

DOI: 10.20103/j.stxb.202406071326

李京梅, 刘娟. 如何实现基于生态等效的海洋修复补偿? 核算方法与路径设计. 生态学报, 2025, 45(10): - - .

Li J M, Liu J. How to achieve compensation for marine ecological restoration based on ecological equivalence? Accounting method and path design. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(10): - - .

如何实现基于生态等效的海洋修复补偿? 核算方法与路径设计

李京梅^{1,2,*}, 刘 娟^{1,2}

1 中国海洋大学经济学院, 青岛 266100

2 中国海洋大学海洋发展研究院, 青岛 266100

摘要: 海洋生态修复通过实物修复项目实现公共补偿, 是解决海洋生态损害问题的有效途径。遵循生态等效原则, 使修复产生的生态服务收益抵消损害造成的生态服务损失, 保持生态功能的基准水平和可持续的供给能力是生态损害修复补偿的核心与关键。论述了实现生态等效原则的海洋生态修复补偿核算方法、实施路径与政策保障, 结论如下: 生态等效表征指标分为资源等效、生境等效和服务等效; HEA 和 REA 是核算修复补偿规模的适用方法; 海洋生态修复补偿的实施路径可分为以命令-控制型特征为主的行政手段和以市场化工具为主的经济激励手段; 制定生态等效评估技术导则、吸引社会资本参与生态修复、开展修复工程效果监测与评价等是实现海洋生态修复补偿的政策保障。

关键词: 海洋生态损害; 生态修复补偿; 生态等效; 核算方法; 路径设计

How to achieve compensation for marine ecological restoration based on ecological equivalence? Accounting method and path design

LI Jingmei^{1,2,*}, LIU Juan^{1,2}

1 School of Economics, Ocean University of China, Qingdao 266100, China

2 Institute of Marine Development, Ocean University of China, Qingdao 266100, China

Abstract: Marine ecological restoration is a critical approach to addressing ecological damage and ensuring the sustainability of marine ecosystems. Central to this process is the principle of ecological equivalence, which aims to balance the ecological service losses caused by damage with the gains achieved through restoration, thereby maintaining baseline ecological functionality and ensuring the sustainable provision of services. This study systematically examines ecological equivalence by defining three key dimensions: resource equivalence, habitat equivalence, and service equivalence, and identifying measurable indicators for each, such as species abundance, habitat area, and ecosystem service capacity. These indicators form the basis for evaluating ecological losses and guiding restoration efforts. To quantify the scale of compensatory restoration required, Habitat Equivalency Analysis (HEA) and Resource Equivalency Analysis (REA) are utilized, providing rigorous methodologies to ensure that restoration efforts adequately offset the incurred damages. In particular, HEA uses area indicators to assess the loss and gain of habitat services, while REA applies the concept of resources and classification indicators. Both methods are essentially the same, as they establish an equivalent relationship between the benefits provided by restoration projects and the reductions or declines in resources, habitats, or services caused by the damage, in order to determine the type and scale of restoration actions required. Furthermore, the study categorizes the

基金项目: 国家社会科学基金重大项目 (16ZDA049); 中央高校基本科研业务费专项 (202461090)

收稿日期: 2024-06-07; **网络出版日期:** 2025-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jingmeili66@163.com

implementation of restoration efforts into two primary pathways: administrative measures and economic incentives. Administrative measures, characterized by command-and-control mechanisms such as legal mandates and regulatory enforcement, ensure compliance but may encounter challenges such as high implementation costs and limited flexibility. Conversely, economic incentives leverage market-based tools, such as ecological credit trading and ecological banking systems, to mobilize private sector participation, enhance resource allocation, and promote scalable and sustainable restoration. These pathways are supported by a robust set of policy safeguards, including the establishment of standardized technical guidelines for data acquisition, indicator selection, and adaptive assessment frameworks. The study also highlights the importance of engaging social capital through innovative models like public-private partnerships (PPP) and ecological-oriented development (EOD), which integrate economic incentives with ecological goals to drive long-term restoration efforts. Finally, the necessity of post-restoration evaluation systems is emphasized to monitor project effectiveness and sustainability over time. In conclusion, this research provides a holistic framework for advancing marine ecological restoration efforts by integrating ecological equivalence principles, rigorous accounting methods, practical implementation pathways, and comprehensive policy guarantees. The findings contribute valuable insights for policymakers and practitioners in the field of ecological restoration, addressing pressing environmental challenges in marine ecosystems.

Key Words: marine ecological damage; compensation for ecological restoration; ecological equivalence; accounting method; path design

海洋是地球生命的摇篮和重要的生态系统之一,是人类赖以生存和发展的基础保障,世界上 40% 的人口居住在距海岸线 100 公里以内^[1]。随着人口数量的增加和对食物、能源需求的增多,人类正以前所未有的规模和强度影响、损害和改变自然生态系统,并造成诸如生物栖息地锐减,生物多样性下降,近海海水水质恶化等后果,使全球生命支持系统的持续性遭到严重破坏,海洋生态系统的服务不能得以维持或持续供应。修复退化的自然生态系统,保持生态功能的基准水平和可持续的供给能力,已经成为全球全人类面临的共同课题。

党的十八大作出了“大力推进生态文明建设”的重大决策部署,提出要“加大自然生态系统和环境保护力度,实施重大生态修复工程”。2022 年 4 月,生态环境部等联合发布《生态环境损害赔偿管理规定》,明确要求对于造成生态环境损害的单位或者个人承担生态环境损害赔偿赔偿责任,义务人自行或委托社会第三方机构修复受损生态环境,或者根据国家有关规定组织开展修复或替代修复,达到赔偿到位、修复有效的管理目标。2022 年 10 月,党的二十大报告中再次指出要“提升生态系统多样性、稳定性、持续性,加快实施重要生态系统保护和修复重大工程”。2023 年 7 月,习近平总书记在全国生态环境保护大会上强调,“要坚持山水林田湖草沙一体化保护和系统治理,构建从山顶到海洋的保护治理大格局”。开展海洋生态修复补偿工作是切实维护人民群众环境权益、全面推进美丽中国建设的重要保证。

海洋生态修复是在海洋生态系统遭到退化、损害和破坏后,采取积极干预措施在促进生态系统自我恢复基础上,将海洋生态系统的结构和功能修复到受损之前的基线状态^[2-3]。自 1980 年 Cairns 主编的《受损生态系统的恢复过程》一书正式将生态修复作为生态学的概念提出以来^[4],生态修复成为 20 世纪 80 年代以来生态学领域的关键议题,并逐渐受到美国、西欧等发达国家的广泛重视^[5]。1980 年美国联邦法律《超级基金法》(CERCLA)和 1990 年《石油污染法》(OPA)明确规定,对因危险物质排放或石油泄漏造成的海洋污染损害,应将修复行动(Restoration actions)作为赔偿的首选,且要求采用基于替代或修复受损资源的方法(The methods for replacing or restoring damaged resources)为海洋等自然资源及其服务损失提供同等补偿^[6]。欧盟基于其境内持续存在的生态环境挑战,颁布了《环境责任指令》(ELD,2004/35/CE 号指令),在界定生态环境损害的基础上,详细规定了责任方承担的修复责任并要求使受损物种和自然栖息地、水或土地恢复到损害之前的状态^[7]。90 年代以来,美国和欧盟的法规要求在损害发生后首先以资源而非货币的方式进行补偿,体现出自然资源损害赔偿的目标和程序出现了重大转变,从传统的福利经济学的货币化损害评估逐步过渡到通过实

物修复项目实现公共补偿,反映了从福利等效(一种弱可持续性标准的功利主义方法)向生态等效(一种强可持续性标准的生态方法)的转变^[8]。

我国生态修复的研究始于 20 世纪 80 年代,早期多集中在废弃矿山领域的治理和修复,修复目标或对象相对单一^[9]。进入 21 世纪以来,随着生态文明建设战略的全面实施,生态修复逐步扩展到农田、林地、草地、河湖、湿地、海洋等各种生态系统类型,国家主导实施了“蓝色海湾”整治等一系列海洋生态修复工程,局部海域生态系统服务功能明显提升^[10]。学术界也围绕海洋生态修复的相关概念与理论认知^[11-12],海洋溢油、湿地围垦等不同类型海洋生态损害修复规模的量化评估^[13-15],海洋生态系统的退化机理与修复技术研究^[16],海洋生态修复的效果评估指标体系构建^[17-19],与海洋生态修复的制度设计^[20]等方面展开探索,为实际指导海洋生态修复的发展提供了理论与技术支撑。2022 年生态环境部等联合发布的《生态环境损害赔偿管理规定》提出修复有效的管理目标,生态损害修复的宗旨是恢复受损生态系统的供给能力,如何保证修复和受损资源或生态功能和服务的一致性达到修复有效管理目标的核心和关键点。但目前国内围绕生态等效进行损害补偿和生态系统管理的研究成果较少,生态损害发生后如何保证生态服务的不下落或者保证修复能足额抵消生态受损等问题的研究仍有不足,损害发生后如何保证修复有效仍然是一个技术难题。海洋作为全球最大的自然生态系统,面临海洋资源开发利用与海洋生态环境保护的突出矛盾,开展海洋生态损害修复以保证海洋生态功能的基准水平和可持续的供给能力是加快建设海洋强国战略的迫切需要。目前有关生态修复的研究已有很多,聚焦到海洋生态修复及修复补偿的研究相对缺乏,本文针对海岸带基础设施建设、海洋资源开发等用海行为造成的海洋生态损害,系统论述了修复补偿遵循的生态等效原则及其表征指标,建立了生态等效的核算方法,并在梳理修复补偿行政手段的基础上,设计了实现生态等效的经济激励路径,最后提出我国开展海洋生态修复补偿的技术和政策保障,以期为实现修复有效管理目标提供方法借鉴和科学参考。

1 修复补偿基本原则:生态等效

早在 20 世纪 80 年代,为协调经济发展和生态系统保护的矛盾,美国、澳大利亚和欧洲等国家的环境管理政策中提出缓解等级(Mitigation Hierarchy)的概念,分别通过预防(Avoid)、最小化(Minimize)和损害的修复(Restore)步骤来最大限度地减少和抵消(Offset)开发项目产生的环境影响^[21]。在项目开始之前责任方采取预防措施以避免项目开发活动对生态系统产生的某些不利影响,例如在项目论证期间进行环境影响的成本收益分析,识别潜在风险并选择替代开发地点;如果开发活动对生态系统的影响无法完全避免,则应在可行范围内尽量减少影响的持续时间、强度或程度,将环境影响最小化;最后,如果损害发生,责任方应对受损或退化的生态系统采取修复措施,例如修复和重建受损生境或增加受影响物种的数量,以恢复受损生态系统的原有功能和服务,抵消开发项目造成的环境损害,实现资源和服务水平的无净损失(No Net Loss, NNL)管理目标^[22]。其中,损害发生后,如何修复和重建受损生境或增加受影响物种的数量,实现资源和生态服务无净损失是生态修复环境管理政策的核心与关键。

1.1 生态等效的概念内涵

生态等效要求提供相同类型和数量的自然资源和服务来补偿受损的自然资源与生态服务^[23]。当自然资源或生境因各种人为原因或突发事件遭受损害时,可以使用实物修复项目减少损害事件造成的生态损失,即通过在受损地点附近或其他地点创建等效的修复项目,例如通过重新植被、水文调整等生态技术或工程对受损湿地进行修复或重建,恢复受损自然资源和生境的可持续服务能力。与此同时,损害发生后,产生受损期间服务功能的损失,即自然资源受到损害至修复完成期间因无法提供原有服务功能导致的临时损失,如不能食用受污染的鱼、不能使用受污染的海滩、湿地水质净化功能减弱、污染海域种群下降等。生态等效的核心是修复产生的服务收益等于损害造成的服务损失,该损失既包括自然资源或生境本身受到的损害,又包括受损期间产生的临时服务损失。如图 1 所示,假设某海洋生态损害事件发生,导致某生物资源减少、生态系统服务功能下降、栖息地破坏等生态损害,以上总损失量以 L 表示,通过开展修复补偿工程提供的总收益量以 G 表示。

当修复工程增加的生态修复总收益量 G 等同于因损害事件导致的生态损害总损失量 L , 即 $G=L$ 时, 被称为实现生态等效。

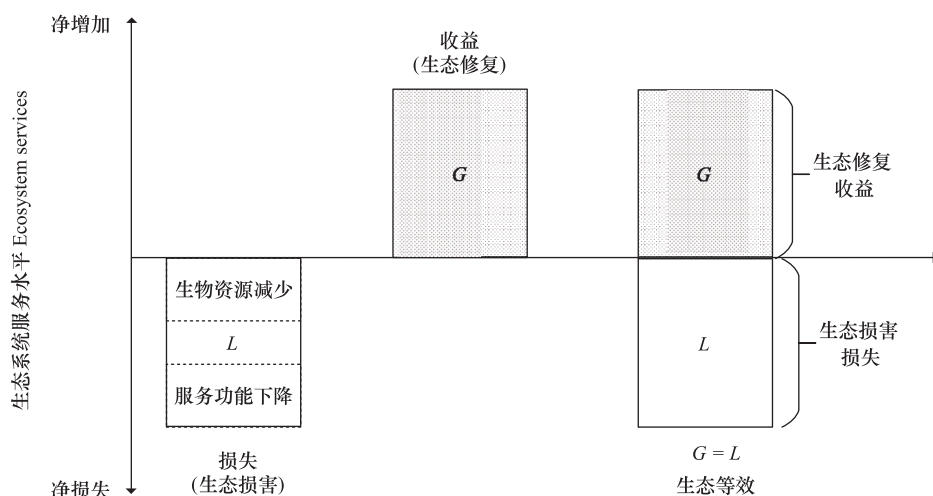


图1 生态等效示意图

Fig.1 Ecological equivalence analysis diagram

L : 生态损害损失量; G : 补偿工程提供的生态修复收益量

海洋生态修复补偿以生态等效为基本原则, 通过平衡生态服务在一段时间内的收益和损失量, 确定抵消过去、现在和未来损害的必要补偿。修复规模的确定应以实现生态服务的无净损失为依据, 假设生态系统提供效用 u 是个体收入 y_i 、受损资源 q_1 和修复资源 q_2 相关的函数, 则实现生态等效可通过下式进行具体表征:

$$u_i^0(q_1, q_2, y_i) = u_i^1(q_1 - \Delta_1, q_2 + \Delta_2, y_i) \quad (1)$$

式中, u_i^0 和 u_i^1 分别代表初始生态系统提供的效用水平与受损生态系统修复后提供的效用水平, q 是环境质量或服务的衡量指标, y_i 表示个体 i 的收入水平, 当 q_1 因受到损害而下降 Δ_1 时, 需要通过替代资源或生境生态服务水平 q_2 提高 Δ_2 来保证生态服务功能水平的不下降。

1.2 生态等效的表征指标

如果生态等效保证受损的资源和服务恢复到损害之前的基线状态, 则选择适当的生态指标 (或其组合) 必然是核心问题^[24], 该指标可以表征栖息地或资源提供的服务水平, 并捕捉受损和替代栖息地或资源提供的服务在数量和质量上的任何显著差异。根据生态要素组分结构与功能的分类, 生态等效可以具体界定为资源等效、生境等效和服务等效, 如表 1 所示。

资源等效 (Resource to resource) 针对资源受损, 基于修复资源替代受损资源原则, 实现资源的无净损失。资源等效原则根据生态损害事件对特定生物实体的影响来量化损害和修复, 通常被应用于鸟类、鱼类和野外生物资源等的损害评估与补偿。其衡量指标通常涉及资源的数量减少, 如溢油事件中鸟类或鱼类等生物资源的受损数量; 资源种类的下降, 如单位面积生物资源的种类和种群丰富度变化; 以及资源再生能力的减弱, 如污染导致鱼类雌性产卵量或海龟孵化率的下降等。通过选取不同的资源等效指标可以分别反映受损资源的规模、种类与资源恢复潜力等, 从而为运用生态修复手段恢复、增强或保护与受损资源具有相同或相似类型和数量的资源提供依据^[25]。例如, 有研究人员以生物资源数量作为判定损益的指标, 计算出 1996 年罗德岛 North Cape 溢油事故中导致约 900 万只龙虾死亡, 其中 82% 是幼体, 可在当地引入并保护 100 万只成年雌性龙虾补偿因石油泄漏死亡的龙虾数量^[26]。资源等效原则侧重于维护资源种类或资源总量不降低^[27]。

生境等效 (Habit to habit) 以修复或新建生境为手段, 基于修复工程增加的生境面积或功能质量等于受损或丧失的生境面积或功能质量, 实现生境无净损失的目标。生境, 又称栖息地, 通常指某类生物或生物群落在

特地区域内的居住环境,包括为生物提供食物、适宜的生活空间等必要的因素^[28]。红树林、珊瑚礁、海草床、滩涂湿地等都是重要的海洋生境类型。衡量生境等效最常用的指标是生境面积,生境面积与物种的种类和数量有显著关系,有研究指出,栖息地丧失是生物多样性减少的首要原因,面积越大的生境可以维持更多的物种生存^[29]。1988 年美国联邦政府提出的湿地面积无净损失管理目标就是以生境面积等效原则开展的湿地管理实践,其要求湿地开发项目必须提供等规模的替代湿地以补偿被占用湿地以及生态损失^[30]。此外,当溢油等污染事件对湿地、河口和近岸水域生境造成损害时,也可以选取沉积物稳定性、水质参数(溶解氧、氮磷浓度和悬浮物浓度等)等衡量生境质量的指标,以及生境连通性、初级生产力等反映生境功能的指标,并按一定方法例如生境评估程序(Habitat Evaluation Procedures, HEP)、水文地貌评估法(Hydrogeomorphic Method, HGM)等将生境的物理条件折算成计量单位,以此标量损害和修复^[31]。生境等效原则旨在通过修复或新建生物栖息地的方式抵消生态损失,以保障海岸带生态系统的健康和可持续发展。

表 1 生态等效的表征指标分类

Table 1 Classification of representation indicators for ecological equivalence

等效分类 Equivalency	衡量指标类别 Categories of indicators	具体指标 Specific indicators	适用情景 Applicable scenarios
资源等效 Resource to resource	资源数量	个体数量、种群密度、生物量	评估污染、事故导致的生物等资源数量减少
	资源种类	物种丰富度、多样性指数、关键物种数量	评估溢油等造成的物种多样性及关键物种的损失
	资源再生能力	产卵量、孵化率、补充量	评估物种种群在环境压力下的适应力和恢复能力
生境等效 Habit to habit	生境面积与类型	生境面积、生境类型	评估栖息地的直接损失,如湿地面积减少
	生境质量	沉积物稳定性、水质参数	评估污染导致的栖息地物理和水质条件变化
	生境功能	生境连通性、初级生产力、食物网完整性	评估生境功能受损,如港口开发导致洄游通道受阻
服务等效 Service to service	调节服务	碳汇功能、水质净化能力、防灾减灾功能	评估碳吸收减少或防洪能力下降
	供给服务	渔业产量、食物生产、原材料供应	可直接利用资源的供应减少
	文化服务	旅游和娱乐价值、景观美学价值、教育和科研价值	生态系统对旅游、教育和文化的吸引力下降
	支持服务	养分循环能力、土壤形成与保护	生态系统长期支持功能的改变

服务等效(Service to service)是将受损资源或生境提供的服务作为生态等效的评估依据,旨在保证生态服务的完整性。生态系统服务或“生态服务”是指自然生态系统直接或间接为人类提供的各种商品和服务,不仅包括捕鱼、狩猎、自然景观等人类直接使用服务,还包括生态系统本身的存在及其维持人类生存的环境效应,例如气候调节、水质净化、野生动物栖息地等服务^[32]。因此有学者提出,不仅要实现资源或生境本身数量的不减少,更要保证生态服务功能的无净损失^[33]。在某些情况下,损害事件发生后,如果资源种类、数量或生境面积等指标无法准确测量,或提供相同资源或生境面积的成本非常高,可以通过服务对服务的方式补偿生态损失量。其中,基于生态服务指标的等效评估可分为单一生态系统服务(Segmented ecosystem service)和综合生态系统服务(Integrated ecosystem service)。单一生态系统服务指在进行等效评估时,对不同服务(如水文、动物栖息地等)独立评估,分别计算不同服务单位的补偿规模;综合生态系统服务是将海洋生态系统提供的各项服务作为整体,通过对不同服务加权平均计算出整体修复规模。生态环境事件可能对不同类型服务同时或独立产生影响,因此在实际评估中应根据不同的生态损害类型和性质选择合适的服务评估指标。

一般来说,衡量损失和收益的指标选择以代表受损生境或自然资源的关键生态参数为导向,而不是直接测量一整套全面的生态系统服务,这是基于关键物种和整体生态系统健康之间具有高度相关性,随着关键物

种的恢复,其他资源也将得到恢复^[34]。因此,选择评估指标的原则有:(1)优先选择能够反映受损资源/生境与修复补偿工程的关键资源、生境或服务水平,例如,港口基础设施建设主要对海草床造成破坏,可选取海草覆盖度作为评估损益的指标;(2)在直接受损属性的指标数据难以获取时,可以选择间接反映受损及修复资源、生境或服务生态属性的指标,例如,评估溢油泄露或危化品爆炸等造成的生态损害时,可将油污等有害物质的浓度或含量等作为参考指标。

2 实现生态等效修复补偿的核算方法

生态损害发生后基于生态等效原则计算修复规模是实现修复有效管理目标的基础和前提。通常,可用于确定实现生态等效的修复补偿行动规模的方法是等效评估法(Equivalence Assessment Methods, EAMs)^[35]。等效评估法基于修复工程提供的生态服务功能和受损资源或生境的服务功能等价的关系,确定补偿损失所需的修复工程的规模和成本。其中,生境等价分析法(Habitat Equivalency Analysis, HEA)使用面积指标评估生境服务的损失和收益,资源等价分析法(Resources Equivalency Analysis, REA)使用资源概念与分类指标,两者本质相同,都是通过建立修复工程提供的资源、生境或服务收益与损害发生导致的资源、生境或服务减少或下降之间的等效或等价关系来确定修复种类与工程规模^[36]。本文在此联合使用 HEA/REA,确定充分补偿自然资源和服务损失的修复行动的规模。

HEA/REA 的使用首先取决于该方法的假设条件^[37]。HEA/REA 包括以下基本假设条件:(1)公众认为因损害而损失的单位服务和因修复行为增加的单位服务之间能够进行比较,即受损与替代的资源服务具有可比性;(2)存在合适的修复手段,例如修复的资源或者修复场地如废弃的工业用地等;(3)能够估计恢复率,包括受损资源或生境的自然恢复率以及修复资源或生境的恢复率,且假定恢复率是线性的;(4)生境或服务提供的服务与生境或资源本身价值之间的关系保持不变^[38]。在满足上述假设条件的情况下,HEA/REA 以贴现的方式计算资源或服务损失,并确定未来提供同等资源或服务收益所需的修复补偿规模。

下面以坐标轴阐述使用 HEA/REA 计算实现生态等效的修复补偿规模。图 2 中的上半部分展示了损害发生后造成的资源或服务损失。横轴代表时间,纵轴代表资源或生态系统服务水平, $t=T_0$ 时损害事件发生,导致生态系统服务水平从 S_0 逐渐下降到 S_1 。资源有自然恢复能力,假设不采取修复行动,随时间推移,受损资源在 T_n 时恢复到损害事件发生前的基线水平。如果在时间 T_1 时采取基本修复行动,例如发生溢油或危化品爆炸之后,使用围栏防止油污扩散、人工打捞或使用化学分散剂、燃烧、沉降和生物降解溢油等,则资源恢复将沿着 L_1 路径加速发生,假设在时间 T_2 即可完全恢复到损害发生之前状态。尽管损害发生后投入的基本修复加快了受损资源的恢复速度,并因此减少了自然恢复状态下的服务损失(图 2 中的 A 区域),但仍然存在资源本身的损失及生态服务功能丧失导致的临时损失(图 2 中的 B 区域),例如,溢油发生后污染海域种群下降和受污染海滩关闭等。因此,需要采取额外的修复行为(本文界定为补偿性修复)补偿生态系统服务的临时损失,以实现“生态系统服务的零净损失”管理目标。图 2 中的下半部分展示了补偿性修复提供的资源或服务收益。其中, $t=T_1$ 时开始修复工程,随着时间进展,受损区域生态系统服务水平逐渐提高,并于 T_m 时达到最大服务水平,此后维持该水平直到 T_s 时停止服务。补偿性修复行动提供的资源或服务收益用区域 C 表示,基于等效原则,使修复产生的服务收益抵消损害造成的服务损失,即假设临时损失区域 B 和修复收益区域 C 相等,见公式(2),计算修复规模见公式(3):

$$A_I I (1+r)^{-t_I} = A_R R (1+r)^{-t_R} \quad (2)$$

式中, A_I 是受影响的资源数量或生境面积, I 是资源或服务的受损程度, t_I 是损害的时间范围, A_R 是补偿性修复工程的规模, R 是补偿资源或服务的改善程度, t_R 是补偿性修复工程提供收益的时间, r 是贴现率。变量 A_I 、 t_I 、 I 、 t_R 、 A_R 概括了资源或服务损害和修复的生态学参数。

由公式(2)可得修复规模为:

$$A_R = A_I \times \frac{\sum_{t=T_0}^{T_r} (1+r)^{c-t} \times \frac{b_j - 0.5(x_{t-1}^j + x_t^j)}{b_j}}{\sum_{t=T_i}^{T_s} (1+r)^{c-t} \times \frac{0.5(x_{t-1}^p + x_t^p) - b_p}{b_j}} \quad (3)$$

式中, b_j 为受损前单位资源或服务的基线水平, x_t^j 为在 t 时期末, 每单位受损资源或生境提供的服务水平, b_p 为在替代或修复地点资源或服务的初始水平, x_t^p 为在 t 时期末, 该修复工程每单位规模提供的资源或服务水平, c 是贴现的基期, 通常是损害发生或索赔开始的年份, 其余参数含义同上。

其中, 服务损失和收益通常量化为以年为单位的贴现服务 (Discounted Services Acres Years, DSAYs), 即每单位资源或生境每年提供服务的现值量, 该数值没有绝对意义, 但可以将作为确定修复工程目标的相对衡量标准^[39]。资源服务在时间上的等价性是通过经济贴现来解决的, 贴现率反映了社会时间偏好率, 提供了社会在一段时间内改变公共产品 (如自然资源服务) 的“消费”的意愿。目前, 在损害评估领域, 考虑损害发生和修复补偿在 40 年以内的评估项目时, 使用 3% 的贴现率已经基本达成了共识^[40]。

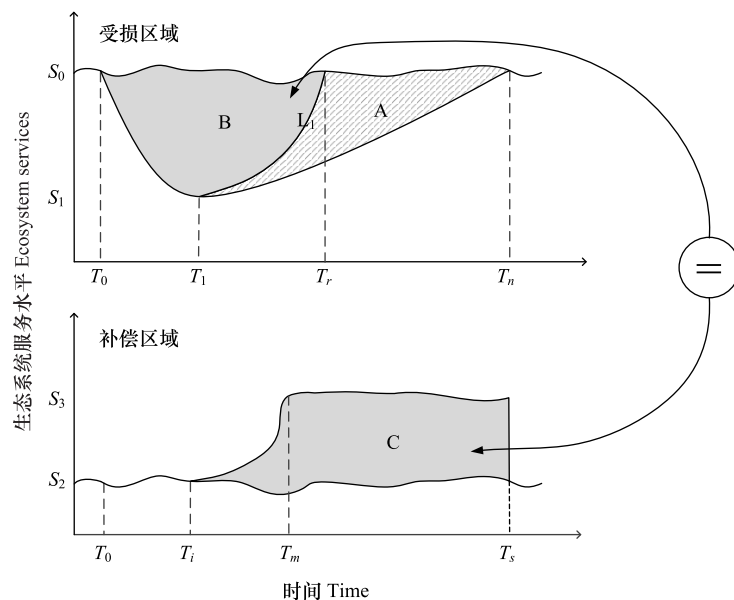


图2 受损区与补偿修复工程提供的生态系统服务水平变化示意图

Fig.2 Changes in ecosystem service provision in the damaged area and the compensatory area

A: 自然恢复下的额外服务损失; B: 受损期间服务的临时损失; C: 补偿性修复行动提供的服务收益; L1: 受损服务遵循的初级修复路径

基于生态等效原则, 使用 HEA/REA 计算修复规模可以快速实现对受损资源的修复和补偿, 但有研究指出, 部分修复是以建设人工生境来替换受损的自然生物栖息地, 人工修复生境与受损自然生物栖息地在生态特征和生态功能等方面存在较大的差异, 仅以相同的生境面积作为等效评估标准可能无法保证修复工程的质量^[41]。因此, 可以通过纳入补偿比率 (Compensation Ratio) 来反映自然和人工生态系统在生态功能和服务上的差异, 保证生态修复的恢复力。补偿比率是指修复、新建、增强或保存的资源或生境面积与受损的自然资源或生境面积之间的替代比率^[42]。例如, 4:1 的比率意味着需要四个单位的替代资源来补偿一个单位的受损资源。考虑到人类无法像自然一样有效地通过恢复生境和物种来重新创造生态系统服务, 使用补偿比率是必要的^[43]。补偿比率的制定可综合考虑补偿资源和服务类型与损害资源和服务类型的匹配程度、补偿资源与受损资源间的距离等因素。同时, 也应当考虑补偿时间的滞后性和补偿失败的概率等不确定性因素^[44]。资源和服务类型匹配程度越高、距离越近, 补偿比率越低, 但补偿比率通常大于 1:1。因此, 基于 HEA/REA 的生态等效评估技术通过测量补偿性修复规模, 并设置调整因素 (补偿比率) 以保证补偿的生态等效性。

3 实现生态等效修复补偿的路径设计

明确受损海洋资源和服务的修复方式并选择适当的修复路径是海洋生态损害修复补偿的重要内容。造成海洋生态环境损害的单位或者个人承担生态环境损害赔偿责任,义务人自行或委托社会第三方机构进行修复,根据环境政策手段的不同,海洋生态修复补偿的路径可分为行政命令型和经济激励型两类。

3.1 行政命令型修复补偿路径

行政命令型修复补偿路径是指政府部门通过法律或行政的方式对破坏海洋生态环境等行为进行直接控制和限制,同时要求责任人履行修复受损海洋资源和服务的义务。理想的行政命令型手段首先需要有明确的法律依据,以保证其权威性和强制性,同时需要有严格的处罚措施和较强政策的执行能力,包括高效的机构、充足的人力和物力,以及足够的发现概率等^[45]。

目前我国开展的海洋生态损害修复补偿以行政性手段为主,在法律层面,《中华人民共和国海岛保护法》第 25 条规定,“进行工程建设造成生态破坏的,应当负责修复;无力修复的,由县级以上人民政府责令停止建设,并可以指定有关部门组织修复,修复费用由造成生态破坏的单位、个人承担”。2021 年生效实施的《中华人民共和国民法典》也对环境污染和生态破坏责任做出了明确规定,要求“违反国家规定造成生态环境损害,生态环境能够修复的,国家规定的机关或者法律规定的组织有权请求侵权人在合理期限内承担修复责任”。2023 年最新修订的《中华人民共和国海洋环境保护法》第 27 条规定,“因发生事故或者其他突发性事件,造成或者可能造成海洋环境污染、生态破坏事件的单位和个人,应当立即采取有效措施解除或者减轻危害”。这种以“命令-控制”为特征的法律强制是实现海洋生态损害修复补偿的基本手段,责任方需要依照相关法律规定履行对受损海洋资源和生境服务的修复补偿义务。需要注意的是,由于行政命令是政府采取强制手段来解决环境问题,因而大多与控制、惩罚、警告等相联系,而较少有奖励和建议。因此,行政命令手段的作用机理是通过强制性命令或禁止相关主体进行某类特定活动和行为,以实现预先设定的政策目标。其作为一种传统的环境管理手段,具有确定性强、见效快,适用于紧急或状况严重的环境事件,以及经济效率较低,执法成本和守法成本较高等特点。

自行补偿(Permittee-responsible mitigation)是一种行政命令型海洋生态损害修复补偿的实施路径,由责任方自行承担对受损海洋资源或生境服务的修复工作。即具有开发行为的被许可人在受影响的地点或者附近采取直接的生态措施,以修复受损生境、新建生境、强化现有生境的某些功能或特别保存现有生境^[46]。其优点在于简单易执行,具有直接性、程序的便利性、结果易实现性等特征,适用于海洋生态环境损害相对较轻且责任方具备修复能力的情况。但是,责任方自行补偿容易产生高额的交易成本,一方面,责任方通常缺乏海洋生态修复的专业知识和技能,导致修复计划的科学性不足,降低修复的执行效率;另一方面,监管机构需要监控与开发项目数量相同的补偿项目,使得监管任务难以执行,从而减缓整个修复补偿过程,因此自行补偿机制具有一定的低效性。

3.2 经济激励型修复补偿路径

大多数情况下,造成海洋资源受损的责任方受自身技术、资源等条件限制,在自行修复过程中暴露出成功率不高、修复效率低下等问题,难以保证修复项目实施效果达到既定的补偿标准^[47]。近年来,我国环境政策逐渐使用经济激励型手段。相较于传统的行政命令,经济激励通过与成本-效益相联系,对经济主体具有刺激性和间接强制性,通常被视为基于市场的工具(Market-based instruments, MBIs)^[48]。

市场化工具正在成为调节人类与自然关系的重要手段,其通过引入市场主体开展生态补偿,将责任方修复义务剥离出来,同时实现经济效率和生态完整性的补偿目标^[49]。首先,通过引入第三方修复机构以确保专业性和客观性,可以提供较大规模的基本完备的海洋资源生态环境,修复资源的成功率和可持续性更能够得到保障;其次,提前规划补偿可以在未来的生态影响之前提供资源和服务收益,有助于减少临时服务损失,加快实现生态等效目标;同时允许市场化交易运作能够刺激私人实体投资海洋生态修复领域从而减少政府公共

投入,并且通过市场信号实现资源优化配置,可以更低成本达到海洋生态修复的目标。实际上,国外已经建立了比较成熟的经济激励型海洋修复补偿路径,比如美国湿地补偿银行(Wetland Mitigation Banking)、澳大利亚新南威尔士州生物多样性银行(NSW Bio-Banking)等生态银行制度,均取得了生态修复与物种保护的良好成效^[50]。生态银行是一种基于生物多样性或湿地面积“零净损失”或“净收益”管理目标的市场化修复工具。其通过第三方事先创建补偿项目,在特定地域内对湿地、森林、植被等进行新建、修复、保育或强化活动,从而建立生态信贷库;再以合理的市场价格将“生态信用”(Credits)出售给损害责任方,以抵消开发活动导致的生物多样性损害或占用湿地引致的湿地面积减少,替代完成修复补偿责任,实现对受损海洋资源的修复^[51]。引入资源修复与治理第三方机构、建立市场化交易机制为代表的生态银行相较于传统的责任方自行开展修复补偿更具有生态和经济优势。

这种市场化修复补偿路径的设计需要明确两个经济要素:(1)生态信用的定义和评估,信用作为市场交易的媒介物,是从资源种类和数量、生境面积以及生态服务功能等角度确定修复补偿活动形成的净增值、项目开发造成的净损失值的量化单位,而信用的评估过程就是生态等效的筛选和量化过程,需借助一定的技术手段对信用进行合理评估,保证修复和受损资源或生态功能和服务的一致性;(2)建立交易平台的运行规则,包括完善的市场交易规则和交易的定价,市场交易规则包括明确相关经济主体的范围和责任、评估生态等效性的标准化方法的定义、长期资金的管理要求等,信用交易价格由市场供求均衡决定,但最高价格不超过由责任方自行补偿的成本,最低价格不低于湿地修复的建设成本。从理论上讲,如果设计和实施得当,市场化工具即MBIs有望以最有效的方式(即最低成本)达到任何期望的生态目标水平^[52]。通过设计合理的市场化交易机制,海洋生态损害者可以在相关部门的监管下,根据修复方案和规模付费委托第三方开展修复或直接购买第三方修复治理服务,同时吸引社会资本参与海洋修复补偿工作,推进海洋生态修复投融资机制多元化,为生态修复补偿注入活力,确保补偿机制的长效性,实现经济发展与资源保护的有效统一。

4 海洋生态修复补偿政策保障

目前,全球自然资源加速耗竭,生态系统全面退化等生态危机使世界各国经济社会的可持续发展面临巨大压力,并对人类生存造成极大的潜在威胁。因此,修复或重建受损生态系统是当前的迫切任务。但海洋生态修复补偿在我国的研究起步相对较晚,如何实现基于生态等效的修复补偿,制定科学易操作的生态等效评估技术导则,吸引社会资本参与生态修复等仍是我国开展海洋生态修复补偿的政策研究重点。

第一,制定海洋生态修复技术导则。为保证海洋生态修复按照生态等效的原则进行,需要有一套科学、可操作的技术导则的支撑,通过明确评估范围、方法、数据获取和处理方式等确保评估结果的准确性和客观性,因此建议尽快制定并发布规范的海洋生态修复技术导则。具体来说,海洋生态修复技术导则可包括以下内容:一是初始评估,海洋生态损害事件发生后,通过现场踏勘、环境监测、生态调查、遥感影像分析等方式调查损害事件基本情况,识别与事件相关的潜在受影响的资源或生境暴露污染情况,确定海洋生态损害评估与修复补偿的目的、对象、方法等,编制详细工作方案;二是量化因损害事件造成的海洋资源或生境服务功能损失,使用事故前受损海域数据信息确定资源和服务的基线水平,识别受损的关键资源及服务种类、受损程度、受损范围等,确定受损期间海洋资源或生境服务功能损失量;三是选择修复方式并计算预期修复工程提供的资源或生境服务收益量,根据受损栖息地或物种种类、造成的破坏类型等确定合适的修复方式,例如修建人工湿地、建立生态保护区、种植海草床或者投放鱼苗等,并评估潜在修复方案的预期服务收益;四是确定修复规模并开展实地修复,依据生态等效原则,计算使损失和收益相等的修复规模和成本,同时要求补偿资源或生境与受损资源或生境应尽量处在相同流域或生态区域,以使其具备相同或相似的自然生态特征和生态功能,并允许依据地理位置、资源稀缺程度、修复难易程度等因素动态调整补偿比率;五是开展海洋生态修复补偿的监管及效益评估工作,在修复工程实施后及时进行监督及效益评估以保证项目实施的有效性。

第二,引入社会资本参与海洋生态修复工程。海洋生态修复是一项需要巨额投入、持续推进的复杂系统

工程,仅依靠政府承担“兜底”责任难以满足海洋生态修复补偿的需求,需要动员全社会力量参与。目前,吸引社会资本参与生态修复成为经济激励型修复补偿的重要路径,围绕构建“谁修复、谁受益”的生态修复市场机制,鼓励和支持社会资本参与生态修复项目全过程。通过自主投资、与政府合作、公益参与等方式,政府可以将一定数量和期限的资源使用权、经营权及其关联权益赋予社会资本,以支持其在保障生态效益的前提下通过生态修复实现自身经济收益^[53]。针对海洋生态系统的修复等问题,可以探索政府与社会资本合作模式(PPP)和生态环境导向的开发模式(EOD)融合发展,在保持海岛原有自然资源及历史人文遗迹的同时,尝试引入社会资本对受损无居民海岛等进行生态修复,并适度开展生态化开发利用。同时,加强与生态产品价值实现机制等改革协同,创新激励机制、支持政策和投融资模式,激发市场活力,推动生态修复高质量发展。

第三,开展海洋生态修复工程效果监测与评价。实施生态修复补偿后,效果是怎样的?是否达到了生态基线服务水平和政策的预期目标?对完成后的海洋生态修复工程进行效果评估有助于提高修复项目成功率、避免伪修复和形式主义修复问题,在国家有序开展海洋生态修复重大工程的背景下,亟须开展海洋生态修复效果监测与评价工作。一是明确海洋生态修复补偿效益的评估主体,为确保生态环境修复质量和评估科学性,可由政府部门委托专业的中介机构开展修复工程竣工评估和后评估。同时,相关政府部门可收取一定的滞纳金留待若干年后进行修复效益评估,保证生态修复效益评估的顺利开展。二是制定海洋生态修复补偿效益评估技术标准,规定生态修复效益评估的原则、基本流程、评价指标及方法等要求,规范生态环境损害修复效果后评估工作,发挥结果导向作用,确保生态环境得到及时有效修复。三是建立统一的海洋生态监测和评价数据库,定期开展阶段性动态监测评估,夯实海洋生态修复补偿效益评估的基础数据,比较和分析不同类型、不同规模的修复工程综合效益,促进海洋生态修复工程的考核和验收管理。

厘清海洋生态修复补偿遵循的生态等效原则,并建立实现生态等效的核算方法和实施路径,既是在理论层面对生态修复补偿方法的探索,也为相关学者及政府部门如何基于生态等效原则确定生态修复补偿标准、落实生态修复补偿实施路径等实践层面提供管理思路。但海洋生态修复补偿的制度和有效落实远比设想的复杂困难,例如,修复和受损资源或生境如果不能实现完全替代,如何使用合适的补偿比率评估修复规模以保证修复补偿的质量仍需要进一步研究;另外,生态修复往往是生态产品价值实现的前提和基础,而生态产品价值实现又可以促进社会资本向生态修复聚集,如何将市场化开展生态修复路径与生态产品价值实现机制相联系也有待深入探讨。因此,未来仍需要结合中国管理实践经验,继续开展海洋生态修复补偿的相关研究,为中国今后制定和开展海洋生态修复管理提供科学参考。

参考文献(References):

- [1] Rangel-Buitrago N, Neal W J, Bonetti J, Anfuso G, de Jonge V N. Vulnerability assessments as a tool for the coastal and marine hazards management: an overview. *Ocean & Coastal Management*, 2020, 189: 105134.
- [2] 牛坤玉, 於方, 张红振, 齐霁. 自然资源损害评估在美国: 法律、程序以及评估思路. *中国人口·资源与环境*, 2014, 24(S1): 345-348.
- [3] 李京梅, 刘娟. 海洋生态修复: 概念、类型与实施路径选择. *生态学报*, 2022, 42(4): 1241-1251.
- [4] Cairns J. *The Recovery Process in Damaged Ecosystems*. Ann Arbor: Ann Arbor Science Publishers, 1980.
- [5] 郭晓燕. 中国生态修复的进展与前景. 北京: 经济科学出版社, 2017: 26-27.
- [6] Mazzotta M, Opaluch J, Grigalunas T. Natural resource damage assessment: the role of resource restoration. *Natural Resources Journal*, 1994, 34: 153-178.
- [7] Josefsson H. The environmental liability directive, the water framework directive and the definition of 'water damage'. *Environmental Law Review*, 2018, 20(3): 151-162.
- [8] Roach B, Wade W W. Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis. *Ecological Economics*, 2006, 58(2): 421-433.
- [9] 李永洁, 王鹏, 肖荣波. 国土空间生态修复国际经验借鉴与广东省实施路径. *生态学报*, 2021, 41(19): 7637-7647.
- [10] 曾晨, 程铁蛟, 吕天宇. 基于生态系统健康的国土空间生态修复分区——以长江中游城市群为例. *自然资源学报*, 2022, 37(12): 3118-3135.
- [11] 曹宇, 王嘉怡, 李国煜. 国土空间生态修复: 概念思辨与理论认知. *中国土地科学*, 2019, 33(7): 1-10.
- [12] 李永祺, 唐学玺, 张鑫鑫, 童欣. 退化海洋生态系统修复相关概念与修复模式的探讨. *中国海洋大学学报: 自然科学版*, 2024, 54(11): 1-9.
- [13] 李京梅, 侯怀洲, 姚海燕, 王晓玲. 基于资源等价分析法的海洋溢油生物资源损害评估. *生态学报*, 2014, 34(13): 3762-3770.
- [14] 李京梅, 王晓玲. 基于生境等价分析法的胶州湾湿地围垦生态损害评估. *资源科学*, 2013, 35(1): 59-65.

- [15] 张继伟,袁征,王金坑.基于生境等价分析法的溢油生态损害评估.中国人口·资源与环境,2015,25(S1):162-166.
- [16] 钱伟,冯建祥,宁存鑫,朱小山,王秋丽,蔡中华.近海污染的生态修复技术研究进展.中国环境科学,2018,38(5):1855-1866.
- [17] 何帅,段晓伟,郝林华,夏涛,李晓莉,陈尚.面向管理的海洋修复工程生态绩效考核指标体系构建研究.中国环境管理,2021,13(2):47-54.
- [18] 陈妍,周妍,包岩峰,周旭,苏香燕.山水林田湖草沙一体化保护和修复工程综合成效评估技术框架.生态学报,2023,43(21):8894-8902.
- [19] 赖敏,欧阳玉蓉,吴耀建,戴娟娟,方婧,傅世锋.面向区域层面的海洋生态修复综合效益评估指标体系.生态学报,2024,44(16):6965-6975.
- [20] 潘静云,章柳立,李挚萍,陈绵润.陆海统筹背景下我国海洋生态修复制度构建对策研究.海洋湖沼通报,2022,44(1):152-159.
- [21] Gelot S, Bigard C. Challenges to developing mitigation hierarchy policy: findings from a nationwide database analysis in France. Biological Conservation, 2021, 263: 109343.
- [22] Maron M, Hobbs R J, Moilanen A, Matthews J W, Christie K, Gardner T A, Keith D A, Lindenmayer D B, McAlpine C A. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. Biological Conservation, 2012, 155: 141-148.
- [23] Dunford R W, Ginn T C, Desvousges W H. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. Ecological Economics, 2004, 48(1): 49-70.
- [24] Butler D W. Planning iterative investment for landscape restoration: Choice of biodiversity indicator makes a difference. Biological Conservation, 2009, 142(10): 2202-2216.
- [25] Cole S G. Equity over efficiency: a problem of credibility in scaling resource-based compensation? Journal of Environmental Economics and Policy, 2013, 2(1): 93-117.
- [26] Rohal M, Ainsworth C, Luper B, Montagna P A, Paris C B, Perlin N, Suprenand P M, Yoskowitz D. The effect of the Deepwater Horizon oil spill on two ecosystem services in the Northern Gulf of Mexico. Environmental Modelling & Software, 2020, 133: 104793.
- [27] Martin-Ortega J, Brouwer R, Aiking H. Application of a value-based equivalency method to assess environmental damage compensation under the European Environmental Liability Directive. Journal of Environmental Management, 2011, 92(6): 1461-1470.
- [28] 崔丽娟,雷茵茹,张曼胤,李伟.小微湿地研究综述:定义、类型及生态系统服务.生态学报,2021,41(5):2077-2085.
- [29] Balmford A, Bond W. Trends in the state of nature and their implications for human well-being. Ecology Letters, 2005, 8(11): 1218-1234.
- [30] Robertson M M. The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. Geoforum, 2004, 35(3): 361-373.
- [31] 迁婕,李京梅.美国“湿地信用”评估与交易及对中国湿地修复的启示.资源科学,2021,43(9):1918-1931.
- [32] 李文华.生态系统服务功能价值评估的理论、方法与应用.北京:中国人民大学出版社,2008:1-7.
- [33] Strange E, Galbraith H, Bickel S, Mills D, Beltman D, Lipton J. Determining ecological equivalence in service-to-service scaling of salt marsh restoration. Environmental Management, 2002, 29(2): 290-300.
- [34] Jacob C, Buffard A, Pioch S, Thorin S. Marine ecosystem restoration and biodiversity offset. Ecological Engineering, 2018, 120: 585-594.
- [35] Thur S M. Refining the use of habitat equivalency analysis. Environmental Management, 2007, 40(1): 161-170.
- [36] 李京梅,李宜纯.生境和资源等价分析法国外研究进展与应用.资源科学,2019,41(11):2059-2070.
- [37] Desvousges W H, Gard N, Michael H J, Chance A D. Habitat and resource equivalency analysis: a critical assessment. Ecological Economics, 2018, 143: 74-89.
- [38] Pavanelli D D, Voulvoulis N. Habitat Equivalency Analysis, a framework for forensic cost evaluation of environmental damage. Ecosystem Services, 2019, 38: 100953.
- [39] Viehman S, Thur S M, Piniak G A. Coral reef metrics and habitat equivalency analysis. Ocean & Coastal Management, 2009, 52(3/4): 181-188.
- [40] Moilanen A, Van Teeffelen A J A, Ben-Haim Y, Ferrier S. How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. Restoration Ecology, 2009, 17(4): 470-478.
- [41] Stein E D, Tabatabai F, Ambrose R F. Profile: Wetland mitigation banking: a framework for crediting and debiting. Environmental Management, 2000, 26(3): 233-250.
- [42] Duffield J, Neher C, Patterson D. Estimating compensation ratios for tribal resources within a habitat equivalency framework. Ecological Economics, 2021, 179: 106862.
- [43] Vaissière A C, Levrel H, Hily C, Le Guyader D. Selecting ecological indicators to compare maintenance costs related to the compensation of damaged ecosystem services. Ecological Indicators, 2013, 29: 255-269.
- [44] 于淑玲,崔保山,白军红,解成杰.基于物质质量的滨海湿地生态补偿理论研究及政策建议.农业资源与环境学报,2020,37(4):453-460.
- [45] 宋国君.环境政策分析.北京:化学工业出版社,2008:32-33.
- [46] Bendor T. A dynamic analysis of the wetland mitigation process and its effects on no net loss policy. Landscape and Urban Planning, 2009, 89(1/2): 17-27.
- [47] 邵琛霞.从保护到经营:美国湿地保护交易制度及其启示.中国土地科学,2014,28(1):68-74.
- [48] Hrabanski M. The biodiversity offsets as market-based instruments in global governance: Origins, success and controversies. Ecosystem Services, 2015, 15: 143-151.
- [49] 谭蕾,杨桂山,苏伟忠.流域市场化生态补偿研究进展与展望.地理科学,2022,42(7):1218-1228.
- [50] 李京梅,张慧敏,王娜.生物多样性产品价值实现的路径与制度安排——国外生物多样性银行经验借鉴与启示.生态学报,2023,43(1):198-207.
- [51] 赵晓宇,李超.“生态银行”的国际经验与启示.国土资源情报,2020(4):24-28.
- [52] Lowell K, Drohan J, Hajek C, Beverly C, Lee M. A science-driven market-based instrument for determining the cost of environmental services: a comparison of two catchments in Australia. Ecological Economics, 2007, 64(1): 61-69.
- [53] 国务院办公厅.国务院办公厅关于鼓励和支持社会资本参与生态保护修复的意见.(2021-10-25)[2023-12-06].https://www.gov.cn/gongbao/content/2021/content_5654771.htm.