#### DOI: 10.20103/j.stxb.202403050453

黄新东,张新艳,张帆.中国主要粮食作物种植结构优化下稳粮减排及成本效益分析.生态学报,2025,45(6):2938-2951. Huang X D,Zhang X Y,Zhang F.Crop structure optimizing for stabilizing food and reducing emissions and cost benefit analysis in China. Acta Ecologica Sinica,2025,45(6):2938-2951.

# 中国主要粮食作物种植结构优化下稳粮减排及成本效 益分析

黄新东<sup>1,2</sup>,张新艳<sup>1</sup>,张 帆<sup>2,\*</sup>

1 长春理工大学化学与环境工程学院,长春 1300222 中国科学院地理科学与资源研究所,陆地表层格局与模拟院重点实验室,北京 100101

**摘要**:优化粮食作物的种植结构是保障粮食安全与减少农业源温室气体排放的有效手段。基于中国各省农业生产投入、管理经 营与农产品成本收益汇编数据,采用排放因子、多目标优化及成本收益分析方法,核算了 2021 年中国及各省份粮食生产温室气 体排放状况并揭示其空间分布特征及贡献份额,优化了其种植结构和布局,开展了主要作物的生产成本和经济效益分析。研究 发现:(1) 2021 年,中国粮食生产温室气体排放总量达 4.33×10<sup>8</sup> tCO<sub>2</sub>eq, CH<sub>4</sub>和 N<sub>2</sub>O 是主要贡献者,排放量占比分别为 40.12% 和 32.56%;水稻种植是第一大排放源,其排放温室气体 2.09×10<sup>8</sup> tCO<sub>2</sub>eq, 玉米是温室气体排放量最大的旱地作物。(2) 中国粮 食作物生产温室气体排放在空间上呈现东高西低、南多北少的格局,东北平原、长江中下游平原和珠江三角洲等水稻主产区是 高排放区。(3) 优化作物种植结构后,粮食种植面积相对于 2021 年下降 6.78%,灌溉用水、化肥用量分别下降了 4.82% 和 4.87%;作物产量增加 1.1%,其中水稻、小麦产量分别减少 0.62%、0.55%,玉米则增产 1.48%;温室气体排放总量下降 5.09%,其 中 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和 N<sub>2</sub>O 排放分别减少 5.98%、5.6%和 3.7%。(4) 粮食作物结构种植调整有助于提升成本收益,优化后粮食作物总 收益可增加 305.74 亿元,七种粮食作物除蔬菜种植成本有所增加外,其他作物均不同程度降低。未来,受气候变化、市场竞争 和高种植成本等因素影响,中国粮食安全保障和温室气体减排压力将进一步加剧,优化种植结构、推动农业全产业链升级与降 低生产资料消耗是实现农业稳粮减排的有效途径。

关键词:作物结构调整;粮食安全保障;温室气体减排;成本效益分析

# Crop structure optimizing for stabilizing food and reducing emissions and cost benefit analysis in China

HUANG Xindong<sup>1,2</sup>, ZHANG Xinyan<sup>1</sup>, ZHANG Fan<sup>2,\*</sup>

1 School of Chemical and Environmental Engineering, Chang Chun University of Science and Technology, Changchun 130022, China

2 Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation Institute, Institute of Geographic Sciences and Resources Research, Beijing 100101, China

**Abstract**: Optimizing the planting structure of grain crops is an effective means to ensure food security and mitigate greenhouse gas emissions in agriculture. Based on the compilation data of agricultural input, management, and output costbenefit data from various provinces in China, this article uses emission factors, multi-objective optimization, and cost-benefit analysis methods to calculate the greenhouse gas emissions from grain production in China and its provinces in 2021, reveal their spatial distribution characteristics and contribution share, optimize their planting structure and layout, and carry out production cost and economic benefits analysis of major crops. The research findings are as follows: (1) In 2021, China's grain production resulted in total greenhouse emissions of  $4.33 \times 10^8$  tons CO<sub>2</sub> equivalent. CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O are the main

基金项目:国家自然科学基金项目(72221002,72373139,72304192)

收稿日期:2024-03-05; 网络出版日期:2024-12-23

\* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: zhangf.ccap@igsnrr.ac.cn

#限于数据的可获取性,本研究尚未含中国港澳台统计数据。

contributors, accounting for 40.12% and 32.56% of the total emissions, rice cultivation is the largest emitter, with an emission of  $2.09 \times 10^8$  tons of CO<sub>2</sub> equivalent, while corn is the largest emitter among dryland crops. (2) Greenhouse gas emissions from grain production exhibit a spatial distribution where emissions are higher in the eastern regions and lower in the western regions, with greater emissions in the southern areas compared to the northern areas. The rice-producing regions such as the Northeast Plain, the Mid-Lower Reaches of the Yangtze River Plain, and the Pearl River Delta are high-emission areas. (3) Following the optimization of crop planting structures, there was a 6.78% reduction in grain planting areas compared to 2021, accompanied by 4.82% and 4.87% reductions in irrigation water and fertilizer usage, respectively. The yield increased by 1.1%, with rice and wheat production decreasing by 0.62% and 0.55%, respectively, while corn production increased by 1.48%. Total greenhouse gas emissions decreased by 5.09%, with CO2, CH4, and N2O emissions decreasing by 5.98%, 5.6%, and 3.7%, respectively. (4) Adjusting the planting structure of grain crops can help improve cost-benefit relationships and optimize total grain crop revenue by increasing it by 305.74 billion yuan. Except for vegetable cultivation costs, which increased to some extent, all other crops decreased in cost to varying degrees. In the future, under the influence of factors such as climate change, market competition, and high production costs, the pressure on China's food security and greenhouse gas reduction will further intensify. Optimizing planting structures, strengthening agricultural industry chain cooperation, and reducing production material consumption are effective ways to achieve stable grain production and reduction of greenhouse gas emissions.

Key Words: crop structure adjustment; food security; greenhouse gas reduction; cost-benefit analysis

气候变化给粮食安全及农业减排造成的潜在风险是 21 世纪人类社会面临的共同挑战<sup>[1]</sup>。据 IPCC 最新 研究表明,受全球变暖的影响,气温每上升 1℃,三大主粮产量下降 3%—10%,这可能对中低纬度的国家粮食 安全造成冲击<sup>[2-4]</sup>。部分国家可能会扩大粮食播种面积以应对气候变化造成的粮食减产,这将会造成农业温 室气体排放增加进而反馈全球变暖。2015 年,与粮食生产相关的农业活动排放的温室气体高达 12.6Gt CO<sub>2</sub> eq,占世界温室气体排放总量的 20%左右<sup>[5]</sup>。调整粮食作物种植结构提升农田生产力,有望抵消气候变化带 来的粮食损失以及降低农业温室气体排放<sup>[6-8]</sup>。当前中国部分省份农业生产仍存在高投入,低产出等问题, 地区之间因自然环境,经济技术等因素导致农田生产力存在巨大差异,形成东南高,西北低的分布格局<sup>[9]</sup>。 优化粮食作物种植结构,降低种植成本,提升农田生产力,利用有限的耕地资源生产更多的粮食,同时减少其 生产活动对环境的不利影响,对实现中国粮食安全及社会稳定发展具有重大意义。

农业温室气体减排是减缓全球变暖的重要途径,为了实现将全球平均升温控制在前工业化时期 2℃以内 的《巴黎协定》温控目标,国内外学者针对农业稳粮、减碳及其成本效益分析开展了广泛的研究。国际上看, Gazola B 等关于免耕雨养田间试验的研究表明,在热带地区,免耕可减少土壤表层的扰动,避免土壤有机体破 碎与被微生物分解,显著降低温室气体排放量<sup>[10]</sup>;Rahman A 等对比地下施氮与地表施氮对农田产量的影响, 发现地下施氮比常规施氮使农田增产 30%,GHG 降低 10%<sup>[11]</sup>。国内学术界焦聚于改善田间生产技术与培优 新品种等方面研究,谢鸿飞等利用 APSIM 作物模型对华北地区玉米地在不同种植制度下的温室气体排放进 行评估,发现优化种植制度可减少农田碳流失,增加土壤有机质含量<sup>[12]</sup>;闫莎等发现在干湿交替灌溉条件下 添加沸石,水稻的单产量比常规管理提高 10%—20%,CH<sub>4</sub>与 N<sub>2</sub>O 排放减少 30%<sup>[13]</sup>。这些措施可能会造成农 业劳动力及生产成本的增加,进而影响农民的实施意愿,需在生产技术、作物结构等方面做出改变。

如何在全球变暖的背景下,保持粮食增产的同时减少其活动对环境的负面效应,尤其是减少温室气体排 放成为亟需解决的现实问题<sup>[14-15]</sup>。当前中国关于粮食作物种植结构的优化及空间调整的方案还不充分,关 于粮食生产效益评估的研究仍需完善,区域作物种植结构优化及空间布局研究可为提升农田生产力及降低生 产成本提供科技支撑。本文基于中国粮食生产的成本投入及环境代价评估,利用多目标优化及成本效益核算 方法,优化了7种主要粮食作物的种植结构,以期为缓解中远期的粮食需求压力、提升农田生产效益并减轻环 境影响提供科学判据。

#### 1 研究方法与数据来源

#### 1.1 研究框架及核算范围

研究内容包括3个部分,首先,利用排放因子法核算了2021年中国各省份粮食作物的温室气体排放状况 并揭示空间排放特征。其次,以温室气体排放最小化和粮食作物产量最大化为优化目标,以种植面积、化肥用 量、灌溉用水、农户收入等为约束条件,构建多目标优化模型并调整各省粮食作物种植结构。最后,评估调整 粮食作物种植结构后各省的成本效益。

本文采用排放因子法核算中国七种粮食作物(水稻、小麦、玉米、薯类、豆类、油料、蔬菜)生产的温室气体 排放(CO<sub>2</sub>,CH<sub>4</sub>,N<sub>2</sub>O),涵盖生产资料(化肥、农药等)的制造及作物整个生命周期的温室气体排放(图1)。在 种植业中,CO<sub>2</sub>排放主要来自化肥、农药等农用资料的制造、运输与农田土壤翻耕、机械及灌溉消耗的电能与 燃油,CH<sub>4</sub>排放贡献源主要是水稻种植,N<sub>2</sub>O 排放包括化肥施用及作物自身的排放<sup>[16]</sup>。基于 2021 年中国人口 到达历史高峰,粮食消费进入历史高水平且相对平稳时期,考虑未来粮食消费的基本需求及研究数据的可获 取性,本文采用 2021 年为研究基期。



Fig.1 Research framework

1.2 研究方法

1.2.1 粮食生产温室气体核算

粮食作物生产温室气体排放采用排放因子法核算:

$$E = \sum_{i=1}^{7} E_i = \sum_{i=1}^{7} At_i \times EF_i$$

式中, E 为粮食生产温室气体排放总量,  $E_i$  为第 i 种作物的温室气体排放量,  $At_i$  为第 i 种作物的种植面积,  $EF_i$  为第 i 种作物的温室气体排放系数。

生产资料制造、运输过程温室气体排放:

$$EP = \sum_{j}^{5} ef_{j} \times p_{j}$$

式中,*EP*为生产资料生产、运输过程温室气体总排放量,*ef*<sub>j</sub>为第*j*种化肥或农药生产量,*p*<sub>j</sub>为生产第*j*种生产 资料的 CO<sub>2</sub> 排放系数。本文使用的排放因子主要参考了中国生命周期基础数据库和 IPCC 国家温室气体清 单指南<sup>[17]</sup>,部分温室气体排放系数源自国内学术界公开发表的期刊数据,排放系数见表1。

	Table 1 Greenhouse g	as emission coefficient of chemical fertilizer and pestic	cides
生产资料 Means of production	排放源 Emission source	温室气体排放系数/(kg CO <sub>2</sub> eq/kg) Greenhouse gas emission coefficient	来源 Source
化肥 Chemical fertilizer	氮肥	1.53	CLCD
	磷肥	1.63	CLCD
	钾肥	0.65	CLCD
	复合肥	1.77	CLCD
农药 Pesticides		18.10	范紫月 <sup>[16]</sup>

表1 化肥及农药生产温室气体排放系数

农药	Pesticides
----	------------

CLCD:中国生命周期数据库 Chinese life cycle database

粮食作物温室气体排放:

$$EC = \sum_{i=1}^{7} At_i \times f_i$$
  

$$EM = Do_i \times E_d$$
  

$$ER = At_r \times ef_r$$
  

$$EI = \sum_{i=1}^{7} C_i \times I_g$$
  

$$EN = \sum_{i=1}^{7} (At_i \times fg_i + Pn_i \times fn_i + Pc_i \times fc_i)$$

ET = EP + EC + EM + ER + EI + EN

式中, EC 为翻耕土壤 CO<sub>2</sub>排放,  $f_i$  为翻耕土壤碳排放系数。EM 为机械柴油消耗的 CO<sub>2</sub>排放,  $Do_i$  为 i 种作物的 机械柴油消耗量, Ea 为柴油碳排放系数。ER 为稻田 CH4 排放, At, 为水稻的种植面积, ef, 为水稻种植 CH4 排 放系数。EI 为灌溉碳排放, $C_i$  为第 i 种作物的灌溉面积, $I_a$  为灌溉碳排放系数。EN 为 N<sub>2</sub>O 的排放总量, $fg_i$ 为第 i 种作物生长期中 N<sub>2</sub>O 的排放系数。Pn<sub>i</sub> 为第 i 种作物的氮肥施用量,fn<sub>i</sub> 为第 i 种作物施用氮肥 N<sub>2</sub>O 的 排放系数。Pc; 为第 i 种作物复合肥的施用量,fc; 为第 i 种作物施用复合肥 N<sub>2</sub>O 的排放系数,ET 为粮食生产 温室气体总排放量,粮食作物生产过程投入的生产资料的温室气体排放系数见表2。

		Table 2	Greenhouse gas	emission co	oefficient of c	rop product	ion		
排放源 Emission sources	排放物 Emission	水稻 Rice	春小麦 Spring Wheat	冬小麦 Winter Wheat	豆类 Beans	玉米 Corn	蔬菜 Vegetable	其他作物 Other crop	来源 Sources
作物排放 Crop emission	$\rm N_2O(kg/hm^2)$	0.24	0.4	1.75	2.29	2.532	4.944	0.95	闵继胜[18]
氮肥 Nitrogenous fertilizer	$\rm N_2O(kg\!/kg)$	0.003	0.0015	0.011	0.06605	0.0083	0.0083	0.03	闵继胜 <sup>[18]</sup>
复合肥 Compound fertilizer	$N_2O/(kg/kg)$	0.0011	0.0011	0.0011	0.0011	0.0011	0.0011	0.11	胡永浩[19]
翻耕 Plough	$\rm CO_2/(kg \ C \ km^2)$	312.6	312.6	312.6	312.6	312.6	312.6	312.6	伍芬林[20]
灌溉 Irrigation	$\mathrm{CO}_{2}\!/(\mathrm{kg}\;\mathrm{C}\;\mathrm{hm}^{2})$	20.476	20.476	20.476	20.476	20.476	20.476	20.476	胡永浩[19]
机械柴油 Mechanical diesel oil	${ m CO}_2/({ m kg/kg})$	0.5927	0.5927	0.5927	0.5927	0.5927	0.5927	0.5927	IPCC

表 2 农作物生产的温室气体排放系数

CO2, CH4和 N2O 是全球变暖的三大主要贡献气体, 根据 IPCC 第四次评估报告, CO2温室效应在 100 年时 间尺度上只有 CH<sub>4</sub>的 1/25, N,O 的 1/298<sup>[21]</sup>。本文在计算温室气体排放时,按照 1tCH<sub>4</sub>和 1t N,O 排放量分别 转化为25tCO2、298tCO2计算,三种温室气体全球变暖潜能值如下:

1.2.2 优化方法

# $GWP = CO_2 + CH_4 \times 25 + N_2O \times 298$

本文设定的优化目标为温室气体排放最低及粮食作物产量最大,以作物种植面积、生产资料投入与农户

收入为约束条件,利用软件 MATLAB 优化粮食作物种植结构,具体约束条件如下:

(1)粮食作物总播种面积不超过 2021 年总播种面积;

(2)粮食作物的总收入不低于 2021 年总收入;

(3)各省灌溉用水量不超过2021年用水量;

(4)各省化肥总用量不得超过 2021 年用量;

(5)各省主粮作物种植面积变化不超过 2021 年的 20%,其他作物种植面积变化不超过 50%(参考农业部 提出的坚决保住水稻、小麦口粮生产,确保 8 亿亩的口粮种植面积的优化农业种植结构指导意见)。

结合优化目标及约束条件建立多目标优化模型,优化模型如下:

$$Y = \sum F(x_1, x_2)$$
  

$$F_1 = \text{Max} \sum_{i,j=1}^{31} SA_{i,j} \times CP_{i,j}$$
  

$$F_2 = \text{Min} \sum_{i,j=1}^{31} SA_{i,j} \times E_{i,j}$$

式中, F<sub>1</sub>为粮食产量, F<sub>2</sub>为温室气体排放量, SA<sub>i,j</sub>为优化后第*i*省第*j*种作物的播种面积, CP<sub>i,j</sub>表示*i*省第*j*种 作物单位面积产量, E<sub>i,i</sub>为第*i*省第种*j*作物单位面积的温室气体排放, 优化目标及约束条件方程见表 3。

表 3 作物种植结构优化方程

*SA*<sub>*i,j*,2021</sub>表示 2021 年*i* 省第*j* 种作物种植面积,*WS*<sub>*i,j*,2021</sub>表示 2021 年*i* 省第*j* 种作物单位面积用水量,*WS*<sub>*i,j</sub>表示优化后<i>i* 省第*j* 种作物单位面积用水量。*FS*<sub>*i,j*,2021</sub>表示 2021 年*i* 省第*j* 种作物单位面积化肥用量,*FS*<sub>*i,j</sub>表示优化后<i>i* 省第*j* 种作物单位面积化肥用量。*IC*<sub>*i,j*,2021</sub>表示 2021 年*i* 省第*j* 种粮食作物单位面积收入,*IC*<sub>*i,j*</sub>表示优化后*i* 省第*j* 种粮食作物单位面积收入。*S*<sub>*sc</sub>A*<sub>*i,j*,2021</sub>表示 2021 年*i* 省第*j* 种主粮作物种植面积,*S*<sub>*sc</sub>A*<sub>*i,j*</sub></sub></sub></sub></sub>

## 1.2.3 效益核算

效益核算包括经济效益及环境效益,经济效益由作物增产效益、化肥减量增效和灌溉用水减量增效构成, 环境效益为温室气体减排效益,具体核算方法如下:

$$TB = PB + IB$$

$$PB = \sum_{i,j=1}^{31,7} (RB_{i,j} + FB_{i,j} + CB_{i,j})$$

$$IB = \sum_{i,j=1}^{31,7} (E_{C02}B_{i,j} + E_{CH_4}B_{i,j} + E_{N_20}B_{i,j})$$

$$CB = \sum_{i,j=1}^{31,7} (CY_{i,j} \times SP_{i,j,2021} - TC_{i,j})$$

$$TC = \sum_{i,7}^{31,7} (PC_{i,j} + OC_{i,j})$$

式中,TB为总效益,PB表示优化后的经济效益,IB表示优化后的环境效益。RB<sub>i,j</sub>、FB<sub>i,j</sub>和CB<sub>i,j</sub>分别表示优化后第*i*省第*j*种作物灌溉用水的减量增效、化肥的减量增效和粮食增产效益。E<sub>co</sub>,B<sub>i,j</sub>、E<sub>cH</sub>,B<sub>i,j</sub>和E<sub>N</sub>,0B<sub>i,j</sub>分别

表示优化后 i 省第 j 种作物 CO<sub>2</sub>减排效益、CH<sub>4</sub>减排效益和 N<sub>2</sub>O 减排效益。SP<sub>i,j,2021</sub>表示 2021 年第 i 省第 j 种粮食作物产品的销售价格,CY<sub>i,j</sub>、TC<sub>i,j</sub>、PC<sub>i,j</sub>和 OC<sub>i</sub> 分别表示优化作物种植结构后 i 省第 j 种粮食作物的产量、总成本、生产成本和机会成本。

1.3 数据来源

本文温室气体排放的核算数据主要来源于《中国统计年鉴 2022》、《省级统计年鉴 2022》和《全国农产品 成本收益汇编 2022》,其中,作物种植面积数据来自《中国统计年鉴 2022》和《省级统计年鉴 2022》,灌溉、化 肥、农药及作物生产成本、销售价格等数据来源于《全国农产品成本收益汇编 2022》,效益核算中碳交易价格 源自《2021年中国碳价调查》。

#### 2 结果

2.1 中国粮食生产温室气体排放

2.1.1 CO<sub>2</sub>排放

粮食生产过程排放的 CO<sub>2</sub>主要来源于生产资料如化肥和农药生产、运输以及农田灌溉、机械使用等环节。 核算结果显示,2021 年中国粮食生产产生的 CO<sub>2</sub>排放总量达 1.18×10<sup>8</sup>t,主要集中于瑷珲-腾冲线以东地区。 从全国范围看,北方省份比南方略高,占排放总量 51.8%,东、中和西部省份 CO<sub>2</sub>分别占排放总量 33.9%、43% 和 23.1%。中部省份耕地面积与粮食产量在全国具有重要地位,该地区农业生产排放的温室气体相对较高, 河南、安徽和湖南等省份的 CO<sub>2</sub>排放在全国排名靠前,河南省以超过百万吨的 CO<sub>2</sub>排放量高居首位,从作物种 植结构上来看,三大主粮作物是 CO<sub>2</sub>主要排放源,占排放总量的 59.8%。玉米 CO<sub>2</sub>排放最高,约占排放总量 26.1%(图 2)。

2.1.2 非二氧化碳温室气体排放

(1)CH<sub>4</sub>排放

种植业 CH<sub>4</sub>主要是由稻田有机质厌氧分解、发酵产生<sup>[22-24]</sup>,其他旱地粮食作物 CH<sub>4</sub>排放极少,故本文只 核算水稻种植 CH<sub>4</sub>排放,2021 年粮食生产 CH<sub>4</sub>排放总量约为 1.737×10<sup>8</sup>tCO<sub>2</sub>eq。从 CH<sub>4</sub>排放空间来看,中国粮 食生产 CH<sub>4</sub>排放地域差异较大,主要分布在黑河-腾冲以东地区,几大水稻主产区,如长江中下游平原,珠江三 角洲东北平原等地区 CH<sub>4</sub>排放相对较高,南北方排放差异大于东西部,南方地区 CH<sub>4</sub>排放为 1.46×10<sup>8</sup>tCO<sub>2</sub>eq, 占总排放量的 84.04%,江西是全国 CH<sub>4</sub>排放量最高的省份(图 2)。

(2) N<sub>2</sub>O 排放

农田 N<sub>2</sub>O 主要由化肥中的氮成分在硝化细菌的硝化与反硝化作用下产生,作物在生长期也排放 N<sub>2</sub>O,排 放通量与作物类型相关<sup>[25-26]</sup>。2021 年中国粮食作物生产的 N<sub>2</sub>O 排放总量为 1.41×10<sup>8</sup>tCO<sub>2</sub>eq。从全国看, 东、中和西部地区排放差异较小,受种植结构差异的影响,北方地区 N<sub>2</sub>O 排放比南方高出32.8%。河南、黑龙 江和山东的 N<sub>2</sub>O 排放位居全国前三,这三个省份排放量约占全国 N<sub>2</sub>O 排放的 29.67%。七种粮食作物中玉 米、蔬菜、豆类是 N<sub>2</sub>O 主要排放源,由其生产活动排放的 N<sub>2</sub>O 占总排放量 79.7%,这主要因为豆类作物在生产 环节虽然化肥投入较少,但在内生或外生根瘤菌参与下的硝化、反硝化作用促进 N<sub>2</sub>O 排放,而蔬菜氮肥和复 合肥消耗量大,单位面积 N<sub>2</sub>O 排放高。

2.1.3 粮食生产温室气体排放

2021年中国粮食生产温室气体排放量高达 4.33×10<sup>8</sup>tCO<sub>2</sub>eq,省份间温室气体排放差异较大,南方省份温 室气体排放量普遍高于北方。从省际上看,黑龙江省的温室气体排放量最高,约为 3.64×10<sup>7</sup>tCO<sub>2</sub>eq,占全国排 放总量的 8.42%;西藏的温室气体排放量最少,仅占全国排放总量的 0.04%。从作物类型上看,水稻种植产生 的温室气体排放量最高,约为 2.091×10<sup>7</sup>tCO<sub>2</sub>eq,占排放总量 40%以上;豆类作物种植产生的温室气体排放量 最低,约占排放总量 3.05%。从温室气体排放结构看,不同气体排放差异较大,CH<sub>4</sub>排放量最大,约占排放总 量 40.12%; CO<sub>2</sub>排放占比最低,仅占总量的 27.32%(图 3)。受作物种植结构的影响,七大分区中华东地区的 N

水稻

玉米 小麦 茎类

油料

蔬菜

17.4%

5.4%

2.1%16.3%

26.1%







温室气体排放量最高,约占全国排放总量 28.47%,华北地区的温室气体排放量最低,排放量仅为 2.003× 10<sup>7</sup>tCO<sub>2</sub>eq。

2.1.4 主要作物生产单位面积温室气体排放

生产资料投入与田间管理方式的差异都会影响粮食作物生产的温室气体排放,蔬菜根系较浅,吸收水分与养分的能力弱于其他作物,因此需要较高的养分投入,导致生产环节温室气体排放强度较高,CO<sub>2</sub>与 N<sub>2</sub>O 单位面积排放约为 1.44 tCO<sub>2</sub>eq/hm<sup>2</sup>和 2.13tCO<sub>2</sub>eq/hm<sup>2</sup>。豆类作物能够从大气中获取自身所需的大部分氮素,

45 卷





从根本上减少对化肥的需求,且根系发达,吸收水分能力强,使豆类作物单位面积 CO<sub>2</sub>排放最低。受淹水厌氧 环境的影响,水稻 N<sub>2</sub>O 排放强度较低,单位面积排放不足 0.5tCO<sub>2</sub>eq/hm<sup>2</sup>。在单位面积温室气体排放总量方 面,水稻温室气体排放达 6.48tCO<sub>2</sub>eq/hm<sup>2</sup>,明显高于其他作物,油料作物单位面积温室气体排放量最低且各省 份间差异不明显,总体而言,除蔬菜与水稻外,其他粮食作物单位面积温室气体排放均不超过 2tCO<sub>2</sub>eq/hm<sup>2</sup>。



图中黑点为各省粮食作物单位面积温室气体排放

### 2.2 优化结果

#### 2.2.1 优化后作物种植面积、生产资料及收入变化

优化作物种植结构使作物种植面积、灌溉水量、化肥用量及农户收入均出现不同幅度变化,详情见表4。 整体来看,粮食种植总面积减少约6.78%,东、中和西部分别占18.23%、47.01%和34.76%。从种植结构来看, 除蔬菜外,其他作物种植面积均有所下降,三大主粮的种植总面积减少约3.4%,其中水稻播种面积减少 4.6%,多数分布在降水量800mm以下地区,七大作物中油料播种面积减幅最大,减少22.79%。除北京、浙江、









与 2021 年相比,优化后粮食作物生产化肥用量降低了约 4.87%。除蔬菜化肥用量增长了 1.45% 以外,其 余 6 种作物的化肥用量均有所下降,其中油料作物化肥用量降幅最大,约减少 22.45%。三大主粮作物的化肥 用量约减少 3.91%,其中水稻降幅最大。从全国范围看,中西部省份的化肥施用量降幅要高于东部省份,南方 地区优于北方,中部地区降幅最大,减少约 150 万 t,除山西、浙江、上海和北京四个省市外,其他省份化肥用量 均有所减少,湖北和四川的化肥用量均减少 10% 以上。

Table 4	Changes in cultivated area, me	ans of production and farmers'	income after optimizing	planting structure
作物类型 Food crop	种植面积 Planted area	用水量 Water consumption	化肥 Fertilizer	农户收入 Farmer's Income
水稻 Rice	-4.60	-16.30	-4.03	-0.92
玉米 Corn	-1.46	-4.44	-2.1	1.21
小麦 Wheat	-3.65	-0.41	-3.29	1.66
豆类 Beans	-13.65	-18.27	-19.21	-13.17
薯类 Tuber	-19.60	-24.20	-17.09	-8.95
油料 Oils	-22.79	-14.58	-22.45	-20.70
蔬菜 Vegetable	2.58	2.37	1.45	3.33

表 4 优化种植结构后种植面积、生产资料与收入变化

表中数据均以%表示

2947

优化后粮食生产灌溉用水减少约4.82%,其中水稻灌溉用水减少约16.3%,居三大主粮作物首位。旱地 作物中,薯类作物灌溉用水降幅最高,下降了约24.2%;蔬菜因扩大生产导致灌溉水量增加2.37%。北方地区 节水效果优于南方,北方稻田用水以灌溉为主,由于水稻种植面积的减少,节省大量的灌溉用水。31个省份 中,除浙江、上海和陕西3省市外,其他省份灌溉用水量均有所下降,河北、辽宁、黑龙江和天津用水量均比 2021年减少10%以上。

调整作物种植结构有助于提高大部分省份农户收入,研究显示,优化后农户收入同比增加约34.1亿元, 除山西、吉林、黑龙江、安徽、江西、湖南、广西和贵州等省份农户收入不同幅度下降外,其余省市农户均实现增 收(图4)。从作物结构看,玉米、小麦和蔬菜种植收入均有提升,其中蔬菜种植收入提升了约3.33%,在七种 粮食作物中增幅最大。水稻、豆类、薯类和油料等作物种植收入下降,其中油料作物种植收入下降约20.7%, 为七种作物中降幅最大。

2.2.2 优化后作物产量变化

作物种植结构的优化使大部分省份粮食作物增产,作物总产量相比 2021 年提升 1.1%。从全国看,北方 省份粮食增产总量高于南方,宁夏粮食增产 7.24%,全国增幅最大,河南是全国增量最高的省份,粮食增产 2.47×10<sup>6</sup>t。三大主粮作物总产量提高 0.29%,增产 1.84×10<sup>6</sup>t,其中玉米产量提高 1.48%,西南与东北省份是 主要增产地区,水稻与小麦产量分别下降 0.62%、0.55%,西南及华东地区水稻增产较明显,北方大部分省份水 稻产量下降,东北三省、长江上中游流域小麦减产较大,华北、西北是小麦主要增产地区(图 6)。蔬菜在七种





Fig.6 Changes in the production of seven major food crops by provinces in China

作物中产量增幅最大,增产3.17%,全国多数省份蔬菜产量均有提高,黑龙江、吉林、河南、山西四省蔬菜产量 下降较大。油料作物减产16.03%,在七种作物中产量降幅最大,东北三省及华北平原是主要减产地区。

2.2.3 优化后温室气体排放变化

优化粮食作物种植结构后,华中和东北地区温室气体排放约下降 5.45%和 6.01%,其减排量分别占减排 总量的 26.36%和 21.64%,华北与西南地区温室气体减排量低于其他地区,减排占比分别为 5%和 7.4%。全 国共有 8 个省份温室气体减排量超过百万吨 CO<sub>2</sub>eq,主要分布在华东、东北与华中地区,其中湖北省温室气体 减排量最高,相较于优化前排放量下降了约 9.12%(图 7)。青海与西藏的蔬菜与豆类播种面积增加,这两种 作物温室气体排放通量相对较高,导致青藏高原两省粮食生产温室气体排放分别增长了 20.1%和 6.8%。



图 7 优化粮食作物种植结构后温室气体减排量

Fig.7 Greenhouse gas emission reduction after optimizing the planting structure of food crop

在调整粮食作物结构后,相较于 2021 年温室气体排放量减少了 5.09%,排放量减少了约 2.2×10<sup>7</sup>tCO<sub>2</sub>eq, 其中 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和 N<sub>2</sub>O 排放量分别减少了 5.98%、5.6%和 3.7%。从作物类型来看,水稻的温室气体减排量最高,约占减排总量的 50%;在 N<sub>2</sub>O 减排方面,豆类贡献最突出,水稻的 N<sub>2</sub>O 减排量最小,两种作物分别减少排放 3.18×10<sup>6</sup> tCO<sub>2</sub>eq 和 0.33×10<sup>6</sup> tCO<sub>2</sub>eq。CO<sub>2</sub>减排量最高的是薯类作物,约减少排放 1.43×10<sup>6</sup>t CO<sub>2</sub>eq,玉米的 CO<sub>2</sub>减排量最低,仅减少排放 0.22×10<sup>6</sup>t CO<sub>2</sub> eq。

2.2.4 成本及效益分析

调整作物种植结构后,全国多数省份粮食作物的播种面积和生产资料投入均发生变化,生产成本随之变 动。研究结果显示,蔬菜的生产成本有所上升,增长约为21.74亿元,剩余六种作物的生产成本均有所下降, 其中水稻生长成本下降最多,下降约为72.09亿元。在效益组成方面,化肥效益占总效益的比例最大,温室气 体减排效益占比最小(图8)。在温室气体减排效益中,7种作物均呈现正向性,水稻的减排效益最高,减排潜 力最大;在化肥效益中,水稻的化肥效益最高,优化后效益提升了65.08亿元;蔬菜因化肥用量增加1.45%,导 致其效益减少17.54亿元。在灌溉效益方面,蔬菜的效益最低,优化后效益下降了2.2亿元,原因是扩大生产 使得其用水量增加,进而加大了成本投入;在产量效益方面,受作物产量、种植成本与机会成本的影响,七种粮 食作物中仅有蔬菜、玉米及小麦的产量效益增加,剩余4种作物的产量效益下降。在总效益方面,所有粮食作 物总效益都有所提升,其中蔬菜的总收益提升最大,相比2021年提升159.35亿元;薯类的总收益增加最小, 优化后仅增加了0.58亿元,调整后三大主粮作物总效益共增加128.09亿元。

调整作物种植结构后,全国粮食作物总效益增加约 305.74 亿元,南方地区粮食作物生产成本降幅普遍高 于北方,长江流域是生产成本下降最显著的地区,31 个省份中,广西生产成本降幅最大,约减少 36 亿元(图 9)。除福建、浙江两省外,秦岭-淮河以南的省份总效益均有提升,其中近半数的省份总效益提升超过 10 亿





元,四川总效益提升最大,约增加40亿元。吉林、内蒙古、新疆、青海、北京、河南、福建7省市粮食作物总效益 均有所降低,其中新疆总效益减少2.5亿元,全国降幅最大,这是因为这些省份扩大低收益作物的种植面积, 增加了粮食作物生产的机会成本,导致其总效益下降。







## 3 讨论与结论

#### 3.1 讨论

中国农业温室气体排放在空间上存在异质性,南方多水田北方多旱地,这形成了南方以 CH<sub>4</sub>、北方以 N<sub>2</sub>O 为主的温室气体排放格局<sup>[27]</sup>。粮食作物种植结构优化后,北方各省温室气体排放总量虽有所下降,但上述温 室气体排放格局更为明显,因此,有必要根据区域温室气体排放特征制定相应的减排策略。从局部特征看,东 北地区、华北平原的 N<sub>2</sub>O 排放高于其他地区,这些地区可通过控制氮源的输入来降低 N<sub>2</sub>O 排放,长江中下游 地区、珠江三角洲等水稻主产区可通过优化灌溉与施肥手段降低 CH<sub>4</sub>排放。同时,相应的提高农业技术创新 能力,积极研发与推广农业减排创新技术,实现统筹农业生产效益与温室气体减排目标,并为农业生产者创造 更多收入途径,提升农民参与温室气体减排的积极性<sup>[28-30]</sup>。

保障粮食安全是农业减排的前提,作物播种面积的变动将会改变其产量,这会对日常所需蛋白质等物质的供应造成影响。结果显示,优化作物种植结构后,由粮食作物提供的蛋白质产量下降约2.78%,主要与豆类产量降低有关。为使各类粮食作物产量满足正常需求,可采取调整作物种植密度,合理施用农药,选育推广高产、优质、节水抗旱品种等先进田间管理方式,配合生产技术更新手段,达到作物产量提升目标,同时降低农田温室气体排放并优化其成本效益,助力实现中国提出的"双碳"目标<sup>[31–32]</sup>。

本文也存在一定局限性,一方面没有估算到全球变暖影响农业的水热条件造成作物空间分布界限北移及 产量波动的情况;另一方面是没有考虑到未来人口膳食结构变化对粮食作物种植结构的影响,当前中国已从 植物性饮食结构转向全食物饮食结构<sup>[33-34]</sup>,尚未定型的膳食结构给粮食生产带来了不确定性。最后,某些作 物因产量变化,受市场供需关系和省际间贸易的影响,销售价格可能出现波动,本文在核算作物成本收益时尚 未考虑价格波动和省际间贸易影响,核算所得各项效益可能与实际效益存在一定偏差。

3.2 结论

在全球变暖及人类活动影响的背景下优化作物种植结构不仅要考虑水土资源、光热条件等自然因素的约束及作物本身生理特性,还必须考虑市场的实际需求及变化、社会经济发展与生态环境效应等多方因素,提升优化方案的时效性与精确性。本研究对比分析了中国各省份七种粮食作物在优化种植结构前后的温室气体排放、粮食产量和总成本效益,结果表明,种植结构的优化是保障粮食安全、提升作物生产综合效益的有效途径。未来优化作物种植结构的重点应从国家层面转向更为微观的县域尺度,为农业生产的优化与升级提供更科学、精准的方案。

#### 参考文献(References):

- [1] 许吟隆,赵运成,翟盘茂. IPCC 特别报告 SRCCL 关于气候变化与粮食安全的新认知与启示. 气候变化研究进展,2020,16(1): 37-49.
- [2] Campbell B M, Vermeulen S J, Aggarwal P K, Corner-D. Reducing risks to food security from climate change. Global Food Security, 2016, 11: 34-43.
- [3] Mehrabi Z, Delzeit R, Ignaciuk A, Levers C, Braich G, Bajaj K, Amo-Aidoo A, Anderson W, Balgah R A, Benton T G, Chari M M, Ellis E C, Gahi N Z, Gaupp F, Garibaldi L A, Gerber J S, Godde C M, Grass I, Heimann T, Hirons M, Hoogenboom G, Jain M, James D, Makowski D, Masamha B, Meng S S, Monprapussorn S, Müller D, Nelson A, Newlands N K, Noack F, Oronje M, Raymond C, Reichstein M, Rieseberg L H, Rodriguez-Llanes J M, Rosenstock T, Rowhani P, Sarhadi A, Seppelt R, Sidhu B S, Snapp S, Soma T, Sparks A H, Teh L, Tigchelaar M, Vogel M M, West P C, Wittman H, You L Z. Research priorities for global food security under extreme events. One Earth: Cambridge, Mass, 2022, 5(7): 756-766.
- [4] Myers S, Fanzo J, Wiebe K, Huybers P, Smith M. Current guidance underestimates risk of global environmental change to food security. BMJ: Clinical Research Ed, 2022, 378: e071533.
- [5] Crippa M, Solazzo E, Guizzardi D, Monforti-Ferrario F, Tubiello F N, Leip A. Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. Nature Food, 2021, 2(3): 198-209.
- [6] Chen X G, Huang Q Z, Xiong Y W, Yang Q R, Li H Z, Hou Z L, Huang G H. Tracking the spatio-temporal change of the main food crop planting structure in the Yellow River Basin over 2001-2020. Computers and Electronics in Agriculture, 2023, 212: 108102.
- [7] Davis K F, Rulli M C, Seveso A, D'Odorico P. Increased food production and reduced water use through optimized crop distribution. Nature Geoscience, 2017, 10(12): 919-924.
- [8] Wang Z H, Yin Y L, Wang Y C, Tian X S, Ying H, Zhang Q S, Xue Y F, Oenema O, Li S L, Zhou F, Du M X, Ma L, Batchelor W D, Zhang F S, Cui Z L. Integrating crop redistribution and improved management towards meeting China's food demand with lower environmental costs. Nature Food, 2022, 3(12): 1031-1039.
- [9] 闫慧敏,刘纪远,曹明奎.中国农田生产力变化的空间格局及地形控制作用.地理学报,2007,62(2):171-180.
- [10] Gazola B, Mariano E, Mota Neto L V, Rosolem C A. Greenhouse gas and ammonia emissions from a maize-soybean rotation under no-till as affected by intercropping with forage grass and nitrogen fertilization. Agricultural and Forest Meteorology, 2024, 345: 109855.
- [11] Bhuiyan M S I, Rahman A, Loladze I, Das S, Kim P J. Subsurface fertilization boosts crop yields and lowers greenhouse gas emissions: a global metaanalysis. Science of the Total Environment, 2023, 876: 162712.

- [12] 谢鸿飞,赵俊芳,艾金龙,彭慧文,黄睿茜. 基于 APSIM 的华北平原不同种植模式下主要温室气体排放效应评估. 中国农业气象,2022,43 (12): 955-968.
- [13] Sha Y, Chi D C, Chen T T, Wang S, Zhao Q, Li Y H, Sun Y D, Chen J, Lærke P E. Zeolite application increases grain yield and mitigates greenhouse gas emissions under alternate wetting and drying rice system. Science of the Total Environment, 2022, 838: 156067.
- [14] Smith P, Haberl H, Popp A, Erb K H, Lauk C, Harper R, Tubiello F N, de Siqueira Pinto A, Jafari M, Sohi S, Masera O, Böttcher H, Berndes G, Bustamante M, Ahammad H, Clark H, Dong H M, Elsiddig E A, Mbow C, Ravindranath N H, Rice C W, Abad C R, Romanovskaya A, Sperling F, Herrero M, House J I, Rose S. How much land-based greenhouse gas mitigation can be achieved without compromising food security and environmental goals? Global Change Biology, 2013, 19(8): 2285-2302.
- [15] Yona L, Cashore B, Jackson R B, Ometto J, Bradford M A. Refining national greenhouse gas inventories. Ambio, 2020, 49(10): 1581-1586.
- [16] 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. 生态学报,2022,42(23): 9470-9482.
- [17] Mosier A, Kroeze C, Nevison C, Oenema O, Sybil Seitzinger, van Cleemput O. An overview of the revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology for nitrous oxide from agriculture. Environmental Science & Policy, 1999, 2(3): 325-333.
- [18] 闵继胜,胡浩.中国农业生产温室气体排放量的测算.中国人口·资源与环境,2012,22(7):21-27.
- [19] 胡永浩,张昆扬,胡南燕,武拉平.中国农业碳排放测算研究综述.中国生态农业学报:中英文,2023,31(2):163-176.
- [20] 伍芬琳,李琳,张海林,陈阜. 保护性耕作对农田生态系统净碳释放量的影响. 生态学杂志,2007,26(12): 2035-2039.
- [21] Islam S F U, Sander B O, Quilty J R, de Neergaard A, van Groenigen J W, Jensen L S. Mitigation of greenhouse gas emissions and reduced irrigation water use in rice production through water-saving irrigation scheduling, reduced tillage and fertiliser application strategies. Science of the Total Environment, 2020, 739: 140215.
- [22] Qian H Y, Zhu X C, Huang S, Linquist B, Kuzyakov Y, Wassmann R, Minamikawa K, Martinez-Eixarch M, Yan X Y, Zhou F, Sander B O, Zhang W J, Shang Z Y, Zou J W, Zheng X H, Li G H, Liu Z H, Wang S H, Ding Y F, Groenigen K J V, Jiang Y. Greenhouse gas emissions and mitigation in rice agriculture. Nature Reviews Earth & Environment, 2023, 10(4): 716-732.
- [23] Gangopadhyay S, Banerjee R, Batabyal S, Das N, Mondal A, Pal S C, Mandal S. Carbon sequestration and greenhouse gas emissions for different rice cultivation practices. Sustainable Production and Consumption, 2022, 34: 90-104.
- [24] Gerber J S, Carlson K M, Makowski D, Mueller N D, Garcia de Cortazar-Atauri I, Havlík P, Herrero M, Launay M, O'Connell C S, Smith P, West P C. Spatially explicit estimates of N2 O emissions from croplands suggest climate mitigation opportunities from improved fertilizer management. Global Change Biology , 2016, 22(10) : 3383-3394.
- [25] Cavigelli M A, Del Grosso S J, Liebig M A, Snyder C S, Fixen P E, Venterea R T, Leytem A B, McLain J E, Watts D B. US agricultural nitrous oxide emissions: context, status, and trends. Frontiers in Ecology and the Environment, 2012, 10(10): 537-546.
- [26] Rodhe H. A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. Science, 1990, 248(4960): 1217-1219.
- [27] 夏龙龙,颜晓元,蔡祖聪. 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. 农业环境科学学报,2020,39(4):834-841.
- [28] 王斌,李玉娥,蔡岸冬,刘硕,任天婧,张嘉琪.碳中和视角下全球农业减排固碳政策措施及对中国的启示.气候变化研究进展,2022,18 (1):110-118.
- [29] 朱琳. 碳中和大势下的农业减排: 英国推进农业"净零排放"的启示. 可持续发展经济导刊,2021(5): 29-31.
- [30] 王铮,黎华群,张焕波,龚轶. 中美减排二氧化碳的 GDP 溢出模拟. 生态学报,2007,27(9): 3718-3726.
- [31] Corassa G M, Amado T J C, Liska T, Sharda A, Fulton J, Ciampitti I A. Planter technology to reduce double-planted area and improve corn and soybean yields. Agronomy Journal, 2018, 110(1); 300-310.
- [32] Hossard L, Philibert A, Bertrand M, Colnenne-David C, Debaeke P, Munier-Jolain N, Jeuffroy M H, Richard G, Makowski D. Effects of halving pesticide use on wheat production. Scientific Reports, 2014, 4: 4405.
- [33] Marko O, Brdar S, Panic M, Lugonja P, Crnojevic V. Soybean varieties portfolio optimisation based on yield prediction. Computers and Electronics in Agriculture, 2016, 127: 467-474.
- [34] Sobhani S R, Arzhang P, Soltani E, Soltani A. Proposed diets for sustainable agriculture and food security in Iran. Sustainable Production and Consumption, 2022, 32: 755-764.