

长期有机无机肥配施降低黄淮海区域小麦-大豆复种系统净温室效应

张鑫^{1,2}, 郑成岩¹, 李升明³, 谢方景³, 邓艾兴¹, 张俊¹, 宋振伟¹, 张卫建^{1*}

(1 中国农业科学院作物科学研究所/农业农村部作物生理生态重点实验室, 北京 100081; 2 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所/耕地保育技术国家工程实验室, 北京 100081; 3 萧县农业科学研究所, 安徽萧县 235200)

摘要:【目的】小麦-大豆系统是黄淮海区域重要的禾豆复种系统, 综合评价该系统的净碳排放对于我国农田固碳减排具有重要意义。借助 30 年的长期定位试验, 综合评价不同施肥处理下小麦-大豆复种系统的产量和净碳排放, 旨在为该系统丰产低碳排放的施肥制度创新提供理论依据。【方法】试验包括单施牛粪 (M)、氮磷钾平衡施肥 (NPK)、氮磷钾加牛粪 (NPKM)、氮磷加秸秆 (NPS)、氮磷钾加饼肥 (NPKC)、氮磷钾加牛粪及饼肥 (NPKMC) 以及不施肥对照 (CK), 共 7 个处理。综合分析了各处理田间直接温室气体排放 (N_2O 和 CH_4)、农田投入导致的间接碳排放与土壤有机碳固定, 估算了单施牛粪、单施化肥以及化肥与不同有机物料配施的净碳排放, 同时将碳排放与作物产量和土壤有机质相结合, 综合评价了不同施肥措施下的净温室效应。【结果】小麦-大豆复种系统中, 小麦季施肥对大豆产量有显著后效, 与单施 NPK 相比, NPKM、NPKC 和 NPKMC 处理分别使大豆产量提高了 31.0%、16.8% 和 24.0%, 而 M 和 NPS 处理不利于大豆、小麦产量的提高。与 NPK 处理相比, M、NPKM、NPKMC 处理的农田直接温室气体排放分别增加了 49.4%、17.7% 和 12.4%, 土壤有机碳年固定量分别显著提高了 282.2%、137.3% 和 169.1%。M 及 NPKM 处理的间接碳排放与 NPK 处理没有明显差异, 而其他施肥处理的间接碳排放低于 NPK 处理。在各施肥处理中, 由肥料投入导致的碳排放占总间接碳排放的比例最大, 其次是灌溉用电和机械用柴油导致的碳排放。对净碳排放的估算结果表明, M 处理的净碳排放为负值 (表现为碳汇), 而其他处理下小麦-大豆复种系统均表现为碳源, NPK 与有机物料配施的处理净碳排放显著低于 NPK 处理。此外, 与 NPK 处理相比, NPK 与有机物料配施使碳排放强度显著降低了 36.5%~113.2%, 使单位土壤有机质提升的温室气体排放 ($\delta GHG/\delta SOM$) 降低了 69.4%~93.2%。【结论】黄淮海区域小麦-大豆复种系统中, 氮磷钾配施有机肥 (牛粪或饼肥) 可在保证小麦和大豆产量的同时, 降低小麦-大豆复种系统的净温室效应。

关键词: 施肥; 温室气体; 土壤固碳; 碳排放; 小麦-大豆复种系统

Long-term combined application of chemical and organic fertilizers decrease net greenhouse gas emission in wheat-soybean system in Huang-Huai-Hai region

ZHANG Xin^{1,2}, ZHENG Cheng-yan¹, LI Sheng-ming³, XIE Fang-jing³, DENG Ai-xing¹,
ZHANG Jun¹, SONG Zhen-wei¹, ZHANG Wei-jian^{1*}

(1 Institute of Crop Sciences, Chinese Academy of Agricultural Sciences/Key Laboratory of Crop Physiology and Ecology, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100081, China; 2 Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences/National Engineering Laboratory for Improving Fertility of Arable Soils, Beijing 100081, China; 3 Institute of Agricultural Sciences in Xiao County, Xiao County, Anhui 235200, China)

Abstract: 【Objectives】Wheat-soybean system is a popular gramineae-legume multiple cropping system in Huang-Huai-Hai region, China. Comprehensive evaluation of the net carbon emissions of this cropping system is of great significance for carbon sequestration and emission reduction in farmland of China. Thus, in search for

收稿日期: 2020-08-10 接受日期: 2020-09-25

基金项目: 国家绿肥产业技术体系 (CARS-22-G-16); 国家重点研发计划项目子课题 (2016YFD0300803)。

联系方式: 张鑫 Tel: 010-62128815; E-mail: zhangxin05@caas.cn; * 通信作者 张卫建 Tel: 010-62156856; E-mail: zhangweijian@caas.cn

sustainable fertilization method that concurrently improves yield and lower carbon emissions, we studied the effects of different fertilizers on crop yield and net carbon emissions in a 30-years wheat-soybean system.

【 Methods 】 The seven fertilization treatments in the experiment were sole cattle manure (M); balanced chemical NPK fertilizer (NPK); combined application of NPK with cattle manure (NPKM), rapeseed cake (NPKC), or both (NPKMC); chemical NP plus wheat straw (NPS); and no fertilizer application (control, CK). The net carbon emissions under each fertilization treatment was estimated as the total direct greenhouse gas (N_2O and CH_4) emissions in the field, indirect carbon emissions caused by agricultural inputs and soil organic carbon sequestration. The net greenhouse effect in each fertilization treatment was evaluated as the total carbon emissions from crop yield and soil organic matter (SOM). **【 Results 】** Compared with NPK treatment, the NPKM, NPKC and NPKMC treatments increased soybean yield by 31.0%, 16.8% and 24.0%, respectively, while soybean and wheat yields under M and NPS treatments were not significantly different from those of NPK. Compared with NPK treatment, M, NPKM and NPKMC treatments increased direct greenhouse gas (GHG) emissions in the field by 49.4%, 17.7% and 12.4% respectively and annual soil organic carbon sequestration by 282.2%, 137.3% and 169.1% respectively. The indirect carbon emissions in M and NPKM treatments were similar to that of NPK, whereas those of NPS, NPKC and NPKMC were lower than that of NPK treatment. The carbon emissions caused by fertilizer input accounted for the largest proportion of total indirect emissions, followed by electricity for irrigation and mechanical diesel. All treatments, except M, were carbon source, but the net carbon emissions under combined application of NPK and organic materials were lower than that of NPK only. The carbon emission intensity and ratio of $\delta GHG/\delta SOM$ under combined application of NPK and organic materials were lesser than that of NPK by 36.5%–113.2%, and 69.4%–93.2%, respectively. **【 Conclusions 】** Combined application of NPK and organic fertilizer (cattle manure or cake fertilizer) could reduce the net greenhouse gas emission while ensuring optimal crop yield in wheat-soybean cropping system in Huang-Huai-Hai region.

Key words: fertilization; greenhouse gas; soil carbon sequestration; carbon emission; wheat-soybean cropping system

全球气候变暖是气候变化的重要特征^[1]。人类活动导致的温室气体 (greenhouse gas, GHG) 排放是造成全球气候变暖的主要原因之一^[2]。而农田土壤是全球温室气体的重要排放源, 研究表明, 由农业导致的温室气体约占人为温室气体排放总量的 15%~25%^[3], 同时农田土壤也是巨大的碳库, 农田固碳减排意义显著^[4-5]。随着全球人口不断增长, 粮食需求相应增加, 根据联合国粮食及农业组织预测^[6], 2005 到 2050 年, 世界粮食生产需提高 60% 才能满足人口增长的需求。施肥是作物稳产丰产的主要农业措施之一, 施肥会显著影响土壤温室气体排放, 同时不同施肥措施的土壤碳固定速率也不同。如 Shang 等^[7]、Gu 等^[8]通过定位试验研究发现, 长期施有机肥的土壤碳固定能抵消田间温室气体的增温趋势。此外, 农田投入导致的间接排放也不容忽视, 如 Huang 等^[9]通过碳足迹的估算得出, 由农田施肥等投入导致的间接碳排放对全球增温趋势有显著贡献。因此, 当前基于生命周期评价 (LCA) 方法的农田生态系统综合温室效应估算受到越来越多的关

注。前人研究中通常将土壤净碳排放分为田间直接温室气体排放、农田投入导致的间接碳排放以及土壤碳固定三部分^[10-11], 综合评价不同施肥措施的净碳排放可为农田生态系统固碳减排理论和施肥技术创新提供参考, 对保障粮食安全和减缓气候变化意义突出。

黄淮海区域是我国粮食主产区之一, 耕地面积约占全国耕地总面积的 20%^[12]。冬小麦-夏玉米复种连作是黄淮海区域的主要种植模式, 长期单一种植模式下存在氮肥投入量过大、水肥资源利用效率低等一系列问题^[13-14], 不利于农田生态系统的健康和可持续发展。而在种植系统中引入豆科作物则是提升土壤肥力、增加作物产量、提高资源利用效率的重要措施^[15-16]。小麦-大豆系统是黄淮海区域重要的禾豆复种系统, 包含世界最主要的粮食作物之一小麦, 以及重要的油料和蛋白质作物大豆^[17]。探究小麦-大豆复种系统在保证产量的同时减少碳排放的施肥措施具有重要意义。Bhattacharyya 等^[18]研究发现, 与单施 NPK 化肥相比, NPK 与有机肥配施显著提高了

小麦-大豆复种系统的作物产量与土壤有机碳含量。Qin 等^[19]研究表明, NPK 与粪肥配施提高了小麦-大豆复种系统的水分利用效率, 而降低了肥料利用效率。但关于长期施肥对小麦-大豆复种系统产量与净碳排放的影响尚缺少研究。

综上, 本研究通过综合田间直接温室气体排放、农田投入导致的间接碳排放与土壤碳固定三方面, 估算不同施肥措施的净碳排放, 同时将碳排放与产量和土壤肥力指标(有机质)结合, 综合评价不同施肥措施的净温室效应, 旨在为黄淮海区域小麦-大豆复种系统丰产低碳排放的施肥制度创新提供理论依据和技术指导。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

长期定位施肥试验始于 1983 年, 试验点位于安徽省宿州市萧县农业科学研究所 (34°18'N, 116°53'E)。试验区位于黄淮海平原的南端, 平均海拔 180~350 m, 所属气候为暖温带大陆性季风气候, 年平均气温 14.4℃, 年降水量 855 mm, 日照时数 2228 h, 无霜期 208 天。试验期间的气温与降水量日变化动态如图 1 所示。根据国际土壤分类系统的标准, 试验区土壤类型为冲积土^[20], 长期试验开始前表层 (0—20 cm) 土壤基本特性为: 有机碳 6.4 g/kg、碱解氮 50.0 mg/kg、有效磷 3.0 mg/kg。

1.2 试验设计

试验采用随机区组设计, 设置 7 个处理, 3 次重复, 小区面积 110.6 m² (14.0 m × 7.9 m)。试验处理分

别为: 单施牛粪 (M)、氮磷钾平衡施肥 (NPK)、氮磷钾加牛粪 (NPKM)、氮磷肥加秸秆 (NPS)、氮磷钾加饼肥 (NPKC)、氮磷钾加牛粪及饼肥 (NPKMC)、以及不施肥对照 (CK)。小麦播种前, 所有的氮磷钾化肥与有机肥均做基肥一次性施入, 结合旋耕均匀施入耕层土壤 (0—20 cm), 大豆季不再施肥。各施肥处理的氮投入总量相等, 均为 240 kg/hm², 磷、钾素不统一定量。试验中 M 与 NPKM、NPKMC 处理中采用的粪肥为牛粪, NPS 处理的秸秆为上一年的小麦秸秆, NPKC 和 NPKMC 处理中的饼肥为菜籽饼, 氮、磷、钾化肥分别为尿素、过磷酸钙与硫酸钾。其中, NPKM、NPS 与 NPKC 处理的化肥氮与有机物料投入氮各占 50% 左右, NPKMC 处理中牛粪投入的氮占 50% 左右, 化肥与饼肥投入的氮各占 25% 左右。不同年份施用的有机物料尽量保证来源一致, 每 3~5 年测定其养分含量, 并据此确定每种肥料的具体施用量。以本研究田间监测与取样的年份 (2014—2015 年) 为例, 牛粪的 N、P、K 含量分别为 3.2、2.5、1.5 g/kg (湿), 小麦秸秆的 N、P、K 含量分别为 4.5、2.2、5.5 g/kg (干), 菜籽饼的 N、P、K 含量分别为 56.5、27.4、14.6 g/kg (湿)。不同处理中各种肥料的施用量及折合的 N、P、K 总量如表 1 所示。

2014—2015 年间, 采用的大豆与小麦品种分别为科豆 1 号和皖麦 36。大豆于 6 月中旬播种, 播种密度为 15 万株/hm², 行距 40 cm, 于 10 月初收获; 冬小麦于 10 月底播种, 播种量为 180 kg/hm², 行距 25 cm, 6 月初收获。除施肥外, 田间管理都与当地高产栽培措施相同。分别于大豆、小麦成熟期取面

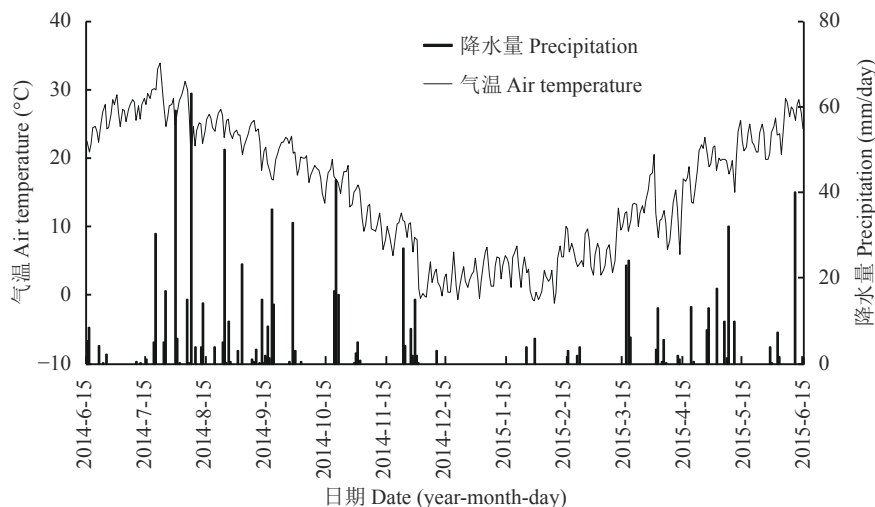


图 1 试验期间小麦-大豆复种系统的日平均气温与日降水量

Fig. 1 Daily mean air temperature and precipitation in the wheat-soybean cropping system during experimental period

表 1 不同施肥处理下各种肥料的施用量 (kg/hm²)
Table 1 Nutrient inputs of different fertilization treatments

处理 Treatment	肥料施用量 Amount of material						折合养分量 Total nutrient input		
	牛粪 Cattle manure	秸秆 Wheat straw	菜籽饼 Rapeseed cake	尿素 Urea	过磷酸钙 Superphosphate	硫酸钾 Potassium sulphate	N	P	K
CK	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M	75000	0	0	0	0	0	240	188	113
NPK	0	0	0	522	1338	267	240	335	120
NPKM	37500	0	0	261	669	134	240	261	116
NPS	0	26670	0	261	920	0	240	289	147
NPKC	0	0	2124	261	923	194	240	289	118
NPKMC	37500	0	851	156	402	81	240	218	105

注 (Note): CK—不施肥 No fertilizer input; M—单施牛粪 Sole cattle manure; NPK—氮磷钾化肥 Chemical NPK fertilizer; NPKM—氮磷钾化肥加牛粪 NPK fertilizer plus cattle manure; NPS—氮磷钾加秸秆 NP fertilizer plus straw; NPKC—氮磷钾加饼肥 NPK fertilizer plus rapeseed cake; NPKMC—氮磷钾加牛粪及饼肥 NPK fertilizer plus cattle manure and rapeseed cake; 牛粪与菜籽饼的重量按湿重计, 秸秆的重量按风干重计 The amounts of cattle manure and rapeseed cake are calculated in fresh base, and straw in air dry base.

积为 1 m² 的植株样品, 人工脱粒后测定其产量, 并折合成单位面积产量。

1.3 取样与测定方法

本研究的边界为小麦-大豆复种系统, 综合小麦-大豆周年的田间直接温室气体排放 (N₂O 与 CH₄)、由农田投入导致的间接碳排放以及土壤年固碳量 3 个部分。

1.3.1 温室气体取样与直接排放 (D_{emi}) 的计算 于 2014 年 6 月—2015 年 6 月, 通过静态箱法^[21]采集温室气体样品, 连续监测 1 个周年的 N₂O 与 CH₄ 两种温室气体排放。除排放较少的冬季外, 平均 1~2 周取样一次。采样装置由不透明的 PVC 材料制成, 包括箱体 (长 30 cm × 宽 15 cm × 高 30 cm) 和底座 (长 30 cm × 宽 15 cm × 深 10 cm) 两部分。于作物播种后在每个小区随机选取平整均匀的地块, 将底座固定于行间 10 cm 深处, 整个生育期内保持底座位置不变。底座顶端留有水槽, 取样时水槽中需注水并与箱体底部嵌合, 以保证气箱内部形成密闭环境。每次取样时, 分别在箱体与底座密闭后的 0、10、20、30 min 用塑料注射器抽取 50 mL 箱内气体样品, 然后注入提前抽好真空的玻璃瓶中带回实验室测定。取样过程中, 取气箱内的温度用温度计同步测定。

气体样品中 N₂O 与 CH₄ 的浓度 (μL/L) 采用气相色谱仪 (Agilent 7890A, USA) 检测。两种目标气体的排放通量 (flux) 是指单位面积及单位时间内该气体的排放量。排放通量计算公式为:

$$F = \rho \times 273 / (273 + T) \times H \times dC/dt \quad (1)$$

式中: F 为排放通量 [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$]; ρ 为标准大气压下待测气体密度 (kg/m^3); T 为取气箱内平均温度 ($^{\circ}\text{C}$); H 为采气箱体高度 (m); dC/dt 为气体浓度变化速率。

大豆和小麦生育期内气体的累积排放量采用积分的方法进行计算^[22]。

采用 IPCC^[2]100 年尺度的因子, 将 N₂O 和 CH₄ 累积排放量折算为 CO₂ 当量来计算田间直接温室气体排放量 (D_{emi}), 单位面积直接排放计算公式为:

$$\text{AD}_{emi}(\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{hm}^2) = 298 \times \text{N}_2\text{O} (\text{kg}/\text{hm}^2) + 25 \times \text{CH}_4 (\text{kg}/\text{hm}^2) \quad (2)$$

单位产量直接排放量 YD_{emi} 通过以下公式计算得出:

$$\text{YD}_{emi}(\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg, grain yield}) = \text{AD}_{emi} / \text{籽粒产量} \quad (3)$$

1.3.2 农田投入导致的间接碳排放量 (ID_{emi}) 计算

本研究中的间接碳排放包含农业生产过程中, 因所投入的化学品如肥料、农药等的生产、包装、存储和运输过程中引起的各种间接碳排放, 以及播种、耕地、灌溉和收获等措施所用机械燃料或消耗其他形式能源过程中引起的碳排放总量。

由农田投入导致的间接碳排放 (ID_{emi}) 根据以下公式计算^[9]:

$$\text{单位面积间接碳排放} \\ \text{AID}_{emi}(\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{hm}^2) = \sum_{i=1}^n \text{Cost}_i \times \text{EF}_i \quad (4)$$

式中： i 为农田投入的种类，包括化肥、有机肥、农药、种子、灌溉用电、机械用柴油等； $Cost_i$ 为某种投入的用量 (kg/hm^2 或 kWh/hm^2)； EF_i 为某种投入的排放系数 ($\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg}$ 或 $\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kWh}$)，其中化肥、农药、种子、电和柴油的排放系数参考 Li 等^[23]和 Huang 等^[9]，采纳自中国生命周期核心数据库 (CLCD, 表 2)。CLCD 是国内目前唯一可公开获得的中国本土生命周期评价基础数据库，其数据代表了中国生产技术及市场平均水平。

粪肥的运输、管理以及饼肥的生产等过程中会产生额外的温室气体，但目前尚缺少公认的排放因子。对于牛粪的间接碳排放，本研究参考省级温室气体清单编制指南 (试行)^[24]华北地区畜禽粪便管理的 N_2O 和 CH_4 排放因子，并根据畜禽粪便年排泄量数据^[25]，计算出牛粪的碳排放系数；菜籽饼肥的碳排放系数参考 Lal^[26]和张晓旭^[27]的方法。

单位产量间接碳排放

$$\text{YID}_{emi} (\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg, grain yield}) = \text{AID}_{emi} / \text{周年产量} \quad (5)$$

1.3.3 土壤有机碳的固定 2014 年 10 月于大豆收获期用土钻 (直径 5 cm) 取田间耕层 (0—20 cm) 的土样，每小区取 5 钻，混匀后作为一个样品，带回实验室风干并过 0.149 mm 筛，采用重铬酸钾氧化—滴定法^[28]测定土壤有机碳 (SOC) 含量，再乘以系数 1.724，即为土壤有机质 (SOM) 含量。取样的同时用环刀法测定土壤容重^[29]。

参照国内外相关研究，土壤有机碳年固定量根据长期试验期间有机碳库的平均变化速率进行估算^[30-31]：

$$d\text{SOC}/dt [\text{C g}/(\text{kg} \cdot \text{year})] = (\text{SOC}_t - \text{SOC}_0) / t \quad (6)$$

式中： SOC_t 与 SOC_0 分别指试验第 t 年 (2014) 与试验开始年份的 SOC 含量； t 为试验持续年数。

土壤有机碳年固定量 (SOCSR) 根据以下公式进行估算^[32-33]：

$$\text{SOCSR} [\text{C kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{year})] = d\text{SOC}/dt \times \text{BD} \times \text{H} \times 100 \quad (7)$$

式中：BD 指耕层土壤的容重 (2014 年)；H 指耕层的深度 (20 cm)；100 为面积转换系数。

1.3.4 净碳排放估算 小麦—大豆复种系统的净碳排放由田间直接排放、农田投入导致的间接碳排放和土壤碳固定三部分相加进行估算^[10, 34]，各部分均为周年数值，并以 CO_2 当量来表示，计算公式如下：

$$\text{净碳排放} [\text{CO}_2\text{-eq kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{year})] = \text{AD}_{emi} + \text{AID}_{emi} - \text{SOCSR} \times 44/12 \quad (8)$$

表 2 农田投入的排放系数

Table 2 Emission factors of agriculture inputs

农田投入 Agricultural input	排放系数 Emission factor
肥料 Fertilizer	
氮肥 N fertilizer	1.53 $\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg}$, N fertilizer
磷肥 P fertilizer	1.63 $\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg}$, P fertilizer
钾肥 K fertilizer	0.66 $\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg}$, K fertilizer
牛粪 Cattle manure	0.028 $\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg}$, cattle manure
菜籽饼 Rapeseed cake	1.53 $\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg}$, rapeseed cake
农药 Pesticide	
杀虫剂 Insecticide	16.60 $\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg}$, insecticide
除草剂 Herbicide	10.60 $\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg}$, herbicide
杀菌剂 Bactericide	10.20 $\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg}$, bactericide
种子 Seed	0.58 $\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg}$, seed
电 Electricity	1.23 $\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kWh}$
柴油 Diesel oil	0.89 $\text{CO}_2\text{-eq kg}/\text{kg}$, diesel oil

净碳排放为正值时系统表现为碳源，负值则表现为碳汇。

碳排放强度通过单位产量的净碳排放进行计算^[34]：

$$\text{碳排放强度} [\text{CO}_2\text{-eq kg}/(\text{kg} \cdot \text{year})] = \text{净碳排放} / \text{周年产量} \quad (9)$$

1.3.5 单位土壤有机质提升的温室气体排放 土壤有机质 (SOM) 是土壤肥力的关键因子，为了将温室气体排放与土壤肥力指标建立联系，通过分析二者的平衡综合评价不同施肥措施的温室效应，我们引入新的评价指标—单位土壤有机质提升的温室气体排放 ($\delta\text{GHG}/\delta\text{SOM}$)，即施肥处理下温室气体排放量增加幅度与土壤有机质提高幅度的比值，表示单位土壤有机质提升的温室气体排放，旨在比较提升单位量的土壤有机质所要承担的温室气体排放量，该指标越低表示提升单位量的土壤有机质所要承担的温室气体排放量越低，计算公式如下：

$$\delta\text{GHG}/\delta\text{SOM} = (\text{GHGt}/\text{GHGc} - 1) / (\text{SOMt}/\text{SOMc} - 1) \quad (10)$$

式中：GHG 为总温室气体排放，是田间直接温室气体排放 AD_{emi} 与农田投入导致的间接碳排放 AID_{emi} 的总和；GHGt 与 GHGc 分别指施肥处理和不施肥对照下的总排放；SOMt 与 SOMc 分别指施肥处理和不施肥对照下的土壤有机质含量。

1.4 数据处理与分析

用 Microsoft Excel 2003 软件进行数据处理和图表绘制，用 SAS 9.2 统计软件的 ANOVA 方法进行

统计分析和差异显著性检验, 用 LSD 法进行多重比较。

2 结果与分析

2.1 大豆与小麦产量

图 2 显示, 与不施肥 (CK) 相比, 施肥处理显著提高了大豆、小麦的产量 ($P < 0.05$), 各施肥处理的大豆、小麦产量分别显著提高了 67.6%~178.8% 和 29.1%~88.2%。

不同施肥处理间的产量也存在一定差异。与单施 NPK 化肥相比, NPK 加牛粪的处理 (NPKM、NPKMC) 使大豆产量显著提高了 31.0%、24.0% ($P < 0.05$), NPKC 处理使大豆产量提高了 16.8%, 而 M 和 NPS 处理下大豆产量有降低的趋势。施用有机物料的小麦产量与 NPK 处理之间差异不显著。从周年的产量来看, 各施肥处理中 NPKMC 的周年产量最高, 其次是 NPKM 处理, NPKMC、NPKM 和 NPKC 处理的周年产量分别比 NPK 处理提高了 9.4%、2.7% 和 0.6%, 而 M 和 NPS 处理下周年产量分别降低了 12.7% 和 26.2%。

2.2 田间直接温室气体排放

田间监测结果表明, 不同施肥处理对土壤 N_2O 排放的影响存在差异 (表 3)。施用有机肥 (牛粪、饼肥) 能促进土壤 N_2O 排放, 特别是小麦季 M 处理的 N_2O 累积排放量显著高于 NPK 处理 ($P < 0.05$)。与 NPK 处理相比, M、NPKM、NPKC 以及 NPKMC 处理分别使周年 N_2O 累积排放量增加了 58.3%、20.4%、8.0% 和 14.8%, 而 NPS 处理使周年 N_2O 累积排放量

降低了 7.1%。不同施肥处理对 CH_4 排放的影响较小, 仅在大豆季的 NPK 和 M 处理中显著低于 CK 和 NPKC 处理 ($P < 0.05$), 而小麦季各处理间差异不显著。从周年的累积排放量来看, 除 NPK 与 NPS 处理外, 其他处理的 CH_4 累积排放量均为负值。

不同处理下的田间直接温室气体排放 (AD_{emi}) 存在差异 (表 3)。在大豆季与小麦季, 各施肥处理的周年 AD_{emi} 均高于不施肥对照。与 NPK 处理相比, 施用有机肥的处理提高了田间直接温室气体排放, M、NPKM、NPKC 以及 NPKMC 处理下, 周年的 AD_{emi} 分别提高了 49.4%、17.7%、6.4% 和 12.4%, 其中 M 与 NPK 处理间差异达到显著水平 ($P < 0.05$)。

不同处理间的单位产量直接排放 (YD_{emi}) 存在显著差异 (表 3, $P < 0.05$), 在大豆季与小麦季均以 M 处理的 YD_{emi} 最高, 除 NPS 处理外, 其他处理的周年 YD_{emi} 显著低于 M 处理。

2.3 农田投入导致的间接碳排放

由农田投入导致的单位面积与单位产量间接碳排放 (AID_{emi} 、 YID_{emi}) 如表 4 所示。本研究中, 各处理的农药、种子、电与柴油投入量一致, 由于 CK 没有肥料投入, 其 AID_{emi} 低于施肥处理。各施肥处理的 AID_{emi} 在 2709.7~3966.8 CO_2 -eq $kg/(hm^2 \cdot year)$ 范围内, 其中 M 或 NPKM 处理的间接碳排放与单施 NPK 没有明显差异, 而 NPS、NPKC 和 NPKMC 处理的间接碳排放分别比 NPK 处理降低 31.7%、26.9% 和 15.3%。在施肥处理中, 由肥料投入导致的碳排放占总间接碳排放的比例最大, 为 70.0%~79.5%, 其次是灌溉用电和机械用柴油导致

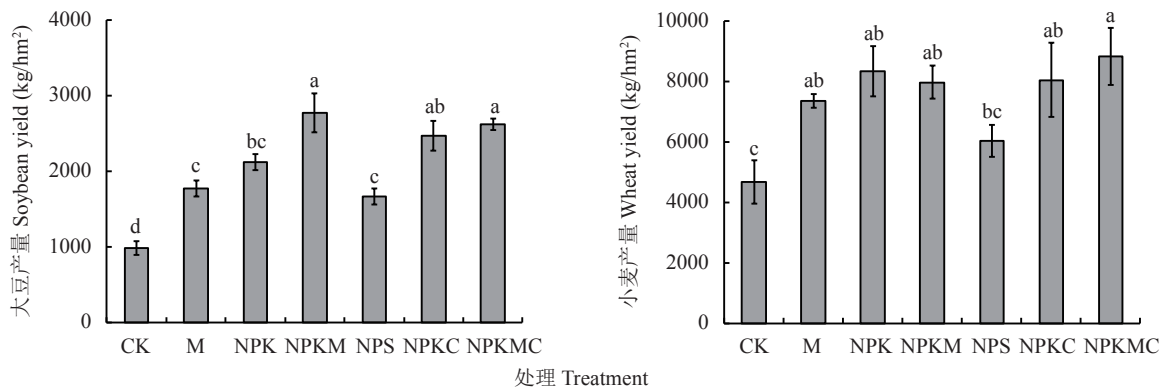


图 2 不同施肥处理对大豆和小麦产量的影响

Fig. 2 Effects of different fertilization treatments on soybean and wheat yield

[注 (Note): CK—不施肥 No fertilizer input; M—单施牛粪 Sole cattle manure; NPK—氮磷钾化肥 Chemical NPK fertilizer; NPKM—氮磷钾化肥加牛粪 NPK fertilizer plus cattle manure; NPS—氮磷钾加秸秆 NP fertilizer plus straw; NPKC—氮磷钾加饼肥 NPK fertilizer plus rapeseed cake; NPKMC—氮磷钾加牛粪加饼肥 NPK fertilizer plus cattle manure and rapeseed cake. 柱上不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$) Different small letters above the bars indicate significant difference among treatments ($P < 0.05$).]

表 3 田间直接温室气体排放
Table 3 Direct greenhouse gas emissions from field

作物 Crop	处理 Treatment	N ₂ O (kg/hm ²)	CH ₄ (kg/hm ²)	单位面积直接排放 AD _{emi} (CO ₂ -eq kg/hm ²)	单位产量直接排放 YD _{emi} (CO ₂ -eq kg/kg, grain yield)
大豆 Soybean	CK	0.35 b	0.47 a	116.7 b	0.11 ab
	M	0.87 a	-0.39 b	248.9 a	0.14 a
	NPK	0.66 ab	-0.24 b	189.5 ab	0.09 ab
	NPKM	0.64 ab	-0.09 ab	188.1 ab	0.07 b
	NPS	0.65 ab	0.00 ab	194.8 ab	0.12 ab
	NPKC	0.56 ab	0.48 a	180.3 ab	0.07 b
	NPKMC	0.73 ab	-0.14 ab	212.8 ab	0.08 b
小麦 Wheat	CK	0.36 d	-0.65 a	90.2 d	0.02 b
	M	0.92 a	-0.71 a	256.8 a	0.03 a
	NPK	0.47 bcd	0.31 a	149.0 bcd	0.02 b
	NPKM	0.72 ab	-0.20 a	210.2 ab	0.03 ab
	NPS	0.40 cd	0.07 a	119.8 cd	0.02 b
	NPKC	0.66 abc	-0.63 a	179.8 abc	0.02 ab
	NPKMC	0.57 bcd	-0.11 a	167.6 bcd	0.02 b
周年 Annual	CK	0.71 c	-0.17 a	206.9 c	0.04 b
	M	1.79 a	-1.11 a	505.7 a	0.06 a
	NPK	1.13 bc	0.07 a	338.5 bc	0.03 b
	NPKM	1.36 ab	-0.29 a	398.3 ab	0.04 b
	NPS	1.05 bc	0.06 a	314.6 bc	0.04 ab
	NPKC	1.22 b	-0.15 a	360.1 b	0.04 b
	NPKMC	1.30 b	-0.25 a	380.4 ab	0.03 b

注 (Note): CK—不施肥 No fertilizer input; M—单施牛粪 Sole cattle manure; NPK—氮磷钾化肥 Chemical NPK fertilizer; NPKM—氮磷钾化肥加牛粪 NPK fertilizer plus cattle manure; NPS—氮磷肥加秸秆 NP fertilizer plus straw; NPKC—氮磷钾加饼肥 NPK fertilizer plus rapeseed cake; NPKMC—氮磷钾加牛粪加饼肥 NPK fertilizer plus cattle manure and rapeseed cake; 同列数据后不同小写字母表示同一作物不同施肥处理间差异显著 ($P < 0.05$) Values followed by different small letters in the same column indicate significant difference among treatments for the same crop ($P < 0.05$).

的碳排放, 分别占总间接碳排放的 9.8%~14.3% 和 5.7%~8.3%。不同施肥措施之间 YID_{emi} 差异显著, 其中 M 和 NPK 处理的 YID_{emi} 最高, 其次是 NPKM 处理, 而 CK 的 YID_{emi} 最低。

2.4 土壤碳固定

根据长期试验期间有机碳的平均变化速率估算, 土壤有机碳含量的年均增长速率 (dSOC/dt) 在 CK、M、NPK、NPKM、NPS、NPKC 以及 NPKMC 处理下分别为 0.10、0.68、0.14、0.44、0.23、0.17 和 0.38 C g/(kg·year)。土壤有机碳年固定量 (SOCSR) 在各处理间有差异 (表 5)。与 NPK 处理相比, 施用有机物料的处理使 SOCSR 提高了 6.6%~

282.2%, 其中施用牛粪的处理 (M、NPKM 与 NPKMC) 下 SOCSR 显著提高 ($P < 0.05$)。

2.5 净碳排放

综合直接温室气体排放、农田投入导致的间接碳排放与土壤有机碳固定三部分, 得到小麦-大豆复种系统的净碳排放。由表 5 可知各处理间的净碳排放具有显著差异。净碳排放在单施牛粪的处理 (M) 下为负值, 其他处理的净碳排放量均为正值。NPK 处理的净碳排放最高。各处理间的碳排放强度有差异, 其中 CK 与 M、NPKMC 处理的碳排放强度最低, 其次为 NPKM、NPS 与 NPKC 处理, 而 NPK 处理的碳排放强度显著高于其他处理 ($P < 0.05$), 施用

表 4 农田投入导致的间接碳排放

Table 4 Indirect carbon emissions from agricultural inputs

处理 Treatment	肥料投入 Fertilizer input (CO ₂ -eq kg/hm ²)					农药投入 Pesticide input (CO ₂ -eq kg/hm ²)			其他投入 Other input (CO ₂ -eq kg/hm ²)			单位面积 间接排放	单位产量 间接排放
	氮肥 N	磷肥 P	钾肥 K	牛粪 Manure	菜籽饼 Rapeseed cake	杀虫剂 Insecticide	除草剂 Herbicide	杀菌剂 Bactericide	种子 Seed	电 Electricity	柴油 Diesel oil	AID _{emi} [CO ₂ -eq kg/(hm ² ·year)]	YID _{emi} [CO ₂ -eq kg/(kg·year)]
	fertilizer	fertilizer	fertilizer										
CK	0	0	0	0	0	41.5	19.7	13	124.1	387.5	225.9	811.6	0.20 d
M	0	0	0	3155.3	0	41.5	19.7	13	124.1	387.5	225.9	3966.8	0.44 a
NPK	798.7	2180.9	174.9	0	0	41.5	19.7	13	124.1	387.5	225.9	3966.0	0.40 ab
NPKM	399.3	1090.5	87.4	1577.6	0	41.5	19.7	13	124.1	387.5	225.9	3966.4	0.38 b
NPS	399.3	1498.8	0	0	0	41.5	19.7	13	124.1	387.5	225.9	2709.7	0.31 c
NPKC	399.3	1503.7	126.7	0	58.4	41.5	19.7	13	124.1	387.5	225.9	2899.7	0.29 c
NPKMC	238.7	655.3	53.1	1577.6	23.4	41.5	19.7	13	124.1	387.5	225.9	3359.6	0.31 c

注 (Note): 间接碳排放为周年农田投入导致的总碳排放量 The indirect carbon emission is produced by the annual agricultural inputs; CK—不施肥 No fertilizer input; M—单施牛粪 Sole cattle manure; NPK—氮磷钾化肥 Chemical NPK fertilizer; NPKM—氮磷钾化肥加牛粪 NPK fertilizer plus cattle manure; NPS—氮磷肥加秸秆 NP fertilizer plus straw; NPKC—氮磷钾加饼肥 NPK fertilizer plus rapeseed cake; NPKMC—氮磷钾加牛粪及饼肥 NPK fertilizer plus cattle manure and rapeseed cake. 同列数据后不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$) Values followed by different small letters in a column indicate significant difference among treatments ($P < 0.05$).

表 5 周年净碳排放

Table 5 Annual net carbon emissions

处理 Treatment	直接排放 AD _{emi} (CO ₂ -eq kg/hm ²)	间接排放 AID _{emi} (CO ₂ -eq kg/hm ²)	土壤有机碳固定 SOCSR (C kg/hm ²)	净碳排放 Net carbon emissions [CO ₂ -eq kg/(hm ² ·year)]	碳排放强度 Emission intensity [CO ₂ -eq kg/(kg·year)]
CK	206.9 c	811.6	233.1 e	163.9 cd	0.03 c
M	505.7 a	3966.8	1316.3 a	-353.9 d	-0.04 c
NPK	338.5 bc	3966.0	344.4 de	3041.7 a	0.30 a
NPKM	398.3 ab	3966.4	817.2 bc	1368.5 b	0.12 b
NPS	314.6 bc	2709.7	566.7 cd	946.6 bc	0.13 b
NPKC	360.1 b	2899.7	367.1 de	1913.6 b	0.19 b
NPKMC	380.4 ab	3359.6	926.8 b	341.6 cd	0.02 c

注 (Note): 间接碳排放为周年农田投入导致的总碳排放量 The indirect carbon emission is produced by the annual agricultural inputs. CK—不施肥 No fertilizer input; M—单施牛粪 Sole cattle manure; NPK—氮磷钾化肥 Chemical NPK fertilizer; NPKM—氮磷钾化肥加牛粪 NPK fertilizer plus cattle manure; NPS—氮磷肥加秸秆 NP fertilizer plus straw; NPKC—氮磷钾加饼肥 NPK fertilizer plus rapeseed cake; NPKMC—氮磷钾加牛粪及饼肥 NPK fertilizer plus cattle manure and rapeseed cake; 同列数据后不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$) Values followed by different small letters in a column indicate significant difference among treatments ($P < 0.05$).

有机物料的处理碳排放强度比 NPK 处理降低了 36.5%~113.2%。

2.6 单位土壤有机质提升的温室气体排放

施肥处理显著增加了小麦-大豆复种系统的总温室气体排放量 (直接和间接温室气体排放总量), 同时也使土壤有机质含量显著提高, 且不同施肥处理间的提高幅度存在差异 (图 3a, b)。总温室气体排放量的增加幅度在 M、NPKM 和 NPK 处理中最高,

NPS 处理的增加幅度最低; 土壤有机质的提升幅度则是 M 处理最高, NPKM 和 NPKMC 次之, 其他处理的土壤有机质提升幅度则较低。单位土壤有机质提升的温室气体排放量 ($\delta\text{GHG}/\delta\text{SOM}$) 在不同施肥处理间差异显著 (图 3c, $P < 0.05$), NPK 处理的 $\delta\text{GHG}/\delta\text{SOM}$ 最大, 其次为 NPKC、NPS 处理, M、NPKM 和 NPKMC 处理的 $\delta\text{GHG}/\delta\text{SOM}$ 则较小, 施用有机物料的处理下 $\delta\text{GHG}/\delta\text{SOM}$ 比 NPK 处理降低了

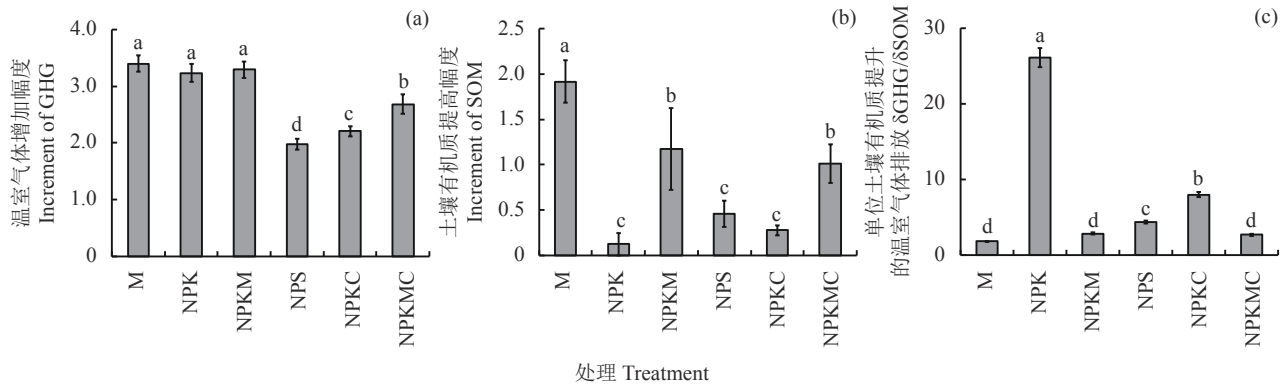


图3 总温室气体排放增加幅度、土壤有机质提高幅度以及单位土壤有机质提升的温室气体排放

Fig. 3 Increment of total GHG emissions, SOM and $\delta\text{GHG}/\delta\text{SOM}$

[注 (Note): GHG—温室气体 Green house gas; SOM—土壤有机质 Soil organic matter; $\delta\text{GHG}/\delta\text{SOM}$ —单位土壤有机质提升的温室气体排放 Green house gas emissions per unit soil organic matter enhancement. CK—不施肥 No fertilizer input; M—单施牛粪 Sole cattle manure; NPK—氮磷钾化肥 Chemical NPK fertilizer; NPKM—氮磷钾化肥加牛粪 NPK fertilizer plus cattle manure; NPS—氮磷肥加秸秆 NP fertilizer plus straw; NPKC—氮磷钾加饼肥 NPK fertilizer plus rapeseed cake; NPKMC—氮磷钾加牛粪及饼肥 NPK fertilizer plus cattle manure and rapeseed cake.]

69.4%~93.2%。

3 讨论

施肥是提高作物产量的重要措施之一，本研究中所有的肥料均在小麦季作基肥施用，大豆季不施肥，而施肥处理显著提高了大豆产量，表明小麦季施肥对大豆产量有显著的后效。NPK 化肥与有机肥配施处理的增产效果优于单施有机肥或单施 NPK 化肥，这与 Bandyopadhyay 等^[35]、Chen 等^[36]的研究结果一致，因为 NPK 化肥的施入可保证作物生产的需求，避免了单施有机肥土壤养分含量不足的问题，同时施入有机肥料可以提高土壤有机质含量，且有机肥在小麦季不会完全分解^[37]，有利于土壤肥力的持续提升^[38]，尤其可以提高大豆季土壤磷的有效性^[39]，促进大豆根瘤生长，从而促进氮固定，因此对大豆产量有显著的后效。然而，NPS 处理的产量不及 NPK 处理，其原因可能是不平衡的化肥施用无法满足作物生长对养分的需求。另外，单施有机肥对大豆与小麦的增产效果也低于单施 NPK 化肥，这主要是由于有机肥的速效养分利用率较低^[40-41]。

本研究通过田间监测试验得出，与单施 NPK 相比，单施牛粪的处理显著提高了土壤 N_2O 排放，而 NPK 与牛粪配施也使 N_2O 排放增加。这是由于施用牛粪提高了土壤 N_2O 产生所需的碳源和氮底物的有效性^[42]。同时，由于旱地的 CH_4 产生量较低或者以氧化为主^[43]，因此， N_2O 对小麦-大豆复种系统温室气体直接排放的贡献大于 CH_4 。当前对小麦-大豆复

种系统间接碳排放进行生命周期评价的研究还较少，本研究表明与 N_2O 和 CH_4 排放引起的温室效应相比，农田投入导致的碳排放对温室效应的贡献不容忽视。导致间接碳排放的各项农田投入中，肥料投入占有最大的比重，可见改善肥料种类、调整施肥量具有很大的减排潜力。此外，管理措施中能源投入导致的碳排放也应当引起重视，提升机械化水平、减少机械的能源消耗以及发展滴灌等节水技术也是减排的关键。本研究中施用有机物料的处理提高了土壤有机碳年固定量，其原因有以下几点：首先，当有机物料最初施入有机碳含量较低的土壤中时，绝大部分有机质会保留在土壤中，从而增加碳的固定^[44]。其次，由于生物多样性对土壤有机碳库有积极影响，生物多样性较高的土壤可固定更多的碳^[45]，施用有机物料的处理下土壤动物和微生物丰度均较高，因此能固定更多的有机碳。另外，施入土壤的有机物质可改善土壤物理化学性状，促进作物生长（图 2），从而有更多的根系残体归还到土壤中，进一步促进土壤碳的固定。

本研究发现，施用有机物料的处理中，尽管直接温室气体排放高于 NPK 处理，但间接排放较低或与 NPK 处理没有明显差异，而有机碳固定量的提高幅度更大，因而净碳排放量显著低于 NPK 处理，尤其是 M 处理的土壤固碳抵消了温室气体排放，使净碳排放量为负值，表明该处理下小麦-大豆复种系统为碳汇。本研究中添加有机肥或秸秆处理下小麦-大

豆复种系统的净碳排放量低于前人对小麦-玉米^[46]或小麦-水稻^[47]复种系统估算得出的值, 这主要是因为小麦-玉米和小麦-水稻复种系统中两季作物均需要施肥, 同时水稻季的 CH₄ 排放也占有较大比重。而在小麦-大豆复种系统中, 由于大豆具有生物固氮作用, 只需在小麦一季施肥, 即可满足大豆产量的需求 (图 2), 尤其是 NPK 与有机肥配施的处理更有利于大豆根瘤固氮, 对大豆产量有显著的后效。因此, 与两季均需要施肥的禾本科作物系统 (如小麦-玉米) 相比, 小麦-大豆复种系统可以大大减少由于肥料投入导致的间接碳排放。王上等^[48]的评估结果也表明, 春绿豆-夏玉米模式的直接和间接碳排放总量比冬小麦-夏玉米模式低 20.4%。但是, 本研究没有同时进行小麦-大豆复种系统与禾本科系统净碳排放的比较分析, 未来应当加强这方面的研究, 以进一步明确禾-豆复种系统在固碳减排方面的优势, 为黄淮海区域种植制度调整提供理论依据。

4 结论

小麦-大豆复种系统中, 小麦季施肥对大豆产量有显著的后效, 与单施 NPK 相比, NPK 肥与有机肥配施 (NPKM、NPKC 和 NPKMC) 更有利于小麦、大豆产量的提高。不同施肥处理间直接温室气体排放的差异主要源于 N₂O, 而间接排放的差异主要源于肥料投入, 大豆季不施肥的减排效应应当引起重视。综合田间直接排放、间接碳排放以及土壤碳固定三部分, 发现施用有机肥的净碳排放及碳排放强度均低于单施 NPK 化肥, 并且施用有机肥可使 δ GHG/ δ SOM 降低。综上, NPK 配施有机肥 (牛粪或饼肥) 可作为小麦-大豆复种系统提高作物产量、降低净温室效应的重要施肥措施。

参 考 文 献:

- [1] Stocker T F, Qin D, Plattner G K, *et al.* The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[A]. IPCC. Climate Change 2013[M]: Cambridge, United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press, 1535.
- [2] Solomon S, Qin D, Manning M, *et al.* The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[A]. IPCC. Climate Change 2007[M]. Cambridge, United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press, 996.
- [3] Vermeulen S J, Campbell B M, Ingram J S I. Climate change and food systems[J]. *Annual Review of Environment and Resources*, 2012, 37: 195-222.
- [4] Paustian K, Cole C V, Sauerbeck D, Sampson N. CO₂ mitigation by agriculture: An overview[J]. *Climate Change*, 1998, 40: 135-162.
- [5] Wollenberg E, Richards M, Smith P, *et al.* Reducing emissions from agriculture to meet the 2°C target[J]. *Global Change Biology*, 2016, 22(12): 3859-3864.
- [6] FAO. FAO statistical yearbook 2013: World food and agriculture [OB/OL]. <http://apps.fao.org>.
- [7] Shang Q Y, Yang X, Gao C, *et al.* Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice-cropping systems: A 3-year field measurement in long-term fertilizer experiments[J]. *Global Change Biology*, 2011, 17(6): 2196-2210.
- [8] Gu J X, Yuan M X, Liu J X, *et al.* Trade-off between soil organic carbon sequestration and nitrous oxide emissions from winter wheat-summer maize rotations: Implications of a 25-year fertilization experiment in Northwestern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 595: 371-379.
- [9] Huang X M, Chen C Q, Qian H Y, *et al.* Quantification for carbon footprint of agricultural inputs of grains cultivation in China since 1978[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 142: 1629-1637.
- [10] Jin V L, Schmer M R, Stewart C E, *et al.* Long-term no-till and stover retention each decrease the global warming potential of irrigated continuous corn[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23: 2848-2862.
- [11] Zhang M, Li B, Xiong Z. Effects of organic fertilizer on net global warming potential under an intensively managed vegetable field in southeastern China: a three-year field study[J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 145: 92-103.
- [12] 中国经济社会大数据研究平台. 中国农村统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2019. China Economic and Social Big Data Research Platform. China rural statistical yearbook [M]. Beijing: China statistics Press, 2019.
- [13] Cui Z, Chen X, Zhang F. Current nitrogen management status and measures to improve the intensive wheat-maize system in China[J]. *AMBIO*, 2010, 39(5-6): 376-384.
- [14] 裴宏伟, 沈彦俊, 刘昌明. 华北平原典型农田氮素与水分循环[J]. *应用生态学报*, 2015, 26(1): 283-296. Pei H W, Shen Y J, Liu C M. Nitrogen and water cycling of typical cropland in the North China Plain[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(1): 283-296.
- [15] 曾昭海. 豆科作物与禾本科作物轮作研究进展及前景[J]. *中国生态农业学报*, 2018, 26(1): 57-61. Zeng Z H. Progress and perspective of legume-gramineae rotations[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2018, 26(1): 57-61.
- [16] Zhao J, Yang Y, Zhang K, *et al.* Does crop rotation yield more in China? A meta-analysis[J]. *Field Crops Research*, 2020, 245: 107659.
- [17] FAO. FAOSTAT[DB/OL]. <http://www.fao.org/faostat/zh/#data/QC>. 2017.
- [18] Bhattacharyya R, Chandra S, Singh R D, *et al.* Long-term farmyard manure application effects on properties of a silty clay loam soil

- under irrigated wheat-soybean rotation[J]. *Soil & Tillage Research*, 2007, 94: 386–396.
- [19] Qin W, Wang D Z, Guo X S, *et al.* Productivity and sustainability of rainfed wheat-soybean system in the North China Plain: Results from a long-term experiment and crop modelling[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5(1): 17514.
- [20] IUSS Working Group WRB. World reference base for soil resources 2014 (update 2015). International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106[M]. Rome: FAO, 2015.
- [21] Hutchinson G, Livingston G. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes[A]. Harper L A. Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate[M]. Madison, WI: American Society of Agronomy, 1993, 79–93.
- [22] Zou J W, Huang Y, Jiang J Y, *et al.* A 3-year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: Effects of water regime, crop residue, and fertilizer application[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19: GB2021.
- [23] Li T, Liu Z C, Zhang H C, *et al.* Environmental emissions and energy consumptions assessment of a diesel engine from the life cycle perspective[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2013, 53: 7–12.
- [24] 中华人民共和国国家发展和改革委员会. 省级温室气体清单编制指南(试行)[S]. 2011: 61–68.
National Development and Reform Commission of the People's Republic of China. Guidelines for the preparation of provincial greenhouse gas inventories (Trial)[S]. 2011: 61–68.
- [25] 宋大平, 庄大方, 陈巍. 安徽省畜禽粪便污染耕地、水体现状及其风险评价[J]. *环境科学*, 2012, 33(1): 110–116.
Song D P, Zhuang D F, Chen W. Risk assessment of the farmland and water contamination with the livestock manure in Anhui Province[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2012, 33(1): 110–116.
- [26] Lal R. Carbon emissions from farm operations[J]. *Environment International*, 2004, 30: 981–990.
- [27] 张晓旭. 不同集约化栽培模式稻麦轮作系统净碳收支、温室效应及碳足迹研究[D]. 南京: 南京农业大学博士学位论文, 2017.
Zhang X X. Studies on net carbon budget, global warming potential and carbon footprint in annual rice-wheat rotations under different intensified cultivation patterns[D]. Nanjing: PhD Dissertation of Nanjing Agricultural University, 2017.
- [28] Nelson D W, Sommers L E. Total carbon, organic carbon, and organic matter[A]. Page A L, Miller R H, Keeney D R. Methods of soil analysis, Part 2: Chemical and microbiological properties[M]. Madison, WI: American Society of Agronomy, 1982: 539–579.
- [29] Culley J. Density and compressibility [A]. Carter M R. Soil sampling and methods of analysis[M]. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1993. 529–539.
- [30] Bellamy P, Loveland P, Bradley R, *et al.* Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003[J]. *Nature*, 2005, 437: 245–248.
- [31] Pan G, Xu X, Smith P, *et al.* An increase in topsoil SOC stock of China's croplands between 1985 and 2006 revealed by soil monitoring[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 136: 133–138.
- [32] Lu F, Wang X, Han B, *et al.* Soil carbon sequestrations by nitrogen fertilizer application, straw return and no-tillage in China's cropland[J]. *Global Change Biology*, 2009, 15(2): 281–305.
- [33] Berhane M, Xu M, Liang Z, *et al.* Effects of long-term straw return on soil organic carbon storage and sequestration rate in North China upland crops: A meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(4): 2686–2701.
- [34] Mosier A R, Halvorson A D, Reule C A, *et al.* Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in northeastern Colorado[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35: 1584.
- [35] Bandyopadhyay K K, Misra A K, Ghosh P K, *et al.* Effect of integrated use of farmyard manure and chemical fertilizers on soil physical properties and productivity of soybean[J]. *Soil & Tillage Research*, 2010, 110(1): 115–125.
- [36] Chen H, Deng A X, Zhang W J, *et al.* Long-term inorganic plus organic fertilization increases yield and yield stability of winter wheat[J]. *The Crop Journal*, 2018, 6(6): 589–599.
- [37] 张丽娟, 刘树庆, 李彦慧, 等. 栗钙土有机物料的腐解特征及土壤有机质调控[J]. *土壤通报*, 2001, 32(5): 201–205.
Zhang L J, Liu S Q, Li Y H, *et al.* Decomposition of organic materials in kastanozems[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2001, 32(5): 201–205.
- [38] Bhattacharyya R, Pandey A K, Gopinath K A, *et al.* Fertilization and crop residue addition impacts on yield sustainability under a rainfed maize-wheat system in the Himalayas[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences (India Section B-Biological Sciences)*, 2016, 86: 21–32.
- [39] Hua K K, Zhang W J, Guo Z B, *et al.* Evaluating crop response and environmental impact of the accumulation of phosphorus due to long-term manuring of vertisol soil in northern China[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2016, 219: 101–110.
- [40] Girma K, Holtz S L, Arnall D B, *et al.* The magruder plots: untangling the puzzle[J]. *American Society of Agronomy*, 2007, 99: 1191–1198.
- [41] 霍琳, 张晓贺, 杨思存, 等. 有机无机肥配施对新垦盐渍荒地玉米养分吸收利用的影响[J]. *干旱地区农业研究*, 2013, 31(5): 173–178.
Huo L, Zhang X H, Yang S C, *et al.* Effects of combined application of organic and chemical fertilizers on nutrient uptake and utilization of maize in newly reclaimed saline soil[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2013, 31(5): 173–178.
- [42] Thangarajan R, Bolan N S, Tian G, *et al.* Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 465(6): 72–96.
- [43] Sun B F, Zhao H, Lü Y Z, *et al.* The effects of nitrogen fertilizer application on methane and nitrous oxide emission/uptake in Chinese croplands[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2016, 15(2): 440–

- 450.
- [44] Smith P, Powlson D S, Glendining M J, *et al.* Potential for carbon sequestration in European soils: Preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments[J]. *Global Change Biology*, 1997, 3: 67–79.
- [45] Lal R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change[J]. *Geoderma*, 2004, 123(1): 1–22.
- [46] Huang T, Gao B, Christie P, *et al.* Net global warming potential and greenhouse gas intensity in a double-cropping cereal rotation as affected by nitrogen and straw management[J]. *Biogeosciences*, 2013, 10(8): 7897–7911.
- [47] Yang B, Xiong Z, Wang J, *et al.* Mitigating net global warming potential and greenhouse gas intensities by substituting chemical nitrogen fertilizers with organic fertilization strategies in rice-wheat annual rotation systems in China: A 3-year field experiment[J]. *Ecological Engineering*, 2015, 81: 289–297.
- [48] 王上, 李康利, 聂江文, 等. 华北平原春绿豆-夏玉米种植模式经济效益和碳足迹评价[J]. *中国生态农业学报*, 2020, 28(6): 910–919.
- Wang S, Li K L, Nie J W, *et al.* Economic benefits and carbon footprint of a spring mung bean-summer maize cropping system in the North China Plain[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2020, 28(6): 910–919.