

分类号 _____
U D C _____

密级 _____
编号 _____

兰州财经大学

LANZHOU UNIVERSITY OF FINANCE AND ECONOMICS

博士学位论文

论文题目 基于水资源资产负债核算的黄河流域
九省区生态补偿研究

研究生姓名: 杨燕燕

指导教师姓名、职称: 王永瑜 教授

学科、专业名称: 统计学、统计学

研究方向: 资源环境统计

提交日期: 2023.5.30

独创性声明

本人声明所呈交的论文是我个人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。尽我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示了谢意。

学位论文作者签名： 杨燕燕 签字日期： 2023.5.30.
导师签名： 张永瑜 签字日期： 2023.5.30.

关于论文使用授权的说明

本人完全了解学校关于保留、使用学位论文的各项规定， 同意（选择“同意” / “不同意”）以下事项：

1. 学校有权保留本论文的复印件和磁盘，允许论文被查阅和借阅，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存、汇编学位论文；
2. 学校有权将本人的学位论文提交至清华大学“中国学术期刊（光盘版）电子杂志社”用于出版和编入 CNKI《中国知识资源总库》或其他同类数据库，传播本学位论文的全部或部分內容。

学位论文作者签名： 杨燕燕 签字日期： 2023.5.30.
导师签名： 张永瑜 签字日期： 2023.5.30.

**Research on ecological compensation in
nine provinces and regions of the Yellow
River basin based on water resources assets
and liabilities accounting**

Candidate: Yang Yanyan

Supervisor: Wang Yongyu

摘要

水资源作为一种基础性物质资源和战略性经济资源,具有资源、环境、生态三重功能,在促进经济社会发展和维持生态平衡方面发挥重要作用。随着经济社会快速发展和工业化进程持续推进,水资源过耗、水环境损害、水生态恶化等问题日益严峻。党的二十大报告指出,深入推进环境污染防治,统筹水资源、水环境、水生态治理,推动重要江河湖库生态保护治理。水资源生态补偿通过经济手段抑制损害行为或激励保护行为将外部成本内部化,能够有效解决水资源与区域经济协调发展矛盾,促进水资源健康可持续利用。在区域协调发展战略以及协同推进大治理背景下,以系统解决水资源、水环境和水生态问题为目标的跨区域水资源生态补偿日益重要。作为跨区域水资源生态补偿机制研究的重要环节,水资源生态补偿标准直接决定着补偿力度大小与补偿能否顺利实施。水资源资产负债核算是水资源有偿使用和水生态补偿标准制定的重要依据,可为跨区域水资源生态补偿研究提供新思路。此外,现阶段黄河流域九省区水资源短缺、水环境污染、河道断流、湿地退化等问题较为突出。基于此,以黄河流域九省区为研究区域,探讨基于水资源资产负债核算的跨区域水资源生态补偿机制具有重要的理论意义和应用价值。

首先,本文从水资源生态补偿内涵与理论基础、水资源资产负债核算、水资源生态补偿机制三方面对国内外文献进行梳理、归纳与总结,充分掌握已有研究进展及未来可拓展之处,进而确定本文研究思路。其次,界定水资源资产负债核算和跨区域水资源生态补偿基本内涵,并探讨两者的理论基础,为水资源资产负债表编制和跨区域水资源生态补偿机制研究提供科学依据。在此基础上,详细阐述基于水资源资产负债核算开展跨区域水资源生态补偿的科学性、合理性和可行性。再次,明确水资源资产负债表的基本要素、核算方法、表式结构等,进而编制水资源资产负债表,为跨区域水资源生态补偿提供量化依据。以此为基础,构建基于水资源资产负债核算视角的跨区域水资源生态补偿机制,系统探讨跨区域水资源生态补偿的目标与原则、补偿主客体、补偿标准、补偿模式等。最后,选取地理位置重要但水资源生态环境问题突出且生态补偿相对薄弱的黄河流域九省区进行实证研究,对跨区域水资源生态补偿进行应用分析。同时,为考察水资

源生态补偿的动态变化特征，本文以规划期为周期，研究“十二五”时期和“十三五”时期黄河流域九省区水资源资产负债情况和生态补偿情况。具体结论如下：

一是以 DPSIR 链条理论、环境经济核算体系等为核心确定的水资源资产负债核算理论能为水资源资产负债表的平衡关系、确认基础、核算方法、表式结构等提供重要依据；以可持续发展理论、生态系统理论、公平与效率理论等为核心构建的跨区域水资源生态补偿机制有助于解决跨区域水资源生态补偿为什么补、怎样补、补多少等关键问题。

二是水资源资产包括水量资产和水域资产两部分，分别采用水资源价值模糊数学综合评价法和当量因子法进行核算。水资源负债包括水资源过耗、水环境损害和水生态破坏三部分，水资源过耗负债依据用水总量控制目标值与水资源实际使用量差值进行确定；水环境损害负债采用虚拟治理成本法进行核算；水生态破坏负债以水生态系统服务价值变化量为计量依据。

三是跨区域水资源生态补偿旨在系统解决区域整体的水资源、水环境和水生态问题。补偿原则为“公平效率相统一”原则，“损害者付费、保护者受偿”原则等。补偿主客体为各级政府、水资源过耗者、水生态保护者等。补偿标准以水资源资产负债核算为基础，并辅之以多区域投入产出模型进行界定。补偿模式为以政府补偿为主导，以市场补偿为补充，两者相互配合，相互补充。

四是黄河流域九省区水资源资产规模整体较大，且在核算期内表现为上升态势；水资源负债相对较小，在核算期内呈下降特征。从构成情况来看，水域资产是水资源资产的重要组成部分，水环境损害和水生态破坏是产生负债的主要原因。从空间分布来看，省区间水资源资产差异显著，整体表现为上游最大、中游次之、下游最小；而水资源负债表现为上游和下游地区较高，中游地区较低。

五是黄河流域九省区存在明显的水资源占用和水环境污染转移现象，依据贸易隐含水资源负债转移结果确定横向生态补偿，并以此为基础对纵向生态补偿进行调整。横向生态补偿中，山东、河南等地为支付主体；青海、甘肃、宁夏等地为受偿客体。纵向生态补偿主要包含损害赔偿和保护补偿两部分，核算期内损害赔偿显著减少，保护补偿则呈增加态势。从补偿资金分配情况来看，“十二五”时期，中央政府分摊资金所占比重较大；“十三五”时期，地方政府补偿资金份额有所增加，补偿主体地位逐渐凸显。

本研究以水资源、水环境、水生态“三水”统筹保护与治理为目标，以“共同抓好大保护，协同推进大治理”为理念，基于水资源资产负债核算对跨区域水资源生态补偿机制进行研究，有助于丰富水资源生态补偿内涵，完善补偿理论与方法体系，全面解决区域水资源问题，进而促进水资源与经济社会协调发展。

关键词：跨区域 水资源生态补偿 水资源资产负债核算 黄河流域九省区 多区域投入产出模型（MRIO）

Abstract

As a kind of basic material and strategic economic resources, water resources have three functions of resource, environment and ecology, which play an important role in promoting economic and social development and maintaining ecological balance. With the rapid development of economy and society and the continuous advancement of industrialization, problems such as excessive consumption of water resources, damage to water environment and deterioration of water ecology have become increasingly serious. The report of the 20th National Congress of the Communist Party of China pointed out that we should deepen the prevention and control of environmental pollution, coordinate the governance of water resources, water environment, and water ecology, and promote the ecological protection and governance of important rivers, lakes, and reservoirs. Ecological compensation for water resources can internalize the external cost by restraining the damage behavior or encouraging the protection behavior through economic means, which can effectively solve the contradiction of coordinated development between water resources and regional economy and promote the healthy and sustainable utilization of water resources. Under the background of coordinated regional development strategy and coordinated promotion of grand governance, the cross-regional ecological compensation for water resources, which aims to systematically solve the problems of water resources, water environment and water ecology, is increasingly important. As an important part of the research on cross-regional ecological compensation mechanism of water resources, the ecological compensation standard for water resources directly determines the compensation strength and whether the compensation can be implemented smoothly. The accounting of water resources assets and liabilities is an important basis for the paid use of water resources and the formulation of water ecological compensation standards, which can provide a new idea for the research of the cross-regional ecological compensation for water resources. In addition, at present, the nine provinces and regions in the Yellow River basin have serious problems such as water resources shortage, water environment

pollution, river channel cut-off and wetland degradation, etc. Based on this, taking nine provinces and regions in the Yellow River basin as the research area, it is of great theoretical significance and application value to explore the cross-regional ecological compensation mechanism of water resources based on the accounting of water resources assets and liabilities.

First of all, this thesis reviews domestic and foreign literature from three aspects: connotation and theoretical basis of ecological compensation for water resources, water resources assets and liabilities accounting, and ecological compensation mechanism of water resources, then fully grasps the existing research progress and future expansion, and further determines the research ideas of this thesis. Secondly, the basic connotations of the water resources assets and liabilities accounting and the cross-regional ecological compensation for water resources are defined, and the theoretical bases of both are discussed, so as to provide scientific basis for the compilation of water resources balance sheet and the research on cross-regional ecological compensation mechanism of water resources. On this basis, the scientificity, rationality and feasibility of carrying out cross-regional ecological compensation for water resources based on water resources assets and liabilities accounting are elaborated. Thirdly, the basic elements, accounting methods and table structure of the balance sheet of water resources are clarified, and then the balance sheet of water resources is compiled to provide quantitative basis for cross-regional ecological compensation of water resources. Based on this, a cross-regional ecological compensation mechanism of water resources based on the perspective of water resources assets and liabilities accounting is constructed, and the objectives and principles, subjects and objects of compensation, compensation standard and compensation mode of cross-regional ecological compensation for water resources are systematically discussed. Finally, the empirical study is carried out in nine provinces and regions of the Yellow River basin where the geographical location is important but the ecological environmental problems of water resources are prominent and the ecological compensation is relatively weak, and the application analysis of

cross-regional ecological compensation for water resources is carried out. Meanwhile, in order to investigate the dynamic change characteristics of ecological compensation for water resources, this thesis takes the planning period as the cycle to study the water resources assets and liabilities and ecological compensation of nine provinces and regions in the Yellow River basin during the 12th Five-Year Plan period and the 13th Five-Year Plan period. Specific conclusions are as follows:

Firstly, cross-regional ecological compensation for water resources has three basic features: considering both damage compensation and protection compensation, highlighting the overall protection and management of water resources, water environment and water ecology, and promoting the ecological compensation for water resources in the whole region. The theory of water resources assets and liabilities accounting, which is based on the DPSIR chain theory and the system of the environmental economic accounting, provides an important basis for the balance relationship, confirmation basis, accounting methods and table structure of water resources balance sheet. The cross-regional ecological compensation mechanism of water resources, which is built with the sustainable development theory, the ecosystem theory, the equity and efficiency theory as the core, is the key to solve the main problems such as why, how and how much to compensate for cross-regional ecological compensation of water resources.

Secondly, water resources assets include water quantity assets and water area assets, which are accounted by fuzzy mathematics comprehensive evaluation method of water resources value and equivalent factor method respectively. Water resources liabilities include three parts: water resources over-consumption, water environmental damage and water ecological destruction. The water resources over-consumption liability is determined according to the difference between the controlling target value of total water consumption and the actual usage of water resources. The water environmental damage liability is accounted by using virtual governance cost method, which mainly includes agricultural non-point source accounting, industrial non-point source accounting and living non-point source accounting. The water ecological

damage liability is calculated based on the variation of water ecosystem service value.

Thirdly, the main objective of cross-regional ecological compensation for water resources is to systematically solve the problems of water resources, water environment and water ecology in the whole region. The principles of compensation include "fairness and efficiency combined", "the damagers pay and the protectors receive compensation", "coordination of economic and ecological benefits", and "shared responsibility, shared benefits and co-governance". The main subjects and objects of compensation are governments at all levels, water resources over-users, water environmental damagers, water ecological protectors and so on. The compensation standard is defined based on the water resources assets and liabilities accounting, and supplemented by the multi-regional input-output model. The compensation mode is dominated by government compensation and supplemented by market compensation. The two cooperate and complement each other to jointly promote the effective implementation of cross-regional ecological compensation for water resources.

Fourthly, the scale of water resources assets in the nine provinces and regions of the Yellow River basin is relatively large, and shows an upward trend in the accounting period. Water resources liabilities are relatively small and show a declining feature during the accounting period. In terms of composition, water area assets are an important part of water resources assets, and water environmental damage and water ecological damage are the main causes of water resources liabilities. In terms of spatial distribution, there are significant differences among provinces and regions in water resources assets, with the largest in the upper reaches, the second in the middle reaches, and the smallest in the lower reaches. The water resources liabilities are higher in the upstream and downstream regions and lower in the middle reaches.

Finally, there are obvious transfer phenomena of water resources occupation and water environmental pollution in the nine provinces and regions of the Yellow River basin. The horizontal ecological compensation is determined according to the transfer

results of water resources liabilities implied by trade, and the vertical ecological compensation is adjusted on this basis. In horizontal ecological compensation, Shandong, Henan and other regions are the subjects of payment; Qinghai, Gansu, Ningxia and other regions are the objects of compensation. Vertical ecological compensation mainly includes damage compensation and protection compensation. During the accounting period, damage compensation decreases significantly, while protection compensation shows an increasing trend. In terms of the allocation of compensation funds, during the 12th Five-Year Plan period, the central government's allocation of funds accounts for a large proportion. During the 13th Five-Year Plan period, the share of local government compensation funds increases, and the main compensation position of local government is gradually prominent.

This study aims at the "three water" overall protection and management of water resources, water environment and water ecology, and adopts the concept of "jointly grasping great protection and synergistically promoting great governance". The cross-regional ecological compensation mechanism of water resources is studied based on the water resources assets and liabilities accounting, which helps to enrich the connotation of ecological compensation for water resources, improve the theory and method system of compensation, comprehensively solve the regional water resources problems, and promote the coordinated development of water resources and economy and society.

Keywords: Cross-regional; Ecological compensation for water resources; Water resources assets and liabilities accounting; Nine provinces and regions in Yellow River basin; Multiregional input-output model (MRIO)

目 录

1 绪论	1
1.1 研究背景与研究意义.....	1
1.1.1 研究背景.....	1
1.1.2 研究意义.....	4
1.2 国内外研究进展.....	6
1.2.1 水资源生态补偿内涵与理论基础研究进展.....	6
1.2.2 水资源资产负债核算研究进展.....	11
1.2.3 水资源生态补偿机制研究进展.....	20
1.2.4 研究述评.....	27
1.3 研究思路与结构安排.....	28
1.3.1 研究思路.....	28
1.3.2 结构安排.....	29
1.4 研究方法与技术路线.....	31
1.4.1 研究方法.....	31
1.4.2 技术路线.....	33
1.5 创新之处.....	34
2 相关概念与理论基础	35
2.1 相关概念.....	35
2.1.1 水资源资产负债核算.....	35
2.1.2 跨区域水资源生态补偿.....	36
2.2 理论基础.....	37
2.2.1 水资源资产负债核算理论基础.....	37
2.2.2 跨区域水资源生态补偿理论基础.....	46
2.3 基于水资源资产负债核算的生态补偿机理研究.....	54
2.4 本章小结.....	57
3 水资源资产负债表编制	59
3.1 水资源资产负债表基本要素.....	59
3.1.1 水资源资产.....	59
3.1.2 水资源负债.....	60
3.1.3 水资源净资产.....	62

3.2 水资源资产负债核算方法	62
3.2.1 水资源资产核算方法	62
3.2.2 水资源负债核算方法	65
3.3 水资源资产负债表编制路径与主要表式	67
3.3.1 水资源资产负债表编制路径	68
3.3.2 水资源资产负债表主要表式	69
3.4 本章小结	72
4 基于水资源资产负债核算的跨区域水资源生态补偿机制构建	74
4.1 总体框架	74
4.2 补偿目标与原则	75
4.2.1 补偿目标	75
4.2.2 补偿原则	76
4.3 补偿主客体	78
4.4 补偿标准	80
4.5 补偿模式	83
4.5.1 政府补偿	83
4.5.2 市场补偿	84
4.5.3 补偿模式选择	86
4.6 本章小结	88
5 黄河流域九省区水资源资产负债核算	91
5.1 区域概况	91
5.1.1 自然地理概况	91
5.1.2 水资源、水环境与水生态概况	92
5.1.3 水资源生态补偿实施概况	95
5.2 水资源资产核算	97
5.2.1 水量资产价值量核算	98
5.2.2 水域资产价值量核算	105
5.3 水资源负债核算	108
5.3.1 水资源过耗负债核算	108
5.3.2 水环境损害负债核算	111
5.3.3 水生态破坏负债核算	122
5.4 水资源资产负债表编制与分析	125

5.4.1 水资源资产负债表编制	125
5.4.2 水资源资产负债表分析	127
5.5 本章小结	132
6 黄河流域九省区水资源生态补偿研究	135
6.1 环境扩展多区域投入产出模型	135
6.1.1 多区域投入产出模型	135
6.1.2 环境扩展型多区域投入产出模型	137
6.2 水资源生态补偿模型构建	137
6.2.1 贸易隐含水资源负债转移测算模型	138
6.2.2 水资源生态补偿测度模型	141
6.3 贸易隐含水资源负债转移测算和分析	144
6.3.1 数据来源及处理	144
6.3.2 贸易隐含水资源负债转移测算	147
6.3.3 贸易隐含水资源负债转移分析	149
6.4 黄河流域九省区水资源生态补偿测度	159
6.4.1 横向生态补偿测度	159
6.4.2 纵向生态补偿测度	161
6.4.3 补偿资金分配额测度	164
6.5 本章小结	166
7 结论与展望	169
7.1 主要结论	169
7.2 研究不足与展望	171
参考文献	173
附录	187
攻读博士学位期间承担的科研任务及主要成果	200
致 谢	201

1 绪论

1.1 研究背景与研究意义

1.1.1 研究背景

水是生命之源、生产之要、生态之基。水资源作为一种基础性物质资源和战略性经济资源，具有资源、环境与生态三重功能，在维持生态平衡和促进经济社会发展方面具有举足轻重的作用。近年来经济社会的高速发展使得水资源危机开始蔓延，成为全球关注的焦点（李宁，2018）。数据显示：21世纪后，世界上仍有20多亿人生活在水资源短缺的国家，淡水供应将面临持续增长的压力，对人类生产生活和社会经济发展产生较大影响^①。联合国大会于2015年通过的《2030年可持续发展议程》中确立了17个可持续发展目标（Sustainable Development Goals, 17SDGs）。其中，SDG6强调：到2030年大幅提高所有部门的用水效率，确保淡水资源的可持续提取和供应；减少各类型水污染和未经处理的废水比例。但随着城市化进程持续推进和人口规模不断扩张，用水紧张和水体污染形势将更为严峻。2021年世界水发展报告大会上，Azoulay（2021）指出水资源储量有限但需求不断增加，全球近40亿人每年至少有一个月面临严重缺水，且有80%的废水未经处理排放到自然环境中，严重破坏了水环境质量^②。可见，水资源短缺和水生态环境质量恶化已经演变为全球性危机。

作为世界第二大经济体和人口最多的中国，水资源短缺、水资源时空分布不均是其基本国情和水情。据报道，淡水资源总量占全球水资源的6%左右，人均水资源量仅为世界平均水平的1/4，约占美国水平的1/5，巴西水平的1/9，世界排名第121位（Kong等，2019），并有一半以上的城市属于“严重缺水”或“缺水”地区（Wang等，2018）。此外，随着城市化与工业化进程的持续推进，水环境污染、水生态恶化等问题纷沓而至。即使我国采取积极措施进行水生态环境治理与修复，取得了显著成效。“十三五”时期废水污染物大幅减少，水质有所改善，但现阶段依然存在较多问题。根据《2021中国环境状况公报》，全国3632

^① UN-Water. The 2016 United Nations World Water Development Report [EB/OL]. <https://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2016>, 2016-03-22.

^② 光明网. 联合国教科文组织发布2021年《世界水发展报告》[EB/OL]. <https://m.gmw.cn/baijia/2021-03/23/1302182442.html>, 2021-03-23.

个国家地表水考核断面中, IV类~劣V类水质断面占 15.10%, 主要污染指标为化学需氧量、高锰酸盐指数和总磷。2020 年化学需氧量排放量为 2564.76 万吨, 氨氮排放量为 98.4 万吨, 与 2016 年相比分别增加了 1906.66 万吨、41.63 万吨, 年均增长率为 40.50%、14.74%^①。受水资源开发、水体污染物排放以及航道整治等人类活动的影响, 水资源超采严重、水源涵养功能受损、调蓄洪水能力不足等问题在各流域以不同程度显现, 使得水生态系统服务功能逐渐减弱或消失; 部分地区甚至还出现了河道断流、湖泊干涸、地面沉降等现象。总体来看, 中国水资源安全形势较为严峻, 水资源短缺、水环境污染和水生态恶化等问题成为制约经济社会健康可持续发展的关键要素。

生态补偿作为落实生态保护权责、调动各方积极参与生态保护、进行生态文明制度建设的有效手段对解决水资源问题, 实现水资源保护与经济社会协调可持续发展具有重要意义。早在 2005 年, 我国在建立和完善环境保护的长效机制中就已明确指出要完善生态补偿政策, 尽快建立生态补偿机制。2007 年, 国家环保局正式发布生态补偿的首个规范性文件(《关于开展生态补偿试点工作的指导意见》), 明确指出生态补偿试点工作应坚持“谁开发、谁保护, 谁破坏、谁恢复, 谁受益、谁补偿, 谁污染、谁付费”的基本原则, 共同致力于改善区域、流域生态环境质量, 推动区域可持续发展。在党的十八大报告将生态文明建设纳入“五位一体”总体布局后, 生态补偿机制研究更加重要与迫切, 且在十八届三中全会上重点强调了地区间横向生态补偿制度。2015 年, 中共中央、国务院《关于加快推进生态文明建设的意见》提出“健全生态保护补偿机制, 加快形成生态损害者赔偿、受益者付费、保护者得到合理补偿的运行机制”。随后关于生态补偿的专项政策文件逐渐增多。2016 年国务院发布的《关于健全生态保护补偿机制的意见》对生态补偿进行系统全面部署, 要求逐步扩大补偿范围, 合理提高补偿标准, 稳步推进不同领域与区域的生态保护补偿机制建设, 涉及森林、草原、湿地、荒漠、水流等。2019 年国家发展改革委员会制定了《生态综合补偿试点方案》, 对安徽、福建、四川、甘肃、青海等地开展生态补偿试点, 进一步完善生态保护补偿机制。2021 年, 中共中央办公厅、国务院办公厅印发《关于深化生态保护补偿制度改革的意见》, 要求协调推进纵向补偿与横向补偿、统筹兼顾分类补偿与综合补偿,

^① 数据来源: 国家统计局。

鼓励开展跨区域联防联控机制。针对江河源头、水土流失重点防治区、受损河湖等重点区域开展水流生态保护补偿。随着区域协调发展战略的提出,近年来跨区域与跨流域生态补偿逐渐增多。2018年和2020年财政部等对长江经济带^①和黄河流域^②制定了具体补偿方案,强调了横向生态补偿。除此之外,我国在《中华人民共和国水污染防治法》^③和《国务院关于实行最严格水资源管理制度的意见》^④中对水资源生态补偿也提出了相应要求,明确指出应建立健全水生态补偿机制。

明确生态补偿标准是构建水资源生态补偿机制的重要环节,其合理性直接关系到生态补偿的力度大小与补偿能否顺利实施。但是由于问题本身的复杂性,目前尚未形成统一规范、公平合理且被广泛认可的补偿标准核算体系。2013年中共十八届三中全会审议通过的《中共中央关于全面深化改革若干重大问题的决定》提出探索自然资源资产负债表编制,并将其与资源环境生态红线管控、生态补偿等共同作为生态文明制度建设的重要内容。2015年,国务院办公厅印发《编制自然资源资产负债表试点方案》,提出努力摸清自然资源资产的家底及其变动情况,为推进生态文明建设、有效保护和永续利用自然资源提供信息基础、监测预警和决策支持。并于2015~2016年、2018~2019年在开展了两轮试点工作,选取呼伦贝尔、湖州、赤水、安吉等地区进行自然资源资产负债表编制实践,取得了较为丰硕的研究成果。而水资源资产负债表作为自然资源资产负债表在水资源领域的重要应用,旨在摸清水资源资产“家底”,核算水资源存量及其变化量,分析经济社会活动过程中引发的水资源过耗、水环境污染和水生态恶化等系列问题。其编制意义在于:通过定量研究水资源资产和负债,为水资源有偿使用和水生态补偿标准制定、水生态环境损害责任终身追究制等提供量化指标和依据(甘泓等,2014;韦凤年和董明锐,2016;黄晓荣等,2020)。可见,水资源资产负债表为其生态补偿标准制定提供了新思路,是后续研究应关注的重点方向。

黄河流域从西到东依次流经青海、四川、甘肃、宁夏等9个省区,在我国生态安全和社会经济发展方面具有十分重要的作用。但黄河一直“体弱多病”,

^① 中央政府门户网站. 财政部关于建立健全长江经济带生态补偿与保护长效机制的指导意见[EB/OL]. http://www.gov.cn/xinwen/2018-02/24/content_5268509.htm, 2018-02-24.

^② 中央政府门户网站. 关于印发《支持引导黄河全流域建立横向生态补偿机制试点实施方案》的通知[EB/OL]. http://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/2020-05/09/content_5510182.htm, 2020-04-20.

^③ 中国人大网. 中华人民共和国水污染防治法[EB/OL].

<http://www.npc.gov.cn/npc/sjxflfg/201906/863e41b43f744efda56b14762e28dc6f.shtml>, 2017-06-29.

^④ 中央政府门户网站. 国务院关于实行最严格水资源管理制度的意见(国发〔2012〕3号)[EB/OL]. http://www.gov.cn/zhuanti/2015-06/13/content_2878992.htm, 2012-02-15.

水资源十分短缺,水土流失严重,资源环境承载能力弱,沿黄各省区发展不平衡不充分问题尤为突出^①。随着黄河流域生态保护和高质量发展上升为重大国家战略后^②,黄河流域及沿黄地区迎来了新的发展机遇与发展要求。2020年,中央财经委员会第六次会议指出要坚持量水而行、节水为重,实施水污染综合治理;统筹谋划、协同推进黄河流域生态保护修复。同年,财政部、生态环境部等印发《支持引导黄河全流域建立横向生态补偿机制试点实施方案》,要求以持续改善生态环境质量和推进水资源节约集约利用为核心,遵循“保护责任共担、流域环境共治、生态效益共享”原则,探索建立黄河全流域生态补偿机制,推动黄河流域各省区共同抓好大保护,协同推进大治理。总的来说,一系列试点方案和纲要文件促使黄河流域经济社会发展和生态环境治理成效显著,但区域性生态环境问题与新时代发展要求具有较大差距。随着经济社会持续推进和工业化进程不断加快,水资源短缺、水环境污染、水生态恶化等问题日益严峻,水资源、水环境、水生态问题已经成为制约生态保护和高质量发展的重要因素。在黄河流域生态保护和高质量发展的重大战略背景下,系统解决水资源问题,促进水资源合理利用,确保水资源与经济社会协调发展变得至关重要。

在此背景下,本文以水资源、水环境、水生态“三水”统筹保护与治理为目标,以“共同抓好大保护,协同推进大治理”为治理理念,研究基于水资源资产负债核算的跨区域水资源生态补偿机制。并选取生态环境治理要求高、水资源保障形势严峻但生态补偿机制较为薄弱的黄河流域九省区进行实证研究,考察补偿机制的科学性、合理性和可操作性,以期为水资源健康可持续发展提供参考。

1.1.2 研究意义

水资源生态补偿旨在通过经济手段抑制损害行为或激励保护行为将外部成本内部化,是一种有效解决水资源保护与区域经济发展矛盾的关键举措。而水资源资产负债核算能够为水资源生态补偿研究提供量化指标和依据。因此,基于水资源资产负债核算构建跨区域水资源生态补偿机制;进而以黄河流域为例进行实证研究具有重要的理论意义与现实意义。

^① 中央政府门户网站. 中共中央 国务院印发《黄河流域生态保护和高质量发展规划纲要》[EB/OL]. http://www.gov.cn/zhengce/2021-10/08/content_5641438.htm,2021-10-08.

^② 中央政府门户网站. 习近平在黄河流域生态保护和高质量发展座谈会上的讲话[EB/OL]. http://www.gov.cn/xinwen/2019-10/15/content_5440023.htm,2019-09-18.

1.1.2.1 理论意义

(1) 以水资源、水环境、水生态“三水”统筹保护与治理为目标,探索跨区域水资源生态补偿机制,丰富和完善了水资源生态补偿理论研究。在水生态文明背景下,水资源生态补偿相关研究较为丰富,主要包括流域生态补偿和水源地生态补偿两种类型,用于解决水量和水质问题。而在水资源生态补偿中,水资源是基础,水环境是难点,水生态是核心,只有三者协同推进才能最大程度地发挥对经济社会可持续发展作用。且水资源作为典型公共物品,其保护和修复应由相关若干区域共同承担。故以水资源、水环境、水生态“三水”统筹保护与治理为目标,以“共同抓好大保护、协同推进大治理”为治理理念构建跨区域水资源生态补偿机制有助于完善水资源生态补偿理论研究。

(2) 以水资源资产负债核算视角量化生态补偿价值基础,为科学可行的水资源生态补偿标准提供新思路。生态补偿标准确定是水资源生态补偿的重点和难点问题,直接关系到补偿力度大小和补偿效果实施。水资源生态补偿标准的实质是确定补偿多少才能达到水资源生态环境的保护与修复,又能被各区域所接受,进而实现水资源与经济社会协调健康可持续发展。水资源资产负债核算全面记录了核算期内某一区域水资源资产和负债的构成和变动情况,衡量了经济社会活动引起的水资源过耗、水环境污染和水生态恶化程度,为水资源生态补偿价值量化提供了可能,有利于制定公平合理的补偿标准。

(3) 运用多区域投入产出模型进行生态补偿责任分配,拓宽了水资源横向生态补偿方法体系。生态补偿包含中央政府与地方政府之间的纵向补偿以及区域之间的横向补偿两种模式,而横向补偿是解决区域发展矛盾、平衡各方利益、共同促进水资源生态环境保护修复的重要措施。随着经济贸易往来日益密切,区域间产生了水资源的占用与被占用关系以及水环境污染的跨区域转移现象。可通过多区域投入产出模型界定各方责任,提出成本共担、效益共享、合作共治的横向生态补偿方案,能更好地体现公平与效率,发挥补偿制度对区域水资源生态环境的系统保护与修复。

1.1.2.2 实践意义

(1) 构建水资源、水环境、水生态“三水”统筹的综合治理体系,有助于解决黄河流域经济社会发展过程中引发的水资源短缺、水环境污染、水生态恶化

问题。新时代背景下的水资源生态补偿不能仅停留在以促进水资源合理利用为基础的资源保护和以水环境质量改善为核心的污染治理上,应注重水域生态系统的整体保护与系统修复。近年来黄河流域水资源短缺、水环境污染、水生态恶化等问题日益严峻,只有以“三水”统筹保护与修复为目标系统性治理水资源,才能更好地实现区域水资源可持续利用,助力黄河流域生态保护和高质量发展。

(2) 探索跨区域水资源生态补偿能更好地协调黄河流域九省区经济利益与生态利益关系,实现不同行政区水资源生态环境的协同治理与修复。跨区域水资源生态补偿的核心思想即为打破行政区划限制,以协同推进大治理为要求探寻责任共担、环境共治和效益共享的水资源生态补偿方案,实现水资源协同共治与修复。黄河流域九省区水资源空间分布不均衡、水环境污染严重、经济发展差异明显。打破区域间不平衡不充分发展模式,通过树立“一盘棋”思维构建跨区域水资源生态补偿机制对解决黄河流域九省区水资源问题具有重要的现实意义。

(3) 编制黄河流域九省区水资源资产负债表,不仅能够全面掌握核算期内水资源资产“家底”,充分了解经济社会活动对水资源生态环境造成的不利影响,还能为水资源生态补偿提供数据基础。在确定水资源资产负债表理论依据、基本要素、核算方法与表式结构的基础上,全面收集水资源、水环境和水生态方面相关数据,准确核算水资源资产、负债与净资产。其中,水资源资产反映了黄河流域九省区水资源的经济价值与生态价值;水资源负债体现了经济社会活动对水资源、水环境、水生态产生的不利影响。编制完整的水资源资产负债表明确黄河流域九省区水资源资产与负债情况,为水资源生态补偿提供量化依据和数据基础。

1.2 国内外研究进展

本文主要从水资源生态补偿内涵与理论基础、水资源生态补偿机制以及水资源资产负债核算三方面对已有文献进行梳理、归纳与总结,明确水资源生态补偿是什么,包含哪些内容,应该如何测算,已有研究不足等问题,为基于水资源资产负债视角的跨区域水资源生态补偿提供文献支撑。

1.2.1 水资源生态补偿内涵与理论基础研究进展

水资源生态补偿是在生态补偿的基础上发展而来,属于生态补偿的重要分支。故本文首先对生态补偿内涵进行简要总结,进而研究水资源生态补偿。

1.2.1.1 水资源生态补偿内涵研究进展

(1) 生态补偿内涵

生态补偿内涵涉及经济学、生态学、环境学等多门交叉学科。国际上通常将其称为“生态/环境服务付费 (Payment for Ecological/Environmental Services, 简称 PES)”, 二者并无本质差别 (Grima 等, 2016; Wang 等, 2019)。国内外学者基于不同视角对生态补偿进行界定。本文主要分为对自然生态系统的补偿、对社会主体的补偿以及对上述两者共同补偿等三种类型。具体来看:

一是对自然生态系统的补偿, 其核心思想是通过人类活动或自然生态系统本身实现受损生态环境恢复, 使其维持良性循环。《环境科学大辞典》(1991) 最早提出生态补偿即为自然生态补偿, 是指自然界生物在受到外界干扰时所表现出来的自我调节能力和自我恢复能力。生态补偿概念其实源于生态学, 特指自然生态补偿 (赖力等; 2008)。但随着工业化与城市化进程持续推进, 经济生产活动对自然生态系统的损害与破坏远超出自身承受范围, 人类开始参与生态环境治理与管理, 自然自我补偿式的生态补偿演变为人类对自然生态系统的补偿。Cuperus 等 (1996) 指出生态补偿是对发展中引发生态功能和环境质量损害的一种补助。Allen 和 Feddema (1996) 认为生态补偿是为了补救经济发展活动引发的生态环境质量下降, 用于被破坏生态环境的恢复或重建。吕忠梅 (2003) 提出生态补偿是人类经济社会活动对资源、环境与生态造成破坏的系列修复与治理活动。

二是对社会主体的补偿, 其核心观点是通过经济手段抑制生态损害行为或者激励生态保护行为, 将生态环境的正/负外部性效应内部化。其内涵界定主要分为三方面: ① 损害者赔偿视角。其做法是对经济社会活动过程中造成的环境污染和生态破坏行为的社会主体进行惩罚, 使其通过赔偿或者补助的方式恢复生态环境。徐素波等 (2020) 提出生态补偿是相关团体或个人因对生态环境过度开发使用造成的损害承担责任, 支付相应补偿金。② 保护者受偿视角。在完善以解决生态环境损害为主要内容的生态补偿时, 也开始对生态环境保护行为进行激励补偿 (牛志伟和邹昭晞, 2019)。Wunder (2005) 认为生态补偿是生态系统利益相关者之间一种自愿交易行为, 在生态系统服务者提供服务后, 生态系统使用者进行付费。秦艳红和康慕谊 (2007) 认为生态补偿是通过一定补偿激励措施提高社会主体保护生态环境的积极性, 维持自然生态系统良好运转。③ 损害赔偿和保护补

偿并重。毛显强等（2002）认为生态补偿是指对损害资源环境生态行为进行惩罚性收费，对保护资源环境生态行为进行奖励性补偿。史会剑等（2021）认为生态补偿是根据“破坏者付费”和“受益者付费”双重原则解决生态环境正负外部性问题的经济手段。

三是对自然生态系统和社会主体的补偿，其核心观点是生态补偿应涵盖所涉及到的所有内容，包含自然生态环境和人类。万军等（2005）等认为中国生态补偿包含四个方面：①对遭受破坏的生态环境补偿，要求生态环境占用和补偿一一对应；②抑制生态环境破坏行为，将经济活动的负外部效应内部化；③对保护生态环境行为或放弃发展机会的行为进行补偿；④对含有重大生态功能的资源进行保护性投入等。孙新章等（2006）认为生态补偿对自然的补偿表现为恢复已被破坏的生态环境，保护即将受破坏的生态环境，如采用退耕还林、污染治理等措施；对人的补偿是对生态环境建设相关利益主体进行惩罚或奖励，如对开矿者征收污染税、对水质改善者的资金补偿等。俞海和任勇（2008）从生产力和生产关系视角阐述了生态补偿内涵。主要是通过调整生态环境损害者和保护者的利益关系，通过外部性内部化方式实现生态环境保护、促进生态系统服务功能增值。其生态补偿的实质是通过调整和改善相关生产关系，促进自然生产力发展。

总体而言，学者们对生态补偿的认识逐渐系统与全面。最初自然生态系统补偿只涵盖对自然生态环境的保护；而对社会主体的补偿是将其定义为通过经济手段实现生态环境的正/负外部性效应内部化的奖励或赔偿措施；从双层含义探讨生态补偿有助于全面解决生态环境问题，确保其可持续发展。

（2）水资源生态补偿内涵

水资源生态补偿是生态补偿在水资源领域的具体应用。现阶段关于水资源生态补偿的内涵没有统一界定，本文分别从补偿内容和补偿类型两方面进行阐述。

从补偿内容看，水资源生态补偿包含水资源和水环境补偿。在新时代水生态文明建设背景下，水资源补偿逐渐演变为以水资源、水环境和水生态“三水”统筹为核心的水生态补偿。在水资源生态补偿界定中，不仅强调了水资源和水环境的双重补偿，也强调了对受害者赔偿和保护者补偿同等重要（郭文献等，2013；谢慧明等，2016）。张春玲等（2006）等指出水资源生态补偿是维持水资源可持续利用，确保水生态功能恢复的水资源管理模式，主要是对维持水资源价值投入

和解决环境外部成本的合理补偿。陈兆开等（2008）认为广义的流域水资源生态补偿包含两大方面，一是对因开发利用、破坏或污染造成流域水资源生态功能损害或生态价值丧失给予补偿，二是对因保护和恢复使得流域水资源生态功能恢复或生态价值增益给予补偿。万容（2010）认为水资源生态补偿是为解决水资源正负外部性问题，实现经济发展和水资源生态保护相协调的各类型机制。银晓丹（2018）认为水资源生态补偿是对影响人类生存的水资源破坏等做出的修复补偿活动。时润哲和李长健（2020）认为水资源生态补偿作为实现其水资源价值多元化的综合手段，是确保区域发展与水资源生态保护之间协调发展的有效策略。随着城市化进程持续推进和人口规模不断扩张，水资源短缺、水污染严重和水生态破坏等问题逐渐显现。水资源、水环境与水生态三者满足“木桶原理”，任何“一水”均对经济社会可持续发展发挥重要作用（徐敏等，2021）。但现阶段的以考核水质为核心的水资源生态补偿不能反映水环境整体情况，应考察“三水”统筹的水资源生态补偿相关问题（刘桂环等，2021）。虽然学者们论述了资源、水环境和水生态“三水”统筹在水生态保护和水资源生态补偿中的重要性及不可分割性，但对水资源生态补偿内涵鲜有明确的内涵界定。因此，在未来水资源生态补偿研究中，应以水资源、水环境和水生态“三水”统筹为核心界定水资源生态补偿内涵，研究水资源生态补偿机制问题。

从补偿类型看，水资源生态补偿研究主要包括流域生态补偿、水源地生态补偿和区域水资源生态补偿。①流域生态补偿研究相对较多。李宁（2018）认为流域生态补偿是对使用或破坏流域水资源和水生态环境的行为进行收费；对保护和建设水资源和水生态环境的行为进行补偿，从而调整利益相关方之间的经济利益和环境利益的一种制度安排。Li等（2022）认为流域生态补偿是指流域生态服务的使用者通过资金支付、政策优惠、技术援助等多种方式对流域生态服务的提供者和保护者的污染治理成本和发展机会成本等进行补偿，以实现流域内所有居民整体利益最大化的目标。赵晶晶等（2022）提出流域生态补偿是一项有效政策工具，主要用于保护流域生态环境、调节利益者冲突、促进上下游公平发展。②水源地生态保护是水资源安全的重要保障，对城市水资源供应具有不可替代的作用。Sarker等（2008）认为水源地生态补偿是指通过政府和市场补偿方式提高水质管理体系，进而改善水源地水质的相关措施。孟浩等（2012）认为水源地生态

补偿指的是保护和治理水源地生态系统行为进行补偿,以调动水源地生态保护和建设者积极性的经济手段。③区域水资源生态补偿主要用于细化区域补偿责任,提高地区间水资源生态补偿的公平与效率。在区域协调发展战略以及协同推进大治理背景下,跨区域生态补偿日益重要(李倩等,2022;杨悦,2023)。而区域水资源生态补偿主要是由于水资源的跨区域转移(曹涛等,2018;Zhao等,2019)和水环境污染的区域间流动(Kahn等,2015;赵素芹等,2020)引起。且已有学者认为对于长江、黄河等涉及较多省份的大型流域来说,有必要开展跨区域水资源生态补偿(刘红光等,2019)。卢新海和柯善淦(2016)认为建立区域间水资源生态补偿有助于区域协调发展。总体来看,流域生态补偿、水源地生态补偿和区域水资源生态补偿是基于不同侧重点开展的水资源生态补偿,其最终目的均是为了实现水资源可持续发展。

1.2.1.2 水资源生态补偿理论基础研究进展

总的来说,国外生态补偿理论研究开始较早且研究成果更为丰富,国内起步较晚但发展较为迅速。本文从理论研究和实证应用两个层面进行综述。

在理论研究层面,学者们从水资源特性、实施水资源生态补偿的目标视角出发探讨水资源生态补偿理论基础。资源消费过程中非排他性产生的“搭便车”效应使得公共物品理论在资源生态保护中具有重要作用(Olson,1994)。外部性理论可为各类经济和环境领域问题研究提供重要的理论基础与测算思路(Coase,1960;Pigou,1962)。Daily(1994)解读并阐释了生态系统服务功能的概念与内涵;Costanza等(1997)深入研究了生态系统服务功能的分类和价值核算。这使得生态系统服务价值理论日渐重要,逐步成为环境保护和生态补偿等领域的理论和实践指导。在水资源生态补偿研究中,由生态系统服务价值理论发展而来的水资源价值理论是进行水资源保护和水环境污染治理的基础理论。同时,产权不明晰是经济活动产生外部性的根本来源,在运用生态补偿解决生态环境外部性时应以明确的产权为基础(Murtinho等,2017),可见产权理论是进行生态补偿研究的理论依据。刘洋和毕军(2018)提出流域水资源生态补偿的理论依据为公共物品理论、外部性理论、生态资本论和可持续发展理论。Jiang等(2019)认为流域环境治理作为一种典型的公共物品,具有明显的非排他性和非竞争型特征,博弈论能够为其生态补偿提供理论基础。孙翔等(2021)认为优质水资源为公共

产品，其理论基础为公共产品理论、产权交易理论、生态系统服务价值理论等。

在实证应用层面，学者们依据不同研究目的对已有水资源生态补偿理论进行丰富与扩展。Zhang 等（2012）以经济学理论为基础对流域生态补偿标准中的机会成本特征进行研究，在此基础上构建流域生态补偿机会成本实际期权模型，分析新安江流域生态补偿。马永喜等（2017）基于产权理论对流域生态产权进行界定，从理论上确定了流域生态补偿对象和内容，以此为基础考察生态保护补偿和污染补偿并重的补偿内容和补偿标准。An 等（2018）认为博弈论在水生态环境治理中具有重要作用，可基于博弈论构建政府补偿机制，并为城市水环境治理公私合营（PPP）项目提供参考。邱宇（2020）基于外部性理论、庇古理论和科斯定理对汀江流域生态补偿进行研究，解决了水资源利用与水环境保护问题。Shen 等（2021）以前景理论和演化博弈理论为基础构建地方政府和污染企业之间的博弈模型，对其决策行为和流域生态补偿的主要影响因素进行了深入研究。Lv 等（2023）基于能值分析理论和水足迹理论提出供给和消费视角的水生态补偿区间核算方法，大大缩短了补偿标准的取值范围，为流域生态补偿标准的确定提供了更为准确合理的参考，这有助于政府完善和实施生态补偿机制。

综上所述，理论研究层面，学者们对水资源生态补偿的理论基础探讨较为接近，包含公共物品理论、生态系统服务价值理论、水资源价值理论等，为水资源生态补偿提供了理论指导。实证应用层面，学者们结合研究目的对水资源生态补偿理论基础进行扩展与完善，主要有产权理论、博弈论、前景理论、能值理论等。

1.2.2 水资源资产负债核算研究进展

1.2.2.1 国外研究进展

现阶段，国外学者对水资源资产负债表的相关研究相对较少，但水资源核算研究成果较为丰富，可为水资源资产负债核算提供编制依据和经验参考。

（1）水资源核算体系

水资源核算概念是由国际水管理研究所（the International Water Management Institute，简称 IWMI）首次提出，主要为了获取水资源供应和使用信息，并将水资源使用与经济相联系（Molden，1997）。水资源核算是水资源管理和政策分析的基础资料与重要信息来源（Bassi 等，2020），在各国水资源研究中均有涉猎。

对于水资源核算国际上进行了积极探索,由联合国、欧盟委员会等联合发布的《环境经济核算体系:中心框架 2012》(System of Environmental-Economic Accounting 2012 Central Framework,简称 SEEA 2012)作为首个环境经济核算体系的国际统计标准,在重要章节阐述了水资源的实物流量账户和资产账户,描述了水资源资产及其存量变化。而由联合国统计司与伦敦环境核算小组合作编写的《水环境-经济核算体系》(System of Integrated Environmental and Economic Accounting for Water Resources,简称 SEEAW)对水资源进行专门研究,该体系设置了水资源核算六类账户,详细记录了社会经济对水资源的供应、使用、消耗和排放等信息,为水文和经济信息能够按照连贯一致的方式进行组织编排提供了概念框架。现阶段水资源核算体系已经获得广泛认可,并在较多国家得到应用,例如意大利、希腊、德国和西班牙等(Pedro-Monzonis 等,2016 年)。巴西统计研究所和国家税务局等也于 2018 年发布了巴西首个水环境经济核算体系(Naspolini 等,2020)。但由于 SEEAW 数据要求严格,涵盖内容丰富,未有一个国家能够实施 SEEAW 的完整框架(Karimi 等,2012),均是根据自身需要和已有数据有选择地进行核算。但是不同国家编制的实物型供应使用表,实物量和价值量的混合账户、资产账户几乎达成一致。近年来学者们应用 SEEAW 进行研究的相关成果相对较多。Vardon 等(2012)认为澳大利亚统计局编制的国家水账户需要根据国际统计水资源核算标准对澳大利亚水账户进行调整。Edens 和 Graveland(2014)根据核算框架对荷兰水资源进行了实验性评估,讨论了经济水资源供应服务价值估算方法。Setlhogile 等(2017)使用水资源环境经济核算标准体系编制了博茨瓦纳 2010-2014 年期间的水资源账户,重点讨论了以实物单位计量的供应与使用表。Babaeian 和 Bagheri(2020)以拉夫桑詹平原为研究对象构建了四类水资源账户,分别是实物供应和使用账户、混合实物和经济账户、资产账户、社会账户。Delavar 等(2020)探讨了 SWAT-FARS 模型设置,并基于改进的水资源核算框架分析了塔什克-巴赫特干盆地水资源现状和水资源管理能力。Zhou 等(2021)开发了一种基于卫星蒸散发分区的方法对 1980 年至 2010 年的取水、耗水和回水流量进行估算,并在水资源核算框架下量化了全球和美国西部、印度西北部、华北平原和中亚地区在农田和区域尺度上节省的灌溉用水。

基于联合国统计司发布的水资源核算框架,澳大利亚制定的核算体系更为完

整、科学,得到了全球内外的广泛认可与应用。一套是澳大利亚统计局(Australian Bureau of Statistics, 简称 ABS)基于联合国水资源核算体系建立的澳大利亚水环境经济账户(Australian Environment Economic Accounts for water resources, 简称 AEEAW);一套是澳大利亚气象局(Bureau of Meteorology Australia, 简称 BOM)制定和推行的水会计准则(又译水核算标准)(Australian Water Accounting Standard, 简称 AWAS)。ABS 提供的水资源账户包括供应表和使用表,主要是探究从环境中提取的水资源到消耗性使用的过程,供应表和使用表分别显示了澳大利亚每个州和地区的工业用水供应和使用信息。虽然 ABS 水账户在决策和分析方面的潜力尚未得到充分实现,但这些账户已经被学者们和相关机构广泛使用(Douglas 和 Dwyer, 2004)。AWAS 依据财务会计理论,以水权益实体或行政区作为核算主体,基于水量分配中所产生的债权债务关系对水资源资产和负债进行核算。通过水资源资产、负债、净资产以及水资源资产变动和负债变动等要素,连续、系统、全面地确认和记录核算主体的水资源存量和变化量。这是国际上为数不多的具有资产负债表特征的水资源核算账户,对我国开展水资源资产负债核算具有重要借鉴作用。AWAS 有《水资源会计准则(第 1 号)》(简称 AWAS1)和《水资源会计准则(第 2 号)》(简称 AWAS2)两份报告。Vardon 等(2007)全面介绍了澳大利亚统计局(ABS)编制的水资源核算,提供了有关澳大利亚统计局水资源账户编制的重要信息,为学者们研究水资源管理和政策分析提供思路。Tellot 等(2016)通过问卷调查了解到澳大利亚通用水资源核算(General Purpose Water Accounting, 简称 GPWA)的潜在用户对采用核算准则披露水资源信息广泛认可,并证明了 GPWA 对提高水资源管理人员履行职责的程度有很大帮助。

(2) 水资源价值核算

自 20 世纪 70 年代起,水资源价值核算问题逐渐引起学者们重视。Miller 等(2013)介绍了线性和非线性代数法等在水资源价值核算中的应用,并基于数学模型探寻了水资源价值核算思路。Pedro-Monzoni 等(2016)结合水文模型和 AQUATOOL 决策支持系统估算了西班牙伊比利亚半岛南部贝莱斯河流域的水资源价值。Delavar 等(2022)认为要满足对水资源的竞争需求,就需要了解水源的经济价值和水资源稀缺成本。并通过使用农业生产优化模型对巴西南部种植水稻和大豆区域的水资源经济价值进行评估。还有一部分学者考察了水资源价值

影响因素以及水资源价值研究意义。Davies 和 Simonovic (2011) 认为水资源价值不仅与水量和水质有极大关系, 也与社会经济发展和生态环境因素密不可分。Nouri-Khajebelagh 等 (2021) 以阿尔达比勒市的小麦、土豆、苜蓿、大麦和油菜为例计算了水资源经济价值, 在此基础上提出激励计划, 用水量较少的农民在水价计量中获得受益。Sjöstrand 等 (2021) 详细阐述了水资源为企业创造的经济价值, 并以此推动对公共水安全改善工作的评估和比较。

随后, 学者们在水资源经济价值核算的基础上考虑了其生态系统服务价值。Behboudian 等 (2020) 指出要高度重视城市水资源生态系统服务价值。Savenije (2020) 认为水资源价值不仅指经济价值, 还包括可以量化的环境价值。但要评估水资源价值并非易事, 需要提供一个结构化和透明化的机制来吸引不同利益相关者对其进行评估。但是不同类型水体对应的生态系统服务价值并不一致, Tsur (2020) 对输送水和河流环境水进行了区分, 认为在水资源管理中应注重区分生态系统服务用水与其他用途用水。Yerushalmi (2018) 通过实证研究证实了缺水城市表现为人均水资源占有量不足, 但本质上是缺乏水资源价值管理。Keith 等 (2020) 认为基于 IUCN 全球生态系统类型分类中涵盖了河流、湖泊等淡水资源, 并深入探讨了供水在生态系统价值核算中的作用。《环境经济核算体系: 生态系统核算》(System of Environment Economic Accounting—Ecosystem Accounting, 简称 SEEA—EA) 定义了生态系统服务功能类型, 而水资源提供的气候调节、净化环境、水文调节等是生态系统服务的重要组成部分。Wu 等 (2019) 认为科学准确地核算水资源价值是制定水资源政策的重要基础, 在研究中需综合考虑水资源的经济价值和生态环境价值等。综上所述, 将水生态功能纳入水资源价值核算具有重要意义, 能够更全面地核算水资源价值。

1.2.2.2 国内研究进展

本部分从水资源核算和水资源资产负债表编制两方面梳理水资源资产负债核算相关研究。学者们关于水资源资产负债核算研究相对较早, 而水资源资产负债表是在十八届三中全会后开始探讨, 研究成果均较为丰富。

(1) 水资源核算

与国外相比, 中国对水资源核算研究起步较晚, 但也在理论和实践层面中取得了较为丰富的研究成果。一开始学者们以国际上通行的环境经济核算体系为基

础进行实证分析。例如王舒曼和曲福田（2001）按照不同水质类型核算了江苏省各类水资源数量及其对应价值量；陈东景等（2003）根据已有数据建立了张掖市水资源实物型与价值型账户。后期在联合国等发布了水资源环境经济核算体系之后，我国水资源核算理论框架逐渐成熟、概念逐渐规范、研究逐渐增多。理论研究上，主要是解读水资源环境经济核算体系并说明其重要性、并阐述我国开展水资源核算面临的种种困难。王瑜（2007）对联合国发布的水资源环境经济核算体系进行了科学全面解读，重点讨论了流量账户、资产账户和水资源估价问题。甘泓等（2008）认为应结合 SEEAW 构建我国水资源核算体系，通过编制水资源供应使用表、排放账户、水资源资产账户、水质账户等反映水资源与经济社会协调发展关系，但这项工作面临很大挑战，具有涉水部门分散、政策约束明显、数据基础薄弱等困难。高敏雪等（2012）给出了中国水资源核算所覆盖的全部内容和各个部门的核算思路，但是全面实施水资源核算较为困难。刘亚灵和周申蓓（2017）详细梳理了水资源账户构成、内容、编制等关键问题，提出了我国水资源账户构建思路。实践研究中，主要是根据数据可获得性和研究必要性，在水资源环境经济核算框架指导下编制水供应使用表、涉水活动与产品的混合账户、水资源存量及变动表等。例如，马忠和王苗苗（2012）根据数据可获得性和当地水资源管理需要，在 SEEAW 核算框架指导下编制完成了张掖市实物型供应使用表；李花菊（2010）考虑到中国行业分类情况、资料来源及分析需要，编制了水资源混合账户和经济账户，反映了各部门在生产 and 消费过程中的水资源消耗量；汪林等（2016）根据水资源特点及资料可获得性提出了三条基本假定，在此基础上编制了 T 市水资源存量及其变动表。从国家层面来看，最典型的是 2006 年联合国统计司与国家统计局等联合实施的“中国水环境经济核算研究”项目。该项目的主要目标是通过开展水资源环境总体核算理论和方法研究，提出核算体系框架，编制核算技术细则，开展流域和区域试点。课题组在北京、上海、海河流域及太湖流域进行了试点核算，建立了《中国环境经济核算体系 2009》，其成果的创新性和实用性得到中国水利水电科学研究院专家组的高度评价。自 2015 年国务院办公厅印发《编制自然资源资产负债表试点》方案后，确定为土地、林木、水资源建立核算账户。至此，水资源核算进入新阶段。秦长海等（2017）认为在 2009 年我国完成的水资源核算研究和试点工作能够为水资源资产负债核算提供思路。

(2) 水资源资产负债表编制

水资源资产负债表旨在及时掌握经济社会发展对水资源使用、消耗和恢复的动态变化情况,有效提高政府对水资源管理及科学决策水平。近年来不同学科的学者们针对水资源资产负债表进行了大量研究,本部分主要从编制意义、理论基础、要素内涵、核算方法、核算思路、表式设计等方面进行梳理。

①编制意义

编制自然资源资产负债表和水资源资产负债表能够解决经济社会发展中引发的资源、环境和生态问题,对自然资源保护乃至生态文明建设具有重要意义。

从自然资源资产负债表来看,作为中国一项重要的理论创新与制度创新(李英和刘国强,2019;史丹和王俊杰,2020),自然资源资产负债表旨在摸清一个国家或地区的自然资源“家底”,衡量自然资源资产存量及其变动情况,为领导干部自然资源资产离任审计及资源环境管理责任追究提供科学依据(杨燕燕等,2022)。同时,自然资源资产负债表也是自然资源核算发展的具体体现(杨世忠等,2020)。许宪春(2015)指出自然资源资产负债表编制不仅为资源消耗、环境损害、生态效益考核等提供信息基础,也为自然资源可持续利用和生态文明建设提供信息支撑和决策支持^①。蒋洪强和吴文俊(2017)指出通过生态环境资产负债表编制可制定有利于自然生态保护、生态补偿、环境产权有偿使用等政策。从水资源资产负债表编制来看,甘泓和汪党献(2016)认为编制水资源资产负债表具有重要意义,一是补充和完善国民经济核算体系;二是充实水资源环境经济核算体系;三是推动和促进水权制度建设和水权交易平台建设;四是规范水利统计行为,促进水利统计融入国家统计体系;五是水资源有偿使用、水生态文明建设评估、水生态补偿标准制定等提供量化依据;六是加速构建 SEEA 和 SNA 的关联,推动 SEEA 和 SEEAW 的完善。潘华和肖璨(2017)认为编制流域生态资源资产负债表通过激励流域生态资源数量和质量变化,反映研究范围内流域生态资源的使用和保护修复情况,为地区落实生态补偿责任提供考核量化依据,有效解决补偿方式单一、价值计量困难等问题。宋晓谕等(2018)认为编制水资源资产负债表对加强地方政府约束和考核、全面开展领导干部水资源资产离任审计具有重要意义。黄晓荣等(2020)认为价值型水资源资产负债表编制可为水资源

^① 中央政府门户网站. 我国将探索编制自然资源资产负债表[EB/OL].
http://www.gov.cn/xinwen/2015-09/18/content_2934227.htm,2015-09-18.

有偿使用和水生态补偿提供依据。

②理论基础

水资源资产负债表编制涉及统计学、会计学、经济学、水文学等多门交叉学科（杨燕燕等，2022）。现阶段对水资源资产负债理论基础研究的文章相对较少，且多从某一个或者某几个理论展开，主要依据是水资源资产负债表属于会计学概念还是统计学范畴。会计学者基于微观视角将环境会计相关理论作为水资源资产负债表构成要素的确认依据。朱友干（2015）基于水环境会计视角阐述我国水资源的权益属性问题，探讨水资源资产负债表编制路径。田贵良等（2018）借鉴会计学理论反映了水资源的变动情况。有学者认为以会计学基本理论为依据、以权责发生制为基础的澳大利亚水资源核算，对水资源资产负债表编制具有很好地借鉴作用。陈波和杨世忠（2015）认为澳大利亚水会计准则是将财务会计理论应用于水资源管理活动中的先例，能够弥补我国水资源统计核算不足。汪劲松和石薇（2019）在具体阐述其核算特点、要素范畴和核算方法的基础上讨论了我国水资源资产负债表的编制原理和编制方法，并设计出基本表式。统计学者则倾向于以国民账户体系及环境经济核算体系等经典理论为基础探讨自然资源资产负债表。甘泓等（2014）肯定了SNA、SEEA和SEEAW在水资源资产负债表编制中的重要作用，认为无论是从国家资产负债表中派生出的水资源资产负债表还是基于水资源核算体系创建出的水资源资产负债表，都可将水资源资产负债表看作水资源核算体系内的不同账户，甚至成为国民账户体系的一部分。柴雪蕊等（2016）以环境经济统计核算和会计核算原理为理论基础，并结合国家资产负债表对水资源资产负债表基本要素、核算对象等进行探讨，并提出以水环境经济核算体系为基础，尝试建立符合我国国情的水资源资产负债表。

③要素内涵

类比自然资源资产负债表构成要素，大多数学者认为水资源资产负债表的三大基本要素是水资源资产、水资源负债和水资源净资产。

水资源资产：目前，学者们对水资源资产的概念及内涵界定不尽相同，但普遍认为并非所有的水资源都属于水资源资产。柴雪蕊等（2016）基于一般经济理论，认为只有满足收益性、稀缺性、经济性、权属性等特征的水资源才能称之为水资源资产；秦长海等（2017）认为水资源资产是指可利用的，经水权分配确定

的经济社会最大取用水量；贾玲等（2017）指出水资源资产具备经济学和会计学中一般资产属性，是水资源中拥有稀缺性和效用价值的一部分水资源；沈菊琴（2018）认为由已建水利工程拥有、控制并通过一定技术手段用于生产生活的，能够用货币计量、为用户带来经济效益的水资源可称之为资产。宋晓谕等（2018）提出水资源资产是指具有稀缺性、有用性以及产权明确的水资源，即仅有可被开发利用产生收益的水资源才被称为水资源资产；贾亦真等（2022）认为水资源资产也应考虑虚拟水权和其他对水的权利。可以看出，要使水资源成为水资源资产必须具备以下基本特征：有国家或政府等特定主体拥有或控制的、已探明数量和规模并可用货币进行计量、在开发利用过程中能够带来预期经济利益。

水资源负债：学术界对水资源负债概念和内涵具有较大争议，主要是因为国际上通行的国民经济核算和环境经济综合核算标准体系未提及自然资源负债概念。部分学者主张不进行水资源负债的确认和计量（耿建新，2015），但大多数学者认为要达到水资源资产负债表的编制目的必须确认负债要素。陈燕丽等（2017）认为水资源负债是通过合理、科学的估值方法，计量水生态环境修复、水环境污染治理、水资源质量恢复所需要付出的代价，是过去行为引致的现时义务。石薇和汪劲松（2021）提出水资源负债是指取水数量超过取水权的水资源数量和污水排放超过排水权限制的污染物数量两部分。以贾玲、甘泓和秦长海等为代表的研究团队（2017）认为水资源负债具有狭义和广义之分，其广义水资源负债概念得到学术界的广泛认可。宋晓谕等（2018）通过论证肯定了贾玲等提出的广义水资源负债概念，认为水资源负债包含水资源过耗、水环境污染和水生态破坏三个方面。杨艳昭等（2018）、郑欢玉和宋马林（2021）等与贾玲、宋晓谕等学者的观点保持一致。

净资产：不同学者对水资源净资产界定具有不同观点，朱友干（2015）沿用传统资产负债表的称谓，将水资源净资产等同于水资源所有者权益；而陈燕丽等（2017）认为水资源净资产用来反映水资源资产的增值或者减值，是国家或者政府对资源的剩余权益。秦长海等（2017）认为水资源净资产是水资源资产与水资源负债之间的差额，表明水权分配权益的结余或超过当期分配的权益，是水权层面上资产与负债对比关系的体现。且大多数学者认可水资源净资产即为水资源资产与负债之间的差值（田贵良等，2018；王然等，2019；黄晓荣等，2020）。

④核算方法

水资源资产负债核算分为实物量核算与价值量核算，实物量核算是对水资源数量信息进行统计和汇总，价值量核算是采用价值化方法对水资源资产负债价值进行计量，是实物量核算的升华（杨燕燕，2022）。

实物量核算：水资源资产负债实物量核算相对简单，主要是利用相关业务部门的统计和监测数据，采用账户体系计量水资源资产和负债情况。比较有代表性的有：简富绩等（2016）以《甘肃省水资源公报》《黑河流域水资源公报》《张掖市水利年报》数据为基础编制张掖市水资源资产实物型账户，反映研究期内水资源资产期初存量、期末存量和存量变动情况；田金平等（2018）利用水资源公报、水利局、环境保护管理部门数据及实地勘探等方法编制宁波市北仑区水资源存量及变动表，核算年度降水、流入、经济社会用水回归量、取水、流出等基础信息；杨艳昭等（2018）根据湖州市水资源公报、环境统计年鉴、土地利用变更调查数据、水域调查结果及相关补充数据，对湖州市水资源资产和负债进行实物量核算。郑欢玉和宋马林（2021）根据《湖北省统计年鉴》《湖北省环境公报》等数据核算湖北省水资源资产和负债，编制水资源资产负债实物量表、水资源资产存量表及变动表。

价值量核算：价值量核算是在实物量核算的基础上，将水资源存量及流量以货币形式体现，最终实现水资源在地区间和类别上的横向对比与价值汇总。水资源价值核算尚未有统一的方法，且资产与负债核算在方法选择上各有侧重。其中，水资源资产价值核算有市场价格法、影子价格法、模糊综合评价法等。如王然等（2019）、唐勇军和张鹭鹭（2020）等认为直接市场法计算简便且结果较为客观，有利于核算水资源价值；而简富绩等（2016）、郑欢玉和宋马林（2021）等从水量、水质、社会经济等方面选取指标，运用模糊数学综合评价模型对水资源单位价格进行核算，并结合水资源实物量核算结果考察水资源资产价值。另外，考虑到水资源负债争议较大，学者们基于不同视角对其进行界定与核算，对应水资源负债价值核算方法各异。吴琼等（2018）借鉴 SEEA 核算体系和国民经济核算体系，利用环境成本核算对环境负债进行核算；宋晓谕等（2018）认为应分别采用模糊数学评价模型、虚拟治理成本法、影子工程法等衡量水资源过耗价值、水环境损害价值、水生态破坏价值。唐勇军和张鹭鹭（2020）直接采用“废水治理环

保投资”和“废污水处理投入”表示水资源负债价值量。因此，需要进一步界定水资源负债并规范具体涵盖内容，科学准确地核算水资源负债价值。

⑤表式结构

水资产负债表主要参照 SNA、SEEA、SEEAW 以及会计报表结构，其编制成果可归纳为统计核算与会计核算两种形式（秦长海等，2017；贾玲等，2017；郑欢玉和宋马林，2021）。柴雪蕊等（2016）以 SEEAW 资产账户结构为基础，认为水资源资产负债表应遵循“期初存量+当期变化=期末存量”的平衡等式。秦长海等（2017）认为无论基于什么学科，水资源资产负债表的表式结构都应遵循“水资源期末存量-水资源期初存量=水资源变化量；水资源资产-水资源负债=净资产”的恒等式。陈燕丽等（2017）认为水资源资产负债表独立于政府资产负债表，由主表、子表、附注等共同组成。宋晓谕等（2018）认为水资源资产负债表由自下而上的 4 套表格组成，主要包括基础表、辅助表、归类表和汇总表。郑欢玉和宋马林（2021）等以 SEEA 和 SEEAW 理论体系为基础构建了水资源资产负债表框架体系，主要涵盖水资源资产存量表、变动表以及水资源资产负债表三个部分。总的来看，水资源资产负债表的表式结构已经较为明确，主要通过根据“期初存量+本期增加量-本期减少量=期末存量”和“水资源资产-水资源负债=净资产”恒等式设计实物型和价值型水资源资产负债表。

1.2.3 水资源生态补偿机制研究进展

水资源生态补偿机制是通过经济手段将环境正/负外部性问题内部化，以实现水资源保护与修复目标的一种制度安排。关于水资源生态补偿机制研究较为丰富，本文从补偿原则、补偿主客体、补偿标准和补偿模式等四个方面进行综述。

1.2.3.1 水资源生态补偿原则

确立水资源生态补偿基本原则对生态补偿能否顺利实施并达到预期效果具有重要影响。学者们关于水资源生态补偿应遵循的基本原则观点存在差异。

Li 等（2022）认为在流域水资源生态补偿为生态补偿的重要内容，其补偿原则必须首先满足生态补偿的基本原则。Wunder 等（2005）提出的生态补偿五项原则被学术界广泛认可，即①自愿交易；②生态系统具有清晰明确的分类；③存在一个及以上的生态系统购买者；④存在一个及以上的生态系统提供者；⑤只

有在提供生态系统服务时才接受补偿(条件性)。随后, Noordwijk 和 Beria (2007) 提出生态补偿应遵守真实性原则、适应性原则、参与者自愿原则、有利于穷人原则, 强调了市场化机制在生态补偿中的重要性。George 等 (2009) 认为在遵循上述基本原则的基础上, 应考虑流域生态补偿与其他资源环境补偿的差异性, 在具体应用中应加以扩展与调整。靳乐山和甄鸣涛 (2008) 认为中国流域生态补偿应遵循“污染者付费原则”、“受益者付费原则”等。陈兆开等 (2008) 认为水资源生态补偿应遵循效率与公平协调原则、经济利益与生态保护相协调原则等是促进水资源保护和水环境建设, 实现流域水资源可持续利用的重要依据。万容 (2010) 认为水资源生态补偿制度基本原则除考虑效率与公平相统一、整体利益与局部利益相统一外, 还应建立水质和水量相结合原则, 只有两者有机结合才能真正解决水资源问题。银晓丹 (2018) 基于损害补偿和增益补偿视角提出了水环境污染生态补偿原则, 具体为: 破坏者赔偿原则、保护者受偿原则、受益者补偿原则、生态补偿公平原则。邱宇 (2020) 认为流域水资源生态补偿应兼顾上下游利益, 明确上下游的权利与责任, 坚持体现公平公正、奖惩分明原则。

综上所述, 国外学者主要通过市场化机制解决生态环境问题, 在生态补偿中更加注重“自愿原则”; 国内学者以政府补偿为主导, 倾向于遵循“破坏者付费、使用者付费、保护者补偿、公平与效率”等原则。

1.2.3.2 水资源生态补偿主客体

水资源生态补偿主客体界定是明确生态补偿过程中“谁补偿谁”的问题, 有助于利益相关主体之间利益和责任分配, 对于生态补偿能否顺利实施具有重要作用 (Li 等, 2019)。学者们基于不同视角对补偿主客体进行研究。

一是基于人与自然和谐发展视角。王淑云 (2009) 认为生态补偿主体包含两个层次。一是中央政府或当地政府, 中央政府占据主导地位, 二是生态改善的受益群体, 是指水资源消费者、水源地资源开发利用者等; 生态补偿客体为水源地生态系统。但考虑到人与自然和谐的前提是人与人之间的和谐, 可将水源地生态补偿对象分为生态保护者和减少生态破坏者两类。黄寰 (2012) 认为生态补偿是治理、修复其经济社会活动过程中导致的自然资源和生态环境损坏, 即自然资源和生态环境为受偿主体。与此观点相同, Yu 和 Xu (2016) 在研究水电开发生态补偿时也将自然视为受偿主体, 体现了生态补偿中自然的重要性。具体来看, 电

力用户、水源用户、旅游收益人等水利发电的受益者为支付主体，淹没的栖息地和接受管制的河流为受偿主体。

二是基于相关利益者治理视角。中国生态补偿机制与政策研究课题组(2007)指出流域生态补偿主体为引发水质恶化的利益群体和从水生态系统服务中获益群体；补偿客体为流域上游水生态环境的建设者和保护者。较多学者强调了政府在水资源生态补偿中的重要作用。以政府为补偿主体支付补偿具有明显的成本优势，补偿客体则为能够清晰界定的生态系统服务提供者(Engel等, 2008)。何彪(2014)考虑到生态补偿能够协调行政区域政府之间的关系，长时间内应将政府作为跨区域生态补偿主体和客体。由于政府层级不同，生态补偿包括上下级政府之间的纵向补偿和地方政府之间的横向补偿。而部分学者阐述了政府作为补偿主体的弊端，应将企业、居民等融入生态补偿。Pagiola(2007)认为以政府为补偿主体存在较强的机会主义行为，相比生态系统服务使用者能够更准确地判断生态系统服务提供情况。Shen等(2021)也认为将补偿主体和客体的决策行为集中在政府之间，忽视真正的产生水污染企业是流域生态补偿理论的一大缺陷。倪琪等(2022)认为公众参与意愿与行为是跨区域水资源管理的关键依据，对其补偿机制构建具有重要意义。

三是基于补偿标准界定视角。通过补偿标准界定水资源生态补偿主客体的相关研究主要发生在跨行政区域水资源生态补偿方面。卢新海和柯善淦(2016)依据各省级行政区生态超载指数的正负性对补偿主客体进行判别，当超载指数为负时，该地区为水生态环境的补偿主体，当超载指数为正时，则该地区为水生态环境的补偿客体。刘红光等(2019)以人均生态赤字(盈余)为基准线界定水资源生态补偿主客体。当人均生态赤字(盈余)高于基准线时，对应区域为补偿客体，获得生态补偿资金；当人均生态赤字(盈余)低于基准线时，对应区域为补偿主体，支付生态补偿资金。李姣等(2022)依据贸易隐含资源环境负担净转移方向界定生态补偿的支付方和受偿方。其中，经济贸易中农业水污染净转出的省份为生态补偿主体，属于生态补偿支付区域；农业水污染净准入的省份为生态补偿客体，属于生态补偿获得区域。

总体来看，基于人与自然和谐发展视角肯定了生态补偿对水资源生态环境本身的治理与修复，保证其恢复至正常水平，实现可持续发展；基于相关利益者的

治理视角表明水资源生态补偿是政府、生态环境保护者、受益者、使用者等相关主体之间的利益均衡；基于补偿标准界定视角为补偿主客体界定提供了新思路，依据构建模型测算结果确定生态补偿主客体。

1.2.3.3 水资源生态补偿标准

生态补偿标准是指补偿主体向补偿客体支付相应的补偿金额（Heitzig 等，2011），其准确界定关系到补偿的科学性、合理性和实施效果（Guan 等，2016）。但是由于补偿问题本身的复杂性，现阶段尚未达成共识（石常峰，2021）。国内外学者对生态补偿标准的测算主要从水量、水质和水生态视角出发，常用的方法有成本核算法、生态系统服务价值法、意愿调查法、虚拟资源法等。

（1）成本核算法

成本核算法是从自然补偿视角出发确定生态环境投入成本，主要有直接成本法、机会成本法、重置成本法、总成本法等（Bull 等，2017）。直接成本法为投入生态保护的直接成本；机会成本法是指因保护生态环境而放弃其他发展造成的效益损失；重置成本法是指将恢复污染水质时所要花费的成本；总成本法为直接成本和机会成本两者的总和。虞锡君（2007）认为流域水生态补偿应采用水生态修复成本测算补偿标准，并以太湖流域为例进行具体研究。Zhang 等（2012）基于二项式表达期权模型对新安江流域的生态补偿标准进行测算，其优势在于考虑了机会成本法的不确定特点。耿翔燕等（2018）基于重置成本思想对流域水质状态进行客观评价，利用 76 家典型污水处理厂的成本数据构建区域差异化生态补偿标准计量模型。赵素芹等（2020）以水质达标为前提、以最小成本投入为目标，尝试构建了基于水量水质的跨区域流域水生态补偿模型。并以九洲江流域为例，求得最小生态补偿量。袁广达（2022）通过宏观环境会计成本法确认生态补偿标准，并将生态环境损害直接成本作为最低补偿标准的主要依据。总体来看，成本核算法相对较为简单客观，常作为补偿标准下限（Lu 等，2020）；但因其具有不确定性特征（谭蕾等，2022），致使生态补偿标准存在差异（Li 等，2020）。

（2）生态系统服务价值法

生态系统服务使用者享受了生态系统提供者提供的优质生态系统服务，故应以提供的生态服务价值为依据明确生态补偿标准（Haaren 等，2008）。Costanza 等（1997）将地球生态系统的功能分为 17 类，作为衡量地球生物圈每年产生的

生态服务价值的重要依据。Daily (1997) 对生态系统服务功能进行了全面研究, 为生态系统服务价值核算提供理论基础。徐琳瑜等 (2006) 认为基于生态服务功能价值测算的补偿标准更为科学合理, 进而以厦门市莲花水库工程生态补偿为例测算生态服务功能价值, 确定生态补偿标准。孟雅丽等 (2017) 以土地利用遥感影像解译数据为基础测算其生态系统服务价值, 并以此为依据确定补偿标准和补偿优先级。张国兴等 (2020) 以南水北调中线水源区为研究对象, 利用 2012—2016 年的土地利用类型变化数据测算生态系统服务价值。在此基础上, 确定水源区的生态补偿标准与受水区补偿资金分配比例。Zhao 等 (2021) 以澜沧江-湄公河流域为例计算跨界流域生态系统服务价值, 并结合生态补偿支付意愿确定各个国家的生态补偿标准。结果表明: 各个国家流域生态系统服务价值由高到低依次为老挝、柬埔寨、泰国、中国、越南、缅甸。考虑到学者们对生态系统服务价值评价方法尚未达成共识, 且生态系统服务价值与现实补偿存在较大差距, 故在研究中一般将其作为生态补偿标准理论上限 (龙耀, 2018)。

(3) 意愿调查法

了解公众生态补偿意愿对生态补偿有效实施至关重要。意愿调查法 (又称条件价值法, Contingent Valuation method, 简称 CVM) 被广泛用于居民补偿意愿与受偿意愿测量 (Broch 等, 2013; Mutandwa 等, 2019)。Moran et al (2007) 通过对苏格兰盆地系统的生态补偿进行问卷调查, 发现在考虑环境价值和社会福利时, 居民倾向于以所得税的形式支付。郑海霞等 (2010) 以金华江流域为研究对象, 采用 CVM 评估了居民生态环境服务的支付意愿, 并利用 Binary Probit 模型分析了居民最大支付意愿的影响因素。Moreno-Sanchez 等 (2012) 估计了哥伦比亚安第斯流域的生态系统服务价值和居民支付意愿。Brancalion 等 (2014) 针对巴西水库生态恢复项目对当地居民展开调查, 衡量其对生态系统服务产生效益的看法, 尤其是安全和清洁的饮用水。周晨等 (2015) 依据 CVM 进行问卷调查, 进而确定受水区居民使用水源区生态服务的支付意愿。李长健等 (2017) 认为受偿者的意愿也是流域生态补偿的重要内容, 并采用 Logit 模型和回归分析法分析地区居民受偿意愿, 进而考察居民受偿意愿的影响因素。虽然意愿调查法是对补偿主体和补偿客体的直接调查, 可直接反映利益相关者的补偿意愿和受偿意愿; 但基于该方法确定的生态补偿标准主观性较强, 受利益相关者的补偿受偿意愿影

响较大,同时调查成本高,更适用于较小区域或流域生态补偿研究(李姣等,2022)。

(4) 虚拟水资源法

资源、环境和生态是相互联系的有机整体,由于自然流动或贸易转移使的区域之间存在着资源占用与污染转移关系,应以不同区域生态资源的实际消耗量为依据对生态补偿标准进行确定(Kiefer等,2015)。Hoekstra(2003)在生态足迹的基础上提出了水足迹概念,主要是将虚拟水资源也纳入研究范围。用于反映某一区域水资源实际占用情况,是水资源生态补偿标准客观界定的重要方法。耿涌(2009)、邵帅(2013)等依据水足迹理论和方法对碧流河、河源市直饮水补偿标准进行测算,评价了水生态盈亏状况,厘清了不同情形下的水资源生态补偿策略。同时,根据水足迹理论界定生态补偿标准也适用于区域生态补偿标准量化。如胡小飞等(2016)对江西省及11的水足迹及水生态补偿标准进行测算,为区域内外共同开展水资源保护、共同承担水资源开发利用成本提供思路。另外,也有学者采用水足迹理论研究水污染补偿。刘红光等(2019)通过灰水足迹理论构建长江经济带水资源生态补偿模型,为区域间水资源生态横向补偿提供依据,有助于细化补偿责任、解决水资源污染问题。近年来随着区域间贸易往来日益密切,基于多区域投入产出模型考察水资源转移情况,以其净流入和净流出为依据界定生态补偿标准为水资源生态补偿提供了新思路(李艳和张巧良,2022;李姣等,2022)。但现阶段基于多区域投入产出模型考虑贸易隐含资源环境污染转移的生态补偿研究多集中在土地资源、矿产资源、碳排放等领域(张霄阳等,2016;Zhan等,2019;王文治,2022;张永姣和王耀辉,2023)。未来应进一步对该视角下的水生态补偿理论进行探讨,拓展和丰富水生态补偿研究(2021,石常峰)。

(5) 其他方法

除了上述研究方法外,也有学者从其他多个角度确定生态补偿标准,如水质水量综合法、资源环境容量法等。孙玉环等(2022)基于水质水量视角制定生态补偿标准,并对丹江口库区生态补偿总额及各受水区的分担补偿额进行测算。饶清华等(2022)通过构建流域排污量分配指标体系的思路研究流域生态补偿标准。并依据各区域的污染物排放分配情况对闽江流域生态补偿标准进行测算,能够同时实现水环境质量改善与污染物排放总量有效控制。以资源水环境容量为视角,Guan等(2016)制定了基于污染物总量控制的生态补偿标准。也有学者同时使

用成本核算法和生态系统服务价值法确定生态补偿标准。例如,孙宇(2015)认为恢复成本法是在流域生态系统遭受破坏后进行恢复和环境治理的补偿标准核算,生态系统服务价值是为其提供的生态系统服务为补偿依据,而最佳补偿标准应该位于恢复治理成本和生态系统服务价值之间。郑云辰等(2019)认为应以流域生态保护成本(直接成本和机会成本)为下限,流域生态服务外溢效益为上限设置补偿标准范围,并通过利益相关者之间协商确定最终的补偿标准。

总体而言,水资源生态补偿标准方法研究成果丰富,为规范统一的补偿标准方法界定提供了重要基础作用。机会成本法可操作性强,但最终补偿标准的不确定性较大,可能导致补偿不足(Castro, 2001);生态系统服务价值法能够得到理论上的补偿金额,但由于水生态系统服务的核算价值较大,可能会导致过度补偿问题;意愿调查法可以使补偿双方利益最大化,但主观性较强,调查成本较高;虚拟水资源法则考虑了资源的占用与被占用关系以及环境污染转移情形,主要用于区域间横向补偿,有利于细化补偿责任。但由于生态补偿标准界定涉及方面较多,在未来定量研究中需要进一步改进,使其具备适用性、合理性和可操作性等特征(Guan 等, 2019)

1.2.3.4 水资源生态补偿模式

生态补偿模式是水资源生态补偿机制的重要内容,科学合理的补偿模式有助于落实生态补偿标准,确保水资源生态补偿实施效果。从实践上来看,水资源生态补偿模式主要有政府补偿和市场补偿两种类型(徐光丽, 2014)。其中,政府补偿是以中央或地方政府为补偿主体,对地方政府或居民实施补偿;市场补偿是依托市场规则,通过市场交易的方式开展水资源保护与水生态环境治理的生态补偿模式。关于补偿模式的选择,学者们进行了较为丰富的研究。

葛颜祥等(2007)分析了政府补偿和市场补偿两种模式的特征,认为政府补偿具有行政命令性、资源来源稳定、补偿目标明确等优点,存在补偿资金来源单一、补偿效率低下等不足;市场补偿具有补偿主体多元化、补偿机制市场激励性优势,存在补偿难度大、短期行为严重等不足。杨海乐等(2020)认为我国现有的生态补偿机制包含纵向补偿和横向补偿,横向补偿中有政府补偿模式和市场补偿模式两大类型,其中,政府补偿位居主导地位,市场补偿发挥补充作用。而横向补偿政策在流域生态补偿中发挥着重要作用(吴凤平等; 2022)。从我国流域

生态补偿实践案例中也可以看出，生态补偿过程中政府补偿模式占据主导地位（Shang 等，2018；芦海燕等，2019；何晓东等，2022；李坦等，2022）。

较多学者探讨了政府补偿和市场补偿两种模式的比较选择问题。第一种观点表明以财政转移支付为主的政府纵向补偿存在不足，应侧重于市场补偿模式。刘桂环等（2006）认为仅仅依靠政府财政转移支付方式进行生态补偿时，容易产生“路径依赖”弊端，可考虑建立流域水权交易政策。张杰平（2012）认为以财政转移支付和项目补偿为主的补偿方式过于单一，应构建政府、市场、第三部门和公众共同参与的生态补偿模式。王西琴等（2020）认为流域生态补偿中以国家财政补偿为主的补偿模式不具有长期性，而长效补偿机制是最终实现生态保护和经济社会协调发展的关键。第二种观点认为政府在生态补偿中发挥着重要作用，应结合使用政府补偿和市场补偿两种模式，共同完成生态补偿的平稳运行。杨爱平和杨和焰（2015）指出应构建政府、市场、社会多元主体公共参与的生态补偿模式，落实中央政府和地方政府补偿责任，实现生态补偿长效机制。孙翔等（2021）指出跨省级行政区在短期内采取资金补偿、政策补偿等政府补偿模式；长期内应采取项目补偿、赎买上游产排污权等市场补偿模式。Li 等（2022）指出政府主导补偿模式具有较多优势，但也存在不足，应探索流域市场化补偿方式，同时发挥政府的中介调节作用。覃凤琴（2022）强调了完善市场化、多元化的横向生态补偿的重要性，指出应鼓励绿色债券、水权交易等市场化补偿路径。

综上所述，水资源生态补偿主要有政府补偿和市场补偿两种模式，其中政府补偿包含纵向补偿和横向补偿，两种模式各有特点。中国流域生态补偿实践案例研究中主要是以政府补偿模式为主，政府在补偿过程中处于主导地位。学术研究中一部分学者强调了政府补偿不足，表明有必要开展市场补偿；但更多学者肯定了政府补偿的重要性，并提出政府补偿和市场补偿结合使用的最优补偿模式。

1.2.4 研究述评

通过文献梳理发现，国内外学者对水资源生态补偿内涵与理论基础、水资源生态补偿机制、水资源资产负债核算等进行了深入系统研究，取得了较为丰硕的研究成果，但也存在需要进一步探讨的问题。

一是关于水资源生态补偿内涵,现阶段关于水资源、水环境和水生态“三水”统筹生态补偿研究相对较少,大多只是停留在必要性分析上,鲜有具体内涵界定与生态补偿机制相关研究。二十大报告指出,深入推进污染防治,统筹水资源、水环境、水生态治理,推动重要江河湖库生态保护治理。故基于“三水”统筹视角研究水资源生态补偿具有重要实际价值。二是研究发现水资源资产负债核算能够为水资源有偿使用和水生态补偿标准制定提供量化依据和数据基础,有效解决补偿方式单一、价值计量困难等问题。但遗憾的是,现有文献仅停留在理论探讨阶段,鲜有研究考察将水资源资产负债核算结果如何应用于水资源生态补偿。三是虽然存在成本核算法、生态系统服务价值法、意愿调查法等补偿标准测算方法,但是由于补偿问题本身的复杂性,尚未形成规范统一且具备适用性和可操作性的补偿标准。四是整体来看,关于水资源生态补偿机制研究多集中于流域生态补偿和水源地生态补偿,关于区域水资源生态补偿研究研究相对较少。在区域协调发展战略背景下,跨区域水资源生态补偿逐渐成为研究重点。

基于此,本文首先以水资源、水环境、水生态“三水”统筹为核心对水资源生态补偿概念进行界定;随后,从理论上探寻水资源资产负债核算如何融入水资源生态补偿;进而基于水资源资产负债核算构建完整的跨区域水资源生态补偿机制。在此基础上,以黄河流域九省区为研究对象,从应用层面考察水资源生态补偿具体情况。

1.3 研究思路与结构安排

1.3.1 研究思路

水资源生态补偿是水生态文明建设的重要内容,旨在通过惩罚损害行为或激励保护行为的方式协调水资源生态环境保护修复与经济社会可持续发展,对于促进水资源可持续利用具有重要作用。在水资源过耗、水环境污染与水生态恶化日益严峻的现实背景下,有必要结合“共同抓好大保护,协同推进大治理”的生态环境治理理念探索跨区域水资源生态补偿机制,系统全面地解决水资源、水环境和水生态问题。而公平合理的生态补偿标准是水资源生态补偿落地实施的关键环节,直接关系到水资源生态补偿是否能够顺利实施。故本文以黄河流域九省区为研究对象,基于水资源资产负债核算视角对包含水资源、水环境和水生态的跨区

域水资源生态补偿机制进行探索与研究。具体的研究思路是：首先，根据已有研究对水资源资产负债核算和跨区域水资源生态补偿基本概念进行界定，拓展水资源资产负债核算和跨区域水资源生态补偿理论基础，构建满足跨区域水资源生态补偿的理论依据。在此基础上，探讨基于水资源资产负债核算视角进行跨区域水资源生态补偿的研究思路。其次，构建水资源资产负债核算框架体系，明晰水资源资产负债表的基本要素、核算方法、核算框架和基本表式，科学准确地编制水资源资产负债表，为跨区域水资源生态补偿提供量化依据。再次，基于水资源资产负债核算视角构建公平合理的水资源生态补偿机制，系统探讨水资源生态补偿的目标与原则、补偿主客体、补偿标准、补偿模式等。最后，选取地理位置重要但水资源生态环境问题突出的黄河流域九省区进行实证研究，考察水资源生态环境保护与修复的具体补偿方案。

1.3.2 结构安排

根据上述研究思路将全文分为七个章节，各章具体内容如下：

第一章是绪论。首先，介绍本文的选题背景与研究意义，论述本文研究主题的重要性与必然性；其次，从水资源生态补偿内涵与理论基础、水资源生态补偿机制、水资源资产负债核算等三个方面对国内外文献进行梳理、归纳与总结，明确水资源生态补偿已有研究成果及其可拓展空间；进而提出本文的研究思路、论文结构安排、研究方法与技术路线，总结与概括本文研究创新之处。

第二章为相关概念与理论基础。依据已有研究成果对水资源资产负债核算和跨区域水资源生态补偿基本概念进行界定，进而将 DPSIR 链理论、国家资产负债表、环境经济核算、水资源核算等确定为水资源资产负债核算理论基础；将可持续发展理论、生态系统理论、水资源价值理论、协同理论、公平与效率理论等确定为跨区域生态补偿理论基础。在此基础上，对水资源资产负债核算如何应用于跨区域水资源生态补偿进行理论分析，明确基于水资源资产负债核算视角开展跨区域水资源生态补偿研究的科学性、合理性和可操作性。

第三章为水资源资产负债表编制。水资源资产负债编制是区域水生态补偿标准确定的重要参考，本章主要编制满足于跨区域水资源生态补偿的水资源资产负债表。首先，以水资源资产负债核算已有研究为基础，以水资源资产负债核算理论基础为依据，结合资产、负债和净资产的一般定义以及自然资源资产、自然资

源负债和净资产的概念内涵对水资源资产、负债和净资产等核心要素进行界定。其次，选取相对科学且适用性更强的水资源资产和水资源负债核算方法。最后，提出包含基础资料、核算表、分类表和汇总表的水资源资产负债核算路径及表式结构，对水量资产、水域资产、水资源过耗、水环境损害等核算结果进行整合，为跨区域水资源生态补偿标准确定提供量化依据。

第四章为基于水资源资产负债核算的跨区域水资源生态补偿机制构建。主要是以水资源、水环境、水生态的整体保护、综合治理与系统修复为目标，以“共同抓好大保护、协同推进大治理”为治理理念，构建以水资源资产负债核算为补偿标准界定依据的跨区域水资源生态补偿机制，完善水资源生态补偿理论研究。首先，通过框架图的形式从总体上说明跨区域水资源生态补偿总体框架。其次，阐述补偿目标与原则，明晰跨区域水资源生态补偿主要解决什么问题，应以什么样的原则进行补偿。最后，依据补偿目标与原则界定补偿主客体、补偿标准、补偿模式等核心问题，明确在跨区域水资源生态补偿中应该是“谁补偿谁、补多少、怎么补”。通过补偿机制构建不仅拓展了水资源生态补偿理论研究，也为跨区域水资源生态补偿从理论转向实践提供依据。

第五章为黄河流域九省区水资源资产负债核算。首先对黄河流域九省区的区域概况进行分析；在此基础上，以第三章水资源资产负债表编制理论分析为依据，结合黄河流域九省区相关统计数据资料，核算并分析 2011—2019 年的水资源资产和负债要素，进而编制“十二五”时期和“十三五”时期的水资源资产负债表。首先，从水量资产和水域资产两方面核算水资源资产价值，并对核算结果进行描述与分析。其中，水量资产依据水资源价值模糊数学模型进行核算；水域资产采用当量因子法进行核算。其次，从水资源过耗、水环境损害和水生态破坏三方面考察水资源负债情况，三者分别以用水控制总量、水体纳入能力及水生态系统服务价值变化为依据开展核算。最后，结合“水资源资产-水资源负债=水资源净资产”恒等式编制核算期内黄河流域九省区的水资源资产负债表，为后续水资源生态补偿提供量化依据和数据基础。

第六章为黄河流域九省区水资源生态补偿研究。以第四章构建的跨区域水资源生态补偿机制框架为基础，结合第五章黄河九省区水资源资产负债核算结果，建立相应的水资源生态补偿模型并对其进行测算与分析。首先，介绍环境扩展多

区域投入产出模型,明确该模型方法的基本原理与应用思路,为水资源生态模型构建提供方法论基础。其次,基于多区域投入产出模型识别区域间贸易隐含水资源负债转移情况,为跨区域水资源横向和纵向补偿调整提供依据。进而构建完整的水资源生态补偿模型,确定水资源横向生态补偿、纵向生态补偿和生态补偿基本账户建立及各方出资标准。最后,基于上述模型,利用 CEADs 提供的中国多区域投入产出表数据和黄河九省区水资源资产负债核算数据,测算“十二五”时期和“十三五”时期的省区间贸易隐含的水资源负债转移情况,在此基础上对黄河九省区水资源生态补偿进行测算与分析,验证基于水资源负债核算视角开展跨区域水资源生态补偿的可行性。

第七章为结论与展望。总结本文的重要研究结论,并对未来研究进行展望。

1.4 研究方法与技术路线

1.4.1 研究方法

基于水资源资产负债核算视角研究区域水资源生态补偿是相对新颖的研究领域,不仅需要从顶层设计方面进行理论探讨,也需要结合具体研究区域进行实证考察。文中具体采用文献分析法、理论分析与实证分析法相结合、模型分析法等多种研究方法对该主题进行深入研究。

(1) 文献分析法。通过对国内外相关文献进行梳理和归纳,系统总结学者们在水资源生态补偿内涵与理论基础、水资源生态补偿运行机制以及水资源资产负债核算三方面的研究进展,全面掌握水资源生态补偿基本内涵、补偿主客体、补偿标准、水资源核算、水资源资产负债核算等核心问题,明确已有研究不足及本文研究切入点,进而提出本文具体研究思路。

(2) 比较分析法。从研究内容来看,本文在跨区域水资源生态补偿模式研究中,通过对政府补偿和市场补偿的基本特征进行比较分析,选择更为合理的补偿模式。从方法选择来看,在水资源价值核算核算中,通过对市场价格法、影子价格法等进行比较分析,并依据黄河流域九省区特征得到更为科学合理的水量资产价值核算方法;通过对功能价值法和当量因子法的对比分析,并依据黄河流域九省区特征选择衡量水域资产价值核算适用性更强的方法。从结果分析来看,通过对比不同时期、不同省域资产、负债核算结果以及水资源生态补偿程度,全

面掌握不同时期水资源变动特征以及不同区域间水资源差异性特征。

(3) 模型分析法。主要包含模糊数学综合评价模型、当量因子法、虚拟治理成本法、环境扩展多区域投入产出模型等。本文通过构建指标体系,采用模糊数学综合评价模型计算水资源资产价格,进而核算水资源经济价值。通过调整谢高地等的当量因子法对水资源的生态价值进行考察,并以此为基础对水生态资产和水生态破坏负债进行核算。采用虚拟治理成本法对水环境损害负债进行核算,主要用于考察“污染治理欠账”,反映超过水环境容量的水体污染物所带来的损害。以中国多区域投入产出表为基础构建黄河流域九省区水资源负债投入产出模型,并对贸易隐含水资源负债转移进行分析,以此为基础研究黄河流域九省区水资源生态补偿如何进行。

(4) 理论分析和实证分析相结合。首先在理论上明确水资源资产负债表如何编制,跨区域生态补偿机制如何构建,两者如何融合。进而选择水资源问题较为突出的黄河流域九省区进行实证分析。一是对水资源资产负债表的基本要素、核算方法、核算路径等问题进行深入探讨,以此为基础编制化黄河流域九省区水资源资产负债表,为跨区域水资源生态补偿提供数据基础。二是对跨区域水资源生态补偿目标原则、补偿主客体、补偿模式等问题系统分析后构建跨区域水资源生态补偿机制框架,以此为基础开展黄河流域九省区水资源生态补偿研究。

1.4.2 技术路线

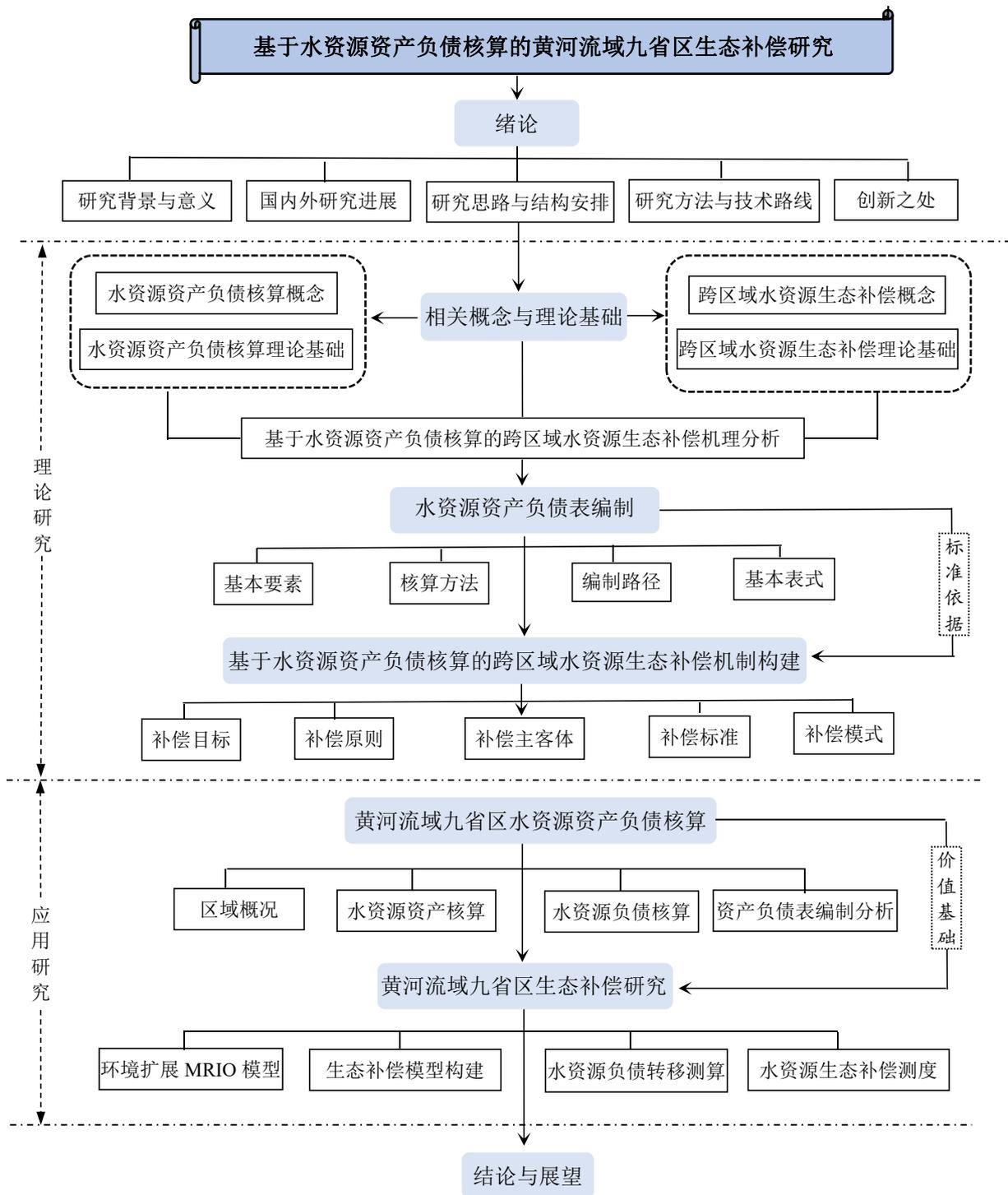


图 1.1 技术路线图

1.5 创新之处

本文在以往水资源生态补偿研究基础上,基于水资源资产负债视角研究跨区域水资源生态补偿,有利于水资源、水环境、水生态的整体保护、综合治理与系统修复,进而实现水资源可持续发展。本文的创新点主要体现在以下三个方面:

一是提出了以水资源、水环境、水生态“三水”统筹为核心的跨区域水资源生态补偿新机制。已有研究大多讨论了流域和水源地的水量水质生态补偿,未全面考虑水资源、水环境与水生态三者为相互联系、相互支撑的有机整体。同时,“共同抓好大保护、协同推进大治理”治理理念要求水资源生态环境保护修复应由若干区域共同承担。故通过跨区域水资源生态补偿机制构建,明晰水资源生态补偿的基本原则、补偿主客体、补偿标准、补偿模式等,为全区域水资源、水环境与水生态的整体保护、系统修复与综合治理提供完整思路。

二是依据水资源资产负债核算界定了跨区域水资源生态补偿新标准。补偿标准确定是构建跨区域水资源生态补偿机制的关键环节,其合理与否直接关系到生态补偿实施效果。由于补偿问题本身的复杂性,现阶段水资源生态补偿标准并未达成共识。而水资源资产负债核算旨在摸清水资源资产“家底”,核算水资源存量及其变化量,分析经济社会活动过程中引起的水资源过耗、水环境污染和水生态恶化等问题,可为跨区域水生态补偿标准制定提供量化指标和依据,开拓生态补偿标准新视角。同时,水资源负债核算也能更好地契合以水资源、水环境和水生态“三水”统筹为核心的生态补偿内涵,满足跨区域水资源生态补偿标准制定的科学性和合理性。

三是引入多区域投入产出模型考察了省区间水资源负债转移。近年来随着区域间贸易往来日益密切,区域间经济流引致的水资源挤占和水环境污染转移逐渐增多,将其引入生态补偿研究有其必要性。本文采用环境扩展多区域投入产出模型(MRIO)分析贸易隐含水资源负债转移情况,明确区域间水资源过耗和水环境损害转移数量,以此为基础确定横向生态补偿支付/受偿区域及其补偿标准,有助于平衡各方利益,促进各区域补偿责任细化,提高补偿的公平与效率。与此同时,也能够为纵向补偿力度调整提供基础,进而保证跨区域水资源生态补偿实现成本共担、效益共享、合作共治。

2 相关概念与理论基础

首先,结合本文的研究目的界定水资源资产负债核算和跨区域水资源生态补偿概念。其次,考察上述两组概念对应的理论基础,为第3章的水资源资产负债表编制和第4章的跨区域水资源生态补偿机制构建提供理论指导。最后,探讨如何将水资源资产负债核算融入跨区域水资源生态补偿,明确基于资产负债核算视角研究水资源生态补偿的科学性和可行性。

2.1 相关概念

通过对跨区域水资源生态补偿和水资源资产负债核算概念进行的界定,明确其涵盖的主要内容与基本特征,为后续研究奠定基础。

2.1.1 水资源资产负债核算

关于水资源资产负债核算主要经历水资源核算、水资源价值核算、水资源资产负债表编制三个阶段。国外主要集中在水资源核算和水资源价值核算两个方面。国内侧重于水资源核算和水资源资产负债表编制。

《水环境-经济核算体系》(简称 SEEAW)主要通过设置具体账户将水文和经济信息按照连贯一致的方式进行组织编制,用于监测环境和经济体之间的相互作用。该体系将水资源核算分为供应与使用表、水排放账户、涉水活动与产品的混合账户和经济账户、水资源资产账户、水质账户等,促进水资源核算方法的标准与统一。澳大利亚是开展水资源核算相对完善的国家,其统计局和气象局分别对水资源核算进行研究。其中,统计局开展的水资源核算主要是探寻水资源从提取到消耗使用的整个过程,反映水资源供应使用情况;气象局为了水资源管理目的制定水会计准则,通过水资源资产、水资源负债、水资源净资产等要素记录核算主体的水资源存量及其变化量。水资源价值核算为明确水资源经济价值、生态价值和社会价值等提供了重要依据。我国水资源核算起步相对较晚,但关于水资源环境经济核算体系逐渐完善。自2015年国务院办公厅印发《编制自然资源资产负债表试点》方案后,水资源核算进入新阶段。主要是通过资产负债表的概念和基本表式反映水资源资产总量及其增减变动情况,以及不合理开发利用产生的环境负债。

本文认为水资源资产负债核算是以水资源资产负债表为基础,整合水资源资产、水资源负债和水资源净资产信息,全面掌握水资源资产“家底”,核算水资源存量及其变化量。以此分析经济社会活动过程中产生的水资源过耗、水环境污染和水生态恶化等系列问题,为推进生态文明建设、有效保护和永续利用自然资源提供信息基础、监测预警和决策支持。

2.1.2 跨区域水资源生态补偿

跨区域水资源生态补偿是跨区域与水资源生态补偿两者的有效组合。首先对跨区域和水资源生态补偿两个概念进行分别讨论,进而界定跨区域水资源生态补偿。

“区域”一词在不同学科体系下有着不同界定,地理学范畴内是指地区范围,即依据一定划分标准确定的,存在着相同性质的自然、经济或社会特征的有限空间范围。而在生态环境保护体系中,“区域”是基于环境保护目的,将行政区域或自然形成的生态界限进行人为划分,可以是整个国家、几个省份或者一座城市,概念相对广泛。考虑到生态系统的复杂性和多样性,一般根据特定环境要素的存在范围确定“区域”,且不同的环境要素是具有不同性质的“区域”,影响着区域范围和地理位置等诸多因素。“跨区域”是在“区域”概念的基础上进行扩展,主要是基于生态保护需要而人为划分的跨越两个或两个以上行政区域或自然形成的生态界限。本文研究区域为黄河流域九省区,即“跨区域”指跨越黄河流域的青海、四川、甘肃、宁夏等省区。因为共处黄河流域水资源生态系统,有着极为密切而复杂的联系。对水资源整体保护、综合治理与系统修复发挥着重要作用。

学者们基于不同视角对水资源生态补偿有不同理解,现阶段并未有统一定义。主要有以下观点:一是损害赔偿视角,即对使用和损害的水资源进行赔偿,确保水资源恢复到自然状态;二是保护补偿视角,对水生态环境保护 and 建设行为进行补偿,提高社会主体保护生态环境的积极性;三是双向补偿视角,即损害赔偿和保护者补偿同等重要。同时,也有学者们从补偿要素出发将水资源生态补偿分为狭义(保护补偿)和广义补偿(双向补偿)两种。

本文在分析跨区域和水资源生态补偿概念的基础上对跨区域水资源生态补偿进行界定,即通过经济手段惩罚过度使用、污染和破坏水资源、水环境和水生态的行为,奖励控制水资源合理使用或开展生态环境保护 and 建设的行为,将不同

行政区域之间的正负外部性问题内在化,实现对全区域水资源、水环境、水生态的整体保护、综合治理与系统修复的一种制度安排。可以看出,跨区域水资源生态补偿具有以下特点:一是同时考虑损害赔偿和保护补偿;二是突出水资源、水环境、水生态“三水”统筹保护与治理;三是协同推进全区域水资源生态补偿。

2.2 理论基础

2.2.1 水资源资产负债核算理论基础

同自然资源资产负债表一致,水资源资产负债表编制需要统计基础数据作为支撑,这也就离不开统计核算。水资源资产负债表编制本身就是一项相对高级和复杂的核算工作,是核算活动成果的一部分。结合水资源特点以及水资源资产负债表编制目标,本文从国家资产负债表、环境经济核算、水资源核算、DPSIR理论研究等方面论述其对水资源资产负债表编制的作用。

2.2.1.1 DPSIR 链条理论

DPSIR 链条理论从系统分析视角描述人类活动与资源环境之间的相互影响,是全面组织资源环境信息的通用框架,在资源环境系统分析中被广泛使用。此模型是由经济合作与发展组织(OECD)于1993年提出,主要涵盖驱动力(Driver)、压力(Pressure)、状态(State)、影响(Influence)和反应(Response)等五个方面。整体思路是:作为长期驱动力的人口和社会经济发展(D)推动水资源系统发展变化,进而对水资源产生压力(P),造成水量和水质变化等(S),从而引起水资源过耗、水环境污染等问题(I),这些影响促使各级政府采取一系列措施对水资源变化做出响应(R),而此响应(R)会改善水资源面临的压力、状态和影响。图2.1直观地展示了这种逻辑关系,实线表示直接正向作用,虚线则表示间接负向作用。

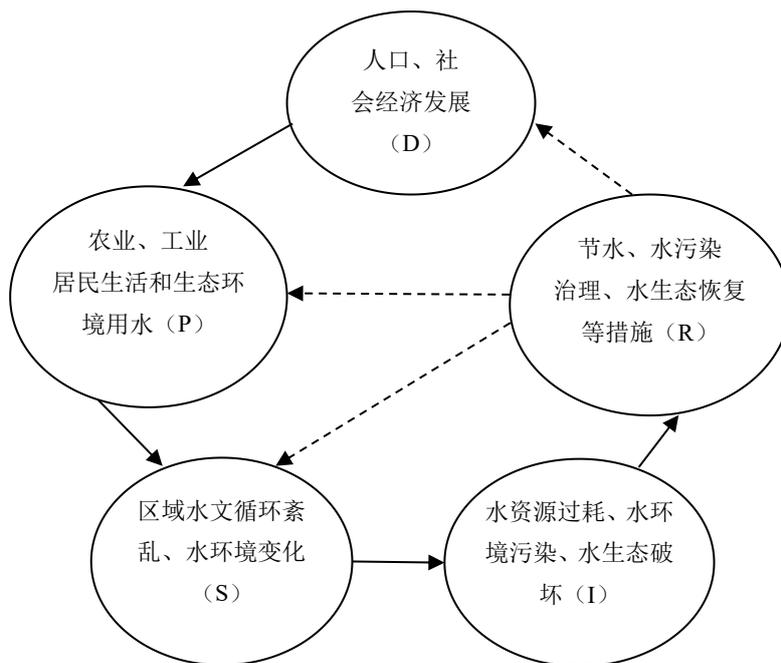


图 2.1 DPSIR 框架下水资源变化因果图

以 DPSIR 理论为基础对水资源发展变化的起源和结果进行全链条分析，可以从理论层面系统、科学地考察水资源资产负债核算。首先，水资源作为一种自然生成物，为人类生产生活提供基础物料，带来经济效益，同时也维持着生态系统平衡。这表明水资源本身具有经济和生态价值。但随着经济社会快发展和人口规模不断扩张，会对农业用水、工业用水、居民生活用水等产生直接影响，引起水资源消耗增加。在 DPSIR 理论中，人口和社会经济发展对应驱动力因素，是引起水资源系统变化的隐性指标；而人口和社会经济发展对水资源的需求引发水资源压力，属于显性指标，两者都是引起水资源产生变化的外力因素。而驱动力和压力会导致区域水文循环紊乱和水环境发生变化，进而引起水资源过耗、水环境污染、水生态破坏等问题，这也是需要进行水资源资产负债核算的根本原因，也是编制水资源资产负债表主要解决的问题。当水资源、水环境和水生态发生变化时，各级政府为保证水资源可持续利用应采取相应措施，最终实现水资源节约、水环境治理和水生态恢复的良好状态。

2.2.1.2 国家资产负债表

国家资产负债表是借鉴企业资产负债表编制经验，将国家经济体内某一时点上各部门的资产与负债分类列示，然后通过汇总得到揭示经济体总量（存量）的报表。国家资产负债表反映了国家资产、负债和净资产存量的期初、期末存量和变化量。SNA 最早于 1953 年发布（简称 SNA1953），之后历经完善、丰富和发

展,有 SNA1968、SNA1993 和 SNA2008 等版本,均是各国开展核算研究的主要依据。其中,SNA1968 首次引入国家资产负债表,并对报表结构及存量和流量资产进行清晰界定;SNA1993 将土地资源、水资源、非培育性生物资源和地下资产等四类自然资源作为资产纳入到国家资产负债表中;而由联合国、欧盟委员会等发布的 SNA2008 取得了突破性发展,将自然资源归入非金融非生产性资产,增加了自然资源种类。

SNA2008 从“资产”(主栏)和“部门”(宾栏)两个维度构建了国家资产负债表。考虑到本文的研究重点,笔者仅列出了自然资源所包含的明细项目(表 2.1)。

表 2.1 SNA2008 国家资产负债表框架

部门分类 资产类型	国内经济总体					国外	总计
	非金融 公司部门	金融公 司部门	政府 部门	住户 部门	为住户服务的 非营利机构部门	部门	
1 非金融资产							
1.1 非金融生产性资产							
1.2 非金融非生产性资产							
1.2.1 自然资源							
①土地							
②矿产和能源储备							
③非培育性生物资源							
④水资源							
⑤其他自然资源							
无线电频谱							
其他							
1.2.2 合约、租约、和许可							
1.2.3 商誉和营销型资产							
2 金融资产							
3 金融负债							
4 净资产							

依据国家资产负债表形式编制水资源资源资产负债表,就是利用资产负债表工具对水资源总体情况信息进行披露,反映一个国家或地区在特定时点上的水资源规模和结构。本文通过对国家资产负债表的平衡关系、确认基础和核算方法等进行阐述,为水资源资产负债表编制提供科学依据与编制路径。

(1) 平衡关系

与企业资产负债表相比,国家资产负债表中不存在“所有者权益”概念,而

是通过国家资产与负债之间的差额（净资产）实现报表平衡，即遵循“资产=负债+净资产”恒等关系。中国自然资源（含水资源）属于国家或集体所有，但在法律上仍然尚未清晰归属自然资源所有权。因此，本文可借鉴国家资产负债表式结构编制水资源资产负债表，确定水资源资产负债核算基本要素。同时，依据“资产=负债+净资产”的恒等原则对水资源资产负债表进行编制。

（2）确认基础

国家资产负债表的确认基础主要包括记账方式和记录原则两部分，记账方式是保证不同经济单位之间的交易以同一方式被记录下来关键，而记录原则是明晰债权债务关系的重要路径。国家资产负债表采用复式记账法，更能全面记录每笔交易的内容和去向，揭示不同经济部门之间的相互联系；记录原则分为收付实现制和权责发生制，国家资产负债表采用权责发生制原则，依据权利和责任的发生时间来确定收入和费用归属。虽然国家资产负债表中并没有负债项，但是其所遵循的记账方式和记录原则对水资源资产负债表编制起到指引作用，应在水资源资产负债表编制中得以贯彻实施。

（3）核算方法

国家资产负债表中，在市场上正规、活跃、自由交易的自然资源资产，可以采用市场交易进行获得其价值；对于特殊的、不存在公开、活跃市场的部分自然资源，不能获得真实可靠的交易价格，可采用支付意愿法、恢复成本法等方法进行间接估算。因为自然资源（含水资源）是国家资产负债表的重要组成部分，故水资源资产负债核算方法应该与国家资产负债表中采用的价值化方法保持一致。

2.2.1.3 SEEA2003

环境经济综合核算体系是在国民经济核算的基础上，重点对经济与环境之间的相互关系进行系统描述。环境经济核算的最初版本是 SEEA1993，随后经多次修订，出现 SEEA2000、SEEA2003、和 SEEA2012 等四个版本。SEEA1993 将环境经济问题关联起来进行测度分析，整合自然资源和环境领域学者们的核算方法，首次构建了环境经济核算理论框架；SEEA2000 给出了环境经济核算可能的操作步骤，使环境经济核算向实施应用层面迈进一大步；而 SEEA2003 是在前两个手册基础上总结各国实际应用案例，对核算体系内容进行归纳和扩展，成为全球各国使用环境经济核算的公认框架；SEEA2012 用来描述经济与环境之间的相互作

用, 以及环境资产存量及其变化, 成为首个环境经济核算体系的国际统计标准。

在水资源资产负债表编制过程中, 水资源负债存在与否是顺利编制报表首要解决的问题, 是明确水资源资产负债表要素构成的关键所在, 现阶段存在着较大争议。主要原因是编表的理论研究与实践应用工作多是参考 SNA 和 SEEA 进行, 前者认为不存在非金融资产负债; 后者未提及自然资源负债, 使得以耿建新等为代表的部分学者认为不应设置负债项目。而是否需要确认负债要素, 应该全面理解、充分借鉴具有国际规范的环境经济核算。通过查阅相关基础性资料, 发现 SEEA2003 最早提出环境负债问题, 通过详细解读能够为自然资源资产负债表编制是否确认负债项目提供依据, 进而水资源负债是否存在问题也得到解决。

SEEA2003 第 9 章“测度环境退化的估价技术”时提及“环境负债”概念, 指出环境退化的发生和治理有一个时间维度问题, 将本期发生的, 没有在本期被自然界或人工措施处理的环境退化就会遗留到下一个核算期的累计被称作环境债务。第 10 章“流量账户的环境调整”也讨论了相关内容, 强调了环境负债是指那些会带到未来时期的、未补救的退化。由此可知, 环境负债是在研究环境退化中衍生而来, 而环境退化主要强调如何用货币价值来描述那些既未被预防也未被恢复的环境损害, 后者可用于更科学地调整一国国内生产总值。值得注意的是, SEEA2003 中强调的环境功能包括资源功能(环境向经济活动提供物质材料从而转化为生产的货物和服务); 受纳功能(残余物排放到空气、水和土壤等环境介质中被同化吸收)与服务功能(细化为生存功能和娱乐功能)。而环境退化仅是针对环境功能提供的“受纳功能”予以估价。但 SEEA2003 也指出: 要全面衡量所有经济产品和所有环境功能的生态环境总量, 一种理想的情形是对所有环境功能进行全面估价, 即资源功能、受纳功能和服务功能。

自然资源(含水资源)不仅为经济社会发展提供基本物质资料, 接收经济系统输出的各类残余物, 还为人类及动植物生活提供各类生态服务, 具有资源、环境与生态等三种功能。而自然资源资产负债表主要是为了反映中国自然资源的拥有量及变动情况, 为基于资源消耗、环境损害、生态效益视角的生态文明绩效评价考核提供信息基础。可以看出, 自然资源资产负债表的编制也为当前中国面临的资源、环境与生态问题提供了解决思路。因此, 编制自然资源资产负债表应全面衡量自然资源的资源、环境和生态三方面属性。考虑到大部分自然资源都具有

多种功能和用途,自然资源与生态环境往往作为一个整体对人类经济活动和福祉产生作用,可以认为 SEEA2003 中定义的环境功能与自然资源资产负债中自然资源功能趋于一致,并且自然资源资产负债表是环境经济核算在经历初步认识、积累探索与快速发展之后相关理论和实践研究取得的全新突破。

通过全面解读和介绍联合国 2003 版的环境经济核算体系理论后,发现自然资源负债有迹可循,是必然存在的。自然资源资产负债表是中国根据宏观经济政策制定需求,建立符合中国自然资源资产与负债计量目标的环境经济核算体系,两者一脉相承。因此,可通过 SEEA2003 确定水资源负债要素必然存在,且包括资源、环境和生态功能。

2.2.1.4 SEEA2012

联合国携手欧盟委员会、世界银行等组织联合推出的《环境经济核算体系 2012》(简称 SEEA2012),主要由《环境经济核算体系中心框架》(SEEA-CF)、《试验性生态系统核算》(SEEA-EEA)和《应用和扩展》(SEEA-EA)三部分构成。其中,SEEA-CF 是首个环境经济核算体系的国际统计标准,用于考察经济与环境之间的相互作用,描述环境资产存量和存量变化;SEEA-EEA 阐述了生态系统的实物量核算方法,以及符合市场估价原则的生态系统估价方式等内容;SEEA-EA 指出对环境经济账户进行分析的各类方法,促使其投入实践应用,具有可操作性。在水资源资产负债核算研究中,SEEA-CF 和 SEEA-EEA 能在报表结构、科目列报、平衡关系等方面提供参考。

SEEA-CF 体系主要涵盖以下几方面内容:一是根据传统会计理论“资产来源=资产使用”的基本平衡关系,利用实物型供给使用表和价值型供给使用表显示自然资源投入、产品和残余物流量的供应来源与使用去向;二是设置矿产和能源、土地、木材、水生资源等七组自然资源资产账户,分别从实物量和价值量记录期初和期末自然资源资产存量及其在核算期内的存量变化,满足“期初资产存量+存量增加-存量减少=期末资产存量”;三是 SEEA2012 设置了环境保护支出和资源管理支出两个功能账户对某一期间内的环境保护和自然资源管理进行核算,其中环境保护活动是指以预防、减少和消除污染及其他形式环境退化为主要目的的各种活动;资源管理活动是指那些以保护和维持自然资源存量防止耗减为主要目的的活动。总体上,环境经济综合核算涉及自然资源在经济和环境中的“来龙

去脉”、自然资源分类与核算、自然资源消耗与污染物排放等信息。

在实物型水资源资产账户中，纵栏主要包括期初水资源存量、存量增加、存量减少、期末水资源存量，对水资源存量及其变化进行核算，横栏为水资源类型，主要包括地表水、地下水和土壤水（如表 2.2 所示）。

表 2.2 实物型水资源资产账户（立方米）

	水资源类型				合计
	地表水		地下水	土壤水	
	人工水库	湖泊	江河 和溪流	冰川、 雪和冰	
期初水资源存量					
存量增加					
返回					
降水					
从其他领土流入					
从其他内陆水资源流入					
含水层中水的发现					
存量总增加					
存量减少					
取水					
用于水力发电					
用作冷却水					
蒸发和实际蒸散					
流向其他领土					
流向大海					
流向其他内陆水资源					
存量总减少					
期末水资源存量					

SEEA-EEA 旨在定义一个综合统计框架，用于组织有关生态系统的生物物量信息、测量生态系统服务、跟踪生态系统范围和状况的变化、评估生态系统服务和资产，并将这些信息与经济和人类活动措施联系起来。生态系统服务的提供方式有很多种，各个生态系统均有不同，可分为三组供应服务、调节服务和文化服务。SEEA-EEA 主要是从生态系统视角出发描述其形成的生态功能，实际上是弥补了对环境资产间接服务价值的核算。在价值估算上，中心框架主要是针对能源与矿产资源、水资源等单项资源进行估算，估值方法更接近其经济价值核算方法，而试验性生态系统核算主要是估算生态系统服务价值。同时，联合等机构组织于 2021 年 12 月颁布了最新的生态系统核算，即 SEEA-EA，可见生态系统核算更

加科学化与规范化，能够为学者们研究资源生态价值提供进一步指导。

2.2.1.5 SEEAW

《水环境-经济核算体系》（简称 SEEAW）是由联合国统计司与伦敦环境核算小组合作编写，主要目的是通过编制账户实现水资源核算概念和方法的标准化。该体系设置了以实物单位计量的水供应与使用表、涉水活动与产品的混合账户等，有助于按照一致方式分析水在经济中的贡献以及经济对水资源的影响。与环境经济核算相比，水环境经济核算体系在账户设置、核算方法以及指标选取等方面更加具体，为水资源资产负债提供核算思路与表式结构。首先，SEEAW 以图形的形式详细展示了经济体、水资源系统及其相互作用，为研究环境与经济体之间的相互作用提供综合信息系统，具体如图 2.2 所示。

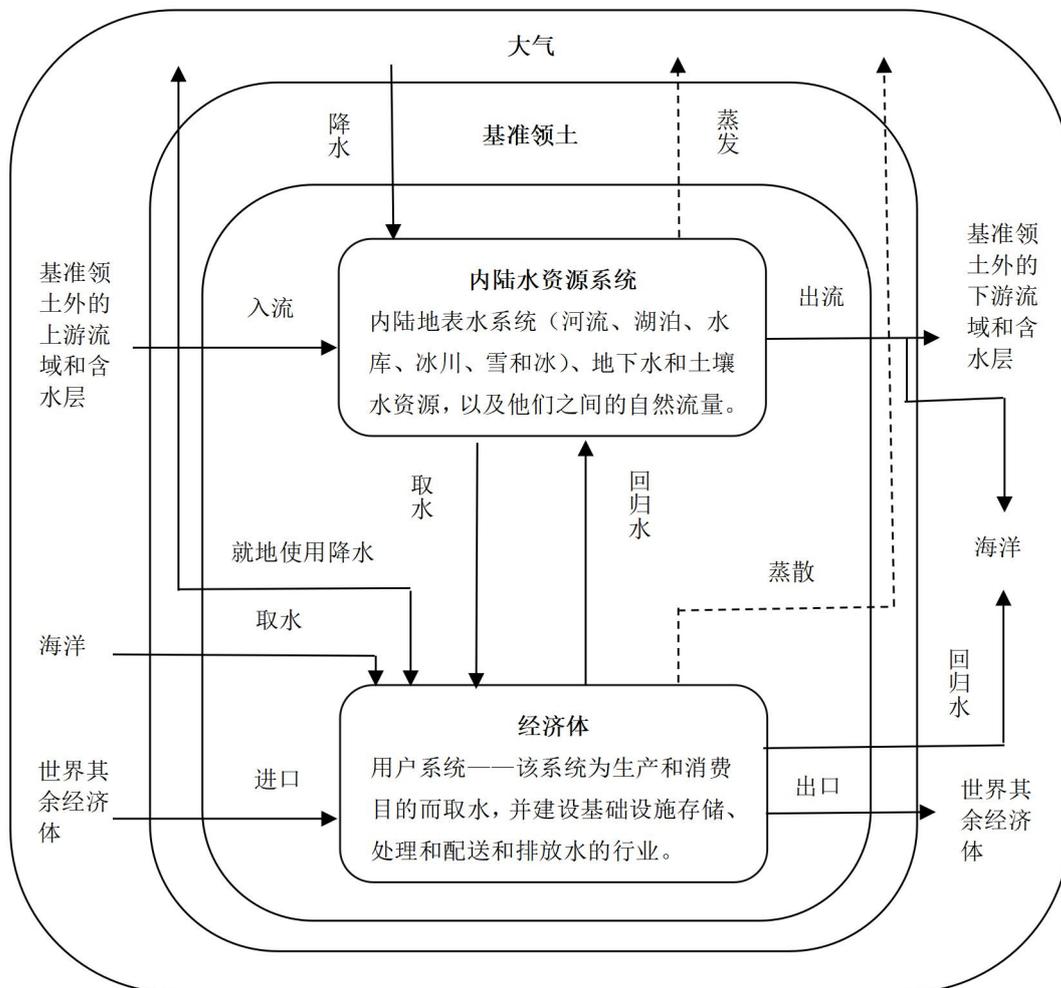


图 2.2 经济体与水环境之间的流量图

可以看出，图中用两个单独的方框列示了一个领土（又称“基准领土”）的内陆水资源系统与经济体。特定领土的经济体可以是一个国家、一个行政区或一

个流域,该领域的内陆水资源系统与经济体可以与其他领域的内陆水资源系统与经济体通过水的进口与出口进行水交换(经济体之间的水交换),还可通过自上游领域流入和自下游领域流出进行水交换(内陆水系统之间的水交换)。但在本土领域内两者之间的水交换关系主要以“取水”和“回归水”的形式进行,其中经济体生产或消费等活动需要消耗内陆水资源系统和海洋中的各类水资源,而经济体使用之后的水资源可以回归到内陆水资源系统或海洋中。通常情况下,通常情况下,回归水流会对环境质量产生负面影响,因为这类水的质量通常低于取水。

其次,与 SEEA 相比,水资源资产账户设置更清晰,主要体现在水资源存量增加和存量减少变动上。其中,水资源存量增加包括回归水、降水和入流,而入流有自上游领土和自领土内其他水资源两部分;水资源存量减少包括取水、蒸发/实际蒸散、出流和其他总量变化,而出流包括至下游领土、至海洋、至领土内其他水资源三部分。更加清晰地水资源资产账户能够详细地记录经济活动和自然过程引发的存量水平变化,为水资源资产负债核算指标选取提供科学依据。

通过分析 DPSIR 链条理论、SNA2008 国家资产负债表、SEEA2003 理论等,可形成水资源资产负债核算理论分析框架(如图 2.3 所示)。

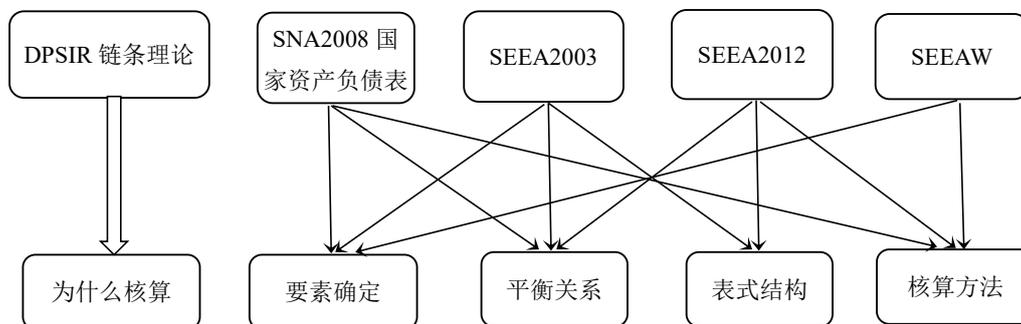


图 2.3 水资源资产负债核算理论分析框架

具体来看,DPSIR 链条理论能够全面分析经济社会主体对水资源发展变化的影响,可从理论层面上说明开展水资源资产负债核算的起因,即为什么实施水资源资产负债核算。SNA2008 中的国家资产负债表能够反映国家资产、负债和净资产的期初存量、期末存量以及核算期内的变化量,是开展水资源核算研究的主要依据。其对应的平衡关系、确认基础和核算方法等能够为水资源资产负债核算提供科学指导与编制路径。SEEA2003 最早提出的环境负债概念是探讨水资源负债是否存在的理论依据,能够明确水资源资产负债表的核要素。通过分析发现自然资源负债(含水资源负债)必然存在,且包含资源、环境和生态功能。同时,

SEEA2003 也能够为水资源资产负债表的平衡关系和表式结构提供依据。SEEA2012 主要由 SEEA-CF、SEEA-EEA 和 SEEA-EA 三部分构成。其中, SEEA-CF 用于考察经济与环境之间的相互作用, 描述环境资产存量和存量变化, 是首个环境经济核算体系的国际统计标准; SEEA-EEA 介绍了生态系统的实物量 and 价值量核算方法等, 两者为水资源资产负债表的报表结构、科目列报和平衡关系等提供一定参考。SEEAW 是针对水资源编制的专用账户, 主要通过编制账户实现水资源核算概念和方法标准化, 有利于确定水资源资产负债表核算要素和方法。

2.2.2 跨区域水资源生态补偿理论基础

以水资源、水环境、水生态“三水”统筹为治理目标, 以“共同抓好大保护、协同推进大治理”为理念, 将可持续发展理论、生态系统理论、水资源价值理论、协同理论、公平与效率理论等共同确定为区域水生态补偿理论基础, 为跨区域水资源生态补偿机制构建提供指导依据。

2.2.2.1 可持续发展理论

可持续发展理论是由世界环境与发展委员会 (World Commission on Environment and Development, 简称 WCED) 于 1987 年正式提出, 该组织将可持续发展定义为“既能满足当代人的需要, 又不对后代人满足其需要的能力构成危害的发展”。其核心在于促进经济、社会、环境三者协调可持续发展, 使得人类福祉得以全面提升和改善。其基本原则为: 公平性原则, 强调当代公民与后代公民具有平等使用自然资源环境和生态系统服务的机会, 同时拥有公平的发展权; 持续性原则, 是指自然资源开发利用是一个长期发展过程, 人类在生产生活过程中消耗的资源环境生态也不得超过其承载能力, 使其始终具备自我修复能力; 共同性原则, 指的是在各国国情和经济发展水平存在较大差异的情况下, 依据本国现实情况选择不同路径和具体模式, 共同促进全球资源环境生态可持续利用; 时序性原则, 强调可持续发展的阶段性特征, 主要是发达国家和发展中国家对资源环境生态的使用和保护责任具有差异性。

在水资源生态补偿中, 可持续发展理论的四项基本原则表现更加具体细致, 清晰地阐释了水生态补偿机制中的重要问题。其中, 公平性原则表明无论水生态补偿的利益相关方具有何种身份, 何种社会地位, 经济实力强弱, 均需根据其经

济社会活动对水资源、水环境和水生态的影响来决定其是承担补偿成本或是获得效益补偿。持续性原则强调了水资源的可持续利用,即在人类生产生活过程中应合理地控制用水总量、减少水环境损害,确保水资源环境生态始终维持在科学合理水平,持续不断地发挥资源功能、环境功能和生态功能等。共同性原则体现了跨区域水资源特征,由于水资源的流动性,其正外部性或外部性影响均有可能从省内扩展到省外,表明在考察水资源生态补偿问题时应考虑区域之间的关系,依据协同治理理念从全区域视角进行分析研究。时序性原则表明各区域因经济补偿能力和社会支付意愿不同,承担的水资源保护、水环境治理与水生态修复等责任和义务不同。但无论经济发展水平高低,生态补偿意愿强弱,在社会经济发展过程中时刻坚持可持续发展要求,最终实现水资源环境与经济社会协调发展。

构建跨区域水资源生态补偿机制的根本目的是加强水资源的系统治理与整体修复,确保水资源与经济社会协调可持续发展。以持续发展理论为指导构建跨区域水资源生态补偿机制不仅能够密切关注水资源的使用和保护情况,识别水资源的保护者和破坏者,同时能够采用外部手段提高水资源利用效率、改善水环境质量等。可见,可持续发展理论不仅是生态补偿的根本目标,也是跨区域水资源生态补偿的纲领性理论,贯彻于生态补偿机制的各个环节。两者相互融合、相互初级,共同促进水资源、水环境与水生态的可持续利用与发展。

2.2.2.2 生态系统理论

自然资源和生态环境是人类生存和发展的基本物质条件。其中,自然资源和生态环境为矿产和能源、土地、木材、水等各类自然资源和环境容量、气候、生态平衡调节等各类综合环境资源;人类生存和发展主要指经济活动。正如 SEEA2012 所言,一个经济体的运行必须要利用环境提供自然资源和其他投入,同时还需要环境容纳其运行过程中所产生的废弃物。可见,人类对自然资源环境的影响不仅体现为满足经济社会活动的自然资源使用,同时也体现在生产生活过程中产生的废弃物承接。部分学者提出更为全面的观点,即在人类经济社会生产活动中,自然资源环境不仅能为经济社会发展提供基本物质资料,接收经济系统输出的各类残余物,还为人类及动植物生活提供各类生态服务,具有资源、环境与生态三种功能。但无论上述哪种观点,上述行为对自然资源环境的影响均表现

为“单流向”，具有不可逆特征。因此，在经济社会发展过程中自然资源环境将遭到一定程度破坏。

依据系统论视角，自然资源环境通过物质循环和能量流动形成相对稳定的动态平衡状态，具有一定自我调节和恢复能力。受自然地理因素与人为因素影响，生态系统的自我调节能力和自我恢复能力会受到破坏与损害。当此影响超过生态系统所能承受的最大阈值或极限时，将会打破生态系统局部或全部的平衡稳定状态，使其结构和功能发生变化，严重时甚至会形成恶性循环，甚至对人类社会的健康发展产生影响。中国迫切需要修复和治理已经遭受损害和破坏的自然资源环境，而实施生态补偿是进行自然资源管理与生态环境修复的有效途径。

水资源作为一种基础性物质资源和战略性经济资源，在维持生态平衡和促进经济社会发展方面具有重要作用。人类直接或间接使用的水资源是自然资源的重要组成部分，包括地表水、地下水和土壤水等。其资源功能主要表现为农业生产用水、工业和生活用水、水利发电、内陆航运、水产品生产等；环境功能主要表现为接纳人类生产生活产生的各类水体污染物，如化学需氧量、氨氮、总氮等；生态功能主要表现为水源涵养、调蓄洪水、水质净化等。随着城市化进程持续推进和人口规模不断扩张，水资源所承担的压力逐渐增加，水资源短缺、水污染加剧、湖泊萎缩等系列问题开始显现。因此，在经济贸易往来日益密切的现实背景下，实施跨区域水资源生态补偿对提高水资源利用效率、治理水环境污染和强化水质净化，整体提高区域经济高质量发展和生态环境保护具有重要作用。

2.2.2.3 公共物品理论

公共物品概念最早是由新古典经济学家萨缪尔森于 1954 年提出，其定义为某人消费某种产品并不会引致他人对该物品消费的减少。通常具有“非竞争性”和“非排他性”两个基本特征。其中，非竞争性是指不同使用者对同一物品的消费并不会对其他使用者产生影响，即消费的非竞争性；非排他性是指某物品消费与人员数量无关，所有人均可对该物品进行免费消费，即受益的非排他性。由于公共物品本身特征，极易在开发利用过程中出现“搭便车”和“公地悲剧”现象。

自然资源即为典型的公共物品，并根据“非竞争性”和“非排他性”可分为纯公共物品和准公共物品等类别。依据公共物品特征分析可知，在所有经济主体追求自身利益最大化的过程中既不参与生态环境保护，也不愿为生态资源保护付

费,容易导致生态环境整体恶化现象。而生态补偿机制的建立,能够高效且公平的解决由于自然资源环境公共物品属性而产生的正负外部性问题。其核心是运用政府行政手段,对自然资源保护者、生态环境修复与治理者进行奖励性补偿;对自然资源过度消耗者和生态环境破坏者进行惩罚性赔偿。当生态补偿处于较为成熟阶段时,将逐步市场化补偿模式转变,企业、居民等社会主体根据资源环境破坏值确定支付补偿金,根据生态环境保护建设情况明晰奖励资金分配,以此促进资源环境与经济社会协调可持续发展。

水资源可定义为准公共物品,主要是因为水资源覆盖面广,实际生产生活中并不能排除他人对水资源的使用,具有排他性特征;且在特定区域一段时间内水资源的可利用总量保持不变,当部分经济主体过量使用水资源量时,显然影响其他经济主体的水资源使用量,具有竞争性特征,尤其是在全社会对水资源需求量日益增加的情况下。当各经济主体免费使用水资源时,便会出现“搭便车”现象。同时,各经济主体为寻求经济利益最大化将会过度使用或开发水资源,进而引发水资源短缺、水体污染等问题,此后果将由整个社会来承担,出现“公地悲剧”情况。为了避免水资源的“搭便车”和“公地悲剧”现象,实现水资源可持续利用,应当构建水资源生态补偿机制,对水资源过耗使用、水环境污染超过水体纳污能力的使用者和破坏者进行惩罚;对水资源合理控制、水生态系统服务提升的受益创造者加以奖励性补偿。可见,共物品理论充分证明了水资源生态补偿的必要性和重要性,阐释了为什么开展水资源生态补偿。同时对跨区域水资源生态补偿的主客体分析、补偿途径选择等问题具有重要作用。

2.2.2.4 水资源价值理论

水资源价值由水资源属性决定。天然条件下,水资源具有自然属性、环境属性和生态属性。随着人类经济社会活动对水资源开发利用不断增加,水资源的属性也逐渐扩展,在原有三种基本属性的基础上增加了经济属性和社会属性。

水资源自然属性是指水资源拥有天然特性和运动规律,即经过降水、蒸发、径流、渗透等过程,使得水资源以固态、液态和气态形态处于持续不断的运动之中。水资源环境属性主要表现为水资源的自净、纳污、景观等作用,是指吸附粉尘、净化空气、降解污染物、美化环境和景观。水资源生态属性体现在水资源对生态系统的调节作用,其分布特征和质量高低对生态系统具有较大影响。同时,

水资源也是保持生物多样性,维系生物繁衍和生存的基本要素保障。水资源经济属性是指其作为生产生活资料,参与人类生产、消费、分配和使用等环节经济活动,体现了水资源所蕴含的经济利用价值,其价值大小主要是由水资源稀缺性和开发利用条件决定。水资源社会属性为一定范围内,所有公民对水资源均享有基本使用权,在开发利用过程中较为充分地体现了公平与可持续原则。

水资源的五大基本属性描述了水资源对自然环境和人类经济社会活动的作用,充分体现了水资源价值。但人类对水资源价值的认识经历了不断发展与完善,从最开始的劳动价值论到后期的效用价值论,进而发展为现阶段的生态系统服务价值理论。其中,劳动价值论具有两种观点,一种观点认为水资源并不具有人类劳动,不存在价值;另一种观点认为人类在开发管理水资源时投入劳动和成本,水资源中包含人类劳动成果,存在相应价值。效用价值论认为水资源必然对人类生产和生活产生效用,水资源具有价值。生态系统服务理论在近年来自然资源 and 生态环境遭受严重破坏时的情况下产生,开始于 20 世纪 80 年代后期。由于各类自然资源具备独特的功能属性,蕴含的生态系统价值不同。水资源是流域生态系统的重要组成部分,其广泛功能使其拥有较大的使用价值和非使用价值。

上述分析可以看出,以生态系统服务价值理论为基础的水资源价值理论更符合现实情况,能够为跨区域水资源生态补偿机制构建提供有力支持;同时水资源价值分类可为水资源生态补偿标准测算提供重要参考。由于水资源生态补偿的主要目标是对经济社会生产过程中产生的水资源过耗、水体污染、河流干涸等问题进行系统治理与全面修复,故在水资源生态补偿更加注重水资源的经济价值与生态价值。总体来说,水资源价值理论是跨区域水资源生态补偿机制构建的重要理论基础,不仅明确了水资源生态补偿标准,即“补多少”的问题,也进一步说明的水资源生态补偿的必要性。

2.2.2.5 产权理论

产权理论作为新制度经济学的重要组成部分,是 1937 年科斯在“企业的性质”一文中首次提出。1960 年科斯发表“社会成本问题”文章标志着产权理论的进一步完善和成熟,其主要观点为:交易费用是产权理论的重要基础和核心概念,产权理论能够从制度上促使各类资源的有效配置,进而采用经济学方法分析产权问题。由于科斯对产权的重要贡献被称为现代产权的奠基者和创始者。随后

学者们在科斯已有研究的基础上也对产权理论进行相关研究,如 Demsetz (1967) 对产权的重要性进行补充说明,认为产权能够更好地引导经济主体将外部性问题的内部化解决,且通过法律、传统和道德方法表达产权交易过程。Williamson (1975) 对交易费用进行深层次研究,认为市场不确定性、产权交易参与者多少及其条件是交易费用数额的决定性因素,在此基础上分析了影响交易成本特征的多个因素。

从产权视角看,市场交易等同于产权交易,只有在产权清晰界定的前提下市场交易才能够顺利实施。生态补偿是对自然资源与生态环境破坏的一种纠错机制,主要目标是解决资源环境与经济社会发展之间的矛盾,保证自然资源可持续利用。而产权理论对生态补偿机制构建具有重要作用,主要体现在:纠错机制需在自然资源与生态环境产权明晰的前提下进行,如此才能使得资源环境与经济主体之间形成明确的责任关系,才能判断经济主体的主客体身份,进而确定生态补偿利益相关方是支付补偿还是获得补偿。

跨区域水资源生态补偿的关键在于明晰水资源产权,确定区域之间水资源相关权利的分配。依据《中华人民共和国水法》规定^①,水资源归国家所有,并且各级人民政府作为国家的委托代理人拥有所管辖行政区域的水资源产权。由于不同区域的地理位置、水资源禀赋和经济发展水平具有差异,各地区的水资源产权有所不同。另外,在跨区域水资源生态补偿过程中,产权明晰有利于确定水资源、水环境与水生态的使用者和破坏者,水资源过耗、水环境污染和水生态破坏的原始受害者以及水生态环境质量提升的保护者,进而判断生态补偿的支付方和获得方。基于以上分析,水资源产权归属明晰有利于界定水生态补偿标准,顺利开展水生态补偿。可见,产权理论能够为构建跨区域水资源生态补偿机制提供理论指导和有力保障,是明确生态补偿中“谁补偿谁”的重要依据。

2.2.2.6 协同理论

协同理论属于系统科学的重要理论分支,主要是以物质流、能量流和信息流等相互作用而形成的一种整体效应。《辞源》中将协同定义为和合,一致,“协”指途径,“同”体现效果,是不同主体之间以协调与合作方式实现统一整合的结果。德国物理学家赫尔曼·哈肯通过对激光理论的研究得出协同概念,主要是指

^① 《中华人民共和国水法》(2016年7月修订)第一章第三条。

系统内部的各要素之间通过协调和同步作用将会产生集体效应,并有可能形成新的结构和功能。20世纪80年代,创新理论中也融入了协同理念,意味着构成系统整体的各子系统之间共同合作实现既定目标。协同理论认为,相互影响、相互作用的若干子系统共同组成一个系统,而系统整体的功能及发展变化由子系统的协调与合作所决定。主要具备五个要素特征,一是两个及以上参与方;二是参与方的地位平等;三是参与方之间的相互关系较为稳定;四是参与方在协同中共享利益;五是所有参与方的权责对等。可以看出,协同是对合作和协调的升级,参与者之间有着更高的联结与关系强度,更强调目标相同、利益共享、责任共担,同时也更侧重于实现整体利益最大化,是一种积极主动的合作行为。

协同理论对跨区域水资源生态补偿具有很好的适用性,不仅说明有必要跨区域水资源生态补偿,也有助于解释区域之间“如何补偿”这一问题。水资源环境问题并非局限在某一特定区域内,多数河流具有跨行政区划特征,黄河、长江等大江大河横向多个省域。跨区域水资源生态补偿是一个复杂开放系统,具有综合性与复杂性特征,在水资源生态补偿中必然有众多主体共同参与。由于水资源生态补偿利益主体多注重自身利益最大化,补偿协调难度相对较大,补偿所需成本较高,这就要求协同理论发挥作用,要求各主体子系统克服自身局限,构建跨区域水资源生态补偿模式,共同完成补偿行为,实现区域水资源可持续发展。虽然省域之间具有界限之分,但资源的流动性使其水量和水质具有跨区域的溢出效应,在区域一体化与经济贸易往来密切的情况下,有必要构建跨区域水资源生态补偿机制,共同促进特定研究区域内的水资源生态环境治理,落实好“共同抓好大保护,协同推进大治理”的治理理念。具体来看,子系统主要包括政府、企业、居民个人等,大体分为政府主体和市场主体。在实施水资源生态补偿时应明确各子系统应补多少、怎么补的问题,充分发挥多元主体的协同补偿效应。因此,协同理论是构建跨区域水资源生态补偿机制的扩展理论,对区域水资源生态补偿模式具有重要的指导意义。

2.2.2.7 公平与效率理论

公平的概念始于伦理学,罗尔斯认为在国家、集体和民族互动的平衡状态下,付出和收获基本相等,且对象间不存在差异的状态称之为公平。一般意义上,公平主要指权利公平、分配公平以及结果公平等方面。效率是指在资源和技术给定

的前提条件下尽最大可能满足人类需求。经济学上的效率即为帕累托效率，又称帕累托最优，是指资源分配的一种理想状态。主要内容为在资源的分配状态变化中，在没有任何人情况变化的前提下至少是的一个人的一个人变得更好。从理论发展来看，关于公平与效率存在以下三种观点，一是公平优先。福利经济学的观点表明资源配置低效、经济体制混乱是社会不同所导致的，因此社会发展的最终目标是保证公平，而效率是为了更好地实现公平。因此，需要依据政府的宏观调控作用促进资源收入分配均等化，进而实现社会公平。二是效率优先。主要是在二战后各国经济处于低迷时期提出的观点，认为应该优先发展经济，提高经济效率，进而实现公平。在此期间，减少政府对市场的干预，充分发挥市场机制的重要作用，通过市场机制进行水资源合理配置，促使国家经济发展。三是坚持公平和效率兼顾。如果过多追求公平原则将会使得经济发展缓慢，效率低下；而过多追求效率将会使得贫富差距更加显著，对生产力发展影响较大。因此，阿瑟·奥肯提出公平与效率并重的理论，且在必要时可以弱化效率，但必须保证公平。

现阶段，水资源环境问题日益严重，经济主体补偿责任具有不确定性，引入公平效率原则必不可少。通过合理制定参与方均为认可的水资源生态补偿标准，妥善分配支付补偿金额是促进全区域水资源协同治理的关键。生态补偿公平是指对每个地区的发展现状、资源禀赋等进行综合考察，依据不同地区的实际经济发展水平、社会支付意愿承担“共同但有区别”的责任。在水资源横向生态补偿中，通过分析生产端和消费端的贸易隐含水资源负债考察各地区水资源的实际消费，依据净转移确定经济主体支付/获得补偿标准，也充分应用了公平理论。生态补偿效率的核心宗旨通过合理界定补偿主客体、补偿标准，科学选择最优补偿模式保证水资源生态补偿顺利实施及实施效果良好，进而激励各地区为水生态环境保护做出贡献，约束水资源过度使用和生态环境破坏行为。因此，跨区域水资源生态补偿要求兼顾公平与效率，从而更有效地开展水资源保护与水生态环境治理，确保跨区域水资源生态补偿目标的顺利实现。

通过上述分析讨论，形成了图 2.4 的跨区域水资源生态补偿理论框架。其中，生态系统理论、水资源价值理论不仅阐明了跨区域资源生态补偿的必要性，也为生态补偿标准提供了理论依据；公共物品理论表明如果无约束、无节制的使用水资源，将会发生“搭便车”甚至“公地悲剧”现象，从经济学视角论证了跨区域

水资源生态补偿的必要性，也为跨区域水资源生态补偿中“怎么补”的问题提供了理论指导；产权明晰是跨区域水资源生态补偿的重要依据，产权理论回答了生态补偿机制构建中“谁补偿谁”的关键问题；协同理论与公平效率理论揭示了实施跨区域水资源生态补偿模式的必要性，也为不同区域之间公平且高效的开展水资源生态补偿提供基本思路，明确横向水资源生态补偿“补多少”和“怎么补”的关键问题。而进行水资源生态补偿的最终目的是实现特定区域内水资源环境的可持续利用与发展，故可持续发展理论是贯穿于生态补偿各环节的重要理论基础，在跨区域水资源生态补偿中居于统领地位。总的来说，上述理论相互补充、相互支撑，形成相对完整的理论分析框架，对跨区域水资源生态补偿机制构建中的关键问题做出解答，为后续跨区域水资源生态补偿的具体机制指明了方向。

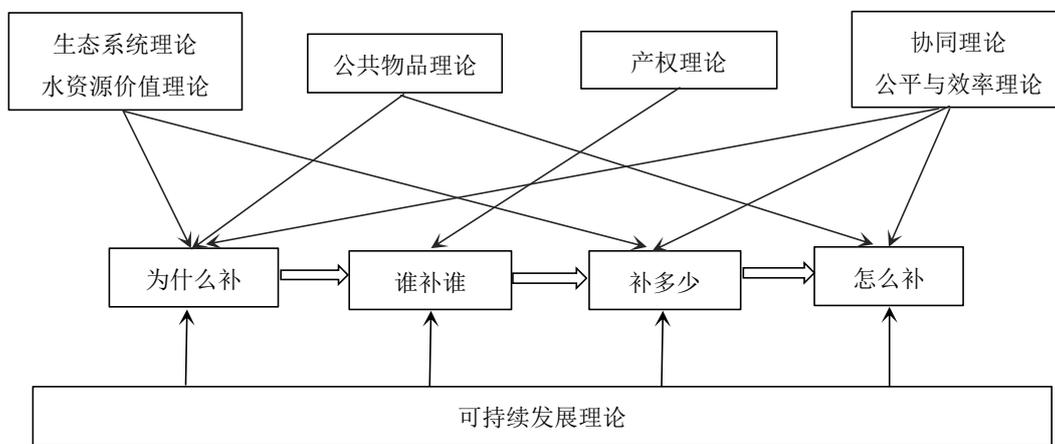


图 2.4 跨区域水资源生态补偿理论分析框架

2.3 基于水资源资产负债核算的生态补偿机理研究

首先，通过阐述跨区域水资源生态补偿关注侧重点和关键问题，明确水资源生态补偿标准的重要性和不确定性，进而论述水资源资产负债核算为规范统一的跨区域水资源生态补偿标准界定提供了可能。其次，分析水资源资产负债核算内容以及编制水资源资产负债表的重要作用，探寻水资源资产负债核算和水资源生态补偿有效融合的契合点。最后，探讨水资源资产负债表为跨区域水资源生态补偿标准提供信息基础的主要依据及具体思路，明确基于水资源资产负债核算视角开展跨区域水资源生态补偿机制研究。

水资源生态补偿是通过经济手段抑制水资源过耗、水环境损害和水生态破坏等行为或激励水资源节约、水环境质量改善和水生态系统服务提升等行为，将正

外部性效应和负外部性效应内在化的一种水资源生态环境治理方式,能够有效解决水资源保护与区域经济发展矛盾。现阶段水资源生态补偿研究较为丰富,但主要涉及流域补偿和水源地补偿,关于跨行政区域的水资源生态补偿研究相对较少。且已有补偿工作多停留在水量和水质核算上,鲜有涉及水源涵养、水质净化、气候调节等水生态系统变化的赔付和补偿。生态环境部环境规划院的徐敏等学者(2021)指出:在水资源生态环境治理中,水资源是基础,水环境是难点,水生态是核心,三者为相互联系、相互支撑的有机整体。任何“一水”都需要其他“两水”的协同推进,任何“一水”出现短板将会影响其对社会经济可持续发展的支撑作用。因此,在面向新时代水资源环境保护的背景下,以“三水”统筹为核心构建水资源生态补偿机制,对于实现水资源、水环境、水生态的整体保护、系统修复与综合治理具有重要现实意义。而以“三水”统筹为核心的跨区域水资源生态补偿机制构建的关键在于明确补偿标准。只有规范统一且补偿利益相关者均认可的补偿标准才能加快推进跨区域水资源生态补偿,也才能实现水资源三要素全面补偿。但现阶段无论是在理论层面和实践层面均未形成较为统一补偿标准核算方法。在《编制自然资源资产负债表试点方案》发布后,水资源资产负债核算为规范统一的跨区域水资源生态补偿标准界定提供了可能,是跨区域水资源生态补偿从理论走向实践的关键环节。

水资源资产负债核算是自然资源资产负债核算的重要组成部分,旨在通过资产负债表形式记录并呈现水资源资产、负债和净资产等核心要素的存量及其变动情况,用于摸清水资源资产“家底”,揭示经济社会发展过程中引发的水资源、水环境和水生态变化,为各项水资源管理工作提供依据。通过已有研究发现,水资源资产负债表的主要功能有:①了解水资源资产和负债情况,科学认识经济发展带来的经济效益与负面影响,完善和充实水资源环境经济综合核算体系,以此为最严格水资源管理和领导干部离任审计提供依据,促进水资源可持续发展。②研究水资源资产和负债有利于考察水利发展战略实施效果,进而调整水资源规划布局,完善水利统计制度,促使水利统计体系能够尽早融入水环境经济核算体系,提高水资源管理水平和水环境治理水平等。③通过编制水资源资产负债表,定量研究水资源资产和负债,为水资源有偿使用和水生态补偿标准制定、水生态环境损害责任终身追究制等提供量化依据和数据支撑。可见,水资源资产负债核算能

够用于水资源生态补偿标准制定的观点基本形成,故本文基于水资源资产负债核算视角开展跨区域水资源生态补偿机制研究。

具体来看,水资源资产负债表能够为跨区域水资源生态补偿标准提供信息基础,主要有以下几方面原因:一是本文主要构建以水资源、水环境与水生态“三水”统筹视角,以水资源的整体保护、综合治理与系统修复为目的的跨区域水资源生态补偿机制,而其关键部分为明确人类经济生产生活对水资源、水环境和水生态产生多大程度的影响。水资源资产负债表中的负债项目正好体现了以往水资源与生态环境管理责任履行不到位形成的、预期会导致水资源过耗、水环境损害以及水生态破坏的现时义务,包含水资源过耗、水环境损害和水生态破坏等信息,能够为“三水”统筹视角下的水资源生态补偿提供理论依据和数据支撑。二是水资源资产负债表不仅是水资源核算的主要内容,也是切实推进水生态文明建设的重要路径,与水资源生态补偿具有相同的应用目标,两者均是为了实现水资源可持续利用,缓解水资源与经济社会协调发展的矛盾。三是采用标准化的形式编制水资源资产负债表掌握各区域的水资源资产和负债相关信息,以此为基础界定水资源生态补偿标准,可以在很大程度上避免机会主义行为,提高补偿运行效率。同时,基于同一标准编制不同时期的水资源资产负债表,有利于分析水资源资产与负债的变动情况,能够为生态补偿标准动态调整提供科学依据,掌握跨区域水资源生态补偿的阶段特征。

通过上述分析发现,水资源资产负债核算能够为跨区域水资源生态补偿机制研究提供理论依据,主要对生态补偿标准界定发挥作用。通过水资源资产负债核算研究跨区域水资源生态补偿的具体思路为:以水资源资产负债核算结果为基础掌握区域水资源存量以及经济社会发展对水资源环境生态产生的不利影响;在此基础上,利用水资源负债界定方式建立损害赔偿机制和保护补偿机制,其中,水资源过耗、水环境损害和水生态破坏价值总量为水资源生态赔偿总额,以此保证受损的水资源、水环境和水生态得到系统治理与修复;依据用水控制总量得到的水资源节约量、未超过水体纳污能力的水环境质量改善和保护建设增加的水生态系统服务为水资源保护补偿,以此激励社会主体开展水资源保护和水生态系统服务提升等活动,改善水资源、水环境与水生态的结构和功能。

综上所述,基于水资源资产负债核算视角研究跨区域水资源生态补偿机制不

仅考虑了“三水”统筹治理，也体现了较为经典的双向补偿思路，可为跨区域水资源生态补偿机制顺利实施提供新的思路和途径。因此，本文将水资源资产负债核算结果作为生态补偿标准的主要参考依据，综合考虑跨区域水资源生态补偿基本原则，研究兼具科学性、合理性和实际应用性的生态补偿方案。

2.4 本章小结

本章首先对水资源资产负债核算和跨区域水资源生态补偿的相关概念进行阐述，在此基础上探讨两者的理论基础，为科学合理地进行水资源资产负债核算和跨区域水资源生态补偿机制构建提供理论依据；最后对水资源资产负债核算如何融入跨区域水资源生态补偿进行机理分析。主要结论如下：

一是水资源资产负债核算能够全面掌握水资源资产“家底”，核算水资源存量及其变化量，分析经济社会活动过程中产生的水资源过耗、水环境污染和水生态恶化等系列问题，为推进生态文明建设、有效保护和永续利用自然资源提供信息基础、监测预警和决策支持。跨区域水资源生态补偿主要指通过经济手段惩罚过度使用、污染和破坏水资源、水环境和水生态的行为，奖励控制水资源合理使用或开展生态环境保护和建设的行为，将不同行政区域之间的正负外部性问题内在化，实现对全区域水资源、水环境、水生态的整体保护、综合治理与系统修复的一种制度安排。

二是水资源资产负债的理论基础包括 DPSIR 链条理论、国家资产负债表、SEEA2003、SEEA2012、SEEAW。其中，DPSIR 链条理论能够从理论层面上说明开展水资源资产负债核算的起因；国家资产负债表中的平衡关系、确认基础和核算方法等能够为水资源资产负债核算提供科学指导与编制路径；SEEA2003 对明确水资源资产负债核心要素具有重要作用；SEEA2012 为水资源资产负债表的报表结构、科目列报和平衡关系等提供一定参考；SEEAW 有利于确定水资源资产负债表的核算要素和核算方法。

三是跨区域水资源生态补偿的理论基础包括生态系统理论、水资源价值理论、公共物品理论、产权理论、协同理论、公平与效率理论。其中，生态系统理论、水资源价值理论阐明了跨区域资源生态补偿的必要性，且为生态补偿标准提供了理论依据；公共物品理论从经济学视角论证了跨区域水资源生态补偿的必要性，

也为跨区域水资源生态补偿中“怎么补”的问题提供了理论指导；产权理论回答了生态补偿机制构建中“谁补偿谁”的关键问题；协同理论与公平效率理论揭示了实施跨区域水资源生态补偿模式的必要性，也为不同区域之间公平且高效的开展水资源生态补偿提供基本思路，明确横向水资源生态补偿“补多少”和“怎么补”的重要问题。

四是分析了跨区域水资源生态补偿涉及水资源、水环境、水生态“三水”统筹保护与治理，现阶段缺乏合理的补偿标准。从水资源资产负债核算内涵和编制功能来看，水资源资产负债能为水资源生态补偿标准提供量化依据，且水资源资产负债核算中的要素也包括水资源的资源、环境与生态功能，两者完美契合，可为跨区域水资源生态补偿机制顺利实施提供新的思路和途径。故可通过水资源资产负债核算开展跨区域水资源生态补偿研究。

3 水资源资产负债表编制

水资源资产负债表是自然资源资产负债表的重要组成部分,旨在通过科学合理的核算方法衡量区域水资源资产和负债的存量规模与结构信息,揭示经济社会发展过程中引发的水资源过耗、水环境污染和水生态破坏等问题。统一对水资源资产、负债和净资产等核心要素概念和内涵的认识,探讨可行的水资源资产负债核算方法和核算思路,明确水资源资产负债核算框架与表式结构,是推进水资源资产负债核算的关键环节。本章首先定义水资源资产负债核算三大基本要素,其次说明基本要素核算方法,最后基于上述信息构建水资源资产负债核算框架与表式结构,编制一套完整的水资源资产负债表。

3.1 水资源资产负债表基本要素

水资源资产负债准确核算的前提是明晰水资源资产负债表中各要素的概念与内涵。从国家编制水资源资产负债表的功能定位来看,主要是以国家资产负债表的形式反映水资源的拥有量及变动情况,也为基于资源消耗、环境损害、生态效益视角的生态文明绩效评价考核提供信息基础。因此,与国家资产负债表所含要素相同,水资源资产负债表同样包括资产、负债和净资产等三个核心要素。

3.1.1 水资源资产

本文首先从会计学、经济学、统计学等视角对资产内涵和一般属性进行系统梳理和归纳总结,其次分析自然资源资产定义,在此基础上结合水资源特点对其资产内涵进行深入探讨。

从会计学来看,比较典型的有美国财务会计准则委员会(Financial Accounting Standards Board,简称 FASB)于 1985 年提出的概念,指特定主体由于已经发生的交易和事项而取得或控制的,未来可能产生经济利益的称之为资产。该定义将未来经济利益引入会计理论,得到了各国学者们的广泛认可。从经济学来看,资产指的是能给个人或企业带来预期经济收益的稀缺资源,重点强调资源的内在经济价值。一般而言,经济学中的资产具有“稀缺性”和“收益性”两大基本特征。从统计学来看, SNA2008 指出“资产是一种价值准备,反映经济所有者在一定时期内通过持有或使用该实体而产生的一次性经济利益或连续性经济利益。也是

价值从一个核算期向另一个核算期结转的重要载体。”该定义体现了资产的主要特征：一是机构单位能够对其行使经济所有权，二是经济所有者能够通过持有和运用它们获取经济利益。综上，资产在不同学科中的概念有所差异，但本质上区别不大。无论是会计学、经济学还是统计学，资产都具有收益性特征，即能够带来经济利益；由特定主体拥有或控制代表了法律所有者和经济所有者对资产享有原始产权和法人产权，可理解为资产的“所有权有归属”特性，即会计学中的“拥有或控制”与统计学中的“所有权有归属”相等同。因此，本文结合各类资产概念及属性，将“所有权有归属”和“收益性”作为资产的一般属性。

自然资源是人类生存和发展的基础，对经济社会发展具有重要作用。人类在利用自然资源的过程中能够获得巨大的经济效益和社会效益，体现了资产的“收益性”特征；且我国《宪法》明确规定自然资源属于国家所有，体现了资产的“所有权有归属”特性。因此，与资产一般属性相比，自然资源在其所有权有归属、所有者通过持有或使用获得经济收益的条件下具有资产属性。在 SNA2008 中，自然资源属于非金融非生产性资产，其内涵界定符合经济资产的一般定义。主要包括土地资源、矿物和能源储备、非培育性生物资源、水资源及其他自然等。

水资源是自然资源的重要组成部分，其资产定义应在自然资源资产概念的基础上，结合水资源特征进行探讨。首先，水资源作为生产生活必不可少的基础性物质资源和战略性经济资源，能够为人类带来巨大的经济效益、社会效益和生态效益，这是水资源收益性的体现。其次，《中华人民共和国水法》的相关规定指出，水资源归国家所有，反映了水资源有权属的特性。即水资源具备一般资产属性，即“所有权有归属”和“收益性”。因此，可将水资源资产定义为：国家或地方政府控制或拥有的，在使用过程中能够为人类带来未来经济利益的水资源（例如降水、流入当地水系统的水资源）。本文结合中国国情和水资源资产负债核算需求，认为水资源资产主要包括水量资产和水生态资产两部分。其中，水量资产反映了水资源的经济价值，水域资产较好地体现了水资源的生态服务价值。

3.1.2 水资源负债

水资源负债核算是进行水资源资产负债核算难度最大、争议最多的问题。与水资源资产类似，本文首先从负债的一般定义入手分析负债具备的基本特征，其次分析学者们对自然源负债的内涵界定，在此基础上界定水资源负债。

“负债”属于会计学范畴，较为权威的是国际会计准则委员会的定义，认为负债是在企业过去的交易或事项所形成的、预期会导致经济利益流出的现时义务。其确认条件为：负债是会计主体需要承担的现时义务；在过去而非现在的交易或者事项中形成；预期会导致经济利益流出。随着经济社会发展，企业的经营活动引发了较为严重的资源消耗与环境污染问题，在此背景下诞生了环境会计概念，其中环境负债是负债的一种特殊形式，是企业因环境事项所承担的责任。故会计学上对于负债的界定主要是针对微观企业，均需具备现时义务、已发生、利益流出三个基本要素。SNA2008认为负债是指特定条件下债务人向债权人提供一次性支付或连续性支付的义务。从上述内涵界定中可以看出，负债涉及债权方和债务方，两者存在是负债形成的本质属性。与企业会计相比，国民核算视角下的负债主要是针对机构单位或经济总体编制，属于宏观层面。

自然资源负债概念界定存在争议，以环境会计视角探讨自然资源负债的学者们认为自然资源负债是责任主体应付而未付的现时义务；以环境经济核算视角定义自然资源负债的学者们将自然资源与生态环境视为一个整体进行阐述，并且依据自然资源管理账户 and 环境保护支出账户等概念探讨自然资源负债所包含的具体内容；以政府治理视角定义自然资源负债的学者们认为设置自然资源负债项可以有效避免自然资源过度消耗与环境损害等，明确生态责任，更好地用于政府监督和管理；以可持续利用视角出发定义自然资源负债的学者们均认为自然资源的基本功能是自然资源为经济体系提供物质资料，在确定负债时应明确资源可持续利用与过度利用之间的界限。较为普遍的观点是：以封志明、闫慧敏等为核心的研究团队将自然资源负债定义为核算主体以往的经济活动、不可预期/可预期事项导致的自然资源损失和生态环境污染等问题，主要涵盖资源耗减、环境损害和生态破坏三方面内容。

水资源作为经济社会发展的重要物质基础，若直接将其消耗作为负债考察的话，则会混淆资源可持续利用与过度利用之间的界限，掩盖自然资源支持经济发展的基本功能。因此，本文将水资源是否可持续利用作为判定水资源是否产生的依据。从可持续发展视角看，使用水资源来满足人类生产生活和社会发展的需要是合理的，但是当水资源使用数量和质量超过一定限度则会破坏水资源可持续利用，挤占水生态功能，进而产生水资源负债。因此，水资源负债核算要全面

理解和量化水资源的资源属性、环境属性和生态属性。最后，本文借鉴负债的一般定义，并结合水资源的功能属性，将水资源负债界定为：各级政府对以往水资源与生态环境管理责任履行不到位形成的、预期会导致水资源过耗、水环境损害以及水生态破坏的现时义务。可见，需要从水资源过耗、水环境污染以及水生态破坏三方面全面考察水资源负债。其中，水资源过耗是指在核算期间人类经济活动对水资源的消耗总量超出可再生量的部分；水环境损害是排入环境的各类残余物导致水环境质量下降；水生态破坏是指在社会经济活动的水资源利用挤占了生态环境需水，致使其生态系统服务能力减弱或者丧失。

3.1.3 水资源净资产

在国家资产负债表中，由于经济体中涉及众多机构单位，难以判断生产中经济资源的具体归属。与企业资产负债表相比，不存在“所有者权益”概念。而是通过国家资产与负债之间的差额（净资产）实现报表平衡，即在国家资产负债表编制过程中，遵循“资产=负债+净资产”的恒等关系。同样水资源产权尚不明晰，本文可借鉴国家资产负债表式结构设置水资源资产负债表框架，通过计算水资源资产与负债差额表示水资源净资产规模，并将其在列示在报表主栏。

3.2 水资源资产负债核算方法

水资源资产负债核算包括实物量核算和价值量核算，其中实物量核算相对简单，主要利用水资源公报、环境统计年鉴、土地利用变更调查数据等对水资源数量信息进行统计和汇总。因此，本节主要对已有的水资源资产负债价值核算方法进行梳理与总结，通过对比分析寻求一种较为合理的方法测算水资源资产负债价值量，为水资源生态补偿提供可靠依据。

3.2.1 水资源资产核算方法

根据水资源资产内涵界定，本文从水资源和水生态方面全面衡量水资源资产，为水资源资产负债核算和生态补偿标准提供量化依据。

3.2.1.1 水量价值核算

核算水量价值的方法主要有直接市场法、供求定价法、影子价格法、CGE模型分析法、模糊数学综合评价法等。其中，直接市场法的优势在于原理清晰，

数据需求量少,简单可行;但不足之处是水资源费通常只能作为水资源经济价值的一个低劣指标,并不能充分反映水资源的经济价值;供求定价法具有计算公式简单,数据获取容易的优势;且能够适应市场经济大环境,实践中应用较多。但是,由于水资源价值核算本身是一个复杂的问题,忽略了污水排放等因素对水资源价值的影响等;影子价格法充分考虑了水资源稀缺程度,为水资源的优化合理配置和高效使用提供了准确地价格引导和计量尺度。但遗憾的是,实践应用中的影子价格并不能很好地满足线性规划中所定义的严格性;CGE模型较好地考虑了均衡条件下各部门的生产和消费情况,但该模型构建需要庞杂的数据资料,比如部门投入产出系数、部门投资分配及各种弹性系数,这对于某一区域进行水资源价格计算所进行的收集和处理资料工作十分艰难;模糊数学评价法能够将影响水资源价值的多种因素纳入在水资源价值评价模型中,且将影响水资源价值的各种因素随时间变化的特征,是动态性很强的模型,不足之处是权重确定方法不统一。

综合比较上述研究方法的基本特征和实践应用情况,可以看出,采用模糊数学综合评价法核算水资源价值最为科学和有效。一是随着人口规模扩大和城市化进程加快,黄河流域九省区用水需求不断增长,水资源短缺现象日益明显,水环境污染现象较为突出,两者对水资源价值影响均较大。综合考虑水量和水质能够更准确地测度水资源价值,而模糊数学综合评价通过构建指标体系可全面考虑水资源量和水环境污染,准确衡量水资源价值。二是本文研究的是黄河流域九省区2011-2019年水资源资产负债核算和水生态补偿,需要考察水资源价值随时间的动态变化特征;三是该评价方法可以通过已有研究对其进行改进与完善,且在水资源资产价值核算中应用广泛。故本文选取模糊数学综合评价法核算水资源资产价值。

模糊数学综合评价是姜文来于1995年提出,其核心观点是水资源价值系统是一个复杂且模糊的系统。复杂性主要体现在:该系统由自然、社会和经济3个系统相互影响、作用和耦合形成,且水资源存在降水的随机性;模糊性体现在“水资源量的丰富程度”、“水污染的严重程度”都是不确切概念,无法采用单纯的“好”与“不好”进行评价。由于“不相容原理”,运用常规的数学模型很难进行准确评价,而模糊数学方法可以更好地对水资源价值问题进行处理。该方

法主要由水资源价值模糊综合评价和水资源价值核算两部分组成。

(1) 水资源价值模糊综合评价

进行综合评价首先需要选取评价要素，确定评价等级标准。设论域 U 为水资源价值要素集，表示为 $U = \{\text{水资源量, 水质, 人口密度, \dots}\}$; W 为评价向量，体现水资源的丰富与匮乏程度、水质的优良状况，表示为 $W = \{\text{高, 偏高, 一般, 偏低, 低}\}$ ，则水资源价值模糊综合评价结果可表示为：

$$V = A \circ R \quad (3-1)$$

其中， V 为水资源价值综合评价， A 为各要素评价的权重值；“ \circ ”为模糊矩阵的复合运算符号， R 为单要素评判矩阵所组成的综合评价矩阵，具体表示为：

$$R = \begin{pmatrix} R_1 \\ R_2 \\ R_3 \\ \vdots \\ R_n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} R_{11} & R_{12} & R_{13} & R_{14} & R_{1j} \\ R_{21} & R_{22} & R_{23} & R_{24} & R_{2j} \\ R_{31} & R_{32} & R_{33} & R_{34} & R_{3j} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ R_{n1} & R_{n2} & R_{n3} & R_{n4} & R_{nj} \end{pmatrix} \quad (3-2)$$

式中， $R_{ij} (i=1, 2, 3, \dots, n; j=1, 2, 3, 4, 5)$ 指的是评价对象对于要素 i 的 j 级的评价值，可利用隶属度函数进行计算。隶属度函数有多种确定方式，一般采用升(降)半梯形分布构建一元线性隶属度函数。

(2) 水资源价值核算

运用上述模型进行水资源价值模糊综合评价，所得结果为一个无量纲向量，必须通过某种方式将其转换为水资源价值（价格）。主要思路为：将水资源价格上限进行等间隔划分获得价格向量，在此基础上与水资源价值模糊综合评价向量相乘，可用公式表示为：

$$WLJ = V \cdot S \quad (3-3)$$

式中， WLJ 为水资源价值， S 为水资源价格向量。而水资源价格向量可利用水资源价格上限获得，所谓的水资源价格上限即为达到最大水费承受指数时的水资源价格，可表示为： $P = B \times E / C - D$ 。 P 代表水资源价格上限； B 代表最大水费承受指数； E 代表实际收入； C 代表用水量； D 代表供水成本及正常利润。由此可见，水资源价值在 $(P, 0)$ 之间取值。实际应用中，学者们多采用等差间隔确定价格向量，具体可表示为： $S = (P, 0.75P, 0.50, 0.25P, 0)$ 。

3.2.1.2 水生态价值核算

水生态价值核算主要通过水生态系统提供的服务功能来反映。而水生态服务功能是指水生态系统及其生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用，涵盖水生态系统为人类提供的各类产品及水文调节、水质净化等。关于水生态系统服务价值评估方法已有大量研究，但尚未形成标准统一的价值化方法。当前最常用的水生态价值核算方法有功能价值法和当量因子法。

功能价值法中，水生态服务功能分类越细，需要计算的生态方程和参数输入越多，计算过程复杂，数据难以获取，更适用于小尺度范围。且采用该方法进行生态价值核算时，学者们根据自身数据掌握情况，自行选择能够评估的生态服务功能及其参数设定，使得核算结果具有较大的不确定性，且限制了区域间研究结果的横向比较。而当量因子法指的是在明确区分各类生态系统服务的基础上，依据不同生态系统类型对应的价值当量与分布面积核算生态系统服务价值。该方法具有统一标准的单位面积生态系统服务价值当量表，更具规范性，能够很好地进行区域间横向比较。且核算简便，可操作性强，且在核算过程中所需数据较少，容易获取，特别适用于区域尺度范围。

考虑到数据可得性和水资源资产负债表编制用于水生态补偿的主要目的，本文认为选取当量因子法对水生态系统服务价值进行核算更为合理。一是本文的研究对象为黄河流域九省区，涉及省份较多，数据需求较多，采用该方法估算系数较少，能够更准确地核算水生态系统服务价值，且采用统一的当量因子表也能更好地进行区域间比较；二是单位面积价值当量因子可根据黄河流域各区域特点进行修正，能够反映各省区内具体的水生态价值特征，为以生态补偿为目标的水资源资产负债核算提供科学依据。

3.2.2 水资源负债核算方法

水资源资产负债要素界定章节指出，文章主要从水资源过耗、水环境污染以及水生态破坏三方面对水资源负债进行全面核算。不同类型的水资源负债项目对应不同的核算思路，其中，水资源过耗以水资源的合理利用为基础，水污染损害主要以污染治理成本为核心，水生态破坏以水生态系统服务功能变化为依据。

3.2.2.1 水资源过耗

水资源作为一种可再生资源，在自然界中通过水循环的形式达到自我状态更

新。水资源负债从理论上可以定义为：核算期内研究区域的水资源消耗量超过该区域的水资源更新能力。在实践应用中，绝大多数学者认为上述定义也可理解为考察期内由于水资源的开发利用使得水资源的实际使用量超过政府制定的用水控制量。且 2013 年国务院办公厅印发了《实行最严格水资源管理制度考核办法》，明确给出了各省、自治区、直辖市用水总量控制目标，故在水资源负债实际核算时，可以将此总量控制目标作为水资源过耗负债衡量标准进行核算。

具体来看，若核算期内研究区域的农业、工业、生活和生态环境用水总量大于该区域用水总量控制目标，则产生水资源过耗负债。且产生的水资源过耗量为超过用水总量控制目标的水资源量；若研究区域的用水总量超过该区域的用水总量控制目标，则不产生负债。水资源过耗价值化的方法也采用模糊数学综合评价法，与水量资产价值化方法保持一致。

3.2.2.2 水环境损害

水环境损害可以理解为某一研究区域在核算期内的 COD、氨氮等各类水体污染物排放量超出水环境容量或水体纳污能力，对应的水环境损害负债则为核算主体为此支付的污染治理成本。与水资源过耗类似，确定研究区域的水体纳污能力是计算水环境损害负债的关键所在，因为超过水环境容量的水体污染物才会对水体环境功能造成损害。对水环境损害负债进行核算主要是从水污染治理角度展开，水污染治理成本包括污染物实际治理成本和虚拟治理成本两部分。而水环境损害负债相当于“污染治理欠账”，采用虚拟治理成本法对水环境损害负债进行核算更能反映超过水环境容量的水体污染物带来的损害，主要思路是超过水体纳污能力的污染物排放量与单位污染物治理成本相乘得到。从污染物来源看，农业、工业和居民生活等均会产生水环境污染，故在水环境损害核算时需要分别针对农业面源、工业面源和生活面源三方面展开分析。

进行水环境损害负债核算需要明确三个关键问题：一是确定水体污染物的产生量、去除量和排放量，为水环境损害负债核算提供数据基础；二是明晰环境容量或水体纳污能力，其定义为研究区域内水环境要素所能容纳各类水体污染物的最大负荷量，是考察可持续发展背景下水环境损害的重要依据；三是计算污染物单位治理成本，进行污染物虚拟成本核算，对应的计算方法主要有污染物联合消减费用函数法、排污收费标准表征法和治理成本系数法，而治理成本系数法具有

更强的可操作性,也更具有现实意义,在实践中应用较多。因此,本文采用治理成本系数法测度污染物单位治理成本,同时考虑到治理难度也会对治理成本产生影响,故通过治理难度系数进行修正,具体公式如下:

$$\eta_i = \frac{I_i - E_i}{S_i} \cdot \frac{E_i}{I_i} \quad (3-4)$$

$$\gamma_i = \eta_i / \sum_{i=1}^n \eta_i \quad (3-5)$$

$$\bar{C}_i = \frac{C \cdot \gamma_i}{M_i} \quad (3-6)$$

其中, η_i 为处理设施的第 i 种污染物的处理效益, E_i 为第 i 种污染物出口浓度, I_i 为第 i 种污染物进口浓度, S_i 为污染物排放标准, E_i/I_i 为治理难度系数, i 表示污染物类别。 γ_i 表示治理成本系数,通过计算每种污染物的处理效益占总处理效益的比例得到,以此对总治理成本进行分摊。 \bar{C}_i 表示第 i 种污染物的治理成本, C 表示废水总的实际治理成本, M_i 表示污染物 i 的去除量。

3.2.2.3 水生态破坏

水生态破坏负债指的是核算期内社会经济活动对水资源的过度开发利用挤占了生态环境需水,致使其生态系统服务能力减弱或者丧失。与水资源过耗与水环境损害不同,水生态系统服务价值不存在容量限制这一概念,因此以核算期内研究区域的水生态系统服务价值的变化量为计量依据。若水生态系统服务价值下降,则生态系统服务功能减弱或消失,产生水生态破坏负债;若水生态系统服务价值上升,则生态系统服务功能改善,不存在水生态破坏负债。而水生态系统服务价值采用当量因子法进行核算。

3.3 水资源资产负债表编制路径与主要表式

水资源资产负债核算所需基础数据繁杂,来源多样,难以简单概括资产和负债核算涉及到指标,故需要一套完整的水资源资产负债核算报表体系对水资源资产和负债进行核算。在阐述水资源资产负债核算理论依据、确定水资源资产、负债和净资产等核心要素、明晰水资源资产负债核算方法的基础上,需要进一步汇总对应指标,收集所需数据,形成思路明确的水资源资产负债核算框架与表式结构,实现水资源资产负债的顺利核算。

3.3.1 水资源资产负债表编制路径

考虑到水资源资产负债核算所需指标较多，基础数据需求大，形式各异，故先应厘清各类水资源资产、负债核算指标，在《水资源公报》、《统计年鉴》、《环境统计年鉴》等获得基础数据资料，进而进行水资源资产负债的实物量与价值量核算，编制水资源资产核算表和负债核算表，最后汇总形成完整的水资源资产负债表。本文设计的水资源资产负债核算框架包括“基础资料-核算表-分类表-归类表”四部分，表式逐步实现从实物到价值、从存量到流量、从分类到汇总的层层递进的完整核算。

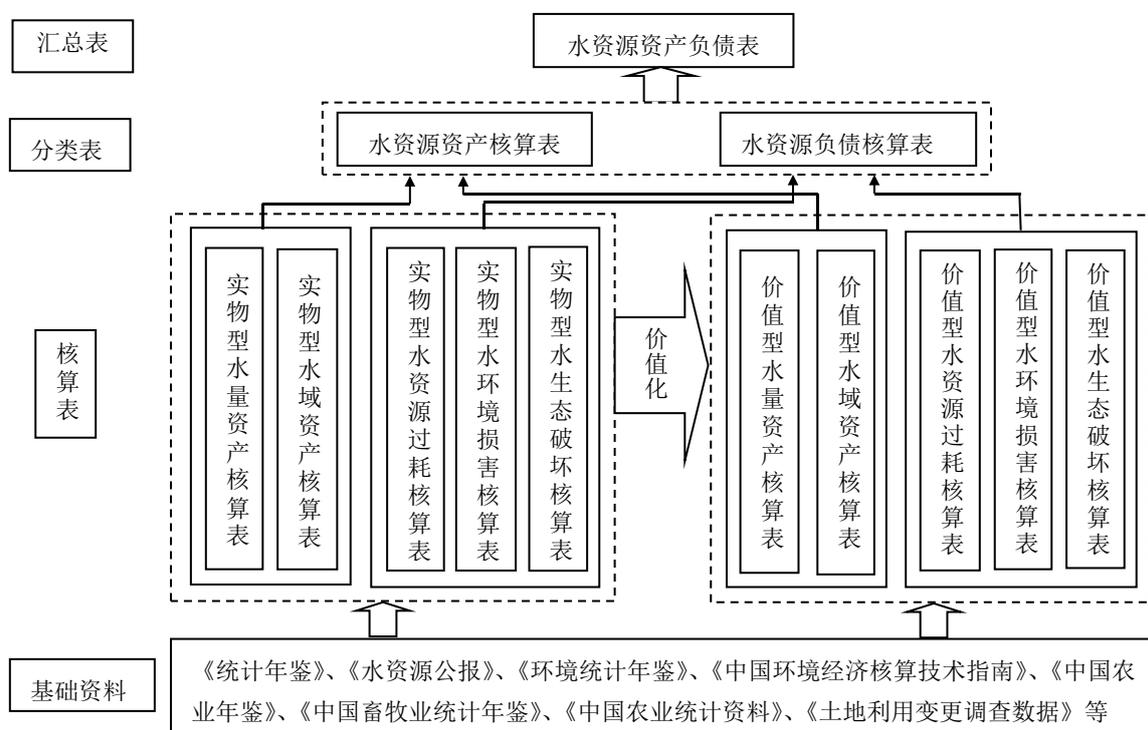


图 3.1 水资源资产负债表编制路径

其中，基础资料主要描述水资源资产、负债核算各类指标需要的所有基础数据来源，是水资源资产负债核算的基础，主要包括《统计年鉴》、《水资源公报》、《环境统计年鉴》、《中国环境经济核算技术指南》、《中国农业年鉴》、《土地利用变更调查数据》等；核算表是根据上述基础数据资料，编制实物型和价值型的水资源资产和负债核算表，反映核算区内的水量资产、水域资产、水资源过耗负债、环境损害负债、水生态破坏负债情况；分类表是以核算表中的计算结果为基础，从水资源资产和负债两方面分别汇总，考察核算期内水资源资产的期初存量、期末存量和存量变化，以及水资源负债价值量，主要包括水资源资产核算表和水资

源负债核算表。由于资产、负债核算指标的实物单位不一致，因此分类表中只计算价值量；汇总表是核算区域内水资源资产负债核算的最终结果，由水资源资产核算表和水资源负债核算表的内容汇总得到，全面反映核算期内水资源资产、负债和净资产的价值规模和构成情况。

3.3.2 水资源资产负债表主要表式

依据水资源资产负债表编制思路，本文列示了水资源资产负债主要表式。总的来看，水量资产、水域资产、水资源过耗、水环境损害和水生态破坏的实物型和价值型核算表表式结构一致，只是指标单位不同；而水资源资产、水资源负债和水资源资产负债核算表均为价值型表式。

3.3.2.1 核算表

表 3.1 实物型/价值型水量资产核算表表式 亿 m³/亿元

项目	期初存量	期末存量
地表水		
地下水		
地表水与地下水重复量		
水量资产合计		

水量资产即为水资源总量，主要是由降水形成的地表水和地下水总和。该表的横栏表示核算期内水量资产的期初存量和期末存量；纵行表示水量资产的详细构成，满足的关系式为：水量资产合计=地表水+地下水-地表水与地下水重复计算量，数据来源于各省区的水资源公报。

表 3.2 水资源存量及变动表表式

指标	实物量 (亿/m ³)	价值量 (亿元)
期初存量		
存量增加		
降水形成的水资源量		
流入与调入量		
社会经济用水回归量		
其他水源水量		
存量减少		
取水量		
流出与调出量		
非用水消耗量		
期末存量		

水资源存量及变动表依据 SEEA2012 水资源资产账户编制, 主要包括期初存量、存量增加、存量减少和期末存量, 主要用于反映核算期内水资源的具体动态变化情况。其中, 存量增加主要包括降水形成的水资源量、流入与调入量、社会经济用水回归量、其他水源水量, 存量减少主要包括取水量、流出与调出量、非用水消耗量。通过编制水资源存量及变动表可详细考察核算期内水资源量的增减变动, 显示水资源量的规模大小和变动情况。需要注意的是, 取水量即为经济社会中的用水量, 是衡量水资源过耗的重要依据。

表 3.3 实物型/价值型水域资产核算表表式 hm²/亿元

指标	河流	湖泊	水库	坑塘	沟渠	合计
	水面	水面	水面	水面	水面	
核算期初面积/价值						
核算期末面积/价值						
核算期内流量/价值变化						

本文借鉴杨艳昭 (2018)、宋晓谕等 (2018) 学者们的已有研究成果, 并根据土地利用现状中的水域及水利设施用地面积, 从河流水面、湖泊水面、水库水面、坑塘水面四方面核算水域资产的实物量与价值量情况。该表的纵栏表示核算期内水域资产的核算期初面积/价值、核算期末面积/价值、核算期内的流量/价值变化; 横行表示河流、湖泊、水库、坑塘等各类水面面积及总和, 满足的关系式为: 核算期内流量变化=核算期末面积-核算期初面积。

表 3.4 水资源过耗核算表表式 亿 m³/亿元

指标	地表水	地下水		合计
		地下水总量	其中: 深层地下水	
用水控制量				
实际用水量				
过度消耗量				

水资源过耗主要依据实际用水量与用水控制量的差值进行确定, 当实际用水量超过政府颁布的用水控制量时才产生水资源过耗负债。所遵守的等量关系为: 过度消耗量=实际用水量-用水控制量。

表 3.5 水环境损害核算表表式 吨/亿元

指标	化学需氧量	氨氮	合计
水体纳污能力			
实际排放量			
水环境损害			

本文从农业面源、工业面源和生活面源三方面衡量水环境损害。上表列示的污染物主要是各产业中共同具有的化学需氧量和氨氮两种，满足的关系式为水环境损害=实际排放量-水体纳污能力。

表 3.6 水生态系统破坏核算表表式 吨/亿元

科目	气体调节	气候调节	净化环境	水文调节	合计
期初生态系统服务价值					
期末生态系统服务价值					
生态系统服务变化量					

水生态破坏负债以核算期内研究区域的水生态系统服务价值的变化量为计量依据，在水生态系统服务价值下降，生态系统服务功能减弱的情形下产生了水生态破坏负债。因此，生态系统破坏核算表的纵览为期初生态系统服务价值、期末生态系统服务价值、生态系统服务变化量。依据水资源资产负债核算目的和获取数据的可能性，本文在进行水生态系统服务价值核算时只针对其调节服务，具体包括气体调节服务、气候调节服务、净化环境服务和水文调节服务。

3.3.2.2 分类表

表 3.7 水资源资产核算表表式 亿元

资产种类	期初存量	期末存量	核算期内变化量
水量资产			
水域资产			
资产合计			

水资源资产核算表主要依据价值型水量资产和价值型水域资产核算表的数据结果进行编制，横栏列示水资源资产的期初存量、期末存量和核算期内变化量；纵栏列示水量资产、水域资产和总的资产合计，满足的平衡式分别为：核算期内变化量=期末存量-期初存量；资产合计=水量资产+水域资产。

表 3.8 水资源负债核算表表式 亿元

负债种类	价值量
水资源过耗	
水环境损害	
水生态破坏	
负债合计	

资源负债核算表主要整合水资源过耗、水环境损害和水生态破坏负债总和，反映核算期内水资源负债的规模大小和结构情况，为水资源有针对性地治理提供

相应思路。其数据结果主要来源于水资源过耗核算表、水环境损害核算表和水生态破坏核算表，满足负债合计=水资源过耗+水环境损害+水生态破坏的平衡关系。

3.3.2.3 总表

表 3.9 水资源资产负债表表式 亿元

资产类	期初值	期末值	负债类	期末值
水量			水资源过耗	
水域			水环境损害	
合计			水生态破坏	
			合计	
			净资产	

水资源资产负债表借鉴国家资产负债表的一般格式，表格左侧列示水资源资产；右侧列示水资源负债和净资产。资产包括水量资产、水域资产和资产合计，数据来源为水资源资产核算表；负债包括水资源过耗负债、水环境损害负债、水生态破坏负债、负债合计，数据来源于水资源负债核算表。满足的平衡关系为：净资产=资产类合计-负债类合计；资产类合计=水量资产+水域资产；负债类合计=水资源过耗+水环境损害+水生态破坏。

3.4 本章小结

本章主要分析了水资源资产负债核算基本要素、核算方法、基本框架与表式结构，为水资源资产负债表的科学编制提供理论依据。具体来看：

(1) 水资源资产负债核算包括水资源资产、水资源负债和水资源净资产三大核心要素。其中，水资源资产为国家或地方政府控制或拥有的，在使用过程中能够为人类带来未来经济利益的水资源，包括水量资产和水域资产；水资源负债为各级政府对以往水资源与生态环境管理责任履行不到位形成的、预期会导致水资源过耗、水环境损害以及水生态破坏的现时义务；净资产主要用于平衡报表，为水资源资产与负债差额。

(2) 水资源资产负债核算方法暂未达成共识，本文通过比较分析选择更为合理的方法。其中，水量资产核算主要有直接市场法、供求定价法、影子价格法等，通过对比分析发现模糊数学综合评价法最为科学和有效；考虑到数据可得性和水资源资产负债核算目的，水域资产采用当量因子法进行核算。通过比较水资

源使用量与用水总量控制确定水资源过耗负债；采用虚拟治理成本法对水环境损害负债进行核算，主要包括农业面源核算、工业面源核算和生活面源核算；水生态破坏以水生态系统服务价值变化为计量依据。

（3）水资源资产负债核算所需基础数据繁杂，来源多样，难以简单概括资产和负债核算涉及的指标，故需要一套完整的水资源资产负债核算报表体系对水资源资产和负债进行核算。首先构建水资源资产负债核算框架，明确水资源资产负债核算思路，主要分为核算表、分类表和总表，核算表为各类基本要素的实物型和价值型核算表，分类表为水资源资产核算表和水资源负债核算表，总表即为水资源资产负债表。在此基础上确定对应的主要核算表式，构建了水量资产核算表、水域资产核算表、水资源存量及变动表、水资源过耗核算表等。

4 基于水资源资产负债核算的跨区域水资源生态补偿机制构建

本章以 2.2.2 节为基础探讨具体补偿机制。首先从总体上描述跨区域水资源生态补偿机制的整体思路，进而详细描述各个组成部分。跨区域水资源生态补偿的目标与原则主要说明构建跨区域水资源生态补偿机制主要解决什么问题，应以什么样的原则进行补偿；补偿主客体、补偿标准、补偿方式与资金来源等主要明确在跨区域水资源生态补偿中是谁补偿谁、补多少、怎么补等问题。

4.1 总体框架

跨区域水资源生态补偿机制总体框架是以补偿目标为核心，确定补偿原则、补偿主客体、补偿标准、补偿模式，如图 4.1 所示。各个组成部分相互补充、相互配合，形成以水资源资产负债核算为基础的跨区域生态补偿方案。

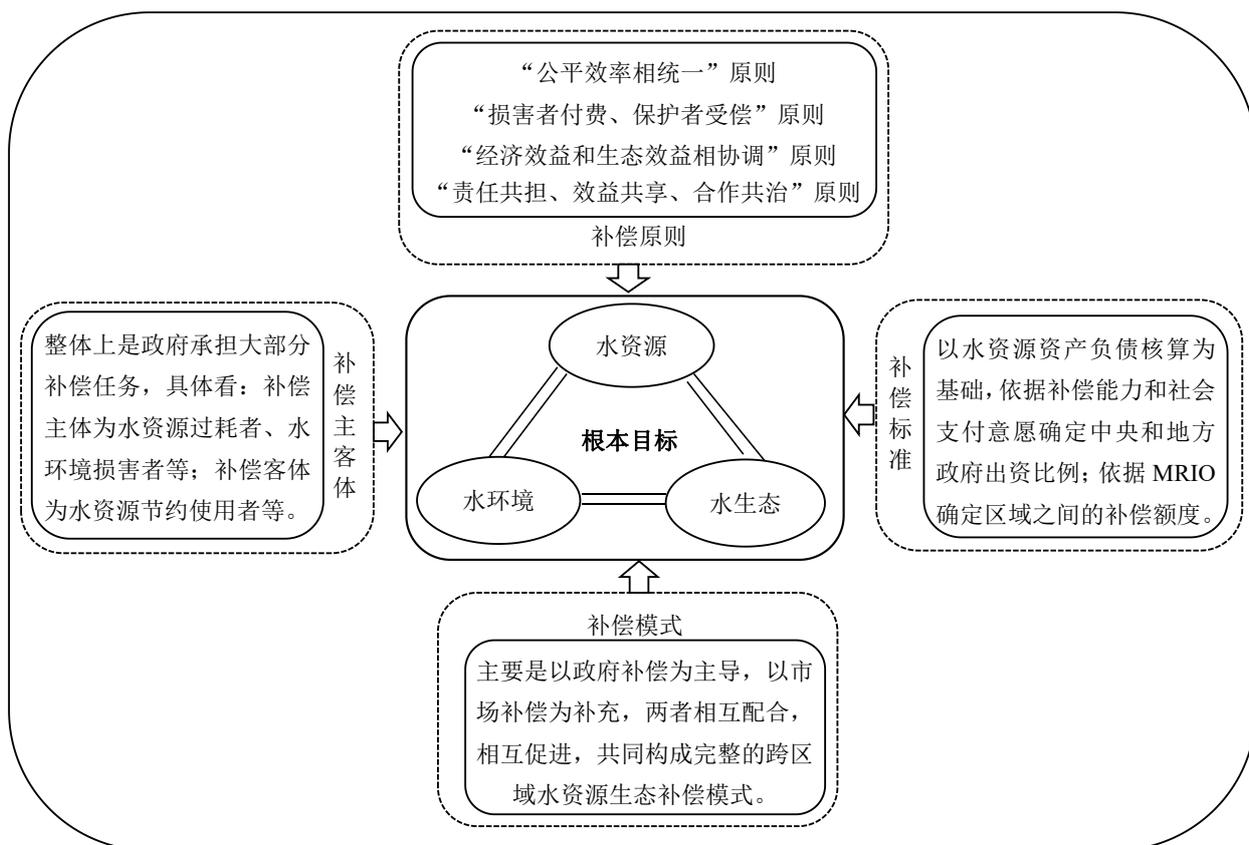


图 4.1 跨区域水资源生态补偿机制总体框架

跨区域水资源生态补偿机制的总体框架主要围绕其根本目标展开，通过设定补偿原则、界定补偿主客体、确定补偿标准以及选择补偿模式等都是为了有效解

决经济社会生产过程中遇到的水资源过耗、水环境污染和水生态破坏等问题，通过对水资源生态环境进行整体保护、系统修复与综合治理，最终实现区域水资源可持续发展。

具体来看，遵循的补偿原则有“公平效率相统一”原则、“损害者付费、保护者受偿”原则、“经济效益和生态效益相协调”原则、“责任共担、效益共享、合作共治”原则，通过共同作用促进区域整体水资源、水环境和水生态的保护、治理和修复。补偿标准设定中，是以中央政府和各级地方政府为主实施跨区域水资源生态补偿。且将引发水资源过耗、水环境损害或享受水生态系统服务的政府界定为补偿主体，将水资源节约使用、水生态保护建设的政府等界定为补偿客体。并以水资源资产负债核算为基础界定跨区域生态补偿标准，为各区域提供公平合理的补偿依据。考虑到经济贸易往来伴随着资源环境转移，本文以多区域投入产出模型测算的贸易隐含水资源负债净转移量为标准界定区域间横向水资源生态补偿。最后，选择以政府补偿为主导，以市场补偿为补充的生态补偿模式，开展跨区域水资源生态补偿。

总体而言，补偿原则、补偿主客体、补偿标准等均属于跨区域水资源生态补偿的重要组成部分，且各部分相互作用、相互影响、相互制约，共同构成跨区域水资源生态补偿机制的核心环节。在跨区域水资源生态补偿实施过程中，应充分考虑各组成部分的紧密联系，确保跨区域水资源生态补偿顺利开展。

4.2 补偿目标与原则

跨区域水资源生态补偿目标明确能够为补偿机制构建提供指导，补偿原则能更好地确保跨区域水资源生态补偿顺利实施。

4.2.1 补偿目标

现阶段的水资源生态补偿主要以水量节约和水质恢复为最终目标，忽略了水生态对人类和自然环境发挥的重要作用，对于水资源的气候调节、水源涵养等方面涉及较少。水资源是较为特殊的生态资源，支撑着整个地球生命系统平稳运行，水生态系统不仅为人类生产生活提供基础物质产品，更重要的是维持了自然生态系统结构与生态过程（欧阳志云等，2003）。随着城市化进程持续加快与人口规模不断扩大，水资源需求大幅增加，且生产生活引发的废弃物排放使得水体污染

加重,进而导致水生态失衡,出现河流干涸、湿地退化、等系列问题。面对水生态受损严重、水环境隐患较多的现实情况,2017年水利部、环保部等联合发布了《重点流域水污染防治规划(2016-2020年)》,明确指出应以改善水环境质量为核心,系统推进水环境、水生态和水资源保护。2021年国家发展改革委发布《“十四五”重点流域水环境综合治理规划》提出水资源、水环境、水生态“三水”统筹的综合治理思路。因此,新时代背景下的水生态环境建设要求水资源补偿应从水资源保护和水污染防治向水资源保护、水环境治理和水生态修复转变,实现水资源、水环境与水生态的整体保护、综合治理与系统修复。

另外,现有关于水资源生态补偿的研究多从流域生态补偿和水源地生态补偿展开,关于整个流域省际之间的生态补偿较少涉及。但线性的流域生态补偿和点源的水源地补偿无法精准定位经济主体责任。例如,对于黄河、长江等横跨多个省份的大型流域,很难根据地理位置划分“上游”与“下游”,在发生水资源过耗、水环境污染和水生态破坏情形时,各区域容易发生责任推诿,使得流域整体治理面临较大困难。在区域协调发展战略背景下,有必要以“共同抓好大保护,协同推进大治理”为治理理念,加强区域间合作,共同推进水资源环境治理。通过跨区域水资源生态补偿可明确区域各省份之间的补偿责任,细化水资源生态补偿工作,推动特定区域内水资源的共建、共治和共享。

综上所述,本研究将跨区域水资源生态补偿的目标定位为:以水资源、水环境、水生态“三水”统筹保护与治理为核心,以“共同抓好大保护、协同推进大治理”为治理理念,系统解决流域整体省份的水资源、水环境和水生态问题,最终实现水资源可持续发展与区域协同发展。

4.2.2 补偿原则

水资源生态补偿原则的建立能够体现水资源生态补偿的本质目标,是实施跨区域水资源生态补偿的主要依据和根本遵循,同时也能为水资源生态补偿主客体研究、补偿标准界定和补偿模式选择提供基本思路。

4.2.2.1 公平效率相统一原则

市场经济条件下,在经济社会发展和环境保护两者相矛盾时,部分地方政府出现以牺牲水生态环境换取短期经济整体利益的现象,即完全依靠政府行政手段进行水资源的开发、利用和保护已经失去了原有的效率。水资源是典型的公共物

品,具有外部性特征。但无论是外部效益内在化,或是外部成本内在化,从本质上来讲跨区域水资源生态补偿应是一种以公平为基础的经济补偿关系。主要是通过生态补偿政策手段惩罚水资源过耗、水环境污染、水生态破坏的经济主体行为,激励水资源合理控制者和水生态环境建设者,协调好国家与地区、地区之间、企业和个人之间的水生态效益,实现水资源生态补偿的真正公平性。因此,跨区域水资源生态补偿机制要遵循公平与效率相统一的原则,促进水资源保护、水环境治理和水生态修复的各方利益均衡。

4.2.2.2 损害者付费、保护者受偿原则

总的来说,人类生产生活对水资源环境既会产生不利影响,也会产生有利影响。具体来看,在经济社会发展过程中,人类为了获得更大的经济效益,不惜过度使用水资源,向水资源中大量排放各类污染,造成水资源严重短缺、水资源环境质量下降等问题。故基于损害视角,水资源的过度开发者、水环境污染者与水生态破坏者应该承担赔偿责任,对水生态环境支付相应的赔偿金额,约束环境负外部性行为。同时,在水生态建设的时代背景下,人类将通过提高水资源利用效率、投入环境保护成本等方式将水资源消耗控制在国家规定的用水总量范围内,也将恢复水源涵养、水质净化、气候调节能力,提升水生态系统服务功能。故基于保护视角,给予水资源节约者和水生态环境保护者相应的经济补偿,激励环境正外部性行为。可见,损害者赔偿原则是针对水资源生态环境破坏的负外部效应的解决思路,保护者受偿原则是对水资源生态环境保护的正外部效应处理方法。

4.2.2.3 经济效益和生态效益相协调原则

水生态系统的良性循环对平衡水资源经济效益和生态效益具有重要作用。其中,经济效益是指人类在生产生活过程中对水资源生态环境开发利用,使得以投入较少的水资源生态环境获取更多的经济产品和服务。生态效益是指水资源通过降水、蒸发、径流、渗透等持续不断的运动所产生的产品供给能力和净化水质、涵养水源、保育土壤能力。随着城市化进程持续推进和人口规模不断扩张,经济社会发展与水资源生态环境保护之间的矛盾愈演愈烈,主要表现为经济社会发展引发了用水过耗、水体污染、水生态系统服务下降等问题,而水资源生态环境的保护、治理与修复在某些方面有限制了经济社会发展。生态补偿作为一种协调水资源与经济社会之间矛盾的机制,其主要优势为在增强水生态效益的同时获得更

大的经济效益，两者相互促进，形成良性循环。因此，在跨区域水资源生态补偿中，应兼顾经济效益和生态效益，实现水资源与经济社会协调可持续发展。

4.2.2.4 责任共担、效益共享、合作共治原则

由于水资源的公共物品属性，经济社会主体在水资源开发利用过程中无法排除他人对水资源的使用，容易发生“搭便车”现象。同时特定区域内的水资源总量和水体纳污能力相对有限，当部分经济社会主体过量使用水资源时，会对其他经济社会主体的使用效益产生影响。利益驱使下水资源开发利用强度增加，进而导致水资源枯竭、水环境恶化，“公地悲剧”状况难以避免。可见，负外部性的存在使得各主体相关利益发生错位。考虑到水生态系统的整体性，涉及到的利益相关者在共同享有生态效益的同时也应共同承担治理修复责任，保护和维持良好的水资源生态环境。作为外部性内部化的重要经济手段，水资源生态补偿的本质在于调整相关经济主体的利益分配，落实其所要承担的水资源环境责任。跨区域水资源生态补偿是典型的处理流域整体省际间水资源环境问题方案，主要在于加强区域间协商合作，细化生态补偿责任，共同促进区域整体水资源、水环境和水生态的保护、治理和修复。

4.3 补偿主客体

跨区域水资源生态补偿主客体界定是构建跨区域水资源生态补偿机制过程中的核心问题，也是水资源生态补偿研究中的重点难点问题。对跨区域水资源生态补偿主客体进行研究先是界定生态补偿利益相关方，进而识别利益相关方中哪些是跨区域水资源生态补偿的补偿主体、补偿客体以及补偿的组织者与统筹者。由于跨区域水资源生态补偿涉及省份较多、补偿参与者也相对较多。总的来说，利益相关方有两种分类方法，一种是依据其与水资源的关系，可划分为水资源过耗者、水环境损害者、水生态破坏者、水资源节约使用者以及水生态受益者等；一种是按照其社会扮演角色，可划分为中央政府、地方政府、非政府组织和居民，其中非政府组织包括企业和各类社会团体。

第一种分类方法描述了利益相关方对水资源的有利影响和不利影响，可以直接根据分类结果判断水资源生态补偿的主体和客体。具体来看，水资源过度消耗者、水环境损害者、水生态破坏者分别对水资源、水环境、水生态造成了破坏，

理应作为补偿主体支付补偿。水资源节约使用者和水生态保护建设者对区域水资源进行了保护，理应作为补偿客体接受补偿。水生态受益者从水生态系统质量改善中得到了收益，理应作为补偿主体支付补偿。水资源、水环境和水生态不仅为人类生产生活提供了重要的物质资料、接纳其排放的各类污染物，也对气候调节、水质净化、景观呈现等发挥关键作用，在发生过度消耗和生态破坏时应对其进行治理、修复和保护，理应作为补偿客体接受补偿。第二种分类方法是按照利益相关方的社会角色间接确定水资源生态补偿的主体和客体，在水资源生态补偿实践中更为常见。具体来看，中央政府与地方政府作为国家与省区代表，是水资源产权的拥有者与代为管理者。而中央政府作为国家的最高领导者，通常在水资源生态补偿中发挥组织、协调、仲裁等作用。地方政府在经济社会发展大量开发利用水资源，同时也会在水资源严重短缺、水环境污染加重时对水资源生态环境进行保护、治理与修复。因此，在补偿主客体界定中需要针对具体情况进行详细分析。非政府组织包含企业和社会团体，企业在生产过程中不仅将水资源作为物质生产资料，且在产品生产过程中产生大量的废污水排放，严重影响水生态环境。其破坏水资源环境行为决定了其应作为补偿主体支付补偿，而各类社会团体在水资源补偿中扮演的角色各不相同，既有水资源使用破坏者又有水生态环境的保护建设者。可见，非政府组织对水资源生态补偿的主客体身份并不明确，需要根据实际情况进行分析和研究。居民是参与水资源生态补偿最多的利益相关者，也是补偿实践中最复杂、最难以判断的利益相关者。不同居民基于不同利益考虑对水资源的影响不同；而且同一居民在不同时间或场景下也会有不同的行为表现，因此在水资源生态补偿主客体界定中需要具体问题具体分析。

总的来说，按照利益相关者与水资源关系视角界定的补偿主客体更加明确，但不足之处在于如果对所有的利益相关者主客体省份进行一一界定，将会耗费大量的资本、人力和时间。而基于利益相关者所扮演的社会角色视角对水资源补偿主客体进行界定的优势在于仅为中央政府、地方政府、非政府组织和居民四类，在水资源生态补偿中更为常见。但是由于不同社会角色扮演者都具有多种行为特点，对水资源、水环境和水生态的作用效果差异显著，尤其是非政府组织和居民两类，涉及成员较多，且同一主体在不同情形下对水资源的影响也不相同，在水资源生态补偿中难以明确界定补偿主体和客体。

基于以上讨论,本文认为应以各级政府为代表进行跨区域水资源生态补偿理论或实践研究更为科学。首先,中央政府和地方政府作为水资源产权所有者和水资源环境管理行使者,两者在水资源生态补偿中发挥重要作用。其次,我国对水资源生态补偿未有普遍认知,各级政府应发挥主导作用,确保跨区域水资源生态补偿政策的顺利推进。最后,以水资源、水环境、水生态“三水”统筹为核心,以“共同抓好大保护、协同大治理”为理念构建的跨区域水资源生态补偿机制相对较少,以各级政府为代表承担补偿中的大部分任务能够保证政策的实施效率和补偿效果。其中,中央政府在跨区域水资源生态补偿中主要承担组织、推动、监督和仲裁任务;上级政府在对其所管辖的下级政府或地方政府对企业、居民等在水资源生态补偿中发挥协调、统筹作用,其主要目的是为了协调得到各方均为认可的水资源生态补偿方案,统筹补偿资金后有针对性地开展水资源保护、水环境治理和水生态修复。需要注意的是,地方政府在补偿过程发挥中介作用,主要是对水资源产生过耗、损害或破坏的利益相关主体进行收费,对水资源节约或水生态环境保护的利益相关主体进行奖励。具体来看,在损害者付费中,名义上的补偿主体为地方政府和中央政府,但地方政府代表的是产生水资源过耗者、水环境污染者、水生态破坏者,包括企业、居民等;补偿客体为水资源本身,主要目的是对水资源进行修复和治理。在保护者受偿中,为了奖励水资源合理利用和水生态保护者,名义上的补偿主体是地方政府和中央政府,但地方政府的作用是向水资源受益者进行收费,进而进行资金分配;补偿客体为节约水资源者和水生态系统服务提升者。整体来看,可将跨区域水资源生态补偿主客体划分为两个层级,一是各级政府,二是水资源过耗者、水环境损害者、水生态系统服务受益者等。

4.4 补偿标准

生态补偿标准确定是跨区域水资源生态补偿机制中的关键关节,也是确保跨区域水资源生态补偿机制能够顺利实施的重要条件。故在水资源补偿标准界定中既需要满足理论上的科学性和合理性,又需要具备实践中的可操作性,能够在最大程度上协调补偿者和受偿者的利益相关关系。跨区域水资源生态补偿标准需要把握三个核心问题。一是根据公共物品理论的正外部性和负外部性特征表明在水资源生态补偿中不仅需要关注水资源环境的保护、治理与修复问题,同样需要重

视水资源合理利用、水生态环境保护的增值效益。二是根据生态系统理论和可持续发展理论,应明确水资源生态补偿主要是针对水资源、水环境和水生态损益而言,当水资源使用不超过自身的自我调节和恢复能力或未产生增值的情况时,无需支付生态补偿。三是综合考虑跨区域水资源生态补偿的目的和基本原则,阐述水资源资产负债视角下的跨区域水资源生态补偿标准。

水资源资产负债核算是自然资源资产负债核算的重要组成部分,不仅能够摸清水资源资产“家底”,核算水资源存量及其变化量,分析经济社会活动过程中引起的水资源过耗、水环境污染和水生态恶化等问题,也为水资源有偿使用和水生态补偿标准制定、水生态环境损害责任终身追究制等提供量化指标和依据(甘泓等,2014;黄晓荣等,2020)。因此,本文以水资源资产负债核算为基础界定跨区域水资源生态补偿标准,在此基础上构建跨区域水资源生态补偿框架,具有相应的研究基础。其合理性与适用性体现在以下三个方面:一是本文的最终目标为系统治理和修复流域整体省份的水资源、水环境和水生态问题,实现水资源与经济社会协调可持续发展。在此目标下,需要明确人类经济生产生活对水资源、水环境和水生态产生多大程度的影响,而水资源资产负债表中的负债项目正好体现了以往水资源与生态环境管理责任履行不到位形成的、预期会导致水资源过耗、水环境损害以及水生态破坏的现时义务,包含水资源过耗、水环境损害和水生态破坏等信息,能够为“三水”统筹视角下的水资源生态补偿提供数据支撑和决策依据。二是水资源资产负债表不仅是水资源核算的主要内容,也是水生态文明建设的重要路径,与水资源生态补偿有着相同的应用目标,两者均是为了实现水资源可持续利用,缓解水资源与经济社会协调发展的矛盾。三是采用统一标准编制不同时期的水资源资产负债表,有利于分析水资源资产与负债的变动情况,能够为生态补偿标准动态调整提供科学依据,掌握跨区域水资源生态补偿的阶段性特征。总体来看,基于水资源负债核算的水资源生态补偿能够确定系统治理和整体修复所需成本,只有区域水资源生态补偿资金达到这一水平,才能保证发生的水资源过耗、水环境损害和水生态破坏才能得到充分的治理和修复,维持水资源生态环境的良好功能。

本文在考虑损害者付费外也将保护者受偿纳入水资源生态补偿原则。因为人类经济社会活动在对水资源与水生态环境造成负面影响的同时,也将参与水生态

环境保护建设,将水资源消耗控制在合理范围内,实现节约水资源、保护水生态环境的效果,上述行为应得到补偿,激励社会主体积极开展水资源保护。故本文借助水资源资产负债核算中的负债思想确定保护者获得的激励性补偿。具体来看,①依据水资源过耗负债界定思路,水资源合理利用则可界定为核算期内研究区域内的生产、生活和生态环境用水总量未超过《实行最严格水资源管理制度考核办法》中该区域用水总量控制目标的部分,体现了人类通过提高水资源利用效率等方式将水资源消耗控制在合理范围内。②依据水环境损害界定思路,水环境保护成本可界定为核算期内水环境容量或水体纳污能力在稀释 COD、氨氮等各类水体污染物排放量之外的剩余容量或纳污能力对应的水环境盈余价值量化。③依据水生态破坏界定思路,水生态环境保护建设可界定为人类通过增加森林面积涵养水源、调水工程等提升水生态系统服务功能,改善水生态环境质量。基于“保护者获得补偿”原则,水资源奖励性补偿体现了保护水资源、治理水环境、提升水生态的政策激励效应,能够实现环境收益内在化。

上述水资源生态补偿标准主要涉及纵向补偿,但区域之间的横向生态补偿更能体现“责任共担、环境共治、生态共享”的生态补偿思路,有利于搭建区域联防联控、协同治理的合作平台。现阶段关于区域间水资源横向生态补偿标准的探讨相对较少,同时以经济联系为纽带的贸易隐含水资源负债转移视角界定水资源横向生态补偿标准的研究较为缺乏。以协同理论、公平与效率理论为基础,同时考虑到地区间经济贸易往来日益密切,可采用多区域投入产出模型(MRIO),从生产端和消费端两个视角测算各省份的水资源环境转移情况,进而确定水资源负债在省域之间的净转移方向和数量,以此界定水资源横向生态补偿支付/受偿标准。需要注意的是,水资源负债主要包括通过贸易转移隐含的水资源占用、水环境污染转移和水生态系统服务流动等要素,对自然因素引起的转移部分暂不考虑(现阶段无法准确计量)。通过多区域投入产出模型测算水资源横向生态补偿标准能够将经济贸易导致的水资源负债引入生态补偿中,考虑了某区域生产或消费给其他区域带来的水资源影响(或其他区域生产或消费给某区域带来的水资源影响),不仅能够丰富横向生态补偿标准的理论研究,也为水资源横向生态补偿实践提供了有益探索,有利于实现生态补偿标准的客观性和公平性。

整体来说,跨区域水资源生态补偿标准界定优势主要表现在以下三方面:一是基于“损害者付费、保护者受偿”补偿原则综合考虑水资源的损害赔偿和保护补偿;二是基于水资源资产负债核算视角测算水资源生态补偿总量,有助于全面解决水资源问题;三是在纵向补偿的基础上,运用多区域投入产出模型考察水资源负债转移,为共担、共治、共享的水资源横向生态补偿提供思路。

4.5 补偿模式

4.5.1 政府补偿

政府补偿模式是指通过政府行政手段对水资源进行生态补偿的一种补偿方式。其核心是中央政府或上级政府作为补偿主体,对下级地方政府、企业或居民个人在水资源保护、水生态修复中付出的成本费用给予经济补偿,是现阶段开展生态补偿实践活动的最主要方式。具体的补偿形式主要包括财政转移支付、生态补偿专项基金、政策补偿和产业补偿等。

①**财政转移支付**。财政转移支付是指将部分财政收入无偿让渡给地方政府或者经济主体,对于现阶段的生态补偿至关重要。该类补偿通常包括中央财政转移给地方政府的纵向补偿和地方政府之间的横向补偿两种类型。其中,纵向补偿是指中央政府与地方政府间纵向开展的财政转移支付模式,具有自上而下特征。主要有税收返还、一般性转移支付、专项转移支付等方式,其中税收返还是中央政府将所得税基数专项税收退还给地方政府;而一般性转移支付和专项转移支付是中央政府直接给地方政府拨付资金。需要注意的是,专项转移支付是对某一具体项目的资金补偿,要求地方政府专款专用。横向补偿是同级政府之间按照协商的补偿协议进行区域财政资金的转移支付,是促使地方政府维持水资源可持续利用,治理水生态环境的重要制度。通过横向生态补偿能够平衡跨行政区域的利益格局,实现水资源的协同共治、效益共享。

②**生态补偿专项基金**。生态补偿专项基金是指政府、组织、企业或个人等经济社会主体共同出资建立,专门用于支持改善水生态环境、提高水资源保护积极性、水生态系统服务提升等活动。补偿基金来源相对广泛,除政府财政支出、生产经营单位上缴的税收税费之外,还可通过国际组织捐赠、社会资本投入和捐助以及民间各界捐赠等渠道获得。当水资源生态补偿资金较为缺乏时,需要利用中

央财政补偿资金撬动社会资本参与治理,弥补生态补偿缺口。当污染者的支付能力不足以治理水生态系统破坏时,可利用生态补偿专项基金来源多样化的特征将责任分担至更多参与者,早日实现水生态恢复与水环境改善。典型的生态补偿专项基金有日本的“广岛县水源林基金”,德国的“易水河补偿救济金”以及中国的“新安江流域补偿基金”。可见,设立专项生态补偿基金筹资渠道多样,有助于提高水资源生态补偿的时效性和针对性,是财政转移支付的有效补充。

③政策补偿。政策补偿是在水资源管理和水生态环境保护的需求下,某些地区为了保护水资源而使经济发展受限,中央政府或地方政府对该地区在其他政策方面放宽要求或给予优待,从而均衡各区域之间发展的一种补偿方式。实行具有差异性的政策补偿,能够鼓励不同区域依据经济发展水平、自然地理特征和生态资源禀赋等各种因素选择有利于自身发展与资源环境保护的生产生活方式。对于经济基础薄弱、补偿资金相对匮乏但水生态环境资源丰富的地区给予政策倾斜,比如在财政税收上给予优惠、增加绿色产业金融支持、优先安排与生态保护有关的基础设施建设等;对于一味追求经济发展但忽略水生态环境保护的地区可通过干部离任审计考核政策约束生态破坏行为,促使区域加强水生态文明建设。需要注意的是,政策补偿的制定和实施体现了政府公信力,在进行补偿政策制定时需要进行充分调查和论证,确保政策补偿的公平与效率。

④产业补偿。产业补偿是指通过产业项目的方式进行区域间补偿。在跨区域水资源保护中,部分地区应生态环境限制关停众多经济效益好但资源消耗高、环境污染大的企业和项目。为了缩小区域间经济发展差距,加快区域整体生态建设,政府应搭建符合环境保护要求的新型产业集群,形成造血式发展格局。其关键在于突破行政区划壁垒,科学布局整个区域内的劳动型、资源型、资本性和知识性产业,促进区域整体产业布局优化,使得水资源整体生态补偿效果得到保障。

4.5.2 市场补偿

市场补偿模式是在政府制定生态补偿标准和法律规范范围内,由直接参与水资源生态活动的利益相关者充分运用经济手段通过支付补偿或获得补偿的形式抑制破坏者行为或激励保护者行为。利益相关者包括政府、组织、基金机构、企业和居民等。不同于政府补偿,在市场补偿模式中政府并非补偿规则制定者,而是与其他参与主体一同遵守既定的补偿规则。市场补偿模式的特征在于能够充分

发挥市场在水资源配置中的关键作用，通过水资源的最优配置实现其健康可持续发展，主要包括水权交易、一对一交易、生态标记等形式。

①**水权交易**。水权交易是产权理论在水资源管理中的重要体现与具体应用。产权主要包括资产所有权、资源使用权和经营权。其中，水资源所有权归国家所有^①，而市场交易水权指得是水资源的使用权。水权交易的核心在于对特定区域内节约的水资源在不同行政区、不同行业间进行再分配，实现水资源最优配置。具体来看，区域在水资源总量控制目标约束下，依据国务院相关规定^②对从事生产经营活动的组织或个人在生产过程中节约的水资源在不同区域或产业间进行水资源使用权的转移和交易。政府在水权交易中扮演重要角色，起到制定规则、中间调节、执行监督者作用。但在具体实施过程中，政府与其他组织、机构、企业、居民等地位相同，同为交易主体，需要遵循既定的交易规则。根据交易主体不同，水权交易主要有同一行政区内上级政府与地方政府的交易、跨行政区域政府间的交易、所有水资源用户间的交易等类型。考虑到水资源的公共物品属性及其带来的正负外部性效果，水权交易在实践中应根据实际情况进行具体设计。

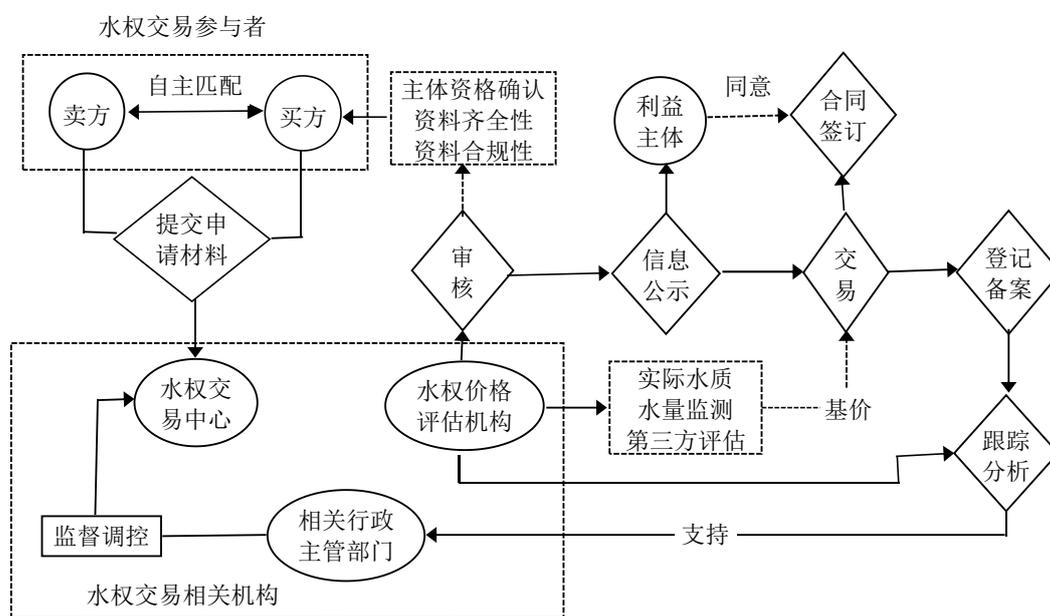


图 4.2 水权交易基本流程

依据田贵良和张甜甜（2015）在水权交易机制研究中的水权交易流程图可知（图 4.2），水权交易成功实施的关键在于交易信息的公开与透明，水资源生态补

^① 资料来源于《中华人民共和国水法》（简称《水法》）第三条规定。

^② 中国政府网.《取水许可和水资源费征收管理条例》

[EB/OL].http://www.gov.cn/gongbao/content/2017/content_5219162.htm, 2017-03-01.

偿标准的确定（水资源价格）以及水权交易机制运行的监督。国外的典型案例为澳大利亚的墨累-达令河在流域用水总量约束下，用水大户可从拥有取水权的用户手中购买生产生活所需的用水权；国内也在积极开展水权交易，如内蒙古自治区在各盟市间开展的黄河水权闲置指标转让。水权交易可大幅提升水资源利用效率，是值得重点关注的市场补偿模式。

②**一对一交易**。一对一交易是指补偿主体和补偿客体通过中介（一般指政府）或双方直接谈判进行交易的一种生态补偿模式。由于涉及的利益相关者较少且补偿对象相对明确，一对一交易的最大优点为简单、便捷，交易成本低，使其在水源地生态补偿和中小型流域生态补偿研究中应用较为广泛。比如在流域水资源生态补偿中，卖方通常只有一家，即为流域水资源的产权所有者，而买方也仅有少数潜在的买家，如水力发电站、市政供水企业或特殊用水企业。两者可以通过直接沟通协商实现水资源生态补偿，但在有些情况下仍需通过中介沟通交流来完成。政府、非政府组织、社会团队或咨询公司均可充当生态补偿中介。但基于我国基本国情与水资源生态补偿实践情况，政府能够提供交易协商平台、完善交易制度、提供交易技术咨询服务等，故在一对一交易中通常需要政府作为中介，在水资源生态补偿中充分发挥组织、协调和监督作用。

③**生态标记**。生态标记又称为生态标识、生态认证、环境标志等，是指在对生态友好型产品进行标记的基础上，将其生态服务附加值体现在产品销售价格中，消费者有意愿支付更高的费用购买生态友好生产的，经过第三方认证的产品，实现生态系统服务的市场认可，主要包括生态产品、绿色有机产品等。与水权交易相比，生态标记是对水生态优质服务的间接支付方式。由于生态标记主要取决于消费者的支付意愿，具有很强的主观性，因此建立起公平透明、值得消费者信赖的生态产品认证体系至关重要。虽然生态标记没有对补偿客体进行直接补偿，但是消费者以更高的价格购买就是对生态资源保护成本付出的重要体现，属于一种创新型的市场补偿方式。

4.5.3 补偿模式选择

从上述两种补偿模式的分析可知，水资源生态补偿中的政府补偿和市场补偿模式各有优势与不足，两者在解决生态环境问题的作用机制和侧重点存在差异。

同时,受生态补偿现状和各地区经济发展水平等客观实际的限制,同一补偿模式在不同发展阶段所发挥的补偿作用也有所不同。

政府补偿模式要求中央政府和地方政府的财政转移资金必须具有明确的用途、流向和目标,即在实施之前需要制定明确且详细的补偿规划。这在一定程度上表明政府补偿具有行政指令性,使得利益相关主体在生态补偿中失去谈判与协商的机会。最后是生态补偿的参与主体和资源来源相对单一,参与主体主要为政府,资源来源主要为税收、水资源收费和专项基金,其优势在于利益主体涉及较少,有利于统一规划和协调,同时生态补偿资金来源较为稳定,适用性广泛,在生态补偿的每个阶段均能发挥直接明显地作用;其不足之处为机会主义行为较强,且在生态补偿过程中容易出现资金短缺情况。市场补偿模式中相关利益主体是以平等、自愿原则直接参与到生态补偿实践中,通过水权交易、生态认证等方式实现水资源保护与水生态系统服务提升,能够有效缩减生态补偿运营成本,提高其运行效率。与政府补偿不同,市场补偿参与主体相对较多,包括政府、组织、基金机构、企业和居民等。此时,政府与市场同样属于参与者,需要共同遵循参与者制定的交易规则。参与主体的广泛性使得市场在水资源优化配置中的作用得以显现,有利于提高水资源利用效率、水环境治理效率等。不同于政府补偿,市场补偿资金来源呈现多元化特征。除了地方税收和资源收费等,还包括企业自筹资金和绿色金融项目等,通过多渠道的补偿资金能够为水资源生态补偿的长远发展提供持续的保障作用。但由于市场补偿模式需要在产权明晰的情形下进行,且在市场上交易的水生态产品应富有竞争力,在生态补偿初期适用性相对较低。

在构建跨区域水资源生态补偿机制过程中,应从生态补偿模式的适用性与跨行政区域的特殊性两方面进行综合考虑,并立足于跨区域水资源生态补偿的最终目的选择生态补偿模式。考虑到现阶段跨行政区域水资源生态补偿机制研究还处于探索阶段,以政府补偿为主的补偿模式发挥着更为明显的补偿作用,促使跨区域水资源生态补偿的顺利实施和有效推进。故必须引入政府补偿模式,依靠财政转移支付、政策手段等实施补偿。同时,在区域间横向生态补偿中,应由地方政府同时作为出资方和受偿方,根据双方协商的补偿标准实施名义补偿,再将补偿资金在利益相关主体中进行重新分配,即地方政府在横向生态补偿中发挥中介作用。但“造血式”的市场补偿模式有利于补偿政策长远发展,在补偿模式中应给

予考虑。故本文将补偿模式思路为：在区域总体层面和行政区域之间采用财政转移、生态补偿专项基金等政府补偿模式，在省域内可采用水权交易、一对一交易等市场补偿模式。总的来看，在跨区域水资源生态补偿机制中，应以政府补偿为主导，以市场补偿为补充，两者相互配合，相互补充，共同推动跨区域水资源生态补偿模式，真正起到“惩罚损害行为，激励保护行为”的作用。

4.6 本章小结

基于已有研究成果，本章从补偿目标、补偿原则、补偿主客体、补偿标准等方面对跨区域水资源生态补偿机制进行了详细阐述，在此基础上构建了跨区域水资源生态补偿总体框架。其主要思路为：以补偿目标为根本遵旨，以补偿原则为依据，确定跨区域水资源生态补偿的三个核心问题，即谁补偿谁（补偿主客体），补偿多少（补偿标准），如何补偿（补偿模式）。具体分析如下：

一是跨区域水资源补偿目标研究。本文是在已有水量和水质生态补偿研究的基础上，结合2017年水利部等发布的《重点流域水污染防治规划（2016-2020年）》和2021年国家发展改革委发布《“十四五”重点流域水环境综合治理规划》，综合考虑水资源、水环境、水生态“三水”统筹的整体保护、系统修复与综合治理，解决经济社会生产活动中产生的水资源过耗、水环境污染和水生态破坏问题，真正实现区域水资源可持续发展。

二是跨区域水资源生态补偿原则研究，主要包括“公平效率相统一”原则，“损害者付费、保护者受偿”原则，“经济效益和生态效益相协调”原则，“责任共担、效益共享、合作共治”原则。其中，“公平效率相统一”原则表明跨区域水资源生态补偿应以公平为基础，尽可能多地依靠市场手段调节水资源使用等；“损害者付费、保护者受偿”原则体现了跨区域水资源双向补偿行为，水资源环境的破坏者应该承担赔偿责任，水资源生态环境的保护者等应获相应的补偿；“经济效益和生态效益相协调”原则表明跨区域水资源生态补偿应在增强水生态效益的同时获得更大的经济效益，两者相互促进，形成良性循环；“责任共担、效益共享、合作共治”原则强调了在处理省际间水资源环境问题时，应细化生态补偿责任，加强区域协同共治，共同促进水资源保护、水环境治理与水生态修复。

三是跨区域水资源生态补偿主客体研究。跨区域水资源生态补偿主客体界定是构建跨区域水资源生态补偿机制过程中的重要问题,主要是因为涉及省份较多、补偿参与者也相对复杂。文章分别从利益相关者与水资源的关系和利益相关者扮演的社会角色两方面进行论述,对比分析了两者的优势与不足。在此基础上,本文提出以各级政府为代表进行跨区域水资源生态补偿理论或实践研究。其中,中央政府在跨区域水资源生态补偿中主要承担组织、推动、监督和仲裁任务;上级政府在对其所管辖的下级政府(如省级政府对省内跨市行政区域)水资源生态补偿中发挥协调、统筹作用。通常情况下,引起水资源过耗、水环境损害、水生态破坏等负面效应的政府应作为补偿主体,承担水资源补偿责任;产生水资源节约、水生态系统质量提升等积极影响的政府应作为补偿客体,获得水资源补偿资金。

四是跨区域水资源生态补偿标准研究。生态补偿标准是确定跨区域水资源生态补偿从理论过渡到实践应用中的关键关节。主要是根据公共物品理论、生态系统理论、可持续发展理论等确定水资源“双向补偿”原则,根据补偿目的和原则确定区域间横向补偿标准。由于水资源资产负债核算不仅能够分析经济生产活动引发的水资源过耗、水环境污染和水生态恶化问题,也为水资源有偿使用和水生态补偿标准制定提供量化指标和依据,故本文以水资源资产负债为基础进行生态补偿标准界定。其中,水资源负债总额为各区域水资源损害赔偿总量;以水资源负债为依据确定的水资源节约和水生态系统服务提升等为各区域水资源获得补偿总量,且由中央政府和地方政府共同承担,两者的分摊比例以地区经济补偿能力和社会支付意愿决定。区域间横向生态补偿通过多区域投入产出模型将经济贸易导致的水资源负债引入生态补偿中,体现了“责任共担、环境共治、生态共享”的生态补偿思路。

五是跨区域水资源生态补偿模式选择。生态补偿模式主要包含政府补偿模式和市场补偿模式两种,均存在优势与不足之处。政府补偿模式有财政转移支付、生态补偿专项基金、政策补偿和产业补偿等补偿形式,是现阶段开展生态补偿实践活动的最主要方式;市场补偿模式为水权交易、一对一交易、生态标记等补偿,能够通过资源最优配置实现水资源的健康可持续发展。在构建跨区域水资源生态补偿机制过程中,应从生态补偿模式的适用性与跨行政区域的特殊性两方面进行综合考虑,并立足于跨区域水资源生态补偿的最终目的选择生态补偿模式。具体

为：以政府补偿为主导，以市场补偿为补充，两者相互配合，相互促进，共同构成完整的跨区域水资源生态补偿模式，对水资源进行系统保护与综合治理，尽早实现水资源可持续发展。

5 黄河流域九省区水资源资产负债核算

水资源资产负债核算是跨区域水生态补偿标准制定的重要依据。本文首先对黄河流域区域概况进行介绍。并以第3章水资源资产负债表理论研究为基础,结合相关统计数据资料考察黄河流域九省区2011—2019年水资源资产和负债情况,分析水资源资产规模和负债大小。进而以规划期为准,编制“十二五”时期和“十三五”时期的水资源资产负债表,为跨区域水资源生态补偿提供数据基础。

5.1 区域概况

5.1.1 自然地理概况

黄河流域九省区横跨我国东中西三大经济带,覆盖青海、四川、甘肃等九省区,全长5464km,在社会经济发展和生态安全方面具有十分重要的作用。核算期内国内生产总值从107411亿元增加至252613亿元,年均增长率为8.93%,经济发展向好;年末常住人口从40575万人增加至42140万人,核算期内增加1.04倍。黄河流域九省区地跨长江、黄河和淮河等四大流域及西北诸河、西南诸河等。2019年黄河流域生态保护与高质量发展座谈会的召开将黄河流域生态保护和高质量发展确定为重大国家战略,使得黄河流域与黄河所经省区重要性更加凸显。



图 5.1 黄河流域九省区地理位置图

5.1.2 水资源、水环境与水生态概况

本文从水资源、水环境和水生态视角分析黄河流域九省区水资源状况, 全面掌握水资源禀赋特征、水资源经济效益等问题, 为水资源生态补偿提供信息基础。需要说明的是, 本文需要核算水量资产、水域资产、水资源过耗负债等, 涉及指标较多, 部分指标数据仅更新到 2019 年, 故本文实证研究区间选为 2011 至 2019 年; 而概况描述数据更新至 2020 年。

5.1.2.1 水资源

通过用水总量、水资源总量、水资源开发利用率、万元 GDP 用水量等指标分析黄河流域九省区水资源的整体情况(表 5.1), 各省水资源具体情况见附表 1。

表 5.1 黄河流域九省区水资源指标

水资源指标	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年
用水总量 (亿 m ³)	1231.5	1261.0	1272.0	1269.5	1221.1	1268.1
水资源总量 (亿 m ³)	5372.4	5046.9	5612.2	5341.2	4992.3	4403.8
水资源开发利用率 (%)	22.9	25.0	22.7	23.8	24.5	28.8
人均用水量 (m ³ /人)	303.5	309.4	311.0	309.7	296.5	306.7
人均水资源 (m ³ /人)	1324.1	1238.4	1372.0	1302.9	1212.3	1065.0
万元 GDP 用水量 (m ³ /万元)	114.65	99.23	90.09	81.99	73.24	71.83
水资源指标	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年	2020 年	均值
用水总量 (亿 m ³)	1275.2	1275.6	1271.1	1281.1	1258.7	1262.3
水资源总量 (亿 m ³)	4521.3	5040.4	5900.4	5411	6490.8	5284.8
水资源开发利用率 (%)	28.2	25.3	21.5	23.7	19.4	24.2
人均用水量 (m ³ /人)	306.4	305.1	303.2	304.8	298.7	305.0
人均水资源 (m ³ /人)	1086.3	1205.5	1407.2	1287.4	1540.3	1276.5
万元 GDP 用水量 (m ³ /万元)	67.51	60.86	55.29	52.08	49.83	74.24

研究期内黄河流域九省区农业、工业、生活等方面用水总量呈“M”型变动特征。分省区考察发现, 四川和河南用水总量所占比重较大, 其用水总量的变动趋势与黄河流域整体保持一致。水资源总量整体高于用水总量, 两者差额变动区间为 3135.7~5232.1 亿 m³。值得注意的是, 核算期内宁夏用水总量高于水资源总量, 且部分年份河南和山东的用水总量也高于水资源总量, 水资源严重短缺, 成为社会经济发展的重大挑战。整体来看, 水资源开发利用率变动区间为 19.4%~28.8%, 但各省区的水资源开发利用率相差百倍以上。核算期内甘肃、宁夏、内蒙、山西、河南和山东的水资源开发利用并未得到较好控制与管理, 其水资源开发利用率远超国际公认的生态预警线, 宁夏地区高达 500%以上。人均

用水量能够用于描述水资源可利用程度。数据显示,黄河流域九省区人均用水量呈现波动变化特征;研究期内人均水资源量的变动区间为 1065.0~1540.3 m³/人,年均水资源量为 1276.5 m³/人。根据瑞典水文学家 Malin Falk-enmark 定义的国际水资源紧缺衡量标准^①,黄河流域九省区处于中度缺水 and 高度缺水状态。万元 GDP 用水量是考察节水型社会建设的核心指标,能够反映各项节水政策实施效果。从表 5.1 可以看出,研究期内万元 GDP 用水量呈现稳步下降态势,表明我国节水政策法规、标准体系趋势完善,节水效果得到初步显现。但整体来看,我国仍然面临水资源供需矛盾突出,水资源利用效率有待提高等客观现实,依旧是现阶段制约黄河流域生态保护和经济高质量发展的重要因素。

5.1.2.2 水环境

从黄河流域各省区环境质量公报中选取水质类别衡量区域水污染程度,而水质类别是根据《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)进行评价。考察不同省区水环境质量发现,青海水质状况整体较好,2017 年及以后地表水总体认定为优良状态,且在 2018 年及以后未出现劣 V 类水质。四川水环境质量有待提高,2016 年及以前时期 V 类和劣 V 类水质所占比重较大,两者之和为 20%左右,且在 2017 年之前水质状况总体认定为轻度污染。甘肃水环境质量整体较好,“十三五”时期 I~III 类水质高达 95%以上。宁夏、内蒙和陕西的水环境质量较弱,研究期内水质总体认定为轻度污染和中度污染,主要污染指标有化学需氧量、高锰酸盐指数、氨氮等;山西、河南和山东的水环境污染较为严重,考察期内较多年份的水质总体认定为中度污染,但随着各省《水污染防治行动计划》的贯彻落实等,核算期内水环境质量逐渐改善,优质水量逐渐增多,重度污染水量不断减少。

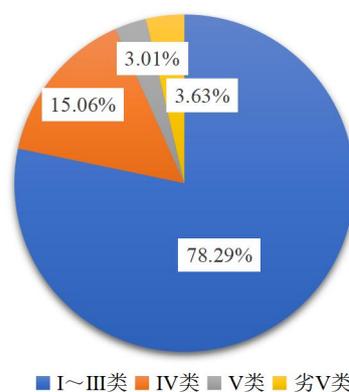


图 5.2 黄河流域九省区各类水质类别比例图

^① 人均水资源低于 5000 立方米为低度缺水,低于 3000 立方米为较低程度缺水,低于 1700 立方米为中度缺水,低于 1000 立方米为较高程度缺水,低于 500 立方米为高度缺水。

本部分仅列示 2020 年黄河流域九省区各类水质类别, 由于四川、陕西、河南、山东水环境质量公报中河流断面水质状况分为 I~III 类、IV 类、V 类和劣 V 类四种, 故本文将其他省区 I 类、II 类和 III 类水质数据加总, 合并得到黄河流域整体水环境质量水平。可以看出, 水质整体水平较高, 符合 I~III 类水质断面所占比重为 78.29%, 符合 IV 类的水质断面为 15.06%, 符合 V 类的水质断面为 3.01%, 符合劣 V 类的水质断面为 3.63%, 可见水污染防治、水生态保护和水污染生态补偿等措施成效显著, 但仍存在劣 V 类断面, 水污染防治不容忽视, 需进一步降低如何污染负荷, 持续改善水环境质量。同时注重生态保护和环境治理的系统性、整体性和协同性, 推进黄河流域上中下游地区形成生态环境联防、联控、联治机制。

5.1.2.3 水生态

水生态是生态系统中最为关键、最为核心的组成部分。近年来随着科技进步和经济社会发展水平提高, 水资源开发、水环境污染、过度捕捞、航道整治等活动大幅增加, 黄河流域各省区出现了不同程度的河道断流、湖泊干涸、湿地退化、地下水位下降等一系列水生态问题。由于缺乏系统性、整体性地保护、治理与修复, 水生态系统退化趋势仍在加剧。考虑到自然地理条件和气候特征差异使得各区域具有不同的生态功能, 本文按照黄河源区、上游、中下游等方面描述黄河流域水生态现状。①黄河源区水生态现状。在人类活动和气候变化影响下, 黄河源区积雪和冰川消融态势加剧, 使得径流量减少, 对生态环境的平衡与稳定产生不利影响。同时径流量减少导致扎陵湖等面积萎缩甚至干涸, 水位下降两米以上, 水源涵养功能降低。②上游水生态现状。黄河流域上游河段地形复杂, 主要包含甘宁蒙段。黄河上游工业经济的快速发展使得水资源消耗及废污水排放大幅增加, 不仅导致水资源严重短缺, 超出水体自净能力的水污染也造成了水生态系统破坏。其次, 水利工程引发原有河道水文条件改变, 珍稀土著鱼类持续下降。③中下游水生态现状。河口镇—龙门段为水土流失严重的黄土高原区, 较多泥沙从此处进入黄河干流, 造成河槽淤积严重, 水库防洪能力下降, 同时降低水体自净能力, 引发水生态系统破坏; 黄河下游桃花谷内河道河床萎缩, 具有“善淤、善决、善徙”特征。④黄河口水生态现状。黄河口区具有来沙量大、河道淤积严重、改造频繁等特征, 属于多沙堆积性河口。近年来河口湿地面积呈现萎缩态势, 河道防

洪减淤问题未得到根本性解决。同时，因为干流具有诸多水库工程，河口海水表层盐度浓度较高，大幅削弱渔业生产力。

5.1.3 水资源生态补偿实施概况

水资源生态补偿是促进黄河流域水资源与经济社会协调发展的重要举措，也是从根本上改善水资源、水环境与水生态的内在需求。在中央政府与地方政府的共同推动与引导下，黄河流域九省区均开展了水生态补偿实践，且补偿对象主要为流域补偿，补偿标准大多以水质为主，部分省区同时基于水量和水质进行核算（表 5.2）。本文从跨省补偿与省内补偿两方面分别描述水资源生态补偿情况。

表 5.2 黄河流域九省区水生态补偿现状

补偿范围	补偿区域	水资源补偿政策相关文件	发布时间	发布机构	补偿基准
跨省补偿	宁夏内蒙	《关于内蒙古宁夏黄河干流水权转换试点工作的指导意见》	2004 年	水利部	水量
	陕西甘肃	《渭河流域环境保护城市联盟框架协议》	2011 年	陕西省人民政府 甘肃省人民政府	水质
	沿黄九省	《支持引导黄河全流域建立横向生态补偿机制试点实施方案》	2020 年	财政部 生态环境部 水利部 国家林草局	综合因素 (含水量)
	山东河南	《黄河流域(豫鲁段)横向生态保护补偿协议》	2021 年	山东省人民政府 河南省人民政府	水质
省内补偿	青海	《关于探索建立三江源生态补偿机制的若干意见》	2014 年	青海省人民政府	综合因素 (含水量)
	四川	《四川省“三江”流域水环境生态补偿办法(试行)》	2016 年	四川省环保厅、财政厅	水质
		《四川省流域横向生态保护补偿奖励政策实施方案》	2019 年	四川省人民政府	水量+水质
	甘肃	《甘肃省渭河流域水环境生态补偿实施方案(试行)》	2017 年	甘肃省财政厅、环保厅、水利厅	水质
		《石羊河流域上下游 2020—2022 年横向生态补偿试点实施方案》	2020 年	甘肃省生态环境厅	水质
	宁夏	《关于建立流域上下游横向生态保护补偿机制的实施方案》	2017 年	财政厅、环保厅、水利厅、林业厅等	水质
	内蒙	《内蒙古自治区重点流域断面水质污染补偿办法(试行)》	2019 年	内蒙古自治区生态环境厅、财政厅	水质
	陕西	《陕西省渭河流域水污染补偿实施方案(试行)》	2009 年	陕西省人民政府	水质
山西	《山西省人民政府办公厅关于实行地表水跨界断面水质考核生态补偿机制的通知》	2009 年	山西省人民政府	水质	

		《关于优化地表水跨界断面水质考核生态补偿机制的通知》	2016年	山西省环保厅、财政厅	水质
河南		《河南省水环境生态补偿暂行办法》	2010年	河南省人民政府	水量+水质
		《河南省水环境质量生态补偿暂行办法》	2017年	河南省人民政府	水质
山东		《小清河流域上下游协议生态补偿暂行办法》	2010年	山东省环保厅、财政厅	水量+水质
		《墨水河流域生态补偿暂行办法》	2011年	青岛市环保部门、财政部门	水质
		《山东地表水环境质量生态补偿暂行办法》	2019年	山东省生态环境厅、财政厅	水质

资料来源：根据官方网站资料整理所得。

从跨省水生态补偿来看，2003年宁夏与内蒙部分地区开展水权转换试点工作，依据黄河水权转换管理办法探索横向行业间水资源生态补偿。2011年陕西和甘肃为有效实施渭河流域共治，自发商议签订《渭河流域环境保护城市联盟框架协议》并开展跨省流域上下游生态补偿试点，补偿效果较为明显。财政部、生态环境部等制定《支持引导黄河全流域建立横向生态补偿机制试点实施方案》，主要是以持续改善流域生态环境质量和推进水资源节约集约利用为核心，实施范围为黄河流域九省区，目前仅停留在理论探索阶段。山东与河南横向生态保护补偿（“鲁豫对赌协议”），通过对涉及黄河干流断面的水质状况进行考核，是典型的保护补偿与损害赔偿相结合的补偿方式。

从黄河流域各省区补偿来看，甘肃、宁夏、内蒙、陕西等水资源生态补偿主要考察出境监测断面水质情况；青海、四川、河南等地基于水量和水质综合研究水资源生态补偿。2014年探索建立三江源生态补偿机制的若干意见中涉及生态补偿层次较多，包含水资源保护、水环境治理与草畜补偿等，旨在提升水源涵养能力。四川针对岷江、沱江和嘉陵江建立了水环境双向补偿办法，以超标者赔偿、改善者补偿为原则，设置82个监测断面进行水质检测，开展辖区内水环境保护工作。且在2019年四川省出台省内流域生态保护补偿政策，主要以“单向奖补”为原则对流域生态保护者奖励补偿资金。甘肃先后启动实施渭河、黑河和石羊河流域生态补偿试点工作，重点治理水环境污染与生活污水收集处理等，对改善水环境质量发挥了积极作用。其中，石羊河流域是以市级和县级为责任主体，依据“成本共担、效益共享、合作共治”原则签订生态补偿协议。宁夏市级政府按照

“谁获益谁补偿、谁污染谁赔偿”原则建立流域上下游横向生态保护补偿机制，区内五市自主协商确定补偿标准、补偿方式和联防联控机制。内蒙通过重点流域断面水质污染补偿调节水环境破坏者与保护者之间的经济利益关系。在跨区域水资源生态补偿和甘肃省内渭河流域补偿之外，陕西积极推动水资源保护，近年来不断加大水污染防治工作力度，水生态环境修复成效显著。山西省人民政府积极开展地表水跨界断面生态补偿试点，在此基础上不断完善和优化，进一步落实水污染防治目标。河南省为全面提升水环境质量，于2010年发布了《河南省水环境生态补偿暂行办法》，全省各地市均实施了水环境生态补偿。为持续打好水污染防治攻坚战，确保完成水质目标任务，该地区于2017年出台了水环境质量生态补偿暂行办法。山东省实施了跨地区和跨流域水环境生态补偿。一是为保护小清河和墨水河流域生态环境，建立了流域生态补偿机制约束机制。二是为促进全省地表水环境质量持续改善，对地表水环境质量考核断面和饮用水水源地水质达标情况进行考核，确保完成国家制定的水污染防治目标。

总体来看，黄河流域九省区水生态补偿多以局部分散区域，实施范围有限。大多为省内流域水量或水质生态补偿，涉及两省及以上的水资源生态补偿较小。且主要是以断面水质达标为补偿基准，未完整体现水源涵养、气候调节、净化环境、水文调节等水资源生态功能。同时在水生态补偿中较少体现各省区对超标用水、超水体纳污能力等的处罚责任（杨玉霞等，2020）。因此，有必要依据《重点流域水生态环境保护“十四五”规划》提出的水环境、水资源、水生态“三水”统筹目标建立跨区域水生态补偿机制，借助水资源负债核算结果开展保护补偿和损害赔偿，全面推动黄河流域九省区水生态环境的整体保护、系统修复与综合治理，实现水资源与经济社会协调可持续发展。

5.2 水资源资产核算

水资源资产核算包括水量资产和水域资产两部分。其中，水量资产描述的是水资源经济价值。采用水资源价值模糊数学模型进行核算；水域资产衡量的是水资源生态价值，运用当量因子法进行核算。在本节研究中，分别从实物量和价值量核算两个视角进行考察与分析。

5.2.1 水量资产价值量核算

5.2.1.1 水量资产实物量核算

本文研究的水资源量是指由降水形成的地表水和地下水，该部分先从水资源总量视角编制 2010—2019 年的水量资产实物量表。在此基础上，依据“期初存量+存量增加-存量减少=期末存量”恒等式编制水资源存量及其变动表，详细考察核算期内水资源变动情况。

(1) 水量资产实物量表

根据 2010—2019 年各省区水资源公报数据对历年黄河流域九省区的水资源存量进行统计，编制水量资产实物量表。水量资产即水资源总量，是黄河流域九省区降水形成的地表和地下水总和。

表 5.3 黄河流域九省区水量资产实物量表 亿 m³

年份	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年
地表水	4945.87	4634.40	5209.69	4944.48	4606.57	4024.28	4088.43	4667.46	5453.16	5027.85
地下水	1964.81	1943.96	1998.64	1871.48	1856.21	1752.12	1854.70	1948.38	2138.73	1922.18
地表水与地下水重复量	1539.11	1501.54	1562.55	1438.63	1437.81	1338.68	1380.64	1533.47	1668.70	1539.11
水量资产合计	5371.56	5076.81	5645.78	5377.33	5024.97	4437.73	4562.48	5082.37	5923.20	5410.92

数据显示：水量资产在核算期内整体呈现波动变化特征，最小值出现在 2015 年，最大值出现在 2018 年。地表水资源量是指河流、湖泊、冰川等地表水体的动态水量；而地下水为降水、地表水体补给浅层地下水含水层的动态水量，以补给量和排泄量作为衡量标准，可见两者具有重复计算部分。水资源总量为地表水与地下水之和，在此基础上扣除地表水与地下水的重复量。可以看出，地表水水资源更为丰富，是水资源的主要构成部分，而地下水虽然相对较少，但仍有举足轻重的作用。为了更清晰反映核算期内水资源总量的动态变化趋势，以及地表水与地下水的比例关系，本文绘制了图 5.3。

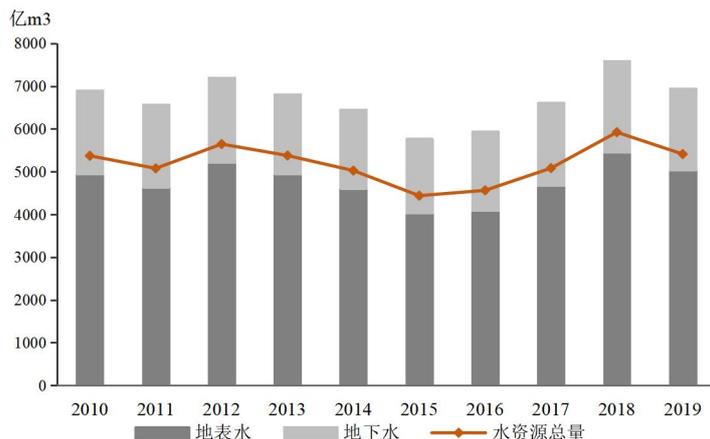


图 5.3 核算期内水资源构成分析图

(2) 水资源存量及变动表

对于水资源的详细动态变化情况，本文编制了 2011—2019 年的水资源存量及其变动表，表内包含期初存量、期末存量、存量增加和存量减少项目，反映了研究期间黄河流域九省区水资源的取用、流入及流出等信息（表 5.4）。首先，2011 年水资源期初存量为 2010 年年末数据，以此类推，得到各年份的水资源期初存量均为上一年年末数据。其次，根据水资源公报及相关补充数据，统计 2011—2019 年各省区的降水、流入与调入、社会经济用水回归等，核算研究区域历年的水资源存量增加量。值得注意的是，并非所有的降水都形成水资源，本文采用核算期内产水系数的平均值与对应省区降水量相乘得到水资源量。另外，假定扣除耗水量后的剩余用水量全部回归到经济体内。再次，依据水资源公报相关数据，计量 2011—2019 年历年各省区农业、工业、生活和生态环境取水，核算研究区域历年的水资源存量减少量。最后，在得出期初存量、期末存量、存量增加、存量减少数据的基础上，汇总编制水资源资产实物核算表。需要注意的是，其他项包含了为满足“期初存量+存量增加-存量减少=期末存量”平衡关系的差额。

表 5.4 黄河流域九省区水资源存量及变动表 亿 m³

科目	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年
年初存量	5371.56	5076.81	5645.78	5377.33	5024.97	4437.73	4562.48	5082.37	5923.20
存量增加	9713.45	10920.78	10671.35	9661.48	9092.89	9188.77	9623.66	11495.46	10751.47
降水	5109.38	5489.00	5422.40	5079.18	4775.05	4997.48	5163.22	5815.50	5241.41
流入与调入	2949.12	3644.85	3056.00	2981.67	2653.86	2506.04	2861.80	3998.18	3934.28
回归	1647.16	1753.55	2188.15	1599.43	1663.96	1656.37	1544.94	1640.22	1575.78
其他	7.79	33.38	4.80	1.21	0.01	28.88	53.70	41.56	0.00

存量减少	10009.21	10351.82	10939.80	10013.85	9680.13	9064.01	9103.78	10654.63	11263.75
取水	1267.04	1274.41	1390.82	1223.23	1267.97	1275.12	1275.40	1295.88	1280.98
农业	843.11	871.83	890.60	821.45	841.98	837.06	827.17	834.99	817.77
工业	233.26	206.50	290.58	193.98	202.98	198.89	192.09	187.92	173.77
生活	151.96	152.99	163.87	167.49	174.45	176.34	180.75	190.49	193.05
生态环境	38.72	43.09	45.79	40.32	48.55	62.84	75.39	82.48	96.39
流出与调出	6120.90	7652.69	6473.44	6303.90	5446.39	5457.15	6218.97	8094.29	7630.89
其他	2621.27	1424.71	3075.54	2486.72	2965.77	2331.74	1609.40	1264.46	2351.88
年末存量	5076.81	5645.78	5377.33	5024.97	4437.73	4562.48	5082.37	5923.20	5410.92

数据显示, 2011 年黄河流域九省区的期初水资源存量为 5372.57 亿 m^3 , 期末水资源存量为 5076.81 亿 m^3 , 表明 2011 年水资源量有所减少。具体来看, 由降水、流入与调入、社会经济回归等带来的水资源增量为 9713.45 亿 m^3 , 由农业、工业、生活和生态环境取水等使得水资源量减少 10009.21 亿 m^3 。从时间趋势上看, 核算期内水资源存量呈现先上升后下降进而再上升的动态变化过程, 且在 2015 年年末、2016 年年初时水资源量最小。从存量增加分析得出, 由降水形成的水资源占水资源存量增加的 50% 左右, 流入与调入的水资源占 30%, 社会经济回归用水占 20% 左右, 但是在核算期内, 降水与社会经济回归用水所占比重减少, 而流入与调入的水资源所占比重逐渐增加, 表明在经济发展过程中, 地区之间的水资源贸易不断增加, 未来应注重通过对外经济贸易解决水资源不足问题。从存量减少分析得出, 流出与调出的水资源较多, 是水资源存量减少的主要原因; 其他类型是为满足水资源平衡关系而产生的, 对存量减少影响较大, 可见在后续研究中应开展水资源相关信息普查工作, 更加详细准确地编制水资源资产核算表; 而取水里的农业用水最多, 其次为工业用水, 生态环境用最少, 但是核算期内农业用水和工业用水呈波动下降态势, 而生活用水和生态环境用水逐年增加。

5.2.1.2 水量资产价值量核算

本文运用水资源价值模糊数学模型估算核算期内各省区的水资源资产价格, 对水量资产价值进行量化。首先, 将水资源价值模糊数学模型中的基本问题阐述清楚, 在此基础上, 运用此模型对水资源资产价格进行核算与分析。

(1) 水资源价值模糊数学模型与分析

现阶段学者们采用模糊数学模型对水资源价值核算的文献较多, 近些年来也得到显著发展, 但不同学者通过选择不同指标, 构建不同类型评价标准得到的价值核算结果差异较大。因此, 本文首先依据科学性、可行性及适用性原则对指标

选取、权重和评价标准确定、最大水费承受指数选择等问题进行阐述，为全面准确地核算水资源价值提供依据。

①指标选择

选择水资源评价指标是建立评价对象指标集的基础，对衡量水资源价值具有重要作用。一般来说，自然因素（涵盖环境因素）、经济因素和社会因素均会影响水资源价值，有河流和湖库水质、化学需氧量、氨氮、水资源总量、径流系数、缺水系数、灌溉水利用系数、国内生产总值、恩格尔系数等多个指标。而同时考虑水量和水质综合指标的水资源价值更为合理（Liu 等，2022）。姜文来于 1998 年选取水质、水量、国民收入和人口密度等 4 个指标评价水资源价值，其优势是在体现水资源稀缺性的同时也反映其效用价值，同时也包含了经济、社会等领域，完整地阐述了水资源价值内涵，也有学者在此基础上选取更多指标，但是，由于复杂系统存在“不相容原理”，当评价系统越复杂时，评价结果的准确将会下降（冯欣等，2021）。正确的做法是针对研究区域实际情况，抓住主要矛盾，选择对水资源价值影响较大的主要因素，使得较少指标不仅具有较好的代表性，又能减少指标个数。考虑到黄河流域九省区水质和水量对于经济社会发展同等重要，且省区间经济差异和社会特征对水资源价值也有较大影响，故本文借鉴姜文来学者（1998）的研究成果，从水质、水量、经济和社会四个方面入手选取现阶段针对性强、代表性好的四个指标，分别为水质类型、人均水资源量、人均国内生产总值、人口密度。

②评价标准确立

确立水资源价值评价标准是构建单因素评价矩阵的关键，本文对所选取指标的评价标准进行说明。其中，水质评价标准以现阶段应用最普遍的《地表水环境质量标准》（GB3838-2002）为依据，根据水资源污染程度将水质标准划分为 5 种类型，I类和II类为优质水；III类为良好；IV类为轻度污染；V类为中度污染；劣V类为重度污染，分别用 0、1、2、3、4 表示，对应高、较高、中等、较低、低五个评价等级。人均水资源量最受青睐的评价标准是 Malin Falk-enmark 提出的国际评价标准“水紧缺指标”，其次是按照全国省份层面、区域层面等的统计数据划分。本文根据研究需求和数据特点，采用全国各省区现状数据设置评价标准，将全国各省区人均水资源的最大和最小值分别对应低、高评价等级，并

按照等差额进行划分得到较高、中等、较低三个评价等级。人均国内生产总值和人口密度评价标准本文选取应用最广泛且得到普遍认可的方法,即采用全国各省区统计数据界定评价标准,具体等级划分方法与人均水资源量的评价标准一致。

③隶属度函数选择

单要素评价矩阵中具体要素的等级评价价值应确定对应因素的隶属函数。隶属函数的确定有多种形式,本文选取较为常用的降半梯形分布,建立一元线性隶属函数对各指标不同评价等级的隶属度进行计算,其函数形式为:

$$\begin{aligned} \text{当 } j=1 \text{ 时, } \mu_{i1} &= \begin{cases} 1, & x \leq x_{i1} \\ \frac{x-x_{i1}}{x_{i1}-x_{i2}}, & x_{i1} < x < x_{i2} \\ 0, & x \geq x_{i2} \end{cases} \\ \text{当 } j=2、3、4 \text{ 时, } \mu_{ij} &= \begin{cases} 0, & x \leq x_{i,j-1} \\ \frac{x-x_{i,j-1}}{x_{ij}-x_{i,j-1}}, & x_{i,j-1} < x \leq x_{ij} \\ \frac{x-x_{i,j+1}}{x_{i,j+1}-x_{i,j}}, & x_{ij} < x < x_{i,j+1} \\ 0, & x \geq x_{i,j+1} \end{cases} \\ \text{当 } j=5 \text{ 时, } \mu_{i5} &= \begin{cases} 1, & x \geq x_{i5} \\ \frac{x-x_{i,4}}{x_{i,5}-x_{i,4}}, & x_{i,4} < x < x_{i,5} \\ 0, & x \leq x_{i,4} \end{cases} \end{aligned} \quad (5-1)$$

其中, x 为评价指标的实际值, $x_{i,j-1}$ 、 x_{ij} 、 $x_{i,j+1}$ 为评价指标相邻两等级的设定标准值, μ_{ij} 为评价指标 i 的隶属度。

④指标权重确定

由隶属度函数计算所得的模糊评价矩阵,需经加权后才可完成水资源模糊综合评价。指标权重的确认方法较多,如层次分析法、专家赋值(Delphi法)、指数超标法、熵权法等。其中,专家赋值法是现阶段水资源价值模糊数学模型中使用最多的确权方法,使用率高达60%(冯欣等,2021)。且姜文来以层次分析法原理为基础,采用专家咨询和以往经验判断方式确定的指标权重得到学者们的广泛认可与应用。其主要观点是水资源是影响水资源价值最重要的因素;水质是水资源价值高低的关键,而人口密度与国内生产总值均属于社会经济因素,权重相同。同时,张云龙(2007)和张旭宗(2015)等通过实证分析也验证了该权重的

合理性。故本文在黄河流域九省区水资源模糊综合评价中也将水量、水质、人口与经济的权重设为 0.4、0.3、0.15、0.15。

⑤最大水费承受指数选择

水费承受指数为水费支出与实际收入的比值,通过水费承受指数可计算价格上限,即达到最大水费承受指数时的水资源价格,并在此基础上划分确定价格向量,将水资源价值模糊综合评价结果转换为可量化的数值。联合国亚洲及太平洋经济社会委员会(Economic and Social Commission for Asia and the Pacific,简称“亚太经社会”(ESCAP))建议最大水费承受指数为 0.03,得到了学者们的广泛认可。同时,也有部分研究选择了 0.04、0.025、0.02 等数值,但总体来说,学术界更赞同“亚太经社会”提出的最大水费承受指数。不仅能够反映水资源的真正价值,也是促进水资源管理的重要手段。因此,本文取最大水费承受指数为 0.03。

⑥水资源资产价格结果及分析

本文运用水资源价值模糊数学模型对黄河流域九省区 2010—2019 年的水资源资产价格进行核算(表 5.5),数据主要来源于各省《水资源公报》、《中国统计年鉴》、中国水网、各地取水许可和水资源费征收管理办法等。

表 5.5 黄河流域九省区水资源资产价格结果 元/m³

年份	青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东
2010 年	0.90	2.87	2.27	4.49	1.70	2.75	3.68	2.29	2.65
2011 年	0.91	2.77	2.36	5.64	3.14	3.62	4.41	4.23	4.85
2012 年	2.42	2.82	3.83	8.62	6.27	5.14	5.88	5.94	7.02
2013 年	2.66	3.24	5.47	9.85	5.28	5.93	6.52	6.41	7.93
2014 年	2.76	3.79	6.11	10.33	7.76	6.58	7.28	7.22	9.32
2015 年	3.10	3.31	7.07	9.96	7.65	6.73	7.84	7.51	10.52
2016 年	3.05	3.59	7.63	8.87	9.15	7.10	8.20	7.72	11.26
2017 年	4.03	4.58	7.74	9.99	9.72	8.84	8.69	7.12	12.40
2018 年	4.30	4.70	8.03	9.66	10.37	9.63	8.95	7.83	13.06
2019 年	4.44	5.37	8.55	9.19	10.69	10.26	10.25	8.50	13.68

从时间趋势上看,各省区水资源资产价格整体呈现上升态势,其中宁夏、内蒙、河南分别在 2015 年、2016 年出现小幅下降;而其他省区均表现出持续上升特征。从价格上升幅度来看,山东最大,核算期内水资源资产价格增加 11.03 元/m³,其次是内蒙,核算期内水资源资产价格增加 8.99 元/m³,紧随其后的陕西、甘肃水资源价格增幅均高于 6 元/m³,其他地区的水资源价格上升幅度均低于 6

元/ m^3 ，青海、四川和宁夏等地区水资源价格上升幅度较小。平均来看，山东地区的水资源资产价格最高，为 9.27 元/ m^3 ，明显高于其他地区，这主要源于山东的人均用水量小和居民可支配收入水平高。其次是宁夏，核算期内水资源资产的平均价格为 8.66 元/ m^3 ，可以看出，虽然宁夏的水资源资产价格整体较高，但是在 2010—2019 年的变动幅度较小。青海和四川的水资源资产价格不仅变动幅度小，且水资源价格整体水平较低。其中，青海水资源资产平均价格为 2.86 元/ m^3 ，主要是该地区水资源较为充沛但人均可支配收入较低。

(2) 水量资产价值量核算

根据水量资产实物量和水资源资产价格计算结果对水量资产价值量进行核算，本文列示了 2010—2019 年黄河流域九省区的水量资产价值，如表 5.6 所示。

表 5.6 黄河流域九省区水量资产价值量核算结果 亿元

年份	青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东	合计
2010 年	667.25	7385.81	487.89	41.78	659.68	1397.50	336.26	1225.80	819.51	13021.49
2011 年	667.62	6195.64	642.86	49.66	1313.79	2188.74	547.89	1388.26	1684.52	14678.98
2012 年	2166.73	8164.72	1150.59	93.11	3197.50	2006.88	624.90	1577.50	1925.34	20907.27
2013 年	1717.85	8003.21	1659.63	112.23	5065.28	2098.28	825.92	1366.31	2313.10	23161.81
2014 年	2190.65	9690.29	1410.29	104.36	4172.07	2313.34	807.98	2047.39	1383.04	24119.41
2015 年	1823.72	7338.22	1405.28	91.60	4106.01	2244.25	737.12	2156.16	1771.92	21674.28
2016 年	1867.20	8400.07	1599.82	85.15	3902.88	1927.34	1098.98	2603.27	2480.38	23965.09
2017 年	3162.94	11294.12	2174.52	107.91	3012.86	3970.36	1131.60	3011.88	2797.62	30663.81
2018 年	4136.44	13872.61	2848.15	142.04	4783.99	3576.21	1090.52	2661.86	4481.74	37593.56
2019 年	4076.96	14772.21	2785.95	115.76	4788.29	5080.70	997.48	1433.39	2670.93	36721.67

从黄河流域九省区来看，核算期内水量资产价值量呈波动上升特征，2010 年水量资产价值量为 13021.49 亿元，随后稳步增加至 2014 年 24119.41 亿元，2015 年有所下降，水量资产价值量为 21674.28 亿元，2016 年之后水量资产价值量大幅增加，2019 年达到 36721.67 亿元。平均来看，四川水量资产最大，核算期内为 9511.69 亿元，所占比重为 33.86%~42.21%，主要是因为四川地区的水资源丰富，境内共有大小河流近 1400 条，号称“千河之省”，使得水资源存量位居全国前列。内蒙水量资产仅次于四川，但在核算期内波动幅度较大，2010 年水量资产最小，为 659.68 亿元；2013 年水量资产最大，为 5065.28 亿元，两者相差 4405.60 亿元，主要源于内蒙不同年份的水资源存量差异明显。青海、陕西、河南、山东的水量资产处于中间水平，均在 2000 亿元以上。由于宁夏地处我国内陆中部偏

北,距海遥远,水资源严重短缺,即使在水资源资产价格较高的情况下水量资产依旧最小,不到黄河流域九省区水量资产总量的1%。

5.2.2 水域资产价值量核算

水域是实现各类水体生态系统功能的基本单元,也是保证水体安全的衡量标准。本文依据杨艳昭、陈玥等(2018)对湖州市水域资产的核算思路,选取河流水面、湖泊水面、水库水面、坑塘水面等考察黄河流域九省区水域资产的实物量与价值量,表征其水资源生态价值情况。

5.2.2.1 水域资产实物量核算

采用2010—2019年土地利用变更调查数据,计算黄河流域九省区河流、湖泊、水库和坑塘等水域资产面积大小,并通过比较不同年份之间的水域面积,分析核算期内水域资产变化情况。

表 5.7 核算期内黄河流域九省区水域资产实物核算 万 hm^2

年份	河流水面	湖泊水面	水库水面	坑塘水面	合计
2010年	195.99	194.83	59.99	79.03	529.85
2011年	195.81	194.84	60.27	78.72	529.66
2012年	195.66	194.89	60.46	78.36	529.39
2013年	195.51	194.86	60.36	78.05	528.77
2014年	195.33	194.74	60.89	77.69	528.65
2015年	195.52	194.70	61.18	77.38	528.77
2016年	195.26	194.66	61.71	77.01	528.65
2017年	194.83	194.42	62.16	76.60	528.00
2018年	194.36	194.15	62.47	76.19	527.19
2019年	194.07	193.92	62.91	75.72	526.62

研究期间黄河流域九省区水域资产面积呈现波动下降态势,但变动幅度不大,其原因是其他土地利用类型挤占了水域用地。数据显示,水域资产面积从2010年的529.85万 hm^2 波动下降至2019年的526.62万 hm^2 ,相差3.23万 hm^2 ,主要是受河流水面、湖泊水面和坑塘水面面积减少的影响。分类型看,河流和湖泊是构成水域资产的重要部分,两者均接近200万 hm^2 ,占水域资产总面积的70%以上;坑塘水面面积较小,且逐年递减,相比其他类型下降幅度最大;水库水面占比最小,但在核算期内面积逐渐增大,增幅为2.92万 hm^2 。

5.2.2.2 水域资产价值量核算

水域资产价值量核算是水域资产实物量转换,本文采用当量因子法测算各省

区水生态系统服务价值，进而采用资产转换方法进行水域资产价值核算。当量因子法主要是以不同水生态系统类型价值当量为基础，结合各类型水域分布面积来评估研究区域各类水生态系统提供的多种生态系统服务价值。可用公式表示为：

$$ESV = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m A_i \times VC_{ij} \quad (5-2)$$

其中， ESV 表示水生态系统服务价值， A_i 表示第 i 类水域资产的面积， VC_{ij} 表示第 i 类水域类型的第 j 类水体生态系统服务功能价值量。

本文采用谢高地等 2015 年的中国生态系统单位面积生态服务价值当量表，包括水域在内的各类生态系统均提供供给服务、调节服务、支持服务和文化服务。但由于本文在 3.3.1.2 节说明支持服务属于最终生态系统服务的中间投入，不再单独计入；而供给服务包含食物生产、原料生产、水资源供给三项生态服务功能，以市场价值形式体现在生态产品中，在水资源资产价值核算中表现为水资源的经济价值。因此，在水域资产核算中，本文只考虑各类水生态系统的调节服务和文化服务。由于本文考察的是河流、湖泊、水库和坑塘等四类水生态功能，故采用水系生态系统服务价值当量作为水域生态系统服务价值当量依据。

由于水生态系统服务具有空间异质性，根据徐丽芬等（2012）学者“以农田为基准”的地区修正方法，采用各研究区域单位面积粮食产量与全国单位面积粮食产量的比值对当量因子进行空间修正，反映出区域与全国生态系统服务价值的差异。一个标准当量因子的生态系统服务价值量按照农田提供粮食生产服务经济价值的 1/7 计算，同时考虑到价格因素影响，借鉴王庭辉等（2021）学者的做法，引入粮食类居民消费价格指数（CPI）对粮食单产市场价格进行修正。最后，采用修正后的当量因子与其对应的生态系统服务价值对水生态系统功能价值进行核算，具体用公式表示如下：

$$VC_{ij} = D \times E_{ij} \quad (5-3)$$

$$E_{ij} = \frac{Q}{Q_*} \times E_{0ij} \quad (5-4)$$

$$D = \frac{1}{7} \times P_* \times Q \times \lambda \quad (5-5)$$

$$\lambda = \frac{a_n}{a_0} \quad (5-6)$$

其中， D 表示修正后的 1 个标准当量因子生态系统服务价值量， E_{ij} 表示第 i

类水域类型的第 j 类水体生态系统服务功能的修正当量因子, Q 为研究区域单位面积粮食产量, Q_0 为全国单位面积粮食产量, E_{0ij} 为谢高地等确定的全国尺度当量因子, λ 为价格调整系数, a_n 为现期 CPI, a_0 为定基 CPI。

另外, 需要注意的是, 水体生态系统服务价值属于流量值, 而水域资产价值属于存量值。故本文以 Costanza 等 (1997) 的研究为依据, 将还原率设定为 5%, 采用收益还原法对其进行转换, 核算各省区水域资产价值差异及时间趋势变化。

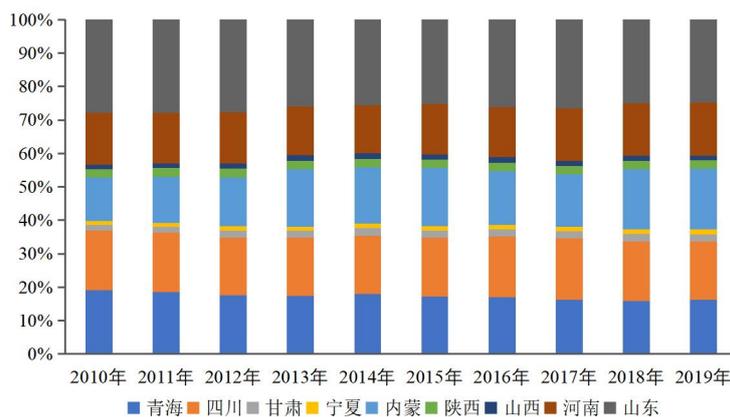


图 5.4 核算期内黄河流域九省区水域资产差异分布图

本文利用上述公式计算黄河流域九省区 2010—2019 年的水域资产价值, 并在图 5.4 以百分比形式考察省区之间水域资产差异。可以看出, 山东水域资产最大, 所占比重最多, 核算期内为水域资产价值总量的 24.86%~27.91%, 青海、四川、内蒙、河南的水域资产价值较大, 平均而言, 核算期内占水域资产价值总量的 17.33%、17.69%、16.03%、15.23%, 对黄河流域九省区水体生态功能具有重要作用。甘肃、宁夏、陕西和陕西的水域资产较小, 合计对水域资产价值总量的贡献不到 10%, 主要是因为这四个地区湖泊水面、水库水面较小, 使得水域资产实物量核算本身较小, 在同样生态系统功能价值转换下的价值量依旧不大。从变动趋势看, 青海水域资产价值明显减少, 内蒙水域资产明显增加, 因此在提升整体水生态系统保护的前提下, 需更加重视青海水域的管理与维护。

表 5.8 核算期内黄河流域九省区水域资产价值核算 亿元

年份	河流	湖泊	水库	坑塘	合计
2010 年	117014.6	81779.6	40183.0	62721.6	301698.2
2011 年	120071.8	83182.4	41152.6	63678.4	308085.0
2012 年	122158.6	82429.8	41854.8	64026.2	310469.4
2013 年	122650.6	84444.8	40901.8	61563.0	309560.2
2014 年	121206.8	85125.0	40854.4	60443.2	307629.2

2015年	120493.6	82381.6	40735.4	59739.0	303349.8
2016年	118030.4	78397.4	40725.2	59333.6	296486.2
2017年	116939.4	75663.0	41241.0	59458.2	293301.2
2018年	122319.4	80120.6	42706.4	60274.6	305420.6
2019年	122477.9	82101.1	42802.5	60393.4	307774.8

核算期内黄河流域九省区水域资产价值波动幅度较大，从2010年的301698.2亿元上升至2012年的310469.4亿元，取得最大值；随后稳步下降至2017年，为293301.2亿元；进而大幅上升至2019年的307774.8亿元。对比水域资产实物量核算结果可以发现，借助各地区单位面积粮食产量和粮食类居民消费价格指数对当量因子与其对应的生态系统服务价值修正的作用较为明显。从不同水域资产类型看，与水域资产实物量核算结果保持一致；河流水面提供的各类生态功能最大，水域资产价值最高；湖泊水面仅次于河流水面，发挥的生态功能较大，水域资产价值较高；坑塘水面次之，水库水面最小。从各类水域资产变动趋势看，河流水面、湖泊水面和水库水面提供的资产价值呈现先上升后下降态势，而水库水面虽有小幅波动，但整体呈现下降趋势。

5.3 水资源负债核算

水资源负债包括水资源过耗、水环境损害和水生态破坏三部分，其中水资源过耗以水资源合理利用为基础，是各区域实际用水量超过国家颁布的用水总量控制目标的部分；水污染损害主要以污染治理成本为核心，采用虚拟治理成本法进行核算；水生态破坏以水生态系统服务功能变化为依据，水生态系统服务功能下降的部分即为水生态破坏。

5.3.1 水资源过耗负债核算

各省区用水总量控制目标是国务院办公厅在2013年印发《实行最严格水资源管理制度考核办法》中提出，并给出2015年、2020年和2030年的用水总量控制目标值。因为本文考察的是2011—2019年黄河流域九省区水资源过耗情况，且核算期内各省份水资源实际使用量变化不大，故核算期内每年均采用2015年的用水总量控制目标值，如表5.9表示。

表5.9 核算期内黄河流域九省区用水总量控制目标 单位：亿 m³

省份	用水总量目标	省份	用水总量目标	省份	用水总量目标
----	--------	----	--------	----	--------

青海	37.00	宁夏	73.00	山西	76.40
四川	273.14	内蒙	199.00	河南	260.00
甘肃	124.80	陕西	102.00	山东	250.60

数据来源：2013年国务院办公厅关于印发《实行最严格水资源管理制度考核办法》的通知

依据黄河流域九省区水资源公报得到2011—2019年的水资源实际使用量，通过与各省份用水总量控制目标相比，核算对应年份的水资源过耗消耗量。为了方便本文后续研究，以“十二五”时期和“十三五”时期分类列示逐年累计的水资源过度消耗量。

表 5.10 核算期内黄河流域九省区水资源过耗实物量核算 亿 m³

省份	“十二五”时期					“十三五”时期				
	实际用水量			用水控制总量	过度消耗量	实际用水量			用水控制总量	过度消耗量
	地表水	地下水	其他			地表水	地下水	其他		
青海	118.7	20.7	0.5	185.0	0.0	83.8	19.8	1.1	148.0	0.0
四川	1124.7	82.8	22.4	1365.7	0.0	998.1	44.2	4.8	1092.6	0.0
甘肃	464.8	134.5	8.3	624.0	0.0	342.4	99.3	15.0	499.2	0.0
宁夏	327.9	27.3	0.8	365.0	0.6	242.2	23.7	1.1	292.0	0.0
内蒙	456.4	453.5	10.2	995.0	0.0	397.0	347.1	17.1	796.0	0.0
陕西	274.3	166.3	5.1	510.0	0.0	231.6	128.7	9.9	408.0	0.0
山西	167.6	181.8	17.0	382.0	0.0	161.2	122.0	17.6	305.6	0.0
河南	487.6	647.4	5.4	1300.0	0.0	447.9	463.8	22.0	1040.0	0.0
山东	621.7	434.6	34.9	1253.0	0.0	507.1	319.0	35.3	1002.4	0.0
沿黄九省	4043.7	2148.9	104.6	6979.7	0.6	3411.3	1567.6	123.9	5583.8	0.0

总的来看，考察期内黄河流域九省区的水资源使用得到较好控制，除宁夏地区外均不存在水资源过度消耗情况。虽然从用水控制总量来看，国务院对沿黄九省用水量要求更为严格，但各省水资源使用量有所减少。且宁夏地区水资源过耗仅发生在“十二五”时期，过度消耗量为0.6亿 m³，数值相对较小。受经济社会发展结构影响，四川、河南、山东为水资源消耗大省，三个省区的水资源使用量为黄河流域九省区的百分之五十以上。从用水来源分析得出，各省区的水资源使用为地表水、地下水和其他水资源。与“十三五”时期相比，地表水和地下水有所减少，其他用水量有所增加。其中，青海、四川、甘肃、宁夏等地使用的水资源绝大部分为地表水；内蒙、山西、河南、山东等地使用的水资源主要为地表水和地下水，且山西和河南的地下水使用量超过地表水；而其他类型水资源使用相对较少，对各省区经济社会发展的作用不明显。

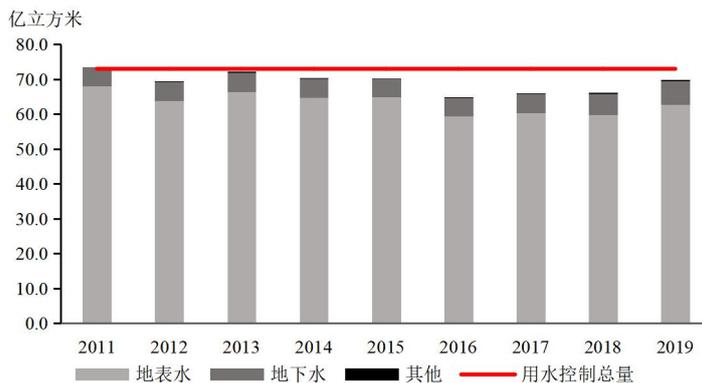


图 5.5 核算期内宁夏地区水资源过耗分析图

由于宁夏是唯一的水资源过度消耗地区，故本文对其进行详细分析，考察整个核算期内的水资源过耗情况。因为每年的用水总量控制红线均为 2015 的用水总量控制目标，为 73 亿 m³，故在图中表现为一条横线。核算期内 2011 年的实际水资源使用量为 73.6 亿 m³，超过用水总量控制红线，存在水资源过度消耗；其他年份的水资源实际使用量均小于用水总量控制红线，水资源为过度消耗。因此，“十二五”时期宁夏地区的水资源过耗均来自于 2011 年。从时间变动趋势来看，宁夏地区的水资源实际使用量呈波动下降特征，尤其在 2016 年之后水资源使用大幅降低，可见“十三五”时期水资源实际使用量明显下降。

表 5.11 核算期内黄河流域九省区水资源过耗价值量核算

省份	“十二五”时期		“十三五”时期	
	实物量 (亿 m ³)	价值 (亿元)	实物量 (亿 m ³)	价值 (亿元)
青海	0	0	0	0
四川	0	0	0	0
甘肃	0	0	0	0
宁夏	0.6	3.33	0	0
内蒙	0	0	0	0
陕西	0	0	0	0
山西	0	0	0	0
河南	0	0	0	0
山东	0	0	0	0
黄河流域九省区	0.6	3.33	0	0

水资源过耗价值量核算是在水资源过耗实物量核算的基础上，通过模糊数学综合评价法将其进行转换，与水量资产价值化方法保持一致。整体来看，黄河流域九省区用水总量控制效果整体较好，“十二五”时期宁夏地区水资源被过度消耗，对应的水资源过耗价值量为 3.33 亿元；“十三五”时期黄河流域九省区不存

在水资源过耗，主要是因为该时期宁夏地区用水量减少，未超过国家用水总量控制目标值，而其他地区保持不变。需要说明的是，该结论看起来与现实情况相悖，因为现阶段黄河流域九省区明显存在水资源短缺，水资源保障形势严峻等问题。究其原因发现，主要是由于国家设定的用水总量控制目标相对较高，使得绝大多数省区水资源使用量均未超越，从这个层面上来看确实水资源得到较好控制，水资源过耗较小。未来可考虑进一步降低水资源用水控制总量，更好地约束水资源消耗，解决水资源问题。

5.3.2 水环境损害负债核算

水环境损害负债衡量标准为化学需氧量和氨氮排放量超过水体纳污能力的部分，主要包含农业面源、工业面源和生活面源。其中，农业面源污染物的产生量、去除量和排放量采用《中国环境经济核算技术指南》中的污染物排泄系数法等进行估算，而工业面源和生活面源则通过《中国环境统计年鉴》等直接获取，水体纳污能力和污染物单位治理成本需进行测算。本文首先计算研究期内黄河流域九省区的水体纳污能力和污染物单位治理成本；其次，分别核算农业面源、工业面源和生活面源的水环境损害治理成本。需要说明的是，本文以污染物去除量为基础对污染物的实际治理成本也进行了核算，了解现阶段对水体污染物的已有治理情况，并与虚拟治理成本进行对比，为水资源生态补偿提供依据。

5.3.2.1 水体纳污能力和污染物单位治理成本

(1) 水体纳污能力

核算期内黄河流域九省区的水体纳污能力以黄河水资源保护科学研究院彭勃、张建军等的研究结果为基础，其核心是依据水资源综合规划处及《水域纳污能力计算规程》（GB/T 25173—2010）对化学需氧量和氨氮纳污能力进行核定；在此基础上，结合核算期内黄河流域九省地表水资源量多年平均值对其进行分摊得到各省区的水体纳污能力，最后按照三次产业污染物的排放比例分摊得到农业、工业和生活面源化学需氧量和氨氮的水体纳污能力。具体结果如表 5.12 所示。

表 5.12 核算期间黄河流域九省区水体纳污能力结果 万吨

地区	化学需氧量			氨氮		
	农业面源	工业面源	生活面源	农业面源	工业面源	生活面源
青海	0.036	2.981	24.478	0.0003	0.0885	1.2051
四川	0.111	3.221	14.851	0.0025	0.0526	0.8003

甘肃	0.781	4.961	9.547	0.0010	0.0706	0.638
宁夏	0.666	0.264	0.428	0.0023	0.0113	0.0502
内蒙古	0.092	0.703	0.878	0.0006	0.0164	0.0616
陕西	0.803	4.191	13.004	0.0128	0.0834	0.7451
山西	0.261	0.636	3.425	0.0014	0.0147	0.1762
河南	0.292	0.422	2.649	0.0024	0.009	0.1471
山东	6.422	10.599	36.400	0.0337	0.2985	2.1838

数据显示, 化学需氧量的水体纳污能力整体高于氨氮, 高达 14 倍以上; 且无论是化学需氧量还是氨氮, 黄河流域九省区的水体纳污能力均是生活面源最大, 其次是工业面源, 农业面源较小。分省份来看, 山东省和青海省的水体纳污能力较大, 能够消除更多的污染物; 四川和陕西的水体纳污能力次之, 而宁夏和内蒙的水体纳污能力较小, 主要是两省区的地表水资源量多年平均值较低。

(2) 污染物单位治理成本

本文采用修正后的治理成本系数法计算污染物单位治理成本, 其主要思想是将治理费用通过治理成本系数在各类污染物之间进行分摊, 得到污染排放的单位治理成本。其中, 污染物的出口浓度为污染物排放量与废水排放量的比值, 污染物进口浓度为污染物排放量和污染物去除量之和与废水排放量的比值, 污染物排放标准以目前实施的《污水综合排放标准 GB8978—1996》中污染物最高允许排放浓度的二级标准作为排放标准, 废水实际治理成本采用“治理设施本年运行费用”表示。应注意的是, 污染物排放标准浓度单位为“mg/L”, 而水体污染物的排放量、去除量、废水排放量等单位均为“吨”和“万吨”, 故在实际测算中假设废水的密度和普通水的密度相同, 通过 1 吨/万吨=100mg/L 进行转换。考虑到数据的可获得性和结果的科学性, 本文以 2015 年数据为准考察整个研究时期的污染物单位治理成本, 具体结果如表 5.13 所示。

表 5.13 核算期内黄河流域九省区的污染物单位治理成本 万元

地区	工业废水污染物单位治理成本		城镇生活污水单位治理成本	
	化学需氧量	氨氮	化学需氧量	氨氮
青海	0.266	1.360	0.394	2.544
四川	0.259	0.879	0.282	1.442
甘肃	0.229	1.898	0.359	1.891
宁夏	0.122	0.221	0.314	2.199
内蒙古	0.128	0.450	0.286	1.937
陕西	0.222	1.083	0.300	1.994
山西	0.165	0.800	0.215	1.501

河南	0.121	1.093	0.187	1.288
山东	0.200	1.929	0.277	1.994

由于农业面源污染物单位治理成本采用《中国环境经济核算技术指南》发布的调查数据结果，故本文只计算工业废水污染物单位治理成本和城镇生活污水单位治理成本。由表 5.13 可以看出，与工业废水相比，城镇生活污水中所含污染物的治理去除难度更大，成本更高，尤其在青海、宁夏和内蒙表现更为明显。例如，宁夏地区城镇生活污水中氨氮单位治理成本为 2.199 万元，而工业废水中氨氮的单位治理成本仅为 0.221 万元，高达 10 倍左右。从污染物类型来看，氨氮单位治理成本整体高于化学需氧量，即工业废水和城镇生活污水的化学需氧量排放量更大，但治理成本相对较低。

5.3.2.2 农业面源

农业面源污染主要来源于种植业中残留的化肥和农药以及畜牧养殖业中畜禽粪便的排放 (Abdullah, 2020)。由于种植业是通过降低化肥施用或优化施肥结构来减少水污染，不存在治理问题，故本文只考虑畜禽养殖业带来的污染治理。值得注意的是，这里只考虑规模化畜禽养殖场的废水和污染物，将非规模化畜禽养殖的废水核算纳入农村生活废水实物量核算部分。

(1) 畜禽养殖废水污染物实物量核算

本文根据方和王金南等 2009 年出版的《中国环境经济核算技术指南》中畜禽养殖废水污染物实物量核算方法进行研究，具体如表 5.14 所示。

表 5.14 畜禽养殖废水污染物实物量核算

指标名称	计算公式	解释
废水产生量	$\sum_{i=1}^4 (\text{畜禽存栏量} \times \text{规模化养殖比例} \times \text{综合单位废水产生系数})$	通过综合单位废水产生系数和排泄系数考察畜禽养殖废水的产生量以及里面污染物的产生量
废水污染物产生量	$\sum_{i=1}^4 \text{畜禽存栏量} \times \text{规模化养殖比例} \times \text{排泄系数}$	
废水污染物去除量	干法污染物去除量+湿法污染物去除量	废水污染物总量的去除是法和湿法污染物去除量的总和
干法污染物去除量	污染物产生量 × 干法工艺比例 × 干法的污染物去除率	
湿法污染物去除量	污染物产生量 × 湿法工艺比例 × 废水处理率 × 湿法的污染物去除率	
废水污染物还田量	$(\text{污染物产生量} - \text{污染物去除量}) \times \text{污染物流失系数}$	排放到田地里的废水污染物数量
废水污染物排放量	污染物产生量 - 污染物还田量 - 污染物去除量	产生废水污染物排放量的数量

其中，本文核算主要包括生猪、肉鸡、肉牛和奶牛 4 种畜禽，化学需氧量和氨氮两种污染物。畜禽存栏量和规模化畜禽养殖比例数据来源于《中国农业年鉴》和《中国畜牧兽医年鉴》，而综合单位废水产生系数、排泄系数、干法和湿法工艺比例及对应的污染物去除率等数据均采用《中国环境经济核算技术指南》的调查结果。且畜禽养殖废水污染物核算存在“污染物排放量=污染物产生量-污染物去除量-污染物还田量”关系。

表 5.15 黄河流域九省区废水污染物产生及处理情况

万吨

年份	化学需氧量				氨氮			
	产生量	去除量	还田量	排放量	产生量	去除量	还田量	排放量
2011 年	23.046	6.120	3.426	13.500	2.334	0.629	0.345	1.360
2012 年	25.213	6.629	3.764	14.820	2.544	0.679	0.377	1.488
2013 年	26.547	6.884	3.990	15.673	2.661	0.701	0.397	1.563
2014 年	30.392	7.830	4.577	17.985	3.051	0.798	0.456	1.797
2015 年	31.911	8.120	4.831	18.960	3.197	0.825	0.481	1.891
2016 年	32.327	8.384	4.871	19.072	3.281	0.861	0.491	1.929
2017 年	38.015	9.986	5.692	22.337	3.844	1.024	0.572	2.248
2018 年	33.367	8.561	5.049	19.758	3.312	0.865	0.497	1.950
2019 年	33.645	8.444	5.152	20.050	3.318	0.847	0.504	1.967

总体来看，规模化畜禽养殖废水中化学需氧量的产生量、去除量、还田量和排放量均远远超过氨氮污染物。因此，在污染物治理过程中更应注重化学需氧量，降低其对水环境产生的损害。从时间变化趋势上看，化学需氧量和氨氮均呈现缓慢增加特征。从处理过程看，去除量与清粪工艺、废水处理率和污染物去除量有关，在研究期内变化较小，但保持逐步上升态势，表明畜禽养殖废水污染物的清除措施逐渐发挥作用；由于规模化畜禽养殖场很大一部分的粪便会直接还田或用于堆肥，减少了部分废水污染物排放；通过污染物的去除和还田，排放到水环境的污染物相对较少，化学需氧量和氨氮的排放量均为产生量的 50%左右。

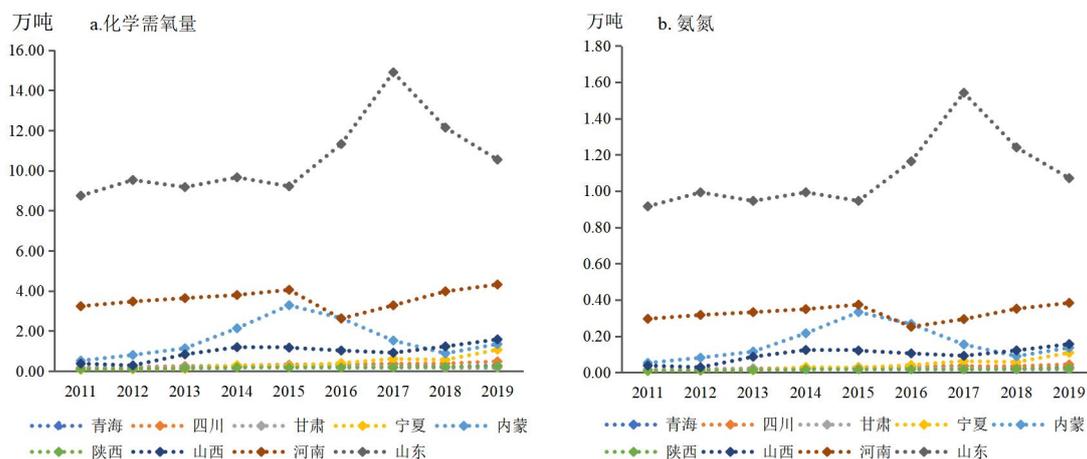


图 5.6 黄河流域九省区畜禽养殖废水污染物排放量变化趋势图

为了详细分析各省区在 2011—2019 年畜禽养殖废水污染物排放量变化情况，本文绘制了化学需氧量和氨氮排放量变化趋势图。整体来看，黄河流域九省区的化学需氧量排放量高于氨氮排放量，但两者呈现相同变化趋势。其中，核算期内山东、内蒙、甘肃污染物排放量呈现先上升后下降的动态演变特征；四川、宁夏、

山西、陕西表现为逐年递增趋势；而河南和青海体现为先缓慢上升，进而下降，最后再持续上升的变化过程。从污染物排放量看，山东畜禽养殖过程中排放的化学需氧量和氨氮最多；其次是河南、内蒙；而陕西、甘肃、青海排放量较小，这与各省区畜禽养殖业的发达程度密切相关。

(2) 畜禽养殖废水污染物价值量核算

本文采用治理成本法核算的畜禽养殖废水污染物价值量，主要包括实际治理成本和虚拟治理成本两部分，具体如下：

表 5.16 畜禽养殖废水污染物价值量核算

指标名称	计算公式	解释
实际治理成本	$\sum_{i=1}^4 [\sum_{n=1}^2 (\text{干清粪实际治理成本} + \text{废水实际治理成本})]$	猪、鸡、牛等排放的化学需氧量和氨氮的干清粪实际治理成本和废水实际治理成本
干清粪实际治理成本	干法 COD 单位治理成本 × 干法 COD 去除量	
废水实际治理成本	废水产生量 × 湿法工艺比例 × 废水处理率 × 单位废水治理成本	
虚拟治理成本	干法 COD 虚拟治理成本 + 湿法 COD 虚拟治理成本 + 湿法 NH ₃ -H 虚拟治理成本	未经处理的干法 COD、湿法 COD 和湿法 NH ₃ -H 在后期治理中所需成本
干法 COD 虚拟治理成本	(COD 排放量 - COD 纳污能力) × 干法工艺比例 × 干法 COD 单位治理成本	
湿法 COD 虚拟治理成本	(COD 排放量 - COD 纳污能力) × 湿法工艺比例 × 湿法 COD 单位成本	
湿法 NH ₃ -N 虚拟治理成本	(NH ₃ -H 排放量 - NH ₃ -H 纳污能力) × 湿法工艺比例 × 湿法 NH ₃ -H 单位治理成本	

其中， i 表示畜禽种类，包括生猪、肉鸡、肉牛和奶牛， n 表示污染物种类，包括化学需氧量（COD）和氨氮（NH₃-N）。COD 纳污能力和 NH₃-N 纳污能力为 5.3.2.1 计算得到，干法 COD 单位治理成本、湿法 COD 单位治理成本和湿法 NH₃-N 等数据以《中国环境经济核算技术指南》的调查结果为准。

从实际治理成本来看，核算期内黄河流域九省区的水环境污染治理投入力度逐年加大，治理成本由 2011 年的 0.456 亿元增加至 2019 年的 0.711 亿元；从虚拟治理成本来看，研究区域的水资源恶化趋势进一步加重，水污染带来的环境损害有所增强，治理成本由 2011 年的 4.003 亿元增加至 2019 年的 7.627 亿元。值得注意的是，核算期内黄河流域九省区的实际治理成本占比甚小，表明已经投入的水环境污染治理整体较少，大多时候不到水污染排放量的 1%，仍有较多废水污染物对水环境产生损害。可见，农业面源水污染治理问题任重道远，是实现农

业现代化需要解决的重要问题。

表 5.17 核算期内畜禽养殖废水污染物价值量核算

年份	实际治理成本		虚拟治理成本	
	成本额 (亿元)	所占比重 (%)	成本额 (亿元)	所占比重 (%)
2011 年	0.456	0.102	4.003	0.898
2012 年	0.503	0.095	4.774	0.905
2013 年	0.536	0.092	5.279	0.908
2014 年	0.630	0.087	6.592	0.913
2015 年	0.677	0.086	7.211	0.914
2016 年	0.679	0.086	7.207	0.914
2017 年	0.771	0.078	9.081	0.922
2018 年	0.681	0.083	7.517	0.917
2019 年	0.711	0.085	7.627	0.915

5.3.2.3 工业面源

(1) 工业废水污染实物量核算

由于受到统计指标的限制，工业废水产生量和去除量核算难度大，本文使用《中国环境统计年鉴》中工业废水中化学需氧量和氨氮排放量体现工业废水污染物的实物量核算结果，如图 5.7 所示。

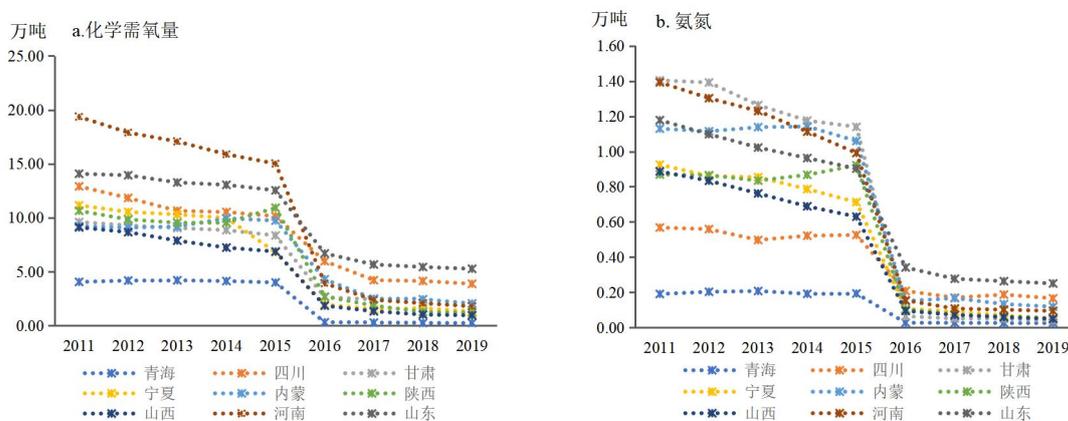


图 5.7 黄河流域九省区工业废水污染物排放量变化趋势图

与农业废水污染物相比，工业废水中化学需氧量排放量更大，氨氮排放量更小。从污染物类型看，化学需氧量排放量较多的是河南、山东、四川；而氨氮排放量较多的是甘肃、河南、内蒙。可见河南地区工业废水污染物排放整体较多，青海和山西整体较小，而其他地区两类污染物的排放量大小差异较大。从变动趋势看，无论是化学需氧量还是氨氮，均呈现逐步下降态势，且在“十二五”时期后大幅下降，表明随着水资源环境保护意识加强，废污水处理技术进步等原因，黄河流域九省区的水环境污染有所减少。核算期内化学需氧量排放量下降幅度较

大的地区为河南、陕西、宁夏；氨氮排放量下降幅度较大的地区为甘肃、河南、内蒙。可见，河南虽然在工业发展过程中产生的废水污染物较多，但在“十三五”时期明显改善。

(2) 工业废水污染价值量核算

工业废水污染物价值量核算相对简单，具体表示为：

表 5.18 工业废水污染价值量核算

指标名称	计算公式	解释
工业废水实际治理成本	工业废水治理设施本年运行费用	已经得到治理的工业废水成本花费
工业废水虚拟治理成本	$\sum_{n=1}^2$ 污染物单位治理成本 × (污染物排放量 - 污染物纳污能力)	未经治理的工业废水治理所需成本

可以看出，实际治理成本采用工业废水治理设施运行运费指标表示，虚拟治理成本是超出水环境纳污能力的污染物与其单位治理成本相乘所得，数据来源于《中国环境统计年鉴》。

表 5.19 核算期内工业废水污染物价值量核算

年份	实际治理成本		虚拟治理成本	
	成本额 (亿元)	所占比重 (%)	成本额 (亿元)	所占比重 (%)
2011 年	230.092	0.918	20.684	0.082
2012 年	159.025	0.891	19.485	0.109
2013 年	148.410	0.891	18.081	0.109
2014 年	158.009	0.901	17.309	0.099
2015 年	160.557	0.908	16.331	0.092
2016 年	159.900	0.984	2.554	0.016
2017 年	197.074	0.993	1.339	0.007
2018 年	212.605	0.994	1.217	0.006
2019 年	233.584	0.996	0.971	0.004

工业废水污染物价值量核算包括实际治理成本和虚拟治理成本两部分，核算期内实际治理成本呈现 U 型变化特征，从 2011 年的 230.092 亿元大幅下降至 2012 年的 159.025 亿元，2013 至 2016 年变动幅度较小，在“十三五”时期后实际治理成本缓慢增加；虚拟治理成本呈现逐步下降态势，从 2011 年的 20.684 亿元下降至 2019 年的 0.971 亿元，表明近年来黄河沿黄九省积极落实水资源环境保护制度，加强工业污染源控制，使得工业废水污染带来的环境损害不断减弱，水资源质量逐步改善。从两者构成来看，核算期内实际治理成本所占比重较大，均在 90% 左右，2017 年之后高达 99% 以上，可见工业生产过程中的废水污染物通过

污水处理设施进行处理的效果较为显著。但是若要彻底消除工业废水引发的环境损害，仍要增加污水处理厂，提高污水处理效率，持续采取污染治理措施。

5.3.2.4 生活面源

生活面源的治理成本核算主要包括农村生活废水污染物和城市生活废水污染物两部分。其中，农村生活废水治理成本通过沼气池利用成本的多少来体现，城市生活废水治理主要采用城市污水处理运行费用指标衡量。

(1) 生活废水污染物实物量核算

在生活废水污染物实物量核算过程中，农村生活废水污染物需依据《中国环境经济核算技术指南》提供的方法进行详细计算，而城市生活废水数据可从《中国环境统计年鉴》中直接获取。而农村生活废水污染物是由农村居民生活污染物和散养畜禽污染物两部分组成，如下表 5.20 所示。

表 5.20 生活废水污染物实物量核算

指标名称	计算公式	解释
污染物产生量	农村居民生活污染物产生量+散养畜禽污染物产生量	
居民生活污染物产生量	$365 \times \text{居民生活污染物产生系数} \times \text{农村人口}$	农村居民生活和散养畜禽产生的污染物数量
散养畜禽污染物产生量	$\sum_{i=1}^4 \text{畜禽存栏量} \times (1 - \text{规模化养殖比例}) \times \text{排泄系数}$	
污染物排放量	农村居民生活污染物排放量+散养畜禽污染物排放量	农村居民生活和散养畜禽排放的污染物数量
农村居民生活污染物排放量	农村居民生活污染物产生量 \times 流失系数 \times (1-沼气化率)	
散养畜禽污染物排放量	散养畜禽污染物产生量 \times 流失系数	

可以看出，居民生活污染物产生量可根据人均污染物产生系数和农村居民人口确定，散养畜禽污染物产生量根据不同畜禽的存栏量、散养比例和排泄系数确定；散养畜禽污染物排放量为污染物产生量与污染物入水体的流失系数相乘得到，而农村居民生活污染物排放量还与农村沼气化率有关。其中，农村人口数据来源于《中国统计年鉴》；居民生活污染物产生系数、畜禽排泄系数、污染物流失系数、沼气化率等数据均以《中国环境经济核算技术指南》的调查结果为准。

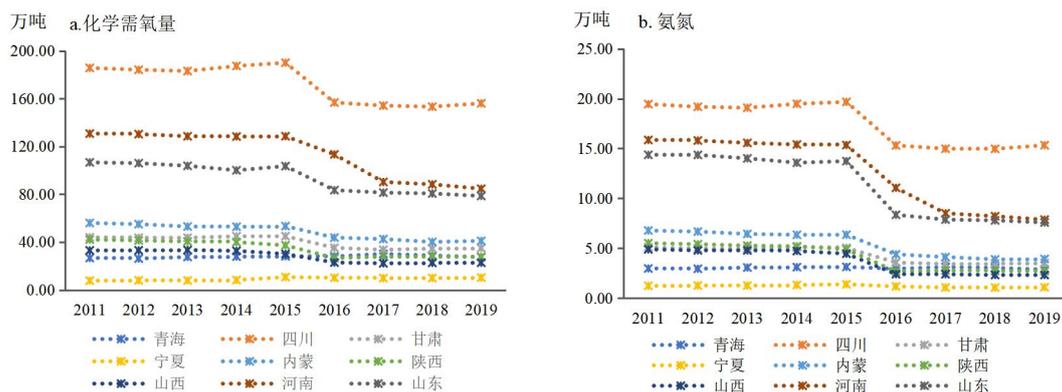


图 5.8 黄河流域九省区的生活废水污染物排放量变化趋势图

本文将农村生活废水污染物和城市生活废水污染物汇总，对生活废水污染物的整体变化特征进行考察。与禽养殖废水污染物和工业废水污染物相比，居民生活产生的废水最多，排放量高达 10 倍左右。核算期内四川化学需氧量的排放量变化区间为 153.295~190.100，氨氮排放量变化区间为 14.955~19.668。从变化趋势来看，除青海和宁夏的化学需氧量排放量呈现缓慢增加特征以外，所有地区生活废水污染物排放量逐步下降，且下降幅度较大的地区为四川、河南和山东。可以看出，“十二五”时期和“十三五”时期各地区减排降污的力度较大，效果较为显著。虽然宁夏和青海的生活废水污染物排放量较小，但是逐步上升趋势也需引起重视，为广泛形成绿色生活方式，早日实现水环境根本好转提供基础。

(2) 生活废水污染价值量核算

农村生活废水治理成本需根据《中国环境经济核算技术指南》提供的农村生活废水治理成本法进行核算，城市生活废水与工业废水治理成本类似（表 5.21）。

表 5.21 生活废水污染价值量核算

指标名称	计算公式	解释
农村生活废水实际治理成本	农村居民户数 / 15 × 沼气化率 × 农村生活废水单位治理成本 × 污染物治理成本系数	已经得到治理的农村生活废水成本花费
农村生活废水虚拟治理成本	$\sum_{n=1}^2 \text{污染物实际治理成本} \times (1 - \text{沼气化率}) \times (1 - \frac{\text{污染物纳污能力}}{\text{污染物排放量}})$	未经治理的农村生活废水治理所需成本
城市生活废水实际治理成本	污水处理厂本年运行费用	已经得到治理的城市生活废水成本花费
城市废水虚拟治理成本	$\sum_{n=1}^2 \text{污染物单位治理成本} \times (\text{污染物排放量} - \text{污染物纳污能力})$	未经治理的城市生活废水治理所需成本

需要说明的是，农村生活废水的治理成本按每 15 户共用一个沼气池治理进行核算，且农村生活废水单位治理成本取 1500 元/15 户。农村居民户数根据各省

统计年鉴获得，污水处理厂本年运行费用指标来源于《中国环境统计年鉴》。

表 5.22 核算期内生活废水污染物价值量核算

年份	实际治理成本				虚拟治理成本			
	农村生活 (亿元)	城市生活 (亿元)	合计 (亿元)	占比 (%)	农村生活 (亿元)	城市生活 (亿元)	合计 (亿元)	占比 (%)
2011 年	1.762	25.731	27.493	0.199	1.448	108.976	110.424	0.801
2012 年	1.775	26.680	28.456	0.209	1.458	106.281	107.738	0.791
2013 年	1.734	27.626	29.361	0.220	1.418	102.859	104.277	0.780
2014 年	1.784	28.747	30.531	0.231	1.456	99.914	101.371	0.769
2015 年	1.786	31.112	32.899	0.247	1.462	98.853	100.314	0.753
2016 年	1.877	33.856	35.733	0.464	1.465	39.773	41.237	0.536
2017 年	1.881	37.924	39.806	0.505	1.456	37.488	38.945	0.495
2018 年	1.879	39.562	41.441	0.521	1.452	36.678	38.131	0.479
2019 年	2.035	42.518	44.553	0.550	1.531	34.955	36.486	0.450

生活废水污染物主要来自农村生活废水和城市生活废水，其中，农村生活废水治理成本相对较低，所占比重较小。生活废水实际治理成本逐年增多，农村生活废水和城市生活废水治理成本均表现为上升态势，两者总和从 2011 年的 27.493 亿元增加至 2019 年的 44.553 亿元，表明近年来研究区域通过增加沼气池和污水处理厂的数量加大水污染治理程度；虚拟治理成本下降幅度较大，从 2011 年的 110.424 亿元下降至 2019 年的 36.486 亿元，即生活废水排放引发的水环境损害逐步减弱，尤其在“十三五”时期表现更为明显。主要是因为城市生活废水虚拟治理成本所占比重较大，且下降明显。从实际治理成本和虚拟治理成本所占比重可以清晰看出，核算期内黄河流域九省区的生活废水污染物治理效果较好。从农村生活废水来看，对水环境造成损害的成本与已经通过沼气池治理所花费的成本大致相同，说明农村生活废水有 50% 得到治理；从城市生活废水来看，起初仅有四分之一的实际治理成本投入，核算期内各地区不断加强污水处理厂消除污染物的作用，使得其对水环境损害不断减小。

最后，本文根据上述分析结果编制了 2011—2019 年黄河流域九省区的水环境损害负债核算表，并按照农业面源、工业面源和生活面源分类列示。为了更清晰地分析某些特殊阶段水环境损害变动情况，将研究时段按照规划期划分为“十二五”时期和“十三五”时期，具体如表 5.23 所示。

表 5.23 核算期内黄河流域九省区水环境损害负债核算 亿元

地区	“十二五”时期				“十三五”时期			
	农业面源	工业面源	生活面源	合计	农业面源	工业面源	生活面源	合计
青海	0.453	2.253	6.020	8.725	0.623	0.000	2.248	2.871
四川	0.427	12.478	131.576	144.481	0.712	1.843	47.553	50.108
甘肃	0.135	16.098	38.620	54.852	0.078	0.000	8.150	8.228
宁夏	0.035	6.679	10.504	17.218	0.355	0.715	5.933	7.003
内蒙	4.564	8.085	49.460	62.109	3.707	1.318	7.865	12.889
陕西	0.107	10.823	53.265	64.195	0.216	0.021	11.041	11.277
山西	1.625	9.004	45.117	55.745	2.316	0.606	13.255	16.176
河南	10.226	16.611	82.492	109.328	7.951	1.495	30.769	40.215
山东	10.287	9.860	107.072	127.219	15.474	0.083	27.986	43.543
沿黄九省	27.859	91.890	524.125	643.874	31.432	6.081	154.798	192.311

数据显示,“十二五”时期黄河流域九省区的水环境损害负债为 643.874 亿元。随着污染治理强度不断增强,经济发展带来的环境损害逐渐大幅减弱,“十三五”时期的水环境损害规模减少至 192.311 亿元,水污染问题得到缓解。其中,农业面源引发的水环境负债有所增加,可能是因为规模化养殖比例的提高,使得畜禽养殖扩张带来了水环境恶化;工业面源和生活面源的水环境损害负债均大幅减少,与“十二五”时期相比,分别减少 85.809 亿元和 369.327 亿元,两者之和为水环境损害负债减少的 95%以上。从水环境损害负债来源看,“十二五”时期生活面源最大,工业面源次之,农业面源最小;“十三五”时期水环境损害负债从大到小依次为:生活面源、农业面源、工业面源。从各个省区核算结果来看,农业面源中,甘肃、内蒙、河南的水环境损害负债在“十三五”时期有所降低,其他地区有所增加;在工业面源和生活面源中,所有地区的水环境损害负债均在不同程度的下降,表明我国通过系列措施水环境污染治理效果显著,水资源恶化趋势逐步缓解。但是要消除水环境损害,则必须积极主动落实水资源环境保护措施,持续加强农业污染防控与工业污染源控制,加大主要污染物减排力度,提高城市污水处理率。

5.3.3 水生态破坏负债核算

水生态破坏主要是由于经济活动对水资源的过度使用和消耗,使得水生态系统服务功能减弱,即水生态系统服务价值下降。因此,水生态破坏负债以核算期内研究区域的水生态系统服务价值的变化量为计量依据。若水生态系统服务价值

下降,则生态系统服务功能减弱,产生了水生态破坏负债;若水生态系统服务价值上升,则生态系统服务功能改善,不存在水生态破坏负债。

考虑到水资源资产负债表的编制目的,并借鉴杨艳昭、陈玥等(2018)^[83]的研究成果,在衡量水生态破坏负债中主要针对水生态系统的调节功能价值进行核算,具体包含气体调节、气候调节、净化环境、水文调节4类生态功能。由于功能价值量法涉及的数据估算较多,且采用替代成本法计算的水生态系统服务价值存在滞后性,结果不够准确,且更适用于小区域研究,而当量因子法所需数据容易获得,且采用统一衡量标准便于区域间比较。因此本文采用当量因子法衡量研究区域的水生态系统服务价值。

表 5.24 核算期内黄河流域九省区各类型水生态系统服务价值 亿元

年份	气体调节	气候调节	净化环境	水文调节	合计
2010年	103.03	306.41	742.60	13679.99	14832.03
2011年	105.39	313.44	759.64	13993.89	15172.37
2012年	106.02	315.32	764.19	14077.70	15263.23
2013年	105.71	314.39	761.96	14036.46	15218.52
2014年	104.45	310.64	752.85	13868.72	15036.66
2015年	104.30	310.20	751.79	13849.21	15015.50
2016年	101.25	301.11	729.78	13443.66	14575.80
2017年	100.16	297.88	721.94	13299.31	14419.29
2018年	104.30	310.19	751.78	13848.93	15015.20
2019年	105.10	312.58	757.56	13955.52	15130.76

从上表可以看出,核算期内黄河流域九省区水生态系统服务价值变化较为明显,在2010年—2017年呈现倒U型变化特征,随后呈现大幅上升特征。其中,2012年水生态系统服务价值最大,为15263.23亿元;2017年水生态系统服务价值最大,为14419.29亿元。从各类型水生态服务功能来看,水生态系统服务提供的水文调节价值最高,贡献率在92.23%以上,远远高于其他类型水生态系统功能,表明水生态系统对缓和地表径流、增加地下径流发挥重要作用;虽然水生态系统提供的气体调节功能、气候调节功能和净化环境功能整体较小,但是也存在较大差异,其生态服务功能价值由高到低依次为:净化环境>气候调节>气体调节。从变动趋势看,四种类型的水生态系统功能变化趋势一致,均表现为先上升至最大值,后下降至最小值,进而持续上升的变动特征。因此,仍需较大水资源管理与水生态治理,使得水生态系统发挥更大功能。

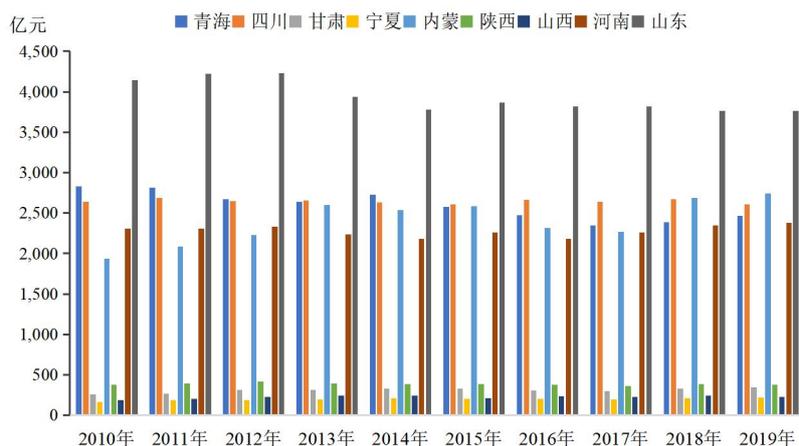


图 5.9 核算期内各省区水生态系统服务价值

从省域层面来看，水生态系统服务价值差异较大，这主要是因为各省区水域面积不同所致。山东水生态系统服务价值明显高于其他地区，平均而言，其水生态系统服务价值是宁夏地区的 19 倍以上，主要是因为山东具有海河、黄河和淮河三大流域，河流生态系统提供较高服务价值。青海和四川的水生态系统服务价值较大，且两者几乎保持在同一水平。但详细来看，2015 之前青海水生态系统服务价值略高于四川，而在 2015 年之后四川地区反超青海。内蒙水生态系统服务价值呈现波动上升特征，2010 年为 1937.79 亿元，2019 年为 2742.78 亿元，核算期内增加了 804.98 亿元，可见近些年来内蒙地区在河湖保护和水资源综合治理的效果明显。甘肃、宁夏、陕西和山西较小，核算期内的水生态系统服务价值均值分别为 309.67 亿元、198.07 亿元、385.08 亿元、223.88 亿元，均为超过 500 亿元；但是随着时间推移，甘肃、宁夏和山西水生态系统服务功能增加，使得水生态系统服务价值缓慢上升。

表 5.25 核算期内黄河流域九省区生态破坏负债

亿元

省份	“十二五”时期			“十三五”时期		
	期初值	期末值	生态破坏	期初值	期末值	生态破坏
青海	2832.47	2574.76	257.71	2574.76	2464.89	109.87
四川	2636.24	2607.38	28.86	2607.38	2612.27	0.00
甘肃	255.47	327.72	0.00	327.72	342.66	0.00
宁夏	163.13	202.62	0.00	202.62	217.22	0.00
内蒙	1937.79	2582.26	0.00	2582.26	2742.78	0.00
陕西	378.88	384.87	0.00	384.87	377.35	7.52
山西	184.95	212.07	0.00	212.07	229.00	0.00
河南	2304.11	2259.60	44.51	2259.60	2382.65	0.00
山东	4138.98	3864.22	274.76	3864.22	3761.94	102.29
沿黄九省	—	—	605.84	—	—	219.68

“十二五”时期，黄河流域九省区水生态破坏负债总额为 605.84 亿元；“十三五”时期为 219.68 亿元，与“十二五”时期相比减少 488.45 亿元，表明水资源保护与水生态修复效果得以体现，水生态环境明显改善。从各省区水生态系统服务价值变化来看，“十二五”时期，青海、四川、河南和山东的水生态系统服务价值下降，存在生态破坏现象，甘肃、宁夏、内蒙、陕西、山西的水生态系统服务价值虽然相对较小，但是在该时期水生态环境改善，水生态系统服务处于增益状态，无生态破坏负债。且在“十二五”时期，山东水生态系统服务下降最大，主要是核算期内气体调节、气候调节、净化环境、水文调节等水生态服务功能均有所下降；青海水生态系统服务下降较多，四川和河南下降较小。与“十二五”时期相比，“十三五”时期的水生态破坏负债主要来源于青海和山东，分别为 109.87 亿元和 102.29 亿元；四川和河南地区水生态环境逐渐好转，实现了水生态系统服务价值增值，不存在生态破坏现象；但陕西在“十三五”时期水生态系统服务价值下降，产生了生态破坏负债。总体来看，整个研究期间内，青海和山东水生态系统服务功能受损严重，是今后一段时期内水生态修复治理的重点关注区域。各地区应持续完善水生态环境保护配套保障机制，通过生态补偿等方式对社会经济活动造成的水生态破坏进行综合治理，实现水生态系统功能增益，深入打好碧水保卫战。

5.4 水资源资产负债表编制与分析

在已有水资源资产、负债核算基础上，结合“水资源资产-水资源负债=水资源净资产”恒等式编制黄河流域九省区“十二五”时期和“十三五”时期的水资源资产负债表。进而，依据编制的水资源资产负债表，进一步分析黄河流域九省区水资源资产负债的构成比例和变动趋势，明确核算期内水资源资产负债的来源及演变特征。

5.4.1 水资源资产负债表编制

本文将编制的“十二五”时期和“十三五”时期黄河流域九省区整体的水资源资产负债表以表 5.26 和表 5.27 列示，而各省区的水资源资产负债表以附件形式在文末体现。其中，水资源资产包括水量资产和水域资产，列示在水资源资产负债表左方；水资源负债包括水资源过耗、水环境损害、水生态破坏和水资源净

资产均列示在水资源资产负债表右方。

表 5.26 “十二五”时期黄河流域九省区水资源资产负债表 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	13021.49	21674.28	水资源过耗	3.33
水域	301698.20	303349.80	水环境损害	643.87
合计	314719.69	325024.08	水生态破坏	605.84
			合计	1253.04
			水资源净资产	323771.04

对于水资源资产，从“十二五”时期黄河流域九省区水资源资产负债表的编制结果可以看出，水资源期末资产为 325024.08 亿元，是当年 GDP 总量的 1.70 倍。表明水资源资产整体规模较大，是黄河流域九省区社会发展的重要基础，同时也充分体现了“绿水青山就是金山银山”的绿色发展理念。从水资源资产构成来看，“十二五”时期期末的水量资产和水域资产价值分别为 21674.28 亿元和 303349.80 亿元，水域资产是其主要组成部分，所占比重为 93.99%。从变动趋势看，核算期内黄河流域九省区的水资源资产总量有所增加。其中，水量资产增加了 8652.79 亿元；水域资产增加了 1651.60 亿元，合计 10304.39 亿元，可见“十二五”时期实施的产业结构调整，节水技术加强改造等措施具有积极影响。对于水资源负债，2011—2015 年黄河流域九省区水资源过耗负债为 3.33 亿元；由于“十二五”时期农业面源、工业面源和生活面源的氨氮和化学需氧量等污染物排放较多，均超过水体纳污能力，产生的水环境损害负债为 643.87 亿元；水生态破坏负债最大，为 605.84 亿元。

表 5.27 “十三五”时期黄河流域九省区水资源资产负债表 亿元

资产类	期初值	期末值	负债类	期末值
水量	21674.28	36721.67	水资源过耗	0
水域	303349.80	307774.80	水环境损害	192.31
合计	325024.08	344496.47	水生态破坏	219.68
			合计	411.99
			水资源净资产	344084.48

整体来看，“十三五”时期水资源资产有所上升，水资源负债下降较多，反映了该时期政府在水资源保护和水污染防治上所有的努力较大，更加注重节水控水，严控污染源排放，使得人类经济活动对水资源的影响减小。从水资源资产来看，“十三五”时期水资源期末资产与期初相比增加了 19472.39 亿元。其中，水

量资产和水域资产分别增加了 15047.39 亿元、4425.00 亿元，表明水量资产虽然价值量较低，但增加量更多，增长速度更快，主要与近些年黄河流域九省区的降水量增加、节水措施加强、水资源资产价格上升等密切相关。从水资源负债来看，“十三五”时期沿黄各省区的水资源负债总额为 411.99 亿元，其中，水环境损害负债为 192.31 亿元，水生态破坏负债为 219.68 亿元，可以看出本时期水环境损害与水生态破坏引发的水资源负债数值相当。与“十二五”时期对比分析得出，核算期内各省区的水资源实际使用量均低于用水总量控制目标值，水资源未被过度消耗；在 2015 年国务院印发了水污染防治行动计划之后，各省区均加大水污染治理力度，使得工业和生活面源氨氮和化学需氧量排放大幅减少，青海、甘肃、陕西、山东等地在 2017 年后的污染物排放在水体纳污能力之内，水环境损害负债显著下降；随着水资源环境保护意识增强，黄河流域九省区水生态系统治理效果初显，与“十二五”时期相比水生态破坏负债减少 488.45 亿元。

5.4.2 水资源资产负债表分析

为了更详细地考察黄河流域九省区在“十二五”时期和“十三五”时期的水资源资产负债表，本文从各省区水资源资产和负债变动情况与构成比例等视角进行分析，具体如下表所示。

5.4.2.1 黄河流域九省区水资源资产分析

从黄河流域九省区来看，2010 年、2015 年和 2019 年水资源资产呈现逐年上升趋势，“十二五”时期水资源资产增幅为 3.27%，年均增长率为 0.65%；“十三五”时期水资源资产增幅为 5.99%，年均增长率为 1.17%，可见“十三五”时期水资源资产增长幅度更快，年均增长率更高。促使水资源资产价值持续上升的原因有两个，一是随着水资源的重要性得到广泛认识，在水资源日益短缺的情况下水资源资产价格水平持续增长；二是水生态系统发挥的水文调节、气体调节等功能逐渐增加，水生态系统服务价值不断提高。

从水资源资产空间分布看，受水资源禀赋、水资源资产价格与水生态系统蕴含价值的影响，省区间水资源资产差异显著，其中上游最大，所占比重在 40% 左右，中游次之，下游最小，这可能与上中下游的经济发展程度有关。经济欠发达地区在社会经济发展过程中对水环境生态造成的污染较小，水生态系统服务供给能力更强，服务价值更大；而经济发达地区水资源开发利用较高，水资源资产

价值较低。但是在核算期内，中游地区水资源所占比重逐渐增加，下游地区逐渐减少，上游地区呈现先下降后上升的变化特征。

表 5.28 核算期内黄河流域九省区水资源资产变动情况

地区	水资源资产（亿元）			“十二五”时期		“十三五”时期	
	2010年	2015年	2019年	增长幅度	年均增长率	增长幅度	年均增长率
上游							
青海	58282.65	54196.92	54215.32	-7.01	-1.44	0.03	0.01
四川	61009.61	60374.82	67908.45	-1.04	-0.21	12.48	2.38
甘肃	5684.49	8071.48	9756.04	41.99	7.26	20.87	3.86
宁夏	3359.98	4213.00	4534.28	25.39	4.63	7.63	1.48
合计	128336.73 (40.78)	126856.22 (39.03)	136414.09 (39.60)	-1.15	-0.23	7.53	1.46
中游							
内蒙	40076.28	56631.81	60579.10	41.31	7.16	6.97	1.36
陕西	9104.30	10073.05	12756.42	10.64	2.04	26.64	4.84
山西	4098.26	5050.72	5655.48	23.24	4.27	11.97	2.29
河南	48093.60	48118.76	49898.89	0.05	0.01	3.70	0.73
合计	101372.44 (32.21)	119874.34 (36.88)	128889.89 (37.41)	18.25	3.41	7.52	1.46
下游							
山东	85010.51	78293.52	79192.50	-7.90	-1.63	1.15	0.23
合计	85010.51 (27.01)	78293.52 (24.09)	79192.50 (22.99)	-7.90	-1.63	1.15	0.23
黄河流域九省区	314719.69	325024.08	344496.48	3.27	0.65	5.99	1.17

从水资源资产变动情况看，上游地区在“十二五”时期的增长幅度和年均增长率均为负值，分别为-1.15%、-0.23%，而在“十三五”时期转化为正值。其中，青海、四川与上游整体趋势保持一致，而甘肃和宁夏地区在核算期内水资源资产价值增长较快，甘肃省在“十二五”时期的增长幅度甚至高达41.99%。但是由于两地水资源资产价值所占比重较小，对上游整体影响不大。“十二五”时期和“十三五”时期，中游地区水资源资产价值的增长幅度和年均增长率均为正值，但有所减少，表明水资源资产价值逐渐增加，但增长速度放缓。数据显示：中游地区增长幅度从18.25%下降至7.52%；年均增长率从18.25%下降至7.52%。下游地区水资源资产变动趋势与上游保持一致，均表现为先减少后增加的变动趋势，可见水资源价值在“十三五”时期之后有所增加。

从各省区水资源资产价值来源构成可以看出，水域资产价值所占比重较大，约为总价值的60%至99%，这一比例与杨艳昭等（2018）学者对湖州市水资源资产价值核算结果较为一致。

表 5.29 核算期内黄河流域九省区水资源资产构成

	2010 年		2015 年		2019 年	
	水量资产	水域资产	水量资产	水域资产	水量资产	水域资产
青海	1.14	98.86	3.36	96.64	7.52	92.48
四川	12.11	87.89	12.15	87.85	21.75	78.25
甘肃	8.58	91.42	17.41	82.59	28.56	71.44
宁夏	1.24	98.76	2.17	97.83	2.55	97.45
内蒙	1.65	98.35	7.25	92.75	7.90	92.10
陕西	15.35	84.65	22.28	77.72	39.83	60.17
山西	8.20	91.80	14.59	85.41	17.64	82.36
河南	2.55	97.45	4.48	95.52	2.87	97.13
山东	0.96	99.04	2.26	97.74	3.37	96.63
沿黄九省	4.14	95.86	6.67	93.33	10.66	89.34

因此，在水资源资产核算时，必须将考虑水生态系统服务功能的水域资产纳入水资源资产中，否则容易造成水资源资产价值低估。相对来说，青海、宁夏、内蒙、河南、山东的水域资产占比更高，均在 90%以上，而四川、陕西、陕西等占比相对较低。从时间变动趋势来看，水量资产所占比重逐年增加，水域资产有所减少。2010 年黄河流域九省区整体的两者占比为 4.14%：95.86%；2015 年演变为 6.67%：93.33%；2019 年水量资产超过 10%，主要是因为水量资产价值增长较快，而部分地区的水域资产价值呈下降趋势。其中，四川、甘肃和陕西的水资源资产构成比例变动较大，而宁夏、内蒙、河南等变动较小。可以看出，水域资产占比更高的地区水资源资产构成比例变动更小，水域资产所占比重较小的地区水资源资产构成比例变动更大。整体来看，“十三五”时期水资源资产变动幅度高于“十二五”时期。

5.4.2.2 黄河流域九省区水资源负债分析

表 5.30 分别列示了“十二五”时期和“十三五”时期水资源负债核算结果，并从水资源过耗、水环境损害和水生态破坏三个方面考察水资源负债构成。需要注意的是，“十三五”时期水资源的实际使用量均未超过用水总量控制目标值，故不存在水资源过耗负债，表中未单独列出。

表 5.30 核算期内研究区域水资源负债构成

地区	“十二五”时期				“十三五”时期		
	水资源负债 (亿元)	来源占比 (%)			水资源负债 (亿元)	来源占比 (%)	
		资源过耗	环境损害	生态破坏		环境损害	生态破坏
青海	266.44	0.00	3.27	96.73	112.74	2.55	97.45
四川	173.34	0.00	83.35	16.65	50.11	100.00	0.00
上 甘肃	54.85	0.00	100.00	0.00	8.23	100.00	0.00
游 宁夏	20.55	2.92	83.79	0.00	7.00	100.00	0.00
合计	515.18 (41.11)	0.65	43.73	55.63	178.08 (43.22)	38.30	61.70
内蒙	62.11	0.00	100.00	0.00	12.89	100.00	0.00
陕西	64.20	0.00	100.00	0.00	18.80	59.99	40.01
中 山西	55.75	0.00	100.00	0.00	16.18	100.00	0.00
游 河南	153.84	0.00	71.07	28.93	40.22	100.00	0.00
合计	335.89 (26.81)	0.00	0.87	0.13	88.08 (21.38)	0.91	0.09
下 山东	401.98	0.00	25.23	74.77	145.83	29.86	70.14
游 合计	401.98 (32.08)	0.00	25.23	74.77	145.83 (35.40)	29.86	70.14
沿黄九省	1253.04	0.04	47.51	52.25	411.99	46.68	53.32

总体来看，黄河流域九省区整体的水资源负债由“十二五”时期的 1253.04 亿元下降至“十三五”时期的 411.99 亿元，人类经济社会活动对水资源环境造成的损害有所减少，表明近年来水资源保护管理和水生态修复措施效果得以显现。从负债构成来看，“十二五”时期水生态破坏规模最大，占水资源负债总量的 52.25%，水环境损害次之，水资源过耗负债所占比重仅为 0.05%，除宁夏之外均为超过用水控制总量。“十三五”时期，各省区水资源实际使用量均在合理范围内，无水资源过耗负债；水环境损害负债占比有所降低，且绝对值也呈下降趋势；虽然部分省份的水生态系统服务功能得到改善，水生态破坏负债大幅减少，但依旧是构成水资源负债的主要来源。整体而言，水资源负债主要是由人类生产生活向水体排放大量污染物造成的环境损害和水资源消耗对生态用水过度挤占导致的水生态破坏。

从空间分布来看，“十二五”时期，上游和下游地区的水资源负债较高，所占比重分别为 41.11%和 32.08%。其中，上游地区的水资源负债主要来源于水环境损害，四川、甘肃和宁夏的水环境损害负债均在 80%以上，而下游地区仅包括山东，其水资源负债主要由水生态破坏导致。中游地区水资源负债较低，内蒙、

陕西、山西仅有水环境损害，不存在水资源过耗和水生态破坏，可见未来一段时间内中游各省区应加强严格控制源头污染，减少农业、工业和生活污水排放。“十三五”时期，黄河流域上游负债规模大幅减少但水资源负债占比更高，为43.22%，中游和下游负债规模大幅减少且水资源负债占比下降。值得注意的是，除青海和山东以外，其他省区的水资源负债大部分由水环境污染虚拟治理引起。因此，无论是“十二五”时期还是“十三五”时期，水环境损害均是引起水资源负债的主要原因，在人类经济社会发展过程中应持续推进生产工艺改革，减少和消除三次产业中的废污水排放，加强落实水污染防治行动计划。

5.4.2.3 黄河流域九省区水资源资产负债率分析

为了考察水资源资产与水资源负债的相对大小，衡量人类社会经济活动过度消耗、污染和损害的水资源资产在总资产中所占比重，本文进一步分析了水资源资产负债率。当水资源资产负债率越高，表明遭到破坏的水资源资产比重越大，人类经济社会发展对水资源环境生态的负面影响越多，反之，则说明经济活动与水资源环境生态协调发展较好。

表 5.31 核算期内黄河流域九省区水资源资产负债率分析 %

地区	“十二五”时期	“十三五”时期	地区	“十二五”时期	“十三五”时期
青海	4.92	2.08	陕西	6.37	1.47
四川	2.87	0.74	山西	11.04	2.86
甘肃	6.80	0.84	河南	3.20	0.81
宁夏	4.88	1.54	山东	6.44	1.84
内蒙	1.10	0.21	沿黄九省	4.17	1.20

黄河流域九省区整体的水资源资产负债率由“十二五”时期的4.17%下降至“十三五”时期的1.20%，表明水资源得到合理利用，水环境和水生态有所改善。虽然这一比值较低，但水资源环境损害仍要引起足够重视，因为并不是水资源资产负债率高达100%人类生活才会受到影响。具体来看，各省区水资源资产负债率均呈下降趋势，表明研究区域水资源保护和水生态修复治理整体较好。需要注意的是，核算期内各省区的水资源资产负债率差异明显。其中，山西水资源资产负债率在“十二五”时期为11.04%，虽然在“十三五”时期下降至2.86%，但仍在所有省区中水资源资产负债率最高，是内蒙水资源资产负债率的10倍以上。表明山西水资源问题较为严重，主要是该地区为能源密集型产业，工业污水排放较多；甘肃、陕西、山东的水资源资产负债率相对较高，“十二五”时期均在6%

以上；四川、内蒙和河南水资源管理相对较好，对应的资产负债率较低，且在“十三五”时期不足1%。若要全面消除水资源过耗、水环境损害和水生态破坏等问题，仍要坚持实施节水控水行动，减少和消除污染源废水排放，推进各省区形成水资源联防、联控、联治机制。

5.5 本章小结

本章以水资源资产负债核算理论为指导，结合黄河流域九省区相关统计数据，采用水资源资产、负债对应核算方法对2011—2019年水资源资产、负债等进行详细核算，在此基础上编制“十二五”时期和“十三五”时期黄河流域九省区水资源资产负债表，并对结果进行相关分析，为黄河流域水资源生态补偿提供数据基础与量化依据。主要的结论有：

(1) 黄河流域九省区存在水资源短缺、水污染环境、河道断流、湖泊干涸、湿地退化等现象。随着经济不断发展和人口规模持续扩大，水生态问题仍在加剧。生态补偿作为解决水生态环境的有效措施得到了重点关注和较多应用。从研究范围来看，主要有跨省水生态补偿和省内水生态补偿两种类型。其中，跨省生态补偿主要涉及两个省区，黄河全流域横向生态补偿涉及黄河流域九省区，但目前仍处于探索阶段，未进行补偿实践试点。从补偿对象来看，大多为流域生态补偿，涉及区域水资源生态补偿相对较少，主要有河南水环境（质量）生态补偿和山东地表水环境质量生态补偿。从补偿基准来看，主要是以断面水质目标为主，考核指标主要有化学需氧量、氨氮、总磷等。从补偿内容看，主要考察水量和水质补偿，在水资源生态补偿中未全面考虑水资源、水环境和水生态“三水”统筹补偿。

(2) 水资源资产核算。水资源资产包括水量资产和水域资产两部分，其中水量资产核算的是水资源经济价值，水域资产核算的是水资源生态价值，分别采用模糊数学综合评价模型和当量因子法进行核算。从水量资产核算结果来看，核算期内水量资产实物量核算呈现波动变化特征，地表水是水资源的重要组成部分，并依据“期初存量+存量增加-存量减少=期末存量”平衡关系详细考察水资源存量及其变动情况。从水资源资产单位价值来看，核算期内呈现整体上升趋势，黄河流域九省区差异明显。通过水量资产实物量核算和单位资产价值核算结果的共同作用使得水量资产价值表现为波动上升特征。通过选取河流水面、湖泊水面、

水库水面、坑塘水面等考察黄河流域九省区水域资产的实物量与价值量，表征其水生态资产情况。从实物量核算来看，2010—2019年黄河流域九省区水域资产面积呈现波动下降态势，但变动幅度相对较小；从价值量核算来看，核算期内水域资产变化较为明显，受修正因子影响较大。

(3) 水资源负债核算。水资源负债包括水资源过耗、水环境损害和水生态破坏三部分。其中，水资源过耗依据各地区水资源实际使用量超过用水控制总量的部分进行确定，结果显示：考察期内黄河流域九省区的水资源使用得到较好控制，除宁夏地区外均不存在水资源过度消耗情况。且宁夏地区水资源过耗仅发生在“十二五”时期，数值相对较小。水环境损害主要从农业面源、工业面源和生活面源出发，考虑化学需氧量和氨氮两种污染物排放量超过水体纳污能力的部分。农业面源主要考察畜禽养殖业带来的污染治理，研究结果显示水资源恶化趋势进一步加重，水污染带来的环境损害有所增强；工业面源引发的水环境损害呈现逐步下降态势；生活废水排放引发的水环境损害逐步减弱，尤其在“十三五”时期表现更为明显，使得生活面源水环境损害下降。整体来看，核算期内黄河流域九省区水环境损害负债有所下降，表明随着污染治理强度不断增强，经济发展带来的水环境损害逐渐大幅减弱。水生态破坏主要通过水生态系统服务价值下降来反映。“十二五”时期，黄河流域九省水生态破坏负债总额为605.84亿元；“十三五”时期为219.68亿元，与“十二五”时期相比减少488.45亿元，表明水资源保护与水生态修复效果得以体现，水生态环境明显改善。

(4) 水资源资产负债核算。在已有水资源资产、负债核算基础上，结合“水资源资产-水资源负债=水资源净资产”恒等式编制黄河流域九省区水资源资产负债表，核算“十二五”时期和“十三五”时期水资源资产负债情况。研究发现，水资源资产规模总体较大，水域资产明显高于水量资产，并且在核算期内呈现增长态势。受水资源禀赋、水资源资产价格与水生态系统蕴含价值的影响，省区间水资源资产差异显著，其中上游最大，中游次之，下游最小。与水资源资产相比，水资源负债相对较小。且在核算期内呈现下降特征，水资源过耗、水环境损害和水生态破坏负债均有所降低，表明水资源环境治理和水生态修复等取得明显成效。值得注意的是，“十三五”时期不存在水资源过耗现象，水资源过耗负债为0。整体来说，水资源负债主要是由人类生产生活向水体排放大量污染物造成的环境

损害和水资源消耗对生态用水过度挤占导致的水生态破坏构成。此外，核算期内黄河流域九省区水资源资产负债率有所下降，水资源逐渐得到合理利用，水环境和水生态有所改善。

6 黄河流域九省区水资源生态补偿研究

以第 4 章的跨区域水资源生态补偿机制构建为理论基础, 结合第 5 章编制的水资源资产负债表详细研究黄河流域九省区水资源生态补偿情况。由于区域经济贸易往来引发水资源跨区域流动和水环境污染的跨区域转移现象, 故引入多区域投入产出模型界定水资源横向补偿标准, 考察区域间贸易隐含的水资源负债转移情况; 并依据转移结果对纵向生态补偿进行调整。最后, 依据经济补偿能力和社会支付意愿确定中央政府与地方政府补偿资金分配情况, 使得黄河流域九省区水资源生态补偿得到合理分摊, 进而确保补偿机制顺利实施。

6.1 环境扩展多区域投入产出模型

环境扩展多区域投入产出模型是在多区域投入产出模型的基础上考虑了资源环境要素。因此, 本节首先描述了多区域投入产出模型, 包含多区域投入产出表的基本结构以及多区域投入产出具体模型两部分。在此基础上, 对环境扩展多区域投入产出模型进行介绍与说明。

6.1.1 多区域投入产出模型

6.1.1.1 多区域投入产出表的基本结构

在区域间贸易往来日益频繁的背景下, 多区域投入产出模型逐渐发挥着重要作用。其最突出的特点是能够将不同区域不同产业部门之间的经济联系衔接起来, 系统全面地反映产品供应链关系和最终产品进出口关系 (表 6.1)

表 6.1 多区域投入产出表基本表式

产出 投入			中间使用						最终使用				统计 误差	总 产出
			地区 1		...	地区 m		地区 1	...	地区 m	出 口			
			部门 1	...	部门 n	...	部门 1					...		
中 间 投 入	地 区 1	部门 1	x_{ij}^{rs}						y_i^s			y_i^e	ϵ_i^r	X_i^r
		...												
	部门 n													
	...													
地 区 m	部门 1	x_{ij}^{rs}						y_i^s			y_i^e	ϵ_i^r	X_i^r	
	...													
...														
部门 n														
进口			im_j^s						im_y^s			im_g	X_{im}	
增加值			v_j^s						—					

总投入	X_j^s
-----	---------

可以看出,多区域投入产出表横向反映了各地区各部门生产的产品分配给不同地区不同部门作为中间产品使用和最终产品使用的情况;纵向反映了各地区各部门生产产品时消耗不同地区不同部门的最初投入和中间投入。整体而言,与单一区域投入产出表结构基本一致;不同的是,多区域投入产出表在中间使用和最终使用部分刻画了区域间中间产品和最终产品的转移关系,即某一区域的中间投入或最终消费品来源于其他区域生产的中间产品和最终产品。

6.1.1.2 多区域投入产出具体模型

假设一个国家有 m 个行政区域,每个区域具有 n 个国民经济部门,则多区域投入产出的行向平衡可表示如下:

$$\sum_{s=1}^m \sum_{j=1}^n x_{ij}^{rs} + \sum_{s=1}^m y_i^{rs} + y_i^{re} + \varepsilon_i^r = X_i^r \quad (6-1)$$

其中, x_{ij}^{rs} 表示为满足 s 区域 j 部门的中间使用需要 r 区域 i 部门提供的产品或服务,为 $mn \times mn$ 矩阵; y_i^{rs} 表示 r 区域 i 部门提供给 s 区域的最终使用,为 $mn \times m$ 矩阵; y_i^{re} 表示 r 区域 i 部门出口的产品或服务,为 mn 列向量; ε_i^r 表示统计误差; X_i^r 表示 r 区域 i 部门的总产出,为 mn 列向量。

$$\sum_{r=1}^m \sum_{i=1}^n x_{ij}^{rs} + im_j^s + v_j^s = X_j^s \quad (6-2)$$

式 6-2 为多区域投入产出列平衡。其中, im_j^s 表示 s 区域 j 部门进出的产品或服务,为 $1 \times mn$ 的行向量; v_j^s 表示 s 区域 j 部门的增加值,同样包含固定资产折旧、从业人员报酬、生产税净额和营业盈余,为 mn 的行向量; X_j^s 表示 s 区域 j 部门的总投入,为 mn 的行向量。

令 $a_{ij}^{rs} = x_{ij}^{rs} / X_j^s$ 为直接消耗系数,则多区域投入产出模型可改写为:

$$\sum_{s=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^{rs} X_j^s + \sum_{s=1}^m y_i^{rs} + y_i^{re} + \varepsilon_i^r = X_i^r \quad (6-3)$$

为方便文章后续分析,本部分采用英文大写字母表示矩阵,小写加粗英文字母表示向量,则行向平衡可以表示为以下两种形式:

$$Ax + y^d + y^e + \varepsilon = x \quad (6-4)$$

$$x = (I - A)^{-1} \times (y^d + y^e + \varepsilon) \quad (6-5)$$

其中, A 为直接消耗系数矩阵, $\boldsymbol{x} = [x_i^r]$ 为总产出向量, $\boldsymbol{y}^d = \left[\sum_{s=1}^m y_i^{rs} \right]$ 为国内最终需求向量, \boldsymbol{y}^e 为出口向量, $\boldsymbol{\varepsilon}$ 为统计误差向量, $(I - A)^{-1}$ 为列昂惕夫逆矩阵。

6.1.2 环境扩展型多区域投入产出模型

自 1970 年开始, Hetteling 等学者将研究视角转向经济发展过程中引发的资源环境问题, 构建包含资源环境数据的投入产出模型。环境扩展型多区域投入产出模型, 是在多区域投入产出模型的基础上加入资源环境数据, 反映经济贸易过程中某区域最终产品消费给其他区域带来的资源消耗和污染排放问题。因为能清楚地揭示贸易过程中隐含的资源环境转移情况, 近年来被广泛应用于虚拟资源流动和污染转移测算研究。

最常见的环境扩展型多区域投入产出模型是在多区域投入产出表的底部增加一行, 也被称作广义投入产出模型 (Generalized Input Output Models), 即各区域各部门在生产过程中产生的资源消耗或环境污染数量。采用环境扩展型投入产出模型进行模型构建与分析的关键是明确直接环境影响系数和完全环境影响系数。其中, 直接环境影响系数向量可用 $\boldsymbol{\sigma}$ 表示, 为 mn 的行向量, 其中每个元素可表示为:

$$\sigma_j^s = \frac{w_j^s}{X_j^s} \quad (6-6)$$

式中, σ_j^s 为直接环境影响系数, 指的是 s 区域 j 部门每生产一单位产品或服务带来的直接资源环境影响; w_j^s 表示 s 区域 j 部门生产过程中引发的水资源过耗或水环境损害数量; X_j^s 表示 s 区域 j 部门的总产出。在直接资源环境影响系数的基础上右乘以列昂惕夫逆矩阵, 即为完全资源环境影响系数, 反映 s 区域 j 部门生产单位产品或服务对其他各区域各部门带来的直接环境影响和间接环境影响。

6.2 水资源生态补偿模型构建

首先通过环境扩展多区域投入产出模型构建贸易隐含水资源负债转移测算模型, 用于考察经济贸易往来引起的水资源转移数额。以此为基础, 构建跨区域水资源生态补偿测度模型, 包含横向生态补偿、纵向生态补偿和补偿资金分配三部分, 为黄河流域九省区水资源生态补偿具体测算提供理论基础。

6.2.1 贸易隐含水资源负债转移测算模型

根据列昂惕夫投入产出模型，省域间的行向平衡关系如式（6-4）或（6-5）所示，本部分将其采用分块矩阵的形式表示为：

$$\begin{aligned}
 \begin{bmatrix} X^1 \\ X^2 \\ \vdots \\ X^m \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} A^{11} & A^{12} & \cdots & A^{1m} \\ A^{21} & A^{22} & \cdots & A^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ A^{m1} & A^{m2} & \cdots & A^{mm} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} X^1 \\ X^2 \\ \vdots \\ X^m \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} y^{11} & y^{12} & \cdots & y^{1m} \\ y^{21} & y^{22} & \cdots & y^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ y^{m1} & y^{m2} & \cdots & y^{mm} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 1 \\ 1 \\ \vdots \\ 1 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} y^{1e} \\ y^{2e} \\ \vdots \\ y^{me} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \varepsilon^1 \\ \varepsilon^2 \\ \vdots \\ \varepsilon^m \end{bmatrix} \\
 &= \begin{bmatrix} I - A^{11} & -A^{12} & \cdots & -A^{1m} \\ -A^{21} & I - A^{22} & \cdots & -A^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ -A^{m1} & -A^{m2} & \cdots & I - A^{mm} \end{bmatrix} \times \left\{ \begin{bmatrix} y^{11} & y^{12} & \cdots & y^{1m} \\ y^{21} & y^{22} & \cdots & y^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ y^{m1} & y^{m2} & \cdots & y^{mm} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 1 \\ 1 \\ \vdots \\ 1 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} y^{1e} \\ y^{2e} \\ \vdots \\ y^{me} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \varepsilon^1 \\ \varepsilon^2 \\ \vdots \\ \varepsilon^m \end{bmatrix} \right\} \quad (6-7) \\
 &= \begin{bmatrix} B^{11} & B^{12} & \cdots & B^{1m} \\ B^{21} & B^{22} & \cdots & B^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ B^{m1} & B^{m2} & \cdots & B^{mm} \end{bmatrix} \times \left\{ \begin{bmatrix} y^{11} & y^{12} & \cdots & y^{1m} \\ y^{21} & y^{22} & \cdots & y^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ y^{m1} & y^{m2} & \cdots & y^{mm} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 1 \\ 1 \\ \vdots \\ 1 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} y^{1e} \\ y^{2e} \\ \vdots \\ y^{me} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \varepsilon^1 \\ \varepsilon^2 \\ \vdots \\ \varepsilon^m \end{bmatrix} \right\}
 \end{aligned}$$

式 6-7 中的分块矩阵 A 代表各区域的直接消耗系数矩阵，为 $n \times n$ 矩阵；分块矩阵 B 代表完全消耗系数矩阵，即为列昂惕夫逆矩阵。设各省域水资源负债分块矩阵为：

$$\hat{\sigma} = \begin{bmatrix} \hat{\sigma}^1 & 0 & \cdots & 0 \\ 0 & \hat{\sigma}^2 & \cdots & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & \cdots & \hat{\sigma}^m \end{bmatrix}$$

其中，对角线上的分块矩阵 $\hat{\sigma}^r$ 表示区域 r 各部门的水资源负债系数对角矩阵，即单位产品或服务产出引发的水资源负债。借鉴王文治（2022）碳排放分解方式，将各省域最终产品需求、出口和统计误差项引致的水资源消耗或者水环境污染表示如下：

$$\begin{bmatrix} W^{11} & W^{12} & \dots & W^{1m} \\ W^{21} & W^{22} & \dots & W^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ W^{m1} & W^{m2} & \dots & W^{mm} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \hat{\sigma}^1 & 0 & \dots & 0 \\ 0 & \hat{\sigma}^2 & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & \dots & \hat{\sigma}^m \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} B^{11} & B^{12} & \dots & B^{1m} \\ B^{21} & B^{22} & \dots & B^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ B^{m1} & B^{m2} & \dots & B^{mm} \end{bmatrix} \times \left\{ \begin{bmatrix} y^{11} & y^{12} & \dots & y^{1m} \\ y^{21} & y^{22} & \dots & y^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ y^{m1} & y^{m2} & \dots & y^{mm} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} y^{1e} & 0 & \dots & 0 \\ 0 & y^{2e} & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & \dots & y^{me} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \varepsilon^1 & 0 & \dots & 0 \\ 0 & \varepsilon^2 & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & \dots & \varepsilon^m \end{bmatrix} \right\} \quad (6-8)$$

式(6-8)中矩阵 W 的行向总和为各区域生产端水资源负债(例如 $W_{PBA}^r = \sum_{s=1}^m W^{rs}$)；列向总和为各区域消费端的水资源负债(例如 $W_{CBA}^r = \sum_{s=1}^m W^{sr}$)。其中区域 r 的生产端和消费端水资源负债的具体表达式如下：

$$\begin{aligned} W_{PBA}^r = \sum_{s=1}^m W^{rs} &= \hat{\sigma}^r \sum_{s=1}^m B^{rs} y^{sr} + \hat{\sigma}^r B^{rr} y^{re} + \hat{\sigma}^r B^{rr} \varepsilon^r \\ &+ \hat{\sigma}^r \sum_{s \neq r}^m \sum_{u=1}^m B^{ru} y^{us} + \hat{\sigma}^r \sum_{s \neq r}^m B^{rs} y^{se} + \hat{\sigma}^r \sum_{s \neq r}^m B^{rs} \varepsilon^s \end{aligned} \quad (6-9)$$

$$\begin{aligned} W_{CBA}^r = \sum_{s=1}^m W^{sr} &= \hat{\sigma}^r \sum_{s=1}^m B^{rs} y^{sr} + \hat{\sigma}^r B^{rr} y^{re} + \hat{\sigma}^r B^{rr} \varepsilon^r \\ &+ \hat{\sigma}^r \sum_{s \neq r}^m \sum_{u=1}^m B^{su} y^{ur} + \hat{\sigma}^r \sum_{s \neq r}^m B^{sr} y^{re} + \hat{\sigma}^r \sum_{s \neq r}^m B^{sr} \varepsilon^s \end{aligned} \quad (6-10)$$

可以看出，区域 r 在生产端和消费端的水资源负债可分解为六个部分。从生产端来看，第一项表示区域 r 最终产品需求（包括反馈效应）引致的本区域水资源负债，即产品最初生产和最终消费地在同一区域，记录为路径 1；第二项表示区域 r 产品出口引致的区域 r 水资源负债，即产品最初生产和出口地在同一区域，记录为路径 2；第三项表示区域 r 统计误差引致的本区域水资源负债，记录为路径 3；第四项表示区域 s 最终产品需求引致的区域 r 水资源负债，即产品最初生产和最终消费地在不同区域，记录为路径 4；第五项表示区域 s 产品出口引致的区域 r 水资源负债，即产品最初生产和出口地在不同区域，记录为路径 5；第六项表示区域 r 统计误差引致的区域 s 水资源负债，记录为路径 6。从消费端来看，前三项与生产端的水资源负债分解公式含义相同；后三项分别表示区域 r 最终产品需求、出口和统计误差引致的区域 s 水资源负债。总的来说，路径 1、路径 2 和路径 3 的生产和使用均在本区域发生，即水资源负债未产生转移；路径 4、路径 5 和路径 6 的生产和使用发生在不同区域，水资源负债产生区域间转移。

鉴于统计误差项 ε 是为了平衡国内区域间投入产出数据，无具体经济含义，在实际分析中不予考虑。因此，生产端和消费端的水资源负债只考虑最终需求和产出。根据汪燕（2020）等在研究两个区域碳排放生产和消费关系的划分方式，将生产端和消费端的水资源负债可表示如下：

表 6.2 区域 r 和区域 s 之间水资源负债的生产和消费

生产地/消费地	区域 r 最终需求	区域 s 最终需求	区域 r 出口	区域 s 出口
区域 r 生产	$WREB_d^{rr}$	$WREB_d^{rs}$	$WREB_f^{rr}$	$WREB_f^{rs}$
区域 s 生产	$WREB_d^{sr}$	$WREB_d^{ss}$	$WREB_f^{sr}$	$WREB_f^{ss}$
区域 r 生产端水资源负债	$WREB_d^{rr} + WREB_d^{rs} + WREB_f^{rr} + WREB_f^{rs}$			
区域 s 生产端水资源负债	$WREB_d^{sr} + WREB_d^{ss} + WREB_f^{sr} + WREB_f^{ss}$			
区域 r 消费端水资源负债	$WREB_d^{rr} + WREB_d^{sr} + WREB_f^{rr} + WREB_f^{sr}$			
区域 s 消费端水资源负债	$WREB_d^{rs} + WREB_d^{ss} + WREB_f^{rs} + WREB_f^{ss}$			

采用 $WREB_d^{rr}$ 和 $WREB_d^{ss}$ 分别表示区域 r （或 s ）生产，且在区域 r （或 s ）消费引致的水资源负债；采用 $WREB_d^{rs}$ 和 $WREB_d^{sr}$ 分别表示区域 r （或 s ）生产，但在区域 s （或 r ）消费引致的水资源负债；采用 $WREB_f^{rr}$ 和 $WREB_f^{ss}$ 分别表示区域 r （或 s ）生产，且在区域 r （或 s ）出口引致的水资源负债；采用 $WREB_f^{rs}$ 和 $WREB_f^{sr}$ 分别表示区域 r （或 s ）生产，但在区域 s （或 r ）出口引致的水资源负债。因此，区域 r 生产端的水资源负债总和为区域 r 生产对应的行向之和，即为区域 r 最终需求（ $WREB_d^{rr}$ ）和区域 s 最终需求（ $WREB_d^{rs}$ ）引致的区域 r 水资源负债，以及区域 r 出口（ $WREB_f^{rr}$ ）和区域 s 出口（ $WREB_f^{rs}$ ）引致的区域 r 水资源负债；区域 r 消费端的水资源负债为区域 r 最终需求和区域 r 出口的列项之和，即为满足于区域 r 最终需求使得区域 r 生产（ $WREB_d^{rr}$ ）和区域 s 生产（ $WREB_d^{sr}$ ）引致的水资源负债转移，以及区域 r 出口需要使得区域 r 生产（ $WREB_f^{rr}$ ）和区域 s 生产（ $WREB_f^{sr}$ ）引致的水资源负债转移。同理可定义区域 s 生产端和消费端的水资源负债转移。

可见，两个区域之间最终需求引致的水资源负债净转移为 $T_d^{rs} = WREB_d^{rs} - WREB_d^{sr}$ ， $T_d^{rs} > 0$ 表明最终需求导致 r 地区为水资源负债净流入区域，即区域 s 向区域 r 转移了水资源过耗和水环境污染，反之，表明最终需求导致 r 地区为水资源负债净流出区域。同理，两个区域之间出口引致的水资源负债转移为 $T_f^{rs} = WREB_f^{rs} - WREB_f^{sr}$ ，

$T_f^{rs} > 0$ 表明出口导致 r 地区为水资源负债净流入区域，也是区域 s 向区域 r 转移了水资源过耗和水环境污染，反之，表明出口导致 r 地区为水资源负债净流出区域。容易看出，两区域间总的水资源负债净转移量 $T_f^{rs} + T_d^{rs}$ 等于区域 r 生产端水资源负债和消费端水资源负债的差额，这与 Meng 等（2018）和王文治（2022）对区域之间碳排放净转移定义一致。

依据公式（6-9）和（6-10）可将其表示为：

$$\begin{aligned}
 T^{rs} &= T_d^{rs} + T_f^{rs} = WREB_d^{rs} + WREB_f^{rs} - WREB_d^{sr} - WREB_f^{sr} \\
 &= \sigma^r \sum_{s \neq r}^m \sum_{u=1}^m B^{ru} y^{us} + \sigma^r \sum_{s \neq r}^m B^{rs} y^{se} - (\sigma^r \sum_{s \neq r}^m \sum_{u=1}^m B^{su} y^{ur} + \sigma^r \sum_{s \neq r}^m B^{sr} y^{re})
 \end{aligned} \tag{6-11}$$

公式 6-17 即为以区域 r 和区域 s 为例表示的区域间水资源负债转移净值，可作为水资源横向生态补偿的分配标准。

6.2.2 水资源生态补偿测度模型

以水资源资产负债表编制结果为基础，结合 6.2.1 节中以贸易隐含水资源负债转移情况为依据构建水资源生态补偿标准模型。

6.2.2.1 横向生态补偿标准

横向生态补偿标准是细化各区域补偿责任、明晰补偿/受偿金额的关键路径。本文以区域间隐含水资源负债净转移为依据制定区域间横向生态补偿标准。首先，从生产端和消费端两侧核算各区域水资源负债及其构成情况；其次，分析水资源负债随经济贸易在区域之间的净转移方向和数量；最后，根据净转移方向和数量确定各区域横向生态补偿主客体及补偿标准，完善区域间横向生态补偿实践。在横向生态补偿中，补偿主体支付的生态补偿金额应当等于补偿客体获得的生态补偿金额，体现了最终支付金额与最终获得金额相平衡的状态，可称之为生态补偿零和模型。6.2.1 节测算了区域之间水资源负债净转移量，且所有研究区域的净转移之和为零，即水资源负债转移实现了平衡。本文将横向生态补偿定义为：

$$HEC^{rs} = T^{rs} = W^{rs} - W^{sr} \tag{6-12}$$

$$HEC = \begin{bmatrix} 0 & HEC^{12} & \dots & HEC^{1m} \\ HEC^{21} & 0 & \dots & HEC^{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ HEC^{n1} & HEC^{n2} & \dots & HEC^{nm} \end{bmatrix}$$

其中, W^{rs} 为区域 s 转移到区域 r 的水资源负债; W^{sr} 为区域 r 转移到区域 s 的水资源负债。 HEC^{rs} 表示区域 r 在与区域 s 的隐含贸易转移中应该获得或支付的水资源生态补偿标准。当 $HEC^{rs} > 0$ 时, 区域 r 为补偿客体, 获得补偿金额; 区域 s 为补偿主体, 支付补偿金额; 当 $HEC^{rs} < 0$ 时, 区域 r 为补偿主体, 支付补偿金额; 区域 s 为补偿客体, 获得补偿金额。 HEC 是主对角线元素为 0 的水资源生态补偿矩阵。需要说明的是, 水资源生态系统服务中供给服务和文化服务发生经济贸易转移, 而本文在以编制水资源资产负债表为目的仅考虑了以大气流动或降水等形式产生的调节服务功能, 未发生以经济联系为纽带的资源环境负担转移, 即水生态破坏负债不存在核算贸易隐含转移情况。

6.2.2.2 纵向生态补偿标准

纵向生态补偿是以政府为主导的生态补偿模式, 发展相对成熟和完善, 具有较强的适用性, 在生态补偿中发挥至关重要的作用。本文从“损害赔偿”和“保护补偿”两个方面全面考察区域整体纵向生态补偿标准。

(1) “损害赔偿”视角下的惩罚性生态补偿。根据“损害者支付赔偿”原则, 当人类经济活动对水资源产生不利影响时(出现水资源过耗、水环境损害和水生态系统服务功能下降的情形), 资源不合理利用者、环境污染者以及生态破坏者应当为其不当行为承担责任, 支付相应补偿, 以约束水资源环境的负外部性行为。具体测算方法表示如下:

$$CDP_r = (WRO_r^* - \left| \sum_{s=1}^m HEC_{WRO}^{rs} \right|) + (WEP_r^* - \left| \sum_{s=1}^m HEC_{WEP}^{rs} \right|) + WED_r \quad (6-13)$$

其中, CDP_r 表示区域 r 损害赔偿总额, 反映了人类经济活动对水资源产生负面效应的总体情况, 包含水资源过耗、水环境损害和水生态破坏三个方面。 WRO_r^* 表示区域 r 在水资源负债转移调整之后的水资源过耗负债; $\sum_{s=1}^m HEC_{WRO}^{rs}$ 表示区域 r 为其他区域支付的由于水资源过耗隐含转移引致的生态补偿总额, 当区域 r 获得生态补偿资金时, 该项记为 0; WEP_r^* 表示区域 r 在水资源负债转移调整之后的水环境损害负债; $\sum_{s=1}^m HEC_{WEP}^{rs}$ 表示区域 r 为其他区域支付的由于水环境损害隐含转移引致的生态补偿总额, 当区域 r 获得生态补偿资金时, 该项同样记为 0; WED_r 表示区域 r 的水生态破坏负债, 因为不通过经济贸易在区域间发生转移, 故不考

考虑贸易隐含转移情况。

(2)“保护补偿”视角下的奖励性生态补偿。人类经济活动除了对水资源产生不利影响外,还可通过优化产业用水模式、提高水资源利用效率等措施将水资源消耗控制在用水总量控制目标内,通过限制污水排放、加大污染治理使得污染物排放量不超过水体纳污能力,或通过水生态系统保护和修复使得水生态系统服务提升。根据“保护者获得补偿”原则,应对资源环境生态保护者进行奖励性补偿,以弥补其为保护水资源生态环境付出的直接投入成本和间接机会成本,同时激励更多人进行生态环境保护。但在水资源资产负债核算中,水环境损害较为严峻,核算期内污染排放均超过水体纳污能力,还未达到激励性补偿阶段,故本文仅考虑水资源盈余和水生态系统服务功能提升。具体测算方法如下:

$$CPG_r = WRS_r + WEG_r \quad (6-14)$$

$$WRS_r = P \times (WCT_r - AWC_r), \quad s.t. \quad WCT_r - AWC_r > 0 \quad (6-15)$$

$$WEG_r = WESV_{r,t_2} - WESV_{r,t_1}, \quad s.t. \quad WESV_{r,t_2} - WESV_{r,t_1} > 0 \quad (6-16)$$

其中, CPG_r 表示区域 r 的资源环境生态保护者获得的生态补偿总额, WRS_r 表示区域 r 将水资源使用控制在合理范围内应获得的水资源盈余补偿; WEG_r 表示区域 r 提升水生态系统服务功能应获得的水生态增益补偿。 WCT_r 表示区域 r 的用水总量控制目标; AWC_r 表示区域 r 的实际用水总量; P 为单位水资源价值。 $WESV_{r,t_2}$ 表示区域 r 核算期期末的水生态系统服务价值; $WESV_{r,t_1}$ 表示区域 r 核算期期初的水生态系统服务价值。

6.2.2.3 补偿资金分配额测度

由于黄河流域九省区属于统一整体,各省区既有保护水资源义务又具有投入保护资金的责任(李亚菲,2022)。同时中央政府也具有保护责任与义务(杜林远和高红贵,2018)。故生态补偿总额应由中央政府和地方政府进行分摊,以确保水资源生态补偿有效实施。需要说明的是,横向生态补偿由贸易隐含水资源负债转移确定,补偿数额相对较小,依靠地方政府即可完成。故补偿资金分配仅聚焦于纵向生态补偿。首先,根据地方政府的财政补偿能力和支付意愿水平确定其出资比例;剩余部分由中央政府通过财政转移支付提供。具体如下:

$$TEC = \sum_{r=1}^m CDP_r + CPG_r \quad (6-17)$$

$$LGEC = \sum_{r=1}^m \frac{\alpha_r}{1+e^{-t}} (CDP_r + CPG_r), t = \frac{1}{E_{nr}} - 3 \quad (6-18)$$

$$CFEC = TEC - LGEC \quad (6-19)$$

其中, TEC 表示生态补偿分配总额, 包含损害性生态赔偿和保护性生态补偿资金。 $LGEC$ 表示地方政府承担的生态补偿额, 主要取决于地方支付能力和社会支付意愿; α_r 表示研究区域 r 的财政支付能力指数, 采用区域 r 人均 GDP 与全区域最高人均 GDP 之比测算; $\frac{1}{1+e^{-t}}$ 表示以皮尔生长曲线模型为依据确定的区域社会发展阶段系数, 既能反映由于市场缺失的生态系统服务价值, 又能衡量需求生态系统服务者的支付意愿; t 表示经济社会发展阶段, 通常划分为贫困、温饱、小康、富裕和极富五个阶段; E_{nr} 表示研究区域 r 的综合恩格尔系数, 可表示为 $E_{nr} = E_{ur} \times \theta_r + E_{br} \times (1 - \theta_r)$ (E_{ur} 和 E_{br} 分别为 r 区域城镇居民和农村居民的恩格尔系数; θ_r 为 r 区域的城镇化水平); $CFEC$ 表示中央政府所承担的补偿额。

6.3 贸易隐含水资源负债转移测算和分析

本节以 2012 年和 2017 年多区域投入产出数据为依据, 分别测算黄河流域九省区“十二五”时期和“十三五”时期的贸易隐含水资源负债转移情况, 明晰各省区应承担的水资源过耗和水环境损害责任, 为生态补偿研究提供数据价值基础。

6.3.1 数据来源及处理

6.3.1.1 数据来源

我国一般在逢 2 和逢 7 年份编制全国和各省域投入产出表, 且在逢 0 或逢 5 年份编制延长表。也有学者采用 RAS 等方法, 依据国家统计局编制的投入产出表和其他相关资料推算中间年份缺失的投入产出表。由于通过全面调查方法编制逢 2 和逢 7 年份的投入产出表能够更准确地反映各区域各部门之间的投入产出关系, 最具权威性和科学性。且投入产出核算中消耗系数的相对稳定性假设表明反映部门间技术经济密切联系程度的消耗系数具有相对稳定性 (向书坚等, 2019)。故本文采用 2012 年和 2017 年的多区域投入产出表分别代表 2011—2015 年和 2016—2019 年的多区域投入产出表, 在此基础上测算“十二五”时期和“十三五”时期黄河流域九省区的贸易隐含水资源负债转移情况。多区域投入产出表编制一

般由研究团队或机构来完成，中国多区域投入产出表的编制机构主要国务院发展研究中心、中国科学院地理科学与资源研究所、国家信息中心以及清华大学、中国人民大学等。

在资源环境贸易隐含转移问题研究中，清华大学关大博教授团队创建的中国碳核算数据库（China Emission Accounts and Datasets，简称 CEADs）编制的多MRIO 更为科学合理，应用更为广泛。本文主要选取 2012 年和 2017 年中国多区域投入产出表进行水资源负债转移分析，涵盖北京、天津等 31 个地区（未包含港、澳、台地区）和农林牧渔产品和服务、煤炭采选产品等 42 个部门。

6.3.1.2 构建黄河流域九省区水资源负债投入产出表

本文借鉴曹涛等（2018）对京津冀地区虚拟水多区域投入产出模型的处理方式，将原表中九省以外其他省市区的中间投入部分相加，合并得到表中“外地总投入”部分；将中国多区域投入产出表中九省以外其他省市区的中间使用和最终使用相加，合并得到表中“出口国内”项目。另外，考虑到水资源资产负债项目难以从细分行业进行核算，本文仅核算三次产业之间的贸易隐含水资源负债转移情况，将 42 部分合并为三次产业部门。且在原表中底部增加一行，反映黄河流域九省区人类社会经济活动中引发的水资源负债，最终表式结构如表 6.3 所示。

表 6.3 黄河九省区水资源负债投入产出简表

投入 \ 产出			中间使用						最终使用			出口国内	出口国外	总产出	
			青海			...	山东			青海	...				山东
			部门1	部门2	部门3	...	部门1	部门2	部门3						
中间投入	青海	部门1	$x_{1,1}^{1,1}$	$x_{1,2}^{1,1}$	$x_{1,3}^{1,1}$...	$x_{1,1}^{1,11}$	$x_{1,2}^{1,11}$	$x_{1,3}^{1,11}$	$y_1^{1,1}$...	$y_1^{1,11}$	$y_1^{1,ed}$	$y_1^{1,ea}$	X_1^1
		部门2	$x_{2,1}^{1,1}$	$x_{2,2}^{1,1}$	$x_{2,3}^{1,1}$...	$x_{2,1}^{1,11}$	$x_{2,2}^{1,11}$	$x_{2,3}^{1,11}$	$y_2^{1,1}$...	$y_2^{1,11}$	$y_2^{1,ed}$	$y_2^{1,ea}$	X_2^1
		部门3	$x_{3,1}^{1,1}$	$x_{3,2}^{1,1}$	$x_{3,3}^{1,1}$...	$x_{3,1}^{1,11}$	$x_{3,2}^{1,11}$	$x_{3,3}^{1,11}$	$y_3^{1,1}$...	$y_3^{1,11}$	$y_3^{1,ed}$	$y_3^{1,ea}$	X_3^1
	
	山东	部门1	$x_{1,1}^{11,1}$	$x_{1,2}^{11,1}$	$x_{1,3}^{11,1}$...	$x_{1,1}^{11,11}$	$x_{1,2}^{11,11}$	$x_{1,3}^{11,11}$	$y_1^{11,1}$...	$y_1^{11,11}$	$y_1^{11,ed}$	$y_1^{11,ea}$	X_1^{11}
		部门2	$x_{2,1}^{11,1}$	$x_{2,2}^{11,1}$	$x_{2,3}^{11,1}$...	$x_{2,1}^{11,11}$	$x_{2,2}^{11,11}$	$x_{2,3}^{11,11}$	$y_2^{11,1}$...	$y_2^{11,11}$	$y_2^{11,ed}$	$y_2^{11,ea}$	X_2^{11}
		部门3	$x_{3,1}^{11,1}$	$x_{3,2}^{11,1}$	$x_{3,3}^{11,1}$...	$x_{3,1}^{11,11}$	$x_{3,2}^{11,11}$	$x_{3,3}^{11,11}$	$y_3^{11,1}$...	$y_3^{11,11}$	$y_3^{11,ed}$	$y_3^{11,ea}$	X_3^{11}
	外地总投入		imc_1^1	imc_2^1	imc_3^1	...	imc_1^{11}	imc_2^{11}	imc_3^{11}	imc_y^1	...	imc_y^{11}	$y_{imc}^{1,ec}$	$y_{imc}^{1,ea}$	X_{imc}^1
进口		im_1^1	im_2^1	im_3^1	...	im_1^{11}	im_2^{11}	im_3^{11}	im_y^1	...	im_y^{11}	$y_{im}^{1,ec}$	$y_{im}^{1,ea}$	X_{im}^1	
增加值		v_1^1	v_2^1	v_3^1	...	v_1^{11}	v_2^{11}	v_3^{11}	---						
总投入		X_1^1	X_2^1	X_3^1	...	X_1^{11}	X_2^{11}	X_3^{11}	---						
水资源负债		W_1^1	W_2^1	W_3^1	...	W_1^{11}	W_2^{11}	W_3^{11}	---						

需要说明的是，第 6 章水资源过耗和水环境损害核算均为“十二五”时期和“十三五”时期总额，将其数据融入多区域投入产出表时需均值化处理。最后，

根据平衡法则对处理后的黄河流域九省区水资源负债投入产出表进行检验,表的核心部分即九省区中间投入产出部分未发生任何改变,且整体上总投入依旧等于总产出,满足基本平衡关系。

6.3.1.3 产业间水资源负债分配

采用多区域投入产出表测算贸易隐含水资源负债转移时仅是针对人类经济生产活动引发的第一、二、三次产业产生的水资源负债。《中国统计年鉴》公布的用水总量分为农业用水、工业用水、生活用水以及生态环境用水四个部分,而生活用水主要涵盖居民生活用水和公共用水,且公共用水中包含第三产业用水和建筑业用水等。本文借鉴王晓萌等(2014)的处理方式,将居民生活用水进行剥离得到第三产业用水量,进而确定各年份三次产业水资源环境负债分配比重。由于本文考察的是“十二五”和“十三五”时期的水资源负债转移情况,表 6.4 为各省区核算期内三次产业的平均比重值。

表 6.4 三次产业水资源负债分配比重 %

省份	“十二五”时期				“十三五”时期			
	第一产业	第二产业	第三产业	居民生活	第一产业	第二产业	第三产业	居民生活
青海	80.35	10.16	7.05	2.45	77.61	10.44	8.37	3.58
四川	59.40	23.01	13.76	3.84	61.30	18.26	15.09	5.35
甘肃	81.27	11.26	5.70	1.77	82.82	8.98	6.21	1.99
宁夏	90.75	6.79	1.14	1.33	89.23	6.85	2.33	1.59
内蒙	80.46	12.80	5.66	1.07	83.75	9.56	5.32	1.37
陕西	66.71	15.62	13.47	4.20	64.37	16.18	13.54	5.92
山西	61.79	20.82	13.11	4.28	62.72	18.86	12.71	5.70
河南	58.86	25.57	12.92	2.65	57.78	23.21	15.09	3.92
山东	70.66	13.42	11.83	4.10	67.30	15.22	12.01	5.47

从纵向上看,第一产业用水所占比重最大,第二产业次之,第三产业较少,即农业生产活动导致的水资源消耗相对更大。但需要注意的是,多个区域在第一产业消耗大量水资源的条件下创造的经济生产总值相对较少,故在确保粮食安全的前提下,优化调整三次产业结构,支持耗水量较小的工业和服务业发展。从横向上看,四川、山西、河南等地的三次产业用水更为均衡,如“十二五”时期四川地区的第一、二、三产业及居民生活用水所占比重分别为 59.40%、23.01%、13.76%、3.84%;而青海、宁夏等地的三次产业用水差异较大,核算期内宁夏第一产业用水所占比重高达 90%左右,而第三产业用水在 5%以下;而陕西、山东

等地的居民生活用水相对较多。对比“十二五”时期和“十三五”时期，各省区第一产业和第二产业用水所占比重部分呈现上升态势，部分呈现下降态势；第三产业用水和居民生活用水所占比重均有所增加，这可能与第三产业发展较快、人民生活质量显著改善等有密切联系。

6.3.2 贸易隐含水资源负债转移测算

首先根据水资源负债分配比例确定各产业产生的水资源负债，进而确定黄河九省区水资源负债投入产出表。在此基础上，采用 6.2.1 构建的区域间贸易隐含水资源负债转移测算模型考察黄河流域九省区贸易隐含水资源负债转移情况。

6.3.2.1 整体贸易隐含水资源负债测算

为了详细考察出口国内其他地区和国外的产品和服务是直接发生或是在其他地区加工之后发生，本部分将出口国内和出口国外的水资源负债进行进一步分解。其中，“出口国外其他地区”水资源负债矩阵的主对角线元素为出口国内黄河流域九省区以外其他地区直接引致（路径 3-1），非对角线元素为出口国内黄河流域九省区以外其他地区间接引致（路径 4-1）；“出口国外”水资源负债矩阵的主对角线元素为出口国外直接引致（路径 3-2），非对角线元素为出口国外间接引致（路径 4-2）。具体测算结果如表 6.5 所示。

表 6.5 核算期内黄河流域九省区贸易隐含水资源负债测算

来源	路径	2012 年		2017 年	
		水资源负债 (千万元)	所占比重 (%)	水资源负债 (千万元)	所占比重 (%)
本省域最终需求	路径 1	694.86	55.47	285.43	62.19
外省域最终需求	路径 2	69.55	5.55	30.69	6.69
出口国内其他地区	路径 3-1	348.78	27.84	101.10	22.03
	路径 4-1	24.90	1.99	11.17	2.43
出口国外	路径 3-2	103.65	8.27	28.82	6.28
	路径 4-2	10.96	0.87	1.76	0.38
合计		1252.70	100.00	458.97	100.00

数据显示，2012 年黄河流域九省区贸易隐含水资源负债为 125.27 亿元，2017 年贸易隐含水资源负债为 45.90 亿元，比 2012 年相比减少 79.37 亿元，表明《“十三五”水资源消耗总量和强度双控行动方案》《水污染防治行动计划》等文件在水资源管理和水环境污染治理等方面发挥了重要作用，水资源负债有所降低。从

结构特征来看：①本省域的产品和服务最终需求引起的水资源负债最多，所占比重最大，且在核算期内有所提升，由 2012 年的 55.47% 增加至 2017 年的 62.19%。②外省域的产品和服务最终需求引致的水资源负债较小，所占比重均在 10% 以下，但在研究期内具有增加趋势。③出口至国内其他地区引致的水资源负债仅次于本省域的最终需求水资源负债。其中，通过路径 3-1 产生的水资源负债远高于路径 4-2。④出口国外地区引致的水资源负债所占比重略高于外省域的最终需求引致的水资源负债致，主要是通过路径 3-2 引致。可以看出，出口国内其他地区 and 出口国外的水资源负债均是直接引致产生。需要注意的是，核算期内通过路径 3-2 和 4-2 引致的水资源负债均呈现下降特征。此外，除黄河流域九省区以外的其他地区最终需求和出口引致的水资源负债均可视为区域间贸易往来所产生，核算期内两者贸易隐含水资源负债转移年均值为 31.06%，明显存在水资源负债转移，表明在生态补偿中考虑贸易隐含的水资源负债转移具有必要性。

6.3.2.2 各省区贸易隐含水资源负债转移测算

本文分别测算 2012 年和 2017 年省区间贸易隐含水资源负债转移特征，用于代表“十二五”时期和“十三五”时期贸易隐含水资源负债转移均值，进而确定省区间贸易隐含水资源负债转移情况。

表 6.6 核算期内区域间贸易隐含水资源负债转移特征 百万元

地区	青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东
项目	2012 年区域间贸易隐含水资源负债转移								
青海	155.49	0.54	0.33	0.27	1.53	0.76	0.26	2.01	9.03
四川	1.84	2653.96	7.70	2.83	28.81	24.70	7.05	22.63	29.19
甘肃	1.93	8.12	887.72	1.38	27.06	10.53	3.89	28.35	108.64
宁夏	0.20	1.86	1.14	374.95	5.87	3.86	1.28	5.59	10.76
内蒙	1.14	6.87	5.37	4.30	1115.17	12.72	7.05	24.04	52.19
陕西	0.94	8.75	3.26	2.51	27.01	1020.27	5.67	39.07	122.48
山西	0.40	1.96	2.07	1.89	10.76	7.68	1013.75	10.68	17.98
河南	2.42	15.51	11.42	5.12	35.17	35.42	16.92	1931.95	74.78
山东	1.40	10.00	6.16	2.51	17.50	18.23	15.57	49.15	2319.66
项目	2017 年区域间贸易隐含水资源负债转移								
青海	59.94	1.87	0.96	0.31	1.25	2.57	0.37	0.89	1.07
四川	0.48	1132.87	2.40	1.76	6.35	12.75	2.93	17.18	9.03
甘肃	0.77	16.78	124.62	0.59	1.19	44.78	2.56	8.65	1.81
宁夏	0.15	1.46	0.49	161.51	1.38	2.41	0.64	3.31	0.94
内蒙	0.16	0.92	0.55	0.63	266.36	2.82	38.55	6.55	1.73
陕西	0.37	2.98	1.47	1.42	2.87	159.86	2.26	90.14	4.24
山西	0.11	0.56	0.58	0.49	2.58	3.38	363.67	8.20	1.77

河南	1.31	9.29	4.85	3.77	11.59	20.92	10.96	894.44	9.07
山东	0.42	2.77	1.34	1.74	4.28	7.54	2.62	18.36	990.19

表 6.6 中，横行表示基于生产视角的区域间水资源负债转移；纵向表示基于消费视角的区域间水资源负债转移，表中数值反映了纵向各省区最终产品需求和出口导致横向各省区的水资源负债。可以看出，各省份的最终产品需求和出口引致的本省域水资源负债更高。与 2012 年相比，2017 年区域间贸易隐含的水资源负债整体上有所减弱，水资源管理、水环境污染治理等措施成效明显。

从 2012 年区域间贸易隐含水资源负债转移来看，除各省区自身产生的水资源负债之外，山东最终产品需求和出口引致各省区的水资源负债最多；河南、陕西、内蒙相对较大；青海、四川、甘肃等地对其他区域的水资源负债影响较小。整体来看，黄河流域九省区的水资源负债转移存在显著的空间集聚特征，下游地区内部贸易隐含水资源负债转移最高，中游地区次之，上游地区最小。这在一定程度上说明经济社会发展水平与贸易数额大小存在相关关系，区域经济发展较好的区域与其他地区之间的贸易往来更加频繁，贸易隐含水资源负债转移额也相对较大。从 2017 年区域间贸易隐含水资源负债转移来看，除各省区自身产生的水资源负债之外，陕西和河南地区的最终产品需求和出口引致各省区的水资源负债整体较多；四川、内蒙最终产品需求和出口引致各省区的水资源负债较大；青海、甘肃等地的最终产品需求和出口对其他区域的水资源负债影响较小，与 2012 年结果较为一致。按上、中、下游考察发现，黄河流域中游地区无论是本区域内部省份还是与上游和下游地区之间产生的贸易隐含水资源负债转移现象更为突出。

6.3.3 贸易隐含水资源负债转移分析

基于贸易隐含水资源负债转移测算结果，本文首先分析各路径贸易隐含水资源负债转移特征，其次从生产端和消费端视角考察水资源负债构成情况，最后从整体上对水资源负债净转移进行分析，为建立水资源生态补偿标准提供重要依据。

6.3.3.1 贸易隐含水资源负债总体转移分析

省区间水资源负债转移可分为最终需求、出口到国内其他地区 and 出口国外三个部分，其中，最终需求包含本省区最终需求和外省区最终需求，对应路径 1 和路径 2；出口国内外其他地区包含出口至黄河流域九省区以外其他地区的直接引致和间接引致，对应路径 3-1 和路径 4-1；出口国外包含出口国外直接引致和

间接引致，对应路径 3-2 和 4-2。其中，本省域的最终产品需求和出口直接引致为贸易隐含水资源负债转移矩阵的对角线元素。

(1) 2012 年黄河流域各省区贸易隐含水资源负债转移特征

	青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东
青海	114.61	0.40	0.19	0.13	0.79	0.40	0.18	1.13	5.90
四川	1.63	1992.7	5.17	1.59	24.43	17.45	5.09	16.30	19.57
甘肃	1.79	6.10	441.06	0.80	15.31	6.24	2.77	16.39	72.02
宁夏	0.16	1.34	0.73	245.62	3.89	2.54	0.86	3.37	7.04
内蒙	0.98	5.13	3.11	2.21	507.54	6.58	4.79	13.47	33.12
陕西	0.82	6.66	2.17	1.36	14.52	419.61	4.21	23.63	80.71
山西	0.35	1.38	1.36	0.91	7.90	5.35	741.60	6.60	10.98
河南	2.06	11.82	7.45	2.99	24.54	21.63	12.22	996.01	49.70
山东	1.22	7.49	3.99	1.68	11.59	11.31	11.34	34.45	1489.9

a.最终需求

	青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东
青海	33.92	0.09	0.13	0.12	0.58	0.26	0.08	0.79	1.63
四川	0.19	443.08	2.35	1.14	3.32	5.18	1.81	5.62	4.99
甘肃	0.13	1.31	426.71	0.53	9.07	3.09	1.04	10.66	19.01
宁夏	0.03	0.33	0.38	103.84	1.47	0.94	0.39	1.98	1.94
内蒙	0.14	1.12	2.10	1.93	484.98	4.33	2.08	9.41	9.94
陕西	0.11	1.36	1.01	1.06	9.63	493.21	1.35	13.75	21.70
山西	0.05	0.38	0.66	0.90	2.05	1.65	250.68	3.62	3.66
河南	0.32	2.38	3.69	1.95	8.24	9.76	4.32	843.57	13.02
山东	0.15	1.63	2.02	0.76	4.28	4.98	3.88	13.05	407.84

b.出口国内其他地区

	青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东
青海	6.96	0.05	0.01	0.01	0.16	0.10	0.01	0.10	1.50
四川	0.03	218.16	0.18	0.10	1.06	2.07	0.16	0.70	4.62
甘肃	0.02	0.72	19.96	0.05	2.68	1.19	0.09	1.30	17.61
宁夏	0.00	0.18	0.03	25.50	0.51	0.38	0.04	0.25	1.79
内蒙	0.02	0.62	0.16	0.17	122.65	1.82	0.19	1.17	9.13
陕西	0.02	0.74	0.07	0.09	2.86	107.46	0.12	1.68	20.07
山西	0.01	0.21	0.05	0.08	0.81	0.69	21.47	0.46	3.34
河南	0.04	1.31	0.28	0.17	2.40	4.03	0.39	92.38	12.06
山东	0.02	0.89	0.15	0.07	1.63	1.94	0.35	1.65	421.95

c.出口国外

图 6.1 2012 年黄河流域九省区贸易隐含水资源负债转移矩阵

从最终需求看，四川本区域产生的水资源负债远高于其他地区；山东仅次于四川。甘肃、陕西、内蒙自身发展产生的水资源负债较为相近，青海和宁夏的水资源负债较小。从省域间来看，青海与四川、甘肃、河南地区的贸易往来相对较多，消费了其水资源负债含量较高的各类型产品；四川为满足本区域的最终产品需求致使甘肃、陕西等发生了较多的水资源负债转移；甘肃和宁夏引致四川和河南的水资源负债较多，主要是因为四川与甘肃、宁夏距离较近，贸易往来引发的水资源负债更为明显；河南均引致黄河流域其他省区产生了较多水资源负债；山东最终产品需求引致其他地区的水资源负债最多。

从出口到其他地区来看，河南直接引致的水资源负债最多，主要是河南位于我国经济发展中间地带，具有全国重要的铁路、公路、航空枢纽。四川、甘肃、

内蒙、陕西、山东直接引致的水资源负债较为接近，青海和宁夏相对较小。青海间接引致的水资源负债整体较小，四川、甘肃、内蒙等间接引致的水资源负债与最终产品需求间接引致的水资源负债情况较为相近。整体来看，出口国内其他地区引致的水资源负债存在显著区域特征，中下游地区内部省份之间以及中、下游省区与其他地区之间的贸易隐含水资源负债转移相对较多，一定程度表明中下游地区经济贸易往来更加密切。

与最终产品需求和出口至国外其他地区的贸易隐含水资源负债相比，出口国外引致的贸易隐含水资源负债明显较小。其中，山东和四川相对较多。需要注意的是，甘肃出口国外直接引致的水资源负债转移显著低于最终需求和出口其他地区。从出口国外间接引致的水资源负债可以看出，青海、甘肃、宁夏与最终需求和出口国内其他地区保持一致；内蒙、陕西、河南出口国外间接引致黄河流域其他省区的水资源负债整体较大。分区域看，中游内部省区之间贸易隐含水资源负债转移量显著高于其他地区，一定程度上表明经济贸易往来较为频繁。

为了更清晰地反映贸易往来密切省区的水资源负债具体转移路径，本文绘制了和弦图结果如图 6.2 所示。

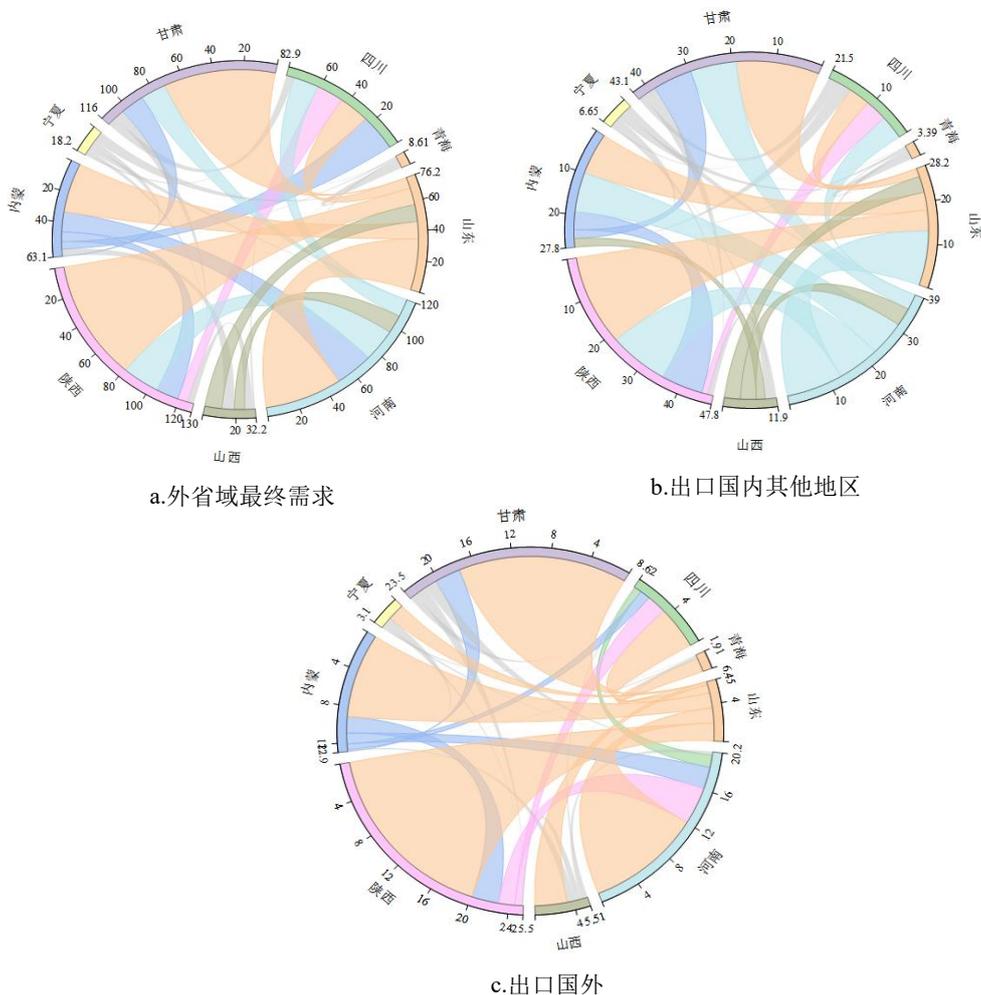


图 6.2 2012 年黄河流域省区间贸易隐含水资源负债转移流向关系图

可以看出，外省域的最终产品需求引致水资源负债转移中，甘肃、内蒙、陕西、河南通过贸易关系将本地区生产经济活动中产生的大部分水资源负债转移至山东地区。表明山东地区通过贸易往来将水污染转嫁至其他区域，如果不考虑贸易隐含的水资源负债情况，则甘肃和陕西等地承担了山东地区生产生活所需产品引发的水资源过耗和水环境污染等问题，成为其水环境污染避难所。出口至国内其他地区引致的水资源负债转移中，贸易往来较为密切的省份有甘肃—河南、陕西—河南、陕西—山东、内蒙—河南、河南—山东等，青海和宁夏与其他地区的贸易往来整体较少，连接线更细，且均为浅灰色。出口国外引致的水资源负债中，陕西、甘肃、内蒙、河南、陕西产生的水资源负债绝大多数是由山东在对外贸易过程中引起，可见山东地区的出口产品对黄河流域其他省区产生了较大影响。内蒙与宁夏、陕西地区贸易较多，出口引致的水资源负债多于其他地区。

(2) 2017 年黄河流域各省区贸易隐含水资源负债转移特征

	青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东
青海	41.07	1.58	0.79	0.22	0.84	1.51	0.30	0.51	0.78
四川	0.45	925.9	2.06	1.53	5.37	10.60	2.43	13.20	8.19
甘肃	0.67	14.19	100.64	0.48	0.78	26.68	2.05	5.61	1.61
宁夏	0.13	1.19	0.39	110.92	0.84	1.35	0.46	1.82	0.67
内蒙	0.14	0.75	0.44	0.48	126.60	1.89	32.20	4.19	1.54
陕西	0.34	2.50	1.22	1.17	1.85	83.06	1.76	55.28	3.53
山西	0.10	0.45	0.46	0.41	1.50	2.17	271.17	5.10	1.69
河南	1.22	7.75	3.90	3.12	7.43	12.65	8.52	508.80	6.86
山东	0.38	2.27	1.00	1.39	2.45	4.45	1.82	11.30	686.2

a.最终需求

	青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东
青海	18.37	0.21	0.16	0.07	0.40	0.93	0.07	0.33	0.16
四川	0.03	157.06	0.33	0.19	0.95	1.89	0.47	3.47	0.45
甘肃	0.10	1.89	21.81	0.09	0.39	15.80	0.46	2.63	0.11
宁夏	0.02	0.20	0.10	34.08	0.52	0.92	0.17	1.29	0.15
内蒙	0.01	0.13	0.10	0.13	134.73	0.82	5.82	2.04	0.11
陕西	0.03	0.36	0.24	0.21	0.98	67.82	0.46	30.10	0.39
山西	0.01	0.08	0.12	0.07	1.04	1.05	84.76	2.68	0.05
河南	0.09	1.15	0.92	0.54	4.01	7.21	2.23	334.62	1.21
山东	0.04	0.38	0.33	0.29	1.76	2.70	0.73	6.13	157.71

b.出口国内其他地区

	青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东
青海	0.50	0.08	0.01	0.02	0.02	0.14	0.01	0.05	0.13
四川	0.00	49.95	0.01	0.04	0.03	0.27	0.04	0.51	0.38
甘肃	0.01	0.69	2.16	0.02	0.01	2.30	0.04	0.41	0.09
宁夏	0.00	0.07	0.00	16.52	0.02	0.13	0.02	0.20	0.12
内蒙	0.00	0.04	0.00	0.03	5.03	0.12	0.53	0.32	0.09
陕西	0.00	0.12	0.01	0.04	0.04	8.97	0.04	4.75	0.32
山西	0.00	0.03	0.00	0.01	0.04	0.15	7.74	0.42	0.04
河南	0.01	0.38	0.03	0.11	0.15	1.05	0.20	51.02	1.00
山东	0.00	0.13	0.01	0.06	0.07	0.39	0.07	0.93	146.26

c.出口国外

图 6.3 2017 年黄河流域九省区贸易隐含水资源负债转移矩阵

从最终需求来看,四川、山东和河南本省区最终产品需求产生的水资源负债位居前三,与2012年分析结果相同;甘肃、宁夏和内蒙较为相近;而青海和陕西较小。从省区间分析来看,四川、甘肃等本省最终产品需求导致青海地区的水资源负债较多,可见在经济发展过程中,黄河流域九省区之间的贸易结构有所变化,近些年来加强了青海与四川、陕西等地的贸易经济往来联系。从所占比重来看,与2012年相比,内蒙、山东最终产品需求引致其他区域的水资源负债有所减少;山西有所增加。整体而言,黄河流域九省区的水资源负债空间集聚性更为明显,地理距离的远近对水资源负债转移具有重要影响。

从出口到其他地区来看,河南水资源负债依旧最多,但数值明显下降。四川和山东出口至黄河流域九省区以外其他地区直接引致的水资源负债量较为一致,青海、甘肃、宁夏相对较小。与2012年相比,甘肃、内蒙和陕西出口至黄河流域九省区以外其他地区直接引致的水资源负债量明显降低。这在一定程度上表明甘肃、内蒙等地近年来多出口水资源消耗少、水环境污染低的各类产品和服务。青海、四川、甘肃等地出口至黄河流域九省区以外地区间接引致的水资源负债与2012年较为相近。内蒙、陕西和河南引致青海地区产生较多的水资源负债,山东则大幅下降,表明山东在保护水资源环境生态方面成效显著。

从各省区出口国外直接引致的贸易隐含水资源负债来看,山东依旧是出口国外直接引致的水资源负债最多的地区,其次为河南。四川略低于河南,而青海、甘肃和内蒙为水资源负债较小的省区。对比发现,内蒙出口国外直接引致的水环境污染等明显降低,表明内蒙在增加出口贸易的前提下减少了水环境污染,这也是经济社会发展与环境保护之间较为理想的一种状态,实现了两者协调发展。从黄河流域各省区出口国外间接引致的贸易隐含水资源负债分析得出,青海和甘肃出口国外的产品和服务并未引起宁夏、内蒙等地区水资源负债。

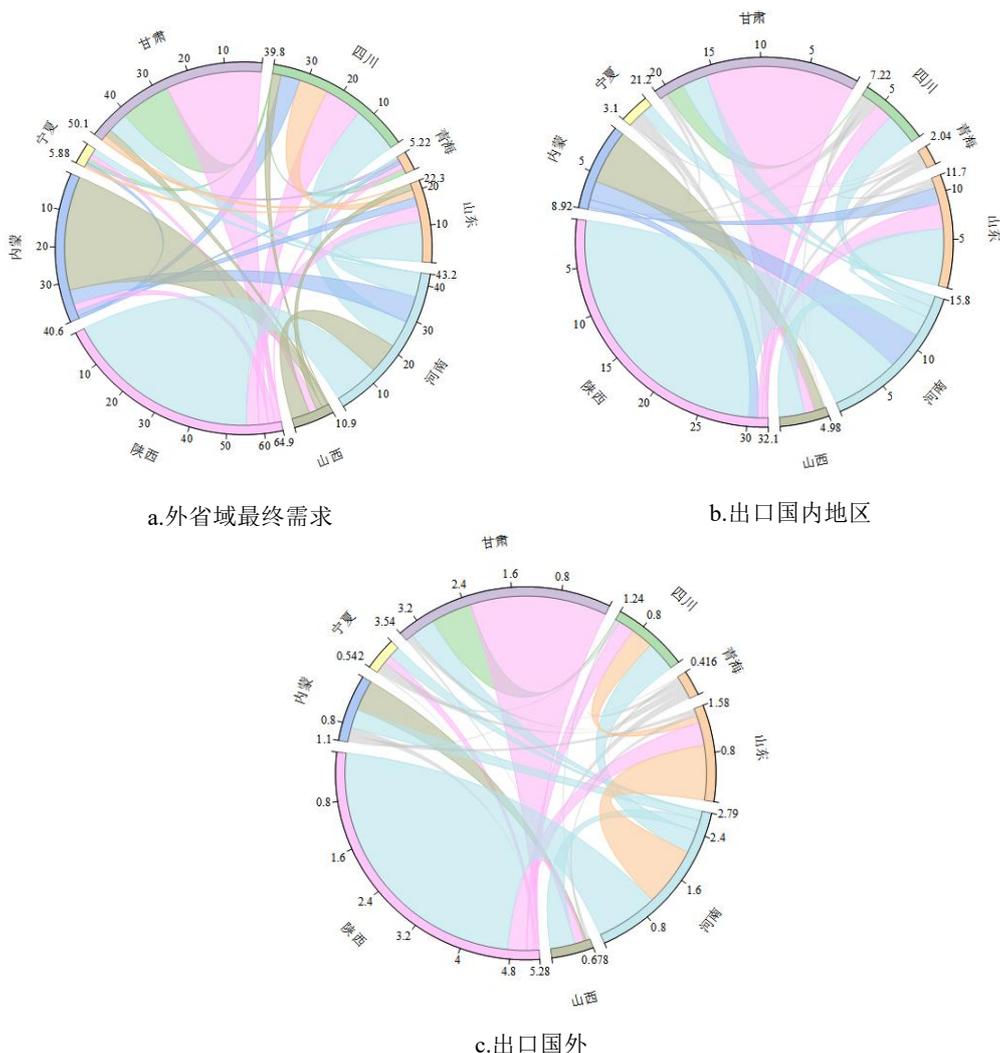


图 6.4 2017 年黄河流域省区间贸易隐含水资源负债转移流向关系图

从贸易隐含水资源负债转移流向关系图来看，2017 年外省域的最终产品需求引致水资源负债转移流向关系与 2012 年差异较大，陕西通过贸易关系将本地区生产经济活动中产生的大部分水资源负债转移至河南；内蒙将其转移至山西，而甘肃则是将大部分水资源负债转移至陕西。出口至国内其他地区引致的水资源负债转移中，陕西与河南地区的贸易往来更为密切，通过贸易关系产生的大部分水资源负债转移更大至河南，在和弦图上表现明显；甘肃、内蒙与最终产品需求路径相同，贸易隐含水资源负债转移量最大的地区分别为陕西、山西。与最终产品需求和出口国内其他地区相比，山东和河南地区出口国外引致对应省区的水资源负债较为相近。

6.3.3.2 生产端和消费端水资源负债分析

生产视角表示某一区域为满足本省域和外省域的最终产品需求和出口引致的水资源负债；消费视角表示某一区域为满足自身消费需求引致的本省域和外省域水资源负债。可以通过分析两者的差异探析黄河流域各省区在贸易往来中的生产消费结构情况。

(1) 生产端和消费端水资源负债对比分析

核算期内黄河流域九省生产端和消费端的水资源负债如表 6.7 所示。

表 6.7 黄河流域九省区生产端和消费端水资源负债对比分析 百万元

项目	2012 年		2017 年	
	生产端	消费端	生产端	消费端
青海	170.22	165.77	69.24	63.71
四川	2778.72	2707.57	1185.75	1169.51
甘肃	1077.62	925.16	201.74	137.25
宁夏	405.51	395.76	172.29	172.22
内蒙	1228.87	1268.88	318.28	297.85
陕西	1229.95	1134.17	265.60	257.03
山西	1067.19	1071.45	381.34	424.55
河南	2128.71	2113.47	966.19	1047.71
山东	2440.18	2744.71	1029.25	1019.85

2012 年生产端水资源负债较高的前 3 个省区依次为四川、山东、河南；水资源负债较低的省份包括青海和宁夏。四川是生产端水资源负债最高的地区；青海生产端水资源负债最低，前者是后者的 16 倍以上。在消费端水资源负债量的排序中，甘肃和陕西的水资源负债分别超越了山西和内蒙，使其与生产端相比水资源负债排序部分发生改变。2017 年生产端与消费端的水资源负债有所不同。对比来看，甘肃和宁夏、山东和河南的排序发生了变化，其他均保持不变。对比分析生产端和消费端的水资源负债可以发现，2012 年青海、四川、甘肃、宁夏、陕西和河南生产端的水资源负债高于消费端；内蒙、山西、山东消费端的水资源负债高于生产端，而山东消费端的水资源负债显著高于生产端；2017 年青海、四川、甘肃等生产端的水资源负债高于消费端，甘肃表现最为明显；山西和河南消费端的水资源负债高于生产端，河南表现最为明显。

(2) 生产端和消费端水资源负债构成分析

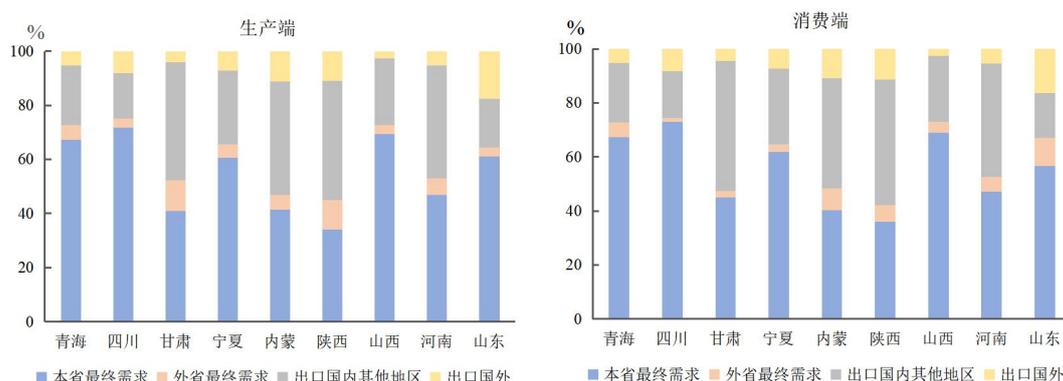


图 6.5 2012 年生产端和消费端水资源负债来源构成

无论是基于生产端或消费端视角，青海、四川、宁夏、山西和山东的水资源负债都主要是为了满足本省域的最终产品需求，所占比重高达 50%以上；甘肃、内蒙、陕西、河南出口国内其他地区引致的水资源环境所占比重较高。甘肃、陕西、河南为了满足外省最终需求产生的水资源负债所占比重相对较高，表明上述省份承担了黄河流域其他省区部分水污染治理与水质改善重任；四川、内蒙、陕西、山东为了满足出口国外引发的水资源负债所占比重较高。内蒙、陕西和山东消费外省产品产生的水资源负债所占比重高于其他地区，可见上述地区的生产并不能满足其需求，仍需通过贸易从黄河流域其他省区调入产品，故向外省域转出了污染；内蒙、陕西和山东出口国外引致的水资源负债相对较多。总体而言，黄河流域九省区生产端和消费端的水资源负债均是主要来自于本省最终需求和出口国内其他地区，两者总和所占比重为 75%以上，表明水资源负债主要产生于自身发展需求以及本省域与其他地区的经济贸易往来。

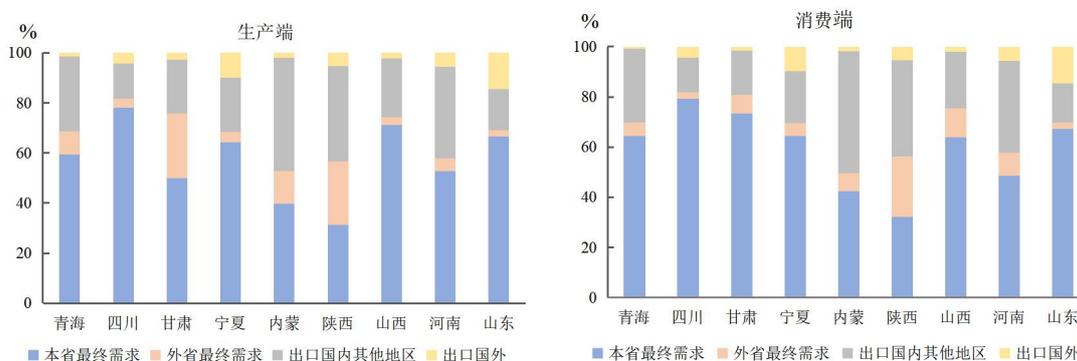


图 6.6 2017 年生产端和消费端水资源负债来源构成

从图 6.6 中可以看出，基于生产视角的水资源负债考察中，青海、四川、宁夏、陕西、山东地区的水资源负债也是主要为了满足本省域的最终产品需求。与

2012年相比，甘肃、内蒙、陕西外省域的最终需求引致的水资源负债所占比重明显提升，表明“十三五”时期上述省份与其他区域的贸易往来更为密切，在经济福利转移的过程中产生了大量的水资源负债。水资源横向生态补偿中这部分

水资源负债应由消费对应产品和服务的地区承担，而不是各生产地。从消费端看，甘肃消费外省产品引起的水环境较小，但其水资源负债较多部分却是为了满足外省的最终需求，可见甘肃向其他省份调出了较多产品（转入水资源负债），可从其他省区调入的产品相对较少（转出水资源负债），致使其成为水资源负债的净流入地。整体而言，核算期内黄河流域九省生产端和消费端的水资源负债来源构成有所变化；而生产端和消费端外省域的最终产品需求引致水资源负债有所增加。

（3）水资源负债净转移分析

通过分析黄河流域各省区水资源净转移情况，可确定对应区域最终是承接了外省域转出的水资源负债，还是向外转移了水环境负担。

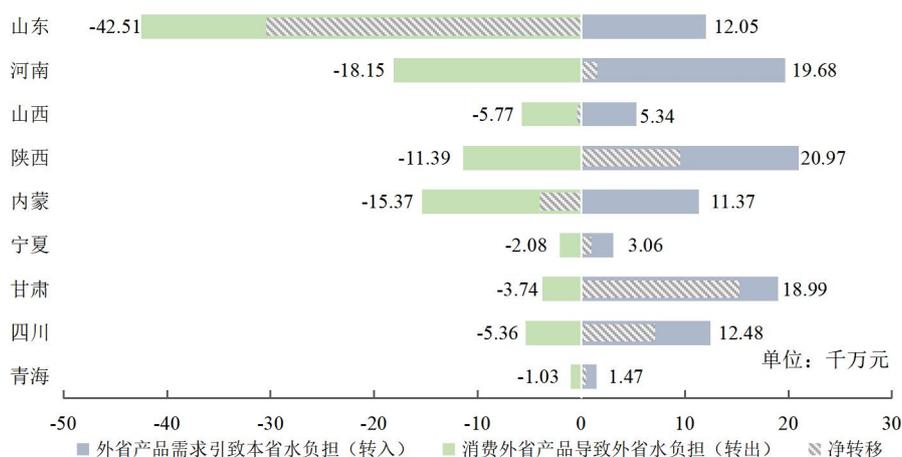


图 6.7 2012 年黄河流域各省区水资源负债净转移量

如图 6.7 所示，内蒙、山西和山东三个省份为水资源负债的净转出省区。其中，山东净转移量最大，为 3.05 亿元，占总水资源负债转出的比重为 87.31%。主要是因为山东属于黄河流域经济社会发达省区，倾向于将更多资源用于发展水资源消耗量较低、水环境污染较小的新兴产业，但同时产生水污染的产品需求量较大，自身经济生产尚不能满足，故需要从其他省区调入，使得其他省区带来额外的水环境污染；内蒙净转移量仅次于山东，其余的青海、四川、甘肃、宁夏、陕西、河南则为水资源负债的净转入省区。其中，甘肃为满足外省域的产品需求

造成本省域的水环境负担远大于消费外省域的产品引致水资源负债,使得水资源负债净转入 1.53 亿元; 陕西和四川水资源负债净转入相对较高, 三者之和占总水资源负债的 91.56%。值得注意的是, 虽然河南水资源负债净转入较小, 但外省产品需求引致本省产生的水资源负债(转入)和本省消费外省产品导致外省产生的水资源负债(转出)数量较多, 转出侧仅次于山东, 转入端仅次于陕西。

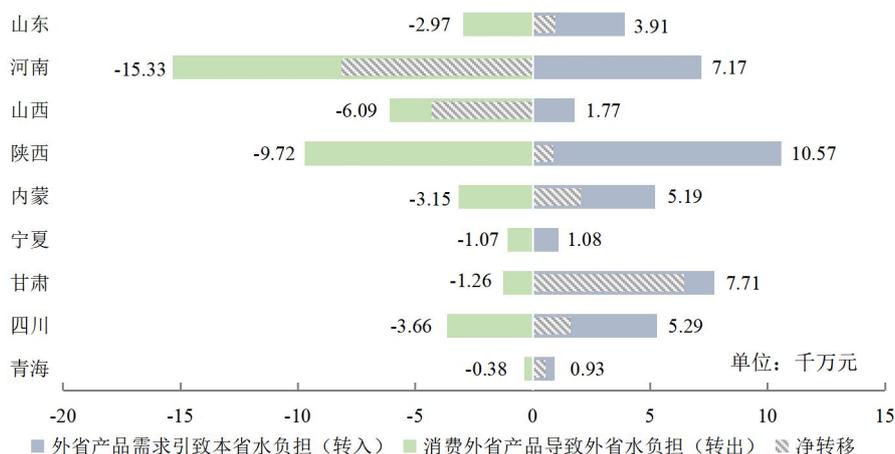


图 6.8 2017 年黄河流域各省区水资源负债净转移量

与 2012 年相比, 黄河流域各省区水资源负债的净转入和净转出有所改变, 表现最为明显的是山东和河南。其中, 山东由 2012 年水资源负债净转出省份演变为 2017 年的净流入地区; 而河南消费外省域的产品导致水资源负债超过外省域的需求导致本省水资源负债, 使其由 2012 年水资源负债净转入省份演变净转出省份。从水资源负债净转出来看, 河南净转出 0.82 亿元, 所占比重为 65.36%; 山西净转出 0.43 亿元, 所占比重为 34.64%。从水资源负债净转入来看, 甘肃净转入依旧最大, 充分表明甘肃在与其他地区经济贸易往来过程中, 经济福利转移伴随着大量的水资源负债转移, 承担了其他地区消费产品中的水资源负债。内蒙和四川的水资源负债较大, 宁夏水资源负债净转入最小, 仅为 10 万元。整体来看, 2017 年省区间水资源负债转移量大幅降低, 在贸易往来日益密切的经济社会发展过程中, 经济福利转移并未引起更多的水资源负债转移, 表明黄河流域各省区的水资源利用效率有所提高, 水环境污染治理和修复得到极大改善。

6.4 黄河流域九省区水资源生态补偿测度

依据第4章构建的跨区域水资源生态补偿理论框架和6.3.3节黄河流域九省区贸易隐含水资源负债净转移方向和数量界定区域间水资源横向生态补偿标准。进而以水资源资产负债核算结果为依据界定“损害赔偿”和“奖励补偿”视角下的水资源纵向生态补偿标准。在此基础上，确定黄河流域九省区水资源生态补偿资金分配，探寻中央政府和地方政府生态补偿分摊额。

6.4.1 横向生态补偿测度

6.4.1.1 横向生态补偿整体测度

根据水资源负债净转移结果确定生态补偿的支付区域和受偿区域，进而确定补偿主体和补偿客体，具体结果如表6.8所示。其中，生态补偿额为负表示该区域作为补偿主体，为其他区域支付水资源生态补偿；正值表示该区域作为补偿客体，获得其他区域为其支付的水资源生态补偿。

表 6.8 核算期内黄河流域九省区水资源横向生态补偿（年均值） 百万元

地区	“十二五”时期			“十三五”时期		
	生态补偿额	补偿行为	主客体身份	生态补偿额	补偿行为	主客体身份
青海	4.449	获得补偿	补偿客体	5.536	获得补偿	补偿客体
四川	71.146	获得补偿	补偿客体	16.243	获得补偿	补偿客体
甘肃	152.463	获得补偿	补偿客体	64.491	获得补偿	补偿客体
宁夏	9.747	获得补偿	补偿客体	0.061	获得补偿	补偿客体
内蒙	-40.018	支付补偿	补偿主体	20.429	获得补偿	补偿客体
陕西	95.774	获得补偿	补偿客体	8.568	获得补偿	补偿客体
山西	-4.263	支付补偿	补偿主体	-43.211	支付补偿	补偿主体
河南	15.236	获得补偿	补偿客体	-81.523	支付补偿	补偿主体
山东	-304.534	支付补偿	补偿主体	9.405	获得补偿	补偿主体

注：负值表示生态补偿支付金额；正值表示生态补偿获得金额。

总体来看，支付生态补偿金额总和与获得生态补偿金额总和相等，表明黄河流域九省区整体的水资源生态补偿资金收支平衡，盈亏相等。“十二五”时期，山东、内蒙、山西为水资源生态补偿支付区域，作为补偿主体对经济贸易往来过程中产生水资源负债的其他区域进行补偿；青海、四川、甘肃、宁夏、陕西和河南为水资源生态补偿获得区域，作为补偿客体接受引起其发生水资源过耗和水环境损害的其他区域的生态补偿额。而在“十三五”时期，河南和山西为水资源生态补偿支付区域，作为补偿主体对经济贸易往来过程中产生水资源负债的其他区

域进行补偿；青海、四川、甘肃、宁夏、内蒙、陕西和山东等为水资源生态补偿获得区域，作为补偿客体接受引起其发生水资源过耗和水环境损害的其他区域的生态补偿额。值得注意的是，山东由支付补偿地区变为获得补偿区域，究其原因发现 2017 年河南、陕西、内蒙等最终产品需求和出口导致的山东水资源负债明显增加，反超山东最终产品需求和出口引致其水资源负债。

6.4.1.2 横向生态补偿具体测度

表 6-8 描述了黄河流域各省区水资源横向生态补偿总额，确定了生态补偿支付主体与受偿主体。表 6.9 和表 6.10 对省区间的水资源生态补偿进行具体分析，明晰支付主体应为哪些地区支付补偿金额，而受偿主体是接受了哪些地区的生态补偿。其中，横向表示支付生态补偿地区；纵向表示获得补偿地区。

表 6.9 “十二五”时期省区间水资源生态补偿（年均值） 百万元

地区		获得补偿额的地区								
		青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东
支付 补 偿 额 的 地 区	青海	0.000	-1.298	-1.604	0.072	0.383	-0.182	-0.144	-0.412	7.634
	四川	1.298	0.000	-0.420	0.976	21.939	15.955	5.092	7.118	19.189
	甘肃	1.604	0.420	0.000	0.242	21.693	7.273	1.823	16.931	102.476
	宁夏	-0.072	-0.976	-0.242	0.000	1.565	1.348	-0.605	0.476	8.252
	内蒙	-0.383	-21.939	-21.693	-1.565	0.000	-14.284	-3.710	-11.127	34.683
	陕西	0.182	-15.955	-7.273	-1.348	14.284	0.000	-2.017	3.652	104.249
	山西	0.144	-5.092	-1.823	0.605	3.710	2.017	0.000	-6.241	2.417
	河南	0.412	-7.118	-16.931	-0.476	11.127	-3.652	6.241	0.000	25.634
	山东	-7.634	-19.189	-102.476	-8.252	-34.683	-104.249	-2.417	-25.634	0.000

总体来看，甘肃均是从黄河流域其他省区获得水资源生态补偿，山东均是给黄河流域其他省区支付水资源生态补偿，剩余省区同时存在获得补偿和支付补偿两种情形，且省区间水资源生态补偿结构差异明显。青海从宁夏、内蒙和山东获得水资源生态补偿，同时要支付给四川、甘肃、陕西、陕西和河南水资源生态补偿，但获得补偿大于支付补偿，故在省区间贸易往来中最终获得水资源生态补偿资金。四川除给甘肃支付补偿外，均从黄河流域其他省区获得生态补偿资金。甘肃从山东、内蒙和河南获得补偿资金较多，三者之和为甘肃获得补偿总额的 92.55%。宁夏、内蒙支付给四川的补偿金最多。陕西从山东获得了 1.04 亿元水资源生态补偿金，是该省获得补偿最多的来源，同时也是山东支付最多的资金去向。山西支付给其他地区的水资源生态补偿大于从其他地区获得的补偿。研究发

现, 山东分别补偿到陕西、甘肃和内蒙的水资源生态补偿金是省区间补偿较大的三条路径。这与流域生态补偿较为一致, 即位于下游地区的发达省区应对保护水资源、水环境和水生态而制约经济发展的中上游省区给予补偿。

表 6.10 “十三五”时期省区间水资源生态补偿(年均值) 百万元

地区		获得补偿额的地区								
		青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东
支付 补偿 额的 地区	青海	0.000	1.393	0.182	0.155	1.096	2.209	0.263	-0.416	0.654
	四川	-1.393	0.000	-14.380	0.301	5.430	9.769	2.370	7.888	6.257
	甘肃	-0.182	14.380	0.000	0.102	0.639	43.309	1.978	3.801	0.464
	宁夏	-0.155	-0.301	-0.102	0.000	0.745	0.990	0.147	-0.462	-0.802
	内蒙	-1.096	-5.430	-0.639	-0.745	0.000	-0.045	35.971	-5.040	-2.546
	陕西	-2.209	-9.769	-43.309	-0.990	0.045	0.000	-1.118	69.218	-3.299
	山西	-0.263	-2.370	-1.978	-0.147	-35.971	1.118	0.000	-2.759	-0.841
	河南	0.416	-7.888	-3.801	0.462	5.040	-69.218	2.759	0.000	-9.293
	山东	-0.654	-6.257	-0.464	0.802	2.546	3.299	0.841	9.293	0.000

黄河流域九省区均存在获得水资源生态补偿和支付水资源生态补偿两种情形, 且与“十二五”时期相比变化较为明显。详细来看, “十三五”时期, 青海与四川、甘肃、陕西和山西的水资源生态补偿关系发生改变, 即青海由支付补偿地区转变为获得补偿地区, 而四川、甘肃、陕西与山西由获得补偿地区转变为支付补偿地区。作为黄河源头区和干流区, 国家和地区本对青海地区的水土保持、水源涵养、水环境等保护与治理工作提出更高要求, 保证向中下游输送优质源头活水, 为此牺牲部分经济发展机遇, 理应获得黄河流域其他省区水资源生态补偿金。山西与宁夏、内蒙和山东, 河南与宁夏和山东的水资源生态补偿关系均发生改变。整体来看, 有三条路径的水资源生态补偿明显高于其他地区, 依次是河南补偿到陕西、陕西补偿到甘肃、山西补偿到内蒙, 且陕西、甘肃、内蒙分别位于河南、陕西和山西上游。主要是因为下游地区消费的部分产品和服务由上游满足, 对上游地区的水生态环境产生负面影响, 理应支付相应补偿。

6.4.2 纵向生态补偿测度

本文从“损害赔偿”和“保护补偿”双视角共同考察惩罚性生态补偿和奖励性生态补偿, 进而约束水资源过度消耗及水生态环境污染, 激励水资源合理控制使用与水生态环境保护建设等行为。

(1) “损害赔偿”视角下的惩罚性生态补偿

主要依据水资源资产负债核算结果，从水资源过耗、水环境损害和水生态破坏三方面考察“损害赔偿”视角的惩罚性生态补偿。其中，水资源过耗和水环境损害生态补偿额为扣除横向生态补偿的水资源过耗负债和水环境损害负债。需要注意的是，居民生活用水虽未参与经济生产活动，但其产生的水资源环境问题仍需治理，应在实际计算中与各对应项目相加，最终测算结果如表 6.11 所示。

表 6.11 黄河流域九省区损害赔偿（年均值） 百万元

地区	“十二五”时期				“十三五”时期			
	水资源 过耗	水环境 损害	水生态 破坏	合计	水资源 过耗	水环境 损害	水生态 破坏	合计
青海	0.00	170.02	5154.26	5324.28	0.00	66.24	2746.72	2812.96
四川	0.00	2818.17	577.22	3395.39	0.00	1236.46	0.00	1236.46
甘肃	0.00	944.39	0.00	944.39	0.00	141.21	0.00	141.21
宁夏	61.65	339.57	0.00	401.21	0.00	175.01	0.00	175.01
内蒙	0.00	1242.18	0.00	1242.18	0.00	301.80	0.00	301.80
陕西	0.00	1187.50	0.00	1187.50	0.00	273.36	188.02	461.37
山西	0.00	1114.90	0.00	1114.90	0.00	404.40	0.00	404.40
河南	0.00	2170.42	890.13	3060.55	0.00	1005.38	0.00	1005.38
山东	0.00	2544.38	5495.21	8039.59	0.00	1079.17	2557.15	3636.32
沿黄九省	61.65	12531.53	12116.83	24710.00	0.00	4683.02	5491.90	10174.91

“十二五”时期，黄河流域九省区中仅有宁夏存在水资源过耗负债，该地区应赔偿 6165 万元，但每个省区均存在水资源环境损害负债。其中，四川水环境损害负债引起的生态赔偿最多；山东和河南较高；而青海、甘肃和宁夏等地相对较少，一定程度上表明经济发展水平高低与水环境污染多少存在关联。应为水生态破坏支付赔偿的省区有青海、四川、河南、山东。青海生态系统服务能力下降明显；山东水环境损害和水生态破坏均相对较大，是“十二五”时期生态赔偿最高的省份。“十三五”时期，黄河流域九省区均不存在水资源过耗，表明所有区域将水资源消耗控制在国家要求的用水总量以内；水环境损害负债总量减少 78.49 亿元；水生态破坏整体下降，产生水生态破坏的省区变为青海、陕西和山东。“十三五”时期四川和河南的水生态系统服务能力提升，但陕西水资源生态系统服务功能减弱，在未来的水资源保护中应注重“三水”统筹系统治理。整体来看，核算期内水资源过耗、水环境损害和水生态破坏均大幅下降，黄河流域九省区的水资源保护、水环境治理与水生态修复成效显著。

(2) “保护补偿”视角下的奖励性生态补偿

奖励性水资源生态补偿包括水资源盈余和水生态增益两部分，水资源盈余补偿用于奖励将水资源消耗控制在合理范围内的地区；水生态增益补偿用于奖励提升水生态系统服务能力的地区，具体如表 6.12 所示。

表 6.12 黄河流域九省区保护补偿（年均值） 百万元

地区	“十二五”时期			“十三五”时期		
	水资源盈余	水生态增益	合计	水资源盈余	水生态增益	合计
青海	2183.36	0.00	2183.36	4303.20	0.00	4303.20
四川	8429.48	0.00	8429.48	5499.82	122.35	5622.18
甘肃	1848.47	1445.03	3293.50	8608.01	373.47	8981.48
宁夏	1883.55	789.73	2673.28	5895.13	365.17	6260.30
内蒙	9116.11	12889.32	22005.43	8634.27	4012.90	12647.17
陕西	7046.76	119.90	7166.66	8390.35	0.00	8390.35
山西	1925.23	542.30	2467.53	1095.23	423.26	1518.49
河南	21113.30	0.00	21113.30	20598.44	3076.23	23674.67
山东	26483.10	0.00	26483.10	44103.96	0.00	44103.96
沿黄九省	80029.36	15786.28	95815.65	107128.41	8373.39	115501.79

除宁夏地区外，黄河流域九省区的用水总量均为超过国家用水总量控制目标值，使得水资源盈余数额较大，“十二五”时期与“十三五”时期对应的水资源盈余补偿分别为 800.29 亿元和 1071.28 亿元。考虑到补偿数额较大，地方政府和中央政府补偿能力有限，在水资源生态补偿中可暂不将其纳入水生态激励补偿。更可行的方法是建立水权交易平台，借鉴内蒙开展的黄河水权闲置水资源协议转让方案实现区域间水资源的有效配置，促进流域横向生态补偿机制建设（曾维华等，2022）。“十二五”时期，甘肃、宁夏、内蒙、陕西和陕西的水生态系统服务功能提升，年均获得水生态增益奖励性补偿总和为 157.86 亿元。其中，内蒙的水生态系统服务功能提升最为明显，为水生态增益奖励性补偿总额的 81.65%。“十三五”时期，水生态系统服务功能有所减弱，核算期内生态学系统服务价值下降了 74.13 亿元。面向新时代水生态环境保护应从水域生态系统的完整性出发要求，以“三水”统筹为目标，实现水资源、水环境、水生态的整体保护与系统修复。四川和河南在水资源环境政策约束和支持下，水生态系统修复与保护工作取得良好进展，获得水生态增益奖励性补偿。

6.4.3 补偿资金分配额测度

中央政府和地方政府对黄河流域九省区水资源生态环境保护治理与修复有着共同的责任，因此水资源生态补偿中均应承担责任，分摊生态补偿额。值得注意的是，横向生态补偿以贸易隐含水资源负债转移为依据进行测算，补偿资金相对较小，各区域依靠地方政府即可实施跨区域水资源生态补偿，无须进行分配，此处只讨论纵向补偿资金分配情况。

表 6.13 “十二五”时期水资源生态补偿资金分配（年均值） 百万元

来源	损害赔偿				保护补偿			生态补偿总额	
	水资源 过耗	水环境 损害	水生态 破坏	合计	水资源 盈余	水生态 增益	合计		
地 方 政 府	青海	0.00	52.38	1588.05	1640.43	672.70	0.00	672.70	2313.13
	四川	0.00	716.56	146.77	863.33	2143.33	0.00	2143.33	3006.66
	甘肃	0.00	219.20	0.00	219.20	429.04	335.40	764.45	983.65
	宁夏	23.75	130.80	0.00	154.54	725.51	304.19	1029.70	1184.25
	内蒙	0.00	636.69	0.00	636.69	4672.51	6606.49	11279.00	11915.69
	陕西	0.00	555.49	0.00	555.49	3296.35	56.09	3352.43	3907.92
	山西	0.00	440.10	0.00	440.10	759.98	214.07	974.05	1414.15
	河南	0.00	792.11	324.86	1116.97	7705.47	0.00	7705.47	8822.44
	山东	0.00	1354.06	2924.42	4278.47	14093.65	0.00	14093.65	18372.12
合计	23.75	4897.39	4984.09	9905.23	34498.54	7516.24	42014.78	51920.01	
中 央 政 府	青海	0.00	117.64	3566.21	3683.85	1510.66	0.00	1510.66	5194.51
	四川	0.00	2101.61	430.45	2532.06	6286.16	0.00	6286.16	8818.22
	甘肃	0.00	725.19	0.00	725.19	1419.43	1109.63	2529.05	3254.25
	宁夏	37.90	208.77	0.00	246.67	1158.04	485.54	1643.58	1890.25
	内蒙	0.00	605.49	0.00	605.49	4443.60	6282.83	10726.43	11331.92
	陕西	0.00	632.01	0.00	632.01	3750.42	63.81	3814.23	4446.24
	山西	0.00	674.80	0.00	674.80	1165.26	328.23	1493.48	2168.28
	河南	0.00	1378.31	565.27	1943.58	13407.83	0.00	13407.83	15351.41
	山东	0.00	1190.32	2570.80	3761.12	12389.45	0.00	12389.45	16150.57
合计	37.90	7634.14	7132.73	14804.77	45530.83	8270.04	53800.87	68605.64	

总的来看，“十二五”时期，中央政府支付的水资源生态补偿略高于地方政府。分区域来看，内蒙和山东政府生态补偿资金额高于中央政府，主要是因为两省区的经济补偿能力和社会支付意愿水平均相对较高，补偿系数在 0.5 以上，能够承担的生态补偿责任较大。不仅如此，内蒙和山东也是黄河流域九省区中支付损害赔偿和保护补偿数额较大的省区，其中，山东最大，承担的水资源生态补偿为 183.72 亿元的生态补偿资金；内蒙次之，承担的水资源生态补偿为 119.16 亿。

青海、四川和甘肃等中央政府的承担的水资源生态补偿责任高于地方政府。青海、甘肃经济发展水平较为落后，人均国内生产总值排名靠后，经济补偿能力低下；四川对于水资源环境生态保护与修复的支付意愿较低，导致其承担的水资源生态补偿低于中央政府。对比分析损害赔偿和保护补偿可知，除青海以外，其余地区的水资源生态补偿金额均大于水资源损害赔偿额，主要是因为青海在“十二五”时期水生态破坏负债较大。而水资源生态补偿高于水资源损害赔偿的关键在于水资源得到合理控制。可以看出，青海、四川、河南和山东的水资源保护补偿均来源于水资源盈余，其他地区的水资源保护补偿中水资源盈余所占比重为41.43%-98.33%。表明黄河流域各省区在水资源使用过程中用水总量控制较好。在水生态系统日益重要和地方政府和中央政府的补偿压力巨大的情况下，可优先对水生态环境保护建设者激进进行补偿，激励更多省份提升水生态系统服务能力。

表 6.14 “十三五”时期水资源生态补偿资金分配（年均值） 百万元

来源	损害赔偿				保护补偿			生态补偿总额	
	水资源 过耗	水环境 损害	水生态 破坏	合计	水资源 盈余	水生态 增益	合计		
地 方 政 府	青海	0.00	27.76	1151.25	1179.01	1803.62	0.00	1803.62	2982.63
	四川	0.00	432.57	0.00	432.57	1924.11	42.81	1966.92	2399.49
	甘肃	0.00	39.76	0.00	39.76	2423.80	105.16	2528.96	2568.72
	宁夏	0.00	91.68	0.00	91.68	3088.03	191.29	3279.31	3370.99
	内蒙	0.00	193.90	0.00	193.90	5547.40	2578.24	8125.64	8319.54
	陕西	0.00	162.40	111.70	274.09	4984.53	0.00	4984.53	5258.62
	山西	0.00	189.67	0.00	189.67	513.67	198.51	712.18	901.85
	河南	0.00	502.34	0.00	502.34	10292.14	1537.06	11829.19	12331.54
	山东	0.00	704.38	1669.06	2373.43	28786.71	0.00	28786.71	31160.14
合计	0.00	2344.45	2932.00	5276.46	59364.01	4653.06	64017.06	69293.52	
中 央 政 府	青海	0.00	38.48	1595.48	1633.95	2499.58	0.00	2499.58	4133.53
	四川	0.00	803.88	0.00	803.88	3575.71	79.55	3655.26	4459.14
	甘肃	0.00	101.45	0.00	101.45	6184.21	268.31	6452.52	6553.97
	宁夏	0.00	83.34	0.00	83.34	2807.10	173.88	2980.99	3064.33
	内蒙	0.00	107.90	0.00	107.90	3086.87	1434.67	4521.53	4629.43
	陕西	0.00	110.96	76.32	187.28	3405.82	0.00	3405.82	3593.10
	山西	0.00	214.73	0.00	214.73	581.56	224.75	806.31	1021.04
	河南	0.00	503.03	0.00	503.03	10306.30	1539.17	11845.48	12348.51
	山东	0.00	374.79	888.10	1262.89	15317.25	0.00	15317.25	16580.14
合计	0.00	2338.56	2559.89	4898.46	47764.40	3720.33	51484.73	56383.19	

“十三五”时期，黄河流域九省区水资源、水环境和水环境有所改善，水资

源负债规模缩小,水资源赔偿资金减少;同时水资源的资源和生态功能提升,水资源保护补偿金增加,最终使得黄河流域九省区的年均水资源生态补偿额为1256.76亿元,相比“十二五”下降4.10%。其中,九省区分摊补偿资金为692.94亿元,中央政府为563.83亿元,可见随着经济发展水平提高,生态文明建设理念逐渐深入人心,使得各省区的经济补偿能力和生态补偿支付意愿增强,“十三五”时期更多省区的地方政府承担水资源生态补偿超过中央政府,体现了地方政府在生态补偿中的主体地位逐渐凸显,能够缓解中央政府在生态环境保护方面的支付压力。分区域看,除“十二五”时期的山东和内蒙地区,宁夏和陕西生态补偿资金额也高于中央政府,宁夏支付能力提高主要是因为该地区对水资源生态学系统服务价值的认知有了很大提升,逐渐意识到水生态系统服务能力的重要性;陕西支付能力提高是其经济补偿能力和生态补偿支付意愿提升的综合结果。青海、四川、甘肃、山西和河南分担的水资源生态补偿责任虽低于中央政府,但在核算期内补偿金比例增加。无论是“十二五”时期还是“十三五”时期,在与中央政府的责任分摊中,山东承担的水资源生态补偿责任最大;而甘肃水资源生态补偿责任最小。这充分说明经济社会发展水平对水资源生态补偿能力和社会支付意愿有很大影响,山东属于经济发达地区,是黄河流域九省区中经济补偿能力最强的省份,承担更多水资源生态补偿金;而甘肃经济发展较为落后,是黄河流域九省区中经济补偿能力最弱的省份,水资源生态补偿金分摊最低。四川经济补偿能力虽然较强但生态补偿支付意愿较低,中央政府承担了较多补偿责任。

6.5 本章小结

本章主要围绕生态补偿标准建立及具体测度展开研究,主要思路是:在水资源生态补偿理论机制和水资源资产负债核算的基础上,采用多区域投入产出模型测算贸易隐含水资源负债及其净转移方向和数量;进而以水资源、水环境和水生态为核心构建水资源生态补偿标准模型,确定省区间水资源横向生态补偿标准和各省区水资源纵向生态补偿标准;最后对水资源生态补偿总额进行分配,依据补偿系数确定地方政府和中央政府的出资标准,为省区间水资源生态补偿提供依据,主要分为以下四部分。

一是对环境扩展型多区域投入产出模型进行介绍与说明,为黄河流域九省区贸易隐含水资源负债转移提供方法依据。因为环境扩展多区域投入产出模型是在多区域投入产出模型的基础上进行加行扩展,而多区域投入产出模型是在区域间贸易往来日益频繁的背景下将不同区域不同产业部门之间的经济联系衔接起来,系统全面地反映产品供应链关系和最终产品进出口关系,是以区域为对象而编制的投入产出模型。故该部分先是介绍多区域投入产出模型,进而说明环境型多区域投入产出模型。

二是依据多区域投入产出模型确定区域间贸易隐含水资源负债转移测算模型,以此为基础构建水资源生态补偿标准测度模型,主要包括省区间横向生态补偿、区域整体纵向生态补偿两部分,在此基础上确定中央政府和地方政府出资额度,为黄河流域九省区水资源生态补偿研究提供界定依据。其中,依据贸易隐含水资源负债净转入和净转出情况确定水资源横向生态补偿主客体及其支付/补偿金额;依据水资源负债核算结果与贸易隐含水资源负债转移情况确定水资源纵向生态补偿情况,主要包含“损害赔偿”和“保护补偿”两部分。中央政府和地方政府的资金分配主要依据地方政府的经济补偿能力和社会支付意愿确定。

三是采用 CEADs 核算数据库中 2012 年和 2017 年中国多区域投入产出表数据与处理后的黄河流域九省区水资源负债投入产出表对省区间贸易隐含水资源负债转移数量和方向进行测算和分析。主要结论有:①核算期内黄河流域整体水资源负债呈下降特征,本省域的最终产品需求产生的水资源负债所占比重较大,核算期内均在 50%以上;区域间贸易往来引致的水资源负债年均值为 31.06%,表明省区间存在明显的水资源占用和水环境污染转移现象,有必要基于贸易隐含水资源负债净转移方向和数量确定水资源横向生态补偿。②考察区域间贸易隐含水资源负债转移得出,山东、河南、陕西最终产品需求和出口引致各省区的水资源负债较大;青海、四川等地对其他区域的水资源负债影响较小。分不同路径分析来看,最终需求引致的贸易隐含水资源负债最多,出口国内其他地区较多,出口国外引致的水资源负债相对较少,即黄河流域经济生产活动产生的产品和服务绝大多数用于满足本国需求,区域间经济贸易往来远高于国外地区。③黄河流域九省区生产端和消费端的贸易隐含水资源负债具有明显差异,水资源负债的净转移表明省区间存在水资源占用和水环境污染转移。其中,转入地区为经济发展相

对落后的青海、四川、甘肃等地，转出地区为经济发展水平较高的山东、河南、内蒙等地。且在核算期内水资源利用效率有所提高，水环境污染治理和修复得到极大改善，使得水资源负债转移大幅降低，经济福利转移并未引起更多的水资源负债转移。

四是根据构建的水资源生态补偿测度模型确定黄河流域九省区水资源横向生态补偿和纵向生态补偿，并采用综合考虑经济补偿能力和社会支付意愿的补偿系数界定地方政府和中央政府出资标准。研究发现：①“十二五”时期，山东、内蒙等为水资源生态补偿支付区域；青海、四川等为水资源生态补偿获得区域。“十三五”时期，水资源生态补偿的支付区域和获得区域发生改变。详细来看，“十二五”时期，山东分别补偿到陕西、甘肃和内蒙的水资源生态补偿金是省区间补偿较大的三条路径，补偿值依次为 1.04 亿元、1.02 亿元、0.35 亿元；“十三五”时期，河南补偿到陕西、陕西补偿到甘肃、山西补偿到内蒙是水资源生态补偿较大的三条路径。②损害赔偿视角下，核算期内惩罚性水资源生态赔偿呈现显著下降特征。具体来看，水资源过耗负债仅在“十二五”时期的宁夏地区出现；水环境损害负债存在于每个省区，需为水环境污染超过水体纳污能力的部分承担责任；“十二五”时期产生水生态破坏负债的地区有青海、四川、河南、山东；“十三五”时期产生水生态破坏负债的地区有青海、陕西和山东。③保护补偿视角下，除宁夏地区外，黄河流域九省区的用水总量均为超过国家用水总量控制目标值，水资源盈余数额较大；核算期内水生态系统服务功能有所减弱，其生态系统服务价值下降 74.13 亿元，故在面向新时代水生态环境保护应从水域生态系统的完整性出发要求，以“三水”统筹为目标，实现水资源、水环境、水生态的整体保护与系统修复。④中央政府和地方政府对黄河流域九省区水资源生态环境保护治理与修复有着共同的责任，因此损害赔偿和保护补偿金额应由两个主体分摊承担。总的来看，“十二五”时期，水资源生态补偿为 1277.26 亿元，且中央政府支付的水资源生态补偿略高于地方政府。“十三五”时期，水资源生态补偿为 1256.76 亿元，相比“十二五”下降 4.10%，更多省区的地方政府承担水资源生态补偿超过中央政府，体现了地方政府在生态补偿中的主体地位逐渐凸显。

7 结论与展望

7.1 主要结论

本文基于水资源资产负债核算视角对跨区域水资源生态补偿进行研究,旨在实现水资源、水环境与水生态的整体保护、综合治理与系统修复,从根本上解决水资源问题。首先,对水资源资产负债核算和跨区域水资源生态补偿基本概念和相关理论基础进行研究,论证水资源资产负债核算视角下开展跨区域水资源生态补偿的科学性、合理性和可行性。其次,构建水资源资产负债核算框架体系,编制水资源资产负债表,为跨区域水资源生态补偿提供量化依据。以此为基础,构建基于水资源资产负债核算视角的跨区域水资源生态补偿机制。最后,选取地理位置重要但水资源生态环境问题突出的黄河流域九省区进行实证研究,对跨区域水资源生态补偿进行详细分析。具体结论如下:

(1) 跨区域水资源生态补偿旨在通过经济手段惩罚损害行为或奖励保护行为,将不同行政区域之间的正负外部性问题内在化,实现对全区域水资源、水环境、水生态的整体保护、综合治理与系统修复。水资源资产负债核算的理论基础包括 DPSIR 链条理论、国家资产负债表、SEEA2003、SEEA2012、SEEA,为水资源资产负债表的核心要素界定、报表结构、科目列报、核算方法和平衡关系等提供重要参考;跨区域水资源生态补偿的理论基础包括生态系统理论、水资源价值理论、公共物品理论、产权理论、协同理论、公平与效率理论,为跨区域水资源生态补偿的目标与原则、补偿主客体研究、补偿标准确定、补偿模式选择等提供理论依据。

(2) 水资源资产负债核算包括水资源资产、水资源负债和水资源净资产三大核心要素,水资源资产为国家或地方政府控制或拥有的,在使用过程中能够为人类带来未来经济利益的水资源,包括水量资产和水域资产;水资源负债为各级政府对以往水资源与生态环境管理责任履行不到位形成的、预期会导致水资源过耗、水环境损害以及水生态破坏的现时义务;净资产主要用于平衡报表,为水资源资产与负债差额。从核算方法来看,水量资产和水域资产分别采用水资源价值模糊数学综合评价法和当量因子法进行核算;水资源过耗依据水资源使用量与用水总量控制的对比进行确定;水环境损害负债采用虚拟治理成本法进行核算,主

要包括农业面源核算、工业面源核算和生活面源核算；水生态破坏以水生态系统服务价值变化为计量依据。最后应按照核算表、分类表和总表的框架体系确定水资源资产负债要素核算，并遵循先实物量后价值量的核算思路。

(3) 明确了以水资源、水环境、水生态“三水”统筹保护与治理为目标，以“共同抓好大保护、协同推进大治理”为依据构建区域性、系统性和全局性的跨区域水资源生态补偿机制。补偿原则主要包括“公平效率相统一”原则，“损害者付费、保护者受偿”原则，“经济效益和生态效益相协调”原则，“责任共担、效益共享、合作共治”原则。同时，以各级政府为代表进行跨区域水资源生态补偿理论或实践研究，以水资源资产负债为基础进行生态补偿标准界定。其中，水资源负债总额为各区域水资源损害赔偿总量；以水资源负债为依据确定的水资源节约和水生态系统服务提升等为各区域水资源获得补偿总量。同时，辅之以多区域投入产出模型界定区域横向补偿。选择以政府补偿为主导，以市场补偿为补充，两者相互配合，相互补充的跨区域水资源生态补偿模式，对水资源进行系统保护与综合治理。

(4) 黄河流域九省区水资源短缺，水资源开发利用率高，依据《地表水环境质量标准》评价标准发现仍存在劣Ⅴ类断面，水污染防治依旧不容忽视。近年来随着水资源开发、水环境污染、过度捕捞、航道整治等活动大幅增加，黄河流域各省区出现了不同程度的河道断流、湖泊干涸、湿地退化、地下水位下降等一系列水生态问题。且随着经济不断发展和人口规模持续扩大，水生态问题仍在加剧。生态补偿作为解决水生态环境的有效措施得到了重点关注和较多应用。总结已有水生态补偿实践发现，补偿对象主要为流域补偿，补偿标准大多以水质补偿为主，部分省区基于水量和水质同时进行核算，涉及两省及以上的水资源生态补偿较少，主要是以断面水质达标为补偿基准，未充分完整体现水源涵养、气候调节、净化环境、水文调节等水资源生态功能。

(5) 黄河流域九省区水资源资产规模整体较大，且在核算期内有所上升。与“十二五”相比，水资源资产增加了 19472.39 亿元。其中，水域资产是其主要组成部分，所占比重为 90%左右。因此在水资源资产核算时，必须将考虑水生态系统服务功能的水域资产纳入水资源资产中，否则容易造成水资源资产价值低估。受水资源禀赋、水资源资产价格与水生态系统蕴含价值的影响，省区间水资

源资产差异显著,其中上游最大,所占比重在40%左右,中游次之,下游最小。黄河流域九省区整体的水资源负债由“十二五”时期的1253.04亿元下降至“十三五”时期的411.99亿元,人类经济社会活动对水资源环境造成的损害有所减少。从负债构成来看,水环境损害和水生态破坏是水资源负债的主要组成部分;从空间分布来看,上游和下游地区的水资源负债较高,中游地区的水资源负债较低,内蒙、陕西、山西仅有水环境损害,不存在水资源过耗和水生态破坏。另外,从水资源资产负债率来看,水资源资产负债率均呈下降趋势,表明研究区域水资源保护和水生态修复治理整体较好。

(6) 核算期内黄河流域整体通过区域间贸易往来引致的水资源负债年均值为31.06%,存在明显的水资源占用和水环境污染转移现象。分生产端和消费端来看,黄河流域九省区生产端和消费端的贸易隐含水资源负债具有明显差异,转入地区为经济发展相对落后的青海、甘肃等,转出地区为经济发展水平较高的山东、河南等。表明青海、四川、甘肃等为水资源生态补偿获得区域;河南、内蒙等为水资源生态补偿支付区域。损害赔偿视角下,核算期内惩罚性水资源生态赔偿呈现显著下降特征;保护补偿视角下,核算期内黄河流域九省区水资源盈余数额较大,水生态系统服务价值增值相对较小,部分省区未有水生态系统保护和建设补偿。“十二五”时期,水资源生态补偿为1277.26亿元;“十三五”时期相比“十二五”下降4.10%。在中央政府与地方政府关于水资源生态补偿资金的分摊中,地方政府所占比重有所增加,在生态补偿中的主体地位逐渐凸显。

7.2 研究不足与展望

虽然本文为水资源生态补偿理论与方法研究提供了新的思路,尝试解决了全区域水资源、水环境与水生态问题。但受限于时间和精力,仍存在一些不足之处,有待进一步研究:

(1) 本文从理论层面对水资源资产负债核算的理论基础、核心要素、核算方法、框架表式等进行深入探讨,尽可能地确保水资源资产负债表编制适用于跨区域水资源生态补偿研究。但水资源资产负债核算涉及面广、细节问题多,现阶段仍处于探索阶段,未来仍需对资产负债理论、负债来源等问题进行研究。

(2) 本文揭示了黄河流域各省区水资源资产负债核算和生态补偿均存在较

为明显的空间异质性。但由于文章篇幅限制，并未对其产生差异的具体原因进行深入分析。在后续研究中应加强考察地区间水资源资产负债和生态补偿产生差异的本质原因，以期水资源生态补偿有效开展和全区域水资源环境保护与治理提供具体思路。

参考文献

- [1] Abdullah M. Grey water footprint of agricultural production: An assessment based on nitrogen surplus and high-resolution leaching runoff fractions in Turkey[J]. *Science of The Total Environment*, 2020, 742:140553.
- [2] Allen A O, Feddema J J. Wetland loss and substitution by the section 404 permit program in southern California, USA[J]. *Environmental Management*, 1996, 20(2):263-274.
- [3] An X, Li H, Wang L, et al. Compensation mechanism for urban water environment treatment PPP project in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 201:246-253.
- [4] Babaeian F, Bagheri A. Assessing water security of Rafsanjan Plain, Iran-Adopting the SEEA framework of water accounting[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 111: 105959.
- [5] Bassi N, Schmidt G, Stefano L D. Water accounting for water management at the river basin scale in India: approaches and gaps[J]. *Water Policy*, 2020, 22(5):768-788.
- [6] Behboudian M, Kerachian R, Motlaghzadeh K, et al. Evaluating water resources management scenarios considering the hierarchical structure of decision-makers and ecosystem services-based criteria[J]. *Science of the Total Environment*, 2020,751,141759.
- [7] Brancalion P, Cardozo I V, Camatta A, et al. Cultural ecosystem services and popular perceptions of the benefits of an ecological restoration project in the Brazilian Atlantic Forest[J]. *Restoration Ecology*, 2014, 22(1):65-71.
- [8] Broch S W, Strange N, Jacobsen J B, et al. Farmers' willingness to provide ecosystem services and effects of their spatial distribution[J]. *Ecological Economics*, 2013, 92:78-86.
- [9] Bull J W, Abatayo A L, Strange N. Counterintuitive proposals for trans-boundary ecological compensation under 'no net loss' Biodiversity Policy[J]. *Ecological Economics*, 2017, 142:185-193.
- [10] Castro E. Costarrican experience in the charge for hydro environmental services of the biodiversity to finance conservation and recuperation of hillside ecosystems. In: In international Workshop on Market Creation for Biodiversity Products and Services. OECD, 2001.
- [11] Coase R. The problem of social cost[J]. *Journal of Law and Economics*, 1960.13:1-44.
- [12] Costanza R, Arge R, Groot R D, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. *Ecological Economics*, 1997, 25(1):3-15.
- [13] Cuperus R, Canters K J, Piepers A. Ecological compensation of the impacts of a road. Preliminary method for the A50 road link (Eindhoven-Oss, The Netherlands) [J]. *Ecological Engineering*, 1996, 7(4):327-349.
- [14] Daily G C. *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington

DC: Island Press,1997.

- [15] Davies E, Simonovic S P. Global water resources modeling with an integrated model of the social-economic-environmental system[J]. *Advances in Water Resources*,2011,34(6):684-700.
- [16] Delavar M, Morid S, Morid R, et al. Basin-wide water accounting based on modified SWAT model and WA+ framework for better policy making[J]. *Journal of Hydrology*, 2020, 585:124762.
- [17] Demsetz H. Toward a theory of property rights[J]. *American Economic Review*,1967,57(2):347-359.
- [18] Doherty E, Murphy G, Hynes S, et al. Valuing ecosystem services across water bodies: Results from a discrete choice experiment[J]. *Ecosystem Services*. 2014, 7:89-97.
- [19] Douglas R A, Dwyer G. Responsiveness of demand for irrigation water: A focus on the Southern Murray-Darling Basin[R]. Productivity Commission Staff Working Paper,2004.
- [20] Edens B, Graveland C. Experimental valuation of dutch water resources according to SNA and SEEA[J]. *Water Resources & Economics*, 2014, 7:66-81.
- [21] Engel S, Pagiola S, Wunder S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues[J]. *Ecological Economics*, 2008, 65(4):663-674.
- [22] Frank E, Gallina A, Baldacci M, et al. Cost-benefit analysis of different solutions for sustainable irrigation in Fucino Plain (Italy)[J]. *Wit Transactions on Ecology & the Environment*,2008,112:263-272.
- [23] George A, Pierret A, Boonsaner A, et al. Potential and limitations of payments for environmental services (PES) as a means to manage watershed services in mainland Southeast Asia[J]. *International Journal of the Commons*,2009,3(1):16-40.
- [24] Grima N, Singh S J, Smetschka B, et al. Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: Analysing the performance of 40 case studies[J]. *Ecosystem Services*, 2016, 17:24-32.
- [25] Guan X, Hou S, Meng Y, et al. Study on the quantification of ecological compensation in a river basin considering different industries based on water pollution loss value[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(30):30954-30966.
- [26] Guan X, Liu W, Chen M. Study on the ecological compensation standard for river basin water environment based on total pollutants control[J]. *Ecological Indicators*, 2016,69:446-452.
- [27] Haaren C V, Bathke M. Inlegrated landscape planning and remuneration of agr-environmental services results of a case study in the fuhrberg region of Germany[J]. *Journal of Environmental Management* ,2008 ,89(3):209-221.

- [28] Heitzig J, Lessmann K, Zou Y. Self-enforcing strategies to deter free-riding in the climate change mitigation game and other repeated public good games[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(38):15739-15744.
- [29] Hoekstra A Y. Virtual water trade: Proceedings of the international expert meeting on virtual water trade (No. 12) [C]. IHE Delft, 2003:13-23.
- [30] Jiang K, You D, Li Z, et al. A differential game approach to dynamic optimal control strategies for watershed pollution across regional boundaries under eco-compensation criterion[J]. *Ecological Indicators*, 2019, 105(10):229-241.
- [31] José R, Keith D, Nicholson E, et al. IUCN global ecosystem typology 2.0: descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups[M]. 2020.
- [32] Kahn M E, Li P, Zhao D. Water pollution progress at borders: The role of changes in China's political promotion incentives[J]. *American Economic Journal: Economic Policy*, 2015, 7(4):223-242.
- [33] Karimi P, Molden D, Bastiaanssen W, et al. Water accounting to assess use and productivity of water: evolution of a concept and new frontiers[J]. *Manpower & Unemployment Research in Africa*, 2012.
- [34] Kiefer L R, Menzel F, Bahrs E. Integration of ecosystem services into the carbon footprint of milk of south german dairy farms[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 152:11-18.
- [35] Kong Y, He W, Yuan L, et al. Decoupling analysis of water footprint and economic growth: A case study of Beijing–Tianjin–Hebei Region from 2004 to 2017[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16(23):4873.
- [36] Lange G M, Mungatana E, Hassan R. Water accounting for the Orange River Basin: An economic perspective on managing a transboundary resource[J]. *Ecological Economics*, 2007, 61(4):660-670.
- [37] Li H, Cai Y, Zhang Y, et al. Impact of a cross-jurisdictional payment for ecosystem services program on the participants' welfare in North China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 189(JUL.10):454-463.
- [38] Li W H, Liu F, Wang F, et al. Industrial water pollution and transboundary eco-compensation: analyzing the case of Songhua River Basin, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(28):34746-34759.
- [39] Li X H, Wang Y Z, Yang R J, et al. From "blood transfusion" to "hematopoiesis": watershed eco-compensation in China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022. DOI:10.1007/s11356-022-20876-w.
- [40] Liu Y, Wang J, Cao S L, et al. Copula-based framework for integrated evaluation of

- water quality and quantity: A case study of Yihe River, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 804: 150075.
- [41] Lu S, Li J, Tang Y, et al. Research on standard calculation method for watershed water pollution compensation[J]. *Science of The Total Environment*, 2020, 737(3):138157.
- [42] Lv C M, Xu X Y, Guo X, et al. Basin water ecological compensation interval accounting based on dual perspectives of supply and consumption: Taking Qingyi River Basin as an example[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 385:135610.
- [43] Meng B, Peters G P, Wang Z, et al. Tracing CO₂ emissions in global value chains[J]. *Energy Economics*, 2018, 73:24-42.
- [44] Miller C T, Dawson C N, Farthing M W, et al. Numerical simulation of water resources problems: models, methods and trends[J]. *Advances in Water Resources*, 2013, 51(1):405-437.
- [45] Mmopelwa G. Economic and financial analysis of harvesting and utilization of river reed in the Okavango Delta, Botswana[J]. *Journal of Environmental Management*, 2006, 79(4):329-335.
- [46] Molden D J. Accounting for water use and productivity[J]. *International Irrigation Management Institute*, 1997.
- [47] Moran D, Mcvittie A, Allcroft D J, et al. Quantifying public preferences for agri-environmental policy in Scotland: A comparison of methods[J]. *Ecological Economics*, 2007, 63(1):42-53.
- [48] Moreno-Sanchez R, Maldonado J H, Wunder S, et al. Heterogeneous users and willingness to pay in an ongoing payment for watershed protection initiative in the Colombian Andes[J]. *Ecological Economics*, 2012, 75(2):126-134.
- [49] Mutandwa E, Grala R K, Petrolia D R. Estimates of willingness to accept compensation to manage pine stands for ecosystem services[J]. *Forest Policy and Economics*, 2019, 102:75-85.
- [50] Murtinho F, Hayes T. Communal participation in payment for environmental services (PES): unpacking the collective decision to enroll[J]. *Environmental Management*, 2017, 59(6): 939-955.
- [51] Napolini G F, Ciasca B S, Rovere E, et al. Brazilian environmental-economic accounting for water: A structural decomposition analysis[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 265:110508.
- [52] Noordwijk M V, Beria L. Principles for fairness and efficiency in enhancing environmental services in Asia: Payments, compensation, or co-investment[J]. *Ecology & Society*, 2010, 91(1):299-305.
- [53] Nouri-Khajebelagh R, Khaledian M, Kavooosi-Kalashami M. Economic value of

irrigation water for major crops in the Ardabil plain, Iran[J]. *Irrigation and Drainage*,2021,70(5):1359-1367.

[54] Olson M. *The logic of collective action*[M] (Chen Yu, Guo Yufeng, Li Chongxin, Trans.) Shanghai: Shanghai People's Publishing House,1994.

[55] Pagiola S, Platais G. *Payments for environmental services: From theory to practice* [M]. Washington: World Bank, 2007.

[56] Pedro-Monzonis M, Jimenez-Fernandez P, Solera A, et al. The use of aquatool dss applied to the System of Environmental-Economic Accounting for Water (SEEAW)[J]. *Journal of Hydrology*, 2016, 533:1-14.

[57] Pigou A C. *The economics of welfare*[M]. London: Macmillian, 1962.

[58] Pirmana V, Alisjahbana A S, Yusuf A A, et al. Environmental costs assessment for improved environmental-economic account for Indonesia[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021,280:124521.

[59] Rao Q H, Lin X Z, Chen F, et al. Research into an ecological compensation standard in the Minjiang River Basin under the combined scenario of 'clear property rights, water quality and quantity, and opportunity cost'[J].*Water Supply*,2022,22(10):7873-7883.

[60] Roy A, Pramanick K. Analysing progress of sustainable development goal 6 in India: Past, present, and future[J]. *Journal of Environmental Management*,2018,232:1049-1065.

[61] Sarker A, Ross H, Shrestha K K. A common-pool resource approach for water quality management: An Australian case study[J]. *Ecological Economics*, 2008, 68(1):461-471.

[62] Savenije H G, Van der Zaag P, Water value flows upstream[J].*Water*,2020,12(9),2642.

[63] Setlhogile T, Arntzen J, Pule O B. Economic accounting of water: The Botswana experience[J]. *Physics and Chemistry of the Earth*,2017,100:287-295.

[64] Shen J, Gao X, He W, et al. Prospect theory in an evolutionary game: Construction of watershed ecological compensation system in Taihu Lake Basin[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021,291:125929.

[65] Sjöstrand K, Klingberg J, Zadeh N S, et al. The Value of water-estimating water-disruption impacts on businesses[J]. *Water*,2021,13,1565.

[66] Tello E, Hazelton J, Cummings L. Potential users' perceptions of general purpose water accounting reports[J]. *Accounting Auditing & Accountability Journal*,2016,29(01):80-110.

[67] Tsur Y. Optimal water pricing: Accounting for environmental externalities[J]. *Ecological Economics*,2020,170,106429.

[68] United Nation. *Integrated Environmental and Economic Accounting for Water resources* [M]. New York: United Nations Publication, 2012.

[69] United Nations, European Commission, Food and Agriculture Organization,

- International Monetary Fund, Organization for Economic Cooperation and Development, the World Bank. System of Environmental-economic Accounting 2012-Central Framework[M]. New York: United Nations Publication,2014.
- [70] United Nations, European Union, Food and Agriculture Organization of the United Nations, et al. System of Environmental-Economic Accounting-Ecosystem Accounting[M]. New York: United Nations, 2021.
- [71] Vardon M, Lenzen M, Peevor S, et al. Water accounting in Australia[J]. Ecological Economics, 2007, 61(4):650-659.
- [72] Vardon M, Martinez-Lagunes R, Gan H, et al. The System of environmental-economic accounting for water: development, implementation and use[M]. Edward Elgar Publishing Limited, 2012.
- [73] Wang Q, Wang N, Wang H, et al. Study on influencing factors and simulation of watershed ecological compensation based on evolutionary game[J]. Sustainability, 2022, 14.
- [74] Wang X, Berman E M, Chen D Y, et al. Strategies to improve environmental networks for pollution control: Evidence from eco-compensation programs in China[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 234:387-395.
- [75] Wang Y M, Zhou X D, Engel B. Water environment carrying capacity in Bosten Lake basin[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 199:574-583.
- [76] Williamson O E. Markets and hierarchies: analysis and antitrust implications [M]. New York: The Free Press,1975.
- [77] Wu Z, Di D, Lv C, et al. Defining and evaluating the social value of regional water resources in terms of emergy[J]. Water Policy, 2019, 21(1):73-90.
- [78] Wunder S. Payments for environmental services: Some nuts and bolts[J]. Cifor Occasional Paper, 2005, 42.
- [79] Yerushalmi E. Using water allocation in israel as a proxy for imputing the value of agricultural amenities[J]. Ecological Economics, 2018, 149:12-20.
- [80] Yu B, Xu L. Review of ecological compensation in hydropower development[J]. Renewable & Sustainable Energy Reviews, 2016, 55:729-738.
- [81] Zhan L, Lei Y L, Li L, et al. Interprovincial transfer of ecological footprint among the region of Jing-Jin-Ji and other provinces in China: A quantification based on MRIO model[J]. Journal of Cleaner Production, 2019,225:304-314.
- [82] Zhang J, Wang J G, Chen Y P. The Option model of opportunity cost in river basin ecological compensation[J]. Advanced Materials Research,2012,518:261-265.
- [83] Zhao D, Hubacek K, Feng K, et al. Explaining virtual water trade: a spatial-temporal analysis of the comparative advantage of land, labor and water in China[J].Water

Research,2019,153: 304-314.

[84] Zhao Y, Wu F, Li F, et al. Ecological compensation standard of trans-boundary river basin based on ecological spillover value: A case study for the Lancang–Mekong River Basin[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health,2021,18(3):1251.

[85] Zhou X, Zhang Y, Sheng Z, et al. Did water-saving irrigation protect water resources over the past 40 years? A global analysis based on water accounting framework[J]. Agricultural Water Management, 2021, 249(7):106793.

[86] 曹升乐,刘春彤,李福臻,张玺,常乐冉.基于社会经济发展水平的济南市水资源资产与负债研究[J].中国人口·资源与环境,2019,29(5):88-97.

[87] 曹涛,王赛鸽,陈彬.基于多区域投入产出分析的京津冀地区虚拟水核算[J].生态学报,2018,38(3):788-799.

[88] 柴雪蕊,黄晓荣,奚圆圆,等.浅析水资源资产负债表的编制[J].水资源与水工程学报,2016,27(04):44-49.

[89] 陈波,杨世忠.会计理论和制度在自然资源管理中的系统应用——澳大利亚水会计准则研究及其对我国的启示[J].会计研究,2015(2):13-19+93.

[90] 陈东景,徐中民,陈仁升.水资源账户的建立—环境经济综合核算的一个实例[J].水科学进展,2003,14(5):631-637.

[91] 陈兆开,施国庆,毛春梅.流域水资源生态补偿问题研究[J].科技进步与对策,2008(3):51-55.

[92] 董战峰,郝春旭,璩爱玉,等.黄河流域生态补偿机制建设的思路与重点[J].生态经济,2020,36(2):196-201.

[93] 杜林远,高红贵.我国流域水资源生态补偿标准量化研究——以湖南湘江流域为例[J].中南财经政法大学学报,2018(02):43-50.

[94] 冯欣,姜文来,刘洋,栗欣如.水资源价值模糊数学模型研究进展[J].资源科学,2021,43(9):1834-1848.

[95] 甘泓,高敏雪.创建我国水资源环境经济核算体系的基础和思路[J].中国水利,2008(17):1-5.

[96] 甘泓,汪林,秦长海,等.对水资源资产负债表的初步认识[J].中国水利,2014(14):1-7.

[97] 高敏雪.生态系统生产总值的内涵、核算框架与实施条件——统计视角下的设计与论证[J].生态学报,2020,40(2):402-415.

[98] 高敏雪,张颖,许健,等.综合环境经济核算与计量分析:从国际经验到中国实践[M].北京:经济科学出版社,2012.

[99] 葛颜祥,吴菲菲,王蓓蓓,梁丽娟.流域生态补偿:政府补偿与市场补偿比较与选择[J].山东农业大学学报(社会科学版),2007(4):48-53+125-126.

- [100] 耿建新,胡天雨,刘祝君.中国国家资产负债表与自然资源资产负债表的编制与运用初探——以 SNA 2008 和 SEEA 2012 为线索的分析[J].会计研究,2015(1):15-24+96.
- [101] 耿翔燕,葛颜祥,张化楠.基于重置成本的流域生态补偿标准研究——以小清河流域为例[J].中国人口·资源与环境,2018,28(1):140-147.
- [102] 耿涌,戚瑞,张攀.基于水足迹的流域生态补偿标准模型研究[J].中国人口·资源与环境,2009,19(6):11-16.
- [103] 郭文献,付意成,闫丽娟,等.治理修复型水生态补偿问题分析[J].自然资源学报,2013,28(9):1538-1546.
- [104] 何彪.跨区域生态补偿机制研究[J].农村经济与科技,2014,25(1):12-14+11.
- [105] 何东晓,卫艺平,曹晓然.流域水生态补偿标准、模式和挑战[J].灌溉排水学报,2022,41(S1):79-82.
- [106] 胡小飞,傅春,陈伏生,等.基于水足迹的区域生态补偿标准及时空格局研究[J].长江流域资源与环境,2016,25(9):1430-1437.
- [107] 《环境科学大辞典》编委会.环境科学大辞典[M].北京:中国环境科学出版社,1991.
- [108] 黄寰.区际生态补偿论[M].北京:中国人民大学出版社,2012
- [109] 黄晓荣,秦长海,郭碧莹,等.基于能值分析的价值型水资源资产负债表编制[J].长江流域资源与环境,2020,29(4):869-878.
- [110] 华坚,盛晓涵.黄河流域九省区水土资源对粮食生产的阻尼效应测度及时空分异特征[J].中国人口·资源与环境,2021,31(8):148-156.
- [111] 贾玲,甘泓,汪林,等.水资源负债刍议[J].自然资源学报,2017,32(1):1-11.
- [112] 贾亦真,沈菊琴,王晗.区域水资源资产确认、计量及报表编制[J].自然资源学报,2022,37(12):3297-3312.
- [113] 简富绩,宋晓谕,虞文宝,等.水资产负债表编制中水资源资产核算账户的建立与分析——以黑河中游张掖市为例[J].中国沙漠,2016,36(3):851-856.
- [114] 简富绩,宋晓谕,虞文宝.水资源资产价格模糊数学综合评价指标体系构建——以黑河中游张掖市为例[J].冰川冻土,2016,38(2):567-572.
- [115] 姜文来.水资源价值模型研究[J].资源科学,1998(1):37-45.
- [116] 蒋洪强,吴文俊.生态环境资产负债表促进绿色发展的应用探讨[J].环境保护,2017,45(17):23-26.
- [117] 靳乐山,甄鸣涛.流域生态补偿的国际比较[J].农业现代化研究,2008(2):185-188.
- [118] 赖力,黄贤金,刘伟良.生态补偿理论、方法研究进展[J].生态学报,2008(6):2870-2877.
- [119] 李长健,孙富博,黄彦臣.基于 CVM 的长江流域居民水资源利用受偿意愿调查分析[J].中国人口·资源与环境,2017,27(6):110-118.
- [120] 李花菊.中国水资源核算中的混合账户与经济账户[J].统计研究,2010,27(3):89-93.
- [121] 李怀恩,庞敏,肖燕,史淑娟.基于水资源价值的陕西水源区生态补偿量研究[J].西北

大学学报(自然科学版),2010,40(1):149-154.

[122] 李姣,李朗,李科.隐含水污染视角下的中国省际农业生态补偿标准研究[J].农业经济问题,2022(6):106-121.

[123] 李宁.长江中游城市群流域生态补偿机制研究[D].武汉大学,2018.

[124] 李倩,陈晓光,郭士祺,等.大气污染协同治理的理论机制与经验证据[J].经济研究,2022,57(2):142-157.

[125] 李坦,徐帆,祁云云.从“共饮一江水”到“共护一江水”——新安江生态补偿下农户就业与收入的变化[J].管理世界,2022,38(11):102-124.

[126] 李亚菲.黄河全流域横向生态补偿机制构建[J].社会科学家,2022(08):104-111.

[127] 李艳,张巧良.中国省际虚拟水生态补偿研究[J].中国软科学,2022(8):79-91.

[128] 李英,刘国强.新中国自然资源核算的新突破——十八届三中全会提出编制自然资源资产负债表[J].会计研究,2019(12):12-21+33.

[129] 刘红光,陈敏,唐志鹏.基于灰水足迹的长江经济带水资源生态补偿标准研究[J].长江流域资源与环境,2019,28(11):2553-2563.

[130] 刘亚灵,周申蓓.水资源账户的建立与应用研究[J].人民长江,2017,48(5):43-47.

[131] 刘洋,毕军.流域生态补偿理论及其标准研究综述[J].水利经济,2018,36(3):10-15+77.

[132] 龙耀.利润补差+公众诉求:生态效益补偿新探索[J].农业经济问题,2018(7):108-117.

[133] 刘桂环,张惠远,万军,等.京津冀北流域生态补偿机制初探[J].中国人口·资源与环境,2006(4):120-124.

[134] 芦海燕.基于生态系统核算的流域生态补偿研究[D].兰州大学,2019.

[135] 卢新海,柯善淦.基于生态足迹模型的区域水资源生态补偿量化模型构建——以长江流域为例[J].长江流域资源与环境,2016,25(2):334-341.

[136] 马永喜,王娟丽,王晋.基于生态环境产权界定的流域生态补偿标准研究[J].自然资源学报,2017,32(8):1325-1336.

[137] 马忠,王苗苗.张掖市实物水供给使用表的编制——SEEAW的初步应用[J].水利经济,2013,30(6):11-13.

[138] 毛显强,钟瑜,张胜.生态补偿的理论探讨[J].中国人口·资源与环境,2002(4):40-43.

[139] 孟浩,白杨,黄宇驰,等.水源地生态补偿机制研究进展[J].中国人口·资源与环境,2012,22(10):86-93.

[140] 孟雅丽,苏志珠,马杰,等.基于生态系统服务价值的汾河流域生态补偿研究[J].干旱区资源与环境,2017,31(8):76-81.

[141] 倪琪,张思阳,刘霁瑶,等.公众参与跨区域流域生态补偿的行为研究[J].软科学,2022,36(05):109-114.

[142] 牛志伟,邹昭晞.农业生态补偿的理论与方法——基于生态系统与生态价值一致性补偿标准模型[J].管理世界,2019,35(11):133-143.

- [143] 潘保柱,王兆印,余国安.长江源和黄河源的大型底栖动物群落特征研究[J].长江流域资源与环境,2012,21(3):369-374.
- [144] 彭勃,张建军,杨玉霞,等.黄河流域重要水功能区限制排污总量控制研究[J].人民黄河,2014,36(12):69-70.
- [145] 潘华,肖璨.生态补偿视角下的流域生态资源资产负债表框架构建[J].财会月刊,2017(28):11-17.
- [146] 秦长海,甘泓,汪林,等.实物型水资源资产负债表表式结构设计[J].自然资源学报,2017,32(11):1819-1831.
- [147] 覃凤琴.我国跨省流域横向生态补偿机制的实践探索与政策优化[J].财政科学,2022(06):108-116.
- [148] 秦艳红,康慕谊.国内外生态补偿现状及其完善措施[J].自然资源学报,2007(4):557-567.
- [149] 邱宇.不确定条件下汀江流域水资源优化配置与生态补偿研究[D].吉林大学,2020.
- [150] 饶清华,林秀珠,陈芳,等.基于排污量分配的流域生态补偿标准研究[J].中国环境科学,2022,42(6):2828-2834.
- [151] 邵帅.基于水足迹模型的水资源补偿策略研究[J].科技进步与对策,2013,30(14):116-119.
- [152] 沈菊琴.水资源资产与水资源的关系探析[J].会计之友,2018(23):2-7.
- [153] 盛明泉,姚智毅.基于政府视角的自然资源资产负债表编制探讨[J].审计与经济研究,2017,32(1):59-67.
- [154] 石常峰,王彦滢,吴敏.水生态补偿研究进展与展望[J].水利经济,2021,39(3):22-29+86.
- [155] 史丹,王俊杰.自然资源资产负债表研究现状、评述与改进方向[J].中国人口·资源与环境,2020,30(1):1-11.
- [156] 史会剑,于晓霞,苏志慧.黄河流域生态补偿研究进展与展望[J].环境与可持续发展,2021:56-60.
- [157] 时润哲,李长健.空间正义视角下长江经济带水资源生态补偿利益协同机制探索[J].江西社会科学,2020,40(3):49-59+254-255.
- [158] 石薇,汪劲松.水资源资产负债表的编制方法[J].统计与决策,2021,37(12):24-28.
- [159] 宋晓谕,陈玥,闫慧敏,等.水资源资产负债表表式结构初探[J].资源科学,2018,40(5):899-907.
- [160] 孙翔,王玢,董战峰.流域生态补偿:理论基础与模式创新[J].改革,2021(8):145-155.
- [161] 孙新章,谢高地,张其仔,等.中国生态补偿的实践及其政策取向[J].资源科学,2006(4):25-30.
- [162] 孙宇.生态保护与修复视域下我国流域生态补偿制度研究[D].吉林大学,2015.

- [163] 孙玉环,张冬雪,丁娇,等.跨流域调水核心水源地生态补偿标准研究——以丹江口库区为例[J].长江流域资源与环境,2022,31(06):1262-1271.
- [164] 谭蕾,杨桂山,苏伟忠.流域市场化生态补偿研究进展与展望[J].地理科学,2022,42(07):1218-1228.
- [165] 唐勇军,张鹭鹭.基于流域管理的水资源资产负债表编制研究——以太湖流域为例[J].水利经济,2020,38(1):21-28+86.
- [166] 田贵良,韦丁,孙晓婕.水资源资产负债表:要素、框架与试编研究[J].人民黄河,2018,40(11):65-68+73.
- [167] 田贵良,张甜甜.我国水权交易机制设计研究[J].价格理论与实践,2015(8):35-37.
- [168] 田金平,姜婷婷,施涵,等.区域水资源资产负债表——北仑区水资源存量及变动表案例研究[J].中国人口·资源与环境,2018,28(9):167-176.
- [169] 万军,张惠远,王金南,等.中国生态补偿政策评估与框架初探[J].环境科学研究,2005(2):1-8.
- [170] 万容.水资源生态补偿模式分析与机制构建[J].社会科学家,2010(2):83-86.
- [171] 汪林,秦长海,贾玲,李金明.水资源存量及变动表相关技术问题解析[J].中国水利,2016(7):7-10+6.
- [172] 汪劲松,石薇.我国水资源资产负债表编制探讨:基于澳大利亚水资源核算启示[J].统计与决策,2019,35(14):5-9.
- [173] 王舒曼,曲福田.水资源核算及对GDP的修正:以中国东部经济发达地区为例[J].南京农业大学学报,2001,24(2):115-118.
- [174] 王淑云,耿雷华,黄勇,黄昌硕.饮用水水源地生态补偿机制研究[J].中国水土保持,2009(9):5-7+64.
- [175] 王庭辉,王喜,秦耀辰,等.丹江口库区生态系统服务价值与人类活动时空关联分析[J].长江流域资源与环境,2021,30(2):330-341.
- [176] 王文治.我国省域消费侧碳排放责任分配的再测算——基于责任共担和技术补偿的视角[J].统计研究,2022,39(6):3-16.
- [177] 王晓萌,黄凯,杨顺顺,等.中国产业部门水足迹演变及其影响因素分析[J].自然资源学报,2014,29(12):2114-2126.
- [178] 王西琴,高佳,马淑芹,等.流域生态补偿分担模式研究——以九洲江流域为例[J].资源科学,2020,42(2):242-250.
- [179] 汪燕,王文治,马淑琴.中国省域间碳排放责任共担与碳减排合作[J].浙江社会科学,2020(1):40-51+156.
- [180] 王瑜.水资源环境综合经济核算框架内容[J].中国水利,2007(18):15-16.
- [181] 韦凤年,董明锐.如何科学编制水资源存量及变动表——访中国水利水电科学研究院教授级高级工程师甘泓、水利部水利水电规划设计总院教授级高级工程师汪党献[J].

- 中国水利,2016(7):1-6.
- [182] 吴凤平,邵志颖,季英雯.新安江流域横向生态补偿政策的减排和绿色发展效应研究[J].软科学,2022,36(09):65-71.
- [183] 吴琼,马国霞,高阳,潘韬.自然资源资产负债表编制中的环境成本核算及实证研究——以湖州市为例[J].资源科学,2018,40(5):936-945.
- [184] 吴优,李锁强.重视水资源核算——联合国统计司水资源统计和核算介绍[J].中国统计,2007(5):10-12.
- [185] 向书坚,徐映梅,郑瑞坤.国民经济核算[M].北京:北京大学出版社,2019:176-177.
- [186] 谢高地,张彩霞,张雷明,等.基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J].自然资源学报,2015,30(8):1243-1254.
- [187] 谢高地,甄霖,鲁春霞,等.一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J].自然资源学报,2008(5):911-919.
- [188] 谢慧明,俞梦绮,沈满洪.国内水生态补偿财政资金运作模式研究:资金流向与补偿要素视角[J].中国地质大学学报(社会科学版),2016,16(5):30-41.
- [189] 徐光丽.流域生态补偿机制研究[D].山东农业大学,2014.
- [190] 徐丽芬,许学工,罗涛,等.基于土地利用的生态系统服务价值当量修订方法——以渤海湾沿岸为例[J].地理研究,2012,31(10):1775-1784.
- [191] 徐敏,秦顺兴,马乐宽,等.水生态环境保护回顾与展望:从污染防治到三水统筹[J].中国环境管理,2021,13(5):69-78.
- [192] 徐琳瑜,杨志峰,帅幕,等.基于生态服务功能价值的水库工程生态补偿研究[J].中国人口·资源与环境,2006,16(4):125-128.
- [193] 徐素波,王耀东,耿晓媛.生态补偿:理论综述与研究展望[J].林业经济,2020,42(3):14-26.
- [194] 闫慧敏,封志明,杨艳昭,等.湖州/安吉:全国首张市/县自然资源资产负债表编制[J].资源科学,2017,39(9):1634-1645.
- [195] 杨爱平,杨和焰.国家治理视野下省际流域生态补偿新思路——以皖、浙两省的新安江流域为例[J].北京行政学院学报,2015,(3):9-15.
- [196] 杨海乐,危起伟,陈家宽.基于选择容量价值的生态补偿标准与自然资源资产价值核算——以珠江水资源供应为例[J].生态学报,2020,40(10):3218-3228.
- [197] 杨世忠,谭振华,王世杰.论我国自然资源资产负债核算的方法逻辑及系统框架构建[J].管理世界,2020,36(11):132-144.
- [198] 杨燕燕,王永瑜,徐绮阳.自然资源负债核算问题探讨[J].统计与决策,2022,38(22):5-10.
- [199] 杨艳昭,陈玥,宋晓谕,等.湖州市水资源资产负债表编制实践[J].资源科学,2018,40(5):908-918.

- [200] 杨艳昭,封志明,闫慧敏,等.自然资源资产负债表编制的“承德模式”[J].资源科学,2017,39(9):1646-1657.
- [201] 杨悦,刘翼,卢全莹,等.河流水污染跨区域合作治理机制研究——基于三方演化博弈方法[J/OL].系统工程理论与实践,2023,39(02):1-24[2023-03-15].<http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2267.N.20230106.1345.001.html>.
- [202] 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(06):18-23+45.
- [203] 银晓丹.水环境污染治理的生态补偿法律制度的完善[J].辽宁大学学报(哲学社会科学版),2018,46(3):113-118.
- [204] 於方,王金南,曹东,等.中国环境经济核算技术指南[M].北京:中国环境科学出版社,2009.
- [205] 俞海,任勇.中国生态补偿:概念、问题类型与政策路径选择[J].中国软科学,2008(6):7-15.
- [206] 虞锡君.构建太湖流域水生态补偿机制探讨[J].农业经济问题,2007(9):56-59.
- [207] 袁广达.环境成本视角的跨界流域生态补偿标准量化研究[J].会计研究,2022(06):16-31.
- [208] 曾维华,解钰茜,陈岩.整合水权和排污权 促进黄河流域横向生态补偿机制建设[J].环境保护,2022,50(14):29-31.
- [209] 张春玲,阮本清,杨小柳.水资源恢复的补偿理论与机制[M].郑州:黄河水利出版社,2006.
- [210] 张国兴,徐龙,千鹏霄.南水北调中线水源区生态补偿测算与分配研究[J].生态经济,2020,36(2):160-166.
- [211] 张龙云,曹升乐,王兴菊.济南市水资源价值综合评价与水价估算[J].水电能源科学,2007, (5): 5-8
- [212] 张霄阳,陈定江,朱兵,余亚东.基于 MRIO 对铁矿石开采生态补偿新机制的探讨[J].中国环境科学,2016,36(11):3449-3455.
- [213] 张旭宗.大兴区农村水资源价值评价与水价计算方法[J].中国农村水利水电, 2015, (2): 112-114.
- [214] 张永姣,王耀辉.基于省际贸易隐含碳排放视角的流域生态补偿测算——以黄河流域为例[J].生态经济,2023,39(02):26-33.
- [215] 赵泓漪,白国营,孙晋炜,等.北京市怀柔区水资源存量及变动表编制技术问题探讨[J].中国水利,2017,(3):16-19.
- [216] 赵晶晶,葛颜祥,李颖.“多主体协同”对流域生态补偿运行绩效的影响研究[J].中国土地科学,2022,36(11):95-105.
- [217] 赵素芹,孙翔,侯东林,等.应对畜禽养殖跨界污染的流域水资源生态补偿量研究——

- 以国家生态补偿示范区九洲江流域为例[J].生态学报,2020,40(10):3247-3257.
- [218] 赵同谦等.中国陆地地表水生态系统服务功能及其生态经济价值评价[J].自然资源学报,2003(4):443-452.
- [219] 张杰平.南水北调中线工程调水补偿制度研究[J].生态经济,2012(4):82-86.
- [220] 郑海霞,张陆彪,涂勤.金华江流域生态服务补偿支付意愿及其影响因素分析[J].资源科学,2010,32(4):761-767.
- [221] 郑欢玉,宋马林.湖北省水资源资产负债表的编制[J].统计与决策,2021,37(19): 43-47.
- [222] 郑云辰,葛颜祥,接玉梅,等.流域多元化生态补偿分析框架:补偿主体视角[J].中国人口·资源与环境,2019,29(7):131-139.
- [223] 中国生态补偿机制与政策研究课题组.中国生态补偿机制与政策研究[M].北京:科学出版社,2007.
- [224] 周晨,李国平.流域生态补偿的支付意愿及影响因素——以南水北调中线工程受水区郑州市为例[J].经济地理,2015,35(6):38-46.
- [225] 朱友干.论我国水资源资产负债表编制的路径[J].财会月刊,2015(19):22-24.
- [226] 朱永彬,史雅娟.中国主要城市水资源价值评价与定价研究[J].资源科学,2018,40(5):1040-1050.

附录

附录 1 黄河流域九省区水资源情况

表 1-1 黄河流域九省区水资源具体情况

地区	青海	四川	甘肃	宁夏	内蒙	陕西	山西	河南	山东
指标	用水总量 (亿 m ³)								
2010 年	30.8	230.3	121.8	72.4	181.9	83.4	63.8	224.6	222.5
2011 年	31.2	233.5	122.9	73.6	184.7	87.8	74.2	229.1	224
2012 年	27.4	245.9	123.1	69.4	184.4	88	73.4	238.6	221.8
2013 年	28.2	242.5	122	72.1	183.2	89.2	73.8	240.6	217.9
2014 年	26.3	236.9	120.6	70.3	182	89.8	71.4	209.3	214.5
2015 年	26.8	265.5	119.2	70.4	185.8	91.2	73.6	222.8	212.8
2016 年	26.4	267.3	118.4	64.9	190.3	90.8	75.5	227.6	214
2017 年	25.8	268.4	116.1	66.1	188	93	74.9	233.8	209.5
2018 年	26.1	259.1	112.3	66.2	192.1	93.7	74.3	234.6	212.7
2019 年	26.2	252.4	110	69.9	190.9	92.6	76	237.8	225.3
2020 年	24.3	236.9	109.9	70.2	194.4	90.6	72.8	237.1	222.5
指标	水资源总量 (亿 m ³)								
2010 年	741.1	2575.3	215.2	9.3	388.5	507.5	91.5	534.9	309.1
2011 年	733.1	2239.5	242.2	8.8	419	604.4	124.3	328	347.6
2012 年	895.2	2892.4	267	10.8	510.3	390.5	106.2	265.5	274.3
2013 年	645.6	2470.3	268.9	11.4	959.8	353.8	126.6	213.1	291.7
2014 年	793.9	2557.7	198.4	10.1	537.8	351.6	111	283.4	148.4
2015 年	589.3	2220.5	164.8	9.2	537	333.4	94	287.2	168.4
2016 年	612.7	2340.9	168.4	9.6	426.5	271.5	134.1	337.3	220.3
2017 年	785.7	2467.1	238.9	10.8	309.9	449.1	130.2	423.1	225.6
2018 年	961.9	2952.6	333.3	14.7	461.5	371.4	121.9	339.8	343.3
2019 年	919.3	2748.9	325.9	12.6	447.9	495.3	97.3	168.6	195.2
2020 年	1011.9	3237.3	408	11	503.9	419.6	115.2	408.6	375.3
指标	水资源开发利用 (%)								
2010 年	4.2	8.9	56.6	778.5	46.8	16.4	69.7	42.0	72.0
2011 年	4.3	10.4	50.7	836.4	44.1	14.5	59.7	69.8	64.4
2012 年	3.1	8.5	46.1	642.6	36.1	22.5	69.1	89.9	80.9
2013 年	4.4	9.8	45.4	632.5	19.1	25.2	58.3	112.9	74.7
2014 年	3.3	9.3	60.8	696.0	33.8	25.5	64.3	73.9	144.5
2015 年	4.5	12.0	72.3	765.2	34.6	27.4	78.3	77.6	126.4
2016 年	4.3	11.4	70.3	676.0	44.6	33.4	56.3	67.5	97.1
2017 年	3.3	10.9	48.6	612.0	60.7	20.7	57.5	55.3	92.9
2018 年	2.7	8.8	33.7	450.3	41.6	25.2	61.0	69.0	62.0
2019 年	2.8	9.2	33.8	554.8	42.6	18.7	78.1	141.0	115.4
2020 年	2.4	7.3	26.9	638.2	38.6	21.6	63.2	58.0	59.3
指标	人均用水量 (m ³ /人)								
2010 年	549.2	283.8	476.3	1150.4	737.9	223.5	182.2	237.8	233.5

2011年	550.5	290.1	479.6	1157	745.7	234.7	207	243.8	233.1
2012年	480.3	305	478.7	1078	741.6	234.9	203.7	253.9	229.6
2013年	490	299.7	472.9	1108.6	734.7	237.3	203.8	255.7	224.5
2014年	453.8	291.6	466.2	1068.6	727.6	238.3	196.1	222.1	219.8
2015年	457.4	324.9	459.3	1059.1	740.9	241	201.3	235.6	216.7
2016年	447.1	324.7	454.5	966.5	756.5	238.8	205.6	239.4	216.2
2017年	433.1	324.1	443.5	974.3	744.7	243.2	202.9	244.9	210
2018年	434.6	311.4	426.8	966.4	758.8	243.4	200.3	244.8	212.1
2019年	432.7	302	416.4	1010.8	752.5	239.3	204.1	247.1	224
2020年	410.8	283.3	438.7	976.4	807	229.4	208.4	239	219.5
指标	人均水资源 (m ³ /人)								
2010年	13225.0	3173.5	841.7	148.2	1576.1	1360.3	261.5	566.2	324.4
2011年	12956.8	2782.9	945.4	137.7	1691.6	1616.6	347.0	349.0	361.6
2012年	15687.2	3587.2	1038.4	168.0	2052.7	1041.9	295.0	282.6	283.9
2013年	11216.6	3052.9	1042.3	175.3	3848.6	941.3	349.6	226.4	300.4
2014年	13675.5	3148.5	767.0	153.0	2149.9	932.8	305.1	300.7	152.1
2015年	10057.6	2717.2	635.0	138.4	2141.2	881.1	257.1	303.7	171.5
2016年	10376.0	2843.3	646.4	143.0	1695.5	713.9	365.1	354.8	222.6
2017年	13188.9	2978.9	912.5	159.2	1227.5	1174.5	352.7	443.2	226.1
2018年	16018.3	3548.2	1266.6	214.6	1823.0	964.8	328.6	354.6	342.4
2019年	15182.5	3288.9	1233.5	182.2	1765.5	1279.8	261.3	175.2	194.1
2020年	17107.4	3871.9	1628.7	153.0	2091.7	1062.4	329.8	411.9	370.3
指标	万元 GDP 用水量 (m ³ /万元)								
2010年	269.2	133.7	308.8	460.6	221.8	84.7	71.7	99.1	65.6
2011年	227.7	110.9	255.1	381.0	195.3	72.1	68.1	87.0	57.3
2012年	179.3	102.8	228.3	325.7	176.1	62.2	62.8	82.4	51.6
2013年	164.6	91.4	202.8	309.7	160.8	56.1	61.6	76.1	46.0
2014年	142.3	82.0	185.0	284.2	149.7	51.6	59.0	60.5	42.2
2015年	133.3	87.5	181.8	272.9	143.5	51.0	62.2	60.1	38.5
2016年	116.9	80.7	171.4	233.3	138.0	47.7	63.2	56.5	36.4
2017年	104.7	70.8	158.2	206.5	126.2	43.3	51.7	52.2	33.2
2018年	95.0	60.4	138.6	188.6	119.0	39.1	46.6	47.0	31.9
2019年	89.1	54.4	126.2	186.5	110.9	35.9	44.8	44.3	31.9

附录 2 黄河流域九省区水资源存量及变动表

科目	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年
年初存量	741.10	733.12	895.22	645.60	793.90	589.30	612.70	785.70	961.89
存量增加	868.18	971.68	764.04	905.05	732.08	756.71	865.72	1056.89	993.00
降水	777.40	853.14	686.37	802.33	664.69	700.07	778.53	927.74	859.25
流入与调入	81.81	99.67	67.34	91.68	57.34	46.8	77.85	119.76	124.18
回归	8.97	9.9	10.33	9.83	10.05	9.84	9.34	9.39	9.57
其他	0.00	8.97	0.00	1.21	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
存量减少	876.16	809.58	1013.66	756.75	936.68	733.31	692.72	880.70	1035.56
取水	36.61	27.41	27.76	26.35	26.78	26.40	25.83	26.10	26.18
农业	24.61	22.49	22.52	21.01	20.84	19.94	19.19	19.30	18.87
工业	8.99	2.53	2.74	2.39	2.86	2.56	2.54	2.51	2.76
生活	2.53	2.17	2.28	2.53	2.55	2.79	2.86	2.98	3.15
生态环境	0.48	0.22	0.22	0.42	0.53	1.11	1.24	1.31	1.40
流出与调出	639.81	782.17	626.27	730.40	526.90	491.40	639.40	820.57	855.57
其他	199.74	0.00	359.63	0.00	383.00	215.51	27.49	34.03	153.81
年末存量	733.12	895.22	645.60	793.90	589.30	612.70	785.70	961.89	919.33

科目	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年
年初存量	2575.30	2239.49	2892.49	2470.23	2557.66	2220.50	2340.85	2467.15	2953.79
存量增加	4784.12	5548.22	5593.69	4973.08	4804.29	4947.56	5055.18	5648.96	5118.84
降水	2392.06	2774.11	2796.84	2486.54	2402.14	2473.78	2527.59	2824.48	2559.42
流入与调入	1127.84	1407.50	1113.90	1254.19	1113.19	1190.79	1356.59	1583.56	1358.95
回归	1264.22	1366.61	1682.94	1232.35	1288.95	1282.99	1171.00	1240.92	1200.47
其他	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
存量减少	5119.93	4895.22	6015.95	4885.65	5141.45	4827.21	4928.88	5162.32	5323.76
取水	232.23	248.42	247.16	239.05	265.52	267.25	268.40	259.11	252.44
农业	127.20	165.75	162.70	145.38	156.70	155.86	160.42	156.60	154.53
工业	64.56	42.41	40.83	44.73	55.37	55.83	51.37	42.47	37.94
生活	38.25	37.76	38.94	44.73	48.31	49.81	50.81	54.40	54.09
生态环境	2.22	2.50	4.69	4.21	5.14	5.75	5.80	5.64	5.88
流出与调出	3254.09	4177.10	3458.90	3688.20	3204.47	3436.16	3679.04	4355.80	3973.46
其他	1633.61	469.70	2309.89	958.40	1671.46	1123.80	981.44	547.41	1097.86
年末存量	2239.49	2892.49	2470.23	2557.66	2220.50	2340.85	2467.15	2953.79	2748.87

科目	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年
年初存量	215.25	272.14	300.69	303.20	230.84	198.81	209.56	280.79	354.89
存量增加	615.25	689.45	790.88	583.59	545.30	502.78	593.47	810.75	837.05
降水	302.68	300.71	335.39	261.38	238.83	239.07	306.40	334.82	348.61
流入与调入	270.25	328.39	293.36	281.94	266.78	224.20	241.89	396.94	452.20

回归	42.33	42.52	162.13	40.27	39.69	39.51	38.59	62.25	36.24
其他	0.00	17.83	0.00	0.00	0.00	0.00	6.59	16.74	0.00
存量减少	558.37	660.90	788.37	655.95	577.33	492.03	522.24	736.65	866.06
取水	122.89	123.08	122.00	120.51	119.17	118.35	116.03	112.30	109.96
农业	95.29	95.12	99.20	97.78	96.19	94.73	92.49	89.20	86.49
工业	15.45	15.70	13.10	12.70	11.58	11.15	10.30	9.20	8.70
生活	9.16	9.27	7.90	8.23	8.26	8.35	8.52	9.20	9.58
生态环境	2.99	2.99	1.80	1.80	3.14	4.12	4.72	4.70	5.19
流出与调出	429.82	537.82	503.53	415.13	364.78	326.60	406.21	624.35	649.33
其他	5.66	0.00	162.84	120.31	93.38	47.08	0.00	0.00	106.77
年末存量	272.14	300.69	303.20	230.84	198.81	209.56	280.79	354.89	325.88

表 2-4 宁夏水资源存量及变动表

亿 m³

科目	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年
年初存量	9.32	8.75	10.81	11.27	10.07	9.16	9.58	10.77	14.67
存量增加	326.23	428.29	368.33	337.27	295.83	312.97	305.14	310.48	307.74
降水	9.40	11.24	10.57	12.07	9.54	9.98	11.00	12.91	11.46
流入与调入	277.37	373.83	321.01	290.68	252.50	271.59	262.04	266.82	264.43
回归	39.46	36.64	36.76	34.53	33.79	31.41	32.10	30.76	31.85
其他	0.00	6.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
存量减少	326.81	426.23	367.87	338.47	296.74	312.55	303.95	306.58	309.83
取水	73.59	69.33	72.13	70.31	70.37	64.89	66.06	66.17	69.90
农业	66.98	62.46	63.12	60.92	61.58	55.92	56.37	56.30	59.27
工业	4.65	4.87	5.01	4.98	4.35	4.39	4.52	4.34	4.43
生活	1.96	2.00	2.06	2.21	2.33	2.78	3.00	3.31	3.77
生态环境	0.00	0.00	1.93	2.21	2.10	1.81	2.17	2.22	2.43
流出与调出	241.20	356.90	283.80	252.80	213.00	232.90	222.95	227.93	225.44
其他	12.01	0.00	11.94	15.35	13.37	14.75	14.95	12.49	14.49
年末存量	8.75	10.81	11.27	10.07	9.16	9.58	10.77	14.67	12.58

表 2-5 内蒙水资源存量及变动表

亿 m³

科目	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年
年初存量	388.54	419.00	510.25	959.81	537.79	536.97	426.50	309.92	461.52
存量增加	729.12	987.59	910.58	816.15	761.32	750.29	638.47	1052.71	991.61
降水	425.22	569.42	566.15	502.38	486.22	507.88	373.63	588.91	501.60
流入与调入	241.20	356.90	283.80	252.70	213.00	180.50	203.40	401.80	428.20
回归	62.70	61.27	60.63	61.07	62.10	61.91	61.44	62.00	61.81
其他	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
存量减少	698.66	896.34	461.02	1238.17	762.14	860.76	755.05	901.11	1005.26
取水	184.70	184.35	182.65	182.01	185.78	190.28	187.98	192.09	190.88
农业	141.05	135.36	132.89	137.54	140.19	139.20	138.11	140.34	139.62
工业	23.58	23.55	23.65	19.73	18.75	17.38	15.72	15.92	14.58
生活	10.02	10.38	10.72	10.46	10.41	10.63	11.03	11.23	11.66
生态环境	10.05	15.06	15.39	14.28	16.43	23.07	23.12	24.60	25.02

流出与调出	162.90	286.20	209.80	176.88	143.96	109.97	118.80	318.78	333.50
其他	351.06	425.79	68.57	879.28	432.40	560.51	448.27	390.24	480.88
年末存量	419.00	510.25	959.81	537.79	536.97	426.50	309.92	461.52	447.87

表 2-6 陕西水资源存量及变动表

亿 m³

科目	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年
年初存量	507.50	604.43	390.50	353.77	351.64	333.43	271.48	449.13	371.43
存量增加	895.34	742.83	752.07	765.63	692.90	622.96	790.03	820.58	927.62
降水	477.98	367.97	398.16	394.16	354.05	351.85	450.20	394.99	426.69
流入与调入	381.12	338.19	316.71	335.57	302.49	234.90	302.67	388.09	463.28
回归	36.24	36.66	37.21	35.90	36.36	36.20	37.16	37.50	37.64
其他	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
存量减少	798.41	956.76	788.80	767.76	711.11	684.91	612.38	898.28	803.73
取水	87.76	88.04	89.21	89.81	91.16	90.83	92.99	93.72	92.55
农业	58.20	58.19	58.07	57.86	57.93	57.62	58.17	57.07	55.13
工业	13.24	13.35	13.76	14.02	14.22	13.69	14.34	14.49	14.85
生活	14.23	14.76	15.12	15.41	16.11	16.43	16.97	17.40	18.09
生态环境	2.10	1.74	2.26	2.52	2.90	3.09	3.51	4.76	4.48
流出与调出	606.15	553.88	543.60	494.10	413.61	342.19	508.27	610.43	665.24
其他	104.51	314.84	155.99	183.86	206.34	251.88	11.12	194.13	45.93
年末存量	604.43	390.50	353.77	351.64	333.43	271.48	449.13	371.43	495.32

表 2-7 山西水资源存量及变动表

亿 m³

科目	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年
年初存量	91.55	124.34	106.25	126.55	111.26	93.95	134.14	130.24	121.93
存量增加	152.80	126.42	149.35	131.39	119.56	176.85	139.93	127.60	113.59
降水	127.87	108.33	124.94	115.29	102.07	130.70	123.08	111.06	97.29
流入与调入	0.24	0.39	0.62	0.43	0.38	0.66	0.48	0.59	0.38
回归	16.90	17.71	19.00	15.67	17.11	16.61	16.37	15.95	15.92
其他	7.79	0.00	4.80	0.00	0.00	28.88	0.00	0.00	0.00
存量减少	120.02	144.51	129.05	146.69	136.86	136.66	143.83	135.91	138.22
取水	74.18	73.39	74.85	71.37	73.59	75.52	74.88	74.29	75.96
农业	44.88	42.74	43.40	41.54	45.17	46.69	45.54	43.33	43.83
工业	14.27	15.50	15.72	14.19	13.75	12.95	13.49	14.02	13.45
生活	11.61	11.83	12.18	12.20	12.32	12.63	12.84	13.43	13.79
生态环境	3.43	3.32	3.54	3.44	2.35	3.25	3.01	3.51	4.89
流出与调出	45.83	41.56	54.20	39.96	31.39	61.14	57.64	51.19	32.57
其他	0.00	29.56	0.00	35.36	31.88	0.00	11.31	10.43	29.69
年末存量	124.34	106.25	126.55	111.26	93.95	134.14	130.24	121.93	97.30

表 2-8 河南水资源存量及变动表

亿 m³

科目	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年
年初存量	534.89	327.94	265.50	215.20	283.37	287.17	337.35	423.06	339.83
存量增加	714.24	732.55	689.73	666.50	616.64	621.47	735.47	839.82	746.06
降水	311.52	255.86	243.99	307.18	297.95	333.07	350.29	319.50	223.91
流入与调入	304.10	372.60	342.50	265.08	219.00	188.00	235.20	417.10	424.20
回归	98.62	104.09	103.24	94.24	99.68	100.40	102.87	103.22	97.95
其他	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	47.11	0.00	0.00
存量减少	921.19	794.99	740.03	598.33	612.84	571.29	649.77	923.05	917.33
取水	229.04	238.60	236.27	209.29	222.84	227.60	233.77	234.62	237.85
农业	130.64	135.50	135.52	112.70	120.09	125.60	122.84	119.92	121.80
工业	56.81	60.50	60.78	52.60	52.51	50.30	50.97	50.38	45.19
生活	31.31	32.00	33.28	38.33	41.17	38.70	40.16	40.70	41.63
生态环境	10.28	10.60	6.69	5.66	9.07	13.00	19.80	23.62	29.23
流出与调出	417.00	473.30	400.50	344.35	390.00	321.00	416.00	632.00	480.10
其他	275.15	83.09	103.26	44.69	0.00	22.69	0.00	56.43	199.38
年末存量	327.94	265.50	215.20	283.37	287.17	337.35	423.06	339.83	168.56

表 2-9 山东水资源存量及变动表

亿 m³

科目	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年
年初存量	309.12	347.61	274.08	291.70	148.44	168.44	220.32	225.61	343.25
存量增加	628.15	693.74	652.68	482.82	524.97	497.18	500.25	802.86	715.96
降水	285.24	248.21	260.00	197.85	219.56	251.08	242.50	301.10	213.17
流入与调入	265.19	367.38	316.77	209.40	229.18	168.60	181.68	423.53	418.46
回归	77.72	78.15	75.91	75.57	76.23	77.50	76.07	78.23	84.33
其他	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
存量减少	589.67	767.27	635.06	626.08	504.97	445.30	494.96	685.22	864.00
取水	224.04	221.79	217.95	214.53	212.76	214.00	209.47	212.66	225.26
农业	154.26	154.22	149.72	146.72	143.29	141.50	134.03	133.46	138.23
工业	29.72	28.10	28.86	28.64	29.59	30.64	28.85	32.53	31.87
生活	32.89	32.81	33.31	33.39	32.99	34.22	34.57	36.05	37.29
生态环境	7.17	6.66	6.06	5.78	6.89	7.64	12.02	10.62	17.87
流出与调出	324.10	443.77	392.84	162.08	158.28	135.79	170.66	453.25	415.68
其他	41.53	101.71	24.27	249.47	133.93	95.51	114.83	19.31	223.06
年末存量	347.61	274.08	291.70	148.44	168.44	220.32	225.61	343.25	195.21

附录3 黄河流域九省区水域资产价值核算

表 3-1 核算期内青海水域资产价值核算 亿元

年份	河流	湖泊	水库	坑塘	合计
2010年	7461.00	47863.20	2179.80	111.40	57615.40
2011年	7416.40	47574.40	2166.80	110.60	57268.20
2012年	7047.80	45209.40	2059.00	105.20	54421.40
2013年	6945.00	44564.20	2029.60	103.60	53642.40
2014年	7191.40	46145.80	2078.80	107.40	55523.40
2015年	6774.20	43482.80	2014.80	101.20	52373.20
2016年	6500.00	41735.20	1925.60	97.20	50257.80
2017年	6175.40	39663.80	1822.20	92.20	47753.60
2018年	6287.80	40398.40	1848.00	94.00	48628.20
2019年	6482.31	41661.66	1897.46	96.94	50138.36

表 3-2 核算期内四川水域资产价值核算 亿元

年份	河流	湖泊	水库	坑塘	合计
2010年	34134.60	2269.40	6960.80	10258.80	53623.80
2011年	34824.80	2330.40	7118.40	10461.00	54734.80
2012年	34263.20	2295.00	7019.60	10260.40	53838.20
2013年	34379.20	2304.40	7052.80	10251.00	53987.40
2014年	33839.20	2275.80	7356.40	10078.20	53549.40
2015年	33524.00	2256.20	7292.80	9963.80	53036.60
2016年	34032.00	2297.00	7749.20	10120.40	54198.60
2017年	33525.00	2269.20	7976.60	9961.60	53732.40
2018年	33775.00	2292.80	8244.60	10027.80	54340.20
2019年	32888.75	2232.88	8300.00	9714.61	53136.24

表 3-3 核算期内甘肃水域资产价值核算 亿元

年份	河流	湖泊	水库	坑塘	合计
2010年	3444.60	339.00	1142.40	270.80	5196.60
2011年	3643.80	358.80	1211.60	286.60	5500.80
2012年	4234.20	417.20	1411.40	333.20	6396.00
2013年	4237.60	420.60	1413.40	333.60	6405.20
2014年	4494.60	446.20	1500.00	354.20	6795.00
2015年	4403.60	437.80	1474.40	350.20	6666.20
2016年	4116.80	409.80	1388.20	327.80	6242.60
2017年	4047.00	403.40	1374.20	322.80	6147.40
2018年	4383.80	437.60	1499.00	350.00	6670.20
2019年	4573.01	457.01	1574.46	365.61	6970.09

表 3-4 核算期内宁夏水域资产价值核算 亿元

年份	河流	湖泊	水库	坑塘	合计
2010 年	1063.20	470.80	293.00	1491.20	3318.20
2011 年	1069.20	470.00	294.60	1502.80	3336.40
2012 年	1241.00	545.60	342.00	1736.60	3865.00
2013 年	1295.60	565.60	361.00	1809.00	4031.00
2014 年	1403.00	608.20	395.20	1959.00	4365.40
2015 年	1322.00	573.00	372.40	1854.00	4121.40
2016 年	1313.60	569.40	370.00	1846.40	4099.40
2017 年	1263.40	547.60	356.00	1764.20	3931.20
2018 年	1370.00	593.80	386.00	1917.20	4267.00
2019 年	1424.76	617.54	401.40	1974.82	4418.52

表 3-5 核算期内内蒙水域资产价值核算 亿元

年份	河流	湖泊	水库	坑塘	合计
2010 年	16936.80	17959.20	2071.20	2449.60	39416.60
2011 年	18153.20	19272.60	2334.20	2641.80	42401.80
2012 年	19401.40	20619.80	2572.80	2820.60	45414.60
2013 年	22653.80	24080.80	2881.80	3317.80	52934.00
2014 年	22102.40	23421.20	2795.60	3223.60	51542.60
2015 年	22638.60	23773.60	2841.60	3272.00	52525.80
2016 年	20302.40	21310.00	2569.80	2935.00	47117.20
2017 年	19862.40	20851.60	2490.60	2871.80	46076.20
2018 年	23583.40	24746.20	2965.80	3410.40	54705.80
2019 年	24045.25	25235.04	3032.70	3477.83	55790.81

表 3-6 核算期内陕西水域资产价值核算 亿元

年份	河流	湖泊	水库	坑塘	合计
2010 年	5999.20	146.20	1062.00	499.40	7706.80
2011 年	6203.80	151.40	1099.60	512.00	7966.40
2012 年	6638.20	162.00	1177.00	540.00	8517.20
2013 年	6217.20	151.80	1103.20	503.60	7976.00
2014 年	6085.20	148.80	1081.20	496.00	7811.20
2015 年	6099.20	149.40	1085.00	495.20	7828.80
2016 年	6035.60	148.00	1075.00	490.60	7749.00
2017 年	5702.20	140.00	1016.80	464.20	7323.00
2018 年	6052.80	148.80	1080.60	493.20	7775.40
2019 年	5973.54	146.95	1067.84	487.39	7675.72

表 3-7 核算期内山西水域资产价值核算 亿元

年份	河流	湖泊	水库	坑塘	合计
2010 年	2183.00	337.60	1037.20	204.40	3762.00
2011 年	2376.80	367.80	1132.80	222.60	4100.20
2012 年	2670.80	413.80	1282.40	256.00	4623.00
2013 年	2835.40	440.20	1364.20	272.20	4912.00
2014 年	2883.20	448.20	1394.40	268.20	4994.00
2015 年	2483.80	386.80	1211.40	231.60	4313.60
2016 年	2721.00	424.20	1328.40	251.20	4724.80
2017 年	2635.40	411.20	1288.00	243.60	4578.20
2018 年	2806.20	438.40	1372.80	256.60	4874.20
2019 年	2680.62	419.19	1312.73	245.45	4658.00

表 3-8 核算期内河南水域资产价值核算 亿元

年份	河流	湖泊	水库	坑塘	合计
2010 年	19950.60	128.00	12135.80	14653.60	46867.80
2011 年	19977.60	128.80	12190.40	14641.40	46938.00
2012 年	20163.40	130.00	12338.60	14744.60	47376.80
2013 年	19383.80	125.20	11876.40	14128.60	45514.00
2014 年	18927.20	122.40	11637.00	13759.20	44446.00
2015 年	19577.40	126.80	12061.40	14196.80	45962.60
2016 年	18937.20	122.80	11664.20	13655.20	44379.40
2017 年	19651.20	127.80	12123.00	14115.00	46017.00
2018 年	20372.00	133.00	12587.40	14575.40	47667.60
2019 年	20738.94	135.69	12834.27	14756.59	48465.50

表 3-9 核算期内山东水域资产价值核算 亿元

年份	河流	湖泊	水库	坑塘	合计
2010 年	25841.60	12266.20	13300.80	32782.40	84191.00
2011 年	26406.20	12528.20	13604.20	33299.60	85838.40
2012 年	26498.60	12637.00	13652.00	33229.60	86017.20
2013 年	24703.00	11792.00	12819.40	30843.60	80158.20
2014 年	24280.60	11508.40	12615.80	30197.40	78602.20
2015 年	23670.80	11195.20	12381.60	29274.20	76521.60
2016 年	24071.80	11381.00	12654.80	29609.80	77717.40
2017 年	24077.40	11248.40	12793.60	29622.80	77742.20
2018 年	23688.40	10931.60	12722.20	29150.00	76492.00
2019 年	23670.70	11195.13	12381.60	29274.14	76521.57

附录4 “十二五”时期黄河流域九省区水资源资产负债表

表 4-1 青海省水资源资产负债表（“十二五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	667.25	1823.72	水资源过耗	0.00
水域	57615.40	52373.20	水环境损害	8.73
合计	58282.65	54196.92	水生态破坏	257.71
			合计	266.44
			水资源净资产	53930.48

表 4-2 四川省水资源资产负债表（“十二五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	7385.81	7338.22	水资源过耗	0.00
水域	53623.80	53036.60	水环境损害	144.48
合计	61009.61	60374.82	水生态破坏	28.86
			合计	173.34
			水资源净资产	60201.48

表 4-3 甘肃省水资源资产负债表（“十二五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	487.89	1405.28	水资源过耗	0.00
水域	5196.60	6666.20	水环境损害	54.85
合计	5684.49	8071.48	水生态破坏	0.00
			合计	54.85
			水资源净资产	8016.63

表 4-4 宁夏水资源资产负债表（“十二五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	41.78	91.60	水资源过耗	3.33
水域	3318.20	4121.40	水环境损害	17.22
合计	3359.98	4213.00	水生态破坏	0.00
			合计	20.55
			水资源净资产	4192.45

表 4-5 内蒙水资源资产负债表（“十二五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	659.68	4106.01	水资源过耗	0.00
水域	39416.60	52525.80	水环境损害	62.11
合计	40076.28	56631.81	水生态破坏	0.00
			合计	62.11
			水资源净资产	56569.7

表 4-6 陕西水资源资产负债表（“十二五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	1397.5	2244.25	水资源过耗	0.00
水域	7706.80	7828.80	水环境损害	64.20
合计	9104.3	10073.05	水生态破坏	0.00
			合计	64.2
			水资源净资产	10008.85

表 4-7 山西水资源资产负债表（“十二五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	336.26	737.12	水资源过耗	0.00
水域	3762.00	4313.60	水环境损害	55.75
合计	4098.26	5050.72	水生态破坏	0.00
			合计	55.75
			水资源净资产	4994.97

表 4-8 河南水资源资产负债表（“十二五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	1225.8	2156.16	水资源过耗	0.00
水域	46867.80	45962.60	水环境损害	109.33
合计	48093.6	48118.76	水生态破坏	44.51
			合计	153.84
			水资源净资产	47964.92

表 4-9 山东水资源资产负债表（“十二五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	819.51	1771.92	水资源过耗	0.00
水域	84191.00	76521.60	水环境损害	127.22
合计	85010.51	78293.52	水生态破坏	377.05
			合计	504.27
			水资源净资产	77789.25

附录5 “十三五”时期黄河流域九省区水资源资产负债表

表 5-1 青海省水资源资产负债表（“十三五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	1823.72	4076.96	水资源过耗	0.00
水域	52373.20	50138.36	水环境损害	2.87
合计	54196.92	54215.32	水生态破坏	109.87
			合计	112.74
			水资源净资产	54102.58

表 5-2 四川省水资源资产负债表（“十三五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	7338.22	14772.21	水资源过耗	0.00
水域	53036.60	53136.24	水环境损害	50.11
合计	60374.82	67908.45	水生态破坏	0.00
			合计	50.11
			水资源净资产	67858.34

表 5-3 甘肃省水资源资产负债表（“十三五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	1405.28	2785.95	水资源过耗	0.00
水域	6666.20	6970.09	水环境损害	8.23
合计	8071.48	9756.04	水生态破坏	0.00
			合计	8.23
			水资源净资产	9747.81

表 5-4 宁夏水资源资产负债表（“十三五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	91.60	115.76	水资源过耗	0.00
水域	4121.40	4418.52	水环境损害	7.00
合计	4213.00	4534.28	水生态破坏	0.00
			合计	7.00
			水资源净资产	4527.28

表 5-5 内蒙水资源资产负债表（“十三五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	4106.01	4788.29	水资源过耗	0.00
水域	52525.80	55790.81	水环境损害	12.89
合计	56631.81	60579.1	水生态破坏	0.00
			合计	12.89
			水资源净资产	60566.21

表 5-6 陕西水资源资产负债表（“十三五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	2244.25	5080.7	水资源过耗	0.00
水域	7828.80	7675.72	水环境损害	11.28
合计	10073.05	12756.42	水生态破坏	7.52
			合计	18.8
			水资源净资产	12737.62

表 5-7 山西水资源资产负债表（“十三五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	737.12	997.48	水资源过耗	0.00
水域	4313.60	4658.00	水环境损害	16.18
合计	5050.72	5655.48	水生态破坏	0.00
			合计	16.18
			水资源净资产	5639.3

表 5-8 河南水资源资产负债表（“十三五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	2156.16	1433.39	水资源过耗	0.00
水域	45962.60	48465.50	水环境损害	40.22
合计	48118.76	49898.89	水生态破坏	0.00
			合计	40.22
			水资源净资产	49858.67

表 5-9 山东水资源资产负债表（“十三五”时期） 亿元

资产类型	期初值	期末值	负债类型	期末值
水量	1771.92	2670.93	水资源过耗	0.00
水域	76521.60	76521.57	水环境损害	43.54
合计	78293.52	79192.50	水生态破坏	102.29
			合计	145.83
			水资源净资产	79046.67

攻读博士学位期间承担的科研任务及主要成果

一、承担的科研项目

1. 国家社会科学基金项目《产业结构变动的能源消费效应与生态环境效应研究》(15CTJ004), 主要参加人, 结项。

2. 国家社会科学基金项目《中国自然资源产品供给与使用表编制方法及应用研究》(22BTJ002), 主要参加人, 在研。

3. 甘肃省优秀研究生“创新之星”项目《基于水足迹法的黄河流域水资源生态补偿研究》(2021CXZX-699), 主持人, 在研。

4. 兰州财经大学博士研究生科研创新项目《黄河流域水资源利用驱动因素及脱钩效应研究》(2021D07), 主持人, 在研。

二、已发表的学术论文

1. 《新发展理念下黄河流域生态效率测度及空间异质性研究》, 统计与决策, 2021年第24期, CSSCI, 第1作者。

2. 《自然资源负债研究综述与展望》, 财会月刊, 2022年第7期, 北大核心, 第1作者。

3. 《黄河流域水资源利用与经济发展脱钩分析——基于水量和水质视角》, 水资源与水工程学报, 2022年第2期, CSCD, 第1作者。

4. 《自然资源负债核算问题探讨》, 统计与决策, 2022年第22期, CSSCI, 第1作者。

致 谢

从论文选题、撰写、修改到最后定稿历时一年半，现在终于完成。这一路内心的痛苦与煎熬大概只有自己知道吧，当然获得的成长也是只有自己感受最深。我的大论文与发表期刊文章关联度较低，相当于重新构建理论、找数据、学模型，花费时间较多。在各种难题卡主的时候，焦虑、沮丧、迷茫、自我怀疑等负面情绪涌上心头；在问题得以解决时，又欣喜若狂、激动万分，就这样各种情绪反复交织着走到今天。幸运的是，在这段艰难而又别致的博士旅途中，我得到了众多老师、同学、朋友和亲人的支持与帮助，在此我想对他们表示最诚挚的感谢。

首先我要感谢我的恩师王永瑜教授。王老师知识渊博、治学严谨、为人谦逊、诲人不倦，他的科研态度、学习精神与高尚品德值得我终生学习。感谢老师在我博士论文写作过程中给予的耐心指导与层层把关，感谢老师对我一直以来的相信和宽容；感谢老师给予我充足的时间和空间去思考、去成长。也终于明白老师当初教导的“多看”有多么重要。在科研这条道路上遇到问题时我不再焦躁，不再惶恐，沉下心来，多看文献，多查资料，所有问题终会得到解决，也让我相信有志者，事竟成。老师“踏踏实实做事，老老实实做人”的至理名言教会了我为人处世的道理，任何时候做任何事情都不要投机取巧，不要尝试走捷径。人生路上认认真真、规规矩矩地往前走；工作要经得起考察，论文要经得起推敲，为人也要经得起时间考验。同时，老师真诚、热情、大方与不拘一格的性格也为师门营造了轻松的学习氛围与欢乐的聚餐氛围，一切都很好，感谢老师的言传身教与谆谆教诲，我将一生以您为榜样！

其次我想要感谢关心与帮助过我的老师们。感谢我的硕士生导师梁亚民教授一直以来对我的关怀与关爱，考博时候的全力推荐、终身大事的时常询问、疫情时期的多次关切都让我深深感动，也为我人生重要时刻的选择指明了方向；感谢韩君教授将我引入学术大门，使我迈向更高台阶，并在学术科研上给予我无私的帮助与指导，才让我能够顺利完成学业。韩老师既是良师，也为益友，我将倍感珍惜；感谢张晓峒教授、傅德印教授、庞智强教授、郭精军教授等传授专业知识并解答疑惑；感谢汪晓文教授、黄恒君教授、石志恒教授、刘明教授等在开题和预答辩过程中提出的宝贵修改意见和建议，思考调整之后使得论文结构更加完整，逻辑更加清晰；感谢肖强教授、芦海燕副教授、邓光耀副教授、陈亮副教授、程

钦良副教授等对我学习和生活上的支持与帮助。

感谢“十全十美”的 19 级博士班家族，在这段充满挑战的道路上我们携手同行，团结一致，使得枯燥的博士生涯有了丝丝乐趣；感谢师门兄弟姐妹们一直以来的关心与帮助，我们互相鼓励，互相加油打气，温暖而有力量，感谢他们对我论文提出中肯的修改意见；感谢徐绮阳在学习和生活上给予我无条件支持与帮助，我想我们会一生相伴，友谊长长久久；感谢许彩艳与我的时刻共情与互助，她不仅是我的学术搭档，也是我亲密无间的挚友；感谢王瑞师姐不厌其烦地帮我修改文章，解惑答疑；感谢孔晴师姐多年来的提点与关爱。

感谢父母养育我成人，教会我做人，感谢他们对我所有选择的全力支持与鼎力相助，让我毫无顾忌地追求自己想要的生活，没有他们也就没有现在的我；感谢我的爱人，十多年来的陪伴与守护让他成为我人生中不可或缺的一部分；感谢自己积极乐观、努力上进，感谢自己从未放弃。

一路上能收获老师、同学、亲人与朋友的关心与帮助，我无比幸运！未来我将带着所有的感激继续前行，开启人生新篇章！

杨燕燕

二零二三年三月于财大段家滩图书馆