

增产加剧污染？*

——基于粮食主产区政策的经验研究

罗斯炫^{1,2} 何 可^{1,3} 张俊飏^{1,2}

摘要：本文以粮食主产区政策为切入点，将2004年全国设立13个粮食主产区视为一次准自然实验，利用双重差分法，考察了粮食主产区政策对化肥面源污染的影响及其作用机制。研究主要发现：①基础回归分析表明，粮食主产区政策对化肥面源污染具有显著的削减效应，尤其针对氮污染排放量；②影响机制分析表明，上述削减效应主要得益于粮食种植规模的扩大，即通过发挥粮食作物生产的规模效应以降低化肥污染排放量；③异质性分析表明，促进劳动力转移与扩大土地经营规模有助于粮食主产区发展适度规模经营以获取规模效应，进而实现对化肥面源污染的削减效应。据此，本文研究为粮食主区内不存在增产加剧污染的可能性提供了经验性证据，也为在粮食安全的目标下兼顾农业发展与生态环境保护提供了有益的政策启示。

关键词：农业发展 生态环境保护 粮食主产区 粮食安全 化肥面源污染

中图分类号：F326.11 F323.22 **文献标识码：**A

一、引言

中国农业是经济增长、社会进步、国家发展的压舱石与推进器，其发展决定着国计民生的底色与潜力。自改革开放以来，党和政府高度重视农业发展，在一系列行之有效的政策执行下，中国农业经济获得了巨大增长。然而，中国农业系统中长期存在着农业发展与生态环境保护之间的矛盾与冲突不容忽视（陈锡文，2002；闵继胜、孔祥智，2016）。在取得农业发展显著成果的背后，许多农区却呈现出地下水位下降、土壤肥力衰退、农业面源污染加重等日益严峻的生态环境问题（Zhang and Chen, 2013；Lu et al., 2015）。

对于粮食主产区而言，在强调粮食安全的目标之下，农业发展与生态环境保护之间的矛盾与冲突

*本文受到国家自然科学基金青年项目“集约化畜禽养殖有机废弃物循环利用的减碳补偿机理及政策设计研究：基于‘养治统一’与‘养治分离’视角”（编号：71703051）、中央农办 农业农村部乡村振兴专家咨询委员会软科学课题“政府主导型与市场主导型农业生态补偿机制研究”（编号：RKX2019020A）、中宣部文化名家暨“四个一批”人才项目“中国农村绿色发展问题研究”的资助。笔者感谢匿名审稿专家的建设性意见。当然，文责自负。本文通讯作者：何可。

更集中，且具体表现在“增产会否导致增污”的问题上。一般认为，由于受到自然条件的约束，农业生产往往呈现明显的集聚特征（郑风田、程郁，2005）。相比于非粮食主产区，粮食主产区农业生产活动集聚程度较高，单位空间上农业面源污染量会随生产规模的增长而增长，从而产生环境污染效应。但考虑到粮食主产区因生产集聚而更具有规模报酬递增性质（林坚、李德洗，2013）以及污染排放与治理可能具有规模经济性质（陆铭、冯皓，2014），则粮食主产区增产不一定加剧污染，甚至存在降低污染的可能。那么，在粮食安全的压力下，粮食主产区是否存在增产加剧污染的现象？目前尚不得知。考虑到粮食主产区设立是中央政府于2004年实施的一项区域性政策干预，本文将从评估粮食主产区政策对化肥面源污染影响的角度对上述问题展开经验研究。

目前，国内外诸多学者对农业发展、农业面源污染等问题做出了许多探索性研究，本文研究涉及三类文献。第一类文献主要从宏观或微观视角考察了农业面源污染的影响因素（例如李海鹏、张俊飏，2009；葛继红、周曙东，2012；仇焕广等，2014），从经济增长、要素市场、风险规避等方面对农业面源污染的影响效应和发生机制展开基础性研究。第二类文献集中于考察农业发展与农业面源污染（或生态环境保护）之间的关系（例如梁流涛等，2010；葛继红、周曙东，2011；潘丹，2014），认为农业发展过程中种植业比重与粮经比的下降是农业面源污染加重的影响因素之一。此外，在农业发展过程中，长期存在的二元社会结构及伴随城镇化出现的劳动力成本上升、人口流动现象，亦是不断催生农户选择通过增施化肥以替代劳动的原因之一（Avraham et al., 2011；仇焕广等，2014；胡浩、杨泳冰，2015）。Schreinemachers and Tipraqsa（2012）利用跨国面板数据同样证明了产量增长与环境污染间的矛盾关系。第三类文献则重点探讨了粮食安全状况对农业面源污染的影响，且与本文研究的主题较为接近。例如，倪国华、郑风田（2012）通过梳理新中国成立以来的农业发展历程，认为中国的粮食安全战略过度依赖自给自足，粮食生产中使用了大量的化肥、农药等化学品，加剧了粮食安全、生态安全及食品安全三者间的矛盾。曾靖等（2010）认可了保障粮食安全而提高化肥施用投入的必要性，但也指出了化肥过量投入所带来的弊端。向涛、綦勇（2015）利用2002~2009年包含72国的跨国面板数据分析得出，粮食安全状况不仅会直接影响农业面源污染，而且会通过农业保护和粮食贸易政策间接地影响农业面源污染。

虽然上述文献重点研究了粮食安全与农业面源污染之间的关系，亦有文献关注了粮食安全对农业面源污染的影响，但鲜有研究聚焦于中国粮食生产的重要基地——粮食主产区。粮食主产区政策作为一项特殊的区域性农业发展战略，其实施是否催生化肥面源污染的进一步增长？对于这个问题学界依然未有明确回应。此外，鲜有文献基于政策评估的视角量化分析粮食安全或粮食主产区政策对农业面源污染的政策效应，进而无法对政策效果给予科学、准确的评价，通过相关性分析得出的结论亦不足以真实地反映因果上的规律，相关测度指标总是难以涵盖粮食安全的全貌。

因此，考虑到粮食主产区设立是一项区域性政策干预行为，该政策实施后13个粮食主产区省份对于保障粮食安全的责任愈发突出，受到稳定增产的政策压力也愈强。本文将2004年全国设立13个粮食主产区视为一次部分省份粮食安全压力激增的准自然实验，以化肥面源污染为研究对象，考察粮食主产区政策对化肥面源污染的影响及其作用机制，以期对粮食主产区是否存在增产加剧污染的疑问

给予回应。

本文余下的结构安排如下：第二部分介绍农业发展与生态环境保护、粮食主产区政策等相关制度背景与理论分析；第三部分为计量回归模型设计与识别策略说明；第四部分为计量结果汇报，并对计量模型的关键性假设展开检验；第五部分验证粮食主产区政策对化肥面源污染的影响机制；第六部分讨论劳动力转移、土地经营规模背景下粮食主产区政策对化肥面源污染影响的异质性；最后为全文的结论性评述。

二、制度背景、理论分析与特征性事实

（一）制度背景

粮食主产区承担着维护国家粮食安全的重要任务。粮食主产区政策实施之前，1999~2003年粮食产量连年下降、产不足需，2003年粮食种植面积减少到新中国成立以来最低水平，几乎动摇了中国粮食安全的基础。在此形势下，国家着手设立粮食主产区^①，并在政策支持上向主产区倾斜，以稳定粮食生产。从长远来看，稳住了粮食主产区的生产能力在很大程度上就稳住了全国粮食安全^②的大局，粮食主产区设立的意义就在于此（张利国，2013；蒋黎、朱福守，2015）。因此，在粮食安全的压力下，粮食主产区的农业发展以增产为主要目的（张红宇等，2015）^③。从2004年起，中国粮食生产实现了可喜的“十二连增”，从2003年的4.31亿吨^④增长至2015年的6.21亿吨^⑤，增长率达44%。在这其中，粮食主产区的贡献巨大。数据显示，2004年粮食增产总量的91%来自粮食主产区^⑥，到2011年该比例提高至95%^⑦。据此，自实施粮食主产区政策后，粮食主产区内的粮食生产水平得到了极大提升，在农业发展上成果斐然。

^①这13个省份大多数处于平原或浅丘区，因气候湿润或半湿润，雨量充沛，光、热、水资源条件较好，土壤有机质含量较高，易于耕作和水土保持，适合农作物生长，故而综合生产能力强，且具有较大的生产潜力，是中国粮食生产的重要基地和保障粮食安全的重要基础（张利国，2013）。

^②粮食安全包括数量安全和质量安全。由于中国是人口庞大的发展中大国，粮食数量安全尤为关键。确保重要农产品有效供给、保障粮食数量安全是国家安全的基本要求（张利国，2013）。本文主要强调的是粮食安全中的数量安全。

^③中国农业发展目标包含高产、优质、高效、生态、安全、竞争力等多个方面，在操作层面上面向全国农业生产。相比较而言，粮食主产区的主要任务是提高粮食产量、保障粮食安全。

^④资料来源：《2003年国民经济和社会发展统计公报》，http://www.stats.gov.cn/tjsj/tjgb/ndtjgb/qgndtjgb/200402/t20040226_30017.html。

^⑤资料来源：《2015年国民经济和社会发展统计公报》，http://www.stats.gov.cn/tjsj/zxfb/201602/t20160229_1323991.html。

^⑥资料来源：《农村经济呈现两大亮点：粮食增产 农民增收》，http://www.stats.gov.cn/zjtc/zfx/gbjd/200503/t20050303_52604.html。

^⑦资料来源：《收获夏粮 中国粮食主产区传出利好》，<http://www.chinanews.com/cj/2011/05-26/3070533.shtml>。

然而，粮食主产区内的生态环境却呈现出不容乐观的态势，其中化肥面源污染尤为突出^①。尤其是近年来出现多个粮食主产区化肥过量施用的报道，资源浪费给生态环境带来巨大损害^②，甚至粮食主产区主导的连年增产被质疑是化肥“喂”出来的^③。在此背景下，农业农村部（原农业部）于2015年颁布了《到2020年化肥使用量零增长行动方案》，以解决不合理或过量施用化肥带来的环境污染问题^④。同时，为了应对粮食主区内日益严峻的农业面源污染问题，农业农村部在2017年《对十二届全国人大五次会议第1283号建议的答复》中进一步表示，将开展推进肥料管理立法、加强耕地质量保护的工作部署。从形势上看，粮食主区内农业发展与生态环境保护之间的矛盾与冲突似乎已到了刻不容缓的地步。

总之，粮食主产区取得了连年增产的同时付出了巨大的环境代价。那么，在粮食安全压力下，粮食主产区是否无可避免地因增产而导致加剧污染？对这一问题有待进一步思考。

（二）理论分析

特殊的政治定位以及得天独厚的资源优势，使得粮食主产区具有生产活动高度集聚的特征（郑风田、程郁，2005），进而对生态环境的作用具有两面性。具体而言：

其一，在粮食安全的压力下，粮食主区内存在增产加剧污染的可能。理论上，农业产业在空间上的集聚能够促进产能、规模扩张，也会增加资源消耗，提高污染排放水平。由于粮食主产区存在内部的政策压力，相比非粮食主产区，粮食主产区更多地承担着维护国家粮食安全的重任，稳定增产已成为粮食主产区行政系统的执政关键词（魏后凯、王业强，2012；毛学峰、孔祥智，2019）。当前，中国农业主要依靠化学品等物质投入以实现增产的局面仍未扭转，且全国层面单位化肥投入换来的实际粮食产量增量不断下降已是不争之事实（Huang et al., 2008）。在农业生产活动集聚的同时但又未转变农业发展方式的情况下，继续依赖化肥的超量施用以提高单产的做法势必加剧粮食主产区内的化肥面源污染，从而形成了单位空间上化肥污染排放量随生产规模增长而增长的环境污染效应。换言之，在粮食安全的高压之下，向土地要产量、向农业要效益的结果可能是粮食主产区因增产而加剧化肥面源

^①资料来源：《对十二届全国人大五次会议第1283号建议的答复》，http://jiuban.moa.gov.cn/zwlml/tzgg/tz/201709/t20170912_5812571.htm。

^②资料来源：《减少农业污染 留住绿水青山》，<http://politics.people.com.cn/n/2015/0312/c70731-26678771.html?appinstall=0>。

^③资料来源：《农业部部长：粮食增产不是用化肥“喂”出来的》，<http://www.nbd.com.cn/articles/2018-03-05/1196343.html>。

^④《到2020年化肥使用量零增长行动方案》（资料来源：《到2020年化肥使用量零增长行动方案》，http://jiuban.moa.gov.cn/zwlml/tzgg/tz/201503/t20150318_4444765.htm。）指出，2013年中国化肥投入量达到了5912万吨，平均每公顷化肥投入量达到了328.5千克，远超每公顷120千克的世界平均水平，且是美国的2.6倍、欧盟的2.5倍。中国农户的化肥施用量不仅超过了国际上为防止水体污染而设置的每公顷225千克的安全施用上限，还超过了其经济意义上的最优施用水平。必须肯定的是，自改革开放以来，化肥在促进粮食增产方面发挥了至关重要的贡献，是各投入要素中最为重要的驱动力量（Lin, 1992；Huang and Rozelle, 1995）。但值得警示的是，生产过程中因不合理施用或过量施用化肥所带来的土壤养分流失，业已成为现阶段中国农业面源污染最主要的来源之一（张维理等，2004）。

污染（闵继胜、孔祥智，2016）。

其二，在粮食安全的压力下，粮食主产区存在增产降低污染的可能。粮食主产区因生产集中更容易发展规模经营，从而催生出农业产业的横向分工与纵向分工，进而更具有针对农业面源污染治理的规模效应。具体而言，一方面，粮食主产区内粮食种植布局集中且呈规模化，种粮农户参与横向分工，促进了粮食生产区域的连片专业化与组织化（罗必良，2017），使得技术、要素、设施等实现了共享，也为大范围推广环保型生产技术提供了可能（Hosoe and Naito, 2006），进而有助于降低资源消耗以实现污染减少。另一方面，粮食主产区内高水平的横向分工以及在此之上形成的区域专业化与生产组织化，亦深化了粮食主产区内的纵向分工水平（罗必良，2017），粮食生产“从种到收”的每一个环节得以细化、专业化（陈昭玖、胡雯，2016），故而在施肥环节上有利于化肥利用效率的提高（王志刚等，2011），进而直接从源头上降低氮磷流失带来的化肥面源污染水平，使得粮食主产区在农业生产上更具有规模报酬递增的性质（林坚、李德洗，2013）。此外，与工业污染呈现集中排放的特征所不同，农业面源污染具有分散性、隐蔽性、随机性、难观测性与不确定性等特点。在相对分散的种植模式下，减少化肥面源污染需投入更高的人力、物力和财力。而在粮食主产区，由于生产集中、规模经营，污染排放与治理更具有规模经济性质（陆铭、冯皓，2014）。因此，粮食主产区因集聚带来的规模化程度较高，化肥面源污染形势并不比非粮食主产区严峻。换言之，以粮食安全为导向的农业发展未必会导致农业面源污染增加（闵继胜、孔祥智，2016），粮食主产区亦可能在增产的同时实现化肥面源污染的有效治理。

（三）特征性事实

在计量检验之前，本文试图先通过对特征性事实的描述以发现初步证据。以化肥施用为例，图1和图2展示了中国种植业1997~2017年粮食主产区与非粮食主产区平均化肥施用的绝对量与强度^①的变化情况，并以2004年粮食主产区设立为时间节点进行分段考察。

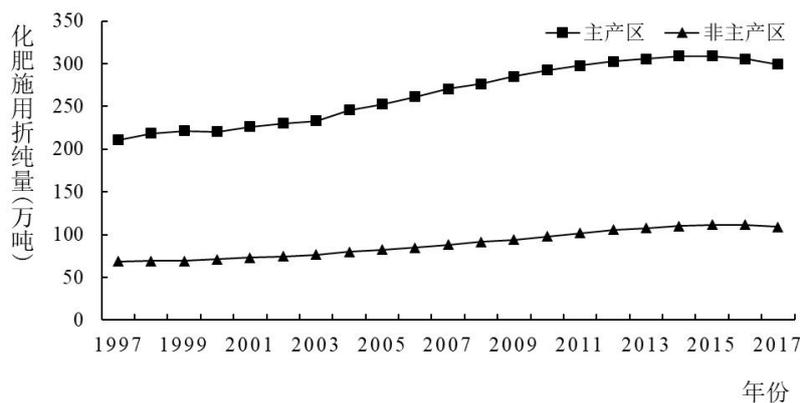


图1 1997~2017年化肥施用绝对量情况

^①化肥施用强度通过每公顷农作物总播种面积的化肥施用折纯量来衡量。

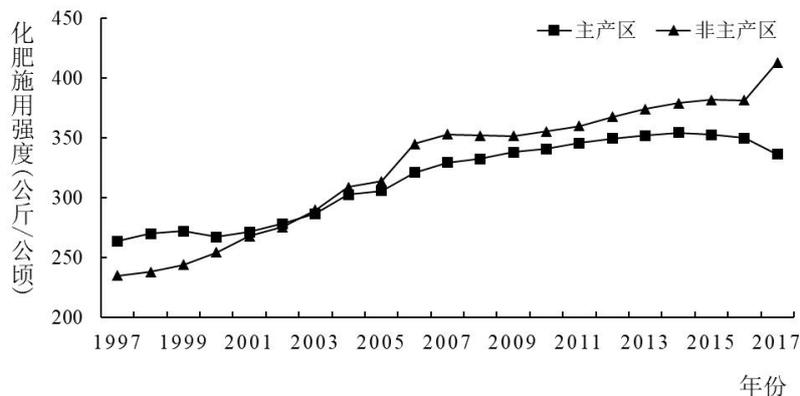


图2 1997~2017年化肥施用强度情况

从图1来看，2004年以前，粮食主产区与非粮食主产区在平均化肥施用绝对量的变化趋势上保持平行；但2004年后，粮食主产区平均化肥施用绝对量呈现突变式增长，而非粮食主产区平均化肥施用绝对量一直保持平稳。这似乎从侧面表明了粮食主区内存在环境污染效应。但是，粮食主产区本身即为产粮大省，高化肥投入亦是必然，当把化肥施用的绝对量转换成化肥施用强度进行考察时，结果与之相反。

从图2来看，在2004年前，粮食主产区的平均化肥施用强度高于非粮食主产区；但2004年后，非粮食主产区的平均化肥施用强度反超粮食主产区，且在随后的2005~2007年拉开差距。虽然2007~2009年二者差距略有缩小，但此后二者在增长态势上逐渐分离。图2反映出2004年后粮食主产区与非粮食主产区相比具有较低的化肥施用强度与缓慢的增长趋势。因而，理论上粮食主产区的化肥施用效率可能更具有规模报酬递增的性质。这一结果初步表明，在粮食安全的压力下，粮食主产区增产未必就会加剧污染。

三、识别策略与模型设定

(一) 识别策略

要准确估计粮食安全对化肥面源污染的因果效应并非易事，在实证上面临两大挑战：其一，已有多种相关农业政策以粮食安全为导向，若要识别每一种政策对化肥面源污染的影响则是一项复杂的工作，并且单个粮食安全的测度指标（或表征变量）难以涵盖粮食安全的全貌。其二，由于部分农业政策与社会经济环境高度相关，故干扰因果识别的最大障碍来自遗漏变量与逆向因果所致的内生性问题。

为此，本文选择2004年全国设立13个粮食主产区这一事件展开分析，可以有效避免上述难点，具体原因如下：一方面，粮食主产区设立是国家确保粮食安全的重要举措与典型代表，与非粮食主产区相比，2004年被确立为粮食主产区的省份受到促进稳定增产、保障粮食安全的政策压力更大、政治目的更强（魏后凯、王业强，2012；毛学峰、孔祥智，2019）。因此，可将粮食主产区设立视为一次部分省份粮食安全压力激增的准自然实验，并采用基于反事实框架的研究方法来评估粮食主产区政策发生与否对主产区省份化肥面源污染的影响。另一方面，2004年后，国家“三农”发展的各项政策措施

均向粮食主产区倾斜。事实上，面向粮食主产区是一揽子政策，除了各项面对全国的生产者补贴政策外，还包括其他各项仅面向粮食主产区实施的政策^①。从现行粮食主产区政策构想与设计上看，这一揽子政策最终目标在于提高粮食产量、保障粮食安全。因此，2004年粮食主产区设立这一事件，实际上包含了一揽子面向主产区的农业政策影响，由于其政策方向是一致的，故避免了识别和剥离每一项政策影响的难点^②。分析粮食安全对化肥面源污染的因果效应便转化为识别粮食主产区政策对化肥面源污染的处理效应。

据此，本文研究是以2004年13个粮食主产区设立为一次准自然实验而展开政策效应分析。13个粮食主产省份分别为黑龙江、吉林、辽宁、内蒙古、河北、河南、山东、江苏、安徽、江西、湖北、湖南和四川^③。根据政策评估方法，将上述13个省份作为处理组，其余18个非粮食主产区省份作为控制组，以2004年为干预时点。本文的政策效应识别策略是，利用控制组2004年前后及处理组2004年前这三类主体信息来构造2004年后处理组未受政策干预的“反事实”结果。考虑到处理组相较于控制组具有生产上的优势，故本文借助双重差分法（difference-in-difference, DID），并基于1997~2017年21期31个省份的面板数据，在控制省份与年份固定效应的基础上，消除政策干预前后两组间在自然、地理、经济等条件上不随时间变化的差异和来自全国层面的外部冲击，以尽可能在排除其他因素干扰的前提下，估计粮食主产区政策对化肥面源污染的处理效应。

（二）基础模型设定

为了估计粮食主产区政策对化肥面源污染的处理效应，本文构建如下双重差分回归模型：

$$\ln pollution_{it} = \alpha + \beta (group_i \times post_t) + \gamma \ln X + \mu_i + \lambda_t + \varepsilon_{it} \quad (1)$$

（1）式中， $i=1, \dots, 31$ ； $t=1997, \dots, 2017$ 。结果变量 $pollution_{it}$ 表示省份 i 在 t 年的化肥面源污染排放量，包括单位面积氮污染排放量、单位面积磷污染排放量和单位面积等标污染排放量； $group_i$ 表示是否为粮食主产区的虚拟变量，即当省份 i 为粮食主产区时取1，反之取0； $post_t$ 表示粮食主产区设立时点的虚拟变量，即当 $t \geq 2004$ 时取1，反之取0； X 表示一系列与农业生产直接相关且影响结果变量的控制变量，以尽可能消除处理组与控制组之间趋势不平行所致的内生性偏差； μ_i 表示省份固定效应， λ_t 表示时间固定效应； ε_{it} 表示随机扰动项。交互项 $group_i \times post_t$ 为本文待评估的粮食主产区政策，由于（1）式中控制了双向固定效应，其估计系数 β 即为粮食主产区设立对化肥面源污染排放量变动的双重差分后的处理效应。在计量分析过程中，本文将被解释变量与控制变量均

^①仅面向粮食主产区的相关政策包括优质粮食产业政策、产粮大县奖励政策、大型商品粮基地政策以及粮食生产核心区政策等，面向全国的相关政策包括种植补贴、良种推广补贴、粮食收储、竞价交易等（杜锐、毛学峰，2017）。

^②此外，由于其他面向全国的农业政策是普惠性的，故可视其对粮食主产区与非粮食主产区的影响不存在明显的组间差异，因而对处理效应的估计不造成干扰。

^③资料来源：《关于改革和完善农业综合开发若干政策措施的意见》，http://nfb.mof.gov.cn/zhengwuxinxi/zhengcefabu/zongheguanlilei/200806/t20080618_46353.html。

作取对数处理。

此外，为检验平行趋势假定以及考察处理效应在时间维度上的动态变化，本文利用事件分析法（event study methods），进一步将（1）式改写如下：

$$\ln pollution_{it} = \alpha + \beta_t \left(group_i \times \sum_{t=1997}^{2017} d_t \right) + \gamma \ln X + \mu_i + \lambda_t + \varepsilon_{it} \quad (2)$$

（2）式中，表示各 t 期的虚拟变量 $\sum_{t=1997}^{2017} d_t$ （例如，当 $t=1997$ 时， d_{1997} 取 1；反之，取 0）替代了（1）式中的 $post_t$ 变量。事件分析法的基本逻辑为：通过将政策干预时点提前，若处理组与控制组在政策干预前的发展趋势并无明显差异，则满足平行趋势假设；通过将政策干预时点置后，利用交互项的估计系数 β_t 以捕捉政策干预后各时期处理效应的动态变化^①。

（三）变量介绍与数据说明

1. 结果变量：化肥面源污染排放量 $pollution$ 。参考赖斯芸等（2003）、陈敏鹏等（2006）的基于单元调查的清单分析方法，本文将产污染源确定为氮肥、磷肥及复合肥三类，故各省份历年的化肥面源污染排放量的一般计算公式如下：

$$E = \sum_l EU_l \rho_l C_l = \sum_l PE_l C_l \quad (3)$$

（3）式中， E 为化肥面源污染排放量； EU_l 为产污单元 l 指标统计数，具体为氮肥、磷肥及复合肥施用折纯量； ρ_l 为产污单元 l 的产污系数，产污来源主要为化肥中所含的氮、磷元素，本文参考赖斯芸等（2003）的研究，根据化肥折纯的化学成分来计算产污系数 ρ_l ，其中氮肥、磷肥和复合肥的氮元素产污系数分别为 1、0 和 0.33，氮肥、磷肥和复合肥的磷元素产污系数分别为 0、0.44 和 0.15； PE_l 为产污单元 l 的污染产生量； C_l 为产污单元 l 的污染排放系数，它由单元特性、空间特征和资源利用率共同决定，表示区域环境、降雨、水文及各种管理措施对农业污染排放的综合影响（陈敏鹏等，2006），本文参考赖斯芸等（2003）的研究成果，根据各省份化肥流失情况来确定污染排放系数^②。最后，本文将化肥污染排放量除以农作物播种面积，以此表征单位面积上各污染成分的集聚程度以及对生态环境的影响大小。

具体地，本文测算了三种污染排放水平，分别是：①单位面积氮污染排放量（ TN ，千克/公顷）；②单位面积磷污染排放量（ TP ，千克/公顷）；③单位面积等标污染排放量（ EPS ，立方米/公顷）。为了对化肥污染排放总量的考核保持统一标准，本文根据《地表水环境质量标准》（GB3838-2002）^③中的Ⅲ类水质标准，将氮、磷污染转换为等标污染（equal standard pollution）排放量，其计算公式为：等

^①与绘制处理组与控制组的结果变量趋势图的做法相比，使用事件分析法进行平行趋势检验及考察处理效应的动态变化更为合理、准确。该方法已被广泛认可为双重差分法文献中的标准做法（Moser and Voena, 2012）。

^②限于篇幅，中国化肥流失分省情况详见赖斯芸等（2004）。

^③参见国家环境保护总局（编），2002：《地表水环境质量标准》（GB3838-2002），北京：中国环境科学出版社。

标污染排放量=农业污染排放量/污染排放评价标准，其中氮、磷污染排放评价标准分别是 1 毫克/升和 0.2 毫克/升。

2.控制变量 X 。基于考虑要素替代难度的诱致性变迁理论，本文选取如下控制变量。①单位面积农业劳动力投入 (*labor*，人/公顷)：用第一产业从业人员数代替农业劳动力数量，再将农业总产值占农林牧渔业总产值的比重作为权重，计算所得即为种植业的劳动力投入，最后再除以农作物播种面积^①。②单位面积农业机械投入 (*machine*，千瓦/公顷)：同对单位面积农业劳动力投入变量的处理一样，本文将农业总产值占农林牧渔业总产值的比重作为权重，并与农业机械总动力相乘，可得到种植业的机械动力投入，最后再除以农作物播种面积。③单位面积农药投入 (*chemicals*，千克/公顷)：用各省份历年单位农作物播种面积的农药使用量来反映。④灌溉率 (*irrigation*，%)：用各省份历年有效灌溉面积与农作物播种面积的比例来反映。⑤受灾率 (*disaster*，%)：用各省份历年受灾面积占农作物播种面积的比重来反映。

此外，考虑到行为主体的农业生产决策在一定程度上会参考过去的经验信息，本文还控制了如下因素：上一年粮食产量 (*laggrain*，万吨)和上一年农村居民家庭人均纯收入 (*lagincome*，元)^②。上述控制变量为农业生产中最主要的投入要素或影响因素，且与化肥施用量存在较强的相关性，其他干扰因素大多通过影响上述变量来左右结果变量。因此，控制上述变量可以在很大程度上防止遗漏变量偏误所致的内生性问题 (Wooldridge, 2004)。

本文数据主要来自《中国农村统计年鉴》《中国统计年鉴》与各省(区、市)的统计年鉴。对于本文的研究设计，需要说明的是：其一，就农业面源污染中的总氮和总磷的贡献度而言，化肥施用和畜禽养殖当数前两位 (闵继胜、孔祥智, 2016)。由于本文研究只涉及种植业，故以化肥面源污染作为重点研究对象。其二，基于数据的可获得性并考虑到重庆 1997 年才设立直辖市，故本文选取 1997~2017 年作为样本期。

表 1 汇报了上述各变量的描述性统计结果与数据来源。在本文的样本期内，单位面积氮、磷及等标污染排放量整体上呈现上升趋势，其年增长率分别为 1.304%、2.486%及 1.517%。通过均值 t 检验可发现^③，无论是处理组还是控制组，政策干预前的三类污染排放量均在 1%水平上显著小于政策干预后；无论是政策干预前还是政策干预后，控制组的单位面积氮、等标污染排放量均在 1%水平上显著大于处理组，而控制组的单位面积磷污染排放量均在 1%水平上显著小于处理组。

表 1 各变量数据来源及描述性统计结果

变量名	观测值	平均值	标准差	最小值	最大值	数据来源
<i>TN</i>	651	36.302	25.414	6.111	132.462	《中国农村统计年鉴》
<i>TP</i>	651	1.613	0.908	0.515	5.297	《中国农村统计年鉴》

^①由于现有统计资料未将农业从业人员从农林牧渔业从业人员数据中单独区分，故本文借鉴黄少安等 (2005) 的做法。

^②其中，重庆 1996 年农村居民家庭人均纯收入缺失值通过线性插值法补齐。

^③限于篇幅，均值 t 检验结果未能展示。

增产加剧污染？

<i>ESP</i>	651	44366.46	27557.340	8913.937	153967.500	根据《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)计算获得
<i>labor</i>	651	414.631	387.968	7.144	2377.515	《中国统计年鉴》、各省(区、市)的统计年鉴
<i>machine</i>	651	988.583	1032.964	21.291	4852.608	《中国农村统计年鉴》
<i>chemicals</i>	651	10.486	8.116	1.319	56.426	《中国农村统计年鉴》
<i>irrigation</i>	651	40.705	17.628	13.911	102.906	《中国农村统计年鉴》
<i>disaster</i>	651	25.875	16.206	0.262	93.592	《中国农村统计年鉴》
<i>laggrain</i>	651	1689.751	1356.891	53.690	6323.960	《中国农村统计年鉴》
<i>lagincome</i>	651	5201.015	3910.094	1100.590	25520.400	《中国统计年鉴》
<i>intensity</i>	651	321.474	117.360	108.202	750.771	《中国统计年鉴》
<i>proportion</i>	651	66.608	12.216	32.814	95.847	《中国农村统计年鉴》
<i>ratio</i>	651	321.046	321.084	60.819	3832.000	《中国农村统计年鉴》
<i>transfer</i>	651	42.096	16.044	3.092	76.267	《中国统计年鉴》
<i>scale</i>	496	2.308	2.251	0.260	13.560	《中国农村统计年鉴》

注：①国家统计局农村社会经济调查司(编)：《中国农村统计年鉴》1998~2018年历年，北京：中国统计出版社；②国家统计局(编)：《中国统计年鉴》1998~2018年历年，北京：中国统计出版社；③各省(区、市)统计年鉴来源于各省(区、市)统计局官网，不再赘述。

四、计量结果分析

(一) 基准模型结果分析

本文接下来使用双重差分回归模型展开计量检验。在控制了双向固定效应后，(1)式的基准回归结果如表2所示。由列(1)、(3)可知，本文关注的交互项 $group \times post$ 的估计系数 β 均为负，其中粮食主产区政策对氮污染排放水平的处理效应在统计上显著，即与非粮食主产区相比，粮食主产区在2004~2017年间的单位面积氮污染排放量增加较少，这表明粮食主产区政策降低了13个粮食主产区省份内的氮污染水平。在纳入控制变量后，由列(2)、(4)可知，交互项 $group \times post$ 的估计系数 β 的绝对值略有下降，说明遗漏与化肥相关的其他投入要素和生产配置等因素会高估处理效应，但粮食主产区设立对氮污染排放水平的负效应依然显著。仅从参数估计结果来看，在其他条件不变的情况下，设立粮食主产区后在2004~2017年间平均降低了处理组单位面积氮污染排放量的7.5%。当前，农用化肥施用中氮元素为最大的营养元素，其产生的氮损失也是化肥面源污染的主要成分，而估计结果中粮食主产区设立对化肥中氮污染排放水平的降低作用亦大于对磷污染排放水平的降低作用。本文进一步将结果变量替换为单位面积等标污染排放量。列(5)、(6)的结果也表明，粮食主产区政策显著减少了等标污染排放量，即在2004~2017年间平均降低了粮食主产区单位面积等标污染排放量的6.6%~8.8%。这亦说明，基准回归模型结果具有一定的可靠性。

此外，本文还通过替换结果变量来进行稳健性检验。参考李海鹏、张俊飏(2009)及葛继红、周

曙东（2012）的做法，本文选取单位播种面积上的化肥施用量来计算化肥施用强度（*intensity*，千克/公顷），作为化肥面源污染排放量的替代指标。由列（7）可知，在其他条件不变的情况下，粮食主产区政策使得处理组的化肥施用强度显著降低了 7.2%。该结果在一定程度上表明上述模型具有稳健性，同时对图 2 的特征性事实分析也给予了经验研究上的回应。

表 2 粮食主产区设立对化肥面源污染的影响

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
	$\ln TN$	$\ln TN$	$\ln TP$	$\ln TP$	$\ln ESP$	$\ln ESP$	$\ln intensity$
<i>group × post</i>	-0.098*** (0.018)	-0.075*** (0.017)	-0.084 (0.063)	-0.048 (0.053)	-0.088*** (0.018)	-0.066*** (0.017)	-0.072*** (0.016)
$\ln labor$	—	0.016 (0.022)	—	0.069 (0.050)	—	0.024 (0.021)	0.037* (0.020)
$\ln machine$	—	-0.022 (0.023)	—	0.005 (0.063)	—	0.001 (0.023)	-0.001 (0.022)
$\ln chemicals$	—	0.235*** (0.022)	—	0.185 (0.128)	—	0.221*** (0.021)	0.234*** (0.020)
$\ln irrigation$	—	0.162*** (0.039)	—	0.021 (0.090)	—	0.149*** (0.038)	0.140*** (0.036)
$\ln disaster$	—	-0.001 (0.007)	—	-0.002 (0.013)	—	0.000 (0.007)	-0.003 (0.006)
$\ln laggrain$	—	-0.008 (0.027)	—	-0.080 (0.056)	—	-0.003 (0.027)	0.007 (0.025)
$\ln lagincome$	—	0.467*** (0.072)	—	0.694*** (0.243)	—	0.546*** (0.071)	0.593*** (0.068)
常数项	3.179*** (0.019)	-1.248** (0.581)	0.055* (0.028)	-5.010** (1.906)	10.325*** (0.019)	5.315*** (0.571)	0.047 (0.545)
组内 R ²	0.463	0.618	0.705	0.764	0.535	0.675	0.789

注：①括号内为标准误；②***、**、*分别表示估计系数在 1%、5%、10%水平上显著；③省份固定效应和年份固定效应已控制，估计结果略。

总之，上述估计结果均表明，粮食主产区政策对化肥污染排放量具有显著的削减效果。在粮食安全的压力下，虽然粮食主产区不留余地稳定增产，但理论上认为的化肥面源污染加剧现象并未出现。换言之，倘若未实施粮食主产区政策，13 个省份的化肥面源污染排放量会同其他省份的排放量保持相对增长，甚至可能存在进一步加速增长的情况。于此而言，粮食主产区设立政策减缓了 13 个省份的化肥污染排放量增速，也极有可能在一定程度上大幅度遏制了其潜在的化肥面源污染问题恶化的趋势。因此，可在很大把握上认为，在粮食安全的压力下，粮食主产区并未陷入增产加剧污染的不利境地。

（二）平行趋势检验

表 2 中基于双重差分回归模型估计所得的处理效应是否真实反映粮食安全对化肥面源污染的因果

效应，还需对平行趋势假设进行验证。平行趋势假设是指在控制了一系列可观测因素的条件下，若未实施粮食主产区政策，处理组与控制组的化肥污染排放量在时间上的变动趋势是一致的。

在表 2 列 (2)、(4)、(6) 回归形式的基础上，本文通过估计 (2) 式中分组变量与各时期虚拟变量的交互项的系数 β_t ，以检验 1997~2003 年间平行趋势是否满足（以 2004 年为基准组）。由图 3、图 4、图 5 所示，在控制了一系列可观测因素的条件下，粮食主产区政策实施前处理组与控制组之间的变化趋势并无明显差异，表现为 1997~2003 年系数 β_t 在 0 值附近徘徊，即处理组与控制组在 2004 年政策实施前具有可比性。考虑到模型中存在较多高度相关的交互项易导致共线性问题，进而使得对单个变量的贡献估计不准确 (Wooldridge, 2004)，故本文进一步对 1997~2003 年各估计系数 β_t 执行联合假设检验。由表 3 列 (1) 可知，政策实施前各时期估计系数均联合不显著，故暂未发现违背平行趋势假设的证据。

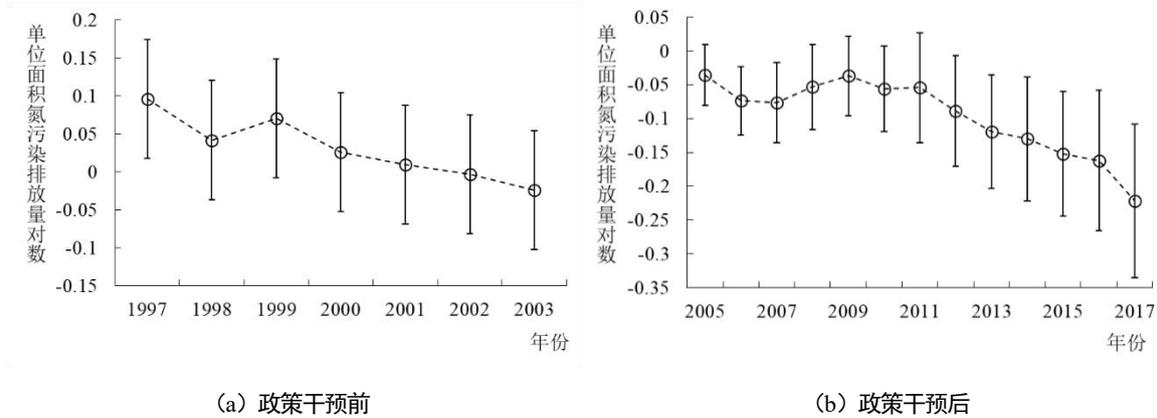


图 3 平行趋势检验与处理效应动态变化趋势：单位面积氮污染排放量

注：图中过圆点竖线为相应估计参数的 90% 置信区间，图 4~5 同。

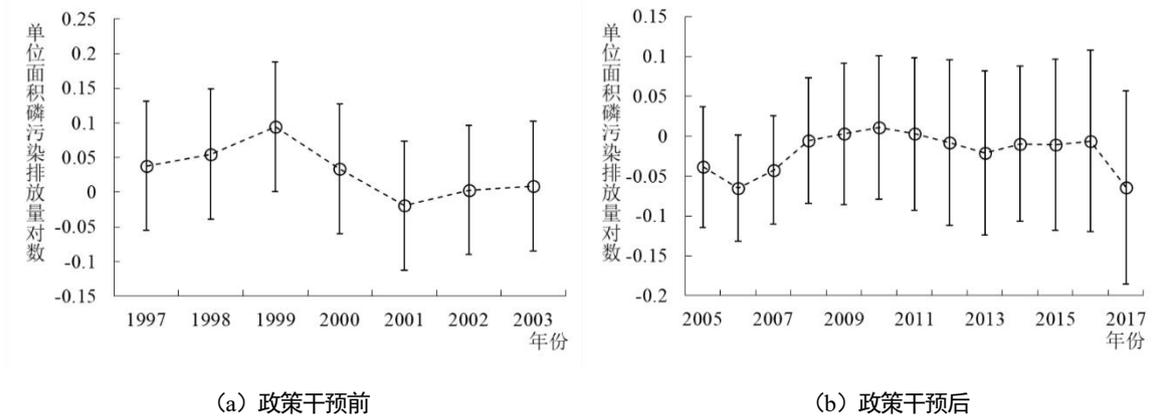


图 4 平行趋势检验与处理效应动态变化趋势：单位面积磷污染排放量

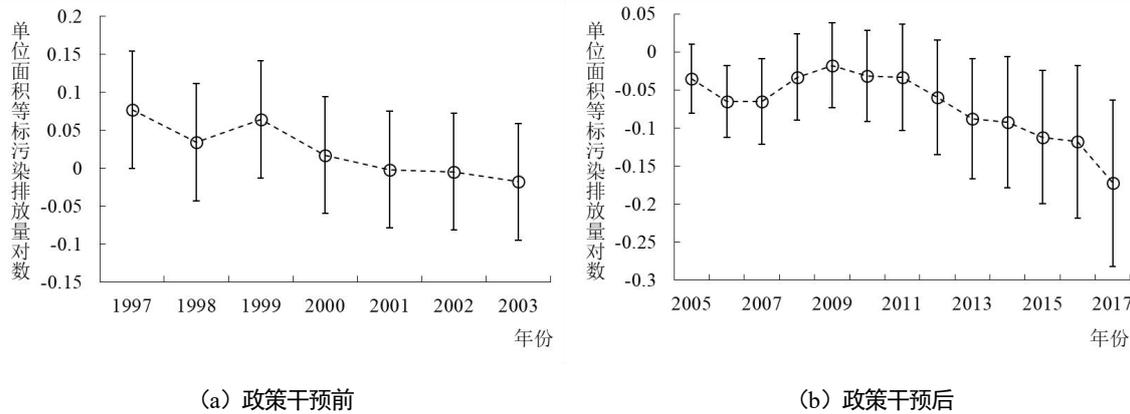


图 5 平行趋势检验与处理效应动态变化趋势：单位面积等标污染排放量

为获得更为稳健的结果，本文参考 Moser and Voena (2012) 的做法，在 (2) 式的基础上进一步纳入各省份特定的线性趋势，即省份虚拟变量与时间趋势项的交互项 $\mu_i \times T$ ，以消除处理组与控制组干预前因时间趋势差异对结果造成的偏误。由表 3 列 (2) 的结果可知，政策实施前各时期估计系数 β_t 依然联合不显著^①。综合来看，上述回归模型均满足平行趋势假设，即在一定程度上排除了未观测因素造成的内生性问题，则上文所估计的处理效应可作因果意义上的解释。

表 3 1997~2003 年、2005~2017 年各时期估计系数联合假设检验

时间范围及原假设	结果变量	(1) 未考虑线性时间趋势		(2) 考虑线性时间趋势	
		F 统计量	p 值	F 统计量	p 值
政策干预前：1997~2003 年 $H_0: \beta_{1997} = \dots = \beta_{2003} = 0$	ln TN	1.42	0.193	1.25	0.273
	ln TP	0.81	0.580	1.24	0.279
	ln ESP	1.08	0.375	1.05	0.394
政策干预后：2005~2017 年 $H_0: \beta_{2005} = \dots = \beta_{2017} = 0$	ln TN	7.04	0.000	1.85	0.038
	ln TP	2.77	0.010	1.40	0.161
	ln ESP	5.51	0.000	1.93	0.028

注：①以政策干预元年即 2004 年为基准组；②列 (1) 对应图 3~图 5 的联合假设检验结果。

(三) 处理效应的动态变化

既然粮食主产区政策对化肥污染排放量具有显著的处理效应，即削减效果，那么 2004 年后的各时期中，这种削减效果在处理组内具体呈现何种变化？本文继续利用事件分析法来分析处理效应的动态变化趋势。由图 3~图 5 可知，对于单位面积氮污染排放量和单位面积等标污染排放量而言，粮食主产区设立政策实施后在 2005~2017 年间估计系数 β_t 整体上均呈现在相同的波动中下降的趋势。表 3 中的联合假设检验结果也表明，2005~2017 年各时期估计系数在 1% 水平上联合显著。

具体来看，第一阶段为 2005~2007 年，粮食主区内氮污染、等标污染排放量迅速下降。这一阶段内粮食主产区政策对化肥污染排放量的削减效果立竿见影。第二阶段为 2007~2009 年，削减效果

^①限于篇幅，包含交互项 $\mu_i \times T$ 的平行趋势检验与处理效应动态变化趋势图不再展示。

出现减弱趋势。可能的原因在于，2007年开始的国内化肥价格剧烈波动以及2008年世界粮食价格水平总体下移，造成粮食生产领域降低了对化肥的需求量。相比于非粮食主产区，这一外生因素可能对有着稳定增产任务的粮食主产区而言影响偏小，故使得这一阶段内粮食主产区政策对化肥面源污染增速的遏制效果弱化，但整体上依然存在削减效果。第三阶段为2009~2017年，削减效果开始加速提高。尤其是2016~2017年，削减效果明显增强。这应与2015年制定的《到2020年化肥使用量零增长行动方案》开始显现政策成效有关。由于该方案在全国层面上统一实施，这恰好说明粮食主产区省份对于“零增长”目标的执行更加有效^①。相比之下，对于单位面积磷污染排放量而言，2005~2017年各时期估计系数 β_i 未通过1%显著性水平的联合检验，其值多位于0值偏下处浮动，其中2009~2011年期间向上超过0值，但同样在2016~2017年间受《到2020年化肥使用量零增长行动方案》的影响而加速下降。这说明，粮食主产区设立对磷污染排放量的削减效果尚未显现。

总之，粮食主产区设立对化肥污染排放量的削减效果主要体现在对处理组的化肥污染源氮污染排放量增速的减缓上，并以此来实现在粮食安全的压力下保障粮食增产的同时兼顾化肥面源污染治理。

五、影响机制分析：粮食主产区做对了什么？

以上结论表明，粮食主产区政策显著地降低了粮食主产区内的化肥面源污染水平。那么，其具体的影响机制是什么？换言之，粮食主产区做对了什么，使得增产的同时又不加剧污染？本文将从粮食主产区最高政治任务——粮食增产的角度展开具体考察。

（一）理论分析

造成1999~2003年间粮食连年减产的重要原因之一是粮食种植面积的持续下降。一方面，2001年中央政府放开了沿海8个省份的粮食市场，不再下达粮食生产量指标，由此加快了各地在种植业结构中进一步降低粮食作物比例的速度，粮食播种面积到2003年已不足1亿公顷，即9941万公顷，比1998年减少了1438万公顷（朱希刚，2004）。另一方面，相比之下，种植经济作物的收入较高，粮食生产的经济效益下滑，使得农民的种粮积极性越来越低（蒋黎、朱福守，2015）。农民种粮缺乏足够激励，开始转种经济作物，“非粮化”趋势不断上升，这就造成粮食稳定增产的压力越来越大（肖海峰、王姣，2004）。鉴于此，中央政府实施粮食主产区政策，设立粮食主产区的同时，在《国务院关于进一步深化粮食流通体制改革的意见》中明确提出“扩大粮食播种面积，保护和提高粮食综合生产能力”的政策要求^②。此后，优质粮食产业、产粮大县奖励、大型商品粮基地及粮食生产核心区等面向粮食主产区的公共政策开始推行，从政策构想与设计上而言，其政策初衷更多地表现为扩大粮食播种面积（杜锐、毛雪峰，2017）。因此，相比于非粮食主产区，在粮食安全的压力下，粮食主产区对扩大粮

^①金书秦等（2019）对全国化肥零增长行动展开了中期评估：①总量与强度双减的省份共16个，其中粮食主产区省份10个；②总量减与强度增的省份共8个，其中粮食主产区省份2个；③总量增与强度减的省份共2个，其中粮食主产区省份1个；④总量、强度双增的省份共5个。

^②资料来源：《国务院关于进一步深化粮食流通体制改革的意见》，http://www.gov.cn/zwggk/2005-08/12/content_21917.htm。

食种植规模的要求较高。

然而，化肥施用量的提高也与种植业结构中“非粮化”趋势密切相关。一方面，单位面积上经济作物的化肥用量平均高于大田粮食作物，且化肥利用率更低（张维理等，2004）。另一方面，种植菜果花的农田由于集约化种植频繁而使用各种速溶化肥，使得土壤更易富含水溶性氮、磷元素（葛继红等，2011）。也就是说，经济作物种植过程中的氮、磷排放量高于粮食作物。与之相反，粮食主产区内的生产活动高度集中，扩大粮食种植规模能够形成专业化、规模化生产，因而更具有规模效应（许庆等，2011），进而可以降低单位面积上的资源消耗、提高资源利用效率，故扩大粮食种植规模不仅可以扭转“非粮化”趋势，还可以降低化肥面源污染。因此，本文认为，相比于非粮食主产区，粮食主产区对化肥面源污染量所产生的削减效果可能是通过扩大粮食种植规模而实现的^①。

（二）计量检验

1. 模型设定。本文继续使用双重差分回归模型，以单位面积等标污染排放量为例，并借鉴中介效应分析方法，以验证上述影响机制。双重差分模型的表达式如下：

$$\ln M_{it} = \alpha + \tau (\text{group}_i \times \text{post}_t) + \gamma \ln X + \mu_i + \lambda_t + \varepsilon_{it} \quad (4)$$

$$\ln EPS_{it} = \alpha + \delta (\text{group}_i \times \text{post}_t) + \kappa \ln M_{it} + \gamma \ln X + \mu_i + \lambda_t + \varepsilon_{it} \quad (5)$$

（4）、（5）式中， M_{it} 为本文关心的机制变量，分别选取粮食作物播种面积占农作物总播种面积的比重（*propotion*，%）、粮食作物播种面积与经济作物播种面积之比（*ratio*，%），从两方面来表征种植业结构中粮食种植规模的调整。接下来，本文将（4）、（5）式的回归结果同（2）式做比较，以揭示影响机制的作用方向和大小。

2. 估计结果分析。表4列（1）、（3）的估计结果显示，粮食主产区政策对提高粮食播种面积在种植业结构中的比重具有显著的正效应，说明粮食主产区达到了为保障粮食安全而扩大粮食播种面积的政策要求。列（2）、（4）的估计结果表明，提高粮食作物在种植业结构中的比重能显著降低化肥面源污染排放量，这与上述理论相符。进一步同表2列（6）的结果相比较，当模型中加入中介变量后，交互项 $\text{group} \times \text{post}$ 的估计系数的绝对值由0.066分别减少至0.044、0.042。这表明，粮食主产区政策对化肥面源污染排放量的一部分削减效应是通过扩大粮食种植规模而实现，故上述影响机制得以验证。

在此基础上，本文借鉴 Heckman et al.（2013）与 Gelbach（2016）的做法对影响机制进行量化^②。具体而言，以粮食作物播种面积占农作物总播种面积的比重为中介变量，粮食主产区政策对化肥污染排放量削减效应的34.639%可由此机制解释；或以粮食作物播种面积与经济作物播种面积之比作为中介变量，上述削减效应的35.333%可由此机制解释。换言之，无论使用哪种种植业结构指标来分析，

^①此处感谢匿名审稿专家的建议。

^②Gelbach（2016）已证明： $\hat{\beta} = \hat{\delta} + \sum_j \hat{\kappa}^j \hat{\tau}^j$ 。其中，机制 j 所能解释的效果为： $\hat{\kappa}^j \hat{\tau}^j$ ，其影响程度为： $\frac{\hat{\kappa}^j \hat{\tau}^j}{\hat{\beta}} \times 100\%$ 。

粮食主产区政策对化肥污染排放量的削减效应中有至少三成源于粮食种植规模的扩大。这一结论验证了前文理论部分的论述，即相比于非粮食主产区，粮食主产区内高度集中且呈规模化的粮食生产活动必然催生出有助于治理化肥面源污染的规模效应。同时，该结论也表明本文所选取的影响机制具有较强的代表性与解释力。

综合来看，扩大粮食种植规模本是粮食主产区为保障粮食安全的一项政策要求，其意外之喜是提高粮食生产的同时降低了化肥面源污染。

表 4 影响机制分析回归结果

	(1)	(2)	(3)	(4)
	$\ln \text{propotion}$	$\ln ESP$	$\ln \text{ratio}$	$\ln ESP$
$group \times post$	0.071*** (0.010)	-0.044** (0.017)	0.212*** (0.033)	-0.042** (0.017)
$\ln \text{propotion}$	—	-0.322*** (0.066)	—	—
$\ln \text{ratio}$	—	—	—	-0.110*** (0.021)
常数项	4.589*** (0.321)	6.844*** (0.642)	6.889*** (1.040)	5.839*** (0.567)
组内 R ²	0.571	0.687	0.554	0.689

注：①控制变量同表 2 列 (6)，估计结果略；②省份固定效应和年份固定效应已控制，估计结果略。

六、异质性分析：粮食主产区怎样做得更好？

前文已表明粮食主产区政策对化肥面源污染具有削减效应，且存在粮食主产区政策通过扩大粮食种植规模以降低化肥面源污染的影响机制。显然，基础回归与影响机制分析的结果均表明，粮食主产区内农业发展与生态环境保护之间矛盾与冲突的纾解源于生产集聚带来的规模效应。那么，如何在保障粮食安全的前提下，避免陷入增产加剧污染的不利境地？本文接下来对这一问题展开讨论。

(一) 理论分析

本质上，粮食主产区政策对化肥面源污染的削减效应是生产集聚产生规模效应的结果，进一步改善粮食主产区内化肥面源污染现状的前提则是如何能充分发挥规模效应。理论上，粮食生产的规模效应离不开农业适度规模经营。不少学者肯定了从发展适度规模经营的过程中获取规模效应的必要性，并且视之为中国农业发展的一条重要的途径（韩俊，1998；许庆等，2011）。在政策层面上，1987 年中共中央在 5 号文件中首次明确提出要采取不同形式实行适度规模经营，此后中央政府连续在“一号文件”中提到要发展适度规模经营，并寄希望于通过发展多种形式的适度规模经营以发展专业化的种植大户并形成规模化的集中连片种植，进而达到保障粮食安全的目的（尚旭东、朱守银，2017）。因此，对于粮食主产区而言，发展适度规模经营以获取规模效应并实现粮食安全具有重要意义。

当前，中国发展适度规模经营是在农业劳动力大规模转入非农就业部门的背景下，通过推进土地

适度规模经营为基础的农业规模化生产来实现的（倪国华、蔡昉，2015）。而现阶段实现土地适度规模经营的主要途径又在于提高土地经营规模（许庆等，2011）。因此，劳动力转移与提升土地经营规模是发展适度规模经营的主要动力与基础条件。但是，短期内劳动力转移与土地经营规模扩大对化肥面源污染亦可能存在影响。具体而言：一是城市化的快速发展吸引了大量青壮年劳动力进城务工，由此带来农村劳动力数量和质量下降，使得以大量劳动力投入为特征的传统农业生产方式难以为继（黄祖辉等，2014）。根据诱致性技术变迁理论，为纾解农业生产过程中劳动力不足的掣肘，农民短期内倾向于选择增加化肥施用量以节约劳动投入^①（胡雪枝、钟甫宁，2012；胡浩、杨泳冰，2015），这必然会造成资源利用的不可持续以及严重的环境污染问题（闵继胜、孔祥智，2016）。二是对于主粮种植农户而言，其化肥施用行为多依靠传统经验与过去习惯（高晶晶等，2008），故随着土地经营面积的提高农户不一定会降低化肥施用量。只有当土地规模达到一定程度、耕地细碎化程度有效降低后，农户才有可能采用先进的农业生产技术与管理方式，进而降低化肥投入（纪龙等，2018）。

虽然从长远来看，促进劳动力转移与扩大土地经营规模能有助于粮食主产区发展适度规模经营以取得规模效应，进而降低化肥面源污染，但在这过程中同样存在短期内加剧污染的可能性。对于本文研究而言，粮食主产区政策对化肥面源污染的削减效应很有可能在受到劳动力转移与土地经营规模的作用下呈现异质性。那么，是否可以通过促进劳动力转移与扩大土地经营规模来发展适度规模经营以充分发挥规模效应，从而更好地实现粮食主产区对化肥面源污染的削减效应？本文将对这一问题展开异质性分析。

（二）计量检验

1.模型设定。本文在（2）式的基础上，以单位面积等标污染排放量为结果变量，引入劳动力转移与土地经营规模两个变量分别与粮食主产区政策（即 $group_i \times post_t$ ）作三重交互项，进行异质性双重差分分析，模型形式具体设定如下：

$$\ln pollution_{it} = \alpha + \beta (group_i \times post_t) + \phi \ln Z_{it} + \varphi (group_i \times post_t) \times \ln Z_{it} \quad (6) \\ + \gamma \ln X_{it} + \mu_i + \lambda_t + \varepsilon_{it}$$

（6）式中， Z_{it} 表示导致粮食主产区政策对化肥面源污染的处理效应呈现异质性的变量，具体劳动力转移变量和土地规模变量。①劳动力转移（*transfer*，%），根据配第一克拉克定理及刘易斯二元经济理论，考虑到数据的可获得性并参考李谷成等（2018）的做法，本文选取农业劳动力数量占就业人员总数量的比重作为反向表示劳动力转移程度的代理变量，以此反映当前农业劳动力大规模转入非农就业部门的趋势。农业劳动力数量用第一产业从业人员数量表示。②土地经营规模（*scale*，亩/人），借鉴游和远、吴次芳（2010）的做法，本文采用农村居民家庭经营耕地面积，以间接反映土地经

^①相较于农业机械替代劳动力易受到土地规模、耕地细碎化程度等的限制，化肥、农药等生产要素价格比农业机械要素价格与劳动力要素价格低且受政策扶持，因而较容易成为农户节约农业生产成本或劳动力投入的首选（闵继胜、孔祥智，2016）。在此，感谢匿名审稿专家的意见。

营规模不断扩大、集中的趋势^①。上述数据分别来源于《中国统计年鉴》和《中国农村统计年鉴》。其中，农村居民家庭经营耕地面积数据只统计到2012年，故样本观测值为496个^②。

需要说明的是，(2)式估计的是处理组的“同质性处理效应”(homogeneous treatment effects)，而(6)式则放松了该假定，估计的是处理组的“异质性处理效应”(heterogeneous treatment effects)^③。因此，三重交互项($group_i \times post_t$) $\times \ln Z_{it}$ 的估计系数 ϕ 反映的是在劳动力转移、土地经营规模的变化下粮食主产区政策对化肥面源污染量影响的异质性。

进一步地，考虑到劳动力转移或土地经营规模的变化，粮食主产区政策与化肥面源污染之间可能存在非线性关系，本文在(6)式的基础上再纳入劳动力转移、土地经营规模的平方项，模型形式具体设定如下：

$$\begin{aligned} \ln pollution_{it} = & \alpha + \beta (group_i \times post_t) + \phi \ln Z_{it} + \varphi (group_i \times post_t) \times \ln Z_{it} \\ & + \theta (\ln Z_{it})^2 + \vartheta (group_i \times post_t) \times (\ln Z_{it})^2 \\ & + \gamma \ln X_{it} + \mu_i + \lambda_t + \varepsilon_{it} \end{aligned} \quad (7)$$

2. 估计结果分析。异质性分析回归结果如表5所示。

表5 异质性分析回归结果

	(1)	(2)	(3)	(4)
	$\ln ESP$	$\ln ESP$	$\ln ESP$	$\ln ESP$
$group \times post$	-0.938*** (0.295)	-9.198* (4.880)	-0.092*** (0.025)	-0.077** (0.031)
$\ln transfer$	-0.029 (0.035)	0.452* (0.252)	—	—
$group \times post \times \ln transfer$	0.225*** (0.075)	4.492* (2.551)	—	—
$\ln transfer \times \ln transfer$	—	-0.078** (0.038)	—	—
$group \times post \times (\ln transfer)^2$	—	-0.549 (0.333)	—	—
$\ln scale$	—	—	0.193*** (0.045)	-0.025 (0.058)
$group \times post \times \ln scale$	—	—	0.047 (0.030)	-0.278*** (0.089)

^①必须承认，微观个体数据更适用于对土地经营规模的考察。

^②由于河南省1997年农村居民家庭经营耕地面积的数据缺失，本文采用线性插值方法补齐。

^③本质上，同质性处理效应与异质性处理效应均是对处理组平均处理效应(average treatment effect for the treated, ATT)的体现。

增产加剧污染？

$\ln scale \times \ln scale$	—	—	—	0.108** (0.046)
$group \times post \times (\ln scale)^2$	—	—	—	0.256*** (0.051)
常数项	6.294*** (0.584)	9.699*** (2.075)	5.878*** (0.795)	6.790*** (0.800)
组内 R ²	0.689	0.712	0.661	0.690

注：①由于模型中包含了劳动力转移变量，故列（1）、（2）的回归中不再纳入单位面积农业劳动力投入变量，以避免控制因素过多（over controlling for factors）问题（参见 Wooldridge, 2008）；②控制变量同表 2 列（6），估计结果略，省份固定效应和年份固定效应的估计结果亦省略；③列（1）、（3）为（6）式的估计结果，列（2）、（4）为（7）式的估计结果。

（1）劳动力转移的异质性影响。由列（1）可知，三重交互项 $group \times post \times \ln transfer$ 显著且系数为正。这说明，农业劳动力数量占比提高会弱化粮食主产区政策对单位面积等标污染排放量的负效应；反过来，随着农村劳动力不断转移，粮食主产区设立更好地发挥了对化肥面源污染的削减效应。这一结果与上述劳动力转移增加化肥面源污染的分析相悖，为此，本文进一步考察包含劳动力转移平方项的结果。由列（2）可知，虽然 $group \times post \times (\ln transfer)^2$ 并不显著，但考虑到交互项过多所导致的共线性干扰，本文对估计系数 β 、 φ 和 ϑ 进行联合假设检验，结果发现不能拒绝三者同时为 0 的原假设^①，因此，本文按列（2）的估计结果解读。可发现，粮食主产区政策对单位面积等标污染排放量的影响随劳动力占比变化呈现“倒 U”型曲线。随着劳动力转移，粮食主产区设立对化肥面源污染的削减效应在第一阶段表现为弱化的趋势，当劳动力转移变量 $transfer$ 达到临界点 59.804 时^②，此时削减效应最小值^③为 -0.009；而当劳动力转移变量从右至左越过临界点后，削减效应则在第二阶段表现为强化趋势。从本文样本来看，处理组基本从 2004 年（即粮食主产区政策元年）起，摆脱了上述第一阶段，进入第二阶段，这也侧面回应了列（1）结果的可靠性。列（2）结果也表明，对于粮食主产区而言，短期内劳动力转移所致污染增长的现象已不复存在，随着劳动力不断转移，发展适度规模经营提升了规模效应，从而更有助于化肥面源污染治理。

（2）土地经营规模的异质性影响。由列（3）可知，三重交互项 $group \times post \times \ln scale$ 不显著，

^①表 5 列（2）中， $group \times post$ 与 $group \times post \times \ln transfer$ 的估计系数 β 、 φ 显著不为 0，且联合假设检验（原假设 $H_0: \beta = \varphi = \vartheta = 0$ ）的 F 统计量为 4.99，p 值为 0.002，因此可一定程度上认为 $group \times post \times (\ln transfer)^2$ 的估计系数 ϑ 亦不为 0。

^②临界点为以 $transfer$ 计算二次函数的对称轴，计算公式为： $\exp\{-4.492 \div [2 \times (-0.549)]\} = 59.804$ 。本文样本中，位于临界点以下（即对称轴左侧）且属于粮食主产区的观测值为 258，13 个粮食主产区中只有四川 1997~1999 年、安徽 1998~2000 年、河南 1999~2003 年和湖南 1998~2001 年的观测值位于临界点以上。

^③需要注意的是，此处削减效应最小值为 $group \times post$ 对 $\ln ESP$ 边际影响的二次函数的最大值。下文关于土地规模经营异质性分析中的削减效应最大值亦是此相反理解。

但对 β 、 ϕ 和 φ 的联合假设检验在 1% 水平上不能拒绝三者同时为 0 的原假设^①，即存在随农村居民家庭经营耕地面积扩大而弱化粮食主产区政策对单位面积等标污染排放量负效应的可能性。由列 (4) 可知， $group \times post \times (\ln scale)^2$ 显著且系数为正。这表明，粮食主产区政策对单位面积等标污染排放量的影响随土地规模变化呈现“U”型曲线。随着土地经营规模扩大，粮食主产区设立对化肥面源污染的削减效应在第一阶段表现为强化的趋势，当土地经营规模变量 $scale$ 达到临界点 1.721 时^②，此时削减效应最大值为 -0.152；而当土地经营规模变量从左至右越过临界点后，削减效应在第二阶段表现为弱化的趋势。这说明，对于粮食主产区而言，通过扩大土地经营规模以获取规模效应来降低化肥面源污染存在一个临界水平。虽然农村居民家庭经营耕地面积数据只统计到 2012 年，并不能反映此后土地经营规模的变化情况，但这一结果仍有一定的参考意义。随着土地经营规模逐年扩大，对于化肥面源污染的治理，还需生产环节外包等社会化服务的积极配合，从而推移临界点的到来或不落于削减效应弱化的区间，进而更好地发挥粮食主产区对降低化肥面源污染的集聚优势与规模效应^③。

综上所述，促进劳动力转移与扩大土地经营规模为发展适度规模经营提供了有利条件与必要基础，有助于粮食主产区借助规模效应从而达到对化肥面源污染的有效治理，进一步避免了陷入增产加剧污染的不利境地。但同时也应警惕，土地经营规模并非越大越好，治理化肥面源污染还需一系列社会化服务的配合与支持，如此才能充分发挥规模效应，以实现农业发展与生态环境保护的双赢。

七、结论与政策含义

本文以粮食主产区政策为切入点，将 2004 年全国设立 13 个粮食主产区视为一次部分省份粮食安全压力激增的准自然实验，通过评估粮食主产区政策对化肥面源污染是否存在显著的因果效应，以期回答在粮食安全的压力下，粮食主产区是否存在增产加剧污染的可能性。

本文的主要结论包括以下三个方面：第一，基础回归结果表明，粮食主产区政策对化肥面源污染具有显著的削减效应，尤其是氮污染排放量，即在粮食安全的压力下，粮食主产区在增产的同时降低了化肥面源污染。第二，影响机制分析结果表明，粮食主产区政策对化肥面源污染的削减效应可通过扩大粮食种植规模而实现，即通过发挥粮食作物生产的规模效应以降低化肥污染排放量。换言之，扩大粮食种植规模本是粮食主产区为保障粮食安全的一项政策任务，其结果是粮食增产的同时降低了化肥面源污染。第三，异质性分析结果表明，劳动力转移与土地经营规模提高有助于粮食主产区发展适

^①表 5 列 (3) 中， $group \times post$ 与 $\ln scale$ 估计系数 β 、 ϕ 显著不为 0，且联合假设检验（原假设 $H_0: \beta = \phi = \varphi = 0$ ）的 F 统计量为 9.12，p 值为 0.000，因此可一定程度上认为 $group \times post \times \ln scale$ 的估计系数 φ 亦不为 0。

^②临界点为以 $scale$ 计算二次函数的对称轴，计算公式为： $\exp\{-(-0.278) \div [2 \times 0.256]\} = 1.721$ 。本文样本中，位于临界点以上（即对称轴右侧）且属于粮食主产区的观测值为 86 个，具体为：内蒙古 1997~2012 年、吉林 1997~2012 年、安徽 2007~2012 年、河北 1997~2012 年、辽宁 1997~2012 年、黑龙江 1997~2012 年。

^③诚然，通过在土地经营规模之上发展生产环节外包等社会化服务来降低化肥面源污染这一议题，还有待使用更为全面的宏观数据或使用微观个体数据展开研究。

度规模经营以获取规模效应，从而实现对化肥面源污染的削减效应，进一步避免了粮食主产区陷入增产加剧污染的不利境地。但也应警惕，通过提高土地经营规模以获取规模效应来降低化肥面源污染可能存在规模临界水平。

本质上，增产加剧污染的背后反映的是中国农业系统长期存在的农业发展与生态环境保护之间的矛盾与冲突。因此，本文的研究结论具有以下三方面的政策含义：首先，粮食主产区因生产集中更容易发展规模经营，从而更具有农业面源污染治理的规模效应。在粮食主产区内，增产并不加剧污染，这意味着农业发展与生态环境保护之间的矛盾与冲突并非不可调和。中国农业可以做到保护生态环境与发展生产的有机统一、相辅相成，实现“既要绿水青山，又要金山银山”的“双赢”。其次，由于粮食主产区定位的特殊性，其农业发展更侧重于稳定增产。在粮食安全目标下，粮食主产区通过粮食作物的集约化、规模化生产不仅促进了农业发展，还实现了对农业面源污染治理的规模效应。因此，坚持以粮食安全为导向的农业发展也可统筹兼顾生态环境保护。最后，当前劳动力外流和土地集约化生产已是必然趋势，发展适度规模经营已是中国农业的必由之路，粮食主产区更须以身作则。合理、有序地引导剩余劳动力向第二、三产业转移，积极开展土地适度规模经营并建立和完善社会化服务配套体系，为发展适度规模经营提供有利条件和必要基础，进而实现粮食主产区内农业发展更快、生态环境更优。综上所述，本文研究为粮食主产区内是否存在增产加剧污染的可能性提供了经验性证据，也为在粮食安全的目标下实现农业发展与生态环境保护并举提供了有益的政策启示。

参考文献

- 1.陈敏鹏、陈吉宁、赖斯芸，2006：《中国农业和农村污染的清单分析与空间特征识别》，《中国环境科学》第6期。
- 2.陈锡文，2002：《环境问题与中国农村发展》，《管理世界》第1期。
- 3.陈昭玖、胡雯，2016：《农地确权、交易装置与农户生产环节外包——基于“斯密—杨格”定理的分工演化逻辑》，《农业经济问题》第8期。
- 4.仇焕广、栾昊、李瑾、汪阳洁，2014：《风险规避对农户化肥过量施用行为的影响》，《中国农村经济》第3期。
- 5.杜锐、毛学峰，2017：《基于合成控制法的粮食主产区政策效果评估》，《中国软科学》第6期。
- 6.高晶晶、彭超、史清华，2019：《中国化肥高用量与小农户的施肥行为研究——基于1995~2016年全国农村固定观察点数据的发现》，《管理世界》第10期。
- 7.葛继红、周曙东，2011：《农业面源污染的经济影响因素分析——基于1978~2009年的江苏省数据》，《中国农村经济》第5期。
- 8.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。
- 9.韩俊，1998：《土地政策：从小规模均田制走向适度规模经营》，《调研世界》第5期。
- 10.胡浩、杨泳冰，2015：《要素替代视角下农户化肥施用研究——基于全国农村固定观察点农户数据》，《农业技术经济》第3期。
- 11.胡雪枝、钟甫宁，2012：《农村人口老龄化对粮食生产的影响——基于农村固定观察点数据的分析》，《中国农村经济》第7期。

- 12.黄少安、孙圣民、宫明波, 2005:《中国土地产权制度对农业经济增长的影响——对 1949~1978 年中国大陆农业生产效率的实证分析》,《中国社会科学》第 3 期。
- 13.黄祖辉、王建英、陈志钢, 2014:《非农就业、土地流转与土地细碎化对稻农技术效率的影响》,《中国农村经济》第 11 期。
- 14.纪龙、徐春春、李凤博、方福平, 2018:《农地经营对水稻化肥减量投入的影响》,《资源科学》第 12 期。
- 15.蒋黎、朱福守, 2015:《我国主产区粮食生产现状和政策建议》,《农业经济问题》第 12 期。
- 16.金书秦、张惠、付饶、刘静, 2019:《化肥零增长行动实施状况中期评估》,《环境保护》第 2 期。
- 17.赖斯芸, 2003:《非点源污染调查评估方法及其应用研究》,清华大学硕士学位论文。
- 18.李谷成、李焯阳、周晓时, 2018:《农业机械化、劳动力转移与农民收入增长——孰因孰果?》,《中国农村经济》第 11 期。
- 19.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。
- 20.梁流涛、冯淑怡、曲福田, 2010:《农业面源污染形成机制:理论与实证》,《中国人口·资源与环境》第 4 期。
- 21.林坚、李德洗, 2013:《非农就业与粮食生产:替代抑或互补——基于粮食主产区农户视角的分析》,《中国农村经济》第 9 期。
- 22.陆铭、冯皓, 2014:《集聚与减排:城市规模差距影响工业污染强度的经验研究》,《世界经济》第 7 期。
- 23.罗必良, 2017:《论服务规模经营——从纵向分工到横向分工及连片专业化》,《中国农村经济》第 11 期。
- 24.毛学峰、孔祥智, 2019:《重塑中国粮食安全观》,《南京农业大学学报(社会科学版)》第 1 期。
- 25.闵继胜、孔祥智, 2016:《我国农业面源污染问题的研究进展》,《华中农业大学学报(社会科学版)》第 2 期。
- 26.倪国华、蔡昉, 2015:《农户究竟需要多大的农地经营规模?——农地经营规模决策图谱研究》,《经济研究》第 3 期。
- 27.倪国华、郑风田, 2012:《粮食安全背景下的生态安全与食品安全》,《中国农村观察》第 4 期。
- 28.潘丹, 2014:《中国化肥施用强度变动的因素分解分析》,《华南农业大学学报(社会科学版)》第 2 期。
- 29.尚旭东、朱守银, 2017:《农地流转补贴政策效应分析——基于挤出效应、政府创租和目标偏离视角》,《中国农村观察》第 6 期。
- 30.王志刚、申红芳、廖西元, 2011:《农业规模经营:从生产环节外包开始——以水稻为例》,《中国农村经济》第 9 期。
- 31.魏后凯、王业强, 2012:《中央支持粮食主产区发展的理论基础与政策导向》,《经济学动态》第 11 期。
- 32.向涛、綦勇, 2015:《粮食安全与农业面源污染——以农地禀赋对化肥投入强度的影响为例》,《财经研究》第 7 期。
- 33.肖海峰、王姣, 2004:《我国粮食综合生产能力影响因素分析》,《农业技术经济》第 6 期。
- 34.许庆、尹荣梁、章辉, 2011:《规模经济、规模报酬与农业适度规模经营——基于我国粮食生产的实证研究》,《经济研究》第 3 期。
- 35.游和远、吴次芳, 2010:《农地流转、禀赋依赖与农村劳动力转移》,《管理世界》第 3 期。
- 36.曾靖、常春华、王雅鹏, 2010:《基于粮食安全的我国化肥投入研究》,《农业经济问题》第 5 期。

- 37.张红宇、张海阳、李伟毅、李冠佑，2015：《中国特色农业现代化：目标定位与改革创新》，《中国农村经济》第1期。
- 38.张利国，2013，《新中国成立以来我国粮食主产区粮食生产演变探析》，《农业经济问题》第1期。
- 39.张维理、武淑霞、冀宏杰、H. Kolbe，2004：《中国农业面源污染形势估计及控制对策 I. 21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计》，《中国农业科学》第7期。
- 40.郑风田、程郁，2005：《从农业产业化到农业产业区——竞争型农业产业化发展的可行性分析》，《管理世界》第7期。
- 41.朱希刚，2004：《中国粮食供需平衡分析》，《农业经济问题》第12期。
- 42.Ebenstein, A., J. Zhang, M. S. McMillan, and K. Chen, 2011, “Chemical Fertilizer and Migration in China”, NBER Working Papers 17245, <https://www.nber.org/papers/w17245>.
- 43.Gelbach, J. B., 2016, “When Do Covariates Matter? And Which Ones, and How Much?”, *Journal of Labor Economics*, 34(2):509-543.
- 44.Heckman, J., R. Pinto, and P. Savelyev, 2013, “Understanding the Mechanisms Through Which an Influential Early Childhood Program Boosted Adult Outcomes”, *American Economic Review*, 103(6):2052-2086.
- 45.Hosoe, M., and T. Naito, 2006, “Trans-boundary Pollution Transmission and Regional Agglomeration Effects”, *Regional Science*, 85(1):99-120.
- 46.Huang, J., and S. Rozelle, 1995, “Environmental Stress and Grain Yields in China”, *American Journal of Agricultural Economics*, 77(4):853-864.
- 47.Huang, J., R. Hu, J. Cao, and S. Rozelle, 2008, “Training Programs and In-the-field Guidance to Reduce China’s Overuse of Fertilizer without Hurting Profitability”, *Journal of Soil and Water Conservation*, 63(5):165-167.
- 48.Lin, J. Y., 1992, “Rural Reforms and Agricultural Growth in China”, *American Economic Review*, 82(1):34-51.
- 49.Lu, Y., A. Jenkins, R. C. Ferrier, M. Bailey, I. J. Gordon, S. Song, J. Huang, S. Jia, F. Zhang, X. Liu, Z. Feng, and Z. Zhang, 2015, “Addressing China’s Grand Challenge of Achieving Food Security While Ensuring Environmental Sustainability”, *Science Advances*, 1(1):1-5.
- 50.Moser, P., and A. Voena, 2012, “Compulsory Licensing: Evidence from the Trading with the Enemy Act”, *American Economics Review*, 102(1):396-427.
- 51.Schreinemachers, P., and P. Tipraqsa, 2012, “Agricultural Pesticides and Land Use Intensification in High, Middle and Low Income Countries”, *Food Policy*, 37(6):616-626.
- 52.Wooldridge, J. M., 2008, *Introductory Econometrics: A Modern Approach*, Chula Vista: South-Western College Pub Press.

(作者单位：¹华中农业大学经济管理学院；

²湖北农村发展研究中心；

³湖北生态文明建设研究院)

(责任编辑：何 欢)

The More Grain Production, the More Fertilizers Pollution? Empirical Evidence from Major Grain-producing Areas in China

Luo Sixuan He Ke Zhang Junbiao

Abstract: China's agricultural system has been confronted with contradictions and conflicts between agricultural development and eco-environmental protection for a long time. In particular, the problem of non-point source pollution of chemical fertilizers in the major grain-producing areas has been receiving much attention. Focusing on the policies in major grain-producing areas, this article regards the establishment of 13 major grain-producing areas in China in 2004 as a quasi-natural experiment, and systematically examines the impact of policies in major grain producing-areas on the non-point source pollution of chemical fertilizers and its mechanism by using a difference-in-differences method. The main conclusions of this study are as follows. First, the basic regression analysis shows that the policies in major grain-producing areas have a significant reduction effect on non-point source pollution of chemical fertilizers, especially for nitrogen pollution emissions. Second, the impact mechanism analysis shows that the above reduction effect is mainly due to the expansion of grain plantation scale, that is, the scale effect of grain crop production can be brought into play to reduce the emission of chemical fertilizers pollution. Third, the promotion of labor transfer and the expansion of land management scale are conducive to the development of moderate scale operation in major grain-producing areas to obtain the scale effect, which helps to generate the reduction effect on the non-point source pollution of chemical fertilizers. Therefore, this study argues that the policies in major grain-producing areas can contribute to achieving a win-win goal of agricultural development and eco-environmental protection. To a certain extent, the results not only provide empirical evidence for resolving the contradictions and conflicts between agricultural development and eco-environmental protection, but also provide policy implications in major grain-producing areas for promoting agricultural development and improving eco-environmental protection under the goal of food security.

Key Words: Agricultural Development; Eco-environmental Protection; Major Grain-producing Area; Grain Security; Non-point Source Pollution of Chemical Fertilizer