

基于水足迹的黄河流域生态补偿标准研究

焦士兴¹, 刘家乐¹, 王安周², 赵荣钦³, 李中轩⁴, 尹义星⁵, 刘静静¹

(1. 安阳师范学院 资源环境与旅游学院, 河南 安阳 455002; 2. 洛阳市第十九中学, 河南 洛阳 471000;
3. 华北水利水电大学 测绘与地理信息学院, 河南 郑州 450046; 4. 许昌学院 城市与环境学院,
河南 许昌 461000; 5. 南京信息工程大学 水文与水资源工程学院, 江苏 南京 210044)

摘要: 流域生态补偿机制的建立为黄河流域生态保护与高质量发展提供了重要保障。基于水足迹视角,探讨了黄河流域九省(区)2011—2020年水资源利用情况,确定了生态补偿的主、客体及生态补偿标准。结果表明:黄河流域水足迹整体呈现增长态势,构成比例从大到小依次为农业、工业、生活、出口虚拟水、进口虚拟水足迹和生态水足迹;黄河流域生态补偿标准存在波动变化且为补偿主体,2015年补偿标准最高,为 $3\,415.42 \times 10^8$ 元,2020年最低,为 12.75×10^8 元,补偿金额年均值为 $1\,772.51 \times 10^8$ 元。宁夏回族自治区、山西省、河南省和山东省为生态补偿的主体呈上升趋势,补偿金额年均值排名为河南省>山东省>山西省>宁夏回族自治区。四川省是处于较快上升趋势的生态补偿客体,受补偿金额年均值为 $3\,060.09 \times 10^8$ 元;青海省为较慢上升趋势的生态补偿客体,补偿金额年均值为 $1\,340.14 \times 10^8$ 元。甘肃省是由生态补偿主体逐渐转变为客体;内蒙古自治区仅在2013年为生态补偿客体,其他年份则为补偿主体;陕西省生态补偿的主、客体身份不断发生变化。黄河流域应发挥区域优势推动农业高质量发展,建立完善的生态补偿机制,通过创新节水技术和提高用水效率等方式缓解水资源需求压力。

关键词: 水足迹; 流域生态补偿; 生态补偿标准; 黄河流域

中图分类号:TV213.4

文献标识码:A

文章编号:1672-643X(2023)04-0007-08

Ecological compensation standards of the Yellow River Basin based on water footprint

JIAO Shixing¹, LIU Jiale¹, WANG Anzhou², ZHAO Rongqin³, LI Zhongxuan⁴,
YIN Yixing⁵, LIU Jingjing¹

(1. School of Resources Environment and Tourism, Anyang Normal University, Anyang 455002, China; 2. Luoyang No. 19 High School, Luoyang 471000, China; 3. College of Surveying and Geo-informatics, North China University of Water Resources and Electric Power, Zhengzhou 450046, China; 4. College of Urban and Environmental Sciences, Xuchang University, Xuchang 461000, China; 5. School of Hydrology and Water Resources, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China)

Abstract: The establishment of the ecological compensation mechanism is conducive to the ecological protection and high-quality development of the Yellow River Basin. From the perspective of water footprint, this paper discussed the use of water resources in nine provinces and regions of the Yellow River Basin from 2011 to 2020, and determined the payers and payees of ecological compensation and the respective ecological compensation standards. The results indicate that the water footprint of the Yellow River Basin showed an overall increasing trend with different composition ratios, which is manifested as agricultural water footprint > industrial water footprint > domestic water footprint > export virtual water footprint > import virtual water footprint > ecological water footprint. As for the ecological compensation standards, the Yellow River Basin was the main compensation payer with fluctuated standards, the highest compensation standard reached $\text{¥}341.542 \times 10^9$ in 2015 and the lowest was $\text{¥}1.275 \times 10^9$ in 2020, with an average annual compensation of $\text{¥}177.251 \times 10^9$. Furthermore, Ningxia, Shanxi, Henan, and

收稿日期:2023-04-18; 修回日期:2023-07-01

基金项目:河南省高等学校重点科研项目(21A170001);安阳市2020年科技发展计划项目(101);河南省大学生创新创业训练计划项目(202310479036)

作者简介:焦士兴(1970—),河南周口人,男,博士,教授,主要从事水资源和水环境研究。

Shandong were also the main payers of ecological compensation, showing an upward trend, with an average ranking of Henan > Shandong > Shanxi > Ningxia. Sichuan was a rapidly increasing ecological compensation payee, with an average annual compensation value of $\text{¥}306.009 \times 10^9$; Qinghai was in a relatively slow upward trend as an ecological compensation payee, with an average annual compensation value of $\text{¥}134.014 \times 10^9$. Gansu has gradually transformed from the payer of ecological compensation to the payee; Inner Mongolia was the payee of ecological compensation only in 2013, and transformed to the payer in the other years; the identity of the payer and payee of ecological compensation of Shaanxi has been constantly changing. So, the Yellow River Basin should leverage its regional advantages to promote high-quality agricultural development, establish a sound ecological compensation mechanism, and alleviate the pressure on water resources demand through innovation in water-saving technology and improvement of water efficiency.

Key words: water footprint; basin ecological compensation; ecological compensation standards; the Yellow River Basin

1 研究背景

水是生命之源、生存之本、生产之要和生态之基。黄河流域作为国家重要生态屏障、高质量发展试验区、文化传承保护的重要区域,存在着水资源短缺、利用效率低及环境承载力弱等问题^[1],尤其是面临着经济发展和生态保护的双重压力。2020年国务院印发了《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》,促进了黄河流域联防联控和协作共治,从而为推动流域生态保护与高质量发展建立了战略发展机制。

针对流域生态补偿,国内外学者开展了系统的研究。国外研究主要集中于生态效益、价值评估等方面,Tonetti等^[2]和Zbinden等^[3]指出水生态补偿是水生态服务交易的一种形式;Pagiola等^[4]和Savy等^[5]认为水生态补偿的主要目的是保护、恢复或补偿水资源的生态功能或生态价值;Tietenberg^[6]强调生态效益评估需从水资源使用和非使用价值以及选择价值3个方面考虑;Turner等^[7]则构建了生态系统服务框架,从而为评估生态服务功能的价值奠定了基础。目前,国内研究主要集中在补偿机制、补偿效应和补偿政策等方面,杨玉霞等^[8]认为水生态存在实践研究不足等问题,补偿机制应从原则、内容和资金等方面构建;贺辉^[9]指出黄河流域存在地方补偿分散等问题,应构建协同治理模式;马军旗等^[10]认为生态补偿政策的实施发挥了激励效应,改善了水环境;赵晶晶等^[11]认为“多主体协同”在生态补偿中发挥了不同作用,对生态效应具有正向影响;张栋^[12]认为应以市场机制为导向形成协同化、多元参与的生态补偿制度;楚道文^[13]探讨了流域横向生态

补偿制度的三重进阶;吴凤平等^[14]认为不同补偿政策都能对生态环境和经济发展起到促进作用;胡东滨等^[15]探讨了流域横向生态补偿政策的水环境效益,认为其变化具有显著结构差异性;何东晓等^[16]探讨了流域水生态补偿的标准、模式和挑战,认为应加强流域水生态补偿模式的研究;靳乐山等^[17]指出生态补偿模式的选择应从地方实际出发;王奕淇等^[18]认为流域下游给予上游合理补偿,才能促进流域协调发展;沈满洪等^[19]认为应完善并推广新安江流域生态补偿模式。此外,何慧爽等^[20]、张伊华^[21]还开展了补偿标准预测方面的研究。

综上所述,国内外生态补偿的研究主要集中于机制、制度和模式等方面,但涉及黄河流域具体量化标准的研究较为缺乏。因此,为响应“让黄河成为造福人民的幸福河”的号召,在满足黄河流域用水需求的同时,应尽量减少因水资源利用而造成的生态破坏和经济发展滞后问题。研究黄河流域生态补偿标准,提供生态补偿理论依据,能够确保黄河流域协调持续发展。基于此,本文采用水足迹模型开展黄河流域水资源生态补偿的研究,通过分析生态补偿机制的补偿主、客体,定量计算生态补偿标准,进而为区域补偿机制的建立提供理论支撑。

2 研究思路与方法

2.1 基本概念

生态补偿是人类活动对生态系统造成损害之后,为恢复其功能或原状而投入的经济和物质补偿,目的是依托经济手段实现经济利益外部性的“内部化”。在生态服务的交易中,受益者向生态服务提供者支付必要的费用,即生态补偿^[22]。基于此,属于保护者的一方可向属于受益者的一方提供水资源

服务,受益方则需向保护者提供包括资金、物质等多种形式的实质性报酬,从而达到优势互补和实现区域协调发展的目的。

2.2 确认主体和客体

水足迹是从消费的角度评估对水资源的占有情况,将其与相应水资源拥有量做比较,即可评价该区域的水资源盈余状况^[23]。在特定时段、特定区域内,依据总水足迹与可用水资源总量之差,判定水资源状况为“盈余”或“赤字”^[24]。若为“盈余”则判定为区域补偿客体获得补偿,否则为区域补偿的主体需支付补偿金额。

2.3 确认补偿额度

基于水足迹模型,综合分析黄河流域水资源的经济价值,从而确定补偿额度,使补偿标准更具参考价值和实际意义。

3 流域生态补偿模型构建

3.1 水足迹计算模型构建

2002年荷兰学者提出了水足迹(water footprint)概念,现已成为评估水资源消耗强度的有效工具,在国内外得到广泛应用^[25]。其原理是基于评估区域内水资源利用情况,即借用面积大小来表示人类活动和资源消费对自然系统造成的压力及占用情况。其计算模型如下^[26-27]:

$$WF_{total} = WF_{inside} + WF_{external} \\ = WF_{agri} + WF_{indu} + WF_{life} + WF_{ecol} + WF_{import} - WF_{export} \quad (1)$$

式中: WF_{total} 为区域总水足迹,即一定时期内区域所消耗的水资源总量, $10^8 m^3$; WF_{inside} 为内部水足迹,即区域在生产或服务过程中所消耗的水资源量, $10^8 m^3$; $WF_{external}$ 为外部水足迹,即区域在一定时期内进口虚拟水总量, $10^8 m^3$; WF_{agri} 为农业水足迹, $10^8 m^3$,由各类单位农产品虚拟水含量与其产量之积并求和所得^[28], $10^8 m^3$; WF_{indu} 、 WF_{life} 、 WF_{ecol} 分别为工业、生活、生态水足迹, $10^8 m^3$; WF_{import} 、 WF_{export} 分别为进口、出口虚拟水足迹, $10^8 m^3$,分别通过计算万元GDP用水量($10^8 m^3$)与年进口、出口贸易总值(10^4 元)之积得到^[29]。

外部水足迹计算方法如下:

$$WF_{external} = WF_{import} - WF_{re-export} \quad (2)$$

式中: $WF_{re-export}$ 为区域一定时期内从外部进口再出口的虚拟水总量^[24], $10^8 m^3$ 。

3.2 生态补偿计算模型

依据补偿主体和客体确认补偿标准。流域生态

补偿计算模型为^[30]:

$$C_i = (RWC_i - WFP_i) \cdot K \cdot \alpha \quad (WFP_i < RWC_i) \quad (3)$$

$$C_j = (WFP_j - RWC_j) \cdot K \cdot \alpha \quad (WFP_j > RWC_j) \quad (4)$$

式中: C_i 为补偿客体应得补偿标准, 10^8 元; C_j 为补偿主体需要支付的补偿标准, 10^8 元; RWC 为可用水资源总量, $10^8 m^3$; WFP 为总水足迹, $10^8 m^3$; K 为单位水资源经济价值,取黄河流域水资源征收价格平均值,2011—2015年、2016年、2017年和2018—2020年分别为2.28、2.19、2.39和2.44元/ m^3 (黄河流域单位水资源经济价值来自中国水网); α 为生态补偿修正系数,取值为0.8^[24],其核算需要考虑经济发展水平等因素^[30-31]; i 、 j 分别表示补偿客体和主体省份。

3.3 数据来源与处理

研究数据包括:可用水资源总量、农产品和畜牧产品产量、工业用水量、生活用水量、生态用水量、年出口贸易总值、年进口贸易总值和万元GDP用水量等8个数据。其中,黄河流域9省(区)可用水资源总量等7个数据来自《中国统计年鉴》;万元GDP用水量来自《中国水资源公报》;单位水资源经济价值来自中国水网。黄河流域9省(区)农业水足迹主要通过虚拟水量的计算获取,各农产品和畜牧产品的单位虚拟水含量参考孙才志等^[32]的研究成果,如表1所示。

表1 黄河流域农产品和畜牧产品的单位虚拟水含量
 m^3/kg

农产品	虚拟水含量	畜牧产品	虚拟水含量
稻谷	1.10	牛肉	19.99
小麦	1.07	禽蛋	8.65
玉米	0.74	羊肉	18.01
豆类	2.17	猪肉	3.70
薯类	1.10	奶类	2.20
棉花	1.77		
油料	1.68		
水果	0.46		

4 结果与分析

4.1 黄河流域水足迹动态变化

根据黄河流域用水量等相关数据,利用公式(1)和(2)计算2011—2020年流域总水足迹,结果

见表2。

由表2可知,2011—2020年黄河流域水足迹整体呈现增长态势,表明该时段内水资源消耗量不断增长。2011—2020年黄河流域总水足迹由 $5\,881.52 \times 10^8 \text{ m}^3$ 增至 $6\,497.33 \times 10^8 \text{ m}^3$,年均增长约 $68.42 \times 10^8 \text{ m}^3$,这主要归因于黄河流域虚拟水视角下的粮食生产耗水量呈波动上升态势^[33];同时,农产品产量由2011年的约 $3.50 \times 10^8 \text{ t}$ 增长到了2020年的 $4.10 \times 10^8 \text{ t}$,年均增长约 $0.067 \times 10^8 \text{ t}$ 。粮食产量的增加势必会导致对农业水资源需求量的

增加。从黄河流域水足迹构成的年均值来看,农业水足迹>工业水足迹>生活水足迹>出口虚拟水足迹>进口虚拟水足迹>生态水足迹。其中,农业水足迹占构成总量的88.88%,进口和出口虚拟水足迹分别占2.19%、2.32%,工业、生活和生态水足迹分别占2.97%、2.66%、0.98%。

4.2 黄河流域生态补偿标准及动态变化

在黄河流域9省(区)指标处理基础上,利用公式(1)~(4)计算2011—2020年流域生态补偿标准,结果见表3。

表2 2011—2020年黄河流域水足迹计算结果

10^8 m^3

年份	农业水足迹	进口虚拟水足迹	出口虚拟水足迹	工业水足迹	生活水足迹	生态水足迹	总水足迹
2011	5458.14	178.77	168.49	213.7	166.8	32.6	5881.52
2012	5613.55	173.99	167.97	218.7	157.8	44.6	6040.67
2013	5670.90	170.92	163.16	219.9	156.7	43.1	6098.36
2014	5762.82	152.20	160.06	194.0	159.8	40.4	6149.16
2015	5883.30	118.89	145.60	203.1	168.1	48.5	6276.29
2016	5930.95	113.79	136.49	198.8	175.6	63.1	6345.75
2017	5878.13	128.44	143.29	192.1	180.2	75.6	6311.18
2018	5956.03	138.61	149.90	185.8	187.9	81.3	6399.74
2019	5930.57	132.64	141.36	173.8	192.4	96.8	6384.85
2020	6065.51	124.32	143.20	140.5	195.3	114.9	6497.33
年均值	5814.99	143.26	151.95	194.04	174.06	64.09	6238.49

表3 2011—2020年黄河流域水生态补偿标准计算结果

年份	总水足迹/ 10^8 m^3	可用水资源总量/ 10^8 m^3	水资源状况	主客体身份	补偿行为	补偿标准/ 10^8 元
2011	5881.52	5046.90	赤字	主体	支付补偿	1522.35
2012	6040.67	5612.20	赤字	主体	支付补偿	781.53
2013	6098.36	5341.20	赤字	主体	支付补偿	1381.06
2014	6149.16	4992.30	赤字	主体	支付补偿	2110.11
2015	6276.29	4403.80	赤字	主体	支付补偿	3415.42
2016	6345.75	4521.30	赤字	主体	支付补偿	3196.44
2017	6311.18	5040.40	赤字	主体	支付补偿	2429.73
2018	6399.74	5900.40	赤字	主体	支付补偿	974.71
2019	6384.85	5411.00	赤字	主体	支付补偿	1900.96
2020	6497.33	6490.80	赤字	主体	支付补偿	12.75

表3表明,黄河流域生态补偿标准存在波动变化且为补偿主体。2011—2020年黄河流域生态补偿标准年均值为 $1\,772.51 \times 10^8 \text{ 元}$,大于和小于平均标准的年份各占一半。2015年补偿标准最高,达 $3\,415.42 \times 10^8 \text{ 元}$,原因在于2015年可用水资源总

量为10年中最低,仅为 $4\,403.80 \times 10^8 \text{ m}^3$,客观上加剧了对其他地区水资源的需求量。2019年黄河流域生态保护和高质量发展座谈会召开后,加大了生态保护力度,绿色发展、可持续发展理念更加得以重视,故生态补偿标准有了明显下降,2020年为10

年中最低,仅为 12.75×10^8 元。黄河流域 2011—2020 年间历年水资源均呈现赤字状态,说明该区域水资源相对短缺,应被判定为生态补偿的主体并支付补偿。

4.3 黄河流域 9 省(区)生态补偿身份和补偿标准及其动态变化

在黄河流域生态补偿指标处理的基础上,利用公式(1)~(4)计算补偿标准,判定补偿主、客体身

份,结果见表 4。

4.3.1 黄河流域 9 省(区)生态补偿身份分析 根据表 4 中的计算结果,2011—2020 年黄河流域各省(区)生态补偿的主、客体身份并存且变化趋势不同。其中,宁夏回族自治区、山西省、河南省和山东省为生态补偿主体且补偿标准呈上升趋势,四川省、青海省为生态补偿客体且补偿标准差异显著,甘肃省、内蒙古自治区、陕西省则生态补偿主、客体身份不断转化。

表 4 2011—2020 年黄河流域 9 省(区)补偿标准及补偿主、客体身份

10^8 元

年份	青海省	四川省	甘肃省	宁夏回族自治区	内蒙古自治区	陕西省	山西省	河南省	山东省
2011	1208.76 客体	2369.56 客体	24.08 主体	189.88 主体	743.10 主体	438.31 客体	271.78 主体	2347.49 主体	1962.62 主体
2012	1503.89 客体	3547.86 客体	8.39 主体	195.72 主体	612.13 主体	20.79 客体	341.64 主体	2536.09 主体	2159.98 主体
2013	1044.79 客体	2745.85 客体	9.12 主体	200.82 主体	229.82 客体	56.36 主体	323.94 主体	2663.04 主体	2147.94 主体
2014	1312.19 客体	2898.52 客体	150.30 主体	222.35 主体	548.11 主体	71.32 主体	372.64 主体	2545.94 主体	2409.87 主体
2015	932.25 客体	2227.83 客体	221.80 主体	228.36 主体	564.89 主体	125.67 主体	399.09 主体	2623.64 主体	2412.24 主体
2016	931.01 客体	2332.79 客体	215.15 主体	225.13 主体	762.12 主体	233.72 主体	325.35 主体	2448.95 主体	2250.09 主体
2017	1343.56 客体	2814.66 客体	93.88 主体	252.38 主体	1089.84 主体	109.37 主体	385.27 主体	2319.26 主体	2556.92 主体
2018	1712.68 客体	3805.03 客体	80.23 客体	257.66 主体	875.67 主体	42.94 主体	410.90 主体	2589.33 主体	2396.08 主体
2019	1620.75 客体	3466.75 客体	44.70 客体	270.94 主体	956.09 主体	178.02 主体	483.12 主体	2915.90 主体	2584.84 主体
2020	1791.55 客体	4392.00 客体	155.18 客体	287.72 主体	882.69 主体	19.32 主体	474.92 主体	2478.65 主体	2246.75 主体

宁夏回族自治区、山西省、河南省和山东省为生态补偿的主体,该 4 省(区)在 2011—2020 年间均被判定为补偿主体并支付补偿。宁夏回族自治区本身干旱少雨,水资源总量匮乏,经济社会发展主要依赖于限量分配的黄河水资源,难以满足自身经济发展的需要。山西省地处黄河流域中部,人均水资源量为 317.94 m^3 ,占全国平均水平的 15.3%,属于严重缺水省份^[34]。河南省水资源短缺问题严重,2020 年全省年平均水资源量为 $408.59 \times 10^8 \text{ m}^3$,人均水资源占有量仅为 354.5 m^3 ,不足全国平均水平的 1/6^[35]。山东省是农业、经济大省,也是水资源消

耗大省,水资源短缺是山东省的一个重要问题^[36]。

青海省和四川省为生态补偿的客体。青海省水资源的总量均值为 $636.43 \times 10^8 \text{ m}^3$,其中黄河流域 $209.8 \times 10^8 \text{ m}^3$,长江流域 $180.6 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。青海省是长江、黄河、澜沧江的发源地和我国淡水资源的重要补给地,提供着长江 2%、黄河 49%、澜沧江 17% 的径流量^[37]。四川省号称“千河之省”,境内约有 1 400 条河流,河川径流最为丰富,能够实现区域水资源自循环^[25]。

甘肃省、内蒙古自治区和陕西省生态补偿的主、客体身份并存。甘肃省地处我国内陆腹地,气候干

燥,水资源匮乏,2011—2017年为生态补偿主体,2019年甘肃省加大农业节水等投入,转变为客体。内蒙古自治区水资源空间分布不平衡,大部分地区干旱缺水,在2011—2012年、2014—2020年均为黄河流域生态补偿的主体。陕西省位于内陆腹地,年平均降水量为680 mm,同时存在水资源开采过度、供需失衡等问题,2019年以后该省积极实施水资源可持续发展战略,转变为生态补偿客体。

4.3.2 黄河流域9省(区)生态补偿标准动态变化

2011—2020年黄河流域生态补偿主体的补偿标准年均值排名为河南省($2\,546.83 \times 10^8$ 元) > 山东省($2\,312.73 \times 10^8$ 元) > 山西省(378.87×10^8 元) > 宁夏回族自治区(233.10×10^8 元),该4省(区)在2011—2020年的生态补偿主体标准动态变化情况如图1所示。综合表4和图1可知,河南省和宁夏回族自治区分别为生态补偿主体中补偿标准最高和最低的省份。河南省生态补偿金额最高的年份为2019年,需支付补偿金额 $2\,915.90 \times 10^8$ 元;宁夏回族自治区则是2020年,需支付补偿金额 287.72×10^8 元。河南省生态补偿金额最低年份是2017年,需支付补偿金额 $2\,319.26 \times 10^8$ 元;宁夏回族自治区则是2011年,需支付补偿金额 189.88×10^8 元。两省(区)生态补偿标准总体均呈缓慢上升趋势,但河南省2011—2013、2014—2015、2017—2019年为上升趋势,2013—2014、2015—2017、2019—2020年为下降趋势。山东省和山西省补偿标准总体均呈上升趋势。山东省在生态补偿主体中的补偿标准仅次于河南省,其中,2011—2012、2013—2015、2016—2017、2018—2019年为上升趋势;2012—2013、2015—2016、2017—2018、2019—2020年为下降趋势。山西省的生态补偿标准在2011—2012、2013—2015、2016—2019年为上升趋势;2012—2013、2015—2016、2019—2020年为下降趋势。

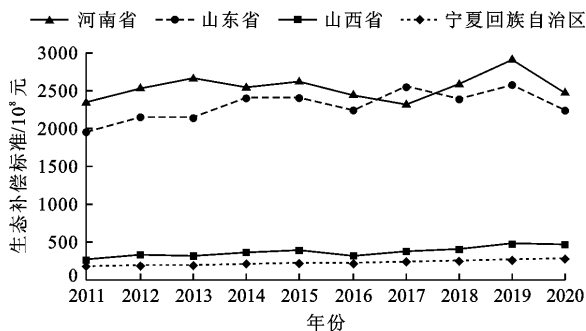


图1 2011—2020年河南省等4省(区)生态补偿主体标准动态变化曲线

青海省和四川省生态补偿客体标准动态变化情况如图2所示。综合表4和图2可知,四川省是生态补偿标准呈较快上升趋势的生态补偿客体,而青海省生态补偿标准上升趋势相对缓慢。四川省生态补偿客体的补偿金额年均值为 $3\,060.09 \times 10^8$ 元,生态补偿金额最高年份为2020年,可获补偿金额 $4\,392.00 \times 10^8$ 元,最低年份为2015年,可获补偿金额 $2\,227.83 \times 10^8$ 元;补偿标准在2011—2012、2013—2014、2015—2018、2019—2020年为上升趋势,2012—2013、2014—2015、2018—2019年为下降趋势。青海省生态补偿客体的补偿金额年均值为 $1\,340.14 \times 10^8$ 元,生态补偿金额最高年份为2020年,可获补偿金额 $1\,791.55 \times 10^8$ 元,最低年份是2016年,可获补偿金额 931.01×10^8 元;补偿标准在2011—2012、2013—2014、2016—2018、2019—2020年为上升趋势;2012—2013、2014—2016、2018—2019年为下降趋势。

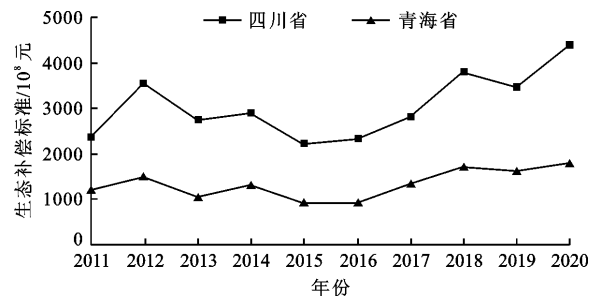


图2 2011—2020年青海省和四川省生态补偿客体标准动态变化曲线

2011—2020年甘肃省、内蒙古自治区、陕西省生态补偿的主、客体身份并存,该3省(区)生态补偿标准动态变化情况如图3所示。综合表4和图3可知:

(1)甘肃省2011—2017年为生态补偿主体,补偿年均值为 103.25×10^8 元,补偿最高年份为2015年,需支付补偿金额 221.80×10^8 元,最低年份为2012年,需支付补偿金额 8.39×10^8 元,补偿标准在2012—2015年为上升趋势,2011—2012、2015—2017年为下降趋势。甘肃省在2018—2020年为生态补偿客体,补偿金额年均值为 93.37×10^8 元,补偿最高年份为2020年,应获补偿金额 155.18×10^8 元,最低年份是2019年,应获补偿金额 44.70×10^8 元,补偿标准在2019—2020年为上升趋势,2018—2019年为下降趋势。

(2)内蒙古自治区仅在2013年为生态补偿客体,其他年份均为补偿主体。2011—2012、2014—

2020年内蒙古自治区作为生态补偿主体的补偿金额年均值为 781.63×10^8 元,补偿金额最高年份为2017年,需支付补偿金额 $1\,089.84 \times 10^8$ 元,最低年份为2014年,需支付补偿金额 548.11×10^8 元;补偿标准在2014—2017、2018—2019年为上升趋势,2011—2012、2017—2018、2019—2020年为下降趋势。内蒙古自治区2013年为生态补偿客体,应获补偿金额为 229.82×10^8 元。

(3)陕西省生态补偿的主、客体身份不断发生变化。2013—2016、2018年陕西省作为生态补偿主体的补偿金额年均值为 106.00×10^8 元,补偿金额最高年份为2016年,需支付补偿金额 233.72×10^8 元,最低年份是2018年,需支付补偿金额 42.94×10^8 元,补偿标准在2013—2016年呈上升趋势。陕西省在2011—2012、2017、2019—2020年为生态补偿客体,补偿金额年均值为 153.16×10^8 元,补偿金额最高年份为2011年,可获得补偿金额 438.31×10^8 元,最低年份为2020年,可获得补偿金额 19.32×10^8 元,补偿标准在2016—2017、2018—2019年为上升趋势,2011—2013、2017—2018、2019—2020年为下降趋势。

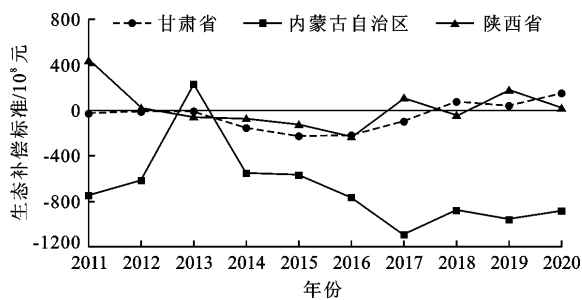


图3 2011—2020年甘肃省等3省(区)生态补偿标准动态变化曲线

5 讨论

黄河流域生态补偿标准存在动态变化。2011—2020年黄河流域整体为生态补偿的主体,但不同年份的补偿标准不同,且同时存在生态补偿主体和客体以及主体与客体的转换,补偿标准也呈持续动态变化状态,其影响因素较为复杂。这与高慧忠等^[38]的研究成果“按补偿状况,分为生态补偿的单纯补偿对象区域、单纯补偿主体区域和既是补偿主体又是补偿对象区域3种情况且补偿标准具有动态属性等”具有一致性。

2011—2020年黄河流域水资源利用均为赤字,总水足迹均大于可用水量。研究发现,黄河流

域2015年的生态补偿标准最高,需支付补偿金额 $3\,415.42 \times 10^8$ 元,主要原因在于当年可用水量仅为 $4\,403.80 \times 10^8 \text{ m}^3$,客观上加重了水资源利用压力;2020年生态补偿标准最低,支付补偿金额为 12.75×10^8 元,原因在于2019年召开了黄河流域生态保护和高质量发展座谈会,推动完善了生态补偿政策,逐步建立了生态补偿机制,形成了完善的流域生态治理制度体系^[9,19]。

黄河流域补偿主体、客体及主、客体发展趋势存在差异。其中,作为生态补偿主体的宁夏回族自治区、山西省、河南省和山东省2011—2020年的生态补偿标准整体呈上升趋势;作为生态补偿客体的四川省、青海省的生态补偿标准呈上升趋势且两省的生态补偿差异显著;甘肃省、内蒙古自治区和陕西省的生态补偿主、客体身份不断转化,但基本上均保持为生态补偿主体身份。这与朱向梅等^[25]的研究成果“四川、青海能够实现区域水资源自循环,其他省份水资源供需矛盾较为明显”相一致。

6 结论与政策建议

6.1 结论

基于水足迹视角,研究了2011—2020年黄河流域9省(区)生态补偿主、客体和补偿标准,得出以下主要结论:

(1)黄河流域水足迹整体呈现增长态势且构成比例不同,表现为农业水足迹 > 工业水足迹 > 生活水足迹 > 出口虚拟水足迹 > 进口虚拟水足迹 > 生态水足迹。

(2)黄河流域生态补偿标准存在波动变化,但主要为补偿主体。2015年补偿标准最高,为 $3\,415.42 \times 10^8$ 元,2020年最低,为 12.75×10^8 元,补偿年均值为 $1\,772.51 \times 10^8$ 元。

(3)宁夏回族自治区、山西省、山东省和河南省为生态补偿的主体且补偿标准呈上升趋势,年均补偿金额分别为 233.10×10^8 、 378.87×10^8 、 $2\,312.73 \times 10^8$ 、 $2\,546.83 \times 10^8$ 元。

(4)四川省是生态补偿标准呈较快上升趋势的生态补偿客体,补偿金额年均值为 $3\,060.09 \times 10^8$ 元;青海省则为较慢上升趋势的生态补偿客体,补偿年均值为 $1\,340.14 \times 10^8$ 元。

(5)甘肃省由生态补偿主体逐渐转变为客体;内蒙古自治区仅在2013年为生态补偿客体,其他年份则为生态补偿主体;陕西省生态补偿的主、客体身份不断发生变化。

6.2 政策建议

(1)黄河流域中农业对水资源的消耗占比最大,应发挥区域优势推动农业高质量发展。贯彻宜林则林、宜农则农的发展规律,在推动农副产品产业发展方面应适当调整农业结构,逐步提高用水效率和效益,以推进黄河流域农业绿色可持续发展。

(2)研究并制定黄河流域生态补偿政策,建立生态补偿机制,以推进生态保护工作^[39]。在制定各省(区)生态补偿政策时,既要保证补偿标准的公平性和可操作性,也要兼顾各省(区)的实际情况,力求在水资源利用和流域生态保护中寻求最大公约数。

(3)河南省和山东省的水资源压力相对高于其他省(区),该两省均为我国粮食主产区,为缓解粮食生产对水资源需求的压力,应适当调整粮食种植结构,培育节水高产品种,通过采取节水灌溉技术和农业规模化生产等方式提高农作物生产用水效率。

(4)四川省和青海省在开发利用黄河上游水资源的同时,应注重对河源地区及其周边生态环境的监管和保护。在通过建立统一的流域生态补偿机制,缓解保护水源地生态压力的同时,防止因环境问题而造成的经济滞后。

(5)甘肃省、内蒙古自治区和陕西省应增强绿色发展水平,促进科技创新能力,加快区域产业转型,同时逐步完善水权水市场,推动水资源优化配置,实现人水和谐。

参考文献:

[1] 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.

[2] TONETTI S S, MENDOZA G, AYWARD B, et al. A knowledge and assessment guide to support the development of payments arrangements for watershed ecosystem services (PWES) [R]. Washington, DC: U. S. Report prepared for the World Bank Environment Department, 2004.

[3] ZBINDEN S, LEE D R. Paying for environmental services: an analysis of participation in Costa Rica's PSA Program [J]. World Development, 2005, 33(2): 255-272.

[4] PAGIOLA S, BISHOP J, MILLS N L. Paying for water services in central America: learning from Costa Rica [M]. London (RU): Earthscan, 2002.

[5] SAVY C E, TURPIE J K. Payments for ecosystem services: a review of existing programmes and payment systems [R]. Cape Town: South African Anchor Environmental Consultants, 2004.

[6] TIETENBERG T. Environment and natural resource eco-

nomics [M]. 6th ed. Beijing: Tsinghua Press, 2005.

[7] TURNER R K, DAILY G C. The ecosystem services framework and natural capital conservation [J]. Environmental and Resource Economics, 2008, 39: 25-35.

[8] 杨玉霞,闫莉,韩艳利,等.基于流域尺度的黄河水生态补偿机制[J].水资源保护,2020,36(6):18-23+45.

[9] 贺辉.论黄河流域高质量发展之生态补偿机制优化[J].人民黄河,2022,44(8):13-16.

[10] 马军旗,乐章.黄河流域生态补偿的水环境治理效应——基于双重差分方法的检验[J].资源科学,2021,43(11):2277-2288.

[11] 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.

[12] 张栋.黄河流域横向生态补偿制度之检视与完善[J].人民黄河,2022,44(1):10-14.

[13] 楚道文.流域横向生态补偿制度的三重进阶[J].干旱区资源与环境,2023,37(7):197-202.

[14] 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(9):65-71.

[15] 胡东滨,林媚,陈晓红.流域横向生态补偿政策的水环境效益评估[J].中国环境科学,2022,42(11):5447-5456.

[16] 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.

[17] 靳乐山,张梦瑶.流域上下游生态补偿机制的三种模式及其比较[J].环境保护,2022,50(19):13-17.

[18] 王奕淇,李国平,延步青.流域生态服务价值横向补偿分摊研究[J].资源科学,2019,41(6):1013-1023.

[19] 沈满洪,谢慧明.跨界流域生态补偿的“新安江模式”及可持续制度安排[J].中国人口·资源与环境,2020,30(9):156-163.

[20] 何慧爽,单蓓.基于机会成本的黄河流域上游地区生态补偿标准研究[J].华北水利水电大学学报(社会科学版),2021,37(4):15-21.

[21] 张伊华.基于机会成本法和生态系统服务价值核算的水资源生态补偿标准研究:以黄河流域为例[J].灌溉排水学报,2023,42(5):108-114.

[22] 徐大伟,王佳宏,段姗姗.海岸带生态补偿机制政策研究[J].大连干部学刊,2011,27(11):51-54.

[23] 彭思涛,但文红.基于水足迹的流域生态补偿框架[C]//青海民族大学公共管理学院.2013年全国土地资源开发利用与生态文明建设学术研讨会论文集,2013.

[24] 李欣蔚.基于水足迹的长江经济带流域生态补偿机制研究[J].水利科技与经济,2022,28(9):23-27.

[25] 朱向梅,王子莎.黄河流域水足迹公平性分析研究[J].环境生态学,2022,4(Z1):83-89.

(下转第22页)

- 沙河河流域地表水和地下水转化关系研究[J]. 中国科学(D辑:地球科学), 2007, 37(1): 102-110.
- [23] 刘芬, 王水献, 蓝永超, 等. 黑河流域张掖盆地地表水-地下水系统同位素特征及转化关系[J]. 南水北调与水利科技, 2014, 12(2): 92-96.
- [24] GUO Qiaoling, YANG Yunsong, HAN Yaoyao, et al. Assessment of surface-groundwater interactions using hydrochemical and isotopic techniques in a coalmine watershed, NW China [J]. Environmental Earth Sciences, 2019, 78: 91. <https://doi.org/10.1007/S12665-019-8053-2>.
- [25] 石万鹏, 刘景涛, 李备, 等. 青藏高原盐湖地区水化学特征及成因分析[J]. 环境化学, 2023, 42(1): 101-112.
- [26] 程丽, 曹水合, 徐贵键. 四川石渠县包虫病区地下水水化学特征分析[J]. 地下水, 2022, 44(1): 69-70+93.
- [27] ZHOU Jinxiong, WU Qixin, GAO Shilin, et al. Coupled controls of the infiltration of rivers, urban activities and carbonate on trace elements in a karst groundwater system from Guiyang, Southwest China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2023, 249: 114424.
- [28] 段江飞. 山西阳高县地热水地球化学特征及成因分析[J]. 人民黄河, 2023, 45(4): 96-101.
- [29] YURTSEVER Y, GAT J R. Atmospheric waters stable isotope hydrology: deuterium and oxygen-18 in the water cycle [R]. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1981.
- [30] 张洪平, 刘恩凯, 王东升. 中国大气降水稳定同位素组成及影响因素[C]//中国地质学会. 中国地质科学院水文地质工程地质研究所文集(7), 1991.
- [31] 郭巧玲, 熊新芝, 姜景瑞. 窟野河流域不同水体同位素及水化学特征分析[J]. 水土保持学报, 2016, 30(2): 237-242.
- [32] 孙龙, 刘廷玺, 段利民, 等. 矿区流域不同水体同位素时空特征及水循环指示意义[J]. 水科学进展, 2022, 33(5): 805-815.
- [33] 徐学选, 张北赢, 田均良. 黄土丘陵区降水-土壤水-地下水转化实验研究[J]. 水科学进展, 2010, 21(1): 16-22.
- [34] 吕情绪. 采煤活动对煤矿地下水化学特征的影响研究[J]. 能源与环保, 2021, 43(5): 84-90.
- [35] 王昱同, 王皓, 王甜甜, 等. 蒙陕接壤区浅埋煤层矿井水水化学特征及来源分析[J]. 煤田地质与勘探, 2023, 51(4): 85-94.
- [36] 刘基, 高敏, 靳德武, 等. 榆神矿区地表水水化学特征及其影响因素分析[J]. 煤炭科学技术, 2020, 48(7): 354-361.
- [37] 范立民, 马万超, 常波峰, 等. 榆神府矿区地下水水化学特征及形成机理[J]. 煤炭科学技术, 2023, 51(1): 383-394.
- [38] 李倩, 马龙, 刘廷玺, 等. 采煤对海流免流域大气降水-地表水-地下水-矿井水转化关系的影响[J]. 中国沙漠, 2022, 42(5): 146-157.
- [39] 曾帝, 吴锦奎, 李洪源, 等. 西北干旱区降水中氢氧同位素研究进展[J]. 干旱区研究, 2020, 37(4): 857-869.
- [40] 丁洁, 刘延锋, 刘倩, 等. 干旱区咸水灌溉土壤中氢氧稳定同位素组成的动态特征[J]. 安全与环境工程, 2020, 27(3): 32-39.
- [41] 付昌昌, 李向全, 马剑飞, 等. 窟野河流域中游煤矿区地下水质量及补给来源研究[J]. 水文, 2018, 38(6): 42-47.

(上接第14页)

- [26] 邢霞, 修长百, 刘玉春. 基于水足迹理论的黄河流域水安全评价[J]. 中国农业资源与区划, 2022, 43(2): 250-258.
- [27] 张凡凡, 张启楠, 李福夺, 等. 中国水足迹强度空间关联格局及影响因素分析[J]. 自然资源学报, 2019, 34(5): 934-944.
- [28] 焦士兴, 张馨歆, 王安周, 等. 水足迹视角下安阳市水资源利用与经济增长关系研究[J]. 中国农业资源与区划, 2019, 40(12): 10-15.
- [29] 商庆凯, 阴柯欣, 米文宝. 基于水足迹理论的青海省水资源利用评价[J]. 干旱区资源与环境, 2020, 34(5): 70-77.
- [30] 李晓赛, 朱永明, 赵丽, 等. 基于价值系数动态调整的青龙县生态系统服务价值变化研究[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(3): 373-381.
- [31] 刘利花, 杨彬如. 中国省域耕地生态补偿研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2019, 29(2): 52-62.
- [32] 孙才志, 张蕾. 中国农产品虚拟水-耕地资源区域时空差异演变[J]. 资源科学, 2009, 31(1): 84-93.
- [33] 孙才志, 靳春玉, 郝帅. 黄河流域水资源-能源-粮食纽带关系研究[J]. 人民黄河, 2020, 42(9): 101-106.
- [34] 任丽霞, 卢宏伟, 要玲, 等. 基于绿色发展理念的山西水资源利用效率区间多指标评价研究[J]. 中国农村水利水电, 2021(10): 33-41+49.
- [35] 甘容, 李旖旎, 杨峰等. 基于三维水足迹模型的河南省水资源可持续利用水平评价[J]. 水资源与水工程学报, 2023, 34(1): 30-39.
- [36] 杨风. 山东水资源可持续利用发展路径[J]. 水利发展研究, 2015, 15(1): 46-50+65.
- [37] 伍云华. 青海省水资源现状评价及对策建议[J]. 水利规划与设计, 2017(9): 35-36+54.
- [38] 高慧忠, 许凤冉, 陈娟, 等. 基于水资源价值流的跨多区域横向生态补偿标准研究[J]. 中国水利水电科学研究院学报, 2023, 21(3): 203-211.
- [39] 赵志强. 黄河流域生态保护和高质量发展协同机制及对策思考[J]. 理论研究, 2021(5): 73-80.