



请通过网上投稿系统投稿 网址:http://www.aes.org.cn

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

夏龙龙, 颜晓元

引用本文:

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.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0109

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

我国农田土壤温室气体减排和有机碳固定的研究进展及展望

夏龙龙, 颜晓元, 蔡祖聪 农业环境科学学报. 2020, 39(4): 834-841 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0108

秸秆还田下"麦-稻"轮作生产生命周期能耗及温室气体排放

杨娟, 王昌全, 白根川, 游来勇, 易云亮, 黄帆, 李喜喜 农业环境科学学报. 2015, 34(1): 196-204 https://doi.org/10.11654/jaes.2015.01.028

水分和秸秆管理减排稻田温室气体研究与展望

周胜,张鲜鲜,王从,孙会峰,张继宁 农业环境科学学报. 2020, 39(4): 852-862 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0060

施用生物炭对干旱区玉米农田碳足迹的影响

王冠丽,孙铁军,刘廷玺,程功 农业环境科学学报.2019,38(11):2650-2658 https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0533

应用生命周期法评价我国测土配方施肥项目减排效果

张卫红, 李玉娥, 秦晓波, 万运帆, 刘硕, 高清竹 农业环境科学学报. 2015(7): 1422-1428 https://doi.org/10.11654/jaes.2015.07.027



关注微信公众号,获得更多资讯信息

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. XIA Long-long, YAN Xiao-yuan. 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.



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

夏龙龙, 颜晓元*

(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)

摘 要:作为世界上最大的发展中国家之一,中国粮食生产对于全球粮食安全以及气候变化都具有至关重要的影响。近二十年 来,大量研究表明粮食作物田间生产过程是温室气体甲烷(CH₄)和氧化亚氮(N₂O)的重要排放源。伴随着生命周期评价法(碳足 迹)在农业领域的运用,越来越多的研究表明,除了田间生产过程以外,农业生产资料生产过程排放的温室气体同样不可忽视。 本文综述了我国在粮食作物生命周期生产过程中温室气体排放的研究,提出了针对性的温室气体减排措施,并对我国未来农作 物生产过程的碳足迹研究进行了展望。

关键词:粮食作物;温室气体;生命周期评价;碳足迹;减排措施 中图分类号:X511 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2020)04-0665-08 doi:10.11654/jaes.2020-0109

Research progress and prospect of greenhouse gas emissions from the life-cycle production of food crops in China

XIA Long-long, YAN Xiao-yuan*

(State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China) **Abstract**: As one of the largest developing country in the world, food production in China has substantial influence on global food security and climate change. During the past two decades, mountainous studies have proved that the sector of field cultivation of food crops is an important source of greenhouse gas (GHG) emissions. However, as the application of life-cycle analysis (carbon footprint) in the research field of agriculture, more and more studies have pointed out that the sector of agricultural materials production is also an important source of GHG emissions, which should not be ignored. This paper reviewed the research studies conducted during the past two decades regarding the assessment of GHG emissions due to the life-cycle production of food crops in China, proposed mitigation options and put forward prospects and suggestions on carbon footprint-related research studies in future.

Keywords: food crops; greenhouse gas; life-cycle analysis; carbon footprint; mitigation options

确保粮食安全、应对温室气体排放所引起的气候 变暖以及环境恶化是当今世界各国所共同面临的挑 战^[1-2]。作为世界上最大的发展中国家之一,中国以 世界9%的耕地养育了世界22%的人口^[3]。因此,中 国的粮食生产对于全球粮食安全以及气候变化都具 有至关重要的影响。例如就三大主粮作物而言,我国 水稻、小麦以及玉米的年总产量分别约占世界总产量 的30%、18%和21%^[4]。大量田间试验表明粮食作物

收稿日期:2020-01-31 录用日期:2020-03-25

作者简介:夏龙龙(1989—),山东安丘人,博士后,从事土壤碳氮循环与全球气候变化研究。E-mail:llxia@issas.ac.cn

^{*}通信作者:颜晓元 E-mail:yanxy@issas.ac.cn

基金项目:国家重点研发计划项目(2017YFD0200100)

Project supported : The National Key Research & Development Program of China (2017YFD0200100)

田间生产过程是温室气体甲烷(CH4,尤其是水稻的 田间生产过程)和氧化亚氮(N2O)的重要来源。近年 来,伴随着生命周期评价法在农业生产领域的运用, 越来越多有关碳足迹的研究表明,除了粮食作物田间 生产环节以外,各种农业生产资料(如肥料和农药 等)生产加工过程中排放的温室气体同样不容忽视, 特别是考虑到当前我国农业生产资料用量普遍高于 西方发达国家的现状。因此,系统研究我国粮食作物 全生命周期生产过程中的温室气体排放,对于农业源 温室气体排放的全面评估,特别是对于准确定位温室 气体的关键排放源以及制定有效的减排措施具有重 要意义。

粮食作物田间生产过程中温室气体的排放 及其影响因素

众所周知,粮食作物田间生产过程是温室气体 CH4和 N₂O 的重要排放源。对于水稻田间生产而言, 在持续淹水所形成的极端厌氧条件下,土壤中产甲烷 菌作用于有机肥料、根系分泌物和动植物残体等产甲 烷基质,产生了大量CH45。淹水稻田CH4的排放是 CH4产生、氧化和传输的净效应。任何影响这三个过 程的因素都会对CH4排放产生影响。例如,有机肥施 用可以直接为产甲烷菌提供作用底物,显著促进稻田 CH4排放。此外,有机物在淹水条件下快速分解会加 速土壤氧化还原电位下降,为产甲烷菌生长提供适宜 的环境条件,促进CH4产生和排放^[2]。整合分析研究 的结果表明⁶⁰,与对照处理相比,秸秆还田和动物有 机肥施用分别显著促进了稻田CH₄排放41%和78%。 水分管理制度是影响稻田CH4排放的另一个关键因 素。如果水稻长期处于淹水环境中,持续严格厌氧会 促进CH4大量产生以及排放;相对于持续淹水,中期 烤田会增加土壤通气性,破坏土壤的极端还原条件, 抑制CH4产生并促进CH4氧化四,从而减少CH4排放; 而且,中期烤田的水稻田,即使在烤田结束覆水后仍 能将 CH4 排放量保持在较低的水平, 直到水稻收 获^[8-9]。

中国是世界上最大的水稻生产国。截至2009年,我国稻田面积大约为2700万hm²,占我国耕地总面积的20%以上,约占世界稻田面积的30%¹¹¹。因此,合理评估我国水稻CH4排放至关重要。对于我国水稻CH4排放最早的估算要追溯到1991年,Khalil等¹¹⁰¹利用四川省成都市稻田两年田间试验观测的数据,推导出1980s我国稻田CH4排放量为30Tg。Was-

农业环境科学学报 第39卷第4期

smann 等^[11]利用浙江省稻田 CH₄测定结果估算出 1980s我国稻田CH4总排放量在18~28 Tg。我国科学 家利用多个农业气候区中的CH4观测数据推算出 1991 年我国水稻 CH4 排放总量大约为 15 Tg^[12]。随 后,Cai等^[13]综合考虑有机物料和稻田水分管理的影 响,推算出1993年我国水稻CH4排放总量约为8.5 Tg。Yan等^[14]通过收集全国范围内23个田间试验数 据并综合考虑有机物料和水分管理的影响,估算出 1995 年我国水稻 CH4 排放总量约为 7.7 Tg。Cao 等[15] 利用模型估算出 1990s 我国稻田 CH4总排放量为 16 Tg。Huang 等¹¹⁶综合考虑水稻光合作用以及土壤和 环境因子模拟得出1995年我国稻田CH4总排放量约 为9.66 Tg。Matthews等^[17]利用水稻生长模拟模型推 算出1997年我国稻田CH4排放量为7.2~8.6 Tg。Yan 等118利用政府间气候变化专门委员会估算区域稻田 排放的方法估算出 2000 年我国稻田 CH4 排放量为 7.68 Tg,约占世界总排放量的30%(综合考虑不同估 算方法结果,中国稻田CH4实际排放量应该在8Tg左 右,约占我国农业活动总排放的20%)。

N₂O 是旱地粮食作物生产过程中排放的重要温 室气体。在一百年尺度下,单位质量 N₂O 的全球增温 潜势是CO2的298倍^[3]。土壤N2O产生主要是微生物 对氮素的硝化和反硝化作用的结果[19-20]。化学氮肥 施用可以为土壤硝化和反硝化微生物提供作用底物, 显著促进土壤N₂O排放^[21]。化学氮肥对于N₂O排放的 影响主要通过 N₂O 排放系数(Emission factor, EF)表 示,即施用化学氮肥处理和不施氮肥处理N2O排放量 的差值与氮肥施用量的比值。对区域乃至整个国家 N₂O 排放量的估算都是基于该排放系数进行^[22-23]。 Davidson^[24]的研究表明,2000年全球因为化学氮肥施 用所造成的土壤直接和间接的 N₂O 排放量高达 2.2 Tg N·a⁻¹。1995年,我国化学氮肥施用引起的土壤 N₂O 排放量高达 0.2 Tg N·a^{-1[22]}。其中,水稻、小麦以 及玉米三大主粮作物田间生产中化学氮肥施用所造 成的 N₂O 排放量高达 0.16 Tg N · a^{-1 [24]}。利用 N₂O 排放 系数对N₂O排放量进行估算是基于N₂O排放量与化 学氮肥施用量之间存在线性关系的前提进行的。然 而,越来越多的研究表明土壤 N₂O 排放量与化学氮肥 施用量之间并非为线性关系,而是指数关系[25-28]。主 要原因为当氮肥施用量超过作物氮吸收量时,大量有 效氮在土壤表层累积,N2O排放对氮肥的响应更为剧 烈^[29]。通过对已发表数据的整合分析, Chen 等^[30]的研 究发现,我国水稻、小麦以及玉米田间生产N2O的排 放量与土壤氮盈余(N surplus)呈现显著的指数关系。 除了化学氮肥外,有机肥料施用,如作物秸秆、动物有 机肥等,也是土壤 N_2O 排放的主要推动因子之—^[31-32]。 Davidson^[24]估算出全球大约2%的有机肥料氮转化成 了 $N_2O(1860-2005 \pm)$ 。1995年,我国有机肥料施用 所引起的土壤 N_2O 排放量高达0.12 Tg $N \cdot a^{-1}$ 。

我国是世界上最大的化肥生产国和消耗国。截 止到2010年,我国用于粮食作物生产的化学氮肥用 量高达5500万t,约占世界氮肥总量的30%^[33]。然而, 过量氮肥施用以及不合理的管理措施导致了较低的 氮肥利用率水平(约30%),以及大量 N₂O 排放和其他 活性氮损失。合理评估我国粮食作物田间生产中的 N₂O 排放对于提高氮肥利用率、减少温室气体和活性 氮损失至关重要。对于我国粮食作物生产过程 N₂O 排放最早的估算要追溯到2000年,王效科等[34]利用 DNDC模型结合中国气候、农业土壤和农业生产的分 县数据库初步估算出1990年我国农业土壤N₂O总排 放量为310 Gg。随后, Yan 等[22]利用不用氮肥投入的 N₂O 排放系数估算出 1995 年我国农田土壤 N₂O 总排 放量为476 Gg N,其中化学氮肥施用引起的排放量为 202 Gg N,有机肥(动物粪便和秸秆)施用引起的排放 量为119 Gg N。Zheng等[31]通过对全国不同作物种植 系统收集的54个N₂O排放系数并结合蒙特卡洛随机 数方法,估算出我国1990s农田土壤N2O总排放量约 为 275 Gg N,其中旱地作物田间生产排放量为 226 Gg N,水稻生产过程排放总量约为49 Gg N。Lu等[35] 通过建立 N₂O 排放通量与降雨和氮肥施用量的经验 模型并结合统计数据,推算出1997年我国农田土壤 N₂O总排放量为259 Gg N,其中旱地作物生产排放总 量约为227 Gg N,水稻生产过程排放量约为32 Gg N。 Zou 等四通过区分稻田不同水分管理措施下的 N₂O 排 放系数估算出1990s我国水稻田间生产过程N2O总排 放量约为33 Gg。张强等^[36]通过本地参数修正 IPCC2006计算方法,结合统计资料估算了1980-2007年间我国农田土壤 N₂O 总排放量。结果显示, 2007年我国农田土壤 N₂O 总排放量为 288 Gg N,其中 旱地作物排放量约为253 Gg N,水稻生产排放总量约 为33 Gg N。Zhou等[32]通过对不同土壤气候因子的 N₂O排放系数建立分段回归模型,估算出2008年我国 农田土壤 N₂O 总排放量为 324 Gg N,其中旱地粮食作 物生产排放量约为273 Gg N,水稻生产排放总量约为 51 Gg N。由此可见,不同研究方法对农田土壤 N₂O 估算的结果有较大差异,其原因之一为区域有机肥施

用量的不确定性。《中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报》显示 2005 年农用地 N_2O 排放 0.67 Tg·a⁻¹,约占我国农业活动总排放的 25.4%。

农田土壤有机碳变化也是表征粮食作物田间生 产过程温室气体排放的重要指标。大量研究表明, 1980s至2000s,我国农田土壤碳库明显增加。Yan 等^[37]通过对全国范围内的土壤样品土壤有机碳含量 测定并结合第二次全国土壤普查数据发现,1979— 1982年至2007—2008年间,我国农田表层土壤(0~ 20 cm)有机碳含量从11.95g·kg⁻¹增加到12.67g· kg⁻¹,年平均增长率约为0.22%。其中,黄河流域的钙 化冲积土和我国南部的水稻土有机碳增幅比例最大。 Zhao等^[38]的研究结果表明,1980—2011年间,我国农 田表层土壤(0~20 cm)有机碳储量平均增长速率为 140 kg C·hm⁻²·a⁻¹,其中秸秆还田贡献约为40%。农 作物产量提高以及秸秆还田比例的增加是我国土壤 有机碳库增加的主要原因。

2 农业生产资料生产过程以及粮食加工运输 环节的温室气体排放

除了粮食作物田间生产过程中温室气体的直接 排放,各种农业生产资料(肥料、农药、柴油等)生产过 程也会有一定量的温室气体排放。农业生产资料生 产过程中排放的温室气体不容忽视,特别是考虑当前 我国农资用量(特别是化学氮肥)普遍高于西方发达 国家的现状。Zhang等^[39]利用生命周期评价法估算出 我国平均每生产并向土壤中施用1kg氮肥就会排放 温室气体13.5 kg CO₂-eq。其中,前期矿石燃料开采 和运输环节排放 2.2 kg CO₂-eq, 氨合成环节排放 5.1 kg CO₂-eq,肥料的制造环节排放 0.9 kg CO₂-eq,氮肥 的田间施用过程排放 5.2 kg CO₂-eq。由此可见,氮肥 生产加工运输环节的温室气体排放高达8.3 kg CO2eq(图1),比氮肥田间施用引起的温室气体排放所造 成的温室效应高60%。利用这一结果进一步推算发 现,2010年我国因化学氮肥生产加工运输环节所造 成的温室气体排放高达278 Tg CO2-eq,约占我国农 业源总排放的35.3%,分别高于粮食田间生产排放的 CH₄(20%)和N₂O(25.4%)所贡献的比例(图2)。除了 氮肥以外,我国磷肥和钾肥的生产加工运输所排放的 温室气体分别为 1.5、0.98 kg CO₂-eq (每千克肥 料)[40]。利用这一结果结合国家统计数据进一步推算 发现,2010年我国因磷肥和钾肥生产加工运输造成 的温室气体排放量分别为17.4、7.06 Tg CO2-eq,分别

农业环境科学学报 第39卷第4期



Figure 1 Total greenhouse gas emissions from field crop production and fertilizer production in China^[26,36–38,40]



transportation of various agricultural inputs in China^[40]

约占我国农业源总排放的2.2%和0.9%(图2)。除了 化学肥料以外,农药、农膜、柴油和灌溉所耗用电能的 生产加工环节也会有一定温室气体排放,其排放系数 分别为18、19、3.9、1 kg CO₂-eq(每升农药/柴油、每千 克农膜或每度电能)(图1)。此外,有机肥的生产加 工过程也会有大量温室气体排放,其排放系数为 11.3 kg CO₂-eq·kg⁻¹N。

需要引起注意的是,相比于一些发达国家的(清 洁)能源结构,我国农业生产资料的生产主要以消耗 煤炭资源为主,而煤炭的能源转换系数通常较低,这 意味着在我国每生产单位质量的农业生产资料,就会 比发达国家排放更多的CO₂^[40]。例如,我国氮肥生产 加工运输的温室气体排放系数是美国(4.8 kg CO₂eq·kg⁻¹N)和加拿大(2.9 kg CO₂-eq·kg⁻¹N)等国家相 同系数的1.7~2.8倍^[41-43]。此外,我国的农资用量普遍 高于西方发达国家。例如,我国主粮作物水稻、小麦和玉米田间生产的平均氮肥用量分别为240、230、205 kg N·hm⁻²,约是美国和加拿大平均用量的2~3倍。这意味着,相比于发达国家的粮食生产,我国更迫切地需要运用生命周期的评价方法全面评估粮食作物田间生产过程中以及农业生产资料生产过程中的温室气体排放,从而为农业源温室气体减排措施的制定提供依据。

除了农业生产资料和粮食作物田间生产过程中的温室气体排放外,粮食作物收获以后的加工运输过程所引起的能源(如柴油、电能)消耗也会有一定量温室气体(CO₂和N₂O)排放。这一环节排放的温室气体在以往研究中经常容易被忽略。Xia等^[40]研究表明,我国水稻、小麦以及玉米加工运输环节平均的温室气体排放量分别为623、407、400 kg CO₂-eq·hm⁻²,分别是田间生产过程排放量的8%、44%、41%,分别是农业生产资料过程排放量的19%、13%、14%。因此粮食作物收获后加工运输过程的温室气体排放不容忽视。

3 粮食作物生产生命周期过程的温室气体排放

国际上通常采用生命周期评价法(Life cycle assessment)评价某种粮食作物(如水稻)从前期农业生 产资料加工过程到粮食作物田间生产过程以及作物 收获后加工运输过程的整个生命周期的温室气体总 排放[40]。评价过程中将单位质量的粮食作物生命周 期生产过程排放的温室气体折合成 CO₂-eq 则为碳足 迹(Carbon footprint, kg CO2-eq·kg⁻¹ 籽粒或 kg CO2eq·kg⁻¹食品)。其中,"kg CO₂-eq·kg⁻¹籽粒"表示生命 周期评价法的研究边界从农业生产资料的生产开始 到粮食作物的籽粒收获为止;"kg CO₂-eq·kg⁻¹食品" 表示研究边界从农业生产资料的生产开始到粮食作 物的籽粒被收获并进一步加工成相应食品为止。农 资生产环节的排放主要包括化肥、农药、杀虫剂等生 产过程中能源消耗所排放的CO2、N2O^[44-45];田间生产 环节的排放主要包括粮食作物田间生产期间排放的 CH4(水稻生产包含育秧环节的排放)、N₂O(包含土壤 背景排放)和CO₂(灌溉、耕作等引起的能源消耗排 放),并结合考虑土壤有机碳变化(碳足迹)^[40];加工运 输环节的排放主要包括粮食作物收获后籽粒的加工 和运输过程中能源(如柴油、电能)消耗引起的CO2和 N₂O的排放。碳足迹的评价方法能够更准确地定位 粮食作物生命周期各个生产环节中温室气体最大的 环节,有利于制定更有针对性的减排措施。

针对于三大主粮作物(水稻、小麦以及玉米)的碳 足迹评价,国内外已经有很多学者进行了研究。 Pathak 等^[46]的研究表明,印度水稻生产的碳足迹为 1.6~1.9 kg CO₂-eq·kg⁻¹食品,其中稻田 CH₄排放在碳 足迹中占有最大比例。在日本,水稻生产过程的平均 碳足迹约为0.8 kg CO2-eq·kg⁻¹籽粒^[44]。在美国,小麦 和玉米的平均碳足迹分别约为0.25~0.35、0.12~0.25 kg CO₂-eq·kg⁻¹ 籽粒^[47]。在加拿大,小麦和玉米生产 的平均碳足迹分别约为0.27~0.50、0.24~0.35 kg CO-eq·kg⁻¹籽粒^[48-49]。在我国,最早的关于粮食作物生产 过程碳足迹的系统研究是在2011年, Cheng等[44]利用 国家统计数据结合文献调研的温室气体排放系数估 算出1993—2007年间我国农作物生命周期生产过程 的年平均碳排放量约为4.38 Tg CO₂-eq,折算后得到 我国农作物生产的平均碳足迹为0.40 kg CO₂-eq·kg⁻¹ 籽粒。其中,氮肥生产施用环节所排放的温室气体约 占整个生命周期的54.8%。而对于主粮作物,他们的 结果显示我国水稻、小麦以及玉米生产过程中的碳足 迹分别为1.36、0.51、0.44 kg CO₂-eq·kg⁻¹籽粒。在水 稻生产中,田间CH4排放占总碳足迹的比例最大,为 69%;小麦和玉米生产过程中,氮肥施用引起的温室 气体排放分别占碳足迹总量的80%和81%。但是,他 们的估算并没有考虑有机肥(动物粪便以及作物秸 秆)施用对 N₂O 排放的贡献且未考虑土壤有机碳变 化。而且,关于农药和柴油等农资的温室气体排放系 数,他们参考的是国外文献的数值,这会给估算结果 带来进一步不确定性,因为我国农资的温室气体排放 系数要普遍高于西方国家的系数。

通过在我国主粮作物主产区开展大量大田试验 并结合田间调查,Chen等^[30]研究表明我国水稻、小麦 以及玉米生产过程中的碳足迹分别约为1.38、0.63、 0.44 kg CO₂-eq·kg⁻¹籽粒。以往研究通常利用确定的 N₂O 排放系数来估算施肥对粮食作物田间生产中 N₂O 排放的影响,而他们的研究则采用土壤氮盈余与 N₂O 排放的指数经验模型来估算 N₂O 排放,因此更加符合 实际情况。然而,他们的研究同样没有考虑土壤有机 碳变化对于粮食作物碳足迹的影响。通过采用 Chen 等计算田间生产 N₂O 排放的方法,结合我国的农资的 温室气体排放系数,并综合考虑土壤有机碳变化,Xia 等^[40]系统评估了 2001—2010年间我国主粮作物生命周 期生产过程的温室气体排放总量。结果显示,2001— 2010年间,我国三大主粮作物生产过程中温室气体的 总排放量为 564 Tg CO₂-eq·a⁻¹。水稻、小麦以及玉米 的碳足迹分别约为1.77、0.91、0.74 kg CO₂-eq·kg⁻¹将 粒(图3),结果高于 Cheng等^[44]和 Chen等^[30]的研究结 果。水稻碳足迹较高的区域分布在我国南方双季稻 种植面积较大的省份,如广东、广西、海南以及湖南省 等^[40]。小麦碳足迹较高的区域主要分布在贵州、云南、 甘肃以及陕西省等^[40]。玉米则在福建、海南、广西、广 东省等地区的碳足迹较高^[40],主要原因为这些省份的 玉米产量较低。水稻碳足迹较低的区域主要分布在 黑龙江、江苏以及四川省等;小麦碳足迹较低的区域主 要分布在江苏、青海以及安徽省等;玉米碳足迹较低的 区域主要分布在我国北部的一些省份,如内蒙古自治 区和青海省等。





对于生产环节的贡献,稻田 CH4排放(包含育秧期)占水稻碳足迹的54%,农业资料生产环节的排放占29%,灌溉环节占11%^[40]。而对于旱地粮食作物的碳足迹,田间生产过程(主要是 N₂O 排放)约占23%~26%,农业资料生产环节的温室气体排放占74%~77%,其中氮肥生产施用过程的排放约占71%~80%。而且,氮肥生产过程中温室气体排放的贡献(45%~48%)高于氮肥田间施用后引起 N₂O 排放的贡献(22%~35%)。因此,稻田 CH4排放和氮肥的生产与施用是我国水稻和旱地粮食作物生命周期生产过程中关键的温室气体排放环节。

对于旱地粮食作物温室气体减排,以往的研究通常只关注田间 N₂O 排放的减排,例如硝化抑制剂施用。实际上,碳足迹研究的结果显示氮肥生产过程中排放温室气体的贡献要明显高于田间 N₂O 排放的贡献。因此,在推广针对性 N₂O 减排措施的基础上,合理减少氮肥用量是旱地粮食作物温室气体减排的重中之重,特别是考虑到我国氮肥施用普遍过量的实际情况。通过情景分析,Xia 等^[40]发现如果将化学氮肥

用量减少20%并保持粮食产量不变,能够将水稻、小 麦以及玉米的碳足迹分别平均减少7.6%、12.7%和 11.1%。Chen等^[30]的研究结果显示,合理减少化学氮 肥用量19%~25%并配合氮肥优化管理措施,可以进 一步将我国水稻、小麦以及玉米的产量提高13%~ 20%,大幅度降低其碳足迹37%~59%。合理减少化 学氮肥用量在有效减少粮食作物碳足迹的同时,还能 够显著降低各种活性氮排放,降低粮食作物生命周期 的活性氮足迹。通过对大量田间试验数据进行整合 分析,Xia等^[50]发现通过配方施肥合理减少化学氮肥 用量在显著减少田间 N₂O 排放 31% 的同时,显著降低 了 氨 挥 发 30.7%, 氮 淋 溶 40.9% 以 及 氮 径 流 27.6%。 除了合理减少氮肥用量以外,优化氮肥生产环节同样 对碳足迹的减排至关重要,例如提高煤开采过程中的 CH4回收率和提高氮肥生产过程的能源利用效率等。 Zhang 等^[39]的研究结果显示,优化氮肥生产模式并结 合氮肥减量施用能够将我国氮肥生产施用过程中排 放的温室气体减少20%~63%。

对于水稻碳足迹的减排,通过优化水分管理方式 以及秸秆施用方式来减少稻田CH4排放是关键。据 估算,我国大约有27万~40万hm²的稻田常年处于淹 水状态,每年因此排放的CH4约为2.44 Tg,约占我国 稻田总排放量的32%^[2]。Yan等^[18]的研究结果表明如 果将所有淹水稻田中间排水一次,则会将我国稻田 CH4总排放量减少15.6%;如果将作物秸秆在非稻季 还田会使CH4总排放量减少12.8%;如果将两种措施 结合运用则会使我国稻田CH4总排放量减少26.4%。 虽然将所有淹水稻田中间排水一次会增加N₂O排放, 但是增加的N₂O的温室效应小于CH₄的减排效应。 Xia等^[40]的结果表明,如果在减少氮肥用量的基础上, 进一步通过合理的秸秆还田以及水分管理措施降低 稻田CH4排放,能够将我国水稻生产的平均碳足迹降 低26.1%。除了秸秆的非稻季还田以外,将作物秸秆 发酵以后还田同样可以降低稻田 CH4 排放。Xia 等^[50] 在太湖地区水稻-小麦轮作两年的观测结果表明,秸 秆发酵后还田能够显著降低稻田CH4排放12%~ 33%;结合氮肥减量与秸秆发酵后还田能够将太湖地 区水稻生产的碳足迹显著降低31%~53%。综上,碳 足迹的研究方法对于我国农田温室气体减排具有指 导意义。

4 碳足迹研究的展望

近二十年来,我国在粮食作物田间生产过程中温

农业环境科学学报 第39卷第4期

室气体排放观测和评估方面取得了丰硕的成果。近 十年来,伴随着生命周期评价方法的成功运用,越来 越多的田间观测试验开始运用碳足迹估算我国粮食 作物生命周期生产的温室气体总排放,力求为温室气 体减排措施制定提供思路。目前碳足迹研究大部分 针对我国主要粮食(水稻、小麦以及玉米)的生产过 程,未来应该将其应用到更多的农作物生产系统中, 比如用于氮肥用量显著高于粮食作物的集约化蔬菜 种植系统,进而探究不同农田生态系统碳足迹的共性 与特性。除此之外,需要进一步明确我国各种区域化 的农业生产资料的温室气体排放系数。目前,有机 肥、柴油、农药/杀虫剂等排放系数仍有较大的不确定 性。对于集约化蔬菜种植系统,有机肥的温室气体排 放系数对于碳足迹的准确评估起到关键性作用。对 于国家尺度上碳足迹的评估,田间过程中N2O排放应 该采取土壤氮残留量(Soil N surplus)或者氮肥施用 量与N2O排放响应经验模型来估算,而不是采用单一 的 IPCC N₂O 排放系数来进行估算。此外,需要更加 深入地探讨造成不同区域(省份)农作物碳足迹差异 的具体原因,需要更加明确分析不同区域碳足迹的特 点和减排潜力,为制定区域化和有针对性的温室气体 减排措施提供思路。因为农田土壤碳氮循环紧密耦 合,未来的研究还需要进一步将碳足迹研究与氮足迹 研究相结合,探讨农作物生产过程中碳氮足迹的相互 关系,以更加全面地评价我国粮食牛产对牛态环境的 综合影响,推动我国农业源温室气体和活性氮的综合 减排以及可持续农业的发展。

参考文献:

- Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, et al. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions[J]. *Sci*ence, 2008, 320:889–892.
- [2] Smith P, Haberl H, Popp A, et al. How much land-based greenhouse gas mitigation can be achieved without compromising food security and environmental goals?[J] *Global Change Biology*, 2013, 19:2285–2302.
- [3] 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.
- [4] Ray D K, Ramankutty N, Mueller N D, et al. Recent patterns of crop yield growth and stagnation[J]. Nature Communications, 2012, 3:1293.
- [5] 蔡祖聪,徐 华,马 静.稻田生态系统 CH₄和 N₂O 排放[M]. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2009.

CAI Zu-cong, XU Hua, MA Jing. Methane and nitrous oxide emissions from rice-based ecosystems[M]. Hefei: University of Science and Technology of China Press, 2009.

[6] Xia L L, Lam S K, Yan X Y, et al. How does recycling of livestock ma-

nure in agroecosystems affect crop productivity, reactive nitrogen losses, and soil carbon balance? [J] *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(13):7450-7457.

- [7] Jia Z J, Cai Z C, Tsuruta H. Effect of rice cultivar on CH₄ production potential of rice soil and CH₄ emission in a pot experiment[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2006, 52(3):341–348.
- [8] 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 and Environment, 2014, 197:118-127.
- [9] Zou J W, Huang Y, Jiang J, et al. A 3-year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: Effects of water regime, crop residue, and fertilizer application[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19:GB2021.
- [10] Khalil M A K, Rasmussen R, Wang M X, et al. Methane emissions from rice fields in China[J]. Environmental Science & Technology, 1991, 25:979-981.
- [11] Wassmann R, Schütz H, Papen H, et al. Quantification of methane emissions from Chinese rice fields (Zhejiang Province) as influenced by fertilizer treatment[J]. *Biogeochemistry*, 1993, 20(2):83-101.
- [12] Huang Y, Zhuang Y B, Chen Z L. Estimation of methane emission from rice paddies in mainland China[J]. *Global Biogeochemical Cy*cles, 1996, 10:641-649.
- [13] Cai Z C. A category for estimate of CH₄ emission from rice paddy fields in China[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 1997, 49(1): 171-179.
- [14] Yan X Y, Cai Z C, Ohara T, et al. Methane emission from rice fields in mainland China: Amount and seasonal and spatial distribution[J]. *Journal of Geophysical Research*. doi:10.1029/2002JD003182.
- [15] Cao M, Dent J B, Heal O W. Methane emissions from China's paddy land[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 1995, 55 (2): 129– 137.
- [16] Huang Y, Sass R L, Fisher F M. Model estimates of methane emission from irrigated rice cultivation of China[J]. *Global Change Biology*, 1998, 4:809-821.
- [17] Matthews R B, Wassmann R, Knox J W. Using a crop/soil simulation model and GIS techniques to assess methane emissions from rice fields in Asia. IV. Upscaling to national levels[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 58(1):201–217.
- [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: GB2002.
- [19] Firestone M K, Davidson E A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil[J]. Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, 1989, 47:7–21.
- [20] 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 of London Series B, Biological Sciences*, 2013, 368:20130122.

- [21] Zou J W, Huang Y, Qin Y M, et al. Changes in fertilizer-induced direct N₂O emissions from paddy fields during rice-growing season in China between 1950s and 1990s[J]. *Global Change Biology*, 2009, 15: 229–242.
- [22] Yan X Y, Akimoto H, Ohara T. Estimation of nitrous oxide, nitric oxide and ammonia emissions from croplands in East, Southeast and South Asia[J]. *Global Change Biology*, 2003, 9:1080–1096.
- [23] IPCC. Climate change. The physical science basis: Working Group I contribution to the fifth assessment report of the intergovermental panel on climate change[M]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2013.
- [24] Davidson E A. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860[J]. *Nature Geoscience*, 2009, 2: 659–662.
- [25] 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, 48:5780–5787.
- [26] Shcherbak I, Millar N, Robertson G P. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide(N₂O) emissions to fertilizer nitrogen[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2014, 111 (25):9199–9204.
- [27] van Groenigen J W, Velthof G L, Oenema O, et al. Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: A case study for arable crops[J]. *European Journal of Soil Science*, 2010, 61(6):903–913.
- [28] 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, 13:4569–4579.
- [29] Niu S L, Classen A T, Dukes J S, et al. Global patterns and substratebased mechanisms of the terrestrial nitrogen cycle[J]. *Ecology Letters*, 2016, 19(6):697–709.
- [30] 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.
- [31] Zheng X, Han S, Huang Y, et al. Re-quantifying the emission factors based on field measurements and estimating the direct N₂O emission from Chinese croplands[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, 18: GB2018.
- [32] Zhou F, Shang Z Y, Zeng Z Z, et al. New model for capturing the variations of fertilizer-induced emission factors of N₂O[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2015, 29(6):885–897.
- [33] FAO. FAOSTAT Database-Agriculture production[R]. 2011, Rome.
- [34] 王效科,李长生.中国农业土壤 N₂O 排放量估算[J]. 环境科学学报, 2000, 20(4):483-488.
 WANG Xiao-ke, LI Chang-sheng. N₂O emission from agricultural soil in China[J]. Acta Scientiae Circumstance, 2000, 20(4):483-488.
- [35] Lu Y Y, Huang Y, Zou J W, et al. An inventory of N₂O emissions from agriculture in China using precipitation-rectified emission factor and background emission[J]. *Chemosphere*, 2006, 65(11):1915–1924.
- [36] 张 强, 巨晓棠, 张福锁. 应用修正的 IPCC2006 方法对中国农田 N₂O 排放量重新估算[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(1):7-13. ZHANG Qiang, JU Xiao-tang, ZHANG Fu-suo. Re-estimation of di-

农业环境科学学报 第39卷第4期

rect nitrous oxide emission from agricultural soils of China via revised IPCC2006 guideline method[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2010, 18(1):7-13.

- [37] 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.
- [38] Zhao Y, Wang M, Hu S, 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.
- [39] Zhang W F, Dou Z X, He P, et al. New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2013, 110:8375-8380.
- [40] 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.
- [41] Lal R. Carbon emission from farm operations[J]. Environment International, 2004, 30:981–990.
- [42] Jayasundara S, Wagner-Riddle C, Dias G, et al. Energy and greenhouse gas intensity of corn(*Zea mays* L.) production in Ontario: A regional assessment[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2014, 94: 77–95.
- [43] Breiling M, Hoshino T, Matsuhashi R. Contributions of rice production to Japanese greenhouse gas emissions applying life cycle assess-

ment as a methodology[R]. Tokyo B: 1999, 32.

- [44] Cheng K, Yan M, Nayak D, et al. Carbon footprint of crop production in China: An analysis of national statistics data[J]. *Journal of Agricultural Science*, 2014, 153:422–431.
- [45] Wang W, Koslowski F, Nayak D R, et al. Greenhouse gas mitigation in Chinese agriculture: Distinguishing technical and economic potentials[J]. *Global Environment Change*, 2014, 26:53–62.
- [46] Pathak H, Jain N, Bhatia A, et al. Carbon footprints of Indian food items[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2010, 139(1/2): 66-73.
- [47] Snyder C, Bruulsema T, Jensen T, et al. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2009, 133:247–266.
- [48] Gan Y T, Liang C, Wang X Y, et al. Lowering carbon footprint of durum wheat by diversifying cropping systems[J]. *Field Crops Research*, 2011, 122(3):199–206.
- [49] Gan Y T, Liang C, Campbell C A Z, et al. 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 Agron*omy, 2012, 43:175–184.
- [50] 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, 23:1917-1925.