

保护区生物多样性测量策略：从物种丰富度到多维评估

朱正学

摘要：传统的生物多样性保护策略通常侧重于物种丰富度，但随着对生物多样性与生态系统关系的复杂性认识的深入，多维度评估生物多样性变得更为重要。常用的生物多样性指数难以反映物种间的差异和关系，不能反映物种组成的变化和生态位敏感物种的丧失。随着功能多样性和系统发育多样性对生态系统功能的关键作用得到广泛关注，拓展生物多样性保护策略进行多维度评估，能够为保护区管理和政策制定提供更全面的科学依据。

关键词：自然保护区，生物多样性，物种组成，功能多样性，系统发育多样性

朱正学. 保护区生物多样性测量策略：从物种丰富度到多维评估. 生物多样性保护与绿色发展. 第1卷，2024年6月，总第64期. ISSN2749-9065

一、自然保护区

（一）保护区的设立

我们目前正处于人类世阶段，人类活动对全球环境产生的直接和间接影响，包括土地使用变化、污染和气候变化共同导致了全球物种数量的下降，引发生物多样性危机，进一步破坏了生态系统功能并威胁人类福祉 (Dirzo et al., 2014)。人们采取多种方式阻止生物多样性持续下降，其中建立保护区被广泛认为是应对这一危机的最有效策略。保护区在维持自然植被覆盖方面具有重要功能，通过减少森林砍伐、碳损失和控制野火等手段，有效地保护了物种栖息地 (Geldmann et al., 2013)。关于保护区的建立有多种方案。E. O. 威尔逊 (Wilson, 2016) 在 2016 年

提出了“Half-Earth”项目，建议通过保护全球表面积的 50%，以保护全球大约 85% 的物种。《生物多样性公约》(CBD, 2022) 制定的《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》，目标是在 2030 年前确保至少 30% 的陆地、内陆水域和沿海海洋区域得到有效保护。在欧盟 2030 年生物多样性战略中 (European Commission, 2020)，也承诺了一项雄心勃勃的生物多样性保护和恢复目标，计划扩大保护区网络，使其覆盖至少 30% 的欧盟陆地和海洋领土，其中三分之一的保护区域将得到严格保护。

（二）不同保护制度的影响

根据不同的保护目标对保护区采取不同的保护制度 (Dudley, 2008)，在严格保护制度下的区域，



如 IUCN 的 I-a 和 I-b 类别通常被认为比管理型保护区更能保留生物多样性。然而管理方式的不同对生物多样性是否有效仍有争议。支持者认为在森林生态系统中,欧洲严格保护的森林保护区中高密度的微生境、树龄差异显著的森林结构、大量不同腐朽状态的枯木以及大型年老树木的存在,为更多的物种提供了生存机会 (Paillet et al., 2017)。反对者则认为基于可持续森林管理原则的低强度管理制度可能通过模拟自然干扰增加物种多样性,特别是能增加可以从伐木活动导致的更高林冠开放性中受益的需光物种。此外也有研究发现,严格保护区和管理型森林在物种丰富度方面并没有显著差异。这些不一致的结果可能有多个原因,包括研究区域的地理位置、空间尺度、所研究生物类群的特定生态需求、管理型保护区中应用的管理方式以及保护制度的建立时间 (Elleason et al., 2021)。值得注意的是,使用不同生物多样性指数也会影响评估结果。

二、不同的生物多样性指数

(一) 分类多样性的局限

人们越来越认识到生物多样性具有多个组成部分,包括分类和功能的多样性、物种数量及其丰度的多样

性,以及物种遗传组成和进化历史的多样性。每个组成部分都提供了潜在的不同信息。简单地计算物种数量与生态系统功能价值之间的关系存在许多问题,因为在分类上物种的概念不包含有关性状或功能的特定信息,物种数量的增加与生态系统功能的增长并非简单线性的关系。物种数量的增加可能会导致种间竞争加剧,从而降低生态系统的整体功能。同时分类学测量通常假设所有物种是相同的,这一假设忽视了物种可能具有不同的生态功能和进化历史 (Hillebrand et al., 2018)。这些原因使得经典的分类多样性测量指标通常不适合作为生物多样性变化和保护状态的指标。实际上,生物多样性应该被解释为一个多维概念,包括分类、功能和系统发育等多个方面。这些方面并不总是相互关联的,不同维度对人类压力和保护制度的响应不同,并且对生态系统过程产生不同的影响。

(二) 物种组成的变化

为了克服物种丰富度指标的缺点,大量研究建议评估物种组成的差异。由于保护区内人类干扰较少、自然演替现象更为明显,植物和昆虫的物种多度在森林演替过程中可能出现 U 型曲线,出现了前期和后期的物



种总数相同的同时,物种组成已经发生变化的现象。而在人类活动频繁的区域,由于干扰较强,常见物种的增加反而会提升表面上的物种数量,但这些物种往往更常见或来自其他环境不需要保护。一种解决方法是将群落内的物种分类为由栖息地偏好定义的关键物种群,例如考虑具有较高保护价值的栖息地特殊物种,这些物种通常对环境变化更为敏感。当由于管理实践导致栖息地条件发生变化时,栖息地特殊物种比其他物种群更容易面临地方性灭绝。自然栖息地的碎片化或退化可能导致常见物种增加,而特殊物种减少,传统的 α 多样性测量如物种丰富度往往掩盖了这种变化。此外,增加指示物种分析可以帮助了解不同的管理方式是否会影响到特定物种。通过分析这些指示物种,可以更清楚地看到管理实践对栖息地条件和生物多样性的具体影响。

(三) 功能多样性

在多样性的多个方面中,功能多样性因其在调节多种生态系统过程中的重要性而越来越受到重视。功能多样性在很大程度上依赖于功能性状,这些特征反映了生物对与其生态位密切相关的非生物条件的偏好。然而许多研究使用固定的功能性状值来描述物种,忽视了许多生物可以根

据环境调整其功能的事实,即种内功能性状变异,这一点对于植物类群尤其重要。最近的研究表明种内功能性状变异对生态过程有显著影响(Lepš et al., 2011),并在调节植物群落的功能响应方面起着重要作用。此外,《生物多样性公约》对生物多样性的定义包括种内的多样性作为保护目的的关键方面。因此在研究过程中应选择能够反映生物在特定环境中生存挑战的功能性状,从而更充分显示物种和生态系统功能之间的联系。

(四) 系统发育多样性

关于系统发育多样性对自然保护的作用依旧存在争议。支持者认为系统发育多样性考虑了生物分类演化谱系的多样性,可以捕捉到通过测量植物性状无法捕捉到的适应性(Lanta et al., 2023),反映群落中发生的物种灭绝、生物入侵,以及生态系统功能和服务的过程。由于识别和测量所有相关生态位特征是不可能的,系统发育多样性通常通过提供与功能多样性互补的信息来反映群落特征。系统发育多样性有助于丰富现代保护措施的实施,帮助识别优先保护的物种,并通过识别具有高系统发育多样性的区域来改善保护区的空间规划。尽管系统发育多样性主要受到长期演化因素的影响,但在相



对较短的时间段内研究这一多样性维度也很有必要,人类活动如伐木会影响植物的系统发育多样性,砍伐的森林中通常包括具有高扩散能力的菊科植物和固氮能力的豆科植物。对系统发育多样性持疑虑的人认为,这一概念仍然基于密切相关的物种具有相似特征而远缘物种的特征则不同的假设。然而密切相关的物种通常不具有相似的性状。这使得将系统发育多样性作为功能多样性或进化潜力的代表的理由在很大程度上失效。尽管系统发育多样性可以一定程度上帮助识别和保护优先物种,但其在作为进化潜力方面的代表性仍需谨慎对待。

三、总结

长期以来以保护物种和区域为中心一直是保护区建设的主导策略。在使用稀有性和丰富性来评估保护区价值的同时,也需要明确保护区的具体目标,了解不同的多样性指数提供的信息。许多现有的保护区通常参考单一的多样性维度,并未明确纳入功能多样性或系统发育的保护,而增加多维生物多样性的优点之一是可以添加新站点来补充现有系统中的系统发育和功能多样性。通过这种多维度的保护策略,我们可以更好地维护生态系统的完整性和功能性,提高保护区的整体效益,更全面地反映生态系统的复杂性,提供更全面的生态系统保护。为研究人员、管理者和政策制定者提供更充分的科学依据,制定更有效的保护策略,最终实现生物多样性保护的长远目标。



参考文献:

1. CBD. (2022). The Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. <https://www.cbd.int/doc/c/e6d3/cd1d/daf663719a03902a9b116c34/cop-15-1-25-en.pdf>.
2. Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *science*, 345(6195), 401-406.
3. Dudley, N. (Ed.). (2008). Guidelines for applying protected area management categories. Iucn.
4. Elleason, M., Guan, Z., Deng, Y., Jiang, A., Goodale, E., & Mammides, C. (2021). Strictly protected areas are not necessarily more effective than areas in which multiple human uses are permitted. *Ambio*, 50, 1058-1073.
5. European Commission. (2020). EU biodiversity strategy for 2030: Bringing nature back into our lives. Communication for the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions, p-25.
6. Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I. D., Hockings, M., & Burgess, N. D. (2013). Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 161, 230-238.
7. Hillebrand, H., Blasius, B., Borer, E. T., Chase, J. M., Downing, J. A., Eriksson, B. K., ... & Ryabov, A. B. (2018). Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 169-184.
8. Lanta, V., Mudrak, O., Dvorsky, M., Bartoš, M., Šebek, P., Čížek, L., & Doležal, J. (2023). Multifaceted diversity changes reveal community assembly mechanisms during early stages of post-logging forest succession. *Plant Ecology*, 224(4), 335-347.
9. Lepš, J., de Bello, F., Šmilauer, P., & Doležal, J. (2011). Community trait response to environment: disentangling species turnover vs intraspecific trait variability effects. *Ecography*, 34(5), 856-863.
10. Paillet, Y., Archaux, F., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., ... & Guilbert, E. (2017). Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 389, 176-186.
11. Wilson, E. O. (2016). Half-earth: our planet's fight for life. WW Norton & Company.

