

湄公河流域生态系统服务与利益补偿机制

於嘉闻^{1,2}, 龙爱华^{1,2*}, 邓晓雅², 刘昀东^{2,3}, 何新林¹, 张继^{1,2}

(1. 石河子大学水利建筑工程学院, 石河子 832000; 2. 中国水利水电科学研究院流域水循环模拟与调控国家重点实验室, 北京 100038; 3. 北京林业大学水土保持学院, 北京 100083)

摘要: 湄公河流域是中国“一带一路”沿线的重要门户, 核算流域各国的生态系统服务价值(Ecosystem Service Value, ESV)与利益补偿量, 对建立各国资源利用与经济补偿的联动关系、促进流域协调发展具有重要意义。基于生态足迹理论, 对湄公河流域1995—2015年的ESV和生态盈余(或赤字)状况进行了动态评估, 结合流域各国的实际经济发展水平对生态补偿优先级进行量化分析, 初步建立了各国ESV与实际生态补偿量的转化关系, 并对“生态消费型”国家在现状年(2015年)的实际生态补偿量进行了确定。结果表明: 1) 湄公河流域ESV由1995年的1 289.76亿美元下降至2015年的1 259.21亿美元, 各国ESV从大到小依次为: 泰国、老挝、柬埔寨、越南、缅甸; 各国林地ESV的比例最大(>60.0%), 水域和湿地ESV比例的增幅最快, 近20 a增加了4.5%。2) 1995—2015年间, 流域境内的缅甸、老挝两国为生态盈余状态, 其他3国为生态赤字状态, 且赤字水平呈逐年加重趋势, 其中泰国、越南两国对全流域生态足迹(Ecological Footprint, EF)的贡献比例高达80.1%。3) 流域上游的缅甸、老挝两国为“生态输出型”国家, 下游的3个国家为“生态消费型”国家, 其中泰国、越南两国经济发展水平较好且生态补偿优先级系数(Ecological Compensation Priority Sequence, ECPS)更低(分别为0.05和0.09), 均低于其他3个湄公河流域国家(缅甸: 2.67, 老挝: 1.16, 柬埔寨: 0.55), 应率先进行生态支付。4) 结合流域各国的实际经济发展水平, 初步确定下游“生态消费型”国家应支付实际生态补偿合计680.63亿美元, 泰国、越南和柬埔寨分别支付507.73、167.61和5.29亿美元。该研究结果可为湄公河流域资源管理和生态补偿政策的建立提供理论支撑, 并为其他跨境流域相关的研究提供借鉴与参考。

关键词: 生态; 土地利用; 生态系统服务; 生态足迹; 生态赤字; 利益补偿; 湄公河流域

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2020.13.033

中图分类号: X144

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2020)-13-0280-11

於嘉闻, 龙爱华, 邓晓雅, 等. 湄公河流域生态系统服务与利益补偿机制[J]. 农业工程学报, 2020, 36(13): 280-290.

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2020.13.033 <http://www.tcsae.org>

Yu Jiawen, Long Aihua, Deng Xiaoya, et al. Ecosystem services and benefit compensation mechanism in the Mekong River Basin[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2020, 36(13): 280-290. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2020.13.033 <http://www.tcsae.org>

0 引言

跨境流域是流经两个或多个国家的国际性河流, 单个国家无权对整个流域进行管理^[1]。如何解决跨境流域资源开发与生态保护间的不平衡并避免资源分配争端是当今国际社会面临的重大议题。跨境流域为沿途各国提供了广泛的生态系统服务, 但受到资源主权、政策制度和经济发展水平等因素的制约^[2], 往往难以权衡和分配流域各方的生态系统服务价值和利益。近年来, 许多跨境流域国家也尝试与邻国进行跨境资源的管理, 并签署了相关的合作协定, 但由于在资源利用方面存在较大竞争, 使得跨境管理形势比单一行政体制和管辖范围内的管理更为复杂^[3]。生态系统服务是跨境流域各国实现合作和利益共享的基础^[4], 各国在开发利用本国流域资源时应负有

对全流域的生态保护义务, 在合作的同时应积极采取利益补偿措施, 以提升全流域的经济发展和生态环境效益^[5]。此外, 有效的利益补偿机制能够调节和改善流域各国的利益关系, 是缓解资源冲突和维护各国生态系统安全的重要方式^[6]。

生态补偿的本质内涵是生态系统服务功能的受益者为环境收益服务的提供者提供有条件的支付行为, 通过激励或补偿的方式来实现生态环境保护目标^[7]。跨境流域生态补偿机制的建立主要包括利益相关者分析、制定生态补偿标准和确定生态补偿模式等内容^[8], 在补偿机制的建设方面, 位于北美的哥伦比亚河的管理者们就对该流域内受水力开发影响的下游河段制定了相应的生态补偿措施, 使下游鱼类的种群数量恢复到了工程建设前的水平, 并产生了巨大的环境效益^[9]。一些发展中国家也意识到跨境流域生态补偿的重要性, 如Mamatkanov等认为中亚地区的阿姆河-锡尔河沿途各国在资源开发过程中采取的自给自足政策不利于流域的长远发展, 需通过降低资源成本和建立生态补偿等方式来缓解流域的环境风险^[10]。López-Hoffman等认为通过生态系统服务价值的流通来实现生态效益输出与受益国的利益互补, 能够为跨境

收稿日期: 2020-03-26 修订日期: 2020-05-20

基金项目: 国家重点研发计划(2016YFA0601602); 国家重点研发计划(2017YFC0404300); 国家自然科学基金项目(U1803244)

作者简介: 於嘉闻, 博士生, 主要从事跨境流域生态安全与水管理方面的研究。Email: yujiawen_415@163.com

*通信作者: 龙爱华, 博士, 教授级高级工程师, 博士生导师, 主要从事跨界河流与生态经济等研究工作。Email: ahleng@iwhr.com

流域生态补偿量的确定提供参考,但由于许多国家或地区的生态系统服务价值远高于实际社会生产价值,加大了跨境流域生态补偿工作的实际推进难度^[11]。李晓光等认为生态效益输出地区应将生态系统服务价值作为建立利益补偿标准的上限值^[12]。在补偿的方法应用方面,耿涌等^[13-14]基于水足迹理论建立了流域的生态补偿标准;曾贤刚等^[7,15-17]基于 InVEST、GIS/RS 和能值分析方法对流域生态系统服务价值进行了评估,并对流域的生态补偿额度进行了研究。上述研究成果在流域生态系统服务与生态补偿等领域具有一定的代表性,但模型和方法对参数的要求较高,基础数据精度及其可用性直接决定了最终的研究结果。而对于数据获取难度较大且统计口径不统一的跨境流域,可以从生态足迹的角度对该类地区的实际资源供给能力与资源消耗强度的差距进行量化,进而对全流域生态系统服务价值是否满足生态消费需求做出直接判断^[18]。因此,与其他研究方法相比,从生态足迹的角度对跨境流域的生态补偿机制进行研究,其在结果的有效性和实际可操作性上具有优势。目前,基于生态足迹视角下的跨境流域生态系统服务的时空差异性研究相对较少,特别是在水资源相对丰沛且人口密度相对较大的沿海地区,有关跨境流域生态补偿量化的研究更是十分有限。

湄公河流域作为连接东亚、东南亚和南亚的交汇点,其和平稳定发展对推动中国“丝绸之路经济带与 21 世纪海上丝绸之路”的建设具有重大的战略意义。流域各国

的经济发展也为整个区域的生态环境安全提出了新的要求。本文以湄公河流域为研究靶区,尝试分析该流域 1995—2015 年间生态系统服务价值及各国生态足迹指标的时空动态变化情况,依据生态足迹理论对流域各国生态系统服务在供需方面的差异进行初步分析,并研究提出流域内“生态消费型”国家支付生态补偿的量化额度。在综合考虑与湄公河流域生态补偿有关的生态系统服务价值和生态足迹指标后,对跨境流域在资源利益共享、生态补偿机制和适应性管理方面进行探讨,旨在为湄公河流域生态补偿政策的建立和完善提供理论支撑,并为其其他跨境流域开展类似的工作提供借鉴与决策依据。

1 研究区概况

澜沧江-湄公河流域是亚洲主要的跨境河流之一,流经中国、缅甸、老挝、泰国、柬埔寨和越南,中国境内为澜沧江段,境外为湄公河段,干流全长 4 884 km,河源至河口的干流总落差 5 060 m,平均比降 1.04‰(图 1)。本研究区为中国境外的湄公河段(地理位置介于 100°~108°E, 10°~22°N 之间),流域面积 6 350 万 hm^2 ,其中缅甸、老挝、泰国、柬埔寨和越南在流域内的面积分别占 3.8%、32.1%、29.2%、24.6%和 10.3%。该流域年径流量 $4\,100 \times 10^8 \text{ m}^3$,年降水量 1 000~4 000 mm,气候受西南和东北季风的影响,导致降水量季节分配不均,80%以上的降水出现在雨季,年均气温 25~27 °C,可持续水资源总量 $22\,491 \times 10^8 \text{ m}^3$ ^[19],2015 年流域内总人口 6 180 万人。

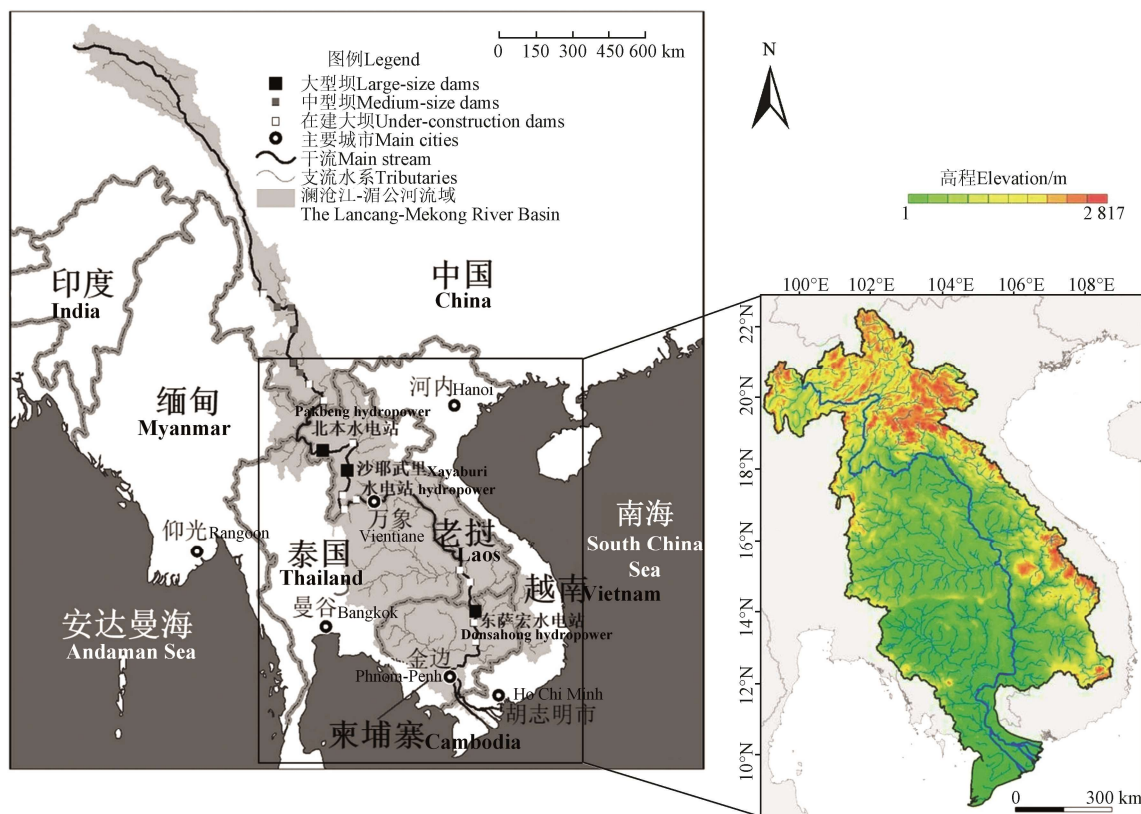


图 1 研究区地理位置及高程

Fig.1 Geographical location and elevation of the study area

流域主要为沿岸国家提供农业灌溉、水电、渔业、生态和航运等资源,但沿岸各国的资源开发程度和需求有所差别,其中缅甸的资源可开发量极少且开发程度低,主要在航运和水电开发上有一定需求;老挝境内的水能资源丰富,水能蕴藏量占全流域的 60%以上(约 3.0×10^8 kW),其主要侧重于水电开发,对水电、航运、农业灌溉和渔业需求均较大;泰国境内主要侧重于水电和农业开发,总体开发程度相对较高,对渔业、农业和水电的需求较大;柬埔寨境内侧重水电、农业和渔业的发展,其境内的洞里萨湖是湄公河最大的通河湖泊,产鱼量占全国比例的 60%以上,该国对其境内洞里萨湖的生态需水量有较高需求;越南境内水电和航运开发水平较高,对农业灌溉用水和下游三角洲的生态安全需求较大^[20]。上游国家对资源的开发和保护直接影响了下游国家的社会经济发展,同时对下游国家的资源开发利用和生态环境保护影响重大。但缅甸和老挝等上游国家受制于落后的经济和较小的人口规模,使它们无法完全承担资源开发和生态环境保护的义务。因此,基于跨境河流利益共享的理念^[21],开展湄公河上下游国家间的生态补偿有利于缓解流域资源争端和推进各国间的良性合作。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

湄公河流域各国 1995—2015 年间的人口、水资源和社会经济等数据来源于联合国粮农组织 (Food and

Agriculture Organization of the United Nations, FAO) (<http://www.fao.org/faostat/en/#data>) 和湄公河委员会 (Mekong River Commission, MRC) (<http://portal.mrcmekong.org/index>) 的统计。1995 和 2015 年两期的土地利用数据来源于欧洲航天局气候变化计划 (Climate Change Initiative, CCI) 解译出的全球年度土地利用数据,分辨率为 300 m。按照 FAO 的土地利用分类标准,将研究区土地利用类型划分为农用地、林地、草地、建设用地、水域、未利用地和湿地 7 大类^[22],基于 ArcGIS 10.2 工具箱中的样条函数插值工具 (Spline) 和数据转换工具 (Conversion tools) 对数据格式进行均一化处理,结合同期 Google Earth 高分辨率图像进行目视解译,验证精度在 80%以上,满足本文的研究需求。研究区不同土地利用类型 (简称地类,下同) 面积统计见表 1。在能源燃料、牲畜和渔场用地等生物生产性土地面积的确定中,湄公河流域各国人均化石能源消费量、肉类、蛋、奶制品产量和渔业产量数据来源于 Hannah Ritchie 和 Max Roser 创建的 Our World in Data 数据库 (<https://ourworldindata.org/>),全球土地平均生产力指数、均衡因子数据为世界自然基金会 (WWF) “Living Planet Report, 2014 edition” 中的取值 (https://wwf.panda.org/knowledge_hub/all_publications/living_planet_report_timeline/lpr_2014/),产量因子数据为全球足迹网络 (GFN) “Calculation Methodology for the National Footprint Accounts, 2010 edition” (https://www.footprintnetwork.org/content/images/uploads/National_Footprint_Accounts_Method_Paper_2010.pdf) 中的取值。

表 1 1995 和 2015 年湄公河流域不同土地利用类型面积及占比

Table 1 Area and proportion of different land use types in Mekong River Basin in 1995 and 2015

土地利用类型 Land use type	1995		2015		面积变化 Area change/ 10^6 hm^2
	面积 Area/ 10^6 hm^2	占比 Proportion/%	面积 Area/ 10^6 hm^2	占比 Proportion/%	
农用地 Farmland	20.126	31.7	24.292	38.2	4.166
林地 Forest	27.106	42.7	25.498	40.1	-1.608
草地 Grassland	15.062	23.7	11.581	18.2	-3.481
建设用地 Urban land	0.046	0.1	0.184	0.3	0.138
水域 Water area	0.505	0.8	1.107	1.7	0.602
未利用地 Unused land	0.038	0.1	0.028	0.0	-0.010
湿地 Wetland	0.666	1.0	0.841	1.3	0.175

2.2 研究方法

2.2.1 研究思路

本文的研究思路如下: 1) 基于获取的数据对湄公河流域各国的生态系统服务价值进行评估,通过生态足迹和生态承载力确定各国所处的生态盈余(或赤字)状态。2) 判断该流域内的生态补偿主体(生态系统服务的受益国)和补偿客体(生态系统服务的保护国)。3) 结合受益国和保护国的经济发展水平确定生态补偿优先级。4) 探讨各方的利益分配关系,并结合上述分析结果对生态补偿价值和相关系数进行修正,得到基本符合当前流域各国社会经济发展水平的生态补偿标准。具体研究路线与框架见图 2。

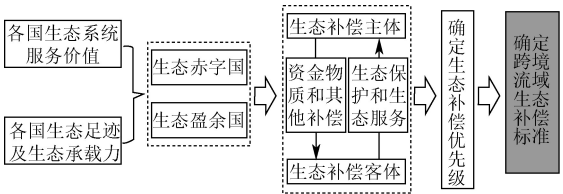


图 2 研究路线与框架

Fig.2 Research route and framework

2.2.2 生态系统服务价值评估

本文基于 Costanza 等^[23]的 ESV 的基本理论,将 ESV 分为市场价值和非市场价值。结合湄公河流域的

实际情况对 Xie 等^[24]提出的单位面积 ESV 当量进行了修正：1) 对单位当量因子的价值进行调整。根据湄公河流域 5 国 1995—2015 年单位面积粮食产量和价格（来源于 FAO 发布的《FPMA Bulletin》粮食产量及其国际价格数据），综合考虑美元购买力、国际粮食价格的波动情况及美元在近 20 a 的通货膨胀的影响，确定研究区近 20 a ESV 的换算具有一定的可比性，在此基础上计算各地类的 ESV 系数。2) 对农用地、建设用地的 ESV 当量值进行修正。主要基于以下 3 方面原因：一是研究区的农用地以种植水稻为主，其 ESV 除粮食生产等市场价值外，还发挥着水土保持等其他非市场价值^[25]；二是

建设用地中含有公共绿地和附属绿地，这些绿地同样具有 ESV，参考胡和兵等^[26]的研究成果确定平均绿地率为 35%；三是研究区的林地类型以热带雨林、季雨林为主^[27]，这类林地具有气候调节、水文调节、固碳服务、水土保持、维持生物多样性、林木和林副产品等诸多功能价值，其 ESV 高于一般林地^[28]。3) 采用碳税法^[29]对流域各地类的固碳服务价值系数（carbon fixation coefficient）进行核算，其中净初级生产力和土壤固碳量分别以 NASA Earth Observatory 和 USDA Natural Resources Conservation Service 发布的数据为基础。据此，得到 1995 和 2015 年湄公河流域不同地类的年均单一 ESV 系数（表 2）。

表 2 湄公河流域不同地类 ESV 系数

Table 2 Ecosystem Service Value (ESV) coefficients of different land use types in the Mekong River Basin

分类 Classification	市场价值 Market value								非市场价值 Non-market value			
	供给服务 Supply service			调节服务 Regulating service					支付服务 Payment service			文化服务 Cultural service
	FP	MP	WS	GC	CR	DE	HA	CF	SWC	NCM	BD	AL
农用地 Farmland	140.00	53.95	-54.75	111.26	59.24	16.70	94.41	244.53	133.90	19.75	21.51	9.79
林地 Forest	37.57	85.74	44.15	281.61	843.72	251.59	623.43	408.36	343.59	26.01	312.92	137.43
草地 Grassland	35.00	50.90	28.42	180.46	476.53	157.02	349.21	287.09	219.64	16.70	199.25	87.98
建设用地 Urban land	0	0	-10.28	78.51	145.94	78.35	126.84	167.29	31.47	7.22	47.52	46.08
水域 Water area	116.56	33.56	1 221.18	113.35	337.00	809.84	3 283.83	327.17	135.51	10.28	371.68	275.99
未利用地 Unused land	0	0	0	3.05	0	15.09	4.50	124.72	3.05	0	3.05	1.44
湿地 Wetland	77.39	75.78	392.88	288.20	546.05	546.05	3 675.58	382.11	350.49	27.29	1 193.89	717.52
合计 Total	406.52	299.92	1 621.60	1 056.45	2 408.48	1 874.64	8 157.79	1 941.26	1 217.65	107.25	2 149.83	1 276.25

注：FP 为食物生产，MP 为原料生产，WS 为水源供给，GC 为气体调节，CR 为气候调节，DE 为净化环境，HA 为水文调节，CF 为固碳服务，SWC 为水土保持，NCM 为维持养分循环，BD 为生物多样性，AL 为美学景观，下同。

Note: FP: Food Production, MP: Material Production, WS: Water Supply, GC: Gas Conditioning, CR: Climate Regulation, DE: Decontamination Environment, HA: Hydrology Adjustment, CF: Carbon Fixation, SWC: Soil and Water Conservation, NCM: Nutrients Cycle Maintenance, BD: Biological Diversity, AL: Aesthetics Landscape. Same as below.

在此基础上，运用式（1）和式（2）分别对流域的 ESV（美元）和各单项 ESV_{ind} （美元）进行计算^[30]：

$$ESV = \sum (A_k \cdot VC_k) \quad (1)$$

$$ESV_{ind} = \sum (A_k \cdot VC_{ind(k)}) \quad (2)$$

式中 A_k 为第 k 种地类的面积， hm^2 ； VC_k 和 $VC_{ind(k)}$ 分别为第 k 种地类的 ESV 系数和单项 ESV 系数，美元/（ $hm^2 \cdot a$ ）。

2.2.3 生态足迹模型中相关指标的确定

由于农用地、林地、草地、建筑用地、能源燃料用地和水域等的生物生产能力差异较大，故将上述各类土地面积乘以相应的均衡因子^[31]，以转化为统一的、可比较的生物生产性土地面积。其中农用地、林地、草地、建筑用地、能源燃料用地和水域的均衡因子取值分别为 2.10、1.33、0.47、2.18、1.35 和 0.36。流域内各国的生态足迹（Ecological Footprint, EF）计算公式为

$$EF = N \cdot ef = N \cdot r_i \sum A_i \quad (3)$$

式中 N 为各国流域内人口数； ef 为人均生态足迹， hm^2 /人； r_i 为均衡因子； A_i 为第 i 类消费品折算的人均生物生产面积， hm^2 。

流域各国的生态承载力（Ecological Capacity, EC）计算公式为

$$EC = N \cdot ec \quad (4)$$

式中 ec 为人均生态承载力， hm^2 /人。

在计算流域各国的人均生态承载力时，可将各国的人均生产型土地面积乘以产量因子再乘以均衡因子^[32]，其中农用地、林地、牲畜用地和渔业用地的产量因子取值分别为 1.65、0.91、0.20 和 0.99。计算公式为

$$ec = \sum C_i = \sum a_i \cdot r_i \cdot y_i \quad (5)$$

式中 C_i 为第 i 种消费品的人均生态承载力分量， hm^2 /人； a_i 为第 i 类消费品的人均生产面积， hm^2 ； r_i 和 y_i 分别为均衡因子和产量因子。

通过 EF 和 EC 可初步判断出流域各国所处的生态盈余（或赤字）状态：

$$ED = EC - EF \quad (6)$$

当 $ED < 0$ 时，表示该国的生态足迹已超出了所能承受的生态承载力，即该国为生态赤字状态，需向生态盈余国支付生态补偿来缓解本国生态赤字带来的压力；当 $ED > 0$ 时，表示该国的生态供给可承受当前人类的开发负荷，即该国为生态盈余状态，应获得生态赤字国支付的生态补偿。

2.2.4 生态补偿优先级评价

在 ESV 的评估中，市场价值已通过市场机制转化为了货币的形式，而生态补偿优先级系数（Ecological Compensation Priority Sequence, ECPS）需要通过各国单

位土地面积的 ESV 非市场价值与 GDP 的比值来确定^[33], 该系数可量化描述各生态赤字 (或盈余) 国支付 (或获得) 生态补偿的优先级别, 计算公式为

$$ECPS = NMV_u / GDP_u \tag{7}$$

式中 NMV_u 为单位国土面积 ESV 的非市场价值, GDP_u 为单位国土面积的生产总值。生态赤字国的 ECPS 越小, 表明该国支付生态补偿后对其总体经济状况影响越小, 越应率先向生态盈余国支付生态补偿。

2.2.5 生态补偿标准的确定

为了提高生态补偿的可行性, 需要通过考虑跨境流域中各国的实际经济发展水平来确定生态补偿标准, 依据 ESV、EF 和 EC 的评价结果, 并引入郭荣中等^[34]提出的生态补偿修正系数 (r_c), 综合确定了各生态赤字国应支付的生态补偿量, 以实现 ESV 与相应补偿量之间的转化。计算公式如下

$$r_c = (ed_c / \overline{ed}) \cdot (GDP_c / \overline{GDP}) \tag{8}$$

$$E = r_c \cdot |ED| \cdot ESV \tag{9}$$

式中 ed_c 和 GDP_c 分别为国家 c 在流域内的人均生态赤字和生产总值, 美元/a, $\overline{ed}$ 和 $\overline{GDP}$ 为整个流域的人均生态赤字和生产总值, 美元/a。 E 为生态补偿量, 美元。

3 结果与分析

3.1 生态系统服务价值时空变化

1995 和 2015 年湄公河流域不同地类的 ESV (表 3) 及流域内各国的年均 ESV 结果 (图 3) 表明: 在时间上, 近 20 a 该流域整体的 ESV 减少了 34.07 亿美元, 减少率为 2.4%; 其中 ESV 减少最多的地类是草地, 共减少了 72.69 亿美元; 而水域的 ESV 净增加值最大, 为 42.36 亿美元。在 ESV 增加的地类中, 建设用地的价值变化率最大, 高达 300.0%, 其次是水域, 为 119.2%; 在 ESV 减少的地类中, 未利用地的变化率最大, 为 -26.3%, 其次是草地, 为 -23.1%。湿地、水域和林地在研究区单位面积上的 ESV 远高于其他地类, 均大于 3 000 美元/hm², 其中湿地最高, 为 8 273.23 美元/hm²。在国家尺度上, 各国 ESV 从大到小为: 泰国、老挝、柬埔寨、越南、缅甸。其中泰国为 415.69 亿美元, 占全流域 ESV 的 28.7%, 老挝为 410.73 亿美元, 缅甸的 ESV 最低, 为 68.57 亿美元。在所有地类中, 各国林地的 ESV 占比均最大, 在 60.0% 以上, 其中老挝和缅甸更是高达 77.9% 和 74.3%。水域和湿地 ESV 的比例增幅最快, 从 1995 年的 6.7% 增加到 2015 年的 11.2%, 增加 4.5%。

表 3 1995—2015 年湄公河流域 ESV 变化
Table 3 Changes in ESV in the Mekong River Basin from 1995 to 2015

土地利用类型 Land use type	ESV/(10 ⁸ \$·hm ²)		价值变化 Value change/10 ⁸ \$	变化率 Change rate/%	单位面积 ESV ESV per hectare/(\$·hm ²)
	1995	2015			
农用地 Farmland	171.13	206.55	35.42	20.7	850.29
林地 Forest	920.55	865.94	-54.61	-5.9	3 396.12
草地 Grassland	314.53	241.83	-72.69	-23.1	2 088.20
建设用地 Urban land	0.33	1.32	0.99	300.0	718.94
水域 Water area	35.53	77.89	42.36	119.2	7 035.95
未利用地 Unused land	0.06	0.04	-0.02	-26.3	154.90
湿地 Wetland	55.10	69.58	14.48	26.3	8 273.23
合计 Total	1 497.23	1 463.16	-34.07	2.4	2 329.55

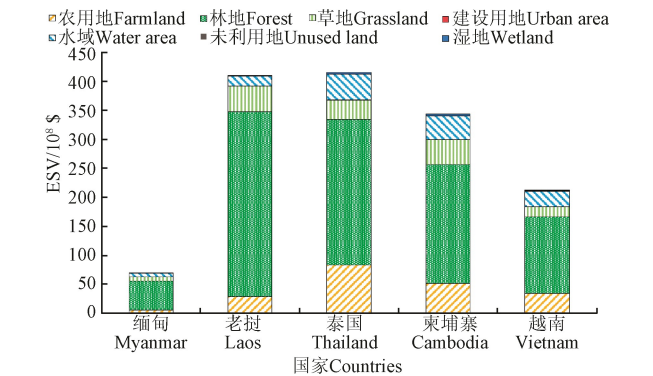


图 3 湄公河流域内各国不同土地利用类型的年均 ESV
Fig.3 Annual average ESV of different land use types in countries of the Mekong River Basin

1995 和 2015 年流域各单项 ESV (图 4), 结果显示: 在这 12 项 ESV 中, 气候调节 (CR) 和水文调节 (HA) 价值量高于其他生态服务价值, 1995 和 2015 年的平均值分别为 305.55 和 285.77 亿美元。食物生产 (FP)、水资源供给 (WS) 和水文调节 (HA) 3 项 ESV 有所增加, 其中 HA 的价值净增加量最大, 为 8.13 亿美元; 其他 9

项 ESV 有所降低, 其中 CR 的减少量最大, 为 24.5 亿美元。维持养分循环 (NCM) 和原料生产 (MP) 的 ESV 变化相对较小, 分别减少了 0.06 和 0.57 亿美元。

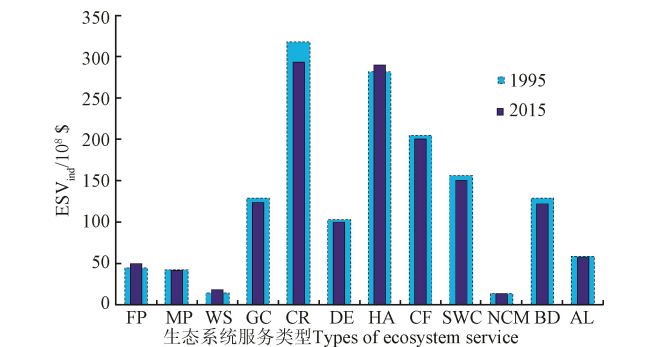


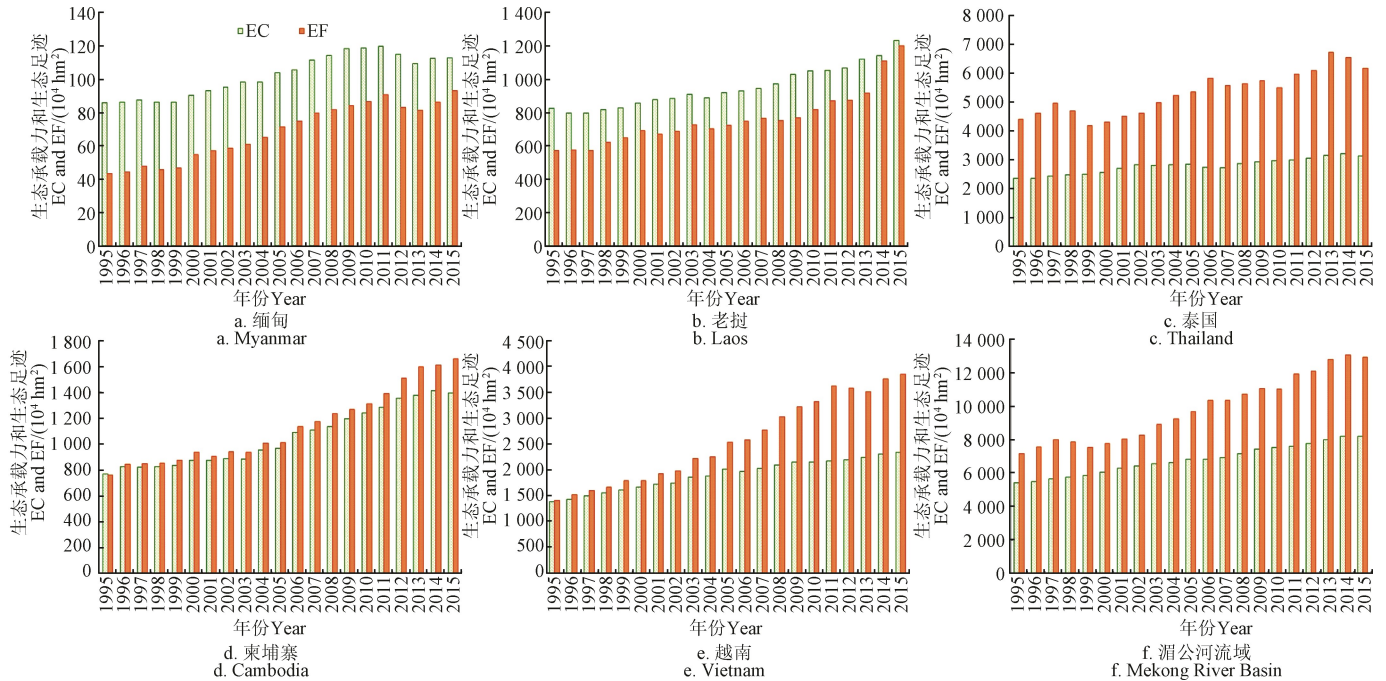
图 4 1995 和 2015 年湄公河流域生态系统服务价值变化
Fig.4 Changes of individual ecosystem service value in the Mekong River Basin in 1995 and 2015

3.2 流域各国 EF、EC 动态变化

本文将该流域的生物资源消费分为农作物产品 (以水稻为主)、牲畜、渔业产品和林木产品等项目, 对农用地、水域、林地和草地等生物生产面积进行了折算。

在能源消费方面,将水电等电力消费转化为建筑用地面积,其他原煤和石油制品等一次能源转化为能源燃料用地面积,通过式(3)~(6)计算了1995—2015年湄公河流域各国的生态足迹指标(图5)。由图5可知:全流域EF和EC总体呈波动增长的趋势,近20a $ED>0$ 且生态赤字水平呈不断加重的趋势。流域内各国的EF和EC也呈现波动增长的趋势,近20a间位于流域上游的缅甸

和老挝均表现为生态盈余状态,但受人类生产和消费规模扩大的影响^[35],两国的生态盈余水平逐渐下降,特别是老挝,在2013年后该国的EF与EC已差距不大,ED仅为 $33.45\times 10^4\text{ hm}^2$ 左右;而位于流域中下游的泰国、柬埔寨和越南在近20a总体为生态赤字状态,且赤字水平呈加重趋势,说明人类生产活动已超出了该国在流域内的生态容量,且对环境资源的压力在逐渐增大。



注: EC为生态承载力, EF为生态足迹。

Note: EC is Ecological Capacity, EF is Ecological Footprint.

图5 1995—2015年湄公河流域各国生态承载力与生态足迹年际变化

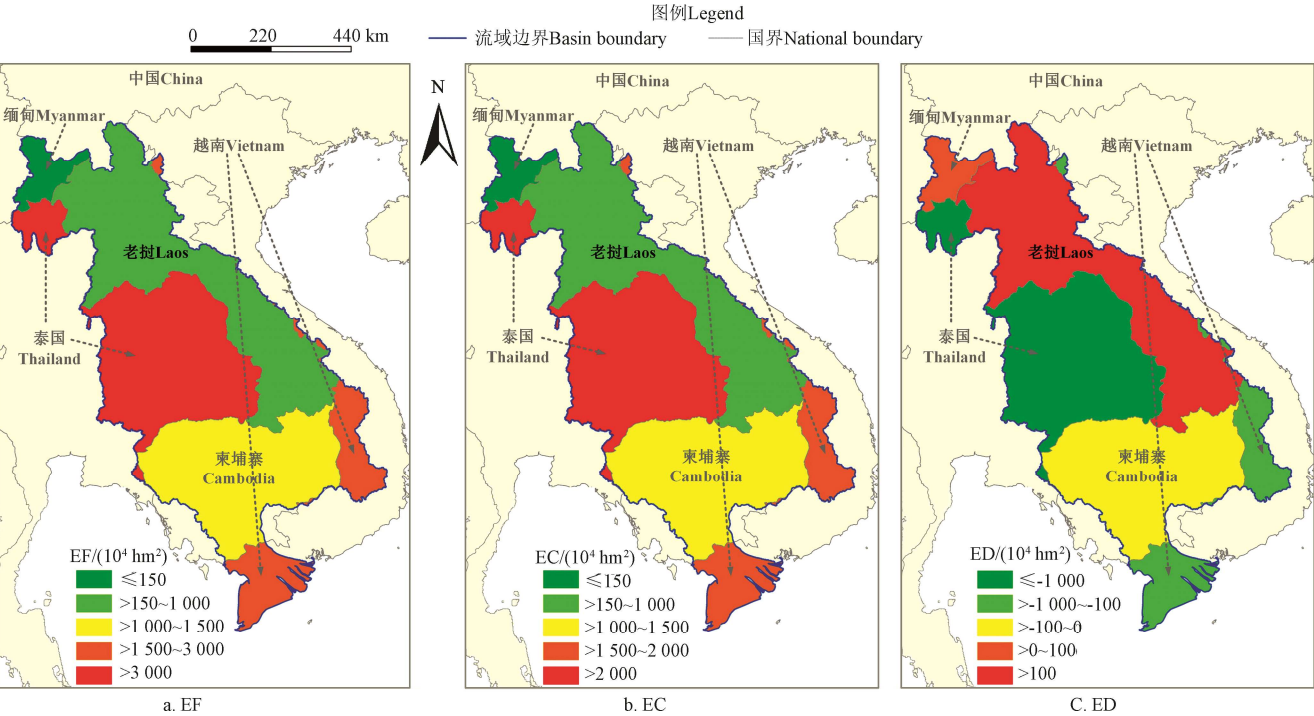
Fig.5 Interannual changes of EC and EF in countries of the Mekong River Basin from 1995 to 2015

从1995—2015年间流域内各国年均EF、EC和ED在空间上的差异来看(图6):EF和EC呈从北部流域上游地区向南部下游地区逐渐升高的分布特点,这与各国所在流域面积、人口和社会经济发展水平等诸多影响因素有关,年均EF和EC从大到小均为:泰国($EF=5310.83\times 10^4\text{ hm}^2$, $EC=2791.75\times 10^4\text{ hm}^2$)、越南($EF=2564.94\times 10^4\text{ hm}^2$, $EC=1905.41\times 10^4\text{ hm}^2$)、柬埔寨($EF=1133.67\times 10^4\text{ hm}^2$, $EC=1053.49\times 10^4\text{ hm}^2$)、老挝($EF=762.48\times 10^4\text{ hm}^2$, $EC=949.63\times 10^4\text{ hm}^2$)、缅甸($EF=68.46\times 10^4\text{ hm}^2$, $EC=102.31\times 10^4\text{ hm}^2$),其中泰国和越南的总EC占全流域的69.0%,而两国的总EF占比却高达80.1%(分别为54.0%和26.1%),其他3国的总EC仅占31.0%(缅甸1.6%,老挝14.0%,柬埔寨15.4%)。此外,ED呈从北部流域上游国家生态盈余状态向南部下游国家生态赤字状态过渡的特点,其中位于流域中下游的泰国和越南的年均生态赤字ED分别为 2519.08×10^4 和 $659.53\times 10^4\text{ hm}^2$,两国的生态赤字水平是流域下游另一个生态赤字国柬埔寨的31.4和8.2倍。可见在流域空间分布上,位于流域南部中下游的泰国和越南对整个湄公河流域生态环境系统的影响程度

要远高于其他3国。

3.3 生态补偿优先级评价

通过生态补偿优先级评价能够初步判断湄公河流域内各国支付(或获得)生态补偿的优先次序,是确定全流域生态补偿标准的基础^[34]。本文选取2015年为现状年,对各国的ECPS进行了计算(表4):泰国和越南的 GDP_u 要远大于柬埔寨、老挝和缅甸,说明泰国和越南在单位国土面积上产生的社会经济价值相对更高,其他3国的经济发展水平相对滞后;而在 NMV_u 上,柬埔寨、老挝和缅甸要略高于泰国和越南,说明柬埔寨、老挝和缅甸为整个流域贡献的生态系统服务要高于泰国和越南。特别是位于流域上游的缅甸和老挝,两国的ECPS值高于其他3国,且均大于1,为流域内的“生态输出型”国家,应优先获得生态补偿;而流域中下游的泰国、柬埔寨和越南属于“生态消费型”国家($ECPS<1$),其中经济发展水平相对较好的泰国和越南,在经济发展中占用了湄公河流域大量的生态资源,这些资源开发和保护成本需要流域内的各国来共同承担,因此,泰国和越南应率先对上游的“生态输出型”国家进行生态支付。



注：EC 为生态承载力，EF 为生态足迹，ED 表示生态赤字或盈余状态。当 ED<0 时，该国处于生态赤字状态，当 ED>0 时，该国处于生态盈余状态。
Note: EC is Ecological Capacity, EF is Ecological Footprint, ED represents ecological deficit/surplus state. When ED <0, it is ecological deficit state, when ED>0, it is ecological surplus state.

图 6 湄公河流域内各国年均 EF、EC 和 ED 空间差异分布
Fig.6 Spatial differences of annual average EF, EC and ED of countries in the Mekong River Basin

表 4 2015 年湄公河流域各国生态补偿优先等级评价
Table 4 Evaluation of ecological compensation priority levels of countries in the Mekong River Basin

国家 Country	ESV 市场价值 Market value of ESV/10 ⁸ \$	ESV 非市场价值 Non-Market Value (NMV)of ESV/10 ⁸ \$	GDP _u (\$·hm ⁻²)	NMV _u (\$·hm ⁻²)	ECPS	补偿类型 Compensation type
缅甸 Myanmar	52.63	15.94	248.70	664.17	2.67	生态输出
老挝 Laos	261.98	148.75	634.01	736.39	1.16	生态输出
泰国 Thailand	322.70	92.98	9868.83	505.33	0.05	生态消费
柬埔寨 Cambodia	263.65	79.86	943.26	515.23	0.55	生态消费
越南 Vietnam	169.14	43.02	7135.05	661.85	0.09	生态消费

注：ECPS 为生态补偿优先级系数。当 ECPS<1 时，为“生态消费型”国家；当 ECPS>1 时，为“生态输出型”国家^[34]。下标 *u* 代表单位面积。
Note: ECPS: Ecological Compensation Priority Sequence, When ECPS <1, it is an "ecological consumption type" country. When ECPS> 1, it is an "ecological output type" country^[34]. Subscript *u* represents per unit area.

3.4 生态补偿量核算

由上述结果可知，湄公河流域中下游的泰国、柬埔寨和越南常年处于生态赤字状态，且在现状年均均为“生态消费型”国家。因此，结合式（8）和式（9）对这 3 个国家在现状年应支付的生态补偿量进行了核算，结果显示（表 5）：这 3 个国家在修正前所得到的生态补偿量（*E*^{*}）合计

16 735.49 亿美元，为了符合生态补偿标准的科学性和实际可操作性^[36]，结合各国的实际经济发展水平利用式（8）中的修正系数 *r_c* 对 3 国的 *E*^{*} 分别进行了修正^[37]，得到修正后的实际生态补偿量（*E*）合计 680.63 亿美元，其中泰国需支付的实际补偿量最高，为 507.73 亿美元；其次是越南，为 167.61 亿美元，柬埔寨需支付的实际补偿量最少，为 5.29 亿美元。

表 5 2015 年湄公河流域“生态消费型”国家的生态补偿量核算
Table 5 Accounting of ecological compensation in ecological consumption countries of the Mekong river basin

国家 Country	<i>ef</i> /(hm ² ·人 ⁻¹)	<i>ec</i> /(hm ² ·人 ⁻¹)	<i>ed</i> /(hm ² ·人 ⁻¹)	<i>E</i> [*] /10 ⁸ \$	<i>r_c</i>	<i>E</i> /10 ⁸ \$
泰国 Thailand	2.49	1.27	1.22	4 231.08	0.120	507.73
柬埔寨 Cambodia	1.32	1.11	0.21	2 645.00	0.002	5.29
越南 Vietnam	1.73	1.05	0.68	9 859.41	0.017	167.61
合计 Total	1.96	1.15	0.81	16 735.49	0.041	680.63

注：*ef* 为人均生态足迹，*ec* 为人均生态承载力，*ed* 为人均生态赤字，*E*^{*} 为修正前的生态补偿量，*r_c* 为修正系数，*E* 为修正后的实际生态补偿量。
Note: *ef* is ecological footprint per capita, *ec* is ecological capacity per capita, *ed* is ecological deficit per capita, *E*^{*} is ecological compensation quantity before correction, *r_c* is correction coefficient, *E* is actual ecological compensation quantity after correction.

4 讨 论

对跨境流域各国的 ESV 和生态补偿量进行研究是为了协调和促进流域各国在生态资源保护和合作等方面提供量化依据。本文对湄公河流域各国的 ESV 和“生态消费型”国家应支付的生态补偿量进行了核算, 突出了各国在跨境流域生态资源开发利用和保护过程中的“受益补偿原则”, 即受益国应对为其受益采取了相关措施或付出代价的国家给予相应的补偿^[38]。在湄公河流域, 位于上游的老挝在水利工程开发过程中投入了大量人力和物力, 在坝址处进行了“抢救式砍伐”^[39], 这可能是导致近 20 a 该国 ESV 降低的直接原因。但却缓解了下游国家早期缺水、洪水泛滥等水旱灾害问题。从本文中 EF、EC 和 ED 的核算结果也可以看出下游的泰国、柬埔寨、越南占用了湄公河流域绝大部分生态资源, 且这些国家相对较高的经济发展水平对缅甸、老挝两国的 ED 状态产生了负面影响(ED 呈逐年下降的趋势), 故泰国、柬埔寨、越南是该流域的生态受益方。此外, 老挝在流域内的用水量仅为自产水量的 2.2%, 每年有 $1608 \times 10^8 \text{ m}^3$ 的水量流出了国境^[40], 这些出境的水资源为下游国家的社会经济发展做出了贡献, 故这些水资源受益国对老挝进行相应的生态补偿完全合理。与老挝类似, 中国在澜沧江段的水利工程建设为湄公河流域的生态平衡与保护也同样做出了积极的贡献^[41]。

从本文的遥感解译结果来看, 近 20 a 来湄公河流域农用地的扩张和林地、草地等生态用地的减少也是导致总体 ESV 降低的直接原因, 而老挝和泰国积极建设的沙耶武里、北本等大型水电站在一定程度上提升了整体水域和湿地等地类的面积和 ESV, 本文中从各单项 ESV_{ind} (如 WS、HA 等供给、调节服务) 的提高也能够佐证上述观点。此外, 泰国和越南的经济相对发达, 两国在社会生产中消耗了大量水资源和生态资源, 这是引起湄公河流域处于生态赤字状态($ED < 0$) 的主要原因。从生态补偿优先级评价结果来看, 以泰国、越南为代表的“生态消费型”国家应向老挝、缅甸等“生态输出型”国家支付生态补偿, 且生态赤字越大, 越应当率先支付。生态补偿优先级在量化泰国、越南两国生态补偿迫切程度的同时, 也为另一个经济相对落后的“生态消费型”国家——柬埔寨在区域合作中提出适宜可行的合作补偿方案上留有充足的双边或多边协商空间。该补偿标准不仅为湄公河流域生态补偿机制的建立提供了量化依据, 还能引导流域各国积极采取措施提高本国资源利用率, 降低对生态资源的过度消费, 以缓解生态赤字压力, 为本国的经济发展创造可持续的生态系统服务保障。本文认为以湄公河流域为代表的跨境流域内“生态消费型”国家支付的生态补偿量不仅包括直接经济补偿(如工程投资、资金补偿和贸易便利等), 还包括一定的非经济补偿(如政治支持或信息共享等)^[42], 这些利益补偿模式可以以流域内各国的实际利益诉求为基础, 而近些年缅甸、老挝两国在水电开发方面的利益诉求较高, 且泰国、柬埔寨、越南因本国电力需求迫切^[43], 三国可通过进口缅甸、

老挝水电能源的方式予以间接补偿; 此外, 这些水电项目的调蓄功能对维护下游柬埔寨的渔业资源、洞里萨湖的生态安全和缓解越南三角洲盐碱化等问题也起了积极的作用, 故柬埔寨、越南两国也可通过渔业、农业或政治补偿等替代的模式予以缅甸、老挝两国相应的利益补偿。

综上所述, 各“生态输出型”国家为了维护自身的合法利益及区域的生态安全, 同时也让其他国家认识到自身应有的补偿义务及“生态输出型”国家所做出的贡献, 应积极参与和推动所在区域生态补偿机制的建设。从长远看, 合理的跨境流域生态补偿可以有效解决上下游国家间的资源争端和冲突, 促进上下游国家共同发展、利益共享和合作共赢, 在许多发达国家或地区的跨境流域中就有成功的案例(如哥伦比亚河^[44]和莱茵河^[3]), 而在一些无法有效建立生态补偿机制的跨境流域中, 各方的利益和经济发展状况最终均受到了损失和不利影响(如尼罗河^[45])。虽然湄公河流域的实际情况与博弈过程比本文所设定研究条件更为复杂, 但本文对流域各国的 ESV 和生态足迹指标的变化情况进行了定量分析, 并结合各国的实际经济发展水平, 初步解决了因直接通过 ESV 核算而导致的生态补偿量过大的问题。本文基于研究结果进一步明确了该流域内涉及各方的生态补偿规则, 提供了一个具备典型性和普遍性的跨境流域生态补偿框架。由于在数据和分析方法上的局限性, 本文还存在以下不足: 1) 未考虑流域总体和各国未来 ESV 的发展趋势; 2) 在计算生态足迹指标时, 均衡因子和产量因子等参数在选取上应体现流域内各国的实际差异; 3) 在确定生态补偿标准时, 未考虑流域的水质状况及各国相关政策法规等因素的影响; 4) 只计算了国家一级的生态补偿量, 并未细化到省(府)、市一级。未来可结合上述几点内容进行更为深入系统的研究, 并依托跨境流域的生态补偿机制, 寻求超越生态补偿本身的且更为广泛的政治经济利益合作框架。

5 结 论

1) 湄公河流域生态系统服务价值 ESV 由 1995 年的 1 497.23 亿美元下降至 2015 年的 1 463.16 亿美元, 其中林地和草地减少, 而农用地、建设用地、水域和湿地均有所增加。湿地、水域和林地为单位面积上的 ESV 要远高于其他地类。受流域内国土面积和人口规模的影响, 各国 ESV 从大到小为: 泰国、老挝、柬埔寨、越南、缅甸。各国林地的 ESV 占比均最大($>60.0\%$), 而水域和湿地 ESV 的贡献比例增幅最快, 从 1995 年的 6.7% 增加到 2015 年的 11.2%。食物生产、水资源供给和水文调节等单项生态系统服务价值的增加反映了流域水利工程开发对 ESV 产生的积极作用。

2) 在 1995—2015 年间, 湄公河流域的生态足迹 EF 和生态承载力 EC 呈增加趋势, 其中缅甸和老挝为生态盈余状态, 泰国、柬埔寨和越南为生态赤字状态, 且赤字水平呈逐年加重的趋势。各国年均 EF 和 EC 从大到小为: 泰国、越南、柬埔寨、老挝、缅甸, 其中泰国和越南对全流域 EF 的贡献比例高达 80.1%。

3) 2015 年泰国和越南在单位国土面积上产生的社会经济价值远高于缅甸、老挝和柬埔寨; 而缅甸、老挝和柬埔寨在单位国土面积上产生的 ESV 非市场价值要高于泰国和越南。流域上游的缅甸和老挝为“生态输出型”国家, 缅甸和老挝为流域下游“生态消费型”国家的社会经济发展提供了大量生态服务, 特别是泰国和越南的经济发展水平相对较好, 应率先对缅甸和老挝进行生态支付。

4) 考虑到湄公河流域各国的实际经济发展水平, 经过修正系数的修正, 得到 2015 年流域下游“生态消费型”国家向上游“生态输出型”国家支付的实际生态补偿总量为 680.63 亿美元, 其中泰国需支付 507.73 亿美元, 越南需支付 167.61 亿美元, 柬埔寨需支付 5.29 亿美元。

编者注: 本研究内容不代表本刊观点, 仅供学术探讨, 不作为法律责任认定、评价依据、考核指标等。

[参 考 文 献]

- [1] Kliot N, Shmueli D, Shamir U. Institutions for management of transboundary water resources: Their nature, characteristics and shortcomings[J]. *Water Policy*, 2001, 3(3): 229-255.
- [2] Timmerman J, Langaas S. Water information: What is it good for? The use of information in transboundary water management[J]. *Regional Environmental Change*, 2005, 5(4): 177-187.
- [3] Ze Han, Wei Song, Deng Xiangzheng. Progress in the research on benefit-sharing and ecological compensation mechanisms for transboundary rivers[J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2017, 8(2): 129-140.
- [4] Intralawan A, Wood D, Frankel R, et al. Tradeoff analysis between electricity generation and ecosystem services in the Lower Mekong Basin[J]. *Ecosystem Services*, 2018, 30: 27-35.
- [5] McIntyre O. Environmental Protection of International Watercourses under International law[M]. London: Routledge, 2016.
- [6] 黄锡生, 峥嵘. 论跨界河流生态受益者补偿原则[J]. *长江流域资源与环境*, 2012, 21(11): 1402-1408.
Huang Xisheng, Zheng Rong. Compensation principle of the beneficiaries of the transboundary rivers[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2012, 21(11): 1402-1408. (in Chinese with English abstract)
- [7] 曾贤刚, 刘纪新, 段存儒, 等. 基于生态系统服务的市场化生态补偿机制研究—以五马河流域为例[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(12): 4755-4763.
Zeng Xiangang, Liu Jixin, Duan Cunru, et al. A study on market-oriented ecological compensation for the ecosystem services based on Wuma River Watershed[J]. *China Environmental Science*, 2018, 38(12): 4755-4763. (in Chinese with English abstract)
- [8] 闫丰, 王洋, 杜哲, 等. 基于 IPCC 排放因子法估算碳足迹的京津冀生态补偿量化[J]. *农业工程学报*, 2018, 34(4): 15-20.
Yan Feng, Wang Yang, Du Zhe, et al. Quantification of ecological compensation in Beijing-Tianjin-Hebei based on carbon footprint calculated using emission factor method proposed by IPCC[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2018, 34(4): 15-20. (in Chinese with English abstract)
- [9] Fraley J, Marotz B, Decker-Hess J, et al. Mitigation, compensation, and future protection for fish populations affected by hydropower development in the upper Columbia system, Montana, USA[J]. *Regulated Rivers: Research & Management*, 1989, 3(1): 3-18.
- [10] Mamatkanov D M. Mechanisms for improvement of transboundary water resources management in Central Asia[M]. Dordrecht: Springer, 2008.
- [11] López-Hoffman L, Varady R G, Flessa K W, et al. Ecosystem services across borders: A framework for transboundary conservation policy[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2010, 8(2): 84-91.
- [12] 李晓光, 苗鸿, 郑华, 等. 生态补偿标准确定的主要方法及其应用[J]. *生态学报*, 2009, 29(8): 4431-4440.
Li Xiaoguang, Miao Hong, Zheng Hua, et al. Main methods for setting ecological compensation standard and their application[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(8): 4431-4440. (in Chinese with English abstract)
- [13] 耿涌, 戚瑞, 张攀. 基于水足迹的流域生态补偿标准模型研究[J]. *中国人口·资源与环境*, 2009, 19(6): 11-16.
Geng Yong, Qi Rui, Zhang Pan. A water footprint based model on river basin eco-compensation[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2009, 19(6): 11-16. (in Chinese with English abstract)
- [14] 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. (in Chinese with English abstract)
- [15] Boithias L, Terrado M, Corominas L, et al. Analysis of the uncertainty in the monetary valuation of ecosystem services—A case study at the river basin scale[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 543: 683-690.
- [16] 约日古丽卡斯木, 杨胜天, 孜比布拉·司马义. 新疆艾比湖流域土地利用变化对生态系统服务价值的影响[J]. *农业工程学报*, 2019, 35(2): 260-269.
Yueriguli Kasimu, Yang Shengtian, Zhibibula Simayi. Impact of land use change on ecosystem service value in Ebinur Lake Basin, Xinjiang[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2019, 35(2): 260-269. (in Chinese with English abstract)
- [17] 付意成, 高婷, 闫丽娟, 等. 基于能值分析的永定河流域农业生态补偿标准[J]. *农业工程学报*, 2013, 29(1): 209-217.
Fu Yicheng, Gao Ting, Yan Lijuan, et al. Agro-ecological compensation standard based on energy analysis in Yongding River basin[J]. *Transactions of the Chinese Society of*

- Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2013, 29(1): 209-217. (in Chinese with English abstract)
- [18] Green P A, Vörösmarty C J, Harrison I, et al. Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions[J]. *Global Environmental Change*, 2015, 34: 108-118.
- [19] 孙周亮, 刘艳丽, 刘冀, 等. 澜沧江-湄公河流域水资源利用现状与需求分析[J]. *水资源与水工程学报*, 2018, 29(4): 67-73.
- Sun Zhouliang, Liu Yanli, Liu Ji, et al. Analysis on the present situation and demand of water utilization in the Lancang-Mekong River basin[J]. *Journal of Water Resources and Water Engineering*, 2018, 29(4): 67-73. (in Chinese with English abstract)
- [20] Smajgl A, Ward J. The Water-food-energy Nexus in the Mekong Region[M]. New York: Springer, 2013.
- [21] Li Dongnan, Zhao Jianshi, Govindaraju R S. Water benefits sharing under transboundary cooperation in the Lancang-Mekong River Basin[J]. *Journal of Hydrology*, 2019, 577: 123989.
- [22] Latham J S, He C, Alinovi L, et al. FAO Methodologies for Land Cover Classification and Mapping[M]. New York: Springer, 2002.
- [23] Costanza R, Arge R, De Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- [24] Xie Gaodi, Zhang Caixia, Zhen Lin, et al. Dynamic changes in the value of China's ecosystem services[J]. *Ecosystem Services*, 2017, 26: 146-154.
- [25] Dugan P J, Barlow C, Agostinho A A, et al. Fish migration, dams, and loss of ecosystem services in the Mekong basin[J]. *Ambio*, 2010, 39(4): 344-348.
- [26] 胡和兵, 刘红玉, 郝敬锋, 等. 城市化流域生态系统服务价值时空分异特征及其对土地利用程度的响应[J]. *生态学报*, 2013, 33(8): 2565-2576.
- Hu Hebing, Liu Hongyu, Hao Jingfeng, et al. Spatio-temporal variation in the value of ecosystem services and its response to land use intensity in an urbanized watershed[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(8): 2565-2576. (in Chinese with English abstract)
- [27] Delgado-Aguilar M J, Konold W, Schmitt C B. Community mapping of ecosystem services in tropical rainforest of Ecuador[J]. *Ecological Indicators*, 2017, 73: 460-471.
- [28] Mutoko M C, Hein L, Shisanya C A. Tropical forest conservation versus conversion trade-offs: insights from analysis of ecosystem services provided by Kakamega rainforest in Kenya[J]. *Ecosystem Services*, 2015, 14: 1-11.
- [29] Yu Dandan, Han Shijie. Ecosystem service status and changes of degraded natural reserves-A study from the Changbai Mountain Natural Reserve, China[J]. *Ecosystem Services*, 2016, 20: 56-65.
- [30] 郭荣中, 申海建, 杨敏华, 等. 基于生态足迹和服务价值的长株潭地区生态补偿研究[J]. *土壤通报*, 2017, 48(1): 70-78.
- Guo Rongzhong, Shen Haijian, Yang Minhua, et al. Studies on ecological compensation based on ecosystem service value and ecological footprint in Chang-Zhu-Tan region[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2017, 48(1): 70-78. (in Chinese with English abstract)
- [31] 黄宝荣, 崔书红, 李颖明. 中国 2000-2010 年生态足迹变化特征及影响因素[J]. *环境科学*, 2016, 37(2): 420-426.
- Huang Baorong, Sui Shuhong, Li Yingming, et al. Ecological footprint evolution characteristics and its influencing factors in China from 2000 to 2010[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(2): 420-426. (in Chinese with English abstract)
- [32] Wackernagel M, Schulz N B, Deumling D, et al. Tracking the ecological overshoot of the human economy[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2002, 99(14): 9266-9271.
- [33] 刘晋宏, 孔德帅, 靳乐山. 生态补偿区域的空间选择研究-以青海省国家重点生态功能区转移支付为例[J]. *生态学报*, 2019, 39(1): 53-62.
- Liu Jinhong, Kong Deshuai, Jin Leshan. Research on spatial selection of ecological compensation areas: Using the transfer payment of national key ecological function areas of Qinghai Province as an example[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(1): 53-62. (in Chinese with English abstract)
- [34] 郭荣中, 申海建, 杨敏华. 澧水流域生态系统服务价值与生态补偿策略[J]. *环境科学研究*, 2016, 29(5): 774-782.
- Guo Rongzhong, Shen Haijian, Yang Minhua. Studies on ecosystem service value and ecological compensation strategy in Lishui River Basin[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2016, 29(5): 774-782. (in Chinese with English abstract)
- [35] Burbano M, Shin S, Nguyen K, et al. Hydrologic changes, dam construction, and the shift in dietary protein in the Lower Mekong River Basin[J]. *Journal of Hydrology*, 2020, 581: 124454.
- [36] Zhao Cuiwei, Wang Shijie. Benefits and standards of ecological compensation: International experiences and revelations for China[J]. *Geographical Research*, 2010, 29(4): 597-606.
- [37] 赖敏, 吴绍洪, 尹云鹤, 等. 三江源区基于生态系统服务价值的生态补偿额度[J]. *生态学报*, 2015, 35(2): 227-236.
- Lai Min, Wu Shaohong, Yin Yunhe, et al. Accounting for eco-compensation in the three-river headwaters region based on ecosystem service value[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(2): 227-236. (in Chinese with English abstract)
- [38] McIntyre O. Benefit-sharing and upstream/downstream cooperation for ecological protection of transboundary waters: opportunities for China as an upstream state[J]. *Water International*, 2015, 40(1): 48-70.
- [39] Sivongxay A, Greiner R, Garnett S T. Livelihood impacts of hydropower projects on downstream communities in central Laos and mitigation measures[J]. *Water Resources and Rural Development*, 2017, 9: 46-55.
- [40] Olson K R, Morton L W. Water rights and fights: Lao dams on the Mekong River[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2018, 73(2): 35-41.
- [41] 屠酥. 澜沧江-湄公河水资源开发中的合作与争端(1957-2016) [D]. 武汉: 武汉大学, 2016.
- Tu Su. Cooperation and Dispute Over Lancang-Mekong Water Resources Development[D]. Wuhan: Wuhan

- University, 2016. (in Chinese with English abstract)
- [42] Yu Yang, Tang Pingzhong, Zhao Jianshi, et al. Evolutionary cooperation in transboundary river basins[J]. *Water Resources Research*, 2019, 55: 9977-9994.
- [43] Geheb K, Suhardiman D. The political ecology of hydropower in the Mekong River Basin[J]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2019, 37: 8-13.
- [44] Cosens B, McKinney M, Paisley R, et al. Reconciliation of development and ecosystems: The ecology of governance in the International Columbia River Basin[J]. *Regional Environmental Change*, 2018, 18(6): 1679-1692.
- [45] Paisley R K, Henshaw T W. Transboundary governance of the Nile River Basin: Past, present and future[J]. *Environmental Development*, 2013, 7: 59-71.

Ecosystem services and benefit compensation mechanism in the Mekong River Basin

Yu Jiawen^{1,2}, Long Aihua^{1,2*}, Deng Xiaoya², Liu Yundong^{2,3}, He Xinlin¹, Zhang Ji^{1,2}

(1. College of Water and Architectural Engineering, Shihezi University, Shihezi 832000, China; 2. State Key Laboratory of Simulation and Regulation of Water Cycle in River Basin, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China; 3. School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: The Mekong river basin is bringing great economic and ecological values in the world, expecting to support the scheme of China's Belt Road Initiative. Taking the sharing of Mekong River Basin as a case study, this study aims to calculate the Ecosystem Service Value (ESV) and compensation benefits for countries in the Mekong River Basin, in order to maintain the linkage between benefit sharing and economic compensation in Mekong River Basin. A biophysical approach based on the Ecological Footprint (EF) was used to measure the ESV and ecological surplus (or deficit) in the Mekong River Basin in 1995 and 2015. The relationship between ESV and actual compensatory payment for ecosystem services was initially investigated to quantitatively analyze the priority of ecological compensations. The results showed that: 1) The ESV decreased 3 billion dollars (from 128.976 to 125.921 billion dollars) during 1995-2015 in the Mekong River Basin. Specifically, Thailand presented the maximum ESV, followed by Laos, Cambodia, Vietnam, and Myanmar. The qualitative assessment revealed that the highest levels of ESV were derived from forest in every country (>61.7%). There was a 4.5% increase in the ecosystem service that provided by water provisioning and wetlands in the past 20 years. 2) Myanmar and Laos were in the state of "ecological surplus", while the other three countries were in the state of "ecological deficit", indicating an increase deficit level. Thailand and Vietnam showed more than 80.1% of the total ecological footprint (EF) of the basin. 3) Myanmar and Laos were also the "ecological export" countries, whereas, the three countries in the lower reaches were the "ecological consumption" countries. Thailand and Vietnam can give a priority on the payment for ecosystem services because of its better economic outcomes and lower Ecological Compensation Priority Sequence (ECPS) values of 0.05 and 0.09, respectively, indicating that lower than the other three countries in the Mekong River Basin (Myanmar: 2.67, Laos: 1.16, Cambodia: 0.55). 4) In the course of economic growth of the countries in Mekong River Basin, the total ecological compensation required 68.063 billion dollars from the "ecological consumption" countries in the lower reaches. Thailand, Vietnam, and Cambodia can be required 50.773, 16.761 and 0.529 billion dollars, respectively. This finding can provide a theoretical support to establish the policies for resource management and compensatory payment in the Mekong River Basin and other transboundary river basins.

Keywords: ecology; land use; ecosystem services; ecological footprint; ecological deficit; benefit compensation; Mekong River Basin