

- 中国科技核心期刊
- 中国人文社会科学AMI核心期刊
- 全国水利系统优秀期刊
- 中国高校优秀科技期刊



ISSN 1003-9511  
CN 32-1165/F

# 水利经济

JOURNAL OF ECONOMICS OF WATER RESOURCES



水利经济  
JOURNAL OF ECONOMICS OF WATER RESOURCES

第四十卷第二期

Vol. 40 No. 2

二〇二二年三月

主办单位：河海大学 中国水利经济研究会

第40卷 第2期

Vol. 40 No. 2

2022年3月30日出版

2022.2

# 水利经济

## SHUILI JINGJI

(中国水利经济研究会会刊)

1983年创刊·双月刊

### 2022

第40卷第2期

2022年3月30日出版

中国科技核心期刊  
中国人文社会科学AMI核心期刊  
全国水利系统优秀期刊  
全国农业系统优秀期刊  
中国高校优秀科技期刊

编委会顾问:王超(院士)

汪集旸(院士)

张楚汉(院士)

编委会主任:叶建春 董力 徐辉

编委会副主任:袁建军 郑金海

主编:郑垂勇

副主编:陈献 赵敏 陈玉国

责任编辑:熊水斌

英文编辑:李运辉

主管:水利部

主办:河海大学

中国水利经济研究会

编辑出版:《水利经济》编辑部

地址:210098 南京市西康路1号

电话:025-83786376

电子邮箱:jj@hhu.edu.cn

网址: http://jour.hhu.edu.cn

印刷:南京鸿润印刷有限公司

发行范围:公开

国内发行:中国邮政集团公司江苏省分公司

订阅:全国各地邮局

邮发代号:28-252

国外发行:中国国际图书贸易集团有限公司

(北京399信箱 100048)

国外发行代号:DK32020

广告许可证:苏工商 3200004970388

国际标准连续出版物号:ISSN 1003-9511

国内统一连续出版物号:CN 32-1165/F

国内定价:15.00元

## 目次

### 长江经济带绿色发展

长江经济带多维度城镇化对废水排放的影响

……………章恒全,杨柳,李阳,张陈俊,孙瑶(1)

上下游产业关联视角下长江流域制造业集聚对水污染

的影响……………宋敏,刘彬,邹声瑞(10)

长三角水环境政策效力及耦合协调关系演化

……………万欣,苏鹏程,郑亚平(17)

### 水资源利用效率研究

基于CiteSpace的我国水资源利用效率研究知识图谱分析

……………王济干,梁雷月,和梦思(24)

“双循环”视角下水资源利用效率与经济发

展的协调关系研究

……………孟庆军,顾悦,潘海英(31)

新发展理念下水资源优化配置绩效评价指标体系的构建

……………王梅梅(38)

### 水权·水价·水市场

基于基尼系数优化熵权-TOPSIS法的排水权初始分配

研究……………沈菊琴,杨佳佳,王丽娟,孙付华(46)

基于QCA方法的水权交易信用体系构建

……………吴凤平,李梦珂,邱泽硕(51)

新形势下中国特色水权交易实践总结与发展对策

……………高磊(57)

农业水价综合改革的推进困境及成因分析

——基于小农户风险视角

……………杨鑫,张哲晰,穆月英(61)

山东省地下水超采井灌区农业水权制度改革研究

……………王冠儒,胡继连,王秀鹃(68)

### 水管理

碳中和目标下零碳水利风景区建设与发展路径

……………汤勇生,张智通,汪永禄(74)

我国新发展阶段城市水利管家模式研究

……………陆姗姗,陈祖军(79)

期刊基本参数:CN32-1165/F\*1983\*b\*A4\*86\*zh\*P\*¥15.00\*3000\*13\*2022-03

CONTENTS

Impact of multi-dimensional urbanization in Yangtze River Economic Belt on wastewater discharge  
..... ZHANG Hengquan, et al( 1 )

Impact of agglomeration of manufacturing industry on water pollution in Yangtze River Basin from  
perspective of upstream and downstream industrial correlation ..... SONG Min, et al(10)

Effectiveness and coupling coordination relationships of water environment policies in Yangtze River Delta  
..... WAN Xin, et al(17)

Knowledge graph of researches on utilization efficiency of water resources in China based on CiteSpace  
..... WANG Jigan, et al(24)

Coordination between water resource utilization and economic development from perspective of dual circulation  
..... MENG Qingjun, et al(31)

Establishment of evaluation index system for optimal allocation of water resources based on  
new development concept ..... WANG Meimei(38)

Initial allocation of drainage rights based on optimization of Gini coefficient and entropy weight-TOPSIS method  
..... SHEN Juqin, et al(46)

Establishment of credit system for trading of water rights based on QCA method ..... WU Fengping, et al(51)

Summary and prospect of water right trade practice with Chinese characteristics under new situations  
..... GAO Lei(57)

Dilemma and causes of prompting comprehensive reform of agricultural water price from perspective of  
small farmer's risks ..... YANG Xin, et al(61)

Reform of agricultural water right system in well irrigation areas of groundwater over-exploitation in  
Shandong Province ..... WANG Guanru, et al(68)

Construction and development path of zero-carbon national water parks under carbon neutrality target  
..... TANG Yongsheng, et al(74)

Mode of urban water conservancy managers in new development stage of China ..... LU Shanshan, et al(79)

---

**Sponsors:** Hohai University & Chinese Society of Water  
Economics

**E-mail:** jj@hhu.edu.cn

**http:** //jour.hhu.edu.cn

**Publisher:** Editorial Board of Journal of Economics of  
Water Resources

**Distributor:** China Publication Foreign Trading  
Corporation ( P. O. Box 782, Beijing  
100011, P. R. China)

**Editor in Chief:** ZHENG Chuiyong

**Address:** 1 Xikang Road, Nanjing 210098, P. R. China

**Issue Code:** DK32020

# 长江经济带多维度城镇化对废水排放的影响

章恒全<sup>1</sup>, 杨柳<sup>1</sup>, 李阳<sup>2</sup>, 张陈俊<sup>3</sup>, 孙瑶<sup>4</sup>

(1. 河海大学商学院, 江苏 南京 211100; 2. 长江生态环保集团有限公司, 湖北 武汉 430014;  
3. 江苏科技大学经济管理学院, 江苏 镇江 212100; 4. 黑龙江农垦职业学院, 黑龙江 哈尔滨 150000)

**摘要:**城镇的形成与繁荣为我国经济的高速发展提供了动力,同时也带来了严峻的水环境压力。以新型城镇化内涵为依据,通过熵值法从人口、经济、空间、社会、生态5个维度分别测度了长江经济带城镇化发展水平,利用门槛模型分析多维度城镇化的发展对废水排放的长、短期作用。结果表明:长江经济带5种城镇化指数均呈现为逐年波动上升的态势,各维度城镇化标准差椭圆均呈现出由“东北”向“西南”的移动趋势;人口城镇化发展对废水排放量存在“抑制—促进—抑制”的双门槛效应,经济城镇化存在“促进—抑制”的单门槛效应,空间城镇化存在“抑制—更抑制”的单门槛效应,社会城镇化存在“促进—抑制—更抑制”的双门槛效应,生态城镇化存在“强抑制—弱抑制—强抑制的”双门槛效应。

**关键词:**长江经济带;新型城镇化;废水排放量;熵值法;门槛效应

**中图分类号:**F124.5 **文献标志码:**A **文章编号:**1003-9511(2022)02-0001-09

工业化和城镇化的推进消耗了大量的水资源,同时也排放了更多的废水<sup>[1]</sup>。废水排放量的持续增加不仅破坏了水环境,也加剧了地区缺水程度<sup>[2]</sup>。根据《中国水资源公报》显示,2017年我国废、污水排放量已增加至约700亿t,水环境质量的恶化已逐渐成为限制我国经济社会健康发展、居民生活质量提高的重要瓶颈<sup>[3]</sup>。联合国《2030年可持续发展议程》指出,要为所有人提供清洁的用水<sup>[4]</sup>。我国在2013年正式实行最严格水资源管理制度,要求确立水功能区限制纳污红线,减少废水排放量,保证水功能区水质达标率提高到95%以上<sup>[5]</sup>。我国多次强调了这一目标的实现,要求各级政府严格限制排污总量。随着“绿水青山就是金山银山”科学论断的提出,我国城镇化发展逐渐走上了一条更加重视产业互动、生态宜居、和谐发展、城乡统筹、资源集约的新型城镇化道路<sup>[6]</sup>,旨在摒弃过去只强调速度的发展方式,降低环境污染程度,保证经济发展的质量<sup>[7]</sup>。

长江经济带是我国经济发展的关键区域,具有重要的战略地位<sup>[8]</sup>。长江经济带面积虽然仅为全国的21%,但废水排放总量占全国的40%以

上,单位面积的化学需氧量、氨氮等排放强度是全国平均水平的1.5~2倍<sup>[9]</sup>。2016年《长江经济带发展规划纲要》明确提出要推行新型城镇化,促进城镇化进程与水环境保护协同发展,努力提升水环境和水生态质量,发挥长江经济带在全国经济社会可持续发展中的引领和示范作用<sup>[10]</sup>。那么,应该如何综合考虑新型城镇化的内涵测度长江经济带多种维度的城镇化水平,长江经济带各维度城镇化进程如何,不同维度城镇化发展水平是否会对长江经济带废水排放产生不同的影响,本文旨在解决以上3个问题。

## 1 文献综述与理论分析

### 1.1 文献综述

在我国经济发展与环境改善的进程中,城镇化对水和空气等环境质量的影响引起了学者们的广泛关注<sup>[11-12]</sup>。有学者认为城镇化与水污染之间存在正相关关系<sup>[13-14]</sup>,在推进城镇化的过程中确实破坏了生态环境<sup>[15]</sup>。马海良等<sup>[16]</sup>通过熵权法计算工业废水污染指数,研究城镇化进程中工业废水污染的排放情况,结果发现城镇化发展速度过快会使工业

基金项目:教育部人文社会科学研究青年基金(19YJC790112)

作者简介:章恒全(1957—),教授,博士,主要从事项目管理与水资源管理研究。E-mail:hqzhang630@163.com

废水污染程度恶化。城镇化率较高的地区,工业程度也较高,因此工业废水排放量也会相应上升<sup>[17]</sup>。也有学者认为,城镇化的发展会带来环境质量的改善。马青等<sup>[18]</sup>以2007—2016年为研究窗口期,利用GLS方法和PVAR模型对城镇化与污染物排放的关系进行检验,认为在高质量外商投资和人力资本的背景下,城镇化进程是推动污染物减排的显著原因。此外,何舸等<sup>[19]</sup>、丁翠翠<sup>[20]</sup>、阚大学等<sup>[21]</sup>的研究也均表明在特定时期下,城镇化进程对污染物排放起到了明显的抑制作用<sup>[22]</sup>。

废水排放量的大量增加首先出现在高耗水的工业企业,同时农村居民进入城镇生活也带来更多生活污水的排放,总废水排放量呈现持续增加的趋势;随着经济发展带来的政府环境政策的实施及用水技术提升等,废水排放量逐渐下降,即城镇化与废水排放量之间遵循环境库兹涅兹曲线,二者呈现非线性关系<sup>[23]</sup>。尹庆民等<sup>[24]</sup>通过STIRPAT模型分析长江经济带城镇化对工业废水排放的影响,发现长江中上游地区二者呈现倒“U”形关系,而长江下游则为倒“N”形。杜江等<sup>[25]</sup>同样也发现城镇化与包括废水在内的四类污染物的排放量存在倒“U”形曲线关系。然而对于拐点学者们尚存在不同的看法,靖学青<sup>[26]</sup>从产业、人口、地域景观、生活方式4个方面构建了城镇化水平综合指数,认为拐点出现在51.38%。王家庭等<sup>[23]</sup>认为当城镇化率超过41.27%后,对环境的影响就会由负面转为正面。何禹霆等<sup>[27]</sup>则发现在考虑外商直接投资的条件下,这一拐点约为62.05%左右。

总揽国内外现有文献,学者们从不同角度深入探讨了城镇化对水污染物排放的影响,并已取得丰硕成果,为后续研究提供了良好的参考价值和重要的逻辑起点,但仍然存在以下改进空间:一是城镇化的测度方式较为固定。多数研究只考虑了人口或经济城镇化对自然环境的影响,用城镇人口占比和二、三产业比重表征城镇化水平,忽视了城镇化的发展质量和其他维度。为弥补这一缺陷,不少学者采用综合指标体系对城镇化进行评价,将经济发展、空间建设、社会进步、生态环境也纳入考核范围之内,以期求得城镇化的综合发展指数。但总指数概括性过强,无法精准体现各地区在人口、土地、经济发展速度上的差异。目前还少有研究结合上述两种方法的优点,从人口、经济、土地、社会、生态等维度分别甄选指标,精准测度出不同维度下的城镇化发展指数。二是有关城镇化与水污染的研究视角较为单一。现有研究多从国家、区域或省市的单一层面构建窗口期线性回归模型,以期拟合城镇化对水污染造成的长期影

响。囿于该思路限制,实证结论不仅忽视了不同地理尺度、不同时间窗口可能存在的分异,还忽视了城镇化对水污染的短期动态作用。目前还少有研究整合全域和省域等多个分析视角,分别从长期拟合和短期作用两个维度探究城镇化对水污染的综合影响。

基于此,本文利用熵值法计算长江经济带11省市2001—2019年多维度城镇化指数,采用门槛模型研究新型城镇化发展对废水排放的影响。

## 1.2 理论分析

基于对以往文献的分析,本文认为城镇化的推进究竟是抑制了废水的排放还是加剧了水环境污染取决于规模效应与技术进步效应之间的抗衡。城镇作为人口、经济和产业的聚集地,消耗了大量的资源<sup>[28]</sup>。随着城镇规模的扩大和城市工业进程的推进,城市人口的大量增加加剧了生活用水的消耗,工业企业也需要水做原料<sup>[29]</sup>,这使得生活污水和工业废水排放量逐年升高。另一方面,得益于人口和生产的聚集,产业规模化、技术革命化和制度创新化更容易在城镇实现<sup>[30]</sup>,技术进步带来更加高效的生产技术和监督平台,抑制污染物的排放<sup>[31]</sup>。总体上,在大量生产要素聚集、人口迁移和政府政策干预等综合作用下,城镇化进程对废水排放影响呈现非线性特征<sup>[32]</sup>。

倒“U”形理论认为,经济发展过程中城镇化对生态环境所产生的影响具有阶段性<sup>[33-34]</sup>:在初始阶段(图1中M点),城镇化率处于较低水平,废水的排放主要来自居民生活污水和少量工业废水<sup>[35]</sup>。起步阶段(M→N),城镇建设较为缓慢,人口流动意愿不强,废水排放相对稳定。随着城镇化的发展(N→T),人口和资源逐渐流入城市,不仅通过集聚效应使得城镇生活废水排放增多,也通过工业化的发展促进工业废水的排放<sup>[36]</sup>。这一阶段,城镇成为人口和资源集聚地,规模效应强于技术进步效应,因此这一阶段城镇化对废水排放量表现为促进作用。人口流动到城市,有利于创造出更多创新性的成果<sup>[37]</sup>。面对废水排放过多带来的环境污染,政府监管部门也会出台相应的环境保护政策,对无限制的废水排放加以约束<sup>[38]</sup>。假设城镇化率提高到T点,废水排放量达到最大,但城镇化进程仍处于快速推进时期。当经济发展越过特定“拐点”后,城镇对于人口和资源的吸引力开始逐渐降低,技术进步效应超过规模效应成为主导废水排放量的因素,环境污染会随着经济发展而有所改善。在技术进步效应逐渐发力时期(T→P),废水排放量逐渐减少<sup>[39]</sup>,这一趋势会持续到城镇化发展稳定期(P)。此后在清洁生产技术推广和环境保护政策的实施下,废水排放量逐渐趋于稳定。

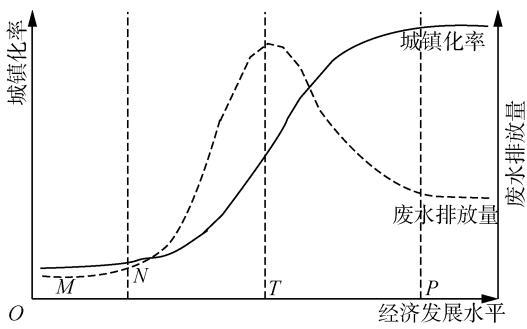


图1 城镇化与废水排放量演变关系

长江经济带横跨中国东中西三大区域,汇聚了超过全国40%的人口和GDP,11个省市城镇人口占总人口平均比重在2001—2019年间增长近1倍。长江经济带废水排放总量于2015年达到318.55亿t,此后开始逐渐下降。因此,本文利用门槛模型,检验倒“U”形理论是否适用于长江经济带。

## 2 研究方法和数据

利用熵值法构建城镇化发展评价指标体系,对长江经济带各省市5个维度城镇化发展水平进行测度,并利用空间标准差椭圆分析各维度城镇化的空间特征;最后通过构建面板数据门槛模型,分析各维度城镇化可能对废水排放量存在的长期门槛效应。

### 2.1 熵值法

本文采用加入时间变量的熵值法对5个维度的城镇化发展分别进行测度,该方法利用指标的固有信息判断各项指标的效用价值,可以在很大程度上避免主观评价带来的偏差<sup>[40]</sup>。主要包括以下步骤:

a. 对于正向指标和负向指标,分别采用式(1)和式(2)对所有数据进行标准化处理:

$$x'_{\theta ij} = x_{\theta ij} / \max \{x_{\theta ij}\}$$

$$(i = 1, 2, \dots, n; j = 1, 2, \dots, m; \theta = 1, 2, \dots, r) \quad (1)$$

$$x'_{\theta ij} = \min \{x_{\theta ij}\} / x_{\theta ij}$$

$$(i = 1, 2, \dots, n; j = 1, 2, \dots, m; \theta = 1, 2, \dots, r) \quad (2)$$

式中: $x'_{\theta ij}$ 为第 $\theta$ 年 $i$ 省市第 $j$ 个指标标准化后的数值; $x_{\theta ij}$ 为 $i$ 省市第 $j$ 个新型城镇化指标值; $n$ 为省份数量; $m$ 为指标数量; $r$ 为年份。

b. 通过 $y_{\theta ij} = x'_{\theta ij} / \sum_{\theta} \sum_i x'_{\theta ij}$ 计算 $i$ 省市第 $j$ 个新型城镇化指标在 $\theta$ 年占有所有新型城镇化指标的权重,并计算第 $j$ 个新型城镇化指标的熵值 $e_j$ 和差异系数 $g_j$ :

$$e_j = -(\ln r)^{-1} \sum_c \sum_i y_{ij} \ln y_{\theta ij} \quad (e_j \in [0, 1]) \quad (3)$$

$$g_j = 1 - e_j \quad (j = 1, 2, \dots, m) \quad (4)$$

c. 根据 $w_j = g_j / \sum_j g_j$ 计算第 $j$ 个指标在评价体系中的权重。

d. 通过 $H_{\theta i} = \sum_j (w_j x'_{\theta ij})$ 计算得到新型城镇化综合指数。

### 2.2 空间标准差椭圆分析

空间标准差椭圆法(standard deviational ellipse, SDE)是一种通过求解分析对象离散点集平均中心点和其他点位之间的标准距离,进而测量分析对象离散点分布和方位的经典空间统计方法,能够精准揭示各类型变量的空间分布特征,被广泛运用于社会学、生态学、人口学、地质学等领域<sup>[41]</sup>,SDE主要通过方位角、中心点、长轴、短轴等参数来描绘变量的空间分布特征,使用SDE对长江经济带11省市城镇化发展进行研究,可直观反映城镇化发展的空间分布特征和重心移动趋势,从时间、空间两个维度揭示各省份存在的差异及演变趋势,具体而言:长轴表示城镇化发展的分布方向,短轴表示城镇化发展的分布范围,椭圆越扁,表明方向性越明显。计算求得的平均中心即为城镇化发展的空间重心,重心位置的移动和分布可揭示城镇发展的变化特征和均衡性。

### 2.3 门槛模型

门槛效应是指当一个经济参数越过某一特定数值后,导致另一参数突然转向不同发展形势的经济现象。本文借助Hansen<sup>[42]</sup>的研究思想,建立门槛回归模型如下:

$$\ln F_{it} = \mu_{it} + \beta_1 U_{it} I_{it}(U_{it} \leq \gamma_1) + \beta_2 U_{it} I_{it}(U_{it} > \gamma_2) + \theta C_{it} + \varepsilon_{it} \quad (5)$$

式中: $F_{it}$ 为 $i$ 省市第 $t$ 年废水排放量总量; $U_{it}$ 为 $i$ 省市第 $t$ 年城镇化发展指数,包括人口城镇化、经济城镇化、空间城镇化、社会城镇化和生态城镇化; $\gamma$ 为模型中可能存在的门槛值; $\beta$ 为不同门槛值下各维度城镇化发展指数对废水排放的影响; $C_{it}$ 为控制变量组,包括地区常住人口总量、技术发展水平、外商投资水平、对外投资水平; $\theta$ 为模型中各控制变量的系数; $\varepsilon_{it}$ 为随机扰动项; $\mu_{it}$ 为个体效应; $I(\cdot)$ 为取值为1或者0的示性函数。

### 2.4 指标选取与数据来源

本文研究多维度城镇化对废水排放量可能存在的门槛效应影响,核心被解释变量为地区废水排放总量,核心解释变量为5种城镇化发展指数。从人口城镇化、经济城镇化、空间城镇化、社会城镇化、生态城镇化5个维度,甄选23项单项指标分别衡量长江经济带11省市的城镇化5个维度的综合发展情况,如图2所示(括号内为指标权重)。23个评价指标中,除城乡居民人均可支配收入水平比值和文盲率为负向指标外,其余评价指标均为正向指标。



图2 长江经济带多维度城镇化发展综合评价指标体系

本文加入的控制变量包括：①人口规模。随着人口数量逐渐增加，人与资源环境的矛盾日益尖锐，水环境受到的压力也随之上升<sup>[43]</sup>。采用地区年末常住人口表征人口规模大小。②科技发展水平。科技创新可以促进资源利用效率的提高，使水资源得到充分利用。此外，科技进步也可以为保护水环境提供更强大的技术基础，提升城市环境保护水平<sup>[44]</sup>。采用能源强度（万元GDP标准煤消耗量）的倒数表征科技发展水平，该指标越大，表明科技发展水平越高。③外商投资水平。FDI的流入可能带来更清洁的生产技术手段改善水生态环境，但也有可能带来外国的污染行业加剧废水排放。本文将外商直接投资纳入控制变量，并采用IFDI流量来表征外商直接投资

水平<sup>[45]</sup>。④对外投资水平。作为资本流动的方式之一，OFDI具有显著的逆向技术溢出效应、规模效应和结构效应，对水环境的影响同样重要。本文采用OFDI流量表征对外直接投资水平大小<sup>[46]</sup>。

本文以长江经济带11省市作为研究对象，以2001—2019年作为时间窗口，各指标数据来源于《中国统计年鉴》《中国环境统计年鉴》《国民经济与社会发展统计公报》《中国人口和就业统计年鉴》以及各省市统计局、统计年鉴等，少量缺失数据采用插值法补齐。为消除通货膨胀影响，以货币为单位的数据均以2001年为研究基期做平减处理。特别地，针对生态城镇化“工业污染治理完成投资”指标项，参照朱平芳等<sup>[47]</sup>做法，将“ $0.55 \times$ 消费物价指数 +  $0.45 \times$ 固定资产投资价格指数”作为平减指数，对该指标进行平减处理。

### 3 长江经济带城镇化指数测度及对废水排放的门槛效应

#### 3.1 重心迁移与离散趋势分析

利用熵值法对原始数据进行计算，分别得出长江经济带11省市人口城镇化、经济城镇化、空间城镇化、社会城镇化、生态城镇化各项指标的客观权重，进而求出2001—2019年各省市的城镇化发展指数。各维度城镇化发展指数变化趋势如图3所示。

利用ArcGis软件对长江经济带11省市5个维度的城镇化发展指数进行分析，探究城镇化进程在空间上的差异。

图4为2001—2019年长江经济带各省市人口城镇化发展指数标准差椭圆图，从标准差椭圆参数来看，长轴变化区间为1033.53~1062.60，短轴变

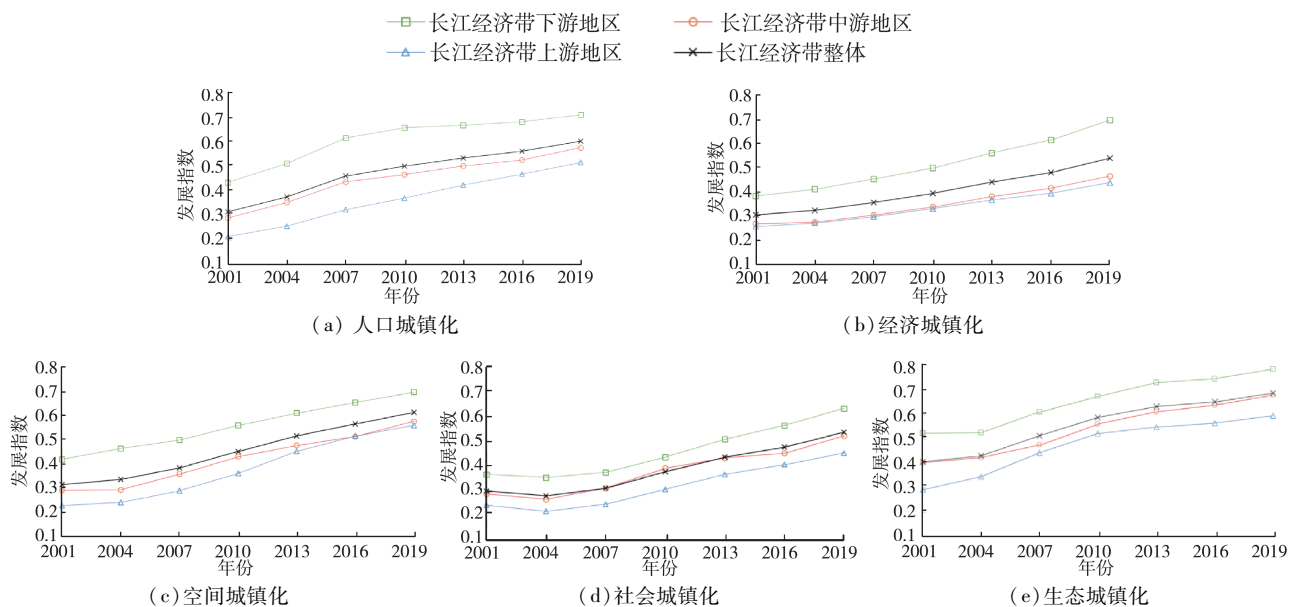
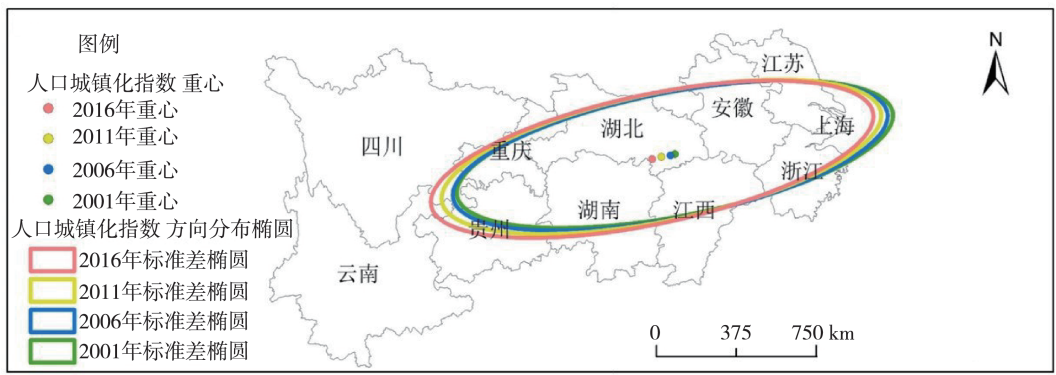
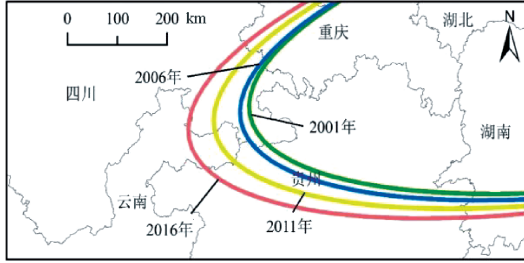


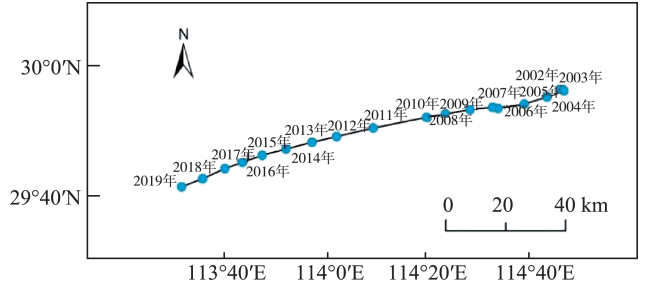
图3 2001—2019年长江经济带各维度城镇化发展指数变化趋势



(a) 人口城镇化发展指数标准差椭圆



(b) 人口城镇化发展指数椭圆移动



(c) 人口城镇化发展指数重心迁移

图 4 2001—2019 年长江经济带各省市人口城镇化发展指数标准差椭圆

化区间为 284.31 ~ 298.86, 整体呈现为“东西长、南北短”。在研究期内, 椭圆逐年向西南方向迁移。如图 5 所示, 椭圆长半轴表现出“先变短、后增长”的变化趋势。2001—2004 年, 长轴从 1039 km 缩短至 1033 km, 说明指数分布范围变小, 集中程度更高; 2004—2019 年稳定上升至 1063 km。短轴相比长轴变化更趋稳定, 整个研究期内呈稳定增长趋势, 年均变化 0.81 km, 说明人口城镇化发展指数数据范围逐年变广, 数据的离散程度有所增大。

区的城镇化推进速度快于下游地区。2010—2011 年移动距离最远, 重心向西边移动了 17.79 km, 说明在整个研究期内, 该年份上游地区与下游地区城镇化推进速度之差达到最大, 重心向地理区位的上游省份迁移。与之相反, 2001—2002 年移动幅度最小, 重心仅向西移动了 0.620 km。就南北方向而言, 重心共有 16 次向南移动。与南北方向迁移情况相同, 2001—2002 年的移动距离最短, 仅向北移动了 0.064 km。2010—2011 年移动距离达到最大, 向南移动了 3.35 km, 说明贵州、云南等南方省市城镇化进程逐渐提速。

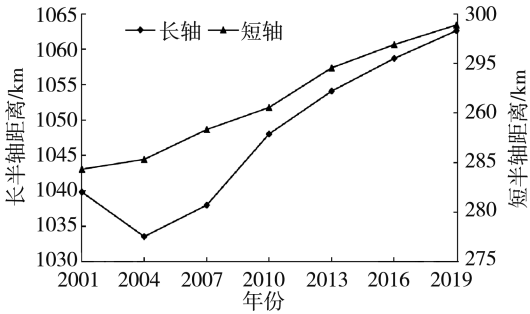


图 5 2001—2019 年长江经济带各省市人口城镇化指数椭圆长短轴变化

表 1 长江经济带人口城镇化指数椭圆重心移动距离

单位: km

时段	向东移动距离	向北移动距离
2001—2002 年	-0.619 59	0.064 041
2002—2003 年	1.197 647	-0.631 65
2003—2004 年	-5.652 19	-1.978 69
2004—2005 年	-7.667 79	-2.239 15
2005—2006 年	-8.721 28	-1.341 48
2006—2007 年	-1.887 4	0.363 566
2007—2008 年	-7.446 54	-0.705 29
2008—2009 年	-8.270 58	-1.390 26
2009—2010 年	-6.324 71	-1.045 41
2010—2011 年	-17.787 9	-3.349 03
2011—2012 年	-12.235 5	-2.659 33
2012—2013 年	-8.209 46	-1.779 93
2013—2014 年	-8.674 9	-2.166 13
2014—2015 年	-7.928 46	-1.954 42
2015—2016 年	-6.604 51	-2.171 73
2016—2017 年	-5.878 83	-1.967 55
2017—2018 年	-7.442 27	-3.178 74
2018—2019 年	-6.923 87	-2.569 44

从标准差椭圆重心迁移情况来看, 从 2003 年至研究期末, 重心一直向西南移动, 说明上游和中游地区的人口城镇化进程正加速推进, 东西方位差距逐年缩小。如表 1 所示, 长江经济带 11 省市人口城镇化发展指数重心在东西方向上共移动 129.47 km, 且除 2002—2003 年向东移动 1.198 km 外, 其余 17 年均向西移动, 说明整体来看上游地



### 3.2 门槛效应检验与置信区间估计

采用 300 次 Bootstrap 自抽样法对模型中的门槛效应进行检验,以探究 5 个维度城镇化对废水排放影响的门槛点个数,同时,对模型中可能存在的门槛值和置信区间进行估计,结果如表 2 所示。

综上,人口城镇化模型、社会城镇化模型和生态城镇化模型均存在显著的双门槛效应,经济城镇化模型和空间城镇化模型仅存在单门槛效应。这说明,在人口、社会和生态城镇化推进过程中,废水排放量会跨越两次门槛值,转换两次发展趋势;而在经济和空间城镇化推进过程中,废水排放量只会跨越一次门槛值,转换一次发展趋势。

### 3.3 门槛模型回归结果分析

本文对各模型中的指标变量进行门槛效应回归,结果如表 3 所示,列(1)~(5)分别为人口城镇化、经济城镇化、空间城镇化、社会城镇化、生态城镇化对废水排放量的影响。

根据各门槛模型的回归结果,可得出如下分析:

**a. 人口城镇化。**长江经济带 11 省市废水排放量存在基于人口城镇化发展指数水平的双门槛特征,不同人口城镇化水平对水污染的影响存在显著差异,且整体呈现为倒“U”形的影响关系。具体而言,当人口城镇化发展指数低于 0.2378 时,发展指数的弹性系数  $\beta_1$  为 -1.0849,表现出抑制作用。当发展指数介于 0.2378 ~ 0.3106 时,弹性系数  $\beta_2$  符号发生改变,此时人口城镇化发展指数每增加一个单位,将促进废水排放量相关指标多增加 0.4906。当发展指数越过第二门槛值后,弹性系数  $\beta_3$  恢复至 -1.1690,且抑制作用更加明显。不难理解,在人口城镇化建设初期,人口迁移和产业聚集极易形成规模效应,生活和生产的用水方式更加集中,节水设施的建设降低了管网漏损率,使用水总量和废水排放量一同降低。但是,当城镇化发展至中期,人口的涌入速度远超过技术的发展速度,城镇人口激增导致用水量和废水排放量也随之上升。同时,城镇对

表 2 门槛效应检验结果与置信区间估计

拟合模型	门槛个数	F 值	临界值			门槛估计值	95% 置信区间
			$p = 10\%$	$p = 5\%$	$p = 1\%$		
人口城镇化模型	单一门槛	46.18 **	31.5551	38.8068	51.3811	0.2378	[0.2276, 0.2455]
	双重门槛	35.47 **	22.9210	29.2169	40.5032	0.3106	[0.3019, 0.3128]
经济城镇化模型	单一门槛	45.07 **	37.0196	42.2441	60.3889	0.3937	[0.3907, 0.3950]
	双重门槛	17.39	28.6361	33.8820	45.3564		
空间城镇化模型	单一门槛	48.36 ***	33.2564	37.7986	47.2926	0.5529	[0.5502, 0.5532]
	双重门槛	9.88	28.1897	33.0466	48.3481		
社会城镇化模型	单一门槛	38.63 **	29.9618	36.6900	43.8317	0.4140	[0.4127, 0.4187]
	双重门槛	35.74 ***	22.5077	25.5537	34.5883	0.6415	[0.6066, 0.6572]
生态城镇化模型	单一门槛	31.16 **	40.0701	48.7570	68.0991	0.4679	[0.4470, 0.4693]
	双重门槛	25.60 *	23.8534	29.4768	35.6783	0.5636	[0.5606, 0.5652]

注:\*\*\*、\*\*、\* 分别表示在 1%、5%、10% 水平下显著。

表 3 新型城镇化门槛模型估计结果

变量	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
$\beta_1$	-1.0849 *** (-3.04)	3.1288 *** (4.28)	-1.6274 *** (-12.05)	2.2895 *** (7.65)	-0.6158 *** (-2.72)
$\beta_2$	0.4906 * (1.95)	-1.6305 *** (-5.04)	-2.0092 *** (-12.83)	-1.0367 *** (-3.31)	-0.3473 (-1.48)
$\beta_3$	-1.1690 *** (-6.59)			-1.6786 *** (-5.88)	-0.6584 ** (-2.38)
$\ln P$	0.0247 *** (3.44)	0.2359 (0.95)	0.0020 *** (2.64)	0.0031 *** (3.44)	0.0614 (0.22)
$\ln e$	-0.0630 * (-1.79)	-0.1646 *** (-2.90)	-0.0201 (-0.47)	-0.1639 *** (-2.68)	-0.0597 (-1.01)
$\ln I$	-0.0050 (-1.55)	0.7482 *** (10.82)	-0.0015 *** (-4.05)	-0.0581 (-1.37)	0.4720 *** (7.83)
$\ln O$	-0.0099 (-1.22)	-0.0332 ** (-2.3)	0.0149 (1.53)	-0.0154 (-1.26)	-0.0208 *** (-2.60)
_cons	10.4846 *** (30.22)	0.9091 (0.40)	10.3660 *** (26.05)	9.9390 *** (21.55)	6.4307 ** (2.53)
$R^2$	0.8019	0.7701	0.7421	0.6979	0.7395

注:\*\*\*、\*\*、\* 分别表示在 1%、5%、10% 水平下显著;括号内为 t 值。

农村人口具有较强的引力,劳动力聚集促进社会和经济更快地发展,进而导致生活和工业废水排放总量持续上升。当人口城镇化发展至一定阶段后,人力资本和优质生产资源产生巨大的集聚效应,进一步抑制了废水的排放。

**b. 经济城镇化。**不同经济城镇化发展指数水平对长江经济带 11 省市废水排放量具有相反的影响,且表现为“促进”到“抑制”的变化过程。当经济城镇化发展指数低于门槛值 0.3937 时,城镇化弹性系数  $\beta_1$  为 3.1288,表现出显著的促进作用。当城镇化发展越过门槛值之后,经济城镇化发展指数的弹性系数  $\beta_2$  降低至 -1.6305,说明当城镇化发展指数每增加一个单位,废水排放量相关指标随之减少 1.6305。这可能是我国经济发展转型升级所带来的结果。发展之初,长江经济带各省市囿于“唯 GDP 论英雄”,大批重污染工业加速发展,助力各省市经济腾飞。但是,这些企业具有极强的破坏力,给水环境带来的压力与日俱增。随着国家一系列“节能减排”政策的出台,经济发展逐渐由“粗放式”增长向“环境友好型”增长转型,长江经济带各省市大力优化产业结构,重污染企业淘汰或转型,二、三产业比重逐渐提高。各企业对资源环境的依赖性呈弱化迹象,从而随着经济城镇化发展的提速,废水排放量持续减少。

**c. 空间城镇化。**当发展指数低于 0.5529 时,空间城镇化弹性系数  $\beta_1$  为 -1.6274,对废水排放量表现出显著的抑制性。当发展指数越过 0.5529 时,空间城镇化对废水排放的抑制作用进一步突显,弹性系数  $\beta_2$  降低至 -2.0092,说明每当空间城镇化系数增长 1 个单位,废水排放量相关指标将随之降低 2.0092 个单位。如此结果,可能是空间城镇化的加速发展突显了城镇化的聚集效应和规模效应。一方面,城市是知识水平和科学技术的主要聚集地,空间城镇发达的地区,往往聚集更多的高水平学校、科研中心和高新科技企业,使得人力资本、创新科技和节能减排技术存在明显优势,更好地实现水资源的有效利用,导致废水排放也随之减少。另一方面,空间城镇化的发展也体现在城市基础设施的日益完善,节水系统、净水设施、污水处理的规模更趋庞大,对水污染物排放起到更加明显的抑制作用,表现出城镇化发展与废水排放呈动态演进的相反趋势。

**d. 社会城镇化。**长江经济带各省市废水排放量存在基于社会城镇化发展指数水平的双门槛特征,不同社会城镇化水平对水污染的影响存在显著差异,且随着指数的提高,影响系数发生了从“促进”、“抑制”向“更抑制”的逐步转变。具体而言,当

社会城镇化发展指数低于 0.4140 时,弹性系数  $\beta_1$  为 2.2895,城镇化对废水排放表现出明显的促进作用。当城镇化系数介于 0.4140 和 0.6415 时,弹性系数  $\beta_2$  降低至 -1.0367,说明该阶段的城镇化对废水排放起到了抑制作用。进一步地,当社会城镇化发展指数越过 0.6415 后,弹性系数  $\beta_3$  继续降低至 -1.6786,表明发展指数每增加一个单位,可抑制废水排放相关指标减少 1.6786 个单位,出现该现象的原因可能在于人口素质和消费对象的转变。一方面,在社会城镇化发展早期,随着人们生活水平的逐渐提高,对水资源的依赖与消耗也呈强化趋势。但是,当社会城镇化发展至一定阶段后,人们的消费对象再次向服务型产品发生转变。服务型产品在生产过程中的水资源消耗量远远小于衣、食、住、行的水资源消耗量,污染物排放也随之减少。另一方面,当进入较高层次的社会城镇化阶段后,家庭节水系统也逐渐普及,智能化的设备帮助家庭提高水资源利用效率,进而减少了废水的排放。

**e. 生态城镇化。**生态城镇化发展指数对长江经济带各省市废水排放存在显著的双门槛影响,但始终保持为抑制作用。当生态城镇化发展指数低于 0.4679 时,弹性系数  $\beta_1$  为 -0.6158,表明生态城镇化发展指数每增加一个单位,废水排放量相关指标将降低 0.6158 个单位。当城镇化介于 0.4679 和 0.5636 时,社会城镇化对废水排放的抑制作用有所减弱,弹性系数  $\beta_2$  表现为 -0.3473,但不显著。当社会城镇化发展指数越过 0.5636 时,抑制作用进一步突显,弹性系数  $\beta_3$  表现为 -0.6584。不难理解,在城镇化发展早期,长江经济带各省市聚集了大量的钢铁、化工、煤炭、造纸、金属、药业等企业,这些企业在早期并没有受到过多的约束。随着当地政府在工业污染治理等方面的生态投入,这些资金很快起到了“立竿见影”的效果,显著抑制了废水的排放。当城镇化发展至一定阶段后,受限于科技进步发展速度的相对滞后,政府的治理投资没有从根源上解决污染治理的技术难题,导致对水污染的抑制作用有所减弱。进一步地,随着水环境问题的日益突显,政府以更大的决心和财力加大对水污染治理的投资力度,相关技术快速发展,“工业污染治理完成投资”和“城市污水日处理能力”等生态城镇化指标加速推进,更有效地抑制了废水排放。

**f. 其他控制变量。**人口规模在各模型中都体现出对废水排放的促进作用,在经济城镇化模型弹性系数达到 0.2359。一方面,人口数量激增会加大对生活用水的需求量,进而导致废水排放量上升。另一方面,人口数量增多积累了大量的优质人力资

本,是工业发展的“助推器”,促使更多的工厂和企业蓬勃发展,对水资源的需求进一步强化,更多的工业废水随之排放。

科技发展水平在各模型中都表现出对废水排放的抑制作用。一方面,科技水平的提升带来了先进生产技术的进步和扩散,随着企业生产效率逐渐提高,在生产相同产量产品的背景下,水资源的循环次数更多、利用量更低,企业对资源的依赖和消耗强度有所减弱,导致污、废水排放量也随之减少。另一方面,科技的进步也提升了对污染物的处理和净化能力,减缓了水环境所面临的压力。

IFDI 在经济城镇化模型中表现出显著的“污染天堂”效应,弹性系数为 0.7482。一个可能的解释是,目前我国的外商引资模式仍然以“资源寻求型”为主,这类企业虽然对长江经济带各省市经济发展注入了新的活力,但同时也对环境带来额外的压力和负担,促使污染物排放量增加<sup>[48]</sup>。在其他模型中,IFDI 的弹性系数表现为负,但不显著。这说明 IFDI 的流入也带来了一定的先进生产技术和科学管理经验,对我国企业的转型升级具有促进作用,进而可能抑制废水排放量的增加。

OFDI 在各模型中主要体现为显著的“污染光环”效应,在经济、生态城镇化模型中弹性系数分别为 -0.0332 和 -0.0208,显著地抑制了废水排放的增加。究其原因,随着长江经济带各省市城镇化进程的推进,部分企业会在成本较低的东道国进行对外直接投资,一方面,OFDI 将一部分高污染企业转移至国外,延缓了本地重污染工业规模的扩张;另一方面,OFDI 也将一部分过剩的产能转移至国外,降低了污染物的排放<sup>[49]</sup>。但同时,OFDI 的弹性系数数值较小,这可能是由于目前我国的 OFDI 集中于采矿业、零售业、租赁业等传统行业,很少涉及信息传输、科技服务等高新行业,且投资多集中在亚、非、拉等国家,难以从海外获取足够的先进科技技术的溢出效应,对污染的抑制作用较为有限。

## 4 结 论

本文以人口、经济、空间、社会、生态 5 个维度城镇化发展作为切入点,运用熵值法对城镇化指数进行测算,然后基于长江经济带 11 省市 2001—2019 年的面板数据,利用门槛模型探究多视角城镇化发展对废水排放量的影响方向及作用大小,结果表明:长江经济带 5 种城镇化指数均呈现为逐年波动上升的态势,各维度城镇化大体呈现出“下游高、中游次之、上游低”的分布格局,各维度城镇化标准差椭圆均呈现出由“东北”向“西南”的移动趋势,表明上游

地区与其他地区的发展差距有所减小。研究长江经济带城镇化发展对废水排放影响的门槛效应发现,人口城镇化发展对废水排放量存在“抑制—促进—抑制”的双门槛效应,经济城镇化存在“促进—抑制”的单门槛效应,空间城镇化存在“抑制—更抑制”的单门槛效应,社会城镇化存在“促进—抑制—更抑制”的双门槛效应,生态城镇化存在“强抑制—弱抑制—强抑制的”双门槛效应。

## 参考文献:

- [1] 陈昆仑,郭宇琪,刘小琼,等. 长江经济带工业废水排放的时空格局演化及驱动因素[J]. 地理科学,2017,37(11):1668-1677.
- [2] MA T, SUN S, FU G T, et al. Pollution exacerbates China's water scarcity and its regional inequality [J]. Nature Communications, 2020,11(1):650.
- [3] CHEN K L, LIU X Q, DING L, et al. Spatial characteristics and driving factors of provincial wastewater discharge in China [J]. International Journal of Environmental Research & Public Health, 2016,13(12):1221.
- [4] HJDS A, SBA B, BG A, et al. Urban water management: can UN SDG 6 be met within the planetary boundaries? [J]. Environmental Science & Policy, 2020, 106: 36-39.
- [5] ZUO Q, JIN R, MA J, et al. China pursues a strict water resources management system [J]. Environmental Earth Sciences, 2014,72(6):2219-2222.
- [6] 蓝庆新,陈超凡. 新型城镇化推动产业结构升级了吗:基于中国省级面板数据的空间计量研究[J]. 财经研究,2013,39(12):57-71.
- [7] 刘舫,郑洁,李红勋. 城市化、结构变迁与生态环境[J]. 河海大学学报(哲学社会科学版),2021,23(5):37-47.
- [8] 钟业喜,冯兴华,文玉钊. 长江经济带经济网络结构演变及其驱动机制研究[J]. 地理科学,2016,36(1):10-19.
- [9] 顾焯,徐进,李迎春,等. 促进长三角生态环境高质量发展路径研究:基于行政执法和检察监督视角[J]. 江南论坛,2020(1):10-12.
- [10] 周泓,刘洋,张雪瑶,等. 生态优先推动长江经济带绿色发展:《长江经济带发展规划纲要》初步解读[J]. 环境与可持续发展,2016,41(6):191-192.
- [11] 陈绍军,任毅,曹志杰. 新型城镇化背景下农村生活污水处理居民支付意愿研究:以江西省农村生活污水处理为例[J]. 水利经济,2017,35(4):46-50.
- [12] 徐祥功,任丽军,刘明,等. 黄河三角洲地区城市化测度与水环境系统耦合关系[J]. 水资源保护,2015,31(3):33-39.
- [13] 李姝. 城市化、产业结构调整与环境污染[J]. 财经问题研究,2011(6):38-43.

- [14] 邓晓兰,车明好,陈宝东.我国城镇化的环境污染效应与影响因素分析[J].经济问题探索,2017(1):31-37.
- [15] SADORSKY P. The effect of urbanization on CO<sub>2</sub> emissions in emerging economies[J]. Energy Economics, 2014, 41(1):147-153.
- [16] 马海良,王若梅,庞庆华.中国城镇化进程中工业废水污染排放分析[J].生态经济,2015,31(11):14-18.
- [17] 庄汝龙,宓科娜,梁龙武.中国工业废水排放格局及其驱动因素[J].长江流域资源与环境,2018,27(8):1765-1775.
- [18] 马青,傅强.城乡收入差距、能源消耗与环境污染的双向耦合关系:基于经济起因的互动关系[J].技术经济,2019,38(3):67-77.
- [19] 何舸,牛宇琛,王成坤,等.高度城镇化地区跨区水污染协同综合治理:东莞案例[J].中国给水排水,2020,36(12):25-30.
- [20] 丁翠翠.FDI、城市化与环境污染关系的实证检验[J].统计与决策,2014(14):143-145.
- [21] 阚大学,吕连菊.对外直接投资对水足迹影响的实证分析[J].世界经济研究,2019(6):124-133.
- [22] 王保乾,朱希镭.新型城镇化、产业结构升级与水污染关系研究[J].水利经济,2021,39(1):6-14.
- [23] 王家庭,王璇.我国城市化与环境污染的关系研究:基于28个省市面板数据的实证分析[J].城市问题,2010(11):9-15.
- [24] 尹庆民,朱康宁.基于改进STIRPAT模型的城镇化水平对工业废水排放的影响:以长江经济带为例[J].水利经济,2020,38(2):49-55.
- [25] 杜江,刘渝.城市化与环境污染:中国省际面板数据的实证研究[J].长江流域资源与环境,2008(6):825-830.
- [26] 靖学青.长江经济带城镇化水平综合测度及对废水排放的影响[J].学习与实践,2018(5):51-60.
- [27] 何禹霆,王岭.城市化、外商直接投资对环境污染的影响:基于1997—2010年中国省际面板数据的经验分析[J].经济体制改革,2012(3):47-50.
- [28] 王富喜,毛爱华,李赫龙,等.基于熵值法的山东省城镇化质量测度及空间差异分析[J].地理科学,2013,33(11):1323-1329.
- [29] HE G, LIU H, WANG J, et al. Energy-water security challenge: impact of energy production on water sustainable developments in Northwest China in 2017 and 2030 [J]. Science of the Total Environment, 2021, 766: 144606.
- [30] 张可.经济集聚与区域创新的交互影响及空间溢出[J].金融研究,2019(5):96-114.
- [31] 周侃,王强,樊杰.经济集聚对区域水污染物排放的影响及溢出效应[J].自然资源学报,2019,34(7):1483-1495.
- [32] 陈玉山.基于EKC的城市化和污水排放实证研究:以中国东部省际面板数据为例[J].河海大学学报(哲学社会科学版),2018,20(4):67-74.
- [33] GROSSMAN G M, KRUEGER A B. Environmental impacts of a North American free trade agreement [J]. CEPR Discussion Papers, 1992, 8(2):223-250.
- [34] AZIZULLAH A, KHATTAK M, RICHTER P, et al. Water pollution in Pakistan and its impact on public health: a review [J]. Environment International, 2011, 37(2):479-497.
- [35] 王东,刘伟江,井柳新,等.华北平原典型地区地下水污染防治区划探讨[J].环境污染与防治,2016,38(3):99-102.
- [36] 吴凤平,梁蔓琪.用水总量控制下江苏省工业废水排放绩效及减排潜力研究[J].中国人口·资源与环境,2018,28(8):79-86.
- [37] 俞宪忠.人口流动规律及其政策含义[J].中国人口·资源与环境,2005,15(1):117-121.
- [38] 曾冰,郑建锋,邱志萍.环境政策工具对改善环境质量的作用研究:基于2001—2012年中国省际面板数据的分析[J].上海经济研究,2016(5):39-46.
- [39] 沈晓梅,胡凯莉,盛前,等.技术进步视角下产业结构对工业废水排放的门槛效应研究:基于省际面板数据的实证检验[J].水利经济,2020,38(1):8-13.
- [40] 史学飞,孙钰,崔寅.基于熵值—主成分分析法的天津市低碳经济发展水平评价[J].科技管理研究,2018,38(3):247-252.
- [41] 李晶,王海星.生态文明视域下中国区域人类发展空间差异与演变趋势[J].世界地理研究,2020,29(6):1294-1303.
- [42] HANSEN B E. Threshold effects in non-dynamic panels: estimation, testing, and inference [J]. Journal of Econometrics, 1999, 93(2):345-368.
- [43] 许长新,吴晓远.水环境承载力约束下区域城镇化发展合理速度分析[J].中国人口·资源与环境,2020,30(3):135-142.
- [44] 王文寅,刘娇娇,李永清.科技创新能力对新型城镇化水平的影响:以山西省为例[J].经济问题,2016(11):121-124.
- [45] 贾军.基于东道国环境技术创新的FDI绿色溢出效应研究:制度环境的调节效应[J].软科学,2015,29(3):28-32.
- [46] 刘海云,龚梦琪.要素市场扭曲与双向FDI的碳排放规模效应研究[J].中国人口·资源与环境,2018,28(10):27-35.
- [47] 朱平芳,徐伟民.政府的科技激励政策对大中型工业企业R&D投入及其专利产出的影响:上海市的实证研究[J].经济研究,2003(6):45-53.
- [48] 龚梦琪,刘海云.中国双向FDI协调发展、产业结构演进与环境污染[J].国际贸易问题,2020(2):110-124.
- [49] 聂飞,刘海云.基于城镇化门槛模型的中国OFDI的碳排放效应研究[J].中国人口·资源与环境,2016,26(9):123-131.

(收稿日期:2021-11-22 编辑:陈玉国)

# 上下游产业关联视角下长江流域制造业集聚对水污染的影响

宋敏<sup>1,2</sup>, 刘彬<sup>2</sup>, 邹声瑞<sup>2</sup>

(1. 河海大学沿海开发与保护协同创新中心, 江苏 南京 210098; 2. 河海大学商学院, 江苏 南京 211100)

**摘要:**将传统的制造业专业化集聚和基于产业链上下游关联的多样化集聚同时纳入考察, 筛选出长江流域26个地级市作为典型代表, 对比分析两类集聚条件下制造业对流域水污染的影响。研究发现: 全样本下制造业专业化集聚与上下游产业多样化集聚能够降低水污染, 且专业化集聚降污能力大于上下游产业多样化集聚; 制造业产业上游多样化集聚降污能力大于下游多样化集聚, 流域上游地区水污染会加重下游地区水污染状况; 制造业专业化集聚对长江流域水污染的影响呈现出下游城市降污能力最强、上游城市次之、中游城市最弱的特征, 制造业产业链上下游关联的多样化集聚对水污染的降低效果下游城市优于中上游城市; 在制造业专业化集聚与多样化集聚具有强烈的路径依赖背景下, 应当注重长江流域上游地区的产业布局与污染治理。

**关键词:**上下游产业关联; 长江流域; 专业化集聚; 多样化集聚; 水污染

**中图分类号:** F407.9

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1003-9511(2022)02-0010-07

经济增长离不开产业政策的支持,“十四五”规划提出推进产业基础高级化、产业链现代化,提高经济质量效益和核心竞争力的要求,制造业的发展有了相对成熟的模式<sup>[1-2]</sup>。当前,国内制造业已形成以资源禀赋为核心的专业化集聚模式和以产业链为连接的上下游多样化集聚模式<sup>[3]</sup>。制造业集聚促进经济增长的同时,对生态环境也产生难以预估的负效应,地方政府和企业逐渐意识到环保对于自身发展的重要性。20世纪90年代以来,我国陆续制定了重点流域、重点湖泊、城市水体和近岸海域的“十五”“十一五”“十四五”等水污染防治规划,“长江大保护”成为贯彻落实长江经济带高质量发展的核心理念<sup>[4-5]</sup>。流域贯穿不同城市,凭借资源与地理优势成为各地经济和产业发展的核心,而近年来水污染密集型产业呈现“逆流而上”的态势,上游地区经济发展过程中不可避免地对下游地区造成水污染<sup>[6]</sup>。据近几年长江流域水资源公报数据显示,长江流域面积占我国国土面积的18.8%,人口占总人口的30%,平均每年有272亿t废水排入长江,占全国废水排放总量的43.6%。长江沿岸分布着40

多万家制化工企业,包括高耗能、高污染和高排放行业,是全国污染重灾区<sup>[7]</sup>。长江流域上游地区在满足自身发展的同时,对环境产生的负效应会加重下游地区水污染问题<sup>[8]</sup>。由于流域具有不可分割的整体性,行政区划却人为切分出不同区域,导致上下游水污染冲突不断。因此,如何平衡不同制造业集聚模式和上下游水污染问题值得各界研究和关注。

## 1 文献综述

产业集聚过程中产生规模经济带来的正负效应,这一问题始终是国内外经济学界研究的热点问题<sup>[9-10]</sup>。制造业集聚对环境污染的影响研究主要从两方面展开,一是研究制造业集聚与水污染之间的相互作用和非线性关系<sup>[11-12]</sup>。胡求光等<sup>[13]</sup>采用倾向得分匹配双重差分模型研究国家级经济技术开发区产业集聚对环境的影响,研究发现开发区产业集聚初期污染物的集中排放加剧了环境污染,但后期所产生的技术溢出和示范效应则能有效提升环境治理水平。周锐波等<sup>[14]</sup>考虑到产业集聚与环境污染的内生性,研究发现产业集聚的技术溢出效应有助

于降低企业产出能耗,改善生态环境,但同时环境污染提高了企业生产成本,抑制了产业集聚。二是不同制造业集聚模式对环境的影响程度不同<sup>[15]</sup>。寇冬雪<sup>[16]</sup>将产业集聚分为专业化、多样化、相关多样化和无关多样化4种模式,从全国东、中、西3个地区层面研究产业集聚与环境污染的关系,研究发现专业化集聚对环境污染的改善效果呈现西部最大、中部次之、东部最小的特征。石敏俊等<sup>[17]</sup>研究发现东南沿海地区产业结构向技术密集化发展,对本地污染排放起到减缓作用,而中部和西部地区产业结构偏向重化工和劳动密集型,会加剧地区污染物排放。陆凤芝等<sup>[18]</sup>研究发现生产性服务业多样化与专业化集聚对雾霾污染具有显著的促降效应,生产性服务业集聚对雾霾污染的改善作用在不同区域中存在显著差异。

关于制造业集聚和水污染的文献相对较少,主要包含以下两方面,一是研究区位选择的不同<sup>[19]</sup>。于慧等<sup>[20]</sup>通过核密度分析等方法研究张家口地区排污工业企业与水污染的空间耦合特征发现,污染密集型企业主要分布在洋河沿岸地区。高爽等<sup>[21]</sup>研究发现无锡市区的污染密集型企业呈现向郊区和生态环境敏感性较弱的地区集聚的趋势,污染强度以京杭运河为轴线向两翼地区逐渐衰减。张珊珊等<sup>[22]</sup>研究分行业污染密集型企业与水污染之间的空间耦合关系发现,无锡临近太湖地区有大量污染企业布局,对太湖水环境存在负面影响。二是水污染的衡量方法不同。邓宗豪等<sup>[23]</sup>用工业废水排放量衡量水污染,研究发现西部地区制造业集聚与水污染呈现非线性的N型关系。胡志强等<sup>[24]</sup>以工业废水和工业SO<sub>2</sub>表征污染排放强度,研究发现工业集聚对不同地区减排作用不同,作用由大到小依次为西部、中部和东部。

综上所述,关于制造业集聚和环境污染的相互作用和非线性关系已经有了初步研究,但仍然存在拓展空间:一是研究视角的选择。现有研究多局限于不同产业集聚模式与环境污染的影响关系,即考

虑同产业下产业集聚对环境污染的影响,较少关注到上下游产业链关联的视角。本文进一步考虑上、下游产业的集聚状况,分别讨论专业化集聚与上下游多样化集聚对水污染的影响。二是研究区位的选择。现有关于制造业集聚与水污染的研究大多停留在省域、城市等层面,较少从流域视角出发以及考虑流域上下游关系在制造业集聚与水污染之间的作用。三是具体研究指标的选择。水污染仅用废水排放量来衡量针对性不够,环境问题不仅仅是社会问题,从政府监管角度出发,水环境监测指标更适合这类问题的讨论。因此,本文以长江流域为研究对象,采用氨氮、生化需氧量等水质指标衡量水污染状况,从上下游产业关联视角出发,同时将流域上下游关系纳入模型中,研究制造业专业化集聚和上下游多样化集聚对长江流域水污染的影响。

## 2 机理分析

通过上述文献梳理,笔者发现制造业集聚与水污染的关系存在不确定性。一方面,产业集聚初期随着企业规模扩张,会使得资源过度消费以及污染物大量排放,对环境造成负面影响;另一方面,产业集聚的发展使得产业内专业化分工明确,降低环境治理成本,减少对水污染的负面影响。同时加强上下游产业关联企业间交流,促进绿色工业技术革新。此外,随着制造业集聚内部企业不断增加,产业结构不断调整,资源型、劳动密集型制造业向中上游地区转移过程中,也会对水污染产生影响。具体影响机理如图1所示。

## 3 变量选取、数据说明与模型设计

### 3.1 变量选取与数据说明

#### 3.1.1 被解释变量

以水污染程度( $P$ )为被解释变量。现有研究主要采用废水排放量来衡量水污染,但水污染物来源不仅包括生活、农业和工业废水,还包括水土流失、工业废弃物和生活垃圾等,水质监测指标可以较为全面地涵盖水污染物排放来源。长江流域氨氮和生

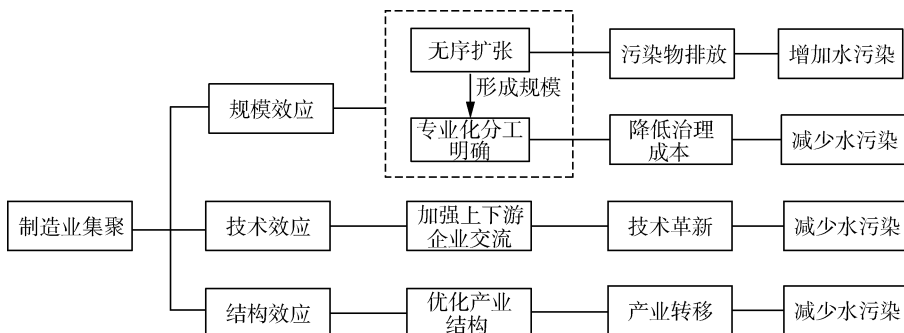


图1 制造业集聚对水污染的影响机理

化需氧量超过受纳水体的环境容量,污染承载压力大,“十二五”规划更是将氨氮纳入全国主要水污染物排放约束性控制指标。根据生态环境部发布的 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》要求,选取地表水氨氮(NH<sub>3</sub>)和生化需氧量(BOD)这两项指标作为水污染程度衡量指标,氨氮和生化需氧量数值越大则水污染程度越严重<sup>[25]</sup>。该指标数据来源于《中国环境年鉴》长江流域 103 个国家控制断面的年均监测值,由于自 2011 年后不再公布该项统计数据,最终选取 2004—2010 年数据。本文主要研究对象为长江流域地级市,根据同地级市内“省界断面数据 > 干流断面数据 > 支流断面数据”的筛选原则以及“两地区必须相邻且贯穿两地的河流在两地均有监测断面”的上游城市筛选原则,最终确定 26 个地级市为研究对象。以宜昌、九江为上下游分界线,上游城市包括昭通市、宜宾市、泸州市、重庆市、荆州市、遂宁市、南充市、乐山市和遵义市;中游城市包括岳阳市、黄石市、九江市、襄阳市、长沙市、株洲市、益阳市和常德市;下游城市包括安庆市、铜陵市、马鞍山市、南京市、镇江市、上海市、池州市、芜湖市和常州市。

### 3.1.2 解释变量

**a. 专业化集聚(Q)**。专业化集聚的衡量方式主要有市场集中度、洛伦兹曲线、基尼系数、赫芬达尔—赫希曼指数与区位熵等。其中,区位熵的优势在于能够直观比较各行业专门化率,故采用该方法来具体测算。

$$Q_{ij} = \frac{\theta_{ij} / \sum_{j=1}^n \theta_{ij}}{\sum_{i=1}^m \theta_{ij} / \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \theta_{ij}} \quad (1)$$

式中:  $Q_{ij}$  为  $i$  地区  $j$  产业在长江流域的区位熵;  $\theta_{ij}$  为  $i$  地区  $j$  产业的相关指标,本文使用制造业产值指标来衡量;  $\sum_{j=1}^n \theta_{ij}$  为  $i$  地区所有产业的产值;  $\sum_{i=1}^m \theta_{ij}$  为长江流域  $j$  产业产值;  $\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \theta_{ij}$  为长江流域所有产业产值。

参考卢丽文等<sup>[26]</sup>提出的方法,本文通过构建制造业污染密集指数  $W$  来筛选细分制造业产业。 $G_1$  表示细分制造业行业的氨氮排放物与制造业行业该排放物总量的比重;  $G_2$  表示细分制造业行业的生化需氧量排放物与制造业行业该排放物总量的比重,  $W$  值越大表明该产业对水污染的影响越大。

$$W = (G_1 G_2)^{1/2} \quad (2)$$

通过计算排序,最终确定化学原料和化学制品制造业( $C_{26}$ )、农副食品加工业( $C_{13}$ )、纺织业( $C_{17}$ )、造纸及纸制品业( $C_{22}$ )、食品加工业( $C_{14}$ )、饮料制造

业( $C_{15}$ )、医药制造业( $C_{27}$ )、石油加工业( $C_{25}$ )、计算机、通信和电子设备制造业( $C_{39}$ )、有色金属冶炼和压延加工业( $C_{32}$ )、化学纤维制造业( $C_{28}$ )、黑色金属冶炼与压延加工业( $C_{31}$ )和皮革、毛皮及其制造业( $C_{19}$ ) 13 个细分制造业行业作为研究对象,这 13 大产业的氨氮排放量和生化需氧量排放量均占全部行业排放量的 90% 以上。

**b. 上、下游多样化集聚( $Q_u$ 、 $Q_d$ )**。参照 Acemoglu 等<sup>[27]</sup>的方法采用 2017 年全国投入产出表以规避制造业集聚对水污染的关联性影响。将上下游多样化集聚细分为上游多样化集聚和下游多样化集聚,借鉴 Javorcik<sup>[28]</sup>的方法将区位熵结合全国投入产出表计算出上下游多样化集聚度。通过结合投入产出表的横向反映该细分制造业行业中间产品投入在制造业产业链中的位置,用  $\gamma_{jk}$  表示  $j$  行业使用  $k$  行业的产品产值在  $j$  行业中间投入所占比重,以此衡量制造业产业链上游多样化集聚,地区  $i$  的  $j$  行业上游多样化集聚度  $Q_u$  可表示为

$$Q_u = \sum_{k, k \neq j} \gamma_{jk} Q_{ki} \quad (3)$$

通过结合投入产出表的纵向反映该细分制造业行业生产资料的价值在制造业产业链中的地位,用  $\mu_{jk}$  表示  $j$  行业使用  $k$  行业的产品产值在  $j$  行业中间产出所占比重,以此衡量制造业产业链下游多样化集聚,地区  $i$  的  $j$  行业下游多样化集聚度  $Q_d$  可表示为

$$Q_d = \sum_{k, k \neq j} \mu_{jk} Q_{ki} \quad (4)$$

### 3.1.3 控制变量

**上游水污染程度( $P_u$ )**。基于河流单向流动的属性,处在流域的所有城市其水质都会受到上游地区水质的影响,上游地区水污染排放物会随着河流流动影响下游地区水质状况<sup>[29]</sup>,因此有必要将上游地区水污染程度纳入模型中。

其他控制变量包括人口密度、人均 GDP、外商直接投资、单位播种面积化肥施用量、地方政府竞争和产业结构。具体来讲,人口密度( $M$ )用年末常住人口与土地面积之比来衡量,人口密度高的地区生活污水排放量会相对较多,如果不及进行处理,会加重水污染问题<sup>[30]</sup>;人均 GDP 用该地区国内生产总值与人口数量之比来衡量,人均 GDP 体现了地区经济发展水平,经济发展在获取自然资源以及生产产品的过程中会造成大量污染物的排放,不可避免对水质产生负面影响;外商直接投资( $F$ )用外商直接投资额平减后取对数的数值来衡量,外商直接投资带来先进的技术与科学的管理手段,引导产业由低效率、高污染向高端研发、节能环保转型,降低污染物的排放,减少对水环境的负面影响<sup>[31]</sup>;单位播

种面积化肥施用量( $A$ )用化肥施用折纯量与农作物播种面积之比来衡量;地方政府竞争( $L$ )用地方政府一般预算内支出与地方政府一般预算内收入的比重来衡量,在没有奖惩措施情况下,上游地区倾向于通过地方政府竞争的手段获取资源,同时迫使下游地区承担更多的规制职能<sup>[32]</sup>;产业结构( $S$ )用二产占比来衡量,工业化生产带来的高污染和高排放使得水环境承载着巨大的污染压力<sup>[33]</sup>。

### 3.2 模型设计

本文主要研究制造业集聚对水污染的影响,因此构建以下关于制造业集聚与水污染的基础模型:

$$P_{i,t} = \alpha_0 + \beta_1 Q_{i,t} + \beta_2 X + \xi \quad (5)$$

式中: $i, t$  分别为长江流域各筛选地级市、年份; $X$  为控制变量; $\xi$  为随机误差项。

上游地区的水污染排放物随着河道顺流而下,必然会对下游地区的水质产生影响。为此,本文参考 Chaiprasithkul<sup>[34]</sup>的做法,在基础模型中加入上游水质指标作为控制变量<sup>[35]</sup>,同时进一步实证研究不同集聚方式对水污染的影响。模型公式如下:

$$P_{i,t} = \alpha_0 + \beta_1 Q_{i,t} + \beta_2 P_{ui,t} + \beta_3 X + \xi \quad (6)$$

$$P_{i,t} = \alpha_0 + \beta_1 Q_{ui,t} + \beta_2 P_{ui,t} + \beta_3 X + \xi \quad (7)$$

$$P_{i,t} = \alpha_0 + \beta_1 Q_{di,t} + \beta_2 P_{ui,t} + \beta_3 X + \xi \quad (8)$$

式(6)是将上游水污染指标作为控制变量,构建制造业专业化集聚对流域水污染影响模型;式(7)和式(8)是将上游水污染指标作为控制变量,分别构建上游多样化集聚、下游多样化集聚对流域水污染影响模型

## 4 实证分析

### 4.1 基准分析

#### 4.1.1 Hausman 检验

进行面板回归前首先通过 Hausman 检验确定采用何种模型。由表 1 可知,模型 6、模型 7 在 1% 显著性水平上拒绝原假设,模型 8 在 5% 的显著性水平上拒绝原假设,即 3 种模型均采用固定效应模型,具体结果见表 1。

表 1 Hausman 检验结果

模型	被解释变量	核心解释变量	$p$ 值	原假设
模型 6	$P$	$Q$	0.0000***	拒绝
模型 7	$P$	$Q_u$	0.0032***	拒绝
模型 8	$P$	$Q_d$	0.0167**	拒绝

注: \*、\*\*、\*\*\* 分别代表 10%、5%、1% 的显著性水平,下同。

#### 4.1.2 平稳性检验

为避免实证分析中存在伪回归现象,本文采用单位根检验的方式(HT 法)对各变量进行平稳性检验,从表 2 可以看出,所有的变量都通过了 1% 的显著性水平,说明本文所用的数据是平稳的。

表 2 稳健性检验结果

变量	显著性	结果
$P$	0.0000*** (-6.8229)	平稳
$Q$	0.0000*** (-20.4097)	平稳
$Q_u$	0.0000*** (-16.0463)	平稳
$Q_d$	0.0000*** (-19.4307)	平稳
$P_u$	0.0000*** (-11.6570)	平稳
$M$	0.0000*** (-38.7283)	平稳
$F$	0.0000*** (-38.7223)	平稳
人均 GDP	0.0000*** (-6.3783)	平稳
$A$	0.0000*** (-6.6370)	平稳
$L$	0.0000*** (-9.8839)	平稳
$S$	0.0000*** (-3.7237)	平稳

注:括号中的值为 HT 法的  $z$  值。

### 4.1.3 实证结果分析

本文以筛选出的 26 个长江流域地级市为研究对象,根据数据可得性以及测算结果,最后选取地表水的氨氮和生化需氧量含量作为被解释变量,将专业化集聚、上游多样化集聚和下游多样化集聚作为解释变量,将上游地区的地表水的氨氮( $\text{NH}_3$ )和生化需氧量(BOD)质量浓度作为控制变量进行实证分析,具体结果如表 3 所示。

从表 3 中可以看出,制造业专业化集聚和上下游多样化集聚对长江流域水污染的影响呈现显著负相关关系,说明制造业专业化集聚与上下游多样化集聚程度越高会导致长江流域地表水中氨氮和生化需氧量的含量下降,从而改善长江流域水污染状况。这主要是因为专业化集聚达到一定程度时,制造业企业专业化分工更加明确,形成的规模收益会降低污染治理成本,控制水污染资金会增多,最终对水污染的改善起到促进作用。而上下游多样化集聚的提高,会促进上下游产业链形成,制造业企业间不断加强交流与技术革新,提高水污染治理效率。上游地区地表水氨氮和生化需氧量含量对下游地区水污染的影响显著为正,即上游地区水污染物的排放会加重下游地区水环境的恶化。这主要是因为河流单向流动的属性,水污染物会随着河流顺流而下导致下游地区水污染程度加深。

控制变量中,人均 GDP、单位播种面积化肥施用量和地方政府竞争对长江流域水污染的影响显著正相关。以生化需氧量为例,人均 GDP 每提升 1%,



表3 全样本回归结果

变量	NH <sub>3</sub>			BOD		
	模型6	模型7	模型8	模型6	模型7	模型8
$Q$	-0.44 **			-0.497 **		
$Q_u$		-0.21 **			-0.47 ***	
$Q_d$			-0.146 **			-0.152 **
$\rho_u(\text{NH}_3)$	0.94 ***	0.93 ***	0.93 ***			
$\rho_u(\text{BOD})$				0.85 **	0.88 **	0.90 **
$M$	0.001	0.001	0.001	-0.01 ***	-0.01 ***	-0.006 **
$F$	0.021 **	0.02 *	0.021 **	-0.06 ***	-0.06 ***	-0.058 **
人均GDP	-0.012	-0.015 *	-0.001	0.007 **	0.01 ***	0.007 **
$A$	0.68 ***	0.68 ***	0.69 ***	3.01 ***	3.01 ***	3.02 ***
$L$	0.031 **	0.031 *	0.031 *	0.09 ***	0.08 ***	0.089 **
$S$	-0.002	-0.002	-0.001	-0.02 ***	-0.02 ***	-0.02 ***
_cons	-0.53 ***	-0.394 **	-0.47 ***	2.46 ***	2.62 ***	2.37 ***
$R^2$	0.789	0.784	0.787	0.713	0.709	0.714

长江流域地表水生化需氧量含量会上升近0.01%。人均GDP的提升代表该地区经济发展水平的提高,在城市飞速发展的过程中制造业企业不可避免地排放大量水污染物;单位播种面积化肥施用量的提高导致水体富营养化问题,引起藻类过度繁殖破坏鱼类生存环境,导致水环境问题的恶化;地方政府为了竞争流动性要素,可能会降低当地环境规制水平,导致制造业企业对水污染治理的积极性不高、地区水污染加重。

## 4.2 异质性分析

### 4.2.1 分行业分析

实证分析13个细分制造业产业集聚程度与水污染的关系,以地表水生化需氧量含量作为被解释变量,得出表4结果。由于篇幅原因,考虑到长江流域聚集大量重化工企业,干流中约60%的水体受到不同程度污染,多种重金属如汞、镉等严重超标,本文列出化学原料和化学制品制造业( $C_{26}$ )、化学纤维制造业( $C_{28}$ )实证结果。同时考虑到对水体污染的长期性影响,来自化工厂及航运的矿物油是一类难分解、易扩散物质,更含有对河流中的鱼类有毒的水溶性成分,因此将石油加工业( $C_{25}$ )作为代表性行业分析其对长江流域水污染的影响。

从表4可以看出,以石油加工业、化学原料及化学制品制造业和化学纤维制造业为例,制造业细分行业专业化集聚对长江流域水污染的影响显著负相关,主要是因为这些细分制造业行业的集聚更方便监管部门采取统一的管理标准与严格的奖惩措施,形成系统化和专业化治理,最终达到改善长江流域水污染的目标。而上下游多样化集聚对长江流域水污染的影响在化学原料和化学制品制造业行业呈现显著负相关关系,石油加工业与化学纤维制造业,虽然呈现一定的负相关关系,但并不显著。这可能是因为我国是全球基础化学原料制造大国,化学原料制造业结构性与环境矛盾日益突出,因此政府加大化学原料和化学制品制造业结构调整,引导其结构优化升级,使得该产业的上下游多样化集聚能降低对水污染的负面影响。而其他上下游多样化集聚的制造业之间更多的是合作关系而不是竞争关系,不同制造业企业之间的技术要求并不相同,虽可以通过交流形成互补,但效果并没有专业化集聚制造业企业之间的技术交流明显,另外以产业链为连接的上下游多样化集聚在长江流域的分布较为复杂,对流域水污染的影响还受到地形、河流等诸多因素干扰,对水污染的影响效果低于专业化集聚。外商直

表4 分行业回归结果

变量	$C_{25}$			$C_{26}$			$C_{28}$		
	模型6	模型7	模型8	模型6	模型7	模型8	模型6	模型7	模型8
$Q$	-0.54 ***			-0.417 **			-0.603 **		
$Q_u$		-0.253			-3.32 ***			-1.156	
$Q_d$			0.218			-3.394 *			-0.224
$M$	-0.389	-0.314	-0.331	-0.448	-0.399	-0.389	-0.481	-0.259	-0.309
$F$	-0.104 *	-0.078 *	-0.074 *	-0.071 *	-0.085 *	-0.094 *	-0.096 *	-0.090 *	-0.080 *
人均GDP	0.273 *	0.279 *	0.311 *	0.209 *	0.175	0.198	0.275 *	0.191	0.287 *
$A$	2.563 **	2.867 **	2.873 **	2.95 **	2.789 **	2.290 *	1.795 *	2.742 **	2.830 **
$L$	0.059	0.054	0.054	0.036	0.073	0.033	0.060	0.052	0.056
$S$	-0.029 **	-0.028 **	-0.292 **	-0.026 **	-0.03 ***	-0.026 **	-0.028 **	-0.028 **	-0.028 **
_cons	3.572	2.207	1.668	3.951	5.11 *	4.625 *	4.21 *	3.42	2.108
$R^2$	0.633	0.667	0.669	0.689	0.635	0.690	0.704	0.708	0.668

接投资对长江流域水污染的影响显著为负,这说明提高外商直接投资能够改善水污染问题。引入外商直接投资的同时,通过技术溢出效应和知识溢出效应等获得先进的技术手段和科学的管理方法,能够有效控制水污染物排放量,减少对水环境的破坏。

#### 4.2.2 分上中下游城市分析

将长江流域 26 个地级市数据划分为上、中和下游城市 3 组样本数据,由于篇幅原因,仅以长江流域地表水生化需氧量含量为被解释变量,具体回归结果如表 5 所示。

由表 5 可以看出,制造业专业化集聚有利于改善长江流域水污染问题,且呈现出下游城市最强、上游城市次之、中游城市最弱的现象。下游城市随着经济水平的提高更为看重环境效益在产业发展中的作用,会投入更多资金用于研发绿色环保技术,减少有害水环境的污染物排放;同时下游城市产业结构转型升级,重化工等制造业逐渐向中上游地区转移,保留低能耗、绿色环保的制造业和服务业,进一步降低对水污染的负面影响。中上游城市为了本地区的经济发展而扩大制造业规模,不可避免造成对水污染的影响。从上游地区生化需氧量指标可以看出,河流的单向流动属性使得下游城市的水质受到上游地区水污染的负面影响,因此,中游城市的制造业集聚对水环境的降污能力弱于上游城市。从地方政府竞争视角可知,长江流域中下游城市地方政府竞争对其水污染的影响呈现显著正相关关系,上游城市地方政府竞争对其水污染影响呈现显著负相关关系。不同于分行业样本,分上中下游城市样本分析时地方政府竞争对水污染的影响更为显著,可能是因为不同地区政府都有其独特的竞争政策,以城市为样本更能凸显地方政府竞争对水污染影响。中

上游城市地方政府为了竞争流动性要素,可能会降低自身环境规制水平来吸引更多产业的流入,产业规模的集聚扩张会排放大量污染物造成水污染,但相比于中游城市,上游城市由于其所处的地理位置,能够对水污染进行源头治理,较好地控制地方政府竞争对水污染造成的影响,而中游城市还要受到上游地区水质的影响,因此地方政府竞争对水污染造成的影响较为严重。

制造业产业链上游多样化集聚对长江流域水污染的改善作用大于下游多样化集聚,主要是因为制造业下游行业主要从事成品制造和生产服务等活动,而制造业中上游行业从事原材料的采掘和供应等,产业链上游集聚度的提高不仅使得资源的利用效率提升,还通过技术溢出效应促使企业提升环境治理研发效率,实现水污染源头治理。另外,制造业产业链上下游关联的多样化集聚对水污染的改善效果下游城市优于中上游城市。相比于中上游城市,下游城市的经济发展程度较高、基础设施完善以及人才聚集程度高,产业之间的联系更为密切,有利于提高资源利用率和先进清洁技术水平,提高污染治理能力。同时,下游城市临近海洋,海洋自净能力更强,下游城市环境承载力比中上游城市高,能保持经济发展与环境承载力的平衡。

## 5 结论与建议

### 5.1 结论

a. 总体而言,制造业专业化集聚与上下游多样化集聚对长江流域水污染指标产生负向效应,即制造业集聚长度加深能够改善长江流域水污染状况。人均 GDP、单位播种面积化肥施用量和地方政府竞争对长江流域水污染的影响显著正相关。

b. 在分行业样本中,制造业专业化集聚能降低

表 5 分上中下游城市回归结果

变量	上游城市			中游城市			下游城市		
	模型 6	模型 7	模型 8	模型 6	模型 7	模型 8	模型 6	模型 7	模型 8
$Q$	-0.433 **			-0.402 *			-0.544 *		
$Q_u$		-0.388 **			-0.45 **			-0.476 **	
$Q_d$			-0.112 **			-0.122 **			-0.178 **
$\rho_u$ (BOD)	0.042 ***	0.042 ***	0.042 ***	0.065 **	0.068 ***	0.07 ***	0.09 ***	0.08 ***	0.08 ***
$M$	2.103	1.852	2.146	-0.46 ***	-0.47 ***	-0.46 ***	-0.96 **	-0.963 **	-0.978 *
$F$	-0.024	-0.026	-0.023	-0.09 ***	-0.08 ***	-0.09 ***	-0.15 ***	-0.13 **	-0.13 ***
人均 GDP	0.239 **	0.232 **	0.245 **	0.922 ***	0.893 ***	0.941 ***	0.353 ***	0.358 ***	0.364 ***
$A$	0.271	0.269	0.266	0.295	0.321	0.315	4.688 ***	4.681 ***	4.678 ***
$L$	-0.12 ***	-0.11 ***	-0.12 ***	0.196 ***	0.274 ***	0.192 ***	0.254 ***	0.269 ***	0.277 ***
$S$	-0.05 ***	-0.05 ***	-0.04 ***	-0.07 ***	-0.06 ***	-0.07 ***	0.017 **	0.016 **	0.018 **
_cons	-11.213	-10.221	-11.712	-0.533	-0.079	-0.53	4.124	4.045	3.985
$R^2$	0.711	0.718	0.713	0.754	0.814	0.753	0.781	0.781	0.782

对长江流域水污染的负面影响。上下游多样化集聚对长江流域水污染的影响在化学原料和化学制品制造业行业呈现显著负相关关系。引入外商直接投资能够对水污染问题起到改善作用。

c. 分上中下游城市样本中,制造业专业化集聚有利于改善长江流域水污染问题,且呈现出下游城市影响力最强,上游城市次之,中游城市最弱的现象。制造业上游多样化集聚对长江流域水污染的改善作用大于下游多样化集聚。制造业产业链上下游关联的多样化集聚对水污染的改善效果下游城市优于中上游城市。

## 5.2 建议

a. 合理引导制造业专业化集聚与上下游多样化集聚。制造业专业化集聚与上下游多样化集聚具有强烈的路径依赖,应当注重流域上游地区的产业布局与污染治理。积极引导制造业上下游多样化集聚,形成合作互补的产业链上下游关系,加强制造业企业间的交流。提高制造业专业化集聚度,通过规模效应明确专业化分工,降低生产成本,将更多资金用于研发绿色高效技术,减少水污染。

b. 制定有效约束地方政府竞争的体制。各地方政府应注重改革当地政府绩效考核方式,将环保纳入考核标准之中,同时明确地方政府环境责任制度,加强地方官员环保意识,监督地方企业控制污染物的排放规模,尽量减少因污染排放带来的上下游冲突,共同提高环境治理效率。

## 参考文献:

- [1] 周茂,陆毅,杜艳,姚星. 开发区设立与地区制造业升级[J]. 中国工业经济,2018(3):62-79.
- [2] 刘奕,夏杰长,李垚. 生产性服务业集聚与制造业升级[J]. 中国工业经济,2017(7):24-42.
- [3] 臧新,李菡. 垂直专业化与产业集聚的互动关系:基于中国制造业样本的实证研究[J]. 中国工业经济,2011(8):57-67.
- [4] 刘美玲,石高平. 流域水污染的协作治理研究[J]. 水利经济,2018,36(2):54-58.
- [5] 李欣瑾,高玉屏,周申蓓. 大保护背景下长江经济带水资源压力结构特征与优化路径[J]. 水利经济,2021,39(6):16-23.
- [6] 沈坤荣,周力. 地方政府竞争、垂直型环境规制与污染回流效应[J]. 经济研究,2020,55(3):35-49.
- [7] 王保乾,朱希镭. 新型城镇化、产业结构升级与水污染关系研究[J]. 水利经济,2021,39(1):6-14.
- [8] 徐海燕,吴梓馨,吴正稿. 基于图模型反问题的上下游水污染冲突事件的第三方调解策略研究[J]. 水利经济,2021,39(1):40-46.
- [9] RAHMAN M D T, KHAN A, NIELSEN R. Agglomeration

externalities and technical efficiency: an empirical application to the pond aquaculture of pangas and tilapia in Bangladesh [J]. *Aquaculture Economics & Management*, 2019, 23(2):158-187.

- [10] 陶锋,杨雨清,诸简. 集聚外部性如何影响企业生产率[J]. 南方经济,2018(6):87-101.
- [11] 雷海,王皓,朱明侠. 产业集聚、能源消耗与环境污染[J]. 工业技术经济,2017,36(9):58-64.
- [12] 徐辉,杨焯. 人口和产业集聚对环境污染的影响:以中国的100个城市为例[J]. 城市问题,2017(1):53-60.
- [13] 胡求光,周宇飞. 开发区产业集聚的环境效应:加剧污染还是促进治理?[J]. 中国人口·资源与环境,2020,30(10):64-72.
- [14] 周锐波,石思文. 中国产业集聚与环境污染互动机制研究[J]. 软科学,2018,32(2):30-33.
- [15] 孔晴,陈亮. 产业集聚对区域环境效率的影响效应及其分解[J]. 统计与决策,2021,37(6):113-117.
- [16] 寇冬雪. 产业集聚模式与环境污染关系研究[J]. 经济经纬,2021,38(4):73-82.
- [17] 石敏俊,逢瑞,郑丹,等. 中国制造业产业结构演进的区域分异与环境效应[J]. 经济地理,2017,37(10):108-115.
- [18] 陆凤芝,王群勇. 生产性服务业集聚与雾霾污染治理[J]. 软科学,2021,35(4):1-7.
- [19] 王兵,聂欣. 产业集聚与环境治理:助力还是阻力——来自开发区设立准自然实验的证据[J]. 中国工业经济,2016(12):75-89.
- [20] 于慧,仲佳,刘邵权,等. 张家口地区排污工业企业集聚与水污染空间耦合特征[J]. 自然资源学报,2020,35(6):1416-1424.
- [21] 高爽,魏也华,陈雯,等. 发达地区制造业集聚和水污染的空间关联:以无锡市为例[J]. 地理研究,2011,30(5):902-912.
- [22] 张姗姗,张磊,张落成,等. 苏南太湖流域污染企业集聚与水环境污染空间耦合关系[J]. 地理科学,2018,38(6):954-962.
- [23] 邓宗豪,黄勤. 高质量发展视域下西部地区制造业集聚污染问题研究[J]. 经济问题探索,2021(5):74-83.
- [24] 胡志强,苗健铭,苗长虹. 中国地市工业集聚与污染排放的空间特征及计量检验[J]. 地理科学,2018,38(2):168-176.
- [25] 王一舒,吴仁人,荣楠,等. 西江下游流域水质与不同空间尺度土地利用的响应关系[J]. 水资源保护,2021,37(4):97-104.
- [26] 卢丽文,宋德勇. 长江经济带水污染密集型产业时空格局演变及影响因素研究[J]. 长江流域资源与环境,2020,29(12):2598-2606.
- [27] ACEMOGLU D, CARVALHO V M, OZDAGLAR A E, et al. The network origins of aggregate fluctuations [J]. *Econometrica*, 2012, 80(5):1977-2016.

(下转第45页)

# 长三角水环境政策效力及耦合协调关系演化

万欣<sup>1,2</sup>, 苏鹏程<sup>1</sup>, 郑亚平<sup>1</sup>

(1. 河海大学商学院, 江苏 南京 211100; 2. 江苏省“世界水谷”与水生态文明协同创新中心, 江苏 南京 211100)

**摘要:** 筛选长三角三省一市 2005—2020 年期间的水环境政策文本, 从政策力度、目标和措施 3 个维度建立政策效力量化框架, 并运用耦合协调模型分析水环境政策在空间和工具维度上的耦合协调演化特征。研究表明: 三省一市水环境政策效力均逐年提高, 政策工具使用结构以权威型为主导但单位效力有待提高, 而系统变革和象征劝诫型工具使用最少但单位效力较高; 省市间水环境政策协调关系经历了失调发展、转向协调和协调发展 3 个阶段, 其中安徽省与苏浙沪间的协调发展明显滞后, 国家层面的规划政策显著促进了长三角地区水环境政策协调关系的良性转变; 政策工具间的耦合协调关系从失调发展阶段到转向协调阶段, 各省市政策工具间的协调关系呈现差异性, 整体而言尚有较大提升空间。

**关键词:** 水环境; 政策文本量化; 政策效力; 政策工具; 耦合协调

**中图分类号:** X321

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1003-9511(2022)02-0017-07

长三角地区是水域环境污染治理的典型地区, 其水环境治理举措和成效, 对于长江经济带生态环境修复和高质量经济发展具有重要的示范引领作用<sup>[1]</sup>。政策是政府为实现一定历史时期内的特定目标而采取的手段和措施, 决定着管理活动的方向和准则。近年来, 长三角三省一市区域生态环境共保联治的方针已逐步明确, 在城市水环境、河湖环境治理与保护等方面各省市出台了系列政策。然而, 水环境污染不以行政区为限, 是区域性、流动性的。跨行政区的环境治理面临区域环境的整体性与属地环境管理碎片化的矛盾, 实现区域水环境的协同治理迫切需要地方政策之间的协调与配合, 这对于解决跨行政区的环境治理难题, 提升政府的治理能力与效率尤为重要<sup>[2]</sup>。因此, 研究长三角地区三省一市水环境政策的效力及耦合协调关系, 从区域协调视角优化政策设计, 具有重要的理论与现实意义。

目前, 对水环境政策的研究, 一些学者针对政策制定、执行和结果构建指标体系, 评判水环境政策的有效性。如张丛林等<sup>[3]</sup>基于上述框架对跨区域水环境政策进行了评估。还有学者通过建立回归分析和水质预测模型, 探讨水环境政策对污染物减排的影响及作用机理。如张可等<sup>[4]</sup>基于多变量离散灰

色模型探究了农村水环境政策的减排效应及其空间分异性。从现有研究来看, 鲜有学者从政策文本出发研究水环境政策的效力情况, 而政策文本量化作为一种公共政策的研究范式, 可揭示政策文献中的隐藏知识和政治含义, 有助于了解政策工具选择和政策演变规律<sup>[5]</sup>。具有代表性的政策文本量化方法有两种, 一是彭纪生等<sup>[6]</sup>提出的“政策力度-政策目标-政策措施”量化框架, 该框架被用于产学研协同创新<sup>[7]</sup>、机动车污染防治<sup>[8]</sup>等不同领域政策效力的评估; 二是 Estrada<sup>[9]</sup>提出的 PMC (Policy Modeling Consistency) 指数模型, 目前主要被用于评价政策的优劣势和一致性水平<sup>[10-11]</sup>。

关于政策协调的研究, 由于其内涵宽泛、分析方法多样, 尚未形成统一的研究范式。相关研究主要集中在对组织间(如政策发布机构间)政策关系的探讨<sup>[12]</sup>, 也有研究关注了组织内部(如政策工具间)的政策协调问题<sup>[13]</sup>。从方法来看, 一些学者基于政策文本内容, 定性分析了某领域政策的协调关系。如王洛忠等<sup>[13]</sup>从结构、过程和内容 3 个维度评述了我国新能源汽车产业政策协同问题。也有研究利用统计回归<sup>[14]</sup>、主题挖掘和语义相似度计算<sup>[15]</sup>等定量方法对政策协调进行了量化分析。总的来说, 现有研究主

**基金项目:** 国家自然科学基金青年科学基金(71802071); 教育部人文社会科学研究青年基金(18YJCZH166); 中央高校基本科研业务费专项(B200202044)

**作者简介:** 万欣(1985—), 女, 讲师, 博士, 主要从事区域经济与城市可持续发展研究。E-mail: wanxin@hhu.edu.cn

**通信作者:** 苏鹏程(1998—), 男, 硕士研究生, 主要从事区域经济与城市可持续发展研究。E-mail: spcxy9807@163.com

要关注政策之间是否存在协调关系,而缺乏对不同政策在多大程度上存在相互促进或制约关系,即政策协调或失调程度的探讨。耦合协调模型不仅可以揭示不同系统或要素之间作用关系的强弱,还可有效反映作用关系的优良程度,被成功应用于多系统之间关系演变分析<sup>[16-17]</sup>,为本文探究水环境政策及政策工具的协调关系提供了有效的分析工具。

综上,本文收集长三角三省一市 2005—2020 年期间主要的水环境政策文本,以“政策力度-政策目标-政策措施”为量化框架测度水环境政策效力,进一步采用耦合协调模型在空间维度和工具维度上揭示长三角地区水环境政策耦合协调关系的演化特征和趋势。基于政策文本量化实现对区域水环境政策耦合协调程度的时空演化分析,重点探讨了长三角地区水环境政策及政策工具协调中存在的问题,对未来政策协调与优化提出建议,不仅为深入研究政策协调关系开拓了新思路,也为长三角地区水环境政策协调发展提供了有价值的参考。

## 1 数据来源与研究方法

### 1.1 政策工具分类

合理选择和组合政策工具可有效提高政策效力和资源的利用效率。政策工具从不同视角可划分为不同类型,本文参照前人研究<sup>[18-19]</sup>,从政策干预的角度,将政策工具分为权威、激励、象征劝诫、能力建设、系统变革和监督 6 种类型,各类型政策工具的具体含义如下:①权威型。指各行政管理部门运用政治权威对政策目标对象的行为做出强制性规定,具体形式有规定、许可、禁止等。②激励型。利用正向或者负向的回报来诱导政策目标对象向政策制定者所期望的方向行动。③象征劝诫型。从个人或组织的价值观与信念出发,呼吁和倡导采取相应的决策和行动。④能力建设型。通过对政策目标对象在资金、技术、人才等资源上的扶持,帮助其行为合规或达标。⑤系统变革型。因原有组织的效率不高或不能产生所期望的效果,而通过对组织机构的调整或重构来促进政策目标的实现。⑥监督型。通过对目标对象相关工作的环节、过程和行为的管理,以督促有效落实政策目标,包括组织内部、外部以及组织不同级别之间的多种监督形式。

### 1.2 政策量化框架

政策效力是政策文本内容效度、影响力和可实施程度的反映<sup>[7]</sup>。为了有效评估水环境政策效力,本文参考彭纪生等<sup>[6]</sup>的研究,从政策力度、政策措施和政策目标 3 个维度构建政策文本量化框架。政策力度代表政策的法律效力和行政影响力,由政策

主体和类型决定。参照国务院颁布的《规章制度制定程序条例》以及现有研究的评定方法<sup>[6,8]</sup>,依据政策发布机构的类型和级别高低,对政策力度由低到高按 1~5 赋分。政策目标是政策所期望达到的目的,根据政策文本对目标描述的清晰程度和可量化程度由低到高按 1~5 赋分<sup>[8]</sup>。政策措施是政策文件中为实现既定目标而采用的具体方法和手段,按照上文对政策工具的划分并参照现有研究<sup>[8]</sup>,根据措施的具体化程度和完备性对文件中涉及的政策措施同样按 1~5 进行赋分。

为了保证量化框架及量化过程的科学性,邀请 6 位政策研究及环境治理与保护领域的专家对初步建立的政策量化框架从全面性、合理性和清晰度 3 个方面按 1~5 进行打分,并提出建议。专家中有 4 名来自学术界,2 名来自业界,从事相关领域科研或实践的年限为 8~24 a。专家对上述 3 个方面打分的平均值依次为 4.67 分、4.67 分和 4.5 分,说明所构建的政策量化框架得到专家认可。根据专家建议修改、完善,最终得到表 1 所示的政策效力评估指标与标准。然后,在专家指导下对收集的政策文本按此标准进行量化评分,并就评分有分歧的政策条款进行反复讨论,直到形成一致的评分结果。

### 1.3 计算模型与数据来源

#### 1.3.1 政策量化计算

根据对政策力度、目标和措施的评分结果,参考前人研究<sup>[8]</sup>,根据式(1)计算某一项政策的效力值,并统计当年现行有效的政策,根据式(2)计算年度总政策效力值。

$$E_i = (g_i + m_i) s_i \quad (1)$$

$$E_t = \sum_{i=1}^n E_i \quad (2)$$

式中: $E_t$  为第  $t$  年度政策效力总和; $E_i$  为第  $i$  项政策的效力值; $g_i$  为第  $i$  项政策的目标得分; $m_i$  为第  $i$  项政策的措施得分; $s_i$  为第  $i$  项政策的力度得分; $n$  为第  $t$  年度现行有效政策的数量。

#### 1.3.2 耦合协调模型

首先根据式(3)计算反映系统或要素之间关联程度的耦合度  $C$ ,但耦合度仅是对系统或要素间关系强弱的描述,并不能反映关系的优良程度。因此,还需根据式(4)测算耦合协调度  $D$ ,以进一步了解系统或要素之间存在促进还是制约关系,即处于协调还是失调状态<sup>[16-17]</sup>。

$$C = 2 \sqrt{\frac{P_1 P_2}{(P_1 + P_2)^2}} \quad (3)$$

$$D = \sqrt{CT} \quad (4)$$

其中

$$T = \alpha P_1 + \beta P_2$$

表 1 政策效力评估指标与标准

指标	评判标准	赋分标准	得分	
政策力度 (S)	法律效 力级别	省级人大及其常务委员会颁布的条例、法规等	5	
		省级政府颁布的办法、规定、方案等	4	
		省级政府发布的工作意见、通知公告等	3	
		省级政府下属部门发布的管理办法、实施细则、标准等	2	
		省级政府下属部门发布的工作意见、通知公告等	1	
政策目标 (G)	清晰化 可量化	明确指出在治理水环境各方面期望达成的具体目标,并给出量化指标,如水质应达标准、污水处理率等具体标准	5	
		政策目标明确,但没有量化标准	3	
		仅宏观表达了政策的愿景和期望	1	
政策措施 (M)	权威	制定了具体的水环境治理与保护相关工作的强制性管理办法;制定了明确的强制执行的准入条件、门槛、标准;制定了具体水环境治理与保护的相关检查、审批、考核办法	5	
		明确要求制定水环境治理与保护相关工作的强制性管理办法;明确要求制定准入条件、门槛、标准;明确要求实施水环境治理与保护检查、审批、考核办法;但均未制定明确具体的方案	3	
		仅强制要求进行污染物控制、水资源保护等工作,并没有详细提及上述内容	1	
	激励	明确指出通过补贴、奖励、税收优惠、价格条件等措施推动水环境治理与保护,并提出了相关的具体数额和实施方案;制定了对违反相关规定者进行惩罚的措施或办法,并规定了处罚力度	5	
		明确指出通过财政补贴、奖励、税收优惠、价格条件等措施推动水环境治理与保护,但未提及具体数字和实施方案;制定了对违反相关规定者的惩罚措施,但没有明确的处罚力度	3	
		仅提及通过财政手段、奖惩措施推动水环境治理与保护,并没有详细提及上述内容	1	
	具体化 完备性	象征 劝诫	明确了宣传教育的具体内容,并制定了宣传教育的具体实施方案或办法;制定了其他水环境治理与保护有关的具体引导措施	5
			明确了宣传教育的具体内容,并要求制定宣传教育的具体实施方案和其他水环境治理与保护相关引导措施,但并未制定相关具体措施或实施方法	3
			仅提及加强水环境治理与保护的宣传教育与引导,并没有详细提及上述内容	1
		能力 建设	明确了对水环境治理与保护工作在人才、技术、设施、资金等方面提供资源支持的具体内容和数额,并制定了具体的实施和管理办法	5
			明确了对水环境治理与保护工作在人才、技术、设施、资金等方面提供资源支持的具体内容和数额,但并未制定具体的实施和管理办法	3
			仅提及加强人才、技术等方面的能力建设,并未详细提及上述内容	1
系统 变革		建立了新的组织机构或者进行了权责的重新分配,并对组织机构或权责分配做出具体详细规定,同时提出了保障责任落实的措施办法	5	
		建立了新的组织机构或者进行了权威的重新分配,但未对此做出详细的规定	3	
		仅要求进行系统变革,并未详细提及上述内容	1	
监督	规定了监督的对象、途径、内容、时限、反馈处理办法、规范标准等具体管理办法	5		
	规定了监督者、被监督者及处理相关事宜的组织机构,但并未规定具体的管理办法	3		
	仅提及需要进行监督,并未详细提及上述内容	1		

注:根据专家建议,为了增强政策量化评分的可操作性,G和M维度均按5分、3分、1分给出评判标准,4分和2分的评判标准介于其间。

式中: $C$ 为耦合度; $P_1$ 、 $P_2$ 分别为两个地区的政策效力值或两种政策工具的效力值; $D$ 为耦合协调度; $T$ 为综合协调指数; $\alpha$ 、 $\beta$ 分别为模型中 $P_1$ 和 $P_2$ 的待定系数。本研究认为不同地区或不同政策工具之间并无重要性差异,因此取 $\alpha = \beta = 0.5$ 。此外,为了便于掌握系统间相互作用的水平,了解协调关系所处的阶段,参照文献[20],对耦合协调度进行等级划分,划分结果见表2。

1.3.3 数据来源

利用北大法宝、万方数据等法律法规数据库,以水污染、水治理、水保护、河流治理、河流污染、河流保护、湖泊治理、湖泊污染和湖泊保护等为关键词,检索2005—2020年长三角地区三省一市现行有效的水环境治理与保护政策文件。政策发布机构限定为省级机构,主要包括省级人大及其常务委员会和

表 2 耦合协调关系分级

协调度	协调等级	状态
[0,0.1)	极度失调	低水平
[0.1,0.2)	严重失调	低水平
[0.2,0.3)	中度失调	低水平
[0.3,0.4)	轻度失调	低水平
[0.4,0.5)	濒临失调	中等水平
[0.5,0.6)	勉强协调	中等水平
[0.6,0.7)	初级协调	中等水平
[0.7,0.8)	中级协调	高水平
[0.8,0.9)	良好协调	高水平
[0.9,1]	优质协调	高水平

省级人民政府及其下属部门。经过核对补充,初步筛选出451项政策文件。进一步从政策背景、目标和内容等方面,对初步筛选的政策进行精读和研判,结合专家建议保留政策的核心内容与水环境治理和保护相关性较强的政策文本,最终选取163项符合分析要求的政策文本作为后续研究数据。表3为基

省(市)	现行有效政策数量															
	2005年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	2017年	2018年	2019年	2020年
江苏	7	10	14	23	25	29	31	37	37	39	40	42	44	45	45	44
浙江	6	8	8	11	15	21	25	27	30	35	37	37	40	41	42	45
上海	9	9	9	10	11	13	16	21	21	23	31	33	36	36	36	37
安徽	6	7	9	9	10	10	11	12	13	14	17	19	20	22	23	23
合计	28	34	40	53	61	73	83	97	101	111	125	131	140	144	146	149

于年度有效政策统计的各省市有效政策数量。从表3可知,研究期内年度有效政策数量不断增加,2020年的有效政策数量是2005年的5倍多。相比之下,苏浙沪与水环境相关政策数量增长较快,其中又以江苏省最快,而安徽省政策数量增长较慢。

## 2 结果分析

### 2.1 水环境政策及政策工具使用和效力分析

根据上述政策量化方法,计算三省一市的年度水环境政策效力,结果如图1所示。总体上,长三角各省市水环境政策效力均逐年上升,并且江苏省一直保持领先,表明各地在建设和发展过程中越来越重视对水环境的规制与治理。需要指出的是早期三省一市的水环境政策效力相差不大,但后期三省一市的政策效力逐渐出现分化,与苏浙沪相比安徽省呈现落后趋势。

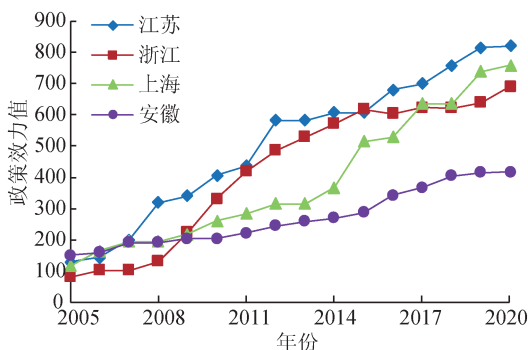
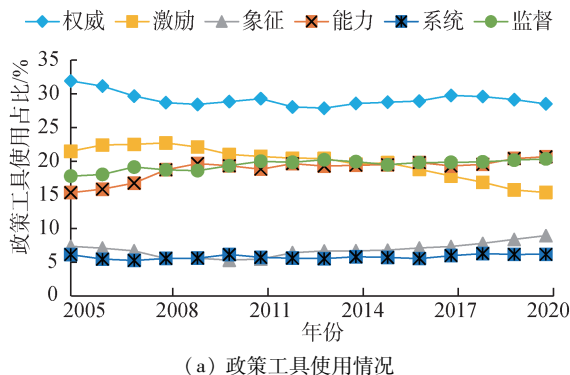


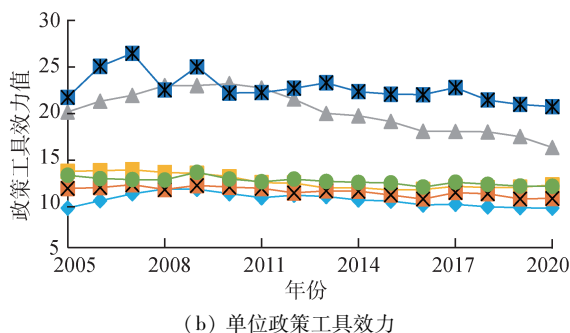
图1 长三角三省一市水环境政策效力变化趋势

为了分析政策工具使用结构及效力情况,图2分别展示了各类政策工具使用数量占比和单位政策工具效力情况。各类政策工具的使用占比在研究期内基本无明显变化,说明长三角水环境政策对各类工具措施的使用结构长期以来保持稳定。另外,发现权威型工具使用占比最高,而象征劝诫和系统变革型工具使用最少。然而,政策工具单位效力结果与工具使用结构恰恰相反,象征劝诫和系统变革型工具的单位效力值要明显高于其他类型工具。通过查阅相关政策条款,发现一些强制性条款仅笼统规定了水保护和水污染控制的相关要求,而没有具体的实施标准和方式,这可能是导致权威型工具单位

效力偏低的原因。例如,浙江省建设厅《关于加强城镇生活污水处理厂建设和运行监管工作的通知》中要求“加大城镇生活污水处理厂的回用水利用率,节约水资源。”但对于实施的原则和方式等并未做出规定。



(a) 政策工具使用情况



(b) 单位政策工具效力

图2 长三角水环境政策工具使用及效力情况

### 2.2 空间维度水环境政策耦合协调关系分析

根据政策耦合协调等级占比情况,描绘长三角地区不同省市之间水环境政策耦合协调随时间的演化趋势,如图3所示。由图3可知,研究期内三省一市水环境政策的耦合协调关系共经历了3个阶段,即由最初的失调到转向协调,再到协调发展阶段。

a. 失调发展阶段(2005—2008年):此阶段长三角地区各省市间的耦合协调度为 $[0.08, 0.47]$ ,虽然政策间的失调程度在不断下降,但总的来说各省市间水环境政策表现为在低水平上的相互制约。这表明虽然长三角地区不同省市之间水环境政策具有一定关联性,但此阶段该地区水环境政策缺少协作配合。

b. 转向协调阶段(2009—2016年):此阶段耦合协调度为 $[0.42, 0.83]$ ,各省市间水环境政策的协

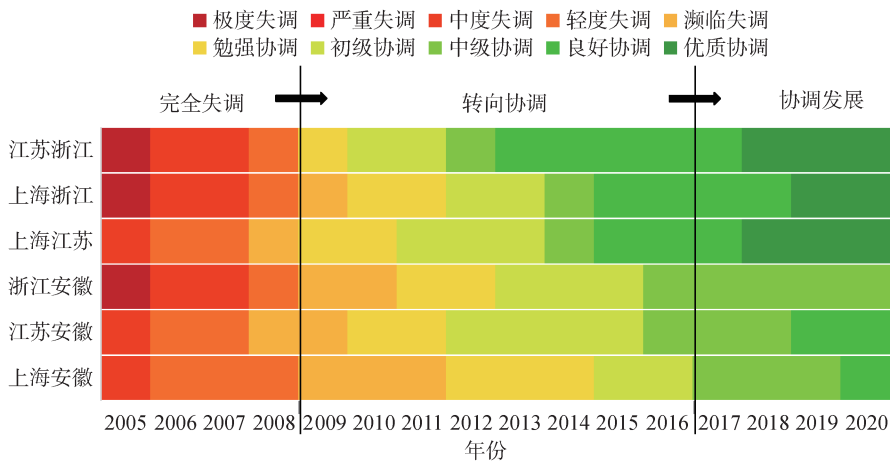


图3 长三角不同省市间水环境政策耦合协调演化趋势

调关系均达到中等水平,并开始向高水平状态过渡。这一转变主要得益于2008年国务院发布的《关于进一步推进长江三角洲地区改革开放和经济社会发展的指导意见》。该意见明确提出推进以苏浙沪为主体的长三角地区一体化发展,并对该地区水利基础设施、防洪减灾、水资源配置和利用、水安全和生态保护的协调发展做出重要指示,有效推动了不同省市水环境政策由失调关系占主导向协调发展转变。

c. 协调发展阶段(2017—2020年):2017年上海与安徽的水环境政策最终达到中级协调水平,至此三省一市间政策耦合协调关系全部进入高水平状态。2016年国家发展改革委员会发布《长江三角洲城市群发展规划》,首次明确将安徽省的核心城市纳入长三角城市群一体化发展范畴,国家层面的规划文件有力推动了苏浙沪皖在经济、科技、环境、生态等方面的有机协调发展,从而促进该地区水环境政策的协作关系迈向新阶段。

值得注意的是,在转向协调和协调发展阶段,苏浙沪水环境政策的耦合协调进程明显加快,2012年开始出现高水平协调关系,到2019年全部达到优质

协调。然而,安徽与苏浙沪之间水环境政策协调发展速度相对滞后,到2020年尚未出现优质协调关系。究其原因,一方面,由于安徽省经济、社会发展水平先天与苏浙沪地区存在差距,而环境政策制定与实施往往会受制于经济发展水平,这在一定程度上决定了安徽与苏浙沪地区在水环境政策方面有明显的差异性;另一方面,从长三角一体化发展历程来看,安徽较晚被纳入一体化发展战略,在包括水环境治理与保护在内的相关政策方面,与苏浙沪地区之间的互融互通和协调配合存在较大差距。

### 2.3 工具维度水环境政策耦合协调关系分析

#### 2.3.1 不同水环境政策工具间的关系由失调转向协调

根据6种政策工具耦合协调等级占比情况,绘制长三角地区水环境政策工具耦合协调关系随时间的演化趋势图,并以雷达图的形式进一步展示不同工具之间的耦合协调水平,详见图4和图5。如图4所示,6种政策工具的耦合协调经历了失调发展和转向协调两个阶段。第一阶段(2005—2011年),耦合协调度为 $[0.03, 0.72]$ ,不同政策工具之间以失调

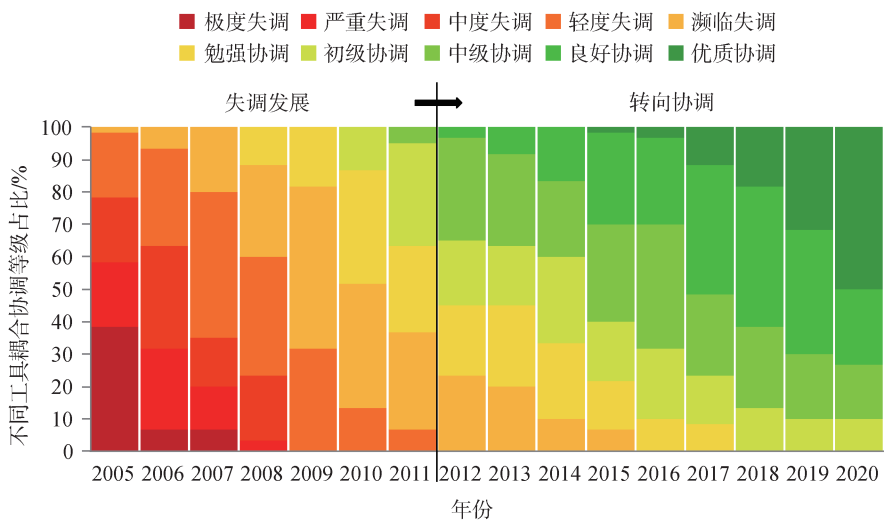


图4 长三角水环境政策工具耦合协调演化趋势



关系占主导。第二阶段(2012—2020年),耦合协调度为 $[0.40, 1]$ ,该阶段政策工具间的协调关系均已达到中等水平,且开始向高水平状态发展。与空间维的分析结果不同,研究期内工具维的协调关系尚未进入协调发展阶段。从图5来看,虽然早期阶段政策工具两两耦合协调关系存在一定差异,如象征劝诫与权威型工具协调水平偏低,而激励与系统变革型工具协调关系较好,但就整体而言不同政策工具间的协调关系在研究期内并无较大差异,表明长三角地区水环境政策工具的协调程度几乎趋于一致。

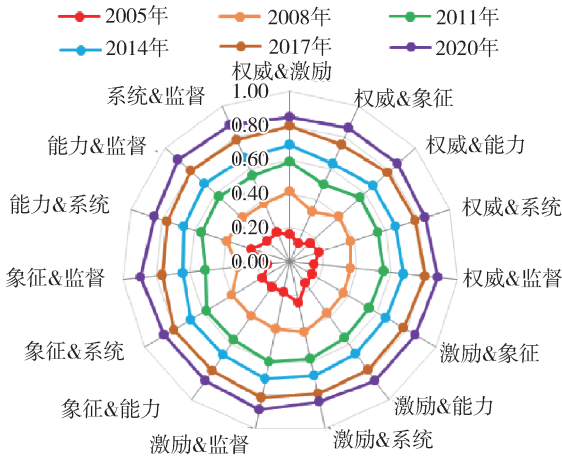


图5 长三角水环境政策工具两两耦合协调雷达图

### 2.3.2 各省市水环境政策工具耦合协调发展呈现差异性

为了比较不同省市水环境政策工具耦合协调状态的差异,分别绘制雷达图如图6所示。

整体上来看,安徽省水环境政策工具的耦合协调特征明显不同于其他省份。早期,安徽省各类政策工具的协调性明显优于苏浙沪,并且各工具间的协调水平也较为均衡。而后期苏浙沪政策工具的耦合协调关系快速提升,并明显超过安徽省。从表3可以看出,安徽省每年新增政策相对较少,并且与苏浙沪之间的差距不断加大,缺少政策更新在一定程度上成为制约安徽政策工具协调发展的重要原因。另外,权威型与象征劝诫型工具在所有政策工具的协调关系中较差,说明安徽省注重权威工具的使用,而相对忽视对环境主体观念和行为的引导。应加强象征劝诫型工具使用,提升个人或组织对环境治理的价值认同,在整个区域内形成水环境治理和保护的社会氛围。

浙江省水环境政策工具的耦合协调呈现出跳跃式发展特征,即2008—2011年协调关系出现大幅度提升。进一步分析发现,这与《浙江省水污染防治条例》(以下简称《条例》)的实施密切相关。作为浙

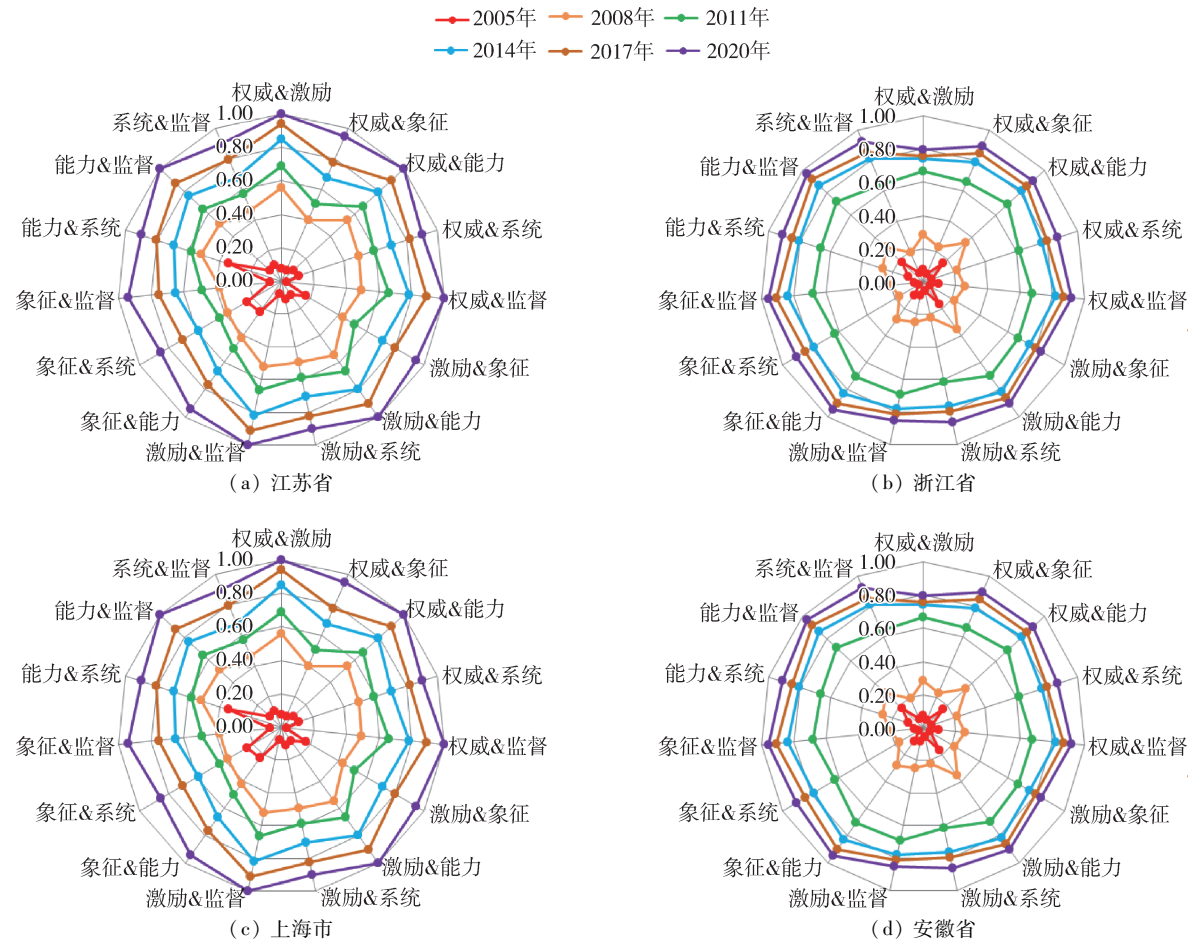


图6 长三角三省一市水环境政策工具两两耦合协调雷达图

江省水环境治理与保护的纲领性文件,该《条例》于2009年1月开始实施,对省域范围内水污染防治的权责划分、标准制定、奖惩措施和宣传教育等做出了全面规定。在该《条例》的指导下,省政府及相关部门出台系列配套政策,具体落实各项水污染防治措施,达到了良好的政策协调效果。

### 3 结论与建议

a. 长三角三省一市的水环境政策效力均呈现上升趋势,并且权威型工具使用明显占据主导地位,但单位效力值偏低,而系统变革型和象征劝诫型工具使用最少,但单位效力值相对较高。水环境政策效力的逐年提高,说明从政策制定层面各省市不断加大对水环境治理的力度。权威型工具具有强规制作用,是对具有公共属性以及负外部性特征的环境资源进行治理的基本保障。需要进一步明确界定权威型条款的执行范围、标准和方式等,以提升权威型工具的单位效力值。此外,应加强系统变革和象征劝诫型工具的使用。需要逐步变革现阶段以经济发展为核心建立起来的权力机构和社会体系,形成适应经济环境双向牵引、区域协同发展的组织体系和创新格局,从根本上提升政府及整个社会的水环境治理能力。水环境治理应改变全能政府的思想观念,加强象征劝诫型政策制定,鼓励企业、公众、社会组织等非政府主体参与治理,形成良好的水文化和水精神。

b. 长三角水环境政策发展存在地区不平衡现象,研究期内三省一市间水环境政策协调关系经历了失调发展、转向协调和协调发展3个阶段,但其中安徽与苏浙沪之间的协调关系明显滞后。安徽处于长三角地区长江水系的上游,对整个区域的水环境治理起着重要作用。但受经济基础薄弱、较晚加入一体化、补偿机制不健全等客观因素影响,其在水环境政策数量和效力以及政策工具协调性方面都明显偏低。研究发现《长江三角洲城市群发展规划》等国家层面的规划政策有效促进了不同省市间政策协调关系的良性转变。针对区域内发展不平衡现象,上下级政府之间的互动对于跨行政区的政策优化与协调至关重要。上级政府的权威性能够统一下级政府的行动目标,同时上级政府可吸纳下级政府的政策经验,并有效将一致的政策愿景和良好的政策制定经验扩散到整个区域,从而提升区域政策制定的协调性和整体性。随着一体化发展的深入,长三角城市的功能分化与定位逐步清晰,三省一市应各扬所长、分工合作,科学建立与完善上下游横向生态补偿、创新链

深度融合、跨界水污染防治等重要协商协调机制,形成区域优势互补的共保联防关系。

c. 长三角水环境政策工具间的耦合协调尚有较大提升空间,且不同省市政策工具的耦合协调特征呈现差异性。研究期内长三角水环境政策工具间的协调关系经历了失调发展和转向协调两个阶段,尚未全部达到高水平协调。政策工具协调从横向上需打破行政壁垒,创造多元政策工具配合协作的适应性组织基础;纵向维度上应注重政策制定、执行到评价的全过程协调,形成水环境治理管控闭环。各省市政策工具耦合协调的演化过程各不相同,但其中一些有效提升政策工具协调性的经验可供其他地区借鉴参考。例如,浙江省政策工具协调性的跳跃式发展得益于其省级水污染防治条例的实施,此类地方性法规的出台,对工作方案、规定、办法等下级政策的制定具有重要指导作用,促进了梯级分阶政策结构的形成。从政策设计的角度来看,分阶制定政策可加强不同部门之间的相互衔接,也使各种政策渊源保持协调一致,有利于形成纵横交错的政策体系,是促进不同政策工具耦合协调,减少政策冲突与矛盾的有效手段。

### 参考文献:

- [1] 张婕,吴寿敏,张云. 长三角城市群绿色发展水平测度与分析[J]. 河海大学学报(哲学社会科学版),2020,22(4):53-60,107-108.
- [2] 毛春梅,曹新富. 区域环境府际合作治理的实现机制[J]. 河海大学学报(哲学社会科学版),2021,23(1):50-56,106-107.
- [3] 张丛林,乔海娟,王毅,等. 生态文明背景下流域/跨区域水环境管理政策评估[J]. 中国人口·资源与环境,2018,28(7):76-84.
- [4] 张可,马成文,丰景春,等. 基于离散灰色模型的农村水环境政策减排效应及其空间分异性研究[J]. 中国管理科学,2017,25(5):157-166.
- [5] 黄萃,任毅,张剑. 政策文献量化研究:公共政策研究的新方向[J]. 公共管理学报,2015,12(2):129-137,158-159.
- [6] 彭纪生,仲为国,孙文祥. 政策测量、政策协同演变与经济绩效:基于创新政策的实证研究[J]. 管理世界,2008(9):25-36.
- [7] 王帮俊,朱荣. 产学研协同创新政策效力与政策效果评估:基于中国2006—2016年政策文本的量化分析[J]. 软科学,2019,33(3):30-35,44.
- [8] 徐美宵,李辉. 北京市机动车污染防治政策效力评估:基于2013—2017年政策文本的量化分析[J]. 科学决策,2018(12):74-90.

(下转第30页)

# 基于 CiteSpace 的我国水资源利用效率研究 知识图谱分析

王济干, 梁雷月, 和梦思

(河海大学商学院, 江苏 南京 211100)

**摘要:** 基于 2000—2020 年中国知网上 CSSCI、EI 数据库收录的有关水资源利用效率研究的文献, 利用 CiteSpace 软件绘制国内水资源利用效率研究的知识图谱, 分析了我国水资源利用效率研究的时间、作者、机构分布情况以及研究热点和研究趋势。研究结果显示: 水资源利用效率的研究主体间呈现合作不够、较为分散的特点; 研究关键词可聚类为水权交易与水权制度、水足迹、水资源短缺、农业水价、水资源承载力、产业结构等; 水资源管理、水足迹、影响因素、工业用水、长江经济带、水资源利用效率、绿色水资源效率、长江流域及长江经济带的绿色发展将会是未来的研究热点。

**关键词:** 水资源利用效率; CiteSpace; 知识图谱

**中图分类号:** TV213.9

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1003-9511(2022)02-0024-07

水是生命之源, 人类的生产活动离不开水资源。我国人口众多, 用水总量大, 水资源总量有限, 人均水资源占有量低, 水资源时空分布不均, 水资源短缺问题严重。解决水资源短缺问题的关键在于提高水资源利用效率。影响水资源利用效率的因素有哪些, 水资源利用效率如何测量, 如何评价, 这些问题引起了学者们的持续关注。

关于水资源利用效率, 已有众多学者做了一系列研究。总体来看, 水资源利用效率的研究主要包含水资源利用效率的测度与评价、影响因素与影响效应研究两方面。更进一步地, 一些学者关注工业用水效率, 一些关注农业用水效率, 并且最后的研究大多会集中于某一区域水资源利用效率。朱兆珍等<sup>[1]</sup>对我国省域水资源利用效率进行评价研究, 得出各省的水资源利用效率, 发现农业用水效率较高, 生活生态用水效率最低。张云宁等<sup>[2]</sup>基于 DEA-Malmquist 对江苏省的农业用水效率进行评价, 发现提升技术效率可以促进农业用水效率的提高。张永凯等<sup>[3]</sup>对黄河流域水资源利用效率进行了测度与评价, 发现 2009—2017 年, 黄河流域水资源利用效率整体有所提升。从上述研究可以发现, 已有关于水资源利用效率的研究中, 多采用二手数据进行实

证研究, 而很少有关于水资源利用效率的系统性文献梳理, 尤其是利用文献计量工具进行的可视化分析更为鲜见。

本文选取 2000—2020 年 CSSCI、EI 数据库收录的有关水资源利用效率研究的文献, 利用美国德雷塞尔大学教授陈超美开发的 CiteSpace 软件, 绘制发文机构分布、作者分布、关键词聚类、研究热点演替等的可视化图谱, 分析探讨水资源利用效率的研究演进情况及未来可能的研究趋势, 对我国水资源利用效率研究进行系统性梳理, 以期为我国水资源利用效率的后续研究提供参考。

## 1 数据来源与研究方法

### 1.1 数据来源

本文运用科学知识图谱方法, 采用 CiteSpace 软件对水资源利用效率研究作出系统性梳理, 其文献数据主要来自中国知网中的中文文献。为了保证研究的深度和质量, 研究采用知网的高级检索功能, 以“水资源利用效率”“用水效率”为主题词, 限定期刊类型为 EI、CSSCI 期刊进行检索, 限定检索时间为 2000—2020 年, 发现以“用水效率”检索所得文献更多。本研究剔除了少部分与水资源无关的文献, 最

**基金项目:** 国家社会科学基金(20BGL196)

**作者简介:** 王济干(1959—), 男, 教授, 博士, 主要从事管理科学与系统工程等研究。E-mail: wang\_jigan@hhu.edu.cn

后得到 767 条数据。以 Refworks 格式输出所选文献数据,再将数据导入 CiteSpace 软件进行数据转换与分析。从各年发文量、研究机构、研究作者、研究关键词、研究热点演变等方面,对我国水资源利用效率的研究进行了回顾与梳理。

## 1.2 研究方法

科学知识图谱是一种重要的文献分析方法,这一方法可以克服读者在主观阅读中进行文献归纳的局限<sup>[4]</sup>,在多个研究学科中均得到较多应用。CiteSpace 是应用 Java 语言开发的一款信息可视化软件,在研究中可以用它对特定领域的文献或集合进行梳理分析。CiteSpace 软件对数据格式要求较低,可对来源于 CNKI 等多种数据库的数据进行转换计算,可根据需要形成多种图谱,便于研究某一主题的演进情况。已有许多学者采用这一方法对水资源利用、管理领域相关研究做出分析,如陈艳萍等<sup>[5]</sup>基于 CiteSpace 的可视化图谱分析对水权交易价格的研究进行梳理和整合,探讨了水权交易价格研究中的作者、机构合作情况,研究热点及研究趋势。曹永强等<sup>[6]</sup>利用 CiteSpace 对国内外作物需水研究进展做出了分析探讨。陆志华等<sup>[7]</sup>利用知识图谱进行河湖水系连通研究情况的文献分析。可以看出,CiteSpace 软件是分析统计某一主题文献研究的有效方法之一。

## 2 文献计量分析

### 2.1 研究时间分布情况

根据文献检索情况,运用 Excel 软件绘制了各年份文献发表数量的变化情况(图 1)。由图 1 可知,整体来看,水资源利用效率研究发文数量在不断波动。在 2002 年以前的一段时间,水资源利用效率研究处于初期,文献发表数量较少。2003—2014 年,发文量整体呈波动上升趋势,年平均发表论文 35 篇。2014 年的发文量是 2003 年的 2.75 倍,10 余年来,发文量处于迅速上升状态。2015—2018 年,发文量整体呈下降趋势,下降速度与前 10 年上升速度相当。2018—2020 年,发文量呈上升趋势。

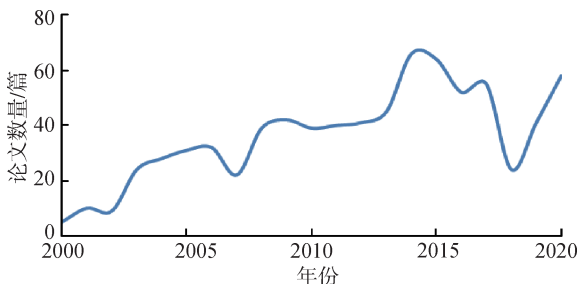


图 1 水资源利用效率研究发文量年际变化趋势 (2000—2020 年)

### 2.2 研究机构分布情况

利用 CiteSpace 软件对导入的文献进行分析,发文量排名前 10 的研究机构结果见表 1。由表 1 可知,对水资源利用效率研究较多的机构主要分布在江苏和北京,这与高校的地域分布情况相关。其中,河海大学商学院发文量最多,共发文 53 篇,中国科学院地理科学与资源研究所、中国航天系统科学与工程研究院,各发文 28 篇,排名并列第二。研究机构之间的相互合作情况如图 2 所示,可以看出,各相关机构之间或机构内部的合作较多,但不同机构间的合作不够。如河海大学商学院、企业管理学院、水文水资源与水利工程科学国家重点实验室 3 个单位具有密切合作关系,中国科学院内部具有许多合作关系。但由于受到一定程度上的地域影响,河海大学与中国科学院间的合作不够。

表 1 水资源利用效率研究机构

研究机构	发文量	研究起始年份
河海大学商学院	53	2006
中国科学院地理科学与资源研究所	28	2002
中国航天系统科学与工程研究院	28	2000
北京林业大学环境科学与工程学院	21	2000
山东理工大学管理学院	17	2000
中国水利水电科学研究院水资源研究所	15	2003
辽宁师范大学海洋经济与可持续发展研究中心	15	2010
河海大学水文水资源与水利工程科学国家重点实验室	11	2007
河海大学企业管理学院	11	2014
中国水利水电科学研究院流域水循环模拟与调控国家重点实验室	10	2011

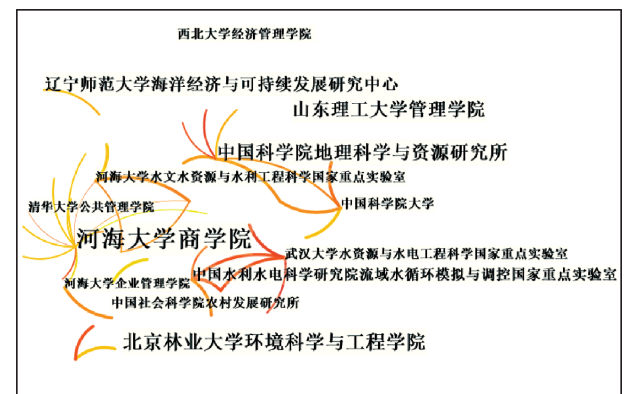


图 2 我国水资源利用效率研究机构共现知识图谱 (2000—2020 年)

### 2.3 作者分布情况

利用 CiteSpace 对文献进行发文作者分布情况分析,结果如图 3 所示。由图 3 可以看出,张峰、宋晓娜、薛惠锋、孙才志、佟金萍、王慧敏等学者在研究水资源利用效率方面作出了重要贡献,这些学者之间也存在很强的合作关系。如山东理工大学管理学院、中国航天系统科学与工程研究院的张峰、宋晓娜、

薛惠锋 3 位学者具有合作关系, 河海大学、常州大学的佟金萍、王慧敏、马剑锋之间存在合作关系。在具体的研究内容上, 张峰等<sup>[8]</sup> 主要进行工业用水相关研究, 孙才志等<sup>[9]</sup> 主要研究水资源利用效率的影响因素、虚拟水和水足迹等问题, 马剑锋等<sup>[10]</sup> 主要关注农业用水效率, 包括效率测算、评价及影响因素研究。

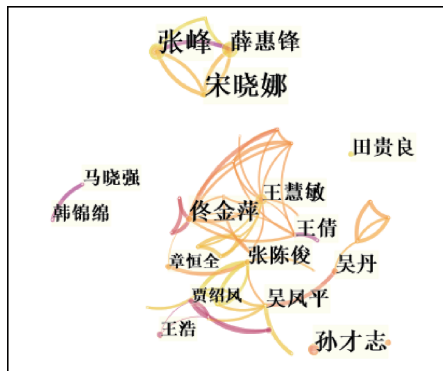


图 3 我国水资源利用效率作者共现知识图谱(2000—2020 年)

### 3 研究热点分析

#### 3.1 关键词共现聚类分析

对研究中高频关键词的分析可以得出某一时间段内的研究热点。利用 CiteSpace 对录入的文献进行关键词共现网络聚类分析, 总共形成 15 个聚类, 按照节点数降序排列, 0~10 聚类包含的成员数均大于 10, 聚类 11 包含的成员数为 7, 因此聚类 11 及之后的聚类不再多加讨论。0~10 聚类类别结果如图 4 所示。一般地, 当聚类模块值  $Q > 0.3$  时, 可以认为聚类结构显著, 当聚类平均轮廓  $S$  值  $> 0.7$  时, 可以认为聚类是令人信服的<sup>[4]</sup>。本文形成的聚类指数  $Q$  值为 0.7142,  $S$  值为 0.8936, 因此可以认为本研究中的聚类结果是显著的、可令人信服的。

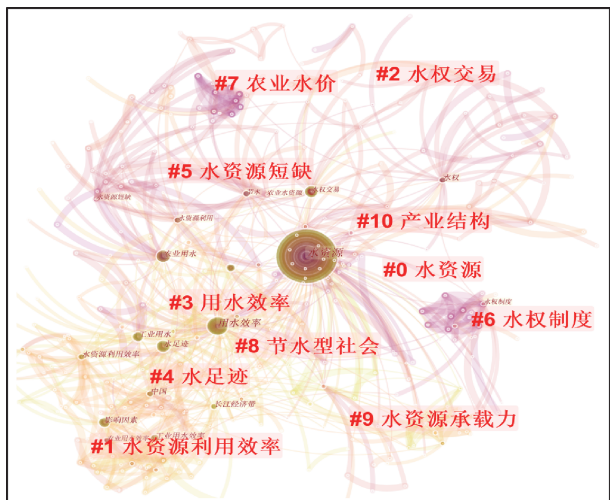


图 4 水资源利用效率研究关键词聚类图谱

“#0 水资源”涵盖范围过于广泛, “#1 水资源利用效率”是本研究的主题词, “#3 用水效率”与水资源利用效率内涵相差不多, 因此对于以上 3 个聚类不再多加讨论。“#5 水资源短缺”, “#8 节水型社会”这两个聚类是水资源配置、水资源管理研究的现实背景。提高水资源利用效率是解决水资源短缺问题的重要方式, 是建设节水型社会的重要任务之一。加强水资源的节约和保护, 建设节水型社会, 提高水资源利用效率, 改善生态环境, 实现人水和谐, 促进经济社会环境协调发展, 是时代发展的必然选择<sup>[11]</sup>。作为研究的现实背景, 本研究不再对“#5 水资源短缺”、“#8 节水型社会”进行具体阐述。最后选取剩余 6 个聚类对其进行具体说明。

“#2 水权交易”与“#6 水权制度”两个聚类均与水权有关, 两者之间内容有重合, 因此将这两个聚类统一说明。水权包括水资源的所有权和使用权, 但由于水资源的所有权已有明确规定, 因此水权研究主要关注水资源的使用权<sup>[12]</sup>。作为水权交易客体的水资源, 它既取决于水资源的总量, 又会受到水资源利用效率的影响。水权交易是优化水资源配置的重要方式之一, 是促进水资源高效流转的有效手段, 其核心之一就是水权制度。建立健全水权制度, 进一步强化水权管理, 有助于实现水资源的高效利用。田贵良等<sup>[13]</sup> 基于三阶段 DEA 模型, 探究水权试点省份水资源利用效率的变化情况, 最后发现水权交易有助于水资源利用效率提升。董小菁等<sup>[14]</sup> 探究不同水价政策(统一水价、阶梯水价、水权交易水价)对农户种植结构的影响, 发现水权交易水价更能促使农户选择更加节水的作物。刘世庆等<sup>[15]</sup> 提出可以将跨流域水权交易作为化解黄河上游缺水问题的新方法, 要创新水权交易模式, 建立健全水权制度与实行最严格水资源管理。

“#4 水足迹”。水足迹是指在一定时期内一个地区或某一个体消费的所有产品和服务中所蕴含的水资源总量。水足迹理论在水资源利用研究中已得到充分的应用。邹君等<sup>[16]</sup> 运用水足迹方法, 对湖南省 2000—2008 年的城乡居民虚拟水消费结构及用水效率状况进行综合评价, 发现水资源利用效率有了明显提高。刘钢等<sup>[17]</sup> 使用水足迹强度反映省级区域水资源利用效率, 以长江经济带为例分析水资源利用效率情况, 发现长江经济带区域内水足迹强度存在较大差异, 降低工业水足迹是降低水足迹强度的关键。崔宁波等<sup>[18]</sup> 将粮食生产灰水足迹纳入水资源利用率的评价研究中, 对黑龙江垦区粮食生产水资源利用效率进行测算, 并探究影响

水资源利用效率的因素,发现粮食生产劳动力、农业机械总动力、化肥折纯量显著影响粮食生产水资源利用效率。

“#7 农业水价”。农业是我国水资源消耗最大的产业,提高农业用水效率是减少水资源消耗的重要途径之一。农业水价是影响农业用水效率的重要因素,所以建立健全农业水价机制,进行农业水价改革,是促进农业节水的有效措施。从21世纪初开始,农业水价问题一直受到学者们的广泛关注。段永红等<sup>[19]</sup>在2003年就开始探讨农田灌溉节水激励机制的形成与效应,发现合理的水价会改变用水户的成本收益结构,从而进一步激励和约束用水主体的用水量。王蕾等<sup>[20]</sup>以四川省武引灌区为例,从节水、经济、生态、社会和制度效应五方面对农业水价综合改革的效应加以分析,结果表明,农业水价综合改革具有显著成效,如农业灌溉水有效利用系数提高,亩均用水量得分增加,节水效应明显。

“#9 水资源承载力”。水资源承载力是衡量区域可持续发展程度的重要指标,反映了水资源在特定时空背景下对经济社会发展的支撑能力。水资源承载力会影响区域内的发展方式,只有水资源条件能够承载一个地区的发展所需,才能够实现区域的可持续发展。水资源利用效率的提高有利于增强区域水资源承载力,使区域水资源能够满足更多发展需求。付桂军等<sup>[21]</sup>对呼包鄂城市群水资源综合承载力进行测算,并提出为增加区域水资源承载力,应该合理分配用水份额、采取节水降耗措施以提高水资源利用效率。

“#10 产业结构”。产业结构调整可以作为提高用水效率的重要途径<sup>[22]</sup>。钱文婧等<sup>[23]</sup>认为产业结构会影响地区用水量,进一步地,产业结构是否合理会影响某一区域的水资源利用效率。俞雅乖等<sup>[24]</sup>以农业、工业、生活和生态用水总量作为产业用水结构的表征值,探讨不同产业用水结构对水资源利用效率的影响,发现各省市的经济发展水平、科技水平和产业用水结构会影响水资源利用效率。

### 3.2 关键词中心性分析

共现网络图谱中的关键词中心性表现了该词在某一研究领域中的相关度,中心性越高,表明该关键词与其他关键词之间具有越强的相关性。利用CiteSpace软件分析相关文献,得到水资源利用效率研究中关键词的出现频次、中心性、年份等信息,并按照频次进行降序排序,结果如表2所示。从表2可以看出,2000年左右,我国已经开始水资源相关

问题研究,开始关注用水效率问题。值得注意的是,虽然我国工业发展迅速,但农业仍然在我国产业结构中占有重要比重。农业用水也一直占总用水量的绝大部分,因此,在21世纪初,农业用水问题就已经是学者们关注的热点。为了进一步优化水资源配置、提高用水效率,自2001年水利部提出水权制度建设方案开始,水权与水权交易成为研究热点。后续随着产业结构的变化,我国工业经济不断发展,工业用水相关研究成为热点,工业用水效率的研究也日益增多。虽然水足迹这一概念提出较早,但是在2014年左右,水足迹相关研究才明显增多,成为这段时间的研究热点。

表2 水资源利用效率研究高频关键词

关键词	频次	中心性	年份
水资源	122	0.47	2001
用水效率	47	0.17	2000
农业用水	35	0.07	2000
水权交易	22	0.07	2004
水权	22	0.08	2002
中国	21	0.07	2005
水足迹	20	0.04	2014
工业用水	19	0.04	2006
水资源利用效率	19	0.07	2012
工业用水效率	17	0.06	2014

## 4 研究前沿动态

### 4.1 研究热点演替

突现词是在某一时间内出现频次突然升高的关键词节点,它的变化能反映出这一时期学者们在该领域研究的热点。对前14位频次突然升高的关键词突现情况进行分析,结果如表3所示,可以发现水资源利用效率的研究热点演替情况。2002年水资源利用效率研究的前沿内容和水权相关;2003—2006年研究前沿为“节水”和“水资源短缺”。2006—2011年的研究前沿为“水权交易”和“水资源利用”。2013—2020年的研究前沿为“水资源管理”。“虚拟水”“农业用水效率”是2014—2018年的研究前沿。2014年以后的研究前沿包括“水足迹”“影响因素”“工业用水”“长江经济带”“水资源利用效率”。强度较高的关键词为“水权”“工业用水效率”“水足迹”。“水资源管理”的影响周期最长,为8年,“水足迹”和“影响因素”的影响周期也达到7年,这说明研究关注的具体问题具有较强的关联性。

由表3可以看出,未来的研究热点较多,有“水资源管理”“水足迹”“影响因素”“工业用水”“长江经济带”“水资源利用效率”。一方面,一些学者仅

关注某一研究热点,如水足迹、水资源利用效率评价等。孙思奥等<sup>[25]</sup>对黄河流域用水量的时空变化原因进行数据分析,发现用水强度与产业结构是影响用水量的主要因素,不同二级流域人均用水量及影响因素效应表现出巨大的空间差异性。张熙悦等<sup>[26]</sup>利用网络 SBM-Malmquist 模型,分别评价了长江经济带 2010—2015 年的工业生产用水效率、废水治理效率及两阶段综合绿色效率。另一方面,这些研究热点之间也有很多的交叉,如尹庆民等<sup>[27]</sup>利用 EBM 模型计算长江经济带 2008—2017 年工业用水效率,分析影响不同地区工业用水效率的驱动因素,结果表明经济发展水平、工业化程度、技术水平、水资源禀赋和政府环境管制力度都会对长江经济带工业用水效率产生影响。曾惠等<sup>[28]</sup>利用改进的水足迹计算方法对水资源利用效率进行计算,并探讨城市化与水资源利用效率之间的关系,结果发现随着城市化进程不断加快,水资源利用效率将会提高。

表 3 水资源利用效率关键词实现情况

主题词	强度	开始年份	结束年份
水权	6.11	2002	2007
节水	4.4	2003	2005
水资源短缺	3.35	2004	2006
水权交易	3.47	2006	2011
水资源利用	3.99	2008	2011
水资源管理	3.44	2013	2020
工业用水效率	5.81	2014	2019
水足迹	5.23	2014	2020
影响因素	4.17	2014	2020
农业用水效率	3.56	2014	2018
虚拟水	3.37	2014	2016
工业用水	4.54	2016	2020
长江经济带	4.34	2017	2020
水资源利用效率	3.91	2019	2020

## 4.2 研究趋势分析

虽然水资源利用效率实现词情况显示未来研究热点较多,但一些研究已经持续很长时间,未来可能会更多地趋近于常规研究。如水资源管理、水资源利用效率的影响因素研究等问题自提出以来一直受到学者们的广泛关注。这些研究主题已经持续多年,但是由于经济不断发展,面对的情境不断变化,因此在未来将继续得到关注,只是在未来研究中需要更多地创新研究方法。此外,水足迹作为一种衡量水资源量的方法,未来可以与更多研究问题结合进行新的研究。本研究结果表明,“水足迹”一词在关键词聚类中和关键词实现中均被包含于内,这说明水足迹是水资源利用研究中使用较多的方法之

一,在未来可与更多水资源方面的研究相结合。如未来研究中,可利用水足迹理论,将内部水足迹(消耗水资源量)和外部水足迹(进口商品或服务中的虚拟水总量)加总,计算总的水资源量来探讨绿色水资源利用效率、水资源承载力、水资源优化配置等问题。

值得一提的是,查阅相关资料可以发现,水资源利用效率研究热点的演替与国家政策的提出与实施有关。2001 年水利部提出水权制度建设方案,因此这一时段的研究热点为明确水权含义,建立水权制度,如建立提高用水效率的激励机制和低效率过量用水的约束机制以提高用水效率。2002 年 12 月底,水利部发布《开展节水型社会建设试点工作指导意见》,因此自 2003 年起,节水型社会建设与节水成为研究热点。2016 年 1 月、2018 年 4 月、2020 年 11 月,习近平总书记分别在重庆、武汉、南京召开座谈会,多次提出要注重长江经济带高质量发展。因此,自 2017 年起,长江经济带研究成为水资源利用效率的研究热点之一,且这一研究主题受到持续关注<sup>[29-30]</sup>。由于研究热点的演替会受到国家相关政策发布与实施的导向,基于国家相关政策,本文主要选取以下几点进行详细说明:

**a.** 工业用水过程中的绿色水资源效率将成为未来新的研究趋势。2016 年,工信部出台《工业绿色发展规划(2016—2020 年)》。目前,我国工业绿色转型虽然已取得一定成效,但仍需要进一步地稳固。随着城镇化的进一步推进,既要利用新的节水技术以提高工业用水效率,同时在大力发展工业经济的过程中不能一味地以环境破坏为代价。未来工业用水研究中,需要更多地关注绿色水资源利用效率、工业用水产生的废水处理、生态环境保护等问题,推动工业绿色发展。

**b.** 农业农村用水问题研究在未来也将成为新的研究点。虽然前 14 位引用最多的关键词实现词的结果表明,农业用水效率在 2018 年之后的研究相对不多,但是在国家全面实施乡村振兴战略的背景下,农业用水情况可能会有新的变化。2021 年是“十四五”规划的开局之年,为了更好地做好脱贫攻坚工作与乡村振兴工作的有效衔接,全国水利工作会议中提到要全方位提升农村水利支撑保障能力,以助推农业农村现代化建设。建设农业现代化、打造宜居乡村,既需要水资源的持续供给,又需要注意水资源节约。农村供水工程建设与维护、发展节水农业与旱作农业以提高农业用水效率、推进农村水系综合整治项目等,这些都将是未来可能的研究点。

c. 长江流域及长江经济带的绿色发展是未来可以多加探讨的新的研究热点。2020年11月,习总书记提出要使长江经济带成为我国生态优先绿色发展主战场,成为引领经济高质量发展的主力军。2021年3月初,为了加强长江流域生态环境保护和修复,促进资源合理高效利用,我国第一部流域保护法《中华人民共和国长江保护法》正式实施。因此,未来可以更多地关注长江经济带的绿色水资源利用效率、生态环境系统保护修复举措、经济与生态协调发展等问题。

## 5 结论与讨论

### 5.1 结论

a. 通过对水资源利用效率研究领域的时间、机构及作者分布研究可以看出,对于水资源利用效率的研究,2000年左右得到初步发展,2014年到达峰值,随后发文数量回落,在2018年到达峰谷,2019年、2020年发文量持续上升。对其研究较多的机构主要集中在北京和江苏,其中河海大学商学院是对水资源利用效率研究做出贡献最大的机构。在学者的合作方面,同一机构内部的学者合作较多,特别是高校内部各学院之间存在更多合作。学者、机构合作均呈现近距离集聚效应,地域相近的各机构之间的学者存在更多合作。但整体来看,在水资源利用效率研究方面,不同机构之间的合作不够,暂未形成广泛的研究合作网络。

b. 从水资源利用效率研究的关键词聚类结果可以看出,对于水资源利用效率的研究,一部分学者关注水权、水权交易、水权制度研究,这是因为水权交易是优化水资源配置的重要方式,而健全水权制度有助于强化水权管理,提高用水效率。还有一部分学者关注农业用水、工业用水效率、农业水价问题。此外,有学者关注水资源承载力问题,因为用水效率是影响水资源承载力的因素之一。

c. 通过对水资源利用效率的研究热点演进情况分析可以发现,虽然已有许多研究关注“水资源管理”“水足迹”“影响因素”“工业用水”“长江经济带”“水资源利用效率”,但是这些研究点仍然具有重要影响力,也是未来可能的研究热点。

### 5.2 讨论

a. 研究发现水资源利用效率研究的机构、学者之间合作不够密切,在未来研究中,可以通过加强研究机构间的合作,加强不同专业背景的学者间的交流,以便于学者们能够从不同学科中相互学习,从更多新的角度研究水资源利用效率问题。

b. 虽然水资源利用效率的研究热点较多,其中水资源利用效率的影响因素、长江经济带、工业用水这些研究热点近几年来一直得到持续关注,但是由于环境在不断变化,未来这些研究仍将得到关注。此外,未来研究中可将更多研究热点加以结合进行研究,如水足迹是一种相对较新的研究方法(研究视角),在未来的研究中,可以将它与其他研究热点相互结合进行更多新的研究。

c. 本研究还存在一些局限性:①利用 CiteSpace 进行文献分析可能会遗漏一些具有重要价值但被引人数较少的文献,在文献分析中遗漏新的研究热点。②本文仅选取了国内的研究文献,未将外文文献纳入分析之中。未来研究中可将更多高质量的外文文献也归入原始分析资料之中,进行国内外水资源利用效率研究的对比,从更广阔的视角对水资源利用效率研究做出分析。③虽然利用 CiteSpace 进行科学知识图谱分析有助于更快地了解某一主题的研究演进情况,但未来研究中还是应该根据研究演进趋势进行更多实证研究,特别是结合某一区域实际情况进行实证研究。

### 参考文献:

- [1] 朱兆珍,梁中.我国省域水资源利用效率评价研究[J].河海大学学报(哲学社会科学版),2015,17(3):72-78.
- [2] 张云宁,陈金怡,欧阳红祥,等.基于 DEA-Malmquist 的江苏省农业用水效率评价[J].水利经济,2020,38(3):62-68.
- [3] 张永凯,孙雪梅.黄河流域水资源利用效率测度与评价[J].水资源保护,2021,37(4):37-43.
- [4] 陈悦,陈超美,刘则渊,等. CiteSpace 知识图谱的方法论功能[J].科学学研究,2015,33(2):242-253.
- [5] 陈艳萍,朱瑾,吴凤平.我国水权交易价格研究综述:基于 CiteSpace 的可视化图谱分析[J].水利经济,2020,38(4):60-67.
- [6] 曹永强,齐静威,王菲,等.基于 Citespace 的作物需水研究知识图谱分析[J].水利经济,2021,39(2):55-62.
- [7] 陆志华,李敏,石亚东.基于文献计量可视化图谱分析的河湖水系连通研究现状[J].水利经济,2021,39(1):65-70.
- [8] 张峰,宋晓娜,薛惠锋,等.环境规制、技术进步与工业用水强度的脱钩关系与动态响应[J].中国人口·资源与环境,2017,27(11):193-201.
- [9] 孙才志,杜杭成,刘淑彬.基于投入产出分析的辽宁省虚拟水消费与贸易研究[J].地域研究与开发,2020,39(2):117-121.
- [10] 马剑锋,王慧敏,佟金萍.技术进步与效率追赶对农业用水效率的空间效应研究[J].中国人口·资源与环



- 境,2018,28(7):36-45.
- [11] 王福波. 论我国节水型社会的基本内涵及构建路径[J]. 河南师范大学学报(哲学社会科学版),2010,37(2):133-135.
- [12] 汪恕诚. 水权和水市场:谈实现水资源优化配置的经济手段[J]. 水电能源科学,2001(1):1-5.
- [13] 田贵良,盛雨,卢曦. 水权交易市场运行对试点地区水资源利用效率影响研究[J]. 中国人口·资源与环境,2020,30(6):146-155.
- [14] 董小菁,纪月清,钟甫宁. 农业水价政策对农户种植结构的影响:以新疆地区为例[J]. 中国农村观察,2020(3):130-144.
- [15] 刘世庆,巨栋,林睿. 跨流域水权交易实践与水权制度创新:化解黄河上游缺水问题的新思路[J]. 宁夏社会科学,2016(6):99-103.
- [16] 邹君,严大贤. 湖南城乡居民虚拟水消费结构及其用水效率评价[J]. 资源开发与市场,2012,28(10):890-893.
- [17] 刘钢,吴蓉,王慧敏,等. 水足迹视角下水资源利用效率空间分异分析:以长江经济带为例[J]. 软科学,2018,32(10):107-111.
- [18] 崔宁波,于尊,姜兴睿. 黑龙江垦区粮食生产水资源利用效率研究[J]. 农业经济与管理,2020(5):54-63.
- [19] 段永红,杨名远. 农田灌溉节水激励机制与效应分析[J]. 农业技术经济,2003(4):13-18.
- [20] 王蔷. 农业水价综合改革:进展、挑战与效应评价——基于四川省武引灌区的案例数据[J]. 农村经济,2020(3):102-109.
- [21] 付桂军,曹相东,齐义军. 区域城市群水资源承载力研究[J]. 经济纵横,2015(2):54-58.
- [22] 张陈俊,章恒全,龚雅云. 中国结构升级、技术进步与水资源消耗:基于改进的 LMDI 方法[J]. 资源科学,2014,36(10):1993-2002.
- [23] 钱文婧,贺灿飞. 中国水资源利用效率区域差异及影响因素研究[J]. 中国人口·资源与环境,2011,21(2):54-60.
- [24] 俞雅乖,刘玲燕. 中国水资源效率的区域差异及影响因素分析[J]. 经济地理,2017,37(7):12-19.
- [25] 孙思奥,汤秋鸿. 黄河流域水资源利用时空演变特征及驱动要素[J]. 资源科学,2020,42(12):2261-2273.
- [26] 张熙悦,孙芳城,王怀祖. 基于“生产—治理”两阶段评价的长江经济带工业水资源绿色效率研究[J]. 江西财经大学学报,2020(2):26-36.
- [27] 尹庆民,朱康宁. 基于 EBM 模型的长江经济带工业用水效率时空差异及影响因素分析[J]. 中国环境管理,2020,12(6):103-109.
- [28] 曾惠,鄢春华,黄婉彬,等. 城市化水平与水资源利用效率的关系研究:以珠江三角洲城市群为例[J]. 北京大学学报(自然科学版),2020,56(3):561-570.
- [29] 卢曦,许长新. 长江经济带水资源利用的动态效率及绝对  $\beta$  收敛研究:基于三阶段 DEA-Malmquist 指数法[J]. 长江流域资源与环境,2017,26(9):1351-1358.
- [30] 曾心韵,谢雨涵,陈雯雯. 长江经济带农业水资源利用效率研究:基于 DEA-Malmquist 模型的实证分析[J]. 湖北农业科学,2021,60(7):175-180.

(收稿日期:2021-05-21 编辑:陈玉国)

(上接第 23 页)

- [9] ESTRADA M A R. Policy modeling: definition, classification and evaluation [J]. Journal of Policy Modeling, 2011, 33(4):523-536.
- [10] 周海炜,凤良慧. 基于 PMC 指数模型的水库移民政策量化评价和优化路径研究[J]. 水利经济,2021,39(1):71-78,82.
- [11] 丰景春,李晟,罗豪,等. 政策工具视角下我国 BIM 政策评价研究[J]. 软科学,2020,34(3):70-74,110.
- [12] FERRY M. Pulling things together: regional policy coordination approaches and drivers in Europe[J]. Policy and Society, 2021, 40(1):37-57.
- [13] 王洛忠,张艺君. 我国新能源汽车产业政策协同问题研究:基于结构、过程与内容的三维框架[J]. 中国行政管理,2017(3):101-107.
- [14] BISTLINE J, BROWN M, SIDDIQUI S A, et al. Electric sector impacts of renewable policy coordination: a multi-model study of the north American energy system [J]. Energy Policy, 2020, 145:111707.
- [15] 刘晓燕,庞雅如,侯文爽,等. 关系—内容视角下央地科技创新政策协同研究[J]. 中国科技论坛,2020(12):13-21.
- [16] 焦士兴,王安周,李青云,等. 河南省城镇化与水资源耦合协调发展状况[J]. 水资源保护,2020,36(2):21-26.
- [17] 袁汝华,臧艳秋. 长江经济带经济发展与水资源环境耦合协调性实证分析[J]. 水利经济,2021,39(2):1-8,95.
- [18] 黄萃,赵培强,苏竣. 基于政策工具视角的我国少数民族双语教育政策文本量化研究[J]. 清华大学教育研究,2015,36(5):88-95.
- [19] MCDONNELL L M, ELMORE R F. Getting the job done: alternative policy instruments [J]. Educational Evaluation & Policy Analysis, 1987, 9(2):133-152.
- [20] 赵良仕,刘思佳,孙才志. 黄河流域水—能源—粮食安全系统的耦合协调发展研究[J]. 水资源保护,2021,37(1):69-78.

(收稿日期:2021-09-02 编辑:张志琴)

# “双循环”视角下水资源利用效率与经济发展的协调关系研究

孟庆军<sup>1,2</sup>, 顾悦<sup>1</sup>, 潘海英<sup>1</sup>

(1. 河海大学商学院, 江苏 南京 211100; 2. 江苏省“世界水谷”与水生态文明协同创新中心, 江苏 南京 211100)

**摘要:** 基于“双循环”视角并结合污水资源化利用, 回溯分析了2010—2019年我国29个省(区、市)的水资源利用效率与经济发展两个系统的耦合协调度, 并研究了其时空演化趋势。结果表明: 2010—2019年水资源利用效率与经济发展水平及耦合协调度随时间整体呈上升趋势, 但仅部分省(区、市)逐步向良性协调转变, 同时也出现了东部地区的协同水平明显优于其他地区的空间不平衡现象。对此, 应提升污水收集处理能力, 强化资源共享, 加快构建完整内需体系, 深化开放格局, 推动实现水资源利用与“双循环”新发展格局的优质协同局面。

**关键词:** 双循环; 水资源利用; 污水资源化; 经济发展; 耦合协调度

**中图分类号:** F127; TV213.4

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1003-9511(2022)02-0031-07

2008年的国际金融危机, 暴露了我国自改革开放以来以国际循环为主导的经济增长模式的弊端, 即内需不足、国内市场建设不充分。“十一五”规划纲要据此明确了“立足扩大国内需求推动发展”, 我国经济循环的侧重点正式开始由外向内转变。为了进一步强大国内市场, 党的十九届五中全会提出要“加快形成以国内大循环为主体、国内国际双循环相互促进的新发展格局”。经济“双循环”承前启后, 成为下一阶段我国经济发展的方向。

水资源作为人类生存不可或缺的自然资源, 对经济发展有着重要的基础支撑作用和战略意义<sup>[1]</sup>。然而, 我国长期处于供水端资源缺乏和用水端处理回用能力不足的困境。2021年1月国家发改委等十部委联合发文, 要求在秉持节水优先理念的基础上, 全面系统推进污水资源化利用, 实现高质量发展。因此, 系统研究我国水资源利用效率与现阶段经济发展形势的相互作用关系, 是关乎我国未来和谐发展的重要议题。

目前已有许多学者就水资源和经济发展之间的关系开展了研究并取得显著成果。周露明等<sup>[2]</sup>分析了山东省“水资源-能源-经济”3个系统, 发现其耦合协调关系仍存在较大发展空间。焦士兴等<sup>[3]</sup>以经济新常态为背景, 分析了河南省水资源和产业

结构的协调关系变化趋势。刘建华等<sup>[4]</sup>用Copulas函数和灰色关联度分析法分析得出黄河下游城市水资源利用和经济发展具有较强相关关系。Meng等<sup>[5]</sup>运用投影寻踪模型制定了水效率评价体系, 以促进社会经济和环境系统之间的协调发展。还有学者从水资源环境<sup>[6-8]</sup>和水环境质量<sup>[9-10]</sup>等角度展开研究。大多数研究集中于用水效率及其对当地社会经济发展各方面的影响, 却少有研究从前、中、后端对水资源利用效率进行具体评价, 并且对经济“双循环”发展的研究主要就理论分析和实现路径展开<sup>[11-13]</sup>, 以此视角研究既往的经济发展态势和影响则较少。

为此, 本文从经济“双循环”的视角出发, 以我国29个省(区、市)为研究对象, 结合污水资源化利用, 多维度选取了评价水资源利用效率和经济发展水平的指标, 探讨水资源利用效率和经济发展的耦合协调关系, 分析其时空变化趋势和主要存在的问题, 为未来我国水资源利用效率提升与“双循环”新发展格局的形成及其相互促进提供参考。

## 1 研究方法与数据来源

### 1.1 指标体系的构建

研究水资源利用效率与经济发展的协调关系,

**基金项目:** 国家社会科学基金(15BJY053)

**作者简介:** 孟庆军(1963—), 男, 副教授, 主要从事工商管理 and 金融学研究。E-mail: mqj@hhu.edu.cn

需要构建相应的评价指标体系,这是定量分析两者耦合协调度的基础。本文依照指标选取原则,构建了水资源利用效率和经济发展两个子系统的指标体系。

### 1.1.1 水资源利用效率指标体系

近年来,学界对水资源利用效率的测度进行了大量研究。有学者以万元 GDP 用水量为单一指标衡量河南省用水效率<sup>[14]</sup>;有学者使用 DEA 方法进行测算<sup>[15-16]</sup>,并进一步改进加入了污水排放作为非期望产出<sup>[17-18]</sup>;有学者从综合、农业、工业、生活、生态 5 个维度分析了黄河流域用水效率<sup>[19]</sup>。这些研究大多只考虑了用水角度,却很少涉及污水的处理及再生利用指标,而污水资源化利用是缓解我国水资源供需矛盾的关键手段,且存在很大发展空间。

本文在测算水资源利用效率时,从前端用水减量化、中端处理无害化和后端利用资源化 3 个维度对其进行综合衡量(见表 1),将污水的处理回用纳入考量。对于前端减量化,结合我国水资源总量和强度双控目标,分别从总量、工业、农业和人均 4 个维选取指标。中端处理无害化,则选取了建成区排水管道密度反映污水收集能力,选取污水处理厂集中处理率和污水日处理能力考察污水处理能力。后端利用资源化则在现有再生水利用统计指标的基础上加入了再生水利用率,这一指标也是 2025 年我国污水资源化利用效率考核的重要标准。

表 1 水资源利用效率指标体系

系统层	指标层	属性	权重
前端用水减量化	万元 GDP 用水量	-	0.0054
	万元工业增加值用水量	-	0.0098
	万元农业 GDP 用水量	-	0.0129
	人均综合用水量	-	0.0113
中端处理无害化	建成区排水管道密度	+	0.0594
	污水处理厂集中处理率	+	0.0165
	污水日处理能力	+	0.1211
后端利用资源化	再生水利用率	+	0.1930
	重复利用率	+	0.0353
	再生水日生产能力	+	0.2261
	人均再生水利用量	+	0.3092

注:“+”表示正向指标,“-”表示负向指标。下同。

### 1.1.2 经济发展指标体系

基于“双循环”视角,本文从国内和国际两个维度出发,以生产、分配、流通、消费 4 个环节考察国民经济循环的全过程,并从进出口和双向投资两方面考察融入国际循环的经济开放程度。

回顾我国经济内循环的发展,近年来随着劳动力人口的下降和人口红利的衰减,我国迫切需要打通经济运行的生产、分配、流通、消费四大环节,充分释放内需,发掘增长新动能。一方面,供给端要依靠生产激发循环动力。2019 年统计数据显示,我国的

R&D 经费投入强度仅为 2.23%,与欧美发达国家仍有差距,需要通过科技创新减少进口依赖,促进产业向技术密集型转移,构建以技术服务为主导的高质量供给体系。在生产环节除了常用的人均 GDP 指标外,本文用 R&D 投入强度和高新技术企业工业总产值占 GDP 的比重,来代表科技对生产的驱动力,并采用覃成林等<sup>[20]</sup>的方法以第三产业与第二产业增加值的比值衡量产业结构升级情况。另一方面,要持续疏通经济循环的关键环节。在分配领域,强调收入分配和再分配的公平性,缩小贫富差距,完善社会保障功能,提高整体受教育水平,激活消费潜力。本文从收入、社会保障、教育和医疗 4 个维度选取指标测算资源分配和共享的公平性。在流通流域,既要促进基本要素流通,也要利用大数据时代的“互联网+”模式发展新兴物流业,拓宽消费应用场景。选用金融业增加值占比衡量资本要素流通,用城镇登记失业率衡量劳动力要素流通,用货物周转量衡量商品流通,并从快递和移动电话普及率考察了现代物流和信息流通。在消费领域,数据显示我国 2019 年的私人消费仅占 GDP 的 38.8%,而美国、欧盟等已处于 50% 以上,消费市场存在较大扩容空间且要向服务化、高级化演进。消费指标除了选取人均社会消费品零售额、居民消费价格指数和人均固定资产投资衡量居民消费水平外,还依据邵明波等<sup>[21]</sup>的研究,用地方财政一般预算支出占 GDP 的比重代表公共消费,充分调用公共消费对居民消费增长的引导和推动机制。

表 2 经济发展水平指标体系

系统层	指标层	属性	权重
生产	人均 GDP	+	0.0347
	R&D 投入强度	+	0.0562
	高新技术企业工业总产值占 GDP 的比重	+	0.0431
	第三产业增加值与第二产业增加值的比	+	0.0624
分配	城乡居民收入差距	-	0.0042
	人均社会保障和就业支出	+	0.0448
	每十万人口高等学校平均在校生数	+	0.0269
流通	每万人医疗机构床位数	+	0.0208
	金融业增加值占 GDP 的比重	+	0.0316
	城镇登记失业率	-	0.0264
	货物周转量	+	0.0728
	人均快递数	+	0.1555
消费	移动电话普及率	+	0.0221
	人均社会消费品零售额	+	0.0403
	居民消费价格指数	-	0.0139
	人均固定资产投资	+	0.0280
进出口和双向投资	地方财政一般预算支出占 GDP 的比重	+	0.0468
	进出口总额占 GDP 的比重	+	0.0855
	外商投资企业进出口总额占进出口总额的比重	+	0.0519
	对外直接投资占 GDP 的比重	+	0.0940
	外商投资企业户均投资总额	+	0.0382

同时,发展内循环不是搞封闭经济,而是以开放促发展,深入推进高水平多领域的开放。因此,本文从进出口和双向投资两个角度分别衡量我国对国际市场的参与融入程度和我国市场对外资的吸引力。结合以往文献<sup>[22-24]</sup>,主要选取进出口、对外直接投资和外商投资相关指标衡量。

### 1.2 熵值法确定权重

采用客观赋权法中的熵值法来测算指标权重,以避免主观赋权的人为因素造成偏差<sup>[25]</sup>。对于有  $m$  个评价对象和  $n$  个指标的矩阵  $X = (x_{ij})_{m \times n}$ , 指标离散程度越高,对应的信息熵就越大,测算出的权重也越大。反之则权重越小。熵值法确定权重步骤如下:

**步骤 1** 为了消除量纲和单位不同可能造成的结果偏差,需要对所有指标进行标准化处理。对于正向指标和负向指标,标准化公式分别为

$$X'_{ij} = \frac{x_{ij} - x_{\min}}{x_{\max} - x_{\min}} \quad (1)$$

$$X'_{ij} = \frac{x_{\max} - x_{ij}}{x_{\max} - x_{\min}} \quad (2)$$

式中: $X'_{ij}$ 为标准化后的指标值; $x_{ij}$ 为指标初始值; $x_{\max}$ 和  $x_{\min}$ 分别对应第  $j$  个指标的最大值和最小值。

**步骤 2** 计算指标  $j$  的比重  $F_{ij}$ :

$$F_{ij} = \frac{X'_{ij}}{\sum_{i=1}^m X'_{ij}} \quad (3)$$

**步骤 3** 计算指标  $j$  的信息熵  $e_j$ :

$$e_j = -\frac{1}{\ln m} \left( \sum_{i=1}^m F_{ij} \ln F_{ij} \right) \quad (0 \leq e_j \leq 1) \quad (4)$$

**步骤 4** 计算指标  $j$  的信息熵冗余度  $d_j$ :

$$d_j = 1 - e_j \quad (5)$$

**步骤 5** 计算指标  $j$  的权重  $w_j$ :

$$w_j = \frac{d_j}{\sum_{j=1}^n d_j} \quad (6)$$

**步骤 6** 计算系统综合评价价值  $S$ :

$$S = \sum_{j=1}^n w_j X'_{ij} \quad (7)$$

综合评价价值越高,说明水资源利用效率和经济发展水平越高。

### 1.3 耦合度和耦合协调度模型

水资源作为社会生产必不可少的物质资源,既是经济发展的基础,又对其有不可避免的牵制作用。而经济发展所带来的科技和认知进步又能提高水资源利用效率,使牵制作用弱化。这意味着水资源利用效率和经济发展可能会随着时间向协同共进演

化。研究这两者间的协调关系,有利于优化水资源配置,使水资源消耗获得充分的经济产出,既缓解供需矛盾,又对可持续发展有重要意义。本文采用耦合协调度模型研究水资源利用效率与经济发展间的协调关系。

耦合度能够反应水资源利用效率系统与经济发展系统相互作用的强度。本文构建了如下耦合度模型:

$$C = \left[ \frac{S_W S_E}{\left( \frac{S_W + S_E}{2} \right)^2} \right]^{1/2} \quad (8)$$

式中: $C$ 为耦合度; $S_W$ 、 $S_E$ 分别为水资源利用效率和经济发展系统的综合评价价值。 $C \in [0, 1]$ ,  $C$ 值越大,系统间耦合关系越强,相互作用越强。

耦合协调度进一步反映了水资源利用效率与经济发展系统间互相作用的协调水平,其计算公式为

$$\begin{cases} T = \alpha S_W + \beta S_E \\ D = \sqrt{CT} \end{cases} \quad (9)$$

式中: $D$ 为水资源利用效率和经济发展系统的耦合协调度, $D \in [0, 1]$ ,  $D$ 值越大意味着两子系统间协调发展程度越高; $T$ 为综合协调指数; $\alpha$ 、 $\beta$ 为待定系数,代表各子系统的权重,本文都取 0.5,认为两个子系统同等重要。

参考已有研究成果<sup>[26-27]</sup>将耦合度和耦合协调度划分为 5 个区间,划分标准如表 3 所示。若  $S_W > S_E$ ,则表现为经济发展水平滞后于水资源利用效率;反之则水资源利用效率滞后。

表 3 耦合度及耦合协调度的判定及分类标准

耦合度	类型	耦合协调度	等级
0	无序发展	[0,0.5]	低级耦合协调
(0,0.3]	低水平耦合	(0.5,0.6]	初级耦合协调
(0.3,0.5]	拮抗	(0.6,0.7]	中级耦合协调
(0.5,0.8]	磨合	(0.7,0.8]	高级耦合协调
(0.8,1]	高水平耦合	(0.8,1]	优质耦合协调

### 1.4 数据来源

选取了 2010—2019 年我国 29 个省(区、市)的相关数据,由于港、澳、台和西藏地区的数据可获取性较差,以及上海市在水再生指标上数据存在较多缺失,本文未将其纳入研究对象。数据主要来源于国家统计局数据库、《中国统计年鉴》《中国火炬统计年鉴》和《中国城乡建设统计年鉴》。

## 2 研究结果与分析

### 2.1 水资源利用效率与经济发展水平综合评价

运用熵值法对 29 个省(区、市)两大系统标准化后的数据进行综合评价分析,得出 2010—2019 年

水资源利用效率和经济发展水平的综合评价值,其整体变化趋势如图 1 所示。

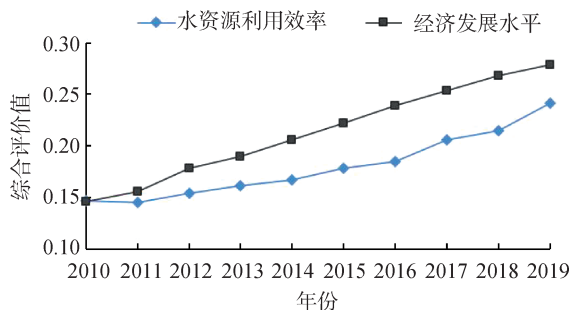


图 1 2010—2019 年我国水资源利用效率与经济发展水平综合评价

2010—2019 年,我国的水资源利用效率综合评价值总体有所提升,由 2010 年的 0.15 升至 2019 年的 0.24,可见近年对减少用水量、优化污水处理系统和加强水资源循环使用已经逐步重视。但这种提升是缓慢而有限的,在 2011—2016 年几乎停滞,说明我国在水资源的分配和利用上依然存在不合理的现象。除却近 10 年在前端用水减量上做出的持续努力,我国对污水的无害化处理和资源化利用,与发达国家都存在较大差距。污水资源化利用尚处于起步阶段,再生水利用效率低下,需要进一步提高污水无害化处理能力,使得更多的污水进入到再生利用的循环中去。同时继续降低万元 GDP 用水和万元工业增加值用水,从前中后端全面高效节水,才能带来水资源利用效率的进一步改善。

“双循环”视角下,我国 2010—2019 年的经济发展综合评价值则呈现平稳上升趋势,从 2010 年的 0.15 增至 0.28,增幅相对明显,但起点偏低。自 2001 年我国加入 WTO,国内市场迎来了外国资本的涌流,也将国内优势融入国际市场,迅速在国际经济贸易中取得重要地位。2010 年后,我国经济开始转型升级,加上逆全球化的出现,都要求经济向内扩

张。金融去杠杆、供给侧改革等一系列举措都旨在拉动内需,完善国内经济循环。目前这些改革还不够充分全面,接下来要进一步深化土地、劳动力、资本、技术、数据等要素市场化改革,实现依靠高新技术的现代生产,升级消费,公平分配,修补产业链短板,在生产、分配、流通、消费 4 个环节充分刺激内需增长,提升国内经济循环质量。

分省(区、市)的水资源利用效率与经济发展水平的综合评价情况如图 2 所示。2010—2019 年,北京的水资源利用效率尤为突出,达到 0.5 以上。资源型缺水的环境特征和经济发展的冲力,使得北京在水资源的利用处理上更为重视,2010—2019 年北京再生水利用率都在 55% 以上。江苏和山东的水资源利用效率排名也较为靠前,与沿海地区的经济科技发展有关,也可以看出各省(区、市)对水资源有效利用的重视程度较为悬殊。10 年中,正在向依靠内需转变的经济发展同样以北京居前,已达到 0.47,北京的国内经济循环建设已经逐步打开局面。其余各省(区、市)的经济离形成良好的国内国际双循环发展格局仍有较大差距,广东、天津、浙江和江苏略显优势,要深入发掘内需潜力,加快推进市场改革,让内循环成为带动我国经济增长的强大动力。就两者的滞后情况来看,山东、河北、北京和山西的经济发展水平明显滞后于水资源利用效率,浙江、海南、天津等其余绝大部分省(区、市)则相反。反映现阶段我国在水资源的前中后端的治理上还存在诸多不足,缺水地区要尽快提升污水资源化利用水平,国内经济循环体系有待完善,并且要兼顾各地区的发展平衡。

## 2.2 系统耦合度及耦合协调度分析

依据我国 2010—2019 年水资源利用效率与经济发展的综合评价值,运用耦合协调度模型,2010—2019 年这两者的整体耦合度和耦合协调度如图 3 所示。

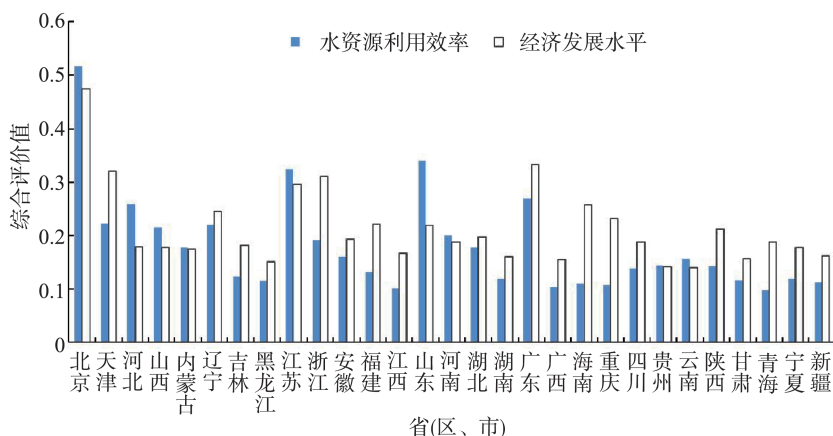


图 2 2010—2019 年各省(区、市)水资源利用效率与经济发展水平综合评价

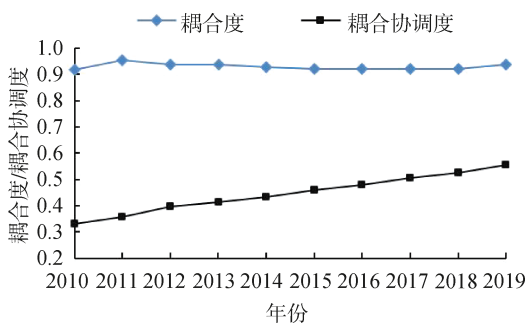


图3 2010—2019年我国整体耦合协调情况

由图3知,2010—2019年我国水资源利用效率与基于“双循环”视角的经济发展的耦合度均值有小的波动性,但一直保持在0.9以上,说明两者存在很强的关联性,基本处于稳定的高水平耦合阶段。耦合协调度均值也由2010年的0.33向2019年的0.56平稳上升,总体已从低级耦合协调过渡到初级阶段,从全局来看上升趋势良好。这说明我国水资源处理能力有所提升、经济逐步转型,但整体仍处在水资源与经济同向促进与协调发展的初级阶段,其协同关系仍存在很大改善空间。

### 2.3 系统耦合协调度时空差异分析

#### 2.3.1 耦合协调度的时间演化

为研究我国水资源利用效率和经济发展在时间尺度上的变化情况,选取2010年、2014年和2019年,利用Excel绘制了29个省(区、市)代表年份耦合协调度的时间趋势图(图4)。图4显示,2010—2014年,除山西省耦合协调度有明显下降外,其余省(区、市)的耦合协调度均有所提升。北京已率先进入优质耦合协调,江苏也已从初级转为中级。云南、贵州和黑龙江的耦合协调度在2010年的基础上

有100%以上的增幅,青海、甘肃、广西、湖南和河南五省的增幅也超过50%,跃升明显。说明2010—2014年,水资源利用在我国各省(区、市)已经逐步引起重视,同时经济已开始向以国内大循环为主体转变,使水资源利用效率与经济协同性有所增加。

2019年的耦合协调度在2014年的基础上更进一步,与2010年相比有了大幅的提升。广东的耦合协调度相较2014年有了超过50%的增长,黑龙江、福建、湖南等增长也超过了40%。广东在北京之后首次达到优质耦合协调,江苏、浙江、山东和天津达到高级耦合协调,但尚有贵州、江西等13个省(区、市)的耦合协调度在0.5以下。2014—2019年,水资源利用效率与在进一步优化循环结构的经济发展产生的良性协同已经在部分省(区、市)得到体现,但在全域范围内仍需大力优化。

可见,2010—2019年,我国各省(区、市)认识到优化经济循环结构,要依靠高效优质的水资源利用,经济发展进步也能促进水资源利用效率提高。在2010年面临水资源利用效率与经济发展基本失调的情况下,各省(区、市)转变发展思路,积极进行污水治理和资源化利用,挖掘内需增长点,深化开放格局,经过10年的努力,终于在部分地区形成了二者相互依存、协同持续发展的良好局面。

#### 2.3.2 耦合协调度的空间演变

依然选取2010、2014和2019年为代表年份,按照我国的经济区域划分,从地理空间上给出29个省(区、市)水资源利用效率和经济发展的耦合协调度如表4所示。

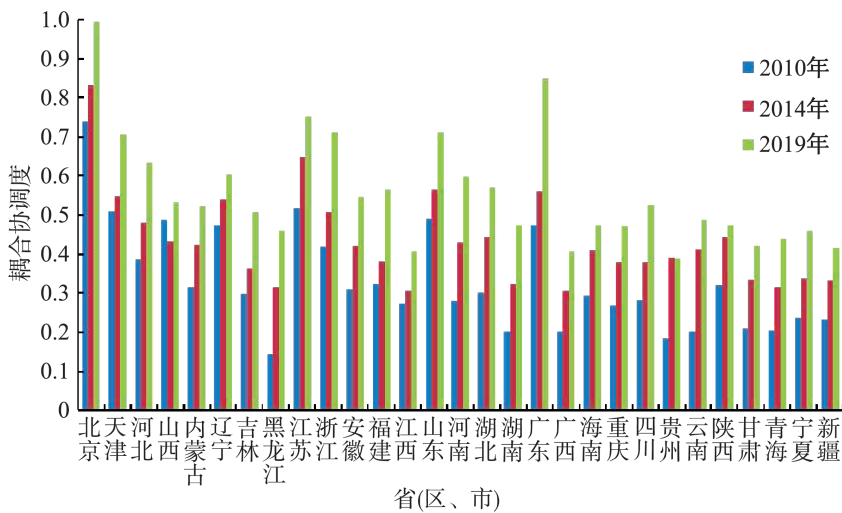


图4 2010—2019年我国29个省(区、市)耦合协调度的时间演化

表4 2010—2019年我国29个省(区、市)耦合

## 协调度的空间演变

地区	省(区、市)	2010年	2014年	2019年
东北地区	辽宁	0.475	0.540	0.605
	吉林	0.298	0.365	0.508
	黑龙江	0.145	0.317	0.461
东部地区	北京	0.739	0.833	0.995
	天津	0.510	0.548	0.706
	河北	0.386	0.479	0.635
	江苏	0.519	0.650	0.752
	浙江	0.420	0.508	0.712
	福建	0.323	0.381	0.566
	山东	0.491	0.565	0.713
	广东	0.476	0.560	0.849
	海南	0.294	0.409	0.476
中部地区	山西	0.487	0.432	0.534
	安徽	0.312	0.423	0.545
	江西	0.273	0.307	0.407
	河南	0.281	0.431	0.599
	湖北	0.300	0.446	0.570
	湖南	0.204	0.325	0.476
	内蒙古	0.317	0.424	0.524
西部地区	广西	0.204	0.306	0.406
	重庆	0.268	0.379	0.473
	四川	0.284	0.379	0.525
	贵州	0.184	0.392	0.390
	云南	0.202	0.413	0.489
	陕西	0.321	0.446	0.474
	甘肃	0.211	0.337	0.421
	青海	0.205	0.316	0.439
	宁夏	0.237	0.340	0.460
	新疆	0.232	0.335	0.417

整体来看,我国水资源利用效率与经济发展在“双循环”视角下的耦合协调情况,呈现地理空间分布不平衡,表现为位于东部地区的大部分省(区、市)率先进入协调状态,而其他省(区、市)协调发展等级普遍偏低。这种不平衡的空间分布在观察年份,呈现以北京为起点向东部沿海地区辐射的主要特点。2010年,北京(0.739)已经处于高级耦合协调,天津(0.510)和江苏(0.519)刚好达到初级耦合协调,其他省(区、市)尚在低级耦合协调阶段。2014年,北京(0.833)率先进入优质耦合协调,江苏(0.650)紧随其后迈入中级阶段,山东(0.565)、广东(0.560)、天津(0.548)等五省(区、市)也处于初级阶段。2019年,16个省(区、市)的水资源与经济的关系达到初级耦合协调以上,其中有8个省(市)位于东部地区。北京(0.995)在保持优质耦合协调的基础上水资源与经济的协同性有了更好地提升,广东(0.849)成了第二个达到优质耦合协调的省份,江苏(0.752)、山东(0.713)等也升至高级耦合协调,东部地区协调发展程度的优势逐渐显露。

由上述研究数据进一步分析,在我国资源型缺水严重的京津冀地区,水资源的处理利用受到广泛重视。江苏、山东、浙江和广东也存在不同程度的缺水,这种现状倒逼水资源利用效率的提升。而且东部地区人口密集、产业集聚,经济转型有着更广阔的消费群体和技术支持。我国发展战略制定要重视这种空间地理差异,合理调节东部地区的用水结构,安排调配区域间水资源来缓解短缺,并且借助东部地区率先的经济循环结构调整带动东北及中西部地区的经济转型,使得水资源利用效率与经济发展相互依存,相互促进。

### 3 结论及建议

#### 3.1 结论

a. 两系统综合评价价值呈上升趋势但有很大提升空间。2010—2019年,我国水资源利用效率和经济发展整体综合评价价值逐步上升,但均低于0.3,且考虑污水资源化的水资源利用效率提升幅度较小。经济循环尚在由外向内转型中,水资源的消耗并没有获得充分有效的经济产出。

b. 两系统整体高度关联但协调关系处于较低水平。2010—2019年,各省(区、市)耦合度保持在0.9以上的高水平,耦合协调度随时间呈上升趋势,部分省(区、市)10年间协调等级跨升至高级耦合协调。但我国整体平均水平仍在0.5左右的初级耦合协调阶段,距离达到优质耦合协调仍有较大差距。

c. 两系统耦合协调度存在明显的空间分异。2010年,北京的耦合协调等级明显优于其他,绝大多数省(区、市)尚处于水资源利用效率与经济发展失调的状况。这种情形在10年间由北京向东部沿海地区辐射,在2019年形成了东部地区协同发展状况明显优于其他地区的空间分布格局。

#### 3.2 建议

a. 依托科技支撑改善污水资源化利用水平。提升污水收集效能,加快实施城镇污水管网全覆盖,对污水处理设施进行升级扩能,加大污水收集处理力度,使得更多污水经过二、三级处理能具备再生利用的基本条件。建设工业废水循环利用和农村污水以用促治工程,使得污水再生利用形成强有力的科技支撑。

b. 加快构建完整内需体系的同时深化对外开放。要充分利用现代科技手段改良生产,积极发展智能制造,完善资源配置,在“十四五”期间实现全社会研发投入7%以上的增长。要以扩大内需为战略基点,引导消费方向,提升消费质量,使得国内大

循环递进展开,各环节互相促进。同时要深入开发国际市场,发挥“一带一路”的积极作用,形成有层次的对外开放格局。

**c. 依托水资源管理协同推进经济联动发展。**因地制宜,缓解地区发展不平衡,强化水资源、服务等资源共享,使丰水区优质水资源缓解缺水地区资源短缺,东部地区资金、技术、人才、产业向其他地区有序转移。结合水资源管理推进新型城镇化建设,力争“十四五”时期城镇化率达到65%,加快产业基础高级化、产业链现代化,促进地区发展平衡,达成省际的有效衔接。

**d. 增强水权交易市场的价值驱动作用。**推动构建由政府引导、企业市场各界参与的水生态相关产品价值实现机制,让市场完成再生水资源的选择和配置,使水资源流向效率更高、效益更大的方向。同时完善水权市场规范性,增强再生水价格制定的灵活性,形成水资源利用和经济“双循环”发展互为支撑的模式。

#### 参考文献:

[1] 左其亭,张志卓,吴滨滨. 基于组合权重 TOPSIS 模型的黄河流域九省区水资源承载力评价[J]. 水资源保护, 2020,36(2):1-7.

[2] 周露明,谢兴华,余丽,等. 水资源管理中的水-能源-经济耦合关系[J]. 水电能源科学,2019,37(4):144-147.

[3] 焦士兴,王安周,张馨歆,等. 经济新常态下河南省产业结构与水资源耦合协调发展研究[J]. 世界地理研究, 2020,29(2):358-365.

[4] 刘建华,黄亮朝. 黄河下游水资源利用与高质量发展关联评估[J]. 水资源保护,2020,36(5):24-30.

[5] MENG Y, ZHANGX, SHE D X, et al. The spatial and temporal variation of water use efficiency in the Huai River Basin using a comprehensive indicator[J]. Water Science and Technology: Water Supply, 2017, 17(1):229-237.

[6] 杜湘红. 水资源环境与社会经济系统耦合建模和仿真测度:基于洞庭湖流域的研究[J]. 经济地理,2014,34(8):151-155.

[7] 常玉苗. 水资源环境与城市生态经济系统耦合模型及评价[J]. 水电能源科学,2018,36(2):55-58.

[8] 谈飞,史玉莹. 江苏省水资源环境与经济发展耦合协调度测评[J]. 水利经济,2019,37(3):8-12.

[9] 饶清华,林秀珠,李家兵,等. 流域社会经济与水环境质量耦合协调度分析[J]. 中国环境科学,2019,39(4):1784-1792.

[10] 刘艺,张郑贤,张锋贤. 经济发展与水环境监测指标的耦合关联性研究[J]. 水利经济,2018,36(3):21-24.

[11] 叶初升,李承璋. 内生于中国经济发展大逻辑的“双循环”[J]. 兰州大学学报(社会科学版),2021,49(1):16-28.

[12] 雷达,程万昕. “双循环”新格局的经济思想史解析[J]. 南开学报(哲学社会科学版),2021(1):8-13.

[13] 郭先登. 论“双循环”的区域经济发展新格局:兼论“十四五”及后两个规划期接续运行指向[J]. 经济与管理评论,2021,37(1):23-37.

[14] 鲍超,陈小杰,梁广林. 基于空间计量模型的河南省用水效率影响因素分析[J]. 自然资源学报,2016,31(7):1138-1148.

[15] 田贵良,盛雨,卢曦. 水权交易市场运行对试点地区水资源利用效率影响研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2020,30(6):146-155.

[16] 钟丽雯,张建兵,蔡芸霜,等. 广西水资源利用效率及其时空格局[J]. 经济地理,2020,40(6):193-202.

[17] DENG G Y, LI L, SONG Y N. Provincial water use efficiency measurement and factor analysis in China: based on SBM-DEA model [J]. Ecological Indicators, 2016, 69(1):12-18.

[18] 张国基,吴华清,刘业政,等. 中国水资源综合利用效率测度及其空间交互分析[J]. 数量经济技术经济研究, 2020,37(8):123-139.

[19] 邢霞,修长百,刘玉春. 黄河流域水资源利用效率与经济耦合协调关系研究[J]. 软科学,2020,34(8):44-50.

[20] 覃成林,潘丹丹. 粤港澳大湾区产业结构升级及经济绩效分析[J]. 经济与管理评论,2020,36(1):137-147.

[21] 邵明波,胡志平. 居民消费高质量增长机制:优化公共消费[J]. 社会科学研究,2021(1):114-122.

[22] 刘媛媛. 开放经济、产业集聚与区域碳减排效应[J]. 国际经济合作,2020(4):72-80.

[23] 丁浩,王任重. 经济高质量发展与供给侧结构性改革耦合分析[J]. 华东经济管理,2020,34(12):74-81.

[24] 邱志萍,廖秋敏. 中国商贸流通业与国际贸易协调发展的耦合机理及时空分异[J]. 企业经济,2019,38(4):123-131.

[25] 江婉舒,周立志,周小春. 基于熵权法的安徽省湿地重要性评估[J]. 长江流域资源与环境,2021,30(5):1164-1174.

[26] 聂晓,张中旺. 湖北省水资源环境与经济发展耦合关系时序特征研究[J]. 灌溉排水学报,2020,39(2):138-144.

[27] 喻笑勇,张利平,陈心池,等. 湖北省水资源与社会经济耦合协调发展分析[J]. 长江流域资源与环境,2018,27(4):809-817.

(收稿日期:2021-04-25 编辑:陈玉国)



# 新发展理念下水资源优化配置绩效评价指标体系的构建

王梅梅<sup>1,2</sup>

(1. 中国社会科学院经济研究所, 北京 100836; 2. 中国社会科学院大学经济学院, 北京 102488)

**摘要:**建立一个综合考虑经济、社会、水资源环境等目标的水资源优化配置绩效评价指标体系,有利于为贯彻落实河长制提供相配套的制度保障。根据目标要求确定相应评价指标的原则,在剖析新发展理念所蕴含的对于水资源优化配置要求的基础上,提出了包含经济发展指标和社会公共需求满足程度的两方面指标,涵盖经济合理性、社会合理性、生态合理性的多层次水资源优化配置绩效评价指标体系。该指标体系由经济成本、经济收益、基本生存用水指标、水生态环境指标和产业安全指标5个一级评价指标和若干二级指标构成,采用专家群组决策特征根法逐层确定各指标的权重。

**关键词:**水资源;优化配置;评价标准体系;新发展理念

**中图分类号:**F062.1

**文献标志码:**A

**文章编号:**1003-9511(2022)02-0038-08

人类的一切经济活动,包括资源配置,归根结底都是为实现一定的发展目标服务的。实现人的自由而全面的发展是马克思笔下新社会的本质要求<sup>[1]</sup>。阿玛蒂亚·森<sup>[2]</sup>提出“以自由看待发展”,也认为人的自由既是发展的主要手段,更是发展的首要目的。从以GDP为中心、速度至上的“物本”主义增长导向转变为以人为本、追求质量的“人本”主义发展导向,日渐成为当代社会的基本价值取向。我国创新、协调、绿色、开放、共享的新发展理念深度诠释和极大丰富了以人为本的可持续发展理念。

中国经济在快车道上飞驰了几十年,河流污染、湖泊萎缩、水生态环境脆弱等问题随之而来,水资源危机正越来越成为制约发展、影响人们生活质量的瓶颈。优化我国水资源的配置,提高水资源利用的社会经济生态综合效益有着非常重要的现实意义。为此,我国提出了“河长制”,把地方主官推到了治水第一责任人的位置,用责任来约束权力。河长制通过在总体规划的指导下将目标分级传递并实行严格的考核及奖惩机制达到使地方决策者承担水环境治理的相应责任的目的。但是,承担治水责任只是河长们承担的诸多责任中的一种,在以经济效益为唯一目标导向的粗放型发展模式下,不能完成经济增长任务带来的后果比水环境恶化受到的惩罚更为直接和明显,一些地方政府参与并直接推动经济发展的强烈冲动轻而易举地战胜了保护水环境的理

性,导致治水责任无法起到应有的约束作用。因而,治水责任的确定、治水绩效的考核评价,需要综合考虑发展经济、治理水环境等不同方面的内容。

《全国水资源综合规划技术大纲》对水资源合理配置的定义体现了有效性、公平性和可持续性的原则,提出水资源合理配置的最终目的,就是实现水资源的可持续利用,保证社会经济、资源、生态环境的协调发展。我国有不少学者也都提出衡量水资源配置优劣程度的标准应当由单纯追求经济效益最大化转向追求社会、经济和生态环境整体效益最大化,应该同实现生产发展、生活富裕、生态良好,使人民群众在发展中得到更多获得感的新期待高度契合,但遗憾的是,这些研究成果大多偏重定性分析,关于如何进行量化评估的研究还比较少。鉴于此,本文在总结已有研究成果的基础上,搭建了一个易于量化的评价指标体系,以便对我国水资源优化配置绩效进行定量的评价。

## 1 文献综述

水资源配置的评价涉及经济、生态、公平、效率等方面。通过整理归纳当前水资源配置绩效的定量研究成果,发现主要有两种多层次评价指标体系:

第一类指标体系是先按照最优化模型计算出来一个水资源配置的理想状态,然后将理想状态与现实状态进行比较,来衡量水资源配置的现实绩效。

例如:李如忠等<sup>[3]</sup>从社会、经济、资源、环境、技术和管理等领域分别筛选了一些评价指标来衡量各个地区的水资源配置效果,然后再由各地区的人口数量信息相对于水资源利用效果的组合权重之比作为各自应分摊的水量之比,然后将这一计算所得的结果和实际的水资源配置情况进行对比,以其差距来衡量水资源配置的绩效;张琨等<sup>[4]</sup>先对工业、农业等各个行业的水资源利用效率进行评价,然后,考虑各个省市不同自然地理条件例如水资源总量、年降水量、总人口以及不同的产业结构等因素,用这些指标建立投影寻踪模型,通过最佳投影方向与评价指标的线性投影得到投影指标值,再利用这一指标对水资源利用效率进行综合评价;朱彩琳等<sup>[5]</sup>认为水资源优化配置的核心在于空间均衡,在社会、经济及生态环境三目标模型的基础之上,加入了这3个子系统不同计算单元之间的协调发展目标,计算单元内水资源-社会经济-生态环境之间的协调发展度作为约束,构建起一个面向各个地区空间均衡的水资源配置优化配置模型。这类研究方法当中,最优化状态的计算需要使用较为复杂的统计计量和数理模型手段,有较高的难度,并且选择不同的最优化模型可能会得到不同的最优化结果,导致评价结果会出现差异。

第二类指标体系是直接对所选取的能反映水资源配置绩效的指标进行估算,然后将各指标的估值通过各种数学方法进行综合,直接得出水资源配置的综合绩效水平。例如:贾绍凤等<sup>[6]</sup>从用水的可持续性、公平和经济效率3个方面建立了评价指标体系,将可持续性指数、社会公平指数和经济效率指数进行算术平均或加权平均,得出总的用水合理性评价指数;赵敏娟等<sup>[7]</sup>对水资源配置“是否能够适应自然资源的系统性和个性的管理需要、是否能够形成最优的决策并进行有效的决策传递、是否能够在长时期实现自然资源使用公平和可持续发展”实施了绩效评价,其评价指标体系包括经济效益、社会效益、生态效益、制度建设、水资源质量等方面;苏琴等<sup>[8]</sup>设计的指标体系由分区和流域全局性评价指标两部分构成,分社会、经济、生态环境、资源、效率合理性和发展协调性等6大项,基于社会、经济、生态环境、资源和效率5个准则进行评价,而后引入协调系数,综合反映这5类准则的系统离差,最后再结合全局性评价指标对全流域水资源配置进行合理性评价;杨丽英等<sup>[9]</sup>从综合、农业、工业、生活用水效率与生态环境五个方面筛选出了部分指标,采用logistic Curve作为综合评价水资源利用效率的模型。常用的还有灰色关联度评价<sup>[10]</sup>、神经网络评

价<sup>[11]</sup>、模糊优选评价<sup>[12-13]</sup>等将各个分指标综合成总指标的方法。

也有部分学者着重考虑了分析水资源配置绩效的某一两个视角。刘珏珏等<sup>[14]</sup>直接以用水户综合满意度为准则来评价水资源的配置绩效,通过用水户的期望用水效益与实际用水效益进行对比,将用水户满意度量化为最低满意度函数和协调满意度函数,然后以这两个函数作为约束,以水资源用水效益最佳和缺水量最小为综合用水目标函数,建立了一个基于用水户满意度准则,在保障基本用水的情况下,实现水资源在各用水户间的公平及高效分配的流域水资源合理配置模型。王济干等<sup>[15]</sup>构造了全要素水资源利用效率指标,采用投产出分析法对长江三角洲地区26个城市的全要素水资源利用效率进行了评价,其中,投入指标包括工业用水总量、工业从业人数、固定资产投资,产出指标包括GDP产出和工业废水排放量。苏辉东等<sup>[16]</sup>从河流健康情况的角度选取水温、生物、生境物理和经济服务5个方面选取了水功能区水质达标率、鱼类完整性指数、水资源利用率等若干指标构建了一个评价了评价指标体系。唐新玥等<sup>[17]</sup>从水资源保护的角度,设计了由水域岸线管护、水污染防治、水环境治理与水生态修复等6个方面25个指标构成的区域河长制考核评价模型。

这类评价指标体系体现了多元化和综合化的特点,而且可以避免量使用一些复杂的计量工具,便于利用现有的统计指标来进行研究。但是,在多层复杂结构下,如何避免交叉重复,合理地选取指标、构建合理的指标评价体系,颇有难度。而一些简单的指标体系又往往不够全面,不能真正体现水资源配置的多层次、多目标性。

总结起来,水资源配置的定量评价指标体系并没有真正建立起来,因此,用尽量便捷的方法,构建一个涵盖经济合理性、社会合理性、生态合理性的评价指标体系和客观的各指标权重分配方案是本文研究的重点。考虑到第二种多层次评价指标体系的诸多优点,本文主要参考了这种评价体系。

## 2 新发展理念对水资源优化配置的要求

五大发展理念中,创新、协调、绿色和共享发展都对水资源的优化配置提出了相应的要求。

水资源首先是人类生存所必需的自然环境资源,然后才是人类生产所需的经济资源。绿色发展是指人类谋求发展必须首先保障人们良好的生存环境。所以,在实现生产发展、生活富裕的同时,必须坚持节约资源和保护环境。在水资源的配置上,必

然要求一方面要构建科学合理的城市化格局和产业发展格局,推动建立绿色循环发展产业体系,形成节约用水的社会风尚,提高水资源利用效率;另一方面要加大水环境治理和保护力度,深入开展水污染防治行动,实施水生态保护和修复工程,提高水环境质量。

创新发展要求优化劳动力、资本、土地、技术等要素配置,推动新产业、新业态和新技术的蓬勃发展。这就要求政府要摆脱依赖资源消耗驱动经济发展的理念,鼓励通过技术创新推动产出高效、产品安全、资源节约、环境友好的现代化农业、工业和服务业的发展,培育战略性新兴产业,构建新的产业结构体系。作为一种重要的经济资源,水资源的无约束供给往往容易助长严重依赖水资源消耗的低端产能的扩张,从而削弱了企业开展技术创新、进行产业转型的动力,不利于经济的创新发展。因而,水资源的配置,必须有利于鼓励创新,抑制落后产能,倒逼整个经济结构向符合创新发展要求的方向转型。

协调发展的内涵包括城乡和区域协调发展,经济社会协调发展,新型工业化、信息化、城镇化、农业现代化同步发展,强调不断增强发展的整体性。由于水资源是人们生产和生活的基本要素,只有实现水资源在各行业、各地区间的协调配置,各个行业和各个地区才能实现协调发展。也就是说,协调发展必然要求水资源配置的协调。

注重机会公平,保障基本民生是共享发展的基本要求。水环境是人们基本生存空间的重要组成部分,良好的水生态环境是人们共同的需求,每一个人都有权力公平地享受到安全的水生态环境。而现实中,诸多污染企业从对水资源无节制地开发利用中获取高额利润,而水、土壤污染长期积累的后果则由人民群众来承担,既有失公平,也违背共享原则。改善生态环境日益成为人民最关心的最直接最现实的基本民生问题,人民群众的呼声日益强烈。优化水资源的配置,改善水生态环境,改变这种不公平的成本收益分摊机制,势在必行。

总的说来,根据新发展理念的要求,合理的水资源配置状态应当是人们生活用水需求在数量和质量上得到充分保障,水生态环境优良,既满足当代人的需求,也能对后代人负责,关于节水的技术创新非常活跃,产业结构日益升级转型,使得水资源利用的经济效率逐渐提高,各个地区、各个行业协调发展。也就是说,要兼顾经济效率和社会和谐健康地持续发展。因而,必然要求实行在全国、全流域层面进行协调规划,化解流域治理中的集体行动困境。所以,本文所构建的水资源优化配置的评价指标体系是基于

全国、全流域层面的。

### 3 基于新发展理念要求的量化指标体系

将这些规范性的要求转化为一个便于量化的指标评价体系,有利于更加客观地了解水资源配置的绩效水平。本文从水资源开发利用的经济效率和社会效应两方面来选取相应量化指标,构建评价水资源配置绩效的指标体系。

#### 3.1 经济发展指标

经济效益是指在一定量经济成本基础上所能获得的经济收益。因而,从经济效益视角出发给予评价的核心是成本收益分析。这一评价标准指标体系自然就由经济收益和经济成本两部分构成。从衡量宏观经济发展水平的4个指标——GDP增速、就业率、通货膨胀率和国际收支平衡来看,水资源优化配置的经济收益主要直接体现在促进GDP的增长和就业的增长方面。而经济成本主要是取水成本,还有水资源经济价值的损失。

##### 3.1.1 水资源优化配置的经济收益指标

评价水资源的配置对于GDP增长的效率,也就是水资源的生产率,通常采用水资源的使用量与GDP之比。我国通行标准是万元GDP用水量,国际通行标准是GDP与水使用量之比,称为水生产率。每单位GDP的用水量越少,说明每一单位用水量所带来的GDP增量越大,经济绩效也就越高。

相对于GDP而言,就业是与老百姓更加直接相关的经济收益,人们对这一指标更为敏感。龚玉泉等<sup>[18]</sup>和童雪琴<sup>[19]</sup>的研究显示,20世纪90年代以后,我国经济增长带动就业的能力日趋下降,甚至在一定程度上对就业产生了排挤效应,经济高速增长的就就业率反而有所下降。我国是人口数量众多的发展中国家,在应对经济增长压力的同时,不能忽视人口就业压力,保增长和促稳定之间必须实现平衡,资源配置的经济效益,除了考虑经济增长,还必须考虑就业量的增加。

目前,硬性的就业指标已经被纳入各地的政绩考核指标体系,中央也多次强调“在制定国民经济发展规划、调整产业结构和产业布局时,要优先考虑扩大就业规模、改善就业结构、创造良好就业环境的需要”<sup>[20]</sup>。很多时候甚至为了保障就业率甚至不得不牺牲一定的经济增长速度,比如在资源配置的产业选择政策上,除了钟爱那些能带来更多GDP的大企业和资本密集型、技术密集型行业,同样不得不鼓励那些或许经济效率并不是最高的劳动密集型产业、第三产业和中小企业的发展。这些企业,通常不具有规模效益,受自身资金和规模限制,对于水资源

的利用效率并不高,对于污染的处理能力也有限,但是能较好地促进就业的增长。这在一定程度上也能解释为什么诸多污染严重的小型企业能遍地开花,屡禁不止。

评价水资源的配置对于增加就业的效果,可以利用就业人口集约度来衡量。水资源配置的就业人口集约度是指单位量的水资源供应所创造的就业机会吸纳的就业人口。其计算公式为:就业人口集约度 = 新增总就业人数/水资源新增消费量。集约度越高,效益越好。

### 3.1.2 水资源优化配置的经济成本指标

水资源配置的经济成本除了兴建相应水利设施的投资额以及取水成本外,还应该包括水资源本身经济价值的损耗。当然,由于水资源有一定的自净能力,只有超过一定的限度范围的质量和数量损失才会给水资源总体的经济价值带来损耗。

不同质量等级的水资源有不同的经济价值。因为质量等级越高,其效用越大,可以用于任何用途,而质量越差的水资源,效用也就越小,污染最严重的水资源甚至完全丧失经济价值。由于低质量的水资源可以通过污水处理来转化为高质量的水资源,因而采用污水处理成本法来计量水资源消费过程中产生的资源耗减、降级的经济成本。虽然并不是所有污染过的水资源都得到了治理,但是这部分水资源经济价值的损失是实实在在的。

根据我国的划分标准,超V类水丧失使用价值,将其经济价值设定为0,而超V类水经过一定的净化处理,可以恢复到V类水的标准,用于农业灌溉,也就是说V类水经过消费之后,由于质量损失降级成了超V类水,则所造成的经济损失为这一净化处理的成本 $P_5$ ,所以把 $P_5$ 看成是V类水的经济价值。同理,将一单位经济价值为0的超V类水恢复到IV类水的净化成本 $P_4$ 看成是IV类水的经济价值。以此类推,可以计算出当前水资源的经济价值总量,与基期进行比较,就可以得出一定周期内水资源的消耗所产生的经济成本。

总的来说,经济成本越低,每万元GDP所消耗的水量越少,水资源配置的就业人口集约程度越高,水资源配置的经济效益越高。

### 3.2 社会公共需求满意度指标

水资源开发利用的社会意义主要体现在满足每个人的基本生存需求、国家基本经济安全的需求和生态环境功能3个方面。具体来说,一方面,生存用水应当优先于经济增长用水得到保证,各地区的人平等地享有利用水资源满足基本生活需要的权利,这是基本的生存权利。一方面,各个国家需要保持

其经济体系独立稳定运行不受外来侵害的能力,因而,必须考虑产业结构的健全和协调,从而水资源的配置上需要有所倾斜。另外,考虑社会永续存在的需要以及水资源环境对于当前社会人们生活质量的影 响,水资源的配置必须保证生态环境用水,体现水资源配置的代际公平以及经济增长与人类生存环境之间的平衡。因此,本文基于这些目标来设定社会公共效益视角下的评价指标体系。

#### 3.2.1 基本生存用水指标

与水资源相关的基本生存需求,主要有日常饮水和粮食生产用水、减少旱涝灾害的发生3个方面。

日常饮水的供给渠道主要是通过自来水管 道以商品水的形式实现。但是,市政供水的来源是水 资源,因而必须要保证相当数量的合格的饮用水源。 根据相关规定,品质在III类水以上的水资源才能作 为饮用水源。因此评价饮用水源配置情况的首要指 标是III类标准以上的水资源人均拥有量。

除此以外,还需要衡量具体分配的公平情况。我国专门制定有GB/T 50331—2002《城市居民生活用水量标准》和GB/ 11730—89《农村生活饮 用水量卫生标准》。不同地区由于自然条件的不同导 致基本生活用水的需求量也不同,因此相应制定了不 同的标准。表1为GB/T 50331—2002《城市居民生活 用水量标准》中的城市居民生活地域分区用水量标 准。

表1 城市居民生活用水量标准

地域分区	日用水量/(L·人 <sup>-1</sup> )	适用范围
一	80~135	黑龙江、吉林、辽宁、内蒙古
二	85~140	北京、天津、河北、山东、河南、山西、陕西、宁夏、甘肃
三	120~180	上海、江苏、浙江、福建、江西、湖北、湖南、安徽
四	150~220	广西、广东、海南
五	100~140	重庆、四川、贵州、云南
六	75~125	新疆、西藏、青海

对表1中各地域分区的日用水量分别取平均值,然后用各地实际的人均生活用水量与这一定额相比较,求标准差,就能得出实际生活用水量和定额用水量之间的偏差。偏差越小,说明实际用水基本接近合理的标准范围,配置较为合理,如果偏差过大,则说明存在缺水或者浪费的现象。

除了日常饮水外,粮食也是人生存所必需(主要指水稻、玉米、小麦三大主粮,其他的粮食主要属于经济作物)。而我国粮食种植耗费的水资源数额巨大,居各用水用途的首位,2014年农业用水占到我国用水总量的65%<sup>[21]</sup>。并且,我国水资源的自然分布与土地资源的分布情况严重不匹配,北方地

区耕地面积占全国的64%,而水资源拥有量仅占全国的19%<sup>[22]</sup>,并且随着南方工业化、市场化和城市化的发展速度明显高于北方,原本作为我国稻谷主产区的南方,稻谷种植面积和总产量不断减少,生产粮食的重任明显向北方转移,原本就缺水的北方地区农业用水变得更加紧张。因而,农业用水的配置效率对于水资源整体的优化配置至关重要。

评价水资源在农业领域的配置是否合理,固然需要考察用于农业的水资源总量是否充足,粮食产量是最终的评价标准,但也绝不是用于农业生产的水资源越多越好,尤其是在我国农业用水效率远低于发达国家水平的情况下(发达国家灌溉用水的利用系数高达0.8,我国的平均利用系数仅为0.35,灌溉效率落后全球先进水平30~50年<sup>[23]</sup>)。我国有效率的方案应当是维持基本的粮食需求,其他的水资源可以用于其他利用效率相对较高的用途(事实上我国的粮食进口比例也确有逐年提高的趋势)。按照国际公认的粮食安全标准,一国的粮食自给率应该维持在90%以上,本文以全国人口所需粮食总量的90%作为有效率的产量标准。另一方面,要评价水资源在农业领域的使用效率,常用的指标是灌溉水有效利用系数和粮食生产补水率。灌溉水有效利用系数是指在灌溉过程中被农作物利用的净水量与实际耗水量的比值。通常,灌区的灌溉用水除一部分被农作物吸收利用外,其余部分在从水源引水到田间灌溉的中途被损失掉,这一指标的高低反映灌溉技术和管理水平,是评价农业领域水资源利用效率的重要参考因素。粮食生产补水率是指生产1 kg粮食所需要补充灌溉的水量,这一指标主要与耕地所处的地理环境、气候条件以及粮食品种有关,雨量充沛的地区,灌溉需水量较低,少量的水资源供应能产出相对较多的粮食,因而应当将水资源优先配置到这些地区满足这些地区的生产需求。同时,不同的地区可以根据自身地理、气候条件选择合适的粮食品种进行种植,降低补充灌溉所需的用水量,提高水资源的配置效率。

旱涝灾害同样会给人的基本生存带来巨大威胁,因而,需要通过水资源在不同地区、不同季节的合理配置,以及保持水资源环境的基本生态功能,来减少旱涝灾害的发生频次、降低受灾程度。简言之,就是要保持合理的水资源分布均衡度。何俊等<sup>[24]</sup>提出可引入经济学中的基尼系数来研究地区水资源分布的非均衡性现象,借鉴该研究方法,通过梯形面积法或函数拟合法计算出同一时间不同地区的水资源基尼系数和同一地区不同时间段的水资源分布基尼系数,来衡量水资源分布在地区和不同季节的均

衡程度。

当然,受季节和地区地理环境影响,水资源在自然状态的分布不均衡是常态。即便是同一地区,每年旱涝灾害发生的次数不一致,极端天气的恶劣程度也不一致。要评价水资源配置对减少旱涝灾害损失,促进水资源均衡分布的效果,需要综合考虑年度洪涝灾害损失额、旱涝灾害发生次数。所以,优化水资源配置要治理江河湖泊,给洪水以出路,要加强对湖泊水域岸线的监管,确保有足够的湖泊水域,保证对洪水的调蓄能力,要在全国构建调水渠道网络,提高水域间相互补水的能力,调配水资源,改善水资源在地域间分布不均衡的现状。

### 3.2.2 水生态环境功能指标

要量化评估水资源的生态环境功能,就需要考察水的各种生态环境功能对于人类满足程度也就是人类效用所带来的贡献。具体来说,水资源的生态功能主要有保持水循环平衡、冲沙防淤、维持生物生产等。

水资源和其他资源不同,在人类生活、维持生态系统完整性和物种的多样性中所起的作用,除了极少数生产部门(发电、交通)以外,是无法替代的。因而,必须保证水资源的永续利用,保证后世的用水权益。根据哈特维克规则,可以通过检查本金价值跨期变化情况来看识别一项配置或者支出方式是否可持续,如果本金价值在逐渐减少,则这种支出是不可持续的,如果本金增加了或者最低限度保持不变,则这种支出方式是可持续的。水资源的消耗也一样,其开发利用必须限制在合理区间内,其消耗量不能大于再生量,必须保证足够的生态环境用水比例,如果当前时段过量消耗,就只能在下一时段花费更多的成本来进行治理。更何况,超过一定极限的消耗将可能是不可逆的。所以从度量指标上来看,水资源的配置应当通过合理的开发利用率和生态环境用水比例保证水资源的总量、分布和再生能力在较长的时期内基本维持稳定趋势。

冲沙防淤,确保河道正常泄洪,对于减少我国洪灾的发生具有重要的意义。大量泥沙无法排出必然导致河道淤塞,严重影响河道的正常行洪,只能人工清淤。水资源的配置能否起到较好的冲沙防淤效果,可以用河道淤积率以及每年用于河道疏通的经费投入作为衡量指标。河道淤积率越低、每年需要用于清淤的经费投入越少,则水资源配置的冲沙防淤效果越好。水资源配置的冲沙防淤实际效用可以通过所节约的河道疏通经费来表示:

$$U = PMQ \quad (1)$$

式中: $U$ 为水资源配置的冲沙防淤实际效用; $P$ 为清

除单位体积淤积所花费的费用; $M$  为单位水资源的冲沙量; $Q$  为水资源的储量。

水还能其他资源的生长提供必要的生态条件,通过维持生物的多样性带来社会效用,例如保障各种具有经济价值的动植物的生长,还有使各种无法以经济价值直接衡量的物种(例如濒危物种和一些虽然不能带来经济价值但是对于整体生物链的完整和平衡有着重要作用的物种)得以保存。辛普森多样性指数  $D$  是用来测定物种多样性的简便指标:

$$D = 1 - \sum \left( \frac{N_i}{N} \right)^2 \quad (2)$$

式中: $N_i$  为  $i$  物种的数量; $N$  为所有物种的数量。辛普森指数越大,表示物种丰富程度和各物种生物个体数量的均匀程度越高。

针对日趋严峻和复杂的水污染防治问题,我国在 2002 年建立了水功能区管理制度,水在重要的河湖流域,划分了不同的水功能区,制定了水功能区纳污红线管理目标。水功能区水质达标率反映了河流水质满足水资源开发利用和生态与环境保护需要的状况,因此通常被用作河流或湖泊健康评价指标体系中评价水环境状况的重要指标。当然,水功能区水质达标必须考虑成本,为了实现达标所花费的治污成本越低,表明水资源配置管理的效率越高。

### 3.2.3 满足产业安全需要的相关指标

经济安全是指一个国家自身具备的抵御外来风险冲击、保持国民经济持续健康稳定运行的能力和条件<sup>[25]</sup>。产业安全是国家经济安全的重要组成部分,建立较为完整的产业体系、保护国内经济自主能力尤为重要,有时必须容忍短期的经济利益损失以求得国家长期竞争力和应对外来风险能力的提升。

顾海兵等<sup>[26]</sup>构建了一套国家经济安全指标测度体系,其中能直接体现产业安全程度的有石油与天然气开采业,石油加工、炼焦及核燃料加工业,化学原料及化学制品制造业,通用设备制造业,专用设备制造业,交通运输设备制造业,计算机、通信和其他电子设备制造业七大关键产业外资加权市场占有率、七大关键产业贸易依存度、出口市场集中度。七大关键产业外资市场占有率过高、对外的贸易依存度过高都不利于我国的经济自主能力,因而水资源的配置应当根据强化我国产业安全的需要,向重点行业倾斜,促进这些关键产业的生产,降低这些产业的外资加权市场占有率和贸易依存度。出口市场集中度是衡量一国的出口贸易对于其他各个国家市场的依赖程度,如果出口市场过于依赖少数几个国家、少数几种产品同样不利于分散风险。因此,水资源的配置同样不应该鼓励少数某些产业的过度膨胀。

因此,采用七大关键产业水资源需求的满足程度(用水保证率)以及水资源配置的行业集中度来衡量水资源配置对于提升我国产业安全的效益。七大关键产业水资源需求的满足程度可以用用水保证率也就是实际用水量与实际相对合理的需水量的比值衡量。通常这一比值达到 80% 左右即表示这些产业需水基本得到满足<sup>[27]</sup>。但是,实际用水量与实际需水量需要同时考虑数量和时间两个维度,即稳定、持续的供给和消费。可以采用蒙特卡洛可靠度分析法,综合考虑用水和需水一个年度内各自的月度均值、标准差和分布情况,进行比较,来估算用水保证率。

水资源配置的行业多元化程度可以用 HI 指数来衡量。即各制造行业供水量占制造行业供水总量比重的平方和。HI 指数由于具有数学上绝对法和相对法的优点使它成为一种常用的的集中度计量指标。HI 指数越高,表示水资源越是集中于某几个行业。

应当注意的是,这一指标主要适用于国家层面的评价,但是针对一个具体的省份或者流域,则需考虑到不同区域有不同的发展定位和产业分工,需要考量的是水资源配置满足当地产业发展定位的程度。当然,各地产业发展定位必须基于整个国家战略层面通盘考虑。

从社会公共利益的标准来看,如果各个地区的人们日常生活用水都公平地得到优质的、合理数量的保障,水资源供应能够较好地满足粮食生产需要和支撑国家整体的经济发展战略,那些和国家经济安全密切相关的重点行业用水供应充足,整体生态环境保持较好,则水资源的配置就是令人满意的。在此前提下,经济效益越高越好。

### 3.3 经济发展指标和社会公共需求满意度指标的综合平衡

对应于不同的目标,水资源配置的优劣有不同的评判标准。因为最优化问题的求解,通常取决于其目标函数和约束条件。水资源配置绩效对评价需要综合考虑经济效益和社会效益两种不同目标,从中做出平衡。因为这两种需求的实现并不总是能达到统一,甚至在某种意义上还存在一定的冲突,例如,目前最突出的表现就是用于经济功能的水资源挤占了用于生态功能甚至是用于人类生存基本消费的水资源。但是从长期来看,社会、经济、生态对于水资源的需求远不是简单的对立关系。产业结构的变迁,使得生产能耗和排放物的属性不同,相应的发展过程中生态环境的主要问题和特征也随之不同。经济发展可以优化人类生活和社会生产对于水资源的需求结构,从而减轻生态用水的压力,并且保护水资源的资金投入也依赖于经济积累;而保持足量的

生态用水,提升水资源的整体质量,同样也是保障人类生活和社会生产用水供应的源泉。人们基本生活用水需要保障,水环境需要保护,经济需要发展,这些不同用途在一定限度范围内可以和谐共存互利,但是任何一种用途超出一定的消费限度,则会妨碍其他用途的实现。

从经济和社会全面可持续发展的视角来评价水资源的配置,要求在不伤害水资源环境的根本、不影响未来消费的前提下,实现经济的持续增长,也就是追求满足基本社会公共功能前提下的经济效益最大化。因而,其评价指标体系应当是包含经济发展指标和社会公共需求满足程度两方面指标的一个综合体系。适度的社会公共需求满意度反映可持续发展的前提条件,是需要优先保证的首要目标,经济功能指标反映可持续发展的能力和质量。将上文所列的能体现水资源经济和社会两大功能绩效的指标筛选组合成完整的综合评价指标体系,如图1所示。

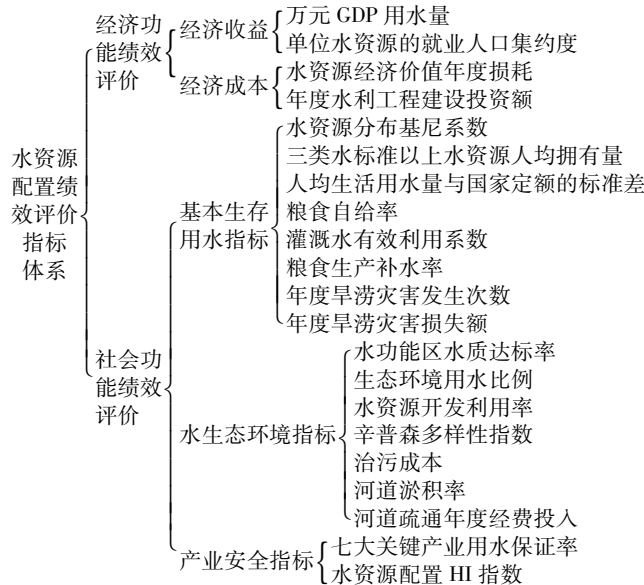


图1 水资源配置绩效评价指标体系

总体来看,指标体系由经济功能的评价和社会功能的评价两方面组成。经济功能从成本和收益两个方面来予以评价,社会功能从基本生存用水指标、水生态环境指标和产业安全指标3个方面来衡量。

筛选确定了综合评价所需的指标之后,需要确定各个指标在总体评价中所占的权重。已有的研究广泛采用的确定权重的方法主要有两种:一种是简单的平均法,赋予每个指标以相等的权重;一种是请多名专家对各个指标的重要性进行打分,然后利用群组决策特征根法一层一层地确定每一个层次内部各指标的权重,最终再逐层汇总成最终的权重分配。

图1评价体系的指标中,部分基本的社会功能是必须优先予以保证的,否则经济功能无从谈起,这些指标的重要性有所不同,因而不能简单地等进行等

权处理,而需采用第二种方法逐层确定各指标的权重。确定每一层次各个指标权重的具体方法如下:

首先,邀请  $m$  位专家对同一上层指标下属的  $n$  个被评指标的重要性进行评分,这些评分构成一个  $m \times n$  阶矩阵,该矩阵可以表示为

$$X = (x_{ij})_{m \times n} \quad (3)$$

式中  $x_{ij}$  为第  $i$  位专家赋予第  $j$  个评价指标的分值。

然后将上述矩阵转置之后自乘,记为函数  $F = X^T X$ 。设评价精度要求为  $\varepsilon$ ,求出函数  $F$  的最大特征根所对应的特征向量  $x$  就是最优的权重向量。采用幂法来求这一特征向量:

构造函数

$$y_{k+1} = Fz_k \quad (4)$$

$$z_{k+1} = y_{k+1} / \|y_{k+1}\|_2 \quad (5)$$

定义  $y_0 = \left(\frac{1}{n}, \frac{1}{n}, \dots, \frac{1}{n}\right)^T \in E^n \quad (6)$

$K=1, 2, \dots$  不断进行迭代,直至所求得的  $z_k$  与  $z_{k+1}$  对应的分量之差中的绝对值最大者小于  $\varepsilon$ , 则  $z_{k+1}$  就是所求的最大特征根对应的向量。将向量的数据按照比例进行和值归一化处理,就可以得出该层次各个指标所占的权重。

参照这一过程,先求出经济功能指标和社会功能指标各自所占的权重,然后再求经济功能中成本和收益两个指标各自所占的比重,再分别求这两个指标下属各个分指标在这两个指标中所占的权重,然后再求出社会功能中基本生存用水指标、水生态环境指标和产业安全指标各自的权重,再分别求这个指标下属各个分指标在这3个指标中所占的权重,从而得出每一个指标在整个评价体系中所占的权重,再根据每一个指标的情况,评价出水资源配置的总体情况。

## 4 结 语

我国流域水资源配置的主导权始终掌握在政府手中,政府的目标是决定水资源,尤其是流域水资源配置方向的主导因素。解决我国水资源配置问题的根本出路在于发展理念的转变、落实以及发展模式的转换,破除短期化行为的外在激励。让地方行政主官为本地区的水资源配置承担直接政治和经济责任的“河长制”,是针对我国水污染问题的根源所采取的对症下药之举,其制度绩效的产生有客观基础,但还需要辅以相关的配套机制,才能更好地发挥其制度绩效。其中起到指挥棒作用的是水资源优化配置评价标准体系以及充分考虑水资源配置绩效的地方政府考核机制。科学评估河长的治水绩效,应当基于综合考虑发展经济、治理水环境等不同方面内

容的水资源优化配置评价标准体系。只有基于社会、经济等多方面标准综合评估,才能引导地方政府平衡好“利用资本”和“限制资本”之间的关系,有利于使河长制更有效地发挥作用。

## 参考文献:

[1] 何萍.人的全面而自由的发展与市民社会[J]. 武汉大学学报(人文科学版),2002(3):261-266.

[2] SEN A. Development as freedom[M]. New York: Anchor Books, 1999.

[3] 李如忠,金菊良,钱家忠.基于指标体系的区域水资源合理配置初探[J]. 系统工程理论与实践,2005(3):125-132.

[4] 张琨,郑宝,张炜.基于投影寻踪模型的水资源利用效率评价[J]. 世界科技研究与发展,2009,31(5):962-965.

[5] 朱彩琳,董增川,李冰.面向空间均衡的水资源优化配置研究[J]. 中国农村水利水电,2018(10):64-68.

[6] 贾绍凤,张士峰,王浩.用水合理性评价指标探讨[J]. 水科学进展,2003(3):260-264.

[7] 赵敏娟,刘霁瑶.水资源多目标协同配置:全价值基础上的框架研究[J]. 中国环境管理,2018,10(5):8-14.

[8] 苏琴,吴利华,谈永锋.流域水资源配置合理性评价指标体系探析[J]. 城市道桥与防洪,2014(6):170-173.

[9] 杨丽英,许新宜,贾香香.水资源效率评价指标体系探讨[J]. 北京师范大学学报(自然科学版),2009,45(5/6):642-646.

[10] 张阳,张橙.基于TOPSIS-灰色关联度分析的水资源配置方案综合评价[J]. 决策参考,2017(18):62-65.

[11] 崔东文,郭荣.基于概率神经网络的文山州水资源配置合理性评价分析[J]. 长江科学院院报,2012,29(10):57-62.

[12] 龚艳冰,巢妍.基于模糊组合赋权的水资源配置方案综合评价方法[J]. 管理决策,2021(13):179-183.

[13] 何国华,汪妮,解建仓,等.基于熵权的水资源配置和谐性模糊综合评价模型的建立及应用[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版),2016,44(2):214-220.

[14] 刘珏珏,崔尧,赵雪,等.基于用水满意度准则的流域水资源合理配置研究[J]. 水利经济,2019,37(6):60-65.

[15] 王济干,李颖秋.基于SFA-ESDA的长江三角洲地区全要素水资源利用效率研究[J]. 水利经济,2021,39(2):9-16.

[16] 苏辉东,贾仰文,牛存稳,等.河流健康评价指标与权重分配的统计分析[J]. 水资源保护,2019,35(6):138-144.

[17] 唐新玥,唐德善,常文倩,等.基于云模型的区域河长制考核评价模型[J]. 水资源保护,2019,35(1):41-46.

[18] 龚玉泉,袁志刚.中国经济增长与就业增长的非一致性及其形成机理[J]. 经济学动态,2002(10):35-39.

[19] 童雪琴.中国经济增长与就业增长非一致性研究[D]. 武汉:华中科技大学,2008.

[20] 李博.就业率成为地方政绩硬性指标,纳入政府考核体系[N]. 人民日报海外版,2012-8-28(4).

[21] 中华人民共和国水利部.2014年中国水资源公报[R]. 北京:中华人民共和国水利部,2015.

[22] 黄永基,陈晓军.我国水资源需求管理现状及发展趋势分析[J]. 水科学进展,2000,11(2):215-220.

[23] 刘伟.中国水制度的经济学分析[D]. 上海:复旦大学,2004.

[24] 何俊,黄显峰.区域水资源量非均衡性评价[J]. 河海大学学报(自然科学版),2013(3):130-135.

[25] 顾海兵,詹莎莎,孙挺.国家经济安全的战略性审视[J]. 南京社会科学,2014(5):20-26.

[26] 顾海兵,孙挺.“十二五”时期国家经济安全水平预测分析[J]. 国家行政学院学报,2012(3):16-20.

[27] 侯保灯,高而坤,占许珠,等.用水保证率内涵、计算及应用探讨[J]. 前沿,2015(17):12-15.

(收稿日期:2020-07-20 编辑:陈玉国)

(上接第16页)

[28] JAVORCIK B S. Does foreign direct investment increase the productivity of domestic firms? In search of spillovers through backward linkages [J]. American Economic Review, 2004, 94(3):605-627.

[29] 季永兴,韩非非,施震余,等.长三角一体化示范区水生态环境治理思考[J]. 水资源保护,2021,37(1):103-109.

[30] DUC T A, VACHAUD G, BONNET M P, et al. Experimental investigation and modelling approach of the impact of urban wastewater on a tropical river: a case study of the Nhue River, Hanoi, Viet Nam[J]. Journal of hydrology, 2007, 334(3):347-358.

[31] 周杰琦,夏南新,梁文光.外资进入、自主创新与雾霾污染:来自中国的证据[J]. 研究与发展管理,2019,31

(2):78-90.

[32] 徐鲲,李晓龙,冉光和.地方政府竞争对环境污染影响效应的实证研究[J]. 北京理工大学学报(社会科学版),2016,18(1):18-23.

[33] 马骏,胡博文.东部沿海地区环境污染与产业结构升级的关系:基于环境库兹涅茨曲线假说的检验[J]. 资源与产业,2019,21(1):39-44.

[34] CHAIPRASITHIKUL S. Assessing impact of economic development on water pollution in Thailand using dynamic spatial econometrics analysis [J]. OIDA International Journal of Sustainable Development, 2013, 6(3):71-76.

[35] 曾文慧.流域跨界污染规制:对中国跨省水污染的实证研究[J]. 经济学(季刊),2008,7(2):447-464.

(收稿日期:2021-09-13 编辑:陈玉国)



# 基于基尼系数优化熵权-TOPSIS法的 排水权初始分配研究

沈菊琴<sup>1,2,3</sup>, 杨佳佳<sup>2,3,4</sup>, 王丽娟<sup>5</sup>, 孙付华<sup>1,2,3</sup>

(1. 河海大学农业科学与工程学院, 江苏 南京 211100; 2. 长江保护与绿色发展研究院, 江苏 南京 210098;  
3. 河海大学环境会计与资产经营管理研究所, 江苏 南京 211100; 4. 河海大学商学院, 江苏 南京 211100;  
5. 江苏汇智信息技术有限公司, 江苏 南京 210036)

**摘要:**借鉴现有稀缺资源的研究方法,对流域内区域间初始排水权配置的基本原则及影响因素进行分析,构建排水权初始配置的指标体系,采用熵权-TOPSIS法对流域内区域间的排水权进行初次分配,结合基尼系数法,对排水权的初次分配结果进行优化。应用本文方法对苏南运河排水权初始分配进行算例分析,结果表明:未经基尼系数约束优化前,基于人口、GDP、区域内水域面积和年降雨量4个指标的基尼系数除了年降水量指标外均接近0.4,处于不公平的区间附近,经基尼系数约束优化后,各指标基尼系数值均小于或等于0.3,处于相对公平区间内,且年降雨量指标也由优化前的0.2降低至0.08,处于绝对公平区间内。

**关键词:**排水权;初始分配;基尼系数;熵权-TOPSIS法

**中图分类号:**TV213.4

**文献标志码:**A

**文章编号:**1003-9511(2022)02-0046-05

排水权是在暴雨等极端天气发生时,保障区域主体不受洪涝灾害侵害为目的的区域涝水排放权利<sup>[1]</sup>。在雨水旺季,降雨量超出河道及防洪工程行蓄洪及滞洪能力时,流域上下游、左右岸、干支流之间由于不能从流域整体的防洪除涝角度去考虑,只考虑到减轻自身的防洪压力,难以实现错峰排水,从而导致洪涝灾害的发生与加剧。仅2020年,由于受复杂多变气候的影响,截至7月3日,我国洪涝灾害先后造成贵州、四川、湖南等26省(区、市)1938万人次受灾,121人死亡或失踪,农作物受灾面积1.56万 $\text{hm}^2$ ,直接经济损失416.4亿元<sup>[2]</sup>。

目前,我国对于洪水管治的途径一般是采用行政指令对洪水进行强制性调度,即由政府通过观察预测并决定洪水调度的水量与方向,此方法虽然在一定程度上减轻了洪涝灾害的恶劣影响,但是上级政府对某些地方政府自己出资建设的水库、闸口没有绝对的控制权,在暴雨等特殊时期,部分地方性政府考虑到自身利益仍会出现无序排水的现象。引入排水权机制,基于排水权初始分配的基础,流域内各

区域可以在上级政府的引导下通过准市场对排水权进行交易调配,使得滞纳涝水可以适时排放至涝水淹没边际损失较小的区域,从而降低洪涝水带来的损失,同时避免无序排水造成的不必要损失,实现流域整体利益最大化和可持续发展。

排水权概念的提出给洪涝水管治带来了新的思路,而排水权的初始配置是后续排水权交易的基础。综上,本文主要研究排水权初始配置问题,尝试提出可行的初始排水权分配方案,为未来排水权的相关研究提供参考。

国内最早提出排水权的是于凤存等<sup>[3]</sup>,认为排水权是由暴雨洪水造成的涝水排放权利;张凯泽等<sup>[4]</sup>基于演化博弈视角,提出了准市场条件下的排水权交易制度框架及运行机制;江苏省水利厅张劲松等<sup>[5]</sup>对江苏省排水权的配置及交易进行了分析,结果表明江苏省具备排水权配置及交易的必要性及可行性;赖秀萍等<sup>[6]</sup>构建了排水权分配的WSR分析框架,分析了多种影响排水权分配的因素。在排水权初始配置领域,仅有少数学者运用不同模型进

**基金项目:**江苏省社会科学基金(19GLD002);江苏省水利科技项目(2019013)

**作者简介:**沈菊琴(1962—),女,教授,博士,主要从事水资源技术经济及管理、环境资源会计等研究。E-mail:jqshen@hhu.com

**通信作者:**杨佳佳(1995—),女,硕士研究生,主要从事环境资源会计研究。E-mail:1324408960@qq.com

行了尝试,沈菊琴等<sup>[1]</sup>构建了基于混沌优化-投影寻踪技术的排水权初始分配模型,并以淮河流域江苏段为例进行试算,验证了模型的可行性;Zhang等<sup>[7]</sup>从公平和效率的角度出发,建立了一个二级多目标规划模型对初始排水权进行分配;吴芳等<sup>[8]</sup>借鉴环境基尼系数,得到各区域排水权分配的优化结果,但是该研究仅对防洪包围地区现有的排水量进行了分配优化,只考虑到基尼系数调节下的分配公平性。以上几种排水权初始分配模型都尝试了对排水权进行合理的分配,且得到了较好的分配结果,但是总体来看,排水权初始配置研究还处于探索阶段,未能形成完善的配置体系,研究成果较少,研究方法较为单一,亟待完善。

虽然排水权配置方法的相关研究还很少,但目前对于水权、排污权等稀缺资源初始配置的研究繁多。在主观赋权法下,李铁男等<sup>[9]</sup>利用层次分析法对五常市初始水权进行了分配。此方法步骤简单,但是主观性过强,分配结果受到专家主观看法影响。在客观赋权法下,朱强等<sup>[10]</sup>以流域内国家数量、面积占比等因素为考量标准对国际河流水权进行分配;王笑梅等<sup>[11]</sup>通过熵权和TOPSIS确定了溧史杭灌区的初始水权分配量。以上客观赋权法进行分配时依赖于指标数据的数学逻辑计算,具有客观性,但是往往考虑因素太单一且容易忽略最终分配结果和指标之间的机理联系。随着研究的不断深入,许多学者逐渐将其他学科的运算模型和理论引入稀缺资源配置过程中,如张雷等<sup>[12]</sup>在物元可拓理论的基础上,建立了水库初始水权的分配模型;李晓等<sup>[13]</sup>将波尔兹曼模型应用于安徽省SO<sub>2</sub>的初始分配中;赵文会等<sup>[14]</sup>采用双层规划模型来解决初始排污权配置问题。以上方法的成功应用,丰富了稀缺资源配置研究的内容,具有一定的创新性。除此之外,部分学者为了使分配结果更优,进行了一些优化的尝试,靳玉莹等<sup>[15]</sup>在承德市初始水权分配中应用了多目标优化模型;王艳艳等<sup>[16]</sup>提出了基于和谐目标优化的初始排污权分配方法。以上优化方法对分配结果进行了不同层面的优化,让分配结果更加合理。总体来看,较多学者从多方面对稀缺资源初始配置进行了尝试,为排水权初始配置提供大量的借鉴。

基尼系数作为经济学领域中的一个概念,已经广泛应用在稀缺资源分配评价及优化的研究中。章恒全等<sup>[17]</sup>、吴兆丹等<sup>[18]</sup>利用基尼系数分别对湖北省用水公平性及江苏省水资源分配公平性进行了深入研究。田平等<sup>[19]</sup>以张家港平原水网区为例,基于综合环境基尼系数最小化模型,对污染物分配优化

求解;吴文俊等<sup>[20]</sup>将基尼系数引入松花江流域水污染物负荷分配优化过程;张卢娇等<sup>[21]</sup>采用基尼系数法对黑龙江省排污权现状分配是否合理进行评价和优化。上述研究成果表明基尼系数法在优化求解上,具有适用性及合理性,且基尼系数法可以克服多指标综合评价方法在分配量和指标之间缺乏机理和逻辑上定量联系的问题,建立起最终分配量和各区域经济、社会、自然环境等因素的定量联系,起到对分配结果进行平衡调节的作用<sup>[22]</sup>。

综上所述,本文在分析初始排水权配置应遵循的分配原则的基础上,考虑相应的影响因素和描述指标,建立排水权初始分配指标体系,采用熵权-TOPSIS法对流域内各区域排水权进行初次配置,并引入基尼系数,对排水权初次分配结果进行优化,使得分配结果更加公平合理。

## 1 初始排水权配置的指标体系

### 1.1 初始排水权分配的原则

借鉴其他稀缺资源研究的基础,结合排水权自身特点,得出流域内区域间初始排水权配置应遵循如下基本原则:

**a. 公平性原则。**流域内各区域间的排水权配置应该做到各区域之间的平等,公平是初始排水权分配的最基本原则。只有分配公平,才能得到各行政区域的支持与配合,也便于后续管理工作的进行。

**b. 效率性原则。**排水权分配的最终目的是为了追求区域整体防洪效益最大化,故配置过程需考虑效率性。适当将稀缺资源从社会经济贡献度低的区域流向社会经济贡献度高的区域,再对社会经济贡献度低的区域合理补偿,使得各个区域都能达到区域发展目标,从而提高排水权配置的效率性。

**c. 可持续性原则。**在洪涝水时期要尽可能减少对流域生态环境的破坏,所以在排水权分配过程中,还需要注重各区域的生态环境保护,实现各区域的可持续发展目标。

**d. 政府引导原则。**排水权初始配置需要上级政府进行引导。上级政府应根据不同区域的各项指标进行综合评估,从宏观层面上对各区域进行一定程度的协调。针对各区域的实际情况,如经济发展、技术水平等,对流域排水权分配进行合理的宏观引导。

### 1.2 初始排水权分配的影响因素

依据上述排水权分配原则,并结合现相关研究,得出影响排水权分配的因素如下:

**a. 自然条件因素。**考虑自然条件因素是排水权分配是否公平的最基本条件,自然条件因素反映

了一个区域的自然概况,也揭示了区域以往的受灾情况等。本文中对自然条件因素的描述指标选取了由洪涝灾害造成的农作物受灾面积、直接经济损失,区域年降水量、区域内排水范围面积。

**b. 社会经济因素。**社会经济因素体现了一个区域的社会经济发展情况,人民生活水平,灾后复建成本以及区域对流域整体的社会贡献情况等,是体现排水权分配效率的一个重要因素。本文中对社会经济因素的描述指标选取了区域人均 GDP、居民人均可支配收入、恩格尔系数、就业率。

**c. 水利工程因素。**水利工程作为防洪减灾的重要基础设施,在考虑排水权初始配置时必不可少,只有各个区域积极主动建设水利工程,才能使得流域整体防洪减灾能力得到提升。本文对水利工程因素的描述性指标选取了水利建设投资额及建成区排水管道密度。

**d. 生态环境因素。**各区域的生态环境将影响各区域可持续发展目标的实现,保护好流域内各区域的生态环境,是流域未来健康快速发展的根基。本文中对各区域生态环境因素的描述指标选取了各区域的污水处理率、水土流失面积、绿化覆盖率。

**e. 政策因素。**政策因素是政府引导原则的体现,政府对不同区域的开发政策是否有倾斜,也将影响到排水权初始配置的最终结果。本文对此因素选取的描述指标为地区开发政策倾斜度指数。这一指标值的确定将由相关领域专家根据各区域主体往年的洪涝灾害情况及各区域主体的经济社会可持续发展情况进行综合打分,以期达到流域整体利益最大化的分配结果。

### 1.3 指标体系

依据上述排水权分配原则及影响因素,选取相应的描述性指标,建立流域内各个行政区域之间的排水权初始分配指标体系,如图 1 所示。

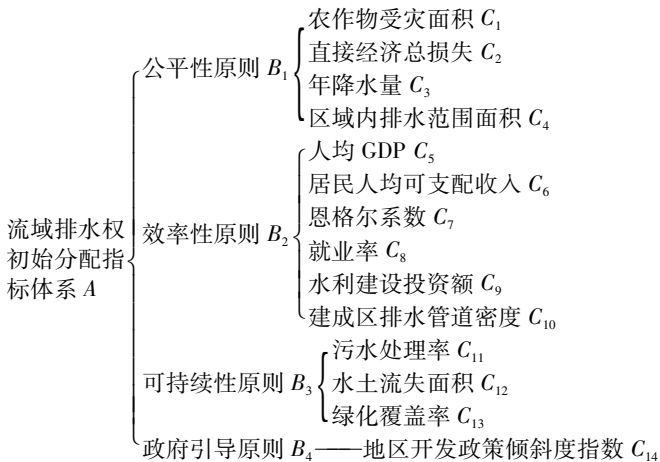


图 1 排水权初始分配指标体系

## 2 排水权初次分配及优化模型

### 2.1 构建排水权初次分配模型

#### 2.1.1 指标值的归一化处理

设流域内共有  $j$  个区域参与初始排水权分配,每个区域均有  $i$  个指标,构成一个初始排水权分配的判定矩阵  $R_{ij}$ ,为了使矩阵内各指标特征值  $r_{ij}$  能够进行合理、科学的决策,采用模糊优选法对各区域指标特征值进行归一化处理。越大越优型指标和越小越优型指标归一化公式分别为

$$b_{ij} = \frac{r_{ij}}{r_{ij\max j} + r_{ij\min j}} \quad (1)$$

$$b_{ij} = 1 - \frac{r_{ij}}{r_{ij\max j} + r_{ij\min j}} \quad (2)$$

式中: $b_{ij}$ 为区域  $j$  的第  $i$  项指标归一化处理后的特征值; $r_{ij\max j}$ 、 $r_{ij\min j}$  分别为区域  $j$  各指标特征值中的最大值和最小值。

#### 2.1.2 基于信息熵的权重计算

某项指标值变异程度越大,它的信息熵就越小,这个指标提供的信息量也越大,则这个指标的权重也对应越大;反之则权重对应越小<sup>[23]</sup>。依据信息熵原理计算各项指标的权重  $w_i$ ,然后计算各区域的加权指标特征值  $e_{ij}$ 。

$$e_{ij} = w_i b_{ij} \quad (3)$$

#### 2.1.3 基于 TOPSIS 的排水权初次分配比例计算

TOPSIS 方法是通过检测评价对象与最优解、最劣解的距离来进行排序评价的方法,最优解的各指标值都达到各评价指标的最优值,最劣解的各指标值都达到各评价指标的最劣值<sup>[24]</sup>。各区域的加权指标值与最优(劣)方案的距离为

$$\begin{cases} S_j^+ = \sqrt{\sum_{i=1}^m (e_{ij} - e_i^+)^2} \\ S_j^- = \sqrt{\sum_{i=1}^m (e_{ij} - e_i^-)^2} \end{cases} \quad (j = 1, 2, \dots, n) \quad (4)$$

$$\begin{cases} E^+ = \{e_i^+ \mid i = 1, 2, \dots, m\} = \\ \{(\max_j e_{ij} \mid i \in I_1), (\min_j e_{ij} \mid i \in I_2)\} \\ E^- = \{e_i^- \mid i = 1, 2, \dots, m\} = \\ \{(\min_j e_{ij} \mid i \in I_1), (\max_j e_{ij} \mid i \in I_2)\} \end{cases} \quad (5)$$

式中: $S_j^+$ 为区域  $j$  的加权指标特征值与最优解之间的距离; $S_j^-$ 为区域  $j$  的加权指标特征值与最劣解之间的距离; $E^+$ 为最优解,指所有最好指标值的集合; $E^-$ 为最劣解,指所有最劣指标值的集合; $I_1$ 为越大越优型指标集合; $I_2$ 为越小越优型指标集合。计

算出每个区域与最优(劣)解的距离  $S_j^+$  ( $S_j^-$ ) 后, 确定各区域加权指标特征值的相对权值  $C_j$  及未经优化前的初次分配比例  $R_j^*$ 。

$$C_j = S_j^- / (S_j^+ + S_j^-) \quad (6)$$

$$R_j^* = C_j / \sum_{j=1}^n C_j \quad (7)$$

## 2.2 基于基尼系数法的优化分配模型

基尼系数法的基本思想是在全面了解流域内各区域间自然属性及社会属性差异, 并承认其差异的前提下, 利用基尼系数法来对排水权分配进行优化, 以使分配方案更加公平合理<sup>[25]</sup>。国际上认为, 基尼系数越小表示收入分配越平均, 反之差距越悬殊, 其取值范围为  $[0, 1]$ , 小于 0.2 表示收入分配为绝对公平, 在 0.2~0.3 区间内表示比较公平, 0.3~0.4 区间内表示相对合理, 0.4~0.5 区间内表示差距较大, 大于 0.5 则表示差距悬殊。

通过综合考虑各区域的经济、社会、自然等客观因素, 选择各区域的人口、GDP、区域内水域面积作为具有代表性的 3 个控制指标, 分别代表区域的社会、经济、自然环境 3 个方面, 另考虑到洪涝水主要由降雨造成, 故将年降水量作为第 4 个控制指标。利用基尼系数法, 算出各指标的基尼系数和各指标的基尼系数之和, 在各指标的基尼系数保持在较为公平的范围内并使各指标的基尼系数之和最小化, 以此对排水权分配比例进行优化。

$$\min G = \sum_{i=1}^m G_i \quad (8)$$

$$\begin{cases} G_i \leq \gamma_i \\ \sum_{j=1}^n R_j = R_0 \\ \varepsilon_{\min} \frac{C_j}{C_k} \leq \frac{R_j}{R_k} \leq \varepsilon_{\max} \frac{C_j}{C_k} \\ j, k = 1, 2, \dots, n \text{ 且 } j \neq k \end{cases} \quad (9)$$

其中  $G_i = 1 - \sum_{j=1}^n (X_{ij} - X_{i(j-1)}) (Y_{ij} + Y_{i(j-1)})$

$$\begin{cases} X_{ij} = X_{i(j-1)} + M_{ij} / \sum_{j=1}^n M_{ij} \\ Y_{ij} = Y_{i(j-1)} + R_j / \sum_{j=1}^n R_j \end{cases}$$

式中:  $G$  为各项控制指标基尼系数之和;  $G_i$  为基于指标  $i$  (即人口、GDP、区域内水域面积、年降水量) 的基尼系数值;  $\gamma_i$  为各指标基尼系数的阈值;  $R_j$  为区域  $j$  经过基尼系数优化后的排水权初始分配比例;  $R_0$  为流域内可分配的初始排水权分配比例总和;  $\varepsilon_{\min}$  为相对权数比例的下限系数;  $\varepsilon_{\max}$  为相对权数比例的上限系数;  $X_{ij}$  为基于指标  $i$  的累积百分比;  $Y_{ij}$  为指标  $i$  的初始排水权分配比例累积百分比;  $M_{ij}$  为区域  $j$  指标  $i$  的值。当  $i = 1$  时,  $X_{i(j-1)}$ 、 $Y_{i(j-1)}$  视为  $(0, 0)$ 。其中,  $\varepsilon_{\min}$ 、 $\varepsilon_{\max}$  是为了引进基尼系数约束, 体现各区域之间实际排水权分配比例与其指标体系反应的区域社会、经济、可持续发展等综合情况保持一定程度的正相关关系而设置的相对权数比例系数, 可结合流域社会、经济、可持续发展规划及特点, 通过咨询专家予以确定。

综上, 在保障各控制指标基尼系及其之和最小的情况下, 得到流域内各行政区域经过优化后的排水权初始分配比例  $R_j$ 。

## 3 案例分析

苏南运河位于长江下游的太湖水网平原, 总长约 212 km, 贯穿苏州、无锡、常州、镇江 4 市, 受气候影响, 降雨量多且集中于 6 月和 7 月。苏南运河各区域政府不断投资水利建设后, 在防洪减灾方面取得了一定成果, 但暴雨时期, 流域内仍存在无序排水的情况, 常年造成较多的洪涝损失。2018 年受台风“温比亚”影响, 苏南运河流域普降暴雨, 各站点水位均超警戒水位, 研究此年度的排水权初始配置具有一定的典型性和代表性。故从《江苏统计年鉴》《江苏水利年鉴》《水土流失公报》《水资源公报》中选取苏南运河各区域在 2018 年的相关指标数据, 部分定性指标通过查阅相关数据和咨询专家后得出。各区域指标样本值见表 1。

由于本文不研究苏南运河流域的初始排水权总量(可根据流域内常年设计水位均值信息等进行推算), 故假定苏南运河流域可进行初始分配的排水权总量为  $R$ 。考虑到流域内各区域间自然属性及社会属性差异, 文中将  $\gamma_i$  值设置为 0.3, 即处于比较公

表 1 苏南运河流域内各区域指标样本值

城市	$C_1/\text{km}^2$	$C_2/\text{亿元}$	$C_3/\text{mm}$	$C_4/\text{km}^2$	$C_5/\text{元}$	$C_6/\text{元}$	$C_7/\%$	$C_8/\%$	$C_9/\text{万元} (\text{km} \cdot \text{km}^{-2})$	$C_{10}/\text{km}^2$	$C_{11}/\%$	$C_{12}/\text{km}^2$	$C_{13}/\%$	$C_{14}$
苏州	89.07	2.72	1523	1811.9	173765	55476	14.97	64.93	32.0	16.6	95.1	15.68	42.0	6.9
无锡	145.40	5.41	1494	824.0	174270	50373	17.54	59.27	20.0	24.6	98.1	134.39	43.0	7.0
常州	268.60	38.90	1622	622.9	149277	45933	16.25	59.77	55.0	17.5	97.2	184.00	43.1	6.9
镇江	255.40	10.86	1534	678.7	126906	40883	21.41	61.08	12.9	10.4	95.9	165.82	42.9	3.8

注: 地区开发政策倾斜度指数系采用十进制打分法, 查阅相关数据及咨询相关专家后得出。

平的区间范围内,利用 Lingo17 等计算软件,经计算可得到优化前后的 4 个区域排水权分配量结果见表 2,优化前后 4 个控制指标的基尼系数值见表 3。

表 2 优化前后各区域排水权分配量

城市	排水权分配量	
	优化前	优化后
苏州	0.14R	0.26R
无锡	0.24R	0.20R
常州	0.34R	0.28R
镇江	0.28R	0.26R

表 3 优化前后各控制指标的基尼系数值

控制指标	基尼系数	
	优化前	优化后
人口	0.37	0.25
GDP	0.43	0.30
区域内水域面积	0.48	0.30
年降水量	0.20	0.08

由表 2 可知,在没有基尼系数优化的情况下,苏州、无锡、常州、镇江的区域排水权分配量除年降水量指标外均接近 0.4 或大于 0.4,处于差距较大区间附近。

由表 3 可知,经过基尼系数优化后,苏州、无锡、常州、镇江的 4 个控制指标的基尼系数值均处于较为公平的区间范围内,且年降水量指标降低至绝对公平区间内。通过对比优化前后的基尼系数值可知,经过基尼系数对初次分配结果优化,各指标的基尼系数显著下降,很好地对初始分配结果起到了平衡调节作用,使得分配结果更加公平合理,也更能作为流域内各行政区域所接受。

## 4 结论

a. 通过熵权-TOPSIS 法对排水权进行初次分配,客观地对各项指标进行赋权,较好地刻画了多个影响指标的综合影响力度,得到的初次分配结果具有一定的客观性。但是考虑到此分配结果在机理和逻辑上与指标之间缺乏定量联系,引入了基尼系数法对结果进行优化。

b. 通过引入基尼系数法,建立了最终区域排水权分配量和区域经济、社会、自然环境、降雨情况 4 个方面控制指标之间符合一定逻辑关系的定量联系,且案例试算结果表明了优化的必要性。优化前除年降水量指标外,各指标的基尼系数值均处于不平等的区间内,而优化后各控制指标的基尼系数值均下降至较为公平的区间内。年降水量作为直接造成洪涝灾害发生的重要因素,此指标值在优化前后也有明显下降。

c. 本文分配模型不仅体现了分配的公平性原则,也兼顾了排水权分配的效率性、可持续性以及政府的调节作用,易于被各分配主体接受。排水权的

相关研究还亟待深入,以期能为洪涝水管治提供更加公平、合理、高效的方法。

## 参考文献:

- [1] 沈菊琴,李琳,张凯泽,等. 基于混沌优化-投影寻踪的排水权初始配置研究[J]. 资源与产业,2019,21(6): 39-47.
- [2] 刘朝晖. 暴雨倾“缸”的中国,防汛形势严峻[J]. 新民周刊,2020(25):20-23.
- [3] 于凤存,王友贞,袁先江,等. 排水权概念的提出及基本特征初探[J]. 灌溉排水学报,2014,33(2):134-137.
- [4] 张凯泽,沈菊琴. 准市场下我国排水权交易管理研究:基于演化博弈视角[J]. 河南大学学报(社会科学版),2019,59(4):21-29.
- [5] 张劲松,张春松,刘丽君,等. 江苏省排水权配置及交易的必要性及可行性[J]. 水资源保护,2019,35(6):25-28,130.
- [6] 赖秀萍,孙付华,沈菊琴,等. 基于 WSR 的区域排水权分配影响因素研究[J]. 水利经济,2020,38(4):74-80,84.
- [7] ZHANG Dandan, SHEN Juqin, LIU Pengfei, et al. Use of fuzzy analytic hierarchy process and environmental gini coefficient for allocation of regional flood drainage rights [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health,2020,17(6):2063.
- [8] 吴芳,曹秋迪,张丹丹,等. 基于环境基尼系数的苏南运河排水权分配[J]. 河海大学学报(自然科学版),2020,48(4):314-319.
- [9] 李铁男,董鹤,徐柳娟,等. 基于层次分析法的五常市水权分配模型研究[J]. 节水灌溉,2017(12):81-84,93.
- [10] 朱强,曹政. 国际河流水权分配方法与适用:以中东两河为例[J]. 水利经济,2020,38(2):68-73,84.
- [11] 王笑梅,黄润,刘桂建,等. 基于熵权 TOPSIS 模型的溧史杭灌区初始水权分配研究[J]. 水利水电技术,2015,46(10):7-11.
- [12] 张雷,仕玉治,刘海娇,等. 基于物元可拓理论的水库初始水权分配研究[J]. 中国人口·资源与环境,2019,29(3):110-117.
- [13] 李晓,陈红枫,李湘凌,等. 基于波尔兹曼的安徽省 SO<sub>2</sub> 初始排污权分配研究[J]. 中国人口·资源与环境,2013,23(增刊 2):317-320.
- [14] 赵文会,谭忠富,高岩,等. 基于双层规划的排污权优化配置策略研究[J]. 工业工程与管理,2016,21(1):72-78.
- [15] 靳玉莹,赵勇,张金萍,等. 基于多目标优化模型的承德市初始水权分配[J]. 水电能源科学,2017,35(1):156-159.
- [16] 王艳艳,窦明,李桂秋,等. 基于和谐目标优化的流域初始排污权分配方法[J]. 水利水电科技进展,2015,35(2):12-16,51.

(下转第 56 页)

# 基于QCA方法的水权交易信用体系构建

吴凤平,李梦珂,邱泽硕

(河海大学商学院,江苏南京 211100)

**摘要:**基于我国水权市场特点,研究如何构建水权交易信用体系问题。选择北方地区、南方地区共12个水权交易典型案例,采用QCA即定性比较分析方法,从技术层面、制度层面和文化层面提取影响水权市场信用体系的关键因素,从改进监控技术、完善信息披露制度、明确评价标准、加大奖惩力度、做好文化宣传等方面提出对策建议。

**关键词:**水权市场;信用体系;组态思维;QCA方法

**中图分类号:**F423.2

**文献标志码:**A

**文章编号:**1003-9511(2022)02-0051-06

我国水资源总量丰富,但人均拥有量仅占世界平均水平的1/4,且水资源空间分布极不均衡。利用水权交易优化水资源配置,可以有效提高水资源利用效率。2005年,水利部出台《关于水权转让的若干意见》;2012年党的十八大报告提出要积极开展水权交易试点;2014年《水利部关于开展水权试点工作的通知》提出率先将七个省区列为水权试点;2016年水利部颁布《水权交易管理暂行办法》<sup>[1]</sup>;2017年党的十九大报告再次明确要求“使市场在资源配置中起决定性作用”;2021年《中华人民共和国国民经济和社会发展第十四个五年规划和2035年远景目标纲要》进一步明确了用水权交易及其价格形成机制的相关内容。这些政策的出台体现了国家对水权制度建设的战略需求和制度安排。自2016年中国水权交易所成立以来,我国水权交易的数量呈现稳步上升趋势。截至2021年6月底,中国水权交易所挂牌成交687余单水权交易,在地方交易所成交的水权交易案例也呈现稳步上升态势。但随着水权交易数量的逐步增加,交易中的信用风险也逐步显现,部分地区出现了交易纠纷甚至冲突的现象。例如,2000年义乌市以2亿元的总价格一次性买断东阳横锦水库5000万m<sup>3</sup>水资源使用权,近几年作为转让方的东阳市部分群众认为该笔水权交易总价偏低,引发了争议,造成了一定的社会不稳定性风险隐患。

这不禁引发了作者的思考:面对日趋活跃的水权交易市场,我国是否需要构建水权交易信用体系?

影响水权交易市场信用的主要因素是什么?以及应该如何构建水权交易信用体系?

## 1 水权交易信用体系构建的必要性

《水权交易管理暂行办法》出台以后,我国水权交易进入了新一轮的发展热潮,在交易过程中出现的问题也日益增多。构建水权市场信用体系有利于深入贯彻落实习近平总书记关于保障国家水安全的重要论述<sup>[2]</sup>,也有利于进一步推进水权交易市场的发展。

**a.** 是中国特色社会主义市场经济发展的必然要求。水权交易信用是水权市场健康运行的前提和基础。随着我国水权交易市场的深入发展,越来越多的交易关系和交易行为表现为市场信用行为。目前水权市场信用体系不健全,制约了水资源配置基础性作用的发挥,也影响了水权交易市场的发展和完善。因此,加快水权市场信用体系建设,是完善现代市场经济体系,促进统一、开放、竞争、有序的中国特色社会主义市场经济发展的必然要求。

**b.** 是规范水权市场秩序的必然要求。良好的水权市场经济秩序是实现市场发挥水资源配置的重要保障。现阶段,由于水权市场信用体系建设滞后,市场参与者信用意识淡薄,市场交易秩序不规范,奖惩机制不健全,信用缺失现象普遍存在,已经严重影响了水权市场交易的健康运行,阻碍了水权市场秩序的建设。因此,加快水权市场信用体系建设,形成有效的奖优罚劣的信用约束机制,营造诚实守信的

**基金项目:**国家自然科学基金面上项目(71774048);河海大学中央高校基本科研业务费专项(B210207029)

**作者简介:**吴凤平(1964—),男,教授,博士,主要从事水权管理、决策科学等研究。E-mail: wfp@hhu.edu.cn

市场环境,是规范水权市场秩序的必然要求。

c. 是保障交易双方权益的必然要求。从水权交易市场参与者的角度而言,信用体系的建立是保障买卖双方权益的基石,是促使双方达成诚信交易的有力支柱。市场参与者任何一方违反合同或者发布虚假信息扰乱市场秩序,都会影响水权市场信用交易的实现。水权交易信用体系能为交易双方提供交易规范,并从法律的层面保障双方的合法权益。因此加快水权市场信用体系建设,建立明确的信用评价标准是保障水权交易双方权益的必然要求。

## 2 水权交易信用的研究现状

在水权交易信用研究方面,学者们主要从监管机制着手做出了相关研究。陈兴华<sup>[3]</sup>从经济法的角度提出水权交易应建立培育性监管制度,处理好政府与市场的关系,对水权市场进行分级分类培育。侯保灯等<sup>[4]</sup>提出在建设水权制度的过程中要协调与最严格水资源管理制度的关系,结合区域发展与社会环境治理的要求,从整体上把握水资源综合管理。刘子豪等<sup>[5]</sup>基于 DSR 框架,研究发现我国水权制度政策趋向于基础制度的建设,提出将农业放在水权制度改革的首位。赵清等<sup>[6]</sup>总结了内蒙古自治区黄河干流跨盟市水权试点过程中坚持问题导向、坚持两手发力、强化节水管理、创新体制机制的一些重要经验。杨玉霞等<sup>[7]</sup>以黄河流域为研究对象,从原则、内容和补偿资金测算 3 个方面提出水生生态补偿机制建议。金海等<sup>[8]</sup>总结了澳大利亚、美国和智利水权交易发展经验,提出我国在水权市场建设中要完善法律法规,加快水利基础设施建设,并增强政府监管能力。Durga 等<sup>[9]</sup>通过对印度南部 40 个用水者协会进行研究分析,发现协会交易成本受群体构成、基础设施和受教育程度等因素的影响,提出协会成员需进行责任分担,协调多方利益,并与政府建立良性互动关系。Seidl 等<sup>[10]</sup>通过对默里—达林盆地水市场改革的研究,提出进行数据、规则和监管改革,发展新的水市场机构以及借鉴金融衍生品市场来发展水市场的观点。

从现有的文献来看,针对水权交易信用问题,现有研究仍存在以下不足:其一,目前已有的研究大多以单一视角探讨水权市场信用交易,缺乏从系统的角度探讨水权市场信用体系的建设;其二,部分学者的研究中提到水权交易信用的概念问题,但尚未就水权交易信用体系构建模型。因此本文通过对国内水权交易典型案例的梳理,利用 QCA 方法对影响水权信用的因素进行组态分析,对我国水权交易信用体系的构建进行探讨。

## 3 影响水权交易信用的主要因素

由于我国水权市场起步晚,缺乏相关市场行为规范体系和利益保障措施,加之市场参与者的信用意识较为薄弱,这些问题的共同作用下,我国水权交易矛盾频发。通过对水权市场交易特点的分析,水权市场信用体系应从制度层面、技术层面和文化层面进行构建。

a. 在技术层面上,我国水权交易制度管理体系不够完善。当前水权交易的监管部门仍以政府为主,尚未成立专门的监督机构。水权交易过程中公共参与度较低,社会监督不够。其次交易地区因缺乏基础设施的支持,导致水量流失,增加了交易的额外成本。同时交易地区还缺少相关技术对水权交易过程的突发事件进行预测干预。水权市场信息不公开不透明的问题也会增加买卖双方的交易成本,甚至扰乱市场秩序。因此本文在技术层面上选择了监控技术和信息披露作为我国水权市场信用体系建设的主要因素进行分析。

b. 在制度层面上,因确权不明等问题,在水权交易过程中涉及第三方的权益纠纷,最终影响水权交易的效果。我国水权交易市场的评价标准不够清晰,并且缺少对交易过程中的违约情况的预测,使得水权市场参与者的行为缺乏规范性,降低了市场参与者履约的积极性,最终导致水权交易难以发挥水资源高效配置的效果。其次,清晰的评价标准必须辅以相应的奖罚措施才能发挥市场规范作用。有力的奖惩措施可以帮助发挥评价标准对市场行为的引导作用,反之若惩罚措施不足,市场行为的评价标准就形同虚设。本文在制度层面选择了评价标准和奖惩力度作为我国水权市场信用体系建设的主要因素进行分析。

c. 在文化层面上,思想决定行动。水利为国之大计,一方面需要依靠国家大力扶持发展水利事业;另一方面需要在公众中普及水权概念,为水权市场的发展营造诚信氛围。信用意识是水权市场进一步发展的助推剂,市场参与者自觉遵守市场行为规定,可以降低市场交易成本,减少市场维护成本。文化作为软约束可以弥补制度的不足,以保障水权市场交易的顺利进行。本文在文化层面选择了信用意识作为我国水权市场信用体系建设的主要因素进行分析。

## 4 基于 QCA 方法的案例研究

### 4.1 方法选择

定性比较分析方法 (qualitative comparative

analysis, QCA) 是一种解决组态问题的研究方法,它通过研究因变量和自变量的充分和必要集合关系,从整体上探究多重变量组合如何影响结果的过程。QCA 方法适用于中小样本研究,一般案例选取 10 ~ 60 个,利用对多案例的比较分析与相关理论进行不断交互,探讨多重不同组合条件对事件发生情况的影响<sup>[11]</sup>。利用一致性和覆盖率进行参数控制,最终挑选出最有解释力的因素组合。我国水权交易市场起步较晚,涉及交易信用的案例较少,所以适合采用 QCA 方法进行定性分析,来探究影响水权交易信用体系构建的关键因素。通过对全国水权交易典型案例进行选择,设置相关因变量与自变量。根据因变量和自变量的定义对样本案例进行赋值,构建真值表。对真值表中的单变量进行必要性分析,当样本案例通过必要性分析后,再进行自变量组态分析,得出实验结果。

#### 4.2 案例筛选

相较于南方水权市场,我国北方水权市场更加活跃,交易量也更高。为了使研究结果具有普遍性和全面性,本文分别选取了北方、南方水权市场的典型案例进行研究。北方地区选取了内蒙古、黑龙江、甘肃、宁夏、新疆、陕西和河南 7 个省份,共 8 个典型案例;南方地区选取了湖北、浙江、广州 3 个省份,共

4 个典型案例。样本案例描述见表 1。

#### 4.3 变量选取

本文以水权交易市场信用情况作为结果变量。对结果变量进行赋值,若样本案例水权交易市场信用情况良好,市场活动具有可持续性则取值为 1,否则取值为 0。

水权市场信用缺失是由多重因素共同作用的结果。本文结合对现有理论的研究和对典型案例的分析从制度层面、技术层面和文化层面分别选取了监控技术、信息披露、评价标准、奖惩力度和信用意识 5 个条件变量,探究其如何影响水权市场信用问题的。

**a. 监控技术 (monitoring technology,  $M$ )**。从技术层面而言,良好的监控技术在前期水资源确权 and 初始分配时提供了便利的条件,其次完备的基础设施和水量计量系统可保障水资源的可靠供给和灵活运输。比如对水质水量的监测方面,监控技术一方面可保障卖方提供的水资源在水质和水量上均能达到合同的要求;另一方面也能对买方是否超额取水做出监控。样本中具有设备技术可支持交易工程的案例取值为 1,否则取值为 0。

**b. 信息披露 (information disclosure,  $I$ )**。从技术层面而言,在水权交易过程中,信息不对称的情况

表 1 样本案例描述

案例编号	案例名称	交易双方属地	案例简要描述
1	内蒙古盟市间水权交易	内蒙古、内蒙古	2014 年,内蒙古自治区政府将 12000 万 $m^3$ 的节水指标分配给沿黄的工业企业,当地在发展的同时,实现了节水目标 <sup>[12]</sup>
2	长岗灌区水权交易	黑龙江、黑龙江	2000 年长岗灌区进行了体制改革,由国有转为国有民营,灌区采取用户参与式管理,大大提高了用水户的积极性 <sup>[13]</sup>
3	石羊河灌区水权交易	甘肃、甘肃	2007 年石羊河流域实行水权制度改革,根据地区特殊性,石羊河灌区水权市场采取了集合竞价和协商定价两种交易模式 <sup>[14]</sup> ,制定了与节水、治污、统一调配等战略相适应的水价政策,灌区水权交易运行良好
4	张掖市水票交易	甘肃、甘肃	2000 年张掖市向下游额济纳旗开闸泄水,实现农业灌溉水权向生态水权转让。张掖市以村为单位建立了 600 多个农民用水者协会,并向农户出售水票,调节水事纠纷 <sup>[15]</sup>
5	扬黄灌区水权交易	宁夏、宁夏	2000 年宁夏扬黄灌区作为水权交易试点,开展水权到户工作,实施了定额供水,超额累进加价,凭卡供水等措施,提高了用水户节水意识,改善了灌区经济效益 <sup>[16]</sup>
6	玛河灌区水权交易	新疆、新疆	2014 年地区政府实施水权水价改革,在灌区内采取了自由交易模式,并建立了水权交易中 <sup>[17]</sup> 。鼓励农户将土地定额节约的用水量通过平台下游工业,实现农业用水向工业用水的水权转让
7	石头河水库灌区水权交易	陕西、陕西	石头河水库灌区渠道超负荷严重,工程设施老化,水价偏低,用水管理粗放,用水户节水意识不强,且灌区实行专管机构和地方政府分头管理,造成管理混乱等问题,导致灌区取水矛盾突出 <sup>[18]</sup>
8	拾桥镇漳河灌区水权交易	湖北、湖北	湖北拾桥镇以稻作农业为主,2006 年实施了私人市场的农田水利模式,出现买卖双方博弈失衡,实践中权益分割模糊等问题,水权市场纠纷频发 <sup>[19]</sup>
9	东阳义乌水权交易	浙江、浙江	2000 年,义乌市向东阳市买水,以 2 亿的价格一次性买断 5000 万 $m^3$ 的水资源使用权。但因确权不明等问题,嵊州市认为侵犯了自己的用水权 <sup>[20]</sup>
10	林州市长治市水权交易	河南、山西	2001 年,林州市向长治市引水 3100 万 $m^3$ ,因设施老化,管理不到位等问题,导致水损严重,水价过高,引起了交易双方的不满 <sup>[21]</sup>
11	金竹龙化水权交易	广东、广东	广东龙化河流域的金竹水电站和龙华村多年因争夺水资源发生冲突,龙化村要求金竹水电站拆除河坝,恢复河流流向,而金竹水电站认为自己有合法的取水权,拒绝拆除 <sup>[22]</sup>
12	惠州广州水权交易	广东、广东	惠州市通过农业节水以 0.662 元/ $m^3$ 的价格向广州市转让 514.6 万 $m^3$ 的用水总量控制指标,并以 0.01 元/ $m^3$ 的价格向广州市转让 10292 万 $m^3$ 东江用水指标,水权期限为 5 年 <sup>[23]</sup>

注:鉴于篇幅,仅对样本案例进行简述,读者如有需要可联系作者了解更为详细的案例信息。



会使水价偏离基准,导致达成水权交易的费用增加,从而影响水权交易市场的发展。这就需要水权市场建立有力的信息监督和核查系统,对交易过程中的信息进行及时披露,保障水权市场交易的公平公正,从信息上减少水权市场信用缺失的现象产生。样本中对交易过程中的数据信息进行及时和有效披露的案例取值为1,否则为0。

c. 评价标准(evaluation criteria,  $E$ )。从制度层面而言,我国水权交易制度改革仍处在探索过程中。国家为推进水权交易工作,出台了相应的水权交易监督管理办法。但由于各地水资源情况不同,水权交易的目的也就各有侧重,这就增加了水权市场监管的复杂性和困难性。由于评价标准的不完善,使得市场参与者有机可乘,导致失信行为的产生。样本中水权确权明晰,评价标准较为清晰完整的案例取值为1,否则取值为0。

d. 奖惩力度(rewards and penalties,  $R$ )。从制度层面而言,在水权交易这一新兴领域,我国的法律还不健全,奖惩力度不够。现有法律法规缺乏全面性、系统性和协调性,导致法律监督的立法远不能满足市场实际需要,造成对失信行为的企业处罚力度不够,无法对市场形成有效的规范作用,同时对遵守信用的参与者也没有进行有效激励,无法使其强化信用意识。本文样本中奖惩措施具有激励效果的案例取值为1,否则取值为0。

e. 信用意识(credit consciousness,  $C$ )。从文化层面而言,普及水权市场信用意识尤为重要。由于水资源是一种公共资源,市场参与者和相关各方对水权交易的信用意识较为模糊。样本中以当地用水者协会建设情况为判断依据,当地用水者协会通过积极发挥引导作用,让参与者形成信用意识,可有效改善交易现状。若协会运行良好,表明协会成员具有良好的信用资历,说明参与方信用意识较强,则取值为1,否则为0。

#### 4.4 实验结果与分析

##### 4.4.1 构建真值表

根据前文对原因变量和结果变量的赋值,可得案例真值表,见表2。

##### 4.4.2 单变量必要性分析

结果一致性(solution consistency)表示真值表运算结果的条件组合与样本案例的现实组合的关联程度。一般而言,若一致性的取值在0.75~1之间,说明结果较为准确。结果覆盖率(solution coverage)表示条件组合对结果的解释力,越接近1解释力越强。对单变量的一致性与覆盖率进行分析,结果见表3。

表2 案例真值表

条件变量	$M$	$I$	$E$	$R$	$C$	结果变量
1	1	1	1	1	1	1
2	1	1	1	1	1	1
3	1	1	0	0	1	1
4	1	1	1	1	1	1
5	0	1	1	1	1	1
6	1	1	1	1	1	1
7	0	0	0	0	0	0
8	1	1	0	0	0	0
9	1	1	0	1	0	0
10	0	1	1	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0
12	1	1	1	1	0	1

表3 单变量分析

条件变量	一致性	覆盖率
$M$	0.857	0.750
$I$	1	0.700
$E$	0.857	0.857
$R$	0.857	0.857
$C$	0.857	1

从表3可以看出,5个条件变量的一致性检验均大于0.857,说明选取的变量对实验结果解释力较强。信息披露的一致性达1,这说明在水权交易市场信用建设中,信息披露是其核心条件。因为水权交易信用是由多种因素共同作用的结果,所以还需对真值表的条件组合进行进一步分析。

##### 4.4.3 组态分析

本文采用FMQCA软件对真值表进行实证检验。通过布尔化简可得到3个相关解。根据中间解和简约解的结果,分析得到达成水权交易市场信用良好的条件组态,见表4。

表4 水权市场信用良好条件组态分析

条件变量	条件组态		
	1	2	3
$M$	—	◆	◆
$I$	▲	▲	▲
$E$	▲	▲	△
$R$	◆	◆	◇
$C$	▲	—	▲
原始覆盖率	0.714	0.714	0.143
唯一覆盖率	0.143	0.143	0.143
一致性	1.0	1.0	1.0

注:▲表示核心条件存在;△表示核心条件缺失;◆表示辅助条件存在;◇表示辅助条件缺失;—表示该条件可以出现,也可以不出现。

对表4条件组态结果进行分析可知,在12个水权交易案例中,存在3种不同的条件组合会达成水权交易信用良好的结果。对3种条件组合做具体分析:

a. 条件组态1的组合为“IERC”。在该组合中,信息披露、评价标准和信用意识作为核心条件,奖惩力度作为辅助条件。这个组合表明,交易地区在具备完善的信息披露制度和健全的信息披露平台,可以避免市场出现逆向选择,造成交易风险。健

全的评价标准和有力的奖惩力度可以引导和约束市场参与者的行为。良好的信用意识,有利于形成信用交易的市场氛围。

**b.** 条件组态 2 的组合为“*MIER*”。在该组合中,信息披露和评价标准作为核心条件,监控技术和奖罚力度作为辅助条件。这个组合表明,完善的监控技术为交易过程中水质水量的监管提供了支持。信息披露在水价保护方面提供了市场信息的实时共享。评价标准和惩罚力度相辅相成对市场交易行为形成约束。在技术和制度两大层面配合下,实现水权市场信用交易。

**c.** 条件组态 3 的组合为“*MI ~ E ~ RC*”。在该组合中,信息披露和信用意识作为核心条件,监控技术作为辅助条件。这个组合表明,在不具备完善的市场行为评价标准和有力的奖惩力度的情况下,如果交易地区具有完善的监控技术和健全的信息披露制度和信息披露平台,并且市场参与者拥有良好的信用意识的情况下,仍能实现水权市场信用交易。

#### 4.4.4 实验结论

**a.** 在水权市场信用交易体系建设中,技术层面、制度层面和文化层面的因素都具有重要的作用,但其重要程度不同。通过对数据真值表解的集合分析可知,信息披露、评价标准和信用意识在达成水权市场信用交易中属于核心条件,而监控技术和奖罚力度属于辅助条件。所以在水权市场信用体系建设中需抓住关键要素,完善水权市场信用体系建设。

**b.** 通过对达成水权市场信用交易的条件组合进行分析,发现在具备信息披露、评价标准和奖惩力度的条件下,监控技术和信用意识存在相互替代的关系。而在不具备评价标准和惩罚力度这两个制度条件的情况下,想要达到水权市场的信用交易,需要同时具备监控技术和信息披露的技术条件以及信用意识的文化条件。表明在水权市场信用建设中,一方面需要重视信用制度建设,利用制度手段来规范市场行为,另一方面又要注重文化层面的建设,利用市场参与者的信用意识与契约精神弥补制度建设方面的不足,以实现水权市场的信用交易。

## 5 对策与建议

利用 QCA 定性分析方法对全国 12 个水权交易案例进行分析,得出 3 种实现水权市场信用交易的条件组合。研究表明,监控技术、信息披露、评价标准、惩罚力度和信用意识对水权市场信用交易的达成都具有相关性。为实现水权市场信用体系的构建,根据各因素的重要程度提出相关建议。

**a.** 改进监控技术,提高交易效率。良好的监控

技术是提高水资源管理水平,推进水权制度建设的前提。首先确定监督主体,形成政府、市场和公众三方共同监督的结构,保证水权市场的公平公正。其次加强取水户的计量工作,及时掌握取水信息。在现有的市场计量系统的基础上,改进监测技术,充分利用卫星遥感、大数据、无人机等现代技术设备对交易过程中的取水情况进行实时监控。开展水量账户查询系统的建设,建立流域水资源账户,为水权市场信用建设提供有力的技术支持和可靠的信息环境<sup>[24]</sup>。

**b.** 完善信息披露制度,增加市场透明度。加快完善信用披露制度,建设信息查询平台,减少由于信息的不对称而产生的逆向选择和道德风险。建立水资源管理信息系统,包括构建水资源数据库、决策支持系统和空间数据库及相关技术平台等。使市场参与者能够实时查询取水信息,明确用户信息和用水相关情况。同时公开市场参与者的信用信息,强化信息的利用,增加市场交易的共识;最后要加强水权市场信息的核查,对信息失真事件加大惩罚力度,并建立第三方的监督制度,为水权市场信用建设提供一个良好的信息环境。

**c.** 明确评价标准,规范市场行为。水权分割不足会导致水权市场交易停滞,最终会使水资源陷入“公地悲剧”。首先水行政主管部门要根据各地区的水权市场交易特点,结合市场实际需要,因地制宜制定相关信用标准;其次评价标准应该涵盖交易的全过程,包括交易前期的调研、合同管理和交易过程中的现场控制以及事后评价等<sup>[25]</sup>;最后要对法律法规和相关规章制度确定的具体规定进行定量转化,对水权交易市场上不良行为设定评分,以此来监管评价标准的实际应用效果,为水权交易市场信用建设做好制度评价保障。

**d.** 加大奖惩力度,引导市场发展。通过对样本案例分析可知,奖罚力度是实现水权市场信用交易的辅助条件,与评价标准存在相辅相成的关系,对水权市场信用体系建设有着重要的影响。明确评价依据,对奖惩标准进行细化并向市场公开,使市场参与者的行为具有参照标准;同时建立信用红黑名单,将守信企业列入红名单,进行奖励激励。而失信企业将被列入黑名单,并给予对应惩罚;最后建立红黑名单档案查询途径,能够公开查询市场参与者信用行为情况,提高企业依法守信交易意识。

**e.** 做好文化宣传,营造信用环境。在文化层面,需要培养市场参与者的信用意识,使其产生自我约束,自觉克服非理性冲动和破坏市场运行的行为。首先加快建设当地用水者协会,通过用水者协会协调水权交易,营造水权市场诚信环境,形成有效的内部监督。其次做好信用宣传工作,通过奖励市场守

信者,惩罚信用缺失者,将信用本身塑造成水权交易资本。最后利用新闻媒体的引导和监督作用,运用典型案例对市场参与者进教育,形成守信的文化氛围,激发个体的契约精神和信用意识,为水权市场信用体系建设营造良好的诚信氛围。

## 参考文献:

- [1] 黄萍. 大保护背景下的长江水权问题探讨[J]. 南京工业大学学报(社会科学版),2019,18(6):1-10.
- [2] 陈雷. 新时期治水兴水的科学指南:深入学习贯彻习近平总书记关于治水的重要论述[J]. 求是,2014(15):47-49.
- [3] 陈兴华. 论中国水权交易培育性监管制度的构建[J]. 北方工业大学学报,2021,33(2):44-51.
- [4] 侯保灯,刘世庆,肖伟华,等. 关于我国水权制度建设的思考和建议[J]. 中国水利,2021,(5):7-10.
- [5] 刘子豪,谭刚,刘新平,等. 基于 DSR 框架下中国水权制度及政策指向分析[J]. 中国农村水利水电,2021(2):102-105.
- [6] 赵清,苏小飞,刘晓旭,等. 内蒙古黄河干流跨盟市水权试点研究[J]. 水利经济,2020,38(5):68-71.
- [7] 杨玉霞,闫莉,韩艳利,等. 基于流域尺度的黄河水生态补偿机制[J]. 水资源保护,2020,36(6):18-23.
- [8] 金海,伊璇,朱绛,等. 从水权交易国际经验看我国水权市场未来发展[J]. 水利经济,2021,39(14):59-62.
- [9] DURGA A R, CHANDRAN K, KUMAR D S. Economic analysis of transaction costs of water users' associations in South India [J]. International Research Journal of Agricultural Economics and Statistics, 2015, 6(2):392-402.
- [10] SEIDL C, WHEELER S A, ZUO A. Treating water markets like stock markets: key water market reform lessons in the Murray-Darling Basin [J]. Journal of Hydrology,2020, 581:124399.
- [11] SANTOS J N, MOTA J, BAPTISTA C S. Understanding configurations of value creation functions in business

relationships using a fuzzy-set QCA [J]. Journal of Business Research,2018, 89: 429-434.

- [12] 赵清,苏小飞,刘晓旭,等. 内蒙古黄河干流跨盟市水权试点研究[J]. 水利经济,2020,38(5):68-71.
- [13] 谢勇刚,顾俊玲. 我国小型灌区水权制度创新及经济绩效分析:以黑龙江省兰西县长岗灌区转变用水管理机制为例[J]. 水利经济. 2009,27(1):24-28.
- [14] 石敏俊,陶卫春,赵学涛,等. 生态重建目标下石羊河流域水资源空间配置优化:基于分布式水资源管理模型[J]. 自然资源学报,2009,24(7):1133-1145.
- [15] 马晓强,韩锦绵. 政府、市场与制度变迁:以张掖水权制度为例[J]. 甘肃社会科学,2009(1):49-53.
- [16] 李刚军,李娟,李怀恩,等. 基于标度转换的模糊层次分析法在宁夏灌区水权分配中的应用[J]. 自然资源学报,2007(6):872-879.
- [17] 王丛,谭周令,万明. 玛河流域水权交易中的产权管制放松逻辑[J]. 中国农村水利水电,2017(3):204-207.
- [18] 蔺晓明. 石头河水库灌区水资源现状及开发利用的基本思路[J]. 陕西农业科学,2008(6):118-119.
- [19] 袁松. “买水之争”:农业灌区的水市场运作与水利体制改革:鄂中拾桥镇水事纠纷考察[J]. 甘肃行政学院学报,2010(6):50-59.
- [20] 沈满洪. 水权交易与政府创新:以东阳义乌水权交易案为例[J]. 管理世界,2005(6):45-56.
- [21] 王勇,叶静,李长需. 三省争水:红旗渠因源头分水问题面临断流[J]. 中国经济周刊,2006(1)5-29.
- [22] 曹静辉,朱一中. 金竹—龙化水权冲突事件的分析与思考[J]. 中国农村水利水电,2009(8):59-62.
- [23] 洪昌红,黄本胜,邱静,等. 广东省东江流域水权交易实践:以惠州与广州区域间水权交易为例[J]. 广东水利水电,2018(12):10-13.
- [24] 刘峰,段艳,马妍. 典型区域水权交易市场案例研究[J]. 水利经济,2016,34(1):23-27.
- [25] 赵健,胡继连. 水权质量视阈下小流域水权冲突与协调措施[J]. 水利经济,2019,37(2):41-45.

(收稿日期:2021-09-30 编辑:张志琴)

(上接第50页)

- [17] 章恒全,杨雅婷,张陈俊. 基于基尼系数的湖北省用水公平性研究[J]. 水利经济,2019,37(1):1-6,25,79.
- [18] 吴兆丹,梁莎婉,梁希瑶. 江苏省水资源配置公平性研究[J]. 水利经济,2021,39(1):54-57,81-82.
- [19] 田平,方晓波,王飞儿,等. 基于环境基尼系数最小化模型的水污染物总量分配优化:以张家港平原水网区为例[J]. 中国环境科学,2014,34(3):801-809.
- [20] 吴文俊,蒋洪强,段扬,等. 基于环境基尼系数的控制单元水污染负荷分配优化研究[J]. 中国人口·资源与环境,2017,27(5):8-16.
- [21] 张卢娇,杜崇,邹德昊,等. 基于基尼系数与信息熵权法的排污权分配评价与优化[J]. 人民珠江,2018,39

(10):136-141.

- [22] 王媛,牛志广,王伟. 基尼系数法在水污染物总量区域分配中的应用[J]. 中国人口·资源与环境,2008,18(3):177-180.
- [23] 郭显光. 嫡值法及其在综合评价中的应用[J]. 财贸研究,1994(6):56-60.
- [24] 林淋,李萍萍. 基于 TOPSIS 法的露天矿区地下水水质综合评价[J]. 煤炭工程,2012(增刊2):135-137.
- [25] 刘华军,鲍振,杨睿. 中国农业碳排放的地区差距及其分布动态演进:基于 Dagum 基尼系数分解与非参数估计方法的实证研究[J]. 农业技术经济,2013(3):72-81.

(收稿日期:2021-01-06 编辑:张志琴)

# 新形势下中国特色水权交易实践总结与发展对策

高磊

(中国水权交易所,北京 100053)

**摘要:**水权交易是发挥市场机制作用、优化配置水资源的重要手段,是落实水资源刚性约束要求、促进水资源节约和集约利用的关键举措。在总结现阶段水权交易进展及成效的基础上,分析了推进水权交易面临的主要问题及原因,结合用水权市场化交易工作部署,从顶层设计、平台建设、试点示范、交易监管等方面提出了推进水权交易的对策及措施,为完善水权交易制度体系,培育和发展水权交易市场,促进水资源节约和集约利用提供支撑。

**关键词:**新形势;水权交易;水市场;刚性约束

**中图分类号:**F407.9

**文献标志码:**A

**文章编号:**1003-9511(2022)02-0057-04

水权交易是指在合理界定和分配水资源使用权基础上,通过市场机制实现水资源使用权在地区间、流域间、流域上下游、行业间及用水户间流转的行为。党的十八大以来,党中央、国务院多次对建立水权制度、培育水权交易市场提出明确要求。习近平总书记在听取国家水安全战略汇报时,强调要推动建立水权制度,明确水权归属,培育水权交易市场。《中共中央关于全面深化改革若干重大问题的决定》明确要健全自然资源资产产权制度,推行水权交易制度。《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》提出充分发挥市场在资源配置中的决定性作用,更好发挥政府作用,推动有效市场和有为政府更好结合,建立水资源刚性约束制度,推进用水权市场化交易<sup>[1]</sup>。开展水权交易,是贯彻落实“节水优先、空间均衡、系统治理、两手发力”治水思路的一项重要举措,有利于在实行水资源统一监督管理的同时,充分发挥市场机制在水资源配置中的重要作用,更好地实现“两手发力”。随着自然资源资产产权制度改革深入推进,特别是落实水资源刚性约束制度,对水资源超载地区暂停新增取水许可,要求更大程度发挥水权制度作用,通过合理的确权、高效的流转以及有力的监管,在抑制增量的同时盘活存量,提高水资源利用效率和效益,满足经济社会发展合理的用水需求。

## 1 水权交易进展及成效

近年来,水利部加大水权改革力度,推进水权制度建设,组建国家级水权交易平台,指导地方开展水权试点,积极培育水权交易市场,积累了一定的经验,取得了明显成效。

### 1.1 推进多种类型的水权交易

2014年7月,水利部在宁夏、江西、湖北、内蒙古、河南、甘肃、广东等7个省(自治区)启动水权试点,通过实践,形成了一批可复制可推广的经验。在国家水权试点的带动下,地方依据水利部《水权交易管理暂行办法》开展了区域水权交易、取水权交易、灌溉用水户水权交易、政府回购水权等不同类型的水权交易试点,探索形成了多种行之有效的水权交易模式。据不完全统计,截至2020年底,除灌溉用水户之间的零星交易外,全国水权交易总量达44.88亿 $m^3$ 。在国家级水权交易平台中国水权交易所成交602单,交易水量31.89亿 $m^3$ 。其中,区域水权交易10单,交易水量7.76亿 $m^3$ ,取水权交易129单,交易水量24.01亿 $m^3$ ,灌溉用水户水权交易463单,交易水量0.12亿 $m^3$ 。水权交易的开展,促进了水资源流向高效率、高效益的地区和领域,取得了明显的社会效益、经济效益和生态环境效益,新华社、中央电视台、《经济日报》等媒体多次专题报道水权交易业务,受到社会普遍关注。

## 1.2 探明了水权交易的关键环节

从试点实践来看,水权交易的顺利实施着重把握了4个要点:一是科学合理地开展水量分配或水资源使用权确权,这是推进水权交易的前提和基础,试点地区厘清了确权的主要路径、确权水量核定的边界约束条件以及确权的方式方法,宁夏、甘肃、河北等地实现“确权到村组、管理到户”。二是搭建水权交易平台,水权交易平台是运用市场机制配置水资源的有效载体,是水权交易活动的中介组织,对于积极培育水市场、推动水权交易具有重要作用,试点地区因地制宜地推进了水权交易平台建设。三是确定合理的交易价格,这是交易双方得以顺利达成协议的关键。各地在探索水权交易过程中,也在逐步探索如何建立比较合理的交易价格形成机制,大多采用了政府指导价方式,但也进行了必要的测算。如南水北调中线南阳市与郑州市区域水量交易,根据南水北调工程基本水价,综合考虑交易成本、交易收益、交易期限等因素确定交易价格;宁夏、内蒙古在开展行业间水权交易时,主要根据灌区节水改造工程建设、运行维护、更新改造等费用核定交易价格。四是强化制度建设和交易监管,这是水权交易规范有序进行的重要保障,水利部及试点地区出台的制度办法为规范水权交易起到了重要作用,通过强化监管保障取水户合法权益、弥补市场失灵,这是促进水市场健康发展不可或缺的主要措施<sup>[2]</sup>。

## 1.3 搭建了不同层级的水权交易平台

2016年6月,为贯彻落实党中央、国务院关于水权水市场建设决策部署,经国务院同意,由水利部和北京市政府联合发起设立了国家级水权交易平台——中国水权交易所。中国水权交易所运营以来,充分发挥了国家级平台示范引领作用<sup>[3-4]</sup>,开发了基于云平台的在线水权交易系统,包括公开交易、协议转让、手机APP3套交易流程,经中国软件评测中心测评和北京市金融局审查通过后,正式上线运行;与内蒙古、山东、山西、陕西、黑龙江等地合作搭建省级虚拟交易平台;在山西、安徽、贵州等14个省(自治区、直辖市)推进水权交易业务。甘肃、新疆等地搭建省(自治区)、市、县、乡、村五级不同类型水权交易平台110余家,县级以上平台占比27.8%,约有30%的平台建有独立的水权交易系统或依托其他系统开发水权交易模块。总体上看,各级各类水权交易平台的组建和发展,为水权交易业务的开展搭建了有效载体,健全了水权交易市场要素,发挥了市场配置水资源作用,有力推进了水权水市场建设。

## 1.4 建立了水权交易规则及制度体系

水利部2016年印发了《水权交易管理暂行办法》,明确了水权交易的范围和类型、交易主体和期限、交易价格形成机制、交易平台运作规则等,与国家发改委、财政部联合出台了《关于水资源有偿使用制度改革的意见》,明确了水权交易流转的主要内容,允许地方政府或其授权的单位在回购水权后通过市场竞争方式出让,出让收入全额上缴国库。中国水权交易所制定了《水权交易规则》等10项交易制度,经北京市金融局审查通过后公开发布实施。试点地区推动出台了一批法规文件,如宁夏回族自治区人大颁布了《宁夏回族自治区水资源管理条例》,纳入水权交易有关内容;内蒙古自治区政府办公厅出台了《内蒙古自治区闲置取水指标处置实施办法》《内蒙古自治区水权交易管理办法》;江西省水利厅联合省发改委印发了《江西省水权交易管理办法》《江西省水权交易规则》《江西省水权交易可行性论证技术导则》。相关制度办法的出台,为水权交易工作开展提供了重要制度保障和依据<sup>[4]</sup>。

## 2 水权交易存在的主要问题

目前,我国水权改革仍处于探索阶段,水权确权基础薄弱,水权交易不够活跃,水市场发育不够成熟,水权改革在提高用水效率和效益方面的效果不够明显,推进水权交易面临以下几个方面问题。

### 2.1 水权交易市场发育缓慢

经济社会发展尚未真正做到“以水定需”,部分地区人口规模、经济结构、产业布局与水资源、水生态、水环境承载能力不相适应。现阶段水权交易重度依赖行政力量的撮合,缺水地区和新增用水户习惯于通过申请用水指标、调整用水计划等行政途径获取用水量,没有通过市场方式交易水权的意识,卖方存在惜售心理,水权交易数量总体较少、交易不活跃。当前水权交易尚处于试点探索阶段,且集中在北方缺水地区,南方丰水地区交易动力不足,水权交易市场面临如何激发市场活力、提高市场参与度的挑战<sup>[5-6]</sup>。

### 2.2 交易平台建设不够规范

受政策影响,一方面国家严控新设交易场所,不少地方通过公共资源交易平台进行水权交易;另一方面,机构改革后一些地方对履行自然资源资产管理职责认识不一致,影响了水权交易工作的开展。初步调查表明,除了国家级水权交易平台以外,地方成立的110多家平台大多没有按照国务院清理整顿各类交易场所要求,严格履行报批程序,有的地区在专门设立的水权交易平台开展交易,有的地区

在公共资源交易平台等其他交易平台开展交易,各类平台规则不一、标准不同、层级较多,不利于平台的统一监管,这些均与国务院清理整顿各类交易场所部际联席会议提出的“加强管控、避免遍地开花”的要求不符<sup>[7]</sup>。

### 2.3 缺乏强制进场交易规定

《取水许可和水资源费征收管理办法》《南水北调供水管理实施条例》仅对水权交易做出了个别规定,《水权交易管理暂行办法》属规范性文件,缺乏必须在交易平台公开、公平交易的强制进场交易规定,约束力不够。区域水权交易主体一般是省以级或市级水利部门为主,工作涉及地方政府、财政等部门。取水权交易也要经水行政主管部门审批同意后才能组织实施。水利部、各级水行政主管部门的支持和引导对于水权交易市场的培育至关重要,否则交易平台难以推动交易进场。同时,公共资源交易平台分流水权交易业务,对水权交易平台发展带来冲击。

### 2.4 水权交易监管抓手不多

《水权交易管理暂行办法》和地方出台的相关制度办法对水权交易监管做出了规定,但从实践层面看,多局限于调研指导、检查验收等工作,大多数地区没有实质性开展监管工作。交易完成后,监督管理部门对其监督缺乏必要的抓手,处在信息获得上报层面,管理相对薄弱,一旦出现水权交易纠纷,违规转让等行为,缺乏准确的界定依据,不利于维护水权交易市场的正常运行。加之部分地区通过公共资源交易平台和其他交易机构开展交易,水行政主管部门的监管难度不断增加。

## 3 制约水权交易的成因

与贯彻“两手发力”的要求相比、与我国水资源短缺问题的紧迫性相比,我国水权交易尚未根本破题,还存在很大提升空间,主要受以下几个方面制约。

### 3.1 水权的权利义务不明确

《中华人民共和国宪法》《中华人民共和国水法》《中华人民共和国物权法》《取水许可和水资源费征收管理条例》等法律法规存在水资源所有权、取水权、水流 3 个概念,党的十九届五中全会提出了用水权的概念,相关文件或文献中则使用了水权、水流产权、用水权初始分配、水资源使用权等多种概念,目前尚未有一个准确的定义,有关方面对这些概念的认识和理解不尽一致。国内外专家学者从不同角度对水权内涵进行了界定,有“一权说”“二权说”“三权说”“四权说”“权利束”等不同观点。总的来看,水权的权利义务内容尚不清晰,法律依据不充分,缺乏上位法对水权概念、内涵的解释,对明确水

权归属、推进水权交易形成了障碍。

### 3.2 水权改革顶层设计不足

当前水权改革尚缺乏系统的顶层设计,难以完全满足水权水市场建设的需要。现行取水许可制度和管理实践尚不能满足水权改革的要求。水资源管控不够严格,尚未充分发挥水资源刚性约束作用,用水管理不够规范和精细,通过行政手段推进水权工作的力度不够。“两手发力”的边界不清晰,在水权水市场建设领域,哪些环节由政府掌控、哪些更适合市场运作,政府和市场两只手如何协同发力,目前还没有清晰的边界。尽管一些地方在水权改革方面已经开展了积极探索,但水市场机制不健全,企业寻求通过市场解决用水需求的意识不强,需要水的时候“找市长、而不是找市场”的现象还很普遍。

### 3.3 水市场是一个准市场

水既是自然资源也是经济资源。首先,水作为公共产品,不可替代、不可或缺,必须充分发挥政府作用,保障群众生产生活基本用水需求。其次,水具有经济属性,在进行水资源的二次分配时,要利用市场机制和价格杠杆的调节作用,优化配置水资源,促进水资源高效利用。同时,水具有流动性、流域性、随机性、利害两重性等特殊属性,不同于土地、矿产等其他自然资源,其交易会受到时空条件的约束,水资源的社会公益性功能难以进入市场,只有经营性功能才能进入市场,而市场本身又不可避免会出现各种失灵,包括滞后性、盲目性、短期性等,这些因素决定了水市场是一个准市场,不是完全意义上的商品市场,必须在政府主导下有效发挥市场机制作用,通过政府的宏观调控和监管,推动市场健康有序发展。

### 3.4 水权确权、计量设施建设基础薄弱

水资源的多种属性决定了初始水权难以明晰,水资源短缺地区可确权水量与实际需水量差距较大,丰水地区用水户确权积极性不高,确权登记缺乏统一标准。目前水量分配和水权确权尚未完成,用水总量按行政区和行业配置,未能落实到水源工程控制节点和用水户,大规模水权交易缺乏前提条件。水资源监控能力不足,大部分地区取用水量计量设施安装率普遍较低,水权交易与水量交割缺乏基础支撑。水权交易定价机制、第三方影响评价、风险防控措施等许多重大问题有待深入研究<sup>[8-9]</sup>。

### 3.5 用水主体水权意识和水商品意识不强

水商品意识和市场化配置意识还未形成普遍共识,用水主体水权意识淡薄,水商品意识不强,尚未树立水权是一种财产权的观念,不能充分认识水资源占有、使用、收益的权利,开展水权交易内生动力不足,惜售、惜买现象并存,既有“不想”,也有“不

会”问题。“不想”主要表现为不愿通过市场方式取得用水,如南方丰水地区,单纯水量交易需求不大、积极性不高,水权交易市场有限。“不会”主要表现为对“能不能交易、如何交易”把握不准、存有疑虑。

## 4 推进水权交易的对策与措施

习近平总书记关于新时期治水工作的一系列重要论述,为水权交易指明了方向、提供了遵循,水利高质量发展为水权交易夯实了基础、创造了条件。新时期水权交易应紧紧围绕国家重大战略、重大改革实施,通盘考虑、整体谋划。

### 4.1 强化水权交易制度建设,做好水权改革顶层设计

开展水权改革需要围绕用水权市场化交易,加强总体规划,提高改革的科学性、系统性和协调性。建议加强水权制度顶层设计,制定《国家水权制度改革总体方案》,出台《关于开展推进用水权改革的指导意见》等系列配套政策文件,对水权确权、交易和监管等进行统一部署。推进相关法规修订进程,《中华人民共和国水法》修订应按照“物权的种类和内容由法律规定”的物权法定原则,在法律上明确水权的种类和内容;《取水许可和水资源费征收管理条例》修订重点是完善取水许可制度,进一步明确可交易水权的类型和范围,逐步实行政府配置新增水权引入市场机制。参照国有资产强制进场交易的规定,适时将《水权交易管理暂行办法》升格为《水权交易管理条例》,为水权交易提供上位法支撑<sup>[10-13]</sup>。研究建立水权收储与处置制度、水权有偿出让制度等,健全水权交易制度体系。进一步完善水资源管理,坚持政府和市场协同发力,做好水资源管理和水权交易制度设计的衔接。

### 4.2 发挥水资源刚性约束作用,以黄河流域为重点推动形成水权交易示范效应

落实习近平总书记关于黄河流域生态保护和高质量发展的系列讲话精神,在黄河流域创新完善水权交易机制,全面开展流域内上下游省际、地区间、行业间、取水户间各类水权交易;允许社会资本开展收储转让以及通过参与节水供水重大水利工程投资建设等方式优先获得新增水资源使用权;探索用水权有偿出让,新改扩建工业企业项目、服务业新增取水户全部实行用水权有偿取得;探索基于水权权益的融资工具,通过水权质押、抵押、担保、租赁等绿色金融产品对节水改造、供水工程建设等予以融资支持;试点开展政府回购下游水权用于黄河生态环境、回购农业节水用于经济发展用水等新模式,推动建立水权交易为载体的生态补偿模式,在黄河流

域建立水生态产品定价与实现机制,助力流域生态保护和高质量发展。发挥水资源刚性约束作用,对用水总量达到或超过区域总量控制指标或江河水量分配指标的地区,严格用水总量控制和水资源用途管制,实行取水许可区域限批,管住用水“天花板”,倒逼缺水地区和用水户通过水权交易解决新增用水需求。

### 4.3 统筹水权交易平台建设,强化水权交易监管

充分发挥国家级水权交易平台作用,建立健全统一的水权交易系统,统一交易规则、技术标准、数据规范,统筹做好水权交易系统与取水许可电子证照系统、国家水资源监测系统等的互联互通。坚持“统一入口、行业监管”的原则,加强水权交易平台与公共资源交易平台合作,通过改造现有系统数据接口等措施,实现数据共享、融合发展。充分发挥水利部水权交易监管办公室职责,加强对水权交易和平台设立运营的监管。强化节水量和可交易水量的认定复核、取水许可变更、交易后评估等工作。加强水权交易信息报送,严格分级跟踪检查,严查私下交易、低价交易等违规情况。强化水权交易风险管控,识别来水变化、环境破坏、法律违约、政策变动等交易风险点,建立健全风险防控机制和纠纷调处程序。建立信息披露制度,及时公布交易信息,主动接受社会监督。

### 4.4 夯实工作基础,为水权改革提供支撑

加快推进水量分配,统筹考虑来水、需水等因素,将总量指标公平、合理分配到用户,细化用水权利和义务,实现“确权”到位。进一步规范取水许可管理,为开展取水户水权交易提供依据。抓好用水管控,加强用水统计调查,强化用水总量控制和定额管理,全面落实水资源刚性约束制度,为水资源市场化配置提供支撑。强化水资源计量监控,完善计量监控体系,拓展监控范围,加快推进水资源管理信息化,全面提高水资源监控、预警和管理能力。凡进行确权的取用水户,必须同步配备相应的监控计量设施,确保水权交易事中事后可监管<sup>[14]</sup>。聚焦初始水权分配、节约水量评估认定、再生水水权确认、交易风险防控、强制入场规定、交易平台规范发展等难点问题深入研究,提出对策措施,破解制约水权改革的深层次问题。

### 4.5 加大宣传力度,营造良好社会氛围

强化舆论引导,利用门户网站等加强水商品、水市场的宣传和《水权交易管理暂行办法》等政策解读,普及水权交易知识,提高各级水行政主管部门和社会公众对水权交易的认可度和参与度。组织开展水权交易业务研讨,推广水权试点成熟经验。加大

(下转第86页)

# 农业水价综合改革的推进困境及成因分析

## ——基于小农户风险视角

杨鑫<sup>1</sup>,张哲晰<sup>2</sup>,穆月英<sup>3</sup>

(1. 中国社会科学院农村发展研究所,北京 100732; 2. 农业农村部农村经济研究中心,北京 100810;  
3. 中国农业大学经济管理学院,北京 100083)

**摘要:**农业水价综合改革在部分地区进展相对滞后。利用制度变迁及制度配置理论,分析了农业水价综合改革推进困境的特征及成因。结果表明,农业水价综合改革推进困境的主要特征是部分地区小农户对农业水价提高的接受意愿较低,客观上造成精准补贴和节水奖励难以发挥作用。该困境的核心成因是奖补政策无法缓解改革中的小农户风险,具体表现为:小农户对已有非正式农业用水制度的路径依赖,催生了对农业水价新制度的适应风险;农村社会保障制度等相关初级制度不够完善,加剧了农业水价提高后小农户的生产和生活风险。提出应因地制宜地设计农业水价改革的微观主体管理模式,将生存灌溉补贴和农业保险补贴纳入奖补政策,完善农村基础设施和社会保障体系。

**关键词:**农业水价;小农户风险;推进困境;制度结构;综合改革

**中图分类号:**F323.2

**文献标志码:**A

**文章编号:**1003-9511(2022)02-0061-07

为促进水资源可持续利用,发挥价格机制对农业用水的调控作用至关重要。在粮食生产与水资源时空不匹配程度加剧情况下<sup>[1]</sup>,实施农业水价改革有利于农业生产水资源的合理利用,可以促进生态环境可持续性与国家粮食安全水平。随着农业水价综合改革总体时间过半,改革推进面临的难度更大,个别地区改革进度整体滞后,存在“推进困境”。根据第三次全国农业普查数据,全国经营耕地10亩(1亩=666.67m<sup>2</sup>)以下、以农业收入为主的农户有2.1亿户,占全国农业经营主体的98%以上。全国农业水价处于长期被低估的状态,以至于农业水价改革一定程度上会抬高农业水价水平,而作为改革主要参与对象的小农户难以接受农业水价的提高,这是部分地区农业水价改革迟滞的关键特征之一<sup>[2]</sup>。

农业水价改革以“总体上不增加农民负担”为基本原则,配套了精准补贴、节水奖励等综合政策,目的是避免小农户收入明显下降,但对其收入波动的影响较少关注,不能有效解决小农户接受较高农业水价的“风险负担”。对于追求风险最小

化的小农户,农业水价改革预期成本的高低影响其是否接受农业水价提高。农业水价改革本质上是一项制度安排的变迁过程,预期成本包括可观察部分和不可观察部分,后者与小农户风险紧密相连,不仅来自制度设计,还与旧制度、其他制度的制度结构有关。本文利用实地调研案例及相关数据,分析了农业水价提高下小农户面对的适应与生产生活风险,以期全面为全面推进农业水价改革提供参考。

### 1 农业水价综合改革演进与推进困境的时空特征

农业水价改革的目标是建立健全农业水价形成机制,农业水价总体达到运行维护成本,演进过程中形成了不增加农民负担、“先建机制、后建工程”、因地制宜、典型引路等经验。综合已有研究<sup>[3-4]</sup>,可将农业水价改革分为无偿用水阶段(1949—1964年)、萌芽阶段(1965—1987年)、法治化阶段(1988—2002年)、初步推进阶段(2003—2015年)和系统推进阶段(2016至今)5个阶段。《中华人民共和国水

**基金项目:**国家社会科学基金重大项目(18ZDA074);国家自然科学基金青年科学基金(72103201)

**作者简介:**杨鑫(1993—),男,助理研究员,博士,主要从事食物经济与自然资源管理研究。E-mail: yangxin@cass.org.cn



法》出台以来,农业水价改革目标由水资源可持续利用原则、调整农业水价到保本水平、完善农业节水体系到农业水价综合改革,政策体系不断完善。2016—2021年“推进、扎实推进、加大力度推进、加快推进、持续推进、深入推进”农业水价综合改革的政策文件陆续出台(表1),彰显了中央政府推动改革的决心,也显示出深化改革面临的巨大挑战。国务院2016年颁布《关于推进农业水价综合改革的意见》,提出用10年时间建立健全农业水价形成机制。然而,按照2016—2018年农业水价改革推进速度预估,可能无法在2026年准时完成改革目标<sup>[5]</sup>,其主要原因在于农业水价改革进展不平衡、个别地区改革进度整体滞后。由此看来,“十四五”时期农业水价改革需要更注重全面性、整体性,彻底打破部分地区存在的推进困境。

农业水价改革推进困境的时间特征是农业水费收缴困难的长期性。农业水价偏低与水费计收困难的矛盾<sup>[6]</sup>,贯穿于整个农业水价改革过程。国务院在2004年、2012年分别下发了《关于推进水价改革促进节约用水保护水资源的通知》和《国家农业节水纲要(2012—2020)》,但是大量小农户无法接受农业水价提高带来的收入下降。为不增加农民负担,2016年改革方案中纳入奖补政策:在精准补贴方面,根据定额内用水成本与运行维护成本的差额确定,重点补贴种粮农民定额内用水;在节水奖励方面,根据节水量对采取节水措施、调整种植结构节水的主体下发奖励资金,包括规模经营主体、农民用水合作组织和农户。这些奖补政策避免了小农户收入

下降,却没有消除农业水价改革推进困境,说明小农户对农业水价提高的容忍度低实属顽固问题。

当前农业水价改革推进困境的地区特征是分化性,即一些地区已摆脱推进困境,部分地区却深陷于推进困境。姜文来等<sup>[5]</sup>研究指出,依据2016—2018年推进进度,华南、东北和华中地区农业水价综合改革不能按时完成改革目标,需加大推进的力度。

2021年是农业水价综合改革目标完成的中期年份,按照每个省份应至少完成改革目标的50%,全国可分为3类地区:第一类为完成改革的地区,包括北京、上海、江苏、浙江等;第二类为改革顺利推进的地区(改革进度超过50%),包括天津、内蒙古、辽宁、山东、云南、陕西、甘肃、青海等;第三类为需要深入推进改革的地区,包括黑龙江、河南、吉林、安徽、河北等粮食主产区以及大部分南方省份。根据省份特点,一个地区人均GDP越低、越靠近南方、粮食产量越高,农业水价综合改革出现推进困境的可能性越大。对于这些地区,提高农业水价与稳定农民收入、增加财政支出、保障粮食安全等目标存在冲突,相关部门直接补贴灌区单位以缩小终端水价提幅,而非根据实际用水量精准补贴,导致节水激励效果不强<sup>[7]</sup>,回到了财政补贴水利运行的旧模式。相似地,河北桃城地区推进的“一提一补”模式也遇到瓶颈,提高水价作为一种预惩罚措施受到农民排斥,村干部开展工作较困难,即使安装量化水表后,被破坏率也极高<sup>[8]</sup>。因此,只要小农户不能容忍农业水价提高,奖补政策也难以发挥预期作用。

表1 农业水价综合改革演进的相关政策内容

年份	政策文件	改革问题	与推进困境相关的改革措施
2015	关于加大改革创新力度加快农业现代化建设的若干意见	现代农业资源节约水平不足	建立农业灌溉用水总量控制和定额管理制度,加强农业用水计量,合理调整农业水价,建立精准补贴机制
2016	关于推进农业水价综合改革的意见	价格水平总体偏低,价格杠杆对促进节水的作用未得到有效发挥	总体上不增加农民负担,建立农业用水精准补贴机制和节水奖励机制
2017	关于扎实推进农业水价综合改革的意见	一些地区存在对改革重要性和迫切性认识不够,农田水利基础设施薄弱、水管单位管理体制改革不到位、资金筹集整合面临困难等问题	总体上不增加农民负担,改革地区要同步建立精准补贴和节水奖励机制,对定额内用水的提价部分由财政给予补贴,节约部分适当奖励;超定额用水不再予以补贴,并逐步实行累进加价制度
2018	关于加大力度推进农业水价综合改革的意见	各地改革进展不平衡,“先建机制、后建工程”的要求尚未全面落实,一些地区改革台账未建立,实施计划不够细化实化,改革激励机制不健全	在提高水价的同时,促进省工省水和增产增收,建立精准补贴和节水奖励机制等方式,总体不增加农民负担
2019	关于加快推进农业水价综合改革的意见	部分地区对改革重视不够,计量设施短板制约改革措施落实,一些地区改革目标不清、底数不清,确定的最终改革面积明显偏小等	精准补贴和节水奖励机制建立,总体不增加农民负担
2020	关于持续推进农业水价综合改革工作的通知	地方机构改革后部分地区部门间工作协同性减弱	协同配套推进农业水价形成机制、工程建设和管护机制、精准补贴和节水奖励机制、终端用水管理机制的建立,提高用户节水意识,总体不增加农民负担
2021	关于深入推进农业水价综合改革的意见	改革进展不平衡,部分地区奖补资金存在缺口、价格调整相对滞后,一些地区没有建立巩固改革成果长效机制	在农民可承受的前提下,把握好水价调整的时度效,对定额内用水提价部分向用水主体发放补贴,并对节水的部分以资金奖励、水权回购、节水设施购置奖补等多种形式给予奖励

## 2 农业水价综合改革推进困境的已有研究视角

农业水价改革涉及方面较多,对小农户的影响也较为复杂,已有研究主要提出了4种不同视角,对理解农业水价改革推进困境具有重要意义。

a. 农业水价改革会降低小农户收入,主要理由有3点:一是小农户的利益只在改革试点局部地域和短时期内有一定保障,而且节水奖励和水权转移收益具有外生性和不确定性<sup>[6]</sup>;二是节水奖励方式不合理,没有遵循程序公开透明的原则<sup>[9]</sup>,缺少激励相容的农业水价补贴政策;三是对于耕地较少的农户以及节水程度较高的地区,节水奖励力度较低,无法产生经济激励效果<sup>[8]</sup>。不过,部分研究否认农业水价提高影响小农户收入,理由是依靠诱致性技术进步会促进灌溉用水总量下降,或利用节水奖励抵销收入下降<sup>[10]</sup>,或利用其他投入替代灌溉水,或通过提高农产品价格弥补水价提高带来的成本增加<sup>[11]</sup>。无论农业水价提高是否会降低小农户收入,当前改革已配套奖补政策,该研究视角下最终只能将农业水价改革推进困境的成因归为两点:一是节水奖补力度不足,二是农业节水效果不好。

b. 农业水价改革产生的不同农业用水定价模式、水权交易方式等,影响了小农户对农业水价提高的接受意愿。在农业用水定价模式方面,大量研究支持供水成本定价模式,即农业水价至少能补偿供水运行成本<sup>[12]</sup>。胡继连等<sup>[13]</sup>则认为,供水成本定价将激励供水单位增加供水而产生浪费,更应遵循“节水成本定价”,令农业水价等于节水总投资与节水总量之比,以激励农户节水。在农业水费征收方面,易福金等<sup>[11]</sup>证明通过计量水价实现节水目标对农户粮食种植的冲击更小,王西琴等<sup>[14]</sup>却认为量化的“以电折水”方法下几乎无法提高水价,只有灌溉用水定额制度水价具有上涨空间。在农业水权交易方面也存在不同意见,Fang等<sup>[15]</sup>研究发现水权交易能促使农户采用节水技术和减少农业用水,但胡振通等<sup>[16]</sup>提出中国水权交易成本过高,节余水权交易的净收益有限,无法有效促进小农户接受相对较高的水价。上述解释尚未达成统一共识,不过至少承认部分农业用水定价模式激励机制不合理,可能导致小农户收入下降。

c. 农业水价改革会激发小农户的非理性情绪,进而呈现抗拒状态。这类研究注意到农民人均收入大幅提高和农业水价较低之间的矛盾:农户收入并不会因为农业水价上涨而显著下降,但农民缴纳水费的意愿依然不高。杨晶<sup>[17]</sup>认为农户的水商品和

节水意识淡薄,并把农业节水的责任归于政府,使其心理无法接受农业水价提高。相关分析提出,上述现象的心理原因是农户心理参照点水价等于零或小于实际水价<sup>[18]</sup>,家庭经济收入、户主年龄、文化程度、现行水价差异等因素影响了农户的水价心理承受能力<sup>[19]</sup>。该解释从行为经济学角度提出了农业水价改革迟缓的解释,强调利用奖补政策调整其心理参照点水价。

d. 基于制度经济学,相关研究强调顺应农村社会的客观发展规律,避免强制要求小农户接受外生的农业水价改革。Ostrom等<sup>[20]</sup>利用不对称博弈分析,发现发展中国家的农民会通过自主谈判创造和实施相关规则,提高灌溉管理水平、降低农业用水不确定性,而外部力量的干预可能导致农民之间相互依赖的关系瓦解,进而限制农民对维护水利工程付费和志愿劳动力投入的意愿。将劳动力转移等因素纳入分析框架后,王亚华等<sup>[21]</sup>认为“义务工”和“劳动积累工”制度的取消使小农户更加关注个体利益,“搭便车”现象导致农村灌溉管理集体行动能力下降。部分学者认为政府作为农业用水制度主要供给方,需建立农业用水协会制度、强化水利工程建设 and 产权制度、完善奖惩补贴机制等,令农户相信较高的农业水对应较好的用水体验,才能提高其配合程度<sup>[22-23]</sup>。何文盛等<sup>[24]</sup>基于制度建设与创新,提出推动农业水价改革向纵深发展,包括统筹中央与地方关系、建立多元融资渠道等。

综上所述,前3种研究视角较多从农业水价改革的自身设计和实施成本、预期收益出发,第4种关注到了农业水价改革作为制度变迁对小农户的系统性影响,但没有深入分析农业水价改革下的小农户风险。基于制度经济学相关理论,任何制度创新都需协调与已有旧制度的替代关系,受到地区历史和文化影响,清除旧制度的潜在成本较高;并且,任何制度创新都需协调与其他制度改革的互补关系。这意味着,仅孤立地分析农业水价改革的实施成本,无法解释精准补贴和节水奖励的“失灵”,更不能有效促进小农户接受农业水价改革。本文利用制度变迁与制度配置理论,揭示小农户适应风险与生产生活风险的形成机制及其影响,提出增强小农户对农业水价提高容忍度的政策建议。

## 3 农业水价综合改革下小农户风险的生成机制与影响

### 3.1 农业水价综合改革的小农户风险生成机制

农业水价改革是农业用水旧制度结构向新制度结构转变过程(图1),对与农业用水相关的制度结

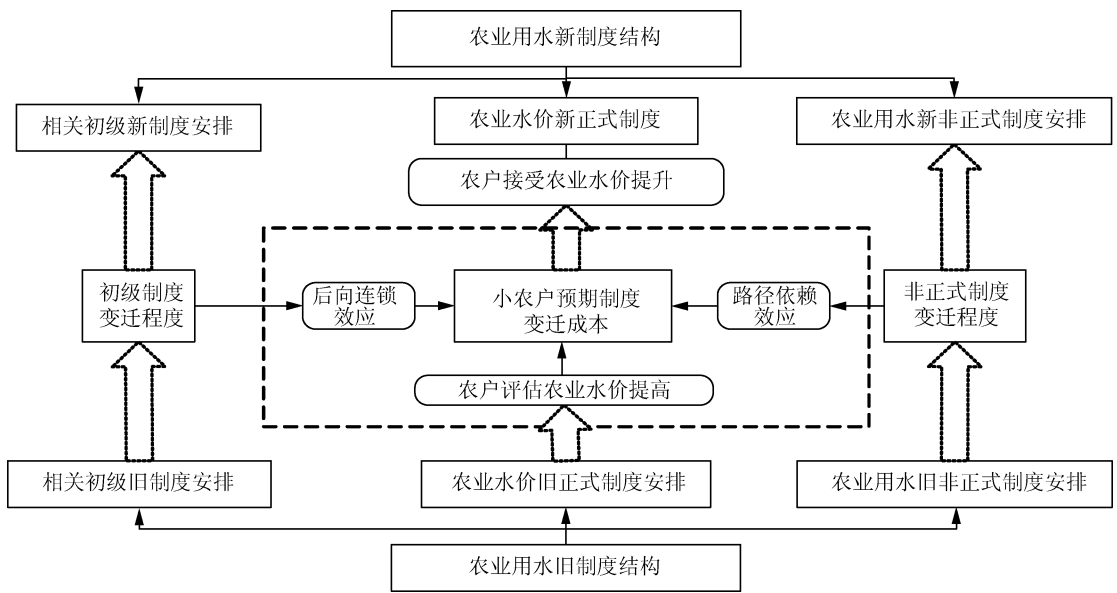


图1 农业用水制度结构变化的小农户风险生成机制

构产生系统性影响。制度结构变化可分为制度替代和制度配置两个方面,蕴涵着不确定性。换言之,农业水价改革的标志是农业水价提高,而小农户接受农业水价提高属于接受复杂新制度结构的起点,既要改变灌溉习惯,又要面对伴随的多个生产生活问题。

从制度替代看,制度变迁成本至少包括设计实施新制度、清除旧制度、消除变革阻力、不可避免的社会损失、随机成本等。在农业水价改革前,农业水资源管理并非制度真空,基本形成次优正式制度和非正式制度混合的制度结构。次优农业水价制度以投入要素或产出挂钩的间接定价模式为主,投入要素包括灌溉时间、灌溉面积、灌溉电量、劳动力等。非正式制度是一定地域范围内,人们在长期交往中有意识或自发形成的约定成俗、共同恪守的行为准则,主要指与传统文化关联、习俗挂钩、村民自治相关的约定俗成规则。非正式制度运行不需要设立专门的组织结构或者监督人员,较低的社会运行成本使之固化为社会交往传统,除非收益大到抵销潜在成本才能诱发制度变迁。在农业水价改革推进过程中,农业用水正式制度将从次优的间接定价模式转变为最优的从量水价,但非正式制度变化相对缓慢,小农户在新制度下的用水决策、矛盾处理方式、用水习惯等还未成熟,进而形成适应风险:脱离仍在运行的农业用水制度的同时,要适应农业水价改革的新制度。若小农户认为接受农业水价提高及改革的风险过大,自然地产生对旧制度的路径依赖。

从制度配置看,任何一项制度安排的运行都必定内在联结着制度结构中其他的制度安排,制度配置经常处于无效率的状态,制度之间发生抵触、冲

突以及真空的情况经常发生,协调与其他初级制度关系会产生系统风险,主要来自相关初级制度安排的不完善性。制度间相互关系形成了制度连锁机制,包括前向连锁和后向连锁,后者指次级制度变迁反作用于初级制度,形成变迁的必要性和强制性。农业水价制度并非一种根本性制度,需要以农村集体产权、农业要素市场、农村社会保障、乡村治理等初级制度变迁为基础。若改革实施过程中忽视后向连锁效应,将会导致新的次级制度无法实现既定功能。

进一步地,当相关初级制度改革没有完成时,地方政府实施农业水价改革有两种策略:一是,根据现有初级制度框架调整刺激制度改革方案,出现考核压力下的“政策变通”<sup>[25]</sup>;二是,为切实有效推动改革,在实施中同步“重塑”相关初级制度。由于农业水价改革得到中央政府高度重视,地方政府一般倾向于第二种实施策略。然而,这种策略会明显影响制度配置,使改革对象必须适应次级和相关初级制度的共同变迁。当出现不同关联制度间相互冲突时,风险敏感的小农户会意识到制度结构不协调,以及伴生的生产生活风险。即使出台了保持收入不变的奖补政策,但出于规避系统性风险的考虑,小农户对农业水价提高仍呈现出抗拒态度。

简而言之,农业水价改革下,小农户接受农业水价提高并非简单决策过程,而是面对制度结构改变带来的适应风险和生产生活风险,即使是“先提后补”的形式,也不能使其简单地接受农业水价提高,从而阻碍了部分地区的农业水价改革。

### 3.2 小农户适应风险对推进困境形成的作用

我国灌溉管理的非正式制度广泛存在,在历史

传承、文化传统、社会网络、乡绅共治等承载下延续至今。借助中国社会科学院农村发展研究所中国乡村振兴调查(CRRS),本文梳理了3类激励机制不同的非正式农业灌溉用水制度,论证小农户对非正式灌溉制度的路径依赖及其引发的适应风险。

**a.** 以声誉激励为主的管理方式。安徽石台县H村耕地不足30 hm<sup>2</sup>,小农户从事经济作物、果树、茶园、中药材等生产经营活动,降水基本满足灌溉需求,补充灌溉的河流引水有时会产生明显用水紧张。经村集体商议,农业水费和水利设施运行费用由村委会代缴,2020年村委会在集体资产收益分红比例由15%增至20%,相当于农户按照人数间接缴纳了灌溉费用。灌溉用水管理主要依靠非正式制度运行,解决用水矛盾采用“两次抽签”排序法:先是村小组代表抽签,然后组内再抽签确定灌溉顺序。上述制度没有确定灌溉时长,但是灌溉时间过长的农户面临严重声誉损失,自私的灌溉行为会降低其在村中的可信度和村级事务中的影响力。

**b.** 以灌溉管理者灌溉收入激励为主的管理方式。以安徽凤台县A村为例,当地年平均降水量为900 mm左右,主要种植作物是小麦和玉米,以地表水灌溉为主。灌溉系统分为一、二级和村级提水电站。村办或生产队办提水站主要由个人承包,固定资产投资由财政负担较多。对于个人承包户,承包收益来自村民缴纳与灌溉面积灌溉的排灌费,每年基本在600元/hm<sup>2</sup>左右,而承包成本分为不变的承包租金和可变的抽水电费,使得降低抽水电费成为经济激励机制:一方面,承包户通过调控灌溉速率降低抽水成本,避免管道中灌溉水位下降过于迅速;另一方面,承包户负责田间灌溉水闸的开放,一般都会严格把握时间,避免因浪费造成抽水成本的增加。

**c.** 以灌溉管理者非灌溉收入激励为主的管理模式。以安徽黟县K村为例,当地年均降水量1700 mm左右,K村总人口近600人,农地面积超过870 hm<sup>2</sup>,其中林地约占85%、农业耕地占15%。村委会以每年5万元的租金将集体所有水库承包给个人,承包户可从水库发电和水库养鱼中获得非灌溉收入,合同条件是优先保证村民灌溉用水。若收到大量村民在灌溉用水方面的投诉,村委会就会提高承包租金或者下一年更换承包人。在该机制下,承包人既要保证水库维持在一定水位以保证发电和养鱼,又要满足村民灌溉需求,故十分关注每次灌溉时长,避免过量供给或供给不足。由此,村民、村委会和水库承包人形成互相制约的关系,村庄灌溉用水的管理平稳有序、供需相对平衡。

上述村庄缺少大规模种植户,现代农业技术水

平相对较低,灌溉水管理制度是在长期文化因素、社会关系等作用下逐渐形成的,较少依赖正式的市场价格手段,小农户对农业水价改革的支持度不高。在农村熟人社会中,理性的经济行动受到社会关系的制约<sup>[26]</sup>,而社会关系在农户用水过程中扮演着重要的角色,能引发内部形成更多非正规的履约机制,一定程度上避免参与者之间的信息不对称、机会主义行为<sup>[27]</sup>。若文化、制度和技术之间的演化是相互分离的,而非通过社会内部协调和博弈形成,外来的强制干预可能加剧乡村内部的灌溉用水矛盾。上述村庄的非正式制度及其激励方式依然运行良好,或许存在不利于水利工程维护等问题,但包含了村民长期博弈形成的均衡状态以及有益的激励措施,核心原因是当地资源禀赋和技术的变化较慢,并没有明显快于价值体系和组织原则的调整,经济、制度和文化子系统协调关系较高。

总之,非正式农业用水制度引发的路径依赖会增加小农户的适应风险,配套的奖补政策只能维持收入不变,但无法消除潜在用水矛盾,这种影响表现出显著的地区异质性。完成农业水价改革省份中的小农户适应风险较低:北京、上海、浙江等地区的市场化和城镇化程度高,灌溉设施较为完善,农村居民人数较少、已有灌溉制度逐渐消解;青海、陕西等西北地区水权制度建设已取得一定成效,小农户水商品意识普遍。反之,在宗族关系复杂的南方农村地区、经济相对落后省份、农业人口密集的村庄中,大量非正式农业用水制度仍有生命力,小农户对市场化的水资源管理方式尚不熟悉,更不会贸然接受农业水价的提高。

### 3.3 小农户生产生活风险对推进困境形成的作用

在历次农业水价改革中,出现了农业用水协会“科层化”、农田水利设施维护水平较差、节水奖励发放效率较低等问题,令小农户质疑农业水价改革的有效性。在农村集体产权制度、乡村治理制度、农业科技体制机制、农村社会保障制度等初级制度变迁同步进行下,小农户将评估农业水价改革是否具有连续性,是否与更高级别的制度存在冲突。也就是说,小农户对农业水价改革的预期制度变迁成本,叠加了其他初级制度变迁的不确定性成本。其中,不完善的农村社会保障体系对农业水价改革的限制性最为典型。

长期以来,较低的农业用水价格挂钩了社会保障功能。实行联产承包制后,土地对农民就业、生活福利和伤病养老保障功能得到加强,对保证社会稳定发展起到重要作用<sup>[28]</sup>。农业灌溉用水作为土地资源的互补性要素,也具有社会保障性质,一定程度

上能平滑农业经营性收入。在自然风险方面,灌溉能有效避免农业产量下降,主要通过缓解干旱的影响,以及水肥配合减少虫害发生。例如,在极端干旱事件下,华北平原农户每增加1次灌溉频次平均挽回约21%的小麦单产损失<sup>[29]</sup>。在市场风险方面,当某种农产品价格大幅下降或投入要素价格上涨时,较低的灌溉价格有利于农户调整种植结构、利用水资源部分替代其他生产要素。

小农户消费贴现率较高,即使农业水价提高后再补贴,也会弱化灌溉社会保障功能。农业水价改革会挤占小农户现金流,增加其对抗干旱的灌溉风险和保持消费平稳的困难程度。小农户的收入和消费均具有季节性、集中性和不确定性的特点,二者波动结合催生出生产生活风险。2019年,农村居民消费支出占人均可支配收入的比重为85%,部分农户能利用自身储蓄和社会网络借贷的方式平滑刚性消费<sup>[30]</sup>,但对于收入较低且社会资本匮乏的小农户,依赖储蓄、社会网络和市场借贷分担收入风险的能力较差<sup>[31]</sup>,暂时性收入波动就容易引发明显的消费变化,甚至威胁其基本生计。

部分地区推动农业水价改革时注意到了小农户的生产生活风险,出现了考虑社会保障的改革案例。北京大兴区Z村为落实农业水价改革,村民代表大会协商确定设施农业水价为0.8元/m<sup>3</sup>,远高于限额内政府指导水价0.45元/m<sup>3</sup>,用水价格较改革前上涨了近50%。在奖补政策基础上,对种植面积小于2亩的菜农,每年直接下发300元的灌溉补贴到IC卡中,保证了小农户在一定额度内水价基本保持不变,超过之后自动按改革后水价收费。所以,该村农业水价改革较为顺利,关键原因是种植规模较小农户的无条件灌溉用水补贴,缓解了其面临的生产生活风险。

河北省“超用加价”模式也包括了良好的社会保障性,水权额度内用水按现行农业水价计收,超过水权额度后平均加价20%以上,超用水限额则在加价基础上再加征水资源税;在水权额度内可由政府回购、交易或结转下年使用,超过水权额度则没有奖励(粮食作物在定额内有奖励)。水权额度按承保的耕地面积和亩均耕地可分配水量核定,具体见《河北省农业用水限额及水量核定工作办法(试行)》;农业用水限额根据灌溉面积和单位用水限额核定,具体见《河北省水权确权登记办法》。截至2018年,“超用加价”模式在145个县实施,占河北省水价改革总面积的95%左右。“超用加价”模式制定了水权额度和用水限额两个标准,本质上分别对应“生存水权”和“发展水权”,在“生存水权”内

只有正向激励且农业水价维持不变,有力推动了农业水价改革进程。

农业水价提高带来的生存生活风险,也可以解释不同主体对农业水价提高的差异性接受程度。河北邢台南和区采用“以电折水”计价模式,并推行地表水为主、地下水补充的双灌计划,结合稳定粮食播种面积、增加农户收入等社会目标,农业用水价格维持在0.65元/(kW·h)的较低水平,漫灌的单次灌溉成本为375元/hm<sup>2</sup>(包括雇工成本)。实地调查显示,小农户对农业水价提高非常抗拒,而种植规模较大的新型经营主体比较容易接受,两类主体核心区别是对生产生活风险的承受能力不同。当地新型经营主体种植规模较大,平均在3hm<sup>2</sup>左右,广泛采用喷灌技术和购买自然灾害保险,省工和省地的经济效应明显,抗农业风险能力较强。不仅如此,新型经营主体的要素投入量较大,借贷能力较强,现金流相对充裕,有能力接受农业水价先提高,核算完农业用水后再申请节水奖励。相对地,小农户耕地面积平均不足2亩,资本存量有限,面积过小无法使用喷灌技术,且由于“多户用一井”的情况容易产生冲突,土地托管下依然要小农户缴纳灌溉费用,使农业水价“先提后补”产生的收入波动难以被消除。

## 4 全面推进农业水价综合改革的政策建议

### 4.1 因地制宜设计农业水价改革的微观主体管理模式

从管理成本出发,农业水资源可持续利用的微观责任主体不一定是小农户。对于水资源较为紧张且利用地下水较多的地区,灌溉负外部性可能造成严重的生态后果,需要所有农户均为责任主体,故应采用终端统一管理,计量设施成本由政府支付,监督和运营职责可承包给个人或企业,类似于上述凤台县的模式。对于以地表水灌溉,或非正式灌溉制度运行良好的部分地区,村级或灌溉区域放水员可成为改革的终端责任主体,减少收缴灌溉水费的社会成本。例如,浙江省江山市凤林镇成立了凤林水利管理协会,共有责任主体放水员5名,农户在定额内用水免费,由村集体统一支付;超额用水部分,由片区放水员收取,并向协会支付超额水费。也就是说,放水员需接受“先考核后奖惩”,负责区域未超过定额用水量接受节水奖励,反之予以惩罚。整个过程中,水利管理协会、村集体、放水员成为农业水价改革的责任主体,最大程度降低了农业水价提高对小农户的影响。

### 4.2 将生存灌溉补贴和农业保险补贴纳入奖补政策构建包含生存灌溉补贴和农业保险补贴的奖补

体系。第一档划定基本生产农业用水权利,维持小农户灌溉水价不变,甚至可对低收入小农户可免除水价,但超出部分应大幅提高农业水价,甚至达到全成本水价,即“免除小农户定额内水费,超定额水价实行成本水价和累进加价”;第二档划定农业用水限额标准,在限额内对粮食种植或节水大户进行精准节水奖励,且根据降雨、节水技术、种植结构等因素动态调整限额和奖励标准。另外,利用农业保险补贴鼓励小农户购买农业自然灾害保险,减少干旱等气候引发的产量损失。由此,两种补贴措施可缓解农业水价改革对灌溉社会保障功能的冲击,降低小农户接受农业水价提高的风险,为节水奖补政策发挥作用创造条件。

#### 4.3 完善农村基础设施和社会保障体系

率先完成农业水价改革的省份,农村基础设施、市场机制、社会保障体系均较为完善,农业水价提高没有引发明显的小农户风险。基于上述经验,改革相对滞后的地区,应借助乡村振兴战略,从政府救助、基础设施、人力资本 3 个维度提高农村社会保障水平。政府救助包括提高农村低保标准、发放一次性补助金、推出政策性的消费贷款等;基础设施建设的作用在于推动农村非农产业发展和减少外出务工的成本,强化非农就业对小农户生活的保障效果;大力提高农村人力资本,包括健康、知识、技能等维度,构建小农户自我保险的良性循环机制。

#### 参考文献:

[1] 杨鑫,穆月英. 中国粮食生产与水资源的时空匹配格局[J]. 华南农业大学学报(社会科学版),2019,18(4):91-100.

[2] 李然,田代贵. 农业水价的困境摆脱与当下因应[J]. 改革,2016(9):107-114.

[3] 胡继连,崔海峰. 我国农业水价改革的历史进程与限制因素[J]. 山东农业大学学报(社会科学版),2017,19(4):22-29.

[4] 邹涛. 我国农业水价综合改革的进展、问题及对策[J]. 价格理论与实践,2020(5):41-44.

[5] 姜文来,冯欣,刘洋,等. 我国农业水价综合改革区域差异分析[J]. 水利水电科技进展,2020,40(6):1-5.

[6] 蔡威熙,周玉玺,胡继连. 农业水价改革的利益相容政策研究:基于山东省的案例分析[J]. 农业经济问题,2020(10):32-39.

[7] 戴向前,郎励贤,王志强,等. 农业用水精准补贴落实情况分析[J]. 水利发展研究,2017,17(6):1-4.

[8] 孙天合,关宝珠,邓洪波,等. 地下水超采区“一提一补”农业水价政策模式与推广困境反思[J]. 水利经济,2020,38(4):68-73.

[9] 冯欣,姜文来. 我国农业用水利益相关者研究进展与展

望[J]. 中国农业资源与区划,2018,39(2):8-12.

[10] 刘莹,黄季焜,王金霞. 水价政策对灌溉用水及种植收入的影响[J]. 经济学(季刊),2015,14(4):1375-1392.

[11] 易福金,肖蓉,王金霞. 计量水价、定额管理还是按亩收费:海河流域农业用水政策探究[J]. 中国农村观察,2019(1):33-50.

[12] 刘小勇. 农业水价改革的理论分析与路径选择[J]. 水利经济,2016,34(4):31-34.

[13] 胡继连,王秀鹃. 农业“节水成本定价”假说与水价改革政策建议[J]. 农业经济问题,2018(1):120-126.

[14] 王西琴,尹华玉,罗予若. 河北地下水超采区基于农户水费承受能力的水价提升空间[J]. 西北大学学报(自然科学版),2020,50(2):234-240.

[15] FANG L, ZHANG L. Does the trading of water rights encourage technology improvement and agricultural water conservation[J]. Agricultural Water Management, 2020, 233: 106097.

[16] 胡振通,王亚华. 地下水超采综合治理的农户评价、原因分析与改进建议[J]. 中国人口·资源与环境,2018,28(10):160-168.

[17] 杨晶. 乡村振兴战略推进下农业水资源节水激励机制研究[J]. 农业经济,2020(7):12-14.

[18] 张维康,曾扬一,傅新红,等. 心理参照点、支付意愿与灌溉水价:以四川省 20 县区 567 户农民为例[J]. 资源科学,2014,36(10):2020-2028.

[19] 唐宏,杨中举,马历. 农户灌溉水费支付意愿及影响因素研究:基于绵阳市 207 户农户的调查[J]. 四川农业大学学报,2019,37(1):134-142.

[20] OSTROM E, GARDNER R. Coping with asymmetries in the commons: self-governing irrigation systems can work [J]. Journal of Economic Perspectives, 1993, 7(4):93-112.

[21] 王亚华,臧良震. 小农户的集体行动逻辑[J]. 农业经济问题,2020(1):59-67.

[22] 何寿奎. 我国农业水价综合改革路径选择与配套制度研究:以重庆试点区县为例[J]. 价格理论与实践,2015(5):39-41.

[23] 姜翔程,解小爽,孙杰. 农业水价综合改革的利益相关者分析[J]. 水利经济,2020,38(1):49-53.

[24] 何文盛,杜丽娜,杜晓林,等. 农业水价综合改革政策绩效偏差从何而来:基于甘肃 10 个试点县(区)的实证研究[J]. 公共行政评论,2021,14(1):151-169.

[25] 李瑞昌. 中国公共政策实施中的“政策空传”现象研究[J]. 公共行政评论,2012,5(3):59-85.

[26] 田甜,杨钢桥,赵微,等. 农地整治项目农民参与行为机理研究:基于嵌入性社会结构理论[J]. 农业技术经济,2015(7):16-26.

[27] 李明贤,周蓉. 社会信任、关系网络与合作社社员资金互助行为:基于一个典型案例研究[J]. 农业经济问题,2018(5):103-113.

(下转第 78 页)

# 山东省地下水超采井灌区农业水权制度改革研究

王冠儒<sup>1</sup>, 胡继连<sup>1,2</sup>, 王秀鹃<sup>3</sup>

(1. 山东农业大学经济管理学院, 山东 泰安 271018; 2. 山东农业大学马克思主义学院, 山东 泰安 271018;  
3. 山东农业大学公共管理学院, 山东 泰安 271018)

**摘要:** 山东省水资源严重短缺, 农业灌溉用水主要依赖于地下水, 地下水超采问题严重, 对生态环境造成危害。从产权经济学角度对地下水超采原因分析得出, 地下水资源具有“社团”产权属性是产生地下水超采问题的主要原因。地下水水权排他性不完全, 产权界定不清晰, 水权效率极低。水权市场制度建设不完整, 无水权交易机制, 导致水权转让受阻, 进而导致地下水超采问题的发生。因此, 应着力推进井灌区农业水权制度改革, 将农业水权清晰界定到户与建立水权交易和流转机制有机统一起来, 以此来优化地下水资源配置, 解决地下水超采问题。

**关键词:** 农业水权制度改革; 地下水超采; 井灌区; 山东省

**中图分类号:** F407.9

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1003-9511(2022)02-0068-06

随着经济和社会的发展, 各行各业用水需求不断增加, 对地下水资源的需求量持续增长, 地下水供需与经济发展之间的矛盾日益突出。农业是最大的用水部门和地下水用水大户, 据统计, 全国开采的地下水65%用于农业灌溉<sup>[1]</sup>, 在地表水短缺的情况下, 井灌区农户会大量抽取地下水来满足农田灌溉的需要。而地下水又是一种典型的公共池塘资源<sup>[2]</sup>, 在世界范围内普遍存在过度利用的现象<sup>[3]</sup>。对地下水资源的长期开采会引发海咸水入侵、地下水位下降和地表下沉等问题<sup>[4]</sup>, 严重影响生态环境和绿色发展。

我国正积极推动地下水超采综合治理, 2014—2021年的中央一号文件都指出了要推进地下水超采综合治理工作。当前学界也为解决地下水超采问题做了大量研究。王金霞等<sup>[5]</sup>发现, 在我国华北地区农户自发的地下水市场已经形成, 农田灌溉主要使用地下水。郭晖等<sup>[6]</sup>指出, 北方相当多的井灌区地下水超采严重, 长期粗放的灌溉用水方式是造成地下水过度开采利用的原因。农户之所以选择粗放的灌溉用水方式, 是因为农业水权尚未清晰界定, 农户在农田灌溉时毫无节水积极性。因此, 农业水权的界定不清晰是井灌区地下水超采的根本原因。刘

一明等<sup>[7]</sup>分析了水权界定与水权交易对农户灌溉用水行为的影响, 提出了扩大农业水权界定、发展水权交易的建议。胡继连<sup>[8]</sup>指出, 只要农户水权得到更清晰的界定, 农户用水的技术经济效率以及农用水资源的配置和利用效率就会得到大程度的提高。葛颜祥等<sup>[9]</sup>认为, 地下水管制政策缺乏有效激励、约束机制以及事前管理和市场引导, 提出引入可交易水权制度来控制地下水开采量, 提高地下水用水效率。本文提出井灌区农业水权制度改革的建议, 通过采取农业水权清晰界定给井灌区农户和建立水权交易和流转机制等措施, 推进井灌区地下水超采治理。

## 1 山东省水资源利用现状及井灌区地下水超采危害

### 1.1 水资源利用现状

山东省地下水开采量在逐年减少, 但地下水仍为首要供水水源。近年来, 山东平均每年开采98.58亿m<sup>3</sup>地下水。地下水供水比例最低为2019年的34.92%, 最高为2009年的44.12%, 平均为39.32%(表1)。山东省农业生产用水主要依赖于地下水, 很多井灌区均已出现地下水超采的现象, 大量地下水资源被浪费, 危及生态平衡。要想治理地

基金项目: 国家自然科学基金(42007411)

作者简介: 王冠儒(1998—), 男, 硕士研究生, 主要从事农业资源与环境管理研究。E-mail: guanruwang616@163.com

通信作者: 王秀鹃(1981—), 女, 教授, 博士, 主要从事资源与环境管理研究。E-mail: xjwang0709@sdau.edu.cn

表 1 2009—2019 年山东省供水情况

年份	供水总量/亿 m <sup>3</sup>	当地地表水/亿 m <sup>3</sup>	跨流域调水/亿 m <sup>3</sup>	地下水/亿 m <sup>3</sup>	其他/亿 m <sup>3</sup>	地下水供水量占总供水量的比例/%
2009	219.99	59.02	60.60	97.05	3.33	44.12
2010	222.47	65.52	61.63	91.31	4.01	41.04
2011	224.05	68.49	58.84	89.34	7.38	39.88
2012	221.79	65.28	60.84	89.26	6.41	40.25
2013	217.94	66.24	58.70	86.86	6.15	39.86
2014	214.52	59.00	62.26	85.99	7.28	40.08
2015	212.77	56.74	65.26	83.11	7.65	39.06
2016	213.99	56.62	66.64	82.34	8.39	38.48
2017	209.47	54.72	66.36	79.71	8.68	38.05
2018	212.66	59.36	66.30	78.29	8.71	36.81
2019	225.26	49.97	87.08	78.67	9.54	34.92

资料来源:2010—2019 年《山东省水资源公报》。

下水超采问题,促进地下水合理利用,改变井灌区现有农业水权制度是关键。要着力推进井灌区农业水权制度改革和水权水市场制度建设,在井灌区进一步界定农业水权,提高农业水资源利用率,以此来推进地下水超采的治理。

## 1.2 井灌区地下水超采的危害

山东省井灌区地下水超采已经引发了地下水位下降、地下水漏斗形成、地面沉降、河道断流、泉水干枯和海咸水入侵等问题。地下水超采影响生态平衡,需要从根本上究其原因,并制定相应措施来解决地下水超采问题。

**a. 地下水位下降,含水层厚度减少。**近年来山东省地下水平均埋深呈递增趋势,由 2009 年的 5.53 m 增长到了 2019 年的 6.91 m。由于对地下水的不断开采,导致全省平均地下水位 10 年下降了 1.38 m(表 2)。农业灌溉是浅层超采区地下水的主要用途,对山东省地下水含水层厚度的减少和地下水埋深的增大具有重大影响。

**b. 地下水漏斗面积增大。**如表 2 所示,近年来,由于地下水水位不断下降,地下水埋深不断增大,地下水漏斗区面积也逐渐增大,“五大漏斗区”

面积已占全省漏斗区总面积的 90% 左右。平原区地下水漏斗区面积 10 年增加了 1084 km<sup>2</sup>,由 13 119 km<sup>2</sup>增加到了 14 203 km<sup>2</sup>。

**c. 地面沉降。**由于地下水的过度开采得不到有效补给,常年来地下水开采量大于补给量,致使地下水位不断下降,从而引发地面沉降等地质灾害的发生。东营、滨州等地因地下水超采出现了地面沉降现象,且地面沉降范围趋于逐年增加态势。

**d. 海咸水入侵。**海咸水入侵的问题主要出现在青岛、烟台和威海等沿海地区。地下水超采引发海咸水入侵,海咸水入侵导致造成地下水水质恶化、土地盐渍化和生产能力下降等问题的发生,致使农业生产受到阻碍,对生态环境造成恶劣影响。

## 2 地下水超采的水权制度原因及其经济学分析

### 2.1 地下水超采的水权制度原因:公地悲剧

地下水超采与井灌区“不加限制”的灌溉取水有关,属于农业用水“公地悲剧”。井灌区地下水超采的形成与农业灌溉时抽取地下水有密不可分的关系。根据《山东省地下水超采区评价》(2014)成果

表 2 2009—2019 年山东省地下水超采情况

年份	地下水平均埋深/m	平原区漏斗区面积/km <sup>2</sup>	淄博—潍坊漏斗区/km <sup>2</sup>	莘县—夏津漏斗区/km <sup>2</sup>	济宁—汶上漏斗区/km <sup>2</sup>	宁津漏斗区/km <sup>2</sup>	单县漏斗区/km <sup>2</sup>	“五大漏斗区”面积占总面积比例/%
2009	5.53	13 119	5 475	4 004	1 248	1 092	398	93.12
2010	5.51	13 258	5 809	4 033	1 114	1 077	392	93.72
2011	5.07	12 210	5 422	3 696	1 266	830	280	94.14
2012	5.56	12 258	5 468	3 706	1 323	725	286	93.88
2013	5.88	12 517	5 268	3 729	1 771	742	350	94.75
2014	6.38	14 198	5 704	4 046	2 162	865	301	92.11
2015	6.52	14 370	5 720	4 185	2 189	850	270	91.96
2016	6.34	14 100	5 856	4 120	2 045	741	190	91.86
2017	6.5	14 190	5 813	4 266	1 990	845	160	92.14
2018	6.29	13 170	5 068	4 168	1 901	825	0	90.83
2019	6.91	14 203	4 593	4 410	2 712	928	0	89.02

资料来源:2010—2019 年《山东省水资源公报》。



统计,农业灌溉是浅层超采区地下水的主要用途,占比为64%。在山东的井灌区,农田灌溉用水很大一部分取自于利用机井抽取的地下水,毫无节制地利用地下水进行农田灌溉是导致地下水超采和地下漏斗的形成的重要原因。在山东的大多数井灌区,经县级水利主管部门批准后,农民可以在田间地头利用机井取水,取水量根据需求由农户自行决定,取水量不受限制,只要农民自付抽水电费即可“按需定取”,这种取水方式容易失去取水用水限制,进而导致井灌区地下水超采“公地悲剧”。地下水超采的根源则是现有的“社团”式农业水权制度,“社团”式水权制度下产权对内模糊,“社团”内部容易产生“用水竞赛”,造成井灌区地下水资源浪费。

农业水权是有关农业水资源权利的总和,包括水资源所有权、取水权、供水权、用水权以及其他一些衍生权利。水权结构是由所有权、占有权、使用权、收益权和处置权等各项权能之间的相互关系和各项水权权能主体间的相互关联所组成的结构<sup>[10]</sup>。水权排他性、可转让性、可行使性、可分割性、社会制约性和稳定性6个要素组成的水权结构是有效率的。水权的排他性是6个要素中的最基本特征,其他5个要素的强度直接受水权排他性的强弱影响。水权效率受水权属性和水权质量的影响,水权属性和水权的质量又是由水权排他性的强度决定的,所以水权排他性可影响水权效率。低效率的水权表现为水权的排他性不强,水权难以转让,行使能力较差,分割程度不高,社会制约性不强且产权稳定性较差,贮存时间短。低效率水权主要有3种表现形式,即无主水权、公有水权和“社团”水权。

现有井灌区农业水权属于“社团”水权。“社团”水权有对内模糊、竞争性强和对外清晰、排他性强的特点。山东大部分地区采用地下水资源进行农业灌溉。地下水资源的分配一般以市、县、乡等行政区划为单位,乡镇一般为“社团”的基本单位。井灌区多以村或几个村为单位划分,并进行集体管理。在地下水资源分配到乡镇的井灌区后,井灌区内所有农户都可以参与水资源分配和使用,该区域内所有正式的“社团”成员都可以享有、自由使用和支配井灌区的水资源,且对“社团”之外的成员具有很强的排他性。然而在井灌区内成员之间的产权界定却不清晰,所有“社团”成员之间在水资源的利用上没有排他性。也就是说,“社团”内各农户可以自己的需求为准来消费水资源并且不能排斥井灌区其他农户对水资源的消费。

井灌区农业水权的“社团”产权属性会使农户在行使水权时产生一种特殊的用水激励。农户作为

经济理性人,都会争先抢夺位于产权公域内的水资源。为降低成本和获得最大利益,农户会大量开采地下水,直至其利用地下水资源的边际收益等于边际成本为止。当灌溉时间、灌溉面积等条件相同时,井灌区农户会选择使用更多的地下水来进行农业灌溉。这无疑是在浪费地下水资源,此用水方式对地下水超采现象发生起到重要作用。因此,井灌区现有农业水权的“社团”产权属性是地下水资源的过度开采的根源所在。

## 2.2 地下水超采原因的经济分析

### 2.2.1 农业水权排他性较弱

水权排他性是指水资源使用者有权不让他人拥有和使用该部分水,并有权独自占用水资源使用时产生的收益和承担发生的成本<sup>[11]</sup>。“社团”产权的排他性强弱程度于其“社团”规模有关,二者呈反比关系。地下水资源“社团”最小规模是由井灌区内所有农户组合而成的。一般来说,“社团”规模越小,成员人数越少,其产权排他性越强。水权界定的总成本 $C$ 是由产权的排他成本 $C_1$ 和内部管理成本 $C_2$ 共同构成的(图1),即 $C = C_1 + C_2$ 。产权的排他成本是为地下水资源确定排他性权力的过程中所耗费的成本,而内部管理成本指的是当地下水资源的产权不具有排他性时,产权所有者做出决策和行动所花费的成本,如“社团”内部时间和组织成本等。由图1可以看出,随着“社团”成员人数 $Q$ 的增加,产权的排他成本是逐渐减少的,内部管理成本是逐渐增大的。而“社团”规模为 $q$ 时,水权界定的成本为 $a$ ,此时水权界定成本最低。

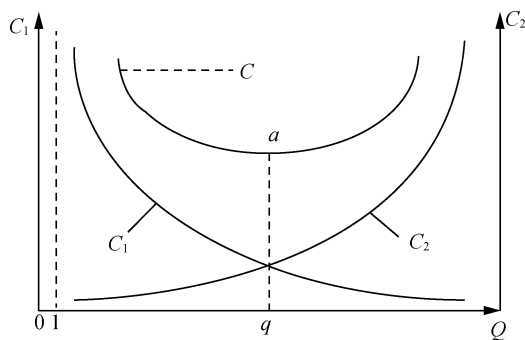


图1 水权界定的成本

农业水权排他性较弱的原因有两方面,一是水权界定时未考虑内部管理成本,二是现实中井灌区农业水权界定排他成本过高,农户没有水权界定的积极性,农业水权会一直处于“社团”产权的状态。

农业水权界定过程中只考虑了产权的排他成本。图2为农业水权“社团”规模示意图,图中 $MR$ 是水权界定的边际收益, $MC$ 是水权界定的边际总成本, $MC_1$ 为水权界定的边际排他成本。现实情况

下,农业水权界定忽略了内部管理成本,只考虑了边际排他成本,所以现实中农业水权“社团”的成员数为边际排他成本曲线  $MC_1$  和边际收益曲线  $MR$  的交点  $Q_2$ 。但理想状态下,农业水权界定应把产权的排他成本和内部管理成本均考虑在内,即边际总成本曲线  $MC$  和边际收益曲线  $MR$  的交点,得出农业水权“社团”的最优规模  $Q_1$ 。从图2可以看出,由于农业水权的界定时仅考虑产权排他成本,未考虑内部管理成本,导致  $Q_2$  明显大于  $Q_1$ ,也就是说现实中农业水“社团”规模要大于最优规模,农业水权的排他性处于较低程度,农业水权界定并没有达到更清晰的程度,需进一步界定。

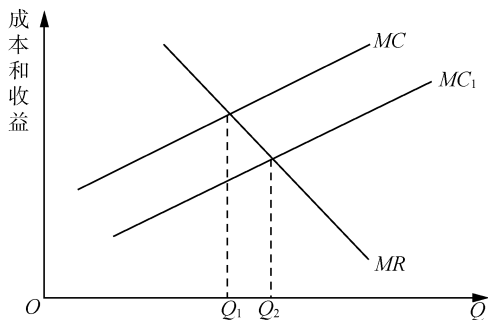


图2 农业水权“社团”规模

现实中井灌区农业水权界定排他成本过高,对农业水权进一步清晰界定产生负面的影响。如果把井灌区农业水权界定到户,如图1所示,此时  $Q$  为1,虽然其内部管理成本趋近于零,但此时其产权的排他成本是非常大的,水权界定到户的总成本是远大于均衡点  $q$  时的成本  $a$  的,这时确立排他性产权的成本时远大于界定后带来的收益,此时水权继续界定是得不偿失的。现实情况中井灌区农业水权终端计量的成本非常高,需花费大量资金去建设封闭渠系、管道和购买地下水监测计量设备。因农业水权界定到户所带来的收益无法保证,所以农户无承担高额费用的意愿,导致农业水权无法进一步界定。综上所述,井灌区农户作为经济理性人,此时宁可让水权停留在“社团”产权的形式上,也不愿意花费高昂的费用,去追求那微弱的收益。井灌区全体农户都会心照不宣地作出无排他意愿的集体非理性选择,最终导致农业水权制度一直会保持“社团”式水权制度的状态,这种情况下,“社团”内部农户们可以共享和随意利用井灌区内水资源,导致地下水资源使用过程中大水漫灌、跑冒渗漏等负外部性为的产生,而其他农户也无权制止,这样会增加地下水开采量,不利于农业节水。从农户角度出发,农户无法行使水权的各项权能,只因农户无法确定自己的产权边界和水权数量,当然也无法避免其他农户去分

享和损害其自身权益。由此看来,水权在农业用水户间排他性不完全且排他程度较低。

### 2.2.2 农业水权转让受阻

产权只有可转让才能有效率。水权的转让是指水权在不同主体进行让渡和流转<sup>[12]</sup>。水权的流转是依靠水权富余者与缺水者之间的水权交易来实现的。山东主要依赖于地下水来进行农业灌溉,因此农业水权转让主要涉及地下水资源的流转。

井灌区水权交易机制和流转制度的缺失导致水权不能流转。即使农户利用节水手段达到节水效果,但因无水权交易机制和流转制度,农户并不能拥有节余水资源,导致节余水权落入产权公域。一旦进入了产权公域,该农户也无法阻止他人对这部分水的无偿使用,井灌区其他农户就会竞相去争夺产权公域内的水,造成水资源浪费。农户节约了地下水权却不能按市场机制进行转让,用户的节水行为得不到补偿。此时因为节水成本大于节水收益,所以农户节水意识就会淡化,会滋生利己心理,产生一种反向用水激励。农户会选择大水漫灌的用水方式,增大地下水用水量,造成了地下水资源浪费。

井灌区水权交易是否发生和发生频率取决于其交易成本。交易发生的前提条件是水权交易所获得的收益大于交易成本。而现实中井灌区农业水权的交易成本过高抑制了水权交易的发生。水权交易成本是由信息搜寻成本、签订合同成本、讨价还价成本、监督违约成本、水权计量成本等构成<sup>[10]</sup>。现有井灌区水权未清晰界定、地下水水权流转价格偏低和水权交易的场所和中介组织以及监督部门的缺失增加了水权的交易成本。

现实中井灌区农业水权交易过程中水权计量成本过高,增加了交易成本。井灌区现有农业水权属于“社团”产权,初始水权界定不清晰,农业水权排他性不完全,井灌区农户不能享有和行使地下水水权。农户等水权主体并不清楚地知道自己拥有地下水资源量,更不能通过水权交易来获取收益。农业水权界定到户是井灌区农业水权交易和流转的前提,要想进行井灌区农业水权流转,就必须先将井灌区的农业水权计量到户,让农户清楚地知道自己拥有、使用和剩余水权的数量,而这需要投入更多的成本来满足用水计量到户的需求,这无疑增大了水权的交易成本,抑制了水权转让的发生。

井灌区地下水水权流转价格偏低增加了水权交易的难度。现有井灌区大多数水权交易是以“农转非”的形式进行的。现实中由于信息不对称,农户在谈判中处于弱势地位,企业往往能以较低的价格来收购农户的节余水权。这种情况下,水权转让价

格低于正常价格,农户没有获得合理的收益,降低了农户参与交易的积极性,交易难度和交易成本会大大增加。

井灌区水权交易的场所和中介组织以及监督部门的缺失增加了水权的交易成本,抑制了水权转让。无水权交易监督部门的缺失会增大交易的风险,增加监督违约的成本,抑制水权交易。井灌区无水权交易的场所和中介组织,导致了农户无法准确了解具体的转让信息。此时农户只能花费大量的信息搜寻成本,去寻找交易方。对于买卖双方来说,农业水权的转让所需的交易成本已经远远高于交易本身所带来的收益,这种情况下,井灌区农业水权转让会被抑制,农户就会放弃转让剩余水权的权利,造成地下水资源的浪费。

### 3 地下水超采井灌区农业水权制度改革建议

#### 3.1 落实“节水优先”治水思路,大力发展节水农业

水权制度改革是贯彻落实“节水优先”治水思路的重要举措。井灌区农业水权改革的重点任务是将农业水权分配到户和建立水权交易和流转机制。农业水权初始分配要落实节水理念,一方面要严格将井灌区地下水用水总量控制在用水红线之下,杜绝过量开采地下水的现象发生。另一方面在井灌区农业水权分配到户过程中,要创新农业水权分配模式,合理确定农作物用水定额,准确确定农户灌溉面积,公平合理地将水权分配到户,真正做到井灌区地下水资源的“物尽其用”。

井灌区水权流转可以使地下水资源从低效益领域流向高效益领域,促进节水升级。农户如果过量使用地下水资源,必然会出现其初始分配的水权不够用的情况,这时农户只能通过井灌区地下水水权市场去购买额外的水权,这会导致用水成本的增加。如果农户水权有剩余,则可通过地下水水权市场进行交易并获得一定的节水补偿。实施井灌区农业水权制度改革后,可以以水权倒逼井灌区的农业节水。在这种情况下,农户过量地取用地下水、选择大水漫灌的灌溉方式是得不偿失的,这样只会增加其用水成本并且损失其一部分的节水收益。水权制度改革后,农户会产生节水激励,在农田灌溉时会合理取用地下水,在保证农作物正常用水需求下,尽量节约地下水资源,追求用水效益最大化,以降低其农业生产的成本。

水权制度改革可以推动节水农业的发展。推广节水灌溉技术是发展节水农业的重要举措之一。农业水权制度改革后,农户可通过对节余水权的流转而获得相应的经济补偿。而通过采纳节水灌溉技

术,农户的节水量会得到相应的提高,节水收益也会随之增加。在此激励下,井灌区农户的节水自觉性将会得到提升,农户采取节水灌溉措施的意愿也会得到提高。为满足农户采取节水措施的意愿,可以在井灌区引进喷灌、管灌和水肥一体化等方式进行灌溉,进一步促进农业节水,实现井灌区地下水开采量的压减。齐河县焦庙镇采取政府和社会资本共同参与的方式实行了水利部农田高效节水灌溉试点项目的落地。在井灌区 352.8 hm<sup>2</sup> 耕地里安装了几十套节水灌溉设施。项目落地后可节约 33.7 万 m<sup>3</sup>, 年获益约 197.71 万元,实现了地下水节水目标。农业水权制度改革变相地提高了农业用水效率,减少了农业用水量 and 地下水开采量,实现了农业节水。

#### 3.2 清晰界定农业水权给井灌区农户

地下水资源是有明显的“公共池塘资源”属性,随意开采容易引发“公地悲剧”,解决公地悲剧的方法就是水权界定,将农业水权清晰地界定到户,为地下水资源设置排他性产权,以此来提高地下水资源的利用效率,从根本上解决地下水超采问题。

因为地下水资源水权初始分配以地下水资源可分配总量为依据,所以界定水权首先要对地下水管理单元进行划分。地下水管理单元指的是在取水时能作为单个系统来发挥功能的含水层系(水流可以在含水层的各部分间相互贯通)。一般来说,每个地下水管理单元都只有一个含水层。地下水管理单元与省界或一级流域甚至二级流域不一定不一致,地下水管理单元划分时要将补给区包括在内,并以道路等地理标准、水文地质以及县(区)、乡(镇)等行政区域来进行划分。地下水管理单元划分之后,根据地下水赋存情况,在维持正常的生态环境前提下,确定各地下水管理单元的可持续出水量,利用数学模型来计算最终各个地下水管理单元的地下水可分配数量。

根据每个地下水管理单元的地下水可分配数量,对井灌区每位农户进行初始水权分配,应以农户的耕地面积、农作物种类、灌溉定额和地理区位(输水距离)来进行综合测算,以此来确定每位农户可获得水权数量,分配到最终用水户,实现农业水权界定到户。井灌区可使用先进的机电设备来抽取地下水,对农户的用水量进行现代化电子计量。农户进行灌溉时,电子计量设备会对用水量进行实时记录,当用水量累计总量超过农户所分得的可用水量时,机电设备会停止供水。此时,农户只能购买新的水权并支付超定额取水累进加价水资源费,才能继续进行农田灌溉。此种方式可形成节水激励,提高农户节水积极性,促进农业节水。德州市宁津县在 2014

年开展井灌区水权制度改革,将农业水权确权到户,缓解了地下水超采的现象。宁津县经过精确测算和科学研判后,决定试点区农户每年每亩地用水额度为 $310\text{m}^3$ ,向试点区3467家农户颁发水权证和取水射频卡,实现水权确权到户。农户在相应电力设备刷卡后方可进行灌溉,灌溉期间实时记录用水量,若达到核准的用水额度,设备即停止供水。此方式可以科学有效地管控农户的取水用水行为,避免地下水超采。水权确权到户后,用水定额是改革前平均用水量的87%,节水成果明显。

### 3.3 建立井灌区水权交易和流转机制

《山东省地下水超采区综合整治实施方案》提出,要探索多种形式的水权交易流转方式。科斯定理指出,在产权能够清晰界定的前提下,只要允许自由交易,无论是零还是正交易成本,资源总可以达到有效配置。地下水资源管理与科斯定理相结合形成可交易水权制度,其可以使地下水资源配置到达最佳。可交易水权制度是指农户可以将多余水权在水权市场上进行二次交易,以换取相应经济补偿。在供给和需求机制作用下,水权富余者与缺水者完成水权交易,地下水将从低效益领域流向高效益的领域。

井灌区水权交易将以地下水水权交易平台为依托,建立区域地下水水权交易所。地下水水权交易所一般以县域或井灌区为单元进行设立,在政府授权下负责本县域或井灌区的水权交易。政府在一级市场完成水权的初始分配,将满足一定条件的地下水水权以水权拍卖的方式转让给用水户。在二级市场上进行井灌区用水户之间的地下水水权交易,完成地下水在井灌区内的流转,使井灌区地下水资源达到最佳配置。宁津县井灌区建立水权交易机制,开展水权交易改革,水权交易依托“互联网+水权交易平台”的方式实现,交易一般在农户间或农户和用水者协会间进行。农户可足不出户,通过网上方便快捷的进行水权交易,实现水资源的市场化流转,年可节约近3000多万 $\text{m}^3$ 农业用水,优化了地下水资源配置。

井灌区水权交易面向农户,交易程序太复杂、技术要求太高会不利于农户的水权交易。且单个农户的节水量相对偏小,其单独进行水权转让的交易成本过高且交易效率过低。为减少交易成本和复杂性,可以灌区农民用水者协会为依托,采用相对便民的交易措施。农民用水者协会是农户自愿参加的群众性灌溉用水管理组织,其具有管理和运行所辖灌溉系统,制定灌溉用水的管理制度,保证灌溉资产保值增值等职责<sup>[13]</sup>。建立井灌区农民用水者协会,可以将井灌区的众多农户联合起来,实现农业节水规模化流转。农户往往在水权交易市场中处于弱势地

位,水权转让价格过低,会损害农户利益,降低其节水积极性。因此农民用水者协会可将众多农户联合起来,代表农户到转让市场上参与水权转让。这种方式降低了交易的复杂性,农户将交易的具体事宜交给农业用水协会,该协会将代表井灌区的农户进入水权市场参与水权交易,替农户完成寻找买方、价格谈判和办理交易手续等工作。农民用水者协会充分代表农户的利益,以为农户在水权转让中争取最大利益为主要目的,在水权交易市场上以整体力量与买家抗衡,提高了谈判能力,提高了水权转让价格,降低了农户的交易成本,使水权价格能体现出地下水资源的稀缺性,提高了水权交易的效率。此交易方式使农户在水权转让中获得了切实益处,增强了农户的获得感、幸福感和满足感,提高其水权转让的积极性,促进地下水资源的高效流转,提高了地下水资源配置效率。

### 参考文献:

- [1] 于丽丽,李云玲,陈飞,等. 建立健全地下水资源产权制度建议[J]. 中国水利,2017(9):6-8.
- [2] OSTROM E. Governing the commons: the evolution of institutions for collective action [M]. New York: Cambridge University Press, 1990.
- [3] SHEN D. Groundwater management in China[J]. Water Policy, 2015, 17 (1):61-82.
- [4] 张光辉,连英立. 华北平原水资源紧缺情势与因源[J]. 地球科学与环境学报, 2011(2):172-176.
- [5] 王金霞,黄季焜, ROZELLE S. 地下水灌溉系统产权制度的创新与理论解释:小型水利工程的实证研究[J]. 经济研究,2000,35(4):66-74.
- [6] 郭晖,范景铭,陈向东. 井灌区地下水水权交易机制与保障措施研究[J]. 人民黄河,2019,41(6):53-57.
- [7] 刘一明,罗必良. 可交易的水权安排对农户灌溉用水行为的影响:基于农户行为模型的理论分析[J]. 数学的实践与认识,2014(5):7-14.
- [8] 胡继连. 农用水权的界定、实施效率及改进策略[J]. 农业经济问题,2010,31(11):40-46.
- [9] 葛颜祥,胡继连. 水权市场与地下水资源配置[J]. 中国农村经济,2004(1):56-62.
- [10] 戎丽丽. 水权质量与水资源经济效率研究[D]. 泰安:山东农业大学,2010.
- [11] 黄红光. 灌溉农业发展的制度性推进机制研究[D]. 泰安:山东农业大学,2012.
- [12] 靳雪. 水权银行的建设与管理研究[D]. 泰安:山东农业大学,2011.
- [13] 姜东晖,胡继连,武华光. 农业灌溉管理制度变革研究:对山东省 SIDD 试点的实证考察及理论分析[J]. 农业经济问题,2007(9):44-50.

(收稿日期:2021-04-16 编辑:陈玉国)

# 碳中和目标下零碳水利风景区建设与发展路径

汤勇生<sup>1</sup>,张智通<sup>2</sup>,汪永禄<sup>3,4</sup>

(1. 水利部综合事业局,北京 100053; 2. 华北水利水电大学建筑学院,河南 郑州 450046;  
3. 中国科学院地理科学与资源研究所陆地表层格局与模拟院重点实验室,北京 100101;  
4. 中国科学院大学资源与环境学院,北京 100049)

**摘要:**零碳水利风景区建设是我国实现碳达峰、碳中和目标的积极探索,是服务碳中和国家建设的创新实践。为探索推进零碳水利风景区建设,分析了零碳水利风景区建设的必要性和可行性,明确了其建设要精准对标碳中和目标,坚持系统设计、因地制宜和可持续发展,搭建了碳排放达标、碳吸收有效、碳封存合理、碳循环畅通的总体框架。提出零碳水利风景区发展路径:政府主导编制专项规划;景区主体组织落地实施;受众互动响应零碳行动。

**关键词:**碳中和;零碳;水利风景区;总体框架;发展路径

**中图分类号:**X22 **文献标志码:**A **文章编号:**1003-9511(2022)02-0074-05

气候变化严重威胁到地球生物的生存,全球温度上升已成为全人类亟待解决的重大问题。工业时代以来的长期环境影响,全球二氧化碳排放量急增,由此导致气温逐步上升、冰川融化加剧、海平面出现上升、极端天气频发等问题。1997年,英国未来森林公司最早提出碳中和(carbon neutral)作为商业策划概念,随之英国标准协会(BSI)在产品层面将碳中和定义为标的物产品(或服务)全生命周期内并未导致排放到大气中的温室气体产生净增量<sup>[1]</sup>。我国科学家丁仲礼院士认为碳中和是人为排放的二氧化碳(化石燃料利用和土地利用),被人为努力(木材蓄积量、土壤有机碳、工程封存等)和自然过程(海洋吸收、侵蚀-沉积过程的碳埋藏、碱性土壤的固碳等)所吸收<sup>[2]</sup>。

碳达峰、碳中和是人类社会发展的新的历史时期的重要目标,实现碳达峰、碳中和是一场广泛而深刻的经济社会系统性变革。要把碳达峰、碳中和纳入生态文明建设整体布局,2030年和2060年如期实现双碳目标,这是我国对全球作出的郑重承诺,也是我国经济社会发展的重要选择。水利风景区发展20年来,一直坚持低碳发展和绿色发展理念,积极融入生态文明建设,取得了显著成效。零碳水利风景区是一个全新的概念,也是一个新的理念。目前,尚未有明确的定义。笔者认

为,零碳水利风景区是通过碳减排、替代、封存、循环等方式,实现二氧化碳零排放的水利风景区。零碳水利风景区建设,旨在控制水利风景区人为活动中不得已产生的废弃物排放,将其减少趋于零。将不得已排放的废弃物充分利用,即将一种产业生产过程中排放的废弃物变为另一种产业的原料或燃料,从而通过循环利用使相关产业形成产业生态系统。零碳水利风景区通过在区域内发展低碳经济,创新低碳技术,改变生活方式,最大限度减少城市的温室气体排放,彻底摆脱以往大量生产、大量消费和大量废弃的运行模式,形成结构优化、循环利用、节能高效的物质循环体系,形成健康、节约、低碳的生活方式和消费模式,最终实现城市社区零能量消耗、零需水量及零排放等多项指标,实现水利风景区清洁发展、高效发展和可持续发展。进入新发展阶段,零碳水利风景区建设已具备良好的基础条件和可行性。

## 1 零碳水利风景区建设的必要性

### 1.1 碳中和国家建设已形成国际普遍共识

2008年联合国副秘书长阿萨姆·施泰纳提出碳中和国家概念。2018年联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)发布《Special report:Global warming of 1.5°C》指出各国自主减排贡献承诺严重不足,预计

2100 年全球气温上升 2.9 ~ 3.4℃<sup>[1,3,4]</sup>。为限制全球气温上升,避免潜在的灾难性威胁,各国应尽早实现碳中和,推动人类社会的可持续发展。目前,德国、瑞典已立法在 2045 年实现碳中和,欧盟、英国、法国、西班牙、丹麦、新西兰、匈牙利等已明确立法要在 2050 年实现碳中和;韩国、爱尔兰、智利、斐济拟立法于 2050 年实现碳中和;另有 14 个国家将碳中和纳入政策议程<sup>[5]</sup>。已有占世界 GDP 总量 75% 和碳排放 65% 的国家都提出了各自碳中和的远景目标<sup>[6]</sup>。

### 1.2 我国积极响应和组织开展碳中和国家建设

2021 年 4 月,习近平主席在“领导人气候峰会”视频会议中指出,中国正在制定碳达峰计划,支持有条件的地方和重点行业、重点企业率先达峰<sup>[7]</sup>。自 21 世纪以来,我国多次在国内外重要会议上发表节能减排主张,不断提高国家自主减排贡献度,中国碳中和目标演变过程如表 1 所示<sup>[8]</sup>。统计表明,2019 年我国单位国内生产总值二氧化碳排放比 2005 年分别下降约 48.1%,已超过了中国对国际社会承诺的 2020 年下降 40% ~ 45% 的目标。2020 年我国可再生能源总消费量占世界比重从 2005 年的 2.3% 上升至 2020 年的 24.6%<sup>[9]</sup>。在发展与减排的双重压力下,我国实现碳中和的战略目标面临很大的挑战。

### 1.3 水利风景区是水利事业落实碳中和目标任务的基础单元和基层单位

碳中和国家建设需要各行各业、各个部门、各个经济社会单元沟通行动,需要坚定不移贯彻新发展理念,坚持系统观念,以经济社会发展全面绿色转型为引领,以能源绿色低碳发展为核心,加快形成节约资源和保护环境的产业结构、生产方式、生活方式、空间格局,坚定不移走生态优先、绿色低碳的高质量发展道路<sup>[10]</sup>。双碳目标背景下,推进零碳水利风景

区建设发展是服务碳中和国家建设的有益探索,是新时代生态水利建设的创新实践。

## 2 零碳水利风景区建设的可行性

### 2.1 零碳水利风景区建设具有前沿性的理论依据

实现碳中和目标具有一定的理论基础作为引领。零碳行业、零碳产业、零碳区域和零碳水利风景区建设有理可循。维基百科对碳中和(carbon neutrality)定义为国家、企业、产品、活动或个人在一定时间内直接或间接产生的二氧化碳或温室气体排放总量,通过使用低碳能源取代化石燃料、植树造林、节能减排等形式,以抵消自身产生的二氧化碳或温室气体排放量,实现正负抵消,达到相对“零排放”。零碳排放,不是没有二氧化碳排放,而是使用植树等自然方式补充等量的氧气与人们排放的二氧化碳相抵达到平衡。零碳排放,是无限地减少污染物排放直至零的活动。水利风景区评价标准(表 2)<sup>[11-14]</sup>对环境保护质量做了明确要求。

### 2.2 零碳水利风景区建设具有很坚实的实践基础

零碳水利风景区具有强有力的基础支撑条件。二氧化碳排放增加的主要来源于化石能源消费,我国 2019 年煤炭占所有能源消耗中的占比达 58% 左右<sup>[6]</sup>。水的比热容大,流动性好,具有良好的降温增湿效应,利于改善区域微气候降低能耗;水利风景区以建成水利工程、河湖水域及其岸线为依托,可以发展绿色水电,优化能源结构,减少化石能源使用,且消耗能源多为电能,煤油气等化石燃料消耗较少。水利风景区基础设施基本完善,不涉及大工程量的基础工程,能源消耗及基础工程建设产生的碳排放并非水利风景区碳排放的主要途径,水利风景区的主要碳源集中于景区内交通、居民及游人日常碳排放、废弃物碳排放。

表 1 中国碳中和目标演变过程

时间	会议及声明	内容
2009 年 9 月	联合国气候变化峰会	争取到 2020 年单位国内生产总值二氧化碳排放比 2005 年下降 40% ~ 45%,非化石能源占一次能源消费比重占 15% 左右,相比 2005 年,森林面积增加 4000 万 hm <sup>2</sup> ,森林蓄积量增加 13 亿 m <sup>3</sup>
2014 年 11 月	《中美气候变化联合声明》	中国计划 2030 年左右二氧化碳排放达到峰值且将努力早日达峰
2015 年 11 月	第二十一届联合国气候变化大会(COP21)首脑峰会	中国第二次提出 2030 年相对减排行动目标;单位国内生产总值二氧化碳排放比 2005 年下降 60% ~ 65%,非化石能源占一次能源消费比重达到 20% 左右,森林蓄积量比 2005 年增加 45 亿 m <sup>3</sup> 左右
2020 年 9 月	第七十五届联合国大会一般性辩论	中国将提高国家自主贡献力度,二氧化碳排放力争于 2030 年前达到峰值,努力争取 2060 年前实现碳中和
2020 年 12 月	气候雄心峰会	到 2030 年中国单位国内生产总值二氧化碳排放将比 2005 年下降 65% 以上,非化石能源占一次能源消费比重将达到 25% 左右,森林蓄积量将比 2005 年增加 60 亿 m <sup>3</sup> ,风电、太阳能发电总装机容量将达到 12 亿 kW 以上
2021 年 3 月	中央财经委员会第九次会议	把碳达峰、碳中和纳入生态文明建设整体布局

表2 水利风景区评价标准(环境保护评价)

评价项目	评价内容	评价指标及赋分
水生态环境	水质	依据 GB3838 要求,达到 1 类或 2 类 4 分,3 类 3 分,4 类 2 分
	水量	充沛 3 分,较充沛 2 分,一般 1 分
	水循环	良好 3 分,较好 2 分,一般 1 分
	水生生物	丰富健康 3 分,一般 1 分
	污水处理	有措施、达标排放 2 分,不达标 -2 分
水土保持	水土流失综合治理率	依据 GB15773 要求,治理率达到 95% 以上 5 分,95% ~ 90% 4 分,90% ~ 85% 3 分,85% ~ 80% 2 分,80% ~ 70% 1 分
	林草覆盖率	林草面积占宜林宜草面积 95% 以上 5 分,95% ~ 90% 4 分,90% ~ 85% 3 分,85% ~ 80% 2 分,80% ~ 70% 1 分
生物多样性保护	物种保护	物种丰富多样 4 分,较丰富 3 ~ 2 分,一般 1 分
	栖息地设置措施与效果	布局合理 3 分,较合理 2 分,一般 1 分 措施完善、效果明显 3 分,较好 2 分,一般 1 分
空气质量	环境空气质量	依据 GB3095 要求,达到一类区标准 2 分,达到二类区标准 2 分
	负氧离子含量	高 2 分,一般 1 分
	舒适度	舒适 1 分

水利风景区持续的低碳发展实践日益趋近零碳。陆地生态系统碳汇及水域生态系统碳汇是水利风景区碳汇的主要方式,以水利风景区为例,截至 2020 年 12 月,全国共有 878 家国家水利风景区,总面积约 19.9 万 km<sup>2</sup>,其中水域面积约 3.9 万 km<sup>2</sup>,近 485 家国家水利风景区林草覆盖率超过 90%,使用公式  $C = \sum S_i T_i$  (其中  $S_i$  为第  $i$  中土地利用类型的面积,  $T_i$  为第  $i$  种土地利用类型的碳汇系数),以 13.696 t/(hm<sup>2</sup>·a) 为林地碳汇系数,以 0.56 t/(hm<sup>2</sup>·a) 为河湖碳汇系数<sup>[15-16]</sup>,估算水利风景区碳汇总量为 21419.8 万 t。

### 2.3 零碳水利风景区建设具有较先进的技术支撑

经过实践探索,碳减排技术方面已形成包括零碳储能、先进能源互联网、零碳非电能源、零碳工业流程再造、碳节能、碳捕集、清洁能源替代、零碳原料(燃料)替代等技术。碳吸收技术方面已有包括技术固碳、生态固碳、低碳能源技术、增加碳汇等技术。碳循环技术方面的 CCUS 技术、搭建人工碳循环、取代碳捕捉与存储(CCS)等碳循环技术。这些技术为零碳水利风景区建设提供了有力技术创新源泉和基础。

## 3 零碳水利风景区建设框架构建

### 3.1 精准对标碳中和目标总体原则

**a. 坚持系统设计思路。**建设“零碳水利风景区”应坚持系统设计的原则,坚持全国水利风景区行业一盘棋,系统研究水利风景区行业碳中和实施路径,在详细调查不同地区、不同类型水利风景区自然资源本底的基础上,统筹考虑水利风景区碳源及碳汇,处理好发展与节能减排、短期和中长期的关系,协调好与周边区域的关系。

**b. 坚持因地制宜原则。**水利风景区类型多样,广泛分布于全国城镇及乡村,建设“零碳水利风景区”应承认地区差异性和发展不平衡性,郊野

区域的水利风景区,应依靠其自然禀赋,增强固碳作用,开发利用绿色能源,减少化石能源使用;城镇区域的水利风景区应充分发挥经济区位优势,引进碳汇技术,减少碳排放,各景区应结合自身特点,发挥自身优势,因地制宜实现水利风景区总体碳中和目标。

**c. 坚持可持续发展理念。**绿色可持续发展是景区发展始终秉持的初心,水利风景区应始终坚持创新、协调、绿色、发展、共享的新发展理念,节能减排不是一朝一夕,建设“零碳水利风景区”是迫切而持久的系统工程,应遵循事物发展的客观规律,科学谋划,精准施策,持续性开展节能减排。

### 3.2 搭建零碳水利风景区的主体框架

**a. 实现达标碳排放。**“碳排放峰值”,是我国承诺在 2030 年前,二氧化碳的排放不再增长,达到峰值之后再慢慢减下去。碳中和目标就是指到 2060 年,针对排放的二氧化碳,要采取植树、节能减排等各种方式全部抵消掉。零碳水利风景区建设首先就是要减少碳排放,实现碳排放达标。碳排放主要方法包括能源消耗、基础工程建设、景区内外交通、居民及游人日常碳排放、废弃物碳排放等。

**b. 有效增加碳吸收。**碳吸收是通过技术手段将游离的二氧化碳等温室气体固化,并储存起来。碳吸收就是要设法减少大气中的碳存量,要通过技术手段将游离的二氧化碳等温室气体固化,并储存起来。碳吸收主要方法包括陆地生态系统碳汇(耕地碳汇、林地碳汇、草地碳汇)、水域生态系统碳汇(河湖碳汇等)、CCUS 等。

**c. 保障畅通碳循环。**碳循环是碳元素在自然界的循环状态,生物圈中的碳循环主要表现在绿色植物从空气中吸收二氧化碳,经光合作用转化为葡萄糖,并放出氧气(O<sub>2</sub>)。碳循环主要方法包括涉及气候变化对水生生物群落和物种的空间分布影响、

组成结构的变化、水生生物的生理生态响应和生物生产力的变化、水生态系统的碳汇作用和碳平衡等。零碳水利风景区建设指标体系与技术方法见表3<sup>[15-16]</sup>。

表3 零碳水利风景区建设指标体系与技术方法

类别	指标与技术方法
水利风景区碳排放	能源消耗、基础工程建设、景区内外交通、居民及游人日常碳排放、废弃物碳排放等
水利风景区碳吸收	陆地生态系统碳汇(耕地碳汇、林地碳汇、草地碳汇)、水域生态系统碳汇(河湖碳汇等)、CCUS等
水利风景区碳循环	涉及气候变化对水生生物群落和物种的空间分布影响、组成结构的变化、水生生物的生理生态响应和生物生产力的变化、水生态系统的碳汇作用和碳平衡等

## 4 零碳水利风景区发展路径探讨

### 4.1 政府主导编制专项规划

加强顶层碳中和战略规划设计,制定科学有效的碳中和总体实施路径,统筹落实技术、投资、规划等方面政策措施,制定碳中和相关法律法规,设立统一有效的协调机制。明确各部门职责,协调跨部门、跨区域管理;完善生态补偿机制,对发挥固碳效能的行业及地区予以财政支持。发挥媒体的强大动员优势,加大“碳中和”相关知识的宣传普及,进行积极的舆论引导。

### 4.2 景区主体组织落地实施

a. 制定行业碳中和行动方案。《国家适应气候变化战略2035》等方案正在编制,水利风景区应结合国家零碳路线图,编制科学有效可行的行业碳中和行动方案,系统谋划,统筹协调,整体布局,指导景区尽早完成碳中和战略目标。

b. 积极融入碳排放权交易市场。我国早在2011年就开始了碳排放权交易试点,截至2020年底累计配额成交量约为4.3亿t二氧化碳当量,累计成交额近100亿元人民币<sup>[17]</sup>,成效显著,水利风景区完成碳中和战略目标离不开资金支持,积极融入碳排放交易市场,融入绿色金融,反哺水利风景区低碳、绿色发展,形成资金投入良性循环。

c. 节能减污降碳,提升绿色能源占比。水利风景区应将节能、减污、降碳结合起来,提高能源使用效率,适时引用降碳技术,结合景区实际,大力发展绿色能源,因地制宜的使用水能、风能、热能、太阳能等可再生能源,减少化石能源消耗。

d. 构建景区内外部低碳交通网络。水利风景区交通碳排放是景区的主要碳源之一,构建低碳交通网络,倡议低碳出行方式至关重要。景区应增加低碳交通工具使用,出台激励措施,鼓励游人乘坐公共

交通。

e. 宣传推广碳中和理念。景区应大力宣传碳中和相关知识,在景区内建立完整碳排放主题标识标牌,全方位、多层次展示碳中和理念。结合中国水日、世界水周等节日,利用水文化科普设施,将碳中和理念融入水文化、水科普教育当中去,合理引导景区居民及游人改变生活方式,从激励性到自愿性的参与碳中和行动中。

f. 维持提高景区碳汇能力。加强对水利风景区内现有河湖水域及其岸线、林木草地的保护,因地制宜调整景区土地利用结构,增加水域、森林、草地等面积,改良土壤,丰富植被层次,提高生物多样性,提升水域、陆地生态系统碳汇量。关注CCUS技术发展情况,适时引入新的负排放技术,形成多样的固碳途径。

### 4.3 受众互动响应零碳行动

实现碳中和,景区应鼓励引导游客融入景区碳中和行动中,不断提高节能减排意识,积极转变出行方式。一方面引导游客树立零碳游憩意识,景区通过减免门票或发放奖品等奖励措施,鼓励游客游前乘坐绿色交通,游中参与景区减碳活动,游后积极消除碳足迹,力争全周期零碳游;另一方面教育引导游客在日常生活中养成节水、节能、节约粮食等习惯,积极参与绿色出行、植树造林等节能减排活动,实现日常零碳生活。零碳水利风景区实现路径见图1。

我国碳达峰、碳中和目标是基于我国实际情况提出的。就水利风景区而言,“零碳水利风景区”建设是水利风景区在碳中和背景下的长期任务,更重要的是发挥水利风景区资源优势,率先实现碳中和、负碳排。立足新发展阶段,贯彻新发展理念,构建新发展格局,转变传统发展观念、思维和模式,率先推进水利风景区实现碳中和、甚至是负碳排,促进地区结构平衡与高质量发展。这是推动新时代水利风景区高质量发展的创新探索,也是促进不同地区结合自身特点统筹推进实现碳中和的重要组成。

我国节能减排已经取得了巨大成就,相关制度体制机制正在建立,碳排放交易市场参与度、覆盖度仍需进一步扩大。由于国内尚未形成统一适用的碳测算体系,水利风景区生态补偿资金投入机制探索实践仍有不足。零碳水利风景区发展在水生态休闲游览、水文化科普教育、激发全民节水节能等具有特殊优势,有利于传播碳中和理念,推动广泛的节能减排低碳行为,为其他重点行业或周边区域实现碳中和提供碳排放配额,助力实现我国碳中和目标。



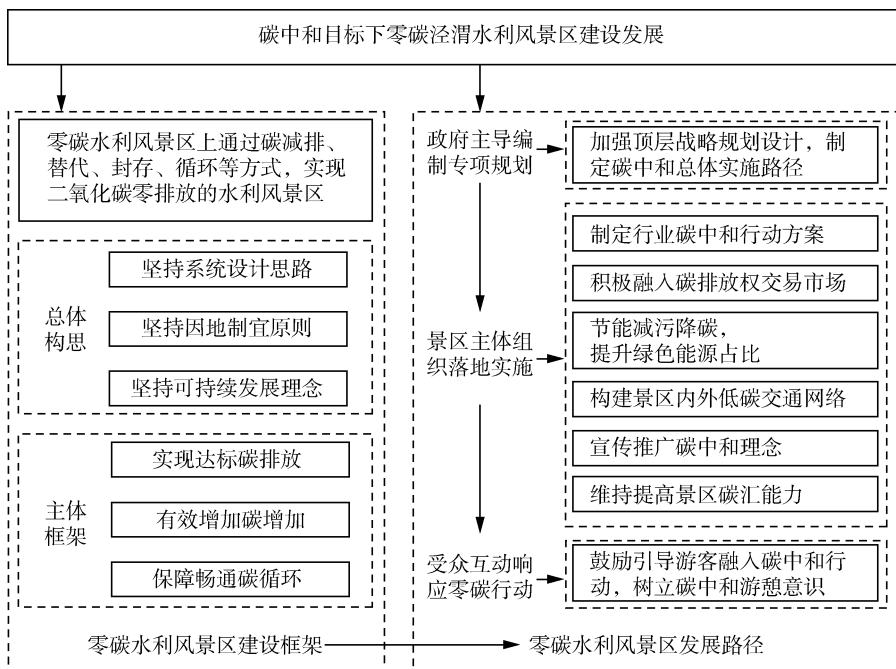


图1 零碳水利风景区实现路径

参考文献:

[ 1 ] 刘长松. 碳中和的科学内涵、建设路径与政策措施[J]. 阅江学刊,2021,13(2):48-60,121.

[ 2 ] 丁仲礼. 中国碳中和框架路线图研究[EB/OL]. (2021-07-08) [2021-07-24]. [https://m.thepaper.cn/baijiahao\\_13508225](https://m.thepaper.cn/baijiahao_13508225).

[ 3 ] 余碧莹,赵光普,安润颖,等. 碳中和目标下中国碳排放路径研究[J]. 北京理工大学学报(社会科学版), 2021,23(2):17-24.

[ 4 ] IPCC. Special report: global warming of 1.5°C [EB/OL]. (2018-10-08) [2021-07-24]. <https://www.ipcc.ch/sr15/>.

[ 5 ] Energy & Climate Intelligence Unit. Net zero emissions race [EB/OL]. (2020-04-12) [2021-07-19]. <https://eci.u.net/netzerotracker>.

[ 6 ] 唐遥. 碳达峰是我国高质量发展的内在要求[N]. 社会科学报,2021-03-18(002).

[ 7 ] 央视网. 习近平:支持有条件的地方和重点行业、重点企业率先达峰[EB/OL]. (2020-04-22) [2022-02-11]. <https://baijiahao.baidu.com/s?id=1697746383506177533&wfr=spider&for=pc>.

[ 8 ] 胡鞍钢. 中国实现2030年前碳达峰目标及主要途径[J]. 北京工业大学学报(社会科学版),2021,21(3):1-15.

[ 9 ] BP. Statistical review of world energy [EB/OL]. (2020-07-01) [2021-07-24]. <https://www.bp.com/en/global/corporate/energy-economics/statistical-review-of-world-energy.html>.

[ 10 ] 习近平. 把碳达峰碳中和纳入生态文明建设整体布局[J]. 中国环境监察,2021(增刊1):8-9.

[ 11 ] 国家环境保护总局. 地表水环境质量标准:GB 3838—2002[S]. 北京:环境科学出版社,2019.

[ 12 ] 中国国家标准化管理委员会. 水土保持综合治理验收规范:GB/T 15773—2008[S]. 北京:中国质检出版社,2014.

[ 13 ] 中华人民共和国环境保护部. 环境空气质量标准:GB 3095—2012[S]. 北京:中国标准出版社,2012.

[ 14 ] 中华人民共和国水利部. 水利风景区评价标准:SL 300—2013[S]. 北京:中国水利水电出版社,2013.

[ 15 ] 马洁晶. 碳中和背景下德夯旅游景区低碳发展和建设研究[J]. 现代营销(信息版),2019,4(4):153-154.

[ 16 ] 王志民,张新林,邱小樱. 基于碳中和的旅游景区净碳排放估算与低碳景区建设:以镇江焦山风景区为例[J]. 南京师大学报(自然科学版),2016,39(4):107-113.

[ 17 ] 马回,王露瑶. 什么是碳达峰碳中和[N]. 江西日报,2021-04-14(010).

[ 18 ] 姜长云. 农村土地与农民的社会保障[J]. 经济社会体制比较,2002(1):49-55.

[ 19 ] 杨宇,王金霞,侯玲玲,等. 华北平原的极端干旱事件与农村贫困:不同收入群体在适应措施采用及成效方面的差异[J]. 中国人口·资源与环境,2018,28(1):124-133.

[ 20 ] 马小勇,白永秀. 中国农户的收入风险应对机制与消费波动:来自陕西的经验证据[J]. 经济学(季刊),2009,8(4):1221-1238.

[ 21 ] 王阳,漆雁斌. 贫困农户的风险分担网络及其有效性研究:基于中国农村家庭数据的实证[J]. 四川农业大学学报,2019,37(4):566-578.

(收稿日期:2021-11-17 编辑:张志琴)

(收稿日期:2021-06-20 编辑:陈玉国)

# 我国新发展阶段城市水利管家模式研究

陆姗姗, 陈祖军

(中国长江三峡集团上海勘测设计研究院有限公司, 上海 200439)

**摘要:**对我国目前城市水利的发展现状、问题及“十四五”和未来城市水利发展的趋势进行了深入分析,结合我国新时期“十六字”治水方针和新发展阶段城市水利高质量发展的形势与目标需求,提出了城市水利管家的概念,并阐释了其内涵与基本特征;分析了城市水利管家模式的基本要素,并构建了城市水利管家模式的框架结构体系,提出了我国城市水利管家模式的实施途径。

**关键词:**新发展阶段;城市水利管家;全生命周期;框架结构体系

**中图分类号:**F407.9

**文献标志码:**A

**文章编号:**1003-9511(2022)02-0079-08

古往今来,城市多依水而建,因水而兴,国内外无数城市兴亡的历史中均能发现城市水系的兴衰历史,反之亦然<sup>[1-4]</sup>。城市河湖水系对城市发展具有举足轻重的作用,是城市发展的血管与脉络,因其不仅是城市水资源的重要源泉和城市水循环的中间环节,也是城市洪涝水疏排通道和水生态环境的重要载体,还是人类活动产生的废弃物(主要是污水或其处理处置后的尾水)的容纳体,可以说城市河湖水系是维持城市正常运转的重要生命线之一<sup>[5-6]</sup>。城市河湖水系及其附属堤防、泵闸基础设施,以及为城市防洪排涝安全及水资源保障支撑的城市水文监测监控系统、调度调控系统、技术标准与规范系统、预测预报(警)及预演预案系统等,构成城市水利水安全保障系统<sup>[7]</sup>。城市水利与城市供水、城市排水、城市水环境等构成城市水系统<sup>[1,7]</sup>,是城市“二元”水循环的重要组成部分<sup>[8]</sup>,由此,城市水利行业发展的状况决定了城市水系统是否良性、可持续发展的状态<sup>[9-11]</sup>,从而也决定了城市的健康运行及人水和谐发展状况。当前,我国经济社会正处于百年未有之大变局中,尤其处于新百年发展目标的起点,城市水利对我国新发展阶段城市的可持续发展具有重要支撑与保障意义。党的十八大以来,在生态文明及新发展理念的指引下,我国城市在向着海绵城市、智慧城市、韧性城市不断迈进中<sup>[12-14]</sup>,形势喜人。尽管如

此,我国城市发展中仍然还面临城市水利基础设施网络及其建设与管理方面的诸多短板和瓶颈<sup>[15]</sup>,如城市洪涝灾害或城市看海现象频发、水资源短缺问题突出<sup>[2,16]</sup>、水环境污染频发<sup>[6,9-10]</sup>、水利基础设施建设投入与保障不足<sup>[17]</sup>、水利调度与管理“三不(不精细、不精准、不智慧)”问题严重<sup>[17-19]</sup>等。随着新时期“节水优先、空间均衡、系统治理、两手发力”十六字治水方针的贯彻落实,以及水利部在“十四五”水利发展规划中提出水利事业“三新一高(即把握新发展阶段、贯彻新发展理念、构建新发展格局、推进高质量发展)”的目标和要求<sup>[12]</sup>,急需探索城市水利行业发展的新模式,包括吸引社会资本或社会第三方参与城市水利建设、运维和管理等,加快推进和全面实施城市系统治水等举措。在此背景下,“城市水管家”模式的探索逐步展开。目前,“城市水管家”模式包含“城市供水管家”“城市排水管家”“城市水环境管家”“城市水利管家”4个方向。本文结合当前我国城市水利发展现状与存在的普遍问题,统筹我国新时期城市及其水利的新发展形势和需求,从城市水文、城市河湖、城市水工建筑物、城市防洪除涝、城市水资源的角度出发,考虑工程项目全生命周期,探索一套适应于新发展阶段下的城市水利第三方治理新模式——城市水利管家模式,以期促进城市水利高质量发展和城市人水和谐共生。

**基金项目:**中国长江三峡集团有限公司科技创新基金(202003137)

**作者简介:**陆姗姗(1986—),女,工程师,硕士,主要从事水利规划和水力数值模拟研究。E-mail:844733212@qq.com

**通信作者:**陈祖军(1969—),男,高级工程师,博士,主要从事城市水务和水资源、水环境规划等研究。Email:519449451@qq.com

# 1 我国城市水利行业发展现状与存在问题

## 1.1 发展现状

### 1.1.1 城市防洪除涝保障体系发展状况

城市是人口、社会财富的聚集地,保障城市防洪除涝的安全是城市防灾减灾的重要任务之一<sup>[9,15]</sup>。经过多年建设,我国城市防洪工程的防御格局已经基本形成,如上海、苏州、无锡等重要城市的防洪标准已达到200年一遇,且部分江堤或河堤防洪标准甚至达到千年一遇标准,如上海市黄浦江堤防标准<sup>[7]</sup>;但部分城市的防洪标准仍比较低,如连云港等城市防洪标准还只有10~50年一遇。在城市除涝排水方面,近10多年来,我国大力推进30余个海绵城市建设或试点,并贯彻因地制宜、一城一策的方针,对相关城市的“小雨不积水、大雨不内涝”除涝排水安全方面发挥了积极作用,效果显著,如福州、重庆、镇江、厦门、武汉等城市的海绵城市试点建设,很好地构建了城市防洪除涝体系建设。

### 1.1.2 城市水资源安全保障体系发展状况

我国是一个水资源紧缺的国家,据《中国水资源公报》显示,2010—2020年我国人均水资源量维持在2000m<sup>3</sup>左右,远低于世界平均水平(不足其1/3)。改革开放以来尤其21世纪以来,我国城市(镇)化率的不断提高增加了有关城市的水资源紧张程度及其引发的相关问题<sup>[15]</sup>。目前,我国城市水资源保障来源包括地表水、地下水、污水回用、雨水利用等方式,但南北或东西部城市并不一样,如华南及华东城市雨量及水系丰富,多利用地表水;而西部或华北城市则多种水资源综合利用,如西安市2018年用水量47%来自地表水源,44%来自地下水源,8%来自污水回用和雨水利用<sup>[16]</sup>;京津冀及环渤海地区的城市的水资源利用情况也多类似<sup>[2]</sup>。除此之外,许多缺水城市也采取外部调水的方式解决缺水问题,如引黄济青、南水北调、引汉济渭、大连碧流河引水、沈阳大伙房引水、滇中引水等工程均已实施<sup>[18]</sup>,对我国华北、山东及东北地区城市的水资源保障起到强有力支撑作用。

### 1.1.3 城市智慧水利建设状况

2003年水利部颁布实施《全国水利信息化规划》(即“金水工程”规划),自此全国各城市或地区的水利信息化全面展开,目前已初见成效<sup>[18]</sup>。其业务层面充分考虑了水灾害、水资源、水工程、水监督、水政务等领域的需求;技术层面引进视频智能监控、5G、云计算、大数据、物联网、卫星遥感、数值模拟等先进技术。据2020年度《水利信息化工作简报》,截至该年底,福建省水利工程视频监控任务新建及接入800多个站点,共计3000多路视频,实现了大

型水闸、重要防灾点、水文站、省市交界河道断面、主要河流入海口、易淹区等涉水点位部署视频。苏州市也建成水务物联网平台,已接入水务感知设备636个,实现水务感知设备的监控展示和共享推送;建成数据使能平台,其中,主题库已归集815个数据项,327万条数据资源;10个标准库已归集556个数据项,2023万条数据资源等。其他城市或地区的水利信息化也都有不同程度的长足进展。

### 1.1.4 城市水利投入或投融资状况

自“十一五”以来,我国水利建设投入持续稳定增长。据统计,“十三五”期间我国累计落实水利建设投资3.58万亿元,比“十二五”期间增长57%,其中2019年我国水利投资完成额达到6712亿元,其中用于防洪建设占31.2%,用于水资源保障建设占24.5%,用于除涝建设占3%。

## 1.2 存在问题

经过多年努力,我国城市水利事业发展取得显著成效,如防洪减灾体系基本建成、水资源综合利用体系初步形成、水资源与水生态保护体系逐步构建、水利综合管理体系不断加强,形成了各型城市水利的可持续发展格局。不过,由于我国各城市发展不平衡,加之我国城市水利建设多传统地倚靠地方财政投入,而地方财力往往有限,从而导致我国现状城市水利基础设施建设还存在不少欠账、短板和不足,与当前“三新一高”发展的形势和要求不相匹配。存在的问题主要有:①水利规划及工程设计问题。尽管规划设计咨询理应具有前瞻性、系统性、复杂性、全局性等特点,但目前相关工作多受制于招标文件或业主需求,对国土空间规划“多规合一”的统筹协调不足,加之咨询周期短,咨询质量往往得不到较好保障;另外,技术经济分析方面往往统筹考虑不充分,存在相关咨询成果不太经济等问题<sup>[19]</sup>。②水利投入与投融资问题。目前我国城市水利发展投入或投资仍然多以政府财政投入为主,社会资本或社会第三方参与不够,造成城市水利基础设施欠账与短板太多。如2008—2019年我国长江经济带水利投资规模虽从375.07亿元增长到2432.58亿元,但统计显示仍以政府投资为主,社会资本利用较少(以江苏为例,2019年水利投资完成额406.2亿元,其中政府投资、企业和私人投资、国内贷款、其他来源分别占总投资额的88.3%、7.5%、4%、0.2%)。另外,水利建设具有公益性强、投资周期长、回报率低等特点,水利事业因长期依赖政府投资,故而财政压力一直巨大<sup>[17]</sup>。③水利建设问题。我国水利事业近年投入加大,工程项目多,水利建设问题也层出不穷,如质量管理责任落实不到位,资源投入不足,高水平高素质人才缺乏,以及

对监理单位重要性认识不足,监管不到位等情况<sup>[20-21]</sup>。④水利工程运维管理问题。因水利工程的运维管理专业性强而相对复杂,目前相关工作相对滞后,信息化水平较低,管理机制不完善,管理责任不明确,急需进一步保障资金投入、完善信息化水平、增强管理运维人员的专业素养等<sup>[22]</sup>。

基于上述水利行业问题分析,结合国家“十四五”规划及高质量发展要求,新阶段对城市水利系统的需求如下:①系统治理,从厂网河湖岸一体化角度出发,探讨水的整体治理思路;②防洪与除涝并重;③水利智慧化管理,加强资产管理,提升预测预警、水利综合调度等决策支持;④投融资模式多元化。

从问题和需求出发,探索和创新城市水利第三方服务模式,全面统筹区域内水利领域规划、设计、投融资、建设、运营管理工作,实现行业资源高效利用,提升城市水利系统的整体服务能力。

## 2 城市水利管家的概念、内涵及其基本特征

### 2.1 城市水管家的概念

2016年,国家环保部基于国务院《关于推行环境污染第三方治理的意见》,在污染防治相关工作领域中提出“推进环境咨询服务业发展,鼓励有条件的工业园区聘请第三方专业环保服务公司作为‘环保管家’,向园区提供监测、监理、环保设施建设运营、污染治理等一体化环保服务和解决方案”,自此“环保管家”首次以环保行政主管部门正式文件形式颁布实施并且获得我国从事环保服务单位的广泛实践<sup>[23]</sup>。与此同时,在我国工程建设及咨询领域,相关咨询服务业也发生了重大变化,即由传统的单项单阶段(即工程建设领域的项目前期决策阶段、项目建设阶段、项目运维阶段)服务转变成成为全过程工程咨询及工程总承包等服务形式,由此工程咨询服务行业已逐步形成工程项目全生命周期(即规划、勘测设计、投融资、建设、运维和管理“六环节”)、全产业链的相关服务模式或形式。

基于我国城市水利发展的现状问题与需求,结合新时期“十六字”治水方针和新发展阶段高质量发展形势,并借鉴生态环保领域“环保管家”和工程建设领域的全过程工程咨询模式,为促进城市水利系统化、一体化、全过程发展,本文综合提出作为城市水利第三方服务“城市水利管家”概念及其相关模式。所谓城市水利管家,即为水利服务社会第三方单位运用其人才、技术、资金等资源,对服务主体(如某级政府、水业公司、人口密集型企事业单位或组织等)所委托的服务客体(城市水利领域事务)就事先约定的某种服务标的(达到某种目的、目标或

要求)所提供的一种全托管服务模式及其相关的服务行为。

### 2.2 城市水利管家的内涵和基本特征

#### 2.2.1 城市水利管家的内涵

城市水利管家的内涵有狭义和广义之分。狭义的城市水利管家是指对城市水利系统在全生命周期“六环节”所开展的、能够实现所约定服务标的的第三方服务,是一种一体化、一条龙、全过程、全要素托管式的社会中介服务模式。其中,服务标的多限于城市水文、城市河湖及其附属闸泵系统、城市防洪除涝以及城市水资源调度与保障系统中的某个领域或方面。考虑到存量项目仅涉及运维与管理,或者新建项目涉及全生命周期的某个或多个环节,因此广义的城市水利管家是指对城市水利事务的全生命周期某个或多个环节所开展的、能够实现所约定服务标的的第三方服务,是一种跨环节、多要素、全部或部分托管式的社会中介服务模式。

#### 2.2.2 城市水利管家的基本特征

城市水利管家模式涉及水利多学科,涵盖项目全生命周期的各阶段,因而其服务具有如下基本特征:①理念的先进性。运用系统性、综合性、一体化、一条龙全托管式服务模式,针对城市水利的问题,提出其综合解决方案,实施全生命周期服务。②内容的全面性。服务内容涵盖城市水利工作各领域,贯穿项目全生命周期各环节。③模式的多样性。城市水利管家模式可服务于存量项目、新建项目;根据项目阶段又可分为投资模式、融资模式、运维模式等多种模式,根据客户需求,提供定制化服务。④服务的专业性。拥有法律法规体系、标准规范体系、智慧平台体系、工具包等专业领域的知识库,为委托方提供专业的、安全的和标准化服务。⑤手段的智慧性。借助最新科技手段,包括物联网技术、互联网技术、水力数值模拟技术、无人机、遥感影像等先进技术,打造智慧服务平台。

## 3 城市水利管家模式的框架体系构建

### 3.1 城市水利管家的基本构成要素

基于城市水利管家的概念、内涵及相关基本特征,其基本要素包括服务对象、服务内容、服务手段(技术包)与平台、服务质量控制体系、服务模式等。

#### 3.1.1 服务对象

服务对象即业主或委托方。按照服务主体的性质,可分为城市(镇)人民政府或其水利、城建等主管部门、水业公司以及大中型企业法人等。

#### 3.1.2 服务内容

服务内容包括服务范围和服务范畴内与城市水

利相关的项目在其全生命周期的某个或多个阶段的服务。主要涉及领域包括城市水文、城市河湖、城市水工建筑物、城市防洪与除涝、城市水资源等。

**a. 城市水文。**水文是研究地球上各种水体的起源、存在、分布、循环和运动规律,探讨水体的物理和化学特性以及他们对环境作用的一门科学。本文涉及的城市水文主要包含水位、流量、流速、降雨(雪)、蒸发、泥沙等的监测、监控、预报预警、数据分析等。

**b. 城市河湖。**城市河湖是城市地表水体构成的系统的总称,本文涉及的城市河湖主要包含城市河道、湖泊、河口、水库、湿地等水体的保护与连通、调度、配置等内容。

**c. 城市水工建筑物。**城市水工建筑物是为控制和调节城市水体水流,防治水害,开发利用水资源的建筑物。本文主要涉及到水闸、泵站、堤防、

海塘等。

**d. 城市防洪与除涝。**城市防洪与除涝是城市抵御外洪和城区内部涝水的能力,本文主要涉及城市防洪与除涝的整体规划与建设。

**e. 城市水资源。**城市水资源指城市可利用的、具有足够的数量和质量,并能满足城市某种用途的水资源。在现有社会经济和技术条件下能被有效利用,同时具备水量和水质要求的地表水、地下水、雨水等,均为城市水资源。本文涉及的城市水资源包括城市水资源的保护和利用。

### 3.1.3 服务手段(技术包)与平台

#### 3.1.3.1 服务技术包

服务技术工具包是城市水利管家的关键组成部分。根据城市水利管家服务内容,相关领域涉及的成熟技术手段、工艺或方式方法等形成技术工具包如表1所示,共分为4个层次:第一个层次是城市

表1 水利管家模式技术工具包

一层	二层	三层	四层
城市水文	监 测	水位监测	水尺、水位测针、悬锤式水位计、浮子式水位计、压力式水位计、超声波水位计、微波(雷达)水位计、激光水位计、电子水尺
		雨量监测	雨量器(雨量筒)、虹吸式雨量计、翻斗式雨量计、称重式雨量计、光学雨量计、浮子式雨量计、容栅式雨量计、雷达测雨系统、感雨传感器
	监 控	流速流量测量	HADCP 测流系统、RTDM(实时流量遥测系统)、河流雷达测速系统
		传输方式	无线公网通信系统(GSM 系统、GPRS)、卫星通信
		无人机技术	测绘无人机、航测无人机、航拍无人机
预报报警	遥感技术	高分辨率 CCD 数码相机、轻型光学相机、多光谱成像仪、红外扫描仪、激光扫描仪、磁测仪、合成孔径雷达	
	视频监控技术	视频图像信号采集	
城市河湖	水系连通	监测数据平台	数据自动监测、自动传输技术
		智慧预报预警平台	
	数据分析	数据清洗技术	
		机器学习技术	
		大数据分析技术	
河湖调度	水文计算	单位线法、随机事件序列模型、人工神经网络、新安江模型、TANK 模型、HBV 模型、Stanford 模型、SHE 模型、VIC 模型、SWAM 模型	
	河道水动力数值模拟软件库	InforWorksRS、EFDC、Mike hydro river、Hec-Ras、DELFT3D、MIKE21、XP2D 等	
城市水工建筑物	闸 泵	河湖常规调度	
		河湖应急调度	
	堤防、海塘	三维协调技术	Autodesk、Tekla、Bentley、NemetschekAG、GehryTechnologies、Inventor、Revit、Civil 3D 等
城市防洪除涝	城市防洪	自动化控制	
		闸泵全面检测技术	
	城市内涝	防渗技术	防渗墙技术、复合土工膜防渗技术
检测技术		高密度电阻率法	
城市水资源	水源保护	水文预报技术	
		风险分析技术	
	水资源利用	数值模拟技术	
海绵城市技术		区域低影响开发技术	
	城市管网水动力数值模拟技术	SWMM、Mike urban、Mike flood、InforWorksICM、CPSWMM	
	城市内涝风险图		
	城市水源地修复	微生物生态修复技术、水生植物生态修复技术、水生动物修复技术	
	水源地净水技术	人工湿地技术、水处理膜技术	
	节水技术	雨水截流控制技术、雨水径流污染控制技术、雨水生态净化技术	
	中水回用技术		
	城市水资源调度		
	用水量信息平台		

水利专业,包括城市水文、城市河湖、城市水工建筑物、城市防洪除涝、城市水资源,第二个层次是服务内容,第三个层次是技术门类,第四个层次是具体技术。

### 3.1.3.2 智慧服务平台

智慧服务平台是城市水利管家在为服务主体履行城市水利发展服务协议中所构建且由物联感知、大数据、指挥调度、信息发布等组成的“三网”(物联网、互联网、智联网)智慧服务系统或平台(图1),其构成如下:

**a. 物联网感知层:**包含水文监测、工程运行监测、闸泵等工程的远程控制,水位、流量等信息监测,视频监控等。

**b. 互联网通信层:**包括利用光纤、5G、无线、卫星等的线上通信、消息提醒等。

**c. 智联网决策层:**借鉴近期有关智慧水务方案或实践案例<sup>[24]</sup>,构建该决策层包括数据层、分析层、应用层以及展示层。其中,数据层包括基础数据库、监测数据库、管理数据库、决策数据库、外部数据库;分析层包括数据初步分析、数据分析、数模分析、其他分析等;应用层包括数据应用、监测监控、管理支持、决策支持;展示层包括使用移动终端、Web 终端以及大屏端多种方式展示的一体化平台。

### 3.1.4 服务质量控制体系

**a. 服务法律法规体系。**水利行业相关法律法规

规是城市水利管家实施的基本前提。相关内容包括由全国人大及其常委立法的水利法(如水法、防洪法、长江保护法等)、国务院颁布的水利法规及各省、自治区、直辖市的地方人大及其常委会颁布的地方性规章。

**b. 服务技术标准(规范)体系。**服务技术标准(规范)体系是城市水利管家模式的技术保障系统。借鉴我国水利部及相关省级或城市水务(利)技术标准(规范)分类体系<sup>[25]</sup>,城市水利管家模式的服务技术标准(规范)体系亦按三维体系构建:层次维度、专业门类维度、功能序列维度(图2)。其中,层次维度分为国家标准、行业标准、团体标准、地方标准、企业标准和标准化指导性技术文件6个层次;专业门类维度分为:通用、城市水文、城市河湖、城市水工建筑物、城市防洪除涝、城市水资源、其他7个专业;功能序列分为综合、规划、勘测设计、投融资、建设、运维、管理阶段。城市水利管家模式的服务技术标准(规范)体系的统计情况详见表2。

**c. 服务绩效考核体系。**服务绩效考核体系,是城市水利管家运用特定的标准和指标对其或第三方服务单位提供的服务进行综合评估,并基于考核结果对相关工作进行校正与纠偏的过程和方法集,主要考虑对组织管理、质量管理、进度控制、安全控制、

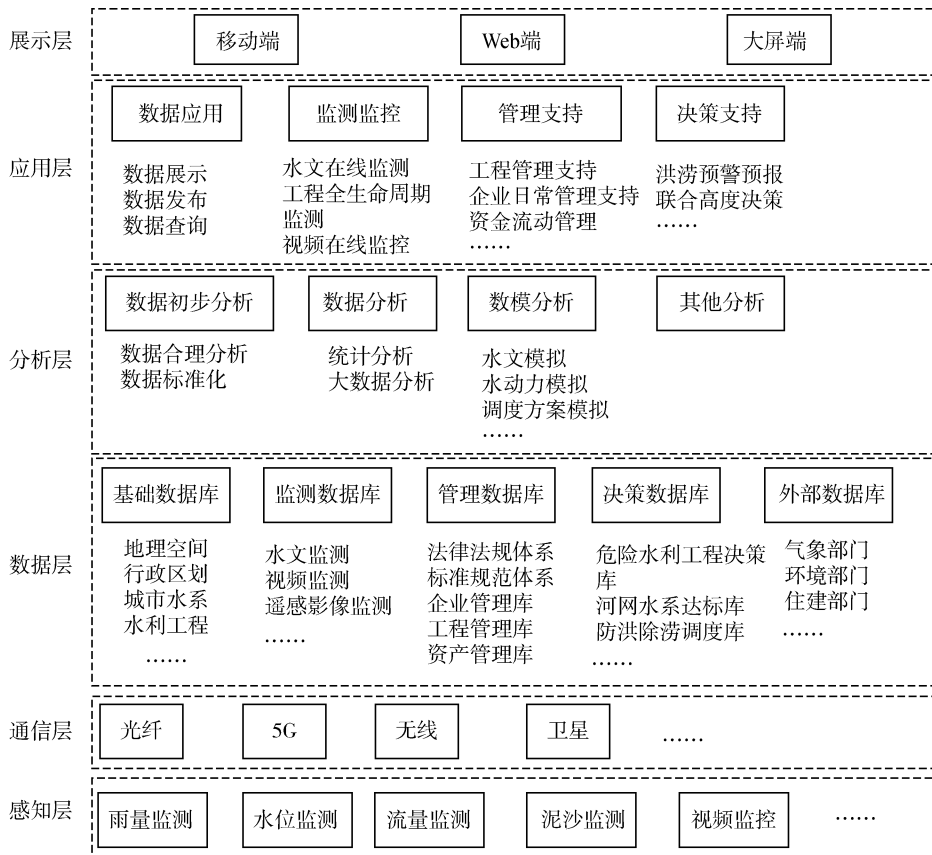


图1 城市水利管家模式服务平台框架

表 2 城市水利管家模式标准统计(专业-功能)

功能序列	通用	城市水文	城市河湖	城市水工建筑物	城市防洪除涝	城市水资源	其他	合计
综合	11	5	18	3	4	4	37	82
规划	13	6	13	5	10	5	1	53
勘测设计	50	5	9	46	3	1	0	114
投融资	2	0	0	0	0	0	0	2
建设(监理)	12	2	0	3	1	0	0	18
运维管理	65	36	19	43	6	11	3	183
合计	153	54	59	100	24	21	41	452

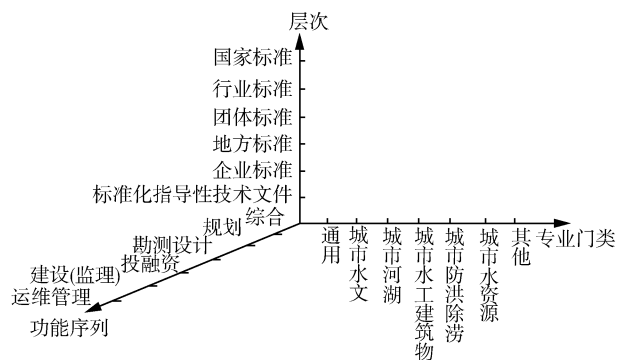


图 2 城市水利管家模式技术标准规范体系

成本控制、生态影响、社会影响等方面的绩效,结合不同的项目类型和项目阶段制定对应的考核指标。

### 3.1.5 服务模式

服务模式是水利管家与服务主体间就服务客体与服务标的所达成的某种服务合作的契约模式,目前我国水务或环保行业常用的服务模式可分投融资模式、运维模式、管理模式 3 种,城市水利管家模式根据项目阶段、项目资金来源、项目盈利方式等结合模式特点按需选择服务。

a. 投融资模式包括公共部门与私人企业合作(PPP)、建造—运营—移交(BOT)、建造—移交(BT)、建设—拥有一经营(BOO)、建设—拥有一经营—移交(BOOT)、移交—经营—移交(TOT)、民间主动融资(PFI)、资产收益证券化融资(ABS)等模式。

b. 运维模式包括委托运营(O&M)、建造—移交(BT)、移交—经营—移交(TOT)、建造—移交—运营(BTO)、建造—运营—移交(BOT)、改扩建—运营—移交(ROT)、移交—拥有一经营(TOO)等模式。

c. 管理模式包括设计—招标—建造(DBB)、建设—管理(CM)、建造—运营—移交(BOT)模式、设计—建造(DBM)模式、项目管理总承包(PMC)模式、设计—采购—建造(EPC)、合伙(Partnering)等模式。

### 3.1.6 服务方式

指为服务对象开展服务的具体形式和方法。按照服务内容可分为基础服务、定制服务和延伸服务;按照服务方式可分为固定常驻服务、巡回流动服务、

远程监控服务和协同众包服务等。

### 3.1.7 服务绩效考核与付费

a. 服务绩效考核。服务主体即委托方对城市水利管家进行监管与考核。考核指标主要针对建设期及运营期,建设期考核指标针对不同的项目,可从建设期的组织管理、质量管理、进度控制、安全管理、成本控制等方面进行考核。运营期的考核主要从组织管理、工程维护、运营成本控制等方面进行考核。

b. 服务付费。城市水利管家的付费机制目前仍以财政拨款为主,付费与绩效考核挂钩,设置奖惩激励条款,保障服务质量。未来也可考虑搭配供排水等盈利项目一起服务,实现项目收支平衡。

## 3.2 城市水利管家模式的框架结构体系构建

城市水利管家模式的框架结构体系为以服务对象和服务内容为核心,以技术工具包和质量控制体系为保障,以智慧服务平台为工具,以服务模式和服务方式的手段,以项目的全生命周期服务为切入点,目的是围绕城市水体为中心,保障城市防洪除涝安全、城市水资源可持续利用,为服务对象提供专业、安全、经济、高效和智慧的城市水利第三方服务。城市水利管家模式的框架结构体系如图 3 所示。

## 4 城市水利管家实施路径探索与建议

结合目前中国长江三峡集团正在开展的长江大保护城市水管家模式试点<sup>[26-28]</sup>,笔者提出如下城市水利管家模式实施路线建议:

a. 城市水利问题的摸排与诊断。城市水利发展参差不齐,城市水利问题的侧重点也不尽相同。因此,在城市水利管家模式的实施过程中首要任务是摸清当地的水利现状,并诊断出关键问题,才能给出相应的解决方案。

b. 城市服务标的与模式的构想。根据诊断问题,提出城市水利服务方案的相关构想,并与当地水利、城建等政府部门对接,确定相关治理思路。

c. 商务洽谈。对包括运作机制(建设、运营权获得方式、范围、内容等)、保障机制、投融资方式、

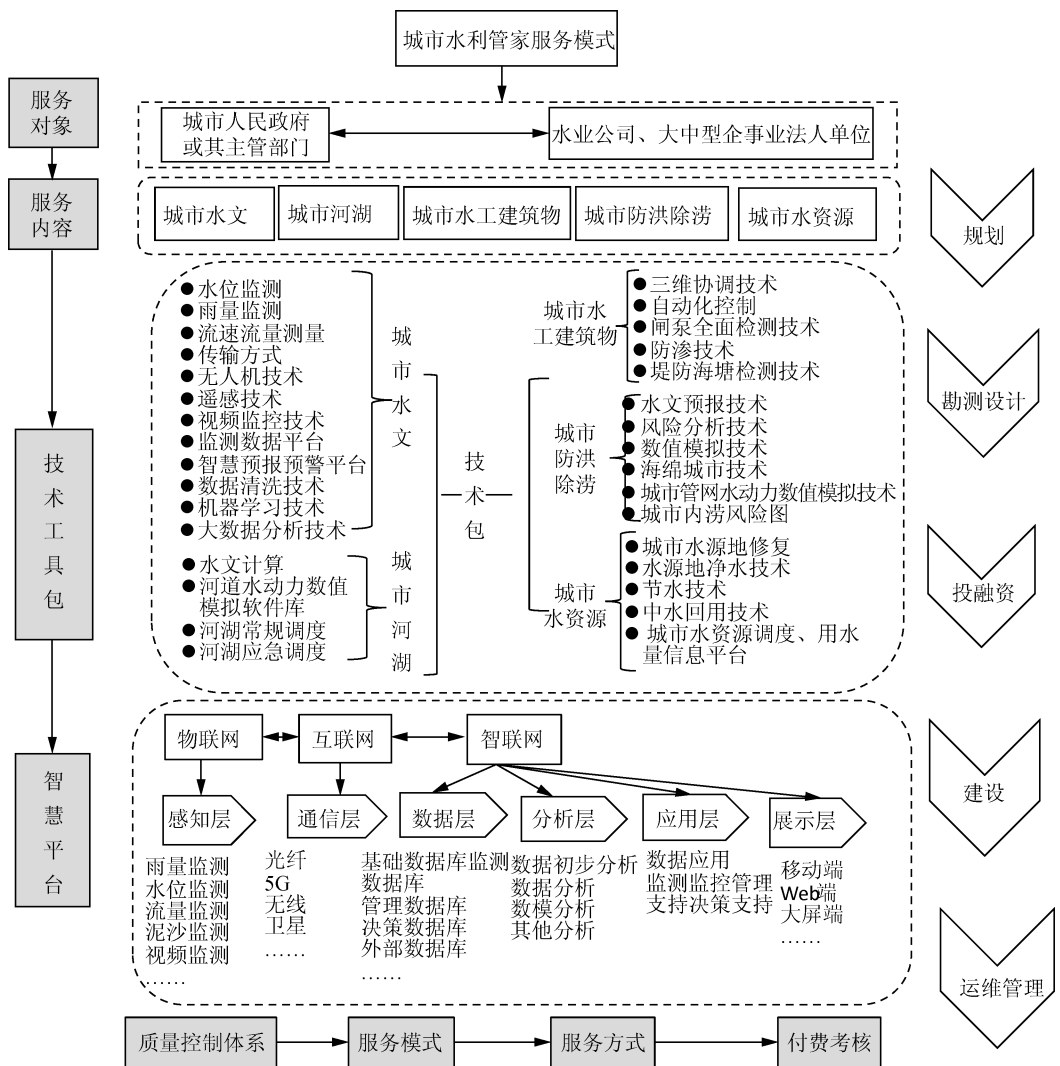


图3 城市水利管家模式的框架结构体系

智慧排水管理平台、责任划分、绩效考核、付费方式等意向洽谈。

d. 服务公司的筹建。组建城市水利管家平台公司,以此平台公司作为实施主体。

e. 项目的推进及建成。项目在推进的过程中保障资金、人员、技术的及时跟进,确保项目顺利建成,并在建设过程或者建设完成后进行第三方服务考核。根据前期确定的投融资模式、运维模式,对已建成项目进行运维或者交接。

## 5 结语

城市水利管家模式是依据当前新的城市水环境综合整治体系所涉及的城市水利内容的第三方服务模式探索,是城市水管家的组成部分,其框架结构体系的构建是其示范应用的理论支撑,新的模式正在各个城市示范应用,并将在应用中不断完善,以期实现城市水利行业可持续发展的愿景。

## 参考文献:

- [1] 陈卫,张金松.城市水系统运营与管理[M].北京:中国建筑工业出版社,2010.
- [2] 王浩,秦大庸,王建华,等.黄淮海流域水资源合理配置[M].北京:科学出版社,2003.
- [3] 王浩,王建华,胡鹏.水资源保护的新内涵:“量-质-域-流-生”协同保护和修复[J].水资源保护,2021,37(2):1-9.
- [4] 陈华鑫,陆沈钧,何建兵,等.长三角一体化示范区水资源保护协作机制创新研究[J].水资源保护,2021,37(5):56-61.
- [5] 上海市水利学会.人与自然和谐相处的水环境治理理论与实践[M].北京:中国水利水电出版社,2005.
- [6] 阮仁良.上海市水环境研究[M].北京:科学出版社,2000.
- [7] 汪松年,阮仁良.上海市水资源普查报告[M].上海:上海科学技术出版社,2001.
- [8] 王浩,贾仰文.变化中的流域“自然-社会”二元水循环理论与研究方法[J].水利学报,2016,47(10):1219-1226.



[9] 王浩,梅超,刘家宏,等.我国城市水问题治理现状与展望[J].中国水利,2021(14):4-7.

[10] 宋全香,左其亭,杨峰.城市化建设带来的水问题及解决措施[J].水资源与水工程学报,2004,15(1):56-58.

[11] 吕福胜,钟登华.中国水务行业发展现状与趋势[J].中国给水排水,2013(10):12-16.

[12] 蔡荔,夏辉.海绵城市建设的现状与展望[J].工程技术研究,2018(6):242-243.

[13] 蔡阳.智慧水利建设现状分析与发展思考[J].水利信息化,2018(4):1-6.

[14] 季永兴,高飞,WU Bohui.韧性城市视角下的城市水利建设[J].建筑实践,2021(1):50-57.

[15] 仇保兴.我国城市水安全现状与对策[J].给水排水,2014,50(1):1-7.

[16] 吴继强.西安市城市应急备用水源建设现状与对策探讨[J].地下水,2019,41(5):54-57.

[17] 庞靖鹏.用市场化的途径解决水利项目投融资问题[J].水利发展研究,2021(2):36-39.

[18] 刘德龙,李夏,李腾,等.智慧水利感知关键技术初步研究[J].四川水利,2020,40(1):111-115.

[19] 赵钟楠,刘震,袁勇,等.新时期推进水利宏观战略规划编制的若干思考[J].水利规划与设计,2021(2):1-3.

[20] 李佳.水利工程建设监理现状及发展对策[J].山西水

利,2019(7):51-52.

[21] 吕洁.水利工程建设勘测设计质量现状及对策[J].水利技术监督,2021(1):1-2.

[22] 李磊.水利工程长效管护与运行管理现状分析[J].工程技术研究,2020(17):189-190.

[23] 苏宪章,高雯,艾川,等.新形势下环保管家服务模式应用于化工园区的优势与意义[J].绿色环保建材,2020,160(6):72-73.

[24] 郭理桥,于海,于大鹏,等.中国智慧城市标准体系研究[M].北京:中国建筑工业出版社,2013.

[25] 黄剑,张睿.上海水务标准体系框架解析[J].水资源开发与管理,2017(1):7-12.

[26] 中国长江三峡集团有限公司.中国三峡集团2019年共抓长江大保护可持续发展报告[R].北京:中国长江三峡集团有限公司,2020.

[27] 中国长江三峡集团有限公司.中国三峡集团2020年共抓长江大保护可持续发展报告[R].北京:中国长江三峡集团有限公司,2021.

[28] 朱静霞,袁磊.长江生态环保集团与23个长江沿线城市(区县)签订“城市智慧水管家”及“综合能源管家”协议[EB/OL].(2021-07-27)[2021-10-12],<https://news.bjx.com.cn/html/20210727/1166088.shtml>.

(收稿日期:2021-12-08 编辑:陈玉国)

(上接第60页)

培训力度,提升基层人员业务水平。鼓励社会公众参与,建立完善参与机制,倾听用水户的利益诉求,妥善解决正当利益要求。建立健全水权交易激励机制,研究实施有利于水权交易开展的激励措施,鼓励和引导供用水双方、社会资本参与水权交易。建立完善不同层级用水者协会组织,充分发挥社会公众和第三方专业机构等在水权水市场建设中的积极作用。

#### 参考文献:

[1] 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[EB/OL].(2020-11-03)[2021-05-09].[https://www.ndrc.gov.cn/fggz/fgdj/zydj/202011/t20201130\\_1251646.html?code=&state=123](https://www.ndrc.gov.cn/fggz/fgdj/zydj/202011/t20201130_1251646.html?code=&state=123).

[2] 水利部水资源管理司.积极开展水权试点探索加强水权制度建设[J].中国水利,2018(19):1-3.

[3] 刘云杰,刘睿,邓延利,等.区块链技术在国家水权交易系统中的应用[J].水利经济,2020,38(7):55-59.

[4] 石玉波,张彬.我国水权交易的探索与实践[J].中国水利,2018(19):4-6.

[5] 陈金木,吴强.水权改革与水利法治之思[M].北京:北京大学出版社,2017.

[6] 杨德瑞,李晶,王晓娟,等.我国水权之路如何走[J].水

利发展研究,2011(1):10-17.

[7] 王俊杰,李淼,高磊.关于当前水权交易平台发展的总结与建议[J].水利发展研究,2017(11):94-97.

[8] 郑航,王忠静,赵建世.水权分配、管理及交易:理论与技术与实务[M].北京:中国水利水电出版社,2017.

[9] 沈大军,余旭东,李萌,等.水权交易条件研究[J].水利水电技术,2016,47(9):117-121.

[10] 王亚华.中国水治理体系的战略思考[J].水利发展研究,2020(10):10-14.

[11] TEERINK J R, NAKASHIMA M.美国日本水权水价水分配[M].刘斌,高建恩,王仰仁,译.天津:天津科学技术出版社,2000.

[12] Environment Agency. Environment Agency Scheme of Abstraction Charges [EB/OL].(2019-04-01)[2021-03-10].<https://www.gov.uk/government/publications/abstraction-licences-charging-scheme-2019>.

[13] 李晶,王晓娟,陈金木.完善水权水市场建设法治保障探讨[J].中国水利,2015(5):61-65.

[14] 王丙毅.水权界定、水价体系与中国水市场监管模式研究[M].北京:经济科学出版社,2019.

(收稿日期:2021-06-24 编辑:陈玉国)



**Impact of multi-dimensional urbanization in Yangtze River Economic Belt on wastewater discharge**/ZHANG Hengquan<sup>1</sup>, YANG Liu<sup>1</sup>, LI Yang<sup>2</sup>, ZHANG Chenjun<sup>3</sup>, SUN Yao<sup>4</sup> (1. Business School, Hohai University, Nanjing 211100, China; 2. Yangtze Ecology and Environment Co., Ltd., Wuhan 430014, China; 3. School of Economics and Management, Jiangsu University of Science and Technology, Zhenjiang 212100, China; 4. Heilongjiang Agricultural Reclamation Vocational College, Harbin 150000, China)

**Abstract:** The formation and prosperity of cities has provided the impetus for the rapid development of China's economy, but it has also brought severe pressure on the water environment. Based on the connotation of new-type urbanization, the entropy method is used to measure the development level of urbanization in the Yangtze River Economic Belt from five perspectives of population, economy, space, society and ecology. The threshold model is then used to analyze the long- and short-term effects of the development of multi-dimensional urbanization on wastewater discharge. The results show that all the five indices of urbanization in the Yangtze River Economic Belt show a fluctuating upward trend year by year, and the standard deviation ellipse of urbanization in each dimension shows a moving trend from the "northeast" to the "southwest". There is a double-threshold effect of "inhibit-promote-inhibit" for population urbanization, a single threshold effect of "promote-inhibit" for economic urbanization, a single threshold effect of "inhibit-more inhibit" for spatial urbanization, a double threshold effect of "promote-inhibit-more inhibit" for social urbanization, and a double threshold effect of "strongly inhibit-weakly inhibit-strongly inhibit" for ecological urbanization.

**Key words:** Yangtze River Economic Belt; new-type urbanization; wastewater discharge; entropy method; threshold effect

**Impact of agglomeration of manufacturing industry on water pollution in Yangtze River Basin from perspective of upstream and downstream industrial correlation**/SONG Min<sup>1,2</sup>, LIU Bin<sup>2</sup>, ZOU Shengrui<sup>2</sup> (1. Collaborative Innovation Center for Coastal Development and Protection, Hohai University, Nanjing 211100, China; 2. Business School, Hohai University, Nanjing 211100, China)

**Abstract:** The traditional professional agglomeration of manufacturing and the diversified agglomeration based on the upstream and downstream correlation of the industrial chain investigated. 26 prefectural cities in the Yangtze River Basin are selected as typical representatives to compare and analyze the impact of manufacturing on water pollution in the Yangtze River

Basin under the two types of agglomeration conditions. The results show that: In the whole samples, the professional agglomeration of manufacturing industry and the diversified agglomeration of upstream and downstream industries can reduce water pollution, and the pollution reduction capacity of professional agglomeration is greater than that of upstream and downstream industries. The pollution reduction capacity of the upstream diversified agglomeration of manufacturing industry is greater than that of the downstream diversified agglomeration. The water pollution in the upstream of the Yangtze River Basin will aggravate the water pollution in the downstream. The impact of professional agglomeration of manufacturing industry on water pollution in the basin exhibits the characteristics that the downstream cities have the strongest pollution reduction capability, the upstream cities take the second place, and the cities in the middle reaches are the weakest. The diversified agglomeration relates to the upstream and downstream correlation of the manufacturing industrial chain has a better effect on reducing water pollution in the downstream than that in the middle and upstream reaches. Therefore, under the background of strong path dependence between professional agglomeration and diversified agglomeration, attention should be paid to the industrial layout and pollution control in the upstream reaches of the Yangtze River Basin.

**Key words:** upstream and downstream industrial correlation; professional agglomeration; diversified agglomeration; water pollution; Yangtze River Basin

**Effectiveness and coupling coordination relationships of water environment policies in Yangtze River Delta**/WAN Xin<sup>1,2</sup>, SU Pengcheng<sup>1</sup>, ZHENG Yaping<sup>1</sup> (1. Business School, Hohai University, Nanjing 211100, China; 2. Jiangsu Provincial Collaborative Innovation Center of World Water Valley and Water Ecological Civilization, Nanjing 211100, China)

**Abstract:** By selecting the documents of water environment policies in three provinces and one municipality directly under the central government of China in Yangtze River Delta from 2005 to 2020, a quantitative framework to measure the policy effectiveness is established from the perspectives of policy power, goals and measures. Then, the coupling coordination model is used to study the evolution characteristics of coupling coordination of water environment policies from the spatial and instrumental dimensions. The results show that the effectiveness of water environment policies in the three provinces and one municipality directly under the central government of China increases year by year. The use structure of policy tools is

dominated by the authoritative tools whose unit effectiveness, however, needs to be improved. By contrast, while the unit effectiveness of systematic change tools and symbolic persuasion tools are found to be high, they are less used in water environment policies in Yangtze River Delta. It is found that the development of coordination relationships of water environment policies among different provinces has experienced unbalance stage, transition stage and coordinated stage. Specifically, Anhui Province lags behind Jiangsu Province, Zhejiang Province and Shanghai Municipality in terms of water policy coordination. It is noteworthy that planning policies at the national level have significantly promoted the coordinated transformation of water environment policies in Yangtze River Delta. Moreover, the coupling coordination among different types of policy tools has experienced unbalance stage and transition stage. It is revealed that there are discrepant coordination relationships of policy tools between different provinces, and thus there is large room for the improvement.

**Key words:** water environment; policy quantification; policy effectiveness; policy tool; coupling coordination; Yangtze River Delta

**Knowledge graph of researches on utilization efficiency of water resources in China based on CiteSpace/WANG Jigan, LIANG Leyue, HE Mengsi**(Business School, Hohai University, Nanjing 211100, China)

**Abstract:** Based on the literatures on utilization efficiency of water resource collected by CSSCI and EI databases on CNKI from 2000 to 2020, the knowledge graph of researches on utilization efficiency of water resources in China is drawn by using the CiteSpace software, and the distribution of time, authors, institutions, research hotspots and trends are analyzed. The results show that there is not enough cooperation among the main body of the researches on utilization efficiency of water resources. The key words can be grouped into water right trading and water right system, water footprint, water shortage, agricultural water price, carrying capacity of water resources, industrial structure, etc. The research hotspots in the future include water resource management, water footprint, influencing factors, industrial water use, Yangtze River Economic Belt, utilization efficiency of water resources, efficiency of green water resources, green development of the Yangtze River Basin and the Yangtze River Economic Belt.

**Key words:** water resource utilization efficiency; CiteSpace; knowledge graph

**Coordination between water resource utilization and economic development from perspective of dual circulation/MENG Qingjun<sup>1,2</sup>, GU Yue<sup>1</sup>, PAN Haiying<sup>1</sup>** (1. Business School, Hohai University, Nanjing 211100, China; 2. Jiangsu Provincial Collaborative Innovation Center of World Water Valley

and Water Ecological Civilization, Nanjing 211100, China)

**Abstract:** From the perspective of dual circulation and combined with sewage resource utilization, the coupling coordination degree between water resources utilization level and economic development in 29 provinces (autonomous regions and municipalities directly under the central government) in China from 2010 to 2019 is retrospectively analyzed, and their spatial-temporal evolution trend is studied. The results show that the water resource utilization and economic development level as well as the coupling coordination degree increase with time. However, only some provinces (autonomous regions and municipalities directly under the central government) are gradually transforming to the benign coordination. Simultaneously, the coordination level in the eastern areas of China is obviously better than that in other areas with spatial imbalance. In this regard, we should enhance the capacity of sewage collection and treatment, strengthen resource sharing, accelerate the construction of a complete domestic demand system, deepen the opening pattern, and promote the realization of high-quality coordination between water resource utilization and the new development pattern of dual circulation.

**Key words:** dual circulation; water resource utilization; sewage recycling; economic development; coupling coordination

**Establishment of evaluation index system for optimal allocation of water resources based on new development concept/WANG Meimei<sup>1,2</sup>** (1. Institute of Economics, Chinese Academy of Social Sciences, Beijing 100836, China; 2. College of Economics, University of Chinese Academy of Social Sciences, Beijing 102488, China)

**Abstract:** The establishment of an evaluation index system for performance of optimal allocation of water resources comprehensively considering the economic, social and water environmental goals is in favor of providing the relevant institutional guarantee for implementing the River Chief System in China. According to the principle of the corresponding evaluation indices required by the goals, a multi-layered evaluation index system including economic development indices and public demand satisfaction indices, which covers economic rationality, social rationality and ecological rationality, is proposed by discussing the allocation of water resources reflected in the new development concept. The evaluation index system is composed of 5 indices of the economic cost, economic benefit, water consumption for daily life, water ecological environment index and industrial safety index and some sub-indices. Their weights can be calculated level by level by the group decision eigenvalue method done by some experts.

**Key words:** water resource; optimal allocation; evaluation index system; new development concept

**Initial allocation of drainage rights based on optimization of Gini coefficient and entropy weight-TOPSIS method**/SHEN Jujin<sup>1,2,3</sup>, YANG Jiajia<sup>2,3,4</sup>, WANG Lijuan<sup>5</sup>, SUN Fuhua<sup>1,2,3</sup> (1. College of Agricultural Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 211100, China; 2. Yangtze Institute for River Conservation and Development, Nanjing 210098, China; 3. Institute of Environment Accounting and Assets Management, Hohai University, Nanjing 211100, China; 4. Business School, Hohai University, Nanjing 211100, China; 5. Jiangsu Huizhi Engineering Technology Co., Ltd., Nanjing 210036, China)

**Abstract:** The basic principles and influencing factors of the initial allocation of drainage rights in a basin is analyzed using the existing scarce resource research methods. An index system for the initial allocation of drainage rights is established, and the entropy weight-TOPSIS method is used for the initial allocation of the drainage rights between regions in the basin. The results of the initial allocation of rights are optimized based on the Gini coefficient method. Finally, a calculation example is analyzed for the initial allocation of the drainage rights of the Sunan Canal. The results show that before the optimization of the Gini coefficient, the Gini coefficients of the indices of population, GDP and water area in the region are all close to 0.4 except the Gini coefficient of annual precipitation index, which is near the unfair interval. After the Gini coefficient constraint optimization, the Gini coefficients of various indices are less than or equal to 0.3, which is in a relatively fair interval, and the Gini coefficient of the annual rainfall index is also reduced to be 0.08 from 0.2 before optimization, which is in an absolutely fair range.

**Key words:** drainage right; initial allocation; Gini coefficient; entropy weight-TOPSIS method

**Establishment of credit system for trading of water rights based on QCA method**/WU Fengping, LI Mengke, QIU Zeshuo (Business School, Hohai University, Nanjing 211100, China)

**Abstract:** How to establish a credit system for the trading of water rights is studied based on the characteristics of market of water rights in China. A total of 12 typical cases of trading of water rights in the northern and southern regions are selected, and the QCA method, a qualitative comparative analysis method, is used to extract the key factors affecting the credit system of the market of water rights from the technical, institutional and cultural levels. Some countermeasures are proposed in terms of improving the monitoring technology, promoting the information disclosure system, clarifying the evaluation criteria, increasing the rewards and penalties, and strengthening the work of cultural propaganda.

**Key words:** market of water right; credit system; configuration thinking; QCA method

**Summary and prospect of water right trade practice with Chinese characteristics under new situations**/GAO Lei (China Water Exchange, Beijing 100053, China)

**Abstract:** The trade of water rights is an important means to play the role of market mechanism to optimize the allocation of water resources, and it is a key measure to implement the rigid restriction of water resources and promote the economical and intensive utilization of water resources. On the basis of summarizing the progress and effect of trade of water rights at present, the main problems and reasons of promoting the trade of water rights are analyzed, and combining with the work plan of market trade of water rights, some countermeasures and measures for promoting the trade of water rights are put forward from the aspects of top-level design, platform construction, pilot demonstration and transaction supervision in order to improve the system of trade of water rights, cultivate and develop the market of trade of water rights, promoting the support for intensive and economical utilization of water resources.

**Key words:** new situation; trading of water right; water market; rigid constraint

**Dilemma and causes of prompting comprehensive reform of agricultural water price from perspective of small farmer's risks**/YANG Xin<sup>1</sup>, ZHANG Zhexi<sup>2</sup>, MU Yueying<sup>3</sup> (1. Rural Development Institute, Chinese Academy of Social Sciences, Beijing 100732, China; 2. Research Center for Rural Economy, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100810, China; 3. College of Economics and Management, China Agricultural University, Beijing 100083, China)

**Abstract:** The comprehensive reform of agricultural water price has lagged behind in some areas of China. Based on theories of institutional change and allocation, the characteristics and causes of the dilemma of promoting the reform are studied. The results show that the main feature of this dilemma is that some small farmers have low willingness to accept the agricultural water price at a higher level. It hinders the precision subsidies and water-saving incentives to give full play because these policy tools cannot alleviate the small farmer's risks caused by the reform. The small farmers who rely on the path of the existing informal system of agricultural water have to deal with the risks of adapting to the new system of agricultural water price. Besides, the rural social security and other relevant primary systems are not sound, which leads to aggravate the production and life risks of small farmer's to accept higher agricultural water price. Therefore, the following policy recommendations are put forward: design of the micro-subject management mode of the reform in accordance with the local conditions, introduction of the subsidy for survival irrigation and agricultural insurance, and improvement of the rural infrastructure and social security system.

**Key words:** agricultural water price; small farmer's risk; dilemma of promoting; institutional structure; comprehensive reform

**Reform of agricultural water right system in well irrigation areas of groundwater over-exploitation in Shandong Province/WANG Guanru<sup>1</sup>, HU Jilian<sup>1,2</sup>, WANG Xiujuan<sup>3</sup>** (1. College of Economics and Management, Shandong Agricultural University, Tai'an 271018, China; 2. College of Marxism, Shandong Agricultural University, Tai'an 271018, China; 3. College of Public Administration, Shandong Agricultural University, Tai'an 271018, China)

**Abstract:** There is a severe shortage of water resources in Shandong Province, and the agricultural irrigation water mainly relies on groundwater. The problem of groundwater over-exploitation is serious, and it is harmful to the ecological environment of Shandong Province. From the perspective of property right economics, the reason for the groundwater over-exploitation is analyzed: groundwater resources have "community" property rights, which is the main reason for the problem of groundwater over-exploitation. The exclusivity of groundwater rights is not complete, the definition of property rights is not clear, and the efficiency of water rights is extremely low. In addition, due to the incomplete construction of the water right market system and the lack of a water right transaction mechanism, the transfer of water rights is blocked, which in turn leads to the occurrence of groundwater over-exploitation. Therefore, efforts should be made to promote the reform of the agricultural water right system in well irrigation areas, to clearly define the agricultural water rights to households and to establish the water right trading and circulation mechanism so as to optimize the allocation of groundwater resources and solve the problem of groundwater over-exploitation.

**Key words:** agricultural water right system reform; groundwater over-exploitation; well irrigation area; Shandong Province

**Construction and development path of zero-carbon national water parks under carbon neutrality target/TANG Yongsheng<sup>1</sup>, ZHANG Zhitong<sup>2</sup>, WANG Yonglu<sup>3,4</sup>** (1. Bureau of Comprehensive Development Ministry of Water Resources, Beijing 100053, China; 2. School of Architecture, North China University of Water Resources and Electric Power, Zhengzhou 450046, China; 3. Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 4. College

of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** The construction of zero-carbon national water parks is a positive exploration for China to achieve the carbon peak and the carbon neutrality, an innovative practice to serve the construction of a carbon neutral country. In order to explore and promote the construction of zero-carbon national water parks, the necessity and feasibility of the construction of zero-carbon national water parks are analyzed. It is clarified that their construction should accurately highlight the carbon neutrality, adhere to system design, local conditions and sustainable development, and establish an overall framework of carbon emission standards, effective carbon absorption, reasonable carbon sequestration and smooth carbon cycle. The development path is put forward as follows: the government dominates the preparation of specialized planning, the main body of the national water parks implements the planning, and the audience interactively respond to zero-carbon action.

**Key words:** carbon neutrality; zero carbon; water park; general framework; development path

**Mode of urban water conservancy managers in new development stage of China/LU Shanshan, CHEN Zujun** (Shanghai Investigation Design & Research Institute Co., Ltd., China Three Gorges Corporation, Shanghai 200439, China)

**Abstract:** The present situations and problems of the urban water conservancy development in China as well as the development trends in the 14th five-year plan and the future are deeply analyzed. Combined with the water control policy of "Sixteen characters" in the new period of China and the situations and target demand of high-quality development of urban water conservancy in the new development stage, the concept of urban water conservancy manager is put forward, and its connotation and basic characteristics are explained. Then, the basic elements of mode of the urban water conservancy manager are studied, and its framework structure system is established. Finally, some suggestions are given for the implementation of mode of the urban water conservancy manager.

**Key words:** new development stage; urban water conservancy manager; full-life cycle; frame structure system

# 《水利经济》2022年重点选题方向

为深入研究阐释习近平新时代中国特色社会主义思想，全面贯彻落实党的十九大精神，2022年本刊将继续关注社会发展特别是水利经济领域的重点和难点问题，组织刊发相关学术论文，以优秀的学术成果回馈伟大时代。

## 重点选题方向包括但不限于

- 新时期水利高质量发展研究；
- “十四五”节水型社会建设研究；
- 生态产品价值实现研究；
- 美丽幸福河湖建设研究；
- 水利供给侧结构性改革研究；
- 水生态与环境经济研究；
- 河湖长制与河湖保护研究；
- 水权、水价与水市场研究；
- 水利工程管理与评价研究；
- 移民经济与农业经济研究；
- 特别专题（张謇水利经济思想研究）。

## 投稿须知

1. 围绕上述选题的稿件，本刊会快速审稿、择优发表；
2. 请作者通过网上投稿系统投稿，唯一投稿网址 <https://jour.hhu.edu.cn/sljj/home>；
3. 论文格式规范、参考文献规范及其他注意事项请参见本刊清稿要求。

来稿可围绕上述主题，从不同视角、学科开展论述，力求观点鲜明，见解独到，对水利经济工作具有指导意义。

欢迎广大学者踊跃赐稿！

联系电话：025-83786376

官方邮箱：[jj@hhu.edu.cn](mailto:jj@hhu.edu.cn)（本刊不接收邮箱投稿）



ISSN 1003-9511

