植物生态学报 2025, **49** (10): 1583-1599 DOI: 10.17521/cjpe.2025.0003
Chinese Journal of Plant Ecology CSTR: 32100.14.cjpe.2025.0003

浙江海岛濒危树种的保护与恢复

贺 艺[1*] 周 静[1*] 陈 宸[1*] 房庭舟[1*] 苏 剑[1*] 高浩杰[3*] 曹嘉浩[1]
杨飞宇[1] 范淇博[1] 朱乐瑶[1] 陈薏名[1] 杨 飞[1] 王毅腾[1] 冯 雷[2] 刘 飞[2]
梁 爽[1] 蒋明凯[1] 陈 军[1] 赵云鹏[1] 陈伟乐[1] 赵 颖[3**] 黄建国[1**]

[1]植被结构功能与建造全国重点实验室, 浙江大学生命科学学院, 杭州 310058; [2]浙江大学生物系统工程与食品科学学院, 杭州 310058; [3]舟山市林业科学研究院, 浙江舟山 316099

摘 要 濒危物种的保护和野外复壮是当前人类共同面对的重大课题, 亟需从多学科角度与多类型技术平台出发, 进行更科学合理的理论指导和应用实践, 以更好地服务于当地特色生态系统的生物多样性保护、产品产出和可持续发展。该文总结了过去濒危树种研究的成果及存在的问题, 聚焦浙江沿海特色濒危野生树种, 为海岛濒危树种保护与恢复提出未来研究方案。该方案以近自然生境建设和野生回归种群建设为核心目标, 结合全球变化生态学、树木年轮学、微生物生态学、群体遗传学与生物保护工程学, 从基因、细胞、个体、群落和生态系统多尺度开展研究。未来研究方向包括: 一是机理研究, 解析濒危树种的适应性遗传机制、种群衰退原因及根际微生物功能; 二是技术研发, 建立高效人工繁育技术、拟境栽培与微生物复壮技术; 三是装备制造, 开发集成监测系统与极端气候预警平台, 实现保护精准化与智能化; 四是应用示范, 建设示范基地, 将研究成果应用于种群恢复与近自然生境重建, 形成可推广的海岛濒危树种保护模式。该研究为沿海生态系统的生物多样性保护提供理论支撑、技术方案和示范案例。

关键词 气候变化; 濒危树种; 近自然生境建设; 野生回归种群建设; 生物多样性保护

贺艺, 周静, 陈宸, 房庭舟, 苏剑, 高浩杰, 曹嘉浩, 杨飞宇, 范淇博, 朱乐瑶, 陈薏名, 杨飞, 王毅腾, 冯雷, 刘飞, 梁爽, 蒋明凯, 陈军, 赵云鹏, 陈伟乐, 赵颖, 黄建国 (2025). 浙江海岛濒危树种的保护与恢复. 植物生态学报, 49, 1583-1599. DOI: 10.17521/cjpe.2025.0003

Protection and restoration of endangered tree species on coastal islands of Zhejiang, China

HE Yi[1*], ZHOU Jing[1*], CHEN Chen[1*], FANG Ting-Zhou[1*], SU Jian[1*], GAO Hao-Jie[3*], CAO Jia-Hao[1], YANG Fei-Yu[1], FAN Qi-Bo[1], ZHU Le-Yao[1], CHEN Yi-Ming[1], YANG Fei[1], WANG Yi-Teng[1], FENG Lei[2], LIU Fei[2], LIANG Shuang[1], JIANG Ming-Kai[1], CHEN Jun[1], ZHAO Yun-Peng[1], CHEN Wei-Le[1], ZHAO Ying[3**], and HUANG Jian-Guo[1**]

[1]State Key Laboratory for Vegetation Structure, Function and Construction (VegLab), College of Life Science, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China; [2]College of Biosystems Engineering and Food Science, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China; and [3]Zhoushan Forestry Science Research Institute, Zhoushan, Zhejiang 316099, China

Abstract

Conservation and restoration of endangered species represent a major challenge for humanity, requiring theoretical and practical guidance grounded in multidisciplinary perspectives and multi-platform technologies. Such efforts are essential to support biodiversity conservation, ecosystem productivity, and the sustainable development of local ecosystems. Focusing on endangered wild tree species along the coastal islands of Zhejiang Province, China, this paper reviews recent advances and existing limitations in their study and conservation. We propose an integrated conservation framework centered on near-natural habitat construction and population reintroduction, combining insights from global change ecology, dendrochronology, microbial ecology, population genetics, and conservation engineering. Future research should prioritize four key areas: (1) Mechanistic understanding, to elucidate adaptive genetic variation, population decline processes, and rhizosphere microbial functions; (2) Technological innovation, including efficient artificial propagation, quasi-natural cultivation, and microbial-assisted restoration; (3) Equipment development, such as integrated monitoring systems and early-warning tools for climate extremes; and (4) Applied demonstration, through the establishment of pilot sites for population recovery and habitat reconstruction. This framework provides a theoretical foundation, technical

收稿日期Received: 2025-01-02 接受日期Accepted: 2025-09-18
基金项目: 浙江省重点研发计划(2024C03244)和国家自然科学基金(32471669)。Supported by Key R&D Program of Zhejiang Province (2024C03244) and the National Natural Science Foundation of China (32471669).
* 同等贡献 Contributed equally to this work
** 通信作者Corresponding authors (Huang JG, jianguo.huang@zju.edu.cn; Zhao Y, 1026742377@qq.com)

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

roadmap, and transferable model to advance biodiversity conservation in coastal ecosystems.

Key words climate change; endangered tree species; near-natural habitat construction; wild population reintroduction; biodiversity conservation

He Y, Zhou J, Chen C, Fang TZ, Su J, Gao HJ, Cao JH, Yang FY, Fan QB, Zhu LY, Chen YM, Yang F, Wang YT, Feng L, Liu F, Liang S, Jiang MK, Chen J, Zhao YP, Chen WL, Zhao Y, Huang JG (2025). Protection and restoration of endangered tree species on coastal islands of Zhejiang, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 49, 1583-1599. DOI: 10.17521/cjpe.2025.0003

极端气候变化是全球环境变化的一个核心议题, 尤其是由于人类活动引起的温室气体排放急剧增加(IPCC, 2023)。最新监测数据显示, 2023年全球CO_2浓度已达到约420 μmol·mol^{-1}, 较工业革命前的280 μmol·mol^{-1}增加了50%, 这一变化直接推动了全球变暖进程。据IPCC第六次评估报告, 自1880年以来, 全球平均气温已上升约1.2 ℃。此外, 极端气候事件的频率和强度不断增加, 包括热浪、干旱、暴雨、强风和台风等(https://wmo.int/publication-series/state-of-global-climate-2023)。观测数据显示, 自1950年以来, 全球范围内热浪的发生频率增加了约5倍。在全球范围内, 尤其是在亚非地区, 干旱事件的发生频率在过去几十年中显著上升。而极端降水事件的频率也显著增加, 部分地区降水量甚至超出历史平均水平的20%至50%。这些气候变化的影响广泛且深远(McMichael et al., 2006), 对自然生态系统和人类社会构成严重威胁, 例如, 在生态环境方面, 气候变化加剧了生物多样性丧失, 部分物种因栖息地退化濒临灭绝, 部分适应性较强的物种开始向高纬度或高海拔地区扩张, 进而削弱了水源净化、碳储存等生态系统功能。在社会经济方面, 气候变化可能导致农业减产、水资源短缺和基础设施损毁, 对粮食安全与社会稳定构成威胁。

我国东南沿海长江三角洲南翼地处亚热带中部, 夏季高温多雨(雨热同期), 冬季温和少雨, 四季分明, 光照充足, 雨量丰沛。每年夏秋季节, 沿海地区受到热带气旋的影响, 常出现强烈的台风, 带来暴雨和强风。浙江省为典型的亚热带季风气候, 沿海植物资源丰富, 有野生维管植物215科1 196属, 其中49属为我国特有, 200余种为浙江省特有, 其中包含大量珍稀濒危植物(胡绍庆等, 2002)。省内以普陀山为中心的舟山群岛, 是我国第一大群岛, 是东部沿海和长江流域重要的海上门户。作为典型的大陆岛, 受海洋性气候影响, 舟山群岛保留了大量独特的滨海植物群落, 是我国沿海岛屿生态系统中最具代表性的区域, 也是中国-日本植物区系在浙江省的集中分布地。岛上有包括普陀鹅耳枥(*Carpinus putoensis*)、舟山新木姜子(*Neolitsea sericea*)、天竺桂(*Cinnamomum japonicum*)在内的21种国家级和省级珍稀濒危野生植物, 其中约半数为百年以上古树, 集中分布在各岛屿的常绿阔叶林和常绿落叶阔叶林中, 组成了我国极具沿海特色的一类珍稀濒危野生植物群落(王国明等, 1998)。

近年来, 浙江省极端高温、干旱和台风事件频发, 气象灾害严重, 为海岛生态系统和岛上诸多特色濒危树种的生存和繁衍带来了严峻挑战。目前国内外对濒危野生植物的保护主要聚焦在大陆生态系统, 以资源调查、人工繁育、近地、迁地和就地保护等传统手段为主, 但全球气候变化背景下濒危物种的保护和野外复壮工作仍有以下关键技术难点待进一步科研攻关, 包括对海岛原生生态系统的解构、微观分子保育的设计、极端气候风险的预警以及野外回归成效的评估等。因此, 未来研究亟需综合多学科角度与多类型技术平台进行更科学合理的理论指导和应用实践, 以更好地服务于当地特色生态系统的生物多样性保护、产品产出和可持续发展。

1 浙江省海岛保护树种现状及生境特殊性

1.1 浙江省海岛生境的特殊性

海岛生态系统相较于陆地生态系统具有如下特殊性: 1)特有物种丰富但物种多样性低。由于长期地理隔离, 海岛常演化出独特的物种。例如, 毛纳基火山的*Argyroxiphium sandwicense* (Walker & Powell, 1999); 大西洋圣赫勒拿岛的*Melanodendron integrifolium* (https://www.iucnredlist.org); 普陀山岛的普陀鹅耳枥和台湾蚊母树(*Distylium gracile*), 以及仅定植于我国福建海岛的滨海特有植物珊瑚菜(*Glehnia littoralis*)、海滨藜(*Atriplex maximowicziana*)等(谢艳秋等, 2023)。然而, 物种丰富度可能随着与陆地距离的增加而降低(吴承祯等, 2019)。2)生态系统脆弱性高, 易受多重威胁。海岛物种对气候变化、入侵物种及人类活动极为敏感。例如, 复活节岛的

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

棕榈树在人类定居200年后几乎完全灭绝(Prebble & Dowe, 2008); 阿森松岛*Oldenlandia adscensionis*因外来食草动物和植物的引入而灭绝(https://www.iucnredlist.org); 索科特拉岛特有的*Dracaena cinnabari*因气候变暖、当地工业及旅游业发展的共同影响, 被列入IUCN红色名录的“易危”等级(Attorre et al., 2007)。3)资源限制与气候变化的叠加效应。海岛淡水资源匮乏, 主要依赖降雨或地下水; 而氮磷主要来自海洋输入, 土壤普遍贫瘠。此外, 海岛可能承担未来气候变化的放大效应。气候变暖导致的海平面升高可能直接淹没低海拔岛屿, 如图瓦卢预计2050年将有60%国土不可居住; 而台风和风暴潮等极端气候事件将对小型岛屿造成毁灭性打击。尽管海岛面积仅占全球陆地面积的5.3%, 却包含约20%的濒危物种(Tershy et al., 2015); 对IUCN Red List (2023)公开数据(https://www. iucnredlist.org)的检索结果也表明, 海岛物种在濒危(EN)和极危(CR)类别中的占比为21.3%。海岛是全球研究濒危物种的天然实验室, 但其脆弱性也警示人类需采取更严格的保护措施, 防止物种绝灭。

浙江省地处东海之滨, 是全国海岛最多的省份, 拥有4 300余个大小岛屿, 约占全国海岛总数的40%。以舟山群岛为例, 位于浙江省东北部东海海域, 长江口南侧, 是中国最大的群岛, 其海岛陆地面积与海域面积之比约为7:93, 由舟山岛、岱山岛、衢山岛、嵊泗列岛、马鞍列岛、川湖列岛、中街山列岛、浪岗山列岛、七姊八妹列岛等岛屿组成。舟山市共有2 085个海岛, 占浙江省海岛总数的45%, 其中有居民海岛141个, 无居民海岛1 944个。群岛呈西南至东北方向分布, 地势整体由西南向东北倾斜。南部岛屿较大, 海拔较高, 分布密集; 而北部岛屿较小, 地势较低, 分布相对稀疏。整体为海岛丘陵地貌, 属于天台山脉的余脉入海延伸部分, 岛上地形多为起伏的山脊或分水岭。群岛四面环海, 属亚热带季风气候, 由于季风变化不稳定, 春季常有海雾, 夏秋季节频繁受到热带气旋(包括热带风暴、强热带风暴和台风)的影响, 冬季大风频发, 降水分布不均, 常引发干旱等气象灾害。由于与大陆被海分隔, 水源主要依赖大气降水, 但受地形限制, 大部分地表径流直接流入海洋, 蓄水条件较差, 淡水资源总量较为紧缺, 东部和北部岛屿尤为明显。

因此, 对珍稀濒危植物局域分布限制因子的解析、历史分布区与近自然生境重建, 以及野生回归环境的监测的研究, 有助于揭示其特殊的生态需求和濒危原因, 预测未来发展态势, 并为人工繁育种群选择合适的回归环境, 制定合理的回归策略提供支撑。

1.2 浙江省海岛濒危野生树种现状

浙江省沿海海岛呈大陆-岛屿过渡性区系特征。一方面, 岛上保留了一部分与大陆相似的木本植物组成, 体现东亚—大陆植物区系的连续性; 另一方面, 由于海岛的孤立性、地形复杂和气候条件特殊, 形成了高度特有的岛屿植物群落, 尤其是滨海常绿树种和耐风耐盐灌木占比相对较高。天竺桂、台湾蚊母树、日本珊瑚树(*Viburnum awabuki*)、滨柃(*Eurya emarginata*)、水仙(*Narcissus tazetta* subsp. *chinensis*)等由海岛特有植物为建群种类而构成的植被类型, 为海岛所特有。在滨海盐土、滨海沙土上, 由耐盐碱的滨海特有植物组成的盐生、沙生和沼生植被为内地所缺乏, 常见的有黄连木(*Pistacia chinensis*)、单叶蔓荆(*Vitex rotundifolia*)、筛草(*Carex kobomugi*)、矮生嵩草(*Carex alatauensis*)、南方碱蓬(*Suaeda australis*)等。海岛植物区系具有物种数目少、特有性强、生境专一性高等特点, 对气候波动和人为干扰高度敏感。舟山群岛作为浙江主要海岛群, 现有木本植物200余种, 其中包括乔木、灌木和半灌木类, 森林覆盖率为39.43%。尽管木本种类较大陆有限, 但濒危和保护等级较高的比例显著, 约占总数的30%。这表明, 海岛生态环境的特殊性与孤立性, 使得树种数量有限但遗传与生态价值突出, 任何环境压力都可能迅速影响种群存续。浙江省生态空间格局主要以浙西南浙西北丘陵山区和浙东沿海、近岸及岛屿为主, 省内有国家I、II级重点保护植物111种, 多数物种对自身生长环境要求十分苛刻且环境脆弱性极高, 分布点仅1–2个, 分布面积非常狭小, 如普陀鹅耳枥、舟山新木姜子、天竺桂等野生个体极为稀少(胡绍庆等, 2002)。例如, 普陀鹅耳枥全球幸存一株原生母树现仅分布在浙江省舟山市普陀山岛佛顶山慧济寺西侧, 迄今树龄已有250余年, 被誉为“地球独子”, 是中国特有的珍稀植物, 野生个体数量不足百株, 生境受旅游和人为干扰影响大; 天竺桂局限于低中海拔湿润山地, 面临生境破碎化和盐雾侵蚀威胁; 舟山新木姜子分布点零散, 生境多为岩石丘陵和半自然林地, 易受台风和人类活动影

DOI: 10.17521/cjpe.2025.0003

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

响。这些濒危树种的生境均为海岛特有的微环境, 如岩石丘陵、滨海灌木林或半自然林地, 生态系统稳定性低, 极易受到高温干旱和台风等灾害性气候破坏, 加之长期乱采滥挖和对天然林的毁林开荒, 多种濒危植物特有生境面临严重破碎化威胁。

2 基于文献分析的濒危树种研究发展状况

2.1 研究现状及成果

2.1.1 濒危树种资源状况及生境特征研究

濒危树种分布及生境特征的研究集中于通过实地调查、遥感(RS)技术和地理信息系统(GIS)分析, 评估濒危树种的分布范围及其生境需求。通过样地调查、土壤理化性质及酶活性测定, 可获取种群数量、分布格局及关键生境因子, 为揭示濒危机制提供基础数据。例如, 张俊杰等(2017)通过资料查阅和实地走访调查, 分析了金丝李(*Garcinia paucinervis*)的分布情况及生境特征, 确定了气候和土壤条件等环境因子是影响其分布的主要因素, 并探讨了其濒危原因。田昆等(2003)对云南文山自然保护区内的华盖木(*Manglietiastrum sinicum*)的资源利用和历史分布进行了调查, 结合野外土壤取样和室内理化性质分析, 研究了其生境的土壤特征及濒危原因。王桢等(2016)在浙江龙门顶和广西大明山等地对白豆杉(*Pseudotaxus chienii*)进行了土壤取样和成分分析, 结果表明土壤pH、有机质含量、电导率、含水量、钾含量、硅含量和磷含量是其生长的主要影响因子, 为进一步研究其土壤适应性提供了数据支持。颜秋晓等(2016)探究了导致梵净山冷杉(*Abies fanjingshanensis*)濒危的土壤养分及酶活性因素, 测定了分布区域内死亡与未死亡林地的根系土壤特性, 从土壤养分和酶活性角度分析了导致梵净山冷杉濒危的原因。

同时, RS、GPS和GIS可用于界定现存分布区和潜在适宜生境, 并结合物种分布模型(如MaxEnt)预测环境因子对分布的影响, 为保护与恢复提供科学依据。例如, 韩春荣(2010)以鄂尔多斯半日花(*Helianthemum songaricum*)为研究对象, 利用RS、GIS和GPS技术, 首次界定了鄂尔多斯半日花的分布区, 探讨了鄂尔多斯半日花的生存现状、濒危原因与保护措施。王雨生等(2019)利用MaxEnt模型与GIS, 预测了珙桐(*Davidia involucrata*)的潜在分布范围, 结果显示, 珙桐的适宜生境主要分布在中国中部和西南部地区, 并且发现温度和降水是影响珙桐分布的主要环境因素。

2.1.2 根系微生物互作机制研究

微生物多样性是生物多样性的关键组成部分(Parkinson & Coleman, 1991)。有研究者提出应当在探究微生物群落结构和构建机制的基础上, 深入探究植物如何在与根内和根际微生物的互作中获益(van der Heijden et al., 2015), 从而为濒危植物种群重建提供理论支持和实践指导(Johnson et al., 2014)。植物根系与土壤微生物密切联系, 要通过植物根系来达到保护植物的目的, 研究与其共生的微生物是至关重要的。易思荣等(2012)研究了濒危植物银杉(*Cathaya argyrophylla*)根际微生物群落的动态变化, 研究表明银杉根际微生物的总量无论是从类群数量还是个体数量上来看, 都远低于其他松科植物, 这可能是银杉退化和生长不良的一个潜在原因。Torres-Díaz等(2021)评估了接种从南极寄主植物*Colobanthus quitensis*分离的根内生真菌菌群对两种濒危树种*Nothofagus alessandrii*和*N. glauca*的生理生态性能的影响。结果发现, 接种内生菌可提高树种的光合速率、水分利用效率和生长速度, 增加幼苗的存活率, 并且不影响根际微生物群落多样性, 为濒危树种的恢复提供了有效的生物技术工具。石水琴等(2022)采用16S rRNA高通量测序技术与生物信息学方法, 对濒危植物大别山五针松(*Pinus dabeshanensis*)根际细菌群落特征与功能进行分析, 发现其根际微生物主要由变形菌门、放线菌门、酸杆菌门和疣微菌门构成, 并具有丰富的氨基酸代谢、细胞壁生物发生和能量转换等功能, 为培育健康的根际微生物菌群, 优化土壤环境和增强濒危树种生长适应性提供了科学依据。

微生物研究还有助于对濒危植物的人工繁育进行指导。Li等(2024a)探究了不同保护区内巧家五针松(*Pinus squamata*)的根际细菌群落, 结果发现重引入地细菌群落丰富度和多样性最高, 土壤全钾和有效氮含量是影响群落结构的主要因素。此外, 植物根际促生菌丰度低可能是导致该物种濒危的生物因素, 这为巧家五针松的保护提供了新的科学依据。关于濒危树种望天树(*Parashorea chinensis*)人工林不同林龄根际土壤磷有效性与微生物多样性的协同变化研究表明, 林龄增加使土壤磷有效性降低, 但微生物能适应环境变化, 缓解磷限制, 从而为土壤

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

肥力的维持和望天树的保护提供了科学依据(Li et al., 2024b)。这些研究突显了微生物在濒危树种保护中的重要作用, 强调了通过微生物群落管理提升植物适应性和恢复能力的潜力。

2.1.3 保护遗传学研究

保护遗传学是濒危物种保护研究的重要手段, 其通过分析个体和种群的遗传变异, 来解构濒危物种的遗传背景, 从而为物种保育提供多方面的重要信息。保护遗传学能够实现物种识别、检测杂交和渐渗现象、明确亲缘关系、建立种群亚结构、梳理进化史、划定保护区范围、指导育种计划, 并揭示物种响应环境变化的遗传机制(Fan et al., 2018; Willi et al., 2022)。

对于珍稀濒危物种而言, 正确识别保护目标的分类地位是有效制定与实施保护计划的重要前提。只有在明确物种的系统发育位置与遗传边界后, 才能科学划分保护单元, 进而合理配置保护资源。保护单元的确定不仅关系到种群多样性与遗传多样性的维持, 也直接影响到就地保护、迁地保护及人工繁育等措施的有效性。基于天竺桂、浙江樟(*C. chekiangense*)与普陀樟(*C. chenii*)在形态上类似且在应用上经常被混淆, Lin等(2024)通过转录组测序筛选了19个樟科植物分类群中的3组低拷贝直系同源基因, 重建了三者的系统发育关系, 结果表明天竺桂与普陀樟形成了高支持率的单系分支, 而浙江樟也为单系类群, 且不与天竺桂互为姊妹种。这说明在系统发育物种的概念下, 支持天竺桂与普陀樟为同一物种, 浙江樟为另一物种。类似地, 杨玲等(2023)基于种群遗传学证据并结合物种的生态地理分布对极小种群百山祖冷杉(*Abies beshanzuensis*)、资源冷杉(*A. ziyuanensis*)和大院冷杉(*A. dayuanensis*)进行了新的分类处理, 认为应该将大院冷杉归入百山祖冷杉并恢复资源冷杉的种级地位, 将百山祖冷杉和资源冷杉作为2个独立物种的分类处理。

遗传多样性是生物多样性的基础, 与物种的适应性与进化潜能密切相关, 是评估物种灭绝风险的重要指标。深入解析遗传多样性及适应性遗传机制, 不仅有助于揭示濒危树种的衰退原因, 还能为就地保护中种群恢复与适生环境营建提供参考, 同时为迁地保护中的人工繁育、种质保存和再引入策略提供指导, 从而提高保护措施的科学性与有效性。分子标记技术(如SSR、RAPD和AFLP)被广泛用于分析濒危树种的遗传多样性。基于AFLP标记的研究结果表明, 浙江特有濒危植物天台鹅耳枥(*Carpinus tientaiensis*)的总体遗传多样性较低, 变异主要来自种群内部; 而基于cpDNA分析则显示其具有中等水平的遗传多样性, 变异则主要来自种群间(Zhao et al., 2024)。基于SSR标记对天目铁木(*Ostrya rehderiana*)仅存的5株野生植株及其栽培后代进行遗传多样性分析, 结果表明其多样性水平(平均期望杂合度H_e = 0.88)略低于濒危树种白皮松(*Pinus bungeana*) (H_e = 0.91)。此外, 其栽培种群的遗传多样性高于野生种群(Zhou et al., 2023)。濒危树种不一定具有非常低的遗传多样性, 例如银杏(*Gingko biloba*)中仍保留了较高的遗传变异, 具有足够的适应潜力(Zhao et al., 2019)。相较于遗传多样性, 有害突变带来的遗传负荷会降低种群的适合度。Yang等(2018)研究发现, 极危树种天目铁木的遗传多样性显著低于其近缘物种多脉铁木(*Ostrya multinervis*), 且由于近亲繁殖积累了更多的有害突变, 导致雌性孢子发育不全、结实率降低以及死亡率上升, 从而直接影响其种群数量。

对基因组中的选择信号进行鉴定, 有助于解析物种适应性性状的遗传基础, 可以更好地理解物种适应的过程和潜力。同时, 种群动态历史解析能够重建物种在不同时间尺度下的扩张、瓶颈与迁移过程, 为识别种群衰退原因与制定保护策略提供依据; 遗传负荷的鉴定则可评估有害突变的积累程度, 揭示小种群面临的潜在遗传风险。这些研究不仅有助于指导种群管理与人工繁育策略, 还能为就地保护与迁地保护提供基于遗传机制的科学支撑。银杏是著名的活化石树种, 也是我国一级保护植物。Zhao等(2019)利用SWEED和CLR分析对银杏东部和西南谱系分别鉴定出多个参与生物和非生物胁迫、病虫防御相关的基因, 这些基因在其局部环境适应性上可能发挥重要作用。Zhao等(2019)对采自全球51个种群545株银杏大树进行了全基因组测序, 基于遗传结构分析和种群动态历史分析, 发现银杏在中国存在东部(浙江天目山为代表)、西南(贵州务川、重庆金佛山为代表)以及南部(广东南雄、广西兴安为代表)这3个避难所, 大巴山脉和湖北大洪山区分布的银杏则是南部和西南部种群在冰期形成的混合种群。更新世晚期(51万至14万年前)的多次冰期既导致了不同避难所种群之间的分化, 也促进了不同

DOI: 10.17521/cjpe.2025.0003

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

避难所特有遗传成分的混合。秤锤树属(*Sinojackia*)植物自然分布于浙江宁波和江苏南京等地的狭窄区域, 为我国特有, 均为国家二级保护植物, 但处于濒危状态。Zhu等(2024a)构建了秤锤树属代表性模式植物秤锤树(*S. xylocarpa*)的高质量染色体水平基因组, 揭示了其整个进化过程中的种群动态, 并探讨了其濒危地位的潜在机制。种群基因组分析表明, 秤锤树在最近的冰期之后经历了瓶颈效应, 导致种群持续减少。果实发育成分检测和分子表达分析表明秤锤树高度木质化和纤维化的果皮抑制种子发芽, 可能导致其濒危地位(Zhu et al., 2024a)。

2.1.4 繁殖生物学研究

濒危树种的繁殖障碍是种群恢复的主要限制因素。许多珍稀濒危植物在繁殖过程中存在一定程度的障碍, 或者因其在天然生长群落中受到其他植物的竞争, 导致自我更新能力不足。研究发现濒危植物红榄李(*Lumnitzera littorea*)在自然环境中的花粉活力低, 胚珠发育失败率较高, 导致其结实率下降, 进而限制了种群的更新(张颖等, 2017)。银缕梅(*Shaniodendron subaequale*)的光合作用研究也显示出该植物对光照适应的生态幅度较窄, 其在弱光环境下的光合能力较强光环境下更为优越, 这种特性进一步限制了其在自然环境中的生长与更新(颜超等, 2008)。此外, 原有植被因人为破坏而丧失适宜的生长环境, 致使种群数量和个体数量显著减少。海岛濒危树种常表现出低授粉率、种子产量低及幼苗成活率低的问题, 一些热带海岛树种的繁殖受到授粉媒介减少和气候变化的显著影响。此外, 种子扩散范围有限进一步限制了其种群扩展能力。

因此, 将人工繁育作为保护这些植物的重要策略, 已成为当前研究的重点方向。通过人工授粉、嫁接、分株、扦插、组织培养等技术, 以及针对种子休眠期较长物种的人工调控方法, 有效解决了许多濒危植物的繁殖问题。付秀琴(2014)对国家珍稀濒危保护植物红豆杉(*Taxus wallichiana* var. *chinensis*)的扦插快繁技术进行了研究, 通过小区实验筛选出最佳的插枝条件, 为红豆杉的有效保护和利用提供了参考。韦霄等(2010)在研究金花茶的种子繁育技术及生物学特性时, 发现通过适宜的种子处理和播种方式可以提高存活率, 推动了金花茶的迁地保护与引种繁育工作。迄今为止, 中国已成功繁育了珙桐、金花茶、银杉、秃杉(*Taiwania cryptomerioides*)、天目铁木、百山祖冷杉等100余种珍稀濒危植物。其中部分物种已形成规模较大的人工种群, 并实现了广泛引种和栽培推广(吴小巧等, 2004)。

2.1.5 种群恢复和保护策略研究

濒危植物的种群恢复和保护主要包括迁地保护、就地保护和生态恢复。就地保护和迁地保护是濒危植物保护的两种主要手段。就地保护(如建立自然保护区)是指在物种原有的自然生境中实施保护, 旨在维持其繁殖与进化过程以及生态系统的服务与功能, 是生物多样性保护最直接、最有效的方式。迁地保护(如建立植物园)是指将植物个体、器官或组织转移到原生境以外的环境中保存与繁育, 其意义在于防止濒危物种在脆弱生态系统中灭绝, 并为回归自然提供种质资源和科学支撑。

2008年发布的《中国植物保护战略》提出了16个目标以实施中国野生植物的就地保护和迁地保护, 随着我国自然保护区的建设力度不断增强, 不少珍稀濒危野生植物得到较好的保护, 但仍不能改变野生种群分布区整体面积日益缩减、非连续性分布和特有生态环境难以恢复的困境(王国明等, 1998; 胡绍庆等, 2002)。生境破坏与未来灭绝之间的关联性表明生境对物种的影响具有滞后性, 即使生境破碎化被阻止, 生物多样性的丧失仍可能无法避免, 即所谓“灭绝债务” (extinction debt) (Looy et al., 2001)。尤其是对小而孤立的极小种群物种, 如天目铁木、普陀鹅耳枥而言, 少数个体的长期存活暂时掩盖了它们真实而不可避免的灭绝危机。

2.1.6 生态学模拟与种群动态研究

过去关于濒危树种历史时期的分布反演与未来情景预测主要依赖于统计学模型和过程机制模型。统计学模型, 如最大熵模型(MaxEnt)、广义线性模型(GLM)、增强回归树模型(GAM)、随机森林(RF) (Huang et al., 2022; Zhang & Wang et al., 2023; Liu et al., 2024; Wang et al., 2024)等, 通常通过分析历史数据, 建立物种分布与环境因子之间的统计关系, 进而预测未来的分布趋势。相比之下, 过程机制模型, 如个体生长模型(Hara, 1986)和种群动态模型(Colasanti & Hunt et al., 1997; Damgaard & Weiner, 2008)等, 则更注重模拟个体水平的生长、死亡、繁殖等生物学过程, 以及种群间的相互作用, 从而对种群 动态进行更深入的预测。在全球变化背景下,

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

未来对濒危树种野生种群回归的预测应更加重视濒危树种与土壤、大气之间的相互联系。土壤水分、养分、温度等因素直接影响树木的生长、生理过程及分布(Zhu et al., 2024b); 与此同时, 全球增温、降水格局改变、大气CO_2浓度升高等大气因素, 也将对濒危树种的生长、物候及分布产生重要影响(Sun & Feng et al., 2024)。因此, 模型中应纳入土壤和大气因子, 深入分析这些环境条件对濒危树种分布与种群动态的潜在影响, 结合气候变化情景, 进一步预测未来气候变化与土壤条件变动对濒危树种的潜在影响。为了更准确地预测濒危树种野生种群的回归趋势, 需要综合运用统计学模型和过程机制模型, 深入探讨濒危树种与土壤、大气等环境因素之间复杂的交互作用。同时, 必须加强野外调查, 收集高质量的生态学数据, 为模型构建与参数本地化提供可靠支持。

2.2 主要问题与不足

对于沿海濒危植物的评价、保护和恢复, 目前还存在以下的主要问题和不足。1)区域性不均衡和长期监测不足。不同国家和地区间的研究能力差异显著, 导致全球范围内研究的不均衡性。目前大多数研究缺乏长期种群监测数据, 也难以系统评估环境威胁(如气候变化、海平面上升及极端天气)对种群的影响及保护措施的效果。因此, 建立基于多源遥感技术的种群动态监测体系, 对于全面评估种群变化、量化环境威胁并优化保护策略具有重要意义。2)根际微生物互作机制研究不足。针对沿海濒危树种的微生物群落研究仍相对有限, 对其濒危的微生物学机制尚不明确, 阻碍了对沿海濒危树种进行个性化的微生物促生技术研发。3)种群衰退遗传机制研究不足。在过去的保护工作中, 物种多样性和生态系统多样性的评价与保护可能更被重视, 而遗传多样性在一定程度上被忽略(杜芳, 2023)。作为保护生物学的重难点, 维持濒危物种的高遗传多样性需要相关研究提供指导性意见。但许多研究仍停留在理论研究和学术讨论, 与具体的保护实践联系较少(杜芳, 2023)。4)人工繁育技术及露地栽培技术的研发不足。许多树种繁殖难度大、萌发条件苛刻, 人工培育效率低; 同时, 缺乏系统的露地栽培方法使其回归自然的适应性和存活率受限, 阻碍了保护策略向实践转化, 从而进一步制约了濒危树种的扩繁、种群恢复与回归自然的能力。5)保护与经济发展的矛盾。许多海岛地区的经济活动(如旅游业、农业和基础设施建设)对濒危树种的栖息地造成严重威胁, 如何协调保护与发展的矛盾是一个长期存在的难题。

3 未来海岛濒危树种的研究方向

3.1 野生濒危树种生长对气候变化响应预警研究

极端气候频发背景下, 解析限制树木生长的主要环境因子是确定种群适应性、重建历史和近自然生境、建设回归示范基地以及构建气候变化风险预警平台的必要前提。研究树木生长对气候变化响应的传统方法包括树木年轮学和近年发展起来的微样芯技术(Rossi et al., 2006)。树木的年内和年际间径向生长变化可以准确记录气候的冷暖干湿变化并反映树木生长对气候变化的响应状况和规律。传统树木年轮学方法通过量化气候与树木年际间径向生长量之间的关系, 在长时间尺度(几十年到百年或千年尺度)上评估和预测树木生长及森林生态系统动态对气候变化的响应。传统树木年轮学研究方法的缺点是忽略了季节性气候信号对树干木质部特定生长过程的影响(Rossi & Deslauriers, 2007)。而近年发展起来的微样芯技术, 通过在生长季内对树干木质部每周进行采样, 从而获取高时间分辨率(每周)和细胞水平的形成层活动和木质部生长动态数据, 以及其对短时间尺度(从数小时到数周)气象和气候因子的响应信息(Rossi & Deslauriers, 2007)。微样芯技术使得更精细时空尺度上的生长与气候关系研究得以实现, 弥补了树木年轮学的不足。

传统树木年轮学和微样芯技术历来主要聚焦优势树种或广泛分布的树种与气候关系的探索。如Huang等(2020)发现光周期、样点年平均气温等是驱动春季北半球针叶树树干木质部复苏的主要气候因子。Huang等(2018)通过监测马尾松(*Pinus massoniana*)木质部发育发现亚热带树木树干生长的高峰期在干爽的秋季, 而非传统认为的生长季夏季。Chen等(2017; 2018)发现由气候变暖诱导的干旱是抑制该地区树木生长并最终导致死亡率增加的主因(对森林衰退的贡献率为73%–98%)。在较为干旱的地区, 水分是木质部年内生长的主要限制因素(Ren et al., 2018; Ziaco et al., 2018)。这是因为土壤水分有效性在确定土壤-植物-大气连续体的水势梯度方面起着关键作用(Zweifel et al., 2021)。基于树木年

DOI: 10.17521/cjpe.2025.0003

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

轮学方法和微样芯技术来揭示优势树种生长-气候变化关系的研究表明树木响应气候变化和极端气候因种而异、因地而异。例如, Bai等(2019)研究发现, 径向生长对气候因素的反应因海拔不同而不同。例如, 法国阿尔卑斯山持续的全球变暖往往会降低低海拔地区落叶松的径向生长和木材密度, 而在山顶则会产生相反的影响(Rozenberg et al., 2020)。当前方法是评估森林生态系统响应气候变化及极端气候风险的有效手段。但由于濒危树种种群小、分布有限, 运用这些方法研究其生长-气候关系的文献较少, 其响应与适应机制尚不明确。因此, 亟需开展濒危树种对气候变化响应的研究, 深入阐明其如何响应和适应气候变暖与极端事件, 从而为相关风险提供预警, 服务于生物多样性保护。

3.2 历史分布区种群重建和适应性预测研究

濒危物种的分布区重建是根据遗传和地理信息还原濒危物种过去存在的地理范围的一项重要技术。随着分子生物学和生物地理学的发展, 濒危物种历史分布重建研究取得了显著进展(Guillera-Arroita et al., 2015)。通过将已知的遗传信息与地理环境因素相结合, 运用生物分布模型等技术可以重建濒危物种种群的历史分布(Jiménez-Valverde et al., 2008; Zimmermann et al., 2010), 通过将它们与现代物种分布数据结合, 能够准确推测物种历史的栖息地和适生区, 生成具有空间分布信息的概率预测图, 为生态系统恢复和制定合理的保护策略建立基础。因此, 历史分布区重建技术可为濒危树种的回归基地建设和选择合适的基因型进行育苗提供了必要的支撑。

当前, 濒危物种的适生分布区受到全球气候变化和极端气候事件的严重影响(Yesuf et al., 2021)。以最大熵模型为代表的基于生态位模拟的物种分布模型被广泛用于濒危物种潜在适生区的预测。该类模型以物种已知分布范围和对应的环境气候因子为约束条件, 构建数学模型, 并结合气候数据推测不同时期物种的潜在分布(Araújo et al., 2012; Merow et al., 2013)。生态学家已运用该类模型对扣树(*Ilex kaushue*)、百山祖冷杉、闽楠(*Phoebe bournei*)、白豆杉(*Pseudotaxus chienii*)、伯乐树(*Bretschneidera sinensis*)、银杏等濒危珍稀保护树种的历史地理分布格局和未来适宜生存范围进行了模拟和预测(Guo et al., 2019; 刘晓彤, 2019; 郭飞龙等, 2020; 张文秀等, 2020; 肖建华等, 2021; 谭显胜等, 2023), 发现在全球气候变暖的情景下, 珍稀濒危植物种群的生境适宜分布范围存在破碎化和缩小的风险。然而, 这些基于统计建模的物种分布模型单纯依赖于环境气候与物种实际分布之间的统计学关系, 仅对植物种群动态进行扁平化模拟, 忽略了植物本身的生理过程、功能性状和生态系统反馈等相关调控机制所起到的动态作用, 无法反映种间关系和植被群落结构的变化, 更缺乏对自然干扰、种子扩散等生态系统过程的模拟。

近年来, 森林景观模型和动态植被模型等模拟技术在研究气候变化和自然干扰对森林树种分布的影响方面取得了突出进展(Fisher et al., 2018; Schrum et al., 2020)。森林景观模型以演替和干扰学说为指导, 可以模拟包括种间竞争在内的多种生态过程在不同时空尺度的动态变化(Smith et al., 2014)。动态植被模型更加注重对动态过程的模型表达, 例如大气CO_2、温度、土壤水分如何影响植物光合作用、自养呼吸、蒸腾作用等, 以及相关联的生物量、养分循环响应、植物-植物和植物-环境互作等。这些模型的应用将有助于更加系统地揭示未来气候变化下的濒危物种的响应和物种分布趋势。

对于濒危物种的历史地理分布格局和未来适生分布区的预测, 还需要构建濒危树种的气候变化响应特征数据库。濒危物种的生长和繁育需要适应各种生态因素和压力, 而濒危物种的生理生态过程可以反映其在野外复壮过程中的存活和适应性。例如, 光合作用最优温度的阈值(T_{opt})很大程度上高于植物所处生长环境的温度, 因此温度的适量升高会促进生物生长。当生长温度超越T_{opt}之后, 光合作用会大幅下降并导致植物新陈代谢的中断(Kumarathunge et al., 2019)。植物也可以通过蒸发冷却机制来降低叶面温度, 缓解极端增温带来的负面影响。在干旱环境中, 植物则通过关闭叶片气孔来降低水分蒸发并维持植物内部水势, 应对干旱导致的水分胁迫(Drake et al., 2018)。然而, 目前针对濒危树种应对高温干旱胁迫的研究还相对较少, 尤其缺乏的是濒危植物响应高温干旱的特征数据库。因此, 构建濒危树种的气候变化响应特征数据库, 将有助于提供有力的科学依据, 支持物种在未来气候情景中的适应性和恢复能力。

因此, 构建以沿海濒危树种对气候变化因子响

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

应的特征数据库, 结合物种明晰的森林景观模型和基于过程的动态植被模型模拟平台(图1), 可量化极端气候、气象事件(如台风)和种间竞争对濒危植物野外回归种群的影响, 进而对物种的适生分布范围的时空动态进行更为精细、全面的预测, 将有助于珍稀濒危植物资源的遗传育苗和野外回归示范基地建设, 提高珍稀濒危植物的保护成效。

3.3 濒危植物野外复壮的微生物学研究

植物-微生物互作在陆地生态系统中广泛存在, 并对植物种群动态产生重要影响。然而, 微生物学研究在濒危植物保护研究中却未得到足够重视。在长期演化过程中, 植物与不同类型的菌根真菌形成共生关系, 包括常见的丛枝菌根真菌与外生菌根真菌, 能够提高植物养分获取能力和逆境适应性, 减轻病原菌的侵染危害, 对植物的环境适应起到至关重要的作用。因此, 阐明菌根真菌等关键微生物类群对濒危植物的影响, 并以此为基础研发微生物保育技术, 有助于促进濒危植物原生种群的保护和回归种群的野外复壮。

国内外科研机构在植物-微生物互作领域开展了大量研究, 从微观基因尺度到宏观生态系统尺度系统阐明了植物-微生物反馈关系对植物种群动态的影响, 但较少关注菌根真菌及其他关键微生物类群如何影响濒危植物的繁衍、种群维持和生态适应(Chen et al., 2016; van der Putten, 2017; Thakur & Geisen, 2019; Thakur et al., 2021)。澳大利亚学者对当地特有的*Wollemia nobilis*这一古老且濒危的树种开展了初步研究, 揭示了濒危物种与邻域种在微生物群落结构上的差异(Rigg et al., 2016, 2017)。国内西南大学生物多样性保护与利用团队选取我国特有的濒危物种崖柏(*Thuja sutchuenensis*)作为研究对象, 发现崖柏的根际真菌和细菌的多样性及其功能与崖柏的海拔梯度适应性存在显著关联性(Zuo et al., 2022a, 2022b)。然而, 当前国内外关于濒危植物与微生物互作的研究主要集中于理论探索阶段, 在微生物相关植物保护技术的研发与实际应用方面存在明显不足, 特别是对菌根真菌等关键微生物类群在野外回归中所起的重要作用缺乏足够重视。以日本屋久五针松(*Pinus amamiana*)为例, Sugiyama等(2019)的研究发现, 其回归种群中显著缺失了野生种群特有的菌根真菌群落。此外, 对于绝大多数濒危物种, 尤其是浙江省沿海的多种典型濒危物种, 尚无相关的理论研究和技术研发。如何基于植物-微生物互作的理论基础, 发展简单有效的微生物技术, 促进濒危植物回归种群野外复壮, 是未来技术发展的重要方向, 也是后续拟研发的重点技术(图2)。

3.4 濒危植物人工种群遗传多样性恢复

除了生长限制气候因子解析和原生境重建, 如何提高种群遗传多样性及相应的适应性进化能力是珍稀濒危植物保育的又一核心挑战。遗传多样性是决定物种适应性进化的关键因子: 较高的遗传多样性能够为种群提供更多的遗传变异来源, 从而提高

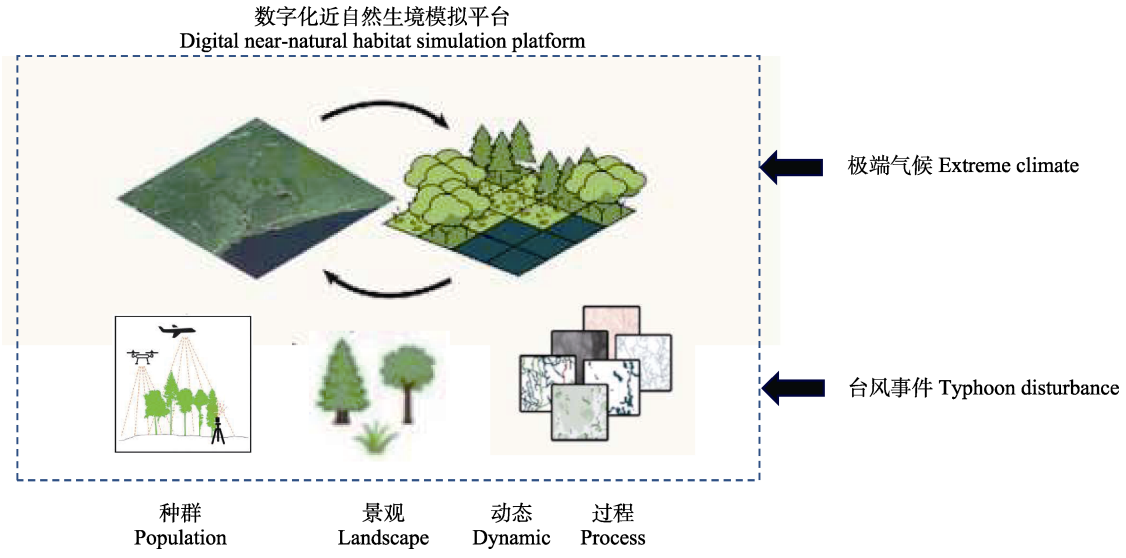


图1 数字化近自然生境模拟平台概要。
Fig. 1 Summary of digital near-natural habitat simulation platform.

DOI: 10.17521/cjpe.2025.0003

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

其在面对环境变化时产生适宜表型的能力; 而遗传多样性水平较低则会削弱种群对自然选择的响应效率, 限制适应性性状的更替, 并增加随机遗传漂变对种群的影响, 进而促进有害突变的积累, 最终降低种群的长期存续能力。濒危物种往往因为极端的“瓶颈效应”而导致遗传多样性快速降低, 又因为个体数过少造成近交或自交, 从而导致“近交衰退”; 或因间断分布造成的高度种群分化而“远交衰退”, 这些效应均能造成种群遗传多样性的进一步下降(Chen et al., 2020)。更为雪上加霜的是遗传多样性是物种经历数百万年进化, 受“突变-遗传漂变-自然选择”等复杂作用的结果, 一旦丧失就很难恢复到原生水平。目前, 珍稀濒危植物的人工辅助育种仍以少数个体为建群种亲本, 单纯增加个体数量为目的, 其结果往往导致天然种群残余的遗传多样性被进一步稀释和取代, 陷入恶性循环(Müller et al., 2022)。同时, 人工繁育种群对极端气候和病虫害的适应能力远较自然更新种群弱, 不仅因为其结构单一, 更因为它们的遗传多样性水平低下, 响应自然选择能力弱, 易受随机漂变影响, 无法长期维持高质量的世代交替。

因此, 对现有原生种群和人工繁育种群进行基因组测序, 结合群体遗传学模型, 挑选最合理的繁育系亲本组合, 制定合理的杂交育种和人工扩繁育种比例, 并针对回归基地环境特异性遴选适合基因型个体, 是恢复珍稀濒危植物遗传多样性和适应性进化能力的关键技术。但目前兼顾种群数量和遗传多样性提升的育种技术多停留于理论研究阶段, 或仅应用于少数珍稀动物的保育(Weeks et al., 2016)。另一方面, 研究发现一部分珍稀濒危植物, 如大树杜鹃(*Rhododendron protistum* var. *giganteum*)等, 虽然仅存极少数野生个体, 但却仍保有较高的遗传多样性, 更需要制定合理保育策略, 避免因人工育种造成野生种群遗传多样性的丧失(Wu et al., 2014)。因此, 在未来研究中, 我们有必要在保育过程中兼顾遗传多样性提高与恢复技术的研发, 并将之应用于亲本选择和制定世代交替策略的实践中去。

3.5 分类型保护与差异化修复策略构建

浙江省海岛包括有居民与无居民海岛, 应因地制宜提出分类保护措施(表1)。对于有居民海岛, 需协调人类活动与物种保护关系, 加强生态用地规划, 同时结合生态修复与社区协同管理, 建设社区共管型保护地, 减少人为的不利影响, 如限制旅游业和海岛开发, 禁止开矿采石, 禁止砍伐植被, 严禁开荒或全垦营造单一林分等。而无居民海岛, 主要包含滩涂岛、七姊八妹列岛、马鞍列岛等零星岛屿, 因岛屿人为活动较少或者无人居住, 生态条件整体相对较好, 修复区域位于总体格局中的“多片”, 按照零星岛屿就近组合的原则, 形成八个生态岛群, 将以“人为干预为主、自然恢复为辅”的方式, 开展外来入侵物种的定向清除, 如喷洒药水、人工收割等方法(施翔等, 2022)。同时, 适度引入本地优势与特色植物物种, 以提升植物多样性, 优化群落结构, 增强海岛生态系统的整体稳定性与恢复力。

海岛濒危树种受限于空间隔离、地形复杂及人类干扰程度, 呈现出典型的“微地理-微环境-微种群”格局。多数濒危树种在海岛上呈零星或点状分布, 部分形成微小种群, 极易灭绝。对于海岛零星分布

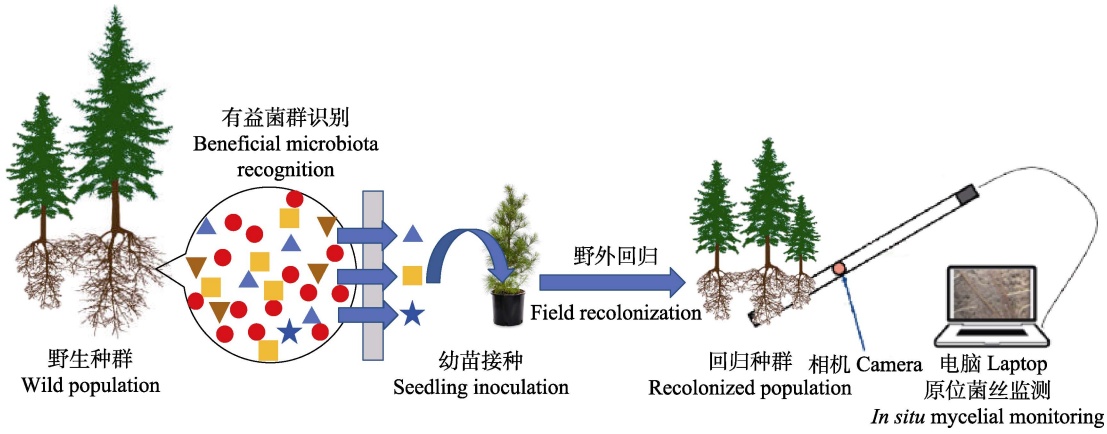


图2 濒危树种野外复壮的微生物技术体系。
Fig. 2 Microbial technology system for field rejuvenation of endangered tree species.

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

表1 不同类型海岛濒危植物的保护与恢复
Table 1 Conservation and restoration of endangered plants on different types of islands

类别 Category	有居民海岛 Islands with residents	无居民海岛 Uninhabited islands
主要特征 Main characteristics	人类活动频繁, 建设开发压力大, 存在交通、居住、旅游等多重干扰因素 Frequent human activities, high development pressure, and multiple disturbances such as transportation, habitation, and tourism	相对封闭, 生态环境较原始, 自然干扰主导, 人工影响较少 Relatively isolated, with a more pristine ecological environment dominated by natural disturbances and minimal human influence
代表性岛屿 Representative islands	舟山岛、六横岛、岱山岛等 Zhoushan Island, Liuheng Island, Daishan Island, etc.	滩浒岛、七姊八妹列岛、马鞍列岛等 Tanxu Island, Qizibamei Archipelago, Ma'an Archipelago, etc.
核心威胁因素 Key threat factors	土地开发、植被破坏、外来物种入侵、旅游踩踏、污染排放等 Land development, vegetation destruction, invasive species, trampling by tourism, and pollution discharge	极端气候(台风、强风)、种群孤立、传粉与传播限制、种质退化等 Extreme weather (typhoons, strong winds), population isolation, pollination and dispersal limitations, and genetic degradation
保护修复策略 Conservation and restoration strategies	加强生态用地规划、建立社区共管机制、限制旅游业和海岛开发 Strengthen ecological land-use planning, establish community co-management mechanisms, and restrict tourism and island development	设立小型自然保护小区、加强种群监测与基因资源保护、限制进入频率和人为干扰 Establish small-scale nature reserves, enhance population monitoring and genetic resource conservation, and limit access frequency and human disturbance

的树种, 建议通过普查建立种群数据库, 并采用"原地保育+迁地扩繁"的联合策略, 建立"迁地-近地"结合的多级保育体系, 如建立引种驯化树木园, 全面开展繁殖栽培实验。舟山市自20世纪80年代以来, 不遗余力采取多种措施保护"地球独子"普陀鹅耳枥, 譬如在母树外围修筑围栏、宣传保护碑, 在树基四周种植地被植物, 保护周围植物群落等。舟山市林业科学研究院等单位在普陀鹅耳枥致濒机理研究、种苗繁育、近地和迁地种群回归等方面持续攻关, 已为缓解普陀鹅耳枥濒危现状奠定了良好基础, 为相关研究和保护提供了充足材料。同时, 对小群落聚集型树种, 可设立"微型保护小区", 如建立海岛自然保护区, 聚焦种群结构优化、群落重建与遗传多样性提升, 强化微生境调控与功能群重构, 集中实施管理和恢复。总之, 通过细化分类与响应策略, 可实现"因岛制宜、因群施策"的精准保护。

4 研究前沿展望

海岛濒危物种的保护和野外复壮是当前人类共同面对的重大课题, 亟需综合多学科角度与多类型技术平台进行更科学合理的理论指导和应用实践, 更好地服务于当地特色生态系统的生物多样性保护、产品产出和可持续发展。未来, 海岛濒危树种的保护与恢复应以近自然生境构建和野生回归种群建设为核心, 重点突破原生生态系统解构、分子保育设计、极端气候风险预警和回归成效自动化监测等关键环节(图3)。结合全球变化生态学、微生物生态学、群体遗传学等多学科理论与技术, 从基因至生态系统多尺度推进近自然生境重建、分子育种、微生物复壮、气候风险预警与智能监测等集成技术的研发与应用(图3), 为建立稳定、可持续的保护与恢复体系提供支撑。此基础上, 本研究也提出构建"分类管理+精准修复+公众参与"的濒危树种保护框架: 一方面以生物学机制为支撑实施差异化策略, 另一方面通过公众参与、科普教育和政策协同, 激活地方参与机制, 真正实现生态保护的可持续转型。这不仅有助于提升濒危植物种群的生态稳定性与恢复力, 也为典型海岛生态系统的保育提供具有可复制性的综合模式。

基于浙江沿海特色濒危树种的研究现状及存在的主要问题, 本文提出未来相关研究的主要目标: 1)积累沿海特色濒危树种响应高温干旱的特征数据, 研发近自然生境典型生态系统的数字化模拟平台, 生成沿海特色濒危树种历史分布区和未来演变趋势的数据集; 2)阐明沿海特色濒危树种致危的遗传、环境和微生物机理, 为目标物种的遗传多样性提高和野外种群复壮提供理论和技术基础, 建立濒危树种保护工作的新范式, 进一步促进濒危树种社会经济价值和生态效益的挖掘和发挥, 为其他濒危物种的相关保护工作提供借鉴和思路; 3)建立基于浙江省典型生态系统的数字化模拟平台, 重建浙江省沿海特色濒危树种的历史分布区, 量化极端气候、气象事件(如台风)和种间竞争对目标物种野外回归种群的影响, 实现回归种群的时空动态预测。作为全国生物多样性保护和生态文明建设的先行省和示范区, 浙江省研发的新型技术和设备后续可应用于我国其

DOI: 10.17521/cjpe.2025.0003

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

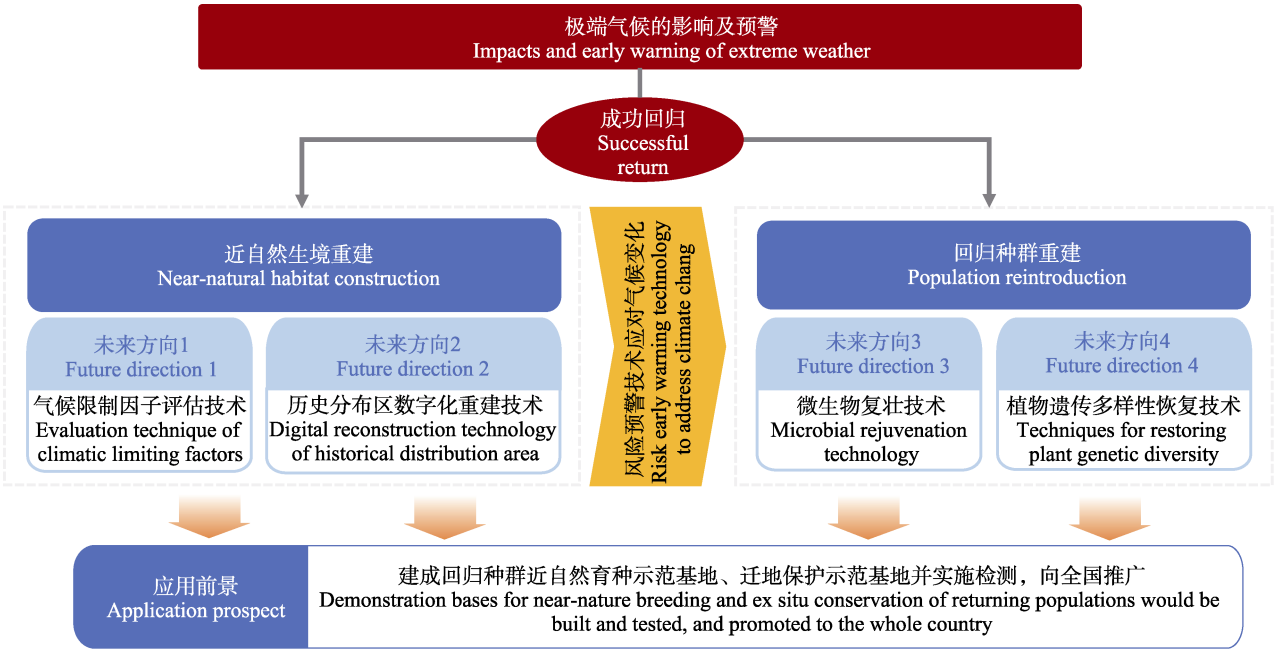


图3 未来研究方向逻辑联系图。
Fig. 3 Logical framework of future research directions.

他沿海地区的濒危物种保护工作，助力构建我国及东亚国家生物多样性监测和保护体系。同时，通过示范性科普活动，让公众了解沿海濒危树种的生态价值、濒危原因以及保护它们的重要性，进而提高全社会对生态保护的认知水平和参与度。

此外，未来的研究还应进一步拓展保护对象的范围，关注海岛生态系统中普遍存在但长期被忽视的濒危草本植物与小灌木类物种。与乔木相比，草本植物和小灌木具有生命周期短、更新快、对微环境变化敏感等特征，往往在维系海岛生态稳定性、水土保持及物种多样性方面发挥基础性作用。例如，珊瑚菜(*Glehnia littoralis*)和野大豆(*Glycine soja*)等典型濒危草本植物，常因生境破碎、物种竞争加剧及人为干扰而呈现斑块化或濒危状态。针对这类物种，我们认为未来研究可从以下几个方面开展探索：1)建立草本和灌木类物种的种子库与萌芽动态监测机制，保障其繁殖材料的保存与更新；2)发展适用于微尺度异质环境的原位恢复技术，例如基于微地形特征的小斑块栖息地营建；3)结合种源迁地保护与人工播种等方法，探索其快速回归群落的可行路径。综上所述，国内外对珍稀濒危植物的保护策略正在经历由人工育种和迁地引种等传统方法，快速过渡到基于多学科交叉的理论指导和技术支持的综合性技术研发和实践应用阶段。这种新趋势要求新时代特色濒危植物保护工作要立足全球气候变化的大背景，明确濒危物种的历史动态，对未来气候变化的风险进行预警和提前布局，实现育种和野外回归复壮技术的多样化、长远化和智能化发展。近年来，人工智慧和自动化远程遥控设备迅猛发展，已经对传统珍稀濒危植物资源调查、环境监测及大数据分析等方法产生了翻天覆地的影响。如何利用学科和技术革新大潮流，结合浙江省沿海特色生态系统和气候条件，在濒危植物保护的现有工作基础和成绩上，研发新的技术体系，进一步提高野生种群回归质量和长期稳定性，让示范应用基地成为其他地区和物种保护的行业标杆，是未来研究工作的核心目标。

致谢 感谢舟山市林业科学研究院工作人员叶波、何兴华、陈叶平给予的帮助。

参考文献

Araújo MB, Peterson AT (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, 93, 1527-1539.

Attorre F, Francesconi F, Taleb N, Scholte P, Saed A, Alfo M, Bruno F (2007). Will dragonblood survive the next period of climate change? Current and future potential distribution of *Dracaena cinnabari* (Socotra, Yemen). *Biological Conservation*, 138, 430-439.

Bai XP, Zhang XL, Li JX, Duan XY, Jin YT, Chen ZJ (2019).

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

Altitudinal disparity in growth of Dahurian larch (*Larix gmelinii* Rupr.) in response to recent climate change in northeast China. *Science of the Total Environment*, 670, 466-477.

Chen L, Huang JG, Alam SA, Zhai LH, Dawson A, Stadt KJ, Comeau PG (2017). Drought causes reduced growth of trembling aspen in western Canada. *Global Change Biology*, 23, 2887-2902.

Chen L, Huang JG, Dawson A, Zhai LH, Stadt KJ, Comeau PG, Whitehouse C (2018). Contributions of insects and droughts to growth decline of trembling aspen mixed boreal forest of western Canada. *Global Change Biology*, 24, 655-667.

Chen WL, Koide RT, Adams TS, DeForest JL, Cheng L, Eissenstat DM (2016). Root morphology and mycorrhizal symbioses together shape nutrient foraging strategies of temperate trees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113, 8741-8746.

Chen Z, Ai F, Zhang J, Ma X, Yang W, Wang W, Su Y, Wang M, Yang Y, Mao K, Wang Q, Lascoux M, Liu J, Ma T (2020). Survival in the Tropics despite isolation, inbreeding and asexual reproduction: insights from the genome of the world's southernmost poplar (*Populus ilicifolia*). *The Plant Journal*, 103, 430-442.

Colasanti RL, Hunt R (1997). Resource dynamics and plant growth: a self-assembling model for individuals, populations and communities. *Functional Ecology*, 11, 133-145.

Damgaard C, Weiner J (2008). Modeling the growth of individuals in crowded plant populations. *Journal of Plant Ecology*, 1, 111-116.

Drake JE, Tjoelker MG, Vårhammar A, Medlyn BE, Reich PB, Leigh A, Pfautsch S, Blackman CJ, López R, Aspinwall MJ, Crous KY, Duursma RA, Kumarathunge D, de Kauwe MG, Jiang M, et al. (2018). Trees tolerate an extreme heatwave via sustained transpirational cooling and increased leaf thermal tolerance. *Global Change Biology*, 24, 2390-2402.

Du F (2023). Conservation of genetic diversity, the fundamental for integrity and authenticity of terrestrial natural ecosystems in national parks. *National Park*, 1, 27-33. [杜芳 (2023). 遗传多样性保护: 国家公园自然生态系统原真性和完整性基础. 国家公园, 1, 27-33.]

Fan H, Hu Y, Wu Q, Nie Y, Yan L, Wei F (2018). Conservation genetics and genomics of threatened vertebrates in China. *Journal of Genetics and Genomics*, 45, 593-601.

Fisher RA, Koven CD, Anderegg WRL, Christoffersen BO, Dietze MC, Farrior CE, Holm JA, Hurtt GC, Knox RG, Lawrence PJ, Lichstein JW, Longo M, Matheny AM, Medvigy D, Muller-Landau HC, et al. (2018). Vegetation demographics in Earth System Models: a review of progress and priorities. *Global Change Biology*, 24, 35-54.

Fu XQ (2014). Study on the critical techniques of vegetative propagation for Chinese yew. *Journal of Chongqing Normal University* (*Natural Science*), 31(4), 150-154. [付秀琴 (2014). 红豆杉无性繁殖关键技术研究. 重庆师范大学学报(自然科学版), 31(4), 150-154.]

Guillera-Arroita G, Lahoz-Monfort JJ, Elith J, Gordon A, Kujala H, Lentini PE, McCarthy MA, Tingley R, Wintle BA (2015). Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 276-292.

Guo FL, Xu GB, Mou HL, Li Z (2020). Simulation of potential spatiotemporal population dynamics of *Bretschneidera sinensis* Hemsl. based on MaxEnt model. *Plant Science Journal*, 38, 185-194. [郭飞龙, 徐刚标, 牟虹霖, 李赞 (2020). 伯乐树潜在地理分布时空格局模拟. 植物科学学报, 38, 185-194.]

Guo Y, Lu Y, El-Kassaby YA, Feng L, Wang GB, Wang TL (2019). Predicting growth and habitat responses of *Ginkgo biloba* L. to climate change. *Annals of Forest Science*, 76, 101. DOI: 10.1007/s13595-019-0885-0.

Han CR (2010). *Analysis of the Dynamic Changes of the Half-day Flower Landscape in Ordos and the Reasons for Its Endangerment*. Master degree dissertation, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot. [韩春荣 (2010). 鄂尔多斯半日花景观动态及其濒危原因分析. 硕士学位论文, 内蒙古农业大学, 呼和浩特.]

Hara T (1986). Growth of individuals in plant populations. *Annals of Botany*, 57, 55-68

Hu SQ, Ding BY, Chen ZH (2002). The critical regions for conservation of rare and endangered plant species diversity in Zhejiang Province. *Biodiversity Science*, 10, 15-23. [胡绍庆, 丁炳扬, 陈征海 (2002). 浙江省珍稀濒危植物物种多样性保护的关键区域. 生物多样性, 10, 15-23.]

Huang JG, Guo XL, Rossi S, Zhai LH, Yu BY, Zhang SK, Zhang MF (2018). Intra-annual wood formation of subtropical Chinese red pine shows better growth in dry season than wet season. *Tree Physiology*, 38, 1225-1236.

Huang JG, Ma Q, Rossi S, Biondi F, Deslauriers A, Fonti P, Liang E, Mäkinen H, Oberhuber W, Rathgeber CBK, Tognetti R, Treml V, Yang B, Zhang JL, Antonucci S, et al. (2020). Photoperiod and temperature as dominant environmental drivers triggering secondary growth resumption in Northern Hemisphere conifers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117, 20645-20652.

Huang Y, Zeng Y, Jiang P, Chen H, Yang JT (2022). Prediction of potential geographic distribution of endangered relict tree species *Dipteronia sinensis* in China based on MaxEnt and GIS. *Polish Journal of Environmental Studies*, 31, 3597-3609.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2023).

DOI: 10.17521/cjpe.2025.0003

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland.

Jiménez-Valverde A, Lobo JM, Hortal J (2008). Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 14, 885-890.

Johnson J, Evans C, Brown N, Skeates S, Watkinson S, Bass D (2014). Molecular analysis shows that soil fungi from ancient semi-natural woodland exist in sites converted to non-native conifer plantations. *Forestry*: *an International Journal of Forest Research*, 87, 705-717.

Kumarathunge DP, Medlyn BE, Drake JE, Tjoelker MG, Aspinwall MJ, Battaglia M, Cano FJ, Carter KR, Cavaleri MA, Cernusak LA, Chambers JQ, Crous KY, de Kauwe MG, Dillaway DN, Dreyer E, et al. (2019). Acclimation and adaptation components of the temperature dependence of plant photosynthesis at the global scale. *New Phytologist*, 222, 768-784.

Li FR, Lu SG, Sun WB (2024a). Comparison of rhizosphere bacterial communities of *Pinus squamata*, a plant species with extremely small populations (PSESP) in different conservation sites. *Microorganisms*, 12, 638. DOI: 10.3390/microorganisms12040638.

Li WN, Ullah S, Liu F, Deng FC, Han XM, Huang SD, Xu YY, Yang M (2024b). Synergistic variation of rhizosphere soil phosphorus availability and microbial diversity with stand age in plantations of the endangered tree species *Parashorea chinensis*. *Frontiers in Plant Science*, 15, 1372634. DOI: 10.3389/fpls.2024.1372634.

Lin HY, Yang Y, Li WH, Luo YX, Bai XH, Ohi-Toma T, Kim C, Kim JH, Zhao YP (2024). Species boundaries and conservation implications of *Cinnamomum japonicum*, an endangered plant in China. *Journal of Systematics and Evolution*, 62, 73-83.

Liu M, Li XY, Yang LY, Chen KY, Shama Z, Jiang X, Yang JT, Zhao GH, Huang Y (2024). Prediction of the potential distribution and conservation strategies of the endangered plant *Tapiscia sinensis*. *Forests*, 15, 1677. DOI: 10.3390/f15091677.

Liu XT (2019). *Predicting the Suitable Distribution Area of Abies beshanzuensis: to Explor the Potential Dispersion of the Plant Species with Extremely Small Populations*. Master degree dissertation, Zhejiang Normal University, Jinhua, Zhejiang. [刘晓彤 (2019). 百山祖冷杉适宜分布区模拟: 寻找极小种群扩散的潜在分布区. 硕士学位论文, 浙江师范大学, 浙江金华.]

Looy CV, Twitchett RJ, Dilcher DL, van Konijnenburg-Van Cittert JH, Visscher H (2001). Life in the end-Permian dead zone. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98, 7879-7883.

McMichael AJ, Woodruff RE, Hales S (2006). Climate change and human health: present and future risks. *Lancet*, 367, 859-869.

Merow C, Smith MJ, Silander JA Jr (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36, 1058-1069.

Müller R, Kaj I, Mugal CF (2022). A nearly neutral model of molecular signatures of natural selection after change in population size. *Genome Biology and Evolution*, 14. DOI: 10.1093/gbe/evac058.

Parkinson D, Coleman DC (1991). Microbial communities, activity and biomass. *Agriculture*, *Ecosystems & Environment*, 34, 3-33.

Prebble M, Dowe JL (2008). The late Quaternary decline and extinction of palms on oceanic Pacific islands. *Quaternary Science Reviews*, 27, 2546-2567.

Ren P, Rossi S, Camarero JJ, Ellison AM, Liang EY, Peñuelas J (2018). Critical temperature and precipitation thresholds for the onset of xylogenesis of *Juniperus przewalskii* in a semi-arid area of the north-eastern Tibetan Plateau. *Annals of Botany*, 121, 617-624.

Rigg JL, Offord CA, Singh BK, Anderson IC, Clarke S, Powell JR (2016). Variation in soil microbial communities associated with critically endangered Wollemi pine affects fungal, but not bacterial, assembly within seedling roots. *Pedobiologia*, 59, 61-71.

Rigg JL, Offord CA, Zimmer H, Anderson IC, Singh BK, Powell JR (2017). Conservation by translocation: establishment of Wollemi pine and associated microbial communities in novel environments. *Plant and Soil*, 411, 209-225.

Rossi S, Deslauriers A (2007). Intra-annual time scales in tree rings. *Dendrochronologia*, 25, 75-77.

Rossi S, Deslauriers A, Anfodillo T (2006). Assessment of cambial activity and xylogenesis by microsampling tree species: an example at the alpine timberline. *IAWA Journal*, 27, 383-394.

Rozenberg P, Chauvin T, Escobar-Sandoval M, Huard F, Shishov V, Charpentier JP, Sergent AS, Vargas-Hernandez JJ, Martinez-Meier A, Pâques L (2020). Climate warming differently affects *Larix decidua* ring formation at each end of a French Alps elevational gradient. *Annals of Forest Science*, 77, 54. DOI: 10.1007/s13595-020-00958-w.

Schrum P, Scheller RM, Duveneck MJ, Lucash MS (2020). Base-Hurricane: a new extension for the Landis-II forest landscape model. *Environmental Modelling & Software*, 133, 104833. DOI: 10.1016/j.envsoft.2020.104833.

Shi SQ, Qin HG, Zhang JJ, Han Y, Yu H, Peng YN, Yang S, Wang JY, He GY, Qi ZH, Wu WJ, Zhu XY, Rao YC, Mu D (2022). Characteristics and function analysis of rhizosphere bacterial community of endangered plant

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

Pinus dabeshanensis. *Chinese Bulletin of Botany*, 57, 457-467. [石水琴, 秦华光, 张静静, 韩钰, 余溪, 彭怡宁, 杨邵, 汪嘉怡, 何光宇, 岂泽华, 吴文杰, 朱星雨, 饶玉春, 穆丹 (2022). 濒危植物大别山五针松根际细菌群落特征与功能分析. 植物学报, 57, 457-467.]

Shi X, Ruan X, Li SX, Liao WJ, Bai L (2022). Review of ecological restoration studies on island and seashore characteristic habitats. *Geographical Science Research*, 11, 648-654. [施翔, 阮秀, 李世禧, 廖玮杰, 白磊 (2022). 海岛及海滨特色生境生态修复研究综述. 地理科学研究, 11, 648-654.]

Smith B, Wårlind D, Arneth A, Hickler T, Leadley P, Siltberg J, Zaehle S (2014). Implications of incorporating N cycling and N limitations on primary production in an individual-based dynamic vegetation model. *Biogeosciences*, 11, 2027-2054.

Sugiyama Y, Murata M, Kanetani S, Nara K (2019). Towards the conservation of ectomycorrhizal fungi on endangered trees: native fungal species on *Pinus amamiana* are rarely conserved in trees planted *ex situ*. *Mycorrhiza*, 29, 195-205.

Sun CL, Feng XM (2024). Ignoring plant physiological responses to elevated CO_2 will overestimate terrestrial vertebrate biodiversity loss under global climate change. *Earth's Future*, 12, e2023EF003800. DOI: 10.1029/2023EF003800.

Tan XS, Duan RY, Zou L, Zhang H, Hu W (2023). Effects of global warming on habitat suitability of *Ilex kaushue*, a plant with an extremely small population. *Life Science Research*, 27(1), 56-62. [谭显胜, 段仁燕, 邹乐, 张涵, 胡伟 (2023). 全球气候变暖对极小种群植物扣树生境适宜性的影响. 生命科学研究, 27(1), 56-62.]

Tershy BR, Shen KW, Newton KM, Holmes ND, Croll DA (2015). The importance of islands for the protection of biological and linguistic diversity. *BioScience*, 65, 592-597.

Thakur MP, Geisen S (2019). Trophic regulations of the soil microbiome. *Trends in Microbiology*, 27, 771-780.

Thakur MP, van der Putten WH, Wilschut RA, Veen GF, Kardol P, van Ruijven J, Allan E, Roscher C, van Kleunen M, Bezemer TM (2021). Plant-soil feedbacks and temporal dynamics of plant diversity-productivity relationships. *Trends in Ecology & Evolution*, 36, 651-661.

Tian K, Zhang GX, Cheng XF, He SJ, Yang YM, Yang YX (2003). The habitat fragility of *Manglietiastrum sinicum*. *Acta Botanica Yunnanica*, 25, 551-556. [田昆, 张国学, 程小放, 和世钧, 杨宇明, 杨永兴 (2003). 木兰科濒危植物华盖木的生境脆弱性. 云南植物研究, 25, 551-556.]

Torres-Díaz C, Valladares MA, Acuña-Rodríguez IS, Ballesteros GI, Barrera A, Atala C, Molina-Montenegro MA (2021). Symbiotic interaction enhances the recovery of endangered tree species in the fragmented maulino forest. *Frontiers in Plant Science*, 12, 663017. DOI: 10.3389/fpls.2021.663017.

van der Heijden MGA, Martin FM, Selosse MA, Sanders IR (2015). Mycorrhizal ecology and evolution: the past, the present, and the future. *New Phytologist*, 205, 1406-1423.

van der Putten WH (2017). Belowground drivers of plant diversity. *Science*, 355, 134-135.

Walker L, Powell E (1999). Regeneration of the *Mauna* Kea silversword *Argyroxiphium sandwicense* (Asteraceae) in Hawaii. *Biological Conservation*, 89, 61-70.

Wang F, Liu CH, Cheng Z, Han LZ, Xia JX (2024). Potential distribution areas prediction of endangered species—*Heritiera littoralis* based on MaxEnt modeling in China. *Polish Journal of Environmental Studies*, 33, 2359-2372.

Wang GM, Xu SH, Ye ZJ, Miao SJ (1998). Distribution and protection of rare and endangered plants in Zhoushan Islands. *Journal of Zhejiang A&F University*, 15(2), 181-186. [王国明, 徐树华, 叶志军, 苗世军 (1998). 舟山群岛珍稀濒危植物的分布与保护. 浙江林学院学报, 15(2), 181-186.]

Wang YS, Wang ZH, Xing HF, Li JW, Sun S (2019). Prediction of potential suitable distribution of *Davidia involucrata* Baill in China based on MaxEnt. *Chinese Journal of Ecology*, 38, 1230-1237. [王雨生, 王召海, 邢汉发, 厉静文, 孙硕 (2019). 基于MaxEnt模型的珙桐在中国潜在适生区预测. 生态学杂志, 38, 1230-1237.]

Wang Z, Deng Q, Su YJ (2016). Habitat soil properties of the natural population of *Pseudotaxus chienii*. *Ecological Science*, 35(5), 208-213. [王桢, 邓琦, 苏应娟 (2016). 中国特有濒危植物白豆杉生长地的土壤性状分析. 生态科学, 35(5), 208-213.]

Weeks AR, Stoklosa J, Hoffmann AA (2016). Conservation of genetic uniqueness of populations may increase extinction likelihood of endangered species: the case of Australian mammals. *Frontiers in Zoology*, 13, 31. DOI: 10.1186/s12983-016-0163-z.

Wei X, Chai SF, Jiang YS, Tang H, Li F, Zhao RF (2010). Seed reproduction and biological characteristics of *Camellia nitidissima*. *Guihaia*, 30, 215-219. [韦霄, 柴胜丰, 蒋运生, 唐辉, 李锋, 赵瑞峰 (2010). 珍稀濒危植物金花茶种子繁殖和生物学特性研究. 广西植物, 30, 215-219.]

Willi Y, Kristensen TN, Sgrò CM, Weeks AR, Ørsted M, Hoffmann AA (2022). Conservation genetics as a management tool: the five best-supported paradigms to assist the management of threatened species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119(1), e2105076119. DOI: 10.1073./pnas. 2105076119.

Wu CZ, Li XM, Lü LL, Hou CY, Cao RQ, Hu XS (2019). Analysis of woody plant species characteristics of major islands in Zhejiang Province. *Journal of Forest and*

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

Environment, 39, 367-371. [吴承祯, 李晓明, 吕林玲, 侯纯扬, 曹荣青, 胡喜生 (2019). 浙江主要海岛木本植物物种组成特征分析. 森林与环境学报, 39, 367-371.]

Wu FQ, Shen SK, Zhang XJ, Wang YH, Sun WB (2014). Genetic diversity and population structure of an extremely endangered species: the world's largest *Rhododendron*. *AoB Plants*, 7, plu082. DOI: 10.1093/aobpla/plu082.

Wu XQ, Huang BL, Ding YL (2004). The advance on the study of protection of rare and endangered plants in China. *Journal of Nanjing Forestry University* (Natural Science Edition), 28(2), 72-76. [吴小巧, 黄宝龙, 丁雨龙 (2004). 中国珍稀濒危植物保护研究现状与进展. 南京林业大学学报(自然科学版), 28(2), 72-76.]

Xiao JH, Ding X, Cai CN, Zhang CY, Zhang XY, Li L, Li J (2021). Simulation of the potential distribution of *Phoebe bournei* with climate changes using the maximum-entropy (MaxEnt) model. *Acta Ecologica Sinica*, 41, 5703-5712. [肖建华, 丁鑫, 蔡超男, 张灿瑜, 张晓妍, 李朗, 李捷 (2021). 闽楠(*Phoebe bournei*, Lauraceae)地理分布及随气候变化的分布格局模拟. 生态学报, 41, 5703-5712.]

Xie YQ, Huang H, Wang CX, He YQ, Jiang YX, Liu ZL, Deng CY, Zheng YS (2023). Determinants of species–area relationship and species richness of coastal endemic plants in the Fujian islands. *Biodiversity Science*, 31(5), 5-14. [谢艳秋, 黄晖, 王春晓, 何雅琴, 江怡萱, 刘子琳, 邓传远, 郑郁善 (2023). 福建海岛滨海特有植物种–面积关系及物种丰富度决定因素. 生物多样性, 31(5), 5-14.]

Yan C, Wang ZS, An SQ, Chen SN, Wei N, Lu XM (2008). Differences in photosynthetic capacity among different diameter-classes of *Parrotia subaequalis* populations and their implications to regeneration limitation. *Acta Ecologica Sinica*, 28, 4153-4161. [颜超, 王中生, 安树青, 陈姝凝, 魏娜, 陆霞梅 (2008). 濒危植物银缕梅(*Parrotia subaequalis*)不同径级个体的光合能力差异与更新限制. 生态学报, 28, 4153-4161.]

Yan QX, Li XY, Wang K, Gao XY, Lin CH, He TB (2016). Analysis on the soil nutrient and enzymatic activity in rare and endangered plant *Abies fanjingshanensis* forest. *Northern Horticulture*, (17), 167-171. [颜秋晓, 李相楹, 王科, 高晓宇, 林昌虎, 何腾兵 (2016). 珍稀濒危植物梵净山冷杉林土壤养分及酶活性分析. 北方园艺, (17), 167-171.]

Yang L, Liang SQ, Pan JM, Wei JX, Ding T, Jiang RH, Shao YZ, Zhang XC, Liu YB, Xiang QP (2023). Species delimitation and genetic conservation of the endangered firs *Abies beshanzuensis* and *A. ziyuanensis*. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 47, 1629-1645. [杨玲, 梁思琪, 潘佳明, 韦金鑫, 丁涛, 蒋日红, 邵毅贞, 张宪春, 刘勇波, 向巧萍 (2023). 濒危植物百山祖冷杉和资源冷杉的物种划分及其遗传资源的保护. 植物生态学报, 47, 1629-1645.]

Yang YZ, Ma T, Wang ZF, Lu ZQ, Li Y, Fu CX, Chen XY, Zhao MS, Olson MS, Liu JQ (2018). Genomic effects of population collapse in a critically endangered ironwood tree *Ostrya rehderiana*. *Nature Communications*, 9, 5449. DOI: 10.1038/s41467-018-07913-4.

Yesuf GU, Brown KA, Walford NS, Rakotoarisoa SE, Rufino MC (2021). Predicting range shifts for critically endangered plants: Is habitat connectivity irrelevant or necessary? *Biological Conservation*, 256, 109033. DOI: 10.1016/j.biocon.2021.109033.

Yi SR, Huang Y, Xiao B, Quan J, Han F, Wei ZQ, Cao HQ (2012). A preliminary study of the dynamic variation of rhizosphere microorganism communities of the endangered plant *Cathaya argyrophylla*. *Journal of Southwest University* (*Natural Science Edition*), 34(12), 48-53. [易思荣, 黄娅, 肖波, 全健, 韩风, 韦中强, 曹厚强 (2012). 濒危植物银杉根际微生物群落动态变化研究. 西南大学学报(自然科学版), 34(12), 48-53.]

Zhang HT, Wang WT (2023). Prediction of the potential distribution of the endangered species *Meconopsis punicea* maxim under future climate change based on four species distribution models. *Plants*, 12, 1376. DOI: 10.3390/plants12061376.

Zhang JJ, Chai SF, Lv SH, Shi YC, Jiang YS, Wei X (2017). The habitat characteristics and analysis on endangering factors of rare and endangered plant *Garcinia paucinervis*. *Ecology and Environmental Sciences*, 26, 582-589. [张俊杰, 柴胜丰, 吕仕洪, 史艳财, 蒋运生, 韦霄 (2017). 珍稀濒危植物金丝李的生境特征及致濒原因分析. 生态环境学报, 26, 582-589.]

Zhang WX, Kou YX, Zhang L, Zeng WD, Zhang ZY (2020). Suitable distribution of endangered species *Pseudotaxus chienii* (Cheng) Cheng (Taxaceae) in five periods using niche modeling. *Chinese Journal of Ecology*, 39, 600-613. [张文秀, 寇一翾, 张丽, 曾卫东, 张志勇 (2020). 采用生态位模拟预测濒危植物白豆杉5个时期的适宜分布区. 生态学杂志, 39, 600-613.]

Zhang Y, Li YH, Zhang XN, Yang Y (2017). Flower phenology and breeding system of endangered mangrove *Lumnitzera littorea* (Jack.) Voigt. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 23(1), 77-81. [张颖, 李燕华, 张晓楠, 杨勇 (2017). 濒危红树植物红榄李开花生物学特征及繁育系统. 应用与环境生物学报, 23(1), 77-81.]

Zhao R, He Q, Chu X, He A, ZhangY, Zhu Z (2024). Regional environmental differences significantly affect the genetic structure and genetic differentiation of *Carpinus tientaiensis* Cheng, an endemic and extremely endangered species from China. Front. *Frontiers in Plant Science*, 15, 1277173. DOI: 10.3389/fpls.2024.1277173.

Zhao YP, Fan GY, Yin PP, Sun S, Li N, Hong XN, Hu G, Zhang H, Zhang FM, Han JD, Hao YJ, Xu QW, Yang XW, Xia WJ, Chen WB, et al. (2019). Resequencing 545

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

Ginkgo genomes across the world reveals the evolutionary history of the living fossil. *Nature Communications*, 10, 4201. DOI: 10.1038/s41467-019-12133-5.

Zhou Q, Wang GJ, Li YG (2023). Analysis of the conservation status, genetic diversity and population structure of endangered *Ostrya rehderiana* resources using SSR markers. *Forests*, 14, 1519. DOI: 10.3390/f14081519.

Zhu S, Wei XF, Lu YX, Zhang DW, Wang ZF, Ge J, Li SL, Song YF, Yang Y, Yi XG, Zhang M, Xue JY, Duan YF (2024a). The jacktree genome and population genomics provides insights for the mechanisms of the germination obstacle and the conservation of endangered ornamental plants. *Horticulture Research*, 11, uhae166. DOI: 10.1093/hr/uhae166.

Zhu SC, Liu WS, Chen ZW, Liu XR, Zheng HX, Chen BY, Zhi XY, Chao YQ, Qiu RL, Chu CJ, Liu C, Morel JL, van der Ent A, Tang YT (2024b). Abiotic legacies mediate plant–soil feedback during early vegetation succession on rare earth element mine tailings. *Journal of Applied Ecology*, 61, 489-501.

Ziaco E, Truettner C, Biondi F, Bullock S (2018). Moisture-driven xylogenesis in *Pinus ponderosa* from a Mojave Desert mountain reveals high phenological plasticity. *Plant, Cell & Environment*, 41, 823-836.

Zimmermann NE, Edwards TC Jr, Graham CH, Pearman PB, Svenning JC (2010). New trends in species distribution modelling. *Ecography*, 33, 985-989.

Zuo YW, He P, Zhang JH, Li WQ, Ning DH, Zeng YL, Yang Y, Xia CY, Zhang H, Deng HP (2022a). Contrasting responses of multispatial soil fungal communities of *Thuja sutchuenensis* Franch., an extremely endangered conifer in southwestern China. *Microbiology Spectrum*, 10, e0026022. DOI: 10.1128/spectrum.00260-22.

Zuo YW, Zhang JH, Ning DH, Zeng YL, Li WQ, Xia CY, Zhang H, Deng HP (2022b). Comparative analyses of rhizosphere bacteria along an elevational gradient of *Thuja sutchuenensis*. *Frontiers in Microbiology*, 13, 881921. DOI: 10.3389/fmicb.2022.881921.

Zweifel R, Sterck F, Braun S, Buchmann N, Eugster W, Gessler A, Häni M, Peters RL, Walthert L, Wilhelm M, Ziemińska K, Etzold S (2021). Why trees grow at night. *New Phytologist*, 231, 2174-2185.

特邀编委: 邱英雄 责任编辑: 李 敏

DOI: 10.17521/cjpe.2025.0003

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology