北京林业大学学报
JOURNAL OF BEIJING FORESTRY UNIVERSITY

霸王岭自然保护区森林木本植物多维生物多样性空间格局与保护优先性

李欣冉 姚杰 曾璠 张志东 龙文兴 许玥 臧润国

Spatial patterns and conservation priorities across multiple dimensions of biodiversity in woody plants in the Bawangling Nature Reserve

Li Xinran, Yao Jie, Zeng Fan, Zhang Zhidong, Long Wenxing, Xu Yue, Zang Runguo

引用本文:
李欣冉, 姚杰, 曾璠, 张志东, 龙文兴, 许玥, 臧润国. 霸王岭自然保护区森林木本植物多维生物多样性空间格局与保护优先性[J]. 北京林业大学学报, 2026, 48(3):1–12. doi: 10.12171/j.1000–1522.20250448
Li Xinran, Yao Jie, Zeng Fan, Zhang Zhidong, Long Wenxing, Xu Yue, Zang Runguo. Spatial patterns and conservation priorities across multiple dimensions of biodiversity in woody plants in the Bawangling Nature Reserve[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2026, 48(3):1–12. doi: 10.12171/j.1000–1522.20250448

在线阅读 View online: https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20250448

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

现代气候、古气候和生境异质性对新疆不同生长型种子植物多样性的影响

Effects of current climate, paleoclimate and habitat heterogeneity on diversity of seed plants with different growth forms in Xinjiang of northwestern China

北京林业大学学报, 2025, 47(10): 1–10. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20250231

北京维管植物系统发育区系地理研究

Geographical study on the phylogenetic fauna of vascular plants in Beijing

北京林业大学学报, 2024, 46(9): 35–44. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20230106

小陇山锐齿栎林木本植物物种丰富度与生产力关系研究

Relationship between tree species richness and productivity of *Quercus aliena* var. *acutiserrata* forest in Xiaolongshan Mountain, Gansu Province of northwestern China

北京林业大学学报, 2021, 43(11): 11–19. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20200192

城市森林结构与木本植物物种多样性的耦合关系

Coupling relationship between urban forest structure and woody plant species diversity: a case study of Beijing

北京林业大学学报, 2025, 47(7): 41–49. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20240434

塔里木河流域珍稀、特有植物组成特征及保护优先区识别

Taxonomical characteristics of rare and endemic plant species and identification of their protection priority area in the Tarim River Watershed, Xinjiang of western China

北京林业大学学报, 2025, 47(6): 19–29. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20240442

中国不同草本功能群叶片钾含量的空间格局及控制因素

Spatial patterns and impacting factors of leaf potassium content among different functional groups of herbaceous plants across China

北京林业大学学报, 2021, 43(8): 83–89. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20200324

DOI:10.12171/j.1000−1522.20250448

霸王岭自然保护区森林木本植物多维生物多样性空间格局与保护优先性

李欣冉[1]　姚　杰[1]　曾　璠[2]　张志东[3]　龙文兴[4]　许　玥[1]　臧润国[1]
（1. 中国林业科学研究院森林生态环境与自然保护研究所，国家林业和草原局森林生态环境重点实验室，北京 100091；2. 建始县中等职业技术学校，湖北 恩施 445300；3. 河北农业大学林学院，河北 保定 071000；4. 海南大学林学院，海南 海口 570228）

摘要:【目的】揭示植物分类、系统发育与功能多样性空间格局及热点分布的异同，阐明历史与当代环境过程对植物群落分布格局的协同塑造机制，为综合保护策略的制定提供科学依据。**【方法】**以霸王岭自然保护区为研究区域，基于 192 个 20 m × 20 m 植物群落样地的调查数据，整合气候、土壤、地形和人为干扰等因子，通过构建增强回归树和地理加权回归模型，分析植物多样性在分类、系统发育与功能 3 个维度上的驱动因素、空间格局及其相互关系。根据多样性格局，选取前 30% 阈值识别各多样性维度的热点，比较不同维度热点间的重叠比例。**【结果】**(1)气候与人为干扰因子是塑造生物多样性空间格局的主要驱动因素，而土壤和地形因子的作用相对较弱；(2)功能与分类两个多样性指标整体呈现“西高东低”的空间格局，且二者之间具有较强相关性；相比之下，系统发育多样性仅在斧头岭和黄牛岭具有较高水平，其与功能多样性的空间相关性局限于部分破碎斑块区域，而与物种丰富度仅在斧头岭地区呈显著相关；(3)不同多样性维度的热点分布差异显著：三维度重叠的热点主要呈破碎斑块状分布于雅加大岭—斧头岭一带，仅占保护区总面积的 5.7%；双维重叠热点主要集中在保护区中西部，占保护区总面积的 22.4%；单维热点主要集中在保护区东部，占保护区总面积的 28.1%。**【结论】**应将霸王岭自然保护区雅加大岭—斧头岭作为优先保护重点区域，中西部区域作为第二优先保护区域，东部作为第三优先保护区域。植物多样性 3 个维度空间格局差异性表明，依赖单一维度指标难以全面反映生物多样性格局。未来的保护规划与管理策略应整合多维度信息，以提高保护资源的配置效率。

关键词：空间格局；多维生物多样性；物种丰富度；系统发育多样性；功能丰富度；优先保护；霸王岭自然保护区
中图分类号：S717；Q16　　**文献标志码：**A　　**文章编号：**1000−1522(2026)03−0001−12
引文格式：李欣冉，姚杰，曾璠，等. 霸王岭自然保护区森林木本植物多维生物多样性空间格局与保护优先性 [J]. 北京林业大学学报，2026，48(3)：1−12. Li Xinran, Yao Jie, Zeng Fan, et al. Spatial patterns and conservation priorities across multiple dimensions of biodiversity in woody plants in the Bawangling Nature Reserve[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2026, 48(3): 1−12.

Spatial patterns and conservation priorities across multiple dimensions of biodiversity in woody plants in the Bawangling Nature Reserve

Li Xinran[1]　Yao Jie[1]　Zeng Fan[2]　Zhang Zhidong[3]　Long Wenxing[4]　Xu Yue[1]　Zang Runguo[1]
(1. Key Laboratory of Forest Ecology and Environment of National Forestry and Grassland Administration, Ecology and Nature Conservation Institute, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China;
2. Jianshi Country Vocational Secondary Technical School, Enshi 445300, Hubei, China;
3. College of Forestry, Hebei Agricultural University, Baoding 071000, Hebei, China;
4. College of Forestry, Hainan University, Haikou 570228, Hainan, China)

Abstract: [**Objective**] Understanding the similarities and differences in the spatial patterns and hotspot distributions of plant taxonomic, phylogenetic, and functional diversity is essential for elucidating how

收稿日期: 2025−11−11　**修回日期:** 2026−03−05
基金项目: 国家自然科学基金项目(32471666)，国家重点研发计划课题(2023YFE0112801)。
第一作者: 李欣冉。主要研究方向：生物多样性。Email: lixinran@caf.ac.cn　地址：100091 北京市海淀区香山路东小府 2 号。
责任作者: 许玥，副研究员。主要研究方向：生物地理学。Email: xuyue@caf.ac.cn　地址：同上。
本刊网址: https://j.bjfu.edu.cn; https://journal.bjfu.edu.cn

historical and contemporary environmental processes jointly shape plant community distributions, thereby providing a scientific foundation for developing integrated conservation strategies. [**Method**] Taking the Bawangling Nature Reserve as the study area, environmental variables including climate factors, soil, topography, and anthropogenic disturbance were integrated with survey data from 192 plant community plots (20 m × 20 m). Boosted regression tree and geographically weighted regression models were employed to analyze the drivers, spatial patterns, and interrelationships of plant diversity across taxonomic, phylogenetic, and functional dimensions. Based on these diversity patterns, hotspots for each dimension were identified using the top 30% threshold, and the degree of spatial overlap among dimensions was quantified. [**Result**] (1) Climate and anthropogenic disturbance factors were the dominant drivers shaping biodiversity spatial patterns, whereas soil and topography had comparatively weaker effects. (2) Functional and taxonomic diversity exhibited a consistent "high-west, low-east" spatial gradient and were strongly correlated. In contrast, phylogenetic diversity was elevated primarily in the Futouling and Huangniuling, showing only localized spatial correlation with functional diversity and a significant association with species richness confined to Futouling. (3) Hotspot patterns differed markedly among dimensions: areas jointly identified as hotspots by all three dimensions were fragmented and concentrated mainly in the YajiaDaling–Futouling region, accounting for 5.7% of the nature reserve. Hotspots shared by two dimensions were located primarily in the central-western region (22.4%), whereas single-dimension hotspots were concentrated in the eastern region (28.1%). [**Conclusion**] The YajiaDaling–Futouling region within the Bawangling Nature Reserve should be designated as the highest-priority conservation area. The central and western regions should be identified as second-priority conservation zones, and the eastern region as the third-priority conservation zone. The distinct spatial patterns across the three diversity dimensions highlight that single-dimensional indicators cannot fully capture biodiversity complexity. Future conservation planning should integrate multidimensional information to optimize protection efforts and resource allocation.

Key words: spatial pattern; multiple dimensions of biodiversity; species richness; phylogenetic diversity; functional richness; priority conservation; Bawangling Nature Reserve

生物多样性在维持生态系统稳定、促进人类福祉方面发挥着核心作用[1−2]。尽管《生物多样性公约》和联合国可持续发展目标等国际框架已致力于推动全球生物多样性保护，但物种丧失的总体趋势仍未得到有效遏制[3]。这一现实凸显出当前保护策略在应对生物多样性危机方面仍存在明显局限。在资金与人力资源有限的情况下，如何提升保护效率，已成为保护生物学领域亟待解决的关键问题[4]。在此背景下，系统解析生物多样性的空间格局及其关键驱动因素，既有助于理解生物多样性的动态变化，也能为科学识别保护优先区提供重要依据[5]。

长期以来，植物多样性格局研究主要聚焦于分类多样性维度（如物种丰富度和多度）[6−10]。然而，生物多样性本质上具有多维属性，仅依赖物种数量难以充分反映物种的进化历史（系统发育多样性）及其功能性状结构（功能多样性）[11]。系统发育多样性能够揭示物种间的亲缘关系与共同进化历史，可用于评估特定区域内演化历史的累积特征[12−13]。功能多样性则通过刻画物种在资源利用、环境适应和生态策略上的性状差异，补充了物种数量和进化信息无法提供的生态过程信息，是评估森林群落结构与生态功能的重要指标[14]。在保护实践中，多维度生物多样性的综合考量已被证明能够有效识别关键保护区域。已有研究显示，将分类、系统发育与功能多样性叠加分析，可用于识别不同维度重叠的高价值区域。例如，Brum 等[15]在全球尺度上确定了哺乳动物在生物多样性多维度的重叠区域，并将其划定为优先保护区域；Xu 等[16]在中国的研究亦表明，多维度重叠区域能够揭示珍稀濒危植物的保护优先格局及潜在保护缺口。因此，将分类、系统发育和功能多样性协同纳入分析已成为现代生物多样性研究与保护规划中需要持续深化的重要方向[17−18]。

理解自然保护区内植物多维生物多样性空间格局的驱动机制，是制定有效保护优先策略的科学基础[13, 15]。探究气候与人为干扰等环境因子如何塑造生物多样性格局，不仅有助于揭示植物群落的形成规律，也为减缓人类活动对生物多样性的负面影响提供了关键见解[19]。大量全球与区域尺度的研究已

证实，能量—水分条件、气候稳定性以及历史地理过程共同主导了植物物种、进化过程和功能特征的大尺度格局[20–22]。尽管多维度视角能够更全面地揭示生物多样性格局，但相关研究主要集中于全球或区域尺度[15, 23–24]，或多偏重于分类学维度的探讨[7, 17]。在保护区这一更精细的空间尺度上，地形起伏、微气候梯度、土壤理化属性差异及人类活动镶嵌分布重新塑造并影响多样性的空间分布，形成更加复杂的空间格局[25–26]。若仅依赖粗尺度的物种分布信息为分析单元，难以识别真正具有高保护价值的斑块与生态敏感区，也无法准确评估不同驱动因子在景观尺度上的影响强度。在《昆明—蒙特利尔全球生物多样性框架》提出到 2030 年实现“30 × 30”保护目标的背景下，保护区内部的精细化与分层级保护优先布局显得尤为迫切[27]。基于上述问题，本研究聚焦于保护区尺度，系统量化各类驱动因素对多维生物多样性空间格局的相对贡献，并将其转化为精细尺度的空间预测结果。这不仅有助于揭示植物群落构建的环境过滤机制，也为识别多维度重叠热点区、评估现有保护成效及在未来气候变化背景下降低人为胁迫提供重要的科学支撑。

海南霸王岭自然保护区作为海南岛生物多样性热点，不仅具有重要的水源涵养和土壤保持功能，其独特的地理位置更孕育了丰富多样的植被类型与物种[28]。保护区复杂地形驱动的生境异质性，使其成为研究热带生物多样性空间格局的理想场所。然而，在空间范围有限、生境异质性较强的热带森林中，基于传统以县域为单元的物种编目，难以阐明景观尺度上生物多样性的空间分异规律。因此，本研究基于覆盖自然保护区的 192 个公里网格群落调查样地数据，结合关键环境因子，构建模型揭示分类、系统发育和功能多样性在保护区内的空间分布格局。研究的主要目标包括：(1)识别霸王岭自然保护区生物多样性 3 个维度的主要驱动因素；(2)解析生物多样性 3 个维度间的空间格局及其差异；(3)揭示 3 个维度热点区域的空间重叠格局并确定保护优先区。

1　研究区概况与研究方法

1.1　研究区概况

研究区位于海南热带雨林国家公园中的霸王岭自然保护区（18°54′ ~ 19°13′N，109°01′ ~ 109°18′E）（图 1）。该区作为该国家公园的核心组成部分，地处亚洲热带雨林分布的北缘地带，同时也是中国热带雨林最具代表性和原真性的地区之一。保护区海拔范围从 126 m 延伸至 1 629 m，地形起伏显著，形成多样的气候与生境类型。该区域属热带季风气候，

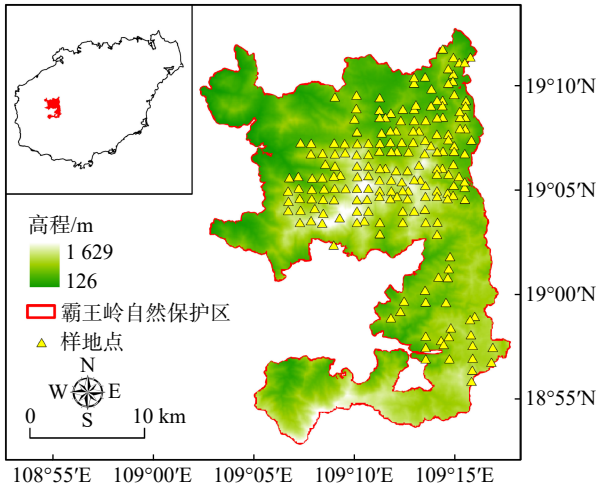


图 1　研究区位置图

Fig. 1　Location map of the study area

年均气温约 23.6 ℃，年均降水量达 2 806 mm。受热带季风影响，降水呈明显的季节性分布，雨季集中在 5—10 月，旱季则从 11 月至次年 4 月。更为重要的是，霸王岭是全球极危灵长类动物——海南长臂猿（*Nomascus hainanus*）的唯一栖息地，目前仅存 7 群约 42 只个体。

1.2　木本植物物种数据

在研究区域内共布设了 192 个大小为 20 m × 20 m 的群落调查样地（图 1）。样地设置以 1 km × 1 km 或 2 km × 1 km 网格的节点为中心点进行定位。在每个样地内，对胸径 ≥1 cm 的木本植物（乔木与灌木），记录其物种名称（现场无法识别的物种采集标本后再进行鉴定），并测量胸径。同时，采用 GPS 设备在样地中心点测定并记录其地理坐标（经纬度）。

1.3　生物多样性

1.3.1　分类多样性

分类多样性以物种丰富度作为代表指标，用于衡量群落或区域内物种组成的数量特征。该指标是评估生物多样性最直接、最常用的方法之一[29]。本研究将每个样地内的物种种数定义为物种丰富度。

1.3.2　系统发育多样性

系统发育多样性用于评估群落中物种的进化历史差异程度。本研究采 R 语言“picante”包计算 Faith 系统发育多样性。为减少物种丰富度对系统发育多样性评估结果的影响，采用标准化效应值（standardized effect size，SES）对原始 Faith 指数进行校正。具体方法是基于零模型进行 999 次随机化运算，从而构建系统发育多样性的零分布，并据此计算观测值相对于零分布期望值的标准化偏差[30]。

1.3.3　功能多样性

功能多样性反映群落中物种在功能性状上的差异程度及其生态位分化特征。本研究采用功能丰富

度作为代表性指标，利用 R 语言“FD”包进行计算[31]。功能丰富度表征样地内物种在多维功能性状空间中所占据的体积，能够反映群落所拥有的功能位宽度与资源利用范围[31]。选取比叶面积、叶片氮含量、叶片磷含量、叶片干物质含量、叶绿素含量、最大株高、木材密度 7 项关键植物功能性状。性状数据的获取遵循由实测数据到数据库补充、再到属/科水平替代的递进式原则。首先，7 种功能性状采用此前在霸王岭地区实地采集并测定的性状数据[32−33]。其次，对于实测无法覆盖的物种性状，系统检索全球植物性状数据库 TRY（http://www.try-db.org）以补充个别物种的性状信息。最大株高则主要依据《中国植物志》及其英文修订版进行补充。为确保不同来源数据的可比性，剔除采样方法和测量条件明显不一致的记录，并在计算功能多样性前对原始性状进行归一化处理，消除量纲差异带来的影响。对数据库与实测均缺失或仅鉴定至属/科水平的少数物种，采用其所属的属或科的平均值替代，以避免性状缺失导致功能空间偏移（占比极低）。实测性状主要针对野外采集的植物个体，选取健康、完整的叶片 5 ~ 10 片进行性状测量，方法如下：比叶面积定义为叶片单面面积与其烘干后干质量之比；叶片干物质含量计算为叶片烘干干质量与采集时鲜质量之比；叶片氮含量采用半微量凯氏定氮法测定；叶片磷含量采用钼锑抗比色法进行测定；叶片叶绿素含量使用便携式叶绿素计测定；木材密度是从每个物种 1 ~ 10 株个体上采集直径介于 1 ~ 2 cm 的枝条样本，去除髓心、韧皮部及树皮后，采用水置换法测定其鲜样体积，并于 70 ℃ 干燥 72 h 后称取干质量计算密度[34]。

1.4 预测变量

为评估环境对物种丰富度、标准化 Faith 系统发育多样性和功能丰富度的影响，共选取 40 个环境变量，用于表征当前气候因子（温度与降水）、气候稳定性、土壤属性、地形特征和人类干扰因子（表 1）。19 个当前气候变量来自 Chelsa 网站（https://www.chelsa-climate.org/），空间分辨率为 30″（约 1 km）。为反映长期气候变化，计算末次盛冰期（last glacial maximum, LGM）与当前气候情景下的年均温度与年降水量的绝对差值，以表征气候稳定性[35]。此外，为更全面反映水分可利用性，同时考虑干旱指数（aridity index，AI）与潜在蒸散量（potential evapotranspiration，PET）数据[36]，空间分辨率为 1 km。土壤变量来自国家地球系统科学数据中心土壤分中心（http://soil.geodata.cn），空间分辨率为 90 m[37]。地形特征基于 NASA2020 年发布的全球数字高程模型数据（空间分辨率 90 m），通过数据处理得到坡度、坡向和地形

表 1 预测变量的相关信息

Tab. 1 Summary of the predictive variables

变量名	简写	变量来源
年平均温度	Bio1	
平均昼夜温差	Bio2	
等温性	Bio3	
温度季节性变化	Bio4	
最热月份最高温度	Bio5	
最冷月份最低温度	Bio6	
温度年较差	Bio7	
最湿季度平均温度	Bio8	
最干季度平均温度	Bio9	
最暖季度平均温度	Bio10	
最冷季度平均温度	Bio11	Chelsa 网站
年降水量	Bio12	
最湿月降水量	Bio13	
最干月降水量	Bio14	
降水量季节性变化	Bio15	
最湿季度降水量	Bio16	
最干季度降水量	Bio17	
最暖季度降水量	Bio18	
最冷季度降水量	Bio19	
末次盛冰期以来的年降水量变化	LGM_map	
末次盛冰期以来的年均温变化	LGM_mat	
潜在蒸散量	PET	文献[36]
干旱指数	AI	
土壤厚度	ST	国家地球系统科学数据中心土壤分中心[37]
全氮含量	TN	
全钾含量	TK	
全磷含量	TP	
pH值	pH	
土壤阳离子交换量	CEC	
土壤有机碳含量	SOC	
砾石含量	CF	
土壤容重	BD	
海拔	DEM	美国国家航空航天局
坡向	AS	
坡度	SL	
地形起伏度	TRI	
人类足迹	HF	文献[38]
全球人类改造指数	GHM	文献[39]
森林景观完整性指数	FLII	文献[40]
归一化植被指数	NDVI	文献[41]

起伏度（terrain ruggedness index，TRI）。人为干扰因子包括人类足迹（human footprint，HF）[38]、全球人类改造指数（global human modification index，GHM）[39]、森林景观完整性指数（forest landscape integrity index，FLII）[40]和归一化植被指数（normalized difference vegetation index，NDVI）[41]，均来自国际公开文献数据库与全球遥感产品，用以综合反映人类活动强度。为确保空间一致性，采用双线性插值法将所有环境变量重新采样为统一的 1 km × 1 km 分辨率栅格，以匹配公里网格调查数据的分辨率。随后对所有解释变量进行 Pearson 相关性分析，当变量间相关系数 $|r| > 0.7$ 时，保留与响应变量相关性更高的变量用于后续建模。

1.5　生物多样性 3 个维度的驱动因素和空间格局

为探究霸王岭自然保护区植物多样性空间格局的驱动机制，采用增强回归树（boosted regression tree，BRT）模型模拟物种丰富度、标准化 Faith 系统发育多样性和功能丰富度的空间格局。BRT 是一种基于决策树并在集成框架下构建的非参数机器学习方法，能够在应对过拟合、数据缺失以及预测变量间多重共线性方面表现出较高的稳健性[42]。为满足模型对响应变量分布的基本假设，对生物多样性 3 个维度的指标均进行了对数转换。最佳模型参数通过以下步骤确定：首先，测试了树复杂度（1 ~ 5）、学习率（0.01、0.005 或 0.001）和子采样率（0.50、0.75）的所有可能组合；其次，利用 R 语言“dismo”包中的 gbm.step 函数并通过 10 折交叉验证评估并确定每个参数组合下最优提升树数[43]。模型最大树数设为 10 000、步长为 50，并采用自动容差方法（阈值 0.001）防止过拟合。随后以偏差和标准误差之和最小为标准选择最优参数组合。

在确定最优参数后，使用 gbm.fixed 函数构建最终 BRT 模型。模型性能通过 10 折交叉验证评估，评价指标包括：决定系数（R^2），用于衡量模型的解释能力；正规化均方根误差（normalized root mean square error，NRMSE），用于量化预测偏差。基于最优模型，在保护区范围内以 1 km × 1 km 栅格进行空间预测，生成三类生物多样性指标的空间分布图。随后，计算各环境变量的相对重要性，并通过单变量部分依赖分析其作用机制。所有分析均在 R 4.2.2 软件中完成。

1.6　生物多样性 3 个维度的地理关系

为探究生物多样性不同维度之间的潜在空间依赖关系及其异质性，构建了基于地理加权回归（geographically weighted regression，GWR）的空间统计模型。考虑到研究区域样点分布不均，模型采用自适应核函数以优化局部拟合效果。带宽参数主要通过交叉验证确定，当交叉验证未收敛时，以 Akaike information criterion（AIC）作为替代优化标准。为系统刻画 3 种多样性维度间的两两关联性，分别构建了 3 组 GWR 模型。每个模型均计算并输出各样点位置的局部决定系数，以评估变量间关系的空间强度。所有统计分析均在 R 4.2.2 软件中完成。

1.7　生物多样性 3 个维度热点的空间格局

本研究采用百分位阈值法识别各多样性维度的热点区域。百分位阈值（前 10% ~ 30%）已广泛应用于生物多样性空间格局分析与保护优先区划定[44]，可在不同多样性维度之间保持一致的比较尺度，并减少绝对阈值设定带来的主观偏差。基于这一科学依据，同时与《昆明—蒙特利尔全球生物多样性框架》提出的“到 2030 年保护 30% 陆地和海洋面积”目标保持背景一致性，本研究将各多样性维度中数值最高的前 30% 栅格单元确定为热点区域。随后，通过叠加 3 个维度的热点分布，识别其空间重叠格局，并计算各维度热点区域在整个保护区范围内的覆盖比例。

2　结果与分析

2.1　模型拟合精度

模型在 3 个生物多样性维度上均表现出较高的预测精度（表 2）。较高的 R^2 值表明模型能够较好地解释生物多样性指数的空间变异，而较低的 NRMSE 值则反映了模型预测误差较小。物种丰富度模型的拟合效果最佳（$R^2 = 0.70$，NRMSE = 0.13），说明环境因子对观测值的解释能力最强；标准化 Faith 系统发育多样性模型的精度次之（$R^2 = 0.65$，NRMSE = 0.17）；功能丰富度模型的解释力相对较低（$R^2 = 0.51$，NRMSE = 0.17）。

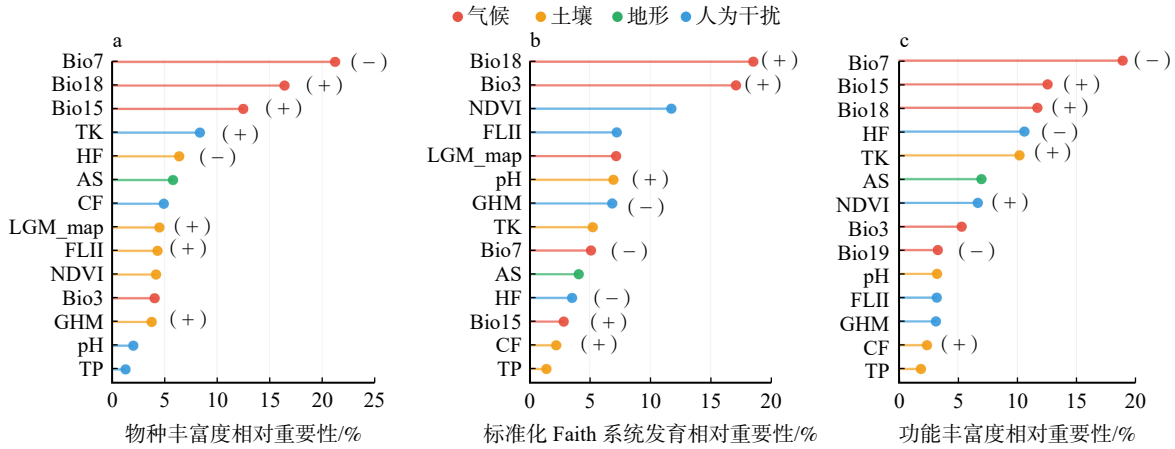
2.2　生物多样性 3 个维度空间格局的关键驱动因素

BRT 模型结果显示，气候和人为干扰因子是决定研究区生物多样性 3 个维度空间格局的主要驱动因素（图 2）。两类预测因子在生物多样性 3 个维度中相对重要性均超过 70%，显著高于土壤和地形因子的贡献（表 3）。其中，气候变量的解释力最高，人

表 2　生物多样性不同维度下模型精度的比较

Tab. 2　Comparison of modeling accuracy among different biodiversity dimensions

维度	R^2	NRMSE
物种丰富度	0.70	0.13
标准化Faith系统发育	0.65	0.17
功能丰富度	0.51	0.17



加号表示该变量对生物多样性指标表现正效应；减号表示该变量对生物多样性指标表现负效应；未标注符号则表示二者之间呈现复杂关系。

图 2 生物多样性 3 个维度解释变量的相对重要性

Fig. 2 Relative importance of drivers across the three biodiversity dimensions

为干扰次之，而土壤和地形因素的总体影响相对较弱。在物种丰富度和功能丰富度模型中，前 5 个关键变量均为：温度年较差(Bio7)、最暖季度降水量(Bio18)、降水季节性变化(Bio15)、全钾含量(TK)和人类足迹(HF)。相比之下，标准化 Faith 系统发育多样性的主要驱动因子不同，前 5 位分别为：最暖季度降水量(Bio18)、等温性(Bio3)、归一化植被指数(NDVI)、森林景观完整性指数(FLII)和末次盛冰期以来的年降水量变化(LGM_map)。

单变量部分依赖分析进一步揭示了变量与各多样性指标之间的一致趋势(图 2)。总体上，降水季节性变化(Bio15)和最暖季度降水量(Bio18)对 3 个维度指标均表现出显著的正效应。相反，温度年较差(Bio7)和人类足迹(HF)与 3 个多样性指标均呈显著的负相关关系。此外，全磷含量(TP)和坡向(Aspect)等变量对生物多样性的影响呈现非线性模式，表现为阈值型或单峰响应特征。

2.3 生物多样性 3 个维度空间格局、热点及地理关系

在关键驱动因子的共同作用下，植物多样性 3 个维度在研究区内呈现出显著的空间异质性(图 3a～c)。总体而言，物种丰富度与功能丰富度的空间格局较为一致，均表现出西部至中部较高、东部较低的分布趋势，形成明显的“西高东低”梯度格局。其高值区域主要集中于峨龙岭、雅加大岭、斧头岭及黑岭等连续山地地带。相较之下，标准化 Faith 系统发育多样性的空间变异性更为突出，其高值区集中于斧头岭和黄牛岭一带，而东崩岭、保联岭等东北部区域则普遍表现为低值分布。基于前 30% 阈值识别的热点分析结果显示，3 个维度共识别出 184 个热点网格单元(图 3d～f)。其中，物种丰富度和功能丰富度的热点主要分布在研究区中西部，特别是在黑岭—雅加大岭连续山地一带。标准化 Faith 系统发育多样性的热点集中于斧头岭—黄牛岭山系。

表 3 不同类型驱动因子对生物多样性各维度的相对重要性

Tab. 3 Relative importance of different types of drivers to biodiversity dimensions %

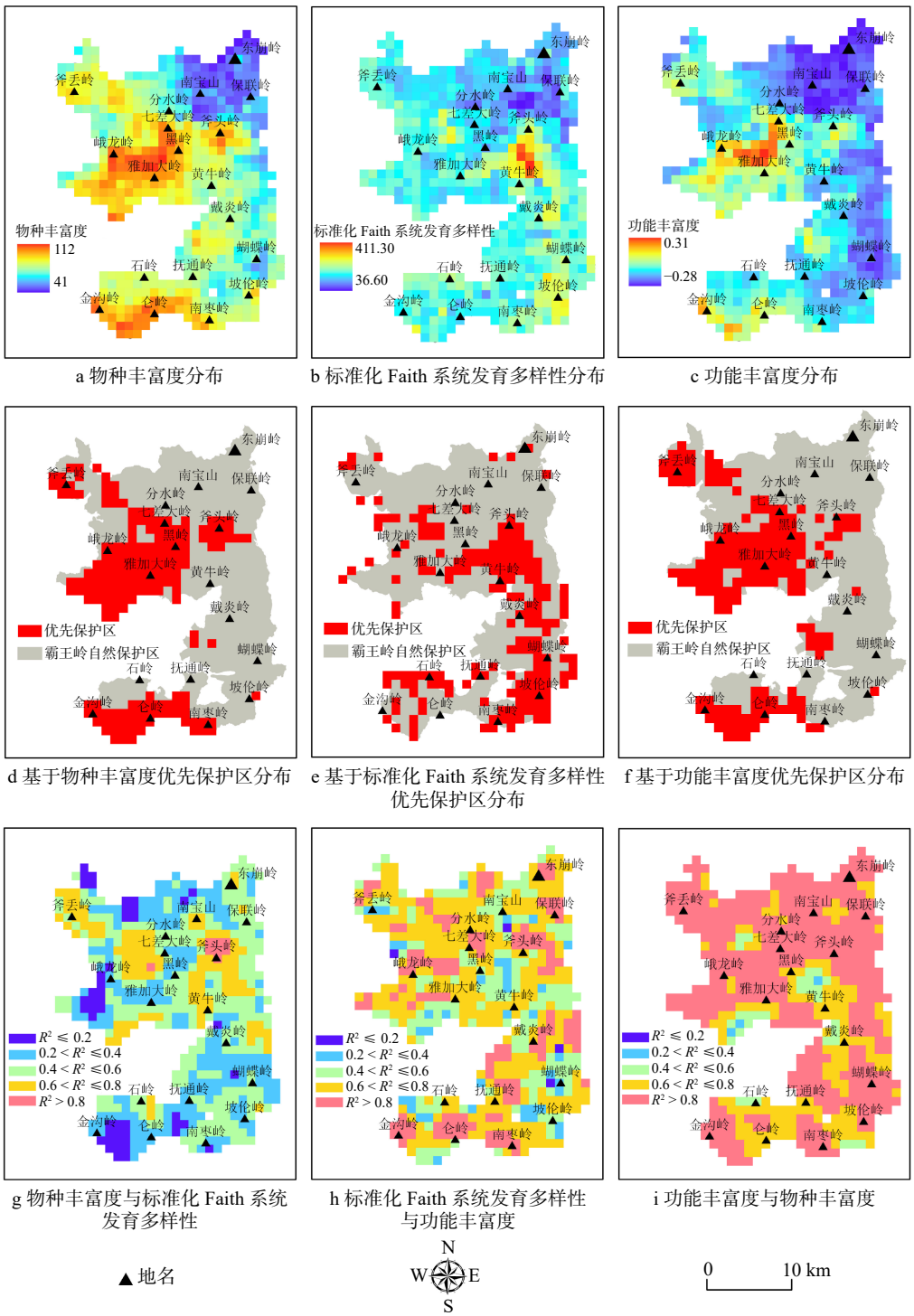
驱动因子	物种丰富度	标准化Faith系统发育多样性	功能丰富度
气候	54.2	50.7	51.7
土壤	16.7	15.8	17.7
地形	5.8	4.1	7.0
人为干扰	23.3	29.4	23.6

GWR 结果进一步揭示了 3 个多样性维度之间的空间关联特征(图 3g～i)。物种丰富度与功能丰富度之间的相关性最为显著，在山地连续分布区基本呈现高的局部 R^2(> 0.8)。标准化 Faith 系统发育多样性与功能丰富度的空间相关性相对较弱，高相关性区域呈现破碎化的斑块状分布。而标准化 Faith 系统发育多样性与物种丰富度的相关性最低，仅在斧头岭局部区域表现出较高的相关度。

2.4 生物多样性各维度热点的空间重叠格局

基于物种丰富度、标准化 Faith 系统发育多样性和功能丰富度 3 个维度识别的热点区域在空间分布上呈现出明显的差异性(图 4a)。单维热点区主要集中于保护区东部，占保护区总面积的 28.1%。其中，标准化 Faith 系统发育多样性单维度的热点面积最大，占保护区总面积的 21.8%，主要分布于黄牛岭—戴炎岭一带(图 4b)。相比之下，功能丰富度和物种丰富度单维度热点面积较小，分别占 3.7% 和 2.6%。

双维重叠热点主要集中在保护区中西部，占保护区总面积的 22.4%：其中物种—功能双维度的重



a 物种丰富度分布　b 标准化 Faith 系统发育多样性分布　c 功能丰富度分布

d 基于物种丰富度优先保护区分布　e 基于标准化 Faith 系统发育多样性优先保护区分布　f 基于功能丰富度优先保护区分布

g 物种丰富度与标准化 Faith 系统发育多样性　h 标准化 Faith 系统发育多样性与功能丰富度　i 功能丰富度与物种丰富度

a、b、c 表示生物多样性 3 个维度的空间分布格局，d、e、f 表示生物多样性 3 个维度热点区域的空间分布，g、h、i 表示生物多样性 3 个维度两两之间地理加权回归的结果。

图 3　生物多样性 3 个维度的空间分布格局

Fig. 3　Spatial distribution patterns of the three biodiversity dimensions

叠面积最大，占保护区总面积的 19.9%，主要分布于雅加大岭—七差大岭一带；物种—系统发育的双维热点占 1.8%，在斧头岭及其周边部分区域均有分布；而系统发育—功能双维度热点面积最小，仅占 0.7%，分布在保护区零散小斑块中。3 个维度共同识别的热点区域面积较小，仅占保护区总面积的 5.7%，主要呈破碎斑块状分布在雅加大岭—斧头岭附近一带。

3　讨　　论

3.1　生物多样性 3 个维度空间格局的关键驱动因素

分析结果表明，气候条件和人为干扰是塑造霸王岭自然保护区植物多样性空间格局的主要驱动因素。温度年较差、降水量季节性变化和最暖季度降水量是对物种丰富度和功能丰富度解释力排名前 3

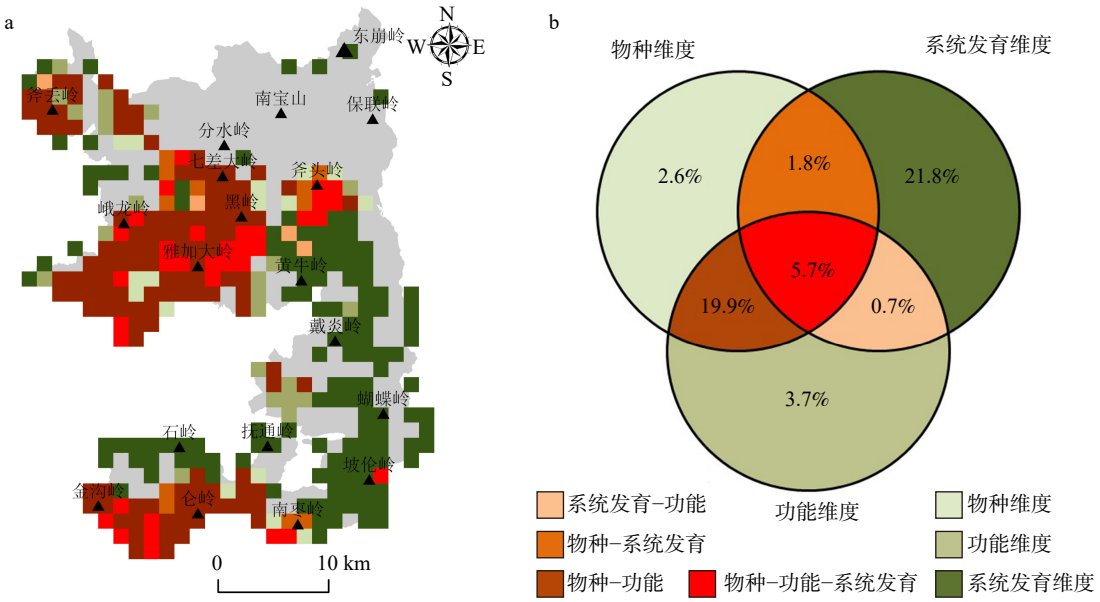


图 4 生物多样性 3 个维度热点的空间重叠格局及占保护区总面积的比例

Fig. 4 Spatial overlap patterns among the priority conservation areas of the three biodiversity dimensions and their proportions of the total reserve area

的气候变量。温度年较差反映了环境能量的波动程度，较大的温度变幅往往意味着更高的生态位分化潜力，促进物种在时间与空间上发生分化以适应不同的微环境[20]。Raes 等[45]在婆罗洲地区的研究也表明温度年较差是决定热带植物物种丰富度和特有性分布的关键因子。同样，Saadi 等[46]在亚马孙流域的研究也表明，温度季节性变化在决定植物分类、系统发育和功能多样性格局中具有主导作用。此外，降水量季节性变化和最暖季度降水量主要通过影响水分可利用性、光合速率及养分循环过程，决定植物的生长节律与繁殖策略多样化[47]。多项研究[48–49]结果证实，降水季节性变化或降水变异系数是解释物种多样性、系统发育多样性与功能多样性格局的重要气候指标。霸王岭地处热带季风区，干湿季分明，尽管整体海拔梯度相对有限，但区域内山脊—谷地的地形起伏仍会显著调节局地水热条件，使不同地形单元对季风辐射、水汽输送和降水过程的响应存在差异。由此加剧的季节性温度与降水波动进一步增强了区域水热变异性，使该地区植物群落在时间尺度上形成了强烈的生态位分化与资源分配策略差异[50]。需要特别指出的是，近年来该区域出现了多个干旱年份，反映出气候变化速率的加剧和极端事件频发的趋势[51]。这类短期极端气候事件可能通过改变群落更新速率、降低幼苗存活率以及增加功能群间竞争，从而破坏原有的物种共存平衡[52]。同时，长期的气候变异性增强还可能推动适应性进化枝的重新分布与生态位迁移，导致系统发育结构趋于聚集或分散[53]。若未来气候变暖与降水波动持续强化，霸王岭森林群落可能经历物种组成转变、功能性状重组及多样性格局再塑，进而影响生态系统的稳定性与恢复力。

尽管气候因素起主导作用，人为干扰在该区域同样表现出不可忽视的影响（其解释力仅次于气候）。人类活动（如土地利用变化）主要通过改变森林景观连通性，干扰植物的更新、扩散与分布过程[54]。森林破碎化不仅直接导致栖息地丧失，还可能削弱生态系统应对气候波动的缓冲能力，从而加剧生物多样性丧失风险[55]。在热带地区，特别是长期受到人类活动影响的大西洋森林与东南亚岛屿上，森林覆盖度下降和景观破碎化等人为干扰往往是决定物种、系统发育与功能多样性空间差异的首要因子[56–57]。

相较于气候与人为因子，地形与土壤因子对植物多样性 3 个维度的解释力相对较弱。从霸王岭自然保护区的环境特征来看，研究区的整体海拔梯度较为有限，使得坡位、坡向、坡度等地形变量对物种分布与群落组成的调控作用不明显。类似研究同样发现，在海拔变化范围受限的热带森林样地中，多数树种并未表现出对坡向或坡度的稳定偏好，地形因子通常只能解释群落组成变异的较小部分[58]。从尺度依赖性视角来看，随着空间尺度变大或地形高差增大，地形异质性往往才成为驱动植物多样性的关键因素[59]。然而，在本研究所处的中等空间尺度（1 km 栅格）与较弱地形梯度环境下，难以反映微地形及土壤理化性质的精细异质性，土壤和地形的作用被弱化。此外，在热带森林生态系统中，长期的演化适应使得植物群落结构在区域气候约束下趋于稳定，地形、土壤理化性质的空间差异对群落组成的调控作用可能被强大的气候主导效应所掩盖[60]。

3.2　生物多样性 3 个维度的空间格局、热点的一致性

本研究从分类、系统发育和功能多样性 3 个维度揭示了霸王岭自然保护区植物多样性的空间格局及其热点分布。研究结果一致显示生物多样性 3 个维度在保护区的雅加大岭—斧头岭一带均表现出较高的水平，且前 30% 的多样性热点重叠于该区域(图 3)。该区域在研究区内海拔较高，人为干扰较弱，为热带山地雨林等多种植被类型的共存提供了适宜环境。复杂的微地形与显著的气候梯度共同作用，增加了生态位的多样性，促进了物种在空间和功能上的分化，从而提升了物种共存潜力与系统发育深度[61]。然而，20 世纪中后期，频繁的人为干扰导致保护区东崩岭一带在 3 个生物多样性维度上均呈现出较低水平。长期以来的少数民族放牧及刀耕火种等活动对该区域造成显著影响，导致原始热带雨林被结构更简单的次生林所替代[62]。尽管 20 世纪 90 年代国家天然林保护工程的实施有效遏制了森林退化趋势，但历史干扰造成的生态系统结构和功能改变，其遗留效应持续存在，制约了该区域生物多样性的恢复进程。

物种丰富度与功能丰富度表现出较强的空间相关性(图 3)，可能源于物种数量的增加直接扩大了植物性状的范围，从而提升了功能丰富度[63]。这一趋势表明，分类多样性与功能多样性在群落水平上具有较高的耦合性，两者共同响应环境梯度与生态位分化过程[64]。相比之下，标准化 Faith 系统发育多样性与物种丰富度以及功能丰富度的相关性仅在局部区域显著。在这些区域，物种数量相对较少且系统发育关系更为接近，导致整体标准化 Faith 系统发育多样性偏低[65]。标准化 Faith 系统发育多样性的降低通常反映了环境过滤作用的强化和生态位趋同现象的存在，即只有亲缘关系近且适应能力相似的物种能够在该区域稳定共存[34]。总体而言，多维度多样性的空间协变关系表明，各维度之间存在潜在的协同响应机制[17]。

3.3　生物多样性 3 个维度的空间格局、热点的差异性

生物多样性在 3 个维度上存在差异性，表现为各维度高值区在地理空间上呈分散、斑块化的分布格局。研究发现三维度优先保护区的重叠区域仅占保护区总面积的 5.7%，且呈现斑块状分布，表明不同维度指标所识别的独特高值区具有不可替代的保护价值。空间差异性源于不同维度生物多样性所反映的生态过程存在本质差异。物种丰富度表征群落内物种数量的多少；标准化 Faith 系统发育多样性则侧重于揭示进化的历史深度与独特性[66]。功能丰富度则强调物种间在生态功能性状和资源利用策略上的分化程度，对于评估生态系统的稳定性和功能冗余具有更直接的指示意义[67]。在单一维度高值区中，标准化 Faith 系统发育多样性所占保护区面积比例最高，这可能由于尽管某些区域物种数量较少，若其组成物种在进化历史上差异显著，仍可维持较高的标准化 Faith 系统发育多样性水平。不同维度的空间异质性反映了多样性形成机制的互补性，强调在保护规划中同时考虑进化历史与功能特征的重要性[15]。

3.4　保护建议

生物多样性在分类、系统发育和功能维度空间分布上存在差异性，反映了不同维度对生态过程与进化历史的独特响应模式[13]。依赖单一维度(如物种丰富度)制定保护策略存在明显局限，可能导致具有独特进化历史或关键生态功能的物种未能得到有效保护[15]。因此，构建基于多维度指标互补性的综合保护框架，对于实现生物多样性整体保育至关重要[16]。首先，三维度热点的叠加区域应作为首要优先保护区域。此类区域同时维持高水平的分类、系统发育和功能多样性，代表单位面积内保护收益最大化的核心区域，是构建保护网络的关键节点。其次，双维度热点区域属于第二优先保护区域。不同维度组合的保护侧重点有所不同：物种—系统发育热点兼具较高物种组成和进化独特性，适合关注保护孑遗物种、古老和独特进化枝物种的微生境；系统发育—功能热点体现进化结构与功能策略的耦合，应优先保障独特或关键功能物种与功能群的可持续性，考虑通过模拟自然干扰来维持功能性状分化和不同进化路径物种共存所需的异质性环境；功能—物种热点表现为物种多样性驱动的功能冗余与生态稳定性，应侧重提升栖息地质量、促进斑块连通性与改善生态过程，并进一步识别对维持核心功能(如水源涵养等)至关重要的栖息地斑块，防范生长快速、竞争力强的外来物种可能导致的本地物种数量和功能多样性的急剧下降[65–66]。最后，单维热点区域可作为第三优先保护区域。此类区域在某一维度具有突出表现，例如高系统发育多样性往往意味着稀有或独特演化分枝的聚集，高功能多样性则指示关键功能群或广泛生态位空间的存在。多维度整合的保护策略能够有效平衡保护资源的分配，通过整合生物多样性不同维度热点区间，显著提升保护网络的代表性与生态韧性，最终实现生物多样性保护效益的最大化[16]。

4　结　　论

霸王岭自然保护区的植物多样性在分类、系统发育与功能维度上呈现出显著的空间格局特征。总体上，植物多样性 3 个维度在保护区雅加大岭—斧

头岭呈现较高水平，但是不同维度间存在显著的空间差异性。该结果强调在识别和管理保护优先区时，应避免仅依赖单一维度作为替代指标进行保护规划，而需充分认识不同维度在维持生态系统功能与稳定性方面的互补作用，以实现生态代表性与功能完整性的双重目标。此外，温度与降水变异性在塑造霸王岭植物多样性空间格局中起主导作用。未来在气候变化背景下，极端气候事件的频发与降雨波动性增强可能进一步影响区域植物群落的组成与分布格局，从而对生态系统的稳定性构成潜在威胁。

参 考 文 献

[1] Crist E, Mora C, Engelman R. The interaction of human population, food production, and biodiversity protection [J]. Science, 2017, 356: 260−264.

[2] Johnson C N, Balmford A, Brook B W, et al. Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene [J]. Science, 2017, 356: 270−275.

[3] Waldron A, Miller D C, Redding D, et al. Reductions in global biodiversity loss predicted from conservation spending [J]. Nature, 2017, 551: 364−367.

[4] Schmitt C B. A tough choice: approaches towards the setting of global conservation priorities[M]. Berlin: Springer, 2011: 23-42.

[5] Cui Y, Carmona C P, Wang Z. Identifying global conservation priorities for terrestrial vertebrates based on multiple dimensions of biodiversity [J]. Conservation Biology, 2024, 38(3): e14205.

[6] 胡彦雯, 林森炫, 陈贝贝, 等. 青海省东北部森林林下物种多样性的驱动因素 [J]. 北京林业大学学报, 2024, 46(6): 28−37.
Hu Y W, Lin S X, Chen B B, et al. Driving factors of understory species diversity in forest on the northeastern Qinghai Province of northwestern China [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2024, 46(6): 28−37.

[7] Sabatini F M, Jiménez-Alfaro B, Jandt U C, Milan. , et al. Global patterns of vascular plant alpha diversity [J]. Nature Communications, 2022, 13(1): 4683.

[8] 姜小蕾, 郝青, 李伟, 等. 青岛崂山次生植物群落物种分布及多样性特征 [J]. 北京林业大学学报, 2020, 42(8): 22−33.
Jiang X L, Hao Q, Li W, et al. Species distribution and diversity characteristics of secondary plant communities in Laoshan Mountain of Qingdao, Shandong Province of eastern China [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2020, 42(8): 22−33.

[9] Cai L, Kreft H, Taylor A, et al. Global models and predictions of plant diversity based on advanced machine learning techniques [J]. New Phytologist, 2023, 237(4): 1432−1445.

[10] Liu Y, Shen Z, Wang Q, et al. Determinants of richness patterns differ between rare and common species: implications for Gesneriaceae conservation in China [J]. Diversity and Distributions, 2017, 23(3): 235−246.

[11] Oliver T H, Heard M S, Isaac N J B, et al. Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions [J]. Trends in Ecology & Evolution, 2015, 30(11): 673−684.

[12] Winter M, Devictor V, Schweiger O. Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? [J]. Trends in Ecology & Evolution, 2013, 28(4): 199−204.

[13] Tordoni E, Carmona C P, Toussaint A, et al. Global patterns and determinants of multiple facets of plant diversity [J]. Global Ecology and Biogeography, 2024, 33(5): e13823.

[14] Flynn D F B, Mirotchnick N, Jain M, et al. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity–ecosystem-function relationships [J]. Ecology, 2011, 92(8): 1573−1581.

[15] Brum F T, Graham C H, Costa G C, et al. Global priorities for conservation across multiple dimensions of mammalian diversity [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2017, 114(29): 7641−7646.

[16] Xu Y, Huang J, Lu X, et al. Priorities and conservation gaps across three biodiversity dimensions of rare and endangered plant species in China [J]. Biological Conservation, 2019(1): 30−37.

[17] 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 [J]. Ecology Letters, 2010, 13(8): 1030−1040.

[18] 郭邵华, 杨天宇, 兰少伟, 等. 宁夏罗山 5 种典型林型多维度植物多样性及群落构建过程 [J]. 北京林业大学学报, 2025, 47(9): 46−56.
Guo S H, Yang T Y, Lan S W, et al. Multidimensional plant diversity and community construction process of five typical forest types in Luo Mountain, Ningxia of northwestern China [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2025, 47(9): 46−56.

[19] Dainese M, Aikio S, Hulme P E, et al. Human disturbance and upward expansion of plants in a warming climate [J]. Nature Climate Change, 2017, 7(8): 577−580.

[20] Hawkins B A, Field R, Cornell H V, et al. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness [J]. Ecology, 2003, 84(12): 3105−3117.

[21] Feng G, Ma Z, Sandel B, et al. Species and phylogenetic endemism in angiosperm trees across the Northern Hemisphere are jointly shaped by modern climate and glacial–interglacial climate change [J]. Global Ecology and Biogeography, 2019, 28(10): 1393−1402.

[22] Kreft H, Jetz W. Global patterns and determinants of vascular plant diversity [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2007, 104(14): 5925−5930.

[23] Guo W, Serra-Diaz J M, Schrodt F, et al. High exposure of global tree diversity to human pressure [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2022, 119(25): e2026733119.

[24] Paz A, Crowther T W, Maynard D S. Functional and phylogenetic dimensions of tree biodiversity reveal unique geographic patterns [J]. Global Ecology and Biogeography, 2024, 33(9): e13877.

[25] Moeslund J E, Arge L, Bøcher P K, et al. Topography as a driver of local terrestrial vascular plant diversity patterns [J]. Nordic Journal of Botany, 2013, 31(2): 129−144.

[26] Pennington V E, Palmquist K A, Bradford J B, et al. Climate and

soil texture influence patterns of forb species richness and composition in big sagebrush plant communities across their spatial extent in the western U. S [J]. Plant Ecology, 2017, 218(8): 957−970.

[27] Stephens T. The Kunming-Montreal global biodiversity framework [J]. International Legal Materials, 2023, 62(5): 868−887.

[28] 姚杰, 丁易, 黄继红, 等. 海南霸王岭热带山地雨林 6 hm^2 森林动态监测样地物种组成与群落特征 [J]. 陆地生态系统与保护学报, 2023, 3(3): 1−12.
Yao J, Ding Y, Huang J H, et al. Species composition and community characteristics of a 6 hm^2 forest dynamics plot in tropical mountain rainforest, Bawangling, Hainan Island, South China [J]. Terrestrial Ecosystem and Conservation, 2023, 3(3): 1−12.

[29] Gotelli N J, Colwell R K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness [J]. Ecology Letters, 2001, 4(4): 379−391.

[30] Morin X. Species richness promotes canopy packing: a promising step towards a better understanding of the mechanisms driving the diversity effects on forest functioning [J]. Functional Ecology, 2015, 29(8): 993−994.

[31] Laliberté E, Legendre P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits [J]. Ecology, 2010, 91(1): 299−305.

[32] 卜文圣. 海南岛热带天然林生物多样性与生态系统功能关系的研究 [D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2013.
Bu W S. The relationships between biodiversity and ecosystem functioning in natural tropical forests of Hainan Island, China [D]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2013.

[33] 姜勇. 海南岛热带森林植物功能性状及其多样性研究 [D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2015.
Jiang Y. The functional traits and their diversities of tropical forest plants on Hainan Island, China [D]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2015.

[34] Cornwell W K, Schwilk D W, Ackerly D D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume [J]. Ecology, 2006, 87(6): 1465−1471.

[35] Sandel B, Arge L, Dalsgaard B, et al. The influence of late quaternary climate-change velocity on species endemism [J]. Science, 2011, 334: 660−664.

[36] Zomer R J, Xu J, Trabucco A. Version 3 of the global aridity index and potential evapotranspiration database [J]. Scientific Data, 2022, 9(1): 409.

[37] Liu F, Wu H, Zhao Y, et al. Mapping high resolution National Soil Information Grids of China [J]. Science Bulletin, 2022, 67(3): 328−340.

[38] Venter O, Sanderson E W, Magrach A, et al. Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009 [J]. Scientific Data, 2016, 3(1): 160067.

[39] Kennedy C M, Oakleaf J R, Theobald D M, et al. Managing the middle: a shift in conservation priorities based on the global human modification gradient [J]. Global Change Biology, 2019, 25(3): 811−826.

[40] Grantham H S, Duncan A, Evans T D, et al. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity [J]. Nature Communications, 2021, 12(1): 592.

[41] Li X, Peng Q, Shen R, et al. Long-term reconstructed vegetation index dataset in China from fused MODIS and Landsat data [J]. Scientific Data, 2025, 12(1): 152.

[42] Elith J, Leathwick J R, Hastie T. A working guide to boosted regression trees [J]. Journal of Animal Ecology, 2008, 77(4): 802−813.

[43] Mathon L, Baletaud F, Lebourges-Dhaussy A, et al. Three-dimensional conservation planning of fish biodiversity metrics to achieve the deep-sea 30 × 30 conservation target [J]. Conservation Biology, 2025, 39(2): e14368.

[44] Belote R T, Barnett K, Dietz M S, et al. Options for prioritizing sites for biodiversity conservation with implications for “30 by 30” [J]. Biological Conservation, 2021, 264: 109378.

[45] Raes N, Roos M C, Slik J W F, et al. Botanical richness and endemicity patterns of Borneo derived from species distribution models [J]. Ecography, 2009, 32(1): 180−192.

[46] Saadi B C, Cayuela L, Bañares De Dios G, et al. Latitudinal patterns and environmental drivers of taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of woody plants in western Amazonian terra firme forests[J]. Frontiers in Plant Science, 2022, 13: 978299.

[47] Pausas J G, Austin M P. Patterns of plant species richness in relation to different environments: an appraisal [J]. Journal of Vegetation Science, 2001, 12(2): 153−166.

[48] 许玥, 王文栋, 姚杰, 等. 现代气候、古气候和生境异质性对新疆不同生长型种子植物多样性的影响 [J]. 北京林业大学学报, 2025, 47(10): 1−10.
Xu Y, Wang W D, Yao J, et al. Effects of current climate, paleoclimate and habitat heterogeneity on diversity of seed plants with different growth forms in Xinjiang of northwestern China [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2025, 47(10): 1−10.

[49] Umaña M N, Condit R, Pérez R, et al. Shifts in taxonomic and functional composition of trees along rainfall and phosphorus gradients in central Panama [J]. Journal of Ecology, 2021, 109(1): 51−61.

[50] Colwell R K, Brehm G, Cardelús C L, et al. Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics [J]. Science, 2008, 322: 258−261.

[51] Xu K, Yang D, Yang H, et al. Spatio-temporal variation of drought in China during 1961–2012: a climatic perspective [J]. Journal of Hydrology, 2015, 526: 253−264.

[52] Lloret F, Escudero A, Iriondo J M, et al. Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes [J]. Global Change Biology, 2012, 18(3): 797−805.

[53] Pio D V, Engler R, Linder H P, et al. Climate change effects on animal and plant phylogenetic diversity in southern Africa [J].

Global Change Biology, 2014, 20(5): 1538−1549.

[54] Santos M J, Smith A B, Dekker S C, et al. The role of land use and land cover change in climate change vulnerability assessments of biodiversity: a systematic review [J]. Landscape Ecology, 2021, 36(12): 3367−3382.

[55] Jacobson A P, Riggio J, M. Tait A, et al. Global areas of low human impact ('Low Impact Areas') and fragmentation of the natural world [J]. Scientific Reports, 2019, 9(1): 14179.

[56] Rocha-Santos L, Faria D, Mariano-Neto E, et al. Taxonomic, phylogenetic and functional responses of plant communities in different life-stages to forest cover loss [J]. Perspectives in Ecology and Conservation, 2023, 21(2): 136−142.

[57] Sfair J C, Arroyo-Rodríguez V, Santos B A, et al. Taxonomic and functional divergence of tree assemblages in a fragmented tropical forest [J]. Ecological Applications, 2016, 26(6): 1816−1826.

[58] Baldeck C A, Harms K E, Yavitt J B, et al. Soil resources and topography shape local tree community structure in tropical forests [J]. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 2013, 280: 20122532.

[59] Rahbek C. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns [J]. Ecology Letters, 2005, 8(2): 224−239.

[60] Bruelheide H, Dengler J, Purschke O, et al. Global trait–environment relationships of plant communities [J]. Nature Ecology & Evolution, 2018, 2(12): 1906−1917.

[61] Stein A, Gerstner K, Kreft H. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales [J]. Ecology Letters, 2014, 17(7): 866−880.

[62] 范克欣. 海南霸王岭自然保护区热带天然林木本植物周转动态分析 [D]. 北京; 中国林业科学研究院, 2020.
Fan K X. The turnover of woody plants in tropical natural forests of Bawangling Nature Reserve on Hainan island, China[D]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2020.

[63] Manish K. Species richness, phylogenetic diversity and phylogenetic structure patterns of exotic and native plants along an elevational gradient in the Himalaya [J]. Ecological Processes, 2021, 10(1): 64.

[64] Mouchet M A, Villéger S, Mason N W H, et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules [J]. Functional Ecology, 2010, 24(4): 867−876.

[65] Mason N W H, Mouillot D, Lee W G, et al. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity [J]. Oikos, 2005, 111(1): 112−118.

[66] Tucker C M, Cadotte M W, Carvalho S B, et al. A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology [J]. Biological Reviews, 2017, 92(2): 698−715.

[67] Díaz S, Purvis A, Cornelissen J H C, et al. Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability [J]. Ecology and Evolution, 2013, 3(9): 2958−2975.

（责任编辑 孟 瑶
责任编委 赵秀海）