 95, 133 mg/kg。在晚稻生长季, 拔节期对照、炉渣、生物炭、

混施处理下稻田土壤 MBC 含量分别为 401, 429, 351, 321 mg/kg, 乳熟期对照、炉渣、生物炭、混施处理下稻田土壤 MBC 含量分别为 203, 180, 150, 210 mg/kg。炉渣与生物炭施加对稻田土壤 MBC 含量无显著影响, 但是可以看出, 晚稻土壤 MBC 含量明显高于早稻。

2.3.3 施加处理对稻田土壤溶解有机碳(DOC)含量的影响 炉渣与生物炭施加处理条件下, 稻田土壤 DOC 含量见图 9。在早稻生长季, 拔节期对照、炉

渣、生物炭、生物炭、混施处理稻田土壤 DOC 含量分别为 221, 324, 193, 285 mg/kg, 乳熟期对照、炉渣、生物炭、混施处理稻田土壤 DOC 含量分别为 178, 211, 159, 140 mg/kg。在晚稻生长季, 拔节期对照、炉渣、生物炭、生物炭、混施处理稻田土壤 DOC 含量分别

为 180, 227, 200, 285 mg/kg, 乳熟期对照、炉渣、生物炭、混施处理稻田土壤 DOC 含量分别为 129, 152, 151, 152 mg/kg。可知施加炉渣显著提高早稻乳熟期土壤 DOC 的含量 ($p < 0.05$), 混合施加也使晚稻拔节期土壤 DOC 显著升高 ($p < 0.05$)。

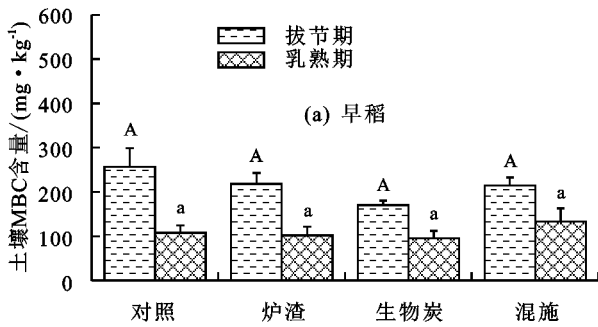


图 8 施加处理对稻田土壤 MBC 含量的影响

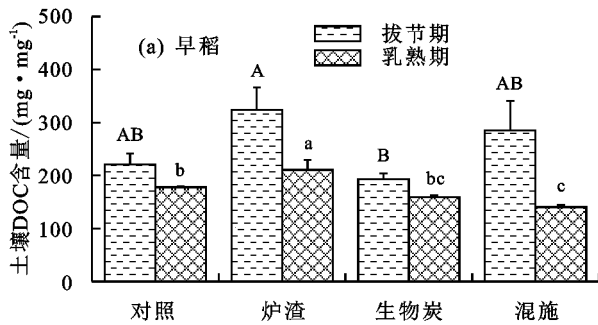
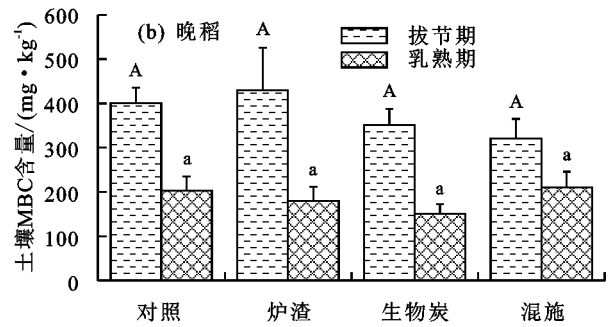
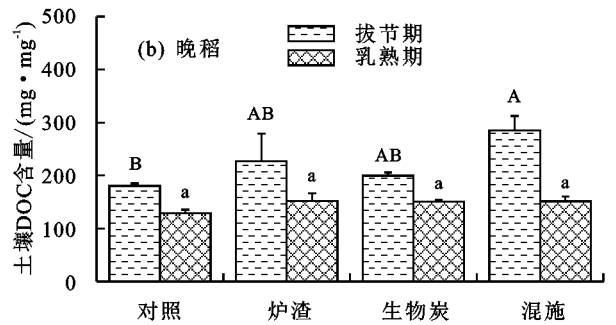


图 9 施加处理对稻田土壤 DOC 含量的影响



2.3.4 施加处理对稻田土壤总有机碳(SOC)含量的影响 炉渣与生物炭施加处理条件下, 稻田土壤总有机碳(SOC)含量见图 10。在早稻生长季, 拔节期对照、炉渣、生物炭、生物炭、混施处理稻田土壤 SOC 含量分别为 16.98, 17.49, 17.59, 21.32 g/kg, 乳熟期对照、炉渣、生物炭、混施处理稻田土壤 SOC 含量分别为 16.89, 18.04, 25.31, 17.00 g/kg。在晚稻生长季,

拔节期对照、炉渣、生物炭、生物炭、混施处理稻田土壤 SOC 含量分别为 18.47, 17.76, 20.21, 24.56 g/kg, 乳熟期对照、炉渣、生物炭、混施处理稻田土壤 SOC 含量分别为 15.15, 15.87, 15.38, 16.29 g/kg。与对照相比, 早稻拔节期混施及乳熟期生物炭施加使土壤 SOC 含量显著升高 ($p < 0.05$)。晚稻混施处理在一定程度上也使土壤 SOC 含量有所升高。

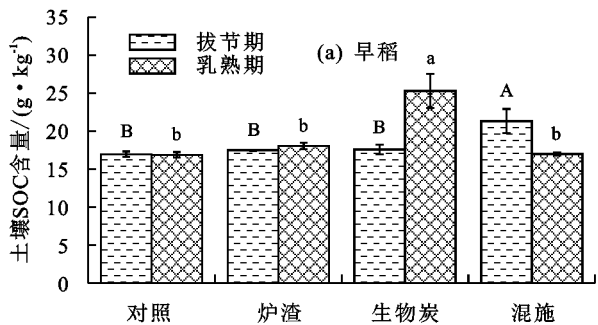
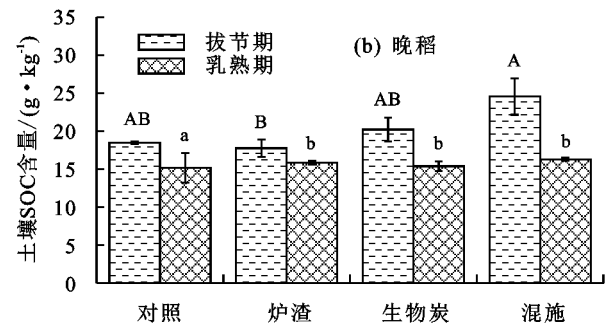


图 10 施加处理对稻田土壤 SOC 含量的影响



2.3.5 施加处理对稻田土壤 EOC/SOC 比值的影响 土壤 EOC/SOC 的比值常被用来反映土壤碳库的稳定性。从图 11 可以看出, 在早稻生长期, 拔节期对照、炉渣、生物炭、混施处理土壤 EOC/SOC 值分别为 20%, 21%, 18%, 19%, 乳熟期对照、炉渣、生物炭、混施处理土壤 EOC/SOC 值分别为 14%, 7%, 11%, 12%。在晚稻生长期, 拔节期对照、炉渣、生物

炭、混施处理土壤 EOC/SOC 值分别为 26%, 25%, 21%, 20%, 乳熟期对照、炉渣、生物炭、混施处理土壤 EOC/SOC 值分别为 27%, 20%, 26%, 22%。

2.4 施加处理稻田土壤活性有机碳与微生物数量 Pearson 相关性分析

为探讨稻田土壤理化性质与土壤碳组分及微生物数量之间的关系, 对其作 Pearson 相关性分析见表

1 和表 2。在早稻生长季(表 1),稻田土壤 pH 与土壤 MBC 含量呈显著负相关($p < 0.05$),与真菌数量及真菌/细菌比值呈极显著正相关($p < 0.01$)。稻田土壤电导率与土壤厌氧细菌数量呈极显著正相关($p < 0.01$)。稻

田土壤 EOC 与土壤 EOC/SOC 比值呈极显著正相关($p < 0.01$)。好氧细菌数量与真菌/细菌比值呈显著负相关($p < 0.05$)。稻田土壤真菌数量与真菌/细菌比值呈极显著正相关($p < 0.01$)。

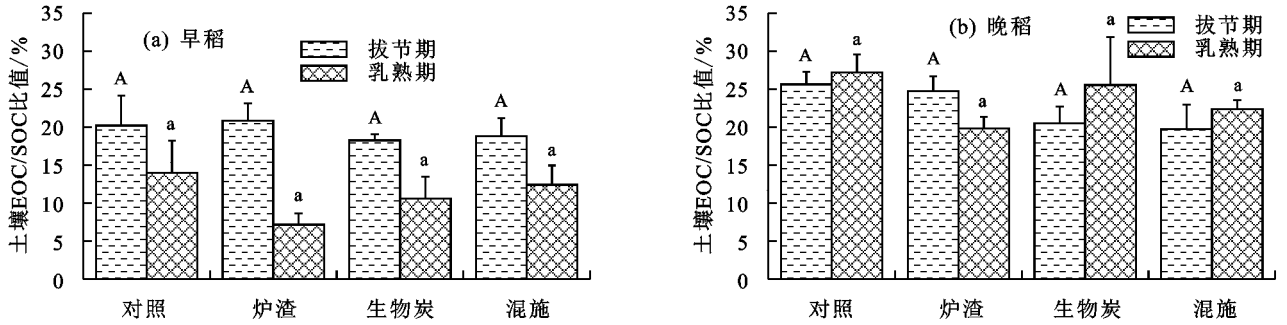


图 11 施加处理对稻田土壤 EOC/SOC 比值的影响

在晚稻生长季(表 2),稻田土壤含水量与土壤 DOC 含量、厌氧细菌数量呈显著正相关($p < 0.05$),与土壤好氧细菌数量、真菌数量呈极显著正相关($p < 0.01$)。稻田土壤 pH 与好氧细菌数量呈显著正相关($p < 0.05$)。稻田土壤电导率与土壤 EOC/SOC

比值呈极显著负相关($p < 0.01$)。稻田土壤 MBC 含量与土壤 DOC 含量、厌氧细菌数量呈显著负相关($p < 0.05$)。稻田土壤好氧细菌数量与厌氧细菌数量呈显著正相关($p < 0.05$),与真菌数量呈极显著正相关($p < 0.01$)。

表 1 早稻土壤活性有机碳与微生物数量 Pearson 相关性

项目	含水量	pH	电导率	EOC	MBC	DOC	EOC/SOC	好氧细菌	厌氧细菌	真菌
pH	0.027	1.000								
电导率	0.383	0.432	1.000							
EOC	0.152	-0.022	0.064	1.000						
MBC	0.029	-0.616 *	-0.212	-0.085	1.000					
DOC	0.178	-0.034	0.197	0.273	0.158	1.000				
EOC/SOC	-0.190	-0.102	-0.281	0.863 **	-0.078	0.170	1.000			
好氧细菌	-0.144	-0.518	-0.250	-0.023	0.017	-0.446	0.061	1.000		
厌氧细菌	0.234	0.457	0.739 **	0.152	-0.319	-0.279	-0.18	-0.202	1.000	
真菌	0.336	0.731 **	0.488	0.067	-0.517	-0.01	-0.19	-0.052	0.462	1.000
真菌/细菌	0.348	0.869 **	0.504	0.134	-0.457	0.246	-0.126	-0.612 *	0.493	0.815 **

注: * 表示显著相关($p < 0.05$); ** 表示极显著相关($p < 0.01$)。下同。

表 2 晚稻土壤活性有机碳和微生物数量 Pearson 相关性

项目	含水量	pH	电导率	EOC	MBC	DOC	EOC/SOC	好氧细菌	厌氧细菌	真菌
pH	0.317	1.000								
电导率	-0.028	-0.482	1.000							
EOC	0.137	0.05	0.284	1.000						
MBC	-0.358	-0.073	-0.428	0.075	1.000					
DOC	0.630 *	0.203	0.234	0.259	-0.589 *	1.000				
EOC/SOC	-0.235	0.573	-0.726 **	-0.083	0.102	-0.201	1.000			
好氧细菌	0.741 **	0.606 *	-0.037	-0.184	-0.359	0.488	-0.127	1.000		
厌氧细菌	0.679 *	0.332	0.203	0.012	-0.650 *	0.367	-0.178	0.658 *	1.000	
真菌	0.839 **	0.286	-0.042	-0.163	-0.166	0.524	-0.399	0.842 **	0.519	1.000
真菌/细菌	0.381	-0.443	0.001	-0.019	0.257	0.214	-0.575	0	-0.083	0.538

3 讨论

3.1 炉渣与生物炭施加对稻田土壤理化性质的影响

生物炭是生物质在缺氧条件下通过高温裂解成的一类高度芳香化难溶于水的物质,具有高度的稳定

性^[27]。炉渣是钢铁工业炼钢炉的残留物,含有较高的硅、钙、铝、铁等成分,部分炉渣中也含有较高含量的磷,因此炉渣常被作为硅肥或磷肥使用。大量研究^[28-29]表明,炉渣与生物炭施加于土壤中在一定程度上

上能够影响土壤的理化性质;也有研究^[30]表明,生物炭施加能够改善土壤物理结构,提高土壤养分利用率,提高土壤 pH,减少养分流失。同时,Wang 等^[26]研究表明,炉渣与生物炭混合施加,使得稻田土壤电导率、pH 显著升高。土壤是温室气体产生的重要源,土壤的理化性质如土壤 pH、含水率、电导率等因素都会直接影响土壤微生物量及其生理生化过程,从而影响土壤碳库的稳定性,进而影响温室气体的排放^[31]。在本研究中,炉渣与生物炭施加对稻田土壤含水量影响不明显,而对土壤 pH 及电导率的影响较大,炉渣与生物炭施加使得早稻土壤 pH 显著升高,并升高了早、晚稻土壤电导率,其中混合施加效应更为明显。同时,通过相关性分析发现,稻田土壤理化性质与土壤微生物及部分活性碳组分存在相关性。土壤 pH、有机质水平和水分等因素控制住土壤养分水平和微生物活性^[32]。因此,炉渣与生物炭施加,在改变土壤理化性质的同时使得土壤微生物的生存环境也有所改变,生存环境的改变必然导致微生物量的改变,而作为土壤碳库的固持者,微生物量的改变,则会进一步改变土壤碳库的稳定性。

3.2 炉渣与生物炭施加对稻田土壤微生物的影响

土壤中微生物具有各自的遗传特性、生理功能和特殊结构,这些微生物的生命活动会对土壤的理化性质造成影响,进而影响土壤结构和肥力^[33]。同时,土壤微生物是土壤有机质动态和养分有效性的主要调节者,土壤有机碳含量主要受细菌和真菌的控制。由于微生物对基质的利用程度以及对生存环境的要求不同,且不同微生物的代谢产物存在差异,因此,施加物的添加必然会改变微生物的生命活动。有研究^[34]表明,生物炭施加后部分细菌门丰度升高,另一部分细菌门丰度降低;Bamminger 等^[35]研究发现,将生物炭施加到农田土壤 37 天后,真菌/细菌比值升高;Muhammad 等^[36]研究发现,随着生物炭施加量的增加,真菌/细菌比值也会随之升高。生物炭施加后,土壤形成大量微小孔隙而使得土质疏松,在增加土壤溶氧量的同时为土壤微生物的生长提供了良好的微环境。此外,生物炭由于其疏松多孔的物理结构,有利于储存更多养分,为微生物的生长提供了充足的营养物质^[37]。炉渣中含有氧化铁,硅、钙、镁等微量元素,能为微生物的生长提供所需的元素,同时,炉渣能提高土壤的通透性,有利于微生物的生长^[38]。而混合施加方案在提高土壤溶氧量的同时为微生物的生长提供大量其本身所吸附的营养元素,因此,更能促进某些好氧微生物的生长。在本研究中,早稻拔节期真

菌/细菌比值显著升高,且混合施加效果最为显著,充分说明了这一点。此外,炉渣与生物炭施加在一定程度上也会抑制某些微生物的生长。炉渣与生物炭中可能存在部分成分对某些微生物具有毒害作用,或者改变了土壤 pH 或者其他理化因子从而对部分微生物的生长产生抑制效应^[39-40]。

3.3 废弃物施加作用下稻田土壤微生物与碳库稳定性的关系

土壤微生物是土壤有机碳矿化的驱动者同时也是土壤碳库的固持者,在土壤活性碳库稳定性方面有着及其重要的作用。土壤活性碳是指土壤中在一定时间内发生转化,易被植物和微生物利用的有机碳。土壤中微生物量碳(MBC)、易氧化态碳(EOC)和溶解性有机碳(DOC)被视为土壤活性碳的重要指标,能够很好的反映土壤质量^[41]。作为土壤中最活跃的部分,活性有机碳在土壤中移动速度快、稳定性差、易矿化和易被微生物利用。因此,活性有机碳虽然在土壤碳库中含量低,但在碳循环中却有着极其重要的作用。土壤碳库稳定性是指土壤碳库抵抗干扰和恢复水平的能力,是由土壤理化性质及人为、自然等因素共同决定的,同时也取决于土壤碳库组分的构成及其与环境的相互作用。研究^[42]表明,土壤中碳的存在形式及其与陆地生态系统间的碳交换与微生物密切相关。土壤微生物是土壤的主要降解者,在土壤有机质降解、有机碳固定等过程中扮演着重要的角色。也有研究^[43]表明,土壤微生物群落的丰度、群落结构和多样的变化,能够显著影响土壤碳的代谢路径;Zhang 等^[44]研究表明,土壤微生物可以直接或是间接地影响土壤微生物量碳,进而影响土壤有机碳的积累。由此可见,土壤微生物在土壤碳库的组成、转化与积累过程中起到了至关重要的作用。本研究中,在稻田土壤中,炉渣与生物炭混合施加,为微生物的活动提供了充足的碳源^[45]。炉渣与生物炭的施加促进了微生物的生长繁殖及其对碳源的利用能力,加快了稻田土壤有机质的分解速度,进而提高了土壤中活性有机碳含量,促进了土壤碳库的稳定性。

4 结论

(1)炉渣与生物炭施加能够增加稻田土壤微生物数量,升高土壤真菌/细菌比值,有利于土壤碳库稳定性,其中混合施加效果更为显著。

(2)3 种施加处理均使早稻拔节期真菌数量及真菌/细菌比值显著升高($p < 0.05$),其中真菌/细菌比值分别提高了 0.016,0.015,0.018,同时使晚稻乳熟期厌氧细菌数量显著增加($p < 0.05$)。生物炭单一施

加及混施处理使晚稻拔节期好氧细菌数量显著升高 ($p < 0.05$)。混施处理使早稻乳熟期好氧细菌数量显著升高 ($p < 0.05$)。

(3) 炉渣施加处理显著提高了早稻乳熟期土壤 DOC 的含量, 生物炭施加处理显著提高了早稻乳熟期土壤 SOC 含量 ($p < 0.05$), 混施处理使早稻拔节期土壤 SOC 含量显著升高, 使晚稻拔节期土壤 DOC 显著升高 ($p < 0.05$)。并且早、晚稻拔节期有机碳含量显著高于乳熟期。

(4) 稻田土壤理化性质、微生物数量及有机碳含量三者相互影响, 早稻土壤 pH 与土壤 MBC 含量呈显著负相关 ($p < 0.05$), 与真菌数量呈极显著正相关 ($p < 0.01$)。晚稻土壤含水量与 DOC ($p < 0.05$)、好氧细菌 ($p < 0.01$)、厌氧细菌 ($p < 0.05$)、真菌 ($p < 0.01$) 呈显著正相关。MBC 与厌氧细菌呈显著负相关 ($p < 0.05$)。

参考文献:

- [1] Bhatia A, Pathak H, Jain N, et al. Global warming potential of manure amended soils under rice-wheat system in the Indo-Gangetic plains[J]. Atmospheric Environment, 2005, 39(37): 6976-6984.
- [2] Lal R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change[J]. Geoderma, 2004, 123(1/2): 1-22.
- [3] Gök M, Coupé VMH, Berkhof J, et al. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests[J]. Nature, 2000, 404(6780): 861-865.
- [4] 潘根兴, 李恋卿, 张旭辉, 等. 中国土壤有机碳库量与农业土壤碳固定动态的若干问题[J]. 地球科学进展, 2003, 18(4): 609-618.
- [5] 朱秋丽, 曾冬萍, 王纯, 等. 废弃物施加对福州平原稻田土壤团聚体分布及其稳定性的影响[J]. 环境科学学报, 2016, 36(8): 3000-3008.
- [6] 许轲, 刘萌, 陈京都, 等. 麦秸秆全量还田对稻田土壤溶解有机碳含量和水稻产量的影响[J]. 应用生态学报, 2015, 26(2): 430-436.
- [7] 张俊华. 施用不同屠宰场废弃物对碱化土壤肥力质量的影响[J]. 土壤, 2014, 46(4): 769-772.
- [8] Zhang Z C, Liu L J, Wang Z Q, et al. Effect of direct-seedling with non-flooding and wheat residue returning patterns on greenhouse gas emission from rice paddy[J]. Agricultural Science and Technology, 2015, 16(1): 16-21.
- [9] Liang B, Lehmann J, Sohi S P, et al. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil[J]. Organic Geochemistry, 2010, 41(2): 206-213.
- [10] Wang W, Lai D Y F, Li S, et al. Steel slag amendment reduces methane emission and increases rice productivity in subtropical paddy fields in China[J]. Wetlands Ecology and Management, 2014, 22(6): 683-691.
- [11] Ali M A, Lee C H, Kim P J. Effect of silicate fertilizer on reducing methane emission during rice cultivation[J]. Biology and Fertility of Soils, 2008, 44: 597-604.
- [12] Ali M A, Oh J H, Kim P J. Evaluation of silicate iron slag amendment on reducing methane emission from flood water rice farming[J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 2008, 128: 21-26.
- [13] Liu Q H, Shi X Z, Weindorf D C, et al. Soil organic carbon storage of paddy soils in China using the 1 : 1 000 000 soil database and their implications for C sequestration[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2006, 20(3): e002731
- [14] Song G H, Li L Q, Pan G X, et al. Topsoil organic carbon storage of China and its loss by cultivation[J]. Biogeochemistry, 2005, 74(1): 47-62.
- [15] Cayuela M L, Sinicco T, Mondini C. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil[J]. Applied Soil Ecology, 2009, 41(1): 118-127.
- [16] Liang C, Balser T C. Microbial production of recalcitrant organic matter in global soils: Implications for productivity and climate policy[J]. Nature Reviews Microbiology, 2011, 9(1): 75.
- [17] Qian H Y, Pan J J, Sun B. The relative impact of land use and soil properties on sizes and turnover rates of soil organic carbon pools in Subtropical China[J]. Soil Use and Management, 2013, 29(4): 510-518.
- [18] Guo L P, Lin E. Carbon sink in cropland soils and the emission of greenhouse gases from paddy soils: A review of work in China[J]. Chemosphere-Global Change Science, 2001, 3(4): 413-418.
- [19] Mer J L, Roger P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review[J]. European Journal of Soil Biology, 2001, 37(1): 25-50.
- [20] 陈世亮. 福州南台岛地热前景浅析[J]. 福建地质, 2009, 28(4): 310-314.
- [21] Wang W, Zeng C, Sardans J, et al. Amendment with industrial and agricultural wastes reduces surface-water nutrient loss and storage of dissolved greenhouse gases in a subtropical paddy field[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2016, 231: 296-303.
- [22] 中科院南京土壤研究所土壤物理室. 土壤物理性质测定方法[M]. 北京: 科学出版社, 1978.
- [23] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [24] Wassmann R, Neue H U, Bueno C, et al. Methane production capacities of different rice soil derived from inherent and exogenous substrates[J]. Plant and Soil,

- 1998,203:227-237.
- [25] 王宝霞. 闽江口鱗鱼滩入侵种互花米草与土著芦苇湿地壤碳库特征比较[D]. 福州: 福建师范大学, 2011.
- [26] Wang W Q, Lai D Y F, Abbas A, et al. Effects of steel slag and biochar incorporation on active soil organic carbon pools in a subtropical paddy field[J]. *Agronomy*, 2018, 135: e8080135.
- [27] Jr M J A, Grønli M. The art, science, and technology of charcoal production[J]. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 2003, 42(8): 1619-1640.
- [28] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soil[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(5): 1719-1730.
- [29] Zheng J F, Chen J H, Pan G X, et al. Biochar decreased microbial metabolic quotient and shifted community composition four years after a single incorporation in a slightly acid rice paddy from southwest China[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 571: 206-217.
- [30] Lehmann J, Silva J P D, Steiner C, et al. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments[J]. *Plant and Soil*, 2003, 249(2): 343-357.
- [31] 李海防, 夏汉平, 熊燕梅, 等. 土壤温室气体产生与排放影响因素研究进展[J]. *生态环境*, 2007, 16(6): 1781-1788.
- [32] Zimmermann M, Bird M I, Wurster C, et al. Rapid degradation of pyrogenic carbon[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(11): 3306-3316.
- [33] Liu W J, Zhu Y G, Hu Y, et al. Arsenic sequestration in iron plaque, its accumulation and speciation in mature rice plants [J]. *Environmental Science and Technology*, 2006, 40(18): 5730-5736.
- [34] Kirby R. Actinomycetes and lignin degradation[J]. *Advances in Applied Microbiology*, 2005, 58: 125-168.
- [35] Bamminger C, Zaiser N, Zinsler P, et al. Effects of biochar, earthworms, and litter addition on soil microbial activity and abundance in a temperate agricultural soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2014, 50(8): 1189-1200.
- [36] Muhammad N, Dai Z, Xiao K, et al. Changes in microbial community structure due to biochars generated from different feedstocks and their relationships with soil chemical properties[J]. *Geoderma*, 2014, 226(1): 270-278.
- [37] Lehmann J, Silva J P D, Steiner C, et al. Nutrient availability and leaching in an archaeological anthrosol and a ferralsol of the central amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments[J]. *Plant and Soil*, 2003, 249(2): 343-357.
- [38] Wang W, Sardans J, Lai D Y, et al. Effects of steel slag application on greenhouse gas emissions and crop yield over multiple growing seasons in a subtropical paddy field in China[J]. *Field Crops Research*, 2015, 171: 146-156.
- [39] Carson J K, Campbell L, Rooney D, et al. Minerals in soil select distinct bacterial communities in their microhabitats[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2009, 67(3): 381-388.
- [40] Cao X D, Harris W. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(14): 5222-5228.
- [41] Li S, Zhang S R, Pu Y L, et al. Dynamics of soil labile organic carbon fractions and C-cycle enzyme activities under straw mulch in Chengdu Plain[J]. *Soil and Tillage Research*, 2015, 155: 289-297.
- [42] 潘根兴, 李恋卿, 张旭辉. 土壤有机碳库与全球变化研究的若干前沿问题: 兼开展中国水稻土有机碳固定研究的建议[J]. *南京农业大学学报*, 2002, 25(3): 100-109.
- [43] Guo L J, Lin S, Liu T Q, et al. Effects of conservation tillage on topsoil microbial metabolic characteristics and organic carbon within aggregates under a rice (*Oryza sativa* L.)-wheat (*Triticum aestivum* L.) cropping system in central China[J]. *PLoS One*, 2016, 11(1): e0146145.
- [44] Zhang H L, Bai X L, Xue J F, et al. Emissions of CH₄ and N₂O under different tillage systems from double-cropped paddy fields in southern china[J]. *PLoS One*, 2013, 8(6): e65277.
- [45] Roper M M, Gupta V V S R, Murphy D V. Tillage practices altered labile soil organic carbon and microbial function without affecting crop yields [J]. *Soil Research*, 2010, 48: 274-285.