陈 耀,刘志磊,周 云,等.中国粮食生产非 CO_2 温室气体排放演变特征研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(11):6453-6463.
Chen Y, Liu Z L, Zhou Y, et al. Evolutionary characteristics of non-CO_2 greenhouse gas Emissions in China's grain production [J]. China Environmental Science, 2025,45(11):6453-6463.

中国粮食生产非 CO_2 温室气体排放演变特征研究

陈 耀[1],刘志磊[2],周 云[1],韩张亮[2,3*] (1.浙江工业大学管理学院,浙江 杭州 310014；2.浙江工业大学环境学院,浙江 杭州 310014；3.浙江工业大学浙江碳中和创新研究院,浙江 杭州 310014)

摘要：基于 1961~2021 年的联合国粮食及农业组织(FAO)、《中国统计年鉴》等官方数据,系统解析了全球五大粮食主产国水稻甲烷(CH_4)、小麦氧化亚氮(N_2O)和玉米 N_2O 排放现状及演变规律,并深入探讨了中国三大粮食作物 CH_4 和 N_2O 排放的长期变化趋势及其驱动因素.研究表明:近年来,中国水稻 CH_4 和小麦 N_2O 的排放量在五国中均始终位居首位,但其单位粮食质量的碳排放量均处于五国中下游水平;玉米 N_2O 的排放量和单位粮食质量的碳排放量在五国中均位列第二.在 1961~2021 年,中国水稻 CH_4、小麦 N_2O 和玉米 N_2O 的排放量分别增加了 13.9%、474.0%和 831.5%,而其单位粮食质量的非 CO_2 碳排放量则分别显著下降了 69.9%、40.5%和 38.3%.化学氮肥大量施用是导致小麦和玉米 N_2O 排放量快速增加的驱动因素.本文揭示了中国在三大粮食作物碳减排方面已取得显著进展,但小麦和玉米的 N_2O 排放量迅速上升,已成为制约中国粮食生产碳减排进程的主要瓶颈.

关键词：粮食作物；甲烷；氧化亚氮；温室气体
中图分类号：X511 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)11-6453-11

Evolutionary characteristics of non-CO_2 greenhouse gas emissions in China's grain production.

CHEN Yao[1], LIU Zhi-lei[2], ZHOU Yun[1], HAN Zhang-Liang[2,3*] (1.School of Management, Zhejiang University of Technology, Hangzhou 310014, China；2.College of Environment, Zhejiang University of Technology, Hangzhou 310014, China；3.Zhejiang Carbon Neutrality Innovation Research Institute, Zhejiang University of Technology, Hangzhou 310014, China). *China Environmental Science*, 2025,45(11)：6453~6463

Abstract：Using the data from Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and the China Statistical Yearbook spanning 1961 to 2021, this paper systematically analyzes the current status and evolution patterns of methane (CH_4) emissions from rice, nitrous oxide (N_2O) emissions from wheat, and N_2O emissions from maize in the world's five major grain-producing countries. It further explores the long-term trends and driving factors of CH_4 and N_2O emissions from China's three staple grain crops. The results show that in recent years, China's rice CH_4 emissions and wheat N_2O emissions consistently ranked highest among the five countries while maize N_2O emissions and the corresponding emissions per unit grain mass both ranked second. However, the carbon emissions per unit grain mass for both crops was in the middle-to-lower range among the five nations. Between 1961 and 2021, China's rice CH_4 emissions, wheat N_2O emissions, and maize N_2O emissions increased by 13.9%, 474.0%, and 831.5%, respectively. Conversely, their non-CO_2 carbon emissions per unit grain mass significantly decreased by 69.9%, 40.5%, and 38.3%, respectively. The heavy application of chemical nitrogen fertilizer was identified as the key driver that triggers the rapid increase in wheat and maize N_2O emissions. This study reveals that China has made significant progress in reducing carbon emissions from its three major grain crops. Nevertheless, the rapid rise in N_2O emissions from wheat and maize has become a major constraint hindering further progress in decarbonizing China's grain production.

Key words：grain crops；methane；nitrous oxide；greenhouse gases

中国在应对气候变化方面早已认识到粮食作物 CH_4 和 N_2O 排放对粮食碳减排的重要性.碳核算是粮食碳减排的重要内容,然而,关于粮食生产碳排放的研究多聚焦于农业整体碳排放的宏观测算方法.该方法强调种植业、畜牧业和渔业等生产领域在温室气体排放中的直接或间接贡献,其测算过程包括农地利用、畜禽养殖、渔业养殖、水稻生长发育、能源利用、物料投入和废弃物处理等多个环节[1-3].粮食生产碳排放主要是从农业整体碳排放框架中提取相关部分,并未细分主要粮食 CH_4 和 N_2O 排放,导致对粮食生产过程中非 CO_2 温室气体排放的全面认识存在不足[4-5].我国“十二五”规划末期,农业部颁布了《2020 年化肥使用零增长行动方案》,此举

收稿日期：2025-04-02
基金项目：中国工程院战略研究与咨询项目(2023-XY-23)
* 责任作者, 副研究员, hanz@zjut.edu.cn

激起了学术界对于粮食生产过程中非CO_2温室气体排放议题的广泛关注.由《国家统计年鉴》分析,中国小麦和玉米的产量从 1961~2020 年增长了 12.25 倍,在三大粮食的比例从37.55%增长至65.08%.大量化学氮肥的使用是造成粮食作物快速生长的重要因素[6].《省级温室气体清单编制指南(试行)》显示,小麦和玉米的 N_2O 排放因子在 5.6~17.8(gN_2O-N/kgN输入量)范围内.截至2019年,中国用于粮食作物生产的化学氮肥用量约占全球氮肥总量的25.2%[7].可以推测,随着小麦和玉米产量的提升以及化学氮肥施用量的增加,中国粮食生产的碳排放结构可能已经发生了变化.然而,目前尚缺乏对中国三大粮食的 CH_4 和 N_2O 排放量在粮食碳排放中所占比重的深入解析.

从碳核算边界看,粮食作物的 N_2O 排放可分为直接排放和间接排放两大类.直接排放主要源于化肥和粪肥中氮的施用及秸秆还田过程中氮的输入;而间接排放则涵盖了因大气沉降引起的氮损失及通过氮的淋溶和径流所导致的氮损失.最初的 N_2O 排放评估主要关注农用化肥施用带来的 N_2O 排放,通常通过氮肥施用量与粮食所用氮肥的碳排放系数相乘来计算[8-9].随着研究的深入,部分学者已将秸秆燃烧的影响纳入评估体系[10-11].目前,仍缺乏对粮食生产全过程中 CH_4 和 N_2O 排放的系统核算,这导致现有碳排放测算结果存在偏差.此外,现有研究大多集中于省际或县级尺度粮食作物碳排放估算[12-13],缺乏国家尺度对三大粮食作物的系统分析,未能充分评估中国粮食生产在全球范围内的非CO_2温室气体排放形势.

综上文献梳理揭示出以下几个关键问题:(1)不同学者在碳核算边界的选择存在显著差异,导致所得结果的偏差较大.例如,有研究对玉米的 N_2O 排放仅考虑了氮肥施用,而另一些则考虑了秸秆焚烧,二者的核算边界不同,直接影响了最终结果的可比性与准确性.(2)粮食作物碳排放系数的选取差异也是导致研究结果不一致的重要原因.例如,有学者使用了基于实测数据的水稻碳排放系数,而另一些研究则选用了 IPCC 标准参考值.系数选择的不同,导致了对同一作物碳排放量的估算出现较大差异,尤其在进行跨国或全球尺度的比较时,方法不统一,结果的可信度和可比性将受到挑战.(3)当前的研究普遍集中于短期时间尺度,尚未能够全面揭示中国三大粮食作物碳排放在长周期内的变化趋势,也未能有效反映中国在全球范围内的粮食碳排放演变格局.因此,现有研究尚未为中国粮食减碳政策的制定提供长期动态演变的科学依据.这些问题表明,通过统一和标准化计算方法、合理选取碳排放系数、延长研究时间尺度等将是提高研究结果可信度和适用性关键.

为有效评估中国粮食生产在全球非CO_2温室气体排放中的形势,本研究选取了全球水稻、小麦和玉米的五大主要生产国(均包括中国),基于 FAO 统一的碳核算边界框架,系统地对主要粮食生产国历年 CH_4 和 N_2O 排放的变化进行对比分析.分析内容涵盖了总排放量、单位粮食质量的碳排放量等关键指标,旨在全面评估中国三大粮食作物(即水稻、小麦和玉米)在全球碳排放中的情况及其影响因素.此外,本研究深入探讨了中国三大粮食作物 CH_4 和 N_2O 排放的变化规律及其历年贡献趋势,为构建中国主要粮食作物生产全生命周期的碳减排管理体系提供了理论依据和数据支持.

1 研究方法

1.1 粮食作物非 CO_2 碳核算边界

FAO 对水稻、小麦和玉米的非 CO_2 碳核算边界如表 1 所示.具体包括水稻种植过程排放的 CH_4 和 N_2O、水稻秸秆焚烧排放的 CH_4 和 N_2O,小麦种植过程排放的 N_2O、小麦秸秆焚烧排放的 CH_4 和 N_2O,及玉米种植过程排放的 N_2O、玉米秸秆焚烧排放的 CH_4 和 N_2O.其中水稻、小麦和玉米的 N_2O 排放中,既包括直接排放也包括间接排放.直接排放主要源于肥料氮、粪肥氮及秸秆还田氮的输入,而间接排放则涉及大气沉降和氮的淋溶径流损失.鉴于水稻作为水生作物,其非 CO_2 温室气体排放主要由 CH_4 构成,N_2O 占比较少;而小麦与玉米作为旱地作物,其非 CO_2 温室气体排放则主要源自 N_2O.本研究在探讨“水稻小麦玉米主产国历年非 CO_2 温室气体排放情况”时,设定的碳排放核算范围分别为水稻的 CH_4 排放和小麦、玉米的 N_2O 排放.此外,在“水稻小麦玉米主产国非CO_2温室气体排放现状”“中国三大粮食作物非 CO_2 温室气体排放分析”部分,碳排放核算的界定标准遵循 FAO 的相关规定.

表 1　三大粮食作物非 CO_2 碳核算边界

Table 1　Non−CO_2 carbon accounting boundaries for the three major grain crops

非 CO_2 温室气体排放环节	农作物		
	水稻	小麦	玉米
种植过程 CH_4 排放	√	−	−
农田 N_2O 直接排放(化肥氮、粪肥氮、秸秆还田氮输入)	√	√	√
农田 N_2O 间接排放(淋溶径流氮排放)	√	√	√
秸秆焚烧 CH_4 和 N_2O 排放	√	√	√

1.2　数据来源

本研究涉及的主要粮食主产国在 1960~2021 年的水稻、小麦和玉米产量,及其粮食作物的 CH_4 和 N_2O 排放量数据均源自 FAO(https://www.fao.org/faostat/zh/#home).FAO 的数据主要来源于各成员国的报告,因此数据的整体准确性无法完全评估.特别是对于插补数据,其准确性仍存在一定的不确定性.然而,FAO 已建立定期评估和调整插补数据的机制,以确保数据的时效性和可靠性.主要粮食生产国在 1960~2021 年的人口统计数据和国内生产总值(GDP)分别源于联合国统计司(https://population.un.org/wpp/)和国际货币基金组织(IMF)(https://www.imf.org/zh/Home).中国水稻、小麦和玉米化肥氮施用量在 2002~2021 年的数据来源于《中国统计年鉴》(https://www.stats.gov.cn/sj/ndsj/).

1.3　数据处理与分析

采用 Origin 2021 对数据进行绘图,利用 SPSS 软件对数据进行相关性分析.本文中涉及的 N_2O 和 CH_4 排放量均为 CO_2 当量(eq),采用了 IPCC 的 N_2O 和 CH_4 百年增温潜势值,分别为 298 和 25(https://archive.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2−10−2.html).

各国人均粮食作物碳排放量按式(1)计算、各国单位 GDP 的粮食作物碳排放量按式(2)计算、各国单位粮食质量的碳排放量按式(3)计算、各国单位种植面积的粮食作物碳排放量按式(4)计算:

$$CE_P = \frac{C_{排}}{P} \tag{1}$$

$$CE_G = \frac{C_{排}}{GDP} \tag{2}$$

$$CE_S = \frac{C_{排}}{F_D} \tag{3}$$

$$CE_f = \frac{C_{排}}{F_a} \tag{4}$$

式中:CEp 为人均粮食作物碳排放量,CO_2eq/人;$C_{排}$ 为粮食作物的 CH_4 或 N_2O 排放量,CO_2eq;P 为人口数;CE_G 为单位 GDP 的粮食作物碳排放量,CO_2eq/\$;CEs 为单位粮食质量作物的碳排放量,CO_2eq/kg;F_D 为粮食作物产量,kg;CE_f 为单位种植面积的粮食作物碳排放量,CO_2eq/hm^2;F_a 为粮食作物种植面积,hm^2.

2　结果与分析

2.1　水稻小麦玉米主产国非 CO_2 温室气体排放现状

水稻是喜温湿的植物,主要分布于亚热带和热带地区,其种植需满足特定的水热条件.根据 FAO 的 2021 年数据分析,水稻总产量排名前五的国家均位于亚洲,具体为:中国、印度、孟加拉国、印度尼西亚和越南.这些国家在 2021 年的水稻产量分别占全球总产量的 26.97%、24.61%、7.15%、6.90%和 5.56%.同样,对小麦和玉米的产量进行分析,其排名前五的国家各具特色.小麦在 2021 年的产量排名依次为:中国、印度、俄罗斯、美国和法国,全球产量占比分别为 17.72%、14.18%、9.84%、5.80%和 4.73%.而玉米在 2021 年的主要生产国包括美国、中国、巴西、阿根廷和乌克兰,其全球产量占比分别为 31.70%、22.65%、7.31%、5.01%和 3.49%.

中国水稻的 CH_4、小麦的 N_2O 和玉米的 N_2O 在 1961 年和 2021 年的排放量,以及全球水稻、小麦和玉米主产国在 2021 年的非 CO_2 温室气体排放量如图 1 所示.

由图 1 可知,中国在 2021 年的水稻 CH_4 和 N_2O、小麦 N_2O 和玉米 N_2O 排放量分别是 1961 年的 1.14、5.71 和 9.32 倍.2021 年中国水稻的 CH_4 和 N_2O 排放总量及小麦的 N_2O 排放量位居全球首位,而玉米的 N_2O 排放量则位居全球第二,仅次于美国.这与中国粮食作物的产量基数密切相关.2021 年,中国水稻、小麦和玉米的产量分别占全球的 26.97%、17.72%和 22.56%.以上结果表明,中国在全球粮食生产中的地位,也突显了加强温室气体减排工作的必要性.

为深入了解全球粮食主产国非 CO_2 温室气体排放情况,本文对中国三大粮食作物在 1961 和 2021 的单位粮食质量的碳排放量,以及全球水稻、小麦和玉

米主产国在 2021 年的单位质量粮食碳排放量进行分析,具体如图 2 所示.

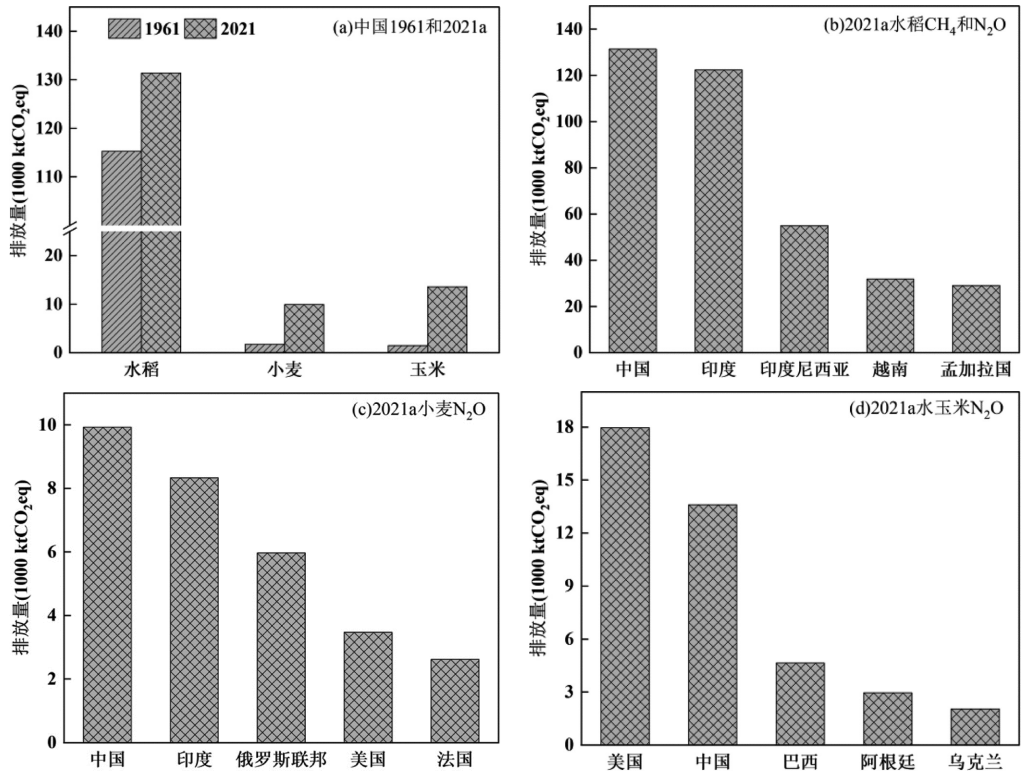


图 1 全球粮食主产国在 2021 年的水稻 CH_4 和 N_2O、小麦 N_2O 和玉米 N_2O 的排放量

Fig.1 Emission amounts of CH_4 and N_2O from rice, N_2O from wheat, and N_2O from corn in the world's major grain-producing countries

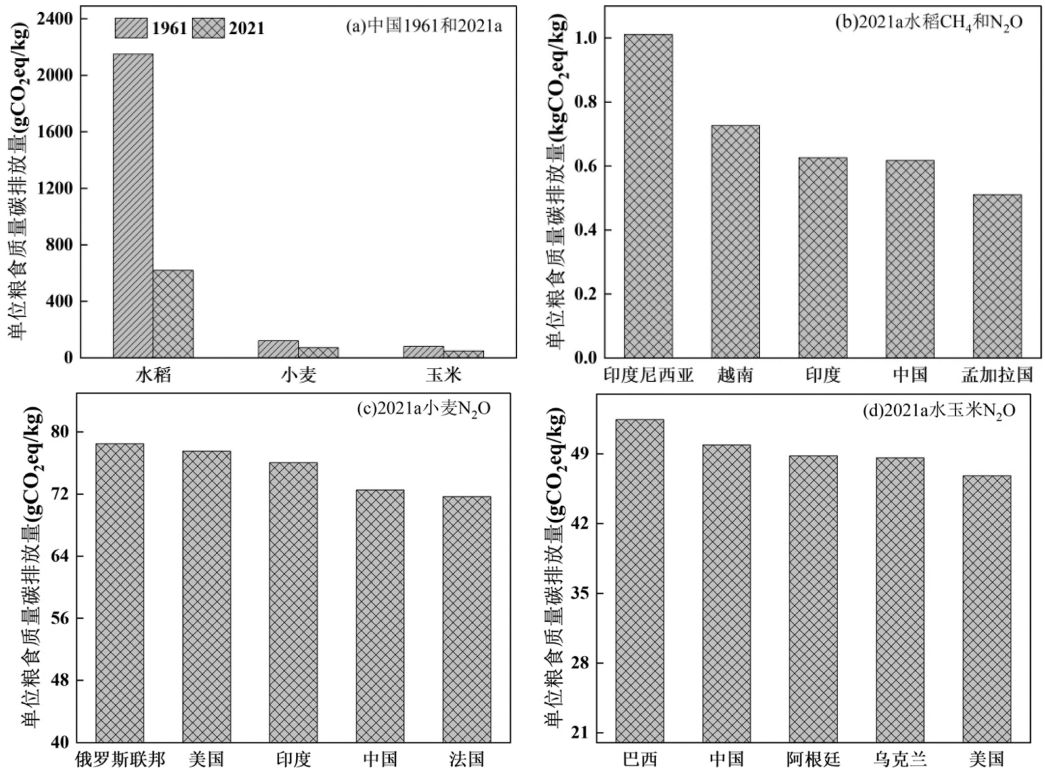


图 2 全球粮食主产国水稻 CH_4 和 N_2O、小麦 N_2O 和玉米 N_2O 的单位粮食质量碳排放量

Fig.2 Carbon emission amount per unit of grain mass of CH_4 and N_2O from rice, N_2O from wheat, and N_2O from corn in the world's major grain-producing countries

由图 2(a)可知,从 1961~2021 年,中国水稻 CH_4、小麦 N_2O 和玉米 N_2O 的单位质量碳排放量分别从 2.15kgCO_2eq/kg,121.95,80.84gCO_2eq/kg 下降至 0.62kgCO_2eq/kg,72.53,49.90gCO_2eq/kg.由图 2(b)~(d)可知,在 2021 年,中国水稻和玉米三大粮食作物的单位质量碳排放量均处于全球主要粮食生产国的下游水平,而玉米单位质量碳排放量位于巴西之后,略高于阿根廷和乌克兰.这反映出中国在推动可持续农业和减排方面取得的显著成就.这一趋势不仅体现了中国对农业生产方式的转型和升级,也显示出在应对气候变化和实现减排目标方面的积极努力.本文后续将进一步剖析中国等主要粮食生产国历年非 CO_2 温室气体排放的规律.旨在通过这一研究,为中国农业的可持续发展策略提供更加坚实的理论依据.

2.2　水稻小麦玉米主产国历年非 CO_2 温室气体排放情况

2.2.1　水稻 CH_4 排放

从 1961~2021 年,水稻主产国的水稻产量和水稻的 CH_4 排放量变化情况如图 3 所示.

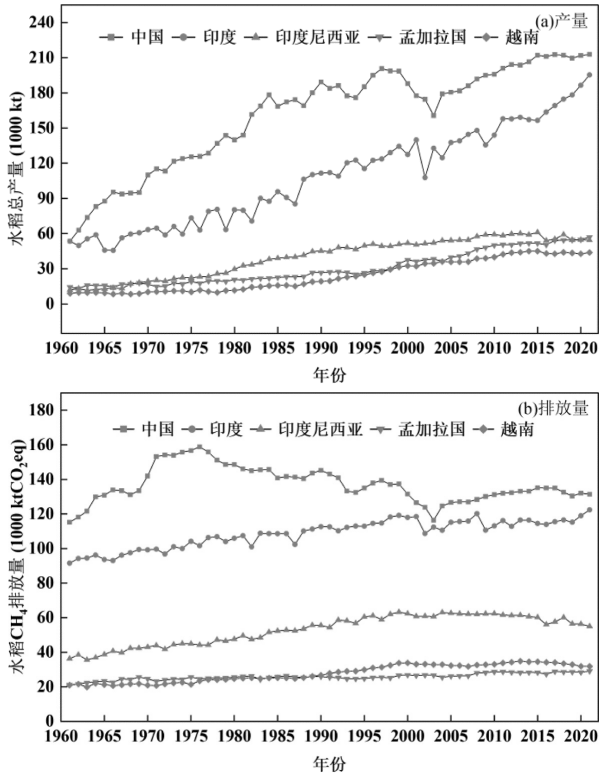


图 3　水稻主产国在 1961~2021 年水稻产量及其 CH_4 排放量

Fig.3　Rice production and CH_4 emission amounts from 1961 to 2021 in major rice-producing countries

由图 3(a)可知,五个主要水稻生产国的水稻产量均呈现出波浪形的上升趋势.其中,中国和印度的水稻产量增长幅度较为显著,2021 年的水稻产量分别为 1961 年的 3.97 倍和 3.65 倍,年均增速分别为 4.95%和 4.22%.值得注意的是,中国在 1961 年和 2021 年间的水稻耕地面积分别为 2625 万 hm^2 和 2992 万 hm^2,年均增长率仅为 0.23%.这一现象表明,中国水稻产量的快速提升主要归因于亩均产量的显著增长.在 2013 年、2017 年、2020 年及 2022 年召开的中央农村工作会议上,多次强调粮食安全问题的战略重要性.国务院发布的《关于切实加强高标准农田建设提升国家粮食安全保障能力的意见》和《关于全面推进乡村振兴加快农业农村现代化的意见》指出,必须加强对粮食生产的保护与激励,确保粮食播种面积的稳定,并提升单位面积产量.根据《中国农业展望报告(2024—2033)》的预测,未来 10a,随着中国粮食单产的持续提升,粮食供需平衡的压力将逐步减轻,粮食自给率有望提高至 91.5%.这一发展前景将为中国的粮食安全提供更为坚实的保障.但这也意味着,中国粮食碳减排的压力将进一步增大.

由图 3(b)可知,中国和印度水稻的 CH_4 排放量是位列全球前两名的国家,并远高于其他国家.中国水稻的 CH_4 排放可分为 3 个主要阶段,快速上升期(1961~1976 年)、稳步下降期(1976~2003 年)和相对平衡期(2003~2021 年).从 1961~1976 年,中国水稻的 CH_4 排放量从 1.15 亿 t 上升至 1.59 亿 t,年平均增加速率为 2.52%.从 1976~2003 年,中国水稻的 CH_4 排放量稳步下降,甚至在 2003 年接近到 1961 年水平,年平均下降速率为 0.99%.从 2003~2021 年,排放量处于相对稳定阶段.与 2003 年相比,2021 年中国水稻产量在上升 32.48%的情况下,水稻的 CH_4 排放量仅上升了 12.88%.

从 1961~1976 年,中国水稻的 CH_4 排放量持续增长,主要受到水稻种植面积迅速扩大的推动.在此期间,中国水稻种植面积从 1961 年的 2625 万 hm^2 增加至 1976 年的 3618.1 万 hm^2,面积的扩展直接导致了水稻 CH_4 排放量的显著增加,逐渐成为大气中 CH_4 浓度上升的主要因素之一[14].此外,为了提高单位面积的产量,农民普遍增加了化肥和农药的使用量,同时也采取了就地焚烧秸秆等农作物残留物的

做法,这些因素进一步加剧了温室气体的排放[15].自1976 年起,中国推广杂交水稻以满足国内粮食需求.相比于自交水稻(常规稻)品种,杂交水稻能显著提高单位面积产量,平均增产约 10%[16].傅志强等[17]的研究发现常规稻“创丰 1 号”和“T 优 259”CH_4排放量均高于杂交稻“陆两优 996”(超级稻品种).肖志祥等[18]大田试验研究表明,杂交水稻“株两优819”的全生育 CH_4 排放通量均值比常规水稻“湘早籼 24 号”低 34.6%.陈友德等[19]的研究发现常规晚稻−油菜轮组的CH_4排放总量比杂交晚稻−油菜的高 18.7%.这是因为尽管杂交水稻的根际土壤中 CH_4 的产生潜力与常规品种相似,但其 CH_4 的氧化潜力却较常规水稻更高,这使得它比常规水稻在排放 CH_4 方面表现出较低的排放速率和根际溶解 CH_4 浓度[20-21].目前,杂交水稻的种植面积占全国总水稻种植面积的 50%,其推广可能是减少中国水稻 CH_4 排放的重要原因之一.自 2007 年开始,中国逐步加强了水稻 CH_4 的排放控制,并出台了一系列政策.政策倡导培育高产且低排放的水稻品种,优化水肥管理,施行化肥使用零增长方案,推广测土配方施肥等举措来减少水稻 CH_4 排放.同时,政策激励农业从业者运用低碳生产技术,促进循环农业和生态农业发展[22].因此,尽管水稻产量在快速增长,但随着杂交水稻品种的推广和减排政策的实施,水稻的 CH_4 排放量并没有明显提升.

为了全面评估水稻主产国的CH_4排放量与其经济发展、人口数量及粮食产量之间的关系,本文分析了 1980~2021 年间水稻主产国单位 GDP 的 CH_4 排放量、人均 CH_4 排放量及单位水稻质量的 CH_4 排放量(图 4).由图 4(a)可知,自 1980~2021 年,水稻主产国的单位 GDP 的 CH_4 排放量整体呈快速下降趋势.1980 年越南单位 GDP 的水稻 CH_4 排放量显著高于其他国家,达到 847.48ktCO_2eq/十亿美元.到 2021a,越南的单位 GDP 水稻 CH_4 排放量仅为 1980 年的 3.29%.与此同时,中国的单位 GDP 水稻 CH_4 排放量从 1980 年的第三位下降至第五位,仅为 4.79ktCO_2eq/十亿美元,占五国总和的 5.67%.这表明,在过去 40a 中,中国在实现经济快速增长的同时,成功地控制了水稻 CH_4 排放.由图 4(b)可知,从 1961~2021a,五个国家的人均水稻 CH_4 排放量均呈现波浪形下降趋势.尽管中国和印度的水稻 CH_4 排放量高于其他三国,但两国的人均水稻 CH_4 排放量却显著低于越南、孟加拉国和印度尼西亚.至 2021 年,中国的水稻 CH_4 排放量占五国总量的 35.53%,而人均水稻 CH_4 排放量仅占五国总和的 10.49%.

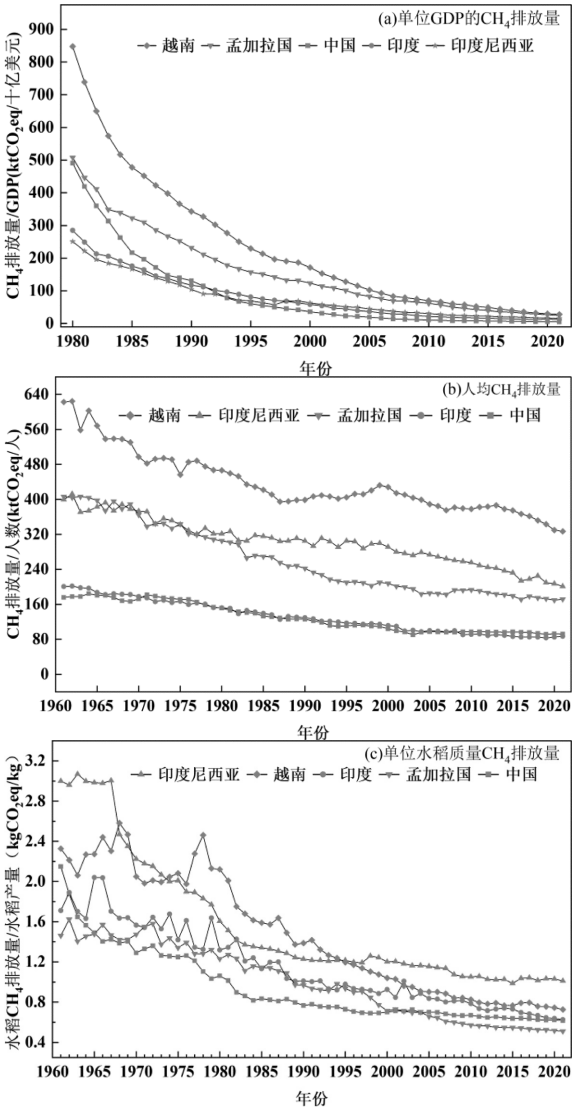


图 4 水稻主产国在 1980~2021 年单位 GDP/人均/单位水稻质量 CH_4 排放量

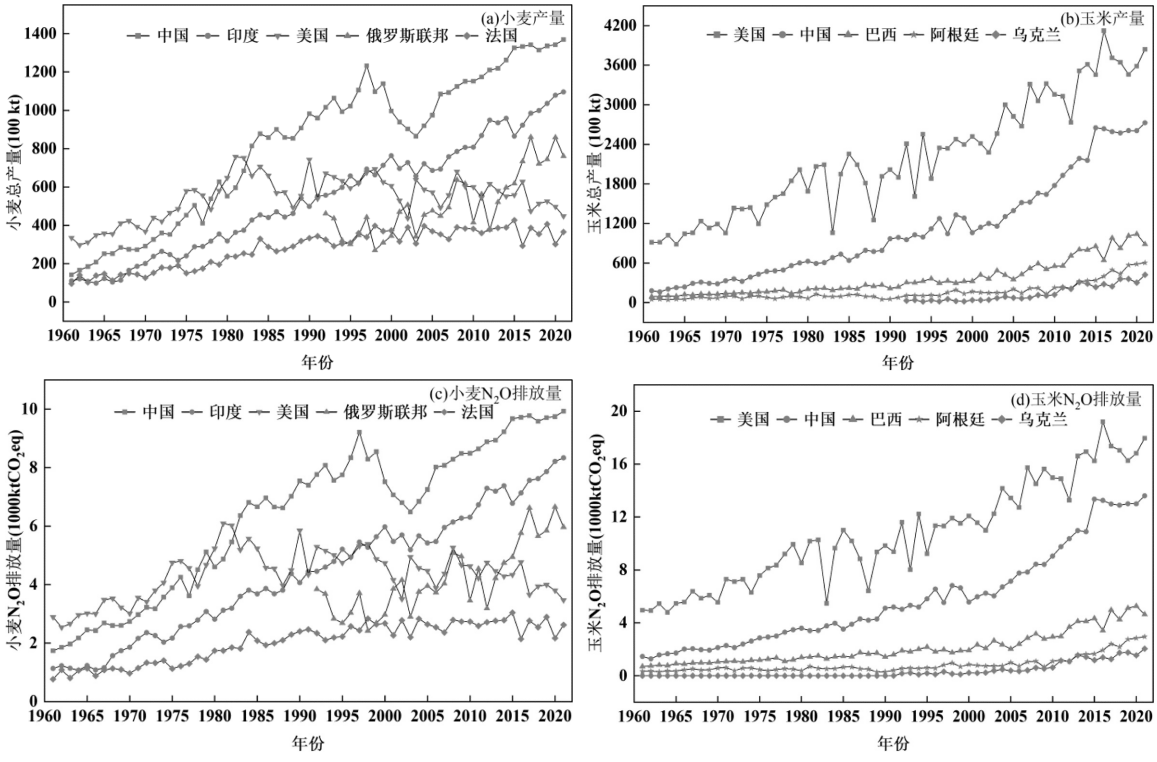
Fig.4 CH_4 emission amounts per unit of GDP, per capita, and per unit of rice production from 1980 to 2021 in major rice−producing countries

由图 4(c)可知,五个水稻主产国的单位水稻质量的CH_4排放量自 1961~2021 年均呈波浪形下降趋势.中国单位水稻质量的 CH_4 排放量从 1961 年的 2.15kgCO_2eq/kg(占五国总量的 20.18%)降至 2021 年的 0.62kgCO_2eq/kg(占五国总量的 17.68%).这一成就得益于中国在低碳管理和低碳种植技术方面的

推广,特别是实施了严格的秸秆焚烧政策、减肥减量政策、田间管理及种子工程等措施,这些政策在提高水稻单产的同时有效降低了单位质量的碳排放.李等[23]基于自下而上的模型法估算了 1980~2020a 中国单位水稻质量的 CH_4 排放量由 1.83kgCO_2eq/kg 减少至 0.98kgCO_2eq/kg.本研究的时间变化趋势与其高度一致.但本研究的数据略低于其数值,其原因在于两者采用的估算方法不同.本研究的数据来源于FAO的国家层面统计,采用IPCC排放因子法进行估算;而李思琪等[23]的研究则基于县域层面的清单模型进行估算.

2.2.2　小麦和玉米 N_2O 排放　从 1961 年到 2021 年,小麦和玉米主产国的产量变化、其 N_2O 排放量变化等情况如图 5 所示.由图 5(a)可知,除美国外,其他国家的小麦产量普遍呈现波浪形的上升趋势.其中,中国和印度的小麦产量增长尤为显著,分别达到了 1961 年产量的 9.61 倍和 9.97 倍,年均增长率分别为 14.35%和 14.94%.中国小麦生产的发展历程可划分为三个主要阶段:1961~1996 年的快速增长期、1996~2003 年的下降期,以及 2003~2021 年的再次快速增长期.具体而言,从 1961 年到 1996 年,中国的小麦产量从 14.25 百万 t 增至 110.57 百万 t,年均增长率为 19.31%.然而,受自然灾害等因素的影响,1997~2002 年期间,中国小麦产量出现显著下降,年均下降率为 5.35%.自 2003 年起,中国小麦产量恢复了增长势头,年均增长率为 3.24%.这些波动反映了中国小麦生产在不同历史阶段受多种因素影响的复杂性.从图 5(b)中可以看出,中国的玉米产量在全球范围内仅次于美国,位居第二.与美国相比,中国玉米产量的增长倍数较大,2021 年中国玉米产量为 1961 年的 15.14 倍,而美国为 4.20 倍,年均增速分别为 23.57%和 5.34%.

由图 5(a)~(d)可知,小麦和玉米主产国的小麦和玉米 N_2O 的排放量变化趋势与产量变化密切相关.本文对中国 1961~2021 年小麦和玉米产量与 N_2O 排放量进行相关性分析,研究表明两者之间存在极显著的正相关关系(表 2),进一步证实了小麦和玉米的 N_2O 排放量与其产量变化的紧密联系.图 5(e)显示,小麦主产国的单位小麦质量的 N_2O 排放量在各年份中总体呈波浪式下降趋势,其中,中国单位小麦质量的 N_2O 排放量下降速度在五个国家中最快,从 1961 年的 121.95gCO_2eq/kg 降至 2021 年的 72.53gCO_2eq/kg,占五国总和的比例由 31.16%降至 19.28%(图 5(e));单位玉米质量的 N_2O 排放量则从 1961 年的 80.84tCO_2eq/kt 下降至 2021 年的 49.90tCO_2eq/kt(图 5(f)).这些研究结果表明,中国在小麦和玉米的 N_2O 排放控制方面取得了较好的成效.



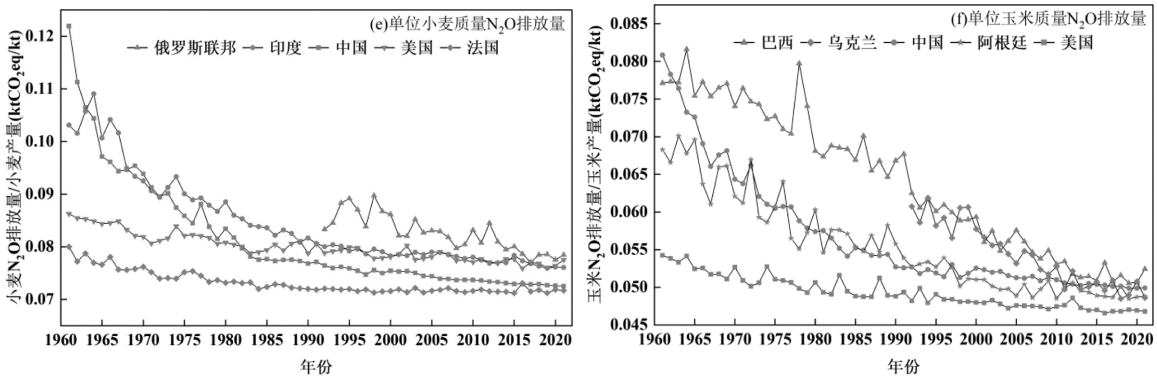


图 5 小麦和玉米主产国在 1961~2021 年的粮食产量及其 N_2O 排放

Fig.5 Grain production and N_2O emissions in major wheat and corn producing countries from 1961 to 2021

表 2 小麦、玉米产量和其 N_2O 排放量相关性分析

Table 2 Correlation analysis between wheat and corn yields and their N_2O emissions

指标	小麦碳排放量	小麦产量
小麦碳排放量	1	1**
小麦产量	1**	1
指标	玉米碳排放量	玉米产量
玉米碳排放量	1	1**
玉米产量	1**	1

注:"*"表示显著性相关;"**"表示极显著性相关.

2.3 中国三大粮食作物非 CO_2 温室气体排放分析

为了更精确地量化中国三大粮食作物在不同时间段内的 CH_4 和 N_2O 排放贡献,研究分析了 1961、2002、2021 年,及 2002~2021 年间三大粮食作物的年均 CH_4 和 N_2O 排放量及其各部分占比.如图 6 和图 7 所示.由图 6 可知,2002~2021 年,中国三大粮食作物年均 CH_4 和 N_2O 排放总量增速逐渐放缓.具体而言,与 2002~2006 年相比,2007~2011 年这三大粮食作物的 CH_4 和 N_2O 年均排放量增加了 7.57%;在 2012~2016 年期间,与前一阶段相比仅增加了 5.72%;到 2017~2021 年,增幅更是缩减至 0.38%.

由图 7 可知,1961~2021 年,中国水稻所产生的 CH_4 排放量占比虽持续占据主导地位,但呈现出从 91.7%下降至 76.6%的递减趋势.与此同时,水稻、小麦以及玉米的 N_2O 排放总量占比则逐步上升,特别是小麦与玉米的 N_2O 排放增长显著.具体而言,在 1961 年,水稻的 N_2O 排放占比(4.4%)高于小麦(1.1%)和玉米(1.4%).然而,至 2021 年,小麦与玉米的 N_2O 排放占比之和已达到 13.7%,超越了水稻的 N_2O 排放占比(7.6%).进一步观察 2002~2021 年的数据,发现中国水稻的 CH_4 年均排放量在三大粮食作物(水稻、小麦、玉米)的非 CO_2 温室气体排放总量中的占比有所下降,从 2002~2006 年的 82.2%降低至 2017~2021 年的 77.1%.与此同时,水稻因氮肥施用及秸秆焚烧所产生的 N_2O 年均排放量占比则相对稳定,维持在 7.4%~7.6%的范围内.相比之下,小麦与玉米的 N_2O 年均排放量展现出明显的上升趋势,小麦的 N_2O 排放占比从 2002~2006 年的 4.6%上升至 2017~2021 年的 7.6%,而玉米则从 4.3%增长至 5.7%.上述研究结果表明,我国三大粮食作物的 N_2O 排放占比现已达到不可忽视的水平.尽管水稻的 N_2O 排放控制已趋于稳定,但小麦与玉米的 N_2O 排放仍处于快速增长阶段,这一趋势应引起我们的高度重视.

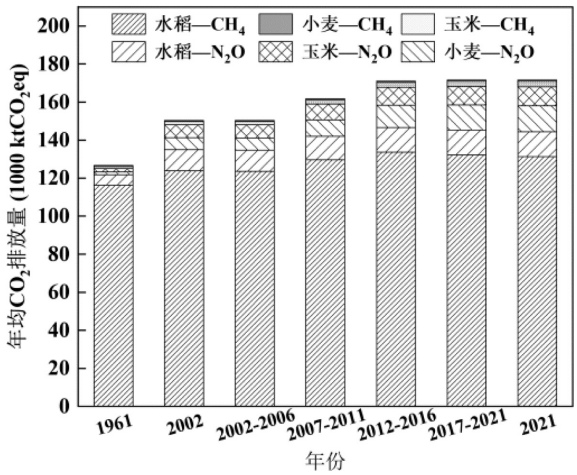


图 6 中国三大粮食作物在 2002~2021 年不同阶段的年均 CH_4 和 N_2O 排放量

Fig.6 Average annual CH_4 and N_2O emissions of China's three major grain crops at different stages from 2002 to 2021

氮肥施用是农作物碳排放中的一个关键影响因素[24].而土壤中的 N_2O 主要来源于微生物的氮素

转化过程,包括硝化和反硝化作用[25].施用化学氮肥为这些微生物提供了必要的氮源,从而显著增加了土壤中 N_2O 的排放[26].作为全球最大的化肥生产和消费国,中国在截至 2019 年的统计数据显示,用于粮食作物生产的化学氮肥总量高达 3009 万 t,这一数字约占全球氮肥使用总量的 25.2%[27].研究表明,氮肥的合理施用量应控制在 N 150~250kg N/hm^2 之间,但在我国许多地区,实际施用量已超过 N 250~350kg/hm^2,导致氮肥的过量施用[28].这种现象不仅造成资源浪费,还增加了环境污染的风险.其次,施肥方式的选择也是影响氮肥利用率的重要因素.目前,我国农业生产中主要采用人工表面撒施的方式进行施肥,这种方法存在劳动强度大、肥料利用效率低的弊端.表面撒施的肥料容易通过径流、挥发和渗透等途径发生损失,进一步降低了氮肥的利用效率[29].过量施肥与不合理的施肥方式导致了我国氮肥利用率维持在相对较低的水平,约为 37.8%[30].相比之下,在欧洲、美洲等发达国家,氮肥的利用率则高达约 70%[31].因此,对我国粮食作物田间生产中的非 CO_2 温室气体排放进行合理评估,对于提升氮肥利用效率和减少温室气体排放具有重要意义.

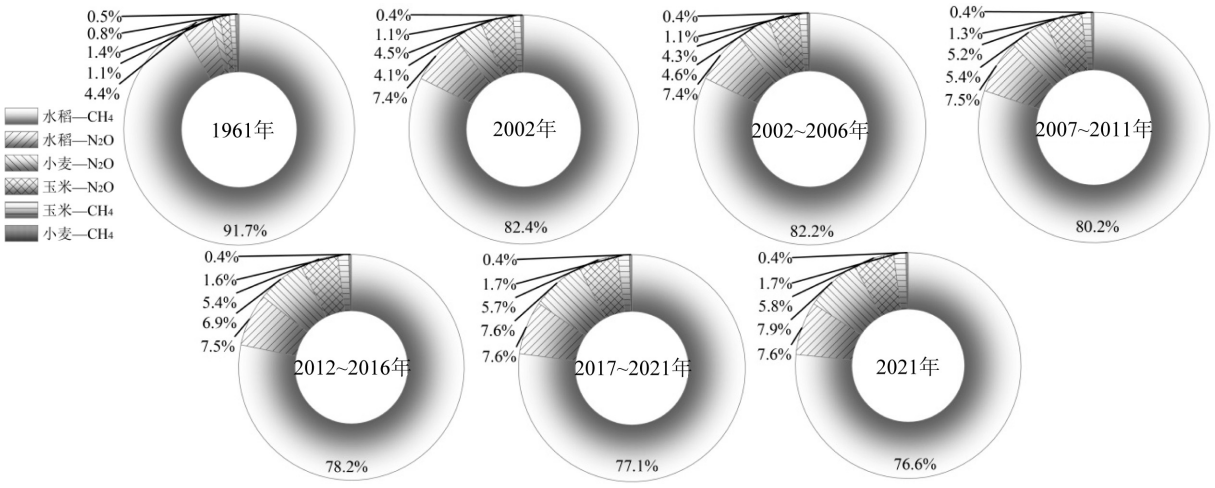


图 7　中国三大粮食作物在 1961~2021 不同阶段的年均 CH_4 和 N_2O 排放量占比

Fig.7　Proportion of average annual CH_4 and N_2O emissions from China's three major grain crops at different stages from 1961 to 2021

表 3　三大粮食作物碳排放与化学氮肥施用量的相关性分析

Table 3　Correlation analysis between carbon emissions of the three major grain crops and chemical nitrogen fertilizer application

指标	水稻碳排放量	水稻化学氮肥施用量
水稻碳排放量	1	−0.121
水稻化学氮肥施用量	−0.121	1
指标	小麦碳排放量	小麦化学氮肥施用量
小麦碳排放量	1	0.833**
小麦化学氮肥施用量	0.833**	1
指标	玉米碳排放量	玉米化学氮肥施用量
玉米碳排放量	1	0.900**
玉米化学氮肥施用量	0.900**	1

注:“*”表示显著性相关;“**”表示极显著性相关.

为评估中国水稻、小麦和玉米的温室气体排放是否受化学氮肥施用量的影响,本文对 2005~2021 年期间三大作物的 CH_4 和 N_2O 排放总量及其化学氮肥施用量进行了相关性分析,结果如表 3 所示.分析结果表明,小麦和玉米的碳排放量与化学氮肥施用量呈显著正相关,而水稻的碳排放与化学氮肥施用量之间未显示出相关性.

为了增加粮食产量,中国的化学氮肥使用量不断增加,特别是从 20 世纪 80 年代开始[32].尽管化学氮肥的大量使用对小麦和玉米亩均产量的快速提升产生了积极影响,但也导致了这些作物 N_2O 排放量的快速增加.为应对化学氮肥使用带来的 N_2O 排放问题,综合生物炭解决方案可实现碳中和粮食生产碳排放[33].为改善玉米土壤特性并降低 N_2O 排放,Kotus 等[34]提出将生物炭与氮肥混合施用,以控制玉米土壤的性质及其 N_2O 排放,结果显示排放量降低幅度可达 33%~83%.Wu 等[35]建议通过有机肥替代合成肥料来改善土壤肥力和作物产量,同时降低 N_2O 排放.在小麦−玉米轮作系统中的为期 2a 的田间试验结果显示,化学氮肥完全替代为有机肥可

以使 N_2O 排放量减少 70.2%~74.9%.Chen 等[36]的研究结果表明,通过合理减少化学氮肥使用量 19%~25%,并通过实施氮肥优化管理策略,我国水稻、小麦和玉米的产量有望提高 13%~20%.同时,这一措施能够显著降低作物的碳足迹,减少幅度达到 37%~59%.

3 结论

3.1 中国三大粮食作物的碳排放量显著高于其他主要粮食生产国.2021 年,中国水稻的 CH_4 排放量、小麦的 N_2O 排放量以及玉米的 N_2O 排放量分别较 1961 年增长了 13.9%、474.0%和 831.5%.中国三大粮食作物的非 CO_2 温室气体排放量占全球五大粮食主产国的 35.11%,这一比例表明中国在全球粮食碳减排工作中占据着至关重要的地位.

3.2 尽管中国三大粮食作物的产量大幅提升,但单位粮食质量的碳排放量显著下降.从 1961~2021 年,中国水稻、小麦和玉米的产量分别增长了 3.97 倍、9.61 倍和 15.14 倍,增长速度远超其他主要生产国.同时,中国通过推广杂交水稻、优化水肥管理等农业措施,显著减少了单位粮食质量的 CH_4 和 N_2O 排放.具体而言,水稻单位质量的 CH_4 和 N_2O 排放量下降了 69.9%,小麦和玉米单位质量的 N_2O 排放量分别下降了 40.5%和 38.3%,这一降幅在主要粮食生产国中处于领先地位,体现了中国在保障粮食安全的同时,有效实现了减排目标.

3.3 尽管中国水稻的 CH_4 排放量趋于稳定,但小麦和玉米的 N_2O 排放量却呈现出迅速增长的趋势.水稻的 CH_4 排放量依然占据三大粮食作物非 CO_2 温室气体排放的主导地位,但整体排放量呈下降趋势.具体而言,2002~2021 年,中国水稻的 CH_4 排放量变化不大,而小麦和玉米的 N_2O 排放总量的占比从 2002 年的 8.6%迅速上升至 2021 年的 13.7%.这一变化主要归因于耕地面积基本稳定的情况下,为了提高单位面积的小麦和玉米产量,化学氮肥的使用量显著增加.该现象表明,遏制由化学氮肥施用所导致的小麦和玉米碳排放量的迅速增长,已成为中国粮食碳减排工作的关键任务.

参考文献:

[1] 宁 静,李亚洁,王 震,等.中国粮食主产省区农业碳排放特征及影响因素 [J]. 水土保持研究, 2024,31(1):450-459.
Ning J, Li Y J, Wang Z, et al. Characteristics and influencing factors of agricultura carbon emissions in major grain producing provincesin China [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2024,31(1):450-459.

[2] 王 旭.推动农业减排固碳促进绿色低碳发展 [J]. 中国畜牧业, 2022,14:14-20.
Wang X. Accelerate emission reduction and carbonsequestration in agriculture and promoting green andlow-carbon development [J]. China Animal Industry, 2022,14:14-20.

[3] 于 博,刘雪晴,赵晓杰,等.“双碳”目标下农业“土-能-粮-废”关联作用与影响机制 [J]. 中国人口·资源与环境, 2023,33(11):67-77.
Yu B, Liu X Q, Zhao X J, et al. Exploring the mechanisms of the land-energy-food-waste nexus in agriculture in the context of achieving the 'dual carbon' goals [J]. China Population, Resources and Environment, 2023,33(11):67-77.

[4] 秦晓波,王金明,王 斌,等.稻田甲烷排放现状、减排技术和低碳生产战略路径 [J]. 气候变化研究进展, 2023,19(5):541-558.
Qin X B, Wang J M, Wang B, et al. Status of methane emissions from paddy fields, mitigation technologies and strategic pathways for low-carbon production [J]. Climate Change Research, 2023,19(5):541-558.

[5] 李迎春,林而达,熊 伟,等.中国农业氧化亚氮排放情景研究 [J]. 地理科学进展, 2009,28(4):636-642.
Li Y C, Lin E D, Xiong W, et al. Modelling N_2O emissions from agriculture in China [J]. Progress in Geography, 2009,28(4):636-642.

[6] 张 扬,李 涵,赵正豪.中国粮食作物种植变化对省际农业碳排放量的影响研究 [J]. 中国农业资源与区划, 2023,44(7):29-38.
Zhang Y, Li H, Zhao Z H. Rresearch on effects of grain crop planting changes on agricultural carbon emissions between provinces in china [J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2023,44(7):29-38.

[7] 江敬安,陈 丽,沈 兵,等.世界肥料产业发展趋势及展望 [J]. 现代化工, 2023,43(1):13-20.
Jiang J A, Chen L Sheng B, et al. Development trend and prospect of world fertilizer industry [J]. Modern Chemical Industry, 2023,43(1):13-20.

[8] Xia L L, Ti C P, Li B L, et al. 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, 2016,55(6):116-125.

[9] Li Y P, Wu W A, Yang J X, et al. Exploring the environmental impact of crop production in China using a comprehensive footprint approach [J]. Science of the Total Environment, 2022,82(4):83-98.

[10] 张青青,曲衍波,展凌云,等.中国粮食生产碳排放动态演进及驱动效应 [J]. 地理学报, 2023,78(9):2186-2208.
Zhang Q Q, Qu Y B, Zhan L Y, et al. Dynamic evolution and driving effects of carbon emissions from grain production in China [J]. Acta Geographica Sinica, 2023,78(9):2186-2208.

[11] 张明洁,张京红,李文韬,等.中国农作物碳足迹核算研究概述 [J]. 中国农业资源与区划, 2023,44(5):148-154.
Zhang M J, Zhang J H, Li W T, et al. Review on research of crop carbon footprint accounting in china [J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2023,44(5):148-154.

[12] 范行行,介晓磊,李 玲,等.河南省农业减污降碳协同效应及其驱动因素 [J]. 环境科学, 2025,46(8):4864-4875.

Fan H H, Jie X L, Li L, et al. Synergistic effects of agricultural pollution reduction and carbon reduction and its driving factors in henan province [J]. Environmental Science, 2025,46(8):4864−4875.

[13] 沈亚强,陈龙骏,金玉婷,等.嘉兴市农业温室气体排放特征及减排路径 [J]. 浙江农业学报, 2018,30(10):1755−1764.
Shen Y Q, Chen L J, Jin Y T, et al. Characteristics and mitigation pathways of agricultural greenhouse gas emissions in Jiaxing City [J]. Acta Agriculturae Zhejiangensis, 2018,30(10):1755−1764.

[14] Chen Z C, Balasus N, Lin H P, et al. African rice cultivation linked to rising methane [J]. Nature Climate Change, 2024,14(2):126−133.

[15] 周镕基,徐沈玥.2000~2021 年中国水稻生产净碳汇的时空演变及其与水稻产值的耦合研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(7):4091−4106.
Zhou R J, Xu S Y. Spatiotemporal evolution of net carbon sequestration in rice production and its coupling with rice output value in China, 2000~2021 [J]. China Environmental Science, 2025,45(7):4091−4106.

[16] Xu L, Yuan S, Wang X Y, et al. High yields of hybrid rice do not require more nitrogen fertilizer than inbred rice: A meta−analysis [J]. Food and Energy Security, 2021,10(2):341−350.

[17] 傅志强,黄　璜,谢　伟,等.高产水稻品种及种植方式对稻田甲烷排放的影响 [J]. 应用生态学报, 2009,20(12):3003−3008.
Fu Z Q, Huang H, Xie W, et al. Effects of high−yielding rice cultivar and cultivation pattern on methane emissions from a paddy field [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009,20(12):3003−3008.

[18] 肖志祥,傅志强,徐华勤,等.双季稻品种根际特征与甲烷排放差异及其关系 [J]. 环境科学, 2019,40(2):904−914.
Xiao Z X, Fu Z Q, Xu H Q, et al. Differences and relationship between rhizosphere characteristics and methane emissions of double−cropping rice variety [J]. Environmental Science, 2019,40(2):904−914.

[19] 陈友德,赵　杨,高杜娟,等.稻油不同轮作模式对农田甲烷和氧化亚氮排放的影响 [J]. 环境科学, 2020,41(10):4701−4710.
Chen Y D, Zhao Y, Gao D J, et al. Effects of different rotation patterns of Oil−Rice on methane and nitrous oxide emissions in rice fields [J]. Environmental Science, 2020,41(10):4701−4710.

[20] Zhang H, Xue Y G, Wang Z Q, et al. Morphological and physiological traits of roots and their relationships with shoot growth in“super”rice [J]. Field Crops Research, 2009,113(1):31−40.

[21] Jiang Y, Wang L L, Yan X J, et al. Super rice cropping will enhance rice yield and reduce CH_4 emission: A case study in Nanjing, China [J]. Rice Science, 2013,20(6):427−433.

[22] 杨　晨,胡珮琪,刁贝娣,等.粮食主产区政策的环境绩效:基于农业碳排放视角 [J]. 中国人口·资源与环境, 2021,31(12):35−44.
Yang C, Hu P Q, Diao B D, et al. Environmental performance evaluation of policies in main grain producing areas:from the perspective of agricultural carbon emissions [J]. China Population, Resources and Environment, 2021,31(12):35−44.

[23] 李思琪,华而实,陈敏鹏.中国水稻甲烷排放空间格局演变与技术减缓潜力分析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(3):1218−1230.
LI S Q, Hua E S, Chen M P. Spatial evolution of rice methane emission and technology mitigation potential in China [J]. China Environmental Science, 2025,45(3):1218−1230.

[24] 田沛佩,卢宏玮,李丹,等.2008~2017 年中国地级市化肥施用碳足迹的时空演变格局 [J]. 中国环境科学, 2021,41(2):967−973.
Tian P P, Lu H W, Li D, et al. Spatial−temporal patterns of carbon footprint of fertilizer application in China during 2008 to 2017 [J]. China Environmental Science, 2021,41(2):967−973.

[25] 朱永官,王晓辉,杨小茹,等.农田土壤 N_2O 产生的关键微生物过程及减排措施 [J]. 环境科学, 2014,35(2):792−800.
Zhu Y G, Wang X H, Yang X R, et al. Key Microbial processes in nitrous oxide emissions of agricultural soil and mitigation strategies [J]. Environmental Science, 2014,35(2):792−800.

[26] Zou J W, Huang Y, Qin Y M, et al. Changes in fertilizer−induced direct N_2O emissions from paddy fields during rice−growing season in China between 1950s and 1990s [J]. Global Change Biology, 2009,15:229−242.

[27] Fao. Faostat database−agriculture production [R]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2019.

[28] 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.

[29] 江达仁,熊若愚,吴家青,等.精准条播育秧机插下侧深施肥对优质早籼稻产量、品质形成及氮素吸收的影响 [J]. 作物学报, 2024, 50(12):3096−3106.
JiangD R, Xiong R Y, Wu J Q, et al. Effects of side−deep fertilization on yield formation and nitrogen absorption of high−quality early indica rice under precision sowing in line and machine planting [J]. Acta Agronomica Sinica, 2024,50(12):3096−3106.

[30] 王俊岭.减肥减药促农业品质提升 [J]. 农产品市场周刊, 2018,(8): 26−27.
Wang J L, Reducing fertilizer and pesticide use to improve agricultural quality [J]. Agricultural Products Market Weekly, 2018,(8):26−27.

[31] 王响玲,宋柏权.氮肥利用率的研究进展 [J]. 中国农学通报, 2020, 36(5):93−97.
Wang X L, Song B Q. Nitrogen fertilizer use efficiency: Research progress [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2020,36(5):93−97.

[32] 刘洪涛,郭小夏,成升魁,等.我国粮食生产的耕地资源环境效应特征与代价分析 [J]. 中国环境管理, 2019,11(4):67−78.
Liu H T, Guo X X, Cheng S K, et al. Resource properties and corresponding cost of arable land resulted from grain production in China [J]. Chinese Journal of Environmental Management, 2019,11(4):67−78.

[33] Xia L L, Cao L, Yang Y, et al. Integrated biochar solutions can achieve carbon−neutral staple crop production [J]. Nature Food, 2023,4(3): 236−246.

[34] Kotus T, Simansky V, Drgonova K, et al. Combination of biochar with n−fertilizer affects properties of soil and N_2O emissions in maize crop [J]. Agronomy−Basel, 2022,12(6):13−14.

[35] Wu G, Yang S, Luan C S, et al. Partial organic substitution for synthetic fertilizer improves soil fertility and crop yields while mitigating N_2O emissions in wheat−maize rotation system [J]. European Journal of Agronomy, 2024,15(4):70−77.

[36] Chen X P, Cui Z L, Fan M S, et al. Producing more grain with lowerenvironmental costs [J]. Nature, 2014,514(7523):486−489.

作者简介：陈　耀(1981−),男,浙江宁波人,研究员,博士,主要从事创新战略与科技政策、能源与环境政策、高校智库等研究. chenyao@zjut.edu.cn.