王冠丽, 孙铁军, 刘廷玺, 等. 施用生物炭对干旱区玉米农田碳足迹的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(11): 2650-2658.
WANG Guan-li, SUN Tie-jun, LIU Ting-xi, et al. Effects of biochar on carbon footprint of corn fields in arid regions[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(11): 2650-2658.

施用生物炭对干旱区玉米农田碳足迹的影响

王冠丽[1,2], 孙铁军[3], 刘廷玺[1,2*], 程　功[1]

(1.内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院, 呼和浩特 010018; 2.内蒙古自治区水资源保护与利用重点实验室, 呼和浩特 010018; 3.内蒙古自治区水利水电勘测设计院, 呼和浩特 010020)

摘　要: 为粮食稳定增产的同时降低农田生态系统的温室气体排放和碳足迹。本研究在科尔沁沙丘-草甸梯级生态系统中的玉米农田设置施入不同含量生物炭的对比试验,其施用生物炭量分别为:0(CK)、15(C15)、30 t·hm^{-2}(C30)和45 t·hm^{-2}(C45),就各处理生命周期内温室气体(CO_2、CH_4及N_2O)通量进行观测,对其农资投入进行统计,并进行碳足迹的计算。结果表明:施用生物炭会有效降低玉米农田生态系统的温室气体累计排放总量,处理C15、C30、C45与对照CK相比,其温室气体累计排放量分别降低21.4%、14.2%、16.8%;碳足迹及单位产量碳足迹则随着生物炭添加含量的增加而明显增大,处理C15、C30、C45与对照CK相比,其碳足迹分别增大73.1%、149.1%、227.8%,其单位产量的碳足迹分别增大59.8%、121.2%、195.9%。相比对照C15,处理C30和C45分别提高了玉米产量的4.2%和2.2%,但增幅均并不显著。因此综合经济效益和环境因素考虑,建议科尔沁地区玉米农田在生产过程中施用15 t·hm^{-2}生物炭,在保证增加产量的同时将农田生态系统的碳足迹控制在较低范围内。

关键词: CH_4;N_2O;碳足迹;温室气体
中图分类号: X511　　**文献标志码:** A　　**文章编号:** 1672-2043(2019)11-2650-09　　doi:10.11654/jaes.2019-0533

Effects of biochar on carbon footprint of corn fields in arid regions

WANG Guan-li[1,2], SUN Tie-jun[3], LIU Ting-xi[1,2*], CHENG Gong[1]

(1.Water Conservancy and Civil Engineering College, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, China; 2.Inner Mongolia Water Resource Protection and Utilization Key Laboratory, Hohhot 010018, China; 3.Inner Mongolia Water Resources and Hydropower Survey and Design Institute, Hohhot 010020, China)

Abstract: Agricultural research is now more concerned about the problem of reducing the cumulative greenhouse gas emissions and the carbon footprint of farmland production systems while maintaining production. This study is based on comparative experiments, applying different amounts of biochar in corn farmland in the Horqin dune-meadow cascade ecosystem. The biochar amounts were: 0 t·hm^{-2}(CK), 15 t·hm^{-2}(C15), 30 t·hm^{-2}(C30), and 45 t·hm^{-2}(C45). Observations on the greenhouse gas(CO_2, CH_4, and N_2O) fluxes within a life cycle of the four treatments, financial costs, and the calculation of the carbon footprint were conducted. The results showed the application of biochar would effectively reduce the total greenhouse gas emissions of corn production. Compared with the CK treatment, the cumulative greenhouse gas emissions of C15, C30, and C45 decreased by 21.4%, 14.2%, and 16.8%, respectively. The carbon footprint and the per unit output increased significantly with the increase in biochar addition. Compared with the CK treatment, the carbon footprint of C15, C30, and C45 increased by 73.1%, 149.1%, and 227.8%, respectively. Moreover, the per unit output of the carbon footprint increased by 59.8%,

收稿日期: 2019-05-13　　**录用日期:** 2019-07-04
作者简介: 王冠丽(1982—),女,内蒙古呼伦贝尔市人,副高级工程师,主要研究方向为农业生态环境监测、碳氮循环研究。E-mail:529602904@qq.com
***通信作者:** 刘廷玺　E-mail:txliu1966@163.com
基金项目: 国家自然科学基金项目(51669017);内蒙古自然科学基金项目(2016BS0514);国家自然科学基金重点国际合作项目(51620105003);国家自然科学基金重点项目(51139002);教育部科技创新团队滚动发展计划(IRT_17R60);科技部重点领域创新团队(2015RA4013);内蒙古自治区草原英才创业创新人才团队、内蒙古农业大学寒旱区水资源利用创新团队(NDTD2010-6)
Project supported: The National Natural Science Foundation of China(51669017); The Natural Science Foundation of Inner Mongolia(2016BS0514); The Funds for International Cooperation and Exchange of the National Natural Science Foundation of China(51620105003); The Key Program of the National Natural Science Foundation of China(51139002); The Ministry of Education Innovative Research Team(IRT_17R60); The Ministry of Science and Technology Innovative Research Team in Priority Areas(2015RA4013); The IMAU Innovative Research Team(NDTD2010-6)

121.2%, and 195.9%, respectively. The treatments of C30 and C45 increased corn yield by 4.2% and 2.2%, respectively, in comparison to that of the C15 treatment, which were both not significant . Therefore, considering the comprehensive economic benefits and environmental factors, it is recommended 15 t·hm^{-2} biochar be applied to the corn farmland in the Horqin area during production, which will greatly reduce the carbon footprint during production while maintaining the increased production.

Keywords: CH_4; N_2O; carbon footprint; greenhouse gas

温室气体所引起的环境问题已经在全球范围内得到了极大的重视,由此引发的气候变暖、海平面上升等问题逐渐得到人们的广泛关注[1]。碳足迹的研究是从生命周期的角度来研究某种人类活动所引起的直接或间接的CO_2排放并对其进行度量[2-3]。对农业活动的碳足迹研究旨在系统地定量各项农资投入和人类活动引起的直接或间接的CO_2排放之和,通过量化数值有效评估农业活动所排放的温室气体对全球环境的影响,并科学地指导农业节能减排[4]。

外国学者首先提出碳足迹的研究方法,并从不同的农场类型[5]、农业管理模式[6]和经营规模[7]等多重角度对农业活动对碳足迹的影响进行了研究。我国对于碳足迹的研究起步较晚,有研究者使用国家统计数据率先对我国农业碳足迹及其构成进行了研究[8]。研究农业碳足迹的形成可以精准了解农业生产过程中温室气体排放的主要原因[9],并采取相对应的措施改善农业上过多释放温室气体的行为。我国作为农业大国,化肥是提高农作物产量的重要方式之一,但化肥造成的环境影响也是掣肘农业发展的重要因素[9]。研究表明中国化肥所导致的碳排放占据碳排放总量的60%以上,比电能、柴油等其他农资排放的总和还高[6],因此探究其他可以提升农作物产量的添加物的碳足迹对减少碳排放具有重要意义。

生物炭(Biochar)是指枯枝落叶、作物秸秆等农林废弃物和动植物残体等生物质在完全无氧或部分缺氧的状态下经过高温热解炭化而产生的稳定且富含碳的固态物[10-11]。我国作为农业大国,作物收割后废弃秸秆量巨大,而秸秆是生物炭制作的重要原料之一,将秸秆制作成生物炭后还田不仅能够有效增加土壤肥力并改变土壤理化性质[12],提高土壤固碳能力[13],同时也能够促进土壤中的C、N循环,进而达到有效抑制土壤CO_2和N_2O的排放、促进土壤CH_4吸收并提高作物产量的作用[14-16]。生物炭虽然得到了大范围的普及和推广,但也有研究表明添加生物炭会促进农田土壤温室气体的累积排放量[17-18],且生物炭因其来源、热解温度以及试验区的土壤质地、施用量和作物的不同而对土壤温室气体通量有着不同的影响[19-20]。

科尔沁地区土壤干旱,作物生长条件恶劣,玉米产量较低,同时秋收后玉米秸秆一部分打碎留待过冬喂养牛羊,一部分焚烧,对环境造成严重破坏。如果能将玉米秸秆制作成生物炭后进行还田处理,不仅能够提升作物产量[18],还能够解决焚烧秸秆对环境的破坏。因此本研究着重探究不同含量生物炭的施用对农田作物产量和碳足迹的影响,以玉米秸秆制成的生物炭对科尔沁地区的玉米农田进行改造试验,观测试验过程中的温室气体(CO_2、CH_4、N_2O)通量及其他农资(柴油、电消耗等)投入情况,旨在对施用生物炭对玉米农田生态系统碳足迹的影响进行研究,旨在对科尔沁地区的农业活动做出科学指导,有效提高作物产量并降低当地碳足迹。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于内蒙古自治区通辽市科尔沁左翼后旗阿古拉镇中的玉米农田(122°39′18″E,43°20′24″N),地处科尔沁沙地东南。该区多年平均降雨量389 mm,主要集中在6—9月;多年平均水面蒸发量(直径为20 cm的蒸发皿)1412 mm,主要集中在4—9月;多年平均相对湿度 55.8%;多年平均气温6.6 ℃,年极端最低气温-33.9 ℃,年极端最高气温36.2 ℃,昼夜温差大;年平均风速3~4 m·s^{-1}。研究区地理位置见图1。

该处农田为多年前由牧民开垦草甸而成,主要作物为玉米,整个生长季(除播种时)无人为浇灌,玉米生长水分全部依赖于天然降水和地下水。

1.2 土壤及生物炭理化性质

本研究采用的生物炭为玉米秸秆在360 ℃下不完全燃烧24 h制成的生物炭,购于辽宁金和福农业开发有限公司。供试土壤及生物炭基础理化性质如表1所示。

1.3 试验设计

试验设置如图1(右上)所示,为规避边缘效应,在农田中间位置选取20 m×20 m的区域,种植玉米品种为“先玉1411”,行距0.6 m,株距0.4 m,种植密度为

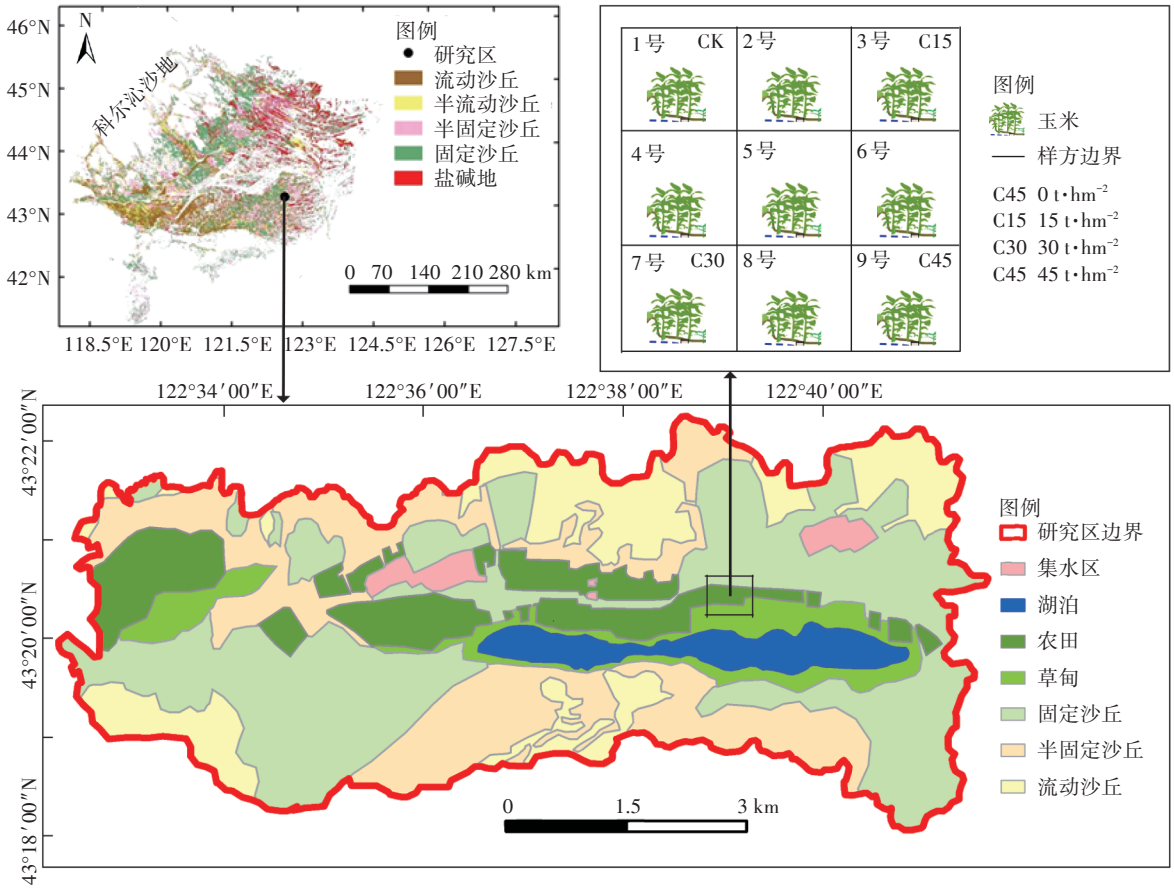

图1 研究区地理位置与试验点布设

Figure 1 Geographic position and distribution of soil-respiration sampling sites in the research area

65 000株·hm^{-2},并将样地分成9块6 m×6 m的试验田并按照1~9进行编号,每两块试验田间设置1 m宽的隔离带。为了能够较好地明晰施入不同含量生物炭对碳足迹的影响,本文在1、3、7、9号4块试验田中分别设置4个施用不同含量生物炭的对比试验(如图1右上),每个处理的试验均设置3个重复取气点,其施用生物炭量分别为:0(CK)、15(C15)、30 t·hm^{-2}(C30)和45 t·hm^{-2}(C45)。玉米于2018年5月12—15日播种,播种前使用旋耕机将生物炭与土壤均匀混合,混合深度为30 cm。生育期内依照往年当地田间种植管理,除播种时一次性灌溉外无人为灌溉,9月下旬收割,称量并计算单位面积上的玉米产量。

表1 供试土壤及生物炭基础性质

Table 1 Chemical properties of the soil and biochar used in the experiments

参数 Parameter	土壤 Soil	生物炭 Biochar
pH	8.2	8.7
电导率 Electrical conductivity/μS·cm^{-1}	304.1	
有机质质量比 Organic mass ratio/g·kg^{-1}	9.824	917.83
碱解氮质量比 Alkali-hydrolyzed nitrogen mass ratio/mg·kg^{-1}	58.47	161.27
速效磷质量比 Available phosphorus mass ratio/g·kg^{-1}	4.9	396.58
速效钾质量比 Available potassium mass ratio/g·kg^{-1}	176	780.25
碳含量 Carbon content/g·kg^{-1}		492.9
氮含量 Nitrogen content/g·kg^{-1}		6.9
磷含量 Phosphorus content/g·kg^{-1}		16.0
钾含量 Potassium content/g·kg^{-1}		0.8
碳氮比 Carbon-nitrogen ratio/%		714.3

1.4 研究方法

生命周期评价是通过某种作物自播种至收割的整个成长周期中输入、输出及其潜在的对环境的影响的汇编和评价,从而对作物在整个生命周期对环境的影响做出评估的方法,其目的在于对人为活动造成的不良后果进行分析并提出防治措施与手段。在对环境因素进行评估时,要充分凸显对环境具有重大影响的因素。对于碳足迹而言,其生命周期评价的组成主要包括边界、数据及计算3部分,因此本研究计算、评价玉米农田生态系统碳足迹主要通过以下3个步骤:

(1)确定调查边界;

(2)收集数据;

(3)计算玉米农田的碳足迹。

1.4.1 调查边界

本研究以科尔沁沙丘-草甸梯级生态系统中的玉米农田作为研究对象,评价干旱区农田生态系统在整个生命周期中的农业相关投资及产出过程的碳足迹。玉米种植的准备材料包括种子、化肥等,但有研究表明:种子在生产过程中的碳足迹不到总体的0.1%[8],因此本研究不考虑种子在整个生命周期中对碳足迹的影响。对于玉米生长过程中温室气体通量(CO_2、CH_4及N_2O)以及农业活动过程中使用机械所产生的能源消耗则处于调查边界以内。作物收割之后的加工处理、贮藏、运输、销售等环节则不在本次调查边界之内。

1.4.2 数据收集

作物种植期间施用的基肥采用尿素、磷酸二铵、硫酸钾按照N 150 kg·hm^{-2}、P_2O_5 90 kg·hm^{-2}和K_2O 90 kg·hm^{-2}在播种同时施用。

柴油使用主要用于翻耕、播种、收割。其用量为:61.5 L·hm^{-2}。

电力消耗主要为播种期引水灌溉,其用量为:7.3 kW·h·hm^{-2}。

1.4.3 温室气体通量的观测

2018年5—10月每7 d左右选取晴好天气的9:00—11:00时段,在所设立的取样点同时进行温室气体通量(CO_2、CH_4、N_2O)的原位取样。采用静态箱-气相色谱法,静态箱由厚2.0 mm的非透明PVC板制成,静态箱规格为50 cm×50 cm×50 cm,包括顶箱和基座两部分。基座边缘设有水槽,每次观测前在水槽中加入适量的水,后将顶箱置于基座上,上下箱体用水槽中的水密封。在试验开始一周前将静态箱基座插入土壤中,并在整个生长季中不取出或挪动基座,尽量不破坏原有植物及土壤状态,尽可能将人为因素对微量气体交换的扰动降到最低,基座埋入深度在5 cm以上(实际计算通量时以地箱高度为准)。静态箱经由传统静态箱改造而成,内设小风扇,能够让箱内气体快速有效混合,采样前先罩上顶箱静置1 min使气体充分混合;在箱内设置温度计,可以实时观测箱内气体温度。采用30 min罩箱时间,即每个采样箱分别罩箱后的0、10、20 min和30 min抽取气体样品。采样容器为100 mL带三通阀的医用注射器,将注射器与箱体一侧的三通阀相连,抽取30~60 mL气体样品放入气袋,同时使用秒表记录取样时间并记录箱内温度计所显示温度。气样带回实验室后,3 d之内使用安捷伦7890B气相色谱仪测定CO_2、CH_4和N_2O浓度。

1.4.4 计算公式

通量是指单位时间通过某单位面积输送的物理量。气体交换通量(F,g·m^{-2}·h^{-1})计算公式:

$$F = \frac{\Delta m}{A \times \Delta t} = \frac{\rho \times V \times \Delta c}{A \times \Delta t} = \rho \times H \times \frac{\Delta c}{\Delta t}$$

式中:ρ为箱内气体密度,kg·m^{-3};Δm和Δc分别为t时间内箱内气体质量和混合比浓度的变化;A为采样箱的底面积,m^2;V为采样箱的体积,m^3;H为气室高度,m。当F为负值时表示吸收,F为正值时表示排放。计算通量过程中,通过公式中引入箱内温度和气压值,对气体浓度进行矫正。

温室气体累计排放量(E_c)计算公式为:

$$E_c = 24 \times 0.01 \times \left[\frac{F_i + F_{i+1}}{2} + \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{F_i + F_{i+1}}{2} \right) (t_{i+1} - t_i) \right]$$

式中:n为生长期内观测次数;F_i、F_{i+1}为第i次、第i+1次采集温室气体时的通量,μg·m^{-2}·h^{-1};t_{i+1}、t_i为第i+1次、第i次采集气体的采样时间,d。

综合增温潜势(GWP)是将各类温室气体的增温潜势转化为CO_2的排放当量,kg·hm^{-2};100年时间尺度下的GWP计算公式为:

$$GWP = E_{c(CO_2)} + 295E_{c(N_2O)} + 28E_{c(CH_4)}$$

式中:$E_{c(CO_2)}$、$E_{c(N_2O)}$、$E_{c(CH_4)}$分别代表CO_2、N_2O和CH_4的累计排放量,kg·hm^{-2}。

单位产量的碳足迹计算公式为:

$$CF = \frac{CE_t}{Y}$$

式中:CF代表玉米作物生态系统单位产量的碳足迹,kg CO_2-eq·kg^{-1};CE_t为玉米生长期的碳足迹,kg CO_2-eq·kg^{-1};Y为单位面积产量,t·hm^{-2}。CE_t的计算公式为:

$$CE_t = CE_i + CE_{(N_2O)} + CE_{(CH_4)}$$

式中:CE_i是指农业活动投入的间接温室气体排放总量(以CO_2记),CO_2-eq·kg^{-1};$CE_{(N_2O)}$和$CE_{(CH_4)}$分别表示玉米生长期间土壤CH_4和N_2O累计排放总量(以CO_2记),CO_2-eq·kg^{-1}。CE_i的计算公式为:

$$CE_i = \sum_1^m Q \cdot \delta$$

式中:Q为农作物生产过程中的投入,即化肥、柴油、电力消耗等;δ为相关投入的温室气体排放系数(详见表2)。

1.4.5 数据分析

利用Office Excel 2013和SPSS 19.0对原始数据

表2 各排放项目温室气体排放系数

Table 2 Coefficient of carbon emission of different material for agricultural production

排放项目 Discharge project	温室气体排放系数 Coefficient of greenhouse gas emissions	文献来源 Reference
氮肥N	6.38 kg CO_2-eq·kg^{-1}	[21]
磷肥P_2O_5	0.61 kg CO_2-eq·kg^{-1}	[22]
钾肥K_2O	0.44 kg CO_2-eq·kg^{-1}	[22]
柴油 Diesel	2.63 kg CO_2-eq·kg^{-1}	[23]
电能 Electricity	1.14 kg CO_2-(kW·h)$^{-1}$	[23]
CH_4		[1]
N_2O		[1]

进行整理分析，采用SPSS 19.0进行方差分析和显著性检验，差异性水平选择$P<0.05$。图中数据均为平均值±标准误差。

2 结果与分析

2.1 2018年生长季温度及降雨

2018年4—10月农田累计降雨369.9 mm，主要集中在7、8月份；平均气温为7.1 ℃，生长季气温呈单峰型曲线，在7、8月份达到较高值(图2)。

2.2 施用生物炭对玉米农田CH_4及N_2O通量及玉米产量的影响

种植玉米后处理C15、C30的玉米农田CH_4吸收值均大于CK(图3)，而处理C45则在种植玉米后由吸收转为排放(5月12—15日玉米农田翻耕、种植)。处理CK、C15、C30、C45试验期间CH_4平均通量分别为：−44.03、−68.96、−58.14 μg·m^{-2}·h^{-1}及−8.20 μg·m^{-2}·h^{-1}。与CK相比，处理C15及C30的CH_4吸收值分别增加56.62%和32.05%，处理C45的CH_4吸收值与CK相比降低了81.36%。

5月12—15日玉米种植后土壤N_2O通量差异较大，各处理N_2O通量明显低于CK(图3)，其中处理C45的N_2O通量出现明显的负值，各处理N_2O通量均明显低于CK。处理CK、C15、C30、C45试验期间N_2O均通量分别为：9.23、6.98、3.99 μg·m^{-2}·h^{-1}、1.27 μg·m^{-2}·h^{-1}。与CK相比，处理C15、C30及C45的N_2O通量分别降低24.42%、56.83%和86.25%。

相比对照CK，处理C15、C30和C45的玉米产量分别提高了4.4%、5.0%和9.2%，且玉米产量的提升幅度随着施入生物炭含量的增高而增大，处理C45增加最高(表3)。

数据显示，施用生物炭能够显著促进CH_4的吸收值并降低N_2O的排放，但是过多施用生物炭会导致CH_4和N_2O通量的源、汇转化。施用生物炭显著降低了农田综合增温潜势，其中处理C15对降低玉米农田综合增温潜势的作用最为显著(表3)。

2.3 玉米农田生态系统的碳足迹分析

玉米农田生态系统中处理CK、C15、C30、C45的综合增温潜势分别为：17 543.57、13 781.17、15 035.49 kg CO_2-eq·hm^{-2}及14 582.94 kg CO_2-eq·hm^{-2}，其碳足迹分别为1 291.82、2 236.39、3 212.31 kg CO_2-eq·hm^{-2}及4 235.02 kg CO_2-eq·hm^{-2}(表4)。处理CK、C15、C30、C45单位产量的碳足迹分别为1.00、1.61、2.23 kg CO_2-eq·hm^{-2}及2.98 kg CO_2-eq·kg^{-1}。玉米农田生态系统中温室气体累计排放总量随着生物炭添加含量的增加而降低，处理C15、C30、C45与对照CK相比，其温室气体累计排放量分别降低21.4%、14.2%、16.8%；碳足迹及单位产量碳足迹则随着生物炭添加含量的增加而明显增大，处理C15、C30、C45与对照CK相比，其碳足迹分别增大73.1%、149.1%、227.8%，

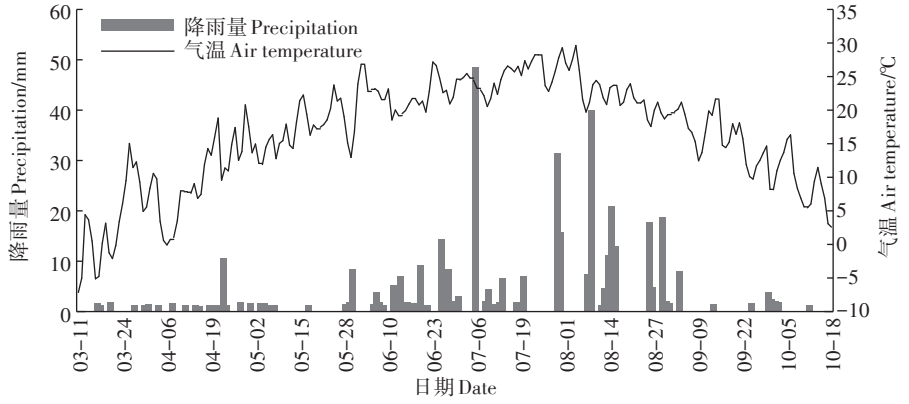

图2 2018年玉米农田生长季气温、降雨量的变化

Figure 2 Changes in air temperature and rainfall of corn field during the growing season in 2018

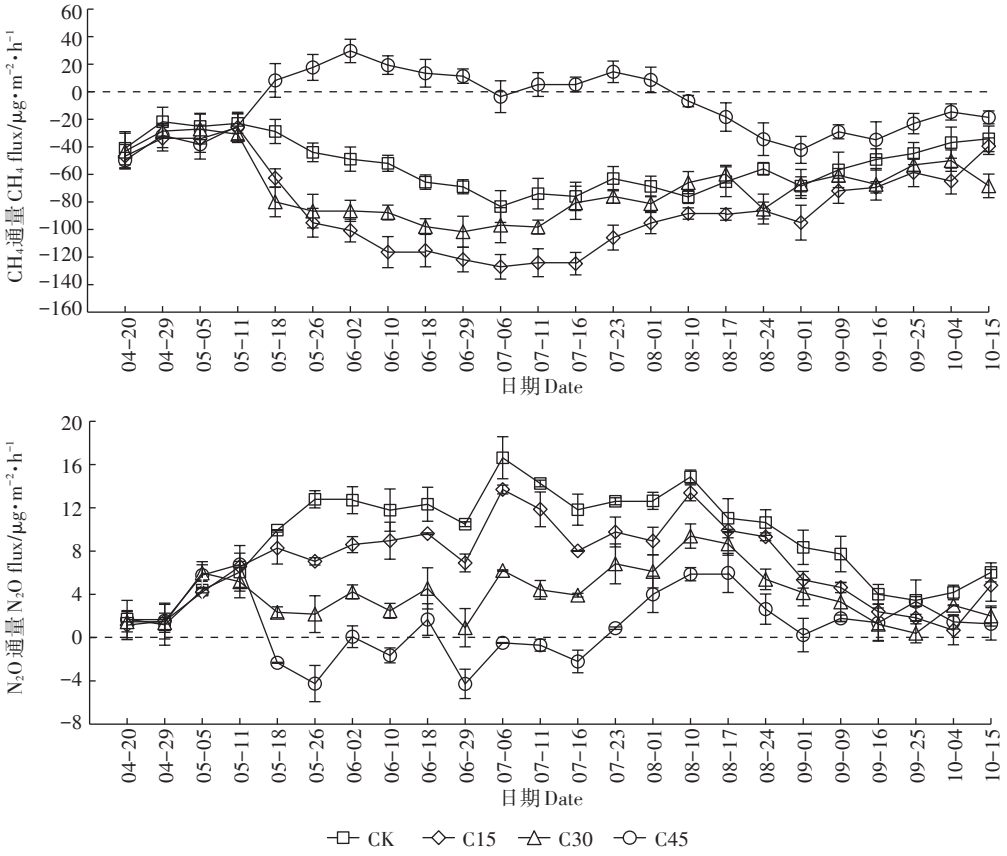

图3 不同生物炭处理土壤CH_4及N_2O通量季节动态变化

Figure 3 Seasonal variation of soil CH_4 and N_2O fluxes under different treatments of biochar application

表3 不同处理下温室气体通量累积排放量、玉米产量及综合增温潜势（*GWP*）

Table 3 Cumulative emissions of greenhouse gases, corn yield and comprehensive warming potential (*GWP*) under different experimental sets

处理 Treatment	玉米产量 Maize yield/t·hm^{-2}	温室气体累积排放量 Cumulative emissions of greenhouse gases/kg·hm^{-2}			综合增温潜势 *GWP*(CO_2+CH_4+N_2O)/kg·hm^{-2}
		CO_2	CH_4	N_2O	
CK	12.809d	17 479.61a	−1.90b	0.39a	17 543.57a
C15	13.874c	13 777.62d	−2.99d	0.29b	13 781.17d
C30	14.458a	15 056.21b	−2.23c	0.19c	15 035.49b
C45	14.188b	14 575.99c	−0.32a	0.05d	14 582.94c

注：同列不同字母表示不同处理间在0.05水平差异显著。

Note: Different small letters indicate significant differences among treatments at 0.05 level.

其单位产量的碳足迹分别增大59.8%、121.2%、195.9%。

随着生物炭添加含量的增加，碳足迹中生物炭占据的比重也不断增加，使得温室气体累计排放所占据的比例随之下降；且除对照CK外，其余处理中均属生物炭对碳足迹贡献最大，处理C15、C30、C45生物炭对碳足迹的贡献比例分别为44.8%、62.1%、70.9%。处理CK、C15、C30、C45温室气体累计排放对碳足迹的贡献比例分别为5.48%、0.60%、0.04%、0.19%（图4），处理C15、C30、C45与对照CK相比，其温室气体累计排放对碳足迹的贡献比例分别下降89.0%、99.2%、96.5%。

添加生物炭后，农田生态系统中对碳足迹贡献最大的农资投入变成了生物炭，且随着生物炭含量的增加，生物炭在碳足迹所占比例也随之增加，并且农田基肥在碳足迹中的占比也随之下降。因此施用生物炭对农田生态系统的碳足迹构成造成了巨大改变，极大降低了其他农资投入在碳足迹中的占比。

3 讨论

本研究中不施用生物炭的玉米农田的单位产量碳足迹为1.00 kg CO_2-eq·kg^{-1}，这与前人的研究结果相近。渭河平原玉米农田单位产量碳足迹为0.62 kg CO_2-eq·kg^{-1}[24]。但本研究中单位产量碳足迹略大于其他研究者的研究结果，可能是试验区差异、调查边界选取差异、各项农资投入的温室气体排放系数以及碳足迹的计算方法上的差异引起的。

施用生物炭会抑制土壤中CO_2和N_2O的累积排放、促进土壤对CH_4的吸收，这与前人的研究结果相同[16,25-27]。但在非干旱区小麦-玉米轮作农田，施用生物炭会促进CO_2和N_2O的累积排放，且相较于其他研究者在塿土、辣椒(*Capsicum annuum*)田和芬兰小麦(*Triticum aestivum*)田的试验结果相比，本研究施入生物炭后土壤对CH_4吸收的促进作用相对较弱[16,27]。其原因在于本研究区为干旱区，土壤含水率较低，微生物活性对土壤含水率的变化较为敏感[28]，同时较低的土壤含水率会限制微生物对生物炭的分解利用能力[29]、抑制CH_4氧化菌的活性、并对硝化反应及反硝化反应产生一定程度上的影响[30]，从而使施入生物炭在不同地区农田中对温室气体通量的影响有显著差异。

刘杏认等[25]、屈忠义等[26]和Karhu等[16]还发现，施入生物炭后整体提升了玉米产量，这与本文研究结果一致，施入生物炭的土壤理化性质被有效改善并提升作物对营养物质的吸收能力，进而直接或间接地提升了作物的产量。但本研究施入生物炭后玉米产量的提升幅度与其他研究者得出的结果相比较低，其原因可能是本研究区属于干旱区降水较少，且根据历年牧民田间管理措施在玉米生长期间不进行人为浇灌，因此施用生物炭对于玉米生长的促进作用有一定程度上受到限制[28]。

在处理C15、C30、C45的碳足迹中，生物炭的贡献比例分别为44.8%、62.1%和80.0%，是玉米农田生态系统温室气体排放的主要来源，这与其他研究结果相同[31-32]。其主要原因是氮肥及生物炭在制作、运输过程中需要消耗大量的能源及化石燃料[32]，因此如果能将生物炭等农资投入的生产排放降低至发达国家水平，将会直接减少农田碳足迹，这对农田生态系统的节能减排具有重要指导意义。本研究中随着施入

表4 不同处理下玉米农田的碳足迹构成

Table 4 Carbon footprint under different experimental sets

农业投入 Agricultural inputs	投入量The inputs/kg·hm^{-2}				碳足迹Carbon footprint/kg CO_2-eq·hm^{-2}			
	CK	C15	C30	C45	CK	C15	C30	C45
柴油Diesel	61.5	61.5	61.5	61.5	161.13	161.13	161.13	161.13
电能Electricity	7.3	7.3	7.3	7.3	8.32	8.32	8.32	8.32
氮肥(N)	150	150	150	150	957	957	957	957
磷肥(P_2O_5)	90	90	90	90	54.9	54.9	54.9	54.9
钾肥(K_2O)	90	90	90	90	39.6	39.6	39.6	39.6
生物炭Biochar	—	15 000	30 000	45 000	—	1 001.99	2 003.99	3 005.99
CH_4	-1.90	-2.99	-2.52	-0.32	-47.64	-74.97	-63.23	-8.09
N_2O	0.39	0.29	0.16	0.05	118.51	88.42	50.60	16.17
合计	—	—	—	—	1 291.82	2 236.39	3 212.31	4 235.02

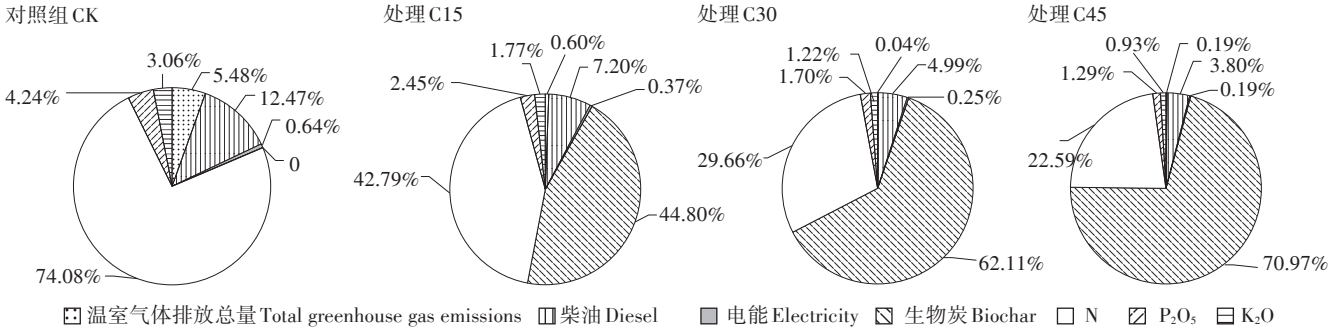

图4 不同生物炭处理下农资投入对玉米农田碳足迹的贡献

Figure 4 Contribution of agricultural input to the carbon footprint in production system of corn field under different experimental sets

生物炭含量的增加，农田生态系统的碳足迹也随之增加，与CK相比处理C15、C30、C45的碳足迹分别增大73.1%、149.1%和227.8%，其单位产量的碳足迹分别增大59.8%、121.2%、195.9%。温室气体累计排放量的降低并不总是能够降低农田生态系统单位产量的碳足迹，因为农田产量的增加并不一定能够抵消农资投入的增加[31]。本研究中生物炭的施入虽然有效地降低了温室气体的累积排放量，但其过多的投入也造成了农田生态系统碳足迹的剧增，说明碳足迹强烈依赖于农业活动过程中生物炭的投入量。

与处理C15相比，处理C30和C45的生物炭投入分别增加了100%和200%，其碳足迹则增加44.2%和89.3%，单位产量的碳足迹分别增加38.4%和85.1%，玉米产量分别增加4.2%和2.2%。有关研究表明增加生物炭投入会增大农田生态系统的碳足迹[33]，但不同研究者对于增加生物炭施入量对碳足迹的增加幅度的研究结果不尽相同，这可能是在不同地区农资投入的比例不同所引起的。生物炭施入含量的增加虽然使玉米农田的产量有所增加，但处理C30和C45的玉米产量与处理C15相比增幅并不显著。因此综合经济效益和环境因素考虑，建议科尔沁地区玉米农田在生产过程中施用15 t·hm^{-2}生物炭，在保证增加产量的同时将农田生态系统的碳足迹控制在较低范围内。

日益增长的人口使中国对于粮食的需求也日益增大，农田中施用生物炭增加作物产量已经成为一种常用手段[13-16]。生物炭不仅能够降低农田温室气体累计排放量，同时还能够增加作物产量，但以往人们较少关心生态环境是否会因此受到影响，施用生物炭同时也会增加农田生态系统的碳足迹。并且中国对于生物炭制作和利用效率低于部分发达国家[25-27]，如果能够通过提高制作工艺和运输途径的方式降低使用生物炭的能源消耗，并通过农田中适量施用生物炭的手段，则可以达到作物增产和保护环境的双重收益。

4 结论

（1）施用生物炭能够显著促进CH_4的吸收并降低N_2O的排放，但是过多施用生物炭会导致CH_4和N_2O通量的源、汇转化。

（2）施用生物炭能够有效降低玉米农田生态系统的温室气体累计排放总量及综合增温潜势，对降低农田温室气体排放具有重要意义。

（3）施用生物炭会提升农田生态系统的碳足迹，并且施用生物炭后农田生态系统的碳足迹的主体变为生物炭，随着生物炭施入量的增加，其在碳足迹中的占比也随之增大。同时施用生物炭会提升农田生态系统的作物产量，因此科学施用生物炭能够达到增产以及减排的目的，达到经济效益和环境效益的统一。

（4）综合考虑经济效益与环境效益，施用15 t·hm^{-2}生物炭能够在保证增加产量的同时将农田生态系统的碳足迹控制在较低范围内。

参考文献：

[1] IPCC. Summary for policymakers[M]//Climate change 2013：The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, Cambridge：Cambridge University Press. 2013：27.

[2] Linquist B, Groenigen K J V, Adviento-Borbe M A, et al. An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(1)：194-209.

[3] Pielke R, Wigley T, Green C. Dangerous assumptions[J]. *Nature*, 2008, 452(7187)：531-532.

[4] Lal R. Carbon emission from farm operations[J]. *Environment International*, 2004, 30(7)：981-990.

[5] Dubey A, Lal R. Carbon footprint and sustainability of agricultural production systems in Punjab, India, and Ohio, USA[J]. *Journal of Crop Improvement*, 2009, 23(4)：332-350.

[6] Schafer F, Blanke M. Farming and marketing system affects carbon and water footprint: A case study using Hokaido pumpkin[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2012, 28：113-119.

[7] Sefeedpari P, Ghahderijani M, Pishgar-Komleh S H. Assessment the effect of wheat farm sizes on energy consumption and CO_2 emission[J]. *Journal of Renewable and Sustainable Energy*, 2013, 5(2)：347-355.

[8] Cheng K, Pan G, Smith P, et al. Carbon footprint of China′s crop production: An estimation using agro-statistics data over 1993－2007[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2011, 142(3)：231-237.

[9] 段华平，张 悦，赵建波，等. 中国农田生态系统的碳足迹分析[J]. 水土保持学报，2011，25(5)：203-208.
DUAN Hua-ping, ZHANG Yue, ZHAO Jian-bo, et al. Carbon footprint analysis of farmland ecosystem in China[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2011, 25(5)：203-208.

[10] Marris E. Putting the carbon back：Black is the new green[J]. *Nature*, 2006, 442(7103)：624-626.

[11] Brennan L, Owende P. Biofuels from microalgae: A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and coproducts[J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2010, 14(2)：557-577.

[12] Zwieten L V, Kimber S, Morris S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility[J]. *Plant and Soil*, 2010, 327(1/2)：235-246.

[13] Asai H, Samson B K, Stephan H M, et al. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos[J]. *Field Crops Research*, 2008, 111(1)：81-84.

[14] 张 斌，刘晓雨，潘根兴，等. 施用生物质炭后稻田土壤性质、水稻

产量和痕量温室气体排放的变化[J]. 中国农业科学, 2012, 45(23):4844-4853.
ZHANG Bin, LIU Xiao-yu, PAN Gen-xing, et al. Changes in soil properties, yield and trace gas emission from a paddy after biochar amendment in two consecutive rice growing cycles[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, 45(23):4844-4853.

[15] Shenbagavalli S, Mahimairaja S. Characterization and effect of biochar on nitrogen and carbon dynamics in soil[J]. *International Journal of Advanced Biological Research*, 2012, 163(3):317-323.

[16] Karhu K, Mattila T, Bergström I, et al. Biochar addition to agricultural soil increased CH_4 uptake and water holding capacity: Results from a short-term pilot field study[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2011, 140(1/2):309-313.

[17] 秦 越, 李彬彬, 武兰芳. 不同耕作措施下秸秆还田土壤CO_2排放与溶解性有机碳的动态变化及其关系[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(7):1442-1449.
QIN Yue, LI Bin-bin, WU Lan-fang. Dynamics and interrelationship of CO_2 emissions and dissolved organic carbon in soils with crop residue retention under different tillage practices[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(7):1442-1449.

[18] 吴 震, 董玉兵, 熊正琴. 生物炭施用3年后对稻麦轮作系统CH_4和N_2O综合温室效应的影响[J]. 应用生态学报, 2018, 29(1):141-148.
WU Zhen, DONG Yu-bing, XIONG Zheng-qin. Effects of biochar application three-years ago on global warming potentials of CH_4 and N_2O in a rice-wheat rotation system[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(1):141-148.

[19] Saarnio S, Heimonen K, Kettunen R. Biochar addition indirectly affects N_2O emissions via soil moisture and plant N uptake[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 58(2):99-106.

[20] Elmahrouky M, Elnaggar A H, Usman A R, et al. Dynamics of CO-emission and biochemical properties of a sandy calcareous soil amended with waste and biochar[J]. *Pedosphere*, 2015, 25(1):46-56.

[21] 逯 非, 王效科, 韩 冰, 等. 中国农田施用化学氮肥的固碳潜力及其有效性评价[J]. 应用生态学报, 2008, 19(10):2239-2250.
LU Fei, WANG Xiao-ke, HAN Bing, et al. Assessment on the availability of nitrogen fertilization in improving carbon sequestration potential[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(10):2239-2250.

[22] West T O, Marland G. Net carbon flux from agricultural ecosystems: Methodology for full carbon cycle analyses[J]. *Environmental Pollution*, 2002, 116(3):439-444.

[23] Zhang X Q, Pu C, Zhao X, et al. Tillage effects on carbon footprint and ecosystem services of climate regulation in a winter wheat-summer maize cropping system of the North China Plain[J]. *Ecological Indicators*, 2016, 67:821-829.

[24] 刘 松, 王效琴, 胡继平, 等. 施肥与灌溉对甘肃省苜蓿碳足迹的影响[J]. 中国农业科学, 2018, 51(3):556-565.
LIU Song, WANG Xiao-qin, HU Ji-ping, et al. Effects of fertilization and irrigation on the carbon footprint of alfalfa in Gansu Province[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2018, 51(3):556-565.

[25] 刘杏认, 张 星, 张晴雯, 等. 施用生物炭和秸秆还田对华北农田CO_2、N_2O排放的影响[J]. 生态学报, 2017(20):58-69.
LIU Xing-ren, ZHANG Xing, ZHANG Qing-wen, et al. Effects of biochar and straw return on CO_2 and N_2O emissions from farmland in the North China Plain[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017(20):58-69.

[26] 屈忠义, 高利华, 李昌见, 等. 秸秆生物炭对玉米农田温室气体排放的影响[J]. 农业机械学报, 2016, 47(12):111-118.
QU Zhong-yi, GAO Li-hua, LI Chang-jian, et al. Impacts of straw biochar on emission of greenhouse gas in maize field[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2016, 47(12):111-118.

[27] 周 凤, 许晨阳, 王月玲, 等. 生物炭对塿土CH_4、N_2O排放的影响[J]. 环境科学, 2017(9):3831-3839.
ZHOU Feng, XU Chen-yang, WANG Yue-ling, et al. Effect of biochar on CH_4 and N_2O Emissions from Lou soil[J]. *Environmental Science*, 2017(9):3831-3839.

[28] 寇太记, 朱建国, 谢祖彬, 等. 大气CO_2体积分数升高环境温度与土壤水分对农田土壤呼吸的影响[J]. 生态环境, 2008, 17(3):950-956.
KOU Tai-ji, ZHU Jian-guo, XIE Zu-bin, et al. The effects of temperature and soil moisture on soil respiration in the cropland under elevated pCO_2[J]. *Ecology and Environment*, 2008, 17(3):950-956.

[29] 高德才, 张 蕾, 刘 强, 等. 生物黑炭对旱地土壤CO_2、CH_4、N_2O排放及其环境效益的影响[J]. 生态学报, 2015, 35(11):3615-3624.
GAO De-cai, ZHANG Lei, LIU Qiang, et al. Effects of biochar on CO_2, CH_4, N_2O emission and its environmental benefits in dryland soil [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(11):3615-3624.

[30] 陈浩天, 张地方, 张宝莉, 等. 园林废弃物不同处理方式的环境影响及其产物还田效应[J]. 农业工程学报, 2018, 34(21):239-244.
CHEN Hao-tian, ZHANG Di-fang, ZHANG Bao-li, et al. Environmental impacts and returning effects of garden wastes under different disposal methods[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2018, 34(21):239-244.

[31] Yan M, Cheng K, Luo T, et al. Carbon footprint of grain crop production in China: Based on farm survey data[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 104:130-138.

[32] Jonathan H, Cathy H, Geoff S, et al. The carbon footprints of food crop production[J]. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 2009, 7(2):107-118.

[33] Cross A, Sohi S P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43(10):2127-2134.