doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2025.09.059

亏缺灌溉配施生物炭对关中平原夏玉米产量和土壤 N_2O 排放的影响

张蓬妍[1,2]　刘江舟[1,2]　王茂东[1,2]　蔡焕杰[1,2]

(1.西北农林科技大学水利与建筑工程学院,陕西杨凌 712100;
2.西北农林科技大学中国旱区节水农业研究院,陕西杨凌 712100)

摘要:为探究亏缺灌溉配施生物炭对夏玉米农田 N_2O 排放及夏玉米产量的影响,并确定合理的产量环境友好型田间管理措施,于 2021 年和 2022 年在关中平原展开定位试验,利用静态箱-气相色谱法监测农田 N_2O 排放,综合分析夏玉米产量、土壤理化性质、N_2O 排放及植株氮素吸收。基于生物炭施用量和灌溉量,试验共设计 4 个处理(B1W100:生物炭 30 t/hm^2 + 充分灌溉(蒸发蒸腾量,ET);B1W80:生物炭 30 t/hm^2 + 亏缺灌溉(0.8 ET);B0W100:无生物炭 + ET;B0W80:无生物炭 +0.8 ET)。试验结果表明,在夏玉米生育期内各处理 N_2O 排放趋势相似,在拔节期达到生育期排放最高峰值,第 1 次灌水后达到生育期次峰值。生物炭及亏缺灌溉均显著降低了夏玉米季 N_2O 总排放量,且交互显著($P<0.05$)。B1 较 B0 处理增加了夏玉米生长季平均土壤温度及充水孔隙度(Water-filled pore space, WFPS),且显著增加了收获后土壤 pH 值及有机碳含量,同时提升了土壤无机氮含量;W80 较 W100 处理增加了生育期平均土壤温度以及土壤 NO_3^--N 含量。不同灌溉水平下产量呈 W100 大于 W80 趋势,生物炭施用在 2021 年和 2022 年显著提升夏玉米产量 7.02% 和 6.46% 并增加了植株吸氮量。单位产量 N_2O 累积排放量表现为 B1 小于 B0,W80 小于 W100,其中 B1W80 处理显著低于其余处理($P<0.05$)。冗余分析结果表明,夏玉米产量与土壤充水孔隙度呈显著正相关,与温度呈显著负相关,说明夏季高温会对夏玉米产量造成负面影响。N_2O 排放量与 WFPS 呈正相关,说明土壤湿度升高增加了 N_2O 排放潜力。研究揭示了生物炭在增产减排方面的应用潜力及亏缺灌溉在降低温室气体排放方面的积极作用。使用 TOPSIS 法进行综合评价,发现 B1W80 综合评价值最优,因此,亏缺灌溉配施生物炭可作为关中平原夏玉米节水、高产、环保的生产模式,研究为实现农田节水增产、固碳减排提供了重要科学依据。

关键词:夏玉米;产量;N_2O 排放;生物炭;亏缺灌溉;关中平原

中图分类号:X16;S274　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1000-1298(2025)09-0686-11　　**OSID**:

Effects of Deficit Irrigation Combined with Biochar on Summer Maize Yield and Soil N_2O Emission in Guanzhong Plain

ZHANG Pengyan[1,2]　LIU Jiangzhou[1,2]　WANG Maodong[1,2]　CAI Huanjie[1,2]

(1. *College of Water Resources and Architectural Engineering*, *Northwest A&F University*, *Yangling*, *Shaanxi* 712100, *China*
2. *Institute of Water-saving Agriculture in Arid Areas of China*, *Northwest A&F University*, *Yangling*, *Shaanxi* 712100, *China*)

Abstract: In order to investigate the effects of deficit irrigation with biochar application on N_2O emission from summer maize farmland and summer maize yield, and determine reasonable yield environment friendly field management measures, a locational trial was conducted in Guanzhong Plain in 2021 and 2022 to monitor N_2O emission from farmland by using static chamber gas chromatography, and comprehensively analyze the yield of summer maize, the physicochemical properties of the soil, the emission of N_2O and the uptake of nitrogen by the plant. Based on the amount of biochar application and irrigation, the experiment was designed with four treatments (B1W100: 30 t/hm^2 of biochar + evapotranspiration (ET); B1W80: 30 t/hm^2 of biochar + 0.8 ET; B0W100: no biochar + ET; B0W80: no biochar + 0.8 ET). The experimental results showed that the N_2O emission trends were similar among

收稿日期:2024-06-02　修回日期:2024-07-15

基金项目:国家自然科学基金项目(52179046、52309062)和国家重点研发计划项目(2021YFD1900700)

作者简介:张蓬妍(1998—),女,博士生,主要从事作物高效用水与农田温室气体减排研究,E-mail:2019050883@nwafu.edu.cn

通信作者:蔡焕杰(1962—),男,教授,博士生导师,主要从事农业资源高效利用研究,E-mail:caihj@nwsuaf.edu.cn

treatments during the summer maize growth season, reaching the highest peak of emission at the jointing stage and the second peak of season after the 1st irrigation. Biochar and deficit irrigation both significantly reduced total N_2O emissions during the summer maize season, and the interaction was significant ($P < 0.05$). B1 increased average soil temperature and water-filled pore space (WFPS) during the growing season of summer maize compared with B0, and significantly increased post-harvest soil pH value and organic carbon content, and enhanced soil inorganic N content; W80 increased soil pH value and organic carbon content compared with W100, and W80 increased soil inorganic N content compared with W100. W80 increased season mean soil temperature and soil NO_3^--N content compared with W100. Yield tended to be greater for W100 than that of W80 at different irrigation levels, with biochar application significantly increased summer maize yield by 7.02% and 6.46% in 2021 and 2022 and increased plant N uptake. The cumulative N_2O emissions per unit of yield of B1 was smaller than that of B0, and that of W80 was smaller than that of W100, with B1W80 treatment significantly lower than the rest of the treatments ($P < 0.05$). The results of redundancy analysis showed that summer maize yield was significantly positively correlated with soil water-filled pore space (WFPS) and negatively correlated with temperature, indicating that summer high temperature would negatively affect summer maize yield. N_2O emission was positively correlated with WFPS, indicating that elevated soil moisture increased the N_2O emission potential. The potential application of biochar in yield increase and emission reduction and the positive role of deficit irrigation in reducing greenhouse gas emissions were revealed. The TOPSIS method was used for comprehensive evaluation, and B1W80 was found to have the best overall evaluation value. Therefore, deficit irrigation with biochar application can be used as a water-saving, high-yielding and environment friendly production model for summer maize in Guanzhong Plain, and the research result can provide an important scientific basis for realizing the goals of water-saving, yield-increasing, carbon sequestration and emission reduction in farmland.

Key words: summer maize; yield; N_2O emissions; biochar; deficit irrigation; Guanzhong Plain

0　引言

气候变化导致温室气体增加，如今温室气体浓度已经超过了其在大气中的自然阈值。氧化亚氮（N_2O）是全球第三大温室气体，在百年观测层上，其全球增温潜势是二氧化碳（CO_2）的 310 倍[1]。由于全球人口不断增加而上升的粮食和动物饲料需求，农田土壤成为全球人为温室气体排放的主要来源，尤其是 N_2O 气体，农业土壤 N_2O 排放占全球土壤 N_2O 排放总量的 33%，农业生态系统 N_2O 排放密度是其他生态系统的 3 倍以上[2]。因此，降低农业排放具有显著减排潜力。

《2022 年中国水资源公报》显示，我国农业用水总量为 3.781×10^{11} m^3，占全国总用水量的 63%[3]。在日益严峻的缺水和干旱问题下，农业用水供需矛盾进一步加剧，如何充分利用水资源、发展节水农业也成为研究热点之一。亏缺灌溉作为一种有效的节水灌溉方式，可以提高水分利用效率，减少作物冗余生长，实现优质和高效生产[4]。ILBEYI 等[5]研究发现，亏缺灌溉下小麦水分生产力增加的同时产量下降缓慢。

生物炭是生物质在完全或部分缺氧环境下热解产生的一种高度稳定碳产品，具有多孔、比表面积大、吸附能力强、碳稳定性强等特点[6]。一些研究发现，将生物炭施入农田可以改善土壤理化性质，提高作物产量，起到保水保肥作用[7-9]。WU 等[10]在亚热带茶园施用生物炭发现，生物炭施加量为 10 t/hm^2 可减少单位产量 N_2O 排放。但生物炭应用效果受土壤特性、作物种类和生物炭特性等的影响而存在较大变异。生物炭能否成为农业生产潜力挖掘和作物高效用水的控制措施尚需进一步探究。

本研究在关中平原进行为期两年田间试验，通过探究不同灌溉量和生物炭水平对夏玉米生长季 N_2O 排放、土壤理化性质和作物产量的影响，进而探索有效的农田增产减排管理措施，促进农业可持续发展，为农田实现科学有效管理提供数据支持。

1　材料与方法

1.1　试验区概况

试验于 2021—2022 年在西北农林科技大学中国旱区农业节水研究院（34°18′N，108°04′E，海拔 521 m）进行。该地区位于陕西省中西部，属于温带大陆性季风气候。2021 年和 2022 年夏玉米生长期平均气温分别为 26.8℃ 和 27.5℃，太阳辐射为 164.2、188.7 W/m^2，气象条件如图 1 所示。供试土壤为中壤土，1 m 土层田间持水率为 23% ~25%（质量含水率），平均干容重为 1.4 g/cm^3。试验小区面积 6.67 m^2（2.13 m × 3.13 m），为钢筋混凝土有底测

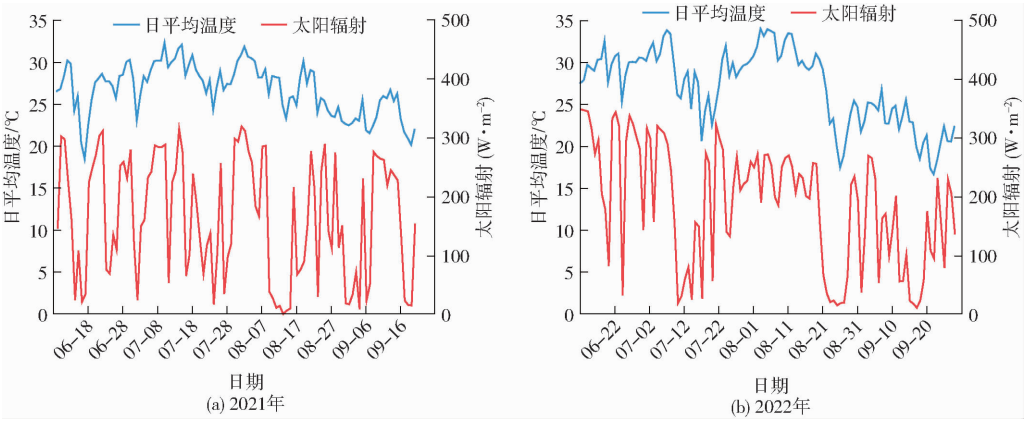


图 1 夏玉米生长季日平均气温与太阳辐射变化曲线

Fig. 1 Daily mean temperature and solar radiation during growing season of summer maize

坑,可排除相邻小区水分的相互渗透。在试验小区上方有移动式遮雨棚,降水时开启以阻拦降水,无降水时收回,保证作物光照。

1.2 试验设计

本研究针对 2020 年 10 月—2022 年 10 月两年冬小麦-夏玉米轮作试验中的夏玉米季开展,试验共设置灌水量与生物炭施用量两个因素,生物炭施用量设置不施生物炭(B0)、30 t/hm² 生物炭施用量(B1)两个水平;灌水量设置充分灌溉(W100)、亏缺灌溉(W80)两个水平(表 1);共计 4 个处理,每个处理 3 次重复,共 12 个小区。另设 2 个安装称重式蒸渗仪的试验小区为不施生物炭充分灌溉水平,充分灌溉水量以称重式蒸渗仪实测蒸散量(W)为标准。2021 年夏玉米生长季共进行 4 次灌溉(6 月 26 日、7 月14 日、8 月 5 日及 9 月 11 日),充分灌溉水平灌水量分别为 60、90、90、60 mm;2022 年夏玉米生长季共进行 5 次灌溉(6 月 25 日、7 月 9 日、8 月 2 日、8 月16 日及 9 月 8 日),充分灌溉水平灌水量分别为 60、90、75、60、60 mm;灌溉方式为地面灌溉。

表 1 试验处理设置

Tab. 1 Experimental treatment settings

处理	生物炭施用量/(t·hm⁻²)	灌溉量
B1W100	30	充分灌溉
B1W80	30	亏缺灌溉
B0W100	0	充分灌溉
B0W80	0	亏缺灌溉

采用郑单 958 玉米品种,分别于 2021 年 6 月 9 日和 2022 年 6 月 14 日播种,种植密度为 60 000 株/hm²,行距 50 cm,株距 30 cm。于播种当天施入基肥,分别施氮、磷和钾肥 180、70、90 kg/hm²。所用氮肥为尿素(46% N),磷肥为磷酸二铵(16% N,44% P_2O_5),钾肥为氯化钾(60% K_2O)。氮肥按照基追比比例 6∶4施用,在玉米拔节期追肥,两年追肥日期为 2021 年 7 月 14 日和 2022 年 8 月 2 日。夏玉米分别于 2021 年 9 月 20 日和 2022 年 9 月 25 日收获。供试生物炭为玉米秸秆在 450℃ 缺氧条件下热解而成,碳含量为 68.01%,氮含量为 1.18%,pH 值为 8.76,于 2020 年 10 月 20 日播种小麦前 1 d,在耕作层(约 20 cm)均匀施入。

1.3 测定指标与方法

1.3.1 N_2O 排放通量采集与测定

采用静态箱-气相色谱法测定土壤温室气体排放通量。静态箱与底槽配套,长、宽、高均为 45 cm。静态箱体外层包裹锡箔纸以避免取气样时太阳辐射影响箱体内气体温度。箱体顶部橡皮塞中插有电子温度计,箱体侧面设置采气口并连接有三通阀,三通阀接口与 50 mL 注射器匹配,箱体各接口气密性良好。气体采样从播种后开始,夏玉米整个生育期每 7 ~ 10 d 采集 1 次气体,如遇施肥或灌水,采样频率增加为 2 ~ 3 d 采集 1 次。气体每隔 10 min 采集 1 次,共采集 4 次。采样结束后将箱体从底座移开,并将气体带回实验室用安捷伦气相色谱仪进行测定分析。气体排放通量计算公式为

$$X = \rho h \frac{273}{273 + T} \frac{\mathrm{d}c}{\mathrm{d}t} \tag{1}$$

式中 X——N_2O 气体排放通量,μg/(m²·h)

ρ——标准状态下气体密度,g/cm³

h——采样箱高度,取 0.45 m

$\frac{\mathrm{d}c}{\mathrm{d}t}$——箱内气体浓度随时间变化率,μL/(m³·h)

T——取气时静态箱箱内温度,℃

土壤 N_2O 累积排放量计算公式为

$$G = \sum_{i=1}^{m} 24 \frac{X_i + X_{i+1}}{2} (t_{i+1} - t_i) \tag{2}$$

式中 G——土壤 N_2O 累积排放量,g/hm²

$t_{i+1} - t_i$——相邻 2 次测定间隔时间,d

m——测定次数

单位产量 N_2O 累积排放量计算公式为

$$E = G/Y \tag{3}$$

式中　E——单位产量 N_2O 累积排放量，g/kg

Y——夏玉米产量，kg/hm^2

1.3.2　土壤理化指标测定

在每个小区土层 5 ~ 20 cm 处安装地温计，每次取气时同步读取土壤地温，并用土钻取 0 ~ 20 cm 土样，干燥法测定含水率并计算土壤充水孔隙度（Water-filled pore space，WFPS）。在每季夏玉米收获后，采用五点取样法取每个小区 0 ~ 20 cm 混合土壤样品，采用酸度计法（水土比为 2.5 mL/g）测定土壤 pH 值；采用重铬酸钾氧化-外加热法测定土壤有机碳含量，采用氯化钾溶液浸提并使用连续流动分析仪测定铵态氮、硝态氮含量[11]。

1.3.3　夏玉米产量与氮素吸收量

夏玉米收获时分别在每个地块选取 10 株夏玉米，将夏玉米棒脱粒并测定总质量，最后换算至作物总产量（kg/hm^2）。同时在各小区选择长势均匀具有代表性的 3 株夏玉米，剪碎并将样品置于干燥箱中，105℃、30 min 杀青后，调至 75℃恒温干燥至恒定质量，称量并将植株样品粉碎，采用浓 H_2SO_4-H_2O_2 消煮，用 AA3 型流动分析仪（Seal，德国）测定植株全氮含量。

1.3.4　TOPSIS 模型

TOPSIS（Technique for order preference by similarity to an ideal solution）是一种通过计算各方案与最优方案及最劣方案之间距离从而反映各方案之间差距的多目标决策方法，本研究采用 TOPSIS 模型对不同水炭组合下的产量、环境及氮吸收进行评价。

1.4　统计分析

采用 Excel 2016 进行数据整理；使用 SPSS 25.0 软件进行方差分析、多重比较及交互分析，图表中每个指标值均为 3 个处理均值，采用 LSD 法对数据进行显著性检验，显著水平为 0.05；使用 Origin 2022 进行绘图。采用 CANOCO 4.5 软件进行冗余分析（Redundancy analysis，RDA），并使用蒙特卡罗排列检验法（n = 499）检验排序轴的显著性。

2　结果与分析

2.1　土壤 N_2O 排放特征

2021、2022 年不同处理下 N_2O 排放动态曲线如图 2 所示。各处理 N_2O 排放通量在整个生育期变化趋势基本一致，在全生育期呈现 2 个明显峰值，分别出现在播种后第 1 次灌水及拔节期灌水追肥后 3 ~ 5 d。拔节期峰值为全生育期最高值，各处理以 B0W100 处理最高，与 B1W100、B1W80 和 B0W80 处理相比，B0W100 处理在 2021 年分别增加 23.87%、30.18% 和 12.23%，在 2022 年增加 28.80%、51.34% 和 15.13%。在生育期后期，夏玉米进入衰老阶段，生长代谢减弱，N_2O 排放通量保持在较低水平。

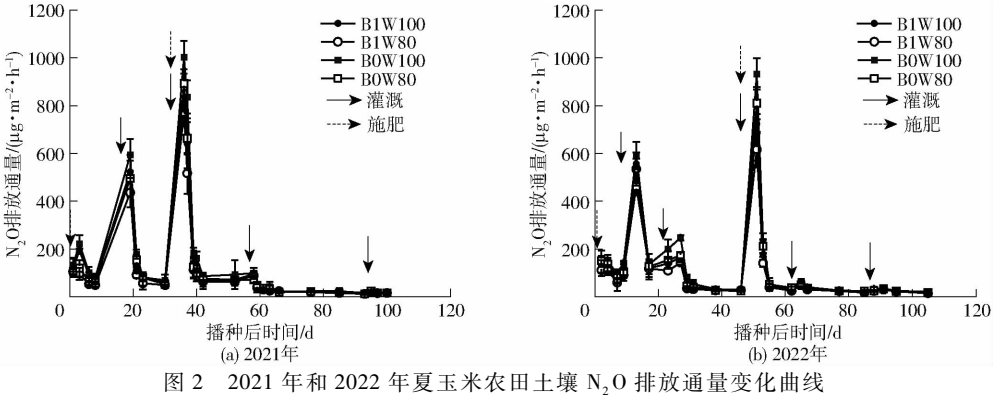


图 2　2021 年和 2022 年夏玉米农田土壤 N_2O 排放通量变化曲线

Fig. 2　Variation curves of soil N_2O emission fluxes from summer maize farmland in 2021 and 2022

夏玉米季 N_2O 累积排放量如图 3（图中不同小写字母表示处理间差异显著（$P < 0.05$），下同）所示。对比各处理生育期 N_2O 总排放量，亏缺灌溉及生物炭施用减少了 N_2O 排放，在 2021、2022 年，生物炭施用使 N_2O 排放量分别降低 14.88% 和 15.29%（$P < 0.05$），亏缺灌溉分别降低 16.89% 和 13.95%（$P < 0.05$）。并且灌溉量、生物炭及其交互作用均对 N_2O 累积排放量具有显著影响（$P < 0.05$），施用生物炭后，土壤 N_2O 排放量在 W100 和 W80 处理较不施生物炭分别减少 16.45% 和 13.72%（$P < 0.05$）；亏缺灌溉条件下，N_2O 排放量较充分灌溉在 B1 和 B0 处理平均减少 14.06% 和 16.78%（$P < 0.05$）。

2.2　土壤理化指标变化特征

图 4 为 2021、2022 年夏玉米收获后土壤有机碳含量及生育期平均 20 cm 土层温度、WFPS。对比各处理有机碳含量发现，外源碳添加有助于提高农田土壤有机碳含量，2021、2022 年生物炭施入使土壤

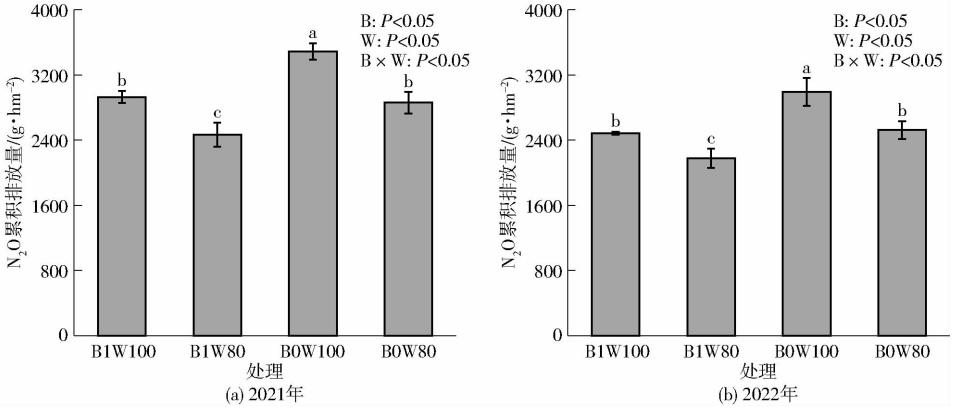


图 3 2021 年和 2022 年夏玉米农田土壤 N_2O 累积排放量

Fig. 3 Cumulative soil N_2O emissions from summer maize farmland in 2021 and 2022

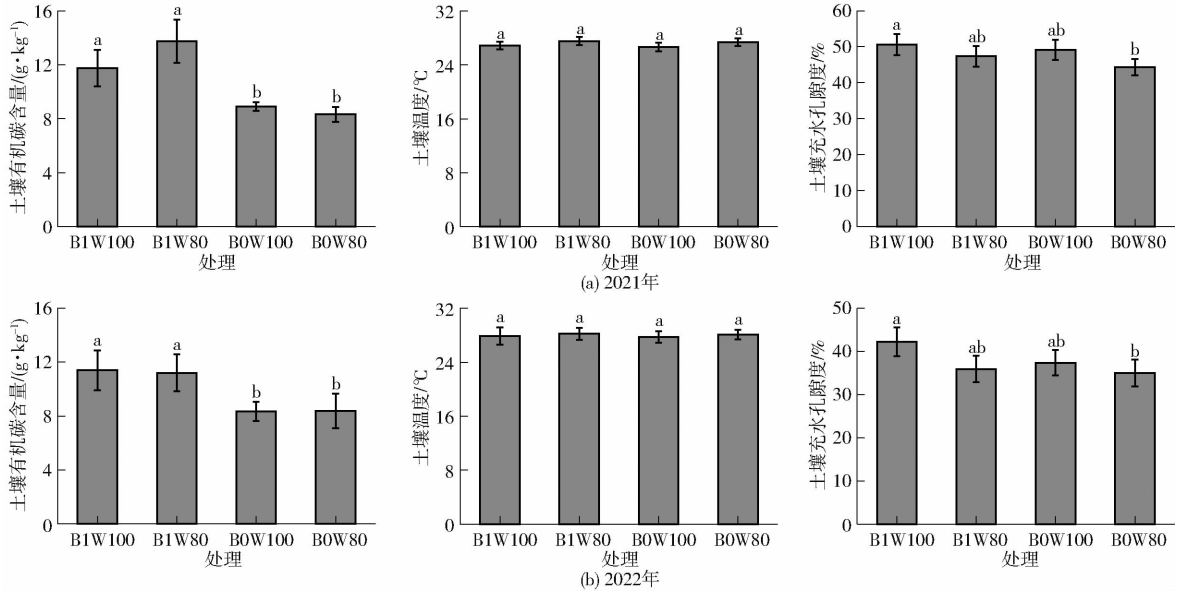


图 4 2021 年和 2022 年夏玉米收获后农田土壤有机碳含量及生育期平均土壤温度及 WFPS

Fig. 4 Farmland soil organic carbon content after harvest, average soil temperature and WFPS during growth period of summer maize in 2021 and 2022

有机碳含量平均增加 48.54% 和 35.15%（$P<0.05$）。由图 4 可知，夏玉米生育期土壤平均温度呈亏缺灌溉处理大于充分灌溉处理，在 2021、2022 年分别增加 2.64% 和 1.25%；施用生物炭处理土壤温度略高于不施生物炭处理，无显著差异。不同处理下 WFPS 呈现 B1 大于 B0，W100 大于 W80 特征，生物炭施用提高了夏玉米生育期平均土壤充水孔隙度，在 W100 和 W80 水平下分别增加 8.04% 和 4.70%。

两年田间试验中，不同灌溉水平下生物炭施用均显著提高了土壤 pH 值，B1 处理在 W100 和 W80 下较 B0 处理 pH 值平均增加 4.33% 和 4.50%（$P<0.05$）。充分灌溉同样提升了土壤 pH 值，在 2021 年和 2022 年增幅分别为 0.44% 和 1.15%，无显著差异。收获后土壤表层无机氮含量如图 5 所示，生物炭施用增加了土壤 NH_4^+-N 含量，在 2021 年和 2022 年分别增加 9.75% 和 14.74%。夏玉米农田表层土壤中的无机氮以 NO_3^--N 为主，土壤 NO_3^--N 主要受灌溉水平影响，W80 在 2021 年和 2022 年土壤 NO_3^--N 含量较 W100 分别增加 16.44% 和 19.18%。生物炭添加对土壤 NO_3^--N 含量起到促进作用，在 2022 年 W100 和 W80 水平下分别显著增加 24.97% 和 16.31%（$P<0.05$）。

2.3 夏玉米产量、单位产量 N_2O 累积排放量和氮素吸收变化特征

表 2 为 2 年夏玉米产量、单位产量 N_2O 累积排放量和氮素吸收量。在不同灌溉水平下，夏玉米产量呈 W100 大于 W80 的趋势，除 2021 年 B1 处理，充分灌溉均显著提升了夏玉米产量；生物炭施用显著提高了夏玉米产量，在 2021 年和 2022 年分别提升 7.02% 和 6.46%（$P<0.05$），因此添加生物炭可在一定程度上补偿亏缺灌溉造成的减产，且交互分

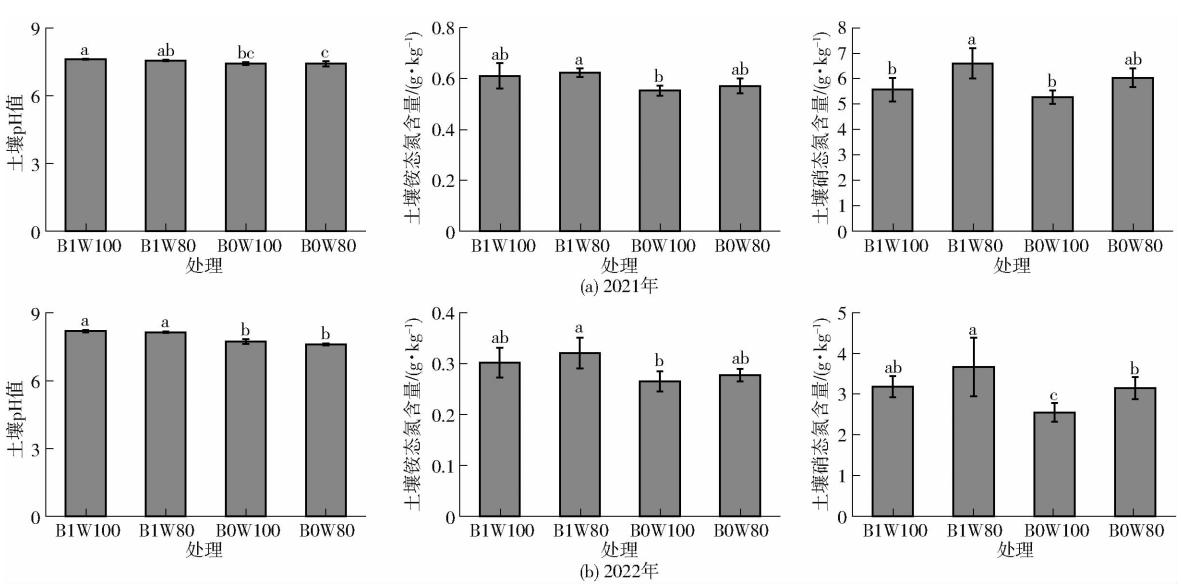


图 5　2021 年和 2022 年夏玉米收获后农田土壤 pH 值、NH_4^+-N 及 NO_3^--N 含量

Fig. 5　Farmland soil pH value, NH_4^+-N and NO_3^--N contents after harvest in summer maize in 2021 and 2022

表 2　2021 年和 2022 年不同处理下夏玉米产量、单位产量 N_2O 累积排放量和氮素吸收量

Tab. 2　Summer maize yield, cumulative N_2O emissions per unit of yield and nitrogen uptake under different treatments in 2021 and 2022

处理		产量/(kg·hm^{-2})		单位产量 N_2O 累积排放量/(g·kg^{-1})		氮素吸收量/(kg·hm^{-2})	
		2021 年	2022 年	2021 年	2022 年	2021 年	2022 年
B1W100		8 893.16^{a}	8 242.91^{a}	0.33^{ab}	0.30^{ab}	199.93^{a}	181.90^{a}
B1W80		8 555.80^{ab}	7 828.21^{b}	0.29^{c}	0.28^{c}	186.56^{b}	169.89^{a}
B0W100		8 081.90^{b}	7 787.77^{b}	0.42^{a}	0.38^{a}	185.46^{b}	173.37^{a}
B0W80		7 906.99^{c}	7 310.44^{c}	0.36^{b}	0.35^{b}	159.82^{c}	158.43^{a}
F	B	10.33**	9.60*	16.27**	22.96**	8.64*	1.76
	W	3.71	7.02*	2.67	1.42	7.11*	3.69
	B × W	9.95**	25.17**	13.44**	12.47**	30.79**	1.95

注：同列不同小写字母表示各处理间差异显著（$P<0.05$）。*、** 分别表示 0.05 和 0.01 水平显著。

析显示，生物炭及灌溉对作物产量交互作用显著。生物炭及亏缺灌溉减少了单位产量 N_2O 累积排放量，其中 B1W80 处理显著低于其余处理，较 B1W100、B0W100、B0W80 处理 2 年减少 10.07%、29.02% 和 19.85%（$P<0.05$）。生物炭施用增加了植株吸氮量，在 2021 年和 2022 年分别增加 12.27% 和 6.08%，即生物炭可以提高植物对氮素的吸收能力。W80 较 W100 降低了氮素吸收，2021 年显著降低 10.12%（$P<0.05$），2022 年无显著差异。

2.4　夏玉米产量与 N_2O 排放量冗余分析及综合评价

土壤理化性质是影响夏玉米产量及 N_2O 排放的重要环境特征，以 20 cm 土壤温度、WFPS、硝态氮含量、铵态氮含量、pH 值和有机碳含量为解释变量，以夏玉米产量及 N_2O 排放量为响应变量，通过冗余分析探究土壤理化性质和产量、土壤 N_2O 排放量间的关系（图 6）。结果表明，第 1 排序轴（RDA1）和第 2 排序轴（RDA2）分别解释了夏玉米产量及 N_2O 排放量总变异的 57.89% 和 33.84%，累计解释率为 91.73%。作物产量与土壤有机碳、无机氮含量及 WFPS 呈显著正相关，与温度呈显著负相关，说明夏季高温会对作物产量造成负面影响。N_2O 排放量与 WFPS 呈正相关，说明土壤湿度升高增加了 N_2O 排

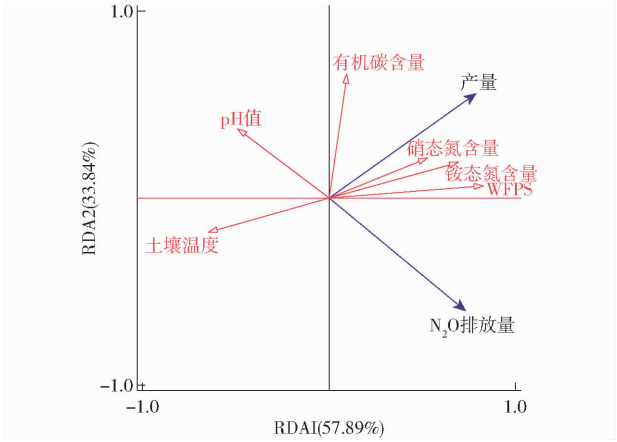


图 6　土壤 N_2O 排放量和产量对土壤理化性质的响应

Fig. 6　Soil N_2O emission flux and yield response to soil physicochemical properties

放潜力。

使用 TOPSIS 综合评估不同农业管理措施下的作物产量、农田 N_2O 排放量及植株氮素吸收量,可以更客观评价不同农业措施效果,供农户选择产量及生态友好的田间管理方案。采用熵权法- TOPSIS 模型计算得出各处理的优劣排序结果如表 3 所示,熵权法基于处理间信息的变异程度确定权重,指标 1、2、3 权重分别为 0.095 9、0.690 8 和 0.213 3。结果表明,2 年各处理综合得分指数由大到小依次为 B1W80、B1W100、B0W80、B0W100。因此,在关中平原可以通过亏缺灌溉结合生物炭施用实现夏玉米高产和保护环境的目标。

表 3 基于 TOPSIS 法的不同处理下综合评价

Tab.3 Comprehensive evaluation under different treatments based on TOPSIS method

处理	最优解距离	最劣解距离	综合得分指数	整体排序
B1W100	0.07	0.08	0.54	2
B1W80	0.02	0.14	0.88	1
B0W100	0.14	0.03	0.17	4
B0W80	0.08	0.07	0.47	3

3 讨论

3.1 亏缺灌溉配施生物炭对土壤 N_2O 排放的影响

各处理 N_2O 排放在整个生育期变化趋势基本相似,拔节期灌溉追肥后,由于土壤含水率增加以及 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 等的积累为土壤硝化和反硝化反应提供了充足氮源,土壤 N_2O 排放通量迅速增加,达到生育期峰值。随后由于土壤、植株的蒸发蒸腾作用,土壤水分逐渐减少;以及矿质氮淋失、被作物吸收利用,导致矿质 N 的底物浓度降低,土壤 N_2O 排放逐渐下降并趋于稳定。

本研究结果表明,灌溉是影响农田土壤 N_2O 排放的主要因素。由冗余分析可知,土壤 N_2O 排放通量与土壤充水孔隙度呈显著正相关(图 6),这与前人研究结果一致[12]。W80 较 W100 处理显著降低了 N_2O 累积排放量,在 B1 和 B0 水平分别降低 14.06% 和 16.78%($P<0.05$)。这主要是因为 N_2O 排放主要来源于土壤硝化与反硝化过程,而相关微生物活动高度依赖于土壤水分状况[13]。土壤湿度升高调节了土壤微生物的氧气供应,诱导了反硝化过程,加速了 N 的转化,增加了 N_2O 的排放潜力[14]。当土壤湿度过高时,反硝化作用被认为是产生 N_2O 的主要过程,不完全反硝化作用产生大量 N_2O[15]。已有研究发现,土壤 N_2O 排放通量随着土壤 WFPS 增加而增加,在 70% 时达到最大值,之后逐渐减小[16]。因此,灌溉主要是通过对土壤水分及氧气含量调节,改变 N_2O 相关微生物活性从而调节土壤 N_2O 排放。

生物炭对农田温室气体排放的影响尚不一致,有研究得出生物炭施用会刺激 N_2O 排放,这主要取决于施入生物炭的原材料、气候类型、田间管理实践等因素[17]。BORCHARD 等[18]的荟萃分析得出,生物炭平均减少了 38% 的 N_2O 排放量,但有机质含量较低的土壤中,这种减少并不显著。本研究发现,添加生物炭可显著降低玉米季土壤 N_2O 排放量,B1 处理 W100 和 W80 水平下较 B0 处理分别降低 16.45% 和 13.72%($P<0.05$),有效减少了氮素损失。这可能是因为生物炭添加改变了土壤的物理结构和化学性质,从而影响了土壤微生物环境以及微生物丰度[6]。生物炭施用加深了土壤颜色,增加了其对太阳辐射的吸收,有利于提高土壤温度,而其多孔隙特征又能有效提高土壤含水率,从而影响土壤微生物活性。此外,生物炭还可以通过增加土壤 pH 值促进 N_2O 还原酶活性,促进反硝化反应彻底进行,将 N_2O 还原为 N_2,减少 N_2O 排放[7]。SPOKAS[19]研究指出,生物炭在施入田间后会随着时间推移而氧化,导致其吸附能力受到影响,从而降低了对 N_2O 的减排能力。然而,本研究发现,生物炭施用 2 年后仍表现出良好的减排效果。这可能和生物炭与水分的相互作用有关,在较高土壤水分条件下,生物炭通过改善土壤通气性,降低土壤氧含量,进而抑制反硝化作用[20]。此外老化生物炭表面形成的有机-矿物复合体可以填补裂缝和通道,增强生物炭的机械强度,抑制颗粒碎裂,起到降低 N_2O 排放的作用[21]。

3.2 亏缺灌溉配施生物炭对土壤理化指标的影响

农田土壤有机碳含量与土壤质量和土壤肥力密切相关,除受自然条件影响外,还受不同农业措施的影响[22]。本研究发现,土壤有机碳含量在输入生物炭后显著增加,主要是因为生物炭添加向土壤中提供了大量稳定碳源,且生物炭促进了土壤中的养分循环及微生物活动[23]。但这种提升效果随生物炭施用年限增加而降低,这可能与生物炭本身特性有关,秸秆生物炭由于惰性有机碳含量较低,活性有机碳含量较高,使易分解活性有机质被土壤微生物快速利用,从而降低了提升效果[24]。SHI 等[25]基于长期定位试验发现,连续 10 a 施用生物炭后有机碳含量较对照显著增长 15.8% ~82.2%。土壤温度是作物生长发育的关键生态因子,直接影响土壤水分气体动态及根系功能、光合作用等生理过程。灌溉是影响土壤温度的重要因素,通过增加

土壤热容量及土壤表面反射率降低土壤温度[26]。同时,生物炭作为黑色固体颗粒,输入土壤有助于加深土壤颜色,降低土壤反照率进而提高土壤温度[27]。本研究结果表明,生物炭添加对夏玉米生育期土壤平均温度具有一定的提升效果,但无显著差异,这与吕梦凡等[28]研究结果相似。这可能是由于生物炭通过增加土壤保水性和土壤比热,一定程度上限制了其增温效应[29]。大量研究表明,由于生物炭具有多孔隙和比表面积大的物理结构,在施入土壤后能有效提高土壤含水率并增加土壤水分滞留[28, 30]。本研究得到相似发现,两年内生物炭添加使土壤充水孔隙度在 W100 和 W80 处理分别增加 8.04% 和 4.70%。

生物炭由于含有矿质元素形成的碳酸盐、磷酸盐等无机矿物,使其具有较高的 pH 值,当施用生物炭到土壤中时,其可以中和土壤中的酸性物质,从而提高土壤 pH 值[31]。本研究中,生物炭添加在两年夏玉米季不同灌溉水平下均显著提升土壤 pH 值,与刘慧等[32]对大豆农田研究结果相似,其发现农田 pH 值在施炭后前两年显著提高,第 3 年与未施炭处理无显著差异。但也有研究发现酸性土壤 pH 值仅在生物炭施用后第 1 年增加而在第 2 年降低,这可能与生物炭表面被氧化形成羧基官能团有关[33]。本研究中充分灌溉增加 pH 值可能是因为大量灌溉使得土壤中酸性物质被冲刷掉,从而降低了土壤中酸性物质含量。研究发现,生物炭本身虽含有较高氮素,但由于其在热解碳化中形成了 C—N 杂环,氮素生物有效性降低[34]。然而,生物炭发达的孔隙结构及表面官能团可以对土壤中氮素进行物理及化学吸附[35],特别是对铵离子[6, 35]。本试验中 B1 处理在 2021 年和 2022 年 NH_4^+-N 含量分别增加 9.75% 和 14.74%,生物炭对于 NH_4^+-N 的持留作用在第 2 年强于第 1 年,这可能是因为生物炭在土壤中的分解和稳定过程需要一定时间,在第 1 年施用后还没有完全发挥其持留作用,而在第 2 年,生物炭的作用更为显著[20]。且 2022 年土壤 pH 值高于 2021 年,在较高 pH 值条件下,NH_4^+-N 更容易被吸附或固持在生物炭表面或孔隙中[36]。此外,MIA 等[37]研究表明,随着生物炭老化,表面含氧官能团增加可能提高土壤矿物质与营养物质间的相互作用,进一步提升土壤对养分的固持能力。因此,生物炭添加对减少农田氮素淋溶损失及降低环境风险具有积极作用。研究发现,夏玉米收获后 W80 较 W100 处理增加了土壤中无机氮含量。这可能是因为,灌溉量增加会促进土壤中氮素的移动和流失,且 NO_3^--N 是一种水溶性较强的无机氮形式,更易随着土壤水分的流动而向下迁移,这与刘富强等[38]研究结果一致,低灌溉条件下,NO_3^--N 更易在土壤表面形成集聚。

3.3　亏缺灌溉配施生物炭对夏玉米产量、单位产量 N_2O 累积排放量和氮素吸收的影响

灌溉及生物炭均对作物产量具有正向影响。产量在不同灌溉水平下呈 W100 大于 W80 趋势,这主要是因为水分供应不足限制了植株生长,包括株高及叶面积,从而影响了作物光合作用能力,导致夏玉米产量减少。本研究结果表明,添加生物炭显著增加了夏玉米产量,但随着施用年限增加,生物炭对产量的影响逐渐减小,在 2021、2022 年分别增产 7.02% 和 6.46%($P<0.05$),这与 FALOYE 等[39]研究结果一致。MAJOR 等[40]在为期 4 年玉米试验中发现,生物炭施用后除第 1 年外,连续提高了后续 3 年的玉米产量。生物炭促进作物增产的原因可能有 2 点:①生物炭良好的孔隙性有效增加了土壤持水能力,能最大限度维持土壤根系活跃层的水分,从而为夏玉米根系生长提供了良好的环境并为地上部干物质积累提供保障,达到增产效果[8, 41]。②生物炭添加影响土壤理化性质并改善土壤微生物群落结构与活性,从而提高作物生产力[42-43]。因此,在科学合理的水分管理策略下,添加生物炭可为夏玉米增加产量提供有效的可持续发展途径。

不同处理单位产量 N_2O 累积排放量由小到大依次为 B1W80、B1W100、B0W80、B0W100,亏缺灌溉及生物炭施用均降低了单位产量 N_2O 累积排放量,表现出良好的有效性和可持续性。试验结果表明,充分灌溉增加了夏玉米地上部氮素吸收,水分作为光合作用和作物新陈代谢的关键要素,充足的水分供应能促进作物内部的能量转化和养分吸收,从而促进作物生长并增强养分的吸收能力[44]。本试验中,生物炭施用在 2021 年和 2022 年植株吸氮量分别增加 12.27% 和 6.08%。何椿禹等[45]研究发现,作物总氮素吸收主要受根系形态和生理特性的影响。生物炭施用有助于创造适宜的土壤养分和水分环境,促进根系生长。而发达的根系有助于增加作物干物质,并吸收更多氮素,从而提高植株氮素吸收效率[46]。因此将生物炭施入农田不仅解决了产量需求与环境污染之间的矛盾,为农业可持续发展提供了巨大潜力,同时也为我国实现碳中和目标奠定了基础。

3.4　土壤理化性质对夏玉米产量、N_2O 排放的影响及综合评价

土壤理化性质影响土壤中氮素的转化和利用,

同时间接影响作物的养分吸收和生长发育[47]。RDA 结果表明,土壤理化指标可以解释 91.73% 的夏玉米产量和农田 N_2O 排放量变化,生物炭及灌溉通过调节土壤性质和水分供应改善植物生长和养分吸收,同时影响土壤硝化和反硝化过程中的微生物活性,调节 N_2O 排放。通过 TOPSIS 对不同农业管理措施进行综合评价,结果显示,亏缺灌溉配施生物炭处理为最优组合,可以在保证产量的基础上实现与环境效益的双赢。这些研究结果为指导农业生产实践提供了重要的参考价值。

本研究探究了生物炭和灌溉对夏玉米农田 N_2O 排放、土壤理化性质及作物产量的影响。但仅观察了 2 年夏玉米季的效果,而生物炭对土壤性质和环境的影响可能持续数年,因此还需进行长期实地研究。此外,由于在研究中未考虑水分利用效率等指标,从而对于亏缺灌溉优势具有较低评估。在未来研究中,需综合考虑不同影响因素,以全面评估农业绿色可持续发展,并为农业决策提供参考。

4 结论

(1)夏玉米生育期 N_2O 排放呈双峰型,在第 1 次灌水及拔节期灌水追肥后达到生育期 2 个主要峰值。亏缺灌溉及生物炭施用均显著降低了生育期总 N_2O 排放量,且交互作用显著。

(2)生物炭、灌溉均对农田土壤理化性质产生影响。生物炭施用显著增加了土壤有机碳累积量及 pH 值,并提升了土壤持水能力,增加了生育期土壤平均 WFPS。W80 处理增加了夏玉米生育期土壤平均温度,较 W100 处理土壤 NO_3^--N 含量在 2021、2022 年分别增加 16.44% 和 19.18%。

(3)生物炭及充分灌溉提高了夏玉米产量及氮素吸收,B1W80 处理较其余处理显著减少了单位产量 N_2O 累积排放量。冗余分析表明,作物产量与土壤 WFPS 呈显著正相关,与温度呈显著负相关,N_2O 排放量与 WFPS 呈正相关。通过 TOPSIS 对不同方案模拟寻优,亏缺灌溉配施生物炭可作为关中平原夏玉米节水、高产、环保的生产模式。

参 考 文 献

[1] ZHOU W, JI H, ZHU J, et al. The effects of nitrogen fertilization on N_2O emissions from a rubber plantation[J]. Scientific Reports, 2016, 6(1): 28230.

[2] TIAN H, YANG J, XU R, et al. Global soil nitrous oxide emissions since the preindustrial era estimated by an ensemble of terrestrial biosphere models: magnitude, attribution, and uncertainty[J]. Global Change Biology, 2019, 25(2): 640 – 659.

[3] 中华人民共和国水利部. 2022 年中国水资源公报[R]. 2023.

[4] MU Q, CAI H, SUN S, et al. The physiological response of winter wheat under short-term drought conditions and the sensitivity of different indices to soil water changes[J]. Agricultural Water Management, 2021, 243: 106475.

[5] ILBEYI A, USTUN H, OWEIS T, et al. Wheat water productivity and yield in a cool highland environment: effect of early sowing with supplemental irrigation[J]. Agricultural Water Management, 2006, 82(3): 399 – 410.

[6] 陈温福,张伟明,孟军. 生物炭与农业环境研究回顾与展望[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(5): 821 – 828.
CHEN Wenfu, ZHANG Weiming, MENG Jun. Biochar and agro-ecological environment: review and prospect[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(5): 821 – 828. (in Chinese)

[7] AAMER M, SHAABAN M, HASSAN M U, et al. Biochar mitigates the N_2O emissions from acidic soil by increasing the nosZ and nirK gene abundance and soil pH[J]. Journal of Environmental Management, 2020, 255: 109891.

[8] ZHANG P, LIU J, WANG M, et al. Effects of irrigation and fertilization with biochar on the growth, yield, and water/nitrogen use of maize on the Guanzhong Plain, China[J]. Agricultural Water Management, 2024, 295: 108786.

[9] 刘慧,焦岩,窦婉毓,等. 减氮配施生物炭对土壤肥力和水稻产量的补偿效应与机制[J]. 农业机械学报, 2024, 55(9): 391 – 401.
LIU Hui, JIAO Yan, DOU Wanyu, et al. Compensation effect and mechanism of nitrogen reduction combined with biochar application on soil fertility and rice yield[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2024, 55(9): 391 – 401. (in Chinese)

[10] WU Y, LI Y, WANG H, et al. Response of N_2O emissions to biochar amendment on a tea field soil in subtropical central China: a three-year field experiment[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2021, 318: 107473.

[11] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.

[12] HOU H, CHEN H, CAI H, et al. CO_2 and N_2O emissions from Lou soils of greenhouse tomato fields under aerated irrigation [J]. Atmospheric Environment, 2016, 132: 69 – 76.

[13] LIU R, HAYDEN H L, SUTER H, et al. The effect of temperature and moisture on the source of N_2O and contributions from ammonia oxidizers in an agricultural soil[J]. Biology and Fertility of Soils, 2017, 53(1): 141 – 152.

[14] ZHONG Y, LI J, XIONG H. Effect of deficit irrigation on soil CO_2 and N_2O emissions and winter wheat yield[J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 279: 123718.

[15] BATEMAN E J, BAGGS E M. Contributions of nitrification and denitrification to N_2O emissions from soils at different water-filled pore space[J]. Biology and Fertility of Soils, 2005, 41(6): 379 – 388.

[16] SÁNCHEZ-VIROSTA A, LÉLLIS B C, PARDO J J, et al. Functional response of garlic to optimized regulated deficit irrigation (ORDI) across crop stages and years: is physiological performance impaired at the most sensitive stages to water deficit? [J]. Agricultural Water Management, 2020, 228: 105886.

[17] SHEN J, TANG H, LIU J, et al. Contrasting effects of straw and straw-derived biochar amendments on greenhouse gas emissions within double rice cropping systems[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, 188: 264 – 274.

[18] BORCHARD N, SCHIRRMANN M, CAYUELA M L, et al. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N_2O emissions: a meta-analysis[J]. Science of the Total Environment, 2019, 651: 2354 – 2364.

[19] SPOKAS K A. Impact of biochar field aging on laboratory greenhouse gas production potentials[J]. Global Change Biology, 2013, 5(2): 165 – 176.

[20] 李伟. 施用生物炭对土壤 N_2O 排放和冬小麦氮素吸收利用的影响及其微生物作用机制[D]. 杨凌：西北农林科技大学, 2024.
LI Wei. Effects of biochar application on soil N_2O emissions and nitrogen uptake and utilization of winter wheat and its microbial mechanism[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2024. (in Chinese)

[21] 胡煜杰,唐瑞杰,胡天怡,等. 生物炭施用两年后对热带地区稻菜轮作土壤 N_2O 和 CH_4 排放的影响[J]. 环境科学, 2024, 45(2): 929 – 939.
HU Yujie,TANG Ruijie,HU Tianyi, et al. Effects of biochar application two years later on N_2O and CH_4 emissions from rice vegetable rotation in a tropical region of China[J]. Environmental Science, 2024, 45(2): 929 – 939. (in Chinese)

[22] DU Z, ANGERS D A, REN T, et al. The effect of no-till on organic C storage in Chinese soils should not be overemphasized: a meta-analysis[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2017, 236: 1 – 11.

[23] DONG L, YANG X, SHI L, et al. Biochar and nitrogen fertilizer co-application changed SOC content and fraction composition in Huang – Huai – Hai plain, China[J]. Chemosphere, 2022, 291: 132925.

[24] 杨星莲,刘磊,廖萍,等. 生物炭对双季水稻产量和土壤性状的持续效应[J]. 江西农业大学学报, 2021, 43(3): 497 – 503.
YANG Xinglian,LIU Lei,LIAO Ping, et al. Persistent effects of biochar application on yield and soil properties in a double rice-cropping system[J]. Acta Agriculturae Universitis Jiangxiensis, 2021, 43(3): 497 – 503. (in Chinese)

[25] SHI S, ZHANG Q, LOU Y, et al. Soil organic and inorganic carbon sequestration by consecutive biochar application: results from a decade field experiment[J]. Soil Use and Management, 2021, 37(1): 95 – 103.

[26] 杨莹攀,尹娟,朱银浩,等. 水氮调控对宁夏中部旱区马铃薯产量与土壤质量的影响[J]. 农业机械学报, 2024, 55(9): 358 – 370.
YANG Yingpan, YIN Juan, ZHU Yinhao, et al. Effect of water and nitrogen regulation on potato yield and soil quality evaluation[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2024, 55(9): 358 – 370. (in Chinese)

[27] SADAKA S, SHARARA M A, ASHWORTH A, et al. Characterization of biochar from switchgrass carbonization[J]. Energies, 2014, 7(2): 548 – 567.

[28] 吕梦凡,马向成,蔡铁,等. 生物炭施用对冬麦田土壤水热环境及土壤呼吸的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2022, 40(3): 197 – 206.
LÜ Mengfan, MA Xiangcheng, CAI Tie, et al. Effects of biochar application on soil hydrothermal environment and soil respiration in winter wheat field[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2022, 40(3): 197 – 206. (in Chinese)

[29] 王月玲,耿增超,王强,等. 生物炭对塿土土壤温室气体及土壤理化性质的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(9): 3634 – 3641.
WANG Yueling, GENG Zengchao, WANG Qiang, et al. Influence of biochar on greenhouse gases emissions and physico-chemical properties of loess soil[J]. Environmental Science, 2016, 37(9): 3634 – 3641. (in Chinese)

[30] 张作合,周利军,李浩宇,等. 节水灌溉减氮配施生物炭对水稻光合特性与水氮利用的影响[J]. 农业机械学报, 2024, 55(7): 386 – 395.
ZHANG Zuohe,ZHOU Lijun,LI Haoyu, et al. Effect of water-saving irrigation and nitrogen reduction combined with biochar application on photosynthetic characteristics and water and nitrogen utilization of rice[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2024, 55(7): 386 – 395. (in Chinese)

[31] LAIRD D A, FLEMING P, DAVIS D D, et al. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil[J]. Geoderma, 2010, 158(3): 443 – 449.

[32] 刘慧,温小艳,魏永霞,等. 生物炭对黑土区坡耕地土地生产力的可持续效应研究[J]. 农业机械学报, 2020, 51(2): 308 – 317.
LIU Hui,WEN Xiaoyan,WEI Yongxia, et al. Sustainable effect of biochar on productivity of sloping farmland in black soil area[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2020, 51(2): 308 – 317. (in Chinese)

[33] GASKIN J W, STEINER C, HARRIS K, et al. Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use[J]. Transactions of the ASABE, 2008, 51(6): 2061 – 2069.

[34] CAO X, HARRIS W. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation[J]. Bioresource

Technology, 2010, 101(14): 5222 – 5228.

[35] 肖茜,张洪培,沈玉芳,等. 生物炭对黄土区土壤水分入渗、蒸发及硝态氮淋溶的影响[J]. 农业工程学报, 2015, 31(16): 128 – 134.
XIAO Qian, ZHANG Hongpei, SHEN Yufang, et al. Effects of biochar on water infiltration, evaporation and nitrate leaching in semi-arid loess area[J]. Transactions of the CSAE, 2015, 31(16): 128 – 134. (in Chinese)

[36] WANG J, TU X, ZHANG H, et al. Effects of ammonium-based nitrogen addition on soil nitrification and nitrogen gas emissions depend on fertilizer-induced changes in pH in a tea plantation soil[J]. Science of the Total Environment, 2020, 747: 141340.

[37] MIA S, DIJKSTRA F A, SINGH B. Aging induced changes in biochar's functionality and adsorption behavior for phosphate and ammonium[J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(15): 8359 – 8367.

[38] 刘富强,窦超银,李祥瑞,等. 滴灌灌水量对风沙土大豆根区硝态氮及水分分布的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2024, 42(2): 131 – 139.
LIU Fuqiang, DOU Chaoyin, LI Xiangrui, et al. Effects of drip irrigation amounts on nitrate-N and water distribution in the root zone of soybean in a wind-sandy soil[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2024, 42(2): 131 – 139. (in Chinese)

[39] FALOYE O T, ALATISE M O, AJAYI A E, et al. Effects of biochar and inorganic fertiliser applications on growth, yield and water use efficiency of maize under deficit irrigation[J]. Agricultural Water Management, 2019, 217: 165 – 178.

[40] MAJOR J, RONDON M, MOLINA D, et al. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol[J]. Plant and Soil, 2010, 333(1 – 2): 117 – 128.

[41] XIAO Q, ZHU L, ZHANG H, et al. Soil amendment with biochar increases maize yields in a semi-arid region by improving soil quality and root growth[J]. Crop & Pasture Science, 2016, 67(5): 495 – 507.

[42] WOOLF D, AMONETTE J E, STREET-PERROTT F A, et al. Sustainable biochar to mitigate global climate change[J]. Nature Communications, 2010, 1(1): 56.

[43] WARNOCK D D, LEHMANN J, KUYPER T W, et al. Mycorrhizal responses to biochar in soil-concepts and mechanisms[J]. Plant and Soil, 2007, 300(1 – 2): 9 – 20.

[44] 王永亮,胥子航,李申,等. 秸秆还田与花后灌溉提高春玉米产量及水氮利用效率[J]. 中国农业科学, 2023, 56(18): 3599 – 3614.
WANG Yongliang, XU Zihang, LI Shen, et al. Straw returning and post-silking irrigating improve the grain yield and utilization of water and nitrogen of spring maize[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2023, 56(18): 3599 – 3614. (in Chinese)

[45] 何椿禹,刘月月,邵玺文,等. 种植模式对水稻根系分布与氮素吸收的影响[J]. 灌溉排水学报, 2023, 42(11): 58 – 66.
HE Chunyu, LIU Yueyue, SHAO Xiwen, et al. Effects of planting method on root growth and nitrogen uptake of rice[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2023, 42(11): 58 – 66. (in Chinese)

[46] 银敏华,李援农,李昊,等. 氮肥运筹对夏玉米根系生长与氮素利用的影响[J]. 农业机械学报, 2016, 47(6): 129 – 138.
YIN Minhua, LI Yuannong, LI Hao, et al. Effects of nitrogen application rates on root growth and nitrogen use of summer maize [J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2016, 47(6): 129 – 138. (in Chinese)

[47] 段晨骁,李佳蓓,吴淑芳,等. 有机无机肥配施对西北地区不同土壤类型氮素矿化影响[J]. 农业机械学报, 2024, 55(5): 344 – 355.
DUAN Chenxiao, LI Jiabei, WU Shufang, et al. Effects of combined application of organic and inorganic fertilizers on nitrogen mineralization in different soil types in Northwest China[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2024, 55(5): 344 – 355. (in Chinese)