

DOI: 10.11766/trxb202308040311

夏龙龙, 迺超普, 朱春梧, 张广斌, 魏志军, 颜晓元. 中国粮食生产的温室气体减排策略以及碳中和实现路径[J]. 土壤学报, 2023, 60(5): 1277–1288.

XIA Longlong, NI Chaopu, ZHU Chunwu, ZHANG Guangbin, WEI Zhijun, YAN Xiaoyuan. Mitigation Strategies of Greenhouse Gas Emissions from Crop Production in China and the Pathways to Agricultural Carbon Neutrality[J]. Acta Pedologica Sinica, 2023, 60(5): 1277–1288.

## 中国粮食生产的温室气体减排策略以及碳中和实现路径\*

夏龙龙<sup>1, 2, 3</sup>, 迺超普<sup>1, 2</sup>, 朱春梧<sup>1</sup>, 张广斌<sup>1</sup>, 魏志军<sup>1</sup>, 颜晓元<sup>1, 2†</sup>

(1. 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2. 江苏常熟农田生态系统国家野外科学观测研究站(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 3. 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要:** 作为世界上最大的农业生产国和温室气体排放国, 我国承诺力争到 2030 年前实现碳达峰, 2060 年前实现碳中和。国家“双碳”目标给农业生产带来很大的减排挑战, 因为农业源温室气体排放约占我国碳排放总量的 14%。粮食生产是农业源非 CO<sub>2</sub> 温室气体的主要排放源, 归因于过量灌溉和施肥引起的稻田甲烷(CH<sub>4</sub>)和土壤氧化亚氮(N<sub>2</sub>O)排放。在碳达峰后, 粮食生产温室气体的排放占比和减排重要性将越来越大。我国粮食生产究竟能否实现碳中和, 以及如何实现碳中和仍不明确。本文综述了我国粮食生产碳排放的源汇效应和时空特征, 总结了稻田 CH<sub>4</sub> 和土壤 N<sub>2</sub>O 减排以及农田土壤固碳的有效措施, 解析了固碳减排之间的“此消彼长”效应和应对策略, 明确了粮食生产实现碳中和的潜在路径, 并对未来固碳减排的研究方向进行了展望。

**关键词:** 粮食生产; 温室气体; 碳中和; 减排策略

**中图分类号:** S153; X32      **文献标志码:** A

## Mitigation Strategies of Greenhouse Gas Emissions from Crop Production in China and the Pathways to Agricultural Carbon Neutrality

XIA Longlong<sup>1, 2, 3</sup>, NI Chaopu<sup>1, 2</sup>, ZHU Chunwu<sup>1</sup>, ZHANG Guangbin<sup>1</sup>, WEI Zhijun<sup>1</sup>, YAN Xiaoyuan<sup>1, 2†</sup>

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Changshu National Agro-Ecosystem Observation and Research Station, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** As the largest agricultural country and emitter of greenhouse gas (GHG) in the world, China aims to peak its emissions before 2030 and achieve carbon neutrality before 2060. This target imposes challenging mitigation demands on agricultural systems, which account for ~14% of China's national GHG emissions. Crop production is a major contributor to agricultural non-CO<sub>2</sub> GHG emissions, primarily due to high methane (CH<sub>4</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions from intensive use of irrigation

\* 中国科学院南京土壤研究所自主部署项目(E3250200)资助 Supported by the Self-deployed Research Project of Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences (No. E3250200)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: yanxy@issas.ac.cn

作者简介: 夏龙龙(1989—), 男, 研究员, 主要从事土壤碳氮循环与全球气候变化研究。E-mail: llxia@issas.ac.cn

收稿日期: 2023-08-04; 收到修改稿日期: 2023-09-12; 网络首发日期(www.cnki.net): 2023-09-28

water and fertilizers. After the achievement of carbon peak, the contribution of GHG emissions from crop production and the associated mitigation necessity will become increasingly important. It is unclear whether and how crop production can transition to carbon neutrality. This paper reviewed the source and sink effects as well as the temporal and spatial characteristics of GHG emissions from crop production in China, summarized the effective agricultural management practices in mitigating CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions and enhancing soil organic carbon sequestration, analyzed the trade-offs between GHG mitigation and carbon sequestration and the associated countermeasures, and put forward prospects and suggestions on future studies regarding this research area in China.

**Key words:** Crop production; Greenhouse gas; Carbon neutrality; Mitigation strategies

为缓解全球气候变暖带来的危害,第21届联合国气候变化大会上通过《巴黎协定》,承诺将21世纪全球平均气温较工业化前上升幅度控制在2℃以内,并努力将升温幅度控制在1.5℃以内<sup>[1]</sup>。作为世界上最大的农业生产国和温室气体排放国,我国承诺力争到2030年前实现碳达峰,2060年前实现碳中和(“双碳”目标)<sup>[2-3]</sup>。作为重要的温室气体排放(简称碳排放)源,我国与农业生产活动相关的碳排放量约占总碳排放量的14%<sup>[4]</sup>,其中很大的贡献来源于粮食生产过程,如水稻种植引起的甲烷(CH<sub>4</sub>)排放、氮肥施用引起的土壤氧化亚氮(N<sub>2</sub>O)排放,以及农业生产资料(肥料、农药等)加工、运输过程造成的二氧化碳(CO<sub>2</sub>)排放等<sup>[5-7]</sup>。国家“双碳”目标给粮食生产和农田土壤温室气体减排带来很大挑战,主要因为粮食生产碳排放环节众多、源汇效应不明确、空间分布不均匀、影响因素复杂;减排效果存在“此消彼长”的效应,全面减排难度大<sup>[8-10]</sup>。为克服这些难点,近二十年来,我国学者在粮食生产温室气体减排领域进行了大量研究,总结出系列行之有效的减排措施,但采取哪些减排措施的集合能够帮助我国粮食生产实现碳中和,目前仍然不清楚。系统分析我国粮食生产碳排放的源汇效应、时空特征和减排策略,探究粮食生产的碳中和实现路径,对于发展绿色低碳农业、实现国家“双碳”目标,以及缓解全球气候变化至关重要。

## 1 粮食生产碳排放的源汇效应和时空特征

粮食生产具有碳源和碳汇效应的双重属性<sup>[10-11]</sup>。碳源效应主要表现在:(1)农作物田间种植过程的

大量CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放;(2)农作物田间管理如灌溉、耕作等引起的能耗CO<sub>2</sub>排放;(3)氮肥、农药等农业生产资料加工、运输过程造成的CO<sub>2</sub>排放;(4)作物收获后秸秆焚烧引起的CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放<sup>[12-13]</sup>。碳汇效应主要表现在作物产量增加以及秸秆还田等管理措施引起的土壤有机碳库储量增加<sup>[14]</sup>。明确粮食生产过程碳排放的源汇效应对于识别热点排放环节,制定减排优先级具有指导意义。基于生命周期法和数据荟萃分析,Xia等<sup>[11]</sup>量化了我国三大主粮作物(水稻、小麦和玉米)从农业资料生产到籽粒收获过程碳排放的源汇效应。发现主粮生产碳排放具有“强碳源和弱碳汇”的特征(图1a)。2018年,我国三大主粮作物生命周期生产过程的净碳排放量约为6.7亿吨CO<sub>2</sub>当量,占农业源总排放的比例高达56%,碳源效应极强。土壤固碳仅为0.6亿吨CO<sub>2</sub>当量,碳汇效应微弱。稻田CH<sub>4</sub>排放是碳源效应的最大贡献环节,占比38%;氮肥生产过程的能耗CO<sub>2</sub>排放贡献次之,占比31%;氮肥施用引起的N<sub>2</sub>O排放贡献占比14%,位列第三。因此,稻田CH<sub>4</sub>减排、氮肥优化管理以及土壤碳库提升是扭转粮食生产碳排放“强碳源和弱碳汇”效应,实现农业碳中和的优先着力点。

粮食生产碳排放的源汇效应不仅在生产环节上表现出差异性,在作物种类上同样具有显著差异<sup>[8]</sup>。我国水稻生产的碳排放约占主粮生产碳排放总量的57%,远高于玉米(29%)和小麦(14%)的贡献,主要原因在于水稻生产的碳足迹(CO<sub>2</sub>-eq13.2 t·hm<sup>-2</sup>)分别是玉米和小麦足迹的2.9倍和3.5倍<sup>[11]</sup>。粮食生产碳排在时空特征上具有异质性<sup>[15]</sup>。例如,南方水稻种植区CH<sub>4</sub>排放和土壤有机碳固定速率往往较高,北方旱作种植区通常N<sub>2</sub>O排放高而土壤有机碳固定速率低<sup>[16]</sup>。从综合温室效应的角度,明确净碳

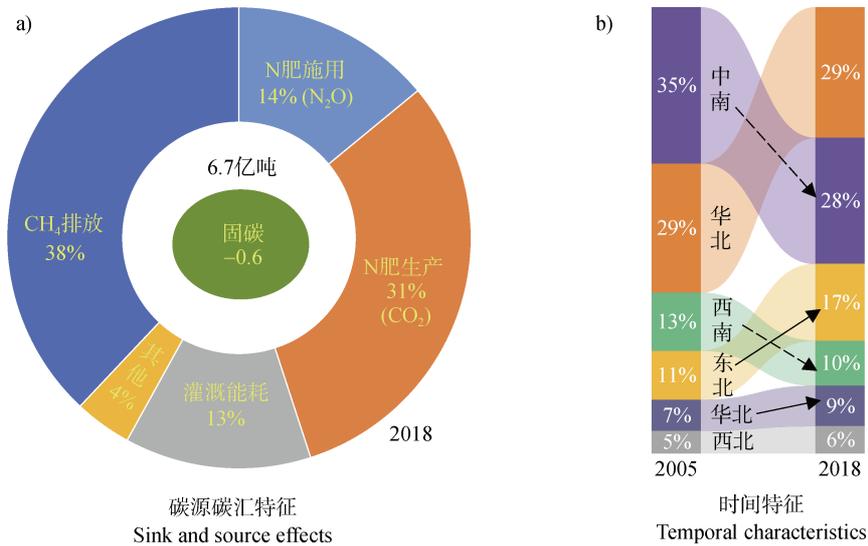


图 1 我国主粮作物生命周期生产过程碳排放的源汇效应和时空特征<sup>[8, 11]</sup>

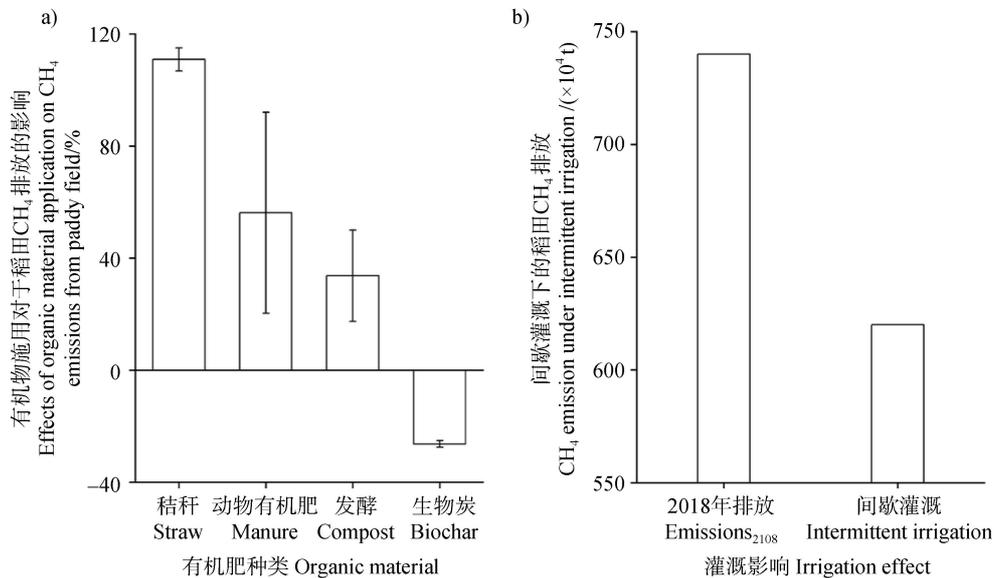
Fig. 1 The source and sink effects and the temporal and spatial characteristics of GHG emissions from life-cycle crop production in China<sup>[8, 11]</sup>

排放的时空特征对于制定区域化优选的固碳减排策略具有重要意义。空间特征上, Xia 等<sup>[11]</sup>发现我国主粮生产净碳排放呈现“南重北轻”和“东重西轻”的空间格局;不同区域稻田  $\text{CH}_4$  排放以及氮肥用量的差异是导致这一空间变异的主要原因。黑龙江、湖南、江西、山东、安徽和河南是碳排放的热点省份,排放量明显高于其他省份。六省累计排放量占全国主粮生产总碳排放的 45%。时间特征上,近 13 年来,我国主粮生产碳排放总量增加,占农业源的比例从 2005 年的 51% 增加到 2018 年的 56%,其中水稻 (-8%) 和小麦 (-3%) 生产碳排放贡献降低,玉米贡献增加 (+11%)。时空变化上,主粮生产碳排放热点区域呈现“由南向北转移”的新特征<sup>[8, 11]</sup>,具体表现在中南和西南地区的碳排放贡献降低,而东北、西北和华北地区贡献增加(图 1b)。驱动因素主要是近年来北方玉米播种面积的增幅远高于南方水稻。

## 2 粮食生产最大碳源稻田 $\text{CH}_4$ 排放的减排策略

作为我国主粮作物生产的最大碳排放源,稻田  $\text{CH}_4$  的有效减排是实现粮食生产碳中和的关键。我国是世界上最大的水稻生产国,稻田面积大约为 27 百万公顷(1 公顷=1  $\text{hm}^2$ ),占世界稻田总面积的 30%<sup>[17-18]</sup>。据估算,我国稻田  $\text{CH}_4$  排放量约为 740 万吨,占我国

农业源碳排放总量的 20%<sup>[11]</sup>。水稻种植过程的  $\text{CH}_4$  排放主要是指土壤中产生的  $\text{CH}_4$  经过氧化、传输后的净效应<sup>[10]</sup>。稻田  $\text{CH}_4$  产生主要是指在淹水形成的严格厌氧条件下,土壤有机碳、根系分泌物、土壤微生物残体和施入的有机物料等被土壤中产甲烷菌分解利用的结果。土壤产生的  $\text{CH}_4$  会在水稻根系泌氧区或者土壤表面的氧化层区域被甲烷氧化菌氧化为  $\text{CO}_2$  和  $\text{H}_2\text{O}$ ,未被氧化的  $\text{CH}_4$  则主要通过水稻通气组织排放到大气中。因此,减少土壤  $\text{CH}_4$  产生,促进  $\text{CH}_4$  氧化,抑制  $\text{CH}_4$  传输的措施均能有效降低稻田  $\text{CH}_4$  排放。有机物料施用(如农作物秸秆)是影响稻田  $\text{CH}_4$  排放最主要的人为因素之一。通过对大量田间试验结果进行分析, Xia 等<sup>[11]</sup>发现秸秆还田显著促进稻田  $\text{CH}_4$  排放 111% (图 2a),而且  $\text{CH}_4$  增幅与秸秆施用量之间呈现明显的正相关关系<sup>[19]</sup>。主要原因在于,短期秸秆施用为土壤产甲烷菌提供了丰富的底物,促进产甲烷菌生长,造成  $\text{CH}_4$  大量排放<sup>[20-21]</sup>。长期秸秆还田会提升稻田土壤肥力,促进水稻植株和根系生长,加快氧气输送,促进甲烷氧化菌增长,降低对  $\text{CH}_4$  排放的促进效应<sup>[22]</sup>。动物有机肥还田同样会促进甲烷排放。与作物秸秆相比,有机肥中难分解碳组分(如木质素聚合物)含量较高,对产甲烷菌的刺激效应降低。大量田间试验数据分析的结果显示<sup>[23]</sup>,动物有机肥还田对稻田  $\text{CH}_4$  排放的平均促进效应为 56%,远低于秸秆还田的促进效果(图 2a)。



注: 数据源自文献[11, 23-24]; b 图中假设所有我国稻田均采用间歇灌溉。Note: Relevant data is from previous studies<sup>[11, 23-24]</sup>. The intermittent irrigation is assumed to apply to all the paddy fields in figure b.

图 2 有机物料施用和间歇灌溉对我国稻田 CH<sub>4</sub> 排放的影响

Fig. 2 Effects of organic materials application and intermittent irrigation on CH<sub>4</sub> emissions from paddy fields in China

降低还田有机物料中碳组分的有效性是稻田 CH<sub>4</sub> 减排的关键<sup>[25]</sup>。研究发现, 与新鲜的秸秆或者动物有机肥相比较, 将其好氧发酵后还田明显降低对稻田 CH<sub>4</sub> 排放的促进效应<sup>[23-24]</sup>。原因在于好氧发酵过程会进一步降低有机物料中易分解碳含量, 提高木质素等难分解碳含量, 降低对土壤产甲烷菌的刺激效应。即使如此, 发酵有机物还田依然能够促进稻田 CH<sub>4</sub> 排放 34% (图 2a)。如果将秸秆和动物有机肥进一步炭化为生物炭还田, 能够将其对稻田 CH<sub>4</sub> 排放的正效应转变为负效应<sup>[26-27]</sup>。大量田间试验数据荟萃分析的结果表明<sup>[11]</sup>, 生物炭还田平均降低稻田排放 26% (图 2a)。据估算, 如果将我国所有水稻秸秆炭化为生物炭还田, 能够降低我国稻田 CH<sub>4</sub> 排放量 470 万吨, 减排效果为 59%, 与此同时提高稻田土壤碳库储量 275%。甲烷减排的主要因为: (1) 生物炭中的碳组分绝大部分为惰性碳, 很难被土壤产甲烷菌利用; (2) 生物炭施用能够提高土壤甲烷氧化菌活性, 促进 CH<sub>4</sub> 氧化, 减少 CH<sub>4</sub> 排放<sup>[27]</sup>。通过长期定位试验, Wang 等<sup>[28]</sup>发现长期生物炭施用有效降低双季稻土壤中产甲烷菌和甲烷氧化菌比值, 降低 CH<sub>4</sub> 排放。

优化水分管理方式减少持续淹水所形成的厌氧条件, 是稻田 CH<sub>4</sub> 减排的另一种有效措施<sup>[29]</sup>。与持

续淹水相比较, 间歇灌溉能够大幅提升土壤通气性, 破坏土壤的极端还原条件, 减少 CH<sub>4</sub> 产生并促进其氧化, 降低 CH<sub>4</sub> 排放<sup>[30-31]</sup>。间歇灌溉还能够抑制水稻无效分蘖, 提高根系活力, 提高水稻产量。数据荟萃分析的结果表明<sup>[32-33]</sup>, 间歇灌溉显著降低稻田 CH<sub>4</sub> 排放 51%~63%。据估算, 我国常年淹水稻田的面积为 (270~400) 万公顷, CH<sub>4</sub> 排放量约为 240 万吨, 占全国总排放量的 32%<sup>[17]</sup>。如果将这部分淹水稻田烤田一次, CH<sub>4</sub> 排放量将减少 120 万吨<sup>[11]</sup> (图 2b)。对于我国西南部丘陵山区的常年淹水稻田, 推广覆膜栽培技术是 CH<sub>4</sub> 减排的关键。该技术是在稻田开沟起厢, 塑料膜覆于厢面上, 然后在塑料膜上打孔方便水稻移栽。在水稻生育期确保沟内有水而厢面无水, 使土壤保持湿润状态<sup>[29]</sup>。研究表明, 覆膜栽培技术大幅度降低稻田 CH<sub>4</sub> 排放量 86%, 同时提高水稻产量和农民净经济收益<sup>[34]</sup>。此外, 因地制宜地推广水稻复合种养模式, 选取高产和节水抗旱水稻品种对于稻田 CH<sub>4</sub> 减排也有良好效果。通过对大量田间试验结果进行分析, Yu 等<sup>[35]</sup>发现水稻复合种养模式 (稻鱼、稻虾和稻蟹等) 能够提高田面水溶解氧含量, 促进 CH<sub>4</sub> 氧化, 显著降低 CH<sub>4</sub> 排放 15%, 同时提高水稻产量 2% 和净经济环境效益 51%。Jiang 等<sup>[36]</sup>发现高产水稻品种能够提高根系泌

氧能力和土壤甲烷氧化菌活性，促进  $\text{CH}_4$  氧化，降低  $\text{CH}_4$  排放。在有机碳含量较高的土壤上种植高产水稻品种，水稻生物量每增加 10%，能够降低 10.3% 的  $\text{CH}_4$  排放。Sun 等<sup>[37]</sup>报道节水抗旱稻可以大幅降低稻田  $\text{CH}_4$  排放，并能够在干旱年份维持水稻产量，降低水稻生产的温室气体排放强度。

### 3 氮肥优化管理为核心的土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 减排策略

氮肥生产过程的能耗  $\text{CO}_2$  排放以及施用引起的土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放，共占我国主粮生产碳排放总量的 44% (图 1a)。推广以氮肥优化管理为核心的  $\text{N}_2\text{O}$  减排策略迫在眉睫。 $\text{N}_2\text{O}$  是旱地土壤排放的一种重要温室气体。在一百年尺度下，单位质量  $\text{N}_2\text{O}$  的全球增温潜势是  $\text{CO}_2$  的 298 倍<sup>[38]</sup>。土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放主要来源于土壤微生物的硝化和反硝化作用<sup>[39-40]</sup>。化学氮肥施用可以直接为硝化和反硝化微生物提供底物，是影响  $\text{N}_2\text{O}$  排放最重要的人为因素。土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放通常伴随化学氮肥施用量增加呈现线性或者指数增加<sup>[41-43]</sup>。在我国，每年因化学氮肥施用引起的土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放高达 20 万吨纯氮，约占全国土壤总排放量的 43%<sup>[44]</sup>。其中，水稻、小麦以及玉米三大主粮种植过程，化学氮肥施用造成的  $\text{N}_2\text{O}$  排放高达 16 万吨纯氮<sup>[11]</sup>。除化学氮肥以外，动物有机肥和作物秸秆等有机氮肥施用，也会影响土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放。

动物有机肥和作物秸秆施用同时为硝化和反硝化微生物提供充足的氮源和碳源，促进  $\text{N}_2\text{O}$  产生和排放<sup>[45]</sup>。在我国，每年因有机肥施用引起的土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放量高达 12 万吨纯氮，约占全国总排放量的 25%<sup>[9-10]</sup>。通过对大量田间试验结果进行分析，Zhou 等<sup>[46]</sup>发现，与对照处理相比，动物有机肥施用显著促进土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放 33%。Xia 等<sup>[24]</sup>报道，在旱地施用秸秆能够显著促进土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放 22%，在稻田施用则会减少排放 17%。

抑制土壤微生物的硝化和反硝化作用是农田土壤  $\text{N}_2\text{O}$  减排的重点策略。硝化抑制剂，如双氰胺 (DCD)、3, 4-二甲基吡唑磷酸盐 (DMPP) 和 2-氯-6-三氯甲基吡啶 (Nitrapyrin) 等，能够降低土壤氨氧化菌活性，有效抑制  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  向  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的转化过程，减少土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放<sup>[47-50]</sup>。通过对大量田间试验结果进行分析，Xia 等<sup>[51]</sup>发现硝化抑制剂能够平均降低我国三大主粮田间种植过程的  $\text{N}_2\text{O}$  排放量 40%，其中水稻减排 51%，小麦减排 32%，玉米减排 39% (图 3a)。脲酶抑制剂，如氢醌 (HQ) 和 N-丁基硫代磷酰三胺 (NBPT)，通过抑制土壤脲酶活性来减缓尿素向  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化，减少硝化作用底物，抑制  $\text{N}_2\text{O}$  排放<sup>[51]</sup>。研究发现<sup>[51]</sup>，脲酶抑制剂施用平均降低我国三大主粮田间种植过程的  $\text{N}_2\text{O}$  排放量 28%，其中水稻减排 45%，小麦减排 12%，玉米减排 37% (图 3a)。硝化和脲酶抑制的配合施用能够更有效地降低粮食生产过程的  $\text{N}_2\text{O}$  排放。除硝化和

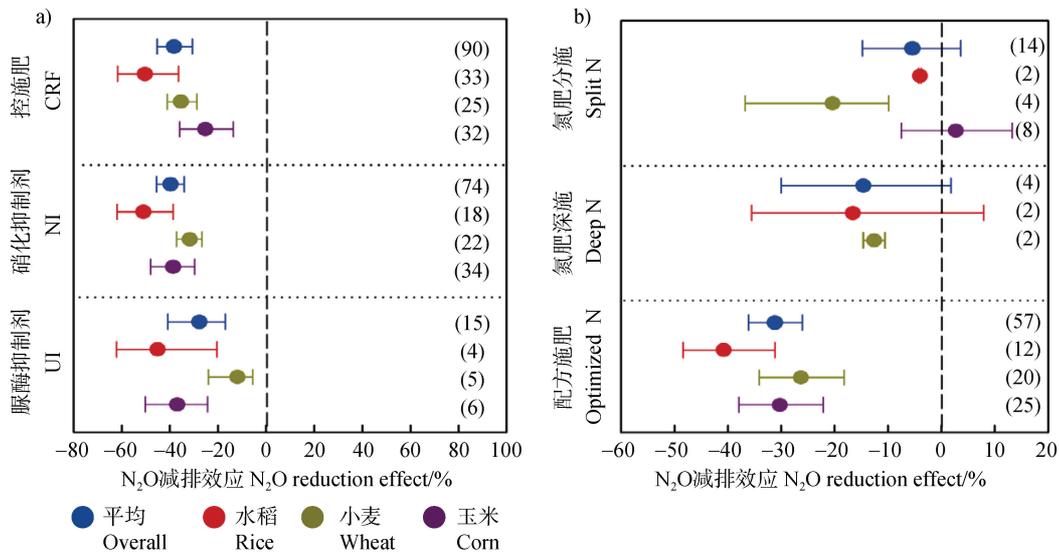


图 3 氮肥优化管理措施对我国主粮作物种植过程  $\text{N}_2\text{O}$  排放的影响<sup>[51]</sup>

Fig. 3 Effects of knowledge-based N management on  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from staple crop production in China

脲酶抑制剂以外,采取氮肥优化管理措施协调农作物需氮和土壤供氮关系,提高氮肥利用率,同样能够减少土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放<sup>[52-53]</sup>。我国是世界上最大的肥料生产和消耗国,农田不合理的氮肥管理措施导致施入土壤中的化肥氮有很大一部分(通常高于50%)以  $\text{N}_2\text{O}$  和其他活性氮(氨挥发、氮淋溶和径流)的形式进入大气或水体,造成环境污染<sup>[54-55]</sup>。即使考虑化肥氮在土壤中的长期残留效应,近年来我国氮肥的平均利用率也仅有43%,远低于欧美国家水平<sup>[55]</sup>。采取以“4R”为核心的氮肥优化管理措施,对于农业碳中和的实现和环境可持续发展具有重要意义。

氮肥优化管理的“4R”策略主要是指,选择正确的氮肥品种(Right source),采用正确的氮肥用量(Right rate),在正确的施肥时间(Right time),施用在正确的位置(Right place)<sup>[51, 56]</sup>。选择正确的氮肥品种(Right source)主要是指选择控释氮肥等高效氮肥品种。与尿素等普通氮肥相比较,控释氮肥能够根据作物生长需氮规律逐步释放养分,促进作物生长,提高氮肥利用率,减少氮损失。Xia等<sup>[51]</sup>数据荟萃分析的结果显示,控释氮肥施用能够平均提高我国主粮作物氮肥利用率34%,降低 $\text{N}_2\text{O}$ 排放38%(水稻,-50%;小麦,-35%;玉米,-25%)(图3a),提高主粮产量8%。此外,控释氮肥施用能够显著降低土壤 $\text{NH}_3$ 挥发61%,降低氮淋溶17%,降低氮径流32%,从而降低 $\text{N}_2\text{O}$ 的间接排放<sup>[51]</sup>。我国主粮种植消耗氮肥所引起的能耗排放(31%)高于 $\text{N}_2\text{O}$ 排放(14%)的发现表明(图1a),通过单一调控氮肥种类减少土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 排放,很难实现温室气体的全面减排,需要配合氮肥用量优化。采用正确的氮肥用量(Right rate)主要是指根据土壤供氮能力与作物氮素需求,通过配方施肥等技术确定氮肥用量<sup>[56]</sup>。通过对大量田间试验结果进行分析,Xia等<sup>[51]</sup>发现通过配方施肥确定的氮肥用量较传统用量低28%。采用配方施肥用量能够大幅提高我国主粮作物氮肥利用率48%,降低土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 排放31%(水稻,-41%;小麦,-26%;玉米,-30%)(图3b),降低 $\text{NH}_3$ 挥发31%,减少氮淋溶35%和氮径流28%,同时不影响作物产量。在正确的时间施肥(Right time)主要是指通过增加氮肥施用次数或减少基肥施用比例,减少作物生长初期的氮肥损失。作物生长初期根系对于氮素的吸收能力较弱,是氮损失的高发时

期<sup>[56]</sup>。研究发现<sup>[51]</sup>,减少基肥比例和增加施用次数能够促进作物生长后期对于氮素的大量吸收,分别提高主粮作物氮肥利用率8%和30%,减少土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 排放5%和8%(图3b),降低其他活性氮损失13%~62%和24%~37%,提高作物产量4%和6%。施用在正确的位置(Right place)通常指采取氮肥深施。研究发现<sup>[51]</sup>,氮肥深施能够促进作物根系对氮素吸收,提高我国主粮作物氮肥利用率29%,降低土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 排放15%(水稻,-17%;小麦,-13%)(图3b),降低 $\text{NH}_3$ 挥发35%,减少氮径流16%,提高作物产量7%。优化有机氮肥施用同样对于土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 减排至关重要。研究发现<sup>[11]</sup>,如果将秸秆和动物有机肥炭化为生物炭还田,能够将其对土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 排放的正效应转变为负效应(图4)。通过对大量田间试验结果进行分析,Xia等<sup>[11]</sup>发现生物炭还田平均降低农田土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 排放23%。原因在于:(1)生物炭的高碳氮比促进土壤微生物对氮素的同化固定,降低硝化和反硝化作用底物有效性;(2)生物炭施用可以提高土壤反硝化细菌活性,促进反硝化作用中 $\text{N}_2\text{O}$ 到 $\text{N}_2$ 的还原,降低土壤 $\text{N}_2\text{O}$ 排放<sup>[27]</sup>。

## 4 农田土壤固碳增汇措施

我国农田土壤固碳量(每年0.6亿吨 $\text{CO}_2$ 当量)仅能抵消主粮生产8%的碳排放量,碳汇效应薄弱(图1),亟需采取固碳增汇措施。第二次全国土壤普查的结果显示,我国农田土壤0~1m有机碳库储量大约为122亿吨。近年来,得益于作物产量以及秸秆还田量的增加,我国农田土壤碳库呈现明显增加的趋势<sup>[57]</sup>。通过在全国典型农作区采集4060个土壤样品测定有机碳含量,Zhao等<sup>[14]</sup>发现我国农田表层土壤(0~20cm)有机碳储量从1980年的 $28.6 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增至2011年的 $32.9 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,平均增长速率为 $140 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ,低于全球农田土壤的平均固碳速率。我国农田土壤有机碳变化空间变异大,有机碳增幅最大为华东地区(山东、江苏、浙江和安徽),增长速率为 $277 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ;其次为华中南地区(河南、湖南、湖北、广东和广西),增长速率为 $223 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ;西南、华北以及西北地区有机碳库增长速率分别为177、170和 $93 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。东北三省(黑龙江、吉林和辽宁)土壤有机碳储量则呈现损失趋势<sup>[57]</sup>,平均损失量为 $13 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

农田土壤固碳增汇的核心是提高外源碳输入量并降低土壤本底有机碳分解。我国农作物秸秆资源丰富，大面积推广秸秆还田是增加土壤碳库储量的重点措施。大量田间试验结果表明<sup>[25, 58]</sup>，秸秆还田显著提高农田土壤有机碳含量 15%~20%，有机碳增幅与秸秆施用量之间呈现明显的正相关关系。据统计，2018 年我国三大主粮作物秸秆还田比例约为 44%<sup>[11]</sup>，每年因此带来的农田表层土壤（0~20 cm）固碳量为 0.6 亿吨 CO<sub>2</sub> 当量。如果将生产动物饲料以外的主粮秸秆全部还田（82%），土壤固碳量则会增加 117%，达到 1.3 亿吨 CO<sub>2</sub> 当量，同时提高主粮作物产量 380 万吨<sup>[11]</sup>。我国动物有机肥（畜禽粪便）产量大，但有效还田率显著低于欧美国家<sup>[54]</sup>。推广动物有机肥还田对于提升土壤碳库和土壤肥力，以及提高作物产量具有重要作用。通过对大量田间试验结果进行分析，Xia 等<sup>[23]</sup>发现动物有机肥还田可以分别提高我国稻田和旱地表层土壤（0~20 cm）固碳速率 439 和 675 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>，与此同时平均提高作物产量 4%。将作物秸秆和动物有机肥发酵后还田，能够进一步提高固碳效果。与作物秸秆和动物有机肥相比，生物炭中的碳组分大部分为惰性碳，施用后可以大幅提升土壤碳库储量<sup>[27]</sup>。大量田间试验荟萃分析的结果表明<sup>[11]</sup>，施用每吨生物炭碳的固碳效率（平均为 0.91 t·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>）远高于作物秸秆碳（平均为 0.16 t·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>）。据估算<sup>[11]</sup>，如果将我国生产动物饲料以外的主粮秸秆全部炭化为生物炭还田将大幅提高土壤固碳量 2.1 亿吨 CO<sub>2</sub> 当量，可以抵消我国农业源温室气体排放总量的 23%，与此同时提高主粮产量 57 百万吨。

免耕措施是有效减少农田土壤有机碳库分解的关键技术<sup>[59]</sup>。通过对大量田间试验结果进行分析，Cui 等<sup>[60]</sup>发现免耕能够平均提高全球旱地土壤有机碳含量 10%；Liu 等<sup>[61]</sup>报道免耕可以提高稻田土壤有机碳含量 6%。Lu 等<sup>[59]</sup>报道指出，2000 年我国农田土壤免耕面积约为 400 万公顷，每年因此带来的农田表层土壤（0~20 cm）固碳量为 293 万吨 CO<sub>2</sub> 当量。如果进一步推广免耕技术到 2 040 万公顷，土壤固碳量会增加到 1 687 万吨 CO<sub>2</sub> 当量。然而，大量研究表明免耕会降低作物产量<sup>[62]</sup>，不利于粮食安全。因此，在大面积推广免耕措施的同时需要配套采取作物保产技术，例如秸秆还田、种植绿肥作

为覆盖作物或者加强氮肥优化管理等。

## 5 固碳减排之间的“此消彼长”效应

粮食生产固碳减排的难点在于土壤固碳和温室气体减排之间，或者不同温室气体种类之间存在“此消彼长”效应<sup>[24]</sup>。具体表现为特定农田管理措施在提高土壤碳库储量或者减排某种温室气体的同时，促进了另一种温室气体的排放。秸秆还田是提升土壤碳库的重要措施，但同时会大幅促进稻田 CH<sub>4</sub> 排放（图 4）。通过对太湖地区稻麦轮作长期定位试验的观测研究，Xia 等<sup>[19]</sup>发现秸秆还田促进稻田 CH<sub>4</sub> 排放，引起的温室效应增幅远高于土壤固碳效应。据估算，如果将我国 50% 的水稻秸秆在稻季还田会增加土壤碳库 3 850 万吨 CO<sub>2</sub> 当量。与此同时，增加 CH<sub>4</sub> 排放 9 240 万吨 CO<sub>2</sub> 当量，相当于固碳效应的 2.4 倍<sup>[11]</sup>。动物有机肥还田效果类似，通过对大量田间试验结果进行分析，Xia 等<sup>[23]</sup>发现在稻田施用每吨有机肥碳显著提高净温室效应 0.15 t·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>（CO<sub>2</sub>-eq），在旱地施用会降低净温室效应 0.9 t·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>（CO<sub>2</sub>-eq）。因此，对于稻田生态系统而言，秸秆或者动物有机肥还田应当在旱地作物季推广，或者将其炭化为生物炭还田。与秸秆或者动物有机肥相比，生物炭还田可以显著降低稻田 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放，并大幅提升土壤碳库储量<sup>[27]</sup>，表明生物炭是消除固碳减排之间“此消彼长”效应的关键。

间歇灌溉是减少稻田 CH<sub>4</sub> 排放的有效措施，但同时会促进土壤 N<sub>2</sub>O 排放。Jiang 等<sup>[32]</sup>发现间歇灌溉显著降低稻田 CH<sub>4</sub> 排放 51%，同时增加 N<sub>2</sub>O 排放 105%（图 4）。只考虑 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 的温室效应，Wang 等<sup>[30]</sup>报道，与持续淹水相比较，无论秸秆还田与否、氮肥施用与否，间歇灌溉对稻田 CH<sub>4</sub> 的减排效应高于对 N<sub>2</sub>O 排放的促进效应，因此降低稻田碳排放的综合温室效应。然而，间歇灌溉在促进 N<sub>2</sub>O 排放的同时会加快土壤本底有机碳分解，减少土壤碳库储量。通过对大量田间试验结果进行分析，Shang 等<sup>[63]</sup>报道间歇灌溉下稻田土壤碳库的损失效应和 N<sub>2</sub>O 排放的增加效应，高于 CH<sub>4</sub> 的减排效应，因此增加稻田的净温室效应。因此，在推广间歇灌溉的同时需要配套氮肥优化管理（如配方施肥）以及土壤固碳技术（如生物炭施用）等。

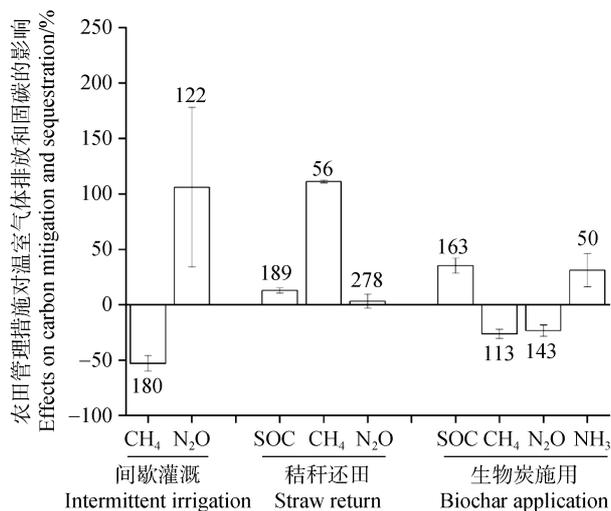


图4 固碳减排之间的“此消彼长”效应<sup>[11, 25, 32]</sup>

Fig. 4 Trade-offs between GHG mitigation and carbon sequestration<sup>[11, 25, 32]</sup>

硝化抑制剂是减少土壤 N<sub>2</sub>O 排放的关键措施，但在碱性土壤采用会促进土壤 NH<sub>3</sub> 损失。Xia 等<sup>[11]</sup>研究指出，硝化抑制剂在大幅降低我国三大主粮种植过程 N<sub>2</sub>O 排放 32%~51% 的同时，显著促进了 NH<sub>3</sub> 损失 21%~33%。硝化抑制剂促进 NH<sub>3</sub> 挥发所引起的 N<sub>2</sub>O 间接排放，很大程度上抵消了其对 N<sub>2</sub>O 的减排效果<sup>[64]</sup>。因此，在推广硝化抑制剂的同时需要配套 NH<sub>3</sub> 减排措施，如配施脲酶抑制剂。因为脲酶抑制剂能够有效抑制尿素水解，减少土壤 N<sub>2</sub>O 和 NH<sub>3</sub> 排放。此外，生物炭施用 在减排 N<sub>2</sub>O 的同时会促进 NH<sub>3</sub> 挥发（图 4）。农田土壤固碳减排之间存在的“此消彼长”效应表明，单一管理措施很难实现全面有效的固碳减排，粮食生产碳中和的实现需要固碳减排措施集合。

## 6 我国粮食生产的碳中和实现路径

我国粮食生产能否实现碳中和，或者采取哪些固碳减排措施集合能够实现碳中和，目前尚不清楚。为此，Xia 等<sup>[11]</sup>通过大数据分析结合经验模型的方法，评估了不同固碳减排措施集合（S1-S3），对于我国主粮生命周期生产过程碳排放的减排潜力，明确了粮食生产碳中和的实现路径。减排方案 S1 包括：（1）增加土壤固碳：将三大主粮秸秆还田比例从目前的 44% 提高至 82%（生产动物饲料以外的部分全部还田）；（2）稻田 CH<sub>4</sub> 减排：全国所有稻田均

采用间歇灌溉；（3）土壤 N<sub>2</sub>O 减排：采取氮肥优化减量（-15%）配合氮肥分施（增加氮肥施用次数）。与 2018 年相比较，S1 能够将主粮生产总碳排放从 6.7 亿吨减少至 5.6 亿吨，减排潜力为 16%。其中，土壤固碳量增加 99%，土壤 N<sub>2</sub>O 减排 11%，CH<sub>4</sub> 减排仅为 1%，原因在于稻田秸秆还田对 CH<sub>4</sub> 排放的激发效应抵消了其他措施的减排效果。S1 情景下，全国不同省份的减排潜力为 2%~43%，无法实现碳中和。Xia 等<sup>[11]</sup>进一步优化减排措施集合，将 S1 的秸秆（82%）炭化还田，并保持其他减排措施不变（S2）。结果显示，与 S1 相比较，S2 可以将主粮生产总碳排放从 5.6 亿吨进一步减少至 2.3 亿吨（-59%）（选取生物炭的平均固碳减排效果进行估算）。其中，土壤固碳量提高 141%，CH<sub>4</sub> 减排 65%，N<sub>2</sub>O 减排 27%，与能耗相关的 CO<sub>2</sub> 排放提高 10%，原因在于秸秆运输和生物炭加工过程需要额外的能源投入。与 S1 相比，S2 将全国各个省份的减排潜力提高至 40%~80%，但仍无法实现碳中和。

除了具有很好的直接固碳减排潜力，生物炭还具有间接的温室气体减排潜力<sup>[65-66]</sup>。生物炭生产过程有两大生物质能源产生，分别是生物油和生物气。这两者可以作为原料发电，替代化石燃料，实现温室气体间接减排。研究发现<sup>[11]</sup>，生物油和生物气的能源替代效率为每吨秸秆 0.8~0.9 吨 CO<sub>2</sub> 当量，远高于生物炭生产过程的能耗 CO<sub>2</sub> 排放，具体效率受热解温度和秸秆种类影响。据估算，生物炭的总减排潜力（田间固碳减排+能源替代减排）伴随着热解温度增加先增加后降低，大约在 500℃ 达到峰值。在减排方案 S2 的基础上，Xia 等<sup>[11]</sup>进一步考虑生物油和生物气的能源替代效应（500℃ 热解秸秆），并保持传统的 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 减排措施不变（S3，简称生物炭耦合能源捕获模式），发现仅需要 72% 的主粮秸秆生产生物炭，我国主粮生产总碳排放可以实现从源（6.7 亿吨）到汇（-0.4 亿吨）的转变，实现碳中和（图 5）；小麦和玉米生产已转化为碳汇，水稻生产仍为碳源（0.59 亿吨 CO<sub>2</sub> 当量），表明水稻种植是我国粮食生产实现碳中和的最大挑战。S3 情景下，除江西、福建、广东、广西和海南五个水稻种植大省有少量碳排放，其他省份均实现了碳中和。因此，生物炭耦合能源捕获模式是我国粮食生产实现碳中和的重要路径（图 5）。与 2018 年相比较，推广该模式还能够提高主粮产量 49 百万吨，降低活性氮排



气候变化因子交互作用下, 农田土壤温室气体的排放特征和固碳减排措施的减排增汇效应。

此外, 还需要进一步完善和规范碳交易市场, 建立生态补偿机制, 激励农民采用氮肥优化管理等核心的减排措施。在全国粮食核心产区, 例如东北平原、华北平原、长江中下游平原、成都平原等, 建立减排效果示范基地, 进一步推广固碳减排措施的应用和推动农业碳中和的实现。

## 参考文献 (References)

- [ 1 ] Martin-Roberts E, Scott V, Flude S, et al. Carbon capture and storage at the end of a lost decade[J]. *One Earth*, 2021, 4 ( 11 ): 1569—1584.
- [ 2 ] Liu Z, Deng Z, He G, et al. Challenges and opportunities for carbon neutrality in China[J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2021, 3 ( 2 ): 141—155.
- [ 3 ] Wang F, Harindintwali J D, Yuan Z Z, et al. Technologies and perspectives for achieving carbon neutrality[J]. *The Innovation*, 2021, 2 ( 4 ): 100180.
- [ 4 ] Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. The People's Republic of China Third National Communication on Climate Change[R/OL]. (2018-12-12)[2023-08-01]. <https://www.mee.gov.cn/ywgz/ydqhbh/wsqtzk/201907/P020190701762678052438.pdf>. [中华人民共和国生态环境部. 中华人民共和国气候变化第三次国家信息通报[R/OL]. (2018-12-12)[2023-08-01]. <https://www.mee.gov.cn/ywgz/ydqhbh/wsqtzk/201907/P020190701762678052438.pdf>.]
- [ 5 ] Chen X P, Cui Z L, Fan M S, et al. Producing more grain with lower environmental costs[J]. *Nature*, 2014, 514 ( 7523 ): 486—489.
- [ 6 ] Cui Z L, Zhang H Y, Chen X P, et al. Pursuing sustainable productivity with millions of smallholder farmers[J]. *Nature*, 2018, 555 ( 7696 ): 363—366.
- [ 7 ] Liu B B, Gu W Y, Yang Y, et al. Promoting potato as staple food can reduce the carbon-land-water impacts of crops in China[J]. *Nature Food*, 2021, 2 ( 8 ): 570—577.
- [ 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, 556: 116—125.
- [ 9 ] Xia L L, Yan X Y. Research progress and prospect of greenhouse gas emissions from the life-cycle production of food crops in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39 ( 4 ): 665—672. [夏龙龙, 颜晓元. 中国粮食作物生命周期生产过程温室气体排放的研究进展及展望[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39 ( 4 ): 665—672.]
- [ 10 ] Cai Z C, Xu H, Ma J. Methane and nitrous oxide emissions from rice-based ecosystems[M]. Hefei: Press of University of Science and Technology of China, 2009. [蔡祖聪, 徐华, 马静. 稻田生态系统 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放[M]. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2009.]
- [ 11 ] 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.
- [ 12 ] Xia L L, Xia Y Q, Li B L, et al. Integrating agronomic practices to reduce greenhouse gas emissions while increasing the economic return in a rice-based cropping system[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 231: 24—33.
- [ 13 ] Xia L L, Xia Y Q, Ma S T, et al. Greenhouse gas emissions and reactive nitrogen releases from rice production with simultaneous incorporation of wheat straw and nitrogen fertilizer[J]. *Biogeosciences*, 2016, 13 ( 15 ): 4569—4579.
- [ 14 ] Zhao Y C, Wang M Y, Hu S J, et al. Economics- and policy-driven organic carbon input enhancement dominates soil organic carbon accumulation in Chinese croplands[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115 ( 16 ): 4045—4050.
- [ 15 ] Wang W, Koslowski F, Nayak D R, et al. Greenhouse gas mitigation in Chinese agriculture: Distinguishing technical and economic potentials[J]. *Global Environmental Change*, 2014, 26: 53—62.
- [ 16 ] Gao B, Huang T, Ju X T, et al. Chinese cropping systems are a net source of greenhouse gases despite soil carbon sequestration[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24 ( 12 ): 5590—5606.
- [ 17 ] Yan X Y, Yagi K, Akiyama H, et al. Statistical analysis of the major variables controlling methane emission from rice fields[J]. *Global Change Biology*, 2005, 11 ( 7 ): 1131—1141.
- [ 18 ] Yan X Y, Akiyama H, Yagi K, et al. Global estimations of the inventory and mitigation potential of methane emissions from rice cultivation conducted using the 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23 ( 2 ): GB2002.
- [ 19 ] Xia L L, Wang S W, Yan X Y. Effects of long-term straw incorporation on the net global warming potential and the net economic benefit in a rice-wheat cropping system in China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, 197: 118-127.
- [ 20 ] 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 ( 2 ): GB2021.
- [ 21 ] Ma Y C, Kong X W, Yang B, et al. Net global warming

- potential and greenhouse gas intensity of annual rice-wheat rotations with integrated soil-crop system management[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, 164: 209—219.
- [ 22 ] Jiang Y, Qian H Y, Huang S, et al. Acclimation of methane emissions from rice paddy fields to straw addition[J]. *Science Advances*, 2019, 5 ( 1 ): eaau9038.
- [ 23 ] Xia L L, Lam S K, Yan X Y, et al. How does recycling of livestock manure in agroecosystems affect crop productivity, reactive nitrogen losses, and soil carbon balance?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51 ( 13 ): 7450—7457.
- [ 24 ] Xia L L, Lam S K, Wolf B, et al. Trade-offs between soil carbon sequestration and reactive nitrogen losses under straw return in global agroecosystems[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24 ( 12 ): 5919—5932.
- [ 25 ] Cai Z C, Yan X Y. Understanding greenhouse gas emissions from croplands in China[M]//ACS Symposium Series. Washington, DC: American Chemical Society, 2011: 91—120.
- [ 26 ] Xia L L, Chen W H, Lu B F, et al. Climate mitigation potential of sustainable biochar production in China[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2023, 175: 113145.
- [ 27 ] Lehmann J, Cowie A, Masiello C A, et al. Biochar in climate change mitigation[J]. *Nature Geoscience*, 2021, 14 ( 12 ): 883—892.
- [ 28 ] Wang C, Chen D, Shen J L, et al. Biochar alters soil microbial communities and potential functions 3–4 years after amendment in a double rice cropping system[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2021, 311: 107291.
- [ 29 ] Yan X Y, Xia L L. Emission and mitigation of greenhouse gas from paddy fields in China[J]. *Bulletin of the Chinese Academy of Sciences*, 2015, 30 ( Z1 ): 186—193. [颜晓元, 夏龙龙. 中国稻田温室气体的排放与减排[J]. *中国科学院院刊*, 2015, 30 ( Z1 ): 186—193.]
- [ 30 ] Wang J Y, Zhang X L, Xiong Z Q, et al. Methane emissions from a rice agroecosystem in South China: Effects of water regime, straw incorporation and nitrogen fertilizer[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2012, 93 ( 1 ): 103—112.
- [ 31 ] Wang J Y, Ciais P, Smith P, et al. The role of rice cultivation in changes in atmospheric methane concentration and the Global Methane Pledge[J]. *Global Change Biology*, 2023, 29 ( 10 ): 2776—2789.
- [ 32 ] Jiang Y, Carrijo D, Huang S, et al. Water management to mitigate the global warming potential of rice systems: A global meta-analysis[J]. *Field Crops Research*, 2019, 234: 47—54.
- [ 33 ] Nayak D, Saetnan E, Cheng K, et al. Management opportunities to mitigate greenhouse gas emissions from Chinese agriculture[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2015, 209: 108—124.
- [ 34 ] Zhang Y, Lü S H, Ma J, et al. Effect of high-yield rice planting technique integrated with plastic mulching for water saving on methane emission from rice fields[J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2013, 22 ( 6 ): 935—941. [张怡, 吕世华, 马静, 等. 水稻覆膜节水综合高产技术对稻田 CH<sub>4</sub> 排放的影响[J]. *生态环境学报*, 2013, 22 ( 6 ): 935—941.]
- [ 35 ] Yu H Y, Zhang X C, Shen W Y, et al. A meta-analysis of ecological functions and economic benefits of co-culture models in paddy fields[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2023, 341: 108195.
- [ 36 ] Jiang Y, Qian H Y, Wang L, et al. Limited potential of harvest index improvement to reduce methane emissions from rice paddies[J]. *Global Change Biology*, 2019, 25 ( 2 ): 686—698.
- [ 37 ] Sun H F, Zhou S, Song X F, et al. CH<sub>4</sub> emission in response to water-saving and drought-resistance rice ( WDR ) and common rice varieties under different irrigation managements[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2016, 227 ( 2 ): 47.
- [ 38 ] IPCC. Climate change 2013: The physical science basis: Working Group I contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[M]. Cambridge, United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press, 2013.
- [ 39 ] Firestone M K, Davidson E A. Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil[J]. *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, 1989, 47: 7—21.
- [ 40 ] Butterbach-Bahl K, Baggs E M, Dannenmann M, et al. Nitrous oxide emissions from soils: How well do we understand the processes and their controls?[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2013, 368 ( 1621 ): 20130122.
- [ 41 ] Cui Z L, Wang G L, Yue S C, et al. Closing the N-use efficiency gap to achieve food and environmental security[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48 ( 10 ): 5780—5787.
- [ 42 ] Shcherbak I, Millar N, Robertson G P. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide ( N<sub>2</sub>O ) emissions to fertilizer nitrogen[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2014, 111 ( 25 ): 9199—9204.
- [ 43 ] van Groenigen J W, Velthof G L, Oenema O, et al. Towards an agronomic assessment of N<sub>2</sub>O emissions: A case study for arable crops[J]. *European Journal of Soil Science*, 2010, 61 ( 6 ): 903—913.
- [ 44 ] Gu B J, Ju X T, Chang J, et al. Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the*

- United States of America, 2015, 112 ( 28 ): 8792—8797.
- [ 45 ] Davidson E A. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860[J]. *Nature Geoscience*, 2009, 2 ( 9 ): 659—662.
- [ 46 ] Zhou M H, Zhu B, Wang S J, et al. Stimulation of N<sub>2</sub>O emission by manure application to agricultural soils may largely offset carbon benefits: A global meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23 ( 10 ): 4068—4083.
- [ 47 ] Akiyama H, Yan X Y, Yagi K. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N<sub>2</sub>O and NO emissions from agricultural soils: Meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2010, 16 ( 6 ): 1837—1846.
- [ 48 ] Linquist B A, Liu L J, van Kessel C, et al. Enhanced efficiency nitrogen fertilizers for rice systems: Meta-analysis of yield and nitrogen uptake[J]. *Field Crops Research*, 2013, 154: 246—254.
- [ 49 ] Qiao C L, Liu L L, Hu S J, et al. How inhibiting nitrification affects nitrogen cycle and reduces environmental impacts of anthropogenic nitrogen input[J]. *Global Change Biology*, 2015, 21 ( 3 ): 1249—1257.
- [ 50 ] Yang M, Fang Y T, Sun D, et al. Efficiency of two nitrification inhibitors ( dicyandiamide and 3, 4-dimethylpyrazole phosphate ) on soil nitrogen transformations and plant productivity: A meta-analysis[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 22075.
- [ 51 ] Xia L L, Lam S K, Chen D L, et al. Can knowledge-based N management produce more staple grain with lower greenhouse gas emission and reactive nitrogen pollution? A meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23 ( 5 ): 1917—1925.
- [ 52 ] Xia L L, Yan X Y. How to feed the world while reducing nitrogen pollution[J]. *Nature*, 2023, 613( 7942 ): 34—35.
- [ 53 ] Xia L L, Yan X Y. Maximizing Earth's feeding capacity[J]. *Nature Food*, 2023, 4 ( 5 ): 353—354.
- [ 54 ] Gu B J, Zhang X M, Lam S K, et al. Cost-effective mitigation of nitrogen pollution from global croplands[J]. *Nature*, 2023, 613 ( 7942 ): 77—84.
- [ 55 ] Yan X Y, Xia L L, Ti C P. Temporal and spatial variations in nitrogen use efficiency of crop production in China[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 293: 118496.
- [ 56 ] Zhang F S, Cui Z L, Chen X P, et al. Integrated nutrient management for food security and environmental quality in China[J]. *Advances in Agronomy*, 2012, 116: 1—40.
- [ 57 ] Yan X Y, Cai Z C, Wang S W, et al. Direct measurement of soil organic carbon content change in the croplands of China[J]. *Global Change Biology*, 2011, 17 ( 3 ): 1487—1496.
- [ 58 ] Liu C, Lu M, Cui J, et al. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: A meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2014, 20 ( 5 ): 1366—1381.
- [ 59 ] Lu F, Wang X K, 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.
- [ 60 ] Cui Y F, Zhang W W, Zhang Y, et al. Effects of no-till on upland crop yield and soil organic carbon: A global meta-analysis[J]. *Plant and Soil*, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11104-022-05854-y>.
- [ 61 ] Liu X, Shi Z J, Bai H, et al. Soil carbon sequestration in paddy field and its simultaneous mineralization to supply available nutrients for the crops are affected by no-tillage with straw management: A meta-analysis[J]. *Applied Soil Ecology*, 2023, 15: 281—305.
- [ 62 ] Pittelkow C M, Liang X Q, Linquist B A, et al. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture[J]. *Nature*, 2015, 517 ( 7534 ): 365—368.
- [ 63 ] Shang Z Y, Abdalla M, Xia L L, et al. Can cropland management practices lower net greenhouse emissions without compromising yield?[J]. *Global Change Biology*, 2021, 27 ( 19 ): 4657—4670.
- [ 64 ] Lam S K, Suter H, Mosier A R, et al. Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N<sub>2</sub>O emission: A double-edged sword?[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23 ( 2 ): 485—489.
- [ 65 ] Yang Q, Zhou H W, Bartocci P, et al. Prospective contributions of biomass pyrolysis to China's 2050 carbon reduction and renewable energy goals[J]. *Nature Communications*, 2021, 12: 1698.
- [ 66 ] Gao J, Zhang A P, Lam S K, et al. An integrated assessment of the potential of agricultural and forestry residues for energy production in China[J]. *GCB Bioenergy*, 2016, 8 ( 5 ): 880—893.
- [ 67 ] Xia L L, Lam S K, Kiese R, et al. Elevated CO<sub>2</sub> negates O<sub>3</sub> impacts on terrestrial carbon and nitrogen cycles[J]. *One Earth*, 2021, 4 ( 12 ): 1752—1763.
- [ 68 ] Liu S W, Zheng Y J, Ma R Y, et al. Increased soil release of greenhouse gases shrinks terrestrial carbon uptake enhancement under warming[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26 ( 8 ): 4601—4613.

( 责任编辑: 卢 萍 )