

中国流域水污染协同治理研究

胡宗义¹, 何冰洋¹, 李毅²

(1. 湖南大学 金融与统计学院, 湖南 长沙 410006;

2. 长沙理工大学 经济与管理学院, 湖南 长沙 410114)

摘要: 地方行政分割体制与水资源的区域流动性使得流域水污染治理效率低下, 流域协同治理是跨越地方行政分割体制, 实现流域水污染高效治理的必然选择。因此, 本文依据公共物品治理理论体系, 将理论具化为宏观划分五原则和微观合作三主体, 并设计流域水污染协同治理的最优分区方案。在此基础上, 利用 2010—2018 年各省水污染治理强度数据, 分析各协同区域水污染协同治理的演变趋势和内在原因, 并进一步探究了水污染协同治理的影响因素。研究发现: 为针对性解决现今流域综合治理不力问题, 中国应设立 7 个流域水污染协同治理区; 各协同治理区的协同程度差异较大, 随时间推移, 其差异程度呈扩大趋势; 政府间合作、R&D 投入会促进流域水污染协同治理, 但地区经济发展水平差异、产业结构差异则会阻碍流域水污染协同治理, 而环保组织机构的设立、FDI 差异以及人力资本差异对协同治理没有显著影响。研究结论为完善生态文明领域统筹协调机制、提升中国流域水污染协同治理水平、落实“十四五”规划相关内容提供了重要的理论依据与决策支持。

关键词: 水污染; 协同治理; 方案设计; 协同度

中图分类号: F205

文献标识码: A

文章编号: 1005-0566(2022)05-0066-10

Research on Collaborative Governance of Water Pollution in River Basin

HU Zongyi¹, HE Bingyang¹, LI Yi²

(1. College of Finance and Statistics, Hunan University, Changsha 410006, China;

2. School of Economics and Management, Changsha University of Science and Technology, Changsha 410114, China)

Abstract: The contradiction between the territorial governance model and the mobility of water pollution makes results in inefficiency of water pollution governance. This paper establishes a reasonable framework for collaborative governance of water pollution in China's river basin, then measure the degree of synergy and analyze its influencing factors. Based on the provincial and municipal data from 2010 to 2018, this paper employs the Euclidean Distance, generalized linear efficacy coefficient method and panel data measurement model to evaluate. The Research Findings are as follows: Firstly, according to the situation of water pollution in China, seven coordination zones should be established. Secondly, the synergy degree shows a divergent trend since the promotion of chief system in China. Thirdly, Intergovernmental cooperation and R&D investment will deepen the collaborative governance of water pollution. Fourthly, differences in the level of regional economic development and industrial structure will hinder the collaborative governance of water pollution. Fifthly, the establishment of environmental protection organizations, differences in FDI, and differences in human capital have no significant impact on collaborative governance. This paper providing inspiration for coordination mechanism in ecological civilization and promoting the implementation of 14th Five-Year Plan.

Key words: water pollution; collaborative governance; scheme design; synergy degree

收稿日期: 2021-01-30 修回日期: 2021-06-10

基金项目: 教育部哲学社会科学研究重大课题攻关项目“企业环境责任与政府环境责任协同机制研究”(19JZD024); 湖南省研究生科研创新项目“流域水污染协同治理研究”(CX20210421)。

作者简介: 胡宗义(1964—), 男, 湖南宁乡人, 湖南大学金融与统计学院教授, 博士生导师, 研究方向为能源与环境经济学。通信作者: 李毅。

一、问题的提出

党和国家对生态文明建设的力度持续加大,特别是党的十九大以来,明确将污染防治列为决胜全面建成小康社会三大攻坚战之一,提出完善生态文明领域统筹协调机制,构建生态文明体系。“十四五”规划更是在推进区域协调发展、持续改善环境质量的指导方针下,提出强化污染物协同控制和区域协同治理的要求^①。随着社会经济快速发展,中国流域性水污染问题、水资源安全问题等面临严峻考验。耶鲁大学《2020年环境绩效指数报告》显示,中国饮用水安全指数在世界排名第54位、水资源综合指数世界排名仅为67位。水资源的安全性与水污染治理效果同周边及发达国家存在较大差距,对人民身体健康、社会生活造成不可逆的严重影响。

回顾中国近10余年的水污染治理历程,在取得显著治污成果基础上,面临急需解决“搭便车”现象频发以及个别流域综合治理不力等问题,这是由水污染流动性特征和政府属地治理模式的矛盾而产生^[1-3]。而中国法律法规、政策文件涉及流域水污染协同治理相对较晚、内容尚欠完善、实践更是相对匮乏,且现有的法律法规政策等仅是框架性文件,没有对流域内区域、省份进行详尽部署,划区方案缺乏针对性,也未将协调与合作具体机制进行安排,对水污染协同治理作用有限^[4]。鉴于此,为针对性解决现今“搭便车”、流域综合治水不力等问题,完善我国水污染协同治理方案迫在眉睫^[5-6]。而考虑到政策缺口,首先,优化水污染协同治理区域划分,确定最优分区范围、成员及中心;其次,明确协同区内社会主体,以及协同方式;最后,衡量区域内水污染治理协同度,依此规范、评价及分析各区域协同成效。本文沿袭该思路,将理论具象化为宏观划分五原则和微观合作三主体,探索并完善我国流域水污染协同治理最优方案,为落实“十四五”规划提供相关理论依据与决策支持。

相较于以往文献,本文主要在研究内容和视

角上体现创新。在研究内容上,首次从国家统筹规划的宏观层面出发,甄别出需要进行水污染协同治理的流域,提出省际联合的最优分区方案;同时,对区域水污染治理协同度进行测度与分析,并探讨了协同度变化的影响因素。在研究视角上,首次基于学理角度分析流域水污染协同治理的遵循原则和参与主体,根据公共物品治理理论体系,构建流域水污染治理的理论框架,为相关政策的制定提供理论依据与决策支持。

余下部分,本文安排如下:第二部分为流域水污染协同治理的理论框架,第三部分为流域水污染协同治理的区域划分,第四部分为流域水污染协同治理的协同度测算与分析,第五部分为流域水污染协同治理协同度影响因素分析,第六部分为结论与政策建议。

二、流域水污染协同治理的理论框架

水污染治理,作为治理行为的一种,其本质是由社会不同集体组成的复杂网络系统对公共物品水资源的协同治理行动^[7-9]。本文引入公共物品治理理论体系中的“复杂网络系统理论”“集体行动理论”“多中心治理理论”作为方案设计的理论基础^[10],并依3个层次的分析依次展开。

(一) 水污染协同治理流域选择标准

目标一致原则。Kanter(1994)^[11]在集体行动理论中提出协同治理的首要条件是各主体目标具有一致性,故水污染外溢性特征并不意味着我国所有流域内的地表水、地下水、湖泊都要纳入协同治理,而应首先考虑各流域的污染程度这一现实性因素。我国九大流域内,流域间水污染程度不一,单个流域内不同河段同样判若云泥。在重点整治流域综合治理不力这一协同目标上,现今水质良好的流域与河段,不仅在治理结果上肯定了既有政策的有效性,而且在治理目标上体现出与水质未达标流域及河段的差异性,应不予考虑纳入协同方案。本文根据各流域污染程度制定统一标准,首先对需要纳入协同治理的流域进行选择,其结果可以是一整个流域、流域的不同河段,也可

① 参见:《中共中央关于制定国民经济和社会发展第十四个五年规划和二〇三五年远景目标的建议》,《人民日报》2020年10月30日。

以是流域内污染严重的跨行政区地区。

(二) 水污染协同治理省份划分原则

协同学理论提出者 Haken (1987)^[12] 认为, 协同产生的载体是在一个开放的系统中。Watts 等 (1998)^[13] 补充认为, 一切系统的基础都是网络, 较大的系统更具备有复杂网络的小世界、无标度、择优连接、脆弱性等特征。依据流域水污染治理协同区作为复杂网络系统所应具备的 4 个特征, 本文相应提出协同区省份划分中的四项原则, 与之前的流域划分原则共同组成方案的宏观划分依据。

(1) 规模适当原则。根据无标度特征, 协同区若要保持更高强度的联系与协同, 其规模不宜过大^[14-15]。虽然复杂网络系统理论并没有给出最优规模的大小, 但不将单个省份重复规划到不同水污染治理协同区无疑能缩小系统规模, 而对于多河流流经的省份, 首先通过综合比对不同河流省内流域面积及其污染状况进行初步筛选, 集中精力解决省内水污染治理主要矛盾, 提高协同治理可操作性^[16]。

(2) 地理临近原则。根据小世界及择优连接特征, 节点间的频繁联系遵循地理就近偏好, 节点间过长的距离不利于协同活动的开展与实施, 而地理相近、联系便利的节点组成的协同区才更为高效。地域范围的接洽是地理就近原则恰当的体现, 本文界定其为省份与省份之间行政边界两两相接或存在共同相邻省份。

(3) 经济关联原则。同样根据小世界及择优连接特征, 协同区内省份之间需要存在较高的经济关联。经济联系大的省份之间要么互为原料地、市场地, 要么存在交通枢纽地, 区域内政策的协同将更易造成行业、经济整体的绿色发展, 由此带动水污染的合力减排与治理。在本文中, 经济联系的刻画采取 Taaffe (1962)^[17] 提出的方法, 即两地的经济联系度与他们的总人口和经济总量成正比, 与距离平方成反比。具体公式为: $R_{ij} = \sqrt{P_i V_i} \cdot \sqrt{P_j V_j} / D_{ij}^2$ 。其中, P 为地区人口, V 地区经济总量, D 为两地距离, i, j 为不同地区。

(4) 中心确定原则。脆弱性特征强调了中心节点存在的必要性和重要性, 而协同区中心在水

污染协同治理行动中的领导地位来源于政治影响力、经济实力和自然规律上的合理性, 其中自然规律合理性体现在协同区内下游省份对上游省份具有提出规范要求的优先话语权。而值得注意的是, 由于我国除了北京作为全国唯一政治中心, 其他省份间政治上不存在领导与附属关系, 而经济发展水平能在一定程度上反映地区政治话语权, 故本文选择从经济及自然规律层面选择协同区中心省份。

(三) 水污染协同治理社会主体纳入依据

多中心治理理论侧重多元化的社会治理模式, 指出采取多样化的社会治理方式及手段进行治理活动。多中心治理的核心在于主体多元性主体之间不是单纯的管理与被管理模式, 而是存在资源、权利、责任的彼此让渡与制衡, 进而调动多元主体积极性, 丰富完善整个治理系统^[18]。为此, 提高市场、社会组织及公众及第三方机构的水污染治理参与积极性, 形成政府为主导, 企业为主体, 社会组织和公众共同参与的流域水污染多元主体协同治理体系。

综上所述, 理论框架的构建从水污染治理行动的本质出发, 将公共物品治理理论体系具化为宏观层面流域水污染治理协同区划分五原则及微观层面社会协作三主体, 由此提炼出具有可操作性的五大抓手, 并结合现有资料依步骤建立最优水污染协同治理方案。构建逻辑见图 1。

三、流域水污染协同治理的区域划分

(一) 水污染协同治理区划范围

依照流域水污染协同治理方案构建逻辑所示, 首先根据流域污染状况确立需要水污染协同治理的区划范围。本文选取公众环境研究中心 2019 年“城市水质指数 (CWQI)”作为衡量当前流域水污染状况指标, 相较于生态环境部河流断面地表水的监测数据, 该指标综合考虑了城市地表水、地下水、饮用水水源地水质状况, 针对性解决了南北水源差异问题所带来的分析不便。基于此, 将黄河与长江分段后, 我国总共 12 个流域内, 通过对流经城市水质指数与面积加权得出相应流域综合水质指数, 结果如表 1 所示。



图1 流域水污染协同治理方案构建逻辑

表1 12个流域水质指数

流域名称	流经省份	流域综合水质指数
松辽流域	蒙黑吉辽	17.70
海河	京津冀晋蒙鲁豫	17.46
淮河	苏皖鲁豫	14.54
黄河上游	青甘宁蒙	8.63
黄河中下游	蒙宁陕晋鲁豫	15.98
长江上游	青藏川滇渝鄂	9.62
长江中游	鄂湘赣	10.02
长江下游	皖苏浙沪	15.58
珠江片区	闽赣湘粤桂贵滇琼	10.24
西南诸河	滇藏	7.91
东南诸河	浙皖闽	10.09
西北诸河	蒙甘青疆	9.46

城市水质指数依据国家对水污染评定标准被分为五类,0~4.79为优,水质优于II类;4.79~10.28为良,水质优于III类,水质全年达标且环境问题整治完成;10.28~16.85为一般,16.85~24.74为较差以及24.74~50为差,分别对应IV、V以及劣V三类未达标水质。根据目标一致原则,为针对性解决流域综合治水不力等问题,不考虑将水污染问题整治完成且水质整体良好的流域纳入协同范围,从严设定将水污染指数在10.28以上流域的首先纳入区划范围。整理可得,松辽流域、海河、淮河、黄河中下游、长江下游因整体水质不达标需纳入协同治理。对于剩下7个整体水质达标流域内,考虑存在流域内跨省的水污染超标区域,同样纳入协同治理范围,整理得表2。

据此,统一表1、表2的结果,确立我国需要协同治理的范围。综上所述,划定7个我国流域水污染治理协同区范围,分别为松辽流域协同区、海河流域协同区、淮河流域协同区、黄河中下游协同

区、长江上游协同区、长江下游协同区、珠江流域协同区。

表2 综合水质指数达标7个流域内水质未达标区域

流域	超标区域	区域水质指数	是否跨省
黄河上游	—	—	—
长江上游	川渝	13.8	是
长江中游	武汉及其周边	16.75	否
珠江片区	两广珠江流域沿海地带	17.2	是
	海南全省	16.64	否
西北诸河	内蒙中部	17.19	否
西南诸河	云南玉溪及周边	19.26	否
	新疆阿里地区	14.65	否
东南诸河	—	—	—

(二)水污染协同治理区划成员

根据规模适当、地理临近、经济关联原则,规划7个协同区成员。首先依据规模适当原则,避免重复选择导致协同区规模过大,将存在多条河流经过的省份,即内蒙古、山东、河南、安徽、山西、江苏内,各河流的省域面积及污染程度进行比较分析,进而对协同区成员进行初步划分。其中,河流省内流域面积为流经城市面积加总;河流省内水质指数为该河流经过城市的面积和城市水质指数加权得出(见图2)。

根据图2报告的结果依次来看:①内蒙古省内黄河流域面积最大,但流经地区的加权水质指数仅为10.05,水质为良,显示省内黄河流域的治理已经完成故不考虑将内蒙划入黄河中下游协同区。而其境内海河和松辽流域的水质指数皆属于较差水质,且两河流在内蒙境内流域面积相差较小,不能作为划分的最终依据;②山东省在境内淮河与海河都属于较差水质的情况下,淮河的省内

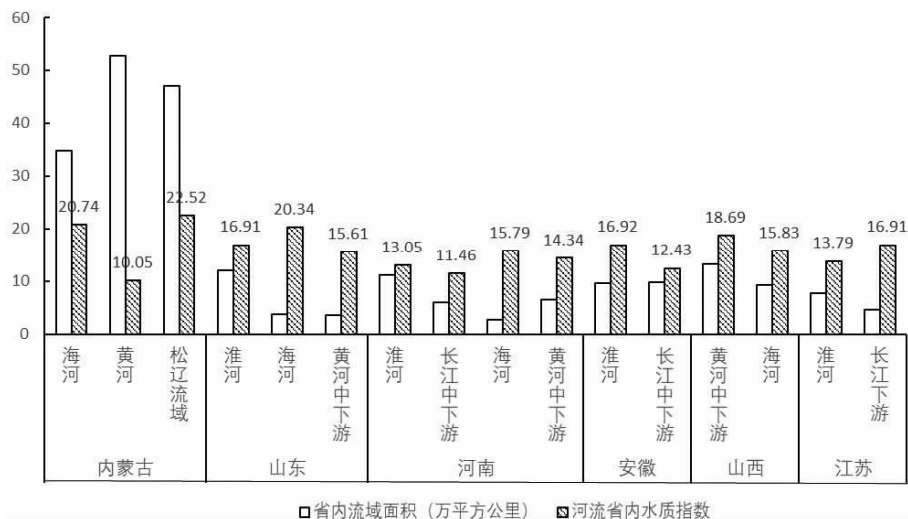


图2 各河流省内流域面积及水质指数

流域面积是海河的3倍,故将山东划归淮河流域协同区;③河南省内四流水质都为一般的条件下,因省内淮河流域面积最广,故将河南划归淮河流域协同区;④安徽境内淮河和长江的流域面积相差不大的前提下,淮河水质达到较差,故将安徽划归淮河流域协同区;⑤山西省内黄河的流域面积更广,污染程度更严重,因此将山西省划归黄河中下游协同区;⑥江苏省内淮河流域面积是长江的1.7倍,而污染程度长江为较差,淮河为一般。两河流省内情况难分伯仲,故依照内蒙古做法,暂不划分。

此外,由于暂定协同区内成员都满足地理临近原则,即区内省份两两相接或存在共同相邻省份,进一步通过经济关联原则,对内蒙古和江苏的最终归属问题进行探讨。根据经济关联度测算结果,内蒙古对京津冀的经济关联度高于黑吉辽,江苏对浙江上海的经济关联度高于安徽山东河南,故将内蒙古划分到海河流域协同区,江苏划分到长江下游协同区。最终,在满足规模适当、地理临近、经济关联原则下,我国流域水污染协同治理成员划分最优方案如下:松辽流域协同区(黑吉辽)、海河流域协同区(京津冀蒙)、淮河流域协同区(皖鲁豫)、黄河中下游流域协同区(宁陕晋)、长江下游协同区(苏浙沪)、长江上游协同区(川渝)、珠江流域协同区(桂粤)。

(三) 水污染治理协同区中心

依据中心确定原则,由政治、经济、自然规律

条件选择协同区中心。鉴于我国除了北京作为全国唯一政治中心,其他省份间政治上不存在领导与附属关系,而经济发展水平能在一定程度上反映地区政治话语权。本文以2019年各省份人均GDP作为经济实力衡量指标,结合流域上下游位置选取各协同区的中心。

最终,依步骤规划协同治理区范围、成员和中心后,我国流域水污染协同治理区域划分结果为:辽宁为中心的松辽流域协同区(黑吉辽)、北京为中心的海河流域协同区(京津冀蒙)、山东为中心的淮河流域协同区(皖鲁豫)、陕西为中心的黄河中下游协同区(宁陕晋)、上海为中心的长江下游协同区(苏浙沪)、重庆为中心的长江上游协同区(川渝)和广东为中心的珠江流域协同区(桂粤)。值得注意的是,本文最终确定的协同区与存在跨域水污染治理实践的省份较为一致;另外与既往重点区域水污染综合治理政策中长三角、珠三角地区划分完全相同、京津冀地区则存在包含关系。这一方面体现了环境治理层面的政策直觉与学术研究高度吻合,另一方面也从现实角度印证了本文研究结果的一定合理性。

四、流域水污染协同治理的协同度测算与分析

面对公共物品治理这一综合性复杂社会问题,在流域水污染治理协同度的测算中,应将多主体治理的基本原则纳入到指标的选择与刻画中。据此,本文从政府、市场、公众3个主体角度^[19-22],选取

代表性指标综合衡量省份水污染综合治理强度,继而依此测算协同区水污染治理协同度。

(一) 省级水污染综合治理强度测算

本文在政府投资层面、检测层面、立法层面分别选取(1)单位水污染排放治理投资(水污染治理投资/污水排放量)^①、(2)去规模化自动监控水排放口数(自动监控水排放口数/工业增加值)^②、(3)当年颁布的地方性环保法规数来综合衡量政府层面的水污染治理强度。选取(4)污水排放强度(GDP/污水排放量)体现市场层面的环境治理力度,该指标的增大意味着生产同等单位GDP所造成污水排放的减少,也印证整个市场对于高污染行业约束的增强。最后选取各省(5)去规模化环保举报件数(环保举报件数/工业增加值), (6)当年受理环保相关行政复议数来分别衡量公众对于企业和政府环保活动的监督强度,由此作为公众层面指标对水污染综合治理强度进程测算。以上数据均来自于《中国环境统计年鉴》《中国环境年鉴》《中国统计年鉴》。根据以上6个指标,对省级水污染综合治理强度进行测算。首先采取广义线性功效系数法中标准化法对不同指标进行赋值,然后进行加权平均得出各省水污染综合治理强度。

(二) 协同区内协同度测算

基于协同理论,系统内协同度提升的表现是各节点的发展逐渐趋于一致,意味着衡量各节点指标的差异逐渐缩小。借鉴徐维祥等(2015)^[23]的方法,采用协同度计算公式,基于各省水污染综合治理强度测算各协同区的协同度:

$$Y = \left\{ \left[\prod_{i=1}^n s_i / \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n s_i \right)^n \right]^k \left(\sum_{i=1}^n \alpha_i s_i \right) \right\}^{1/2} \quad (1)$$

式(1)中, Y 表示协同度, s 表示环境规制强度, α 表示权重, i 表示省份, n 表示区域内省级行政单位数, k 为调整系数,本文取 $k=2$,表示各地区平均赋值。

通过式(1)计算出7个协同区2010—2018年水污染治理的协同度,得到图3。

图3报告了2010—2018年需要进行流域协同治理的7个协同区的协同度变化。从结果来看,我国整体上各协同治理区的协同程度差异较大,随时间推移,其差异程度呈扩大趋势,部分地区各自为政的情况愈发明显。这也是属地之地治理模式的弊端体现,也是责任与义务对等的结果,没有协同的责任,必然会造成各自为政、搭便车、区域治理不力等现象出现。而在整体协同度差异化加剧背景下,有4个协同结果值得注意。

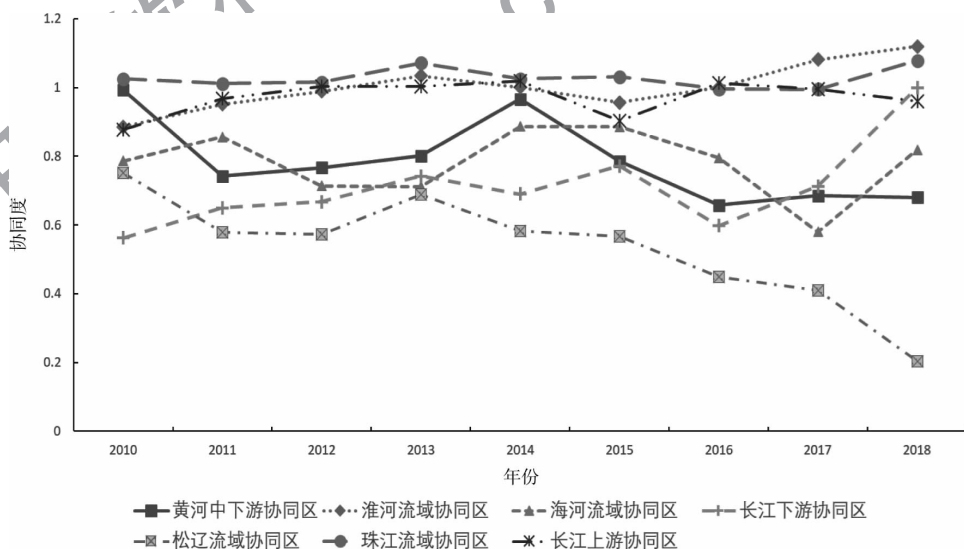


图3 各协同区协同度

① 污水排放量指标涵盖工业污水排放量与城镇生活污水排放量。

② 自动监控水排放口数与该省级行政单位工业规模存在正相关关系,故作去规模化处理。

首先,长江下游协同区(苏浙沪)、长江上游协同区(川渝)、淮河流域协同区(皖鲁豫)、珠海流域协同区(桂粤)的协同度在逐步增长的态势下于 2018 年都趋于 1,几乎达到了 4 个流域的协同,彰显了重点流域内各省对国家政策的积极响应与工作配合。其次,长江下游的水污染治理协同度从 2010 年的 0.562 经过 8 年时间提升到了 0.999,成果显著,成为水污染协同治理全国的示范地区。与此同时,海河流域协同区(京津冀蒙)同样作为污染协同治理的国家先行地区,存在较大提升空间。根据以往的政务公开信息,其中京津冀三地的联合协同治理主要集中在大气污染治理上,这也是阶段性解决主要矛盾的必然选择。最后,松辽流域值得重视,黑吉辽三省从政府水污染治理投入到市场污染排放强度再到公众参与积极性都与全国其他省份差距扩大,以至于该流域水污染综合治理强度最低,污染程度最为严重。而从协同度来看,因三省少有合作开展,截至 2018 年,松辽流域已同其他协同区拉开较大差异,协同度堪忧。

五、流域水污染治理协同度影响因素分析

(一) 模型设定

根据省级水污染综合治理强度测算得到各协同区的协同度后,选取 3 个主体中关键变量对协同度的影响因素进行考察。本文考虑区域和时间异质性,构建面板数据计量模型如下:

$$Y_{it} = \alpha_0 + \sum_{k=1}^n \beta_k X_{it} + \mu_i + \lambda_t + \varepsilon_{it} \quad (2)$$

其中, i 表示各流域单位, t 表示时间, k 表示影响因素的个数。 Y 表示流域水污染协同度, X 表示影响流域水污染协同度的因素, μ_i 是个体效应, λ_t 是时间效应, ε_{it} 为随机扰动项。

(二) 变量选择

(1) 省级政府间合作治理水污染次数(*govcorpor*)。本文在生态环境部及各省生态环保厅搜索“协同”“联合”“合作”“交流”等关键词以及查询相关新闻报道来统计省级政府间合作治水的次数,其中协同治理方案或协议奏效期间都算作当年发生的

合作治理活动,所以该指标指协同区内各省当年有效的联合水污染治理协议方案和联合治水活动开展总个数。

(2) 地区经济发展水平差异(*vgdp*)。地区发展水平从两个方面影响区域内协同水平。一是经济发展总体水平较高省份的地方财政有更多的资金投入来安排协同治理及水污染治理活动,协同区内也有相应的物质保障、市场基础来进行全方位协同治理。二是经济发展水平较低的地区市场与民众更愿意拿环境污染换经济增长,地方政府也有可能因经济发展压力去干扰环境政策的执行与协同目标的完成。本文以人均 GDP 来衡量地区经济发展水平,用其离散程度反映区域内经济发展水平差异。

(3) 产业结构差异(*vindu*)。产业结构中重工业比例越高的地方高排放高污染的企业越聚集,政府实施严格的环境规制也会相应的谨慎,区域内的协同目标越难以有效达成。本文以各省当年工业增加值占当地 GDP 的比重来衡量产业结构,用该比重的离散程度来反映区域内产业结构的差异程度。

(4) 环保组织机构数(*organ*)。公众间的合作与联合体现在开展跨区域的水污染治理活动的组织、机构的设立,本文将当年民间存在的第三方机构数及政府内涉及跨区联合治理机构二者的总数作为其指标值,并采取累加法进行统计。

(5) 其他控制变量。参考沈坤荣等(2017)^[5]、胡志高等(2019)^[24]、张宇等(2014)^[25]的研究,本文还将 R&D 投入(*R&D*)、FDI 差异(*vFDI*)、人力资本差异(*chuman*)纳入模型作为控制变量。

本文的数据主要来自 2010—2018 年的《中国统计年鉴》《中国工业统计年鉴》《中国环境年鉴》《中国环境统计年鉴》,公众环保组织数据来源于《中国发展简报》。

(三) 实证结果及分析

1. 内生性检验

为确保参数估计结果的有效性与无偏性,首先需要检验模型的内生性。当模型存在内生性

时,需要寻找工具变量并采用 TSLS 估计或矩估计等方法;当模型不存在内生时,则可采用 OLS 估计即可。由于绝大部分变量为相对变量,这较大幅度地降低了绝对量指标之间可能存在的内生关系。此外,本文还采用固定效应模型来缓解因遗漏变量引致的内生性。对于因变量与自变量之间可能存在的联立型内生性,本文采用稳健的豪

斯曼检验来判定,结果见表 3。表 3 结果显示,主要自变量与因变量之间不存在显著的联立性。虽然政府间协同治污次数与环保组织机构数之间存在联立性,但这两个变量与其他自变量之间没有显著相关性,不会影响主要因变量的参数估计。因此,可以认为该模型没有显著的内生性问题。

表 3 变量内生性检验结果

变量	政府间协同治污次数	经济发展差异	产业结构差异	环保组织机构数	R&D 投入	FDI 差异	人力资本差异
卡方值	5.4800	2.1200	1.2500	6.5300	2.2500	1.0300	0.9800
不拒绝原假设概率	0.0192	0.1454	0.2635	0.011	0.1336	0.3102	0.3222
结论	内生	非内生	非内生	内生	非内生	非内生	非内生

2. 模型选择检验

对面板数据的估计策略主要有 3 个:混合回归、随机效应与固定效应。为选择最有效的估计策略,需要对此进行检验。首先,采用 LM 检验判断选用“混合回归”还是“随机效应”,结果显示,LM 检验值为 33.30,对应的伴随概率为 0.0000,强烈拒绝“不存在个体随机效应”的原假设,选择“随机效应”。然后,采用 Hausman 检验判断选用“随机效应”还是“固定效应”,结果显示, Hausman 检验的卡方值为 20.46,对应的伴随概率为 0.009,在 1% 的显著性水平下拒绝原假设“随机效应为正确模型”,认为应该使用固定效应模型。

3. 实证结果

依据表 4 报告的结果,政府层面的省级政府间合作治理水污染次数 (*govcorpor*) 对协同度有显著正影响。这表明开展合作、联防联控以及合作协议的制定对协同区联合水污染治理的积极推动作用,有利于整个区域内流域水质的改善。这是对近 10 年联防联控政府间合作效用及治理政策的阶段性肯定,同时也对地方政府间开展环境保护多边合作提出更高要求。

地区经济发展水平差异 (*vgdp*) 对协同度有显著负影响,意味着协同区内经济发展水平差异,从各政府意愿、财政实力、资本总量等方面易造成水污染治理的难以协同。这不仅体现出本文经济关联原则的科学性,还要求协同区内的省份间应在开展水污染协同治理的同时,多边开展区域经

一体化发展进程,缩小区域内经济发展水平差异,实现经济发展与环境保护双赢局面的形成。

同时,产业结构差异 (*windu*) 也对协同度有显著负影响,这主要体现在污染的就近转移上,在一个区域内,临近地区的环境规制与本地高污染企业数量及其污染排放量存在双向因果关系,意味着本地高污染产业比重扩大,会致使相邻省份环境规制减弱继而承载产业的转移,而临近地区的环境规制增强也会造成周边重污染工业向本地转移,由此导致高污染产业比重的增加和固化^[26]。故一个区域内各省份产业结构的趋近将更有效避免污染产业的相互转移并提升区域的整体协同度。

区域内环保组织机构的设立对协同度的影响不显著,这表明政府设立联合治理机构与民间环保公众组织对区域内协同治水没有明显作用,这似乎与理论预期相违背。可能的原因在于各协同区间政府设立的联合治理机构总数相差不大,数值差异大多体现在公众组织的设立数上。但同时,我国第三方环保公众组织仍处于发展的初期阶段,大多数省份与地区环保公众组织数量有限,各地区民众自主自愿参与环保的意识还有待增强。

在其他 3 个控制变量中,R&D 对协同度在 5% 水平下具有显著正影响。显示研发投入、科技创新在促进流域水污染协同治、改善环境质量中的作用。而人力资本和 FDI 差异则对流域水污染协同治理没有显著影响。

表 4 流域水污染协同治理的影响因素分析

变量	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
<i>govcorpor</i>	0.2547 *** (5.7851)	0.2618 *** (5.5472)	0.2757 *** (4.8952)	0.2741 *** (4.5702)	0.2452 *** (4.1875)	0.2101 *** (4.5215)	0.2218 *** (4.6518)
<i>vgdp</i>		-1.5874 *** (-3.9618)	-1.5213 *** (-3.0175)	-1.5332 *** (-3.1252)	-1.4981 *** (-3.5128)	-1.5087 *** (-3.6741)	-1.4985 *** (-3.7548)
<i>vindu</i>			-0.1575 ** (-2.4753)	-0.1605 ** (-2.5214)	-0.1638 ** (-2.6359)	-0.1547 ** (-2.5217)	-0.1472 *** (-2.6745)
<i>organ</i>				0.3148 (1.4201)	0.2915 (1.5422)	0.2752 (1.4212)	0.2818 (1.5247)
<i>rd</i>					0.4524 ** (2.0177)	0.4219 ** (2.2378)	0.3958 ** (2.3247)
<i>vfdi</i>						0.4258 (1.4357)	0.4315 (1.6182)
<i>vhuman</i>							-0.1025 (-0.8542)
<i>cons</i>	2.1207 *** (6.1754)	2.2318 *** (5.9573)	1.5829 *** (5.1283)	1.5024 *** (5.5348)	1.0545 *** (5.8712)	1.2214 *** (5.9647)	1.2548 *** (6.0128)
<i>N</i>	63	63	63	63	63	63	63
<i>R</i> ²	0.2533	0.4025	0.4351	0.4540	0.4587	0.5214	0.5238

注:括号中的数值为 t 值;***、** 分别表示在 1%、5% 水平上显著。

六、结论与政策建议

本文采用公众环境研究中心 2019 年“城市水质指数(CWQI)”并遵循理论方法设计出流域协同治理最优区划的基础上,利用 2010—2018 年各省水污染治理强度数据分析各协同区域水污染协同治理的演变趋势和内在原因,并进一步探究了水污染协同治理的影响因素。研究发现:①我国需确立 7 个基本涵盖主要流域,且存在区域中心的水污染治理协同区,保留属地治理成果的同时集中解决当前流域水污染治理不力问题。②从省级水污染综合治理强度来看,2010—2018 年间需纳入协同区的大部分省份提升了自身的水污染综合治理强度,但仍有部分成员对水污染治理重视程度不够,治理强度呈下降趋势。③从协同度的测算结果来看,整体上各协同治理区的协同程度差异较大,随时间推移,其差异程度呈扩大趋势。局部中,出现了四个协同区之间的逐渐协同;长江下游协同区协同状况提升显著,应作为示范区推广;海河流域协同区在京津冀一体化发展得天独厚的条件下,其流域水污染治理存在较大提升空间;松辽流域协同区污染严重、治理强度退化、协同状况堪忧,值得重视。④从协同度影响因素的实证分析来看,政府间合作治理水污染次数、R&D 投入对协同治理有促进作用;地区经济发展水平差异、产业结构差异阻碍流域水污染协同治理;环保组织机构的设立、人力资本和 FDI 差异对水污染协同治

理没有显著影响。

我国水污染治理任重道远,建立流域水污染协同治理新格局迫在眉睫,本文基于以上内容及结论,提出政策建议,希望对未来我国水污染治理政策设计提供参考。

第一,完善流域水污染协同治理区划方案。针对现今流域污染水平,应规划至少 7 个协同区,并尽快将长江下游作为全国协同治水示范区进行推广;将内蒙古划归海河流域协同区,加强与京津冀的水污染治理协作;重点解决松辽流域水污染严重、协同治水不力的问题。

第二,持续推动建立以政府为主导,企业为主体,社会组织与公众共同参与的水污染治理新格局。加快针对各主体的水污染综合治理强度指标体系建设,并以此为基础构建流域水污染协同治理指标体系。

第三,从中央到地方,推动、加深流域水污染协同治理的合作。在确立区划的基础上,鼓励地方政府进行合作协议的磋商、联防联控方案的制定以及联合治水实践的开展,加深协同区的合作。

第四,加快全国产业结构转型。提高研发投入、淘汰落后产能,推动绿色经济可持续发展并缩小协同区内产业结构的差异,防止高污染排放企业的污染转移,让流域水污协同治理取得实质性提升,以免联合治水形同虚设、成果付诸东流。

参考文献:

- [1] 施祖麟, 毕亮亮. 我国跨行政区河流域水污染治理管理机制的研究——以江浙边界水污染治理为例[J]. 中国人口·资源与环境, 2007(3): 3-9.
- [2] 张晓. 中国水污染趋势与治理制度[J]. 中国软科学, 2014(10): 11-24.
- [3] 任敏. “河长制”: 一个中国政府流域治理跨部门协同的样本研究[J]. 北京行政学院学报, 2015(3): 25-31.
- [4] 王班班, 莫琼辉, 钱浩祺. 地方环境政策创新的扩散模式与实施效果——基于河长制政策扩散的微观实证[J]. 中国工业经济, 2020(8): 99-117.
- [5] 沈坤荣, 金刚. 中国地方政府环境治理的政策效应——基于“河长制”演进的研究[J]. 中国社会科学, 2018(5): 92-115.
- [6] 王书明, 蔡萌萌. 基于新制度经济学视角的“河长制”评析[J]. 中国人口·资源与环境, 2011, 21(9): 8-13.
- [7] GOEL P K. Water pollution: causes, effects and control [M]. Delhi: New age international, 2006.
- [8] ANSELL C, GASH A. Collaborative governance in theory and practice[J]. Journal of public administration research and theory, 2008, 18(4): 543-571.
- [9] CAI H, CHEN Y, GONG Q. Polluting thy neighbor: unintended consequences of China's pollution reduction mandates [J]. Journal of environmental economics and management, 2016, 76: 86-104.
- [10] 范如国. 复杂网络结构范型下的社会治理协同创新[J]. 中国社会科学, 2014(4): 98-120.
- [11] KANTE R M. Collaborative advantage [J]. Harvard business review, 1994, 72(4): 96-108.
- [12] HAKEN H. Synergetics [M]. Boston: Springer, 1987.
- [13] WATT D J, STROGATZ S H. Collective dynamics of 'small-world' networks [J]. Nature, 1998, 393 (6684): 440-442.
- [14] OSTROM E. Governing the commons: the evolution of institutions for collective action [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.
- [15] OLSON M. The logic of collective action: public goods and the theory of groups [M]. Cambridge: Harvard University Press, 2009.
- [16] 王金南, 于雷, 万军, 等. 长江三角洲地区城市水环境承载力评估 [J]. 中国环境科学, 2013, 33 (6): 1147-1151.
- [17] TAAFFE E J. The urban hierarchy: an air passenger definition [J]. Economic geography, 1962, 38(1): 1-14.
- [18] 郑思齐, 万广华, 孙伟增, 等. 公众诉求与城市环境治理 [J]. 管理世界, 2013(6): 72-84.
- [19] 王兵, 吴延瑞, 颜鹏飞. 中国区域环境效率与环境全要素生产率增长 [J]. 经济研究, 2010, 45(5): 95-109.
- [20] 张成, 陆旸, 郭路, 等. 环境规制强度和生产技术进步 [J]. 经济研究, 2011, 46(2): 113-124.
- [21] 董直庆, 王辉. 环境规制的“本地—邻地”绿色技术进步效应 [J]. 中国工业经济, 2019(1): 100-118.
- [22] 朱平芳, 张征宇, 姜国麟. FDI 与环境规制: 基于地方分权视角的实证研究 [J]. 经济研究, 2011, 46(6): 133-145.
- [23] 徐维祥, 舒季君, 唐根年. 中国工业化、信息化、城镇化和农业现代化协调发展的时空格局与动态演进 [J]. 经济学动态, 2015(1): 76-85.
- [24] 胡志高, 李光勤, 曹建华. 环境规制视角下的区域大气污染联合治理——分区方案设计、协同状态评价及影响因素分析 [J]. 中国工业经济, 2019(5): 24-42.
- [25] 张宇, 蒋殿春. FDI、政府监管与中国水污染——基于产业结构与技术进步分解指标的实证检验 [J]. 经济学(季刊), 2014, 13(2): 491-514.
- [26] 沈坤荣, 金刚, 方嫻. 环境规制引起了污染就近转移吗? [J]. 经济研究, 2017, 52(5): 44-59.

(本文责编:王延芳)