

doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2023.09.038

水盐胁迫下老化生物炭对温室气体与玉米生长的影响

佟玲^{1,2} 戴永辉^{1,2} 陈阳^{1,2} 王璐^{1,2} 刘丽平^{1,2}

(1. 中国农业大学中国农业水问题研究中心, 北京 100083;

2. 甘肃武威绿洲农业高效用水国家野外科学观测研究站, 武威 733009)

摘要: 为揭示不同灌水量和灌水盐分下老化生物炭对温室气体排放与玉米生长的影响, 设置 2 个生物炭水平: 0 t/hm² (B0)、60 t/hm² (B1), 2 个灌溉水含盐量: 0.71 g/L (S0) 和 4.0 g/L (S1), 2 个灌溉水平: 充分灌溉 (W1) 和亏缺灌溉 (W2, 1/2 W1), 于 2022 年 4—9 月在甘肃武威绿洲农业高效用水国家野外科学观测研究站进行了春玉米田间试验。结果表明, 亏缺灌溉相较于充分灌溉 CO₂ 累积排放量减少 24.13% ~ 52.68%, 但二者的 N₂O 排放没有显著差异。微咸水灌溉导致 CO₂ 和 N₂O 累积排放量分别增加 9.06% ~ 24.79%、9.95% ~ 18.03%。在 4 种灌溉处理下, 老化生物炭使 CO₂ 和 N₂O 累积排放量分别减小 7.33% ~ 18.78% 和 21.14% ~ 29.76%。不同处理间的 CH₄ 排放无显著影响。亏缺和微咸水灌溉抑制了作物的生长; 老化生物炭显著提高了春玉米生物量, 总体增加 7.86% ~ 25.82%, 但其对 W1S0、W1S1、W2S0 处理下玉米产量增产效果并不显著, 且 W2S1 处理下玉米产量显著降低。同一灌溉水平下, 微咸水灌溉增加了全球增温潜势, 而利用老化生物炭和亏缺灌溉会降低全球增温潜势。微咸水和亏缺灌溉显著降低了农田土壤炭收益, 分别减小 17.70% ~ 65.36% 和 37.30% ~ 71.96%。不同灌溉处理下, 老化生物炭均显著增加了农田土壤炭收益, 增加 15.86% ~ 33.52%。总体上在 W1S0、W1S1 和 W2S0 处理下施用老化生物炭小幅提高了玉米产量, 大幅降低了全球增温潜势和促进了农田净碳收益, 因此在这 3 种灌溉方式下, 老化生物炭施用可增加当地的经济和环境效益。

关键词: 春玉米; 老化生物炭; 水盐胁迫; 温室气体; 碳收益

中图分类号: S513; S274 文献标识码: A 文章编号: 1000-1298(2023)09-0386-10

OSID:



Effect of Aged Biochar on Greenhouse Gases and Maize Growth under Water and Salt Stress

TONG Ling^{1,2} DAI Yonghui^{1,2} CHEN Yang^{1,2} WANG Lu^{1,2} LIU Liping^{1,2}

(1. Center for Agricultural Water Research in China, China Agricultural University, Beijing 100083, China

2. National Field Scientific Observation and Research Station on Efficient Water Use of Oasis Agriculture in Wuwei of Gansu Province, Wuwei 733009, China)

Abstract: In order to reveal the effects of aged biochar on greenhouse gas emissions and maize growth under different irrigation amounts and water salinities, two biochar addition rates: 0 t/hm² (B0), 60 t/hm² (B1), two irrigation water salinities: 0.71 g/L (S0) and 4.0 g/L (S1), and two irrigation levels of full irrigation (W1) and deficit irrigation (W2, 1/2 W1) were set and the field experiment of spring corn was conducted at the National Field Scientific Observation and Research Station on Efficient Water Use of Oasis Agriculture in Wuwei of Gansu Province from April to September 2022. The results showed that the cumulative CO₂ emission of deficit irrigation was decreased by 24.13% ~ 52.68% compared with that of full irrigation. However, there was no significant difference in N₂O emissions between the two irrigation levels. The cumulative emissions of CO₂ and N₂O were increased by 9.06% ~ 24.79% and 9.95% ~ 18.03% respectively, due to brackish water irrigation. Under the four irrigation treatments, aged biochar decreased the accumulated emissions of CO₂ and N₂O by 7.33% ~ 18.78% and 21.14% ~ 29.76%, respectively. There was no significant impact on CH₄ emissions among different treatments. Deficit and brackish water irrigation inhibited the growth of crops. Aged biochar significantly

收稿日期: 2023-03-19 修回日期: 2023-05-10

基金项目: 国家重点研发计划项目(2022YFD1900401)和甘肃省科技计划项目(21JR7RH897)

作者简介: 佟玲(1979—),女,教授,博士生导师,主要从事节水灌溉理论与新技术研究,E-mail: tongling2001@cau.edu.cn

increased the biomass of spring maize by 7.86% ~ 25.82% , but its effect on the yield of maize under W1S0, W1S1 and W2S0 treatments was not significant, and the yield of maize under W2S1 treatment was significantly reduced. At the same irrigation level, brackish water irrigation increased the global warming potential, while using aged biochar and deficit irrigation reduced it. Brackish water and deficit irrigation significantly reduced soil carbon budget by 17.70% ~ 65.36% and 37.30% ~ 71.96% , respectively. Under different irrigation treatments, aged biochar significantly increased the carbon sink of farmland with a value of 15.86% ~ 33.52% . In general, the application of aged biochar under W1S0, W1S1 and W2S0 treatments had slightly increased the maize yield, significantly reduced the global warming potential and promoted the net carbon income of farmland. Therefore, under these three irrigation methods, the application of aged biochar would increase the local economic and environmental benefits.

Key words: spring corn; aged biochar; water and salt stress; greenhouse gas; carbon gain

0 引言

中国西北内陆地区降水稀少,蒸发量大,地下淡水资源匮乏,加之近几十年来,日益增加的灌溉和施肥造成了严重的生态和环境问题^[1]。同时,西北干旱地区的浅层地下存在丰富的微咸水资源,具有较大的利用空间^[2]。利用微咸水对小麦进行萌发试验,发现微咸水矿化度存在阈值,矿化度小于 3 g/L 时可以促进作物种子萌发^[3]。关于微咸水灌溉对温室气体排放影响的研究,其结果并没有达成一致。例如,王帅杰等^[4]在咸淡轮灌模式下,发现随着微咸水矿化度升高和轮灌次数增加,温室气体排放通量减少;魏琛琛等^[5]发现微咸水灌溉对土壤 CO₂ 累积排放量和全球增温潜势并未产生显著影响,但增加了 N₂O 累积排放量;MARTON 等^[6]在试验室模拟盐水入侵,用不同盐度梯度土壤进行培养试验,发现土壤盐分促进了土壤 CO₂ 排放,但抑制 CH₄ 排放。合理亏缺灌溉是一种有效的节水技术,可以提高水分利用效率和经济效益^[7]。土壤水分是影响温室气体排放的重要因素,亏缺灌溉引起的低土壤含水率,通过减少温室气体有关微生物、酶活性来减少排放,有研究表明,土壤含水率对温室气体排放的影响存在阈值,过高、过低的含水率会抑制温室气体排放^[8]。因此,在淡水和微咸水条件下,同步研究水量和水质对 3 种温室气体排放及作物的影响具有重要意义。

作为一种多孔、高度芳香化、难熔且富含碳元素的稳定材料,生物炭被广泛用作土壤改良剂,来稳定农田土壤碳库,提高作物产量和缓解气候变化^[9]。虽然田间自然条件下生物炭自身发生明显的性质变化可能需要数十年或者更长的时间,然而,从时间尺度上,生物炭施入土壤中,引起土壤肥力的改善并不是因为生物炭本身的性质变化,而是其他一些影响(微生物群落的变化)可能控制了土壤理化性质和作物产量^[10]。总体上老化生物炭的平均孔径有所

下降,可溶性物质被浸出或矿物被溶解了,但是在老化生物炭和新鲜生物炭之间没有发现化学结构上的差异,从而影响土壤 CO₂、N₂O 和 CH₄ 排放。关于田间老化生物炭的研究开展较少,且结论尚未一致。例如,WANG 等^[11]发现农田土壤分离出来的老化生物炭与新鲜生物炭相比显著降低土壤 CO₂ 排放量。但 SPOKAS 等^[12]比较了 3 种新鲜生物炭与它们配对的野外老化生物炭,发现老化生物炭与新鲜生物炭相比促进 CO₂ 的排放,对 CH₄ 排放没有显著影响。同时,关于老化生物炭对 N₂O 气体排放的研究结果也不一致。DUAN 等^[13]在温室蔬菜试验中发现,施用老化生物炭后,酸性、碱性两种土壤中硝化和反硝化产生的 N₂O 都明显增加。而 HAGEMANN 等^[14]大田试验研究发现,生物炭老化 2 年后对 N₂O 依旧有减排效应,可能是由于老化生物炭依旧可以提高土壤 pH 值、含水率和影响氮循环基因丰度变化,从而达到减排效果。WU 等^[15]田间试验研究也表明,3 年和 6 年老化生物炭均能够降低水稻-小麦轮作系统 CH₄ 和 N₂O 的排放量,分别显著减少 11.2% ~ 17.5% 和 19.5% ~ 26.3% ,降低净全球变暖潜力,同时也增加了作物产量。因此老化生物炭能否降低农田土壤温室气体的排放与老化生物炭老化年限、土壤性质、施肥管理措施密切相关。目前,许多研究集中在微咸水、亏缺灌溉或生物炭单因素对农田温室气体排放的影响。关于生物炭老化多年后对土壤 CO₂、N₂O 和 CH₄ 这 3 种温室气体排放影响和固碳效应的同步研究较少。

本研究以甘肃武威地区膜下滴灌春玉米为研究对象,于 2022 年进行大田测坑试验,在 2 种灌溉水量和 2 种灌溉水盐分条件下,研究老化生物炭对农田 CO₂、N₂O 和 CH₄ 排放动态变化规律的影响,以及 CO₂、N₂O 和 CH₄ 排放通量与土壤环境因子间的关系,探究施加 3 年后的老化生物炭在不同的水盐处理下,对减小农田温室气体排放和作物生长的效应,

为西北旱区覆膜滴灌农业的可持续发展提供参考和科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验于2022年4—9月在甘肃武威绿洲农业高效用水国家野外科学观测研究站(37°52'N,102°51'E,海拔1 581 m)进行。该地区属于典型的温带大陆性气候区,降水少蒸发强烈,多年平均降水量和蒸发量分别为164 mm和2 000 mm。试验期间平均气温为19.8℃,累积降水量为197.41 mm,日尺度气象条件如图1所示。该地区土质为沙壤土,玉米种植前测得对照组深度0~20 cm平均土壤容重为1.50 g/cm³,平均土壤含盐量(电导率)为227.13 μS/cm,平均田间持水率为0.31 cm³/cm³,土壤有机质质量比为8.7 g/kg,pH值为8.57。

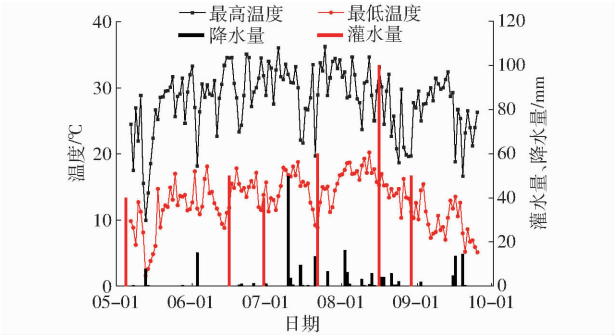


图1 玉米生育期内日最高和最低温度以及灌水量和降水量

Fig.1 Daily maximum and minimum air temperatures, full irrigation and effective precipitation amounts during maize growing periods

1.2 试验设计

试验在24个测坑中进行,每个测坑长3.3 m,宽2.0 m,深3.0 m。相邻的测坑中间用厚20 cm的混凝土层隔开,测坑底部用混凝土封底并且设置排水廊道。试验采用全因素设计,共有8个处理,包括2个灌溉水平:充分灌溉(W1:340 mm)和亏缺灌溉(W2:170 mm),2个水分盐度水平(S0:0.71 g/L;S1:4 g/L)和2个生物炭添加量(B0:0 t/hm²;B1:60 t/hm²)。每个处理3个重复,共计24个随机分布的试验小区。含盐量为0.71 g/L的灌溉水来自当地地下水,4 g/L的微咸水是在当地地下水的基础上添加浓度比为2:2:1的NaCl、MgSO₄和CaSO₄配制而成。本试验中老化生物炭来自田间自然老化3年的玉米秸秆生物炭,该生物炭由平遥县晟弘生物质能源开发有限公司在500℃下缺氧热解粉碎的玉米秸秆10 h后生产。其pH值、电导率(EC_{1:5})、总氮质量比和颗粒粒径分别为9.47、730.2 μS/cm、

9.9 g/kg和0~150 μm。2020年播种前将生物炭与0~20 cm土壤充分混合。试验选取当地常规种植的春玉米“先玉335”为供试作物,种植行距为40 cm,株距为30 cm。灌溉采用膜下滴灌,根据当地传统灌溉经验,在播种后统一灌溉40 mm的淡水作为出苗水。不同的灌水处理从拔节期开始,当对照组(W1S0B0)0~60 cm土层的平均含水率达到70%左右的田间持水率时即启动灌溉,每次灌水量为对照组计划湿润层实际的平均含水率与平均田间持水率之差。春玉米于5月1日播种,9月5日收获,生育期为127 d。试验田在播种前施入复合肥作为基肥:P₂O₅ 226.5 kg/hm²、K₂O 54 kg/hm²和氮肥121.5 kg/hm²,剩余氮肥(100 kg/hm²)以尿素的形式在7月23日溶于灌溉水后通过滴灌系统一次性施入。本试验是基于2020年和2021年试验的基础上进行的第3年试验,并且2020年和2021年的试验处理与本试验保持一致^[16]。

1.3 测定项目与方法

1.3.1 温室气体排放测定

土壤温室气体在玉米整个生育期内采集,苗期在出苗水灌溉后开始观测,大概每隔10 d采集一次,并在灌出苗水后第2、4、6、9天加测,从拔节到成熟期间在灌溉前1 d、后2 d加测。土壤温室气体用静态暗箱法原位采集,静态暗箱是由不透明顶箱(0.5 m×0.5 m×0.5 m)和不锈钢底座(0.5 m×0.5 m×0.15 m)组成;不透明顶箱包括一个用于测量温度的温度传感器和2个用于均匀室内气体的微型风扇,箱外布设了厚1 cm的反光膜防止采样时箱内温度升高过快。不锈钢底座于播种前插入各小区膜下深10 cm土壤中直到玉米收获,在采集气体时,不锈钢底座凹槽内注水密封防止静态箱内外空气交换。气体采集时间为09:00—11:00,在罩箱后第0、15、30、45、60 min收集气体,采用医用三通与50 mL的注射器将采集的气体转移到气体采集袋中。采样结束后,将气袋带回实验室用气相色谱仪(GC-2014型)测定气体采集袋中CO₂、CH₄和N₂O浓度,温室气体排放通量计算公式^[17]为

$$F = \rho H \frac{\Delta c}{\Delta t} \frac{273}{273 + T} \tag{1}$$

式中 F——温室气体排放通量,mg/(m²·h)
ρ——标准状况下各温室气体密度,kg/m³
H——静态箱高度,m
 $\frac{\Delta c}{\Delta t}$ ——采集气体期间箱内气体浓度随时间的变化斜率,mL/(m³·h)
T——采样期间箱内空气平均温度,℃

气体累积排放量计算公式^[18]为

$$M=24\times0.01\left[\sum_{i=1}^n\frac{(F_i+F_{i+1})(t_{i+1}-t_i)}{2}+\frac{F_1+F_n}{2}\right]$$

(2)

式中 M ——温室气体累积排放量,kg/hm²
 F_i 、 F_{i+1} ——第*i*、*i*+1次采集气体的气体排放通量,mg/(m²·h)
 t_i 、 t_{i+1} ——第*i*、*i*+1次采集气体时间,d
 n ——总采样次数
 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的增温潜势(GWP)计算公式为^[19]

$$GWP=M_{\text{CO}_2}+28M_{\text{CH}_4}+298M_{\text{N}_2\text{O}}$$

(3)

式中 GWP ——农田生态系统全球增温潜势,kg/hm²
 M_{CO_2} 、 M_{CH_4} 、 $M_{\text{N}_2\text{O}}$ ——土壤 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的累积排放量,kg/hm²

1.3.2 土壤理化性质测定

采集气体样品时,用插入式地温计(TP101型)测定土壤10 cm处温度。用土钻采集每个小区静态箱附近0~20 cm处土壤样品。一部分土壤鲜样装入铝盒中利用干燥法测定土壤质量含水率 θ_g 。其余土壤风干、均质化后过1 mm筛用于测定其他土壤理化性质。用50 mL蒸馏水提取准备好的风干土壤样品(10 g),经振荡离心后用电导率仪(FE38型,METTLER,瑞士)测量土壤电导率($\text{EC}_{1:5}$, $\mu\text{S}/\text{cm}$)

和pH计(FE28型,METTLER,瑞士)测定土壤pH值。

1.3.3 玉米生长指标和净碳平衡

在春玉米收获期,在各小区选取长势均匀的3株玉米测量生长指标与产量。株高与叶面积采用卷尺测定,干燥至质量恒定后测定生物量与籽粒产量。农田净碳平衡计算公式为

$$NEP=NPP-M_{\text{CO}_2-\text{C}}$$

(4)

式中 NEP ——农田净碳储存量,kg/hm²
 NPP ——玉米含碳量,kg/hm²,大致为玉米生物量的45%^[20-21]
 $M_{\text{CO}_2-\text{C}}$ ——农田累积碳排放量,kg/hm²

1.4 数据处理与分析

采用Microsoft Excel 2010对试验数据进行整理,采用SPSS 21.0(SPSS公司,美国)中的Duncan多重比较试验来分析所有处理之间的土壤性质、温室气体排放量、地上干物质和产量显著性。当交互作用显著时利用简单效应分析各处理间差异,当交互作用不显著时则利用主效应分析各处理间差异。采用Origin 2021作图。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质指标

春玉米生育期内各处理土壤温度、含水率、电导率和pH值的动态变化如图2所示。图2a显示土壤

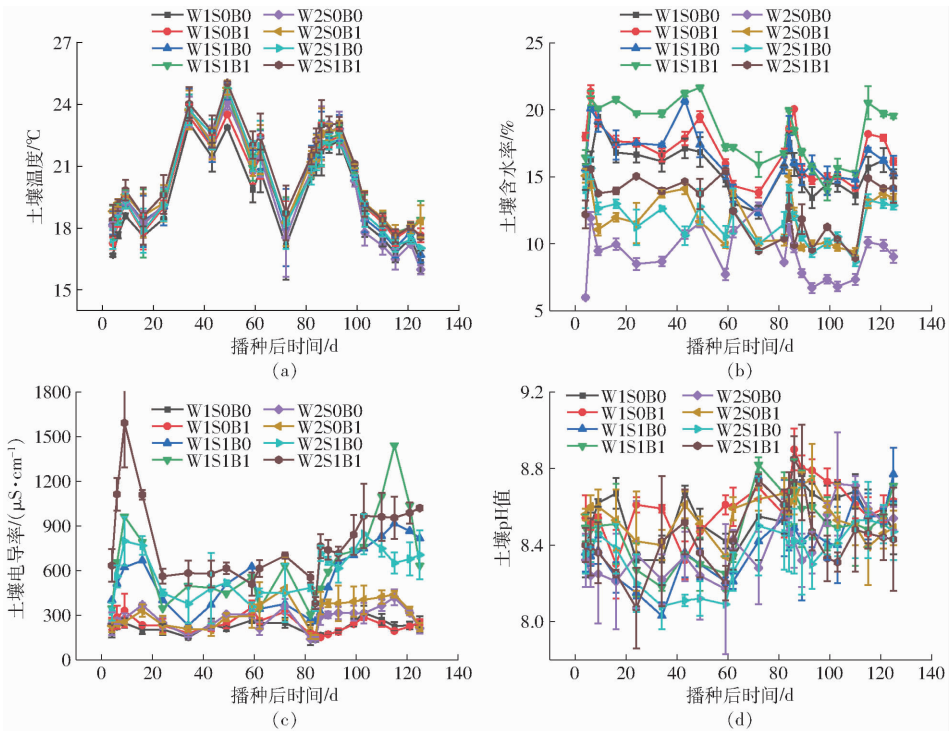


图2 春玉米生育期各处理土壤温度、含水率、电导率和pH值动态变化曲线

Fig.2 Dynamic changes of soil temperature, moisture content, electrical conductivity and pH value under different treatments during growth period of spring maize

温度的季节性波动很大,总体上随着生育期进程先增加后减少。灌水量和老化生物炭都会显著影响春玉米生育期平均土壤温度。总体上亏缺灌溉处理下土壤温度略高于充分灌溉处理,相对于未施加生物炭处理老化生物炭增加了平均土壤温度(表 1)。不同处理下土壤含水率的季节性变化相似,总体上都随着作物水分消耗而降低,随着灌水和降雨事件的发生而升高(图 2b)。施加老化生物炭处理下平均土壤含水率为 12.00% ~ 18.20%,明显高于未施加生物炭处理下的 9.20% ~ 16.40%(表 1)。同时淡水灌溉下土壤盐分保持稳定和相对较低的水平,微咸水灌溉明显增加了土壤含盐量,并且在生育末期增加更加明显(图 2c)。亏缺灌溉下平均土壤含盐量高于充分灌溉。老化生物炭并不能降低土壤表层的盐分,并且在微咸水亏缺灌溉(W2S0)下大幅度增加了土壤含盐量(表 1)。不同处理土壤 pH 值波动较大,所以在不同处理间并没有统一的规律(图 2d)。从 pH 值的平均水平上可以看出,亏缺和微咸水灌溉都降低了土壤 pH 值,而老化生物炭增加了土壤 pH 值(表 1)。

2.2 土壤温室气体

不同处理下各温室气体排放模式相似,表现为 CO₂ 和 N₂O 的排放源,其季节性动态排放通量如图 3 所示。土壤 CO₂ 排放通量受外界气象环境的影响较大,总体上呈先降低再增加最后降低的趋势

表 1 老化生物炭和微咸水亏缺灌溉对土壤理化性质的影响

Tab.1 Effects of aged biochar and deficit irrigation with brackish water on soil physicochemical properties

参数	处理	S0B0	S0B1	S1B0	S1B1	平均值
土壤温度/℃	W1	19.46 ^f	20.02 ^e	20.24 ^{cd}	20.29 ^e	20.01
	W2	19.98 ^e	20.51 ^b	20.08 ^{de}	20.69 ^a	20.32
	平均值	19.72	20.28	20.17	20.50	
土壤含水率/%	W1	15.51 ^c	16.87 ^b	16.40 ^b	18.20 ^a	16.75
	W2	9.20 ^f	12.00 ^e	11.87 ^e	12.65 ^d	11.43
	平均值	12.35	14.42	14.14	15.41	
土壤电导率/(μS·cm ⁻¹)	W1	215.98 ^e	233.23 ^e	543.06 ^e	645.67 ^b	411.37
	W2	280.16 ^d	311.91 ^d	578.71 ^e	784.10 ^a	490.47
	平均值	247.60	273.07	560.69	722.32	
土壤 pH 值	W1	8.55 ^{ab}	8.61 ^a	8.39 ^{de}	8.5 ^{bc}	8.51
	W2	8.40 ^{de}	8.56 ^{ab}	8.35 ^e	8.45 ^{cd}	8.42
	平均值	8.47	8.58	8.37	8.47	

注:同列数字后不同小写字母表示处理间差异显著($p < 0.05$)。下同。

(图 3a、3b)。所有亏缺灌溉下 CO₂ 排放峰值均小于充分灌溉,所有处理下最大排放通量出现在 W1S0B0 处理,为 319.87 mg/(m²·h)。同一灌溉水平下,不同处理 CO₂ 排放通量并没有统一规律。相对于充分灌溉,亏缺灌溉明显降低了 CO₂ 累积排放量,减少 24.13% ~ 52.68%。而相对于淡水灌溉,微咸水灌溉略微增加了 CO₂ 累积排放量。微咸水灌溉导致 CO₂ 累积排放量增加 9.06% ~ 24.79%。同

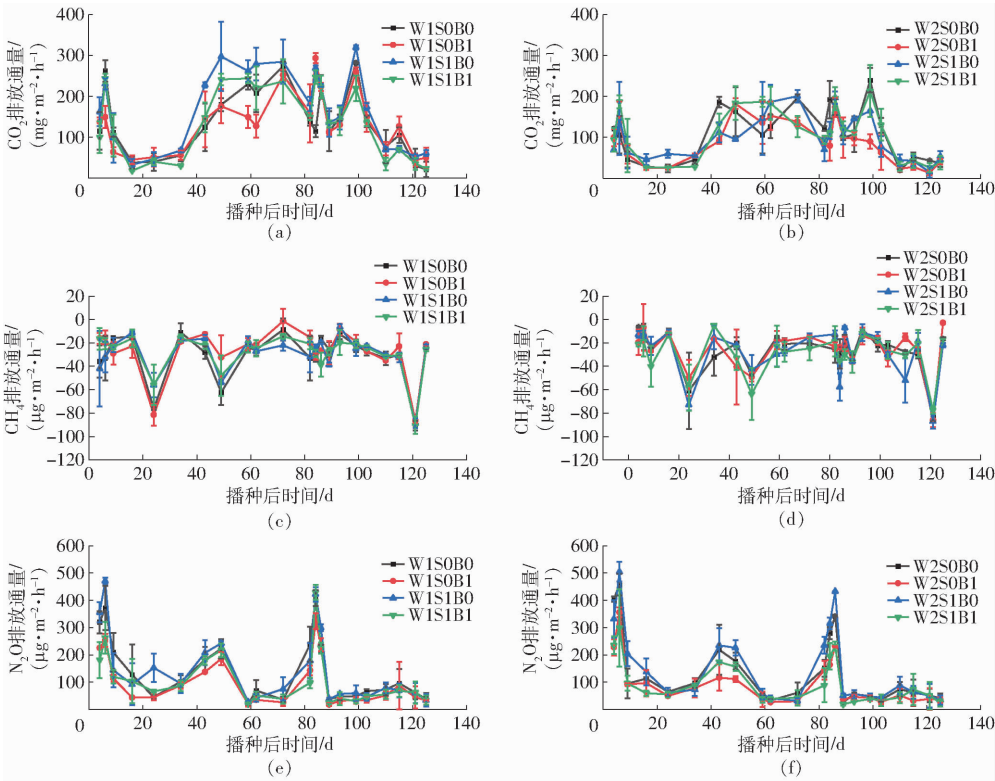


图 3 春玉米生育期各处理土壤 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放通量变化曲线

Fig.3 Curves of soil GHGs emission fluxes under different treatments during spring maize growing stage

时,各灌溉处理下,老化生物炭使 CO₂ 累积排放量减小 7.33% ~ 18.78%。土壤 N₂O 排放通量受到灌水施肥的影响较大,随着底肥和追肥的施入快速增加到最大值然后又快速降低到稳定的较小值。老化生物炭可以明显降低 N₂O 排放通量的峰值(图 3e、3f)。从 N₂O 累积排放量来看,不同灌溉水平之间差异较小,但是微咸水灌溉会增加 N₂O 累积排放量,增加 9.95% ~ 18.03%。老化生物炭对所有水盐处理下的 N₂O 排放都有明显的抑制效果。相对于未施加生物炭处理,施加老化生物炭平均减少 N₂O 累积排放量 21.14% ~ 29.76%。玉米田 CH₄ 排放量总体上为负值并且排放量比较小,说明 CH₄ 在旱作玉米田中可以作为一种碳汇,并且不同处理间单次排放的差异比较小(图 3c、3d)。从 CH₄ 累积排放量也可以看出不同处理间并没有明显的差异。

由相关性分析可知(表 2),土壤温度和含水率

与土壤 CO₂ 排放通量均呈显著正相关关系($p < 0.01$),但土壤含盐量与土壤 CO₂ 排放通量均呈负相关关系($p < 0.05$)。水分、盐分和老化生物炭处理分别对 CO₂ 累积排放量产生显著的影响,并且水分、盐分和老化生物炭三者对土壤 CO₂ 累积排放量存在显著的交互作用($p < 0.05$)。施加老化生物炭不同程度地减少农田 CO₂ 累积排放量,并且在微咸水充分灌溉和淡水亏缺灌溉处理下达到了显著水平($p < 0.05$)。微咸水灌显著增加 N₂O 的平均排放峰值($p < 0.05$)。整体来看,2 次 N₂O 排放峰值均呈现随微咸水灌溉的添加而增大的趋势。由表 2 可知,土壤温度与土壤 N₂O 排放通量呈显著正相关关系($p < 0.01$)。土壤含盐量与土壤 N₂O 排放通量呈负相关关系($p < 0.05$)。水分、盐分和老化生物炭处理分别对 N₂O 累积排放量产生了显著影响($p < 0.01$)。

表 2 土壤 CO₂、CH₄、N₂O 排放通量与土壤理化性质的相关系数
Tab.2 Correlation coefficients among soil GHGs emission flux and soil properties

参数	CO ₂ 排放通量	CH ₄ 排放通量	N ₂ O 排放通量	土壤温度	土壤含水率	土壤电导率	土壤 pH 值
CO ₂ 排放通量	1						
CH ₄ 排放通量	0.248 **	1					
N ₂ O 排放通量	0.250 **	0.090	1				
土壤温度	0.241 **	-0.131	0.374 **	1			
土壤含水率	0.679 **	-0.046	-0.107	0.109	1		
土壤电导率	-0.148 *	-0.052	-0.168 *	-0.115	0.031	1	
土壤 pH 值	0.075	0.083	-0.061	-0.210 **	0.201 *	-0.114	1

注：*、** 分别表示在 $p < 0.05$ 、 $p < 0.01$ 下差异显著。

2.3 农田生态系统 GWP 和 NEP

亏缺灌溉、微咸水灌溉和老化生物炭对全球增温潜势(GWP)和净碳平衡(NEP)都产生了不同程度的影响(表 3)。亏缺灌溉可以明显地降低 GWP,但是微咸水灌溉会增加 GWP,并且 W1S1B0 处理 GWP 达到所有处理中的最大值,为 19 488.19 kg/hm²。老化生物炭可以有效地降低 GWP,不同灌溉处理下的降低潜力为 713.36 ~ 3 244.73 kg/hm²。与对照处理(W1S0)相比,亏缺灌溉和微咸水灌溉均减小了农田 NEP,表明干旱和土壤盐渍化均会降低农田的碳固存能力。同时,微咸水和亏缺灌溉显著降低了农田土壤炭收益,分别减小 17.70% ~ 65.36% 和 37.30% ~ 71.96%。对于所有的灌溉处理,老化生物炭明显增加了农田 NEP,平均增加 15.59% ~ 49.70%。不同灌溉处理下,老化生物炭均显著增加了农田土壤炭收益,增加 15.86% ~ 33.52%。

2.4 玉米生长指标

老化生物炭在不同灌水处理对玉米的各生长指

表 3 不同处理对春玉米农田温室气体排放、全球增温潜势和净碳平衡的影响

Tab.3 Effect of different treatments on GHGs emissions, global warming potential (GWP) and net carbon balance (NEP) in spring maize farmland kg/hm²

处理	CO ₂ -C 排放量	CH ₄ -C 排放量	N ₂ O-N 排放量	GWP	NEP
W1S0B0	4 058.15 ^{ab}	-0.82 ^a	3.00 ^{bc}	17 659.47 ^b	9.43 ^b
W1S0B1	3 767.66 ^b	-0.80 ^a	2.24 ^e	15 882.11 ^{cd}	10.90 ^a
W1S1B0	4 421.87 ^a	-0.86 ^a	3.53 ^a	19 488.19 ^a	5.77 ^d
W1S1B1	3 806.00 ^b	-0.88 ^a	2.47 ^{de}	16 243.46 ^{bc}	7.18 ^c
W2S0B0	3 042.07 ^c	-0.91 ^a	3.21 ^b	14 132.95 ^e	4.15 ^{ef}
W2S0B1	2 468.11 ^d	-0.80 ^a	2.48 ^{de}	11 341.65 ^f	6.21 ^{cd}
W2S1B0	3 084.25 ^c	-0.87 ^a	3.51 ^a	14 571.12 ^{de}	3.38 ^f
W2S1B1	3 079.95 ^c	-0.85 ^a	2.77 ^{cd}	13 857.76 ^e	5.06 ^{de}
W	***		**	***	***
S	**		***	**	***
B	**		***	***	***
F W × S					***
W × B					
S × B					
W × S × B	*			*	

注：*** 表示在 $p < 0.001$ 下差异显著。

标产生了不同的影响(表4)。微咸水和亏缺灌溉都明显地降低玉米的株高和叶面积指数,并且重度亏缺灌溉会导致玉米的株高和叶面积指数比微咸水灌溉下降更加明显。除了微咸水亏缺灌溉(W2S1)处理外,老化生物炭均增加了玉米株高,并且在W1S1和W2S0处理下达到显著水平($p < 0.05$)。老化生物炭略微增加了不同灌溉处理下的玉米叶面积指数,并且在W1S1处理下达到显著水平。微咸水和亏缺灌溉都造成了春玉米的减产和干物质积累量的降低,并且干物质量比产量降低更加明显。在W1S0、W1S1和W2S0处理下,老化生物炭对玉米产量的增加未达到显著水平,略微增加0.67%~4.62%,在W2S1处理下玉米产量降低15.80%。总体上,老化生物炭显著增加了所有灌溉处理下玉米干物质质量的积累,增加范围为7.86%~25.82%。

表4 老化生物炭和微咸水亏缺灌溉对春玉米生长的影响
Tab.4 Effect of aged biochar and brackish water deficit irrigation on spring maize growth

参数	处理	S0B0	S0B1	S1B0	S1B1	平均值
株高/cm	W1	279.77 ^a	280.23 ^a	241.30 ^d	249.80 ^c	262.78
	W2	224.80 ^c	260.70 ^b	223.30 ^e	206.47 ^f	228.82
	平均值	252.28	270.47	232.30	228.13	
叶面积指数	W1	4.82 ^{ab}	5.04 ^a	4.19 ^{bcd}	4.88 ^a	4.73
	W2	3.76 ^{cd}	4.41 ^{abc}	3.66 ^d	3.84 ^{cd}	4.07
	平均值	4.29	4.73	4.23	4.36	
产量/ (t·hm ⁻²)	W1	14.51 ^{ab}	15.18 ^a	13.42 ^{bc}	13.51 ^{bc}	14.16
	W2	12.25 ^{cd}	12.45 ^{cd}	11.33 ^d	9.54 ^e	11.39
	平均值	13.38	13.82	12.38	11.53	
干物质量/ (t·hm ⁻²)	W1	29.98 ^b	32.60 ^a	22.64 ^c	24.42 ^c	27.41
	W2	15.99 ^{ef}	19.29 ^d	14.37 ^f	18.08 ^{de}	16.93
	平均值	22.99	25.95	18.51	21.25	

3 讨论

3.1 灌水量、灌溉水盐分和老化生物炭对土壤理化性质和春玉米生长的影响

土壤温度、水分和盐分的动态变化在玉米植株的生长和产量形成过程中起着主要作用。本研究结果表明,施加3年后的老化生物炭仍能一定程度上提高土壤温度。老化生物炭经过老化后依旧是一种黑色的固体颗粒,仍然能降低土壤的地表反照率而增加土壤的光吸收能力,因此可以增加田间土壤温度^[22]。微咸水灌溉增加了土壤含水率,主要是由于微咸水中含有的盐分离子抑制了玉米根系的水分吸收,这与魏琛琛等^[5]研究一致。与此同时,微咸水灌溉带来大量盐基离子,破坏了土壤结构,使得土壤蒸散率降低。施加老化生物炭后增加了不同灌溉处理下的土壤含水率。LI

等^[23]试验研究也表明老化生物炭颗粒相对于新鲜生物炭土壤持水能力更好,这是因为生物炭老化后比表面积增大、孔隙增多、亲水性更好,同时通过改变颗粒间的孔隙(孔隙)和增加属于生物炭的孔隙(孔隙内)来影响土壤储水,从而提高田间土壤含水率和植物可用的水分。这可能是由于老化生物炭比表面积依旧较大,微孔结构多,从而与土壤颗粒形成微小的团粒结构,增强了对土壤水分子的吸附能力,由于微咸水中含有大量的盐分,生物炭吸附水分的同时也吸附了一些盐分离子,从而提高了土壤电导率^[14-15]。对于土壤pH值,老化生物炭增加了土壤pH值,但充分灌溉缓解了pH值上升。这可能是因为田间老化3年的生物炭表面依旧存在丰富的有机官能团和一些金属盐水解使生物炭呈碱性,吸附土壤溶液中的H⁺,提高土壤的pH值^[23]。而充分灌溉条件下,水分对耕层土壤盐分主要表现为淋洗作用,缓解了pH值上升^[24-25]。

亏缺灌溉和微咸水灌溉显著抑制了玉米的生长,降低了玉米株高、叶面积指数、产量和干物质量,主要由于亏缺灌溉和微咸水灌溉产生的水-盐胁迫限制了玉米的光合作用。以往的研究表明老化生物炭对作物生物量和产量的促进作用还随时间的延长而表现出一定的累加效应。如MAJOR等^[26]的玉米和大豆轮作试验结果表明,施用20 t/hm²老化生物炭后,在随后的3年中产量逐年递增,分别比对照提高28%、30%和140%。本研究表明,在W1S0、W1S1和W2S0处理下,老化生物炭促进了玉米生长,增加了产量和干物质量。这很可能是由于生物炭施加增加了土壤生育期积温和改善了土壤水分状况。但在微咸水亏缺灌溉(W2S1)下,老化生物炭降低了玉米株高和籽粒产量,而显著增加了干物质累积量。这是因为相对于W2S1B0处理,W2S1B1处理导致土壤EC极大程度增加的同时也改善了土壤温度和水分。

3.2 灌水量、灌溉水盐分和老化生物炭对温室气体排放的影响

微生物分解和根系呼吸是土壤CO₂产生的两大途径,而微生物活动和根系活力受到了土壤理化性质的调控。本试验中,充分灌溉条件下的土壤CO₂累积排放量高于亏缺灌溉处理。土壤CO₂排放通量与土壤含水率和温度呈显著正相关关系,同时CO₂排放通量与N₂O和CH₄排放通量呈现显著正相关关系(表2)。HOU等^[27]研究结果表明,土壤CO₂排放通量随土壤含水率的增大而增大。微咸水可以通过影响土壤性质、土壤酶活性,进而影响土壤CO₂排放。利用微咸水连续灌溉土壤后,土壤异养微生物

活性减小,土壤 CO_2 排放也相应减少^[28-29]。但是这与本试验结果不相同,这可能是由于微咸水携带大量 SO_4^{2-} 成为电子受体,使有机碳矿化的主要厌氧途径发生改变,提高了土壤 CO_2 的产生速率^[30]。如 MARTON 等^[31] 在对美国乔治亚州东南部的 3 条河流室内培养试验发现, CO_2 排放通量随着盐度的增加而增加。同时微咸水灌溉处理温度较高,温度升高导致有氧和厌氧条件下呼吸和产甲烷的速率提高,从而加快土壤 CO_2 的产生与排放^[32]。本研究发现,添加老化生物炭可显著降低土壤 CO_2 排放,一方面,PAETSCH 等^[33] 研究发现,生物炭老化后,明显增加了植物的可用水分,对土壤有机质的激发效应比新鲜生物炭增加 13% ~ 37%,促使土壤有机质的矿化;另一方面,XU 等^[34] 研究指出,生物炭的 pH 值增大促进了 CO_2 与矿质离子的成矿反应,本试验发现老化生物炭处理相对于对照组,pH 值依旧较高,这可能导致老化生物炭处理对 CO_2 的吸收速率大于未添加老化生物炭处理。本研究发现,与 B0 处理相比,B1 处理并未明显改变 CH_4 的吸收(表 3)。这可能是由于在 2 年自然老化过程中,生物炭孔径可能被堵塞,微孔减少,对 CH_4 的物理吸附作用降低;产甲烷菌活性被抑制,降低了甲烷氧化菌消耗的 CH_4 潜力^[35-36]。

土壤酶和微生物参与的硝化和反硝化作用是农田土壤 N_2O 产生的主要途径。微咸水灌溉增加了 N_2O 累积排放量,这可能是由于微咸水灌溉增加了土壤含水率和轻度增加了土壤盐分。同时,土壤 N_2O 排放通量随土壤含水率的增大而增大,随电导率的增大而减小(表 2)。LINN 等^[37] 认为,土壤含水率增大时,土壤可溶性基质和微生物接触相应减少,土壤 O_2 含量相应减小,导致土壤硝化细菌脱氮,抑制反硝化作用,从而抑制土壤 N_2O 的排放。CHEN 等^[16] 研究结果表明,利用微咸水连续灌溉土壤后,微咸水灌溉条件下土壤 N_2O 排放会显著增加,这与第 3 年本试验研究结果类似。以往研究表明土壤具有缓冲性,用微咸水灌溉时,土壤并未达到阈值($\text{EC}_{1:5}$ 为 $1\,130\,\mu\text{S}/\text{cm}$),微生物和土壤酶能通过提高自身的代谢效率适应盐胁迫^[27]。而本试验测得的平均土壤电导率在 $215.98 \sim 784.10\,\mu\text{S}/\text{cm}$ 之间,说明微咸水灌溉在抑制作物吸水增加土壤含水率的同时,也会在一定程度上通过适度的增加土壤盐分而促进土壤的硝化和反硝化作用,增加 N_2O 累积排放量。并且微咸水还会导致土壤的盐析能力提高,降低 N_2O 溶解度,促进 N_2O 排放^[30]。随着生物炭在土壤中的老化,其理化性质会发生变化,对土

壤碳氮转化过程产生影响,进而对土壤 N_2O 的排放产生影响。这有可能由于本试验中老化生物炭提高土壤 pH 值的延续效应依旧存在,孔隙含水量增加,可利用底物减少及相关的氮循环功能基因丰度变化等多种因素综合所造成的^[38]。

3.3 灌水量、灌溉水盐分和老化生物炭对全球增温潜势(GWP)和净碳平衡(NEP)的影响

量化不同灌水模式下老化生物炭施加对农田增温潜势的影响对于研究全球变暖具有重要的意义。本试验发现亏缺灌溉可以有效地减小农田增温潜势。王晓云等^[39] 在关中平原地区对小麦进行不同生育期亏水试验发现,亏缺灌溉显著降低了小麦农田的增温潜势。由此可见,在集中程度较高的农业灌区适当减少灌水量可以缓解全球变暖。而用微咸水代替淡水灌溉增加了 GWP,有加速全球变暖的风险,这与魏琛琛等^[5] 的研究结果一致。第 3 年老化生物炭仍然具有减少 GWP 的能力。HAGEMANN 等^[14] 利用田间自然老化生物炭在室内试验发现,老化生物炭机械性能得到改善,这可以减少生物炭中不稳定组分释放,如土壤中 CO_2 和 N_2O 的排放;此外老化生物炭颗粒中固定 CO_2 细菌 *Chloroflexi* 依旧存在以及老化生物炭的硝化和氨氧化抑制,这可以减少土壤中 CO_2 和 N_2O 的排放,降低全球增温潜势^[40-41]。虽然土壤是 CO_2 排放的来源,但总体而言,农田系统是土壤碳的汇(表 3)。灌水量、灌溉水盐分和老化生物炭显著影响碳汇($p < 0.001$)。与常规灌溉(W1S0)相比,亏缺灌溉和微咸水灌溉 NEP 分别减少 52.12% 和 37.07%。WEI 等^[20] 为期 2 年的玉米田间试验发现亏缺灌溉和灌溉水盐度增加降低了 NEP。这主要是由于干旱和盐分胁迫减少了玉米生物量,从而减少了植株碳的固定量,而温室气体排放的贡献程度相对较小。老化生物炭一方面减少了温室气体(N_2O 和 CO_2)的排放,一方面可以增加玉米植株固碳^[32],最终增加 NEP 15.86% ~ 33.52%。可见,老化 3 年生物炭在固碳减排方面仍能发挥巨大的效益,但还需要更长时间的田间观测来进一步评估这种效益的持续性。

4 结论

(1) 老化生物炭、充分灌溉和微咸水都显著增大了土壤含水率;老化生物炭和充分灌溉增加了土壤 pH 值;老化生物炭、亏缺灌溉和微咸水灌溉增加土壤温度;微咸水灌溉显著增加了土壤电导率,且亏缺灌溉和老化生物炭处理增加更为明显。在地下水(含盐量 $0.71\,\text{g}/\text{L}$)灌溉条件下,土壤电导率从大到小依次为 W2B1、W2B0、W1B1、W1B0;在微咸水(含

盐量 4.0 g/L)灌溉条件下,土壤电导率从大到小依次为 W2B1、W1B1、W2B0、W1B0。

(2)不同处理之间 CH_4 累积排放量没有明显差异。亏缺灌溉和老化生物炭处理比对照组(W1S0B0) CO_2 累积排放量低 24.13% ~ 52.68% 和 7.33% ~ 18.78%,但微咸水灌溉增加 9.06% ~ 24.79%。微咸水处理总体上增加土 N_2O 排放,提高 9.95% ~ 18.03%,但老化 3 年生物炭较未添加老化生物炭处理下的 N_2O 累积排放量降低 21.14% ~ 29.76%。老化生物炭和亏缺灌溉显著降低了农田土壤的增温潜势和温室气体排放强度;微咸水灌溉显著增加了增温潜势和温室气体排放强度。同时,老化生物炭处理获得的碳汇值比 B0 处理高 15.86% ~ 33.52%,亏缺灌溉和微咸水灌溉碳汇值低于充分灌溉和淡水灌溉 37.30% ~ 71.96%

和 17.70% ~ 65.36%。

(3)微咸水和亏缺灌溉抑制了春玉米的生长,降低玉米产量和干物质累积量。在 W1S0、W1S1 和 S2S0 处理下,老化生物炭总体上促进了春玉米的生长,尽管在产量上表现不是很明显,但显著增加了不同灌溉处理下的干物质累积量,增加 7.86% ~ 25.82%。在 W2S1 处理下,老化生物炭虽然也增加了玉米生物量,但是显著降低了玉米籽粒产量,降低 15.80%。

(4)本试验条件下,在 W1S0、W1S1 和 W2S0 灌溉方式下,施加老化生物炭能够增加春玉米籽粒产量,并且同时有效减少温室气体排放,使得农田全球增温潜势降低和大幅度增加农田土壤碳汇值,可为西北干旱地区灌溉方式结合生物炭施加模式提供理论依据。

参 考 文 献

- [1] KANG S, HAO X, DU T, et al. Improving agricultural water productivity to ensure food security in China under changing environment: from research to practice[J]. *Agricultural Water Management*, 2017, 179: 5 – 17.
- [2] 李金刚,屈忠义,黄永平,等.微咸水膜下滴灌不同灌水下限对盐碱地土壤水盐运移及玉米产量的影响[J]. *水土保持学报*, 2017, 31(1): 217 – 223.
LI Jin'gang, QU Zhongyi, HUANG Yongping, et al. Effects of control lower limit of saline water mulched drip irrigation on water salt movement and corn yield in saline soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2017, 31(1): 217 – 223. (in Chinese)
- [3] 王全九, 侯丽娜, 孙燕, 等. 增氧淡水与微咸水对小麦萌发特性的影响[J]. *农业机械学报*, 2020, 51(7): 274 – 282.
WANG Quanjiu, GOU Li'na, SUN Yan, et al. Effects of oxygenated fresh water and brackish water on germination characteristics of wheat[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2020, 51(7): 274 – 282. (in Chinese)
- [4] 王帅杰, 杨培岭, 苏艳平, 等. 微咸水与淡水轮灌对春玉米土壤 CO_2 和 N_2O 排放的影响[J]. *中国农业大学学报*, 2018, 23(10): 41 – 48.
WANG Shuaijie, YANG Peiling, SU Yanping, et al. Effects of alternative irrigation between brackish water and fresh water on CO_2 and N_2O emission from spring maize soil[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2018, 23(10): 41 – 48. (in Chinese)
- [5] 魏琛琛, 任树梅, 徐子昂, 等. 灌溉水盐分和灌水量对温室气体排放与玉米生长的影响[J]. *农业机械学报*, 2021, 52(7): 251 – 260, 236.
WEI Chenchen, REN Shumei, XU Ziang, et al. Effects of irrigation water salinity and irrigation water amount on greenhouse gas emissions and spring maize growth[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2021, 52(7): 251 – 260, 236. (in Chinese)
- [6] MARTON J M, HERBERT E R, CRAFT C B. Effects of salinity on denitrification and greenhouse gas production from laboratory-incubated tidal forest soils[J]. *Wetlands*, 2012, 32(2): 347 – 357.
- [7] ZHANG G, LIU C, XIAO C, et al. Optimizing water use efficiency and economic return of super high yield spring maize under drip irrigation and plastic mulching in arid areas of China[J]. *Field Crops Research*, 2017, 211: 137 – 146.
- [8] FRANCO-LUESMA S, CAVERO J, PLAZA-BONILLA D, et al. Tillage and irrigation system effects on soil carbon dioxide (CO_2) and methane (CH_4) emissions in a maize monoculture under mediterranean conditions[J]. *Soil and Tillage Research*, 2020, 196: 104488.
- [9] LEHMANN J. A handful of carbon[J]. *Nature*, 2007, 447(7141): 143 – 144.
- [10] MUKHERJEE A, LAL R, ZIMMERMAN A R. Impacts of 1.5-year field aging on biochar, humic acid, and water treatment residual amended soil[J]. *Soil Science*, 2014, 179(7): 333 – 339.
- [11] WANG L, GAO C, YANG K, et al. Effects of biochar aging in the soil on its mechanical property and performance for soil CO_2 and N_2O emissions[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 782: 146824.
- [12] SPOKAS K A. Impact of biochar field aging on laboratory greenhouse gas production potentials[J]. *GCB Bioenergy*, 2013, 5(2): 165 – 176.
- [13] DUAN P, ZHANG X, ZHANG Q, et al. Field-aged biochar stimulated N_2O production from greenhouse vegetable production soils by nitrification and denitrification[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 1303 – 1310.
- [14] HAGEMANN N, HARTE J, KALDAMUKOVA R, et al. Does soil aging affect the N_2O mitigation potential of biochar? A combined microcosm and field study[J]. *GCB Bioenergy*, 2017, 9(5): 953 – 964.
- [15] WU Z, ZHANG X, DONG Y, et al. Biochar amendment reduced greenhouse gas intensities in the rice-wheat rotation system;

six-year field observation and meta-analysis[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2019, 278: 107625.

[16] CHEN Y, WANG L, TONG L, et al. Effects of biochar addition and deficit irrigation with brackish water on yield-scaled N₂O emissions under drip irrigation with mulching[J]. *Agricultural Water Management*, 2023, 277: 108129.

[17] ROLSTON D E. *Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical methods*, 5.1[M]. Second Edition. Madison: ASA and SSSA, 1986.

[18] SINGH S, SINGH J S, KASHYAP A K. Methane flux from irrigated rice fields in relation to crop growth and N fertilization [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31: 1219 – 1228.

[19] IPCC. *Climate change 2023: synthesis report. Contribution of Working Group I to the AR6 assessment report of the intergovernmental panel on climate change*[R]. Interlaken, Switzerland: IPCC,2023.

[20] WEI C, REN S, YANG P, et al. Effects of irrigation methods and salinity on CO₂ emissions from farmland soil during growth and fallow periods[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 752: 141639.

[21] ROBERTS K G, GLOY B A, JOSEPH S, et al. Life cycle assessment of biochar systems: estimating the energetic, economic, and climate change potential[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(2): 827 – 833.

[22] VERHEIJEN F G, JEFFERY S, VANDER VELDE M, et al. Reductions in soil surface albedo as a function of biochar application rate: implications for global radiative forcing[J]. *Environmental Research Letters*, 2013, 8(4): 1 – 7.

[23] LI H X, LU X Q, XU Y, et al. How close is artificial biochar aging to natural biochar aging in fields? A Meta-analysis[J]. *Geoderma*, 2019, 352:96 – 103.

[24] LIU Y, SOHI S P, JING F, et al. Oxidative ageing induces change in the functionality of biochar and hydrochar: mechanistic insights from sorption of atrazine[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 249: 1002 – 1010.

[25] MALASH N M, FLOWERS T J, RAGAB R. Effect of irrigation methods, management and salinity of irrigation water on tomato yield, soil moisture and salinity distribution[J]. *Irrigation Science*, 2008, 26(4): 313 – 323.

[26] 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 Soil*,2010,333: 117 – 128.

[27] HOU H, YANG Y, HAN Z, et al. Deficit irrigation effectively reduces soil carbon dioxide emissions from wheat fields in Northwest China[J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2019, 99(12): 5401 – 5408.

[28] LINN D M, DORAN J W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1984, 48(6): 1267 – 1272.

[29] 王国栋, 褚贵新, 刘瑜, 等. 干旱绿洲长期微咸地下水灌溉对棉田土壤微生物量影响[J]. *农业工程学报*, 2009, 25(11): 44 – 48.

WANG Guodong, CHU Guixin, LIU Yu, et al. Effects of long-term irrigation with brackish groundwater on soil microbial biomass in cotton field in arid oasis[J]. *Transactions of the CSAE*,2009, 25(11): 44 – 48. (in Chinese)

[30] WESTON N B, VILE M A, NEUBAUER S C, et al. Accelerated microbial organic matter mineralization following salt – water intrusion into tidal freshwater marsh soils[J]. *Biogeochemistry*, 2011, 102(1 – 3): 135 – 151.

[31] MARTON J M, HERBERT E R, CRAFT C B. Effects of salinity on denitrification and greenhouse gas production from laboratory-incubated tidal forest soils[J]. *Wetlands*, 2012, 32(2): 347 – 357.

[32] INGLETT K S, INGLETT P W, REDDY K R, et al. Temperature sensitivity of greenhouse gas production in wetland soils of different vegetation[J]. *Biogeochemistry*, 2012, 108(1 – 3): 77 – 90.

[33] PAETSCH L, MUELLER C W, KÖGEL-KNABNER I, et al. Effect of in-situ aged and fresh biochar on soil hydraulic conditions and microbial C use under drought conditions[J]. *Scientific Reports*, 2018, 8(1): 6852.

[34] XU X, KAN Y, ZHAO L, et al. Chemical transformation of CO₂ during its capture by waste biomass derived biochars[J]. *Environmental Pollution*,2016, 213: 533 – 540.

[35] WANG J, PAN X, LIU Y, et al. Effects of biochar amendment in two soils on greenhouse gas emissions and crop production [J]. *Plant and Soil*, 2012, 360(1 – 2): 287 – 298.

[36] CASE S D C, MCNAMARA N P, REAY D S, et al. Can biochar reduce soil greenhouse gas emissions from a miscanthus bioenergy crop? [J]. *GCB Bioenergy*, 2014, 6(1): 76 – 89.

[37] LINN D M, DORAN J W. Effect of water-filled pore-space on carbon-dioxide and nitrous-oxide production in tilled and nontilled soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1984, 48(6): 1267 – 1272.

[38] HEINCKE M, KAUPENJOHANN M. Effects of soil solution on the dynamics of N₂O emissions: a review[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1999,55(2):133 – 157.

[39] 王晓云, 蔡焕杰, 李亮, 等. 亏缺灌溉对冬小麦农田温室气体排放的影响[J]. *环境科学*, 2019,40(5): 2413 – 2425.

WANG Xiaoyun, CAI Huanjie, LI Liang, et al. Effects of water deficit on greenhouse gas emission in wheat field in different periods[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(5): 2413 – 2425. (in Chinese)

[40] ZHANG A, CUI L, PAN G, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake Plain, China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 139(4): 469 – 475.

[41] RONDON M A, LEHMANN J, RAMÍREZ J, et al. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2007, 43(6): 699 – 708.