

中国农业减污降碳协同效应的 量化评估与动态演化*

——基于边际减排成本的分析

闫坤^{1,2} 唐丹彤³ 甘天琦⁴

摘要：协同推进减污降碳是加快美丽中国建设、实现经济高质量发展的必由之路。本文立足农业源的减污降碳协同增效，基于边际减排成本视角，构建一种减污降碳协同效应的量化评估方法，对1998—2021年联合减排情况下全国层面、九大农区及省级层面的农业减污效应、降碳效应及减污降碳协同效应进行实证考察。研究得出以下结论：全国层面，联合减排情况下农业边际减污成本与边际降碳成本均小于单独减排下的相应成本，存在正向的减污效应与降碳效应，且二者呈现较好的协同趋势。在九大农区，除青藏高原区与黄淮海平原区外，其余农区减污降碳协同效应较好；华南区边际减污成本与边际降碳成本均相对更低，具备更大的减污降碳潜力。省级层面，各省份减污效应、降碳效应差异明显，减污与降碳效应均随环境规制的加强不断提升。拓展性分析发现，农业减污降碳效应的分布特征和动态演进呈现显著的区域性和阶段性特征。本文的研究结论为科学评估农业减污降碳潜力和制定减污降碳协同治理方案提供了政策依据。

关键词：减污降碳 协同增效 农业 边际减排成本 九大农区

中图分类号：F323.6; F724.6 **文献标识码：**A

一、引言

党的二十届三中全会提出必须完善生态文明制度体系，协同推进降碳、减污、扩绿、增长，积极应对气候变化，加快完善落实绿水青山就是金山银山理念的体制机制。这为更好聚焦建设美丽中国、加快经济社会发展全面绿色转型、健全生态环境治理体系提供了遵循。中国是世界上最大的发展中国

*本文研究得到国家社会科学基金重大项目“环境保护与经济高质量发展融合的机制、路径和政策体系研究”（编号：18ZDA051）和中央专项基金项目“经济集聚影响农业绿色发展的效应与机制研究”（编号：PTS24012）的资助。本文通讯作者：唐丹彤。

家，发展过程中的不充分不平衡问题十分突出，构建中国式现代化体系需要综合考虑减污降碳、经济发展及社会转型等多方重大问题（郑新业等，2023）。因此，综合评估区域间减污降碳协同效应，研究设计科学合理的减污降碳措施具有重大的学术意义。

作为一个农业大国，中国在推进农业现代化进程中呈现十分突出的高碳和高污染特征。据《第二次全国污染源普查公报》，2017年全国农业源水污染物排放量中化学需氧量、氨氮、总氮、总氮排放量分别为1067.13万吨、21.62万吨、141.49万吨、21.20万吨，分别占全国水污染物排放量的49.77%、22.44%、46.52%、67.21%^①。同时，联合国粮农组织报告显示，2019年中国农业一粮食系统碳排放占中国碳排放总量的14%，位居全球前列^②，农粮系统的碳排放成为仅次于能源行业的第二大来源，农业源的碳排放与面源污染交织在一起相互影响，为政策制定与实施带来了困难（甘天琦等，2023）。

面对污染与碳排放两个同根同源的问题，协同减排成为积极应对气候变化和改善环境问题的根本途径。2022年1月，国务院印发《“十四五”节能减排综合工作方案》，明确指出“十四五”是推动减污降碳协同增效、促进经济社会发展全面绿色转型、实现生态环境质量改善由量变到质变的关键时期。2022年6月，生态环境部、国家发展和改革委员会等七部门联合印发《减污降碳协同增效实施方案》，强调要把实现减污降碳协同增效作为促进经济社会发展全面绿色转型的总抓手。2024年8月，国务院印发《关于加快经济社会发展全面绿色转型的意见》，明确协同推进降碳、减污、扩绿、增长，深化生态文明体制改革，健全绿色低碳发展机制，首次在中央层面对加快经济社会发展全面绿色转型进行了全面部署。这为促进经济社会整体绿色低碳转型，实现生态环境质量提升和“双碳”目标指明了方向。基于此，本研究旨在探讨并构建一个综合的评价体系，科学评价农业减污降碳潜力，为制定减污降碳政策提供参照依据。

二、文献综述与理论基础

（一）文献综述

相比于其他部门的碳排放，农业源的碳排放具有特殊性，农业是经济再生产与自然再生产的有机结合，除经济生产过程会导致碳排放外，其生产对象也会因自然属性诱发碳排放，因此农业的碳减排路径需契合其自身产业特点（田云和尹恣昊，2022）。现有关于农业碳排放的研究大多集中于两方面：一是农业碳排放的核算。农业领域的碳排放因核算体系不同而有所差异，最初的核算方式仅将化肥、农药、农业灌溉和种子培育涵盖在内（West and Marland, 2002），此后农业废弃物的非正式处理（Johnson et al., 2007）、畜禽养殖（潘丹和应瑞瑶，2013）等被不断引入农业碳排放核算体系，且更多学者聚焦农业的细分领域进行拓展，如农地利用碳排放（李俊杰，2012）、畜禽养殖碳排放（刘月仙等，2013）、渔业生产碳排放（邵桂兰等，2015）等。与之不同的是，部分学者以

^①资料来源：《关于发布〈第二次全国污染源普查公报〉的公告》，https://www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk/xxgk01/202006/t20200610_783547.html。

^②资料来源：《FAO at the UN Climate Change Conference (COP26)》，<https://www.fao.org/events/detail/fao-at-cop-26/en>。

农业端的能源使用构建核算框架，根据细分能源使用量和排放系数加总计算农业碳排放（涂正革，2012）。以上两类不同的核算方式各有优劣，前者以碳源为基础，能更加完整地核算不同农业生产类型的碳排放，但往往因统计数据的可得性无法得到农业碳排放的全貌特征；后者忽视了农业自然属性诱发的碳排放，具有一定的片面性。二是农业碳排放的影响因素与减排路径分析。现有观点认为，农业碳排放与经济的关系基本符合“环境EKC”曲线的规律，因此探讨“EKC”曲线的拐点成为众多学者关注的焦点。在碳排放的影响因素方面，产业结构（田云和吴海涛，2020）、能源结构（张恒硕等，2022）、土地生产率和经营规模（徐湘博等，2022；李璐等，2023）、户籍制度（曹翔等，2021）等均被视为减少农业碳排放的关键，因此，优化产业结构和能源结构、提升土地生产效率和规模效率等是实现农业碳减排的有效路径。

相较于农业碳排放，农业面源污染的核算基本形成共识。由于农业面源污染具有分散、隐蔽且不易监测的特点，很难对其进行量化。现有文献的核算方法大体可以分为四种：一是模拟实验法。即基于流域尺度开展大量模拟实验，但因成本高昂且覆盖面不广，难以大面积推广实施（涂正革和甘天琦，2019）。二是替代法。一般采用化肥农药使用量或畜禽粪便排放量来估算面源污染程度（李海鹏和张俊飏，2009），但该方法忽视了作物吸收等因素带来的估计偏差。三是养分平衡法，该方法使用农作物需肥量和土壤供肥量之间的养分平衡差值来核算农业面源污染，但仅适用于研究生产水平差异较小的地区，具有较强的局限性。四是清单分析法，即从管理学的角度切入，明确分析目标，确定污染单元，进行分类统计（赖斯芸等，2004），并根据农业面源污染产污强度影响参数表加权求和得到面源污染总量。这一方法在现有的研究中应用广泛且得到一致认可。在准确核算农业面源污染的基础上，众多学者对农业污染减排的影响因素进行了深层次挖掘，除减少农业化学品使用的直接手段外，改善要素市场配置（葛继红和周曙东，2012）、转变农户生产行为（袁平和朱立志，2015）等均被认为是有效降低农业污染的重要途径，此外，土地制度、人口结构、城镇化（张晖和胡浩，2009；吴义根等，2017；王宝义和张卫国，2018）等宏观因素也成了探讨的重点。

为更好地探索农业绿色低碳转型的路径，越来越多的学者致力于研究农业碳与污染协同减排等相关问题。鉴于农业碳排放与农业面源污染同根、同源，且具有公共产品属性与负外部性的特征，单一的减排政策难以达成协同减排。减污降碳的协同要求是，既要通过减少温室气体排放来降低污染物的排放，也要通过减少污染物排放来降低二氧化碳等温室气体的排放（毛慧和曹光乔，2020）。国外关于协同减排的研究起步较早，无论是通过对政策进行调整，达成多目标混合治理的直接协同治理方案，还是对治理不相关的目标产生溢出效应的间接协同治理方式，均成为发达国家实现污染与碳排放“双控”目标的有效措施，尤为典型的“加州实践”注重细分部门的协同举措，成为多目标协同治理的规范。

在农业领域，针对农业减污降碳协同效应指标构建主要有以下几种方式。其一，利用农业碳排放和农业面源污染构建Tapio脱钩指数（黄晓慧和杨飞，2024）。这类指标能很好地反映农业碳排放和农业面源污染之间的关系，但将二者同时增加的情况也视作协同，而且没有很好地将农业碳排放、农业面源污染和农业经济系统关联起来。其二，构建指标体系后利用熵权Topsis（刘畅等，2024）形成一个综合的减污降碳协同指标。这一指标虽然将经济因素、碳排放和农业面源污染纳入一个整体的评价体系，但弱

化了农业碳排放与农业面源污染之间的关系。其三，将经济因素考察在内，利用LMDI指数（Qian et al., 2021）、计量模型（刘爽和刘畅，2024）等方法来判断农业碳排放与农业面源污染之间的相关关系。虽然其估计系数能很好地反映二者之间的数量特征，但忽视了不同农业生产区域之间的差异。

既有研究从减污降碳协同指标核算、减排策略等角度对减污和降碳进行了分析，并产出了大量有价值的研究成果，这有助于厘清农业碳与污染排放的现状、影响机理及其与经济社会的关系，也为探索农业减污降碳协同增效的政策制定提供了深刻的洞见，但依然存在以下不足。其一，基于温室气体—大气污染协同模型的重点在于评估各类政策之间的协同效应，对污染与碳的协同状态无法有效表达；其二，现有的减污降碳协同效应评估方法重点在于考察大气污染与温室气体之间的相关性，未将经济、社会、环境等多重因素纳入减污降碳协同的分析框架；其三，农业生产的区域性与农业面源污染的非点源特征决定了农业部门的协同减排有别于工业，工业协同减排的措施并不完全适用于农业领域。为弥补现有研究缺陷，本文从理论上探讨农业减污降碳协同的内涵，并构建农业减污降碳的分析框架，从边际减排成本视角对农业减污降碳协同效应进行量化评估，并从时间与空间维度评价农业减污降碳协同效应的分异特征，以期能为农业部门构建差异化的减污降碳协同增效政策提供依据。

本文的边际贡献在于以下三点：其一，在理论上，本文从环境与经济之间的关系、减排的经济代价、协同减排的社会效益和农业发展的区域不平衡四个维度探讨实现农业减污降碳和构建农业减污降碳协同指标需要考虑的因素，是对现有研究文献的补充。其二，将经济和环境等因素纳入农业减污降碳协同效应的分析框架，利用减污和降碳的影子成本构建减污降碳协同指标。该指标能很好地将经济因素纳入考察的范畴，避免简单地使用污染和碳排放数据构建指标带来的缺陷，也能刻画实现减污和降碳带来的经济损失，还能通过构建非参数前沿面来比较不同地区之间的差异，识别个体间的异质性。其三，在理论分析和指标构建的基础上，分别从省级和九大农区层面综合评估农业减污降碳协同效应的分布特征和演进趋势，并区分减污优先、降碳优先和协同减排三种情形下农业减污降碳协同效应的变化情况，能对比分析在不同情形下区域间的动态特征。

（二）农业减污降碳协同的理论探讨

加快发展方式绿色转型，推动经济社会发展绿色化、低碳化是实现高质量发展的关键环节。2022年，生态环境部、国家发展和改革委员会等七部门联合印发《减污降碳协同增效实施方案》，明确协同推进减污降碳已成为中国新发展阶段经济社会发展全面绿色转型的必然选择。2024年政府工作报告再次提出协同推进降碳、减污、扩绿、增长，建设人与自然和谐共生的美丽中国，为持续推进生态环境治理指明了方向。加快推进农业生产减污降碳进程和生产方式绿色转型，是实现“双碳”目标的重要环节。

减污降碳协同旨在通过综合措施同步控制大气污染物和温室气体排放，既应对环境污染，又应对气候变化，从而实现减少污染和降低碳排放的双重效益。鉴于污染物与碳具有“同根同源同过程”的基本特征，同时减少污染物和碳排在理论上是可行的，大量的研究已证明减污降碳的协同可以实现。但因边际减排成本的存在，同时减少污染物和碳的排放需要付出一定的经济代价（刘华军等，2023）。产业组织理论表明，某些行业的生产可能存在成本可加性，即在一定的产量变化范围内，共同生产一组产量的总和会比分别生产它们节约成本，从而成本方程具有弱增性。如果将减污降碳看作生产

行为，将污染物和碳排放治理量作为产量，那么，减污与降碳协同治理成本会更低，这就是前述理论在具体实践中的又一应用。在农业部门，由于生产活动的分散性和面源污染的非点源性（涂正革等，2019），农业减污降碳协同相较于工业部门更为复杂，边际减排成本的存在使得农业减污降碳协同比单一污染物减排更加困难。首先，由于农业生产者的数量众多和分布广泛，实施统一的减污降碳政策需要更高的协调和组织成本；其次，农业减排技术的研发和推广也需要投入大量的资金和时间，这增加了技术扩散成本；最后，缺乏有效的市场机制来激励农业生产者主动采取减排措施，这也增加了交易成本。因此，实现农业减污降碳协同需同时考虑以下四点因素。

其一，权衡农业经济增长与生态环境保护。农业经济增长与生态环境保护是实现农业可持续发展的重中之重。农业是中国国民经济的命脉，农业经济增长对于确保国家粮食安全和农民增收，推动农村经济发展至关重要（王真，2016）。同时，农业生产活动给生态环境带来了沉重压力。化肥、农药的过度使用，导致土壤污染和地下水体富营养化（何奇龙等，2023）；畜禽养殖排泄物处理不当，造成大气和水体污染（王建华等，2022）；农田基础设施建设占用大量耕地资源（于法稳等，2022）；传统农业生产方式能源利用效率低下等，加剧了生态环境的恶化（李丽莉等，2023）。如果继续追求粗放型经济增长，忽视环境保护，将会导致资源环境承载能力下降，进而制约农业可持续发展，陷入“发展陷阱”（陈倩茹等，2023）。因此，农业减污降碳协同必须审慎权衡经济发展与生态环境保护的关系，在农业经济增长与生态环境保护之间寻求最佳平衡点，实现农业现代化与生态文明建设双赢。

其二，权衡污染物减排与碳减排的经济代价。农业生产活动中排放的主要污染物包括化肥农药残留、畜禽养殖废弃物、农膜残留等，而主要的温室气体排放则以化肥施用过程产生的一氧化二氮、水稻田排放的甲烷以及养殖业排放的甲烷等为主（张帆等，2024）。实现污染物和温室气体减排需要付出一定的经济代价，包括技术改造投入、新型绿色产品价格溢价、生产效率暂时下降等。如果单纯追求最大限度减排，不考虑边际成本与收益，很可能导致减排成本过高，影响农业经济增长。因此，只有精准评估和权衡不同减排路线的经济代价，才能在农业污染物和温室气体减排之间达到最佳平衡。

其三，权衡协同减排与单一减排的社会效益。减污降碳协同减排旨在通过一体化措施，同时减少污染物和温室气体的排放，以实现环境质量改善和应对气候变化。相较于单一减排措施，协同减排在理论上能够产生更大的社会效益，包括改善空气质量、保护生态系统、促进可持续发展等。首先，协同减排需要同时考虑污染物和温室气体的减排技术，这要求农业生产者采用更加环保和高效的农业生产方式。其次，协同减排政策的制定和执行也需要考虑各种社会因素，需要权衡不同利益相关者的需求和利益，确保政策的公平性和可行性。因此，在权衡协同减排与单一减排的社会效益时，需要综合考虑技术可行性、经济成本、政策制定与执行等多种因素。通过制定合理的政策和措施，激励农业生产者采用更加环保和高效的农业生产方式，实现协同减排的目标，从而带来更大的社会效益。

其四，权衡地区之间发展的不平衡。农业减污降碳协同的实现还需要考虑地区之间发展的不平衡性。中国地域辽阔，不同地区的农业生产条件、资源禀赋、经济发展水平等存在较大差异，导致农业减污降碳协同的难度和成本也有所不同。发达地区的农业生产技术和管理水平相对更高，农业生产者对环境保护的意识更强，因此实现农业减污降碳协同的条件更好。同时，欠发达地区的农业生产方式

相对落后, 农业生产者对环境保护的意识较弱, 实现农业减污降碳协同的难度和成本较大。此外, 不同地区的农业产业结构、种植模式、养殖方式等也存在差异, 对减污降碳协同的影响也不同。因此, 在制定农业减污降碳协同政策时, 需要充分考虑地区之间的差异性和不平衡性, 采取差异化的政策和措施, 促进各地区农业减污降碳协同的协调发展。

三、农业减污降碳协同效应的测度方法、数据说明和典型事实分析

(一) 农业减污降碳协同效应的测度方法

为对农业减污降碳协同效应进行准确测度, 本文首先构建带有非期望产出的基于松弛值测算 (slacks-based measure, SBM) 模型, 并求解其对偶形式, 依据其对偶形式求解联合减排与单独减排情况下非期望产出的影子价格, 继而得出农业减污降碳协同效应。

1. 带有非期望产出的SBM模型。本文借鉴Tone and Tsutsui (2014) 的研究, 采用非角度、非径向的SBM模型。与传统的数据包络分析 (data envelopment analysis, DEA) 方法相比, 该模型不仅解决了角度与径向问题, 还可以将非期望产出纳入研究框架。具体模型设定如下:

$$\rho = \min \delta = \frac{1 - 1/m \sum_{i=1}^m s_i^x / x_{i0}}{1 + 1/(s_1 + s_2) (\sum_{k=1}^{s_1} s_k^y / y_{k0} + \sum_{l=1}^{s_2} s_l^b / b_{l0})} \quad (1)$$

$$s.t. \begin{cases} x_{i0} \leq \sum_{j=1}^n \lambda_j x_j - s_i^x, \forall i; \\ y_{k0} \geq \sum_{j=1}^n \lambda_j y_j - s_k^y, \forall k; \\ b_{l0} \geq \sum_{j=1}^n \lambda_j b_j - s_l^b, \forall l; \\ 0 < 1 - 1/s_1 + s_2 (\sum_{k=1}^{s_1} s_k^y / y_{k0} + \sum_{l=1}^{s_2} s_l^b / b_{l0}); \\ s_i^x \geq 0, s_k^y \geq 0, s_l^b \geq 0, \lambda_j \geq 0, \forall i, j, l, k \end{cases}$$

(1) 式中: δ 为投入冗余与产出冗余加权处理后的比值, n 为决策单元的数量, m 为各决策单元中投入数量, s_1 与 s_2 分别表示模型中有 s_1 种期望产出与 s_2 种非期望产出, x_{i0} 、 y_{k0} 、 b_{l0} 分别为投入、期望产出与非期望产出, s_i^x 、 s_k^y 、 s_l^b 分别为投入、期望产出和非期望产出的冗余, λ_j 为权重向量, ρ 为目标函数, ρ 越大代表效率值越高。

2. 边际减排成本。本文构建 (1) 式的对偶形式, 如下所示:

$$\max \rho^* = \mu_0^y y_0 - \mu_0^x x_0 - \mu_0^b b_0 \quad (2)$$

$$s.t. \begin{cases} \mu_0^y Y - \mu_0^x X - \mu_0^b B \leq 0; \\ \mu_0^x \geq 1/m \times (1/x_0); \\ \mu_0^y \geq (1 + \mu_0^y y_0 - \mu_0^x x_0 - \mu_0^b b_0) / (s_1 + s_2) \times (1/y_0); \\ \mu_0^b \geq (1 + \mu_0^y y_0 - \mu_0^x x_0 - \mu_0^b b_0) / (s_1 + s_2) \times (1/b_0); \end{cases}$$

(2) 式中: X 、 Y 、 B 分别表示投入、期望产出和非期望产出的矩阵, $\mu_0^x \in R^m$ 、 $\mu_0^y \in R^{s_1}$ 、 $\mu_0^b \in R^{s_2}$ 分别表示投入、期望产出、非期望产出要素的虚拟价格, ρ^* 为每个决策单元的利润。通过估计 (2) 式的最优解, 可求解得到最优的投入产出组合, 使得 $\rho(x_0, y_0, b_0)$ 大于任意的 $\rho(x, y, b)$, 求解最优的投入产出组合问题转换为求解利润最大化的线性规划问题。

假定期望产出与非期望产出影子价格分别为 P_y 和 P_b 。假设期望产出影子价格 P_y 等于其市场价格, 即1元, 则非期望产出的影子价格 P_b 可表示为:

$$P_b = P_y \times \mu_0^b / \mu_0^y \quad (3)$$

(3) 式中: 非期望产出的影子价格 P_b 表示为非期望产出价格与期望产出价格的比值, 即减少一单位非期望产出所付出的经济代价。

3. 农业减污降碳协同效应。梳理相关研究发现, 协同效应的计算方式大体可以分为三类。第一类将碳排放与污染物排放纳入非期望产出, 以所得效率值作为减污降碳协同效率 (郭沛和王光远, 2023); 第二类采用计算耦合协调度的方式, 计算“降碳”与“减污”的耦合协调程度, 以此表征减污降碳协同情况; 第三类以加权的方式计算单独减排与联合减排下污染和碳排放的影子价格之和, 以边际成本的方式定义协同效应 (刘华军等, 2023)。综合上述研究, 本文分别计算单独减排与联合减排下农业碳排放与面源污染的影子价格, 进而得出“降碳”与“减污”效应值, 以二者比值衡量协同效应。具体计算公式如下:

$$\Delta C_{CE} = (P_{CE0} - P_{CE}) / P_{CE0} \quad (4)$$

$$\Delta C_{Pollution} = (P_{Pollution0} - P_{Pollution}) / P_{Pollution0} \quad (5)$$

$$T = \Delta C_{CE} / \Delta C_{Pollution} \quad (6)$$

(4)~(6) 式中: P_{CE} 、 $P_{Pollution}$ 分别表示联合减排下农业碳排放与面源污染的影子价格, P_{CE0} 、 $P_{Pollution0}$ 表示单独减排下二者的影子价格, ΔC_{CE} 、 $\Delta C_{Pollution}$ 为相较于单独减排情况下, 联合减排时农业碳排放与农业面源污染的缩减比例, 即“降碳”与“减污”效应。 T 为减污降碳协同效应值, T 值离1越近, 说明协同效应越好; 若 $T > 1$, 说明联合减排下的降碳效应优于减污效应; 若 $T < 1$, 说明联合减排下的减污效应优于降碳效应。

(二) 数据来源与处理

本文以中国30个省(区、市)为研究样本, 选择样本考察期为1998—2021年。本文选取劳动、机械、土地为投入要素, 农林牧渔业实际增加值为期望产出, 农业碳排放与农业面源污染为非期望产出。需要说明的是, 由于本文期望产出选用农林牧渔业增加值, 故未将化肥、种子、饲料、能源、服务费等农业中间投入纳入考量。

1. 劳动。以第一产业从业人员数表征农业劳动投入, 数据主要来源于1999—2022年《中国农村统计年鉴》。需要注意的是, 在样本考察期内, 年鉴条目名称进行过多次变换, 本文以2022年年鉴条目为准。

2.机械。以农业机械总动力表征农业机械投入，数据主要来源于1999—2022年《中国农村统计年鉴》。

3.土地。以农作物总播种面积表征农业土地投入，数据主要来源于1999—2022年《中国农村统计年鉴》。

4.农林牧渔业增加值。为消除价格因素的影响，本文选定1998年为基期，利用各省（区、市）农林牧渔业价格指数对地区农林牧渔业增加值进行价格平减，得到实际增加值。原始数据来源于1999—2022年《中国农村统计年鉴》与国家统计局官方网站。

5.农业碳排放。结合现有农业碳排放的核算方法，同时考虑到以终端能源投入量所折算的碳排放更具有一般性，本文采用农林牧渔业发展耗能能源产生的碳排放量表征农业碳排放，各类能源消耗数据来源于1999—2022年《中国能源统计年鉴》及IPCC官方网站。具体计算方式如下：

$$CE^t = CE_{indirect}^t + CE_{direct}^t = CE_{indirect}^t + \sum_{\varphi} CE_{\varphi,direct}^t = CE_{indirect}^t + \sum_{\varphi} E_{\varphi}^t \times EF_{\varphi} \times CS_{\varphi} \quad (7)$$

(7)式中： CE^t 表示 t 年的农业碳排放量， $CE_{indirect}^t$ 与 CE_{direct}^t 分别表示农业部门的间接碳排放量与直接碳排放量。按照“电（热）碳分摊”原则，火力发电（制热）所排放的二氧化碳将按照终端能源消费中农业部门电力与热能的消费比例分摊至农业。 $CE_{\varphi,direct}^t$ 表示基于第 φ 类能源直接产生的碳排放量， E_{φ}^t 表示 t 年第 φ 类能源的消费量， EF_{φ} 与 CS_{φ} 分别表示第 φ 类能源标煤折算因子与碳排放因子^①。

6.农业面源污染。借鉴赖斯芸等（2004）的研究，本文采用单元调查法衡量各地区农业面源污染情况，具体核算的污染物包括总氮（TN）、总磷（TP）以及化学需氧量（COD）。基于数据可得性的考量，本文调查单元主要包括农田化肥污染、畜禽养殖污染、农田固体废弃物污染三类，计算方式如下：

$$Pollution_c^t = \sum_{\gamma} Po_{c\gamma t} \times factor_{c\gamma 1} \times factor_{c\gamma 2} \quad (8)$$

(8)式中： $Pollution_c^t$ 表示 c 省份 t 年的农业面源污染物排放量，分别包括TN、TP、COD； γ 表示各类调查单元； $Po_{c\gamma t}$ 表示 c 地区 t 年各调查单元数量； $factor_{c\gamma 1}$ 表示各调查单元流失系数； $factor_{c\gamma 2}$ 表示各调查单元产污系数^②。计算农业面源污染相关数据来源于1999—2022年《中国农村统计年鉴》及各省（区、市）的统计年鉴。

本文采用主成分分析方法，对非期望产出变量中的农业面源污染进行降维处理。同时，为避免出现负值或零值情况，在进行降维得到综合因子得分后，将主成分降维后的数据转换为[0, 100]区间内的取值，转换方式如下所示：

$$F_c = [S_c / (\max S_c - \min S_c) \times 0.4 + 0.6] \times 100 \quad (9)$$

^①篇幅所限，本文涉及的能源种类及折算因子未在此详细介绍。感兴趣者可在《中国农村经济》网站（zgncjj.ajcass.com）查阅本文附录表1。

^②篇幅所限，本文涉及各调查单元产污系数未在此详细介绍。感兴趣者可在《中国农村经济》网站（zgncjj.ajcass.com）查阅本文附录表2。

(9)式中: F_c 表示省份 c 的农业面源污染指标, S_c 表示省份 c 的综合因子得分, $\max S_c$ 、 $\min S_c$ 分别表示综合因子得分的最大值与最小值。

(三) 典型事实分析

根据中国总体及各区域的农业碳排放与农业面源污染情况, 可以发现以下特征事实。

第一, 农业面源污染及农业碳排放量整体呈现上升态势, 但近年来增速渐缓。研究期间内, 农业 TN、TP、COD 基本呈现上升趋势, 2006 年大幅下跌后继续上升, 2017—2019 年出现短暂回落^①。可能的原因是: 2006 年中央“一号文件”提出要加强农村环境保护, 减少农业面源污染, 各地区紧抓面源污染防治, TN、TP、COD 出现下降; 同时, 《国务院关于开展第一次全国污染源普查的通知》对农业面源污染的统计口径进行了调整; 而 2017—2019 年农业面源污染持续下降的原因, 可能与中国 40 个农业绿色发展先行区划定以及《国务院关于开展第二次全国污染源普查的通知》的颁发相关, 该时期的化肥减量、农业废弃物回收以及禁养政策有效抑制了农业污染排放。进一步观察农业碳排放的情况, 可以发现, 研究期间内, 农业碳排放呈现波动上升态势, 仍具有较大的减排空间。

第二, 单位产值下的农业面源污染与碳排放状况存在一定的区域差异, 部分地区“低产值、高排放”并存。进一步, 分别以 1998 年、2012 年、2021 年为切面, 观察 30 个省(区、市)的农业面源污染与碳排放情况。若各省(区、市)间单位农林牧渔业产值产生的农业面源污染与碳排放情况相同, 则柱状图与各类点线图应能够基本重合, 即农林牧渔业总产值越高的地区对应的污染排放状况越严重, 而产值低的地区污染排放情况相对更好。然而, 尽管农林牧渔业总产值与农业污染排放呈现正相关变化趋势, 但仍有部分地区“低产值、高排放”并存。以 2021 年为例, 青海省农林牧渔业总产值位居第 28 位, 而 TN、TP、COD 排放处于全国平均水平^②。可见, 单位产值下的农业面源污染与碳排放状况存在一定的差异。

第三, 九大农区农业面源污染及农业碳排放状况相异, 黄淮海平原区省均排放量最高。借鉴全国农业区划委员会的界定以及朱晓华等(2023)的研究, 根据中国自然地理分区以及各地农业发展特点, 笔者将中国划分为九大农区, 包括东北平原区、云贵高原区、北方干旱半干旱区、华南区、四川盆地及周边地区、长江中下游地区、青藏高原区、黄土高原区和黄淮海平原区^③, 以期进一步分析农业源碳排放及污染排放状况。东北平原区属温带季风气候, 雨热同期, 主要生产粮食与糖料作物, 农业碳

^①篇幅所限, 未在此展示详细情况, 感兴趣者可在《中国农村经济》网站(zgncjj.ajcass.com)查阅本文附图 1。

^②篇幅所限, 未在此展示详细情况, 感兴趣者可在《中国农村经济》网站(zgncjj.ajcass.com)查阅本文附图 2。

^③九大农区分别为: 东北平原区, 包括黑龙江省、吉林省、辽宁省; 云贵高原区, 包括云南省、贵州省、广西壮族自治区; 北方干旱半干旱区, 包括新疆维吾尔自治区、甘肃省、宁夏回族自治区、内蒙古自治区; 华南区, 包括福建省、广东省、海南省; 四川盆地及周边地区, 包括四川省与重庆市; 长江中下游地区, 包括江西省、安徽省、上海市、江苏省、湖南省、浙江省、湖北省; 青藏高原区, 包括西藏自治区与青海省; 黄土高原区, 包括陕西省、山西省; 黄淮海平原区, 包括北京市、河北省、山东省、河南省、天津市。需要说明的是, 由于数据可得性, 本文未将西藏自治区纳入分析。

排放与面源污染排放量整体呈现上升趋势，COD 与 TN 排放占较大比重，碳排放量次之^①。这可能与区域黑土退化、水土流失问题相关。据中国科学院发布的《东北黑土地白皮书（2020）》，截至 2020 年，东北黑土区黑土层的厚度已减少 30%~50%。云贵高原区以林业发展为主，属亚热带季风气候，化肥、农药使用效率较低，农业生产相对落后，COD 与 TN 排放较多，农业碳排放呈波动上升趋势。北方干旱半干旱区以畜牧业发展为主，畜牧业与种植业并存，农业面源污染及碳排放整体呈现加速上升趋势，2018 年农业碳排放出现陡降，可能与当年区域春旱、风雹洪涝和早霜气象灾害的发生相关。华南区水热条件优良，属亚热带与热带季风气候，以粮食与蔬菜作物种植为主，农业面源污染排放趋势相对平稳，农业碳排放呈现双“W”形上升趋势。四川盆地及周边地区以高山高原气候与亚热带季风气候为主，种植业与畜牧业同为该地区支柱产业，种植业产值年均增速略高于畜牧业，农业 COD 与 TN 排放较多，碳排放处于较低水平。长江中下游地区水资源丰富，耕地面积广阔，农业较为发达，农业 COD、TN 排放与碳排放长期处于较高水平，碳排放增长速率远高于前两者。青藏高原区属高山高原气候，光热及水资源丰富但土地质量较差，农业发展以畜牧业为主导，种植业占比较低，农业碳排放量较低，农业面源污染长期处于较高水平且在 2020 年出现跃升，可能与当年畜禽粪尿排放量出现反弹相关。黄土高原区土壤退化严重，农业发展落后，种植结构单一，农业面源污染与农业碳排放量均处于较低水平。黄淮海平原区属温带季风气候，土壤肥力较高，农业发展条件优良，主要种植粮食作物，农业面源污染与碳排放量在九大农区中位居前列。

四、农业减污降碳协同效应的量化分析

（一）基于全国层面的量化评估

表 1 描述了 1998—2021 年全国层面的农业减污降碳协同效应，以及相应的减污降碳成本。

表 1 1998—2021 年全国层面的农业减污降碳协同效应及相应成本

年份	联合减排		单独减排		减污效应 (%)	降碳效应 (%)	协同效应 (%)
	减污成本	降碳成本 (亿元/万吨)	减污成本	降碳成本 (亿元/万吨)			
1998	63.9270	0.1762	106.5450	0.2937	42.6180	0.1175	99.9998
1999	59.7054	0.1853	99.5090	0.3088	39.8036	0.1235	100.0000
2000	56.1801	0.1968	93.6335	0.3280	37.4534	0.1312	100.0002
2001	57.5217	0.1937	95.8695	0.3228	38.3478	0.1291	100.0003
2002	55.8108	0.1983	93.0179	0.3306	37.2071	0.1322	100.0003
2003	55.8165	0.2180	93.0275	0.3633	37.2110	0.1453	100.0000
2004	53.2434	0.2225	88.7390	0.3708	35.4956	0.1483	99.9997
2005	52.2529	0.1996	87.0881	0.3327	34.8352	0.1331	100.0003
2006	111.0780	0.2013	185.1300	0.3355	74.0520	0.1342	99.9997

^①篇幅所限，未在此展示详细情况，感兴趣者可在《中国农村经济》网站（zgncj.ajcass.com）查阅本文附图 3。

表1 (续)

2007	104.8250	0.2115	174.7080	0.3526	69.8830	0.1410	100.0003
2008	94.4236	0.2297	157.3730	0.3828	62.9494	0.1531	99.9996
2009	92.6795	0.2296	154.4660	0.3826	61.7865	0.1531	99.9994
2010	94.0862	0.2345	156.8100	0.3909	62.7238	0.1564	100.0003
2011	93.6465	0.2312	156.0780	0.3853	62.4315	0.1541	99.9998
2012	90.7397	0.2306	151.2330	0.3843	60.4933	0.1537	99.9994
2013	90.7423	0.2538	151.2370	0.4230	60.4947	0.1692	100.0005
2014	93.2777	0.2611	155.4630	0.4351	62.1853	0.1741	99.9997
2015	91.8251	0.2617	153.0420	0.4361	61.2169	0.1744	99.9998
2016	96.1190	0.2740	160.1980	0.4567	64.0790	0.1827	100.0002
2017	119.4620	0.2657	199.1030	0.4429	79.6410	0.1772	100.0004
2018	128.9470	0.3006	214.9120	0.5010	85.9650	0.2004	99.9999
2019	141.0360	0.3016	235.0600	0.5027	94.0240	0.2011	99.9999
2020	114.5200	0.3072	190.8660	0.5121	76.3460	0.2048	100.0006
2021	113.6180	0.3162	189.3630	0.5270	75.7450	0.2108	100.0005

注：需要说明的是，由于农业面源污染为合成指标，无量纲，因此，本文将边际减污成本定义为每单位污染所需付出的代价。

从表1数据看，1998—2021年全国农业减污降碳效应情况具有以下变化特征^①。

第一，农业减污效应呈现倒“N”形变化趋势。具体可分为以下四个阶段：第一阶段（1998—2005年）呈现波动下降趋势；第二阶段（2005—2015年）出现跃升，而后波动下降；第三阶段（2015—2019年）减污效应不断上升；第四阶段（2019—2021年）农业减污效应大幅下降。在第一阶段，联合减排与单独减排下的边际减污成本大致依次维持在每单位60亿元与100亿元，整体呈现波动下降趋势，分别下降了11.6741亿元与19.4569亿元。在第二阶段，边际减污成本出现跃升，相较于2005年，2006年联合减排与单独减排的边际减污成本分别上升58.8251亿元与98.0419亿元，2006年后边际减污成本再次出现波动下降，联合减排与单独减排的边际减污成本分别降至2015年的每单位91.8251亿元和153.0420亿元。在第三阶段，边际减污成本不断上升，联合减排与单独减排情况下的边际减污成本在2019年达到最高点。在第四阶段，由于出现大规模外部冲击，边际减污成本大幅下降，相较于2019年，2021年的联合减排与单独减排下的边际减污成本分别降至每单位113.6180亿元与189.3630亿元。

第二，农业降碳效应呈现波动上升趋势。从边际降碳成本来看，无论是联合减排还是单独减排，在样本考察期内均呈现波动上升趋势，在一定程度上说明国家对碳排放的重视与治理强度不断加大。其中，联合减排下的边际降碳成本由每万吨0.1762亿元升至0.3162亿元，增幅79.46%；单独减排下的边际降碳成本由每万吨0.2937亿元升至0.5270亿元，增幅79.43%。

^①篇幅所限，未在此展示变化趋势图，感兴趣者可在《中国农村经济》网站（zgncjj.ajcass.com）查阅本文附图4~图7。

第三,相较于单独减排,联合减排的边际减污成本和边际降碳成本更低,且联合减排的降碳效应变动趋势优于减污效应。样本考察期内减污降碳协同效应水平均在1左右浮动,即“减污”与“降碳”呈现较好的协同趋势。具体来看,1999年、2003年协同效应最为突出,其次是2018年与2019年。其中,联合减排下的减污效应呈现“阶梯”形变化趋势。第一阶梯为1998—2005年,该阶段的减污效应不断下降。第二阶梯为2006—2016年,该阶段整体呈现“U”形的发展态势。2006—2012年波动下降至最低点,达到每单位60.4933亿元;2013—2016年减污效应逐步波动回弹至每单位64.0790亿元。第三阶梯为2017—2021年,该阶段的减污效应在样本考察期内呈现倒“V”形变动趋势,于2019年达到峰值后回落。联合减排下的降碳效应呈现波动上升趋势,由1998年的每万吨0.1175亿元上升至2021年的0.2108亿元,增幅79.40%。

(二) 基于九大农区层面的量化评估

从九大农区层面看,农业边际减污成本与边际降碳成本存在明显的异质性特征。在边际减污成本方面,长江中下游地区与黄淮海平原区远高于其他农区。其中,长江中下游地区和黄淮海平原区在联合减排下每减少1单位面源污染,分别需要投入31.9843亿元与32.5499亿元;在单独减排下分别需要投入31.1384亿元与37.6572亿元^①。长江中下游地区与黄淮海平原区为中国重要粮食产区,超量的化肥投入加重了地区土壤酸化、次生盐渍化程度,土壤养分比例严重失调。同时,两地区重用轻养,土壤复种率高,其中,黄淮海平原区复种指数高达130%~165%^②,长期保持着“高复种,高投入”的状态,肥料利用率不高、土壤有机质下降、面源污染日趋加剧。青藏高原区主要农业类型为高原特色农业,化肥、农药施用量低,边际减污成本远低于其他农区。

在边际降碳成本方面,四川盆地及周边地区的降碳成本最高,联合减排与单独减排下的边际降碳成本分别为0.9304亿元/万吨与1.0257亿元/万吨,即两种情形下降低1万吨农业碳排放分别需要花费0.9304亿元与1.0257亿元。该地区土地资源匮乏,人均土地占有量极低,农业生产基础受限,同时,区域气候复杂多样,农民生产水平较低,因此,农业碳减排需要大量的技术设备投资,边际降碳成本较高。北方干旱半干旱地区与黄土高原区的边际降碳成本较低,在联合减排下,两地区减少1万吨碳分别需耗费0.1161亿元与0.1199亿元;在单独减排下,两地区减少1万吨碳分别需耗费0.1936亿元与0.1999亿元。潜在原因是,北方干旱半干旱区与黄土高原区荒漠化问题严重,农业生产类型主要为旱地农业,退耕还林还草工程的实施有效降低了居高不下的农业碳排放,因此,边际降碳成本相对更低。

在联合减排下,九大农区的边际减污成本与边际降碳成本均相对更低,尤以华南区最为突出,联合减排下的边际减污成本与边际降碳成本均可缩减40%左右^③。该变化反映在“减污”与“降碳”战略的联合推行下,实现农业减污降碳协同增效具有较大潜力。在协同效应方面(见图1),除青藏高

^①篇幅所限,未在此展示详细情况,感兴趣者可在《中国农村经济》网站(zgncjj.ajcass.com)查阅本文附录图8。

^②资料来源:《复种+灌溉,促进我国粮食稳产增产》,《光明日报》2023年1月18日08版。

^③篇幅所限,未在此展示详细情况,感兴趣者可在《中国农村经济》网站(zgncjj.ajcass.com)查阅本文附录图9。

原区与黄淮海平原区外，其余农区的减污降碳均呈现较好的协同。青藏高原区与黄淮海平原区的降碳效应优于减污效应，两地区生态环境与经济结构相对特殊，联合减排更有益于碳排放的降低。

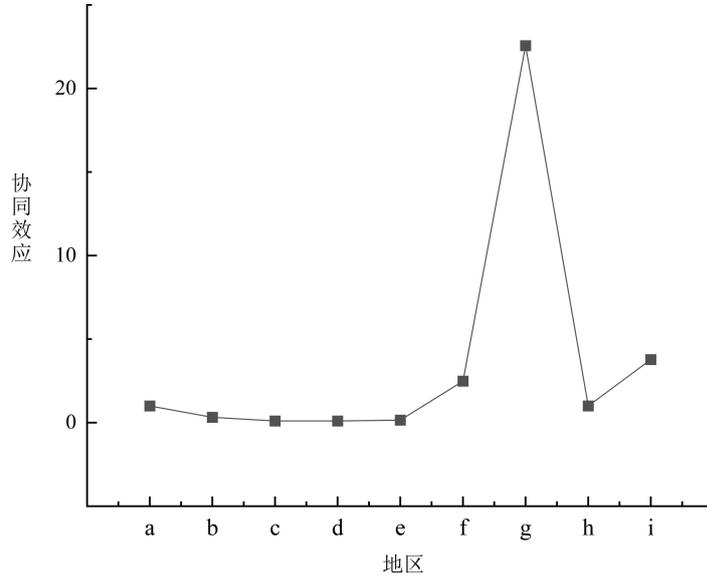


图1 九大农区层面减污降碳协同效应

注：a为东北平原区；b为云贵高原区；c为北方干旱半干旱区；d为华南区；e为四川盆地及周边地区；f为长江中下游地区；g为青藏高原区；h为黄土高原区；i为黄淮海平原区。

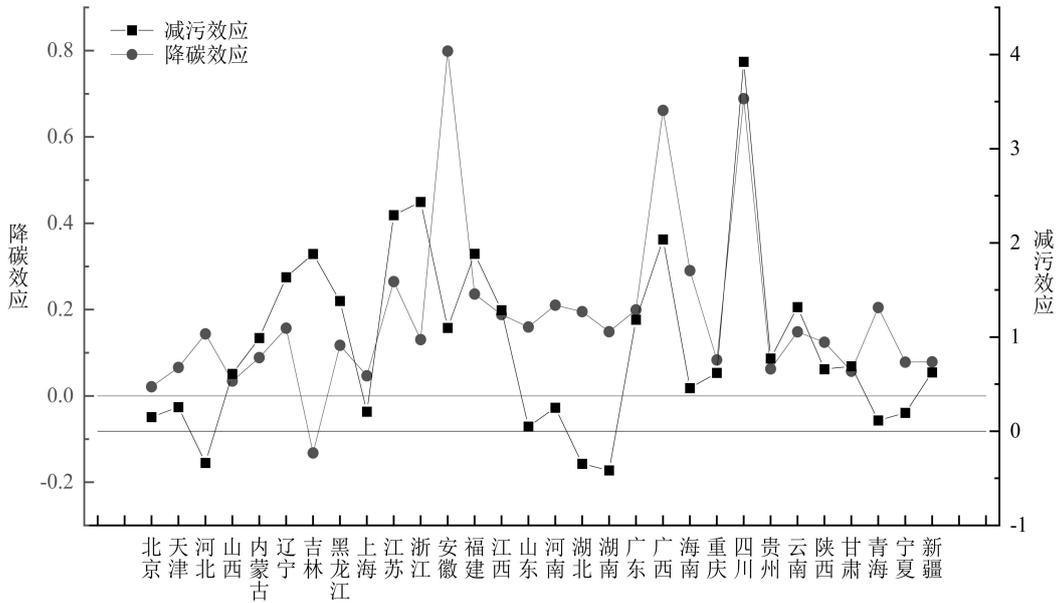
（三）基于省级层面的量化评估

从省级层面来看，大部分省份存在显著的减污降碳协同效应，再次证明农业面源污染与农业碳排放的同根同源。本文以省（区、市）进行分组，计算各省（区、市）1998—2021年减污效应、降碳效应和减污降碳协同效应的均值。可以发现，部分省（区、市）的减污效应与降碳效应为负值，其中减污效应为负值的包括河北省、江苏省、安徽省、河南省、湖北省和湖南省，降碳效应为负值的有河南省^①。可能的原因是，整体而言，这些省（区、市）在单独减排下的减污效应或降碳效应优于联合减排，尤其体现在农业相对发达的江苏省。

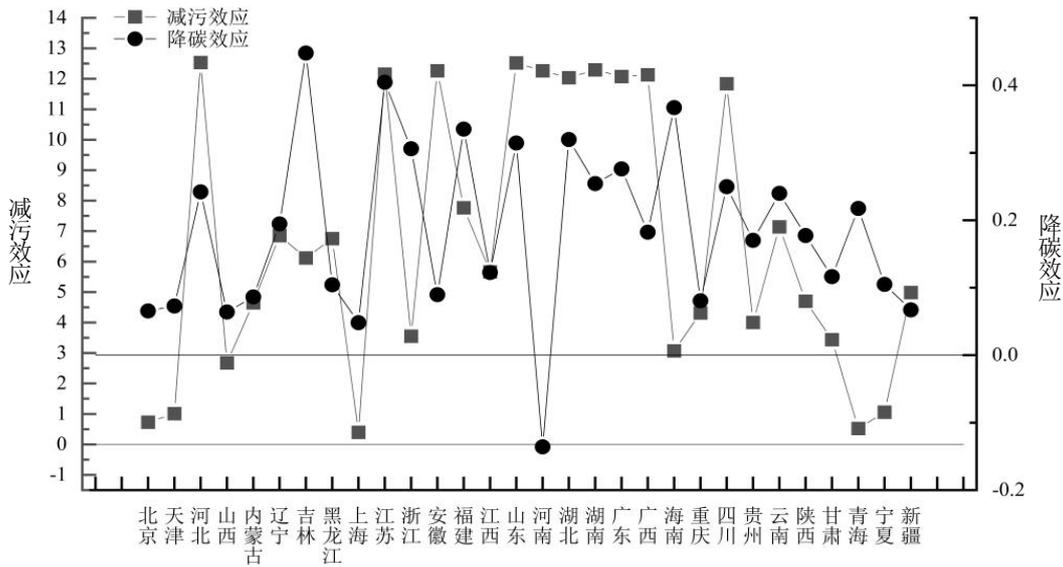
然而，以各年度整体投入产出指标衡量的减污降碳成本可能存在偏差，为此，本文以2012年为界，分别测算1998—2012年和2013—2021年省级层面的减污效应与降碳效应，进行后续分析，详细结果如图2所示。选择2012年为界的原因是：党的十八大将生态文明建设纳入国家“五位一体”总体布局。随后，2013年，习近平总书记提出的“两山”理论廓清了“绿色”与“发展”的辩证关系，更为深刻地概括了农业绿色发展的内涵。

从图2中可以看出，2013—2021年，仅河南省的降碳效应指标为负，相比1998—2012年，各省（区、市）的减污效应与降碳效应更高，即农业绿色发展水平更高，“两山”理论与“双碳”目标在农业领域得到了较好的贯彻落实。

^①篇幅所限，未在此展示详细情况，感兴趣者可在《中国农村经济》网站（zgncjj.ajcass.com）查阅本文附录图10和图11。



(a) 1998—2012年各省份的减污效应与降碳效应



(b) 2013—2012年各省份的减污效应与降碳效应

图2 省级层面减污效应与降碳效应

五、中国农业减污降碳效应的分布特征与动态演进

(一) 中国农业减污降碳效应的分布特征

为揭示中国农业减污降碳协同效应的空间异质性，并据此反映其不同年份的空间演变状况，本文利用农业面源污染和农业碳排放的影子价格进行聚类分析。同时，为展示空间聚类的变化，分

别将 1998 年、2012 年和 2021 年计算得到的边际减污成本和边际降碳成本指标聚成 3 簇（高成本组、中成本组和低成本组），结果如表 2 所示。

表 2 中国农业减污降碳效应的聚类分析

类别	减污降碳类型	代表省份		
		1998 年	2012 年	2021 年
边际减污成本	高成本	广西、四川	吉林、安徽、江西、广西、四川	吉林、江西、广西、重庆、四川
	中成本	北京、天津、山西、内蒙古、上海、江苏、山东、重庆、海南、贵州、新疆、陕西、云南、浙江	辽宁、江苏、福建、山东、海南、贵州、云南、重庆、新疆、陕西、浙江、湖南、河南、广东	河北、江苏、安徽、福建、山东、河南、湖北、湖南、广东、海南、贵州、新疆、陕西、云南、浙江
	低成本	河北、辽宁、吉林、安徽、福建、江西、湖北、青海、甘肃、湖南、黑龙江、河南、广东、宁夏	北京、天津、河北、山西、内蒙古、黑龙江、青海、宁夏、上海、湖北、甘肃	北京、天津、山西、内蒙古、辽宁、黑龙江、上海、青海、甘肃、宁夏
边际降碳成本	高成本	江苏、浙江、山东、河北、辽宁、安徽、福建、广东	江苏、山东、河北、河南、广东	辽宁、广东、河北、江苏、安徽、山东、河南、湖北
	中成本	四川、山西、内蒙古、黑龙江、湖南、重庆、湖北、河南、新疆、陕西、云南	辽宁、福建、云南、安徽、内蒙古、黑龙江、湖北、新疆、陕西、浙江、四川、湖南、重庆	内蒙古、黑龙江、湖南、贵州、陕西、新疆、福建、云南、四川、重庆
	低成本	广西、北京、天津、上海、宁夏、海南、青海、贵州、吉林、江西、甘肃	海南、贵州、青海、吉林、江西、广西、北京、甘肃、山西、天津、上海、宁夏	北京、天津、山西、上海、浙江、海南、甘肃、青海、吉林、江西、广西、宁夏

1. 基于边际减污成本的分析。总体而言，广西、四川始终处于边际降碳的高成本组，这些地区的农业生产方式可能较为传统，技术水平较低，导致污染治理成本较高。中成本组主要包括山东、江苏等农业大省，这些地区的农业生产规模较大，但污染治理技术水平较高，因此边际减污成本处于中等水平。低成本组可以分为两类：以 2021 年为例，第一类包括北京、上海、天津等发达省（区、市），这一类地区农业占比少，减污成本偏低；第二类主要包括青海、西藏、甘肃等西部地区，这些地区农业面源污染问题较轻，同时农业生产规模也较小，因此边际减污成本较低。从时间维度上看，重庆、江西、吉林、福建等省（区、市）边际减污成本不断提高，如重庆由 1998 年和 2012 年的中成本组变化至 2021 年的高成本组，福建由 1998 年的低成本变化至 2012 年和 2021 年的中成本。《农药、化肥减量化行动方案》等环境治理政策的实施，使污染治理成本上升，同时农业生产方式和技术水平也在逐步向更高效、更环保方向发展，进一步推高了边际减污成本。北京、天津等地由于农业生产的比例不断降低，从 1998 年的中成本组变化至 2012 年和 2021 年的低成本组。需要说明的是，尽管边际减污成本呈现区域性差异，但整体上处于上升态势，生态环境治理的实践逐步在农业生产上发挥积极效应。

2. 基于边际降碳成本的分析。边际降碳成本低成本组的分布特征与边际减污成本呈现较为类似的情况，但高成本组发生了较大的变化。山东、河北、辽宁、江苏、河南等农业大省的边际降碳成

本最高，其农业生产的规模效应能显著提升生产效率和能源使用效率，从而显著降低单位农林牧渔业产值的碳排放量，但其边际降碳成本也就随之提高。从时间维度上看，湖北、河南等省份边际降碳成本不断提高，如湖北由1998年和2012年的中成本组变化至2021年的高成本组，河南由1998年的中成本组变化至2012年和2021年的高成本组。总体而言，农业减污降碳效应的分布特征和动态演进呈现区域性和阶段性特征，在推动农业绿色发展的过程中，需要更加注重碳排放的治理，加强技术研发和推广，提高农业生产的技术水平，深入推动农业绿色发展。

（二）中国农业减污降碳成本的动态演进

进一步，本文采用核密度估计揭示中国农业边际减污成本和边际降碳成本的时序动态演进特征，如图3~图4所示。由图3~图4可知，1998—2021年，在曲线位置变化方面，核密度函数中心和曲线整体明显向左移动，反映中国农业减污效应和降碳效应经历了增长过程。在峰值变化方面，波峰峰值经历波动下降的过程，变化区间明显扩大，表明农业边际减污成本和边际降碳成本的区域差异均存在逐渐扩大的趋势。在曲线形态上，农业边际减污成本按照“单峰—双峰—多峰”的趋势演变，农业边际降碳成本一直处于多峰分布。这表明，在研究期内，边际减污和边际降碳成本出现多级分化现象。潜在原因是：经济发展水平、社会发展阶段的不同使得不同省份对农业生态环境保护的重视程度存在差异，影响各地对生态环境政策的实施和先进技术的研发推广，从而加大了农业减污降碳成本的区域差异。

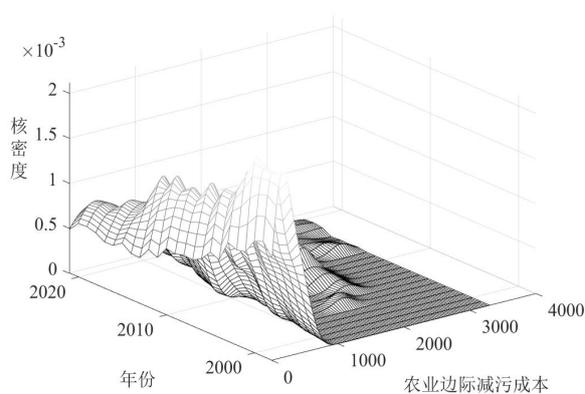


图3 中国农业减污成本的核密度估计分布

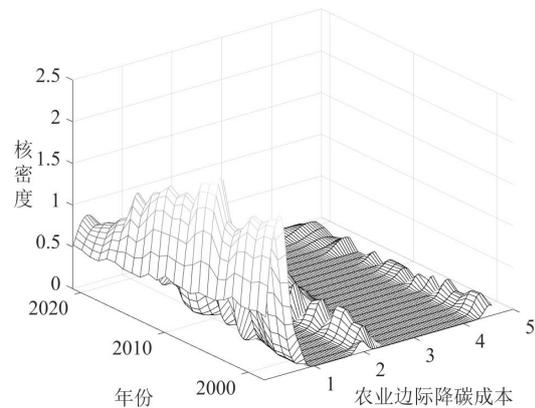


图4 中国农业降碳成本的核密度估计分布

六、结论与启示

基于边际减排成本，本文在DEA框架内构建了一种关于农业源减污降碳协同效应的评估方法，即在假定规模报酬不变的条件下，通过求解SBM模型的对偶形式，测度农业面源污染与农业碳排放的边际减排成本，对单独减排与联合减排下二者的变动进行比较，以此得出农业减污效应和降碳效应，并进一步分析得出二者协同情况，为农业源减污降碳协同效应的量化提供了新的视角。具体而言，本文主要量化评估了全国层面、九大农区层面以及省级层面的农业减污效应、降碳效应与协同效应，得

出以下结论：第一，在全国层面，联合减排下的农业边际减污成本与边际降碳成本均小于单独减排下的相应成本，且“降碳效应”变动趋势略优于“减污效应”，二者呈现较好的协同；第二，在九大农区层面，华南区在联合减排下的边际减污成本与边际降碳成本均相对更低，经测算可知，联合减排下的边际减污成本与边际降碳成本均可缩减40%左右；第三，在省级层面，整体而言，多省（区、市）的减污效应与降碳效应为负值，在以2012年为界划分后，后半段时间（2013—2021年）的减污效应与降碳效应相对更好。

结合上述理论分析与测算结果，本文提出以下政策建议：第一，在全国层面，由于联合减排下农业边际减污成本与边际降碳成本均小于单独减排下的相应成本，并且“降碳效应”略优于“减污效应”，建议国家层面进一步推动联合减排政策，优化资源配置，提高减排效率。政府应鼓励农业企业和农户采用联合减排技术，通过财税政策和补贴等手段，降低实施成本。第二，针对中国九大农区的耕地资源现状，结合农业种植结构和区域资源要素禀赋构建耕地分区保护机制，在不同区域实施差异化的农业减污降碳政策。具体而言，应重点保护东北平原区的黑土地带，维持现有减污降碳协同的状态，加强长江中下游地区和黄淮海平原的高标准农田建设，并进一步挖掘降碳潜力，加强治理云贵高原区、四川盆地及周边地区、华南区等地的酸化耕地治理，以及北方干旱半干旱区、黄土高原区等地的盐碱耕地治理，规范农业生产方式，降低农业面源污染。第三，强化农业绿色发展宣传与培训，加强对农民的环保培训，提高农民对绿色农业的认识和参与程度。加大绿色农业技术的宣传力度，引导农民主动采用绿色生产方式，降低农业生产过程中的环境污染。同时，将环保知识纳入农业技术培训体系，使农民在学习农业技术的同时，增强环保意识；开展环保主题活动，提高农民的环保参与度，使他们自觉地遵守环保法律法规；通过典型示范，推广环保成功案例，让农民看到绿色农业带来的实际效益，从而激发农业绿色生产的潜能。第四，加强农业碳排放与面源污染的监测体系建设，提升数据的准确性和及时性。建立健全农业碳排放和农业面源污染的监测和反馈机制，为政策调整提供科学依据。通过持续监测和数据分析，及时发现和解决减污与降碳过程中出现的问题，确保绿色发展目标的实现。

参考文献

- 1.曹翔、高瑀、刘子琪，2021：《农村人口城镇化对居民生活能源消费碳排放的影响分析》，《中国农村经济》第10期，第64-83页。
- 2.陈倩茹、陈彬、谢花林、吴曼玉、宋国伟，2023：《数字赋能生态产品价值实现：基本逻辑与典型路径》，《中国土地科学》第11期，第116-127页。
- 3.甘天琦、刘铭明、周宗钰，2023：《中国农业碳排放的空间关联特征与减排政策选择》，《四川农业大学学报》第1期，第166-174页。
- 4.葛继红、周曙东，2012：《要素市场扭曲是否激发了农业面源污染——以化肥为例》，《农业经济问题》第3期，第92-98页。

- 5.郭沛、王光远, 2023: 《数字经济的减污降碳协同作用及机制——基于地级市数据的实证检验》, 《资源科学》第11期, 第2117-2129页。
- 6.何奇龙、唐娟红、罗兴、王先甲, 2023: 《政企农协同治理农业面源污染的演化博弈分析》, 《中国管理科学》第7期, 第202-213页。
- 7.黄晓慧、杨飞, 2024: 《化肥农药零增长行动的农业减污降碳协同效应及脱钩效应分析》, 《生态经济》第2期, 第117-123页。
- 8.赖斯芸、杜鹏飞、陈吉宁, 2004: 《基于单元分析的非点源污染调查评估方法》, 《清华大学学报(自然科学版)》第9期, 第1184-1187页。
- 9.李海鹏、张俊飏, 2009: 《中国农业面源污染与经济发展关系的实证研究》, 《长江流域资源与环境》第6期, 第585-590页。
- 10.李俊杰, 2012: 《民族地区农地利用碳排放测算及影响因素研究》, 《中国人口·资源与环境》第9期, 第42-47页。
- 11.李丽莉、曾亿武、郭红东, 2023: 《数字乡村建设: 底层逻辑、实践误区与优化路径》, 《中国农村经济》第1期, 第77-92页。
- 12.李璐、张斌、夏秋月、董捷, 2023: 《土地资源错配对碳排放效率的空间效应与影响路径——来自长江经济带108个城市的经验证据》, 《资源科学》第5期, 第1059-1073页。
- 13.刘畅、柳圩、马国巍, 2024: 《“双碳”背景下主产区粮食生产减污降碳综合效益评价》, 《农林经济管理学报》第3期, 第357-367页。
- 14.刘华军、郭立祥、乔列成, 2023: 《减污降碳协同效应的量化评估研究——基于边际减排成本视角》, 《统计研究》第4期, 第19-33页。
- 15.刘爽、刘畅, 2024: 《中国农业减污降碳协同效应及其影响机制研究》, 《中国生态农业学报(中英文)》第7期, 第1109-1121页。
- 16.刘月仙、刘娟、吴文良, 2013: 《北京地区畜禽温室气体排放的时空变化分析》, 《中国生态农业学报》第7期, 第891-897页。
- 17.毛慧、曹光乔, 2020: 《作业补贴与农户绿色生态农业技术采用行为研究》, 《中国人口·资源与环境》第1期, 第49-56页。
- 18.潘丹、应瑞瑶, 2013: 《中国“两型农业”发展评价及其影响因素分析》, 《中国人口·资源与环境》第6期, 第37-44页。
- 19.邵桂兰、孔海峥、于谨凯、李晨, 2015: 《基于LMDI法的我国海洋渔业碳排放驱动因素分解研究》, 《农业技术经济》第6期, 第119-128页。
- 20.田云、吴海涛, 2020: 《产业结构视角下的中国粮食主产区农业碳排放公平性研究》, 《农业技术经济》第1期, 第45-55页。
- 21.田云、尹恣昊, 2022: 《中国农业碳排放再测算: 基本现状、动态演进及空间溢出效应》, 《中国农村经济》第3期, 第104-127页。

- 22.涂正革, 2012: 《中国的碳减排路径与战略选择——基于八大行业部门碳排放量的指数分解分析》, 《中国社会科学》第3期, 第78-94页。
- 23.涂正革、甘天琦, 2019: 《中国农业绿色发展的区域差异及动力研究》, 《武汉大学学报(哲学社会科学版)》第3期, 第165-178页。
- 24.涂正革、甘天琦、王昆, 2019: 《基于绿色发展视角的农业补贴政策效率损失的探究》, 《华中师范大学学报(人文社科版)》第2期, 第39-49页。
- 25.王宝义、张卫国, 2018: 《中国农业生态效率的省际差异和影响因素——基于1996—2015年31个省份的面板数据分析》, 《中国农村经济》第1期, 第46-62页。
- 26.王建华、钊露露、王缘, 2022: 《环境规制政策情境下农业市场化对畜禽养殖废弃物资源化处理行为的影响分析》, 《中国农村经济》第1期, 第93-111页。
- 27.王真, 2016: 《合作社治理机制对社员增收效果的影响分析》, 《中国农村经济》第6期, 第39-50页。
- 28.吴义根、冯开文、李谷成, 2017: 《人口增长、结构调整与农业面源污染——基于空间面板STIRPAT模型的实证研究》, 《农业技术经济》第3期, 第75-87页。
- 29.徐湘博、李畅、郭建兵、张林秀, 2022: 《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》, 《中国农村经济》第11期, 第40-58页。
- 30.于法稳、代明慧、林珊, 2022: 《基于粮食安全底线思维的耕地保护: 现状、困境及对策》, 《经济纵横》第12期, 第9-16页。
- 31.袁平、朱立志, 2015: 《中国农业污染防治: 环境规制缺陷与利益相关者的逆向选择》, 《农业经济问题》第11期, 第73-80页。
- 32.张帆、蔡颖、邓祥征、姜群鸥、吴锋, 2024: 《作物—牲畜—生物能源综合系统对中国农业源温室气体的影响评估》, 《地理学报》第1期, 第28-44页。
- 33.张恒硕、李绍萍、彭民, 2022: 《中国农村能源消费碳排放区域非均衡性及驱动因素动态识别》, 《中国农村经济》第1期, 第112-134页。
- 34.张晖、胡浩, 2009: 《农业面源污染的环境库兹涅茨曲线验证——基于江苏省时序数据的分析》, 《中国农村经济》第4期, 第48-53页。
- 35.郑新业、吴施美、郭伯威, 2023: 《碳减排成本代际均等化: 理论与证据》, 《经济研究》第2期, 第107-123页。
- 36.朱晓华、张燕、朱媛媛, 2023: 《大食物观视角下中国耕地保护的分区调控与区间协同》, 《地理学报》第9期, 第2147-2162页。
- 37.Qian, H., S. Xu, J. Cao, F. Ren, W. Wei, M. Jing, and L. Wu, 2021, "Air Pollution Reduction and Climate Co-Benefits in China's Industries", *Nature Sustainability*, 4: 417-425.
- 38.Johnson, M. F., A. J. Franzluebbers, S. L. Weyers, and D. C. Reicosky, 2007, "Agricultural Opportunities to Mitigate Greenhouse Gas Emissions", *Environmental Pollution*, 150(1): 107-124.
- 39.Tone, K., and M. Tsutsui, 2014, "Dynamic DEA with Network Structure: A Slacks-based Measure Approach", *Omega*, 42(1): 124-131.

40. West, T. O., and G. Marland, 2002, "A synthesis of Carbon Sequestration, Carbon Emissions, and Net Carbon Flux in Agriculture: Comparing Tillage Practices in the United States", *Agriculture Ecosystems & Environment*, 91(1-3): 217-232.

(作者单位: ¹中国社会科学院大学应用经济学院;

²中国社会科学院日本研究所;

³中国科学院大学经济与管理学院;

⁴中南民族大学经济学院)

(责任编辑: 小林)

Quantitative Evaluation and Dynamic Evolution of the Synergistic Effect of Agricultural Pollution and Carbon Reduction in China: An Analysis Based on Marginal Abatement Cost

YAN Kun TANG Dantong GAN Tianqi

Abstract: Synergistic promotion of pollution and carbon reduction is the only way to accelerate the construction of a beautiful China and realize high-quality economic development. Based on the synergistic effect of pollution and carbon reduction of agricultural sources, this paper constructs a quantitative assessment method of the effect from the perspective of marginal abatement cost, and empirically examines the agricultural pollution reduction effect, carbon reduction effect, and their synergistic effect at the national level, the nine agricultural region level, and the provincial level under the joint abatement of pollution from 1998 to 2021. The study draws the following conclusions: at the national level, the marginal pollution reduction cost and the marginal carbon reduction cost of agriculture under the joint emission reduction situation are both smaller than the cost of individual emission reduction, and there are positive pollution reduction and carbon reduction effects, while the two show a better synergistic trend. Among the nine major agricultural regions, except for the Qinghai-Tibet Plateau region and the Huanghuaihai Plain region, the synergistic effect of pollution and carbon reduction in the rest of the agricultural regions is prominent; the marginal costs of pollution and carbon reduction in South China are relatively lower, and there is greater potential for pollution and carbon reduction. At the provincial level, there are obvious differences in the pollution and carbon reduction effects among provinces, and both pollution and carbon reduction effects are increasing with the strengthening of environmental regulations. The expanded analysis reveals that the distribution and dynamic evolution of agricultural pollution and carbon reduction effects are characterized by significant regional and stage-specific features. The findings of this paper provide a policy basis for scientifically evaluating the potential of agricultural pollution and carbon reduction and formulating carbon and pollution synergistic management programs.

Keywords: Pollution and Carbon Reduction; Synergistical Enhancement; Agriculture; Marginal Abatement Cost; Nine Major Agricultural Regions