

专栏:农业固碳减排

花生季减氮对花生-小麦两熟制农田碳足迹和碳汇生态服务价值的影响

耿润莲¹, 张志勇², 晁晓燕¹, 郝永会¹, 贺云霞¹, 李春喜¹

(1.河南师范大学 生命科学学院,河南 新乡 453007;2.河南科技学院 生命科学学院,河南 新乡 453003)

摘要:华北平原作为我国的粮食主产地,最小化碳足迹、最大化碳固存和生态系统服务价值是该区农业发展的重要方向.研究于2021-2022年探究了花生季的3个氮肥水平($90\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、 $126\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $180\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)对花生-小麦两熟制农田碳足迹和碳汇服务价值的影响,旨在确定低碳足迹、高碳汇服务价值、高产量和经济价值的最佳花生季氮肥投入量.结果表明:农田土壤温室气体排放量、有机碳储量和农资温室气体排放量随施氮量的增加而升高,化肥是引起花生-小麦两熟制模式碳排放的主要因素. $90\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $126\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 施氮量处理下花生的产量显著高于 $180\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 处理25.17%和18.35%.花生农田碳足迹范围为 $-0.22\sim 0.13\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$,小麦农田碳足迹范围为 $0.20\sim 0.49\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$.由于有机碳储量和作物产量的影响,两熟制农田碳足迹在处理间差异不显著.花生季施氮量对花生-小麦两熟制农田的碳汇服务价值无显著影响.因此,在本系统边界内, $90\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的花生季施氮量为实现花生-小麦两熟制高产、减少碳排放、提高经济效益和碳汇价值的最佳氮肥施用量.

关键词:花生-小麦两熟制;减施氮肥;温室气体;碳足迹;碳汇服务价值

中图分类号:Q948.112

文献标志码:A

文章编号:1000-2367(2024)06-0010-10

农业温室气体排放是全球温室气体排放量的重要贡献者,也是加快全球变暖进程的主要因素^[1].碳足迹和碳固存可以全面评估农业生态系统的碳通量状况,为减缓气候变化提供建议^[2].碳足迹是直接排放和间接排放的碳总量,以二氧化碳当量(carbon dioxide equivalent, $\text{CO}_2\text{-eq}$)计量,可以准确反映农业系统中温室气体排放量及其结构特征^[3].由于生态系统服务主要是在大尺度上进行,存在精度较低等问题^[4].因此,在田间尺度上进行生态系统服务的量化对指导农业活动至关重要.如何最小化碳足迹和最大化碳固存将是未来农业生产面临的首要任务.

华北平原是我国的粮食主产区,农业结构调整明确指出需要扩大大豆和油料作物的生产^[5].将小麦-玉米轮作模式调整为小麦-花生或小麦-大豆,不仅可以养地用地,还能增加食用油供应.在保证粮食安全的基础上,优化种植制度,减施氮肥降低温室气体排放依然是当今粮食生产环节中的重要方法.由于豆科植物可以与

收稿日期:2023-02-17;**修回日期:**2023-03-30.

基金项目:国家重点研发计划(2022YFD2300802);中原科技创新领军人才项目(214200510021).

作者简介:耿润莲(1997-),女,河南灵宝人,河南师范大学硕士研究生,研究方向为作物生理与栽培,E-mail:1550548604@qq.com.

通信作者:李春喜,河南师范大学教授,E-mail:wheat_lab@163.com.

引用本文:耿润莲,张志勇,晁晓燕,等.花生季减氮对花生-小麦两熟制农田碳足迹和碳汇生态服务价值的影响[J].河南师范大学学报(自然科学版),2024,52(6):10-19.(Geng Runlian, Zhang Zhiyong, Chao Xiaoyan, et al. Effects of nitrogen reduction in peanut field on carbon footprint and ecosystem service of carbon sequestration of peanut-wheat double cropping farmland[J]. Journal of Henan Normal University(Natural Science Edition), 2024, 52(6):10-19. DOI:10.16366/j.cnki.1000-2367.2023.02.17.0002.)

根瘤菌共生固定氮,根瘤数足以让这些作物在不施用过多氮肥的情况下就能获得最佳产量,也可以增加后续作物的有效氮量^[6]。因此,可以利用花生等豆类作物的固氮作用进行氮肥减投。碳足迹已被广泛应用于多种农产品温室气体排放评估中,例如水稻^[7]、小麦^[7]、玉米^[8]和大豆^[8]等,但是对花生种植制度碳足迹的研究较为缺乏,缺少全面反映中国花生种植系统温室气体排放的真实情况。研究花生-小麦两熟制农田碳足迹和碳固存状况将为农业减排战略提供合理的施氮建议。

1 材料与方法

1.1 试验设计与试验地概况

实验于 2021 年 6 月至 2022 年 6 月在河南省新乡市延津县万全庄(114°E,35°N)进行,该区域属于温带季风气候,试验当年降水量为 1 487.6 mm,年平均气温 15.5 °C,土壤为砂质土,耕层为 20 cm,主要种植模式为冬小麦-夏花生一年两熟制。在 2021 年花生播前采集(0~20 cm)耕层土样并测定土壤性质,见表 1。

表 1 耕层土壤性质

Tab. 1 Soil properties of tillage

pH	全氮质量分数/ (g · kg ⁻¹)	全磷质量分数/ (g · kg ⁻¹)	有机质质量分数/ (g · kg ⁻¹)	速效磷质量分数/ (mg · kg ⁻¹)	速效钾质量分数/ (mg · kg ⁻¹)
7.7	0.55	0.60	10.75	10.02	102.70

采用随机区组设计,夏花生于 2021-06-10 进行免耕播种且不施氮肥,供试品种为豫花 37 号,一穴 2 粒,等行距(35.0 cm)、株距(16.7 cm)种植,密度为 16.5 万穴 · hm⁻²,小区面积为 112 m²(40 m × 2.8 m),3 次重复。花生出苗后于 2021-06-23 进行施肥,设置 3 个氮肥水平,分别为减施氮肥(90 kg · hm⁻²,PN1)、理想施氮量(126 kg · hm⁻²,PN2)和农户常规施氮量(180 kg · hm⁻²,PN3),以 PN3 作为对照,2021-10-13 收获。

冬小麦播种前对各小区进行深翻耕作,于 2021-10-21 进行播种,供试品种为新植 9 号,宽(0.25 m)窄(0.1 m)行种植,基于不同施氮量的花生前茬(P1W,P2W 和 P3W)统一施复合肥 750 kg · hm⁻²(m(N) : m(P) : m(K)=1 : 1 : 1),拔节期追施氮肥 157.5 kg · hm⁻²,2022-06-06 收获。

试验期间所有田间管理措施与当地一致。花生生育期内分别于施肥日和开花期进行灌水,喷洒杀菌剂和除草剂各 1 次。小麦生育期内分别于拔节期、抽穗期和开花期进行灌水,喷洒杀虫剂和杀菌剂各 2 次,喷洒除草剂 1 次。

1.2 数据收集与分析

本研究将系统边界设定为花生-小麦从播种到收获的整个生育期。因此,对花生-小麦两熟制生产从总投入到农产品收获进行了碳足迹评估。温室气体排放包括生产资料投入和农田排放,农业生态系统中碳足迹受有机碳变化的影响。因此,对花生-小麦生产过程中的温室气体排放情况进行了分析,结果见图 1。(1)化肥、种子和农药的应用情况;(2)耕作和收获的柴油;(3)灌溉用电;(4)全生育期农田一氧化二氮(N₂O)和甲烷(CH₄)排放;(5)有机碳在生育期内的损益情况。



图1 碳足迹核算边界

Fig.1 The boundary of carbon footprint

1.2.1 产量测定

小麦成熟期在各小区选取 1 m² 单独收获,测定小麦产量。花生收获时在每个小区选取 2 m 双行单独收获,测定花生产量。

1.2.2 农资投入的温室气体排放

估算各项农资投入的温室气体计算公式^[9]如下:

$$F_{\text{inputs}} = \sum (A_i \times \delta_i),$$

F_{inputs} 为农资投入引起的温室气体总和($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); A_i 是第 i 个农资投入(肥料、种子、柴油、电力、杀虫剂、除草剂和杀菌剂)($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); δ_i 是第 i 个农资投入的碳排放因子。

1.2.3 农田直接排放的温室气体

在花生和小麦的重大农事活动和生育期通过静态箱采集气体,除此之外,在花生生长季每隔 10 d 进行 1 次气体采集,气体使用气相色谱仪(Agilent 7890A)测定.排放通量(F_i)、累积通量(F_D)和增温潜势(GWP)的计算公式^[10]如下:

$$F_i = (dc/dt) \times (M/22.4) \times [273/(273 + T)] \times 60 \times H,$$

$$F_D = \sum_{i=1}^n F_i \times (t_{i+1} - t_i) \times (24/100),$$

$$GWP = F_{D(\text{CO}_2)} + F_{D(\text{N}_2\text{O})} \times 298 + F_{D(\text{CH}_4)} \times 28,$$

式中, F_i 为第 i 次某种气体(N_2O 、 CH_4 和 CO_2)的排放通量($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$); dc/dt 为静态箱内的气体浓度变化; M 为气体摩尔质量($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$); T 为静态箱内的温度($^{\circ}\text{C}$); H 为静态箱高度(cm); F_D 为累积排放通量($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); $t_{i+1} - t_i$ 为 2 次采样间隔天数(d); GWP 为综合增温潜势($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); $F_{D(\text{CO}_2)}$ 、 $F_{D(\text{N}_2\text{O})}$ 和 $F_{D(\text{CH}_4)}$ 分别为 CO_2 、 N_2O 和 CH_4 的累积排放通量;以近 100 a 为尺度 N_2O 和 CH_4 的增温潜势分别是 CO_2 的 298 和 28 倍。

1.2.4 农田有机碳损益

在播种前和收获后使用 5 点取样法采集 0~20 cm 土壤样品,冷冻干燥混匀后,过 0.25 mm 筛,使用 TOC 测定仪测定土壤有机碳含量,有机碳损益计算公式^[11]如下:

$$\text{SOC}_s = \text{SOC} \times H \times BD \times 10,$$

$$\Delta\text{SOCS} = [(\text{SOCS}_D - \text{SOCS}_s)/2] \times 1000 \times (44/12),$$

式中: SOC_s 为有机碳储量($\text{mg} \cdot \text{hm}^{-2}$); SOC 为有机碳质量分数($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$); H 为土层深度(m); BD 为土壤容重($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$); 10 为将 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 转化为 $\text{mg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的因子; ΔSOCS 为生育期内的有机碳损益($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); SOCS_D 为收获时土壤有机碳含量($\text{mg} \cdot \text{hm}^{-2}$); SOCS_s 为播种前土壤有机碳含量($\text{mg} \cdot \text{hm}^{-2}$); 1000 为单位转换系数; 44/12 为有机碳转换成 CO_2 当量的系数。

1.2.5 碳足迹

农田碳足迹包含直接碳排放和间接碳排放,其中直接碳排放为农田 CH_4 、 CO_2 和 N_2O 3 种温室气体的碳排放,间接碳排放则是农业生产资料投入所引起的碳排放,同时将农田有机碳损益情况考虑在内.因此,碳足迹计算公式^[12]如下:

$$CF = \frac{F_{\text{inputs}} + F_r - \Delta\text{SOCS}}{Y},$$

式中: CF 表示作物生长期间的碳足迹($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$); F_r 为农田直接碳排放($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); Y 表示作物干质量籽粒产量($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$).

1.2.6 固定的总生物量碳

作物固定的生物量碳在系统边界内,指数的生物量碳包括地上部生物量和籽粒之和,作物固定的生物量总碳计算公式^[13]如下:

$$F_C = B_{\text{total}} \times (2/5) \times (44/12),$$

式中, F_C 为生物量中总固定碳量($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); B_{total} 为作物生物量($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); 2/5 为生物量的碳含量。

1.2.7 生态系统的碳汇功能

采用中国造林成本和碳税用于估算碳汇生态系统服务价值,碳汇功能计算公式^[12]如下:

$$E_{\text{net}} = F_C + \Delta\text{SOCS} - F_{\text{inputs}} - F_{\text{CO}_2},$$

$$V_C = [(C_f + C_t)/2] \times E_{\text{net}},$$

式中, E_{net} 为净固定碳量($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); F_{CO_2} 为农田 CO_2 排放量($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); V_C 是碳汇服务价值(元·

hm^{-2}); C_f 为中国造林平均成本 ($63 \text{ 元} \cdot \text{hm}^{-2}$), C_t 为瑞典碳税 ($800.1 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$).

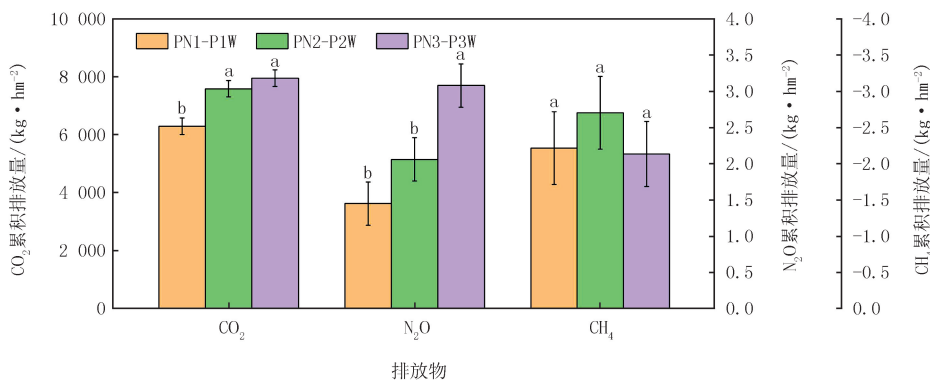
1.2.8 经济效益

$V_p = P_c \times Y - IC$, 式中, V_p 为经济效益 ($\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$); P_c 为作物的市场价格 ($\text{元} \cdot \text{kg}^{-1}$), 在本文中小麦市场价格为 $3.03 \text{ 元} \cdot \text{kg}^{-1}$, 花生市场价格为 $13.6 \text{ 元} \cdot \text{kg}^{-1}$; IC 为粮食生产过程所有农业投入生产成本总和 ($\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$).

2 结果与分析

2.1 花生季减氮对花生-小麦农田土壤温室气体排放的影响

农田的直接温室气体排放包括 CO_2 、 N_2O 和 CH_4 , 农田温室气体累积排放量如图 2 所示. PN1-P1W 处理下农田 CO_2 累积排放量显著低于 PN2-P2W 和 PN3-P3W, PN1-P1W 较 PN3-P3W 降低了 20.95%, PN2-P2W 处理虽与 PN3-P3W 差异不显著, 但累积排放量也下降了 4.62%, 花生季减施氮肥有助于降低农田 CO_2 的累积排放量. PN1-P1W 和 PN2-P2W 处理下农田 N_2O 累积排放量显著低于 PN3-P3W, 分别下降了 52.98% 和 32.92%, 花生季减施氮肥显著降低了农田 N_2O 的累积排放量, 起到明显的减排效果. 农田 CH_4 的累积排放通量范围为 $-2.71 \sim -2.14 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 农田土壤为 CH_4 的“吸收汇”. 农田 CH_4 累积排放量在处理间差异不显著, 但 PN2-P2W 处理下 CH_4 的吸收量与 PN3-P3W 相比增加 21.03%.



不同字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$), 误差线为标准误. 全文同.

图2 花生和小麦农田直接温室气体排放

Fig.2 Direct greenhouse gas emissions from peanut and wheat fields

2.2 花生季减氮对花生-小麦生产农资温室气体排放的影响

农业生产资料投入引起的碳排放为农资温室气体排放, 小麦和花生生产中农资温室气体排放见表 2. 两熟制中化肥投入占比范围为 56.13%~61.05%, 其还是花生-小麦两熟制模式中最主要的农资温室气体排放因子. 化肥投入引起的碳排放随累积施氮量的增加而升高. 其他农业投入引起的温室气体排放则随累积施氮量的增加而下降. 花生农资温室气体排放占两熟制模式总投入温室气体排放的 35.69%~42.89%. 花生季不同的施氮量是引起农资温室气体差异的主要原因. 花生农资投入引起的碳排在总农资温室气体排放中的占比由大到小依次为化肥、电力、柴油、种子、农药. PN3-P3W 处理下花生生产中化肥碳排放占总农资温室气体排放的比例范围为 43.28%~58.10%, 与 PN1-P1W 和 PN2-P2W 相比分别上升了 14.82% 和 7.79%. 小麦农资温室气体排放占两熟制模式总投入温室气体排放的 57.11%~64.31%, 花生-小麦两熟制种植模式中小麦农资投入引起的碳排放高于花生投入. 小麦农资投入占比由大到小依次为化肥、电力、柴油、农药、种子. 化肥和电力投入碳排放占比分别为 63.26% 和 23.18%, 化肥投入和灌溉电力引起的碳排放是小麦生产中主要农资温室气体排放.

2.3 花生季减氮对花生-小麦农田土壤有机碳储量的影响

本文估算 0~20 cm 耕层土壤样品有机碳储量, 结果如图 3 所示. 两熟制中, PN3-P3W 处理下农田有机碳储量显著高于 PN1-P1W 和 PN2-P2W, 且有机碳储量随累积施氮量的增加而升高. PN1-P1W 和 PN2-

P2W 处理下农田有机碳储量较 PN3-P3W 分别降低了 32.74% 和 20.73%, PN2-P2W 处理与 PN1-P1W 相比增加了 15.15%。花生农田有机碳储量由大到小依次为 PN3、PN1、PN2, PN1 和 PN2 与 PN3 相比有机碳储量分别下降了 32.83% 和 34.53%。小麦农田有机碳储量由大到小依次为 P3W、P2W、P1W, P1W 和 P2W 较 P3W 分别降低了 32.63% 和 5.49%。

表 2 农资温室气体排放

Tab. 2 Greenhouse gas emission of agricultural materials

农业管理	因子	排放系数	单位	文献	两熟制			花生			小麦		
					PN1-P1W	PN2-P2W	PN3-P3W	PN1	PN2	PN3	P1W	P2W	P3W
农田经营	花生种子	0.92	kg CO ₂ -eq · kg ⁻¹	[14]	207	207	207	207	207	207	—	—	—
	小麦种子	0.40	kg CO ₂ -eq · kg ⁻¹	[14]	90	90	90	—	—	—	90	90	90
	电力	1.12	kg CO ₂ -eq · kWh ⁻¹	[15]	1 244.6	1 244.6	1 244.6	449.4	449.4	449.4	795.2	795.2	795.2
	柴油	3.21	kg CO ₂ -eq · kg ⁻¹	[15]	474.28	474.28	474.28	249.58	249.58	249.58	224.70	224.70	224.70
化学输入	氮肥(N)	7.48	kg CO ₂ -eq · kg ⁻¹	[16]	2 692.80	2 962.08	3 366.00	673.20	942.48	1 346.40	2 019.60	2 019.60	2 019.60
	磷肥(P ₂ O ₅)	0.72	kg CO ₂ -eq · kg ⁻¹	[16]	162.00	162.00	162.00	81.00	81.00	81.00	81.00	81.00	81.00
	钾肥(K ₂ O)	0.62	kg CO ₂ -eq · kg ⁻¹	[16]	139.50	139.50	139.50	69.75	69.75	69.75	69.75	69.75	69.75
	杀虫剂	18.0	kg CO ₂ -eq · kg ⁻¹	[14]	202.70	202.70	202.70	153.02	153.02	153.02	49.68	49.68	49.68
	除草剂	17.24	kg CO ₂ -eq · kg ⁻¹	[14]	30.44	30.44	30.44	6.52	6.52	6.52	23.92	23.92	23.92
	杀菌剂	18.98	kg CO ₂ -eq · kg ⁻¹	[14]	91.08	91.08	91.08	14.21	14.21	14.21	76.87	76.87	76.87
	农资温室气 体排放总量			kg · hm ⁻²		5 334.39	5 603.67	6 007.59	1 903.67	2 172.95	2 576.87	3 430.72	3 430.72

2.4 花生季减氮对花生-小麦农田碳足迹的影响

生产环节各项温室气体排放的碳足迹结果如图 4 所示。两熟制中, PN1-P1W 和 PN2-P2W 处理下化肥的碳足迹较 PN3-P3W 分别下降了 19.85% 和 17.60%, 农田直接碳排放碳足迹分别下降了 25.84% 和 14.85%, 土壤固碳的碳足迹分别下降了 23.90% 和 14.41%。两熟制农田碳足迹在处理间差异不显著。花生农田生态系统中, 电力、农药、农机、种子、化肥、农田排放和土壤碳固定的碳足迹均随施氮量的增加而升高, 且 PN3 处理下花生农田碳足迹显著高于 PN1。其中, PN1 和 PN2 处理下化肥的碳足迹较 PN3 分别下降了 56.57% 和 32.32%, 农田碳固定的碳足迹则分别降低了 27.85% 和 12.45%, 农田直接排放的碳足迹则分别下降了 38.43% 和 13.73%。减施氮肥可以降低花生农田碳足迹。小麦农田生态系统中, 生产投入的电力、农药、农机、种子和化肥的碳足迹由大到小依次为 P1W、P3W、P2W, 农田排放碳足迹由大到小依次为 P3W、P1W、P2W, 土壤碳固定的碳足迹由大到小依次为 P2W、P3W、P1W。受多项农资温室气体、农田温室气体和土壤碳固定的综合影响, 各处理下小麦农田碳足迹差异不显著。

2.5 花生季减氮对花生-小麦作物产量与碳足迹的影响

作物产量与碳足迹结果如图 5 所示。农田生态系统中, 温室气体排放总量与作物产量的比值即为碳足迹。两熟制中, PN2-P2W 处理下作物产量显著高于其他处理, 花生季适当减施氮肥可以有效提高作物产量。两熟制农田碳足迹范围为 0.13~0.17 kg · kg⁻¹, 低于单季小麦农田的碳足迹水平, 且处理间差异不显著。花生农田碳足迹范围为 -0.22~0.13 kg · kg⁻¹, 然而花生产量与碳足迹随施氮量的降低而增高。PN1 处理下花生产量显著高于其他处理, 同时由图 3 可知, 其温室气体排放量也显著低于其他处理, 又受农田土壤有机碳储量的影响, PN1 处理下花生农田表现出净碳汇的功能, 该处理下花生生态系统具有明显的增产减排效果。小麦产量由大到小依次为 P2W、P3W、P1W, 且 P2W 和 P3W 处理下小麦产量显著高于 P1W。小麦农田碳足迹范围为 0.20~0.49 kg · kg⁻¹, 高于花生农田碳足迹。小麦农田碳足迹由大到小依次为 P1W、P3W、P2W, 随小麦产量的升高而下降。

2.6 花生季减氮对花生-小麦碳汇服务价值的影响

将农田作物生长系统地上部固碳量和农田土壤固碳量进行碳汇价值综合估算, 结果如表 3 所示。两熟制

生态系统中,PN3-P3W 处理下农田固碳量和温室气体碳排放量显著高于 PN1-P1W,直接固碳量和净固碳量在处理间差异不显著.PN1-P1W 和 PN2-P2W 处理下农田生态系统的碳汇服务价值与 PN3-P3W 相比分别下降了 3.10%和 9.95%,在处理间差异不显著.花生生态系统中,PN1 和 PN2 处理下花生直接固碳量较 PN3 分别降低了 7.30%和 8.66%.PN1 和 PN2 处理下农田土壤固碳量和温室气体排放碳量均显著低于 PN3,农田固碳量与 PN3 相比分别下降了 32.83%和 34.53%,温室气体碳则排量分别下降了 27.12%和 15.67%.PN3 处理下净固碳量显著高于 PN2,与 PN1 处理相比差异不显著.PN3 处理下碳汇服务价值显著高于 PN1 和 PN2 处理 16.98%和 21.15%.小麦生态系统中,直接固碳量、农田固碳量和净固碳量在处理间差异不显著,P3W 处理下小麦农田碳排放量显著高于 P1W 和 P2W.P1W 处理下小麦农田碳汇服务价值与 P3W 相比增长了 2.54%.

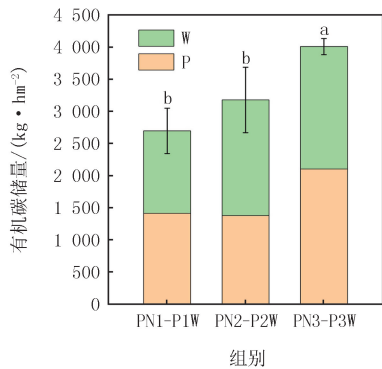
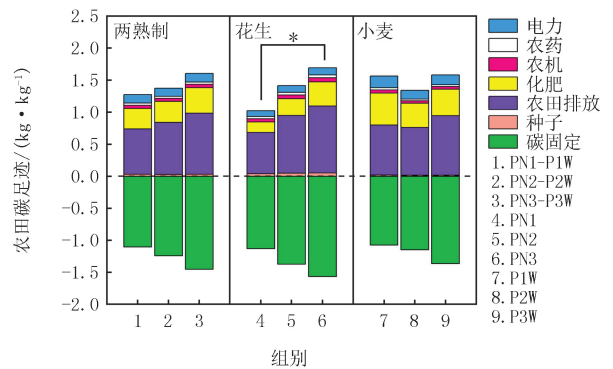


图3 农田有机碳储量

Fig.3 Organic carbon sequestration in farmland



*表示P<0.05达显著水平.

图4 农田碳足迹

Fig.4 Carbon footprint of farmland

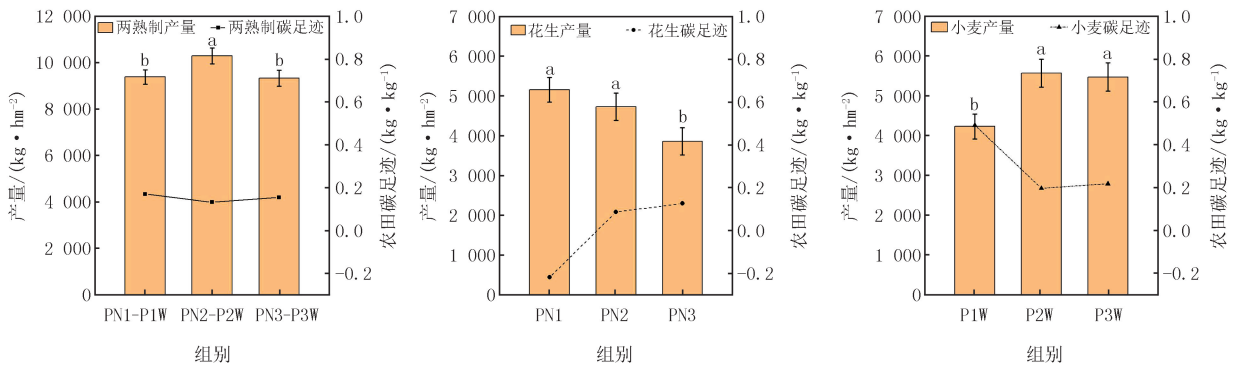


图5 作物产量与碳足迹

Fig.5 Crop yield and carbon footprint

2.7 花生季减氮对花生-小麦经济效益的影响

花生和小麦的经济效益如图 6 所示.两熟制中,PN1-P1W 和 PN2-P2W 处理下作物的经济效益显著高于 PN3-P3W,PN1-P1W 和 PN2-P2W 处理下作物的经济效益分别比 PN3-P3W 增加了 31.72%和 28.96%.PN1-P1W 处理下花生的经济效益为 47 634.76 元·hm⁻²,小麦经济效益为-3 406.65 元·hm⁻²,产生了负效益.PN1-P1W 和 PN2-P2W 处理下花生的经济效益与 PN3-P3W 相比分别增长了 38.41%和 29.77%,PN1-P1W 较 PN2-P2W 上涨了 12.30%,小麦经济效益则分别下降了 79.86%和 14.44%.

3 讨论

3.1 减施氮肥对农田温室气体和碳足迹的影响

本研究中,化肥和灌溉是农业温室气体排放的最大来源.农田温室气体排放量随氮肥施用量的增加而升

高,农田土壤 CO₂ 排放是温室气体排放总量的最大贡献者,这一结果与 GONG 等^[11]在麦-玉轮作中的研究一致.在温室气体中,氮肥的施用是农资温室气体排放和直接温室气体排放量增加的主要原因,减少氮肥的使用能够有效地减少农田温室气体排放.

表 3 农田生态系统的碳汇服务价值

Tab. 3 Carbon sequestration service value of farmland ecosystem

组别	处理	直接固碳量/ (kg · hm ⁻²)	农田固碳量/ (kg · hm ⁻²)	温室气体排放量/ (kg · hm ⁻²)	净固碳量/ (kg · hm ⁻²)	碳汇服务价值/ (元 · hm ⁻²)
两熟制	PN1-P1W	43 871.93a	9 887.75b	5 703.66c	48 056.02a	20 738.57a
	PN2-P2W	39 124.41a	11 652.82ab	6 120.11b	44 657.13a	19 271.78a
	PN3-P3W	41 759.20a	14 699.84a	6 864.96a	49 594.07a	21 402.32a
花生	PN1	8 852.84a	5 182.07b	2 142.49c	11 892.43ab	5 132.18ab
	PN2	8 722.76a	5 050.95b	2 478.83b	11 294.89b	4 874.31b
	PN3	9 549.80a	7 714.62a	2 939.61a	14 324.82a	6 181.88a
小麦	P1W	35 019.09a	4705.68a	3 561.18b	36 163.59a	15 606.40a
	P2W	30 401.65a	6 601.87a	3 641.28b	33 362.24a	14 397.47a
	P3W	32 209.39a	6 985.22a	3 925.35a	35 269.26a	15 220.45a

土壤碳储量是土壤质量和健康的重要指标,增加土壤有机碳储量是缓解气候变暖的关键.本研究中,有机碳固存在抵消作物生产中的温室气体排放方面发挥了积极作用.增加氮肥施用量可以提高花生生物量并增加土壤有机碳储量,与 HU 等^[17]在稻-麦轮作体系中的研究一致.氮肥用量增加导致的温室气体排放量增加并不一定会产生更大的碳足迹,因为增加的温室气体排放有时会被更高的作物产量和有机碳储量所抵消^[18].在碳足迹计算中包含有机碳固存使得碳足迹值由正变为负.因此,研究有机碳固存对碳足迹的影响还需要更长期的实验.

本研究中,花生农田碳足迹随氮肥施用量增加而增加,表明温室气体排放强烈依赖于花生生产中氮肥的施用.花生-小麦轮作周年的碳足迹中约 23.82%~24.98%是由化肥引起的,花生生产体系中化肥碳足迹占 16.05%~22.29%,小麦生态系统中占 26.05%~31.67%,特别是氮肥驱动引起的碳足迹.同样,其他研究表明,农业生态系统中约 30%的碳足迹是由化肥驱动的^[19].PN1 处理下提高了花生产量,花生农田碳足迹对环境的影响表现为碳汇,显著降低花生生产中碳排放对环境的压力.因此,减少化肥的使用可以减少农业生态系统中的温室气体排放,减施氮肥可有效降低农田碳足迹.

3.2 减氮对农田碳汇生态系统服务价值的影响

在本研究中,减施氮肥与常规施氮肥相比降低了碳汇生态系统服务功能.PN1 和 PN2 处理导致花生生物量的固碳量有所下降,PN3 与其相比分别增加了 7.30%和 8.66%.KIM 等^[20]研究发现氮肥投入会增加水

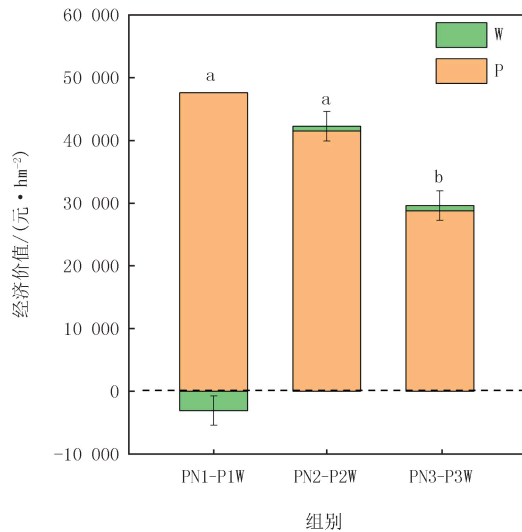


图6 经济效益

Fig. 6 Economic value

稻生物量,与本试验结果一致。然而,氮肥增加了农田土壤的 CO_2 排放,并导致农业生态系统中净直接 CO_2 固定量有所降低。氮肥施用量增加导致的 CO_2 排放量增加抵消了较高的净直接 CO_2 固定量,与减施氮肥处理相比,弱化了常规施氮与减施氮肥的生态系统服务价值的差值。本研究中花生季随着施氮量的增加,碳汇生态系统服务价值先降低后升高。而在对水稻进行不同施氮量处理后发现,水稻农田生态系统服务价值在一定范围内也随施氮量的增加先降低后升高^[12]。

输入碳量(固定 CO_2)大于输出碳量(温室气体排放),这使得农田成为净碳汇。本试验中的花生和小麦农田生态系统均为碳汇,这主要归因于净直接 CO_2 净固定量高于温室气体排放的增加,导致碳输入超过碳输出。PN1 处理与常规施氮 PN3 相比花生农田碳汇服务价值差异不显著,PN2 处理下碳汇价值显著低于 PN3。JIANG 等^[12] 研究表明,当氮肥投入量保持在适当水平时,水稻农业生态系统为净碳汇。氮肥施用量的增加导致水稻田碳封存量增加,与本研究中 PN3 花生农田固碳量显著高于减氮处理结果一致。然而到目前为止,几乎没有关于花生农田服务价值的报道。未来研究可关注在花生生产中保持农田生态系统高碳汇服务价值的最佳氮肥施用量。

3.3 减氮对农田和作物生产潜力的影响

作物产量和氮素动态变化会受到轮作作物的影响^[21]。豆科植物生产后留下的氮量取决于豆科植物固定的氮量与收获作物中除去的氮量之间的差值^[22]。豆科作物对氮素的需求量通常很少,所以在豆科作物生长季减施氮肥可以明显稳产,且为后茬作物提供足够的有效氮量^[23]。本研究中,PN3 处理下花生固定的生物碳量高于其他处理,有效地提高了后茬 P1W 处理下小麦的产量。同时,PN2 处理下花生生物固碳量低于其他处理,后茬 P2W 处理下小麦生物量也有所下降。研究发现,豆类作物残渣含有大量的氮,且年矿化率低至 5%~10%,其影响可能会在生产后持续数年,并影响后续作物的氮供应^[24]。本研究中,小麦产量在 P2W 与 P3W 处理间差异不显著,花生生物量残渣释放的氮量可以稳定小麦产量。XING 等^[23] 研究发现,作物轮作和合理施肥能提高土壤微生物生物量氮,促进对农田氮素响应。研究发现,在少量施氮或不施氮的情况下,油菜-水稻轮作与水稻-小麦轮作相比水稻产量显著提高,这主要因为油菜作为轮作前茬作物可以提高土壤肥力。因此,长期进行花生季氮肥减投,农田依然会具有较高的生产潜力。

花生作为豆科作物,其固氮作用不可忽视。花生生产中农业投入成本较高,在保证花生产量的前提下减施氮肥、降低氮损失和提高氮肥利用效率是花生生产节约成本最有效的途径。袁光等^[25] 研究发现,对旱地花生进行减氮 25% 并适当配施有机肥与常规施氮相比可显著提高花生农艺性状和产量,明显提高肥料贡献率。本研究中,PN1 和 PN2 处理与 PN3 相比产量分别增加了 29.86% 和 16.38%,起到了明显增加产量和提高收益的效果,这可能与往年常规施肥所导致的土壤肥力过剩抑制了常规施氮 PN3 处理的花生产量有关。对花生进行减投氮肥可以充分利用花生的固氮作用,最大化提高氮肥利用效率,起到稳产甚至是使花生增产的效果。对前茬作物减投氮肥也可保持土壤肥力,起到稳产的作用。因此,适度调整农业种植结构,适当地扩大花生作为前茬作物并在花生季进行氮肥减投,不仅符合国家粮食调整策略又有利于种地养地节能减排,是未来绿色农业发展的重点方向。本研究中,花生季农田施氮量为 $90 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时最佳,温室气体减排效果明显、经济效益最大和环境效益也相对表现优良。

4 结 论

本研究评估了花生-小麦生产中碳足迹和碳封存的生态系统服务对花生季氮肥施用量的响应。结果表明,氮肥施用量的增加导致花生生产中温室气体排放总量和碳足迹的增加,土壤 CO_2 排放对总碳足迹的贡献最大,农田周年碳足迹随施氮量的增加呈现先减少再增加的趋势。随着施氮量的增加,农田碳汇的生态系统服务价值呈现先减少再增加的趋势。在系统边界内,花生季施氮量为 $90 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 可持续地实现了花生-小麦两熟制生产的高效益,减少了温室气体排放,有利于碳汇的生态系统服务价值。

参 考 文 献

[1] 程秀娟.农业温室气体排放与减排固碳措施分析[J].中南农业科技,2022(5):84-90.

- [2] 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.
- [3] XIAO H, VAN ES H M, AMSILI J P, et al. Lowering soil greenhouse gas emissions without sacrificing yields by increasing crop rotation diversity in the North China Plain[J]. *Field Crops Research*, 2022, 276: 108366.
- [4] OUYANG Z Y, ZHENG H, XIAO Y, et al. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital[J]. *Science*, 2016, 352(6292): 1455-1459.
- [5] LIU Z X, GAO F, YANG J Q, et al. Photosynthetic characteristics and uptake and translocation of nitrogen in peanut in a wheat-peanut rotation system under different fertilizer management regimes[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2019, 10: 86.
- [6] PEOPLES M B, BROCKWELL J, HERRIDGE D F, et al. The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems[J]. *Symbiosis*, 2009, 48(1): 1-17.
- [7] KASHYAP D, AGARWAL T. Carbon footprint and water footprint of rice and wheat production in Punjab, India[J]. *Agricultural Systems*, 2021, 186(11): 102959.
- [8] LU C Q, YU Z, TIAN H Q, et al. Increasing carbon footprint of grain crop production in the U.S. Western Corn Belt[J]. *Environmental Research Letters*, 2018, 13(12): 124007.
- [9] GAO N, WEI Y N, ZHANG W W, et al. Carbon footprint, yield and economic performance assessment of different mulching strategies in a semi-arid spring maize system[J]. *The Science of the Total Environment*, 2022, 826: 154021.
- [10] SHANG Q, CHENG C, WANG J, et al. Net global warming potential, greenhouse gas intensity and carbon footprint as affected by different tillage systems from Chinese double-cropping paddy fields[J]. *Soil and Tillage Research*, 2021, 209: 104947.
- [11] GONG H, LI J, SUN M, et al. Lowering carbon footprint of wheat-maize cropping system in North China Plain; Through microbial fertilizer application with adaptive tillage[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 268: 122255.
- [12] JIANG Z H, ZHONG Y M, YANG J P, et al. Effect of nitrogen fertilizer rates on carbon footprint and ecosystem service of carbon sequestration in rice production[J]. *The Science of the Total Environment*, 2019, 670: 210-217.
- [13] SKOVGAARD J, FERRARI S S, KNAGGARD A. Mapping and clustering the adoption of carbon pricing policies: what polities price carbon and why? [J]. *Climate Policy*, 2019, 19(9): 1173-1185.
- [14] 邹晓霞, 张晓军, 王月福, 等. 山东省小麦-夏直播花生种植体系碳足迹[J]. *应用生态学报*, 2018, 29(3): 850-856.
- ZOU X X, ZHANG X J, WANG Y F, et al. Carbon footprint of wheat-summer direct-seeding peanut planting system in Shandong Province, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(3): 850-856.
- [15] ZHANG W F, DOU Z X, HE P, et al. New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, 110(21): 8375-8380.
- [16] 陈舜, 逯非, 王效科. 中国氮磷钾肥制造温室气体排放系数的估算[J]. *生态学报*, 2015, 35(19): 6371-6383.
- CHEN S, LU F, WANG X K. Estimation of greenhouse gases emission factors for China's nitrogen, phosphate, and potash fertilizers[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(19): 6371-6383.
- [17] HU Q, LIU T, DING H, et al. Application rates of nitrogen fertilizers change the pattern of soil organic carbon fractions in a rice-wheat rotation system in China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2022, 338: 108081.
- [18] 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.
- [19] MEHMOOD F, WANG G, GAO Y, et al. Nitrous oxide emission from winter wheat field as responded to irrigation scheduling and irrigation methods in the North China Plain[J]. *Agricultural Water Management*, 2019, 222: 367-374.
- [20] KIM G W, JEONG S T, KIM P J, et al. Influence of nitrogen fertilization on the net ecosystem carbon budget in a temperate mono-rice paddy[J]. *Geoderma*, 2017, 306: 58-66.
- [21] LUCE M S, GRANT C A, ZEBARTH B J, et al. Legumes can reduce economic optimum nitrogen rates and increase yields in a wheat-canola cropping sequence in western Canada[J]. *Field Crops Research*, 2015, 179: 12-25.
- [22] GRANT C A, ODO NOVAN J T, BLACKSHAW R E, et al. Residual effects of preceding crops and nitrogen fertilizer on yield and crop and soil N dynamics of spring wheat and canola in varying environments on the Canadian prairies[J]. *Field Crops Research*, 2016, 192: 86-102.
- [23] XING T, CAI A, LU C, et al. Increasing soil microbial biomass nitrogen in crop rotation systems by improving nitrogen resources under nitrogen application[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2022, 21(5): 1488-1500.
- [24] ZHANG S, LU J, ZHU Y, et al. Rapeseed as a previous crop reduces rice N fertilizer input by improving soil fertility[J]. *Field Crops Research*, 2022, 281: 108487.
- [25] 袁光, 张冠初, 丁红, 等. 减施氮肥对旱地花生农艺性状及产量的影响[J]. *花生学报*, 2019, 48(3): 30-35.
- YUAN G, ZHANG G C, DING H, et al. Effect of reducing nitrogen fertilizer application on agronomic traits and yield of peanut in dry land [J]. *Journal of Peanut Science*, 2019, 48(3): 30-35.

Effects of nitrogen reduction in peanut field on carbon footprint and ecosystem service of carbon sequestration of peanut-wheat double cropping farmland

Geng Runlian¹, Zhang Zhiyong², Chao Xiaoyan¹, Hao Yonghui¹, He Yunxia¹, Li Chunxi¹

(1. School of Life Sciences, Henan Normal University, Xinxiang 453007, China;

2. School of Life Sciences, Henan Institute of Science and Technology, Xinxiang 453003, China)

Abstract: As the main grain producing area in China, minimizing carbon footprint and maximizing carbon sequestration and ecosystem service value are important directions for agricultural development in the North China Plain. In this study, the effects of three nitrogen fertilizer levels ($90 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, $126 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ and $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) in the peanut season on the carbon footprint and carbon sink service value of peanut-wheat double cropland were investigated from 2021 to 2022, with the aim of determining the optimal peanut season nitrogen fertilizer input for low carbon footprint, high carbon sink service value, high yield and economic value. The results showed that greenhouse gas emission from farm soil, organic carbon sequestration and greenhouse gas emission from agricultural sources increased with increasing nitrogen application, and that chemical fertilizer was the main factor causing carbon emission from peanut-wheat double system. The yield of peanut under $90 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ and $126 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ nitrogen application treatments was significantly higher than the $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ treatment by 25.17% and 18.35%. The carbon footprint of peanut farmland ranged from -0.22 to $0.13 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and that of wheat farmland ranged from 0.20 to $0.49 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$. There was no significant difference between treatments in the carbon footprint of the double cropland due to the organic carbon sequestration and crop yield. There was no significant effect of peanut season nitrogen application on the carbon sink service value of peanut-wheat double cropping farmland. Therefore, within the boundary of this system, the peanut season nitrogen application rate of $90 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ is the optimal one for achieving high yield, reducing carbon emission, and increasing economic efficiency and carbon sink value in the peanut-wheat double system.

Keywords: peanut-wheat double system; nitrogen reduction; greenhouse gas; carbon footprint; carbon sink service value

[责任编辑 刘洋 杨浦]