

水环境区域补偿的改善效应及机制研究

——基于江苏省的准自然实验

秦炳涛^{1, 2} 俞勇伟¹ 葛力铭³¹

(1. 上海理工大学 管理学院, 上海 200093;

2. 复旦大学区域与城市发展研究中心, 上海 200433;

3. 上海财经大学 城市与区域科学学院, 上海 200433)

【摘要】: 流域生态补偿对中国污染防治有着重要意义。为检验流域生态补偿在省级层面的政策影响效应以及作用机制, 运用合成控制法 (SCM) 对江苏省率先推行的“水环境区域补偿政策”进行研究。研究发现: 江苏省的“水环境区域补偿政策”显著且持续改善了自 2016 年之后的水污染强度, 该政策使水污染强度年平均下降幅度最高达到 5.85%; 机制分析表明, “水环境区域补偿政策”主要通过提升经济水平、加强公众环保意识以及增加国有企业占比这三大途径减少污染型工业企业排污。研究为流域生态补偿制度从单个流域试点到省级层面推广提供了有效证据, 同时为中国运用流域生态补偿制度打赢污染防治攻坚战提供了理论支持。

【关键词】: 水环境区域生态补偿 水污染强度 合成控制法 准自然实

【中图分类号】: F124.5; F127 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1007-5097 (2022) 02-0021-11

一、引言

近些年, 随着中国经济的快速发展和工业化程度的不断提高, 工业污水排放规模也在迅速扩张, 导致内陆流域水污染强度不断加重。根据中国环境监测总站发布的环境状况年度公报, 2016 年江苏省水污染超标断面数量居高不下, 省内主要干流断面水质均为 II 类及以下。2017 年, 党的十九大提出要重点抓好决胜全面建成小康社会的防范化解重大风险、精准脱贫、污染防治三大攻坚战。中央明确要求各级政府“加快水污染防治, 实施流域环境和近岸海域综合治理”“提高污染排放标准, 追究排污者责任”。流域生态补偿制度作为打好污染防治攻坚战、促进区域协调发展的重要措施, 对治理水污染状况具有极其重要的作用。

作者简介: 秦炳涛 (1976-), 男, 河北沧州人, 副教授, 硕士生导师, 博士后, 研究方向: 能源与环境经济学, 区域可持续发展; 俞勇伟 (1998-), 男, 安徽无为, 硕士研究生, 研究方向: 区域经济发展; 葛力铭 (1994-), 男, 山东临沂人, 博士研究生, 研究方向: 区域经济, 环境可持续发展。

基金项目: 教育部人文社会科学青年基金项目“中国地级市层面的能效提高与节能技术进步: 基于前沿理论与空间计量方法的研究” (16YJC790083); 上海理工大学人文社会科学培育项目“影子经济视角下环境规制对我国城市污染治理的影响研究” (20SKPY05); 上海市哲学社会科学规划项目“基于大数据综合指数测度法的‘一体化示范区建设’指标体系构建、评价及优化研究” (2020BGL012)

为落实党中央要求，各地政府纷纷出台相关生态补偿政策进行试点。其中，江苏省作为工业大省，实现工业化的同时也造成了严重的水污染问题。早在 2007 年，江苏省环保厅、财政厅以及水利厅联合颁布了《江苏省太湖流域环境资源区域补偿试点方案》；2010 年，江苏省为了扩大试点范围，再次颁布了《通榆河水环境质量区域补偿试点工作方案》；为了将流域生态补偿向全省推广，江苏省财政厅和环保厅，于 2016 年正式颁布《江苏省水环境区域补偿工作方案》¹。自此，江苏省成为全国首个在全省范围内实行水环境区域生态补偿的地区。水环境区域补偿制度作为江苏省基于流域生态补偿的一种创新制度，在改善水污染层面是否取得了预期成效？补偿政策又是通过怎样的机制来影响地区水环境的？中国其他省份是否可以借鉴江苏省的区域补偿政策？本文对江苏省水环境区域生态补偿制度的效果和影响机制作量化评估，以期对上述问题进行解答，结合实证分析得出研究结论并提出相关政策建议。

二、文献综述

自从美国率先将生态补偿制度运用于流域治理并取得良好成效后，国内外关于流域生态补偿的研究和实践便不断涌现，并取得了丰富的研究成果。当前，对流域生态补偿的研究主要围绕补偿主体、补偿费用、补偿方式、协同补偿以及生态扶贫等方面展开。

首先，从补偿主体看。Coase^[1]基于科斯定理提出成本外部性问题内部化并不需要政府干预，因此国外流域生态补偿主要通过市场机制将流域环境治理成本内部化，从而使得联合治理之下的边际成本要远低于单独治理成本，自此流域生态补偿进入了一个排除政府的私人领域，在这个领域中由于利益相关者之间的谈判相对容易，使得流域生态补偿制度往往在单个地区内效果较好^[2,3]。相比于西方国家采取的以使用者或机构为补偿主体的模式，袁伟彦等^[4]研究发现，中国由于自身社会制度的特殊性，其流域生态补偿制度往往采取以政府为实施主体的双向补偿。同时，流域生态补偿作为围绕“付费补偿”展开的制度，针对在流域生态环境补偿中究竟应该采用“使用者付费”还是“政府付费”一直也是学术界争议的热点。Engel 等^[5]研究发现，相较于政府，服务使用者有更强的外在激励去监督补偿机制的运行，因此在生态补偿中由使用者支付补偿费用更利于谈判解决问题，但是 Wunder 等^[6]发现，流域生态补偿具有公共产品属性，“使用者付费”的边际成本会随着购买者数量增多而不断提高，而“政府付费”则利用成本上的优势妥善解决了这一问题。

其次，关于补偿方式设置的探讨。已有研究指出，流域生态补偿通过对上游地区的激励补偿措施，促使其在生产中更多地考虑下游地区的利益，从而促进上下游的协同发展^[7,8,9]。王会^[10]研究发现国内采取对污染排放地区政府的索赔措施，反向促进上游所辖政府对污染排放源的控制，也能达到同样的改善效果。除此以外，Lopa 等^[11]、Young 等^[12]关注到流域生态补偿可以协同森林生态补偿来发挥更好的效果，通过对上游地区的补偿来提高森林的保护能力，从而改善流域水环境；Farley 和 Costanza^[13]同时关注到流域生态补偿还可以通过向被污染的下游地区的贫困人群发放补偿支出而有效改善贫困程度；任林静等^[14]对中国贫困地区进行测度，证实生态补偿作为生态扶贫的重要手段，对生态脆弱的贫困地区实现脱贫攻坚起到了至关重要的作用；Locatelli 等^[15]也指出，生态补偿与贫困的关系非常复杂，长期而言具有减贫作用，但从短期来看，贫困人群由于收入受到冲击，可能会影响其参与补偿计划的积极性。也有极少数学者对流域生态补偿效应进行评估，Persson 和 Alpizar^[16]指出评估流域生态补偿的作用效果时，应该加入“额外增益”；景守武等^[17]采用双重差分法对新安江流域的试点效应进行评估，证实了流域生态补偿改善了新安江的污染状况。

综上，通过对以往有关流域生态补偿研究文献的梳理发现，虽然前人的研究成果较为丰富，但是这些成果依旧存在一些不足。首先，大多数学者对于国内生态补偿的研究主要集中在生态补偿的定义、补偿主体、补偿对象以及补偿扩展等理论研究，较少涉及生态补偿实施之后的效果研究。其次，即使在针对生态补偿效果的研究中，也是从单个或几个试点流域评估政策效果，而从单个试点流域评估政策效果可能会存在误差。早期试点流域作为流域生态补偿制度在中国的“第一战”，无论是媒体报道还是中央政府的督促，都驱使地方政府要在治理试点流域投入更多精力，导致政策效果可能存在偶然性；同时，国内研究较少关注流域生态补偿政策改善流域水质状况的作用机制。最后，由于流域生态环境补偿制度之前试点城市较少，因此研究者们主要选择邻近地区利用双重差分法（DID）进行实证检验，但 DID 控制组的选择并非随机，相应的内生性容易造成估计模型结果偏误，而

Abadie 和 Gardeazabal^[18]提出的合成控制法（SCM）可以有效避免参数估计的内生性问题和样本选择偏差。

基于此，本文采用合成控制法对 2016 年江苏省全面推广的水环境区域补偿政策效应及其作用机制进行检验，并针对既有文献的不足做出如下拓展：构建省级面板数据，扩展以往针对单个流域的小范围政策效果评估，延伸研究范围和区域，更客观真实地评估政策效果，为流域生态补偿效应检验提供一个新的研究视角。另外，将 DID 作为补充安慰剂检验放在实证部分，一方面降低了 DID 作为主要方法带来的结果偏差，另一方面用 DID 作为补充方法也可以增强合成控制法实证检验的完善性和有效性。本文基于污染控制政策的作用机制假设，结合理论推演和实证假设，从地区产业结构、地区经济水平以及绿色环保意识等方面对流域生态环境补偿政策作用机制进行检验和讨论，有利于发现以流域生态补偿为核心的生态补偿制度的治理瓶颈和改善方案。

三、研究方法、变量说明及数据来源

（一）合成控制法

合成控制法假设有 $N+1$ 个地区，区域 1 在 T_0 期开始实行水环境区域补偿政策（下文简称水环境政策）， T_0 代表政策实施时间 2016 年，其他 N 个地区没有实行水环境区域补偿政策。 Y_{iit} 代表地区 i 在 t 期实行水环境政策的潜在结果， Y_{oit} 表示个体 i 在 t 期如果未受到水环境区域补偿政策影响的潜在结果。从而地区实行水环境区域生态补偿的因果效应为 $\beta_{it}=Y_{iit}-Y_{oit}$ ，其中， $i=1, \dots, N+1, t=1, \dots, T$ 。地区 i 在 t 期观测到的水污染改善结果为 $Y_{it}=D_{it}Y_{iit}+(1-D_{it})Y_{oit}=\beta_{it}D_{it}$ ， D_{it} 表示地区 i 在 t 期的水环境区域政策干预状态，若地区 i 在 t 期受到水环境政策干预取值为 1，否则取值为 0；这里的 Y_{it} 是一个总称，对于受到水环境区域补偿影响的地区，其 $Y_{it}=Y_{oit}+D_{it}\beta_{it}$ ；反之， $Y_{it}=Y_{oit}$ 。为叙述方便，假设第 1 个地区在 T_0 期后受到水环境政策干预，而其他 N 个地区所有时期都没有受到水环境政策干预，那么对于 $t>T_0$ ，水环境的政策效应可以表示为 $\beta_{it}=Y_{iit}-Y_{oit}=Y_{it}-Y_{oit}$ 。由于第 1 个地区实施了水环境政策，因而在 $t>T_0$ 期，可以观测到潜在结果 Y_{iit} ，但无法观测到如果其没有受到政策干预时的潜在结果 Y_{oit} 。为了估计地区 1 的反事实结果， Y_{oit} 可以用下列模型表示：

$$Y_{oit} = \delta_t + \theta_t Z_i + \lambda_t \mu_i + \varepsilon_{it} \quad (1)$$

其中： δ_t 是时间固定效应； Z_i 是可观察到的 $(K \times 1)$ 维协变量，表示不受水环境政策影响的控制变量； θ_t 是一个 $(1 \times K)$ 维未知参数向量； λ_t 是一个 $(1 \times F)$ 维无法观测的公共因子向量； μ_i 是 $(F \times 1)$ 维系数向量； ε_{it} 是每个地区不能观测到的短期冲击，假设在地区层面满足均值为 0²。

为求出 Y_{oit} ，可以考虑一个 $(N \times 1)$ 维的权重向量 $W=(w_2, \dots, w_N)$ ，满足 $w_j \geq 0, j=2, \dots, N+1$ ，并且 $w_2 + \dots + w_{N+1} = 1$ 。这里将权重限制非负，相当于用控制组地区的凸组合来合成控制组，是为了避免外推造成的可能偏差。向量 W 的每一个特定值代表对第 1 个地区的合成控制，这是参照组内所有地区的一个加权平均。对每个对照组的变量值进行加权可以得到：

$$\sum_{j=2}^{N+1} w_j Y_{jt} = \delta_t + \theta_t \sum_{j=2}^{N+1} w_j Z_j + \lambda_t \sum_{j=2}^{N+1} w_j \mu_j + \sum_{j=2}^{N+1} w_j \varepsilon_{jt} \quad (2)$$

假定存在权重向量 $(w_2^*, \dots, w_{N+1}^*)$ ，使得：

$$\begin{aligned} \sum_{j=2}^{N+1} w_j^* Y_{j1} &= Y_{11}, \sum_{j=2}^{N+1} w_j^* Y_{j2} = Y_{12}, \dots, \\ \sum_{j=2}^{N+1} w_j^* Y_{jT_0} &= Y_{1T_0} \sum_{j=2}^{N+1} w_j^* Z_j = Z_1 \end{aligned} \quad (3)$$

Abadie 和 DIAMOND^[19] (2010) 提出如果 $\sum_{s=1}^{T_0} \lambda'_s \lambda_s$ 是非奇异矩阵 (Nonsingular Matrix), 则有:

$$\begin{aligned} Y_{01t} - \sum_{j=2}^{N+1} w_j^* Y_{jt} &= \\ \sum_{j=2}^{N+1} w_j^* \sum_{s=1}^{T_0} \lambda_s \left(\sum_{n=1}^{T_0} \lambda'_n \lambda_n \right)^{-1} \lambda'_s (\varepsilon_{js} - \varepsilon_{1s}) &- \\ \sum_{j=1}^{N+1} w_j^* (\varepsilon_{jt} - \varepsilon_{1t}) \end{aligned} \quad (4)$$

可以证明, 在一般条件下式 (4) 趋近于 0。因而, 对于 $T_0 < t \leq T$, 地区 1 的反事实结果近似可以用合成控制组来进行表示, 即 $\widehat{Y}_{01t} = \sum_{j=2}^{N+1} w_j^* Y_{jt}$, 从而可以得到政策效果的估计值:

$$\beta_{1t} = Y_{1t} - \sum_{j=2}^{N+1} w_j^* Y_{jt}, t \in [T_0 + 1, \dots, T] \quad (5)$$

求取的 β_{1t} 即政策实施地区与合成地区之间的水污染强度差异, 也即水环境区域生态环境补偿政策对该地区水污染情况的影响。

(二) 变量说明

1. 被解释变量: 水污染强度 (β_{1t})

本文考察 2016 年江苏省推行水环境区域补偿政策后的水污染强度, 因此将水污染强度作为被解释变量, 在选取衡量指标时, 利用 2010—2018 年各省份工业污水排放数量和各省份当期工业增加值的比值来衡量。原因如下: 首先, 各污染流域的污水主要分为生活废水和工业废水两大类, 然而工业污水中含有更高的污染因子, 比如高锰酸盐、氨氮等, 因此近年来国家政策的着力点还是将企业尤其是工业企业作为污染控制的主要对象; 同时, 大部分学术文献在研究废水来源时也会将工业污水作为主要目标^[20]。其次, 考虑各省份工业化发展程度存在差异化, 如果直接将工业污水排放量作为评价指标, 而不考虑其实际经济和工业发展水平, 并不能准确反映该省份水污染强度, 而如果将其标准化 (增加一单位工业产值所增加的工业污水量) 则能够消除上述影响。因此, 本文利用两者的比值作为水污染强度的衡量指标。

2. 预测控制变量

为了更好地构建假想的合成地区，本文根据现有研究和假设，选取了 7 个预测变量使合成地区更加接近于真实地区。具体包括：

(1) 工业技术水平 (Industry)。各个省份的工业技术水平是提高水资源利用率、降低水污染强度的重要方法。借鉴景守武 (2016) 的研究结果，采用工业增加值与当期 GDP 增加值的比值来衡量各地区的工业技术水平。

(2) 规模以上工业企业数量 (EN)。规模以上工业企业作为各个省份经济发展的核心力量，亦是大多数省份水污染的主要源头，对一个地区的水源污染治理方面也有着不可替代的作用。

(3) 科研支出 (Research)。科学技术支出是促进各省技术进步的重要动力，同时科学技术的改进也是降低水污染的根本方法，一方面可以提高水资源利用效率，另一方面也能升级污水处理设施，降低水污染排放强度。为了更好地评估各个省份的科学技术水平，采用各地区年末科学技术财政支出与各地区 GDP 之比作为衡量指标。

(4) 基础设施 (Gapc、Pcra)。城市基础设施包括污水管道、绿地公园以及垃圾处理站等公共设施，可以通过降低污染源、净化水污染来实现城市环境的改善。故选择采用人均绿地面积和人均道路面积对其加以测度^[21]。

(5) 经济实力 (Fi/Si)。一个地区的经济水平高低直接决定了当地政府能够花费在治理水污染方面的投资数额，也从根本上决定了一个地区是否能够从行动上来限制水污染的恶化，从而达到长治久安的效果。因而采用第一产业增加值和第二产业增加值来衡量³。

(三) 样本选择与数据说明

本文选取 2010—2018 年中国 27 个省份（不包括海南、青海、新疆、西藏和港澳台地区）数据作为初始样本，将 2016 年全面实行水环境区域补偿政策的江苏省设定为初始处理组，其余 26 个省份设定为初始控制组。文中涉及所有预测变量主要来源于各省份统计年鉴以及 Wind 数据库⁴。

四、实证结果分析

本文实证结果分析思路如下：首先运用 SCM 方法检验江苏省水环境区域补偿政策是否对江苏省水污染强度的改善产生了影响；其次采用安慰剂检验法和排列检验法检验水环境区域补偿政策改变水污染强度的有效性；最后采用多重处理组替换法和双重差分法作为补充方法，进一步检验水环境区域补偿政策改善水污染强度的有效性。

(一) 政策效应评估

以政策实施前的 7 种预测变量作为依据，确定最优化的权重来构造合成江苏，图 1 展示了构成合成江苏的各个省份及其权重。

从图 1 可以看出，最终入选的 5 个省市中，浙江权重最高，占比几乎一半，这也符合常规预期。作为长三角的一员且为江苏相邻省份，苏、浙无论是工业化程度、经济发展水平还是教育水平都存在着高度相似性。其后是广东、山东和福建，北京权重占比最低。值得一提的是，在此权重之下，平均预测标准差只有 0.0072，说明合成控制组的预测精度是非常高的。

利用以上最优化权重对 5 省市进行加权平均，即可得到合成江苏。给出了合成江苏和真实江苏的各种预测变量的数值比较，结果显示，所使用的 7 个预测变量及其滞后目标变量，合成江苏与真实江苏都高度接近。因此可以认为，合成江苏是真实江苏的

高度描画，可以有效模拟真实江苏。

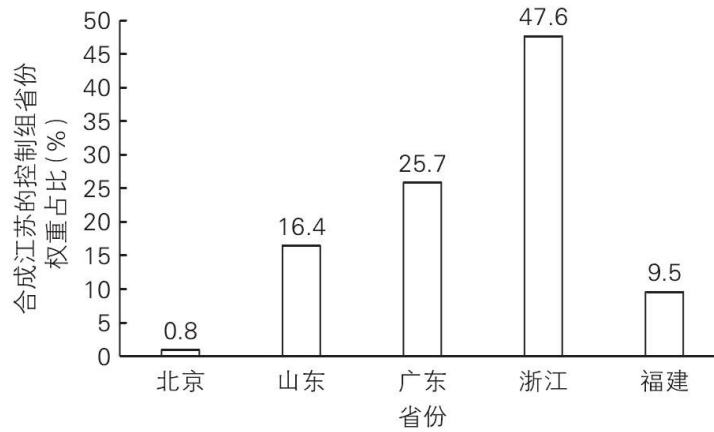


图1 合成江苏各省份权重

利用合成江苏模拟政策未实施之前真实江苏的水污染强度状况，结果如图2所示。

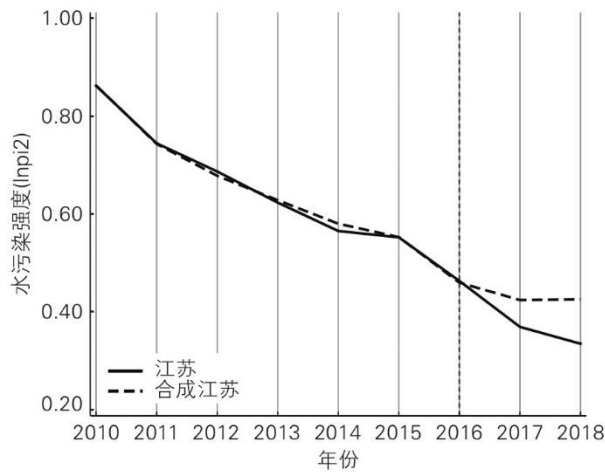


图2 真实江苏与合成江苏的水污染强度对比

在水环境政策实施之前，真实江苏与合成江苏水污染强度的变化途径基本保持一致，说明合成江苏较好地拟合了水环境区域补偿政策实施之前江苏省水污染强度的变化。当2016年政策在全省全面推行之后，真实江苏的实线快速下降，而合成江苏的虚线稳定上升，且两者差距日益扩大。水污染强度作为一个逆指标，政策实施后真实江苏的水污染强度得到了明显改善。

为了更直观反映水环境区域补偿政策对江苏省内流域状况的影响，本文计算了2016年前后真实江苏与合成江苏水污染强度的差距。图3显示，在2013年之前，真实江苏水污染强度是高于合成江苏的，甚至一度高达0.0200，这说明2013年以前，由于江苏工业化进程的不断加大，未高度重视流域水环境问题，导致省内流域环境污染严重；2013—2016年，江苏流域水污染强度有所改善，数值也从正向变为负向，但波动较大，并没有呈现连续性的下降态势，这说明江苏省在2013年之后针对某些污染严重区域采取了一些水污染防治措施，比如前文所述的太湖流域和通榆河，但由于是小范围试点，所以对于全省水污染状况的改善并不明显；2016年之后，两者差距突破了原有的范围(-0.2000/0.2000)，呈现断崖式下跌，甚至一度逼近了-0.8000，仅2016—

2017 年，水污染强度差值就达到了-0.6000，其增长率绝对值是 2016 年之前的 3 倍以上，这是一个难以忽略的差距。从具体结果来看，2016—2018 年，水环境区域补偿政策极大地改善了江苏的水污染强度，改善程度随时间推移逐步凸显。

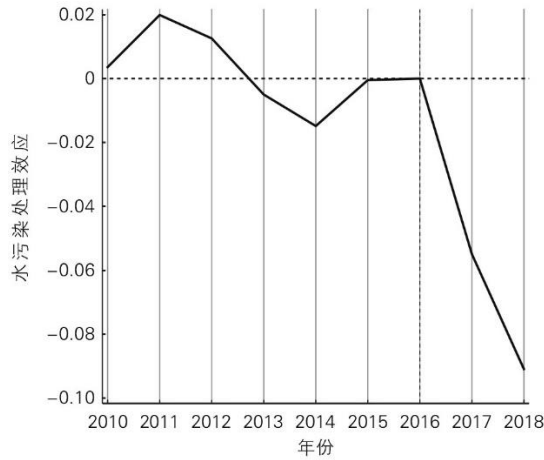


图 3 真实江苏和合成江苏水污染强度对数差距

(二) 有效性检验

为了增强研究结论的有效性，证实江苏的水环境区域补偿政策确实降低了水污染强度，而并非其他因素，本文将采用安慰剂法 (Placebo Test) 和排列检验法 (Permutation Test) 检验水环境政策对改善水污染强度的有效性。

1. 安慰剂检验

检验原理和思路如下：针对一个没有在特定年份实行水环境区域补偿政策的省份，假设与江苏一样，在 2016 年全面实施该政策，通过 SCM 利用其他省份来构造该省份的合成控制对照组，从而得到该省份与没有推行水环境政策省份水污染强度的差异。通过对每一个对照组省份进行同样的步骤，可以对比安慰剂检验中产生的水污染强度改善程度的差值和实证分析中目标省份的差值，如果江苏与合成控制对象省份水污染强度改善的差异确实来源于水环境区域生态环境补偿的全面推行，那么上述实证分析所得到的水污染强度改善量应远大于安慰剂检验中得到的差值。通常用干预后的 MSPE 值与干预前的 MSPE 值之间的比值来反映实证结果与安慰剂检验结果的差异。MSPE (Mean Square Prediction Error) 代表真实地区与合成地区之间的拟合差异度。干预前的 MSPE 计算公式如下：

$$\text{PreMSPE} \equiv \frac{1}{T_0} \sum_{t=1}^{T_0} \left(y_{it} - \sum_{p=2}^{p+1} w_p^* y_{pt} \right)^2 \quad (6)$$

干预后的 MSPE 同理，只是改变了均方预测误差的平均区间。Abadie 和 Diamond^[19] (2010) 指出，如果一项政策的 PreMSPE 值过大，也可能会因为“惯性”导致 PostMSPE 的值过大，从而很可能造成结果偏误，影响研究者的判断，因此一般取两者的比值以控制 PreMSPE 的影响。如果江苏水环境区域补偿政策确实对水污染强度起到了改善作用，那么相较于其他省份的安慰剂效应，江苏 PostMSPE 与 PreMSPE 的比值应该显著地高于其他省份，具体如图 4 所示。

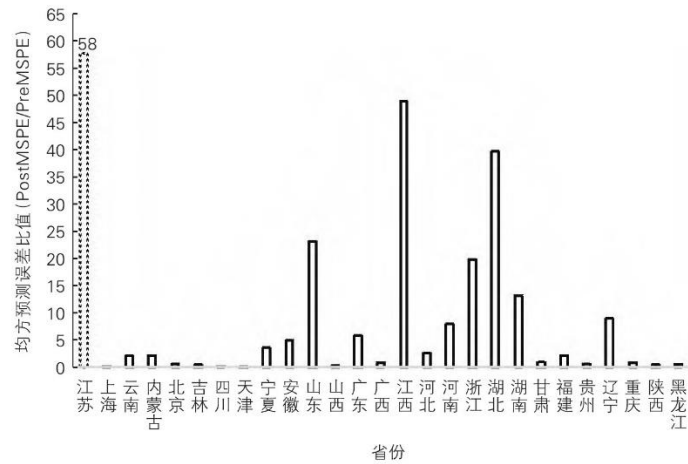


图4 江苏与合成省市的比值分布

图4中，江苏的均方预测误差比值高达58，显著高于其他省份，说明采用合成控制法观测的江苏水环境区域补偿政策的全面推行改善了水污染强度的实证结果是有效的。

2. 排列法检验

与安慰剂检验法所不同的是，排列检验法随机选择控制分析地区来进行政策效应估计的有效性检验。在做排列检验法之前，需要在对照组中剔除一些平均标准变动（APSD）5 过大的地区，然而采用 SCM 方法的文献对于规定对照组平均标准变动的程度都不一样，没有一个统一的标准，因此本文参考已有文献，分别剔除 APSD 高于目标省份 2 倍^[22]和 APSD 高于目标省份 5 倍 6 的省份。

从图5来看，图中实线代表江苏的预测误差，虚线代表了其他省份的预测误差，可以看出无论是图5左侧剔除 APSD 高于目标省份 2 倍的省份，还是右侧剔除 APSD 高于目标省份 5 倍的省份，都能观测到实线在 2016 年之前变动是最小的，而在 2016 年之后的变动程度开始逐渐变大，虽然有几条虚线在 2016 年之后变动程度超过实线，但是可以看出这几条虚线在 2016 年后变化的趋势均是先增后减或先减后增的，进一步证明江苏水环境区域补偿政策实施改善水污染强度的结果是有效的。因此，排除这几条特殊情况的虚线，可以证实如果随机选择一个控制省份进行估计，要得到与目标分析省份一致的结果确实是小概率事件，也证实了采用合成控制法分析江苏省水环境区域补偿政策实施改善水污染强度的结果是有效的 7。

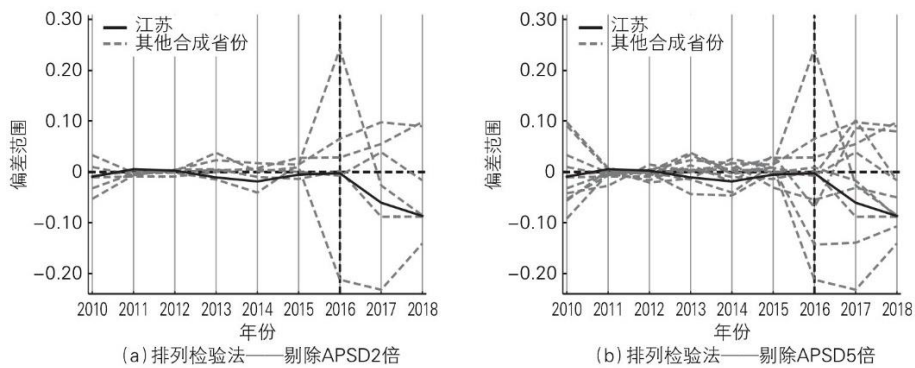


图5 目标分析单元与随机控制单元的预测残差分布

（三）稳健性检验

为了避免由于控制组选择不同和估计方法不同导致分析结果存在偏误，从确保分析结论的稳健性出发，本文继续采用处理组替换法和双重差分法（DID）对实证结果的稳健性进行检验。图 6、图 7 分别展示了两种估计方法对水环境区域补偿政策改善水污染强度的稳健性检验结果。

1. 处理组替换法

替换法类似于虚假实验（falsification test），本文选择一个没有实施水环境政策的省份进行分析，如果发现该省份与江苏的情况一样，真实水污染强度与合成水污染强度之间有很大的正向差距，说明合成控制法并没有提供有力的证据来证明水环境区域补偿政策的全面推行对江苏水污染强度的影响。本文选取两个省份，一个为合成江苏权重最大的省份浙江，合成权重最大说明在所有省份中，浙江与江苏是最为接近的；另外一个选择没有权重的省份湖北，没有权重说明湖北在各项特征上都与江苏相差甚远。需要说明的是，浙江、湖北在 2016 年都没有推行全面的流域生态补偿政策。图 6 显示了湖北的检验结果，图 7 显示了浙江的检验结果。可以看出，湖北在水环境政策推行前后，虽有波动，但是依旧保持彼此互有交集的状态；2015 年之前，合成浙江与真实浙江几乎拟合，但是 2015 年之后浙江水污染强度却一度高于合成水污染强度，这恰好与江苏的走势完全相反。这在一定程度上证明了是水环境区域补偿政策的全面推行改善了江苏的水污染强度，而不是其他的共同的偶然因素。

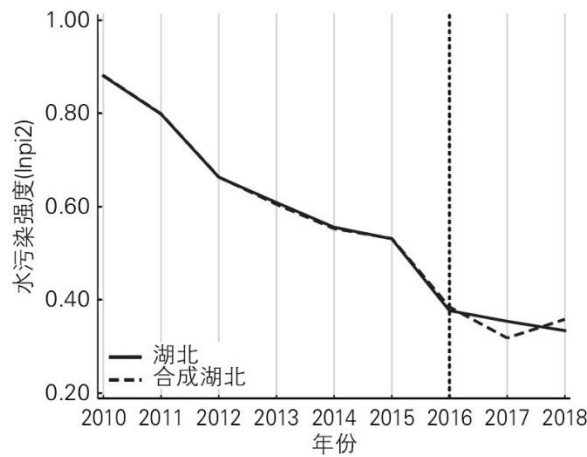


图 6 真实湖北和合成湖北水污染强度

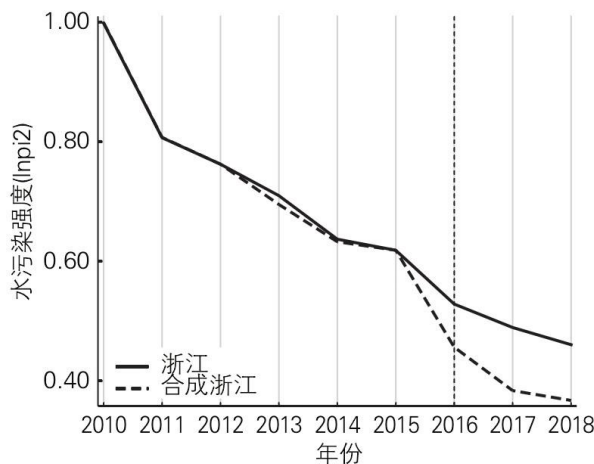


图 7 真实浙江和合成浙江水污染强度

2. 双重差分法

如前文所述，虽然双重差分法在评价政策效应时其主观性容易造成选择性误差和内生性，但双重差分法在一定程度上依旧能够提供一定的参考价值，因此本文将其作为补充方法进行稳健性检验，其计量模型设定如下：

$$I_{it} = \alpha_0 + \alpha_1 W_i + \alpha_2 Year + \beta_1 W_i Year + \theta X + u_{i,t} \quad (7)$$

其中： I 是反映水污染强度的变量； W 是水环境区域补偿政策变量，江苏取值为 1，对照组省份取值为 0； $Year$ 是年份虚拟变量，2016 年开始取值为 1，2016 年前取值为 0； β_1 为水环境政策对水污染强度影响的净效应； X 为控制变量的集合 7。

由于双重差分法在对照组的选择上有主观随意性，为了降低双重差分法估计结果的偏误，本文在选择对照组省份时，按照双重差分法的共同趋势假设，尽可能选择与江苏水污染强度趋势一致的省份。通过数据分析发现，2016 年之前，山东、浙江和广东的水污染强度与江苏的年度污水排放量都极为接近，故将这 3 个省份作为江苏的对照组并通过控制其他影响水污染强度的变量，一定程度上能够剔除江苏本身所处发展阶段的因素。其交叉项系数反映的是水环境区域补偿政策对江苏的影响。第（1）列是使用上述 3 个城市作为对照组，但没有控制其他影响因素情况下的估计结果；第（2）—（6）列是使用上述个城市作为对照且逐步加入控制变量之后的估计结果；第（7）列是使用除江苏以外的全部 26 个省份作为对照组并加入控制变量之后的估计结果，以此来检验上述两列的稳健性。三种情况下的交叉项系数均显著为负，显示水环境区域生态环境补偿改善了江苏的水污染强度且具有稳健性，这也证实了江苏水污染强度的改善的确是由水环境政策所影响的，水环境区域补偿政策在一定程度上有利于改善江苏境内流域的水资源环境。

五、水环境政策改善水污染的机理分析与验证

通过上述研究发现，2016 年江苏全面推行的水环境区域补偿政策不仅明显改善了整个江苏境内的水污染强度，同时还显现随时间推移改善效果依旧存在。但流域生态补偿政策如何改善水污染强度的？其内在的作用机制是什么？是否存在其他因素的调节效应？为此，本文根据理论推演与实证分析梳理出流域生态补偿政策改善水污染强度的作用机制，再对实证结果进行解释与说明。

（一）水环境政策改善水污染的机理分析

（1）绿色环保意识。所谓绿色环保意识是指水环境政策有助于进一步提高公众环保意识，引导公众对绿色产品的消费，从而促使工业企业减排。当前随着人均消费水平逐渐提高，公众对于日常产品的健康与绿色程度越来越重视。公众认为，企业生产过程中排放的污染物越多，则意味着产品的绿色健康水平就会较低^[20]。“三鹿奶粉”事件以及“蜂蜜汞超标”事件严重打击了公众对于一些工业生产企业的信心，因此公众会以某工业企业每年排污量为依据来判断产品的绿色健康水平，如果企业排污过多，会导致对这类产品的需求下降。消费者的绿色消费意识越强，则对该类产品的需求下降就会更加显著。而水资源作为一种特殊的产品，日常用水公众无法进行自主选择，因此公众一般会此种绿色环保意识转化为对工业企业污染水资源的投诉和举报行为，从而获得与消费行为同样的效用。江苏水区域环境生态补偿政策以文件和通告形式向全省发布且逐级通知，并同时采取自媒体（江苏新闻、政府公众号推送）线上形式向社会群众发布此政策，采取奖励形式鼓励群众匿名举报等来确保政策的有效执行。工业企业在受到来自公众监督和政府环境管制的双重压力下，在生产过程中将会采取减少污水排放措施，进而提高企业的环境绩效。

(2) 企业所有制结构。企业所有制结构是指水环境生态补偿政策的实施会受到当地国有工业企业的占比影响，从而影响水污染强度治理效果。Hua 和 Wheeler、Wang 等^[23,24]研究发现，国有企业在某个地区的社会经济活动中往往会产生很大的影响，这种影响不仅表现其与地方政府之间存在很深的联系，同时表现其对地方经济做出了很大的贡献；彭海珍和任荣明^[25]发现，出于企业利润最大化动机，私营企业大多数缺乏减少污水排放的内在动力，而国有企业却相反，由于其应承担的社会责任，更多是从社会福利最大化角度出发，与政府积极配合，主动采取措施降低企业的污水排放。基于此，国有工企的占比提高将有利于政策的改善效果。江苏水环境区域生态补偿政策的实行会迫使很多重污染型私营工业企业搬离江苏，从而使国有企业数量占比上升，起到改善水污染强度的效果⁸。

(3) 地区经济水平。地区经济水平是指水环境生态补偿政策的效用在一定程度受到地区经济发展水平的影响，从而影响水污染治理的效果。已有文献研究指出，一个地区的经济发展水平越高，工业企业排放污染物数量就越高。李成和沈坤荣^[19]提出改善环境质量一个很重要手段就是提高经济发展水平，环境规制在后期取得效果后，可以对产业结构升级和经济持续发展提供实现途径。而水环境区域补偿政策作为力图改善水资源环境的环保政策，其产生的正向外部效应会推动当地的经济的发展，从而抑制需要以环境为代价的重污染型企业的生产活动，最终起到改善水污染的效果。

(二) 水环境政策改善水污染的机理验证

为了对上述机制进行验证，本文构建以下待检验模型：

$$\begin{aligned}
 Y_{i,t} = & \sigma_0 + \sigma_1 \text{Enla}_{i,t} + \sigma_2 \text{Public}_{i,t} + \\
 & \sigma_3 \text{Enla}_{i,t} \times \text{Public}_{i,t} + \sigma_4 \text{EC}_{i,t} + \\
 & \sigma_5 \text{EC}_{i,t} \times \text{Enla}_{i,t} + \sigma_6 \text{Edl}_{i,t} + \\
 & \sigma_7 \text{Edl}_{i,t} \times \text{Enla}_{i,t} + \sigma_8 X_{i,t} + \mu_{i,t}^{(10)} \quad (8)
 \end{aligned}$$

其中： $Y_{i,t}$ 是因变量，表示省份 i 在第 t 年的水污染强度情况，本文采用工业污水排放量与工业增加值的比值加以衡量； $\text{Enla}_{i,t}$ 是自变量，表示省份 i 在第 t 年是否实行水环境区域补偿政策的虚拟变量，自 2016 年起 $\text{Enla}_{i,t}=1$ ，2016 年之前 $\text{Enla}_{i,t}=0$ ； $\text{Public}_{i,t}$ 、 $\text{EC}_{i,t}$ 、 $\text{Edl}_{i,t}$ 是水环境政策改善水污染强度的三条作用机制变量，依次为绿色环保意识、企业所有制结构占比和地区经济水平； $X_{i,t}$ 为本文的控制变量，包括上文所述的 7 种预测变量。

企业所有制结构 ($\text{EC}_{i,t}$) 采用各省份国有工业企业数量与该省份规模以上国有及非国有工业企业数量的比值进行替代。

绿色环保意识 ($\text{Public}_{i,t}$) 则根据机制分析，针对水资源特殊产品，一般用公众对于企业排污行为的举报和投诉代替，公众通过此种措施来维护对于水资源的绿色消费。公众自发举报和投诉行为往往受到公众自身环保意识的控制，即公众的环保意识越高，对于工业企业排污行为的监督就越强，而这种环保意识是一个非常主观且不易观察的变量。因此，根据现有文献，一般采用环境信访数量进行变量替代，环境信访数量一般是指各省份相关部门接待公众投诉的次数，接待方式可以分为网络邮件、电话沟通、线下接待等。

地区经济水平 ($\text{Edl}_{i,t}$) 的指标主要有两个，即收入和支出。其中，收入采用地区生产总值代替，而支出采用地区消费品零售总额代替，本文参考以往文献采用收入进行表示。为了更加直观地比较各省份的经济发展水平，在韩其恒等^[26]研究的基础上，用目标省份人均 GDP/各省份人均 GDP 之和来表示地区购买力和经济发展水平⁹。

水环境区域补偿政策与水污染强度具有显著的负相关关系，即江苏水环境区域补偿政策的全面推行显著降低了省内水污染

强度。从三种作用机制的回归结果看，政策与绿色环保意识的交互项系数显著为负，说明水环境区域补偿政策从一定程度上提升了公众的绿色环保意识，进而驱动工业企业减少废水污染排放，改善了水污染强度；从（4）列可以看出，政策与地区经济水平之间的交互项系数也显著为负，说明在水环境政策改善水污染强度的作用途径中，江苏的经济发展水平起到了明显的促进作用；从（5）列来看，政策与企业所有制结构的交互项系数同样显著为负，说明国有工业企业占比在水环境政策实施过程中起到了一定的调节作用，国有工业企业的占比越高，改善水污染强度的效果就越好，这也从一定程度上佐证了国有工业企业出于其社会责任，会积极采取措施减少污水排放的结论。归纳来说，江苏水环境区域补偿政策全面推行能够有效发挥地区的公众绿色环保意识，所有制结构合理化以及较高的地区经济发展水平，将进一步增强改善江苏水污染强度的效果。

六、研究结论与政策建议

（一）研究结论

本文针对江苏省于 2016 年全面实行的水环境区域补偿政策，利用 2010—2018 年省级面板统计数据，采用合成控制法研究了省级层面的流域生态补偿是否有效改善了水污染强度。研究结论如下：①江苏在全省推行的水区域环境生态补偿政策显著且持续地改善了水污染强度；②政策推行情况下公众自发环保意识的提高，显著抑制了工业企业排放污水的强度，有效改善了江苏水污染强度；③国有工业企业占比的比值在政策治理水污染强度过程中起到了显著的调节作用，即地区的国有工业企业占比越高，在一定程度上能够促进水环境政策的改善作用；④政策推行过程中经济发展水平的提高能够显著提升江苏水污染改善程度。基于上述，流域生态补偿政策作为治理水污染的重要制度，其在省级层面上的治理效果显著，同时该政策在地区推行过程中的效用会受到当地公众环保意识、国有工业企业占比以及经济发展水平的影响。

（二）政策建议

根据上述研究结论，本文提出如下政策建议：①各省份应积极推进流域生态补偿政策，转变对流域生态补偿政策的观望态度。一方面，江苏的政策效果证实了流域生态补偿相关政策不仅适用于个别流域，也适用于整个省级地区；另一方面，流域生态补偿相关政策的实行宜早不宜迟。②各省份应积极提高公众的环保意识，健全省级公众监督受访机制，增强政府与公众协同治理的理念。公众作为水污染的直观感受者和客观受害者，有权利也有义务配合政府监督工业企业的排污状况，但由于受访机制不健全，导致公众被迫放弃监督行为，因此各地在政策执行中，应该高度关注和保护公众参与的热情和隐私安全。③合理规划工业企业所有制结构占比，提高国有工业企业降污水平，激发私营工业企业降污热情。各省级政府应该关注国有工业企业的社会责任感和降污自愿性，可以通过转出非国有重污染性企业或改变其所有制结构等措施提高国有工业企业占比，努力发挥国有企业建设“绿水青山”的积极性。④努力提升经济发展水平，实现经济中高速增长。流域生态补偿政策的效果很大程度上受到经济发展水平的制约，而经济的中高速增长可以稳定提高公众人均收入水平，刺激地区购买力提升，从而有利于流域生态补偿相关政策的积极稳步推进，获得更持久的治理效果。

（三）研究展望

江苏省水环境区域补偿政策作为中国首个在全省层面实施的补偿制度，其目的是改善省内水环境区域的污染问题，而我国国土辽阔，由于各地实施的环境治理政策不同以及对水环境区域认定标准存在差异，导致在分析跨省域水环境区域污染问题时存在很大障碍。本文从江苏水环境区域政策对水污染治理起到的效果出发，对研究省域内部水环境调节具有一定的意义，进一步的研究可以将省域内部水环境治理延伸到跨省域的水环境治理，具体分析水环境政策在面临跨省域时该如何进行治理以及是否会依旧产生可观的改善效果。

参考文献：

-
- [1]COASE R H.The Problem of Social Cost[M].London:Palgrave Macmillan UK,1960.
- [2]LIST J A,MASON C F.Optimal Institutional Arrangements for Transboundary Pollutants in a Second-Best World:Evidence from a Differential Game with Asymmetric Players[J].Journal of Environmental Economics and Management,2001,42(3):277-296.
- [3]TACCONI L.Redefining Payments for Environmental Services[J].Ecological Economics,2012,73(1):29-36.
- [4]袁伟彦,周小柯.生态补偿问题国外研究进展综述[J].中国人口·资源与环境,2014,24(11):76-82.
- [5]ENGEL S,PAGIOLA S,WUNDER S.Designing Payments for Environmental Services in Theory and Practice:An Overview of the Issues[J].Ecological Economics,2008,65(4):663-674.
- [6]WUNDER S,ENGEL S,PAGIOLA S.Taking Stock:A Comparative Analysis of Payments for Environmental Services Programs in Developed and Developing Countries[J].Ecological Economics,2008,65(4):834-852.
- [7]KOSOY N,MARTINEZ-TUNA M,MURADIAN R,et al.Payments for Environmental Services in Watersheds:Insights from a Comparative Study of Three Cases in Central America[J].Ecological Economics,2007,61(2/3):446-455.
- [8]QUINTERO M,WUNDER S,ESTRADA R D.For Services Rendered? Modeling Hydrology and Livelihoods in Andean Payments for Environmental Services Schemes[J].Forest Ecology&Management,2009,258(9):1871-1880.
- [9]IMMERZEEL W,STOORVOGEL J,ANTLE J.Can Payments for Ecosystem Services Secure the Water Tower of Tibet?[J].Agricultural Systems,2008,96(1-3):52-63.
- [10]王会,杨光,程宝栋.长三角地区省级流域生态补偿制度研究[J].环境保护,2020,48(20):26-32.
- [11]LOPA D,MWANYOKA I,JAMBIYA G,et al.Towards Operational Payments for Water Ecosystem Services in Tanzania:A Case Study from the Uluguru Mountains[J].Oryx,2012,46(1):34-44.
- [12]YOUNG C,BAKKER L D.Payments for Ecosystem Services from Watershed Protection:A Methodological Assessment of the Oasis Project in Brazil[J].Natureza&Conservaç~Ao Revista Brasileira De Conservaç~Ao Da Natureza,2014,12(1):71-78.
- [13]FARLEY J,COSTANZA R.Payments for Ecosystem Services:From Local to Global[J].Ecological Economics,2010,69(11):2060-2068.
- [14]任林静,黎洁.生态补偿政策的减贫路径研究综述[J].农业经济问题,2020(7):94-107.
- [15]LOCATELLI B,ROJAS V,SALINAS Z.Impacts of Payments For Environmental Services on Local Development in Northern Costa Rica:A Fuzzy Multi-criteria Analysis[J].Forest Policy Econ,2008,10(5):275-285.
- [16]PERSSON U M,ALPÍZAR F.Conditional Cash Transfers and Payments for Environmental Services—A Conceptual

Framework for Explaining and Judging Differences in Outcomes[J]. *World Development*, 2013, 43(12):124-137.

[17]景守武, 张捷. 新安江流域横向生态补偿降低水污染强度了吗?[J]. *中国人口·资源与环境*, 2018, 28(10):155-162.

[18]ABADIE A, GARDEAZABAL J. The Economic Costs of Conflict: A Case Study of the Basque Country[J]. *American Economic Review*, 2003, 93(1):113-132.

[19]ABADIE A, DIAMOND A, Hainmueller J. Synthetic Control Methods for Comparative Case Studies: Estimating the Effect of California's Tobacco Control Program[J]. *Journal of the American Statistical Association*, 2010, 105(490):493-505.

[20]李永友, 沈坤荣. 我国污染控制政策的减排效果——基于省际工业污染数据的实证分析[J]. *管理世界*, 2008(7):13-23.

[21]张学良. 中国交通基础设施促进了区域经济增长吗——兼论交通基础设施的空间溢出效应[J]. *中国社会科学*, 2012(3):60-77.

[22]王贤彬, 聂海峰. 行政区划调整与经济增长[J]. *管理世界*, 2010(4):42-53.

[23]HUA W, WHEELER D. Financial Incentives and Endogenous Enforcement in China's Pollution Levy System[J]. *Journal of Environmental Economics & Management*, 2005, 49(1):174-196.

[24]JIN Y, WANG H, WHEELER D. Environmental Performance Rating and Disclosure: An Empirical Investigation of China's Green Watch Program[J]. *Policy Research Working Paper Series*, 2010, 71(2):123-133.

[25]彭海珍, 任荣明. 所有制结构与环境业绩[J]. *中国管理科学*, 2004, 12(3):136-140.

[26]韩其恒, 李俊青, 刘鹏飞. 要素重新配置型的中国经济增长[J]. *管理世界*, 2016(1):10-28.

注释:

1 2014年江苏省颁布了该政策的试行方案, 该试行方案仅在江苏一部分区域试行, 2016年颁布的政策在原有基础上进行了较大调整, 因此可以认为2016年《江苏省水环境区域补偿方案》是一项新的政策。

2 残差项包含了可能会对江苏省水污染状况产生影响的其他政策, 譬如“十二五”和“十三五”中有关环保的规划以及从2016年开始多批次的中央环保督察; 另外考虑两次规划和环保督察的目标是对环境进行改善而非针对水污染一项, 因此相比“水环境区域补偿”, 上述政策对于水污染改善效果可能会分散, 因此残差项包含这些政策是合理的。

3 为统一量纲, 数据均作对数化处理。此外, 还加入了第二年(2011年)、第三年(2012年)和第六年(2015年)3个滞后目标变量作为控制变量, 同样作对数化处理。

4 由于第二次污染普查的影响, 很多省份工业污水排放量数据只统计到2017年, 本文进行数据申请获得2018/2019年度数据, 最终进行手工整理形成完整的2018年数据, 2019由于数据过多缺失并不完整。

5 参考 Abadie 等的研究，以 $[APSD=1Tt=1T0Yrea;-Ysyn \ 212]$ 来衡量 SCM 是否能对随机选取的控制组进行较好的合成。如果 APSD 较大，则说明合成控制法并不能很好地拟合该省份在 2016 年之前的水污染强度。

6 Abadie 等研究剔除了 MSPE 高于目标城市 20 倍的城市，而 $MSPE=APSD$ ，因此文中选择剔除 APSD 不小于江苏 5 倍的省份。

7 关于几条虚线在 2016 年后处于实线之外的原因，文中已作说明。

8 主要包括 $[Industry;Research;Pcra;Fi;EN]$ ，基础设施和经济水平中各包含两个解释变量，为了避免多重共线性，分别剔除基础设施和经济水平各一个。

9 2015 年江苏国有工企数量 263，私营工企为 40 914;2016 年江苏国有工业 267；私营工企 40 177;2017 年江苏国有工企 265；私营工企 38 057。可以证明，江苏省国有工业企业占比不断提升。

10 此处的残差项包括其他环保政策和环保督察可能对江苏水污染所产生的不可观测的影响。

11 此机制变量均作对数化处理。环境信访数量来源于《中国环境统计年鉴》及各省份环境状况公报；国有工业企业数量来源于国泰安数据库；各省份人均 GDP 来源于各年份《中国统计年鉴》。