

环境政策效果的综合框架： 来自 16 项试点政策的经验证据^{*}

王 莉 亢延锟 薛 飞 黄 炜

内容提要：为量化估计我国环境政策对环境污染的影响及机制，本文首次提出基于边际效应的机制分析框架，借助于 2005—2018 年 283 个地级市的面板数据以及双重差分法，在这一框架下系统考察了我国 16 项环境政策。利用这一框架，本文首先量化估计了政策作用机制的边际效应，并克服了已有文献在机制分析中无法解决的内生性问题。其次，本文发现不同政策对不同污染物的影响效应差异明显，当忽略政策之间的相关性时，会导致政策效应出现 5%~25% 的高估，经济总量、经济结构、产业结构、技术创新这 4 项机制可以解释环境政策效果的 80% 左右。最后，本文发现环境政策对不同污染物排放的作用机制具有明显差异。经济总量和产业结构分别解释了 48.43% 和 24.35% 的 CO₂ 排放量变动，技术进步解释了 40.79% 的 SO₂ 排放量变动，技术进步和产业结构则是影响 PM2.5 浓度变动的主要原因，分别能够解释 30.59% 和 29.08% 的 PM2.5 浓度变动。本文对我国一系列环境治理实践进行了统一的评估，其中对环境政策影响机制的分析为新时期环境治理和绿色发展提供了可拓展的政策选择空间，这对我国进一步推进环境治理能力现代化和完善生态文明体系建设至关重要。

关键词：试点政策 边际效应 双重差分 机制分析

作者简介：王 莉，西北大学经济管理学院副教授，710127；

亢延锟（通讯作者），中央财经大学经济学院博士研究生，102206；

薛 飞，中国社会科学院大学工业经济系博士研究生，102488；

黄 炜，美国埃默里大学经济系，助理教授。

中图分类号：F061.5, X196 **文献标识码：**A **文章编号：**1002-8102(2022)04-0098-15

一、引言

坚持绿色低碳发展、防范气候风险和保护生态环境事关经济社会的可持续性与人民福祉。随

^{*} 基金项目：国家社会科学基金重大项目“实施扩大内需战略同深化供给侧结构性改革有机结合研究”（21ZDA034）；国家社会科学基金重大项目“中国特色政策试点机制”（20&ZD118）；“中央高校基本科研业务费专项资金”资助。作者感谢匿名审稿专家的宝贵建议，文责自负。亢延锟电子邮箱：kangyankun@126.com。

着我国生态文明顶层设计和制度体系建设的加快推进,近年来绿色发展成效明显,生态环境质量持续改善。2019 年,我国单位 GDP 碳排放量比 2005 年下降约 48.1%,非化石能源占能源消费比重达 15.3%,提前完成了减排承诺,而“碳中和、碳达峰”目标的提出,意味着我国将继续深入践行绿色低碳发展道路。随着“十四五”规划的逐步推进,我国生态文明建设将进入以降碳为重点战略方向、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。

党的十八大以来,围绕低碳经济、污染防治、节能减排、清洁生产,我国陆续出台了“一揽子”政策措施,其中仅在企业生态环境治理方面就出台了 120 余项政策措施。然而,由于不同政策在政策目标、发起单位、运行过程、考核机制等方面均呈现明显差异,政策的作用机制、实际效果和经济成本可能大相径庭。更重要的是,坚持绿色发展,要做到“既要绿水青山,也要金山银山”,这就意味着除了环境政策的环境效应,其经济效应也同样重要。因此,及时评估相关政策实施效果和总结相关政策作用机制,对新时期我国能源环境政策选择具有重要意义,也对我国新时期生态文明建设具有重要的启示意义(Munasinghe,1995,宋马林、王舒鸿,2013)。

环境政策实际上是通过影响机制变量进而改善环境的,例如产业结构、技术进步等,但目前文献对这一问题却较少涉及。如果能够明确各种机制变量对污染排放的边际影响,那么不仅可以预估政策的实际效果,还可以作为政策有效性的重要依据(Hendren 和 Sprung-Keyser,2020)。既有文献对上述问题极少涉及的原因在于:一是机制变量的内生性问题难以克服,二是无法剥离不同机制的相互影响。例如,关停污染企业不仅会改变当地的产业结构,还会缩减当地的经济规模,这种机制变量间的相互影响是无法被观测的,即我们无法确定在给定经济总量不变的条件下,产业结构变化对污染物排放的具体影响。

本文基于 Hendren 和 Sprung-Keyser(2020)以及 Goldin 等(2021)的理论框架,提出了一种基于边际效应的分析框架。在这一框架中,我们不仅可以量化机制变量对环境污染的具体影响,还允许不同政策和不同机制同时进入估计方程,相互作为控制变量。这不仅可以排除不同政策之间的干扰,还可以在给定其他机制变量不变的情况下,考察我们所关心的机制变量对污染治理的作用。进一步,通过夏普利值分解,可以计算出不同机制变量对不同污染物的贡献度,这很好地填补了已有文献在量化机制分析中的空白。

然而,采用这一分析框架需要满足较为严苛的条件,即同时需要较多的外生冲击。幸运的是,中国政府在环境治理方面出台了大量政策,给予了我们足够多的外生冲击,使我们可以基于边际效应的机制分析框架下,量化估计政策作用机制的边际效应。因此,借鉴荟萃分析(Meta-Analysis)(Stanley,2001)的思路,本文筛选和分析了 16 项能源环境政策,基于统一的分析框架,控制政策之间的相互影响,系统评估了不同机制对于不同污染排放的贡献。结果表明,试点政策对不同污染物的影响机制各不相同。其中,经济总量和产业结构在 CO₂ 排放量变动中占主导地位,技术进步则解释了 SO₂ 排放量变动的绝大部分,技术进步和产业结构则是影响 PM_{2.5} 浓度变动的主要原因。

本文可能的创新点体现在两个方面。第一,首次提出基于边际效应的机制分析框架,定量评估机制变量对污染排放指标的贡献,并采用夏普利值分解方法,量化不同渠道的效果和贡献比例,从而为解决机制分析中潜在的内生性问题提供一种新的思路。已有文献专门针对某一项政策对特定污染物排放的影响效应进行评估,但研究的分析框架和研究方法并不相同,并且不同政策对不同污染排放的影响也并不一致,因此研究结果不可直接对比。从政策效果来看,已有文献可能存在发表偏倚(Publication Bias)(Andrews 和 Kasy,2019),即相关研究的政策效果大多是有效的,

基本结论都认为政策具有“显著”影响,并且这些显著影响是在未剥离政策之间相互影响的情况下得到的,因此对于环境政策的有效性值得进一步探究。第二,已有文献中不同政策对不同污染物排放的影响研究并不全面,本文评估了 16 项政策对 CO_2 排放量、 SO_2 排放量和 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的影响,增进了已有文献的认知。

二、我国环境政策的分布特征

21 世纪以来,各项环境保护政策开始相继出台。根据环境政策的类型、发起方式和运行过程,可将我国环境政策分为以下三类。第一,从政策类型上看,可分为命令控制型、市场激励型和公众参与型三种,命令控制型一般为直接的政府管控,市场激励型主要是对排放制定价格(王班班、齐绍洲,2016),而公众参与型则是指给予公众表达环境利益的有效途径,通过公众监督等手段影响企业的排污决策(Leng 等,2021)。第二,从政策的发起方式来看,可分为“地方发起+中央批准”、“中央发起+地方申请”、地方发起和中央发起四种类型。整体来看,大多数环境政策属于中央发起和“中央发起+地方申请”两种类型,地方政府的自发改革相对较少。第三,从政策的运行过程来看,地方政府是环境政策的具体执行者,能够有效激励地方政府的措施是环境政策成功的关键,大多数政策在实行过程中,伴随着中央的专项转移支付和财政补贴,因此可根据是否有财政补贴和考核机制将环境政策进行分类。

本文筛选了 2005—2018 年 16 项代表性政策,分别是低碳城市试点、两型社会综改区、资源型经济转型综改区、国家循环经济示范城市、节能减排财政政策综合示范、冬季清洁取暖试点、环境信息披露城市、区域工业绿色转型试点、新能源示范城市、生态文明先行示范区、环保法庭、排污权交易、碳排放权交易试点、新能源汽车试点城市、新能源汽车推广应用城市、低碳交通运输体系试点。根据上述政策分类标准,其中命令控制型政策、市场激励型、公众参与型政策分别有 10 项、4 项和 2 项;多部门发起和单部门发起的政策分别有 4 项和 12 项,并且只有环保法庭一项政策没有中央参与,由各地自发发起;13 项政策拥有来自中央的财政支持,同时 11 项政策有事后的考核机制。

通过对上述 16 项政策进行梳理,我们发现,第一,环境政策的覆盖面较广,几乎覆盖了中国所有地级市。具体来说,我国环境政策的扩散经历了两波高峰。第一波集中在 2007 年左右,随着排污权交易、两型社会综改区等政策的出台和范围扩大,我国环境政策的覆盖区域快速扩大,由之前仅覆盖 20% 地级市猛然上升至接近 60%。第二波集中在 2013 年左右,这一时期以降低碳排放为核心的新能源汽车推广应用城市、新能源示范城市、生态文明先行示范区等政策的出台和扩散进一步扩大了我国环境政策的覆盖面。截至 2018 年,在选取的 16 项代表性政策中,有 93% 的地级市至少实施了其中一项政策,有接近 80% 的城市至少实施了上述两项政策,同时又有 40% 以上的城市至少同时实施了其中四项政策。

第二,环境政策之间的相关性较强,政策“扎堆”现象十分严重。我们在 2005—2018 年地级市面板数据中,生成 16 项政策的虚拟变量,并将每一项和其余 15 项进行回归,一共进行了 $240(16 \times 15)$ 组回归。回归结果显示,有 156 组即 65% 的估计系数 P 值小于 0.05,有 129 组即 53.75% 的估计系数 P 值小于 0.01。^① 大部分系数从统计上显著为正,反映出大多数政策之间存在显著的正相关性,即政策“扎堆”集中分布在一些特定的城市。

^① 由于篇幅限制,本文并未汇报具体回归结果,感兴趣的读者可向作者索取。

三、理论框架:基于边际效应的机制分析

(一) 机制分析的思路

从理论上讲,政策工具无法直接作用于最终目标,而是通过影响相关机制变量进行传导。因此,我们可以考虑一个简化的机制分析模型。其中,因变量、外生政策变量和机制变量分别为 E 、 $Policy$ 和 M ,且 E 与 M 之间存在函数关系 $E = F(M, \varepsilon)$ 。一般而言,我们通过逐步回归考察 $Policy$ 对 E 的影响机制。具体模型设置如下:

$$E = \beta_0 + \beta_1 Policy + \varepsilon_1 \quad (1)$$

$$M = \alpha_0 + \alpha_1 Policy + \varepsilon_2 \quad (2)$$

其中, β_1 和 α_1 分别衡量 $Policy$ 对 E 和 M 的边际效应。若 β_1 和 α_1 均显著,则可以认为 M 是 $Policy$ 影响 E 的一种机制。通过上述方法,虽然可以识别影响机制 M ,但仅做出了定性判断,对机制变量的贡献度并未进行定量测算。为此,在公式(1)的基础上加入了机制变量 M ,以检验机制变量 M 的作用程度,即建立公式(3),通过 θ_1 和 θ_2 的系数大小及显著性可以对其机制变量的作用程度进行判断。

$$E = \beta_0 + \theta_1 Policy + \theta_2 M + \varepsilon_3 \quad (3)$$

但这一框架存在以下几个问题:第一,式(3)中,由于不可观测因素 ε_3 同时影响 M 和 E ,将造成 M 是内生变量;第二,由于政策的影响机制并非是单一的,不同的机制之间还存在一定相关性;第三,由于经济系统的复杂性,在实际操作中,我们并不能穷尽所有的机制变量,由此造成遗漏变量问题。上述问题的存在会造成机制分析出现估计偏误。

(二) 基于边际效应的机制分析框架

为了解决机制分析可能存在的估计偏误,Hendren 和 Sprung-Keyser(2020)、Goldin 等(2021)提出了一种机制分析的新思路:在统一框架下分别估计政策对因变量和对机制变量的边际影响,并将两者相结合进行机制分析。我们假设机制变量 M 为单一变量,并将外生政策变量 $Policy$ 视为一个工具变量。根据瓦尔德估计量(Wald-Estimator),则存在 $\beta_{IV} = \beta_1 / \alpha_1$,即:

$$\text{机制变量对因变量的边际效应} = \frac{\text{外生政策对因变量的边际效应}}{\text{外生政策对机制变量的边际效应}} \quad (4)$$

式(4)中的机制变量对因变量的边际效应反映的是机制变量影响因变量的作用程度。通过这种方法能够较好地缓解机制分析中的内生性问题。

上述情形是一个简化情形,但在实际中外生政策和机制变量并不唯一且存在相关性。也就是说,存在 j 项外生政策并通过影响 s 种机制变量进而影响因变量。为了进一步有效剥离机制变量之间的相关性问题,本文在 Hendren 和 Sprung-Keyser(2020)、Goldin 等(2021)研究的基础上,首次提出了基于边际效应的机制分析方法:假设不同政策对不可观测因素的影响不直接与因变量和机制变量同时相关,根据式(1)和式(2),可以估计出各项政策的边际效应及其对不同机制变量的边际效应。根据 Goldin 等(2021),当满足:

条件 1:有较多的外生冲击,即存在不同的政策,政策数量 > 机制变量数量;

条件 2:不同外生冲击对 E 和 M 的影响均要在统一实证模型下估计而得;

条件 3:不同政策对 E 和 M 的影响不存在共线性,即存在差异。

在上述 3 个条件得到满足的前提下,通过整合各项政策的政策效应以及各项政策对不同机制变量的边际效应,可以估计出不同机制对政策效应的边际效应。即当存在 j 个外生政策冲击和 s 个机制变量时,对式(3)关于 $Policy_j$ 求导,可得:

$$\frac{dE}{dPolicy_j} = \theta_s \frac{dM_s}{dPolicy_j} + \frac{d\varepsilon}{dPolicy_j} \tag{5}$$

式(5)中, $dE/dPolicy_j$ 为政策 j 对因变量的边际效应,将其记为 C_j , $dM_s/dPolicy_j$ 为政策 j 对机制变量 M_s 的边际效应,将其简写为 β_j^s ;则式(5)可以简写为:

$$C_j = \theta_s \beta_j^s + e_j \tag{6}$$

其中, $e_j = d\varepsilon/dPolicy_j$,为政策 j 对不可观测的扰动项的影响。当政策 $Policy_j$ 外生时, e_j 与 β_j^s 和 C_j 不相关。通过对上式进行估计,可以得到外生政策通过机制变量对因变量带来的真实效应。

基于边际效应的机制分析框架具有以下优点。第一,能够量化机制变量的影响。机制分析方法仅能对政策效应的影响机制做出定性分析,难以对相关机制变量对政策效应的贡献度进行量化分析,而基于边际效应的机制分析框架,可以量化出不同机制对政策效应的贡献度。第二,克服不同机制的相互影响。采用逐步回归的方式进行机制分析时,只能逐个对机制变量进行考察,从而容易造成遗漏变量问题,而在基于边际效应的机制分析框架中,我们允许不同的机制同时进入方程,可以相互作为控制变量。第三,克服了不同政策间的干扰。从上文分析可知,我国环境政策之间的相关性较强,政策“扎堆”现象十分严重,从而针对单一政策评估时容易造成估计偏误。本文允许不同政策进入估计方程,政策之间相互控制,从而在一定程度上克服了不同政策之间的干扰。当然,由于这一分析框架的应用条件较为严格,需要具有较多的外生政策冲击,在实际应用中不易实现。例如,Hendren 和 Sprung-Keyser(2020)收集了近 50 年来美国 133 项福利政策,在此基础上计算各项政策的公共资金边际价值,并以此评估各项政策带来的福利效应。

在下文分析中,遵循基于边际效应的机制分析框架,首先,采用统一计量模型,对 CO_2 排放量、 SO_2 排放量和 $PM2.5$ 浓度的政策效应进行估计,从而得出不同政策对污染排放的边际效应,即得到式(6)中的 C_j ;其次,根据理论逻辑和文献梳理,本文选取一系列机制变量,采用同一计量模型估计得到各项政策对各类机制变量的边际效应,即得到公式(6)中 β_j^s ;最后,将前两步中的 C_j 和 β_j^s 相结合,对公式(6)进行回归分析和夏普利值分解,以此分析不同机制对政策效应的作用效果和贡献度。

四、变量、数据描述和识别策略

(一)模型设定

根据理论框架中的分析思路,本文对所搜集整理的 16 项环境试点政策的效果进行估计。具体地,对于每一个试点政策而言,实施该政策的城市就是处理组,没有实施该政策的城市就是对照组,具体估计方程设计如下:

$$\ln E_{it} = \beta_0 + \beta_j Policy_{it}^j + X_{initial_{it}} \times year_t + X_{it} + \delta_t + \pi_i + \varepsilon_{it} \tag{7}$$

其中, $\ln E_{it}$ 为 i 城市 t 年的人均污染物排放量, 由于减碳降污是我国环境保护工作的重中之重, 这里分别选择人均 CO_2 排放量、人均 SO_2 排放量、 $\text{PM}_{2.5}$ 年平均浓度作为环境污染排放的代理变量, 所有被解释变量均作对数处理。 Policy_{it}^j 为各个环境政策的虚拟变量, 当 i 城市 t 年实施 Policy^j 时, Policy_{it}^j 取值为 1, 否则为 0。参照 Che 和 Zhang (2018) 以及 Lu 等 (2019), 我们控制了政策开始之前一系列经济变量与年份虚拟变量的交互项, 具体为 2005 年城市人均 GDP、人均公共预算支出以及第二、三产业增加值占比与年份的交互项。 X_{it} 为 i 城市 t 年平均气温、平均湿度、降水量和日照时数, δ_i 和 π_t 分别为城市和时间的固定效应。在式 (7) 中, 重点关注 β_j 的系数估计值, 当依次将 16 项环境政策分别放入回归模型中, β_j 表示在不考虑政策协同效应时, 该政策对污染的净效应, 当所有的环境政策同时进入方程时, β_j 表示在考虑其他政策的相关性时, 该政策对污染的净效应。

(二) 样本数据、变量选择与描述性统计

本文使用的样本为 2005—2018 年 283 个地级市的面板数据, 原始数据来自《中国统计年鉴》《中国城市统计年鉴》《中国工业经济统计年鉴》以及 CNRDS 数据库。由于绝大多数环境政策在 2005 年以后逐渐出台, 2005—2007 年仅有排污权交易这一项政策已经实施, 因此以 2005 年作为基年, 可以确保绝大多数政策的 DID 估计在事前有足够的对照组。

1. 被解释变量

在 16 项环境试点政策中, 政策目标几乎都是针对减碳降污和治霾, 因此选取了人均 CO_2 排放量、人均 SO_2 排放量和 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度作为环境污染的代理变量。关于城市层面的碳排放量, 本文借鉴苏泳娴等 (2013) 的做法, 利用 NGDC 数据库提供的 DMSP/OLS 和 NPP/VIIRS 两套夜间灯光数据, 反演出 283 个城市每年的碳排放量。与此同时, 近年来以雾霾为主的空气污染问题日益严重, $\text{PM}_{2.5}$ 是导致雾霾的罪魁祸首 (Hering 和 Poncet, 2014; Ebenstein 等, 2015), 也是衡量空气污染的一个重要指标 (Fu 等, 2021)。本文基于 Van Donkelaar 等 (2019) 提供的全球卫星栅格数据,^① 并借鉴孙伟增等 (2019) 的做法, 利用地理信息系统处理得到各城市不同年份的 $\text{PM}_{2.5}$ 平均浓度。

2. 核心解释变量

本文的核心解释变量为 16 项政策的虚拟变量, 具体赋值方式为, 当 i 城市 t 年实施 Policy^j 时, Policy_{it}^j 取值为 1, 否则取值为 0。16 项政策的虚拟变量赋值相互独立, 互不影响。一些政策没有被选取的原因在于: 第一, 政策发生的时间早于本文样本区间, 例如两控区政策是在 2000 年开始实行, 早于本文样本初始年份; 第二, 较难获得城市层面面板数据, 例如“千家企业节能行动”政策是为了强化监管部门对于钢铁、有色、煤炭、电力、石油石化、化工、建材、纺织、造纸等重点耗能行业企业节能的监督管理, 这一政策是在行业层面实施的, 较难从城市层面采集合并数据。另外, 由于绝大多数政策针对的目标对象是大气污染, 可以利用城市层面的空气数据进行政策评估, 而“水环境监测系统”和“河长制”等政策, 主要的目标对象是水污染, 而城市层面的水污染数据目前较难获得, 所以这类政策也未纳入本文研究的样本范围。

3. 控制变量

由于地方经济发展水平和产业结构是影响地区污染物排放的重要因素 (宋弘等, 2019), 同时也会影响地方是否实行环境政策, 按照一般研究处理方式, 在模型中控制了 2005 年城市人均 GDP、人均公共预算支出以及第二、三产业增加值占比与年份的交互项。同时, 为了控制气温、湿度、降水量和日照时数等时间变化的自然条件因素对结果的影响, 本文根据各城市每一年的气温、

① <https://sites.wustl.edu/acag/datasets/surface-pm2-5/>。

湿度、降水量和日照时数进行排序,并根据 25%、50% 和 75% 分位划分为 4 等,分别赋值为 1、2、3、4,并将表示气温、湿度、降水量和日照时数等级的离散变量纳入方程。这样处理的原因在于,不同等级的气温、降水等因素对经济活动的影响并不是连续的,当气温等因素每变化一个等级,其边际影响也不同 (Agarwal 等, 2019; Hu 和 Li, 2019), 因此本文并没有以连续变量的形式直接控制上述自然环境的因素。限于篇幅,未报告描述性统计结果。

五、估计结果及稳健性检验

(一)模型估计基本结果

图 1 ~ 图 6 给出了模型估计的基本结果。对图形信息的解读如下。第一,图 1、图 3、图 5 中分别是不加入任何控制变量,对人均 CO₂ 排放量、人均 SO₂ 排放量和 PM2.5 平均浓度的回归结果。其中菱形为不同政策单独进入方程的回归结果,圆圈为 16 项环境政策同时放入方程,考虑政策协同效应的回归结果,同时按照不考虑政策协同效应时政策的作用大小进行排序,越靠前说明政策效应越大。第二,在图 2、图 4、图 6 中,圆圈的意义与图 1、图 3、图 5 中一致,而方块是在考虑政策协同作用基础上加入一系列控制变量的回归结果。通过图 1 ~ 图 6 的系数可视化信息,得到以下几点结论。

第一,不同政策对不同污染物的减排治理效应不尽相同。首先,对于 CO₂ 排放而言,碳排放权试点、资源型经济转型、节能减排财政政策和冬季清洁取暖试点有比较明显的减排效果,在加入控制变量之后,结果基本保持稳健,只有资源型经济转型和工业绿色转型试点两项政策的系数出现了明显变化,但在统计意义上无显著差别。其次,对于 SO₂ 排放而言,冬季清洁取暖试点政策、工业绿色转型试点政策、环境信息披露试点、碳排放权试点和低碳交通运输体系试点有比较明显的减排效果,在加入控制变量之后所有估计无明显变化,统计上也无明显差别。再次,对于 PM2.5 浓度而言,碳排放权试点政策和新能源汽车推广应用城市有比较明显的政策效果,在加入控制变量之后所有估计无明显变化,统计上也无明显差别。最后,由于污染物同根同源的性质,不少政策还存在溢出效应,在实现目标污染物降低的同时,还会降低其他污染物排放。例如,碳排放权试点政策不仅能够降低试点地区 CO₂ 排放量,还能够降低 SO₂ 排放量和 PM2.5 浓度。但也会出现因地方政府落实力度不够等因素影响,一些政策存在执行偏差,未能实现预期的减排目标。例如,排污权交易政策并未对 SO₂ 排放量产生显著影响。

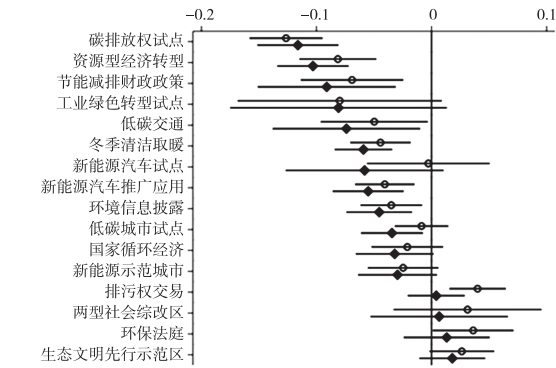


图 1 不加入控制变量的政策效果 (CO₂)

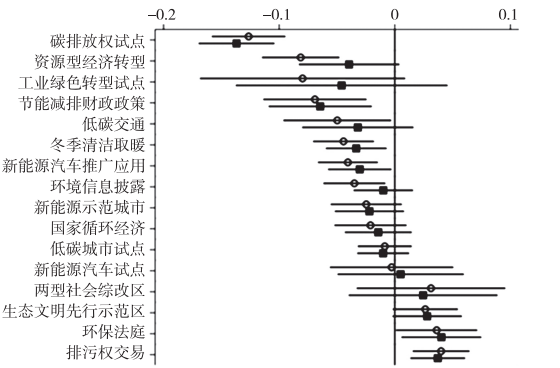


图 2 加入控制变量的政策效果 (CO₂)

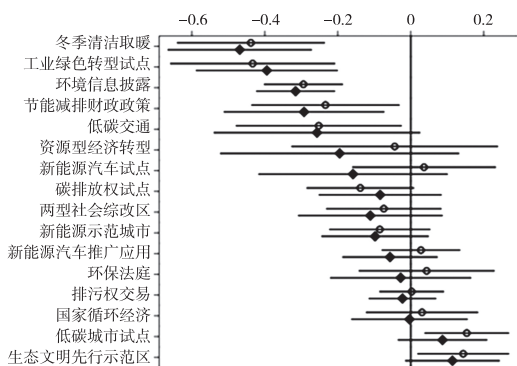


图 3 不加入控制变量的政策效果 (SO_2)

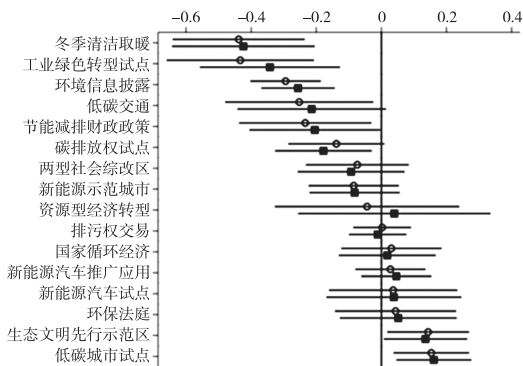


图 4 加入控制变量的政策效果 (SO_2)

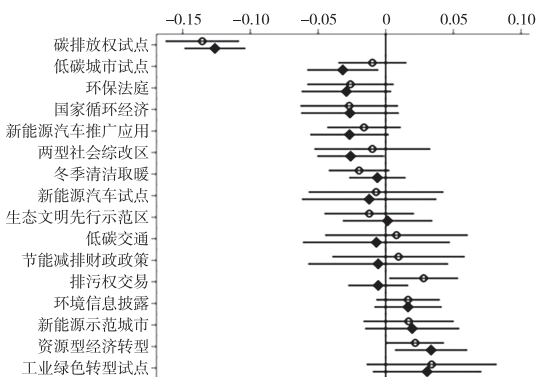


图 5 不加入控制变量的政策效果 ($\text{PM}_{2.5}$)

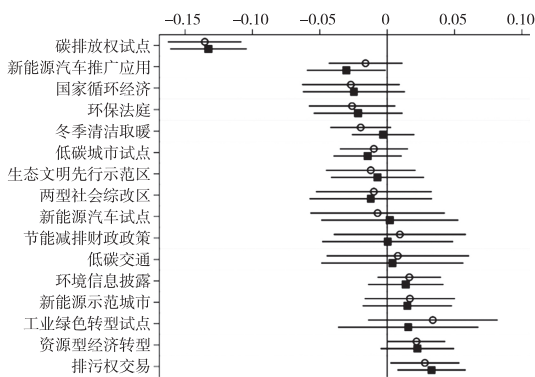


图 6 加入控制变量的政策效果 ($\text{PM}_{2.5}$)

第二,不考虑政策之间的相关性,会造成估计结果的高估。具体来说,对于 CO_2 排放量的政策效应结果会高估 5% ~ 25%,例如资源型经济转型、节能减排财政政策、低碳交通运输体系试点、新能源汽车试点城市,但在统计意义上没有显著差别。对于 SO_2 排放量的估计结果会高估 5% ~ 10%,例如冬季清洁取暖试点、节能减排财政政策和资源型经济转型。对于 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的估计结果同样会高估 5% ~ 10%,例如,两型社会综改区、低碳城市试点和新能源汽车推广应用城市。

第三,政策考核目标是否多元化的要求不同,对于不同污染指标的效果也不尽相同。从碳排放权试点和冬季清洁取暖试点对 CO_2 排放量和 SO_2 排放量的影响来看,效果最好的政策往往政策目标相对单一,同时推出“一揽子”改革措施的政策反而效果较差。这说明对于不同的污染物,政策传导机制不尽相同,这将在下一部分着重讨论。

(二) 稳健性检验

双重差分方法要求处理组和控制组在事前没有显著差异,对此我们采取两种策略进行检验。第一,短期事前趋势检验。我们引入了政策实施前两期和后两期的年度虚拟变量,并利用动态 DID 进行平行趋势检验。具体地,若政策实施前的效应近乎 0,并且在统计上也不显著,说明在政策开始之前实验组和控制组并没有显著差异。需要指出的是,考虑到回归结果过多,为了能更加清楚地展示平行趋势结果,采用联合显著性检验的方式,检验政策实施前年份的虚拟变量与实验组虚拟变量交互项的显著性,当事前交互项的系数显著为 0 时,平行趋势满足,反之则不满足平行趋势假设。由表 1 可知,在 48 个检验结果中,仅有碳排放权试点、排污权交易试点对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度,生态文明先行示范区对 CO_2

排放量,两型社会综改区对 PM2.5 浓度事前趋势的联合显著性检验 P 值小于 0.05,新能源汽车试点对 CO₂ 排放量以及生态文明先行示范区对 PM2.5 浓度的事前趋势的 P 值小于 0.1。上述不满足平行趋势的回归分布于 5 个政策,分布较为分散,并且没有出现某一项政策对所有污染物的回归都不满足平行趋势假设的情况。因此,从整体看 16 项试点政策基本满足了平行趋势假设。

第二,长期事前趋势检验。在上述策略中,我们仅能观察到政策开始前较短时期污染物的变化情况,但是在更长的时间区间内,平行趋势假设是否仍然得到满足?为此,我们将每一项政策的实行年份提前 5 年,然后利用虚拟政策处理时间进行 DID 估计,如果所得到的估计系数不显著,说明虚拟的政策处理对污染物排放没有显著效果,反之,说明在政策实施之前,处理组就拥有与控制组不同的发展趋势。表 1 第(4)~(6)列呈现了安慰剂检验的结果。可以发现,与平行趋势检验的结果相似,除了少数检验外,其他大部分检验结果均不显著。此外,对比第(1)~(3)列的结果,我们发现没有一项政策对同一种污染物排在两种检验中 P 值均显著小于 0.05。这说明无论在短期还是长期,本文选取的绝大多数政策不存在事前趋势。

表 1 稳健性检验

环境政策	动态 DID 检验			安慰剂检验		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
	CO ₂	SO ₂	PM2.5	CO ₂	SO ₂	PM2.5
碳排放权交易试点	0.34 *	0.30	0.00 *	0.06 *	0.13	0.24 *
新能源汽车试点城市	0.05 *	0.44	0.70	0.28 *	1.00	0.81
新能源汽车推广应用城市	0.27	0.23	0.98	0.13	0.43	0.16
排污权交易	0.73	0.70	0.01	0.04	0.32	0.95
生态文明先行示范区	0.02	0.96	0.07	0.37	0.14	1.00
区域工业绿色转型试点	0.89 *	0.53 *	0.46	0.49 *	0.69 *	0.05
新能源示范城市	0.73	0.19	0.86	0.25	0.46	0.28
节能减排财政政策综合示范	0.39 *	0.23 *	0.62	0.47 *	0.85 *	0.22
国家循环经济示范城市	0.24	0.71	0.68 *	0.52	0.44	0.55 *
两型社会综改区	0.89	0.09	0.00	—	—	—
低碳交通运输体系试点	0.76	0.38 *	0.50	0.05	0.78 *	0.12
资源型经济转型综改区	0.08 *	0.66	0.45	0.00 *	0.82	0.00
冬季清洁取暖试点	0.71 *	0.91 *	0.57 *	0.02 *	0.61 *	0.05 *
环境信息披露城市	0.12 *	0.26 *	0.43	—	— *	—
环保法庭	0.19	0.13	0.74 *	0.83	0.29	0.68 *
低碳城市	0.59 *	0.55	0.14	0.90 *	0.50	0.35

注:(1)表中数值表示稳健性检验结果的 P 值;(2)表中 * 表示在基准回归中政策对污染物排放指标有显著作用,估计系数的显著性见图 2、图 4 和图 6 中的方块;(3)由于两型社会综改区和环境信息披露城市的政策开始时间较早,将政策提前 5 年之后早于 2005 年,因此无法进行安慰剂检验。

六、机制分析

(一)机制分析

通过对 16 项环境政策的梳理可知,相关政策的具体措施主要包括:推行清洁生产、加快产业

结构调整、严控高耗能高污染行业新增产能、倡导绿色低碳生活方式等。同时,根据已有文献的研究,经济规模与结构(韩超等,2020,2021;史丹、李少林,2020)、产业结构(宋弘等,2019)以及技术效应(张华,2020)是环境污染的主要影响因素;而政府支出作为试点政策顺利执行的物质保障,对试点政策效应的发挥具有重要影响。因此,本文将从这几方面来考察不同环境政策影响环境指标的机制。具体的模型设置如下:

$$M_{it} = \alpha_0 + \beta_j Policy_{it}^j + X_{initial_{it}} \times year_t + X_{it} + \delta_t + \pi_i + \varepsilon_{it} \quad (8)$$

上式中, M_{it} 为机制变量,即环境政策可以通过改变这些机制变量进而影响污染排放等环境变量。关于 4 类机制变量,本文共选择 9 个指标分 4 类进行刻画,具体为:(1)经济总量与结构,采用人均 GDP 来衡量经济总量,采用家庭消费占比和政府公共支出占比衡量经济结构;(2)产业结构,采用第二产业比重、第三产业比重 2 个指标进行衡量;(3)技术创新,利用政府研发支出和工业脱硫率 2 个指标衡量;(4)政府支出,采用人均一般公共预算支出和人均环保支出进行衡量。

图 7 呈现了机制分析的回归结果。可以发现,不同环境政策通过不同的机制实现污染减排,其政策效应大小不尽相同。其中,工业绿色转型试点、低碳交通运输试点、节能减排财政政策等是通过减少经济总量实现环境改善的,例如,资源型经济转型使经济总量下降了约 12.4%。资源型经济转型、低碳交通运输试点、新能源汽车试点、低碳城市试点能够通过降低第二产业比重实现污染减排,例如,资源型经济转型使得第二产业比重下降 0.87%。两型社会综改区、碳排放权试点等政策有利于促进政府研发支出的增加,而冬季清洁取暖、环境信息披露以及排污权交易有利于提高工业脱硫率,例如,排污权交易使得工业脱硫率增加了 3 个百分点。此外,厘清能源环境政策的机制有利于判断政策的成本与收益情况。例如,工业绿色转型试点、资源型经济转型、低碳交通运输试点、节能减排财政政策等是通过减少经济总量实现环境改善,说明上述政策的经济成本较高,其实现环境改善是以牺牲经济增长为代价的;而环境信息披露以及排污权交易有利于提高工业脱硫率,说明上述政策主要是通过技术升级改造产生污染减排效应,相应的经济成本就较小。

(二)基于边际效应的机制分析

在机制分析中,我们发现不同机制变量间会存在相互影响。例如,经济总量指标 GDP、不同产业构成和政府支出可能是“一揽子”计划,从而导致机制分析的结果存在偏误。为了解决这一问题,本文利用不同的政策冲击,开展基于边际效应的机制分析。表 2 汇报了基于边际效应的机制分析结果。我们可以得出以下几点结论。

第一,针对不同的污染物,试点政策的作用机制存在差异。由表 2 可知,经济总量、政府公共支出占比以及第二、三产业比重对 CO_2 排放量的系数至少在 5% 的水平下显著,说明当政策目标为降低 CO_2 排放量时,环境政策可以通过改变经济总量、政府公共支出占比以及产业结构等来影响 CO_2 排放量。经济总量、政府公共支出占比、家庭消费支出占比、工业脱硫率以及市场型政策对 SO_2 排放量的系数至少在 10% 的水平下显著,说明当政策目标为降低 SO_2 排放量时,环境政策可以通过改变经济总量、经济结构以及工业脱硫率来影响 SO_2 排放量。经济总量,第二、三产业比重,政府研发支出以及工业脱硫率对 $PM_{2.5}$ 浓度的估计系数至少在 10% 的水平下显著,说明当政策目标为降低 $PM_{2.5}$ 浓度时,环境政策可以通过改变经济总量、产业结构、技术研发来影响 $PM_{2.5}$ 浓度。

第二,同一机制对不同污染物的影响存在差异。由表 2 可知,经济总量对 SO_2 排放量的效应最大,对 CO_2 排放量以及 $PM_{2.5}$ 浓度的效应相对较小。类似地,政府公共支出占比对 SO_2 排放量和 CO_2 排放量产生显著影响,而对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响却不显著;产业结构对 CO_2 排放量和 $PM_{2.5}$

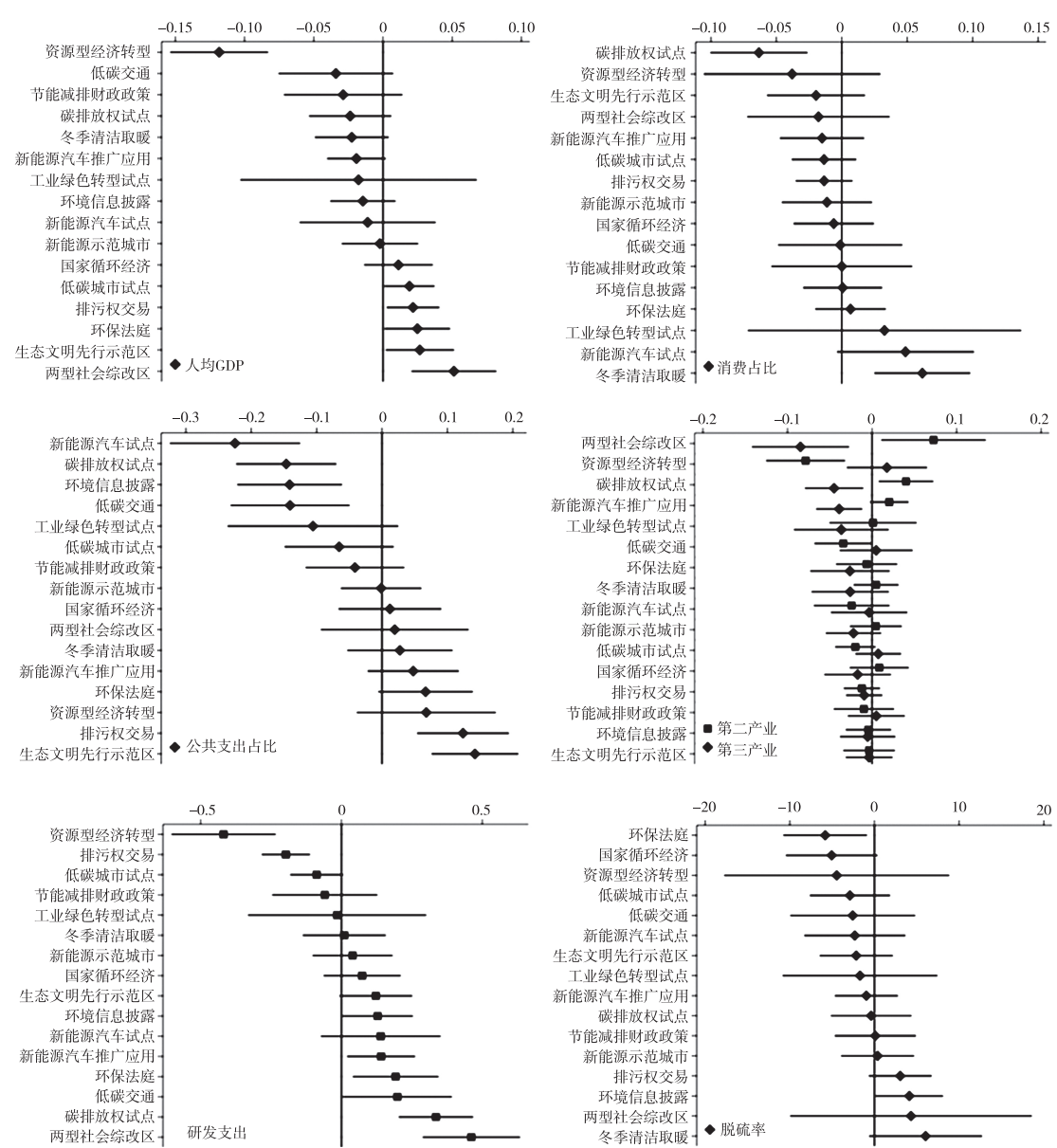


图 7 机制分析的回归结果

浓度产生显著影响,但对 SO_2 排放量的影响却不显著;而家庭消费支出占比和政府研发支出分别仅对 SO_2 排放量、 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度产生显著影响。需要指出的是,部分机制对不同污染物的作用方向并不一致。例如, SO_2 脱硫率对 SO_2 排放量产生负向影响,对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度却产生显著的正向影响。这可能是由于脱硫燃煤设施会造成可凝结颗粒物、氨和二氧化硫等水溶性物质增加,从而导致 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度增加(周勇,2019)。也就是说,在环境污染治理过程中,可能存在污染转移效应,在治理目标污染物的同时,造成其他污染物排放的增加。

究其原因,主要是源于不同污染物的成因和治理方式差异。其中, CO_2 排放主要来源于能源消耗,但现阶段由于碳捕捉技术发展缓慢,降低碳排放则依赖于提高能源利用效率、降低能源消费以及优化能源结构。因此,目前降低 CO_2 排放量并不依赖于碳减排技术的进步,而与能源利用效率、

表 2
 基于边际效应的机制分析

政策对机制变量的 的边际效应	(1)	(2)	(3)
	政策对不同污染物的边际效应		
	CO ₂	SO ₂	PM _{2.5}
经济总量	0.046 *** (0.005)	0.116 *** (0.028)	0.023 *** (0.006)
经济结构			
政府公共支出 (GDP 占比)	0.164 *** (0.036)	0.319 * (0.179)	0.031 (0.041)
家庭消费支出 (GDP 占比)	0.250 (0.150)	-1.630 ** (0.777)	0.157 (0.162)
产业结构			
第二产业比重	-1.613 *** (0.349)	-2.026 (1.709)	-1.456 *** (0.394)
第三产业比重	-0.933 ** (0.400)	0.810 (1.857)	-1.096 ** (0.423)
技术研发			
政府研发支出	0.016 (0.036)	0.090 (0.174)	-0.075 * (0.042)
SO ₂ 脱硫率	0.000 (0.001)	-0.024 *** (0.005)	0.003 ** (0.001)
政策类型			
命令型	-0.013 (0.013)	0.069 (0.063)	0.009 (0.015)
市场型	-0.007 (0.014)	0.156 ** (0.069)	-0.009 (0.016)
点样本估计	0.008 (0.008)	0.006 (0.037)	0.007 (0.009)
样本量	32	32	32
R ²	0.874	0.783	0.795

注：***、** 和 * 分别表示在 1%、5% 和 10% 的水平下显著；括号内为标准误；在上述回归中，由于不同估计系数的估计精度存在差异，本文以标准误的倒数作为权重项进行加权回归，估计标准误越大的系数意味着估计精度越小，其权重越低；此外，在剔除未通过事前趋势检验的估计系数后，上述结果依旧稳健。

优化能源结构相挂钩的措施，对降低碳排放作用效果更为显著；SO₂ 排放的成因与 CO₂ 排放相似，主要是来自于工业过程中含硫矿石燃料的燃烧，但是 SO₂ 排放的治理方式较为多样，不但能够通过加强前端预防管控，还能够发挥技术效应通过加强末端治理的方式来实现减排。因此，环境政策既可以通过降低经济总量、促进经济结构和产业结构调整作用于能源消耗及利用效率，进而影响 SO₂ 排放量，也可以通过安装脱硫设备及其他脱硫技术直接降低 SO₂ 排放量。与之相比，PM_{2.5} 的成因则相对复杂，既受土壤扬尘等自然源的影响，也受到发电、供热、交通过程中燃料燃烧等人

为因素的影响。因此,大气污染成因分析以及治理技术对降低 PM2.5 浓度的作用效果较大。此外,经济结构与产业结构调整也是降低 PM2.5 浓度的重要机制。

上述检验证明了环境政策通过机制变量对环境质量产生影响,然而这些机制变量到底能解释环境变量改善的多少呢? 对此,本文采用夏普利值分解的方法,对各类机制的贡献度进行量化。表 3 中汇报了不同机制的贡献度,可以发现估计结果较好地解释了各项机制对污染排放的影响。第一,各项机制对 CO₂ 排放量、SO₂ 排放量以及 PM2.5 浓度的解释力度分别为 87.4%、78.3% 和 79.5%,说明基于边际效应的机制分析具有较强的可信度和解释力。第二,对于不同污染排放指标,其主要影响因素存在差异。经济总量、经济结构以及产业结构是影响 CO₂ 排放量的主导因素,分别解释了 48.43%、11.57%、24.35% 的 CO₂ 排放量的变化;技术研发、产业结构以及经济总量则是影响 SO₂ 排放的主要因素,分别解释了 40.79%、23.17% 和 17.64% 的 SO₂ 排放量的变化;技术研发、经济结构和产业结构是影响 PM2.5 浓度的主要因素,分别解释了 30.59%、29.08% 和 17.66% 的 PM2.5 浓度的变化。

表 3 不同机制的量化分解

变量	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
	CO ₂		SO ₂		PM2.5	
	解释 R ²	百分比(%)	解释 R ²	百分比(%)	解释 R ²	百分比(%)
经济总量	0.423	48.43	0.138	17.64	0.078	9.76
经济结构	0.101	11.57	0.075	9.53	0.231	29.08
产业结构	0.213	24.35	0.181	23.17	0.140	17.66
技术研发	0.034	3.92	0.320	40.79	0.243	30.59
政策类型	0.053	6.05	0.063	8.09	0.087	10.90
点估计样本	0.007	0.83	0.002	0.31	0.004	0.56
合计	0.874		0.783		0.795	

七、结论和启示

2021 年《政府工作报告》指出,要加快发展方式的绿色转型,持续改善环境质量,基本消除重污染天气,协同推进经济高质量发展和生态环境高水平保护。事实上,我国在持续多年的环境整治下,环境质量已经有了大幅度改善。根据《中国空气质量改善报告(2013—2018 年)》,在 2013—2018 年能源消费量持续增加的背景下,全国环境空气质量总体上却得到改善,首批实施《环境空气质量标准》的 74 个城市,PM2.5 平均浓度下降 42%,SO₂ 平均浓度下降 68%。与此同时,我国积极承担减排责任,不断加大温室气体控制力度,2018 年中国单位 GDP 的二氧化碳排放较 2005 年已经大幅降低 45.8%,并已经成为世界上最大的再生能源使用国和消费国。

我国环境保护工作的巨大成就与近年来出台的大量能源环境改革政策密切相关,系统评估这些政策的实际效果对于总结以往环保工作的经验教训、更好地贯彻落实“十四五”规划、推动绿色发展转型具有重要意义。本文构建了统一的分析框架对我国出台的 16 项环境试点政策进行了系统评估,主要结论如下。第一,不同政策对不同污染物的影响效应有明显差异。从减少 CO₂ 排放量来看,碳排放权试点、资源型经济转型以及节能减排财政政策示范城市三项政策的效应最为明

显;从降低 SO_2 排放量来看,冬季清洁取暖试点、区域工业绿色转型以及环境信息披露三项政策的效应最为明显;而对于降低空气中的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度而言,碳排放权试点和新能源汽车推广应用城市的效应最为明显。第二,我国环境政策覆盖面广,且覆盖程度高,存在政策“扎堆”的现象,这使得不同政策之间存在相互影响。在考虑政策间的协同效应之后,绝大多数政策的估计结果存在 5%~20% 的高估。并且,政府部门之间的联动合作、政策实行的专项财政补贴以及后期考核等,对发挥环境政策的效果至关重要。第三,试点政策对不同污染物的影响机制大相径庭。试点政策主要通过经济总量和产业结构来影响 CO_2 排放量变动,通过技术进步来影响 SO_2 排放量变动,通过技术进步和产业结构影响 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变动。

本文的政策启示有以下几点。第一,我国的环境保护政策需要多部门协同合作,多部门联合出台的环境政策往往更容易取得显著的降污减排治霾效果,必要的财政支持和考核机制也有利于环境政策在地方实践中更好地实施。第二,我国出台的环境政策,有密集“扎堆”的情况,在考察政策的实际效果时,要考虑政策之间的协同效应和溢出效应;众多政策的政策目标、作用机制交叉重复,充分考虑政策的独特性有利于更好地发挥政策效果,同时也有利于避免公共资源的浪费。第三,不同政策对不同污染物排放的影响机制不同,但是污染控制必须承受一定的经济代价,要进一步提升环境治理的质量,必须培育新的经济增长极,从而协同推进经济高质量发展和环境质量持续改善,最终实现“既要金山银山,又要绿水青山”。

参考文献:

1. 韩超、陈震、王震:《节能目标约束下企业污染减排效应的机制研究》,《中国工业经济》2020 年第 10 期。
2. 韩超、王震、田蕾:《环境规制驱动减排的机制:污染处理行为与资源再配置效应》,《世界经济》2021 年第 8 期。
3. 史丹、李少林:《排污权交易制度与能源利用效率——对地级及以上城市的测度与实证》,《中国工业经济》2020 年第 9 期。
4. 宋弘、孙雅洁、陈登科:《政府空气污染治理效应评估——来自中国“低碳城市”建设的经验研究》,《管理世界》2019 年第 6 期。
5. 宋马林、王舒鸿:《环境规制、技术进步与经济增长》,《经济研究》2013 年第 3 期。
6. 苏泳娴、陈修治、叶玉瑶、吴旗韬、张虹鸥、黄宁生、匡耀求:《基于夜间灯光数据的中国能源消费碳排放特征及机理》,《地理学报》2013 年第 11 期。
7. 孙伟增、张晓楠、郑思齐:《空气污染与劳动力的空间流动——基于流动人口就业选址行为的研究》,《经济研究》2019 年第 11 期。
8. 王班班、齐绍洲:《市场型和命令型政策工具的节能减排技术创新效应——基于中国工业行业专利数据的实证》,《中国工业经济》2016 年第 6 期。
9. 张华:《低碳城市试点政策能够降低碳排放吗?——来自准自然实验的证据》,《经济管理》2020 年第 6 期。
10. 周勇:《雾霾大暴发的根本原因:湿法脱硫取消 GGH 引发 $\text{PM}_{2.5}$ 粒数暴增》,《科学与管理》2019 年第 2 期。
11. Agarwal, S., Deng, Y., & Li, T., Environmental Regulation as a Double-edged Sword for Housing Markets: Evidence from the NO_x Budget Trading Program. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 96, 2019, pp. 286 – 309.
12. Andrews, I., & Kasy, M., Identification of and Correction for Publication Bias. *American Economic Review*, Vol. 109, No. 8, 2019, pp. 2766 – 2794.
13. Che, Y., & Zhang, L., Human Capital, Technology Adoption and Firm Performance: Impacts of China's Higher Education Expansion in the Late 1990s. *Economic Journal*, Vol. 128, No. 614, 2018, pp. 2282 – 2320.
14. Ebenstein, A., Fan, M., Greenstone, M., He, G., Yin, P., & Zhou, M., Growth, Pollution, and Life Expectancy: China from 1991 – 2012. *American Economic Review*, Vol. 105, 2015, pp. 226 – 231.
15. Fu, S., Viard, V. B., & Zhang, P., Air Pollution and Manufacturing Firm Productivity: Nationwide Estimates for China. *Economic Journal*, Vol. 131, No. 640, 2021, pp. 3241 – 3273.
16. Goldin, J., Lurie, I. Z., & McCubbin, J., Health Insurance and Mortality: Experimental Evidence from Taxpayer Outreach. *Quarterly Journal of Economics*, Vol. 136, No. 1, 2021, pp. 1 – 49.
17. Hendren, N., & Sprung-Keyser, B., A Unified Welfare Analysis of Government Policies. *Quarterly Journal of Economics*, Vol. 135,

No. 3, 2020, pp. 1209 – 1318.

18. Hering, L., & Poncet, S., Environmental Policy and Exports: Evidence from Chinese Cities. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 68, No. 2, 2014, pp. 296 – 318.

19. Hu, Z., & Li, T., Too Hot to Handle: The Effects of High Temperatures during Pregnancy on Adult Welfare Outcomes. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 94, 2019, pp. 236 – 253.

20. Leng, X., Zhong, S., & Kang, Y., Citizen Participation and Urban Air Pollution Abatement: Evidence from Environmental Whistle-blowing Platform Policy in Sichuan China. *Science of the Total Environment*, Vol. 816, 2021, 151521.

21. Lu, Y., Wang, J., & Zhu, L., Place-based Policies, Creation, and Agglomeration Economies: Evidence from China's Economic Zone Program. *American Economic Journal: Economic Policy*, Vol. 11, No. 3, 2019, pp. 325 – 360.

22. Munasinghe, M., Making Economic Growth More Sustainable. *Ecological Economics*, Vol. 15, No. 2, 1995, pp. 121 – 124.

23. Stanley, T. D., Wheat from Chaff: Meta-analysis as Quantitative Literature Review. *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 15, No. 3, 2001, pp. 131 – 150.

24. Van Donkelaar, A., Martin, R. V., Li, C., & Burnett, R. T., Regional Estimates of Chemical Composition of Fine Particulate Matter Using a Combined Geoscience-statistical Method with Information from Satellites, Models, and Monitors. *Environmental Science & Technology*, Vol. 53, No. 5, 2019, pp. 2595 – 2611.

Comprehensive Framework of Environmental Policy Effects: Empirical Evidence from 16 Pilot Policies

WANG Li (Northwest University, 710127)

KANG Yankun (Central University of Finance and Economics, 102206)

XUE Fei (University of Chinese Academy of Social Sciences, 102488)

HUANG Wei (Department of Economics, Emory University)

Abstract: In order to quantitatively estimate the impact of China's environmental policies on pollution and related mechanisms, based on the marginal effect mechanism analysis framework, and the panel data from 283 prefecture-level cities from 2005 to 2018, we quantitatively estimated the marginal effect of 16 policies using the difference-in-differences method, and overcame the endogenous problem in the existing literature. We found that the effects of policies on different pollutants are significantly different. When the correlation between policies is ignored, the policy effects will be overestimated by 5% – 25%. The four mechanisms of total economic volume, economic structure, industrial structure and technological innovation can explain about 80% of the effects of environmental policies. Finally, we found that environmental policies show obvious differences in affecting the mechanism of the discharge of different pollutants. Economic aggregate and industrial structure explained 48.43% and 24.35% of the changes in CO₂ emissions, respectively. Technological progress explained 40.79% of the changes in SO₂ emissions. Technological progress and industrial structure were the main reasons for changes in PM_{2.5} concentration, which were respectively responsible for 30.59% and 29.08% of PM_{2.5} concentration changes. The research has conducted a unified assessment of the results of a series of environmental governance practices conducted in China, and the conclusions of the mechanism analysis provide additional policy options for environmental governance and green development in the new era, which will further boost China's environmental governance capabilities and the construction of ecological civilization.

Keywords: Pilot Policy, Marginal Effect, Difference-in-Differences, Mechanism Analysis

JEL: Q53, Q56, Q58

责任编辑: 静 好