中国农业大学学报 2026,31(12):107-120
Journal of China Agricultural University http://zgnydxxb.ijournals.cn

王芊,骆晓声.基于土壤固碳率的氮损失调控及施肥对策——以原阳为例[J].中国农业大学学报,2026,31(12):107-120.
WANG Qian,LUO Xiaosheng. Nitrogen loss modulation and fertilization strategy based on soil organic carbon sequestration rates:Taking Yuanyang county as an example[J]. *Journal of China Agricultural University*,2026,31(12):107-120.
DOI:10.11841/j.issn.1007-4333.2026.12.09

基于土壤固碳率的氮损失调控及施肥对策
——以原阳为例

王 芊[1] 骆晓声[2*]

(1.中国农业科学院 农业环境与可持续发展研究所/农业农村部农业农村生态环境重点实验室,北京 100081;
2.河南省农业科学院 植物营养与资源环境研究所/河南省农业资源与环境重点实验室,郑州 450002)

摘 要 为揭示农田土壤固碳与氮损失途径之间的相互关系,以2017—2020年在河南省北部原阳县开展3年的冬小麦-夏玉米轮作氮淋溶试验研究结果为主要数据,测算低氮(LN)、中量施氮(MN)和不施氮处理(CK)的碳足迹(CF)、N_2O直接排放量(dE_{N_2O})、土壤固碳率(SCS)、单位产量的氮淋溶量(NLSGY)等指标,并结合中国知网等数据库2019—2024年相关文献调研,整合有关指标分析SCS对N_2O排放量与氮淋溶量的影响关系。结果表明:1)LN、MN、CK处理的小麦和玉米的净碳足迹(nCF,以CO_2计)分别为0.42、0.57、0.24和0.56、0.70、0.20 kg/kg;冬小麦-夏玉米周年单位产量的N淋溶量(以NO_3-N计)在LN、MN、CK处理下分别为0.75、1.70、0.34 kg/t。2)比较3个处理发现,尽管LN的小麦和玉米产量均有所降低,但在碳足迹、氮淋溶、氮肥利用率等指标中的综合优势明显,因而确定285 kg/hm^{2}周年施氮量为较优的施氮量。3)meta分析结果显示,我国(未包括港澳台地区)及欧洲等地的耕地土壤固碳率与N_2O排放量间存在极显著的指数正相关($P<0.01$),与N淋溶量间存在先降后升的抛物线关系($P<0.05$),结合硝化、反硝化作用以及氮矿化、氮固持过程,揭示了土壤有机碳积累是调控农田氮损失的重要因素;表明通过培肥土壤可有效控制农田的土壤氮损失,确保产量的稳定。综上,采取节水灌溉、施用中微量元素肥、有机无机肥配施、开展豆科绿肥作物轮作等措施可有效解决研究区域内因减氮带来的产量下降问题,从而提升氮肥利用率、增加土壤有机碳库,推动农业绿色低碳发展。

关键词 碳足迹;N_2O排放;N淋溶;土壤固碳率;矿化
中图分类号 S51;X511 **文章编号** 1007-4333(2026)12-0107-14 **文献标志码** A

Nitrogen loss modulation and fertilization strategy based on soil organic carbon sequestration rates: Taking Yuanyang county as an example

WANG Qian[1], LUO Xiaosheng[2*]

(1. Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture/Key Laboratory of Agricultural and Rural Eco-Environment of Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China;
2. Institute of Plant Nutrition, Resources and Environmental Sciences/Henan Key Laboratory of Agricultural Resources and Environment, Henan Academy of Agricultural Sciences, Zhengzhou 450002, China)

Abstract To uncover the relationships between soil organic carbon sequestration rate (SCS) and nitrogen loss pathways, a published study on nitrogen leaching for winter wheat (WW) and summer maize (SM) round-year rotation (WM) was chosen as the main data source, which was carried out in Yuanyang County located in the

收稿日期:2026-01-15;接受日期:2026-03-28
基金项目:中国农业科学院科技创新工程(CAAS-ASTIP-IEDA-T07);国家重点研发计划(2021YFD1700904);河南省科技攻关项目(252102110198);河南省科技研发联合基金重大项目(235101610015)
第一作者:王芊(ORCID:0000-0002-1685-6538),助理研究员,主要从事农业清洁生产技术评价研究,E-mail:wangqian02@caas.cn
通讯作者:骆晓声(ORCID:0009-0009-6015-1808),副研究员,主要从事农田土壤碳氮高效管理研究,E-mail:luoxiaosheng630@163.com

northern part of Henan Province and lasted three years from 2017 to 2020. The experiment had a nitrogen fertilization design of three treatments, namely low N fertilization (LN), medium N fertilization (MN), and zero N fertilization (CK). The following metrics were calculated for the experiment, including carbon footprint (CF), direct N_2O emissions (dE_{N_2O}), SCS, and nitrogen leaching scaled on grain yield (NLSGY). Combined with the literature survey data gathered from databases such as China National Knowledge Infrastructure (CNKI) during 2019 and 2024, the modulation effects of SCS on dE_{N_2O} and nitrogen leaching (NL) were determined with meta-analysis method. The results show that: 1) The net carbon footprint (nCF, In terms of CO_2) of WW and SM for LN, MN, and CK treatments were 0.42, 0.57, 0.24 and 0.56, 0.70, 0.20 kg/kg, respectively; NLSGY of the round-year WM for LN, MN, CK treatments were 0.75, 1.70, 0.34 kg/t, respectively. 2) By comparing the three treatments of the experiment, although LN treatment yielded a somewhat lower grain yield (GY) of wheat and maize, it showed a balanced performance regarding other metrics such as CF, NLSGY, and N partial productivity, and was thus viewed as a better treatment. The corresponding N fertilization of 285 kg/hm^2 for the whole year rotation was recommended as the optimum value in the region. 3) Based on the meta-analysis results, a positive extremely significant correlation relationship was found between dE_{N_2O} and SCS ($P<0.01$) in China (excluding Hong Kong, Macao and Taiwan regions) and some European countries, while a parabolic correlation relationship was found between NL and SCS ($P<0.05$) with a trend of decline at first and a subsequent increase thereafter. Combined with the processes of nitrification and denitrification and the effects of N mineralization and immobilization, the accumulation of soil organic carbon (SOC) was revealed as the key factor to modulate N losses in farmland. Thus, maintaining proper SCS helps to control N losses in farmland and sustain GY. Finally, suitable management practices are recommended, including water-saving irrigation, secondary and trace element fertilizer application, inorganic combined with organic fertilization, and adoption of a diversified cropping system with legume green manure. By adopting these measures, the problem of grain yield decline along with the N fertilizer reduction in the studied region would be solved, while promoting N use efficiency, enhancing SOC storage and achieving green and low-carbon development in agriculture.

Keywords carbon footprint; N_2O emissions; nitrogen leaching; soil organic carbon sequestration rate; mineralization

据统计,2019年由人类活动引起的净全球温室气体(GHG)排放量(以CO_2当量计,下同)为(59.0±6.6)×10^9 t CO_2,约79%的全球GHG排放量来源于能源、工业、运输和建筑业,而其余22%源于农业、林业和其他土地利用[1]。1980—2020年我国农业GHG排放总量从66.5×10^7 t/年上升到97.0×10^7 t/年,种植业和养殖业占比分别为67.33%和32.67%。其中,CH_4平均占比最高,达到47.33%;CO_2占比居中,且有增大的趋势,而N_2O占比最小并相对稳定[2]。近年来,围绕"双碳"目标我国采取了系列举措,以降低农业领域的碳排放[3]。全球变暖潜能(GWP)可以通过计算所涉及的不同GHG的排放量与相应GHG因子相乘再相加求和而得出[4]。目前,关于我国(不包括港澳台地区,下同)农业生产不同尺度下的碳足迹研究已有很多,如长江中下游地区3种主粮作物的CF由高到低的顺序依次为水稻、小麦、玉米,水稻CF和GWP平均值分别为0.8 kg/kg和2.0 t/hm^2[5]。华北平原小麦-玉米轮作的CF主要受到灌溉、施肥和田间排放的影响[6-8]。因此,开展加强农田碳足迹及其影响机制的研究对于我国农业领域"双碳"目标实现具有重要的意义。

合理施用N肥是确保作物产量的关键措施,目前华北平原小麦和玉米平均适宜施N量分别为150~180和170~190 kg/hm^2[9]。根据对田间N平衡的计算,我国主要作物的化肥N当季作物吸收利用率约为35%,氨挥发损失11%,硝化-反硝化损失34%,淋洗损失2%,径流损失5%,未能明确的部分(残留在农田土壤中部分)为13%[10]。我国当前粮食生产以施用化肥为主,有机肥补给相对不足,对有机肥和秸秆提供的碳源重视不够[9]。而培育土壤有机碳氮库对改善土壤肥力、增产和降低环境污染具有重要作用。已有研究结果表明连续秸秆还田可提高初始还田秸秆N在土壤中的固持,并降低秸秆的N淋失风险[11]。由于CF主要产生于N肥生产及田间排放环节,因此研究中多采用减少N肥用

量、施用有机肥、开展合理的耕作方式等管理措施，分析对GHG排放和CF的影响。如我国主要农业区均制定了强化生产方案，并向当地小农户推广应用，大幅提高了三大粮食作物产量，降低了GHG排放量[12]。适量施用N肥（100～150 kg/hm^2）的环境影响最小，而不施N肥和过量施肥的环境影响均较大[13]。少、免耕和有机肥替代措施则促进了田间生产环节GHG排放[14-15]。秸秆还田试验显示相对于仅施用化肥，小麦、玉米的净GHG排放量分别降低了33.1%和12.1%，其节肥效应与土壤微生物碳胁迫的缓解和土壤N固持、N净矿化率增加等原因有关[16-17]。

在我国北方旱作农田，将秸秆以翻耕或覆盖方式使用能促进土壤有机碳（SOC）固持，进而提高土壤微生物的活性[18]。而在N素的周转循环中，微生物对N的固持-矿化途径发挥着重要的作用[19]。N_2O排放对于旱地农业而言是主要的温室气体来源，它是施N后经土壤微生物硝化-反硝化作用过程的产物[20]。农田有机物料的添加可改善土壤结构，调节反硝化微生物群落结构，减少N_2O的排放[21-22]。另外，提高有机物料的溶解有机碳和氮的比值可减少N_2O排放[23]。北方采取保护性耕作、与豆科作物轮作倒茬、减少休耕频率等措施能够起到增加土壤固碳、提高产量和降低CF等多重作用[24-27]。

河南省是我国产粮大省，小麦产量稳居全国第一，2022年小麦产量占全国总产量的27.8%，当前生产面临着稳产和减少环境污染的双重挑战[6]。农业生产过程中往往通过过量施用N来实现产量的提升，这会引起严重的农业面源污染问题，加剧水体的富营养化和减少生物多样性，通过采取低N淋溶的技术能有效降低面源污染的危害[28]。同时，农业面源污染问题并不是单一的环境问题，需要结合生产、经济和气候等因素，统筹考虑污染源头控制和绿色循环技术，进一步减少面源污染发生[29-30]。通过同步实施面源污染防控和减少CF，可促进实现农业生产的低碳、减污和高效目标，助推农业绿色发展。

目前，以碳、氮耦合的视角通过土壤有机质提升以协调N损失与碳排放的研究鲜见报道。本研究基于在河南省原阳县开展的多年冬小麦-夏玉米轮作系统（WM）田间试验，利用生命周期软件（SimaPro）和Ecoinvent数据库，测算不同施N处理下的CF，通过文献收集和计算相关文献N淋溶（NL）、N_2O排放量（E_{N2O}）、土壤固碳率（SCS）等指标分析土壤有机质（SOM）与农田N损失的内在联系，基于农田碳氮耦合视角解释农田碳足迹影响机理，并提出了优化施氮和相应施肥管理建议，旨在揭示SCS调控氮损失的内在机制，以期为推动我国“双碳”目标实现和农业高质量发展提供参考。

1　材料与方法

1.1　数据来源

1.1.1　田间试验

本研究以2017—2020年在河南省原阳县（35.1° N，113.7° E，海拔66 m）开展的多年冬小麦-夏玉米轮作系统（WM）田间试验[28]数据作为主要数据源，试验区域属温带大陆性气候，年平均降雨量600 mm。试验地土壤类型为砂壤潮土，试验区主要作物种植模式为冬小麦-夏玉米轮作系统（WM）。试验所设置的低氮（LN）、中量施氮（MN）和不施氮处理（CK）的WM系统施N水平分别为285、465和0 kg/hm^2。2017—2020年共开展了3个轮作周期的试验。通过SimaPro 9.6.0.软件和ReCiPe 2016 Midpoint（H）V1.09、截断式模型（Cut-off model）计算作物生产各个环节的CF，数据库主要为Ecoinvent 3.10中有关中国大陆区域的部分。系统边界包括：原材料开采，种子、化肥、农药等农资生产，种植过程中耕作、灌溉及田间排放，收获后粮食运输等[14]。田间排放只考虑N_2O，因为北方旱地农田GHG排放主要考虑N_2O影响，CH_4影响相对较小[26]。环境影响按全部分配于作物籽粒计，籽粒从田间到收贮点的运输距离按5 km计，田间基础设施的影响也考虑在相应的过程中，未考虑污染物产生和处理环节。研究过程基于LCA标准[31-32]。WM生产过程农业活动投入和产出数据见表1。籽粒产量（GY）、秸秆C和N输入量为3年均值。灌溉用水、灌溉耗电和农药等数据参考当地的常规农田管理措施。

1.1.2　文献数据

以“N_2O排放量”“N淋溶”“土壤固碳”“nitrogen surplus”“greenhouse gas emissions”“SOC sequestration”“straw retention”等为主题词在中国知网（CNKI）及Web of Science等中英文数据库中检索，共检索出2019—2024年的相关文献565篇。对于部分文献未直接给出的数据，利用Excel的作图选项中的线段长度功能提取相应的图表数值。基

表 1 2017—2020 年冬小麦-夏玉米轮作系统生产过程农业活动投入、产出数值

Table 1 Input and output data of various agricultural activities in the production of winter wheat and summer maize rotation systems from 2017 to 2020

指标 Index	冬小麦 WW			夏玉米 SM		
	LN	MN	CK	LN	MN	CK
籽粒产量/(kg/hm²) Grain yield	7 735.5	8 072.1	4 781.9	8 627.4	9 796.4	7 401.7
N肥/(kg/hm²) Nitrogen fertilizer	135	225	0	150	240	0
磷肥/(kg/hm²) Phosphorus fertilizer	90	90	90	67.5	67.5	67.5
钾肥/(kg/hm²) Potassium fertilizer	90	90	90	67.5	67.5	67.5
种子/(kg/hm²) Seed	225	225	225	26.5	26.5	26.5
前茬秸秆C输入/(kg/hm²) C input from previous crop straw	5 970	6 779	5 122	3 023	3 261	2 016
前茬秸秆N输入/(kg/hm²) N input from previous crop straw	90.4	103.4	78.1	73.0	80.3	49.7
灌溉用水/(m³/hm²) Water consumption from irrigation	1 400	1 400	1 400	600	600	600
灌溉耗电/(kWh/hm²) Electricity used by irrigation	763	763	763	401	401	401
农药(有效成分)/(g/hm²) Pesticides (active ingredient)	480	480	480	948	948	948
N_2O排放量/(kg/hm²) N_2O emissions	3.22	5.00	0.62	6.66	10.07	0.79
土壤固碳率/(kg/hm²) SCS	−1 982	−2 234	−1 718	−649	−687	−486

注:WW、SM分别为冬小麦、夏玉米。LN、MN、CK分别为低N、适中施N、不施N处理。下同。

Note: WW and SM denote winter wheat and summer maize, respectively. LN, MN, CK denote low N, medium N, and zero N application rate treatment, respectively. The same below.

于meta分析的调控机制需选取尽可能多地同时具备GWPSA、dE_{N_2O}、NL、SCS等数据的文献,主要为河南省和宁夏回族自治区,以及法国、丹麦等地的相关试验数据,共6篇文献。

1.2 N_2O排放量、土壤固碳率及CF计算

基于原阳试验[28]的产量、生物量等基础试验数据,测算秸秆C、N输入及N_2O排放量和土壤固碳率等指标(表1)。N_2O排放量(E_{N_2O},kg/hm²)包括直接(dE_{N_2O}, kg/hm²)和间接排放(iE_{N_2O},kg/hm²),具体计算方法见下[33]:

$$E_{N_2O} = dE_{N_2O} + iE_{N_2O} \quad (1)$$

$$dE_{N_2O} = N_{in} \times EF_c \times 44/28 \quad (2)$$

$$N_{in} = N_{fer} + N_{straw} \quad (3)$$

$$iE_{N_2O} = N_{fer} \times (Frac_{vol} \times EF_{vol} + Frac_{leach} \times EF_{leach}) \times 44/28 \quad (4)$$

$$N_{straw} = DM_{straw} \times NC_{straw} \times RC_N \quad (5)$$

$$DM_{straw} = GY \times R_C \quad (6)$$

式中:N_{in}、N_{fer}、N_{straw}分别为N输入量、化肥N和还田秸秆N,kg/hm²;EF_c为作物N_2O排放因子,kg/kg(WW和SM分别取0.81%和1.96%);44/28为将N_2O-N转换为N_2O的因子;$Frac_{vol}$和$Frac_{leach}$分别为N肥挥发(NH_3-N和NO_x-N)和NO_3淋溶的比值,分别取0.11和0.24;EF_{vol}和EF_{leach}分别为氨挥发和NO_3淋溶的N_2O排放因子,为0.010和0.011;DM_{straw}为还田秸秆干物质量,kg/hm²;NC_{straw}为秸秆含N量,WW和SM分别取0.93%(据原阳试验数据)和0.61%[34];RC_N为秸秆N当季释放比值,WW和SM分别取0.514和0.691;GY为作物籽粒产量,kg/hm²(表1);R_C为草谷比,WW、SM分别取1.07和1.73[35]。

N_2O 的 GWP 因子取 298[36]，时间尺度按 100 年计。土壤固碳率（SCS），kg/hm²；按秸秆碳输入量及生育期计算[16]，具体计算方法如下：

$$SCS = -(a \times C_{straw}/1\,000 + b) \times PR \times 44/12 \times GP/365 \quad (7)$$

$$C_{straw} = DM_{straw} \times CC_{straw} \quad (8)$$

式中：C_{straw} 为秸秆 C 输入量，kg/hm²；a、b 为系数，WW 和 SM 的 a 分别为 137.71 和 152.92，WW 和 SM 的 b 分别为 54.82 和 152.95；PR 为秸秆还田所占面积比例，此处取 1；GP 为生育期，d；WW、SM 生育期分别按 225、105 计；44/12 为把 C 转换为 CO_2 的因子；一年取 365 d；CC_{straw} 为秸秆含 C 量，WW、SM 分别取 0.38 和 0.40[37]；“－”号表示 SCS 的增加。

灌溉耗电量（EI）计算方法如下：

$$EI = I_{rr} \times R_{IE} \quad (9)$$

式中：I_{rr} 为灌溉量，m³/hm²，数值见表 1；R_{IE} 为 I_{rr} 与 EI 间的转换系数，kWh/m³，参考王小龙[38]研究对 WW、SM 季分别赋值为 0.545 和 0.668。

与 WW、SM 和 WM 对应的 CF（CF_{WW}、CF_{SM}、CF_{WM}），kg/kg；是基于 3 个 WM 周期的数据平均值计算得出的，计算方法如下：

$$CF_{WW} = \frac{GWPSA_{WW}}{GY_{WW}} \quad (10)$$

$$CF_{SM} = \frac{GWPSA_{SM}}{GY_{SM}} \quad (11)$$

$$CF_{WM} = \frac{GWPSA_{WM}}{GY_{WM}} \quad (12)$$

$$GWPSA_{WM} = GWPSA_{WW} + GWPSA_{SM} \quad (13)$$

$$GY_{WM} = GY_{WW} + GY_{SM} \quad (14)$$

式中：$GWPSA_{WW}$、$GWPSA_{SM}$ 和 $GWPSA_{WM}$ 分别为 WW、SM 和 WM 对应的单位面积 GWP，kg/hm²；GY_{WW}、GY_{SM} 和 GY_{WM} 分别为与 WW、SM 和 WM 对应的 GY，kg/hm²。

基于 WW、SM 的 CF、GY 和式（5）中得到的 SCS 及式（8）～（10），可计算出其 GWPSA 和净全球变暖潜能（nGWPSA），kg/hm²：

$$nGWPSA = GWPSA + SCS \quad (15)$$

进而可得出净碳足迹（nCF，以 CO_2 计）：

$$nCF = \frac{nGWPSA}{GY} = CF + sCF \quad (16)$$

式中：CF 和 sCF 分别为 GWPSA 和 SCS 对应的碳足迹，kg/kg。

1.3　N 淋溶计算

基于原阳试验[28]中的 N 淋溶和作物产量数据计算单位产量的 N 淋溶量（NLSGY），见表 1。计算方法如下：

$$NLSGY = \frac{NL}{GY} \quad (17)$$

原文献 N 淋溶测定方法为原位渗滤池法[28]：

$$NL = 0.01 \times \sum_{i=1}^{n} \frac{V_i \times C_i}{A} \quad (18)$$

式中：NL 为硝态 N 淋溶量，kg/（hm²·季）；V_i 为第 i 次淋溶液的体积，L；C_i 为第 i 次淋溶时硝态 N 浓度，mg/L；A 为淋溶池面积，m²；n 为淋溶事件发生次数；0.01 为转换系数。

1.4　数据处理

通过方差分析比较不同处理间的 NLSGY（单位籽粒产量 N 淋溶量）差异。利用最小二乘法（LSD）对不同处理的均值进行多重比较，根据 F 判断处理间差异是否达到 0.05 显著水平。利用 Excel 和 SigmaPlot 15 软件进行统计分析和绘图，根据 Shapiro-Wilk 方法对回归模型进行正态性检验，仅 SCS 与 NL 间的抛物线模型未通过检验。

2　结果与分析

2.1　原阳试验中冬小麦-夏玉米生产过程的碳足迹

由表 2 可知，原阳试验中不同施 N 处理的冬小麦和夏玉米生产的碳足迹（CF）均随施 N 量的增加而增加，低 N（LN）、中量施 N（MN）和不施 N（CK）处理的冬小麦（WW）的 CF 介于 0.598～0.846 kg/kg；夏玉米（SM）各处理的 CF 介于 0.261～0.769 kg/kg；冬小麦-夏玉米轮作系统（WM）各处理的 CF 介于 0.393～0.803 kg/kg。CF 的各环节中以化肥为最高，其中，WW、SM、WM 分别为 0.275～0.492、0.133～0.390 和 0.189～0.436 kg/kg；农药和粮食运输均较低，约为 0.001。

2.2　原阳试验中不同处理的 GWPSA、CF 和 NLSGY

由图 1 可知，WW 的各施氮处理的净全球变暖潜能（nGWPSA）分别为 3 250（LN）、4 591（MN）和 1 143 kg/hm²（CK），SM 的各施氮处理下分别为 4 801（LN）、6 843（MN）和 1 443 kg/hm²（CK）。对于净碳足迹（nCF），WW 的 LN、MN、CK 处理分别为 0.42、0.57 和 0.24 kg/kg，SM 各处理下分别为 0.56、0.70 和 0.20 kg/kg（图 2）。nCF 与 CF 都随施

表 2 冬小麦-夏玉米不同施 N 处理生产过程的碳足迹

Table 2 CF of different N treatments during the production processes for winter wheat and summer maize kg/kg

碳足迹来源 Source of carbon footprint	LN			MN			CK		
	WW	SM	WM	WW	SM	WM	WW	SM	WM
化肥 Chemical fertilizer	0.376	0.320	0.346	0.492	0.390	0.436	0.275	0.133	0.189
田间排放 On-field emissions	0.124	0.230	0.180	0.185	0.306	0.251	0.039	0.032	0.034
种子 Seed	0.024	0.006	0.015	0.023	0.006	0.013	0.038	0.007	0.020
耕作 Tillage	0.046	0.025	0.035	0.044	0.022	0.032	0.074	0.029	0.047
灌溉 Irrigation	0.105	0.048	0.075	0.100	0.043	0.069	0.169	0.057	0.101
粮食运输 Grain transport	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
农药 Pesticide	0.001	0.001	0.001	0.000	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001
总计 Total	0.676	0.632	0.653	0.846	0.769	0.803	0.598	0.261	0.393

注：WM 为冬小麦－夏玉米周年轮作系统。

Note: WM denotes winter wheat-summer maize round-year rotation cropping system.

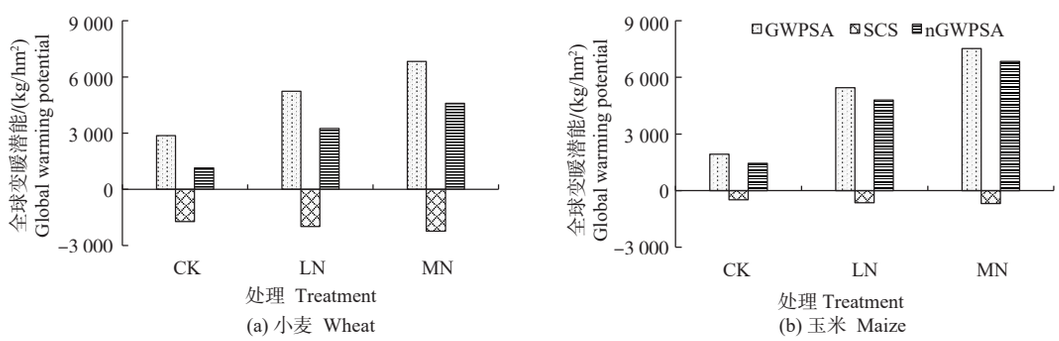


图 1 原阳试验不同施 N 处理的 GWPSA 比较

Fig. 1 GWPSA comparisons between different N treatments in Yuanyang

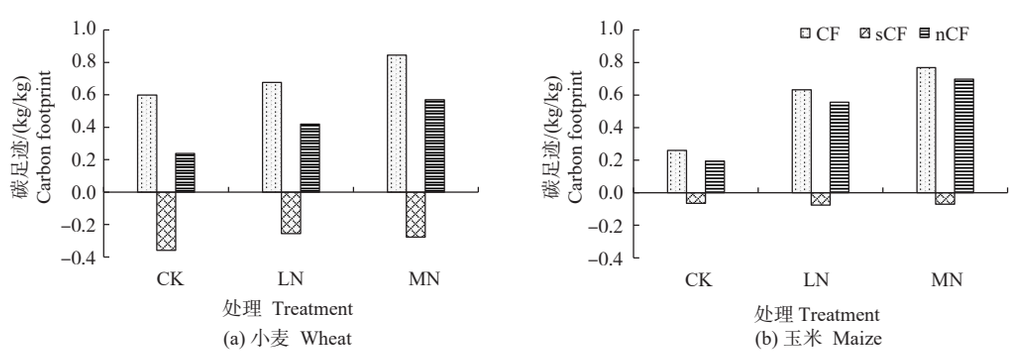
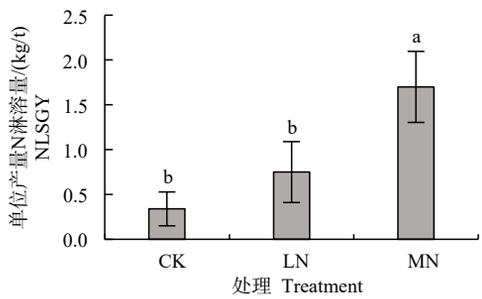


图 2 原阳试验不同施 N 处理的 CF 比较

Fig. 2 CF comparisons between different N treatments in Yuanyang

N量的增加而增加，WW各施N处理的CF均高于SM；而对于nCF，除CK外其余处理的WW均低于SM。由于SM季产生的秸秆量较高，因而WW季的土壤固碳率（SCS）相对较高，其LN、MN、CK不同处理下SCS分别为－1 982、－2 234、－1 718 kg/hm^2；SM季分别为－649、－687和－486 kg/hm^2（表1）。

基于3个WM周期的N淋溶数据计算出不同施N处理LN、MN和CK下WM的NLSGY均值分别为0.75、1.70和0.34 kg/t（图3）。MN的NLSGY显著高于LN和CK处理，分别增加127%和401%。LN和CK处理间NLSGY无显著差异（$P>0.05$）。



不同字母代表处理间差异显著（$P<0.05$）。

Different letters denote significant difference between the three N treatments at $P<0.05$.

图3　原阳试验不同施N处理下的周年NLSGY比较

Fig. 3　Round-year NLSGY comparisons between different N treatments in Yuanyang

2.3　基于meta分析的SCS的N损失调控机制

由表3可知，我国相关研究的作物主要是小麦和玉米，法国、丹麦等国的试验的作物包括小麦、玉米、油菜、大麦、蚕豆等。我国的研究中以麦玉轮作和免耕覆盖种植为主，欧洲的种植模式有多年轮作、有机种植等方式。

剔除秸秆覆盖还田方式的文献数据后，建立SCS与dE_{N_2O}、NL间的回归模型（图4）。SCS与dE_{N_2O}间呈指数曲线关系（$P<0.01$），SCS与NL存在先降后升的抛物线曲线关系。丹麦的耕地种植覆盖作物可显著减少NL，因而排除了覆盖处理（P+C和D+C）及保护性耕作处理（CA）（表3）。SCS与NL/dE_{N_2O}之间存在幂函数关系（$P<0.01$）（图5）。表明当SCS<1 000 kg/hm^{2}时，NL/dE_{N_2O}下降较快；当SCS>2 000 kg/hm^{2}时，NL/dE_{N_2O}变化较小。

3　讨　论

3.1　小麦、玉米的碳足迹（CF）的对比

已有研究表明，小麦、玉米的碳足迹（CF）相对较低，如Cui等[12]计算的两者CF均值分别为0.434～0.549、0.328～0.422，GWPSA分别为1 508～4 195和2 088～4 374 kg/hm^2。Li等[16]根据调研的秸秆还田条件下的数据，得到二者GWPSA均值分别为2 829和4 952 kg/hm^2。Niu等[39]开展了陕西关中平原的有机无机肥配施试验，二者CF分别为0.33～0.61和0.11～0.35 kg/kg。Zhen等[44]结合中国各省的统计年鉴数据和利用混合EEMRIO-LCA模型，计算出二者的CF分别为0.362和0.248 kg/kg，GWPSA分别为1 563和1 439 kg/hm^2。Cheng等[45]计算出的二者的CF和GWPSA最低，CF分别为0.14和0.12 kg/kg，GWPSA平均分别为794和781 kg/hm^2。国外波兰、印度等地的小麦CF也较低，为0.12～0.35 kg/kg[14,46]。与本研究CF接近或略高的研究包括：中国全国尺度下小麦和玉米的CF平均分别为0.9和0.7 kg/kg[47]；河北栾城的WM系统下的周年GWPSA为12 566 kg/hm^2[48]；在山东德州开展的施用控施掺混肥试验中，夏玉米CF和GWPSA分别为0.483 kg/kg和6 597 kg/hm^2[49]。

不同的研究结果与dE_{N_2O}、N肥生产等环节的计算方法及排放系数、研究尺度选取有关。本研究结果只是基于田块尺度数据，有别于其他文献中的更大尺度研究。且这些研究多参考IPCC（2006）[12,16,44-45,47]或CML2001[14]方法，而本研究采用的ReCiPe 2016 Midpoint（H）V1.09方法主要参考IPCC（2013）[36]。本研究中，计算N肥CF时采用Ecoinvent 3.1数据库中的中国N肥数据，对应的GWP为11.8 t/t。而Niu等[39]和Cheng等[45,50]研究

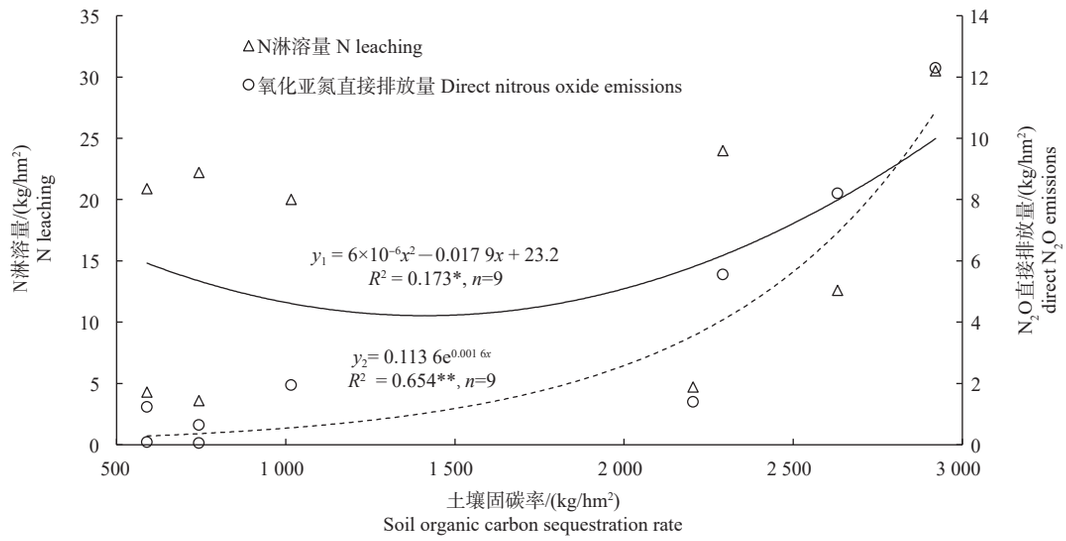
表3 不同研究中的SCS与环境影响指标对比

Table 3 SCS and some environmental metrics comparisons among this study and other researches

处理 Treatment	作物 Crop	GWPSA/(kg/hm²) & dE_{N_2O}/(kg/hm²)	NL/(kg/hm²)	SCS/(kg/hm²) & NB/(kg/hm²)	地点 Experimental site	文献 Reference
LN	麦玉轮作WM	10 682(GWPSA) 8.2(dE_{N_2O})	12.6	−2 631(SCS)	河南 原阳 Yuanyang, Henan, China	本研究 This study
MN		14 355(GWPSA) 12.3(dE_{N_2O})	30.5	−2 921(SCS)		
CK		4 790(GWPSA) 1.4(dE_{N_2O})	4.7	−2 204(SCS)		
SR	小麦 Wheat	2 820(GWPSA)		−1 028(SCS)	中国大陆 Chinese mainland	[16]
SR	玉米 Maize	4 879(GWPSA)		−924(SCS)		
OF(50%M,50%有机肥替代)	麦玉轮作WM	4 279(GWPSA)		−2 549(SCS)	陕西 杨凌 Yangling, Shaanxi, China	[39]
OF+SR+DTF	麦玉轮作WM	11.2(dE_{N_2O})	48.4	4.1(NB)	河南 许昌 Xuchang, Henan, China	[40]
OF+SR+STF	麦玉轮作WM	10.4(dE_{N_2O})	40.7	13.6(NB)		
OF+SR+NTF	麦玉轮作WM	8.6(dE_{N_2O})	35.8	13.4(NB)		
CA	小麦、油菜、豌豆、燕麦、玉米、苜蓿、羊茅、三叶草 Wheat, rapeseed, pea, oat, maize, alfalfa, fescue, clover	5.56(dE_{N_2O})	24.0	−2 292(SCS)	法国 凡尔赛 Versailles, France	[41]
ORG	小麦、油菜、豌豆、大麦-豌豆、羽扇豆、大豆、苜蓿 Wheat, rapeseed, pea, barley- pea, lupin, soyabean, alfalfa	1.95(dE_{N_2O})	20.0	−1 016(SCS)		
SR+P-C	饲料萝卜-蚕豆 Fodder radish-faba bean	0.09(dE_{N_2O})	20.9	−590(SCS)	丹麦 富卢姆 Foulum, Danmark	[42]
SR+P+C		1.23(dE_{N_2O})	4.3	−590(SCS)		
SR+D-C		0.06(dE_{N_2O})	22.2	−743(SCS)		
SR+D+C		0.64(dE_{N_2O})	3.6	−743(SCS)		
SM	春玉米 Spring maize	2.11(dE_{N_2O})	22.9	−3 260(SCS); 46.6(NB)	宁夏 彭阳 Pengyang, Ningxia, China	[43]

注:SR,秸秆还田;OF,有机肥施用;DFT,深耕;STF,浅耕;NTF,免耕;CA,保护性耕作;ORG,有机种植;P,翻耕;C,覆盖种植;SM,秸秆覆盖。NB为N平衡值;dE_{N_2O}为N_2O直接排放量。

Note: SR, straw returning; OF, organic fertilization; DTF, deep tillage; STF, shallow tillage; NTF, no tillage; CA, conservation agriculture; ORG, organic management; P, ploughing; C, cover crop; SM, straw mulching. NB, N balance value; dE_{N_2O}, direct N_2O emissions.



*,**,***分别代表模型达到0.05,0.01和0.001水平显著性。此处SCS为正表示碳汇。

*,**,*** denote the significance levels of 0.05, 0.01 and 0.001 of the regression models. SCS with plus signs represents a carbon sink here.

图4　SCS与NL和dE_{N_2O}的关系

Fig. 4　Relationships between SCS and NL, dE_{N_2O}

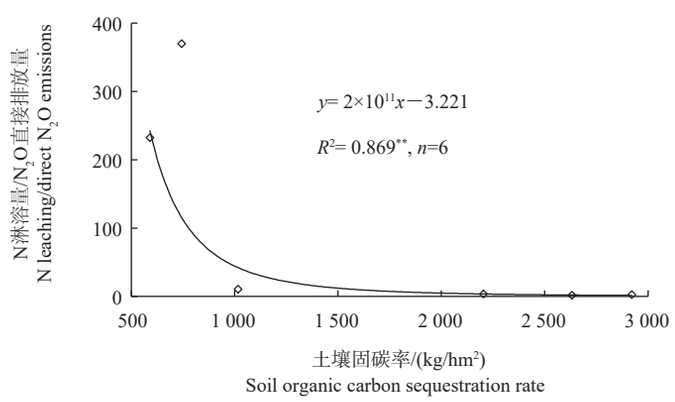


图5　SCS与NL/dE_{N_2O}的关系

Fig. 5　Relationships between SCS and NL/dE_{N_2O} ratio

中所用的N肥生产相关的GWP较低,分别为4.8、1.7 kg/kg。在涉及N肥CF计算的环节中,Zhang等[51]基于中国N肥工业协会(CNFIA)、中国化肥手册(2001)等资料中关于中国N肥生产环节的数据,计算出N肥生产过程中的GWP为8.3 t/t,因而采取相似方法的研究中CF大小处于相同水平。高玮等[49]除了考虑农田N_2O和CH_4排放外,还加入了农田CO_2排放量,最终也会增加CF。

对于nCF,本研究中CK和LN处理介于0.20~0.56 kg/kg,与Niu等[39]提出的化肥处理(NPK)的值(0.366 kg/kg)相近。而在加拿大Swift Current地区开展的小麦长期试验中,各处理下nCF平均值为−0.357 kg/kg,这与其采用的较低的N_2O排放因子有关[26]。正常年份条件下该研究取值仅为0.61%,显著低于本研究中小麦(0.81%)和玉米取值(1.96%)。采取麦类作物与豆科作物轮作方式,可以促进农田土壤固碳,可减少nCF[27]。

3.2　SCS对N_2O排放及N淋溶的协调机制

3.2.1　SCS对N_2O的影响

土壤微生物参与的反硝化作用是产生N_2O的重要途径,而SOM与反硝化作用之间有一定相关性,尤其是易分解SOM[37]。本研究结果表明dE_{N_2O}随SCS的增加呈指数函数变化,土壤有机C较低对N_2O排放无显著影响,土壤有机C较高对N_2O排放

有促进作用。根据在原阳县试验周边县域的研究结果，长期施用有机肥的土壤中源自反硝化作用的N_2O排放量是硝化作用的2.1～2.3倍，而在施用化肥土壤中这一比值下降至1.5倍[21]。据此，在华北农田环境中，N_2O排放量主要源自硝化作用，因为田间持水量无法满足反硝化作用的要求。可见，在SOC含量较低时，N_2O主要源于相对排放量较低的硝化作用；当SOC含量接近饱和值时，由于土壤理化性质的改善，土壤蓄水量得到提升，N_2O主要源于相对排放量较高的反硝化作用。此外，N_2O排放也与土壤理化性质有关，通过施用有机肥改善土壤结构，进而影响土壤反硝化细菌群落结构并降低N_2O排放[22-23]。然而随着有机物料投入不断增加，土壤可利用C也在不断增加，提供了微生物的能量来源，总体上增加了N_2O排放[52]。

3.2.2 SCS对N淋溶的影响

采取适宜的秸秆还田措施既可以增加SCS，同时也能减少NL[51]。同黄淮海平原秸秆还田条件下WM系统的平均值（2.35 kg/t）[53]相比，本研究中各施N处理的WM周年NLSGY相对较低，分别为0.34～1.70 kg/t（图3）。这与N肥投入量较低有关，本研究原阳试验和王芊[53]WM周年N肥投入量均值分别为250和327 kg/hm^2。可见，合理施N能最大化地提升SCS调控NL的效果。NL随SCS的增加呈抛物线变化（图4），在SOM较低条件下NL呈下降趋势，而在SOM较高条件下NL呈上升趋势。已有研究表明NL随SOM增加呈降低趋势，如华北平原潮土区的土壤可溶性有机C/总N（DOC/N）与土壤N淋溶量呈显著负相关，同时与低DOC/N和高DOC/N条件分别对应的是较高的蛋白酶和固氮酶活性，这2种酶分别代表土壤矿化和固持过程[54]。另一项在湖南开展的水稻田间试验表明，秸秆还田条件下减施20%N用量可显著降低N淋溶，并促进SOC提升[17]。但是随着SOM趋于饱和，土壤蓄水力达到最高，同时N肥的施用会促进土壤的矿化，减少N固持[55]。这种有利的水氮条件易于引起NL提升，与本研究中NL随SOM变化的后期趋势相符。因此，本研究提出了秸秆还田条件下SCS对NL产生了先降后升的变化驱动机制，这主要是由对NL起相反作用的N矿化和N固持作用共同决定的。一方面SOC提升起到了疏松土壤和促进N的矿化作用[53]；另一方面，微生物N固持作用也随SOC提升而升高，但随着SOM饱和，N固持量也会相应达到稳定状态[52]。

3.2.3 SCS对N_2O和N淋溶的协调

已有研究表明，SCS对N_2O和N淋溶的协同调控作用，如无覆盖作物条件下，秸秆还田处理比秸秆移除处理显著增加了SCS，同时NL和土壤dE_{N_2O}也分别降低了19%和62%[42]。另一项在温室蔬菜生产中的研究结果表明，与秸秆移除处理相比，常规灌溉条件下秸秆添加处理可显著降低秋冬阶段NL/dE_{N_2O}[56]。本研究结果与之相似，NL/dE_{N_2O}随SCS的增加以指数函数形式降低（图5）。N淋溶本质上取决于田间水氮平衡，而且受到土壤性质的影响（如反硝化率），当土壤具有较高的蓄水能力和腐殖质含量时有利于提高土壤的反硝化速率[57]。因此，在SOM较低时，N淋溶和N_2O排放变化趋势相反，而当SOM较高时两者间变化趋势相同。基于相关数据，土壤N平衡（即系统N输入与输出间的差值，NB）与dE_{N_2O}、NL间均具有显著的负相关关系，GWPSA与SCS（此处以正值代表碳汇）间呈显著的正线性相关（表3）。这就说明通过秸秆还田等有机物料添加方式把N固定在土壤中，可降低N_2O排放和N淋溶。Almaraz等[58]研究发现，增加SOC可有效减少N损失，进而增加了土壤N含量。尽管翻耕可以增加秸秆与土壤的接触面积，从而增加土壤的透气性和微生物活动，进而提高土壤N矿化和N_2O排放[59]。但秸秆还田也可以通过增加SOC部分抵消GWPSA，因此需要通过改善SOM调节N淋溶与N_2O排放量，将SCS维持在－2 000～－1 000 kg/hm^{2}以实现最优管理目标（图4）。

3.3 施肥管理对策

已有研究表明，通过施用有机肥并结合减少化肥N投入可显著提高作物生产环境效益，降低GWP[39-41]。基于本研究中提出的SCS与N_2O排放、N淋溶的趋势关系，随SCS从2 204 kg/hm^2（CK处理）增加到2 921 kg/hm^2（MN处理），N淋溶和N_2O排放均快速增加（图4），因而各施N处理的环境效益的比较结果为CK处理最佳，MN处理最差，LN居中。从净碳足迹（nCF）来看，各处理nCF由高到低顺序同N淋溶相同。从N肥偏生产力（PFP）看，LN处理的PFP显著高于MN处理[28]。LN的籽粒产量在3个处理中居中，但其周年单位面积GY仍达到了1.09 t/666.7 m^2，产量仍然较高。CK处理

各项环境影响指标均较优，但产量大幅下降，无法保证粮食安全。综上，低氮处理（LN）是较优处理，与之相对应的周年优化施N量应为285 kg/hm^2。为了克服LN处理作物产量不高的缺点，应结合节水灌溉等措施，以减少N淋溶和N_2O损失，增加作物N吸收，进一步提高N肥利用率[55]。还可施用中微量元素肥、引入豆科作物、开展有机无机肥配施等措施，增加生物固N、改善土壤理化性质、增加土壤生物多样性、增加抗逆韧性和减少作物病虫害，实现提升农业固碳减排的潜能[39,60-61]。

4　结　论

基于在河南省北部冬小麦-夏玉米轮作农田试验及相关文献调研，N肥生产及N_2O田间排放是影响小麦、玉米CF的决定性因素，其他相对重要的影响因素还包括灌溉、耕作方式。综合分析产量、CF、N淋溶、N肥偏生产力等指标确定了较优的施N量为285 kg/hm^2。小麦、玉米净碳足迹（nCF）介于0.20～0.70 kg/kg，低量施氮处理（285 kg/hm^2）下2种作物分别为0.42和0.56 kg/kg。基于文献调研和对N_2O排放量、土壤固碳率等指标计算结果，得出N_2O排放随土壤固碳率增加呈指数函数关系，N淋溶随土壤固碳率增加呈先降后升的抛物线函数关系。通过结合N矿化、N固持过程及硝化、反硝化作用，将土壤固碳率按SOM饱和前与饱和后2个阶段揭示了影响这种C、N耦合关系的调控机制。基于该机制，应将（SCS）维持在－2 000～－1 000 kg/hm^2，可较好地控制N损失。采用节水灌溉、施用中微量元素肥料、有机无机配施和引入豆科作物轮作的多样化种植等可有效改善土壤固碳和提高N肥利用率，在减施N肥的同时可进一步提升产量。

参考文献　References

[1] Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2022-Mitigation of Climate Change: Working group III contribution to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2023

[2] 范紫月，齐晓波，曾麟岚，吴锋. 中国农业系统近40年温室气体排放核算[J]. 生态学报，2022，42(23)：9470-9482
Fan Z Y, Qi X B, Zeng L L, Wu F. Accounting of greenhouse gas emissions in the Chinese agricultural system from 1980 to 2020[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(23): 9470-9482 (in Chinese)

[3] 尹恣昊，陈池波，卢奕亨，田云. 中国农业碳排放密度的时空特征、动态演进与空间效应[J]. 中国农业科学，2025，58(18)：3710-3727
Yin M H, Chen C B, Lu Y H, Tian Y. China's agricultural carbon emission density: Spatiotemporal characteristics, dynamic evolution, and spatial effect[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2025, 58(18): 3710-3727 (in Chinese)

[4] European Parliament, Council of the European Union. Regulation (EU) No 517/2014 of the European Parliament and of the Council of 16 April 2014 on Fluorinated Greenhouse Gasses and Repealing Regulation (EC) No 842/2006 Text with EEA relevance[EB/OL]. [2026-01-08]. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/? uri=CELEX:32014R0517&qid=1778728551065

[5] 张瑛，顾嘉怡，王琛，王伟露，张伟杨，顾骏飞，刘立军，杨建昌，张耗. 2011—2020年长江中下游地区主要粮食作物生产碳足迹[J]. 应用生态学报，2023，34(12)：3364-3372
Zhang Y, Gu J Y, Wang C, Wang W L, Zhang W Y, Gu J F, Liu L J, Yang J C, Zhang H. Carbon footprint of major grain crops in the middle and lower reaches of the Yangtze River during 2011-2020[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2023, 34(12): 3364-3372 (in Chinese)

[6] 温桂香，姚金哲，韩晴，李鸽子，王志勇，张丛光，李岚涛，刘世亮，王宜伦，介晓磊，柳海涛. 河南省小麦玉米生产体系碳氮足迹时空变化特征及驱动因素分析[J]. 环境科学，2025，46(2)：1002-1015
Wen G X, Yao J Z, Han Q, Li G Z, Wang Z Y, Zhang C G, Li L T, Liu S L, Wang Y L, Jie X L, Liu H T. Spatial and temporal variation characteristics and driving factors of carbon and nitrogen footprint in wheat and maize production systems in Henan Province[J]. *Environmental Science*, 2025, 46(2): 1002-1015 (in Chinese)

[7] 肖广敏，茹淑华，侯利敏，王策，赵欧亚，孙世友，王凌，刘蕾，张国印. 河北省小麦玉米生产体系碳足迹分析[J]. 生态与农村环境学报，2022，38(11)：1388-1395
Xiao G M, Ru S H, Hou L M, Wang C, Zhao O Y, Sun S Y, Wang L, Liu L, Zhang G Y. Carbon footprint analysis of wheat-maize production system in Hebei Province[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2022, 38(11): 1388-1395 (in Chinese)

[8] 和骅芸，胡琦，李子怡，任思琪，马雪晴，潘学标. 华北平原夏玉米不同施氮措施的综合增温潜势研究[J]. 中国农业大学学报，2023，28(6)：73-87
He H Y, Hu Q, Li Z Y, Ren S Q, Ma X Q, Pan X B. Study on the global warming potential of summer maize under different nitrogen application rates in North China Plain[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2023, 28(6): 73-87 (in Chinese)

[9] 巨晓棠，谷保静. 我国农田氮肥施用现状、问题及趋势[J]. 植物营养与肥料学报，2014，20(4)：783-795
Ju X T, Gu B J. Status-quo, problem and trend of nitrogen fertilization in China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2014, 20(4): 783-795 (in Chinese)

[10] 朱兆良，金继运. 保障我国粮食安全的肥料问题[J]. 植物营养与肥料学报，2013，19(2)：259-273
Zhu Z L, Jin J Y. Fertilizer use and food security in China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2013, 19(2): 259-273 (in Chinese)

[11] 胡国庆，刘肖，何红波，张旭东. 免耕覆盖还田下玉米秸秆氮素的去向研究[J]. 土壤学报，2016，53(4)：963-971
Hu G Q, Liu X, He H B, Zhang X D. Fate of nitrogen contained in maize stalk mulch in no-tillage system[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2016, 53(4): 963-971 (in Chinese)

[12] Cui Z L, Zhang H Y, Chen X P, Zhang C C, Ma W Q, Huang C D, Zhang W F, Mi G H, Miao Y X, Li X L, Gao Q, Yang J C, Wang Z H, Ye Y L, Guo S W, Lu J W, Huang J L, Lv S H, Sun Y X, Liu Y Y, Peng X L, Ren J, Li S Q, Deng X P, Shi X J, Zhang Q, Yang Z P, Tang L, Wei C Z, Jia L L, Zhang J W, He M R, Tong Y A, Tang Q Y, Zhong X H, Liu Z H, Cao N, Kou C L, Ying H, Yin Y L, Jiao X Q, Zhang Q S, Fan M S, Jiang R F, Zhang F S, Dou Z X. Pursuing sustainable productivity with millions of smallholder farmers[J]. *Nature*, 2018, 555(7696): 363-366

[13] Bernas J, Koppensteiner L J, Tichá M, Kaul H P, Klimek-Kopyra A, Euteneuer P, Moitzi G, Neugschwandtner R W. Optimal environmental design of nitrogen application rate for facultative wheat using life cycle assessment[J/OL]. *European Journal of Agronomy*,(2023-03-23). DOI: doi. org/10. 1016/j. eja. 2023. 126813

[14] Holka M, Bieńkowski J. Assessment of environmental burdens of winter wheat production in different agrotechnical systems[J/OL]. *Agronomy*, (2020-09-02). DOI:doi. org/10. 3390/agronomy10091303

[15] 杨娟, 王昌全, 蔡艳, 白根川, 游来勇, 易云亮, 黄帆, 李喜喜. 猪粪农田施用下的水稻生产生命周期碳排放[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(9): 1131-1141

Yang J, Wang C Q, Cai Y, Bai G C, You L Y, Yi Y L, Huang F, Li X X. Life cycle greenhouse gases emission of rice production with pig manure application[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2015, 23(9): 1131-1141 (in Chinese)

[16] Li D X, Wang Y L, Lu D J, Chen X Q, Cui Z L, Chen X P, Lu J W, Nie J, Wang H Y, Zhou J M. Bio-straw resource recycling systems: Agricultural productivity and green development[J/OL]. *Resources, Conservation and Recycling*, (2023-12-21). DOI: doi. org/10. 1016/j. resconrec. 2022. 106844

[17] Su N, Rong X M, Liu Y, Li J R, Yin R J, Xie G X, Zhang Y P, Luo G W. Achieving sustainable rice production with reduced nitrogen fertilization through unlocking soil organic nitrogen mineralization by alleviating microbial carbon limitation[J/OL]. *Field Crops Research*, (2026-01-29). DOI: doi. org/10. 1016/j. fcr. 2026. 110382

[18] 刘恩科, 张燕卿, 严昌荣, 梅旭荣. 中国北方旱作农田土壤有机碳[M]. 北京: 科学技术文献出版社, 2016

Liu E K, Zhang Y Q, Yan C, Mei X R. *Soil Organic Carbon in Dryland Field of Northern China*[M]. Beijing: Science and Technical Documentation Press,2016 (in Chinese)

[19] 潘飞飞. 土壤固定态铵和微生物量氮的保氮、供氮机制[M]. 北京: 中国农业出版社,2021

Pan F F. *Nitrogen Conservation and Supply Mechanism of Soil Fixed Ammonium and Microbial Biomass Nitrogen* [M]. Beijing: China Agriculture Press. 2021 (in Chinese)

[20] Tellez-Rio A, Vallejo A, García-Marco S, Martin-Lammerding D, Tenorio J L, Rees R M, Guardia G. Conservation agriculture practices reduce the global warming potential of rainfed low N input semi-arid agriculture[J]. *European Journal of Agronomy*, 2017, 84: 95-104

[21] Ding W X, Meng L, Cai Z C, Han F X. Effects of long-term amendment of organic manure and nitrogen fertilizer on nitrous oxide emission in a sandy loam soil[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, 19(2): 185-193

[22] Tao R, Wakelin S A, Liang Y C, Hu B W, Chu G X. Nitrous oxide emission and denitrifier communities in drip-irrigated calcareous soil as affected by chemical and organic fertilizers[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 612: 739-749

[23] Cheng J B, Chen Y C, He T B, Liu R L, Yi M, Yang Z M. Effects of biogas slurry irrigation DOC/N ratios on the fate of soil nitrogen and GHG emissions: A laboratory study[J/OL]. *Geoderma*, (2020-05-28). DOI:doi. org/10. 1016/j. geoderma. 2020. 114458

[24] Hu F L, Chai Q, Yu A Z, Yin W, Cui H Y, Gan Y T. Less carbon emissions of wheat-maize intercropping under reduced tillage in arid areas [J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2015, 35(2): 701-711

[25] Gan Y T, Liang C, Wang X Y, McConkey B. Lowering carbon footprint of durum wheat by diversifying cropping systems[J]. *Field Crops Research*, 2011, 122(3): 199-206

[26] Gan Y T, Liang C, Campbell C A, Zentner R P, Lemke R L, Wang H, Yang C. Carbon footprint of spring wheat in response to fallow frequency and soil carbon changes over 25 years on the semiarid Canadian prairie[J]. *European Journal of Agronomy*, 2012, 43: 175-184

[27] Sainju U M, Allen B L. Carbon footprint and carbon balance of three long-term dryland cropping sequences[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2024, 88(4): 1405-1418

[28] Luo X S, Kou C L, Wang Q. Optimal fertilizer application reduced nitrogen leaching and maintained high yield in wheat-maize cropping system in North China[J/OL]. *Plants*,(2022-07-28). DOI:doi. org/10. 3390/plants11151963

[29] Danilov-Danilyan V I, Polyanin V O, Fashchevskaya T B, Kirpichnikova N V, Kozlova M A, Venitsianov E V. The problem of reducing the diffuse pollution of water bodies and improving the efficiency of water protection programs[J]. *Water Resources*, 2020, 47(5): 691-701

[30] 王芊, 郑利杰, 朱昌雄. 循环型农业清洁流域建设:以柘皋河流域为例[J]. 中国农业大学学报, 2021, 26(7): 220-232

Wang Q, Zheng L J, Zhu C X. Construction of circular agricultural clean watershed: A case study of Zhegaohe watershed[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2021, 26(7): 220-232 (in Chinese)

[31] ISO 14044-Environmental management: Life cycle assessment-requirements and guidelines[S]. Geneva: International Organization for Standardization, 2006

[32] ISO 14040-Environmental management: Life cycle assessment-principles and framework[S]. Geneva: International Organization for Standardization, 2006

[33] Yang X L, Li S E, Du T S, Kang S Z, Siddique K H M, Butterbach-Bahl K. Greenhouse gas emissions and crop-specific emission factors of eight upland crops based on a six-year field experiment in the North China Plain [J]. *Sustainable Production and Consumption*, 2024, 50: 416-430

[34] 祁长春, 程杰. 夏邑县秸秆综合利用技术推广应用浅析[J]. 农机科技推广, 2024(3):31-32,34

Qi C C, Cheng J. Analysis of technology popularization and application for comprehensive utilization of crop straws in Xiayi County[J]. *Agriculture Machinery Technology Extension*, 2024(3):31-32,34 (in Chinese)

[35] 农业农村部办公厅. 关于做好农作物秸秆资源台账建设工作的通知[EB/OL]. (2019-01-14). https://www. moa. gov. cn/nybgb/2019/201902/201905/t20190518_6309472. htm

[36] Myhre G, Shindell D, Bréon F M, Collins W, Fuglestvedt J, Huang J, Koch D, Lamarque J F, Lee D, Mendoza B, Nakajima T, Robock A, Stephens G, Takemura T, Zhang H. *Anthropogenic and natural radiative forcing*

[R]. In Stocker T F, Qin D, Plattner G K, Tignor M, Allen S K, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley P 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

[37] 吕贻忠, 李保国. 土壤学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2006
Lv Y Z, Li B G. *Soil Science* [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2006 (in Chinese)

[38] 王小龙. 基于生命周期评价与能值分析的循环农业评价理论、方法与实证研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2016
Wang X L. An integrated-framework based on life cycle assessment and emergy evaluation for circular agriculture: methods and cases[D]. Beijing: China Agricultural University, 2016 (in Chinese)

[39] Niu J C, Saeed Q, Wang W N, Zhang R Z, Liu L, Lv F L, Xu J X, Han Y, Zhang P X, Hu C L, Xu H, Sun B H, Yang X Y, Zhang S L. Manure replacing synthetic fertilizer improves crop yield sustainability and reduces carbon footprint under winter wheat-summer maize cropping system[J/OL]. *Journal of Environmental Management*, (2024-04-22). DOI: doi. org/10. 1016/j. jenvman. 2024. 120936

[40] 张黛静, 胡晓, 马建辉, 郭雨欣, 宗洁静, 杨雪倩. 耕作和培肥对豫中区小麦-玉米轮作系统土壤氮平衡和温室气体排放的影响[J]. 应用生态学报, 2021, 32(5): 1753-1760
Zhang D J, Hu X, Ma J H, Guo Y X, Zong J J, Yang X Q. Effects of tillage and fertility on soil nitrogen balance and greenhouse gas emissions of wheat-maize rotation system in Central Henan Province, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2021, 32(5): 1753-1760 (in Chinese)

[41] Autret B, Beaudoin N, Rakotovololona L, Bertrand M, Grandeau G, Gréhan E, Ferchaud F, Mary B. Can alternative cropping systems mitigate nitrogen losses and improve GHG balance? Results from a 19-yr experiment in Northern France[J]. *Geoderma*, 2019, 342: 20-33

[42] Taghizadeh-Toosi A, Hansen E M, Olesen J E, Baral K R, Petersen S O. Interactive effects of straw management, tillage, and a cover crop on nitrous oxide emissions and nitrate leaching from a sandy loam soil[J/OL]. *Science of The Total Environment*, (2022-03-05). DOI: doi. org/10. 1016/j. scitotenv. 2022. 154316

[43] Liu Z H, Wang B F, Li Z Y, Zhao C X, Qian R, Huang F Y, Zhang P, Li H, Jia Z K. Ameliorating C and N balance without loss of productivity by applying mulching measures in rainfed areas[J/OL]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, (2022-11-14). DOI: doi. org/10. 1016/j. agee. 2022. 108267

[44] Zhen W, Tang Y J, Wang H Y, Qin Q D. Crop-specific embodied greenhouse gas emissions inventory for 28 staple crops in China from 2007 to 2017[J/OL]. *Scientific Data*, (2025-03-11). DOI: doi. org/10. 1038/s41597-025-04717-2

[45] Cheng K, Yan M, Nayak D, Pan G X, Smith P, Zheng J F, Zheng J W. Carbon footprint of crop production in China: An analysis of National Statistics data[J]. *Journal of Agricultural Science*, 2015, 153(3): 422-431

[46] Pathak H, Jain N, Bhatia A, Patel J, Aggarwal P K. Carbon footprints of Indian food items[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, 139(1-2): 66-73

[47] Xia L L, Ti C P, Li B L, Xia Y Q, Yan X Y. Greenhouse gas emissions and reactive nitrogen releases during the life-cycles of staple food production in China and their mitigation potential[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 556: 116-125

[48] Yang X L, Xiong J R, Du T S, Ju X T, Gan Y T, Li S E, Xia L L, Shen Y J, Pacenka S, Steenhuis T S, Siddique K H M, Kang S Z, Butterbach-Bahl K. Diversifying crop rotation increases food production, reduces net greenhouse gas emissions and improves soil health [J/OL]. *Nature Communications*, (2024-01-03). DOI: doi. org/10. 1038/s41467-023-44464-9

[49] 高玮, 李子双, 谢建治, 周晓琳, 杜梦扬, 王学霞, 陈延华, 曹兵. 基施控释掺混肥对夏玉米生长期活性氮损失和碳氮足迹的影响[J]. 应用生态学报, 2023, 34(12): 3322-3332
Gao W, Li Z S, Xie J Z, Zhou X L, Du M Y, Wang X X, Chen Y H, Cao B. Effect of single basal application of controlled-release blended fertilizer on reactive nitrogen loss, carbon and nitrogen footprint during summer maize growth period[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2023, 34(12): 3322-3332 (in Chinese)

[50] Cheng K, Pan G X, Smith P, Luo T, Li L Q, Zheng J W, Zhang X H, Han X J, Yan M. Carbon footprint of China's crop production: An estimation using agro-statistics data over 1993-2007[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, 142(3-4): 231-237

[51] Zhang W F, Dou Z X, He P, Ju X T, Powlson D, Chadwick D, Norse D, Lu Y L, Zhang Y, Wu L, Chen X P, Cassman K G, Zhang F S. New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(21): 8375-8380

[52] Li Z J, Reichel R, Xu Z F, Vereecken H, Brüggemann N. Return of crop residues to arable land stimulates N_2O emission but mitigates NO_3^- leaching: A meta-analysis[J/OL]. *Agronomy for Sustainable Development*, (2021-10-04). DOI: doi. org/10. 1007/s13593-021-00715-x

[53] 王芊. 基于文献调研的我国部分地区单位产量氮流失量影响因子研究[J]. 中国农业大学学报, 2021, 26(1): 151-163
Wang Q. Impacts factors of nitrogen loss on yield-scaled basis in some regions in China based on literature survey[J]. *Journal of China Agricultural University*. 2021, 26(1): 151-163 (in Chinese)

[54] Yang X S, Wang Y F, Xie Z J, Ke X L, Li S Y, Wang K, Jiang X, Hu Z Y. The determination of potential leaching risk area for fluvo-aquic soil nitrate based on the ratio of dissolved organic carbon to nitrogen [J/OL]. *Environmental Technology and Innovation*, (2025-11-06). DOI: doi. org/10. 1016/j. eti. 2025. 104614

[55] Jiang W X, Du S W, Elrys A S, Zhang J B, Cai Z C, Zhang Y, Müller C. Global climate changes decoupled soil nitrogen mineralization and immobilization[J/OL]. *Soil Biology and Biochemistry*, (2025-03-25). DOI: doi. org/10. 1016/j. soilbio. 2025. 109794

[56] Zhao Y M, Lv H F, Qasim W, Wan L, Wang Y F, Lian X J, Liu Y N, Hu J, Wang Z X, Li G Y, Wang J G, Lin S, Butterbach-Bahl K. Drip fertigation with straw incorporation significantly reduces N_2O emission and N leaching while maintaining high vegetable yields in solar greenhouse production[J/OL]. *Environmental Pollution*, (2021-01-18). DOI: doi. org/10. 1016/j. envpol. 2021. 116521

[57] Eysholdt M, Kunkel R, Rösemann C, Wendland F, Wolters T, Zinnbauer M, Fuß R. A model-based estimate of nitrate leaching in Germany for GHG reporting[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2022, 185(6):

850-863

[58] Almaraz M, Wong M Y, Geoghegan E K, Houlton B. Z. A review of carbon farming impacts on nitrogen cycling, retention, and loss[J]. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2021, 1505(1): 102-117

[59] Maenhout P, Di Bene C, Cayuela M L, Diaz-Pines E, Govednik A, Keuper F, Mavsar S, Mihelic R, O'Toole A, Schwarzmann A, Suhadolc M, Syp A, Valkama E. Trade-offs and synergies of soil carbon sequestration: Addressing knowledge gaps related to soil management strategies[J/OL]. *European Journal of Soil Science*, (2024-06-06). DOI:doi.org/10.1111/ejss.13515

[60] Liu C, Plaza-Bonilla D, Coulter J A, Kutcher H R, Beckie H J, Wang L, Floc'h J B, Hamel C, Siddique K H M, Li L L, Gan Y T. Diversifying crop rotations enhances agroecosystem services and resilience[J]. *Advances in Agronomy*, 2022, 173: 299-335

[61] Baldwin-Kordick R, De M, Lopez M D, Liebman M, Lauter N, Marino J, McDaniel M D. Comprehensive impacts of diversified cropping on soil health and sustainability[J]. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 2022, 46(3): 331-363

责任编辑: 吕晓梅



第一作者简介: 王芊,博士,中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所助理研究员。主要从事农业清洁生产技术评价研究。参与了国家水体污染控制与治理科技重大专项、中国科学院战略性先导科技专项等多个项目。以第一作者和通讯作者身份发表中文和SCI论文7篇,《基于氮流失控制的种植结构调整与配套生态补偿措施——以竺山湾小流域为例》获得了2017年《土壤学报》优秀论文。



通讯作者简介: 骆晓声,河南省农业科学院植物营养与资源环境研究所副研究员,主要从事农田养分资源管理、农业面源污染防控及大气污染物干湿沉降研究。主持国家重点研发计划、河南省科技攻关及院优青等项目多项。获河南省科技进步奖二等奖1项。以第一作者及通讯作者身份发表SCI论文6篇,发表中文核心期刊论文13篇。参编专著2部,获得发明及实用新型专利授权3项。