汤李琛,李 洁,陈 慧,等.中国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同的时空演变及驱动因素研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(9):5287-5304.
Tang L C, Li J, Chen H, et al. Research on spatial-temporal evolution and driving factors of CPGE synergy of crop production in China [J]. China Environmental Science, 2025,45(9):5287-5304.

中国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同的时空演变及驱动因素研究

汤李琛[1],李 洁[1],陈 慧[2],曾贤刚[1*],陈 宓[3,4*],涂江月[1] (1.中国人民大学生态环境学院,北京 100872；2.湖北大学商学院,湖北 武汉 430062；3.中国人民大学人口与健康学院,交叉科学研究院,北京 100872)

摘要：采用窗口 EBM 超效率 DEA 模型测算 2009~2022 年全国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同水平,并通过 GBDT 模型识别降碳-减污-扩绿-增长协同效应的关键驱动因素及其非线性响应关系.结果表明:(1)考察期内,全国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同度整体呈现上升趋势,从 2009 年的 0.67 上升至 2022 年的 0.95,年均增长率为 2.65%,且以 2016 年为分界点,增长率大体呈“下降-上升”趋势.(2)全国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的区域差异性显著,时序特征上,粮食主产区、粮食主销区及产销平衡区的协同度均有所提升,年均增长率分别为 2.85%、3.68%和 1.84%;空间分布上,协同效应格局由“北高南低”转变为“南高北低”,并逐渐向优质水平聚拢,区域差异减弱,最终呈现“东冷西热”的空间聚集特征.(3)影响协同效应的关键驱动因素包括粮食单产、农业机械化水平等.粮食单产、个体技术水平和城乡收入差距因素具有复杂的非线性特征,科技创新水平因素有显著促进作用,其他因素呈波动负向影响.从时间效应看,粮食单产逐渐成为核心因素;从区域效应看,驱动因素存在明显的空间差异.

关键词：农作物生产；降碳-减污-扩绿-增长；协同效应；时空演变；驱动因素；GBDT 模型
中图分类号：X196 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)09-5287-18

Research on spatial-temporal evolution and driving factors of CPGE synergy of crop production in China. TANG Li-chen[1], LI Jie[1],CHEN Hui[2], ZENG Xian-gang[1*], CHEN Mi[3,4*], TU Jiang-yue[1] (1.School of Ecology &Environment, Renmin University of China, Beijing 100872, China；2.Business School, Hubei University, Wuhan 430062, China；3.School of Population and Health, School of Interdisciplinary Studies, Renmin University of China, Beijing 100872, China). *China Environmental Science*, 2025,45(9)：5287~5304

Abstract：This article used the window EBM super-efficiency DEA model to calculate the synergistic level of carbon reduction, pollution reduction, green expansion and economic growth (CPGE) of crop production in China from 2009 to 2022, and identified the key driving factors and nonlinear response relationships of carbon reduction, pollution reduction, green expansion and economic growth synergy through the GBDT model. The results showed that: (1) During the inspection period, the overall synergy of CPGE of crop production in China showed an upward trend, rising from 0.67 in 2009 to 0.95 in 2022, with an average annual growth rate of 2.65%. Taking 2016 as the dividing point, the growth rate generally showed a “downward-upward” trend. (2) The regional differences in synergistic effects of CPGE of crop production in China were significant. In terms of temporal characteristics, the synergy between grain main production areas, grain main sales areas, and production and sales balance areas has been improved, with average annual growth rates of 2.85%, 3.68%, and 1.84%, respectively. In terms of spatial distribution, the pattern of synergistic effects has shifted from “high in the north and low in the south” to “high in the south and low in the north”, gradually converging towards high-quality level, reducing regional differences, and ultimately presenting a spatial clustering feature of “cold in the east and hot in the west”. (3) The key driving factors that affected synergistic effects included grain yield per hectare and agricultural mechanization level. Grain yield per hectare, individual technological level and urban-rural income gap factors had complex nonlinear characteristics. Technological innovation level factor had a significant promoting effect, while other factors had fluctuating negative impacts. From the perspective of time effects, grain yield per hectare has gradually become a core factor. From the perspective of regional effects, there were significant spatial differences in driving factors.

Key words：crop production；CPGE；synergistic effects；spatial-temporal evolution；driving factors；GBDT model

2024 年 7 月,党的二十届三中全会提出,中国式现代化是人与自然和谐共生的现代化,必须完善生态文明制度体系,协同推进降碳、减污、扩绿、增长.中国作为农业大国,在推进农业现代化进程中表现出明显的高碳和高污染特征[1],同时也肩负着产值

收稿日期：2025-02-14
基金项目：中央高校建设一流大学(学科)和特色发展引导专项资金资助项目(21XNL006);中国人民大学 2025 年度拔尖创新人才培育资助计划;中国人民大学博士研究生文理交叉资助项目
* 责任作者，教授，zengxg@ruc.edu.cn；博士研究生，m18811641259@163.com

增长和粮食安全的使命.《2024 中国农业农村低碳发展报告》表明,目前全国农粮系统的碳排放占温室气体排放总量的 7%~8%,已成为仅次于能源活动和工业生产过程的第三大温室气体排放来源.与此同时,2018 年发布的《第二次全国污染源普查公报》显示,全国农业源水污染物排放量中总氮、总磷、氨氮和化学需氧量排放量分别占水污染物排放量的 46.53%、67.22%、22.42%和 49.81%,说明降低农业源污染排放已迫在眉睫.更进一步地,如何在保障粮食生产和供应的基础上,既达成降碳减污的平稳转型,又实现扩绿增长的有机融合,是值得深入探究的重要问题.基于此,本文从降碳减污视角出发,纳入扩绿和增长维度,探究农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的时空格局及驱动因素,以期为推动农业生态环境质量的逐步改善及绿色低碳循环的持续发展指明方向,进而为推进美丽中国建设提供重要的理论支撑和实践依据.

现阶段,关于降碳减污的相关研究已有长足的发展,并取得诸多研究成果,主要包括以下三个方面:其一,农业领域研究集中于碳排放测算、面源污染量化及降碳减污协同效应.碳排放测算多采用全生命周期方法,测算对象涵盖农用物资、稻田种植、土壤管理和秸秆焚烧等环节,以排放因子计算加总为主[2-3];面源污染因隐蔽性特征导致量化困难,现有测算方法包括模拟实验法[4]、替代法[5]、养分平衡法[6]和清单分析法[1],其中清单分析法因兼顾准确性与可操作性已成为主流方法;降碳减污协同效应研究显示,农业碳排放与面源污染同根同源,化肥、农药等化学物资使用是核心诱因[1],目前针对这一协同效应的研究尚显不足,且现有研究多聚焦降碳减污二维关系,尚未构建“降碳、减污、扩绿、增长”四维协同体系.该体系突破传统绿色 GDP 框架,其分别对应降碳目标、污染减排、生态扩绿和高质量增长四大核心诉求,本质上要求通过加快发展方式转型,推动形成人与自然和谐共生的新型发展格局[7].在农业领域,“扩绿”维度聚焦于通过优化农业生态结构、完善生态产品价值实现机制等路径,实现农业环境持续改善与生态资源有效保护[8],而“增长”维度则强调在保障农产品有效供给的前提下,通过精准农业技术、循环农业模式等绿色生产方式的创新应用,实现农业产出价值与生产效率的双重提升[9].这种绿色增长模式遵循经济效益、社会效益与环境效益协同共赢的原则,最终形成“降碳-减污-扩绿-增长”四维联动的可持续发展路径[10].其二,现有协同效应测度的研究多集中于工业及全行业领域,测算方法包括基于熵权法的耦合协同度模型[11]、融入时间维度的复合系统协同度模型[12]以及通过减排率比较的协同控制交叉弹性模型[13].其三,已有文献从不同维度入手探讨农作物生产降碳减污的驱动因子,分析内容涵盖产业、要素和环境三维度[14],分析方法主要采用时空地理加权回归模型[15]、地理探测器模型[16]和 STIRPAT 模型[17],结果显示不同时空尺度下各驱动因素具有显著异质性.

综上所述,既有研究对于农作物生产降碳减污的研究不断深入,为农作物生产实现美丽中国建设目标提供重要的现实依据,然而现有文献仍存在以下不足:第一,关于降碳减污的相关研究大多从碳排放或者面源污染单方面考虑,少数同时考虑碳排放和面源污染但并未将扩绿和增长纳入分析框架对协同效应进行展开论述.此外,将降碳、减污、扩绿与增长纳入同一框架也面临着诸多关键问题:一方面,亟待建立科学的评估指标体系,以此准确量化和评估 4 者之间的协同效应;另一方面,区域差异性和适应性不容忽视,需针对不同地区制定差异化的协同发展策略.第二,在协同效应评价方法方面,采用多元指标构建的耦合协同度模型与复合系统协同度模型,其结果易受到指标设计主观偏好的影响,此外,由于指标需经过标准化处理,致使同一地区在不同年份间的耦合协同强度缺乏直接的可比性;而基于减排变化率的协同控制交叉弹性模型,其在时间序列分析中所得出的结果解释可能存在不一致性.第三,在驱动因素分析方面,受研究方法所限,现有研究大多采用传统计量方法对降碳减污进行驱动因素分析,所得结论则局限于线性相关等基本结论,对于政策建议缺乏充分的指导意义.

基于此,本文针对以上几类不足进行改进,并存在以下边际贡献:第一,在现有文献的基础上,本文将明晰农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的内涵特征,并构建评价指标体系进行水平测度,同时从动态视角考察该协同效应,这对于未来中国农作物生产的绿色转型具有重要的指导意义.从理论角度看,将降碳、减污、扩绿与增长纳入农业生产领域

的同一框架,有助于从系统论和协同效应理论的角度出发,全面理解农业生产系统的相互作用和反馈机制;从现实角度来看,面对全球气候变化的挑战,降碳、减污措施有助于减少温室气体和污染物排放,扩绿措施则能增加碳汇,以此共同应对气候变化,同时,这一框架也关注增长,旨在保障粮食安全,满足日益增长的人口需求.第二,本文采用窗口 EBM 超效率 DEA 模型对农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同度进行测算,该模型综合窗口 DEA 模型、EBM-DEA 模型以及超效率 DEA 模型的优势,可弥补已有测算方法的缺陷,以此更精准地测算降碳-减污-扩绿-增长协同度,且不同地区和不同时间的协同水平可以进行有效比较[18].第三,由于常见的传统计量方法只可进行线性分析,为克服这一局限性,本文采用梯度提升决策树(GBDT)机器学习模型刻画农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应与各个驱动因素的复杂非线性关系,并从全国范围、不同时段以及不同区域 3 个层面,对协同效应的关键驱动因素进行深入识别与分析,从而更加精准地描述各驱动因素的影响机制,以此制定更具针对性的协同发展战略.

1　研究方法及数据来源

1.1　农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应测度

本文紧扣农作物生产降碳-减污-扩绿-增长的概念,从投入产出视角出发,拟选择窗口 EBM 超效率 DEA 模型测算中国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同度.同时遵循指标选取的科学性、可量化性、综合性等原则,构建农作物生产降碳-减污-扩绿-增长评价指标体系,如表 1.在投入维度,选取土地、劳动力和中间投入品作为投入指标,主要利用各类要素的实际投入量表征.在产出维度,期望产出从“扩绿”和“增长”层面筛选,“扩绿”选取反映生态层面的农业碳汇指标,“增长”选取反映经济层面的农业产值指标,为消除价格变动的影响,对其进行平减处理;非期望产出考虑农业碳排放和农业面源污染,分别对应“降碳”和“减污”层面,具体测算过程详见下文.

表 1　农作物生产降碳-减污-扩绿-增长评价体系

Table 1　Evaluation system for CPGE of crop production

指标类型	分项指标	因素	衡量方式	单位
投入	土地	土地投入	农作物总播种面积	$\times10^3$ hm^2
	劳动力	劳动力投入	农林牧渔从业人员总数×(农业产值/农林牧渔业总产值)	万人
	中间投入品	机械投入	农业机械总动力	万 kW
		化肥投入	化肥施用量(折纯量)	万 t
		农药投入	农药使用量	万 t
		农膜投入	农膜使用量	万 t
		能源投入	农机柴油使用量	万 t
		灌溉投入	有效灌溉面积	$\times10^3$ hm^2
产出	期望产出	生态产出	农业碳汇总量	万 t
		经济产出	农业生产总值	亿元
	非期望产出	碳排放	农用物资、稻田种植、土壤管理和秸秆焚烧的碳排放总量	万 t
		面源污染	总氮、总磷、氨氮和化学需氧量的排放总量	亿 m^3

1.2　农业碳汇测度

本文采用下述计算公式来评估全国各省份农作物的碳汇量,考察范围包括粮食作物和经济作物:

$$\mathrm{CA}=\sum\sum \mathrm{CA}_{ik}=\sum\sum c_k\times Y_{ik}\times\left(1-r_k\right)/\mathrm{HI}_k \quad (1)$$

式中:CA 为农作物碳汇总量,万 t;CA_{ik} 为省份 i 农作物 k 的碳汇量,万 t;c_k 为农作物 k 通过光合作用合成单位有机质所需要吸收的碳,kg C/kg,即经济系数;Y_{ik} 为省份 i 农作物 k 的经济产量,万 t;r_k 为农作物 k 的平均含水量,%;HI_k 为农作物 k 的碳吸收率.对于各类农作物的经济系数、含水量以及碳吸收率,主要参考王修兰[19]、韩召迎等[20]、田云等[21]和陈罗烨等[22]的研究成果,具体数值详见表 2.

1.3　农业碳排放测度

农作物生产碳排放为农作物从生产投入到最终产出的过程中直接或间接导致的温室气体排放.本文运用全生命周期评价方法,对各类农作物生产过程中的碳排放量进行全面测算,测算范围主要包括农用物资、稻田种植、土壤管理和秸秆焚烧 4 个环节,在此过

程中产生的温室气体主要包括二氧化碳(CO_2)、甲烷(CH_4)和氧化亚氮(N_2O).为便于计算与分析,本文依据不同温室气体的全球增温潜势[23],将 CH_4 和 N_2O 的排放量折算为等效的 CO_2 排放量,之后统一折算成标准碳,从而确保后续分析与比较的准确性和一致性.农作物生产碳源的碳排放量测算具体过程如下.

表 2 主要农作物经济系数、含水量与碳吸收率

Table 2 Economic coefficient, moisture content and carbon absorption rate of major crops in China

农作物	经济系数	含水量	碳吸收率	农作物	经济系数	含水量	碳吸收率
稻谷	0.45	12	0.41	葵花籽	0.25	10	0.45
小麦	0.40	12	0.49	麻类	0.30	15	0.45
玉米	0.40	13	0.47	甘蔗	0.36	50	0.45
豆类	0.42	13	0.45	甜菜	0.50	75	0.41
薯类	0.35	70	0.42	烟叶	0.70	85	0.45
棉花	0.34	8	0.45	蔬菜	0.55	90	0.45
花生	0.70	10	0.45	瓜果类	0.60	90	0.45
油菜籽	0.10	10	0.45	其他作物	0.70	12	0.45

1.3.1 农用物资碳排放核算农用物资包括化肥、农药、农膜、柴油以及灌溉用电,其碳排放量的计算遵循如下公式:

$$CE_{material} = \sum\sum h_{im}\delta_m \quad (2)$$

式中:$CE_{material}$ 为农用物资的碳排放量,万 t;h_{im} 为省份 i 因子 m 的活动数据,kg 或 hm^2;δ_m 为因子 m 的碳排放系数,kg C/kg 或 kgC/hm^2.系数赋值依据参考李波等[24]和段华平等[25]的相关研究成果.

1.3.2 稻田种植碳排放核算稻田种植的碳排放量通过以下公式进行计算:

$$CH_{4rice} = \sum S_i \times \alpha_i \quad (3)$$

式中:CH_{4rice} 为全国稻田的 CH_4 排放量,万 t;S_i 为省份 i 水稻的种植面积,hm^2;α_i 为省份 i 水稻生长周期内的 CH_4 排放系数,kgC/hm^2,本文采用闵继胜等[26]研究中所测算得出的各省份水稻在整个生长周期内的 CH_4 排放系数.

1.3.3 土壤管理碳排放核算在进行旱地生态系统 N_2O 排放量测算时,需综合考虑土壤本底 N_2O 排放量和肥料诱导 N_2O 排放量.鉴于农用物资部分已对化肥的碳排放量进行计算,故在农田 N_2O 排放量的测算过程中,仅需考虑土壤本底 N_2O 排放量的贡献.具体计算公式如下所示:

$$N_2O_{crop} = \sum\sum A_{ik} \times \beta_k \quad (4)$$

式中:N_2O_{crop} 为农作物生产的 N_2O 排放量,万 t;A_{ik} 为省份 i 第 k 种农作物的播种面积,hm^2;β_k 为第 k 种农作物的本底 N_2O 排放系数,kgC/hm^2,选用相关研究[26]所测算出的结果进行计算分析.

1.3.4 秸秆焚烧碳排放核算 本文采用融合火点辐射功率(FRP)的方法对秸秆焚烧的碳排放量进行核算,所用数据来源于 MODIS、VIIRS 以及 Himawari-8 卫星的监测数据.在此过程中,首先,剔除置信度较低的卫星火点数据.其次,叠加各省份年份火点、土地利用与行政界线数据,获取研究地区耕地火点,提取位于耕地处秸秆露天焚烧火点数据.接着,在 2km×2km 的空间维度和 1h 的时间维度上,对火点数据进行匹配处理.最后,对于同一网格内在同一小时内出现的多个卫星火点数据情况,优先使用空间分辨率高的火点数据进行 FRP 融合,按分辨率高低排序为 VIIRS>MODIS>Himawari-8,从而扩大秸秆露天焚烧监控范围,补充 MODIS 未捕捉到的火点,提高实时监控精度.具体融合步骤如下所述:

$$FRP_{fused} = w_1 \times FRP_H + w_2 \times FRP_M + w_3 \times FRP_V \quad (5)$$

式中:所提及的网格化融合火点数据 FRP_{fused} 是通过整合来自 FRP_H(Himawari-8)、FRP_M(MODIS)和 FRP_V (VIIRS)卫星的火点监测信息而获得;在融合过程中,对 Himawari-8、MODIS 和 VIIRS 分别赋予相应的权重,记为 w_1、w_2 和 w_3.具体而言,融合权重的分配遵循以下规则:若 FRP_H 值大于 0,且 FRP_M 和 FRP_V 值均为 0,则权重 w_1=1、w_2=0 和 w_3=0;若 FRP_M 值大于 0,且 FRP_V 值为 0,则权重 w_1=0、w_2=1 和 w_3=0;若 FRP_V 值大于 0,则权重 w_1=0、w_2=0 和 w_3=1.

本研究基于 2009~2022 年多源卫星观测获取的火点数据集,并参考 Xu 等[27]的研究成果,通过分析生物质燃烧的周期性特征以及 FRP 的变化趋势,以此来拟合 FRP 随时间的变化曲线.上述研究采用秸

秆露天焚烧所释放的辐射能量(FRE)作为衡量活动强度的指标,即对融合后的火点 FRP 数据进行积分处理.具体的计算公式如下:

$$\mathrm{FRE}_H = \int_H^{H+1} \mathrm{FRP}(t)\,\mathrm{d}t \tag{6}$$

本文通过融合火点 FRE 与区域化的秸秆露天焚烧碳排放系数,以此来实现对碳排放量的精准估算.具体步骤为:首先,构建基于长时间序列的自下而上的秸秆露天焚烧排放清单;其次,建立秸秆露天焚烧碳排放量与火点 FRE 之间的统计关系.具体方法如下:

$$\mathrm{EI}_{\mathrm{straw}} = \sum\sum \mathrm{FRE}_g \times \mathrm{EC}_i \tag{7}$$

式中:$\mathrm{EI}_{\mathrm{straw}}$ 为秸秆露天焚烧的碳排放量,万 t;FRE_g 为网格 g 内融合火点辐射能,MJ;EC_i 为省份 i 秸秆露天焚烧的碳排放系数,kg C/MJ,参考刘慧琳等[28]所测算出的各省份的研究结果.

1.4　农业面源污染测度

本文采用清单分析法对中国各省份的农作物生产面源污染进行量化评估.鉴于农作物生产面源污染的排放特性,并考虑到农药和农膜对主要污染物排放的贡献相对较小[29],本文选择化肥(涵盖氮肥、磷肥及复合肥)和农田固体废弃物(主要为秸秆残留与堆积)作为主要核算污染源.化肥流失引发的污染物包括总氮、总磷及氨氮,而农田固体废弃物产生的污染物包括总氮、总磷及化学需氧量.基于此,本文对化肥和农田固体废弃物 2 个污染源所导致的 4 种污染物(即总氮、总磷、氨氮和化学需氧量)的排放量进行核算,并据此计算农作物生产面源污染的等标负荷量.

1.4.1　等标污染负荷法由于不同污染物在性质特征、污染程度等方面存在差异,为了便于统一分析与比较,有必要对污染物的排放量进行标准化处理.等标污染负荷法正是将各种污染物排放量转化为统一可比尺度的方法,可用于测算在一定标准下单位时间内废水中所含污染物的排放量.具体的计算公式如下:

$$P_{nj} = \frac{Q_{nj}}{c_j} \tag{8}$$

$$P_j = \sum P_{nj} \tag{9}$$

$$P_i = \sum P_j \tag{10}$$

式中:P_{nj} 为某省份污染源 n 污染物 j 的等标污染负荷,m^3/a;Q_{nj} 为某省份污染源 n 污染物 j 的排放量,t/a;c_j 为污染物 j 的排放标准,其依据为《地表水环境质量标准》(GB3838−2002)中的Ⅴ类标准,即总氮、总磷、氨氮和化学需氧量的排放标准分别为 2.0mg/L、0.4mg/L、2.0mg/L 和 40.0mg/L;P_j 为某省份污染物 j 的等标污染负荷,m^3/a;P_i 为省份 i 污染物的等标污染负荷总和,m^3/a,即省份 i 的农作物生产面源污染总量.

1.4.2　化肥面源污染核算在现行排放源统计调查中,产排污系数法被广泛应用于核算农作物生产过程中的水污染物排放量.本文亦采用此方法对化肥使用过程中产生的污染物进行排放量核算.具体来说,该方法通过测算土壤和肥料中的氮、磷等养分在降雨或灌溉水的作用下,经由地表径流进入周围水体的量,来评估化肥使用对水环境造成的潜在影响,主要排放的污染物包括总氮、总磷和氨氮.核算过程中所采用的计算公式如下:

$$Q_{1j} = \left(A_g \times e_{gj} + A_y \times e_{yj}\right) \times \frac{q_l}{q_0} \tag{11}$$

式中:Q_{1j} 为化肥产生的污染物 j 排放量,t;A_g 和 A_y 分别为农作物播种面积和园地面积,hm^2;e_{gj} 和 e_{yj} 分别为农作物和园地种植过程中的污染物 j 排放系数,kg/hm^2;q_l 和 q_0 分别为调查年度和基准年度化肥单位面积使用量,kg/hm^2.其中,农用复合肥的配比是基于市场农用通用型复合肥的销售情况调查及文献[30]确定的,具体将氮肥、磷肥和钾肥的配比按照 1:1:1 的比例进行折算处理;在计算氨氮和总氮排放量时,使用含氮化肥用量,包括氮肥以及含氮复合肥的折纯用量;在计算总磷排放量时,使用含磷化肥用量,包括磷肥以及含磷复合肥的折纯用量;公式中用到的化肥排污系数,本文重点参照生态环境部《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》中各省份的参数取值;q_0 选取 2009 年化肥单位面积使用量,kg/hm^2.

1.4.3　农田固体废弃物面源污染核算农田固体废弃物主要指农作物秸秆,若其被随意弃置或焚烧,极易引发一系列环境问题,特别是在湖泊、河流等水体附近进行堆放或焚烧时,秸秆中的有害物质会随着雨水径流或风力作用进入水体,对水质造成严重的污染,其主要排放的污染物为总氮、总磷和化学需氧量.这些污染物的增加会导致水体富营养化,进而影响水生生态系统健康.农作物秸秆产生的污染物通

过以下公式进行排放量计算:

$$Q_{2j}=\sum E_k\times U_k\times(1-\mu_k)\times\rho_{kj} \tag{12}$$

式中:Q_{2j} 为农田固体废弃物产生的污染物 j 排放量,t;E_k、U_k 及 μ_k 分别为农作物 k 的产量(t)、秸秆产出系数(kg/kg)及秸秆可收集系数;ρ_{kj} 为农作物 k 污染物 j 的排放系数,kg/t.各省份的相关系数通过整理文献获得[31-32].

1.5 冷热点分析

冷热点分析主要是利用 ArcGIS 提供的 Getis-Ord G_i^*(G 系数)进行空间异质性的局域统计,直观地反映高或低聚类的具体位置和聚集程度.本文利用 G 系数,计算农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的显著聚集区域,观察协同度冷热点区域如何随时间发展或变迁,并探究其具体的空间分布规律,以此来判断时空冷热点.G 系数的统计学意义可用标准化 Z 值来检验,Z 值为正且值越高,表明高值(热点)的聚类越紧密,Z 值为负且值越低,表明低值(冷点)的聚类越紧密[33].

$$G_i^*(d)=\frac{\sum W_{ii'}(d)\mathrm{CPGE}_{i'}}{\sum \mathrm{CPGE}_{i'}} \tag{13}$$

$$Z(G_i^*)=\frac{G_i^*-E(G_i^*)}{\sqrt{\mathrm{Var}(G_i^*)}} \tag{14}$$

式中:d 为距离尺度;$W_{ii'}$为空间权重,若省份 i 和 i'相邻,则 $W_{ii'}$=1,反之 $W_{ii'}$=0;$E(G_i^*)$和 $\mathrm{Var}(G_i^*)$分别为 G_i^* 的数学期望和变异系数.

1.6 驱动因素评估

1.6.1 变量筛选由于本文在初步分析时考虑较多的解释变量,首先需要对解释变量进行筛选和分析,在进行变量筛选时,考虑到农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同度与解释变量之间的关系并非都是线性关系,因此,引入 Spearman 等级相关系数,为后续的模型构建提供更为稳健的变量选择依据.首先对变量间的 Spearman 相关系数进行显著性检验,保留通过 t 检验(P 值小于 0.1)的驱动因素,删除未通过显著性检验的解释变量.接下来,为消除多重共线性的影响,计算各解释变量之间的方差膨胀系数(VIF),如果 VIF>5,说明存在多重共线性的问题,剔除掉 VIF>5 所对应的解释变量.

参考相关研究[34-36],本文基于数据集,对初步选取的解释变量进行相关性和共线性分析,保留通过相关性检验(P 值小于 0.1)和共线性检验(VIF 值小于 5)的解释变量,最终选定粮食单产、农业受灾率、农业机械化水平、个体技术水平、科技创新水平、城乡收入差距和农业劳动力 7 个解释变量作为模型的输入变量,农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同度作为模型的输出变量.具体变量测算方式和描述性统计结果见表 3.

表 3 变量选择及描述性统计

Table 3 Selection and descriptive statistics of variables

变量类型	变量名称	变量定义	符号	单位	均值	标准差	最大值	最小值
输入变量	粮食单产	粮食总产量与粮食播种面积的比值	GYPH	万 t/khm^2	0.54	0.10	0.82	0.30
	农业受灾率	农业受灾面积占农作物播种面积的比重	ADR	%	15.42	12.61	69.59	0.00
	农业机械化水平	农业机械总动力与农作物播种面积的比值	AM	万 kW/khm^2	0.69	0.36	2.70	0.24
	个体技术水平	农村劳动力平均受教育年限	IT	a	7.65	0.83	9.91	3.80
	科技创新水平	农业发明专利和实用新型专利的申请总量	TI	个	2353.19	2810.92	14871.00	3.00
	城乡收入差距	城乡居民人均可支配收入的比值	URIG	%	2.61	0.42	3.95	1.83
	农业劳动力	第一产业从业人数	AL	万人	761.41	562.77	2764.86	21.00
输出变量	协同效应	农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应	CPGE	-	0.76	0.15	1.03	0.44

1.6.2 模型选择本文运用 Python 软件构建多种机器学习模型,并对 2009~2022 年所选取的输入变量进行标准化处理.为确保实验结果的可重复性与稳定性,采用随机抽样方法依照 8:2 的比例将数据集划分为训练集和测试集,并通过设定固定随机值保证结果可复现.为评估各机器学习模型预测结果的准确性,本文采用决定系数(R^2)、均方根误差(RMSE)、平均绝对误差(MAE)、平均绝对百分比误差(MAPE)和中位数绝对误差(MAD)作为评估指标[37].R^2 越大,RMSE、MAE、MAPE 和 MAD 越低,说明模型的误差越小,预测效果越好.具体的模型评估结果详见表 4.

表 4　模型结果比较

Table 4　Comparison of model results

模型	英文缩写	样本	R2	RMSE	MAE	MAPE	MAD
决策树	DT	训练集	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		测试集	−0.25	0.15	0.11	0.13	0.09
随机森林	RF	训练集	0.91	0.05	0.04	0.17	0.03
		测试集	0.32	0.11	0.09	0.11	0.09
支持向量机	SVM	训练集	0.13	0.15	0.12	0.55	0.10
		测试集	0.16	0.12	0.10	0.12	0.09
神经网络	NN	训练集	0.12	0.15	0.12	0.57	0.11
		测试集	0.15	0.12	0.10	0.13	0.10
极端梯度提升决策树	XGBoost	训练集	0.98	0.02	0.02	0.07	0.01
		测试集	0.33	0.11	0.09	0.11	0.07
轻量梯度提升决策树	LightGBM	训练集	0.82	0.07	0.05	0.24	0.05
		测试集	0.24	0.12	0.10	0.12	0.08
极端随机树	ET	训练集	0.91	0.05	0.04	0.18	0.03
		测试集	0.38	0.11	0.09	0.11	0.07
梯度提升决策树	GBDT	训练集	0.99	0.01	0.01	0.05	0.01
		测试集	0.26	0.12	0.09	0.11	0.07

比较上述模型的结果,GBDT 模型在农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同度预测方面的效果相比于其他 7 个模型较好,在训练集和测试集具有较高的 R^2,以及取得较低的 RMSE、MAE、MAPE 和 MAD;RF 模型、XGBoost 模型、LightGBM 模型和 ET 模型在预测中均展现出可接受范围内的效果;而 DT 模型、SVM 模型和 NN 模型在训练集与测试集上的表现未达到预期水平.综上所述,GBDT 模型效果较为出色,且具有较强的适用性和泛化能力,因此,本文选择采用此模型进行后续研究.

GBDT 模型是一种迭代式的集成学习算法.该算法通过连续迭代训练多个决策树模型,每个后续树都基于前一个树的预测残差进行训练,以此逐步提升模型的预测准确性,并有效降低过拟合的风险[38].在模型性能与农业应用场景的契合度方面,GBDT 模型具备较高的预测准确性,能够满足农业政策规划的实际需求.在模型特性与农业分析需求的匹配性方面,GBDT 模型通过构建多个决策树并组合预测结果,能够精准捕农业生产系统内部各因素之间的非线性关联.同时,该模型在训练过程中能够自动评估特征的重要性,快速筛选出对农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应具有关键影响的驱动因素.为深入分析上述关键驱动因素,本文结合 SHAP 值(Shapley Additive exPlanations)和偏依赖图方法进行解释性分析.SHAP 值作为一种基于博弈论的可解释性工具,能够在统一尺度下量化每个特征对模型预测结果的贡献度,从而识别出在预测过程中起到关键作用的特征[39].此外,通过绘制偏依赖图,可以直观地展示各个驱动因素对降碳-减污-扩绿-增长协同效应的相互作用机制,进一步增强模型的可解释性.

1.7　数据来源

为确保数据统计标准的一致性,最大限度降低数据缺失率、增强数据连续性,本文将中国的香港、澳门和台湾地区排除在外,最终选定的研究地区范围为中国的 31 个省、市和自治区,时间范围设定为 2009~2022 年.在对秸秆焚烧碳排放量进行测算时,本文采用来自 NASA FIRMS 系统的 MODIS 和 VIIRS 火点数据,以及来自日本气象局在 JAXA 的 P-Tree 数据服务网站上提供的 Himawari-8 火点数据.此外,研究所需的其他相关数据均来自《中国统计年鉴》《中国农村统计年鉴》《中国农村统计资料汇编》《中国科技统计年鉴》以及《中国人口与就业统计年鉴》.

2　结果与讨论

2.1　农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的时序动态演化分析

2.1.1　整体特征　根据表 5 所示,在考察期内,中国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同度整体呈现上升趋势,从 2009 年的 0.67 上升至 2022 年的 0.95,上升 41.79%,年均增长率为 2.65%,以 2016 年为分界

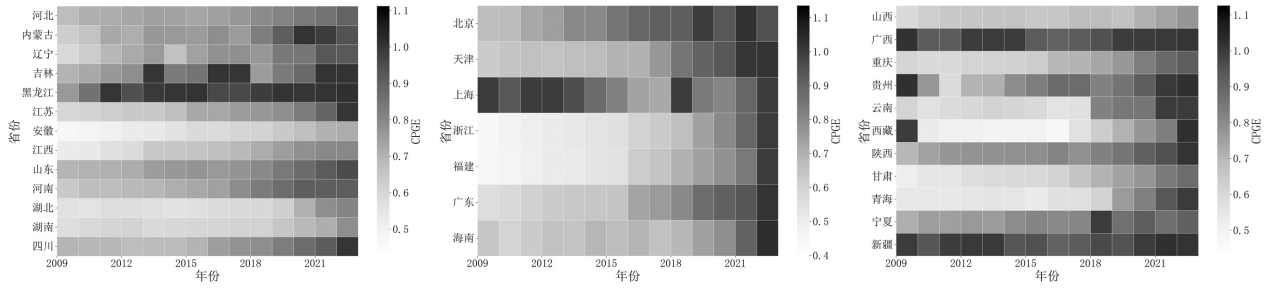
点,增长率大体呈“下降-上升”趋势.究其原因:尽管我国在农业环境保护方面已经取得一定成效,但长期以来,我国农业经济的增长过度依赖于化肥和农药的使用,这一现象造成化肥中氮、磷等元素的过量流失,也使得农药残留超标问题愈发严重.为了有效遏制“化学农业”对生态环境造成的持续损害,2015年以来,中国农业部(现为农业农村部)、环境保护部(现为生态环境部)等国家相关部委相继发布《关于打好农业面源污染防治攻坚战的实施意见》、《农业农村污染治理攻坚战行动计划》等一系列规划和文件,这标志着中国农业绿色低碳转型的全面开启以及推进降碳-减污-扩绿-增长的协同改善.值得注意的是,在粮食安全战略升级背景下,协同效应增速近年有所放缓,因此需通过优化生产布局实现区域化适度集聚生产,促进农业新技术外溢与生产效率提升,进而构建绿色低碳高效的现代农业发展体系.

2.1.2 区域差异从粮食生产的三大功能区[40]来进行分析,根据表 5 可知,2009~2022 年中国粮食主产区、粮食主销区和产销平衡区农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同度分别由 2009 年的 0.63、0.63 和 0.76 上升至 2022 年的 0.90、1.00 和 0.96,年均增长率分别为 2.85%、3.68%和 1.84%.根据上述分析可知,无论全国还是各区域的协同度均呈现出增长趋势,主要得益于我国近些年对农业环境污染的治理.区域差异分析表明,产销平衡区因自然条件优越(气候适宜、水资源丰富)及政策倾斜(对口支援带来的技术资源),协同度持续领先;主销区虽初期受工业化影响导致协同度滞后,但 2018 年后通过绿色技术推广实现快速追赶;主产区则因增产压力仍依赖高投入模式,制约了协同效应的进一步提升.进一步通过热力图(图 1)研究发现,江苏、河南(主产区),浙江、福建、广东(主销区),以及甘肃(产销平衡区)呈现稳定上升态势,其余省份则呈现波动式“减-增”特征,主要源于政策执行的滞后性与差异性.因此为实现全过程协同效应,需强化政策连贯性与系统性,推动技术外溢与生产模式转型,最终构建可持续的绿色农业发展体系.

表 5 2009~2022 年全国及三大区域农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同度

Table 5 Synergy of CPGE of crop production in China and three major regions from 2009 to 2022

年份	区域			全国
	粮食主产区	粮食主销区	产销平衡区	
2009	0.63	0.63	0.76	0.67
2010	0.65	0.62	0.69	0.66
2011	0.68	0.66	0.68	0.68
2012	0.69	0.67	0.71	0.69
2013	0.72	0.68	0.71	0.71
2014	0.71	0.68	0.72	0.71
2015	0.73	0.68	0.71	0.71
2016	0.75	0.71	0.72	0.73
2017	0.76	0.73	0.74	0.74
2018	0.76	0.80	0.80	0.78
2019	0.80	0.83	0.82	0.82
2020	0.84	0.85	0.87	0.85
2021	0.88	0.93	0.92	0.90
2022	0.90	1.00	0.96	0.95
平均值	0.75	0.75	0.77	0.76



(a)粮食主产区 (b)粮食主销区 (c)产销平衡区

图 1 2009~2022 年各省份农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的时序演化(分区域)

Fig.1 Temporal evolution of synergistic effects of CPGE of crop production in various provinces from 2009 to 2022 (by region)

2.2 农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的空间动态演化分析

2.2.1 空间分布特征本文对农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的空间变化进行分析,根据相关研究[41],将农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同度划分为初级协同、中级协同、良好协同和优

质协同 4 个等级,数值范围分别对应为 0.4~0.6、0.6~0.8、0.8~1 和大于 1.为了更直观地展现省域空间演化特征,本文结合中国省级行政区划的矢量图,并借助 ArcGIS 软件对降碳-减污-扩绿-增长协同效应的空间分布进行绘制,如图 2 所示.为了深入剖析这一协同效应在不同时期的变化情况,本研究选取 2010 年(“十一五”)、2015 年(“十二五”)、2020 年(“十三五”)和 2022 年(“十四五”)4 个具有代表性的时点.具体来看,2010 年,协同效应整体呈现“北高南低”格局,无省份协同度处于优质水平,新疆、上海、广西和黑龙江协同度处于良好水平,其余省份协同度相对较低;2015 年,协同度普遍呈现上升趋势,中级地区占比显著上升,初级地区占比逐步下降,东部地区和西部地区的部分省份形成低值塌陷区;2020 年,优质地区和良好地区有所扩大,无省份处于初级水平;2022 年,优质地区进一步增多,南方地区提升幅度高于北方地区,呈现“南高北低”的局面,一方面,集中表现为粮食主销区在东南地区呈集中连片提升的格局,另一方面,上一阶段的低水平连片区域范围有所下降.从整体上看,中国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应有随时间向优质水平聚拢的趋势,地区差异有所减弱,结合农业绿色低碳发展战略,可以较好地推进降碳-减污-扩绿-增长协同的政策和措施.

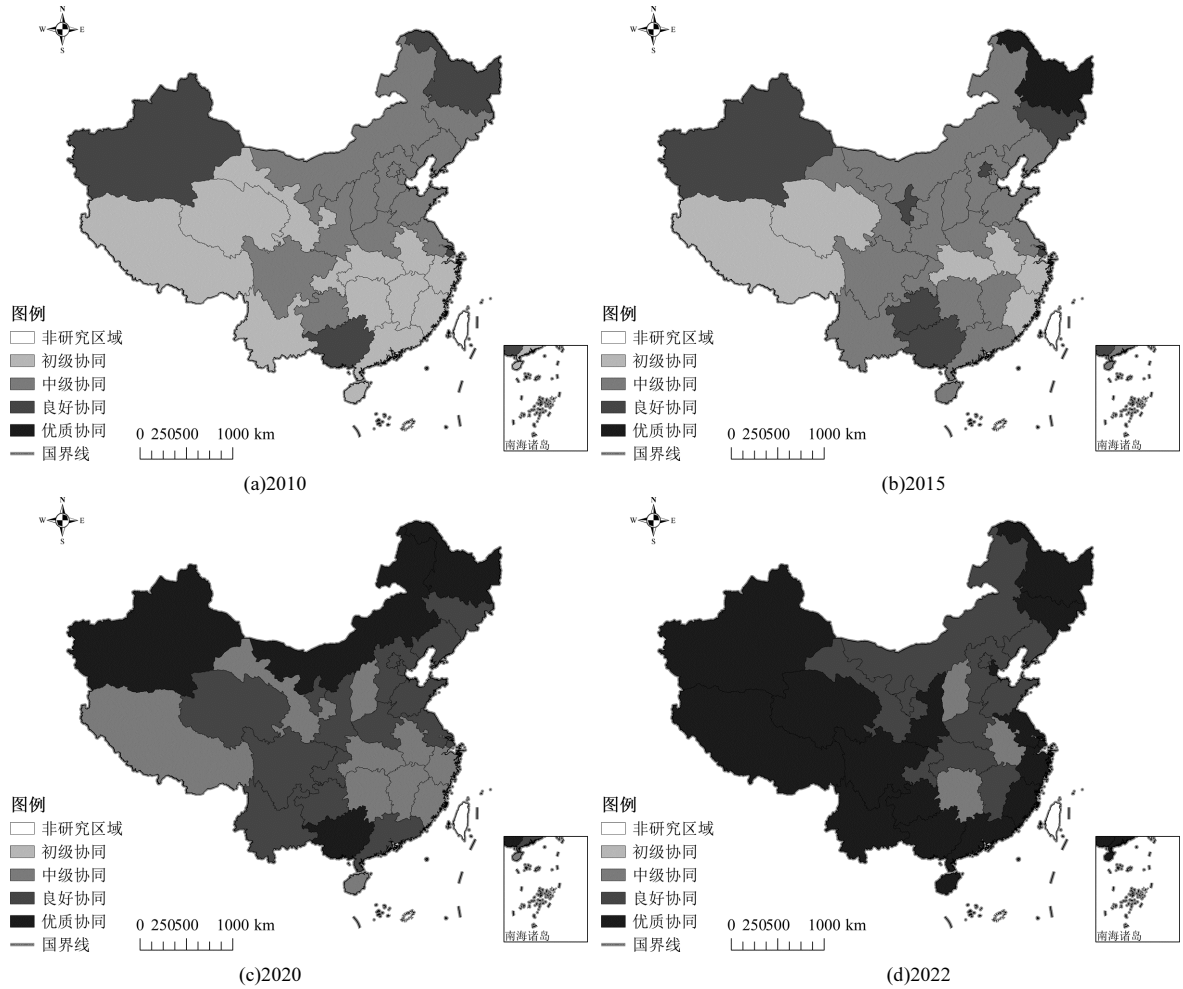


图 2　2009~2022 年农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的空间演化

Fig.2　Spatial evolution of synergistic effects of CPGE of crop production in China from 2009 to 2022

审图号 GS(2023)2767

2.2.2　空间聚集特征为识别空间聚集特征,本文依据前文所述的时间点划分,采用自然断点法对 G 系数进行分级为热点区、次热点区、不显著区、次冷点区和冷点区.据此,绘制农作物生产降碳-减污-扩

绿-增长协同效应的冷热点空间分布图(图 3).由图 3 可知,2010 年,热点区和次热点区主要集中在东北地区和西南地区,冷点区和次冷点区主要分布在东南地区;2015 年,热点区和次热点区范围有所缩小,次冷点区范围显著扩张,集中分布在东南地区和西部地区;2020 年,热点区和次热点区有所扩大,次冷点区逐渐向东部地区聚集;2022 年,热点区和次热点区进一步扩大并向西部地区转移,次冷点区分布呈下降走势.总体上,热点区和次热点区的数量呈上升趋势,冷点区和次冷点区的数量呈下降趋势,各类型地区表现出明显的空间聚集特征.值得注意的是,东部地区在冷点区和次冷点区范围更大,而东北地区在热点区和次热点区分布较广.东部地区工业化和城市化进程较快,人口密集,导致土地资源相对稀缺,农作物生产面临较大的资源约束;而东北地区作为中国重要的粮食主产区,积极推进农地流转和农业结构调整,不断优化种植结构、发展生态农业等,以此促进农作物生产生态效益和经济效益的协同融合.

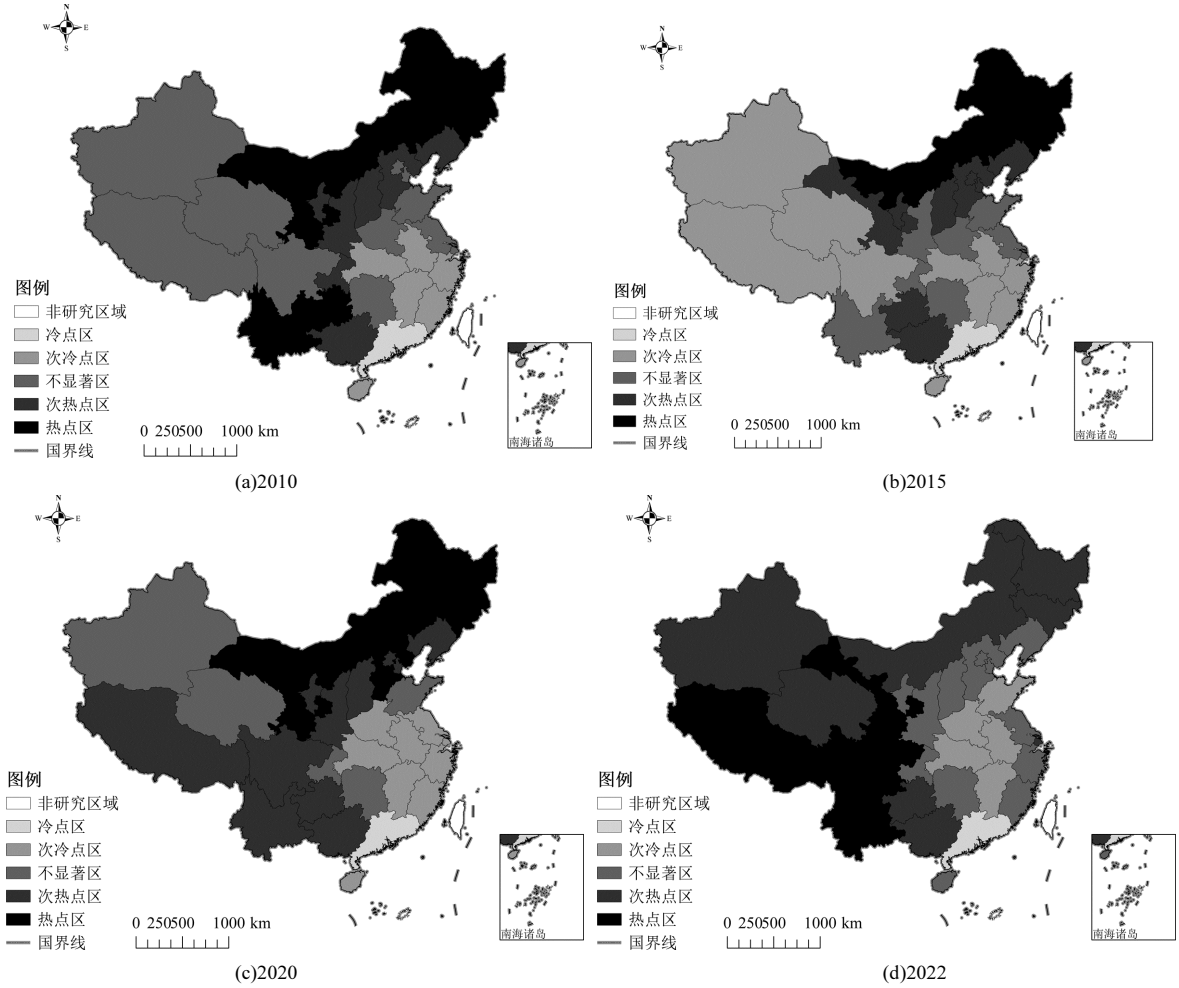


图 3 2009~2022 年全国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的冷热点分布

Fig.3 Distribution ofcold and hot spotsof synergistic effects of CPGE of crop production in China from 2009 to 2022

审图号 GS(2023)2767

2.3 农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的驱动因素分析

本文基于中国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应所展现出的阶段性变化和区域性差异,从纵向和横向 2 个维度出发,对其驱动因素进行深入探讨.在纵向维度上,以中国的“五年”发展计划(即五年规划)作为阶段参照框架,系统分析在不同发展阶段,降碳-减污-扩绿-增长协同效应的驱动因素及其演变规律;在横向维度上,则根据粮食生产的三大功能区进行区域划分,这一划分充分考虑各区域的资源禀赋及其所形成的比较优势,旨在更深入挖掘和揭示区域层面的驱动因素及其

作用机理.

2.3.1　整体效应分析解释变量的重要性程度已通过 SHAP 值进行量化,具体结果如图 4 所示.上方横轴表示各解释变量的 SHAP 均值,用灰色条状图展示;下方横轴表示各样本的 SHAP 值,用样本点展示,其中浅色点表示解释变量取值较低的情况,深色点表示取值较高的情况.解释变量从上到下的顺序表示其对农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的重要程度排名,分别为:粮食单产、农业机械化水平、科技创新水平、农业受灾率、农业劳动力、个体技术水平和城乡收入差距.为了深入分析驱动因素对协同效应的具体作用方式,本文进一步绘制偏依赖图(图 5),以展示农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应与其驱动因素之间的依赖关系.从图 5 中可以明显看出,农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应与大部分驱动因素之间存在着显著的非线性关系.

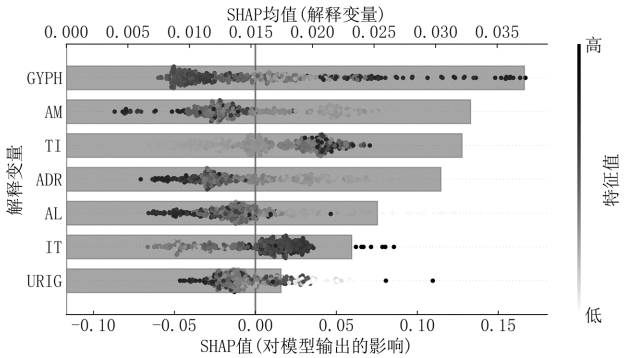


图 4　2009~2022 年全国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的驱动因素重要性排序

Fig.4　Ranking of the importance of driving factors on synergistic effects of CPGE of crop production in Chinafrom 2009 to 2022

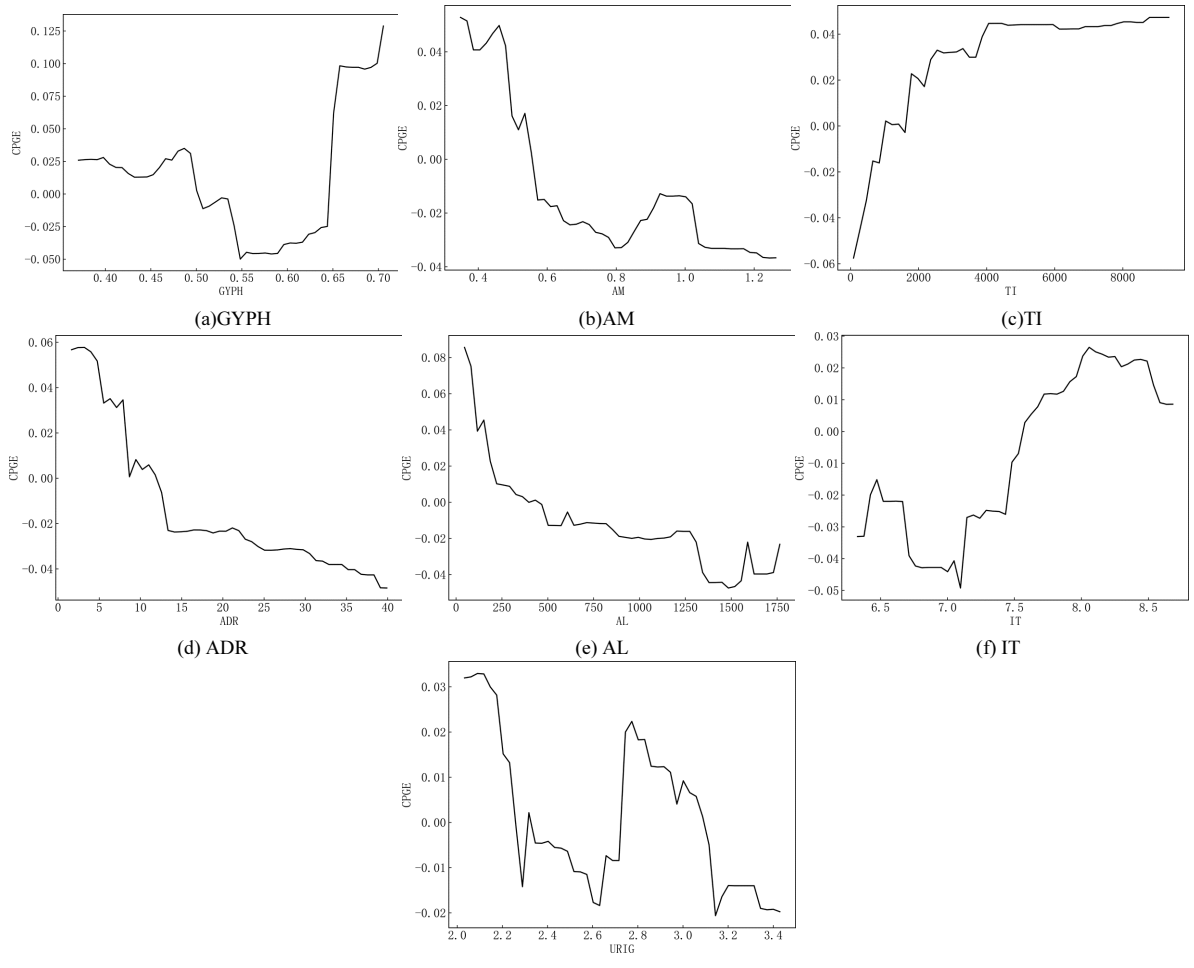


图 5　2009~2022 年驱动因素对全国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的边际影响

Fig.5　Marginal impact of driving factors on synergistic effects of CPGE of crop production in China from 2009 to 2022

粮食单产随着粮食单产的提高,农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应呈现“下降-上升”的

“U 型”趋势,且总体呈上升变化,如图 5(a).在粮食安全的约束下,初期单产增长依赖于高要素投入的粗放模式,直接导致碳排放与面源污染增加,形成环境效益与生产效益相互制约的关系.然而随着农业技术迭代与政策调控深化,粮食单产与降碳-减污-扩绿-增长协同效应实现由抑制到促进的转变.具体来说,一方面,节水、节肥、节药和节能等相关技术在粮食生产中得到广泛应用,从源头有效降低了单位产出的资源消耗强度与污染物排放量;另一方面,诸如秸秆还田、有机肥替代等一系列政策措施得到深入实施,通过提升土壤有机质含量和固碳能力,增强了农田生态系统的碳汇功能与扩绿稳定性,由此,土地生产力和农产品附加值得以增长,最终实现经济效益与环境效益的良性循环.

农业机械化水平.农业机械化水平对农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应呈现波动下降的作用趋向,如图 5(b).近 10 多年来,我国农业机械总量持续增长,但超过半数为能耗高、效率低的小型农机,存在老旧农机超期服役和问题农机带病运行的情况,这些设备相比新型农机能耗更高,导致化石燃料消耗增多,进而加剧碳排放和面源污染,不利于降碳-减污-扩绿-增长协同效应提升.此外,我国在先进绿色动力技术的研发、成果转化及制造工艺方面存在不足,加之深施化肥、高效植保等农业绿色机械化技术推广应用不够,难以满足电动等清洁能源机械的需求,导致碳汇补偿功能缺失,直接削弱生态扩绿成效,进一步对降碳-减污-扩绿-增长协同效应产生负面影响.

科技创新水平.随着科技创新水平的提高,农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应呈现“上升-稳定”的动态演变,如图 5(c).依据环境库兹涅茨理论所阐述的内在逻辑,科技创新对外部环境扮演着至关重要的调节作用[42].在要素投入强度保持恒定的条件下,绿色技术革新直接作用于农业生产函数.以水肥一体化数字技术为例,该技术通过光触媒、传感技术等先进手段精确感知灌溉用水需求和智能调控化肥农药的施用量,推动农业能源利用效率提升和削减农业面源污染负荷,并有效改善农业生产效率低下、经济效益不佳的现状.同时,技术驱动的精准化管理通过优化农田生态功能间接增强碳汇扩绿能力,最终在降低环境负外部性的基础上推动降碳-减污-扩绿-增长协同效应发展.

农业受灾率.农业受灾率对农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应呈现持续下降的变化趋势,如图 5(d).在全球变暖加剧的背景下,极端气候事件频发直接威胁生产稳定性.一方面,气候变暖加剧部分地区的水资源短缺问题,为了满足作物的营养需求,农业化学品投入将进一步加大,致使农业生产成本的增加和环境污染的加剧;另一方面,持续的干旱少雨天气会使得耕地土壤干旱和土壤肥力降低,引起地表植被退化,进而加剧土壤盐渍化和荒漠化,农业生态系统的增汇扩绿功能也因此被削弱[43].

农业劳动力.随着农业劳动力的规模扩大,农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应呈现波动下降的动态趋势,如图 5(e).在农村劳动力老龄化与女性化叠加、农业劳动力非农转移以及劳动力成本居高不下的现实背景下,通过劳动力的“挤出效应”[44],农户往往会选择替代劳动的生产技术.具体而言,农户倾向于增加短期资本投入,例如加大化肥、农药等化学物资的施用量以及土地资源的过度开发和利用,使得农作物生产中碳排放和面源污染问题不断加剧,进而影响土地的生产扩绿能力.

个体技术水平.个体技术水平对农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应呈现“抑制-促进”的非线性趋势,且总体呈促进方向,如图 5(f).当个体技术水平处于较低阶段时,农户因精准管控能力缺失导致化肥农药粗放施用,加剧环境污染与生态损耗.然而随着个体技术水平的不断提升,其对降碳-减污-扩绿-增长协同效应的促进作用开始凸显,并逐渐占据主导地位.此时,农户可以更好地掌握现代农业技术,如精准农业、数字农业、有机农业等,形成兼具融合性与创新性的新质生产力.在新质生产力的推动下,数据、信息等先进要素进入生产函数[45].数据信息驱动的农资精准投放能够有效降低资源浪费和环境污染,实现降碳和减污的目标.同时,有机农业等模式既通过生态系统服务功能强化扩绿基础,又借助品质提升与市场竞争力增强实现经济效益,最终促成生态效益与经济效益的协同优化.

城乡收入差距.随着城乡收入差距的扩大,农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应呈“抑制-促进-抑制”的非线性趋势,且总体呈抑制作用,如图 5(g).此非线性效应与区域经济发展紧密关联,其内

在机制可由城乡收入差距在不同阶段对区域要素流动、产业升级及农户行为决策的影响来剖析.在区域经济发展初期,城乡收入差距持续扩大会严重阻碍城乡要素流通,使得农村资金短缺与人力资本流失,引发化肥农药滥用、农业废弃物处理技术推广受阻、能源利用低效等,导致环境污染态势加剧;同时产业升级滞后使农田生态系统建设缺乏支撑,造成碳汇扩绿与生态服务功能较弱,进一步抑制产业融合与农产品附加值提升.随着区域经济发展与政策推进,城镇居民财富不断积累.依据收入边际污染倾向递减的特性[46],高收入群体更倾向于选择环保产品来替代污染较重的产品,从而减轻对环境的压力,但未根本改变要素错配本质.当区域经济发展到一定阶段,若城乡收入差距再度扩大,其负面影响将凸显:农业基础设施改善速度放缓导致水资源浪费加剧碳排放、生态修复投入不足制约碳汇扩绿能力、农业产业链延伸和产业升级受阻限制生产效率增长等,以此进一步抑制协同效应提升.

2.3.2　时间效应分析　为深入分析关键驱动因素的演进规律,本文分别构建 2009~2010 年(“十一五”时期)、2011~2015 年(“十二五”时期)、2016~2020 年(“十三五”时期)和 2021~2022 年(“十四五”时期)4 个时间段的分样本进行重要性分析.图 6 结果表明,在不同时期,影响农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的关键因素呈现多样化的演变趋势.随着农作物生产实践的不断深化,协同效应的关键驱动因素经历由单一主导因素向多元因素共同作用的转变.

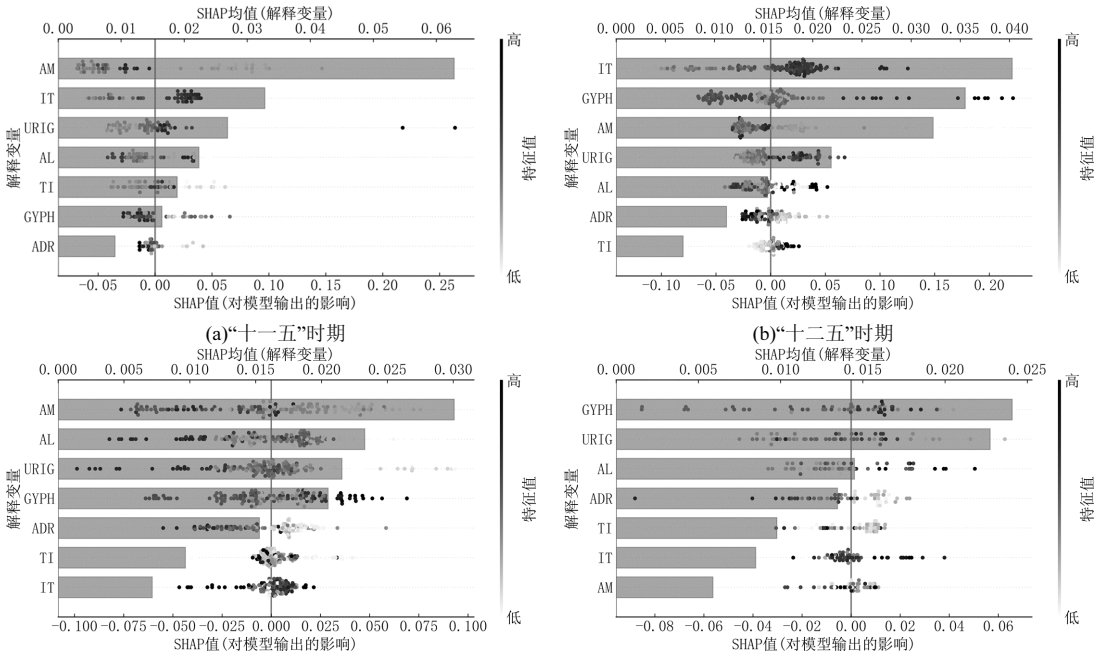


图 6　分阶段驱动因素演变

Fig.6　Evolution of phased driving factors

“十一五”时期,农业机械化水平是影响农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的核心因素,个体技术水平、城乡收入差距和农业劳动力等因素的重要性排名也位居前列,如图 6(a).该时期,技术水平和生产方式相对落后,农机技术与当地农业生产条件、作物种类等不完全适配,导致农机使用效率低下,引发一系列环境问题,如土壤破坏、水资源污染、生物多样性下降等,进而对降碳-减污-扩绿-增长协同效应产生负面影响.

“十二五”时期,个体技术水平是影响农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的最关键因素,粮食单产、农业机械化水平和城乡收入差距等因素的影响力也排名前列,如图 6(b).该阶段,随着个体技术水平的提升,农户采用更加高效环保的农业生产方式,如精准施肥、节水灌溉等,可以显著降低农作物生产过程中的能源消耗和碳排放;以及掌握更加先进的生

态修复技术,如植被恢复、水土保持等,在有效改善农业生态环境的基础上提高农作物碳汇量.

“十三五”时期,农业机械化水平、城乡收入差距和粮食单产等因素继续排名靠前,而农业劳动力等因素的重要性逐渐攀升,如图 6(c).在该时期,随着工业化和城市化的推进,部分农业劳动力转移到工业部门,“人力资本弱化效应”不可避免地造成以绿色生产技术应用为载体的农业绿色生产转型受阻[47],进而不利于降碳-减污-扩绿-增长协同效应的提高.

“十四五”时期,城乡收入差距、农业劳动力等因素名列前茅,粮食单产、农业受灾率等因素在农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的影响力正逐步提升,如图 6(d).在该阶段,粮食安全为核心导向.通过提升土壤和粮食作物生产力,可以有效提高粮食总产量,这符合“藏粮于地”的策略.研究表明,土壤有机质含量与土壤肥力及农作物单产水平之间呈显著的正相关关系[48].因此,提升粮食单产有利于增加耕地的有机质存量,进而提高土壤固碳能力,在降低农业碳排放的同时提高粮食碳汇产量.

2.3.3 区域效应分析 由图 7 可知,不同功能区因各自区位特点、资源禀赋、产业基础、政策导向等存在差异,使得农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的关键驱动因素呈现区域差异性.

在粮食主产区中,城乡收入差距是影响区域农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的最重要因素,农业机械化水平、农业劳动力和粮食单产等因素的重要性也排名靠前,如图 7(a).受到严格的耕地保护制度及粮食生产约束等政策的限制,主产区的工业化和城镇化进程面临较大阻碍,造成工农产品之间的剪刀差愈发严重[49].面对粮食增产放缓的挑战,主产区需要建立和完善利益补偿制度,探索创新粮食生产任务的省际间交易模式,引入市场机制来促进粮食生产,以此提升粮食生产效率及其可持续性.

在粮食主销区中,个体技术水平、农业受灾率、粮食单产和农业劳动力等是影响农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的关键因素,如图 7(b).主销区大多集中于东部地区,因其拥有较为完善的农业产业链和较高的农业科技水平,从而孕育出农业新质劳动力,推动农业生产机械化、智能化、自动化以及各种生产要素投入比例合理化[50],有效减轻了农作物生产对水土光热等自然资源与外部环境的依赖程度,极大地释放农业产业的扩绿增长活力.

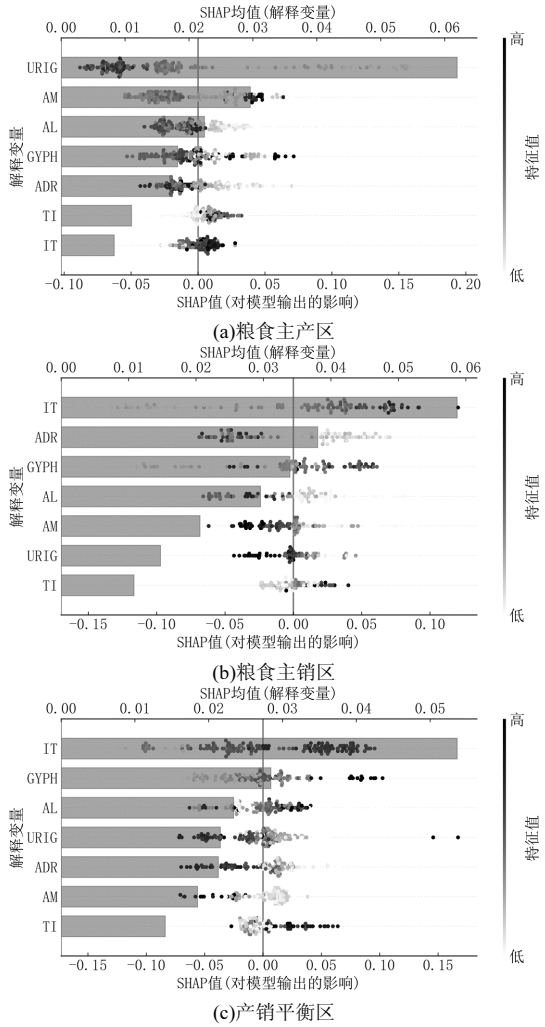


图 7 分区域驱动因素演变

Fig.7 Evolution of regional driving factors

在产销平衡区中,个体技术水平、粮食单产、农业劳动力和城乡收入差距等因素排名靠前,如图 7(c).产销平衡区多位于西部地区,该区域生态价值势位高,生态脆弱,通过大力推行高标准农田建设,有效减轻土壤侵蚀问题,显著增强土壤的肥力和水分保持能力,为农业可持续发展奠定坚实基础.此外,该区域还致力于完善市场化、多元化的生态补偿机制,拓宽生态产品价值的实现渠道,将生态优势有效转化为经济优势和发展动力,进一步推动该区域农作物生产向降碳-减污-扩绿-增长的方向迈进.

3 结论

3.1 2009~2022 年间,中国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同度整体呈现上升趋势,从 2009 年的

0.67 上升至 2022 年的 0.95,上升 41.79%,年均增长率为 2.65%,以 2016 年为分界点,增长率大体呈“下降-上升”趋势.

3.2　时序特征方面,粮食主产区、粮食主销区和产销平衡区农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同度分别由 2009 年的 0.63、0.63 和 0.76 上升至 2022 年的 0.90、1.00 和 0.96,年均增长率分别为 2.85%、3.68%和 1.84%.空间分布方面,协同效应由“北高南低”转变为“南高北低”的格局,且有随时间向优质水平聚拢、地区差异有所减弱的趋势;此外呈现出明显的空间聚集特征,东部地区在冷点区范围更大,而东北地区在热点区分布较广,最终表现为“东冷西热”的分布特征.

3.3　影响农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的因素依次为粮食单产、农业机械化水平、科技创新水平、农业受灾率、农业劳动力、个体技术水平和城乡收入差距.粮食单产、个体技术水平和城乡收入差距因素具有复杂的非线性特征,科技创新水平因素呈显著的促进作用,其他因素呈波动的负向影响.从时间效应来看,粮食单产逐渐成为核心因素;从区域效应来看,驱动因素呈现明显的空间差异性.

4　建议

4.1　鉴于全国各区域农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应呈现出多样化的发展态势,有必要依据全国三大粮食生产功能区的耕地资源实际状况,摒弃“一刀切”式的粗放减排管理模式,以实现精细化、针对性的降碳-减污-扩绿-增长管理目标,提升整体协同效应.对于粮食主产区,需要通过全域土地综合整治和完善利益补偿制度,优化城乡收入差距带来的资源要素错配,探索粮食产业发展新业态,以此促进粮食生产效能.对于粮食主销区,应当重视农业生产性专业人才培养,强化乡村振兴“头雁计划”等项目实施力度,逐渐培养具有绿色生产意识、掌握相关农业技能的新质劳动力.对于产销平衡区,在重视培育壮大新型职业农户队伍的同时,需持续推动农业发展方式转变,围绕破解农业资源环境约束与制约进行高标准农田建设,通过地块整治、沟渠配套、节水灌溉等措施,以此促进高标准农田绿色生产水平显著提高.

4.2　鉴于全国农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应存在较为明显的空间聚集异质性,需构建共治、共享和共赢的跨区域降碳-减污-扩绿-增长协同规划.其一,构建三大功能区综合合作机制,强化功能区之间的制度性协作.尤其应聚焦农业新质劳动力的跨区域配置,依托数字化劳动力市场平台,构建“需求对接-技能匹配-权益保障”的全链条服务机制,优化生产要素在城乡空间维度的动态配置效率.其二,补齐省际农业绿色发展的资源短板,形成区域间优势互补的双赢合作模式.借鉴碳汇交易的市场化运作经验,探索建立区域间农业碳汇指标交易平台,通过碳汇项目开发、核证与交易的全流程标准化,将农业生态系统的固碳增汇功能转化为可量化的经济价值.

4.3　将提高粮食单产、优化农业机械化水平作为提高农作物生产降碳-减污-扩绿-增长协同效应的重点措施.培育高抗病虫害、适应气候变化、高效利用养分等特性的高产优良品种,通过合理轮作、增施有机肥、建设高质量的灌溉和排水系统等措施,提高土地利用效率和作物产量;根据不同地区的地形地貌、农作物种植特点,研发推广适合当地作业的中小型、多功能且节能环保的农机装备,同时,运用智能化控制系统,提升农机作业的精准度与效率,减少农机作业过程中的能耗与污染物排放,实现农业机械化与绿色生产的深度融合.

参考文献:

[1] 刘　爽,刘　畅.中国农业减污降碳协同效应及其影响机制研究 [J]. 中国生态农业学报(中英文), 2024,32(7):1109−1121.
Liu S, Liu C. Synergistic effect of agricultural pollution reduction and carbon reduction and its influence mechanism in China [J]. Chinese Journal of Eco−Agriculture, 2024,32(7):1109−1121.

[2] 徐湘博,李　畅,郭建兵,等.土地转入规模、土地经营规模与全生命周期作物种植碳排放——基于中国农村发展调查的证据 [J]. 中国农村经济, 2022,(11):40−58.
Xu X B, Li C, Guo J B, et al. Land transfer−in scale, land operation scale and carbon emissions from crop planting throughout the life cycle: Evidence from China rural development survey [J]. Chinese Rural Economy, 2022,(11):40−58.

[3] 吴昊玥,黄瀚蛟,陈文宽.中国粮食主产区耕地利用碳排放与粮食生产脱钩效应研究 [J]. 地理与地理信息科学, 2021,37(6):85−91.
Wu H Y, Huang H J, Chen W K. Decoupling effects between carbon emissions from cropland use and grain production in the major grain−producing areas in China [J]. Geography and Geo−Information Science, 2021,37(6):85−91.

[4] 涂正革,甘天琦.中国农业绿色发展的区域差异及动力研究 [J]. 武

汉大学学报(哲学社会科学版), 2019,72(3):165-178.
Tu Z G, Gan T Q. Research on the regional difference and dynamic mechanism of agricultural green development in China [J]. Wuhan University Journal(Philosophy & Social Science), 2019,72(3):165-178.

[5] 李海鹏,张俊飚.中国农业面源污染与经济发展关系的实证研究 [J]. 长江流域资源与环境, 2009,18(6):585-590.
Li H P, Zhang J B. An empirical test on the "EKC" relationship between the agricultural non-point source pollution and economic development in China [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2009,18(6):585-590.

[6] 赖斯芸,杜鹏飞,陈吉宁.基于单元分析的非点源污染调查评估方法 [J]. 清华大学学报(自然科学版), 2004,(9):1184-1187.
Lai S Y, Du P F, Chen J N. Evaluation of non-point source pollution based on unit analysis [J]. Journal of Tsinghua University(Science and Technology), 2004,(9):1184-1187.

[7] 庄贵阳,王思博.协同推进降碳减污扩绿增长:内涵、挑战及应对 [J]. 城市与环境研究, 2023,(2):45-55.
Zhuang G Y, Wang S B. Achieving synergy in cutting carbon dioxide emissions, reducing pollution, expanding green development and pursuing economic growth: The connotation, challenges and response [J]. Urban and Environmental Studies, 2023,10(2):45-55.

[8] 胡 锋."双碳"目标下农业碳汇价值实现的规范逻辑与制度优化 [J]. 南方金融, 2024,(3):87-98.
Hu F. The normative logic and institutional optimization of realizing agricultural carbon sink value under the "dual carbon" goal [J]. South China Finance, 2024,(3):87-98.

[9] 谢帮生,陈鎏鹏,周子渭.数字乡村建设能助力乡村包容性绿色增长吗?——基于双重机器学习的因果推断 [J]. 中国人口·资源与环境, 2024,34(12):167-179.
Xie B S, Chen L P, Zhou Z W. Can digital rural construction help promote inclusive andgreen growth in rural areas: Causal inference based ondual machine learning [J]. China Population, Resources and Environment, 2024,34(12):167-179.

[10] 赵曼仪,王 科.减污降碳协同效应综合评估的研究综述与展望 [J]. 中国人口·资源与环境, 2024,34(2):58-69.
Zhao M Y, Wang K. Comprehensive evaluations of the synergistic effects of carbon emission reduction and air pollution control: A literature review [J]. China Population, Resources and Environment, 2024,34(2):58-69.

[11] 李汶豫,文传浩,苏旭阳,等.长江经济带城市减污降碳协同效应时空演化及驱动因素研究 [J]. 环境科学研究, 2024,37(8):1641-1653.
Li W Y, Wen C H, Su X Y, et al. Spatial-temporal evolution and driving factors of synergistic effect of urban pollution reduction and carbon reduction in Yangtze River Economic Belt [J]. Research of Environmental Sciences, 2024,37(8):1641-1653.

[12] 狄乾斌,陈小龙,侯智文."双碳"目标下中国三大城市群减污降碳协同治理区域差异及关键路径识别 [J]. 资源科学, 2022,44(6):1155-1167.
Di Q B, Chen X L, Hou Z W. Regional differences and key pathway identification of the coordinated governance of pollution control and carbon emission reduction in the three major urban agglomerations of China under the "Double-Carbon" targets [J]. 2022,44(6):1155-1167.

[13] 毛显强,邢有凯,高玉冰,等.温室气体与大气污染物协同控制效应评估与规划 [J]. 中国环境科学, 2021,41(7):3390-3398.
Mao X Q, Xing Y K, Gao Y B, et al. Study on GHGs and air pollutants co-control: Assessment and planning [J]. China Environmental Science, 2021,41(7):3390-3398.

[14] 吴昊玥,黄瀚蛟,何 宇,等.中国农业碳排放效率测度、空间溢出与影响因素 [J]. 中国生态农业学报(中英文), 2021,29(10):1762-1773.
Wu H Y, Huang H J, He Y, et al. Measurement,spatial spillover and influencing factors of agricultural carbon emissions efficiency in China [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2021,29(10):1762-1773.

[15] 朱洋洋,齐振宏,王 璐,等.中国农业减污降碳协同效应的时空演进及驱动因素研究 [J]. 生态与农村环境学报, 2024,40(9):1201-1212.
Zhu Y Y, Qi Z H, Wang L, et al. Spatial-temporal evolution and driving factors of synergistic effects of agricultural pollution and carbon emission reduction in China [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2024,40(9):1201-1212.

[16] 徐小雨,董会忠,庞 敏.东北三省农业碳排放效率时空演化特征及驱动因素分析 [J]. 中国环境管理, 2023,15(2):86-97.
Xu X Y, Dong H Z, Pang M. Analysis on the spatial-temporal evolution characteristics and driving factors of agricultural carbon emission efficiency in three northeastern provinces of China [J]. Chinese Journal of Environmental Management, 2023,15(2):86-97.

[17] 唐 菁,易 露,曾庆均.长江经济带农业碳补偿率的时空演进特征及碳补偿潜力预测 [J]. 环境科学, 2024,45(11):6378-6391.
Tang J, Yi L, Zeng Q J. Spatial-temporal evolution characteristics of agriculturalcarbon offset rate and prediction of carbon offset potential inthe Yangtze River Economic Belt [J]. Environmental Science, 2024,45(11):6378-6391.

[18] 张利国,谭 笑,肖晴川,等.基于气候资源投入的中国农业生态效率测度与区域差异 [J]. 经济地理, 2023,43(4):154-163.
Zhang L G, Tan X, Xiao Q C, et al. Agricultural eco-efficiency measurement and regionaldifference in China based on the climate resource input [J]. Economic Geography, 2023,43(4):154-163.

[19] 王修兰.全球农作物对大气 CO_2 及其倍增的吸收量估算 [J]. 气象学报, 1996,(4):466-473.
Wang X L. The estimation on crop absorbing CO_2 under current and double CO_2 conditions in the world [J]. Acta Meteorologica Sinica, 1996,(4):466-473.

[20] 韩召迎,孟亚利,徐 娇,等.区域农田生态系统碳足迹时空差异分析——以江苏省为案例 [J]. 农业环境科学学报, 2012,31(5):1034-1041.
Han Z Y, Meng Y L, Xu J, et al. Temporal and spatial difference in carbon footprint of regional farmland ecosystem: Taking Jiangsu Province as a case [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, 31(5):1034-1041.

[21] 田 云,张俊飚,吴贤荣,等.中国种植业碳汇盈余动态变化及地区差异分析——基于 31 个省(市、区)2000~2012 年的面板数据 [J]. 自然资源学报, 2015,30(11):1885-1895.
Tian Y, Zhang J B, Wu X R, et al. Research on dynamic change and regional differences of China's planting industry carbon sink surplus [J]. Journal of Natural Resources, 2015,30(11):1885-1895.

[22] 陈罗烨,薛 领,雪 燕.中国农业净碳汇时空演化特征分析 [J]. 自

然资源学报, 2016,31(4):596-607.
Chen L Y, Xue L, Xue Y. Spatial-temporal characteristics of China's agricultural net carbon sink [J]. Journal of Natural Resources, 2016, 31(4):596-607.

[23] 张　国,王效科.我国保护性耕作对农田温室气体排放影响研究进展 [J]. 农业环境科学学报, 2020,39(4):872-881.
Zhang G, Wang X K. Impacts of conservation tillage on greenhouse gas emissions from cropland in China: A review [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020,39(4):872-881.

[24] 李　波,张俊飚,李海鹏.中国农业碳排放时空特征及影响因素分解 [J]. 中国人口·资源与环境, 2011,21(8):80-86.
Li B, Zhang J B, Li H P. Research on spatial-temporal characteristics and affecting factors decomposition of agricultural carbon emission in China [J]. China Population, Resources and Environment, 2011,21(8): 80-86.

[25] 段华平,张　悦,赵建波,等.中国农田生态系统的碳足迹分析 [J]. 水土保持学报, 2011,25(5):203-208.
Duan H P, Zhang Y, Zhao J B, et al. Carbon footprint analysis of farmland ecosystem in China [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2011,25(5):203-208.

[26] 闵继胜,胡　浩.中国农业生产温室气体排放量的测算 [J]. 中国人口·资源与环境, 2012,22(7):21-27.
Min J S, Hu H. Calculation of greenhouse gases emission from agricultural production in China [J]. China Population, Resources and Environment, 2012,22(7):21-27.

[27] Xu Y Q, Huang Z J, Ou J M, et al. Near-real-time estimation of hourly open biomass burning emissions in China using multiple satellite retrievals [J]. Science of the Total Environment, 2022,817: 152777.

[28] 刘慧琳,汪子博,涂智鹏,等.基于多源卫星表征的中国秸秆露天燃烧 CO_2 排放特征及驱动因子分析 [J]. 环境科学学报, 2024,44(2): 261-272.
Liu H L, Wang Z B, Tu Z P, et al. CO_2 emission characteristics and driving factors of open crop straw burning in China based on multi-source satellite observation [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2024,44(2):261-272.

[29] 贾陈忠,乔扬源.基于等标污染负荷法的山西省农业面源污染特征研究 [J]. 中国农业资源与区划, 2021,42(3):141-149.
Jia C Z, Qiao Y Y. The characteristics of agricultural non-point source pollution in Shanxi Province based on equivalent pollution load method [J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2021,42(3):141-149.

[30] 梁　涛,赵敬坤,李红梅,等.重庆化肥投入驱动因素、减量潜力及环境效应分析 [J]. 环境科学, 2024,45(1):364-375.
Liang T, Zhao J K, Li H M, et al. Analysis on driving factors, reduction potential, and environmental effect of inorganic fertilizer input in Chongqing [J]. Environmental Science, 2024,45(1):364-375.

[31] 冀玄玄,姜军松.中国种植业面源污染的区域差异及其脱钩效应 [J]. 中国农业资源与区划, 2024,45(6):49-61.
Ji X X, Jiang J S. Regional differences and decoupling effects of non-point source pollution in China's planting industry [J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2024,45(6): 49-61.

[32] 李　新,尚　杰.基于空间效应视角的农业经济增长与种植业面源污染排放的实证分析 [J]. 中国生态农业学报(中英文), 2022,30(9): 1531-1544.
Li X, Shang J. Empirical analysis of agricultural economic growth and planting non-point source pollution emissions from the perspective of spatial effects [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2022,30(9): 1531-1544.

[33] Chen S Y, Tan Z X, Wang J Y, et al. Spatial-temporal evolution of synergizing the reduction of pollution and carbon emissions and examination on comprehensive pilot effects: Evidence from the national eco-industrial demonstration parks in China [J]. Environmental Impact Assessment Review, 2023,101:107147.

[34] 尹恣昊,田　云,卢奕亨.中国农业碳排放区域差异及其空间分异机理 [J]. 改革, 2023,(10):130-145.
Yin M H, Tian Y, Lu Y H. Regional differences and spatial divergence mechanisms of agricultural carbon emissions in China [J]. Reform, 2023,(10):130-145.

[35] 吉雪强,刘慧敏,张跃松.中国省际土地利用碳排放空间关联网络结构演化及驱动因素 [J]. 经济地理, 2023,43(2):190-200.
Ji X Q, Liu H M, Zhang Y S. Spatial-temporal evolution and driving factors of spatial correlation network structure of China's land-use carbon emission [J]. Economic Geography, 2023,43(2):190-200.

[36] 信　猛,陈菁泉,彭雪鹏,等.农业碳排放驱动因素——区域间贸易碳排放转移网络视角 [J]. 中国环境科学, 2023,43(3):1460-1472.
Xin M, Chen J Q, Peng X P, et al. Driving factors of agricultural carbon emission: From the perspective of interregional trade carbon emission transfer network [J]. China Environmental Science, 2023, 43(3):1460-1472

[37] Zheng N T, Li S, Wang Y P, et al. Research on low-carbon campus based on ecological footprint evaluation and machine learning: A case study in China [J]. Journal of Cleaner Production, 2021,323:129181.

[38] Yuan X Z, Suvarna M, Low S, et al. Applied machine learning for prediction of CO_2 adsorption on biomass waste-derived porous carbons [J]. Environmental Science & Technology, 2021,55(17): 11925-11936.

[39] Wang W T, Li D Z, Zhou S H, et al. Exploring the key influencing factors of low-carbon innovation from urban characteristics in China using interpretable machine learning [J]. Environmental Impact Assessment Review, 2024,107:107573.

[40] 汤李琛,曾贤刚,陈　慧,等.中国省际农作物生产碳公平及其驱动因素 [J]. 中国环境科学, 2024,44(12):7063-7078.
Tang L C, Zeng X G, Chen H, et al. Carbon equity in inter-provincial crop production in China and its driving factors [J]. China Environmental Science, 2024,44(12):7063-7078.

[41] 崔新蕾,王冉冉.中国降碳-减污-扩绿-增长协同发展空间关联网络特征及影响因素研究 [J]. 环境科学研究, 2024,37(7):1446-1457.
Cui X L, Wang R R. Research on the spatial correlation network characteristics and influencing factors of coordinated development of carbon emission reduction-pollution reduction-green expansion-economic growth in China [J]. Research of Environmental Sciences, 2024,37(7):1446-1457.

[42] Qiao R L, Liu X C, Gao S, et al. Industrialization, urbanization, and innovation: Nonlinear drivers of carbon emissions in Chinese cities [J].

Applied Energy, 2024,358:122598.

[43] 张明杨,程志强,范玉兵.气候变化下转基因抗虫棉技术推广对农业全要素生产率的影响机制 [J]. 农业技术经济, 2023,(6):17-34.
Zhang M Y, Cheng Z Q, Fan Y B. Exploring the impact of insect-resistant transgenic cotton application on agriculture total factor productivity under climate change [J]. Journal of Agrotechnical Economics, 2023,(6):17-34.

[44] 邹秀清,谢美辉,于少康,等.农村劳动力转移对耕地利用生态效率的空间溢出效应 [J]. 中国土地科学, 2023,37(1):59-69.
Zou X Q, Xie M H, Yu S K, et al. The spatial spillover effect of rural labor transfer on ecological efficiency of cultivated land use [J]. China Land Science, 2023,37(1):59-69.

[45] 乔 均,台德进,邱玉琢.农业新质生产力赋能农业碳减排的机理与效应 [J]. 当代经济管理, 2024,46(12):42-55.
Qiao J, Tai D J, Qiu Y Z. Research on the mechanism and effect of agricultural new quality productive forces empowering agricultural carbon emission reduction [J]. Contemporary Economic Management, 2024,46(12):42-55.

[46] 杨曼莉.收入差距是否影响环境质量?——国内外研究综述 [J]. 中国人口·资源与环境, 2020,30(4):116-124.
Yang M L. Does income inequality affect environmental quality? A review of domestic and foreign studies [J]. China Population, Resources and Environment, 2020,30(4):116-124.

[47] 陈中伟,杨林源.农业绿色生产技术的富民效应——基于农户决策偏好视角 [J]. 资源科学, 2024,46(8):1588-1603.
Chen Z W, Yang L Y. Enriching effects of agricultural green production technologies on farming households: From the perspective of farmers' decision preference [J]. Resources Science, 2024,46(8):1588-1603.

[48] Beyer R M, Hua F Y, Martin P A, et al. Relocating croplands could drastically reduce the environmental impacts of global food production [J]. Communications Earth & Environment, 2022,3(1):49.

[49] 陈同峰,陈 珂.安徽省农产品主产区生态承载力与产业协同发展分析及优化路径 [J]. 长江流域资源与环境, 2020,29(12):2781-2789.
Chen T F, Chen K. Analysis and optimization path of ecological carrying capacity and industrial coordinated development of main agricultural products producing areas: Take Anhui province as an example [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2020,29(12):2781-2789.

[50] 罗必良.新质生产力:颠覆性创新与基要性变革——兼论农业高质量发展的本质规定和努力方向 [J]. 中国农村经济, 2024,(8):2-26.
Luo B L. New quality productive forces, disruptive innovation, and fundamental change: The essential requirements and striving direction for high-quality development of agriculture [J]. Chinese Rural Economy, 2024,(8):2-26.

作者简介：汤李琛(1998-),男,湖南长沙人,中国人民大学博士研究生,主要从事环境经济与管理研究.发表论文 7 篇.tanglichen2352@163.com.