

灌溉与生物质炭对土壤硝化反硝化功能微生物的影响

刘杰云, 邱虎森, 张文正, 胡壮壮, 吕谋超, 王钰

引用本文:

刘杰云, 邱虎森, 张文正, 胡壮壮, 吕谋超, 王钰. 灌溉与生物质炭对土壤硝化反硝化功能微生物的影响[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(10): 2254-2263.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2023-0090>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

模拟水位下降与刈割对高寒湿地土壤氨氧化与反硝化微生物的影响

孙翼飞, 沈菊培, 张翠景, 孙书存, 贺纪正

农业环境科学学报. 2017, 36(11): 2356-2364 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0589>

不同生物质炭对酸化茶园土壤N₂O和CO₂排放的影响

孙贇, 何志龙, 林杉, 张水清, 柳维扬

农业环境科学学报. 2017, 36(12): 2544-2552 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0845>

田间老化生物质炭对潮土氨挥发的影响

廖霞, 刘德燕, 陈增明, 何铁虎, 牛玉慧, 丁维新

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1326-1336 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1414>

养殖肥液不同灌溉强度下硝化-脲酶抑制剂-生物炭联合阻控氮淋溶的研究

杨涵博, 罗艳丽, 赵迪, 赖睿特, 张克强, 梁军锋, 沈丰菊, 王凤

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2363-2370 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0471>

猪粪炭对茶园土壤硝化过程及微生物酶活性的影响

何莉莉, 黄佳佳, 刘玉学, 吕豪豪, 汪玉瑛, 杨生茂

农业环境科学学报. 2020, 39(12): 2824-2832 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0696>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

刘杰云, 邱虎森, 张文正, 等. 灌溉与生物质炭对土壤硝化反硝化功能微生物的影响[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(10): 2254-2263.

LIU J Y, QIU H S, ZHANG W Z, et al. Effects of irrigation types and biochar amendment on soil nitrifying and denitrifying functional microorganisms[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2023, 42(10): 2254-2263.

灌溉与生物质炭对土壤硝化反硝化功能微生物的影响

刘杰云^{1,2}, 邱虎森², 张文正^{1*}, 胡壮壮³, 吕谋超¹, 王钰²

(1. 中国农业科学院农田灌溉研究所农业农村部节水灌溉工程重点实验室, 河南 新乡 453002; 2. 宿州学院环境与测绘工程学院, 安徽 宿州 234100; 3. 宿州市农业科学院, 安徽 宿州 234100)

摘要:为研究不同灌溉方式下生物质炭添加对土壤硝化及反硝化微生物的调控效应,本研究采用田间小区试验,通过在不同灌溉方式下(常规地表漫灌、滴灌、喷灌和微喷灌)添加不同量生物质炭(0、10、20 t·hm⁻²),结合实时荧光定量PCR技术,研究了灌溉方式与生物质炭对华北地区冬小麦拔节期土壤硝化及反硝化微生物相关功能基因的影响。结果表明:与漫灌相比,滴灌、喷灌、微喷灌显著降低了土壤NH₄⁺-N含量,降幅分别为49.30%~68.25%、30.22%~57.19%和43.63%~56.83%(*P*<0.05),但在一定程度上增加了土壤NO₃⁻-N含量,增幅分别为5.14%~62.39%、0~173.50%和0~87.90%。由于滴灌、喷灌、微喷灌等节水灌溉方式的灌水量远低于常规漫灌方式(约为漫灌灌水量的50%),因而会产生有利于硝化反应而抑制反硝化反应的环境,增加土壤硝化微生物功能基因AOA-*amoA*和AOB-*amoA*的基因丰度,且均表现为微喷灌>喷灌>滴灌>漫灌。同时,在各灌溉方式下,添加生物质炭可增加AOA-*amoA*和AOB-*amoA*的基因丰度,这可能主要归因于生物质炭发达的孔隙结构和良好的水肥吸附能力。与漫灌相比,滴灌、喷灌、微喷灌均降低了土壤反硝化微生物*nosZ*基因丰度。但在各灌溉方式下,添加生物质炭,尤其是高量生物质炭(20 t·hm⁻²)可提高反硝化微生物*nosZ*基因丰度,从而降低土壤反硝化过程的N₂O损失风险。综上所述,节水灌溉方式与生物质炭互作可促进拔节期土壤硝化作用,并通过影响反硝化微生物活动调节土壤反硝化过程,微喷灌方式下添加20 t·hm⁻²生物质炭可有效促进小麦对氮素的吸收利用。

关键词:灌溉方式;生物质炭;硝化作用;反硝化作用;微生物

中图分类号:S154.3 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2023)10-2254-10 doi:10.11654/jaes.2023-0090

Effects of irrigation types and biochar amendment on soil nitrifying and denitrifying functional microorganisms

LIU Jieyun^{1,2}, QIU Husen², ZHANG Wenzheng^{1*}, HU Zhuangzhuang³, LÜ Mouchao¹, WANG Yu²

(1. Key Laboratory of Water-Saving Irrigation Engineering, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Farmland Irrigation Research Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453002, China; 2. School of Environment and Surveying Engineering, Suzhou University, Suzhou 234100, China; 3. Suzhou Academy of Agricultural Sciences, Suzhou 234100, China)

Abstract: Presently, it is unclear how biochar regulates the microbial processes of nitrification and denitrification under different irrigation types. Therefore, a field experiment was conducted under four irrigation types (normal flooding, drip, sprinkler and micro-sprinkler irrigations, represented) with three biochar treatments: no biochar treatment (CK), 10 t·hm⁻² biochar (LB), and 20 t·hm⁻² biochar (HB). Real time PCR technology was adopted to analyze the abundances of nitrification and denitrification functional genes in the joint phase of

收稿日期:2023-02-08 录用日期:2023-05-08

作者简介:刘杰云(1985—),女,博士,讲师,主要从事灌溉农田土壤环境研究。E-mail:liujieyun66@163.com

*通信作者:张文正 E-mail:zhangntggs@163.com

基金项目:安徽省教育厅高校科学基金项目(2022AH051383,2022AH030137,SK2021A0698);安徽省质量工程重点项目(2021jyxm1499);农业农村部节水灌溉工程重点实验室项目(IFI2023KF01);宿州学院校级教学研究重点项目(szy2022ksjy08)

Project supported: Natural Science Foundation of the Higher Education Institution of Anhui Province(2022AH051383,2022AH030137,SK2021A0698); Key Project of Quality Engineering in Anhui Province(2021jyxm1499); The Key Lab of Water-Saving Irrigation Engineering, Ministry of Agriculture and Rural Affairs(IFI2023KF01); Key Project of Teaching Research of Suzhou University(szy2022ksjy08)

winter wheat in the North China Plain. Compared to flooding irrigation, the drip, sprinkler and micro-sprinkler irrigation methods significantly reduced soil NH_4^+-N contents by 49.30%–68.25%, 30.22%–57.19% and 43.63%–56.83% ($P<0.05$), but increased soil NO_3^--N contents by 5.14%–62.39%, 0–173.50% and 0–87.90%, respectively. Owing to the low amount of irrigation water compared to flooding irrigation, the drip, sprinkler and micro-sprinkler irrigation methods can create an environment fit for nitrification but unfit for denitrification. This, therefore increased the abundance of AOA-*amoA* and AOB-*amoA* genes, in the following order: micro-sprinkler irrigation>sprinkler irrigation>drip irrigation>flooding irrigation. Meanwhile, in all irrigation types, biochar amendment increased the abundance of AOA-*amoA* and AOB-*amoA* genes because of the pore structure and adsorption of biochar. Compared with flooding irrigation, the drip, sprinkler and micro-sprinkler irrigation methods decreased the abundances of *nosZ* genes in the soil. Whereas, in all irrigation types, biochar amendment (particularly the HB treatment) increased the abundance of *nosZ* genes, and thus may reduce the risk of N_2O loss via soil denitrification. Overall, the interaction of saving water irrigation types and biochar amendment can promote soil nitrification, and affect soil denitrification by regulating the activities of denitrifying microorganisms. Biochar addition with $20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ can promote nitrogen adsorption by wheat under micro-sprinkler irrigation.

Keywords: irrigation method; biochar; nitrification; denitrification; microorganisms

硝化和反硝化作用是土壤氮循环中的重要过程,二者均受到土壤微生物的调控。硝化作用将在土壤中移动性较小的铵根离子转化为移动性较强的硝酸根离子,有利于补充根区氮素,便于植物吸收利用。氨氧化作用是土壤硝化作用的第一步,也是其限速步骤^[1]。氨氧化作用主要由具有编码氨单加氧酶基因 *amoA* 的氨氧化微生物参与完成,包括氨氧化细菌 (Ammonia-oxidizing bacteria, AOB) 和氨氧化古菌 (Ammonia-oxidizing archaea, AOA)。氨氧化细菌在中性或碱性及富氮环境中占主导地位,而氨氧化古菌则在酸性及养分含量较低的环境中占主导地位^[2]。反硝化作用是在嫌气条件下,硝酸盐在反硝化微生物的作用下,还原为 N_2 、 N_2O 或 NO 的过程,又被称为脱氮作用,它是在由 *nar*、*nir*、*nor*、*nos* 等基因编码的一系列还原酶的作用下完成的。土壤硝化作用及反硝化作用受土壤水分、养分、氧气、pH、温度等的影响。

灌溉可通过改变土壤水分状况及理化性质、微生物数量及活性、土壤中气体扩散速率等影响土壤氮转化过程^[3]。不同灌溉方式下土壤水分含量及分布有较大差异,因而其对土壤氮转化过程的影响差异也较大^[4-5]。滴灌采用滴灌带,通过少量多次灌水,在不破坏土壤结构条件下,将水肥精确施到根系周围,为根际创造良好的生长条件。喷灌灌水过程类似天然降雨,水分以微小液滴的形式逐渐且均匀地降落并渗入土壤,减少了表层土壤紧实度和板结,从而提高了土壤孔隙度和通气性。微喷灌是通过微喷带将水喷射到空中,散成细小雾滴,喷洒到根区的一种节水灌溉技术。节水灌溉方式因其较高的水分利用效率,可有效降低灌水量。土壤水分含量的改变势必影响土壤微生物群落及功能菌群的作用。如充足的水分条件

可以提高微生物的丰富度和均匀度^[6];与 AOB 相比,干燥的土壤环境更有利于 AOA 丰度的提高^[7]。土壤水分含量的增加会促进微生物反硝化过程^[8],在降低土壤铵态氮 (NH_4^+-N) 含量的同时会增加硝态氮 (NO_3^--N) 的迁移与淋失风险。韩冰等^[9]的研究结果表明滴灌和渗灌较沟灌降低了土壤反硝化细菌丰度,进而降低 N_2O 排放。不同灌溉方式是否可通过改变土壤湿润体的大小,影响土壤氮形态,尤其是无机氮的形态及其微生物过程,有待于进一步研究。

生物质炭作为一种碱性、多孔性、高比表面积和含有大量表面电荷及高电荷密度的材料,施入土壤后能够在改变土壤 pH、吸附固定土壤无机离子及各种极性和非极性化合物的同时,一定程度上改变土壤结构和微环境,如土壤通气性等^[10],从而对土壤硝化及反硝化过程产生影响。Xiao 等^[11]的研究发现,生物质炭通过改善土壤孔隙结构和通气状况,增加溶氧量来改变 AOA 和 AOB 的活性,从而促进土壤硝化作用。Song 等^[12]通过 12 周的培养试验发现,4~6 周内生物质炭对土壤氨氮的吸附作用促进了氨氧化作用。生物质炭可促进土壤 pH 的升高和土壤硝化速率的提升,有利于提高 NO_3^--N 含量^[13-14]。王晓辉等^[15]将稻秆生物质炭施入到酸性土壤中,结果发现,土壤中 AOB 的丰度和 pH 均增加,进而增加了土壤的硝化潜势。生物质炭带入的电子供体,可降低 NO_3^--N 含量,促进 N_2O 排放,而对铵根离子和硝酸根离子的吸附作用和生物质炭的强碱性引起的氨挥发却不利于反硝化过程的进行^[16]。

目前,灌溉方式与生物质炭互作对土壤氮转化的影响研究主要集中在氮形态、氮素损失、氮素利用率等方面。Wang 等^[17]的研究表明,与畦灌相比,膜下滴

灌可降低土壤矿质态氮含量及 N_2O 排放,在各灌溉方式下(畦灌、地表滴灌、膜下滴灌),添加生物质炭均可降低土壤 N_2O 排放和 NH_3 挥发,增加土壤 NO_3^- -N含量及植物对氮素的吸收利用。节水灌溉模式与生物质炭互作可降低土壤 NO_3^- -N的淋溶损失,与漫灌、畦灌相比,喷灌条件下,土壤淋洗液中 NO_3^- -N分别降低了37.51%和34.29%,生物质炭与漫灌、畦灌互作对 NO_3^- -N淋失均没有影响,但喷灌条件下添加生物质炭可显著降低 NO_3^- -N淋失^[18]。此外,灌溉和生物质炭均可通过影响土壤微生物的活动而影响土壤矿质态氮的迁移转化。蔡九茂等^[19]的研究发现,参与土壤矿质态氮转化的关键功能菌群不受滴灌方式(地表滴灌和插入式滴灌)的影响,但受生物质炭的调控,生物质炭削弱了地表滴灌与插入式滴灌非根际土壤硝态氮的差异,促进了同种滴灌方式下非根际土壤 NO_3^- -N的积累。综上所述,不同灌溉方式及生物质炭均可影响矿质态氮的迁移转化,但不同灌溉方式与生物质炭互作如何影响土壤硝化及反硝化微生物,进而影响土壤矿质态氮的转化,目前尚不清楚。基于此,本研究采用田间小区试验,通过在4种不同灌溉方式下(常规地表漫灌、滴灌、喷灌和微喷灌)添加不同量生物质炭(0、10、20 t·hm⁻²),研究灌溉方式与生物质炭互作对土壤硝化及反硝化作用相关功能微生物的影响,拟探明灌溉方式与生物质炭互作对土壤矿质态氮转化影响的微生物学机制,以期为华北地区节水灌溉方式及生物质炭的应用提供理论基础。

1 材料与方法

1.1 供试土壤与生物质炭

试验小区位于河南省新乡县七里营镇中国农业科学院新乡综合试验基地(35°08'N, 113°45'E),海拔73.2 m。本区域多年平均气温为14.1℃,多年平均降水量为582 mm,且多集中在7—9月(占全年降水量的70%~80%),无霜期为210 d,多年平均蒸发量为2 000 mm,光热资源丰富,农作物种植制度以冬小麦—

夏玉米轮作为主。供试土壤类型为潮土,土壤质地为粉壤土。生物质炭产自河南商丘三利新能源有限责任公司,为花生壳在500℃左右条件下制成,为粉末状。供试土壤和生物质炭的基本理化性质见表1。

1.2 试验设计

本试验小区面积为49 m²(7 m×7 m),小区之间设置2 m宽保护行。选取4种灌溉方式:传统漫灌(F)、滴灌(D)、喷灌(S)和微喷灌(I)。因本研究土壤为碱性土壤,为避免生物质炭对碱性土壤的pH影响过大,每种灌溉方式设置3个较低量的生物质炭处理:①无生物质炭添加(CK);②添加10 t·hm⁻²生物质炭(LB);③添加20 t·hm⁻²生物质炭(HB)。生物质炭在2018年10月冬小麦种植前添加,具体施用方法:前茬玉米收获后,采用移动式喷灌方式灌水,待土壤湿度适宜后,用旋耕机旋耕,为保证灌水均匀度,再用激光平地仪平整土地。人工划定小区后,按照不同处理将基肥、生物质炭先后人工均匀撒施入土壤,然后翻耕(为避免翻耕对不同生物质炭处理造成影响,按照生物质炭处理纵向直线翻耕),以免灌水时出现生物质炭漂浮损失。翻耕后人工起田埂(高20 cm左右),起埂所用土壤来自保护行。灌水时,虽然有少量生物质炭漂浮现象,但由于田埂的保护,避免了不同处理间的影响及生物质炭的损失。每个处理3个重复,小区分布见图1。

供试冬小麦品种为矮抗207,2018年10月11日种植,行间距20 cm,2019年6月8日收获,小麦产量等作物生长情况详见文献[20]。氮肥施用量按照当地常规施肥,总施氮量为202.5 kg·hm⁻²,分2次人工撒施入土壤,小麦播种前施用750 kg·hm⁻²含钾二铵复合肥(N、P₂O₅、K₂O质量比为15:39:8)作为基肥(以N计为112.5 kg·hm⁻²),返青期施用600 kg·hm⁻²尿素作为追肥(以N计为90 kg·hm⁻²),施肥后灌水。灌溉用水来自地下水,符合灌溉用水水质标准,根据作物需水规律灌水4次:2018年11月12日采用移动式喷灌方式灌越冬水;2019年2月25日、4月17日、5月20

表1 供试土壤(0~20 cm)及生物质炭基本理化性质

Table 1 Basic properties of soil and biochar

项目 Item	总碳TC/ (g·kg ⁻¹)	总氮TN/ (g·kg ⁻¹)	总磷TP/ (g·kg ⁻¹)	总钾TK/ (g·kg ⁻¹)	pH	容重BD/ (g·cm ⁻³)	灰分 Ash/%	砂粒 Sandy/%	粉粒 Sil/%	黏粒 Clay/%
土壤 Soil	9.5	1.0	0.8	21.6	7.9	1.29	—	23.5	69.7	6.8
生物质炭 Biochar	427.1	11.7	7.5	27.6	10.1	0.18	37.2	—	—	—

注:“—”表示未测。

Note: “—” represented not analyzed.

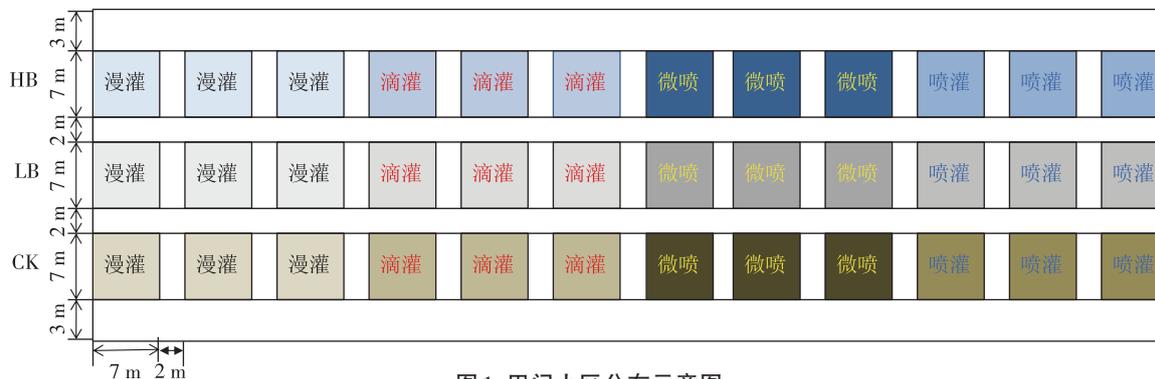


图1 田间小区分布示意图

Figure 1 The distribution diagram of field plots

日分别进行灌水,漫灌为灌足水,每次灌水定额约为90 mm(每次每个小区灌水量为4.4 t),滴灌、喷灌、微喷灌根据当地降水量及作物需水量来确定,设定每次灌水定额为45 mm(每次每个小区灌水量为2.2 t)。每个小区一个水表和阀门,单独控制。整个小麦生育期漫灌、滴灌、喷灌和微喷灌的总灌水量分别为360、225、225 mm和225 mm。农田病虫害防治等田间管理均采用当地常规管理模式:12月下旬喷施除草剂,4月初及4月底分别喷施防治病虫害(蚜虫、白粉病、黄锈病)药剂1次,同时添加磷酸二氢钾增加作物营养。

1.3 土壤样品采集与测定

于冬小麦拔节期(2019年4月2日)采集土壤样品。在每个小区内按照“S”形取5个点,采集0~20 cm耕层土壤,混合后作为1个样品。将土壤样品中的根系、石子等挑出,并将其充分混匀,实验室4℃保存。另取其中200 g左右样品迅速用锡箔纸包好,放入灭菌的袋子,投入到液氮中,运送至实验室,-80℃冰箱保存备用。

取50 mL的0.5 mol·L⁻¹ K₂SO₄加到10 g土中,振荡1 h后过滤。滤液用连续流动分析仪(AA3,德国)测定土壤中的NH₄⁺-N和NO₃⁻-N含量;矿质态氮(N_{min})为NH₄⁺-N和NO₃⁻-N含量之和。土壤pH值测定:蒸馏水(土水比为1:2.5)浸提30 min,用Mettler-toledo320 pH计测定。

1.4 硝化/反硝化微生物功能基因丰度测定

土壤中微生物的总DNA用DNA提取试剂盒(PowerSoil™ DNA Isolation Kit, Mo Bio Laboratories Inc., CA)提取,使用Nanodrop2000核酸分析仪测定DNA浓度和纯度后,将提取的总DNA置于-20℃保存。

AOA-*amoA*、AOB-*amoA*、*nirK*和*nosZ*基因标准曲线的构建参见Chen等^[21]的方法:首先构建克隆文库,

然后选择阳性克隆子,吸取10 μL菌液于5 mL含氨苄青霉素的LB培养基中,37℃摇床培养10 h,提取重组质粒,测量OD值,换算成拷贝数。10倍梯度稀释作为标准曲线的模板。标准曲线的范围为10²~10⁸。拷贝数计算:拷贝数(μL)=6.02×10²³×质粒浓度(ng·μL⁻¹)×10⁻⁹/(插入片段长度×660)。

实时荧光定量PCR(qPCR)分析:所用仪器为ABI 7500荧光定量PCR仪(Applied Biosystem)。AOA-*amoA*、AOB-*amoA*、*nirK*和*nosZ*基因的反应体系为:1 μL DNA模板,0.8 μL上游引物(Arch-*amoA*F^[21], AmoA-1F,*nirK*-FlaCu^[22],*nosZ*-1126F^[23]),0.8 μL下游引物(Arch-*amoA*R, AmoA-2R,*nirK*-R3Cu,*nosZ*-1381R),10 μL 2X Taq Plus Master Mix,补充ddH₂O至20 μL。AOA-*amoA*、AOB-*amoA*和*nosZ*的扩增程序相同:95℃预变性5 min;95℃30 s,55℃30 s,35个循环;72℃1 min。*nirK*扩增程序:95℃预变性5 min;95℃30 s,58℃30 s,35个循环;72℃1 min。

1.5 数据分析

运用SPSS 20.0分析软件对数据进行单因素方差分析(ANOVA,置信水平为95%)和双因素方差分析;利用R语言分析软件分析土壤性质与功能基因丰度之间的相关性。

2 结果与分析

2.1 灌溉方式及生物质炭添加对土壤性质的影响

由双因素方差分析的结果(表2)可知,灌溉方式可显著影响土壤NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、N_{min}和pH($P<0.01$),生物质炭添加可显著影响土壤NH₄⁺-N($P<0.01$)、N_{min}($P<0.05$)和pH($P<0.01$),但对土壤NO₃⁻-N含量影响不显著($P>0.05$)。灌溉方式与生物质炭交互可显著影响土壤NO₃⁻-N($P<0.01$)、N_{min}($P<0.01$)和pH($P<0.05$),但对土壤NH₄⁺-N含量影响不显著($P>0.05$)。

由图2可知,无论添加生物质炭与否,D、S和I处理均较F处理显著降低了土壤NH₄⁺-N含量($P<0.05$)。在F及I处理条件下,添加生物质炭对土壤NH₄⁺-N含量无显著影响($P>0.05$)。与D+CK处理相比,D+LB和D+HB处理显著降低了土壤NH₄⁺-N含量($P<0.05$)。在S处理条件下,仅S+HB处理较S+CK处理显著降低了土壤NH₄⁺-N含量($P<0.05$)。在CK处理中,D+CK较I+CK显著增加了土壤NO₃⁻-N含量($P<0.05$),其他处理之间差异不显著($P>0.05$)。在LB处理中,D、S与I处理均较F处理显著增加了土壤NO₃⁻-N含量($P<0.05$),且S处理显著高于D和I处理($P<0.05$)。在HB

处理中,I较F、D和S处理显著增加了土壤NO₃⁻-N含量($P<0.05$)。F处理条件下,添加生物质炭对土壤NO₃⁻-N含量影响不显著($P>0.05$)。D+HB较D+CK处理显著降低了土壤NO₃⁻-N含量($P<0.05$)。在S处理条件下,各生物质炭处理之间差异均显著($P<0.05$),其土壤NO₃⁻-N含量从大到小依次为S+LB>S+CK>S+HB。土壤Nmin含量变化与NH₄⁺-N含量变化较一致,即无论添加生物质炭与否,D、S和I处理均较F处理显著降低了土壤Nmin含量(S+LB除外, $P<0.05$)。在F及I处理条件下,添加生物质炭对土壤Nmin含量无显著影响($P>0.05$)。D处理条件下,D+LC和D+HC处

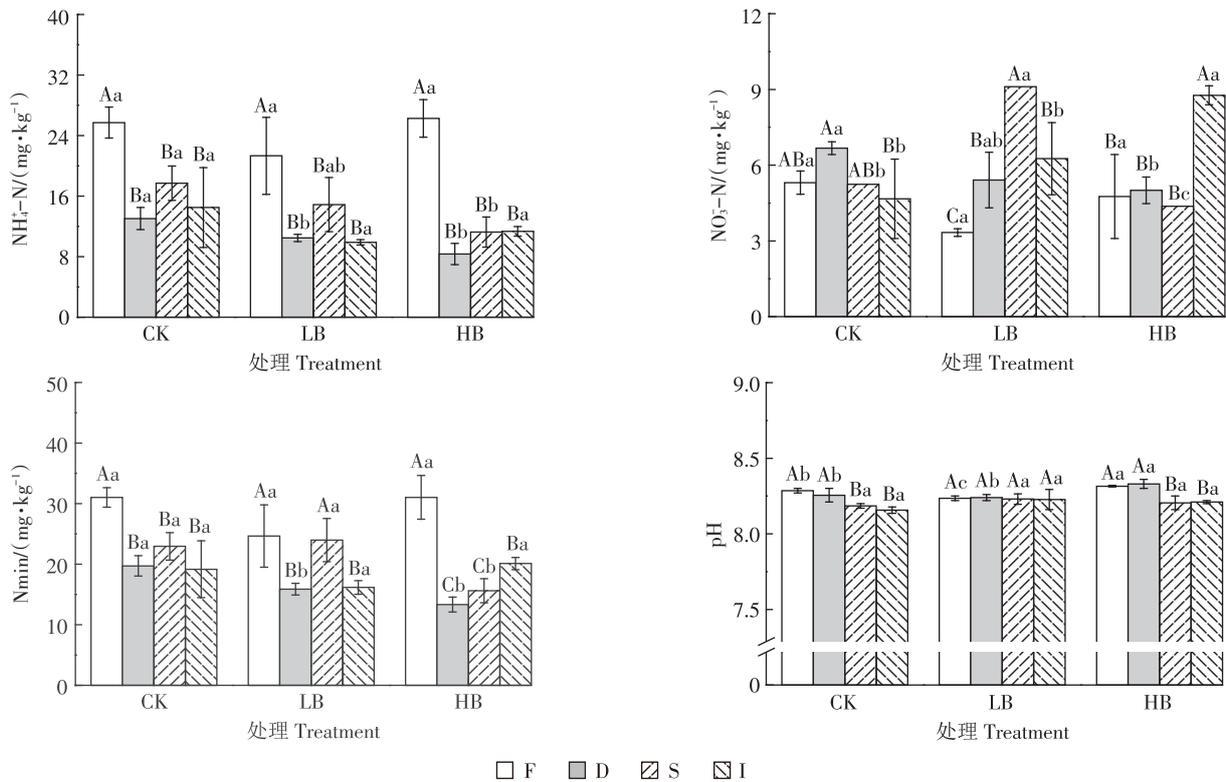
表2 灌溉方式及生物质炭对土壤性质影响的双因素方差分析

Table 2 Two-way ANOVA analysis for the effects of irrigation types and biochar on soil properties

因子 Factor	自由度 <i>df</i>	NH ₄ ⁺ -N		NO ₃ ⁻ -N		Nmin		pH	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Ir	3	46.560	<0.001	9.976	<0.001	34.946	<0.001	16.684	<0.001
B	2	6.549	0.005	1.204	0.317	4.987	0.015	6.149	0.007
B×Ir	6	1.637	0.180	15.817	<0.001	4.614	0.003	3.559	0.012

注:B表示生物质炭;Ir表示灌溉方式。下同。

Note: B represented biochar; Ir represented irrigation type. The same below.



不同大写、小写字母分别表示同一生物质炭添加量下不同灌溉方式之间、同一灌溉方式下不同生物质炭处理之间在 $P<0.05$ 水平下差异显著。下同。
Different uppercase and lowercase letters on the bar indicate significant differences at $P<0.05$ level among different irrigation types under same biochar rate and different biochar rates under same irrigation type, respectively. The same below.

图2 灌溉方式及生物质炭添加对土壤性质的影响

Figure 2 Effects of irrigation types and biochar amendment on soil properties

理较 D+CK 处理显著降低了土壤 Nmin 含量 ($P<0.05$)。S 处理条件下, S+HB 较 S+CK 处理显著降低了土壤 Nmin 含量 ($P<0.05$)。在 CK 和 HB 处理中, S 和 I 处理较 F 和 D 处理显著降低了土壤 pH ($P<0.05$), 而在 LB 处理中, 各灌溉方式之间差异不显著 ($P>0.05$)。在 S 及 I 处理条件下, 生物质炭添加对土壤 pH 影响不显著。F 处理条件下, 各生物质炭处理之间差异显著 ($P<0.05$), 其大小顺序表现为 F+HB>F+CK>F+LB。D 处理条件下, D+HB 处理的土壤 pH 显著高于 D+CK 和 D+LB 处理 ($P<0.05$)。

2.2 灌溉方式及生物质炭添加对土壤硝化/反硝化功能基因丰度的影响

由双因素方差分析结果(表3)可知,灌溉方式可影响土壤 AOA-*amoA*、AOB-*amoA*、*nirK* 和 *nosZ* 的基因丰度 ($P<0.01$)。生物质炭添加量可显著影响土壤 AOB-*amoA*、*nirK* 和 *nosZ* 的基因丰度 ($P<0.01$), 但灌溉方式与生物质炭交互仅对土壤 *nosZ* 基因丰度有显著影响 ($P<0.01$)。

灌溉方式及生物质炭对土壤硝化/反硝化功能基因丰度的影响见图3。在 CK 处理中, 各灌溉方式的土壤 AOA-*amoA* 基因丰度之间均有显著差异(除 S 处理外, $P<0.05$), 其大小依次为 I>S>D>F。在 LB 和 HB 处理中, I 处理较 F、D 和 S 处理显著增加了土壤 AOA-*amoA* 基因丰度 ($P<0.05$)。F、D 及 S 处理条件下, 添加生物质炭均未显著影响土壤 AOA-*amoA* 基因丰度 ($P>0.05$), 但在 I 处理条件下, 添加生物质炭较 CK 处理显著增加了土壤 AOA-*amoA* 基因丰度 ($P<0.05$)。无论添加生物质炭与否, D、S、I 处理均较 F 处理增加了土壤 AOB-*amoA* 基因丰度, 且大小依次为 I>S>D>F。具体表现为: 在 CK 处理中, 仅 I 处理较 F 处理显著增加了土壤 AOB-*amoA* 基因丰度 ($P<0.05$); 在 LB 处理中, S 和 I 处理均显著高于 F 处理 ($P<0.05$); 在 HB 处理中, 各灌溉方式之间差异均显著 ($P<0.05$)。F 和 D 处理条件下, 添加生物质炭对土壤 AOB-*amoA* 基因丰度无显著影响 ($P>0.05$), 但在 S 和 I 处理条件下, LB 处理

显著增加了土壤 AOB-*amoA* 基因丰度 ($P<0.05$)。在 CK 和 LB 处理中, 各灌溉方式下土壤 *nirK* 基因丰度均无显著差异 ($P>0.05$), 但在 HB 处理中, I 处理条件下土壤 *nirK* 基因丰度显著高于 D 和 F 处理 ($P<0.05$)。D 和 F 处理条件下, 添加生物质炭对土壤 *nirK* 基因丰度无显著影响 ($P>0.05$), 但在 S 和 I 处理条件下, HB 处理较 CK 和 LB 处理显著增加了土壤 *nirK* 基因丰度 ($P<0.05$)。在 CK 处理中, D、S 和 I 处理均较 F 处理显著降低了土壤 *nosZ* 基因丰度 ($P<0.05$), 但 D、S 和 I 处理之间无显著差异 ($P>0.05$)。在 LB 和 HB 处理中, 各灌溉方式的土壤 *nosZ* 基因丰度差异均显著 ($P<0.05$), 其大小顺序分别为 F>D>I>S 和 D>F>I>S。在 F、D 和 I 处理条件下, 添加生物质炭显著增加了土壤 *nosZ* 基因丰度 ($P<0.05$), 但在 S 处理条件下, 与 CK 相比, LB 显著降低了土壤 *nosZ* 基因丰度 ($P<0.05$), 但 HB 显著增加了土壤 *nosZ* 基因丰度 ($P<0.05$)。

2.3 土壤性质与硝化/反硝化功能基因丰度的关系

由相关性分析结果(图4)可知,土壤 AOA-*amoA* 基因丰度与土壤 NH_4^+-N 含量、pH 呈极显著负相关 ($P<0.01$), 与 Nmin 含量呈显著负相关 ($P<0.05$), 但与 NO_3^--N 含量呈显著正相关 ($P<0.05$)。土壤 AOB-*amoA* 基因丰度与土壤 NH_4^+-N 含量、Nmin 含量及 pH 呈极显著负相关 ($P<0.01$), 与 NO_3^--N 含量及 AOA-*amoA* 基因丰度呈极显著正相关 ($P<0.01$)。土壤 *nirK* 基因丰度与土壤 AOA-*amoA* 基因丰度呈极显著正相关 ($P<0.01$), 与 AOB-*amoA* 基因丰度呈显著正相关 ($P<0.05$)。土壤 *nosZ* 基因丰度与土壤 NO_3^--N 含量和 AOB-*amoA* 基因丰度呈显著负相关 ($P<0.05$), 与土壤 pH 呈极显著正相关 ($P<0.01$)。

3 讨论

3.1 灌溉方式及生物质炭对土壤硝化功能微生物的影响

硝化反应是土壤氮循环中的重要过程, 受到土壤微生物的调控。水分是影响土壤微生物活动的重要

表3 灌溉方式及生物质炭对土壤硝化/反硝化功能基因丰度影响的双因素方差分析

Table 3 Two-way ANOVA analysis for the effects of irrigation types and biochar on the abundances of nitrification and denitrification functional genes

因子 Factor	自由度 <i>df</i>	AOA- <i>amoA</i>		AOB- <i>amoA</i>		<i>nirK</i>		<i>nosZ</i>	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Ir	3	27.578	<0.001	29.218	<0.001	9.114	<0.001	444.591	<0.001
B	2	3.016	0.068	12.258	<0.001	27.888	<0.001	483.099	<0.001
B×Ir	6	0.937	0.487	0.939	0.486	2.155	0.084	64.520	<0.001

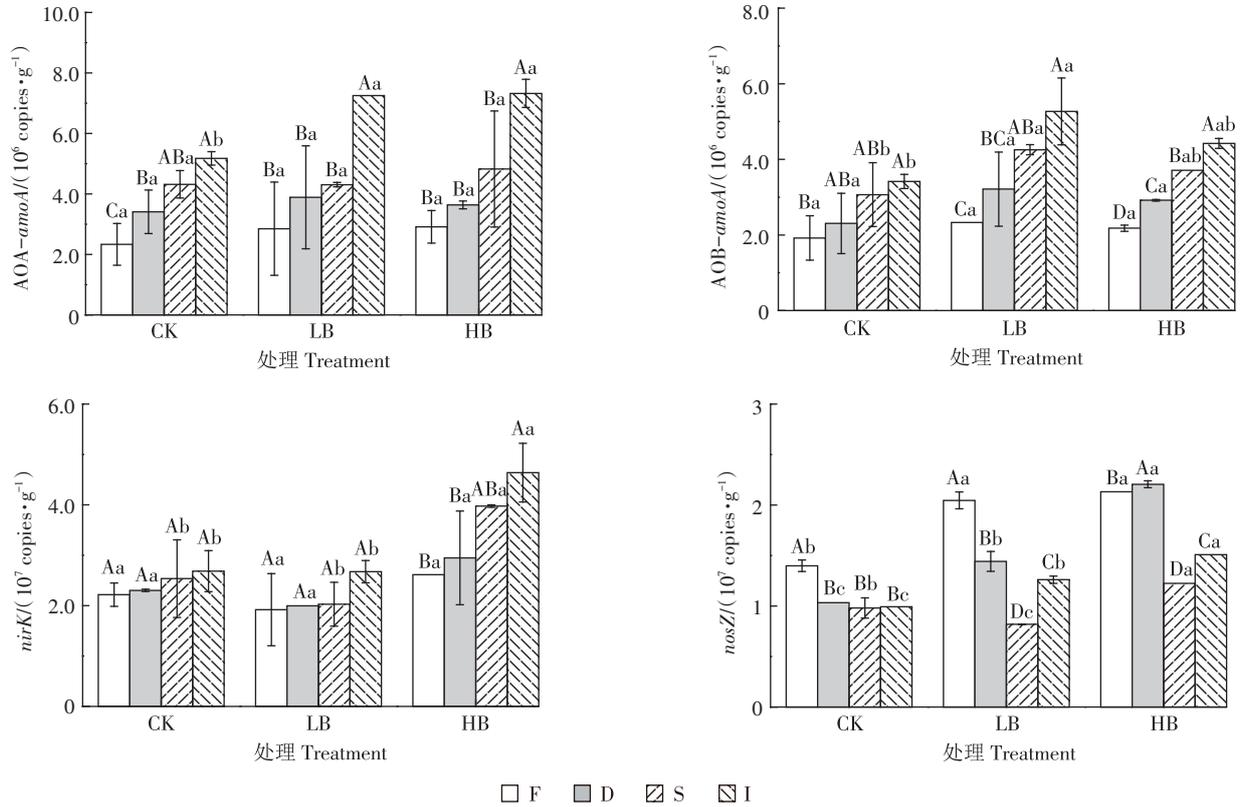


图3 灌溉方式及生物质炭添加对土壤硝化/反硝化功能基因丰度的影响

Figure 3 Effects of irrigation types and biochar amendment on soil nitrification and denitrification functional genes abundances

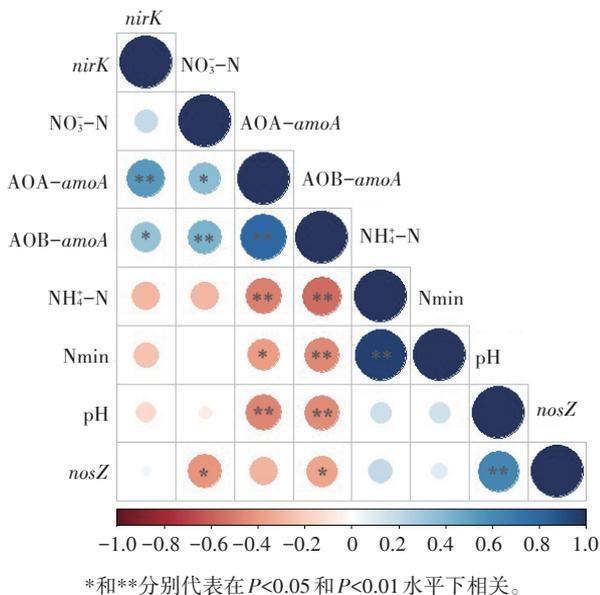


图4 土壤性质与参与土壤硝化/反硝化作用关键功能基因丰度的相关性

Figure 4 The correlations among soil properties and the abundances of functional genes involving soil nitrification and denitrification

因子,而灌溉方式的改变及生物质炭添加带来土壤含水率及其分布的显著变化,势必会对土壤硝化作用产生影响。

本研究中,滴灌、喷灌和微喷灌等节水灌溉方式的灌水量约为常规地表漫灌的50%,因此,灌水后,滴灌、喷灌和微喷灌条件下的土壤孔隙含水率低于漫灌,因此会产生有利于硝化反应而抑制反硝化反应的环境,从而加速了硝化微生物对土壤NH₄⁺-N的消耗,产生更多的NO₃-N。在本研究中,AOA-*amoA*、AOB-*amoA*基因丰度均与土壤NH₄⁺-N含量呈显著负相关,而与土壤NO₃-N含量呈显著正相关(图4),说明与常规漫灌相比,节水灌溉方式可通过促进土壤硝化微生物活动,调节土壤矿质态氮形态之间的转化。

与漫灌相比,滴灌可增加土壤硝化微生物AOA-*amoA*、AOB-*amoA*的基因丰度(图3),促进土壤硝化作用的进行。滴灌条件下滴头滴水量小,水滴缓慢进入土壤,在毛管力和重力作用下分布于作物根系周围^[24],且在此区域中硝化作用高于反硝化作用^[25],因而可增加土壤AOA-*amoA*、AOB-*amoA*的基因丰度。此外,与漫灌相比,滴灌灌水强度较低,土壤孔隙水流

速较慢,土壤结构破坏程度较小,因此可降低由于灌溉而造成的土壤密实,使土壤保持相对疏松和较高的通透性^[24],有利于硝化微生物的生长。同时,疏松的土壤结构有利于作物根系活力的提高^[26],促进根系向土壤中释放含碳、氮等物质的分泌物,为硝化反应及反硝化反应提供底物,从而促进硝化微生物的生长及活性的提高。但在漫灌和滴灌条件下,添加生物质炭并没有显著影响土壤硝化微生物的基因丰度,这可能与生物质炭添加在一定程度上降低了土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量有关(图2),其内在机制需要进一步研究。

喷灌较漫灌显著增加了土壤硝化微生物 AOA-*amoA*、AOB-*amoA* 的基因丰度(图3),表明与常规漫灌相比,喷灌可促进土壤硝化反应。喷灌过程类似天然降雨,水分以微小液滴的形式均匀地降落并渗入土壤,减少了表层土壤的板结,减小了土壤紧实度,从而使土壤孔隙度和通透性均高于漫灌^[27-28],有利于提高硝化微生物的活动。微喷灌是在滴灌和喷灌的基础上发展而来的一种新型节水灌溉方式,兼具二者的优点,它采用微喷带将水均匀地喷洒到田间,灌溉均匀度较高^[29],同时还可降低土壤容重^[30]。在本研究中,无论添加生物质炭与否,土壤 AOA-*amoA*、AOB-*amoA* 的基因丰度均表现为微喷灌>喷灌>滴灌>漫灌,表明微喷灌较其他灌溉方式更能有效促进土壤硝化作用。在喷灌和微喷灌条件下,生物质炭对硝化微生物的促进作用较为明显。AOB在中性或碱性及富氮环境中占主导地位,而AOA则在酸性及养分含量较低的环境中占主导地位^[2]。有研究认为,当土壤氨氧化功能微生物中AOA占主导地位时,生物质炭会抑制土壤氨氧化作用;但当AOB为主要功能菌群时,生物质炭则会促进土壤氨氧化作用^[31]。本研究土壤偏碱性(表1),AOB占主导地位,生物质炭添加可促进土壤氨氧化作用。王晓辉等^[15]的研究表明,生物质炭的孔隙结构及水肥吸附能力,可为好氧的AOB和AOA提供良好的栖息环境,故而促进其生长繁殖。喷灌及微喷灌条件下,添加生物质炭可进一步改善土壤结构,增加土壤通气性,有效促进氨氧化微生物的生长。化能自养型的氨氧化微生物 AOA-*amoA*、AOB-*amoA* 的基因丰度、组成及结构受土壤氮有效性的影响^[32-33]。 $\text{NH}_4\text{-N}$ 是氨氧化过程的底物,其含量大小可直接影响氨氧化微生物的活动。但在本研究中,各灌溉方式下,生物质炭均在一定程度上降低了 $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量(图2),这也说明生物质炭促进了氨氧化作用的进行,使土壤 $\text{NH}_4\text{-N}$ 向 $\text{NO}_3\text{-N}$ 转化,这

与蔡久茂等^[19]的研究结果一致。

3.2 灌溉方式及生物质炭对土壤反硝化功能微生物的影响

与漫灌相比,滴灌、喷灌及微喷灌等节水灌溉方式下,土壤水分含量较低,不利于厌氧的反硝化微生物生长。在本研究中,与漫灌相比,无论添加生物质炭与否,滴灌、喷灌、微喷灌均降低了土壤 *nosZ* 基因丰度,即抑制了土壤 N_2O 向 N_2 的转化。然而,滴灌、喷灌、微喷灌条件下,反硝化反应被抑制,土壤硝酸盐向亚硝酸盐、 NO 及 N_2O 转化降低,因而,节水灌溉条件未必会造成 N_2O 排放增加。但在 $20\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 生物质炭处理中,滴灌却较漫灌显著增加了*nosZ*基因丰度,这可能是由于高量生物质炭可作为电子穿梭体,促进土壤中电子向反硝化微生物转移^[34-35],从而增加了*nosZ*基因的丰度和活性,促进了 N_2O 向 N_2 的转化^[36]。在各灌溉方式下,与不添加生物质炭处理相比,生物质炭(尤其是高量生物质炭添加)增加了土壤*nosZ*基因丰度(S+LB处理除外),这可能与生物质炭为微生物生长提供了碳源有关。Xiao等^[11]通过Meta分析研究发现,生物质炭添加增加了*narG*、*nirS*、*nirK*和*nosZ*的基因丰度,且作物残体(如秸秆)等原料制备的生物质炭对反硝化基因的促进作用更明显,尤其是*nirK*和*nosZ*基因,且认为这是由于这类生物质炭中溶解性有机碳的含量比木材等制备的生物质炭高,这些可利用性有机碳驱动了土壤微生物中碳和氮的周转,进而刺激微生物的生长,促进反硝化微生物活性的提高。本研究采用的生物质炭原料为花生壳,将其添加到土壤中可能会提高土壤可溶性有机碳含量^[37],进而促进土壤反硝化微生物的生长。此外,pH是影响土壤微生物活动的关键因子^[38],在漫灌和滴灌条件下,高量生物质炭添加增加了土壤pH,促进了*nosZ*基因丰度的增加。生物质炭的石灰效应可为土壤微生物生长提供适宜的环境,进而提高反硝化功能微生物的丰度^[39]。

微喷灌提高了灌溉水在土壤中的分布均匀系数,创造了均衡适宜的土壤水分条件,这不仅有利于硝化作用的进行,同时,由于反硝化过程由兼性厌氧细菌主导,微喷灌还可在一定程度上促进反硝化反应。微喷灌条件下 $20\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 生物质炭处理的*nirK*基因丰度显著高于其他灌溉方式,这可能是由于在高量生物质炭添加条件下,微喷灌的土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量显著高于其他灌溉方式(图2),这与党建友等^[40]的研究结果一致。在好氧条件下,氧气含量是反硝化作用的主要限制因素,但在厌氧条件下, $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量则是反硝化作

用的限制因素^[41]。土壤 NO₃-N 的增加为反硝化反应提供了底物,可促进反硝化作用,而 *nirK* 基因编码的亚硝酸还原酶是反硝化反应的限速酶,因此,微喷灌较其他灌溉方式可显著提高土壤 *nirK* 基因丰度。且微喷灌条件下,生物质炭添加显著增加了土壤 NO₃-N 含量,进而提高了 *nirK* 基因丰度,进一步促进了反硝化作用。

4 结论

(1)与常规地表漫灌相比,滴灌、喷灌、微喷灌均在不同程度上增加了硝化微生物 AOA-*amoA*、AOB-*amoA* 的基因丰度,促进了土壤硝化作用,即降低了土壤 NH₄⁺-N 含量,促使其向 NO₃-N 转化,但降低了反硝化微生物 *nosZ* 基因丰度,抑制了 N₂O 向 N₂ 的转化。

(2)生物质炭添加可在一定程度上增加 AOA-*amoA*、AOB-*amoA* 的基因丰度,这可能与其增加土壤通气性有关。高量生物质炭添加(20 t·hm⁻²)可提高反硝化微生物 *nirK* 和 *nosZ* 的基因丰度,这可能与其溶解性有机碳增加及石灰效应等有关。

(3)节水灌溉方式与生物质炭互作可促进土壤硝化作用,并通过影响反硝化微生物活动调节土壤反硝化作用。微喷灌条件下,添加 20 t·hm⁻² 生物质炭可有效促进土壤 NH₄⁺-N 向 NO₃-N 转化,以供植物吸收利用,同时还可降低土壤硝化过程中 N₂O 的损失风险。

参考文献:

- [1] YAO H Y, GAO Y M, NICOL G W, et al. Links between ammonia oxidizer community structure, abundance, and nitrification potential in acidic soils[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2011, 77(13): 4618-4625.
- [2] SHEN J P, ZHANG L M, DI H J, et al. A review of ammonia-oxidizing bacteria and archaea in Chinese soils[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2012, 3:296.
- [3] SANCHEZ-MARTIN L, MEIJIDE A, GARCIA-TORRES L, et al. Combination of drip irrigation and organic fertilizer for mitigating emissions of nitrogen oxides in semiarid climate[J]. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 2010, 137(1):99-107.
- [4] BRONSON K F, HUNSAKER D J, WILLIAMS C F, et al. Nitrogen management affects nitrous oxide emissions under varying cotton irrigation systems in the desert southwest, USA[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2018, 47(1):70-78.
- [5] MEHMOOD F, WANG G S, GAO Y, et al. Nitrous oxide emission from winter wheat field as responded to irrigation scheduling and irrigation methods in the North China Plain[J]. *Agricultural Water Management*, 2019, 222:367-374.
- [6] 张传更, 高阳, 张立明, 等. 水分管理措施对施用有机肥麦田土壤酶活性和微生物群落结构的影响[J]. 灌溉排水学报, 2018, 37(2):38-44.
- [7] ZHANG C G, GAO Y, ZHANG L M, et al. Effects of water management on soil enzyme activities and microbial community structure in wheat fields with organic fertilizer application[J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2018, 37(2):38-44.
- [7] ADAIR K L, SCHWARTZ E. Evidence that ammonia-oxidizing archaea are more abundant than ammonia-oxidizing bacteria in semiarid soils of northern Arizona, USA[J]. *Microbial Ecology*, 2008, 56:420-426.
- [8] 王海涛, 郑天凌, 杨小茹. 土壤反硝化的分子生态学研究进展及其影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(10):1915-1924.
- [8] WANG H T, ZHENG T L, YANG X R. Molecular ecology research progress for soil denitrification and research status for its influencing factors[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(10):1915-1924.
- [9] 韩冰, 叶旭红, 张西超, 等. 不同灌溉方式设施土壤 N₂O 排放特征及其影响因素[J]. 水土保持学报, 2016, 30(5):310-315, 321.
- [9] HAN B, YE X H, ZHANG X C, et al. Characteristics of soil nitrous oxide emissions and influence factors under different irrigation managements from greenhouse soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2016, 30(5):310-315, 321.
- [10] SIEDT M, SCHAFFER A, SMITH K E C, et al. Comparing straw, compost, and biochar regarding their suitability as agricultural soil amendments to affect soil structure, nutrient leaching, microbial communities, and the fate of pesticides[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 751:141607.
- [11] XIAO Z G, RASMANN S, YUE L, et al. The effect of biochar amendment on N-cycling genes in soils: a meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 696:133984.
- [12] SONG Y, ZHANG X, MA B, et al. Biochar addition affected the dynamics of ammonia oxidizers and nitrification in microcosms of a coastal alkaline soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2014, 50(2):321-332.
- [13] CHEN P F, LIU Y Z, MO C Y, et al. Microbial mechanism of biochar addition on nitrogen leaching and retention in tea soils from different plantation ages[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 757:143817.
- [14] ZHAO X, WANG S Q, XING G X. Nitrification, acidification, and nitrogen leaching from subtropical cropland soils as affected by rice straw-based biochar: laboratory incubation and column leaching studies[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2014, 14(3):471-482.
- [15] 王晓辉, 郭光霞, 郑瑞伦, 等. 生物炭对设施退化土壤氮相关功能微生物群落丰度的影响[J]. 土壤学报, 2013, 50(3):624-631.
- [15] WANG X H, GUO G X, ZHENG R L, et al. Effect of biochar on abundance of N-related functional microbial communities in degraded greenhouse soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50(3):624-631.
- [16] NELISSEN V, SALA B K, RUYSSCHAERT G, et al. Effect of different biochar and fertilizer types on N₂O and NO emissions[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 70:244-255.
- [17] WANG S J, XIA G M, ZHENG J L, et al. Mulched drip irrigation and biochar application reduce gaseous nitrogen emissions, but increase nitrogen uptake and peanut yield[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 830:154753.
- [18] FARAHANI S S, ASOODAR M A, MOGHADAN B K. Short-term im-

- pacts of biochar, tillage practices, and irrigation systems on nitrate and phosphorus concentrations in subsurface drainage water[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27:761-771.
- [19] 蔡久茂, 刘杰云, 邱虎森, 等. 滴灌方式和生物质炭对温室土壤矿质态氮及其微生物调控的影响[J]. 环境科学, 2020, 41(8):3836-3845. CAI J M, LIU J Y, QIU H S, et al. Effects of drip irrigation patterns and biochar addition on soil mineral nitrogen and microbial regulation of greenhouse[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(8):3836-3845.
- [20] 刘杰云, 邱虎森, 张文正, 等. 灌溉方式及生物质炭对冬小麦产量及水肥利用效率的影响[J]. 灌溉排水学报, 2021, 40(6):59-65. LIU J Y, QIU H S, ZHANG W Z, et al. Effects of irrigation and biochar amendment on yield and water and nitrogen use efficiency of winter wheat[J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2021, 40(6):59-65.
- [21] CHEN Z, LIU J B, WU M N, et al. Differentiated response of denitrifying communities to fertilization regime in paddy soil[J]. *Microbial Ecology*, 2012, 63(2):446-459.
- [22] HALLIN S, JONES C M, SCHLOTTER M, et al. Relationship between N-cycling communities and ecosystem functioning in a 50-year-old fertilization experiment[J]. *The ISME Journal*, 2009, 3(5):597-605.
- [23] ROSCH C, MERGEL A, BOTHE H. Biodiversity of denitrifying and dinitrogen-fixing bacteria in an acid soil[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2002, 68(8):3818-3829.
- [24] 周爽, 王广帅, 高阳, 等. 滴灌对农田N₂O排放影响的研究进展[J]. 中国农村水利水电, 2020(1):8-12. ZHOU S, WANG G S, GAO Y, et al. The effects of drip irrigation on soil N₂O emissions from farmland: a review[J]. *China Rural Water and Hydropower*, 2020(1):8-12.
- [25] SANCHEZ-MARTIN L, ARCE A, BENITO A, et al. Influence of drip and furrow irrigation systems on nitrogen oxide emissions from a horticultural crop[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40:1698-1706.
- [26] 刘建国, 吕新, 王登伟, 等. 膜下滴灌对棉田生态环境及作物生长的影响[J]. 中国农学通报, 2005, 21(3):333-335. LIU J G, LÜ X, WANG D W, et al. Effects of drip irrigation under mulch film on environment factors and growth on cotton field[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2005, 21(3):333-335.
- [27] SUN Z Q, KANG Y H, JIANG S F. Effect of sprinkler and border irrigation on topsoil structure in winter wheat field[J]. *Pedosphere*, 2010, 20(4):419-426.
- [28] 王科, 王志强, 马超, 等. 低压喷灌对土壤-小麦系统氮素时空分布及产量的影响[J]. 生态学杂志, 2013, 32(4):890-898. WANG K, WANG Z Q, MA C, et al. Effects of low-pressure sprinkler irrigation on spatiotemporal distribution of nitrogen in soil-wheat system and wheat grain yield[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2013, 32(4):890-898.
- [29] 满建国, 王东, 张永丽, 等. 不同喷射角微喷带灌溉对土壤水分布与冬小麦耗水特性及产量的影响[J]. 中国农业科学, 2013, 46(24):5098-5112. MAN J G, WANG D, ZHANG Y L, et al. Effects of irrigation with micro-sprinkling hoses of different sprinkling angles on soil water distribution and water consumption characteristics and grain yield of winter wheat[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2013, 46(24):5098-5112.
- [30] HOME P G, PANDA R K, KAR S. Effect of method and scheduling of irrigation on water and nitrogen use efficiencies of Okra (*Abelmoschus esculentus*) [J]. *Agricultural Water Management*, 2002, 55:159-170.
- [31] 潘逸凡, 杨敏, 董达, 等. 生物质炭对土壤氮素循环的影响及其机理研究进展[J]. 应用生态学报, 2013, 24(9):2666-2673. PAN Y F, YANG M, DONG D, et al. Effects of biochar on soil nitrogen cycle and related mechanisms: a review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(9):2666-2673.
- [32] NORMAN J S, BARRETT J E. Substrate availability drives spatial patterns in richness of ammonia-oxidizing bacteria and archaea in temperate forest soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 94:169-172.
- [33] 李胜君, 胡荷, 李刚, 等. 化肥减量与有机物料添加对华北潮土微生物氮循环功能基因丰度和氮转化遗传潜力的影响[J]. 环境科学, 2022, 43(10):4735-4744. LI S J, HU H, LI G, et al. Impacts of co-application of chemical fertilizer reduction and organic material amendment on Fluvo-aquic soil microbial N-cycling functional gene abundances and N-converting genetic potentials in northern China[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(10):4735-4744.
- [34] CAYUELA M L, SANCHEZ-MONEDERO M A, ROIG A, et al. Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N₂O emissions? [J]. *Scientific Reports*, 2013, 3(1):1-7.
- [35] HARTER J, KRAUSE H M, SCHUETTLER S, et al. Linking N₂O emissions from biochar-amended soil to the structure and function of the N-cycling microbial community[J]. *The ISME Journal*, 2014, 8(3):660-674.
- [36] 刘杰云, 邱虎森, 王聪, 等. 生物质炭对双季稻田土壤反硝化功能微生物的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(5):2394-2403. LIU J Y, QIU H S, WANG C, et al. Influence of biochar amendment on soil denitrifying microorganisms in double rice cropping system[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(5):2394-2403.
- [37] 刘慧云, 鲜青松, 刘琛, 等. 生物质炭对紫色土耕地土壤中溶解性有机物含量和组成特征的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(4):718-726. LIU H Y, XIAN Q S, LIU C, et al. Effects of biochar application on content and characteristics of dissolved organic matter in arable land of purple soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(4):718-726.
- [38] GRIFFITHS R I, THOMSON B C, JAMES P, et al. The bacterial biogeography of British soil[J]. *Environmental Microbiology*, 2011, 13(6):1642-1654.
- [39] LIU Q, LIU B, ZHANG Y, et al. Can biochar alleviate soil compaction stress on wheat growth and mitigate soil N₂O emission? [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 104:8-17.
- [40] 党建友, 裴雪霞, 张定一, 等. 灌溉方式与施氮对土壤水分、硝态氮和小麦生长发育的调控效应[J]. 应用生态学报, 2019, 30(4):1161-1169. DANG J Y, PEI X X, ZHANG D Y, et al. Regulation effects of irrigation methods and nitrogen application on soil water, nitrate, and wheat growth and development[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2019, 30(4):1161-1169.
- [41] HERMANN B, STUART J F, WILLIAM E N. Biology of the nitrogen cycle[M]. UK: Elsevier Science Publishing Company, 2007.