

跨流域调水三方合作博弈生态补偿研究 — 以南水北调中线工程为例¹

周申蓓，李嘉欣*，张子霞

(河海大学商学院，江苏 南京 211100)

【摘要】：协调跨流域调水工程各利益主体的利益关系是跨流域调水生态补偿的核心。为保障补偿的合理性和可实施性，推动工程效益可持续发挥，从合作博弈的角度出发，以南水北调中线工程为例，通过梳理工程运行过程中受水区、水源区和下游区之间用水和排污的响应关系，基于 Shapley 值法构建了各主体间成本共担、收益共享的跨流域调水工程横向生态补偿标准。研究结果表明：(1)2019~2021 年，受水区所需要支付的生态补偿总额分别为 55.26、54.83 和 63.96 亿元，且北京市和天津市所需要支付的补偿金额较高；(2)受外调水优化配置和经济发展水平的共同影响，北京市、河北省和河南省的水资源价值呈上升趋势；(3)水源区和下游地区获得的补偿资金在弥补了其自身部分调水损失的同时随受水区调水收益的增加而增加，这有利于进一步提高合作的稳定性。总的来看，研究从合作的角度揭示了跨流域调水工程水资源优化配置的机理，为工程利益平衡机制的确定以及补偿标准的核算提供了可行的思路。

【关键词】：跨流域调水工程；合作博弈；生态补偿；南水北调中线

【中图分类号】：X321 **【文献标识码】**：A **【文章编号】**：1004- 8227(2023)11- 2371- 12

DOI:10.11870/cjlyzyyhj202311012

我国水资源时空不均，跨流域调水工程在当前和今后一段时期内的区域水资源配置中发挥着至关重要的作用[1]。在工程实际运行过程中，虽然缓解了受水区的水资源压力，但由于人为改变了自然条件下的流域状态，进而改变了调水区地区的经济和生态环境，加剧了调水区和受水区之间发展的不平衡，不同地区、群体间的利益分配矛盾随之产生[2]。

流域生态补偿作为平衡流域经济发展与水资源保护关系的重要经济手段[3]。党的十八大以来，我国先后在新安江、东江、九洲江、滦河等流域开展了试点工作[4,5,6,7]，但相比于流域生态补偿，跨流域调水生态补偿机制的建立仍为空白。从已有跨流域调水生态补偿的实践情况来看，以南水北调中线工程为例，2018 年，水源区陕南三市共获得生态补偿资金 33.14 亿元，其中中央重点生态功能区转移支付资金 24.94 亿元，天津市对口支援资金 2.28 亿元，仅占补偿资金总额的 6.9%[8]。在这种单一中央政府纵向补偿资金主导的补偿模式下，不仅增加了中央的财政负担，且普遍面临补偿范围狭窄、资金缺口大等问题，制约跨流域调水工程生态补偿长效机制的建设，亟需建立地方政府间横向补偿机制。

跨流域调水横向生态补偿机制的建立一方面要明确能充分反映各利益主体成本收益、经济发展水平以及用水效率差异的补偿标准，另一方面要确定补偿主体和受偿客体共同认定的，兼顾公平效率的补偿标准和分摊方案。已有国内外流域生态补偿的

¹ 收稿日期：2023- 04- 17；修回日期：2023- 07- 08

基金项目：教育部人文社会科学研究规划基金项目(23YJAZH225)，国家重点研发计划项目(2019YFC0409000)

作者简介：周申蓓(1974~)，男，教授，主要研究方向为水资源及工程管理。E-mail: shenbei@hhu.edu.cn

* **通讯作者** E-mail: 211313030027@hhu.edu.cn

研究多基于成本或收益的视角,运用费用分析法[9,10]、机会成本法[3]、条件价值评估法[11]、生态系统服务价值评估法[12,13,14]、水资源价值法[15]等方法,对水源地生态治理维护成本[16]、排污权收益损失[17,18]、生态系统服务改善收益[14]进行测算确定补偿标准,并将调水量、取水量、上下游支付意愿和支付能力等作为依据进行分摊[19,20];或是将补偿资金与水量、水质等指标的考核结果挂钩,实行来水多、水质优则奖励,来水少、水质差则支付的动态双向生态补偿模式[21,22]。随着研究的深入,考虑到水源地生态保护者自身对于流域生态系统服务的消耗,水足迹、水环境剩余容量等理论和方法被用于补偿标准的确定[23,24]。上述研究从补偿主客体、补偿内容、补偿标准等方面为跨流域调水工程生态补偿机制的建立提供了一定的依据,但仍存在以下局限:一是在补偿范围上,多基于供水区与受水区直接识别补偿的主客体,而对受影响的水源地下游地区的补偿缺乏考虑;二是在补偿机制上,已有研究多将水源地与受水区作为经济对立面,将水源地环境保护的全部成本或产生的全部外溢社会收益作为补偿的上限或下限,容易导致激励不足甚至激励偏差[25]。

从社会福利发展的公平与效率的视角来看,跨流域调水产生的社会福利的增加是各利益主体分工合作的结果,因此,本文以南水北调中线工程为研究对象,在传统水源地与受水区之间进行生态补偿的基础上,将受影响的下游地区纳入生态补偿范围。基于增量收益的视角,通过明确三者间用水和排污的响应关系,综合运用水资源价值法、成本费用分析和水资源可利用量法,计算各主体在参与调水合作前后各自收益以及联盟整体收益的变化,运用 Shapley 值法基于各主体在联盟中的贡献值对合作增量收益进行分配,同时实现对跨流域调水工程成本和收益的配置,重构和完善跨流域调水收益共享机制,兼顾公平与效率。本文提出的模型框架包括以下 4 步内容:(1)确定参与主体并设定合作场景;(2)计算不同合作情景下各主体以及联盟整体的收益变化;(3)基于合作博弈理论的联盟增量收益 Shapley 值分配;(4)结合各主体的实际收益情况确定最终获得/支付的补偿金额,并通过比较分析,得到南水北调中线工程各主体的补偿关系及发展趋势,进一步验证结果的可靠性。

1 研究区域、数据与方法

1.1 研究方法

假设跨流域调水涉及 3 个地方政府:受水区地方政府、水源地地方政府和下游区地方政府。根据合作博弈理论,由于资源禀赋和主体特征不同,水源地具有生产生态产品的比较优势,受水区具有生产物质产品的比较优势。调水前,水源地生产的生态产品由水源地和下游区共同所有;在调水分工与合作中,流域取水权与排污权发生重新配置,由水源地和下游区提供稳定的生态产品,受水区生产更多的物质产品,并通过生态产品与物质产品进行合理流动,提高整体资源环境效用和社会经济效用。补偿的目的即为通过受水区对调水增加部分收益的共享,对水源地和下游区提供的生态产品进行支付,以保证合作共赢。Shapley 值法作为合作博弈的一种典型分配方法,按照各参与者的边际贡献率,为合作增量收益的分配提供了一种解决思路,具体模型构建如下:

将调出区水源地记为 U,下游区记为 D,受水区记为 R。将每个地区的所有受益单位和部门作为一个主体组成合作博弈关系 (N, v) , $N = \{U, D, R\}$ 。 $v(S)$ 为集合 N 中任一子集 S 对应的特征函数,表示当存在参与者合作时,联盟 S 所获得的收益。为了保障合作的形成需要满足以下两个条件:

①若任意联盟 S_1 与 S_2 无交集,则 S_1 与 S_2 所构成新联盟的收益大于等于与联盟 S_1 与 S_2 各自行动的收益之和,即群体理性原则。

$$\begin{cases} v(\emptyset) = 0 \\ v(S_1 \cup S_2) \geq v(S_1) + v(S_2), S_1 \cap S_2 = \emptyset \\ (S_1 \subseteq N, S_2 \subseteq N) \end{cases} \quad (1)$$

②各参与者在合作中获得的收益不少于单独行动时,即个体理性原则。记 $\phi_i(v)$ 为参与者 i 因参与合作应获得的收益。

$$\begin{cases} \sum_{i \in N} \varphi_i(v) = v(N) \\ \varphi_i(v) \geq v(i) \end{cases} \quad (2)$$

基于以上 2 个条件，Shapley 值法给出了这一合作博弈的解

$$\varphi_i(v) = \sum_{S \subset N, i \in S} W(|S|) [v(S \cup \{i\}) - v(S)] \quad (3)$$

其中 $[v(S \cup \{i\}) - v(S)]$ 表示由于参与者 i 的加入为联盟整体带来的收益； $|S|$ 是子集 S 中的元素数目； $W(|S|)$ 是权重因

素， $W(|S|) = \frac{(3 - |S|)! (|S| - 1)!}{3!}$ 。

1.2 研究区概化与数据来源

1.2.1 研究区概况

南水北调中线工程从丹江口水库陶岔引水，用于缓解河南、河北、北京、天津四省(市)水资源紧张问题。工程规划分两期完成，一期工程于 2014 年正式通水运行，规划多年平均供水量为 85.4 亿 m^3 ，对应陶岔入渠流量为 95 亿 m^3 ，远期规划调水 130 亿 m^3 。工程通水以来，南水北调中线已成为京津冀豫沿线大中城市主力水源，工程综合效益巨大，因此以南水北调中线为对象进行研究意义重大。

丹江口水库的供水对象包括汉江中下游、清泉沟及南水北调中线一期工程，影响范围包括水源区、水源区下游地区以及受水区沿线 24 个大中城市及 130 多个县。结合相关研究，将南水北调中线工程水源区概化为陕西省汉中市、安康市、商洛市、湖北省十堰市以及河南省南阳市，下游区概化为湖北省钟祥以下至武汉河段，受水区概化为河南、河北、北京、天津四省市。整个流域概化如图 1 所示：



图 1 研究区概况图

1.2.2 数据来源

南水北调中线工程 2019~2020 年度(2019 年 11 月 1 日至 2020 年 10 月 31 日)实际供水 86.22 亿 m³,超过工程口门多年平均规划供水量 85.4 亿 m³,标志着工程达效。因此,本文选取 2018 年至 2021 年三个调水年度(以下记为“2019 年”、“2020 年”、“2021 年”)的实际调水数据,对联盟收益进行测算,得到基于合作 Shapley 值生态补偿分配结果。由于污水中 COD、氨氮排放量在市县层面上的数据获取较为困难且存在数据缺失的情况,所以本文选择工业废水排放量作为工业污染物排放的数据。本文工业污染物排放物数据来源于《中国城市统计年鉴》以及各省、市《生态环境公报》;主要污染物价格来源于各省公共资源交易中心网站;水资源和供水、用水数据来源于各省、市《水资源公报》;社会经济数据来源于各省、市《统计年鉴》。

2 模型构建与求解

2.1 基于 Shapley 值的南水北调中线补偿模型构建

对于受水区而言,其调水收益由调入部分水资源在当地产生的水资源价值决定。对于水源区与下游区来说,在不参与调水时,其基本用水需求会得到满足,然而,当决定加入调水联盟时,他们分别需要放弃部分排污权和取用水权的直接收益,以换取更大的联盟调水利益。

当联盟组成为{U,D,R}时,受水区调入水量 W,使得 D 地的下泄水量减少,损失了部分河道内外取用水权,造成取用水权收益损失 CD。为使调水断面水质达到规定标准,水源区需要关停部分污染排放企业,并进行环境保护建设,即牺牲部分排污权,

承担相应排污权收益损失 CU。假设受水区调水量 W、调水水质 q 时的收益为 π_R^a ,则此时联盟总调水收益增加值为 $v(U,D,R)=\pi_R^a-CD-CU$ 。

当联盟组成为{U,R}时,即下游地区不参与联盟,调水的实施需优先保证下游地区的用水需求,则受水区的可调水量减少,调水水质不变,记此时受水区的收益为 π_R^b ,则联盟调水收益增加值 $v(U,R)=\pi_R^b-CU$ 。

当联盟组成为{D,R}时,即水源区不额外进行环境保护建设,受水区调入水质和下游地区来水水质下降,记此时受水区的收益为 π_R^c ,下游地区的水质下降损失为 C_D^c ,此时联盟调水收益增加值 $v(D,R)=\pi_R^c-CD-C_D^c$ 。

当联盟只有调水区 R 时,可调水量减少,同时需要承担水质降低的损失,此时 R 的调水净收益为 $v(R)=\pi_{dR}()$ 。

当联盟缺少受水区时,不会产生调水收益,即 $v(U)=0,v(D)=0,v(U,D)=0$ 。

根据 Shapley 值法,受水区、水源区和下游地区在参与和不参与情形下各个合作组合的收益及其权重见表 1 至表 3。

表 1 参与者 U 的收益组合及权重计算

SU	$\{U\}$	$\{U,R\}$	$\{U,D\}$	$\{U,D,R\}$
$v(SU)$	0	$\pi bR-CU$	0	$\pi aR-CD-CU$
$v(SU-\{U\})$	0	πdR	0	$\pi cR-CD-CcD$
$v(SU)-v(S-\{U\})$	0	$\pi bR-CU-\pi dR$	0	$\pi aR-\pi cR-CU+CcD$
$ SU $	1	2	2	3
$w(SU)$	0.330	0.170	0.170	0.330

表 2 参与者 D 的收益组合及权重计算

SD	$\{D\}$	$\{D,R\}$	$\{U,D\}$	$\{U,D,R\}$
$v(SD)$	0	$\pi cR-CD-CcD$	0	$\pi aR-CD-CU$
$v(SD-\{D\})$	0	πdR	0	$\pi bR-CU$

$v(SD)-v(S-\{D\})-(-\{\})$	0	$\pi cR-CD-CcD-\pi dR$	0	$\pi aR-\pi bR-CD$
$ SD $	1	2	2	3
$w(SD)()$	0.330	0.170	0.170	0.330

表 3 参与者 R 的收益组合及权重计算

SR	$\{R\}\}$	$\{D,R\}$	$\{U,R\}$	$\{U,D,R\}$
$v(SR)$	πdR	$\pi cR-CD-CcD$	$\pi bR-CU$	$\pi aR-CD-CU$
$v(SR-\{R\})-(-\{\})$	0	0	0	0
$v(SR)-v(S-\{R\})-(-\{\})$	πdR	$\pi cR-CD-CcD$	$\pi bR-CU$	$\pi aR-CD-CU$
$ SD $	1	2	2	3
$w(SD)()$	0.330	0.170	0.170	0.330

根据公式(3)给出的 Shapley 值计算方法得到各主体参与跨流域调水合作应分配到的合作收益:

$$\begin{aligned} \varphi_U(v) = & 1/6(\pi_R^b - C_U - \pi_R^d) + 1/3(\pi_R^a - \pi_R^c \\ & - C_U + C_D) = 1/6(\pi_R^b - \pi_R^d) + \\ & 1/3(\pi_R^a - \pi_R^c) - 1/2 C_U + 1/3 C_D \end{aligned} \quad (4)$$

$$\begin{aligned} \varphi_D(v) = & 1/6(\pi_R^c - C_D - C_D - \pi_R^d) + 1/3(\pi_R^a \\ & - \pi_R^b - C_D) = 1/6(\pi_R^c - \pi_R^d) + \\ & 1/3(\pi_R^a - \pi_R^b) - 1/2 C_D - 1/6 C_D \end{aligned} \quad (5)$$

$$\begin{aligned} \varphi_R(v) = & 1/3 \pi_R^d + 1/6(\pi_R^c - C_D - C_D) + \\ & 1/6(\pi_R^b - C_U) + 1/3(\pi_R^a - C_D - C_U) \\ = & 1/3(\pi_R^d + \pi_R^a) + 1/6(\pi_R^c + \pi_R^b) - \\ & 1/2 C_U - 1/2 C_D - 1/6 C_D \end{aligned} \quad (6)$$

各主体应支付/获得的补偿额度 Z_i 等于其应分配到的 Shapley 值收益减去实际净收益, 即受水区需要支付的生态补偿总金额 $Z_R=2/3 \pi aR+1/2CU+1/2CD+1/6CcD-1/3 \pi dR-1/6(\pi cR+\pi bR)$, 水源区获得的补偿资金总额 $Z_U=1/2CU+1/6(\pi bR-\pi dR)+1/3(\pi aR-\pi cR)+1/3CcD$, 下游地区获得的补偿资金总额 $Z_D=1/2CD+1/6(\pi cR-\pi dR)+1/3(\pi aR-\pi bR)-1/6CcD$ 。

2.2 基于水资源价值的受水区调水收益确定

水资源价值包括水资源的稀缺性价值和有用性价值[26]。模糊评价法通过构建综合考虑自然、社会、经济子系统的评价体系, 反映了水资源的稀缺性和内在价值的差异性, 符合水资源价值的内涵[27]。

$$\begin{aligned} V_w &= B \times M \\ M &= [P_w P_1 P_2 P_3 0] \\ P_w &= F_{max} \times R/C - T \end{aligned} \quad (7)$$

式中: V_w 是单位水资源价值(元/m³); B 表示使用模糊评价模型得到的水资源价值评估结果; M 代表水资源价值向量; P_w 是水资源价格承受上限(元/m³), $P_1=3/4P_w, P_2=1/2P_w, P_3=1/4P_w$; F_{max} 代表最大的水费接受度(%); R 代表人均地区生产总值; C 为人均总用水量(m³), T 为单位供水成本及正常利润(元/ m³)。调入水量 W , 水质 q 时, 受水区的收益为:

$$\pi_R = W \times V_w \times \gamma_q \quad (8)$$

式中: γ_q 为水质调整系数。按照 GB3838—2002《地表水环境质量标准》中 I—V 类和劣 V 类 6 种不同水质类别, γ_q 值定义如下: 水质达到或优于 II 级时, $\gamma_q=1$; 若水质为 III 级, $\gamma_q=0.8$; 若水质为 IV 级, $\gamma_q=0.55$; 若水质为 V 级, $\gamma_q=0.25$; 若水质为劣 V 级, $\gamma_q=0$ 。

2.3 基于排污权的水源地调水损失确定

排污权是排污者对环境容量资源的占有和使用权，排污权价值由因使用环境容量而节省的污水处理费用以及环境容量内所创造的社会经济和生态效益两部分组成[28,29]。对于水源地来说，采用成本费用法，合作损失的排污权收益主要包括严格环境准入、退耕还林还草而产生的机会成本、付出更高的环境保护建设费用以及移民安置费用等。为保障补偿的合理性，本文对于水源地排污权损失 C_U 的核算仅对可以通过市场直接定价确定的环境保护建设费用和工业排污权损失进行计算。而对于较难确定的移民安置、财政收入减少等损失，则可由中央政府转移支付和收益共享部分进行补偿。

$$C_U = V_Q^1 + V_Q^2 \quad (9)$$

式中： V_Q^1 为工业污染排放限制产生的机会成本， V_Q^2 为环境保护建设的直接投入成本。

(1)工业污染排放限制产生的机会成本 V_Q^1

按照环境库兹涅茨曲线假说，某区域人均 GDP(PG)与人均工业污染物排放量 PQ 间有某种函数关系。

$$f(PQ)=f(PG) \quad (10)$$

假定在不参与调水合作时，水源地与其他地区享有同样的在环境容量范围内排放污染物的权利[17,30]。如果已知各地区的人均水污染物排放数据和人均 GDP,则通过拟合函数关系，即可算出水源地在不同年份的人均 GDP 对应的排污量拟合值，即不参与调水合作时的理论人均污染量。

$$f(\widehat{PQ}_{it}) = f(PG_{it}) \quad (11)$$

式中： PG_{it} 为水源地 i 地第 t 年的人均 GDP(元/人); \widehat{PQ}_{it} 为水源地 i 地第 t 年通过环境库兹涅茨曲线拟合的人均污染物排放量(t/人)。

当水源地参与合作时，其在向受水区提供规定质量水资源的情况下，产生的实际排污量与理论排污量之间的差值即为损失的排污权。

$$\Delta PQ_{it} = \widehat{PQ}_{it} - PQ_{it} \quad (12)$$

式中： ΔPQ_{it} 为地区 i 第 t 年损失的人均排污权(t/人); PQ_{it} 为地区 i 第 t 年的实际人均排污量(t/人)。

第 t 年地区 i 损失的排污权总量为：

$$Q_{it} = G_i \times \Delta PQ_{it} \quad (13)$$

式中： Q_{it} 为地区 i 第 t 年损失的排污权总量(t); G_i 为地区 i 的人口数量。

水源区第 t 年因工业污染排放限制而产生的机会成本：

$$V_{Q_i}^1 = \sum Q_{it} \times P_{Q_i} \quad (14)$$

式中： P_{Q_i} 为地区 i 的污染物价格。根据市场结构，选择排污权二级市场交易价格作为污染物价格。

(2)环境保护建设直接投入成本 V_Q^2

采用污水处理厂、垃圾处理厂等环境保护基础设施，以及水土流失治理、退耕还林还草等水源涵养工程的建设和运行费用来估算环境保护建设的直接投入成本 V_Q^2 。其中，对于环境保护基础设施建设，根据工程的总投资和社会资本年均收益率估算每年所产生的成本(式(15)),运行费用与污水处理量、污染物去除效率相关性较大，可参考龙凤[31]等人的研究，按公式(16)计算。其他工程的年运行管理费用按每年基建费用的 10%折算。

$$C_{1/a} = C_1 \times \frac{i_c * (1 + i_c)^n}{(1 + i_c)^n - 1} \quad (15)$$

式中： $C_{1/a}$ 污水和垃圾处理设施建设所产生的年成本(万元); C_1 为工程总投资额； i_c 为社会折现率， n 为折旧年限。

$$C_{ope} = e^a \times Q_i^b \times \left(\frac{P_0}{P_i}\right)^c \quad (16)$$

式中： C_{ope} 为不包括折旧费的污水处理运行费用，万元/a; a 、 b 、 c 为待决参数； Q_i 为污水处理设施的实际处理能力，万 m^3/a ; P_0 、 P_i 为污染物出、进口质量浓度， mg/L 。

2.4 基于水资源可利用量的下游区调水损失确定

当下游区参与调水合作时，在河道内需水量不变的情况下，其取水权损失体现为下泄水量减少导致的地表水资源可利用量的减少。根据扣损法[32],地表水资源可利用量可用地表水资源量减去多年平均河道内最小生态环境需水量，再减去汛期难于控制利用的洪水弃水量得到(式 17)。水源区下游的水权损失量可通过用水量与地表水资源可利用量的差值确定。

$$\begin{aligned} W_u &= W_q - W_{min} - W_f \\ W_D &= W_t - W_u \end{aligned} \quad (17)$$

式中： W_u 为水资源可利用量， m^3 ; W_q 为地表水资源量， m^3 ; W_{min} 为河道内生态基流，可基于 Tennant 法得到； W_f 为汛期下泄洪水量， $W_f=W$ 汛期流量- W 水库蓄水- W 汛期地表用水; W_D 为水资源可利用量损失量， W_t 为河道外取水量。

为了缓解该部分水资源可利用量损失对当地的不利影响，调出区下游地区往往会实施一批治理项目，以满足自身的用水需

求。因此，若在治理工程的实施的情况下，中下游地区的各项用水需求可以得到保障，调出区参与合作的水权损失收益由治理项目的运行费用决定。若治理工程的实施的仍不能完全弥补因调水而减少的水权损失，则调出区参与合作的水权收益损失由项目运行费用和减少部分水权的收益两部分组成

$$C_D = \begin{cases} -F_o, & W'_D \leq 0 \\ -(F_o + W'_D \times V_w), & W'_D > 0 \end{cases} \quad (18)$$

式中：F_o 为治理工程的运行费用；W' D'为治理工程实施下，下游区的水资源可利用量损失量。

当水源区不参与调水合作时，同样根据水资源价值法，下游地区来水水质下降的损失(式 19)

$$C_D^c = (W_{\min} + W_t) \times V_{wD} \times \Delta \gamma_q \quad (19)$$

式中：V_{wD} 为下游地区的单位水资源价值，Δ γ_q 为水质调整系数的变化量。

3 南水北调中线生态补偿测算

3.1 各主体收益计算结果

3.1.1 受水区调水收益计算

参考朱永彬和史雅娟[33]提出的水资源评价指标体系，综合考虑指标的全面性与非重复性等因素，从水资源的供给和需求两端选取 13 个指标，确定受水区的水资源价值评价指标体系。其中，年际波动较大的水资源供给数据选取各地区多年平均值作为相应指标值；对于表现为明显时间趋势特征的指标，如万元工业增加值用水量，则选用各年实际数值以反映最新情况。采用亚太经济和社会委员会(ESCAP)的建议并考虑当前受水区生态补偿接受度，F_{max} 取 2%，得到各受水区水资源价值评价指数及水资源价值见表 4。

表 4 受水区水资源价值评价结果

指标	年份	北京	天津	河北	河南
B	2019	3.22	3.42	3.43	2.94
	2020	3.21	3.35	3.41	2.92
	2021	3.20	3.34	3.38	2.95
Vwi (元/m ³)	2019	7.99	5.45	1.79	1.95
	2020	8.47	4.65	1.81	2.03
	2021	9.77	4.41	2.10	2.38

3.1.2 水源区排污权损失计算

由于环境统计口径变化，主要污染物指标 2016 年起与之前数据不可比，2020 年更新环境统计报表制度。为此，对于工业污染控制，结合地区经济发展水平和地理区位，选取陕西、河南、湖北水源区三省无调水任务的渭南市、濮阳市、漯河市、荆州市等 14 个城市，以及四川省广元市、达州市共 16 个城市的 2016~2020 年间可获取的工业废水排放总量及人均 GDP 共 72 个样本进行分析，得到人均 GDP 与人均工业废水排放量的关系(图 2)。结合各地区城市污水排放标准，取 COD 40 mg/L,氨氮 5 mg/L 作为水源区污水处理厂的出水浓度，确定水源区各市两类主要污染物的排污权损失量见表 5。

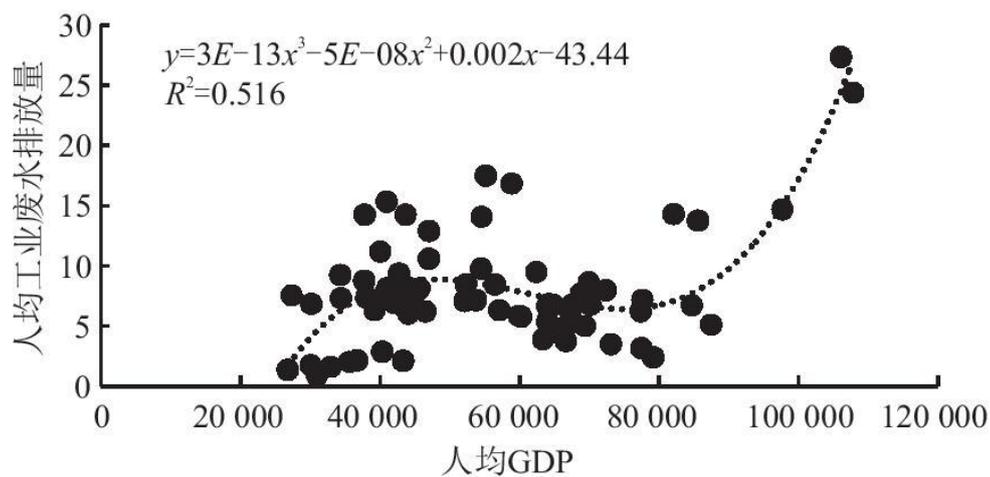


图2 人均工业废水排放量和人均 GDP 拟合图

表5 水源区主要污染物排污权损失量

	年份	商洛市	安康市	汉中市	南阳市	十堰市	合计
理论工业废水排放量 (万 t)	2019	1 650.87	2 262.85	2 932.65	7 592.68	2 718.53	17 157.58
	2020	1 363.83	2 164.92	2 877.33	7 942.18	2 790.53	17 138.78
	2021	1 718.55	2 225.46	2 714.73	8 519.41	2 100.07	17 278.22
实际工业废水排放量 (万 t)	2019	510.04	125.96	330.00	2 146.79	709.00	3 821.75
	2020	340.75	66.53	287.92	2 358.02	519.00	3 572.22

	2021	153.36	51.91	234.82	2 170.18	805.00	3 415.27
排污权损失量(COD) (t)	2019	456.35	854.76	1 041.06	2 178.36	803.81	5 334.33
	2020	409.23	839.36	1 035.76	2 233.66	908.61	5 426.63
	2021	626.08	869.42	991.97	2 539.69	518.03	5 545.18
排污权损失量(氨氮) (t)	2019	57.04	106.84	130.13	272.29	100.48	666.79
	2020	51.15	104.92	129.47	279.21	113.58	678.33
	2021	78.26	108.68	124.00	317.46	64.75	693.15

由于我国排污权交易还处于发展阶段，缺乏全国性的统一指导，现实中各地区二级市场排污权交易价格存在较大波动，还存在交易数量较少、交易成本过高、信息不完备等问题[29,34]。因此，本文选择水源区各省公布的平均成交价格作为排污权基础价格 P_0 ，并根据各类污染物排放绩效水平对水源区各地区的污染物价格进行调整，以确保生态补偿的合理性。

$$\begin{cases} \sigma_n = \frac{N_{in}}{N_{inave}} \\ N_{in} = \frac{F_i}{G_{in}} \end{cases} \quad (20)$$

式中： σ_n 为污染物 n 的价格调整系数， $\sigma_n > 1$ 时， $P = P_0 \cdot \sigma_n$ ， $\sigma_n \leq 1$ 时， $P = P_0$ ； N_{inave} 为省污染物 n 的平均排放绩效； N_{in}

为地区 i 的污染物 n 的排放绩效， F_i 为地区 i 的工业增加值， G_{in} 为地区 i 污染物 n 的排放量。水源区各地区的主要污染物价格及工业排污权损失的机会成本见表 6。

表 6 水源区排污权价值及机会成本损失

指标	年份	汉中	安康	商洛	南阳	十堰	合计
基础价格 P0 (元/t)	COD	12 000	12 000	12 000	4 500	8 790	/
	氨氮	12 000	12 000	12 000	9 000	14 000	/
σ (COD)	2019	1.26	2.63	1.98	0.68	1.55	/
	2020	1.27	5.33	4.12	0.72	1.12	/
	2021	1.81	2.79	3.46	0.82	3.37	/
σ (氨氮)	2019	0.74	1.85	1.09	1.18	1.20	/
	2020	1.07	3.48	1.34	0.90	1.25	/
	2021	1.51	3.72	2.34	0.97	3.79	/

V1Q1 (万元)	2019	2 646.28	2 934.16	756.38	1 269.97	1 263.93	8 870.72
	2020	5 324.20	5 803.72	687.93	1 256.43	1 091.49	14 163.78
	2021	4 470.14	3 393.45	1 502.09	1 428.58	1 878.10	12 672.36

根据《丹江口库区及上游水污染防治和水土保持“十三五”规划》、《丹江口库区及上游水污染防治和水土保持“十四五”规划》的要求以及各地区实施方案，水源区陕西、河南、湖北3省环境保护建设任务投资总计191.31亿元。以折旧年限为20a，社会折现率10%，代入式(15)得到年成本费用为22.47亿元/a。其中，城镇污水处理实际处理能力由104万t/d提高到159.03万t/d，假定COD进口浓度300mg/L，出口浓度20mg/L，得到水源区新增污水处理费用及污泥处理费用2.27亿元/a，其他工程年运行管理费用1.3亿元/a，得到水源区环境保护建设的直接投入成本V2Q2为26.04亿元/a。根据公式(9)得到2019~2021年各水源区参与调水联盟而产生的排污权收益损失CU分别为26.93、27.46、27.31亿元。

3.1.3 下游区取用水权损失计算

汉江干流丹江口以上为上游，丹江口至皇庄为中游，皇庄以下为下游。汉江中下游四项治理工程包括“引江济汉”工程、兴隆水利枢纽、汉江中下游航道整治以及闸站改造工程，并并于2014年通水运行。考虑到各年流量的波动较大以及生态基流可以“以丰补欠”的特点[32]，本文采用文献中对干流上黄家港、襄阳、皇庄、沙洋(2014年下迁至兴隆)和仙桃这5个水文站2014~2020年的流量序列统计资料，确定调水及四项治理工程运行下的汉江中下游多年平均地表水资源量，将每年5~10月中旬定为汛期。依据Tennant法，以1975~2013多年平均流量的20%记为河道内生态基流，为81.47亿m³。根据《湖北省汉江年度用水计划建议》和《汉江流域水量分配方案》，湖北省汉江流域中下游河道外地表水多年平均总需水量为106亿m³。考虑到用水量波动不大，故汛期地表用水量为全年地表用水量的54%。目前，汉江中下游已建成的水库(水电站)有王甫洲、崔家营和兴隆水利枢纽，水库蓄水量选择各年统计资料中的最大值8.04亿m³。根据3.1，得到调水以来中下游地区的多年平均水资源可利用量为101.7亿m³，则湖北省汉江中下游参与调水合作的年水权损失量WD为4.3亿m³。

根据《汉江中下游四项治理工程运行经费解决途径研究报告》，四项治理工程的总年运行费用约为51283.22万元。考虑到2020年湖北省受新冠疫情影响较为严重，以2019年该地区的水资源价值评价结果作为其水资源价值指标，为0.74元/m³，则CD=8.31亿元。

3.2 基于Shapley值的补偿金额计算

自2014年通水以来，水源区水质稳定保持在二类水，因此，当水源区参与合作时， $\gamma_q=1$ 。依据地表水水域环境功能和保护目标，一至三类为合格饮用水水源，故假设水源区不参与合作时，受水区调水和下游来水的总体水质标准为III类， $\gamma_q=0.8$ 。当下游地区不参与调水联盟时，根据各受水区的实际受水比例分配减少的可调水量WD。

2019~2021 年南水北调中线一期工程各受水区实际调入水量以及各合作联盟下的受水区收益见表 7。

表 7 各合作联盟下的受水区收益

指标	年份	北京	天津	河北	河南	合计
Wi (亿 m ³)	2019	11.53	11.02	22.37	24.23	69.16
	2020	6.84	12.91	36.51	29.96	86.22
	2021	13.16	11.35	34.54	29.99	89.04
π_{aR} (亿元)	2019	92.12	60.06	40.04	47.25	239.47
	2020	57.93	60.03	66.08	60.82	244.87
	2021	128.57	50.05	72.53	71.38	322.54
π_{bR} (亿元)	2019	86.40	56.32	37.55	44.31	224.59
	2020	55.05	57.04	62.79	57.79	232.66
		122.36	47.64	69.03	67.93	306.96

	2021					
π cR (亿元)	2019	73.70	48.05	32.03	37.80	191.58
	2020	46.35	48.03	52.87	48.66	195.89
	2021	102.86	40.04	58.03	57.10	258.03
π dR (亿元)	2019	69.12	45.06	30.04	35.45	179.67
	2020	44.04	45.63	50.23	46.23	186.12
	2021	97.89	38.11	55.22	54.34	245.57

根据公式(4)~(6)可得到各主体应获得的合作收益及生态补偿金额，并基于收益情况在受水区进行进一步分摊，得到补偿结果如下：

表 8 各合作主体 Shapley 值计算结果及生态补偿金额(亿元)

指标	2019	2020	2021
ϕU	13.91	14.27	22.00
ZU	44.61	45.34	52.90
ϕD	3.40	2.15	3.72
ZD	12.54	11.29	12.86
ϕR	184.22	190.04	258.57
ZR	-55.26	-54.83	-63.96

表 9 受水区各地区生态补偿分摊结果(亿元)

	年份	北京	天津	河北	河南	合计
支付的生态补偿金额	2019	21.26	13.86	9.24	10.90	55.26
	2020	12.97	13.44	14.80	13.62	54.83
		25.50	9.93	14.38	14.15	63.96

	2021					
--	------	--	--	--	--	--

4 结论与展望

4.1 结论

跨区域调水涉及多个利益相关者的多种利益变化，是各主体分工合作的结果。本文尝试从合作博弈的角度出发，将受调水影响的下游区纳入补偿范围，考虑水资源“量”“质”二重属性，计算不同联盟组合下的联盟整体收益确定各主体的贡献大小，得出基于 Shapley 值的增量收益分配结果，实现跨区域调水成本共担、收益共享，确保补偿方案使各参与方受益，弥补了基于成本或收益视角确定补偿标准的不足，提高了补偿的合理性，为跨区域调水合作机制和利益共享解决方案提供了借鉴。主要结论如下：

(1)2019~2021 年，受水区所需要支付的生态补偿总额分别为 55.26、54.83 和 63.96 亿元，其中，北京市和天津市所需要支付的补偿金额较高，占历年补偿总额的 64%、48%、55%。从实际情况来看，目前也安排北京和天津与水源区进行对口协作，而河北和河南未安排，符合实际情况。水源区得到的补偿金额大于下游地区，这是因为水源区的环境保护措施同时保障了水源区和下游地区的水资源利用收益。

(2)从受水区水资源价值计算结果来看，水资源价值由水资源价值模糊评价系数和水价承受能力共同决定。受外调水的优化配置，受水区水资源开发利用、地下水开采比例下降，水资源价值模糊评价系数普遍呈下降趋势，但由于用水效率和经济发展水平的提升，北京、河南和河北的水资源承受能力逐年上升，单位水资源价值也呈上升趋势。

(3)从水源区来看，其获得的补偿资金在弥补了其自身部分环境保护成本同时还有一部分来源于对合作增量收益的分配，且后者随受水区调水收益的增加而增加，这也进一步激发水源区的环境保护积极性。

(4)从下游地区来看，由于南水北调中线工程通水以来调水量呈上升趋势，且于 2020 年实现达效，本文利用 2014~2020 年的流量数据计算得到的下游地区水权损失量可能偏小，随调水年份的增加，将进一步影响其水资源可利用量，获得的生态补偿金额也需相应增加。

4.2 展望

本文研究方法仍有一些重要科学问题亟需解决。一是本文基于水资源价值法、修正系数法得到的排污权价值、水资源价值存在较大主观性。未来应进一步完善我国排污权、水权市场化交易，为模型参数确定提供更为有力的支撑依据，形成整合水权、排污权交易的跨区域调水生态补偿机制。

二是由于陕南三市的污染治理投入数据获取较难，所以本文未计算出水源区各地区的实际分配额，当获取到相关部门各年环境保护建设和污染治理的直接投入数据后，此问题即可解决。此外，南水北调中线后续引江补汉工程于 2022 年 7 月开工，工期 108 个月，工程从长江三峡库区引水入汉江，其对南水北调中线工程生态补偿格局的影响在后续研究中有待进一步考虑。

参考文献：

[1]彭 祥.论调水工程的公益性及其管理方式[J].中国软科 学, 2015(6): 1-7.

PENG X. Discussion on the public benefits nature and management of water diversion projects [J] . China Soft Science , 2015 (6) : 1-7.

[2]王泽琳, 张如良, 吴欢.跨流域调水的公正问题——基于环境正义的分析视角[J].中国环境管理, 2019, 11(2): 101 - 105.

WANG Z L, ZHANG R L, WU H. The justice of inter-basin water transfer based on environmental justice perspective [J]. Chinese Journal of Environmental Management, 2019, 11(2): 101 - 105.

[3] 倪琪, 徐涛, 李晓平, 等.跨区域流域生态补偿标准核算——基于成本收益双视角[J].长江流域资源与环境, 2021, 30(1): 97- 110.

NI Q , XU T, LI X P, et al. Transboundary River Basin ecological compensation standard accounting: Based on cost - benefit perspective[J] . Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2021 , 30(1): 97-110.

[4] 陈进.流域横向生态补偿进展及发展趋势[J].长江科学院院报, 2022, 39(2): 1-6, 20.

CHEN J. Progresses and development trend of horizontal ecological compensation in river basin [J] . Journal of Yangtze River Scientific Research Institute, 2022 , 39(2) : 1 -6, 20.

[5]王兰梅, 张晏.流域横向生态补偿的“新安江模式”：经验、问题与优化[J].环境保护,2022, 50(8): 58-63.

WANG L M, ZHANG Y. “ Xin ' anjiang model" of horizontal ecological compensation in the basin : Experience, problems and optimization [J]. Environmental Protection, 2022 , 50 (8): 58-63.

[6]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.

SUN X, WANG B, DONG Z F. Watershed ecological compensation : Theoretical basis and model innovation [J] . Reform , 2021(8): 145- 155.

[7]李国平, 刘生胜.中国生态补偿 40 年：政策演进与理论逻辑[J].西安交通大学学报(社会科学版),2018, 38(6): 101-112.

LI G P , LIU S S. 40 years of ecological compensation in China: Policy evolution and theoretical logic [J] . Journal of Xi' an Jiaotong University (Social Sciences), 2018 , 38(6) : 101 - 112.

[8]李亚菲.南水北调中线水源区生态补偿问题与对策研究——以陕西省为例[J].西安财经大学学报, 2021, 34(2): 81-90.

LI Y F. The ecological compensation problem and countermeasure research in the water source area of the south - north water transfer: From the perspective of Shaanxi Province[J] . Journal of Xi' an University of Finance and Economics, 2021 , 34(2): 81-90.

[9] 周信君, 邱凯, 罗阳.生态补偿标准的成本核算体系构建——基于环境会计的研究视角[J].吉首大学学报(社会科学版), 2017, 38(2): 91-96.

ZHOU X J, QIU K, LUO Y. The construction of cost accounting system of ecological compensation standard: Research perspective

based on environmental accounting[J] . Journal of Jishou University (Social Sciences Edition) , 2017, 38(2) : 91-96.

[10] 袁广达, 杜星博, 孙笑.流域生态补偿横向转移支付标准量化范式——基于生态损害成本核算的视角[J].财会通讯, 2021(11): 3-10.

YUAN G D, DU X B, SUN X. Quantitative paradigm of horizontal transfer payment standard for river basin ecological compensation : Based on the perspective of ecological damage cost accounting [J] . Communication of Finance and Accounting , 2021(11) : 3- 10.

[11] 陈莹, 马佳.太湖流域双向生态补偿支付意愿及影响因素研究——以上游宜兴、湖州和下游苏州市为例[J].华中农业大学学报(社会科学版), 2017(1): 16-22, 140.

CHEN Y, MA J. Study on willingness to pay for bidirectional ecological compensation and its influencing factors in Taihu Lake basin : A case study in upper reaches of Yixing, Huzhou city and lower reaches of Suzhou city [J] . Journal of Huazhong Agricultural University (Social Sciences Edition) , 2017 (1) : 16-22, 140.

[12] VAN HECKEN G, BASTIAENSEN J, VASQUEZ W F. The viability of local payments for watershed services: Empirical evidence from Matiguas, Nicaragua [J]. Ecological Economics, 2012, 74: 169- 176.

[13] LALIKA M C S, MEIRE P, NGAGA Y M, et al. Willingness to pay for watershed conservation: Are we applying the right paradigm? [J]. Ecohydrology & Hydrobiology, 2017, 17(1): 33-45.

[14] GAO X, SHEN J, HE W, 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.

[15] SUN J, DANG Z, ZHENG S. Development of payment standards for ecosystem services in the largest interbasin water transfer projects in the world [J] . Agricultural Water Management, 2017, 182: 158-164.

[16] 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.

GENG X Y, GE Y X, ZHANG H N. Study on ecological compensation standard of watershed based on reset cost: A case study of Xiaoqing River Basin[J] . China Population , Resources and Environment, 2018, 28(1) : 140- 147.

[17] LU S, LU W, SHAO W, et al. The transboundary ecological compensation construction based on pollution rights: Ways to keep the natural resources sustained [J]. Resources Policy, 2021, 74: 102401.

[18] LI W, LIU F, WANG F, et al. Industrial water pollution and transboundary eco - compensation : Analyzing the case of Song-hua River Basin , China[J] . Environmental Science and Pollution Research International, 2020, 27(28) : 34746-34759.

[19] 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.

WANG X Q, GAO J, MA S Q, et al. A model of shared responsibility of watershed ecological compensation: A case study of the

Jiuzhoujiang River Basin[J] . Resources Science, 2020 , 42(2) : 242-250.

[20] YANG L, LIU M C , MIN Q W, et al. Transverse eco-compensation standards for water conservation: A case study of the middle route project of south-to-north water diversion in China[J] . Journal of Resources and Ecology, 2018 , 9(4) : 395 - 406.

[21] GUAN X, LIU M, MENG Y. A comprehensive ecological compensation indicator based on pollution damage - protection bidirectional model for river basin[J] . Ecological Indicators, 2021 , 126: 107708.

[22]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(6) : 1262-1271.

SUN Y H, ZHANG D X, DING J, et al. Research on ecological compensation standard for core water source areas of inter-basin water transfer: Taking Danjiangkou Reservoir as an example [J] . Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2022 , 31(6) : 1262-1271.

[23] FENG Y, ZHU A, LIU W. Quantifying inter- regional payments for watershed services on the basis of green ecological spillover value in the Yellow River Basin, China [J] . Ecological Indicators, 2021, 132: 108300.

[24]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 H G , CHEN M , TANG Z P. 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.

[25] 邵莉莉.跨界流域生态系统利益补偿法律机制的构建—— 以区域协同治理为视角[J].政治与法律, 2020(11) : 90 -103.

SHAO L L. On the establishment of the legal mechanism on benefit compensation concerning the transboundary river basin ecosystem——From the perspective of regional coordinated govern-ance[J] . Political Science and Law, 2020 (11) : 90- 103.

[26] 田贵良.治水新思路下用水权交易的基准价格研究[J].价 格理论与实践, 2022(1) : 12-16, 37.

TIAN G L. Research on the benchmark price of water rights trading under the new idea of water governance[J] . Price: Theory & Practice, 2022(1) : 12-16, 37.

[27] 冯 欣, 姜文来, 刘 洋, 等.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.

FENG X, JIANG W L, LIU Y, et al. Progress of research on fuzzy mathematical model of water resources value [J] . Resources Science, 2021 , 43 (9) : 1834- 1848 .

[28] 李云滨, 李玲玲.排污权属性及其分类处置研究——基于 排污权交易及强制执行视角的分析[J].价格理论与实践, 2021(11) : 36-39, 95.

LI Y B , LI L L. Study on the properties of the pollution rights and its classification disposal —— Analysis based on emission

transactions and enforcement perspectives[J] . Price : Theory & Practice, 2021(11) : 36-39, 95.

[29] 郭默, 毕军, 王金南.中国排污权有偿使用定价及政策影响研究[J].中国环境管理, 2017, 9(1): 41-51.

GUO M, BI J, WANG J N . Pricing the payment for initial emission allowance in China [J] . Chinese Journal of Environmental Management, 2017, 9(1) : 41 -51 .

[30] 李国平, 王奕淇, 张文彬.南水北调中线工程生态补偿标准研究[J].资源科学, 2015, 37(10) : 1902-1911.

LI G P , WANG Y Q, ZHANG W B. Study on South-to-North water transfer middle route project ecological compensation standard [J] . Resources Science, 2015 , 37 (10) : 1902 -1911.

[31] 龙凤, 毕粉粉, 董战峰, 等.城镇污水处理全成本核算和分担机制研究——基于中国 333 个城镇污水处理厂样本估算[J].环境污染与防治, 2021, 43(10) : 1333-1339.

LONG F, BI F F, DONG Z F, et al. Study on the total cost accounting and sharing mechanism of municipal sewage treatment: An empirical research of 333 samples in China [J] . Environmental Pollution & Control, 2021 , 43(10) : 1333- 1339.

[32] 王建生, 钟华平, 耿雷华, 等.水资源可利用量计算[J].水科学进展, 2006, 17(4) : 549-553.

WANG J S, ZHONG H P , GENG L H, et al. Available water resources in China[J] . Advances in Water Science, 2006 , 17 (4) : 549-553.

[33] 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.

ZHU Y B, SHI Y J. Value evaluation and pricing of water resources in major cities in China[J] . Resources Science, 2018, 40(5) : 1040- 1050.

[34] 金帅, 顾敏, 盛昭瀚, 等.考虑排污权市场价格不确定性的企业生产决策[J].中国管理科学, 2020, 28 (4): 109-121.

JIN S, GU M, SHENG Z H, et al. Firm's production decision under emission permits price uncertainty [J] . Chinese Journal of Management Science, 2020, 28 (4) : 109- 121 .