

基于水资源利用的长江流域横向生态保护补偿标准研究

马茗远¹, 张浩然¹, 赵钟楠², 朱维³, 徐康宁¹

(1.北京林业大学环境科学与工程学院北京市水体污染源控制技术重点实验室,北京100083;
2.水利部水利水电规划设计总院,北京100120; 3.北京国环清华环境工程设计研究院有限公司,北京100084)

摘要: [目的] 评估建立长江流域内横向生态保护补偿标准的测算方法,为推动流域水资源保护和水生生态环境的恢复以及流域内经济社会的可持续发展提供科学依据。[方法] 首先基于水域面积,利用调节因子修正当量因子表,进而测算2010—2020年长江流域水资源生态系统服务价值;其次,计算流域内各地区水资源淡水及水污染生态足迹与生态承载力,以此评估各地区水资源超载状况;最后,以全流域水资源生态超载系数为基准线界定各地区补偿主客体身份,基于公共物品属性及外部性相关理论,结合水资源生态系统服务价值计算各地区生态保护补偿的理论额度与下限值。[结果] ①2010—2020年,长江流域水资源生态系统服务价值分别为 1.17×10^{12} , 1.18×10^{12} , 1.19×10^{12} 元,有逐年上升的趋势。②2010—2020年长江流域淡水资源生态足迹先升高后降低,而水污染生态足迹持续升高,结合水资源生态承载力概念来看,长江流域未出现超载的情况,但在上海、江苏及河南地区存在水资源供需缺口。③在研究期间内,青海、西藏、广东、广西、湖南、江西和福建始终为生态保护补偿的客体,而安徽、云南、浙江、河南、江苏和上海始终为生态保护补偿的主体,支付补偿省份的额度均在地方财政一般公共预算收入之内,且逐年下降。[结论] 本文研究建立的测算模型将水生态、水资源以及社会经济发展紧密关联,可以为长江流域水资源保护、水生态维护以及全流域生态保护补偿标准的制定等工作提供科学且合理的切入点与范例,有望推动中国一级流域生态保护补偿工作持续深入开展。

关键词: 长江流域; 水资源生态系统服务价值; 生态足迹; 生态保护补偿; 公共物品属性; 外部性理论

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2025)04-0304-12

中图分类号: X321

文献参数: 马茗远, 张浩然, 赵钟楠, 等. 基于水资源利用的长江流域横向生态保护补偿标准研究[J]. 水土保持通报, 2025, 45(4): 304-315. Ma Mingyuan, Zhang Haoran, Zhao Zhongnan, et al. Inter-provincial ecological compensation standards in Yangtze River basin from perspective of water resource utilization [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2025, 45(4): 304-315. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2025.04.020; CSTR: 32312.14.stbctb.2025.04.020.

Inter-provincial ecological compensation standards in Yangtze River basin from perspective of water resource utilization

Ma Mingyuan¹, Zhang Haoran¹, Zhao Zhongnan², Zhu Wei³, Xu Kangning¹

(1. Beijing Key Laboratory for Source Control Technology of Water Pollution, College of Environmental Science and Engineering, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;

2. General Institute of Water Resources and Hydropower Planning and Design, MWR, Beijing 100120, China;

3. Beijing Guohuan Tsinghua Environmental Engineering Design & Research Institute Co.Ltd., Beijing 100084, China)

Abstract: [Objective] A calculation method for horizontal ecological protection compensation standards within the Yangtze River basin was evaluated and established in order to provide a scientific basis for promoting the protection of water resources, restoration of the water ecological environment, and sustainable development of the economy and society within the basin. [Methods] Firstly, the value of ecosystem services provided by water

收稿日期: 2024-11-08

修回日期: 2025-04-08

采用日期: 2025-04-08

资助项目: 国家社会科学基金重大项目“生态补偿与乡村绿色发展协同推进体制机制与政策体系研究”(18ZDA048)

第一作者: 马茗远(2001—),男(汉族),辽宁省葫芦岛市人,硕士研究生,主要从事流域生态保护补偿以及生态系统服务价值的研究。Email: 15541857638@163.com。

通信作者: 徐康宁(1983—),男(汉族),山东省泰安市人,博士,副教授,主要从事水污染控制与水环境保护的研究。Email: xukangning@bjfu.edu.cn。

resources in the Yangtze River basin during 2010—2020 were calculated using water surface area and a modified equivalent factor table. Secondly, the freshwater and water pollution ecological footprints and carrying capacities across the basin regions were estimated to evaluate water resource overload status. Finally, using the watershed-wide water resource ecological overload coefficient as a baseline, the identities of the compensation individuals and objects in each region were defined. Based on the theory of public goods attributes and externalities, the theoretical amount and lower-limit value of ecological protection compensation in each region were estimated by combining the water resource ecosystem service value. [Results] ① From 2010 to 2020, the value of ecosystem services from water resources in the Yangtze River basin increased annually to 1.17×10^{12} , 1.18×10^{12} , 1.19×10^{12} yuan. ② From 2010 and 2020, the freshwater ecological footprint of the Yangtze River basin first increased and then decreased, whereas the water pollution ecological footprint continued to increase. Based on the concept of ecological carrying capacity, the basin did not experience an overload during the study period. However, water supply-demand gaps were observed in regions such as Shanghai, Jiangsu City, and Henan Province. ③ During the study period, Qinghai, Xizang, Guangdong, Guangxi, Hunan, Jiangxi, and Fujian Province (autonomous regions) were consistent ecological protection compensation recipients, whereas Anhui, Yunnan, Zhejiang, Henan, Jiangsu Province, and Shanghai City were consistently compensation payers. The compensation amounts paid by the payer regions were within the scope of their general fiscal budgets and exhibited a year-on-year decline. [Conclusion] In the proposed calculation model, water ecology, water resources, and socio-economic development are closely integrated. It can provide a scientific and rational entry point and exemplar for water resource protection, water ecology maintenance, and the formulation of ecological compensation standards across the Yangtze River basin. It is expected to promote the continuous and in-depth development of ecological protection compensation work for first-level river basins in China.

Keywords: Yangtze River basin; ecosystem services value of water resources; ecological footprint; ecological protection compensation; public goods attributes; externality theory

长江流域作为中国最大的流域地理单元,蕴含着复杂的自然和人文地理特征,跨越了多个省级行政区,这一跨界特性也导致流域内各地区在追求自身利益最大化时可能发生水资源开发和分配方面的利益冲突^[1]。这不仅仅是经济利益的碰撞,更是生态环境与社会经济发展之间的博弈。为了缓解上述问题,受益地区向供给地区提供经济补偿已成为调解双方利益冲突、实现流域内部均衡发展的关键举措。

近年来,国家积极推进流域生态保护补偿体系建设,有关长江流域生态保护补偿的政策体系渐趋完善。2013年党的十八届三中全会通过的《中共中央关于全面深化改革若干重大问题的决定》首次提出“推动地区间建立横向生态补偿制度”,随后各地开始深入探索和试点横向生态保护补偿机制。2018年,四部委联合印发《中央财政促进长江经济带生态保护修复奖励政策实施方案》,提出推进长江流域相邻省际建立横向生态保护补偿机制。2021年,有关部门再次印发《支持长江全流域建立横向生态保护补偿机制的实施方案》,将支持范围扩大至长江全流域19省份。在政府部门的积极推动下,云南、贵州与四川,江西与湖南、四川与重庆等地分别签订了横向生态补偿协议。同时,上海、江苏、浙江、安徽、重庆、

四川和贵州等7省(直辖市)实现了省内流域生态保护补偿机制的全覆盖^[2]。但值得注意的是,目前签署的跨省协议大多是在中央政府主导下,通过调解达成的,补偿协议更多地强调地方政府间的协商,而未能充分实现流域层面的全局规划,导致了补偿在“流域”特性上的明显不足,流域整体的补偿体系尚未真正建立起来^[3]。

在研究领域,多位学者选择不同的研究视角对流域生态保护补偿进行量化评估。官冬杰等^[4]从生态足迹的角度,分析各省级行政区生态足迹总供给与总需求之间的差异,得到生态盈余和赤字状况,从而计算长江流域各省的补偿额度。Lv Cuimei等^[5]将能值理论与水足迹方法相结合,首次提出关于双视角下的流域生态补偿标准。Zhou Zixuan等^[6]分析计算了黄河流域不同地区的生态系统服务价值,并以此为基础制定了流域内各省的生态保护补偿标准。卢海鑫等^[7]则基于生态足迹模型,计算水资源超载指数,并结合生态系统服务价值,构建补偿量化模型。尽管以往研究取得了丰富的成果,但也可从中发现不足。一方面,基于全生态系统服务价值制定的流域补偿标准,通常仅提供待补偿的上限标准值,缺乏对实际补偿标准应用的合理参考以及对补偿主体和

补偿客体的明确识别。另一方面,基于“省自身”自然资源供给(消费)角度制定的补偿额度,往往忽视了大尺度流域的整体性和流动性,削弱了补偿的公平性和有效性。因此,制定具有流域全局特色的生态保护补偿标准,以此作为平衡各方利益、推动水资源可持续利用的机制,亟待深入研究。因此,本研究选取能够贯穿长江全流域的特征要素——水资源,作为研究的核心变量。利用调节因子修正当量因子表,并计算长江流域水资源生态系统服务价值。随后,从流域内城市水资源利用角度出发,引入流域修正因子 μ ,进一步修正各城市实际的淡水及排水的水资源供给(消耗)情况。最终,基于流域水资源的外部效应、公共物品属性的相关理论,构建全流域水资源横向生态保护补偿模型。该模型依据全流域水资源生态超载系数和水资源价值量化各省补偿额度,最终实现生态保护补偿综合分区划定,从而为长江流域水

资源的合理配置和区域可持续发展提供理论依据。

1 研究方法数据来源

1.1 利用调节因子修正当量因子表

本研究将长江流域分为耕地、林地、草地、水域、建设用地以及未利用地 6 种土地利用类型。当量因子表法虽具备一定普适性,然而其在反映地域性与独特性方面存在欠缺。谢高地等^[8]、Costanza R 等^[9]后续的研究进一步指出生态系统中各项服务价值会受植被覆盖情况、降水情况等自然环境因素的影响。鉴于此,本研究参考谢高地的研究成果,选取 NPP 调节系数、降雨调节系数、土壤保持量调节系数,并收集植被净初级生产力、降水及土壤保持量数据,对当量因子表中相关功能系数进行单元格尺度的精细化调节(表 1)^[10],得到符合长江流域生态系统的价值当量表。

表 1 生态系统服务价值调节因子表

Table 1 Table of dynamic regulator of ecosystem services value

系数类型	计算公式	调节功能
NPP 调节系数(net primary production)	$N_{ij} = \frac{NPP_{ij}}{\overline{NPP}}$	食物生产、原料生产、气体调节、气候调节、净化环境、维持养分循环、生物多样性、美学景观
PRE 调节系数(precipitation)	$R_{ij} = \frac{PRE_{ij}}{\overline{PRE}}$	水资源供给、水文调节
土壤保持量调节系数	$S_{ij} = \frac{SC_{ij}}{\overline{SC}}$	土壤保持服务功能

表 1 中, N_{ij} 表示长江流域第 i 研究区第 j 年 NPP 调节系数, NPP_{ij} 表示长江流域第 i 地区第 j 年植被净初级生产力, \overline{NPP} 表示全国第 j 年平均值。 R_{ij} 表示长江流域第 i 研究区第 j 年 PRE 调节系数, PRE_{ij} 表示长江流域第 i 地区第 j 年 PRE 调节因子, \overline{PRE} 表示全国第 j 年平均值。 S_{ij} 表示长江流域第 i 研究区第 j 年土壤保持量调节系数, SC_{ij} 表示长江流域第 i 地区第 j 年土壤保持量, \overline{SC} 表示全国第 j 年平均值,土壤保持

量由 RUSLE 修正通用方程计算得到^[11]。

将上述修正因子的计算结果,代入中国陆地生态系统当量因子表中,得到长江流域生态系统的当量因子表(表 2)。

1.2 水资源生态系统服务价值的核算

为确保结果的可比性,统一采用 2020 年调节因子修正后的当量因子表来核算水资源生态系统服务价值。

表 2 修正后长江流域当量因子表

Table 2 Modified equivalency factor table of Yangtze River basin

生态系统分类	供给服务			调节服务				支持服务		文化服务	
	食物生产	原料生产	水资源供给	气体调节	气候调节	净化环境	水文调节	土壤保持	维持养分循环	生物多样性	美学景观
耕地	1.16	0.26	-2.57	0.94	0.49	0.14	2.95	0.87	0.16	0.18	0.08
林地	0.30	0.69	0.60	2.26	6.77	1.98	7.51	2.73	0.21	2.51	1.10
草地	0.17	0.25	0.25	0.86	2.28	0.75	3.08	2.36	0.08	0.95	0.42
水域	0.29	0.16	8.59	0.62	1.40	2.03	87.9	0.80	0.05	2.28	1.46
建设用地	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.08	0.06	0.03	0.00	0.02	0.01
未利用地	0.00	0.01	0.02	0.02	0.02	0.07	0.21	0.27	0.00	0.03	0.01

一个标准当量的价值计算参考前人的研究^[12], 公式为

$$E_a = \frac{1}{7} \sum_{i=1}^n \frac{m_i \times p_i \times q_i}{M} \quad (1)$$

式中: E_a 为1个标准当量的价值,1/7为粮食收益与成本的比值; n 为研究区内主要粮食作物种类; m_i 为第*i*种粮食作物的播面(hm^2); p_i 为第*i*种粮食作物的全国均价; q_i 为第*i*种粮食作物的单产(t/hm^2); M 为*n*种作物的总播面(hm^2)。将所收集的数据代入公式(1),得出长江流域1个标准当量的价值为1 975.66元/ hm^2 。

利用ArcGIS 10.8.1获取流域水域用地的面积,流域水资源生态系统服务价值就等于一个标准当量乘以水域面积,计算公式为

$$ESV = \sum_{i=1}^n T \times E_a \times S_{wi} \quad (2)$$

式中: T 为各生态系统服务功能的调节因子, E_a 为一个标准当量的价值(元), S_{wi} 为水域生态系统面积(hm^2)。

1.3 长江流域水资源生态足迹模型

(1)水资源生态足迹。基于生态足迹理论,将区域水资源消耗转化为等效用水面积,进而评估该区域内人口和经济活动对水资源的需求强度^[13],考虑到流域范围边界的各城市的整体用水量不能直接反映流域内的实际水资源生态足迹。因此,本研究通过流域面积与实际面积的比值来进行修正,计算公式为

$$EF_w = Z \times \mu \times ef_w = \gamma_w \times \frac{W_T}{P_w} \times \mu \quad (3)$$

$$EF_{cw} = Z \times \mu \times ef_{cw} = \gamma_w \times \frac{W_I}{P_c} \times \mu \quad (4)$$

式中: EF_w 为淡水资源生态足迹(hm^2); Z 为人口数; ef_w 为人均用水生态足迹($\text{hm}^2/\text{人}$); γ_w 为水资源的全球均衡因子(5.19); W_T 为流域内用水量(m^3); P_w 为水资源全球平均生产能力($3\ 140\ \text{m}^3/\text{hm}^2$); EF_{cw} 为水污染生态足迹(hm^2); ef_{cw} 为人均水污染生态足迹($\text{hm}^2/\text{人}$); P_c 单位面积水域对污水的平均消纳量($365\ \text{t}/\text{hm}^2$)^[14]; W_I 为流域内用水量(m^3); μ 为流域修正因子,流域内面积与地级市面积比值。

1.4 长江流域水资源生态承载力模型

水资源生态承载力是指在特定的发展阶段和技术管理条件下,某一区域能够最大程度地提供可持续利用的水资源量,以支撑该区域的经济、环境和社会发展^[15],计算公式为

$$EC_w = Z \times \mu \times ec_w = 0.3 \times y_i \times \gamma_w \times \mu \times \frac{Q}{P_w} \quad (5)$$

式中: EC_w 为水资源生态承载力(hm^2); Z 为人口数(人); ec_w 为人均水资源生态承载力($\text{hm}^2/\text{人}$); y_i 为区域自身水资源产量因子; γ_w 为水资源的全球均衡因子(5.19); Q 为流域内水资源总量(m^3)。由于长江涵盖多个生态脆弱区,相比于中国其他地区,该地区需要更多水资源维持当地生态环境免遭外力干预^[16],因此本文不同于其他研究,取生物多样性补偿系数为30%。

1.5 水资源生态保护补偿计算模型

1.5.1 生态保护补偿主客体的界定依据

在流域生态保护补偿机制的构建中,本研究采用了一种基于全流域水资源生态状况的方法来界定补偿的主体与客体。具体而言,计算全流域的水资源生态超载系数并以此为参照基准线。随后,将各区域实际的水资源生态超载系数与该基准线进行对比分析:若某区域的水资源生态超载系数高于基准线,说明该区域在流域层面水资源生态服务的提供上具有相对优势,并产生正向外部性,其水资源生态贡献超出了自身承载能力,因此被判定为补偿客体,应获得来自其他区域的生态保护补偿。相反,若某区域的水资源生态超载系数低于基准线,说明该区域在流域层面水资源利用上相对低效,其水资源生态状况低于流域平均水平,存在负向外部性,其生态受益可能部分来源于其他区域的生态牺牲,因此被判定为补偿主体,应承担向其他区域支付生态保护补偿的责任。

1.5.2 水资源生态保护补偿计算模型的构建

(1)水资源生态超载系数。生态承载力与生态足迹之差占生态承载力的百分比称为生态超载指数。可以表示区域水资源的供给和需求之间的关系,反映当地生态环境的利用程度^[13],计算公式如下:

$$C_w = \frac{\sum EC_{wi} - \sum EF_{wi}}{\sum EC_{wi}} \quad (6)$$

$$C_{wi} = \frac{EC_{wi} - EF_{wi}}{EC_{wi}} \quad (7)$$

式中: C_w 表示长江流域的水资源生态超载系数; C_{wi} 表示流域内第*i*区域水资源生态超载系数。

(2)生态保护补偿修正系数。

$$e_i = \frac{1}{e^{-(\frac{1}{E_i} - 3)} + 1} \quad (8)$$

式中: e_i 表示第*i*区域生态补偿修正系数; E_i 代表第*i*区域恩格尔系数。

(3)生态保护补偿模型。基于外部性理论和公共物品属性,流域生态保护补偿机制就是解决如何有效分配和转移水资源保护带来的生态效益与成本

的经济工具,生态保护补偿的具体计算公式如下。

$$E_i = \text{ESV}_{wi} \times (C_{wi} - C_w) \times e_i \quad (9)$$

$$E_{\text{lower}} = E_i \times k \quad (10)$$

式中: E_i 表示第*i*区域生态保护补偿的额度(亿元); E_{lower} 代表地区生态保护补偿下限值; k 表示生态价值折算系数,结合前人研究结果,本研究取 15%^[17]。

1.6 数据来源

采用中国科学院资源环境科学与数据中心官网(<http://www.resdc.cn>)提供的净初级生产力、降水量、土地利用以及行政边界数据。数字高程模型数据来源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn>),土壤数据则来源于全国 HWSD 土壤数据库(<http://www.tpdc.ac.cn>)。研究区内粮食作物及经济相关数据来自各城市统计年鉴以及统计公报。主要粮食作物的平均市场价格则参考了 2010—2020 年的《全国农产品成本收益资料汇编》^[18]。

各年度用水量的数据来源包括研究区内 19 个省(市/自治区)水资源公报以及 134 个地级市的水资源公报,其中西藏自治区 2020 年用水数据暂缺。收集 2010—2016 年已有水资源数据,利用 FORECAST 函数得出相关函数。通过线性回归分析,使用已知数据点的关系来预测新数据点,通常用于时间序列分析和趋势预测。本研究排放污水量来源于《中国城乡统计年鉴(2011—2021 年)》。

2 结果与分析

2.1 长江流域水资源生态系统服务价值

研究表明,长江流域在 2010,2015,2020 年

的水资源生态系统服务价值(ESV_w)分别为 1.17×10^{12} , 1.18×10^{12} , 1.19×10^{12} 元,显示出明显的增长趋势,主要原因在于这一时期水域面积扩大,这与一系列国家政策的实施密不可分。2012 年国务院批复实施的《长江流域综合规划(2012—2030 年)》为长江流域水资源的开发、利用、节约、保护以及水害防治提供了重要依据^[18],2016 年国务院办公厅印发《湿地保护修复制度方案》,标志着中国湿地保护从“抢救性保护”转向“全面保护”。有研究利用其他方式修正当量因子表,并由此测算得出 2020 年长江流域水资源生态系统服务价值为 1.04×10^{12} 元,与本研究所得结果为同量级数据^[19]。上述流域保护相关政策的实施,有助于促进农业用地逐步向生态用地转变,促进水域保护区面积的扩大,使得水生态系统主要提供二级服务中的水文调节能力显著增强,从而进一步推动其经济价值的增长。

以 2010—2020 年为时间序列,对长江流域各省级行政区水资源生态系统服务价值进行计算(图 1)。结果显示湖北省的水资源生态系统服务价值最高,为 $2.43 \times 10^{12} \sim 2.57 \times 10^{12}$ 元,占总 ESV_w 的 20.36%~21.95%;其次为青海省和湖南省,分别占流域总 ESV_w 的 16.40%~16.80% 和 12.69%~12.83%;福建及广东省的 ESV_w 最低,占比不到流域总 ESV_w 的 0.01%。由此可以看出,长江流域的主要水生态功能和水资源生态系统服务集中在上游和中游地区。湖北省作为长江流域唯一一省流程超过 1 000 km 的省份,其境内长江、汉江、清江等相继交汇,形成了中国最大的江河湖泊复合生态系统^[22]。

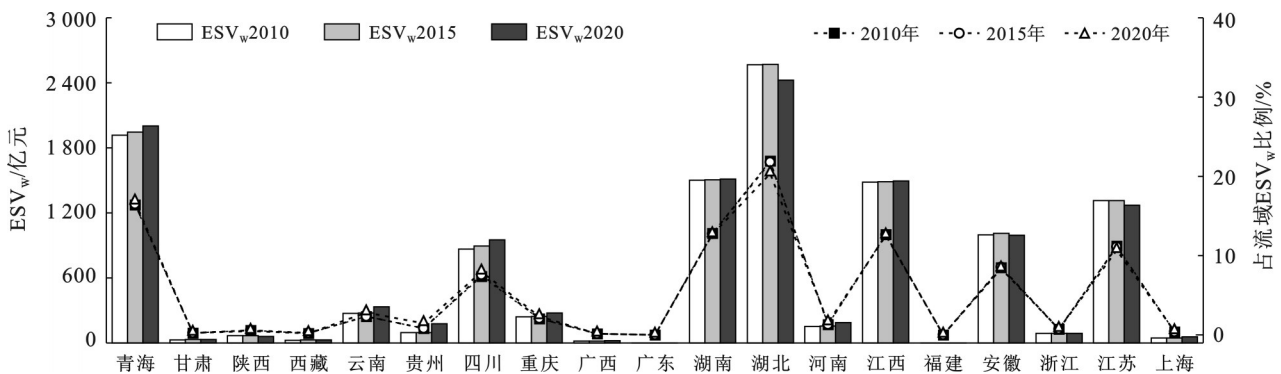


图 1 长江流域 2010—2020 年水资源生态系统服务价值分布

Fig.1 Distribution of water resources ecosystem service value in Yangtze River basin from 2021 to 2020

研究发现,随着城镇化进程的推进和水资源开发利用强度的增加,湖北地区的湖泊湿地面积缩减,生态功能退化,导致该省的水资源生态系统服务价值下降。因此,亟需加强湿地保护、生态修复和污染治理工作,以减缓生态系统服务功能的下降趋势。

青海省在研究区范围内拥有广阔的水域面积,流域面积达到 $1.68 \times 10^5 \text{ km}^2$,每年向中下游输送 $1.79 \times 10^{10} \text{ m}^3$ 以上的优质水资源。湖南省不仅水资源充沛,还在水资源管控层面持续推进,包括《水功能区管理办法》《湖南省湘江保护条例》及“‘一湖三水’岸线保

护与利用规划”等,显著强化了水资源的管理和保护,保持了水资源生态系统服务的输出能力。然而,福建省与广东省在长江流域的水域面积极为有限,仅为 0.35 km^2 ,这种局限性直接影响了流域内该区域的水资源生态系统服务价值,虽然这些区域对流域整体水资源服务价值的贡献有限,但其 ESV_w 的稳定性也表明该区域内的水域生态系统功能得到了较好的维持。

2.2 长江流域水资源生态足迹

表3表明,流域总水资源生态足迹从2010年的

$3.37\times 10^8\text{ hm}^2$ 上升到2015年的 $3.53\times 10^8\text{ hm}^2$,随后下降到2020年的 $3.38\times 10^8\text{ hm}^2$ 。

其中淡水资源生态足迹从2010年的 $3.09\times 10^8\text{ hm}^2$ 上升到2015年的 $3.16\times 10^8\text{ hm}^2$,随后下降到2020年的 $2.91\times 10^8\text{ hm}^2$ 。然而,水污染生态足迹则在研究期限内呈上升趋势。从2010年的 $2.76\times 10^7\text{ hm}^2$ 增至2020年的 $4.66\times 10^7\text{ hm}^2$ 。这表明这一时期内流域污水排放在持续增加且治理压力逐步加大。

表3 长江流域研究区范围内水资源生态足迹与生态承载力

Table 3 Ecological footprint and carrying capacity of water resources at study area of Yangtze River basin 单位: 10^7 hm^2

省(市、区)	淡水资源生态足迹			水污染生态足迹			水资源生态承载力		
	2010年	2015年	2020年	2010年	2015年	2020年	2010年	2015年	2020年
安徽	2.64	2.71	2.47	0.15	0.22	0.30	7.98	8.51	15.40
福建	0.02	0.02	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	0.43	0.24	0.11
甘肃	0.06	0.05	0.04	<0.01	<0.01	0.01	0.28	0.10	1.16
广东	0.01	0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.10	0.11	0.09
广西	0.22	0.21	0.17	0.01	0.01	0.01	1.71	4.47	3.13
贵州	1.12	1.10	1.03	0.12	0.16	0.21	5.41	7.43	10.28
河南	0.34	0.28	0.46	0.01	0.02	0.03	1.28	0.10	0.25
湖北	4.79	4.95	4.58	0.42	0.54	0.74	17.57	11.18	32.36
湖南	5.28	5.36	4.96	0.35	0.40	0.59	26.60	27.01	35.04
江苏	4.15	4.20	3.62	0.56	0.67	0.75	1.14	3.40	2.31
江西	3.93	4.00	3.82	0.16	0.21	0.26	50.30	39.06	28.72
青海	0.03	0.02	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	0.44	0.27	0.95
陕西	0.44	0.48	0.47	0.02	0.03	0.04	3.59	1.45	2.11
四川	3.80	4.38	3.91	0.35	0.48	0.66	23.35	16.57	35.34
西藏	0.02	0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.55	0.32	0.62
云南	0.80	0.80	0.82	0.11	0.16	0.20	2.86	2.87	2.58
浙江	0.52	0.62	0.52	0.05	0.06	0.09	1.61	2.49	2.30
上海	1.35	1.10	1.04	0.41	0.41	0.39	0.22	0.66	0.55
重庆	1.43	1.31	1.16	0.18	0.27	0.39	4.13	3.99	11.27
总计	30.95	31.60	29.14	2.76	3.66	4.66	149.53	130.24	184.57

从省级行政区角度分析,长江流域上游地区的青海和西藏自治区,其淡水资源生态足迹与水污染生态足迹常年保持较低水平,青海和西藏的水资源生态足迹均值分别为 $2.84\times 10^5\text{ hm}^2$ 和 $1.46\times 10^5\text{ hm}^2$,约占流域总体消耗的6%。反映出这些地区相对较低的经济活动水平及有限的工业化进程,对水资源的需求较小,并且排水污染的问题也相对轻微。然而,四川省作为上游的另一个重要区域,其水污染生态足迹自2010年的 $3.49\times 10^6\text{ hm}^2$ 逐渐增加至2020年的 $6.60\times 10^6\text{ hm}^2$,表明该省在近年来工业化和城镇化进程的推进下,污水排放及污染负荷显著增加,

且增幅较为明显。在长江流域的中游地区,湖北、湖南和江西省的水资源生态足迹持续处于主导地位,三者的年均值达到 $1.51\times 10^8\text{ hm}^2$,占流域总体消耗的44%以上。该结果一方面归因于中下游地区地势平坦、河湖密布,淡水资源相对丰富,为高耗水农业活动,特别是稻谷和小麦等农作物的种植提供了有利条件。另一方面,这些省份的工业化程度逐年上升,人口密度相对较高,工业及生活用水的需求不断增加,进一步加剧了二、三产业的水资源消耗。同时,较高的农业生产强度与工业、生活污水排放的叠加作用,也导致了较为严重的水污染问题,从而推动

了水污染生态足迹的上升,带来了污染治理的压力。下游地区中,江苏、安徽和上海的水资源生态足迹也常年处于较高水平,三者的水资源生态足迹占流域总体消耗的 25% 以上。这说明在经济活动高度集中的背景下,较高的工业化和城市化水平,对水资源的需求也相对较大。而值得注意的是,上海市的水资源和污染生态足迹尽管在数值上较高,但在研究期间内呈现下降趋势,这一趋势也与前人的结果相近^[21]。这表明上海作为经济发达地区,在优化产业结构、提升再生水资源利用效率的同时,逐步减少向外界排放污水的数量,体现了技术进步和管理措施的显著成效。因此,上海的经验为长江流域其他经济发达地区提供了一个值得借鉴的范本。

2.3 长江流域水资源生态承载力

由表 3 可知,流域总水资源生态承载力从 2010 年的 $1.50 \times 10^9 \text{ hm}^2$ 下降到 2015 年的 $1.30 \times 10^9 \text{ hm}^2$,但在 2020 年呈现上升趋势,达到 $1.85 \times 10^9 \text{ hm}^2$ 。人均水资源生态承载力在过去十年也呈现类似的趋势,自 2010 年的 $3.51 \text{ hm}^2/\text{人}$,下降为 2015 年的 $2.97 \text{ hm}^2/\text{人}$,之后在 2020 年回升至 $3.47 \text{ hm}^2/\text{人}$ 。由于水资源生态承载力反映的是区域水资源拥有量情况,而当年水资源拥有量会受到气候因素的制约,故降水量是影响区域水资源生态承载力的关键自然因素之一^[22]。2015 年,长江流域年降水量为 $2.02 \times 10^{12} \text{ m}^3$,较 2010 年及 2020 年明显减少,从而导致水资源生态承载力显著下降。然而,随着 2020 年长江流域降水量的增加,水资源生态承载力也得到了相应的回升。

从空间分布来看(图 2),长江流域上游地区(如西藏和青海)水资源生态承载力的年均值分别为 $4.96 \times 10^6 \text{ hm}^2$ 和 $5.51 \times 10^6 \text{ hm}^2$,尽管如此,这些地区的人均水资源生态承载力仍然维持在较高水平。例如,西藏自治区 2010 年和 2020 年的人均水资源生态承载力分别为 $39.45 \text{ hm}^2/\text{人}$ 和 $38.44 \text{ hm}^2/\text{人}$ 。这一现象主要源于高寒地区独特的气候和自然地理条件^[23],加之该地区的人口密度较低,经济活动强度较弱,导致其水资源开发程度较低而供给能力较为充裕,保持了较高的人均水资源生态承载力。在中游地区(如湖北省、湖南省和江西省),水资源生态承载力的集中度较高,且在研究期间,这些地区的水资源生态承载力占据了流域总体的 58%。然而,江西省的水资源生态承载力在研究期间显现出明显的下降趋势,从 2010 年的 $5.03 \times 10^8 \text{ hm}^2$ 下降至 2020 年的 $2.87 \times 10^8 \text{ hm}^2$ 。这一变化与相关研究结果相符,并且结合水资源公报数据,江西省在 2015 年和 2020 年的

降水量并未出现显著减少,表明江西省在这一阶段对水资源的开发和利用强度较大,导致了水资源总量出现了一定程度的紧缩。中下游地区的福建省水资源总量较好,但受到降水等气候因素影响也较为显著,根据水资源公报的数据,在 2010 及 2015 年降水量比均值高 24.2% 及 18.8%,属“丰水年”^[24],而在 2020 年福建省则处于“枯水年”,人均水资源生态承载力出现显著下降,给当地水资源供给带来一定的冲击。在下游地区(如江苏省、浙江省和上海市),水资源生态承载力相对较低,三者合计占流域总体水资源生态承载力的约 10%。这些地区的生态承载力在近年受强降水等气候的影响逐渐改善。例如,江苏省的人均水资源生态承载力从 2010 年的 $0.29 \text{ hm}^2/\text{人}$ 上升至 2020 年的 $0.51 \text{ hm}^2/\text{人}$,上海市也从 $0.15 \text{ hm}^2/\text{人}$ 上升至 $0.34 \text{ hm}^2/\text{人}$ 。对于上述地区虽受水资源天然禀赋的限制,但仍需持续推进水资源调配与优化等各项工作,加强储水、蓄水措施,提升水资源的供给能力^[25],以期能在一定程度上弥补天然水资源禀赋所带来的承载能力不足,从而提高了整体的水资源承载能力。

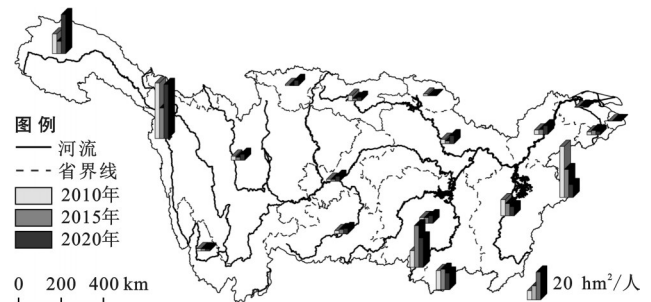


图 2 长江流域研究区范围内人均水资源生态承载力

Fig. 2 Ecological carrying capacity of water resources per capita within study area of Yangtze River basin

2.4 长江流域水资源生态超载系数

对研究期间长江流域水资源生态超载系数进行测算。结果显示,长江流域水资源生态超载系数从 2010 年的 0.77 下降到 2015 年的 0.73,但在 2020 年该值上升至 0.82,这一数值的变化趋势与上述水资源生态承载力的变化趋势相对应。整体而言,流域内水资源利用出现盈余,表明长江流域整体的水资源相对充沛,流域内具备良好的水资源生态服务能力。

表 4 表明,研究区 2010 年水资源生态超载系数 C_i 低于流域值的省级行政区有 9 个,其中出现负值的省级行政区为江苏及上海,2015 年、2020 年水资源超载系数低于流域值的省级行政区分别有 11 个和 6 个,出现负值的地区则均为江苏、上海及河南。这一结

果表明,流域内存在部分省级行政区,其水资源利用和供给能力低于流域整体水平,江苏和上海的水资源生态超载系数长期处于负值,尤其是江苏在2010年为-3.14,说明其水资源供给远低于需求,且这一问题在2020年仍未得到有效缓解。上海的情况类似,水资源供给同样无法满足经济和人口需求,水资源压力较大。河南省则在2015年出现了较为显著的负值(-1.99),但到2020年有所改善,水资源供需关系稍微趋向平衡。相比之下,流域内其他省级行政区的水资源生态超载系数普遍高于流域整体值。其中,2010年排名前三的省级行政区为西藏、福建和青海;2015年排名前三的省级行政区为西藏、广西和广东;2020年排名前三的省级行政区为西藏、青海和甘肃。这一结果表明上述地区的水资源利用和供给能力优于流域整体水平。尤其是西藏、青海和甘肃等地的水资源生态超载系数较高,表明这些地区具备较强的水资源供给能力,并存在水资源盈余,这些区域有潜力向下游区域提供水资源支持。

表4 长江流域研究区范围水资源生态超载系数
Table 4 Ecological overload coefficient of water resources within study area of Yangtze River basin

省(市、区)	水资源生态超载系数		
	2010年	2015年	2020年
安徽	0.65	0.66	0.82
福建	0.95	0.92	0.85
甘肃	0.79	0.49	0.96
广东	0.89	0.92	0.91
广西	0.87	0.95	0.94
贵州	0.77	0.83	0.88
河南	0.72	-1.99	-0.99
湖北	0.70	0.51	0.84
湖南	0.79	0.79	0.84
江苏	-3.14	-0.43	-0.90
江西	0.92	0.89	0.86
青海	0.92	0.90	0.97
陕西	0.87	0.65	0.76
四川	0.82	0.71	0.87
西藏	0.97	0.96	0.98
云南	0.68	0.67	0.61
浙江	0.64	0.73	0.73
上海	-7.08	-1.29	-1.59
重庆	0.61	0.61	0.86
长江流域	0.77	0.73	0.82

2.5 长江流域水资源生态保护补偿主客体识别及补偿标准

表5表明,2010年流域内部分省份的水资源利用

已经显现出较大的失衡。安徽省(-4.74×10⁹元)、贵州省(-8.80×10⁶元)、河南省(-3.37×10⁸元)、湖北省(-6.56×10⁹元)、江苏省(-2.17×10¹¹元)、云南省(-8.00×10⁷元)、浙江省(-1.74×10⁹元)、上海市(-3.21×10¹⁰元)及重庆市(-1.60×10⁹元)被判定为生态保护补偿的“主体”。上述地区均表现出水资源利用的过度消耗,亟需通过地区间或流域内的水资源调度来平衡水资源供需。福建省(<1.00×10⁶元)、甘肃省(2.50×10⁷元)、广东省(<1.00×10⁶元)、广西壮族自治区(5.80×10⁷元)、湖南省(7.70×10⁸元)、江西省(7.29×10⁹元)、青海省(1.10×10¹⁰元)、陕西省(3.01×10⁸元)、四川省(7.50×10⁷元)及西藏自治区(4.55×10⁹元)等地区处于“补偿客体”身份,水资源超载系数高于流域整体水平,表明这些地区水资源供应相对充足。其中,青海省高达1.10×10¹⁰元,显示出西部地区充裕的水资源供给且能够将溢出的水资源为其他水资源紧张的地区提供支持。

表5 长江流域生态保护补偿金额
Table 5 Compensation amount for ecological protection in Yangtze River basin 单位:10⁸元

省(市、区)	生态保护补偿修正系数			生态保护补偿理论值		
	2010年	2015年	2020年	2010年	2015年	2020年
安徽	0.39	0.47	0.50	-47.38	-35.26	1.57
福建	0.34	0.46	0.50	<0.01	0.01	<0.01
甘肃	0.41	0.54	0.60	0.25	-3.82	2.60
广东	0.35	0.43	0.49	<0.01	0.01	<0.01
广西	0.33	0.47	0.48	0.58	2.02	1.20
贵州	0.34	0.51	0.56	-0.09	5.11	6.09
河南	0.46	0.62	0.66	-3.73	-261.56	-224.58
湖北	0.36	0.55	0.57	-65.58	-314.24	25.91
湖南	0.34	0.53	0.59	7.70	45.88	21.91
江苏	0.42	0.59	0.65	-2 165.80	-894.39	-1 412.13
江西	0.34	0.48	0.53	72.93	116.07	32.27
青海	0.39	0.60	0.62	109.84	201.59	195.65
陕西	0.45	0.64	0.65	3.01	-3.33	-2.13
四川	0.33	0.42	0.45	0.75	-0.45	1.35
西藏	0.27	0.29	0.44	45.46	61.33	67.09
云南	0.32	0.50	0.57	-0.80	-0.89	-3.27
浙江	0.48	0.59	0.62	-17.37	-0.34	-17.14
上海	0.46	0.57	0.69	-321.18	-101.59	-146.47
重庆	0.41	0.43	0.49	-15.95	-13.02	6.25
总计	-	-	-	-2 397.32	-1 196.89	-1 443.85

2015年,流域内各省的生态保护补偿情况发生了转变(图3)。流域内经济较为发达的地区仍处于“补偿主体”身份,安徽省(-3.53×10⁹元)、河南省(-2.62×10¹⁰元)、湖北省(-3.14×10¹⁰元)、江苏省

(-8.94×10^{10} 元)、云南省(-8.90×10^7 元)、浙江省(-3.40×10^7 元)、上海市(-1.02×10^{10} 元)及重庆市(-1.30×10^9 元)继续处于负值状态,表明上述地区水资源利用压力依然较大。甘肃省(-3.82×10^8 元)、陕西省(-3.33×10^8 元)、四川省(-4.51×10^7 元)则出现身份转变,加入生态保护补偿行列。而福建省(6.27×10^5 元)、广东省($<1.00 \times 10^6$ 元)、广西壮族自治区(2.02×10^8 元)、湖南省(4.59×10^9 元)、江西省(1.16×10^{10} 元)、青海省(2.02×10^{10} 元)及西藏自治区(6.13×10^9 元)等地区仍保持“补偿客体”身份,继续保持较强的水资源供给能力。贵州省在该年转化为补偿客体身份,生态保护补偿额度为 5.11×10^8 元,表现出显著的水资源输出能力,能够为流域其他地区提供水资源支持。

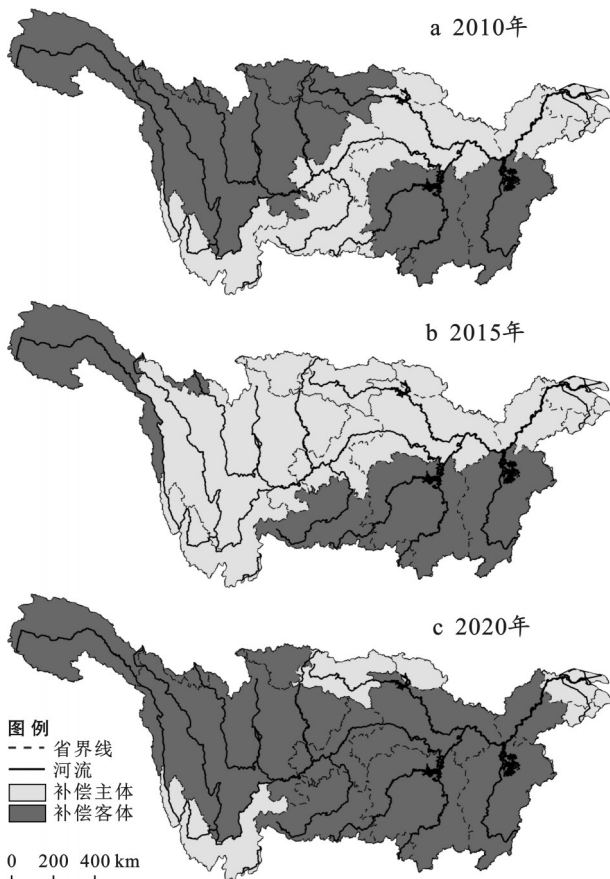


图3 长江流域研究区范围内生态保护补偿主客体分布
Fig.3 Distribution of subject and object of ecological protection compensation within study area of Yangtze River basin

2020年,长江流域各省的生态保护补偿额度和主客体身份进一步变化。首先,河南省(-2.25×10^{10} 元)、江苏省(-1.41×10^{11} 元)、陕西省(-2.13×10^8 元)、云南省(-3.27×10^8 元)、浙江省(-1.71×10^9 元)及上海市(-1.46×10^{10} 元)等地区仍处于“补偿主体”

身份。相较于上一研究期,降水量处于“丰年”的2020年有更多地区加入补偿“客体”的队列,其中包括安徽省(1.57×10^8 元)、甘肃省(2.60×10^8 元)、湖北省(2.59×10^9 元)、四川省(1.35×10^8 元)及重庆市(6.25×10^8 元),这一结果反映上述地区在水资源供给能力的提升。湖北省在2020年转变为补偿客体(2.59×10^9 元),显示出该省水资源供需的进一步改善,水资源供给能力增强。重庆市在2020年成为补偿客体,收获补偿额度为 6.25×10^8 元。在原补偿客体的地区中,西藏自治区的补偿额度在2020年上升至 6.71×10^9 元,青海省的补偿额度也保持在 1.96×10^{10} 元。藏、青两地的水资源超载系数持续较高,显示出其供水能力相对充裕,能够在流域内承担更多的水资源供应责任。

本模型的计算基于水资源生态系统服务价值,然而,根据前人研究发现,生态系统服务的市场价值通常仅占其实际生态价值的10%~15%,市场机制在生态服务价值的衡量和交换过程中无法完全体现生态系统的全方位价值。因此,在实际支付行为中引入生态价值折算系数(设定为15%),可以为各省级行政区确定相应的补偿下限。以江苏省为例,理论上该省的支付额度(研究期均值为 1.49×10^{11} 元)占地方财政一般公共预算收入(研究期均值 2.60×10^{11} 元)的57.31%,然而在流域横向生态保护补偿的实际支付行为中,江苏省至少需要支付 2.24×10^{10} 元以上的生态保护补偿额度,以平衡该省在流域范围内的生态资源消耗行为。该计算模型通过确保各省在补偿中的利益与其生态贡献相匹配,从而有效地增强了各方的接受度和合作意愿,且明确了各地区在生态保护中的角色与责任。这一结果不仅有助于补偿双方政府从水资源消耗的角度理解补偿的合理性,也为政策制定者提供了新的理论视角,进而推动水生态保护政策的创新与实践。

2.6 多种方法论下长江流域生态保护补偿研究的比较

当前长江流域多角度的生态保护补偿标准研究已取得一定进展(表6)。已有研究普遍采用生态系统服务价值法作为补偿标准核算的核心思路,其中灰水足迹模型与生态足迹的核算方法构成主要技术路径。

本研究统筹考虑长江流域19个省级行政区,在现有流域水资源评估体系基础上,构建了双角度核算框架:通过“淡水消耗协同污水排放”来量化水资源利用强度,同时基于公共物品理论重构流域生态补偿主客体识别机制。相较于文献中的传统评价方

式,新的补偿标准以流域整体超载系数作为评估标准,有效促进了跨省级行政单元的协同治理,使得流

域整体水平的补偿标准测算完善了其理论严谨性与实践可操作性。

表6 多种方法论下的长江流域生态保护补偿研究比较
Table 6 Comparison of watershed ecological protection compensation studies in Yangtze River basin under various methodologies

研究范围	研究方法	时间范围	研究总结
长江11个省(区)	生态系统服务价值法	2005,2010,2015,2020年	采用生态系统服务价值的评估方法构建生态补偿核算框架,并创新性地引入生态贡献率评估指标以确立区域补偿优先级,最终提出适用于中央主导的纵向补偿模式 ^[3]
长江11个省(区)	生态系统服务价值 水资源生态足迹	2013年	基于淡水水资源生态足迹模型,结合生态系统服务价值为补偿标准研究提供全新视角,最终制定了长江流域11个省级行政区的横向生态保护补偿标准 ^[7]
长江经济带11个省(区)	灰水足迹法	2007—2016年	基于灰水足迹模型,利于灰水足迹负荷指数明确各地区水污染的状况,为差异化补偿策略提供依据,从水资源公共物品属性出发,首次提出更适用于地区间横向补偿的零和补偿模型,为流域生态补偿提供全新路线 ^[26]
长江19个省(区)	灰水足迹法	2009—2020年	在刘红光等人的基础上,优化了灰水足迹的计算模型,提出了更为全面和动态补偿标准框架,兼顾了生态与经济因素,严谨性进一步提高 ^[27]
长江19个省(区)	“省公顷”; 生态系统服务价值	2015—2017年	将“省公顷”生态足迹的思想引入长江流域生态保护补偿研究中,基于所有地类的资源消耗水平以及承载能力构建新颖的补偿额度测算模型 ^[4]

注:省公顷为生态足迹分析中的标准单位,用于衡量生物生产性土地或水域的面积(如耕地、森林、渔业水域等),并统一折算为具有全球平均生产力的等效面积。

3 结论与建议

3.1 主要结论

(1) 对生态保护补偿测算中的关键参数进行本地化修正。长江流域总生态系统服务价值与水资源生态系统服务价值均呈现上升趋势,其中 ESV_w 从2010年的 1.17×10^{12} 元增加到2020年的 1.19×10^{12} 元。中下游地区及两湖流域(如湖北省、湖南省、江西省)贡献了主要的水资源服务价值。然而,由于城镇化进程加速和湿地退化等因素的影响,部分地区的生态服务价值出现了轻微下降。

(2) 研究期内长江流域淡水资源生态足迹先升高后降低,而水污染生态足迹持续升高。结合水资源生态承载力概念来看,长江流域在2010—2020年整体未出现超载的情况,但在上海、江苏及河南地区存在水资源供需缺口。一方面是由于这些地区水资源自然禀赋相对较少,另一方面是由于水资源的消耗量过大,导致承载力出现超载。

(3) 研究期间的补偿主客体身份界定结果显示,青海、西藏、广东、广西、湖南、江西和福建被界定为补偿客体,而安徽、云南、浙江、河南、江苏和上海为补偿主体,其他省份的补偿主客体身份则呈现动态变化。在制定生态补偿政策时,需根据实际情况及时进行调整。此外,研究发现长江流域获得的生态

补偿总额低于支付的补偿总额,且支付补偿的总额逐年减少。并且,补偿主体身份的省份及行政区支付的补偿额度小于地方财政一般预算收入,表明这一计算结果在各地区的可承受范围内,有助于减轻水资源保护的经济负担。

3.2 建议与展望

(1) 加强流域水资源的精细化管理与优化配置。长江流域作为水资源丰富但地区间水资源分配不均的区域,合理配置水资源尤为重要。建议从流域整体角度出发,建立跨省水资源协调机制,通过科学的水资源调度平台进行水资源的优化配置。特别是上游地区(如西藏、青海)的水资源承载力较大,而下游地区(如江苏、上海)的水资源需求则相对较高,存在跨区域的水资源供需矛盾。针对这种情况,可以制定具体的区域间水资源调配规则,确保水资源使用的公平性和高效性。同时,应加强对水资源使用的精细化监管,尤其是农业和工业用水,通过水资源消耗的精确定量和限额管理,避免浪费,提升水资源使用效率。

(2) 提升水资源生态系统服务价值的市场化和补偿机制。水资源生态系统服务价值是水资源生态保护补偿的关键,但目前这一价值的体现和市场化还不充分。建议建立水资源生态系统服务的市场化评估与交易机制,重点发展生态服务付费机制

(PES),让生态受益方能够根据水源涵养、调节气候、净化水质等生态服务功能的实际贡献获得补偿。例如,依托水质改善和水源涵养的具体成果,在流域内开展水生态服务价值认定和评估,通过数据积累逐步建立可交易的水资源生态服务产品,鼓励下游地区支付合理的生态保护补偿。

(3) 建立差异化的水资源生态保护补偿标准和机制。不同地区的水资源生态承载力、经济发展水平和支付能力存在差异,因此制定统一的补偿标准可能无法有效反映各地实际情况。建议基于流域内各省(市)水资源消耗、生态系统服务和经济能力的差异,建立差异化的水资源生态保护补偿标准。具体来说,可以根据上游地区(如青海、西藏)的水资源生态服务供给量及其生态保护成本,结合中下游地区(如江苏、上海)的支付能力,设定合理的补偿标准,避免过高或过低的补偿标准造成不公平的利益分配。在补偿机制上,鼓励采用“谁受益,谁补偿”的原则,即下游用水或受益地区根据自身的水资源消耗和保护责任,支付相应的生态保护补偿。

(4) 推动水资源保护与区域经济发展协调共赢。长江流域的水资源生态保护补偿不仅仅是为了保护水资源生态环境,同时也需要考虑到区域经济发展。应根据各地区经济发展水平和水资源消耗情况,制定具有前瞻性的水资源管理与区域经济发展政策。例如,针对经济相对落后的上游地区,可以通过水资源生态补偿机制引导当地经济向节水型、绿色低碳方向转型;对于经济发达的下游地区,通过设立合理的水资源保护责任和支付机制,确保其在实现经济增长的同时,不会加剧水资源的压力。通过政策的引导和市场激励,最终实现水资源保护与区域经济发展的协同推进。

(5) 当前生态保护补偿标准的学术研究普遍采用历史自然资源数据进行静态核算,但生态保护补偿作为持续性工程,其补偿机制需具备动态响应能力。在后续研究中应结合气候预测模型与生态系统服务价值演变规律,构建面向未来的动态补偿核算模型,以增强政策工具的长期适应性。另一方面,现有横向生态保护补偿的研究对多元利益主体的协同治理机制关注不足。以长江流域为例,补偿工程涉及跨省级行政单元、行业主体及基层群体,各主体在水资源分配、生态责任分担上存在显著诉求差异。故在将来的相关研究中需充分考虑不同利益主体的利益诉求和承受能力,建立公平合理的利益分配机制,确保生态保护补偿方案顺利实施,推动长江流域生态保护与经济社会协调发展。

参考文献(References)

- [1] Evenson G R, Golden H E, Lane C R, et al. Depressional wetlands affect watershed hydrological, biogeochemical, and ecological functions [J]. *Ecological Applications*, 2018, 28(4):953-966.
- [2] 庄超,尹正杰.长江流域跨省横向生态补偿机制实践反思与完善[J].长江科学院院报,2023,40(6):7-13.
Zhuang Chao, Yin Zhengjie. Practices of cross-provincial transverse ecological compensation mechanism in the Yangtze River basin: Reflections and improvement suggestions [J]. *Journal of Changjiang River Scientific Research Institute*, 2023, 40(6):7-13.
- [3] Chi Chen, Shen Juqin, Gao Xin, et al. Spatiotemporal changes of ecosystem services value and cross regional ecological compensation in the Yangtze River basin [J]. *Environment, Development and Sustainability*, 2024: 1-35.
- [4] 官冬杰,姜亚楠,严聆云,等.基于生态足迹视角的长江流域生态补偿额度测算[J].生态学报,2022,42(20):8169-8183.
Guan Dongjie, Jiang Yanan, Yan Lingyun, et al. Calculation of ecological compensation amount in Yangtze River basin based on ecological footprint [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(20):8169-8183.
- [5] Lv Cuimei, Xu Xueyan, Guo Xi, 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.
- [6] Zhou Zixuan, Sun Xinrui, Zhang Xuanta, et al. Inter-regional ecological compensation in the Yellow River basin based on the value of ecosystem services [J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 322:116073.
- [7] 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.
Lu Xinhai, Ke Shangan. Establishment of regional water resources ecological compensation model based on ecological footprint model: Take the Yangtze River for example [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2016, 25(2):334-341.
- [8] 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.
Xie Gaodi, Zhang Caixia, Zhang Leiming, et al. Improvement of the evaluation method for ecosystem service value based on per unit area [J]. *Journal of Natural Resources*, 2015, 30(8):1243-1254.
- [9] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J].

- Ecological Economics, 1998, 25(1):3-15.
- [10] 赵海燕. 安徽省生态系统服务价值核算及其影响因子研究[D]. 安徽 合肥:合肥工业大学, 2019.
Zhao Haiyan. Study on ecosystem service value accounting and its influencing factors in Anhui Province [D]. Hefei, Anhui: Hefei University of Technology, 2019.
- [11] Wu Xutong, Wang Shuai, Fu Bojie, et al. Land use optimization based on ecosystem service assessment: A case study in the Yanhe watershed [J]. Land Use Policy, 2018, 72:303-312.
- [12] Zhang Bowen, Wang Ying, Li Jiangfeng, et al. Degradation or restoration? the temporal-spatial evolution of ecosystem services and its determinants in the Yellow River basin, China [J]. Land, 2022, 11(6):863.
- [13] Rees W, Wackernagel M. Urban ecological footprints: Why cities cannot be sustainable: And why they are a key to sustainability [J]. Environmental Impact Assessment Review, 1996, 16(4/5/6):223-248.
- [14] 段锦, 康慕谊, 江源. 基于淡水资源账户和污染账户的生态足迹改进模型[J]. 自然资源学报, 2012, 27(6):953-963.
Duan Jin, Kang Muyi, Jiang Yuan. Improvement of ecological footprint model based on freshwater resource account and pollution accounts [J]. Journal of Natural Resources, 2012, 27(6):953-963.
- [15] 黄林楠, 张伟新, 姜翠玲, 等. 水资源生态足迹计算方法[J]. 生态学报, 2008, 28(3):1279-1286.
Huang Linnan, Zhang Weixin, Jiang Cuiling, et al. Ecological footprint method in water resources assessment [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(3):1279-1286.
- [16] Pan Zhenzhen, Gao Guangyao, Fu Bojie. Spatiotemporal changes and driving forces of ecosystem vulnerability in the Yangtze River basin, China: Quantification using habitat-structure-function framework [J]. Science of The Total Environment, 2022, 835:155494.
- [17] Gao Xin, Shen Juqin, He Weijun, et al. Changes in ecosystem services value and establishment of watershed ecological compensation standards [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2019, 16(16):2951.
- [18] 刘雅鸣. 深入贯彻实施长江流域综合规划着力推进流域水生态文明建设[J]. 人民长江, 2013, 44(10):1-4.
Liu Yaming. Deeply implementing the comprehensive planning of Yangtze River basin, strenuously promoting the construction of water ecological civilization in the basin [J]. Yangtze River, 2013, 44(10):1-4.
- [19] 申梦姝. 长江流域生态系统服务价值及空间转移评价[D]. 广东 东莞:东莞理工学院, 2023.
Shen Mengshu. Evaluation of ecosystem service value and spatial transfer in the Yangtze River basin [D]. Dongguan, Guangdong: Dongguan University of Technology, 2023.
- [20] 付艳滢. 长江经济带水资源承载力综合评价及影响因素分析[D]. 湖南 长沙:湖南大学, 2021.
Fu Yancong. Comprehensive evaluation of water resources carrying capacity and analysis of influencing factors of Yangtze River economic belt [D]. Changsha, Hunan: Hunan University, 2021.
- [21] 周飞, 邱卫国. 2013—2019年上海市水资源可持续利用程度评价[J]. 人民黄河, 2022, 44(增刊1):51-53.
Zhou Fei, Qiu Weiguo. Evaluation on sustainable utilization degree of water resources in Shanghai from 2013 to 2019 [J]. Yellow River, 2022, 44(Suppl.1):51-53.
- [22] Jin Changsheng, Liu Yuxi, Li Zhongwu, et al. Ecological consequences of China's regional development strategy: Evidence from water ecological footprint in Yangtze River economic belt [J]. Environment, Development and Sustainability, 2022, 24(12):13732-13747.
- [23] 周思儒. 青藏高原水资源时空变化及其影响因素研究[D]. 北京:北京林业大学, 2022.
Zhou Siru. Temporal and spatial changes of water resources in Qinghai-Tibet Plateau and its influencing factors [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2022.
- [24] 岳晨, 钱永, 崔向向, 等. 福建省2010—2019年水资源生态足迹与生态承载力[J]. 水土保持通报, 2021, 41(6):282-287.
Yue Chen, Qian Yong, Cui Xiangxiang, et al. Ecological footprint and ecological carrying capacity of water resources in Fujian Province during 2010-2019 [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(6):282-287.
- [25] Yi Ying, Li Zhenqiang. The impact of environmental regulation on water resources carrying capacity in the Yangtze River economic belt [J]. Journal of Water and Climate Change, 2024, 15(7):3361-3376.
- [26] 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.
Liu Hongguang, Chen Min, Tang Zhipeng. Study on ecological compensation standards of water resources based on grey water footprint: A case of the Yangtze River economic belt [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2019, 28(11):2553-2563.
- [27] 吴蕾, 官冬杰, 姜亚楠, 等. 基于灰水足迹的长江流域生态补偿额度量化及应用[J]. 重庆师范大学学报(自然科学版), 2024, 41(1):51-64.
Wu Lei, Guan Dongjie, Jiang Yanan, et al. Quantification and application of ecological compensation in the Yangtze River basin based on grey water footprint [J]. Journal of Chongqing Normal University (Natural Science), 2024, 41(1):51-64.