

DOI: 10.5846/stxb202210022802

李晓文, 吕江涛, 智烈慧, 梁芳源, 裴元生, 李迎霞, 孟耀斌, 廖丹琦, 穆泳林. 基于“目标-成本-效益”协同优化的山水林田湖草沙一体化生态保护与修复格局. 生态学报, 2023, 43(9): 3625-3635.

Li X W, Lü J T, Zhi L H, Liang F Y, Pei Y S, Li Y X, Meng Y B, Liao D Q, Mu Y L. Optimization of integrated ecological conservation and restoration pattern by trading off the targets, costs, and ecological benefits. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(9): 3625-3635.

基于“目标-成本-效益”协同优化的山水林田湖草沙一体化生态保护与修复格局

李晓文^{1,*}, 吕江涛¹, 智烈慧^{1,2}, 梁芳源^{1,3}, 裴元生¹, 李迎霞¹, 孟耀斌⁴, 廖丹琦¹, 穆泳林^{1,5}

1 北京师范大学环境学院, 北京 100875

2 河北工程大学, 地球科学与工程学院, 邯郸 056038

3 生态环境部南京环境科学研究所, 南京 210018

4 北京师范大学国家安全与应急管理学院, 北京 100875

5 自然资源部国土整治中心, 北京 100035

摘要:当前以“山水林田湖草沙一体化保护与修复”为代表的国土空间生态修复工程已在全国范围内陆续开展,但相关规划的理论和方法支撑仍较为薄弱,如何确定合理的保护修复目标,并对生态保护与修复格局进行整合优化,是实现山水林田湖草沙一体化保护与修复规划需要解决的关键问题。基于系统保护规划理论和方法,初步构建了基于“目标-成本-效益”协同优化的一体化保护修复规划构架,以大兴安岭中段嫩江-哈拉哈河源头区为例,依托空间优化模型(Marxan)对一体化保护修复格局进行了优化模拟,结果表明:(1) 绰尔河流域的生态系统保护优先级最高,其次是哈拉哈河流域和洮儿河流域,最后是霍林河流域。当预算不足时,优先保护绰尔河流域可以最大限度的提升研究区内的生态系统服务功能;(2) 当优化目标低于 50%,优化格局中以林地保护和草地保护为主,需要修复格局规模较小,当优化目标比例超过 50%,需要采取生态修复的面积明显增加。随着优化目标比例的提升,优化格局所需面积越来越大,优化后区域中各类生态系统服务功能均有所提高;(3) 依据目标-成本-效益曲线,60%的保护修复水平(即 1980—2020 年退化损失的生态系统服务的 60%)为最高效的保护修复目标,所需生态保护修复总成本为 50.6 亿,但产生的生态效益可达为 66.4 亿;(4) 60%目标水平下,需要林地、草地和湿地保护面积分别为 20400.27 km²、11919.45 km²和 25.23 km²;林地、草地和湿地修复面积分别为 272.18 km²、1695.23 km²和 3.71 km²,分别占 1980—2020 年期间林地、草地和河湖湿地退化消失比例 40.9%、23.5%和 6.3%。本研究提出的一体化生态保护修复格局整合优化方法可以确定不同目标和成本约束下,获取最佳综合生态效益的生态保护与修复实施策略和优化布局,为山水林田湖草沙一体化生态保护修复规划相关理论和方法提供一定的科学支撑。

关键词:一体化保护修复;系统保护规划;“目标-成本-效益”协同优化;大兴安岭

Optimization of integrated ecological conservation and restoration pattern by trading off the targets, costs, and ecological benefits

LI Xiaowen^{1,*}, LÜ Jiangtao¹, ZHI Liehui^{1,2}, LIANG Fangyuan^{1,3}, PEI Yuansheng¹, LI Yingxia¹, MENG Yaobin⁴, LIAO Danqi¹, MU Yonglin^{1,5}

1 School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

2 School of Earth Science and Engineering, Hebei University of Engineering, Handan 056038, China

基金项目:国家自然科学基金项目(32171572)

收稿日期:2022-10-02; 采用日期:2023-03-22

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lixw@bnu.edu.cn

3 *Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210018, China*

4 *School of National Safety and Emergency Management, Beijing Normal University, Beijing 100875, China*

5 *Land Remediation Center of the Ministry of Natural Resources, Beijing 100035, China*

Abstract: Although Terrestrial Ecological Restoration (TER) projects have been advocated and carried out across the China's mainland in recent years, the underlying scientific theory and methodology are still urgently needed to reduce uncertainties in target setting, site selection for conservation & restoration, and cost-benefit evaluation. How to determine reasonable conservation and restoration objectives and to integrate and optimise ecological conservation and restoration patterns are key issues that need to be addressed in order to achieve Terrestrial Ecological Restoration. This paper initially attempted to develop a theoretic and methodological TER framework for integrating conservation and restoration pattern based on the principle of Systematic Conservation Planning, demonstrating by a case study in the central part of the Great Xing'an Mountains. The results show that: (1) The Chao'er River Basin exhibited the highest conservation priority, followed by the Halaha and Taoyer river basins, hence prioritizing conservation of Chao'er River Basin could maximize ecosystem services in case of insufficient budget. (2) When the target setting was below 50% (i.e., mitigating 50% of the loss in total ecosystem service during 1980—2020), the prioritized pattern would mainly focus on forestland & grassland ecosystem conservation with a small-scale restoration pattern. With the target level exceeding 50%, the area needed to be restored would increase significantly. With the proportion of targets for optimisation increased, the area required to optimise the pattern became larger, and ecosystem services were improved in the optimised area compared to the current situation. (3) According to the target-cost-benefit curve, the optimized target level was identified at 60% for the ecosystem conservation and restoration in the central part of the Great Xing'an Mountains (i.e., making up 60% of the total ecosystem service lost during 1980—2020). (4) Under the target level of 60%, the cost of conservation and restoration was 5.06 billion yuan, and the ecological benefits generated were 6.64 billion yuan. The prioritized area of forestland, grassland and wetland to be conserved were identified at 20400.27 km², 11919.45 km², and 25.23 km². The prioritized area of forestland, grassland, and wetland to be restored were identified at 272.18 km², 1695.23 km², and 3.71 km², accounting for 40.9%, 23.5%, and 6.3% of potential restorable forestland, grassland and riverine & lacustrine wetlands (i.e., areal loss between 1980—2020), respectively. Based on trading off "target-cost-benefit", this integrated conservation and restoration planning provides an operational framework to measure priorities between conservation and restoration actions, and highlights the necessity to optimize allocation of limited resources by integrating the two approaches cost-efficiently.

Key Words: integrated conservation and restoration; systematic conservation and restoration planning; Target-Cost-Benefit tradeoffs; Great Xing'an Mountains

生态保护与修复是维持生态系统服务必不可少的两类措施,由于生态修复往往需要采取一定工程措施,付出较高的社会经济代价,故被视为生态保护的辅助性手段^[1-3]。近年来,不同时空尺度上如何整合保护与修复措施获取最佳综合生态效益等相关研究开始得到学术界的关注,但相关案例仍然十分欠缺^[4-6]。实际上,同一区域保护和修复的生态系统往往具备生态系统结构与功能的关联,协同发挥着区域生态安全屏障的功能。因此,生态修复不应仅限于局域、小尺度生态系统修复,同时还应考虑区域、大尺度上修复布局对所处生态系统结构和功能完整性的贡献,以及修复格局对受损区域之外生态系统服务功能提升的潜在溢出效应^[7-10]。当前的生态保护修复规划研究尚未充分考虑生态保护与修复空间格局的耦合效应,因此,如何基于区域生态功能提升优化阐明保护与修复空间格局的耦合效应是当前生态保护与修复规划研究所关注的科学问题。

随着《山水林田湖草生态保护修复工程指南》(2020 试行)和《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划(2021—2035 年)》等相继颁布,在宏观政策引导下,国土空间生态保护修复逐渐从单点、单要素、单一

过程的保护修复转向全域、多要素、复合过程的山水林田湖草沙生命共同体一体化保护修复与综合治理^[11-13]。然而,当前以“山水林田湖草沙一体化保护与修复”为代表的国土空间生态修复规划相关研究主要关注生态问题诊断、修复空间识别和工程布局等方面,欠缺对生态保护与修复两者生态效益及空间格局一体化有机整合的考虑,以及“保护修复目标-社会经济成本-生态环境效益”之间权衡与协同优化,导致工程建设的目标设定及效益评估均存在一定的主观性和不确定性,也难以体现“山水林田湖草沙一体化保护和修复”理念的系统性、整体性^[14-16]。因此,具体实践中,如何从区域生态系统协同优化的角度科学规划山水林田湖草沙一体化保护与修复,构建区域生态安全格局,也已成为科学开展国土空间生态系统修复的关键问题^[17-18]。

系统保护规划是当前生物多样性保护领域的主流方法之一,已被广泛应用于保护区的设计和保护的实践中^[19]。系统保护规划解决了保护目标与其所消耗的资源之间冲突的问题,追求利用最小的成本来实现最大程度的生物多样性保护,在实现保护目标的同时,其划定的各优先保护区及其保护的物种具有互补性、充分性、代表性、高效性和连通性的特点^[20-22]。该理论方法强调从整体性的角度实现对目标的全面保护,通过量化、评估不同地块的保护目标和保护成本,优化整个区域开展生态保护与修复的资源配置,最终通过构建生态保护网络体系对区域生态保护格局进行优化。系统保护规划因其先进的规划理念,近年来,也有许多学者将其应用到修复规划的案例^[23-29]。

针对生态保护与修复规划理论和我国当前国土空间生态修复实践需求,本研究以大兴安岭中央段(嫩江-哈拉哈河源头区)为案例区,基于系统保护规划的理论方法构架,提出了山水林田湖草沙一体化保护修复格局优化的方法框架:即充分考虑“保护修复目标-社会经济成本-生态环境效益”之间权衡与协同,建立共同优化目标下一体化保护与修复空间格局,以最小的社会经济代价,通过保护修复提升区域综合生态系统服务价值,从而实现山水林田湖草沙一体化保护和修复目标、成本、效益和格局的综合优化。

1 研究区概况

研究区位于内蒙古自治区东北部、大兴安岭山脉中段向松嫩平原过渡区(图 1),地理坐标东经 117°59′—123°38′,北纬 44°49′—48°35′,行政区划上包括内蒙古兴安盟全境和呼伦贝尔市新巴尔虎左旗、新巴尔虎右旗和牙克石林管局等部分地区,总面积为 6.28 万 km²。研究区地处大兴安岭山脉中段,西接蒙古草原、呼伦贝尔草原、锡林郭勒草原,南临科尔沁草原,东接松嫩平原,年降水量为 270—560 mm、年均气温-3.2—5.6℃,年均日照时数 2580—3120 h,年均蒸发量 1100—2300 mm,为北方半湿润与半干旱区的过渡区以及典型的农牧交错带^[30-31]。该区域为我国东北重要河流嫩江以及中蒙界河-哈拉哈河的河源区,有大小河流 260 多条,其中

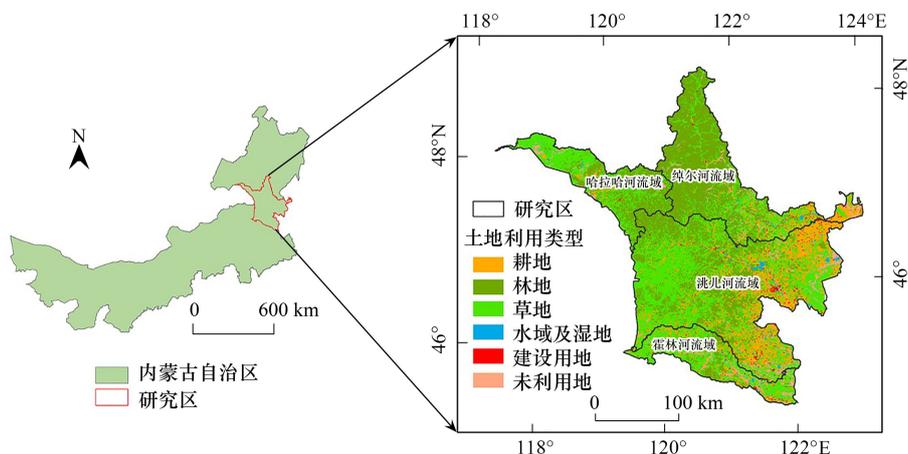


图 1 研究区区位和土地利用现状

Fig.1 The geographic position and land use map of the study area

嫩江河源区又包括洮儿河、绰尔河和霍林河等亚流域单元。自然生态系统类型主体为森林、草地、沙地和湿地。研究区位于我国“东北森林带”和“北方防沙带”交汇区,长期以来,受农牧业等人类活动和气候变化的共同影响,该区域林地、草地和湿地为主体的自然生态系统遭受了较为严重的破坏,引发了森林水源涵养功能弱化、草地退化沙化、黑土地水土流失和河湖湿地萎缩等生态退化问题,亟需开展系统的生态保护修复工作^[32-35]。

2 研究方法

2.1 潜在保护修复格局识别

尽管国家层面大规模退耕还林还草等政策已经成为历史,但研究区处于大兴安岭东麓与东北黑土区西缘交界处,地形起伏、土质疏松,长期垦殖形成了大面积坡耕地。加之雨季集中,导致局部侵蚀沟密布和水土流失不断加剧,对东北黑土地西缘生态安全造成严重威胁,已成为东北黑土区水土流失治理的重点区域之一。因此,通过退耕还林、退耕还草及退耕还湿等措施强化水源涵养、水土保持和防风固沙等生态功能仍为研究区生态修复的关键措施。

实地调研和历史资料表明:自 20 世纪 80 年代以来,随着研究区农牧交错带农业的转型发展,土地开垦强度显著加剧,导致低山丘陵区大量林地和草地被耕地侵占,故将区域自然生态系统发生显著干扰破坏开始的时间节点 1980 年作为参照时间节点。从生态系统格局演变角度,分析对比 1980—2020 年土地利用/土地覆盖类型变化,将林地、草地和湿地等主要自然生态类型被农业开发和城市扩展等侵占区域判识为生态系统受损区,建设用地由于不具备生态修复可行性,故被排除在潜在修复区识别范围之外。将受损区中现状(2020 年)土地利用类型为耕地的区域识别为潜在修复区域,而修复目标则为该区域原本的植被类型。由此,潜在保护生境、潜在修复生境共同构成了潜在保护修复格局(图 2)。研究中使用的 1980 年及 2020 年土地利用/土地覆盖 GIS 栅格数据源自中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn/>),空间分辨率为 1 km×1 km,可以满足研究所需精度要求。

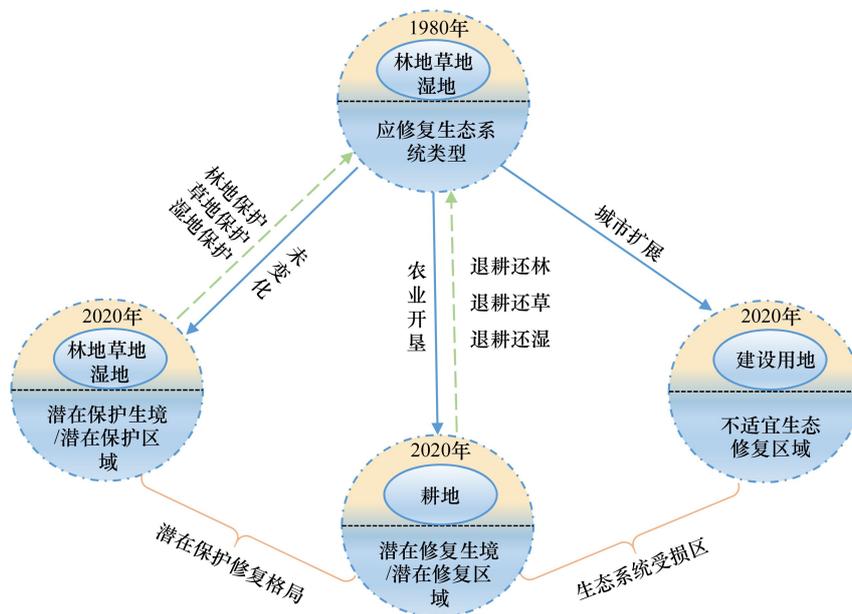


图 2 确定潜在保护修复格局示意图

Fig.2 Schematic of identified potential conservation and restoration pattern

2.2 一体化保护修复格局优化对象

依据研究区面临主要生态环境问题,选择生境质量、水源涵养、土壤保持、防风固沙和碳汇五种主要生态

系统服务功能设定为一体化保护修复格局优化的对象。其中,土壤保持和生境质量的计算由 InVEST 模型中的土壤保持和生境质量模块模拟得到^[36],水源涵养依据水量平衡方程计算^[37],碳汇功能采用净生态系统生产力(Net ecosystem productivity, NEP)表征^[38],防风固沙功能依据修正风蚀方程模型 RWEQ 定量计算侵蚀量后得到^[39]。在现状生态服务功能计算之后,将应修复生态系统类型(森林、草地和湿地)的生态服务功能均值赋值给潜在修复生境,确定潜在保护修复格局下受损区 100% 修复后的生态服务功能。为强调评价单元的自然属性特征,同时兼顾生态保护与修复格局的水系水文过程的连接性和整体性,本研究选择以集水单元作为评价单元,利用 ArcHydro 工具处理 DEM 数据,将研究区划分为 368 个流域单元^[40]。

2.3 保护修复成本

保护/修复成本包括补偿成本和直接工程成本。补偿成本即国家通过相关政策调节和补偿相关者的经济损失,工程成本为进行生态修复所需的各种原材料、人力和技术成本。对于需要保护的地区,湿地、林地和草地的就地保护成本中的补偿成本默认为零,其工程成本参考自然保护区经费投入^[41]。修复区补偿成本参考国家发改委发布的生态补偿相关文件^[42],工程成本则参考相关的工程实施资料,整理计算得到各修复措施单位面积的工程成本:退耕还林为 18000 元/hm²,退耕还草为 12750 元/hm²,退耕还湿为 15000 元/hm²。

2.4 基于“目标-成本-效益”一体化保护修复格局优化模拟

本研究基于国际主流的系统保护规划理论和方法(Systematic Conservation Planning),提出“目标-成本-效益”协同的一体化生态保护与修复格局优化构架(图 3),依托采用“退火”算法(Annealing algorithm)的空间格局优化模型—Marxan,考虑保护修复目标的空间格局不可替代性及规划单元的连通性,设定 10%—90% 连续的保护修复目标比例,通过权衡保护修复的目标和社会经济成本,确定各比例下生态系统服务类型多样、功能突出且保护代价相对最低的区域作为生态系统功能优化格局^[20-22]。以最小的社会经济成本最大程度维持生态系统服务功能是一体化生态保护修复格局优化的目标^[29],基于 Marxan 优化的目标函数如下:

$$\text{Objectivefunction} = \sum_{\text{ConPUs}} \text{Cost} + \sum_{\text{ResPUs}} \text{Cost} + \text{FPF} \sum_{\text{ConFTRs}} \text{FTRsPenalty} + \text{SPF} \sum_{\text{ResFTRs}} \text{FTRsPenalty} + \text{BLM} \sum_{\text{PUs}} \text{Boundary}$$

目标方程由三大部分组成,即成本(Cost, 保护成本和修复成本)、优化对象价值(FTRs, 生态系统服务功能)、惩罚值(FTRsPenalty, 保护价值和修复价值惩罚值)和边界长度(Boundary, 相邻优化单元的边界长度)。式中:ConPUs(Conservation Planning Units)为保护规划单元、ResPUs(Restoration Planning Units)为修复规划单元;FPF 表示五种生态系统功能的重要性,在本研究中认为其同等重要;BLM(Boundary Length Modifier)为边

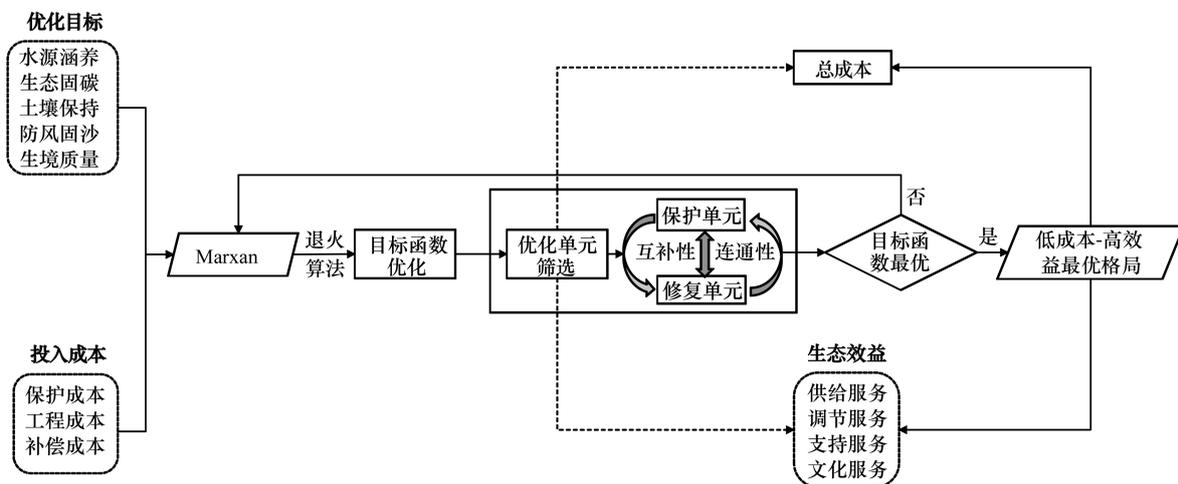


图 3 基于“目标-成本-效益”一体化保护修复格局优化模拟技术路线

Fig.3 The methodological framework to optimize integrated conservation and restoration pattern

界长度调整因子,该值越大,则边界长度越短,越有利于流域单元之间的连通,同时提高了管理和保护效率,但成本可能会相应的提高,将边界长度和总规划成本进行敏感分析,可确定最佳的 BLM 值;SPF (Species Penalty Factor) 为惩罚因子,本研究认为五种生态系统服务同等重要,将其设定为统一值。

一体化保护修复的模拟过程如下:将设置好的目标和 2.3 章节中的措施成本输入模型 Marxan 中,模型通过比较保护单元和修复单元对应的成本花费、生态系统服务价值来优化目标函数,模型会按照系统性和连通性的原则去筛选优化单元,模型反复迭代运行,直至目标函数最优。在不断优化的过程中,总成本和生态效益也会随着优化单元的选择而发生变化。当优化目标函数达到最优时,模型停止运行,此时得到的格局即是该目标下最优的格局,该格局能以最小的成本实现保护修复的目标,并获得较高的生态效益。整个过程中,目标是设定值,总成本和生态效益则依托 Marxan 中优化单元的不断迭代发生变化,实现“目标-成本-效益”三者的协同优化。

依据修正的价值当量因子评估方法^[43],本研究估算了现状及各保护修复比例下研究区的供给、调节、支持和文化四大类生态系统服务的价值总量,用其差值表征生态效益,生态效益与成本的比值作为生态效益盈余率。由于社会经济成本会随着保护修复比例的增加而上升,可以通过不同比例目标下(10%—90%)成本-效益的敏感性分析来评估相对合理的保护修复目标水平,进而可确定一体化整合的保护与修复优化格局。再与现状土地利用/土地覆盖进行叠置对比,即可确定林地、草地与湿地优先保护格局,以及林地修复(退耕还林)、草地修复(退耕还草)和湿地修复(退耕还湿)等修复措施的优先格局。

3 结果与分析

3.1 潜在修复格局

研究区主要生态系统类型林地、草地和湿地的潜在修复区相对集中在农牧业等人类活动比较强烈的洮儿河流域和霍林河流域(图 4)。潜在修复格局显示大面积集中连片分布着草地潜在修复区域,零星分布着林地和湿地的潜在修复区域,其中草地修复面积最大(7198.13 km²),其次为林地修复格局(664.06 km²),湿地修复格局面积最低(58.77 km²)。大面积草地潜在修复格局与 40 年来农牧业发展,特别是黑土区耕地扩展导致草地生态系统被侵占和破坏密切相关。大兴安岭森林资源在 1980—2000 年期间商业采伐导致的面积减损较为突出,作为重点林区,自 1998 年实施天然林保护工程之后,森林资源商业采伐已经完全停止,转向森林资源管护,近 20 年尽管森林资源保护进展显著,但仍未达到 1980 参照生态系统水平,还需要进一步开展森林生态系统修复。同时,项目区为半干旱半湿润区域,湿地本底资源相对贫乏,加之基于公里格网的土地利用/土地覆盖数据会损失一些细小湿地斑块分布信息,导致所识别的潜在湿地修复面积偏低。

3.2 基于“目标-成本-效益”协同优化的一体化保护修复格局

10%—50%的生态系统服务功能的优化目标比例下,优化格局以林地保护为主,当优化比例超过 50%时,草地保护的面积逐渐增大。这说明在以经济投入最小为约束条件时,应优先以保护林地为主(图 5 和图 6)。另外,当优化比例超过 30%时,在林地和草地尚未完全保护的情况下,林地修复和草地修复已经开始出现在优化格局中,这说明林地修复和草地修复虽然成本很高,但对整体生态系统服务功能的持续提升仍具有不可替代性。同样,优化比例超过 30%时,湿地生态系统修

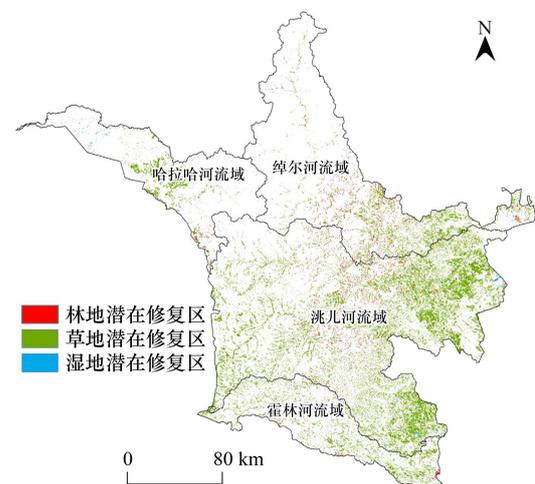


图 4 研究区生态系统潜在修复格局

Fig.4 Identified potential restoration area for natural ecosystem in the study area

复格局开始出现,当优化比例超过 60%时,需要进行湿地生态修复的面积显著增加。但总体而言,由于湿地资源总体贫乏,其保护与修复对区域生态系统服务功能提升总体贡献不显著。

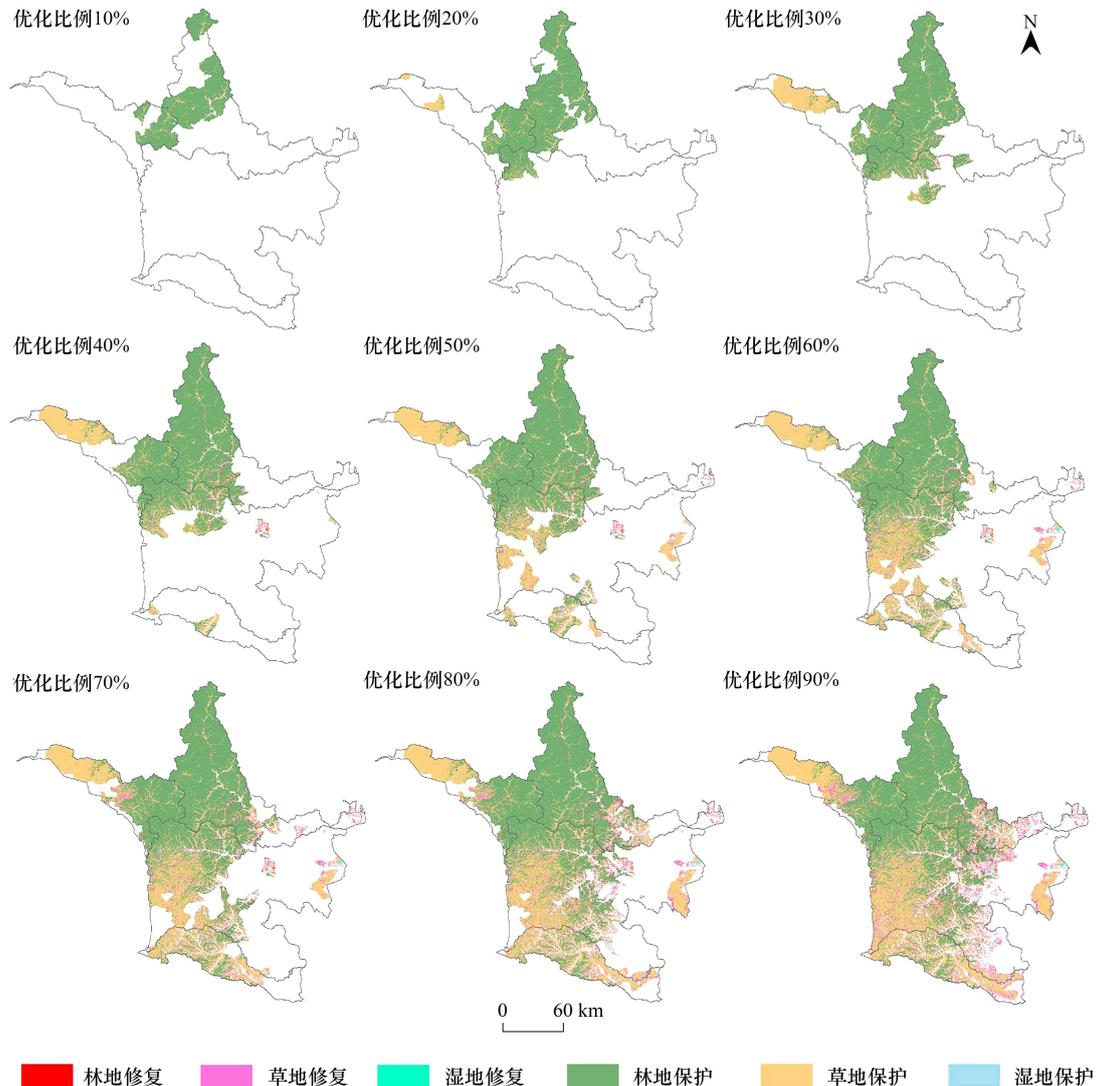


图 5 不同目标水平下(10%—90%)生态系统一体化保护修复协同优化格局

Fig.5 Optimized integrated conservation and restoration patterns under different target levels (10%—90%)

目标-成本-效益曲线(图 7)表明:随着优化目标比例提升,所需成本、生态效益及其盈余率都显著提升。当优化目标为 10%时,需投入的保护成本较低,所需资金仅为 9300 万;当优化目标为 90%时,则需要 136 亿。同时,当优化比例小于 40%时,保护修复产生的生态系统服务价值和成本之间并没有太大的差距,该目标水平下保护修复的生态效益较低。当优化比例超过 40%时,保护修复所产生的生态系统服务价值明显增加,并随着优化比例的提升,逐渐拉开与成本的差距,此时保护修复的生态效益也显著升高,当优化比例为 90%时,所获取的生态效益最高,为 57.8%。

通过对目标-成本-效益曲线进行敏感性分析发现,当优化目标超过 60%时,成本曲线的斜率显著上升,此时生态效益曲线的斜率开始变缓。基于成本-效益与保护修复目标之间的关系,可以判断对生态系统服务功能最佳的保护修复目标为 60%。此目标下,需要成本 50.6 亿,产生的生态效益为 66.4 亿,生态效益盈余率为 31%,生态系统服务的提升率为 5.8%。需要林地、草地和湿地保护的面积分别为 20400.27 km²、11919.45 km²

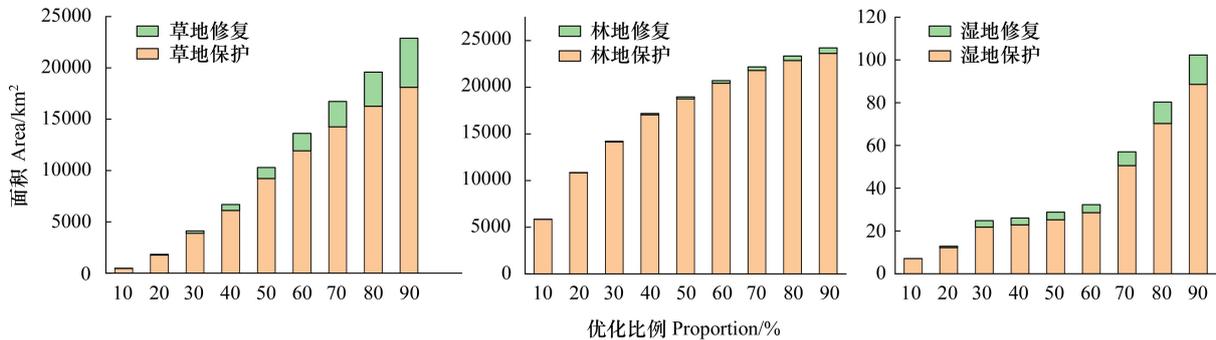


图 6 不同目标水平下(10%—90%)一体化生态保护修复优化格局内林地、草地和湿地保护修复面积比较

Fig.6 Comparing the conservation versus restoration area for forestland, grassland and wetlands within optimized integrated conservation and restoration pattern under different target levels (10%—90%)

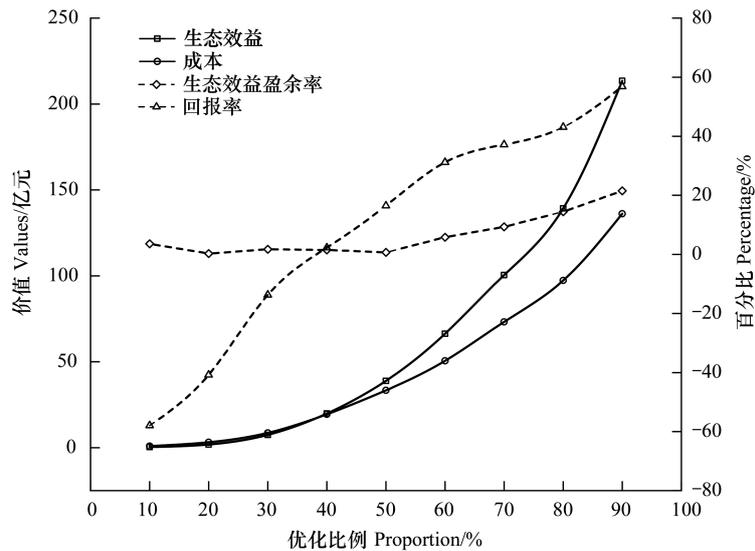


图 7 一体化生态保护与修复目标-成本-效益曲线

Fig.7 The "target-cost-benefit" curve

和 25.23 km²;需要林地、草地和湿地修复(退耕还林、还草、还湿)的面积分别为 272.18 km²、1695.23 km²和 3.71 km²,为 1980—2020 年期间林地、草地和湿地退化消失的 40.9%、23.5%和 6.3%。随着优化目标比例的提升,与现状相比,优化格局所需面积越来越大,优化后区域中各类生态系统服务功能均有所提高(图 8)。在 60%的保护修复目标下,与现状相比,研究区的防风固沙服务功能增长了 0.02 t/ha,水源涵养增加了 0.35 mm,碳汇增加了 0.86 t/km²,土壤保持增加了 60.89 t/km²。

3.3 保护修复优化格局及其实施措施

基于 60%目标水平的优化格局表明(图 5):林地的保护与修复的重点区域均在绰尔河流域,需要通过建立新保护区、森林公园等的形式强化绰尔河源头区森林资源保护,并针对中下游区域的坡耕地开展退耕还林,从而强化流域水源涵养功能,控制耕地扩展引发的水土流失;草地保护与修复的关键区域在洮儿河流域,通过控制超载放牧,维持草蓄平衡等措施强化流域中游草场(如乌兰毛都草原)的保护管理,并对中下游坡耕地实施退耕还草,修复草地生态系统,控制土壤侵蚀沙化;湿地保护与修复的关键区域在哈拉哈河流域,通过强化源头区河流湿地保护,中游河道两侧退耕,提升中蒙界河-哈拉哈河源头区水源涵养、水土保持等生态系统服务功能。同时,当优化比例较低时(10%—30%),整个优化格局以林地和草地保护为主,且大部分位于绰尔河

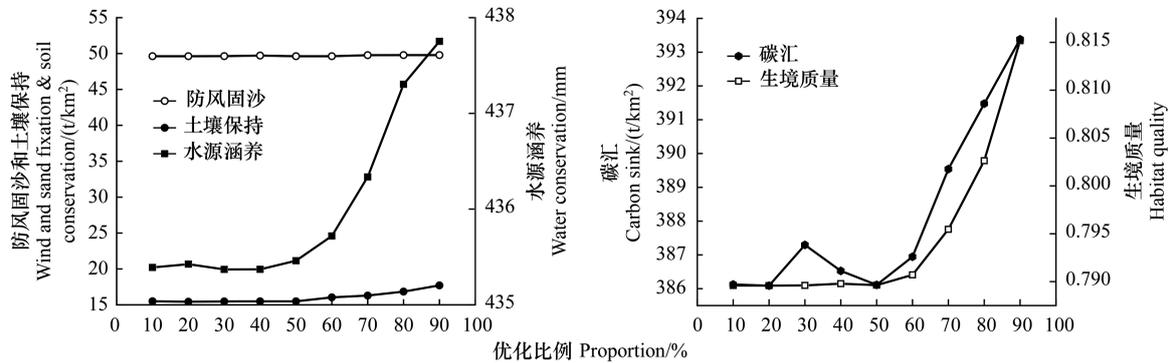


图 8 不同目标优化下的区域中各类生态系统服务功能大小

Fig.8 Values of ecosystem services under different target levels

流域和哈拉哈河流域。因此,在资金受限情况下,优先保护绰尔河流域和哈拉哈河流域的森林和草地是最大程度提升区域生态系统服务功能的合理策略。

4 结论与讨论

本研究以系统保护规划的理论、方法为基础,将山水林田湖草沙生态保护与修复的目标、成本、效益和格局纳入统一系统保护修复框架进行协同优化,构建了基于“目标-成本-效益”协同优化的山水林田湖草沙一体化生态保护与修复格局。通过设置连续多个生态系统服务价值保护修复比例,依托采用“退火”算法 (Annealing algorithm) 的空间格局优化模型—Marxan 模拟识别针对不同比例下生态系统服务类型互补和价值突出的优化格局。在具备同等生态系统服务功能前提下,由于生态保护花费较少,优先格局将首先筛选仅需生态保护的区域;只有当所选生态保护单元难以达到保护修复目标(优化比例)要求时,优先格局才会开始筛选优先修复的空间单元。在系统优化过程中,保护与修复格局通过权衡保护修复的多重生态效益(生态系统服务功能提升)和社会经济成本效益权衡实现了格局的内在优化整合,最终使得区域生态系统服务功能得到整体性提升。

同时,通过评估不同目标和成本效益下生态保护与修复措施的相对优先性,权衡优化了两者的集成模式和实施策略。其中,保护措施确保了相对原始的生态系统的生态完整性,而修复措施可以通过退耕还林、退耕还草和退耕还湿等措施进一步提升生态系统服务功能。另外,该系统保护修复规划构架所强调的保护修复格局与功能的优化整合契合了山水林田湖草沙一体化保护修复所强调的整体保护、系统修复和综合治理的基本原则;而基于保护修复成本和生态效益的权衡评估,则为生态保护修复目标的合理设定以及工程布局提供了参考。

针对案例区具体研究结果表明:(1) 绰尔河流域的保护优先级最高,其次是哈拉哈河流域、洮儿河流域,最后是霍林河流域。当预算不足时,优先保护绰尔河流域可以最大限度的提升研究区内的生态系统服务功能。(2) 当优化目标比例为 50% 以下时,优化格局以林地保护和草地保护为主,需要修复的面积相对较少,成本较低;当超过 50% 时,需要修复的面积显著增加。(3) 依据“目标-成本-效益”分析,本研究选择 60% 水平作为合理的保护修复目标水平,在此情形下,需要成本 50.6 亿,产生的生态效益为 66.4 亿,生态效益盈余率为 31%,生态系统服务的提升率为 5.8%,各类生态系统能以较少保护修复面积和成本代价获取较高的生态系统服务价值。

系统保护规划目前是国际上主流的生态保护规划构架,已有大量相关案例研究表明了其理论和方法的科学性与普适性。因此,本研究基于系统保护规划构架提出的“目标-成本-效益”协同优化的一体化生态保护修复理论和方法同样也具有普适性,一定程度上可为“山水林田湖草沙”一体化保护修复为代表的生态修复规

划提供相应的科学依据。相关研究还可以进一步考虑修复时间累积效应对保护修复成本及生态效益的影响,如生态保护模式体现的“低资金成本+高时间成本”与生态修复模式体现的“高资金成本+低时间成本”之间的权衡等。另外,如何通过分析评估历史时期自然、人为因素导致的生态系统退化过程,或基于现状立地条件的生态适宜性分析及相关政策规划影响确定潜在修复区生态修复目标和生态系统修复潜力,应该也是国土空间生态修复相关研究亟待解决的关键问题之一。

参考文献 (References):

- [1] Possingham H P, Bode M, Klein C J. Optimal conservation outcomes require both restoration and protection. *PLoS Biology*, 2015, 13 (1): e1002052.
- [2] Young T P. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 2000, 92(1): 73-83.
- [3] Wiens J A, Hobbs R J. Integrating conservation and restoration in a changing world. *BioScience*, 2015, 65(3): 302-312.
- [4] Rey Benayas J M, Newton A C, Diaz A, Bullock J M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science*, 2009, 325(5944): 1121-1124.
- [5] Lagabrielle E, Rouget M, Le Bourgeois T, Payet K, Durieux L, Baret S, Dupont J, Strasberg D. Integrating conservation, restoration and land-use planning in islands—an illustrative case study in Réunion Island (Western Indian Ocean). *Landscape and Urban Planning*, 2011, 101(2): 120-130.
- [6] Hobbs R J, Hallett L M, Ehrlich P R, Mooney H A. Intervention ecology: applying ecological science in the twenty-first century. *BioScience*, 2011, 61(6): 442-450.
- [7] Chock R Y, McCullough Hennessy S, Wang T B, Gray E, Shier D M. A multi-model approach to guide habitat conservation and restoration for the endangered San Bernardino kangaroo rat. *Global Ecology and Conservation*, 2020, 21: e00881.
- [8] Moreno-Mateos D, Benayas J M R, Pérez-Camacho L, de la Montaña E, Rebollo S, Cayuela L. Effects of land use on nocturnal birds in a Mediterranean agricultural landscape. *Acta Ornithologica*, 2011, 46(2): 173-182.
- [9] Linke S, Hermoso V, Januchowski-Hartley S. Toward process-based conservation prioritizations for freshwater ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2019, 29(7): 1149-1160.
- [10] 李晓文, 李梦迪, 梁晨, 诸葛海锦. 湿地恢复若干问题探讨. *自然资源学报*, 2014, 29(7): 1257-1269.
- [11] 傅伯杰. 国土空间生态修复亟待把握的几个要点. *中国科学院院刊*, 2021, 36(1): 64-69.
- [12] 郝庆. 以流域为单元的山水林田湖草沙一体化保护修复. *中国国土资源经济*, 2022, 35(9): 31-36, 53.
- [13] 李月辉, 胡远满, 王正文. 山水林田湖草沙一体化保护和修复工程与景观生态学. *应用生态学报*, 2023, 34(1): 249-256.
- [14] 彭建, 吕丹娜, 张甜, 刘前媛, 林坚. 山水林田湖草生态保护修复的系统性认知. *生态学报*, 2019, 39(23): 8755-8762.
- [15] 孙传璋, 王梓辰, 李景刚, 李灿, 王超. 基于生态系统多维特征的粤港澳大湾区国土空间生态保护修复分区研究. *生态学报*, 2023(05): 1-13
- [16] 王夏晖, 何军, 饶胜, 蒋洪强. 山水林田湖草生态保护修复思路与实践. *环境保护*, 2018, 46(S1): 17-20.
- [17] 成金华, 尤喆. “山水林田湖草是生命共同体”原则的科学内涵与实践路径. *中国人口·资源与环境*, 2019, 29(2): 1-6.
- [18] 王雁林, 任超, 李明伟, 陈沛, 刘强, 张辉, 杨迁. 关于国土空间生态修复若干问题与对策探讨. *陕西地质*, 2019, 37(1): 86-89.
- [19] 张晓琳, 金晓斌, 吴心怡, 梁鑫源, 韩博, 孙瑞, 周寅康. 基于系统保护理念的弹性生态保护空间划定——以广东省茂名市为例. *生态学报*, 2021, 41(18): 7393-7405.
- [20] 张路, 欧阳志云, 徐卫华. 系统保护规划的理论、方法及关键问题. *生态学报*, 2015, 35(4): 1284-1295.
- [21] 郭云, 梁晨, 李晓文. 基于系统保护规划的黄河流域湿地优先保护格局. *应用生态学报*, 2018, 29(9): 3024-3032.
- [22] Margules C R, Pressey R L. Systematic conservation planning. *Nature*, 2000, 405(6783): 243-253.
- [23] Hermoso V, Pantus F, Olley J, Linke S, Mugodo J, Lea P. Systematic planning for river rehabilitation: integrating multiple ecological and economic objectives in complex decisions. *Freshwater Biology*, 2012, 57(1): 1-9.
- [24] Portela A P, Vieira C, Carvalho-Santos C, Gonçalves J, Durance I, Honrado J. Regional planning of river protection and restoration to promote ecosystem services and nature conservation. *Landscape and Urban Planning*, 2021, 211: 104101.
- [25] Langhans S D, Hermoso V, Linke S, Bunn S E, Possingham H P. Cost-effective River rehabilitation planning: Optimizing formorphological benefits at large spatial scales. *Journal of Environmental Management*, 2014, 132: 296-303.
- [26] 马田田. 黄河三角洲受损滨海湿地修复系统优化调控研究[D]. 北京:北京师范大学, 2019.
- [27] Barbosa A, Martín B, Hermoso V, Arévalo-Torres J, Barbière J, Martínez-López J, Domisch S, Langhans S D, Balbi S, Villa F, Delacámara G, Teixeira H, Nogueira A J A, Lillebø A I, Gil-Jiménez Y, McDonald H, Iglesias-Campos A. Cost-effective restoration and conservation planning in

- Green and Blue Infrastructure designs. A case study on the Intercontinental Biosphere Reserve of the Mediterranean; Andalusia (Spain)-Morocco. *The Science of the Total Environment*, 2019, 652: 1463-1473.
- [28] Adame M F, Hermoso V, Perhans K, Lovelock C E, Herrera-Silveira J A. Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services. *Conservation Biology: the Journal of the Society for Conservation Biology*, 2015, 29(2): 493-502.
- [29] Mu Y L, Guo Y, Li X W, Li P, Bai J H, Linke S, Cui B S. Cost-effective integrated conservation and restoration priorities by trading off multiple ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 2022, 320: 115915.
- [30] 乔治. 东北林草交错区土地利用对生态脆弱性的影响评价[D]. 济南: 山东师范大学, 2011.
- [31] 常艳. 内蒙古大兴安岭森林生态系统的服务功能及价值评价[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2010.
- [32] 候伟峰, 温丽, 阿拉坦巴根, 徐兴健, 刘文明, 董乌云嘎. 兴安盟草原资源现状、存在问题及发展对策. *草原与草业*, 2020, 32(4): 24-26, 58.
- [33] 英格. 建国以来开垦对兴安盟地区造成的负面效应[D]. 呼和浩特: 内蒙古师范大学, 2009.
- [34] 高世乾. 黑土生态脆弱区侵蚀沟生态修复关键技术研究[D]. 沈阳: 沈阳大学, 2019.
- [35] 蒙荣. 兴安盟生态环境现状、成因分析及保护对策. *内蒙古草业*, 1995, 7(S2): 23-26.
- [36] 陈谋会, 林泽北, 周学霞, 伍斌, 王志杰. 基于 InVEST 的黔中喀斯特山地城市贵阳市生态系统服务评估. *贵州林业科技*, 2022, 50(3): 56-61, 22.
- [37] 龚诗涵, 肖洋, 郑华, 肖燧, 欧阳志云. 中国生态系统水源涵养空间特征及其影响因素. *生态学报*, 2017, 37(7): 2455-2462.
- [38] 刘凤, 曾永年. 2000—2015 年青海高原植被碳源/汇时空格局及变化. *生态学报*, 2021, 41(14): 5792-5803.
- [39] 米朝娟, 周自翔, 刘婷, 武佳, 孙彦旭. 陕北长城沿线植被恢复与生态系统防风固沙服务模拟分析. *生态学报*, 2022, 42(19): 7884-7897.
- [40] 宋晓龙, 李晓文, 张明祥, 杨殿林, 张黎娜, 张贵龙. 黄淮海地区跨流域湿地生态系统保护网络体系优化. *应用生态学报*, 2012, 23(2): 475-482.
- [41] 吴健, 文峰. 公共管理背景下的国家级自然保护区财政改革. *环境保护*, 2005, 33(5): 43-47.
- [42] 财政部 国家林业和草原局关于印发《林业草原生态保护恢复资金管理办法》的通知. 中华人民共和国财政部文告, 2020(6): 49, 1-13.
- [43] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 陈文辉, 李士美. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进. *自然资源学报*, 2015, 30(8): 1243-1254.