

DOI: 10.20103/j.stxb.202308041668

王岚, 曹巍, 黄麟. 中国重大生态工程近 40 年生态成效整合分析. 生态学报, 2024, 44(7): 2673-2687.

Wang L, Cao W, Huang L. Integrated analysis of ecological effectiveness of major ecological projects in China over the past 40 years. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(7): 2673-2687.

中国重大生态工程近 40 年生态成效整合分析

王 岚^{1,2}, 曹 巍¹, 黄 麟^{1,*}

1 中国科学院大学地理科学与资源研究所 陆地表层格局与模拟重点实验室, 北京 100101

2 中国科学院大学, 北京 100049

摘要:我国持续推进实施了系列大规模重大生态工程,科学评估工程取得的成效对于及时掌握工程实际效果是否符合预期目标、针对性地改进优化工程管理措施、促进生态保护修复目标的实现等具有重要意义。通过文献整合分析,从生态系统质量、功能和生物多样性等方面综合评估我国 10 项重大生态工程的生态成效,辨析取得成效的驱动因素贡献差异并总结成效评估产生不确定性的原因。结果表明:工程在国土绿化、碳固定、土壤保持、水源涵养、生物多样性保护等方面产生了良好生态效益,促进工程区植被覆盖度增加(0.19%—26%),生物量(-13%—187%)、固碳量(-7.41%—200%)、土壤保持量(-26.91%—151.52%)、水源涵养量(-64.66%—80.24%)、物种丰富度(-16%—441%)、均匀度指数(-6%—28%)和多样性指数(-5%—315%)总体也呈增加趋势(多年变化率中值>0)。但在部分区域也引起了生物量下降、土壤保持能力降低、水文效益减弱、生物多样性损失等问题。生态工程与气候变化的相对贡献率比值在 0.06—3.60 之间,贡献大小存在明显的空间分异并且产生交互耦合作用,多因素耦合作用分解机制仍有待研究。评估对象、数据、尺度、基准、方法及驱动因素拆解差异使得评估结果不确定性极大,相关研究需要重点关注评估基准和尺度的选择、多源数据的融合及同化、工程评估技术体系的改进,综合考虑区域地带性差异、工程措施适宜性和有效性、生态系统服务权衡、驱动因素贡献空间分异等以调整优化工程措施。

关键词:重大生态工程;生态成效;负面效应;评估差异;综合评估

Integrated analysis of ecological effectiveness of major ecological projects in China over the past 40 years

WANG Lan^{1,2}, CAO Wei¹, HUANG Lin^{1,*}

1 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, University of Chinese Academy of Sciences, Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Beijing 100101, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: China has implemented a series of major ecological projects on a large scale. Evaluating the effectiveness of these projects serves as a pivotal tool to ascertain whether the actual outcomes align with the envisaged objectives. Moreover, it aids in tailoring and refining management measures with specificity, propelling the realization of ecological conservation and restoration objectives. In this study, we conducted a comprehensive evaluation of the ecological efficacy of ten major ecological projects in China. Through a thorough review of relevant literature and rigorous analysis, we assessed these projects in terms of their impacts on ecosystem quality, function and biodiversity. We also dissected the various factors influencing their effectiveness and summarized the sources of uncertainty in these assessments. The findings of this study provide compelling evidence of the substantial ecological benefits resulting from these projects, encompassing improvements

基金项目:第二次青藏高原综合科学考察研究(2019QZKK0404);中国科学院战略性先导科技专项(XDA20020401)

收稿日期:2023-08-04; **网络出版日期:**2024-01-16

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: huanglin@igsrr.ac.cn

#限于数据的可获取性,本研究尚未统计到中国港澳台地区数据。

in land greening, carbon fixation, soil conservation, water conservation and biodiversity protection. Specifically, they have contributed to a remarkable increase in vegetation cover in the project areas (0.19%—26%) and exhibited overall positive trends in biomass (-13%—187%), carbon sequestration (-7.41%—200%), soil conservation (-26.91%—151.52%), water conservation (-64.66%—80.24%), species richness (-16%—441%), evenness index (-6%—28%), and diversity index (-5%—315%), as indicated by median multi-year rate of greater than zero. Despite the considerable successes observed in various regions, these ecological initiatives have encountered a myriad of challenges that have complicated their outcomes. Some regions have experienced issues such as declining biomass, reduced soil retention capacity, diminished hydrological benefits and biodiversity loss. The relative contribution ratios of ecological engineering versus climate change ranged from 0.06 to 3.60, exhibiting significant spatial disparities between human interventions and natural climatic processes, as well as interactive coupling or synergistic effects. The mechanisms for decomposing the coupling effects of multiple factors and the intricate ways in which these factors combine and influence ecosystems at a local level require in-depth research. The assessment process itself is plagued by considerable uncertainty due to variations in assessment objects, data sources, scales, benchmarks, methodologies and the decomposition of driving factors. Future research in this domain should prioritize the selection of appropriate evaluation benchmarks and scales, as well as the fusion and assimilation of diverse source data. Additionally, enhancing the assessment technology system for ecological engineering is crucial. It should also consider regional geographical zoning differences, appropriateness and effectiveness of engineering measures, trade-offs in ecosystem services, and spatial variations in the contributions of driving factors. Ultimately, these insights will fine-tune and optimize engineering restoration measures.

Key Words: major ecological projects; ecological effectiveness; negative effects; evaluation differences; comprehensive evaluation

近几十年,在人类活动和气候变化的共同作用下,我国陆地生态系统发生严重退化,为保护和修复生态系统,自1970年代开始,特别是2000年以来,陆续投资启动一批重大生态工程,包括三北防护林体系建设(TNP)、天然林保护(NFP)、退耕还林还草(GFGP)、野生动植物保护及自然保护区建设(NNR)、退牧还草(RGP)等国家尺度工程^[1-2],三江源生态保护和建设(SP)、京津风沙源治理(BTP)、塔里木河流域综合治理(TRP)、西藏生态安全屏障保护与建设(TPP)、石漠化综合治理(KP)等区域综合工程^[3-6]。工程措施以封山育林^[4,7]、工程治沙^[3,6-7]、流域治理^[8]、生态输水^[9]、人工造林^[10]、禁牧休牧^[11]等为主。通过持续推进系列重大生态工程,我国生态恶化趋势基本得到遏制,重点生态脆弱区域生态质量持续改善^[12]。然而,我国自然生态系统仍脆弱,生态保护压力依然较大,发展与保护之间的矛盾仍存在^[12-13]。掌握重大生态工程实施的生态成效,对工程成效进行科学客观的评估是当前的迫切需求,进而有针对性的认识和调整相关科学决策是生态保护修复的关键。

相关管理部门、科研机构、学术研究者,依据不同评估目的构建差异化的评价指标体系,利用站点监测、遥感反演、模型模拟等数据,采用实证调查、层次分析、价值估算等方法,相继开展了TNP^[10]、GFGP^[14]、NFP^[15]、NNR^[16]、RGP^[11]、SP^[4]、TPP^[5-6]、TRP^[9]、KP^[8]、BTP^[17]等生态工程的生态、经济、社会效应的评估。然而,由于气候变化、经济社会发展、工程执行力度等影响使得工程成效呈现显著区域差异,同时,由于评估目标和指标不一致,数据来源各不相同,指标量化、评估方法等差异,使得同一评估对象的不同评估结果之间或被高估或被低估,存在极大的不确定性^[4]。现有研究的不足之处主要体现在:第一,评估数据欠缺或存在误差,遥感数据信息提取精度有限,或没有足够的观测数据,或监测样点不足,导致空间插值误差^[18];第二,评估的空间与时间基准值难以确定,参照生态系统选取难度较大,基准或参照极大程度决定了评估结果;第三,欠缺动态时空趋势变化分析,较多评估基于工程前、后某一指标值的绝对值比较,而忽略了时空尺度的波动性和不稳定性^[10-12];第四,成效综合评估方法体系欠缺,如何将多来源、多度量的各指标整合表达工程综合成效未形成统

一认识,可利用价值化、能值化、归一化等方法;第五,评估内容或评估目标单一,缺乏对生态工程成效整体性和系统性的反映,对生态系统各要素之间的关联性、工程对山水林田湖草沙系统整体保护修复目标性体现不足^[4-6,8,17]。

故而,在注重定性定量结合、长期短期兼顾、整体局部覆盖的基础上,需全面评估生态工程的整体成效。本文拟回答以下问题:(1)工程生态成效整体上是正向还是负向,生态系统质量是否恢复与提高,生态系统功能是否改善与促进?(2)工程区生态变化的驱动因子对工程成效的贡献率大小如何,在空间上表现出什么分异规律?(3)不同生态工程成效评估差异如何,引起评估差异的原因有哪些?通过对 10 项重大生态工程近 40 年成效评估相关正式发表文献的整合分析,全面认识工程的主要生态成效,分析了产生成效的驱动因素及贡献差异,并总结存在差异的原因,以期为新时期全国重要生态系统保护和修复重大工程规划、山水林田湖草工程的实施提供借鉴与启示。

1 重大生态工程概况

根据我国 10 项重大生态工程的规划,工程覆盖全国 31 个省域(图 1,表 1,数据源于各工程规划),其中,退耕还林还草工程涵盖省域数量最多,包括 25 个省域及新疆生产建设兵团,其次为天然林保护工程(18 个省域)和三北防护林体系建设工程(13 个省域)。工程覆盖区域超过全国陆地国土面积的 90%,其中,陕西北部、内蒙中西部、青海三江源区、四川西南部和云南北部等区域工程数量最多,实施数量达到 5 个左右。工程未覆盖到的区域主要分布在沿海地区。

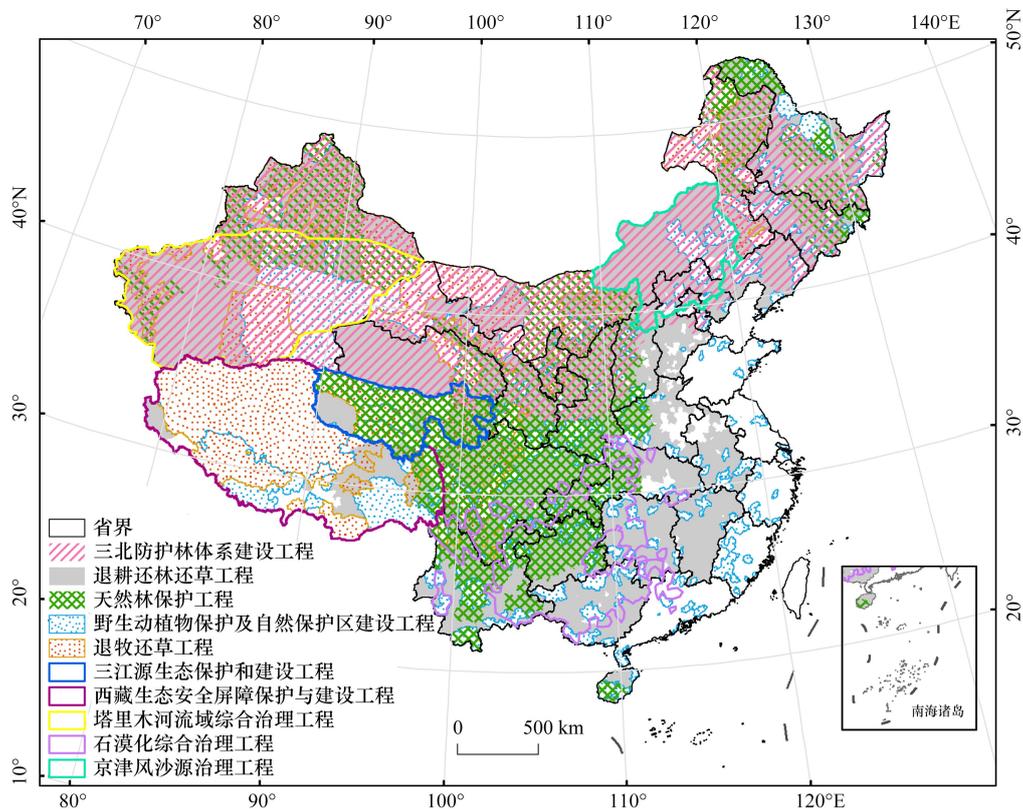


图 1 中国典型重大生态工程分布示意图

Fig.1 Distribution of typical major ecological projects in China

从规划执行情况来看,TNP 过去 40 年累计造林面积 0.46 亿 hm^2 ,达到总体规划目标“0.36 亿 hm^2 ”,执行率达 118.2%^[10];遥感估算 GFGP 的退耕还林还草面积为 0.13 亿 hm^2 ,接近目标“0.15 亿 hm^2 ”,面积完成率达

表 1 中国典型重大生态工程概况
Table 1 Overview of typical major ecological projects in China

工程名称 Project name	主要规划目标 Key planning objectives	工程范围 Project scope	实施期限 Implementation period	工程投入 Project inputs	评估机构 Evaluation agency
TNP	总体规划造林 0.36 亿 hm ² , 森林覆盖率由 1979 年的 5.05% 提高到 2050 年的 14.95% 到 2020 年, 具备条件的坡耕地和严重沙化耕地约 282 万 hm ² 退耕, 逐步将 25 度以上不适宜耕种且有损生态的陡坡地退出基本农田	13 个省域的 559—725 个县域	1978 年开始, 五期至 2020 年, 八期至 2050 年	40 年 933 亿元	中国科学院、国家林业和草原局
GFCP	到 2020 年, 具备条件的坡耕地和严重沙化耕地约 282 万 hm ² 退耕, 逐步将 25 度以上不适宜耕种且有损生态的陡坡地退出基本农田	25 个省域、新疆生产建设兵团的 2435 个县域	1999 年试点, 第一轮到 2013 年, 新一轮到 2020 年	20 年 5000 多亿元	国家林业和草原局、中国科学院
NFP	到 2020 年, 1.3 亿 hm ² 天然乔木林和 0.68 亿 hm ² 天然灌木林, 未成林封育地、疏林得到有效管护; 到 2035 年, 天然林面积保有量稳定在 2 亿 hm ² 左右。到 2050 年, 全面停止天然林商业性采伐	18 个省域成片的国家所有天然林区	1998 年试点, 一期到 2010 年, 二期到 2020 年, 远期到 2050 年	20 年约 4000 亿元	中国科学院、国家林业和草原局、国家林业科学研究中心等
NNR	到建设期末, 使我国自然保护区数量达 2500 个, 总面积 1.73 亿 hm ² , 占国土面积的 18%	自然保护区	2000 年开始, 近、中、远期至 2010、2030、2050 年	至 2018 年近 50 亿元	生态环境部
RGP	前期集中治理 0.67 亿 hm ² 草原, 通过围栏建设、补播改良以及禁牧、休牧、划区轮牧等措施, 恢复草原植被, 提高草原生产力	西部 11 个省区	2002 年试点, 2003 年启动, 每年滚动实施	至 2018 年投入 295.7 亿元	原农业部草原监理中心, 国家林业和草原局
SP	草地植被覆盖度平均提高 20%—40%, 严重退化草地植被覆盖度达到 70%—80%。林草植被恢复后水源涵养能力增强。保护区天然草地保持牲畜 814.6 万羊单位、13.4 万人口	青海省 4 州 16 县 1 市的 70 个乡镇	一期 2005—2012 年, 二期 2013—2020 年	至 2020 年超 200 亿元	中国科学院、青海省三江源生态监测工作组
TPP	到 2030 年, 退化草地和草原鼠害基本得到治理; 沙化土地和水流失治理面积大幅度提高; 大江大河源头区、重要湖泊、湿地、河谷区生态和生物多样性保护取得重大进展	西藏自治区	2008 年开始, 近、远期至 2015 年, 远、远期至 2030 年	至 2018 年 107 亿元	中国科学院、西藏自治区生态环境厅
TRP	干流阿拉尔多年平均下泄水量达到 46.5 亿 m ³ , 大西海子下泄生态水量 3.5 亿 m ³ , 水流到台特玛湖, 塔里木河下游绿色走廊生态系统显著改善	塔里木河干流及与之有地表水联系且有直接影响的河流	2001 年起, 近、远期至 2010 年。2020 年启动二期规划	至 2010 年 92.79 亿元	中国科学院
KP	到 2020 年, 石漠化治理面积不少于 2 万 km ² ; 新增林草植被面积 195 万 hm ² , 植被覆盖度提高 2 个百分点; 建设和改造坡耕地 77 万 hm ² , 每年减少土壤侵蚀量 2.8 亿 t	8 省域的 455 个县域	2008 年开始, 一期至 2015 年, 二期至 2020 年	至 2020 年 219 亿元	国家林业和草原局, 中咨公司
BTP	至 2022 年, 现有林管护 730.4 万 hm ² , 营造林 586.7 万 hm ² , 工程固沙 37.2 万 hm ²	一期 5 个省域 75 个县域, 二期 6 个省域 138 个县域	2000 年启动, 一期至 2012 年, 二期至 2022 年	两期工程超 1200 亿元	北京师范大学, 中国科学院

TNP: 三北防护林体系建设工程 Three-North shelter forest system construction project; GFCP: 退耕还林还草工程 Grain for green project; NFP: 天然林保护工程 Natural forest protection project; NNR: 野生动植物保护及自然保护区建设工程 National wildlife protection and nature reserve construction project; RGP: 退牧还草工程 Returning pasture to grass project; SP 三江源生态保护和建设工程 Sanjiangyuan ecological protection and construction project; TPP 西藏生态安全屏障保护与建设工程 Tibet ecological security barrier protection and construction project; TRP 塔里木河流域综合治理工程 Tarim river basin comprehensive treatment project; KP 石漠化综合治理工程 Karst rocky desertification comprehensive treatment project; BTP 京津风沙源治理工程 Beijing-Tianjin sand source control project

87%^[18];NNR 实施以来,我国截至 2018 年共建立各类不同级别的自然保护区 2750 个,超过规划目标 2500 个;SP 初步遏制了草地退化趋势,草地平均覆盖度增加 5.6%,但难以达到预期目标“草地植被盖度平均提高 20%—40%”^[4];针对 TPP “退化草地得到有效保护与治理,草甸、草原覆盖度提高”的规划目标,青藏高原退化草地面积比例由 56%下降至 36.1%,草甸类植被覆盖度增加 1.71%^[5];TRP 年径流量达 45.76 亿 m³,基本接近综合治理目标“干流阿拉尔多年平均下泄水量达到 46.5 亿 m³”^[9,19];BTP 营造林 902.9 万 hm²,完成规划目标“至 2022 年营造林 586.7 万 hm²”;KP 至 2015 年石漠化治理面积达 2.25 万 km²,已完成规划目标“到 2020 年石漠化治理面积不少于 2 万 km²”^[8]。

2 材料与方法

2.1 数据收集

在中国知网(CNKI)与 Web of Science 数据库中,开展两次文献检索。初次检索关键词设定为生态工程(ecological engineering/project/program)、评估(assessment)、三北(Three North, shelter forest)、退耕还林(grain for green, return farmland to forest)、退耕还草(return farmland to grassland)、天然林保护(natural forest protection)、退牧还草(return rangeland to grassland)、三江源(Sanjiangyuan, River's source region)、青藏高原(Tibet Plateau)、塔里木河(Tarim River)、石漠化区(Karst)、京津风沙源(Beijing-Tianjin Sand Source)、贡献率(contribution)等。

根据初次检索结果,筛选出工程成效相关的高频关键词,再进行二次检索,高频关键词包括植被覆盖度(vegetation coverage)、森林面积(forest area)、森林蓄积量(forest volume)、生物量(biomass)、生产力(production)、固碳(carbon)、土壤保持量(soil conservation)、水源涵养量(water, hydrology)、生物多样性(biodiversity)等。

再根据以下标准筛选检索:①所有文献均是正式发表研究论文,含专著和会议报告等;②以地面对比调查实测数据为主,遥感、模型结果为辅;③包含评价指标在工程实施前后一段时间的具体数值,若是以图表方式表征的数据,则需要对图表进行转化;④文献中要有研究区地理位置和工程实施时间范围。最终,筛选出符合本文目标的中英文文献共 180 多篇(图 2)。从筛选后的文献中提取所需数据,汇总整理分析。

2.2 整合分析

参考傅伯杰等^[20]基于生态系统“结构—过程与功能—服务—生物多样性”体系和邵全琴等^[21]基于“结构—质量—服务”构建的生态效益评估指标体系,同时考虑评估指标的可获得性、可综合性、科学性和针对性,最终基于生态系统质量—功能—生物多样性,选取了植被覆盖度、生物量衡量生态系统质量,碳固定、土壤保持和水源涵养度量生态系统功能,物种丰富度、均匀度指数和多样性指数度量生物多样性。利用变化率和年际变化率将各指标数据量化至统一标准,比较不同工程实施前、后的生态成效,正值代表正面促进效果,负值表明负面削弱作用。

$$\alpha = (x_{t_2} - x_{t_1})/x_{t_1} \quad (1)$$

$$\beta = (x_{t_2} - x_{t_1})/x_{t_1}/\Delta t \quad (2)$$

式中, α 为指标变化率, β 为指标年际变化率, x_{t_1} 和 x_{t_2} 分别是各指标在工程实施前和实施后的具体数值, Δt 为工程实施年限。

对于生物多样性相关指数,收集到的数据主要是某个时间点上某一调查区域内的实验组和对照组结果,建立实验组和对照组的数据对,计算二者的响应比 RR ,其计算公式为:

$$RR = x_l/x_c \quad (3)$$

式中, x_l 和 x_c 分别是实验组和对照组变量 x 的值。

为了在图表中看起来更加直观,进一步将 RR 对数化,取自然对数响应比 $\ln RR$,根据其正负即可判断工程对生物多样性的正面或负面效果。

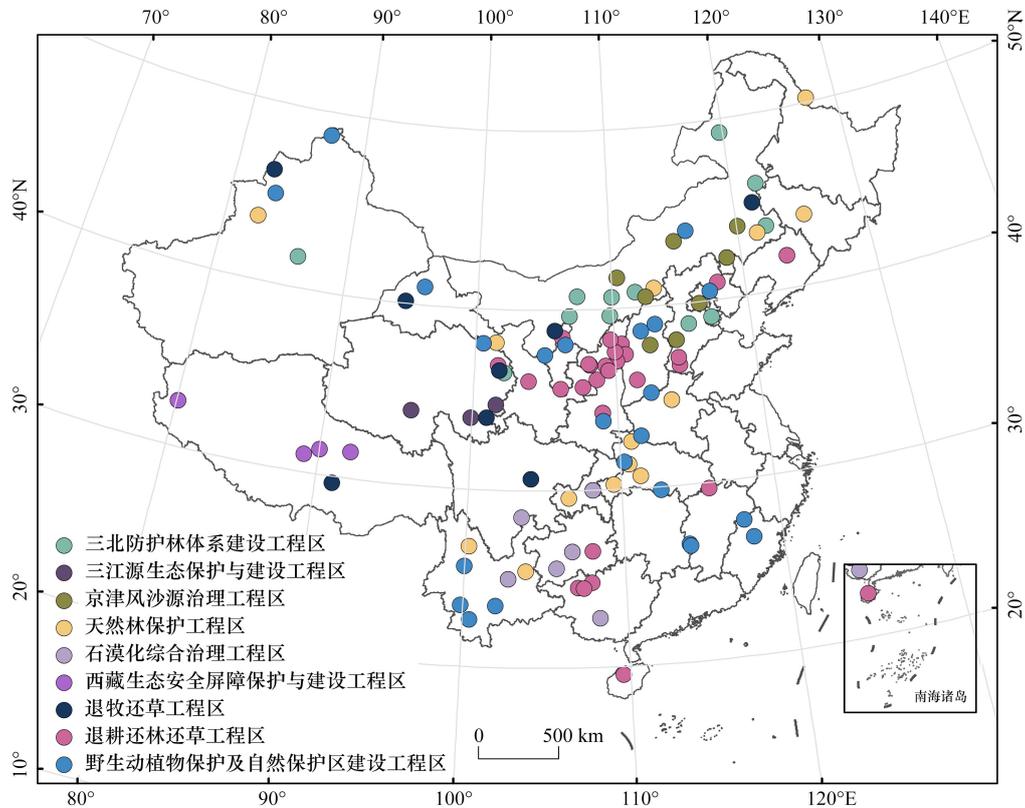


图2 整合分析文献的空间分布示意图

Fig.2 Locations of researches in Meta-analysis

$$\ln RR = \ln(x_i/x_c) = \ln x_i - \ln x_c \quad (4)$$

在对 α 、 β 及 $\ln RR$ 进行合并分析之前,首先需要进行异质性检验,检验各个样本之间是否存在异质性,即研究中效应量的变异程度,目的是检查各个独立的研究结果是否具有可合并性,检查是否是由随机误差导致的各研究之间的差异。采用卡方检验进行异质性检验,如检验结果 $P < 0.05$ 或 $I^2 > 50\%$,认为各研究存在异质性。经异质性检验发现存在明显异质性,剔除掉误差较大的研究。

最后以箱线图的形式绘制变幅及对数响应比,从而可以直观看出工程实施后各项指标的变化范围及中位数。进一步基于 RStudio 平台采用 R 进行方差分析比较不同工程的生态成效差异,在满足方差齐次性的前提下进行方差分析以及 LSD 多重检验,显著性水平 $P = 0.05$ 。

3 工程主要生态成效

3.1 国土变绿

生态工程区植被覆盖度(FVC)均呈现增加趋势(图3)。从多年变化中值来看,TNP增幅最大,约1.26%—20.8%,年均增加0.21%/a—0.83%/a,工程区FVC近40年提高8.5%^[10],约46%区域的FVC增加^[22]。TPP增幅最小,约0.4%—1.93%,年均增加<0.13%/a,66.5%青藏高原的FVC增加,重点工程区比工程区外提高9.9%—22.5%^[5-6,23]。此外,GFGP增加3.67%—31.01%,年均增加0.37%/a—1.63%/a,工程区FVC在2000—2015年期间增加4.8%—6.5%^[18]。NFP增加3.1%—17.3%,年均增加0.34%/a—0.99%/a,1998—2008年NFP在西南亚区提高了9.93%^[24]。KP增幅为8.2%—12%,年均增加0.08%/a—0.92%/a,工程区FVC增加17%^[8,25],比非工程区高7%^[26]。BTP增加0.19%—21.06%,年均增加0.1%/a—4.08%/a,工程区FVC平均提高2.3%,其中林地提高4.3%,草地提高2.4%^[3]。

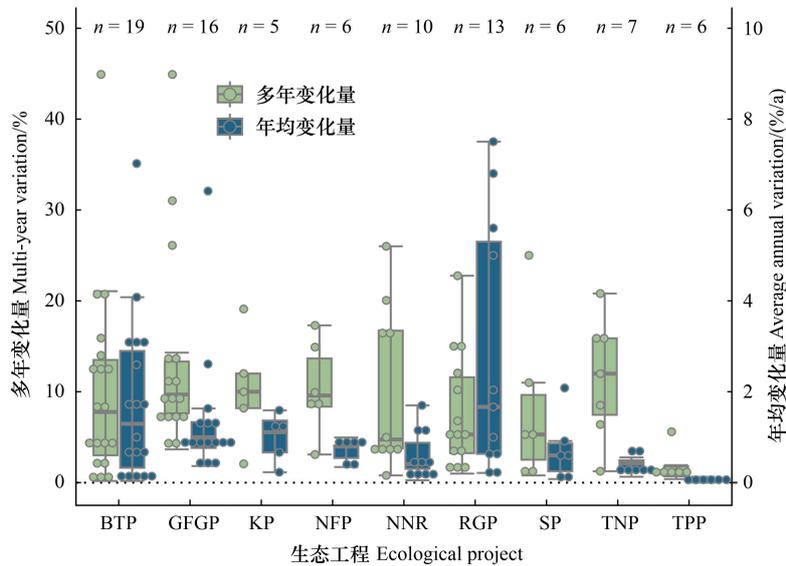


图 3 不同重大生态工程的工程区植被覆盖度变化统计

Fig.3 Vegetation coverage change statistics of different major ecological projects

n 为搜集到的样本数;TNP: 三北防护林体系建设工程 Three-North shelter forest system construction project; GFPG: 退耕还林还草工程 Grain for green project;NFP: 天然林保护工程 Natural forest protection project; NNR: 野生动植物保护及自然保护区建设工程 National wildlife protection and nature reserve construction project; RGP 退牧还草工程 Returning pasture to grass project; SP 三江源生态保护和建设工程 Sanjiangyuan ecological protection and construction project; TPP 西藏生态安全屏障保护与建设工程 Tibet ecological security barrier protection and construction project; TRP 塔里木河流域综合治理工程 Tarim river basin comprehensive treatment project; KP 石漠化综合治理工程 Karst rocky desertification comprehensive treatment project; BTP 京津风沙源治理工程 Beijing-Tianjin sand source control project

3.2 生物量变化

从生物量变幅来看,大部分工程区呈现不同程度的增加,仅 NNR 和 BTP 个别样本点有所减少(图 4)。根据多年变化中值,GFPG 增幅最大,为 43.66%—186.78%,年均增加 1.46%/a—43.99%/a。RGP 增幅最小,为 4%—30.6%,年均增加 1.21%/a—13.65%/a,RGP 在 2000—2010 年 NPP 增加了 12.14%^[11]。NNR 生物量变幅为-13%—143%,年均变化率为-0.48%/a—5.97%/a,2000—2015 年 NNR 平均植被 NPP 降幅为 0.5%^[16]。BTP 变幅为-49%—68.41%,年均变化-2.04%/a—22.80%/a。

3.3 碳固定增加

21 世纪初 10 年,我国陆地碳汇中约 56%来自六大生态工程区^[2]。大部分工程区的碳固定量呈现不同程度的增加(图 5)。TNP 碳固定量增幅最大,为 13.5%—144.03%,年均增加 1.61%/a—9.71%/a,40 年间防护林生物碳储量增幅达 388.44%、碳固定增量为 23.1 亿 t^[10,27]。TPP 增幅最小,变幅为-0.87%—3.71%,年均变化率-0.09%/a—0.37%/a,其中 2000—2014 年间增加 1650 万 t^[6]。此外,NFP 增幅为 7.84%—200%,年均增加 1.80%/a—20.54%/a,1998—2018 年碳固定量 9.38 亿 t^[28],其中,东北、内蒙古等重点国有林区增加 26.98%^[29],西南地区增加 41.43%^[24]。NNR 增幅 0.1%—14.72%,年均增加 0.01%/a—2.94%/a。GFPG、KP、BTP 变幅分别为 -1.35%—100% (-0.1%/a—10.03%/a)、-4.92%—28.89% (-1.64%/a—9.63%/a)、-7.41%—159.51% (-1.48%/a—15.95%/a)。

3.4 土壤保持提升

大部分样本点土壤保持量呈现增加趋势(图 6)。GFPG 土壤保持量增加 0.06%—151.52%,年均增加 <15.15%/a。NFP 变幅为-0.26%—21.14%,年均变化率为-0.01%/a—1.75%/a,其中东北、内蒙古重点国有林区 2000—2015 年土壤保持量增加了 21.14%^[29]。NNR 变幅为-22.5%—13.45%,年均变化率为-4.5%/a—1.83%/a。其中,秦岭 19 个国家级自然保护区 2010—2015 年土壤保持量呈现减少趋势^[30]。SP 土壤保持量

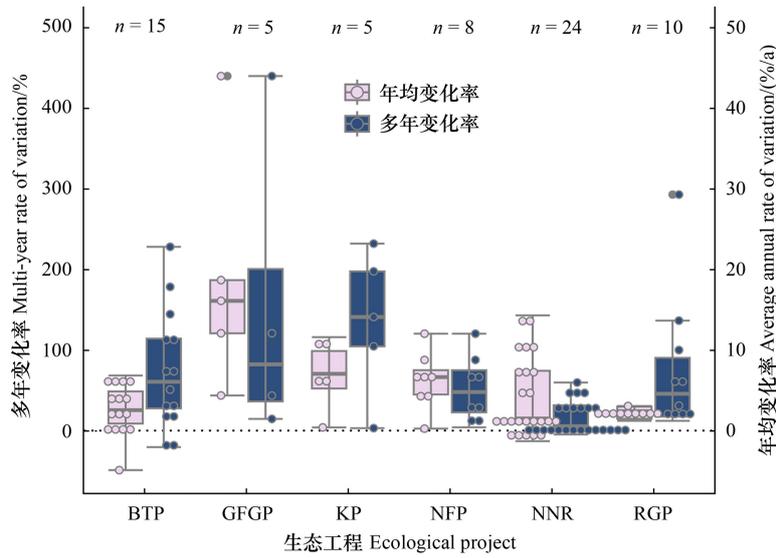


图 4 不同重大生态工程的工程区生物量变化统计

Fig.4 Biomass change statistics of different major ecological projects

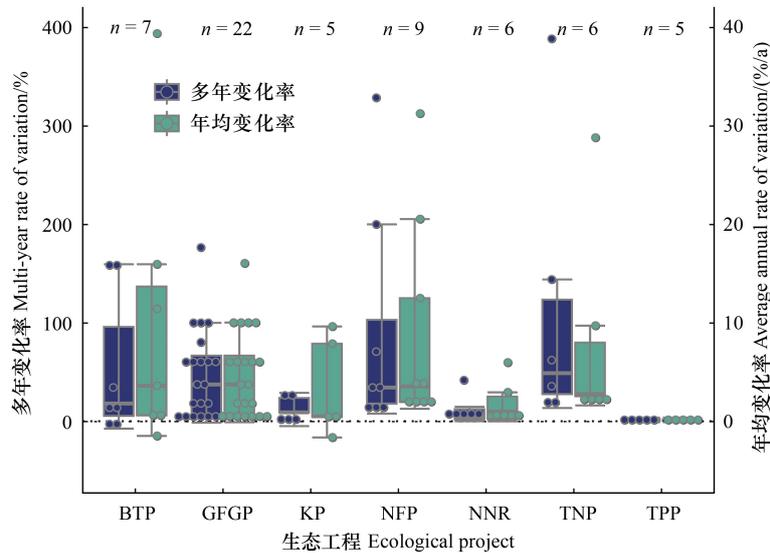


图 5 不同重大生态工程的工程区固碳量变化统计

Fig.5 Carbon sequestration change statistics of different major ecological projects

比工程实施前增加了 1.77 亿 t/a, 增幅为 32.5%^[31], 变幅-4.81%—32.5%, 年均变化率-0.96%/a—4.06%/a。BTP 变幅为-26.91%—95.63%, 年均变化率为-4.18%/a—7.05%/a, 其中北京市增加 85.18%^[32]。

3.5 水文效益加强

NFP 水源涵养量明显增加, 而其他工程区有增有减(图 7)。NFP 增加了 7.84%—70.43%, 年均增加 0.66%/a—3.52%/a, 其中东北和内蒙古重点国有林区增幅约 30.21%^[29]。工程实施后, TPP 的年平均水源涵养量增加 1.12%^[5]。TNP 在 1990—2015 年间增加 0.37 亿 m³^[33], 变幅-0.72%—1.65%, 年均变化率-0.07%/a—0.07%/a。GFGP 变幅为-54.83%—80.24%, 年均变化率-5.48%/a—8.02%/a。NNR 变幅为-64.66%—27.31%, 年均变化率-0.54%/a—1.95%/a。SP 变幅为-6.2%—33.33%, 年均变化率-0.62%/a—4.91%/a, 其

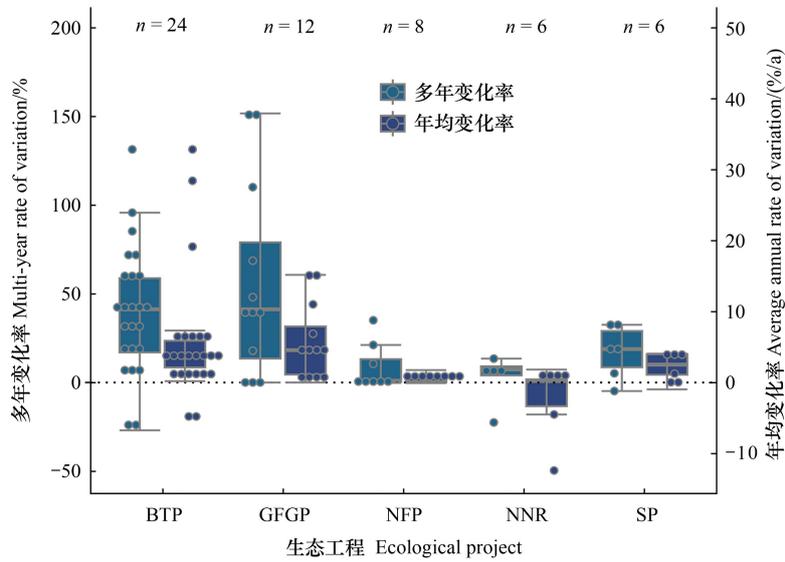


图 6 不同重大生态工程的工程区土壤保持量变化统计

Fig.6 Soil conservation change statistics of different major ecological projects

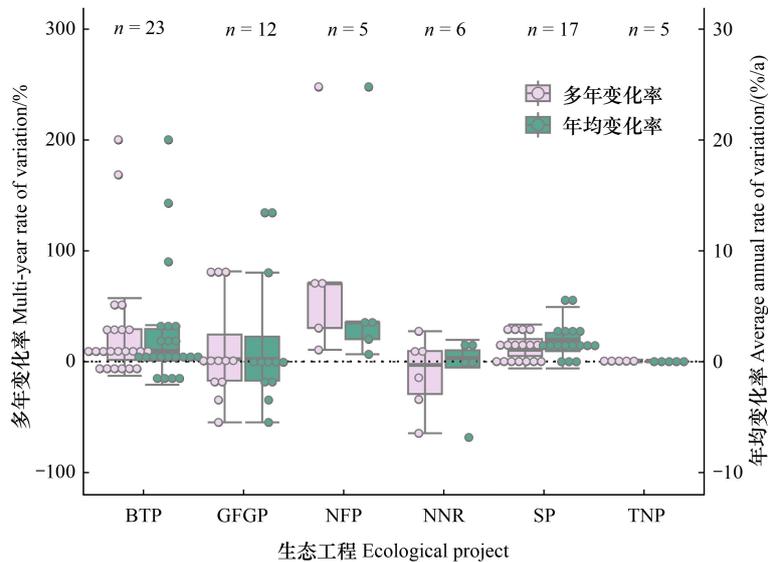


图 7 不同重大生态工程的工程区水源涵养量变化统计

Fig.7 Water conservation change statistics of different major ecological projects

中一期工程区增加 22.22 亿 m^3 ^[4]。BTP 变幅为-10.47%—57.14%，年均变化率为-1.68%/a—3.28%/a。

3.6 生物多样性保护

生态工程可以提高生物群落多样性,物种丰富度(S),Pielou 均匀度指数(E)和 Shannon 多样性指数(H)均有明显提升,而 Simpson 优势度指数(D)则表现出一定程度降低(图 8)。工程区样本点的 S 和 H 均显著高于对照组,且增幅大于对照组。GFGP 的 S 及其对数响应比变幅分别为-16%—441%和-0.17—1.69,H 及其对数响应比分别增加 5%—315%和 0.05—1.15,E 及其对数响应比变幅分别为-5%—28%和-0.05—0.24。NNR 的 S 及其对数响应比变幅分别为-4%—291%和-0.04—1.36,H 及其对数响应比变幅分别为-5%—84%和-0.05—0.61,E 的实验组基本高于对照组,但是增幅不明显,变幅-6%—26%,其对数响应比-0.05—0.23。

D 则有增有减,GFGP 的 D 变幅-45%—65%、其对数响应比-0.60—0.50,NNR 变幅-62%—60%,其对数响应比-0.96—0.50。D 下降趋势较明显,可能源于部分区域 S 增加导致。

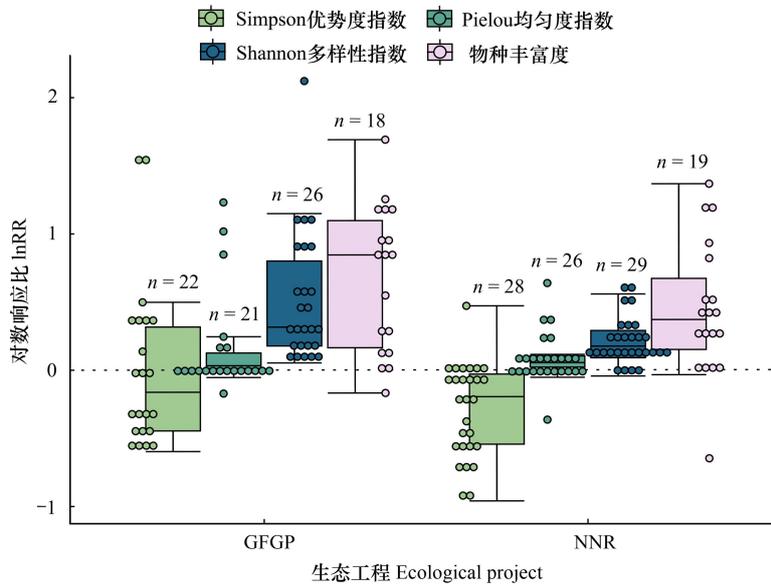


图8 不同重大生态工程的工程区生物多样性对数响应比

Fig.8 Biodiversity logarithmic response ratio of different major ecological projects

D: Simpson 优势度指数 Simpson dominance index; E: Pielou 均匀度指数 Pielou evenness index; H: Shannon 多样性指数 Shannon diversity index; S: 物种丰富度 Species richness

4 成效驱动因素分解整合

气候变化(CC)、生态工程(EP)、地形因素、其他人类活动以及社会经济因素等交互作用共同驱动了工程区生态系统结构与功能及生物多样性的变化^[34—37]。但生态系统变化的影响因素主要是 CC 与人类活动(主要是 EP)两大类^[21]。目前定量分离 CC 和 EP 对生态系统变化影响的方法主要有模型参数控制法、残差分析法和阈值分割法^[21,38—39]。模型参数控制法通过控制气候参数分别估算真实气候(气候变化和生态工程综合影响)和假定平均气候(主要受人类活动影响)下的模型模拟指标值,从而分离 CC 和 EP^[4]。残差分析法认为人类活动的影响是气候变率效应后的残余,采用多元回归残差分析法量化 CC 对生态系统的影响,用残差来表示 EP 的影响^[38,40]。阈值分割法运用统计相关分析法通过判定每个像素上的指标值是否显著变化以及是否与气象因子显著相关将其划分为不同驱动力主导下的变化,统计不同类型的变化占比进而分离 CC 和 EP 的贡献比例^[39]。

不同时空尺度下 CC 与 EP 对生态系统变化的耦合作用仍不清晰,科学分解其作用机制仍是未来重要的研究趋势。整体上,CC 贡献率更高(图 9),但在不同工程区或同一工程区不同亚区,贡献大小存在空间分异,相对贡献率 EP/CC 约 0.06—3.60(表 2)。多项研究发现,EP 贡献率较高的区域主要集中在黄土高原中部、华北平原以及中国东北和西南等地,而 CC 贡献率较高的区域主要集中在青藏高原东北部^[18,36,38,45,52—53]。图 9 可知,CC 是 BTP、KP、SP、TNP 的主要驱动因素(EP/CC 中值<1)。其中,BTP 的 EP 贡献率相对较高(EP/CC 约 0.17—3.60),EP 对植被改善的贡献率约 74.2%,BTP 应重点关注 EP 的影响^[46]。黄土高原、北方农牧交错带、东北地区等多个工程叠加区,CC 与 EP 整体贡献相当(EP/CC 中值≈1),贡献比例因具体区域和评估的时间尺度、方法、指标差异而不同。比如,两者对黄土高原植被恢复的贡献,有研究认为 CC 约 59.9%^[38],有研究认为 EP(75%)的贡献远大于 CC(25%)^[49]。此外,CC 和 EP 对于生态系统变化还产生交互耦合作用

(26.64%)或共同作用(38.10%)^[42]。

表 2 工程区生态工程-气候变化相对贡献率

Table 2 Relative contribution of ecological engineering-climate change in the project area

工程区 Project	指标 Index	EP 贡献率/% Contribution rate of EP	CC 贡献率/% Contribution rate of CC	EP/CC 相对贡献率 Relative contribution rate of EP/CC	文献来源 References
全国	NPP	14.60	85.40	0.17	[21]
SP	NPP	61.90	38.10	1.62	[41]
		12.50	87.50	0.14	[21]
	LAI	47.08	52.92	0.89	[38]
TNP	NPP	10.40	89.60	0.12	[21]
		11.69	23.57	0.50	[42]
	FVC	10.45	89.55	0.12	[43]
		46.81	15.58	3.00	[40]
KP	NPP	20.80	79.20	0.26	[21]
	NDVI	5.40	94.60	0.06	[44]
		76.00	24.00	3.17	[45]
BTP	NPP	18.30	81.70	0.22	[21]
		51.5—78.2	21.8—48.5	1.06—3.60	[46]
		14.63—31.77	68.23—85.37	0.17—0.47	[47]
NFP	NPP	18.70	81.30	0.23	[21]
GFGP	NPP	14.00	86.00	0.16	[21]
RGP	NPP	10.10	89.90	0.11	[21]
工程叠加区 Multiple project (MP)	黄土高原 FVC	22.44	77.56	0.29	[43]
	LAI	40.09	59.91	0.67	[38]
	NDVI	17.97	82.03	0.22	[48]
		75.00	25.00	3.00	[49]
	北方农牧交错带 NPP	19.80	26.93	0.74	[39]
	祁连山区 NPP	60.30	39.70	1.52	[50]
	横断山区 NPP	66.11	33.89	1.95	[51]
	东北地区 NDVI	56.00	44.00	1.27	[52]

NPP: 净初级生产力 Net primary productivity; LAI: 叶面积指数 Leaf area index; FVC: 植被覆盖度 Fractional vegetation cover; NDVI: 归一化植被指数 Normalized difference vegetation index

5 讨论

5.1 工程正面或负面影响启示

本文通过整合分析发现,生态工程对生态系统质量、功能和生物多样性总体有明显的改善和增强效果(各指标变化率中值基本均>0)。具体地,FVC 变化范围均>0,表明工程对植被变绿有明显的正面促进效果,根据多年变化中值来看,TNP 增幅最大,TPP 增幅最小。GFGP 生物量增幅最大,RGP 增幅最小。工程区碳汇效果明显,TNP 碳固定量增幅最大,TPP 增幅最小。GFGP 土壤保持增幅最大,NFP 水源涵养量增加明显。GFGP 和 NNR 的物种丰富度、Pielou 均匀度指数、和 Shannon 多样性指数均有明显提升。总之,工程区生态成效差异与工程区自然地域分异特征、经济社会发展、工程规划目标及执行力度等有关。

虽然工程正面成效显著,但在个别样本区域仍显示负向影响,客观上气候变化或不当的人类活动的负面干扰导致生态系统质量变差,或主观上由于评估数据欠缺、评估方法或评价尺度不当等导致评估结果为负。具体地:(1)生物量下降。整合样本中 NNR 和 BTP 生物量有所减少(图 4)。BTP 人工饲草种植使得草场地

下生物量显著下降,群落总生物量显著减少 49%^[54]。NNR 在人类扰动以及气候变化的交互作用下生物量下降^[16]。TNP 人工林贡献率仅为 8.14%,森林碳贮量的净增加量主要源于天然林,表明人工造林的成效较低^[27]; (2) 土壤保持服务能力降低。整合样本中 BTP、NFP、NNR 和 SP 土壤保持量有所下降(图 6)。SP 在草地退化较为严重的玛多、曲麻莱、杂多等地的监测点的有机质减少引起土壤保持功能下降^[55]。NNR 部分保护区内本底生态系统服务较低,在区域气候相对恶劣年份时土壤保持服务下降,小秦岭国家级自然保护区减少比例最高(72.66%)^[30]; (3) 水文效益减弱。整合样本中 BTP、GFPG、NNR、SP 和 TNP 水源涵养量有所下降(图 7)。生态工程增加植被覆盖从而影响多种水文过程,大规模造林等工程措施导致蒸散量增加、土壤含水量下降从而削弱流域的产流产水服务^[56-58]、导致陆地水储量耗竭^[59]。干旱半干旱区的植物耗水量若超过降雨量,人工林将大量消耗地下水资源^[60]。喀斯特石漠化区约 8% 土壤水分显著下降的区域主要集中在人工造林区域^[8,57]。从水资源的可持续利用而言,黄土高原植被恢复已接近该地区水资源植被承载力的阈值^[56],不应进一步扩大植被^[61]; (4) 生物多样性有所损失(图 8)。GFPG 营造人工纯林,导致鸟类和蜜蜂多样性损失^[62]。BTP 对植物多样性水平有负面影响,香浓多样性指数显著下降等^[54]。森林生态类自然保护区保护成效较好,野生动植物类保护成效一般,湿地生态类、青藏高原高寒草原类自然保护区的保护效果较差^[63-64]。

总之,需持续关注生态工程正负面影响,掌握工程区域差异规律。在一些生态效益良好、产出已达规划目标的地区维持当前成效的基础上调整工程修复重点。在天然地理条件较差、同等投入下回报较低的地区,合理规划投入资金,制定因地制宜的工程修复策略,使生态效益和经济效益最大化。此外,还需关注各项生态系统服务之间的权衡,GFPG 提升了区域土壤保持功能却导致生物多样性的损失^[62],改善生态系统碳储存但是引起水产量的下降^[65]。TPP 的 FVC 增加但植被根系土壤层短时期内无法恢复,导致土壤保持服务能力有所下降^[5,66]。因此,未来生态工程规划必须综合考虑各项生态功能及服务的协同目标,避免引起生态系统服务权衡进一步加剧。

5.2 成效驱动因素贡献差异特点

第一,成效驱动因素贡献大小存在明显的空间分异。我国自然地域分异特征明显,不同生态工程建设目标存在一定的差异,生态成效驱动因素贡献大小在不同生态工程区或同一工程区的不同地域也存在明显的空间差异。EP 对 NPP 的贡献率空间差异明显,NFP 为 18.7%,GFPG 为 14.0%,RGP 最低,为 10.1%^[21]。SP 西侧主要受 CC 影响,东侧主要受 EP 影响^[38]。KP 植被覆盖变化主导因素贡献率随地理位置的变化而不同^[67]。NFP 从长江上游区、黄河上中游区到东北、内蒙古等重点国有林区人类活动干扰依次增加^[68]。

第二,大尺度上的驱动因素贡献率大小厘定存在很大的不确定性。现有研究多在较大尺度上分离 CC 和 EP 的贡献率,忽略了区域内部的空间分异、其他因素的影响及多个因素共同作用的影响,对某一区域赋以统一的贡献率数值导致产生不确定性。研究表明,CC 和 EP 对于生态系统变化产生交互耦合作用(26.64%)或共同作用(38.10%)^[42]。中国北方农牧过渡带植被显著绿化面积(48.77%)中 26.93%与 CC 有关,19.80%与 EP 建设有关,2.05%与多种因素有关^[39]。KP 植被覆盖变化空间差异性受气候、土壤、地形和人类活动等多个具有显著空间非平稳性因素的驱动^[67]。总之,仍需降低研究尺度,细化生态系统变化的驱动因素,并通过实地调查评价结果的精度等将有助于减少贡献率厘定的不确定性。

第三,不同工程区的主导因素各有差异。EP 贡献率较高的区域主要集中在黄土高原中部、华北平原、东

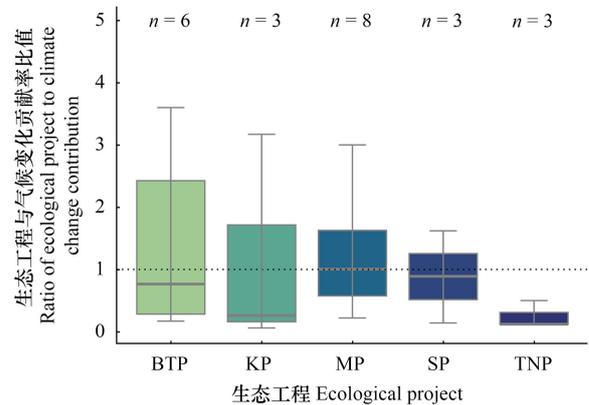


图9 不同重大生态工程驱动因素贡献率比值

Fig.9 Contribution ratio of drivers of different major ecological projects

北和西南等地,而 CC 贡献率较高的区域主要集中在青藏高原东北部^[18,36,38,45,52-53]。EP 对 BTP 植被改善的贡献率约 74.2%^[46],对 BTP 水分利用效率增加的贡献超过 85%,而 CC 仅为 8.7%,因此,BTP 人类活动主导作用明显^[36]。总之,CC 与 EP 的相对作用比例可以为决策者制定因地制宜的管理政策提供依据。在设计和实施重大生态工程时,要充分考虑自然规律、地理地带性差异和气候因素对生态系统的影响,在人类活动贡献高的地方持续重点关注 EP 的影响,在自然因素作用较大的地方合理规划工程投入,在人为因素的适度干扰下使生态系统自然恢复,从而使得生态工程效益最大化。

5.3 工程成效评估差异原因总结

第一,评估数据多源差异。涵盖地面调查数据、站点联网观测、卫星遥感、航空遥感数据、激光雷达数据、资源清查数据、模型模拟数据等,地面调查、联网观测数据较为准确,但是获取周期长、耗费成本大,模型模拟数据通过输入数据和参数较易获得,但是精度存在很大的不确定性;第二,评估技术量化差异。包括地面调查与野外观测、遥感解译反演、模型模拟等,模型包括开展工程区生态系统土壤保持、防风固沙、水源涵养等功能量模拟的 RUSLE、RWEQ、InVEST、水量平衡等模型方法,模拟 NPP 时空数据的 CASA、GLOPEM 等模型,模拟工程气候效应的 WRF 等气候模式;第三,评估方法体系差异。包括基于生态参照区“动态过程本底”、“历史动态本底—恢复现状—恢复指数”分析^[4],基于分布式测算的物质质量和价值量的定量化分析^[10,15],基于时间前后对比的趋势分析及基于工程区域内外对比的差异化分析^[69]等;第四,评估尺度和参考基准不一致。空间尺度由点及面涵盖样方、样地、坡面、流域、行政区域等多种尺度,时间尺度包括工程短期、长期及整体规划期等多个时间周期,参考基准涉及工程区自身变化和工程区内外对比;第五,驱动因素拆解方法的差异。气候变化与生态工程是引起生态系统变化的两大主要影响因素^[4]。目前因子耦合作用机制以及如何科学分解仍尚不清楚。即使剔除掉气候的影响,考虑到不同工程实施区域存在空间重叠现象,在拆解出工程贡献率的基础之上如何拆解不同工程的贡献率等,都是当前需要解决的问题。基于此,未来需要重点关注评估基准和尺度的选择、多源数据的融合及同化、驱动因素耦合作用机制研究及作用厘定,发展具有针对性的评价技术方法库,构建全面、长期、动态的生态系统综合评估体系,从而降低生态工程成效评估的不确定性,为生态工程规划、调整和实施提供借鉴和启示。

参考文献(References):

- [1] 李世东. 世界重点生态工程研究. 北京: 科学出版社, 2007.
- [2] Lu F, Hu H F, Sun W J, Zhu J J, Liu G B, Zhou W M, Zhang Q F, Shi P L, Liu X P, Wu X, Zhang L, Wei X H, Dai L M, Zhang K R, Sun Y R, Xue S, Zhang W J, Xiong D P, Deng L, Liu B J, Zhou L, Zhang C, Zheng X A, Cao J S, Huang Y, He N P, Zhou G Y, Bai Y F, Xie Z Q, Tang Z Y, Wu B F, Fang J Y, Liu G H, Yu G R. Effects of national ecological restoration projects on carbon sequestration in China from 2001 to 2010. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4039-4044.
- [3] 黄麟, 吴丹, 孙朝阳. 基于规划目标的京津风沙源治理区生态保护与修复效应. *生态学报*, 2020, 40(6): 1923-1932.
- [4] 邵全琴, 樊江文, 刘纪远, 黄麟, 曹巍, 徐新良, 葛劲松, 吴丹, 李志强, 巩国丽, 聂学敏, 贺添, 王立亚, 邴龙飞, 李其江, 陈卓奇, 张更权, 张良侠, 杨永顺, 杨帆, 周万福, 刘璐璐, 祁永刚, 赵国松, 李愈哲. 三江源生态保护和建设一期工程生态成效评估. *地理学报*, 2016, 71(1): 3-20.
- [5] 黄麟, 曹巍, 徐新良, 樊江文, 王军邦. 西藏生态安全屏障保护与建设工程的宏观生态效应. *自然资源学报*, 2018, 33(3): 398-411.
- [6] 王小丹, 程根伟, 赵涛, 张宪洲, 朱立平, 黄麟. 西藏生态安全屏障保护与建设成效评估. *中国科学院院刊*, 2017, 32(1): 29-34.
- [7] Jiang C, Zhang H Y, Tang Z P, Labzovskii L. Evaluating the coupling effects of climate variability and vegetation restoration on ecosystems of the Loess Plateau, China. *Land Use Policy*, 2017, 69: 134-148.
- [8] 王克林, 岳跃民, 陈洪松, 吴协保, 肖峻, 祁向坤, 张伟, 杜虎. 喀斯特石漠化综合治理及其区域恢复效应. *生态学报*, 2019, 39(20): 7432-7440.
- [9] 陈曦, 包安明, 王新平, 古丽·加帕尔, 黄粤. 塔里木河近期综合治理工程生态成效评估. *中国科学院院刊*, 2017, 32(1): 20-28.
- [10] 朱教君, 郑晓. 关于三北防护林体系建设的思考与展望——基于 40 年建设综合评估结果. *生态学杂志*, 2019, 38(5): 1600-1610.
- [11] 张海燕, 樊江文, 邵全琴, 张雅娴. 2000—2010 年中国退牧还草工程区生态系统宏观结构和质量及其动态变化. *草业学报*, 2016, 25(4): 1-15.

- [12] 张毅茜, 冯晓明, 王晓峰, 傅伯杰, 周潮伟. 重点脆弱生态区生态恢复的综合效益评估. *生态学报*, 2019, 39(20): 7367-7381.
- [13] 黄麟, 郑瑜晗, 肖桐. 中国县域尺度生态保护的地域分异及其适宜性. *地理学报*, 2017, 72(7): 1305-1315.
- [14] 国家林业局. 2014 退耕还林工程生态效益监测国家报告. 北京: 中国林业出版社, 2015.
- [15] 刘世荣, 庞勇, 张会儒, 王兵, 叶兵, 江泽平, 谢和生, 牛晓栋, 王登举, 丁易, 吴水荣, 宋庆丰, 王晓慧, 张超. 中国天然林资源保护工程综合评价指标体系与评估方法. *生态学报*, 2021, 41(13): 5067-5079.
- [16] 祝萍, 黄麟, 肖桐, 王军邦. 中国典型自然保护区生境状况时空变化特征. *地理学报*, 2018, 73(1): 92-103.
- [17] 吴丹, 巩国丽, 邵全琴, 曹巍. 京津风沙源治理工程生态效应评估. *干旱区资源与环境*, 2016, 30(11): 117-123.
- [18] 黄麟, 曹巍, 祝萍. 退耕还林还草工程生态效应的地域分异特征. *生态学报*, 2020, 40(12): 4041-4052.
- [19] 张鹏飞, 古丽·加帕尔, 包安明, 孟凡浩, 郭辉, 郭浩, 罗敏, 黄晓然. 塔里木河流域近期综合治理工程生态成效评估. *干旱区地理*, 2017, 40(1): 156-164.
- [20] 傅伯杰, 于丹丹, 吕楠. 中国生物多样性与生态系统服务评估指标体系. *生态学报*, 2017, 37(2): 341-348.
- [21] 邵全琴, 刘树超, 宁佳, 刘国波, 杨帆, 张雄一, 牛丽楠, 黄海波, 樊江文, 刘纪远. 2000—2019 年中国重大生态工程生态效益遥感评估. *地理学报*, 2022, 77(9): 2133-2153.
- [22] Qiu B W, Chen G, Tang Z H, Lu D F, Wang Z Z, Chen C C. Assessing the Three-North Shelter Forest Program in China by a novel framework for characterizing vegetation changes. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2017, 133: 75-88.
- [23] Huang L, Cao W, Xu X L, Fan J W, Wang J B. Linking the benefits of ecosystem services to sustainable spatial planning of ecological conservation strategies. *Journal of Environmental Management*, 2018, 222: 385-395.
- [24] 国政, 聂华, 臧润国, 张云杰. 西南地区天然林保护工程生态效益评价. *内蒙古农业大学学报: 自然科学版*, 2011, 32(2): 65-72.
- [25] Tong X W, Brandt M, Yue Y M, Horion S, Wang K L, De Keersmaecker W, Tian F, Schurgers G, Xiao X M, Luo Y Q, Chen C, Myneni R, Shi Z, Chen H S, Fensholt R. Increased vegetation growth and carbon stock in China Karst via ecological engineering. *Nature Sustainability*, 2018, 1(1): 44-50.
- [26] 何霄嘉, 王磊, 柯兵, 岳跃民, 王克林, 曹建华, 熊康宁. 中国喀斯特生态保护与修复研究进展. *生态学报*, 2019, 39(18): 6577-6585.
- [27] 张林, 王礼茂. 三北防护林体系森林碳密度及碳储量动态. *干旱区资源与环境*, 2010, 24(8): 136-140.
- [28] 何韵, 费梓萱, 叶新建, 刘振芳, 董文娟. 天保工程碳汇价值评估及对“碳中和”的意义研究. *公共管理学报*, 2022, 19(2): 154-163, 176.
- [29] 黄龙生, 王兵, 牛香, 宋庆丰. 东北和内蒙古重点国有林区天然林保护工程生态效益分析. *中国水土保持科学*, 2017, 15(1): 89-96.
- [30] 曹明. 秦岭区域国家级自然保护区保护成效及影响因素分析[D]. 北京: 中国环境科学研究院, 2021.
- [31] 顾延生. 三江源生态保护与建设的思考. *柴达木开发研究*, 2016(3): 18-22.
- [32] 胡俊, 叶海英, 王冬梅, 袁定昌. 北京市京津风沙源治理工程生态与经济效益研究与评价. *北京农学院学报*, 2012, 27(4): 38-42.
- [33] 王耀, 张昌顺, 刘春兰, 甄霖. 三北防护林体系建设工程区森林水源涵养格局变化研究. *生态学报*, 2019, 39(16): 5847-5856.
- [34] Huang L S, Wang B, Niu X A, Gao P, Song Q F. Changes in ecosystem services and an analysis of driving factors for China's Natural Forest Conservation Program. *Ecology and Evolution*, 2019, 9(7): 3700-3716.
- [35] 刘世梁, 孙永秀, 赵海迪, 刘轶轩, 李明琦. 基于多源数据的三江源区生态工程建设前后草地动态变化及驱动因素研究. *生态学报*, 2021, 41(10): 3865-3877.
- [36] Guo L M, Shan N, Zhang Y G, Sun F B, Liu W B, Shi Z J, Zhang Q. Separating the effects of climate change and human activity on water use efficiency over the Beijing-Tianjin Sand Source Region of China. *Science of the Total Environment*, 2019, 690: 584-595.
- [37] Yin R, Xu J T, Liu C. China's ecological rehabilitation: the unprecedented efforts and dramatic impacts of reforestation and slope protection in western China. *China Environment Series*, 2005, 6: 17-32.
- [38] Gao J E, Zhang Y J, Zheng Z T, Cong N, Zhao G A, Zhu Y X, Chen Y, Sun Y H, Zhang J S, Zhang Y. Ecological engineering projects shifted the dominance of human activity and climate variability on vegetation dynamics. *Remote Sensing*, 2022, 14(10): 2386.
- [39] Jiang H L, Xu X, Guan M X, Wang L F, Huang Y M, Jiang Y. Determining the contributions of climate change and human activities to vegetation dynamics in agro-pastoral transitional zone of Northern China from 2000 to 2015. *Science of the Total Environment*, 2020, 718: 134871.
- [40] Li M L, Qin Y B, Zhang T B, Zhou X B, Yi G H, Bie X J, Li J J, Gao Y B. Climate change and anthropogenic activity co-driven vegetation coverage increase in the three-north shelter forest region of China. *Remote Sensing*, 2023, 15(6): 1509.
- [41] 刘璐璐, 邵全琴, 曹巍, 吴丹, 巩国丽, 樊江文. 基于生态服务价值的三江源生态工程成本效益分析. *草地学报*, 2018, 26(1): 30-39.
- [42] Gong H B, Cao L, Duan Y F, Jiao F S, Xu X J, Zhang M Y, Wang K L, Liu H Y. Multiple effects of climate changes and human activities on NPP increase in the Three-north Shelter Forest Program area. *Forest Ecology and Management*, 2023, 529: 120732.
- [43] 张雄一, 邵全琴, 宁佳, 杨雪清, 巩国丽, 刘国波. 三北工程区植被恢复对土壤风蚀的影响及植被恢复潜力研究. *地球信息科学学报*, 2022, 24(11): 2153-2170.

- [44] 管艳霞,龙晓冰,李维杰.重庆喀斯特地区 NDVI 变化的影响因素.西南农业学报,2021,34(01):165-173.DOI:10.16213/j.cnki.scjas.2021.1.025.
- [45] Wei X C, Zhou Q W, Luo Y, Cai M Y, Zhou X, Yan W H, Peng D W, Zhang J. Vegetation dynamics and its response to driving factors in typical karst regions, Guizhou Province. China. *Frontiers of Earth Science*, 2021, 15 (1), 167-183.
- [46] 高旭旭,于长文,张婧,张金龙.定量评估京津冀气候变化和人类活动对植被 NPP 变化的相对作用.中国农业气象,2022,43(2):124-136.
- [47] Niu L N, Shao Q Q, Ning J, Liu S C, Zhang X Y, Zhang T J. The assessment of ecological restoration effects on Beijing-Tianjin Sandstorm Source Control Project area during 2000-2019. *Ecological Engineering*, 2023, 186: 106831.
- [48] 张芳宁,杨亮洁,杨永春.1981—2016 年黄土高原植被 NDVI 变化及对气候和人类活动的响应.水土保持研究,2023,30(2):230-237.
- [49] 尤烽骅.黄土丘陵沟壑区流域生态水文特征及其尺度效应[D].西安:长安大学,2022.
- [50] Peng Q, Wang R H, Jiang Y L, Li C. Contributions of climate change and human activities to vegetation dynamics in Qilian Mountain National Park, northwest China. *Global Ecology and Conservation*, 2021, 32: e01947.
- [51] Yin L, Dai E F, Zheng D, Wang Y H, Ma L, Tong M. What drives the vegetation dynamics in the Hengduan Mountain region, southwest China: climate change or human activity? *Ecological Indicators*, 2020, 112: 106013.
- [52] Xue L, Kappas M, Wyss D, Wang C Q, Putzenlechner B, Thi N P, Chen J Q. Assessment of climate change and human activities on vegetation development in northeast China. *Sensors*, 2022, 22(7): 2509.
- [53] 金凯,王飞,韩剑桥,史尚渝,丁文斌.1982—2015 年中国气候变化和人类活动对植被 NDVI 变化的影响.地理学报,2020,75(5):961-974.
- [54] 李愈哲,樊江文,于海玲.京津风沙源治理工程不同恢复措施对草地恢复过程的差异性影响.草业学报,2018,27(5):1-14.
- [55] 蒋冲,王德旺,罗上华,李岱青,张林波,高艳妮.三江源区生态系统状况变化及其成因.环境科学研究,2017,30(1):10-19.
- [56] Feng X M, Fu B J, Piao S L, Wang S, Ciais P, Zeng Z Z, Lü Y H, Zeng Y, Li Y, Jiang X H, Wu B F. Revegetation in China's Loess Plateau is approaching sustainable water resource limits. *Nature Climate Change*, 2016, 6(11): 1019-1022.
- [57] Tong X W, Brandt M, Yue Y M, Ciais P, Rudbeck Jepsen M, Penuelas J, Wigneron J P, Xiao X M, Song X P, Horion S, Rasmussen K, Saatchi S, Fan L, Wang K L, Zhang B, Chen Z C, Wang Y H, Li X J, Fensholt R. Forest management in Southern China generates short term extensive carbon sequestration. *Nature Communications*, 2020, 11: 129.
- [58] Wu X T, Wang S, Fu B J, Feng X M, Chen Y Z. Socio-ecological changes on the loess plateau of China after grain to green program. *Science of the Total Environment*, 2019, 678: 565-573.
- [59] Zhao M, A G, Zhang J E, Velicogna I, Liang C Z, Li Z Y. Ecological restoration impact on total terrestrial water storage. *Nature Sustainability*, 2021, 4(1): 56-62.
- [60] Wang L X, D'Odorico P. Water limitations to large-scale desert agroforestry projects for carbon sequestration. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, 116(50): 24925-24926.
- [61] Ye L P, Fang L C, Shi Z H, Deng L, Tan W F. Spatio-temporal dynamics of soil moisture driven by 'Grain for Green' program on the Loess Plateau, China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2019, 269: 204-214.
- [62] Hua F Y, Wang X Y, Zheng X L, Fisher B, Wang L, Zhu J G, Tang Y, Yu D W, Wilcove D S. Opportunities for biodiversity gains under the world's largest reforestation programme. *Nature Communications*, 2016, 7: 12717.
- [63] 邱成,胡金明,杨飞龄.基于 NDVI 的云南省自然保护区保护成效分析.生态学报,2020,40(20):7312-7322.
- [64] 张懿铨,胡忠俊,祁威,吴雪,摆万奇,李兰晖,丁明军,刘林山,王兆锋,郑度.基于 NPP 数据和样区对比法的青藏高原自然保护区保护成效分析.地理学报,2015,70(7):1027-1040.
- [65] Peng J, Hu X X, Wang X Y, Meersmans J, Liu Y X, Qiu S J. Simulating the impact of Grain-for-Green Programme on ecosystem services trade-offs in Northwestern Yunnan, China. *Ecosystem Services*, 2019, 39: 100998.
- [66] Huang L, Shao Q Q, Liu J Y, Lu Q S. Improving ecological conservation and restoration through payment for ecosystem services in Northeastern Tibetan Plateau, China. *Ecosystem Services*, 2018, 31: 181-193.
- [67] 张雪梅,王克林,岳跃民,童晓伟,廖楚杰,张明阳,姜岩.生态工程背景下西南喀斯特植被变化主导因素及其空间非平稳性.生态学报,2017,37(12):4008-4018.
- [68] 吴丹,曹巍,黄麟,呼和涛力.天然林资源保护工程区生态效应评估.长江科学院院报,2023,40(1):73-78.
- [69] 刘纪远,邵全琴,樊江文.三江源生态工程的生态成效评估与启示.自然杂志,2013,35(1):40-46.