

黄河流域粮食虚拟水流动对水资源空间均衡性的影响

吴兆丹^{1, 2, 3}, 丁小琦¹, 陈其勇¹, 李 彤¹

(1. 河海大学商学院, 江苏 南京 211100; 2. 江苏省“世界水谷”与水生态文明协同创新中心, 江苏 南京 211100;
3. 河海大学“一带一路”非洲研究中心, 江苏 常州 213022)

摘要:采用引力模型、彭曼公式测算黄河流域省区间粮食虚拟水流动量, 基于环境、经济、社会维度, 通过比较虚拟水流动存在与否情景下的基尼系数, 分析黄河流域粮食虚拟水流动对水资源空间均衡性的影响。结果表明: 在 2018 年黄河流域省区间粮食虚拟水流动中, 山东、河南、陕西、内蒙古的粮食虚拟水、虚拟蓝水呈净流出; 山西、甘肃、宁夏、青海的粮食虚拟水、虚拟蓝水则呈净流入; 黄河流域省区间粮食虚拟水流动在环境、经济、社会维度下均一定程度上促进了水资源空间均衡, 其中环境维度下的促进作用较为微弱。

关键词:黄河流域; 粮食虚拟水流动; 空间均衡性; 基尼系数

中图分类号:F326.11

文献标志码:A

文章编号:1003-9511(2023)01-0062-10

黄河流域是中国重要的生态屏障和经济地带, 空间协调是黄河流域生态保护与高质量发展的关键问题之一^[1]。区域间粮食虚拟水流动会对区域环境、经济、社会产生一定影响: 粮食虚拟水流动在缓解流入区水资源压力的同时, 会增加流岀区的水资源压力; 流岀区可以将粮食买入替代生产而节约的水资源量投入到用水经济效率更高的部门, 以获取更高的经济效益, 而流岀区则无法实现该部分经济效益; 区域人均粮食消费水足迹与原产地单位粮食产品虚拟水含量密切相关, 粮食虚拟水流动的不同来源会对区域人均粮食消费水足迹产生影响。黄河流域内粮食贸易量较大, 伴随粮食贸易发生的虚拟水流动又会对流域内各省区环境、经济、社会产生不同的影响, 从而影响省区间环境、经济、社会差距, 进一步影响空间协调状况。因此, 有必要分析黄河流域省区间粮食虚拟水流动对环境、经济、社会省区间差距的影响, 从而分析该流动对黄河流域水资源空间均衡性的影响, 为促进黄河流域空间协调、推进流域高质量发展提供依据。

粮食虚拟水流动量一般由粮食调运量和单位粮食产品虚拟水含量相乘求得。粮食调运量测算方面, 国际粮食调运量一般参考国家(或区域)进出口统计数据。如在粮食虚拟水流动量测算中, Deng

等^[2]使用 19 个主要国家间农产品进出口量、Masud 等^[3]使用加拿大阿尔伯塔省对全球 100 多个国家的谷物进出口量、Aldaya 等^[4]使用主要粮食出口国的玉米等出口量、Lamastra 等^[5]使用意大利与中国十大农产品的双边贸易量, 来表示对应的粮食调运量。由于大多数国家国内区域粮食储量和区域间粮食调运量数据缺失, 学者们在国内区域间粮食调运量测算中大多不考虑区域粮食储量, 而以各区域粮食总产量与总消费量之差表示区域粮食净流出量^[6-9], 继而使用社会公平法(即假设各粮食调入区获得调出区粮食的机会是均等的)^[10]、引力法(将各区域间的距离引入模型计算调运系数)^[11-13]、最低运输成本法(构建线性规划模型并以运输成本最低为约束目标)^[14-16]等来估算区域间粮食调运量。

单位粮食产品虚拟水含量测算方面, 学者们大多采用彭曼公式进行测算, 如乌干达籽粒苋虚拟水含量测算^[17]、中国各省区小麦等粮食虚拟水含量测算^[18]、地中海地区农产品虚拟水含量估算^[19]、土耳其主要农产品虚拟水含量测算^[20]、河南赵口引黄灌区粮食虚拟水含量估算^[21]、中国京津冀地区 9 种主要粮食作物的虚拟水含量估计^[22]、中国 10 个玉米产区的玉米虚拟水含量估计^[23]、河北省主要农作物的虚拟水含量测算^[24]、吉林省县域地区 6 种农作物

基金项目:国家社会科学基金重大项目(19ZDA084)

作者简介:吴兆丹(1988—), 女, 副教授, 博士, 主要从事水资源经济及管理研究。E-mail:wuzhaodan@hhu.edu.cn

的虚拟水含量测算^[25]等。此外,王鑫^[10]、王玉宝等^[26]基于美国农业土壤保持局推荐的有效降水量与旬降水量关系,测算了粮食作物单位产品虚拟绿水含量,结合灌溉水量估算作物单位产品虚拟蓝水含量,继而对两者求和得出作物单位产品虚拟水含量。

国内外学者对于粮食虚拟水流动所产生的影响分析,主要着眼于其对区域水资源和经济的影响。Yoo 等^[27]研究得出韩国粮食国际贸易所对应的虚拟水流动会引起国家和全球尺度上的节水。Zhang 等^[28]研究得出“一带一路”沿线一半以上的国家与中国的农产品虚拟水贸易,有助于缓解沿线国家水危机。Konar 等^[29]分析了不同情境下全球粮食贸易的节水效益。Duarte 等^[30]研究得出全球范围内的粮食虚拟水贸易会引起水资源节约。Antonelli 等^[31]发现中东和北非地区的粮食虚拟水国际贸易为当地经济发展提供了水和粮食安全保障。Song 等^[32]研究得出中国现有的省际粮食虚拟水交易模式正在加剧本已缺水地区的缺水状况。Yin 等^[33]研究了粮食虚拟水流动对中国地表水和地下水的影响。An 等^[34]对中国省际粮食贸易虚拟水流动模式进行模拟,并分析其对中国水资源压力的影响。孙才志等^[35]得出 2007—2016 年中国和“一带一路”沿线国家的农产品虚拟水贸易为逆差,净进口这部分农产品虚拟水,在一定程度上缓解了中国水资源短缺的危机。赵勇等^[36]得出黄河流域内宁夏、内蒙古、河南 3 省区粮食贸易伴生的虚拟水输出将进一步加剧当地的缺水问题,其他省区属于粮食贸易输入区或产销平衡区,粮食贸易在一定程度上缓解了当地用水紧张局面。吴普特^[37]得出“北粮南调”引起的粮食虚拟水流动会对我国北方地区水资源及经济发展产生负面影响。丁雪丽等^[15]总结出中国省际粮食虚拟水流动在全国范围内节约了水资源并增加了经济效益。张启楠等^[11]则得出中国省际粮食虚拟水流动会增加输出区的水资源压力,阻碍其经济发展。但分析粮食虚拟水流动对区域间差距的影响的研究仍相对较少,如王玉宝等^[26]研究得出中国省区间粮食虚拟水流动会缩小水资源压力指数及人均 GDP 的省区间差距。

综上所述,粮食虚拟水流动量测算及其影响研究已取得一定进展。已有研究分析了粮食虚拟水流动对区域环境或经济的影响,但有关该流动对环境或经济维度区域间差距影响的研究仍较少,且尚无研究分析粮食虚拟水流动对社会维度区域间差距的影响,针对黄河流域的粮食虚拟水流动对省区间差距的影响分析仍相对缺失。基于此,本文从环境、经济、社会 3 个维度,分析黄河流域省区间粮食虚拟水

流动对水资源空间均衡性的影响,以期在一定程度上弥补已有研究在内容和视角上的不足。

1 研究区概况

黄河流域自西向东流经青海、四川、甘肃、宁夏、内蒙古、陕西、山西、河南、山东 9 个省区。该流域自西向东地形地势横跨三级阶梯,流域内各省区自然条件差异显著。同时,流域内大部分地区光热资源充足,土壤肥沃,是中国重要的粮食生产基地。由于四川省内属于黄河流域的面积仅占该省总面积的 3.85%,本文对该流域粮食虚拟水流动量的测算及均衡性分析,将针对除四川以外的 8 个省区进行。此外,由于计算年黄河流域各省区玉米、小麦、大米和大豆产量占其粮食总产量的比重较大,分别约为 47.8%、32.3%、10.1% 和 2%,且该 4 种粮食作物单位产量耗水量较大,故本文粮食虚拟水流动量测算将基于该 4 种主要粮食作物进行。

2 研究方法及数据来源

2.1 黄河流域省区间粮食虚拟水流动量测算

2.1.1 黄河流域省区间粮食调运量测算

与上述已有研究类似,由于国内粮食储量和区域间粮食调运量统计数据的缺失,本文不考虑粮食储量变动,将全国各省区的每一类粮食生产量加上进口量再减去消费量和出口量作为相应的粮食富余(或缺少)量,再采用引力法测算出全国两两省区间该类粮食调运系数及具体调运量(引力法考虑粮食调运的具体方向,通过引入距离分量,计算各区域之间粮食调运系数后,详细计算出各粮食调出区粮食具体去路和各粮食调入区粮食具体来源,能够更加直观、详细地掌握各区域间粮食调运明细)^[10]:

$$T_{ljh} = T_{lj} \frac{\frac{kT_{lj}T_{lh}}{S_{hj}^2}}{\sum_{h=1}^U \frac{kT_{lj}T_{lh}}{S_{hj}^2}} \quad (1)$$

式中: T_{ljh} 为粮食 l 调入区 j 从调出区 h 调运的该类粮食量,kg; T_{lj} 为调入区 j 的粮食 l 缺少量,kg; T_{lh} 为调出区 h 的粮食 l 富余量,kg; S_{hj} 为省区 h 与 j 之间的距离,km; k 为万有引力系数; $l=1,2,3,4$ 分别表示玉米、小麦、大米和大豆; U 为粮食 l 的调出区数量。

由于缺失全国各省区各类粮食消费量的统计数据,本文将区分农村居民粮食消费量和城镇居民粮食消费量,分别对其进行估算。一方面,根据中国农村住户调查年鉴估算全国各省区农村居民各类粮食人均消费量占人均粮食消费总量比重的年均增长

率,继而估计计算年全国各省区该比重;结合计算年各省区农村居民人均粮食消费总量,估算计算年各省区农村居民各类粮食的人均消费量;根据该人均消费量及省区农村人口数得出计算年全国各省区农村居民各类粮食消费量。另一方面,根据上述计算年全国各省区农村居民各类粮食人均消费量占人均粮食消费总量的比重,得到城镇居民对应比重;结合计算年全国各省区城镇居民人均粮食消费总量,估算出计算年各省区城镇居民各类粮食人均消费量;根据该人均消费量及城镇人口数得出计算年全国各省区城镇居民各类粮食消费量。

2.1.2 黄河流域省区单位粮食产品虚拟水含量测算

利用联合国粮农组织推荐的 CROPWAT 软件内嵌的彭曼公式,计算黄河流域各省区各类粮食单位产品虚拟水含量^[38]:

$$W_v = \frac{W_d}{H} \quad (2)$$

其中

$$W_d = ET_c \times 10$$

$$ET_c = K_c \times ET_0$$

$$ET_0 = \frac{0.408\Delta(R_N - X) + x \frac{900}{M + 273}u_2(e_s - e_r)}{\Delta + x(1 + 0.34u_2)}$$

式中: W_v 为单位粮食产品虚拟水含量, m^3/kg ; W_d 为粮食生长期內单位面积需水量, m^3/hm^2 ; H 为粮食单位面积产量, kg/hm^2 ; ET_c 为粮食实际蒸發蒸腾量, mm ; K_c 为作物系数; ET_0 为参考作物蒸發蒸腾量, mm/d ; Δ 为饱和水气压与温度之间相关曲线的斜率, $\text{kPa}/^\circ\text{C}$; R_N 为粮食表面净辐射, $\text{MJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; X 为土壤热通量, $\text{MJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; x 为湿度计常数, $\text{kPa}/^\circ\text{C}$; M 为平均空气温度, $^\circ\text{C}$; u_2 为地面 2 m 高度处风速, m/s ; e_s 为饱和水气压, kPa ; e_r 为实测水气压, kPa 。

此外,黄河流域各省区各类粮食单位产品虚拟蓝水含量计算如下^[39]:

$$F_B = \frac{W_{BD}}{H} = \frac{10 \times ET_B}{H} \quad (3)$$

其中

$$ET_B = \max(0, ET_c - P_v)$$

$$P_v = \begin{cases} \frac{P(4.17 - 0.02P)}{4.17} & P < 83 \text{ mm} \\ 41.7 + 0.1P & P \geq 83 \text{ mm} \end{cases}$$

式中: F_B 为单位粮食产品虚拟蓝水含量, m^3/kg ; W_{BD} 为粮食生长期內的蓝水需水量, m^3/hm^2 ; ET_B 、 P_v 分别为粮食生长期內的蓝水蒸發蒸腾量和有效降水量, mm ; P 为旬降水量, mm 。

2.1.3 黄河流域省区间粮食虚拟水流动量测算

黄河流域各省区的粮食虚拟水流出量由该区域

各类粮食调出量乘以该区域该类粮食单位产品虚拟水含量,再对所有类别粮食进行加总得到;各省区的粮食虚拟水流入量由各粮食调出区调入该区域的粮食量乘以该调出区单位粮食能产品虚拟水含量,再依次对所有类别粮食和所有调出区进行加总得到。

2.2 环境维度下黄河流域粮食虚拟水流动对水资源空间均衡性的影响分析模型

均衡性分析方法主要有联系数^[40]、均衡系数^[41]、泰尔指数^[42]、基尼系数^[43]等,本文使用基尼系数进行均衡性相关分析。基于可利用水资源总量,计算黄河流域蓝水用量的基尼系数,并将其与流域内省区间无粮食虚拟水流动情景下的该基尼系数进行比较,得出环境维度下该流动对水资源空间均衡性的影响。与黄河流域内省区间存在粮食虚拟水流动的情景相比,若不存在粮食虚拟水流动情景下该基尼系数更小,则说明环境维度下流域内省区间粮食虚拟水流动加剧了水资源空间不均衡;若不存在该流动情景下基尼系数更大,则说明环境维度下流域内省区间粮食虚拟水流动促进了水资源空间均衡。以虚拟水流动存在与否下两基尼系数间的差距,表示环境维度下该虚拟水流动对黄河流域水资源空间均衡性的阻碍或促进程度。

黄河流域蓝水用量的基尼系数计算公式如下^[44]:

$$G_1 = \sum_{i=1}^8 A_{Wi} A_{Bi} + 2 \sum_{i=1}^7 A_{Wi} (1 - A_{afi}) - 1 \quad (4)$$

式中: G_1 为黄河流域沿线省区蓝水用量的基尼系数; A_{Wi} 为流域内 i 省区可利用水资源总量占流域沿线省区可利用水资源总量的比重; A_{Bi} 为流域内 i 省区蓝水用量占流域沿线省区蓝水用量的比重; A_{afi} 为按水资源压力指数升序排列确定各省区的顺序后 A_{B1} 到 A_{B8} 的累计数。

其中,流域内 i 省区水资源压力指数计算公式如下^[11]:

$$I_{fi} = \frac{W_{Bi}}{W_{bi}} \quad (5)$$

式中 W_{Bi} 、 W_{bi} 、 I_{fi} 分别为 i 省区蓝水用量、可利用水资源总量和水资源压力指数。 I_{fi} 越大, i 省区水资源压力越大。

在不存在黄河流域内省区间粮食虚拟水流动情景下,流域内粮食调出区可以减少本地生产那些调出至流域内其他省区的粮食所需蓝水量;粮食调入区将增加蓝水用量,用于生产粮食以替代从流域其他省区的粮食调入量。

$$W_{Bni} = W_{Bri} - \sum (T_{opi} F_{Bpi}) + \sum (T_{mqi} F_{Bqi}) \quad (6)$$

式中: W_{Bni} 为不存在流域内省区间粮食虚拟水流动时的 i 省区蓝水用量; W_{Bri} 为 i 省区实际蓝水用量; T_{opi} 为 i 省区粮食 p 调出至流域内其他省区的量; F_{Bpi} 为 i 省区粮食 p 单位产品虚拟蓝水含量; T_{mqi} 为 i 省区粮食 q 从流域内其他省区调入的量; F_{Bqi} 为 i 省区粮食 q 单位产品虚拟蓝水含量; p, q 分别为 i 省区调出、调入粮食种类; $0 \leq p + q \leq 4$ 。

2.3 经济维度下黄河流域粮食虚拟水流动对水资源空间均衡性的影响分析模型

基于人口数计算黄河流域 GDP 的基尼系数, 并将其与流域内省区间无粮食虚拟水流动情景下的该基尼系数进行比较, 得出经济维度下该流动对水资源空间均衡性的影响。与环境维度类似, 以虚拟水流动存在与否下两基尼系数间的差距, 表示经济维度下该虚拟水流动对黄河流域水资源空间均衡性的阻碍或促进程度。

区域 GDP 的基尼系数计算公式如下:

$$G_2 = \sum_{i=1}^8 A_{zi} A_{Yi} + 2 \sum_{i=1}^7 A_{zi} (1 - A_{aYi}) - 1 \quad (7)$$

式中: G_2 为区域 GDP 的基尼系数; A_{zi} 为 i 省区人口数占流域沿线省区人口数的比重; A_{Yi} 为 i 省区 GDP 占流域沿线省区 GDP 的比重; A_{aYi} 为按人均 GDP 升序排列确定各省区的顺序后 A_{Y1} 到 A_{Yi} 的累计数。

参照许长新等^[45]的方法, 测算黄河流域农业蓝水用量、工业蓝水用量分别对当地农业 GDP 和工业 GDP 的贡献率(受限于流域内部分省区的数据可得性, 测算时段为 2009—2018 年):

$$Y = JC^\alpha L^\beta W^\lambda \quad (8)$$

式中: Y 为农(工)业的地区生产总值; J 为常数; C 为农(工)业资本存量(使用永续盘存法计算^[46-47]), 指数 α 为农(工)业资本弹性即农(工)业资本存量贡献率; L 为农(工)业从业人数, 指数 β 为农(工)业劳动力弹性即从业人数贡献率; W 为农(工)业蓝水用量, 指数 λ 为农(工)业蓝水利用弹性即蓝水贡献率。

各省区农(工)业单位蓝水利用的经济效益

$$= \frac{\text{该省区农(工)业 GDP}}{\text{该省区农(工)业蓝水用量}} \quad (9)$$

在不考虑各部门用水技术效率和技术条件改变的情况下, 假设不存在黄河流域内省区间粮食虚拟水流动, 流域粮食调出区可以减少调出至流域其他省区的粮食生产蓝水用量, 并将其用于本区域工业部门生产; 粮食调入区则要增加本省区农业部门的蓝水用量以满足当地粮食需求, 从而减少用于本区域工业部门的蓝水量。不存在流域内省区间粮食虚

拟水流动时省区 GDP 计算公式为

$$\begin{aligned} Y_{ni} &= Y_{ri} + \sum (T_{opi} F_{Bpi})(E_{Byi} - E_{Bzi}) \\ &\quad + \sum (T_{mqi} F_{Bqi})(E_{Bzi} - E_{Byi}) \end{aligned} \quad (10)$$

式中: Y_{ni} 为不存在流域内省区间粮食虚拟水流动时的 i 省区 GDP; Y_{ri} 为 i 省区实际 GDP; E_{Byi} 为 i 省区工业单位蓝水利用的经济效益; E_{Bzi} 为 i 省区农业单位蓝水利用的经济效益。

2.4 社会维度下黄河流域粮食虚拟水流动对水资源空间均衡性的影响分析模型

基于人口数计算粮食消费水足迹的基尼系数, 并将其与流域内省区间无粮食虚拟水流动情景下的基尼系数进行比较, 得出社会维度下该流动对水资源空间均衡性的影响。与环境维度类似, 以虚拟水流动存在与否下两基尼系数间的差距, 表示社会维度下该虚拟水流动对黄河流域水资源空间均衡性的阻碍或促进程度。

粮食消费水足迹的基尼系数计算公式如下:

$$G_3 = \sum_{i=1}^8 A_{zi} A_{Fi} + 2 \sum_{i=1}^7 A_{zi} (1 - A_{aFi}) - 1 \quad (11)$$

式中: G_3 为粮食消费水足迹的基尼系数; A_{Fi} 为 i 省区粮食消费水足迹占流域沿线省区粮食消费水足迹的比重; A_{aFi} 为按人均粮食消费水足迹升序排列确定各省区的顺序后 A_{F1} 到 A_{Fi} 的累计数。

存在黄河流域内省区间粮食虚拟水流动情景下, 各省区人均粮食消费水足迹计算如下^[48]:

$$\begin{aligned} F_{di} &= \\ \sum_p Q_{pi} W_{Vpi} + \sum_q &[\sum_g T_{qgi} W_{Vqg} + (Q_{qi} - T_{qi}) W_{Vqi}] \\ Z_i \end{aligned} \quad (12)$$

$$T_{qi} = \sum_g T_{qgi} \quad (13)$$

式中: F_{di} 为 i 省区人均粮食消费水足迹, m^3 ; Z_i 为 i 省区人口数, 人; Q_{pi} 为 i 省区粮食 p 的消费量, kg; W_{Vpi} 为 i 省区粮食 p 的单位产品虚拟水含量, m^3/kg ; T_{qgi} 为 i 省区从 g 省区调入的粮食 q 量, kg, 其中 g 省区为全国范围内粮食 q 的调出区; W_{Vqg} 为 g 省区粮食 q 的单位产品虚拟水含量, m^3/kg ; Q_{qi} 为 i 省区粮食 q 的消费量, kg; T_{qi} 为 i 省区粮食 q 的调入量, kg; W_{Vqi} 为 i 省区粮食 q 的单位产品虚拟水含量, m^3/kg 。

假设不存在黄河流域内省区间粮食虚拟水流动时, 各省区从黄河流域内其他省区调入的粮食由本地生产, 从流域外其他省区的粮食调入量仍保持不变。此情景下黄河流域各省区人均粮食消费水足迹计算如下:

$$F_{wi} = \frac{\sum_p Q_{pi} W_{Vpi} + \sum_q [\sum_t T_{qti} W_{Vqt} + (Q_{qi} - T_{qoi}) W_{Vqi}]}{Z_i} \quad (14)$$

$$T_{qoi} = \sum_t T_{qti} \quad (15)$$

式中:所有变量取值为假设不存在黄河流域内省区间粮食虚拟水流动时的值, F_{wi} 为*i*省区人均粮食消费水足迹, m^3 ; T_{qti} 为*i*省区从*t*省区调入的粮食*q*量,kg,其中*t*省区为我国黄河流域以外的粮食*q*调出区; W_{Vqt} 为*t*省区粮食*q*的单位产品虚拟水含量, m^3/kg ; T_{qoi} 为*i*省区从黄河流域以外省区调入的粮食*q*量,kg。

2.5 数据来源

农村居民各类粮食人均消费量和人均粮食消费总量、城镇居民人均粮食消费总量来源于《中国农村住户调查年鉴》《中国住户调查年鉴》;各类粮食生产量来源于《中国农村统计年鉴》和各省区统计年鉴;各类粮食进出口贸易量来源于海关总署官网;各类粮食单位产品虚拟水含量、虚拟蓝水含量计算所需指标数据来源于联合国粮农组织 CLIMWAT 和 CROPWAT 数据库,并以数据库中该省区的省会对应数据为代表(由于数据库中青海省只有都兰县和玉树市数据,其中都兰县面积更大,故青海省数据以该省都兰县对应数据代表);蓝水用量、可利用水资源总量来源于《中国水资源公报》;各类粮食单位面积产量、农村和城镇人口数、总人口数、工农业生产总产值、从业人员、用水量以及计算资本存量所用数据来源于省区统计年鉴,研究年份为 2018 年。

3 结果与分析

3.1 黄河流域省区间粮食虚拟水流动量测算结果

3.1.1 黄河流域省区间粮食调运量测算结果

采用上述引力模型测算 2018 年全国省区间粮食调运量,其中黄河流域内省区间大米、小麦、大豆调运量如表 1、表 2、表 3 所示。河南到山西的粮食总调运量最大,为 696 082.15 t;其次为山东到山西的粮食总调运量(230 802.00 t)。在流域内省区间大米贸易中,河南到山西的对应调运量最大,为 118 630.29 t;河南到陕西的对应调运量其次,为 25 136.45 t。流域内省区间小麦贸易中,河南到山西的对应调运量最大,为 577 451.86 t;其次为山东到山西的对应调运量 227 368.50 t。在流域内省区间大豆贸易中,山东到甘肃的对应调运量最大(7 072.55 t);其次为陕西到甘肃的对应调运量 2 658.45 t。由于计算结果显示黄河流域各省区的

玉米均富余,故依据上文省区间调运量测算模型,流域内省区间不存在玉米调运。黄河流域内省区间粮食贸易主要是由河南、山东等粮食主产区向山西、青海等非粮食主产区调运粮食,尤其是河南、山东两省粮食生产的长足发展和巨大进步,不仅解决了本省居民的吃饭问题,还为流域内其他省区的粮食安全做出了重要贡献。该结论与王鑫^[10]的研究结果基本一致。

表 1 2018 年黄河流域内省区间大米调运量

单位:t

调入区	调出区调运量		
	山东	河南	宁夏
山西	3 433.50	118 630.29	5 853.55
陕西	330.92	25 136.45	2 280.93
甘肃	258.68	10 517.78	8 811.42
内蒙古	349.66	7 509.14	1 591.22
青海	20.99	776.11	509.53

表 2 2018 年黄河流域内省区间小麦调运量

单位:t

调入区	调出区调运量				
	山东	河南	陕西	甘肃	内蒙古
山西	227 368.50	577 451.86	10 214.20	1 568.64	11 148.20
宁夏	14 988.44	41 048.04	3 445.84	2 915.95	1 609.18
青海	14 222.60	38 650.29	3 517.91	18 699.14	846.54

表 3 2018 年黄河流域内省区间大豆调运量

单位:t

调入区	调出区调运量				
	山东	河南	山西	陕西	内蒙古
甘肃	7 072.55	2 482.35	216.16	2 658.45	2 305.46
青海	38.00	12.13	1.04	10.10	12.27

3.1.2 黄河流域省区单位粮食产品虚拟水含量测算结果

2018 年黄河流域各省区单位粮食产品虚拟水含量及虚拟蓝水含量如表 4 所示。由于青海主要农作物中不包括大米、大豆,故这里没有计算青海该两种作物的单位产品虚拟水含量及虚拟蓝水含量。对 2018 年黄河流域分粮食单位产品虚拟水、虚拟蓝水含量进行省区间比较,甘肃的大米单位产品虚拟水含量最高,山东最低,且甘肃的大米单位产品虚拟蓝水含量比山东高出 0.45 m³/kg;山西的小麦单位产品虚拟水含量最高,山东最低,且山西的小麦单位产品虚拟蓝水含量约为山东的 3 倍;陕西的玉米单位产品虚拟水含量最高,内蒙古最低,青海的玉米单位产品虚拟蓝水含量高达 0.59 m³/kg,而山东对应值

表4 2018年黄河流域各省区粮食单位产品虚拟水含量、虚拟蓝水含量

单位:m³/kg

省区	虚拟水含量				虚拟蓝水含量			
	大米	小麦	玉米	大豆	大米	小麦	玉米	大豆
山东	0.72	1.12	0.62	1.13	0.28	0.33	0.08	0.38
河南	0.98	1.45	0.87	1.71	0.55	0.68	0.34	0.93
山西	0.97	1.99	0.83	2.39	0.60	1.15	0.36	1.38
陕西	0.89	1.80	0.95	2.23	0.52	0.78	0.45	1.17
甘肃	1.04	1.19	0.78	2.13	0.73	0.64	0.45	1.44
内蒙古	0.81	1.20	0.60	2.08	0.50	0.43	0.25	1.31
宁夏	0.88	1.43	0.65	2.92	0.72	1.04	0.49	2.43
青海		1.22	0.79			0.88	0.59	

则仅为 0.08 m³/kg; 宁夏的大豆单位产品虚拟水含量最高, 山东最低, 且宁夏的大豆单位产品虚拟蓝水含量约为山东的 6 倍。山东、河南、内蒙古作为粮食主产区, 在国家财政技术支持下, 随着农业水价综合改革的深入发展、高效节水灌溉技术的推广应用等, 其粮食单位产品虚拟(蓝)水含量相对其他五省区较低, 即粮食生产用水效率较高, 在一定程度上缓解了大量粮食生产带来的水资源压力。该结论与赵勇等^[36]的研究结果基本一致。

3.1.3 黄河流域省区间粮食虚拟水流动量测算结果

2018 年黄河流域内省区间大米、小麦、大豆虚拟水、虚拟蓝水流动量如表 5、表 6、表 7 所示。河南到山西的粮食虚拟水、虚拟蓝水流动量高于流域内

其他两省区间对应流动量, 分别为 95 220.57 万 m³ 和 46 040.38 万 m³; 对各类粮食, 分别比较其流域内两省区间虚拟水、虚拟蓝水流动量, 河南到山西的大米、小麦的虚拟水、虚拟蓝水流动量均为最大; 山东到甘肃的大豆虚拟水流动量(797.29 万 m³) 高于其他两省区间流量, 陕西到甘肃的大豆虚拟蓝水流动量最大, 为 309.87 万 m³。此外, 依据模型计算得出黄河流域内省区间不存在玉米调运, 故无流域内省区间玉米虚拟水、虚拟蓝水流动量。在 2018 年黄河流域内省区间粮食虚拟水、虚拟蓝水净流出/入量如表 8 所示。山东、河南、陕西、内蒙古的粮食虚拟水、虚拟蓝水流动呈净流出, 其中河南粮食虚拟水净流出量最大, 为 11.150 亿 m³, 比该流出量最小值即陕西对

表5 2018年黄河流域内省区间大米虚拟水、虚拟蓝水流动量

单位:万 m³

流入区	不同流出区虚拟水			不同流出区虚拟蓝水		
	山东	河南	宁夏	山东	河南	宁夏
山西	248.12	11 657.51	512.34	96.46	6 559.09	423.49
陕西	23.91	2 470.10	199.64	9.30	1 389.80	165.02
甘肃	18.69	1 033.56	771.23	7.27	581.53	637.48
内蒙古	25.27	737.90	139.27	9.82	415.18	115.12
青海	1.52	76.27	44.60	0.59	42.91	36.86

表6 2018年黄河流域内省区间小麦虚拟水、虚拟蓝水流动量

单位:万 m³

流入区	不同流出区虚拟水					不同流出区虚拟蓝水				
	山东	河南	陕西	甘肃	内蒙古	山东	河南	陕西	甘肃	内蒙古
山西	25 410.02	83 563.06	1 837.23	187.06	1 335.15	7 478.15	39 481.29	801.03	99.86	479.47
宁夏	1 675.06	5 940.06	619.80	347.72	192.72	492.97	2 806.52	270.23	185.63	69.21
青海	1 589.47	5 593.08	632.77	2 229.83	101.39	467.78	2 642.58	275.89	1 190.42	36.41

表7 2018年黄河流域内省区间大豆虚拟水、虚拟蓝水流动量

单位:万 m³

流入区	不同流出区虚拟水						不同流出区虚拟蓝水					
	山东	河南	山西	陕西	内蒙古	宁夏	山东	河南	山西	陕西	内蒙古	宁夏
甘肃	797.29	423.27	51.75	593.09	480.08	17.77	268.10	231.51	29.74	309.87	302.28	14.75
青海	4.28	2.07	0.25	2.25	2.56	0.07	1.44	1.13	0.14	1.18	1.61	0.06

应流量高出约 112 倍;河南粮食虚拟蓝水净流出量最大,为 5.415 亿 m^3 ,比陕西高出约 601 倍。山西、甘肃、宁夏、青海的粮食虚拟水、虚拟蓝水流动呈净流入,其中山西粮食虚拟水净流入量最大,为 12.470 亿 m^3 ,比甘肃高出约 87 倍;山西粮食虚拟蓝水净流入量最大,为 5.539 亿 m^3 ,比甘肃高出约 61 倍。黄河流域内省区间粮食虚拟水整体呈现出从山东、河南、内蒙古 3 个粮食生产用水效率较高的粮食主产区向其余 5 个粮食生产用水效率较低的非粮食主产区流动的格局,在一定程度上保障了流域整体的水和粮食安全,为流域经济社会发展奠定了坚实基础。

表 8 2018 年黄河流域省区粮食虚拟水、虚拟蓝水净流出/入量

单位:亿 m^3

省区	虚拟水	虚拟蓝水
山东	2.979	0.883
河南	11.150	5.415
山西	-12.470	-5.539
陕西	0.099	0.009
甘肃	-0.142	-0.091
内蒙古	0.121	0.035
宁夏	-0.709	-0.243
青海	-1.028	-0.470

注:表中正、负数分别表示净流出和净流入。

3.2 环境维度下黄河流域粮食虚拟水流动对水资源空间均衡性的影响分析

在黄河流域内省区间粮食虚拟水流动存在与否两种情景下,2018 年流域各省区水资源压力指数的计算结果如表 9 所示。相对不存在流域内省区间粮食虚拟水流动而言,该流动存在时,山东、河南、陕西、内蒙古的水资源压力指数更大,其中河南的水资源压力指数增加幅度最大(2.36%);山西、甘肃、宁夏、青海的水资源压力指数更小,其中山西的水资源压力指数减少幅度最大(12.13%)。与流域内省区间粮食虚拟水流动不存在时相比,该流动存在时,基于可利用水资源总量的区域蓝水用量基尼系数略有

表 9 2018 年黄河流域省区间粮食虚拟水流动存在与否情景下的省区水资源压力指数

省区	存在粮食虚拟水流时水资源压力指数	不存在粮食虚拟水流时水资源压力指数	变动幅度/%
山东	0.6196	0.6170	0.42
河南	0.6904	0.6745	2.36
山西	0.6095	0.6936	-12.13
陕西	0.2523	0.2522	0.04
甘肃	0.3369	0.3376	-0.21
内蒙古	0.4163	0.4162	0.02
宁夏	4.5034	4.5390	-0.78
青海	0.0271	0.0278	-2.52

下降,由 0.45729 下降至 0.45727,降幅为 0.004%,可见环境维度下黄河流域内省区间粮食虚拟水流动在较小程度上促进了水资源空间均衡。该结论与王玉宝等^[26]对中国粮食虚拟水流动对省级行政区水资源的相关影响分析基本一致。

3.3 经济维度下黄河流域粮食虚拟水流动对水资源空间均衡性的影响分析

依据式(8),将历年数据进行面板回归,计算得出 2009—2018 年黄河流域农业用水、工业用水分别对当地农业 GDP 和工业 GDP 的贡献率。根据计算结果, R^2 均接近 0.95,拟合度较好;2009—2018 年水资源对黄河流域各省区农业 GDP 的贡献率约为 0.193,在 5% 的水平下显著;对工业 GDP 的贡献率约为 0.154,在 10% 的水平下显著。

根据式(9),计算得出 2018 年各省区单位农业和工业用水经济效益,结果如表 10 所示。以山东为例,以 2018 年为基准年,山东农业用水量每增加 1% 即 1.335 亿 m^3 ,农业 GDP 将增加 0.193% 即 5.611 亿元,故 2018 年山东单位农业用水的经济效益为 4.203 元/ m^3 ;山东工业用水量每增加 1% 即 0.325 亿 m^3 ,工业 GDP 将增加 0.154% 即 44.501 亿元,由此可得 2018 年山东单位工业用水的经济效益为 136.926 元/ m^3 。

表 10 2018 年黄河流域各省区单位农业和工业用水经济效益

单位:元/ m^3

省区	农业用水经济效益	工业用水经济效益
山东	4.203	136.926
河南	4.697	60.441
山西	2.274	65.478
陕西	4.667	102.328
甘肃	1.514	32.624
内蒙古	1.360	53.124
宁夏	0.661	40.273
青海	0.998	50.430

在黄河流域内省区间粮食虚拟水流动存在与否两种情景下,2018 年流域各省区人均 GDP 的计算结果如表 11 所示。相对不存在流域内省区间粮食虚拟水流动而言,该流动存在时,山东、河南、陕西、内蒙古的人均 GDP 更低,其中河南的人均 GDP 减少幅度最大(0.60%);山西、甘肃、宁夏、青海的人均 GDP 更高,其中山西的人均 GDP 增加幅度最大(7.56%)。与流域内省区间粮食虚拟水流动不存在时相比,该流动存在时基于人口数的 GDP 基尼系数由 0.11 下降至 0.10,降幅为 9.091%,可见经济维度下黄河流域内省区间粮食虚拟水流动在一定程

度上促进了水资源空间均衡。该结论与王玉宝等^[26]对中国粮食虚拟水流动对省级行政区经济的相关影响分析基本一致。

表 11 2018 年黄河流域省区间粮食虚拟水流存在与否情景下的省区人均 GDP

省区	存在粮食虚拟水流时人均 GDP/元	不存在粮食虚拟水流时人均 GDP/元	变动幅度/%
山东	66 337.09	66 453.73	-0.18
河南	51 989.48	52 303.75	-0.60
山西	42 921.27	39 905.91	7.56
陕西	61 961.39	61 992.33	-0.05
甘肃	30 732.16	30 703.61	0.09
内蒙古	63 696.76	63 724.20	-0.04
宁夏	51 020.49	50 589.44	0.85
青海	45 572.14	45 142.78	0.95

3.4 社会维度下黄河流域粮食虚拟水流对水资源空间均衡性的影响分析

在黄河流域内省区间粮食虚拟水流存在与否两种情景下,2018年流域各省区人均粮食消费水足迹的计算结果如表12所示。山东、河南的大米、小麦、玉米、大豆均为自给自足,故其人均粮食消费水足迹在流域内省区间粮食虚拟水流存在与否两种情景下相等。相对不存在流域内省区间粮食虚拟水流而言,该流动存在时,内蒙古、宁夏、青海的人均粮食消费水足迹更高,其中青海的人均粮食消费水足迹增加幅度最大(4.27%);山西、陕西、甘肃的人均粮食消费水足迹更低,其中山西的人均粮食消费水足迹减少幅度最大(8.70%)。结合流域省区间粮食虚拟水流测算结果,内蒙古、宁夏、青海三省区虚拟水主要源自河南,其次为山东。内蒙古、宁夏、青海粮食虚拟水流入量中,源自河南的流入量占比分别为81.77%、67.69%和55.17%,源自山东的流入量占比分别为2.80%、19.09%和15.52%。与流

域内省区间粮食虚拟水流不存在时相比,该流动存在时社会维度下的基尼系数由0.12下降至0.11,降幅8.333%,可见社会维度下黄河流域内省区间粮食虚拟水流在一定程度上促进了水资源空间均衡。

4 结论与建议

4.1 结论

a. 2018年黄河流域省区间粮食虚拟水流中,总体来看,山东、河南、陕西、内蒙古的粮食虚拟水、虚拟蓝水呈净流出;山西、甘肃、宁夏、青海的粮食虚拟水、虚拟蓝水则呈净流入。河南到山西的粮食虚拟水、虚拟蓝水流动量高于其他省区间对应流量,分别为95 220.57万m³和46 040.38万m³。大米、小麦流域内省区间虚拟水、虚拟蓝水流动量均以河南到山西对应流量最大;山东到甘肃的大豆虚拟水流测算量(797.29万m³)高于流域内其他省区间大豆虚拟水流测算量,大豆流域内省区间虚拟蓝水流动量以陕西到甘肃流动量(309.87万m³)最大。此外,计算结果显示黄河流域内省区间不存在玉米调运,流域内省区间玉米虚拟水、虚拟蓝水的流动量均为0。

b. 环境、经济、社会维度下,与不存在黄河流域省区间粮食虚拟水流的情景相比,存在该虚拟水流情景下,基于可利用水资源总量的蓝水用量基尼系数、基于人口数的GDP基尼系数、基于人口数的粮食消费水足迹基尼系数降幅分别为0.004%、9.091%和8.333%,黄河流域内省区间粮食虚拟水流在环境、经济、社会维度下均一定程度上促进了水资源空间均衡,其中环境维度下的促进作用较为微弱。

4.2 建议

a. 促进粮食流域内流通。黄河流域内省区间粮食虚拟水流在环境、经济、社会维度下均一定程度上促进了水资源空间均衡,且该流动主要源自山东、河南。因此,在推进黄河流域生态保护与高质量发展中,应进一步充分发挥粮食生产功能区和重要农产品生产保护区(简称“两区”)在粮食生产上的优势,促进粮食流域内流通,保障流域粮食安全。一方面,健全粮食价格形成机制,完善市场准入制度,规范粮食流通秩序,加强基础设施建设,促进粮食流域内流通。另一方面,为避免粮食产销失衡,有必要充分发挥国家的宏观调控作用,发布重要粮食的购销数量、价格等并进行有效管理,对粮食生产流通进行适当调节。

b. 促进环境维度下的水资源空间均衡。尽管环境维度下黄河流域内省区间粮食虚拟水流促进

表 12 2018 年黄河流域内省区间粮食虚拟水流存在与否情景下省区人均粮食消费水足迹

省区	存在粮食虚拟水流时人均粮食消费水足迹/m ³	不存在粮食虚拟水流时人均粮食消费水足迹/m ³	变动幅度/%
山东	116.40	116.40	0
河南	161.08	161.08	0
山西	198.66	217.60	-8.70
陕西	185.05	185.08	-0.02
甘肃	157.88	158.72	-0.53
内蒙古	127.02	126.55	0.37
宁夏	141.73	138.47	2.35
青海	115.12	110.41	4.27

了水资源空间均衡,但对应促进程度较为微弱。不存在该流动时,山东、河南两省的水资源压力相对高于其他省区,且存在该流动时其水资源压力高出其他省区的幅度更大,而该两省均为我国粮食主产区,水资源压力过高会影响粮食生产的可持续性。为缓解两省粮食调出带来的水资源压力,保证粮食的可持续供给,并进一步促进环境维度下流域内省区间水资源均衡,该两省可采取以下措施节约农业用水:
①适当调整粮食种植结构。在当地“两区”划定的范围内,因地制宜,培育节水高产品种;多种植用水效率较高(即单位产品虚拟水含量较低)的品种。
②提高农作物生产用水效率。通过使用适宜的节水灌溉技术、加强农田水利工程建设、促进农业节水技术创新和农业规模化生产来提高农作物生产用水效率。
③适当调整粮食调出结构。结合粮食虚拟水流对本省水资源产生的压力影响,在保障国家粮食安全的前提下,适当调整粮食调出结构,合理控制用水效率较低的农产品调出规模。

c. 促进经济维度下的水资源空间均衡。经济维度下黄河流域内省区间粮食虚拟水流动在一定程度上促进了水资源空间均衡,但由于农业用水挤占了单位用水经济效益更高的工业用水,与不存在该流动的情景相比,存在该流动时山东、河南、陕西、内蒙古四省区的人均GDP更低。因此,为弥补该4省区由于流域内省区间粮食虚拟水流动在经济发展上的机会成本,可以建立对该4省区的粮食虚拟水贸易补偿机制:①纵向补偿。即中央政府的纵向财政转移支付,根据该4省区因流域内省区间粮食虚拟水流动产生的机会成本来衡量转移支付的多少。
②横向补偿。黄河流域省区间生态补偿机制设计,除了考虑下游对上游涵养水源、水土保持等进行生态补偿以外,还应结合山东、河南、陕西、内蒙古等省区在为流域其他区域供给粮食中所损失的经济收益,通过国家财政体制内的间接补偿机制(地区财政收入上交—中央政府再分配—转移支付的制度)、跨省区设立补偿基金、跨区域投资、签订具体的“协议补偿”等方式进行。

d. 促进社会维度下的水资源空间均衡。社会维度下黄河流域内省区间粮食虚拟水流动在一定程度上促进了水资源空间均衡,然而,不论是否存在该流动,山西、陕西、甘肃3省人均粮食消费水足迹始终处于较高水平,主要由于该3省粮食生产用水效率较低及其对小麦的消费偏好,这不利于本区域人水系统和谐以及高质量发展。为降低人均粮食消费水足迹,并进一步促进社会维度下流域内省区间水资源均衡,该3省可以采取以下措施:①引导粮食消

费结构调整。侧重引导居民消费单位产品虚拟水含量较低的粮食如大米、玉米,以适当替代对单位产品虚拟水含量较高的粮食如小麦的消费量。②加大节水宣传力度。充分利用互联网、广播、电视、报刊、学校教育等途径加大节水宣传力度,提高全民节水意识和用水效率。

参考文献:

- [1] 李小建,文玉钊,李元征,等.黄河流域高质量发展:人地协调与空间协调[J].经济地理,2020,40(4):1-10.
- [2] DENG G Y, LU F Y, WU L P, et al. Social network analysis of virtual water trade among major countries in the world [J]. Science of the Total Environment, 2021, 753:142043.
- [3] MASUD M B, WADA Y, GOSS G, et al. Global implications of regional grain production through virtual water trade[J]. Science of the Total Environment, 2019, 659:807-820.
- [4] ALDAYA M M, ALLAN J A, HOEKSTRA A Y. Strategic importance of green water in international crop trade[J]. Ecological Economics, 2010, 69(4):887-894.
- [5] LAMASTRA L, MIGLIETTA P P, TOMA P, et al. Virtual water trade of agri-food products: evidence from Italian-Chinese relations[J]. Science of the Total Environment, 2017, 599-600:474-482.
- [6] WANG Y B, WU P T, ZHAO X N, et al. Virtual water flows of grain within China and its impact on water resource and grain security in 2010 [J]. Ecological Engineering, 2014, 69:255-264.
- [7] SUN S, WANG Y, ENGEL B A, et al. Effects of virtual water flow on regional water resources stress: a case study of grain in China[J]. Science of the Total Environment, 2016, 550:871-879.
- [8] 何慧爽.农业潜在资源流动的生态资本权益补偿问题研究:基于“北粮南运”格局下的数据分析[J].价格理论与实践,2017(8):28-31.
- [9] 姚懿真.我国粮食作物水足迹与区域虚拟水运移[D].北京:中国水利水电科学研究院,2018.
- [10] 王鑫.我国区域间粮食虚拟水流动及其对水资源的影响[D].咸阳:西北农林科技大学,2016.
- [11] 张启楠,张凡凡,李福夺,等.粮食虚拟水流动对水资源和区域经济的影响研究[J].中国农业资源与区划,2018,39(7):21-28.
- [12] 刘红梅,李国军,王克强.基于引力模型的中国农业虚拟水国内贸易影响因素分析[J].中国农村经济,2011(5):21-32.
- [13] 郭相平,余涛,吴梦洋,等.中国省区虚拟水流动及对农业用水的影响[J].排灌机械工程学报,2018,36(8):744-749.
- [14] DALIN C, HANASAKI N, QIU H, et al. Water resources

- transfers through Chinese interprovincial and foreign food trade [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2014, 111(27) : 9774-9779.
- [15] 丁雪丽,张玲玲,王宗志. 基于省际间粮食贸易的虚拟水综合效益分析[J]. 长江流域资源与环境, 2018, 27(5):978-987.
- [16] 吴普特,卓拉,刘艺琳,等. 区域主要作物生产实体水-虚拟水耦合流动过程解析与评价[J]. 科学通报, 2019, 64(18):1953-1966.
- [17] KYAGULANYI J, KABENGE I, BANADDA N, et al. Estimation of spatial and temporal water requirements of grain amaranth using satellite, local and virtual weather stations datasets in Uganda[J]. Agricultural and Biological Engineering, 2016, 9(2): 85-97.
- [18] DENG C X, ZHANG G J, LI Z W, et al. Interprovincial food trade and water resources conservation in China[J]. Science of the Total Environment, 2020, 737: 139651-139651.
- [19] KATERJI N, RANA G, FERRARA R M. Actual evapotranspiration for a reference crop within measured and future changing climate periods in the Mediterranean Region[J]. Theoretical and Applied Climatology, 2017, 129(3-4):923-938.
- [20] DELLAL I, UUNVAR F I. Effect of climate change on food supply of Turkey [J]. Environmental Protection and Ecology, 2019, 20(2):692-700.
- [21] ZHANG C C, ZHANG M, SUN X M. Henan Zhaokou Irrigation management system design based on flex viewer [J]. Procedia Engineering, 2012, 28:723-728.
- [22] LI M, XU Z H, JIANG S, et al. Non-negligible regional differences in the driving forces of crop-related water footprint and virtual water flows: a case study for the Beijing-Tianjin-Hebei Region [J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 279:123670.
- [23] 商蒙非,赵炯超,韩桐,等. 1961—2020年中国玉米需水量及水分盈亏的时空变化格局[J]. 中国农业大学学报, 2022, 27(4):22-30.
- [24] 乔光建,苑振海,贾黎婷. 基于虚拟水战略背景下河北省农业结构调整及其效益分析[J]. 水利经济, 2010, 28(5):15-20.
- [25] 马晓蕾. 吉林省农作物虚拟水时间演化与空间重构研究[J]. 水土保持研究, 2022, 29(2):304-312.
- [26] 王玉宝,吴普特,孙世坤,等. 我国粮食虚拟水流对水资源和区域经济的影响[J]. 农业机械学报, 2015, 46(10):208-215.
- [27] YOO S H, KIM T, IM J B, et al. Estimation of the international virtual water flow of grain crop products in Korea[J]. Paddy and Water Environment, 2011, 10(2):83-93.
- [28] ZHANG Y, ZHANG J H, TIAN Q, et al. Virtual water trade of agricultural products: a new perspective to explore the Belt and Road [J]. Science of the Total Environment, 2018, 622-623:988-996.
- [29] KONAR M, REIMER J J, HUSSEIN Z, et al. The water footprint of staple crop trade under climate and policy scenarios [J]. Environmental Research Letter, 2016, 11(3):035006.
- [30] DUARTE R, PINILLA V, SERRANO A. Understanding agricultural virtual water flows in the world from an economic perspective: a long term study [J]. Ecological Indicators, 2016, 61:980-990.
- [31] ANTONELLI M, LAIO F, TAMEA S. Water resources, food security and the role of virtual water trade in the MENA Region [M]. Switzerland: Springer International Publishing, 2017:199-217.
- [32] SONG J F, YIN Y L, XU H, et al. Drivers of domestic grain virtual water flow: a study for China [J]. Agricultural Water Management, 2020, 239(C):106175.
- [33] YIN Y L, SUN S K, WANG Y B, et al. Impact of grain virtual water flow on surface water and groundwater in China [J]. Advances in Water Resources, 2021, 150:103848.
- [34] AN T L, WANG L Z, GAO X R, et al. Simulation of the virtual water flow pattern associated with interprovincial grain trade and its impact on water resources stress in China [J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 288:125670.
- [35] 孙才志,王中慧. 中国和“一带一路”沿线国家农产品虚拟水贸易的驱动因素[J]. 水利经济, 2020, 38(1):1-7.
- [36] 赵勇,黄可静,高学睿,等. 黄河流域粮食生产水足迹及虚拟水流动影响评价[J]. 水资源保护, 2022, 38(4): 39-47.
- [37] 吴普特.“北水南调工程”的警示与应对策略[J]. 水利水电科技进展, 2015, 35(5):121-123.
- [38] 杨雪,何玉成,刘成. 水资源安全视角下我国粮油虚拟水贸易实证研究[J]. 中国农业资源与区划, 2021, 42(1):41-50.
- [39] 姜旭海,李帆,史仓颉,等. 河南省冬小麦生产水足迹时空变化特征及影响因素分析[J]. 农业与技术, 2020, 40(18):1-5.
- [40] 金菊良,徐新光,崔毅,等. 基于联系数和洛伦兹曲线的水资源空间均衡评价方法[J]. 水科学进展, 2021, 32(3):387-395.
- [41] 张峰. 本溪地区水资源空间均衡系数计算方法及其应用分析[J]. 水利规划与设计, 2021(3):24-28.
- [42] 黄锋华,黄本胜,洪昌红,等. 粤港澳大湾区水资源空间均衡性分析[J]. 水资源保护, 2022, 38(3):65-71.
- [43] 卫孟茹,霍军军,姚立强,等. 长江经济带水资源空间均衡性分析 [J]. 科学技术与工程, 2022, 22 (15) : 6291-6300.

(下转第 102 页)

套设施的构建,完善地域性城市滨江生态景观空间,可以实现工作、休闲娱乐一体化为定位目标,配置各类度假酒店、商业活动空间,实现衢州滨江绿地生态经济一体化功能。衢州信安湖滨江绿地景观生态产品价值在实现的同时还能带动周边生态和经济效益的提升,实现人与自然协调发展。

c. 积极探索城市滨江绿地地域性景观的生态产品价值核算机制,促进生态资源转化为经济价值。受限于生态产品价值核算机制不健全,生态产品价值的交易实现仍处于困境,如生态产品价值量评价参数不确定、评价方法论证及结果论证尚未形成统一标准,致使各个地区的城市滨江绿地生态产品价值总量差距较大,核算结果远大于可支付的补偿金额。作为试点城市,衢州正在积极探索生态产品价值核算标准体系的构建,实现生态资源经济化。相较于城市绿地景观,衢州城市滨江绿地景观最为突出的元素在于水资源的保护及利用。滨江绿地的水权、排污权交易市场潜力非常大,近年来,衢州日益完善水权转让制度和操作流程,建立了与排污权交易相匹配的信息数据共享平台,规范了生态产品价值交易市场。城市滨江绿地是实现“碳减排、碳增汇”的主要途径,由于城市滨江绿地所涉及的减排路径、增汇路径相对更复杂,计量碳库的选择方式也不同,因此为促进碳汇价值进一步交易,衢州仍需努力探索标准的碳汇价值计算方法。

4 结语

城市滨江绿地景观在实现生态产品价值转化的过程扮演重要角色,是生态优势向资本优势转化的重要载体。传统的城市滨江绿地景观生态产品存在开发利用程度低、历史价值隐性化、产品同质化等特征,因此亟须重构城市滨江绿地景观,其中地域性特征的城市滨江绿地景观工程设计方案或成为重中之重。以衢州信安湖设计区域为例,针对发展现状与场地面临的地域性问题,采用地域性景观研究方式,从设计策略、设计主题、方案设计3方面探讨该区域滨江绿地景观设计地域性理念的认知和应用,挖掘并发挥绿地景观生态产品地域性的异质性价值,并

(上接第71页)

- [44] 吴兆丹,梁莎婉,梁希瑶.江苏省水资源配置公平性研究[J].水利经济,2021,39(1):54-57.
- [45] 许长新,马超,田贵良,等.虚拟水贸易对区域经济的作用机理及贡献份额研究[J].中国软科学,2011(12):110-119.
- [46] 张军,吴桂英,张吉鹏.中国省际物质资本存量估算:

提出城市滨江绿地地域性景观设计保障措施,从而促进生态产品价值实现。

地域性的城市滨江绿地景观设计满足了人们生存、安全、精神需求,实现了景观生态产品生态效用、社会效用、经济效用的一体化,带动了地域特征的旅游生态产品产业化,促进城市形象的提升,为整个城市的发展增加了文化魅力,对城市整体滨江空间的发展有着极为重要的战略意义。

参考文献:

- [1] 刘静霞.滨水区景观及其规划设计研究[M].北京:中国水利水电出版社,2019.
- [2] 陈建宇.城市滨水绿地规划设计中地域性理念的研究[J].中国住宅设施,2018(6):6-7.
- [3] 刘克成,李保峰,郭卫兵,等.地域性与时代性:当代人居环境环境的求索[J].新建筑,2010(5):44-63.
- [4] 王晓丽.基于地域性景观设计的理论研究[J].今传媒,2015(6):115-116.
- [5] 李玥,徐慧,谢佩琳.基于“六位一体”的城市滨水游憩空间规划[J].水利经济,2020,38(1):80-84.
- [6] 张林波,虞慧怡,郝超志,等.生态产品概念再定义及其内涵辨析[J].环境科学研究,2021,34(3):655-660.
- [7] 李宇亮,陈克亮.生态产品价值形成过程和分类实现途径探析[J].生态经济,2021,37(8):157-162.
- [8] 刘哲,马俊杰.生态城市建设理论与实践研究综述[J].环境科学与管理,2013,38(2):159-164.
- [9] 于波,孙琦.基于低碳视角的城市景观生态规划设计[J].环境工程,2016,34(S1):940-942.
- [10] 杜新,鲍春.地域性滨水景观的组织与塑造[J].沈阳工业大学学报(社会科学版),2014,7(2):112-114.
- [11] 华启和,王代静.生态产品价值实现的地域模式:丽水市、抚州市比较[J].南京林业大学学报(人文社会科学版),2022(3):7-12.
- [12] 庞珺,王秀峰.基于生态理念的人工湿地景观设计原则[J].水利经济,2012,30(5):69-73.
- [13] 李栋.生态文明视角下旅游景观设计的实践与优化[J].岭南师范学院学报,2022,43(1):118-124.
- [14] 周建东,黄永高.我国城市滨水绿地生态规划设计的内容与方法[J].城市规划,2007(10):63-68.

(收稿日期:2022-06-21 编辑:高虹)

1952—2000[J].经济研究,2004(10):35-44.

- [47] 单豪杰.中国资本存量K的再估算:1952—2006年[J].数量经济技术经济研究,2008,25(10):17-31.
- [48] 郑翔益,孙思奥,鲍超.中国城乡居民食物消费水足迹变化及影响因素[J].干旱区资源与环境,2019,33(1):17-22.

(收稿日期:2022-03-24 编辑:陈玉国)