



生物多样性保护成效评估方法研究进展与展望

吴舒尧^{1*}, 孙希煜¹, 李彬彬^{2,3*}

1. 河海大学地理与遥感学院, 南京 211100

2. 昆山杜克大学环境研究中心, 昆山 215316

3. Nicholas School of the Environment, Duke University, Durham NC 27708, USA

* 联系人, E-mail: wushuyao@hhu.edu.cn; binbin.li@duke.edu

2026-02-04 收稿, 2026-04-29 修回, 2026-05-28 接受, 2026-05-29 网络版发表

国家自然科学基金(42501366, 32422056)资助

摘要 生物多样性是维系地球生命支持系统的基石, 然而其正以前所未有的速度丧失. 为应对此危机, 全球投入了大量资源开展保护行动. 科学、客观地评估这些行动的成效, 对于优化保护策略、提高资源利用效率和实现适应性管理至关重要, 已成为保护生物学领域的核心研究议题. 本文通过系统性梳理相关文献, 回顾了不同类型生物多样性保护成效评估核心方法的特点, 重点分析了评估逻辑从关注“投入与过程”到聚焦“结果与影响”的演变, 深入讨论了不同阶段核心评估方法的优势与局限性. 研究发现, 不同类型的生物多样性保护成效评估方法的发展呈现出清晰的特点与演进脉络: (1) 基于投入与过程的评估方法(如保护地面积、资金投入、管理有效性追踪工具等)易于量化, 在推动保护行动扩张方面发挥了作用, 但难以直接衡量对生物多样性本身的净影响. (2) 基于保护行动的实际结果与影响的评估方法更严谨, 且已涌现出四大类核心方向: 一是基于压力-状态-响应等框架的综合指标体系; 二是通过量化威胁减轻程度来间接评估成效的威胁消减评估法; 三是利用匹配等方法构建反事实情景, 以剥离保护干预净效应的反事实效应量化分析; 四是运用结构因果模型等方法识别变量间因果路径, 以提升归因准确性的因果关系识别. (3) 当前, 评估正朝向多目标整合的价值综合化与系统化方向发展, 强调将生态网络连通性、生态系统服务、人类福祉以及气候变化适应性等多维目标纳入评估框架. 尽管进展显著, 评估实践仍面临数据覆盖限制、时空尺度不匹配、方法可推广性不足等挑战. 未来, 评估方法的发展应聚焦于深度融合人工智能与大数据, 发展技术驱动的智能化评估; 建立标准化、模块化的综合评估框架, 促进方法的整合与可比性; 加强与社会科学、计算机科学等多学科的交叉融合; 构建面向行动的适应性评估体系, 为实现动态、高效的保护管理提供科学支撑.

关键词 生物多样性, 保护成效, 评估方法, 研究进展

生物多样性, 即地球上生命的多样性, 是维持生态系统功能、提供生态系统服务以及保障人类福祉的基础^[1,2]. 然而, 在人类活动和气候变化的双重压力下, 全球生物多样性正以前所未有的速度丧失, 对地球生命支持系统构成了严峻威胁^[3]. 为了应对这一危机, 国际社会、各国政府及非政府组织投入了大量资源用于生物多样性保护, 包括受威胁物种保护、设立保护地、

实施生态恢复工程、制定相关法律政策等^[4]. 然而, 资源投入本身并不意味着保护目标的达成. 如何科学、客观地评估这些保护行动是否达到了预期目标, 即保护成效评估, 已成为保护生物学和环境管理领域的核心议题^[5]. 有效的评估不仅能检验保护策略的合理性, 为决策者提供证据支持, 还能帮助管理者识别项目缺陷, 优化管理策略, 实现适应性管理^[6].

引用格式: 吴舒尧, 孙希煜, 李彬彬. 生物多样性保护成效评估方法研究进展与展望. 科学通报, 2026, 71: 6666–6684

Wu S, Sun X, Li B V. Research progress and outlook on methods for evaluating biodiversity conservation effectiveness (in Chinese). Chin Sci Bull, 2026, 71: 6666–6684, doi: [10.1360/CSB-2026-0164](https://doi.org/10.1360/CSB-2026-0164)

1 生物多样性保护成效评估研究发展态势

近年来,随着全球对生物多样性保护日益重视,关于保护成效评估的研究也呈现出快速增长的态势.通过Web of Science进行系统检索后发现,近三十年(1996~2025年)生物多样性保护成效评估相关发文总数近9.2万篇.自2003年起总体持续增长并在2018年后显著跃升,近两年(2024~2025年)达阶段性高位,表明该议题已由零散案例扩展为跨学科主流(图1).依据微观引用主题聚类分析结果,当前与“生物多样性保护”联系紧密的高热度板块包括“遗传/谱系层面的多样性”“植物群落”以及“生态系统服务”,这显示生物多样性保护成效评估研究范围已覆盖物种及其栖息地、生态系统、功能与遗传多样性等多个维度.而在相关研究期刊出版方面,通过统计12503篇生物多样性保护成效评估领域论文的外文刊物来源发现,顶级期刊*Science*与*Nature*系列分别发表了相关研究18篇与72篇,其余期刊中*Biological Conservation*(502篇, 4.02%)、

PLoS One(361篇, 2.89%)、*Conservation Biology*(285篇, 2.28%)位居这一领域发文量前三.其后包括*Journal of Applied Ecology*、*Ecological Indicators*、*Biodiversity and Conservation*等期刊,呈现持续而稳定的发文趋势.通过统计435篇该领域论文的中文学术期刊来源发现,《生态学报》和《生物多样性》分别以18和13篇(分别占比4.14%和2.99%)发文量排在前列,其后包括《生态与农村环境学报》《环境科学研究》《地理学报》等期刊,共同构成了该领域中文研究成果发布的核心阵营.

通过对发文作者所属国家及地区进行统计分析(图2),结果显示该领域研究呈现出显著的空间集聚性与全球化并存的特征.美国以3519篇发文居首,中国以2368篇位列第二.英国(1726篇,含英格兰1426篇与苏格兰300篇)、澳大利亚(1281篇)和西班牙(1009篇)均超过1000篇,共同构成该领域国际研究的第二梯队.前20位国家(地区)既包括美国、英国、德国、西班牙等发达

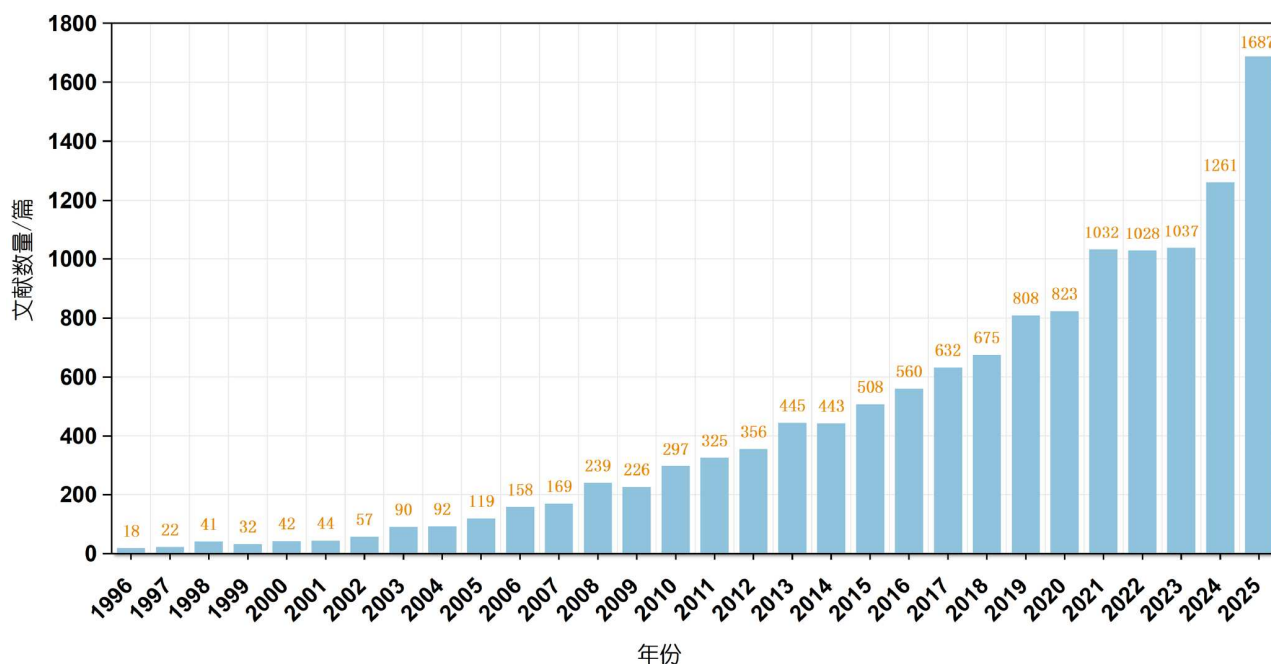


图1 (网络版彩色)近30年(1996~2025年)生物多样性保护成效评估领域相关研究论文发表数量随时间变化情况.以(biodiversity OR species OR species diversity)AND(conservation OR conservation* OR protection OR protection*)AND(effectiveness OR performance OR achievements)AND (evaluation OR assessment OR evaluate OR assess OR evaluate* OR assess*)以及(生物多样性+物种多样性+物种)*(保护+保育)*(成效+效果)*(评价+评估)为主题词,截至2025年12月31日Web of Science和中国知网数据库检索结果

Figure 1 (Color online) Number of research articles published related to biodiversity conservation effectiveness evaluation over the past 30 years (1996–2025). Using the topic keywords of (biodiversity OR species OR species diversity) AND (conservation OR conservation* OR protection OR protection*) AND (effectiveness OR performance OR achievements) AND (evaluation OR assessment OR evaluate OR assess OR evaluate* OR assess*), as well as (生物多样性+物种多样性+物种)*(保护+保育)*(成效+效果)*(评价+评估), search results from Web of Science and China National Knowledge Infrastructure databases up to December 31, 2025

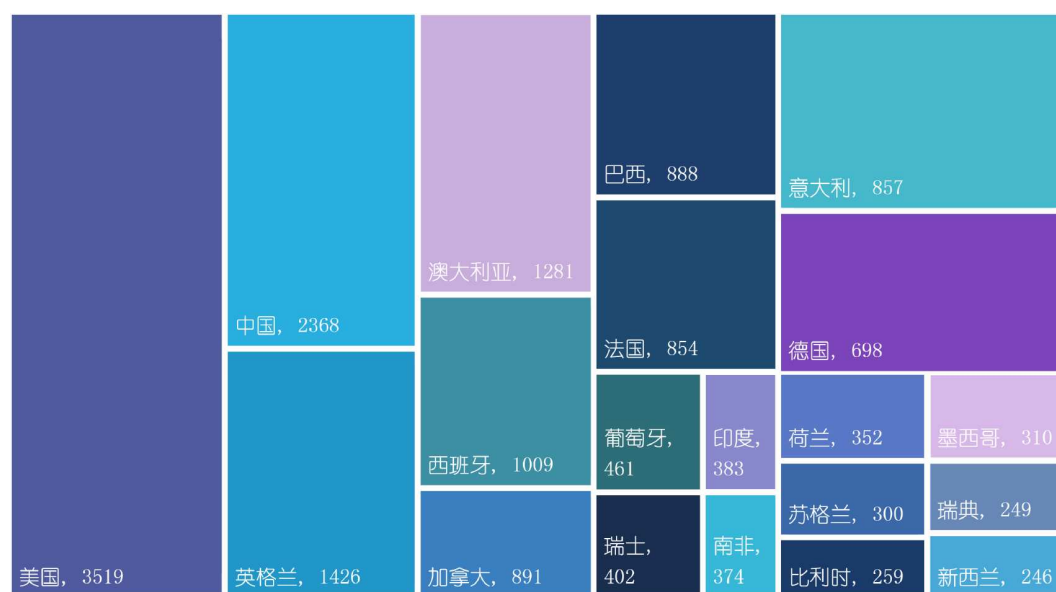


图 2 (网络版彩色)生物多样性保护成效评估相关研究作者数量排名前20的国家及地区。以(biodiversity OR species OR species diversity) AND (conservation OR conservation* OR protection OR protection*) AND (effectiveness OR performance OR achievements) AND (evaluation OR assessment OR evaluate OR assess OR evaluate* OR assess*)以及(生物多样性+物种多样性+物种) * (保护+保育) * (成效+效果) * (评价+评估)为主题词,截至2025年12月31日Web of Science和中国知网数据库检索结果

Figure 2 (Color online) Top 20 countries and regions in terms of the number of authors involved in biodiversity conservation effectiveness evaluation. Using the topic keywords of (biodiversity OR species OR species diversity) AND (conservation OR conservation* OR protection OR protection*) AND (effectiveness OR performance OR achievements) AND (evaluation OR assessment OR evaluate OR assess OR evaluate* OR assess*), as well as (生物多样性+物种多样性+物种) * (保护+保育) * (成效+效果) * (评价+评估), search results from Web of Science and China National Knowledge Infrastructure databases up to December 31, 2025

国家,也涵盖巴西、印度、南非、墨西哥等生物多样性资源丰富的发展中国家。表明该议题已突破地域局限,整体形成了以欧美为传统核心引领、中国及生物多样性大国为新兴增长极的全球协同研究格局。

尽管研究数量不断增加,生物多样性保护成效评估在理论和实践中仍面临多重挑战^[7]。评估方法的选择、数据的可获得性、时空尺度的匹配以及评估结果的解读与应用,都直接影响评估的科学性和有效性^[8,9]。例如, Brown和Williams^[10]系统分析了生态完整性评估(ecological integrity assessment)这一常用保护成效评估方法后指出,该方法虽被宣称可测量物种组成、生态系统结构与功能,但存在四大核心缺陷:一是对生态形态与功能的表征模糊,缺乏具体细节;二是依赖的代理变量(如植被结构、维管植物丰富度)与多类群生物多样性无实证相关性;三是将多维数据压缩为单维指数时存在信息丢失与系统偏差;四是采样规范(sampling protocol)易受采样偏差、观察者偏差与测量误差影响。因此,系统梳理生物多样性保护成效评估方法的发展历程,厘清其演变脉络,对推动生物多样性保护领域的

理论创新和实践应用具有重要意义。为全面系统地了解生物多样性保护成效评估进展,本文通过梳理和综述相关文献,首先回顾了不同类型生物多样性保护成效评估核心方法的特点、进而深入剖析了不同方法的优势与局限,并结合当前的技术发展和保护需求,展望这一领域未来的发展方向,以期对生物多样性保护研究和相关实践提供参考。

2 基于投入和过程的生物多样性保护成效评估

生物多样性保护成效的评估方法经历了不断深化与完善的过程,其核心逻辑逐渐从关注“做了什么”转向关注“带来了什么改变”,即从关注“过程”到关注“结果”。但基于投入和过程的评估方法,作为该领域发展历程中的基础性路径,不仅奠定了早期保护成效监测的框架,更凭借其独特的实用性,至今仍是全球各类保护实践中不可或缺的重要组成部分。这类方法聚焦于保护行动的投入状态与执行过程,通过量化可直接观测、易获取的核心指标,快速反映保护行动的落地程

度,为生物多样性保护管理提供直观、高效的基础参考^[11]。例如,保护地的数量和面积常作为衡量一个国家或地区保护努力或投入程度的指标^[12]。这类指标相对易于量化和追踪,在推动生物多样性保护相关工程与全球保护地网络扩张方面发挥了重要作用^[13,14]。然而,面积的增长并不直接等同于生物多样性的有效保护。许多保护地由于资金不足、人员短缺、数据滞后、管理不善而成为“纸上公园”(paper parks),未能有效遏制内部与外部的威胁^[15-17]。Zvidzai等人^[18]对赞比亚保护地体系进行系统研究后指出,尽管该国保护地面积广阔,但因长期管理资金短缺和治理结构薄弱,在遏制偷猎和生境退化方面成效有限。

为应对上述问题,研究者和保护机构开发了多种保护地管理有效性评估工具,如管理有效性追踪工具(management effectiveness tracking tool, METT)、保护地网络快速评估(rapid assessment and prioritization of protected areas management, RAPPAM)、自然遗产地深度评估(enhancing our heritage, EoH)、PROARCA-CAPA打分卡(PROARCA-CAPA scorecard)与CEE(collaboration for environmental evidence)批判性评估工具等^[19-21]。这些保护地管理有效性评估通常涵盖背景(context)、规划(planning)、投入(inputs)、过程(processes)、产出(outputs)等多个管理环节,通过问卷和专家打分的方式,对保护地的管理水平进行系统性评价^[22]。与此同时,中国在保护地管理有效性评估方面也开展了大量本土化探索与制度建设。例如,相关部门制定并发布了《自然保护区管理评估规范(HJ913-2017)》等行业标准,在借鉴国际框架的基础上,构建了符合中国国情的评估指标体系(https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bzwb/stzl/201712/t20171229_428915.shtml)。其中,《自然保护区管理评估规范》作为中国首项自然保护区管理评估环保标准,明确了我国自然科学保护区的管理评估原则与程序,并从管理基础、措施、保证、成效与负面影响五大维度设立了20项指标,使该体系适用于各级各类保护区的规范化监管与效能提升^[23]。此外,随着中国国家公园体制的全面建设,针对三江源、神农架、祁连山等国家公园的管理有效性评估研究也相继开展^[24-26]。这些评估不仅关注资金保障、人员编制等基础投入,还重点考察了生态管护员制度落实、特许经营管理、社区共管机制等具有中国特色的管理过程,为国家公园的高质量建设与适应性管理提供了重要依据。例如,王子琳等人^[26]通过构建基于超

效率-数据包络分析的效能评价模型,对我国十个国家公园体制试点的管理效能进行了系统评估,不仅证实了普达措、神农架以及祁连山等国家公园在试点期间展现出了相对较好的管理效果,还通过测算投入指标的改进额度,为国家公园精准查找管理短板、优化资源配置提供了量化依据。赵翔等人^[27]也以三江源国家公园生态管护公益岗位为研究对象,指出可能导致国家公园管护效率与保护成效受损的原因,并提出了基于强化社区主体与民间机构参与度的管理有效性改进建议。

此外,为了实现全球范围内评估数据的标准化汇编与监测,世界自然保护联盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)世界保护地委员会(world commission of protected areas, WCPA)于2024年也发布了更新的技术指南(<https://iucn.org/sites/default/files/2024-05/newiucnwcpatechnicalnote13oneffectiveness.2024.pdf>),明确了向全球保护地管理有效性数据库(global database on protected area management effectiveness, GD-PAME)报告评估结果的标准流程,推动评估体系从单一的管理过程向包含治理公平性与治理/管理/生态多维成果(governance/management/ecological outcomes)的综合报告转型。一项整合了4000多个保护地数据的分析表明,尽管约40%的保护地在资金保障与人员配置等“投入”指标上存在重大缺陷,但得益于保护规划与管理“过程”中较好的治理有效性与保护地设立基础(如法律认定、边界划定等),其在生物多样性保护与社区福祉等“产出”方面仍能取得积极成效^[28]。无论是全球范围内的广泛监测,还是中国国家公园的本土实践,基于投入和过程的生物多样性保护成效评估方法为了解全球保护地的管理现状、识别管理短板提供了宝贵信息,但其评估结果与真实的生物多样性保护成果之间是否存在直接联系,仍是一个持续探讨的问题^[29]。

除在保护地的应用外,基于投入和过程的生物多样性保护成效评估方法也被广泛应用于特定物种保护项目和广域保护策略制定中。例如,在农业景观中,旨在保护农田鸟类以及传粉昆虫的“农业环境计划”(agri-environment schemes, AES)是欧洲一项重要的保护计划^[30]。对这类计划成效的评估,通常会衡量其覆盖的农田面积(投入)、参与的农户数量(投入),以及具体实施的措施,如建立野花草甸、保留灌木篱墙或减少农药使用(过程)^[30]。然而,这些投入和过程指标并不能保证

带来期望的生物多样性成果. 研究发现, 这些计划的实际效果受到计划设计、周边景观结构和管理方式的显著影响, 例如, 针对非生产性区域(如田埂)的措施通常比针对生产性区域(如作物田)的措施更能有效提升物种丰富度^[30]. 同样, 在针对大型哺乳动物的人兽冲突管理项目中, 评估指标可能包括建立的防护设施数量、支付的生态补偿金额或开展的社区宣讲次数^[31], 但这些措施是否能有效缓解冲突并促进物种保护, 仍需基于结果的审慎评估^[32]. 因此, 尽管基于投入和过程生物多样性保护成效评估方法对于追踪保护行动的实施至关重要, 但它们本质上是生物多样性保护最终成效的替代指标, 其与物种数量恢复或生态系统健康改善之间的关联需要通过严格的、基于结果和影响的评估来验证^[33].

3 基于结果和影响的生物多样性保护成效评估

为了更直接地衡量保护成效, 另一类生物多样性保护成效评估聚焦于生物多样性的实际变化, 即评估保护行动的实际结果和影响. 此类评估逐渐占主导地位并在方法学上迅速发展, 所采用的方法近年来已从传统的统计回归模型和常见的干预前后对比(before-after, BA)、控制-干预对比(control-impact, CI)以及二者结合的BACI设计^[34], 进一步发展为更全面的综合指标评估法、更能直击源头的威胁消减评估法, 以及更为严谨、可进行因果推断的反事实效应量化分析与因果关系识别等方法. 其核心支撑体系可被进一步划分为评估指标体系与评估核心方法两大维度: 前者为成效量化提供标准维度与数据载体, 后者为因果推断与净效应剥离提供技术路径. 但需要注意的是, 能够确保此类结果导向型评估科学性的前提与基础是对生物多样性数据准确、全面的获取. 而生物多样性的测量方法也经历了从简单到复杂、从单一到综合、从传统调查到技术驱动的演变过程, 为因果关系识别提供了核心数据支撑. 因此, 基于结果和影响的生物多样性保护成效评估将围绕生物多样性测量、指标体系与核心方法三方面展开回顾与讨论.

3.1 生物多样性测量

早期的生物多样性测量以物种监测单一维度为主, 但随着保护生物学与观测技术发展, 现已系统拓展至生态系统与遗传多样性等其他核心层次, 并覆盖陆地、

淡水、海洋等不同生境类型, 形成多维度、多尺度、多方法融合的测量体系, 为生物多样性保护成效评估提供全面、精准的数据支撑. 在生态系统多样性层面, 其测量主要围绕生态系统类型与覆盖、景观格局及结构完整性展开, 是大尺度保护成效评估的核心依据^[35]. 常用陆域生态系统多样性指标包括生态系统类型构成、面积占比、斑块密度、破碎化指数、景观连通度、植被垂直结构、林冠郁闭度及生态系统完整性指数等^[36,37]. 而在水域生态系统中, 测量重点则关注珊瑚礁覆盖率、海草床面积、河流健康状况及底栖生境复杂度等指标^[38-40]. 这些指标的数据获取传统上依赖于实地调查(如植被样带样方监测、拖网采样、潜水观测等)^[41,42], 但随着遥感技术的发展, 利用卫星影像获得大范围、长时序的地球表面信息, 用于监测植被覆盖、土地利用变化、生境破碎化等实践已成为主流^[3,43,44]. 结合多光谱/高光谱成像、合成孔径雷达、激光雷达(light detection and ranging, LiDAR)等不同传感器的数据特性, 甚至可以评估生态系统结构、健康状况和物种组成^[45-47]. 此外, 近年来无人机与便携式遥感技术(如背包式LiDAR设备)的发展则逐渐弥补了卫星遥感在空间分辨率上的不足, 能够以极高的精度进行多种尺度的资源调查和精细化生境制图^[48,49].

而遗传多样性是衡量种群进化潜力、抗逆性与长期生存能力的核心维度, 直接决定生物多样性保护的长远成效, 近年来相关测量与评估研究快速发展^[50]. 早期遗传研究依赖于形态学和生化标记(如染色体、同工酶等)进行品种区分和群体分类, 但这些方法易受个体差异与环境因素影响且分辨率有限^[51]. DNA分子标记技术的出现改变了遗传多样性评估方法, 随机扩增多态性DNA(random amplified polymorphic DNA, RAPD)、扩增片段长度多样性(amplified fragment length polymorphism, AFLP)、简单序列重复(即微卫星, simple sequence repeat, SSR)、单核苷酸多态性(single nucleotide polymorphism, SNP)等技术因其高多态性和可重复性被越来越多地应用于计算个体与种群水平遗传变异情况与多样性^[52,53], 从揭示陆地植物沿环境梯度的遗传格局, 到识别海洋中的隐存种和病原体传播均有实践案例^[54,55]. 进入基因组学时代, 高通量测序技术能够直接评估全基因组水平的杂合度与变异, 宏基因组学则揭示了微生物群落内部的物种及遗传多样性^[56,57]. 而在缺乏直接遗传数据时, 也可使用种群大小、生境连通性、栖息地质量作为替代指标, 间接评

估遗传多样性保护成效^[58]。对遗传多样性的测量能够精准评估栖息地连通、种群再引入、遗传救助等保护措施的实际效果,判断保护行动是否有效缓解种群隔离、近交衰退与遗传侵蚀问题。例如,Shaw等人^[58]通过全球跨类群、跨时空的整合分析证实,人类活动驱动下全球物种种群内遗传多样性呈显著流失,鸟类与哺乳动物受影响最严重,但种群补充等主动保护干预可有效遏制甚至逆转遗传多样性损失,凸显了基于遗传信息开展全球生物多样性保护的紧迫性。目前,遗传多样性测量已逐步从基础研究走向保护实践应用,成为完善生物多样性多层次保护成效评估体系、提升保护策略科学性的重要组成部分。

物种多样性测量则是生物多样性保护成效评估中应用最广泛的维度,相关研究与方法也已较为成熟。传统生物多样性测量便主要集中在物种层面,以区域内物种(尤其是稀有/受威胁物种或指示物种)的数量变化情况为核心指标,这一方法最早甚至可追溯至1890年代兴起的种群监测^[41,59]。例如,始于1900年的“圣诞鸟类统计”便通过长期记录鸟类丰度来反映区域生态变化^[60];在具体的保护实践中,北方斑点鸮(*Strix occidentalis caurina*)等特定物种常被作为北美森林生态系统的指示物种,其种群动态被假定能代表整个森林生态系统的健康状况^[61]。近年来,研究进一步探讨了时空尺度对物种丰富度的影响,指出其随时间的变化具有高度尺度依赖性,全球尺度的物种丧失并不必然导致局部尺度的丰富度下降^[62]。物种丰富度虽直观易懂,却忽略了物种的相对多度、物种间的亲缘关系以及它们在生态系统中的功能作用^[63,64]。为弥补这一不足,研究者首先引入了可同时整合物种丰富度、均匀度与相对多度特征的多样性指数,如Simpson指数、Shannon-Wiener指数、Brillouin指数、McIntosh指数、Fisher α 指数、Hill数等^[65,66]。这类指标在生态学研究 and 初步保护成效评估中应用广泛,但仍局限于物种分类单元,难以全面反映生态系统变化的复杂性和稳定性^[67]。

随着生态学理论的发展,研究者认识到生物多样性具有多重维度。除了物种多样性,系统发育多样性(phylogenetic diversity)和功能多样性(functional diversity)等概念被提出并逐渐应用于物种层面的监测与研究^[68,69]。系统发育多样性衡量群落中物种的进化历史总和,一个包含多个古老、分化久远的谱系的群落比一个仅由亲缘关系较近的物种组成的群落拥有更高的系统发育多样性^[70]。功能多样性则关注物种的功能性

状(如体型、食性、繁殖策略等)的多样性,这些性状直接关系到生态系统过程(如生产力、养分循环)^[71]。一些常见的功能多样性相关指标有群落加权平均指数(community weighted mean)、功能分异度指数(functional dispersion)、Rao二次熵(Rao's quadratic entropy)和功能冗余指数(functional redundancy)等^[72,73]。Carroll等人^[74]曾以美国本土鸟类为对象,比较了Rao二次熵与功能冗余两类功能多样性相关指标与传统物种丰富度指标(总体物种丰富度、种群下降物种丰富度和濒危/受威胁物种丰富度)的指征一致性,发现在采用先验(即对指标不作约束直接对比)相关性分析时指标间一致性普遍较低,而用后验(即对指标进行保护约束空间优先级排序)方法时指标间一致性显著加强。与物种多样性相比,系统发育多样性和功能多样性能从不同维度反映生态系统的进化潜力和功能冗余度,为生态系统保护成效评估提供了更为多元的数据与见解^[75,76]。

近年来,物种监测技术的飞速发展同样为生物多样性测量领域带来了革命性的变化。样方、样线及陷阱诱捕等传统物种监测方法较难实现大尺度覆盖,对稀有或隐蔽物种的探测效率低,且难以进行长期动态追踪,导致评估数据的时效性和全面性不足,而基于新兴技术的生物多样性监测方法使大尺度、高频率、低成本地获取生物多样性保护成效评估数据成为可能^[41,42]。例如,环境DNA(environmental DNA, eDNA)监测技术通过从环境样本(如水体、土壤、空气)中提取并测量生物通过皮肤脱落、唾液、配子、粪便以及分泌物等方式向环境中释放的游离DNA片段,能够一次性较为准确地识别出特定环境中存在的多个物种^[77]。该技术尤其适用于水生生态系统的物种和遗传多样性监测,其对稀有或隐蔽物种的探测灵敏度高,极大地提高了监测效率和覆盖面^[78,79]。此外,自动声学监测设备与红外相机陷阱被广泛用于监测发声动物(如鸟类、蛙类、蝙蝠等)和行踪隐秘的哺乳动物^[80]。这些设备能够采集海量的声音和图像数据,并借助人工智能算法进行物种识别和种群动态分析,为评估保护地的管理成效提供了重要数据支持^[81]。这些新兴技术的大规模应用,使得物种多样性测量从静态的“快照”式调查,转向动态的、大范围的长期追踪,为更精细、更全面的保护成效评估奠定了坚实的数据基础。

3.2 基于结果和影响的评估指标体系

在生物多样性测量实现多维度拓展与技术革新的

基础上,基于结果和影响的保护成效评估得以进一步发展和完善,并形成了“指标体系+核心方法”的二元支撑结构.一系列针对性强、逻辑严谨的评估方法应运而生,它们不再局限于间接推断,而是直接聚焦保护行动带来的生态结果与实际影响,通过结构化综合指标框架、威胁量化、反事实对比及因果识别等路径,实现对保护成效的科学判定.其中,评估指标体系是量化保护结果与影响的重要载体,通过明确评估维度、筛选关键指标、构建标准化框架,为生物多样性保护成效评估提供可衡量、可对比的量化依据,主要包括以下两类:

3.2.1 综合指标框架体系

压力-状态-响应(pressure-state-response, PSR)及其衍生的DPSIR(driver-pressure-state-impact-response, DPSIR)模型是一类被广泛应用的概念框架^[82].它通过评估影响生物多样性的“驱动力”(对人们的生活方式以及消费格局产生影响的社会、人口与经济背景因素,如人口增长等)和“压力”(指直接干扰力,如污染、土地开发等)、生物多样性的“状态”(受压表现特征,如物种数量、生境质量)和“影响”(指生物多样性特征发生的具体变化与压力的作用效果)以及社会为应对这些问题所采取的“响应”(如建立保护地、制定政策),来系统地分析保护问题和保护行动成效^[83].例如,Wei等人^[84]应用该框架评估中国大熊猫(*Ailuropoda melanoleuca*)保护工程时发现,天然林保护工程与退耕还林政策有效遏制了栖息地丧失与破碎化,促使大熊猫野生种群数量及栖息地面积实现双增长,从而证实了宏观保护政策的积极成效;而Butchart等人^[85]基于此框架与31个全球指标的评估发现,尽管保护响应指标增强,但生物多样性面临的压力持续上升、多数状态指标呈恶化趋势,表明全球生物多样性丧失的态势尚未得到有效遏制.这类框架结构清晰,有助于整合不同类型的信息,但其不提供各指标具体计算方法,且内部各指标间的因果关系往往难以精确量化^[59,86].

3.2.2 威胁消减评估

威胁消减评估(threat reduction assessment, TRA)是一种在项目层面评估保护成效的实用方法.它不直接测量生物多样性的变化,而是通过评估保护项目在多大程度上减轻了对保护目标的各种威胁来实现^[87].项目开始时,管理者识别并量化所有主要威胁;项目结束后,再次对这些威胁的程度进行评估,计算出威胁的总威胁消减指数^[88].TRA方法成本效益高、操作性强,尤其

适用于那些生物多样性数据难以获取或变化周期较长的项目^[89].例如,Mugisha和Jacobson^[90]应用TRA方法对乌干达16个保护地进行评估,在缺乏详细生物监测数据的情况下,成功量化并比较了“社区参与式”与“传统管理”两种模式的效果,发现社区参与模式在缓解火灾、盗伐和土地侵占等特定威胁方面表现更优.Ingram等人^[91]还在此基础上进一步提出了TBT(taxa-biome-threat)框架,通过划分区域生物群系(66个陆地、51个淡水、24个海洋沿岸)、筛选威胁敏感类群、量化威胁强度(如采伐、栖息地丧失),最终识别物种威胁响应阈值,解决传统保护行动针对性不足的问题,为国家及国际层面的保护政策提供可操作的精准干预方案.

3.3 基于结果和影响的评估核心方法

在生物多样性多维测量技术日趋成熟、评估指标体系逐步完善的基础上,精准剥离保护干预的净效应、明确行动与结果间的因果关联,成为进一步提升保护成效评估科学性的关键.而反事实效应量化与因果关系识别类方法能够有效排除混杂因素的影响,帮助破解“保护行动与生物多样性变化是否存在真实关联”的归因难题.

3.3.1 反事实效应量化

相较于传统BACI研究方法,起源于计量经济学并被广泛应用于社会学、医学、政治学等领域的反事实效应量化方法能够控制时空变异和人类影响^[92].此类方法最早由Ferraro等人^[93]于21世纪初引入保护生物学研究,用于分析美国《濒危物种法》对物种保护的实际情况,并逐渐成为目前生物多样性保护成效评估中最为严谨的方法之一.其核心思想是比较“实施了保护干预”的区域(如保护地内)与“未实施干预”的对照区域(如保护地外)的生物多样性状况差异^[94].通过构建一个合理的“反事实”情景(即假如没有保护干预会发生什么),尝试排除经济波动、人口迁移或气候变化等混杂因素的影响,从而剥离出保护行动的净效应.随着空间数据和统计模型的发展,研究者可以利用匹配分析(matching)、双重差分法(difference-in-differences)或合成控制法(synthetic control method)等反事实方法在更大的尺度上构建对照组,从而评估生物多样性保护成效^[95,96](图3).例如,Li等人^[16]基于全球10143个保护地的最邻近倾向得分匹配样本,发现自然保护地既能显著抵抗人为土地覆盖变化(2013~2020年保护地土地覆盖损失率12.7%,低于对照区域18.5%),又不限周边

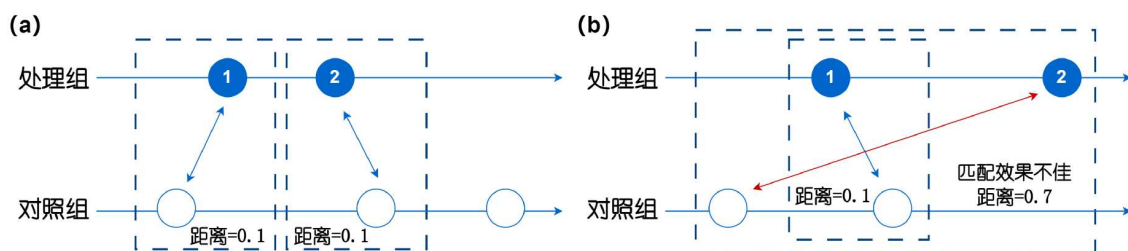


图3 (网络版彩色)最近邻匹配方法原理示意图。(a)最近邻匹配成功示意;(b)最近邻匹配失效示意。在每个子图中,蓝色圆圈代表处理组物种,空心圆圈代表对照组物种。单向水平箭头表示倾向评分(即在给定协变量的条件下某单元接受处理的概率)从小到大的分布方向。圆圈内的白色数字代表样本被选取的顺序。双向箭头和深蓝色虚线框表示匹配关系,红色用于强调。“距离”指配对样本之间倾向评分的差值(改编自Zhao等人^[98])

Figure 3 (Color online) Illustration of nearest neighbor matching methods. (a) success of nearest neighbor matching; (b) failure of nearest neighbor matching. Blue circles represent the treated species, and hollow circles represent the controlled species. One-way horizontal arrows indicate the distribution direction of propensity scores from small to large. Numbers inside the circles represent the order in which samples were selected. Double-headed arrows (red color is used for emphasis) and dark blue dotted boxes indicate matched pairs. “Distance” refers to the difference in propensity scores between a matched pair (adapted from Zhao et al. A guide to qualitative attribution methods for evaluation in conservation)

社区夜间灯光增长(60.3%的周边社区灯光增长等于或高于对照);Ye等人^[96]则结合了最邻近倾向得分匹配与双重差分两类方法,系统评估1985~2021年间武夷山地区16个国家级保护地建立及三类保护政策对森林净初级生产力的影响,发现62.5%的保护地对森林生产力有积极保护效应。但需要注意的是,采用反事实效应量化方法通常需大量潜在对照单元,而生物多样性的监测往往主要集中在有保护措施的区域,这导致对照区域数据稀缺,限制了该方法的应用,且此方法依赖对生物多样性保护因果关系的充分认知^[97]。

3.3.2 因果关系识别

虽然反事实效应量化类方法能构建对照情景,但仍可能因未明确变量间因果结构与关系而存在混杂偏倚(confounding bias)、过度控制偏倚(overcontrol bias)或碰撞偏倚(collider bias)等问题^[99,100]。而因果关系识别类方法在生物多样性保护这种具有典型非线性特征、变量混杂难以完全控制的场景中具有独特适用性,能够与反事实效应量化方法形成互补^[101]。其中,结构因果模型(structural causal model, SCM)可通过有向无环图(directed acyclic graphs, DAG)可视化保护行动、生物多样性变化及各类混杂变量(如气候、人类活动、生境特征)的因果关系,结合后门准则(backdoor criterion,通过阻断所有非因果后门路径,实现观测数据中因果效应的无偏识别)与前门准则(frontdoor criterion,借助中间变量分步识别,可在存在未观测混杂时估计因果效应),精准剥离保护干预的净效应^[102,103](图4)。例如,Arif和MacNeil^[103]展示了如何使用结构因果模型框架实现珊瑚礁生态系统稳态转换因果驱动因素识别、

为生物多样性保护成效的无偏因果推断提供了方法支撑。而以收敛交叉映射(convergent cross mapping)为代表的非线性状态空间重构(nonlinear state space reconstruction)方法,可进一步拓展生物多样性保护因果推断在复杂动态系统中的适用性,与结构因果模型形成互补^[104]。例如,在海洋渔业资源管理中,研究者利用收敛交叉映射成功揭示了环境温度波动与特定鱼类种群动态之间的非线性因果联系,推翻了传统的简单相关性假设,为制定动态的禁渔期和捕捞配额提供了关键决策支持^[104]。此外,因果网络学习算法(causal network learning algorithms)和格兰杰因果法(Granger causality)则分别更适合处理高维多变量关联与时滞因果检测^[105]。例如,因果网络学习算法被应用于重建受干扰生境中的多物种互作网络,辅助精准识别出维持生态系统稳定性的物种,从而进行优先保护与资源倾斜^[105];而格兰杰因果法则常用于评估长期气候变化或土地利用演变对区域生物多样性丧失的时滞效应,通过量化历史环境压力对当前生态退化的因果贡献,为制定前瞻性的生境修复规划提供了时间尺度上的参考^[106]。这些方法的互补应用可覆盖不同生物多样性保护成效评估场景,共同突破传统相关性分析的局限,提升保护成效归因的科学性,为保护策略优化与资源高效配置提供可靠的因果证据。

4 生物多样性保护成效综合价值评估

随着生物多样性保护实践的深入和对社会-生态系统复杂性认知的提升,单一聚焦“投入过程”或“结果影响”的保护成效评估框架已难以满足新时代保护需求。

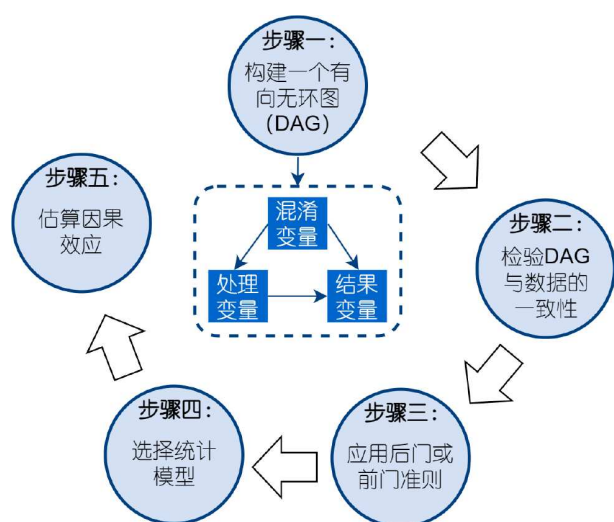


图 4 (网络版彩色)基于有向无环图(directed acyclic graphs, DAG)的因果推断分析流程框架。中心虚线框内展示了基于有向无环图的因果结构示意(改编自Arif和MacNeil^[103])。其中“有向无环图”是用单向无回路箭头表示变量间因果假设、可直观呈现系统因果结构的非参数化图形工具;“后门准则”通过阻断所有非因果后门路径,实现观测数据中因果效应的无偏识别;“前门准则”借助中间变量分步识别,可在存在未观测混杂时估计因果效应

Figure 4 (Color online) A causal inference analysis framework based on directed acyclic graphs (DAG). The dashed box illustrates an example of the causal structure based on DAG (adapted from Arif and MacNeil^[103]). Directed acyclic graph is a nonparametric graphical tool that uses unidirectional acyclic arrows to represent causal assumptions between variables and can intuitively present the causal structure of a system; the backdoor criterion enables unbiased identification of causal effects in observational data by blocking all non-causal backdoor paths; the frontdoor criterion, relying on stepwise identification via intermediate variables, can estimate causal effects in the presence of unobserved confounding

在此背景下,生物多样性保护成效评估正朝着多目标协同、跨尺度耦合、前瞻性预判方向延伸,以高度整合性与系统性全面刻画保护成效^[107]。这种多要素、多尺度、多目标整合的综合价值评估不再局限于孤立的保护地或单一物种,而是将生物多样性保护置于更广阔的景观格局、社会经济背景和全球环境变化语境中,通过整合多个领域与学科的理论与方法,全面衡量保护行动的生态、社会与长远价值。其中,这类评估方法快速发展的趋势包括将生物多样性保护成效评估与景观生态学及地理学相结合、与生态系统服务与可持续科学的结合以及气候变化科学的结合。

4.1 整合景观尺度生态网络连通性

生物多样性保护成效综合评估的一个重要发展方向是超越单个物种或保护地的“岛屿”视角,转向对景观

尺度和生态网络连通性的综合考量。研究表明,孤立的保护地在长期保护生物多样性方面效果有限,特别是在应对气候变化和人类活动加剧的背景下^[108]。栖息地的破碎化是导致物种数量下降和灭绝风险增加的关键因素^[109]。因此,评估保护成效不仅要关注保护目标区域的状况,还必须评估其在整个景观格局中的功能,以及与周围土地利用(即“基质”)的相互作用。这种评估方法整合了景观生态学和集合种群(metapopulation)理论,强调通过构建生态廊道和绿色基础设施来增强景观连通性,从而支持物种的迁移、基因交流和长期生存^[110]。评估的重点从单一物种或栖息地的保护,扩展到维持整个生态系统网络的功能和韧性^[111]。这种基于景观和网络的方法有助于推动更具前瞻性和系统性的空间规划和管理策略,例如基于生态系统的海洋空间管理^[112]和识别能够同时保护物种、功能和系统发育多样性的优先区域^[113]。在实践方面,通过跨省域整合原有破碎化的大熊猫自然保护地,并重点规划和建设景观廊道,其成效评估已超越单一的种群数量统计,转而强调栖息地连通性的提升,以促进种群间基因交流,从而验证了网络化保护在应对环境变化中的关键作用^[114,115]。最终,这种综合评估框架能够更全面地揭示生物多样性保护行动在不同空间尺度上的真实效果,为实现区域乃至全球生物多样性保护目标提供科学依据。

4.2 纳入生态系统服务与可持续发展

现代保护理念强调,生物多样性保护不仅是为了物种本身,也是为了维持生态系统服务、增进人类福祉和加速实现可持续发展目标(sustainable development goals, SDG)^[116,117]。因此,成效评估也开始将生态系统服务(如水源涵养、碳储存、授粉等)和当地社区的社会经济状况(如收入、就业机会、生计多样性、社会公平性、管理有效性等)作为重要的评估维度^[22,118]。例如, García Márquez等人^[119]在评估哥伦比亚中部的保护成效时发现,保护地未能有效保护与当地农业和社区生计密切相关的关键生态系统服务(如水源涵养和碳储存)分布区,揭示了保护规划需同时考量生态功能与社会经济压力的必要性。而在中国三江源国家公园的生态保护成效评估不仅量化了生态工程对水源涵养和植被碳固存等关键生态系统服务的显著提升,还深入考察了生态管护员制度对当地牧民增收和生计转型的积极影响。这表明,将社区福祉与社会经济指标纳入评估维度,能够有效化解保护与发展的冲突,推动生物

多样性保护与多项可持续发展目标的深度协同^[28,120]。此类综合评估有助于更全面地理解保护行动的社会-生态影响,促进保护与发展的协同,并且可以有效地与SDG-13(气候行动)、SDG-14(水下生物)与SDG-15(陆地生物)相结合,与可持续科学发展相互促进^[121]。Hussain等人^[122]研究发现通过实施大规模的植被重建计划以提升矿区的碳固存能力(SDG-13),能够有效缓解温室效应,同时也为当地特有的野生动植物种群重建了关键的森林生态系统(SDG-15),从而直接推动了生物多样性的实质性保护。

4.3 考虑气候变化等宏观驱动力

自进入人类世以来,气候变化(如温度变化、二氧化碳浓度提高、干旱增强等)及其衍生或关联的全球环境变化(如外来种入侵、氮沉降变化、火灾增加等)正在重塑物种分布和生态系统结构,给保护工作带来巨大挑战^[123~125]。Trisos等人^[126]提出的“突发生态破坏”(abrupt ecological disruption)分析框架预测在未来几十年内,许多物种将同时暴露于超出其生存极限的气候条件下,导致生物多样性发生崩塌式而非渐进式的丧失。因此,未来的保护成效评估必须将气候变化等全球环境变化因素考虑在内。例如,评估保护地网络在未来气候情景下对物种的保护能力,识别气候避难所,

并规划能够促进物种适应性迁移的保护策略^[127]。这要求评估方法从回顾性分析转向前瞻性、基于情景的模拟和预测^[128]。以中国重点保护物种的全国尺度研究为例,基于物种分布模型与保护空缺分析,在SSP1-2.6、SSP2-4.5和SSP5-8.5情景下分别识别高灭绝风险物种数量和物种更替率,表明现有保护网络虽对多数物种具有覆盖作用,但对部分物种仍存在显著保护缺口(>25%)及气候适应不足^[129]。

为系统梳理前文所述生物多样性保护成效评估的核心要素,清晰呈现不同评估特性的典型指标与分析方法、常见数据来源、优势与局限性,现将相关重要信息汇总如下(表1)。

5 讨论与结论

5.1 现状讨论

生物多样性保护成效评估方法的演变,反映了人们对保护目标、生态系统复杂性以及人与自然关系认识的不断深化。经过对相关研究现状的系统梳理与总结,我们发现这一过程呈现出以下几个明显的趋势。

(1) 从单一指标到多维综合。首先,生物多样性保护成效评估的关注点从单一的物种丰富度或保护地面积,扩展到涵盖遗传、物种、生态系统多个层次,融合

表 1 不同类型生物多样性保护成效评估主要特征

Table 1 Main characteristics of different biodiversity conservation effectiveness evaluation

评估类型	典型指标/分析方法	常见数据来源	优势	局限
基于投入和过程的评估	1. 保护投入: 保护地面积/数量、资金额度、人员配置、自然资源利用区域覆盖程度、参与农户数量等 2. 保护过程: 管理计划、防护设施数量、生态补偿金额、社区宣讲次数等	统计报表、政府档案、项目台账、实地核查、问卷调查、专家打分、政策文件分析	易量化、操作简便、能快速反映行动落地程度、推动保护行动扩张	难以直接衡量对生物多样性的净影响、与实际保护成果关联性需验证
基于结果和影响的评估	1. 指标体系: 生物多样性指标、综合指标、威胁消减指数等 2. 核心方法: 反事实效应量化、因果关系识别等	社会经济统计数据、生境质量监测数据、全球保护地数据库、土地利用数据、eDNA样本、遥感影像、红外相机及声学自动监测数据	评估逻辑严谨、能精准剥离保护净效应、归因准确性高、覆盖多维生物多样性特征	数据需求量大、对照区域数据稀缺、技术门槛高、操作复杂
综合价值评估	1. 景观生态网络: 生态廊道、斑块连通性、集合种群迁移潜力等 2. 人类福祉与生态系统服务: 碳储量、水源涵养、授粉服务、社区收入、生计多样性等 3. 全球变化适应性: 气候避难所、物种适应性迁移潜力、生态系统韧性等	遥感影像解译、生境制图数据、生态监测数据、社会经济调查数据、气候情景数据	整合多维度目标、兼顾生态与社会价值、具有前瞻性、契合可持续发展需求	时空尺度匹配难度大、多学科整合复杂度高

系统发育、功能、结构等多个维度的综合性指标体系^[130,131]。例如,被大量使用的关键生物多样性变量(essential biodiversity variables)指标体系涵盖了遗传组成、物种种群、物种性状、群落组成、生态系统结构、生态系统功能六类核心维度,旨在平衡生物多样性监测的可扩展性、时间敏感性与可行性。此类多维综合指标体系能够使评估结果更全面地反映生物多样性的真实状况和生态系统的健康水平^[132]。然而,这类综合或复合指标也引发了一些争议。批评者认为,如果将多维度的生物多样性信息压缩成单一数值,可能会掩盖关键组分的重要变化,导致指标无法敏感地反映生态系统的真实状况^[133]。例如,一个综合指数可能因常见物种的增加抵消了稀有物种的减少而保持稳定,从而错失了预警信号。

(2) 从关注投入到聚焦影响。其次,评估的核心逻辑从“我们做了什么”(如投入多少资金、划定多大面积)转变为“我们的行动带来了什么净效应”^[134,135]以及“有什么证据支撑我们的行动”(https://www.nature.com/articles/d41586-026-00309-1?sessionid=)。随着反事实效应量化与结构因果模型等因果推断方法的引入,研究者得以更科学地认识与剥离混杂因素,从而将观察到的生物多样性变化归因于特定的保护干预,显著提升了评估的严谨性与政策参考价值。

(3) 从静态评估到长期动态追踪。此外,多维遥感、eDNA、人工智能物种识别、动态追踪等新技术的应用,使得对生物多样性和威胁因素进行高频率、大范围的动态监测成为现实^[132,136]。这使得人们能够根据监测结果不断调整和优化保护策略,为实现适应性管理提供了前所未有的机遇。

(4) 从单一目标到综合目标。最后,评估框架日益强调将生态系统服务、当地社区福祉、治理结构和气候与环境变化适应性等社会经济维度全面纳入考量^[137,138]。这种系统化的视角有助于平衡保护与发展的关系,提升保护行动的长期可持续性^[139]。

尽管已取得显著进展,当前的生物多样性保护成效评估仍面临诸多挑战。其中,数据限制依然是主要瓶颈之一,尤其是在生物多样性丰富但监测能力薄弱的发展中国家^[140]。例如,全球生物多样性信息网络(global biodiversity information facility, GBIF)中超过50%的记录来自欧美地区,而作为生物多样性热点的亚马逊盆地及东南亚地区,其昆虫与土壤微生物等重要基础分布数据仍存在巨大空白^[141]。并且,现有监测数据多集

中于已实施保护行动且可达性较高的区域,缺乏未实施保护的对照区(尤其是高海拔、深海等可达性较弱地区)的长期监测数据,这进一步限制了反事实分析等生物多样性保护成效评估方法的应用准确性^[142,143]。另外,对全球生物多样性数据的分析表明,现有的评估指标体系存在严重的分类学偏差(taxonomic bias),多集中于鸟类和哺乳动物等“明星物种或类群”,而对在生态系统功能中起关键支撑作用的无脊椎动物(如昆虫)和微生物关注严重不足,这种分类学偏差现象导致评估结果难以全面反映生态系统的整体健康与恢复力^[141]。这些数据缺失与偏差可能导致生物多样性变化趋势的地理覆盖不足与统计不确定性升高,限制保护行动后趋势改善的可检测性,进而无法准确评估生态系统多样性保护成效及《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》目标的推进情况^[144]。其次,评估方法使用的时空尺度不匹配问题同样突出,保护行动的影响可能存在滞后效应,且作用尺度与监测尺度不一致,给因果推断与政策制定带来困难。研究表明,在森林破碎化发生后,物种的局部灭绝往往不会立即发生,这种“灭绝债务”可能持续数十年甚至上百年,导致短期的评估结果可能错误地高估当前保护措施的有效性^[145]。Johnson等人^[146]在研究了10个涵盖约3100个物种的高影响力生物多样性数据集及常用多样性变化趋势分析方法后也指出,目前评估方法多聚焦于全球或大区域的宏观时空尺度,与政策制定所需的局部精细尺度需求存在脱节,导致评估结果的政策指导性受限。为了弥补生物多样性数据与保护行动在时空尺度不匹配以及数据获取性不足的问题,许多评估采用了特定植被类型面积等代理指标完成。然而,依据代理指标的变化来推断生物多样性整体或特定物种的动态变化存在较大不确定性,这也对保护成效评估的准确性构成了显著挑战。最后,生物多样性保护成效评估方法的复杂性与成本也限制了其在基层保护项目中的广泛应用,许多先进的成效评估方法需要专业知识和大量计算资源。例如,虽然eDNA与LiDAR等技术能提供高精度的监测数据,但其目前仍然相对较为昂贵的测序设备与复杂的数据处理门槛,使得大多数发展中国家的基层保护地可能难以负担并将其常态化^[147]。

5.2 未来展望与结论

面向未来,为了更有效地推进和指导全球生物多样性保护行动并应对上述挑战,我们认为生物多样性

保护成效评估方法可考虑在以下四个方面继续深入发展:

5.2.1 技术驱动的智能评估

通过深度融合人工智能与大数据技术,实现评估的智能化升级,这样能够在一定程度上针对性地破解数据覆盖不足、分类学偏差与监测空白等核心瓶颈。例如,利用深度学习模型自动识别和分析海量的遥感影像、音频和视频数据,实现对物种、生境和威胁因素的实时监测、精准预警。东北虎豹国家公园建立的“天地空一体化”自然资源监测与管理系统通过部署数万台实时传输的红外相机,结合人工智能图像识别技术,不仅实现了对东北虎、东北豹等旗舰物种及其猎物种群动态的实时追踪与自动分类,还能精准识别并预警人类干扰活动(如盗猎),极大缩短了从数据采集到成效评估的周期^[148]。同时,需依托这些技术建立更广泛的生物多样性监测体系,覆盖陆地、淡水、海洋等多生态系统,填补昆虫、微生物等类群的监测空白,实现监测数据的全球共享与标准化,并降低传统监测的分类学偏差与地理分布偏差。此外,还可通过构建数字孪生(digital twins)生态系统及运用虚拟现实(virtual reality)等可视化技术,真实模拟不同管理干预和气候变化情景下的生态响应,为决策提供前瞻性支持^[149]。欧盟正在推进的“生物多样性数字孪生”项目即为一例,它整合物种分布、eDNA与高分辨率气候数据,模拟在不同农业政策或极端气候事件下关键传粉昆虫的种群动态,从而在实施实际保护措施前进行“虚拟预演”,优化资源配置并降低管理风险^[150]。

5.2.2 方法的标准化与整合

开发标准化的评估方法和指标体系,以增强不同研究和项目之间的结果可比性,重点解决时空尺度不匹配、评估结果难以落地等突出问题^[151]。例如,可通过构建多尺度嵌套的评估框架,明确全球-区域-局地尺度的指标转换与尺度耦合机制,消除保护行动滞后效应与监测尺度错位带来的评估偏差,提升结果对地方决策的指导性。同时,加强不同评估方法(如GD-PAME、TRA、反事实效应量化、因果关系识别)的整合应用,形成一个能够覆盖从过程到影响、从项目到区域多个层面的模块化、可扩展的综合评估框架。例如,可将侧重管理过程的评估工具(如METT)与侧重净效应的反事实效应量化分析相结合,在验证保护有效性的同时,揭示关键措施的作用机制,实现从“黑箱”观测到“机制”解析的跨越^[152]。

5.2.3 多学科深度交叉

保护成效评估需超越传统生态学范畴,与社会学、经济学、计算机科学等学科深度交叉,协同应对方法复杂性高、基层应用门槛大等现实障碍。例如,利用行为经济学的方法设计和评估生物多样性保护激励机制,以提高保护政策的有效性^[153];将当地社区的传统生态知识及定性信息与现代科学监测相结合,以更全面地理解社会-生态复合系统的动态^[154]。以宿迁古黄河公园的生态本底研究为例,该项目突破了单一的生态调查,综合运用了遥感解译、多级地面调查、生物群落记录和管护数据分析的跨学科评估方法。这种多维度的深度评估,精准量化了公园存在的湿地生态单元不足、植被垂直结构简单、鸟类类群单一、水质与岸线退化,以及高强度养护和人类干扰等复合问题^[155]。Zavaleta Cheek等人^[156]也系统介绍了五种未被充分利用的社会学定性归因方法(即贡献分析、过程追踪、现实主义评估、定性比较分析和最显著变化),强调这些方法可通过验证因果模型、整合定性定量数据,弥补传统方法不足,助力明确保护干预“有效与否、适用情境及背后原因”,为更高效的生物多样性保护提供证据支持;另外,也可通过发动社区公民科学家观测(citizen science observations),在数据经过专业校正的前提下,利用此类众包模式(crowdsourcing)进一步提升生物多样性分布与变化数据监测效率、实时性与保护成效评估的覆盖范围^[157]。

5.2.4 面向行动的适应性管理评估

最后,评估不应是终结性评判,而是适应性管理循环中的一个有机环节。未来的评估体系应更加注重提供及时、可操作的反馈信息,帮助管理者快速响应变化、调整策略^[147]。这要求在多学科支持下,将生物多样性保护成效评估设计得既能保证科学性,又能更加灵活、评估周期更短,评估结果的呈现方式也更贴近决策者的需求^[158]。例如,在渔业生物多样性保护中已开始采用动态管理系统通过融合多源数据每日生成渔业风险地图,可以替代静态管理区,不仅能够将评估反馈周期缩短至24小时,还直接为渔民提供了可操作的捕捞建议,显著提升管理措施的响应速度与适用性^[159]。在陆地生态系统中,中国钱江源国家公园探索的“保护地役权”制度也为适应性管理评估提供了创新范例。该模式通过与当地社区签订灵活的生态保护契约,并基于定期的生物多样性监测与成效评估结果(如林分质量改善、旗舰物种栖息地恢复情况),动态调整补偿标

准和管理措施^[160]。这种基于成效反馈的契约式管理,不仅有效化解了集体林地保护的产权冲突,还使管理决策能够根据生态系统的实时变化和社区需求进行快速迭代,真正实现了从“静态封控”向“动态适应”的转变。

生物多样性保护是一项长期而艰巨的全球性任务,而科学、透明、可靠的生物多样性保护成效评估是优化资源分配、完善保护行动的关键。回顾过去,生物多样性保护成效评估方法已经从聚焦“投入与过程”发展到复杂的因果推断和系统模拟以量化“结果与影响”。

这一转变的核心在于评估的关键目标已从识别相关性(correlation)逐步迈向建立精准因果关系(causality),从而更有效地指导未来的保护投入,而这一转变过程依赖于数据和方法两大关键节点。展望未来,随着技术的不断突破和多学科的深入融合,我们有望建立起更加智能、跨领域和具有前瞻性的综合评估体系。通过持续完善和应用这些评估方法,我们能够更好地理解 and 应对生物多样性丧失的挑战,为全球生物多样性保护策略优化、资源高效配置及动态适应性管理提供坚实的科学支撑。

参考文献

- Pascual U, Balvanera P, Anderson C B, et al. Diverse values of nature for sustainability. *Nature*, 2023, 620: 813–823
- Li X, Wu J, Li B. The battle for biodiversity and human future (in Chinese). *Chin Sci Bull*, 2019, 64: 2374–2378 [李骁, 吴纪华, 李博. 为生物多样性与人类未来而战. 科学通报, 2019, 64: 2374–2378]
- Vieilledent G, Grinand C, Rakotomalala F A, et al. Combining global tree cover loss data with historical national forest cover maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Biol Conserv*, 2018, 222: 189–197
- Donald P F, Sanderson F J, Burfield I J, et al. International conservation policy delivers benefits for birds in Europe. *Science*, 2007, 317: 810–813
- Mace G M, Baillie J E M. The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conserv Biol*, 2007, 21: 1406–1413
- Legge S. A plea for inserting evidence-based management into conservation practice. *Anim Conserv*, 2015, 18: 113–116
- Lu Q, Lu X, Fu X, et al. Research progress on index system and methodologies for the evaluation on effectiveness of biodiversity conservation (in Chinese). *Acta Ecol Sin*, 2024, 44: 7885–7891 [鲁强, 卢晓强, 狄香香, 等. 生物多样性保护成效评估指标体系和评价方法研究进展. 生态学报, 2024, 44: 7885–7891]
- Salafsky N, Margoluis R. What conservation can learn from other fields about monitoring and evaluation. *BioScience*, 2003, 53: 120
- Lin F, Zhu M, Dong X, et al. Revealing future effectiveness of protected areas for biodiversity conservation in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. *Landscape Urban Planning*, 2025, 255: 105260
- Brown E D, Williams B K. Ecological integrity assessment as a metric of biodiversity: are we measuring what we say we are? *Biodivers Conserv*, 2016, 25: 1011–1035
- Hockings M. Systems for assessing the effectiveness of management in protected areas. *BioScience*, 2003, 53: 823
- Chape S, Harrison J, Spalding M, et al. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philos Trans R Soc B-Biol Sci*, 2005, 360: 443–455
- Saura S, Bertzky B, Bastin L, et al. Protected area connectivity: shortfalls in global targets and country-level priorities. *Biol Conserv*, 2018, 219: 53–67
- Brodie J F, Mohd-Azlan J, Chen C, et al. Landscape-scale benefits of protected areas for tropical biodiversity. *Nature*, 2023, 620: 807–812
- Pringle R M. Upgrading protected areas to conserve wild biodiversity. *Nature*, 2017, 546: 91–99
- Li G, Fang C, Watson J E M, et al. Mixed effectiveness of global protected areas in resisting habitat loss. *Nat Commun*, 2024, 15: 8389
- Lopes Dias L, Ribeiro B R, Pellin A, et al. Mismatch between investment in management and priorities for biodiversity conservation in Amazon protected areas. *Biol Conserv*, 2025, 309: 111303
- Zvidzai M, van der Merwe P, du Plessis E. Paradigm shifts in the management of protected areas in southern Africa: a narrative review. *Sustain Environ*, 2025, 11: 2556366
- Stoll-Kleemann S. Evaluation of management effectiveness in protected areas: methodologies and results. *Basic Appl Ecol*, 2010, 11: 377–382
- Mascia M B, Pailler S, Thieme M L, et al. Commonalities and complementarities among approaches to conservation monitoring and evaluation. *Biol Conserv*, 2014, 169: 258–267
- Pulido-Chadid K, Virtanen E, Geldmann J. How effective are protected areas for reducing threats to biodiversity? A systematic review protocol. *Environ Evid*, 2023, 12: 18
- Hou Y, Cui C, Xiong W. Research on the theoretical connotation and evaluation of modern governance system for national parks (in Chinese). *National Park*, 2025, 3: 84–96 [侯一蕾, 崔楚云, 熊玮. 国家公园现代化治理体系理论内涵及评价. 国家公园(中英文), 2025, 3: 84–96]

- 23 Li B, Zhu Y, Liu W, et al. Pilot areas for national park system in China: progress, problems and recommendations (in Chinese). *Biodiv Sci*, 2021, 29: 283–289 [李博炎, 朱彦鹏, 刘伟伟, 等. 中国国家公园体制试点进展、问题及对策建议. 生物多样性, 2021, 29: 283–289]
- 24 Guo Z, Zhu W, Lei Y, et al. A review on evaluation methods for management effectiveness of protected areas (in Chinese). *World For Res*, 2020, 33: 13–19 [郭子良, 祝伟, 雷茵茹, 等. 自然保护区管理有效性评估方法综述. 世界林业研究, 2020, 33: 13–19]
- 25 Li X, Brierley G, Shi D, et al. Ecological protection and restoration in Sanjiangyuan National Nature Reserve, Qinghai Province, China. In: Higgitt D, ed. *Perspectives on Environmental Management and Technology in Asian River Basins*. Dordrecht: Springer, 2012. 93–120
- 26 Wang Z, Fang S. Evaluation of national park management effectiveness based on SE-DEA: a case study of ten national parks system (in Chinese). *Mt Res*, 2020, 38: 93–104 [王子琳, 方世明. 基于SE-DEA的国家公园管理效能评估——以十个国家公园体制试点为例. 山地学报, 2020, 38: 93–104]
- 27 Zhao X, Zhu Z, Lu Z, et al. An observation to the new initiative of community conservation guard posts in the pilot Three-River-Source National Park (in Chinese). *Biodiv Sci*, 2018, 26: 210–216 [赵翔, 朱子云, 吕植, 等. 社区为主体的保护: 对三江源国家公园生态管护公益岗位的思考. 生物多样性, 2018, 26: 210–216]
- 28 Leverington F, Costa K L, Pavese H, et al. A global analysis of protected area management effectiveness. *Environ Manage*, 2010, 46: 685–698
- 29 Coad L, Leverington F, Knights K, et al. Measuring impact of protected area management interventions: current and future use of the Global Database of Protected Area Management Effectiveness. *Phil Trans R Soc B*, 2015, 370: 20140281
- 30 Batáry P, Dicks L V, Kleijn D, et al. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biol*, 2015, 29: 1006–1016
- 31 Cohen-Shacham E, Andrade A, Dalton J, et al. Core principles for successfully implementing and upscaling Nature-based Solutions. *Environ Sci Policy*, 2019, 98: 20–29
- 32 Blanco J, Rasambo N, Durand-Bessart C, et al. Strategies to engage local communities in forest biodiversity conservation had limited effectiveness in Madagascar: lessons from the literature. *Biol Conserv*, 2025, 309: 111332
- 33 Adams V M, Setterfield S A, Douglas M M, et al. Measuring benefits of protected area management: trends across realms and research gaps for freshwater systems. *Phil Trans R Soc B*, 2015, 370: 20140274
- 34 Bruner A G, Gullison R E, Rice R E, et al. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 2001, 291: 125–128
- 35 Sutherland W J, Burgess N D, Edwards S V, et al. Nine changes needed to deliver a radical transformation in biodiversity measurement. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2026, 123: e2519345123
- 36 Tews J, Brose U, Grimm V, et al. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J Biogeography*, 2004, 31: 79–92
- 37 Almeida B, Cabral P, Fonseca C, et al. Top 10+1 indicators for assessing forest ecosystem conditions: a five-decade fragmentation analysis. *Sci Total Environ*, 2024, 957: 177527
- 38 Betts C E. Why nursing does not exist. *Nurse Education Pract*, 2006, 6: 243–245
- 39 Layton C, Coleman M A, Marzinelli E M, et al. Kelp forest restoration in Australia. *Front Mar Sci*, 2020, 7: 74
- 40 Sinclair J S, Stubbington R, Welte E A R, et al. Current protected areas provide limited benefits for European river biodiversity. *Nat Commun*, 2025, 16: 11146
- 41 Duelli P, Obrist M K. Biodiversity indicators: The choice of values and measures. *Agr Ecosyst Environ*, 2003, 98: 87–98
- 42 Adler P B, Seabloom E W, Borer E T, et al. Productivity is a poor predictor of plant species richness. *Science*, 2011, 333: 1750–1753
- 43 Pettorelli N, Owen H J F, Duncan C, et al. How do we want satellite remote sensing to support biodiversity conservation globally? *Methods Ecol Evol*, 2016, 7: 656–665
- 44 Anderson C B, Haddad N. Biodiversity monitoring, Earth observations and the ecology of scale. *Ecol Lett*, 2018, 21: 1572–1585
- 45 Petrou Z I, Manakos I, Stathaki T. Remote sensing for biodiversity monitoring: a review of methods for biodiversity indicator extraction and assessment of progress towards international targets. *Biodivers Conserv*, 2015, 24: 2333–2363
- 46 Skidmore A K, Coops N C, Neinavaz E, et al. Priority list of biodiversity metrics to observe from space. *Nat Ecol Evol*, 2021, 5: 896–906
- 47 Mohanty S, Srivastava P K, Pandey P C, et al. Wetland species mapping using advanced technological measurement. *Aquat Conservation*, 2024, 34: e70018
- 48 Di Stefano F, Chiappini S, Gorreja A, et al. Mobile 3D scan LiDAR: a literature review. *Geomatics Nat Hazards Risk*, 2021, 12: 2387–2429
- 49 Liu T, Sun Y, Wang C, et al. Unmanned aerial vehicle and artificial intelligence revolutionizing efficient and precision sustainable forest management. *J Cleaner Prod*, 2021, 311: 127546
- 50 Magurran A E. Biological diversity. *Curr Biol*, 2005, 15: R116–R118
- 51 Smýkal P, Horáček J, Dostálová R, et al. Variety discrimination in pea (*Pisum sativum* L.) by molecular, biochemical and morphological markers. *J Appl Genet*, 2008, 49: 155–166
- 52 Zhao Y, Zhang Y, Cheng Y, et al. Overview and prospect of research technologies on population genetic diversity of aquatic animals (in Chinese).

- China Port Sci Technol, 2025, 7: 18–23 [赵优, 张雅杰, 程颖, 等. 水生动物群体遗传多样性研究技术概述与展望. 中国口岸科学技术, 2025, 7: 18–23]
- 53 Tenche-Constantinescu A M, Lalescu D V, Popescu S, et al. Exploring the genetic landscape of *Tilia* spp. with molecular and statistical tools. *Horticulturae*, 2024, 10: 596
- 54 Son K, Jeong R. The discovery and delimitation of a new cryptic species of *Spirinia* (Nematoda: Desmodoridae) using SSU and LSU rDNA divergence. *JMSE*, 2025, 13: 1251
- 55 Ohsawa T, Ide Y. Global patterns of genetic variation in plant species along vertical and horizontal gradients on mountains. *Glob Ecol Biogeogr*, 2008, 17: 152–163
- 56 Andreu-Sánchez S, Blanco-Míguez A, Wang D, et al. Global genetic diversity of human gut microbiome species is related to geographic location and host health. *Cell*, 2025, 188: 3942–3959.e9
- 57 Meyer M, Kircher M, Gansauge M T, et al. A high-coverage genome sequence from an archaic denisovan individual. *Science*, 2012, 338: 222–226
- 58 Shaw R E, Farquharson K A, Bruford M W, et al. Global meta-analysis shows action is needed to halt genetic diversity loss. *Nature*, 2025, 638: 704–710
- 59 Stem C, Margoluis R, Salafsky N, et al. Monitoring and evaluation in conservation: a review of trends and approaches. *Conservation Biol*, 2005, 19: 295–309
- 60 Dunn E H, Francis C M, Blancher P J, et al. Enhancing the scientific value of the Christmas Bird Count. *Auk*, 2005, 122: 338–346
- 61 Simberloff D. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biol Conserv*, 1998, 83: 247–257
- 62 Chase J M, McGill B J, Thompson P L, et al. Species richness change across spatial scales. *Oikos*, 2019, 128: 1079–1091
- 63 Devictor V, Mouillot D, Meynard C, et al. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecol Lett*, 2010, 13: 1030–1040
- 64 Strange N, Ermgassen S, Marshall E, et al. Why it matters how biodiversity is measured in environmental valuation studies compared to conservation science. *Biol Conserv*, 2024, 292: 110546
- 65 Chiavacci S J, Pindilli E J. Trends in biodiversity and habitat quantification tools used for market-based conservation in the United States. *Conservation Biol*, 2020, 34: 125–136
- 66 Roswell M, Dushoff J, Winfree R. A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, 2021, 130: 321–338
- 67 Hill S L L, Harfoot M, Purvis A, et al. Reconciling biodiversity indicators to guide understanding and action. *CONSERVATION Lett*, 2016, 9: 405–412
- 68 Carmona C P, Tamme R, Pärtel M, et al. Erosion of global functional diversity across the tree of life. *Sci Adv*, 2021, 7: eabf2675
- 69 Mammola S, Carmona C P, Guillerme T, et al. Concepts and applications in functional diversity. *Funct Ecol*, 2021, 35: 1869–1885
- 70 Winter M, Devictor V, Schweiger O. Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? *Trends Ecol Evol*, 2013, 28: 199–204
- 71 Petchey O L, Gaston K J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecol Lett*, 2002, 5: 402–411
- 72 Laliberté E, Legendre P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 2010, 91: 299–305
- 73 Bongers F J, Schmid B, Bruehlheide H, et al. Functional diversity effects on productivity increase with age in a forest biodiversity experiment. *Nat Ecol Evol*, 2021, 5: 1594–1603
- 74 Carroll K A, Pidgeon A M, Elsen P, et al. Biodiversity metric selection and their applications for spatial conservation planning. *Diversity Distributions*, 2025, 31: e13952
- 75 Kukkala A S, Moilanen A. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biol Rev*, 2013, 88: 443–464
- 76 Haase P, Bowler D E, Baker N J, et al. The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt. *Nature*, 2023, 620: 582–588
- 77 Beng K C, Corlett R T. Applications of environmental DNA (eDNA) in ecology and conservation: opportunities, challenges and prospects. *Biodivers Conserv*, 2020, 29: 2089–2121
- 78 Barnes M A, Turner C R, Jerde C L, et al. Environmental conditions influence eDNA persistence in aquatic systems. *Environ Sci Technol*, 2014, 48: 1819–1827
- 79 Iacarus N J, Reves O P, Merkelz S J, et al. A systematic review evaluating the performance of eDNA methods relative to conventional methods for biodiversity monitoring. *Ecography*, 2026, 2026: e07952
- 80 Burton A C, Neilson E, Moreira D, et al. REVIEW: wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *J Appl Ecol*, 2015, 52: 675–685
- 81 Ford H V, Schrodtt F, Zieritz A, et al. A technological biodiversity monitoring toolkit for biocredits. *J Appl Ecol*, 2024, 61: 2007–2019
- 82 Tscherning K, Helming K, Krippner B, et al. Does research applying the DPSIR framework support decision making? *Land Use Policy*, 2012, 29: 102–110
- 83 Zhang B, Zhang L, Chen B, et al. Assessment of mangrove health based on pressure–state–response framework in Guangxi Beibu Gulf, China.

- [Ecol Indic](#), 2024, 167: 112685
- 84 Wei F, Costanza R, Dai Q, et al. The value of ecosystem services from Giant Panda Reserves. [Curr Biol](#), 2018, 28: 2174–2180.e7
- 85 Butchart S H M, Walpole M, Collen B, et al. Global biodiversity: indicators of recent declines. [Science](#), 2010, 328: 1164–1168
- 86 Ahtiainen H, Dodd L F, Korpinen S, et al. Quantifying effectiveness and sufficiency of measures – An application of the DPSIR framework for the marine environment. [Mar Policy](#), 2025, 172: 106480
- 87 Salafsky N, Salzer D, Stattersfield A J, et al. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. [Conservation Biol](#), 2008, 22: 897–911
- 88 Salafsky N, Margoluis R. Threat reduction assessment: a practical and cost-effective approach to evaluating conservation and development projects. [Conservation Biol](#), 1999, 13: 830–841
- 89 Giovacchini P, Battisti C, Marsili L. Evaluating the effectiveness of a conservation project on two threatened birds: applying expert-based threat analysis and threat reduction assessment in a Mediterranean Wetland. [Diversity](#), 2022, 14: 94
- 90 Mugisha A R, Jacobson S K. Threat reduction assessment of conventional and community-based conservation approaches to managing protected areas in Uganda. [Envir Conserv](#), 2004, 31: 233–241
- 91 Ingram D J, Ferreira G B, Jones K E, et al. Targeting conservation actions at species threat response thresholds. [Trends Ecol Evol](#), 2021, 36: 216–226
- 92 Ribas L G S, Pressey R L, Bini L M. Estimating counterfactuals for evaluation of ecological and conservation impact: an introduction to matching methods. [Biol Rev](#), 2021, 96: 1186–1204
- 93 Ferraro P J, McIntosh C, Ospina M. The effectiveness of the US endangered species act: an econometric analysis using matching methods. [J Environ Economics Manage](#), 2007, 54: 245–261
- 94 Andam K S, Ferraro P J, Pfaff A, et al. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. [Proc Natl Acad Sci USA](#), 2008, 105: 16089–16094
- 95 Mi C, Ma L, Yang M, et al. Global protected areas as refuges for amphibians and reptiles under climate change. [Nat Commun](#), 2023, 14: 1389
- 96 Ye M, Liao L, Fu T, et al. Do establishment of protected areas and implementation of regional policies both promote the forest NPP? Evidence from Wuyi Mountain in China based on PSM-DID. [Glob Ecol Conservation](#), 2024, 55: e03210
- 97 Ribas L G S, Pressey R L, Loyola R, et al. A global comparative analysis of impact evaluation methods in estimating the effectiveness of protected areas. [Biol Conserv](#), 2020, 246: 108595
- 98 Zhao Q Y, Luo J C, Su Y, et al. Propensity score matching with R: conventional methods and new features. [Ann Transl Med](#), 2021, 9: 812
- 99 Mansournia M A, Hernán M A, Greenland S. Matched designs and causal diagrams. [Int J Epidemiol](#), 2013, 42: 860–869
- 100 Sjölander A. Propensity scores and M-structures. [Stat Med](#), 2009, 28: 1416–1420
- 101 Siegel K, Dee L E. Foundations and future directions for causal inference in ecological research. [Ecol Lett](#), 2025, 28: e70053
- 102 Bongers S, Forré P, Peters J, et al. Foundations of structural causal models with 903 cycles and latent variables. [Ann Stat](#), 2021, 77: 573–586
- 103 Arif S, MacNeil M A. Applying the structural causal model framework for observational causal inference in ecology. [Ecol Monogr](#), 2023, 93: e1554
- 104 Sugihara G, May R, Ye H, et al. Detecting causality in complex ecosystems. [Science](#), 2012, 338: 496–500
- 105 Runge J, Bathiany S, Bollt E, et al. Inferring causation from time series in Earth system sciences. [Nat Commun](#), 2019, 10: 2553
- 106 Detto M, Molini A, Katul G, et al. Causality and persistence in ecological systems: a nonparametric spectral Granger causality approach. [Am Naturalist](#), 2012, 179: 524–535
- 107 Brodie J F, Deith M C M, Burns P, et al. The contribution of other effective area-based conservation measures (OECMs) to protecting global biodiversity. [Nat Commun](#), 2025, 16: 7886
- 108 Donald P F, Evans A D. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. [J Appl Ecol](#), 2006, 43: 209–218
- 109 Mehmood K, Anees S A, Rehman A, et al. Assessing forest cover changes and fragmentation in the Himalayan temperate region: Implications for forest conservation and management. [J For Res](#), 2024, 35: 82
- 110 Zhang Z, Meerow S, Newell J P, et al. Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. [Urban Forry Urban Greening](#), 2019, 38: 305–317
- 111 Angeler D G, Allen C R. Quantifying resilience. [J Appl Ecol](#), 2016, 53: 617–624
- 112 Katsanevakis S, Stelzenmüller V, South A, et al. Ecosystem-based marine spatial management: review of concepts, policies, tools, and critical issues. [Ocean Coast Manage](#), 2011, 54: 807–820
- 113 Pollock L J, Thuiller W, Jetz W. Large conservation gains possible for global biodiversity facets. [Nature](#), 2017, 546: 141–144
- 114 Li S, Feng J, Li B, et al. The Giant Panda National Park: experiences and lessons learned from the pilot (in Chinese). [Biodiv Sci](#), 2021, 29: 307–311 [李晟, 冯杰, 李彬彬, 等. 大熊猫国家公园体制试点的经验与挑战. 生物多样性, 2021, 29: 307–311]

- 115 Tang X. The establishment of national park system: a new milestone for the field of nature conservation in China. *Int J Geoheritage Parks*, 2020, 8: 195–202
- 116 Tallis H, Polasky S. Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Ann New York Acad Sci*, 2009, 1162: 265–283
- 117 Hoffmann S. Challenges and opportunities of area-based conservation in reaching biodiversity and sustainability goals. *Biodivers Conserv*, 2022, 31: 325–352
- 118 Agol D, Latawiec A E, Strassburg B B N. Evaluating impacts of development and conservation projects using sustainability indicators: opportunities and challenges. *Environ Impact Assessment Rev*, 2014, 48: 1–9
- 119 García Márquez J R, Krueger T, Páez C A, et al. Effectiveness of conservation areas for protecting biodiversity and ecosystem services: a multi-criteria approach. *Int J Biodiv Sci Ecosyst Services Manage*, 2017, 13: 1–13
- 120 Shao Q, Fan J, Liu J, et al. Ecological effects assessment of the first-phase ecological conservation and restoration project in Sanjiangyuan region (in Chinese). *Acta Geogr Sin*, 2016, 71: 3–20 [邵全琴, 樊江文, 刘纪远, 等. 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: 3–20]
- 121 Forsius M, Kujala H, Minunno F, et al. Developing a spatially explicit modelling and evaluation framework for integrated carbon sequestration and biodiversity conservation: application in southern Finland. *Sci Total Environ*, 2021, 775: 145847
- 122 Husain H J, Wang X, Pirasteh S, et al. Review and assessment of the potential restoration of ecosystem services through the implementation of the biodiversity management plans for SDG-15 localization. *Heliyon*, 2024, 10: e29877
- 123 Bellard C, Bertelsmeier C, Leadley P, et al. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecol Lett*, 2012, 15: 365–377
- 124 Lewis S L, Maslin M A. Defining the Anthropocene. *Nature*, 2015, 519: 171–180
- 125 Xu Z, Guo X, Allen W J, et al. Plant community diversity alters the response of ecosystem multifunctionality to multiple global change factors. *Glob Change Biol*, 2024, 30: e17182
- 126 Trisos C H, Merow C, Pigot A L. The projected timing of abrupt ecological disruption from climate change. *Nature*, 2020, 580: 496–501
- 127 Mi C, Ma L, Yang M, et al. Global protected areas as refuges for amphibians and reptiles under climate change. *Nat Commun*, 2023, 14: 1389
- 128 Nicholson E, Fulton E A, Brooks T M, et al. Scenarios and models to support global conservation targets. *Trends Ecol Evol*, 2019, 34: 57–68
- 129 Yu S L, Wang P, Li R Q, et al. Climate change and threatened species conservation in China: impacts and adaptation strategies. *Adv Clim Change Res*, 2025, 16: 775–786
- 130 Kissling W D, Walls R, Bowser A, et al. Towards global data products of essential biodiversity variables on species traits. *Nat Ecol Evol*, 2018, 2: 1531–1540
- 131 Jetz W, McGeoch M A, Guralnick R, et al. Essential biodiversity variables for mapping and monitoring species populations. *Nat Ecol Evol*, 2019, 3: 539–551
- 132 Pereira H M, Ferrier S, Walters M, et al. Essential biodiversity variables. *Science*, 2013, 339: 277–278
- 133 Mac Nally R. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between – and reconciliation of – ‘predictive’ and ‘explanatory’ models. *Biodiversity Conservation*, 2000, 9: 655–671
- 134 Pressey R L, Visconti P, Ferraro P J. Making parks make a difference: poor alignment of policy, planning and management with protected-area impact, and ways forward. *Phil Trans R Soc B*, 2015, 370: 20140280
- 135 Grace M K, Akçakaya H R, Bennett E L, et al. Testing a global standard for quantifying species recovery and assessing conservation impact. *Conservation Biol*, 2021, 35: 1833–1849
- 136 Lahoz-Monfort J J, Magrath M J L. A comprehensive overview of technologies for species and habitat monitoring and conservation. *BioScience*, 2021, 71: 1038–1062
- 137 Díaz S, Settele J, Brondizio E S, et al. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, 2019, 366: eaax3100
- 138 Wu S, Chen Y, Hao C, et al. Promoting biodiversity conservation requires a better understanding of the relationships between ecosystem services and multiple biodiversity dimensions. *Front Ecol Evol*, 2022, 10: 891627
- 139 Du Y, Liu B, Chen J, et al. Analysis of factors influencing farmers’ protection willingness based on structural equation model: taking the Hunchun area of Northeast China Tiger and Leopard National Park as an example (in Chinese). *Biodiv Sci*, 2024, 32: 23155 [杜宇晨, 刘蓓蓓, 陈俊峰, 等. 基于结构方程模型的农户保护意愿影响因素分析: 以东北虎豹国家公园珲春片区为例. *生物多样性*, 2024, 32, 23155]
- 140 Ren Y, Tao S, Hu T, et al. Construction and thoughts on the remote sensing product system of essential biodiversity variables in China (in Chinese). *Biodivers Sci*, 2022, 30: 260–275 [任涓, 陶胜利, 胡天宇, 等. 中国生物多样性核心监测指标遥感产品体系构建与思考. *生物多样性*, 2022, 30: 260–275]
- 141 Troudet J, Grandcolas P, Blin A, et al. Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. *Sci Rep*, 2017, 7: 9132
- 142 Ferraro P J, Hanauer M M. Quantifying causal mechanisms to determine how protected areas affect poverty through changes in ecosystem

- services and infrastructure. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2014, 111: 4332–4337
- 143 Hughes A C, Orr M C, Ma K, et al. Sampling biases shape our view of the natural world. *Ecography*, 2021, 44: 1259–1269
- 144 Leung B, Gonzalez A. Global monitoring for biodiversity: uncertainty, risk, and power analyses to support trend change detection. *Sci Adv*, 2024, 10: eadj1448
- 145 Semper-Pascual A, Macchi L, Sabatini F M, et al. Mapping extinction debt highlights conservation opportunities for birds and mammals in the South American Chaco. *J Appl Ecol*, 2018, 55: 1218–1229
- 146 Johnson T F, Beckerman A P, Childs D Z, et al. Revealing uncertainty in the status of biodiversity change. *Nature*, 2024, 628: 788–794
- 147 Stephenson P J. The Holy Grail of biodiversity conservation management: monitoring impact in projects and project portfolios. *Perspect Ecol Conserv*, 2019, 17: 182–192
- 148 Wang T, Feng L, Yang H, et al. An introduction to Long-term Tiger-Leopard Observation Network based on camera traps in Northeast China (in Chinese). *Biodiv Sci*, 2020, 28: 1059–1066 [王天明, 冯利民, 杨海涛, 等. 东北虎豹生物多样性红外相机监测平台概述. 生物多样性, 2020, 28: 1059–1066]
- 149 Blair G S. Digital twins of the natural environment. *Patterns*, 2021, 2: 100359
- 150 Strange N, Ermgassen S, Marshall E, et al. Why it matters how biodiversity is measured in environmental valuation studies compared to conservation science. *Biol Conserv*, 2024, 292: 110546
- 151 Ferrante M, Lövei G L. The sentinel approach to quantify ecosystem function intensities. *Methods Ecol Evol*, 2025, 16: 2305–2317
- 152 Rodrigues A S L, Cazalis V. The multifaceted challenge of evaluating protected area effectiveness. *Nat Commun*, 2020, 11: 5147
- 153 Cinner J. How behavioral science can help conservation. *Science*, 2018, 362: 889–890
- 154 Molnár Z, Babai D. Inviting ecologists to delve deeper into traditional ecological knowledge. *Trends Ecol Evol*, 2021, 36: 679–690
- 155 Deng L, Xin B, Liu A, et al. Study on biodiversity enhancement of Suqian Ancient Yellow River Park (in Chinese). *Chin Landscape Archit*, 2026, 42: 60–63 [邓力文, 辛泊雨, 刘安然, 等. 宿迁古黄河公园生物多样性提升研究. 中国园林, 2026, 42: 60–63]
- 156 Zavaleta Cheek J, Eklund J, Merten N, et al. A guide to qualitative attribution methods for evaluation in conservation. *Conservation Biol*, 2023, 37: e14071
- 157 Lusk D, Wolf S, Svidzinska D, et al. Crowdsourced biodiversity monitoring fills gaps in global plant trait mapping. *Nat Commun*, 2026, 17: 1203
- 158 Beier P, Hansen L J, Helbrecht L, et al. A how-to guide for coproduction of actionable science. *Conserv Lett*, 2017, 10: 288–296
- 159 Welch H, Hazen E L, Bograd S J, et al. Practical considerations for operationalizing dynamic management tools. *J Appl Ecol*, 2019, 56: 459–469
- 160 Wang Y F, Su H Q, Zhao X R, et al. Conservation easement-inspired adaptive management methods for natural protected areas: a case study on Qianjiangyuan National Park pilot (in Chinese). *Biodiv Sci*, 2019, 27: 88–96 [王宇飞, 苏红巧, 赵鑫蕊, 等. 基于保护地役权的自然保护地适应性管理方法探讨: 以钱江源国家公园体制试点区为例. 生物多样性, 2019, 27: 88–96]

Summary for “生物多样性保护成效评估方法研究进展与展望”

Research progress and outlook on methods for evaluating biodiversity conservation effectiveness

Shuyao Wu^{1*}, Ximan Sun¹ & Binbin V. Li^{2,3*}

¹ College of Geography and Remote Sensing, Hohai University, Nanjing 211100, China

² Environmental Research Center, Duke Kunshan University, Kunshan 215316, China

³ Nicholas School of the Environment, Duke University, Durham NC 27708, USA

* Corresponding authors, E-mail: wushuyao@hhu.edu.cn; binbin.li@duke.edu

Biodiversity is fundamental to Earth's life-support systems, yet it is declining at an unprecedented rate, posing a severe threat to ecological stability and human well-being. In response, substantial global resources are continually invested in conservation actions, ranging from establishing protected areas to species-specific interventions. This significant investment underscores the critical importance of scientifically evaluating the effectiveness of these biodiversity conservation actions. Such evaluations are essential for optimizing conservation strategies, enhancing the efficiency of resource allocation, and enabling adaptive management approaches that can respond to dynamic environmental challenges. Here, we present a systematic review of the scientific literature to synthesize the evolving methodologies for assessing the effectiveness of biodiversity conservation. Our analysis traces a clear developmental trajectory, moving from input-and-process-based metrics to more sophisticated outcome-and-impact-based causal inference frameworks. Initially, the focus was predominantly on quantifying inputs and processes, such as the extent of protected areas, the volume of financial investment, or the application of management effectiveness tracking tools. While these early approaches were instrumental in driving the expansion of conservation efforts due to their relative ease of quantification and clear reporting capabilities, they are fundamentally limited in their ability to accurately measure the net, attributable impacts on biodiversity outcomes. Recognizing these limitations, the field has progressively moved towards more robust, outcome-oriented evaluations. This advancement has occurred along four key, interconnected dimensions: (1) the widespread adoption of comprehensive indicator systems based on frameworks such as the Driver-Pressure-State-Impact-Response; (2) the increased application of assessment based on the level of threat reduction, which offers a pragmatic, indirect measure of conservation success by quantifying the amelioration or elimination of documented threats to biodiversity; (3) the increasing adoption of counterfactual analyses, employing rigorous statistical techniques like matching designs to construct a credible non-intervention scenario, thereby enabling the isolation of the net causal effect of a conservation action from confounding factors and baseline trends; and (4) the emerging use of formal causal inference methods, such as structural causal models, to explicitly map, test, and validate complex causal pathways between conservation interventions and biodiversity outcomes. Despite significant progress, challenges such as limited data coverage, mismatches in spatio-temporal scales, and insufficient method generalizability persist. Future development should focus on: (1) AI and big data-driven intelligent evaluation; (2) standardization and integration of methods into modular frameworks; (3) deeper interdisciplinary collaboration with social and computer sciences; and (4) developing action-oriented adaptive evaluation systems to support dynamic and effective conservation management. The evolution of conservation effectiveness evaluation towards more rigorous, impact-focused systems is vital for supporting dynamic, evidence-based, and ultimately more effective biodiversity conservation actions and management in the face of ongoing global change.

biodiversity, conservation effectiveness, evaluation method, research progress

doi: [10.1360/CSB-2026-0164](https://doi.org/10.1360/CSB-2026-0164)