

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*

田 云 尹恣昊

摘要：本文在对中国农业碳排放进行再测算的基础上，分析中国农业碳排放的现状特征，并围绕其动态演进趋势及空间溢出效应展开探讨。研究发现：第一，2005—2019年中国农业碳排放总量处于下降态势但存在年际波动；各类碳源中仅畜禽养殖碳排放减少而余者皆有小幅增加；农业碳排放强度呈持续下降态势。第二，2019年农业碳排放量省际差异较大且以湖南居首北京最末，相比2005年有18个省份处于下降趋势；各省份农业碳排放强度总体呈现“西高东低”的态势；基于碳排放构成的差异可将全国30个省份（不包括西藏）划分为7类不同的地区。第三，考察期内中国农业碳排放强度的省际差距有所扩大；粮食主产区、产销平衡区内部省际差距明显缩小而粮食主销区的情形相反。第四，农业碳排放受市场和政府两类因素的共同影响。在市场层面因素中，产业集聚水平与农业碳排放之间呈现倒U型关系，且产业集聚水平具有显著的空间溢出效应；农业发展水平变量显著抑制了农业碳排放增长而农业产业结构变量却起到了相反作用，但二者均具有负向的空间溢出效应。在政府层面因素中，环境规制水平的提升有助于农业碳减排，农业公共投资却反之；同时，农业财政支持与农业公共投资都表现出了负向的空间溢出效应。总体而言，中国农业碳排放总量处于波动下降态势而省际差异明显；全国以及粮食主产区、产销平衡区和粮食主销区农业碳排放的动态演进特征不尽相同；产业集聚水平、农业发展水平等多个因素在影响农业碳排放上表现出明显的空间溢出效应。

关键词：农业碳排放 产业集聚 空间溢出效应 地区差异

中图分类号：F323.2 **文献标识码：**A

一、引言

20世纪80年代以来，全球气候变暖的趋势明显加快，由此带来了诸如冰川消融、海平面上升、极端天气多发、生物多样性遭受冲击等一系列负面影响。虽然在早期研究中温室效应并未被看作导致气候变暖的成因（衣育红和王绍武，1992），但随着研究的深入，越来越多的学者（例如林伯强和蒋

*本文为国家自然科学基金青年基金项目“巴黎协定下中国农业碳排放权省域分配及协同减排策略研究”（编号：71903197）和湖北省社会科学基金项目“农业碳减排补偿机制构建与支持政策研究”（编号：2019052）的阶段性成果。

竺均, 2009; 刘伟和李虹, 2014) 认为, 以二氧化碳、甲烷、氧化亚氮等为代表的温室气体大量排放是全球气候变暖的重要诱因。为了更为有效地抑制全球变暖趋势, 《联合国气候变化框架公约》应运而生, 于 1992 年 6 月开放签署, 于 1994 年 3 月正式生效。该公约主要确立了应对气候变化的最终目标, 并明确了发达国家应承担率先减排与向发展中国家提供资金和技术的义务。随后, 《京都议定书》和《巴黎协定》的相继签署与实施则标志着人类社会开始通过法规的形式对温室气体排放进行限制, 参与签署的国家无论是发达国家还是发展中国家, 都需要承诺减排目标并履行相应的减排义务。

尽管联合国和世界各国都为减排工作的顺利推进做出了巨大努力, 但全球温室气体排放量持续增加的态势并未得到有效缓解。2019 年全球温室气体排放总量^①创下了 591 亿吨的历史新高, 较 2018 年增加了 38 亿吨, 增幅高达 6.87%, 整体仍朝着 21 世纪末较工业化之前升温 3°C 以上的趋势发展^②。

面对如此不利情形, 世界各国纷纷提出自主贡献目标, 为实现全球“净零排放”并完成《巴黎协定》所设定的应对气候变化的气温控制目标^③而不断努力。作为《联合国气候变化框架公约》的首批缔约国以及世界第二大经济体、第一制造业国家和对外贸易大国, 中国一直是全球气候治理的积极参与者和支持者, 早在 2009 年哥本哈根气候大会召开前夕就确定了 2020 年温室气体排放控制目标, 即碳排放强度(单位 GDP 的二氧化碳排放量)较 2005 年下降 40%~45%^④, 并将其作为考察中国国民经济与社会持续健康发展的重要约束性指标。2015 年, 中国又与时俱进, 向世界宣布新的自主减排承诺, 即 2030 年碳排放强度较 2005 年下降 60%~65%^⑤。为了更好地履行减排责任, 在 2020 年 9 月召开的第七十五届联合国大会上中国再次向全世界庄重承诺, 力争在 2030 年之前实现碳排放量达到峰值、在 2060 年之前实现碳中和(即“双碳”目标)^⑥。2021 年《政府工作报告》则进一步将“扎实做好碳达峰、碳中和各项工作”列为重点工作之一^⑦。可见, 在每一个关乎全球温室气体减排工作推进的关键节点, 中国政府都敢于承诺阶段性减排目标, 完美展现一个大国的责任和担当。

“双碳”目标实现的关键在于减排增汇, 其中, 减排是基础。而厘清碳排放的现状和特点显然有助于科学减排策略的提出。虽然二三产业是温室气体产生的主要源头, 但农业生产部门引发的碳排放

^①包含了土地利用变化所导致的碳排放, 统计口径为二氧化碳当量。

^②资料来源:《联合国发布〈2020 排放差距报告〉预计今年全球二氧化碳排放量将下降 7%》, <https://baijiahao.baidu.com/s?id=1685607291163723258&wfr=spider&for=pc>。

^③此为《巴黎协定》的目标, 即: 将全球平均气温较前工业化时期上升幅度控制在 2°C 以内, 并努力将气温上升幅度限制在 1.5°C 以内。

^④资料来源:《2020 年单位 GDP 碳减排 40%~45%》, <https://news.sina.com.cn/c/2009-11-27/052416675874s.shtml>。

^⑤资料来源:《中国刚刚宣布后 2020 气候目标: 在 2005 年基础上碳排放强度下降 60%~65%》, <http://www.tanjiaoyi.com/article-10949-1.html>。

^⑥资料来源:《习近平在第七十五届联合国大会一般性辩论上的讲话(全文)》, https://www.ccps.gov.cn/xxsxk/zyjs/202009/t20200922_143558.shtml?ivk_sa=1024320u。

^⑦资料来源:《2021 年政府工作报告》, http://www.gov.cn/zhuanti/2021lhfgzbg/index.htm?_zbs_baidu_bk。

量也不容小觑。从现有研究来看，以能源终端消费为视角对碳排放进行测算并将该结果等同于碳排放总量，已成为较常见的做法。该做法虽简单易行，却在一定程度上忽视了农业碳排放的特殊属性。事实上，除了能源的直接消耗之外，水稻种植、畜禽养殖也会导致大量的温室气体排放。碳源构成的差异决定了二三产业的减排路径未必适用于农业部门，而要想实现农业生产低碳转型，其关键在于对农业碳排放现状与特点的准确把握。有鉴于此，首先，本文将在文献梳理的基础上，围绕研究缘起、各因素对农业碳排放的作用展开理论探讨，明晰其内在的逻辑关联；其次，基于重新构建的指标体系完成对中国及省域农业碳排放的有效测度，并分析其总量、强度及结构差异；再次，以碳排放强度^①为指标，对中国农业碳排放以及粮食主产区、主销区、产销平衡区农业碳排放的省际差距及其动态演进特征展开解析；最后，基于省级面板数据分析影响中国农业碳排放增减变化的关键性因素并探讨其是否具有空间溢出效应。

二、文献综述与理论探讨

（一）文献综述

关于农业碳排放宏观层面的测算与探讨，国外学者起步较早。例如，West and Marland（2002）基于化肥、农药、农业灌溉以及种子培育四个维度构建了农业碳排放测算指标体系，并以美国为例进行测算；Johnson et al.（2007）认为，农业碳排放主要源于农业废弃物的非正常处理、畜禽养殖、农业能源利用、水稻生长等几个方面，并以此为基础构建细化的指标体系对美国农业生产碳排放进行了测度。国内学者的相关研究最早可追溯至哥本哈根世界气候大会召开前后。例如，董红敏等（2008）考察了中国水稻种植和畜禽养殖所引发的甲烷与氧化亚氮排放——当时仍被称为“温室气体排放”；李国志和李宗植（2010）考察了中国农业能源消费所导致的碳排放，“农业碳排放”这一概念才初具雏形。此后，李波等（2011）正式提出“农业碳排放”的概念并围绕其展开测度，但该研究对碳源的选择相对单一，仅聚焦于农用物资投入与农地利用活动。类似这样围绕某一方面对农业碳排放展开测度与分析的研究有很多，例如农地利用碳排放（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。与此同时，还有不少学者基于较为全面的视角对中国农业碳排放进行综合测度，基本涵盖了农业生产的主要部门（即种植业和畜牧业），具体碳源涉及农用物资投入、水稻种植、畜禽养殖和土壤碳库破坏四个方面（闵继胜和胡皓，2012；田云和吴海涛，2020）。

在完成农业碳排放指标体系的构建与碳排放量测算之后，学者们聚焦于以下三个方面展开了更为深入的研究。一是农业碳排放的现状特征及作用机理分析。李波等（2011）、田成诗和陈雨（2021）在分析中国农业碳排放时空特征的基础上，探究了其数量变化的主要成因，发现经济增长是农业碳排放量增加的关键动因。二是农业碳排放效率测度与碳减排潜力剖析。高鸣和宋洪远（2015）、吴昊玥等（2017）先后围绕中国农业碳排放效率问题展开了深入探讨，认为中国农业碳排放的总体效率虽有提升但存在明显的省际差异，同时，省域间空间集聚效应较为明显。而关于农业碳减排潜力，虽然各

^①由于不受资源总量的基数限制，碳排放强度指标更能体现各个省份的农业碳排放程度。

地减排成本差异较大（吴贤荣等，2015），但从国家层面来看可以如期实现政府承诺的减排目标（田云和张银岭，2019）。三是经济发展与农业碳排放相互关系探讨。其中，颜廷武等（2014）发现，虽然经济增长在特定阶段会导致农业碳排放量持续增加，但当经济发展到一定程度后碳排放拐点就会出现。另有学者分别探究了产业结构（董明涛，2016）、农业生态系统变化（Ali et al., 2021）与农业碳排放之间的相互关系，研究结果显示，二者均与农业碳排放存在强烈关联，总体表现为双向因果关系。除此之外，一些学者还围绕农业碳足迹（黄祖辉和米松华，2011）、农业与农产品贸易隐含碳（戴小文等，2015）等问题展开了深度探讨，结果显示，隐含碳在农业碳排放中占据较大比重。

通过上述文献易知，目前有关农业碳排放、碳减排的研究成果极为丰硕，这有助于厘清中国农业碳排放现状、影响机理以及农业碳排放与农业经济之间的相互关联，也为逐步完善农业碳减排机制与政策保障体系打下了牢固基础。但即便如此，当前研究依然存在不足之处，主要体现在两方面：一是现有农业碳排放测算指标体系无论是在广度上还是在精度上均存在欠缺，具体表现为：农业能源利用未能很好地被融入农业碳排放综合评价指标体系；同时，部分研究未将“碳”与“二氧化碳”准确区分，常将标准“碳”理解为“二氧化碳”。上述不足在客观上导致了对当前中国农业碳排放总量的低估。二是对中国农业碳排放现状及特征缺少相对系统且深入的剖析，具体表现为：对农业碳排放现状的把握不够全面深入；在探讨区域差异时拘泥于东中西部分区而未结合中国农业生产与功能区定位的特殊性；鲜有学者围绕农业碳排放影响因素的空间溢出效应展开分析；同时更缺乏将上述内容纳入同一体系框架进行系统考察的研究。

（二）理论探讨

1. 农业碳排放相比于其他领域碳排放的特殊性。目前，对于碳排放测算较为常见的做法是基于各类终端能源消费量乘以相应系数然后加总，该做法在考察能源碳排放、工业碳排放、居民消费碳排放等领域均得到了有效运用。结合碳排放特征，节能是最为有效的减排方案，提高能源利用效率、优化能源利用结构等均为碳减排的重要手段。但很显然，这些措施不完全适用于农业，因为农业是经济再生产与自然再生产的有机结合，除了经济生产过程中所消耗的能源和农用物资会导致碳排放外，农业生产对象（例如农作物、牲畜）因其自身的自然属性也会诱发碳排放，比如，稻田产生大量甲烷，牲畜的肠道发酵与自身排泄物会诱发甲烷与氧化亚氮排放等。这些差别的存在使得标准化的节能减排路径无法照搬到农业，农业亟需与自身产业特点相契合的“双碳”路径。

2. 农业碳排放测算指标体系重新编制的基本思路。目前有关农业碳排放测算的研究很多，但指标体系的不同导致最终结果存在较大差异。同时，以往研究对具体的碳源构成通常缺少深度解析与系统整合，多数学者是基于单维（例如农资投入、农业能源利用等）视角探讨农业碳排放，而将多维碳源综合到一起进行全面考察的研究成果偏少。更为关键的是，现有的多维度测算指标体系或多或少都存在欠缺，对农业能源考察得不够细致。例如，现实中，农用柴油、原煤、洗精煤、汽油、天然气等能源均在农业生产过程中得到了广泛利用，它们的使用都会导致直接的碳排放，而现有研究一般仅将农用柴油纳入测算指标体系。此外，现有研究对农业生产中电力消耗的考察也仅局限在翻耕环节。为了弥补上述不足，本文将对农业碳排放测算指标体系进行重新编制，具体思路为：一是拓展能源消耗碳

排放测算，即在原有农用柴油、电力的基础上增加原煤、洗精煤、汽油、天然气等其他能源类别；二是对农用物资投入碳排放的测算则保留化肥、农药、农膜三类碳源；三是对水稻种植碳排放与畜禽养殖碳排放的测算路径维持不变。

3.各种因素对农业碳排放影响的作用机理。改革开放以来，市场在资源配置中所发挥的作用日益凸显，其所涵盖的一些重要因素必然会影响农业生产及其碳排放。与此同时，政府在实施宏观调控政策时，一些政策的制定也会与农业碳排放抑或碳减排形成一定关联。据此，本文从市场和政府两个层面构建各因素对农业碳排放影响的作用机理。

第一，市场层面的因素。农业产业集聚^①对农业碳减排发挥着至关重要的作用。伴随着产业集聚，农业生产逐步趋于标准化与规模化，从而较易实现各类资源的配置优化，同时便于农技推广工作的开展，进而促进能源消耗与农用物资利用效率提升，达到农业碳减排的目的。更为重要的是，产业集聚所带来的规模经济效应可有效提升地区农业发展水平、优化农业产业结构；同时，农业发展水平的提升、农业产业结构的改善又能进一步促进产业集聚发展，进而形成区域内产业的二次集聚；且集聚的过程还会对邻近地区形成有利刺激，进而产生农业技术与管理经验的溢出。不过，上述整个进程通常伴有一定起伏。早期，因要素和产业集中引起的价格指数效应有助于运输成本和人力成本的节约（陈建军和胡晨光，2008），总体条件类似的邻近省份为了追求更高产出，加大对能源、农用物资的利用力度，客观上导致农业碳排放量增加。但到了后期，随着本地优势产业不断出现，邻近地区将承载中心地区所淘汰的劣势产业，此时落后地区将持续向先进地区汲取经验、引进技术，区域间要素流动与交流互助不断增强；与此同时，随着农业发展水平的进一步提升与农业产业结构的持续优化，农业基础设施趋于完善，先进农业技术广泛应用，资源配置效率大幅提升，生产模式与管理理念不断创新，进而农业碳减排成效愈发显著。

第二，政府层面的因素。由于农业之于国民经济的重要性，除了其发展要遵循市场规律之外，政府往往也扮演着重要角色，必要的时候会通过各项支持力度的提升来优化农业生产行为。例如，给予农业农村环境治理更多的设施配套与资金支持，积极引导农业生产向环境友好型方向转变；又如，加大农业公共投资力度，不断完善农业农村基础设施建设；再如，增加农业财政支持，全面强化农业产业化经营组织培育与农村地区公益事业发展。以上种种措施，或单独显示效应，或共同发挥作用，都有可能对当地农业碳排放抑或碳减排产生显著影响。

最终，市场机制与宏观调控共同作用，二者相辅相成，各类细化因素融合贯通，可以诱发能源使用效率提升、农用物资利用增效、生产模式变革、管理经验优化以及环境污染治理成效显著等一系列积极现象。在此基础上，各因素通过空间溢出效应实现邻近地区的联动互助，从而能够有效促进农业碳减排。

^①随着中国农业生产力水平的不断提高，各类农业经济活动主体为了更好地发挥比较优势、提高农业综合生产能力，通过有机整合在特定区域内形成了一定规模集聚，此类经济现象即为农业产业集聚（尹成杰，2006）。

三、研究方法与数据来源

(一) 研究方法

1. 农业碳排放测算。本文是基于大农业范畴考察农业碳排放量，其中，对要素投入主要立足于各自终端消费量，而对农业生产对象（如牲畜）则着眼于其全生命周期。为此，综合多位学者的研究成果（例如张广胜和张珊珊，2014；Wu et al., 2018），并在充分参考《省级温室气体清单编制指南（试行）》^①的基础上，从四个方面测度中国农业碳排放量，如图 1 所示。

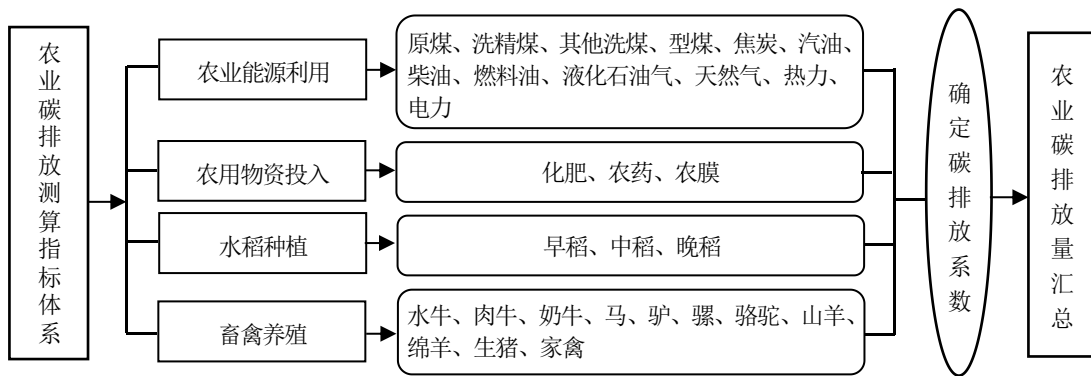


图 1 农业碳排放量测算指标体系构成

一是农业能源利用所引发的碳排放。本文不再局限于农用柴油这一项能源，而是考察农林牧渔业发展所耗费的原煤、洗精煤、汽油、柴油、电力^②等 12 种能源产生的碳排放量之和，相关碳排放系数的计算方法参照蒋金荷（2015）、田云和陈池波（2019）的研究^③。二是农用物资投入所导致的碳排放。具体考察化肥、农药、农膜在自身产品形成过程以及后续の利用过程中所产生的碳排放，对应的碳排放系数出自李波等（2011）的文献。三是水稻种植所引发的稻田甲烷排放。由于中国不同地区的水热条件存在差异，各地水稻的插秧时间与生长周期有所不同，并衍生出早稻、中稻、晚稻等不同类别，由此所对应的稻田甲烷排放水平也不尽相同。因此，本文将参考闵继胜和胡浩（2012）所使用的兼顾周期与地区双重差异的碳排放系数来测算水稻种植所引发的碳排放。四是畜禽养殖所导致的甲烷

^①资料来源：<http://www.tanjiaoyi.com/article-27200-1.html>。

^②各区域电网的排放因子数据来自 2006—2019 年历年的《中国区域电网二氧化碳基准线排放因子》（数据来源：http://www.mee.gov.cn/ywgz/ydqhbh/wsqtkz/202012/t20201229_815386.shtml；http://www.mee.gov.cn/ywgz/ydqhbh/wsqtkz/202012/t20201229_815384.shtml；<http://www.mee.gov.cn/ywgz/ydqhbh/wsqtkz/201812/P020181220579925103092.pdf>；https://www.mee.gov.cn/ywgz/ydqhbh/wsqtkz/201812/t20181220_685481.shtml）。由于 2005 年各区域电网的碳排放因子数据缺失，本文以 2006 年的数据替代。

^③在能源碳排放系数确定之前，需明晰各类碳源的平均低位发热量、折标准煤系数、单位热值含碳量以及碳氧化率。其中，前两类系数出自《综合能耗计算通则》（GB/T 2589-2020）（资料来源：<http://std.samr.gov.cn/>）；后两类系数参照《省级温室气体清单编制指南（试行）》。

与氧化亚氮排放。饲养过程中部分畜禽的肠道发酵会导致甲烷排放，同时所有畜禽的排泄物还会引发甲烷与氧化亚氮的排放。结合中国现实境况，本文将重点考察牛（包括肉牛、奶牛、水牛）、马、羊（包括山羊和绵羊）、生猪、家禽等主要畜禽品种，各自碳排放系数均源自 IPCC^①。

据此，本文构建农业碳排放测算公式如下：

$$C = \sum C_c = \sum T_c \times \delta_c \quad (1)$$

(1) 式中， C 、 C_c （下标 c 表示碳源的类别）分别表示农业碳排放总量与各类具体碳源所导致的碳排放量； T_c 、 δ_c 分别指代各类碳源的实际数量及其所对应的碳排放系数。为了便于加总并与其他碳排放类研究保持一致，本文在实际计算中将各类温室气体统一换算成标准二氧化碳，由 IPCC 第四次评估报告可知，碳、甲烷、氧化亚氮的二氧化碳转换系数分别为 44/12、25 和 298。

2.核密度分析法。作为最为重要的非参数估计方法之一，核密度分析法已逐步成为探究一些非均衡分布问题的常用方法。它立足于数据自身，通过构建连续、光滑的密度曲线呈现随机变量的分布形态，并对概率密度进行估计。核密度分析法的运用有助于厘清中国农业碳排放的动态演进趋势，进而便于提出有针对性的减排策略。其函数形式表示如下：

$$f(x) = \frac{1}{nh} \sum_{i=1}^n k\left(\frac{x_i - \bar{x}}{h}\right) \quad (2)$$

(2) 式中， $f(x)$ 为密度函数； $k\left(\frac{x_i - \bar{x}}{h}\right)$ 为核函数， h 为带宽， n 为观测值个数（即省份总数）， i 表示各个省份， x_i 表示独立同分布的观测值， \bar{x} 为均值。由于带宽可以决定核密度的估计精度与密度曲线的平滑程度，因此，实际分析中确定合适的带宽对于最优拟合结果的获取显得至关重要。通常情况下，样本量与带宽之间需满足一定的数量关系，即 h 是 n 的函数，其最优解的表达式为：

$$h = \left(\frac{4}{3n}\right)^{\frac{1}{5}} \approx 1.06n^{-\frac{1}{5}} \quad (3)$$

根据表达形式的差异，核函数又分为高斯核、Epanechnikov 核等，各自的适用范围也不尽相同。本文在充分参考已有研究（例如邓远建等，2020）的基础上，将选用高斯核进行相关分析，其函数表达形式如下：

$$k(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{x^2}{2}\right] \quad (4)$$

由于核函数表达式难以准确确定，非参数估计一般通过图形（通常为曲线形式）对比来明晰随机变量的分布变化。具体而言，密度函数中心随时间变化通过左右移动反映被观察对象的水平升降，右移表示水平提升，左移则表示水平下降。波峰形态有“尖窄型”与“扁宽型”之分，“尖窄型”波峰

^①数据来源：《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南》，<https://www.ipcc.ch/>。

通常峰值较高且变化区间较小，意味着地区差距缩小，而“扁宽型”波峰则反之。曲线若呈多峰，则揭示被观察对象整体呈现多极分化现象。

3.空间计量分析。(1)全局空间自相关。为了更好地刻画农业碳排放及其影响因素的空间自相关性，本文选用全局莫兰指数(Global Moran's I)进行衡量，其计算公式如下：

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (Y_i - \bar{Y})(Y_j - \bar{Y})}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} \sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2} \quad (5)$$

(5)式中， I 为全局莫兰指数， W_{ij} 为空间权重矩阵， Y_i 、 Y_j 为 Y 在相应空间单元 i 和 j 上的取值， \bar{Y} 为 Y 的平均值， n 为省份总数， i 、 j 代表不同省份。考虑到邻接空间权重矩阵无法对非邻接地区间的相互影响进行有效分析，本文在后续分析中将参考袁华锡等(2019)的做法，通过构建地理距离空间权重矩阵来探究非邻接省份之间的空间作用。全局莫兰指数值域为[-1, 1]。若莫兰指数大于0，表示空间正相关性，其值越大，空间相关性越明显；若莫兰指数小于0，表示空间负相关性，其值越小，空间分散性越明显；若莫兰指数等于0，表示空间呈随机性。

(2)空间杜宾模型。本文将基于时空维度采用空间杜宾模型来探究各因素对农业碳排放的影响，并在此基础上考察各自的空间溢出效应。具体而言，本文以农业碳排放量为被解释变量，以产业集聚水平、农业发展水平、环境规制等为解释变量，构建空间杜宾模型，表达式如下：

$$AC_{it} = \alpha_i + \rho \sum_{j=1}^n W_{ij} AC_{jt} + \beta X_{it} + \varphi \sum_{j=1}^n W_{jt} X_{jt} + \mu_i + \xi_t + \varepsilon_{it} \quad (6)$$

(6)式中， i 、 j 代表不同省份， t 表示各个年份。 W_{ij} 为空间权重矩阵，后续分析中，除了利用地理距离空间权重矩阵进行基准分析外，本文还将分别引入邻接空间权重矩阵与反距离空间权重矩阵进行稳健性检验，以克服空间权重矩阵设定可能存在的误差(参见田云和尹恣昊, 2021)。 β 、 ρ 、 φ 为各回归系数； μ_i 和 ξ_t 分别表示地区和时间固定效应， ε_{it} 为随机误差项。

被解释变量 AC_{it} 为农业碳排放，本文将从农业能源利用、农用物资投入、水稻种植、畜禽养殖四个方面对中国及省域农业碳排放量进行考察。

解释变量 X_{it} 包括市场和政府两个层面的因素。首先，市场层面因素包括产业集聚水平(IA)、农业发展水平($AGDP$)和农业产业结构(AIC)。其中，对于产业集聚水平的测算目前已广泛见于区域经济、资源环境、低碳生产方面的相关研究中，其测算方法包括行业集中度、赫芬达尔—赫希曼指数、区位商等。考虑到数据的可得性以及消除地区规模差异的便利性，本文拟运用区位商^①对产业集聚水平进行测度。同时，为了考察产业集聚水平与农业碳排放之间是否存在非线性关系，本文增设产业集聚水平的二次项(IA^2)作为解释变量。农业发展会对农业碳排放数量产生显著影响(李波

^①区位商的具体表达式为： $IA_{ab} = (P_{ab} / P_b) / (P_a / P)$ 。其中， IA_{ab} 表示 b 地区农业产业的区位商， P_{ab} 为 b 地区第一产业从业人员， P_b 表示 b 地区一二三产业从业人员总数， P_a 为全国第一产业从业人员， P 为全国一二三产业从业人员总数。

等，2011），故本文将农业发展水平也作为重要解释变量，以人均农业增加值作为指标。鉴于农业的特殊性，本文将基于第一产业从业人员计算人均农业增加值。农林牧渔业中不同产业部门的碳排放会存在差异，因此，本文也将农业产业结构作为解释变量。鉴于中国种植业和畜牧业在对农业碳排放贡献方面占有主导地位这一现实背景，本文以二者增加值之和占农业增加值的比重来表征农业产业结构。

其次，政府层面因素包括环境规制水平（*ER*）、农业公共投资（*API*）和农业财政支持（*AFS*）。加大环境整治力度显然有助于各地区抑制碳排放量增加，所以，本文以环境污染治理投资与地区生产总值之比作为环境规制水平的替代指标。农业公共投资对农业碳排放具有较小的抑制作用（张广胜和王珊珊，2014），但随着农业不断发展以及外部环境发生变化，其抑制作用是否继续存在仍需探讨。故本文也将农业公共投资作为解释变量，具体以各地农林牧渔业固定资产投资额来表示。用于农业的各项支出发生变化会对农业生产造成影响，进而影响其碳排放量的多寡。因此，本文也将农业财政支持作为解释变量，其计算方法为：农业财政支持=农业财政支出/财政总支出。

（二）数据来源与处理

测算农业碳排放所涉及各类能源消费数据均出自2006—2020年历年的《中国能源统计年鉴》，其他原始数据则源自2006—2020年历年的《中国农村统计年鉴》。其中，能源耗费数量、各类农用物资投入量以及水稻播种面积均以当年实际情况为准；而对于畜禽养殖量的核算却并非如此，需结合各自年末存栏量与饲养周期的不同计算其年均饲养量，具体可参照闵继胜和胡浩（2012）的做法。农业增加值数据出自2006—2020年历年的《中国统计年鉴》，且以2005年作为基期对历年数据进行不变价处理。农业财政支出、农林牧渔业固定资产投资额、环境污染治理投资、地区生产总值等数据主要出自2006—2020年历年的《中国财政年鉴》《中国固定资产投资统计年鉴》以及各省份的统计年鉴或统计公报。其中，环境规制水平涉及的个别缺失数据采用线性插补法、均值插补法等予以补齐。各个变量的描述性统计如表1所示。

表1 各个变量的描述性统计结果

变量名称	单位	均值	标准差	最小值	最大值
农业碳排放（ <i>AC</i> ）	亿吨	0.333	0.205	0.010	0.771
产业集聚水平（ <i>IA</i> ）		1.014	0.409	0.089	1.829
农业发展水平（ <i>AGDP</i> ）	万元/人	1.045	0.522	0.217	2.903
农业产业结构（ <i>AIC</i> ）		0.825	0.103	0.538	0.964
环境规制水平（ <i>ER</i> ）	%	1.337	0.664	0.290	4.240
农业公共投资（ <i>API</i> ）	亿元	425.600	510.499	1.100	2983.382
农业财政支持（ <i>AFS</i> ）		0.103	0.036	0.012	0.190

注：由于环境规制水平变量所对应的数值普遍偏小，本文统一取百分数进行统计。

四、中国农业碳排放现状特征分析

（一）农业碳排放时序特征分析

表 2 列示了 2005—2019 年中国农业碳排放的总量、结构及强度。由表 2 可知，2019 年中国农业碳排放总量为 94067.21 万吨，相比 2005 年减少了 6.85%，年均递减 0.51%。其中，农业能源利用、农用物资投入、水稻种植、畜禽养殖所导致的碳排放量分别为 13366.81 万吨、24815.51 万吨、24414.02 万吨和 31470.87 万吨，占比依次为 14.21%、26.38%、25.95%和 33.46%。2019 年，中国农业碳排放强度为 2.31 吨/万元，较 2005 年下降了 47.38%，从而提前完成了中国政府所承诺的 2020 年碳减排目标。从整体来看，2005—2019 年中国农业碳排放总量虽小幅下降但伴随着一定的年际波动，结合其演变特征可大致归为“波动下降—波动上升—持续下降”三个不同阶段。

2005—2008 年为第一阶段。虽然农业碳排放量 2006 年较 2005 年有所增长，但总体下降趋势较为明显，短短 3 年时间内即减少了 6.47%。大型牲畜养殖规模的缩减以及畜牧业产业结构的逐步优化是该阶段碳排放量大幅下降的关键动因。

2008—2015 年为第二阶段。农业碳排放量除 2013 年表现出一定回落外，其他年份均呈明显上升态势且于 2015 年达到最高值 103855.15 万吨，相比于 2008 年增加了 9.96%。农业能源利用、农用物资投入的持续增加是导致该阶段碳排放量增长的主要原因。

2015—2019 年为第三阶段。农业碳排放量持续下降并于 2019 年创下整个考察期内的最低值 94067.21 万吨，较 2015 年减少了 9.42%。该阶段碳减排成效的取得主要得益于国家战略的有力推动、能源与农用物资利用效率的不断提升以及大型牲畜保有量的大幅缩减。

农业碳排放强度在考察期间则一直处于下降态势，只是不同阶段的降幅存在差异。

表 2 2005—2019 年中国农业碳排放的总量、结构以及强度

年份	农业能源利用		农用物资投入		水稻种植		畜禽养殖		总量 (万吨)	强度 (吨/万元)
	碳排放量 (万吨)	比重 (%)	碳排放量 (万吨)	比重 (%)	碳排放量 (万吨)	比重 (%)	碳排放量 (万吨)	比重 (%)		
2005	12334.34	12.21	21623.63	21.41	23304.70	23.08	43727.39	43.30	100990.06	4.39
2006	12656.51	12.34	22450.83	21.89	23463.68	22.87	44011.90	42.90	102582.91	4.24
2007	12732.59	13.09	23371.71	24.02	23079.71	23.73	38094.69	39.16	97278.69	3.87
2008	11916.75	12.62	24023.80	25.43	23287.75	24.66	35222.86	37.29	94451.16	3.57
2009	12228.52	12.67	24772.28	25.66	23462.66	24.30	36070.31	37.37	96533.77	3.49
2010	12771.94	13.00	25553.43	26.02	23519.51	23.94	36383.47	37.04	98228.36	3.40
2011	13813.10	13.82	26303.45	26.31	23566.68	23.58	36270.06	36.29	99953.29	3.31
2012	14900.85	14.60	26947.47	26.40	23498.66	23.03	36715.65	35.97	102062.63	3.23
2013	14014.79	13.79	27385.37	26.94	23519.54	23.14	36715.61	36.13	101635.32	3.09
2014	14341.31	13.92	27838.25	27.01	23550.76	22.85	37332.14	36.22	103062.46	3.01
2015	14878.24	14.33	27922.62	26.89	23619.74	22.74	37434.54	36.04	103855.15	2.92

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

2016	15191.01	14.66	27718.91	26.74	23607.81	22.78	37133.45	35.82	103651.19	2.82
2017	15685.77	15.24	27014.43	26.24	24705.07	24.00	35536.24	34.52	102941.51	2.70
2018	13555.81	13.87	25944.43	26.55	24621.68	25.19	33612.07	34.39	97733.99	2.47
2019	13366.81	14.21	24815.51	26.38	24414.02	25.95	31470.87	33.46	94067.21	2.31
累计增幅 (%)	8.37		14.76		4.76		-28.03		-6.85	-47.38
平均增速 (%)	0.58		0.99		0.33		-2.32		-0.51	-4.48

注：中国农业碳排放总量是 30 个省份的汇总，不含西藏。

具体到不同类型的碳源，相比于基期，仅畜禽养殖碳排放量减少而余者皆有小幅增加。其中，农用物资投入碳排放的累计增幅最大，达到了 14.76%；农用物资投入碳排在考察期内经历了“持续上升—持续下降”的两阶段变化，并以 2016 年为转折点持续快速下降。农业能源利用碳排放累计增幅为 8.37%，居于其次，在考察期内主要表现出“持续上升—骤降”的循环演变轨迹，2008 年、2013 年和 2018 年 3 个年份的农业能源利用碳排放与上一年度相比大幅下降，而其他各年份的农业能源利用碳排放相比前一年均有不同程度的上升。水稻种植碳排放增幅为 4.76%，居于第三，在 2016 年及之前，除 2007 年、2008 年等个别年份之外，其排放量处于相对平稳态势，基本介于 23300 万~23600 万吨之间，而 2017 年较 2016 年增幅较大但随后处于逐年递减趋势。相较而言，畜禽养殖碳排在考察期内表现出明显的下降态势，累计降幅高达 28.03%，从演变轨迹来看主要经历了快速下降（2005—2008 年）、相对平稳（2008—2016 年）和持续下降（2016—2019 年）三个不同阶段。另外，从农业碳排放结构的变化情况来看，除畜禽养殖碳排放比重相比于基期减少近 10 个百分点外，农业能源利用、农用物资投入与水稻种植的碳排放比重均有不同程度的上升，相比于基期分别增加了 2.00 个、4.97 个和 2.87 个百分点。

（二）农业碳排放省际差异分析

中国各省份的农业碳排放总量和强度如表 3 所示。由表 3 可知，2019 年农业碳排放量居于前 10 位的省份依次为湖南、湖北、河南、江苏、安徽、四川、江西、山东、黑龙江和内蒙古，其农业碳排放总量均在 4000 万吨以上，农业碳排放量累计占到了全国农业碳排放总量的 57.28%。而北京、天津、上海、宁夏、海南、青海、山西、重庆、陕西和福建则依次排在倒数后 10 位，农业碳排放量累计仅占全国农业碳排放总量的 10.44%。其中，除福建、陕西、重庆三地之外，其他各省份农业碳排放总量均在 1500 万吨以内。与 2005 年相比，2019 年有 18 个省份的农业碳排放总量处于下降态势且以北京降幅为最大，高达 73.33%，山东、上海、河北、福建紧随其后，分列第二到第五位，各自降幅均在 25% 以上；其他 12 个省份仍处于增长态势且以黑龙江增幅为最大，达到了 36.50%，宁夏、新疆紧随其后，分列第二、第三位，二者增幅也都在 25% 以上。

表3 中国30个省(区、市)农业碳排放总量和强度

省份	2005年				2019年				变动率I (%)	变动率II (%)
	总量 (万吨)	排名	强度 (吨/万元)	排名	总量 (万吨)	排名	强度 (吨/万元)	排名		
北京	387.13	30	3.95	19	103.25	30	1.26	29	-73.33	-68.10
天津	405.95	29	3.61	24	311.00	29	1.93	19	-23.39	-46.54
河北	4633.47	9	3.08	27	3159.24	15	1.28	28	-31.82	-58.44
山西	1688.08	23	6.43	5	1471.52	24	3.43	8	-12.83	-46.66
内蒙古	3549.06	12	6.02	9	4235.20	10	3.99	3	19.33	-33.72
辽宁	2611.90	18	2.96	29	2520.25	16	1.69	23	-3.51	-42.91
吉林	2362.49	20	3.78	20	2246.36	18	2.06	18	-4.92	-45.50
黑龙江	3220.31	15	4.70	15	4395.81	9	3.02	13	36.50	-35.74
上海	499.59	27	6.22	8	318.96	28	6.04	2	-36.16	-2.89
江苏	5839.29	5	4.00	18	5516.74	4	2.46	15	-5.52	-38.50
浙江	2798.59	17	3.13	26	2099.94	20	1.70	22	-24.96	-45.69
安徽	5257.02	7	5.44	11	5403.43	5	3.09	12	2.78	-43.20
福建	2541.06	19	3.02	28	1852.70	21	1.29	27	-27.09	-57.28
江西	4836.25	8	6.65	3	5241.86	7	3.97	5	8.39	-40.30
山东	7242.03	1	3.69	23	4519.39	8	1.36	26	-37.59	-63.14
河南	7117.70	3	3.76	21	5531.09	3	1.62	25	-22.29	-56.91
湖北	5628.15	6	5.20	12	6147.35	2	3.09	11	9.23	-40.58
湖南	7196.89	2	5.65	10	7509.46	1	3.43	7	4.34	-39.29
广东	4620.89	10	3.24	25	3926.90	12	1.64	24	-15.02	-49.38
广西	4613.92	11	5.06	14	3819.18	14	2.15	17	-17.22	-57.51
海南	871.83	26	2.90	30	735.77	26	1.11	30	-15.61	-61.72
重庆	2017.00	21	4.35	16	1546.14	23	1.81	21	-23.34	-58.39
四川	6153.39	4	4.15	17	5383.67	6	2.19	16	-12.51	-47.23
贵州	3036.24	16	8.23	2	2420.13	17	3.11	10	-20.29	-62.21
云南	3420.64	13	5.11	13	3891.59	13	2.56	14	13.77	-49.90
陕西	1635.83	24	3.75	22	1652.75	22	1.86	20	1.03	-50.40
甘肃	1932.47	22	6.27	7	2197.00	19	3.34	9	13.69	-46.73
青海	1170.25	25	17.91	1	1230.17	25	9.72	1	5.12	-45.73
宁夏	474.31	28	6.58	4	602.54	27	3.98	4	27.04	-39.51
新疆	3228.31	14	6.33	6	4077.82	11	3.64	6	26.31	-42.50

注：①为了节省篇幅，表3仅列出各省份2005年和2019年的测算结果；②变动率I为2019年农业碳排放量与2005年相比的增减变化，变动率II为2019年农业碳排放强度与2005年相比的增减变化。

2019年各省份农业碳排放强度表现出了极大差异，总体而言，“西高东低”的特征明显。其中，青海农业碳排放强度居于首位，高达9.72吨/万元；而海南农业碳排放强度最低，仅为1.11吨/万元，

与青海相差近 8 倍。本文按农业碳排放强度的大小将全国 30 个省份划分为 4 个层次。第一层次为农业碳排放强度超过 6.0 吨/万元的地区，以青海、上海为代表。其中，青海位于青藏高原，占据绝对主导地位的畜牧业引发了大量温室气体排放，而相对落后的生产经营方式与恶劣的气候环境又导致了农业生产水平低下，农业碳排放强度由此处于较高水平；上海农业碳排放强度较高主要缘于其农业生产过于依赖农业能源利用与农资投入，且农作物种植以水稻为主，同时自身农业产业结构的劣势（经济作物种植偏少）使其未能展现出较高的经济效益，故而碳排放强度整体偏高。第二层次为农业碳排放强度介于 3.0~4.0 吨/万元的地区，包括山西、内蒙古、黑龙江、安徽、江西、湖北、湖南、贵州、甘肃、宁夏、新疆 11 个省份，从地域来看主要分布于中部、西部地区。第三层次为农业碳排放强度介于 1.5~3.0 吨/万元的地区，包括天津、辽宁、吉林、江苏、浙江、河南、广东、广西、重庆、四川、云南、陕西 12 个省份，虽东部、中部、西部地区均有涉及，但主要分布于东部沿海和西南地区。第四层次为农业碳排放强度低于 1.5 吨/万元的地区，包括北京、河北、福建、山东、海南 5 个省份，全部位于中国东部地区。与 2005 年相比，2019 年所有省份的农业碳排放强度都有所下降。其中，北京降幅最大，高达 68.10%；上海降幅最小，仅为 2.89%。

由于中国幅员辽阔，经纬度跨越较大，且地势由东至西呈现三级阶梯形态，30 个省份的农业资源禀赋与产业结构特征不尽相同，进而对各自的农业碳排放结构也产生了一定影响。据此，本文基于碳排放构成的差异将全国 30 个省份划分为 7 种类型（见表 4）。①水稻种植主导型，即指农业碳排放主要源于水稻种植（所占份额超过 45%）而农业能源利用、农用物资投入、畜禽养殖三方面的份额较低（均低于 30%），包含江苏、安徽、江西、湖北、湖南 5 省。上述省份水稻种植在粮食生产中占据绝对主导地位。②水稻种植弱势型，即指农业碳排放中水稻种植所占份额极低而其他三方面的份额较为均衡（均高于 20%，且低于 45%），包含北京、天津、山西、辽宁。上述省份均位于中国北部，农业以旱地生产为主，水稻种植规模较小。③畜禽养殖主导型，即指农业碳排放主要源于畜禽养殖（份额超过 45%）而其他三方面的份额较低（均低于 30%），包含内蒙古、四川、贵州、云南、甘肃、青海、宁夏、新疆。其中，内蒙古、四川、甘肃、青海、宁夏、新疆的畜牧业在各自省份的农业生产中占有重要地位；贵州、云南则缘于自身较为特殊的地理位置，为了适应横断山区与云贵高原相对恶劣的自然条件与环境，时至今日役畜仍在农业生产中扮演着重要角色，客观上导致了畜禽养殖碳排放份额较高。④畜禽养殖弱势型，即指农业碳排放中畜禽养殖所占份额较低而其他三方面的份额较为均衡（均高于 15%且低于 45%），包含上海、浙江。上海和浙江的农业产业结构以种植业为主，且生产较依赖于能源与农用物资的高投入，而畜牧业发展较为一般。⑤能源利用弱势型，即指农业碳排放中能源利用所占份额较低而其他三方面的份额较为均衡（均高于 25%且低于 45%），包含广西、重庆二地。广西和重庆均位于中国西南地区，辖区内山地较多，在一定程度上抑制了农业机械的广泛运用。⑥物资投入—畜禽养殖主导型，即指农业碳排放主要源于农用物资投入和畜禽养殖（份额均高于 30%）而其他两方面的份额较低（均低于 15%），包含河北、吉林、山东、河南、陕西 5 省。上述省份种植业和畜牧业发展较为均衡，以种植小麦、玉米等旱地粮食作物为主，同时畜禽养殖也较为发达。⑦均衡型，即指农业碳排放来源较为平均（四个方面的份额均高于 15%且低于 40%），包含黑龙江、福建、广东、

海南 4 省。上述省份农业内部各产业的发展较为均衡，水稻种植占有相当地位，畜禽养殖也具有一定规模。

表 4 中国 30 个省（区、市）农业碳排放类型 单位：万吨、%

类型	省份	农业能源利用		农用物资投入		水稻种植		畜禽养殖	
		数量	比重	数量	比重	数量	比重	数量	比重
水稻种植主导型	江苏	807.18	14.63	1278.59	23.18	2924.23	53.01	506.74	9.18
	安徽	378.58	7.01	1335.32	24.71	2968.17	54.93	721.36	13.35
	江西	253.74	4.84	591.86	11.29	3511.07	66.98	885.20	16.89
	湖北	765.50	12.45	1186.67	19.30	3100.50	50.44	1094.69	17.81
	湖南	1148.37	15.29	1102.11	14.68	3644.32	48.53	1614.66	21.50
水稻种植弱势型	北京	34.30	33.22	39.07	37.84	0.03	0.03	29.85	28.91
	天津	130.59	41.99	72.50	23.31	12.90	4.15	95.01	30.55
	山西	448.80	30.50	494.00	33.57	0.41	0.03	528.31	35.90
	辽宁	559.95	22.22	767.40	30.45	117.14	4.65	1075.75	42.68
畜禽养殖主导型	内蒙古	540.04	12.75	945.45	22.32	35.88	0.85	2713.83	64.08
	四川	423.90	7.88	1049.46	19.49	1202.88	22.34	2707.44	50.29
	贵州	510.12	21.08	373.68	15.44	366.42	15.14	1169.92	48.34
	云南	520.67	13.38	987.72	25.38	148.00	3.80	2235.20	57.44
	甘肃	228.52	10.40	630.72	28.71	0.61	0.03	1337.15	60.86
	青海	33.95	2.76	37.67	3.06	0.00	0.00	1158.56	94.18
	宁夏	45.80	7.60	159.79	26.52	10.46	1.74	386.49	64.14
	新疆	658.32	16.14	1387.01	34.01	14.94	0.37	2017.55	49.48
畜禽养殖弱势型	上海	89.99	28.21	54.74	17.16	139.66	43.79	34.57	10.84
	浙江	736.38	35.07	434.62	20.70	741.17	35.29	187.78	8.94
能源利用弱势型	广西	239.60	6.27	1041.18	27.26	1393.80	36.50	1144.59	29.97
	重庆	216.22	13.99	409.92	26.51	421.39	27.25	498.60	32.25
物资投入—畜禽养殖主导型	河北	375.61	11.89	1276.07	40.39	29.97	0.95	1477.59	46.77
	吉林	300.19	13.36	934.71	41.61	117.03	5.21	894.44	39.82
	山东	632.47	13.99	2023.17	44.77	60.69	1.34	1803.06	39.90
	河南	710.33	12.84	2669.70	48.27	275.16	4.97	1875.90	33.92
	陕西	226.44	13.70	772.18	46.72	32.93	1.99	621.20	37.59
均衡型	黑龙江	1316.11	29.94	985.99	22.43	792.07	18.02	1301.64	29.61
	福建	314.56	16.98	542.47	29.28	620.23	33.48	375.44	20.26
	广东	592.18	15.08	983.05	25.03	1551.17	39.50	800.50	20.39
	海南	128.40	17.45	248.71	33.80	180.81	24.58	177.85	24.17

五、中国农业碳排放的动态演进

(一) 核密度分析结果

本文除了对全国总体情况进行考察外，还将对粮食主产区、主销区以及产销平衡区^①的农业碳排放情况分别展开探讨。全国及分区的农业碳排放动态演进的核密度分析结果如图 2 所示。

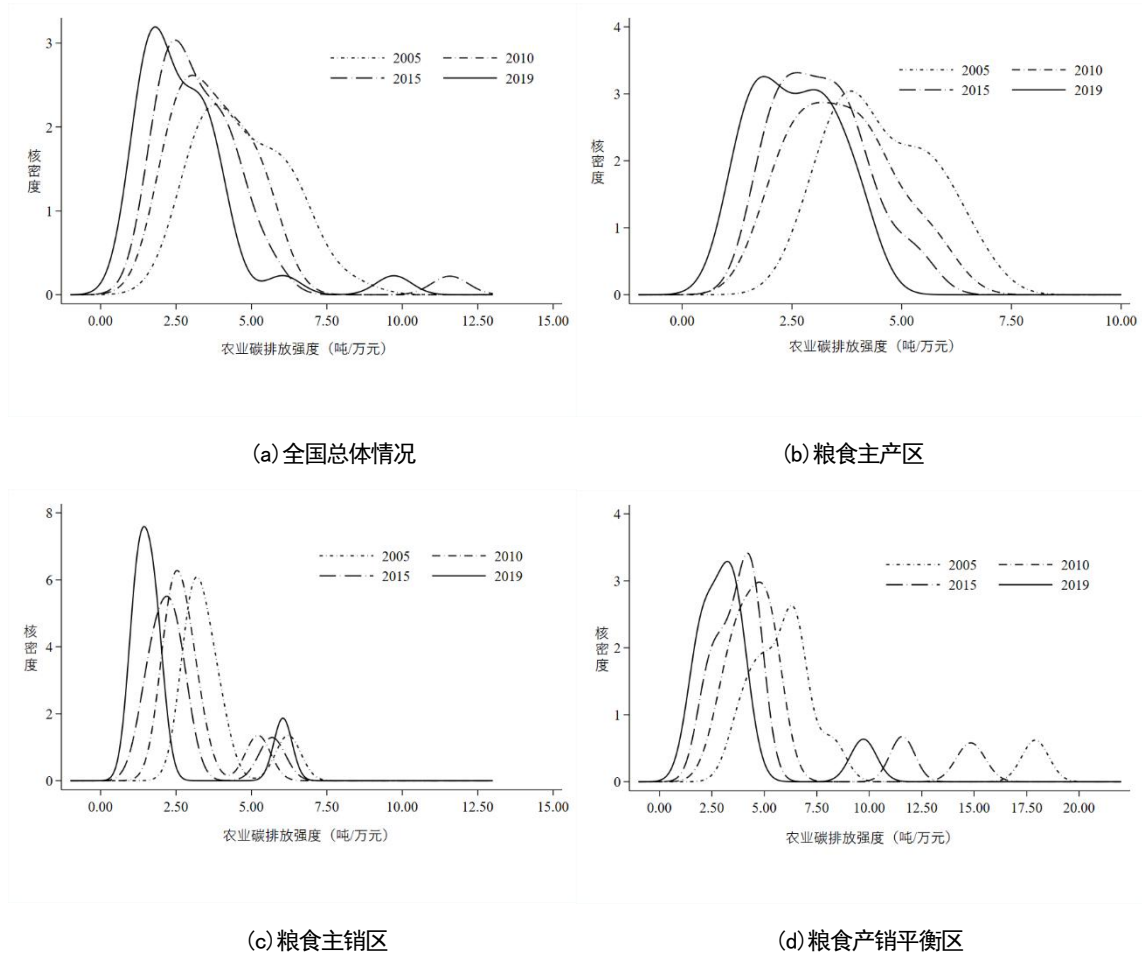


图 2 全国及粮食主产区、主销区、产销平衡区的农业碳排放的核密度分析结果

(二) 全国农业碳排放的动态演进

图 2 (a) 整体上描绘了全国农业碳排放强度在考察期内的总体演变情况。综合来看，密度函数中心自右向左偏移，2019 年峰值明显高于基期，并由单峰逐步演变为“一主二小”的三峰格局，变化区

^①本文参考马林静等（2015）的做法，按照国家统一划分标准将全国 30 个省份划分为粮食主产区、主销区和平衡区。其中，粮食主产区包括河北、内蒙古、辽宁、吉林、黑龙江、江苏、安徽、江西、山东、河南、湖北、湖南、四川 13 个省份；粮食主销区包括北京、天津、上海、浙江、福建、广东、海南 7 个省份；粮食产销平衡区包括山西、广西、重庆、贵州、云南、陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆 10 个省份。

间有所扩大。首先，与2005年相比，2010年的曲线形态变化不大，但密度函数中心向左移动且峰值较高，变化区间明显缩小。由此表明，该阶段中国农业碳排放强度有所降低且省际差距大幅缩小。其次，与2010年相比，2015年的密度函数中心继续左移，波峰由单峰演变为“一主一次”的双峰格局，变化区间明显扩大。由此揭示，该阶段农业碳排放强度继续下降，但省际差距却呈扩大态势。再次，与2015年相比，2019年的密度函数中心小幅左移，峰值略有提高，并由“一主一次”的双峰格局演变为“一主二小”的三峰格局，变化区间略有缩小。可见，该阶段农业碳排放强度继续下降，而且省际差距有所缩小。最后，与2005年相比，2019年的密度函数中心大幅左移，主峰峰值明显增大，变化区间有所扩大，并出现三峰格局。这表明，在考察期内中国农业碳排放强度明显降低，但省际差距有所拉大。可能的解释是，功能属性定位的不同使得各省份农业发展战略与模式选择存在差异，进而影响到各省份产业结构调整与农业现代化推进步伐，从而客观上加剧了碳排放强度的省际差距。

（三）粮食主产区农业碳排放的动态演进

图2（b）整体上描绘了粮食主产区农业碳排放的动态演进趋势。总体来看，密度函数中心向左移动，峰值经历了一定起伏但最终变化不大，变化区间缩小。首先，与2005年相比，2010年的密度函数中心明显左移，峰值略有降低，变化区间甚至有所扩大。由此表明，该阶段粮食主产区的农业碳排放强度呈现整体下降态势，但省际差距并未缩小反而有所拉大。其次，与2010年相比，2015年的密度函数中心进一步左移，波峰更为陡峭且峰值明显增大，变化区间略有缩小。由此揭示，该阶段粮食主产区的农业碳排放强度继续下降且省际差距有所缩小。再次，与2015年相比，2019年的密度函数中心持续左移，波峰基本维持原有水平但双峰格局显现，变化区间略有缩小。这说明，该阶段粮食主产区的农业碳排放强度呈现持续下降趋势，而省际差距在略微缩小的同时逐步衍生出两极分化态势。最后，与2005年相比，2019年的密度函数中心整体左移幅度较大，峰值略有提升，变化区间大幅缩小，并呈现出双峰特征。这表明，在考察期内粮食主产区的农业碳排放强度明显降低，而且省际差距同步缩小。可能的解释是：粮食主产区肩负着保障中国粮食安全的重任，总体遵循“以粮食生产为核心，农牧业协同发展”的战略方针，且从区域分布来看集中于中国东部、中部地区。上述特点决定了粮食主产区各省份无论是自身发展模式，还是涉农政策支持力度，抑或是当地经济发展对农业的外在支撑，均逐步趋向于同一水准，从而客观上促进了粮食主产区农业碳排放强度省际差距的缩小。

（四）粮食主销区农业碳排放的动态演进

图2（c）整体上描绘了粮食主销区农业碳排放的动态演进趋势。总体上看，密度函数中心向左移动，峰值经历了一定起伏但最终高于基期，并一直延续双峰特征，变化区间明显扩大。首先，与2005年相比，2010年的密度函数中心明显左移，主次峰值及变化区间均无太大变化。由此揭示，该阶段中国粮食主销区农业碳排放强度明显降低，但省际差距却无明显改善。其次，与2010年相比，虽然2015年的密度函数中心持续左移，但整体幅度较小，两峰之中主峰峰值明显下降而次峰几无变化，变化区间有所扩大。这表明，该阶段粮食主销区的农业碳排放强度略微降低而省际差距有所扩大。再次，与2015年相比，2019年的密度函数中心大幅左移，主次峰值均提升明显，变化区间有所扩大。可见，该阶段粮食主销区的农业碳排放强度下降明显，但省际差距进一步拉大。最后，与2005年相比，2019

年的密度函数中心整体左移幅度较大，峰值提升，变化区间明显扩大，并持续保有双峰特征。这表明，在考察期内粮食主销区农业碳排放强度明显降低，但省际差距呈现扩大趋势。其关键原因在于：天津、上海二市农业碳排放强度降幅较小，逐步扩大了与粮食主销区其他省份的差距，且二者农业体量较小，较为依赖能源与农资投入，产业特色不够突出，未能显现出“低碳—高效益”特征。

（五）粮食产销平衡区农业碳排放的动态演进

图 2（d）整体上描绘了粮食产销平衡区农业碳排放的动态演进趋势。总体上看，密度函数中心持续向左移动，峰值经历一定起伏但最终相比于基期提升明显，一直延续双峰特征，但变化区间大幅缩小。就演变轨迹来看，首先，与 2005 年相比，2010 年的密度函数中心明显左移，主峰峰值明显提升而次峰峰值略有下降，整体变化区间明显缩小。由此揭示，该阶段粮食产销平衡区的农业碳排放强度明显降低，且省际差距大幅缩小。其次，与 2010 年相比，2015 年的密度函数中心小幅左移，主峰峰值大幅提升而次峰峰值略微提升，变化区间继续缩小，表明该阶段粮食产销平衡区的农业碳排放强度依旧保持下降态势，且省际差距进一步缩小。再次，与 2015 年相比，2019 年的密度函数中心继续左移，主次峰峰值均略有下降，变化区间缩小。由此揭示，该阶段粮食产销平衡区的农业碳排放强度持续下降，同时省际差距继续缩小。最后，与 2005 年相比，2019 年的密度函数中心整体左移幅度较大，峰值明显提升，虽一直维持双峰，但变化区间大幅缩小。这表明，在考察期内粮食产销平衡区的农业碳排放强度明显降低，且省际差距大幅缩小。可能的解释是：粮食产销平衡区的绝大多数省份位于中国西部地区，各省份农业资源禀赋较为接近，产业构成中畜牧业占有相当比重；同时，得益于国家西部大开发战略的实施，各省份经济发展水平也逐步接近。这些因素促使粮食产销平衡区内各省份的农业发展水平逐步趋于一致，相应地，碳排放差距也随之缩小。

六、农业碳排放的影响因素及其空间溢出效应

（一）全局空间自相关检验

在进行农业碳排放影响因素分析之前，本文对农业碳排放及各影响因素进行全局空间自相关检验，结果如表 5 所示。从中不难窥见，农业碳排放的莫兰指数在各个年份均通过了显著性检验，其集聚程度虽存在个别年份出现波动，但总体处于明显上升趋势。由此揭示，考察期内中国农业碳排放遵循高值省份与一个或多个高值省份相邻，而低值省份与其他低值省份相邻的整体态势。在农业碳排放的影响因素中，各年份产业集聚水平的莫兰指数同样都通过了显著性检验，并介于 0.37~0.41 之间波动，表明产业集聚水平空间关联效应极强且较为稳定；多数年份余下各影响因素的莫兰指数也通过了显著性检验，并呈现出差异化的空间自相关效应。

表 5 2005—2019 年农业碳排放及各影响因素的莫兰指数值

年份	<i>AC</i>	<i>AIA</i>	<i>AGDP</i>	<i>AIC</i>	<i>ER</i>	<i>API</i>	<i>AFS</i>
2005	0.153**	0.396***	0.307***	0.372***	0.102*	0.080	0.076
2006	0.147**	0.380***	0.310***	0.392***	0.084*	0.094*	0.065
2007	0.147**	0.393***	0.306***	0.392***	0.108**	0.113*	0.188***

2008	0.158**	0.399***	0.296***	0.384***	0.072	0.115**	0.163**
2009	0.161**	0.393***	0.292***	0.373***	0.105*	0.100*	0.200***
2010	0.158**	0.401***	0.300***	0.360***	-0.027	0.134**	0.177**
2011	0.147**	0.389***	0.305***	0.350***	0.062	0.136**	0.131**
2012	0.143**	0.392***	0.290***	0.340***	0.037	0.158**	0.229***
2013	0.138**	0.403***	0.254***	0.316***	0.125**	0.187***	0.202***
2014	0.132**	0.406***	0.279***	0.322***	0.162**	0.202***	0.182***
2015	0.129**	0.404***	0.230***	0.313***	0.096*	0.212***	0.182***
2016	0.129**	0.401***	0.190***	0.315***	0.066	0.182***	0.261***
2017	0.156**	0.400***	0.184***	0.324***	0.060	0.082	0.259***
2018	0.183***	0.380***	0.161**	0.324***	0.049	0.090*	0.295***
2019	0.190***	0.370***	0.131**	0.318***	0.048	0.108*	0.317***

注：***、**、*分别表示 1%、5%和 10%的显著性水平。

(二) 各因素对农业碳排放影响的结果分析

由前文分析可知，农业碳排放、产业集聚水平以及其他变量均存在空间自相关特征，那么，它们之间是否存在某些关联？本文接下来通过空间计量模型展开相关验证。综合 LM (error) 检验、LM (lag) 检验、LR (sdm sar) 检验、LR (sdm sem) 检验与 Hausman 检验的结果^①可知，固定效应下的空间杜宾模型相对来说适用于本文研究。首先，本文基于地理距离空间权重矩阵使用固定效应空间杜宾模型进行回归，即将地理距离空间权重矩阵代入 (5) 式模型进行回归。其次，本文分别选取邻接空间权重矩阵和反距离空间权重矩阵重复上述回归，进行稳健性检验。回归结果如表 6 所示。

表 6 各变量对农业碳排放影响的空间杜宾模型回归结果

	回归I		回归II		回归III	
	系数	z 统计值	系数	z 统计值	系数	z 统计值
<i>IA</i>	1.071***	13.453	0.935***	12.342	1.004***	15.826
<i>IA</i> ²	-0.467***	-14.071	-0.441***	-12.677	-0.431***	-15.256
<i>AGDP</i>	-0.106***	-5.095	-0.186***	-7.719	-0.111***	-5.589
<i>AIC</i>	0.479***	4.736	-0.343***	-3.621	0.504***	5.379
<i>ER</i>	-0.067***	-6.252	-0.054***	-4.291	-0.056***	-5.462
<i>API</i>	0.000***	4.005	0.000***	6.215	0.000***	3.693
<i>AFS</i>	-0.358	-1.129	-1.212***	-3.197	-1.008***	-3.378

^①LM (error) 检验结果 ($\chi^2=358.37, P=0.000$) 显著拒绝了 OLS 回归模型优于空间误差模型的原假设，LM (lag) 检验结果 ($\chi^2=124.53, P=0.000$) 揭示空间滞后模型效果更优。LR (sdm sar) 与 LR (sdm sem) 的检验结果 (分别为: $\chi^2=18.72, P=0.009$; $\chi^2=17.64, P=0.014$) 均通过了显著性检验，表明空间杜宾模型优于空间滞后模型与空间误差模型，由此验证空间杜宾模型更适用于本文。与此同时，Hausman 检验结果 ($\chi^2=179.25, P=0.000$) 也显著，因此，本文在空间杜宾模型中加入固定效应。

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

$W \times LA$	0.770***	3.145	2.869***	4.301	0.992	1.428
$W \times LA^2$	-0.491***	-4.511	-1.733***	-5.532	-0.791**	-2.456
$W \times AGDP$	-0.177***	-2.969	-0.876***	-8.235	-0.628***	-4.421
$W \times AIC$	-2.286**	-9.906	-0.012	-0.028	-5.726***	-11.171
$W \times ER$	-0.041	-1.138	-0.142***	-2.817	-0.187**	-2.093
$W \times API$	-0.000***	-3.629	-0.000***	-2.905	-0.000**	-2.265
$W \times AFS$	-5.259***	-5.795	-7.115***	-5.005	-12.143***	-5.581
ρ	-0.263**	-2.750	-0.554***	-3.982	-1.266***	-5.389
R ²	0.236		0.096		0.179	

注：①回归I、回归II、回归III分别对应基于地理距离空间权重矩阵、邻接空间权重矩阵和反距离空间权重矩阵使用固定效应空间杜宾模型的回归结果；②***、**分别表示1%和5%的显著性水平。

由回归I可知，在市场层面因素中，产业集聚水平不仅在1%的水平上通过显著性检验，且一次项系数为正、二次项系数为负。这表明，产业集聚水平与农业碳排放间存在倒U型关系，即随着农业产业集聚水平的不断提升，农业碳排放经历了一个先增后减的变化过程。产业集聚初期虽然一定程度上实现了农业基础设施共享、劳动力互助，但受制于整体基础设施建设不足、农业技术推广力度不够、农业资源配置不优、管理经验欠缺等一系列现实，农业生产者只能通过能源与农用物资的过量使用来换取更高的农业产出，由此加剧了农业温室气体排放。而后，随着农业发展水平的不断提升以及农业公共投资和财政支持力度的持续加大，农业基础设施趋于完善，农业产业结构愈发合理，管理模式不断创新，加之产业集聚自身正外部效应逐步凸现，促使农业科技水平不断提高、农业能源与农用物资利用效率显著提升，从而农业碳排放量减少。与此同时，农业发展水平与农业产业结构均通过了显著性检验，但二者作用方向相反。其中，农业发展水平表现为负向影响，即农业发展水平的提升可以有效抑制农业碳排放量的增长。可能的解释是，农业的不断发展有助于优良农作物品种和畜禽品种的培育、各类节能减排技术的广泛应用以及农业生产管理水平的提升，进而有效促进农业碳减排。农业产业结构则呈现正向影响，即种植业与畜牧业增加值之和占农业增加值的比重越大，农业碳排放量越大。究其原因，种植业、畜牧业相比于林业、渔业更为依赖农用物资投入，同时，种植业和畜牧业的特殊属性导致了更为大量的温室气体排放。

在政府层面因素中，环境规制水平对农业碳排放的作用方向为负，即在其他条件不变的前提下，环境规制水平越高，农业碳排放量越少。可见，环境整治力度的加强显然会对农业碳排放形成抑制作用。农业公共投资则不然，表现出了显著的正向影响，即农业公共投资额越大，农业碳排放量越高。可能的解释是，当前农业生产性公共投资效率偏低，影响了农业机械以及灌溉设备的更新换代，而机械设备的陈旧在一定程度上加剧了能源消耗，客观上导致了农业碳排放增加。

进一步地，通过比较3个回归结果可知，各个变量的作用方向与显著性特征在大多数情况下表现一致。可见，回归I的估计结果在整体上具有较强的稳健性。

（三）各因素对农业碳排放的空间溢出效应

为了更为准确地呈现各因素对农业碳排放的作用机理与实际影响程度，本文参照 Lesage and Pace

(2009)的做法,利用偏微分法对表6回归I的估计结果进行无偏处理,进而将其分解为直接效应、间接效应与总效应。其中,直接效应由两部分构成:一是各因素对本地农业碳排放的影响;二是本地农业碳排放受到的反馈效应^①。间接效应即为空间溢出效应,特指邻近地区各因素对本地农业碳排放的作用方向及影响程度。据此,本文剖析各因素对农业碳排放的直接效应(本地效应)与间接效应(空间溢出效应),结果如表7所示。

表7 各因素对农业碳排放的直接效应与间接效应

变量	直接效应		间接效应		总效应	
	系数	t 值	系数	t 值	系数	t 值
<i>IA</i>	1.055***	12.281	0.406*	1.904	1.461***	8.439
<i>IA</i> ²	-0.455***	-12.991	-0.304***	-3.241	-0.759***	-9.230
<i>AGDP</i>	-0.101***	-4.912	-0.123***	-2.490	-0.224***	-4.512
<i>AIC</i>	0.576***	5.221	-2.006***	-10.799	-1.430***	-10.410
<i>ER</i>	-0.065***	-6.199	-0.019	-0.629	-0.084***	-2.912
<i>API</i>	0.000***	4.449	-0.000***	-3.958	-0.000**	-2.331
<i>AFS</i>	-0.158	-0.493	-4.339***	-5.411	-4.497***	-5.888

注:***、**、*分别表示1%、5%和10%的显著性水平。

结合表7可知,在市场层面的因素中,产业集聚水平一次项、二次项的直接效应值分别为1.055和-0.455,且均在1%水平下通过了显著性检验。其中,一次项的直接效应值较无偏处理前的1.071(见表6)降低了0.016,表明本地产业集聚水平在对邻近地区产生影响后,由于存在反馈效应自身还可实现一定的农业碳减排;二次项的直接效应值较无偏处理前的-0.467增加了0.012,表明该反馈效应在过拐点后会致本地农业碳排放增加,但整体作用较弱。产业集聚水平一次项、二次项的间接效应值分别为0.406和-0.304,且分别在10%和1%水平下通过了显著性检验。由此揭示,产业集聚水平对农业碳排放具有显著的空间溢出效应,且二者间表现出倒U型关系。具体而言,初期邻近地区产业集聚水平提升会促使本地农业碳排放量增加,随着时间的推移拐点会出现,进而对本地农业碳排放形成抑制作用。农业发展水平与农业产业结构对农业碳排放既存在直接效应,也存在空间溢出效应,其反馈效应分别为0.005和0.097。

在政府层面的因素中,农业财政支持直接效应不甚明显,但空间溢出效应突出且系数为负,表明邻近地区加大农业财政支持力度能够显著降低本地农业碳排放量;环境规制水平的情形相反,它存在一定的直接效应却无明显的空间溢出效应,同时表现出一定的反馈效应(0.002);农业公共投资则二类效应兼具,并表现出负向的空间溢出效应,同时也存在反馈效应,但作用极弱(趋近于0)。

总体而言,上述影响因素在大多数情况下对农业碳排放均具有较强的空间溢出效应且以抑制作用为主。可能的原因是:产业集聚所诱发的外部规模经济效应可以有力地带动邻近地区的学习与效仿,进而促使邻近地区产业集聚的不断形成;而后续伴随着集聚程度的逐步提升,农业发展水平显著提高,

^①反馈效应是指本地各因素对邻近地区产生影响之后又反作用于本地农业碳排放,又被称为“区域内溢出效应”。

农业产业结构积极调整，农业公共投资持续增加，农业财政支持力度不断加大，由此带来农业科技水平的快速提高与生产管理模式的全面创新，邻近地区通过有效学习与充分吸收，逐步产生技术溢出与经验溢出。在初期，一旦邻近地区农业产业发展与本地形成直接竞争，邻近地区会通过能源以及化肥、农药等农用物资的高投入来达到产量提升的目的，由此导致农业碳排放量不断上升。不过，当各方竞争加剧并达到一定程度时，环境政策约束与市场潜在风险会同步而至，此时邻近地区就会趋向于与本地开展农业产业合作。而随着时间的推移，合作程度不断加深，农业科技水平全面提升，产业结构日趋合理，管理模式持续优化。这一系列良好机制的逐步形成有力地促使了省域间的产业转移，并由此产生负向反馈效应，进而确保无论是本地还是邻近地区的农业碳排放均得到有效缓解乃至大幅减少。

七、结论与启示

本文在对中国农业碳排放进行再测算的基础上，分析中国农业碳排放的现状特征，并围绕其动态演进趋势及空间溢出效应展开探讨，得出以下主要研究结论：

第一，中国农业碳排放总量处于波动下降态势且碳排放强度持续降低。2019年中国农业碳排放总量为94067.21万吨，相比2005年减少了6.85%。结合其演变特征，可将中国农业碳排放演进过程大致归为“波动下降”“波动上升”和“持续下降”三个不同阶段。中国农业碳排放强度处于持续下降态势，并提前完成了政府承诺的2020年碳减排目标。至于各类碳源所引发的碳排放，相比于基期仅畜禽养殖碳排放减少，而农业能源利用、农用物资投入与水稻种植碳排放皆有小幅增加。

第二，农业碳排放总量、强度以及结构的省际差异明显。以2019年为例，农业碳排放总量以湖南居首，北京最末；相比于2005年，有18个省份处于下降态势且以北京降幅最大，其他省份处于增长态势且以黑龙江增幅最大。农业碳排放强度总体呈现“西高东低”的特征，其中，青海最高，海南最低。进一步地，本文结合各省份农业碳排放的构成特征将全国30个省份划分为7种类型，即水稻种植主导型、水稻种植弱势型、畜禽养殖主导型、畜禽养殖弱势型、能源利用弱势型、物资投入—畜禽养殖主导型和均衡型。

第三，全国以及粮食主产区、主销区和产销平衡区农业碳排放的动态演进特征表现出了一定区别。具体而言，考察期内中国农业碳排放强度整体下降趋势明显但省际差距有所扩大，其原因可能归结于各省份农业产业结构调整与农业现代化推进步伐的非一致性。从三类地区来看，粮食主产区和产销平衡区内部农业碳排放强度的省际差距均明显缩小，且最终都处于两极分化态势；而粮食主销区内部虽然也呈现两极分化格局，但省际差距明显拉大。

第四，农业碳排放受市场和政府两个层面因素的共同影响。在市场层面的因素中，产业集聚水平与农业碳排放之间呈现倒U型关系，且产业集聚水平具有显著的空间溢出效应；农业发展水平显著抑制了农业碳排放增加，而农业产业结构却起到了相反作用，但二者均具有负向的空间溢出效应。在政府层面的因素中，环境规制水平的提升有助于农业碳减排，农业公共投资则反之；同时，农业财政支持与农业公共投资都表现出了负向的空间溢出效应。

基于以上发现，本文得到如下政策启示：一是加快推进农业产业集聚步伐，积极调整优化农业产

业结构。在充分发挥市场机制作用的前提下，政府辅以必要的政策支持，积极引导粮食生产、经济作物种植、畜禽养殖等各类产业趋向集聚；在这个过程中，予以粮食主产区更多支持，并在保障中国粮食安全以及肉蛋奶等充分供给的基础上，鼓励农业生产者广泛采用低碳生产方式。二是加大农业农村环境整治力度，着力提高公共投资效率。财政部门一方面需增加对农业农村环境整治的资金支持，另一方面不可因其对本地农业碳减排的作用有限而减少农业公共投资，实践中可通过监管力度的加强切实提高投资效率，进而削弱其不利影响。三是积极倡导合作共赢理念，充分引导省际减排互动。不断完善省份间的合作共赢机制，以便让各地区都能充分发挥自身农业资源禀赋优势，进而促使规模效应的形成以避免“要素拥挤”；同时积极创造有利条件，让自身经验得到充分彰显，以此带动邻近省份农业碳减排。

参考文献

1. 陈建军、胡晨光，2008：《产业集聚的集聚效应——以长江三角洲次区域为例的理论和实证分析》，《管理世界》第6期，第68-83页。
2. 戴小文、漆雁斌、唐宏，2015：《1990-2010年中国农业隐含碳排放及其驱动因素研究》，《资源科学》第8期，第1668-1676页。
3. 邓远建、杨旭、陈光炬、汪凯达，2020：《中国生态福利绩效水平的空间非均衡及动态演进》，《中国地质大学学报（社会科学版）》第4期，第115-127页。
4. 董红敏、李玉娥、陶秀萍、彭小培、李娜、朱志平，2008：《中国农业源温室气体排放与减排技术对策》，《农业工程学报》第10期，第269-273页。
5. 董明涛，2016：《我国农业碳排放与产业结构的关联研究》，《干旱区资源与环境》第10期，第7-12页。
6. 高鸣、宋洪远，2015：《中国农业碳排放绩效的空间收敛与分异——基于 Malmquist-luenberger 指数与空间计量的实证分析》，《经济地理》第4期，第142-148页。
7. 黄祖辉、米松华，2011：《农业碳足迹研究——以浙江省为例》，《农业经济问题》第11期，第40-47页、第111页。
8. 蒋金荷，2015：《中国城镇住宅碳排放强度分析和用能政策反思》，《数量经济技术经济研究》第6期，第90-104页。
9. 李波、张俊飏、李海鹏，2011：《中国农业碳排放时空特征及影响因素分解》，《中国人口·资源与环境》第8期，第80-86页。
10. 李国志、李宗植，2010：《中国农业能源消费碳排放因素分解实证研究——基于 LMDI 模型》，《农业技术经济》第10期，第66-71页。
11. 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。
12. 林伯强、蒋竺均，2009：《中国二氧化碳的环境库兹涅茨曲线预测及影响因素分析》，《管理世界》第4期，第27-36页。
13. 刘伟、李虹，2014：《中国煤炭补贴改革与二氧化碳减排效应研究》，《经济研究》第8期，第146-157页。
14. 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。

- 15.马林静、王雅鹏、吴娟, 2015: 《中国粮食生产技术效率的空间非均衡与收敛性分析》, 《农业技术经济》第4期, 第4-12页。
- 16.闵继胜、胡浩, 2012: 《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》第7期, 第21-27页。
- 17.邵桂兰、孔海崢、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。
- 18.田成诗、陈雨, 2021: 《中国省际农业碳排放测算及低碳化水平评价——基于衍生指标与TOPSIS法的运用》, 《自然资源学报》第2期, 第395-410页。
- 19.田云、陈池波, 2019: 《中国碳减排成效评估、后进地区识别与路径优化》, 《经济管理》第6期, 第22-37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, 2021: 《产业集聚对中国农业净碳效应的影响研究》, 《华中农业大学学报(社会科学版)》第3期, 第107-111页、第188页。
- 22.田云、张银岭, 2019: 《中国农业碳排放减排成效评估、目标重构与路径优化研究》, 《干旱区资源与环境》第12期, 第1-7页。
- 23.吴昊玥、何艳秋、陈柔, 2017: 《中国农业碳排放绩效评价及随机性收敛研究》, 《中国生态农业学报》第9期, 第1381-1391页。
- 24.吴贤荣、张俊飏、田云、薛龙飞, 2015: 《基于公平与效率双重视角的中国农业碳减排潜力分析》, 《自然资源学报》第7期, 第1172-1182页。
- 25.颜廷武、田云、张俊飏、汪洋, 2014: 《中国农业碳排放拐点变动及时空分异研究》, 《中国人口·资源与环境》第11期, 第1-8页。
- 26.衣育红、王绍武, 1992: 《80年代全球气候突然变暖》, 《科学通报》第6期, 第528-531页。
- 27.尹成杰, 2006: 《新阶段农业产业集群发展及其思考》, 《农业经济问题》第3期, 第4-7页、第79页。
- 28.袁华锡、刘耀彬、胡森林、封亦代, 2019: 《产业集聚加剧了环境污染吗? ——基于外商直接投资视角》, 《长江流域资源与环境》第4期, 第794-804页。
- 29.张广胜、王珊珊, 2014: 《中国农业碳排放的结构、效率及其决定机制》, 《农业经济问题》第7期, 第18-26页。
- 30.Ali, B., A. Ullah, and D. Klan, 2021, "Does the Prevailing Indian Agricultural Ecosystem Cause Carbon Dioxide Emission? A Consent towards Risk Reduction", *Environmental Science and Pollution Research*, 28(4): 4691-4703.
- 31.Johnson, J. M. F., A. J. Franzluebbers, and S. L. Weyers, 2007, "Agricultural Opportunities to Mitigate Greenhouse Gas Emissions", *Environmental Pollution*, 150(1): 107-124.
- 32.Lesage, J. P., and R. K. Pace, 2009, *Introduction to Spatial Econometrics*, Boca Raton: Chapman and Hall/CRC Press, 155-165.
- 33.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 and Environment*, 91(1-3): 217-232.
- 34.Wu, X. R., J. B. Zhang, and L. Z. You, 2018, "Marginal Abatement Cost of Agricultural Carbon Emissions in China:

1993-2015”, *China Agricultural Economic Review*, 10(4): 558-571.

(作者单位：中南财经政法大学工商管理学院)

(责任编辑：黄 易)

Re-evaluation of China’s Agricultural Carbon Emissions: Basic Status, Dynamic Evolution and Spatial Spillover Effects

TIAN Yun YIN Minhao

Abstract: Based on a re-measurement of China’s agricultural carbon emissions, this article analyzes the current situation and characteristics of China’s agricultural carbon emissions, and discusses its dynamic evolution trend and spatial spillover effect. The results show that, first of all, from 2005 to 2019, China’s total agricultural carbon emissions were in a downward trend, but there were fluctuations between years. Among all kinds of carbon sources, only livestock and poultry breeding carbon emissions decreased, while the rest increased slightly. The intensity of agricultural carbon emissions continued to decline. Second, in 2019, the provincial differences of agricultural carbon emissions were large, Hunan being listed the first one and Beijing the last one. Compared with 2005, emissions in 18 provinces reduced. The agricultural carbon emission intensity in all provinces and regions was demonstrated as “high in the West and low in the East”. Combined with the difference of carbon source proportion, 30 provinces can be divided into seven regional categories. Third, during the sample investigation period, the provincial gap of agricultural carbon emission intensity(level) in China has widened. Specifically, among them, the gap between major grain-producing areas and balancing areas of grain production and marketing has narrowed significantly, while the situation in major grain-selling areas was the opposite. Fourth, agricultural carbon emissions were jointly affected by market and government factors. Among the market factors, there was an “inverted U-shaped” relationship between industrial agglomeration and agricultural carbon emissions, and there was a significant spatial spillover effect. The level of agricultural development significantly inhibited the increase of agricultural carbon emissions, while the agricultural industrial structure played a negative role, but both had negative spillover effects. Among the government level factors, the improvement of environmental regulation level was conducive to agricultural carbon emission reduction, while agricultural public investment was on the contrary. At the same time, both agricultural financial support and agricultural public investment showed a negative spatial spillover effect. Overall, China’s total agricultural carbon emissions were fluctuating and declining, while there were obvious differences among provinces. The dynamic evolution characteristics of agricultural carbon emissions were different not only in China but also in major grain-producing areas, in balancing areas of grain production and marketing, as well as in major grain-selling areas. Industrial agglomeration, agricultural development level and other factors showed obvious spatial spillover effects on agricultural carbon emissions.

Keywords: Agricultural Carbon Emission; Industrial Agglomeration; Spatial Spillover Effect; Regional Difference