

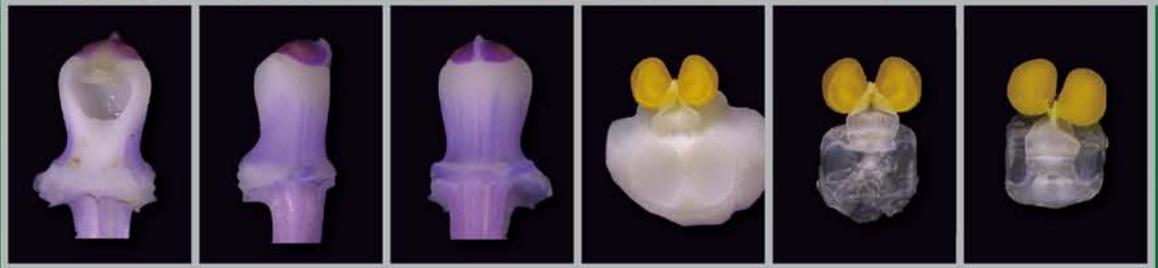


中文核心期刊  
中国科技核心期刊  
中国科学引文数据库(CSCD)来源期刊  
首批林草科技重点期刊

ISSN 1000-3142  
CN 45-1134/Q  
CODEN GUZHEI

# 广西植物

## GUIHAIA



第43卷 第8期 Vol. 43 No. 8  
2023年8月 Aug. 2023

生物多样性保护



广西壮族自治区 广西植物研究所 广西植物学会 主办  
中国科学院 广西植物研究所 广西植物学会 主办  
Guangxi Institute of Botany, Guangxi Zhuang Autonomous Region  
and Chinese Academy of Sciences  
Guangxi Society of Botany



科学出版社 出版  
Science Press

8  
2023

<http://www.guihaia-journal.com>

# 《广西植物》第八届编委会

## 名誉主编

马克平 研究员 中国科学院植物研究所

## 特邀编委

袁道先 (院士) 中国地质科学院岩溶地质研究所

庄文颖 (院士) 中国科学院微生物研究所

黄日波 广西区政协、广西区科协

Maxim S. Nuraliev 俄罗斯

Michael Moeller 英国 陈绍农 美国

## 主编

李先珉 研究员 广西植物研究所

孙汉董 (院士) 中国科学院昆明植物研究所

李 玉 (院士) 吉林农业大学

陈新滋 (院士) 中山大学

路安民 中国科学院植物研究所

Nikolay A. Vislobokov 俄罗斯

田中直伸 日本 Do Van Truong 越南

## 编委 (按汉语拼音排序)

蔡 霞 西北大学

陈双林 中国林科院亚热带林业研究所

陈之端 中国科学院植物研究所

戴高兴 广西农业科学院

丁 兰 西北师范大学

冯佰利 西北农林科技大学

郭 柯 中国科学院植物研究所

黄 涛 厦门大学

江明喜 中国科学院武汉植物园

兰小中 西藏农牧学院

李 强 中国地质科学院岩溶地质研究所

连 宾 南京师范大学

刘 演 广西植物研究所

马姜明 广西师范大学

潘争红 广西植物研究所

邱明华 中国科学院昆明植物研究所

沈有信 中国科学院西双版纳热带植物园

斯确多吉 中国科学院青藏高原研究所

王恒山 广西师范大学

王永飞 暨南大学

韦 霄 广西植物研究所

向春雷 中国科学院昆明植物研究所

徐柱文 内蒙古大学

严岳鸿 深圳市兰科植物保护研究中心

杨清培 江西农业大学

杨章旗 广西林业科学研究院

于明坚 浙江大学

余龙江 华中科技大学

张建业 广州医科大学

张忠华 南宁师范大学

赵志国 广西植物研究所

邹天才 贵州科学院

陈保善 广西大学

陈喜文 南开大学

崔国发 北京林业大学

邓国富 广西农业科学院

杜彦君 海南大学

冯汉青 西北师范大学

侯学文 华南农业大学

黄永林 广西植物研究所

蒋巧媛 广西植物研究所

黎云祥 西华师范大学

李 为 华中科技大学(生命科学与技术学院)

梁士楚 广西师范大学

龙春林 中央民族大学

马小军 中国医学科学院药用植物研究所

彭少麟 中山大学

任 海 中国科学院华南植物园

沈泽昊 北京大学

苏 旭 青海师范大学

王令强 广西大学

王玉国 复旦大学

温 放 广西植物研究所

向悟生 广西植物研究所

许 涵 中国林科院热带林业研究所

严重玲 厦门大学

杨小波 海南大学

杨子银 中国科学院华南植物园

于胜洋 中国科学院植物研究所

原作强 西北工业大学

张 强 广西植物研究所

赵昶灵 云南农业大学

周立刚 中国农业大学

陈海珊 广西植物研究所

陈银萍 兰州交通大学

戴传超 南京师范大学

邓云飞 中国科学院华南植物园

段元文 中国科学院昆明植物研究所

耿宇鹏 云南大学

黄仕训 广西植物研究所

简敏菲 江西师范大学

蒋忠诚 中国地质科学院岩溶地质研究所

李典鹏 广西中医药大学

李艳红 新疆师范大学

林新春 浙江农林大学

龙文兴 海南大学

牛东玲 宁夏大学

蒲高忠 广西植物研究所

沈 宏 华南农业大学

史刚荣 淮北师范大学

田代科 上海辰山植物园

王明奎 中国科学院成都生物研究所

韦昌联 广西科学技术情报研究所

武志强 中国农科院农业基因组研究所

徐大平 中国林科院热带林业研究所

许为斌 广西植物研究所

杨 朗 广西农业科学院

杨永川 重庆大学

尹华军 中国科学院成都生物研究所

余迪求 云南大学

张海琴 四川农业大学

张宪春 中国科学院植物研究所

赵 平 中国科学院华南植物园

周延清 河南师范大学

## 青年编委 (按汉语拼音排序)

顾大彤 广西植物研究所

黄衡宇 云南中医药大学

聂云鹏 中国科学院亚热带农业生态研究所

谭运洪 中国科学院西双版纳热带植物园

韦玉梅 广西植物研究所

杨 慧 中国地质科学院岩溶地质研究所

张霄林 中国科学院水生生物研究所

郭屹立 广西植物研究所

李 嵘 中国科学院昆明植物研究所

潘复静 桂林理工大学

王发明 广西植物研究所

吴 超 广西植物研究所

姚月锋 广西植物研究所

洪 欣 安徽大学

李瑞丽 北京林业大学

祁亮亮 广西农业科学院

王 嵘 华东师范大学

徐 凤 北京大学

张 强 淮北师范大学

## 常务副主编/编辑部主任

蒋巧媛 广西植物研究所

## 副主编/编辑部副主任

李 莉 广西植物研究所

## 编辑部成员

蒋巧媛 李 莉 周翠鸣 邓斯丽 王登惠 广西植物研究所

目次

编者按

生物多样性保护需要更多的研究 ..... 马克平, 任海, 龙春林(1347)

昆蒙全球生物多样性框架

《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》核心目标与我国的保护行动建议 ..... 罗茂芳, 杨明, 马克平(1350)

《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》指引下中国生物多样性主流化实施路径探析 ..... 张丽荣, 罗明, 朱振肖, 孙雨芹, 金世超, 杨崇曜, 孟锐, 张丽佳(1356)

利用基于自然的解决方案促进生物多样性保护 ..... 罗明, 张丽荣, 杨崇曜, 朱振肖, 孙雨芹, 孟锐, 张丽佳, 王君, 刘艳书(1366)

遗传资源数字序列信息问题刍议 ..... 孙名浩, 李颖硕, 赵富伟(1375)

植物多样性保护

国家植物园植物文化建设与植物多样性保护和管理 ..... 李飞飞, 罗斌圣, 崔夏, 龙春林(1383)

华南国家植物园植物引种及迁地保育 ..... 谢丹, 张奕奇, 任海, 宁祖林, 廖景平(1392)

国家重点保护野生植物的保护现状及潜在分布区预测分析 ..... 余江洪, 秦菲, 薛天天, 张文笛, 刘琴, 安明态, 于胜祥(1404)

基于简化基因组测序揭示水角的濒危机制 ..... 吴欣仪, 王蒙, 郑希龙, 张锐, 何松, 严岳鸿(1414)

中国生物多样性保护的新尝试——以社区为主体的渠楠保护小区管理模式研究 ..... 胡仁传, 周迎, 董亦非, 罗斌圣(1428)

村落风水林助力山地乡村生物多样性保护——以金钱松为例 ..... 靳程, 杨永川, 周礼华, 龙宇潇, 陈媛(1437)

生物多样性保护背景下云南省野生食用菌产业可持续发展探讨 ..... 李才慧, 徐爽(1446)

青海热贡唐卡的生物文化初探 ..... 林晨, 程卓, 龙春林(1457)

微生物多样性

阿尔泰银莲花根际土壤微生物多样性研究 ..... 王晶, 张会萍, 苏晓, 付前进, 李学榜, 刘凤琴, 邵毅贞, 陈云, 袁志良(1467)

生态系统多样性

新冠疫情对全球生物多样性热点地区森林面积的影响 ..... 周帅(1478)

南京市加拿大一枝黄花入侵地群落的物种组成与多样性特征研究 ..... 李伟杰, 朱珣之, 罗会婷, 黄犀, 汤诗杰(1488)

生物多样性信息学

国家标本资源共享平台(NSII)支撑生物多样性科学研究的成效分析 ..... 金冬梅, 杨灵, 许哲平, 肖翠, 罗茂芳, 马克平(1501)

综述

演替理论与植被恢复 ..... 任海(1516)

亚热带森林生物多样性与生态系统功能实验研究基地(BEF-China)研究进展 ..... 李珊, 刘晓娟, 马克平(1524)

兰科雄蕊发育多样性研究进展 ..... 李璐(1537)

责任编辑 蒋巧媛 李莉 周翠鸣 邓斯丽 王登惠  
责任校对 李莉 蒋巧媛 周翠鸣 邓斯丽 王登惠  
英文编辑/校对 周翠鸣 邓斯丽 李莉 王登惠 蒋巧媛  
封面/版式设计 蒋巧媛 李莉 邓斯丽 周翠鸣 王登惠

期刊基本参数: CN 45-1134/Q \* 1981 \* m \* A4 \* 206 \* zh+en \* P \* ¥45.00 \* 1200 \* 19 \* 2023-08

封面说明: 大部分兰科植物具有典型的花结构特征,即花两侧对称,花萼和花瓣两轮,各3枚,形态相似,中央一枚花瓣特化为唇瓣,变异丰富;可育雄蕊和雌蕊(子房除外)愈合形成一个柱状复合结构,称为合蕊柱或蕊柱;花药开裂时,花粉常常聚合成不同数目与排列形式的花粉小块或花粉团。这些特征大多见于兰科所有物种数目占比高达99%以上类群:兰亚科和树兰亚科。照片示:1.柱兰的花;2-8.大花万代兰:2.总状花序;3-5.合蕊柱的正面(3)侧面(4)和背面(5);6.去掉花药帽的合蕊柱顶部,示意1对花粉团;7-8.花粉器的腹面(7)和正面(8),示意1对花粉团由透明的方形黏盘和黏盘柄连接为一体。封面照片由李璐提供。相关内容详见本期正文1537~1552页李璐的文章。

1	2				
3	4	5	6	7	8

CONTENTS

**Editorial**

Biodiversity conservation needs more research ..... MA Keping, REN Hai, LONG Chunlin(1347)

**Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework**

Core targets of Kunming-Montreal Global Framework and recommendations for conservation action in China ..... LUO Maofang, YANG Ming, MA Keping(1350)

Implementation path of biodiversity mainstreaming in China under the guidance of Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework ..... ZHANG Lirong, LUO Ming, ZHU Zhenxiao, SUN Yuqin, JIN Shichao, YANG Chongyao, MENG Rui, ZHANG Lijia(1356)

Utilizing Nature-based Solutions to promote biodiversity conservation ..... LUO Ming, ZHANG Lirong, YANG Chongyao, ZHU Zhenxiao, SUN Yuqin, MENG Rui, ZHANG Lijia, WANG Jun, LIU Yanshu(1366)

Discussion on digital sequence information on genetic resources ..... SUN Minghao, LI Yingshuo, ZHAO Fuwei(1375)

**Plant Diversity Conservation**

Plant culture construction and plant diversity protection and management in the China national botanical garden ..... LI Feifei, LUO Binsheng, CUI Xia, LONG Chunlin(1383)

Plant introduction and *ex-situ* conservation in South China National Botanical Garden ..... XIE Dan, ZHANG Yiqi, REN Hai, NING Zulin, LIAO Jingping(1392)

Conservation status and prediction analysis of potential distribution of National Key Protected Wild Plants ..... YU Jianghong, QIN Fei, XUE Tiantian, ZHANG Wendi, LIU Qin, AN Mingtai, YU Shengxiang(1404)

RAD-seq revealed the endangered mechanism of *Hydrocera triflora* (Balsaminaceae) ..... WU Xinyi, WANG Meng, ZHENG Xilong, ZHANG Rui, HE Song, YAN Yuehong(1414)

A new attempt for biodiversity conservation in China: A community-based management model for Qu'nan mini reserve ..... HU Renchuan, ZHOU Ying, DONG Yifei, LUO Binsheng(1428)

Village Fengshui forests contribute to the biodiversity conservation in mountainous villages: a case study of *Pseudolarix amabilis* ..... JIN Cheng, YANG Yongchuan, ZHOU Lihua, LONG Yuxiao, CHEN Yuan(1437)

Exploring the sustainable development of wild edible fungus industry in Yunnan Province under the background of biodiversity conservation ..... LI Caihui, XU Shuang(1446)

Biocultural profiles of Qinghai Regong Thangka ..... LIN Chen, CHENG Zhuo, LONG Chunlin(1457)

**Microbial Diversity**

Microbial diversity in rhizosphere soil of *Anemone altaica* ..... WANG Jing, ZHANG Huiping, SU Xiao, FU Qianjin, LI Xuebang, LIU Fengqin, SHAO Yizhen, CHEN Yun, YUAN Zhiliang(1467)

**Ecosystem Diversity**

A global perspective on the influence of COVID-19 pandemic on forest areas in biodiversity hotspots ..... ZHOU Shuai(1478)

Species composition and diversity characteristics of invaded community of *Solidago canadensis* in Nanjing ..... LI Weijie, ZHU Xunzhi, LUO Huiting, HUANG Xi, TANG Shijie(1488)

**Biodiversity informatics**

Effectiveness analysis of the National Specimen Information Infrastructure (NSII) in supporting scientific research on biodiversity ..... JIN Dongmei, YANG Ling, XU Zheping, XIAO Cui, LUO Maofang, MA Keping(1501)

**Reviews**

Succession theory and vegetation restoration ..... REN Hai(1516)

Research progress of Biodiversity-Ecosystem Functioning Experiment China Platform (BEF-China) ..... LI Shan, LIU Xiaojuan, MA Keping(1524)

Research progress on diversity of androecium development of Orchidaceae ..... LI Lu (1537)

**Cover images:** 1. Flowers of *Cylindrolobus marginatus*; 2–8. *Vanda coerulea*; 3–5. Front (3), side (4), and back (5) views of a column. 6. Top view of a column with anther cap removed, indicating a pair of hard pollinia. 7–8. Back (7) and front (8) views of a pollinaria, showing a pair of pollinia attached with a square stipe and viscidium. Cover images are provided by LI Lu. For details, please see the text by LI Lu on pages 1537–1552.

1		2	
3	4	5	6
7	8		

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202308051

马克平, 任海, 龙春林, 2023. 生物多样性保护需要更多的研究 [J]. 广西植物, 43(8): 1347–1349.

MA KP, REN H, LONG CL, 2023. Biodiversity conservation needs more research [J]. *Guihaia*, 43(8): 1347–1349.



• 编者按 • 生物多样性保护

## 生物多样性保护需要更多的研究

马克平<sup>1,2,3</sup>, 任海<sup>4,5</sup>, 龙春林<sup>6,7,8</sup>

( 1. 中国科学院植物研究所, 植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093; 2. 国家植物园, 北京 100093; 3. 中国科学院大学, 北京 101408; 4. 中国科学院华南植物园, 中国科学院海岛与海岸带植被生态修复工程实验室, 广州 510650; 5. 中国科学院大学现代农业科学院, 北京 100049; 6. 中央民族大学 生命与环境科学学院, 北京 100081; 7. 民族地区生态环境国家民委重点实验室 (中央民族大学), 北京 100081; 8. 中央民族大学国家安全研究院, 北京 100081 )

## Biodiversity conservation needs more research

MA Keping<sup>1,2,3</sup>, REN Hai<sup>4,5</sup>, LONG Chunlin<sup>6,7,8</sup>

( 1. *State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China;* 2. *China National Botanical Garden, Beijing 100093, China;* 3. *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 101408, China;* 4. *CAS Engineering Laboratory for Vegetation Ecosystem Restoration on Islands and Coastal Zones, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China;* 5. *College of Advanced Agricultural Sciences, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;* 6. *College of Life and Environmental Sciences, Minzu University of China, Beijing 100081, China;* 7. *Key Laboratory of Ecology and Environment in Minority Areas (Minzu University of China), National Ethnic Affairs Commission of China, Beijing 100081, China;* 8. *Institute of National Security Studies, Minzu University of China, Beijing 100081, China* )

联合国《生物多样性公约》第十五次缔约方大会 (以下简称 COP15) 通过了《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》(以下简称《昆蒙框架》), 包括 4 个长期目标和 23 个行动目标 (马克平, 2023), 为全球 2030 年前应对生物多样性丧失问题明确了目标和路径。近年来, 中国实施了一系列生态文明建设的举措, 包括国土空间规划、生态保护红线划定和管控、以国家公园为主体的自然保护地体系的建设等, 率先实现了《昆蒙框架》中关于通过全域空间规划实现生物多样性主流化 (行动目标 1)、保护 30% 陆地面积 (行动目标 3) 等重要目标, 为国际社会, 特别是发展中国家提供了可复制、可推广的样板。尽管如此, 还必须认识

到, 中国生物多样性丧失的态势尚未得到全面扭转, 在气候变化背景下存在加剧的趋势。作为 COP15 的主席国, 中国应将推动《昆蒙框架》的实施作为 2030 年前参与全球环境治理的重要工作内容。在国家水平采取有效的保护举措, 并实现对生物多样性有利的变革性转变和高质量发展; 在区域水平帮助“一带一路”国家加强生物多样性保护规划和管理的的能力, 寻求适合不同地区的可持续发展模式; 在全球水平坚持“共同但有区别”的原则, 推动发达国家和发展中国家的合作, 实现公平有效的生物多样性保护和环境治理。所有这些行动都需要有针对性的研究来支持, 目前的研究虽然取得了比较大的进展 (Mi et al., 2021), 但

收稿日期: 2023-08-14

基金项目: 中国科学院生物多样性公约缔约方大会专项 (KFJ-COP-001)。

第一作者: 马克平, 博士, 研究员, 研究方向为生物多样性与植物生态学, (E-mail) kpm@ibcas.ac.cn。

距离保护实践的需求还远远不够。

生物多样性科学涉及的范围比较广泛,需要各个方面共同努力。为此,我们组织出版了《生物多样性保护》专辑。主要内容有以下几个方面:

第一,对《昆蒙框架》的解读(罗茂芳等,2023),特别是对中国生物多样性保护主流化的总结梳理(张丽荣等,2023)和对基于自然的解决方案如何促进生物多样性保护(罗明等,2023),以及对富于争议的遗传资源数字序列信息问题我国应采取的对策(孙名浩等,2023)等展开探讨。

第二,从多个角度、跨文化视角探讨生物多样性保护,包括国家植物园文化建设(李飞飞等,2023)和华南国家植物园迁地保护进展(谢丹等,2023);我国1 032种国家重点保护野生植物的分布特征、保护现状以及潜在分布区(余江洪等,2023);通过种群遗传多样性分析,并结合种群历史动态分析以及不同气候情景下物种潜在分布区预测,探讨了水角(*Hydrocera triflora*)的濒危机制(吴欣怡等,2023);合蕊柱和花粉团一直被视为兰科物种多样性演化过程中的关键性状,其形态建成离不开雄蕊发育的多样性(李璐,2023);采取其他有效的基于区域的保护措施(OECMs)是当前国际上广泛关注的就地保护方式,中国的风水林(靳程等,2023)和保护小区(胡仁传等,2023)是有效的案例;展示了青海热贡唐卡的生物文化多样性(林晨等,2023);通过完善法律法规和标准体系,推动野生食用菌资源保护和产业的协同发展(李才慧等,2023)。

第三,通过比较研究发现,野生和栽培下的阿尔泰银莲花根际土壤微生物群落组成和多样性具有显著差异(王晶等,2023)。

第四,从群落到景观水平多样性研究取得进展:系统梳理了植被恢复和演替理论的进展,对于生态系统保护和恢复具有指导意义(任海,2023);对新冠疫情与森林面积变化的关联分析显示,在全球生物多样性热点地区,超过四分之三国家的森林损失面积下降,而接近五分之一国家的森林损失面积上升(周帅,2023);亚热带森林生物多样性与生态系统功能实验研究基地(BEF-China)是目前包含树种最多、涉及多样性水平最高的大型森林控制实验平台,在生物多样性对生态系统生产力、养分循环以及多营养级相互作用关系等方面取得了令人瞩目的成果(李珊等,2023);加拿大一枝黄花入侵对南京地区植物多样性和群落组成具有重要影响(李伟杰等,2023)。

第五,国家标本资源共享平台(NSII)的标本数字化信息等对生物多样性研究起到重要的支撑作用,在过去的十年间,有1 070篇文章(其中,期刊论

文822篇)使用了NSII数据(金冬梅等,2023)。

面对生物多样性快速丧失的挑战以及实施《昆蒙框架》的迫切需求,需要行之有效的对策和解决方案提供支撑。中国作为COP15的主席国,主导制订了2030年全球生物多样性保护议程。当前,最紧迫的任务是有效实施这个议程,即《昆蒙框架》。正如2023年国际生物多样性日主题“从协议到协力:复元生物多样性”所说,要将国际协议转化为实际行动,以恢复生物多样性,共同保护生物多样性,为促进人与自然和谐共生和可持续发展作出贡献。我们应该借势而上,既要做好本国的事情,又要为其他国家特别是“一带一路”国家提供支持,尤其是在科技方面的创新方法和解决方案。

### 参考文献:

- HU RC, ZHOU Y, DONG YF, et al., 2023. A new attempt to conserve biodiversity in China —A case study in Qu'nan Community of Fusui County [J/OL]. *Guihaia*: 1–14 [2023–08–31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230626.2145.006.html>. [胡仁传, 周迎, 董亦非, 等, 2023. 中国生物多样性保护的新尝试——以社区为主体的渠楠保护小区管理模式研究 [J/OL]. *广西植物*: 1–14 [2023–08–31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230626.2145.006.html>.]
- JIN C, YANG YC, ZHOU LH, et al., 2023. Village Fengshui forests contribute to the biodiversity conservation in mountainous villages: a case study of *Pseudolarix amabilis* [J/OL]. *Guihaia*: 1–13 [2023–08–31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230721.1641.006.html>. [靳程, 杨永川, 周礼华, 等, 2023. 村落风水林助力山地乡村生物多样性保护——以金钱松为例 [J/OL]. *广西植物*: 1–13 [2023–08–31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230721.1641.006.html>.]
- JIN DM, YANG L, XU ZP, et al., 2023. Analysis of the effectiveness of the National Specimen Information Infrastructure (NSII) in supporting scientific research on biodiversity [J/OL]. *Guihaia*: 1–18 [2023–08–31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.q.20230803.0916.002.html>. [金冬梅, 杨灵, 许哲平, 等, 2023. 国家标本资源共享平台(NSII)支撑生物多样性科学研究的成效分析 [J/OL]. *广西植物*: 1–18 [2023–08–31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.q.20230803.0916.002.html>.]
- LI CH, XU S, 2023. Exploring the sustainable development of wild edible fungus industry in Yunnan Province under the background of biodiversity conservation [J/OL]. *Guihaia*: 1–14 [2023–08–31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230512.0902.002.html>. [李才慧, 徐爽, 2023. 生物多样性保护背景下云南省野生食用菌产业可持续发展探讨 [J/OL]. *广西植物*: 1–14 [2023–08–31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230512.0902.002.html>.]
- LI FF, LUO BS, CUI X, et al., 2023. Plant culture construction and plant diversity protection and management in the China national botanical garden [J/OL]. *Guihaia*:

- 1-11 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230711.1339.006.html>. [李飞飞, 罗斌圣, 崔夏, 等, 2023. 国家植物园植物文化建设与生物多样性保护和管理 [J/OL]. 广西植物: 1-11 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230711.1339.006.html>.]
- LI L, 2023. Research progress on diversity of androecium development of Orchidaceae [J/OL]. *Guihaia*: 1-16 [2023-09-06]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230905.1022.002.html>. [李璐, 2023. 兰科雄蕊发育多样性研究进展 [J/OL]. 广西植物: 1-16 [2023-09-06]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230905.1022.002.html>.]
- LI S, LIU XJ, MA KP, 2023. Research progress of Biodiversity-Ecosystem Functioning Experiment China Platform (BEF-China) [J/OL]. *Guihaia*: 1-17 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230711.1420.014.html>. [李珊, 刘晓娟, 马克平, 2023. 亚热带森林生物多样性与生态系统功能实验研究基地 (BEF-China) 研究进展 [J/OL]. 广西植物: 1-17 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230711.1420.014.html>.]
- LIN C, CHENG Z, LONG CL, 2023. Biocultural profiles of Qinghai Regong Thangka [J/OL]. *Guihaia*: 1-12 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230707.2159.003.html>. [林晨, 程卓, 龙春林, 2023. 青海热贡唐卡的生物文化初探 [J/OL]. 广西植物: 1-12 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230707.2159.003.html>.]
- LUO M, ZHANG LR, YANG CY, et al., 2023. Utilizing nature-based solutions to promote biodiversity conservation [J/OL]. *Guihaia*: 1-10 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230506.1057.002.html>. [罗明, 张丽荣, 杨崇曜, 等, 2023. 利用基于自然的解决方案促进生物多样性保护 [J/OL]. 广西植物: 1-10 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230506.1057.002.html>.]
- LUO MF, YANG M, MA KP, 2023. Core targets of the Kunming-Montreal Global Framework and recommendations for conservation action in China [J/OL]. *Guihaia*: 1-7 [2023-09-01]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230901.0830.004.html>. [罗茂芳, 杨明, 马克平, 2023. 《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》核心目标与我国的保护行动建议 [J/OL]. 广西植物: 1-7 [2023-09-01]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230901.0830.004.html>.]
- MA KP, 2023. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework: An important global agenda for biodiversity conservation [J]. *Biodiver Sci*, 31(4): 23133. [马克平, 2023. 《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》是重要的全球生物多样性保护议程[J]. 生物多样性, 31(4): 23133.]
- MI XC, FENG G, HU YB, et al., 2021. The global significance of biodiversity science in China: an overview [J]. *Natl Sci Rev*, 8: nwab032.
- REN H, 2023. Succession theory and vegetation restoration [J/OL]. *Guihaia*: 1-10 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230420.1723.002.html>. [任海, 2023. 演替理论与植被恢复 [J/OL]. 广西植物: 1-10 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230420.1723.002.html>.]
- SUN MH, LI YS, ZHAO FW, 2023. Discussion on digital sequence information on genetic resources [J/OL]. *Guihaia*: 1-9 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230809.1258.002.html>. [孙名浩, 李颖硕, 赵富伟, 2023. 遗传资源数字序列信息问题刍议 [J/OL]. 广西植物: 1-9 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230809.1258.002.html>.]
- WANG J, ZHANG HP, SU X, et al., 2023. Microbial diversity study in rhizosphere soil of *Anemone altaica* [J/OL]. *Guihaia*: 1-16 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230725.1006.006.html>. [王晶, 张会萍, 苏晓, 等, 2023. 阿尔泰银莲花根际土壤微生物多样性研究 [J/OL]. 广西植物: 1-16 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230725.1006.006.html>.]
- WU XY, WANG M, ZHENG XL, et al., 2023. The RAD-seq revealed the endangered mechanism of *Hydrocera triflora* [J/OL]. *Guihaia*: 1-14 [2023-09-01]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230901.1023.008.html>. [吴欣仪, 王蒙, 郑希龙, 等, 2023. 基于简化基因组测序揭示水角的濒危机制 [J/OL]. 广西植物: 1-14 [2023-09-01]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230901.1023.008.html>.]
- XIE D, ZHANG YQ, REN H, et al., 2023. Plant introduction and ex-situ conservation in South China National Botanical Garden [J/OL]. *Guihaia*: 1-18 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230711.1340.008.html>. [谢丹, 张奕奇, 任海, 等, 2023. 华南国家植物园植物引种及迁地保育 [J/OL]. 广西植物: 1-18 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230711.1340.008.html>.]
- YU JH, QIN F, XUE TT, et al., 2023. Conservation status and prediction analysis of potential distribution of National Key Protected Wild Plants [J/OL]. *Guihaia*: 1-13 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230130.1036.002.html>. [余江洪, 秦菲, 薛天天, 等, 2023. 国家重点保护野生植物的保护现状及潜在分布区预测分析 [J/OL]. 广西植物: 1-13 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230130.1036.002.html>.]
- ZHANG LR, LUO M, ZHU ZX, et al., 2023. Analysis on the implementation path of biodiversity mainstreaming in China under the guidance of 'Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework' [J/OL]. *Guihaia*: 1-14 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230711.0858.002.html>. [张丽荣, 罗明, 朱振肖, 等, 2023. “昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架”指引下我国生物多样性主流化实施路径探析 [J/OL]. 广西植物: 1-14 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230711.0858.002.html>.]
- ZHOU S, 2023. A global perspective on the influence of the COVID-19 pandemic on forest areas in biodiversity hotspots [J/OL]. *Guihaia*: 1-16 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230711.1343.010.html>. [周帅, 2023. 新冠疫情对全球生物多样性热点地区森林面积的影响 [J/OL]. 广西植物: 1-16 [2023-08-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230711.1343.010.html>.]

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202305059

罗茂芳, 杨明, 马克平, 2023. 《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》核心目标与我国的保护行动建议 [J]. 广西植物, 43(8): 1350–1355.

LUO MF, YANG M, MA KP, 2023. Core targets of Kunming-Montreal Global Framework and recommendations for conservation action in China [J]. *Guihaia*, 43(8): 1350–1355.



## 《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》 核心目标与我国的保护行动建议

罗茂芳<sup>1,2,3</sup>, 杨明<sup>4</sup>, 马克平<sup>1,2,5\*</sup>

(1. 中国科学院植物研究所, 植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093; 2. 国家植物园, 北京 100093; 3. 中国科学院生物多样性委员会, 北京 100093; 4. 中国科学院科技促进发展局, 北京 100864; 5. 中国科学院大学, 北京 101408)

**摘要:** 在中国作为主席国的引领下, 联合国《生物多样性公约》(以下简称《公约》)第十五次缔约方大会(以下简称 COP15)第二阶段会议通过了 62 项决定, 特别是达成了以变革理论为基础的《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》(以下简称《昆蒙框架》), 为全球生物多样性治理擘画了新的蓝图。该文就《昆蒙框架》的三个核心目标——保护地“3030 目标”、资源调动、遗传资源数字序列信息进行解读, 对保障《昆蒙框架》落地的相关决议进行简要介绍, 并就我国未来的保护行动提出了相关建议: (1) 加强生物多样性保护的主流化; (2) 进一步制定详细的保护计划, 明确保护区域的范围、目的和管理措施, 并落实实施计划的责任部门和具体措施; (3) 根据框架目标的监测要求, 制定可操作的指标体系和监测计划; (4) 继续加强生物多样性保护的意识和教育, 提高公众对生物多样性保护的认知和重视程度, 促进全社会的可持续生产和可持续消费; (5) 大力推进国际合作, 在更大尺度上探索和促进基于自然的解决方案, 寻找对自然产生正面、积极效果的经济和社会发展路径。

**关键词:** 《生物多样性公约》, 《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》, 全球生物多样性保护, 保护地目标, 保护行动建议

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1350-06

## Core targets of Kunming-Montreal Global Framework and recommendations for conservation action in China

LUO Maofang<sup>1,2,3</sup>, YANG Ming<sup>4</sup>, MA Keping<sup>1,2,5\*</sup>

(1. *State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China;*  
2. *China National Botanical Garden, Beijing 100093, China;* 3. *Biodiversity Committee, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China;*  
4. *Bureau of Science & Technology for Development, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100864, China;*  
5. *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 101408, China*)

**Abstract:** Under the leadership of the Chinese presidency, the second part of the 15th Conference of the Parties to the United Nations Convention on Biological Diversity (CBD) adopted 62 decisions, in particular Kunming-Montreal Global

收稿日期: 2023-07-06

基金项目: 中国科学院生物多样性公约缔约方大会专项 (KFJ-COP-001); 中国科学院生物多样性专项 (80016F2005)。

第一作者: 罗茂芳 (1985-), 博士, 研究方向为生物多样性信息学, (E-mail) maofang@ibcas.ac.cn。

\* 通信作者: 马克平, 博士, 研究员, 研究方向为生物多样性与植物生态学, (E-mail) kpma@ibcas.ac.cn。

Biodiversity Framework (KM-GBF), which is based on the theory of transformative changes. KM-GBF, its achievements, gaps, and lessons learned, and the experience and achievements of other relevant multilateral environmental agreements, sets out an ambitious plan to implement broad-based action to bring about a transformation in our societies' relationship with biodiversity by 2030, and draws a new blueprint for global biodiversity governance. This paper provides an interpretation of the three core targets of the framework — the “3030 target” for protected areas, resource mobilisation, and digital sequence information of genetic resources, a brief introduction to the relevant decisions to ensure the implementation of the framework, and recommendations for future conservation actions in China: (1) To strengthen the mainstreaming of biodiversity conservation. Revision of China's Biodiversity Conservation Strategy and Action Plan (2011–2030) is an opportunity to involve the whole government and society in the process and to take action to promote the goals and targets of the KM-GBF; (2) To further develop detailed conservation plans, clarify the scopes, purposes and management measures of conservation areas, and implement responsible authorities and specific measures for implementing the plans. Researches on the Other Effective area-based Conservation Measures (OECMs) are needed to incorporate into the management system for biodiversity conservation; (3) To develop an operational indicator system and monitoring plan in accordance with the monitoring requirements of the framework targets; (4) To continue to strengthen awareness and education on biodiversity conservation, raise public awareness and attention to biodiversity conservation, and promote sustainable production and sustainable consumption in society as a whole; (5) To promote international cooperation vigorously to explore and promote Nature-based Solutions on a larger scale, and find pathways for economic and social development that have positive and beneficial effects on nature.

**Key words:** Convention on Biological Diversity (CBD), Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, global biodiversity conservation, protected area targets, recommendations for conservation action

2020年,联合国《生物多样性公约》(以下简称《公约》)发布了第五版《全球生物多样性展望》,对生物多样性保护状况进行了比较全面的总结。根据这一报告,尽管在过去的十年间世界各国不断做出了努力,但生物多样性保护状况仍然以人类历史上前所未有的速度在全球范围内不断恶化(CBD, 2020)。这表明,不仅在2010年未能实现第一个全球生物多样性目标,而且第二个全球生物多样性目标——爱知生物多样性目标未能在全球实现。

具有里程碑意义的《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》(以下简称《昆蒙框架》)经过四年的正式磋商和谈判,于2022年12月19日凌晨在《公约》第十五次缔约方大会(COP15)第二阶段会议的全会上通过。《昆蒙框架》以行动和结果为导向,以《2011—2020年生物多样性战略计划》的经验教训以及其他相关多边环境协定的经验和成果为基础,提出了一项雄心勃勃的计划,旨在到2030年转变社会与生物多样性的关系,既为实现到2050年与自然和谐共生的全球愿景设定了一条崭新的路线图,也为今后全球生物多样性治理指明了方向(CBD, 2022a)。

《昆蒙框架》是一个兼具雄心和务实平衡的框架,全文包括背景、宗旨、执行框架的考虑因素、与《2030年可持续发展议程》的关系、变革理论、

2050年愿景和2030年使命、2050年全球长期目标、2030年全球行动目标等11个部分。近年来,已有文献从谈判进展、框架内容、海洋多样性保护、资金问题等方面就框架进行了介绍(罗茂芳等, 2022; 徐靖和王金洲, 2023; 李亦欣等, 2023; 耿宜佳等, 2023; 马克平, 2023)。本文将着重介绍保护地“3030目标”等核心目标,并对我国的保护行动建议进行了讨论。

## 1 核心目标

### 1.1 保护地“3030目标”

2010年通过了2011—2020年全球生物多样性保护十年目标,简称“爱知目标”。“爱知目标”11提出的17%陆地和10%海洋保护地目标,未能有效缓解生物多样性和生态系统服务的下降趋势。以高雄心联盟(High Ambition Coalition)国家为代表的多个国家倡导2030年保护全球至少30%的陆地和海洋(www.hacfornatureandpeople.org)。这一目标在COP15大会得到一致认可,确立了行动目标3的所谓“3030目标”,目标提出“确保和促使到2030年至少30%的陆地、内陆水域、沿海和海洋区域,特别是对生物多样性和生态系统功能和服务特别重要的区域,通过具有生态代表性、保护区系统和其他有效的基于区域的保护措施至少恢复30%”。这一目

标的设定,尤其是 30%海洋面积保护目标的设定是一个雄心勃勃的目标。

在全球海洋保护区中,多数因渔业捕捞、石油开发等经济活动而不能达到有效保护,协调海洋保护与开发是人类共同面对的难题(Edgar et al., 2014)。早在 1995 年,《公约》缔约方大会第二次会议(COP2)首次将海洋和沿海生物多样性设为正式议题,并于 1998 年,COP4 通过了《关于海洋和沿海生物多样性的工作方案》,确定了《公约》关于海洋和沿海生物多样性保护和可持续利用领域的主要目标和优先行动。2010 年,COP10 对这一方案的执行情况进行了评估,认为海洋保护区覆盖全球海洋面积约 1%,海洋生物多样性保护进展缓慢(SCBD, 2010)。COP10 发布了 2011—2020 年《生物多样性战略计划》及对应的“爱知目标”,并提出了保护 17%陆地和 10%海洋的保护目标。然而,“爱知目标”未能在全球实现,其中海洋生物多样性保护形势严峻,尤其是国家管辖范围以外区域的海洋生物多样性(marine biological diversity beyond areas of national jurisdiction, BBNJ)。2023 年 3 月 4 日,为确保在国家管辖范围以外区域对海洋生物多样性进行有效保护和可持续利用,各缔约国在纽约联合国总部就公海生物多样性保护达成协定案文。该案文要求在国家管辖范围以外区域(公海和区域)设立大范围的海洋保护区,对捕鱼量、航运线路以及包括深海采矿在内的勘探活动等做出限制;同时,要求评估经济活动对这些区域生物多样性产生的影响。此外,发展中国家在参与和执行协定案文的过程中将获得能力建设与海洋技术转让等方面的支持,并通过一个公平的机制分享海洋遗传资源产生的惠益。这对于实现《2030 年可持续发展议程》和《昆蒙框架》中与海洋相关的目标和具体指标十分关键。

## 1.2 资源调动

《公约》缔约方认识到发展中国家虽然拥有全球大部分的生物多样性,但缺乏保护和可持续利用这些生物资源所需的资金和技术资源。同时,也认识到发达国家在历史上虽然从发展中国家获得了大量与生物多样性和相关基因资源有关的利益,但未能公平分享这些利益。这引发了对于确保发展中国家在使用生物多样性和相关基因资源时能够得到公平补偿,并获得保护和可持续利用这些资源所需的资金和技术资源的需求。早在 1994 年的第一次缔约方大会上,发展中国家就提出,发达国家应为其提供资金和技术支持,以帮助

保护和可持续利用生物多样性。这个提议基于“共同但有区别的责任”原则,认识到发达国家由于历史上开发生物多样性和相关资源获益颇多,因此有更大的责任为发展中国家提供支持。这个提议也是基于发展中国家资源有限,而保护和可持续利用具有全球价值的生物多样性需要耗费大量资金和技术资源的认知。资源调动不仅是框架中的目标之一,还关系到框架整体目标的设计高度与缔约方实施框架的信心,更是框架达成且落实的关键(王也等, 2022)。

联合国秘书长古特雷斯在 2021 年“同一个星球”峰会上发言指出,到 2030 年,每年保护全球生物多样性的资金缺口高达 7 110 亿美元。根据《公约》资源调动专家小组的估算,在保持目前碳排放、生产力和土地利用不变的情况下,全球每年需要投入 1 500 亿~3 000 亿美元的资金用以实施框架所确定的目标,而目前全世界每年用于生物多样性保护的相关支出为 780 亿~910 亿美元(CBD, 2022a, b)。在框架谈判过程中,资源调动作为最为核心的目标之一,分歧很大。在资金机制方面,发展中国家希望建立一个在全体缔约方授权下运作的全新机制,并简化获得资金和快速落实的流程。对将全球环境基金(GEF)等由发达国家主导的融资机制继续作为资金机制提出反对意见,认为新的资金机制必将刺激更多的资金投入;而发达国家却认为新机制的建立需要更多的时间,并且更多的基金机构并不意味着更多的资金,从而支持通过全球环境基金等现有机制提供援助。在中国作为主席国的协调下,经过多次谈判磋商,最终大家一致同意在全球环境基金下设立一个全球生物多样性框架基金,通过一个特别信托基金来支持框架的实施。在资金数额方面,到 2030 年每年筹措所有来源的财政资源 2 000 亿美元,并减少至少 5 000 亿美元有害补贴;发达国家流向发展中国家的与生物多样性相关的国际资金总量到 2025 年达到每年至少 200 亿美元,到 2030 年达到每年 300 亿美元。

## 1.3 遗传资源数字序列信息(DSI)

《公约》的三大目标之一是公平分享利用遗传资源产生的惠益。随着生物技术的发展,给生物多样性的保护和可持续利用带来了机遇,同时也给遗传资源的获取与惠益共享带来了新的挑战。许多发展中国家拥有大量的遗传资源,这些资源有可能被用于开发新药、培育作物新品种和其他产品。发达国家在 DSI 基础设施、数字化信息、研

发水平等方面具有明显优势,而发展中国家相对较弱。在框架磋商中,遗传资源的使用者如生物技术公司与原产国如何分享 DSI 惠益,发达国家和发展中国家之间在这一议题上意见分歧很大、矛盾十分突出。以非洲联盟为代表的一些发展中国家认为,DSI 作为遗传资源的基因序列信息本质上仍属于遗传资源,应纳入框架的遗传资源获取与惠益分享机制以及其他相关规定。但是,发达国家极力反对将 DSI 视为遗传资源纳入生物多样性保护进程,认为遗传资源数字序列信息数据应保持开放访问的状态,反对影响开放获取的解决方案。主张采取循序渐进的方式,在 COP15 后继续开展广泛的多利益相关方对话。

2016 年,在墨西哥召开的 COP13 上,各方首次触及 DSI 问题。2018 年,在埃及召开的 COP14 上,大会通过决议,表示注意到对此事的意见分歧,并决定建立一个以科学和政策为基础的进程工作组进行研究,其中包括建立一个特设技术专家组。在本次的 COP15 中,各方就 DSI 的定义、范围、保护措施和利益分享机制等问题进行了深入讨论,并就相关条款进行了谈判。最终,各缔约方达成了共识,决定设立一个公平、透明、包容、参与性和有时限的进程,将在 COP16 上最终确立;同时,设立一个分享利用遗传资源数字序列信息所产生惠益的不限成员名额特设工作组,进一步拟定多边机制,并向 COP16 提出建议。这一成果是一个里程碑式的转变,将 DSI 纳入框架的推进进程,并提供了下一步的路线图,具有历史性意义。

除了以上 3 个重要议题外,框架还有其他一系列重要行动目标,包括恢复退化生态系统区域 30%、外来入侵物种引入减半、高危化学品使用减半、全球食物浪费减半等(马克平, 2023)。

与上一个十年目标不同,《昆蒙框架》除了要遏制生物多样性丧失外,还提出扭转生物多样性丧失的趋势,是一个更具雄心的目标。《昆蒙框架》涵盖了包括加大力度解决生物多样性丧失的直接和间接驱动因素,提出需要在全世界、区域、次区域、国家以及地方各级采取行动,加强了性别平等、土著人民和地方社区等所有利益攸关方的参与,重视可持续生产、可持续消费等变革性的改变,对框架相关目标和指标设计更加具体、可计量、可实现、成果导向、有时限(specific, measurable, achievable, results-based and time-bound, 即 SMART 标准)、提高国家承诺的程度、减少规划及其执行中的时间滞后等(CBD, 2020)。

此外,新冠病毒在全球传播造成的危机再次提醒了生物多样性与健康的关联。在框架磋商中,“生物多样性和健康”曾作为一个新目标进行谈判,后经协商一致,作为执行框架的考虑因素之一写入框架 C 部分。强调将人类、动物和环境健康之间相互关联的“同一健康”(One Health)作为基于科学的整体方法之一,在框架中得以体现。

此外,与《昆蒙框架》一并通过的一揽子成果还包括《〈昆蒙框架〉的监测框架》《规划、监测、报告和审查机制》等其他五个决议,这些决议是推动和具体实施框架的重要条件。《〈昆蒙框架〉的监测框架》是评估框架执行进展的科学和技术基础,旨在建立一套指标体系以监测框架目标的进展情况,供缔约方在其国家生物多样性战略与行动计划和国家报告中(CBD, 2022b)。指标体系以标题指标(headline indicators)为核心,组成指标(component indicators)、补充指标(complimentary indicators)和国家指标(national indicators)作为补充。在指标磋商过程中,发达国家多强调指标的雄心,而发展中国家却强调指标在国家层面尤其是在发展中国家的可行性,并强调标题指标的平衡。

《规划、监测、报告和审查机制》中提出,以便利性、尊重主权、非惩罚性的方式实施强化的多层次规划、监测、报告和审查办法,来加强《公约》和《昆蒙框架》的执行(CBD, 2022c)。这些办法包括比照框架及其长期目标和行动目标修订或更新国家生物多样性战略和行动计划(National Biodiversity Strategy and Actions, NBSAP),提出在 2026 年和 2029 年提交的国家报告中应包括《〈昆蒙框架〉的监测框架》中的标题指标和其他指标,对各国 NBSAP 包括国家目标中的信息进行全球分析,以评估对《昆蒙框架》的贡献,供 COP16 和随后各届缔约方大会审议等。此外,在这一决议附件中还发布了修订或更新 NBSAP 的指导意见以及用于提交国家目标的模板。

中国作为 COP15 主席国,在承办 COP15 大会和推动《昆蒙框架》磋商和达成的过程中,体现了最高级别的政治意愿和领导力。在 COP16 召开前,我国将继续履行主席国职责,推动《昆蒙框架》的全面实施。

## 2 我国的保护行动建议

为推动《昆蒙框架》在中国的落实,我国正在更新 2010 年 9 月发布的《中国生物多样性保护战

略与行动计划》(2011—2030年)。生物多样性保护是一个跨地域、跨部门、跨学科的复杂问题,一时一地、单一领域或是单一利益相关者的行动,无法满足生物多样性保护的需求,难以达到生物多样性保护的预期效果和目标(刘文慧,2022)。我们应该以此次修订为契机,让全政府和全社会共同参与到进程当中,采取行动共同推动《昆蒙框架》目标的达成。

### 2.1 进一步加强生物多样性保护的主流化

在习近平生态文明思想指导下,将生物多样性保护和可持续利用整合到国土空间规划中。我国在此方面具有良好的基础和制度优势,如生态空间、生产空间、生活空间的三区划分、生态保护红线的划定、山水林田湖草一体化治理工程、重要生态系统保护与修复重大工程等都是良好的范例。应进一步统筹规划、完善整体布局,特别是加强项目间和项目内的互补与协同,聚焦重点,提高成效,以实现我国到2030年生物多样性丧失曲线得到扭转的目标。

### 2.2 政府和相关机构需进一步制定详细的保护计划,明确保护区域的范围、目的和管理措施,并落实实施计划的责任部门和具体措施

我国自1956年建立第一个自然保护地以来,自然保护地建设已取得巨大成就,积极推动建立以国家公园为主体、自然保护区为基础、自然公园为补充的自然保护地体系。自2015年以来,我国陆续开展了10个国家公园体制试点。2021年,正式设立三江源、大熊猫、东北虎豹、海南热带雨林、武夷山第一批五个国家公园,保护面积达23万平方千米,涵盖了我国陆域近30%的国家重点保护野生动植物物种(中华人民共和国中央人民政府,2021)。随着国家公园的建立,国家公园建设与管理作为新专业,于2023年4月正式纳入《普通高等学校本科专业目录》(教育部,2023)。根据国家林业和草原局规划财务司“2020年林草生态网络感知系统一套数”,截至2020年底,我国已建成各级各类自然保护区2676处(面积为14898.54万公顷),自然公园6514个(面积为5514.05万公顷),仅这二者总面积就占国土陆地面积的21.26%。然而,我国的海洋保护相对滞后,海洋生物多样性保护与经济发展矛盾突出(曾江宁等,2016),未来既需要建立更多新的海洋保护区,也亟需评估现有海洋保护区的保护成效(曾江宁等,2016;宋瑞玲等,2018)。除了传统保护地体系外,近年来国际上对于“其他有效的基于区域的保

护措施”(Other Effective area-based Conservation Measure, OECMs)也非常重视,世界保护监测中心(UNEP-WCMC)自2019年首次记录OECMs以来,OECMs为全球保护地和OECMs网络增加了160万平方千米;尽管仅限于5个国家和地区,但OECMs的现有数据已经表明其对保护区覆盖率和相连性做出了重要贡献(UNEP-WCMC & IUCN, 2021)。OECMs作为保护措施的一种形式,写入《昆蒙框架》保护地“3030目标”中。在我国,OECMs尚未受到有关方面的足够重视,需要进一步开展相关研究,争取尽快纳入生物多样性保护的管理体系。

### 2.3 根据框架目标对监测要求具体化,制定出可操作的指标体系和监测计划

生物多样性观测和监测既是生物多样性保护的基础,也是了解生物多样性变化趋势和问题的重要手段。应建立科学、系统、可持续的生物多样性监测指标体系,进一步优化生物多样性监测的内容和空间布局,并整合国内和国际生物多样性研究的技术力量,对生物多样性的变化趋势、种群数量、分布范围、生境质量等方面进行监测与评估。同时,政府应出台相关政策和法规,强化对生物多样性监测的支持和保障,并确立相应的监测机构,加强对相关从业人员和监测人员的培训,提高监测水平和能力。在国家层面进一步推动生物多样性监测网络和信息共享平台的建设,实现监测数据的实时收集、传输和共享,并加强对监测数据的分析,评估生态系统的状况和保护成效,及时调整保护策略和措施,为政策制定和决策提供科学依据。

### 2.4 继续加强生物多样性保护的意识和教育,提高公众对生物多样性保护的认知和重视程度,促进全社会的可持续生产和可持续消费

公众对生物多样性的认知是促进可持续生产和消费的重要因素之一。公众只有了解生物多样性的保护意义,才会更加关注可持续生产和消费,减少对生态环境的破坏和对生物多样性的威胁,从而促进生物多样性的保护。目前,我国在加强公众宣传和教育方面开展了很多工作,如开展生物多样性相关主题的宣传日、生物多样性保护讲座、观鸟等活动。媒体是传递信息的重要渠道之一,加强对生物多样性的宣传报道,让更多的人了解生物多样性的保护意义和保护的紧迫性,下一步可加强媒体形式多样、深入浅出的宣传。此外,在各社区建立生态志愿者队伍,让更多

的人参与到生物多样性保护中来,通过志愿者的力量,开展生物多样性保护的宣传、监测、评估和管理工作,提高公众对生物多样性保护的参与度和保护意识。

## 2.5 大力推进国际合作,在更大尺度上探索和促进基于自然的解决方案,寻找对自然产生正面、积极效果的经济和社会发 展路径

生物多样性是全球性的问题,只有各国共同合作才能有效监测和保护生物多样性。我国作为《公约》缔约方和 COP15 主席国,以及世界上最大的发展中国家,已经站在全球政治经济舞台的中央。除了国内的保护行动外,还要积极参与全球治理,还应加强与其他国家的合作,共同走出生态文明的新发展路径。同时,这种新的发展路径不仅仅局限于生物多样性领域,应积极争取各国政府、地方和区域金融银行以及其他投资者、私营企业和社区组织等的支持,调动全球全社会力量共同为扭转生物多样性丧失的趋势而努力。

## 参考文献:

CBD (Convention on Biological Diversity), 2020. Fifth edition of the global biodiversity outlook [EB/OL]. 5th ed. (2020-09-15) [2023-04-15]. <https://www.unep.org/resources/report/global-biodiversity-outlook-5-gbo-5>.

CBD (Convention on Biological Diversity), 2022a. Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity [EB/OL]. (2022-12-19) [2023-04-05]. <https://www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-15>.

CBD (Convention on Biological Diversity), 2022b. Decision adopted by the Conference of the parties to the Convention on Biological Diversity 15/5 [EB/OL]. (2022-12-19) [2023-04-05]. <https://www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-15>.

CBD (Convention on Biological Diversity), 2022c. Decision adopted by the conference of the Parties to The Convention on Biological Diversity 15/6 [EB/OL]. (2022-12-19) [2023-04-05]. <https://www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-15>.

EDGAR, GJ, STUART-SMITH, RD, WILLIS, TJ, et al., 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features [J]. *Nature*, 506(7487): 216-220.

GENG YJ, LI ZY, TIAN Y, 2023. Conservation of marine biodiversity in the Convention on Biological Diversity: Status, challenges, and prospects [J]. *Biodivers Sci*, 31(4): 22645. [耿宜佳, 李子圆, 田瑜, 2023.《生物多样性公约》下海洋生物多样性保护的进展、挑战和展望 [J]. *生物多样性*, 31(4): 22645.]

教育部, 2023. 教育部公布新一批普通高等学校本科专业备

案和审批结果 [EB/OL]. (2023-04-19) [2023-04-25]. [http://www.moe.gov.cn/jyb\\_xwfb/gzdt\\_gzdt/s5987/202304/t20230419\\_1056327.html](http://www.moe.gov.cn/jyb_xwfb/gzdt_gzdt/s5987/202304/t20230419_1056327.html).

LI YX, LI YY, ZHANG-YANG XY, et al., 2023. The progress and prospect of the financial arrangements under the Convention on Biological Diversity [J]. *Biodivers Sci*, 31(4): 23077. [李亦欣, 李园园, 张杨心怡, 等, 2023.《生物多样性公约》资金问题最新进展及展望 [J]. *生物多样性*, 31(4): 23077.]

刘文慧. 以整个政府和全社会方法推动《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》目标达成 [EB/OL]. (2022-12-21) [2023-04-26]. 中国环境. <http://cenews.com.cn/news.html?aid=1025005>.]

LUO MF, GUO YF, MA KP, 2022. A brief introduction of the negotiations on the post-2020 global biodiversity framework [J]. *Biodivers Sci*, 30(11): 22654. [罗茂芳, 郭寅峰, 马克平, 2022. 简述《2020年后全球生物多样性框架》谈判进展 [J]. *生物多样性*, 30(11): 22654.]

MA KP, 2023. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework: An important global agenda for biodiversity conservation [J]. *Biodivers Sci*, 31(4): 23133. [马克平, 2023.《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》是重要的全球生物多样性保护议程 [J]. *生物多样性*, 31(4): 23133.]

SONG RL, YAO JX, WU KY, et al., 2018. Evaluation of the effectiveness of marine protected areas: Methodologies and progress [J]. *Biodivers Sci*, 26(3): 286-294. [宋瑞玲, 姚锦仙, 吴恺悦, 等, 2018. 海洋保护区管理与保护成效评估的方法与进展 [J]. *生物多样性*, 26(3): 286-294.]

UNEP-WCMC, UNEP, IUCN, 2021. Protected planet report 2020 [EB/OL]. (2021-05-01) [2023-04-20]. <https://livereport.protectedplanet.net/>.

WANG Y, ZHANG FC, NAN X, et al., 2022. Financial issues of the Convention on Biological Diversity and its reference for China's CBD implementation [J]. *Biodivers Sci*, 30(11): 22401. [王也, 张凤春, 南希, 等, 2022.《生物多样性公约》资金问题分析及对我国履约的启示 [J]. *生物多样性*, 30(11): 22401.]

XU J, WANG JZ, 2023. Analysis of the main elements and implications of the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework [J]. *Biodivers Sci*, 31(4): 23020. [徐靖, 王金洲, 2023.《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》主要内容及其影响 [J]. *生物多样性*, 31(4): 23020.]

ZENG JN, CHEN QZ, HUANG W, et al., 2016. Reform of the marine ecological protection system in China—from marine protected areas to marine ecological redline regions [J]. *Acta Ecol Sin*, 36(1): 1-10. [曾江宁, 陈全震, 黄伟, 等, 2016. 中国海洋生态保护制度的转型发展 [J]. *生态学报*, 36(1): 1-10.]

中华人民共和国中央人民政府. 我国正式设立首批国家公园 [EB/OL]. (2021-10-12) [2023-04-25]. [http://www.gov.cn/fuwu/2021-10/12/content\\_5642183.htm](http://www.gov.cn/fuwu/2021-10/12/content_5642183.htm).

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202303057

张丽荣, 罗明, 朱振肖, 等. 2023. 《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》指引下中国生物多样性主流化实施路径探析 [J]. 广西植物, 43(8): 1356–1365.

ZHANG LR, LUO M, ZHU ZX, et al., 2023. Implementation path of biodiversity mainstreaming in China under the guidance of Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework [J]. *Guihaia*, 43(8): 1356–1365.



## 《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》指引下 中国生物多样性主流化实施路径探析

张丽荣<sup>1</sup>, 罗明<sup>2\*</sup>, 朱振肖<sup>1</sup>, 孙雨芹<sup>2</sup>, 金世超<sup>1</sup>, 杨崇曜<sup>2</sup>, 孟锐<sup>1</sup>, 张丽佳<sup>2</sup>

(1. 生态环境部环境规划院, 生态保护修复规划研究所, 生物多样性与自然保护地研究中心, 北京 100012; 2. 自然资源部国土整治中心(自然资源部土地科技创新中心), 自然资源部土地整治重点实验室, 北京 100035)

**摘要:**《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》制定了未来一段时期全球范围内生物多样性保护的重要行动,包括将生物多样性及其多重价值纳入经济和社会活动的主流。中国作为联合国《生物多样性公约》(CBD)缔约方之一,在持续推进生物多样性主流化方面作出了不懈努力且成效显著。该文通过探讨解析生物多样性主流化的概念内涵,梳理总结我国生物多样性主流化的具体实践和阶段成效,对标《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》目标,围绕政府、企业、公众不同行为主体,提出新时期我国全方位推进生物多样性主流化的4个主要实施路径:(1)引入统一的行动框架;(2)发挥政府治理的主导作用;(3)联动企业采取共同行动;(4)提高公众意识以促进其广泛参与,致力于将生物多样性融入各级政府部门政策机制及社会生产生活实践活动中,为完善生物多样性治理决策提供参考。

**关键词:** 生物多样性, 价值, 主流化, 《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》, 生态系统服务

**中图分类号:** Q94 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3142(2023)08-1356-10

## Implementation path of biodiversity mainstreaming in China under the guidance of Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework

ZHANG Lirong<sup>1</sup>, LUO Ming<sup>2\*</sup>, ZHU Zhenxiao<sup>1</sup>, SUN Yuqin<sup>2</sup>, JIN Shichao<sup>1</sup>,  
YANG Chongyao<sup>2</sup>, MENG Rui<sup>1</sup>, ZHANG Lijia<sup>2</sup>

(1. Center of Biodiversity and Protected Areas, Institute of Ecological Protection and Restoration Planning, Chinese Academy of Environmental Planning, Beijing 100012, China; 2. Key Laboratory of Land Consolidation and Rehabilitation, Land Consolidation and Rehabilitation Center (Land Science and Technology Innovator Center), Ministry of Natural Resources, Beijing 100035, China)

收稿日期: 2023-05-20

基金项目: 生态环境部生物多样性保护管理专项。

第一作者: 张丽荣(1975-), 博士, 副研究员, 研究方向为生态保护与修复、生物多样性和自然保护地综合管理, (E-mail) zhanglr@caep.org.cn。

\*通信作者: 罗明, 博士, 研究员, 研究方向为基于自然的解决方案, (E-mail) luoming@lrcr.org.cn。

**Abstract:** Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework sets out key actions for biodiversity conservation worldwide in the coming period, including integrating biodiversity and its multiple values into economic and social activities. As a party to the United Nations Convention on Biological Diversity (CBD), China has made unremitting efforts to promote the biodiversity mainstreaming, integrating biodiversity conservation into top-level national decision-making and major strategic planning, and integrating it into the policies, norms and assessment mechanisms of ecological environments, natural resources and other relevant industries. Different functional departments, scientific research institutions, enterprises, social organizations and other organizations have carried out extensive and in-depth researches based on multiple aspects of biodiversity conservation and management. Benchmark the objectives of Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework and refer the advanced experience of biodiversity mainstreaming practices in other countries, we discussed and analyzed the conceptual connotation of biodiversity mainstreaming, summarized the practice and stage results of biodiversity mainstreaming in China. Then focusing on different actors including governments, enterprises and the public, we propose the implementation path of promoting biodiversity mainstreaming in an all-round way for China in the new era, including: (1) To import a consistent action framework which is mitigation protection hierarchy with four steps, contains avoidance, mitigation, recovery, and offset; (2) To give play to the leading role of government governance, and to integrate biodiversity conservation into government governance systems and industrial development layout with the help of various planning and policy tools; (3) To support enterprises to take joint actions and internalize ecological and environmental hazards into business operations which can promote sustainable production and consumption; (4) To raise public awareness to promote broad participation in biodiversity conservation, establish a system of public participation in biodiversity conservation through various publicity and education actions, to guide the public to practice a green and low-carbon lifestyle, and to translate into real benefits of biodiversity and climate mitigation and improvement. By taking the above actions, we will strive to integrate biodiversity into the policy mechanisms of government departments at all levels and social production and life practices, so as to provide references for improving biodiversity governance decisions.

**Key words:** biodiversity, value, mainstreaming, Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, ecosystem services

联合国 2019 年 5 月发布的《生物多样性和生态系统服务全球评估报告》显示,全球生物多样性下降趋势仍未得到根本改变,伴随气候危机加剧,人类赖以生存的生态产品和生态系统服务供给能力将持续受到威胁。要扭转生物多样性丧失的锐减趋势,需要全球共同采取有力行动,针对不同空间尺度采用覆盖面广且协调一致的政策解决方案 (Leclère et al., 2020; Droste et al., 2022), 包括政府、商业从业者和土地使用者等在内的行为主体均需要参与到统一减少生态环境损害以维护生物多样性所需的变革中来 (Damiens et al., 2020)。

联合国《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity, CBD) 第十五次缔约方大会 (COP15) 第二阶段会议达成《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》(Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, 简称《昆蒙框架》) 这一历史性文件, 为全球应对生物多样性丧失和生态系统服务降低提供了战略目标和解决方案。《昆蒙框架》

着眼于 2030 年和 2050 年两个阶段目标, 再次将生物多样性主流化确定为 2030 年的重要行动。中国作为 CBD 缔约方, 近十年来在推动生物多样性主流化方面作出了不懈努力, 实施了包括制定国家战略行动计划、成立中国生物多样性国家委员会、完善生物多样性保护政策标准、建立生态保护红线制度、开展全国生物物种联合执法检查等一系列举措, 但受制于生物多样性基础数据缺乏、公众对生物多样性认知度偏低以及应对生物多样性丧失机制的复杂性等众多因素, 中国在落实“爱知目标”方面与其他国家一样没有达到理想预期。在《昆蒙框架》指引下, 如何全方位推进生物多样性主流化进程仍是中国当下面临的关键挑战。本文采用文献研究、经验总结、归纳演绎等方法, 收集借鉴国内外相关研究成果, 探讨解析生物多样性主流化的内涵, 总结梳理我国生物多样性主流化实践与成效, 就新时期如何全方位推进生物多样性主流化问题提出几点建议, 以供决策参考。

## 1 生物多样性主流化释义

### 1.1 概念提出及发展

“主流化”一词通常作为动词使用,是指将某个事物、观念或行动被大多数人接受的过程,也包括将多个目标分层到单一目标的过程,在国际社会应用较为广泛。“生物多样性主流化”的表述最早源于CBD,其中第六条提出“(1)为保护和持久利用生物多样性制定国家战略、计划或方案;(2)尽可能并酌情将生物多样性的保护和持久利用纳入有关部门或跨部门的计划、方案和政策内”,旨在通过将生物多样性保护和利用纳入到国家战略或部门规划政策的制度体系中,以政府治理的方式推动生物多样性保护和可持续利用的落地和执行。

2010年,全球首个以十年为期的生物多样性保护行动计划——“爱知目标”正式通过实施,将生物多样性主流化作为全球生物多样性治理十年行动的战略目标,设定提高公众认识,将生物多样性价值纳入主流、改革奖励措施、可持续的生产和消费4个方面的具体行动目标,通过将生物多样性纳入政府决策和经济社会活动的主流,以应对生物多样性丧失(CBD,2010)。

“爱知目标”进一步扩展了主流化的实现路径,突出以提高公众认识为手段带动公众广泛参与生物多样性保护行动的目标举措,强调将生物多样性的价值与惠益加以量化评估,并酌情纳入国家和地方的发展减贫战略规划、国家核算体系以及报告系统中,同时充分考虑人类活动对生物多样性的影响,主张采取行动将生物多样性融到具体生产生活实践中。然而,联合国发布的《全球生物多样性展望》(第五版)显示,20个“爱知目标”没有一个完全实现,生物多样性主流化目标同样没有实现,主要原因是这些战略行动缺乏与国家政策机制的紧密联系,目标缺乏有力的实现路径,落实框架缺乏主流化推动,资源调动、监管、司法等能力建设保障不足,实施效果不佳,难以将生物多样性丧失和环境退化的财务成本纳入到其他部门的财务计划。

生物多样性主流化逐渐成为一项重大的全球挑战(Karlsson-Vinkhuyzen et al.,2018)。2015年,联合国承诺将遏制生物多样性的丧失作为其可持

续发展目标之一(UN,2015),2016年,COP13通过了《坎昆宣言》,重申了生物多样性主流化的重要性,该宣言再次强调,生物多样性保护必须融入各级政府和经济部门(CBD,2016),CBD190多个缔约方承诺加大努力,将生物多样性纳入其林业、农业、渔业、旅游等部门的政策。2018年召开的COP14通过《沙姆沙伊赫宣言》(CBD,2018),进一步扩大了生物多样性主流化的部门范围,指出应在能源、基础设施、制造加工等部门实现政策主流。

《昆蒙框架》进一步整合细化了主流化和保障框架执行的工具方案,确立的23个行动目标中,涉及主流化与执行工具的行动目标有10个(行动目标14-23),涵盖将生物多样性纳入政府决策、促进可持续生产、推动可持续消费、提升生物安全措施能力、改革激励措施、创新投融资机制、推动科技创新和能力建设、促进公众参与、尊重少数民族和地方社区意愿以及确保性别平等相关内容(CBD,2022)。此外,行动目标12也提出,通过将生物多样性保护与可持续利用纳入主流,改善城市生态系统功能,保护生物多样性进而增加人类福祉。可以看出,框架设定的行动目标既有雄心又具体务实,又有助于充分调动政府和社会各方面资源力量,指导全球采取一致行动,共同建设人与自然和谐共生的地球生命共同体。

CBD各缔约方在探索主流化的路径和工具方面做了大量努力和尝试,积累了丰富经验。例如,越南建立了有助于主流化的促进机制,实行红树林共同管理政策,调动当地渔民和政府资源形成合力,并在认证棕榈油和发展海洋渔业中建立信任互惠关系;南非和哥斯达黎加得益于极高的生物多样性水平,通过积极的主流化,搭建民主、透明的治理体系,吸引了投资者的关注和支持,获得长期的资金保障(Huntley,2014),表明主流化战略需要将自然保护政策与强有力的政治推动相结合才能发挥实效(Karlsson-Vinkhuyzen et al.,2018)。过去一段时期,全球渔业部门注重加强与生物多样性保护领域的融合,积极寻求共同点和一致性,促进政策和行动方面的跨部门机构合作,推动生物多样性主流化和发展合作取得显著成效,因此,加强沟通促进跨部门的协作被认为是推动生物多样性主流化成功的关键因素。

与此同时,部分国家和地区在推进主流化过程

中面临机制和工具有待完善的现实问题。英国逐步将生物多样性纳入空间规划政策的主流,强调自然作为一种不可替代的资产,对自然保护地实行传统的分级差异化管理,对更广泛的农村和城市地区则实施基于净收益、缓解、抵消的生态系统服务、绿色基础设施等政策工具(Wilson, 2023),但这种差异化的管控政策使得生物多样性保护责任主要依赖地方政策工具,倘若缺乏有效的监管,可能导致自然“可替代性”的紧张关系。在生物多样性极其丰富的发展中国家刚果民主共和国,人口高度依赖自然资源维持生计。刚果民主共和国探索将生物多样性与环境评估工具有效结合,但面临缓解措施中生物多样性基线数据较少、数据的分类标准参差不齐等挑战(Hugé et al., 2020)。印度将生物多样性纳入传统的农业生产景观,以促进农业生物多样性的保护和可持续利用,但结果显示,自上而下的决策制度对促进印度传统农业领域实现可持续发展的积极效果十分有限,而农民在参与生物多样性管理、维护可持续发展利用方面的经验知识则至关重要(Bisht et al., 2020)。总体而言,全球主流化仍然面临着诸多障碍,主要表现为严重缺乏财政资源和知识认知,直接影响和阻碍了发展中国家和转型经济体的保护计划。

### 1.2 内涵解析

2007年,全球环境基金(Global Environment Facility, GEF)和联合国环境规划署(UN Environment Programme, UNEP)(2007)首次联合提出生物多样性主流化的定义,将对生物多样性的关注与保护有关行动纳入不同经济部门和发展计划的过程称为“生物多样性主流化”。继2010年“爱知目标”再次提出推动生物多样性主流化后,国内外关于生物多样性主流化的研究明显增加,研究人员及政策制定者逐渐认识到,从源头上缓解影响生物多样性的直接压力和驱动因素对阻止生物多样性丧失至关重要,而这些压力往往来自农业、林业、渔业等高度依赖生物资源的经济活动。Huntley和Redford(2014)进一步拓展主流化的范围且更加关注生物多样性的可持续利用,将生物多样性主流化定义为“将生物多样性纳入影响或依赖生物多样性的主要公共和私营主体的战略、政策和实践中,以促进生物多样性保护与可持续利用的过程”。张凤春等(2015)综合前期各方研究,结合中国实际将其定义为“将生物多样性纳

入到国家或地方政府的政治、经济、社会、军事、文化及环境保护等经济社会发展建设主流的过程,也包括纳入到企业、社区和公众生产与生活的过程”,认为实现主流化的途径包括将生物多样性纳入政府决策,也包括纳入企业的规划、建设与生产过程以及社区的建设与公众的日常生活等。

《昆蒙框架》关于主流化的行动目标全面覆盖政府、企业、公众不同行为主体,强调以制度调控为主导,将高层级目标转化为全社会多尺度包容性的具体行动。为有效的生物多样性保护创造实施条件是实施主流化的重要前提包括设立职能机构、充足的资金保障以及指导有效的生物多样性保护行动的必要知识等赋能条件(Milner-Gulland et al., 2021)。此外,一些生物多样性治理的总体原则逐渐成为全球主流,如无净损失、缓解层次、允许第三方提供补偿资金池或银行方法,以及关注对保护区的损害赔偿等(Droste et al., 2022)。

总体而言,生物多样性主流化可以理解为将生物多样性纳入国家和地区经济社会发展的主流和广泛生产生活实践的过程。其试图解决的问题本质依然是保护与发展的矛盾,避免先破坏后保护,使生物多样性保护与经济发展得以同频共振,其核心在于政府发挥主导作用将生物多样性纳入国家治理体系,构建全社会共同参与的生物多样性保护行动框架,推动将生物多样性保护落实到各行各业生产和公众生活的实践中。

生物多样性主流化之所以备受国际社会的关注和重视,是因为推动主流化可以为生物多样性保护与可持续利用提供有利的政策环境,是《昆蒙框架》其他行动目标得以实现的重要基石,是有力调动各部门资源和利益攸关方的制度保障,是带动企业、机构、社会组织和公众共同参与生物多样性保护的必要手段。

## 2 中国生物多样性主流化的实践与成效

中国自签署CBD以来,在推进生物多样性主流化方面做了许多探索和努力,主要表现为政府主导、其他行为体有限参与的行动特点,涵盖将生物多样性纳入国家战略决策和规划计划、各部门政策机制、科学研究报告等层面,有效促进了生物

多样性保护与经济社会的协同发展。

## 2.1 将生物多样性保护纳入国家顶层决策和重大战略规划计划

自党的十八大以来,中国生态文明建设加速推进,生物多样性保护作为生态文明建设的重要内容,被多次纳入党代会报告及决议中。党的十八大报告中明确提出,“要实施重大生态修复工程,保护生物多样性”,首次将生物多样性保护任务纳入党的代表大会报告中。党的十八届三中全会报告确立了创新建立国家公园体制的战略任务。党的十九大报告明确提出“加大生态系统保护力度”,要求实施重要生态系统保护和修复重大工程,优化生态安全屏障体系,构建生态廊道和生物多样性保护网络,提升生态系统质量和稳定性。党的十九届六中全会决议再次强调要建立以国家公园为主体的自然保护地体系,加大生态系统保护和修复力度,加强生物多样性保护。党的二十大报告指出,人与自然和谐共生是中国式现代化的基本特点之一,要求“提升生态系统多样性、稳定性和持续性,加快实施重要生态系统保护和修复重大工程,实施生物多样性保护重大工程”,为新时代生物多样性保护工作提供行动指南。

近10年来,中国先后颁布和修订了《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国草原法》《中华人民共和国环境影响评价法》《中华人民共和国野生动物保护法》等20多部法律法规,均涉及生物多样性保护与可持续利用相关内容,初步建立了以生态环境和自然资源保护管理为主体的生物多样性法律法规体系。其中,2014年修订的《中华人民共和国环境保护法》,增加了“保护生物多样性”“防止对生物多样性的破坏”等要求;2022年新修订的《中华人民共和国野生动物保护法》,进一步加强了对野生动物栖息地的保护,并细化了野生动物种群调控措施。此外,我国还颁布实施了《中华人民共和国自然保护区条例》《中华人民共和国野生植物保护条例》《中华人民共和国濒危野生动植物进出口管理条例》《农业转基因生物安全管理条例》《规划环境影响评价条例》等相关条例。2021年,中国发布《中国的生物多样性保护》白皮书,全面总结生物多样性治理的举措和成效;出台《关于进一步加强生物多样性保护的意見》,成为全面推进中国生物多样性保护工作的纲领性文件。

自签署CBD以来,我国逐步将生物多样性保护上升为国家战略,纳入国民经济和社会发展第十二个、第十三个和第十四个五年规划和远景规划纲要中,要求实施生物多样性保护重大工程,构筑生物多样性保护网络。2011年,中国成立生物多样性保护国家委员会,统筹协调全国生物多样性保护工作,指导“联合国生物多样性十年中国行动”,发布并实施首个十年为期的《中国生物多样性保护战略与行动计划(2011—2030年)》,标志着中国生物多样性战略的正式确立。在统一的国土空间规划体系下,保护生物多样性既是优化生态保护空间的核心目标,又是实施山水林田湖草沙一体化保护修复的关键行动,被纳入各级国土空间规划及国土空间生态保护修复的规划中。

我国持续优化国土空间开发保护格局,创新生态空间保护模式,将生态功能极重要区和生态环境极敏感区划入生态保护红线,实施严格保护,并逐步建立以国家公园为主体的自然保护地体系,强化自然生态系统结构功能的完整性和关键地区的生物多样性保护,为全球生物多样性保护提供创新解决方案。2020年,《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划(2021—2035年)》印发实施,确定了“到2035年,以国家公园为主体的自然保护地占陆域国土面积18%以上,濒危野生动植物及其栖息地得到全面保护”的远景目标,并出台自然保护地建设及野生动植物保护重大工程建设规划等9个专项规划,全面布局未来一段时期重要生态系统和物种保护的目标任务。

各省(市、区)积极推进生物多样性在地方层面的主流化,将生物多样性纳入不同层级发展规划和空间规划,并出台省市级生物多样性保护战略行动计划,为各地生物多样性保护工作明确了行动方向。

## 2.2 生物多样性融入部门政策规范和考核机制

生态环境部门持续完善生物多样性调查监测、监管执法、评价考核等标准规范,先后出台《区域生物多样性评价标准》《县域生物多样性调查与评估技术规范》《生物多样性观测技术导则》等技术规范,发布实施《区域生态质量评价办法(试行)》,首次将生物多样性纳入区域生态质量综合评价体系。发布《“十四五”生态保护监管规划》《自然保护地生态环境监管工作暂行办法》《生态保护红线生态环境监督办法(试行)》等政策文件,

强化全国重要生态系统和生物多样性的保护与监督。纳入国家战略和环境影响评价制度,出台《环境影响评价技术导则 生态影响》等标准规范,将生物多样性的影响作为规划环评和项目环评的重要内容,从源头预防生物多样性丧失及治理生态系统服务功能退化。

在大力推进生态文明建设的总体形势下,自然生态系统与生物多样性保护相关指标被逐步纳入各级政府各部门考核制度中。2016年,国家出台《绿色发展指标体系》《生态文明建设考核目标体系》,将林草覆盖、湿地保护、自然保护区等内容列为生态保护考评指标。衔接生态文明示范创建等工作的开展,诸多创建地区将重要物种保护、生态保护红线、自然保护地等相关指标作为建设目标,并纳入政府绩效考核内容。2022年,江苏省部署构建生物多样性保护成效考核指标体系,将生物多样性保护成效作为党政领导班子和领导干部综合考核评价及责任追究、离任审计的重要参考,对造成生态环境和资源严重破坏的实行终身追责。

探索将生物多样性纳入产业绿色转型机制,践行“绿水青山就是金山银山”理念,建立绿色低碳循环发展经济体系,减少对生物多样性的负面影响。我国依托发展生态种植和生态养殖等产业,将生物多样性保护与乡村振兴战略协同推进,促进林草、农业畜牧、水产等生物种质资源可持续经营,推进自然资源资产确权登记、有偿使用等制度,推进绿色食品、有机农产品、森林生态标志产品、可持续水产品等绿色产品认证,实施特许猎捕证制度、采集证制度、驯养繁殖许可证制度等重点野生动植物利用管理制度,促进生物多样性保护与可持续利用(中华人民共和国国务院新闻办公室,2021)。采取基于生态系统的海洋综合管理,实施一系列资源养护政策和措施,加强水生生物保护,可持续利用现有渔业资源。此外,我国还大力推动建立生态产品价值实现机制,探索政府主导、企业和社会各界参与、市场化运作、可持续的生态产品价值实现路径,完善横纵向生态补偿机制,促进地区间、产业间均衡发展(薛达元,2020)。

### 2.3 生物多样性科学研究得到多方支持

生物多样性保护离不开科学研究技术力量的支持。我国陆续发布两期《中国生物多样性国情研究报告》,其中第二期报告对我国生态系统多样

性价值进行评估,结果显示,全国生态系统多样性每年产生的总价值约 87 万亿元(高吉喜等,2018)。此外,不同职能部门、科研机构、企业、社会团体等组织机构,立足生物多样性保护管理的多个方面开展了广泛深入的研究,推动生物多样性科学研究及应用取得新进展。2022年12月,最高人民法院发布《中国生物多样性司法保护》报告,揭示了2013年以来各级人民法院共审结涉及生物多样性保护一审案件 18.2 万件,涉及中华鲟、藏羚羊、红豆杉等中国特有野生物种和穿山甲、噬人鲨、珊瑚等全球珍稀濒危物种。部分组织机构以助力生物多样性主流化为目标,就企业生物多样性保护开展专项研究,发布《企业生物多样性信息披露研究》《企业生物多样性压力评估报告 2021》等,为投融资支持生物多样性保护探索解决方案,越来越多的企业和社会组织开启了促进生物多样性保护与发展的协同行动。

## 3 新时期全方位推进生物多样性主流化的建议

### 3.1 引入统一的行动框架

推进生物多样性主流化的最大障碍是缺乏一个系统可行的可供所有规模和行为体使用的一致性框架。Milner-Gulland 等(2021)提出减缓保护层级(Mitigation and Conservation Hierarchy, MCH)概念框架,即包括具体的生物多样性影响缓解措施,也包括实现生物多样性净收益所需的广泛行动,包括避免、缓解、恢复和抵消生物多样性影响 4 个循序渐进的步骤。MCH 框架以建立完善生物多样性影响的缓解层次结构为出发点,以实现生物多样性整体“无净损失”或“净收益”为目标,强调通过增加保护等级来增强已确立的缓解等级,以迭代方式解决人类发展活动造成的生物多样性损失问题。在这 4 个步骤的层次结构中,优先考虑生物多样性风险较低的选项,尽可能减轻开发项目对生物多样性的直接影响。框架支持将生物多样性纳入主流,其中包括核算要素(生物多样性损失和实现净收益)和将其纳入主流的问责要素(责任分配)。

其中,缓解是指将有害的生物多样性影响最小化,而抵消是指对破坏的栖息地进行补偿或替

表 1 减缓保护层级概念框架

Table 1 Mitigation and conservation hierarchy conceptual framework

步骤 Procedure	行动示例 Action sample
第一步: 维护生物多样性, 避免负面影响 Step 1: retain biodiversity, avoid negative impacts	生态保护红线; 自然保护地保护与管控; 湿地保护; 禁渔禁捕计划; 限制某些脆弱物种的国际贸易; 建立地方品种/传统牲畜品种基因库; 避免对完整生态系统的破坏; 防控外来入侵物种 Ecological red lines; protection and control of protected natural areas; wetland protection; no-fishing plan; restrictions to international trade in certain vulnerable species; gene banks for landraces/traditional livestock breeds; avoiding damage to intact ecosystems; biosecurity to prevent introduction or establishment of invasive alien species
第二步: 最小化和减缓影响 Step 2: minimize and reduce impacts	农业环境保护计划, 发展农林和非集约化转型农业, 减少农药和化肥使用; 从对初级原材料的依赖转向通过循环流程生产的产品; 减少对不可持续的野生动植物产品的需求; 控制或管理外来入侵物种的影响 Agri-environment protection schemes, develop agroforestry and nonintensive shifting agriculture, reduce the use of pesticides and fertilizers; shifting from reliance on virgin raw materials toward products that are produced via circular processes; demand reduction for unsustainable wildlife products; control or management of the impacts of invasive alien species
第三步: 恢复和补救影响 Step 3: restore and remediate impacts	物种就地和迁地保护; 恢复退化生态系统; 绿化造林; 化学净化控制污染; 根除外来入侵物种; 更好的副渔获物处理和放生做法 Species conservation translocations; degraded ecosystem restoration; reforestation; chemical decontamination; invasive alien species eradication; better bycatch handling and release practices
第四步: 更新生物多样性, 抵消影响以实现整体生物多样性的“无净损失”或“净收益” Step 4: renew biodiversity, offset any residual impact to achieve “no net loss” or “net gain” of biodiversity overall	以保护为目的的物种引进(包括辅助引进和生态替代); 再野化; 重建生态系统; 绿化城市和社区; 发展可持续消费创新技术和制度 Species introductions for conservation purposes (including assisted colonization and ecological replacements); rewilding; ecosystem creation; greening cities and urban areas; developing innovative technologies and systems to enable sustainable consumption

代。生物多样性缓解和抵消的论点是基于污染者付费原则(DEFRA, 2014)。净收益意味着开发后被取代的生物多样性的“存量”高于开发前(Sullivan & Hannis, 2015; Apostolopoulou & Adams, 2019)。抵消和净收益被描述为一种全面的“全覆盖”方法, 以管理更广泛的农村和城市地区的发展对自然保护和景观的影响(Albrecht et al., 2014), 而这一行动目标极具挑战性。MCH 概念框架为政府部门提供了一个相对灵活的行动指引, 可以帮助制定和确定能够同时实现多项政策目标的两项行动, 以及政策目标可能相互冲突时的权衡, 比如与其他公约的目标衔接, 同时提供了较为直观的投入经济成本的比较, 在 4 个步骤中可以优先选择最低的成本以达到理想的养护效益的管理策略。同时, MCH 概念框架可以帮助企业了解其经营生产对自然的影响, 并探索减轻这种影响的方法途径; 支持个人了解自

己生活方式的影响, 以引导选择潜在的低影响替代方案, 对生物多样性保护作出力所能及的贡献。

### 3.2 发挥政府治理的主导作用

根据 CBD 的界定, 生物多样性主流化以政府层面为主导。推动生物多样性战略层面的主流化, 出台实施未来十年国家生物多样性战略与行动计划(National Biodiversity Strategy and Action Plan, NBSAP)是当前最为重要且迫切的行动。立足国情实际科学制定避免、减缓或恢复生物多样性的治理目标, 全面布局新时期我国生物多样性保护重大工程, 使国家行动目标与全球目标保持一致, 真正参与到全球协同行动中。

将生物多样性纳入各级政府和部门发展规划与国土空间规划, 参考 MCH 概念框架, 推进生态保护红线、自然保护地等重要生态空间的可持续管理, 通过严格保护避免生物多样性丧失。对保

护地以外的其他区域,采取基于自然的解决方案(Nature-based Solution, NbS)以及有效的基于区域的保护措施(Other Effective area-based Conservation Measures, OECMs)等生物多样性低影响方案,恢复城镇和农业空间的生物多样性。

将生物多样性纳入农业、林业、渔业、能源等经济部门政策的主流(Whitehorn, 2019)。重视生物多样性价值的评估与转化,推动自然资本核算和研究,开发工具、准则和方法支持政府决策,改进现有政策的执行,开展生物多样性评估并形成报告以指导决策,提升生物多样性保护监管能力,完善生物技术环境安全管理机制,推动公正公平分享利用生物遗传资源及相关传统知识所产生的惠益。

促进生物多样性治理与应对气候变化、粮食安全、乡村振兴等战略的协同增效,全面应对生物多样性丧失、气候变化、环境污染等多重挑战。紧密结合战略规划环境评价和项目环境影响评价等政策工具,完善战略规划及项目实施对生物多样性造成的影响评价标准和机制,从源头上防控生物多样性丧失及生态系统服务功能退化。持续完善充分反映市场供求和资源稀缺程度的估值技术标准,建立生物多样性和生态系统服务综合损益及损害评价标准,为政府决策和执行提供科学依据和技术支撑。

完善生物多样性行政执法监管,确保野生物种的使用、收获和交易的可持续性、安全性和合法性,防范因过度开发、非法市场交易等造成的生物安全风险。建立国家生物多样性信息数据库,打破信息壁垒,构建便捷高效的信息共享平台。设立反映自然资源价值的投资基金,用好生物多样性治理基金,将生物多样性保护成效作为生态保护修复领域资金支持、政府绩效考核、自然资源资产离任审计和责任追究的重要依据,探索实施生物多样性补偿机制。

### 3.3 联动企业采取共同行动

据统计,全球一半的 GDP 适度或高度依赖于自然(WEF & PwC, 2020),许多商业活动的生产经营通过直接或间接地利用生态系统服务或其供应链创造价值,而企业非科学的生产经营活动会造成生物多样性的破坏。将生物多样性纳入商业决策的主流,是促进经济社会可持续发展的重要基础。制定统一的生物多样性保护行动框架,减轻

商业活动造成的生物多样性风险或影响,为采用可持续的管理创造系统和持久的经济激励措施,通过将生物多样性纳入商业决策,把生态环境危害内部化为企业经营,将在生物多样性保护方面发挥重要作用(Herity et al., 2018)。

企业通过制定内部生物多样性保护行动计划,将生物多样性保护纳入企业决策,评估衡量企业在采购、生产、经营等环节的活动可能对生物多样性产生的影响包括风险和依赖,针对性设定有时限、可量化、可操作的行动目标,采取减缓影响和积极的保护行动,并将评估结果纳入其社会责任报告或以信息披露的形式向社会公开,有助于展示企业对生物多样性保护行动目标的支持和贡献。企业内部的协调管理机制直接关系保护生物多样性的执行能力,尽可能减少与生物多样性和生物安全相关的行动风险,实现在原材料开采、生产、产品供应及使用处置等整个链条的可持续性。

MCH 概念框架为企业提供了一种全面考虑总体影响的手段,并支持分析不同层级影响的行动带来的投资回报。在环境影响评价、产品环境认证和环境损害赔偿等制度中考虑项目全产业链、全产品周期的生物多样性和生态系统服务的可能影响,减少企业经济活动的环境外部性,同时确保受损的生物多样性和生态系统服务得到补偿(徐靖等, 2022)。

充分发挥金融部门在推动生物多样性友好融资的主流化和减少生物多样性损害的资金流动方面的关键作用,将资金投入 to 能够带来经济和生态双重效益的生物多样性投资中。持续健全生物多样性财税制度,开发生物多样性信贷、债券、行业基金等市场金融交易机制,拓宽全社会广泛参与生物多样性保护与可持续利用的渠道。

### 3.4 提高公众意识以促进广泛参与

生物多样性主流化离不开公众的支持参与,《昆蒙框架》行动目标 21 明确要求确保公众能够及时获取生物多样性相关数据、信息和知识,并要求加强传播,提高认识、教育、监测、研究和知识管理,在个人选择与生物多样性治理的雄心目标之间建立明确的联系,提高公众对人与自然和谐共生美好愿景的认识,激励全社会共同参与行动。

提高公众意识是公众参与的前提,政府或企业关于生物多样性信息的宣传是公众参与的必要条件。开展生物多样性保护相关法律法规、科学

知识、典型案例、重大项目成果等宣传普及,定期发布生物多样性状况公报,保障公众知情权,发挥公众的监督作用。拓宽生物多样性保护宣传渠道,让生物多样性保护以科技、网络、艺术等贴近生活的方式进入公众生活,传达新理念新知识,提高民众的参与度。建立公众参与生物多样性保护的制度,使公众和社会团体通过规范化的程序表达意见,为生物多样性保护与可持续利用重大决策贡献力量。

将意识付诸行动,践行绿色低碳的生活方式是公众参与的核心。MCH 概念框架为公众建立生物多样性友好的生活方式提供了直观的选择,避免高影响的消费行为和对回收的依赖,因为回收并没有完全关闭产品生命周期的循环(Sandin & Peters, 2018)。以公众对生物多样性保护的正向支持行动带动企业在生产经营方面的变革转型,并推动将公众绿色低碳的生活方式转化为生物多样性和气候减缓改善的实际效益。

新冠疫情在全球的大流行向人类发出警示,生态和生物安全关系人类福祉,正确处理人与自然的的关系,将生物多样性纳入各级政府和部门的决策主流意义重大。《昆蒙框架》的确立,为生物多样性主流化提供了雄心且务实的行动目标,MCH 概念框架为支持将生物多样性纳入主流提供了一个系统的可供各类行为体共同使用的行动框架。围绕避免-减缓-恢复-抵消生物多样性影响四个层级,我国也采取了推进主流化的诸多行动,但仍面临认识不足、财政资源短缺、技术方法有限等多方面挑战。生物多样性主流化是实现《昆蒙框架》2030 年和 2050 年愿景目标的关键,各级政府和部门、企业、公众全面参与到生物多样性治理行动中来仍存在诸多限制性因素,亟须建立有效的保障机制为《昆蒙框架》执行提供有力的政策保障,完善生物多样性法规、政策、规划、技术体系,突破在财政资源、认知、分散决策等多方面的障碍,调动整个政府和全社会的资源力量共同行动、通力合作,推动我国生物多样性走上恢复之路,通向人与自然和谐共生的美好未来。

#### 参考文献:

ALBRECHT A, SCHUMACHER J, WENDE W, et al., 2014. The German impact-mitigation regulation — A model

for the EU's no-net-loss strategy and biodiversity offsets? [J]. *Environ Policy Law*, 44(3): 317-325.

APOSTOLOPOULOU E, ADAMS WM, 2019. Cutting nature to fit: Urbanization, neoliberalism and biodiversity offsetting in England [J]. *Geoforum*, 98: 214-225.

BISHT IS, RANA JC, YADAW R, et al., 2020. Mainstreaming agricultural biodiversity in traditional production landscapes for sustainable development: The Indian scenario [J]. *Sustainability*, 12(24): 10690.

CBD (Convention on Biological Diversity), 2010. The strategic plan for biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets [R]. Nagoya, Japan: CBD.

CBD (Convention on Biological Diversity), 2016. The Cancun declaration on mainstreaming the sustainable use and conservation of biodiversity for well-being [R]. Cancun, Mexico: CBD.

CBD (Convention on Biological Diversity), 2018. Mainstreaming of biodiversity in the energy and mining, infrastructure, manufacturing and processing sectors [R]. Sharm El-Sheikh, Egypt: CBD.

CBD (Convention on Biological Diversity), 2022. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework [R]. Montreal: CBD.

DAMIENS FLORENCE LP, PORTER L, GORDON A, 2020. The politics of biodiversity offsetting across time and institutional scales [J]. *Nat Sustain*, 4(2): 170-179.

DEFRA (Department for Environment, Food & Rural Affairs), 2014. Review of biodiversity offsetting in Germany [R]. London: DEFRA.

DROSTE N, ALKAN OJ, HANSON H, et al., 2022. A global overview of biodiversity offsetting governance [J]. *J Environ Manag*, 316: 1-15.

GAO JX, XUE DY, MA KP, 2018. China's biodiversity: A country study [M]. Beijing China Environmental Publishing Group: 530. [高吉喜, 薛达元, 马克平, 2018. 中国生物多样性国情研究 [M]. 北京: 中国环境出版集团: 530.]

GEF (Global Environment Facility), UNEP (UN Environment Programme), 2007. Mainstreaming biodiversity into sectoral and cross-sectoral strategies [R]. Plans and Programmes. Module B-3 Version 1.

HERITY J, MELANSON R, RICHARDS T, et al., 2018. Global business practices for mainstreaming biodiversity [J]. *Biodivers*, 19(3/4): 20.

HUGÉ J, BISTHOVEN LJD, MUSHIETE M, et al., 2020. EIA-driven biodiversity mainstreaming in development

- cooperation: Confronting expectations and practice in the DR Congo [J]. *Environ Sci Policy*, 104: 107–120.
- HUNTLEY BJ, REDFORD KH, 2014. Mainstreaming biodiversity in practice: A STAP advisory document [R]. Washington, DC: Global Environment Facility.
- HUNTLEY BJ, 2014. Good news from the South: Biodiversity mainstreaming — A paradigm shift in conservation? [J]. *S Afr J Sci*, 110(9/10): 1–4.
- KARLSSON-VINKHUYZEN S, BOELEEE E, COOLS J, et al., 2018. Identifying barriers and levers of biodiversity mainstreaming in four cases of transnational governance of land and water [J]. *Environ Sci Policy*, 85: 132–140.
- LECLÉRE D, OBERSTEINER M, BARRETT M, et al., 2020. Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy [J]. *Nature*, 585: 551–556.
- MILNER-GULLAND EJ, ADDISON P, ARLIDGE WILLIAM NS, et al., 2021. Four Steps for the Earth: mainstreaming the post-2020 global biodiversity framework [J]. *One Earth*, 4(1): 75–87.
- WHITEHORN PR, NAVARRO LM, MATTHIAS S, et al., 2019. Mainstreaming biodiversity: A review of national strategies [J]. *Biol Conserv*, 235: 157–163.
- SANDIN G, PETERS GM, 2018. Environmental impact of textile reuse and recycling — A review [J]. *J Clean Prod*, 184: 353–365.
- SULLIVAN S, HANNIS M, 2015. Nets and frames, losses and gains: value struggles in engagements with biodiversity offsetting policy in England [J]. *Ecosyst Serv*, 15: 162–173.
- The State Council Information Office of the People's Republic of China, 2021. White Paper on Biodiversity Conservation [EB/OL]. Beijing. [中华人民共和国国务院新闻办公室, 2021. 中国生物多样性保护白皮书 [EB/OL]. 北京]. <http://www.scio.gov.cn/ztk/dtzt/44689/47139/index.htm>.
- UN (United Nations), 2015. Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development [R]. New York: UN, 2015.
- WEF (World Economic Forum), PwC (Price waterhouse Coopers), 2020. Nature Risk Rising: Why the Crisis Engulfing Nature Matters for Business and the Economy [R]. Davos, Switzerland: WEF and PwC.
- WILSON O, 2023. Putting nature centre stage? The challenges of 'mainstreaming' biodiversity in the planning process [J]. *J Environ Plan Manag*, 66(3): 549–571.
- XU J, WANG JZ, LI JS, 2022. Progress, approaches and suggestions of business participation in biodiversity mainstreaming [J]. *Biodivers Sci*, 30(11): 22078. [徐靖, 王金洲, 李俊生, 2022. 商业界参与生物多样性主流化的进展、路径与建议 [J]. *生物多样性*, 30(11): 22078.]
- XUE DY, 2020. Chinese wisdom in global biodiversity conservation [J]. *Econom Guide Sustain Dev*, 10: 25–28. [薛达元, 2020. 全球生物多样性保护中的中国智慧 [J]. *可持续发展经济导刊*, 10: 25–28.]
- ZHANG FC, LIU WH, LI JS, 2015. China biodiversity mainstream status and countermeasures [J]. *J Environ Sustain Dev*, 40(2): 13–18. [张凤春, 刘文慧, 李俊生, 2015. 中国生物多样性主流化现状与对策 [J]. *环境与可持续发展*, 40(2): 13–18.]

(责任编辑 李 莉 王登惠)

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202303051

罗明, 张丽荣, 杨崇曜, 等, 2023. 利用基于自然的解决方案促进生物多样性保护 [J]. 广西植物, 43(8): 1366–1374.  
LUO M, ZHANG LR, YANG CY, et al., 2023. Utilizing Nature-based Solutions to promote biodiversity conservation [J].  
Guihaia, 43(8): 1366–1374.



## 利用基于自然的解决方案促进生物多样性保护

罗明<sup>1</sup>, 张丽荣<sup>2\*</sup>, 杨崇曜<sup>1</sup>, 朱振肖<sup>2</sup>, 孙雨芹<sup>1</sup>,  
孟锐<sup>2</sup>, 张丽佳<sup>1</sup>, 王君<sup>2</sup>, 刘艳书<sup>1</sup>

( 1. 自然资源部国土整治中心 (自然资源部土地科技创新中心), 自然资源部土地整治重点实验室, 北京 100035;  
2. 生态环境部环境规划院, 生态保护修复规划研究所, 生物多样性与自然保护地研究中心, 北京 100012 )

**摘要:** 生物多样性丧失是当今人类面临的重要危机之一, 在以“爱知目标”为代表的生物多样性保护目标均未实现的背景下, 如何推进变革性转型以遏制和扭转生物多样性丧失趋势成为当务之急。基于自然的解决方案(NbS)因其坚持整体性、系统性、多样性、稳定性、可持续性、权衡性和包容性等原则, 成为应对全球危机的重要途径。该文通过分析机理和功能层面生物多样性和NbS的关系, 阐明了NbS利用恢复生态系统的复杂性和营养级来指引生物多样性保护的路径, 提出了利用NbS促进生物多样性保护的双重内涵, 一是以提升生态系统多样性、稳定性、持续性为目标, 二是利用自然生态过程。在建立NbS和生物多样性关联认知的基础上, 该文进一步梳理了NbS的概念内涵与生物多样性保护目标的一致性, 以及NbS在生态空间、农业空间、城镇空间对生物多样性保护的相关方法, 归纳了NbS促进生物多样性的国内外实践案例, 讨论了NbS协同促进生物多样性保护、应对气候变化和可持续发展的多重效益, 展望了NbS纳入生物多样性保护战略规划的前景, 以期为促进《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》等框架履约、推进NbS在生物多样性保护主流化提供参考。

**关键词:** 基于自然的解决方案, 生物多样性保护, 生态系统过程, 复杂性, 营养级  
**中图分类号:** Q94   **文献标识码:** A   **文章编号:** 1000-3142(2023)08-1366-09

## Utilizing Nature-based Solutions to promote biodiversity conservation

LUO Ming<sup>1</sup>, ZHANG Lirong<sup>2\*</sup>, YANG Chongyao<sup>1</sup>, ZHU Zhenxiao<sup>2</sup>, SUN Yuqin<sup>1</sup>,  
MENG Rui<sup>2</sup>, ZHANG Lijia<sup>1</sup>, WANG Jun<sup>2</sup>, LIU Yanshu<sup>1</sup>

( 1. Key Laboratory of Land Consolidation and Rehabilitation, Land Consolidation and Rehabilitation Center (Land Science and Technology Innovation Center), Ministry of Natural Resources, Beijing 100035, China; 2. Center of Biodiversity and Protected Areas, Institute of Ecological Protection and Restoration Planning, Chinese Academy of Environmental Planning, Beijing 100012, China )

收稿日期: 2023-04-30

基金项目: 国家重点研发计划项目(2022YFE0209400)。

第一作者: 罗明(1962-), 博士, 研究员, 研究方向为基于自然的解决方案, (E-mail) luoming@lrcr.org.cn。

\*通信作者: 张丽荣, 博士, 副研究员, 研究方向为生态保护与修复、生物多样性和自然保护地综合管理, (E-mail) zhanglr@caep.org.cn。

**Abstract:** Biodiversity loss is one of the major crises facing humanity today, and with none of the biodiversity targets represented by the Aichi Biodiversity Targets being met, there is an urgent need to promote transformative change to halt and reverse the trend of biodiversity loss. Nature-based solutions (NbS) have emerged as an important way to address the global crisis due to its inherent principles involving holistic and systemicness, diversity, stability, sustainability, trade-offs, and compatibility. The relationship between biodiversity and NbS is analyzed from a mechanistic and functional perspective, and the pathway of NbS as a proxy for biodiversity conservation is revealed by restoring of ecosystem complexity and trophic levels to put nature on the path. We here propose the dual intensions of promoting NbS for biodiversity conservation, as (1) the goal aimed at enhancing diversity, stability, and sustainability of ecosystem, and (2) the tool involves use natural processes. Based on the above understanding of the link between NbS and biodiversity, this paper further compares the conceptual connotation of NbS with the consistency of biodiversity conservation, as well as the NbS methods for biodiversity conservation including natural, agricultural and urban area. Practical cases of NbS for biodiversity conservation or synergy of NbS for biodiversity are summarized in align with differentiated typical ecosystems. The multiple benefits of NbS for biodiversity conservation, climate change and sustainable development are discussed. The vision of integrating NbS into strategic planning for biodiversity conservation is presented to provide a reference for promoting the implementation of Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework and the mainstreaming of NbS in biodiversity conservation.

**Key words:** Nature-based Solutions(NbS), biodiversity conservation, ecosystem process, complexity, trophic levels

生物多样性是生态系统健康和恢复力的关键决定因素,生物多样性及其提供的惠益事关地球健康、人类福祉以及可持续发展(任海和郭兆晖, 2021)。生物多样性的物种库和栖息地的异质性能促进多种生态系统服务,对于维持生态系统的健康和功能至关重要(Le Provost et al., 2022)。生物多样性服务于人类福祉的同时,也不断受到人类的改变。特别是进入“人类世”(Anthropocene)以来,人类活动规模和强度不断增加,对生物多样性和全球生态系统的组成、结构和功能都产生了极大的影响(Steffen et al., 2007)。由于以自然生境转为农业和林业用地而导致的生境损失和退化为代表的人类压力,生物多样性正在迅速减少。生物多样性和生态系统服务政府间科学政策平台(Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES)报告指出,生物多样性正在以比人类历史上任何时候都快的速度下降,全球有 100 万种动植物正在受到威胁或即将消失。就陆地和淡水生态系统而言,土地用途改变是 1970 年以来对自然的相对负面影响最大的直接驱动因素,其次是直接利用(IPBES, 2018)。

为了遏制和扭转当今生物多样性丧失的趋势,全球开展了以联合国《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity, CBD)为引领的一系列生物多样性保护行动,虽然取得了一定的

成效,但距离设想的有效保护目标仍然存在着相当大的差距(CBD, 2020)。全球生物多样性保护的努力依然不足,亟须探索一条变革性转型之路(Stokstad, 2020)。

近年来,基于自然的解决方案(Nature-based Solution, NbS)逐渐成为国际社会广泛认同的应对一系列环境和社会挑战的重要途径。NbS 以自然做功,对自然和人工生态系统开展保护、养护、恢复和可持续管理,在应对多种社会挑战的同时,提升人类福祉和生物多样性。NbS 既可通过保护、养护、管理、恢复行动提高其物种及其栖息地的健康、范围和连通性直接维持生物多样性,又可通过适应和减缓气候变化及其对物种和生境的影响间接维持生物多样性。本文从 NbS 和生物多样性的内涵、标准和方法出发,系统总结了 NbS 与生物多样性保护的关联,分析了 NbS 应对多种挑战协同增效的多功能性,梳理了 NbS 促进生物多样性保护的国内外实践经验,并对下一步 NbS 促进生物多样性保护提出了展望。

## 1 生物多样性、生态系统与 NbS 的内在关联

### 1.1 生物多样性的内涵

生物多样性是生物及其组成的多样性和变异

性,是一定区域内所有生物种类及其遗传变异、生物与环境组成的生态系统差异以及与此有关的各种生态过程的总称(任海和郭兆晖, 2021)。生物多样性的形成和维持机制是生态学领域的重要议题之一(王少鹏等, 2022)。

不同组织水平的生物多样性都有其重要的意义和作用。种内基因的变化构成了遗传多样性,对于理解物种适应机制至关重要。生物多样性语境下的物种多样性与生态多样性研究中的物种多样性不同,是对一定区域内物种的总体状况的描述,而非对群落的组织水平进行研究。生态系统的多样性则指生物圈内生境、生物群落和生态过程的多样化以及生态系统内生境差异、生态过程变化的多样性(马克平, 1993)。

近年来的研究认为功能多样性是影响生物与生态系统功能的重要因素。表型多样性、景观多样性等均具有重要意义,并且受到广泛关注(Lefcheck et al., 2015; Le Provost et al., 2022)。

### 1.2 生态系统与生物多样性的交互关系

生物多样性与生态系统间的关系是生物学和生态学的一个核心原则,即形式(form)与功能(function)之间的关系。大量研究已经证明,生物多样性与生态系统功能之间具有密切的协同关系,但其机理仍然是重要的科学问题。局域群落的多样性是否以及如何受到区域群落的调控对于理解多尺度的生物多样性维持至关重要(张健等, 2022)。

群落内物种之间相互作用形成了网络结构,即群落结构(王少鹏等, 2022),群落与其所在的无机环境共同构成了生态系统。高生物多样性的生态系统具有典型的组成单元多、单元之间大量联系、具有自适应性和进化能力、具有动力学特性等特征以及高度的复杂性(张知彬等, 1998)。

生态系统作为生物与其生存环境通过一系列因果关系形成的复杂的生物物理系统,其结构、功能与动态最为关键(van der Maarel & Franklin, 2017),生物多样性则是其主要的决定因素。目前,虽然群落结构和物种共存的机理依然是生态研究的难点(宋础良, 2020),但王国宏(2002)研究充分证明,物种间的相互作用关系不仅影响群落的结构,还促成群落具有比个体简单叠加更凸显的特征。物种间的相互作用,即生态系统过程,以及生态系统自发有序空间格局的生成等在组织过程中产生了一系列的涌现属性,构成了整

体大于部分之和的效果,从而发挥着多元化的生态系统功能(葛振鹏和刘权兴, 2020)。

高生物多样性所带来的生态位重叠或物种冗余能有效加强生态系统的稳定性(stability),及其4方面内涵,即抵抗力(resistance)、恢复力(或译为复原力, resilience)、持久性(persistence)、变异性(variability)。稳定性为面对干扰时的生态系统功能提供了一种保证安全的方法,从而能适应环境因子的自然波动并保持其自身生存与繁衍。

### 1.3 涵盖生态系统的 NbS 与生物多样性保护机理

在个体层次和生态系统层次的自组织过程中的相互作用是决定生态系统功能和恢复能力的关键因素。恢复目标物种的短期存在比较容易,但要使目标物种能够长期生存,则需要稳定健康的生态系统对其进行支撑,特别是在发生干扰的时候,生态系统的稳定性对于目标物种是否能够应对和度过具有重要的作用。

IPBES 报告(2019)指出,如果不在减少生物多样性丧失的根本原因方面取得进展,专注于保护的策略很难克服致使生物多样性下降的种种压力。因此,若要有效保护生物多样性,仍然存在几个关键问题,包括人类活动影响生物多样性的内在机制与演化后果、关键生物类群衰退的关键影响因素和驱动机制、生物群落对不断增加的极端气候事件的响应与适应等。

生态恢复主要通过群落的种群构件组合对生态位的再分配来完成。Walker(1995)在探讨物种保护的过程中发现,通过生态系统的方法,或生态系统恢复力的方法优于单纯对物种的保护。Huang等(2019)的研究通过对我国生态恢复项目的生物多样性分析发现,恢复的生态系统的结构特征比退化生态系统有极大改善,说明恢复的生态系统,其生物多样性的恢复可能主要是反映在结构特征而不是生物多样性特征。因此,如何确定退化生态系统的修复目标并重建包括复杂营养级的生态系统稳定性与持续性就是恢复生态系统稳定性以保护生物多样性的核心问题。鉴于目前对生态系统中物种种类、数量、种间关系及其对生态过程和生态系统结构和功能的机理性分析仍然是生态研究的难点之一,以 NbS 为手段,充分应用生态系统中的物种相互作用和群落演替的自然过程,确保修复和保持生态系统结构及其复杂性,从而继续发挥其整体结构和功能成为有效恢复生

态和保护生物多样性最为有效的途径(图1)。

与此同时,在多样性与生态系统稳定性关系的探讨中,生物多样性不能拘泥于一个特定的层次(如物种)或该层次中的一个层面(如物种的丰富度),应全面考察生态系统各个生物组织层次及

同一层次不同层面的多样性对系统稳定性的影响。NbS 跨尺度的理念超越了狭义的生物多样性概念(特定区域内的物种数量),而是通过保护和恢复生态系统的完整性、多样性,从而为大尺度,乃至全球尺度的生物多样性提供有效支撑。

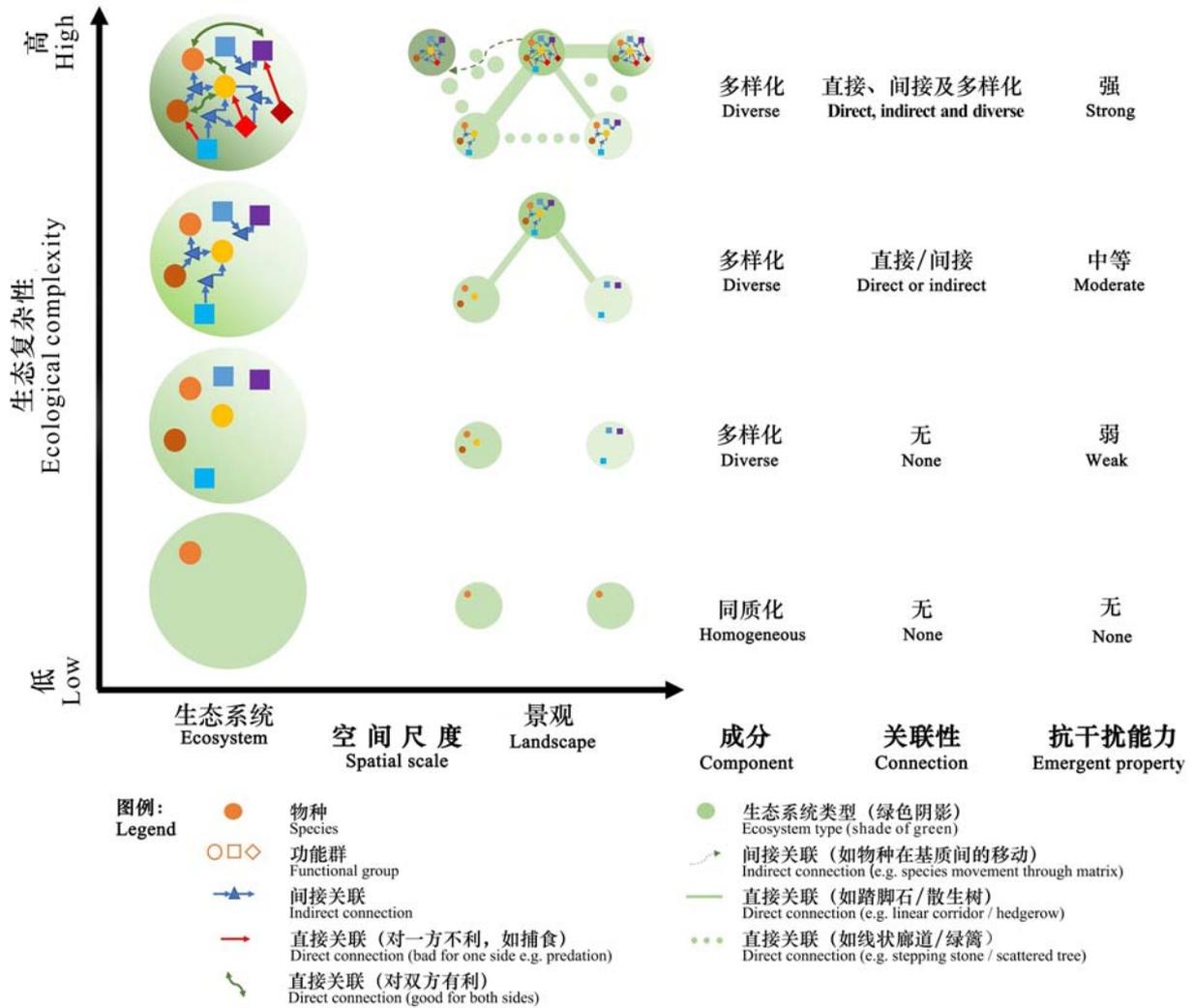


图1 NbS 恢复生态系统和保护生物多样性的路径(改绘自 Bullock 等, 2022)

Fig. 1 Pathways of NbS for ecosystem restoration and biodiversity conservation (modified from Bullock et al., 2022)

总体而言,NbS 的实施过程就是对生态系统结构、功能、过程、健康、服务的复原和提升。在此过程中,生物多样性保护既是目标,又是手段,只有保护恢复了生物多样性这一重要生态基础,才能实现区域生态改善和区域生态安全。NbS 总体上是对生态系统管理措施的生物多样性效果的考量,是对生态效益和生物多样性的兼顾和协调。

## 2 NbS 促进生物多样性保护的优势

### 2.1 NbS 概念内涵与生物多样性密切相关

在复杂多变的生物多样性丧失与生态环境问题多发的背景下,人类逐渐认识到,单纯的保护行动虽然行之有效,但不足以应对当前的挑战,维持人类生存和加强对自然的保护和可持续利用是相

辅相成且相互密切依存的目标 (IPBES, 2019)。在处理复杂系统时, NbS 超越了传统的用机械式方法来解决问题的方式, 以生态系统方法为基础, 该方法也是《生物多样性公约》的基础。

自 2008 年世界银行首次在其报告中明确提出 NbS 概念以来, 不同的学者和研究机构对 NbS 的定义进行了充分探讨, 虽然他们对 NbS 概念的理解上各有侧重, 但都一致表明了 NbS 是有益于人类福祉和生物多样性效益的解决方案, NbS 的定义与内涵始终体现以生物多样性提升作为行动内容和基本目标。2022 年联合国环境大会作为联合国官方机构首次定义并推荐 NbS, 提出受各方认可的 NbS 定义, 即“基于自然的解决方案就是采取行动保护、养护、恢复、可持续利用和管理自然或经改造的陆地、淡水、沿海和海洋生态系统, 以有效应对社会、经济和环境挑战, 同时对人类福祉、生态系统服务、复原力和生物多样性产生惠益”, 并明确提出了 NbS 服务于生态系统复原力和生物多样性的核心目标。

世界自然保护联盟 (International Union for Conservation of Nature, IUCN) 制定的 NbS 的全球标准及其使用指南提出的 8 项基本准则和相应的 28 项指标致力于大尺度上发挥 NbS 的潜力和作用, 体现了生物多样性保护的核心内容和目标。其中, 准则 3 及其指标直接明确了 NbS 的应用出口是生物多样性和生态系统完整性带来净增益 (罗明等, 2020)。

## 2.2 NbS 为生物多样性保护构建了全面的方法体系

传统的生物多样性保护主要关注的是自然生态系统或自然保护地内的保护。对于自然生态系统, NbS 提出基于区域的保护方法, 承认当地社区的重要作用, 自然保护地本身是 NbS 的重要载体, 保护自然生态系统结构功能的完整性和关键地区的生物多样性。但是, 在有限的自然保护地内实现对全面的生物多样性保护具有较大的难度 (IUCN, 2022)。通过建设生态廊道, 将自然保护地节点连接形成自然保护地网络是统筹实施和协调管理全国或区域尺度生物多样性保护的必要手段之一 (Saura et al., 2017)。NbS 的生态系统恢复方法、绿色基础设施、基于生态系统的管理方法等均可充分应用于生态廊道的规划、建设和管理。

与此同时, 管理和恢复保护地以外的生物多

样性, 对保护有重要意义的其他地区纳入整体保护框架对于生物多样性具有重大意义。实现人工管理生态系统的可持续性和多功能性、设计和管理新的生态系统两类 NbS 路径是推进其他有效区域保护措施 (other effective area-based conservation measure, OECM) 的重要手段 (IUCN, 2016)。

对于城市生态系统, NbS 提供了包括蓝绿色基础设施在内的自然基础设施工具, 增加蓝绿空间的面积、质量和连通性, 确保生物多样性包容的城市规划, 增强本地生物多样性、生态连通性和完整性, 促进城镇空间里的生物多样性保护和经济社会绿色发展等; 对于农业生态系统, 农业 NbS 提供了以恢复自然的方式从事食物生产等可持续管理工具, 恢复保护土壤健康和农田生物多样性。

NbS 方法框架除了与基于生态系统的方法有一致性之外, 还具有创新性。NbS 要求将管理活动与景观规模的规划和政策相结合, 使 NbS 脱颖而出于其他物种保护或生态系统保护的方法, 彰显了 NbS 作为基于健康生态系统的可持续发展工具的作用, 这是成功改善生态系统和人类福祉的核心 (Cohen-Shacham et al., 2019)。

## 2.3 NbS 追求生物多样性保护与其他目标的协同

生物多样性丧失、气候变化、生态系统退化、可持续发展受阻等一系列全球共同面临的环境危机相互交织, 互为因果, 造成一系列的连锁反应并引发严重的且已经感知的后果, 与人类生存和全球可持续发展环环相扣。例如, 气候变化是生物多样性丧失的因素之一, 反之, 生态系统破坏和生物多样性的丧失会加剧气候变化; 人类活动导致生物多样性减少, 生物多样性减少对社会经济风险产生负向反馈效应, 二者互相反馈之下将进一步引发气候灾难。人与自然生命共同体理念已经揭示了单纯的保护行动不足以应对当前的挑战, 必须意识和重视采取系统和综合的方式, 促进应对生物多样性保护、气候变化和人类福祉等社会挑战的协同增效。

NbS 的项目行动不同于单纯的保护行动是因为其定义中包含了以一种高效利用资源、适应性的方式应对多种社会挑战的内涵 (Cohen-Shacham et al., 2019)。NbS 原则和方法中定义的 7 项社会挑战包括气候变化减缓和适应、防灾减灾、经济与社会发展、人类健康、粮食安全、水安全、生态环境退化与生物多样性丧失。

应用 NbS 协同推进气候与生物多样性行动,能够有效应对气候变化以减缓全球升温,减少其引起的物种分布、物候、种群动态、群落结构和生态系统功能的影响,降低由于极端天气增多、气象及自然灾害频发所带来的生态系统退化和物种灭绝风险。同时,加强生物多样性保护,遏制生物多样性丧失,提升生态系统质量和稳定性,也有助于从整体上改善生态环境质量,提升生态系统碳汇能力,有效应对气候变化。

与此同时,传统的生物多样性保护行动中,保护成果与社会效益和经济利益的转化渠道相对不足,难以调动保护积极性,而应用 NbS 综合考虑干预措施的生态、经济和社会效益,对充分调动所有利益相关方的参与具有较强的推动作用。

#### 2.4 NbS 构建了全球生态治理的话语体系

联合国《生物多样性公约》逐步吸收和采用 NbS 的原则与方法,在《昆明宣言》(Kunming Declaration)中提出加强应用基于生态系统的办法,解决生物多样性丧失问题,恢复退化的生态系统,增强复原力(CBD, 2021),并提出其中的基于生态系统的方法等同于 NbS,标志着国际社会逐步认可应用 NbS 实现和拓展生物多样性保护。第十五次缔约方大会(COP15)第二阶段会议通过了《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》,框架规定的行动目标 11 从提升生态系统服务的角度采纳了 NbS(罗茂芳等,2022)。

NbS 是实现《联合国气候变化框架公约》(United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC)和《巴黎协定》(Paris Agreement)目标以及实现可持续发展目标的重要措施,是当前生物多样性保护和应对气候变化领域的热点议题。IPBES 和政府间气候变化专门委员会(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)共同报告指出,到 2030 年有保障措施的 NbS 可以为 2 °C 的温控目标贡献 37% 的减缓气候变化效应,同时有利于保护生物多样性。

国际社会支持采用 NbS 应对生物多样性保护和气候变化等多项挑战,说明了 NbS 已成为应对生物多样性保护和其他环境与社会挑战协同增效的重要纽带和桥梁,将为未来十年全球治理的关键窗口期贡献更多的创新解决方案。NbS 因此被视为目前为数不多的具有统筹推进联合国《生物多样性公约》、《联合国气候变化框架公约》及《联

合国防治荒漠化公约》(United Nations Convention to Combat Desertification, UNCCD),推动实现可持续发展目标(sustainable development goal, SDG)的重要手段之一。

### 3 NbS 促进生物多样性的国内外实践

#### 3.1 国际实践

欧盟地平线 2020 行动计划 Horizon 2020 (Faivre et al., 2017)将 NbS 列为优先投资领域,旨在将 NbS 与生物多样性和生态系统服务的研究推向可持续发展的创新之路,并已投资 2.4 亿欧元用于 NbS 相关项目(Faivre et al., 2017)。Key 等(2022)对欧盟气候变化 NbS 项目的综合评估研究显示,88% 的干预措施都对气候变化适应产生积极成果,67% 的干预措施同时对物种丰富度增加有益,并且所有项目都报告了对缓解和适应气候变化的益处,也支持了生态系统健康,实现了“三赢”。英国实施了生物多样性净增益政策,要求开发商首先通过缓解措施实现 10% 的生物多样性净增益,然后在其他地方进行现场增强或抵消。通过监管政策激励社会资本投资 NbS 生物多样性保护项目,或用其他地方的收益来补偿一个地区的损失。

欧洲城市将 NbS 纳入“健康的城市化”促进生物多样性主流,通过建立共同融资推进公共和私营部门之间的合作再次促成共同资助和共同责任,并经常采用具体和可量化的目标来指导 NbS 行动,从而开发和维护有利于城市生物多样性的 NbS(Xie & Bulkeley, 2020)。这些城市 NbS 大多数城市项目将生物多样性作为当地城市规划的基本要素,通过自然生境保护和绿色基础设施建设,兼具保护、恢复和发展的多重目标,形成了一系列的城市 NbS 与生物多样性的典型案例(表 1)。发展中国家政府与非政府组织等机构合作,广泛地吸纳利益相关者参与,采取 NbS 应对生物多样性丧失和滨海经济社会发展的双重挑战,例如 IUCN 亚洲针对越南虾塘养殖破坏红树林的问题发起了市场与红树林项目,保护恢复红树林自然生态系统,同时开展能力培训,建立有机虾养殖产业链,实现生态产品增值。

表 1 NbS 促进生物多样性保护的国际实践案例

Table 1 International practical cases on NbS promoting biodiversity conservation

类型 Type	地点 Location	措施 Action	成效 Outcome
城市生态系统 Urban ecosystem	意大利米兰 Milan, Italy	加强树篱和行道系统、恢复大片城市绿地保护本土物种、重建风车和恢复湿地,建立生态廊道扩大河流右岸面积 Enhancement of hedgerows and walkway systems, restoration of urban green space to protect native species, reconstruction of windmills and restoration of wetlands, creation of ecological corridors to expand the right bank of the river	恢复城市河流的生物多样性,保护和改善城市栖息地,同时有助于防洪和水质调节 Urban biodiversity restored and habitats protected and improved, regulation on flooding and water quality promoted
城市生态系统 Urban ecosystem	葡萄牙里斯本 Lisbon, Portugal	增加城市绿色基础设施,制定了城市生物多样性增加 20%的可量化、可核查的目标,生物多样性纳入城市规划 Increase of urban green infrastructure with 20% measurement, reporting and verification (MRV) target, integration of urban biodiversity into urban planning	自然和半自然区域面积共增加 15%,城市绿地连通性都显著提升 Urban green areas increased by 15%, urban green space connectivity significantly improved
滨海红树林湿地生态系统 Coastal mangroves ecosystem	越南海岸带 Coastal zone of Vietnam	保护和修复红树林,吸引利益相关方参与,符合国际有机虾认证标准并实现生态产品增值 Protection and restoration of mangroves habitat, attraction for engagement of stakeholders, meeting the international organic shrimp certification standards and realization of added value of eco-products	红树林生态系统面积和功能恢复;可持续渔业能力提升,恢复滨海生物多样性 Area and function of mangroves ecosystem restored, capability of sustainable fishing improved, coastal biodiversity improved

### 3.2 国内实践

中国的生物多样性保护直接受益于人与自然和谐共生的理念和基于自然的解决方案,形成了很多有益探索和实践,取得了显著成效。2020 年颁布的《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划(2021—2035 年)》(以下简称《双重规划》)是推进生态保护修复工作的基本纲领。2021 年《关于统筹和加强应对气候变化与生态环境保护相关工作的指导意见》中强调了重视运用 NbS 减缓和适应气候变化,协同推进生物多样性保护和山水林田湖草系统治理等相关工作。

在《双重规划》的引领下,中国山水林田湖草沙一体化保护修复工程(以下简称“山水工程”)在“三区四带”布设的 44 个山水工程,恢复了 350 万公顷土地,惠益千万人口,推进生物多样性保护和社会经济发展的协同,成功获评联合国“世界生态恢复十年旗舰项目”。从规划引领到设计指南和工程落地,山水工程不断吸收和融入 NbS,并结合中国国情进行 NbS 本土化,推动了一系列 NbS 实践。山水工程根据 NbS 的原则与标准,采取将所有生态系统视为“生命共同体”的系统方

法,融合了 NbS 的景观尺度设计(罗明等,2019;周妍等,2021)。山水工程通过整体保护和系统治理,运用了一系列 NbS 工具和方法恢复退化的森林、草地、湿地、河湖、农田等中的生物栖息地及生态廊道,突出对原生地带性植被、珍稀濒危野生动植物及其栖息地的保护,提升区域生态系统的多样性、稳定性、持续性,野生动植物的生境在持续改善(罗明等,2020)。

NbS 在生态空间、农业空间、城镇空间的相关方法和工具已经用于中国的国土空间规划并产生了一系列典型做法。2021 年,自然资源部与 IUCN 联合发布了基于自然的解决方案中国实践典型案例(中华人民共和国自然资源部,2021),彰显了在国土空间规划中不断融入了 NbS 的理念和原则。在生态空间,规划提倡保护优先、顺应自然,保护、恢复自然生境的核心区和关键物种。NbS 对生态系统保护和再野化等方法的实施具有重要作用。中国“生态保护红线,减缓和适应气候变化行动倡议”入选了联合国基于自然的解决方案 15 个精品案例。在农业空间,规划阐明了 NbS 基于生态农业方法能发挥多功能性,维护和增加农田中的自

然或半自然生境等缓冲带,强化生物廊道功能,增加农作物本身的多样化和利于农作物生长繁殖的昆虫种群多样性,保障国家粮食安全、农产品质量和生态安全。例如,黑土地保护利用 NbS 项目针对黑土地退化的问题,采取了用秸秆覆盖还田的 NbS 行动,在秸秆覆盖田块,每平方米蚯蚓的数量是常规垄作的 6 倍,有效保护了黑土层,实现化肥减量 20%和产量增高 5%~10%,蚯蚓数量的增加有益于土壤生物性状的改善。另外,秸秆覆盖还为野鸟和小动物等野生动植物提供掩蔽和食物,增加了农田生物多样性。在城市空间,采用了 NbS 工具提出的绿色基础设施,应用于建设混合型基础设施、优化生态廊道等行动中,将自然引入城市,提升了城市生物多样性保护能力。例如,面对迅速城镇化过程是人地矛盾日益突出的矛盾,重庆城市更新项目依托现有山水脉络,通过管控保护重要生态空间,开发建设中顺势而为,结合海绵城市,以水为脉串联城市内部生态修复,将公园建设作为缓冲城市中人与自然的的重要方式,实现了城市生态效益和经济效益的双提升。

## 4 展望

NbS 在理念内涵、目标准则和技术方法上与生物多样性保护具有较强关联性和一致性,NbS 服务于生态系统恢复力和生物多样性的核心目标,采取基于自然的保护与管理行动,恢复生态系统结构、过程、功能和服务,提升生态系统的多样性、整体性、稳定性和持续性。国内外一系列 NbS 促进生物多样性保护的实践凸显了其坚持的系统性、完整性、尺度性等准则,以及协同应对多种挑战的多功能性、综合性和包容性等特征,同时使 NbS 促进生物多样性保护的方法路径和实践成效得到进一步拓展和验证。NbS 与我国道法自然的传统自然观以及人与自然和谐共生、山水林田湖草生命共同体等生态文明理念高度契合,通过将 NbS 应用到国土空间规划、山水林田湖草沙一体化生态保护修复工程、应对极端气候灾害事件等具体实践,在协同应对生物多样性丧失、环境污染、生态系统退化与气候变化等多重挑战方面取得了积极成效。尽管如此,NbS 应用于生物多样性保护的实践还尚显不足,其具体实施方法与路径仍需进一步明晰,保护成效还有待进一步考量,

因此其相关的理论与方法需要进一步发展。

生物多样性保护是我国新时期建设人与自然和谐共生的美丽中国的重要行动,围绕 2020 年后全球生物多样性治理的行动目标,NbS 作为一个致力于保护生物多样性和增加人类福祉的综合方案,仍需要深化以下几个方面研究探索,推动 NbS 在支撑《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》履约方面继续发挥关键作用:(1) NbS 在恢复和维持生态系统功能服务和满足人类福祉方面的研究应用,包括 NbS 在自然保护地以及保护地以外的其他有效的区域保护管理措施的差异化融合,支撑山水林田湖草沙生态保护修复重大工程的可持续管理措施,以及在城市和农业生态系统促进生态系统的恢复力的创新方法,以保持自然对人类的贡献和惠益;(2) NbS 协同应对气候变化、生物多样性丧失等多重危机的探索实践,包括气候变化与生物多样性之间深层交互关系及影响机制,实施 NbS 以缓解、适应和减少气候灾害风险、保护生物多样性的经验总结及推广;(3) 促进 NbS 在生物多样性保护中的主流化,如将 NbS 融入生物多样性保护战略、国土空间规划及相关管理政策机制,引导企业在生物多样性保护实践中采用基于自然的解决方案。

## 参考文献:

- BULLOCK JM, FUENTES-MONTEMAYOR E, MCCARTHY B, et al., 2021. Future restoration should enhance ecological complexity and emergent properties at multiple scales [J]. *Ecography*, 2022: e05780.
- CBD (Convention on Biological Diversity), 2020. Global Biodiversity Outlook 5 [R]. Montreal: CBD.
- CBD (Convention on Biological Diversity), 2021. Kunming Declaration “Ecological Civilization: Building a shared future for all life on earth” [R]. Kunming: CBD.
- COHEN-SHACHAM E, ANDRADE A, DALTON J, et al., 2019. Core principles for successfully implementing and upscaling Nature-based Solutions [J]. *Environ Sci Policy*, 98: 20–29.
- FAIVRE N, FRITZ M, FREITAS T, et al., 2017. Nature-based solutions in the EU: Innovating with nature to address social, economic and environmental challenges [J]. *Environ Res*, 159: 509–518.
- GE ZP, LIU QX, 2020. More than the sum of its parts: Self-organized patterns and emergent properties of ecosystems [J]. *Biodivers Sci*, 28(11): 1431–1443. [葛振鹏, 刘权

- 兴, 2020. 整体大于部分之和: 生态自组织斑图及其涌现属性 [J]. 生物多样性, 28(11): 1431-1443.]
- HUANG CB, ZHOU ZX, PENG CH, et al., 2019. How is biodiversity changing in response to ecological restoration in terrestrial ecosystems? A meta-analysis in China [J]. *Sci Total Environ*, 650:1-9.
- IPBES ( Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services ), 2018. The IPBES assessment report on land degradation and restoration [ R ]. Bonn: IPBES.
- IPBES ( Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services ), 2019. The IPBES global assessment report on biodiversity and ecosystem services [ R ]. Bonn: IPBES.
- IUCN ( International Union for Conservation of Nature ), 2016. Defining Nature-based Solutions [ R ]. Gland, Switzerland: IUCN.
- IUCN ( International Union for Conservation of Nature ), 2022. IUCN 2021: International Union for conservation of nature annual report [ R ]. Gland, Switzerland: IUCN.
- KEY IB, SMITH AC, TURNER B, et al., 2022. Biodiversity outcomes of nature-based solutions for climate change adaptation: Characterising the evidence base [ J ]. *Front Environ Sci*, 10: 905767.
- LEFCHECK JS, BYRNES JEK, ISBELL F, et al., 2015. Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats [ J ]. *Nat Commun*, 6: 6936.
- LE PROVOST G, SCHENK NV, PENONE C, et al., 2022. The supply of multiple ecosystem services requires biodiversity across spatial scales [ J ]. *Nat Ecol Evol*, 7: 236-249.
- LUO M, YU EY, ZHOU Y, et al., 2019. Distribution and technical strategies of ecological protection and restoration projects for mountains-rivers-forests-farmlands-lakes-grasslands [ J ]. *Acta Ecol Sin*, 39(23): 8692-8701. [ 罗明, 于恩逸, 周妍, 等, 2019. 山水林田湖草生态保护修复试点工程布局及技术策略 [ J ]. *生态学报*, 39(23): 8692-8701.]
- LUO M, YING LX, ZHOU Y, 2020. Analysis and implication on global standards of Nature-based Solution [ J ]. *Chin Land*, (4): 9-13. [ 罗明, 应凌霄, 周妍, 2020. 基于自然解决方案的全球标准之准则透析与启示 [ J ]. *中国土地*, (4): 9-13.]
- LUO MF, GUO YF, MA KP, 2022. A brief introduction to the negotiations of the Post-2020 Global Biodiversity Framework [ J ]. *Biodivers Sci*, 30(11): 5-17. [ 罗茂芳, 郭寅峰, 马克平, 2022. 简述《2020年后全球生物多样性框架》谈判进展 [ J ]. *生物多样性*, 30(11): 5-17.]
- MA KP, 1993. On the concept of biodiversity [ J ]. *Chin Biodivers*, 1(1): 20-22. [ 马克平, 1993. 试论生物多样性的概念 [ J ]. *生物多样性*, 1(1): 20-22.]
- REN H, GUO ZH, 2021. Progress and prospect of biodiversity conservation in China [ J ]. *Ecol Sci*, 40(3): 247-252. [ 任海, 郭兆晖, 2021. 中国生物多样性保护的进展及展望 [ J ]. *生态科学*, 40(3): 247-252.]
- SAURA S, BASTIN L, BATTISTELLA L, et al., 2017. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? [ J ]. *Ecol Indic*, 76: 144-158.
- SONG CL, 2020. Structural stability: Concepts, methods, and applications [ J ]. *Biodivers Sci*, 28(11): 1345-1361. [ 宋础良, 2020. 结构稳定性: 概念、方法和应用 [ J ]. *生物多样性*, 28(11): 1345-1361.]
- STEFFEN W, CRUTZEN PJ, MCNEILL JR, 2007. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature [ J ]. *A—A J Human Eviron*, 36: 614-621.
- STOKSTAD E, 2020. Global efforts to protect biodiversity fall short [ J ]. *Science*, 369(6510): 1418.
- VAN DER MAAREL E, FRANKLIN J ( translated by YANG MY, OU XK ), 2017. Vegetation ecology [ M ]. Beijing: Science Press. [ van der Maarel E, Franklin J ( 杨明玉, 欧晓昆 译 ), 2017. 植被生态学 [ M ]. 北京: 科学出版社.]
- WALKER B, 1995. Conserving biological diversity through ecosystem resilience [ J ]. *Conserv Biol*, 9(4): 747-752.
- WANG GH, 2002. Further thoughts on diversity and stability in ecosystems [ J ]. *Biodivers Sci*, 10(1): 126-134. [ 王国宏, 2002. 再论生物多样性与生态系统的稳定性 [ J ]. *生物多样性*, 10(1): 126-134.]
- WANG SP, LUO MY, FENG YH, et al., 2022. Theoretical advances in biodiversity research [ J ]. *Biodivers Sci*, 30(10): 22410. [ 王少鹏, 罗明宇, 冯彦皓, 等, 2022. 生物多样性理论最新进展 [ J ]. *生物多样性*, 30(10): 22410.]
- XIE L, BULKELEY H, 2020. Nature-based solutions for urban biodiversity governance [ J ]. *Environ Sci Policy*, 110: 77-87.
- ZHANG ZB, WANG ZW, LI DM, 1998. Ecological complexity — review and prospect [ J ]. *Acta Ecol Sin*, 18(4): 433-441. [ 张知彬, 王祖望, 李典谟, 1998. 生态复杂性研究——综述与展望 [ J ]. *生态学报*, 18(4): 433-441.]
- 中华人民共和国自然资源部. 基于自然的解决方案全球标准中文版及中国实践典型案例发布 [ EB/OL ]. ( 2021-06-24 ) [ 2023-03-31 ]. [https://www.mnr.gov.cn/dt/ywbb/202106/t20210624\\_2659274.html](https://www.mnr.gov.cn/dt/ywbb/202106/t20210624_2659274.html).
- ZHOU Y, CHEN Y, YING LX, et al., 2021. A technical framework for ecosystem conservation and restoration [ J ]. *Earth Sci Front*, 28(4): 14-24. [ 周妍, 陈妍, 应凌霄, 等, 2021. 山水林田湖草生态保护修复技术框架研究 [ J ]. *地学前缘*, 28(4): 14-24.]

(责任编辑 李 莉 王登惠)

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202303045

孙名浩, 李颖硕, 赵富伟, 2023. 遗传资源数字序列信息问题刍议 [J]. 广西植物, 43(8): 1375–1382.

SUN MH, LI YS, ZHAO FW, 2023. Discussion on digital sequence information on genetic resources [J]. *Guihaia*, 43(8): 1375–1382.



## 遗传资源数字序列信息问题刍议

孙名浩<sup>1</sup>, 李颖硕<sup>1</sup>, 赵富伟<sup>1,2\*</sup>

( 1. 生态环境部南京环境科学研究所, 南京 210042; 2. 武汉大学 环境法研究所, 武汉 430072 )

**摘要:** 遗传资源数字序列信息(DSI)是测序技术的产物,至少包括DNA、RNA等遗传物质的序列信息和天然产物化学结构信息等,其获取和利用以及由此产生的利益分配问题已经成为《生物多样性公约》等国际进程的热点和焦点。自2016年以来,《生物多样性公约》框架下各方对此虽然开展了卓有成效的讨论,但在DSI内涵和外延、与遗传资源的关系、开放获取、监测DSI的利用等领域仍然存在根本分歧。DSI获取与惠益分享问题面临政治博弈、技术障碍、国内法与国际法协调、多公约协同等多重挑战。我国作为全球DSI的主要提供国和利用国,为有效应对DSI获取与惠益分享所带来的挑战和机遇,有必要加强以下方面的相关工作:(1)加强DSI的相关基础研究工作,特别是需要强化跨学科研究,并开展惠益分享试点示范;(2)适时制定生物信息数据管理制度,系统构建生物资源数据分类、汇交、共享、研究、利用、跨境传输、惠益分享等关键制度;(3)加快建成开放、安全、共享、互惠的全球性生物资源数据生产和存储基础设施,加强生物资源数据国际合作;(4)充分发挥诸如中国生物多样性保护国家委员会等跨部门协调机制作用,持续加强我国参与DSI相关国际论坛讨论的协同增效。

**关键词:** 《生物多样性公约》, 名古屋议定书, 遗传资源, 数字序列信息, 获取与惠益分享

中图分类号: Q943 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1375-08

## Discussion on digital sequence information on genetic resources

SUN Minghao<sup>1</sup>, LI Yingshuo<sup>1</sup>, ZHAO Fuwei<sup>1,2\*</sup>

( 1. *Nanjing Institute of Environmental Sciences, MEE, Nanjing 210042, China*; 2. *Research Institute of Environmental Law, Wuhan University, Wuhan 430072, China* )

**Abstract:** Digital sequence information on genetic resources (hereinafter called DSI) refers to data generated through sequencing technologies. It consists of a broad range of genetic sequence data, which includes the digitalized details of an organism's DNA and RNA, and chemical structure information of natural products. Considering its significance, DSI has become a hot-button issue of discussions around international treaties such as the Convention on Biological Diversity,

收稿日期: 2023-06-06

基金项目: 生态环境部生物多样性调查、观测与评估专项; 科技部科技基础资源调查专项(2018FY00801-03)。

第一作者: 孙名浩(1993-), 硕士, 助理研究员, 主要从事生物多样性、遗传资源保护研究, (E-mail) sunminghaotx@163.com。

\*通信作者: 赵富伟, 博士, 研究员, 主要从事生物多样性、遗传资源、传统知识保护等研究, (E-mail) zhaofuwei@outlook.com。

the International Treaty on Plant Genetic Resources for Food and Agriculture, and the Pandemic Influenza Preparedness Framework for the Sharing of Influenza Viruses and Access to Vaccines and Other Benefits, with particular focus on its access, use, and benefit-sharing process. Since 2016, fruitful discussions have been made among stakeholders about DSI's access and use, albeit disagreements remain in some areas, examples of which are the connotation and denotation of the placeholder term, DSI's relevance to genetic resources, the definition of open access, the monitoring of DSI use. Through analytical research of DSI itself and controversies arising from it, we come to the following observations: Science advice alone is not enough to mitigate the differences originating from the conflict of interests between stakeholders; DSI's placeholder status has made the fulfillment of the benefit-sharing obligation to it more complex; The large variety of domestic regulations around DSI that exist in parties implies that the setup of a feasible, multilateral international system is no easy task; An approach that coordinates different framework conventions is urgently needed to tackle the ongoing challenges facing DSI. To effectively cope with the challenges and opportunities brought by DSI's access and use, China, as a major provider and user of DSI in the world, should intensify efforts made in the following four areas: (1) Fundamental researches on DSI; to this end, we should encourage the adoption of interdisciplinary approaches in DSI research and introduce pilot demonstration projects on access to and benefit-sharing of DSI; (2) The timely establishment of biological data administration system; we should construct a comprehensive system of biological resource data made up of crucial components including classification, convergence, sharing, research, utilization, cross-border transmission, and benefit-sharing; (3) Infrastructure development that increase the openness, safety, sharing, and reciprocity of the production and storage of global biological resource data; we should strengthen international cooperation in this regard; (4) Better use of the cross-departmental coordination mechanism that involves organizations represented by the China National Committee for Biodiversity Conservation (CNCBC), we should continue to increase the synergy effects originated from China's greater participation in international fora on DSI.

**Key words:** Convention on Biological Diversity, Nagoya Protocol, genetic resources, digital sequence information, access and benefit-sharing

所谓遗传资源数字序列信息(digital sequence information on genetic resources, DSI),目前虽然尚未有公认的定义,但至少包括 DNA、RNA 等遗传物质的序列信息和天然产物化学结构信息等,是在基因组学(genomics)、蛋白质组学(proteomics)、代谢组学(metabonomics)等生命科学前沿学科快速发展的推动下,生物科学、信息科学和计算机科学快速交叉融合,测序技术大规模应用的产物。DSI 可以应用于合成生物学、工业生产、医疗卫生和农业等多领域。从生物多样性的研究视角,其可被用于生物多样性的描述和识别、防治病虫害及生物入侵的早期防控、理解传粉模式、监测生境变化、跟踪非法贸易及保持作物遗传多样性、应对健康突发事件等(李保平和薛达元,2019)。以医疗卫生领域为例,采用合成基因组技术,能够利用开放获取的 DSI 迅速且准确地合成具有生物活性的流感病毒(Dormitzer et al., 2013),并且这种合成病毒在抗原相似性、稳定性和生产时间上比利用实验室动物培养的流感病毒更有优势,更适合

生产疫苗(Suphaphiphat et al., 2016)。由于以生命科学发展和生物技术进步为核心驱动力的生物经济正在成为未来大国科技、经济、安全战略的核心内容,DSI 俨然已经成为生物产业一种新兴的生产要素,因此 DSI 获取和利用以及由此产生的利益分配问题已经成为《生物多样性公约》(以下简称《公约》)的热点和焦点。

## 1 《公约》DSI 磋商进展

《公约》及其《关于获取遗传资源和公正和公平分享其利用所产生惠益的名古屋议定书》(以下简称《议定书》)建立了以国家主权、事先知情同意、共同商定条件下公平分享惠益为基础的遗传资源获取与惠益分享制度(薛达元,2011;赵富伟,2022)。这为通常作为遗传资源提供国的广大发展中国家保护其遗传资源,并公平分享惠益提供了明晰的国际法依据。测序技术的出现和大规模应用,使得 DSI 的生产与运用得以实现,甚至可能

取代对遗传资源的利用。发达国家和发展中国家在 DSI 生产、保存、研究和商业开发等能力上存在巨大差距, DSI 的开放获取和利用很可能导致《公约》及其《议定书》构建的遗传资源获取与惠益分享双边机制失灵(赵富伟等, 2017; 张小勇, 2021; Rohden & Scholz, 2022)。《公约》缔约方大会第十三次会议(COP13)将 DSI 作为可能涉及《公约》三项目标的跨领域问题引入讨论(SCBD, 2016)。COP14 授权《2020 年后全球生物多样性框架》不限成员名额工作组(OEWG), 就如何在《2020 年后全球生物多样性框架》背景下处理 DSI 向 COP15 提出建议(SCBD, 2018)。OEWG 授权组建了 DSI 特设技术专家组(DSI-AHTEG)和 DSI 共同主席非正式咨询小组(DSI-IAG)等工作机制, 开展正式与非正式双轨并行、非正式支持正式的 DSI 问题磋商, 最终促成 COP15 第二阶段会议(COP15.2)达成了《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》(以下简称《昆蒙框架》)等一揽子重要决定, 阶段性地解决了 DSI 问题纷争。

COP15.2 决议(CBD/COP/DEC/15/9)建立 DSI 惠益分享的多边机制(multilateral mechanism), 包括一个全球基金(including a global fund), 并将其作为《昆蒙框架》的一部分。为了进一步完善多边机制并使其最终运作, COP15.2 进一步决定, 设立 DSI 惠益分享不限成员名额特设工作组(ad hoc open-ended working group on benefit-sharing from the use of DSI), 在 COP16 前公平、透明、包容、富有参与性和时限性地进一步完善多边机制, 使其能在 COP16 时得以确立, 以便在 COP18 时审查该多边机制的效力。此外, COP15.2 识别了短期内亟需开展研究和讨论的若干问题, 包括全球基金的管理和贡献、惠益分享触发点、能力建设和技术转让、与《议定书》的关系、数据治理原则等 16 项密切相关的技术和政策问题。

## 2 DSI 未来争议

尽管 COP15.2 相关决议为 DSI 惠益分享奠定了政治基础, 但国际社会仍然需要付出更多的努力, 在很多悬而未决的技术、政策和法律问题或者争论上定分止争。这些问题或者争论既是 DSI 多边机制的关键和核心, 也是发达国家和发展中国家不同的利益关切所在。

### 2.1 DSI 内涵和外延

科学研究和数据库等行业通常使用的 DSI 相关术语有遗传序列数据(genetic sequence data)、核酸序列数据(nucleotide sequence data)、核酸序列信息(nucleotide sequence information)、基因序列(genetic sequence)等(Laird & Wynberg, 2018)。《联合国粮食和农业植物遗传资源国际条约》(ITPGRFA)、WHO《共享流感病毒以及获得疫苗和其他利益的大流行性流感防范框架》(PIP 框架)等多边国际进程中使用序列数据(sequence data)、虚拟资源(resources in silico)、数字序列数据(digital sequence data)、基因序列数据(genetic sequence data)、遗传信息(genetic information)等术语(Laird & Wynberg, 2018; Houssen et al., 2020; FAO, 2022)。近日, 联合国大会通过了《〈联合国海洋法公约〉下国家管辖范围以外区域海洋生物多样性的养护和可持续利用协定》(BBNJ 协定), 其中涉及“海洋遗传资源数字序列信息”(digital sequence information on marine genetic resources)的惠益分享(UNGA, 2023)。在《公约》框架下, DSI 的内涵和外延是提供者和利用者双方重点关切之一, 将为惠益分享机制的制定和实施提供法律确定性(ICF et al., 2020)。然而, 自 2016 年以来, 《公约》缔约方一直未能对术语使用达成共识, COP15.2 仍决定将“DSI”作为一个占位符(placeholder)使用。

DSI-AHTEG 曾经对 DSI 的范围提出四组专家建议(SCBD, 2020), 即 DNA 和 RNA; DNA、RNA、蛋白质和表观遗传修饰; DNA、RNA、蛋白质、表观遗传修饰、代谢分子和其他大分子; DNA、RNA、蛋白质、表观遗传修饰、代谢分子、其他大分子和其他相关信息(如生态环境信息、传统知识等)。有观点认为, DSI 只包含 DNA 和 RNA, 意在将对遗传资源相关数据信息的管理限制最小化。也有观点认为, 除 DNA 和 RNA 之外, DSI 还应包括蛋白质、表观遗传修饰、代谢物、大分子以及衍生物。还有观点认为, 需要将 DSI 相关的传统知识一并考虑。范围的选择在很大程度上密切反映了各方利益诉求, 已经不是一个纯粹的科学和技术的分歧, 而是利益和立场的问题。可以预期, 该问题的讨论和选择将深刻影响 DSI 惠益分享多边机制的运作和最终成效。

## 2.2 DSI 与遗传资源的关系

《公约》及其议定书所适用的“遗传资源”,是指“具有实际或者潜在价值的遗传材料”,而“遗传材料”则指“来自植物、动物、微生物或其他来源的任何含有遗传功能单位的材料”。有观点据此指出,“遗传资源”是有形的物质材料,而 DSI 是无形的信息数据,因此 DSI 不是遗传资源。进而提出,需要对《公约》及其《议定书》进行修订,或者重新谈判一项具有法律约束力的 DSI 惠益分享专门文书(Kobayashi, 2019)。有观点认为,“其他来源”可能包含 DSI。还有观点认为,DSI 不是“遗传资源”,而是遗传资源利用(utilization of genetic resources)或嗣后应用和商业化(subsequent applications and commercialization)的结果,适用议定书所构建的获取与惠益分享规则,即事先知情同意和共同商定条件下公平公正地分享惠益。有关 DSI 与遗传资源关系的争论本质上不仅是 DSI 是否适用《公约》及其《议定书》建立的获取与惠益分享制度的政策问题,也是关乎发展中国家苦心孤诣构建且寄予期待的议定书的效力问题,更是遗传资源丰富国家和生物技术先进国家争夺生物信息数据这一重要生产要素控制权的体现。

## 2.3 开放获取的内涵

开放获取(open access, OA)是各方在磋商过程中形成的有关 DSI 获取机制的原则性共识。COP15.2 决议采用了由 FORCE11(一个由学者、图书馆员、档案管理员、出版商和研究资助者组成的旨在促进知识创造和分享的非营利性组织)发布(Wilkinson et al., 2016),并经科学数据联盟、国际科学协会、联合国教科文组织等国际组织采用的科学数据治理主要原则,即“可发现(findable)”“可获取(accessible)”“可交互(interoperable)”“可重复利用(reusable)”,又称“FAIR 原则”。此外,全球土著数据联盟(GIDA)提出的“CARE 原则”,即“集体利益(collective benefit)”“控制权限(authority to control)”“责任(responsibility)”“伦理(ethics)”,也被接纳为 FAIR 原则的补充。缔约方大会对这两个原则的认可,恐不能完全终结对开放获取的争论。生物技术先进、DSI 存储分析应用能力强的国家倾向于无限制的开放获取 DSI,从而促进科学研究和相关国际合作,将 DSI 价值最大化。而生物技术存在劣势、DSI 存储分析应用能力弱的国家虽然支持开放获取,但同时认为开放获

取并不等同于自由获取,应制定开放获取的规则、标准和条款。这些国家通常是生物多样性丰富的遗传资源提供者。有观点认为,应该避免获取数据方面的严格限制,避免妨碍惠益分享,特别是当涉及公共健康事件等特殊情形。例如,基因组数据快速共享对 COVID-19 的防控和应对发挥了重要作用(Harrison et al., 2021)。这三种观点的争论将伴随 DSI 惠益分享多边机制的后续讨论。

## 2.4 监测 DSI 的利用

参照《公约》及其《议定书》框架下遗传资源获取与惠益分享双边机制,要分享利用 DSI 所产生的惠益,需识别出 DSI 的来源国以及产生该 DSI 的遗传资源。有观点认为,监测 DSI 的获取和利用存在技术挑战,容易导致不必要的行政管制,并且所需费用高昂。国际核苷酸数据库联盟(INSDC)的实践表明,如果要通过登录号(accession numbers, ANs)和数字对象标识符(digital object identifiers, DOIs)等工具监测核苷酸序列数据(NSD)的利用,就需要核苷酸序列数据的提供者报告其数据的来源国,以及产生其数据的遗传资源及其来源。然而,INSDC 仅 6% 的条目与公开的遗传资源有明确联系,仅 16% 的条目元数据中列明了来源国(Rohden et al., 2020)。由于 DSI 的数据信息属性和无形属性,从现有的对遗传资源有形实物的监测实践中几乎很难找到解决方案,而监测 DSI 的利用涉及遗传资源主权国利益、科学研究和商业开发利益分享等关键要素,因此很多国家希望借助区块链等新的信息技术手段或工具实现监测目的。地理来源信息的标识和监测制度将在 DSI 惠益分享不限成员名额特设工作组中进一步讨论。

# 3 DSI 惠益分享面临的挑战

## 3.1 科学技术之争的本质是利益博弈

虽然 DSI 范围和术语、DSI 与遗传资源关系、开放获取内涵、DSI 利用监测等重要争议贯穿了若干科学和技术问题,但纯粹的科学建议尚无法完全弥合这些分歧背后的缔约方利益博弈。

DSI 范围和术语一旦确定,便意味着划定了需要分享惠益的遗传资源相关的数据和信息的范围,显然已经不再是纯粹的科学问题,更多的是利益博弈和政治协调问题。不可否认,基因测序数据信息的获取是科学创新、合作的源头,产业链下

游对基因测序数据的研究和开发是附加价值的主要生产环节,更为严格的监管将阻碍创新、合作以及相关问题的解决(Gaffney et al., 2020)。因此,开放获取之争的矛头仍然指向惠益分享,本质上是 DSI 提供和获取双方就获取与分享惠益之间利益博弈的外在表现,需要在数据管理与开放获取之间寻找平衡点。DSI 利用监测的必要性、如何监测、监测手段和工具等与多边机制的最终模式密切相关。DSI 得益于“数字化”过程,并借助信息技术使本质为“含语义的序列符号”的信息获得有体性、可控性、特定性和可流通性(唐克, 2022)。遗传信息既是物质性材料具有遗传功能的原因所在,也是物质性材料被认定为遗传资源的关键。计算机技术的发展将遗传信息的载体由生物体扩展到计算机或网络等现代技术载体(陈宗波, 2020)。因此,DSI 与遗传资源关系之争仍然是利益博弈的表现之一。

### 3.2 DSI 待议属性增加了分享惠益的复杂性

DSI 作为遗传资源测序的产物,其产生、存储和利用需要借助生物技术、计算机技术,在其范围和术语、与遗传资源的关系等基本属性均未确定的情况下,仅可确定其与作为实物资源的特定遗传材料可能存在一定联系。通常,基因测序数据的利用具备多数据集、多来源等特征,基因编辑、合成生物学等技术的应用,使得一组或多组测序信息可能存在多个“创造主体”,以及可能与最初测序产生的序列数据相差甚远。惠益的分享不可避免地需要与 DSI 附加价值的创造行为以及创造主体相联系,DSI 的产生、利用特征将极大地增加“价值”与“创造主体”对应关系的识别和判定难度。收集、整理、标准化和维护大型数据集是一项巨大工程,数据库的建设者、运营者和管理者对 DSI 的管理和存储等价值如何定性,是惠益分享多边机制设计需要予以统筹考虑的因素。

### 3.3 现行 DSI 国内措施与国际制度协调难度大

法律确定性(legal certainty)是 DSI 讨论的参与者最为关切的问题之一。作为《公约》及其《议定书》缔约方,DSI 获取与惠益分享国际规则的最终模式将对国家管理措施的制订和修订产生直接影响。尽管 DSI 获取与惠益分享相关国际规则一直处于磋商之中,但已有近 16 个国家发布实施了 DSI 国家管理措施。有的将 DSI 与实物遗传资源相结合,通过许可证或合同对 DSI 利用施加约束,

如纳米比亚、巴拿马。有的将遗传资源的管理措施扩展解释为涵盖 DSI,如不丹、哥伦比亚。有的虽然规定 DSI 利用将触发惠益分享义务,但对 DSI 获取不施加限制,如巴西、印度。有的通过合规或监测机制管理 DSI,如欧盟、瑞士(Bagley et al., 2020)。因此,现行的国家 DSI 双边管理措施是《公约》下 DSI 多边机制建设需要认真研究和对待的问题,类型多样的国内管理措施增加了构造 DSI 多边机制具体模式的复杂性和难度。

### 3.4 DSI 的多公约协同十分必要且紧迫

ITPGRFA 建立的多边惠益分享机制以及 PIP 框架关于 PIP 生物材料的获取与惠益分享机制均不包含 DSI 的惠益分享(赵富伟等, 2017)。FAO 和 WHO 注意到关于 DSI 问题的讨论需要与《公约》及其《议定书》DSI 磋商进程相协调(WHO, 2019; SCBD, 2021, 2022)。粮食和农业遗传资源委员会(CGRFA)将 DSI 相关问题作为其常会议程之一,并开展专题研究;ITPGRFA 管理机构第十八届会议将 DSI 纳入其多年期工作方案,其关于加强多边惠益分享机制的进程也将协调考虑 DSI 问题(SCBD, 2021, 2022; FAO, 2022)。第七十届世界卫生大会决议要求 WHO 秘书处研究将基因序列数据(Genetic Sequence Data)纳入 PIP 框架惠益分享机制的影响(WHO, 2017);WHO 相关研究显示,获取与惠益分享立法的执行的确减缓了季节性流感样本在全球流感监测和应对系统(GISRS)实验室和一些国家以及 WHO 合作中心之间的共享速度,明确指出基因序列数据和物理样本之于公共卫生的不同功能以及某些情况下物理样本的不可替代性(WHO, 2019; SCBD, 2021, 2022)。作为多项国际论坛共同关注的焦点和热点,多公约协同对于妥善处理 DSI 问题争议存在必要性。BBNJ 协定的通过,宣告国家管辖范围以外区域海洋遗传资源的 DSI 获取与惠益分享国际规则得以建立。借助信息交换所机制、通报制度、标准化批处理标识符等确保 DSI 获取与利用的监测和透明度,设定了接收货币惠益的专门基金,货币惠益的分享方式将由缔约方大会根据获取与惠益分享委员会的建议确定。虽然该协定在适用对象范围上与《公约》等国际论坛的讨论存在差异,但作为首个直接涉及 DSI 获取与惠益分享的国际文书,其机制模式将对《公约》、FAO、WHO 等国际论坛下 DSI 问题的后续磋商成果产生示范效应。

## 4 DSI 获取与惠益分享问题应对策略

前述争议仅为各方在 DSI 获取与惠益分享领域众多争议之中的冰山一角,其挑战将伴随 DSI 后续讨论,直至 DSI 获取与惠益分享多边机制的最终确立。有些争议如范围与术语之争,参照达成 BBNJ 协定的国际造法先例,恐将长期存在而无定论。在此背景下,我国需加快推进以下工作。

### 4.1 加强 DSI 相关基础研究

DSI 惠益分享机制的高效实施,需要在具体模式设计和规则构建上找到具备清晰性、稳定性和法律确定性的范围和术语,妥善处理 DSI 利用监测和开放获取相关争议。科学技术建议虽然不能直接化解利益冲突,但将科学知识纳入多边环境协定,对于确保协定之间的术语统一,从而有效执行这些协定至关重要(Kobayashi et al., 2020)。因此,DSI 相关基础研究成果作为讨论 DSI 问题的重要基础,仍然非常必要和重要。需进一步加强法学、经济学、生物信息学等学科 DSI 相关基础研究工作,特别是需要强化跨学科研究,为 DSI 所涉相关学科和行业的发展以及相应国家管理措施的制定和完善打牢基础,研判国际磋商的发展方向,明确我国应持有的立场和需采取的策略,为我国参与或协调引领 DSI 问题相关国际论坛的讨论提供科技支持。此外,开展 DSI 惠益分享多边机制试点研究,对后续相关磋商和国内制度构建提供实践基础是十分必要的。

### 4.2 系统构建国家生物资源数据管理制度

DSI 作为国家重要战略资源,制定并逐步完善 DSI 国家管理措施尤其重要。2014 年,原环境保护部等六部门联合印发《关于加强对外合作与交流中生物遗传资源利用与惠益分享管理的通知》,将“信息资料”作为“生物遗传资源”的一部分,旨在规范日益活跃的生物遗传资源对外交流与合作,防止并遏制生物遗传资源流失问题(中华人民共和国生态环境部,2014)。近年来,我国大力推进科学数据资源安全可控地开放共享,《科学数据管理办法》详细规定了科学数据采集、汇交、保存、共享与利用等(中华人民共和国科学技术部,2018),《生物安全法》也规定了重要生物资源数据名录和清单制度。《数据安全法》将数据安全保护的政策要求通过法律的形式予以明确和强化,强

调兼顾数据的有效保护和合法利用。鉴于 COP15.2 已对建立 DSI 获取与惠益分享多边机制形成共识,我国应适时制定生物资源数据管理制度,系统构建生物资源数据分类、汇交、共享、研究、利用、跨境传输、惠益分享等关键制度。

### 4.3 持续提升生物资源数据基础设施建设

现阶段我国组建了基因组、微生物等 20 余个国家科学数据中心,并拥有全球微生物领域最重要的实物资源数据平台“世界微生物数据中心(WDCM)”,DSI 数据库和数字信息平台建设不断完善(吴林寰等,2021)。2020 年,我国发起《全球数据安全倡议》,倡导秉持发展和安全并重的原则,促进数据安全,构建和平、安全、开放、合作、有序的数字经济。一方面,要加快建成开放、安全、共享、互惠的全球性生物资源数据生产与存储基础设施,建立数据信息汇交、分析、研究、商业应用等的产业体系,加大对生物信息数据分析和应用能力的培育。另一方面,要针对性发起成立以我为主的生物资源数据国际合作计划,与各国特别是广大发展中国家共商共建共享生物资源数字经济红利。有关部门可先行制定发布生物资源数据国际合作倡议,在确保生物资源数据安全的同时,稳步推动全球生物资源数据共享和交流,促进全球科技合作,在全球生物资源数据治理中贡献中国方案。

### 4.4 加强国内多公约协同履约效能

DSI 获取与惠益分享问题作为《公约》、FAO、WHO、《联合国海洋法公约》等多个国际论坛共同关注的热点话题,各论坛之间的讨论进程相互促进或者牵制。COP15.2 一揽子成果将 DSI 的获取与惠益分享纳入后,BBNJ 协定也将 DSI 纳入其管制范围,而 WHO、WIPO 等正在开展的政府间磋商也受此影响,并开展相应的讨论。任一论坛下有关 DSI 问题的成果和进展,均可为其他相关论坛的讨论提供参考价值。我国不仅是 INSDC 第二大用户国,也是《公约》第一大用户国和全球第一大提供国(Rohden et al., 2020),更是相关国际组织成员或者国际文书缔约方,十分有必要持续关注、跟进、参与或者引领相关国际论坛下 DSI 问题的讨论。由于这些论坛的参与和履约分属不同部门的职能范围,因此为了确保我国形成和落实一致的 DSI 国家应对方略,应充分发挥诸如中国生物多样性保护国家委员会等跨部门协调机制作用,

促进我国参与各国际论坛有关 DSI 讨论的协同增效, 协调应对 DSI 获取与惠益分享带来的机遇和挑战。

### 参考文献:

- BAGLEY M, KARGER E, MULLER MR, 2020. Fact-finding study on how domestic measures address benefit-sharing arising from commercial and non-commercial use of digital sequence information on genetic resources and address the use of digital sequence information on genetic resources for research and development [EB/OL]. (2020-01-20) [2023-02-17]. <https://www.SCBD.int/doc/c/428d/017b/1b0c60b47af50c81a1a34d52/dsi-ahteg-2020-01-05-en.pdf>.
- CHEN ZB, 2020. On the legal nature of digital sequence information of biological genetic resources [J]. *Jiangxi Soc Sci*, 40(2): 185-191. [陈宗波, 2020. 论生物遗传资源数字序列信息的法律性质 [J]. *江西社会科学*, 40(2): 185-191.]
- DORMITZER PR, SUPHAPHIPHAT P, GIBSON DG, et al., 2013. Synthetic generation of influenza vaccine viruses for rapid response to pandemics [J]. *Sci Transl Med*, 5(185): 168.
- FAO, 2022. Resolution 16/2022 - Consideration of digital sequence information / genetic sequence data on genetic resources for the objectives of the international treaty [EB/OL]. (2022-10) [2023-02-17]. <https://www.fao.org/3/nk641en/nk641en.pdf>.
- GAFFNEY J, TIBEBU R, BART R, et al., 2020. Open access to genetic sequence data maximizes value to scientists, farmers, and society [J]. *Glob Food Sec*, 26: 100411.
- HARRISON PW, LOPEZ R, RAHMAN N, et al., 2021. The COVID-19 data portal: accelerating SARS-CoV-2 and COVID-19 research through rapid open access data sharing [J]. *Nucl Acid Res*, 49(W1): W619-W623.
- HOUSSEN W, SARA R, JASPARS M, 2020. Digital sequence information on genetic resources: concept, scope and current use [EB/OL]. (2020-01-29) [2023-02-17]. <https://www.SCBD.int/doc/c/fe9/2f90/70f037ecc5da885dfb293e88/dsi-ahteg-2020-01-03-en.pdf>.
- ICF, SMITH E, SWITZER S, et al., 2020. Digital sequence information; an evidence review: final report [EB/OL]. (2020-08-14) [2023-02-27]. <https://pureportal.strath.ac.uk/en/publications/digital-sequence-information-an-evidence-review-final-report>.
- KOBAYASHI K, 2019. Will the discussion on digital sequence information on genetic resources contribute to the "evolution" of CBD? [J]. *Biodivers Inf Sci Stand*, 3: e36593.
- KOBAYASHI K, DOMON E, WATANABE KN, 2020. Interaction of scientific knowledge and implementation of the multilateral environment agreements in relation to digital sequence information on genetic resources [J]. *Front Genet*, 11: 1028.
- LAIRD SA, WYNBERG RP, 2018. A fact-finding and scoping study on digital sequence information on genetic resources in the context of the convention on biological diversity and the nagoya protocol [EB/OL]. (2018-01-10) [2023-02-17]. <https://www.SCBD.int/doc/c/079f/2dc5/2d20217d1cdacac787524d8e/dsi-ahteg-2018-01-03-en.pdf>.
- LI BP, XUE DY, 2019. Application of digital sequence information in biodiversity research and its potential impact on benefit sharing [J]. *Biodivers Sci*, 27(12): 1379-1385. [李保平, 薛达元, 2019. 遗传资源数字序列信息在生物多样性保护中的应用及对惠益分享制度的影响 [J]. *生物多样性*, 27(12): 1379-1385.]
- ROHDEN F, HUANG SX, DRÖGE G, 2020. Combined study on digital sequence information in public and private databases and traceability [EB/OL]. (2020-01-31) [2023-02-17]. <https://www.SCBD.int/doc/c/1f8f/d793/57cb114ca40cb6468f479584/dsi-ahteg-2020-01-04-en.pdf>.
- ROHDEN F, SCHOLZ AH, 2022. The international political process around digital sequence information under the convention on biological diversity and the 2018-2020 intersessional period [J]. *Plants People Planet*, 4(1): 51-60.
- SCBD/COP/DEC/XIII/16, 2016. Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity XIII/16. digital sequence information on genetic resources [EB/OL]. (2016-12-16) [2022-02-17]. <https://www.SCBD.int/doc/decisions/cop-13/cop-13-dec-16-zh.pdf>.
- SCBD/WG2020/5/INF/1, 2022. Co-leads' report on the work of the informal co-chairs' advisory group on digital sequence information on genetic resources since the fourth meeting of the open-ended working group on the post-2020 global biodiversity framework [EB/OL]. (2022-10-20) [2023-02-17]. <https://www.SCBD.int/doc/c/0c79/5954/8ec6714d513eSCBD570c0b062/wg2020-05-inf-01-en.pdf>.
- SCBD/COP/15/INF/15, 2022. Update on recent developments under the international treaty on plant genetic resources for food and agriculture of relevance to the convention on biological diversity and its nagoya protocol on access to genetic resources and the fair and equitable sharing of benefits arising from their utilization [EB/OL]. (2022-11-23) [2023-02-17]. <https://www.SCBD.int/doc/c/eabc/fbcc/4e17c5e7df8bd9abadc7b28a/cop-15-inf-15-en.pdf>.

- SCBD/WG2020/3/INF/1, 2021. Update of digital sequence information on genetic resources in relevant international processes and policy debates [EB/OL]. (2021-08-12) [2023-02-17]. <https://www.SCBD.int/doc/c/a17a/bc80/7b58eb8638032cf43b95070f/wg2020-03-inf-01-en.pdf>.
- SCBD/DSI/AHTEG/2018/1/4, 2018. Report of the ad hoc technical expert group on digital sequence information on genetic resources [EB/OL]. (2018-02-20) [2023-02-17]. <https://www.SCBD.int/doc/c/7ea1/36b3/7ccf849897a4c7abe49502b2/sbstta-22-inf-04-en.pdf>.
- SCBD/DSI/AHTEG/2018/1/2, 2018. Synthesis of views and information on the potential implications of the use of digital sequence information on genetic resources for the three objectives of the Convention and the objective of the Nagoya Protocol [EB/OL]. (2018-01-09) [2023-02-17]. <https://www.SCBD.int/doc/c/06dc/df41/cbbe0ff3d861dc4e45953973/dsi-ahteg-2018-01-02-en.pdf>.
- SCBD/WG2020/REC/5/2, 2022. Recommendation adopted by the working group on the post-2020 global biodiversity framework 5/2. digital sequence information on genetic resources [EB/OL]. (2022-12-05) [2023-02-20]. <https://www.SCBD.int/doc/c/98c5/d3fe/3f837c88778d3270d0967ac6/wg2020-05-rec-02-en.pdf>.
- SCBD/WG2020/5/3, 2022. Digital sequence information on genetic resources [EB/OL]. (2022-10-19) [2023-02-20]. <https://www.SCBD.int/doc/c/c064/37f6/d5024789093ef19bf5f84519/wg2020-05-03-en.pdf>.
- SCBD/WG2020/REC/3/2, 2022. Recommendation adopted by the working group on the post-2020 global biodiversity framework 3/2. digital sequence information on genetic resources [EB/OL]. (2022-03-29) [2023-02-17]. <https://www.SCBD.int/doc/recommendations/wg2020-03/wg2020-03-rec-02-en.pdf>.
- SUPHAPHIPHAT P, WHITTAKER L, DE SOUZA I, et al., 2016. Antigenic characterization of influenza viruses produced using synthetic DNA and novel backbones [J]. *Vaccine*, 34(32): 3641-3648.
- TANG K, 2022. A research on the ownership of biological genetic resources [D]. Beijing: China University of Political Science and Law: 134-159. [唐克, 2022. 生物遗传资源所有权研究 [D]. 北京: 中国政法大学: 134-159.]
- UNGA, 2023. Agreement under the United Nations Convention on the Law of the Sea on the conservation and sustainable use of marine biological diversity of areas beyond national jurisdiction [EB/OL]. (2023-06-19) [2023-07-14]. <https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/LTD/N23/177/28/PDF/N2317728.pdf?OpenElement>.
- WHO, 2017. WHA70(10): Review of the pandemic influenza preparedness framework [EB/OL]. (2017-05-29) [2023-02-17]. [https://apps.who.int/gb/ebwha/pdf\\_files/WHA70/A70\(10\)-en.pdf](https://apps.who.int/gb/ebwha/pdf_files/WHA70/A70(10)-en.pdf).
- WHO, 2019. WHA72(12): Pandemic influenza preparedness framework for the sharing of influenza viruses and access to vaccines and other benefits [EB/OL]. (2019-05-28) [2023-02-17]. [https://apps.who.int/gb/ebwha/pdf\\_files/WHA72/A72\(12\)-en.pdf](https://apps.who.int/gb/ebwha/pdf_files/WHA72/A72(12)-en.pdf).
- WILKINSON MD, DUMONTIER M, AALBERSBERG IJ, et al., 2016. The FAIR guiding principles for scientific data management and stewardship [J]. *Sci Data*, 3: 160018.
- WU LH, SHI L, GAO MX, et al., 2021. Analysis on the status and suggestions for the development of digital sequence information of genetic resources [J]. *Chin Sci Technol Resour Rev Technol Resour Rev*, 53(2): 36-43. [吴林寰, 石蕾, 高孟绪, 等, 2021. 浅析遗传资源数字序列信息的发展现状与建议 [J]. *中国科技资源导刊*, 53(2): 36-43.]
- XUE DY, 2011. Analysis for the main elements and potential impacts of nagoya protocol [J]. *Biodivers Sci*, 19(1): 113-119. [薛达元, 2011. 《名古屋议定书》的主要内容及其潜在影响 [J]. *生物多样性*, 19(1): 113-119.]
- ZHANG XY, 2021. Rules, challenges and countermeasures of sharing of pathogens in the context of the implementation of the nagoya protocol [J]. *J Ecol Rural Environ*, 37(9): 1098-1103. [张小勇, 2021. 履行《名古屋议定书》背景下病原体共享的规则、挑战与对策 [J]. *生态与农村环境学报*, 37(9): 1098-1103.]
- ZHAO FW, 2022. Access to and benefit-sharing of bio-genetic resources [M]. Beijing: China Environment Publishing Group: 11-22. [赵富伟, 2022. 生物遗传资源的获取与惠益分享 [M]. 北京: 中国环境出版集团: 11-22.]
- ZHAO FW, CAI L, ZANG CX, 2017. Latest developments in international regimes relevant to access and benefit-sharing of genetic resources [J]. *Biodivers Sci*, 25(11): 1147-1155. [赵富伟, 蔡蕾, 臧春鑫, 2017. 遗传资源获取与惠益分享相关国际制度新进展 [J]. *生物多样性*, 25(11): 1147-1155.]
- 中华人民共和国生态环境部, 2014. 关于加强对外合作与交流中生物遗传资源利用与惠益分享管理的通知 [EB/OL]. (2014-10-30) [2023-02-17]. [https://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bwj/201411/t20141105\\_291155.htm?keywords](https://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bwj/201411/t20141105_291155.htm?keywords).
- 中华人民共和国科学技术部, 2018. 国务院办公厅关于印发科学数据管理办法的通知 [EB/OL]. (2018-03-17) [2023-02-17]. [https://most.gov.cn/xxgk/xinxifenlei/fdzdgnr/fgzc/gfxwj/gfxwj2018/201804/t20180404\\_139023.html](https://most.gov.cn/xxgk/xinxifenlei/fdzdgnr/fgzc/gfxwj/gfxwj2018/201804/t20180404_139023.html).

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202303039

李飞飞, 罗斌圣, 崔夏, 等, 2023. 国家植物园植物文化建设与植物多样性保护和管理 [J]. 广西植物, 43(8): 1383–1391.  
LI FF, LUO BS, CUI X, et al., 2023. Plant culture construction and plant diversity protection and management in the China national botanical garden [J]. *Guihaia*, 43(8): 1383–1391.



## 国家植物园植物文化建设与植物多样性保护和管理

李飞飞<sup>1,2</sup>, 罗斌圣<sup>2,3</sup>, 崔夏<sup>1</sup>, 龙春林<sup>2,4,5\*</sup>

(1. 北京市植物园管理处, 北京 100093; 2. 中央民族大学生命与环境科学学院, 北京 100081; 3. 江西省中国科学院庐山植物园, 江西 庐山 332900; 4. 民族地区生态环境国家民委重点实验室(中央民族大学), 北京 100081; 5. 中央民族大学国家安全研究院, 北京 100081)

**摘要:** 生物文化对生物多样性保护具有重要意义, 植物园的形和发展在历史长河中处处体现着人类因物质和精神需求而形成的植物文化。现代植物园在植物迁地保护上虽然做出了卓越贡献, 但其植物文化的建设稍显滞后。在全球生物多样性保护工作的开展过程中, 传统文化对生物多样性保护和生物资源可持续利用的重要作用越来越被重视。在此背景下, 该文探讨了生物文化多样性和生物多样性之间紧密联系、共同演化的关系, 回顾了早期植物园和我国古典园林中植物文化的体现; 通过对全球 3 085 个现代植物园主要功能的分析, 发现开展了民族植物学研究的植物园占比 7.36%, 开展了保护生物学研究的植物园占比 11.18%, 制定了植物保护计划的占比 17.18%, 从而揭示了现代植物园保护功能的提升和文化功能的弱化。基于当前植物园植物多样性有效保护中对植物文化建设的需求, 该文进一步分析了我国植物园植物文化建设的不足, 主要包括: (1) 植物物种多样性信息中植物文化信息数据不足; (2) 对生物多样性保护中传统知识惠益分享的考虑欠缺; (3) 缺少以文化展现植物多样性的主题园。在此基础上, 该文聚焦国家植物园植物多样性保护和管理的目标, 从植物多样性保护和利用、惠益共享、公众参与 3 个层面对国家植物园体系中的植物文化建设提出了建议, 以期为我国建设具有中国生态文明特色的国家植物园体系提供参考。

**关键词:** 植物文化, 传统知识, 民族植物学, 惠益分享, 国家植物园

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1383-09

## Plant culture construction and plant diversity protection and management in the China national botanical garden

LI Feifei<sup>1,2</sup>, LUO Binsheng<sup>2,3</sup>, CUI Xia<sup>1</sup>, LONG Chunlin<sup>2,4,5\*</sup>

(1. *Beijing Botanical Garden*, Beijing 100093, China; 2. *College of Life and Environmental Sciences*, *Minzu University of China*, Beijing 100081, China; 3. *Lushan Botanical Garden*, *Jiangxi Province and Chinese Academy of Sciences*, Lushan 332900, Jiangxi, China; 4. *Key Laboratory of Ecology and Environment in Minority Areas (Minzu University of China)*, *National Ethnic Affairs Commission of China*, Beijing 100081, China; 5. *Institute of National Security*, *Minzu University of China*, Beijing 100081, China)

收稿日期: 2023-06-02

基金项目: 国家自然科学基金国际合作项目(31761143001); 国家自然科学基金面上项目(31870316); 中央民族大学项目(2023GJAQ09, 2022ZDPY10); 北京市财政项目(11000022T000000440602)。

第一作者: 李飞飞(1983-), 博士, 副研究员, 研究方向为生物多样性与传统知识、物种分类鉴定及外来物种入侵机制, (E-mail) lifeifei30761@126.com。

\* 通信作者: 龙春林, 博士, 教授, 研究方向为民族生物学、生物多样性、植物种质资源, (E-mail) long.chunlin@muc.edu.cn。

**Abstract:** Biological culture is of great significance to the conservation of biodiversity. The formation and development of botanical gardens have reflected the plant culture which formed by human beings due to material and spiritual needs in history. Modern botanical gardens have made outstanding achievements in plant *ex-situ* protection, while the plant culture construction is still a little insufficient. In the process of global biodiversity conservation, the important roles of traditional culture in biodiversity conservation and sustainable use of biological resources have been increasingly valued. At this background, this study emphasized the close connection and co-evolution relationship between biocultural diversity and biodiversity, and reviewed the implication of plant culture in early botanical gardens and Chinese classical gardens. And through the analysis of the main functions of 3 085 modern botanical gardens around the world, we found that only 7.36% of botanical gardens carried out ethnobotanical research, while 11.18% carried out conservation biology research, and 17.18% worked out a plant conservation programme, which revealed the improvement of the protection function and the weakening of the cultural function of modern botanical gardens. Based on the demand for the construction of plant culture in the effective protection of plant diversity in the current botanical garden, this study further analyzed the deficiencies of plant culture construction in botanical gardens in China, including: (1) insufficient plant culture information data in plant species diversity information; (2) lack of consideration of benefit-sharing of traditional knowledge in biodiversity conservation; (3) lack of theme parks that display plant diversity with culture. Focused on the goal of plant diversity conservation and management in the China national botanical garden, we put forward the following suggestions on plant culture construction in the China national botanical garden system from three aspects, in order to provide a reference for the construction of a national botanical garden system with the characteristics of Chinese ecological civilization. Plant diversity protection and utilization: to strengthen the consideration of plant culture in the construction of plant diversity information and germplasm resource bank, encourage ethnobotanical research. Benefit-sharing: to establish access and benefit-sharing (ABS) standard procedures covering traditional knowledge to ensure fair and equitable benefit-sharing. Public participation: to consider display the regionality and uniqueness in China national botanical garden, and add ethnic plant culture theme parks or exhibition halls.

**Key words:** plant culture, traditional knowledge, ethnobotany, benefit-sharing, China national botanical garden

广义的文化是指人类创造的一切物质产品和精神产品的总和。植物文化是文化中与植物相关的部分,是人类给植物赋予的文化属性。其概念涉及民族植物学、药用植物学、园艺、自然美学、环境伦理学、植物分类学、植物解剖学、植物地理学等(刘华杰, 2017)。植物文化是我国传统文化的重要组成部分,自古以来许多植物物种通过诗歌、绘画、雕刻等文化艺术形式来展现,植物物种本身被作为人类品德的隐喻,如寓意为道德高尚“岁寒三友”的松、竹、梅,以及“花中四君子”的梅、兰、竹、菊(陈阳, 2021; 李文等, 2021; 龙春林, 2022)。我国民族植物学的发展和研究成果更是从礼仪植物、观赏植物、植物崇拜、饮食文化、传统医药文化等方面展示了植物文化多样性(程卓等, 2022)。

在全球生物多样性保护体系中,文化与传统知识,以及利用这种知识所产生的遗传资源惠益获取与惠益分享紧密关联。国际公约和相关协定明确了文化在生物多样性保护层面的重要性。《生物多样性公约》(以下简称《公约》)(CBD,

1992年)第8(j)条鼓励每一个缔约方国家“尊重、保存和维护土著和地方社区体现传统生活方式而与生物多样性的保护和可持续利用相关的知识、创新和实践,并促进其广泛应用”,并在《名古屋议定书》中更加体现了对传统知识的尊重(张渊媛, 2019)。2022年《公约》第十五次缔约方大会形成的《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》中明确提到“……将把生物多样性、生物多样性的保护、其组成部分的可持续利用以及公平和公平地分享利用遗传资源所产生的惠益放在可持续发展议程的核心,同时认识到生物多样性和文化多样性之间的重要联系”,其中3个行动目标涉及“传统知识”、7个行动目标涉及“土著人民和地方社区”,全文共有8处使用了“传统知识”、20处使用了“土著人民和地方社区”的表述。《全球植物保护战略》(2011—2020)的目标9和目标13分别提到了“尊重、保留和维持相关的土著和地方知识”以及“酌情维持或加强同植物资源有关的地方知识创新和做法”对于植物资源的重要意义。可见,

国际社会高度重视传统植物知识和植物文化在植物多样性保护与利用中的重要作用。

植物园在全球植物多样性保护中发挥着越来越重要的作用(Blackmore et al., 2011; Heywood, 2017; 陈进, 2022),是集迁地保护、栽培与驯化、科学研究以及保护利用为一体的机构,也是拉近城市居民与自然之间的关系、引导公众关注生物多样性保护的重要平台(Dunn, 2017; 魏钰等, 2023)。越来越多的研究者意识到,植物园不仅能够而且应该在植物文化保护中发挥重要作用,并由此促进社会公众参与生物多样性保护(Dunn, 2008, 2017; 刘华杰, 2017; 龙春林和马克平, 2017; 龙春林, 2022)。

我国现已建 162 家植物园,为我国植物物种的迁地保护做出了巨大贡献(焦阳等, 2019)。2022 年 4 月 18 日,国家植物园在北京正式揭牌,标志着我国植物园体系开启新篇章,但同全球其他植物园一样,在植物多样性保护功能的提升中,植物文化的建设明显滞后。因此,本文通过对生物文化和生物多样性、植物园和植物文化的阐释,分析植物园植物多样性保护中对植物文化的需求,以及我国现代植物园植物文化建设的不足,进而从植物多样性保护和管理、中国式现代化对植物文化的需求等层面对国家植物园体系植物文化建设提出建议。

## 1 生物文化多样性与生物多样性

植物文化属于生物文化的范畴,“生物文化”一词最初源于景观地理学家和生态学家对社会生态系统和以人为本的“文化景观”的理解,《保护世界文化和自然遗产公约》(1972)将“文化景观”的概念纳入并进行定义,该定义中强调了人同自然环境景观的密切关系,生物被包含在自然景观之内(Bridgewater & Rotherham, 2019)。Maffi 首次从语言多样性的基础上定义了“生物文化多样性”(Posey, 1999)。之后,“生物文化多样性”逐渐涵盖更广的范畴,定义为“生物多样性所有层次所表现的文化多样性,并包含它们之间的相互作用”(Loh & Harmon, 2005)。这个定义展现了“生物文化多样性”的 3 个要素:生命的多样性包含人类文化和语言;生物多样性和文化多样性之间存在着联系;这些联系能够因互相作用而共同演化和发展(Hill et al., 2011; Bridgewater & Rotherham, 2019)。

“生物多样性和生态系统服务政府间科学政策平台”(IPBES)以及《公约》将“生物文化多样性”概念的纳入,更加确认了生物多样性和文化多样性之间的紧密联系,以及二者共同演化的关系。不少交叉于文化和生物多样性之间的研究也证实了这一点,维管植物、哺乳动物、鸟类等类群的多样性和文化多样性存在正相关关系(龙春林和裴盛基, 2003; Stepp et al., 2004; Loh & Harmon, 2005)。与传统文化和宗教文化相关的神山、圣湖、森林等“圣地”(sacred sites)被证明具有更强的生物多样性保护效力(Shen et al., 2012, 2015; Singh et al., 2019)。

生物多样性丧失同生物文化丧失的危机互相关联、共同存在。许多物种与民族或地区文化和习俗紧密相连,甚至被赋予某些象征意义,这些物种一旦存在灭绝危机,该民族或地区文化的完整性和对民族和地区身份的认同感随之消失,这类物种被定义为“文化关键物种”(cultural keystone species)(Cristancho & Vining, 2004; Garibaldi & Turner, 2004)。例如,在彝族的饮食文化中将荞麦(*Fagopyrum tataricum*)作为一切植物之首,是与母亲等同重要性的比喻(Song et al., 2019);在一些太平洋文化中将芋头(*Colocasia esculenta*)作为食物和精神的象征,并认为祖先直接来自这类植物(Dunn, 2017)。同样,生物文化的丧失,会影响一些物种的社会显著性,从而导致被社会性遗忘,这种现象被称为“物种的社会性灭绝”(societal extinction of species),而物种的社会性灭绝不仅会改变人与自然的的关系,也会影响公众对生物多样性保护的意愿(Jarić et al., 2022)。此外,传统文化的淡化,可能带来生物多样性的大幅下降,Pikirayi 和 Magoma (2021)揭示了位于南非北部文达的几处“圣地”(Thathe 森林、Fundudzi 湖和 Phiphidi 瀑布),随着商业种植和采矿业的发展,不仅破坏了当地原有的生物多样性,而且造成了文化遗产的重大损失。因此,我们必须意识到生物多样性与其相关的文化多样性之间的互为载体的关系(楚雅南等, 2022),并基于此构建真正有效的保护方案。

## 2 植物园与植物文化

### 2.1 早期植物园中植物文化的体现

植物园的产生从一开始就跟人类的物质和精

神需求相关。古文明时期的古埃及寺庙花园、美索不达米亚城中花园以及古希腊的公共花园中,栽培的主要是具有食用、药用价值和宗教意义的植物物种,如无花果、葡萄、没药等 (Spencer & Cross, 2017)。随着对不同植物药用价值关注度的提升,医学上开始重视植物的识别和应用性的区分,16世纪的意大利文艺复兴时期,学习药用植物已成为当时拥有医学院大学课程的主要部分 (Forbes, 2008; Spencer & Cross, 2017)。因此,早期的植物园主要为当时的大学提供药用植物资源和植物疗法的研究服务,如建于1545年的帕多瓦大学植物园主要用来栽培药用植物 (Forbes, 2008; Spencer & Cross, 2017)。此外,欧洲殖民的扩张,咖啡、茶叶、橡胶等经济植物成了18世纪至19世纪所建的邱园(1760年建立)、印度豪拉植物园(1786年建立)、佩拉德尼亚皇家植物园(1821年建立)、新加坡植物园(1822年建立)等植物园主要关注的类群 (Smith, 2019)。因此,植物园的建设历史伴随着植物文化的发展历史,它早期的功能是收集和保存具有使用价值的植物物种,并对这些物种开展引种驯化和开发利用研究 (龙春林和马克平, 2017; 陈进, 2022)。

## 2.2 我国古典园林中植物文化的体现

我国植物园建设虽然起步较晚,但文化的展现已成为我国古典园林和庭院景观建设中最重要的一部分。除了用植物与粉壁、山石、门窗等形成绘画意境的表达载体外,所栽培植物处处展现了通过植物的寓意表达希望和向往的“比兴”价值和以植物寄托人道德属性的“比德”价值 (陈阳, 2021; 李文等, 2021)。例如,清代皇家园林植物多用油松 (*Pinus tabulaeformis*)、侧柏 (*Platycladus orientalis*)、圆柏 (*Juniperus chinensis*)、龙爪槐 (*Styphnolobium japonicum* ‘Pendula’)、梅 (*Prunus mume*)、西府海棠 (*Malus × micromalus*)、玉兰 (*Yulania denudata*)、石榴 (*Punica granatum*) 等植物,表达了德行、长寿、雅韵、富贵、多子多福的寓意 (胡楠等, 2022)。与我国古典园林中植物种类相比,西方以植物收集驯化为主的植物园虽然较少,但一些具有典型文化属性的植物类群在我国历史早期却有了专类园。例如,象征高洁品性的荷花 (*Nelumbo nucifera*) 自春秋时期就有了专类园,元代已有寓意为长寿的菊花专类园 (孙欢等, 2016; 陈阳, 2021)。此外,我国古典园林和庭院景观的植物文化意识还体现在景点品题和雕

刻中,如苏州听枫园雕门楼上的匾额“听枫读画” (杨晓东, 2011),留园内的建筑中雕刻有双面镂空葫芦藤蔓纹样,寓意为福寿绵长、子孙繁盛 (裴元生, 2020)。

## 2.3 现代植物园保护功能的提升和文化功能的弱化

植物园的建设和大量植物物种的收集、保存,促进了植物分类学的发展以及植物标本馆的建立。分类、命名和描述植物物种,从作为达到经济需求的手段到转变为重要的科学知识体系 (Smith, 2019)。分类学、系统发育、群体遗传等重要的基础学科逐渐成为植物园研究的重点 (Blackmore et al., 2011)。20世纪80年代,随着生物多样性概念的形成和发展,植物保护成为植物园的主要工作任务 (Heywood, 2017; 魏钰等, 2023)。在国际植物园保护联盟 (BGCI) 针对《公约》出版的《全球植物保护战略(2011—2020)》中,植物园是执行该战略的主要保护和研究机构。1981年,全球植物园迁地保护了约35 000种维管植物 (Raven, 1981),到2022年4月,全球2 112个植物园(树木园)迁地栽培了约10万种维管植物 (黄宏文和廖景平, 2022),与20世纪80年代初相比,增长了近3倍。

由于植物园功能和主要研究方向的转变,因此植物园的文化功能明显减弱。黄宏文和廖景平 (2022) 统计了全球40多个国家约80个国家植物园的主要研究领域,共50余类,其中包含民族植物学研究的国家植物园仅有5个:3个在非洲,主要为肯尼亚的内罗毕植物园,以及马拉维的国家植物标本馆与植物园、低地国家植物园;1个在印度洋,为斯里兰卡的佩勒代尼耶皇家植物园及5个分园;1个在美洲,为美国国家热带植物园及5个分园。根据BGCI数据统计 ([https://tools.bgci.org/garden\\_search.php](https://tools.bgci.org/garden_search.php)),截至2023年3月16日,在3 085个植物园(南极洲除外)中(表1),开展了民族植物学研究 (ethnobotanical research) 的植物园仅有227个(占比7.36%);开展了保护生物学研究 (conservation biology research) 的植物园有345个(占比11.18%);制定了植物保护计划 (have a plant conservation programme) 的植物园有530个(占比17.18%)。从各大洲情况来看,虽然北美洲植物园数目最多,但其开展保护生物学研究、保护计划、民族植物学研究的比例均不高。欧洲植物园历史悠久,数量仅次于北美洲,是植物园开展保

护生物学研究和保护计划比例较高的大洲,但开展民族植物学研究的植物园同样较少。全球开展民族植物学研究的植物园比例较高的是非洲

(12.43%)、亚洲(10.04%)和南美洲(8.06%),这3个大洲也是全球生物文化多样性最高的大洲(Loh & Harmon, 2005)。

表 1 全球各大洲开展民族植物学研究、保护生物学研究和保护计划的植物园数量

Table 1 Number of botanical gardens with ethnobotanical research, conservation biology research and conservation program on all continents

大洲 Continent	民族植物学研究 Ethnobotanical research	占比 Proportion (%)	保护生物学研究 Conservation biology research	占比 Proportion (%)	保护计划 Conservation program	占比 Proportion (%)	总计 Total
北美洲 North America	58	5.23	84	7.58	147	13.27	1 108
大洋洲 Oceania	3	2.16	13	9.35	26	18.71	139
非洲 Africa	22	12.43	20	11.30	41	23.16	177
南美洲 South America	17	8.06	27	12.80	32	15.17	211
欧洲 Europe	72	7.98	132	14.63	201	22.28	902
亚洲 Asia	55	10.04	69	12.59	83	15.15	548
总计 Total	227	7.36	345	11.18	530	17.18	3 085

### 3 国家植物园体系植物多样性保护使命中植物文化建设的思考

#### 3.1 植物文化建设是全球植物园植物多样性保护的新需求

尽管全球对植物物种保护做了大量工作,但在降低植物生物多样性丧失的速度上效果并不显著(Blackmore et al., 2011)。公众对植物的文化、经济价值以及保护的必要性缺少足够认识是其中一个原因(Heywood, 2017)。由于植物园除了迁地保护之外,还兼具可持续利用、园艺展示、科学普及和文化传播等多种功能(Crane et al., 2009; 龙春林和马克平, 2017),越来越多的研究认为植物园是解决恢复人类与植物物种和植物文化联系的关键,因此可以通过保护、展示和新媒体等向公众传达植物保护、植物文化和可持续发展的理念和信息(Dodd & Jones, 2010; Dunn, 2017; Heywood, 2017; 刘华杰, 2017)。同时,植物园也应是解决资源短缺、气候变化、粮食安全、人类健康等背景下如何可持续利用植物物种资源问题的重要机构(Crane et al., 2009; Miller et al., 2015;

Miller et al., 2016; Qumsiyeh, 2017; 龙春林和马克平, 2017; Krishnan et al., 2019; Smith, 2019)。

国际上部分植物园已经将植物文化建设融入植物多样性保护和科研工作,以及与社区或公众的交流合作中。例如,美国密苏里植物园开启了马达加斯加民族植物学计划。他们协助当地大学开展民族植物学研究以及相关课程,并与当地居民一起制定既利于生态又利于文化的保护计划,同时所开展的民族植物学研究为马达加斯加的植物保护增加了许多植物文化信息(McClatchey & Gollin, 2005; Rakotoarivelo et al., 2014)。新加坡植物园于2018年增建了民族植物园主题园,在该园展示了东南亚文化中使用的300多种植物,并包含一个民族植物学展览中心(Franco & Mustaqim, 2021)。建于2008年的约旦植物园着重展示了与其植物多样性相关的地质和文化历史,并将人类生计作为其开展工作的关键前提之一(Dunn, 2017)。美国康奈尔植物园(康奈尔大学)领导国际科学家团队同亚洲帕米尔山脉当地社区合作,利用传统的“生态日历”来记录、监测植物物候和预测气候变化,并结合民族生态学研究气候变化对生态环境的影响(Dunn, 2017; Kassam et al., 2018)。

### 3.2 我国现代植物园生物多样性保护中植物文化建设存在的不足

我国现代自主建设的植物园始于 20 世纪初(胡宗刚, 1997; 黄宏文和廖景平, 2022), 至今已发展至 162 家植物园, 迁地保护了我国本土高等植物物种的 60%、濒危及受威胁植物物种的 39% (焦阳等, 2019), 并成立了“中国植物园联盟”, 目前已吸纳了 122 家植物园, 用以推进植物园间物种资源、信息的共享与人员技术交流, 为我国植物多样性保护发挥了重要作用。在我国植物园体系中, 如中国科学院西双版纳热带植物园设立了民族植物区、广西药用植物园建设了民族药物园, 这是植物园建设中突出植物文化的代表。

我们所面临的现实是, 我国植物园体系在迁地保护方面虽然成绩斐然, 但植物文化建设却显滞后, 并且与植物多样性保护和管理结合不足。

3.2.1 植物物种多样性信息中植物文化信息数据不足 近年来, 随着信息化的快速发展, 我国植物园在生物多样性信息化方面做了大量工作, 大量数字信息化的物种编目、标本、物种照片、研究文献等均已实现了网络化以及检索和查询功能。例如, 由国家植物园(南园, 中国科学院植物研究所)、华南国家植物园(中国科学院华南植物园)、中国科学院昆明植物研究所、中国科学院武汉植物园、中国科学院西北高原生物研究所以及广西壮族自治区、中国科学院广西植物研究所联合建设的“植物科学数据中心”( <https://www.plantplus.cn/cn> ), 包含了“植物物种全息数据库”“植被生态大数据”“迁地保育大数据”三大核心数据库。中国植物园联盟(CUBG)联合国内多家植物园构建了“中国迁地保护植物大数据平台”( <https://espc.cubg.cn/> ), 该平台关联了“植物园影像库”“植物园机构数据库”“本土植物全覆盖保护数据库”等 7 种数据库。由国家植物园(南园)建立的“中国植物图像库”( <http://ppbc.iplant.cn/> ), 以及由该植物园和上海辰山植物园共同开发建设的“中国自然标本馆”( <https://cfh.ac.cn/> ) 容纳了大量的植物物种影像信息数据。虽然“植物科学数据中心”和“中国迁地保护植物大数据平台”均包含有资源植物信息数据, 并对资源植物按照食用、药用、油料、染料、香料等使用价值做了区分。但是, 前者仅整理了《中国植物志》内记载的相关信息, 后者信息虽然有所补充, 但仍然只包含了物种作为各类资源用途的简单条

目, 缺少文化来源、使用地区或民族、文化价值等相关信息。

3.2.2 欠缺对生物多样性保护中传统知识惠益分享的考虑 2010 年, 《公约》第十次缔约方大会上达成《名古屋议定书》, 成为遗传资源和传统知识获取与公平惠益分享的基石。植物园作为全球植物多样性迁地保护和引种驯化的主力军, 是国家或地区之间交换种质资源及其传统知识的重要机构(Davis et al., 2015)。植物园在与其他机构分享种质资源或传统知识时, 需要尊重《名古屋议定书》的要求, 承认、记录和有效传播这种惠益分享, 确保遗传资源及其传统知识持有者的利益。我国植物园体系中收集了大量种质资源(遗传资源), 并遵循《公约》规定, 开展了保护和公平共享遗传资源惠益的工作, 但却忽视了与遗传资源相关的传统知识的惠益分享, 缺少与传统知识相关的“获取与利益分享”(access and benefit-sharing, ABS)。

3.2.3 缺少以文化展现植物多样性的主题园 我国植物园中以专类植物展现文化的专类园居多, 如国家植物园(北园)的月季园、海棠园、丁香园; 武汉植物园的牡丹园和竹园; 华南国家植物园的兰园; 西双版纳热带植物园的棕榈园等。这些专类园充分展现了一类植物的形态特征, 以及与该类植物相关的文化, 使公众对若干类群的植物更为熟知。但是, 以文化展现植物多样性的主题园几乎没有。我国民族传统文化中所涵盖的植物物种非常丰富, 如端午节粽子的包裹材料多达 57 种(Lin et al., 2019); 西藏吉隆镇制作植物有 16 种(Ding et al., 2022); 水族用于制作酒曲的野生植物达 103 种(Hong et al., 2015); 西双版纳傣族佛寺栽培的“五树六花”(许再富, 2011; 龙春林等, 2017)。如果能以这些文化为基础构建植物文化主题园, 就能更加展现植物文化中植物物种多样性的价值, 将植物物种保护、传统文化传承和可持续利用理念更有效地传播给公众。

### 3.3 植物多样性保护和管理需求下国家植物园体系的植物文化建设

2016 年, 洪德元院士对植物园提出了 3 个使命, 之后他在 3 个使命中进一步明确要求了植物园需要“保护和利用植物多样性, 造福人类, 特别是造福人类的未来”。2021 年, 国务院同意在北京设立国家植物园, 批复文件中要求国家植物园体系坚持以植物迁地保护为重点的同时, 强调了“植

物知识”同“园林文化”的融合展示,要求国家植物园“讲好中国植物故事,彰显中华文化和生物多样性魅力”。可见,无论是科学家的远见卓识还是国务院从国家层面决策的高屋建瓴,都强调了植物园、生物多样性同人类福祉和文化有着不可分割的关系。国家植物园在聚焦收集、保护和管理植物物种的同时,需进一步考虑人类社会发展的需求和可持续利用等问题。因此,我们从植物多样性保护和利用、惠益共享、公众参与 3 个层面对国家植物园体系植物文化建设提出建议。

3.3.1 植物多样性保护和利用层面 需要瞄准《公约》三大目标,真正理解《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》行动目标、《全球植物保护战略》以及《中国生物多样性保护战略与行动计划》(2011—2030 年)中关于“传统知识”“遗传资源”“土著人民和地方社区”的要求,并以之为准则,加强在植物多样性信息和种质资源库建设中植物文化的考量,形成以提高植物多样性保护、可持续利用成效、遗传资源获取与惠益分享为导向的植物文化建设目标。国家植物园体系需联合地方利益相关方,鼓励植物园决策层和科研人员,以及地方高校、科研院所、保护组织、社区积极开展民族植物学研究,特别是具有中国特色的植物文化研究,开设相关培训课程,积累相关科研成果。制订遗传资源和传统知识的编目标准,充分收集、整理、归纳已有的民族植物学研究成果,依照标准要求对现有的植物物种、种质资源、植物图像等数据信息平台进行遗传资源和传统知识信息数据的更新和补充。在编目中尤其需要明确归属区域/民族、可持续利用方式、来源文献和视觉参考资料等信息,为实现保护以及惠益分享提供便利。

3.3.2 植物多样性惠益共享层面 为确保植物园引入的、向第三方提供的活体植物材料,以及相关传统知识都能得到保护和监督管理,应建立涵盖传统知识的 ABS 标准程序。参照邱园已经开发的“ABS 工具箱”(Williams, 2022),该标准程序可包含对工作人员政策和程序的定期培训,选择专人负责该事项;基于传统知识信息数据库,对相关传统知识信息来源和分享进行记录,并进行跟踪监管;相关传统知识使用说明,说明植物园将如何使用;制订事先知情同意书(prior informed consent, PIC)和共同商定条件(mutually agreed terms, MAT)的文件;传统知识获取和利益分享协议。此

外,20 世纪欧美植物园已将我国大量植物物种引入,其中仅爱丁堡皇家植物园就引种了我国 1 700 多种植物、900 多种特有种(武建勇等,2013),一些重要的遗传资源及相关传统知识已在议定书生效前被欧美植物园获取。因此,需要我们抓紧对这些已经流出的遗传资源及相关传统知识信息进行梳理、跟踪和监管,以确保今后第三方用于商业开发时能获得公平公正的惠益分享。

3.3.3 植物多样性公众参与层面 基于我国植物文化的丰富性,国家植物园建设应充分考虑其所展现的地域性和独特性,增设民族植物文化主题园或展览馆。例如,在云南、贵州、广西等地,增设西南地区民族植物文化主题园,在广东增设岭南植物文化主题园,或者定期组织与当地民俗或节日文化相关的植物文化展示活动。这类植物文化展示能够以多种形式展现民族文化中对植物物种的利用和精神连结,传播植物多样性与人类生产和生活息息相关的理念,同时结合民族植物学、民族生态学的研究成果,让公众更加理解植物资源的保护和可持续利用对于应对气候变化、粮食安全、人类健康等问题的重要性。

“人与自然和谐共生”是中国式现代化的本质要求。我国近年来高度重视生物多样性保护,成功举办《公约》第十五次缔约方大会,形成具有历史意义的《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》,指导全球在 2030 年之前需要实现的生物多样性保护目标,这份框架被称为“人与自然的和平协定”,是我国习近平生态文明思想全球引领作用的体现。2022 年,我国国家植物园体系建设的开启,标志着我国植物物种迁地保护走上了一个崭新的阶段,对我国生态文明建设具有重要意义。如何在有效保护植物多样性的同时满足人类社会的需求,实现“人与自然和谐共生”是国家植物园这一阶段的重要课题。因此,基于我国悠久的历史文明和深厚的民族文化,我国植物园在植物多样性保护中增强植物文化建设,必将形成具有中国生态文明特色的国家植物园体系。

## 参考文献:

- BLACKMORE S, GIBBY M, RAE D, 2011. Strengthening the scientific contribution of botanic gardens to the second phase of the Global Strategy for Plant Conservation [J]. Bot J Linn

- Soc, 166(3): 267–281.
- BRIDGEWATER P, ROTHERHAM ID, 2019. A critical perspective on the concept of biocultural diversity and its emerging role in nature and heritage conservation [J]. *People Nat*, 1(3): 291–304.
- CHEN J, 2022. Some thoughts about China's national botanical garden system construction [J]. *Biodivers Sci*, 30(1): 22016. [陈进, 2022. 关于我国国家植物园体系建设的一点思考 [J]. *生物多样性*, 30(1): 22016.]
- CHEN Y, 2021. Study on the expression and application of plant culture in botanical garden [D]. Changsha: South University of Forestry and Technology. [陈阳, 2021. 植物园中专类园植物文化的表达与应用研究 [D]. 长沙: 中南林业科技大学.]
- CHENG Z, ZHANG Q, LONG CL, 2022. Research status of ethnobotany (2017–2022) [J]. *Biodivers Sci*, 30(7): 22372. [程卓, 张晴, 龙春林, 2022. 民族植物学研究现状 (2017–2022) [J]. *生物多样性*, 30(7): 22372.]
- CHU YN, LIN C, MAO WH, et al., 2022. New progress in biocultural diversity studies [J]. *Biodivers Sci*, 30(10): 22463. [楚雅南, 林晨, 毛文慧, 等, 2022. 生物文化多样性研究新进展 [J]. *生物多样性*, 30(10): 22463.]
- CRANE PR, HOPPER SD, RAVEN PH, et al., 2009. Plant science research in botanic gardens [J]. *Trends Plant Sci*, 14(11): 575–577.
- CRISTANCHO S, VINING J, 2004. Culturally defined keystone species [J]. *Hum Ecol Rev*, 11(2): 153–164.
- DAVIS K, SMIT MF, KIDD M, et al., 2015. An access and benefit-sharing awareness survey for botanic gardens: Are they prepared for the nagoya protocol? [J]. *S Afr J Bot*, 98: 148–156.
- DING XY, GUO CA, HU HB, et al., 2022. Plants for making wooden bowls and related traditional knowledge in the Gyirong Valley, Tibet, China [J]. *J Ethnobiol Ethnomed*, 18(1): 13.
- DODD J, JONES C, 2010. Towards a new social purpose: redefining the role of botanic gardens [M]. Leicester: University of Leicester.
- DUNN CP, 2008. Biocultural diversity should be a priority for conservation [J]. *Nature*, 456(7220): 315–315.
- DUNN CP, 2017. Biological and cultural diversity in the context of botanic garden conservation strategies [J]. *Plant Divers*, 39(6): 396–401.
- FORBES S, 2008. How botanic gardens changed the world [C]//Proceedings of the History and Future of Social Innovation Conference. Hawke Research Institute for Sustainable Societies: University of South Australia: 1–6.
- FRANCO FM, MUSTAQIM WA, 2021. Introduction to Ethnobotany of the Mountain Regions of Southeast Asia [M]//FRANCO FM. *Ethnobotany of the Mountain Regions of Southeast Asia*. Ethnobotany of Mountain Regions. Berlin: Springer: 3–28.
- GARIBALDI A, TURNER N, 2004. Cultural keystone species: implications for ecological conservation and restoration [J]. *Ecol Soc*, 9(3): 1–18.
- HEYWOOD VH, 2017. The future of plant conservation and the role of botanic gardens [J]. *Plant Divers*, 39(6): 309–313.
- HILL R, CULLEN-UNSWORTH LC, TALBOT LD, et al., 2011. Empowering indigenous peoples' biocultural diversity through world heritage cultural landscapes: a case study from the Australian humid tropical forests [J]. *Int J Herit Stud*, 17(6): 571–591.
- HONG L, ZHUO J, LEI Q, et al., 2015. Ethnobotany of wild plants used for starting fermented beverages in Shui communities of southwest China [J]. *J Ethnobiol Ethnomed*, 11(1): 1–22.
- HU N, WANG PY, LI X, 2022. Research on plant species and plant allocation in the inner court garden of Beijing imperial gardens [J]. *J Beijing For Univ*, 44(2): 100–114. [胡楠, 王培严, 李雄, 2022. 北京皇家园林内廷花园植物种类考证与植物配置研究 [J]. *北京林业大学学报*, 44(2): 100–114.]
- HU ZG, 1997. Hsien-Hsu Hu and the course of establishing the Lushan Arboretum and Botanical Garden [J]. *Chin J Hist Sci Technol*, 18(4): 73–87. [胡宗刚, 1997. 胡先骕与庐山森林植物园创建始末 [J]. *中国科技史料*, 18(4): 73–87.]
- HUANG HW, LIAO JP, 2022. On China's national botanical gardens: Building a comprehensive system of *ex situ* conservation of national botanical gardens with task oriented disciplines [J]. *Biodivers Sci*, 30(6): 22220. [黄宏文, 廖景平, 2022. 论我国国家植物园体系建设: 以任务带学科构建国家植物园迁地保护综合体系 [J]. *生物多样性*, 30(6): 22220.]
- JARIĆ I, ROLL U, BONAIUTO M, et al., 2022. Societal extinction of species [J]. *Trends Ecol Evol*, 37(5): 411–419.
- JIAO Y, SHAO YY, LIAO JP, et al., 2019. Status and future strategies of Chinese botanical gardens [J]. *Bull Chin Acad Sci*, 34(12): 1351–1358. [焦阳, 邵云云, 廖景平, 等, 2019. 中国植物园现状及未来发展策略 [J]. *中国科学院院刊*, 34(12): 1351–1358.]
- KASSAM KAS, RUELLE ML, SAMIMI C, et al., 2018. Anticipating climatic variability: the potential of ecological calendars [J]. *Hum Ecol Interdiscip J*, 46: 249–257.
- KRISHNAN S, MOREAU T, KUEHNY J, et al., 2019. Resetting the table for people and plants: Botanic gardens and research organizations collaborate to address food and agricultural plant blindness [J]. *Plants People Planet*, 1(3): 157–163.
- LI W, ZHAI CF, XU DW, et al., 2021. The embodiment of plant cultural connotation in Chinese classical gardens [J]. *Contemp Hortic*, 44(24): 132–134. [李文, 翟超凡, 许大为, 等, 2021. 植物文化内涵在中国古典园林中的体现 [J]. *现代园艺*, 44(24): 132–134.]
- LIN F, LUO B, LONG B, et al., 2019. Plant leaves for wrapping zongzi in China: an ethnobotanical study [J]. *J Ethnobiol Ethnomed*, 15: 1–16.
- LIU HJ, 2017. Promoting plant culture communication in a botanical garden from a natural history perspective [J]. *Biodivers Sci*, 25(9): 938–944. [刘华杰, 2017. 从博物学视角推进植物园的植物文化传播 [J]. *生物多样性*, 25(9): 938–944.]
- LOH J, HARMON D, 2005. A global index of biocultural

- diversity [J]. *Ecol Indic*, 5(3): 231–241.
- LONG CL, 2022. What kind of national botanical gardens we expect today [N]. *Guangming Daily*, 2 March 2022 [龙春林, 2022. 今天, 我们期待怎样的国家植物园 [N]. 光明日报, 2022年3月2日第10版“评论”栏目.]
- LONG CL, GUO ZY, LIU B, et al., 2017. Folk useful plants in China and their associated traditional knowledge [M]. Beijing: Science Press. [龙春林, 郭志永, 刘博, 等, 2017. 中国民间资源植物及其传统知识 [M]. 北京: 科学出版社.]
- LONG CL, MA KP, 2017. Challenges and opportunities for botanical gardens in a new era [J]. *Biodivers Sci*, 25(9): 915. [龙春林, 马克平, 2017. 新时期植物园的机遇和挑战 [J]. 生物多样性, 25(9): 915.]
- LONG CL, PEI SJ, 2003. Cultural diversity promotes conservation and application of biological diversity [J]. *Acta Bot Yunnan (Suppl. XIV)*: 11–22. [龙春林, 裴盛基, 2003. 文化多样性促进生物多样性的保护与利用 [J]. 云南植物研究 (增刊 XIV): 11–22.]
- MCCLATCHEY W, GOLLIN LX, 2005. An ethnobotany research training workshop in Madagascar [J]. *Ethnobot Res Appl*, 3: 309–328.
- MILLER AJ, NOVY A, GLOVER J, et al., 2015. Expanding the role of botanical gardens in the future of food [J]. *Nat Plants*, 1(6): 1–4.
- MILLER JS, LOWRY PP, ARONSON J, et al., 2016. Conserving biodiversity through ecological restoration: the potential contributions of botanical gardens and arboreta [J]. *Candollea*, 71(1): 91–98.
- PEI YS, 2020. Research on the artistic characteristics of architectural decorative patterns in the Liu Garden, a classical garden in Suzhou [J]. *Art Educ Res*, 227(16): 100–101. [裴元生, 2020. 苏州古典园林留园的建筑装饰纹样艺术特征研究 [J]. 美术教育研究, 227(16): 100–101.]
- PIKIRAYI I, MAGOMA M, 2021. Retrieving intangibility, stemming biodiversity loss: The case of sacred places in Venda, Northern South Africa [J]. *Heritage*, 4(4): 4524–4541.
- POSEY D, 1999. Cultural and spiritual values of biodiversity [M]. United Nations Environmental Programme, Nairobi.
- QUMSIYEH M, 2017. Nature museums and botanical gardens for environmental conservation in developing countries [J]. *Bioscience*, 67(7): 589–590.
- RAKOTOARIVELO N, RAZANATSIMA A, RAKOTOARIVONY F, et al., 2014. Ethnobotanical and economic value of *Ravenala madagascariensis* Sonn. in Eastern Madagascar [J]. *J Ethnobiol Ethnomed*, 10(1): 1–8.
- RAVEN PH, 1981. Research in botanical gardens [J]. *Bot Jahrb Syst*, 102(1–4): 53–72.
- SHEN X, LI S, WANG D, et al., 2015. Viable contribution of Tibetan sacred mountains in southwestern China to forest conservation [J]. *Conserv Biol*, 29(6): 1518–1526.
- SHEN X, LU Z, LI S, et al., 2012. Tibetan sacred sites; understanding the traditional management system and its role in modern conservation [J]. *Ecol Soc*, 17(2): 13–23.
- SINGH S, BHAT JA, MALIK ZA, et al., 2019. Sacred groves in Western Himalaya, India: community-managed nature refuges for conservation of biodiversity and culture [J]. *Ethnobot Res Appl*, 18: 1–21.
- SMITH P, 2019. The challenge for botanic garden science [J]. *Plants People Planet*, 1(1): 38–43.
- SONG Y, DONG Y, WANG J, et al., 2020. Tartary buckwheat (*Fagopyrum tataricum* Gaertn.) landraces cultivated by Yi People in Liangshan, China [J]. *Genet Resour Crop Evol*, 67: 745–761.
- SPENCER R, CROSS R, 2017. The origins of botanic gardens and their relation to plant science, with special reference to horticultural botany and cultivated plant taxonomy [J]. *Muelleria*, 35: 43–93.
- STEPP JR, CERVONE S, CASTANEDA H, et al., 2004. Development of a GIS for global biocultural diversity [J]. *Policy Mat*, 13(6): 267–270.
- SUN H, ZHU SG, YIN ZH, 2016. The ancient and modern changes of cognition of chrysanthemum culture [J]. *Contemp Hortic*, (17): 102–106. [孙欢, 朱世桂, 殷志华, 2016. 菊文化认识的古今变迁 [J]. 现代园艺, (17): 102–106.]
- WEI Y, DONG ZY, CHI M, et al., 2023. Approaches and methods for china national botanical gardens to contribute to biodiversity conservation [J]. *Landscape Archit*, 30(2): 28–33. [魏钰, 董知洋, 池淼, 等, 2023. 国家植物园助力生物多样性保护的途径与方法 [J]. 风景园林, 30(2): 28–33.]
- WILLIAMS C, 2022. Rights over genetic resources and ways of monitoring the value chain. A case study from the Royal Botanic Gardens, Kew [M]//Global Transformations in the Use of Biodiversity for Research and Development: Post Nagoya Protocol Implementation Amid Unresolved and Arising Issues. Cham: Springer International Publishing, 509–523.
- WU JY, XUE DY, ZHAO FW, 2013. Plant genetic resources collection of some botanic gardens in the USA and UK from China [J]. *Resour Sci*, 35(7): 1499–1509. [武建勇, 薛达元, 赵富伟, 2013. 欧美植物园引种中国植物遗传资源案例研究 [J]. 资源科学, 35(7): 1499–1509.]
- XU ZF, 2011. Tropical rainforest ecological culture in Dai Communities of Xishuangbanna [M]. Kunming: Yunnan Science & Technology Press. [许再富, 2011. 西双版纳傣族热带雨林生态文化 [M]. 昆明: 云南科技出版社.]
- YANG XD, 2011. A comparative study of flower culture in folk houses and literati gardens in Ming and Qing Dynasties [D]. Beijing: Beijing Forestry University. [杨晓东, 2011. 明清民居与文人园林中花文化的比较研究 [D]. 北京: 北京林业大学.]
- ZHANG YY, 2019. China's strategy for incorporating traditional knowledge associated with biodiversity into international multi-lateral agreements [J]. *Biodivers Sci*, 27(7): 708. [张渊媛, 2019. 生物多样性相关传统知识的国际保护及中国应对策略 [J]. 生物多样性, 27(7): 708.]

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202304013

谢丹, 张奕奇, 任海, 等. 2023. 华南国家植物园植物引种及迁地保育 [J]. 广西植物, 43(8): 1392–1403.

XIE D, ZHANG YQ, REN H, et al., 2023. Plant introduction and *ex-situ* conservation in South China National Botanical Garden [J]. *Guihaia*, 43(8): 1392–1403.



## 华南国家植物园植物引种及迁地保育

谢丹<sup>1,2</sup>, 张奕奇<sup>1,2</sup>, 任海<sup>1,2,3</sup>, 宁祖林<sup>1,2\*</sup>, 廖景平<sup>1,2</sup>

(1. 中国科学院华南植物园, 广州 510650; 2. 华南国家植物园, 广州 510650; 3. 中国科学院大学 现代农业科学学院, 北京 100049)

**摘要:** 基于华南国家植物园的植物引种和存活记录, 该文分析了其植物引种、存活以及专类园物种保育情况。结果表明: (1) 自 1956 年以来, 共引种维管植物 19 154 种、99 亚种、136 变种 (80 597 号), 隶属于 325 科、3 952 属, 现存活 11 581 种、52 亚种、80 变种 (24 352 号), 隶属于 290 科、2 777 属; 引种记录涉及国家重点保护野生植物 565 种 (现存活 421 种), 覆盖了华南地区国家一级重点保护野生植物物种的 94.7% (36/38, 存活 29 种)、国家二级重点保护野生植物物种的 76.4% (269/352, 存活 229 种) 以及受威胁植物物种的 54.3% (547/1 008, 存活 414 种)。(2) 从引种地域来看, 引自广东的植物最多 (7 193 号、2 523 种), 其次为海南 (3 658 号、1 593 种)、广西 (4 744 号、1 559 种) 等周边省 (区), 另通过与全球 61 个国家的引种交换, 获取了一些同纬度区域的珍贵植物资源。(3) 木兰园等 17 个以植物类群为单位进行迁地保育的专类园区在引种数量及存活率方面整体处于较高的水平。(4) 物种存活数量和引种频次相关性极显著 ( $r = 0.85^{***}$ )。(5) 华南地区自然分布物种的引种存活率高于其他地区。未来, 华南国家植物园在植物迁地保护工作中应注意: (1) 在调查、编目、评估和研究的基础上, 强化热带亚热带地区珍稀濒危植物、本土植物和经济植物的引种收集, 进一步提高迁地保护的数量和质量; (2) 建立华南地区植物迁地保护网络体系, 有效保护区域内的植物多样性; (3) 进一步完善迁地保育基础设施建设和提高信息化管理水平以提升迁地保护效率; (4) 加强国际科研合作和物种交换。

**关键词:** 植物园, 迁地保护, 维管植物, 植物引种, 存活

中图分类号: Q94–339 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1392-12

## Plant introduction and *ex-situ* conservation in South China National Botanical Garden

XIE Dan<sup>1,2</sup>, ZHANG Yiqi<sup>1,2</sup>, REN Hai<sup>1,2,3</sup>, NING Zulin<sup>1,2\*</sup>, LIAO Jingping<sup>1,2</sup>

(1. *South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China*; 2. *South China National Botanical Garden, Guangzhou 510650, China*; 3. *College of Advanced Agricultural Sciences, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*)

**Abstract:** Based on the analysis of introduction and survival records, this paper reports the status of introduction, survival, and *ex-situ* conservation of plant species in the South China National Botanical Garden (SCNBG). The results

收稿日期: 2023–06–13

基金项目: 广东省重点领域研发计划项目 (2022B1111230001, 2022B1111040003)。

第一作者: 谢丹 (1995–), 博士, 工程师, 主要从事生物多样性保护和植物分类学研究, (E-mail) 1925986345@qq.com。

\*通信作者: 宁祖林, 博士, 高级工程师, 主要从事植物迁地保育与资源利用研究, (E-mail) ningzulin@163.com。

are as follows: (1) A total of 19 154 species, 99 subspecies and 136 varieties (80 597 accession numbers) of vascular plants belonging to 325 families and 3 952 genera have been introduced since 1956, of which 11 581 species, 52 subspecies and 80 varieties (24 352 accession number) belonging to 290 families and 2 777 genera are surviving currently; the introduction records include 565 species of National Key Protected Wild Plants (421 species survived), covering 94.7% (36/38) of the first-class National Key Protected Wild Plants (29 species survived), 76.4% (269/352) of the second-class National Key Protected Wild Plants (229 species survived), and 54.3% (547/1 008) threatened species (414 species survived) in South China. (2) The most species are introduced from Guangdong Province (7 193 accession numbers, 2 523 species), followed by Hainan Province (3 658 accession numbers, 1 593 species), Guangxi Province (4 744 accession numbers, 1 559 species) and other surrounding provinces (regions); the SCNBG has obtained some precious plant resources from the same latitude regions by introducing and exchanging species with 61 countries around the world. (3) 17 specialized gardens for *ex-situ* conservation based on plant taxa (e. g. Magnolia Garden) show a high level in terms of introduction quantity and survival rate. (4) The correlation between the number of surviving species and the frequency of introduction is extremely significant ( $r = 0.85^{***}$ ). (5) The survival rate of introduced species distributed naturally in South China is higher than that in other provinces. In the future, the SCNBG needs to strengthen the *ex-situ* conservation of plants through following points: (1) On the basis of investigation, cataloguing, evaluation and research, strengthening the introduction and collection of rare and endangered plants, native plants and economically important plants in tropical and subtropical regions, further improving the quantity and quality of *ex-situ* conservation; (2) Establishing an *ex-situ* conservation network system for plants in South China to effectively protect plant diversity in this region; (3) Improving the infrastructure construction and information management level of *ex-situ* conservation for higher efficiency; (4) Enhancing international scientific research cooperation and species exchange.

**Key words:** botanical garden, *ex-situ* conservation, vascular plants, plant introduction, survival

植物资源是全球生物多样性的核心组成部分,是人类社会和经济可持续发展的物质基础。植物对于地球上的生命而言是必不可少的,它们不仅提供了人类生存所必需的食物、药物、纤维以及能源,还参与了气候调节、土壤肥力改善以及空气和水的净化等生态过程(任海,2017; Mounce et al., 2017; Ren et al., 2019)。然而,受生境退化、物种入侵、过度采伐以及气候变化等因素的影响,植物正以高于其自然灭绝速率 500 倍的速度丧失,全球约 40% 的植物物种处于受威胁状态(Humphreys et al., 2019; Antonelli et al., 2020; Zhao et al., 2022), 中国有 15%~20% 的物种面临灭绝风险(Ren et al., 2019)。目前,大量受威胁物种仍未得到足够的保护,全球的植物多样性保护不容乐观(Balding & Williams, 2016; Roberson et al., 2020)。

植物迁地保护是生物多样性保护的重要途径,与就地保护相辅相成,不仅能弥补就地保护的局限性,还能为物种野外灭绝事件的发生提供至关重要的备份(Oldfield & Newton, 2012; Cavender et al., 2015; 文香英和陈红锋,2022)。植物园和

树木园(以下统称植物园)作为开展植物迁地保护的重要场所和机构,在植物迁地保护中发挥着重要作用,对全球植物多样性保护做出了重要贡献(Heywood, 2017; Breman et al., 2021)。目前,全球 1 193 个植物园已完成对全球 1/3 高等植物(活植物和种子)的迁地收集(文香英和陈红锋,2022)。我国 160 个植物园共迁地保育维管植物 23 340 种(含种下等级),其中本土植物近 2 万种(黄宏文和张征,2012)。为进一步加强植物多样性保护,习近平在联合国《生物多样性公约》第十五次缔约方大会领导人峰会上宣布:“本着统筹就地保护与迁地保护相结合的原则,启动北京、广州等国家植物园体系建设。”开启了我国植物多样性保护新篇章。

活植物收集是植物园的核心和“灵魂”(黄宏文等,2015)。提高植物迁地保护效率是植物园迁地保护的关键。邱园、爱丁堡植物园、阿诺德树木园等国际著名植物园及中国科学院下属植物园(如华南植物园、武汉植物园、西双版纳热带植物园等)都非常注重活植物引种收集,并制定有活植

物引种收集规划以及科学的植物多样性保护发展战略(任海和段子渊,2017;黄宏文,2018)。为厘清我国植物园迁地保育现状和规范植物引种收集与迁地保育管理,科研人员开发了“中国植物园活植物信息管理系统(PIMS)”,建立了植物园活植物管理数据库,编撰出版了《中国植物园标准体系》(黄宏文等,2019),并编写了规范的引种收集和活植物管理操作规程。由于不同气候条件会形成不同的植物区系,因此在开展植物迁地保护时,除了要考虑植物遗传多样性,还要充分考虑气候和土壤条件的相似性。当前,我国正在部署建立不同地理区域及气候带的国家植物园体系,以构建植物迁地保护网络体系,从而提高迁地保护效率。然而,我国植物园依然存在迁地保育家底不清、引种档案数据信息缺失等问题,尚缺乏有关植物园引种与保育效率的系统研究。

华南国家植物园(以下简称华南园,SCN BG)地处广州市东北郊,位于113°21' E、23°10' N,属于南亚热带季风气候,夏季高温多雨、相对湿度大,冬季温暖少雨、湿度较小,年均气温21.8℃,极端高温38.0℃,极端低温0℃,年均降雨量1600~1800 mm。所在区域是中国最具代表性常绿阔叶林的核心分布区,地理位置得天独厚,水热条件极为优越,植物多样性丰富。华南园立足华南,长期致力于全球热带亚热带植物引种收集与迁地保育工作,历经60余年的引种和栽培保育,积累了较为齐全的引种和保育档案数据资料。本研究通过整理华南园自1956年以来积累的植物引种和存活数据,对植物引种、存活以及专类园物种保育情况进行分析,解析当前植物迁地保育现状和存在的不足,以为华南园以及其他植物园制定植物引种和迁地保育策略提供参考,并提高植物园迁地保护质量和效率。

## 1 数据与方法

本研究所涉及的数据主要为华南园历年引种记录(1959—2022年)和园区物种存活记录(2014—2015年集中清查,之后陆续有更新),同时整合中国植物图像库(PPBC, <http://ppbc.iplant.cn/>)收录的园区植物信息(含自然分布)。对收集数据按照以下流程进行处理:(1)删除引种记录中的变型、品种以及杂交种(变型、品种和杂

交种不纳入本文后续分析);(2)查阅Plants of the World Online (POWO, <https://powo.science.kew.org/>)对名称进行规范和统一;(3)对于物种及其种下单位同时存在的情况,删除种下单位所涉及的亚种和变种以避免重复统计;(4)将引种来源归为野外引种、植物园交换、赠送和购买四类,其中购买和赠送类别不纳入后续分析;(5)补充和规范引种地信息,国外引种精确到国家且以英文记录,国内引种精确到省(区、市)且以中文记录,所有机构单位均以全称的方式进行记录;(6)依照《国家重点保护野生植物名录》(鲁兆丽等,2021)和《中国高等植物受威胁物种名录》(覃海宁等,2017)对物种的保护等级和受威胁等级进行补充。经过上述处理后,最终获得80597条引种记录(登录号)和24352条物种存活记录(登录号)。基于获取的引种记录和物种存活记录,对华南园植物引种、存活以及专类园物种保育情况进行分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 植物引种情况

对华南园80597条引种记录进行统计分析发现,鉴定到种及种下一级的引种记录约占总记录的74.3%(59905条),其中鉴定到种一级的为59512条,亚种一级的为169条,变种一级的为224条;13.4%(10771条)的引种记录鉴定到属一级,7.3%(5881条)的引种记录鉴定到科一级;剩余5.0%(4040条)的引种记录尚未被鉴定。鉴定力度不足记录中缺乏详细引种信息的有2055条,引自国外的引种记录有4209条。在这些记录中,材料类别以小苗(9748条,69.7%)和种子/孢子(2781条,19.9%)为主,其余类别仅占10.4%(1450条)。已鉴定的引种记录涉及维管植物325科、3952属、19154种、99亚种、136变种,其中蕨类植物36科、133属、795种、4亚种、2变种,裸子植物11科、65属、333种、3变种,被子植物278科、3754属、18026种、95亚种、131变种(表1)。已鉴定引种记录中,引种物种数量最多的科是兰科(Orchidaceae, 1086种),其次为豆科(Fabaceae, 1015种)、仙人掌科(Cactaceae, 835种)(表2)。从属的角度来看,引种物种数量排列前三的属依次为球兰属(*Hoya*, 237种)、石斛属(*Dendrobium*, 162种)和桉属(*Eucalyptus*, 161种)(表3)。

表 1 华南国家植物园维管植物的引种/存活物种现状

Table 1 Introduction and survival current status of vascular plants in South China National Botanical Garden

类别 Category	科数 Number of families		属数 Number of genera		种数 Number of species		亚种数 Number of subspecies		变种数 Number of varieties	
	引种 Introduction	存活 Survival	引种 Introduction	存活 Survival	引种 Introduction	存活 Survival	引种 Introduction	存活 Survival	引种 Introduction	存活 Survival
	蕨类植物 Pteridophyte	36	35	133	104	795	519	4	1	2
裸子植物纲 Gymnospermae	11	10	65	50	333	157	—	—	3	—
被子植物纲 Angiospermae	278	245	3 754	2 623	18 026	10 905	95	51	131	79
合计 Total	325	290	3 952	2 777	19 154	11 581	99	52	136	80

表 2 华南国家植物园引种/存活物种数量前十的科  
Table 2 Ten most speciose families of plant introduction and survival in South China National Botanical Garden

科 Family	引种 物种数 Number of introduced species	科 Family	存活 物种数 Number of surviving species
兰科 Orchidaceae	1 086	仙人掌科 Cactaceae	752
豆科 Fabaceae	1 015	兰科 Orchidaceae	639
仙人掌科 Cactaceae	835	夹竹桃科 Apocynaceae	467
夹竹桃科 Apocynaceae	594	豆科 Fabaceae	465
棕榈科 Areaceae	586	景天科 Crassulaceae	410
菊科 Asteraceae	561	禾本科 Poaceae	395
禾本科 Poaceae	544	凤梨科 Bromeliaceae	302
景天科 Crassulaceae	467	菊科 Asteraceae	274
凤梨科 Bromeliaceae	430	姜科 Zingiberaceae	265
桃金娘科 Myrtaceae	415	棕榈科 Areaceae	252

表 3 华南国家植物园引种/存活物种数量前十的属  
Table 3 Ten most speciose genera of plant introduction and survival in South China National Botanical Garden

属 Genus	引种 物种数 Number of introduced species	属 Genus	存活 物种数 Number of surviving species
球兰属 <i>Hoya</i>	237	球兰属 <i>Hoya</i>	212
石斛属 <i>Dendrobium</i>	162	木兰属 <i>Magnolia</i>	147
桉属 <i>Eucalyptus</i>	161	大戟属 <i>Euphorbia</i>	120
大戟属 <i>Euphorbia</i>	154	铁兰属 <i>Tillandsia</i>	112
秋海棠属 <i>Begonia</i>	152	石斛属 <i>Dendrobium</i>	104
木兰属 <i>Magnolia</i>	150	乳突球属 <i>Mammillaria</i>	102
石豆兰属 <i>Bulbophyllum</i>	135	报春苣苔属 <i>Primulina</i>	93
报春花属 <i>Primula</i>	134	石莲花属 <i>Echeveria</i>	89
铁兰属 <i>Tillandsia</i>	130	石豆兰属 <i>Bulbophyllum</i>	83
芦荟属 <i>Aloe</i>	120	芦荟属 <i>Aloe</i>	80

引种记录涉及国家重点保护野生植物 565 种, 其中国家一级重点保护野生植物 73 种、国家二级重点保护野生植物 492 种。引种记录覆盖了华南地区(广东、广西、海南、香港、澳门)分布的国家一级重点保护野生植物的 94.7% (36/38)、国家二级重点保护野生植物的 76.4% (269/352)。此外, 引种记录还涵盖了华南地区受威胁植物的 54.3% (547/1 008), 其中极危 (CR) 67 种、濒危 (EN) 182 种和易危 (VU) 298 种。

基于 59 905 条 (19 389 种, 含亚种及变种) 鉴定到种及种下一级的引种记录, 对物种的引种频次 (一个登录号记为 1 次) 进行统计, 发现 86.9% (16 853 种) 的维管植物引种次数少于 5 次。其中, 仅引种 1 次的物种高达 52.5% (10 170 种), 引种 2 次的物种为 16.7% (3 241 种), 引种次数在 50 次以上的物种有 35 种, 引种次数超过 100 次的物种有 14 种 (图 1)。引种次数最多的物种是大王椰 (*Roystonea regia*), 高达 230 次; 其次为芒果 (*Mangifera indica*) 207 次和人面子 (*Dracontomelon duperreanum*) 173 次 (表 4)。

## 2.2 迁地保育情况

华南园现迁地栽培和保育维管植物 290 科、2 777 属、11 581 种、52 亚种、80 变种 (21 746 号)。其中, 蕨类植物 35 科、104 属、519 种、1 亚种、1 变种, 裸子植物 10 科、50 属、157 种, 被子植物 245 科、2 623 属、10 905 种、51 亚种、79 变种 (表 1)。存活物种数量最多的科为仙人掌科 (752 种), 其次为兰科 (639 种) 和夹竹桃科 (Apocynaceae, 467 种) (表 2)。引种存活率在 50% 以上的科有 208 个, 其中引种存活率达 100% 的科有 37 个, 如刺戟木科 (Didiereaceae) 和睡菜科 (Menyanthaceae) 分别引种 8 个物种和 7 个物种, 均迁地保育成功。引

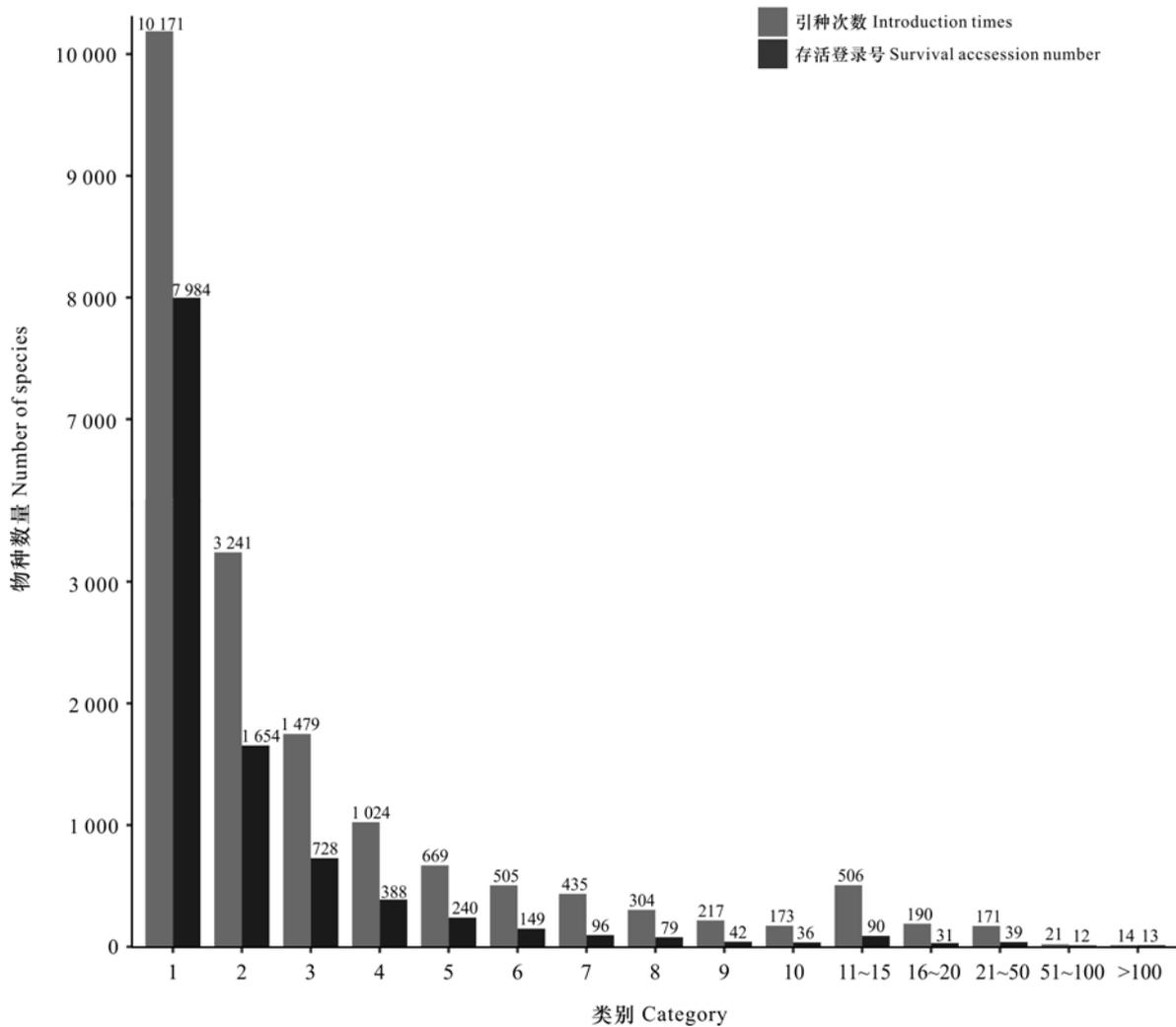


图 1 华南国家植物园引种次数/存活登录号物种的数量

Fig. 1 Number of species with introduction times/survival accession numbers in South China National Botanical Garden

表 4 华南国家植物园引种/存活数量前十的物种

Table 4 Ten most speciose species of plant introduction and survival in South China National Botanical Garden

学名 Scientific name	引种物种数 Number of introduced species	学名 Scientific name	存活物种数 Number of surviving species
大王椰 <i>Roystonea regia</i>	230	大王椰 <i>Roystonea regia</i>	219
杧果 <i>Mangifera indica</i>	207	人面子 <i>Dracontomelon duperreanum</i>	171
人面子 <i>Dracontomelon duperreanum</i>	173	天桃木 <i>Mangifera persiciforma</i>	142
天桃木 <i>Mangifera persiciforma</i>	150	杧果 <i>Mangifera indica</i>	138
东京油楠 <i>Sindora tonkinensis</i>	130	东京油楠 <i>Sindora tonkinensis</i>	130
柚木 <i>Tectona grandis</i>	127	菜王棕 <i>Roystonea oleracea</i>	118
菜王棕 <i>Roystonea oleracea</i>	126	柚木 <i>Tectona grandis</i>	117
黄蝉 <i>Allamanda schottii</i>	121	蒲葵 <i>Livistona chinensis</i>	117
蒲葵 <i>Livistona chinensis</i>	119	肖蒲桃 <i>Syzygium acuminatissimum</i>	114
肖蒲桃 <i>Syzygium acuminatissimum</i>	119	黄蝉 <i>Allamanda schottii</i>	109

种存活率在 50% 以下的科有 117 个, 迁地保育不成功的科有 35 个, 其中林仙科 (*Winteraceae*) 引种 13 次, 收集该科植物 9 种, 均未存活; 刺莲花科 (*Loasaceae*) 和双扇蕨科 (*Dipteridaceae*) 引种次数分别为 7 次和 10 次, 引种物种数量为 4 种, 也均未保育成功。存活物种数量排名前三的属依次为球兰属 (212 种)、木兰属 (*Magnolia*, 147 种) 和大戟属 (*Euphorbia*, 120 种) (表 3)。引种存活率在 50% 以上的属有 2 394 个, 其中引种存活率为 100% 的属有 1 374 个。引种失败的属共有 1 175 个, 其中木麻黄科 (*Casuarinaceae*) 异木麻黄属 (*Allocasuarina*) 引种 16 种、柏科 (*Cupressaceae*) 美洲柏木属 (*Hesperocyparis*) 引种 13 种以及棕榈科 (*Arecaceae*) 水柱椰属 (*Hydriastele*) 引种 10 种, 均未存活。物种存活数量与引种频次相关性极显著 ( $r = 0.85, P < 0.001$ ) (图 2)。现存登录号最多的物种为大王椰 (219 号), 与其引种次数最多相一致; 其次为人面子 (171 号) 和天桃木 (142 号)。成功迁地保育国家重点保护野生植物 421 种, 其中国家一级重点保护野生植物 58 种 (华南地区有分布的 29 种)、国家二级重点保护野生植物 363 种 (华南地区有分布的 229 种)。成功迁地保育华南地区受威胁植物 414 种, 占该区域分布受威胁植物总数的 41.1%, 其中极危物种 49 种、濒危物种 135 种和易危物种 230 种。

### 2.3 历年引种与专类园建设

华南园始建于 1956 年, 先后进行了五次规划调整, 历经了创建探索期 (1956—1966 年, 建设专类园 10 个)、恢复拓展期 (1973—1987 年, 建设专类园 10 个)、稳定维护期 (1988—2002 年, 建设专类园 6 个)、跨越发展期 (2003—2021 年, 建设专类园 12 个) 四个时期, 共建设专类园 38 个。华南园自 2022 年起, 正式迈入国家植物园建设时期, 拟建专类园 4 个。建园至今, 通过野外采集、植物园交换、机构或个人赠送以及购买等方式开展了系统引种。对 61 664 条记录有详细引种日期的引种信息进行分析发现: 探索建园前期 (1957—1962 年) 仅有零星引种, 后期 (1963—1966 年) 快速发展, 并于 1964 年形成了一个小高峰 (引种 1 555 号), 这一时期共引种 4 788 号; 1967—1972 年进入了短暂的停滞期; 恢复拓展期引种数量飞速上升, 年度引种次数在 1 000 次上下波动, 仅 1986 年和 1987 年引种数量较少, 这一时期共引种 13 397 号; 稳定维护前期 (1988—1992

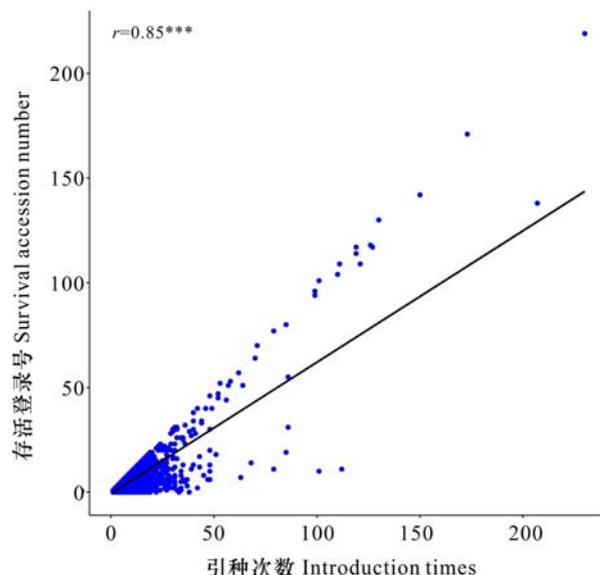


图 2 华南国家植物园引种存活登录号与引种次数相关关系

Fig. 2 Correlation between survival accession numbers and introduction times in South China National Botanical Garden

年) 仅有少量引种且年度引种次数大多少于 100 次, 后期引种次数缓慢上升, 并于 2001 年形成了一个 小高峰 (引种 1 708 次), 这一时期共引种 7 158 号; 自 2003 年进入跨越发展期以来, 年度引种次数多在 1 500 次以上且有 6 次超过 2 500 次, 其中 2004、2011、2010 年分别以引种 3 480、3 411、3 026 次位居前三, 这一时期共引种 34 414 号 (图 3)。

现有的 38 个专类园区以及拟建的 4 个专类园区中有 17 个是以植物类群为单位进行植物迁地保育, 分别为棕榈园、竹园、木兰园、兰园、苏铁园、裸子植物区、姜园、凤梨园、檀香园、蕨类荫生园、山茶园、杜鹃园、露兜园、樟科植物区、壳斗科植物区、紫金牛植物区和豆科植物专类园 (拟建)。通过对这 17 个专类园区所涉及植物类群的引种/存活物种数和存活率的统计结果 (表 5) 发现, 除檀香科 (*Santalaceae*, 42.8%)、棕榈科 (43.0%)、豆科 (45.8%) 和裸子植物 (46.7%) 外, 其余专类园区所涉及植物类群的引种存活率均在 50% 以上, 其中木兰科的引种存活率高达 98.1%, 其次为樟科和竹亚科 (*Bambusoideae*), 两者引种存活率均为 75.3%。引种/存活物种数最多的为兰科 (1 086 号、639 种), 其次为豆科 (1 015 号、465 种), 与这

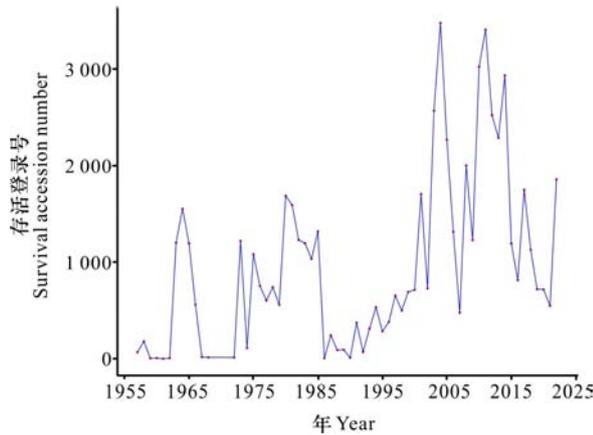


图 3 华南国家植物园历年引种登录号的数量

Fig. 3 Number of accession numbers in different years in South China National Botanical Garden

表 5 华南国家植物园专类园区引种/存活物种的数量

Table 5 Number of introduced and surviving species in the Specialized Garden of South China National Botanical Garden

类群 Group	引种 物种数 Number of introduced species	存活 物种数 Number of surviving species	存活率 Survival rate (%)
兰科 Orchidaceae	1 086	639	58.9
豆科 Fabaceae	1 015	465	45.8
檀香科 Santalaceae	14	6	42.8
棕榈科 Arecaceae	586	252	43.0
竹亚科 Bambusoideae	600	452	75.3
凤梨科 Bromeliaceae	430	302	70.2
姜科 Zingiberaceae	366	265	72.4
裸子植物 Gymnospermae	336	157	46.7
樟科 Lauraceae	251	189	75.3
杜鹃花科 Ericaceae	227	114	50.2
壳斗科 Fagaceae	166	106	63.9
木兰科 Magnoliaceae	155	152	98.1
山茶科 Theaceae	100	75	75.0
苏铁类 Cycads	96	69	71.9
紫金牛属 <i>Ardisia</i>	66	57	86.4
蕨类植物 Pteridophyte	801	521	65.0
露兜树科 Pandanaceae	13	8	61.5

两个类群观赏价值高、物种数量多密切相关。露兜树科是引种/存活物种数最少的类群,其次诸如山茶科(Theaceae)、杜鹃花科(Ericaceae)、樟科

(Lauraceae)以及壳斗科(Fagaceae)等大科,引种/存活物种数较之《中国植物志》和 *Flora of China* 中记载的我国现有物种数量尚存在较大的差距。拟提升为国际一流专类园区的 4 个专类园(药园不纳入统计分析)所涉及的木兰科、姜科和竹亚科引种/存活物种数和存活率均较高,对国内分布物种的覆盖度也较高。

#### 2.4 引种来源分析

国内引种次数(野外引种类别)多的省(区)均位于我国南方地区,涉及引种记录 28 691 号、7 173 种。其中,广东引种(登录)号数(7 193 号)和物种数量(2 523 种)均位居第一,其次为云南(5 838 号、2 068 种);广西引种号数(4 744 号)位居第三,物种数(1 559 种)位居第四;而海南则相反,虽然引种号数(3 658 号)低于广西,但物种数(1 593 种)却略高于广西(表 6)。从植物交换机构来看,国内交换植物号数和物种数量前三的机构为中国科学院西双版纳热带植物园(1 262 号、571 种)、中国科学院昆明植物园研究所(635 号、409 种)和中国科学院植物研究所(551 号、388 种)(表 7)。

表 6 华南国家植物园从国内/国外引种物种数量前十的省(区)/国家

Table 6 Top ten provinces (regions)/countries which introduced the greatest number of species by South China National Botanical Garden at home and abroad

中国省(区) Province (region) in China	引种号/ 物种数 Introduction records/ Number of species	其他国家 Other countries	引种号/ 物种数 Introduction records/ Number of species
广东 Guangdong	7 193/2 523	越南 Viet Nam	1 061/192
云南 Yunnan	5 838/2 068	秘鲁 Peru	807/63
广西 Guangxi	4 744/1 559	印度尼西亚 Indonesia	683/430
海南 Hainan	3 658/1 593	美国 United States	495/296
湖南 Hunan	1 791/595	泰国 Thailand	378/178
福建 Fujian	1 122/390	马来西亚 Malaysia	325/101
江西 Jiangxi	1 056/536	澳大利亚 Australia	310/118
湖北 Hubei	796/640	新加坡 Singapore	190/138
四川 Sichuan	621/288	柬埔寨 Cambodia	144/23
西藏 Xizang	521/167	巴西 Brazil	141/85

国外引种记录共 5 428 条,涵盖物种 1 802 种,涉及 61 个国家。其中引种次数超过 100 次的

表 7 华南国家植物园与国内/国外交换物种数量前十的机构

Table 7 Top ten countries/provinces which exchanged the greatest accession numbers with South China National Botanical Garden at home and abroad

中国省(区、市) Province (region, municipality) in China	机构 Institution	交换号/物种数 Exchange number/ Number of species	其他国家 Other countries	机构 Institution	交换号/物种数 Exchange number/ Number of species
云南 Yunnan	中国科学院西双版纳热带植物园 Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences	1 262/751	澳大利亚 Australia	阿德莱德植物园 Adelaide Botanic Garden	202/157
云南 Yunnan	中国科学院昆明植物研究所 Kunming Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences	635/409	美国 United States	仙童热带植物园 Fairchild Tropical Botanic Garden	187/160
北京 Beijing	中国科学院植物研究所 Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences	551/388	英国 United Kingdom	英国皇家植物园(邱园) Royal Botanic Gardens (Kew)	151/126
湖北 Hubei	中国科学院武汉植物园 Wuhan Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences	547/318	印度尼西亚 Indonesia	茂物植物园 Bogor Botanic Gardens	149/110
福建 Fujian	厦门园林植物园 Xiamen Botanical Garden	542/321	泰国 Thailand	东芭热带植物园 Nong Nooch Tropical Botanical Garden	148/94
广西 Guangxi	广西壮族自治区、中国科学院广 西植物研究所 Guangxi Institute of Botany, Guangxi Zhuang Autonomous Region and Chinese Academy of Sciences	482/306	澳大利亚 Australia	英皇公园和植物园 Kings Park and Botanic Garden	135/88
广东 Guangdong	深圳市仙湖植物园 Shenzhen Fairy Lake Botanical Garden	459/279	斯里兰卡 Sri Lanka	佩拉德尼亚王家植物园 Royal Botanical Gardens, Peradeniya	133/115
浙江 Zhejiang	杭州植物园 Hangzhou Botanical Garden	423/304	澳大利亚 Australia	布里斯班城市植物园 Brisbane Botanic Gardens	121/98
广西 Guangxi	广西壮族自治区药用植物园 Guangxi Botanical Garden of Medicinal Plants	356/248	德国 Germany	柏林—达勒姆植物园和植物博物馆 Berlin-Dahlem Botanical Garden and Botanical Museum	119/107
上海 Shanghai	上海植物园 Shanghai Botanical Garden	341/267	以色列 Israel	耶路撒冷植物园 Jerusalem Botanical Gardens	114/83

国家共有 12 个(东南亚国家 6 个、南美洲和北美洲国家各 2 个、非洲和南半球国家各 1 个)。引种次数最多的国家是越南(引种 1 061 次),其次为秘鲁(807 次)和印度尼西亚(683 次)。引种物种数最多的国家是印度尼西亚(430 种),其次为美国(296 种)和越南(192 种)(表 6)。国外交换数量(登录号)最多的机构为澳大利亚阿德莱德植物园(Adelaide Botanic Garden, 202 号),其次为美国的仙童热带植物园(Fairchild Tropical Botanic Garden, 187 号)和英国皇家植物园(邱园)(Royal Botanic Gardens Kew, 151 号)。而交换物种数量前三的则为仙童热带植物园(160 种)、阿德莱德植物园(157 种)和邱园(126 种)(表 7)。

## 2.5 引种存活率分析

结合《中国植物志》(中国植物志编辑委员会, 1959–2004)、*Flora of China* (Wu et al., 1989–2013)、《中国生物物种名录: 第一卷 植物》(中国科学院生物多样性委员会, 2013–2018)以及 POWO 在线网站记载的物种自然分布数据,对园区引种的 19 389 种维管植物物种存活率与自然分布地的关系进行分析(图 4)。由图 4 可知,国外分布物种的引种存活率在 51% 左右,国内分布物种的引种存活率在 65.8% 以上,并随着物种自然分布省(区)数量的增加,物种引种存活率逐渐提升且稳定在 75.0% 左右。对狭域分布物种(国内仅一个省(区)有自然分布的物种)的引种存活率进行分析,发现从广东引种的物种存活率最高,为

79.11% (125/158), 其次为广西 (77.59%, 187/241) 和海南 (73.10%, 261/357), 引种存活率最低的为新疆 (22.34%, 21/94) (表 8)。从整体而言, 华南地区自然分布物种的引种存活率明显高于其他地区自然分布的物种, 并且物种自然分布地相距越远, 引种存活率越低。

**表 8 华南国家植物园引种存活率与自然分布地的关系**  
Table 8 Relationship between survival rate and natural distribution of introduced species in South China National Botanical Garden

中国各省(区) Province (region) in China	引种 物种数 Number of introduced species	存活 物种数 Number of surviving species	存活率 Survival rate (%)
广东 Guangdong	158	125	79.11
广西 Guangxi	241	187	77.59
海南 Hainan	357	261	73.10
云南 Yunnan	893	593	66.41
台湾 Taiwan	169	101	59.76
四川 Sichuan	79	39	49.37
西藏 Xizang	117	55	47.01
新疆 Xinjiang	94	21	22.34

注: 仅展示引种登录号大于 50 的省(区)。下同。

Note: Only provinces (regions) with introduction accession number greater than 50 are shown. The same below.

此外, 以引种省(区)为单元, 基于 6 108 条记录完整、来源清晰、鉴定准确的引种信息对物种引种存活率与引种来源地的关系进行分析, 分析结果表明: 湖北以 71.73% (137/191) 的物种存活率位居首位, 其次为贵州 (69.70%, 46/66) 和福建 (59.43%, 126/212); 而华南地区的广东、海南和广西分别以 41.70% (1 040/2 494)、33.72% (265/786) 和 31.70% (155/489) 的存活率位居第六、第八和第十位(表 9)。对这些省(区)历年引种植物的死亡和存活情况进行统计, 由图 5 可知, 湖北、贵州和福建 3 个省(区)引种存活率高的原因在于这些区域的引种事件多发生在近十年, 这可能与引种保育条件改善和管护水平提高有关, 华南地区 3 个省(区)由于物种引种的时间跨度大, 引种基数大、部分物种因引种时间较长和管理不当而死亡, 因此物种存活率处于较低的水平。

**表 9 华南国家植物园引种存活率与引种地的关系**  
Table 9 Relationship between species survival rate and introduced provinces in South China National Botanical Garden

中国省(区) Province (region) in China	引种 物种数 Number of introduced species	存活 物种数 Number of surviving species	存活率 Survival rate (%)
湖北 Hubei	191	137	71.73
贵州 Guizhou	66	46	69.70
福建 Fujian	212	126	59.43
湖南 Hunan	425	195	45.88
云南 Yunnan	765	350	45.75
广东 Guangdong	2 494	1 040	41.70
四川 Sichuan	202	75	37.13
海南 Hainan	786	265	33.72
江西 Jiangxi	478	159	33.26
广西 Guangxi	489	155	31.70

### 3 讨论

植物园的使命目标和园区规划方案在很大程度上会对阶段性植物引种产生影响。华南园探索建园期和稳定维护期的主要任务为野生植物资源的开发利用和引种驯化, 这两个阶段的年度引种数量处于较低的水平。恢复拓展期和跨越发展期着重于专类园区建设、植物引种和珍稀濒危植物繁育, 这两个阶段年度引种长期处于较高的水平。在引种地域上, 华南园秉持立足华南, 致力于全球热带亚热带地区的植物保育、科学研究和知识传播。国内引种, 以广东为核心, 辐射海南、广西、湖南和江西等周边省(区), 重点对我国南方亚热带和热带地区进行物种收集和迁地保育。同时, 加强了与国外的物种交换, 覆盖了除南极洲以外的六大洲, 获取了一些来自墨西哥、缅甸以及印度等同纬度地区的珍贵植物资源, 并与东南亚国家有着密切的物种交换。华南园在珍稀濒危植物迁地保育上扮演着重要角色, 目前已成功迁地保育国家重点保护野生植物 421 种, 其中国家一级重点保护野生植物 58 种(华南地区有分布的 29 种)、国家二级重点保护野生植物 363 种(华南地区有分布的 229 种); 成功迁地保育华南地区受威胁植物 414 种, 占该区域分布受威胁植物总数的 41.1%, 其中极危物种 49 种、濒危物种 135 种和易

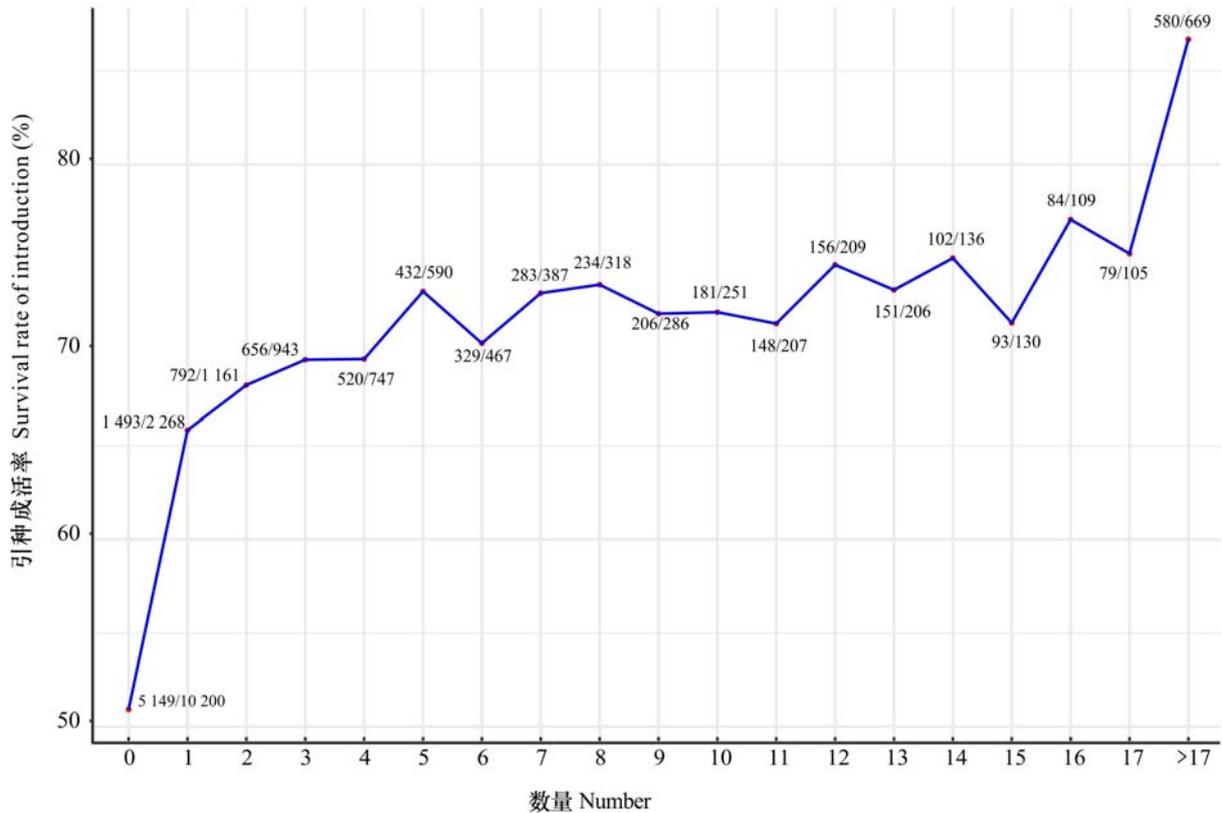


图 4 华南国家植物园引种存活率与物种自然分布省(区)数量的关系

Fig. 4 Relationship between species survival rate and the number of provinces (regions) where introduced species are distributed naturally in South China National Botanical Garden

危物种 230 种。重点关注的引种类群多为观赏价值高的类群,而存活数量多的类群多为分布地域广、环境适应能力强的类群。大部分物种引种次数过少,少部分物种处于过度引种的状态,过度引种的植物多为园区的景观树种或行道树种。不同类群植物引种存活率整体处于较高的水平。园区现有和拟建专类园所涉及的植物类群物种保育数量较为可观。

尽管华南园已经实现了万余种植物的迁地保育,但仍存在一些不足之处。第一,园区存在较多未鉴定的引种登录号,这与引种材料多为种子和小苗、缺乏相应的鉴别性状有一定的关系。认识植物是保护和利用植物的第一步,加强对园区植物的鉴定是亟待解决的问题。第二,以往引种的重点主要集中在观赏价值高的类群或物种,而对于 3E 植物,即特有植物 (Endemic)、经济植物 (Economic) 以及珍稀濒危植物 (Endangered) 的关注度尚显不够。然而,3E 植物不仅是植物园优先引种收集的对象,还

是未来重点研究的目标 (任海等, 2022; 文香英和陈红锋, 2022)。现有和拟建的专类园区中露兜园、檀香园、山茶园、杜鹃园、樟科植物区以及壳斗科植物区物种引种及保育尚存在较大缺口,下一步应当注重这些类群的收集。对于岭南气候适应能力较差的类群 (杜鹃花科、松柏类植物) 和物种存活率低的类群,应当注重栽培技术的提高、栽培设施的改进和野外自然条件的模拟。对于引种及存活数量均过多的类群 (如大王椰、杧果及人面子等),应避免这些物种的持续引种。加强与同纬度国家以及东南亚等周边国家的引种交流,提高园区植物引种的多样性。此外,还需要重视国家重点保护野生植物及受威胁植物的引种、迁地保育和野外回归,充分发挥国家植物园的迁地保育功能。

#### 4 展望

在华南国家植物园建设过程中,要进一步加

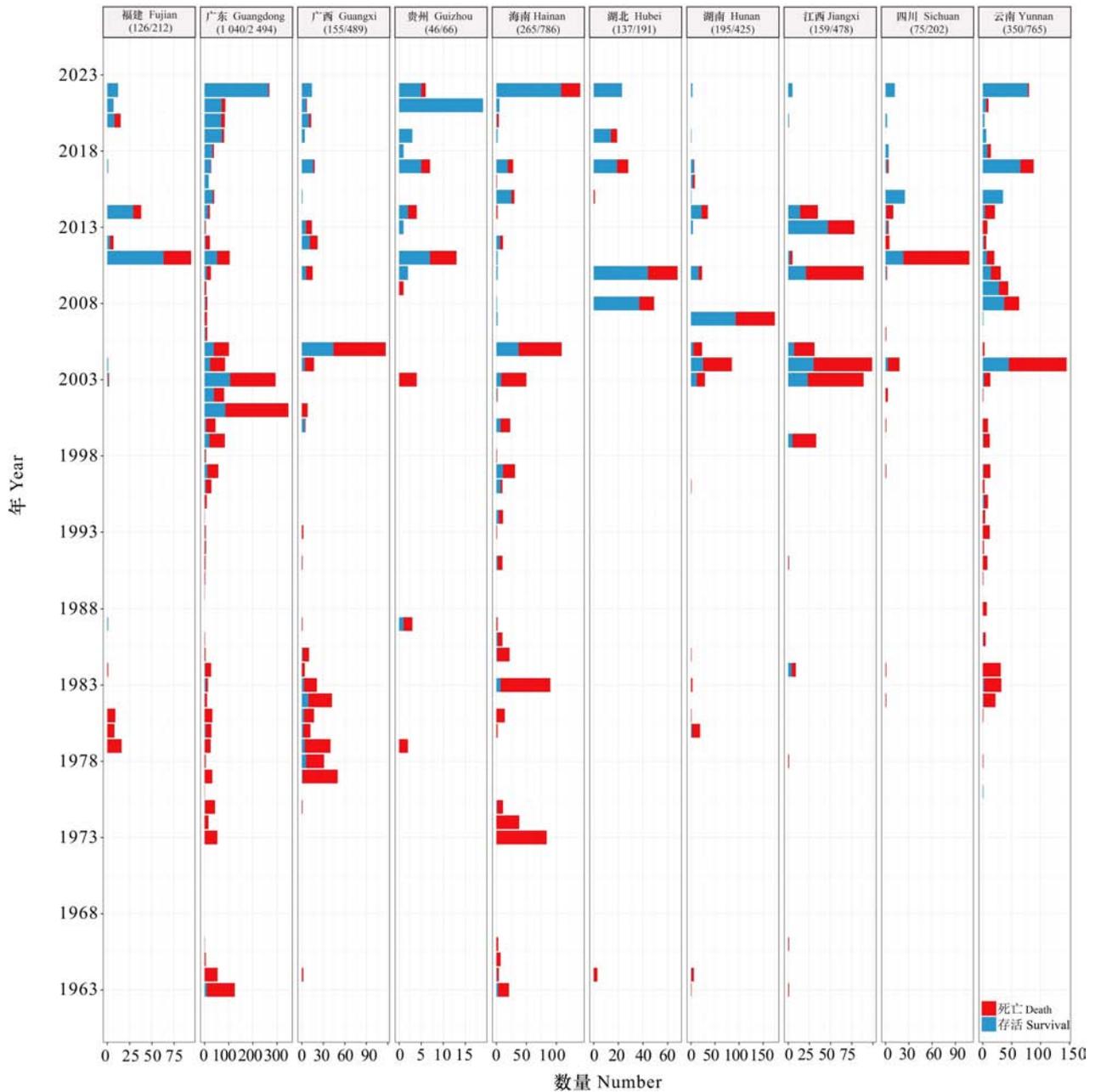


图 5 华南国家植物园历年从各省(区)引种植物的存活和死亡情况

Fig. 5 Survival and death of introduced plants from different provinces (regions) in South China National Botanical Garden over the years

强植物迁地保护工作。特别要注意:(1)加强基于活植物收集的调查、编目、评估和研究,强化热带亚热带地区珍稀濒危植物、本土植物和经济植物的引种收集,增加重点类群、适应性强类群和具有良好科研基础类群的研究性收集,兼顾核心种质、特色观赏和生态修复与林果药及农作物野生近缘物种等经济植物战略性收集,进一步提高迁地保

护的数量和质量;(2)围绕重点收集类群,开展相关的生态生物学特性、植物多样性形成与维持机制、种群和生态系统恢复等研究,进而开展植物资源的可持续利用技术攻关,为高质量发展提供新品种或进行野外回归,将引种、保育、科研和开发过程中的高端信息科普化;(3)走出华南园,建立华南地区植物迁地保护网络体系,并与国家公园

和各级自然保护区建立迁地和就地保护体系,有效保护区域内植物多样性;(4)进一步完善迁地保护基础设施建设和提高信息化管理水平,提升迁地保护效率。此外,还应通过高水平研究和可持续利用统筹发挥迁地保护的多种功能作用,高效推进国家植物园体系建设发展。

## 参考文献:

- ANTONELLI A, FRY C, SMITH RJ, et al., 2020. State of the world's plants and fungi 2020 [M]. Richmond: Royal Botanic Gardens, Kew.
- BALDING M, WILLIAMS KJ, 2016. Plant blindness and the implications for plant conservation [J]. *Conserv Biol*, 30(6): 1192–1199.
- Biodiversity Committee, Chinese Academy of Sciences, 2013–2018. Species catalogue of China: Volume 1 Plants [M]. Beijing: Science Press. [中国科学院生物多样性委员会, 2013–2018. 中国生物物种名录: 第一卷 植物 [M]. 北京: 科学出版社.]
- BREMAN E, BALLESTEROS D, CASTILLO-LORENZO E, et al., 2021. Plant diversity conservation challenges and prospects—the perspective of botanic gardens and the millennium seed bank [J]. *Plants (Basel)*, 10(11): 2371.
- CAVENDER N, WESTWOOD M, BECHTOLDT C, et al., 2015. Strengthening the conservation value of *ex situ* tree collections [J]. *Oryx*, 49(3): 416–424.
- Flora Reipublicae Popularis Sinicae Editorial Committee, 1959–2004. Flora Reipublicae Popularis Sinicae [M]. Beijing: Science Press. [中国植物志编辑委员会, 1959–2004. 中国植物志 [M]. 北京: 科学出版社.]
- HEYWOOD VH, 2017. The future of plant conservation and the role of botanic gardens [J]. *Plant Divers*, 39(6): 309–313.
- HUANG HW, ZHANG Z, 2012. Current status and prospects of *ex situ* cultivation and conservation of plants in China [J]. *Biodivers Sci*, 20(5): 559–571. [黄宏文, 张征, 2012. 中国植物引种栽培及迁地保护的现状与展望 [J]. 生物多样性, 20(5): 559–571.]
- HUANG HW, DUAN ZY, LIAO JP, et al., 2015. The impacts and scientific significance of plant introduction and domestication on the history of human civilization in the past 500 years [J]. *Chin Bull Bot*, 50(3): 280–294. [黄宏文, 段子渊, 廖景平, 等, 2015. 植物引种驯化对近 500 年人类文明史的影响及其科学意义 [J]. 植物学报, 50(3): 280–294.]
- HUANG HW, 2018. “Science, art and responsibility”: The scientific and social function changes of a 500-year history of botanical gardens. II. Intension of sciences [J]. *Biodivers Sci*, 26(3): 304–314. [黄宏文, 2018. “艺术的外貌、科学的内涵、使命的担当”——植物园 500 年来的科研与社会功能变迁(二): 科学的内涵 [J]. 生物多样性, 26(3): 304–314.]
- HUANG HW, LIAO JP, ZHANG Z, 2019. A standard system of botanical garden in China [M]. Beijing: Science Press. [黄宏文, 廖景平, 张征, 2019. 中国植物园标准体系 [M]. 北京: 科学出版社.]
- HUMPHREYS AM, GOVAERTS R, FICINSKI SZ, et al., 2019. Global dataset shows geography and life form predict modern plant extinction and rediscovery [J]. *Nat Ecol Evol*, 3: 1043–1047.
- LU ZL, QIN HN, JIN XH, et al., 2021. On the necessity, principle and process of updating the List of National Key Protected Wild Plants [J]. *Biodivers Sci*, 29(12): 1577–1582. [鲁兆丽, 覃海宁, 金效华, 等, 2021. 《国家重点保护野生植物名录》调整的必要性、原则和程序 [J]. 生物多样性, 29(12): 1577–1582.]
- MOUNCE R, SMITH P, BROCKINGTON S, 2017. *Ex situ* conservation of plant diversity in the world's botanic gardens [J]. *Nat Plants*, 3: 795–802.
- OLDFIELD S, NEWTON A, 2012. Integrated conservation of tree species by botanic gardens: A reference manual [M]. Richmond: Botanic Gardens Conservation International.
- QIN HN, YANG Y, DONG SY, et al., 2017. Threatened species list of China's higher plants [J]. *Biodivers Sci*, 25(7): 696–744. [覃海宁, 杨永, 董仕勇, 等, 2017. 中国高等植物受威胁物种名录 [J]. 生物多样性, 25(7): 696–744.]
- REN H, 2017. The role of botanical gardens in reintroduction of plants [J]. *Biodivers Sci*, 25(9): 945–950. [任海, 2017. 植物园与植物回归 [J]. 生物多样性, 25(9): 945–950.]
- REN H, DUAN ZY, 2017. The theory and practice of classical botanical garden construction [M]. 2nd ed. Beijing: Science Press. [任海, 段子渊, 2017. 科学植物园建设的理论与实践 [M]. 第 2 版. 北京: 科学出版社.]
- REN H, QIN HN, OUYANG ZY, et al., 2019. Progress of implementation on the Global Strategy for Plant Conservation in (2011–2020) China [J]. *Biol Conserv*, 230: 169–178.
- REN H, WEN XY, LIAO JP, et al., 2022. The view on functional changes of botanical gardens and the establishment of China's national botanical garden system [J]. *Biodivers Sci*, 30(4): 22113. [任海, 文香英, 廖景平, 等, 2022. 试论植物园功能变迁与中国国家植物园体系建设 [J]. 生物多样性, 30(4): 22113.]
- ROBERSON ER, FRANCES A, HAVENS K, et al., 2020. Fund plant conservation to solve biodiversity crisis [J]. *Science*, 367(6473): 258.
- WEN XY, CHEN HF, 2022. Botanic gardens and *ex situ* conservation of the wild plant species [J]. *Biodivers Sci*, 30(1): 22017. [文香英, 陈红峰, 2022. 植物园与野生植物迁地保护 [J]. 生物多样性, 30(1): 22017.]
- WU ZY, RAVEN PH, HONG DY, 1989–2013. Flora of China [M]. Beijing: Science Press; St. Louis: Missouri Botanical Garden Press.
- ZHAO X, CHEN H, WU JY, 2022. *Ex situ* conservation of threatened higher plants in Chinese botanical gardens [J]. *Glob Ecol Conserv*, 38: e02206.

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202205075

余江洪, 秦菲, 薛天天, 等, 2023. 国家重点保护野生植物的保护现状及潜在分布区预测分析 [J]. 广西植物, 43(8): 1404–1413.

YU JH, QIN F, XUE TT, et al., 2023. Conservation status and prediction analysis of potential distribution of National Key Protected Wild Plants [J]. *Guihaia*, 43(8): 1404–1413.



## 国家重点保护野生植物的保护现状及潜在分布区预测分析

余江洪<sup>1,2</sup>, 秦菲<sup>2,3</sup>, 薛天天<sup>2,3</sup>, 张文笛<sup>2,3</sup>, 刘琴<sup>2,4</sup>, 安明态<sup>1\*</sup>, 于胜祥<sup>2,3\*</sup>

(1. 贵州大学 林学院, 贵阳 550025; 2. 中国科学院植物研究所, 系统与进化植物学国家重点实验室, 北京 100093; 3. 中国科学院大学, 北京 100049; 4. 中南林业科技大学 林学院, 长沙 410004)

**摘要:** 野生植物是自然生态系统的重要组成部分, 中国是野生植物种类最丰富的国家之一。研究国家重点保护野生植物的分布特征、保护现状及潜在分布区, 对于制定与支持生物多样性保护策略具有重要意义。本研究基于1 032种(隶属于129科315属)国家重点保护野生植物, 利用前5%丰富度算法识别其热点地区, 并与自然保护区叠加评估其保护成效、确定保护空缺, 进而运用MaxEnt模型预测了国家重点保护野生植物的潜在分布区分布与变化趋势。结果表明:(1)中国南部和西南部是国家重点保护野生植物物种丰富度最高的地区, 尤其是四川中部、云南南部和东南部、广西北部、广东北部与海南。(2)热点网格的保护成效分析表明, 171个(85.50%)热点网格得到了有效保护(含80.50%的物种), 29个(14.50%)热点网格未得到自然保护区的保护(含51.20%物种)。(3)通过比较当前与未来气候变化下国家重点保护野生植物的潜在分布区分布, 发现未来潜在分布区将向西藏东南部、广西西南部、广东南部以及福建南部等地扩张, 而向环四川盆地、云南南部和贵州南部等地缩减。因此, 需要加强这些区域生物多样性的动态监测, 持续关注气候变化对该区域国家重点保护野生植物的影响。基于该研究所确定的热点网格、保护成效以及潜在分布区的分析结果, 可为国家重点保护野生植物多样性优先保护区的确定和保护政策的制定提供有力的数据支持与参考。

**关键词:** 分布格局, 热点地区, 保护成效, 空缺分析, 潜在分布区, 气候变化

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1404-10

## Conservation status and prediction analysis of potential distribution of National Key Protected Wild Plants

YU Jianghong<sup>1,2</sup>, QIN Fei<sup>2,3</sup>, XUE Tiantian<sup>2,3</sup>, ZHANG Wendi<sup>2,3</sup>, LIU Qin<sup>2,4</sup>, AN Mingtai<sup>1\*</sup>, YU Shengxiang<sup>2,3\*</sup>

收稿日期: 2022-10-07

基金项目: 国家自然科学基金(32071654); 生物多样性调查评估项目(2019HJ2096001006); 生态环境部生物多样性调查、观测和评估项目(8-3-7-20-9)。

第一作者: 余江洪(1996-), 硕士研究生, 主要从事生物多样性保护与植物分类学研究, (E-mail) yu\_jh1996@163.com。

\*通信作者: 安明态, 博士, 正高级实验师, 主要从事生物多样性保护与植物分类学研究, (E-mail) gdanmingtai@126.com; 于胜祥, 博士, 副研究员, 主要从事植物分类学、生物多样性保护与外来入侵植物研究, (E-mail) yushengxiang@ibcas.ac.cn。

( 1. College of Forestry, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 2. State Key Laboratory of Systematic and Evolutionary Botany, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049; 4. College of Forestry, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China )

**Abstract:** Wild plants are an important part of the natural ecological system, and China is one of the countries with the most abundant wild plant species. It is of great significance to study the distribution characteristics, protection status and potential distribution areas of National Key Protected Wild Plants for supporting and formulating biodiversity conservation strategies. Based on 1 032 species (belonging to 315 genera, 129 families) of National Key Protected Wild Plants, this study used the top 5% richness algorithm to identify hotspots, and superimposed with nature reserves to evaluate the conservation effectiveness and determine conservation gaps of current nature reserves. Furthermore, this study used maximum entropy (MaxEnt) model to predict the potential distribution and range shifts of National Key Protected Wild Plants. The results were as follows: (1) The areas with the highest species richness of the National Key Protected Wild Plants mainly confined to the south and southwest of China, especially in central Sichuan, southern and southeastern Yunnan, northern Guangxi, northern Guangdong and Hainan. (2) The conservation effectiveness of hotspot grids showed that 171 (85.50%) hotspot grids were efficient protection (including 80.50% of total species), and 29 hotspot grids (14.50%) were not effectively protected (including 51.20% of total species). (3) By comparing the potential distribution area of National Key Protected Wild Plants under current and future climate scenarios, it is found that potential distribution area would expand to southeastern of Xizang, southwestern Guangxi, southern Guangdong, and southern Fujian in the future, while those around Sichuan Basin, southern Yunnan and southern Guizhou would shrink. Therefore, it is necessary to strengthen the dynamic monitoring of biodiversity and pay continuous attention to the impact of climate change on National Key Protected Wild Plants in the region. Based on the analysis results of hotspot grids, conservation effectiveness and potential distribution areas identified in this study, strong data support and reference can be provided for the identification of diversity priority protected areas for National Key Protected Wild Plants and the formulation of conservation policies.

**Key words:** distribution pattern, hotspots, conservation effectiveness, gap analysis, potential distribution area, climate change

野生植物是自然生态系统的重要组成部分,是人类生存和社会发展的重要物质基础,也是国家重要的战略物资。保护野生植物资源是人类实现生态安全和资源安全的重要保障(周志华和金效华, 2021),尤其是包含众多濒危物种的国家重点保护野生植物,是当前生物多样性保护的核心部分。《国家重点保护野生植物名录》(第一批)[以下简称《名录》(第一批),1999年]的公布极大地推动了中国植物多样性的保护工作(李志平和唐小平,2006;苑虎等,2009;权佳等,2009;彭隆等,2013);2021年国家颁布了调整后的《国家重点保护野生植物名录》[以下简称《名录》(2021版)]。但是,目前还缺乏对国家重点保护野生植物的分布格局、多样性热点、保护成效以及气候变化对其分布影响等方面的研究,为提升其保护成效、支持保护优先管理与决策制定,急需开展相关研究。

在保护资源有限的前提下,尽可能地保护更多

的物种,是当前生物多样性保护工作的重要目标(Zhao et al., 2016)。生物多样性热点识别和空缺分析是确定生物多样性保护重点区域、评价保护区的保护状况和提升保护成效最常用的分析手段(Myers, 1988; Scott et al., 1993; Myers et al., 2000; Xu et al., 2017)。关于本地物种、特有物种或濒危物种的生物多样性热点已有了较为充分的研究(Prendergast et al., 1993; Brooks et al., 2006; Jenkins et al., 2013; Zhang et al., 2015),而关于新版国家重点保护野生植物的热点区域研究仍较为缺乏。

自然保护区是保护生物多样性和维护生态系统平衡的重要途径之一(黄志强等,2014),是保护国家重点保护野生植物物种及其生境最为直接有效的方式(陈雅涵等,2009)。国内依据《名录》(第一批)进行了较多的就地保护评估。例如,蒋明康等(2006)基于文献资料对306个植物种或类

群进行了就地保护评价;苑虎等(2009)以文献资料为基础,在全国尺度上分析了《名录》(第一批)中所列物种的就地保护状况,研究结果表明国家自然保护区保护了国家重点保护野生植物 237 种(含变种),占总数的 80.07%。相关工作极大地促进和提升了国家重点保护野生植物《名录》(第一批)的保护成效。有关《名录》(2021 版)的研究却很少开展,仅杨永等(2021)对《名录》(2021 版)中的裸子植物分布格局以及保护现状进行了一定分析。除此之外,新版名录所涉及物种的整体保护状况仍然缺乏相对全面的了解。

气候变化或将成为 21 世纪生物多样性的最大威胁之一(Solomon et al., 2009; Dawson et al., 2011),许多物种分布和种群数量的变化都与气候变化密切相关(Jiang et al., 2016)。地处东亚季风区的中国,是世界上气候变化最为脆弱的地区之一(吴绍洪和赵东升,2020)。因此,评估气候变化对物种分布格局的影响对于生物多样性的保护至关重要(Ferrier, 2002; Graham et al., 2004)。近年来,物种分布模型快速发展,已被广泛应用于预测植物物种的空间分布(Kumar & Stohlgren, 2009; Adhikari et al., 2012)、珍稀濒危物种的适宜生境(Li et al., 2020)、物种多样性的空间格局(Graham et al., 2006)以及评估全球气候变化对物种分布的影响(Li et al., 2015; 张华等,2020)等方面。目前,在气候变化的背景下,关于国家重点保护野生植物在气候变化下潜在分布区变化的研究仅限于少数物种的预测分析(张琴等,2017;王国峥等,2020;张央等,2021),尚缺乏对绝大部分的国家重点保护野生植物的当前与未来的潜在分布区的全面了解。

本研究以国家重点保护野生植物为对象,基于大量精准的地理分布数据,开展全国层面的物种丰富度分布格局研究,采用最大熵模型(MaxEnt)进行潜在分布区的预测分析,进而科学、合理地评估国家重点保护野生植物的保护成效与保护空缺。拟探讨以下问题:(1)研究国家重点保护野生植物物种丰富度的空间分布格局,并识别其多样性热点;(2)科学评估国家重点保护野生植物的保护成效与保护空缺;(3)比较国家重点保护野生植物在当前与未来气候条件下的潜在分布区差异并研究其变化趋势;(4)讨论在气候变化背景下国家重点保护野生植物的保护与管理对策。

## 1 材料与方法

### 1.1 物种名录筛选和分布数据库构建

本研究基于国家林业和草原局、农业农村部于 2021 年发布的《名录》(2021 版),包括 455 种、40 类野生植物。《名录》(2021 版)虽然有了很大的改进和更新,但仍有一些物种存在明显的分类学问题,有待进一步探讨,如西藏柏木(*Cupressus torulosa*)(杨永等,2021)和一些近年来基于栽培植株发表的兰科新种[如春花独蒜兰(*Pleione × kohlsii*)]。因此,本研究在确定研究对象时,主要参考《名录》(2021 版),排除了分类地位不明确、无分布记录的物种。本次研究最终共涉及国家重点保护野生植物 1 032 种,隶属于 129 科 315 属。

本研究基于上述所确定的物种名录,从中国数字植物标本馆(CVH, <http://www.cvh.ac.cn/>)、*Flora of China*、省级和地方植物志、重要区系或区域名录获取物种分布数据,并下载整合了近年来发表的新种、新记录种等;删除了缺少具体分布信息的记录,保留有精确经纬度数据或详细分布信息的数据,参照《中国地名录》(国家测绘局地名研究所,1997),对具有详细分布地点的数据进行地物化处理使其转化为具有详细经纬度信息的数据;结合物种的省级分布信息,对以上分布数据进行核查、筛选,去除栽培记录和错误鉴定的信息;构建了包括 1 032 种国家重点保护野生植物的 92 014 条具有经纬度分布信息的地理分布数据库,数据库包含物种名、拉丁名、属名、科名、经纬度、分布省、分布县、海拔、保护等级和数据来源等基本信息。

### 1.2 物种丰富度空间分布格局和多样性热点识别

以分辨率为 50 km × 50 km 的网格为空间单元,将中国陆地区域划分为 3 986 个网格,运用物种丰富度算法计算每个网格中出现的物种种类,以分析国家重点保护野生植物的分布格局(Prendergast et al., 1993)。前人研究表明,前 5% 是常用且普遍接受的阈值(黄建华等,2014; Zhao et al., 2016; Shrestha et al., 2019)。因此,将物种丰富度最高的前 5% 的网格定义为国家重点保护野生植物物种丰富度的热点。

### 1.3 保护成效和保护空缺

根据生态环境部发布的自然保护区名录

(<http://www.mee.gov.cn>) 和世界自然保护区数据库 (<https://www.protectedplanet.net/>) 的文件,绘制了中国自然保护区图层,包括 464 个国家自然保护区和 806 个省级自然保护区。利用 ArcGIS v.10.6 软件将所确定的热点网格与自然保护区(国家级和省级)图层叠加,评估当前保护网格对国家重点保护野生植物的保护成效,并确定保护空缺。当热点网格分布有自然保护区时,则认为该网格中的物种受到保护,否则即为保护空缺(Hou et al., 2010; Chi et al., 2017; Yang et al., 2021; Xue et al., 2021)。我们最终统计了热点网格、保护成效和保护空缺国家重点保护野生植物的种类。

#### 1.4 气候数据获取及处理

研究中所使用的环境变量包括气候因子和地形因子(海拔)。当前(1960—1990 年, version 1.4) 和未来(2070, CMIP5) 的 19 个气候因子从 WorldClim 数据库 (<https://www.worldclim.org/>) 中下载。其中,19 个气候数据在 ArcGIS v.10.6 中使用掩膜剪裁工具裁剪并提取到中国的气候数据,然后将其转换为 ASCII 格式的数据。未来的气候数据选择 IPCC 第 5 次评估报告中 BCC-CSM 1-1 模型下未来四种气候变暖情景中代表 CO<sub>2</sub> 最低和最高排放情景的 RCP2.6 和 RCP8.5。海拔数据从 DIVA-GIS (<http://www.diva-gis.org>) 数据库中获得。

在最大熵模型构建时,环境变量的多重共线性可能会导致模型过度拟合(Graham, 2003; Pearson et al., 2006), 从而影响拟合结果的准确性。因此,本研究对构建模型的气候数据进行预处理,利用 SPSS 13.0 软件对环境变量进行多重共线性分析、检验变量之间的相关性,当 2 个变量相关性  $\geq 0.85$  时,仅保留对预测概率贡献较大的变量并用于模型运算。经过相关性分析后,最终筛选出 9 个环境变量:bio2(平均昼夜温差)、bio3(等温性)、bio6(最冷月最低温度)、bio7(年温度变化差值)、bio8(雨季平均温度)、bio12(年降雨量)、bio15(降雨量变异系数)、bio17(最干季降雨量)和海拔。

#### 1.5 潜在分布区预测分析

本研究采用最大熵算法(MaxEnt v.3.4.1)对当前和未来气候条件下国家重点保护野生植物的潜在分布区进行建模。物种分布点小于 5 会导致模型的预测结果不可靠,我们仅对分布点大于或等

于 5 的物种进行模型运算(Pearson, 2006; Tang et al., 2018), 772 种国家重点保护野生植物用于 MaxEnt 模型的预测分析。

基于 MaxEnt 模型的预测分析,我们使用了两种方法来构建模型,即对有 5~29 个分布点的物种采用刀切法(Pearson, 2006),对大于等于 30 个分布点的物种采用交叉验证法(Tang et al., 2018)。我们将 75% 的分布数据设置为训练集,其余 25% 设置为测试集,其他设置设为默认值。模型预测的结果采用受试者工作曲线(receiver operating characteristic curve, ROC 曲线)进行检验,评价标准为 ROC 曲线与横坐标所围面积(AUC 值)(Kumar et al., 2014), AUC 值为 0.50~1, 其中 0.70~1 表示模型性能好或极好(Swets, 1988)。为了保证预测结果的准确性,仅选取 AUC 值大于 0.70 的物种进行后续分析。利用 ArcGIS v.10.6 软件提取分辨率为 10 min 的不同网格单元内的各个物种的适生值(0~1), 适生值越高代表物种在该地区存在的概率越大。Yang 等(2013)研究表明,适生值大于 0.40 为中度潜在分布区或高度潜在分布区。因此,我们将同一网格中不同物种大于 0.40 的适生值进行求和得到每个网格最终的适生值,以呈现最终的结果。

## 2 结果与分析

### 2.1 物种丰富度及热点的分布格局

国家重点保护野生植物物种丰富度空间分布格局的研究表明,68.70% 的网格分布有国家重点保护野生植物,物种丰富度最高的网格主要集中分布在中国西南部和南部,包括四川中部、云南南部和东南部、广西北部、广东北部、海南等(图 1:A)。根据前 5% 丰富度算法共确定了 200 个多样性热点网格,这些热点网格主要分布在中国西南部、南部以及东部地区,如四川中部、云南西北部、滇黔桂交界处(滇东南、桂西南和黔西南)、桂北黔南、鄂渝湘交界处、华东地区、广东北部和中部地区与海南等地(图 1:B)。本研究所确定的热点包括 81.98% (846 种) 的国家重点保护野生植物(图 1:B)。

### 2.2 多样性热点的保护成效和空缺分析

保护成效分析结果表明,171 (85.50%) 个热点网格被自然保护区所覆盖,主要位于四川中部、云南西北部、滇黔桂交界处(滇东南、桂西南和黔

西南)、桂北黔南、鄂渝湘交界处、广东北部和中部地区与海南南部等地(图2:A-C)。保护空缺分析结果显示,29(14.50%)个热点网格未被自然保护区覆盖,被识别为保护空缺,包括529(51.23%)种国家重点保护野生植物。这些处于保护空缺的热点网格主要分布在四川中部、滇黔桂交界处(滇东南、桂西南和黔西南)和华东地区(图2:A-C)。

从全国来看,55.10%的网格分布有自然保护区,包括1004(97.30%)种国家重点保护野生植物(图2:A-C)。此外,针对物种来说,28(2.70%)种国家重点保护野生植物完全没有受到自然保护区的保护,主要分布在新疆南部和北部、贵州西南部和中部等地(图2:F)。

### 2.3 当前与未来潜在分布区分析

预测分析结果显示,AUC值大于0.70的物种有769种,平均AUC值为0.96。用于预测分析的772种国家重点保护野生植物的格局与所有国家重点保护野生植物分布格局基本一致(图1:C)。因此,其潜在分布区预测结果可以反映国家重点保护野生植物的整体状况。在当前气候情景下,高质量的潜在分布区主要分布在中国南部,包括云南南部、广西西南部、广东沿海地区、海南和台湾等地(图1:D)。

未来在RCP2.6气候情景下,高质量的潜在分布区主要分布于中国南部,如云南中南部、广西西南部、贵州西南部、广东沿海地区、海南和台湾(图1:E),与当前物种潜在分布区相比,在广西西南部、贵州西南部、西藏东南部的分布区有明显扩张趋势。在RCP8.5气候情景下,西藏西南部和东南部、广西与广东南部以及福建、浙江沿海有高质量的潜在分布区(图1:F),与当前气候情景下的潜在分布区相比,在西藏东南部和西南部、云南西北部、广西南部、中部、广东西南部和中部与福建南部的分布区有明显扩张趋势。而相比RCP2.6气候情景下的潜在分布区,在西藏东南部和西南部、云南西北部、广西东部、广东西南部以及福建南部的分布区有明显扩张趋势,但在贵州西南部与广西西南部的分布区有衰减趋势。

### 2.4 潜在分布区和多样性热点叠加分析

当前潜在分布区预测结果与热点网格叠加结果显示,绝大多数热点网格处于中低水平的潜在分布区,如四川中部、云南西北部、广西北部、广东

西部、湖南西北部—湖北西南部、贵州北部以及浙江北部;仅有云南东南部和南部、海南的热点网格处于较为适宜的潜在分布区(图2:A)。

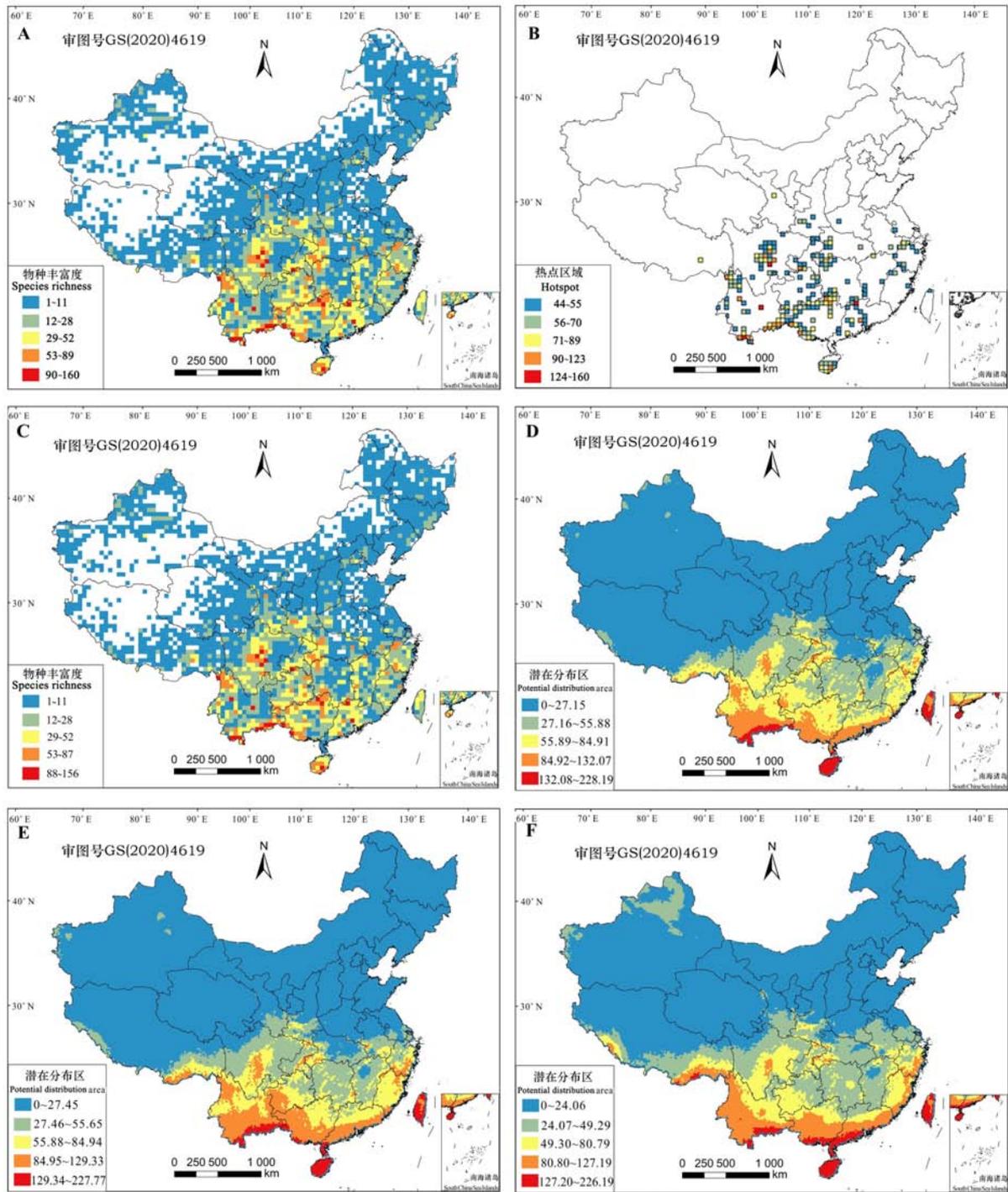
在RCP2.6气候情景下,热点网格也主要分布在中低水平的潜在分布区,与当前潜在分布区中热点网格的分布相似,集中分布在中国的西南、华中、华东以及中南地区等(图2:B)。在RCP8.5气候情景下,潜在分布区的空间分布与在RCP2.6气候情景下的分布相似(图2:C)。因此,热点网格在RCP2.6与RCP8.5的气候情景下的潜在分布区中的分布格局也相似。

### 2.5 当前与未来气候情况下潜在分布区变化分析

对比当前潜在分布区与RCP2.6气候情景下的潜在分布区发现:潜在分布区质量在中国西南部有增加趋势,包括贵州南部—云南东部—广西西部的边界、西藏东南部和西南部;而在陕西南部、四川东北部、重庆、湖北西部、云南南部、广西北部、海南南部的分布区则呈现出减少趋势(图2:D)。将热点网格与潜在分布区变化的图层进行叠加分析表明,热点网格处于潜在分布区质量增加的区域主要分布在云南东部—贵州南部—广西西部的边界地区,而热点网格内潜在分布区缩减最多区域是云南南部、广西北部、海南南部(图2:D)。

对比当前潜在分布区与RCP8.5气候情景下的潜在分布区发现:潜在分布区质量在中国西部和南部沿海地区有增加趋势,包括西藏西南部和东南部、广西东南部、广东南部—中部、福建南部沿海地区与海南北部;而在云南南部和西北部、贵州、环四川盆地、广西北部—湖南南部—广东东部的边界交汇地区则呈现为缩减趋势(图2:E)。将热点网格与潜在分布区变化的图层进行叠加分析显示,热点网格处于潜在分布区质量增加的区域主要在广东南部和中部地区,而热点网格面临潜在分布区质量缩减的区域主要是环四川盆地、云南南部—东南部、贵州东部、广西北部—湖南南部—广东东部的边界地区(图2:E)。

对处于保护空缺的热点网格,在RCP2.6气候情景下,处于滇黔桂交界处的热点网格,其潜在分布区质量将明显提高,其他区域的大部分热点网格不管是RCP2.6还是RCP8.5的气候情景下,将面临潜在分布区质量下降的风险(图2:D-E)。

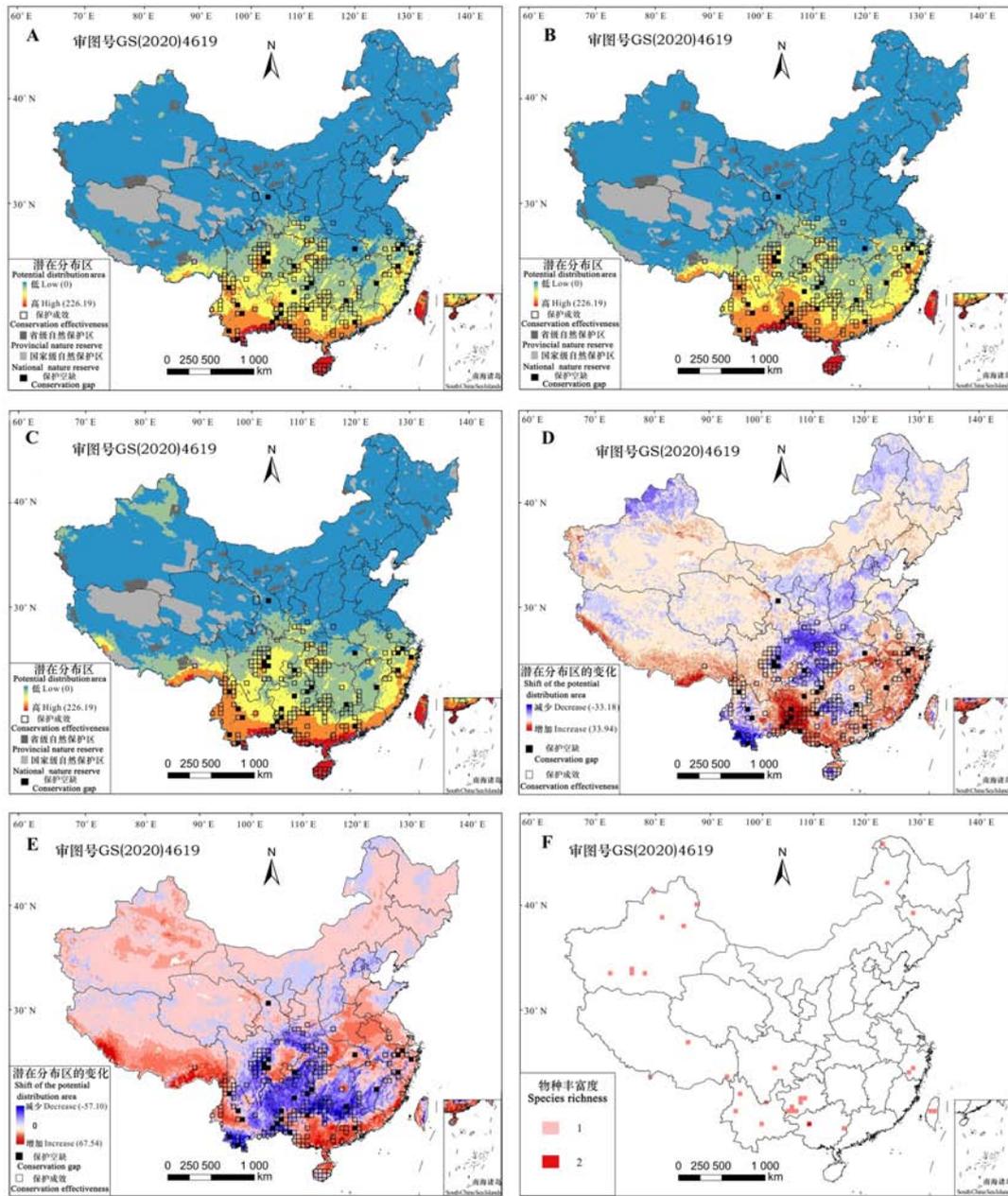


A. 物种丰富度分布格局; B. 多样性热点; C. 用于预测分析的 772 种物种的丰富度分布格局; D. 当前(1960—1990 年)气候情景下的潜在分布区; E. 未来(RCP2.6)气候情景下的潜在分布区; F. 未来(RCP8.5)气候情景下的潜在分布区。

A. Richness distribution pattern of all species; B. Hotspots identified based on species richness; C. Richness pattern of 772 species used for predictive analysis; D. Potential distribution areas under current (1960-1990) climate scenario; E. Potential distribution areas under future (RCP2.6) climate scenario; F. Potential distribution areas under future (RCP8.5) climate scenario.

图 1 国家重点保护野生植物地理分布格局、热点及潜在分布区

Fig. 1 Distribution pattern, hotspots and potential distribution areas of National Key Protected Wild Plants



A. 当前(1960—1990年)气候情景下的潜在分布区的图层叠加前5%多样性热点、自然保护区; B. 未来(RCP8.5)气候情景下的潜在分布区的图层叠加前5%多样性热点、自然保护区; C. 未来(RCP2.6)气候情景下的潜在分布区的图层叠加前5%多样性热点、自然保护区; D. 未来(RCP2.6)气候情景下潜在分布区变化的图层叠加多样性热点; E. 未来(RCP8.5)气候情景下潜在分布区变化的图层叠加前5%多样性热点; F. 未受自然保护区保护的物种丰富度分布格局。

A. Layers of the potential distribution areas under the current (1960–1990) climate scenarios overlaid top 5% diversity hotspots and nature reserves; B. Layers of potential distribution areas under future (RCP8.5) climate scenario overlaid top 5% diversity hotspots and nature reserves; C. Layers of potential distribution areas under future (RCP2.6) climate scenario overlaid top 5% diversity hotspots and nature reserves; D. Layers of shift of potential distribution areas under future (RCP2.6) climate scenario overlaid diversity hotspots; E. Layers of shift of potential distribution areas under future (RCP8.5) climate scenario overlaid diversity hotspots; F. Distribution of the richness of species unprotected by nature reserves.

图2 国家重点保护野生植物的保护成效与保护空缺以及潜在分布区变化

Fig. 2 Conservation effectiveness, conservation gaps and shift of potential distribution areas of National Key Protected Wild Plants

### 3 讨论与结论

#### 3.1 国家重点保护野生植物多样性热点的地理分布格局

国家重点保护野生植物在空间上集中分布于中国的西南及华南等地,这与前人研究所确定的国家重点保护野生植物的热点区域是一致的(张殷波和马克平,2008)。此外,应俊生等(2001)研究的中国种子植物多样性中心及热点地区与本研究热点地区部分覆盖,而且基于更为精准的物种分布数据还识别出一些新的多样性中心,如海南和华东等地也为国家重点保护野生植物重要的热点区域。基于高分辨率的网格化分析,本研究还确认了国家重点保护野生植物多样性热点环四川盆地的分布式样,这种环四川盆地的分布式样在药用植物物种多样性的热点分布格局中也被确认过(Xia et al., 2022)。除此之外,本研究所得到的国家重点保护野生植物多样性热点的分布格局与中国受威胁植物(Zhang et al., 2015)、中国特有种子植物(Huang et al., 2016)以及中国高等植物物种多样性热点(Zhao et al., 2016)的分布格局有高度的一致性。这种分布格局的形成可能与西南地区地形的高度异质性和适宜植物生长发育的气候条件有关,提供了更多的生态位,增加了物种形成和多样化的可能性。因此,在国家重点保护野生植物的优先保护工作中,既要考虑传统上的植物多样性热点区域,还应重视基于高精度的植物分布大数据确认的一些多样性新热点。

#### 3.2 优化保护网络布局以提高针对性保护

自然保护区体系是保护国家重点保护野生植物最为有效的方式并发挥了重要作用(Xue et al., 2021; Yang et al., 2021)。本研究结果显示,现有的自然保护区保护了 97.30%的物种,85.50%的热点地区有保护区的分布,这说明当前的自然保护区在国家重点保护野生植物的保护方面发挥了重要作用。然而,仍然有 14.50%的热点网格分布在当前自然保护区的保护网络之外,尤其是四川中部、云南南部和西北部、滇黔桂交界处、贵州东北部以及浙江北部等地,这些保护空缺地区包括了 51.23%的国家重点保护野生植物,且仍有 28 种完全未被自然保护区所保护。因此,今后需要在这些地区建立新的保护区以提高国家重点保护野生

植物的保护成效。此外,考虑到国家重点保护野生植物存在的分布面积狭小、种群数量少、生境破碎化严重的问题,除了扩大现有保护区的规模外,还可以因地制宜地建立保护小区,有侧重点地开展迁地保护、近地保护、扩繁回归实验等,从多方面加强对国家重点保护野生植物的保护。

#### 3.3 气候变化背景下国家重点保护野生植物的保护对策

气候变化对于物种的分布有着重要影响,生态位模拟可以预测物种在未来气候变化下的潜在分布区的分布,对于气候变化下巩固生物多样性的保护具有重要的保护意义。前人对部分国家重点保护野生植物开展的潜在分布区的预测结果显示,气候变化对国家重点保护野生植物的分布有着重大影响(王国峥等,2020;张央等,2021)。然而,这些研究都是针对个别的物种,对于气候变化对国家重点保护植物的整体影响仍然不清楚。本研究对 772 种国家重点保护植物当前与未来的潜在分布区开展了预测,研究结果显示,高质量的潜在分布区主要分布在中国南部并沿陆地边境或边界从西向东呈弧状分布,尤其是在云南东南部、广东和广西南部、海南和台湾等地具有相对适宜的潜在分布区。分布在以上区域的热点网格在当前和未来遭受气候变化的影响相对较小,可考虑建立一些相对长效的保护策略以实现对该地区国家重点保护野生植物的长效保护。

气候变化可引起物种分布的变化,大多数物种将采取迁移策略以适应气候变化(Parmesan & Yohe, 2003)。因此,考虑到本研究识别的大多数热点网格分布在潜在分布区质量相对较低的四川中部、贵州东北部、重庆、湖北、湖南、广西北部、广东东北部以及华东浙江等地,且这些区域分布包含了国家重点保护野生植物的众多热点网格,但其潜在分布区的质量处于中低水平,很可能出现由气候变化所引起的物种迁移的挑战。如何实现对现有保护区内的物种的长效保护是今后生物多样性保护的重要任务。因此,加强这些区域生物多样性的动态监测,持续关注气候变化对该区域国家重点保护野生植物的影响,以及进一步评估气候变化对整个区域生物多样性的影响显得尤其重要。

在气候变化情景下,大部分自然保护区的保护成效将面临挑战,需要尽早地制定应对气候变

化的保护预案。综合考虑国家重点保护野生植物热点网格和潜在分布区的转变,特别是潜在分布区明显缩减的区域。同时,还有众多处于保护空缺中的热点网格也分布在以上提及的区域。因此,这些区域内的热点网格随气候的变化将面临潜在分布区质量的明显下降,宜提前关注并运用积极的预防措施,如加强生态红线、生态屏障建设,保护区域生态系统安全以应对气候变化对国家重点保护野生植物的挑战。

### 参考文献:

- ADHIKARI D, BARIK SK, UPADHAYA K, 2012. Habitat distribution modelling for reintroduction of *Ilex khasiana* Purk., a critically endangered tree species of northeastern India [J]. *Ecol Eng*, 40: 37-43.
- BROOKS TM, MITTERMEIER RA, DA FONSECA GAB, et al., 2006. Global biodiversity conservation priorities [J]. *Science*, 313(5783): 58-61.
- CHEN YH, TANG ZY, FANG JY, 2009. Distribution of nature reserves and status of biodiversity protection in China [J]. *Biodivers Sci*, 17(6): 664-674. [陈雅涵, 唐志尧, 方精云, 2009. 中国自然保护区分布现状及合理布局的探讨 [J]. *生物多样性*, 17(6): 664-674.]
- CHI XL, ZHANG ZJ, XUA XT, et al., 2017. Threatened medicinal plants in China: Distributions and conservation priorities [J]. *Biol Conserv*, 210: 89-95.
- DAWSON TP, JACKSON ST, HOUSE JI, et al., 2011. Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate [J]. *Science*, 332(6025): 53-58.
- FERRIER S, 2002. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: Where to from here? [J]. *Syst Biol*, 51(2): 331-363.
- GRAHAM CH, FERRIER S, HUETTMAN F, et al., 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis [J]. *Trends Ecol Evol*, 19(9): 497-502.
- GRAHAM CH, MORITZ C, WILLIAMS SE, 2006. Habitat history improves prediction of biodiversity in rainforest fauna [J]. *PNAS*, 103(3): 632-636.
- GRAHAM MH, 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression [J]. *Ecology*, 84(11): 2809-2815.
- HOU MF, LÓPEZ-PUJOL J, QIN HN, et al., 2010. Distribution pattern and conservation priorities for vascular plants in Southern China: Guangxi Province as a case study [J]. *Bot Stud*, 51(3): 377-386.
- HUANG JH, HUANG JH, LIU CR, et al., 2016. Diversity hotspots and conservation gaps for the Chinese endemic seed flora [J]. *Biol Conserv*, 198: 104-112.
- HUANG JH, LU L, DAI NH, et al., 2014. Diversity and geographical distribution of endemic species of seed plants in China [M]. Beijing: Higher Education Press. [黄建华, 陆林, 戴年华, 等, 2014. 中国种子植物特有种的多样性和地理分布 [M]. 北京: 高等教育出版社.]
- HUANG ZQ, LU L, DAI NH, et al., 2014. Vacancy analysis on the development of nature reserves in Jiangxi Province [J]. *Acta Ecol Sin*, 34(11): 3099-3106. [黄志强, 陆林, 戴年华, 等, 2014. 江西省自然保护区发展布局空缺分析 [J]. *生态学报*, 34(11): 3099-3106.]
- Institute of Geographical Names, State Bureau of Surveying and Mapping, 1997. *Gazetteer of China — An index to the atlas of the People's Republic of China* [M]. Beijing: Sino Maps Press. [国家测绘局地名研究所, 1997. 中华人民共和国地图集地名索引 [M]. 北京: 中国地图出版社.]
- JENKINS CN, PIMM SL, JOPPA LN, 2013. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation [J]. *PNAS*, 110: 2602-2610.
- JIANG HJ, LIU T, LI L, et al., 2016. Predicting the potential distribution of *Polygala tenuifolia* Willd. under climate change in China [J]. *PLoS ONE*, 11(9): e0163718.
- JIANG MK, WANG Z, QIN WH, et al., 2006. Effectiveness of national priority wildlife protection in nature reserves [J]. *J Ecol Rural Environ*, 22(4): 35-38. [蒋明康, 王智, 秦卫华, 等, 2006. 我国自然保护区内国家重点保护物种保护成效评价 [J]. *生态与农村环境学报*, 22(4): 35-38.]
- KUMAR S, GRAHAM J, WEST AM, et al., 2014. Using district-level occurrences in MaxEnt for predicting the invasion potential of an exotic insect pest in India [J]. *Comp Electron Agric*, 103: 55-62.
- KUMAR S, STOHLGREN TJ, 2009. Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia [J]. *J Ecol Nat Environ*, 1(4): 94-98.
- LI PX, ZHU WQ, XIE ZY, et al., 2020. Integration of multiple climate models to predict range shifts and identify management priorities of the endangered *Taxus wallichiana* in the Himalaya-Hengduan Mountain region [J]. *J For Res*, 31(6): 2255-2272.
- LI R, XU M, WONG MHG, et al., 2015. Climate change-induced decline in bamboo habitats and species diversity: implications for giant panda conservation [J]. *Divers Distrib*, 21(4): 379-391.
- LI ZP, TANG XP, 2006. *Local protection of National Key Protected Wild Plants* [M]. Beijing: China Forestry Press. [李志平, 唐小平, 2006. 国家重点保护野生植物就地保护 [M]. 北京: 中国林业出版社.]
- MYERS N, 1988. Threatened biotas: "Hot spots" in tropical forests [J]. *Environmentalist*, 8(3): 187-208.
- MYERS N, MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, et al., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities [J]. *Nature*, 403(6772): 853-858.
- PARMESAN C, YOHE G, 2003. A globally-coherent footprint of climate change across natural systems [J]. *Nature*, 421(6918): 37-42.
- PEARSON RG, RAXWORTHY CJ, NAKAMURA M, et al., 2006. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar [J]. *J Biogeogr*, 34(1): 102-117.
- PENG L, CHEN SB, PENG PH, et al., 2013. Geographic distribution at the county level and on-site conservation of National Key Protected Wild Plants in China [J]. *For*

- Resour Manag, (5): 31-35. [彭隆, 陈圣宾, 彭培好, 等, 2013. 国家重点保护野生植物在县级水平的地理分布及就地保护现状 [J]. 林业资源管理, (5): 31-35.]
- PRENDERGAST JR, WOOD SN, LAWTON JH, et al., 1993. Correcting for variation in recording effort in analyses of diversity hotspots [J]. Biodivers Conserv, 1(2): 39-53.
- QUAN J, OUYANG ZY, XU WH, et al., 2009. Management effectiveness of China nature reserves: status quo assessment and countermeasures [J]. Chin J Appl Ecol, 20(7): 1739-1746. [权佳, 欧阳志云, 徐卫华, 等, 2009. 中国自然保护区管理有效性的现状评价与对策 [J]. 应用生态学报, 20(7): 1739-1746.]
- SCOTT JM, DAVIS F, CSUTI B, et al., 1993. Gap analysis: A geographic approach to protection of biological diversity [J]. Wildl Monogr, 123: 1-41.
- SHRESTHA N, SHEN X, WANG Z, 2019. Biodiversity hotspots are insufficient in capturing range-restricted species [J]. Conserv Sci Pract, 1(10): e103.
- SOLOMON S, PLATTNER GK, KNUTTI R, et al., 2009. Irreversible climate change due to carbon dioxide emissions [J]. PNAS, 106(5): 1704-1709.
- SWETS JA, 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems [J]. Science, 240(4857): 1285-1293.
- TANG CQ, MATSUI T, OHASHI H, et al., 2018. Identifying long-term stable refugia for relict plant species in East Asia [J]. Nat Commun, 9(1): 4488.
- WANG GZ, GEN QF, XIAO MY, et al., 2020. Predicting *Pseudolarix amabilis* potential habitat based on four Niche models [J]. Acta Ecol Sin, 40(17): 6096-6104. [王国峥, 耿其芳, 肖孟阳, 等, 2020. 基于 4 种生态位模型的金钱松潜在适生区预测 [J]. 生态学报, 40(17): 6096-6104.]
- WU SH, ZHAO DS, 2020. Progress on the impact, risk and adaptation of climate change in China [J]. Chin Popul Resour Environ, 30(6): 1-9. [吴绍洪, 赵东升, 2020. 中国气候变化影响、风险与适应研究新进展 [J]. 中国人口·资源与环境, 30(6): 1-9.]
- XIA CY, HUANG YF, QI YD, et al., 2022. Developing long-term conservation priority planning for medicinal plants in China by combining conservation status with diversity hotspot analyses and climate change prediction [J]. BMC Biol, 20(1): 89.
- XUE TT, GADAGKAR SR, THOMAS PA, et al., 2021. Prioritizing conservation of biodiversity in an alpine region: Distribution pattern and conservation status of seed plants in the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. Glob Ecol Conserv, 32: e01885.
- XU Y, SHEN ZH, YING LX, et al., 2017. Hotspot analyses indicate significant conservation gaps for evergreen broadleaved woody plants in China [J]. Sci Rep, 7(1): 1859.
- YANG XQ, KUSWAHA SPS, SARAN S, et al., 2013. Maxent modeling for predicting the potential distribution of medicinal plant, *Justicia adhatoda* L. in Lesser Himalayan foothills [J]. Ecol Eng, 51: 83-87.
- YANG XD, LIU B, BUSSMANN RW, et al., 2021. Integrated plant diversity hotspots and long-term stable conservation strategies in the unique karst area of southern China under global climate change [J]. For Ecol Manag, 498(119540): 1-16.
- YANG Y, TAN C, YANG Z, 2021. Conservation of gymnosperms in China: Perspectives from the List of National Key Protected Wild Plants [J]. Biodivers Sci, 29(12): 1591-1598. [杨永, 檀超, 杨智, 2021. 从《国家重点保护野生植物名录》看我国裸子植物保护 [J]. 生物多样性, 29(12): 1591-1598.]
- YING JS, 2001. Species diversity and distribution pattern of seed plants in China [J]. Biodivers Sci, 9(4): 393-398. [应俊生, 2001. 中国种子植物物种多样性及其分布格局 [J]. 生物多样性, 9(4): 393-398.]
- YUAN H, ZHANG YB, QIN HN, et al., 2009. *In situ* conservation status of National Key Protected Wild Plants in China [J]. Biodivers Sci, 17(3): 280-287. [苑虎, 张殷波, 覃海宁, 等, 2009. 中国国家重点保护野生植物的就地保护现状 [J]. 生物多样性, 17(3): 280-287.]
- ZHANG YB, MA KP, 2008. Geographical distribution characteristics of national key protected wild plants in China [J]. Chin J Appl Ecol, 19(8): 1670-1675. [张殷波, 马克平, 2008. 中国国家重点保护野生植物的地理分布特征 [J]. 应用生态学报, 19(8): 1670-1675.]
- ZHANG H, ZHAO HX, WANG H, 2020. Potential geographical distribution of *Populus euphratica* in China under future climate change scenarios based on Maxent model [J]. Acta Ecol Sin, 40(18): 6552-6563. [张华, 赵浩翔, 王浩, 2020. 基于 Maxent 模型的未来气候变化下胡杨在中国的潜在地理分布 [J]. 生态学报, 40(18): 6552-6563.]
- ZHANG Z, HE JS, LI JS, et al., 2015. Distribution and conservation of threatened plants in China [J]. Biol Conserv, 192: 454-460.
- ZHANG Q, ZHANG DF, WU ML, et al., 2017. Prediction the global areas potential distribution of *Gastrodia elata* based on ecological niche models [J]. J Plant Ecol, 41(7): 770-778. [张琴, 张东方, 吴明丽, 等, 2017. 基于生态位模型预测天麻全球潜在适生区 [J]. 植物生态学报, 41(7): 770-778.]
- ZHANG Y, WU JY, AN MT, et al., 2021. Geographical distribution pattern and prediction of the distribution of *Paphiopedilum micranthum* in China [J]. Acta Bot Boreal-Occident Sin, 41(11): 1932-1939. [张央, 武建勇, 安明态, 等, 2021. 中国硬叶兜兰地理分布格局及其潜在分布区预测 [J]. 西北植物学报, 41(11): 1932-1939.]
- ZHAO LN, LI JY, LIU HY, et al., 2016. Distribution, congruence, and hotspots of higher plants in China [J]. Sci Rep, 6: 19080.
- ZHOU ZH, JIN XH, 2021. Analysis and suggestions on policies and regulations on conservation and management of wild plants in China [J]. Biodivers Sci, 29(12): 1583-1590. [周志华, 金效华, 2021. 中国野生植物保护管理的政策、法律制度分析和建议 [J]. 生物多样性, 29(12): 1583-1590.]

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202304023

吴欣仪, 王蒙, 郑希龙, 等, 2023. 基于简化基因组测序揭示水角的濒危机制 [J]. 广西植物, 43(8): 1414–1427.

WU XY, WANG M, ZHENG XL, et al., 2023. RAD-seq revealed the endangered mechanism of *Hydrocera triflora* (Balsaminaceae) [J]. *Guihaia*, 43(8): 1414–1427.



## 基于简化基因组测序揭示水角的濒危机制

吴欣仪<sup>1</sup>, 王蒙<sup>1</sup>, 郑希龙<sup>2</sup>, 张锐<sup>3</sup>, 何松<sup>4</sup>, 严岳鸿<sup>1\*</sup>

(1. 深圳市兰科植物保护研究中心/全国兰科植物种质资源保护中心, 深圳市濒危兰科植物保护与利用重点实验室, 兰科植物保护与利用国家林业和草原局重点实验室, 广东深圳 518114; 2. 广东药科大学 中药资源学院, 广州 510006; 3. 中国科学院上海辰山植物科学研究中心, 上海 201602; 4. 海口市湿地保护管理中心, 海口 570135)

**摘要:** 物种的遗传多样性是决定物种适应性和生存能力的关键因素。生境片段化是造成生物多样性丧失的重要因素之一, 对植物种群的遗传多样性有着重要影响。水角 (*Hydrocera triflora*) 作为一种濒危植物, 其遗传多样性状况和濒危机制尚未有报道。该文收集了水角 7 个种群共计 34 个样本, 利用简化基因组测序技术 (RAD-seq) 获得了单核苷酸变异位点 (SNP)。通过种群遗传多样性和遗传结构的分析, 并结合种群历史动态分析和不同气候情景下物种潜在分布区预测, 探讨了水角的濒危机制。结果表明: (1) 水角遗传多样性较低 ( $H_o = 0.1569$ ,  $H_e = 0.1654$ ,  $\pi = 0.1865$ ), 遗传分化系数较高; AMOVA 分析表明, 遗传变异主要发生在种群内。(2) Mantel 检测表明环境距离与遗传距离、地理距离均呈显著正相关, 分别为  $P = 0.0412$  和  $P = 0.0082$ 。(3) 水角的有效种群大小从全新世中期开始持续下降, 与琼北火山群的喷发时间一致。(4) 与当代气候相比, 虽然在未来气候变化下水角的潜在分布区总面积变动不大, 但在高 CO<sub>2</sub> 排放的情景下, 大量的高适生区将会丧失并转化为低适生区, 特别是位于马来群岛的适生区几乎完全消失。该研究结果表明, 生境片段化导致了水角较低的遗传多样性和有效种群大小的持续下降。因此, 自身更新能力低以及人为活动干扰、城市化等不利的环境条件是导致其濒危的主要原因。建议加强对水角的就地保护, 采用人工授粉等方法提高其基因流以增加其种群的遗传多样性, 同时, 要着重保护湿地免遭破坏。

**关键词:** 生境片段化, 简化基因组测序, 遗传多样性, 遗传结构, 物种分布模型, 种群历史动态

**中图分类号:** Q943 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3142(2023)08-1414-14

## RAD-seq revealed the endangered mechanism of *Hydrocera triflora* (Balsaminaceae)

WU Xinyi<sup>1</sup>, WANG Meng<sup>1</sup>, ZHENG Xilong<sup>2</sup>, ZHANG Rui<sup>3</sup>, HE Song<sup>4</sup>, YAN Yuehong<sup>1\*</sup>

(1. Orchid Conservation & Research Center of Shenzhen / National Orchid Conservation Center of China, Shenzhen Key Laboratory for Orchid Conservation and Utilization, Key Laboratory of National Forestry and Grassland Administration for Orchid Conservation and Utilization, Shenzhen 518114, Guangdong, China; 2. School of Traditional Chinese Medicine Resources, Guangdong Pharmaceutical University, Guangzhou 510006, China; 3. Shanghai Chenshan Plant Science Research Center, Chinese Academy of Sciences, Shanghai 201602, China; 4. Haikou Wetland Protection and Management Center, Haikou 570135, China)

收稿日期: 2023-07-06

基金项目: 海口市林业局项目 (HNJC2019-0801); 中国科学院战略性先导科技专项 (A 类) (XDA19050404)。

第一作者: 吴欣仪 (1991-), 硕士, 工程师, 研究方向为种群遗传学, (E-mail) 460774031@qq.com。

\* 通信作者: 严岳鸿, 博士, 研究员, 研究方向为植物多样性与保护, (E-mail) yhyan@sibs.ac.cn。

**Abstract:** The genetic diversity of species is a key factor in their adaptability and survival capability. Habitat fragmentation is recognized as one of the key factors causing biodiversity loss, and it has significant impacts on the genetic diversity of plant populations. *Hydrocera triflora* is an endangered species. Its genetic diversity is unclear and endangered mechanism has not been reported. In this study, 34 samples of *H. triflora* from seven populations were used to obtain single-nucleotide polymorphisms (SNP) by Restriction-site Associated DNA sequencing (RAD-seq). We discussed the endangered mechanisms of *H. triflora* by analyzing population genetic diversity and structure. Additionally, we combined these results with historical population dynamics analysis and predictions of potential species distribution in different climate scenarios. The results were as follows: (1) *H. triflora* had low genetic diversity ( $H_o = 0.1569$ ,  $H_e = 0.1654$ ,  $\pi = 0.1865$ ) and high genetic differentiation coefficient; AMOVA analysis showed that genetic variation mainly occurred within populations. (2) The Mantel test indicated that there was a significant positive correlation between environmental distance and genetic distance, as well as geographical distance, with respective  $P$ -values of 0.0412 and 0.0082. (3) The effective population size of *H. triflora* had been continuously declining since the mid-Holocene. (4) The total potential distribution area of *H. triflora* change slightly in the future compared to that in the modern climate. However, in scenarios of high CO<sub>2</sub> emissions, the high suitable area decreased significantly and changed into low suitable area, especially in the Malay Islands where the suitable habitat was almost to extinction. The results indicate that habitat fragmentation caused a sustained decrease in the genetic diversity and effective population size of *H. triflora*. Therefore, the low self-renewal capacity, as well as detrimental environmental conditions such as human disturbance and urbanization, are the primary factors contributing to its endangered state. It is recommended to strengthen the *in-situ* protection of *H. triflora*, employing techniques such as artificial pollination to enhance gene flow among populations and thereby increase genetic diversity, and at the same time, we should focus on protecting wetlands from destruction.

**Key words:** habitat fragmentation, Restriction-site Associated DNA sequencing (RAD-seq), genetic diversity, genetic structure, species distribution models, demographic history

保护基因组学 (conservation genomics) 广义上是指将基因组技术和方法应用于保护生物多样性和物种保护工作中的一门学科 (Allendorf et al., 2010), 主要聚焦于物种的濒危机制与保护策略研究。评估物种的遗传多样性水平及其在个体和群体中的分布格局是对该物种保护遗传研究的重要内容 (Hamrick & Godt, 1996)。分子遗传标记是评价种质资源遗传多样性的重要工具, 推动保护遗传学的发展。虽然遗传信息早已运用在濒危物种的研究中, 但是全基因组范围的大量信息标记却是最近 20 年才开始使用 (Supple & Shapiro, 2018), 最初也只是应用在少数的模式植物中。

高通量测序技术 (high-throughput sequencing) 的飞速发展催生了简化基因组测序技术。简化基因组测序 (Restriction-site Associated DNA sequencing, RAD-seq) 是一种常见的简化基因组技术, 通过测序限制性酶切位点附近的短片段, 具有覆盖度较高、测序成本低等优点。它不受参考基因组的限制, 能获得大量的高质量信息位点 (single-nucleotide polymorphisms, SNP) (Davey et

al., 2011; Narum et al., 2013)。目前, RAD-seq 已广泛应用于群体研究与分子育种等领域, 包括分子标记开发、群体遗传分析、遗传图谱构建和全基因组关联分析等。孙维悦等 (2022) 通过简化基因组测序对濒危植物荷叶铁线蕨 (*Adiantum nelumboides*) 的保护基因组学研究, 揭示了其濒危机制。Cai 等 (2021) 对具有重要经济价值的热带雨林树种滇南风吹楠 (*Horsfieldia tetratepala*) 进行 RAD-seq 测序, 制定了更有效的保护策略。曹毓蓉等 (2022) 利用 RAD-seq 对极危物种波叶杜鹃 (*Rhododendron hemsleyanum*) 的遗传特征进行无参考基因组分析, 证明对于无参考基因组的极小种群野生植物 (plant species with extremely small populations, PSESP) 也可用简化基因组测序手段获取 SNP 分子标记。因此, 相信针对无参考基因组的濒危物种, 简化基因组测序可以获得充足的遗传信息, 为保护基因组学研究提供有效工具。此外, 有效种群大小的估计对于保护和管理濒危物种、了解种群动态以及预测遗传演化的方向和速度非常重要。种群历史动态是保护基因组学的

重要研究内容(Girod et al., 2011)。在种群的演化过程中,气候变化和地质事件作为重要的外部作用力对种群的动态变化起着关键作用。

除了物种的自身特征、气候历史等因素影响遗传多样性以外,生境片段化也是造成生物多样性丧失的重要因素之一(Wilcove et al., 1998)。生境片段化不仅会导致遗传多样性降低、近交自交衰退、基因流减少和种群规模减小等(Young et al., 1996; 陈小勇, 2000; Honnay & Jacquemyn, 2007),还会造成物种栖息地减少,影响传粉者数量,降低传粉率和繁殖成功率,从而影响物种的多样性(Aguilar et al., 2006; González-Varo et al., 2009)。生境片段化是指原先连续的生境被分割成不同规模和形状的片段而形成的新的生境格局(Wilcove & McLellan, 1986)。目前,大部分的研究表明生境片段化对遗传多样性产生的负效应多于正效应(武晶和刘志民, 2014)。在以专性传粉的石竹(*Dianthus deltoides*)研究中,发现片段化生境的石竹其种子结实率低并可能产生自交种子而进一步降低其种群的遗传多样性(Jennersten, 1988)。濒危植物 *Bankia goodii* 受生境片段化影响,其路边的物种个体繁殖力降低(Lamont et al., 1993)。因此,当濒危物种遭受生境片段化影响时,应进一步加强研究,以更好地理解生境片段化如何影响植物遗传多样性,揭示其濒危机制并提出有效的保护策略。

水角(*Hydrocera triflora*)系凤仙花科(Balsaminaceae)水角属(*Hydrocera*)多年生水生草本植物,产自中国(海南)、印度、斯里兰卡、泰国、越南、老挝、柬埔寨、马来西亚及印度尼西亚。喜生于湖边、沼泽湿地或水稻田中。对海南省水角资源现状的调查发现,随着农村旅游的开发建设,水体被改造,湿地被大量开发利用,水角生境受到不同程度的破坏,该种分布范围越来越狭窄,十分罕见(王景飞等, 2017)。在《中国生物多样性红色名录——高等植物卷(2020)》评估报告中,水角处于濒危(EN)等级。有关水角的相关研究较少,2014年中国科学院昆明植物研究所海口地区重新发现了该种植物,这是30多年来该物种在国内再次被发现。水角属和凤仙花属(*Impatiens*)的花发育揭示了凤仙花科最早期分化谱系的进化趋势,花序从简单的轴生花序渐进转变成更复杂的腋生花序以及花被片的分化是一个渐进的过程

(Janssens et al., 2012)。水角属作为凤仙花科的单属,研究其遗传多样性不仅可以评估生境片段化对遗传多样性的影响,同时也为凤仙花科的进化和系统分类提供基础数据。

本研究以来自海口地区7个种群的34个水角个体为实验材料,通过RAD-seq简化基因组测序技术,进行群体遗传分析,以探明以下内容:(1)基因组水平下水角的遗传多样性和遗传结构;(2)水角有效种群大小的历史变化;(3)不同气候情景下水角的潜在分布区变化。以期水角种质资源的保护利用、育种策略的实施提供理论依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 实验材料

对分布在海口市的水角进行野外采集(图1),共收集到7个种群合计34个样本。每个种群均有一份凭证标本,存放于深圳市兰科植物保护研究中心标本馆(CNOCC)。每个种群具体信息见表1。

### 1.2 DNA 提取和 RAD 文库构建

本研究利用天根植物基因组DNA提取试剂盒(DP305)进行适当改良后对所有样品的基因组DNA进行提取。通过琼脂糖凝胶电泳和Qubit浓度检测后,送至上海元莘生物医药科技有限公司测序。采用EcoRI限制性内切酶进行酶切后构建长度范围在300~500 bp的双端测序文库。纯化后的文库在Illumina Novoseq 6000测序平台完成该物种简化基因组测序。

### 1.3 获取单核苷酸多态性(SNP)

在测序数据下机后,利用FastQC软件进行质控,包括去除接头、poly\_A和低质量的数据,最后得到高质量的数据(clean data),用于后续的分析。本研究利用Stacks v2.54软件(Catchen et al., 2013)对水角的RAD-seq数据进行无参De Novo组装和变异检测。分别运行Stacks软件内的process\_radtags对样本进行过滤,除去不含RAD标签的序列。使用ustacks对每个样本建立位点,设置控制错配数的参数M为3,每个等位基因所需的最小片段数m为3;运行cstacks程序构建包含所有位点信息的catalog目录文件,设置位点间允许的错配数n为3;运行sstacks程序把每个样本比对到创建的目录上;通过tsv2bam、gstacks以及population

程序得到包含 75 209 个 SNPs 位点的 vcf 文件。为保证下游分析的可靠性,使用 VCFtools v0.1.13 软件(Danecek et al., 2011)对 Stacks 软件中检测出的 SNPs 进一步过滤。设置 `--max-missing 0.9`, 即最大缺失率为 90%; `--maf 0.05`, 将最小等位基因频率设置为 0.05; `--minDP 5`, 确保基因型最小深度为 5。过滤后剩下高质量的 38 667 个 SNPs 用于后续群体遗传结构的分析。

#### 1.4 群体结构分析

基于 34 个水角样品的 SNPs 位点,运行 vcf2phylip 脚本构建个体间的遗传距离矩阵,利用 IQ\_TREE v1.6.9 软件(Nguyen et al., 2015)使用最大似然法(maximum likelihood, ML)进行系统树的构建。根据 1 000 次重复的快速自展(ultrafast bootstrap, UFBoot)(Minh et al., 2013)和 SH-aLRT(Guindon et al., 2010)测试进化枝,得到最终的系统发育树。利用 FigTree v1.4.3 软件(<http://tree.bio.ed.ac.uk/software/figtree/>)可视化和编辑生成的树文件。

将之前获得的高质量 SNP 数据集使用 VCFtools 软件转换成 ped 和 map 文件后进行过滤生成 bed 文件,用 Admixture(Alexander et al., 2009)基于每个个体的基因型推断个体祖先成分,模拟在亚群数  $K$  值为 2 到 7 情况下的分群情况,根据不同  $K$  值模拟下的最小交叉验证(cross validation, CV)获得最佳分群数。

使用 GCTA v1.26.0 软件(<https://yanglab.westlake.edu.cn/software/gcta/>)生成用于 PCA 分析的矩阵,用 R 语言中的 ggplot2 软件包绘制主成分分析的结果图。

#### 1.5 群体遗传多样性分析

通过 Stacks 软件中的 Populations 子程序计算物种水平的近交系数(inbreeding coefficient,  $F_{IS}$ ),观察杂合度(observed heterozygosity,  $H_o$ ),期望杂合度(expected heterozygosity,  $H_e$ )。同时基于所有(变异和非变异)位点计算核苷酸多态性(nucleotide diversity,  $\pi$ )等遗传参数。再用 R 语言的 GroupGenome v2.6.1 程序包(Pfeifer et al., 2014)计算种群间遗传分化系数(genetic differentiation among populations,  $F_{ST}$ ),衡量群体间遗传分化水平。

#### 1.6 Mantel 相关性检验和分子方差分析

为了评估 7 个水角种群的遗传距离、地理距离以及环境距离之间的相关性,利用 R 软件中的

“raster”和“rgdal”提取每个种群点的气候信息,构建 19 个环境因子的环境距离矩阵,用“geosphere”构建地理距离的矩阵,利用“ape”读取遗传距离矩阵,用“ade4”对两两矩阵进行 9 999 次的 Mantel 重复检验,利用“ggplot”进行 Mantel 检验结果的绘图。此外,利用 Arlequin 3.5 软件(Excoffier & Lischer, 2010)进行分子方差分析(analysis of molecular variance, AMOVA)。AMOVA 基于进化距离(evolutionary distance)来度量并计算单倍型(含等位基因)或基因型间的方差( $\delta^2$ ),计算组间遗传分化系数(genetic differentiation among groups,  $F_{CT}$ ),推断群体不同遗传组分之间的变异水平。

#### 1.7 种群历史动态分析

基于 SMC 模拟种群历史动态的方法是高度依赖于完整基因组上的重组图谱,并不适用于无参考基因组的物种(Li & Durbin, 2011)。而基于点位频谱(site frequency spectrum, SFS)的方法不依赖于位点之间的连锁或连续性(Gutenkunst et al., 2009),并且对近期的种群历史大小变化有较高的分辨率(Liu & Fu, 2015; Lapierre et al., 2017)。因此,将所获得的 SNP 数据使用基于 SFS 的 Stairway Plot v2(Liu & Fu, 2020)推测水角在 100 kya~1 kya(thousand years ago)间的  $N_e$  变化。生成无缺失且无连锁不平衡(linkage disequilibrium, LD)的 SNP 数据集,将 VCF 文件用 python 脚本 easySFS(<https://github.com/isaaccovercast/easySFS>)建立一维(one-dimensional, 1D)SFS。将 SFS 状态指定为 folded,以统计次等位基因的 SFS。选择使位点数尽量多的 projection 值输出 SFS 信息,将 SFS 信息输入 Stairway Plot v2 运行所需的 blueprint 文件中。突变率设置为  $1.0 \times 10^{-8}$ , 2 年为一代,200 次自展检验用于计算  $N_e$  中位数及 95% 置信区间。结果在 R 语言中可视化。

#### 1.8 潜在分布区预测

根据材料采集,分布点通过 GPS 实地定位以及中国数字植物标本馆(<http://www.cvh.org.cn/>)和全球生物多样性信息网络(<https://www.gbif.org/>)等相关数据库获取标本采集地经纬度信息,共收集到东南亚水角坐标信息 200 余个。对所有数据按照 MaxEnt 模型([http://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent](http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent))要求进行标准化处理,并且为了防止在进行最大熵模型分析时出现过拟合现象,将水角的分布数据进行

筛选,在 50 km<sup>2</sup> 内的分布点仅保留 1 个,共计得到 29 个具有经纬度信息的水角分布点并整理生成 CSV 文件。

从全球气候数据库 WorldClim 2.1 (<http://www.worldclim.org>) 分别下载全新世中期 (mid-Holocene, MID; 约 6 000 年前)、当代 (1970—2000 年) 和未来 (2081—2100 年) 的 19 个生物气候变量,数据空间分辨率为 2.5 min (5 k 分辨率)。未来气候情景选择 CMIP6 中 SSP1-2.6 和 SSP5-8.5 (shared socioeconomic pathway, SSP) 的两组数据,分别表示年平均温度上升 1.4~1.8 °C 和 4.4~4.8 °C。

运行 MaxEnt 软件模拟水角在不同气候情景下的潜在分布格局,设置训练集为 75%,测试集为 25% 进行模拟分析。将物种分布数据与气候环境数据一起导入 MaxEnt 中,选择刀切法 (Jackknife) 模型迭代 500 次,计算各环境变量对物种分布格局的贡献率,绘制响应曲线并制作预测图。加载到 ArcGIS 10.2 中,提取东南亚区域,根据生境适宜度指数 (habitat suitability index, HSI),划分为四个等级。其中,  $HSI \leq 0.1$  为非适生区;  $0.1 < HSI \leq 0.3$  为低适生区;  $0.3 < HSI \leq 0.5$  中适生区;  $HSI > 0.5$  为高适生区。采用 ROC 曲线评价预测模型的准确性,同时根据气候因子的贡献率判断影响物种分布的主导环境因子。

## 2 结果与分析

### 2.1 测序数据概况

本研究利用 RAD 简化基因组技术对 34 个水角样本进行测序,测序结果以 FASTQ (简称 fq) 格式储存,包含了测序的序列信息和其对应的测序质量信息。经过质量评估和过滤后,共获得 37.91 Gb 的 clean data 数据,平均每个样本为 1.12 Gb。每个样本的 reads 读长在 2 512 919 到 55 093 740,其中 GC 含量均值为 36.2%,所有样本的 Q30 均值为 92.9%,表明测序质量较高,达到后续分析的要求。使用 Stacks 进行无参考基因组分析后,得到水角 34 个样本的平均位点数为 68 226,平均片段覆盖深度为 8.61 X。经过 VCFtools 再次过滤后,最终获得 38 667 个高密度的 SNP 位点。

### 2.2 群体遗传结果分析

进行 Structure 分析发现,当  $K=3$  时, CV 值最

小 (图 2:A),说明 34 个个体可分为 3 个遗传聚类 (图 2:B)。利用最大似然法 (ML) 基于 38 667 个 SNPs 位点对 34 个样本构建的系统进化树表明 (图 2:C),每个种群的个体都能聚在同一个遗传分支上,并具有 100% 的支持率。昌旺溪 (CWC)、卜茂村 (BMC)、东兴村 (DXC) 的遗传结构更相似为一组 (Cluster 1); 卜壁村 (BBC)、卜史村 (BSC)、文选村 2 (WXC2) 的遗传结构显示出更近的亲缘关系,倾向于另一组 (Cluster 2); 文选村 1 (WXC1) 表现出与其他种群不一样的遗传结构,为 Cluster 3。主成分分析 (PCA) 是根据群体的原始数据矩阵计算出单个个体的特征向量,再绘制特征向量的散点图来获得群体分类情况。34 个样品基于主成分 1 和主成分 2 绘制 PCA 图 (图 3)。可见,每个种群都分布得很集中,这与系统树结果一致。其中 DXC、CWC、BMC、BBC 和 WXC2 分布相对集中。在 PC2 维度上, WXC1 与其他种群相隔得较远,这与 structure 分析的结果一致。

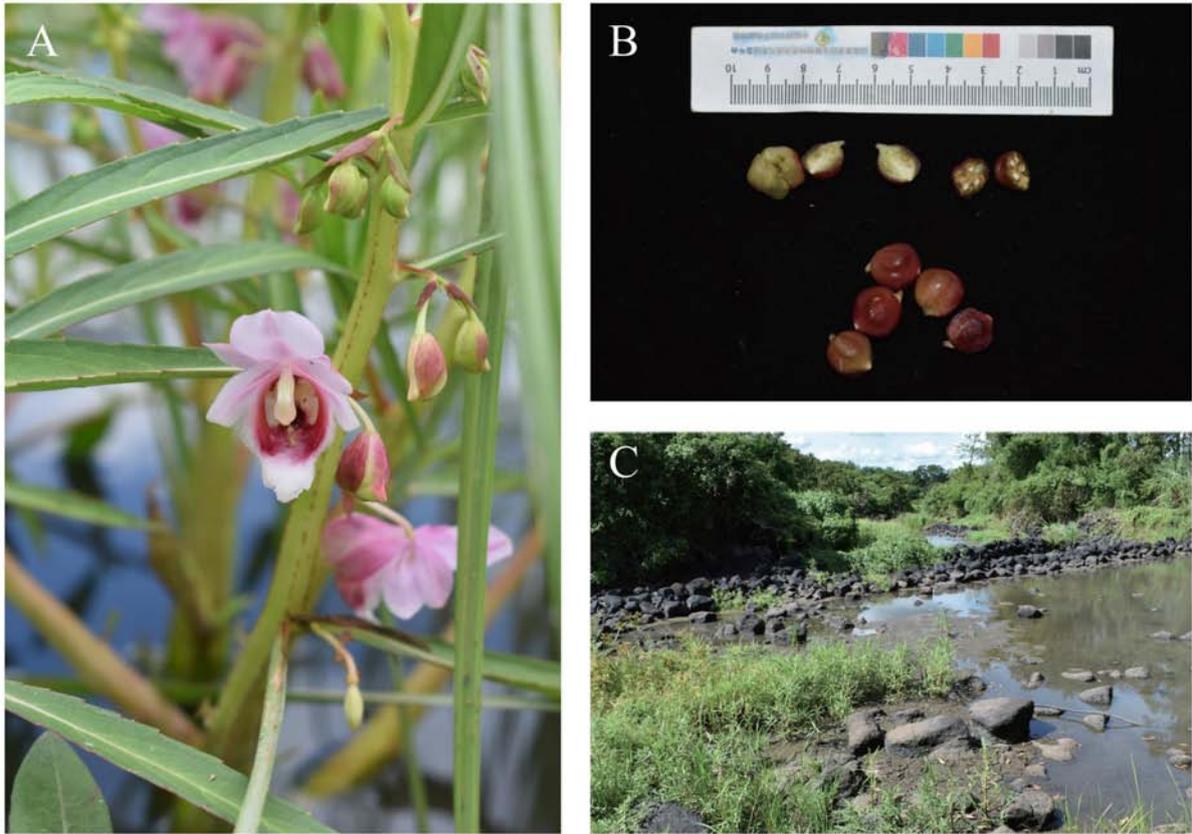
### 2.3 群体遗传多样性分析

对 7 个种群的遗传多样性信息进行的统计分析表明 (表 2), 34 份材料的平均  $H_o$ 、 $H_e$  和  $\pi$  分别为 0.156 9、0.165 4 和 0.186 5,各种群中均具有特有等位基因,平均值为 828.29,其中 BSC 的特有等位基因最高 (1 445),同时其  $H_o$  最低 (0.079 1)。核苷酸多样性 ( $\pi$ ) 分析表明,  $\pi = 0.015 02 \sim 0.239 9$ ,在采样地东部的 Cluster 1 种群 (BMC、CWC 和 DXC) 具有更高的遗传多样性。 $F_{IS} = -0.006 1 \sim 0.168 3$ ,种群内  $F_{IS}$  平均值为 0.061 67,其中 CWC 和 WXC2 略为负值,说明这两个种群存在杂合子过剩现象。

基于 38 667 个 SNPs 位点的 34 个水角样本种群间成对的  $F_{ST}$  值计算结果 (表 3) 表明:  $F_{ST}$  为 0.203 5~0.584 6,其中 CWC 与 BMC 之间的  $F_{ST}$  值最小 (0.203 5),表明两个种群间的遗传交流在所有种群间最为频繁。其他成对  $F_{ST}$  均大于 0.25 表明水角 7 个种群间的遗传分化程度较高。其中, WXC1 种群分化最大,与其他 6 个种群间的遗传分化系数均值为 0.528 1。

### 2.4 AMOVA 分子方差分析和 Mantel 检测

AMOVA 分子方差分析的结果 (表 4) 显示,当把 7 个水角种群分成上述 3 个群组时, 9.35% 的遗传变异发生在组间,群组间的遗传分化系数为  $F_{CT} = 0.093 53$ ,说明群组间的遗传分化不显著。种



A. 花; B. 果实; C. 生境。

A. Flowers; B. Fruits; C. Habitat.

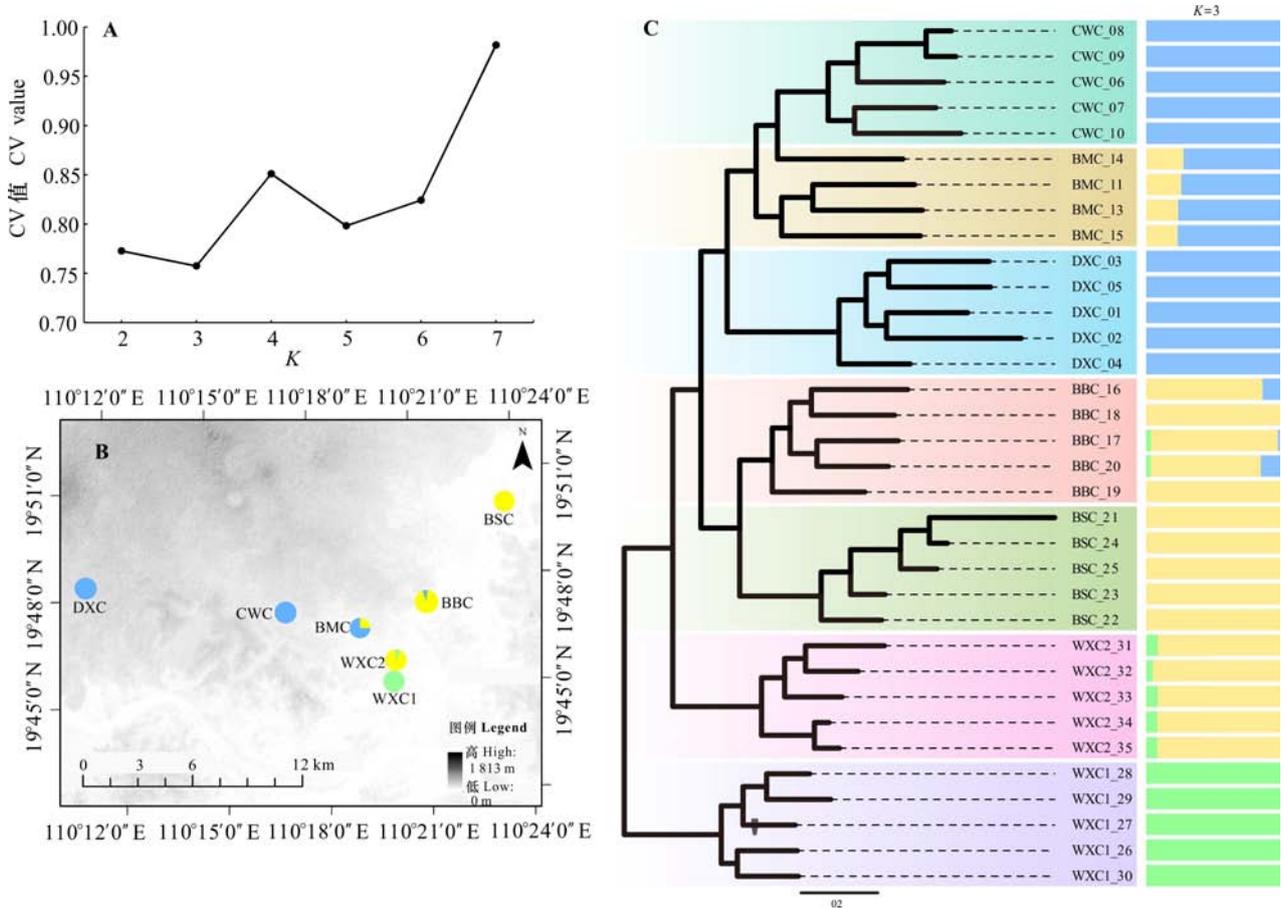
图 1 水角的形态特征

Fig. 1 Morphological characteristics of *Hydrocera triflora*

表 1 水角样品采集信息

Table 1 Sample details of *Hydrocera triflora*

种群 Population	采样地点 Sampling location	经度 Longitude (E)	纬度 Latitude (N)	样本量 Number of samples
东兴村 DXC	海南省澄迈县东兴村 Dongxing Village, Chengmai County, Hainan Province	110°10'43.36"	19°47'49.75"	5
昌旺溪 CWC	海南省海口市遵谭镇 Zuntan Town, Haikou City, Hainan Province	110°17'01.46"	19°47'12.71"	5
卜茂村 BMC	海南省海口市新坡镇卜茂村 Bumao Village, Xinpo Town, Haikou City, Hainan Province	110°18'42.83"	19°46'28.75"	4
卜壁村 BBC	海南省海口市新坡镇卜壁村 Bubi Village, Xinpo Town, Haikou City, Hainan Province	110°20'43.95"	19°46'50.12"	5
卜史村 BSC	海南省海口市美仁坡镇卜史村 Bushu Village, Meirenpo Town, Haikou City, Hainan Province	110°23'25.58"	19°49'39.11"	5
文选村 1 WXC1	海南省海口市新坡镇文选村 Wenxuan Village, Xinpo Town, Haikou City, Hainan Province	110°20'02.26"	19°44'44.46"	5
文选村 2 WXC2	海南省海口市新坡镇文选村 Wenxuan Village, Xinpo Town, Haikou City, Hainan Province	110°19'42.72"	19°45'29.92"	5



A. 不同  $K$  值所对应的交叉验证错误值; B. 数字高程模型最佳聚类结果的地理分布, 其中饼状图代表每个种群的遗传簇; C. 基于 38 667 个 SNP 的最大似然法建树结果和当  $K=3$  时的遗传结构分析结果。(每一个柱形代表 1 个样本, 每种颜色代表 1 个遗传簇。)

A. Admixture validation error value corresponding to different  $K$  values; B. DEM distribution of best results in clusters. Pie chart represents the genetic cluster of each population; C. Maximum likelihood tree and structural analysis based on 38 667 SNP and results of the genetic structure analysis with  $K=3$ . (Each column represents a sample, each color represents a genetic cluster.)

## 图 2 水角的群体遗传结构分析结果

Fig. 2 Results of population genetic structure analysis of *Hydrocera triflore*

群内的遗传变异占总变异的 52.65%, 种群间的遗传变异率为 38%。基于遗传距离和环境距离的 Mantel 检测, 结果表明两者之间存在显著正相关 ( $R=0.4346, P=0.0412$ ) (图 4:A); 基于遗传距离和地理距离的 Mantel 检测, 结果证明两者之间不存在显著的联系 ( $P=0.3393$ ) (图 4:B); 基于环境距离与地理距离的 Mantel 检测结果表明环境距离与地理距离呈显著正相关, 意味两者之间存在很强的联系 ( $R=0.6432, P=0.0082$ ) (图 4:C)。

### 2.5 群体大小历史分析

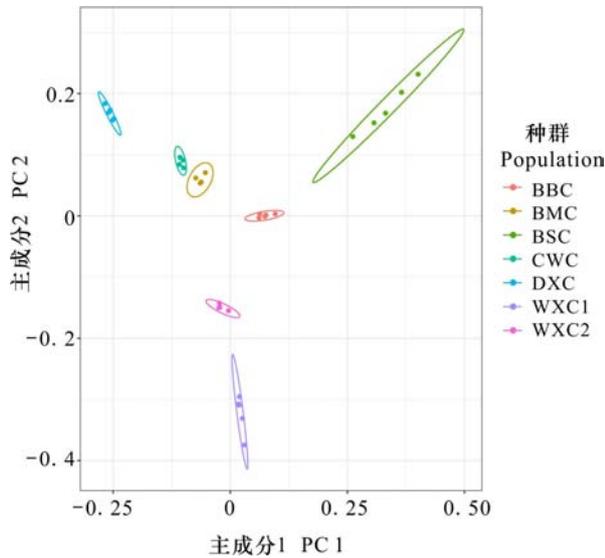
为在 Stairway Plot 中对水角的群体大小随时间变化进行推测, 首先筛选到不连锁的 SNP 数量 38 667 个。Stairway Plot 推测该种群 100 kya ~ 1

kya 的有效群体大小变化(图 5)。由图 5 可知, 在 11.7 kya 的末次冰期(last glacial period, LGP) 以后, 种群有收缩趋势。在 MID 时期, 特别是在 4 kya ~ 2 kya, 水角有效种群大小出现明显的下降。

### 2.6 不同情景下的潜在分布格局

根据 MaxEnt 模型 AUC 值均大于 0.952, 表明该模型预测物种适宜分布区的结果比较可靠。在环境变量中, 温度季节性、最冷月份的最低温度、年平均温度和海拔所占贡献率较大, 表明它们是影响水角分布的主要环境因子。

结果表明从 MID 时期到当代(图 6:A, B 和表 5), 水角的总适生面积大幅度的减少, 主要表现在高适生面积减少 29%, 中适生面积减少 34%。未



不同颜色分别代表 7 个不同种群。  
Different colors represent seven different populations.

图 3 基于 SNP 的水角 PCA 分析结果

Fig. 3 Results of the principal component analysis (PCA) of *Hydrocera triflora* based on SNP

表 2 水角 7 个种群的遗传多样性

Table 2 Genetic diversity for seven populations of *Hydrocera triflora*

种群 Population	特有等位基因 Ap	观察杂合度 $H_o$	期望杂合度 $H_e$	核苷酸多样性 $\pi$	近交系数 $F_{is}$
BMC	162	0.188 8	0.207 4	0.239 9	0.100 0
CWC	389	0.210 5	0.184 1	0.206 5	-0.004 8
DXC	1 385	0.179 8	0.177 0	0.199 3	0.041 3
BBC	408	0.126 8	0.160 9	0.180 5	0.115 5
BSC	1 445	0.079 1	0.143 8	0.161 0	0.168 3
WXC2	756	0.172 3	0.150 1	0.167 8	-0.006 1
WXC1	1 253	0.140 8	0.134 3	0.150 2	0.017 5
平均值 Average	828.29	0.156 9	0.165 4	0.186 5	0.061 7

注：种群缩写见表 1。下同。

Note: Abbreviation of populations are the same in Table 1.

来在 SSP1-2.6 情景下(图 6:C 和表 5),水角的潜在分布总适生面积较当代增加了 4.74%,主要表现在低适生面积较当代增加了 33.40%。在 SSP5-8.5 情景下(图 6:D 和表 5),水角的总适生面积变动不大,但是高适生面积大幅减少,高适生面积较当

表 3 水角种群间的遗传分化系数

Table 3  $F_{ST}$  values between each population of *Hydrocera triflora*

	CWC	BMC	BBC	BSC	WXC1	WXC2
DXC	0.445 4	0.353 8	0.445 0	0.498 4	0.550 9	0.549 6
CWC		0.203 5	0.404 9	0.497 4	0.539 6	0.520 6
BMC			0.288 7	0.394 4	0.450 0	0.414 2
BBC				0.392 1	0.498 7	0.501 2
BSC					0.544 9	0.548 7
WXC1						0.584 6

表 4 水角各组间分子方差分析

Table 4 AMOVA analysis among the groups of *Hydrocera triflora*

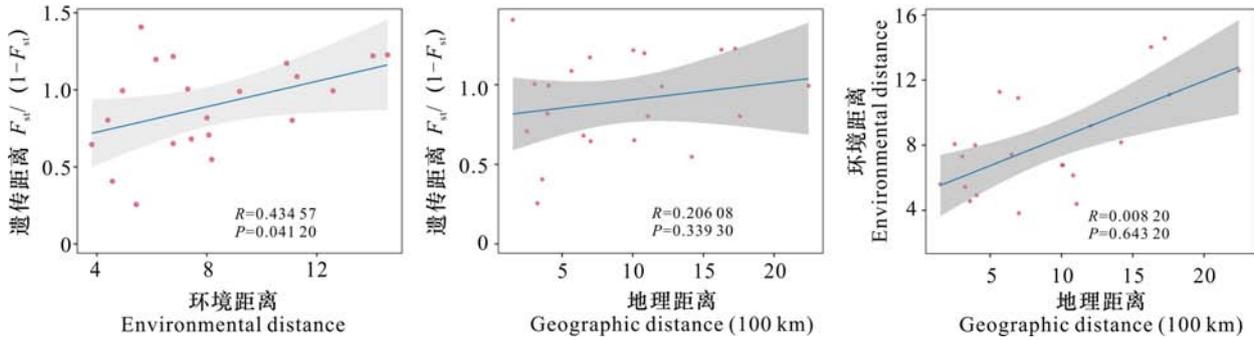
变异来源 Source of variation	自由度 Degree of freedom	平方和 Sum of squares	变异组分 Variance components	变异百分比 Percentage of variation (%)
组间 Among groups	2	37 703.709	283.672 04	9.35
组内种群间 Among populations within groups	4	50 840.824	11 52.494 90	38.00
种群内 Within populations	61	97 408.600	1 596.862 30	52.65
总计 Total	67	185 953.132	3 033.029 23	
组间遗传分化系数 $F_{CT}$			0.093 53	

代减少了 23.34%,中适生面积较现在减少了 4.91%,而低适生面积增加了 72.94%。由此可见,在未来随着 CO<sub>2</sub> 浓度的升高,全球平均温度的升高,海平面的上升,生境破碎化严重,对水角的高适生区有很大的影响,大量的高适生区将会丧失或转化为低适生区。

### 3 讨论与结论

#### 3.1 水角的遗传多样性:生境片段化降低了水角的遗传多样性

自 20 世纪 90 年代以来,生境片段化问题在国内逐渐受到关注,一直是保护生物学和生态学领域的研究热点之一。起初集中在热带雨林中开展(朱华等,2001;王喜龙等,2016),亚热带森林次之(李铭红等,2008)。在不同生境类型中,岛屿的研究仅占 2%(吴倩倩等,2017)。研究物种的遗传多

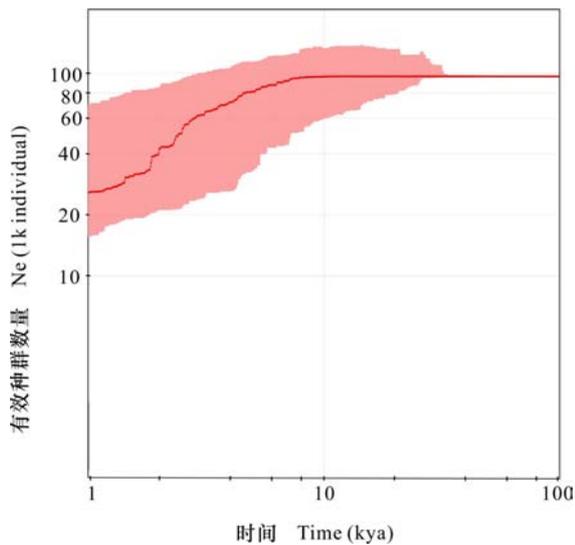


A. 遗传距离  $[F_{ST}/(1-F_{ST})]$  与环境距离; B. 遗传距离与地理距离; C. 环境距离与地理距离。

A. Genetic distance  $[F_{ST}/(1-F_{ST})]$  is associated with environmental distance; B. Genetic distance is associated with geographical distance; C. Environmental distance is associated with geographical distance.

图 4 水角遗传距离、地理距离和环境距离之间的 Mantel 检测结果

Fig. 4 Mantel test results among genetic distance, geographical distance and environmental distance of *Hydracera triflora*



粗线为中位数,阴影部分为 95% 置信区间。

Thick line represents the median, and shaded area represents the 95% confidence interval.

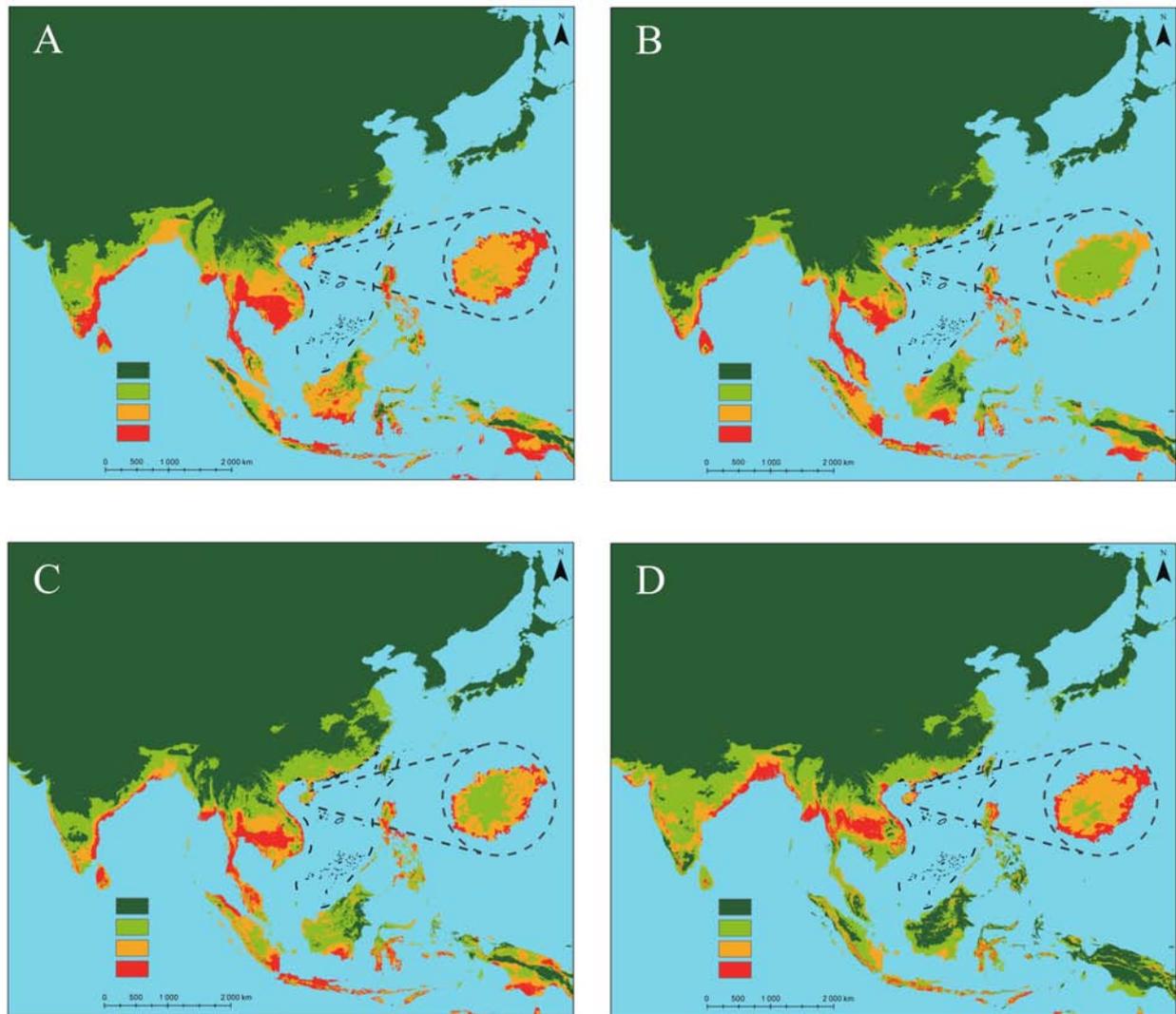
图 5 Stairway Plot 基于 SFS 的水角群体大小变化分析

Fig. 5 Change analysis on population size of *Hydracera triflora* inferred by Stairway Plot using folded site frequency spectrum (SFS)

多样性,不但可以反映物种适应环境变化的潜力,而且还可以为物种资源特别是濒危物种现有的生存方式及状态进行有效的评估 (Mable, 2019)。研究发现,由于遗传漂变和近交的原因,地理分布广泛的物种遗传多样性高于地理分布狭窄的稀有和濒危物种 (Cole, 2003),遗传多样性水平较低是一个

物种濒危或分布狭窄的普遍特征 (Gitzendanner & Soltis, 2000; 景昭阳等, 2023)。核苷酸多样性是衡量群体遗传多样性的整体指标 (Catchen et al., 2013b)。本研究利用 SNP 分子标记对水角 7 个种群进行群体遗传学分析,结果显示水角具有较低的遗传多样性 ( $\pi = 0.1865$ ,  $H_o = 0.1569$ ,  $H_e = 0.1654$ )。在濒危植物荷叶铁线蕨的群体遗传分析中也有类似的发现,其不同居群的平均  $\pi$ 、 $H_o$  和  $H_e$  分别为 0.373、0.106 和 0.135 (孙维悦等, 2022)。与木本植物相比,草本植物具有更低的遗传多样性 (Chung et al., 2020)。利用 RAD-seq 技术研究的极危树种波叶杜鹃的遗传多样性为 ( $\pi = 0.2410$ ,  $H_e = 0.2267$ ) (曹毓蓉等, 2022)。与同科的物种相比,水角的平均  $H_e$  为 0.1654, 略低于大旗瓣凤仙花 (*Impatiens macrovexilla*) 的  $H_e$  (0.0186) (Zhou et al., 2020)。同时本研究结果发现,水角的平均  $H_o$  小于平均  $H_e$ , 尽管结果在统计上不显著,但这也暗示着水角种群中存在杂合子缺失和一定程度的近交,是生境片段化的遗传效应的表现。Dixo 等 (2009) 研究发现,巴西大西洋沿岸森林中蟾蜍 (*Rhinella ornata*) 种群遗传多样性与破碎化面积呈正相关,生境片段化对剩余栖息地之间的基因流也产生负面影响。生境片段化导致种群之间的遗传流动受到限制,从而导致种群内部的近亲交配增加,杂合子缺失的发生,进而降低其遗传多样性。

不同种群间的遗传距离有助于对不同种群的遗传多样性进行研究,也可用来表述群体遗传结



A. 全新世中期情景; B. 当代(1970—2000年)气候情景; C. 未来(2081—2100年) SSP1-2.6 气候情景; D. 未来(2081—2100年) SSP5-8.5 气候情景。(图中虚线圆圈部分表示海南岛潜在分布区的放大图。深绿色表示非适生区; 浅绿色表示低适生区; 黄色表示中适生区; 红色表示高适生区)

A. Mid-Holocene climate scenario; B. Contemporary (1970–2000) climate scenario; C. Future (2081–2100) SSP1-2.6 climate scenario; D. Future (2081–2100) SSP5-8.5 climate scenario. (Dashed circles in the diagram represent an enlarged views of the potential distribution area of Hainan Island. Dark green indicates unsuitable area; light green indicates low suitable area; yellow indicates medium suitable area; red indicates high suitable area.)

图 6 不同情景下水角的潜在分布格局

Fig. 6 Distribution of suitable habitats for *Hydrocera triflora* under different scenarios

构差异。不同种群之间的群体遗传多样性可通过  $F_{ST}$  进行研究。当  $F_{ST}$  为 0.25 以上, 表示种群间有很大的遗传分化 (Wright, 1978)。在水角 7 个种群两两之间的 21 对  $F_{ST}$  中有 20 个  $F_{ST}$  大于 0.25, 表明 7 个种群间的遗传分化水平较高。AMOVA 分析表明, 水角 38% 的遗传变异发生在组内群体间, 而群体内的遗传变异更高, 为 52.65%。当前并未见有对水角遗传多样性的研究, 凤仙花科仅

仅包括水角属和凤仙花属, 这些植物在分类学上密切相关。因此, 对凤仙花科的研究结果可以为水角的遗传多样性研究提供一些初步的参考。钟云芳等 (2014) 利用 ISSR 对凤仙花科的研究中发现, 海南凤仙花 (*Impatiens hainanensis*) 自然种群的主要变异来自种群内 (92%), 种群间变异较少 (8%), 水角也有与之一致的结果, 即种群内的遗传变异较大。同时在对大旗瓣凤仙花的研究中也发现,

表 5 水角在不同时期不同环境变化下的适生面积

Table 5 Suitable areas of *Hydrocera triflora* under different environmental changes in different periods

气候情景 Climate scenario	总适生面积 Total suitable area ( $\times 10^4 \text{ km}^2$ )	高适生 High suitable		中适生 Medium suitable		低适生 Low suitable		非适生 Unsuitable	
		面积 Area ( $\times 10^4 \text{ km}^2$ )	比例 Proportion (%)	面积 Area ( $\times 10^4 \text{ km}^2$ )	比例 Proportion (%)	面积 Area ( $\times 10^4 \text{ km}^2$ )	比例 Proportion (%)	面积 Area ( $\times 10^4 \text{ km}^2$ )	比例 Proportion (%)
全新世中期 MID	590.61	116.84	3.07	205.76	5.41	268.01	7.05	3 212.48	84.47
当代 Contemporary	416.75	82.95	2.18	135.65	3.57	218.91	5.76	3 365.80	88.50
未来 SSP1-2.6 Future SSP1-2.6	436.51	86.55	2.28	154.05	4.05	292.02	7.68	3 270.69	86.00
未来 SSP5-5.8 Future SSP5-5.8	403.76	63.59	1.67	128.99	3.39	378.58	9.95	3 399.55	89.38

无论是利用 ISSR 分析(李祥军, 2013), 还是使用基于“跳跃基因”或基于逆转录转座子的引物间结合位点(inter-primer binding site, iPBS)标记系统来评估(Zhou et al., 2020), 其种群内的遗传多样性大于种群间的, 即主要的遗传多样性存在于种群内, 表明该种在收集种质的每个地点都有广泛的基因型。在聚类分析、遗传结构分析和 PCA 分析中, 本研究收集到的海南水角群体可分为 3 个具有不同遗传组分的组。尽管存在这些不同的遗传组分, 但其组间的遗传分化较低( $F_{CT} = 0.09353$ )。考虑到水角的生境特征以及人类建筑、农田等人为屏障的存在, 我们推测亚居群的形成可能是生境隔离所致。

对水角的环境距离、遗传距离和地理距离的 Mantel 相关性检验结果表明: 水角环境距离与地理距离具有显著的正相关( $P = 0.0082$ ), 同时环境距离和遗传距离也存在显著的正相关( $P = 0.0412$ ), 意味着水角种群之间的遗传分化与它们之间的环境差异有关, 并且这种环境差异与地理距离的变化密切相关。但是其地理距离与遗传距离没有显著相关性( $P = 0.3393$ ), 即水角种群的遗传距离没有随着隔离距离的增加而增加。这与海南凤仙花自然种群的遗传距离和地理距离呈显著的高度相关性( $r = 0.952, P < 0.01$ )有差异(钟云芳等, 2014)。这可能是水角不同于广泛的水生植物, 其具有肉质假浆果, 裸露于水面或沉入水中, 可供鸟类或鱼类等动物取食, 因此其地理距离不能反映其种群的遗传距离。也可能与水角的狭窄分布, 不同种群间其地理距离过近有关。总体而

言, 水角种群遗传分化水平高, 遗传距离与环境距离相关但与地理距离不相关, 这说明水角种群间的遗传分化主要受到生境片段化所引起的环境距离的影响, 而不是地理距离的影响。

### 3.2 水角的群体历史: 万年前琼北火山群爆发后水角种群大小急剧衰退

物种的种群历史动态是其所经历的历史事件和遗传特性共同作用的结果(Hewitt, 2000), 能预测物种当前和未来的生存力(Hare et al., 2011)。本研究通过使用大量的 SNP 标记对水角进行群体大小历史分析, 发现水角在 100 kya 到末次冰期之前, 有效种群大小都相对稳定, 我们推测这与全新世早期, 全球性气候转温, 海南岛植物区系较为兴盛发达有关(颜家安, 2006)。水角的有效种群大小从末次冰期(LGP: 11.2 kya)后开始持续下降, 直至现在。琼北火山群的喷发活动可能发生在距今约 1 万年(樊祺诚等, 2004), 这与水角有效种群大小开始下降时间吻合, 推测琼北火山群的喷发活动可能引起土地破坏、气候变化或其他环境因素的改变, 导致水角生境的片段化, 限制了水角的基因交流。在 MID 时期, 水角有效种群大小在明显下降。MID 是一个全球范围内人类活动扩张的重要时期。在这个时期, 人类社会经历了从狩猎采集生活方式向农业和定居生活的转变, 这对环境演化也产生了重要影响。在新石器中晚期, 有 1 万余人觅食于海南岛, 与植物争地, 植物生境也逐渐发生较大的变化(司徒尚纪, 1987)。蒋有绪等(2002)对海南岛北部火山口沉积孢粉的研究, 发现海南岛的农业活动早在 3 000 aBP 就开始对地

低植物具有较明显的影响。由此推测,水角的有效种群大小在历史时期首先受到琼北火山群爆发的影响,进而又受到人类活动的影响,两种因素叠加导致生境的持续变化。这种有效种群大小的减少可能导致了其遗传多样性的丧失和种群的遗传分化,逐渐形成如今的分布格局。

### 3.3 水角的潜在分布格局:高 CO<sub>2</sub>排放情境下水角的高适生区转变为低适生区

在环境因子贡献率的分析中,本研究分析所得,温度季节性、最冷月份的最低温度和年平均温度的总贡献率占比达 67.6%,这与水角喜温怕寒,温度低于 15 °C 即停止生长的生活习性相符(王景飞等,2017)。而海拔占了第四高的贡献率 7.4%,表明它是影响水角分布的主要环境因子之一,也佐证了在海南凤仙花的研究中低海拔的遗传多样性远远高于高海拔梯度的种群这一结果,说明海拔是影响群体基因流的重要因素(钟云芳等,2014)。

对不同气候情景下东南亚地区的水角的潜在分布适生区进行模拟分析,结果表明从 MID 时期到当代,水角的总适生面积大幅度的减少,其中位于海南岛的适生区由高适生区和中适生区的分布格局转变为当代的以低适生区为主的分布格局。这与种群历史动态分析结果一致,表明从 MID 时期开始,水角的生存受到威胁直至今。与当代气候相比,在未来气候变化下水角的潜在分布区总面积变动不大,但低适生面积较当代增加了 33.40%。特别是在 SSP5-8.5 的气候环境情景下,高适生面积较现在减少了 23.34%,取而代之的是低适生面积增加了 72.94%。其中,位于马来群岛的适生区几乎完全消失。根据政府间气候变化专门委员会(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)发表的《第六次评估报告》,在 SSP5-8.5 的气候环境下,CO<sub>2</sub>排放量到 2050 年将增加一倍,到 2100 年全球平均气温将升高 4.4 °C。我们推测这可能与气候变暖条件下亚热带北界向北推移有很大的关联,未来 CO<sub>2</sub>浓度升高将引起全球变暖,动植物的分布逐渐向高纬度和高海拔地区移动(Tingley, 2014),从而导致水角在马来群岛的适生区近乎消失。这些分析结果表明,未来的气候变化将进一步影响水角的适生区,特别是高适生区将面临丧失和转变的风险。这说明水角种群面临着适生环境变化的挑战,其保护策略也应随之调整。

人类开荒、伐木、放牧等活动以及交通和水库建设等是全球自然生境面临着生境丧失、片段化威胁和生物多样性降低的主要原因(Laurance et al., 2014; Haddad et al., 2015)。城市化也加剧栖息地的破碎化,特别是对于城市中残余的小种群本土植物更是如此。

对于水角而言,较低的遗传多样性水平,可能削弱了其在迁徙过程中的适应潜力,导致其有效种群规模降低。种群内的遗传分化系数较高,说明其自然种群之间的基因流动较少。环境距离与遗传距离、地理距离之间均呈显著正相关,表明环境因素在水角种群遗传分化中起到重要的作用,而地理距离则作为间接因素通过影响环境差异来影响遗传分化的发生。因此,限制水角种群发展的重要原因来自其自身较低的遗传多样性和生境因素,具体表现为湿地生境的片段化严重,再加上人为活动干扰、城市化等不利的环境条件使得其生境进一步被破坏,种群规模进一步减小,逐步形成如今濒危的状态。针对水角濒临灭绝这一现象,一方面要着重保护湿地免受人为因素的破坏,其次进行就地保护,更有效地提高其群体的遗传特性;另一方面采用人工授粉等方法提高其基因流,以促进其种群的发展。

### 参考文献:

- AGUILAR R, ASHWORTH L, GALETTO L, et al., 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis [J]. *Ecol Lett*, 9(8): 968-980.
- ALEXANDER DH, NOVEMBRE J, LANGE K, 2009. Fast model-based estimation of ancestry in unrelated individuals [J]. *Genome Res*, 19(9): 1655-1664.
- ALLENDORF FW, HOHENLOHE PA, LUIKART G, 2010. Genomics and the future of conservation genetics [J]. *Nat Rev Genet*, 11: 697-709.
- CAI CN, XIAO JH, CI XQ, et al., 2021. Genetic diversity of *Horsfieldia tetratapa* (Myristicaceae), an endangered plant species with extremely small populations to China: implications for its conservation [J]. *Plant Syst Evol*, 307(4): 1-12.
- CAO YR, MA YP, ZHANG XJ, et al., 2022. Genetic characteristics of *Rhododendron hemsleyanum* based on SNP molecular markers [J]. *J Yunnan Univ (Nat Sci Ed)*, 44(4): 859-869. [曹毓蓉, 马永鹏, 张秀姣, 等, 2022. 基于 SNP 分子标记的波叶杜鹃遗传特征分析 [J]. 云南大学学报(自然科学版), 44(4): 859-869.]

- CATCHEN J, BASSHAM S, WILSON T, et al., 2013. The population structure and recent colonization history of Oregon three spine stickleback determined using restriction-site associated DNA-sequencing [J]. *Mol Ecol*, 22 (11): 2864–2883.
- CATCHEN J, HOHENLOHE PA, BASSHAM S, et al., 2013. Stacks: an analysis tool set for population genomics [J]. *Mol Ecol*, 22(11): 3124–3140.
- CHEN XY, 2000. Effects of habitat fragmentation on genetic structure of plant populations and implications for the biodiversity conservation [J]. *Acta Ecol Sin*, 20(5): 884–892. [陈小勇, 2000. 生境片断化对植物种群遗传结构的影响及植物遗传多样性保护 [J]. *生态学报*, 20(5): 884–892.]
- CHUNG MY, SON SW, HERRANDO-MORAIRA S, et al., 2020. Incorporating differences between genetic diversity of trees and herbaceous plants in conservation strategies [J]. *Conserv Biol*, 34(5): 1142–1151.
- COLE CT, 2003. Genetic variation in rare and common plants [J]. *Ann Rev Ecol Evol Syst*, 34(1): 213–237.
- DANECEK P, AUTON A, ABECASIS G, et al., 2011. The variant call format and VCF tools [J]. *Bioinform*, 27(15): 2156–2158.
- DAVEY JW, HOHENLOHE PA, ETTER PD, et al., 2011. Genome-wide genetic marker discovery and genotyping using next-generation sequencing [J]. *Nat Rev Genet*, 12: 499–510.
- DIXO M, METZGER JP, MORGANTE JS, et al., 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest [J]. *Biol Conserv*, 142(8): 1560–1569.
- EXCOFFIER L, LISCHER HE, 2010. Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows [J]. *Mol Ecol Resour*, 10(3): 564–567.
- FAN QC, SUN Q, LI N, et al., 2004. Periods of volcanic activity and magma evolution of Holocene in North Hainan Island [J]. *Acta Petr Sin*, 20(3): 533–544. [樊祺诚, 孙谦, 李霓, 等, 2004. 琼北火山活动分期与全新世岩浆演化 [J]. *岩石学报*, 20(3): 533–544.]
- GIROD C, VITALIS R, LEBLOIS R, et al., 2011. Inferring population decline and expansion from microsatellite data: a simulation-based evaluation of the Msvar method [J]. *Genetics*, 188(1): 165–179.
- GITZENDANNER MA, SOLTIS PS, 2000. Patterns of genetic variation in rare and widespread plant congeners [J]. *Am J Bot*, 87: 783–792.
- GUINDON S, DUFAYARD JF, LEFORT V, et al., 2010. New algorithms and methods to estimate maximum-likelihood phylogenies: assessing the performance of PhyML 3.0 [J]. *Syst Biol*, 59(3): 307–321.
- GUTENKUNST RN, HERNANDEZ RD, WILLIAMSON SH, et al., 2009. Inferring the joint demographic history of multiple populations from multidimensional SNP frequency data [J]. *PLoS Genet*, 5(10): e1000695.
- HADDAD NM, BRUDVIG LA, CLOBERT J, et al., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems [J]. *Sci Adv*, 1(2): e1500052.
- HAMRICK JL, GODT MJW, 1996. Effects of life history traits on genetic diversity in plants [J]. *Philosophical Transac Royal Soc London. Series B: Biol Sci*, 351 (1345): 1291–1298.
- HARE MP, NUNNEY L, SCHWARTZ MK, et al., 2011. Understanding and estimating effective population size for practical application in marine species management [J]. *Conserv Biol*, 25: 438–449.
- HEWITT G, 2000. The genetic legacy of the Quaternary ice ages [J]. *Nature*, 405: 907–913.
- HOLSINGER KE, WEIR BS, 2009. Genetics in geographically structured populations: Defining, estimating and interpreting [J]. *Nat Rev Genet*, 10(9): 639–650.
- HONNAY O, JACQUEMYN H, 2007. Susceptibility of common and rare plant species to the genetic consequences of habitat fragmentation [J]. *Conserv Biol*, 21(3): 823–831.
- JANSSENS SB, SMETS EF, ALEXANDER V, 2012. Floral development of *Hydrocera* and *Impatiens* reveals evolutionary trends in the most early diverged lineages of the Balsaminaceae [J]. *Ann Bot*, (7): 1285–1296.
- JENNERSTEN O, 1988. Pollination in *Dianthus deltoides* (Caryophyllaceae): effect of habitat fragmentation on visitation and seed set [J]. *Conserv Biol*, 2: 359–366.
- JIANG YX, WANG BS, ZANG RG, et al., 2002. Tropical rainforest biodiversity and its formation mechanism in Hainan Island [M]. Beijing: Science Press: 30–84. [蒋有绪, 王伯荪, 藏润国, 等, 2002. 海南岛热带雨林生物多样性及其形成机制 [M]. 北京: 科学出版社: 30–84.]
- JING ZY, CHENG KG, SHU H, et al., 2023. Whole genome resequencing approach for conservation biology of endangered plants [J]. *Biodivers Sci*, 31(5): 22679. [景昭阳, 程可光, 舒恒, 等, 2023. 全基因组重测序方法在濒危植物保护中的应用 [J]. *生物多样性*, 31(5): 22679.]
- LAMONT BB, KLINKHAMER PGL, WITKOWSKI ETF, 1993. Population fragmentation may reduce fertility to zero in *Banksia goodie* — a demonstration of the Allee effect [J]. *Oecologia*, 94: 446–450.
- LAM-TUNG N, SCHMIDT HA, ARNDT VH, et al., 2015. IQ-TREE: A fast and effective stochastic algorithm for estimating maximum-likelihood phylogenies [J]. *Mol Biol Evol*, (1): 268–274.
- LAPIERRE M, LAMBERT A, ACHAZ G, 2017. Accuracy of demographic inferences from the site frequency spectrum: the case of the Yoruba population [J]. *Genetics*, 206(1): 439–449.
- LAURANCE WF, CLEMENTS GR, SLOAN S, et al., 2014. A global strategy for road building [J]. *Nature*, 513: 229–232.
- LI H, DURBIN R, 2011. Inference of human population history from individual whole-genome sequences [J]. *Nature*, 475(7357): 493–496.

- LI MH, SONG RS, JIANG YF, et al., 2008. Plant diversity in the six evergreen broad-leaved forest fragments in East China [J]. *Acta Ecol Sin*, 28(3): 1137–1146. [李铭红, 宋瑞生, 姜云飞, 等, 2008. 片断化常绿阔叶林的植物多样性 [J]. *生态学报*, 28(3): 1137–1146.]
- LI XJ, TANG WX, HUANG SX, et al., 2013. ISSR analysis for genetic diversity of *Impatiens macrovexilla* in Guilin [J]. *Guangdong Agric Sci*, 40(13): 142–144. [李祥军, 唐文秀, 黄仕训, 等, 2013. 桂林大旗瓣凤仙花遗传多样性的 ISSR 分析 [J]. *广东农业科学*, 40(13): 142–144.]
- LIU XM, FU YX, 2015. Exploring population size changes using SNP frequency spectra [J]. *Nature Genetics*, 47(5): 555–559.
- LIU XM, FU YX, 2020. Stairway Plot 2: demographic history inference with folded SNP frequency spectra [J]. *Genome Biol*, 21: 280.
- MABLE BK, 2019. Conservation of adaptive potential and functional diversity: integrating old and new approaches [J]. *Conserv Genet*, 20(1): 89–100.
- MINH BQ, NGUYEN M, HAESLER AV, 2013. Ultrafast approximation for phylogenetic bootstrap [J]. *Mol Biol Evol*, 30(5): 1188–1195.
- MORRELL PL, BUCKLER ES, ROSS-IBARRA J, 2012. Crop genomics: advances and applications [J]. *Nat Rev Genet*, 13: 85–96.
- NARUM SR, BUERKLE CA, DAVEY JW, et al., 2013. Genotyping-by-sequencing in ecological and conservation genomics [J]. *Mol Ecol*, 22: 2841–2847.
- NGUYEN LT, SCHMIDT HA, von Haeseler A, et al., 2015. IQ-TREE: A fast and effective stochastic algorithm for estimating maximum-likelihood phylogenies [J]. *Mol Biol Evol*, 32(1): 268–274.
- PFEIFER B, WITTELSBÜRGER U, RAMOS-ONSINS SE, et al., 2014. PopGenome: an efficient Swiss army knife for population genomic analyses in R [J]. *Mol Biol Evol*, 31(7): 1929–1936.
- SITU SJ, 1987. Historical land development research in Hainan Island [M]. Haikou: Hainan People's Publishing House: 9–19. [司徒尚纪, 1987. 海南岛历史上土地开发研究 [M]. 海口: 海南人民出版社: 9–19.]
- SUPPLE MA, SHAPIRO B, 2018. Conservation of biodiversity in the genomics era [J]. *Genome Biol*, 19: 131.
- SUN WY, SHU JP, GU YF, et al., 2022. Conservation genomics analysis revealed the endangered mechanism of *Adiantum nelumboides* [J]. *Biodivers Sci*, 30(7): 21508. [孙维悦, 舒江平, 顾钰峰, 等, 2022. 基于保护基因组学揭示荷叶铁线蕨的濒危机制 [J]. *生物多样性*, 30(7): 21508.]
- TINGLEY R, VALLINOTO M, SEQUEIRA F, et al., 2014. Realized niche shift during a global biological invasion [J]. *PNAS*, 111: 10233–10238.
- WANG JF, LÜ DR, HUANG S, et al., 2017. The resource status and investigation analysis of endangered aquatic plants in Hainan Province [J]. *Chin Hortic Abstr*, 33(12): 67–69. [王景飞, 吕德任, 黄赛, 等, 2017. 海南省濒危水生植物水角的资源现状及调查分析 [J]. *中国园艺文摘*, 33(12): 67–69.]
- WANG XL, LIU Q, YU DL, et al., 2016. Diversity of epiphytic orchids in fragmental limestone forests in Xishuangbanna, China [J]. *Guihaia*, 36(2): 162–169. [王喜龙, 刘强, 余东莉, 等, 2016. 西双版纳片段化石灰岩森林附生兰科植物多样性研究 [J]. *广西植物*, 36(2): 162–169.]
- WILCOVE DS, MCLELLAN CH, 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone [J]. *Conserv Biol*, 6: 237–256.
- WILCOVE DS, ROTHSTEIN D, DUBOW J, et al., 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States [J]. *Biol Sci*, 48(8): 607–615.
- WRIGHT S, 1978. Evolution and the genetics of populations, Vol. 4: Variability within and among Natural Population [M]. Chicago: University of Chicago Press.
- WU J, LIU ZM, 2014. Effect of habitat fragmentation on biodiversity: A review [J]. *Chin J Ecol*, 33(7): 1946–1952. [武昌, 刘志民, 2014. 生境破碎化对生物多样性的影响研究综述 [J]. *生态学杂志*, 33(7): 1946–1952.]
- WU QQ, LIANG ZS, LIU JJ, et al., 2017. Effects of habitat fragmentation on biodiversity in China [J]. *Chin J Ecol*, 36(9): 2605–2614. [吴倩倩, 梁宗锁, 刘佳佳, 等, 2017. 中国生境片段化对生物多样性影响研究进展 [J]. *生态学杂志*, 36(9): 2605–2614.]
- YAN JA, 2006. Paleontology and ecologic environmental evolution of the Quaternary in Hainan Island [J]. *J Palaeogeogr*, 8(1): 103–115. [颜家安, 2006. 海南岛第四纪古生物及生态环境演变 [J]. *古地理学报*, 8(1): 103–115.]
- YOUNG A, BOYLE T, BROWN T, 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants [J]. *Trend Ecol Evol*, 11(10): 413–418.
- ZHONG YF, HU XY, SONG XQ, et al., 2014. ISSR analysis on population genetic diversity of *Impatiens hainanensis* (Balsaminaceae), an endemic species to Hainan Island [J]. *Chin J Trop Crops*, 35(6): 1041–1046. [钟云芳, 胡翔宇, 宋希强, 等, 2014. 基于 ISSR 分子标记的海南凤仙花种群遗传多样性 [J]. *热带作物学报*, 35(6): 1041–1046.]
- ZHOU JY, GUAN SK, SONG Q, et al., 2020. Retrotransposon-based genetic variation and population structure of *Impatiens macrovexilla* Y. L. Chen in natural habitats and the implications for breeding [J]. *Sci Hortic*, 276: 109753.
- ZHU H, XU ZF, WANG H, et al., 2001. Over 30-year changes of floristic composition and population structure from an isolated fragment of tropical rain forest in Xishuangbanna [J]. *Acta Bot Yunnan*, 23(4): 415–427. [朱华, 许再富, 王洪, 等, 2001. 西双版纳片断热带雨林 30 多年来植物种类组成及种群结构的变化 [J]. *云南植物研究*, 23(4): 415–427.]

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202303014

胡仁传, 周迎, 董亦非, 等, 2023. 中国生物多样性保护的新尝试——以社区为主体的渠楠保护小区管理模式研究 [J]. 广西植物, 43(8): 1428–1436.

HU RC, ZHOU Y, DONG YF, et al., 2023. A new attempt for biodiversity conservation in China: A community-based management model for Qu'nan mini reserve [J]. *Guihaia*, 43(8): 1428–1436.



# 中国生物多样性保护的新尝试—— 以社区为主体的渠楠保护小区管理模式研究

胡仁传<sup>1</sup>, 周迎<sup>2</sup>, 董亦非<sup>3</sup>, 罗斌圣<sup>4\*</sup>

( 1. 广西中药质量标准研究重点实验室, 广西壮族自治区中医药研究院, 南宁 530022; 2. 湘西土家族苗族自治州林业局, 湖南吉首 416000; 3. 广西生物多样性研究和保护协会, 南宁 530022; 4. 江西省、中国科学院庐山植物园, 江西庐山 332900 )

**摘要:** 生物多样性是人类赖以生存的物质基础, 目前对生物多样性的保护主要通过建立自然保护区来进行。保护小区作为我国现有自然保护区体系的一个重要补充, 是联通动植物破碎化的栖息地, 维护生态系统完整性的重要手段。该文通过文献研究和实地调查等方式对以社区为主体的渠楠保护小区的组织架构、制度建设、日常工作以及初步成效等进行了系统的整理和分析。结果表明: (1) 渠楠保护小区以“自建、自筹、自管、自受益”为指导思想进行建设, 采取“平等议事、民主协商”为主的方式进行管理, 得到了当地社区居民的认可和拥护, 并得到了当地政府和外界的承认和支持。(2) 保护小区的成立、建设和发展, 不仅提高了社区居民的保护意识和周边动植物种群数量及多样性, 还改善了渠楠社区的生活环境, 丰富了社区居民的精神文化。该文还探讨了以社区为主体的保护小区建设中存在的隐患, 提出了可行性建议, 为我国生物多样性和传统文化的保护以及其他保护小区的发展提供了参考。

**关键词:** 生物多样性, 保护小区, 社区参与, 自然保护区, 渠楠

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1428-09

## A new attempt for biodiversity conservation in China: A community-based management model for Qu'nan mini reserve

HU Renchuan<sup>1</sup>, ZHOU Ying<sup>2</sup>, DONG Yifei<sup>3</sup>, LUO Binsheng<sup>4\*</sup>

( 1. *Guangxi Key Laboratory of Traditional Chinese Medicine Quality Standards, Guangxi Institute of Traditional Medicine & Pharmaceutical Sciences, Nanning 530022, China*; 2. *Forestry Bureau of Xiangxi Tujia and Miao Autonomous Prefecture, Jishou 416000, Hunan, China*; 3. *Guangxi Biodiversity Research and Conservation Association, Nanning 530022, China*; 4. *Lushan Botanical Garden, Jiangxi Province and Chinese Academy of Sciences, Lushan 332900, Jiangxi, China* )

收稿日期: 2023-05-27

基金项目: 国家自然科学基金(32000264); 广西林草种质资源普查与收集项目(桂林科字[2021]第34号); 广西中医药重点学科建设项目(GZXK-Z-20-69)。

第一作者: 胡仁传(1988-), 硕士, 副研究员, 主要从事民族植物学研究, (E-mail) hrcgxm@163.com。

\*通信作者: 罗斌圣, 博士, 主要从事民族植物学和植物资源学研究, (E-mail) luobins@lsbg.cn。

**Abstract:** Biodiversity is the material basis for human survival. At present, the conservation of biodiversity is mainly carried out through nature reserves. As an essential supplement to the existing nature reserve systems in China, the mini reserve is an essential means to connect fragmented habitats for animals and plants and maintain the integrity of ecosystems. This study systematically collates and analyzes the organizational structure, system construction, daily work, and preliminary results of the community-based Qu'nan mini reserve through a literature review and field investigations. The results are as follows: (1) The construction of the Qu'nan mini reserve is based on the mindset of "self-construction, self-financing, self-management, and self-benefit". It is managed mainly by "equal discussion and democratic consultation" which has been recognized and supported by local community residents, the local government, and the outside world. (2) The establishment, construction, and development of the mini reserve have not only enhance the protection awareness of community residents and increase the number and diversity of surrounding animal and plant populations. It also improves the living environment of the Qu'nan community and enriches the spiritual culture of residents. In addition, this paper also discusses the hidden dangers in the construction of conservation communities. Some feasible suggestions are proposed to provide a reference for developing biodiversity and traditional culture conservation, and other mini reserves in China.

**Key words:** biodiversity, mini reserve, community participation, nature reserve, Qu'nan

生物多样性是人类赖以生存的物质基础 (James et al., 2001)。目前,自然保护区被认为是物种生境和多样性保护的基本策略之一 (Geldmann et al., 2013)。截至 2017 年底,中国已建立自然保护区 2 750 个,陆域面积约 147 万平方千米,占我国陆地面积的 14.9% (吴静, 2017)。保护区的建立使中国 85% 的陆地生态系统类型、85% 的野生动物种群、65% 的高等植物群落和国家重点保护的 300 余种珍稀濒危野生动物、130 多种珍贵树木的主要分布地得到了较好的保护,在生物多样性保护中起到了至关重要的作用 (欧阳志云等, 2002)。然而,目前保护区保护范围距离《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》中的目标还有很大的距离 (CBD, 2022; 罗茂芳等, 2022)。同时,自然保护区长期以来的管理都是依靠法律法规和行政命令来维持,在一定程度上忽视了当地社区的生存和发展 (刘超, 2013)。当地社区发展与保护区的自然资源保护管理之间的矛盾成为了一个较普遍且急需解决的问题 (Ban & Frid, 2018; Moola & Roth, 2018); 另外,我国目前尚有许多珍稀濒危动植物分布在保护区以外,许多生物多样性较高的集体林地或分家到户的风水林地也并未被列入保护区。以广西为例,截至 2014 年底,广西重点保护野生植物分布点中仍有 76% 处于自然保护区外 (广西壮族自治区环境保护厅, 2014)。

面对当下生物多样性保护的困境,一种社区参与的自然保护小区 (以下简称保护小区) 开始逐

步进入大众的视野。自 1992 年我国第一个自然保护小区在江西婺源诞生以来,中国陆续建立了许多类型的保护小区 (薛美蓉等, 2008)。据中国林业年鉴数据统计,截至 2010 年底,我国自然保护小区总计 4.84 万个,总面积 13.84 万平方千米 (国家林业局, 2011)。保护小区的建设和实施非常契合《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity, CBD) 第十五次缔约方大会 (COP15) 行动目标 21 中提出的“确保土著人民和当地社区能够公平和有效地参与生物多样性有关的决策,尊重他们对土地、领土和资源的权利,并确保妇女、女童和青年的参与权利” (CBD, 2022)。许多研究表明,允许可持续利用、赋予当地人管理权力、减少不平等政策并提供适当经济和文化支持的保护措施,在生态保护方面也能取得很好的成效 (Woinarski et al., 2013; de Vente et al., 2016; Oldekop et al., 2016), 进一步说明了建立和发展保护小区的可行性。

目前,我国的保护小区在管理模式上主要有社区共管和以社区为主体两种。社区共管的保护小区是保护区管理部门、当地林业部门和社区对保护区和周边地区森林资源进行共同管理的过程 (刘超, 2013), 而以社区为主体的保护小区则是以自然村、自然屯、林(农)场、营区、自然人等为单位采取以“自建、自筹、自管、自受益”为主的方式管理,是一种由内而外的管理模式 (赵俊臣, 2007)。以当地社区为主体的保护小区,是让当地村民自

已管理好社区资源的一种管理模式,具有很强的当地适应性及可持续性(李俊清等,2002;赵俊臣,2007;陈新章,2018)。以社区为主体的保护小区其实在国内并不少见,只有保障保护小区建立后长期和有效的运营管理,才能使得当地的生物多样性保护达到预期的效果。在我们前期生物多样性调查中,发现位于广西扶绥县的渠楠白头叶猴自然保护区(以下简称渠楠保护小区)在广西崇左白头叶猴国家级自然保护区、广西生物多样性研究和保护协会(简称美境自然)等外部机构的协助下,形成了良好的保护小区管理模式,这引起了我们极高的研究兴趣。

渠楠紧邻广西崇左白头叶猴国家级自然保护区岔盆片区,为喀斯特丘陵地貌,保存有较完整的亚热带季雨林生态系统,是白头叶猴(*Trachypithecus leucocephalus*)、大壁虎(*Gekko gecko*)、猕猴(*Macaca mulatta*)、林麝(*Moschus berezovskii*)、蚬木(*Excentrodendron tonkinense*)、海南椴(*Diplodiscus trichosperma*)、石山苏铁(*Cycas sexseminifera*)、七指蕨(*Helminthostachys zeylanica*)等几十种珍稀濒危保护野生动植物栖息地。渠楠保护小区因地制宜、以社区为主体、多角度、全方位的建设管理方式,在当地取得了良好的效果,不仅保护了当地生物多样性,提高了当地村民的收入,还丰富了其精神文化内涵,为当地的生物多样性和传统文化的保护做出了积极贡献。因此,《广西渠楠白头叶猴社区保护地治理建设促进生态保护和可持续发展案例》成功入选了CBD COP15的“生物多样性100+全球典型案例”(广西生物多样性研究和保护协会,2021)。

本文以渠楠保护小区为研究对象,通过阅读文献、新闻报道、公众号推送等文字材料,并参与社区访谈等多种途径,系统地介绍了其组织架构、制度建设、日常工作以及初步成效等,深入分析以社区为主体的保护小区在生物多样性保护中的优势。此外,还探讨了保护小区建设中存在的隐患,并提出可行性建议,以期为我国生物多样性保护及其他保护小区的发展提供参考。

## 1 研究地点与研究方法

### 1.1 研究地点

渠楠屯位于广西西南部,隶属广西壮族自治区

崇左市扶绥县山圩镇昆仑村(107°54'39.09" E、22°26'53.90" N),距离扶绥县城32 km,距离首府南宁仅73 km。渠楠屯的居民主要以壮族为主,占总人口比例在95%以上,目前有110户约450位村民,多数村民在家务农,以甘蔗(*Saccharum officinarum*)、西瓜(*Citrullus lanatus*)、柑橘(*Citrus reticulata*)、玉米(*Zea mays*)等作物为主要经济来源,社区经济条件在临近村屯中相对较好(庞国彧等,2018)。屯内有三片面积不大但保存较好的风水林。由于当地村民认为风水林是村里的财富,风水林里面的一草一木都不能动,否则会遭到报应,因此具有保护自然、爱护自然的优良传统。

2014年底,经全体村民事先知情和同意,渠楠屯委在广西崇左白头叶猴国家级自然保护区与美境自然的协助下,自筹、自建、自管理保护地,并按照《广西森林和野生动物类型自然保护区建设管理办法》在扶绥县林业局备案,以自然保护区的形式获得了扶绥县林业局的挂牌认可。

### 1.2 研究方法

本文通过收集并研究文献和新闻报道,整理乡村制度和实地调查等手段,对渠楠保护小区进行系统调查和梳理。首先,收集、整理与渠楠保护小区相关资料,包括已发表的学术论文、地方志要、民间手稿、新闻报道、官方微信公众号等,用于了解渠楠的文化特征、风俗习惯、民族特色以及保护小区建设情况相关知识,建立本研究的基础知识框架。然后,采用简单随机抽样法对渠楠的村民进行访问调查(Luo et al., 2019),进一步结合目的性抽样法选取渠楠保护小区的村屯干部、保护小区管理小组成员、社团代表等作为本研究的关键人物访问调查(Yang et al., 2021),详细调查、记录渠楠保护小区管理组织框架、管理目标、管理机制、管理日常活动以及保护效果等。最后,利用叙述方法(Bethan & Justin, 2022)综合分析评价以社区为主体的渠楠保护小区的保护模式在生物多样性保护中的优势及不足。

## 2 结果与分析

### 2.1 以社区为主体的渠楠保护小区模式构建

2.1.1 以社区为主体管理模式的目标及意义 渠楠保护小区的主要目标是保护本村屯内所分布的珍稀濒危野生动植物物种及其栖息地和可持续利

用的自然资源。本目标既包含了对珍稀濒危动植物的保护,禁止盗猎,滥砍滥伐,也包含了对栖息地和可持续利用资源(如药用植物、野菜等)的保护,禁止村民大面积的毁林、开荒等活动,系统地保护了基于传统信仰长久保护社区的风水林、后龙山及白头叶猴栖息地等。

渠楠保护小区的成立是对广西崇左白头叶猴国家级自然保护区的一个重要且有益的补充,对于联通本区域白头叶猴栖息地,恢复和保护迁徙廊道以及维护其生态系统的完整性意义重大,为本民族的动植物传统文化知识的保存和发展提供了有力的物质基础。同时,保护小区的成立受县级林业主管部门的审批和认可,既受其管理约束,也得到其指导与保护,能够有效抵制外人对本村屯自然资源的破坏。因此,保护小区的成立有助于提高村屯的自我治理能力,增强村民的文化认同感和自豪感,由内而外地自发保护社区周边的生物多样性。

2.1.2 以社区为主体的保护小区的管理机制

2.1.2.1 组织建设 渠楠保护小区主要在村屯委

管理之下通过民主选举,以“自建、自筹、自管、自受益”为指导思想,成立社区保护地管理小组(以下简称“管理小组”),采取“平等议事、民主协商”为主的方式进行管理(广西生物多样性研究和保护协会,2021)。管理小组主要由村屯委干部、退休干部、社区骨干、社团代表(外部协助方代表)共同组成,在保护小区管理小组的领导下,分别成立了保护小区志愿巡护队、木棉花班、文艺表演队、农业先锋队和儿童青草社等下层团体组织(管理小组成员及团体框架如图 1 所示)。保护小区志愿巡护队主要负责协助处理保护小区内的违规行为,开展定期或不定期的集体巡护等工作;木棉花班主要负责保护小区自然教育的导赏工作,运用自身生活经验知识向外界介绍渠楠的传统习俗及白头叶猴的行为、爱好、饮食等;文艺表演队主要负责文艺汇演及传统民族文化整理;农业先锋队主要负责带头发展新型生态农业;儿童青草社协助社区环境治理及文艺表演等。

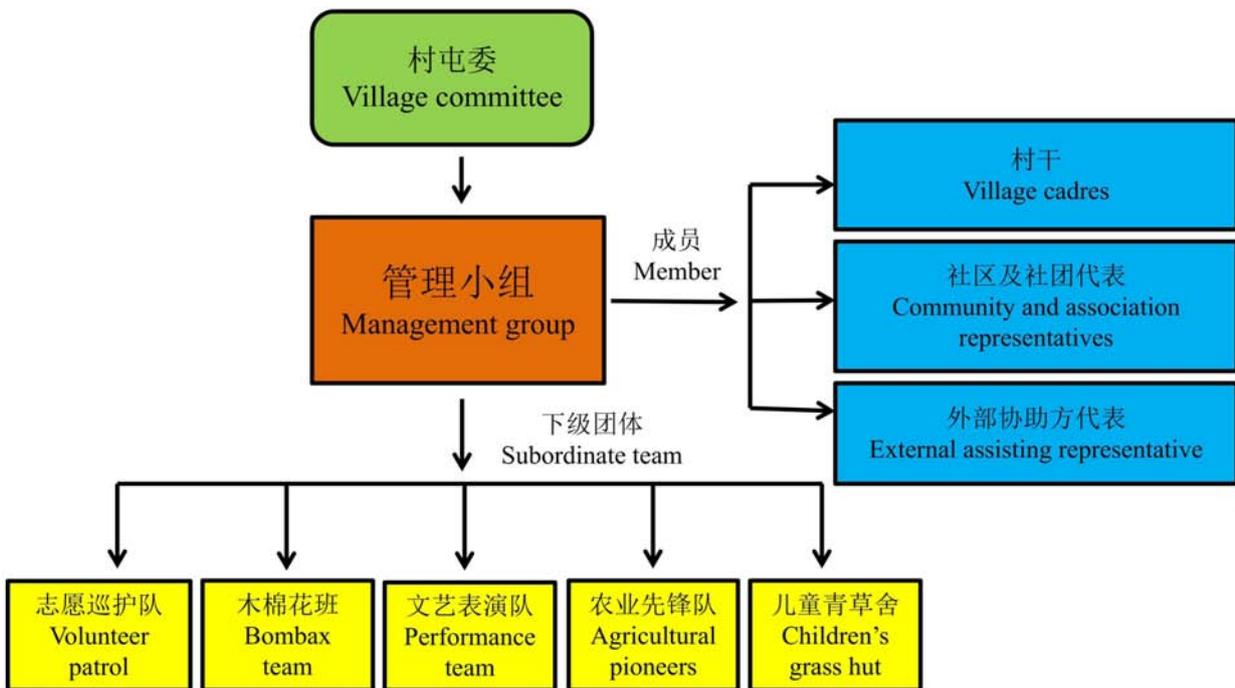


图 1 渠楠保护小区管理小组成员及团体框架

Fig. 1 Management team and group framework of Qu'nan mini reserve

管理小组的组建遵循农村熟人社区的习惯,人员只进不出,只要对于保护小区发展有利的相

关方皆可加入,使得管理小组整体决策代表了社区绝大部分人的利益,制度的建设、执行以及矛盾

处理容易获得当地群众的支持。同时,管理小组下的二级机构涵盖了志愿巡护队、木棉花班、文艺表演队、农业先锋队和儿童青草社等社区男女老幼的所有人群,使得社区所有人都参与到保护小区的建设中,很好地调动了社区所有人的积极性,为保护小区管理的可持续提供活力。

2.1.2.2 相对于政府自上而下建立的自然保护区,渠楠保护小区的管理与决策并不依赖专职管护人员、法律和一整套管理制度,而是靠习惯法及村民的共同监督实现(广西生物多样性研究和保护协会,2021)。以社区为主体的渠楠保护小区,通过村规民约等多种形式的自我遵守和自我管理,探索出“平等议事、民主协商”为核心的共管体系(广西生物多样性研究和保护协会,2021)。保护小区的管理办法或村规民约的制定和修改须充分广泛地征求内部成员的意见和建议,遵循内部成员事先知情、公平和公正的原则,在内部成员中达成广泛共识。管理办法或村规民约通过或修订之后应该对全体成员进行公示。目前,渠楠保护小区的管理主要遵循村规民约,即(1)未经允许,严禁外人进入保护小区界;(2)严禁捕猎打鸟,毁林开荒,偷盗自然资源;(3)严禁在山脚下随意生火;(4)如有发现以上行为,可向保护小区巡护队成员举报(张颖溢等,2020a)。管理小组每年都制定保护小区的管理计划,确定每年计划开展的活动。同时还要遵循“五不”承诺书,即(1)不烧山开荒;(2)不砍伐林木;(3)不放养牲畜;(4)不乱搭乱建;(5)不捕猎野生动物。同时保护小区针对自然教育活动制定了自然教育活动守则,即(1)依照法规保护小区内禁止任何破坏自然资源的行为,未经审批不得采集标本,在开展活动过程中严禁破坏或干扰重点保护物种和保护对象;(2)爱护渠楠的自然环境和动植物资源,不折花木,不采摘植物,不捕捉各种大、小动物;(3)爱护渠楠的农田,不踩踏农田、不破坏农作物生长、未经允许不得采收农作物;(4)尊重渠楠的文化,不能在风水林地界内采摘植物;(5)爱护渠楠的风貌,不在树木、石山和崖壁上乱刻乱画;(6)爱护渠楠的洞穴,不触摸洞穴内的地质痕迹,不带走任何小石珠、小石钟乳等;(7)与野生动物保持一定的距离,不能以任何形式投喂,在观看白头叶猴时,尽量安静,不能以吹哨、呼喊、投石等任何形式惊扰,未经许可,不能使用无人机观看和接近猴群(来源:渠

楠自然教育中心)。

## 2.2 以社区为主体的渠楠保护小区活动主要内容

2.2.1 开展社区人文、森林资源调查 自2014年保护小区成立后,管理小组联合美境自然、广西大学、广西壮族自治区中医药研究院等外部机构合作开展了多方面的社区本底调查工作,如当地动植物种群和活动情况、社区传统植物利用知识及渠楠的自然资源、传统文化等。这些调查活动的开展,初步摸清了渠楠的自然资源、传统文化、村民对周边环境的认知、社区经济等基础信息,为渠楠制定未来发展规划提供了参考依据;针对保护小区周边动植物种群和活动情况的初步调查,为相关保护政策的制定和制度的建立提供了有力的数据支撑,为后续的其他工作奠定了坚实基础。

2.2.2 生物多样性的巡护与监测 保护小区志愿巡护队开展定期或不定期的集体巡护等工作,根据保护小区的规章制度处理保护小区内的违规行为;针对违反国家相关法律法规的行为,保护小区及时汇报给当地林业主管部门来依法进行处理。同时,管理小组和美境自然等外部机构合作对保护小区白头叶猴、白鹇(*Lophura nycthemera*)等野生珍稀濒危动物进行监测观察工作,记录其行为、爱好、饮食等。

渠楠保护小区自成立以来,便开展了多次巡护工作并起到非常重要的作用。2015年巡护队制止抓鸟9起,盗挖珍贵树种1起;2016年制止抓鸟11起;2017年制止盗挖树1起、抓鸟5起;2018年制止抓鸟2起;2019年至今未出现破坏事件,生物多样性保护取得明显成效(张颖溢等,2020b)。

2.2.3 自然教育 自保护小区成立起,美境自然就一直长期协助渠楠保护小区建立自然教育基地,初期由美境自然负责自然教育课程的设计、客源的对联系和村民导赏员的培训工作。村民在美境自然等外部机构的培训和协助下,随着能力和认识的提升,逐渐参与到课程设计和组织中。另外,管理小组还发动儿童青草社、文艺队、木棉花班(自然导赏员)、生态农业先锋队等小团体参与自然教育活动,连同巡护队一起,除了为自然教育提供后勤服务外,还参与或独立开展观猴、夜观等自然导赏和自然戏剧、传统民俗等文化课程。截至2019年10月(2019年11月后因为疫情原因,停止商业接待工作),渠楠屯保护小区共举办自然教育活动30余次,接待全国各地游客近1300人,

累计收入 42 万余元,其中大部分为接待户和后勤服务人员的收入,少部分由村庄提留作为管理经费(张颖溢等,2020b)。

2.2.4 对外交流 渠楠白头叶猴保护小区自成立以来,备受社会各界关注和支持,通过管理小组和美境自然的努力,渠楠屯争取到了来自崇左白头叶猴国家级自然保护区、扶绥县政府、联合国开发计划署等外部机构的多项支持,为保护小区提供了扶贫政策、扶贫发展基金和基础设施建设等一系列的资助。同时,保护小区还协同美境自然联合其他科研单位开展了各种类型的科研活动及一些公益活动,例如,与广西中医药研究院共同对本社区进行系统的民族植物学调查,对本社区食用植物、药用植物、文化植物等进行详细的编目,进一步了解了本地区传统文化和生物文化多样性保护的意义。另外,在美境自然、广东省绿芽乡村妇女发展基金会(绿芽基金会)等外部机构的支持下,保护小区的小组成员还常到外地交流学习,掌握更多的管理知识和服务技能。

### 2.3 渠楠保护小区的初步成效

2.3.1 社区居民保护意识 管理小组的组建、保护小区的申报及制度的制定等系列活动整体性提高了社区及其相关团体参与人的保护意识和保护理念。当地群众在资源调查、物种监测等活动推广中,从最开始的好奇、关注和了解,到最终的参与,潜移默化地形成了对自然保护的意识。在我们采访过程中,90%以上的受访者认为保护好周边的生态环境将更有利乡村的发展。另外,在开展自然教育活动中,“教育与被教育”的过程让村民更加深入地了解其周边的环境和自我的传统文化,增强了其环保意识和文化自信。最重要的是,村民在与外界交流中,开拓了视野,在保护与发展中,平等地感受到社会、文化、经济、政治等多元化价值,从而激发出社区自我教育、成长与发展的活力,产生对家乡、文化的认同与热爱(陶安丽和董亦非,2021)。

2.3.2 保护小区生物多样性 渠楠保护小区自成立以来,非常关注保护小区内生物多样性的保护和发展工作,保护小区植被逐渐得到恢复,杜绝了大面积滥砍滥伐、开荒种地的行为。保护小区中白头叶猴种群数量明显增多。在保护小区刚成立时,渠楠白头叶猴种群数量仅有 100 余只;在 2017—2018 年的多次监测中发现,渠楠境内白头叶猴种群增长至

160 余只;直至 2019 年底,境内生活猴群数量大概增长至 249 只(渠楠保护小区监测数据)。另外,通过野外监测还发现有野猪(*Sus scrofa*)、白鹇、林麝、眼镜王蛇(*Ophiophagus hannah*)等濒危保护野生动物的活动轨迹也愈发频繁。

2.3.3 社区环境得到明显改善 渠楠保护小区自成立以来,一直都得到了保护区、当地各级政府和美境自然等外部机构的大力支持。例如,2015 年,广西崇左白头叶猴国家级自然保护区协助渠楠争取到了县政府的扶贫资金,帮助渠楠屯村内的池塘和周边环境进行了系统改造,极大地改善了村庄的景观环境,同时还改善了白头叶猴的饮水质量;2016 年,镇政府和扶绥县林业局出资,帮助渠楠建了舞台;2019 年,香港乐施会继续支持渠楠的妇女们参与社区公共事务,对渠楠池塘中心小岛进行改造,进一步提升了社区生活环境质量;2019 年,阿拉善 SEE 广西项目中心与美境自然一起完成渠楠自然教育中心建设工作,改善了渠楠自然教育环境,为其发展提供了可靠的基础保障(陶安丽和董亦非,2021)。

## 3 讨论与建议

自然保护区和保护小区虽然在保护对象上和目标是基本一致的,但是其在成立过程、管理主体、管理目标、管理方式、管理范围以及资金筹措等方面都存在较大的区别(中华人民共和国中央人民政府,2020;Archibald et al., 2020)。相对于自然保护区而言,保护小区成立的程序和要求相对宽松,其管理更加灵活宽松,主要以引导、监督、防范为主。此外,保护小区的资金来源主要由外部项目支持或自筹而来(如自然教育、生态旅游等),缓解了政府的资金预算压力。该管理模式在实施过程中还具有参与面广、权属清晰、激励有力、发现问题及时、调解矛盾有利、发展的可持续以及当地的适应性强等特征(赵俊臣,2007)。

保护小区的成立使得村民一方面通过社区共管章程、公约和具体的项目,直接参与自然资源的管理、利用和保护,另一方面,通过自己民主选举出的社区共管委员会和村级共管小组,行使社区自然资源管理中的重大事项的决策、规划、实施、监督、收益分配等。此外,还充分照顾到妇女、儿童、老弱病残等社区中的弱势群体的利益,保证他

们与其他社区成员平等地参与,从而使参与性变得十分广泛。“自管、自受益”的参与模式,强调了当地居民通过生态管理获得的收益归自己所有,这使得他们更加积极地参与社区大小事务的管理与决策。渠南的参与和管理模式属于国际上目前备受认可的模式,也较好地支持了目前国际上在保护区和保护小区管理方面的主流观点;作为利益相关者参与保护地的管理和决策不仅可以大大提升他们的积极性,也可以增加这些管理和决策在当地社区的合理性与合法性(Hiwasaki, 2005; Mohedano Roldán et al., 2019)。

保护小区的发展在世界范围内许多地方取得了很好的效果。de Vente等(2016)通过对世界13个旱地可持续土地管理政策分析得出,当地人参与的生物多样性管理,其可持续性成效更高;Ullah等(2022)发现社区参与的自然保护区外围植被反而比其政府治理核心区内部受到的破坏更少;另外,保护小区还可以通过恢复传统习俗来改善和恢复当地生态功能(Ens et al., 2015; Corral et al., 2016; Bird et al., 2018);私人或地方社区的保护小区极大地丰富了全球生物多样性保护区网格,为当地生物多样性保护和管理及传统文化的保存提供了重要保障(Archibald et al., 2020)。以渠楠保护小区为例,自其成立以后,社区居民保护意识明显提高,白头叶猴等种群数量明显增加,外来因素对生物多样性产生的压力(捕鸟、抓猴、砍树等)明显减少甚至杜绝,较好地保护了当地的生物多样性。

然而,以社区为主体的保护小区的限制和障碍仍然存在。首先,村规民约的约束力较弱,目前只有37%的国家在法律上承认某种形式的当地居民土地保有权(Garnett et al., 2018);然后,资金来源不稳定,后期发展乏力;最后,管理小组自身管理能力较弱,成员庞大,意见难以统一。我国部分保护小区,随着外部援助项目的结束,保护小区的社区管理随之减弱,管理活动及森林管理公约难以执行(王宇飞, 2022)。另外,保护小区管理小组组织关系相对松散,容易受到外界价值观的影响。

因此,为了保护小区的健康发展,提出以下建议:(1)地方政府主管部门放权不放管理,强化服务意识,在保护小区管理中起到引导、协助和激励作用,但不干涉其具体管理。地方主管部门设置专门协调管理部门,协助保护小区制定村规民约

等管理制度;协助保护小区处理破坏生物多样性的违法违规行为;制定和实施保护小区管理激励制度或政策。(2)建立和健全民主平等、全民参与的议事制度。保护小区的管理规范、村规民约等的制定需征询社区绝大部分人的知情同意,并提供建议、修改的途径;保护小区的重大决策必须通过社区居民群体讨论和参与决定。(3)坚守本心,鼓励多方合作,提供外界参与的渠道及平台。制定保护小区对外合作框架,避免外部投资、捐款、扶助及参与活动过程中危害生物多样性的行为;制定公开、透明的监督管理机制,保证保护小区共有资金使用、分配合理有据,增强保护小区管理的公信力及社区内部凝聚力。(4)加强保护小区管理小组成员组织能力,提高社区人员保护意识和能力。(5)加强生物多样性保护宣传,提升社区居民荣誉感和使命感。

## 4 结论

自然保护区是我国生物多样性保护的基本保障,在生物多样性保护中起到非常重要的作用。保护小区作为我国现有自然保护区体系的一个重要补充,其以社区为主体的性质强调社区在保护小区管理过程中的主动性和能动性;保护小区“自建、自筹、自管、自受益”的管理模式具有参与面广、权属清晰、激励有力、发现问题及时、调解矛盾有利、发展的可持续性以及当地的适应性强等特征,具有极强的当地适应性,对当地生物多样性的保护和社区发展具有重要意义,使得生物多样性保护更具有持久性和生命力。但保护小区的发展也面临诸多限制,例如村规民约的约束力较弱、资金来源不稳定、管理小组自身管理能力较弱等。因此,保护小区的发展既离不开社区居民的主观能动性,也离不开政府和外界的支持。

## 参考文献:

- ARCHIBALD CL, BARNES MD, TULLOCH A, et al., 2020. Differences among protected area governance types matter for conserving vegetation communities at-risk of loss and fragmentation [J]. *Biol Conserv*, 247: 108533.
- BAN NC, FRID A, 2018. Indigenous peoples' rights and marine protected areas [J]. *Mar Policy*, 87: 180-185.

- BETHAN CS, JUSTIN D, 2022. Plant awareness is linked to plant relevance: A review of educational and ethnobiological literature (1998—2020) [J]. *Plants People Planet*, 4(6): 579–592.
- BIRD RB, BIRD DW, FERNANDEZ LE, et al., 2018. Aboriginal burning promotes fine-scale pyrodiversity and native predators in Australia's Western Desert [J]. *Biol Conserv*, 219: 110–118.
- CBD (Convention on Biological Diversity), 2022. Report of the Open-Ended Working Group on the Post - 2020 Global Biodiversity Framework on its Fourth Meeting [R]. [2023-2-10]. <https://www.cbd.int/doc/c/3303/d892/4fd11c27963bd3f826a961e1/wg2020-04-04-en.pdf>.
- CHEN XZ, 2018. Protection and management status and countermeasures of nature reserves in Yanping District [J]. *Anhui Agric Sci Bull*, 24(15): 113–116. [陈新章, 2018. 延平区自然保护区保护管理现状及对策 [J]. *安徽农学通报*, 24(15): 113–116.]
- CORRAL ML, BLACMAN A, ASNER G, et al., 2016. Effects of protected areas on forest cover change and local communities: evidence from the peruvian amazon [J]. *World Dev*, 18: 288–307.
- DE VENTE J, REED MS, STRINGER LC, et al., 2016. How does the context and design of participatory decision making processes affect their outcomes? evidence from sustainable land management in global drylands [J]. *Ecol Soc*, 21(2): 16.
- ENS AEJ, PERT BP, CLARKE CPA, et al., 2015. Indigenous biocultural knowledge in ecosystem science and management: Review and insight from Australia [J]. *Biol Conserv*, 181: 133–149.
- GARNETT ST, BURGESS ND, FA JE, et al., 2018. A spatial overview of the global importance of indigenous lands for conservation [J]. *Nat Sustain*, 1: 369–374.
- GELDMANN J, BARNES M, COAD L, et al., 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines [J]. *Biol Conserv*, 161: 230–238.
- 广西壮族自治区环境保护厅, 2014. 广西壮族自治区生物多样性战略与行动计划(2013—2030) [EB/OL]. [2023-02-13]. <http://fgcx.bjcourt.gov.cn:4601/law?fn=lar811s027.txt>
- 广西生物多样性研究和保护协会, 2021. 美境自然申报案例成功入选 COP15“生物多样性 100+全球典型案例” [EB/OL]. [2023-2-10]. <https://mp.weixin.qq.com/s/u1km7ba1lg6t13c9vPg7Lw>.
- HIWASAKI L, 2005. Toward sustainable management of national parks in Japan: Securing local community and stakeholder participation [J]. *Environ Manag*, 35: 753–764.
- JAMES A, GASTON KJ, BALMFORD A, 2001. Can we afford to conserve biodiversity? [J]. *Bioscience*, 51(1): 43–52.
- KANT S, VERTINSKY I, 2022. The anatomy of social capital of a Canadian indigenous community: Implications of social trust field experiments for community-based forest management [J]. *For Policy Econ*, 144: 102822.
- LI JQ, LI JW, CUI GF, 2002. Conservation biology [M]. Beijing: China Forestry Publishing House. [李俊清, 李景文, 崔国发, 2002. 保护生物学 [M]. 北京: 中国林业出版社.]
- LIU C, 2013. Research on community co-management in Nature Reserves—based on the Qingshan Yuan Community co-management practice [D]. Changsha: Central South University. [刘超, 2013. 自然保护区的社区共管问题研究——基于青山垌社区共管实践 [D]. 长沙: 中南大学.]
- LUO B, LI F, AHMED S, et al., 2019. Diversity and use of medicinal plants for soup making in traditional diets of the Hakka in West Fujian, China [J]. *J Ethnobiol Ethnomed*, 15(1): 1–15.
- LUO MF, GUO YF, MA KP, 2022. A brief introduction to the negotiations of the post-2020 global biodiversity framework [J]. *Biodivers Sci*, 30(11): 22654. [罗茂芳, 郭寅峰, 马克平, 2022. 简述《2020年后全球生物多样性框架》谈判进展 [J]. *生物多样性*, 30(11): 22654.]
- MOHEDANO ROLDAN A, DUIT A, SCHULTZ L. 2019. Does stakeholder participation increase the legitimacy of nature reserves in local communities? Evidence from 92 biosphere reserves in 36 countries [J]. *J Environ Pol Plan*, 21(2): 188–203.
- MOOLA F, ROTH R, 2018. Moving beyond colonial conservation models: indigenous protected and conserved areas offer hope for biodiversity and advancing reconciliation in the Canadian boreal forest [J]. *Environ Rev*, 27(2): 200–201.
- OLDEKOP J, HOLMES G, HARRIS W, et al., 2016. A global assessment of the social and conservation outcomes of protected areas [J]. *Conserv Biol*, 30(1): 133–141.
- OUYANG ZY, WANG XK, MIAO H, et al., 2002. Problems of management system of China's nature preservation zones and their solutions [J]. *Sci Technol Rev*, 20(1): 49–52. [欧阳志云, 王效科, 苗鸿, 等, 2002. 我国自然保护区管理体制所面临的问题与对策探讨 [J]. *科技导报*, 20(21): 49–52.]

- 庞国彧, 丘琳, 吴霜, 等, 2018. 协同培育视角下的乡村营建策略研究——以渠楠屯实践为例 [C]. 北京: 2018 中国城市规划年会论文集.
- State Forestry Administration of China, 2011. China Forestry Year Book 2010 [M]. Beijing: China Forestry Publishing House. [国家林业局, 2011. 中国林业年鉴 2010 [M]. 北京: 中国林业出版社.]
- 陶安丽, 董亦非, 2021. 自然教育, 教育着谁? | 渠楠社区保护地 [EB/OL]. [2023-2-10]. <https://mp.weixin.qq.com/s/1KLUt00eqyiNMhCW5swoHg>.
- ULLAH S, TANI M, TSUCHIYA J, et al., 2022. Impact of protected areas and co-management on forest cover: a case study from Teknaf Wildlife Sanctuary, Bangladesh [J/OL]. Land Use Policy, 113. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105932>.
- WANG YF, 2022. How to Balance biodiversity protection and community development in Rural Revitalization? —based on the experience of two community cases [J]. Rural Revit, 11: 38-41. [王宇飞, 2022. 乡村振兴中生物多样性保护与社区发展如何两全? ——基于两个社区案例的经验 [J]. 可持续发展经济导刊, 11: 38-41.]
- WARD C, STRINGER LC, HOLMES G, 2018. Protected area co-management and perceived livelihood impacts [J]. J Environ Manag, 228(15): 1-12.
- WOINARSKI J, GREEN J, FISHER A, et al., 2013. The effectiveness of conservation reserves: land tenure impacts upon biodiversity across extensive natural landscapes in the tropical savannahs of the Northern Territory, Australia [J]. Land, 2: 20-36.
- WU J, 2017. International reference and practical operation of the reform of national park system [J]. Reform, 11: 70-78. [吴静, 2017. 国家公园体制改革的国际镜鉴与现实操作 [J]. 改革, 11: 70-78.]
- XUE MR, WANG F, GUO KY, et al., 2008. Community co-management and sustainable development of the nature reserve [J]. Rural Econ, 1: 65-67. [薛美蓉, 王芳, 郭开怡, 等, 2008. 社区共管与自然保护区可持续发展 [J]. 农村经济, 1: 65-67.]
- YANG J, LUO J, GAN Q, et al., 2021. An ethnobotanical study of forage plants in Zhuxi County in the Qinba mountainous area of central China [J]. Plant Divers, 43(3): 239-247.
- 张颖溢, 陶安丽, 董亦非, 2020a. 案例: 渠楠社区保护地 [EB/OL]. [2023-2-10]. <https://mp.weixin.qq.com/s/w-SOYzn3QPS4Hfc-YKHerg>.
- 张颖溢, 陶安丽, 董亦非, 2020b. 渠楠社区保护地: 希望美好的自然世代传承 [EB/OL]. [2023-2-10]. <https://mp.weixin.qq.com/s/RTdAjATuSDpmTF1vb0yq6g>.
- ZHAO JC, 2007. Model innovation on local villagers condominium and the protection of biodiversity—taking Wuliangshan National Natural Reserve as an example [J]. J Yunnan Univ Financ Econ, 23(5): 18-23. [赵俊臣, 2007. 社区村民共管保护生物多样性的模式创新——以无量山国家级自然保护区为例 [J]. 云南财经大学学报, 23(5): 18-23.]
- 中华人民共和国中央人民政府, 2020. 中华人民共和国自然保护区条例 [EB/OL]. [2023-02-13]. [http://www.gov.cn/zhengce/2020-12/26/content\\_5575048.htm](http://www.gov.cn/zhengce/2020-12/26/content_5575048.htm).

(责任编辑 周翠鸣)

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202303040

靳程, 杨永川, 周礼华, 等. 2023. 村落风水林助力山地乡村生物多样性保护——以金钱松为例 [J]. 广西植物, 43(8): 1437–1445.

JIN C, YANG YC, ZHOU LH, et al., 2023. Village Fengshui forests contribute to the biodiversity conservation in mountainous villages: a case study of *Pseudolarix amabilis* [J]. *Guihaia*, 43(8): 1437–1445.



## 村落风水林助力山地乡村生物多样性保护 ——以金钱松为例

靳程, 杨永川\*, 周礼华, 龙宇潇, 陈媛

(重庆大学 环境与生态学院, 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045)

**摘要:** 金钱松是中国最具国际影响力的古老孑遗植物之一, 其面临生境破碎化、种群分散以及个体数量减少的种种威胁。幸运的是, 已有研究指出村落风水林为金钱松自然种群提供了庇护, 然而, 村落风水林到底如何发挥保护效用, 尚待深入探索。因此, 该研究通过野外调查和社区访谈的方法对所有金钱松自然种群的更新现状、保护行为和干扰程度进行全面调查, 并以林家塘村金钱松自然种群为例揭示金钱松村落风水林保护和管理模式。结果表明: (1) 相较于其他生境类型, 村落风水林生境中金钱松自然种群径级结构连续, 幼苗密度较高; (2) 水口林、墓地林和阳基树承载的风水与禁忌文化是村落风水林能够有效保护金钱松自然种群的内在原因; (3) 新时代乡村旅游业的发展进一步促进了村民对金钱松村落风水林的保护。综上所述, 在乡村振兴背景下, 基于风水和禁忌文化的村落风水林保护和管理模式是金钱松自然种群保护的绝佳模式。

**关键词:** 金钱松, 村落风水林, 保护行为, 管理模式, OECMs, 乡村振兴

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1437-09

## Village Fengshui forests contribute to the biodiversity conservation in mountainous villages: a case study of *Pseudolarix amabilis*

JIN Cheng, YANG Yongchuan\*, ZHOU Lihua, LONG Yuxiao, CHEN Yuan

(Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, College of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing 400045, China)

**Abstract:** *Pseudolarix amabilis* is one of the most internationally influential ancient relict plants in China, and faces a multitude of threats, including habitat fragmentation, population isolation, and declining numbers. Fortunately, the

收稿日期: 2023-07-06

基金项目: 深圳市质兰公益基金会资助项目(2022070711B); 国家科技基础性工作专项专题(2019FY202300-14)。

第一作者: 靳程(1995-), 博士研究生, 研究方向为珍稀濒危植物生存对策及保育, (E-mail) chengjin2020@foxmail.com。

\*通信作者: 杨永川, 博士, 教授, 研究方向为植物群落结构与动态, 珍稀濒危植物生存对策及保育, 城市化生态环境效应及生态修复, (E-mail) yeyang@cqu.edu.cn。

Village Fengshui forests, sacred forests protected by Fengshui culture, has emerged as a potential refuge for the natural population of *P. amabilis*. Nonetheless, the underlying mechanisms by which the Village Fengshui forests safeguards the natural population of *P. amabilis* warrant in-depth exploration. To address this research gap, this study employed rigorous field investigations and community interviews to comprehensively assess the recruitment status, conservation behaviors, and extent of disturbances for the natural population of *P. amabilis*. Moreover, we selected the *P. amabilis* population in Linjiatang as a representative study case to elucidate the protective and management paradigm of *P. amabilis* Village Fengshui forests. The results were as follows: (1) The diameter at breast height (DBH) structure of *P. amabilis* in the Village Fengshui forests exhibited continuity, and the seedling density was higher compared to other habitat types. (2) Protecting effectiveness of Village Fengshui forests in the natural population of *P. amabilis* could be attributed to the Fengshui and taboo cultures associated with Shuikou forest (Village Fengshui forests near water sources), cemetery forest, and Yangji tree (heritage tree near residential houses). (3) The development of rural tourism further contributed to the preservation of *P. amabilis* Village Fengshui forests. In conclusion, in the context of rural revitalization, the protection and management approach based on Fengshui and taboo cultures in Village Fengshui forests presents an effective paradigm for safeguarding the natural population of *P. amabilis*.

**Key words:** *Pseudolarix amabilis*, Village Fengshui forests, conservation behavior, management paradigm, OECMs, rural revitalization

乡村振兴战略是党的十九大报告中所提出,其中生态振兴是乡村振兴的前提和基础,而生物多样性保护与可持续利用是生态振兴的重要内容(张俊飏和王学婷,2021)。村落风水林则是乡村生物多样性保护与可持续利用的典型实例(Teather & Chow, 2000; Yuan & Liu, 2009; Huang et al., 2020),大多数村落风水林均在村民的保护和利用下留存至今,伴随乡村旅游业的蓬勃发展,村落风水林还被赋予了新的作用——旅游景观资源(Tang et al., 2012, 2013; Chen et al., 2018; 曾君等, 2018)。此外,《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》提出的“3030 目标”指出,采取其他有效的基于区域的保护措施(Other Effective Area-Based Conservation Measures, OECMs),是全球实现“3030 目标”的希望(吕植,2022)。自然圣境是全球 OECMs 的重要组成部分,自然圣境泛指由原住民族公认的赋有精神信仰、文化意义的自然地域,是传统文化保护区域生物多样性的典型代表(Salick et al., 2007; Dudley et al., 2010; Stara et al., 2015)。而村落风水林作为我国南部主要的自然圣境类型,是我国 OECMs 潜在的重要组成部分,其对生物多样性保护具有重大意义,能够为中国实现“3030 目标”提供巨大助力(Yuan & Liu, 2009; Hu et al., 2011; 吕植, 2022)。综上所述,村落风水林对乡村振兴,以及乡村生物多样性保护均具有重要意义。

金钱松(*Pseudolarix amabilis*)为我国特有的单

种属植物,是中国最具国际影响力的古老孑遗植物之一,被列入中国珍稀濒危保护植物名录,属国家二级保护植物(国家林业和草原局,农业农村部, 2021)。金钱松目前面临生境破碎化、种群分散以及个体数量减少的种种威胁,然而针对金钱松的保护却十分有限(Yang & Christian, 2013; Zhou et al., 2022)。幸运的是,已有研究证实村落风水林能够有效保护金钱松自然种群(Zhou et al., 2022)。目前,金钱松自然种群仅有 5 个分布地,全部位于长江流域,分别为浙江天目山国家级自然保护区(以下简称“天目山国家级自然保护区”)、浙江杭州临安区林家塘村(以下简称“林家塘村”)、浙江宁波海曙区茅镬古村(以下简称“茅镬古村”)、安徽黄山黟县双联村(以下简称“双联村”)和湖南益阳安化县清塘铺镇(以下简称“清塘铺镇”)(潘新建, 2000; 吴毅等, 2012; Zhou et al., 2022)。金钱松自然种群所处生境类型可以分为天然林、村落风水林、退耕地次生林和毛竹林四类,每个分布地每种生境类型的金钱松自然种群受到的威胁不同,其保护和管理行为也各不相同(王晨晖, 2014; 谢春平等, 2018; Zhou et al., 2022)。相较而言,村落风水林生境的金钱松自然种群幼苗更新良好,种群结构更为完整(Zhou et al., 2022)。然而,村落风水林具有怎样的保护和管理模式,其如何在金钱松自然种群的保护中发挥效用,这些问题尚不可知。

以村落风水林形式保留下来的金钱松自然种群分布在林家塘村、茅镬古村和清塘铺镇。其中,林家塘村分布着除天目山国家级自然保护区之外最大的金钱松自然种群,其种群核心分布区位于该村村落风水林,保留了大量古树个体,种群结构稳定,径级连续,更新良好(Zhou et al., 2022)。因此,林家塘村是探究金钱松村落风水林保护和管理模式的绝佳对象,也具有很高的保护价值。基于此,本研究以金钱松自然种群为对象,采用野外调查和社区访谈相结合的方法,明确不同生境金钱松自然种群的更新现状、保护行为和干扰程度,并以林家塘村金钱松自然种群为例探索金钱松村落风水林保护和管理模式。本研究拟回答以下问题:(1)相较于其他生境,村落风水林是否为金钱松自然种群提供了有效保护;(2)在乡村振兴背景下,村落风水林如何在金钱松自然种群的保护中发挥效用。本研究结果可为我国构建部分珍稀濒危植物有效保护模式和建设以 OECMs 为基础的保护体系提供助力。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究区域

金钱松自然种群仅有 5 个分布地,分别为天目山国家级自然保护区、林家塘村、茅镬古村、双联村和清塘铺镇。从植被特征、立地条件和人为干扰角度出发,金钱松自然种群所处生境类型可以分为天然林、村落风水林、退耕地次生林和毛竹林四类。其中天目山国家级自然保护区金钱松自然种群处于天然林生境中;林家塘村金钱松自然种群处于村落风水林和毛竹林两类生境中;茅镬古村金钱松自然种群同样处于村落风水林和毛竹林两类生境中;双联村金钱松自然种群处于退耕地次生林生境中,该退耕地于 20 世纪 70 年代末退耕还林;清塘铺镇金钱松自然种群处于村落风水林中(表 1)。

本研究重点研究区域为林家塘村,其坐落在草山岗山腰,海拔 800~1 000 m,气候温和,光照充足,自然景观优美,是临安区著名的传统村落之一。林家塘村历史 300 余年,人口 100 余户,共计 360 余人,主体民族为汉族,主体家族为林氏,目前全村主要经济来源为经营农家乐,其次为售卖竹笋和茶叶。林家塘村拥有除自然保护区之外最大

表 1 金钱松自然种群分布地及生境  
Table 1 Locations and habitats of *Pseudolarix amabilis* natural populations

分布地 Location	生境类型 Type of habitat
天目山国家级自然保护区 Tianmu Mountain National Nature Reserve	天然林 Natural forests
林家塘村 Linjiatang Village	村落风水林,毛竹林 Village Fengshui forests, bamboo forests
茅镬古村 Maohuo Village	村落风水林,毛竹林 Village Fengshui forests, bamboo forests
双联村 Shuanglian Village	退耕地次生林 Abandoned farmland secondary forests
清塘铺镇 Qingtangpu Town	村落风水林 Village Fengshui forests

的金钱松自然种群,种群核心分布区位于林家塘村村落风水林,已形成金钱松古树群,被列为金钱松省级重点保护小区,其全称为林家塘金钱松省级重点保护小区(图 1)。

### 1.2 研究方法

1.2.1 群落样方调查 金钱松自然种群 5 个分布地共设置 26 个样方,样方面积设置为 20 m × 20 m 或 20 m × 30 m。采用每木调查法调查高度 ≥ 1.3 m 的所有木本植物,记录其物种名、高度(H, m)和胸径(DBH, cm);高度 < 1.3 m 的木本植物记录物种名、高度和盖度(%)。在每个调查样方内设立 5 m × 5 m 的金钱松幼苗(H < 1.3 m)样方,测量每株幼苗的高度。同时记录各样方的经纬度、海拔、坡向和坡度等。本研究将 H < 1.3 m 定为幼苗,1.3 m ≤ H ≤ 8 m 定为幼树, H > 8 m 定为成年个体。

1.2.2 金钱松保护行为和干扰程度调查 金钱松自然种群保护行为和干扰程度的相关信息主要通过社区访谈获取,其次还结合调查人员实地观察,以全面收集相应信息。在金钱松自然种群的每个分布地采用关键人物访谈法(访谈人数 3~5 人),针对每个分布地每种生境类型的金钱松保护行为和干扰方式进行半结构式访谈。在关键人物的选择上,因各个分布地情况不同,关键人物的选择也不尽相同,如在天目山国家级自然保护区处选择的关键人物为该保护区管理人员,而在林家塘村选择的关键人物为当地风水先生后代(该村风水林先生已经去世)、村委会成员以及传统知识渊博

的老人。完成社区访谈后,结合实地观察结果,总结每种生境类型金钱松自然种群的人为干扰程度。需要提及的是,金钱松自然种群人为干扰程度的高低是相对的,源于各个生境类型人为干扰程度的相互比较。

### 1.2.3 林家塘村金钱松村落风水林留存原因调查

林家塘村金钱松村落风水林的留存原因同样采用社区访谈进行调查,采用关键人物访谈法对林家塘村风水先生后代(1人)、村委会成员(1人)和传统知识渊博的老人(3人)进行了半结构式访谈。此外,还通过抽样访谈的方式对林家塘村金钱松村落风水林的用途等信息进行了收集。林家塘村村民100余户,本研究按30%抽取30户进行访谈,每户1~3人被集中访谈,最后汇总为一份有效问卷,共收集到30份有效问卷。

## 2 结果与分析

### 2.1 金钱松种群结构

不同生境金钱松自然种群径级结构不同,具体如下:天然林中金钱松种群的径级分布不连续,胸径分布范围为10~115 cm,大径级个体占优势,缺失径级在0~10 cm段的个体(图2:A);村落风水林中金钱松种群径级分布呈现“L型”,属于典型的生长型种群,径级在0~10 cm段的个体数最多,胸径小于40 cm以下的植株数量占整个种群个体数量的67%,最大个体胸径可达127.7 cm(图2:B);退耕地次生林中的金钱松种群径级分布均匀,但以0~30 cm径级个体为主,且胸径整体较小,最大径级个体未超过60 cm(图2:C);毛竹林中金钱松径级分布不连续,存在多个空缺,径级在0~10 cm和110~120 cm段的个体缺失,以20~40 cm径级个体为主(图2:D)。

不同生境金钱松自然种群幼苗密度不同,具体如下:天然林中金钱松幼苗密度较低,每平方米约0.44株;村落风水林中幼苗更新良好,密度较高,每平方米约5.4株;退耕地次生林中幼苗密度较低,每平方米约0.81株;毛竹林中幼苗密度也较低,每平方米约0.98株(图3)。

### 2.2 金钱松保护行为和干扰程度

不同生境间金钱松自然种群保护行为和干扰程度均不同,具体如下:天然林生境,金钱松种群主要分布在天目山国家级自然保护区沟谷两侧斜

坡和沟谷向山脊的地形变换线上,生境稳定性相对较差,存在一定的自然干扰,林下阔叶树种较多,该生境划定了自然保护区,对保护区内种群进行严格保护,修建围栏,严格杜绝人为干扰,人为干扰强度和频度低;村落风水林生境,金钱松种群分布在村落周围,或在房前屋后,或在水源、祖先墓地周围,林下光环境良好,生境相对稳定,该生境由当地村民自主管理,存在适度林木间伐或林冠层修剪,严禁剧烈人为干扰活动,同时多数村落风水林禁止破坏幼树,几乎所有大径级个体均列入古树名木进行保护,人为干扰强度和频度适中;退耕地次生林生境,金钱松种群分布于山腰沟谷两侧的退耕地,退耕地位于远离村庄的高山缓坡,该群落处于快速演替过程中,林下阔叶树种较多,该生境远离村庄,当地村民罕至,人为干扰强度和频度低;毛竹林生境,金钱松种群零散分布于毛竹林中,位于耕地或近村落的中山缓坡,毛竹林密度极高,林下的光环境差,地被层凋落物较厚,该生境存在周期性的竹笋收割以及成竹砍伐等活动,人为干扰强度和频度高。

### 2.3 林家塘村金钱松村落风水林留存原因

林家塘村金钱松自然种群核心分布区是典型的村落风水林,该村落风水林为水口林(位于村落水口处的风水林)、墓地林、阳基树(房屋周围的大树在当地称为“阳基树”)三层含义叠加的金钱松林,其所属权为集体所有,未随经济和林业政策变化而变化(图4:A,C,D)。该村落风水林金钱松古树林立,如今更是被打造成金钱松公园,是该地著名旅游景点之一(图4:B,E)。村落风水林中允许收集薪柴及其他资源(如药材等),但是不允许破坏其中的大径级个体,这主要是因为“阳基树”的禁忌文化。整体而言林家塘村的村落风水林先作为阳基树,后因水源涵养及祖先墓地得以留存至今。值得一提的是,虽然该村落风水林有三重含义,但是水口林是当地村民最重视的含义,其次才是阳基树及墓地林等含义,这是因为该村在未通自来水之前,位于金钱松村落风水林的两口古井是该村唯一水源,与整个村子的生产生活关系密切(表2)。

## 3 讨论

### 3.1 村落风水林对金钱松的保护作用

本研究发现不同生境中的干扰程度是影响金



图 1 林家塘村金钱松自然种群核心分布区

Fig. 1 Central distribution area of *Pseudolarix amabilis* natural populations in Linjiatang Village

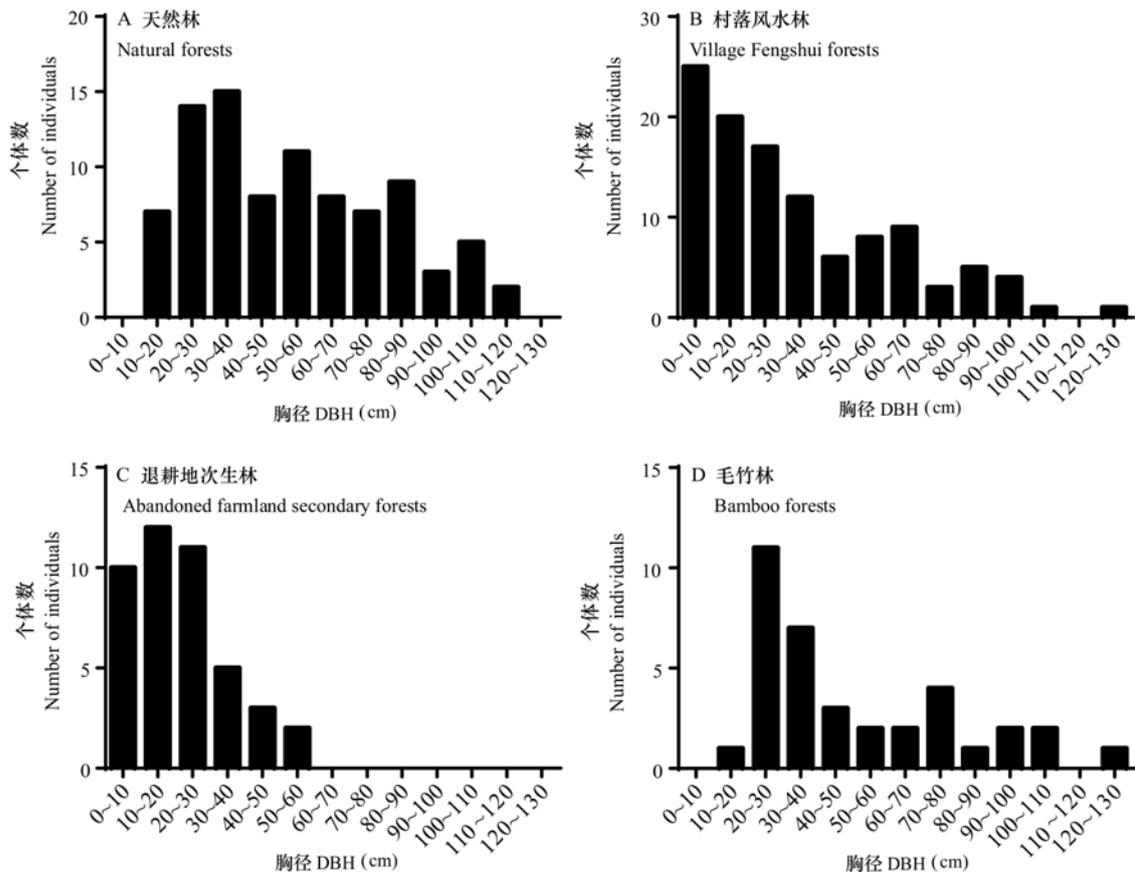
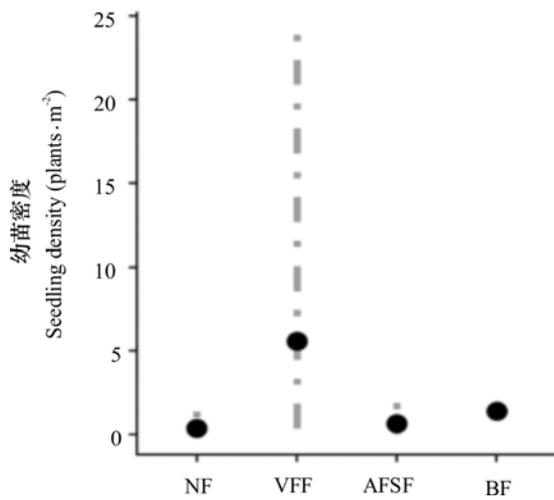


图 2 不同生境金钱松自然种群个体径级结构分布

Fig. 2 Distributions of DBH class for *Pseudolarix amabilis* natural population individuals in different habitats



NF. 天然林; VFF. 村落风水林; AFSF. 退耕地次生林; BF. 毛竹林。

NF. Natural forests; VFF. Village Fengshui forests; AFSF. Abandoned farmland secondary forests; BF. Bamboo forests.

图 3 不同生境金钱松自然种群幼苗密度

Fig. 3 Seedling densities of *Pseudolarix amabilis* natural populations in different habitats

钱松种群更新和维持的重要因素,相对而言,村落风水林的生境更利于金钱松种群的更新,而其他三类生境均对其种群更新有一定的抑制作用。这是因为金钱松是一种喜光需水型物种,但是与阔叶树种相比,金钱松在光照和水分的获取中又处于竞争劣势(Yang & Christian, 2013; Zhou et al., 2022)。因此,金钱松更新需要适度干扰产生的林窗和林缘等异质生境,以平衡种间竞争劣势造成的负面影响(Tang et al., 2013; Song et al., 2019; Zhou et al., 2022)。金钱松自然种群所在的四类生境中,天然林和退耕地次生林中金钱松群落的伴生树种包含大量阔叶树种(Yang & Christian, 2013; Zhou et al., 2022),在干扰程度较低的情况下,金钱松幼苗在林下竞争中处于明显劣势,目前能够发现的幼苗个体较少,其后续的更新可能会面临困难。毛竹林存在周期性的竹笋采集和成竹砍伐活动,使得金钱松幼苗面临高强度和频度的地表干扰,导致大量幼苗在人为干扰下死亡,严重阻碍了幼苗建成;此外,竹林的高郁闭度限制了林下的光环境,同样抑制了幼苗在早期阶段的存活

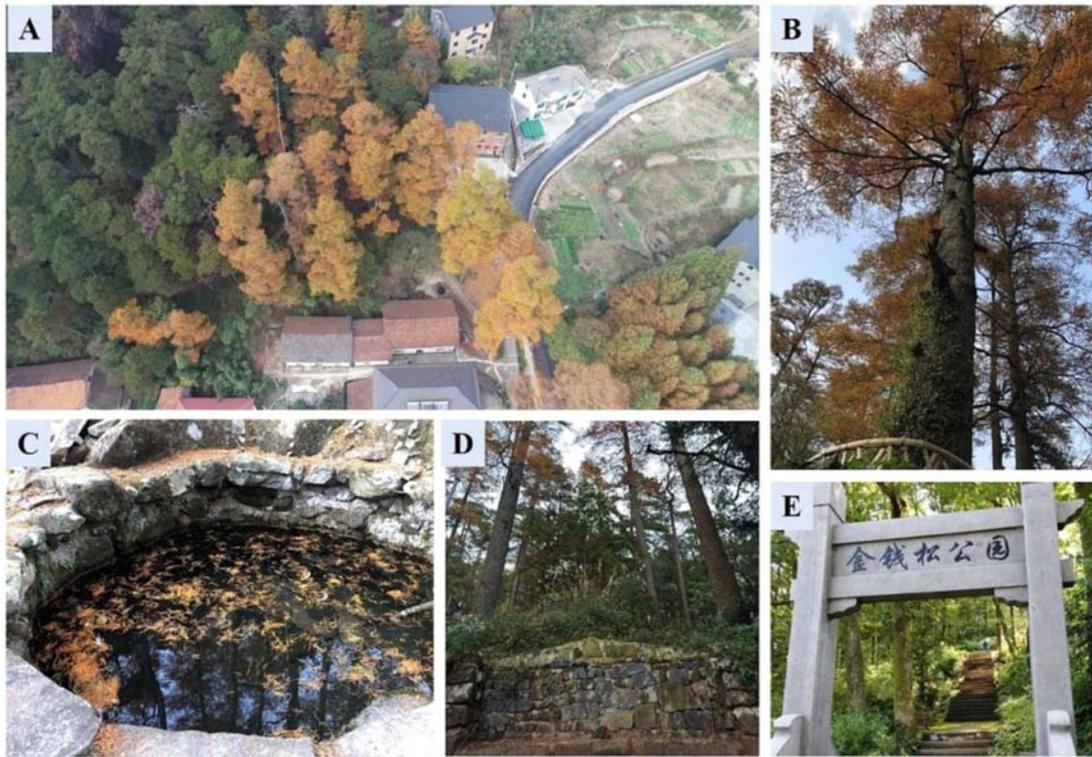


图 4 林家塘村金钱松村落风水林外貌(A)及其内部古树(B)、古井(C)、古墓(D)和旅游步道(E)

Fig. 4 Physiognomy of *Pseudolarix amabilis* Fengshui forest in Linjiatang Village (A) and its interior landscapes of heritage trees (B), ancient well (C), ancient tombs (D) and tourist trails (E)

表 2 林家塘村金钱松村落风水林的用途  
Table 2 Uses of *Pseudolarix amabilis* Village Fengshui forest in Linjiatang Village

用途 Use	出现频次 Frequency
涵养水源 Water conservation	12
风景 Good scenery	7
防风 Wind proofing	4
保护村庄 Village protection	3
村落象征 Village symbol	2
防洪 Flood control	2
净化空气 Air purification	2
生态环境 Ecological environment	2
旅游资源 Tourism resource	1
休憩场所 Rest place	1
阳基树 Yangji tree	1
药用资源 Medicinal resource	1

(许绍远等, 1982; 余树全等, 2003)。相对而言, 村落风水林中适度的人为干扰, 有效消除了金钱松种间竞争劣势, 同时创造了异质性环境, 改善了林下光环境, 从而促进了金钱松种群的更新和维持。综上所述, 村落风水林生境的保护和管理模式是金钱松自然种群保护的绝佳模式。

除金钱松外, 风水林还为许多其他珍稀濒危树种提供了生境, 如鹅掌楸 (*Liriodendron chinense*)、黄梅秤锤树 (*Sinojackia huangmeiensis*)、楠木 (*Phoebe zhennan*)、南方红豆杉 (*Taxus wallichiana* var. *mairii*) 及银杏 (*Ginkgo biloba*) 等 (姜金华和张华海, 2011; Tang et al., 2012, 2013; 王世彤等, 2018)。这些珍稀濒危树种自然种群分布零散, 当前建立的自然保护区难以完全覆盖, 风水林恰好在自然保护区空缺处对这些珍稀濒危树种起到了保护作用 (Tang et al., 2012, 2013; 王世彤等, 2018)。由此可见探究风水林珍稀濒危植物保护模式的重要性。然而, 风水林对不同珍稀濒危树种发挥的保护效用不同, 需要更多针对不同珍稀濒危树种的研究, 以总结风水林珍稀濒危植物保护模式的共性。

### 3.2 林家塘村金钱松村落风水林保护和管理模式

3.2.1 基于信仰禁忌的保护形式 中国的传统文化内涵丰富多样, 在自然环境和社会发展中受风水思想的影响, 自发形成了一种复杂的社会文化

现象——信仰禁忌 (Colding & Folke, 2001; Hu et al., 2011; Chen et al., 2018)。口口相传的传统信仰认为破坏村落风水林将受到神灵惩罚, 会遭至不幸, 而保护村落风水林将会带来好运 (Huang et al., 2020)。这种信仰及禁忌文化在林家塘村环境和生物多样性保护中起到十分重要的作用, 甚至是法律法规所不能及的积极作用 (Yuan & Liu, 2009; Hu et al., 2011; Tang et al., 2012, 2013)。本研究中可从水口林、墓地林和阳基树三方面出发解释信仰及禁忌文化对林家塘村村落风水林的保护作用: (1) 林家塘村村落风水林中金钱松主要分布于该村一口古井四周, 金钱松种群更新良好, 植株长势旺盛, 而古井至今仍被该地村民使用, 即托护了村落生气, 同时也在涵养水源和调节微气候等方面起到了重要作用 (王婷, 2014; Cheung & Hui, 2018), 从而造就了金钱松与当地村民互利共生的和谐发展状态; (2) 林家塘村村落风水林林下有多座古墓, 均为林氏先祖 (林家塘村主体氏族), 对于墓地风水林, 当地村民认为对其保护可以荫蔽后代, 有家族兴旺的寓意 (程俊等, 2009); (3) 关于阳基树的禁忌文化也使得林家塘村村落风水林中的古树个体被严格保护, 当地流传着多个关于破坏阳基树遭受报应的故事, 并且这种“报应”不仅针对个人, 还会累及子孙后代, 这对村民的行为具有强大的约束力。以上这些源于村民内心的信仰崇拜, 使得其自主参与保护金钱松村落风水林的意愿更强烈, 使该分布地金钱松种群得到了有效的保护。这种基于传统信仰对林木保护的方式在该地区生物多样性保护中具有重要价值。

本研究中村落风水林基于信仰禁忌的保护形式, 与世界上其他地区的自然圣境类似。虽然不同地区自然圣境类型不同 (发挥作用的文化类型不同), 如意大利中部、希腊西北部以及埃塞俄比亚中部和北部的教堂林, 土耳其伊斯坦布尔、德国柏林的公墓林, 中国西藏的神山圣林, 中国西双版纳的竜山以及本研究中的村落风水林等 (Salick et al., 2007; Frascaroli, 2013; Aerts et al., 2016; Frascaroli et al., 2016; Kowarik et al., 2016; Yilmaz et al., 2018), 但是所有的自然圣境都是建立在传统文化信仰基础上的民间自然保护地 (Verschuuren et al., 2010)。这些传统文化使得当地社区居民拥有强烈的保护当地自然圣境的意愿, 较之外部施加的保护措施, 这样以当地社区为

主要参与者的保护形式自然更加有效。本研究中村落风水林对金钱松自然种群的有效保护更是为此提供了强有力的实证。

3.2.2 基于经济发展的保护形式 林家塘村村落风水林留存着 180 余株包括金钱松在内的古树,该古树群被临安区政府立牌保护。随着旅游业的兴起,该古树群作为林家塘村的新徽章吸引了大量游客。加之金钱松为典型彩叶树种,树干高大挺拔,树姿整齐优美,秋季针叶由嫩绿色变成金黄色,成为大山深处一道亮丽的风景线,四面八方的游客慕名而来。为了保护金钱松和吸引游客,在当地政府与村民的共同参与下,林家塘村已建成金钱松观赏主题公园——金钱松公园。林家塘村旅游业的发展不仅提高了当地村民的收入水平,也潜移默化地促进了村民对金钱松村落风水林的保护。

林家塘村金钱松村落风水林受到村民的自发保护,在长期的共存过程中形成了相互依赖的关系。林家塘村通过发挥保护对象金钱松的本身属性特点,打造金钱松为主题的特色旅游产业。一方面,建立了区域特色的旅游产业,形成了当地典型的植物文化名片,同时推广了珍稀濒危植物金钱松的保护与宣传,具有重大的教育意义。另一方面,基于金钱松特色观光旅游发展农家乐产业,促进了农村地区的传统农业向新型旅游业的转型,在提高村民收入的同时解决了村民就业问题,有效推动社区经济发展,提升了村民参与保护的积极性。这种物种保护与社区发展双赢的协同发展模式,是珍稀濒危物种保护的一种成功范例。

## 4 结论

本研究系统探索了村落风水林对金钱松自然种群的有效保护模式。在漫长的历史进程中,村落风水林承载的风水与禁忌文化使得金钱松自然种群被当地村民严格保护;在近期乡村振兴的背景下,村落风水林中金钱松自然种群作为优质的景观资源为乡村旅游业提供了较大助力,这也进一步促进了当地村民对金钱松自然种群的保护。整体而言,村落风水林的保护和管理模式是金钱松自然种群保护与社区发展双赢的协同发展模式,可为类似的分布于人类聚居区的珍稀濒危植物的保护提供参照。

## 参考文献:

- AERTS R, VAN OVERTVELD K, NOVEMBER E, et al., 2016. Conservation of the Ethiopian church forests: Threats, opportunities and implications for their management [J]. *Sci Total Environ*, 551/552: 404–414.
- CHEN BX, COGGINS C, MINOR J, et al., 2018. Fengshui forests and village landscapes in China: Geographic extent, socioecological significance, and conservation prospects [J]. *Urban For Urban Green*, 31: 79–92.
- CHEUNG J, HE F, LIU Y, 2009. Progress of the research on geomantic forests of Lingnan Village [J]. *Chin Land Arch*, 25(11): 93–96. [程俊, 何昉, 刘燕, 2009. 岭南村落风水林研究进展 [J]. *中国园林*, 25(11): 93–96.]
- CHEUNG LTO, HUI DLH, 2018. Influence of residents' place attachment on heritage forest conservation awareness in a peri-urban area of Guangzhou, China [J]. *Urban For Urban Green*, 33: 37–45.
- COLDING J, FOLKE C, 2001. Social taboos: "Invisible" systems of local resource management and biological conservation [J]. *Ecol Appl*, 11(2): 584–600.
- DUDLEY N, BHAGWAT S, HIGGINS-ZOGIB L, et al., 2010. Conservation of biodiversity in sacred natural sites in Asia and Africa: a review of the scientific literature [M]. London: Earthscan.
- FRASCAROLI F, 2013. Catholicism and conservation: The potential of sacred natural sites for biodiversity management in Central Italy [J]. *Hum Ecol*, 41(4): 587–601.
- FRASCAROLI F, BHAGWAT S, GUARINO R, et al., 2016. Shrines in Central Italy conserve plant diversity and large trees [J]. *Ambio*, 45(4): 468–479.
- 国家林业和草原局, 农业农村部, 2021. 2021 年第 15 号公告: 国家重点保护野生植物名录 [EB/OL]. <https://www.forestry.gov.cn/c/www/lczc/10746.jhtml>.
- HU L, LI Z, LIAO WB, et al., 2011. Values of Village Fengshui Forest patches in biodiversity conservation in the Pearl River Delta, China [J]. *Biol Conserv*, 144(5): 1553–1559.
- HUANG L, TIAN LJ, ZHOU LH, et al., 2020. Local cultural beliefs and practices promote conservation of large old trees in an ethnic minority region in southwestern China [J]. *Urban For Urban Green*, 49: 126584.
- JIANG JH, ZHANG HH, 2011. Study on rare and endemic plant resources of Jianhe County in Guizhou [J]. *Seed*, 30(12): 58–61. [姜金华, 张华海, 2011. 贵州剑河县珍稀及特有植物种类资源研究 [J]. *种子*, 30(12): 58–61.]
- KOWARIK I, BUCHHOLZ S, VON DER LIPPE M, et al., 2016. Biodiversity functions of urban cemeteries: Evidence from one of the largest Jewish cemeteries in Europe [J].

- Urban For Urban Green, 19: 68–78.
- LÜ Z, 2022. Meeting China's "3030 Goal" on biodiversity conservation [J]. *Frontiers*, 11(4): 24–34. [吕植, 2022. 中国生物多样性保护与“3030 目标” [J]. *人民论坛·学术前沿*, 11(4): 24–34.]
- PAN XJ, 2000. Investigation on natural forest of *Pseudolarix amabilis* in Yixian [J]. *J Zhejiang For Sci Technol*, 20(5): 20–24. [潘新建, 2000. 黟县金钱松天然林的调查研究 [J]. *浙江林业科技*, 20(5): 20–24.]
- SALICK J, AMEND A, ANDERSON D, et al., 2007. Tibetan sacred sites conserve old growth trees and cover in the eastern Himalayas [J]. *Biodivers Conserv*, 16(3): 693–706.
- SONG YG, PETITPIERRE B, DENG M, et al., 2019. Predicting climate change impacts on the threatened *Quercus arbutifolia* in montane cloud forests in southern China and Vietnam: Conservation implications [J]. *For Ecol Manag*, 444: 269–279.
- STARA K, TSIKIRIS R, WONG JLG, 2015. The trees of the sacred natural sites of Zagori, NW Greece [J]. *Landscape Res*, 40(7): 884–904.
- TANG CQ, YANG YC, OHSAWA M, et al., 2012. Evidence for the persistence of wild *Ginkgo biloba* (Ginkgoaceae) populations in the Dalou mountains, southwestern China [J]. *Am J Bot*, 99(8): 1408–1414.
- TANG CQ, YANG YC, OHSAWA M, et al., 2013. Survival of a tertiary relict species, *Liriodendron chinense* (Magnoliaceae), in southern China, with special reference to village fengshui forests [J]. *Am J Bot*, 100(10): 2112–2119.
- TEATHER EK, CHOW CS, 2000. The geographer and the Fengshui practitioner: so close and yet so far apart? [J]. *Aust Geogr*, 31(3): 309–332.
- VERSCHUUREN B, WILD R, MCNEELEY J, et al., 2010. Sacred natural sites: Conserving nature and culture [M]. London: Earthscan.
- WANG CH, 2014. Study on natural community characteristics and population dynamics of *Pseudolarix amabilis* in Tianmu Mountain of Zhejiang [D]. Hangzhou: Zhejiang A & F University. [王晨晖, 2014. 浙江天目山金钱松自然群落特征及种群动态研究 [D]. 杭州: 浙江农林大学.]
- WANG ST, WU H, LIU MT, et al., 2018. Community structure and dynamics of a remnant forest dominated by a plant species with extremely small population (*Sinojackia huangmeiensis*) in central China [J]. *Biodivers Sci*, 26(7): 749–759. [王世彤, 吴浩, 刘梦婷, 等, 2018. 极小种群野生植物黄梅秤锤树群落结构与动态 [J]. *生物多样性*, 26(7): 749–759.]
- WANG T, 2014. The study of Shuikou culture in Huizhou ancient village [D]. Hefei: Anhui University. [王婷, 2014. 徽州古村落的水口文化研究 [D]. 合肥: 安徽大学.]
- WU Y, CAO JW, ZHOU GY, et al., 2012. Study on dominant population of *Pseudolarix amabilis* community in Hengshan mountain, Hunan Province [J]. *J Cent S Univ For Technol*, 32(11): 85–88. [吴毅, 曹基武, 周国英, 等, 2012. 湖南衡山优势种群金钱松群落研究 [J]. *中南林业科技大学学报*, 32(11): 85–88.]
- XIE CP, NAN CH, YIN XG, et al., 2018. Study on community characteristics of *Pseudolarix amabilis* in Anji County of Zhejiang Province [J]. *J Plant Resour Environ*, 27(1): 91–99. [谢春平, 南程慧, 伊贤贵, 等, 2018. 浙江安吉金钱松群落特征研究 [J]. *植物资源与环境学报*, 27(1): 91–99.]
- XU SY, HUANG WF, YANG QP, et al., 1982. Discussion on some problems of seedling raising of *Pseudolarix amabilis* [J]. *J Zhejiang For Sci Technol*, 11(1): 1–2. [许绍远, 黄婉芳, 杨企平, 等, 1982. 金钱松育苗若干问题探讨 [J]. *浙江林业科技*, 11(1): 1–2.]
- YANG Y, CHRISTIAN T, 2013. *Pseudolarix amabilis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T34196A2850347 [R]. [2023–08–09]. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T34196A2850347.en>.
- YILMAZ H, KUSAK B, AKKEMIK U, 2018. The role of Asiyan cemetery (Istanbul) as a green urban space from an ecological perspective and its importance in urban plant diversity [J]. *Urban For Urban Green*, 33: 92–98.
- YU SQ, JIANG CQ, LI CH, et al., 2003. The effects of human disturbance on species diversity of *Phyllostachys praecox* grove [J]. *For Res*, 16(2): 196–202. [余树全, 姜春前, 李翠环, 等, 2003. 人为经营干扰对人工雷竹林下植被多样性的影响 [J]. *林业科学研究*, 16(2): 196–202.]
- YUAN J, LIU J, 2009. Fengshui forest management by the Buyi ethnic minority in China [J]. *For Ecol Manag*, 257(10): 2002–2009.
- ZENG J, YI C, LIU YG, 2018. Investigation and analysis of Village Fengshui Forest in Jizhou District [J]. *Contemp Hortic*, (7): 77–80. [曾君, 易超, 刘银苟, 2018. 吉州区村落风水林调查与分析 [J]. *现代园艺*, (7): 77–80.]
- ZHANG JB, WANG XT, 2021. Countermeasures for realizing therural ecological revitalization [J]. *J Chin Univ Geosci (Soc Sci Ed)*, 21(2): 152–156. [张俊飏, 王学婷, 2021. 乡村生态振兴实现路径的对策思考 [J]. *中国地质大学学报(社会科学版)*, 21(2): 152–156.]
- ZHOU LH, HUANG L, JIN C, et al., 2022. Fengshui forests as a conservation paradigm of the golden larch in China [J]. *For Ecol Manag*, 520: 120358.

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202302006

李才慧, 徐爽, 2023. 生物多样性保护背景下云南省野生食用菌产业可持续发展探讨 [J]. 广西植物, 43(8): 1446–1456.  
LI CH, XU S, 2023. Exploring the sustainable development of wild edible fungus industry in Yunnan Province under the background of biodiversity conservation [J]. *Guihaia*, 43(8): 1446–1456.



## 生物多样性保护背景下云南省野生 食用菌产业可持续发展探讨

李才慧, 徐爽\*

(中央民族大学法学院, 北京 100081)

**摘要:**《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》要求坚持生物多样性保护和可持续维持机制的原则, 探寻“人与自然和谐共生”美好愿景的实现路径。云南拥有全国乃至全球都极为丰富的野生食用菌资源, 形成了独特的“食用菌文化”。然而, 随着天然菌类产品越来越受欢迎, 野生食用菌的采集销售量大增、产值高涨, 背后潜藏野生食用菌数量锐减, 部分野生食用菌类群处于濒危、易危的境地。该研究在调查云南野生食用菌资源保护利用现状的基础上, 梳理了国家和地方的相关法律法规及政策文件。人们的生态保护意识薄弱、无序采集、乱采、滥采等因素都危及野生食用菌资源的生存和发展; 与此同时, 相关产业标准的缺失也极大阻碍了云南野生食用菌产业的发展。鉴于此, 该文提出以下三点建议: (1) 加快野生食用菌资源保护与发展的专门立法, 不能停留在目前碎片化或者混同化的立法状态, 也不能只满足于本地的政策性保护。(2) 构建野生食用菌采集、销售(包括国际贸易)、加工、运输等标准体系, 对野生食用菌进行分类分级精准保护, 尤其对采集国家保护类群应当逐步建立起采集许可证体系。(3) 强化全产业链技术支撑, 推进野生食用菌种质保藏、人工培育、精深加工等科技体系建设。期望该研究有助于野生食用菌的采集、加工和流通有标准可依, 资源的保护利用有政策可查, 并为野生食用菌的保护、利用和产业可持续发展提供支撑和保障。

**关键词:** 生物多样性保护, 野生食用菌, 产业化, 可持续发展, 法律规范

中图分类号: Q94 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1446-11

## Exploring the sustainable development of wild edible fungus industry in Yunnan Province under the background of biodiversity conservation

LI Caihui, XU Shuang\*

(Law School, Minzu University of China, Beijing 100081, China)

**Abstract:** Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework requires adherence to the principles of biodiversity conservation and sustainable maintenance mechanisms, exploring the path for realizing the beautiful vision of “coexisting

收稿日期: 2023-04-20

基金项目: 国家自然科学基金国际合作项目(31761143001); 国家自然科学基金面上项目(31870316); 生态环境部生物多样性调查评估项目(2019HJ2096001006)。

第一作者: 李才慧(1999-), 硕士研究生, 研究方向为宪法学、民族法学, (E-mail)2949590557@qq.com。

\*通信作者: 徐爽, 博士后, 副教授, 研究方向为宪法学、民族法学, (E-mail)xushuang@muc.edu.cn。

harmoniously with nature.” Yunnan has extremely rich wild edible fungus resources, forming a unique “edible fungus culture.” In order to improve people’s ecological conservation awareness, to promote the survival and development of wild edible fungus resources, and to further promote the development of Yunnan’s wild edible fungus industry, we investigated the current status of protection and utilization of Yunnan’s wild edible fungus resources based on the sorting of relevant laws and regulations and policy documents at both the national and local levels through the literature review and questionnaire survey. With the increasing popularity of natural mushroom products, the production and output value of wild edible fungus have increased significantly, but the number of wild edible fungus has sharply reduced, and some wild edible fungus populations are in a state of endangered and vulnerable. Weak ecological conservation awareness, disorderly collection, and other factors all endanger the survival and development of wild edible fungus resources. Meanwhile, the lack of relevant industry standards also greatly hinders the development of wild edible fungus industry in Yunnan. In view of the above problems, we propose the following suggestions: (1) To accelerate the special legislation for protection and development of wild edible fungus resources, not staying in the current fragmented or confused legislative state, and not only satisfying local policy protection. (2) To construct a standard system for wild edible fungus collection, sales (including international trade), processing, transportation, etc., accurately protecting wild edible fungus, especially for the collection of nationally protected populations, a collection license system should be gradually established. (3) To strengthen the technical support for the whole industry chain and to promote the construction of science and technology systems, such as wild edible fungus germplasm preservation, artificial cultivation, and advanced processing. This study is expected to push forward the further supplement and improvement of the standards for wild mushroom collection, processing and circulation, and the policies for protection and utilization of resources, and provide the support and guarantee for protection, utilization and sustainable development of wild mushroom industry.

**Key words:** biodiversity conservation, wild edible fungus, industrialization, sustainable development, legal regulation

联合国《生物多样性公约》第十五次缔约方大会(COP15)第一阶段会议于2021年通过了《昆明宣言》,第二阶段会议于2022年就《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》达成一致,在人类面临多种环境问题的背景下,强调生物多样性保护与可持续发展。2023年中央一号文件强调,要培育壮大食用菌产业,加快农业农村现代化(中共中央国务院,2023)。作为我国生物多样性最丰富的省份之一,云南拥有丰富的野生食用菌资源(陈勋儒,2019),为了加强野生食用菌生物多样性保护和发挥云南得天独厚的食用菌资源环境优势促进农业经济发展,云南省人民政府办公厅2020年出台了《云南省加快食用菌产业发展的指导意见》,对云南野生食用菌的产业化发展做出规划,明确要求加快食用菌产业转型升级,提升产品品质、扩大栽培规模,到2022年全省食用菌农业产值达400亿元、综合产值达1000亿元(云南省人民政府办公厅,2020)。

与此同时,学界在野生食用菌资源保护和产业可持续发展研究方面也取得了丰硕成果。野生食用菌的生物多样性资源保护是产业发展的基

础,臧穆等(2005)通过属种、菌类分布等对云南食用菌生物多样性进行考察并提出保林育菌、合理采集的资源保护建议。于富强和刘培贵(2005)通过对云南林下野生食用菌资源的调查研究,提出消费需求的增加、生存环境的破坏导致交易的野生食用菌种类和数量逐年下降,应通过加大投入、菌林共生等途径予以保护。杨祝良(2002)提出在开发过程中应防止野生食用菌资源过度采集,要采取有效统一管理,合理适度采集,有计划地限制性开发。在产业发展方面,张琳等(2021)认为需要有关部门结合食用菌产业发展特点,在资金需要和金融服务等方面制定促进产业发展的金融服务体系;主张云南应建立区域公用食用菌品牌,并形成多方利益共担共享机制(张琳等,2022)。刘韵然等(2022)通过对美国拒绝进口和进口预警的食用菌产品情况进行分析,指出出口食用菌存在杂质、微生物超标、农药残留超标等问题。普秋榕和王红漫(2018)则从食品安全监管方面分析云南食用菌产业的出口,指出野生菌安全标准体系不完善、生产加工企业食品安全保障能力低、供应链风险大、溯源难等问题。邵丽梅等(2022)通过分

析松口蘑产业标准与技术创新的现状,指出保育、保鲜、产品、污染物等标准仍有提升空间。李伯婧(2020)针对野生食用菌法律保护存在的资源开发、品牌专利保护、品种权益保护等不足,提出落实资源开发保护利用法、强化品牌专利权、完善品种权益保护法等建议。

要实现野生食用菌产业高水平的可持续发展,需要通过科学管理和有效规范来保护物种,尤其需要通过法律法规和标准体系,推动野生食用菌资源保护和产业的协同发展。鉴于此,本研究以野生食用菌可持续利用为目的,从云南野生食用菌开发利用入手,探讨以下问题:(1)云南野生食用菌资源开发利用现状、存在问题;(2)野生食用菌资源保护政策法律文件的内容与实施状况;(3)在现有基础上构建野生食用菌产业的可持续发展机制。

## 1 云南野生食用菌资源及产业现状

### 1.1 食用菌资源丰富

食用菌,也称蕈菌、蘑菇,是指能形成大型的肉质(或胶质)子实体(fruiting body)或菌核(sclerotium)类组织并能供人们食用或药用的一类大型真菌,属于真菌界。蕈菌是独特的高等真菌,一生大部分时间以菌丝(hyphae)状态存在于土壤或树木中,只有在繁殖期才会形成子实体,也就是我们采摘的蘑菇。自古以来,蕈菌是许多民族餐桌上的佳肴,在我国生物多样性最为富集的云南,一直有“吃菌”的传统。目前,民众日常生活消费的食用菌主要分为野生食用菌和栽培食用菌两大类(温新荣,2019)。

目前,云南已发现野生菌124科599属2753种,占全国已知大型真菌总数的57.4%,同时拥有一定数量的本地特有物种。全球已知的野生食用菌有2500余种,中国有100余种。云南野生食用菌有900余种,约占世界食用菌种数的36%,约占全国的90%,是重要的野生菌富集地。(杨祝良,2022)。

### 1.2 产量大、产值高

丰富的野生食用菌资源,是云南野生食用菌产业发展的优势条件。根据2021年度全国食用菌统计调查结果,云南全年食用菌产量85.15万吨,同比增长14.01%;产值324.93亿元,同比增长15.53%。其中,野生食用菌自然产量50万吨。云

南野生食用菌产量、产值均居全国第1位,商品野生食用菌占全国的70%以上(中国食用菌协会,2022)。

丰富的野生食用菌资源带来可观的经济收益,是云南人民增收的重要产业,其对人均增收贡献要高于其他种植业。现阶段,云南野生食用菌年贸易量15万~20万吨,占全国野生食用菌市场份额的70%,是云南经济发展的新增长点,小小的野生食用菌撑开了云南人民的致富伞,全省129个县(区、县级市)几乎都有可采的野生食用菌,受益人数超千万,解决了十多万人的就业问题(杨祝良,2022)。

## 2 云南野生食用菌保护和产业发展存在的主要问题

### 2.1 生物多样性受损、资源破坏严重

野生食用菌色味俱佳且富有较高的营养价值和经济价值,随着采集、加工、贸易的活跃,对野生食用菌物种及其生态环境造成了很大影响(姚一建,2020)。根据《中国生物多样性红色名录——大型真菌卷》(以下简称《红色名录》)显示,云南假地舌菌(*Hemiglossum yunnanense*)近130年未重新发现,疑似灭绝,云南分布的野生食用菌有1种濒危,16种易危(表1)(生态环境部 中国科学院,2018)。

其中,巨孢奇块菌(*Paradoxa gigantospora*)由于遭受人类过度采挖,生存状况面临严重威胁,处于濒危状态。攀枝花块菌(*Tuber panzhihuanense*)和中华夏块菌(*T. sinoaestivum*)等块菌由于过度采挖、采挖方式不良,种群数量和成熟个体数量受到严重影响。冬虫夏草(*Ophiocordyceps sinensis*)和老君山线虫草(*O. laojunshanensis*)受环境气候变化、过度采挖和子实体成熟散发孢子前不良采挖的影响,数量减少且分布范围不断萎缩。受人类采挖的影响,部分近危野生食用菌种的生存受到一定威胁,若不及时采取措施进行保护,极有可能在短时间内处于易危、濒危甚至极危等状态。干巴菌(*Thelephora ganbajun*)、松口蘑(*T. matsutake*)等部分物种无法人工栽培,主要依赖野生资源,但野生资源有限,种群资源的减少显著,达到易危等级。根据评估显示,受威胁的食药菌占大型担子菌

表 1 《红色名录》濒危、易危的云南野生食用菌种类及其分布

Table 1 Endangered and vulnerable Yunnan wild edible fungus species and their distribution in the "Red List"

等级 Grade	种名 Species	价值 Value	云南分布区域 Yunnan distribution area
濒危 Endangered	巨孢奇块菌 <i>Paradoxa gigantospora</i>	食用 Edible	永仁等地 Yongren and other places
易危 Vulnerable	西藏羊肚菌 <i>Morchella tibetica</i>	食药 Edible and medicinal	滇西北等地 Northwest Yunnan and other places
	老君山线虫草 <i>Ophiocordyceps lajunshanensis</i>	食药 Edible and medicinal	文山州等地 Wenshan Prefecture and other places
	冬虫夏草 <i>O. sinensis</i>	食药 Edible and medicinal	丽江、中甸、德钦等高山地带 High mountainous areas such as Lijiang, Zhongdian and Deqin
	会东块菌 <i>Tuber huidongense</i>	食用 Edible	大理、丽江、会泽等地 Dali, Lijiang, Huize and other places
	印度块菌 <i>T. indicum</i>	食用 Edible	贡山、丽江、东川、楚雄等地 Gongshan, Lijiang, Dongchuan, Chuxiong and other places
	攀枝花块菌 <i>T. panzhihuanense</i>	食用 Edible	曲靖、昭通、会泽、永胜等地 Qujing, Zhaotong, Huize, Yongsheng and other places
	中华夏块菌 <i>T. sinoaestivum</i>	食用 Edible	丽江、昭通、楚雄等地 Lijiang, Zhaotong, Chuxiong and other places
	橙香牛肝菌 <i>Boletus citrifragrans</i>	食用 Edible	贡山、维西、永胜等地 Gongshan, Vixi, Yongsheng and other places
	云南鸡油菌 <i>Cantharellus yunnanensis</i>	食用 Edible	滇中、滇西南、滇西北等地 Central Yunnan, Southwest Yunnan, Northwest Yunnan and other places
	猴头菇 <i>Hericium erinaceus</i>	食药 Edible and medicinal	滇西北等地 Northwest Yunnan and other places
	金耳 <i>Naematelia aurantialba</i>	食药 Edible and medicinal	滇西北等地 Northwest Yunnan and other places
	朱细枝瑚菌 <i>Ramaria rubriattenuipes</i>	食用 Edible	滇中等地 Central Yunnan and other places
	端圆蚁巢伞 <i>Termitomyces tylerianus</i>	食用 Edible	滇中等地 Central Yunnan and other places
	干巴菌 <i>Thelephora ganbajun</i>	食用 Edible	滇南、滇中等地 Southern Yunnan, Central Yunnan and other places
	松口蘑(松茸) <i>Tricholoma matsutake</i>	食药 Edible and medicinal	滇中、滇西北等地 Central Yunnan, Northwest Yunnan and other places
	庐山石耳 <i>Umbilicaria esculenta</i>	食药 Edible and medicinal	

注: 本表根据《中国生物多样性红色名录—大型真菌卷》评估报告, 对所列疑似灭绝、极危、濒危、易危、近危的大型子囊菌、大型担子菌、地衣型真菌三类大型真菌, 根据地理分布和用途, 筛选出云南分布的可食用(食药)大型真菌。

Note: Based on the assessment report of "Red list of China's Biodiversity — Macrofungi", this table screens the edible (food and medicinal) macrofungi distributed in Yunnan according to geographic distribution and usage for the three categories of macrofungi listed as suspected to be extinct, critically endangered, endangered, vulnerable, and near-threatened, namely, large ascomycetes, large tambémomycetes, and lichen-type fungi.

物种的三分之一以上且大部分依靠野生资源,过度、不合理的采挖严重威胁其生存,如松口蘑的采挖大部分在子实体成熟之前,孢子还来不及散发,导致土壤中的菌源不能得到补充,影响其再生能力。《红色名录》显示过度、不合理的采挖以及不良的采挖方式破坏了野生食用菌的再生能力,是威胁野生食用菌资源存续的主要因子(生态环境部和中国科学院,2018)。

同时,根据《国家重点保护野生植物名录》(以下简称《保护名录》),冬虫夏草、松口蘑、中华夏块菌属于国家二级保护植物(国家林业和草原局 农业农村部,2021)。《红色名录》从植物学等角度,进行物种多样性及保护研究,划分出易危、濒危等不同程度需加以保护的野生菌种类;而《保护名录》则是从法规的角度,列出需保护的物种,并规定特殊的保护措施。两者都是野生食用菌保护的重要依据,都指明一定种类的野生食用菌需要采取措施加以保护。

## 2.2 产业发展不规范

野生食用菌产业涉及采集、加工、销售(贸易)等多个环节。现阶段,云南野生食用菌产业在政府的支持和领导下,产值产量有了进一步提升,保育促繁与驯化技术、食用菌标准化建设等产业基础都有了一定突破,但仍存在诸多问题与挑战。

第一,缺乏系统完备的采集规范。采集方式不科学,无序采集、乱采和滥采。受经济效益的驱使,群众无视野生食用菌的资源可持续对野生食用菌的采集简单粗放,采集童菌、破坏菌丝和野生食用菌生长环境,严重影响野生食用菌产量及质量的可持续。据有关人士介绍,2009年怒江贡山的块菌(松露)产量为12~15 t,而2017年已经骤降为1 t左右,可谓是断崖式下降(张良和张黎,2019)。同样,松口蘑主产区香格里拉2019年城区松口蘑市场销售量为700 t,2020年为750 t,2021年降至450 t。

第二,产业链短、附加值低。目前,云南野生食用菌产业主要以鲜货及干制品为主,如松口蘑有鲜品、冷藏(冷冻)、盐水三种产业类型,产业链短。同时缺乏有效的深加工,如背柄紫灵芝(*Ganoderma cochlear*)、灵芝(*G. lucidum*)具有养心安神、滋肝健脾等药用价值,松口蘑具有防癌抗癌的作用,但目前各类食药菌的药用价值未得到有效开发。

第三,缺乏系统完备的产业标准。目前,云南野生食用菌市场一般根据野生食用菌的大小归类划分,不同大小的野生食用菌对应不同价位,缺少野生食用菌依赖极强的产地标识。并且,销售的野生食用菌以鲜品为主,产品种类单一,而国际市场对野生食用菌的需求主要以罐装、盐渍、干品为主,这些产品需执行国际标准,云南乃至国内市场缺少相应的标准对接。此外,在野生食用菌的运输环节,冷链等运输技术及标准缺失,极可能导致运输途中对野生食用菌的污染,破坏其品质;并且部分商家可能以次充好、以假充真,损害消费者权益。这些问题都不利于云南野生食用菌交易市场规范的确立。

## 3 现有法律政策分析

通过对云南野生食用菌资源及其产业现状与问题的分析可知,资源破坏、生物受损、产业发展不规范等问题严重阻碍了野生食用菌资源生物多样性保护,阻碍了野生食用菌产业的可持续发展。其根本原因在于缺乏完备的规范系统,需要相关的规范进行规制监督。在“生物多样性主流化”的背景下,云南野生食用菌的采集、销售(包括国际贸易)、加工运输、培育等多个环节都会涉及并影响其保护与可持续利用,下文将梳理国家法律、地方性法规、规章及政策文件中的相关规定,并在现有规范依据基础上探讨野生食用菌资源开发利用机制的构建。

### 3.1 采集

对野生食用菌的采集,主要涉及采集证、采集行为以及与采集相关的资源保护问题。我国《野生植物保护条例》及附件《国家重点保护野生植物名录》、《云南省森林条例》以及省内野生食用菌供应基地出台的法律政策文件对此都有规定。

3.1.1 《野生植物保护条例》 《野生植物保护条例》及其附件《国家重点保护野生植物名录》显示,部分野生食用菌,如冬虫夏草、松口蘑、中华夏块菌等,属于国家二级保护野生植物。《野生植物保护条例》规定,采集国家二级保护野生植物要有采集证。野生植物行政主管部门负责发放采集证并抄送有关部门备案。规定任何单位和个人在采集国家重点保护野生植物时,应严格遵循采集证确定的采集数量、种类、地点、方法等内容,规范开展

采集活动。各地野生植物行政主管部门应积极开展重点保护野生植物采集监督、检查工作,并将有关情况及时报告上级部门或机构。

3.1.2 《云南省森林条例》 《云南省森林条例》针对本省境内丰富的食用菌资源,作出了专门性规定:对于林下的食用菌资源,各级政府应当制定规划,采取措施,加强保护和管理,合理开发利用食用菌资源。该条例规定采伐林木要有采伐许可证,采集高价值野生植物需要采集证,但野生食用菌是否属于“高价值”野生植物、可否直接适用该条款不可知。该条例第七章规定了损害林木资源导致生态损坏后的各类处罚措施,但对于林下资源野生食用菌的破坏,未规定相应责任。对此,我们建议:云南省可根据境内野生食用菌资源富集的省情,比照具有特殊价值的野生植物资源,采用单列的方式明确规定林下野生食用菌的采集等准入方式,将野生食用菌的保护和利用从源头上纳入科学立法轨道,而不是将其与其他物种资源混同在一起,处于法律规制的“灰色地带”。

3.1.3 云南省地州野生食用菌保护的规范性文件及做法 云南省内根据野生食用菌资源分布、产业发展基础等确立了 77 个野生食用菌保育及供应基地县,县、州也出台了一些保护野生食用菌资源的政策性文件。

2008 年,盛产松口蘑的迪庆藏族自治州就发布了《关于进一步加强松茸资源保护的通知》。该通知通过规定采集前进行科学采集培训、传授采集方法,采集时明确,禁采童菌,规范采集工具,禁喷药物掺异物,采集后经营管理,对不成熟、喷洒农药的松口蘑予以没收并罚款,引导和规范农民采集松口蘑的行为(杨璐敏等,2020),构建松口蘑采集规范体系。2022 年 6 月,迪庆藏族自治州人民政府发布《关于禁止采集、出售、收购、运输松茸童茸和开伞松茸的通告》,对采集和消费童茸和开伞野生食用菌的行为予以禁止,划定采集区、实行轮采轮休、采后回填,并要求各地将该通告内容纳入村规民约,构建村规民约、行政处罚、刑罚相结合的处罚体系。此外,迪庆藏族自治州、丽江市等地人民政府,根据《野生植物保护条例》,对符合条件的企业颁发《国家重点保护野生植物采集证》(松茸采集证),审批规定采集的数量、范围等事项,监管企业在获得许可后的采集行为。与此相类似,楚雄市人民政府发布《松茸采集办法》地方

标准,对采集工具、采集大小、采集后科学留种等进行规范;制定《楚雄市人民政府关于加快林下经济发展的意见》,提出“大力发展资源保育”,积极推广野生食用菌保育技术和措施(楚雄市人民政府,2019)。

迪庆藏族自治州、楚雄市等地关于采集野生食用菌的系列规范对引导民众科学有序采集、监督管理企业采集具有重要作用。在这一方面,对兰花品种的保护也提供了值得借鉴的做法。与野生食用菌过度采集导致濒危、易危类似,过度采收已对西双版纳地区兰花品种的多样性造成严重威胁。有学者建议采取行动阻止:针对观赏性兰花,制定保护政策,鼓励国家或私人进行人工育种,用于商业用途;对于野生药用兰花,建议采取鼓励人工栽培和自然栖息地栽培相结合的政策,减少对野生品种的需求压力(Hong et al., 2015)。目前,“中国野生兰花之乡”湖北黄冈罗田司法部门对用短视频直播非法采挖上万株国家二级保护植物蕙兰等野生兰草并出售的行为,以涉嫌危害国家重点保护植物罪论处。这应引起野生食用菌采集利用的重视。对野生食用菌可采取人工育种和持证采集的分流分级保护措施。一方面,鼓励人工育种替代;另一方面,被列入重点保护名录的名贵菌种的采集需有采集证,受主管部门监督,并设置报告制度。为了更有效地对云南区域范围内各类野生食用菌的采集行为进行规范,我们建议通过专门立法,专章规定采集相关内容。可按照个人与企业两类主体,精准设置采集许可证、采集方式、采集监管等内容,构建行政处罚、刑事处罚、村规民约相结合的保护体系。

### 3.2 销售(包括国际贸易)

现阶段,云南野生食用菌产业以鲜品、干制品的售卖为主,相关规范主要有产品销售标准。野生食用菌的销售与其采集密切相关,仅仅依靠规范野生食用菌的采集并不能有效禁止经济利益驱使下的不良采集行为,尤其是个人采集行为。以销售标准为依据禁止或限制不合格野生食用菌的流通,既能保证产品质量,打造品牌,又能“倒逼”规制,引导采集行为。

3.2.1 《食品安全国家标准 食品中农药最大残留限量》(GB 2763—2021) 该标准中的 GB 23200.15,规定了食用菌中农药及相关化学制品残留量的测定,将野生食用菌与人工种植食用菌适用同一标

准。与人工种植的栽培致污不同,野生食用菌致污多由采集后加工、运输导致,并且野生食用菌种类丰富,各菌株间的生物特性存在差异,在标准的制定上应有所区分(普秋榕和王红漫,2018)。同时,野生食用菌受污染物限量指标影响较大,其对品牌打造有不利影响。食品标准影响相关市场发展,针对野生食用菌的同一化标准缺乏针对性,对于野生和人工培育的食用菌,应采用区分细致的标准,便于其产品监管和市场化发展。

### 3.2.2 《云南省食品安全地方标准 松茸及其制品》

《云南省食品安全地方标准 松茸及其制品》对松口蘑及其干制品的各类理化指标、农药残留限量、生产加工卫生等内容作出了规定,要求松口蘑及其干制品的产品加工、食用达到相应的标准(云南省卫生健康委员会,2023)。食品安全涉及端上餐桌、送进口中的食物安全性与民众身体健康,从来源上对松口蘑的可食用标准加以明确,可进一步向上溯及规范松口蘑的生长、采集及加工。2020年6月,《块菌(松露)鲜品质量等级规格》(GB/T 38697—2020)对块菌(松露)鲜品的等级规格等进行规定,按照直径、重量、成熟度等划分不同等级的块菌(松露)鲜品。不过目前,《云南省食品安全地方标准》仅就松口蘑鲜品和制品的食品标准作出规定,《块菌(松露)鲜品质量等级规格》也局限于块菌(松露)鲜品的规定,其他种类的野生食用菌尚未制定明确标准,这就亟须加快标准出台的进程,细化各类野生食用菌的理化标准、生产加工卫生要求等内容。

3.2.3 《云南省食用菌产业技术标准体系》(DB53/T 660—2014) 云南省质量技术监督局发布的《云南省食用菌产业技术标准体系》(DB53/T 660—2014),以野生食用菌和栽培食用菌的技术基础、产前技术、产中技术、产后技术分别构建标准体系。其中产前技术标准列出牛肝菌、干巴菌鲜品质量等级规格的制定计划,但至今相关质量标准仍未制定出台。标准缺失必然导致国内市场交易无序,影响大规模产业化发展,也不利于与国际对接。

《出口鲜松茸检验规程》(SN/T 3693—2013)规定了出口松口蘑的抽检、检验、检验结果判定、不合格处置等标准,并按照六个基础级别划分从中国云南输往日本的松口蘑级别。目前,羊肚菌、冬虫夏草、块菌(松露)等主要出口单品的标准缺

失,影响“云菌”品牌建设。

## 3.3 加工、运输

3.3.1 《食用菌罐头质量通则》(GB/T 14151—2022) 该通则将于2023年8月实施。对清水罐头、调味食用菌罐头、食用菌酱罐头合格品质量标准进行了规定,是食用菌产业加工的重要标准,但标准未区分人工与野生食用菌、不同菌种的质量标准,仅清水罐头部分对蘑菇、香菇、金针菇、草菇、滑菇、猴头菇制定专门标准。

3.3.2 《云南省食用菌产业技术标准体系》(DB53/T 660—2014) 该标准体系列出了牛肝菌速冻品、松口蘑保鲜品、出口牛肝菌、出口松口蘑、出口羊肚菌加工环境技术标准的制定目标,但目前各项标准仍处于待制定状态。生产设备方面提出松口蘑冻干品生产设备技术条件和从业人员健康技术标准的制定目标,也处于待制定状态。该标准体系为相关野生食用菌加工标准提供了制定参考,即可从加工工艺、加工环境、生产设备、从业人员等多维度构建野生食用菌的加工标准体系。

运输直接关联野生食用菌的销售质量,完备、科学的运输体系能减少运输对野生食用菌品质的影响,稳定产业品质,是“云菌”品牌打造不可缺少的条件。该标准体系列出了野生食用菌储运技术要求、牛肝菌速冻品流通规范等运输技术标准,但目前相关标准有待制定。

### 3.3.3 《云南省加快食用菌产业发展的指导意见》

该意见对云南野生食用菌产业的发展目标作出了明确规定:着力打造“云菌”公用品牌,鼓励产业标准化发展,构建食用菌质量可溯源、风险可管控的安全体系。该意见对于云南野生食用菌从加工到市场化等整个产业发展具有重要的指导作用,但其中一些具体内容还需法律法规文件加以充实。例如,野生食用菌的加工以及生产、检验检测、交易等相关的行业规范,现阶段还没有完备的标准与之适配。

## 3.4 培育

3.4.1 《云南省生物多样性保护条例》 作为我国第一个生物多样性保护的地方性立法,该条例从物种和基因保存的角度,将云南行政区域内所有“野生生物物种及其遗传资源”纳入体系化、网络化保护范畴,其中包括珍稀的、极小种群的以及云南特有的某些野生食用菌物种。这一条例是野生食用菌保护法治化的“伞型”立法,为包括野生食用菌在内

所有野生生物资源提供了总体性保护。

3.4.2 《云南省省级作物种质资源圃(库)管理办法》该管理办法是云南省为加强作物种质资源保护而制定的规范性文件。按照该管理办法规定,云南作物种质资源圃(库)重点收集保存的对象包括优异、稀有或者具有地方特色的作物种质,各种作物的野生种,具有重要经济价值或科学研究价值的种质资源,引进的外来优良作物种质等(云南省农业农村厅,2020)。很明显,冬虫夏草、松口蘑等野生食用菌都属于优异、稀有且具有重要经济和科学研究价值的野生种质,应纳入作物种质资源圃。

2021年3月云南省发布的《第一批省级作物种质资源圃》,其中包括茶树、桑树、热带果树、薯类、甘蔗、野生稻及药用植物等17个种质资源圃(云南省农业农村厅,2020),却未涵盖野生食用菌或者野生菌种质资源圃。

## 4 加强完善野生食用菌资源保护利用的建议

对野生食用菌保护利用的现有法律法规政策文件的梳理与分析发现:第一,就目前的野生食用菌立法,野生食用菌主要被置于“特殊价值的野生植物资源”中,与其他野生植物资源混同保护;一些名贵野生食用菌虽被列入保护名录或者濒危物种红皮书中,但依然需要长期保护的具体立法规定加以支撑。野生食用菌作为国家二级保护野生植物,采集要有采集证,但目前云南仅有部分地州出台了采集相关政策法规且主要集中在“方案”“通知”“倡议”等政策性规范文件的层面;由于地域限制、文件层级的限制,仍会存在保护或规范不足。第二,销售、加工、运输、培育各阶段都缺乏系统完备的法律规范和产业标准,野生食用菌采集不良、零散销售;运输、存储不成熟;培育不足等严重限制其产业化、可持续化发展。第三,野生食用菌开发利用具有特殊性、技术性等特点,产业化需要一定科学技术的支撑,行业协会、研究院等相关组织对其可持续发展利用有着至关重要的作用。

### 4.1 坚持生物多样性保护和可持续利用的发展原则

2021年10月,《关于进一步加强生物多样性

保护的意見》发布,强调“要加快完善生物多样性保护的政策法规,鼓励各地出台适应本地之需的生物多样性保护地方性法规、相关政策制度。”(中共中央办公厅 国务院办公厅,2021)。同时,《昆明-蒙特利尔框架》也在建构生物多样性方面做出承诺,为云南生物多样性保护事业的开展提供了契机。作为云南生物资源的重要部分,野生食用菌开发利用的全面保护亟待开展。

目前,野生食用菌资源已经出现过度采集、不良采集、监督不力的问题,部分菌种濒危、易危。若不及时采取有力措施对野生食用菌予以保护、规制野生食用菌资源的无序开发利用,将威胁野生食用菌资源的存续,严重损害云南的生物多样性。因此,应尽快立法、建立相关标准体系,并在此过程中坚持生物多样性保护原则,从云南生物多样性保护、野生食用菌资源可持续的角度出发,规范人们对野生食用菌开发利用过程中的采集、销售行为;提高民众的生态保护意识,保护野生食用菌生长环境;加强监督,对破坏生态和生物多样性的行为进行打击。

### 4.2 加快野生食用菌产业发展的专门立法

《云南省加快食用菌产业发展的指导意见》对云南省野生食用菌产业发展作出了宏观规划,可以此为为契机,尽快将这一政策文件和发展纲要转化为法律文件,制定出面向野生食用菌资源保护和利用的专门法律法规,为云南野生食用菌的发展提供长效制度支持,使得野生食用菌的采集、销售等有可依可控的操作规范,政府部门对野生食用菌保护利用的监管有可执行的依据,野生食用菌以及依托野生食用菌的食用菌培育产业在法治化轨道上高质量运行。

迫切需要针对野生食用菌的专门性立法,而不能仅仅停留在碎片化的或者混同化的立法状态中,也不能只满足于本地的政策性保护。应尽快出台《云南省野生菌资源保护办法》或《食用菌产业发展条例》,对野生食用菌保护利用作出全面规定,主要内容应包括以下部分:县级人民政府应当对野生食用菌资源进行相关调查,建立野生食用菌资源档案,制定重点保护野生食用菌名录;采集国家一、二级保护野生食用菌,应当依法取得采集许可证(按照个人、企业两套方式,企业须经许可获得采集证后才可实施采集行为,对个人通过通告和村规民约规范采集行为,明确采集时间、采集

范围、采集方法等内容,构建采集证体系)。建立野生食用菌保护区及其保护标志,保护珍稀野生食用菌;采摘野生食用菌不得损坏、携带地下菌丝,不携带泥土;对不同类野生食用菌的采摘时间和采摘大小要求作出明确规定;在野生食用菌生长环境受损时,采取措施进行恢复;有关部门应制定鼓励发展重点野生食用菌研究和推广的产品目录,推进科技成果转化;培育创新型野生食用菌企业、加大科研院所研究开发力度,促进野生食用菌深加工、精加工;实施生态补偿,规定其来源和适用范围;规定相关国家人员在野生食用菌资源保护中的法律责任以及其他单位和个人和相关责任,包括具体违法情形和相应处罚内容。

#### 4.3 建立标准体系,打造“云菌”品牌

2023年全国“两会”期间,有人大代表建议“严密构建推动产业高质量发展的食用菌标准体系”。该标准体系是行业制定标准的纲领和框架,与国际科技和市场前沿相连接,是产业标准化工作的基础。

在野生食用菌可持续利用机制构建的过程中,应尽快推进野生食用菌产业标准体系的建立,涵盖采集、销售、加工运输、培育等多方面,保证野生食用菌的开发利用一直处于规范、标准、可持续的状态,为其物种的生长繁育和最大限度地造福人类发挥效益。可制定不同野生食用菌的分级标准,不同的级别对应不同大小和质量的野生食用菌;规定统一的大小、质量红线,红线以下的野生食用菌禁止或限制采集、销售;制定、完善野生食用菌尤其是珍稀野生食用菌的运输标准,提升运输技术,保证野生食用菌的质量。构建野生食用菌安全顺向可追踪、逆向可溯源、风险可管控的全程追溯体系(国务院办公厅,2016),监控野生食用菌的来源,打击以次充好、以假充真的行为,保障野生食用菌的品质。除此之外,也应进一步细化野生食用菌食用、销售过程中相关的食品标准,如野生和人工种植不同的农药含量等标准,针对性保障野生食用菌产业的标准化发展(云南省人民政府办公厅,2020)。总之,只有通过构建全方位的标准体系,方能为“云菌”品牌的打造提供坚实的品质基础,并依据标准规范采集等资源利用行为,实现生态与生物多样性保护和产业可持续发展的最终目的。

#### 4.4 强化全产业链科技支撑

野生食用菌的保护与开发利用,需政府主导、企业和个人积极参与,尤其是各科研院所、专业协会等的科技支撑。一方面,需要各科研院所加大研究力度,加强资源评价、菌种保护,奠定野生食用菌保护科技基础;保育促繁,促农增收;精深加工,延长产业链。另一方面,各专业协会发挥优势,推动野生食用菌产业规范的建设与完善。

中国科学院昆明植物研究所和云南农业大学食用菌研究院等科研团队在野生食用菌的人工驯化、促繁以及产品技术的研发等方面作出了突出贡献(张良和张黎,2019),在各科研团队的努力下,羊肚菌等野生食用菌实现了人工栽培,促进了资源保护与产业发展相协调。《云南省加快食用菌产业发展的指导意见》提出要“强化全产业链科技支撑”,建设食用菌种质保藏利用体系,打造包括遗传物质库、菌种保藏库等在内的“一区一馆五库”,并不断加强驯化研究、菌种选育研究(云南省人民政府办公厅,2020)。未来,云南应进一步加大对野生食用菌的科技投入,加强资源评价、种质库建立;提升和推广野生食用菌保育促繁技术,努力突破部分野生食用菌无法人工培育的窘境,促进科技成果的转换。同时,针对野生食用菌产业链短、附加值低的现实问题,需进一步开发新产品、深化加工,挖掘野生食用菌药用、文化、旅游等附加价值。

此外,云南食用菌协会、云南省野生菌保护发展协会等利用专业知识为云南野生食用菌法律规范、标准制定作出了突出贡献。云南食用菌协会自成立以来,充分发挥专业协会优势,积极开展野生菌行业调查,向政府制定行业规划、质量标准。近年来,该协会曾经起草过《云南省野生菌资源保护办法专家意见稿》;自2022年始,还在征集团体标准工作,积极参与推进野生食用菌行业标准建设。云南省野生菌保护发展协会积极开展野生食用菌的科学知识普及和技术传播,为农户提供技术指导和咨询服务,同时积极参与《云南省野生菌资源保护办法》的制定,为野生食用菌规制打下专业、完备的立法基础。

野生食用菌资源不同于一般植物资源,其保护和产业发展具有很强的技术性特征。无论其生境保护还是人工培育技术抑或是其后相关标准的制定,都难以依靠政府自身独立完成,专业协会及研究机构的意见非常重要,值得考虑。因此,可在

政府主导下,加大对协会、研究机构技术研究的资金和政策支持,发挥协会、研究机构等对食用菌行业的自律规范作用,建立健全生物多样性保护的长效机制。

## 5 结论

生物多样性是人类赖以生存和发展的基础,是地球生命共同体的血脉和根基,为人类提供了丰富多样的生产生活必需品、健康安全的生态环境和独特别致的景观文化(中共中央办公厅 国务院办公厅,2021)。云南省从2007年起正式确立了“生态立省”的发展战略,走出了一条生态保护的法治建设之路。在绿色发展的自觉性不断提升、主动性不断增强的新格局中,有必要按照《关于进一步加强生物多样性保护的意見》指出的加快完善生物多样性保护政策法规,在已有的法规政策文件基础上,协同野生菌行业协会、研究院等专业组织,为野生食用菌资源保护和产业化发展专门立法,加强对野生食用菌采集、食品安全监管的规范制定;构建系统化、专业化的野生食用菌产业发展标准体系,发挥法律、行业标准的引导规范作用;发挥各类组织在野生食用菌产业可持续机制建立中的技术支持和监督作用,以实现保护资源与开发利用的共同推进,走上人与自然和谐共生的可持续、高质量发展之路。

## 参考文献:

- CHEN XR, 2019. How Yunnan has protected so many firsts? [J]. *Chin Ecol Civil*, (2): 44-46. [陈勋儒, 2019. 云南如何保护了那么多第一? [J]. *中国生态文明*, (2): 44-46.]
- 楚雄市人民政府. 楚雄市人民政府关于加快林下经济发展的意見 [EB/OL]. (2019-01-17) [2023-01-20]. <http://www.cxs.gov.cn/info/egovinfo/1016/xxgkcontent/11532301015170424F/201903-00007.htm>.
- 国家林业和草原局 农业农村部. 国家林业和草原局 农业农村部公告(2021年第15号)(国家重点保护野生植物名录) [EB/OL]. (2021-09-08) [2023-01-20]. <https://www.forestry.gov.cn/main/5461/20210908/162515850572900.html>.
- 国务院办公厅. 国务院办公厅关于加快推进重要产品追溯体系建设的意見 [EB/OL]. (2016-01-12) [2023-01-20]. [http://www.gov.cn/zhengce/content/2016-01/12/content\\_10584.htm](http://www.gov.cn/zhengce/content/2016-01/12/content_10584.htm).
- HONG L, HAI R, QIANG L, et al., 2015. Translocation of threatened plants as a conservation measure in China [J]. *Conserv Biol*, 29(6): 1563-1572.
- LI BJ, 2020. Status and improvement of legal system for wild edible fungi protection [J]. *Edib Fungi Chin*, 39(8): 218-220. [李伯婧, 2020. 野生食用菌保护的法律制度现状及改进 [J]. *中国食用菌*, 39(8): 218-220.]
- LIU YR, LI DD, ZHOU X, et al., 2022. Analysis of Chinese edible fungus products for import refusal and import alert by the US FDA in the first half of 2022 [J]. *Edib Fungi Chin*, 41(7): 65-72. [刘韵然, 李丹丹, 周汐, 等, 2022. 2022年上半年美国FDA拒绝进口和进口预警的中国食用菌产品情况分析 [J]. *中国食用菌*, 41(7): 65-72.]
- PU QR, WANG HM, 2018. Research on the development of edible fungus export industry in Yunnan Province—from the perspective of food safety supervision [J]. *J Food Saf Qual*, 9(16): 4193-4199. [普秋榕, 王红漫, 2018. 云南省出口食用菌产业发展研究——以食品安全监管为视角 [J]. *食品安全质量检测学报*, 9(16): 4193-4199.]
- 生态环境部 中国科学院. 关于发布《中国生物多样性红色名录—大型真菌卷》的公告 [EB/OL]. (2018-05-17) [2023-01-20]. [https://www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk/xxgk01/201805/t20180524\\_629586.html](https://www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk/xxgk01/201805/t20180524_629586.html).
- TAI LM, DONG J, ZHAO CY, et al., 2022. Analysis and discussion on the current status of standards and technological innovation of *Tricholoma matsutake* [J]. *Edible Fungi Chin*, 41(4): 73-80. [邵丽梅, 董娇, 赵春艳, 等, 2022. 松茸标准现状与技术创新分析探讨 [J]. *中国食用菌*, 41(4): 73-80.]
- WEN XR, 2019. Research on countermeasures to optimize the structure of edible fungus industry in the context of supply-side structural reform [J]. *Edib Fungi Chin*, 38(12): 139-141. [温新荣, 2019. 供给侧结构性改革背景下食用菌产业结构优化的对策研究 [J]. *中国食用菌*, 38(12): 139-141.]
- YANG LM, YAN M, HUA R, et al., 2020. Development and cultivation status of underwood *Tricholoma matsutake* resources in Chuxiong in Yunnan [J]. *Edib Med Mushroom*, 28(6): 393-397. [杨璐敏, 严明, 华蓉, 等, 2020. 云南楚雄州林下松茸资源开发及保育现状 [J]. *食药菌*, 28(6): 393-397.]
- YANG ZL, 2002. A brief discussion on wild fungus resources and their utilization in Yunnan [J]. *J Nat Resour*, (4): 463-469. [杨祝良, 2002. 浅论云南野生蕈菌资源及其利用 [J]. *自然资源学报*, (4): 463-469.]
- YANG ZL, 2022. Yunnan common poisonous fungus (poisonous mushrooms) version 2022 [J]. *Hum Nat*, (9): 30-33. [杨

- 祝良, 2022. 云南常见毒菌(毒蘑菇)2022版 [J]. 人与自然, (9): 30-33.]
- YAO YJ, WEI JC, ZHUANG WY, et al., 2020. Progress in the evaluation of research on the red list of macrofungi in China [J]. Biodivers Sci, 28(1): 4-10. [姚一建, 魏江春, 庄文颖, 等, 2020. 中国大型真菌红色名录研究评估进展 [J]. 生物多样性, 28(1): 4-10.]
- YU FQ, LIU PG, 2005. Species diversity and conservation strategies of wild edible fungus from *Pinus* forests in Yunnan [J]. Biodivers Sci, 13(1): 58-69. [于富强, 刘培贵, 2005. 云南松林野生食用菌物种多样性及保护对策 [J]. 生物多样性, 13(1): 58-69.]
- 云南省农业农村厅. 云南省农业农村厅关于印发云南省省级作物种质资源圃(库)管理办法的通知 [EB/OL]. (2020-08-06) [2023-02-26]. [https://nync.yn.gov.cn/html/2020/zuixinwenjian\\_0806/371622.html?cid=3751](https://nync.yn.gov.cn/html/2020/zuixinwenjian_0806/371622.html?cid=3751).
- 云南省人民政府办公厅. 云南省人民政府办公厅关于印发云南省加快食用菌产业发展的指导意见的通知 [EB/OL]. (2020-11-09) [2023-01-20]. [http://www.yn.gov.cn/zwgk/zcwj/yzbh/202011/t20201109\\_213003.html](http://www.yn.gov.cn/zwgk/zcwj/yzbh/202011/t20201109_213003.html).
- 云南省卫生健康委员会. 云南省食品安全地方标准 松茸及其制品 [EB/OL]. (2023-02-03) [2023-01-20]. [http://ynswwsjkw.yn.gov.cn/html/2023/shipinganganquandfbz\\_0203/16129.html](http://ynswwsjkw.yn.gov.cn/html/2023/shipinganganquandfbz_0203/16129.html).
- ZANG M, LI XJ, ZHOU YK, 2005. Biodiversity of edible fungus and conservation of their resources in Yunnan [J]. Edib Fungi Chin, 24(6): 3-4. [臧穆, 黎兴江, 周远宽, 2005. 云南食用菌的生物多样性及其资源保护 [J]. 中国食用菌, 24(6): 3-4.]
- ZHANG L, DONG J, TAI LM, 2021. Discussion on financial aid policies for edible fungus industry in Yunnan Province [J]. Edib Fungi Chin, 40(7): 107-110. [张琳, 董娇, 邵丽梅, 2021. 云南省食用菌产业发展中金融扶持政策探讨 [J]. 中国食用菌, 40(7): 107-110.]
- ZHANG L, DONG J, TAI LM, 2022. Analysis on construction and development of brand system of edible fungus industry in Yunnan Province [J]. Edib Fungi Chin, 41(7): 73-75. [张琳, 董娇, 邵丽梅, 2022. 云南省食用菌产业品牌体系建设与发展分析 [J]. 中国食用菌, 41(7): 73-75.]
- ZHANG L, ZHANG L, 2019. Consideration on development of wild fungus mushroom in Yunnan Province [J]. For Constr, (1): 46-49. [张良, 张黎, 2019. 云南野生菌产业发展的调研思考 [J]. 林业建设, (1): 46-49.]
- 中共中央 国务院. 2023年中央一号文件 [EB/OL]. (2023-02-13) [2023-01-20]. [http://www.lswz.gov.cn/html/xinwen/2023-02/13/content\\_273655.shtml](http://www.lswz.gov.cn/html/xinwen/2023-02/13/content_273655.shtml).
- 中共中央办公厅 国务院办公厅. 中共中央办公厅 国务院办公厅印发《关于进一步加强生物多样性保护的意見》 [EB/OL]. (2021-10-19) [2023-01-20]. [http://www.gov.cn/zhengce/2021-10/19/content\\_5643674.htm](http://www.gov.cn/zhengce/2021-10/19/content_5643674.htm).
- 中国食用菌协会. 2021年度全国食用菌统计调查结果分析 [EB/OL]. (2022-12-22) [2023-01-20]. [https://mp.weixin.qq.com/s?\\_\\_biz=MzAxMzAwMjMOMQ==&mid=2652693765&idx=1&sn=4c7834df2a063fd3fd630a265228c3c8&chksm=8041760fb736ff191df28d05ba2cb0bfc24ee47efa5fd2aeb543527df1b1aab598c5b99118&scene=27](https://mp.weixin.qq.com/s?__biz=MzAxMzAwMjMOMQ==&mid=2652693765&idx=1&sn=4c7834df2a063fd3fd630a265228c3c8&chksm=8041760fb736ff191df28d05ba2cb0bfc24ee47efa5fd2aeb543527df1b1aab598c5b99118&scene=27).

(责任编辑 李 莉 邓斯丽)

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202303016

林晨, 程卓, 龙春林, 2023. 青海热贡唐卡的生物文化初探 [J]. 广西植物, 43(8): 1457–1466.

LIN C., CHENG Z., LONG CL., 2023. Biocultural profiles of Qinghai Regong Thangka [J]. *Guihaia*, 43(8): 1457–1466.



## 青海热贡唐卡的生物文化初探

林 晨<sup>1,2,3</sup>, 程 卓<sup>1,2,3</sup>, 龙春林<sup>1,2,3,4\*</sup>

( 1. 民族地区生态环境国家民委重点实验室(中央民族大学), 北京 100081; 2. 中央民族大学 生命与环境科学学院, 北京 100081; 3. 民族医药教育部重点实验室(中央民族大学), 北京 100081; 4. 中央民族大学国家安全研究院, 北京 100081 )

**摘 要:** 生物多样性的减少不仅意味着基因、物种和生态系统的损失, 还威胁到人类文化的多样性。唐卡被誉为藏族传统文化的“百科全书”, 其内容涵盖了社会、历史、文化、宗教、医药等诸多方面。青海热贡唐卡作为唐卡的重要流派, 因生动细腻的形象描绘和大量自然景观的刻画而广为流传。该文将文献分析、作品分析与民族生物学实地调查等方法相结合, 从热贡唐卡(绘画唐卡)绘制所用到的生物材料和热贡唐卡画面内容所反映的生物形象两方面对其生物文化进行了研究。该研究揭示了热贡唐卡传统绘画工具和 12 种天然植物颜料的基源生物与制作工艺, 探讨了热贡唐卡作品中常出现的生物形象本源、来源及其文化功能, 阐释了热贡唐卡教海图中传递的生态理念。总体而言, 热贡唐卡取材于大自然, 其内容亦反哺大自然。未来, 应更加注重热贡唐卡的传统技艺及其生物多样性相关传统知识的保护与传承, 进一步发掘其传统知识传播和自然教育的潜能。

**关键词:** 热贡唐卡, 资源植物, 生物文化, 传统知识, 文化生态保护区

中图分类号: Q949 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1457-10

## Biocultural profiles of Qinghai Regong Thangka

LIN Chen<sup>1,2,3</sup>, CHENG Zhuo<sup>1,2,3</sup>, LONG Chunlin<sup>1,2,3,4\*</sup>

( 1. *Key Laboratory of Ecology and Environment in Minority Areas (Minzu University of China), National Ethnic Affairs Commission of China, Beijing 100081, China;* 2. *College of Life and Environmental Sciences, Minzu University of China, Beijing 100081, China;* 3. *Key Laboratory of Ethnomedicine (Minzu University of China), Ministry of Education, Beijing 100081, China;* 4. *Institute of National Security Studies, Minzu University of China, Beijing 100081, China )*

**Abstract:** The loss of biodiversity not only means the loss of genes, species and ecosystems, but also threatens the human cultural diversity. Thangka is known as the ‘encyclopaedia’ of traditional Tibetan culture, covering social, historical, cultural, religious and medicinal aspects. Qinghai Regong Thangka is one of the most important sects of Thangka, and has vivid and delicate depiction of images, and the numerous depictions of natural landscapes. By combining the methods of literature analysis, work analysis and ethnobiological fieldwork, the biocultural aspects of Regong Thangka are studied in terms of the traditional knowledge related to biodiversity in the painting techniques of

收稿日期: 2023-06-13

基金项目: 国家自然科学基金(31761143001, 31870316); 中央民族大学项目(2023GJAQ09, 2022ZDPY10, 2020MDJC03)。

第一作者: 林晨(1996-), 硕士, 研究方向为生物文化多样性、生态学, (E-mail) lclc2020@yeah.net。

\* 通信作者: 龙春林, 博士, 教授, 研究方向为民族植物学、生物多样性、植物种质资源, (E-mail) long.chunlin@muc.edu.cn。

Regong Thangka and the analysis of the connotation of biological images. The study revealed the biological origins and production processes of the traditional painting tools and 12 natural plant-derived pigments for Regong Thangka; explored the origins and functions of the biological images often found in the Thangka works; explained the ecological concepts conveyed from Regong Thangka. In general, Regong Thangkas are not only resulted from nature, but also provide feedbacks to nature in their content. In the future, we should pay attention to the protection and inheritance of the traditional skills and biodiversity related traditional knowledge of Regong Thangka, and further explore its functions of traditional knowledge dissemination and nature education.

**Key words:** Regong Thangka, economic plants, biological culture, traditional knowledge, eco-cultural protection area

自1992年6月以来,150多个国家在联合国环境与发展大会上签署了《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity, CBD),标志着保护生物多样性成为国际社会的共识。然而,生物多样性的减少不仅是基因、物种和生态系统的损失,还进一步影响到人类文化的多样性和特殊结构。这种文化多样性的存在以生物多样性为物质基础,其发展为生物多样性的保护与利用提供支持(龙春林和裴盛基,2003)。在全球范围内,民族文化多样性和优秀传统文化对生物多样性的正面影响始终占据主导地位(Maffi, 2005;裴盛基, 2011)。如何保护或恢复生物文化的价值和实践成果一直是生物文化多样性研究领域的重要课题(楚雅南等,2022)。事实证明,以世界经济变化为主的全球变化正在影响生物文化多样性的深刻变革。许多地区面临着生物多样性和文化多样性的双重丧失(Pretty et al., 2009)。《生物多样性公约》第十五次缔约方大会形成的重要成果,即《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》,十分关注生物多样性相关传统知识,强调土著和地方社区及传统文化对生物多样性保护与持续利用的重要作用。因此,与生物相关的民族文化多样性,以及生物文化多样性的保护应该受到高度重视。

唐卡一词源自藏语“Tang ga”(Thangka)。其中“Tang”在藏语里有辽阔平原之意。“Tang ga”则比喻以大地为背景,描绘万物之情形(德拉才旦, 2015)。唐卡的创作主题涉及宗教、社会历史、生活习俗、藏医藏药、天文历法等诸多领域。在藏区几乎家家有唐卡,这种易于携带的卷轴画充分适宜过去漂泊不定的游牧生活,早期的民间艺人会拿着木条对唐卡所绘事物进行说唱(俗称“喇嘛玛尼”),对于藏族地区的自然、历史、文化、信仰、知识的理解与传播起着不可替代的重要作用。唐卡

按地理位置和主要艺术派系可分为卫藏地区勉唐画派、日喀则地区的钦泽画派、康巴地区的噶玛噶孜画派和安多地区的热贡画派。热贡唐卡起源于公元13世纪中后期(舒勇,1987),是目前传播范围最广、最受欢迎的唐卡流派之一。热贡唐卡的研究始于2000年以后,主要集中在热贡唐卡的历史源流和发展演化(戴嘉艳,2002;佐良,2003)、艺术特征及审美内涵(王小珺,2011;王余,2013)、绘制技艺和发展现状(吕霞,2009;高鹏杰,2015)等方面。然而,以往研究对热贡唐卡创作内容的分析及辐射影响研究不够深入,对天然矿植物颜料和绘画工具方面的传统知识记述不够具体详尽(杨建吾,2004;卓么措,2021)。尤其对于传统植物颜料的说法仍存在分歧。有些因仅以地方名或形态学描述而无法确定植物本源(乌苏容贵, 2009;阿旺晋美,2015),也有如用在水和云彩过渡色的植物颜料“莫洛”几近失传(满却顿智, 2016)。而上述方面对于热贡唐卡传统技艺的传承发展、生物文化内涵的深度挖掘意义重大。

本文首次将民族生物学研究方法运用于唐卡绘画领域研究。以热贡唐卡发源地同仁县下辖四庄(吾屯、年都乎、郭麻日、尕沙日)为研究区域,以寺院及民间唐卡画师及其彩绘唐卡作品为研究对象,将文献分析法、作品分析法和民族生物学实地调查相结合,拟探讨:(1)热贡唐卡绘制使用的传统绘画材料的生物联系;(2)热贡唐卡中常出现的植物符号本源及内涵;(3)热贡唐卡所表达主题与当地生态观形成的关联。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究区域

青海省黄南藏族自治州同仁市地处青海省东

南部,是甘青川三省交汇的枢纽地带,也是青藏高原与黄土高原的过渡地带。隆务河自南向北纵贯同仁全境,形成东西部山区和中部河谷地带。境内最高海拔 4 767 m(阿米夏琼山峰),最低海拔 2 160 m(麻巴沟)。属大陆性高原凉温、冷温半干旱气候。作为青海省十大资源县之一,同仁不仅矿产资源分布广、品质高,还拥有香獐、羚羊在内的珍稀动物以及雪莲、冬虫夏草在内的药用植物 200 余种。区域内的少数民族占总人口的 90% 以上,以藏族为主,还包括土族、撒拉族等 17 个少数民族。在藏语里同仁被称为“热贡”,意为“梦想成真的金色谷地”。作为藏文化的源生地之一,同仁属于国家级文化生态保护区,是青海省唯一的国家级历史文化名城,拥有区(县)级以上非物质文化遗产 34 项,各类文物保护单位 41 处。其中,吾屯村被原文化部命名为“国家文化产业示范基地”“中国唐卡艺术之乡”,热贡画院被命名为全国第一批非物质文化遗产生产性保护示范基地,现有 13 家热贡艺术传习所。2009 年,包括热贡唐卡在内的“热贡艺术”被联合国教科文组织列入人类非物质文化遗产代表作名录。

### 1.2 研究对象

热贡唐卡按材料和制作方法,可分为规唐(绸缎唐卡)、止唐(绘画唐卡)、珍珠唐卡三大类(马成俊,2005)。本次研究主要关注使用植矿物颜料绘制的止唐,重点关注传统绘画材料的生物来源和绘画内容常用的生物形象及其文化内涵。

### 1.3 研究方法

以“热贡唐卡”“热贡艺术”为主题,通过查阅相关资料,初步掌握了热贡唐卡的历史源流、发展历程、绘制技艺、艺术特色、代表性机构及艺人的基本信息,为开展实地调查打好基础。2022—2023 年期间,我们实地探访了同仁市及下属 4 个自然村(吾屯、年都乎、郭麻日、尕沙日)的 12 家唐卡传习所、热贡艺术博物馆以及热贡赞巴拉矿物质颜料研发基地。对包括 2 位国家级工艺大师、3 位省级工艺大师在内的 42 位热贡画师进行半结构式访谈和参与式调查。调查的信息包括传统绘画工具、颜料及传统绘画内容中的生物形象。通过与信息人访谈获得了热贡止唐颜料及工具中动植物来源的基本情况,随后在信息人带领下进行野外指认和凭证标本采集。通过室内标本鉴定和查阅《中国植物志》和 *Flora of China* 以及权威数据库(如 World Flora

Online, <http://www.worldfloraonline.org>)检索进一步验证其可靠性。对于热贡唐卡作品中描绘的生物形象,以现阶段出版的权威画册《百名当代热贡画师作品选》和实地调查中搜集到的热贡唐卡作品为范本,结合艺人口述和已有的文献记载对其来源和内涵进行核验和挖掘。

## 2 结果与分析

### 2.1 热贡止唐绘画材料

热贡止唐的传统绘画材料涉及的动植物来源十分丰富,且贯穿制作的全部环节。就天然颜料而言,植物颜料以草本、灌木为主,共计 16 科 16 属 16 种植物。除番红花(*Crocus sativus*)、姜黄(*Curcuma longa*)、茜草(*Rubia cordifolia*)、山矾(*Symplocos sumuntia*)从外采购外,其他植物颜料均从当地采集得到;就绘画工具而言,除刻金笔从外采购外,其他生物材料均来源于当地家畜(如牦牛、山羊等)或其他动物的皮毛以及常见的乔木枝干,由老一辈画师在特定月份收集动物毛发,或是秋季以后捡拾枯落的树枝亲手制作而成。

2.1.1 绘画颜料 热贡唐卡五大基础色为白色、石黄、大红、藏青和石绿。几类基础色互相调配,则有“色彩混合无尽时”的说法。热贡止唐颜料的原料按来源可分为矿物质颜料、植物颜料、金属颜料、宝石颜料、土质颜料五大类。其中,矿物、土质、宝石、金属颜料主要用于绘制包括背景在内的绝大部分区域。以金箔为主的金属颜料多用于勾线,植物颜料则作为半透明的过渡色以调和画面的立体感。

热贡止唐至今仍被使用的植物颜料名单如表 1 所示。唐卡颜料的植物原料的加工步骤基本相似,多用明矾来脱色,主要经历采选、清洗、脱色、熬煮、过滤、蒸发、制丸等工序。其中,山矾叶需配合紫草茸(紫胶虫吸取寄主树液后分泌的紫色树脂)一起加工做胭脂色。红花在捣碎过滤后,还要用淘米水冲洗后蒸发制丸。全缘叶绿绒蒿(*Meconopsis integrifolia*)和番红花则取其利用部位充分阴干后放入颜料碗中蘸水即可使用。将油松(*Pinus tabulaeformis*)的树枝用大火烧干后,取最细腻的烟灰或酥油灯燃尽后的灯芯渣,加入牛皮胶手工磨制成丸即可得到黑色植物颜料。这种颜料具有无反光、色相深沉等诸多优点。

表 1 热贡止唐的天然植物颜料  
Table 1 Plant-based pigments for Regong Thangka

科 Family	学名 Scientific name	习用名 Local name	利用部位 Part for use	颜色 Color	分布及来源 Distribution and origin
罂粟科 Papaveraceae	全缘叶绿绒蒿 <i>Meconopsis integrifolia</i>	Xi de	花瓣 Petal	淡黄色 Pale yellow	本地植物,常生于海拔 4 000~4 900 m 的山地草坡 Native plant, often found on grassy slopes at 4 000-4 900 m.
鸢尾科 Iridaceae	番红花 <i>Crocus sativus</i>	Ge gen	花柱 Style	黄色 Yellow	从西藏拉萨采购 Purchased from Lhasa, Tibet
胡颓子科 Elaeagnaceae	沙棘 <i>Hippophae rhamnoides</i>	Da ri	果皮 Peel	橘黄色 Orange	本地植物,常生于海拔 800~3 600 m 向阳的山峰、谷地、干涸河床地,多砾石或沙质土壤或黄土上 Native plant, often grow in sunny mountain crests, valleys, dry riverbeds, gravelly or sandy soils or loessat 800-3 600 m
茜草科 Rubiaceae	茜草 <i>Rubia cordifolia</i>	Ca	根 Root	红色 Red	本地植物,常生于疏林、林缘、灌丛或草地上 Native plant, often grow in sparse forests, forest margins, scrub or grasslands
芸香科 Rutaceae	黄檗 <i>Phellodendron amurense</i>	Ka jiu	树皮 Bark	淡绿色 Pale green	本地植物,常生于多山地杂木林中或山区河谷沿岸 Native plant, often grow in montane mixed woods or along mountainous river valleys
姜科 Zingiberaceae	姜黄 <i>Curcuma longa</i>	Ba la	根 Root	黄色 Yellow	从西藏拉萨采购 Purchased from Lhasa, Tibet
十字花科 Brassicaceae	菘蓝 <i>Isatis tinctoria</i>	Mo	叶 Leaf	蓝色 Blue	从西藏拉萨采购 Purchased from Lhasa, Tibet
松科 Pinaceae	油松 <i>Pinus tabuliformis</i>	Song dong wu	树枝 Branch	黑色 Black	本地植物,多在海拔 3 500~3 700 m 地带组成单纯林 Native plants, mostly forming simple forests at 3 500-3 700 m
菊科 Asteraceae	红花 <i>Carthamus tinctorius</i>	Ge ri gen	花瓣 Petal	红色 Red	本地植物,常生长在砂质土壤,部分庭院栽培 Native plants, often grow in sandy soils, also can be cultivated in gardens
山矾科 Symplocaceae	山矾 <i>Symplocos sumuntia</i>	Luo ma	叶 Leaf	胭脂色 Blush	从西藏拉萨采购 Purchased from Lhasa, Tibet
紫草科 Boraginaceae	紫草 <i>Lithospermum erythrorhizon</i>	Jia ri jiu	根 Root	紫色 Purple	从西藏拉萨采购 Purchased from Lhasa, Tibet

注:习用名为藏语,用拼音标注。

Note: Local names in Tibetan (spelled in Pinyin).

2.1.2 绘画工具 热贡止唐的绘画工具主要包括画布与画框、辅助工具、画笔三类。其中,牦牛的牛骨或牛皮经浸泡、过滤、熬煮后制成的牛胶是常用的粘合剂。在画布制作和颜料制备中都必不可少。通过将牛胶(由牛骨或牛皮熬制而成)与高岭土混合涂抹在编织均匀、纹路清晰的白棉布上,再分别用鹅卵石(粗磨),碗边或海螺(细磨)反复打磨、晾干后制成的画布不仅能挂住质地厚重的颜料,还有利于长久的保存。而不同粒度或质地的颜料与牛胶的合理调配则是颜料持久上色的关键。制作好的画布用细棉线或麻绳(藏语译为“Jiang shi gu”)以“之”字形缝制在宽 1 cm、韧性强

的竹条画框(藏语译为“Jiang xin”)上,再用更粗的钢架或木条制成的外画框(藏语译为“Tang zhuo”)二次固定,如今也多用外画框直接固定(图 1:A)。

辅助工具可进一步分为准备工具、量度工具和护画工具。准备工具包括储存颜料的鹿皮袋(图 1:B)和磨制颜料的瓷质或石质的研磨罐(图 1:C)。其中,鹿皮因遮光、柔韧、透气的特点而被认为利于颜料的保存。度量工具包括木质圆规和用于定位(热贡画师称这一步骤为“取方”)的“头个”。“头个”由装满橙红色颜料的鹿皮口袋、一根长约 3 m 的细棉绳和系于一头的长木块组成。护

画工具包括护画垫(藏语译为“Le ze”)和清洁工具。护画垫多选用羊羔或水獭的皮毛与布面缝合成直径约 10 cm 的圆形垫片,另在布面中心作一小环便于执笔的小指穿入固定(图 1:D,E,F)。护画垫不仅能支撑手臂、减少绘制阻力,还避免了作画时因手部直接接触画面造成污损。清洁工具通常在唐卡填色完毕后使用,过去用青稞面与酥油和成糌粑团,现在多用更为细腻的面团在画布上提拉滚动蘸取浮散的颜料。

唐卡的画笔也取材于当地动植物手工制作,主要包括刻金笔、毛笔和炭笔三大类。毛笔根据不同功能又可分为填色的平涂笔、染色笔,绘制轮廓的勾线笔、描笔两类。毛笔由笔杆和笔毫组成。过去画师间流传“一匹马也不换一支好毛笔”的说法。热贡唐卡毛笔的笔杆一般选用野枸杞木(*Lycium chinense*)、柏树(*Cupressus funebris*)的茎干制作,当地画师认为这类木材可以吸汗,防止绘制时汗渍污染画布。笔毫通常在每年 3 月和 4 月牲畜脱毛的时间段进行收集,具体材料则根据画笔功能而有所区别。勾线笔和描笔通常要求毛峰长、笔形尖细、毛质硬挺且有弹性,热贡画师常选用成年健壮的猫背脊梁上的挺拔之毛或松鼠尾部的毛为材料(图 1:G);染色笔和平涂笔要求毛峰略长、笔形粗圆、毛质软硬适中,一般选用山羊面部较柔软的毛、羊背挺拔长毛、黑色牦牛背部粗毛制成(图 1:H);雕刻刀通常用来压金,要求硬度高,常选用玛瑙石、九眼石进行打磨(图 1:I)。炭笔制作一般选用白桦(*Betula platyphylla*)、青甘杨(*Populus przewalskii*)的枝干,经去皮修剪后放入焅锅真空烧制而成(图 1:J)。炭笔具有易上色、易擦拭的特点而被用作绘制底稿。

## 2.2 热贡唐卡中的生物形象

热贡唐卡中常见的生物形象从功能上可分为四类。第一类生物形象来自特定的故事,最常出现在佛陀、山神、护法的传记唐卡中。动物相关的形象常被抽象化处理。比如以动物特征赋予神的形象,或以当地的家畜、野生动物成为神的坐骑或手持物,更有不存在于现实,是人们发挥想象后的融合各种动物特征的“天界动物”。植物形象中最突出的代表是圣树。佛陀生平的每一个重要时刻都有相对应的树。热贡唐卡中最常出现的分别是与大黑天财神南亚起源相关的檀香、藏传佛教格鲁派创始人宗喀巴出生传说中的暴马丁香

(*Syringa reticulata* subsp. *amurensis*)、释迦牟尼佛出生和涅槃传说相关的娑罗树(*Shorea robusta*) (俗称无忧树)、成道相关的菩提树(*Ficus religiosa*)。娑罗树燃烧过的树干或树脂可以作熏香。种子和果实用来制作灯油,也可用作香料或药用。草本类最常见的是吉祥草(*Reineckea carnea*),是传说释迦牟尼在菩提树下成道的席下之草。民间还将其入药,有润肺止咳的功效。粮食类的玉蜀黍(*Zea mays*)和稻(*Oryza sativa*)常作为增禄天母的手持物寓意繁荣与丰收。

除此之外,树的形象被用来当作叙事脉络的载体(俗称树喻图)。在曼唐《四部医典》的生命之树中(图 2),树干中的蓝、黄、白三色分别代表藏医体系中认为组成人体的三种因素“隆”“赤巴”“培根”,对应颜色的叶片则进一步指示某一因素主导下的身体状态、诊断方案 and 治疗方法(图 2)。

第二类形象常出现在知识型唐卡中,是对生物多样性相关传统知识的形象化记录。如曼唐《四部医典》中描绘了 900 多种天然药物的基源植物形态及其制备方案。以开篇《药王及药王城》为例,该图刻画了药师佛蓝琉璃光讲学的宫殿药王城(图 3)。宫殿内收集了各类宝物,四周的山上则遍布能治疗 404 种疾病的各种植物、动物和矿石类药物。殿南“频陀山”上生长着石榴(*Punica granatum*)、胡椒(*Piper nigrum*)、茛菪(*P. longum*)、辣椒(*Capsicum annuum*)等能治寒症的药物;殿北山上生长着檀香(*Santalum album*)、土沉香(*Aquilaria sinensis*)、山豆根(*Euchresta japonica*)等能治热症的药物;殿东“芳香山”上生长着诃子(*Terminalia chebula*),其根、枝、皮、叶、花、果均可治病;殿西“玛拉亚”山是遍布红花的平川和丘陵,山岩盛产石类药和盐类药和药水温泉。除此之外,药林树梢上有孔雀、鹦鹉等鸟类,树下有大象、熊、麝等可作为良药的动物在栖息。

第三类形象独立出现并具有更为普遍的象征意义。其中最为普遍的是莲(*Nelumbo nucifera*)。佛陀和菩萨都是坐立或站在莲座上,有的则是手持莲花。莲花代表出淤泥不染和清净自在的出世态度。热贡地区作为高原并不适宜莲花生长,莲的形象也逐渐演变为牡丹(*Paeonia × suffruticosa*)或菊花(*Chrysanthemum × morifolium*)样式,颜色多以浅红色和粉色为主。也出现用绿绒蒿属植物(*Meconopsis* Vig.) (俗称邬巴拉花)代替莲花的现

象。果实常作为供养品在热贡唐卡中出现。在热贡唐卡中以两组符号集合最具代表性。分别是“八瑞物”中的木橘(*Aegle marmelos*)、芥子和“五妙欲”中代表味的三类水果。其中,木橘(俗称孟加拉苹果)被视为万果中最为神圣的,常被描绘成带有奶嘴状的圆头并三个叶片托底。芥子分白芥子(*Sinapis alba*)、芸薹(*Brassica rapa* var. *oleifera*) (俗称黑芥子)两种,也被用来榨油和入药,寓意断灭一切不祥之兆。“五妙欲”中常罗列三个水果代表“味”。通常以代表“福禄寿”的梨属(*Pyrus* L.)、石榴(*Punica granatum*)、香橼(*Citrus medica*)的果实为蓝本进行抽象化创作。

第四类形象主要服务于风景装饰,对形象刻画不做严格要求,赋予了画师一定的想象空间。热贡唐卡中的林苑是指由包括香料树、果树在内的神树林与池塘、溪流等组成的自然景观带,常常穿插在画面的不同空间之间。林苑被认为是修行的绝佳背景,其中常见的树木种类包括竹亚科的植物因竹子空心而被视为一种放下自我执念的存在;菩提树充满了慈悲和智慧;檀香树香气远播,视为奇异;猴子和桃(*Prunus persica*)搭配也常代表修行之地。随着唐卡绘画风格的不断发展,树的形象得到不断丰富的时候,描绘也逐渐抽象化,甚至出现融合想象后的超现实存在。比如“如意宝树”就是以北木兰属(*Magnolia* L.)乔木为蓝本。其形象常被镶满金银珠宝,被认为是存在于天界的树木,寄托了人们对美好生活的祝福与期待。

### 2.3 热贡唐卡中的生态观

热贡唐卡中运用日常生活中的象征性场景引发人们对于生态伦理观念或宗教教义探讨和思考的绘画主题被称为教诲图。从本质上而言,教诲图所围绕的主题是关于人如何自处,如何与人相处,如何与自然共处并维护环境神圣性的深层次讨论。“六长寿图”是热贡唐卡中最常出现的教诲图故事题材之一。图中描绘了在南亚的“大乐林”中存在着六个长寿物,分别是长寿岩、长寿泉、长寿树、长寿兽、长寿鸟和长寿老人。这六种长寿之物因受到无量寿佛(Amitayus Buddha)的祝福而长存,它们相互协助共生,维持着自然的永续平衡(图4)。其中,山长寿代表大地,提供了万物生长的空间。水长寿代表水源,是一切生命的源泉。长寿树代表一切植物。雄鹿和雌鹿代表一切动物。仙鹤则是天空的代表,象征和平、欢乐与吉

祥。画面中的耄耋老人,看顾护佑着鹿鹤二兽,代表众生若能领悟自然之道,便能永处安乐之境。六长寿图至今受到人们的欢迎并被广泛运用在唐卡,寺院或私人宅院的壁画,甚至是民间剪纸作品中。六长寿图中不仅暗示了人们对美好环境的衡量标准,即好的环境应当是人与自然和谐共处,而且巧妙对应了生态学中对于物质循环的基本要素,起到了自然教育的作用。

## 3 讨论

### 3.1 重视唐卡绘制技艺中的传统知识保护

唐卡被称为“带着镣铐的舞蹈”,原因在于唐卡对天然材料的选择和加工、绘画主题和技法都极其考究。如今,唐卡绘制的传统八大步骤(诵经、备料、绷制画布、绘画底稿、上色晕染、勾线、开脸、装裱)仍被热贡艺人遵守并继承,但年轻画师中由购买代替手工制作诸如画笔等画材工具的现象较为普遍。矿物颜料已基本实现规模化的加工生产,但植物颜料只有少部分极富经验的老画师掌握并加工。究其原因,一方面,近年来随着市场化和商品化的涌入,不乏有热贡唐卡艺人为追逐经济利益而放松了原有的标准,使得热贡唐卡的传承在制作工序及原料质量等方面受到挑战(卓玛措,2022)。另一方面,受同仁地区气候及自然地理条件的影响,生物原材料分布的范围和采集的时间都非常有限,考虑到收集和制作所要耗费的精力和成本,一些画师转而选择效果稍逊的替代方案。与此同时,唐卡艺人在绘画和传承中迎合市场需求的行为加剧了唐卡作品的同质化,使得唐卡艺术内在的传统性和多样性遭到反噬。然而,不论是绘制技艺中的生物多样性相关传统知识,还是丰富的主题内容都是长期实践得到的智慧结晶。因此,应加强对这类传统知识的抢救工作,进一步开展天然染料植物相关的种质资源调查、栽培育种、功能性成分分析(柴真真等,2017),助力唐卡绘制技艺中生物多样性相关传统知识的有效保护。

### 3.2 挖掘唐卡艺术的自然教育潜能

热贡唐卡中描绘的生物形象非常丰富,并具有多样的文化内涵。这种现象的出现主要受热贡唐卡的宗教属性及其发展的历史钩沉两方面影响。最初寺院佛堂是热贡唐卡发展的主要平台。



A. 画框; B. 鹿皮袋; C. 研磨罐; D. 水獭毛护手垫内面; E. 护手垫背面; F. 羊羔毛护手垫内面; G. 勾线笔; H. 涂色笔; I. 雕刻刀; J. 炭笔。

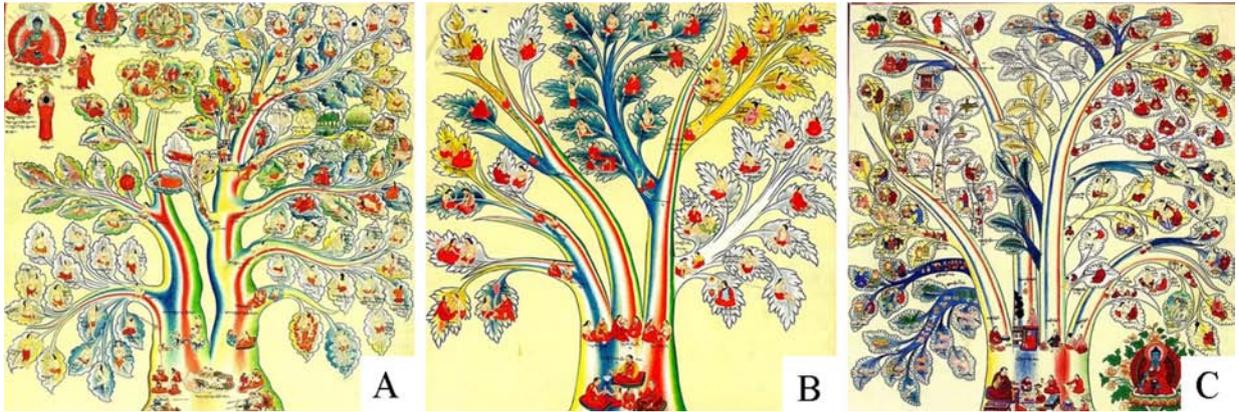
A. Picture frames; B. Deerskin pouch; C. Grinding tank; D. Inner face of otter fur hand pad; E. Outside of hand pad; F. Inner face of lamb wool hand pad; G. Outlining pen; H. Coloring pen; I. Carving knife; J. Charcoal.

图 1 热贡唐卡的传统绘画工具(图片来源:同仁市吾屯村、年都乎村、郭麻日村。拍摄者:林晨。拍摄时间:2023年2月)

Fig. 1 Traditional painting tools of the Regong Thangka (Photographed by LIN Chen, February 2023, in Wutun, Nianduhu, and Guomari villages of Tongren City)

直到 1959 年宗教改革,大量僧人还俗,热贡唐卡开始在民间发展,创作群体进一步扩大(李元元,2018)。画师们前往中国汉地、中国西藏、尼泊尔、蒙古等地区广泛游学,不断丰富热贡唐卡的绘画题材并促进热贡画风的形成(陈乃华,2013)。比如热贡唐卡中常常选用生长于热带的菩提树、娑罗树的形象绘制佛陀的树下坐像(Bill, 2014; 慕容,2017)。这主要来源于南亚的“圣树崇拜”文化,以及苯教为主的万物有灵信仰中认为树木汇聚天地精华、供养众多生命而具有崇高地位(罗简和朱明健,2016)。莲花作为著名的佛教植物,衍生出菊花、牡丹、绿绒蒿属等热贡地区本土化的形象改造(高金玉,2022),使人们感到更加亲切,更容易接受和理解唐卡所传递的理念。而这些生物符号的象征含义所引发的崇拜或敬畏心理,从科学的观点看或许无法解释或支持,但它却作为一种人类社会中的客观存在,深刻影响着人们对于

自然景观和其他生命体的认知态度和保护行动(刘宏茂等,2001;黄娇丽等,2021)。在热贡的民间本土信仰中,最为普遍的是以阿尼夏琼为核心的分布在隆务河流域的上部江什加至下部麻巴之间的神山信仰体系。同仁周边的每个村落都为自己信仰的神山修建庙宇,绘制唐卡、壁画和塑像(周毛和扎西南杰,2020)。唐卡中的山神多有自己的坐骑,常见的坐骑包括马、山羊一类的家畜,也有马鹿、野牦牛等当地常见的野生动物或在此基础上经想象渲染的独特形象。山神所执宝瓶不断涌出宝珠、甘露,象征自然资源和财富的增长。在当地百姓看来,山神就好比人间的农牧主:高山平原、森林草地是他的牧场,野生动物是他的坐骑和牲畜,狼是看管牧场的守卫,等等。生活中的一切生产资料都在山神那里得到映照。山神掌握着一方土地的天气、资源和财富而具有崇高的地位。每当人们瞻仰山神唐卡,念诵祷文时,也逐渐对与



A. 身体的正常状态和病因之树；B. 诊断方法之树；C. 治疗方法之树。

A. Tree of normal states of the body and causes of disease; B. Tree of diagnostic methods; C. Tree of therapeutic methods.

图 2 曼唐中的三棵生命树(图片来源:青海省藏文化博物馆。拍摄者:林晨。拍摄时间:2023年1月)

Fig. 2 Three trees of life in Man Thangka (Photographed by LIN Chen, January 2023, in Qinghai Tibetan Culture Museum)

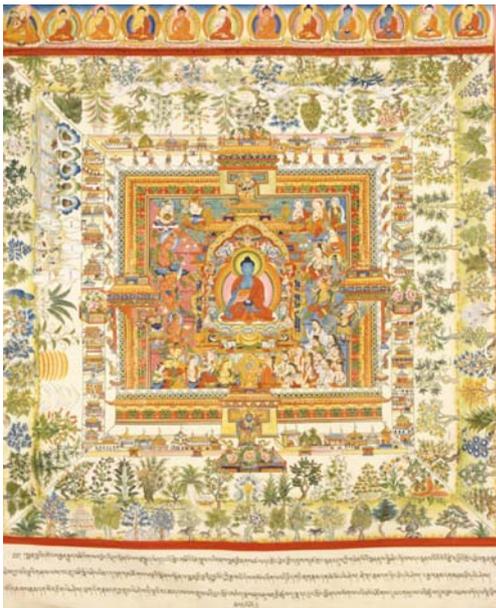


图 3 药师佛及药王城(图片来源:青海省藏文化博物馆。拍摄者:林晨。拍摄时间:2023年1月)

Fig. 3 Medicine Buddha and the City of Medicine  
(Photographed by LIN Chen, January 2023, in  
Qinghai Tibetan Culture Museum)



图 4 六长寿图(图片来源:热贡菩提画苑。拍摄者:林晨。拍摄时间:2023年3月)

Fig. 4 Six longevity picture (Photographed by  
LIN Chen, March 2023, in Regong  
Bodhi Painting Studio)

神灵一同出现的动物及其自然景观了然于心。当在外遇到野生动物时,自然产生恭敬的心理而不随意猎杀;经过高山峡谷,原始森林时,也不高声喧哗,不随意掘土挖地、破坏植被,也不能把垃圾带到山上或把山上的自然资源轻易带回家。热贡

画师在每次采集颜料和绘制唐卡前,都会举行煨桑仪式,以示恭敬。每年的热贡六月会,平日供养于山神庙内的山神唐卡会被请出接收供养。山脉真实存在,而庙内的山神唐卡、塑像和壁画等又赋予其神圣而又独特的面貌,并由此发展为以寺院

和神山为中心向周围辐射的民间生态保护圈和生态禁忌文化系统。热贡唐卡的内容创作者正是通过这种方式创造了一个既融合传统认知,又符合热贡本土文化背景的、更具象征性的环境来唤起人们呵护自然环境和珍爱其他生命。

## 4 结论

热贡唐卡的绘画材料皆取材于自然。传统绘画工具和颜料全部来源于天然动物、植物和矿物。与此同时,自然之形还以多种方式投射到热贡唐卡的内容创作中:与生物相关的传统知识通过唐卡得以形象化表达,以自然景观为圣境背景,借自然之形构筑叙事脉络,赋予生物以独特内涵,或直接通过寓言故事传递生态伦理观。总的来说,热贡唐卡无论从制作材料还是表达内容上,都呈现出与自然万物的多样联系。作为了解青藏高原和藏族传统生态观的重要窗口,唐卡通过直观的图像进行表达,跨越了不同民族间的语言隔阂,以明艳纯粹的色彩和具有浓厚象征意味的图案营造出超脱于现实世界的圣境景象,传递了天人合一的美好愿望,并成为传统知识传播和教化民众的重要媒介。与此同时,作为民间信仰符号的热贡唐卡以包容多元的形象呈现着生物、环境与文化的交融,通过共同的信仰将周边不同地区、不同民族的人们集结为一个更大的社会单元,以“生态文明、五谷丰登、安居乐业”为共同的祈愿。包括热贡在内的藏传佛教信仰地区具有深厚而广泛的群众基础,是传播知识、开启代际教育的良好媒介。未来仍要重视热贡唐卡传统工艺与开放创新齐头并进,并进一步挖掘文化内涵。与此同时,我们也应珍惜这份人类艺术与哲学的智慧结晶,将其充分运用到自然教育当中,并应用于筑牢中华民族共同体意识领域。在今后开展生态保护和文化遗产工作中,应纳入生物多样性相关传统文化的考虑,将政策与本土观念融合,更好地发挥传统知识和文化在生态保护及未来环境教育工作中的积极作用。

**致谢** 衷心感谢热贡地区包括印巴、扎西尖措、完德扎西、多吉、更太、久美三宝、才让当周、增太才让等 42 位画师分享的知识,感谢龙树画苑、青海省藏文化博物馆、塔尔寺、热贡藏文化博物馆工作人员提供的宝贵信息和图片资料。

## 参考文献:

- Awangjinmei, 2015. Highland rainbow-traditional Tibetan natural mineral and vegetable pigments[J]. Chin Nat Exhib, 24(4): 94-95. [阿旺晋美, 2015. 雪域彩虹—藏族传统天然矿、植物颜料[J]. 中国民族博览, 24(4): 94-95.]
- BILL R, 2014. The handbook of Tibetan Buddhist symbols [M]. Translated by XIANG HQ. Beijing: China Tibetan Studies Press: 87. [罗伯特·比尔, 2014. 藏传佛教象征符号与器物图解[M]. 向红茄译. 北京: 中国藏学出版社: 87.]
- CHU YN, LIN C, MAO WH, et al., 2022. New progress in biocultural diversity studies [J]. Biodivers Sci, 30(10): 22463. [楚雅南, 林晨, 毛文慧, 等, 2022. 生物文化多样性研究新进展[J]. 生物多样性, 30(10): 22463.]
- CHEN NH, 2013. The anonymous; Regong Thangka painters research [M]. Beijing: World Book Publishing Company: 131. [陈乃华, 2013. 无名的造神者·热贡唐卡艺人研究[M]. 北京: 世界图书出版公司: 131.]
- CHAI ZZ, WANG C, WANG YH, 2017. Field survey on the dye plants used by Dai people in Xishuangbanna [J]. Guihaia, 37(1): 56-63. [柴真真, 王趁, 王雨华, 2017. 西双版纳傣族传统染料植物的调查研究[J]. 广西植物, 37(1): 56-63.]
- Delacaidan, 2015. The meaning and etymology of the word 'Tang-ga' [J]. Tibetan Art Study, (3): 37-45. [德拉才旦, 2015. “唐卡”一词的文化含义与语源解读[J]. 西藏艺术研究, (3): 37-45.]
- DAI JY, 2002. The elementary study to the origin and spread of Regong arts [J]. Qinghai J Ethnol, 30(1): 50-53. [戴嘉艳, 2002. 热贡艺术源流浅探[J]. 青海民族研究, 30(1): 50-53.]
- GAO PJ, 2015. Tibetan haze-a survey of the history and craftsmanship of Qinghai's Regong Thangka [J]. Nat Arts, 31(6): 78-83. [高鹏杰, 2015. 藏地霞光—青海热贡唐卡历史与工艺调查[J]. 民族艺术, 31(6): 78-83.]
- GAO JY, 2022. Tracing the origin and evolution of the image of the “lotus flower” [J]. Res Chin Fine Arts, 14(2): 68-78. [高金玉, 2022. “化生—莲花”图像溯源及演变[J]. 中国美术研究, 14(2): 68-78.]
- HUANG JL, HUANG K, TANG JM, et al., 2021. Nat folk plant worship culture and biodiversity conservation in Baise [J]. Guihaia, 41(11): 1827-1838. [黄娇丽, 黄珂, 唐健民, 等, 2021. 百色地区民族民间植物崇拜文化与生物多样性保护[J]. 广西植物, 41(11): 1827-1838.]
- LI YY, 2018. Between sutra and market: a research on Thangka cultural industry and development of national community at Huangnan Tibetan Autonomous Prefecture in Qinghai

- Province [M]. Beijing: The Ethnic Publishing House: 54. [李元元, 2018. 经堂与市场之间—青海黄南藏族自治州唐卡文化产业与民族社区发展研究[M]. 北京: 民族出版社: 54.]
- LONG CL, PEI SJ, 2003. Cultural diversity promotes conservation and application of biological diversity[J]. Acta Bot Yunnan, 25(Suppl. XIV): 11-22. [龙春林, 裴盛基, 2003. 文化多样性促进生物多样性的保护与利用[J]. 云南植物研究, 25(增刊 XIV): 11-22.]
- LÜ X, 2009. The Tus culture space and folk oral inheritance art [J]. J Qinghai Minzu Univ (Soc Sci Ed), 35(4): 161-166. [吕霞, 2009. 热贡唐卡及其技艺传承述略[J]. 青海民族学院学报(社会科学版), 35(4): 161-166.]
- LUO J, ZHU MJ, 2016. Early Indian Buddhism symbol pattern [J]. Des Res, 6(2): 83-87. [罗简, 朱明健, 2017. 印度早期佛教的象征图样[J]. 设计艺术研究, 6(2): 83-87.]
- LIU HM, XU ZF, DUAN QW, et al., 2001. An approach to conserve plant diversity through Dai nationality religious beliefs in Xishuangbanna [J]. Guihaia, 21(2): 173-176. [刘宏茂, 许再富, 段其武, 等, 2001. 运用傣族的传统信仰保护西双版纳植物多样性的探讨[J]. 广西植物, 21(2): 173-176.]
- MAFFI L, 2005. Linguistic, cultural, and biological diversity [J]. Ann Rev Anthropol, 34(1): 599-617.
- Manquedunzhi, 2016. The hidden history of images — an oral survey of Regong Thangka and its Artists [M]. Shanghai: Shanghai University Press: 237. [满却顿智, 2016. 图像中隐藏的历史——热贡唐卡及艺人口述考察[M]. 上海: 上海大学出版社: 237.]
- MA CJ, 2005. Regong arts [M]. Hangzhou: Zhejiang People's Press: 82. [马成俊, 2005. 热贡艺术[M]. 杭州: 浙江人民出版社: 82.]
- MO R, 2017. Discernment of Buddhism sacred trees [J]. Chin Horticult Abstr, 33(8): 214-217. [慕容, 2017. 佛教圣树的辨析[J]. 中国园艺文摘, 33(8): 214-217.]
- PEI SJ, 2011. Traditional culture and biodiversity conservation [J]. Bull Chin Acad Sci, 26(2): 190-196. [裴盛基, 2011. 民族文化与生物多样性保护[J]. 中国科学院院刊, 26(2): 190-196.]
- PRETTY J, ADAMS B, BERKES F, et al., 2009. The intersections of biological diversity and cultural diversity: towards integration [J]. Conserv Soc, 7(2): 100-112.
- SHU Y, 1987. Research of Regong arts [J]. Art Res, 4(16): 69-75. [舒勇, 1987. 热贡艺术研究[J]. 美术研究, 4(16): 69-75.]
- WANG Y, 2013. The aesthetic orientation of colour in Regong Thangka [J]. Hubei Inst Fine Arts J, 16(4): 75-77. [王余, 2013. 热贡唐卡艺术的色彩审美取向[J]. 湖北美术学院学报, 16(4): 75-77.]
- WANG XJ, 2011. The pigment selection and features of Regong Thangka [J]. J Tibet Univ (Soc Sci Ed), 26(1): 145-151. [王小珺, 2011. 试论热贡唐卡的颜料选配与造型特色[J]. 西藏大学学报(社会科学版), 26(1): 145-151.]
- Wusuronggui, 2009. A preliminary discussion on the color and pigment of Thangka [J]. J Inn Mongol Arts Univ, 6(1): 56-58. [乌苏荣贵, 2009. 浅论唐卡的色彩及颜料[J]. 内蒙古大学艺术学院学报, 6(1): 56-58.]
- YANG JW, 2004. Tibetan Buddhism customs and colour concepts [J]. Tibetan Art Study, (3): 61-71. [杨健吾, 2004. 藏传佛教的色彩观念和习俗[J]. 西藏艺术研究, (3): 61-71.]
- ZUO L, 2003. The origins and current status of Regong arts [J]. Art Obs, 23(1): 95-98. [佐良, 2003. 热贡艺术的源流与现状[J]. 美术观察, 23(1): 95-98.]
- Zhuomacuo, 2022. A discussion on the relationship between Regong Thangka and the cultural industry [J]. Tibetan Study, 193(2): 7. [卓玛措, 2022. 热贡唐卡艺术与文化产业发展的关系[J]. 西藏研究, 193(2): 7.]
- Zhuomecuo, 2021. Heritage and innovation in the traditional craft of Regong Thangka [J]. Qinghai Sci Technol, 28(1): 51-54. [卓么措, 2021. 热贡唐卡传统工艺的传承与创新[J]. 青海科技, 28(1): 51-54.]
- ZHOU M, Zhaxinanjie, 2020. Narration and cultural order in Thangka of mountain deities [J]. Qinghai J Ethnol, 31(1): 184-189. [周毛, 扎西南杰, 2020. 山神唐卡中的图像叙事与文化秩序[J]. 青海民族研究, 31(1): 184-189.]

(责任编辑 周翠鸣)

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202302041

王晶, 张会萍, 苏晓, 等. 2023. 阿尔泰银莲花根际土壤微生物多样性研究 [J]. 广西植物, 43(8): 1467–1477.

WANG J, ZHANG HP, SU X, et al., 2023. Microbial diversity in rhizosphere soil of *Anemone altaica* [J]. *Guihaia*, 43(8): 1467–1477.



## 阿尔泰银莲花根际土壤微生物多样性研究

王晶<sup>1,4</sup>, 张会萍<sup>2</sup>, 苏晓<sup>2</sup>, 付前进<sup>3</sup>, 李学榜<sup>3</sup>, 刘凤琴<sup>2,4</sup>,  
邵毅贞<sup>2,4</sup>, 陈云<sup>2,4</sup>, 袁志良<sup>2,4\*</sup>

(1. 河南省林业科学研究院, 郑州 450008; 2. 河南农业大学 生命科学学院, 郑州 45002; 3. 嵩县五马寺林场, 河南 洛阳 471421; 4. 河南省伏牛山南北过渡带森林生态系统野外科学观测研究站, 河南 洛阳 471000)

**摘要:** 为了解野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤微生物多样性的差异, 该研究采用 Illumina MiSeq 高通量测序技术对野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤微生物的群落组成和多样性进行探究。结果表明: (1) 野生阿尔泰银莲花根际土壤的真菌多样性显著高于栽培阿尔泰银莲花 ( $P < 0.05$ ), 而细菌多样性差异不显著 ( $P > 0.05$ ); NMDS 分析结果显示, 野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤真菌群落结构差异更显著。(2) 细菌 9 566 个可操作分类单元 (OTUs) 涉及 39 门 127 纲 315 目 500 科 886 属, 真菌 2 670 个 OTUs 涉及 15 门 57 纲 138 目 293 科 597 属。在门水平上, 细菌群落中的变形菌门、酸杆菌门、放线菌门及真菌群落中的担子菌门、子囊菌门、被孢霉门均为野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤优势菌门, 但其相对丰度在不同生长方式下存在差异。(3) 环境因子关联分析 (RDA) 结果显示, 土壤有机质是影响土壤细菌群落的主要因子 ( $P < 0.05$ ), 土壤 pH、碱解氮和有效磷是影响真菌群落的主要因子 ( $P < 0.05$ )。综上认为, 野生和栽培下的阿尔泰银莲花根际土壤微生物群落组成和多样性存在显著差异, 这种差异可能与不同生长条件下的土壤理化性质存在密切的联系, 该研究结果对阿尔泰银莲花科学种植以及土壤改良具有一定意义。

**关键词:** 阿尔泰银莲花, 土壤微生物, 高通量测序, 群落结构, 物种多样性

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1467-11

## Microbial diversity in rhizosphere soil of *Anemone altaica*

WANG Jing<sup>1,4</sup>, ZHANG Huiping<sup>2</sup>, SU Xiao<sup>2</sup>, FU Qianjin<sup>3</sup>, LI Xuebang<sup>3</sup>,  
LIU Fengqin<sup>2,4</sup>, SHAO Yizhen<sup>2,4</sup>, CHEN Yun<sup>2,4</sup>, YUAN Zhiliang<sup>2,4\*</sup>

(1. Henan Academy of Forestry, Zhengzhou 450008, China; 2. College of Life Sciences, Henan Agricultural University, Zhengzhou 450002, China; 3. Wumasi Forest Farm in Song County, Luoyang 471421, Henan, China; 4. Field Scientific Observation and Research Station of Forest Ecosystem in South-North Transition Zone of Funiu Mountain, Luoyang 471000, Henan, China)

**Abstract:** In order to understand the difference in microbial diversity between wild and cultivated *Anemone altaica* rhizosphere soils, Illumina MiSeq high-throughput sequencing technology was used to study the microbial composition

收稿日期: 2023-06-02

基金项目: 国家自然科学基金(U1704115); 河南省林业科学研究院基本科研业务费项目(2022JB02005)。

第一作者: 王晶(1979-), 硕士, 工程师, 研究方向为森林生态学, (E-mail) 9301003@qq.com。

\*通信作者: 袁志良, 博士, 教授, 研究方向为生物多样性和森林生态学, (E-mail) zhiliangyuan@henau.edu.cn。

and diversity in rhizosphere soils between wild and cultivated *A. altaica*. The results were as follows: (1) Alpha diversity analysis showed that the diversity of fungi in the rhizosphere soil of wild *A. altaica* was significantly higher than that of cultivated *A. altaica* ( $P < 0.05$ ), while the difference in bacterial diversity was not significant ( $P > 0.05$ ). The non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis revealed that the fungal community structures of wild and cultivated *A. altaica* rhizosphere soils had more significant differences. (2) A total of 9 566 operational taxonomic units (OTUs) of bacteria belonged to 39 phyla, 127 classes, 315 orders, 500 families and 886 genera, and 2 670 OTUs of fungi belonged to 15 phyla, 57 classes, 138 orders, 293 families and 597 genera. The bacterial phylum Proteobacteria, Acidobacteria, Actinobacteria and the fungal phylum Basidiomycota, Ascomycota, Mortierellomycota were the dominant phyla in the rhizosphere soil between wild and cultivated plants, but their relative abundance was different under different growth modes. At genus level, *Candidatus\_Udaeobacter*, norank\_f\_Xanthobacteraceae and *Rokubacteriales* were the dominant rhizosphere soil bacteria of wild *Anemone altaica*. However, *Candidatus\_Udaeobacter*, *Vicinamibacter* and *Rokubacteriales* were the dominant rhizosphere soil bacteria of cultivated *Anemone altaica*. The dominant rhizosphere fungi of wild *A. altaica* were *Mortierella*, *Sebacina* and *Russula*, while the dominant rhizosphere fungi of cultivated *Anemone altaica* were *Sebacina*, *Mortierella* and unclassified\_f\_Hyaloscyphaceae. (3) The redundancy analysis (RDA) showed that soil organic matter was the main factor affecting soil bacterial community ( $P < 0.05$ ), and soil pH, alkali-hydrolyzable nitrogen and available phosphorus were the main factors affecting fungi communities ( $P < 0.05$ ), while bacterial community structure were not significantly correlated with soil pH, alkali-hydrolyzable nitrogen and available phosphorus ( $P > 0.05$ ). In summary, this study reveals significant differences in the composition and diversity of rhizosphere microbial communities between wild and cultivated *A. altaica*, which may be closely related to the physicochemical properties of soils under different growing conditions. The results of this study have certain significance for scientific planting and soil improvement of *A. altaica*.

**Key words:** *Anemone altaica*, soil microorganism, high-throughput sequencing, community structure, species diversity

阿尔泰银莲花 (*Anemone altaica*) 为毛茛科 (Ranunculaceae) 银莲花属 (*Anemone*) 多年生草本植物, 又名穿骨七、玄参、九节菖蒲等, 是我国名贵中药材 (杨晓东等, 2017; 朱平等, 2021)。阿尔泰银莲花喜凉爽、湿润、遮荫环境, 广泛分布于海拔 800~2 000 m 的山地、林下、沟边等地方 (陈国典等, 2020)。其特殊的生长环境, 加上过度采掘, 阿尔泰银莲花野生资源的产量和质量逐年下降。近年来, 阿尔泰银莲花栽培技术逐渐有所突破, 形成了一定的商品规模, 这在一定程度上缓解了因过度采集野生阿尔泰银莲花而造成的生态压力 (陈国典等, 2020)。对阿尔泰银莲花种植来说, 深入了解适合种植阿尔泰银莲花的土壤条件对促进阿尔泰银莲花的高产、高质与可持续发展具有重要意义。大力开展阿尔泰银莲花发育生物学研究, 摸清其生长机制势在必行。

根际是植物根系与土壤微生物群落发生相互作用的独特区域 (Mendes et al., 2013)。根际微生物是土壤生态系统的重要组成部分, 在物质和能量循环、土壤结构维持和土壤微生态平衡等方面

发挥着重要作用 (Edwards et al., 2015; Hou et al., 2020)。此外, 根际微生物可以将有机物分解为无机物, 为植物提供有效养料, 其分泌的土壤酶、有机酸、生长刺激素等可促进植物的生长以及提高植物对环境的适应能力 (史艳财等, 2018)。土壤微生物群落的多样性和稳定性有利于维持土壤系统和植物的健康 (Fierer et al., 2012)。张丽芳等 (2023) 研究发现, 不同生境下植物根际微生物的数量和组成是影响其生态适应力的关键因子。因此, 探究生长过程中根际土壤微生物群落结构可为研究阿尔泰银莲花种植管理提供新思路。

考虑到根际微生物对土壤生物化学过程以及植物生长发育的重要作用, 已有研究者推测, 根际微生物群落结构的失衡可能导致药用植物土壤质量退化、产量减少和病害发生 (Claudine et al., 2009)。同理, 根际微生物群落结构差异也很可能是野生和栽培阿尔泰银莲花产量与质量差异的关键影响因素。目前, 有关阿尔泰银莲花的研究主要集中于药理作用、化学成分、临床应用、适应生境等方面, 其根际微生物群落相关研究却几近空

白(陈国典等,2020)。因此,本研究对阿尔泰银莲花根际土壤微生物群落结构进行探究,具有较大的研究价值。

本研究以白云山国家级自然保护区为研究区域,以野生和栽培阿尔泰银莲花为研究对象,采用高通量测序技术对阿尔泰银莲花根际土壤微生物群落进行深入研究。拟探讨以下问题:(1)野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤微生物多样性分析;(2)野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤微生物群落组成及差异分析;(3)识别影响阿尔泰银莲花根际土壤微生物的主要驱动因素。本研究以期为阿尔泰银莲花科学种植以及土壤改良提供理论依据和指导。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究地点和样品采集

白云山国家级自然保护区(111°48′—112°16′ E, 33°33′—33°56′ N)位于河南省洛阳市嵩县南部的伏牛山腹地,总面积达 16 800 km<sup>2</sup>,平均海拔 1 800 m。研究区属于典型的大陆性季风气候,夏季高温多雨,冬季寒冷干燥,气温 13.1~13.9 °C,年均降雨量 1 200 mm。白云山国家级森林公园属于暖温带向北亚热带过渡的地段,南北植物交汇,植被茂盛,地理景观高度多样化,为阿尔泰银莲花的生长与繁殖创造了良好环境条件。

取样点位于白云山国家级自然保护区,栽培阿尔泰银莲花是将根茎剪成 3~5 cm 小段,按行株间距开沟、平栽、覆土,植株栽植密度设置为 30 cm,种植密度较稀疏。栽培阿尔泰银莲花取样地为林下人工管理种质资源圃,环境无阳光暴晒,阴暗潮湿,一般不需要浇水。人工栽培生境与野生环境相仿,阿尔泰银莲花均生长于优势种锐齿槲栎林下,土壤养分状况基本一致。栽培阿尔泰银莲花与野生阿尔泰银莲花的距离大约为 2 km,其生长年限为 2~3 年,栽培面积大约为 1 hm<sup>2</sup>。

2021 年 5 月,分别采集野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤,根际土壤定义为轻轻摇动附着在植物根部(包括侧根)的土壤。随机设置了 3 个 20 m × 20 m 的重复样方,每两个样方之间的间隔超过 30 m。在每个样方内利用五点采样法,随机选取每个点附近 5 株以上的阿尔泰银莲花,使用无菌刷子将与根系紧密附着的根际土壤刷掉,最后

将每个样方 5 个采样点的土壤均匀混合为一个样品。野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤样品各 3 份。从采集的土壤中去掉残留的根系和碎石。随后将土壤样品分为两份,一份装入无菌 5 mL 的离心管,将其带回实验室保存在 -80 °C 冰箱中,用于后期提取土壤微生物总 DNA;另一份土壤过 2 mm 筛去除杂质后并风干,用于测定土壤的理化性质。

### 1.2 土壤理化性质测定

参照《土壤农化分析》土壤理化性质的常规方法测定有机质、pH、有效磷、碱解氮(鲍士旦,2010)。土壤 pH 采用玻璃复合电极 pH 计测定;有机质采用重铬酸钾容量法测定;碱解氮采用培养皿扩散法测定;有效磷采用 NaHCO<sub>3</sub> 浸提—钼蓝比色法测定(张彧娜等,2022)。

### 1.3 土壤微生物总 DNA 提取、PCR 扩增及高通量测序

根据 FastDNA<sup>®</sup> SPIN Kit for Soil 试剂盒(MP Biomedicals, Norcross, GA, U.S.)的操作说明,从 0.5 g 冷冻土壤样品中提取总 DNA。引物对应区域:细菌 16S rRNA 基因的扩增引物为 515F(5'-GTGCCAGCMGCCGCGGTAA-3')和 806R(5'-GGACTACHVGGGGTWTCTAAT-3');真菌 ITS 区域的扩增引物为 ITS1F(5'-CTTGGTCATTTAGAGGAAGTAA-3')和 ITS2R(5'-GCTGCGTTCCTCATCGATGC-3')(Jin et al., 2022)。PCR 扩增程序如下:95 °C 预变性 5 min,95 °C 变性 30 s,55 °C 退火 30 s,72 °C 延伸 30 s,共循环 27 次;最后在 72 °C 下延伸 10 min(严少娟等,2022;汪汉成等,2022)。将分离纯化后的 PCR 产物进行 DNA 文库的构建,并利用上海美吉生物医药科技有限公司的 Illumina MiSeq 平台进行高通量测序。

### 1.4 数据处理与分析

基于 Qiime2(<https://qiime2.org>)分析平台对原始数据进行区分并归类,去除嵌合体,根据序列相似度(97%)构建操作分类单元(OTUs)(Yang et al., 2018)。为了分析野生和栽培阿尔泰银莲花根际微生物群落的差异性,绘制稀释曲线探究取样数据的合理性,并通过韦恩图、NMDS 分析方法和 Alpha 多样性指数分析土壤微生物群落结构的差异。

为了探究野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤微生物群落组成,采用 Circos 图和物种丰度堆积柱状图对微生物群落组成进行可视化分析,并利用

STAMP 软件中的 *t*-test 检验分析各组间样本差异物种。

为了进一步研究野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤微生物群落结构与环境因子的关系,利用 RDA 探究土壤理化因子对野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤微生物群落结构的影响。使用 R 语言软件中的 ANOVA 函数来检验每个环境因子对土壤微生物群落分布影响的显著性。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤理化性质

从表 1 可以看出,野生阿尔泰银莲花根际土壤 pH 和碱解氮的含量均显著高于栽培阿尔泰银莲花根际土壤。

表 1 野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤理化性质  
Table 1 Physicochemical properties of rhizosphere soils of wild and cultivated *Anemone altaica*

生长方式 Growth mode	pH	有效磷 Available phosphorus (g · kg <sup>-1</sup> )	土壤有机质 Soil organic matter (g · kg <sup>-1</sup> )	碱解氮 Alkali-hydrolyzable nitrogen (mg · kg <sup>-1</sup> )
A	5.33± 0.13a	6.46± 0.77a	87.82± 21.00a	172.08± 2.33a
B	4.41± 0.11b	4.75± 0.32a	85.53± 3.40a	137.08± 5.08b

注: A. 野生组; B. 栽培组。不同小写字母表示显著差异 ( $P < 0.05$ )。下同。

Note: A. Wild group; B. Cultivated group. Different lowercases indicate significant differences ( $P < 0.05$ ). The same below.

### 2.2 阿尔泰银莲花根际土壤微生物多样性

对土壤样品 16S rRNA 和 ITS 进行测序及 OTU 聚类,共得到 9 566 个细菌 OTUs 和 2 670 个真菌 OTUs。物种注释显示,细菌 OTUs 分属 39 门 127 纲 315 目 500 科 886 属,真菌 OTUs 分属 15 门 57 纲 138 目 293 科 597 属。由图 1 可知,根据稀释曲线,随着序列数量的增加,物种丰富度增加逐渐较少,显示了样本的物种丰富度随序列数增加的一系列变化趋势;之后随着测序数量的增加,各个样本的物种丰富度指数均趋于平缓,表明抽平后的序列数据量趋近饱和,表明取样数据的合理性,能够较真实地反映阿尔泰银莲花根际土壤微生物群落变化特征。

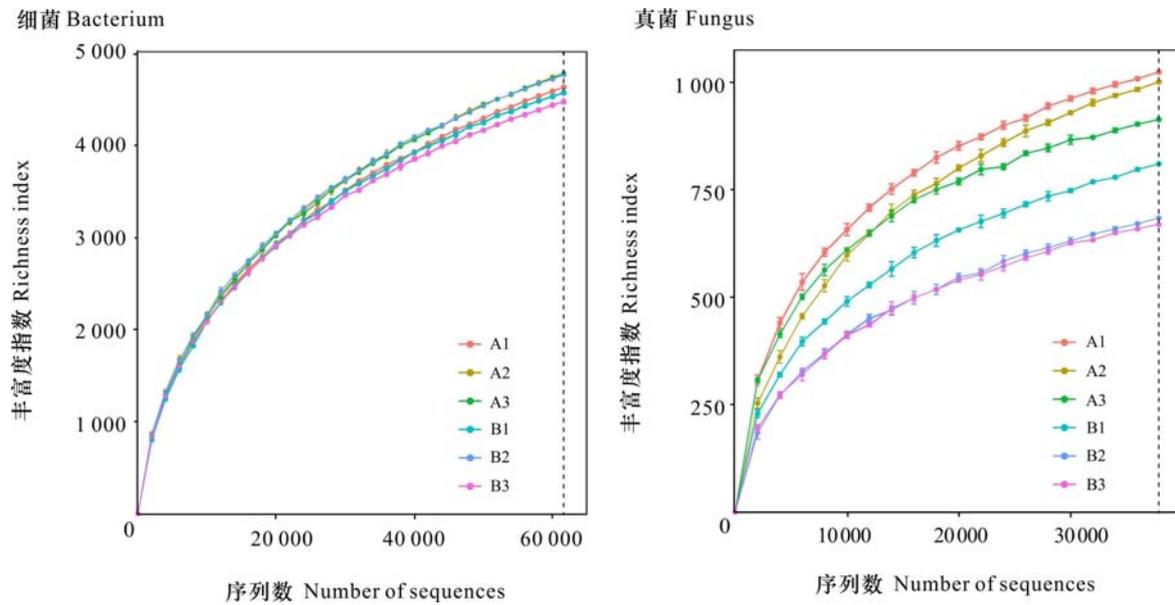
OTU 比较分析结果(图 2)显示,野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤样本中共有的细菌 OTU 数为 5 332,占细菌 OTU 总数的 55.74%;共有真菌 OTU 数为 740,占真菌 OTU 总数的 27.72%。野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤特有的细菌 OTU 数分别为 2 296 个和 1 938 个,特有的真菌 OTU 数分别为 1 207 个和 723 个。

NMDS 分析结果(图 3)进一步显示野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤细菌和真菌群落组成均存在显著差异。Alpha 多样性指数分析结果(表 2)显示,野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤细菌群落多样性差异不显著 ( $P > 0.05$ ),而真菌群落多样性存在显著差异 ( $P < 0.05$ ),且野生阿尔泰银莲花根际土壤细菌群落和真菌群落的多样性均高于栽培条件下的。

### 2.3 不同栽培模式下土壤微生物群落结构分析

筛选出贡献率前 1% 的所有 OTU 构建 Circos 图(图 4),细菌共筛选出 97 个 OTUs,真菌共筛选出 27 个 OTUs。大多数具有代表性的序列在野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤中均被检测到,如细菌中的慢生根瘤菌属 (*Bradyrhizobium*) (OTU106)、*Candidatus\_Udaeobacter* (OTU84)、未定名的黄色杆菌 (norank\_f\_Xanthobacteraceae) (OTU7178) 和真菌中的被孢霉属 (*Mortierella*) (OTU5055、OTU1740、OTU7098) 在两种生长方式中均有很丰富的存在。而真菌中的 unclassified\_f\_Hyaloscyphaceae (OTU6763) 和蜡壳耳属 (*Sebacia*) (OTU32) 仅在栽培的阿尔泰银莲花中广泛存在。

在门分类水平上,6 份土壤样品共有细菌 39 门,真菌 15 门(图 5)。野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤细菌群落优势门依次为变形菌门 (Proteobacteria) (21.50% ~ 28.18%)、酸杆菌门 (Acidobacteria) (14.76% ~ 18.42%)、放线菌门 (Actinobacteria) (11.68% ~ 14.69%)、疣微菌门 (Verrucomicrobia) (10.61% ~ 15.40%)、绿弯菌门 (Chloroflexi) (6.44% ~ 7.43%)、浮霉菌门 (Planctomycetes) (5.09% ~ 6.83%)、甲基单胞菌门 (Methylomirabilota) (4.20% ~ 5.12%),约为总群落的 85%。野生阿尔泰银莲花土壤中变形菌门和放线菌门相对丰度较高,而栽培阿尔泰银莲花土壤中酸杆菌门和疣微菌门相对丰度较高。真菌群落以担子菌门 (Basidiomycota) (27.94% ~ 44.94%)、子囊菌门 (Ascomycota) (27.51% ~ 28.70%)、被孢



A1. 野生土壤样品 1; A2. 野生土壤样品 2; A3. 野生土壤样品 3; B1. 栽培土壤样品 1; B2. 栽培土壤样品 2; B3. 栽培土壤样品 3。

A1. Wild soil Sample 1; A2. Wild soil Sample 2; A3. Wild soil Sample 3; B1. Cultivated soil Sample 1; B2. Cultivated soil Sample 2; B3. Cultivated soil Sample 3.

图 1 根际土壤微生物群落物种丰富度指数稀释曲线

Fig. 1 Rarefaction curve of species richness index of rhizosphere soil microbial communities

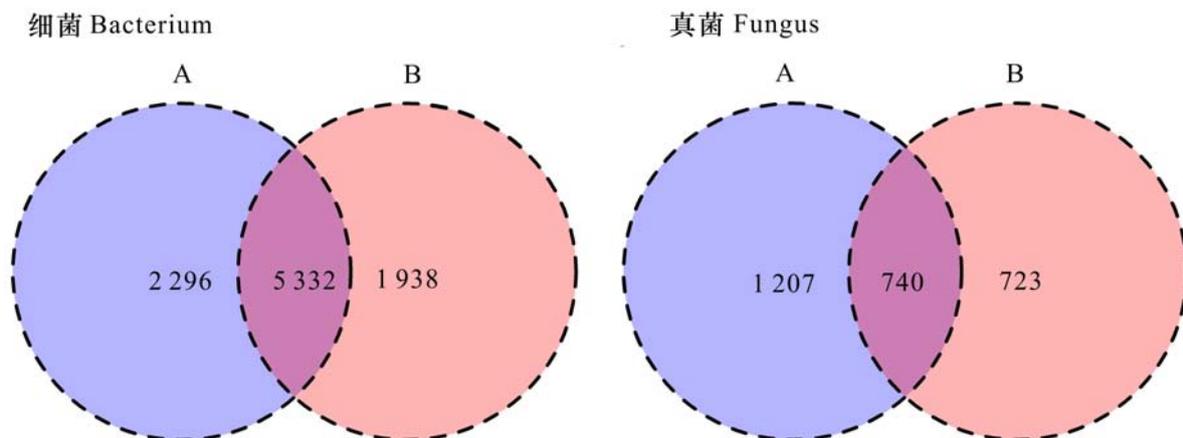


图 2 阿尔泰银莲花根际土壤微生物 OTU 韦恩图

Fig. 2 OTU Venn diagram of rhizosphere soil microbial communities of *Anemone altaica*

霉门 (Mortierellomycota) (16.50% ~ 34.83%)、罗兹菌门 (Rozellomycota) (5.20% ~ 9.48%) 为优势门, 约为总群落的 98%。其中, 野生阿尔泰银莲花根际土壤中的被孢霉门丰富度显著高于栽培组, 而担子菌门相对丰度显著低于栽培组。

在属分类水平上(表 3), 野生阿尔泰银莲花根际土壤细菌优势属为 *Candidatus\_Udaeobacter*、未定名的黄色杆菌 (norank\_f\_Xanthobacteraceae)、罗库菌属 (*Rokubacteriales*); 栽培阿尔泰银莲花根际细菌优势属为 *Candidatus\_Udaeobacter*、

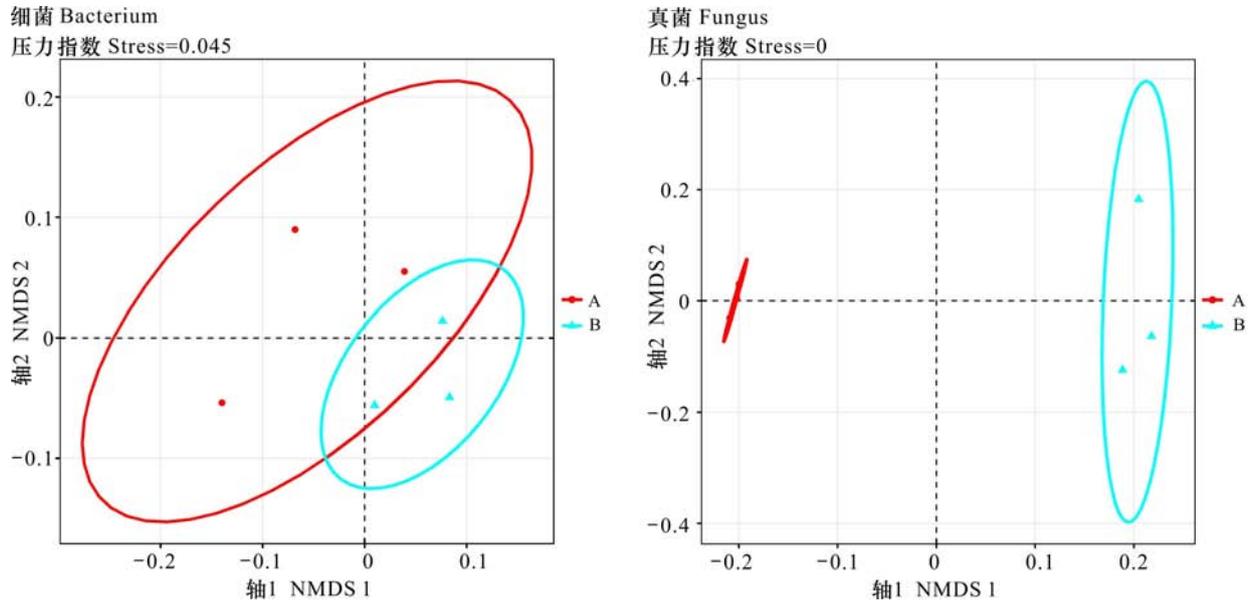


图 3 根际土壤微生物群落 NMDS 分析

Fig. 3 NMDS analysis of rhizosphere soil microbial communities

*Vicinamibacter*、罗库菌属(*Rokubacteriales*)。野生阿尔泰银莲花根际真菌优势属为被孢霉属、蜡壳耳属、红菇属(*Russula*)；栽培阿尔泰银莲花根际真菌优势属为蜡壳耳属、被孢霉属、unclassified\_f\_Hyaloscyphaceae。

在各个水平上,对数据进行差异显著性检验,筛选出丰度在不同组间具有显著差异的微生物类群(具有显著性差异的丰度前10的类群)(图6),细菌微生物中的迷踪菌纲(*Elusimicrobia*)、norank\_o\_lineage\_IV、norank\_f\_norank\_o\_lineage\_IV、lineage\_IV、迷踪菌门(*Elusimicrobiota*)在野生阿尔泰银莲花根际土壤中丰度占比较大,并在组间均达到显著差异水平( $P < 0.05$ )；真菌微生物中的被孢霉目(*Mortierellales*)、被孢霉属、被孢霉门、被孢霉科(*Mortierellaceae*)、被孢霉纲(*Mortierellomycetes*)等在组间丰度差异均达到显著水平。

#### 2.4 土壤环境因子 RDA 分析

RDA 分析结果(图7)显示,4种环境因子对细菌微生物群落总解释率为82.45%,对真菌微生物群落总解释率为77.59%。碱解氮、pH和有效磷之间夹角为锐角,呈正相关。土壤有机质能够显著影响阿尔泰银莲花根际土壤细菌群落结构( $P < 0.05$ )(表4),土壤pH、碱解氮、有效磷对阿尔泰银莲花根际土壤真菌群落结构均具有显著影响( $P < 0.05$ )。

### 3 讨论与结论

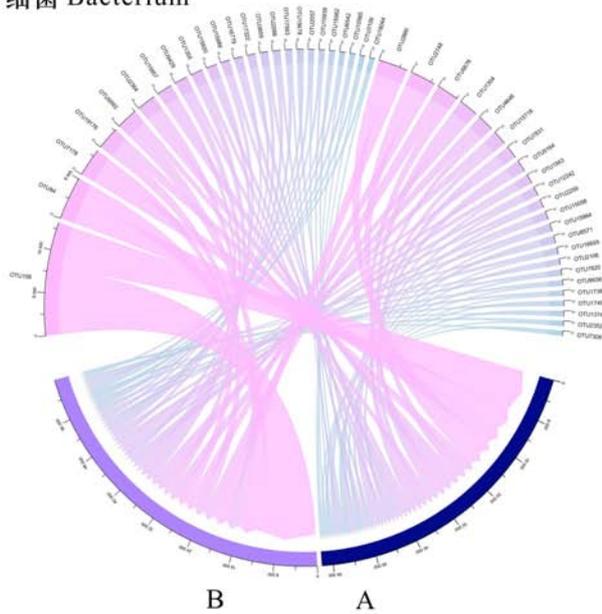
阿尔泰银莲花的栽培可能对土壤养分和理化性质产生影响。本研究前期栽培生境与野生生境相仿且土壤养分状况一致,后期发现栽培阿尔泰银莲花根际土壤pH和碱解氮含量均显著低于野生阿尔泰银莲花根际,表明阿尔泰银莲花栽培后会吸收利用土壤中的养分,可能会引起有机碳含量下降、重要的氮磷等营养元素失衡,导致阿尔泰银莲花的土壤出现酸化趋势。栽培阿尔泰银莲花的根系会产生大量有机酸,并且根系微生物的代谢活动也会引起土壤酸化(张亚玉等,2008)。

本研究基于高通量测序技术,对野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤微生物群落多样性进行研究。本研究结果表明,生长方式没有显著影响阿尔泰银莲花根际土壤细菌多样性( $P > 0.05$ ),原因可能是研究区均在洛阳白云山内,地理位置、气候和生态环境具有一定的相似性。然而,野生阿尔泰银莲花根际真菌多样性显著高于栽培,可能是因为土壤pH < 5.0会对耐酸性较弱的真菌的生长繁殖产生不利影响(魏志文,2019;万人源等,2021)。此外,栽培阿尔泰银莲花的过程可能会破坏土壤的物理化学结构,降低了土壤养分含量以

表 2 Alpha 多样性分析  
Table 2 Alpha diversity analysis

生长方式 Growth mode	Richness 指数 Richness index		Chao1 指数 Chao1 index		Ace 指数 Ace index	
	细菌 Bacterium	真菌 Fungus	细菌 Bacterium	真菌 Fungus	细菌 Bacterium	真菌 Fungus
A	4 735.00±49.17a	980.33±33.82a	6 399.67±40.61a	1 189.43±40.61a	6 558.13±61.09a	1 198.13±58.61a
B	4 609.67±87.00a	722.00±44.71b	6 073.79±158.58a	954.59±55.11b	6 201.09±144.98a	970.66±47.87b

细菌 Bacterium



真菌 Fungus

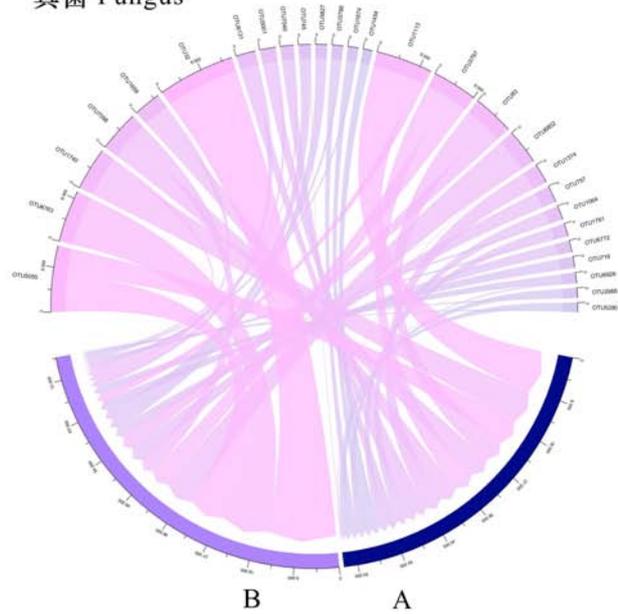


图 4 根际土壤微生物群落的优势 OTU

Fig. 4 Dominance OTU of rhizosphere soil microbial communities

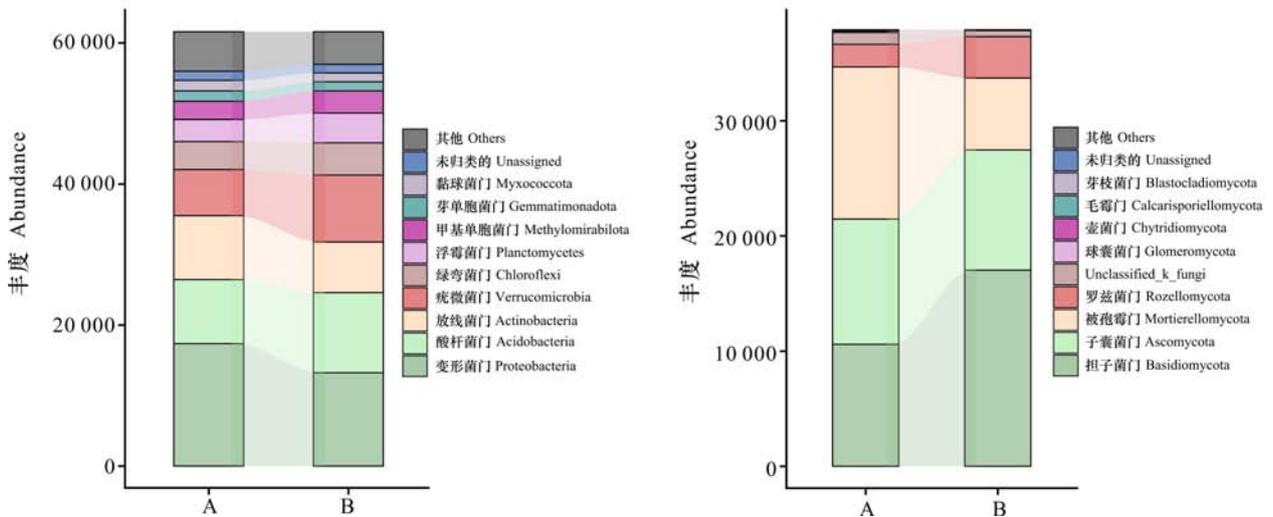


图 5 根际土壤微生物在门水平上的丰度

Fig. 5 Abundance of rhizosphere soil microorganisms at phylum level

表 3 根际土壤微生物在属水平上的组成 (前 10 个属)  
Table 3 Composition of rhizosphere soil microorganisms at genus level (Top 10 genera)

细菌 Bacterium	占比 Proportion (%)		真菌 Fungus	占比 Proportion (%)	
	A	B		A	B
<i>Candidatus_Udaebacter</i>	8.04	11.73	被孢霉属 <i>Mortierella</i>	34.73	16.42
罗库菌属 <i>Rokubacteriales</i>	3.83	4.80	蜡壳耳属 <i>Sebacin</i>	9.73	17.88
未定名的黄色杆菌 Norank_f_Xanthobacteraceae	4.11	2.59	红菇属 <i>Russula</i>	5.64	7.96
<i>Vicinamibacter</i>	3.70	5.21	Unclassified_f_Hyaloscyphaceae	0.14	9.62
Norank_o_Gaiellales	3.35	2.72	铜绿梭菌 <i>Solicocozyma</i>	5.53	3.29
Norank_o_Subgroup_2	2.79	3.50	Unclassified_p_Rozellomycota	1.21	6.87
慢生根瘤菌属 <i>Bradyrhizobium</i>	2.50	2.01	未分类的子囊菌门 Unclassified_p_Ascomycota	2.36	3.86
未定名的酸杆菌目 Norank_o__Acidobacteriales	2.32	3.42	Unclassified_o_GS11	3.68	2.46
Norank_c_AD3	2.30	2.26	Unclassified_k_fungi	2.70	1.38
未定名的浮霉菌科 Norank_f_Gemmataceae	2.19	2.66	乳菇属 <i>Lactarius</i>	0.01	3.90

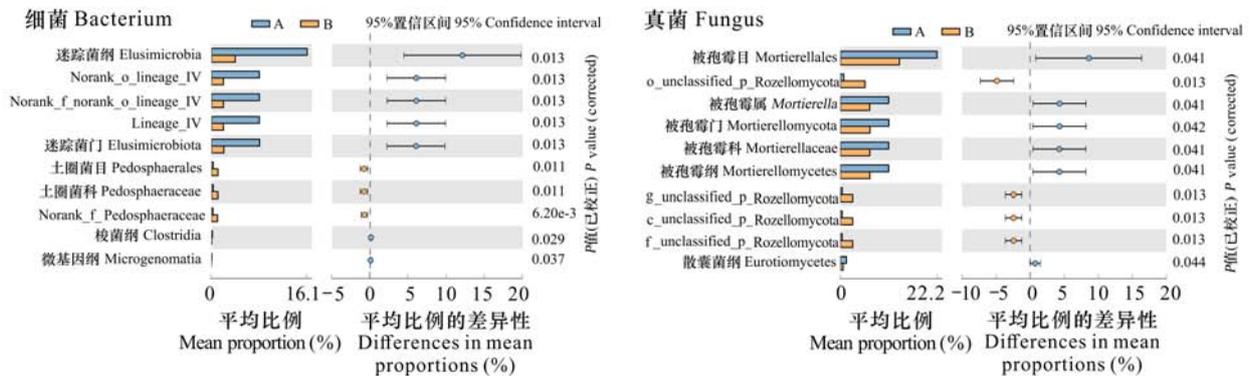


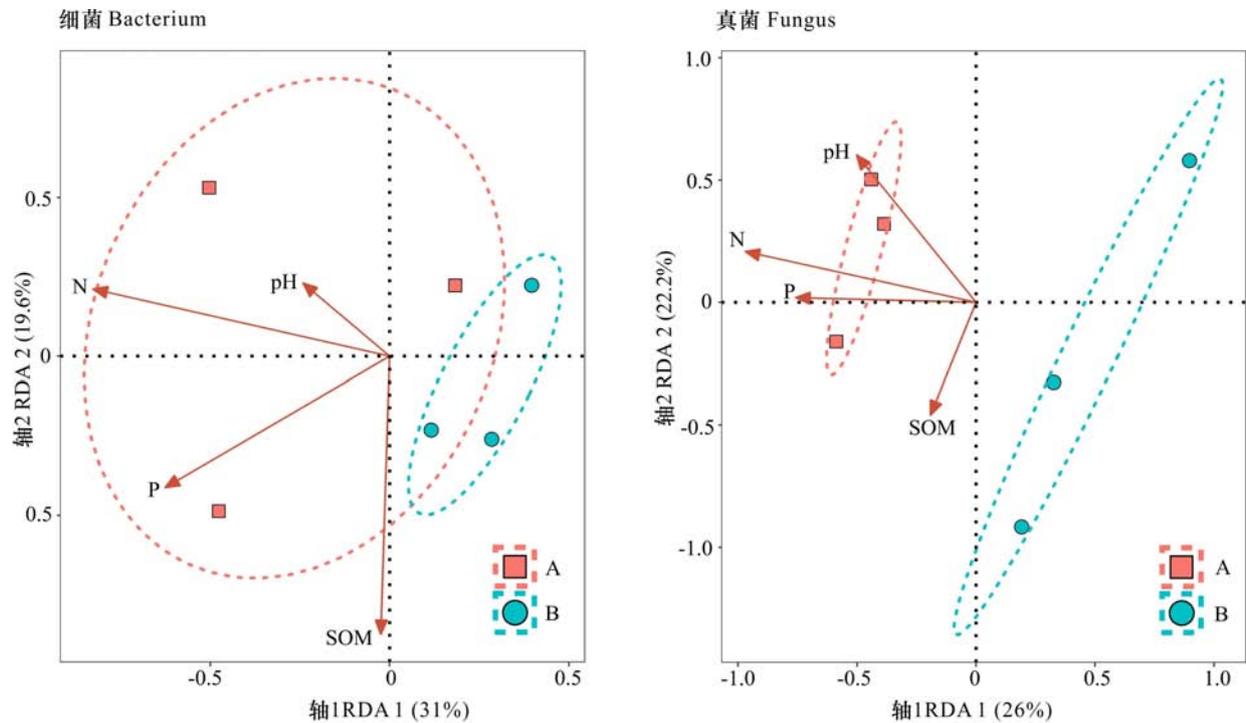
图 6 根际土壤微生物显著差异性类群分析

Fig. 6 Analysis of significant difference of rhizosphere soil microbial taxa

及土壤健康程度,这些影响可能抑制了某些根际微生物的繁殖,导致栽培阿尔泰银莲花根际土壤真菌多样性较低(Himadri & Pranab, 2016)。除此之外,氮素含量的变化也会显著影响栽培阿尔泰银莲花根际土壤真菌的群落结构(Dong et al., 2021)。Wang等(2018)发现,真菌群落多样性可能比细菌群落多样性更容易受土壤养分的影响;Fang等(2022)还发现,真菌群落比细菌群落受人参生长方式影响更大。这些研究均表明,真菌群落比细菌群落受影响更大,这与本研究结果一致。因此,野生阿尔泰银莲花根际土壤真菌多样性差

异显著可能是更容易受到土壤养分影响的原因。

本研究首次关注野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤微生物群落组成,结果表明,在细菌群落组成方面,变形菌门、酸杆菌门、放线菌门是阿尔泰银莲花根际土壤中的优势种群,这与之前的研究结果一致(Nie et al., 2018; 董青青等, 2022)。变形菌门是反映土壤营养状况的重要指标之一,在营养丰富的野生阿尔泰银莲花根际土壤中相对丰度较高,且被视为凋落物分解转化的主要功能细菌(Wang et al., 2022)。酸杆菌门通常是寡养和嗜酸性细菌门,适宜生长于低营养和偏酸性的土



N. 碱解氮; P. 有效磷; SOM. 土壤有机质。

N. Alkali-hydrolyzable nitrogen; P. Available phosphorus; SOM. Soil organic matter.

图 7 土壤微生物群落与环境因子的 RDA 分析

Fig. 7 RDA analysis of rhizosphere soil microbial community and environmental factors

表 4 土壤理化因子的显著性检验

Table 4 Significance test of soil physicochemical factors

土壤理化因子 Soil physicochemical factor	细菌 Bacterium		真菌 Fungus	
	F	P	F	P
pH	0.910 8	0.539	1.295 8	0.009**
有效磷 Available phosphorus	1.373 3	0.186	1.304 7	0.049*
土壤有机质 Soil organic matter	1.438 0	0.042*	1.289 4	0.208
碱解氮 Alkali-hydrolyzable nitrogen	0.977 4	0.642	1.499 5	0.008**

注: \* 代表显著相关 ( $P < 0.05$ ); \*\* 代表极显著相关 ( $P < 0.01$ )。

Note: \* represents significant correlation ( $P < 0.05$ ); \*\* represents extremely significant correlation ( $P < 0.01$ ).

壤 (Wang et al., 2022), 这和本研究酸杆菌门在栽培土壤丰度较高研究结果一致。在真菌群落组成中, 担子菌门、子囊菌门和被孢霉门均为野生和栽培土壤的优势真菌门, 但其相对丰度存在差异, 这

与前人的研究结果一致 (Liu et al., 2020; 童玲等, 2022)。担子菌门在降解凋落物中复杂木质纤维素组分和土壤养分循环中发挥着重要作用 (Lundell et al., 2010)。子囊菌门以腐生营养型的真菌为主, 一般存在于较高 pH 的土壤中, 对环境压力具有较好的抵御能力 (Yuan et al., 2017; 李德会等, 2022), 这与本研究结果一致。此外, 细菌类群下的迷踪菌属、lineage\_IV、norank\_f\_Xanthobacteraceae 和真菌类群下的被孢霉属、铜绿梭菌等在野生阿尔泰银莲花根际土壤占优势, 这些菌属可能在促进土壤养分循环和阿尔泰银莲花的生长中发挥着重要作用 (Ullah et al., 2019)。野生和栽培阿尔泰银莲花根际土壤微生物的组成及物种丰度存在差异, 表明不同生长方式下根际主要微生物类群的生态策略是不同的。

土壤特性是影响植物根际土壤微生物群落结构的重要因素。在本研究中, 土壤有机质的含量是影响细菌群落结构的最显著因素, 与朱平等 (2017) 的研究结果一致。土壤 pH、碱解氮和有效

磷是影响真菌群落结构的主要环境因子,这与刘红梅等(2019)的研究结果一致。土壤 pH 通过影响酶的形成、活力或者细胞膜的通透性等重要的生理生化活动来影响微生物群落的多样性。李敏和高秀宏(2021)发现氮和磷含量能够显著影响根际土壤真菌群落,氮元素的转化和循环与土壤真菌有着密切的关系,磷元素在真菌的繁殖和生长中也发挥了重要的作用。因此,影响阿尔泰银莲花根际土壤细菌和真菌的主要驱动因素是存在差异的。

本研究系统地分析了野生和栽培阿尔泰银莲花的根际土壤微生物群落结构的差异,揭示了不同种植方式对阿尔泰银莲花根际微生物群落多样性的影响。本研究结果发现,与野生阿尔泰银莲花相比,栽培阿尔泰银莲花根际土壤细菌和真菌多样性较低。野生阿尔泰银莲花中酸杆菌门、放线菌门和被孢霉门的相对丰度明显高于栽培阿尔泰银莲花。环境因子关联分析进一步显示,土壤有机质是影响土壤细菌群落的主要因子,而土壤 pH、碱解氮和有效磷是影响真菌群落的主要因子。本研究结果可为阿尔泰银莲花的科学种植以及土壤改良提供理论依据和指导。

## 参考文献:

- BAO SD, 2010. Soil agronomic analysis [M]. 3rd ed. Beijing: China Agricultural Press; 22-114. [鲍士旦, 2010. 土壤农化分析 [M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社; 22-114.]
- CHEN GD, LI W, ZHOU YQ, et al., 2020. Technology of interplanting *Anemone altaica* under oak forest in Funiu mountain area [J]. J Henan For Sci Technol, 40(1): 54-56. [陈国典, 李伟, 周永强, 等, 2020. 伏牛山区栎类林下套种九节菖蒲技术 [J]. 河南林业科技, 40(1): 54-56.]
- CLAUDINE F, KRISTINA L, CLAUDINE E, 2009. Nitrogen-fixing bacteria associated with leguminous and non-leguminous plants [J]. Plant Soil, 321(1/2): 35-59.
- DONG QQ, ZHANG KP, HE MY, et al., 2022. Plant competition and insect herbivory mediate the impact of invasive plants on soil bacterial community and function [J]. Plant Sci J, 40(2): 155-168. [董青青, 张考萍, 何敏艳, 等, 2022. 植物竞争和昆虫取食调节入侵植物对土壤细菌群落和功能的影响 [J]. 植物科学学报, 40(2): 155-168.]
- DONG ZY, RAO MPN, LIAO TJ, et al., 2021. Diversity and function of rhizosphere microorganisms between wild and cultivated medicinal plant *Glycyrrhiza uralensis* Fisch under different soil conditions [J]. Arch Microbiol, 203(6): 3657-3665.
- EDWARDS J, JOHNSON C, SANTOS-MEDELÍN C, et al., 2015. Structure, variation, and assembly of the root-associated microbiomes of rice [J]. Proc Natl Acad Sci USA, 112(8): E911-E920.
- FANG XX, WANG HY, ZHAO L, et al., 2022. Diversity and structure of the rhizosphere microbial communities of wild and cultivated ginseng [J]. BMC Microbiol, 22(1): 2-11.
- FIERER N, LAUBER CL, RAMIREZ KS, et al., 2012. Comparative metagenomic, phylogenetic and physiological analyses of soil microbial communities across nitrogen gradients [J]. ISME J, 6(5): 1007-1017.
- HIMADRI K, PRANAB D, 2016. Establishment of *Metarhizium anisopliae*, an entomopathogen as endophyte for biological control in tea [J]. Res Crops, 17(2): 375-387.
- HOU Q, WANG WX, YANG Y, et al., 2020. Rhizosphere microbial diversity and community dynamics during potato cultivation [J]. Eur J Soil Biol, 98(C): 103176.
- JIN Q, ZHANG YY, WANG QX, et al., 2022. Effects of potassium fulvic acid and potassium humate on microbial biodiversity in bulk soil and rhizosphere soil of *Panax ginseng* [J]. Microbiol Res, 254(2): 126914.
- LIU X, WANG YZ, LIU YH, et al., 2020. Response of bacterial and fungal soil communities to Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) long-term monoculture plantations [J]. Front Microbiol, 11(1): 181.
- LI M, GAO XH, 2021. Community structure and driving factors for rhizosphere ectomycorrhizal fungi of *Betula platyphylla* in Daqing Mountain [J]. Chin J Ecol, 40(5): 1244-1252. [李敏, 高秀宏, 2021. 大青山白桦根围外生菌根真菌群落结构及其驱动因素 [J]. 生态学杂志, 40(5): 1244-1252.]
- LI DH, LI XJ, WU QG, et al., 2022. Effects of gap locations on the decomposition of fine root of *Toona sinensis* and soil fungal community diversity in cypress plantation forest [J]. Acta Ecol Sin, 42(7): 1-14. [李德会, 李相君, 吴庆贵, 等, 2022. 柏木人工林林窗位置对香椿细根分解及土壤真菌群落多样性的影响 [J]. 生态学报, 42(7): 1-14.]
- LIU HM, ZHANG HF, QIN J, et al., 2019. Effects of nitrogen deposition on soil fungi community structure in *Stipa baicalensis* Steppe [J]. Acta Agr Sin, 27(1): 63-70. [刘红梅, 张海芳, 秦洁, 等, 2019. 氮沉降对贝加尔针茅草原土壤真菌群落结构的影响 [J]. 草地学报, 27(1): 63-70.]
- LUNDELL TK, MKEL MR, KRISTIINA H, 2010. Lignin-modifying enzymes in filamentous basidiomycetes—ecological, functional and phylogenetic review [J]. J Basic Microb,

- 50(1): 5-20.
- MENDES R, GARBEVA P, RAAIJMAKERS JM, 2013. The rhizosphere microbiome: significance of plant beneficial, plant pathogenic, and human pathogenic microorganisms [J]. *FEMS Microbiol Rev*, 37(5): 634-663.
- NIE YX, WANG MC, ZHANG W, et al., 2018. Ammonium nitrogen content is a dominant predictor of bacterial community composition in an acidic forest soil with exogenous nitrogen enrichment [J]. *Sci Total Environ*, 624(1): 407-415.
- SHI YC, ZOU R, TANG JM, et al., 2018. Structural and functional diversity of rhizosphere microbial community of *Heteroplex* [J]. *Guihaia*, 38(1): 1-10. [史艳财, 邹蓉, 唐健民, 等, 2018. 异裂菊属根际微生物群落结构及功能多样性 [J]. *广西植物*, 38(1): 1-10.]
- TONG L, LEI FW, WU YM, et al., 2022. Study on rhizosphere microorganism diversity of a myco-heterotrophic *Orchid* endemic to North China, *Holopogon pekinensis* X. Y. Mu & Bing Liu [J]. *Plant Sci J*, 40(3): 324-333. [童玲, 雷丰玮, 吴远密, 等, 2022. 华北特有腐生型兰科植物北京无喙兰根际土壤微生物多样性研究 [J]. *植物科学学报*, 40(3): 324-333.]
- ULLAH A, AKBAR A, LUO QQ, et al., 2019. Microbiome diversity in cotton rhizosphere under normal and drought conditions [J]. *Microb Ecol*, 77(2): 429-439.
- WAN RY, MA HJ, JIANG B, et al., 2021. The fungi community structure and influencing factors in tea gardens soil [J]. *Chin Agric Sci Bull*, 37(33): 88-97. [万人源, 马会杰, 蒋宾, 等, 2021. 茶园土壤真菌群落组成及影响因素研究 [J]. *中国农学通报*, 37(33): 88-97.]
- WANG HC, XIANG LG, ZHENG P, et al., 2022. Microbial community structure and diversity of tobacco stem tissue in the mixture occurrences of bacterial wilt and black shank [J]. *Guihaia*, 42(2): 228-239. [汪汉成, 向立刚, 郑苹, 等, 2022. 青枯病与黑胫病混发烟株发病茎秆组织微生物群落结构与多样性 [J]. *广西植物*, 42(2): 228-239.]
- WANG YZ, JIAO PY, GUO W, et al., 2022. Changes in bulk and rhizosphere soil microbial diversity and composition along an age gradient of Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantations in subtropical China [J]. *Front Microbiol*, 12: 777862.
- WANG XL, WANG ZK, JIANG P, et al., 2018. Bacterial diversity and community structure in the rhizosphere of four *Ferula* species [J]. *Sci Rep*, 8(1): 5345.
- WEI ZW, 2019. Study on the bacterial diversity in the restoration area of rare earth mine tailings of Gannan [D]. Wuxi: Jiangnan University. [魏志文, 2019. 赣南稀土尾矿修复区细菌多样性研究 [D]. 无锡: 江南大学.]
- YAN SJ, LIU YM, SUN YL, et al., 2022. Analysis of microbial diversities and enzyme activities of rhizosphere soil of *Pennisetum giganteum* (giant juncao) under different degrees of saline-alkali stress [J]. *Guihaia*, 42(3): 491-500. [严少娟, 刘怡萌, 孙艳丽, 等, 2022. 盐碱胁迫对巨菌草根际土壤微生物多样性及酶活性的影响 [J]. *广西植物*, 42(3): 491-500.]
- YANG XD, LI FB, MEI J, et al., 2017. Study on the extraction technology of phenolic acids from *Anemone altica* [J]. *Chin Pharm*, 28(13): 1848-1851. [杨晓东, 李福兵, 梅娇, 等, 2017. 九节菖蒲中酚酸类成分的提取工艺研究 [J]. *中国药房*, 28(13): 1848-1851.]
- YANG L, SUI X, ZHANG T, et al., 2018. Soil bacterial community structure and diversity of brown coniferous forest in Daxing' Anling Mountain, China [J]. *Bangl J Bot*, 47(3): 677-688.
- YUAN J, ZHENG XF, CHENG F, et al., 2017. Fungal community structure of fallen pine and oak wood at different stages of decomposition in the Qinling Mountains, China [J]. *Sci Rep*, 7(1): 13866.
- ZHANG LF, HU HL, GUI TR, et al., 2023. Diversity of endophytic bacterial community in different *Pyracantha fortuneana* tissues [J]. *Guihaia*, 43(7): 1193-1200. [张丽芳, 胡海林, 桂腾茸, 等, 2023. 火棘不同组织内生细菌群落多样性 [J]. *广西植物*, 43(7): 1193-1200.]
- ZHANG YY, SONG XX, SUN H, et al., 2008. Studies on the changes of pH and enzyme activities in soils in different years of *Panax Ginseng* C. A. Mey cropping [J]. *Special Wild Econ Animal Plant Res*, 30(4): 34-36. [张亚玉, 宋晓霞, 孙海, 等, 2008. 栽培人参、西洋参不同年限土壤酸碱度和酶活性的变化 [J]. *特产研究*, 30(4): 34-36.]
- ZHANG YN, ZHOU XG, WEN YG, et al., 2022. Characteristics of soil microbial community structure of three plantations in a karst region [J]. *Guihaia*, 42(6): 938-950. [张彧娜, 周晓果, 温远光, 等, 2022. 喀斯特地区三种人工林土壤微生物群落结构特征 [J]. *广西植物*, 42(6): 938-950.]
- ZHU P, CHEN RS, SONG YX, et al., 2017. Soil bacterial community composition and diversity of four representative vegetation types in the middle section of the Qilian Mountains, China [J]. *Acta Ecol Sin*, 37(10): 3505-3514. [朱平, 陈仁升, 宋耀选, 等, 2017. 祁连山中部4种典型植被类型土壤细菌群落结构差异 [J]. *生态学报*, 37(10): 3505-3514.]
- ZHU P, LIU XS, WANG HL, et al., 2021. Progress in comparative research on three kinds of *Calamus* [J]. *Chin J Ethnomed Ethnopharm*, 30(2): 59-62. [朱平, 刘效栓, 王红丽, 等, 2021. 三种菖蒲的比较研究进展 [J]. *中国民族民间医药*, 30(2): 59-62.]

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202302039

周帅, 2023. 新冠疫情对全球生物多样性热点地区森林面积的影响 [J]. 广西植物, 43(8): 1478–1487.

ZHOU S, 2023. A global perspective on the influence of COVID-19 pandemic on forest areas in biodiversity hotspots [J]. *Guihaia*, 43(8): 1478–1487.



## 新冠疫情对全球生物多样性热点地区森林面积的影响

周 帅<sup>1,2\*</sup>

( 1. 山西省林业和草原科学研究院, 太原 030012; 2. 山西农业大学, 山西 太谷 030800 )

**摘 要:** 森林是维持生物多样性的重要保障, 森林面积的损失常常会导致区域生物多样性的降低或丧失。为探讨新冠疫情对全球生物多样性的影响, 该文利用 Image J 软件筛选出全球生物多样性热点地区占国土面积超 60% 的国家作为研究对象, 以全球生物多样性热点地区的森林损失面积、生物多样性完整性数据、年度(2020 年和 2021 年)新冠疫情影响数据、国内生产总值(GDP)为研究对象, 进行关联分析、线性混合效应模型构建和回归预测。结果表明: 虽然新冠病毒的每百万人口感染数量与森林损失面积表现为显著负相关, 具体表现为新冠疫情显著减少了因城市和农业大规模扩张而导致的森林损失面积, 但在新冠疫情暴发的 2 年(2020 年和 2021 年)期间, 全球生物多样性热点地区的森林损失总量仍然持续上升, 主要原因是新冠疫情间接加速了人工林和天然林的采伐。回归模型预测显示, 新冠疫情期间, 全球生物多样性热点地区的森林损失面积在 2020 年和 2021 年分别增加了 5.83% 和 21.78%。综上所述, 虽然新冠疫情对生物多样性热点地区的森林损失具有一定的抑制作用, 但森林损失面积仍然在增加。该研究结果为制定生物多样性的保护措施提供了数据支撑。

**关键词:** 新冠疫情, 生物多样性, 森林, 遥感, 预测模型

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1478-10

## A global perspective on the influence of COVID-19 pandemic on forest areas in biodiversity hotspots

ZHOU Shuai<sup>1,2\*</sup>

( 1. *Shanxi Academy of Forestry and Grassland Sciences*, Taiyuan 030012, China; 2. *Shanxi Agricultural University*, Taigu 030800, Shanxi, China )

**Abstract:** Forests play a crucial role in maintaining biodiversity, and the loss of forest is often associated with regional biodiversity decline or loss. Therefore, this study aimed to investigate the influence of COVID-19 pandemic on global biodiversity using Image J software to identify countries with more than 60% of the world's biodiversity hotspots, by analyzing data on forest loss area, biodiversity integrity data, annual (in 2020 and 2021) COVID-19 infection data, and

收稿日期: 2023-06-13

基金项目: 中央财政林业改革发展资金项目 (SX202223145)。

第一作者: 周帅(1987-), 博士研究生, 工程师, 主要从事植物生理生态研究, (E-mail) zhoushuai87@foxmail.com。

\* 通信作者

Gross Domestic Product (GDP) in global biodiversity hotspots, using correlation analysis, linear mixed-effects model construction, and regression prediction. The results revealed although a significant negative correlation between the number of COVID-19 infections per million population and forest loss area, namely, the pandemic reduced forest loss due to large-scale urban and agricultural expansion, the total forest loss in global biodiversity hotspots continued to rise during the pandemic years (2020 and 2021), largely due to the indirect acceleration of logging activities in natural and artificial forests. The regression model predicted that the forest loss area in global biodiversity hotspots increased by 5.83% and 21.78% in 2020 and 2021, respectively, during COVID-19 pandemic. Consequently, notwithstanding COVID-19 pandemic's restraining effect on forest loss in biodiversity hotspots, the forest loss area still exhibits an upward trend. The results provide the data supports for developing the protective measures of biodiversity.

**Key words:** COVID-19, biodiversity, forest, remote sensing, predictive model

生物多样性与动植物的生存环境密切相关 (Vais et al., 2020)。近年来,由于栖息地减少,全球生物多样性丧失日渐加剧,因此人类的生存环境受到威胁 (Cardinale et al., 2012; Pereira et al., 2020)。有研究显示,由于森林的生物多样性高于农田、城市、草原等区域,因此常将生物多样性热点地区的森林覆盖面积作为评价生物多样性破坏程度的重要指标 (Gong et al., 2019; Marín et al., 2021)。森林作为生物多样性的重要载体,其面积正在持续减少。来自 Global Forest Watch 网站 ([www.globalforestwatch.org](http://www.globalforestwatch.org)) 的报告显示,2019 年全球原生林面积减少了 2.8% (Chraïbi et al., 2021)。究其原因,一是人类活动,包括森林采伐、滥伐、农业用地侵占等;二是火灾、病虫害等自然灾害的发生 (Abd Latif et al., 2015; Rosa et al., 2021)。

新冠疫情在一定程度上影响了人类的行为习惯和社会规则,如办公场所、交通方式、消费习惯、贸易方式等的转变 (Askitas et al., 2020; Baldwin & Tomiura, 2020),原因在于多国政府为了减缓病毒的传播,采取多种限制人们活动的措施。其中,“居家隔离”政策最为典型,这相当于在全球范围内进行了 1 次“禁闭试验” (Bates et al., 2020),通过对数据的对比和分析,可以发现人类行为对生态系统的影响,并且可以据此制定相应的生物多样性保护措施。目前,已有研究利用民众上传到科学论坛的数据变化,来评估疫情对区域生物多样性 (Maria Sanchez-Clavijo et al., 2021) 和淡水鱼类多样性的干扰程度 (Cooke et al., 2021)。针对新冠疫情对生物多样性的影响,虽然有部分学者持乐观态度 (Sills et al., 2020; Zambrano-Monserrate et al., 2020),但也有学者相对谨慎 (Corlett et al., 2020)。有研究发现,疫情会加剧

生物多样性的减少 (Pinder et al., 2020; Rahman et al., 2021)。从新冠疫情对森林影响的角度来研究, Buongiorno (2021) 利用 GFPMX 模型预测了疫情对林产品的影响; Sannigrahi 等 (2022) 分析了森林火灾与新冠疫情的关联; Lugo-Robles 等 (2021) 评估了森林面积与疫情的关系。但是,目前尚未发现对全球范围内森林覆盖面积的研究。

基于森林面积与生物多样性的密切关系和日趋成熟的森林面积遥感观测手段,本研究重点分析了新冠疫情期间 (2020 年和 2021 年,下同) 的全球生物多样性热点地区的森林损失面积。拟探讨: (1) 新冠疫情暴发前后,全球生物多样性热点地区的森林损失面积是否存在差异; (2) 如果存在差异,那么新冠疫情的严重程度与森林损失面积是否关联; (3) 如果存在关联,那么新冠疫情对森林损失面积是否有影响。因此,本文以全球生物多样性完整性数据为依据,筛选出新冠疫情期间全球生物多样性热点地区占国土面积超 60% 的国家作为研究对象,基于遥感观测的 2001—2021 年间的森林损失面积、2020 年和 2021 年的新冠疫情每百万人口感染数据、国内生产总值 (GDP) 进行相关性分析和预测,以期了解在全球生物多样性热点地区新冠疫情严重程度与森林损失面积的关联情况,分析森林覆盖率与生物多样性之间的内在联系,为制定生物多样性的保护措施提供数据支撑。

## 1 研究数据与研究方法

### 1.1 研究数据获取

依据 Hill 等 (2019) 的研究结果,结合 Global Forest Watch 网站的“全球生物多样性完整性”数据,利用 Image J 软件筛选出全球生物多样性热点

地区占国土面积超 60% 的国家(简称为全球生物多样性热点国家,下同)作为研究对象。利用 Global Forest Watch 网站的“森林覆盖减少”图层数据,以及森林减少原因数据,以国界为范围,提取研究对象的年度森林损失面积(Hansen et al., 2013)和 5 种原因(大规模农业扩张、中小规模农业占用、人工林和天然林采伐、森林火灾损失、城市扩张)导致的年度森林损失面积。在 Our World In Data 网站(www.ourworldindata.org)提取研究对象的新冠疫情数据,以研究对象在 2020 年 12 月 31 日和 2021 年 12 月 31 日的每百万病例累积量(Ritchie et al., 2020),分别作为 2020 年和 2021 年单位感染人口数量的数据。在联合国网站(www.un.org)获取研究对象在新冠疫情暴发前两年(2018 年和 2019 年),以及新冠疫情期间的 GDP。Global Forest Watch 和 Our World in Data 网站的数据已被多项研究使用,具备高可信度(Curtis et al., 2018; Cook-Patton et al., 2020; Tegally et al., 2022)。

## 1.2 数据分析方法

在对研究对象的年度森林损失面积进行比较时,为排除各国原有森林面积可能引起的差异,本研究分别对各研究对象在 2001—2021 年,以及 2019—2021 年的年度森林损失面积进行归一化处理。森林损失面积与单位感染人口数量的相关性分析采用 Spearman 检测方法。在构建线性混合效应模型时,为使分析数据平衡,本研究选取了疫情前期(2018 年和 2019 年)和疫情期(2020 年和 2021 年)的数据作为数据集。为衡量疫情防控期间研究对象经济实力对森林损失面积的潜在影响,本研究引入了各国在研究期内的年度 GDP。线性混合效应模型以 GDP 和每百万病例累积量作为固定效应,国别和年度取样作为随机效应,分别对 5 种原因导致的森林损失面积建模。首先,基于模型拟合结果、新冠疫情严重程度与 GDP 的关联(Pardhan & Drydakis, 2021)、GDP 与森林损失面积的关联(Wang et al., 2016)等因素,初步构建线性混合效应结构方程;然后,依据卡方检验的显著性,对结构方程进行优化;最后,确定新冠疫情严重程度对年度森林损失面积的影响模型。年度森林损失面积拟合采用公式(1),数据统计分析采用 2023 年 R Core Team 的 R 4.2.2 软件。其中,线性混合模型主要采用“nlme”包,结构方程主要采

用“piecewiseSEM”包,绘图采用 Origin 2019 软件和 QGIS 3.28.3 软件。

$$y = y_0 + A \left[ m_u \frac{2}{\pi} \frac{w}{4(x-x_c)^2 + w^2} + (1-m_u) \frac{\sqrt{4\ln 2}}{\sqrt{\pi} w} e^{-\frac{4\ln 2}{w^2}(x-x_c)^2} \right] \quad (1)$$

式中:  $y$  表示森林损失面积;  $x$  表示年份;  $y_0$ 、 $A$ 、 $m_u$ 、 $x_c$ 、 $w$  为公式系数。

## 2 结果与分析

### 2.1 2001—2021 年森林损失情况

所筛选出的符合条件的国家有 53 个。新冠疫情暴发后的两年(2020 年和 2021 年),生物多样性热点地区整体的森林损失面积较 2019 年持续增加,2020 年和 2021 年分别增加了 3.66% 和 12.49%(图 1)。排除了国家间原有森林面积对结果造成的影响后,各国 2020 年和 2021 年的平均森林损失面积呈下降趋势,表明国家间差异较大(图 2)。

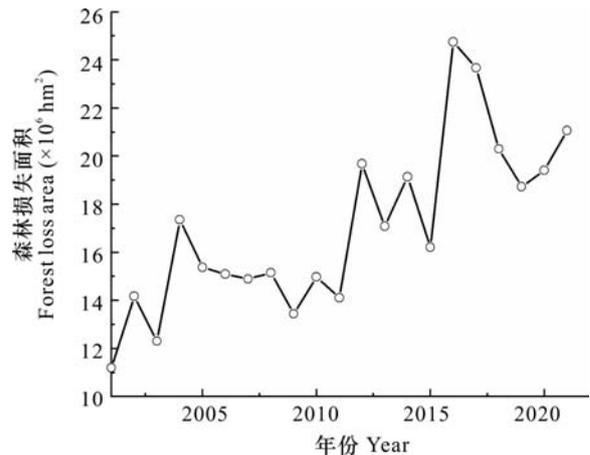
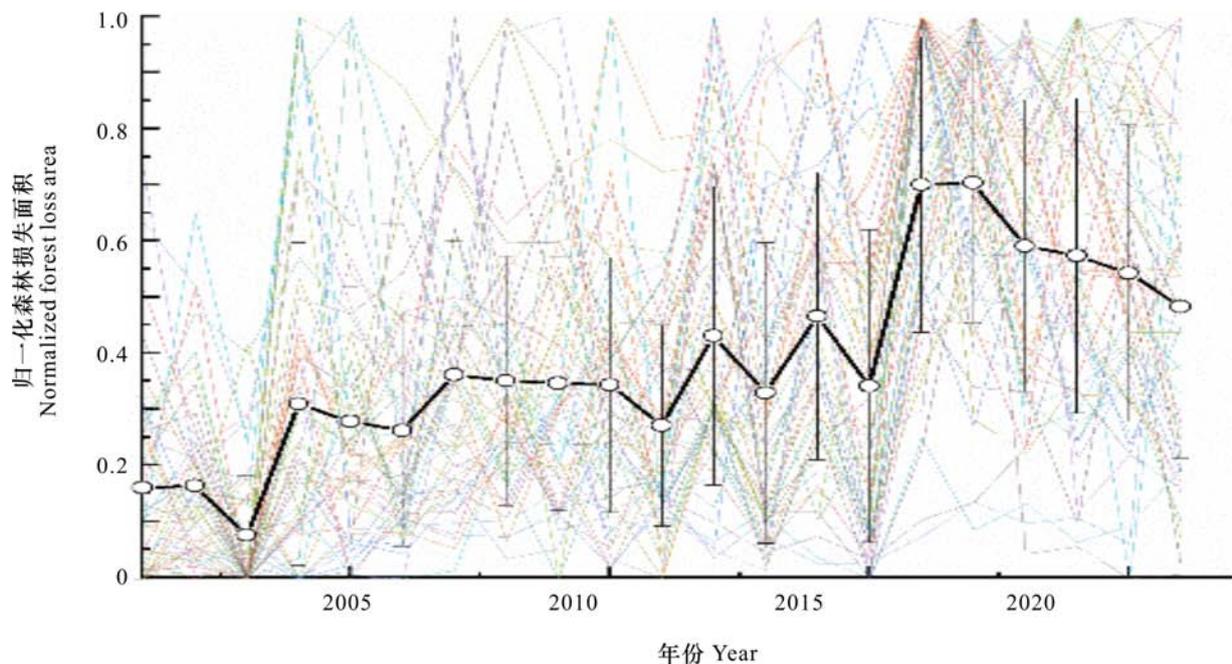


图 1 全球生物多样性热点国家在 2001—2021 年的森林损失总面积

Fig. 1 Total area of forest loss in global biodiversity hotspot countries from 2001 to 2021

### 2.2 2019—2021 年森林损失情况

图 3 为各国 2019 年新冠疫情尚未大规模暴发时,以及新冠疫情暴发后第 1 年(2020 年)和第 2 年(2021 年)的森林损失面积。53 个国家的森林损失变动情况可以分为 4 类:第 1 类是下降型,即与 2019 年相比,2020 年和 2021 年的森林损失面



各国的森林损失面积为归一化后的数据,粗线表示平均值,细线表示各国的数据。

Forest loss area of each country is the normalized data, with the thick line representing the average value and the thin line representing the data of each country.

图 2 全球生物多样性热点国家在 2001—2021 年的森林损失归一化数据

Fig. 2 Normalized forest loss data for countries in global biodiversity hotspot countries from 2001 to 2021

积持续下降的国家(图 3:a),共计 28 个;第 2 类是先升后降型,即与 2019 年相比,森林损失面积在 2020 年上升,而在 2021 年则下降的国家(图 3:b),共计 12 个;第 3 类是无变化型,即森林损失面积在疫情前后无明显变化趋势的国家(图 3:c),共计 3 个;第 4 类是上升型,即与 2019 年相比,2020 年和 2021 年的森林损失面积逐年增加的国家(图 3:d),共计 10 个。

对 4 类情况涉及的国家数量进行统计,统计结果显示在新冠疫情暴发的两年期间,森林损失面积减少的国家占比达到 75.47%(下降型和先升后降型的国家数量之和),上升型的国家占比为 18.87%(图 4)。由此可见,在新冠疫情暴发的两年内,全球生物多样性热点地区超过四分之三国家的森林损失面积下降,而接近五分之一国家的森林损失面积上升。

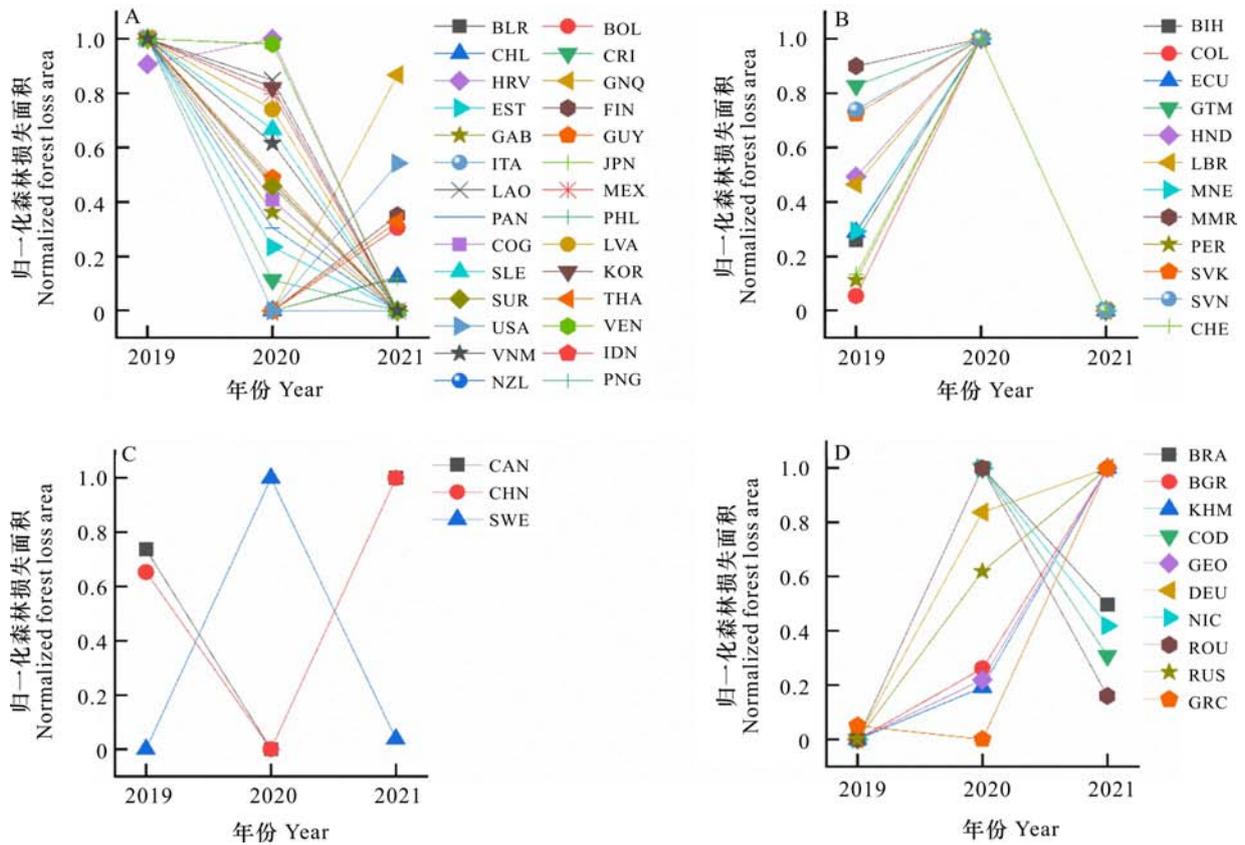
对 4 类情况各国的森林损失面积进行统计,统计结果显示在新冠疫情暴发的两年期间,上升型国家的森林损失面积占比达到 53.82%,下降型和先升后降型国家分别为 26.82%和 6.14%,合计达

到 32.96%(图 5)。这些变化表明新冠疫情期间,上升型国家的森林损失面积所占比例最高。因此,图 4 与图 5 结果显示出了相矛盾的变化趋势。

### 2.3 新冠疫情严重程度与森林损失面积的关联分析

分别以新冠疫情暴发两年间、第 1 年、第 2 年的生物多样性热点国家的森林损失面积与单位感染人口数量(每百万人口感染数量)进行 Spearman 相关性分析(图 6)。由图 6 可知,疫情暴发两年间(2020—2021 年),单位感染人口数量与森林损失面积呈极显著负相关。类似的,在疫情暴发第 1 年(2020 年),新冠疫情严重程度就显示出与森林损失面积呈显著负相关;进入新冠疫情暴发的第 2 年(2021 年),这一趋势愈加明显,相关系数从 2020 年的  $-0.36$  ( $P < 0.01$ ) 降低到  $-0.43$  ( $P < 0.01$ )。

混合效应模型(表 1,表 2)显示,新冠疫情期间,单位感染人口数量与城市扩张导致的森林损失面积呈显著负相关,表明新冠疫情越严重,城市扩张占用林地的面积越小。表 1 和表 2 还显示,在新冠疫情前后,城市扩张和商业采伐造成的森林面积减少均会受到 GDP 的显著影响。结构方程模型揭



国名采用国际通用的 ISO 代码。BLR. 白俄罗斯; BOL. 玻利维亚; CHL. 智利; CRI. 哥斯达黎加; HRV. 克罗地亚; GNQ. 赤道几内亚; EST. 爱沙尼亚; FIN. 芬兰; GAB. 加蓬; GUY. 圭亚那; ITA. 意大利; JPN. 日本; LAO. 老挝; MEX. 墨西哥; PAN. 巴拿马; PHL. 菲律宾; COG. 刚果共和国; LVA. 拉脱维亚; SLE. 塞拉利昂; KOR. 韩国; SUR. 苏里南; THA. 泰国; USA. 美国; VEN. 委内瑞拉; VNM. 越南; IDN. 印度尼西亚; NZL. 新西兰; PNG. 巴布亚新几内亚; BIH. 波斯尼亚和黑塞哥维那; COL. 哥伦比亚; ECU. 厄瓜多尔; GTM. 危地马拉; HND. 洪都拉斯; LBR. 利比里亚; MNE. 黑山; MMR. 缅甸; PER. 秘鲁; SVK. 斯洛伐克; SVN. 斯洛文尼亚; CHE. 瑞士; CAN. 加拿大; CHN. 中国; SWE. 瑞典; BRA. 巴西; BGR. 保加利亚; KHM. 柬埔寨; COD. 刚果民主共和国; GEO. 格鲁吉亚; DEU. 德国; NIC. 尼加拉瓜; ROU. 罗马尼亚; RUS. 俄罗斯; GRC. 希腊。A. 下降型, 即与疫情开始前(2019年)相比, 2020年和2021年的森林损失面积持续下降的国家; B. 先升后降型, 即2020年上升、2021年下降的国家; C. 无变化型, 即无明显变化趋势的国家; D. 上升型, 即森林损失面积逐年增加的国家。各国的森林损失面积为归一化后的数据。

Country names are ISO Country code. BLR. Belarus; BOL. Bolivia; CHL. Chile; CRI. Costa Rica; HRV. Croatia; GNQ. Equatorial Guinea; EST. Estonia; FIN. Finland; GAB. Gabon; GUY. Guyana; ITA. Italy; JPN. Japan; LAO. Lao P. D. R.; MEX. Mexico; PAN. Panama; PHL. Philippines; COG. Republic of Congo; LVA. Latvijas Republika; SLE. Sierra Leone; KOR. Korea; SUR. Suriname; THA. Thailand; USA. United States; VEN. Venezuela; VNM. Vietnam; IDN. Indonesia; NZL. New Zealand; PNG. Papua New Guinea; BIH. Bosnia and Herzegovina; COL. Colombia; ECU. Ecuador; GTM. Guatemala; HND. Honduras; LBR. Liberia; MNE. Montenegro; MMR. Myanmar PER. Peru; SVK. Slovak; SVN. Slovenia; CHE. Switzerland; CAN. Canada; CHN. China; SWE. Sweden; BRA. Brazil; BGR. Bulgaria; KHM. Cambodia; COD. Democratic Republic of the Congo; GEO. Georgia; DEU. Germany; NIC. Nicaragua; ROU. Romania; RUS. Russia; GRC. Greece. A. Descending type, i. e., countries with sustained declines in forest loss in 2020 and 2021 compared to before the outbreak began (2019); B. Ascending then descending type, i. e., rising countries in 2020 and falling countries in 2021; C. Invariant type, i. e., countries with no significant trend of change; D. Ascending type, i. e., countries where forest loss is increasing year by year. Forest lost area for each country is normalized data.

图 3 全球生物多样性热点国家在 2019—2021 年森林损失面积的标准化数据

Fig. 3 Normalized data on forest loss area in global biodiversity hotspot countries from 2019 to 2021

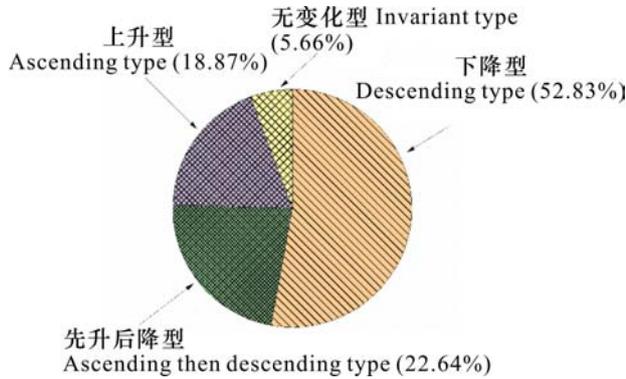


图 4 新冠疫情暴发两年间 4 类森林损失面积变化类型的国家数量占比

Fig. 4 Proportion of the number of countries with four types of forest loss area types during two year of COVID-19 outbreak

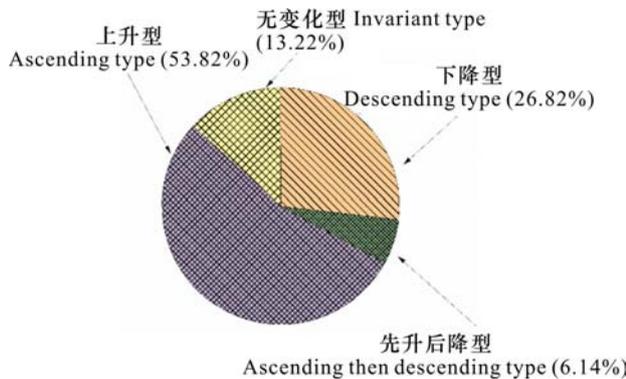
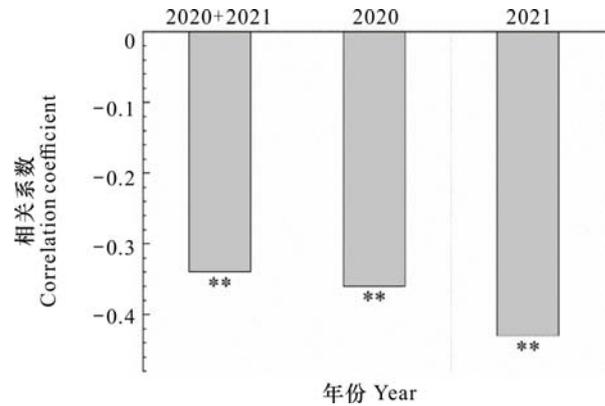


图 5 新冠疫情暴发两年间 4 类森林损失面积变化类型的国家森林损失面积占比

Fig. 5 Proportion of the forest loss area of countries with four types of forest loss area types during two year of COVID-19 outbreak

示了新冠疫情对森林损失的 4 条影响路径(图 7): (1) 每百万人口感染数量→城市扩张→森林损失; (2) 每百万人口感染数量→GDP→城市扩张→森林损失; (3) 每百万人口感染数量→GDP→大规模农业扩张→森林损失; (4) 每百万人口感染数量→GDP→人工林和天然林采伐→森林损失。

在 4 条路径中, 新冠疫情的每百万人口感染数量对森林损失的标准系数分别为  $-1.4 \times 10^{-4}$  ( $= -0.07 \times 0.002$ )、 $0.5 \times 10^{-4}$  ( $= 0.06 \times 0.41 \times 0.002$ )、 $-18.4 \times 10^{-4}$  [ $= 0.06 \times (-0.18) \times 0.17$ ]、 $39.1 \times 10^{-4}$  ( $= 0.06 \times 0.21 \times 0.31$ ), 对森林损失的总体影响标准化系数为  $19.8 \times 10^{-4}$ 。



\*\* 表示相关系数在 0.01 水平上显著。

\*\* indicates that the correlation coefficient is significant at the 0.01 level.

图 6 新冠疫情暴发两年间全球生物多样性热点国家的森林损失面积与每百万人口感染数量的 Spearman 相关性系数

Fig. 6 Spearman's correlation coefficient between forest loss area and infections per million population in global biodiversity hotspot countries during two year of COVID-19 outbreak

表 1 新冠疫情暴发前全球生物多样性热点国家的森林损失面积与 GDP 的线性混合模型系数

Table 1 Coefficients of linear mixed models for forest loss area versus GDP in global biodiversity hotspot countries before COVID-19 outbreak

系数 Coefficient	中小规模 农业占用 Small- and medium-scale agriculture occupancy	城市扩张 Urban expansion	大规模 农业扩张 Large-scale agriculture expansion
截距 Intercept	<b>0.44</b>	$-7.27 \times 10^{-5}$	<b>0.25</b>
GDP	$-7.30 \times 10^{-6}$	$3.65 \times 10^{-7}$	$-4.52 \times 10^{-6}$
随机效应方差 Random effects variance	0.14	<0.01	0.08
固定效应 $R^2$ Fixed effects $R^2$	0.12	0.27	0.08
$R^2$	0.99	0.91	0.99

注: 表中仅为截距或斜率显著的模型系数, 粗体代表在 0.05 水平上显著相关。下同。

Note: Only model coefficients with significant intercepts or slopes are shown in the table, and bold represents a significant correlation at the 0.05 level. The same below.

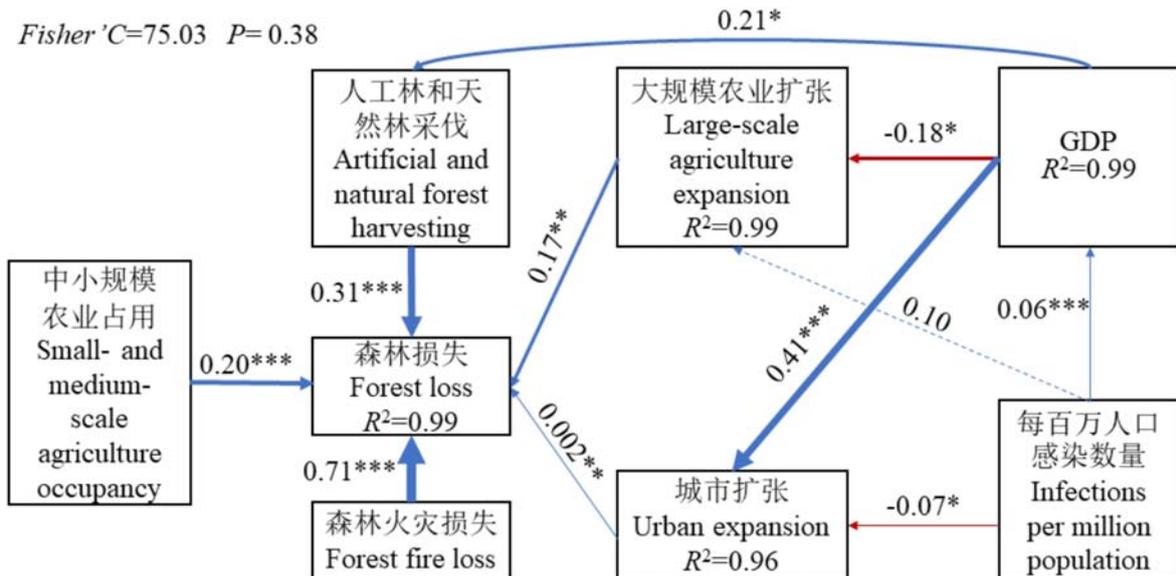
## 2.4 新冠疫情对森林损失面积影响的估计值

为定量研究新冠疫情对生物多样性热点地区森林损失的影响, 采用 PsdVoigt 1 公式拟合 2001—

表 2 新冠疫情暴发后全球生物多样性热点国家的森林损失面积与 GDP 和每百万人口感染数量的线性混合模型系数

Table 2 Coefficients of linear mixed models for forest loss area versus GDP and infections per million population in global biodiversity hotspot countries after COVID-19 outbreak

系数 Coefficient	中小规模农业占用 Small- and medium-scale agriculture occupancy	城市扩张 Urban expansion	大规模农业扩张 Large-scale agriculture expansion	人工林和天然林采伐 Artificial and natural forests harvesting
截距 Intercept	<b>0.34</b>	$2.00 \times 10^{-3}$	<b>0.22</b>	<b>0.37</b>
GDP	$-1.00 \times 10^{-6}$	$2.83 \times 10^{-7}$	$-2.80 \times 10^{-6}$	$9.10 \times 10^{-6}$
每百万人口感染数量 Infections per million population	$<0.00 \times 10^{-8}$	$-1.56 \times 10^{-8}$	$-6.00 \times 10^{-8}$	$<0.00 \times 10^{-8}$
随机效应方差 Random effect variance	0.15	$<0.01$	0.08	0.63
固定效应 $R^2$ Fixed effect $R^2$	0.02	0.17	0.03	0.05
$R^2$	0.99	0.96	0.99	0.99



模型以新冠疫情期(2020年和2021年)的数据构建;蓝线和红线分别表示正效应和负效应,实线表示效应达到显著水平;虚线表示效应未达到显著水平; \*表示  $P < 0.05$ , \*\*\*表示  $P < 0.001$ ,  $R^2$ 表示单个变量的拟合程度。

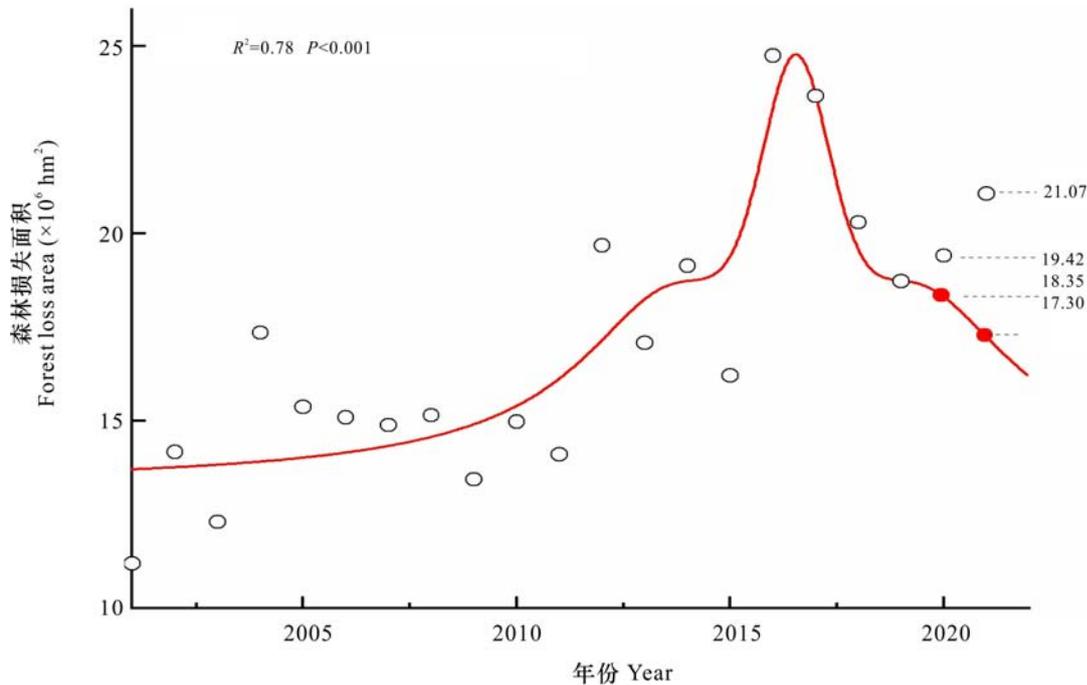
Model are constructed with data from the epidemic period (2020 and 2021); The blue and red lines indicate positive and negative effects, respectively, the solid line indicates that the effect reaches a significant level, the dashed line indicates that the effect don not reach a significant level; \* indicates  $P < 0.05$ , \*\*\* indicates  $P < 0.001$ , and  $R^2$  indicates the degree of individual variable fit.

图 7 新冠疫情暴发后全球生物多样性热点国家的森林损失面积与 GDP 和每百万人口感染数量的结构方程模型

Fig. 7 Structural equation model of forest loss area versus GDP and infections per million population in global biodiversity hotspot countries after COVID-19 outbreak

2019年间的森林损失总面积,根据获得的模型预测新冠疫情若没有暴发,2020年和2021年的生物多样性热点地区森林损失总面积。拟合结果(图8)显示,模型的决定系数  $R^2$  为 0.78 ( $P < 0.001$ )。

该模型揭示,在新冠疫情暴发后第1年,森林损失面积较预测值增加了 1 069 039.2  $\text{hm}^2$ ,增加幅度为 5.83%;在疫情暴发后第2年,损失面积较预测值增加了 3 767 853.9  $\text{hm}^2$ ,增加幅度为 21.78%。



红线表示基于 2001—2019 年森林损失面积的拟合曲线，红色圆点表示预测的 2020 年和 2021 年森林损失面积，空心圆点表示实测的各年森林损失面积，拟合公式为 PsdVoigt 1。

Red line represents the fitting curve based on the forest loss area from 2001 to 2019, red dots represent the predicted forest loss area in 2020 and 2021, hollow dots represent the measured forest loss area in each year. Fitting formula is PsdVoigt 1.

图 8 2001—2022 年全球生物多样性热点地区森林损失面积的拟合图

Fig. 8 Fitted plot of forest loss area in global biodiversity hotspot areas from 2001 to 2022

### 3 讨论

新冠疫情暴发前，已有研究观察到人类经济活动与森林损失具有密切联系 (Wang et al., 2016)，如商业开发导致全球 27% 的林地被毁 (Curtis et al., 2018)。本研究也发现了类似现象：新冠疫情暴发前，经济活动与城市扩张毁林和大规模农业开发毁林之间存在显著关联；新冠疫情暴发后，GDP 与城市扩张、大规模农业扩张，以及人工林和天然林采伐的关联仍然显著。因此，新冠疫情前后，人类经济活动始终对森林损失面积具有重要影响。

关于新冠疫情与森林面积的关联，现有研究存在多种观点。在森林覆盖面积方面，Lugo-Robles 等 (2021) 发现，森林面积与 WHO 公布的公共卫生事件暴发频繁呈显著正相关，并发现新冠病毒感染率与森林面积存在相似的联系；而 Li 等 (2022) 发现，低收入国家森林覆盖率与新冠疫情

致死率呈负相关。在森林损失面积方面，一些研究发现新冠疫情与毁林面积存在正相关关系 (Brancalion et al., 2020; Rahman et al., 2021)，但也有研究观察到负相关关系 (Yang et al., 2020)。研究所涉及的时空尺度不一致，可能是前述研究结论各异的原因，如 Lugo-Robles 等 (2021) 和 Li 等 (2022) 都只考察了一段时期内的平均森林覆盖面积，而 Brancalion 等 (2020)、Yang 等 (2020) 和 Rahman 等 (2021) 的研究区域仅涉及部分国家或地区。

本研究发现，新冠疫情对森林损失面积的影响有两种表现：一种是新冠疫情导致毁林增加。有研究发现在热带地区实施封城措施仅 1 个月，毁林面积就达到了新冠疫情发生前的 2 倍 (Brancalion et al., 2020)，孟加拉国的研究同样发现类似现象 (Rahman et al., 2021)。另一种是新冠疫情抑制城市扩张。Yang 等 (2020) 也发现这一现象。对于导致第一种现象的原因，可能与新冠疫情对人类健康及医疗系统的冲击，以及各国

为降低感染率而实行的各类隔离政策有关 (Askitas et al., 2020; Baldwin & Tomiura, 2020)。例如,人类因实施疫情防护与隔离政策增加了林产品的需求,导致大量的人工林和天然林被采伐。对于第二种现象产生的原因,可能源于各国实施的居家隔离政策抑制了经济发展,进而限制了城市扩张和农业大规模开发,加之野生动物交易的减少,森林及其附属的生物多样性得到了保护 (Gibbons et al., 2022)。

在新冠疫情期间,虽然只有 10 个国家的森林损失面积持续增加,但他们的森林损失面积却占到总森林损失面积的 53.82%,本研究结果表现出了相矛盾的变化趋势。这种现象可能与各国原有的森林覆盖面积差异较大有关,也可能与各国的防疫政策不同,以及随机事件的发生有关。例如,新冠疫情期间印尼的森林砍伐放缓,是由油棕扩张放缓和油价下跌引起的 (Gaveau et al., 2022)。

目前,利用遥感技术获取大尺度森林损失面积的方法已经较为成熟 (Hill et al., 2019),如 Global Forest Watch 据此计算了全球森林损失面积 (Bovolo & Donoghue, 2017)。但是,也有研究发现遥感产品的分辨率不同以及不同类型的地面干扰情况均会影响森林覆盖面积的计算,可能导致森林损失面积的空间范围和变化时间出现估计偏差 (Milodowski et al., 2017)。因此,今后的研究还需要引入不同来源的观测数据以提高研究精度。此外,还可以将各国的防疫政策、人类行为变化、突发森林灾害等因素纳入研究疫情影响的模型,以提高模型的估算准确度。本研究采用模型预测的方法评估新冠疫情对森林损失面积的影响,这种方法得到的结果可能掺杂了其他因素的影响作用,增大疫情的效应值。但是,鉴于本研究采用的分析数据和统计方法具有较高的可信度和准确性,研究结果仍然支持下述推论,即采取与“禁闭实验”类似的措施可以抑制人类活动,以减少森林面积流失,但由于复杂网络关系的存在,这一措施可能诱发森林面积发生更大规模的损失,反而降低区域的生物多样性。

## 4 结论

本研究所涉及的国家共计 53 个,与新冠疫情暴发前相比,新冠疫情暴发后的两年(2020 年和

2021 年),各国的森林平均损失面积持续降低,但总损失面积持续增加,主要原因在于五分之一森林损失面积持续增加的国家损失面积占总损失量的 53.82%。新冠病毒单位感染人口数量与森林损失面积呈极显著负相关,其中新冠疫情对因城市扩张而导致的森林损失有显著负效应。新冠疫情对森林损失的影响存在 4 条路径,总影响程度与疫情防控期间因城市扩张而导致的森林面积减少的程度相当。基于 2001—2019 年的森林损失面积建立的回归模型显示,新冠疫情期间,2020 年和 2021 年的森林损失总量分别比预测值增加了 5.83% 和 21.78%。综上所述,新冠疫情对全球生物多样性热点地区的森林损失面积存在影响,虽然抑制了一部分人类活动对森林的破坏,但仍然通过复杂网络关系增加了森林的损失面积。

## 参考文献:

- ABD LATIF Z, ZAQQWAN HM, SAUFI M, et al., 2015. Deforestation and carbon loss estimation at tropical forest using multispectral remote sensing: case study of Besul Tambahan Permanent Forest Reserve [C]. 4th International Conference on Space Science and Communication (IconSpace). Langkawi, Malaysia, IEEE: 348-351.
- ASKITAS N, TATSIRAMOS K, VERHEYDEN B, 2020. Lockdown strategies, mobility patterns and COVID-19 [J]. Covid Econ, 23: 263-302.
- BALDWIN R, TOMIURA E, 2020. Thinking ahead about the trade impact of COVID-19 [J]. Econ Time COVID-19, 59: 59-71.
- BATES AE, PRIMACK RB, MORAGA P, et al., 2020. COVID-19 pandemic and associated lockdown as a “Global Human Confinement Experiment” to investigate biodiversity conservation [J]. Biol Conserv, 248: 108665.
- BOVOLO CI, DONOGHUE D NM, 2017. Has regional forest loss been under estimated? [J]. Environ Res Lett, 12(11): 111003.
- BRANCALION PHS, BROADBENT EN, DE-MIGUEL S, et al., 2020. Emerging threats linking tropical deforestation and the COVID-19 pandemic [J]. Perspect Ecol Conserv, 18(4): 243-246.
- BUONGIORNO J, 2021. GFPMX: A cobweb model of the global forest sector, with an application to the impact of the COVID-19 pandemic [J]. Sustain, 13(10): 5507.
- CARDINALE BJ, DUFFY JE, GONZALEZ A, et al., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity [J]. Nature, 486(7401): 59-67.
- CHRAIBI E, ARNOLD H, LUQUE S, et al., 2021. A remote sensing approach to understanding patterns of secondary succession in tropical forest [J]. Rem Sen, 13(11): 2148.

- COOK-PATTON SC, LEAVITT SM, GIBBS D, et al., 2020. Mapping carbon accumulation potential from global natural forest regrowth [J]. *Nature*, 585(7826): 545–550.
- COOKE SJ, TWARDK WM, LYNCH AJ, et al., 2021. A global perspective on the influence of the COVID-19 pandemic on freshwater fish biodiversity [J]. *Biol Conserv*, 253(4): 108932.
- CORLETT RT, PRIMACK RB, DEVICTOR V, et al., 2020. Impacts of the coronavirus pandemic on biodiversity conservation [J]. *Biol Conserv*, 246(2020): 108571.
- CURTIS PG, SLAY CM, HARRIS NL, et al., 2018. Classifying drivers of global forest loss [J]. *Science*, 361(6407): 1108–1111.
- GAVEAU D LA, LOCATELLI B, SALIM MA, et al., 2022. Slowing deforestation in Indonesia follows declining oil palm expansion and lower oil prices [J]. *PLoS ONE*, 17(3): e0266178.
- GIBBONS DW, SANDBROOK C, SUTHERLAND WJ, et al., 2022. The relative importance of COVID-19 pandemic impacts on biodiversity conservation globally [J]. *Biol Conserv*, 36(1): e13781.
- GONG J, XIE Y, CAO E, et al., 2019. Integration of InVEST-habitat quality model with landscape pattern indexes to assess mountain plant biodiversity change: a case study of Bailongjiang watershed in Gansu Province [J]. *J Geogr Sci*, 29(7): 1193–1210.
- HANSEN MC, POTAPOV PV, MOORE R, et al., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change [J]. *Science*, 342(6160): 850–853.
- HILL SL, ARNELL A, MANEY C, et al., 2019. Measuring forest biodiversity status and changes globally [J]. *Front For Glob Chang*, 2: 70.
- LI H, ZHANG G, CAO Y, 2022. Forest area, CO<sub>2</sub> emission, and COVID-19 case-fatality rate: a worldwide ecological study using spatial regression analysis [J]. *Forests*, 13(5): 736.
- LUGO-ROBLES R, GARGES EC, OLSEN CH, et al., 2021. Identifying nontraditional epidemic disease risk factors associated with major health events from world health organization and world bank open data [J]. *Am J Trop Med Hyg*, 105(4): 896–902.
- MARIA SANCHEZ-CLAVIJO L, JINETH MARTINEZ-CALLEJAS S, ACEVEDO-CHARRY O, et al., 2021. Differential reporting of biodiversity in two citizen science platforms during COVID-19 lockdown in Colombia [J]. *Biol Conserv*, 256: 109077.
- MARÍN AI, ABDUL MD, BASTRUP-BIRK A, et al., 2021. Mapping forest condition in Europe: methodological developments in support to forest biodiversity assessments [J]. *Ecol Indic*, 128: 107839.
- MIŁODOWSKI D, MITCHARD E, WILLIAMS M, 2017. Forest loss maps from regional satellite monitoring systematically underestimate deforestation in two rapidly changing parts of the Amazon [J]. *Environ Res Lett*, 12(9): 094003.
- PARDHAN S, DRYDAKIS N, 2021. Associating the change in new COVID-19 cases to GDP per capita in 38 european countries in the first wave of the pandemic [J]. *Front Public Health*, 8 (2021): 582140.
- PEREIRA HM, SCHIPPEPER A, ARNETH A, et al., 2020. Global trends in biodiversity and ecosystem services from 1900 to 2050 [J]. *BioRxiv*, DOI: 10.1101/2020.04.14.031716.
- PINDER AC, RAGHAVAN R, BRITTON JR, et al., 2020. COVID-19 and biodiversity: the paradox of cleaner rivers and elevated extinction risk to iconic fish species [J]. *Aquat Conserv*, 30(6): 1061–1062.
- R CORE TEAM, 2023. A language and environment for statistical computing [DB]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RAHMAN MS, ALAM MA, SALEKIN S, et al., 2021. The COVID-19 pandemic: a threat to forest and wildlife conservation in Bangladesh? [J]. *Trees For People*, 5: 100119.
- RITCHIE H, MATHIEU E, RODÉS-GUIRAO L, et al., 2020. Coronavirus pandemic (COVID-19) [DB/OL]. [www.ourworldindata.org/coronavirus](http://www.ourworldindata.org/coronavirus).
- ROSA MR, BRANCALION PH, CROUZEILLES R, et al., 2021. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs [J]. *Sci Adv*, 7(4): eabc4547.
- SANNIGRAHI S, PILLA F, MAITI A, et al., 2022. Examining the status of forest fire emission in 2020 and its connection to COVID-19 incidents in West Coast regions of the United States [J]. *Environ Res*, 210: 112818.
- SILLS J, PEARSON RM, SIEVERS M, et al., 2020. COVID-19 recovery can benefit biodiversity [J]. *Science*, 368(6493): 838–839.
- TEAM RC, 2023. R: a language and environment for statistical computing [CP]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- TEGALLY H, SAN JE, COTTEN M, et al., 2022. The evolving SARS-CoV-2 epidemic in Africa: Insights from rapidly expanding genomic surveillance [J]. *Science*, 378(6615): eabq5358.
- VAIS AA, VARAKSIN GS, NEZAMOV VI, et al., 2020. Assessment of key habitats of suburban forests in Krasnoyarsk [C]. 3rd. International Conference on Agribusiness, Environmental Engineering and Biotechnologies (AGRITECH). Krasnoyarsk, RUSSIA, 202010.1088/1755-1315/548/7/072008.
- WANG JY, XIN LJ, TAN MH, et al., 2016. Spatial heterogeneity in Chinese forest area change in the early 21st century [J]. *Forests*, 7(10): 232.
- YANG W, WANG X, ZHANG K, et al., 2020. COVID-19, urbanization pattern and economic recovery: an analysis of Hubei, China [J]. *Int J Environ Res Public Health*, 17(24): 9577.
- ZAMBRANO-MONSERRATE MA, RUANO MA, SANCHEZ-ALCALDE L, 2020. Indirect effects of COVID-19 on the environment [J]. *Sci Total Environ*, 728: 138813.

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202302057

李伟杰, 朱珣之, 罗会婷, 等, 2023. 南京市加拿大一枝黄花入侵地群落的物种组成与多样性特征研究 [J]. 广西植物, 43(8): 1488–1500.

LI WJ, ZHU XZ, LUO HT, et al., 2023. Species composition and diversity characteristics of invaded community of *Solidago canadensis* in Nanjing [J]. *Guihaia*, 43(8): 1488–1500.



## 南京市加拿大一枝黄花入侵地群落的物种组成与多样性特征研究

李伟杰<sup>1,2</sup>, 朱珣之<sup>2</sup>, 罗会婷<sup>2</sup>, 黄 犀<sup>2</sup>, 汤诗杰<sup>1,2\*</sup>

( 1. 南京中医药大学 研究生院, 南京 210023; 2. 江苏省中国科学院植物研究所, 南京 210014 )

**摘 要:** 为探究外来植物加拿大一枝黄花 (*Solidago canadensis*) 入侵与南京市本土植物多样性的关系, 该文采用踏查及样方调查对其入侵地群落的物种组成与多样性进行研究。结果表明: (1) 入侵地群落中共有维管植物 200 种 (含种下单元), 隶属于 62 科 156 属, 其中被子植物 195 种, 裸子植物 1 种, 蕨类植物 4 种; 数量最多的是菊科 (Asteraceae) 和禾本科 (Poaceae) 植物, 分别有 25 种和 24 种; 从生活型来看, 草本植物占多数, 有 133 种, 占有种的 66.50%; 此外, 群落内尚有其他外来植物 29 种。群落中重要值最大的是加拿大一枝黄花, 为 40.00%; 其次是救荒野豌豆 (*Vicia sativa*), 为 7.00%。(2) 从植物区系看, 非入侵地中植物科的区系分布型共 4 个, 而入侵地植物科的区系类型仅有 3 个, 其中泛热带分布、世界分布和北温带分布为两者均有, 东亚和北美间断分布型仅在非入侵地中存在。非入侵地植物科的区系以世界分布型为主, 有 13 科, 占该类型群落中所有科的 39.39%; 入侵地则以泛热带分布型为主, 有 16 科, 占总科数的 45.71%。非入侵地中植物属的区系分布型有 10 个, 而入侵地有 12 个, 两者区系成分相近, 旧世界热带型和热带亚洲至热带大洋洲分布型仅在入侵地中出现。北温带分布型和世界分布型同为两者中最主要成分。入侵地及非入侵地群落属的区系 R/T 值分别为 0.58 和 0.38, 种系分化度分别为 3.29 和 3.11。(3) 重度入侵群落的 Margalef 指数 (*E*) 与非入侵及轻度入侵群落相比, 显著降低; 此外, 重度入侵群落的 Simpson 指数 (*D*)、Shannon-Weiner (*H'*) 指数和 Pielou 指数 (*J*) 均显著低于非入侵、轻度入侵、中度入侵群落。(4) 不同生境之间加拿大一枝黄花群落的 *E*、*D*、*H'* 和 *J* 均无显著性差异。该研究可为南京地区的加拿大一枝黄花入侵地的治理防控和生态恢复, 以及进一步的科学研究提供强有力的理论支撑。

**关键词:** 加拿大一枝黄花, 入侵植物, 植物区系, 物种多样性, 群落特征

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1488-13

## Species composition and diversity characteristics of invaded community of *Solidago canadensis* in Nanjing

LI Weijie<sup>1,2</sup>, ZHU Xunzhi<sup>2</sup>, LUO Huiting<sup>2</sup>, HUANG Xi<sup>2</sup>, TANG Shijie<sup>1,2\*</sup>

( 1. Graduate School, Nanjing University of Chinese Medicine, Nanjing 210023, China; 2. Institute of Botany, Jiangsu Province and Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210014, China )

收稿日期: 2023-07-21

基金项目: 江苏省自然资源发展专项资金 (JSZRHYKJ202112)。

第一作者: 李伟杰 (1993-), 硕士研究生, 研究方向为植物学, (E-mail) lwj16080@126.com。

\* 通信作者: 汤诗杰, 博士, 研究员, 研究方向为植物资源学, (E-mail) tangshijie69@aliyun.com。

**Abstract:** In order to investigate the relationship between the invasion of the exotic plant *Solidago canadensis* and diversity of native plants in Nanjing, the species composition and diversity of its community were studied by using the tracking and quadrat methods. The results were as follows: (1) A total of 200 vascular plant species, including varieties and subspecies classification, were found in the invaded communities, belong to 156 genera and 62 families, including 195 angiosperms, one gymnosperm, and four ferns. The species-richest families were Asteraceae and Poaceae, with 25 and 24 species respectively. In terms of their life forms, herbaceous plants accounted for the majority, with 133 species (66.50%). In addition, there were 29 other alien plant species in these communities. The most dominant species in the community was *Solidago canadensis*, with a high ecological important value of 40.00%, followed by *Vicia sativa* (7.00%). (2) There were four floristic types of flora families in uninvaded communities, and only three types in invaded communities. Pantropic type, cosmopolitan type and north temperate type existed in both communities, while East Asia and North America disjunct type only in uninvaded communities. In the uninvaded communities, the floristic types were mainly cosmopolitan, with 13 families, accounting for 39.39% of all families. Pantropic was the dominant species in the invaded communities, with 16 families, accounting for 45.71% of the total. There were 10 floristic types of flora genera in uninvaded habitats and 12 in invaded habitats, with similar floristic composition, but the old-world temperate type and tropical Asia to tropical Australasia type only appeared in invaded communities. The north temperate and cosmopolitan type were the most important components of both invaded and uninvaded communities. The R/T values of invaded and uninvaded communities of genera were 0.58 and 0.38, and the species differentiation were 3.29 and 3.11, respectively. (3) The Margalef index ( $E$ ) of heavily invaded communities was significantly lower than that of uninvaded and lightly invaded communities. In addition, the Simpson index ( $D$ ), Shannon Weiner index ( $H'$ ), and Pielou index ( $J$ ) of heavily invaded communities were significantly reduced compared to uninvaded, lightly invaded, and moderately invaded communities. (4) There were no significant differences in  $E$ ,  $D$ ,  $H'$ , and  $J$  in different habitats. This study can provide basic data for the management, prevention and control, and ecological restoration of the invaded areas of *S. canadensis* in Nanjing, as well as further scientific research.

**Key words:** *Solidago canadensis*, invasive plant, flora, species diversity, community characteristics

外来生物入侵可能导致本地生态系统结构和功能的剧烈变化,已成为全球最重要的环境问题之一(Driscoll, 2017)。外来植物入侵与群落生物多样性的关系一直是入侵生物学的重要科学问题(Elton, 1958; Levine & D'Antonio, 1999)。一般认为,植物群落的物种多样性与群落可入侵性密切相关,较高的本地物种多样性有助于提高群落稳定性,进而抵抗外来植物入侵(Byun et al., 2013; Wang et al., 2019a, b; Wang et al., 2019; Cavieres, 2021)。同时,入侵植物对生态系统的结构和功能具有显著的影响(Wang et al., 2019b),外来物种的入侵会降低或者破坏入侵地的物种多样性,进而影响群落的生态系统功能(Wang et al., 2019b)。总体而言,在小尺度上,外来入侵植物会显著降低植物群落的分类多样性,即本地物种多样性与外来入侵植物多样性呈显著负相关。但值得注意的是,在较大的尺度上,入侵与本地植物群落的多样性之间往往表现出正相关关系,也就是丰富度相对较高的群落更容易受到入侵者的威胁(Abella et al., 2012; Ellis et al.,

2012)。因此,关于外来物种与本地物种多样性的关系,在科学界引起了一系列争论(Dong et al., 2015; Wang et al., 2018)。

加拿大一枝黄花(*Solidago canadensis*)是菊科(Asteraceae)一枝黄花属(*Solidago* L.)的多年生草本植物,原产于北美,迄今已扩散至亚洲、欧洲大部分国家、澳大利亚以及新西兰等地,现已成为世界性的入侵植物(林榕和陈艺林, 1985; Schittko & Wurtsk, 2014)。其结实量多,种子萌发成活率高,除有性繁殖外,还能进行无性繁殖(Walck et al., 1998; 黄华和郭水良, 2005),这使得它能快速形成大量种群,在中国东部地区迅速扩散,成为华东地区常见杂草,随后传播到我国西部、北部和南部,是我国分布最广的外来入侵植物之一(董梅等, 2006)。加拿大一枝黄花的入侵挤占了本土物种的生态位,对入侵地的农林牧渔及相关产业造成了严重影响,现已成为威胁中国本土生物多样性与生态环境的重要因素之一,2014年被归为一级入侵植物(闫小玲等, 2014),现被收录在《重点管

理外来入侵物种名录》(中华人民共和国农业农村部,2022);在欧洲亦被认为是生物防治中经典的20大环境杂草之一(Zhu et al., 2022)。

有关加拿大一枝黄花的入侵生态学研究,涉及化学成分(Elshafie et al., 2019; Wandjou et al., 2020)、入侵机理(万凌云,2019;程继亮,2020)及防控方法(金红玉等,2019;Gala-Czekaj et al., 2021)等。加拿大一枝黄花可对入侵地微生物群落(Betekhtina et al., 2016;杨海君等,2022)、传粉昆虫群落结构(Lysenkov & Ustinova, 2020)等方面造成影响;关于植物群落生态学的研究,更多是关注其入侵后对本土植物所产生的化感作用(Wang et al., 2020;Zandi et al., 2020),以及其功能性状对环境的响应(周晓慧等,2019;高苑苑等,2021)。此外,加拿大一枝黄花入侵与植物群落结构改变之间的相关性也引起了部分学者关注,如陈友吾等(2009)评价了加拿大一枝黄花入侵对海岛植物多样性的影响,认为其造成海岛植物多样性降低;郭晓辉等(2011)和汤敏喆等(2012)发现加拿大一枝黄花不同季节对入侵地植物多样性下降程度的影响不同,并且可能引起郁闭度较高的林区植物多样性下降;马宏燊等(2019)探讨了森林群落对加拿大一枝黄花入侵性的影响;Wang等(2021)发现在不同程度加拿大一枝黄花入侵下,植物种类对群落稳定性的贡献最大;綦顺英等(2022)研究了加拿大一枝黄花入侵后土壤种子库的变化。

南京是我国综合性的工业城市之一,经济高速发展,城市化进程快,造成其原有的自然生态环境破坏严重(赵凯等,2009)。宁镇茅山低山丘陵是江苏省丘陵的主要组成,物种丰富,珍稀濒危植物较多,野生花卉资源丰富且是江苏省野生药用植物资源最为丰富的地区之一,该区包括南京、镇江等地(刘启新等,2015;张艳梅,2018;孙欣欣和董丽娜,2022)。加拿大一枝黄花因其观赏价值,早在20世纪30年代被引种至上海、南京等地,常生于田埂、路边、蔬果园和住宅四周,现已在南京泛滥成灾,造成难以评估的经济损失,为了治理加拿大一枝黄花,江苏省在2006年就花费了约1200多万元(刘启新,2015;周晓慧等,2019;程继亮,2020)。但是,关于南京市加拿大一枝黄花的发生状况,以及关于本土植物多样性影响的研究仍十分匮乏,目前仅见六合区、江宁区、浦口区有加拿大一枝黄花发生状况报道(张琴等,2011;周

治明,2014;吴承东等,2017),现状不清严重制约着外来入侵植物防控管理工作。因此,全面调查加拿大一枝黄花在整个南京市的发生状况及其对本土植物多样性的影响,对其管控有重要意义。本研究以南京市不同入侵程度及不同生境的加拿大一枝黄花群落为研究对象,分析并阐明其与本土植物群落的物种组成及植物多样性之间的关系,以期对加拿大一枝黄花的防控治理提供坚实的理论依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究区域概况

南京市地处长江的中下游,位于中国东部、江苏省西南部,31°14'—32°37' N、118°22'—119°14' E,占地面积约6587.02 km<sup>2</sup>,是华东地区重要的交通枢纽。南京属北亚热带湿润气候区,四季分明,光照充足,气候温和,降雨充沛,年均降水量约1106 mm,年均气温约15.2℃(孙欣欣和董丽娜,2022)。

### 1.2 调查方法

野外调查工作于2021年10月—2023年4月进行,在前期踏查后,根据加拿大一枝黄花实际分布状况,以典型抽样法,在南京市的玄武区、栖霞区、江宁区、浦口区、六合区、溧水区、高淳区,各设置若干个5 m × 5 m 调查样地,在各样地的四个角落及中心各设置一个1 m × 1 m 的样方,调查加拿大一枝黄花入侵样地共52个,其中重度入侵25个、中度入侵16个、轻度入侵11个。52个样地分布在平地、山地、湿地、人工环境这4种不同的生境中,每种生境各13个样地,其中湿地指靠近池塘、溪流、河道等土壤湿度较高的陆地环境,人工环境指公园、马路旁、建筑废弃地或者废弃耕地等人为干扰强烈的环境。为观察加拿大一枝黄花入侵后对植物区系的影响,在其中9个样地附近相似生境下设置无加拿大一枝黄花的非入侵样地,调查样地分布概况见图1。入侵程度的界定根据现场观察,样地中加拿大一枝黄花覆盖度小于30%为轻度入侵;加拿大一枝黄花覆盖度30%~60%为中度入侵;加拿大一枝黄花覆盖度高于60%为重度入侵。

参照方精云等(2009)的植物群落调查方法,统计各样地内出现的所有植物物种,记录样方中草本植物的种类、株数和盖度,并采集标本用于分类鉴

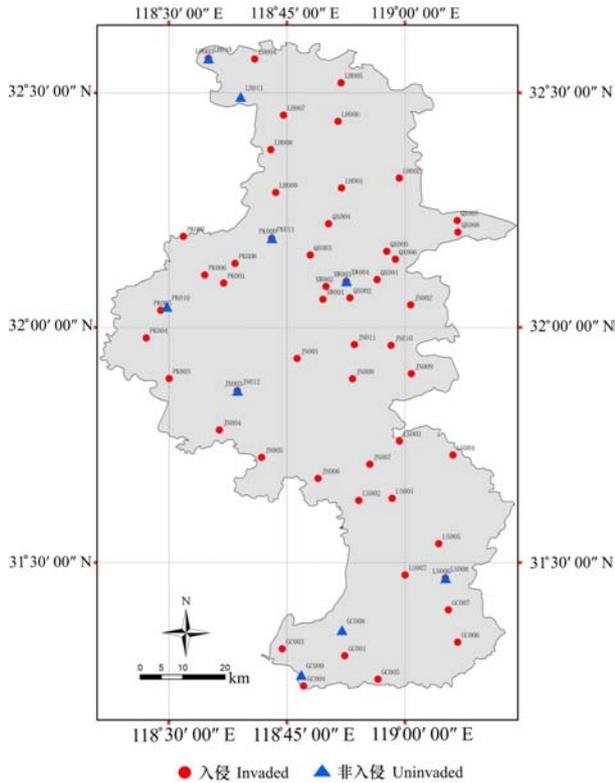


图 1 加拿大一枝花黄花调查样地分布概况

Fig. 1 Distribution of *Solidago canadensis* communities

定。本研究的株数统计中,克隆性植物统计无性分枝数,禾本科植物统计分蘖数,丛生性、匍匐及攀缘植物则统计分枝数,普通植物统计个体数。盖度采用网格法测定,即将  $1\text{ m} \times 1\text{ m}$  的小样方分为 100 个  $10\text{ cm} \times 10\text{ cm}$  的小网格,并用目测法估算盖度。

### 1.3 数据处理

1.3.1 群落重要值 群落重要值 (important value, IV) 依据方精云等 (2009) 的计算方法进行统计,公式如下:

$$IV = (\text{相对多度} + \text{相对频度} + \text{相对盖度}) / 3$$

式中:相对多度为样方中某一物种的株数;相对频度为在所有样方中某一物种出现的频率;相对盖度是指某一物种地上植株的垂直投影面积在样方面积中所占的百分比。本研究仅统计样方内物种的重要值;对于在样地内有分布而样方内无分布的物种,只记录物种信息,不统计重要值。

1.3.2 植物区系地理分析 群落中植物科的区系类型按照李锡文 (1996)、植物属的区系类型则依据吴征镒 (1991) 的分布区类型进行统计划分。通

过属的 R/T 值 (黄健, 2013; 姬红利等, 2019), 即植物区系成分中热带性质成分属 (R) 与温带性质成分属 (T) 的数量比值, 比较加拿大一枝黄花入侵地、非入侵地以及邻近区域群落植物区系组成的性质。采用种系分化度 (species differentiation, SD) 表示该植物区系的种系分化程度; SD 值越大, 表示该区系的分化程度越高 (黄健, 2013)。

$$SD = N_g / N_f + N_s / N_g$$

式中:  $N_s$ 、 $N_g$ 、 $N_f$  分别表示一个植物区系中种、属、科的数量。

1.3.3 群落多样性指数 本研究中加拿大一枝黄花入侵地植物群落的  $\alpha$  多样性采用丰富度 Magarlef 指数 ( $E$ ) (Magurran, 1988)、优势度 Simpson 指数 ( $D$ ) (Simpson, 1949)、Shannon-Wiener 多样性指数 ( $H'$ ) (钱迎倩和马克平, 1994)、Pielou 均匀度指数 ( $J$ ) (钱迎倩和马克平, 1994) 这 4 个指标进行分析, 计算公式如下:

$$\text{Magarlef 指数: } E = (S - 1) / \ln N;$$

$$\text{Simpson 指数: } D = 1 - \sum P_i^2;$$

$$\text{Shannon-Wiener 指数: } H' = -\sum P_i \ln P_i;$$

$$\text{Pielou 均匀度指数: } J = (-\sum P_i \ln P_i) / \ln S.$$

式中:  $S$  为样方内统计所得植物种类总和;  $N$  为样方内全部物种的个体数量总和;  $P_i$  为物种  $i$  的个体数量占全部物种个体数量的比率。

1.3.4 数据统计与分析 植物群落数据整理、统计与分析在 Excel 2021 软件中完成, 群落多样性指数相关性分析, 在 SPSS 26.0 软件中利用单因素 ANOVA 检验完成。

## 2 结果与分析

### 2.1 加拿大一枝黄花入侵地群落的物种组成

加拿大一枝黄花入侵地群落的植物名录 ([http://www.guihaia-journal.com/gxzw/ch/reader/view\\_abstract.aspx?file\\_no=230816&flag=1](http://www.guihaia-journal.com/gxzw/ch/reader/view_abstract.aspx?file_no=230816&flag=1)) 记录到维管植物共 200 种 (含种下分类单元, 下同), 分别隶属于 62 科 156 属, 其中绝大部分是被子植物, 有 195 种, 占有物种数的 97.50%, 而裸子植物和蕨类植物分别只有 1 种和 4 种。从生活型来看, 草本占多数, 共有 133 种, 占有种类的 66.50%, 其次是藤本及乔木, 分别有 28 种、22 种, 各占 14.00%、11.00%; 灌木种类最少, 只有 17 种。

此外, 在入侵地群落中发现除加拿大一枝黄

花外的其他外来植物 29 种 ([http://www.guihaia-journal.com/gxzw/ch/reader/view\\_abstract.aspx?file\\_no=230816&flag=1](http://www.guihaia-journal.com/gxzw/ch/reader/view_abstract.aspx?file_no=230816&flag=1)), 外来植物占有种数的 15.00%, 包括鬼针草 (*Bidens pilosa*)、小蓬草 (*Erigeron canadensis*)、垂序商陆 (*Phytolacca americana*) 等常见恶性入侵杂草, 说明入侵地对外来植物有一定的普适性。

### 2.1.1 加拿大一枝黄花入侵地群落植物科的组成

加拿大一枝黄花入侵地群落中的优势科(科内物种数  $\geq 20$ ) 是菊科 (*Asteraceae*) 植物和禾本科 (*Poaceae*), 两优势科共包含 40 属和 49 种(表 1); 含 10~19 种的科有豆科 (*Fabaceae*)、唇形科 (*Lamiaceae*)、蔷薇科 (*Rosaceae*), 分别含 9 属 13 种、8 属 11 种及 6 属 11 种; 含 5~9 种的中等科有 6 科, 其中蓼科 (*Polygonaceae*)、大戟科 (*Euphorbiaceae*)、车前科 (*Plantaginaceae*) 分别有 7 种、6 种、6 种, 紫草科 (*Boraginaceae*)、莎草科 (*Cyperaceae*) 和石竹科 (*Caryophyllaceae*) 则各含 5 种; 含 2~4 种的寡种科有 23 科, 所含属、种数在不同等级科中最多, 其中石竹科 (*Caryophyllaceae*)、桑科 (*Moraceae*) 各有 4 种, 而旋花科 (*Convolvulaceae*)、毛茛科 (*Ranunculaceae*)、杨柳科 (*Salicaceae*)、茄科 (*Solanaceae*) 各含 3 种; 此外, 群落中的单种科最多, 共 28 科。

### 2.1.2 加拿大一枝黄花入侵地群落植物属的组成

从属水平看, 加拿大一枝黄花入侵地群落中不含数量超过 6 种的较大属或大属, 藎草属 (*Carex*)、悬钩子属 (*Rubus*) 所含物种数最多, 均有 5 种, 两属共占总属数的 1.28%; 含 2~4 种的寡种属有 26 属, 共包含 62 种, 分别占总属数和总种数的 16.67% 和 31.00%, 其中野豌豆属 (*Vicia*)、婆婆纳属 (*Veronica*)、酸模属 (*Rumex*) 均含 4 种, 而蒿属 (*Artemisia*)、鬼针草属 (*Bidens*)、大戟属 (*Euphorbia*)、狗尾草属 (*Setaria*) 各有 3 种; 单种属在群落中最多, 共有 128 属, 包含 128 种, 占总属数的 82.05%, 包含群落中 64.00% 的物种。

### 2.1.3 加拿大一枝黄花入侵地群落植物的重要值

样方内植物共 133 种, 对样方内植物的重要值统计分析, 重要值大于 1.00% 的物种(表 2)。加拿大一枝黄花重要值为 40.00%, 在群落中最大; 其次是救荒野豌豆 (*Vicia sativa*), 为 7.00%, 其他物种的重要值均在 5.00% 以下, 说明加拿大一枝黄花在入侵地群落中占主要地位, 是入侵地群落的

表 1 加拿大一枝黄花群落中维管植物科内属、种组成  
Table 1 Classification statistics of families in *Solidago canadensis* communities

等级 Grade	科数 No. of families (%)	所含属数 No. of genera (%)	所含种数 No. of species (%)
单种科(1种) Monotypic family (1 species)	28 (45.16)	28 (17.95)	28 (14.00)
寡种科(2~4种) Depauperate family (2-4 species)	23 (37.10)	47 (30.13)	54 (27.00)
中等科(5~9种) Medium family (5-9 species)	6 (9.68)	18 (11.54)	34 (17.00)
较大科(10~19种) Secondary large family (10-19 species)	3 (4.84)	23 (14.74)	35 (17.50)
大科( $\geq 20$ 种) Large family ( $\geq 20$ species)	2 (3.22)	40 (25.64)	49 (24.50)

优势种, 而救荒野豌豆、野老鹳草 (*Geranium carolinianum*) 则是主要伴生物种。

## 2.2 植物区系地理分析

### 2.2.1 非入侵地与加拿大一枝黄花入侵地群落的区系地理比较

对 9 个加拿大一枝黄花入侵地群落及 9 个非入侵地群落进行物种统计, 并分别对两者的植物区系进行分析(表 3)。从表 3 看出, 非入侵地共有种子植物 73 种, 隶属于 33 科 66 属; 入侵地种子植物共 90 种, 隶属于 35 科 70 属。

科的区系分析结果表明, 非入侵地植物科的区系分布型共 4 个, 而入侵地植物科的区系类型只有 3 个, 其中泛热带分布、世界分布和北温带分布为两者均有, 东亚和北美间断分布型仅在非入侵地中。非入侵地植物科的区系以世界分布型为主, 有 13 科, 占该类型群落中所有科的 39.39%; 入侵地则以泛热带分布型为主, 有 16 科, 占总科数的 45.71%。北温带分布型在两者中均有分布, 非入侵地中有 11 科, 占 33.33%, 而入侵地中有 6 科, 仅占总科数的 17.14%; 此外, 非入侵地中泛热带分布型及东亚和北美间断分布型科分别占总科数的 24.24% 和 3.03%; 入侵地中世界分布型占 37.14%。

属的区系分析结果表明, 非入侵地中植物属的区系分布型有 10 个, 而入侵地有 12 个, 两者区系成分相近, 旧世界热带型和热带亚洲至热带大

表 2 南京市加拿大一枝黄花入侵地植物群落物种组成及重要值分析 ( $IV \geq 1.00\%$ )  
Table 2 Species compositions and important values of invaded communities of *Solidago canadensis* in Nanjing City ( $IV \geq 1.00\%$ )

物种名 Species	科名 Family name	属名 Genus name	重要值 IV(%)
加拿大一枝黄花 <i>Solidago canadensis</i>	菊科 Asteraceae	一枝黄花属 <i>Solidago</i>	40.00
救荒野豌豆 <i>Vicia sativa</i>	豆科 Fabaceae	野豌豆属 <i>Vicia</i>	7.00
野老鹳草 <i>Geranium carolinianum</i>	牻牛儿苗科 Geraniaceae	老鹳草属 <i>Geranium</i>	5.00
拉拉藤 <i>Galium spurium</i>	茜草科 Rubiaceae	拉拉藤属 <i>Galium</i>	4.00
小巢菜 <i>Vicia hirsuta</i>	豆科 Fabaceae	野豌豆属 <i>Vicia</i>	3.00
四籽野豌豆 <i>V. tetrasperma</i>	豆科 Fabaceae	野豌豆属 <i>Vicia</i>	3.00
一年蓬 <i>Erigeron annuus</i>	菊科 Asteraceae	飞蓬属 <i>Erigeron</i>	2.00
窃衣 <i>Torilis scabra</i>	伞形科 Apiaceae	窃衣属 <i>Torilis</i>	2.00
野艾蒿 <i>Artemisia lavandulifolia</i>	菊科 Asteraceae	蒿属 <i>Artemisia</i>	2.00
钻叶紫菀 <i>Symphotrichum subulatum</i>	菊科 Asteraceae	联毛紫菀属 <i>Symphotrichum</i>	2.00
广布野豌豆 <i>Vicia cracca</i>	豆科 Fabaceae	野豌豆属 <i>Vicia</i>	2.00
荻 <i>Miscanthus sacchariflorus</i>	禾本科 Poaceae	芒属 <i>Miscanthus</i>	1.00
雀麦 <i>Bromus japonicus</i>	禾本科 Poaceae	雀麦属 <i>Bromus</i>	1.00
刺儿菜 <i>Cirsium arvense</i> var. <i>integrifolium</i>	菊科 Asteraceae	蓟属 <i>Cirsium</i>	1.00
山东鹅观草 <i>Elymus shandongensis</i>	禾本科 Poaceae	披碱草属 <i>Elymus</i>	1.00
野胡萝卜 <i>Daucus carota</i>	伞形科 Apiaceae	胡萝卜属 <i>Daucus</i>	1.00
狗尾草 <i>Setaria viridis</i>	禾本科 Poaceae	狗尾草属 <i>Setaria</i>	1.00
蛇莓 <i>Duchesnea indica</i>	蔷薇科 Rosaceae	蛇莓属 <i>Duchesnea</i>	1.00
葎草 <i>Humulus scandens</i>	大麻科 Cannabaceae	葎草属 <i>Humulus</i>	1.00
喜旱莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	苋科 Amaranthaceae	莲子草属 <i>Alternanthera</i>	1.00
爵床 <i>Justicia procumbens</i>	爵床科 Acanthaceae	爵床属 <i>Justicia</i>	1.00
小蓬草 <i>Erigeron canadensis</i>	菊科 Asteraceae	飞蓬属 <i>Erigeron</i>	1.00
天葵 <i>Semiaquilegia adoxoides</i>	毛茛科 Ranunculaceae	天葵属 <i>Semiaquilegia</i>	1.00
无心菜 <i>Arenaria serpyllifolia</i>	石竹科 Caryophyllaceae	无心菜属 <i>Arenaria</i>	1.00
艾 <i>Artemisia argyi</i>	菊科 Asteraceae	蒿属 <i>Artemisia</i>	1.00
芒 <i>Miscanthus sinensis</i>	禾本科 Poaceae	芒属 <i>Miscanthus</i>	1.00
阿拉伯婆婆纳 <i>Veronica persica</i>	车前科 Plantaginaceae	婆婆纳属 <i>Veronica</i>	1.00
忍冬 <i>Lonicera japonica</i>	忍冬科 Caprifoliaceae	忍冬属 <i>Lonicera</i>	1.00
南苜蓿 <i>Medicago polymorpha</i>	豆科 Fabaceae	苜蓿属 <i>Medicago</i>	1.00
白茅 <i>Imperata cylindrica</i>	禾本科 Poaceae	白茅属 <i>Imperata</i>	1.00

洋洲分布型仅在入侵地中出现。北温带分布型和世界分布型同为两者中最主要成分,其中在非入侵地中各有 20 属和 17 属,分别占非入侵群落中所有属的 30.30%和 25.76%,而入侵地中则分别有 22 属和 19 属,各占 31.43%和 27.14%。泛热带分布型属在非入侵地和入侵地分别占有属数的 12.12%和 14.29%;旧世界温带分布型属在非入侵

地和入侵地则分别占有属数的 10.61%和 7.14%;此外,非入侵地东亚分布属占有属数的 9.09%,其余各分布型均为 5 属以下。

#### 2.2.2 与邻近城市植物区系属的分布区类型比较

将加拿大一枝黄花入侵地与非入侵地群落的种子植物区系与整个南京市的种子植物区系对比(赵凯等,2009),并与邻近的宜兴市(张文婷,2012)、

常州市(沈静静,2013)、徐州市(梁珍海等,2014)等地区的种子植物区系进行比较,计算其 R/T 值,比较各区域植物区系的性质,R/T 值越大,说明热带性越强,反之则温带性越强。由表 4 可知,6 个群落植物区系的 R/T 值均小于 1,说明以温带性质为主,这与江苏所处的地理位置及气候相符。加拿大一枝

黄花非入侵地群落的 R/T 值最小(0.38),温带性质最强,其次是徐州市(0.52),宜兴市植物区系的 R/T 值最大(0.68),热带性质最强。宜兴、常州、南京、徐州 4 个地区自南往北,随着纬度增加,温带成分逐渐增加。加拿大一枝黄花非入侵地群落的 R/T 值大于入侵地群落(0.58)。

表 3 加拿大一枝黄花入侵地与非入侵地群落中种子植物的区系分布类型

Table 3 Floristic distribution types in the invaded and uninvaded communities of *Solidago canadensis*

区系 代号 Floristic code	区系类型 Floristic type	非入侵地群落 Uninvaded community		入侵地群落 Invaded community	
		科数 No. of families	属数 No. of genera	科数 No. of families	属数 No. of genera
1	世界分布 Cosmopolitan distribution	13	17	13	19
2	泛热带分布 Pantropical distribution	8	8	16	10
3	热带亚洲和热带美洲间断分布 Tropical Asia & Tropical America disjunct distribution	—	1	—	1
4	旧世界热带分布 Old World Tropical distribution	—	—	—	2
5	热带亚洲至热带大洋洲分布 Tropical Asia to Tropical Australasia distribution	—	—	—	1
6	热带亚洲至热带非洲分布 Tropical Asia to Tropical Africa distribution	—	1	—	1
7	热带亚洲(印度-马来西亚)分布 Tropical Asia (Indo-Malaysia) distribution	—	3	—	3
8	北温带分布 North Temperate distribution	11	20	6	22
9	东亚和北美间断分布 East Asia & North America disjunct distribution	1	1	—	1
10	旧世界温带分布 Old World Temperate distribution	—	7	—	5
14	东亚分布 East Asia distribution	—	6	—	3
15	中国特有 Endemic to China	—	2	—	2
	总计 Total	33	66	35	70

参考南京市本土山脉老山(黄健,2013)及将军山(辛建攀等,2017)的种子植物区系组成,计算其植物区系的种系分化度,并与加拿大一枝黄花入侵地及非入侵地群落比较分析。由表 5 可知,加拿大一枝黄花入侵地群落的种系分化度(3.29)高于非入侵地群落(3.11),低于老山地区(5.71)和将军山地区(4.32),这与老山及将军山本身物种丰富度比较高有关。

## 2.3 物种多样性分析

2.3.1 不同入侵程度下加拿大一枝黄花群落的物种多样性比较 通过对不同入侵程度加拿大一枝黄花群落的物种多样性统计分析(表 6),发现重度入侵群落的 Margalef 指数( $E$ )与中度入侵群落无显著差异( $P \geq 0.05$ ),与非入侵及轻度入侵群落相比,显著降低;此外,重度入侵群落的 Simpson 指数( $D$ )、Shannon-Weiner( $H'$ )指数和 Pielou 指数

表 4 加拿大一枝黄花与邻近城市植物区系属的分布区类型比较  
Table 4 Comparison of distribution area type of floristic genera between *Solidago canadensis* communities and adjacent cities

类型/城市 Type/City	经度和纬度 Longitude and latitude	植物属的分布区类型 Floristic types of genus		
		热带分布 Tropical distribution	温带分布 Temperate distribution	R/T 值 R/T value
非入侵地群落 Uninvaded community	118°22'—119°14' E, 31°14'—32°37' N	13	34	0.38
入侵地群落 Invaded community	118°22'—119°14' E, 31°14'—32°37' N	18	31	0.58
南京 Nanjing	118°22'—119°14' E, 31°14'—32°37' N	183	282	0.65
宜兴 Yixing	119°31'—120°03' E, 31°07'—31°37' N	214	316	0.68
常州 Changzhou	118°58'—119°58' E, 31°37'—32°19' N	144	218	0.66
徐州 Xuzhou	116°22'—118°40' E, 33°43'—34°58' N	101	196	0.52

表 5 加拿大一枝黄花入侵地与非入侵地群落中  
种子植物区系的种系分化度

Table 5 Species differentiation of seed plants in the  
invaded and uninvaded communities  
of *Solidago canadensis*

类型 Type	科数 No. of families	属数 No. of genera	种数 No. of species	种系分化度 SD
非入侵地群落 Uninvaded community	33	66	73	3.11
入侵地群落 Invaded community	35	70	90	3.29
老山 Lao mountain	109	433	751	5.71
将军山 Jiangjun mountain	95	274	394	4.32

(*J*) 与非入侵、轻度入侵、中度入侵群落相比,均显著降低( $P < 0.05$ ),其余不同入侵程度的加拿大一枝黄花群落在同种多样性指标下差异均不显著。

轻度入侵群落的 *E* 平均值最高,说明该类型群落内的物种组成较为丰富;非入侵群落与轻度入侵群落相近,而重度入侵群落的 *E* 平均值明显低于其他三者,说明其群落中物种较少,群落组成更为单一。非入侵、中度入侵和轻度入侵群落三者的 *D* 平均值大小接近,均高于重度入侵群落,说明重度入侵群落中的物种数更少,各物种中个体分配更不均匀。*H'* 平均值大小排列为非入侵 > 轻度入侵 > 中度入侵 > 重度入侵,说明非入侵群落的物种多样性最高,群落更加稳定。非入侵、中度入

表 6 不同入侵程度下加拿大一枝黄花  
群落的多样性指数

Table 6 Diversity index of *Solidago canadensis*  
communities with different invasion degrees

入侵程度 Invasion degree	Margalef 指数 Margalef index ( <i>E</i> )	Simpson 指数 Simpson index ( <i>D</i> )	Shanon- Wiener 指数 Shannon- Wiener index ( <i>H'</i> )	Pielou 指数 Pielou index ( <i>J</i> )
非入侵 No invasion	2.15±0.22a	0.76±0.03a	1.82±0.13a	0.73±0.03a
轻度入侵 Light invasion	2.20±0.27a	0.73±0.03a	1.76±0.12a	0.71±0.03a
中度入侵 Moderate invasion	1.78±0.17ab	0.74±0.01a	1.67±0.08a	0.74±0.02a
重度入侵 Seriously invasion	1.28±0.13b	0.51±0.04b	1.11±0.10b	0.55±0.03b

注:表中指数值数据为平均值±标准误。各入侵程度样地数为 *n*,其中 *n*(非入侵)=9, *n*(轻度入侵)=11, *n*(中度入侵)=16, *n*(重度入侵)=25。同列不同字母表示显著性差异( $P < 0.05$ )。下同。

Note: Index data mean  $\bar{x} \pm s$ . Number of cases is *n*, where *n* (no invasion)=9, *n* (light invasion)=11, *n* (moderate invasion)=16, and *n* (seriously invasion)=25. Different letters in the same column indicate significant differences ( $P \leq 0.05$ ). The same below.

侵、轻度入侵群落三者的 *J* 平均值大小接近,均高于重度入侵群落,说明重度入侵群落中的物种分布不均匀,反映了加拿大一枝黄花此时已占据群落的主要地位,严重挤占其他物种的生存空间,造

成其他物种数量减少,甚至消失。

2.3.2 不同生境下加拿大一枝黄花群落的物种多样性比较 通过对不同生境加拿大一枝黄花群落的物种多样性进行统计分析(表7),发现人工环境下加拿大一枝黄花群落的  $D$ 、 $H'$ 、 $J$  3项指数的平均值均最大,湿地环境下的各项指数值次之;而方差分析结果显示不同生境之间加拿大一枝黄花群落的  $E$ 、 $D$ 、 $H'$  和  $J$  均无显著性差异,反映了加拿大一枝黄花对4种生境的适应性无太大差异。

表7 不同生境下加拿大一枝黄花入侵地群落的多样性指数

Table 7 Diversity indexes of *Solidago canadensis* communities in different habitats

生境 Habitat	Margalef 指数 Margalef index ( $R$ )	Simpson 指数 Simpson index ( $D$ )	Shanon- Wiener 指数 Shannon- Wiener index ( $H'$ )	Pielou 指数 Pielou index ( $J$ )
平地 Flat ground	1.47±0.15a	0.60±0.06a	1.33±0.13a	0.61±0.05a
山地 Mountainous region	1.70±0.20a	0.61±0.04a	1.38±0.12a	0.61±0.03a
湿地 Wetland	1.72±0.29a	0.63±0.06a	1.46±0.17a	0.66±0.05a
人工环境 Artificial environment	1.61±0.24a	0.67±0.05a	1.52±0.15a	0.68±0.03a

注:各生境样地数为  $n$ ,  $n=13$ 。

Note: Number of cases is  $n$ , where  $n = 13$ .

### 3 讨论与结论

綦顺英等(2022)研究表明加拿大一枝黄花在入侵后可能会影响土壤湿度,导致表层土壤水分含量增高,从而有利于多年生草本植物的生长。入侵地群落中多年生草本植物种类较丰富,反映了加拿大一枝黄花更为适生于无林冠遮挡的、较为开阔且阳光充足的生境,特别是受人为干扰严重的林缘荒地或废弃地。梅玲笑等(2005)在研究加拿大一枝黄花对本土植物的化感作用时,发现其对豆科植物的生长萌发无明显抑制或促进作用,綦顺英等(2022)发现本土植物群落在加拿大一枝黄花入侵后,野豌豆(*Vicia sepium*)的重要值增加,本研究与前两者的实验结果一致。外来植

物对入侵地有一定普适性,因此入侵地群落中外来植物种类一般较多(潘红丽等,2021)。Wang等(2018)通过对江苏省镇江市的加拿大一枝黄花的入侵群落调查发现,中度和重度入侵地的群落功能多样性指数显著升高。同时,他们还发现相较于轻度入侵群落,重度和中度入侵群落的 Shannon-Wiener 指数和 Margalef 指数显著降低,这与本研究的结果一致。Wang等(2019a)认为植物功能多样性对生态系统过程的驱动作用比植物分类多样性更重要。本研究尚未对群落的功能多样性指数进行计算,这可能是我们下一步的研究方向。Wang等(2019)对加拿大一枝黄花的调查发现,与邻近未受入侵的植物群落相比,重度入侵群落的植物多样性、优势度、丰富度和稳定性显著降低,而轻度入侵地的植物多样性和优势度比未入侵地显著提高。此外,本研究的调查范围集中在江苏省南京市一地,属于典型的城市生态系统,有研究显示城市生态系统的景观异质性可以通过改变植物群落的功能多样性,进而显著增加入侵植物的入侵程度(Wang et al., 2019a)。

植物区系是一个地区一定时期内所有植物分类单位的总和,是生态系统的重要组成部分,入侵植物的区系特征在一定程度上可反映自身的起源、生态适应性及入侵路线,对一个地区的入侵植物格局成因、防控管理等都有一定的意义(齐雪丹等,2016;殷根深等,2023)。虽然非入侵地群落植物科的区系特征与其所处区域的区系特征相同(黄健,2013;孙欣欣和董丽娜,2022),但入侵地群落的植物区系与非入侵地群落的组成不同,说明加拿大一枝黄花的入侵可能造成某些物种消失,从而引起群落中物种组成发生变化,导致其区系地理特征改变,这也可能是导致入侵地群落的R/T值以及种系分化度均高于非入侵地群落的原因。泛热带分布属占比最高可能与泛热带分布科下物种普遍适应性强、分布地域广有关(吴征镒,1991)。一般而言,随着地域面积的增大及地形的复杂化,区系的种系分化度水平会逐渐升高(黄健,2013)。本研究中调查区域较为破碎,因此种系分化度小于生境完整、物种丰富度较高的老山及将军山地区,结果与其分布区域、地理位置相吻合。

加拿大一枝黄花容易发生无性繁殖形成无性系丛植,而后形成种群,在此过程中,挤占其他物种的生存空间,使得这些植物失去竞争能力(郭水

良,2005)。研究表明,入侵植物对本土生态系统产生的影响依赖于其自身种群的规模,轻度入侵的外来植物可增加植物群落的物种丰富度,从而更有效利用空间及资源,使群落稳定性增强(黄红娟和叶万辉,2004;Panetta & Gooden, 2017)。重度入侵的外来植物由于自身种群规模优势,可造成本土物种丰富度及入侵地的物种多样性下降,Wang 等(2021)对镇江市加拿大一枝黄花入侵地群落的研究也得到了相同结论。中度、轻度入侵的加拿大一枝黄花群落可能由于未在群落中形成高度闭合的空间,对本土物种的挤占尚不明显,而表现出与非入侵地群落相似的物种多样性;其他外来入侵物种,如马缨丹(*Lantana camara*)、喜旱莲子草(*Alternanthera philoxeroides*)等,在入侵后也呈现出相同的发展趋势(李玉霞等,2019;吴昊等,2019;潘红丽等,2021)。此外,加拿大一枝黄花分泌的次生代谢产物可对多种植物产生化感作用,显著抑制群落内本土物种的萌发与生长,使自身种群更容易扩张,加速入侵地群落物种多样性降低的进程(Wang et al., 2020)。

不同生境对入侵植物的影响不同,而生物入侵对原生境的生物多样性也能造成严重影响(张震等,2010)。陈菁等(2020)发现入侵植物刺萼龙葵(*Solanum rostratum*)在河滩、草原和荒地等不同生境条件下植株大小及聚集性有明显差异,但均呈现出有利于自身种群扩散的特征,以驱动其成功入侵;胜红蓟(*Ageratum conyzoides*)种群在不同生境条件下可调整自身的表型,增加对环境的适应性,并增强其入侵性(周兵等,2015)。本研究中4种不同生境下的加拿大一枝黄花入侵地群落的物种多样性无显著差异,但其功能性状对不同生境响应的差异性尚不明确,仍有待研究。

本次调查发现,南京地区加拿大一枝黄花入侵现状严重,特别是江宁区、浦口区的山地林缘、疏于管理的郊区及荒地;而人为干预较多,特别是耕地或水产养殖业发达的高淳区、溧水区、六合区的状况稍好;入侵地群落物种的种类虽较为丰富,但大多数物种植株数量较少,仅零星存在。本研究证实了加拿大一枝黄花入侵对中国东部地区植物分类多样性和群落组成具有重要影响。加拿大一枝黄花对野豌豆属植物抑制效果较弱,后续应多关注此类植物,其防御机制或可为加拿大一枝黄花的防控防治提供新思路。

## 参考文献:

- ABELLA SR, ENGEL EC, SPRINGER JD, et al., 2012. Relationships of exotic plant communities with native vegetation, environmental factors, disturbance, and landscape ecosystems of *Pinus ponderosa* forests, USA [J]. *For Ecol Manag*, 271: 65–74.
- BETEKHTINA AA, MUKHACHEVA TA, KOVALEV SY, et al., 2016. Abundance and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in invasive *Solidago canadensis* and indigenous *S. virgaurea* [J]. *Russ J Ecol*, 47(6): 575–579.
- BYUN C, BLOIS S, BRISSON J, 2013. Plant functional group identity and diversity determine biotic resistance to invasion by an exotic grass [J]. *J Ecol*, 101(1): 128–139.
- CAVIERES LA, 2021. Facilitation and the invasibility of plant communities [J]. *J Ecol*, 109(5): 2019–2028.
- CHEN J, MA FZ, ZHANG YJ, et al., 2020. Spatial point pattern analysis of *Solanum rostratum* Dunal in different habitats [J]. *J S Agric*, 51(2): 342–349. [陈菁, 马方舟, 张彦静, 等, 2020. 不同生境中刺萼龙葵空间点格局分析 [J]. *南方农业学报*, 51(2): 342–349.]
- CHEN YW, LIN XJ, JI HT, et al., 2009. Infection and evaluation of vegetation diversity on island caused by invasion of *Solidago canadensis* [J]. *J Anhui Agric Sci*, 37(4): 1708–1709. [陈友吾, 林晓佳, 季宏铁, 等, 2009. 加拿大一枝黄花入侵对海岛植物多样性的影响及评价 [J]. *安徽农业科学*, 37(4): 1708–1709.]
- CHENG JL, 2020. Study on the mechanism of successful invasion of *Solidago canadensis* driven polyploidization [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University: 1–197. [程继亮, 2020. 多倍化驱动加拿大一枝黄花成功入侵的机制研究 [D]. 南京: 南京农业大学: 1–197.]
- DONG M, LU JZ, ZHANG WJ, et al., 2006. Canada goldenrod (*Solidago canadensis*): an invasive alien weed rapidly spreading in China [J]. *Acta Phytotax Sin*, 44(1): 72–85. [董梅, 陆建忠, 张文驹, 等, 2006. 加拿大一枝黄花——一种正在迅速扩张的外来入侵植物 [J]. *植物分类学报*, 44(1): 72–85.]
- DONG LJ, YU HW, HE WM, 2015. What determines positive, neutral, and negative impacts of *Solidago canadensis* invasion on native plant species richness? [J]. *Sci Rep*, 5: 16804.
- DRISCOLL DA, 2017. Disturbance maintains native and exotic plant species richness in invaded grassy woodlands [J]. *J Veg Sci*, 28(3): 573–584.
- ELLIS EC, ANTILL EC, KREFT H, 2012. All is not loss: plant biodiversity in the Anthropocen [J]. *PLoS ONE*, 7(1): e30535.
- ELSHAFIE HS, GRUL'OVÁ D, BARANOVÁ B, et al., 2019. Antimicrobial activity and chemical composition of essential oil extracted from *Solidago canadensis* L. growing

- wild in Slovakia [J]. *Molecules*, 24(7): 1206.
- ELTON CS, 1958. The ecology of invasions by plants and animals [M]. London: Methuen: 1-255.
- FANG JY, WANG XP, SHEN ZH, et al., 2009. Methods and protocols for plant community inventory [J]. *Biodivers Sci*, 17(6): 533-548. [方精云, 王襄平, 沈泽昊, 等, 2009. 植物群落清查的主要内容、方法和技术规范 [J]. *生物多样性*, 17(6): 533-548.]
- GALA-CZEKAJ D, SYNOWIEC A, DĄBKOWSKA T, 2021. Self-renewal of invasive goldenrods (*Solidago* spp.) as a result of different mechanical management of fallow [J]. *Agronomy*, 11: 1065.
- GAO YY, CHE LL, PENG PH, et al., 2021. Effects of warming and nitrogen-addition on the growth of F1 generation of *Solidago canadensis* [J]. *J NE For Univ*, 49(8): 51-55. [高苑苑, 车路璐, 彭培好, 等, 2021. 增温加氮对两种不同来源加拿大一枝黄花子一代生长的影响 [J]. *东北林业大学学报*, 49(8): 51-55.]
- GUO SL, 2005. *Solidago canadensis* niche and influences of its invasion on plant communities [J]. *J Biomath*, 20(1): 91-96. [郭水良, 2005. 加拿大一枝黄花的生态位及其入侵对植物群落的影响 [J]. *生物数学学报*, 20(1): 91-96.]
- GUO XH, REN MX, DING JQ, et al., 2011. Plant species diversity and its seasonal dynamics in woodland invaded by *Solidago canadensis* (Asteraceae) [J]. *Plant Sci J*, 29(2): 149-155. [郭晓辉, 任明迅, 丁建清, 等, 2011. 加拿大一枝黄花入侵林地对植物多样性的影响及其季节变化 [J]. *植物科学学报*, 29(2): 149-155.]
- HUANG H, GUO SL, 2005. Study on reproductive biology of the invasive plant *Solidago canadensis* [J]. *Acta Ecol Sin*, 25(11): 2795-2803. [黄华, 郭水良, 2005. 外来入侵植物加拿大一枝黄花繁殖生物学研究 [J]. *生态学报*, 25(11): 2795-2803.]
- HUANG HJ, YE WH, 2004. Exotic invasion and species diversity [J]. *Chin J Ecol*, 23(2): 121-126. [黄红娟, 叶万辉, 2004. 外来种入侵与物种多样性 [J]. *生态学杂志*, 23(2): 121-126.]
- HUANG J, 2013. Studies on flora and plant resources of Laoshan, Nanjing [D]. Nanjing: Nanjing Forestry University: 1-91. [黄健, 2013. 南京老山地区植物区系与植物资源研究 [D]. 南京: 南京林业大学: 1-91.]
- JI HL, ZHAN XH, ZHANG L, et al., 2019. Diversity and biogeographical characteristics of lycophytes and ferns in Mufu Mountains, China [J]. *Biodivers Sci*, 27(11): 1251-1259. [姬红利, 詹选怀, 张丽, 等, 2019. 幕阜山脉石松类和蕨类植物多样性及生物地理学特征 [J]. *生物多样性*, 27(11): 1251-1259.]
- JIN HY, XIAO SY, YOU F, et al., 2019. Control efficacy of typical herbicide on *Solidago canadensis* with different stockble heights [J]. *Plan Prot*, 45(4): 271-281. [金红玉, 肖顺勇, 游芳, 等, 2019. 典型药剂对不同留茬高度加拿大一枝黄花的防效 [J]. *植物保护*, 45(4): 271-281.]
- LEVINE JM, D'ANTONIO CM, 1999. Elton revisited: A review of evidence linking diversity and invisibility [J]. *Oikos*, 87(1): 15-26.
- LI XW, 1996. Floristic statistics and analyses of seed plants from China [J]. *Acta Bot Yunnan*, 18(4): 363-384. [李锡文, 1996. 中国种子植物区系统计分析 [J]. *云南植物研究*, 18(4): 363-384.]
- LI YX, SHANG CQ, ZHU XZ, 2019. Progress on the research on the invasive west Indian Lantana (*Lantana camara*, Verbenaceae) [J]. *J Biosaf*, 28(2): 103-110. [李玉霞, 尚春琼, 朱珣之, 2019. 入侵植物马缨丹研究进展 [J]. *生物安全学报*, 28(2): 103-110.]
- LIANG ZH, JI YH, LI DL, et al., 2014. Analysis of seed plant flora of Xuzhou city in Jiangsu [J]. *J Nanjing For Univ (Nat Sci Ed)*, 38(3): 65-70. [梁珍海, 季永华, 李冬林等, 2014. 江苏徐州种子植物区系分析 [J]. *南京林业大学学报(自然科学版)*, 38(3): 65-70.]
- LIN R, CHEN YL. 1985. *Flora Reipublicae Popularis Sinicae: Vol. 74* [M]. Beijing: Science Press: 1-76. [林榕, 陈艺林, 1985. *中国植物志: 第 74 卷* [M]. 北京: 科学出版社: 1-76.]
- LIU QX, XU ZL, WANG Q, 2015. Natural environment and plant distribution in Jiangsu Province [M]//LIU QX. *Flora of Jiangsu: Vol. 1*. Nanjing: Phoenix Science Press: 5-10. [刘启新, 徐增莱, 汪庆, 2015. 江苏自然环境与植物分布 [M]//刘启新. *江苏植物志: 第 1 卷*. 南京: 江苏凤凰科学技术出版社: 5-10.]
- LIU QX, 2015. *Flora of Jiangsu: Vol. 4* [M]. Nanjing: Phoenix Science Press: 396-397. [刘启新, 2015. *江苏植物志: 第 4 卷* [M]. 南京: 江苏凤凰科学技术出版社: 396-397.]
- LYSENKOV S, USTINOVA E, 2020. Comparative study of the insect community visiting flowers of invasive goldenrods (*Solidago canadensis* and *S. gigantea*) [J]. *Arthropod-Plant Interact*, 14(6): 825-837.
- MAGURRAN AE, 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement* [M]. New Jersey: Princeton University Press: 1-114.
- MA HY, WANG HW, ZHANG QF, et al., 2019. Effects of plantation community on the invasion of *Solidago canadensis* at Chongming island, Shanghai [J]. *J Ecol Rural Environ*, 35(6): 756-763. [马宏燊, 王宏伟, 张庆费, 等, 2019. 上海崇明岛人工林群落对加拿大一枝黄花入侵的影响 [J]. *生态与农村环境学报*, 35(6): 756-763.]
- MEI LX, CHEN X, TANG JJ, 2005. Allelopathic effects of invasive weed *Solidago canadensis* on native plants [J]. *Chin J Appl Ecol*, 16(12): 2379-2382. [梅玲笑, 陈欣, 唐建军, 2005. 外来杂草加拿大一枝黄花对入侵地植物的化感效应 [J]. *应用生态学报*, 16(12): 2379-2382.]
- Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's

- Republic of China, 2022. Bulletin of the Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China [R]. Beijing: Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China; 53-55. [中华人民共和国农业农村部, 2022. 中华人民共和国农业农村部公报 [R]. 北京: 中华人民共和国农业农村部; 53-55.]
- PAN HL, LI HC, YU ZX, et al., 2021. Plant composition and diversity of invasive communities of *Lantana camara* in Panzhihua City [J]. *Ecol Environ Sci*, 30(6): 1177-1182. [潘红丽, 李慧超, 余志祥, 等, 2021. 攀枝花市入侵植物马缨丹群落的物种组成与多样性研究 [J]. *生态环境学报*, 30(6): 1177-1182.]
- PANETTA FD, GOODEN B, 2017. Managing for biodiversity: impact and action thresholds for invasive plants in natural ecosystems [J]. *Neo Biota*, 34: 53-66.
- QI SY, GONG ZF, YANG YH, et al., 2022. Effects of *Solidago canadensis* invasion on aboveground vegetation and soil seed banks [J]. *J Anhui Agric Univ*, 49(3): 476-482. [綦顺英, 宫志锋, 杨宇航, 等, 2022. 加拿大一枝黄花入侵对地上植被及土壤种子库的影响 [J]. *安徽农业大学学报*, 49(3): 476-482.]
- QI XD, YANG L, DENG HP, et al., 2016. Studies on flora alien invasive plants and disastrous mechanism in Beibei, Chongqing [J]. *J SW Chin Norm Univ (Nat Sci Ed)*, 41(1): 51-56. [齐雪丹, 杨柳, 邓洪平, 等, 2016. 重庆市北碚区入侵植物区系特征与成灾机制研究 [J]. *西南师范大学学报(自然科学版)*, 41(1): 51-56.]
- QIAN YQ, MA KP, 1994. Theory and methods of biodiversity research [M]. Beijing: Chinese Science and Technology Press: 141-165. [钱迎倩, 马克平, 1994. 生物多样性研究的原理与方法 [M]. 北京: 中国科学技术出版社: 141-165.]
- SCHITTKO C, WURST S, 2014. Above-and below-ground effects of plant-soil feedback from exotic *Solidago canadensis* on native *Tanacetum vulgare* [J]. *Biol Invasions*, 16: 1465-1479.
- SHEN JJ, 2013. Study on diversity of vascular plants, forest communities and plant resources in the hilly mountainous area of Changzhou [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University: 1-91. [沈静静, 2013. 常州丘陵山区维管植物多样性、主要森林群落及其资源研究 [D]. 南京: 南京农业大学: 1-91.]
- SIMPSON EH, 1949. Measurement of diversity [J]. *Nature*, 163: 688.
- SUN XX, DONG LN, 2022. Investigation and analysis of wild herbal flowers resources in Nanjing [J]. *Chin Wild Plant Resour*, 41(5): 86-94. [孙欣欣, 董丽娜, 2022. 南京市野生草本花卉资源调查与分析 [J]. *中国野生植物资源*, 41(5): 86-94.]
- TANG MZ, REN MX, ZHENG JM, et al., 2012. Seasonal dynamics of plant diversity in woodland invaded by *Solidago canadensis* (Asteraceae) in Lushan Nature Reserve [J]. *Plant Sci J*, 30(4): 366-373. [汤敏喆, 任明迅, 郑景明, 等, 2012. 加拿大一枝黄花对庐山自然保护区林地植物多样性及其季节动态的影响 [J]. *植物科学学报*, 30(4): 366-373.]
- WALCK JL, BASKIN JM, BASKIN CC, 1998. A comparative study of the seed germination biology of a narrow endemic and two geographically-widespread species of *Solidago* (Asteraceae) [J]. *Seed Sci Res*, 8: 65-74.
- WAN LY, 2019. Competitive strategy of invasive plant *Solidago canadensis* L. for phosphorus [D]. Zhenjiang: Jiangsu University: 1-107. [万凌云, 2019. 入侵植物加拿大一枝黄花(*Solidago canadensis* L.)的磷资源竞争策略 [D]. 镇江: 江苏大学: 1-107.]
- WANDJOU JGN, QUASSINTI L, GUDŽINSKAS Z, et al., 2020. Chemical composition and antiproliferative effect of essential oils of four *Solidago* species (*S. canadensis*, *S. gigantea*, *S. virgaurea* and *S. × niedereideri*) [J]. *Chem Biodivers*, 17(11): 1-13.
- WANG CY, CHENG HY, WANG S, et al., 2021. Plant community and the influence of plant taxonomic diversity on community stability and invasibility: A case study based on *Solidago canadensis* L. [J]. *Sci Total Environ*, 768: 144518.
- WANG CY, WU BD, JIANG K, et al., 2019a. Canada goldenrod invasion affect taxonomic and functional diversity of plant communities in heterogeneous landscapes in urban ecosystems in East China [J]. *Urban For Urban Green*, 38: 145-156.
- WANG CY, WU BD, JIANG K, et al., 2019b. Canada goldenrod invasion cause significant shifts in the taxonomic diversity and community stability of plant communities in heterogeneous landscapes in urban ecosystems in East China [J]. *Ecol Eng*, 127: 504-509.
- WANG CY, JIANG K, LIU J, et al., 2018. Moderate and heavy *Solidago canadensis* L. invasion are associated with decreased taxonomic diversity but increased functional diversity of plant communities in East China [J]. *Ecol Eng*, 112: 55-64.
- WANG S, WEI M, WU BD, et al., 2019. Degree of invasion of Canada goldenrod (*Solidago canadensis* L.) plays an important role in the variation of plant taxonomic diversity and community stability in eastern China [J]. *Ecol Res*, 34: 782-789.
- WANG S, CHENG HY, WEI M, et al., 2020. Litter decomposition process dramatically declines the allelopathy of *Solidago canadensis* L. on the seed germination and seedling growth of *Lactuca sativa* L. [J]. *Int J Phytoremediat*, 22(12): 1295-1303.
- WU CD, JIANG F, LIN YQ, et al., 2017. Exploration and practice of socialized control of *Solidago canadensis* [J].

- Chin Plant Prot, 37(12): 90-91. [吴承东, 江丰, 林玉清, 等, 2017. 加拿大一枝黄花社会化防除探索实践 [J]. 中国植保导刊, 37(12): 90-91.]
- WU H, DU K, LI WT, et al., 2019. Influence of *Alternanthera philoxeroides* invasion on species diversity and stability in the herbaceous community in southern Henan Province [J]. Acta Pratac Sci, 36(2): 382-393. [吴昊, 杜奎, 李万通, 等, 2019. 空心莲子草入侵对豫南草本植物群落多样性及稳定性的影响 [J]. 草业科学 36(2): 382-393.]
- WU ZY, 1991. The areal-types of Chinese genera of seed plants [J]. Acta Bot Yunnan (Supp. IV): 1-139. [吴征镒, 1991. 中国种子植物属的分布区类型 [J]. 云南植物研究 (增刊 IV): 1-139.]
- XIN JP, SUN XX, TIAN RN, 2017. Floristic diversity and fundamental characteristics of seed plants on Mount Jiangjun, Nanjing [J]. J Zhejiang A & F Univ, 34(4): 629-636. [辛建攀, 孙欣欣, 田如男, 2017. 南京将军山种子植物区系多样性及基本特征 [J]. 浙江农林大学学报, 34(4): 629-636.]
- YAN XL, LIU QR, SHOU HY, et al., 2014. The categorization and analysis on the geographic distribution patterns of Chinese alien invasive plants [J]. Biodivers Sci, 22(5): 667-676. [闫小玲, 刘全儒, 寿海洋, 等, 2014. 中国外来入侵植物的等级划分与地理分布格局分析 [J]. 生物多样性, 22(5): 667-676.]
- YANG HJ, WANG Q, WAN ZX, et al., 2021. Structure and diversity of microbial communities in the rhizosphere and non-rhizosphere soil in areas with invasive *Solidago canadensis* L. [J]. J Biosaf, 30(4): 235-243. [杨海君, 王巧, 万自学, 等, 2021. 入侵地加拿大一枝黄花根际和非根际土壤微生物群落结构及多样性 [J]. 生物安全学报, 30(4): 235-243.]
- YIN GS, ZHANG SS, CHENG WL, et al., 2023. Analysis on the floristics and diversity of invasive alien plants in Yunnan Province [J]. J Biosaf, 32(1): 16-24. [殷根深, 张双双, 程文磊, 等, 2023. 云南省外来入侵植物的区系成分及多样性分析 [J]. 生物安全学报, 32(1): 16-24.]
- ZANDI P, BARABASZ-KRASNY B, STACHURSKA-SWAKOŃ A, et al., 2020. Allelopathic effect of invasive Canadian goldenrod (*Solidago canadensis* L.) on early growth of red clover (*Trifolium pratense* L.) [J]. Not Bot Horti Agrobot Cluj-Napoca, 48(4): 2060-2071.
- ZHANG Q, ZHU XY, ZHOU SC, et al., 2011. Occurrence status and control countermeasures of *Solidago canadensis* in Xiongzhou Street, Luhe District, Nanjing [J]. Sci Technol Rural Prosper, 278(2): 55-57. [张琴, 朱训永, 周升春, 等, 2011. 南京市六合区雄州街道加拿大一枝黄花发生现状及防控对策 [J]. 中国农村小康科技, 278(2): 55-57.]
- ZHANG WT, 2012. Study on the flora of vascular plants and main forest communities in Yixing [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University: 1-91. [张文婷, 2012. 宜兴地区维管植物区系及主要森林群落的研究 [D]. 南京: 南京农业大学: 1-91.]
- ZHANG YM, HANG YY, WANG QZ, 2018. Development status, problems and countermeasures of forest source medicinal plants in Jiangsu Province [J]. J Jiangsu For Sci Technol, 45(5): 52-56. [张艳梅, 杭悦宇, 王奇志, 等, 2018. 江苏林源药用植物发展现状、问题及对策 [J]. 江苏林业科技, 45(5): 52-56.]
- ZHANG Z, XU L, ZHU XM, 2010. Effect on species diversity of plant communities caused by invasion of *Alternanthera philoxeroides* in different habitats [J]. Acta Pratac Sin, 19(4): 10-15. [张震, 徐丽, 朱晓敏, 2010. 喜旱莲子草对不同生境植物群落多样性的影响 [J]. 草业学报, 19(4): 10-15.]
- ZHAO K, ZHANG BY, XU Y, et al., 2009. A preliminary analysis on the seed plants flora of Nanjing [J]. J Anqing Teach Coll (Nat Sci Ed), 15(2): 81-84. [赵凯, 张保卫, 许远, 等, 2009. 南京种子植物区系的初步分析 [J]. 安庆师范学院学报(自然科学版), 15(2): 81-84.]
- ZHOU B, YAN XH, XIAO YA, et al., 2015. Module biomass of *Ageratum conyzoides* populations in different habitats [J]. Acta Ecol Sin, 35(8): 2602-2608. [周兵, 闫小红, 肖宜安, 等, 2015. 不同生境下入侵植物胜红蓟种群构件生物量分配特性 [J]. 生态学报, 35(8): 2602-2608.]
- ZHOU XH, PENG PH, LI JJ, 2019. Simulated climate warming and nitrogen deposition influence leaf traits and leaf trait spectrum in *Solidago canadensis* from China and North America [J]. Acta Ecol Sin, 39(5): 1605-1615. [周晓慧, 彭培好, 李景吉, 2019. 模拟气候变暖和氮沉降对两种来源加拿大一枝黄花叶性状和性状谱的影响 [J]. 生态学报, 39(5): 1605-1615.]
- ZHOU ZM, 2014. Occurrence status and suggestions of *Solidago canadensis* in Jiangning District, Nanjing [J]. Mod Agric Sci Technol, 625(11): 139+143. [周治明, 2014. 南京市江宁区加拿大一枝黄花发生现状及建议 [J]. 现代农业科技, 625(11): 139+143.]
- ZHU X, LI W, SHAO H, et al., 2022. Selected aspects of invasive *Solidago canadensis* with an emphasis on its allelopathic abilities: a review [J]. Chem Biodivers, 19(10): 1-16.

(责任编辑 李 莉 王登惠)

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202305050

金冬梅, 杨灵, 许哲平, 等. 2023. 国家标本资源共享平台(NSII)支撑生物多样性科学研究的成效分析 [J]. 广西植物, 43(8): 1501–1515.

JIN DM, YANG L, XU ZP, et al., 2023. Effectiveness analysis of the National Specimen Information Infrastructure (NSII) in supporting scientific research on biodiversity [J]. *Guihaia*, 43(8): 1501–1515.



## 国家标本资源共享平台(NSII)支撑 生物多样性科学研究的成效分析

金冬梅<sup>1,2</sup>, 杨灵<sup>1,2</sup>, 许哲平<sup>3,4</sup>, 肖翠<sup>1,2,5</sup>, 罗茂芳<sup>1,2,6</sup>, 马克平<sup>1,2,7\*</sup>

(1. 中国科学院植物研究所, 植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093; 2. 国家植物园, 北京 100093; 3. 中国科学院文献情报中心, 北京 100190; 4. 学术期刊新型出版与知识服务重点实验室, 北京 100190; 5. 北京林业大学生态与自然保护学院, 北京 100083; 6. 中国科学院生物多样性委员会, 北京 100093; 7. 中国科学院大学, 北京 101408)

**摘要:** 随着生物多样性信息学的迅速发展, 越来越多开放的生物数据可供科研人员使用。以一个公开数据平台为例分析我国生物多样性领域的研究热点与发展趋势, 有助于生物多样性工作者和决策者及时了解我国生物研究的现状及动向, 为生物多样性建设提供决策支持。该文以“国家标本资源共享平台(NSII)”及相关词为检索对象, 对中国知网和谷歌学术上 2013—2023 年间的文献进行全文检索, 共检索出 1 070 篇 NSII 支撑的文献, 包括期刊论文(822 篇)、学位论文(233 篇)、科普文章(5 篇)、会议文章(6 篇)和报道(4 篇)。基于 NSII 支撑的 822 篇期刊论文, 通过文献计量学的手段和方法, 从发文情况、研究主题与热点、研究机构等方面探究 NSII 支撑的生物多样性研究现状、热点与态势。关键词共现网络图谱分析结果显示, 基于数据平台的生物多样性研究热点集中在物种分布分析和建模、气候变化、分类学、生物多样性研究、研究平台建设五个方面。当前我国生物多样性信息学领域发展较快, 未来仍需从数据源建设、资源整合、共享能力、业务能力和国际合作等方面努力提升, 持续推动生物多样性科学研究的发展。

**关键词:** 生物多样性信息学, 生物多样性研究, 国家标本资源共享平台(NSII), 数据, 文献计量学

**中图分类号:** Q94 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3142(2023)08-1501-15

## Effectiveness analysis of the National Specimen Information Infrastructure (NSII) in supporting scientific research on biodiversity

JIN Dongmei<sup>1,2</sup>, YANG Ling<sup>1,2</sup>, XU Zheping<sup>3,4</sup>, XIAO Cui<sup>1,2,5</sup>,  
LUO Maofang<sup>1,2,6</sup>, MA Keping<sup>1,2,7\*</sup>

收稿日期: 2023-07-21

基金项目: “一带一路”国际科学组织联盟联合研究合作专项(ANSO-PA-2020-10); 中国科学院战略性先导科技专项(XDA19050404); 国家植物标本资源中心项目(E0117G1001); 中国科学院文献情报能力建设专项“研发数据组织与分析挖掘的智能技术”(E1290002)。

第一作者: 金冬梅(1989-), 硕士, 研究方向为野生动植物保护与利用, (E-mail) jindongmei@ibcas.ac.cn。

\*通信作者: 马克平, 博士, 研究员, 研究方向为生物多样性与植物生态学, (E-mail) kpma@ibcas.ac.cn。

( 1. *State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China*; 2. *China National Botanical Garden, Beijing 100093, China*; 3. *National Science Library, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190, China*; 4. *Key Laboratory of New Publishing and Knowledge Services for Scholarly Journals, Beijing 100190, China*; 5. *School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China*; 6. *Biodiversity Committee, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China*; 7. *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 101408, China* )

**Abstract:** With the rapid development of biodiversity informatics, more and more open biological data can be used by researchers. Taking an open data platform as an example, analyzing the research hotspots and development trends in the field of biodiversity in China will help biodiversity researchers and policy-makers keep abreast of the current status and trends of biological research, and provide decision support for the construction of biodiversity in China. We searched the full text of the literature in CNKI and Google Scholar from 2013 to 2023 with the relevant search terms of “National Specimen Information Infrastructure (NSII)”, and retrieved a total of 1 070 supported by NSII literature, including journal articles (822), dissertations (233), popular science articles (5), conference articles (6) and reports (4). Through the means and methods of bibliometrics, the 822 journal articles supported by NSII are explored from the aspects of publication status, research topics and hot spots, research institutions, etc., to explore the current status, hot spots and trends of biodiversity research supported by NSII. According to the results obtained from the keyword co-occurrence network map, the research hotspots of biodiversity focus on the analysis and modeling of species distribution, climate change, taxonomy, biodiversity research, and research platform construction. Biodiversity informatics is developing rapidly in China, in the future, it is still necessary to improve data source construction, resource integration, sharing capability, professional competence and international cooperation, etc. to promote the development of biodiversity scientific research continuously.

**Key words:** biodiversity informatics, biodiversity research, National Specimen Information Infrastructure (NSII), data, bibliometrics

生物多样性数据是生物多样性研究的基础。在传统的科学研究中,数据产生于野外调查或实验室。随着计算机的发展,标本、野外笔记、手绘地图及其他形式记载生物多样性信息的凭证被数字化,分散在标本馆、博物馆、图书馆、书籍及研究报告中的数据被集中整合和不断挖掘 (Maldonado et al., 2015; Wang et al., 2017),生物多样性信息学由此产生 (许哲平等, 2014)。随着生物多样性信息学飞速发展,越来越多的数据平台不断涌现并逐渐成熟,产生了大量开放的科学数据。这些数据经过“清理-标准化-共享”后,能被更多科研人员使用 (Altman & Crosas, 2013; Hampton et al., 2013; 张东方等, 2017)。利用开放数据进行科学研究已经成为一种新的科研范式。

国家标本资源共享平台 (简称 NSII, <http://www.nsii.org.cn/>) 是我国第一批以数据为导向的国家科技基础条件平台之一。2003 年以项目的形式开始建设,2013 年正式开通线上网站共享数据。NSII 汇集了植物、动物、教学、自然保护区、岩矿化石和极地等不同来源的标本、名录、文献和图片信

息等数据,完成了我国生物标本从实体到数字化的转变,发展为亚洲最大的标本数据平台 (肖翠等, 2017, 2018)。截至 2023 年 4 月 1 日, NSII 网站已拥有超过 1 644 万条标本记录、682 万张标本图片、1 954 万张彩色照片、10 万份文献信息及 2 884 段视频。NSII 作为国内物种标本数据最多且完全公开的数据网站, NSII 及其数据的引用情况可以在很大程度上反映生物多样性领域的研究热点和用户对于生物多样性数据的关注方向。2019 年,为完善科技资源共享服务体系,推动科技资源向社会开放共享,科技部和财政部对原有国家科技基础条件平台进行优化调整,形成 20 个国家科学数据中心和 30 个国家生物种质与实验材料资源库,其中与生物多样性信息学相关的国家科技资源共享服务平台有 19 个。以 NSII 为例,科学分析生物数据平台的数据引用情况,可以更好地为新建数据中心提供更多实践经验。

文献是反映一个领域研究热点最直接的载体,利用科学计量方法对一个公开数据平台进行分析可以宏观把握并深入了解该数据平台的服务

现状、热点与发展态势(马雪梅等,2023)。本文从文献计量角度对 NSII 支撑的文献(本文将文中凡是提及 NSII 相关检索词的文献均视为 NSII 支撑的文献,不仅限于引用了 NSII 数据的文献)进行梳理和总结,从发文情况、研究地理尺度、研究对象类型、研究热点、研究机构、基金支持、研究团队等方面,全面分析 NSII 的数据引用现状、热点和趋势,以期为“十四五”期间我国生物多样性建设提供更多的理论指导和建议(齐萍和刘海涛,2021;杨林生等,2022;李权荃等,2023)。

## 1 数据与方法

### 1.1 数据来源

本研究以中国知网和谷歌学术为来源数据库,以 NSII 相关的中文和英文文献为研究对象。在充分调研生物领域科学研究和知识应用现状的基础上,确定文献检索词为“国家标本资源共享平台”“国家标本共享平台”“国家标本馆”“国家标本库”“国家标本平台”“国家标本资源平台”“nsii.org.cn”“NSII”“National Specimen Information Infrastructure”,被检索文献发表的时间范围为 2013—2023 年,文献类型包括期刊论文、学位论文、科普文章、会议文章和报道,检索日期截至 2023 年 4 月 1 日。经过去重、清洗和人工核查后,最终确定 1 070 篇文献作为最终的研究对象进入 NSII 支撑的文献数据库中。数据库的主要字段包括标题、年份、文献类型、期刊名称、第一作者、通讯作者、国籍、研究类型、研究地理尺度、研究对象类型、基金等(数据库见网址 <http://nsii.org.cn/2017/dataservice.php>)。

### 1.2 分析方法

本文利用 Microsoft Excel 2019 和 VOSviewer 1.6.19 软件开展文献计量和可视化分析。采用 Excel 对文献信息进行结构化存储、管理与统计,对发文期刊、基金资助来源、研究团队、研究机构、关键词等直接进行提取和分析;对文献中提及的研究地理尺度进行人工识别和标注,用于分析研究对象所涉及的地理尺度;对文献的研究对象进行人工识别与标注,用于分析研究人员关注的类群;对文献中提及的其他数据库也进行了人工识别与标注,用于分析生物数据库的粘连性。关键词能直观反映文献的研究对象或研究主题,分析

关键词聚类情况可以反映出研究热点。利用 VOSviewer 软件制作的关键词共现网络图谱能将关键词聚类情况进行直观展示,从而揭示研究热点(van Eck & Waltman, 2010)。图谱中的结点大小代表关键词出现的频率,结点越大代表关键词出现的次数越多,结点间的连线代表关键词之间的关系(马雪梅等,2023)。

## 2 结果分析

### 2.1 发文基本情况

2013—2023 年,NSII 支撑了 822 篇期刊论文、233 篇学位论文、5 篇科普文章、6 篇会议文章和 4 篇报道的发表。由于期刊论文更能代表学科领域内的研究水平,因此本文统计了 NSII 支撑的论文在不同期刊上的发文量。表 1 结果显示,《生物多样性》、*Frontiers in Plant Science*、《广西植物》和《科研信息化技术与应用》4 种期刊发文量最多,发文量排名前 20 的期刊见表 1。

表 1 发文量排名前 20 的期刊  
Table 1 Top 20 journals with published articles

期刊 Journal	发文量 No. of articles	期刊 Journal	发文量 No. of articles
《生物多样性》 <i>Biodiversity Science</i>	43	<i>Mitochondrial DNA Part B</i>	13
《广西植物》 <i>Guihaia</i>	19	<i>Science of the Total Environment</i>	12
《科研信息化技术与应用》 <i>e-Science Technology &amp; Application</i>	19	<i>Scientific Reports</i>	12
<i>Frontiers in Plant Science</i>	19	<i>Plant Diversity</i>	12
《生态学报》 <i>Acta Ecologica Sinica</i>	16	<i>Phytotaxa</i>	11
<i>Ecology and Evolution</i>	16	《生态学杂志》 <i>Chinese Journal of Ecology</i>	10
<i>Forests</i>	16	《植物资源与环境学报》 <i>Journal of Plant Resources and Environment</i>	10
<i>PhytoKeys</i>	16	《中国野生植物资源》 <i>Chinese Wild Plant Resources</i>	9
<i>Ecological Indicators</i>	14	《植物科学学报》 <i>Plant Science Journal</i>	9
<i>Global Ecology and Conservation</i>	14	<i>Biological Conservation</i>	9

NSII 支撑发表的 822 篇期刊论文中有 767 篇提及资助的基金项目。为统计分析基金项目资助情况,将这些基金项目归为六大类,即部委及科研院所项目、省市级项目、高校项目、国际合作项目、企业项目及其他类型。经统计发现,部委及科研院所项目资助产出的论文数量最多,为 628 篇;其次是省市级项目资助,为 355 篇;高校项目、国际合作项目资助产出的论文数量较少,分别为 83 篇和 22 篇;不属于以上五类的基金项目划分到其他类型,共资助产出论文 59 篇。

## 2.2 研究地理尺度

通过人工标识,对 822 篇期刊论文按研究地理尺度进行了统计分析。结果显示,支持全球尺度、国家尺度、区域尺度和其他尺度研究的发文量分别为 80 篇、267 篇、327 篇及 148 篇。本文所指的全球尺度是指研究区域涉及两个或两个以上国家;国家尺度是指把某一个国家作为研究区域;区域尺度是指研究区域的地理尺度在县级或县级以上,但在国家尺度以下;其他尺度是指未提及或未明确提及研究区域。

## 2.3 研究对象类型

通过人工标识,将 822 篇期刊论文按研究对象做了统计分析。结果显示,NSII 分别支持了植物研究(670 篇)、动物研究(45 篇)、生物研究(42 篇)、微生物研究(9 篇)和其他类型(如陨石、博物馆、植被等)的研究(56 篇),其中支持植物研究的发文量占期刊论文总量的 81.51%。对于同一篇论文,如果研究对象包括植物、动物、微生物中的两类或三类,本文将其研究对象归为生物;而如果研究对象仅涉及植物、动物、微生物中的某一类,则不把研究对象归为生物。

## 2.4 研究热点及其演变

为了精细化探究 NSII 支撑的研究热点方向,本文分别对 402 篇中文期刊论文和 420 篇英文期刊论文(本文中所指的中、英文期刊论文分别为采用中文语言或英文语言在学术期刊上发表的论文)的关键词进行分析。从关键词共现网络图谱(图 1,图 2)可以发现,2013—2023 年 NSII 支撑的期刊论文在生物多样性领域的热点研究主题可概括为五个方面,分别是物种分布分析和建模、气候变化、分类学、生物多样性研究、研究平台建设。

对中、英文期刊论文的关键词出现频次分别进行量化分析发现,关键词包括 MaxEnt 模型

(MaxEnt model)和气候变化(climate change)的论文数量最多。MaxEnt 模型属于物种分布分析和建模主题,该主题对应的关键词还包括潜在分布区(potential distribution)、分布格局、species distribution、地理分布(geographical distribution)、ArcGIS 等;其次是气候变化主题,关键词包括气候变化(climate change)、气候因子、生境、适生区、environmental factors 等;分类学主题的关键词包括新记录、植物分类、馆藏标本、系统发育等;生物多样性研究主题的关键词包括物种多样性(species diversity)、生物多样性、生物多样性保护(biodiversity conservation)、endangered species 等;研究平台建设主题的关键词包括数字化、数据库、公众科学等。2013—2023 年 NSII 支撑的中、英文期刊论文频次排名前 30 的关键词见表 2 和表 3。

从年度关键词演变(表 4,表 5)来看,近 5 年频次排名前 5 的中文期刊论文关键词依次是 MaxEnt 模型、气候变化、潜在分布区、分布格局、地理分布。从时间演化情况来看,MaxEnt 模型、气候变化在 2018—2021 年的中文发文量一直呈现上升趋势,在 2022 年数量略有下降。近 5 年频次排名前 5 的英文期刊论文关键词依次是 climate change、MaxEnt model、phylogeny、China、biodiversity conservation。从时间演化情况来看,MaxEnt model 和 climate change 在 2018—2022 年的英文发文量一直呈现上升趋势。综合来看,MaxEnt 模型、气候变化既是中、英文热点词,也是年度热点词,均为 NSII 支撑的研究热点。

## 2.5 研究团队情况

本文对 NSII 支撑的期刊论文的研究团队和国籍进行了统计分析。以通讯作者和第一作者共同作为研究团队的代表,分别统计分析中、英文期刊论文的研究团队情况(图 3,图 4),并对发表论文量最多的前 20 名通讯作者中所涉及的英文姓名进行翻译,以合并相同作者。表 6 结果显示,四川大学的何兴金(He Xingjin)团队、北京大学的王志恒(Wang Zhiheng)团队、中国科学院植物研究所的马克平(Ma Keping)团队、中国医学科学院北京协和医学院药用植物研究所的黄林芳(Huang Linfang)团队和中国科学院成都生物研究所的潘开文(Pan Kaiwen)团队使用 NSII 数据发表论文数量最多,发文量排名前 20 的研究团队见表 6。

研究团队的国籍根据研究人员所属研究机构





**表 2 2013—2023 年 NSII 支撑的中文期刊  
论文频次排名前 30 的关键词**

Table 2 Top 30 keywords of Chinese journal articles supported by NSII from 2013 to 2023

关键词 Keyword	词频 Word frequency	关键词 Keyword	词频 Word frequency
MaxEnt 模型	116	维管植物	7
气候变化	63	地理信息系统	7
潜在分布区	60	植物学	6
分布格局	34	特有种	6
地理分布	26	模式标本	6
新记录	23	名录	6
物种多样性	19	保护	6
中国	13	ArcGIS	6
生物多样性	13	生态适宜性	5
数字化	12	湖北	5
生物多样性保护	10	江西省	5
气候因子	10	大数据	5
种子植物	10	木本植物	5
环境因子	8	药用植物	5
标本	8	植物区系	5

**表 3 2013—2023 年 NSII 支撑的英文期刊  
论文频次排名前 30 的关键词**

Table 3 Top 30 keywords of English journal articles supported by NSII from 2013 to 2023

关键词 Keyword	词频 Word frequency	关键词 Keyword	词频 Word frequency
climate change	115	environmental factors	8
MaxEnt model	105	distribution	8
phylogeny	41	potential distribution	8
China	32	species diversity	7
biodiversity conservation	28	evolutionary history	7
taxonomy	20	environmental variables	7
genome	19	endemism	6
morphology	13	complete chloroplast	6
habitat suitability	11	analysis	6
species distribution	11	Hengduan mountains	6
suitable habitat	10	genetic structure	5
new species	9	geographical distribution	5
phylogeography	9	range size	5
species richness	9	endangered species	5
potential range	8	plant diversity	5

度上均发挥了作用。NSII 的数据之所以能够支撑不同地理尺度的生物多样性研究,这与 NSII 的数据特点有关。NSII 是目前国内最大的生物标本数据平台,收录了不同类型的生物标本数据。NSII 生物标本上的分布数据记录具有比较详细的地理位置甚至是经纬度坐标,且大多被分类学家鉴定,所以数据具有较高的质量。这些重要的物种信息和相应的分布数据是支撑科研人员进行不同地理尺度生物多样性研究的基础。

在研究对象方面,NSII 数据支撑了植物(郭飞龙等, 2020; Liu et al., 2023)、动物(蒋丽华等, 2019; Huang et al., 2021)和微生物(Wei et al., 2021; Sun et al., 2021)等不同类群的研究,研究水平包括遗传(童芬等, 2016; 王天翼等, 2021)、物种(王芳等, 2019; 牟村等, 2019)和生态系统水平(余潇等, 2019; 刘兴良等, 2022)。NSII 支撑的植物研究相较于动物和微生物更多,研究植物的团队和人员更多,这不仅与 NSII 的植物数据的数量和质量有较大关系,也由于 NSII 的牵头单位为中国科学院植物研究所,因此在植物相关领域做的推广更多。

### 3.3 NSII 支撑的研究热点

本文以 NSII 支撑的 822 篇期刊论文为数据源,采用 VOSviewer 软件分析论文的研究热点与发展趋势。分析结果显示,MaxEnt 模型和气候变化是当前生物多样性研究的两个热点。MaxEnt 模型是物种分布模型的一种,广泛应用于物种资源管理与可持续利用(Liu et al., 2018)、物种保护决策(缪绅裕等, 2020; 叶锦等, 2022)、入侵物种防控(杜志喧等, 2021; 陈剑等, 2021; 徐文力等, 2022)、气候变化对物种分布的影响(周润等, 2021; 牛若恺等, 2021; 陈冰瑞等, 2022)等方面的研究中。

气候变化是当前人类面临的最严峻的环境问题,联合国政府间气候变化专门委员会 IPCC 第五次评估报告指出,相比于 1850—1900 年,21 世纪末全球气温增幅可能超过 1.5 °C,在 RCP6.0 和 RCP8.5 情景下,温度升高可能超过 2 °C (Stocker et al., 2014)。气候变化对植物的生长发育、地理分布及种群数量大小等都会产生极大的影响(Pounds et al., 2006)。越来越多的研究表明,气候变暖可能会导致植物适生区范围减小,使得植

表 4 NSII 支撑的中文期刊论文近 5 年年度高频关键词

Table 4 Annual high-frequency keywords of Chinese journal articles supported by NSII in the past five years

2018		2019		2020		2021		2022	
关键词 Keyword	词频 Word frequency								
MaxEnt 模型	9	MaxEnt 模型	16	MaxEnt 模型	22	MaxEnt 模型	32	MaxEnt 模型	29
潜在分布区	6	气候变化	11	气候变化	10	气候变化	19	潜在分布区	18
地理分布	3	分布格局	8	潜在分布区	9	潜在分布区	15	气候变化	14
分布格局	3	潜在分布区	8	新记录	6	分布格局	8	地理分布	8
新记录	3	数字化	3	分布格局	4	新记录	6	物种多样性	8
气候变化	2	保护建议	3	地理分布	4	物种多样性	6	生物多样性	6
气候因子	2	生物多样性保护	3	环境因子	3	中国	3	分布格局	5
物种累积曲线	2	适宜生境	3	种子植物	3	标本馆	3	中国	5
NSII	2	物种多样性	3	物种名录	2	生态适宜性	3	维管植物	5
种子植物	2	模式标本	2	中国	2	馆藏标本	3	兰科	4

表 5 NSII 支撑的英文期刊论文近 5 年年度高频关键词

Table 5 Annual high-frequency keywords of English journal articles supported by NSII in the past five years

2018		2019		2020		2021		2022	
关键词 Keyword	词频 Word frequency	关键词 Keyword	词频 Word frequency	关键词 Keyword	词频 Word frequency	关键词 Keyword	词频 Word frequency	关键词 Keyword	词频 Word frequency
MaxEnt model	6	genome	6	climate change	20	climate change	27	MaxEnt model	47
climate change	6	phylogeny	6	MaxEnt model	14	MaxEnt model	20	climate change	45
China	4	MaxEnt model	5	China	10	phylogeny	15	biodiversity conservation	11
phylogeny	4	climate change	5	taxonomy	4	biodiversity conservation	7	phylogeny	6
species richness	3	China	4	species distribution	4	taxonomy	7	suitable habitat	5
phylogeography	3	complete chloroplast	3	phylogeny	3	China	6	China	5
plant diversity	2	analysis	3	biodiversity conservation	3	habitat suitability	6	phylogeography	4
distribution	2	taxonomy	3	endangered species	3	genome	5	environmental factors	4
endemism	2	biodiversity conservation	3	genome	2	environmental variables	4	geographical distribution	4
evolution	2	morphology	2	DiSSCo	2	range shifts	3	distribution	4

物向高海拔、高纬度地区迁移。然而,气候变化对不同植物的影响不同,因此研究植物对气候变化的响应对保护生物多样性具有重要意义。随着对气候变化的深入研究和地理信息科学的发展,物种分布模型成为研究气候变化对物种地理分布影响的重要手段(赵儒楠等,2019)。

综上所述,在 NSII 支撑的论文的研究热点中,MaxEnt 模型和气候变化作为数据应用的重点方向。物种分布数据是 MaxEnt 模型的应用和气候变化引起物种分布变化等研究的基础数据。基于标本的物种分布数据的建设主要得益于生物多样性信息学的发展。生物多样性信息学是一个新兴

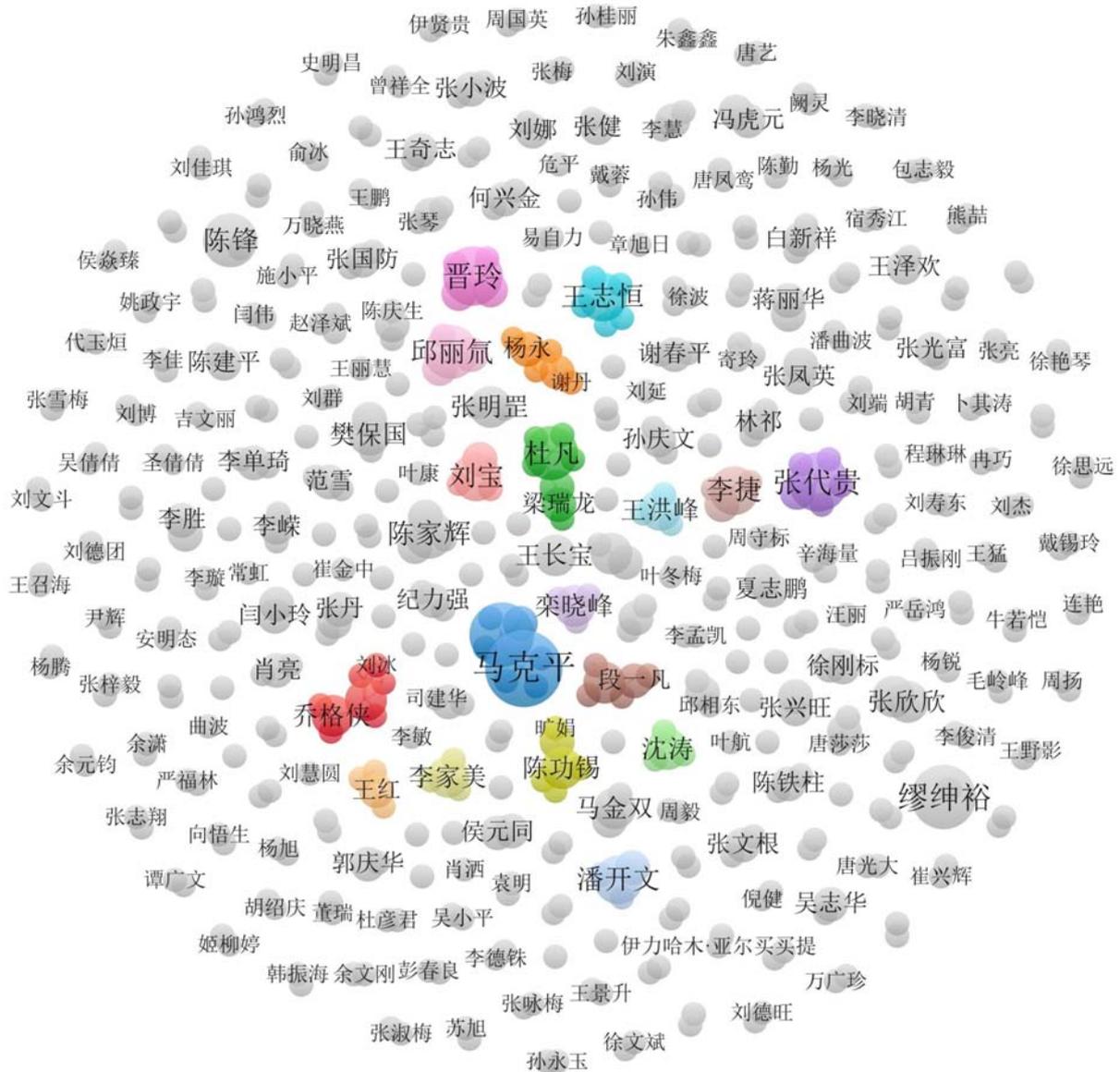


图 3 2013—2023 年使用 NSII 数据发表中文期刊论文的研究团队

Fig. 3 Research teams that cited NSII data to publish Chinese journal articles from 2013 to 2023

的学科,它通过收集、整理、整合、分析、预测和传播与生物多样性有关的数据,为生物多样性保护和可持续利用的决策提供信息 (Hardisty & Roberts, 2013)。数据是生物多样性信息学发展的基础,其中的物种名称和分布地信息最为重要。中国物种数据以生物多样性编目、标本数据、彩色照片、文献志书及基于各类重大项目所产生的数据为核心。对 NSII 支撑的论文进行分析,也是对生物分布数据支撑的研究热点的分析和预测。

### 3.4 NSII 数据在国际上的影响

从中、英文期刊论文的数量及研究团队的统计可以看出,NSII 具有较高的国际影响力。很多国内研究团队也更愿意用 NSII 的数据发表英文论文,比如 He Xingjin (何兴金) 和 Wang Zhiheng (王志恒) 团队。同时善于用 NSII 数据发表英文论文的研究团队很少尝试用 NSII 数据发表中文论文。国内学者发表英文论文提高了 NSII 在国际上的影响力。

2013—2019 年,是 NSII 标本数据快速增长的

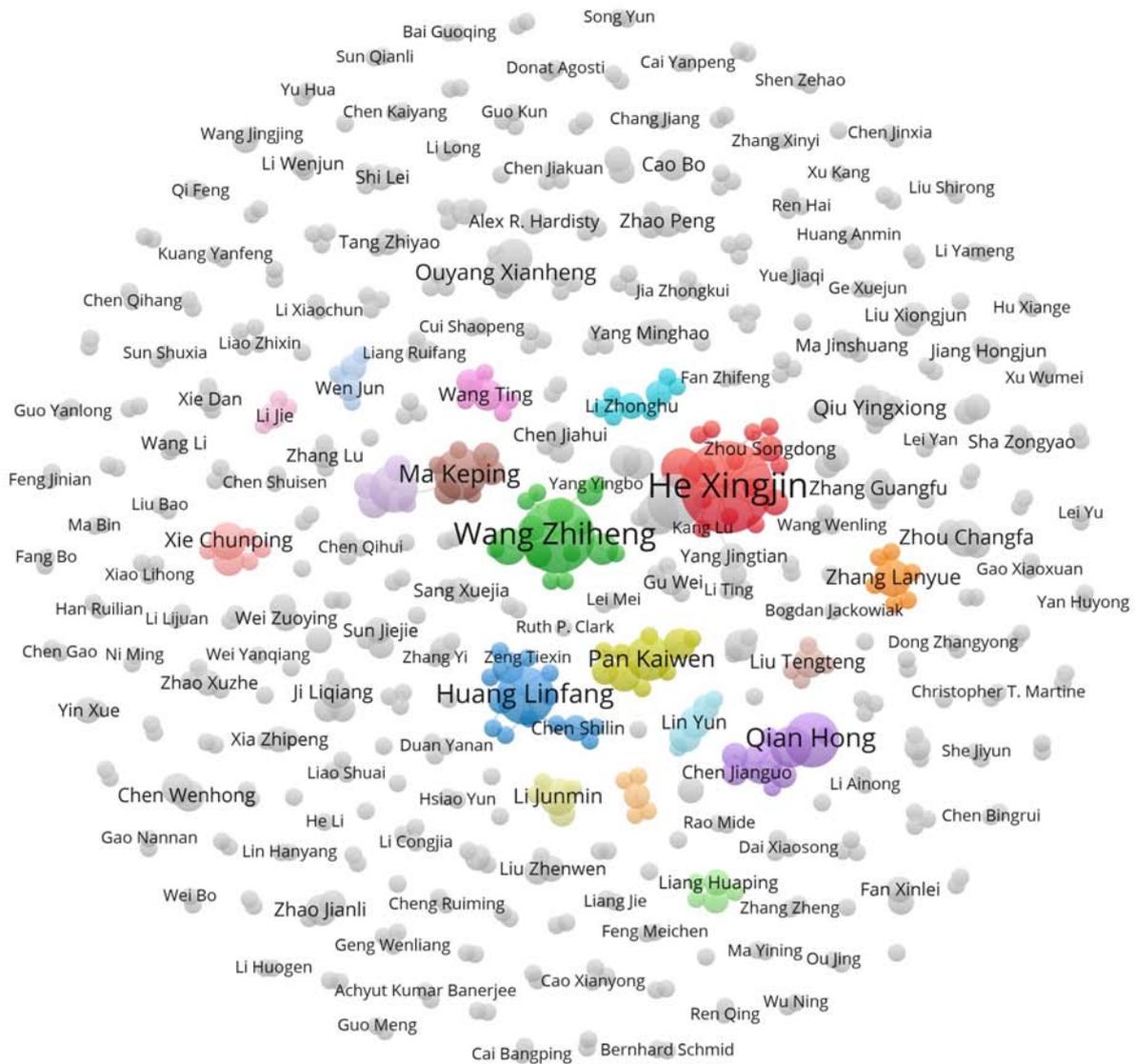


图 4 2013—2023 年使用 NSII 数据发表英文期刊论文的研究团队

Fig. 4 Research teams that cited NSII data to publish English journal articles from 2013 to 2023

阶段,每年增长数据保持在 60 万条~100 万条(图 5)。高质量的数据(Qian et al., 2018),开放的共享理念,不断增长的数据资源,是 NSII 数据得到较为广泛应用的基础。

数据的增长和持续的宣传增加了 NSII 的影响力,越来越多的国内和国外研究机构和团队使用 NSII 数据支撑研究。2013—2023 年间,NSII 数据支撑的期刊论文数量呈逐年增长趋势(图 6)。NSII 数据与国外同类数据库的联系也更加密切。在引用 NSII 数据的论文中,有三分之一以上的论文同时引用了 GBIF 的数据,其中一些论文主要以

GBIF 的数据为研究对象(Qian et al., 2022; de Araujo et al., 2022)。

随着数据的不断开放,NSII 的标本数据与 GBIF 的数据也在不断融合。截至 2023 年 5 月 4 日,NSII 已有 450 万份的标本数据实现与 GBIF 的互联互通。在过去 10 年中,引用 GBIF 数据的论文数量一直在稳步增长,目前平均每天将近四篇论文引用了 GBIF 的数据。随着 GBIF 的发展,NSII 的数据也将被全球更多科研人员了解并免费下载使用。

除 GBIF 外,在引用 NSII 数据的期刊论文中,

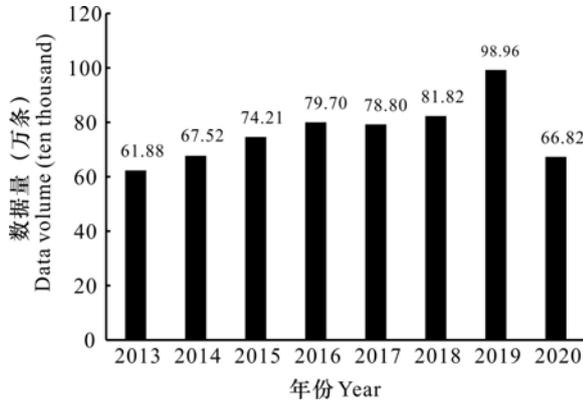


图 5 NSII 数字化标本数据的年度增量

Fig. 5 Annual increment of digitized specimen data of NSII

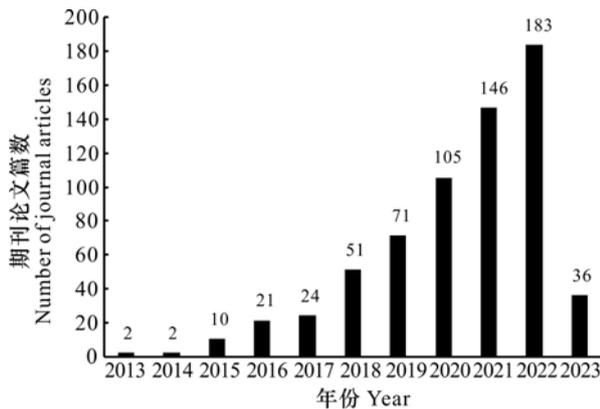


图 6 NSII 数据支撑的期刊论文年度增量

Fig. 6 Annual increment of journal articles supported by data of NSII

美国标本数字化平台 (Integrated Digitized Biocollections, iDigBio) 和澳大利亚生物多样性信息系统 (Atlas of Living Australia, ALA) 等国外数据平台的数据也被关联使用 (Raes et al., 2020; Fawcett et al., 2022)。从研究机构来看, NSII 数据正被越来越多的国外机构进行生物多样性研究, 尤其是进行中国生物多样性研究使用。NSII 数据的国际影响力得到进一步提升。

#### 4 展望

生物多样性数据和信息的可用性, 以及有效利用数据和信息的能力, 将成为未来科学研究的重要指标。发展“动员、管理、出版和使用生物多样性数据”的能力可以支持生物多样性战略, 这需

表 6 发表期刊论文数量排名前 20 的研究团队  
Table 6 Top 20 research groups regarding to the journal articles

研究团队负责人 Research group leader	中文篇数 No. of Chinese journal articles	英文篇数 No. of English journal articles	合计 Total
何兴金 He Xingjin	2	25	27
王志恒 Wang Zhiheng	4	16	20
马克平 Ma Keping	10	8	18
黄林芳 Huang Linfang	1	10	11
潘开文 Pan Kaiwen	4	6	10
钱宏 Qian Hong	0	9	9
杜彦君 Du Yanjun	1	7	8
缪绅裕 Miao Shenyu	7	0	7
孙航 Sun Hang	2	5	7
陈家辉 Chen Jiahui	4	2	6
晋玲 Jin Ling	6	0	6
李捷 Li Jie	4	2	6
张代贵 Zhang Daigui	6	0	6
邓涛 Deng Tao	0	5	5
杜凡 Du Fan	5	0	5
纪力强 Ji Liqiang	2	3	5
刘宝 Liu Bao	4	1	5
马金双 Ma Jinshuang	3	2	5
邱丽珮 Qiu Lichuan	5	0	5
张光富 Zhang Guangfu	2	3	5

表 7 发表期刊论文数量排名前 20 的国家

Table 7 Top 20 countries regarding to the journal articles

国家 Country	论文篇数 No. of journal articles	国家 Country	论文篇数 No. of journal articles
中国 China	809	奥地利 Austria	7
美国 United States	67	芬兰 Finland	6
英国 United Kingdom	14	日本 Japan	6
德国 Germany	14	巴基斯坦 Pakistan	5
丹麦 Denmark	12	泰国 Thailand	5
加拿大 Canada	12	荷兰 Netherlands	5
澳大利亚 Australia	11	巴西 Brazil	4
瑞士 Switzerland	10	俄罗斯 Russia	4
法国 France	9	挪威 Norway	4
埃及 Egypt	7	西班牙 Spain	4

表 8 发文量排名前 10 的研究机构  
Table 8 Top 10 institutions of journal articles

研究机构 Research institution	中文篇数 No. of Chinese journal articles	英文篇数 No. of English journal articles	总数 Total
中国科学院大学 University of Chinese Academy of Sciences	39	58	97
中国科学院植物研究所 Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences	41	41	82
中国科学院昆明植物研究所 Kunming Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences	18	33	51
北京大学 Peking University	9	35	44
四川大学 Sichuan University	6	37	43
南京林业大学 Nanjing Forestry University	13	21	34
北京林业大学 Beijing Forestry University	16	16	32
西南林业大学 Southwest Forestry University	19	6	25
云南大学 Yunnan University	7	18	25
中国科学院成都生物研究所 Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences	10	13	23

注：由于一篇论文可能涉及多个研究机构，即一篇论文可能被不同的研究机构分别统计，故 338 篇不为表 8 中的 10 个研究机构发文篇数之和。

Note: Due to the possibility that an article may involve multiple research institutions, i.e., an article may be separately counted by different research institutions, therefore, 338 articles are not equal to the sum of the number of articles published by the 10 research institutions in Table 8.

要可靠和准确的数据 (Parker-Allie et al., 2021)。生物多样性战略植根于众多的国际公约中，包括《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity, CBD)、《濒危野生动植物种国际贸易公约》(Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, CITES)、《联合国防治荒漠化公约》(United Nations Convention to Combat Desertification, UNCCD)、《联合国气候变化框架公约》(United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC)、生物多样性和生态系统服务政府间科学政策平台 (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES) 和可持续发展目标 (Sustainable Development Goals, SDG) 等。

通过对 NSII 数据支撑的论文进行分析可见，中国已经建成了服务于生物多样性研究的比较规范的数据平台，并在国内外有一定的影响力。在

未来的数据平台建设中，仍然需要从多个维度，共同发力，打好数据基础。一要加强国家顶层设计，重视生物多样性大数据资源的整合，形成功能更加强大的综合信息平台。特别需要加强多源数据的整合和共享力度，达成数据共享协调机制和模式，在数据联合编目和应用程序编程接口 (Application Programming Interface, API) 交互的基础上，进一步打通不同部门、不同机构之间数据相互孤立的局面，加大数据的共享力度。当前整个亚洲数据的共享水平较欧美国家有很大差异，在国内探索互惠互利的多方合作机制 (包括学术机构、政府机构、出版机构、公民科学平台和社交媒体等)，促进数据利益相关方相互认同的“软环境”建设。二要持续开展原始数据的数字化建设和共享工作，建立好大数据平台与数据源的联系，只有源源不断的数据源才能使数据保持更新。尽管中国已经数字化了 1 600 余万份动植物标本并进行了

在线共享,但相对中国标本馆藏量而言,数字化程度还需要大幅提高(肖翠等,2018)。另外,馆藏文献资源含有大量的调查、观测和分布数据有待整理和挖掘。三要加大对数据的开放力度和数据产品的设计和开发,参考 GBIF、生物多样性遗产图书馆(Biodiversity Heritage Library, BHL)和网络生命大百科(Encyclopedia of Life, EOL)等国际生物多样性数据平台的做法,参考和借鉴面向 R 语言和 Python 语言的分析接口设计等功能和产品,面向科学研究、政府决策、企业创新和大众科普教育等不同数据应用场景进行设计开发,多渠道推动数据的使用,并通过用户使用反馈,优化数据的流通渠道和服务方式。四要加强生物多样性信息学方面的能力建设和共建专业学术社区,包括通过技术培训和项目实施,培养从业人员在数据生命周期各个环节的相关能力,尤其是数据挖掘的能力建设。鼓励新技术和新方法在数据采集、管理和挖掘等全生命周期流程中的利用,如红外相机技术、音视频录制技术、遥感技术、环境 DNA 技术、人工智能技术和科研工作流技术等。五要加强区域和国际合作。在亚洲地区,通过中国科学院海外科教中心、国家“一带一路”合作网络和 COP15 大会新设立的“昆明生物多样性基金”等渠道,积极“走出去”,扩展中国在亚洲地区的合作规模和影响。在全球国际合作方面,通过 GBIF、世界自然保护联盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)、BHL、国际植物园保护联盟(Botanic Gardens Conservation International, BGCI)等国际平台,积极参与国际项目和事务,面向 SDG,贡献中国的生物多样性数据和案例。

## 参考文献:

- ALTMAN M, CROSAS M, 2013. The evolution of data citation: from principles to implementation [J]. IASSIST Quart, 37: 62-70.
- CAI XM, SU Y, WU BH, et al., 2023. Theoretical debates and innovative practices of the development of China's nature protected area under the background of ecological civilization construction [J]. J Nat Resour, 38(4): 839-861. [蔡晓梅, 苏杨, 吴必虎, 等, 2023. 生态文明建设背景下中国自然保护地发展的理论思考与创新实践 [J]. 自然资源学报, 38(4): 839-861.]
- CHEN BR, ZOU H, MENG XH, et al., 2022. Prediction of distribution pattern and change of suitable areas of *Bupleurum chinense* and *Bupleurum scorzoniferifolium* under climate change in China [J]. Acta Ecol Sin, 42(20): 8471-8482. [陈冰瑞, 邹慧, 孟祥红, 等, 2022. 气候变化对柴胡与狭叶柴胡适生分布的影响 [J]. 生态学报, 42(20): 8471-8482.]
- CHEN J, WANG SH, ZHU F, et al., 2021. Risk evaluation of *Tithonia diversifolia* dispersal in Yunnan Province, China [J]. Guihaia, 41(5): 789-798. [陈剑, 王四海, 朱枫, 等, 2021. 外来入侵植物肿柄菊在云南的扩散风险研究 [J]. 广西植物, 41(5): 789-798.]
- DE ARAUJO ML, QUARESMA AC, RAMOS FN, 2022. GBIF information is not enough: national database improves the inventory completeness of Amazonian epiphytes [J]. Biodivers Conserv, 31(11): 2797-2815.
- DU Z, REN Z, YU B, et al., 2023. Impacts of climate change on the global distribution of *Cyclocarya paliurus* [J]. Biologia, 78(1): 41-53.
- DU ZX, SU QT, ZHOU B, et al., 2021. Potential distribution of invasive species *Bidens frondosa* under different climate change scenarios in China [J]. Chin J Ecol, 40(8): 2575-2582. [杜志暄, 苏启陶, 周兵, 等, 2021. 不同气候变化情景下入侵植物大狼把草在中国的潜在分布 [J]. 生态学杂志, 40(8): 2575-2582.]
- FAWCETT S, AGOSTI D, COLE SR, et al., 2022. Digital accessible knowledge: Mobilizing legacy data and the future of taxonomic publishing [J]. Bull Soc Syst Biol, 1(1): 1-12.
- GUO FL, XU GB, MOU HL, et al., 2020. Simulation of potential spatiotemporal population dynamics of *Bretschneidera sinensis* Hemsl. based on MaxEnt model [J]. Plant Sci J, 38(2): 185-194. [郭飞龙, 徐刚标, 牟虹霖, 等, 2020. 伯乐树潜在地理分布时空格局模拟 [J]. 植物科学学报, 38(2): 185-194.]
- HAMPTON SE, STRASSER CA, TEWKSBURY JJ, et al., 2013. Big data and the future of ecology [J]. Front Ecol Environ, 11(3): 156-162.
- HARDISTY A, ROBERTS D, 2013. A decadal view of biodiversity informatics: challenges and priorities [J]. BMC Ecol, 13(1): 1-23.
- HUANG Z, HUANG A, DAWSON TP, et al., 2021. The effects of the spatial extent on modelling giant panda distributions using ecological niche models [J]. Sustainability, 13(21): 11707.
- JIANG LH, GAO JQ, WAN JZ, 2019. Potential habitat and priority protection area of cranes with climate change in the Great Xing'an Mountains, China [J]. Chin J Appl Ecol, 30(7): 2457-2469. [蒋丽华, 高俊琴, 万基中, 2019. 气候变化下大兴安岭地区鹤类潜在分布及优先保护区 [J]. 应用生态学报, 30(7): 2457-2469.]
- LI QQ, JIN XB, ZHANG XL, et al., 2023. Comparison and evaluation of the ecological network construction method based on principles of landscape ecology [J]. Acta Ecol Sin, 43(4): 1461-1473. [李权荃, 金晓斌, 张晓琳, 等, 2023. 基于景观生态学原理的生态网络构建方法比较与

- 评价 [J]. 生态学报, 43(4): 1461-1473.]
- LIU C, CHEN L, TANG W, et al., 2018. Predicting potential distribution and evaluating suitable soil condition of oil tea *Camellia* in China [J]. *Forests*, 9(8): 487.
- LIU J, WANG L, SUN C, et al., 2021. Global distribution of soapberries (*Sapindus* L.) habitats under current and future climate scenarios [J]. *Sci Rep*, 11(1): 19740.
- LIU XJ, SUN XG, 2023. *Liparis tianchiensis* (Orchidaceae), a new species from Gansu, China [J]. *PhytoKeys*, 219: 27-33.
- LIU XL, YANG WJ, LIU S, et al., 2022. Relationship between *Abies* plant community and giant panda distribution in giant panda habitat [J]. *J Sichuan For Sci Technol*, 43(2): 1-20. [刘兴良, 杨文静, 刘杉, 等, 2022. 大熊猫栖息地冷杉属植物群落与大熊猫分布的关系 [J]. 四川林业科技, 43(2): 1-20.]
- MA KP, 1993. On the concept of biodiversity [J]. *Biodivers Sci*, 1(1): 20-22. [马克平, 1993. 试论生物多样性的概念 [J]. 生物多样性, 1(1): 20-22.]
- MA XM, CHEN XJ, LIU YN, et al., 2023. Research hotspots and development trends in China's aerospace field—Based on bibliometric analysis from 2016-2020 [J]. *Sci Focus*, 18(1): 57-66. [马雪梅, 陈学娟, 刘雅楠, 等, 2023. 中国航天领域研究热点及发展趋势——基于 2016-2020 年文献计量分析 [J]. 科学观察, 18(1): 57-66.]
- MALDONADO C, MOLINA CI, ZIZKA A, et al., 2015. Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: to what extent can we trust public databases? [J]. *Global Ecol Biogeogr*, 24(8): 973-984.
- MIAO SY, HUANG HZ, LI YQ, et al., 2020. Resource survey and protection of the key national protected species *Firmiana danxiaensis* endemic to Guangdong, China [J]. *Subtrop Plant Sci*, 49(1): 71-75. [缪绅裕, 黄华章, 李远球, 等, 2020. 广东特有国家保护植物丹霞梧桐资源调查与保护研究 [J]. 亚热带植物科学, 49(1): 71-75.]
- MOU C, PENG CL, ZHANG F, 2019. Analysis of species diversity of Gesneriaceae plants in Hunan [J]. *Guangxi Sci*, 26(1): 141-145. [牟村, 彭春良, 张帆, 2019. 湖南省苦苣苔科植物物种多样性分析 [J]. 广西科学, 26(1): 141-145.]
- NIU RK, GAO RH, HOU YQ, et al., 2021. Prediction of the geographic distribution of *Ammopiptanthus mongolicus* under climate change [J]. *J NW For Univ*, 36(1): 102-107. [牛若恺, 高润红, 侯艳青, 等, 2021. 气候变化下沙冬青适宜分布区预测 [J]. 西北林学院学报, 36(1): 102-107.]
- PARKER-ALLIE F, PANDO F, TELENUS A, et al., 2021. Towards a post-graduate level curriculum for biodiversity informatics. Perspectives from the Global Biodiversity Information Facility (GBIF) community [J]. *Biodivers Data J*, 9: e68010.
- POUNDS JA, BUSTAMANTE MR, COLOMA LA, et al., 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming [J]. *Nature*, 439(7073): 161-167.
- QI P, LIU HT, 2021. The connotation of General Secretary Xi Jinping's important expositions on biodiversity conservation [J]. *J Shandong Univ Technol (Soc Sci Ed)*, 37(4): 21-27. [齐萍, 刘海涛, 2021. 习近平总书记生物多样性保护重要论述的内涵意蕴 [J]. 山东理工大学学报(社会科学版), 37(4): 21-27.]
- QIAN H, DENG T, BECK J, et al., 2018. Incomplete species lists derived from global and regional specimen-record databases affect macroecological analyses: A case study on the vascular plants of China [J]. *J Biogeogr*, 45(12): 2718-2729.
- QIAN H, ZHANG J, JIANG MC, 2022. Global patterns of fern species diversity: An evaluation of fern data in GBIF [J]. *Plant Divers*, 44(2): 135-140.
- RAES N, CASINO A, GOODSON H, et al., 2020. White paper on the alignment and interoperability between the Distributed System of Scientific Collections (DiSSCo) and EU infrastructures — The case of the European Environment Agency (EEA) [J]. *Res Ideas Outcomes Res Idea Outcomes*, 6: e62361.
- STOCKER TF, QIN D, PLATTNER GK, et al., 2013. Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [M]. London: Cambridge University Press.
- SUN X, PEI J, ZHAO L, et al., 2021. Fighting climate change: soil bacteria communities and topography play a role in plant colonization of desert areas [J]. *Environ Microbiol*, 23(11): 6876-6894.
- TONG F, XIE DF, ZENG XM, et al., 2016. Genetic diversity of *Paeonia decomposita* and *Paeoniadecomposita* subsp. *rotundiloba* detected by ISSR markers [J]. *Acta Bot Boreali-Occident Sin*, 36(10): 1968-1976. [童芬, 谢登峰, 曾心美, 等, 2016. 四川牡丹和圆裂四川牡丹遗传多样性的 ISSR 分析 [J]. 西北植物学报, 36(10): 1968-1976.]
- VAN ECK NJ, WALTMAN L, 2010. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping [J]. *Scientometrics*, 84(2): 523-538.
- WANG F, XIONG Z, YAN XD, et al., 2019. Geographical distribution pattern of species diversity of the genus *Salix* L. and its relationship with climate in China [J]. *Climatic Environ Res*, 24(2): 262-276. [王芳, 熊喆, 延晓冬, 等, 2019. 区域气候与中国柳属物种多样性格局的关系研究 [J]. 气候与环境研究, 24(2): 262-276.]
- WANG TY, XU Y, WANG LY, et al., 2021. Genetic differentiation and genetic diversity of *Hippophae rhamnoides* subsp. *sinensis* and *H. rhamnoides* subsp. *yunnanensis* [J]. *For Res*, 34(4): 13-21. [王天翼, 徐悦, 王罗云, 等, 2021. 中国沙棘和云南沙棘的遗传分化及遗传多样性 [J]. 林业科学研究, 34(4): 13-21.]
- WANG X, ZHANG F, ZHANG J, 2017. Biodiversity information resources. I. Species distribution, catalogue,

- phylogeny, and life history traits [J]. *Biodivers Sci*, 25(11): 1223-1238.
- WANG Y, ZHANG FC, NAN X, et al., 2022. Financial issues of the convention on biological diversity and its reference for China's CBD implementation [J]. *Biodivers Sci*, 30(11): 22401. [王也, 张凤春, 南希, 等, 2022. 《生物多样性公约》资金问题分析及对我国履约的启示 [J]. 生物多样性, 30(11): 22401.]
- WEI Y, ZHANG L, WANG J, et al., 2021. Chinese caterpillar fungus (*Ophiocordyceps sinensis*) in China: Current distribution, trading, and futures under climate change and over exploitation [J]. *Sci Total Environ*, 755: 142548.
- XIAO C, LI MY, YE F, et al., 2018. Exploration of the development direction of NSII based on 10 million specimen records [J]. *e-Sci Technol Appl*, 9(5): 7-26. [肖翠, 李明媛, 叶芳, 等, 2018. 基于千万标本记录的 NSII 发展方向的探索 [J]. 科研信息化技术与应用, 9(5): 7-26.]
- XIAO C, LUO HR, CHEN TM, et al., 2017. Analysis of the progress and status of digitalization of national specimen resource sharing platform [J]. *e-Sci Technol Appl*, 8(4): 6-12. [肖翠, 雒海瑞, 陈铁梅, 等, 2017. 国家标本资源共享平台数字化进展与现状分析 [J]. 科研信息化技术与应用, 8(4): 6-12.]
- XU WL, LI QK, YANG X, et al., 2022. Prediction of potential distribution of the invasive plant *Tagetes minuta* L. (Wild Marigold) in Tibet under climate change [J]. *Acta Ecol Sin*, 42(17): 7266-7277. [徐文力, 李庆康, 杨潇, 等, 2022. 气候变化情景下西藏入侵植物印加孔雀草的潜在分布预测 [J]. 生态学报, 42(17): 7266-7277.]
- XU XM, 2023. Central Asian countries' special nature reserve management system and the direction of China's cooperation with them [J]. *Siberian Stud*, 50(2): 104-117. [徐向梅, 2023. 中亚国家特殊自然保护区管理制度及中国与其合作方向 [J]. 西伯利亚研究, 50(2): 104-117.]
- XU ZP, CHEN B, WANG LS, et al., 2014. Research progress and development trend of biodiversity informatics [M]//Pu Muming Ed. *Annals of New Biology 2013*. Beijing: Science Press: 290-312. [许哲平, 陈彬, 王立松, 等, 2014. 生物多样性信息学研究进展与发展趋势 [M]//蒲慕明 主编. 新生物学年鉴 2013. 北京: 科学出版社: 290-312.]
- XUE D, SHI MC, DING GD, et al., 2020. Suitability of plants in Hunshandake sandy land: Taking Zhenglanqi sandy land inner Mongolia Autonomous Region as an example [J]. *J Chin Agric Univ*, 25(8): 84-99. [薛焜, 史明昌, 丁国栋, 等, 2020. 浑善达克沙地植物适宜性研究——以内蒙古自治区正蓝旗沙地区为例 [J]. 中国农业大学学报, 25(8): 84-99.]
- YANG LS, DENG HY, LIAO XY, et al., 2022. Progress and prospect of the science and technology supporting a beautiful China initiative [J]. *Chin J Environ Manag*, 14(6): 17-24. [杨林生, 邓浩宇, 廖晓勇, 等, 2022. 科技支撑美丽中国建设的进展和展望 [J]. 中国环境管理, 14(6): 17-24.]
- YE J, HU JM, WU RD, et al., 2022. Systematic planning of micro-priority areas in priority areas for biodiversity conservation in the southeastern Himalaya biodiversity priority conservation [J]. *Chin J Ecol*, 41(9): 1862-1872. [叶锦, 胡金明, 武瑞东, 等, 2022. 喜马拉雅东南部生物多样性保护优先区域微优先区系统规划 [J]. 生态学杂志, 41(9): 1862-1872.]
- YU X, GENG MQ, DENG LL, 2019. Study on population characteristics and community characteristics of endangered species *Pterospermum menglunense* [J]. *J Hubei Minzu Univ (Nat Sci Ed)*, 37(1): 1-5. [余潇, 耿梦青, 邓莉兰, 2019. 濒危植物勐仑翅子树种群和群落学研究 [J]. 湖北民族学院学报(自然科学版), 37(1): 1-5.]
- ZHANG DF, ZHANG Q, GUO J, et al., 2017. Research on the global ecological suitability and characteristics of regions with *Angelica sinensis* based on the MaxEnt model [J]. *Acta Ecol Sin*, 37(15): 5111-5120. [张东方, 张琴, 郭杰, 等, 2017. 基于 MaxEnt 模型的当归全球生态适宜区和生态特征研究 [J]. 生态学报, 37(15): 5111-5120.]
- ZHANG LR, LUO M, ZHU ZX, et al., 2023. Analysis on the implementation path of biodiversity mainstreaming in China under the guidance of 'Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework' [J/OL]. *Guihaia*: 1-14 [2023-07-23]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230711.0858.002.html>. [张丽荣, 罗明, 朱振肖, 等, 2023. “昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架”指引下我国生物多样性主流化实施路径探析 [J/OL]. 广西植物: 1-14 [2023-07-23]. <http://kns.cnki.net/kcms2/detail/45.1134.Q.20230711.0858.002.html>.]
- ZHAO RN, HE QQ, CHU XJ, et al., 2019. Prediction of potential distribution of *Carpinus cordata* in China under climate change [J]. *Chin J Appl Ecol*, 30(11): 3833-3843. [赵儒楠, 何倩倩, 褚晓洁, 等, 2019. 气候变化下千金榆在我国潜在分布区预测 [J]. 应用生态学报, 30(11): 3833-3843.]
- ZHOU R, CI XQ, XIAO JH, et al., 2021. Effects and conservation assessment of climate change on the dominant group — The genus *Cinnamomum* of subtropical evergreen broad-leaved forests [J]. *Biodivers Sci*, 29(6): 697-711. [周润, 慈秀芹, 肖建华, 等, 2021. 气候变化对亚热带常绿阔叶林优势类群樟属植物的影响及保护评估 [J]. 生物多样性, 29(6): 697-711.]
- ZHOU Y, YANG TY, RAN JC, et al., 2019. A catalogue of animal type specimens from the Libo World Nature Heritage Site, China [J]. *Biodivers Sci*, 27(12): 1345-1351. [周毅, 杨天友, 冉景丞, 等, 2019. 中国荔波世界自然遗产地动物模式标本名录 [J]. 生物多样性, 27(12): 1345-1351.]

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202303006

任海, 2023. 演替理论与植被恢复 [J]. 广西植物, 43(8): 1516–1523.

REN H, 2023. Succession theory and vegetation restoration [J]. *Guihaia*, 43(8): 1516–1523.



## 演替理论与植被恢复

任海<sup>1,2\*</sup>

( 1. 中国科学院华南植物园, 中国科学院海岛与海岸带植被生态修复工程实验室, 广州 510650;  
2. 中国科学院大学 现代农业科学学院, 北京 100049 )

**摘要:**《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》提出要高质量保护和恢复各 30% 的土地, 最大化地实现保护生物多样性和缓解气候变化的目标, 而演替理论和植被恢复可以为实现 30% 的保护和恢复目标服务。演替理论是植被生态学中的核心理论, 演替是指在一个地点上由一群不同物种组成的生命体的结构或组成随时间而变化的过程; 植被恢复是以植物种植、配置为主, 恢复或重建植物群落或天然更新恢复植物群落的过程, 植被恢复是生态系统结构和功能从简单到复杂、从低级向高级变化的过程, 最终目的是建立健康稳定的植物群落。演替是植被恢复的基础, 植被恢复被视为对演替过程的操纵, 以达到恢复受损植被生态系统的目标。演替理论可以指导植被恢复, 而植被恢复对演替理论的发展有益。演替按裸地性质可以分为原生演替和次生演替, 有研究建议将恢复过程视为第三演替, 这将有助于理解通过人为干预促进植被恢复成功的管理选择, 特别是通过强调退化生态系统中的环境和生物遗存的管理选择。此外, 该文还提出了植被恢复理论和演替理论未来可能重点关注的科学和技术问题。

**关键词:** 演替, 生态恢复, 第三演替, 生物多样性, 基于自然的解决方案

**中图分类号:** Q941 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3142(2023)08-1516-08

## Succession theory and vegetation restoration

REN Hai<sup>1,2\*</sup>

( 1. CAS Engineering Laboratory for Vegetation Ecosystem Restoration on Islands and Costal Zones, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China; 2. College of Advanced Agricultural Sciences, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China )

**Abstract:** Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework proposes to protect 30% and restore 30% of the land with high quality and maximize the goal of conserving biodiversity and mitigating climate change. Succession theory and vegetation restoration can serve the targets of 30% protection and restoration. Succession theory is the core theory in vegetation ecology. Succession refers to the process that the structure or composition of a group of different species in a site change with time. Vegetation restoration is the process of restoring or recovering or naturally renewing plant communities, mainly based on plant planting and configuration. Vegetation restoration is the process of changing the

收稿日期: 2023-04-06

基金项目: 科技部“十四五”国家重点研发计划项目 (2021YFC3100400)。

第一作者: 任海(1970-), 博士, 研究员, 研究方向为生态恢复和珍稀濒危植物保护, (E-mail) renhai@scbg.ac.cn。

\* 通信作者

structure and function of ecosystem from simple to complex, from low level to high level, and the ultimate goal is to establish healthy and stable plant communities. Succession is the foundation of vegetation restoration, and vegetation restoration can be seen as the manipulation of the succession process to achieve the goal of restoring damaged vegetation ecosystem. Succession theory can guide vegetation restoration. Vegetation restoration is also beneficial to the development of succession theory. Succession theory and vegetation restoration differ in scale, theme and paradigms. Succession often emphasizes disturbances related to nature, while vegetation restoration focuses on disturbances related to humans. The succession can be divided into primary succession and secondary succession according to the nature of bare land. The restoration process is suggested to be regarded as the tertiary succession, which will help to understand the management options for promoting the success of vegetation restoration through human intervention, especially by emphasizing the management options which may improve success, especially by addressing environmental and biological legacies. Artificial intervention based on succession theory can accelerate vegetation restoration, avoid early positive promotion of degraded vegetation ecosystems to pre-degraded levels in poor habitats, and also avoid resource waste caused by disordered competition and low efficiency among communities. This paper also puts forward the scientific and technical issues on the theories of vegetation restoration and succession in the future.

**Key words:** succession, ecological restoration, tertiary succession, biodiversity, nature-based solutions

2022年12月,《生物多样性公约》第十五次缔约方大会(COP15)通过的《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》提出,在2050年之前维持、增强或恢复,大幅度增加生态系统的完整性、连通性和恢复力,以实现2050年愿景,即生物多样性受到重视,得到保护、恢复及合理利用,维持生态系统服务,实现一个可持续的健康的地球,所有人都能共享重要惠益。这个框架下的“昆明-蒙特利尔2030年全球行动目标”中有多个目标涉及生态恢复。例如:目标2,是确保到2030年,至少30%的陆地、内陆水域、沿海和海洋生态系统退化区域得到有效恢复,以增强生物多样性和生态系统功能和服务、生态完整性和连通性;目标3,是确保和促使到2030年至少30%的陆地、内陆水域、沿海和海洋区域,尤其是对生物多样性和生态系统功能和服务特别重要的区域,通过具有生态代表性、保护区系统和其他有效的基于区域的保护措施至少恢复30%;目标4,是种群尺度的恢复,要确保采取紧迫的管理行动,停止人为导致的已知受威胁物种的灭绝,实现物种特别是受威胁物种的恢复和保护。此外,其他目标中还有减少污染、控制外来种入侵,通过基于自然的解决方案和/或基于生态系统的办法恢复,通过一体健康(one health)减少对生物多样性的压力和减少环境退化以降低健康风险,增强本地生物多样性、生态连通性和完整性等内容。

从这个框架的内容可以看出,生物多样性与

生态系统息息相关,生物多样性是涵养在植被生态系统中的,而生态系统恢复则离不开植被生态系统的恢复(简称植被恢复)。植被恢复一般会考虑:要恢复成什么样?恢复的过程如何?为什么会这样变化?这些科学问题说明,演替理论是理解和指导植被恢复的基础。从实践上来看,Vitousek等(1997)估计,全球陆地的1/4至1/3表面会被人类活动所改变,从而形成大面积的退化生态系统;Bastin等(2019)指出,全球现有9亿 $\text{hm}^2$ 的土地可以用于种植植物,可以储存2.05亿t碳,开展植被恢复可以在保护生物多样性的同时减缓气候变化。

本文主要讨论演替理论与植被恢复的关系,拟回答如下科学问题:(1)演替理论与植被恢复的异同点;(2)第三演替理论与原生演替和次生演替的异同点。综述结果可为履行联合国《生物多样性》和《气候变化公约》中的生态恢复行动计划及生态恢复实践提供参考。

## 1 演替理论

演替理论属于群落动态学范畴,是指某一地段上一个群落被另一个群落代替的过程(Knap, 1985)。群落的演替类型:按裸地性质,可以分为原生演替和次生演替;按基质性质,可以分为水生演替和旱生演替;按演替趋向,可以分为顺行演替和逆行演替;按演替形式,可以分为线性演替和循

环演替;按主导因素,可以分为内因演替、外因演替、内外因混合演替;按空间范围,可以分为小演替、地方演替和区域演替;按时间尺度,可以分为现实演替和世纪演替(彭少麟,1996;任海等,2001;宋永昌,2001)。

解释群落演替的理论主要有单元顶极假说、多元顶极假说、顶极-格局假说(Horn,1975)。这三种学说可以分为个体论(强调群落演替简化论)和有机体论(强调群落演替整体性)两种哲学观。解释群落演替机制的观点主要有接力植物区系假说、初始植物区系组成假说、竞争和资源比率假说、种间三重相互作用机制假说、生活史对策理论、奥德姆-玛格力夫(Odum-Margelef)生态系统发展理论、麦克马洪(McMahon)系统概念模型、变化镶嵌体稳态假说、演替的尺度等级系统观点、螺旋式上升演替理论等(任海等,2001;孙儒泳,2001)。研究演替的方法主要有群落变化的指标测定、长期定位试验、复合分析、模型模拟、功能性状分析、分子生物学技术等(Chang & Turner,2019)。

演替涉及在一个地点上由一群不同物种组成的生命体的结构或组成随时间而变化的过程。演替涉及的内容:演替由生命体之间以及生命体与物理环境间相互作用而驱动(即生物驱动假说、物理驱动假说和化学驱动假说);群落的演替格局由个体间的相互作用决定;多营养级水平参与驱动相互作用;演替结果取决于干扰过程、在一个地点上不同物种的可获得性及物种的表现;演替原因可以是任何尺度的;不同个体间的相互作用可能是忍耐、抑制或促进;一个地点上物种组成趋向于与那个地点的环境达到平衡;演替轨迹由起始点的条件、定居的随机性和物种相互作用决定;演替会产生物理环境、生物群落、生物与环境间相互作用的时间系列梯度(Pickett et al.,2011)。演替的上述内容可用于指导植被恢复实践。

Christensen(2014)研究认为,演替是由离散扰动引起的生态系统变化,目前对演替的机制、轨迹和终点的认识已经与Odum的演替理论不一样了,演替模型变得更加复杂、随机,需考虑具体情况,不太可能有一个单一的统一理论来解释演替变化,而这些认识改变对恢复和保护实践具有重要意义。Buma等(2019)研究发现,冰川迹地上的原生演替并不支持经典的演替促进模型,而随机的早期群落聚集和随后的抑制则占主导地位。因

此,原生演替早期一系列物种相互作用不能形成可预测的演替轨迹。植被演替由种子扩散,或者由决定植被结构和物种丰富度的生态系统随机过程或其组合驱动(Abella et al.,2018)。Dent和Estada-Villegas(2021)研究发现,种子来源和扩散者限制两个因素决定了整个演替过程中种子的产生以及种子到达合适的定居地点,进而会影响群落演替。植物群落土壤微生物的变化可以改变植物与食草动物的相互作用,进而会影响群落的演替;植物群落的地上部分与地下部分相互作用也会影响群落演替进程(Howard et al.,2020)。在群落演替过程中,护理物种和目标物种间的物种特异性促进是促进产生 $\beta$ -多样性的机制(Paterno et al.,2016)。此外,从植物功能性状角度的演替研究也很多,如Buzzard等(2016)研究发现,群落加权平均性状值与“生产力过滤”假说一致,即水分和光照可获性转变为生理策略从“慢”转变为“快”,而群落性状分散的格局与非生物过滤和/或竞争等级假设一致。

## 2 植被恢复

植被恢复是以植物种植、配置为主,恢复或重建植物群落或天然更新恢复植物群落的过程(彭少麟,1996)。生态恢复起源于植被恢复,也就是早期的造林活动,植被恢复至今已是林业中的一个重要内容。早期的植被恢复,强调植被资源的“利用”和“管理”,修复目标单一,采取人工种植这种干预来实现(任海等,2004)。到20世纪中后期,在林业上开始了分类经营,营造生态公益林的植被恢复且关注综合目标与生态效益,理念从“自然资源管理”转向“生态系统途径”,恢复的目标包括了资源利用、生物多样性保护、污染治理、生态系统服务供给等。当前,由于全球变化及可持续发展的挑战,植被恢复的理念又从“自然生态系统”转向“社会-经济-生态复合系统”,恢复的目标是保证生态安全,实现人与自然和谐共生发展(任海等,2014;Fu et al.,2023)。

植被恢复是生态系统结构和功能从简单到复杂、从低级向高级变化的过程,最终目的是建立健康稳定的植物群落,这个过程构建各种具有生物多样性、高功能、抗逆性强、稳定的森林生态系统类型,首要任务是选择合适的建群植物种类,以保

证系统能迅速地朝良性方向发展(任海等,2014)。事实上,植被恢复是经过人为设计对退化生态系统进行改造,最直接的方法就是种植单一或多种的植物。但是,由于考虑到生态系统的复杂性,因此植被恢复还要创造可以为目标生物及植被演替所需要的光、温、水、土、气、生等生态因子(Wali, 1999)。例如,Zhang 等(2021)研究发现,在退化草地恢复过程中,土壤微生物在自然恢复演替的0~5 a 间虽然无显著变化,但细菌、真菌和放线菌在恢复演替的6~10 a 间显著增加。此外,植被恢复还是一种关注结果有效和高效的实践活动,涉及克服恶劣的物理环境、种源的到达以及种间关系重建3个过程。在实施基于演替的植被恢复时要考虑如下问题:(1) 设定明确的目标、现场环境条件评估、决定自发演替是不是实现目标的适当方式、演替过程预测、监测结果;(2) 在此过程中,科学家、工程师和决策者之间跨学科方法和沟通的必要性(Prach et al., 2001)。

### 3 演替理论与植被恢复的关系

演替是一个关键的生态过程,是许多植被恢复的基础。植被恢复被视为对演替过程的操纵,以达到恢复受损生态系统或景观的目标。Walker 等(2007)认为演替和恢复有着内在的联系,演替包括物种和基质随时间的变化,而恢复是有目的地操纵这种变化;在演替过程中会出现有序和不可预测的模式,但一些一般性规律会为恢复活动提供理论和实践见解;由于恢复是较短时间尺度的活动,因此更注重目标,而演替要更长时间,相关概念可能不适用;恢复可能会为群落如何聚集提供演替的实践见解,但恢复过程中缺乏研究会阻碍两者间的联系。

演替理论可以指导植被恢复。例如,接力植物区系假说在生态恢复中可“提供一个引入次生演替物种的模式”;起始植物区系假说可“指导设计植被恢复时要保留土壤种子库”;促进理论可“认为原生演替的物种为次生物种的进入改善条件”;抑制理论可“认为原生演替的物种阻碍和延迟次生物种进入”(任海等,2019)。再如,山体滑坡可以通过稳定原生地面覆盖物、应用营养改良剂、促进扩散以克服物种定居瓶颈、强调功能冗余物种以及促进与邻近景观的连通性等技术实现自我维持群落的恢

复,这说明可以通过使用促进演替过程的技术来缩短恢复时间(Prach et al., 2001)。

植被恢复也对演替理论的发展有益。植被恢复实践可为演替理论提供验证,特别是提供演替过程中的群落结构、功能、动态可持续性的信息。植被恢复可以为演替理论的应用实践提供目标和轨迹预测。

演替理论和植被恢复在尺度、主题和潜在范式上不同(Walker et al., 2007)。演替常强调与自然相关的干扰,而植被恢复则关注与人类相关的干扰。演替理论关注在一个生态系统内的系列阶段,而植被恢复则关注在一个集水区或景观内的毗邻多个生态系统及其系列。演替理论来源于自然历史和对随时间变化的观察,而植被恢复来源于人为干扰导向的实践(任海等,2019)。

根据演替理论进行人工干预可以加速植被恢复,既可避免早期在生境不好的情况下,正向促进退化的植被生态系统恢复到退化前的水平,也可避免群落间因竞争关系紊乱、效率低下等而造成的资源浪费。适宜的群落物种搭配(近自然异龄林、近自然混交林、近自然复层林)可以加快土壤质量的改善进程。后期可以促进恢复中的植物群落减轻干扰而向顶级方向发展,恢复其原有的结构和功能,从而达到平衡态,最终演变为稳定的顶级群落(于泽和张云路,2020)。

系统发育学在植被恢复和演替中的应用相对较新,并且有可能为演替过程中群落结构变化的动态学提供新见解。群落的系统发育工具可以描述共存物种之间的进化关系,在演替研究中,这些工具能够确定最适合特定演替阶段和栖息地恢复的进化谱系。Shoener 等(2015)研究发现,与矿山上恢复的植被相比,邻近的植被在系统发育上更为密集,而矿山上恢复的植被系统发育群落结构则较弱。也就是说,早期定居者代表了当地物种库中物种的系统发育随机子集,随着时间的推移,似乎有针对特定谱系的选择,这些谱系将在空间和环境中进行过滤。因此,最适合矿场恢复的物种可能取决于群落的演替阶段和当地物种组成。

《生物多样性公约》要求考虑全球生态系统恢复的优先区,考虑最大化实现保护生物多样性和缓解气候变化的目标,并尽可能降低保护成本,可以用基于自然的解决方案(Nature-based Solutions, NbS)。NbS 是可持续管理和生态系统修复的行

表 1 原生演替、次生演替和第三演替的比较 (Rapson, 2023)  
Table 1 Comparison of primary succession, secondary succession and tertiary succession

比较项 Comparason item	演替类型 Succession type		
	原生演替 (初始化) Primary succession (Initializing)	次生演替 (更新) Secondary succession (Regeneration)	第三演替 (恢复) Tertiary succession (Restoration)
<b>生态状态 Ecological situation</b>			
演替驱动因子 Successional driver	自发的 Spontaneous	自发的 Spontaneous	操纵的、辅助的或加速的 Manipulated, assisted or accelerated
外部干扰体系 Exogenous disturbance regime	形成土壤 Terra-forming	多种潜在原因 Multiple potential causes	人类的 Anthropic
景观年龄 Landscape age	幼龄 Young	中龄至老龄 Medium age to old age	中龄至老龄 Medium age to old age
到顶极的时间 Time to climax	千年 Millennia	数世纪到千年 Centuries to millennia	数十年到世纪 Decades to centuries
演替系列 Sere (stage)	1	一个到多个 One to many	≥ 1
轨迹 Trajectory	收敛 Convergent	收敛到发散 Convergent to divergent	提前设定或不可预测的 Either predetermined or unpredictable
<b>环境遗产 Environmental legacy</b>			
土壤质地 Soil texture	无 None	发育较好 Well developed	因先前管理可能较致密 Possibly compacted by previous management
土壤有机质含量 Soil organic matter content	无 None	高 High	可能退化的 Probably degraded
土壤营养 Soil nutrient	无 None	丰富 Extensive	可能匮乏 Probably impoverished
氮磷比 N : P	低 Low	低-平衡 Low-balanced	高 High
土壤污染物 Soil pollutant	无 None	无 None	可能有一些到很多 Possibly some to many
<b>生物遗产 Biological legacy</b>			
现存植被 Existing vegetation	无 None	先前乡土植被的残留或片断 Remnants or fragments of previous native vegetation	大多是完全砍伐的森林或老龄地, 也有可能是严重退化的土地 Most commonly cleared forest or old-fields; sometimes on more severely degraded lands
地上生物量的性质 Nature of above-ground biomass	无 None	粗木碎片或毁坏植被 Coarse woody debris or damaged vegetation	野草, 草皮或遗弃庄稼地 Weed, turf, or crop remnants
地上生物量的量 Quantity of above-ground biomass	无 None	低 Low	低 Low
植物多样性 Plant diversity	从无开始增加 None to increasing	从一些到增加 Some to increasing	从一些到增加 Some to increasing
乡土种的比例 Proportion of native species	从无开始增加 None to increasing	大多数是乡土的, 乡土种比例还会增加 Mostly native, with native proportion increasing	从没有到很少 None to few
繁殖 Reproduction	有性; r 对策 Sexual; r-selected	混合的; k 对策 Mixed; k-selected	以植物繁殖为主 Vegetative reproduction dominating

续表 1

比较项 Comparison item	演替类型 Succession type		
	原生演替 (初始化) Primary succession (Initializing)	次生演替 (更新) Secondary succession (Regeneration)	第三演替 (恢复) Tertiary succession (Restoration)
植物繁殖限制 Plant reproductive limitation	可能但下降 Probably but declining	不可能 Unlikely	乡土种罕见, 但受操控 Natives often infrequent, but manipulated
种子库大小 Seed bank size	无 None	丰富和多样的 Extensive and diverse	可能丰富和多样 Probably extensive and diverse
种子库中的乡土种 Native species in seed bank	无 None	全部或大多数 All or most	如果播种或管理的是乡土种则可能是长寿命乡土种种子; 如果播种的是外来种则少或没有 Possibly long-lived native seeds if native species are farmed or managed; few or none if exotic species are farmed
种子库中的外来种 Exotic species in seed bank	无 None	无或少 None to few	一些到许多, 草本的 Some to many, weedy
凋落物 Litter	无 None	深或稠密 Deep and dense	可能少或无 Probably little to none
分解者群落 Decomposer community	无 None	丰富 Rich	贫乏到丰富 Poor to rich
优势分解者 Decomposer dominants	微生物 Microbe	真菌 Fungus	微生物? Microbes?
动物多样性 Faunal diversity	仅有转瞬即逝的 Transient only	建群的和繁殖中的 Established and reproducing	不适合恢复植被 Inappropriate for restored vegetation
动物群落中的乡土种 Native species in fauna	所有的 All	大多数到所有的 Most to all	较少到混合的 Few to mixed
食草动物 Herbivory	零星的 Sporadic	对现存植被合适 Appropriate for existing vegetation	对目标植被不合适 Inappropriate for target vegetation
<b>生态系统性质 Ecosystem properties</b>			
优势过滤 Dominant filter	环境 Environment	生物群 Biota	生物群 Biota
促进 Facilitation	高 High	中等 Medium	低到中等 Low to medium
竞争 Competition	低 Low	高 High	中等至高 Medium to high
对定居者的抵抗性 Impenetrability	低 Low	中等到高 Medium to high	高 High
植物功能群 Functional group composition of plants	无 None	自然的 Natural	操控的 Manipulated
抵抗力 Resilience	低 Low	高 High	低? Low?

动, 强调利用自然和健康的生态系统, 优化基础设施, 保障生态系统完整性和生物多样性(李锋等, 2022)。NbS 可以为气候变化减缓与适应、防灾减灾、经济与社会发展、人类健康、粮食安全、水安全、生态环境退化与生物多样性丧失等提出解决

方案(IUCN, 2020)。NbS 不仅要考虑在干扰情况下的恢复, 还要考虑物种多样性、群落组成、群落内物种相互作用、群落间的相互作用, 甚至会考虑不同植被恢复方式的生物多样性和生态系统服务贡献及其权衡关系。

## 4 第三演替理论

为了应对气候变化和生物多样性丧失,当前开展植被恢复较多的类型是湿地、森林和草原。这主要原因在于伐木、采矿、火灾、洪水、山体滑坡、农业活动形成了大量的退化生态系统。那么,是什么样的演替理论推动植被恢复呢?

植被恢复是人类操纵控制植被的活动,目的是加速达到稳定阶段的植被。用演替理论指导植被恢复虽然没有问题,但还是存在一些问题,如通过原生演替和次生演替与植被恢复的比较发现,这些概念几乎没有重叠。Rapson (2023) 提出,将恢复过程视为第三演替,这将有助于理解通过人为干预促进植被恢复成功的管理选择,特别是通过强调退化生态系统中的环境和生物遗存的管理选择。原生演替、次生演替和生态恢复的比较如表 1 所示。他还认为,用初始化演替 (Initializing succession) 和更新演替 (Regeneration succession) 比用原生演替 (Primary succession) 和次生演替 (Secondary succession) 更好理解。

用第三演替理论指导植被恢复,可以从三方面着力:第一,对恢复的植被促进其自然演替;第二,对人工痕迹很强的植被进行再野化;第三,对由外来种构建的人工林进行乡土化改造。

## 5 关于演替理论和植被恢复研究的一些趋势

联合国提出了《生态系统恢复十年(2021—2030年)》和《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》,中国也出台了《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划(2021—2035年)》,这些公约或计划中均有保护和恢复生态系统、造福人类和自然、促进可持续发展的内容,相信随着这些计划的实施,在加强全球和中国的植被保护、恢复和可持续利用的同时,也会促进植被恢复和演替理论的发展。未来,可能会关注如下科学和技术问题。

科学问题:各类典型退化生态系统受损机理及植被恢复策略;植被演替过程中地上和地下过程的相互作用;植被恢复过程中生物多样性-生物

生态系统服务的权衡机制;历史偶然事件的重要性、扰动的严重性、扩散限制、功能性状和地下群落过程在决定生态系统演替过程中的作用;全球变化对植被生态系统演替和恢复的影响及其机理 (Wilson et al., 2004);植被恢复过程中如何量化生物多样性与生态系统功能、稳定性、恢复力的关联性。

技术问题:典型植被生态系统中生物多样性健康状态诊断及优先修复区域识别技术;基于固碳增汇和生产力提升的仿自然群落结构构建与优化技术;基于水源涵养和生物多样性保育的林下植被诱导恢复技术;植被生态系统中酸化和富氮沉降土壤改良和养分利用效率提升技术;植物-动物-微生物联合的多尺度修复技术研发与示范;退化生态系统恢复过程中生物多样性与生态系统服务的权衡以及多目标的实现技术;生态恢复过程中协同提升植被生态系统质量、生态服务功能和生态稳定性技术;基于栖息地-食物-干扰的近自然生境营造与城市生物多样性修复技术;城市生物多样性与碳汇、气候调节、污染控制等生态功能协同提升技术;植物-微生物-土壤改良剂联合的重度污染土地修复技术;构建生态系统结构和功能协同提升的多尺度优化模型;典型生态系统保护与生态恢复“空天地网”一体化监测体系。

## 参考文献:

- ABELLA SR, SCHEFFER TA, WALTERS TL, 2018. Testing the hypothesis of hierarchical predictability in ecological restoration and succession [J]. *Oecologia*, 186(3): 541-553.
- BASTIN JF, FINEGOLD Y, GARCIA C, et al., 2019. The global tree restoration potential [J]. *Science*, 365 (1): 76-79.
- BUMA B, BISBING SM, WILES G, et al., 2019. 100 yr of primary succession highlights stochasticity and competition driving community establishment and stability [J]. *Ecology*, 100(12): e02885.
- BUZZARD V, HULSHOF CM, BIRT T, et al., 2016. Regrowing a tropical dry forest: functional plant trait composition and community assembly during succession [J]. *Funct Ecol*, 30(6): 1006-1013.
- CHANG CC, TURNER BL, 2019. Ecological succession in a changing world [J]. *J Ecol*, 107 (4): 503-509.
- CHRISTENSEN NL, 2014. An historical perspective on forest succession and its relevance to ecosystem restoration and conservation practice in North America [J]. *For Ecol*

- Manag, 330(2): 312–322.
- DENT DH, ESTADA-VILLEGAS S, 2021. Uniting niche differentiation and dispersal limitation predicts tropical forest succession [J]. *Trends Ecol Evol*, 36(8): 700–708.
- FU BJ, LIU YX, MEADOWS ME, 2023. Ecological restoration for sustainable development in China [J]. *Natl Sci Rev*, 10(7): nwad033.
- HORN HS, 1975. Forest succession [J]. *Sci Am*, 232 (1): 89–98.
- HOWARD MM, KAO-KNIFFIN J, KESSLER A, 2020. Shifts in plant-microbe interactions over community succession and their effects on plant resistance to herbivores [J]. *New Phytol*, 226(4): 1144–1157.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature), 2020. Global standard for nature-based solutions. A user-friendly framework for the verification, design and scaling up of NbS: 1st ed.[M]. Gland, Switzerland: IUCN.
- KNAP R, 1985. Vegetation dynamics [M]. LI B, et al. translation. Beijing: Science Press. [KNAP R, 1985. 植被动态[M]. 李博等译. 北京: 科学出版社.]
- LI F, CHENG CN, YANG R, 2022. A review of ecosystem restoration: Progress and prospects of domestic and abroad [J]. *Biodivers Sci*, 30(10): 22519. [李锋, 成超男, 杨锐, 2022. 生态系统修复国内外研究进展与展望 [J]. 生物多样性, 30(10): 22519.]
- PATERNO GB, SIQUEIRA FILHO JA, GANADE G, 2016. Species-specific facilitation, ontogenetic shifts and consequences for plant community succession [J]. *J Veg Sci*, 27(4): 606–615.
- PENG SL, 1996. Forest community dynamics in lower subtropical area [M]. Beijing: Science Press. [彭少麟, 1996. 南亚热带森林群落动态学 [M]. 北京: 科学出版社.]
- PICKET S, MEINERS SJ, CADENASSO ML, 2011. Domain and propositions of succession theory [J]. *Fac Res Creat Act*, 21(1): 10–18.
- PRACH K, BARTHA S, JOYCE CB, et al., 2001. The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective [J]. *Appl Veg Sci*, 4(1): 111–114.
- RAPSON GL, 2023. Tertiary succession: a new concept to help vegetation restoration [J]. *Restor Ecol*, 31: e13683.
- REN H, CAI XA, RAO XQ, et al., 2001. Theory on vegetation succession [J]. *Ecol Sci*, 20(4): 59–67. [任海, 蔡锡安, 饶兴权, 等, 2001. 植被演替的理论 [J]. 生态科学, 20(4): 59–67.
- REN H, LIU Q, LI LH, et al., 2019. Introduction to restoration ecology [M]. 3rd ed. Beijing: Science Press. [任海, 刘庆, 李凌浩, 等, 2019. 恢复生态学导论 [M]. 3 版. 北京: 科学出版社.]
- REN H, PENG SL, LU HF, 2004. The restoration of degraded ecosystems and restoration ecology [J]. *Acta Ecol Sin*, 24 (8): 1756–1764. [任海, 彭少麟, 陆宏芳, 2004. 退化生态系统恢复与恢复生态学 [J]. 生态学报, 24(8): 1756–1764.]
- REN H, WANG J, LU HF, 2014. Theories and research advances on restoration ecology [J]. *Acta Ecol Sin*, 34(15): 4117–4124. [任海, 王俊, 陆宏芳, 2014. 恢复生态学的理论与研究进展 [J]. 生态学报, 34(15): 4117–4124.]
- SHOONER S, CHISHOLM C, DAVIES TJ, 2015. The phylogenetics of succession can guide restoration: an example from abandoned mine sites in the subarctic [J]. *J Appl Ecol*, 52(6): 1509–1517.
- SONG YC, 2001. Vegetation ecology [M]. Shanghai: East China Normal University Press. [宋永昌, 2001. 植被生态学 [M]. 上海: 华东师范大学出版社.]
- SUN RY, 2001. General ecology [M]. Beijing: Higher Education Press. [孙儒泳, 2001. 普通生态学 [M]. 北京: 高等教育出版社.]
- VITOUSEK PM, MOONEY HA, LUBCHENCO J, et al., 1997. Human domination of earth's ecosystems [J]. *Science*, 277(3): 494–499.
- WALI MK, 1999. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems [J]. *Plant Soil*, 213(2): 195–220.
- WALKER LR, WALKER J, HOBBS RJ, 2007. Linking restoration and ecological succession [M]. London: Springer.
- WILSON JB, WHITE PS, BAKKER JP, et al., 2004. Restoration, succession and climatic change [J]. *Appl Veg Sci*, 7(2): 151–152.
- YU Z, ZHANG YL, 2020. Strategy of plant landscape construction in urban wasteland based on vegetation succession theory [J]. *J Chin Urban For*, 18(1): 20–24. [于泽, 张云路, 2020. 基于植被演替理论的城市废弃地植物景观营造策略 [J]. 中国城市林业, 18(1): 20–24.]
- ZHANG Q, LIU K, SHAO XQ, et al., 2021. Microbes require a relatively long time to recover in natural succession restoration of degraded grassland ecosystems [J]. *Ecol Indic*, 129: 107881.

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202304001

李珊, 刘晓娟, 马克平, 2023. 亚热带森林生物多样性与生态系统功能实验研究基地 (BEF-China) 研究进展 [J]. 广西植物, 43(8): 1524–1536.

LI S, LIU XJ, MA KP, 2023. Research progress of Biodiversity-Ecosystem Functioning Experiment China Platform (BEF-China) [J]. *Guihaia*, 43(8): 1524–1536.



## 亚热带森林生物多样性与生态系统功能实验研究基地 (BEF-China) 研究进展

李珊<sup>1,2,3\*</sup>, 刘晓娟<sup>1,2,3</sup>, 马克平<sup>1,2,3</sup>

( 1. 中国科学院植物研究所, 植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093; 2. 浙江钱江源森林生物多样性国家野外科学观测研究站, 浙江 衢州 324000; 3. 国家植物园, 北京 100093 )

**摘要:** 生物多样性与生态系统功能的关系 (BEF) 及其内在机制是当前生物多样性研究领域的热点问题。长期以来, 以草地生态系统为主的 BEF 研究积累了大量研究成果, 而基于森林生态系统的相关研究则相对较少。亚热带森林生物多样性与生态系统功能实验研究基地 (BEF-China) 是目前包含树种最多、涉及多样性水平最高的大型森林控制实验样地。该文总结了基于 BEF-China 平台的研究进展, 特别是生物多样性对生态系统生产力、养分循环以及多营养级相互作用关系等方面的影响, 并提出了未来 BEF-China 的研究应注重高通量测序和遥感等新兴技术的应用, 在生物多样性的多维度、生态系统的多种组分与多种功能以及 BEF 研究的多种尺度等交叉方向上持续开展深入研究。针对 BEF-China 研究成果的梳理有助于理解驱动亚热带森林生物多样性与生态系统功能关系的内在机理, 为生物多样性保护和生态修复提供科学依据。

**关键词:** 生物多样性, 生态系统功能, BEF-China, 亚热带森林, 研究综述

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2023)08-1524-13

## Research progress of Biodiversity-Ecosystem Functioning Experiment China Platform (BEF-China)

LI Shan<sup>1,2,3\*</sup>, LIU Xiaojuan<sup>1,2,3</sup>, MA Keping<sup>1,2,3</sup>

( 1. *State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China;*  
2. *Zhejiang Qianjiangyuan Forest Biodiversity National Observation and Research Station, Quzhou 324000, Zhejiang, China;*  
3. *China National Botanical Garden, Beijing 100093, China* )

**Abstract:** The relationship between biodiversity and ecosystem functioning (BEF) and the underlying mechanisms have been a hot issue in ecological research. Whereas many BEF studies have focused on grassland ecosystems, relatively few have been conducted in forest ecosystems which account for a large proportion of primary production in the terrestrial ecosystem. Biodiversity-Ecosystem Functioning Experiment China Platform (BEF-China) contains the most tree species with the highest level of diversity in subtropical forests. In this review, we first summarized research progress in BEF-China, and then gave suggestions for future BEF research. The research based on BEF-China mainly focused on the

收稿日期: 2023-07-06

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2022YFF0802300)。

第一作者: 李珊, 博士, 工程师, 研究方向为生物多样性与生态系统功能, (E-mail)lishan8787@ibcas.ac.cn。

\* 通信作者

impact of biodiversity on multi-ecosystem functioning, e. g. productivity, nutrient cycling and multi-trophic interaction. We suggest that future studies in BEF-China should strengthen the application of new techniques such as high-throughput sequencing and remote sensing, and continue research on multi-dimensions, multi-components, multi-ecosystem functions, and multi-scales in BEF study. The research progress of BEF-China can help in better understanding the BEF relationships in forest ecosystem, and provide a scientific support for biodiversity conservation and ecological restoration.

**Key words:** biodiversity, ecosystem functioning, BEF-China, subtropical forest, research summary

在世界范围内,森林为各种各样的植物、动物和微生物提供了栖息地,并为人类福祉提供多种重要的生态系统服务。基于草地生态系统的生物多样性与生态系统功能 (biodiversity and ecosystem functioning, BEF) 研究结果表明,植物物种多样性对植物生产力有促进作用 (Cardinale et al., 2012)。物种多样性通过调节生态系统的养分循环、多营养级相互作用等途径,从而影响生态系统的生产力及稳定性 (Ma et al., 2017)。由于森林生态系统结构复杂且植株个体生长周期长,因此开展 BEF 研究相对困难。森林 BEF 实验较之草地系统有其突出的优势:更加方便在个体水平上开展实验研究,控制密度和均匀度;更加充分地观察到物种间及其与环境间的相互作用随时间的变化 (马克平, 2013)。

森林 BEF 的研究起步较晚,自 2000 年以来,在全球范围内陆续建立了 29 个森林 BEF 的实验,形成了全球森林 BEF 研究网络 (TreeDivNet, www.treedivnet.ugent.be),研究区域包括寒温带、温带、亚热带和地中海地区,树种多样性水平设置为 0~24 种不等,涉及 230 个树种,百万余棵树木 (Paquette et al., 2018)。这些实验的具体设计虽然各不相同,但都是通过控制木本植物的物种多样性来量化树种多样性与生态系统功能的关系。在这些森林 BEF 实验中,亚热带森林生物多样性与生态系统功能实验基地 (Biodiversity-Ecosystem Functioning Experiment China Platform, BEF-China) 是亚热带首个人工控制生物多样性实验,通过开展长期的系统性研究,探究亚热带森林植物、动物、微生物等多营养级的生物多样性对生态系统功能和稳定性的影响及其内在机制。

## 1 实验样地

BEF-China 实验样地包括两个部分,即位于江西省德兴市新岗山镇的人工控制实验样地和钱江源国家公园内的比较实验样地 (图 1)。

### 1.1 人工控制实验样地

该样地包含样地 A 和样地 B。样地 A 于 2009

年建成,海拔 105~275 m;样地 B 于 2010 年建成,海拔 105~190 m (图 2)。两个样地的物种库共包含 42 种乔木和 18 种灌木,按照随机断棍和物种直接丧失两种方式进行多样性设计。两个样地均以 666.67 m<sup>2</sup> (25.82 m × 25.82 m, 1 亩) 为基本单元样方进行幼苗种植,共计 566 个样方。在一个基本样方中,乔木物种水平分别为 1、2、4、8、16、24 种。灌木配植在由 4 个基本单元样方组成的超级样方中,多样性水平分别为 0、2、4、8 种。在实验样地的每个基本单元样方内栽植 400 棵乔木幼苗,间距为 1.29 m,灌木设置同样的密度,栽植在乔木之间。两个样地栽植的木本植物总数超过 30 万株 (马克平, 2013; Bruelheide et al., 2014)。

### 1.2 比较实验样地

该样地于 2008 年建立,共设 27 个 30 m × 30 m 的小样地。样地覆盖 5 个演替阶段,当年的群落年龄分别为 <20、20~40、40~60、60~80、>80 年。根据第一次普查的结果,株高大于 1 m 的木本植物有 148 种,隶属于 46 科 (Bruelheide et al., 2011)。

## 2 新岗山主实验样地研究进展

截至 2023 年 3 月,基于 BEF-China 平台已发表论文 229 篇,内容涉及生物多样性对多种生态系统功能的影响,包括生产力、养分循环、多营养级相互作用关系等方面 (图 3)。

### 2.1 树种多样性对树木生长和生产力的影响

在实验的早期阶段,通过对幼树生长速率 (Lang et al., 2012; Li et al., 2014; Hahn et al., 2017b)、冠层结构 (Lang et al., 2012)、吸水特性 (Trogisch et al., 2016) 等方面的研究表明,树种多样性对生产力的促进作用因年限不足而未显现。幼树生长表现出明显的物种特异性,受物种本身功能性状和所处环境的影响,树木生长和性状关系可以随着树种多样性的变化而改变,在树种多样性较高的群落,性状对生长的影响更为显著 (Li et al., 2014; Kröber et al., 2015; Bongers et al., 2020b)。

随着时间的推移, BEF-China 平台陆续报道了

关于树种多样性对生产力的促进作用及其作用机制的研究。种植 8 年后,每公顷 16 个物种混交林的碳储量约 32 t,而每公顷纯林的碳储量约为 12 t,不及混交林一半。所有多样性水平群落的生物多样性效应随着时间的推移而增加,并主要由互补效应驱动(Huang et al., 2018a)。从物种丧失的角度来研究,Chen 等(2020)通过模拟 BEF-China 平台的随机和非随机灭绝情景,发现物种丧失在所有情景下都对生产力产生损害,并且这些影响随着林龄的增长而增强。

土壤中的某些真菌与植物的根系形成共生体,即菌根。丛枝菌根(AM)和外生菌根(ECM)是森林中常见的菌根类型,菌根类型在很大程度上影响了树种多样性对生产力的影响(Ma et al., 2021)。随着树种多样性的增加,AM 树种的净初级生产力增加,而 ECM 树种则减少,这主要是因为随着树种多样性的增加,AM 树种增强了养分吸收和加快了凋落物分解,而 ECM 树种的凋落物分解和养分吸收之间存在权衡。这些结果证实了 AM 树种通过使用不同于 ECM 树种的养分获取策略,在亚热带森林中占据主导地位(Deng et al., 2023)。

邻体间相互作用解释了群落生产力沿多样性梯度 50% 以上的变异,并随着群落树种多样性的增加,局部尺度邻居效应对调节群落生产力的重要性明显增加(Fichtner et al., 2018)。树冠的互补性和可塑性随着树种多样性的增加而增大,进一步促进了光吸收和树木生长(Forrester et al., 2019; Perles-Garcia et al., 2021)。随着时间的推移,邻居树种多样性导致木材体积分配发生变化,更有利于枝条,尤其是形态灵活的树种生长。树种多样性介导的空间分配模式和树冠形态的变化是树冠互补的基本机制,也是群落超产的重要驱动因素(Kunz et al., 2019)。

另外,树种多样性能够显著促进群落生产力的稳定性,其内在的机制在于树种多样性促进了与导水、气孔控制相关的功能多样性,从而导致树种具有不同的异步性生长,最终决定了群落稳定性这一关键机制(Schnabel et al., 2021)。

树种多样性通过影响物种水平的功能性状,包括树冠(Perles-Garcia et al., 2022)、叶片、根系等方面的功能性状(Weinhold et al., 2022),从而显著影响树木生长(Li et al., 2017b)。这种物种水平的影响,能否累积到群落水平上,并且如何受到树种多样性调控?基于 BEF-China 连续 10 年的监测数据分析发现,随着森林的发展,功能多样性和功能均值的影响强度都有增强,功能多样性的

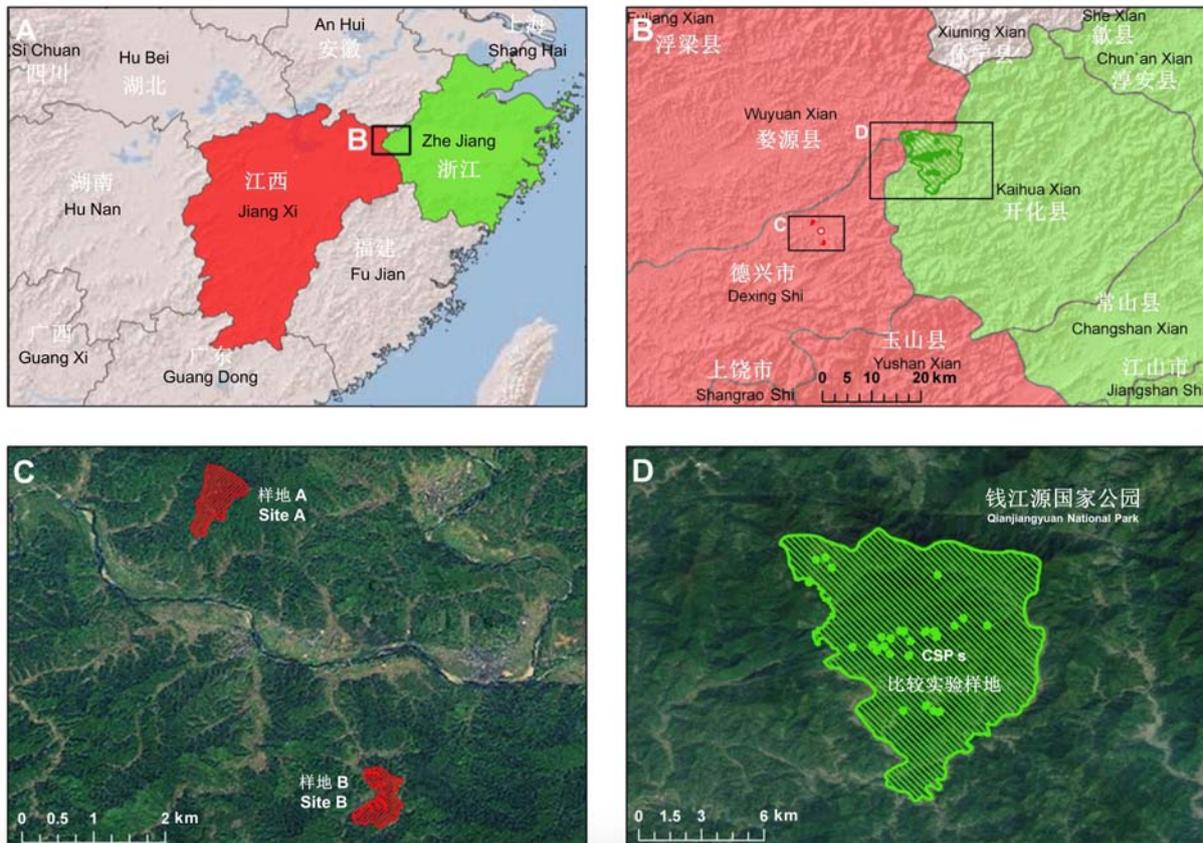
重要性在上升,而功能均值则在下降。这意味着随着时间的推移,群落中拥有更多样化的树种,对生产力提高的重要性和影响强度都在加强(Bongers et al., 2021)。

森林是由树木个体组成,个体水平的相互作用往往在森林 BEF 研究中被忽略。来自不同母树个体形成的遗传多样性对生产力的影响如何?Bongers 等(2020b)对具有明确母树来源的树木个体进行了连续 8 年的生长追踪,并测取了关键的叶性状和枝条性状。结果发现,个体水平的功能性状对生长的影响在高多样性群落中作用更强,并且这种影响强度在单种和混种中差异随时间而增大。进一步将这些个体的遗传信息加入发现,遗传多样性促进了种内个体功能性状的分化,这些分化形成了对资源利用的功能空间差异,最终影响了群落生产力(Bongers et al., 2020a)。树种多样性和遗传多样性可以通过增加树木的功能多样性,抑制食草昆虫损伤和与土壤真菌的资源竞争,进而间接促进森林群落生产力。树木的遗传多样性在不同的树种多样性下对生产力的影响不同:在纯林中,没有发现种内遗传多样性会降低森林中土壤真菌多样性或食草昆虫的资源竞争压力;在混交林中,树木遗传多样性通过降低与土壤真菌竞争资源促进了群落生产力(Tang et al., 2022)。

在地下生产力方面,Sun 等(2017)的研究表明,细根产量随着树种多样性的增加而增大,这种影响能用树种间的地下生态位互补性来解释,是导致地上生物多样性超产效应的机制之一。Bu 等(2017)研究发现,树种多样性显著影响了 5 个树种的比根长,说明资源分配和物种相互作用是亚热带森林树种多样性对树木生长影响的潜在机制。

## 2.2 树种多样性对存活率的影响

2.2.1 乔木存活率 根据 2009 年 11 月和 2010 年 6 月对样地 A 中 26 个乔木树种的两次调查统计,栽植 14 个月后的树苗成活率为 87%,其中常绿树种成活率为 84%,落叶树种成活率为 93%。幼苗的存活率受树种多样性、叶的特性(落叶或常绿)、树种功能特性、种植时间和海拔高度的显著影响(Yang et al., 2013)。Liu 等(2022b)分析了第 3 至第 12 年的个体存活数据集发现,尽管树木的总体存活率随样方树种多样性的增加而增高,但树种多样性对存活率的影响在物种间和年际间存在显著差异。这些显著差异与物种的功能性状和当年的气候条件密切相关。保守型树种的存活率随树种多样性、林龄和年降水量的增加而提高,而获取型物种则相反。这表明树种多样性、功能



A. BEF-China 主实验样地分布省份 (红色示江西省, 绿色示浙江省); B. 主实验样地和比较实验样地分布区域 (绿色示德兴市, 红色示开化县); C. 主实验样地两个样点位置; D. 比较实验样地位置和 27 个样方分布点。

A. Distribution provinces of BEF-China (Red indicates Jiangxi Province, green indicates Zhejiang Province); B. Distribution areas of the main experiment and Comparative Study Plots (CSPs) (Green indicates Dexing Shi, red indicates Kaihua Xian); C. Location of the main experiment; D. Location of the CSPs area and the distribution of 27 CSPs.

图 1 BEF-China 的样地分布

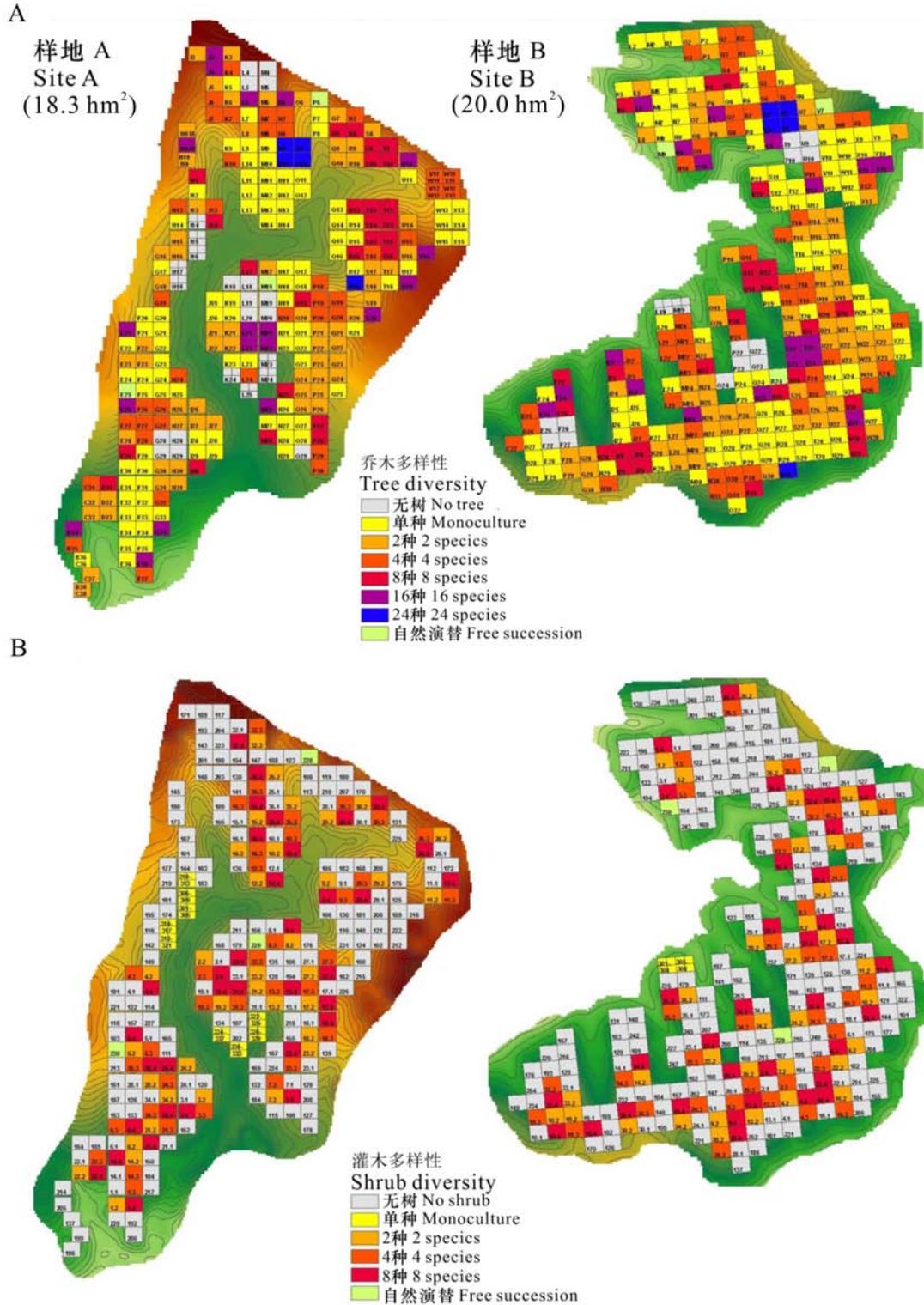
Fig. 1 Distribution of BEF-China

性状和气候条件之间的相互作用可以平衡森林中不同树种的存活率。

**2.2.2 灌木存活率** 在实验的早期阶段, 乔木和灌木的多样性都不影响灌木的存活。非生物环境因素对灌木存活的影响最大。干旱是灌木死亡的主要原因。在生物因子中, 只有草本层树种丰富度和优势蕨类物种 [双鳞毛蕨 (*Dryopteris* sp.)] 的盖度才能影响灌木的存活 (Yang et al., 2017)。薛玉洁等 (2023) 基于 2012 年和 2019 年的灌木个体存活数据发现, 不同物种的灌木存活率具有显著差异。地形和土壤碳氮比对灌木存活率影响较大, 乔木和灌木多样性对灌木存活影响有限, 但乔木多样性的增加可通过形成更郁闭的林冠提高灌木存活率, 灌木功能性状显著影响灌木存活率, 并且保守型生活策略的灌木物种具有更高的存活率。

### 2.3 树种多样性对凋落物分解和养分循环的影响

基于 BEF-China 的研究表明, 树种多样性加快了凋落物的分解 (Deng et al., 2023), 分别是通过影响凋落物分解过程中组分变化 (Ristok et al., 2017)、胞外酶活性 (潘玉梅和张乃莉, 2021) 和土壤微生物群落组成及活性 (Pei et al., 2017) 来实现的。凋落物物种多样性对凋落物分解的影响在很大程度上取决于混合凋落物的物种组成 (Huang et al., 2018b)。遗传多样性对凋落物的分解有着非常重要的影响: 分解速率随个体遗传多样性的增加而增大 (Li et al., 2017a)。土壤大型动物和叶的功能特征能够驱动凋落物次生代谢产物的分解 (Ristok et al., 2019)。除了生物多样性的作用之外, 地形和微气候等非生物因素也对凋落物的分解速率有着至关重要的作用 (Seidelmann



A. BEF-China 主实验样地乔木多样性样方设置; B. 主实验样地灌木多样性样方设置。[引自项目申请报告: Proposal for the 2nd of the DFG Research Unit 891 Phase (2011–2014)]

A. Tree diversity plots of BEF-China main experiment; B. Shrub diversity plots of BEF-China main experiment. [from the report of project application; Proposal for the 2nd of the DFG Research Unit 891 Phase (2011–2014)]

图 2 BEF-China 主实验的设计  
Fig. 2 Design of BEF-China main experiment

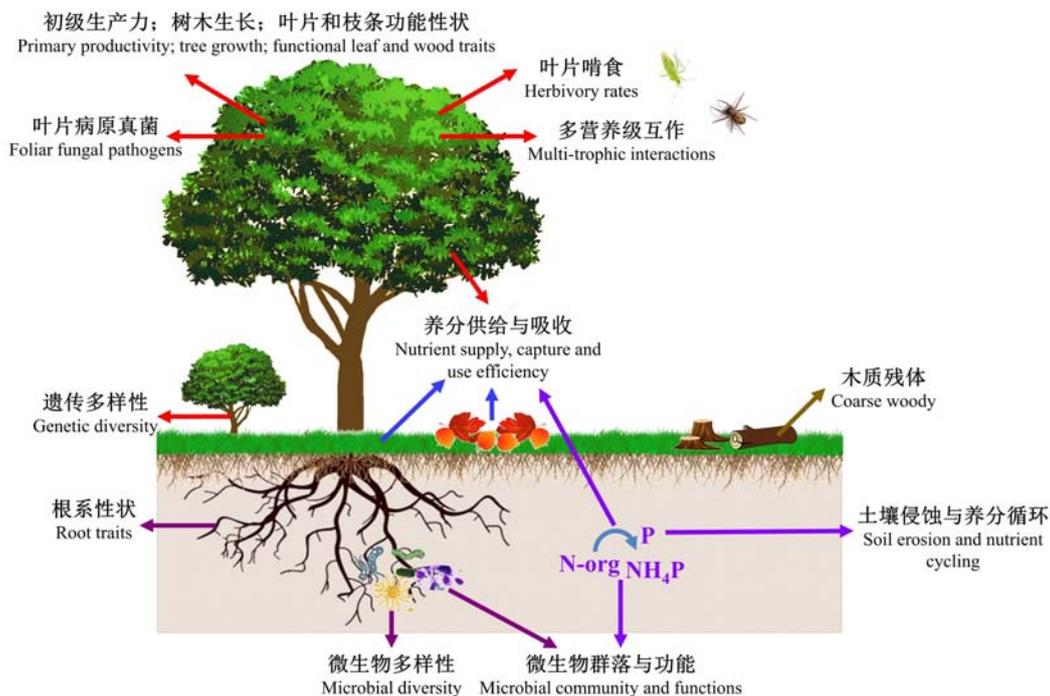


图 3 BEF-China 的主要研究内容

Fig. 3 Main research content of BEF-China

et al., 2016)。在枯木分解方面,节肢动物分解者群落(尤其是白蚁的存在)是最主要的影响因子,而树种多样性本身并没有直接的影响(Eichenberg et al., 2017)。树冠密度的增加延缓细木分解,主要是通过促进捕食性蚂蚁的数量和形成更潮湿凉爽的小气候,从而抑制白蚁觅食细木的强度(Wu et al., 2021a, b)。

树种多样性促进了土壤有机碳在不同土壤深度的积累,凋落物输入是重要的影响因素(Li et al., 2019)。另外,土壤碳含量随着树木生产力和根系直径的增加而增加,并随着凋落物碳氮比的增加而减少。此外,树木生产力和树木功能性状(如菌根类型和凋落物碳氮比)调节了微环境条件,对土壤微生物生物量产生了较大影响,进而影响土壤碳含量(Beugnon et al., 2023)。

树种多样性促进氮素的获取和存留,并随着时间的推移而增强,氮吸收方面的生态位互补促进了共存物种之间的资源利用(Lang et al., 2014)。Liu 等(2022a)的盆栽实验研究同样证明,随着树种多样性的增加,生态系统生物量的增加在很大程度上可以通过树种之间氮吸收的生态位互补来解释。

#### 2.4 树种多样性对多营养级相互作用关系的影响

树种多样性对多营养级相互作用关系的影响在蜜腺植物访问、食草动物啃食、调节高营养级之间关系和微生物群落等方面均有报道。蜜腺访问者的数量和物种多样性随着树种多样性的增加而下降,这体现了资源稀释效应,由于树种越多的样方,蜜腺植物的个体比例越小,因此花蜜可用性越低(Staab et al., 2017)。在食草动物啃食方面,多篇报道指出,树种多样性促进食草动物啃食程度的增加(Schuldt et al., 2017c; Yang et al., 2018)。这是广食性的食草动物(特别是成年食草动物)能啃食更多样的树木造成的(Zhang et al., 2018)。树种多样性对半翅目昆虫和蚂蚁的物种多样性呈现促进作用,加强了植物-蚂蚁的互惠作用(Staab et al., 2015),减弱了共生蚂蚁-半翅目昆虫相互作用与食草动物之间的相关关系(Schuldt et al., 2017b)。树木系统发育多样性而不是树种多样性决定了不同营养级的节肢动物群落组成,树木系统发育多样性增加了捕食性节肢动物的多样性,但降低了草食性节肢动物多样性(Staab et al., 2021)。总体而言,树种多样性促进更高营养级的物种丰富度,通过提高植物群落的结构和功能多样性来促进高营养级

物种之间的相互作用(拮抗作用和互惠作用),从而增强了森林生态系统对环境条件变化的稳定性(Cao et al., 2018; Fornoff et al., 2019; Schuldt et al., 2019; Albert et al., 2022)。

基于 BEF-China 样地的研究,有报道指出,树种多样性对高营养级的作用并不显著。例如,树种多样性对鳞翅目昆虫多样性的影响在很大程度上是间接的,是通过改变鳞翅目昆虫的多样性来实现的,进化依赖性决定了食草动物群落对树种多样性变化的反应(Wang et al., 2020)。植食性鳞翅目幼虫共现指数与树木和鳞翅目的系统发生距离(mean pairwise phylogenetic distance, MPD)呈显著负相关,与营养功能性状(碳氮比)呈正相关,但与防御性状(如叶韧度),以及树种多样性(包括树的物种丰富度和 MPD)呈负相关。Wang 等(2022)研究表明,在亚热带森林生态系统中,以环境过滤为主的多种驱动力能通过物种间的相互作用,显著影响植食者群落的物种共现共存。

微生物方面,树木菌根类型、树种多样性及其相互作用对微生物群落组成有显著影响(Yang et al., 2022)。树木菌根类型是决定土壤微生物多样性和群落组成的重要因素,较高的树种多样性促进了土壤微生物群落组成的趋同(Singavarapu et al., 2022)。树种多样性是通过增加微生物生物量而不是改变微生物种类或功能多样性来增加土壤微生物呼吸(Beugnon et al., 2021)。真菌共生网络结构受树种多样性、群落组成以及土壤碳氮比的影响,但细菌共生网络结构受到土壤 pH 值和空间距离的影响(Gan et al., 2022)。树种多样性增加促进了叶片真菌病原体的多样性(Rutten et al., 2021),并抑制了叶片真菌的感染(Saadani et al., 2021),这主要是由宿主稀释效应引起的。在更多样化的植物群落中,个体的平均易感率降低,宿主空间距离的增加可能会减少病原体的传播,从而减少病原体在更多样的植物群落中的影响。病原菌危害减少,尤其对叶片质地柔软、气候生态位狭窄的树种影响最为显著(Schuldt et al., 2017c)。

### 2.5 树种多样性对生态系统功能其他方面的影响

树种多样性对生态系统功能的影响体现在抵抗干旱胁迫(Salmon et al., 2018; Fichtner et al., 2020)、林冠穿透雨(Geissler et al., 2012; Goebes et al., 2015b)、抵抗土壤侵蚀(Song et al., 2019)和物候变化(Du et al., 2019)等方面。树种多样性能在一定程度上缓解幼树生长的干旱胁迫。树种多样性的促进作用在干旱期间最强,并随着树种多样性的增加而增加。干旱期间,土壤水分分配有利于最

脆弱的个体(Fichtner et al., 2020)。早期林冠穿透雨实验的研究表明,在样方水平上,是邻居树种多样性而不是群落树种多样性对林冠穿透雨产生较大的影响,说明幼林中树种多样性只在邻体水平的小空间上产生影响(Goebes et al., 2015a)。随着森林的发展,树种多样性的作用逐渐增强,在多样性高的样方中,较高的树冠盖度和叶面积指数降低了森林生态系统的林间侵蚀(Seitz et al., 2016; Song et al., 2018)。另外,石头、生物结皮、凋落物对土壤表面的覆盖也是控制土壤侵蚀的重要因素(Seitz et al., 2015; Seitz et al., 2016; Song et al., 2019),凋落物的保护作用随着凋落物的分解而消退,保护效果受土壤中大型动物存在与否的影响(Seitz et al., 2015)。在物候方面,树种多样性的波动可以改变亚热带森林的展叶时间,非生物变量比生物变量对展叶时间的影响更为重要。总体而言,树种多样性的下降可能会加剧全球气温上升引起的物候变化(Du et al., 2019)。

## 3 比较实验样地研究进展

### 3.1 不同演替阶段树种多样性对生产力的影响

植物生长速率在季节和年度间存在显著差异,虽然随林龄的增加而降低,但与地形和邻居树种多样性或密度无显著相关(Chi et al., 2017)。在碳储量方面,树种多样性会促进群落碳的累积,即树种多样性高的林分具有更高的碳储量和碳通量。林龄对碳储量的影响,表现为老龄林的碳储量高于中龄林和幼龄林。在研究区域每增加一个树种,森林群落的总碳储量增加了 6.4%(Liu et al., 2018)。在草本层方面,草本层生产力既不受乔木多样性的影响,也不受草本多样性的影响。尽管在演替过程中草本层物种的多样性显著降低,但在演替的各个阶段树种多样性对草本层物种多样性的贡献都非常大,而环境因素的影响并不大(Both et al., 2011)。

### 3.2 不同演替阶段树种多样性对凋落物分解和养分循环的影响

凋落物总量随树种多样性的增加而增大,老龄林具有更多的凋落物。增加树种多样性可提高凋落物质量(较低的碳氮比),而林龄对凋落物质量无影响。凋落物中的氮含量越高,养分循环速度更快,进一步促进了森林生长(Huang et al., 2017)。Eichenberg 等(2015)研究发现,凋落物分解不是随林龄发生显著变化,而是主要受到叶片功能性状的影响。在木质残体分解方面,Pietsch

等(2019) 研究发现, 亚热带森林木材分解主要受温度的控制, 树种多样性、真菌操作分类学单元 (OTUs) 多样性和大型无脊椎动物多样性对木材分解速率的影响相对较弱。

众所周知, 树种多样性会影响土壤有机碳的存储, 而驱动二者作用关系的机制尚不清楚。树种多样性和土壤有机碳关系在表层土和底土中有着不同的驱动途径。在表层(0~10 cm) 土壤中, 树种多样性通过调节植物衍生成分(木质素酚类、轻组有机碳和颗粒有机物) 影响土壤有机碳含量 (Jia et al., 2021)。在底层(30~40 cm) 土壤中, 树种多样性对微生物衍生成分(氨基糖类和矿物结合有机质) 的积累有促进作用, 从而在底层土的土壤有机碳含量变化中占主导地位 (Jia et al., 2021)。进一步地, 根际土壤有机碳的来源及其调控机制也不清楚。与非根际土壤有机碳相比, 木质素酚类物质在根际土壤有机碳中的浓度更高, 由于 ECM 真菌的贡献, 因此氨基糖更集中在 ECM 树的根际。但是, 在 AM 树下之所以不集中, 是因为 AM 树表现出降低的真菌坏死体积累。该结果突出了与不同菌根树种有关的根际土壤有机碳来源差异的新机制, 对于利用植物-菌根共生增强土壤有机碳固存具有重要意义 (Jia et al., 2022)。

### 3.3 不同演替阶段树种多样性对多营养级互作的影响

随着树种多样性和系统发育多样性的增加, 草食性节肢动物的数量增加, 所造成的叶片啃食程度增加。冠层中叶生物量比例较低的树种往往遭受更高层次的啃食伤害。广食性的食草动物在树种多样性较高的森林系统中受益最大 (Brezzi et al., 2017; Schuldt et al., 2010)。木本植物的功能多样性(叶片的化学组分) 和系统发育多样性驱动着高度多样性森林中的啃食伤害情况 (Schuldt et al., 2014a)。

幼龄林和老龄林中的蚂蚁群落组成存在显著差异, 幼龄林中蚂蚁群落具有更高的物种多样性, 而在老龄林中存在一个独特的蚂蚁群落 (Staab et al., 2014a)。杂食性蚂蚁均匀度随树木均匀度的增加而降低, 随林龄的增加而增大 (Staab et al., 2014b)。捕食性蚂蚁的物种多样性随树种多样性的增加而增大, 随叶片的功能多样性和灌木盖度的增加而降低。海拔高度对蚂蚁物种多样性有负的影响 (Staab et al., 2014a)。

随着树种多样性和林龄的增加, 蜘蛛群落功能的差异增大。蜘蛛的均匀度和分化度随着树种多样性和林龄的增加而增加。尽管蜘蛛物种多样

性随着树种多样性的增加而降低 (Schuldt et al., 2011), 但功能多样性仍保持在恒定水平。这表明蜘蛛的功能冗余度随着树种多样性的增加而降低 (Schuldt et al., 2013b)。另外, 环境异质性 (Schuldt et al., 2012) 和尺度差异 (Schuldt et al., 2013a) 也是影响蜘蛛群落的重要因素。

总体而言, 亚热带森林系统中的多年生群落的地下生物群落是通过树种多样性的下行控制效应来构建的, 而地上节肢动物群落是通过树种多样性的上行控制效应来构建的 (Schuldt et al., 2017a)。在高度多样化的森林中, 树种多样性加强了蚂蚁与蜘蛛群落组成和功能之间的关系, 即在蚂蚁存在的情况下, 蜘蛛家族的多样性增加, 造网蜘蛛和猎网蜘蛛的生物量比例发生了变化, 形成了更多以造网功能为主的蜘蛛群落 (Schuldt & Staab 2015)。除了树种多样性的影响之外, 植物系统发育多样性、植物功能多样性、多营养级多样性的重要作用也有报道。植物系统发育多样性对草食性动物群落的上行控制作用强于树种多样性的作用 (Schuldt et al., 2014b)。树木系统发育多样性促进寄主-寄生蜂相互作用, 并且比树种多样性的效应强得多 (Staab et al., 2016)。植物功能性状多样性和组成比树种多样性对个体功能和多功能性的影响更大, 多营养级多样性是理解多功能驱动因素的关键 (Schuldt et al., 2018)。除了生物多样性的影响之外, 海拔的作用也不容忽视, 即使在相对较小的梯度上, 海拔对动物群落的物种多样性也有很强的直接作用, 但其影响取决于当地资源的可用性和高营养级生物自身的特征 (Binkenstein et al., 2018)。

在微生物方面, Gao 等 (2015) 利用 454 高通量测序技术对幼龄林、中龄林和老龄林中的外生菌根真菌群落进行了研究, 发现外生菌根真菌群落由 393 个 OTUs 组成, 隶属于 21 个外生菌根真菌谱系, 其中 3 个外生菌根真菌谱系和 11 个外生菌根真菌 OTUs 在幼龄林、中龄林和老龄林中表现出明显的偏向性。宿主植物和真菌群落之间存在显著的相关性。亚热带森林植物群落组成是土壤真菌多样性和群落组成的主要驱动因子 (Wu et al., 2012)。Gao 等 (2013) 研究发现, 在属水平上, 亚热带森林树种多样性是其外生菌根真菌多样性的最主要影响因素; 共生植物的组成决定了外生菌根真菌特性及多样性对亚热带树木竞争的影响 (Shi et al., 2017)。另外, Wu 等 (2013) 发现, 海拔、土壤有机碳、土壤 pH 值也是影响真菌群落组成的重要因素。

## 4 BEF-China 研究展望

基于 BEF-China 研究进展的汇总,我们提出未来 BEF-China 的研究可以在多个生物多样性维度、多种生态系统组分、多种生态系统功能以及多种时空尺度等方面进行综合考虑(图4)。

### 4.1 生物多样性维度方面

目前 BEF-China 的研究对树种多样性和功能多样性的考虑较多,但由于受研究专业、技术手段和研究经费的限制,因此对遗传多样性的涉猎并不多。已涉及的方面有乔木遗传多样性(Schuldt et al., 2014a, b; Staab et al., 2016; Hahn et al., 2017a; Purschke et al., 2017; Tang

et al., 2022)和食草动物遗传多样性(Wang et al., 2020)。遗传多样性既是生物体内的遗传变异性,也是物种拥有的遗传物质和遗传资源的总和,主要指在分子水平上的,特别是基因和基因组水平上的多样性,包括由遗传物质决定的形态遗传性状变异和适应性性状变异。Forest 等(2007)研究指出,一些地区虽然物种多样性并不占优势,但却包括了一些在系统发育树上隔离子遗的古老分支,这些堪称活化石的物种包含了更独特和稀有的进化历史信息,这些信息保留在其基因和基因组中。未来 BEF-China 的研究,结合多种多样性维度,从树种多样性、功能多样性、遗传多样性等视角来分析 BEF 的关系,以期得到更深层次的理解。

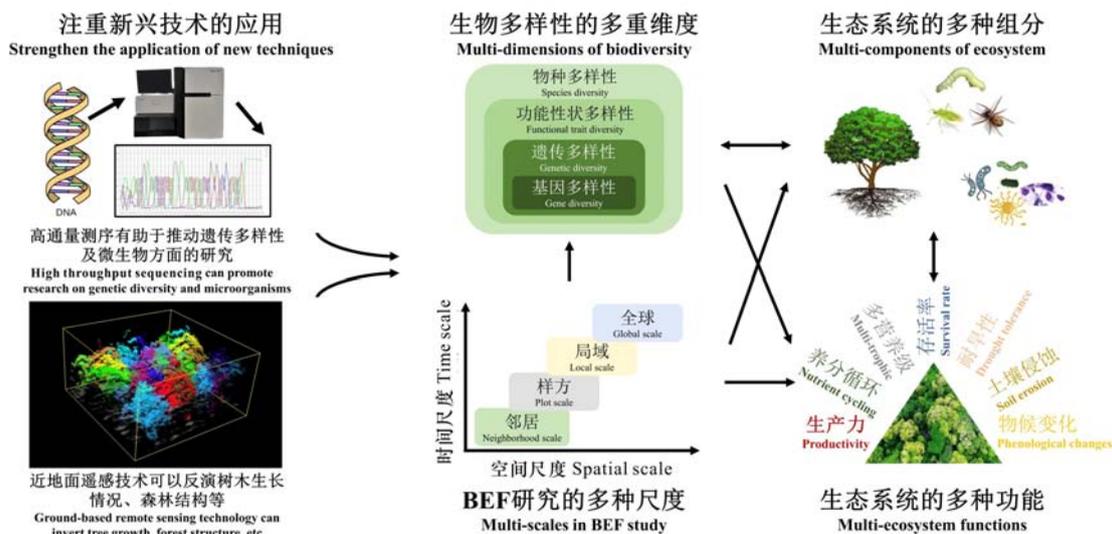


图 4 BEF-China 的研究展望

Fig. 4 Research prospect of BEF-China

### 4.2 生态系统组分

目前, BEF-China 的研究对植物、动物的探讨很多,而对微生物群落的研究报道并不多,背后的原因和遗传多样性的研究相对不多是一样的。生物多样性与地上-地下生态学过程研究主要涉及凋落物分解和根系吸收这两个方面,而土壤微生物(真菌和病原菌)的组成和多样性通过参与凋落物分解、形成共生菌根、产生病菌危害等形式对上述两个过程发挥着重要作用,进而影响地上生态系统多营养级的相互作用关系(Delgado-Baquerizo et al., 2016; Chen et al., 2019)。

高通量测序技术的发展能对遗传多样性和微

生物群落方面的研究提供有利的帮助。随着测序费用的降低以及 DNA 序列片段长度和质量的提升,过去只有大型研究机构才能开展的测序工作如今也可在普通的实验室进行(Schneider et al., 2010)。技术进步将会带来更多的方法,推动 BEF-China 研究在微生物群落、系统进化等方面有更好的发展。

### 4.3 生态系统功能

目前,大部分基于 BEF-China 的研究都只考虑了生物多样性对单一生态过程的影响,建立能够合理解释生态系统各功能综合响应的多功能性指标,是摆在 BEF 研究者面前的一个挑战。卫星遥

感可用于估计整个研究区域土地覆被的种类、类型和范围, 提供大量研究区域的长期生物物理和生境条件, 遥感数据结合实地资源、土地覆被分类, 可以确定非常具体的生境, 并进一步用于栖息地建模、物种分布预测、物种生境丧失, 检测模型灭绝率的变化 (Parmesan & Yohe, 2003)。基于实地的生态系统功能度量不容易转化为对整个生态系统功能的估计, 而通过遥感手段可以同时估计整个生态系统的功能 (Rocchini et al., 2004)。

#### 4.4 时空尺度方面

一般来讲, 在小到中等空间尺度水平内, 生物多样性的相对作用是很大的。例如, 小到邻居树木尺度上, 邻居树种多样性影响自身性状的变异, 进而影响了邻居物种与目标物种的相互作用 (Lankau, 2011); 邻居树种多样性既能改变邻居物种与目标物种的相对竞争强度, 也能通过生态位互补增加种群的竞争强度 (Dostal, 2011)。但是, 在区域尺度内, 环境的异质性较大, 生物因子作为生态系统过程的预测因子的重要性将被削弱, 非生物因子成为生态系统对环境梯度变化响应的主要驱动力。因此, 正确理解和预测大尺度水平上生物多样性和生态系统过程所发生的变化, 如当考虑 BEF-China 与别的国家、地区的 BEF 森林研究成果进行综合比较分析时, 就必须强调生物多样性的变化、生态系统功能和环境因子之间的反馈效应 (Loreau et al., 2001)。

#### 4.5 时间尺度方面

BEF-China 目前最主要的研究成果之一, 是植物生产力随树种多样性增加而增加, 并且这种增加在逐年增大 (Huang et al., 2018a)。那么这种增加何时能达到稳定? 在演替过程中, 生态系统内的各种组分、生态学过程和功能又发生了怎样的变化? 对伴随发生的全球气候变化产生了怎样的反应? 这些问题也许都将在 BEF-China 未来的研究报道中得到解答。

#### 参考文献:

ALBERT G, GAUZENS B, LOREAU M, et al., 2022. The hidden role of multi-trophic interactions in driving diversity-productivity relationships [J]. *Ecol Lett*, 25(2): 405-415.  
 BEUGNON R, BU W, BRUELHEIDE H, et al., 2023. Abiotic and biotic drivers of tree trait effects on soil microbial biomass and soil carbon concentration [J]. *Ecol Monogr*, 93(2): e1563.  
 BEUGNON R, DU J, CESARZ S, et al., 2021. Tree diversity and soil chemical properties drive the linkages between soil

microbial community and ecosystem functioning [J]. *ISME Commun*, 1: 41.  
 BINKENSTEIN J, KLEIN AM, ASSMANN T, et al., 2018. Multi-trophic guilds respond differently to changing elevation in a subtropical forest [J]. *Ecography*, 41(6): 1013-1023.  
 BONGERS FJ, SCHMID B, BRUELHEIDE H, et al., 2021. Functional diversity effects on productivity increase with age in a forest biodiversity experiment [J]. *Nat Ecol Evol*, 5: 1594-1603.  
 BONGERS FJ, SCHMID B, DURKA W, et al., 2020a. Genetic richness affects trait variation but not community productivity in a tree diversity experiment [J]. *New Phytol*, 227(3): 744-756.  
 BONGERS FJ, SCHMID B, SUN Z, et al., 2020b. Growth-trait relationships in subtropical forest are stronger at higher diversity [J]. *J Ecol*, 108(1): 256-266.  
 BOTH S, FANG T, BOHNKE M, et al., 2011. Lack of tree layer control on herb layer characteristics in a subtropical forest, China [J]. *J Veg Sci*, 22(6): 1120-1131.  
 BREZZI M, SCHMID B, NIKLAUS PA, et al., 2017. Tree diversity increases levels of herbivore damage in a subtropical forest canopy: evidence for dietary mixing by arthropods? [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 13-27.  
 BRUELHEIDE H, BOHNKE M, BOTH S, et al., 2011. Community assembly during secondary forest succession in a Chinese subtropical forest [J]. *Ecol Monogr*, 81(1): 25-41.  
 BRUELHEIDE H, NADROWSKI K, ASSMANN T, et al., 2014. Designing forest biodiversity experiments: general considerations illustrated by a new large experiment in subtropical China [J]. *Methods Ecol Evol*, 5(1): 74-89.  
 BU WS, SCHMID B, LIU XJ, et al., 2017. Interspecific and intraspecific variation in specific root length drives aboveground biodiversity effects in young experimental forest stands [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 158-169.  
 CAO HX, KLEIN A-M, ZHU C, et al., 2018. Intra- and inter-specific tree diversity promotes multitrophic plant-Hemiptera-ant interactions in a forest diversity experiment [J]. *Basic Appl Ecol*, 29: 89-97.  
 CARDINALE BJ, DUFFY JE, GONZALEZ A, et al., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity [J]. *Nature*, 486(7401): 59-67.  
 CHEN L, SWENSON NG, JI NN, et al., 2019. Differential soil fungus accumulation and density dependence of trees in a subtropical forest [J]. *Science*, 366(6461): 124-128.  
 CHEN Y, HUANG Y, NIKLAUS PA, et al., 2020. Directed species loss reduces community productivity in a subtropical forest biodiversity experiment [J]. *Nat Ecol Evol*, 4(4): 550-559.  
 CHI XL, GUO Q, FANG JY, et al., 2017. Seasonal characteristics and determinants of tree growth in a Chinese subtropical forest [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 4-12.  
 DELGADO-BAQUERIZO M, MAESTRE FT, REICH PB, et al., 2016. Microbial diversity drives multifunctionality in terrestrial ecosystems [J]. *Nat Commun*, 7: 10541.  
 DENG M, HU S, GUO L, et al., 2023. Tree mycorrhizal association types control biodiversity-productivity relationship in a subtropical forest [J]. *Sci Adv*, 9(3): eadd4468.  
 DOSTAL P, 2011. Plant competitive interactions and invasiveness: searching for the effects of phylogenetic

- relatedness and origin on competition intensity [J]. *Am Nat*, 177(5): 655–667.
- DU YJ, YANG B, CHEN SC, et al., 2019. Diverging shifts in spring phenology in response to biodiversity loss in a subtropical forest [J]. *J Veg Sci*, 30(6): 1175–1183.
- EICHENBERG D, PIETSCH K, MEISTER C, et al., 2017. The effect of microclimate on wood decay is indirectly altered by tree species diversity in a litterbag study [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 170–178.
- EICHENBERG D, TROGISCH S, HUANG YY, et al., 2015. Shifts in community leaf functional traits are related to litter decomposition along a secondary forest succession series in subtropical China [J]. *J Plant Ecol*, 8(4): 401–410.
- FICHTNER A, HARDTLE W, BRUELHEIDE H, et al., 2018. Neighbourhood interactions drive overyielding in mixed-species tree communities [J]. *Nat Commun*, 9: 1144.
- FICHTNER A, SCHNABEL F, BRUELHEIDE H, et al., 2020. Neighbourhood diversity mitigates drought impacts on tree growth [J]. *J Ecol*, 108(3): 865–875.
- FOREST F, GRENYER R, ROUGET M, et al., 2007. Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots [J]. *Nature*, 445(7129): 757–760.
- FORNOFF F, KLEIN AM, BLUTHGEN N, et al., 2019. Tree diversity increases robustness of multi-trophic interactions [J]. *P Roy Soc B-Biol Sci*, 286(1898): 20182399.
- FORRESTER D, RODENFELS P, HAASE J, et al., 2019. Tree-species interactions increase light absorption and growth in Chinese subtropical mixed-species plantations [J]. *Oecologia*, 191(2): 421–432.
- GAN H, LI X, WANG Y, et al., 2022. Plants play stronger effects on soil fungal than bacterial communities and co-occurrence network structures in a subtropical tree diversity experiment [J]. *Microbiol Spectrum*, 10(3): e0013422.
- GAO C, SHI NN, LIU YX, et al., 2013. Host plant genus-level diversity is the best predictor of ectomycorrhizal fungal diversity in a Chinese subtropical forest [J]. *Mol Ecol*, 22(12): 3403–3414.
- GAO C, ZHANG Y, SHI NN, et al., 2015. Community assembly of ectomycorrhizal fungi along a subtropical secondary forest succession [J]. *New Phytol*, 205(2): 771–785.
- GEISSLER C, KÜHN P, BÖHNKE M, et al., 2012. Splash erosion potential under tree canopies in subtropical SE China [J]. *Catena*, 91: 85–93.
- GOEBES P, BRUELHEIDE H, HARDTLE W, et al., 2015a. Species-specific effects on throughfall kinetic energy in subtropical forest plantations are related to leaf traits and tree architecture [J]. *PLoS ONE*, 10(6): e128084.
- GOEBES P, SEITZ S, KUEHN P, et al., 2015b. Throughfall kinetic energy in young subtropical forests: Investigation on tree species richness effects and spatial variability [J]. *Agric For Meteorol*, 213: 148–159.
- HAHN CZ, MICHALSKI SG, FISCHER M, et al., 2017a. Genetic diversity and differentiation follow secondary succession in a multi-species study on woody plants from subtropical China [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 213–221.
- HAHN CZ, NIKLAUS PA, BRUELHEIDE H, et al., 2017b. Opposing intraspecific vs. interspecific diversity effects on herbivory and growth in subtropical experimental tree assemblages [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 242–251.
- HUANG YY, CHEN YX, CASTRO-IZAGUIRRE N, et al., 2018a. Impacts of species richness on productivity in a large-scale subtropical forest experiment [J]. *Science*, 362(6410): 80–83.
- HUANG YY, MA YL, ZHAO K, et al., 2017. Positive effects of tree species diversity on litterfall quantity and quality along a secondary successional chronosequence in a subtropical forest [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 28–35.
- HUANG YY, MA KP, NIKLAUS PA, et al., 2018b. Leaf-litter overyielding in a forest biodiversity experiment in subtropical China [J]. *For Ecosyst*, 5: 38.
- JIA Y, LIU Z, ZHOU L, et al., 2022. Soil organic carbon sourcing variance in the rhizosphere vs. non-rhizosphere of two mycorrhizal tree species [J]. *Soil Biol Biochem*, 176: 108884.
- JIA YF, ZHAI GQ, ZHU SS, et al., 2021. Plant and microbial pathways driving plant diversity effects on soil carbon accumulation in subtropical forest [J]. *Soil Biol Biochem*, 161: 108375.
- KRÖBER W, LI Y, HAERDTLE W, et al., 2015. Early subtropical forest growth is driven by community mean trait values and functional diversity rather than the abiotic environment [J]. *Ecol Evol*, 5(17): 3541–3556.
- KUNZ M, FICHTNER A, HARDTLE W, et al., 2019. Neighbour species richness and local structural variability modulate aboveground allocation patterns and crown morphology of individual trees [J]. *Ecol Lett*, 22(12): 2130–2140.
- LANG AC, HARDTLE W, BARUFFOL M, et al., 2012. Mechanisms promoting tree species co-existence: Experimental evidence with saplings of subtropical forest ecosystems of China [J]. *J Veg Sci*, 23(5): 837–846.
- LANG AC, VON OHEIMB G, SCHERER-LORENZEN M, et al., 2014. Mixed afforestation of young subtropical trees promotes nitrogen acquisition and retention [J]. *J Appl Ecol*, 51(1): 224–233.
- LANKAU RA, 2011. Rapid evolutionary change and the coexistence of species [J]. *Ann Rev Ecol Evol Syst*, 42(1): 335–354.
- LI SS, TONG YW, WANG ZW, 2017a. Species and genetic diversity affect leaf litter decomposition in subtropical broadleaved forest in southern China [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 232–241.
- LI Y, BRUELHEIDE H, SCHOLTEN T, et al., 2019. Early positive effects of tree species richness on soil organic carbon accumulation in a large-scale forest biodiversity experiment [J]. *J Plant Ecol*, 12(5): 882–893.
- LI Y, HARDTLE W, BRUELHEIDE H, et al., 2014. Site and neighborhood effects on growth of tree saplings in subtropical plantations (China) [J]. *For Ecol Manag*, 327: 118–127.
- LI Y, KRÖBER W, BRUELHEIDE H, et al., 2017b. Crown and leaf traits as predictors of subtropical tree sapling growth rates [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 136–145.
- LIU M, XU XL, YANG B, et al., 2022a. Niche partitioning in nitrogen uptake among subtropical tree species enhances biomass production [J]. *Sci Total Environ*, 823: 153716.
- LIU X, HUANG Y, CHEN L, et al., 2022b. Species richness, functional traits and climate interactively affect tree survival in a large forest biodiversity experiment [J]. *J Ecol*, 110(10): 2522–2531.

- LIU XJ, TROGISCH S, HE JS, et al., 2018. Tree species richness increases ecosystem carbon storage in subtropical forests [J]. *P Roy Soc B-Biol Sci*, 285(1885): 20181240.
- LOREAU M, NAEEM S, INCHAUSTI P, et al., 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges [J]. *Science*, 294(5543): 804–808.
- MA KP, 2013. Studies on biodiversity and ecosystem function via manipulation experiments. [J]. *Biodivers Sci*, 21(3): 247–248. [马克平, 2013. 生物多样性与生态系统功能的实验研究 [J]. *生物多样性*, 21(3): 247–248.]
- MA KP, HE JS, BRUELHEIDE H, et al., 2017. Biodiversity-ecosystem functioning research in Chinese subtropical forests [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 1–3.
- MA LW, BONGERS FJ, LI S, et al., 2021. Species identity and composition effects on community productivity in a subtropical forest [J]. *Basic Appl Ecol*, 55: 87–97.
- PAN YM, ZHANG NL, 2021. Effects of tree diversity on enzyme activity in litter of a subtropical forest ecosystem [J]. *Biodivers Sci*, 29(11): 1447–1460. [潘玉梅, 张乃莉, 2021. 亚热带森林树种多样性对凋落叶分解胞外酶活性的影响 [J]. *生物多样性*, 29(11): 1447–1460.]
- PAQUETTE A, HECTOR A, CASTAGNEYROL B, et al., 2018. A million and more trees for science [J]. *Nat Ecol Evol*, 2(5): 763–766.
- PARMESAN C, YOHE G, 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems [J]. *Nature*, 421: 37–42.
- PEI ZQ, LEPPERT KN, EICHENBERG D, et al., 2017. Leaf litter diversity alters microbial activity, microbial abundances, and nutrient cycling in a subtropical forest ecosystem [J]. *Biogeochemistry*, 134(1/2): 163–181.
- PERLES-GARCIA MD, KUNZ M, FICHTNER A, et al., 2022. Neighbourhood species richness reduces crown asymmetry of subtropical trees in sloping terrain [J]. *Remote Sens-Basel*, 14(6): 1441.
- PERLES-GARCIA MD, KUNZ M, FICHTNER A, et al., 2021. Tree species richness promotes an early increase of stand structural complexity in young subtropical plantations [J]. *J Appl Ecol*, 58(10): 2305–2314.
- PIETSCH KA, EICHENBERG D, NADROWSKI K, et al., 2019. Wood decomposition is more strongly controlled by temperature than by tree species and decomposer diversity in highly species rich subtropical forests [J]. *Oikos*, 128(5): 701–715.
- PURSCHE O, MICHALSKI SG, BRUELHEIDE H, et al., 2017. Phylogenetic turnover during subtropical forest succession across environmental and phylogenetic scales [J]. *Ecol Evol*, 7(24): 11079–11091.
- RISTOK C, LEPPERT KN, FRANKE K, et al., 2017. Leaf litter diversity positively affects the decomposition of plant polyphenols [J]. *Plant Soil*, 419(1/2): 305–317.
- RISTOK C, LEPPERT KN, SCHERER-LORENZEN M, et al., 2019. Soil macrofauna and leaf functional traits drive the decomposition of secondary metabolites in leaf litter [J]. *Soil Biol Biochem*, 135: 429–437.
- ROCCHINI D, CHIARUCCI A, LOISELLE SA, 2004. Testing the spectral variation hypothesis by using satellite multispectral images [J]. *Acta Oecologica*, 26: 117–120.
- RUTTEN G, HÖNIG L, SCHWAß R, et al., 2021. More diverse tree communities promote foliar fungal pathogen diversity, but decrease infestation rates per tree species, in a subtropical biodiversity experiment [J]. *J Ecol*, 109(5): 2068–2080.
- SAADANI M, HÖNIG L, BIEN S, et al., 2021. Local tree diversity suppresses foliar fungal infestation and decreases morphological but not molecular richness in a young subtropical forest [J]. *J Fungi*, 7(3): 173.
- SALMON YZ, LI XF, YANG B, et al., 2018. Surrounding species diversity improves subtropical seedlings' carbon dynamics [J]. *Ecol Evol*, 8(14): 7055–7067.
- SCHNABEL F, LIU X, KUNZ M, et al., 2021. Species richness stabilizes productivity via asynchrony and drought-tolerance diversity in a large-scale tree biodiversity experiment [J]. *Sci Adv*, 7(51): eabk1643.
- SCHNEIDER GF, KOWALCZYK SW, CALADO VE, et al., 2010. DNA translocation through graphene nanopores [J]. *Nano Lett*, 10(8): 3163–3167.
- SCHULDT A, ASSMANN T, BREZZI M, et al., 2018. Biodiversity across trophic levels drives multifunctionality in highly diverse forests [J]. *Nat Commun*, 9: 2989.
- SCHULDT A, ASSMANN T, BRUELHEIDE H, et al., 2014a. Functional and phylogenetic diversity of woody plants drive herbivory in a highly diverse forest [J]. *New Phytol*, 202(3): 864–873.
- SCHULDT A, ASSMANN T, SCHAEFER M, 2013a. Scale-dependent diversity patterns affect spider assemblages of two contrasting forest ecosystems [J]. *Acta Oecol-Int J Ecol*, 49: 17–22.
- SCHULDT A, BARUFFOL M, BOHNKE M, et al., 2010. Tree diversity promotes insect herbivory in subtropical forests of south-east China [J]. *J Ecol*, 98(4): 917–926.
- SCHULDT A, BARUFFOL M, BRUELHEIDE H, et al., 2014b. Woody plant phylogenetic diversity mediates bottom-up control of arthropod biomass in species-rich forests [J]. *Oecologia*, 176(1): 171–182.
- SCHULDT A, BOTH S, BRUELHEIDE H, et al., 2011. Predator diversity and abundance provide little support for the enemies hypothesis in forests of high tree diversity [J]. *PLoS ONE*, 6(7): e22905.
- SCHULDT A, BRUELHEIDE H, BUSCOT F, et al., 2017a. Belowground top-down and aboveground bottom-up effects structure multitrophic community relationships in a biodiverse forest [J]. *Sci Rep*, 7: 4222.
- SCHULDT A, BRUELHEIDE H, DURKA W, et al., 2013b. Tree diversity promotes functional dissimilarity and maintains functional richness despite species loss in predator assemblages [J]. *Oecologia*, 174: 533–543.
- SCHULDT A, BRUELHEIDE H, HÄRDITTE W, et al., 2012. Predator assemblage structure and temporal variability of species richness and abundance in forests of high tree diversity [J]. *Biotropica*, 44(6): 793–800.
- SCHULDT A, EBELING A, KUNZ M, et al., 2019. Multiple plant diversity components drive consumer communities across ecosystems [J]. *Nat Commun*, 10: 1460.
- SCHULDT A, FORNOFF F, BRUELHEIDE H, et al., 2017b. Tree species richness attenuates the positive relationship between mutualistic ant - hemipteran interactions and leaf chewer herbivory [J]. *P Roy Soc B-Biol Sci*, 284(1862): 20171489.
- SCHULDT A, HONIG L, LI Y, et al., 2017c. Herbivore and

- pathogen effects on tree growth are additive, but mediated by tree diversity and plant traits [J]. *Ecol Evol*, 7(18): 7462–7474.
- SCHULDT A, STAAB M, 2015. Tree species richness strengthens relationships between ants and the functional composition of spider assemblages in a highly diverse forest [J]. *Biotropica*, 47(3): 339–346.
- SEIDELMANN KN, SCHERER-LORENZEN M, NIKLAUS PA, 2016. Direct vs. microclimate-driven effects of tree species diversity on litter decomposition in young subtropical forest stands [J]. *PLoS ONE*, 11(8): e0160569.
- SEITZ S, GOEBES P, SONG Z, et al., 2016. Tree species and functional traits but not species richness affect interrill erosion processes in young subtropical forests [J]. *Soil*, 2(1): 49–61.
- SEITZ S, GOEBES P, ZUMSTEIN P, et al., 2015. The influence of leaf litter diversity and soil fauna on initial soil erosion in subtropical forests [J]. *Earth Surf Proc Land*, 40(11): 1439–1447.
- SHI NN, GAO C, ZHENG Y, et al., 2017. Effects of ectomycorrhizal fungal identity and diversity on subtropical tree competition [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 47–55.
- SINGAVARAPU B, BEUGNON R, BRUELHEIDE H, et al., 2022. Tree mycorrhizal type and tree diversity shape the forest soil microbiota [J]. *Environ Microbiol*, 24(9): 4236–4255.
- SONG ZS, SEITZ S, LI J, et al., 2019. Tree diversity reduced soil erosion by affecting tree canopy and biological soil crust development in a subtropical forest experiment [J]. *For Ecol Manag*, 444: 69–77.
- SONG ZS, SEITZ S, ZHU PP, et al., 2018. Spatial distribution of LAI and its relationship with throughfall kinetic energy of common tree species in a Chinese subtropical forest plantation [J]. *For Ecol Manag*, 425: 189–195.
- STAAB M, BLUTHGEN N, KLEIN AM, 2015. Tree diversity alters the structure of a tri-trophic network in a biodiversity experiment [J]. *Oikos*, 124(7): 827–834.
- STAAB M, BRUELHEIDE H, DURKA W, et al., 2016. Tree phylogenetic diversity promotes host-parasitoid interactions [J]. *P Roy Soc B-Biol Sci*, 283(1834): 20160275.
- STAAB M, LIU X, ASSMANN T, et al., 2021. Tree phylogenetic diversity structures multitrophic communities [J]. *Funct Ecol*, 35(2): 521–534.
- STAAB M, METHORST J, PETERS J, et al., 2017. Tree diversity and nectar composition affect arthropod visitors on extrafloral nectaries in a diversity experiment [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 201–212.
- STAAB M, SCHULDT A, ASSMANN T, et al., 2014a. Ant community structure during forest succession in a subtropical forest in South-East China [J]. *Acta Oecol*, 61: 32–40.
- STAAB M, SCHULDT A, ASSMANN T, et al., 2014b. Tree diversity promotes predator but not omnivore ants in a subtropical Chinese forest [J]. *Ecol Entomol*, 39(5): 637–647.
- SUN ZK, LIU XJ, SCHMID B, et al., 2017. Positive effects of tree species richness on fine-root production in a subtropical forest in SE-China [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 146–157.
- TANG T, ZHANG N, BONGERS FJ, et al., 2022. Tree species and genetic diversity increase productivity via functional diversity and trophic feedbacks [J]. *eLife*, 11: e78703.
- TROGISCH S, SALMON Y, HE JS, et al., 2016. Spatio-temporal water uptake patterns of tree saplings are not altered by interspecific interaction in the early stage of a subtropical forest [J]. *For Ecol Manag*, 367: 52–61.
- WANG MQ, LI Y, CHESTERS D, et al., 2020. Multiple components of plant diversity loss determine herbivore phylogenetic diversity in a subtropical forest experiment [J]. *J Ecol*, 107(6): 2697–2712.
- WANG MQ, YAN C, LUO A, et al., 2022. Phylogenetic relatedness, functional traits, and spatial scale determine herbivore co-occurrence in a subtropical forest [J]. *Ecol Monogr*, 92(1): e01492.
- WEINHOLD A, DOLL S, LIU M, et al., 2022. Tree species richness differentially affects the chemical composition of leaves, roots and root exudates in four subtropical tree species [J]. *J Ecol*, 110(1): 97–116.
- WU D, PIETSCH KA, STAAB M, et al., 2021a. Wood species identity alters dominant factors driving fine wood decomposition along a tree diversity gradient in subtropical plantation forests [J]. *Biotropica*, 53(2): 643–657.
- WU D, STAAB M, YU M, 2021b. Canopy closure retards fine wood decomposition in subtropical regenerating forests [J]. *Ecosystems*, 24(8): 1875–1890.
- WU YT, GUTKNECHT J, NADROWSKI K, et al., 2012. Relationships between soil microorganisms, plant communities, and soil characteristics in Chinese subtropical forests [J]. *Ecosystems*, 15(4): 624–636.
- WU YT, WUBET T, TROGISCH S, et al., 2013. Forest age and plant species composition determine the soil fungal community composition in a Chinese subtropical forest [J]. *PLoS ONE*, 8(6): e66829.
- XUE YJ, CHENG AP, LI S, et al., 2023. The effects of environment and species diversity on shrub survival in subtropical forests [J]. *Biodivers Sci*, 31(3): 22443. [薛玉洁, 程安鹏, 李珊, 等, 2023. 亚热带森林中环境和物种多样性对灌木存活率的影响 [J]. *生物多样性*, 31(3): 22443.]
- YANG B, LI B, HE YX, et al., 2018. Tree diversity has contrasting effects on predation rates by birds and arthropods on three broadleaved, subtropical tree species [J]. *Ecol Res*, 33(1): 205–212.
- YANG B, LI Y, DING BY, et al., 2017. Impact of tree diversity and environmental conditions on the survival of shrub species in a forest biodiversity experiment in subtropical China [J]. *J Plant Ecol*, 10(1): 179–189.
- YANG B, LIANG Y, SCHMID B, et al., 2022. Soil fungi promote biodiversity-productivity relationships in experimental communities of young trees [J]. *Ecosystems*, 25: 858–871.
- YANG X, BAUHUS J, BOTH S, et al., 2013. Establishment success in a forest biodiversity and ecosystem functioning experiment in subtropical China (BEF-China) [J]. *Eur J For Res*, 132(4): 593–606.
- ZHANG J, QIAN H, GIRARDELLO M, et al., 2018. Trophic interactions among vertebrate guilds and plants shape global patterns in species diversity [J]. *P Roy Soc B-Biol Sci*, 285(1883): 20180949.

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202305034

李璐, 2023. 兰科雄蕊发育多样性研究进展 [J]. 广西植物, 43(8): 1537–1552.

LI L, 2023. Research progress on diversity of androecium development of Orchidaceae [J]. *Guihaia*, 43(8): 1537–1552.



## 兰科雄蕊发育多样性研究进展

李璐

(西南林业大学 生物多样性保护学院, 昆明 650224)

**摘要:** 兰科是被子植物中多样性最丰富的家族,其雄蕊形态和功能分化在亚科间变化明显,是该物种多样性形成及适应性传粉生物学的研究重点。基于现有研究资料,该文初步归纳了兰科雄蕊发育多样性的主要研究内容及现状,为野生兰花资源的保护与利用提供科学依据。结果表明:(1)可育雄蕊数目的减少和花粉愈合程度的增加在兰科分子系统树上呈明显的平行演化趋势。(2)兰科雄蕊数目的减少和功能分化与早期花器官发生中存在大量的滞后和缺失、次生融合与分裂现象等密切相关。(3)花药开裂时的4类散粉单元的花粉超微形态特征在亚科、族、亚族、属和种间差异明显。(4)兰科花药散粉单元可以为单花粉粒,也可以通过花药发育过程中源自绒毡层的三类黏性物质而聚合成不同的散粉单元,包括花粉鞘、弹性黏素和其他黏性物质。(5)花药发育揭示了兰亚科的花粉小块结构主要有三类(红门兰型、树兰型和过渡型),树兰亚科的不同数目(2、4、8)和形态(全缘、浅裂、深裂、孔裂)的花粉团是由于花药原基分化出的不育隔膜组织的数目、朝向和位置而形成的。(6)兰科花药发育中,花药室数目、花药壁发育类型、绒毡层细胞核数目、不育隔膜组织分化、胞质分裂类型、小孢子四分体排列形式、花粉细胞核数目等在亚科和属间差异明显。然而,由于种类繁多,现有研究资料难以理解兰科雄蕊发育提供清晰的线索,包括雄蕊的发育模式、散粉单元的形成机制、花药发育的胚胎学特征等。因此,有必要重视兰科雄蕊发育研究,包括扩大取样范围和利用多学科技术方法和修订兰科花形态常用术语等。

**关键词:** 可育雄蕊, 退化雄蕊, 散粉单元, 花药发育, 系统学

**中图分类号:** Q944 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3142(2023)08-1537-16

## Research progress on diversity of androecium development of Orchidaceae

LI Lu

(College of Biodiversity Conservation, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China)

**Abstract:** Orchidaceae is the most diverse family of angiosperms. The development of androecium varied greatly at the subfamily level, which has been a research focus of speciation and adaptive pollination biology. Progress on the development of androecium in Orchidaceae was summarized according to a survey of literature. The results were as follows: (1) It was suggested that evolutionary trends on the decreasing number of fertile stamens was parallel with the increasing degree of coherence of pollens in the pollen dispersal units, which was present in the updated classification of Orchidaceae. (2) The reduced number of stamens and their functional differentiation would be related with the loss, delay, sub-fusion, sub-division of stamen primordia during the ontogeny of gynostemium in Orchidaceae. (3) Significant

收稿日期: 2023-08-09

基金项目: 国家自然科学基金(32060049)。

第一作者: 李璐(1974-), 博士, 副研究员, 研究方向为植物分类学和珍稀濒危植物多样性保护生物学, (E-mail) lilu@swfu.edu.cn; lilusaraca@foxmail.com。

differences of the ultrastructural pollen existed in the four pollen dispersal units at the levels of taxonomic categories of Orchidaceae, including dry pollen, sticky pollen, sectile pollinium, and hard pollinium, which contains great implications of classifications. (4) Pollen may be dispersed in monads or grouped in pollen dispersal units by following three viscous substances (pollenkitt, elastoviscin, cohesion strands) derived from the tapetum. (5) Three main types of sectile pollinia in Orchidoideae were recognized based upon form and arrangement of massulae. Meanwhile, different numbers and varied morphology of pollinia in Epidendroideae were produced by the different numbers and orientations of sterile septum differentiated in the microsporangium during the early anther development based on anatomic evidence. (6) Some embryological features during anther development were diverse at the different categories, including the number of thecae, the type of anther wall development, the nuclei numbers of tapetum, the pattern of cytokinesis, the varied arrangements of microspore tetrads, and the nuclei number of pollens, which could provide a better understanding of taxonomy and evolution of Orchidaceae. However, considering the large number of orchid species, research data available seemed to be very limited. And then, it is necessary to clarify such fascinating questions as functional differentiation and developmental patterns of stamens and staminodes, formation mechanisms for varied pollen dispersal units, and diverse embryological features of anther development. Therefore, much more efforts should be taken for the development of androecium in Orchidaceae, including expansive investigation of materials to be observed, using multidisciplinary technical methods, and revising the common terminology of orchid floral morphology.

**Key words:** fertile stamen, staminode, pollen dispersal unit, anther development, systematics

兰科是被子植物仅次于菊科的第二大科,拥有约 800 属近 28 000 种,世界广布,多见于湿润的热带和亚热带区域,少数分布于温带地区 (Pridgeon et al., 1999; Chen et al., 2009; Chase et al., 2015)。大部分兰科植物具有以下 4 个典型的花形态特征。第一,花两侧对称,花萼和花瓣两轮,各 3 枚,形态近相似,中央一枚花瓣特化为唇瓣 (lip or labellum),形态各异。第二,雄蕊和雌蕊 (除子房外) 愈合形成一个柱状复合结构,叫合蕊柱或蕊柱 (gynostemium or column)。第三,花药成熟开裂时,花粉常聚合成不同数目和排列的花粉小块 (sectile pollinium, or massulae) 或花粉团 (pollinium)。第四,子房下位,常具 1 室,侧膜胎座着生数枚倒生胚珠,发育为数目繁多的尘埃大小的种子,无胚乳。因此,兰科植物的花形态特征的专业术语在被子植物里较为独特,包括唇瓣、合蕊柱、蕊喙 (rostellum)、花药帽 (anther cap)、花粉团、黏盘 (viscidium)、黏盘柄 (stipe)、花粉团柄 (caudicle) 等 (Dressler, 1993; 郎楷永等, 1999)。

合蕊柱和花粉团一直被视为兰科物种多样性演化过程中的关键革新性性状 (innovative features), 其形态建成离不开雄蕊的贡献 (Endress, 2001, 2016; Rudall & Bateman, 2002)。发育完好的合蕊柱 (developed column or gynostemium) 是由一枚可育雄蕊的花丝和雌蕊的花柱愈合形成的一个具有背腹面之分的扁平柱状结构,从上到下由花药、柱头和合蕊柱三部分

构成 (Dressler, 1986, 1993)。花粉团是可育雄蕊的花开裂时,同一个花药室的花粉靠黏性物质凝聚成的团块 (Dressler, 1986; Singer et al., 2008; Endress, 2016)。在物种多样性丰富的兰科家族,发育完好的合蕊柱和花粉团这一对特征经常同时出现,出现在三个核心分支 (core clades), 包括香荚兰亚科 (Vanilloideae)、兰亚科 (Orchidoideae)、树兰亚科 (Epidendroideae)。这三个亚科均具一枚可育雄蕊,被称为单雄蕊类群 (monandrous orchids)。但是,花药开裂时,它们的散粉单元 (pollen dispersal unit) 形态结构变化明显,依次为黏性花粉团 (sticky pollinium)、花粉小块和花粉团 (Pacini & Hesse, 2002, 2005; Singer et al., 2008)。与此同时,在兰科的基部类群,还存在着的一类“不发达的合蕊柱” (undeveloped column), 指仅由雄蕊的花丝和雌蕊的花柱在基部或中部以下愈合,各见于拟兰亚科和杓兰亚科。这两个亚科的可育雄蕊数目差别明显,前者有 3 枚,后者有 2 枚,分别被称为三雄蕊兰 (triandrous orchids) 和双雄蕊兰 (diandrous orchids) (Pacini & Hesse, 2002; Singer et al., 2008)。花药开裂时,两个亚科的花粉形态截然不同,前者为干燥的单粒花粉 (dry pollen), 后者为黏性花粉 (sticky pollen)。因此,兰科雄蕊发育的研究内容主要包括可育雄蕊和不育雄蕊的功能分化及其器官发生、可育雄蕊数目的变化、花药成熟时散粉单元类型、不同散粉单元内花粉凝聚黏合的机制、花药发育胚胎学特征等。

## 1 兰科可育雄蕊数目和散粉单元类型的分类系统学及传粉生态学意义

最新的分子系统学(Chase et al., 2015)支持兰科分为 5 个亚科,包括基部类群的拟兰亚科、次基部类群的香荚兰亚科和杓兰亚科、核心类群的兰亚科和树兰亚科,为进一步理解兰科雄蕊数目和散粉单元的系统学意义提供了可行性框架。基于分子系统学和形态证据,可育雄蕊数目的减少和花粉逐步愈合的特征在 5 个亚科的系统演化树上表现出明显的平行演化趋势,蕴含着重要的分类系统学和传粉生态学意义(Singer et al., 2008)。鉴于此,本文根据兰科分子系统树把这对关系密切的特征划分为 5 类:(1)三雄蕊兰-具花粉粒,(2)双雄蕊兰-具黏性花粉,(3)单雄蕊兰-具黏性花粉,(4)单雄蕊兰-具花粉小块,(5)单雄蕊兰-具花粉团,依次出现在拟兰亚科、杓兰亚科、香荚兰亚科、兰亚科和树兰亚科。

### 1.1 拟兰亚科: 三雄蕊兰-具花粉粒

三雄蕊兰-具花粉粒(triandrous orchids with pollens),指可育雄蕊有 2~3 枚,花药成熟开裂时散粉单元为干燥花粉单体(monad),呈颗粒状,出现在基部类群的拟兰亚科(图 1:A1, A2)。该亚科为兰科其余 4 个亚科的姐妹群(Chase et al., 2015),包括 2 属约 17 种,是兰科里最小的一个亚科,为林下地生兰,分布于热带亚洲和大洋洲(Dressler, 1993)。拟兰亚科包括三蕊兰属(*Newwiedia* Bl.)和拟兰属(*Apostasia* Bl.),其花形态更接近于兰科的姐妹群——仙茅科(Hypoxidaceae)(Cameron, 2009; Chase et al., 2015),如近辐射对称的花型,具 3 枚可育雄蕊,其花丝和花柱仅在基部愈合,柱头顶生呈球形。但是,可育雄蕊数目和花药开裂方式在属间不同,可作为属间界限的划分依据。三蕊兰属的可育雄蕊有 3 枚,花药纵裂,而拟兰属的可育雄蕊有 2 枚,另有 1 枚退化雄蕊,花药顶孔开裂(Kocyan & Endress, 2001)。

### 1.2 香荚兰亚科: 单雄蕊兰-具黏性花粉

单雄蕊兰-具黏性花粉(monandrous orchids with sticky pollens),指合蕊柱仅由 1 枚可育雄蕊和雌蕊的花柱及柱头高度愈合,花药成熟时的散粉单元为黏性花粉,呈浆糊状或粉状,可为具有黏性的单花粉粒(pasty pollen)、两两黏合的花粉单体或四合花粉,见于香荚兰亚科(图 1:B1, B2)。该亚

科是兰科的次基部类群,为多年生地生兰或附生兰,或攀援草本,广布全世界,包括 2 族 15 属约 185 种(Pridgeon et al., 2003)。香荚兰亚科花粉形态研究资料较少,现有研究结果认为其成熟花药散粉时的散粉单元类型与杓兰亚科的一致,但都不形成真正意义上的花粉团(Singer et al., 2008)。这两个亚科亲缘关系较近,均具黏性花粉粒,呈浆糊状或粉状,以涂片状(smear)的形式黏在传粉者背部(Dressler, 1993),但传粉机制不同。杓兰亚科具有囊状唇瓣,可作为吸引昆虫的陷阱,而香荚兰亚科部分物种的雄蕊有一个厚实有弹性的花丝朝前弯曲(bent/hyperimcumbent)(Dressler, 1993),在传粉者络绎不绝的拜访中,花粉慢慢释放,当传粉者离开花朵时,身体上覆盖着一层粉尘一样的花粉粒。

### 1.3 杓兰亚科: 双雄蕊兰-具黏性花粉

双雄蕊兰-具黏性花粉(diandrous orchids with sticky pollens),指具有 2 枚可育雄蕊,其花药开裂时露出的散粉单元为具黏性的花粉粒,呈浆糊状(pasty)的黏花粉粒(sticky pollens),可为花粉单体或四合花粉(tetrad),出现在杓兰亚科(图 1:C1, C2)。该亚科与香荚兰亚科组成兰科的次基部类群,分布于欧亚大陆和美洲,包括 5 属和 180 种,每个属都有独立而特定的地理分布(Dressler, 1986; Pridgeon et al., 1999)。除了南美洲特有的 3 个小属以外,其余 2 个属在我国均有分布,包括杓兰属(*Cypripedium* L.)和兜兰属(*Paphiopedilum* Pfitz.)(郎楷永等, 1999; Pridgeon et al., 2001; 陈心启等, 2009)。杓兰亚科的花部形态在兰科 5 个亚科里的识别度较高,包括由 2 枚侧萼片愈合的合萼片、特化为囊状的唇瓣、不发达的合蕊柱、1 枚发达的退化雄蕊(staminode)和盾状柱头等。其中,该亚科的雄蕊和花药较为独特,具 2 枚可育雄蕊,其花丝粗短,花药开裂时散粉单元为一团表面光滑的黏性花粉团(a mass of sticky pollens),并位于传粉者的必经之路。虽然花粉黏性较大看似成团,但组织切片结果证实了紫纹兜兰的成熟花药内的花粉细胞排列稀疏,既有单粒花粉也有四合花粉,花粉间存在来自绒毡层降解后的黏性物质把所有花粉黏合成一体,以提高传粉效率(任玲和王伏雄, 1987)。这些黏性花粉在长瓣兜兰(*Paphiopedilum dianthum*)(史军等, 2007)和绿花杓兰(*Cypripedium henryi*)(Li et al., 2008)的传粉者身上清晰可辨。因此,黏性花粉、囊状唇瓣和发达的退化雄蕊等特征,构成了杓兰亚科特有的传粉综合特征(Li et al., 2006, 2008)。通常情况

下,传粉者受诱惑于醒目的花形态或气味,很容易失足跌落囊状唇瓣内,为了逃离“陷阱”,昆虫必须通过唇瓣两侧靠近花药的通道往外爬。在逃离的过程中,传粉昆虫的背部就会蹭到囊口的黏性花粉粒,巧妙地帮助植物完成了传粉(Li et al., 2006, 2008; Zheng et al., 2011)。研究发现,这些黏在传粉者体表的花粉粒为花粉单体涂片(smears of monad)或四合花粉(van der Ginkel, 1995; Bänziger, 1996; Bänziger et al., 2005)。此外,大部分杓兰属的散粉单元多为黏性花粉,但部分成员(如 section *Sinopedilum*, sensu, Perner, 2009)的成熟花药的散粉单元为一个完整黏性较强的棒状花粉团,内部充满了类似于花粉鞘的黏性胶状物且具黏盘状附属物。

#### 1.4 兰亚科:单雄蕊兰-具花粉小块

单雄蕊兰-具花粉小块(monandrous orchids with sectile pollinia),指合蕊柱仅由1枚可育雄蕊和雌蕊的花柱高度愈合而成,成熟花药散粉时为易分割的花粉团。花粉团也称花粉小块,由于质地柔软,又叫做软花粉团(soft pollinium),主要见于兰亚科(图1:D1, D2)。该亚科是兰科演化系统中的核心类群之一,为多年生地生兰,包括了7族约180属和3630种,约占兰科物种数的15%(Pridgeon et al., 2001),仅次于树兰亚科(约21000种)。同一孢子囊的花粉小块排列形式多样,即数个楔形的同源花粉小块(fairly homogenous wedge-shaped massulae)集体附着在由不育隔膜组织降解形成的黏性结构上,充当了花粉团柄、黏盘、黏盘柄等附属结构(accessory structure),提高了传粉效率(Freudenstein & Rasmussen, 1997)。花粉团是一个孢子囊所有花粉的集合(Johnson & Edwards, 2000),在一定程度上提高了异花传粉效率(Singer & Sazima, 1999, 2000, 2001; Singer et al., 2008),是兰科演化路线上物种多样性加速急剧增加的重要变革性特征(Dressler, 1993; Endress, 2016)。

#### 1.5 树兰亚科:单雄蕊兰-具花粉团

单雄蕊兰-具花粉团(monandrous orchids with hard pollinia),指合蕊柱由1枚可育雄蕊和雌蕊的花柱和柱头高度愈合而成,花药成熟开裂时,花粉凝聚成一体的坚固花粉团,见于树兰亚科(图1:E1, E2)。该亚科是兰科的核心类群,通常为多年生地生兰或附生兰,分布在热带和亚热带地区,包括17族650属21160种,其物种数占兰科组成的74%(Chase et al., 2015; Freudenstein & Chase, 2015)。树兰亚科的花粉团是完整不可分割的散粉单元的集合体,其质地坚硬,表面光滑、呈蜡质,即经典兰科

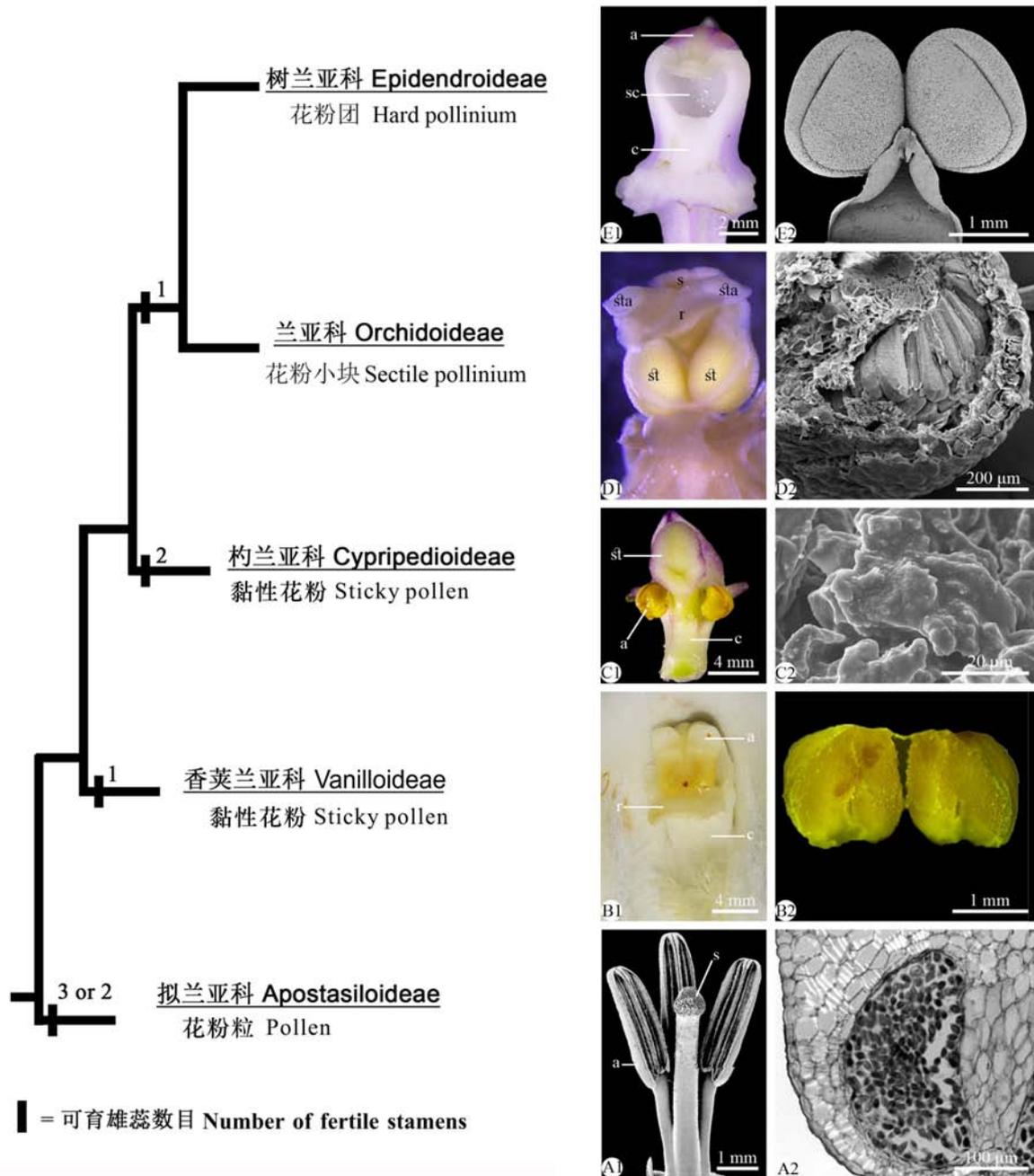
分类系统中所谓的蜡质或坚硬花粉团(so-called “waxy” or “hard” pollinium)(Pridgeon et al., 2005, 2009, 2014)。从外观形态结构而言,一个孢子囊里的花粉团可以是带附属结构的花粉器(pollinarium = pollinia with attachment)(Dressler, 1986, 1993),也可以为无附属结构的裸花粉团(naked pollinium without accessory structure)。显然,单独的裸花粉团不会被传粉者从花药里带走,但合蕊柱顶部位于花药和柱头腔之间的蕊喙组织在受到外界干扰时会分泌释放黏性物质,帮助花粉团黏在传粉者身上,完成传粉(Dressler, 1986, 1993)。这个花结构的形态机制普遍见于新热带分布的石豆兰属(*Bulbophyllum* Thouars)、亚洲分布的石斛属及其近缘类群(*Dendrobium* Sw. with their alliances)(Dressler, 1986, 1993)。另外,带有附属结构的花粉块特征对于树兰亚科的适应性传粉机制和系统演化显得至关重要,在族、亚族和属间都有不同的形态变异,形成不同的传粉机制,表现出高度专一而多样的传粉生态适应性演化机制(Pridgeon et al., 2005, 2014; Endress, 2016; Mosquera-Mosquera et al., 2019)。

## 2 兰科退化雄蕊和可育雄蕊的器官发生与发育

兰科的花器官发生过程中,存在大量的融合、缺失或退化、滞留发育等次生现象(Rasmussen, 1982, 1986; Kurzweil, 1998; Freudenstein & Rasmussen, 1996; Decraene & Smets, 2001; Rudall & Bateman, 2002; Endress, 2001, 2016),包括可育雄蕊数目及其功能分化、合蕊柱类型、花药成熟时散粉单元类型变化,以及杓兰亚科特有的两枚侧萼片愈合为合萼片的现象。围绕兰科可育雄蕊数目和功能分化及其系统学意义的理解,本文梳理了相关资料,发现以下4个特点。

### 2.1 兰科雄蕊数目起源分化的猜想

关于雄蕊数目及其功能分化的演化意义的观点大部分来自对不同类群成熟花结构的观察和比较,出现在兰科分类系统专著(Dressler, 1986, 1993; Pridgeon et al., 1999, 2001, 2003, 2005, 2009, 2014)。这些观点普遍认为,位于百合目的兰科祖先具有6枚可育雄蕊,在演化过程中伴随着3枚、4枚和5枚可育雄蕊的缺失或退化(Dahlgren & Bremer, 1985; Rasmussen, 1982, 1986),演化出目前兰科分子系统树上的三雄蕊的



A. 拟兰亚科 [三蕊兰, 引自 Kocyan 和 Endress (2001)]; B. 香荚兰亚科 (大香荚兰); C. 杓兰亚科 (云南杓兰); D. 兰亚科 (缘毛鸟足兰); E. 树兰亚科 (大花万代兰)。a. 花药; c. 合蕊柱; r. 蕊喙; s. 柱头; sc. 柱头腔; st. 可育雄蕊; sta. 退化雄蕊。左列为兰科 5 个亚科分子系统树, 引自 Singer 等 (2008); 中列为 5 个亚科代表类群的合蕊柱; 右列为 5 个亚科代表类群的花药散粉单元。

A. Apostasioideae [*Neuwiedia veratrifolia*, refers to Kocyan & Endress (2001)]; B. Vanilloideae (*Vanilla siamensis*); C. Cyripedioideae (*Cyripedium yunnanense*); D. Orchidoideae (*Satyrium nepalense* var. *ciliatum*); E. Epidendroideae (*Vanda coerulea*). a. Anther; c. Column; r. Rostellum; s. Stigma; sc. Stigma cavity; st. Fertile stamen; sta. Staminode. Left column is the molecular phylogenetic tree of five subfamilies in Orchidaceae, refers to Singer et al. (2008); middle column is the varied structures of column from the representative of five subfamilies; right column is the different pollen dispersal units from the representative of five subfamilies.

图 1 可育雄蕊数目、合蕊柱和花粉散粉单元类型在兰科分类系统学的演化趋势

Fig. 1 Evolutionary trends of the numbers of fertile stamens, column, and pollen dispersal unit in the molecular phylogenetic tree of Orchidaceae

拟兰亚科、双雄蕊的杓兰亚科及单雄蕊的香荚兰亚科、树兰亚科和兰亚科。值得注意的是,这些猜想均基于对成熟花结构的观察。

## 2.2 扫描电镜可揭示花器官发生中雄蕊原基的分化和发育

随着扫描电镜技术的发展和广泛运用,更多研究可以选择不同雄蕊数目的代表类群,从花器官发生和花发育过程,系统地观察比较合蕊柱、柱头腔、蕊柱齿、蕊喙等附属结构的器官起源和发育特点,如拟兰亚科(Kocyan & Endress, 2001)、杓兰亚科(Kurzweil, 1993)、兰亚科(Kurzweil, 1987b, 1996; Luo & Chen, 2000; Kurzweil et al., 2005; Box et al., 2008)和树兰亚科(Kurzweil, 1987a)。值得关注的是,这些利用扫描电镜观察早期花器官发生并探讨其分类系统演化意义的研究结果大部分都是基于前人提出的假说,即兰科祖先具有6枚雄蕊,各有两轮,内轮雄蕊原基发育停滞,形成了退化雄蕊残迹,外轮雄蕊中的1或2枚退化,演化为双雄蕊和单雄蕊类群。

## 2.3 多学科手段探究兰科雄蕊发育多样性

扫描电镜和石蜡切片技术可为理解兰科可育雄蕊及花药发育的演化意义提供个体发育证据。扫描电镜从花器官发生的角度揭示了雄蕊原基和相邻花器官原基(花萼、花瓣、唇瓣、雌蕊)发生的相对位置和时空发育顺序;石蜡切片从组织切片水平揭示雄蕊原基数目及其维管束在花部维管束中的起源、分布和走向。这在拟兰亚科得到充分体现。五个亚科里,拟兰亚科的退化雄蕊和可育雄蕊的发育机制相对清楚(Stern et al., 1993; Kocyan & Endress, 2001), Chase等(2015)从器官发生和组织切片水平,揭示了该亚科仅有的两个属的雄蕊发育和功能分化的异同,证实了拟兰亚科的雄蕊发育模式更接近于兰科所在的天门冬目(Asparagales),支持它作为兰科的基部类群,得到了分子系统学证据的有力支持。

## 2.4 兰科雄蕊器官发生和发育的研究现状

长期以来,关于具单雄蕊的兰亚科和树兰亚科的雄蕊器官的起源及功能分化备受兰科植物学家的关注。其中,贡献最大的当数南非兰科分类学家Kurzweil的系列研究成果。Kurzweil(1987a)先后利用扫描电镜系统地观察了不同亚科和族(sensu, Rasmussen, 1986)具代表性的90种兰花的花器官发生,包括萼片、花瓣、唇瓣、雄蕊与雌蕊的器官发生的时空位置和顺序等,讨论了合蕊柱器官发生中退化雄蕊和可育雄蕊原基的时空位置和发育特点,揭示了合蕊柱的附属结构(蕊柱齿、耳

状结构、蕊喙等)的器官来源(Kurzweil, 1987a, 1987b, 1989, 1990, 1996; Kurzweil et al., 2005)。树兰族(Epidendreae)和万代兰族(Vandaeae)(sensu Ramussen, 1986)的39属47种兰花的花发育揭示了合蕊柱的两侧附属物(耳状结构, auricles)与两枚退化雄蕊原基同源,腹面的附属物则是近轴雄蕊原基发育的残留物,认为蕊喙为柱头中裂片的顶端,唇瓣是内轮花瓣,并简要讨论族级系统学意义(Kurzweil, 1987a)。相反,在兰亚科(sensu Ramussen, 1986)的11种红门兰族植物的花器官发生过程中,耳状结构见于可育雄蕊的腹面,因此不能解释为退化雄蕊的残迹。据此推断退化雄蕊原基起源较早,因其发育过程中出现了停滞和退化现象,所以成熟花结构里看不到退化雄蕊痕迹,同时三裂蕊喙完全源自中央心皮原基(Kurzweil, 1987a)。鸟巢兰亚科(Neottioideae sensu Ramussen, 1986),即19种鸟巢兰族物种里,退化雄蕊的器官发生为渐进式,即早期两枚侧生雄蕊分化明显,而后期大部分物种都出现了发育停滞和退化(Kurzweil, 1987a)。在萼距兰亚族(Disinae)的24种兰花中(Kurzweil, 1990),合蕊柱两侧的耳状结构是复合型起源,既有可育雄蕊的花丝,也有退化雄蕊原基成分,中央心皮完全发育为蕊喙。12种鸟足兰亚族(Saryriinae)的花器官揭示了退化雄蕊原基不明显,但合蕊柱两侧附属物的分叉结构应该是来自退化雄蕊和耳状结构的附属物,这也见于澳洲的粉药兰族(Cranichideae)和双尾兰族(Diurideae)的合蕊柱器官发生过程(Kurzweil et al., 2005)。

我国的兰科雄蕊发育的研究资料较少。Luo和Chen(2000)利用扫描电镜观察了红门兰亚族6属10种兰花的花器官发生,揭示了蕊喙裂片和黏盘等特殊结构的起源,为理解兰亚科的可育雄蕊的分类系统学意义提供了基础。同时,舌喙兰属(Hemipilia Lindl.)合蕊柱器官发生(Luo et al., 2005)和两种玉凤花属(Habenaria Willd.)植物的合蕊柱超微结构特征(陶凯锋等, 2023)为解决它们与近缘属的亲缘关系提供了依据。

近年来,不断更新的研究手段为理解兰科雄蕊发育的器官发生和组织切片水平的发育模式提供了更多信息。除传统的石蜡切片和扫描电镜外,还结合X射线显微拍照技术,即显微-CT(Micro-CT)和功能基因分析手段(Gamisch et al., 2013; Pramanik et al., 2020),从器官发生、组织切片、组织化学染色等多手段研究花形态发育过程,为理解兰科雄蕊功能分化的系统学意义提供了新

资料和新角度。

此外,在单雄蕊的兰亚科和树兰亚科里,有部分物种存在着 2 或 3 枚可育雄蕊的特例。例如,兰亚科的缘毛鸟足兰 (*Satyrium nepalense* var. *ciliatum*) 的部分植株存在退化雄蕊,形成功能性雌株,为兰科中少有的雌雄异株的典型代表(陈心启,1979)。本文作者观察了其雌雄同株的花药发育过程,发现结构较小的退化雄蕊也有花药发育,但在小孢子四分体时期发育停滞,出现败育(待发表)。树兰亚科的部分物种出现了 2 枚或 3 枚可育雄蕊的特例,但器官发生的研究资料缺乏。例如,鸟巢兰属 (*Diplandrorchis* S. C. Chen) [= (*Neottia* Guett.)] 有 2 枚可育雄蕊,中国产的金佛山兰属 (*Tangtsinia* S. C. Chen) [= 头蕊兰属 (*Cephalanthera* Rich.)] 有 5 枚退化雄蕊和最外一枚雄蕊(陈心启,1982)。章鱼兰的变种 (*Encyclia cochleata* var. *triandra*) 拥有 3 枚可育雄蕊,被认为与自花授粉有关(Catling, 1990)。关于这些异常花结构的器官发生,Pabón-Mora 和 González (2008) 利用扫描电镜和石蜡切片技研究了树兰亚科较为罕见的具有辐射对称花的类群毛顶兰属 (*Telipogon* Kunth) 及其近缘种的发育模式和系统学意义,以及树兰属 (*Epidendrum* L.) 及其近缘类群锥叶兰属 (*Microepidendrum* Brieger ex W. E. Higgins) 等花发育后期的结构特征 (Valencia-Nieto et al., 2016) 等。因此,从器官发生、组织切片、基因组水平等探究兰科里出现的这些“异常花”的发育和形成机制,可为深入理解兰科雄蕊发育提供新资料。

### 3 兰科不同散粉单元花粉超微形态特征的研究现状

#### 3.1 花粉超微特征的分类系统学意义

目前,尽管兰科的分类系统学在亚科水平上较为稳定并被广泛采纳,但亚科下的族、亚族、属、种间的分类群界限和亲缘关系争议较大,亟待澄清(Chase et al., 2015; Li et al., 2016)。兰科散粉单元类型的花粉外壁纹饰特征在亚科、族、亚族、属和种间的差异明显,具有重要的分类系统学意义(Burns-Balogh, 1983; Burns-Balogh & Bernhardt, 1985; Burns-Balogh & Hesse, 1988; Pacini & Hesse, 2002; Blackmore et al., 2007)。花粉形态和外壁纹饰特征在同一个属内较为相似,如手参属 (*Gymnadenia* R. Br.)、兜被兰属 (*Neottianthe*

Schltr.) (席以珍等,2000) 和玉凤花属 (Passarelli & Rolleri, 2010; Mulgaonkar, 2011), 可作为属间界限划分和物种鉴定的依据。具有一定的代表性的取样范围,有助于获得某个类群的花粉形态特征的演化趋势,具有重要的分类学意义。例如,18 种石斛属 (*Dendrobium* Sw.) 植物里有 3 条明显的演化路线 (Bhupendra et al., 2012), 中国产的 14 种石斛属植物的花粉形态和超微形态特征在种间差异明显,为光滑、穴状或颗粒状等,可用于近缘种的物种鉴别(王艳萍等,2021)。分布于热带美洲的类群 (Pleurothallidinae 亚族 21 属) 的花粉团的形态外壁纹饰在属间变化多样,具 2 条明显的演化路线 (Stenzel, 2000)。玉凤花属 (4 种) 的花粉团表面纹饰比较相似,均为网状纹饰 (Passarelli & Rolleri, 2010)。

#### 3.2 花粉超微特征的传粉生物学意义

花粉超微形态特征不仅在系统分类方面提供形态证据,而且对于理解兰科高度适应性进化的传粉生物学很有帮助。鸟巢兰族 (Neottieae) 是一类花粉散粉时以单粒或四合花粉为主的兰花,在树兰亚科中很少见 (Pacini & Hesse, 2002)。Barone 等 (2014) 利用扫描电镜观察鸟巢兰族 5 属 10 种兰花的花粉揭示了该族的花粉外壁的覆盖层特征在系统树上呈现为由薄到厚的演化趋势,同时单粒花粉仅出现在有花蜜回报的类群中,而四合花粉见于没有回报的欺骗性传粉的兰花。此外,花粉超微形态结果表明,兰科植物中存在着假花粉粒的现象,如石斛属 (Davies & Turner, 2004) 和腭唇兰属 (*Maxillaria* Ruiz & Pav.) (Davies et al., 2013), 两者在超微形态结构方面区别明显。假花粉粒的出现也许是兰科植物传粉生态适应性进化的一个机制 (Davies & Turner, 2004)。

### 4 兰科花药开裂时,散粉单元内花粉黏连的研究现状

在兰科 4 类主要散粉单元类型 (花粉粒、黏性花粉、花粉小块和花粉团) 中,最容易理解的是拟兰亚科的松散花粉粒 (图 1: A1, A2), 花粉粒之间无黏性,这与大部分被子植物的花粉粒的形态特征一致。杓兰亚科花粉囊产生的单分体花粉或四合花粉外被一层黏性物质包裹 (图 1: C2), 但不凝聚成黏性花粉团 (任玲和王伏雄, 1987; Singer et al., 2008)。香荚兰亚科中出现了由单分体花粉聚集成花粉团 (图 1: B2) (Harder & Johnson,

2008)。兰亚科里出现了由四合花粉结合在一起形成的软花粉团或花粉小块(图 1: D2) (Barone Lumaga et al., 2006)。占兰科 85.7% 物种数的树兰亚科的大部分物种的花粉则进一步凝聚成坚硬的蜡质花粉团(图 1: E2) (Dressler, 1993; Johnson & Edwards, 2000)。

#### 4.1 散粉单元内部花粉粒间的 3 类黏性物质

在兰科的花药发育后期,花药壁的绒毡层和不育隔膜组织的内绒毡层的降解,参与了成熟花粉黏连成不同散粉单元的过程,主要有 3 类黏性物质。第一类是花粉鞘(pollenkitt),主要由黏性的脂类物质组成,还包括一些疏水性脂肪、类黄酮、胡萝卜素和绒毡层蛋白等退化产物,存在于花粉或花粉团外部,该类物质可以将花粉凝聚四合花粉或花粉团,有防止水分蒸发、调控花粉与雌蕊识别反应等功能(Ackerman & Williams, 1981; 任玲和王伏雄, 1987; Pacini & Hesse, 2005)。第二类是弹性黏素(elastoviscin),是兰科中最常见的黏性物质,是一种高分子脂类化合物(Blackman & Yeung, 1983),与花粉鞘同源(Schill & Wolter, 1986),由花药内的内绒毡层组织降解形成,是花粉团柄的组成成分,负责将四合花粉或花粉小块黏合成花粉团,在兰亚科、树兰亚科中均有报道(Dressler, 1986; Blackman & Yeung, 1983; Hesse & Burns-Balogh, 1984)。第三类是其他黏性物质或黏丝(cohesion strands),源自绒毡层降解后释放的脂类粘附剂,出现在花粉团发育后期,干燥后覆盖在花粉团上(Blackman & Yeung, 1983; Yeung, 1987)。此外,近期功能基因研究表明,除拟兰亚科外,其余 4 亚科中均丢失 MIKC\* 类的 P-亚类基因,致使花粉粒从分离向黏连转变,并逐渐凝结成花粉块(Kwantes et al., 2012)。

#### 4.2 花粉外壁结构有助于花粉黏连为散粉单元

有研究利用扫描电镜和透射电镜观察了兰科花粉粒或花粉团之间的超微结构,认为散粉单元的外壁的覆盖层物质对于黏结花粉粒成团起到了外聚合力。在树兰亚科的 *Diseae* 族里,花粉黏合成团是通过花粉团外壁的覆盖层桥实现的(Chesselet & Linder, 1993)。在那些具有粉状或粉质的花粉团的兰花中,所有的花粉都具同一外壁纹饰类型,它们凝聚在一起靠的是花药壁的绒毡层自我分解(autolysis)后释放出的一种脂类黏附剂。这个物质最后会在整个花粉团内渗透并加固所有的小孢子(Fitzgerald et al., 1994)。早期释放的必需的加固胶质会覆盖所有的花粉粒。相反,在石斛属,加固成团的花粉团内部的花粉粒缺

乏外壁纹饰层(Zavada, 1990)。不过,在树兰(*Epidendrum ibaguense*)中,成熟花粉团会出现分层(reveal layering)。花粉外壁明细分形态不定的内壁层(amorphous nexine),覆盖着所有的花粉,同时外壁层(sexine)向花粉团周边凝集(Blackman & Yeung, 1983)。因此,花粉凝聚成团主要归功于花药发育后期的分泌物。这些分泌物又称为胶合剂材料(adhesive materials),由绒毡层细胞产生,但渗透范围仅限于两个四合花粉粒外壁之间。由于曝光和干燥,这一层多聚物质会形成一个坚固的外壳(Fitzgerald et al., 1994)。在具花粉小块的种类里(如 *Loroglossum hircinum*) (Pandolfi & Pacini, 1995),花粉粒以四合花粉为最小单位,两两靠近黏连,形成花粉小块。因此,内部明显分为两层,靠外的一层保持着四合花粉的整体性,而最内一层为单花粉粒结构。其花粉外壁纹饰特征也仅局限于最外层的花粉。此外,在一些具有花粉小块的类群里(如 *Disinae*),内部的四合花粉两两相伴(calymmate),但更大集合的花粉小块之间的距离较远(acalymmate) (Chesselet & Linder, 1993)。

由此可见,兰科 4 类散粉单元类型,即单花粉粒、黏花粉粒(四合花粉)、花粉小块和花粉团,既依靠花粉粒之间内在联系的黏贴剂,又需要花粉粒凝聚成复合花粉后外壁的加固胶着连接物质。因此,系统地选择一些有代表性的类群,从花药发育过程观察小孢子母细胞时期到成熟花粉时期,细胞壁之间的胼胝质、多糖或脂类等的积累特征和分布模式,将有助于理解兰科植物的不同散粉单元的形成原因。

## 5 兰亚科花粉小块与树兰亚科花粉团发育

花药散粉单元的形态构成在兰亚科和树兰亚科差异明显,是划分两个亚科界限的关键依据(Dressler, 1986, 1993; Freudenstein & Rasmussen, 1997, 1999; Singer et al., 2008)。兰亚科的散粉单元为花粉小块,指同一个孢子囊内由不同数目的楔形花粉块围绕着一个固着桩着生的花粉集合,其数目、形态、结构和质地等在族、属和种间差异明显,具有重要的分类学意义。斑叶兰亚族(*Goodyerinae*)和玉凤花亚族(*Habenariinae*)的花粉小块具有黏盘柄, *Cloraeinae* 亚族的花粉小块无花粉团柄(Dressler, 1986, 1993; Rasmussen, 1982)。树兰亚

科的散粉单元为不同数目或形态的花粉团,有时为带有附属结构的花粉器。花粉团仅指同个孢子囊内所有花粉粒黏连成团的花粉集成团,组织成分简单,全部源于雄蕊组织。花粉器是指除了花粉团外,还有其他附属结构将不同数目的花粉团连成一体,其组织成分较为复杂,除了花粉团和花粉团柄源自雄蕊以外,充当附属结构的黏盘、黏盘柄和蕊喙等均来自雌蕊组织(Dressler, 1986, 1993)。因此,散粉单元类型的形成机制成为理解两个亚科分类系统学的主要内容。

### 5.1 兰亚科花粉小块的排列类型

兰亚科的花粉小块通常是有一串可分离的单元构成,其形态在族和属间变化明显,具有重要的分类学意义(Dressler, 1986, 1993; Rasmussen, 1986; Freudenstein & Rasmussen, 1997, 1999; Singer et al., 2008)。关于花粉小块发育及分类系统学意义,较为系统的研究见 Freudenstein 和 Rasmussen(1997)的工作。他们选择了兰亚科主要族或亚族的代表类群,以约占该亚科 30% 的物种为研究对象,通过石蜡切片和扫描电镜观察了不同类群的花粉小块的形态结构及其系统亲缘关系。该研究结果表明,兰亚科的花粉小块有两种基本类型和一个过渡类型,具体如下。(1)红门兰型花粉小块(orchidoid type):指排列整齐且形态大小相似的花粉小块,每个花粉小块都着生或粘贴在有弹性的黏柱上(Dressler, 1986; Schill & Wolter, 1986),从而构成一层层覆瓦状排列的可分割的花粉团。这种类型见于兰亚科大部分类群中,如斑叶兰亚族、红门兰族(Orchideae)、Prasophyllinae 亚族、竹茎兰亚族(Tropidiinae),以及肉药兰属(*Stereosandra* Blume)。肉药兰属没有叶子,现被放置在树兰亚科的芋兰族(Nervilieae),该属有两对花粉团,每一对花粉团都相互紧密贴靠在一起。(2)树兰型(epidendroid type):花粉小块的形态大小皆不规则,通常是多层排列,花粉小块之间通过有黏性的丝状体聚合在一起。这些有黏性的丝状体在虎舌兰(*Epipogium roseum*)中特别明显。虎舌兰的花粉团由好几层花粉小块组成,层数要多于其他该科物种。Vermeulen(1965)认为,虎舌兰的花粉小块以四合花粉为黏合单元聚合在一起,此特征在透射电镜(TEM)下可被观察到(Hesse et al., 1989)。由于虎舌兰的花粉块具有明显的由黏性丝状物组成的花粉团柄,因此,其花粉小块也是散生的四合花粉(Rasmussen, 1986)。(3)过渡类型花粉小块:指除了上述两种基本类型外,还有一些形态有所变异的过渡类型,

尚未命名。例如,美髯兰属(*Arethusa* L.)的花粉小块上的四合花粉很容易被辨识,该属与血叶兰属(*Ludisia* A. Rich.)和 *Platytheles* 属均为花粉小块排列稀疏的类型;由于花粉排列紧密,贝母兰属(*Coelogyne* Lindl.)的花粉小块上的四合花粉则很难识别。此外,部分类群孢子囊中央的隔膜组织部分缺失,构成了中空的花粉团,如美髯兰属和美须兰属(*Calopogon* R. Br.),这在树兰亚科里很少见,因此认为这两个属具有一定的亲缘关系。

### 5.2 树兰亚科不同花粉团数目和形态的研究进展

树兰亚科的花粉团形态独特,其数目、排列(并列或重叠)、质地(易散或完整)及其附属物等在同一类群中较为稳定,在族、亚族和属间具有重要的分类系统学意义。花粉团的数目在 20 000 多种的树兰亚科里差异显著。2 个花粉团的特征出现在物种数多达 1 300 种的指甲兰亚族,包括万代兰属(*Vanda* Jones ex R. Br.)、指甲兰属(*Aerides* Lour.)和火焰兰属(*Renanthera* Lour.)等。4 个花粉团普遍见于兰属(*Cymbidium* Sw.)、石斛属、石豆兰属等。8 个花粉团则出现在虾脊兰属(*Calanthe* R. Br.)、竹叶兰属(*Arundina* Blume)、鹤顶兰属(*Phaius* Lour.)等。此外,6 个花粉团仅出现在南美分布的 Pleurothallidinae 亚族,尚未有更多研究资料可供参考。关于树兰亚科的不同数目花粉团的形成及其系统学意义,兰科分类学家提出了一些猜测和推理(Burns-Balogh & Funk, 1986; Dressler, 1993)。其中,最普遍的观点认为花药发育在兰科系统演化种存在着大量的次生融合和退化以及次生分裂和增生等现象。若树兰亚科不同数目的花粉团起始于 4 个,演化路线则有两种方向,即通过次生融合或缺失形成 2 个和经次生分裂形成 6 或 8 个(Holttum, 1959; Burns-Balogh & Funk, 1986; Dressler, 1986, 1993)。这个观点被普遍接受,其部分原因是考虑到被子植物中最常见的药室或孢子囊数目也是 4 个(Johr et al., 1992)。同时,也有观点认为树兰亚科花粉团数目的演化路线为单向,既可通过次生分裂递增,从 2 个逐渐增加为 4、6 或 8 个,也可由次生融合或缺失递减,由 8 个减少为 6、4 或 2 个(Pridgeon, 1982)。然而,单向递增和递减的演化路线的推断都基于 Pleurothallidinae 亚族,该亚族的花粉团数目比较齐全(2、4、6、8)都有,这为物种丰富的树兰亚科花粉团多样性的演化带来了疑问。不过, Pleurothallidinae 亚族的分子系统学研究(Neyland et al., 1995)并不支持单向递增或递减的观点。在该亚族的分子系统树上,8 个花粉团出现的最

早,可以算作祖征;2个或4个花粉团出现的较早,具有平行演化趋势。值得注意的是,上述观点均为根据成熟花药中花粉团的数目结合系统位置进行推断而得出。

现有资料表明,在兰科花药发育过程中,不育隔膜组织的分化和降解对于理解5个亚科不同散粉单元类型的形成至关重要,值得深入研究。在具有单雄蕊的兰亚科和树兰亚科的花药发育过程中,早期花药原基分化出的不育隔膜组织的数目、朝向和位置对花粉小块和花粉团的类型和数目具有决定性作用(Dressler, 1986, 1993; Freudenstein & Rasmussen, 1996, 1997, 2002; Kant & Goel, 2013)。这是因为该不育隔膜组织在花药成熟时会发生降解,把成熟花粉囊分割为大小不同(等大或不等大)、数目不等(2、4、8)和形态多样(全缘、孔裂、浅裂、深裂)的散粉单元(Kant & Hossain, 2010; Kant et al., 2013; 张锦等, 2019; 李璐等, 2020; 谭庆琴等, 2020),具体如下。(1)4个花粉团的形成机制较为清楚,揭示了在花药发育早期,每个侧生药室的中央分化出一条贯穿小孢子囊的不育隔膜组织,在后期发生降解,发育为4个花粉团,见于石斛属、原沼兰属(*Malaxis* Sol. ex Sw.) (Kant & Hossain, 2010)、指甲兰亚族的盖喉兰(*Smitinandia micrantha*) (Bhanwra et al., 2006)以及兰属的纹瓣兰(*Cymbidium pendulum*) (Kant et al., 2013)。(2)8个花粉团的形成机制也相对清楚,认为花药原基分化出一对侧生药室,每个药室中的孢原细胞组织分化出2条纵横交错的不育隔膜组织,在花药成熟时发生降解,产生了8个花粉团,见于毛兰属(*Eria* Lindl.)、矮柱兰属(*Thelasis* Blume)和牛齿兰属(*Appendicula* Blume) (Freudenstein et al., 1996)以及竹叶兰属(谭庆琴等, 2020)。(3)一对全缘、或深裂或浅裂的花粉团形成机制尚存疑问。Freudenstein和Rasmussen (1996)的研究由于缺乏早期花药发育材料,根据成熟花药解剖特征推测2个花粉团是由于每个药室中央分化出不完整且没有贯穿花药室的一条不育隔膜组织,成熟花药发生降解,将每个药室的成熟花粉囊切割为一对深裂或中空的花粉团,见于合萼兰属(*Acriopsis* Blume)和万代兰族。这一点在纹瓣兰(*Cymbidium aloifolium*)的一对深裂花粉团(Bhanwra et al., 2006)和大花万代兰(*Vanda coerulea*) (张锦等, 2019)的一对浅裂花粉团的发育过程中得到证实。值得注意的是,花粉团的数目和形态特征一直是万代兰族-指甲兰亚族(Vandaeae-Aeridinae)类群分类系统重建的重要争

议,主要是在同一分支类群里存在着全缘、浅裂或深裂或孔裂的花粉团特征(Dressler, 1986; Chase et al., 2015)。例如,有文献认为巾唇兰属(*Pennilabium* J. J. Sm.)的花粉团为全缘不裂(陈心启等, 1999; Chen et al., 2009),但花药形态发育揭示了解剖镜下看似全缘的花粉团,在组织切片上表现为内侧浅孔裂(李璐等, 2020)。因此,有必要从组织切片水平系统地研究指甲兰亚族形态变异较大的属的花粉团特征的发育模式,为其令人费解的系统分类学提供准确的花粉团形态证据。

## 6 兰科花药发育的胚胎学特征

兰科花药发育的胚胎学特征具有显著的多样性和独特性,为散粉单元类型的形成和花药开裂方式提供了形态解剖学资料,也为系统演化提供了证据(Swamy, 1949; Sood, 1986, 1989; Sood & Mohana Rao, 1986, 1988)。这些特征在亚科、族和属间呈现出一定的普遍性和差异性,为理解兰科的胚胎发育多样性和系统演化提供了新证据(Mohana Rao & Sood, 1983, 1984, 1986; Bhanwra & Vij, 2003; Sriyot et al., 2015)。关于兰科可育雄蕊花药发育的研究资料近年来呈增加趋势(Kant & Bhanwra, 2010; Kant & Hossain, 2010; Kant et al., 2013; Gurudeva, 2012, 2015a, b, 2016; 张锦等, 2019; 谭庆琴等, 2020; 李璐等, 2020),研究内容集中在以下4个方面:(1)兰科花药室数目及其发育过程中不育隔膜组织分化的细胞学特征;(2)兰科花药壁发育类型多样,药室内壁纤维性加厚类型的变异、绒毡层细胞核数目等特征;(3)小孢子母细胞减数分裂活动的胞质分裂方式与小孢子四分体排列形式之间的关系;(4)成熟花粉细胞核的数目以及花药开裂时散粉单元的形成机制。现有研究资料表明,花药发育的胚胎学特征在亚科、属和种等分类阶元水平上存在明显的差异,具有一定的分类系统学意义,值得继续积累资料。

### 6.1 花药室数目的判断

花药发育过程中,不育隔膜组织的分化和降解为有助于理解兰科的花药室数目的系统分类学意义。关于兰科花药室的数目,前人认为与其他被子植物一样,应该为4室(Swamy, 1949; Sood, 1989)。这在拟兰亚科的花药横切面结构里得到证实,拟兰亚科的花药虽具两对侧生花药室,但缺乏不育隔膜组织分化(Kocyan & Endress, 2001),这说明该亚科的起源分化时间较早,可以作为基

部类群(Chase et al., 2015)。杓兰亚科的花药室也被记录为4室,不育隔膜组织分化明显,见于白唇杓兰(*Cypripedium cordigerum*) (Sood & Mohana Rao, 1988)和扇脉杓兰(*C. japonicum*) (Ghimire et al., 2020)。同时,大部分兰科植物(兰亚科和树兰亚科)均分化为一对侧生药室(Freudenstein & Rasmussen, 1996, 1997, 1999; 谭庆琴等, 2020; Kant, 2023)。

### 6.2 花药壁发育的多样性

兰科的花药壁发育类型在被子植物里较为独特且多样。被子植物的花药壁层数通常为5层以下,可归为4种花药壁发育类型,包括基本型、单子叶型、双子叶型和简化型(Johri et al., 1992; 胡适宜, 1992)。现有资料表明,兰科的花药壁多为单子叶型,见于拟兰亚科(Kocyan & Endress, 2001)、杓兰亚科(Swamy, 1949; Ghimire et al., 2020)、兰亚科(Sood, 1986, 1988; Kant & Goel, 2013)和树兰亚科(Sood, 1992; 李璐等, 2020; Kant, 2023)。同时,在一些物种里,花药壁层数6~7层,属于多层型(massive type)花药壁。多层型花药壁首次命名于羊耳蒜属(*Liparis* L.) (Sood, 1989),后来陆续见于兰属(*Cymbidium* Sw.) (Kant et al., 2013)、苞舌兰(*Spathoglottis plicata*) (Sriyot et al., 2015)、美冠兰属(*Eulophia* R. Br. ex Lindl.) (Bhanwra & Vij, 2003)等。在大花万代兰的花药壁超过7层,高达9层(张锦等, 2019)。目前,由于资料较少,花药壁层数及类型在属级以上的分类学意义,尚未有明显的规律。

### 6.3 小孢子发生中胞质分裂方式多样

小孢子在发生过程中以胞质分裂的方式变化。在兰科花药发育中,同时型胞质分裂比较普遍,见于大部分兰科类群,包括拟兰亚科(Kocyan & Endress, 2001)、杓兰亚科的杓兰属(Sood & Mohana Rao, 1988)、兰亚科的阔蕊兰属(*Peristylus* Blume) (Gurudeva, 2018)、树兰亚科的天麻(*Gastrodia alata*) (梁汉兴, 1983)、苞舌兰(Sriyot et al., 2015)、三棱虾脊兰(*Calanthe tricarinata*) (Kant, 2019)、云南巾唇兰(*Pennilabium yunnanense*) (李璐等, 2020)和竹叶兰(谭庆琴等, 2020)等。相反,连续型胞质分裂较少,见于兰亚科的眉兰属(*Ophrys* L.) (Aybeke, 2012)和绶草属(*Spiranthes* Rich.) (Kant et al., 2013)及树兰亚科的大花万代兰(张锦等, 2019)等。关于胞质分裂方式的系统演化意义,已有研究认为同时型胞质分裂较为常见,是被子植物的祖征,而连续型较为少见,属于衍征(Furness et al., 2002)。这与兰科

所在的天门冬目(Asparagales)及单子叶植物(Rudall et al., 1997; Furness & Rudall, 1999; Furness et al., 2002)的特征基本一致。

### 6.4 小孢子四分体排列形式多样

兰科花药发育过程中,小孢子四分体的排列形式多样。被子植物的小孢子四分体排列形式多为正四面体且同种植物仅有1~2种排列方式,极少出现3种以上。然而,兰科花药发育中,小孢子四分体的排列形式极为多样,归纳起来至少有5种,即正四面体、左右对称、十字交叉、T-形、线形。同一个科出现形式多样的四分体排列,这在被子植物中很少见(Johri et al., 1992)。同理,同种植物中,小孢子四分体排列形式至少有2种以上,有的可达4或5种,这在其他被子植物也极为罕见(Johri et al., 1992)。Furness和Rudall(1999)研究认为,单子叶植物中,小孢子四分体的排列形式通常与胞质分裂的方式有关系。然而,现有兰花发育资料并不认同这一点,虽然一种兰花只有一种胞质分裂,小孢子四分体的排列形式通常会有4种以上,但很难将两者联系起来。小孢子四分体多样的排列方式稳定,直接决定了四合花粉的排列形式,构成了不同结构的花粉小块和花粉团(Johri et al., 1992)。小孢子四分体的排列方式基本与花药成熟时四合花粉的排列方式保持一致,这在具有花粉小块的兰亚科(Kant & Bhanwra, 2010; Kant & Goel, 2013)和具坚固花粉团的树兰亚科(Kant, 2019; 王艳萍等, 2021)的花粉超微特征中得到证实。

## 7 问题与展望

本文初步归纳了兰科雄蕊发育多样性的研究进展,可归纳为六点。(1)兰科的分子系统学和花形态特征明确支持可育雄蕊数目的减少和花粉愈合程度的增加在五个亚科的系统发育树上明显呈平行演化趋势。(2)兰科雄蕊数目的减少和功能分化与早期花器官发生过程中存在大量的缺失、退化、次生融合和分裂等密切相关。(3)现有资料揭示了兰科主要的4类散粉单元的花粉超微形态特征在亚科、族、亚族、属和种间差异明显,具有重要的分类学及传粉生物学意义。(4)兰科的黏花粉粒、花粉小块和花粉团的内部花粉黏性物质有3类,即花粉鞘、弹性黏素和其他黏性物质。(5)兰亚科的花粉小块的结构有3类(红门兰型、树兰型和过渡类型),树兰亚科的不同数目(2、4、8)和形态(全缘、浅裂、深裂、孔裂)的花粉团是由于早期

花药原基分化出的不育隔膜组织的数目、朝向和位置而形成的。(6)兰科的花药发育过程中,花药室数目、花药壁发育类型、绒毡层细胞核数目、不育隔膜组织分化、胞质分裂类型、小孢子四分体排列形式、花粉细胞核数目等亚科和属间差异明显,具有重要分类学意义。

总体而言,兰科物种多样性丰富,而雄蕊发育特征或形成机制相对清楚的物种较少。虽然在亚科水平上,可育雄蕊和花药散粉单元类型等表现出明显的平行演化趋势,但族、亚族、属和组等分类系统阶元上的雄蕊发育多样性的相关资料却很少,因此值得深究。基于文献梳理,本文认为兰科雄蕊发育可从以下4个方面开展工作:(1)可育雄蕊和退化雄蕊的功能分化模式;(2)单花粉、黏花粉和花粉团等散粉单元的形成机制;(3)花药发育过程中不同花粉团数目和形态的发育模式;(4)花药发育过程中的关键胚胎学特征。

针对兰科雄蕊发育的研究进展和亟待解决的科学问题,本文认为有必要重视以下五个方面的工作。

第一,作为基础研究,有必要扩大选材范围,利用多学科手段,从野外调查收集的生态和生物学资料到实验室多学科技术的综合利用收集的微观形态特征,构建兰科花发育特征的基础数据库,为比较分析亚科、族、亚族和属间的雄蕊数目及花药发育特征提供详实资料。

第二,现有研究资料多集中于树兰亚科和兰亚科以及拟兰亚科,有必要重视均具黏性花粉的杓兰亚科和香荚兰亚科的雄蕊器官发生和花药发育的研究。这两个亚科均处于兰科分类系统树上的次基部类群,对于理解基部类群和核心类群的系统演化起着承前启后的关键作用。具双雄蕊的杓兰亚科植物具有发达的退化雄蕊结构和两枚可育雄蕊,是探究兰科雄蕊器官发生和雄蕊功能分化和发育的好材料。然而,现有研究只观察了3属4种植物的花器官发生(Kurzweil, 1993),缺乏兜兰属的研究资料。此外,现有单雄蕊的香荚兰亚科雄蕊发育研究资料非常少,值得重点关注。

第三,雄蕊可育数目和花药散粉单元类型在亚科水平上具有明显的平行演化趋势,但这两个特征在亚科下的不同类群(族、亚族和属间)表现出一定的特殊性和变异。关于它们的雄蕊功能分化及花药发育的研究资料都不全,值得重点关注。

第四,考虑到花粉形态和超微结构特征在分类学方面的重要作用,本文整理文献后发现兰科不同散粉单元的花粉外壁纹饰资料极为匮乏,散

见于个别亚科的物种里,不能系统地揭示其分类系统学意义。建议今后的研究,选择分类系统学争议较大的关键类群,利用扫描电镜系统观察其花粉外壁结构和散粉单元内部结构黏性物质,为系统理解兰科的分系统提供花粉形态依据。例如,兜兰属和杓兰属的分系统、山珊瑚属和肉果兰属的属间界限划分被称为分类系统学“黑洞”的指甲兰亚族。

第五,兰科的花器官和雄蕊发育过程中的专业术语的中文名称亟待关注,通过查阅文献统一说法,包括散粉单元类型(黏性花粉团、花粉小块、花粉块、花粉团、花粉团柄)、散粉单元里花粉愈合方式及黏性物质(3个类型)、合蕊柱器官发生过程中出现的附属结构(合蕊柱齿、合蕊柱耳状结构、合蕊柱翅等)、花药发育过程中兰科特有的多层型花药壁类型、不育隔膜组织的细胞特征(内绒毡层、外绒毡层)等。其中,散粉单元类型的专业术语名称,包括花粉小块、花粉团和花粉块已被广泛使用,但其所定义的形态学描述也不准确(Harder & Johnson, 2008)。其他内容的专业术语由于中文研究资料较少,尚未被高度关注或广泛使用。随着研究资料的累积,将会涌现出尚未有中文名称的形态专业术语。如何翻译和使用这些英文术语,也将成为兰科雄蕊发育的研究范畴。因此,本文建议重视兰科特有的花形态特征专业术语中文名称的规范界定和准确描述,为更好地理解兰科雄蕊发育多样性在系统演化和适应性传粉生态学意义提供科学依据。

## 参考文献:

- AYBEKE M, 2012. Anther wall and pollen development in *Ophrys mammosa* L. (Orchidaceae) [J]. *Plant Syst Evol*, 298(6): 1015-1023.
- BÄNZIGER H, 1996. The mesmerizing wart: the pollination strategy of epiphytic lady slipper orchid *Paphiopedilum villosum* (Lindl.) Stein (Orchidaceae) [J]. *Bot J Linn Soc*, 121(1): 59-90.
- BÄNZIGER H, SUN H, LUO YB, 2005. Pollination of a slippery lady slipper orchid in south-west China: *Cypripedium guttatum* (Orchidaceae) [J]. *Bot J Linn Soc*, 148(3): 251-264.
- BARONE LUMAGA MR, COZZOLINO S, KOCYAN A, et al., 2014. Exine micromorphology and ultrastructure in Neottieae (Epidendroideae, Orchidaceae) [J]. *Plant Syst Evol*, 300: 505-515.
- BHANWRA RK, VIJ SP, 2003. The development of anther and

- male gametophyte in *Eulophia hormusjii* Duthie (Orchidaceae) [J]. J Orchid Society Ind, 17(1/2): 87–91.
- BHANWRA RK, VIJ SP, CHANDEL V, et al., 2006. Development of pollinium in two epidendroid orchids [J]. Curr Sci, 90: 1384–1388.
- BHUPENDRA C, PRITAM C, NEETU V, et al., 2012. Understanding the phylomorphological implications of pollinia from *Dendrobium* (Orchidaceae) [J]. Am J Plant Sci, 3(6): 816–828.
- BLACKMAN SJ, YEUNG EC, 1983. Structural development of the caudicle of an orchid (*Epidendrum*) [J]. Am J Bot, 70(1): 97–105.
- BLACKMORE S, WORTLEY AH, SKVARLA JJ, et al., 2007. Pollen wall development in flowering plants [J]. New Phytol, 174(3): 483–498.
- BOX MS, BATEMAN RM, GLOVER BJ, et al., 2008. Floral ontogenetic evidence of repeated speciation via paedomorphosis in subtribe Orchidinae (Orchidaceae) [J]. Bot J Linn Soc, 157(3): 429–454.
- BURNS-BALOGH P, 1983. A theory on the evolution of the exine in Orchidaceae [J]. Am J Bot, 70(9): 1304–1312.
- BURNS-BALOGH P, BERNHARDT P, 1985. Evolutionary trends in the androecium of the Orchidaceae [J]. Plant Syst Evol, 149: 119–134.
- BURNS-BALOGH P, FUNK VA. 1986. A phylogenetic analysis of the Orchidaceae [J]. Smithson Contrib Bot, 61:1–79.
- BURNS-BALOGH P, HESSE M, 1988. Pollen morphology of the Cypripedioid orchids [J]. Plant Syst Evol, 158(2): 165–182.
- CAMERON KM, 2009. On the value of nuclear and mitochondrial gene sequences for reconstructing the phylogeny of vanilloid orchids (Vanilloideae, Orchidaceae) [J]. Ann Bot, 104(3): 377–385.
- CATLING PM, 1990. Auto-pollination in the Orchidaceae [M]//ARDITTI J. Orchid biology: reviews and perspective; Vol. V. Portland, Oregon: Timber Press: 121–158.
- CHASE MW, CAMERON KM, FREUDENSTEIN JV, et al., 2015. An updated classification of Orchidaceae [J]. Bot J Linn Soc, 177(2): 151–174.
- CHEN XQ(SC), 1979. Notes on bisexual and unisexual forms of *Satyrium ciliatum* Lindl. [J]. J Syst Evol, 17(4): 54–60. [陈心启, 1979. 关于缘毛鸟足兰两性型与单性型问题 [J]. 植物分类学报, 17(4): 54–60.]
- CHEN XQ(SC), 1982. The origin and early differentiation of the Orchidaceae [J]. J Syst Evol, 20(1): 1–22. [陈心启, 1982. 关于兰科起源与早期分化的探讨 [J]. 植物分类学报, 20(1): 1–22.]
- CHEN XQ(SC), LIU ZJ, LUO YB, et al., 2009. A field guide to the orchids of China [M]. Beijing: China Forestry Publishing House. [陈心启, 刘仲健, 罗毅波, 等, 2009. 中国兰科植物鉴别手册 [M]. 北京: 中国林业出版社.]
- CHEN XQ(SC), LIU ZJ, ZHU GH, et al., 2009. Orchidaceae [M]//WU ZY, RAVEN PH, HONG DY. Flora of China. Beijing: Science Press; St. Louis: Missouri Botanical Garden Press, 25: 1–506.
- CHESELET P, LINDER HP, 1993. Pollen morphology of the *Diseae* (Orchidoideae; Orchidaceae) [J]. Grana, 32(2): 101–110.
- DAHLGREN R, BREMER K, 1985. Major clades of the angiosperms [J]. Cladistics, 1(4): 349–368.
- DAVIES KL, STPICZYŃSKA M, KAMIŃSKA M, 2013. Dual deceit in pseudopollen-producing *Maxillaria* ss (Orchidaceae: Maxillariinae) [J]. Bot J Linn Soc, 173(4): 744–763.
- DAVIES KL, TURNER MP, 2004. Pseudopollen in *Dendrobium unicum* Seidenf. (Orchidaceae): reward or deception? [J]. Ann Bot, 94(1): 129–132.
- DECRAENE LPR, SMETS EF, 2001. Staminodes: their morphological and evolutionary significance [J]. Bot Rev, 67(3): 351–402.
- DRESSLER RL, 1986. Feature of pollinaria and orchid classification [J]. Lindleyana, 1(2): 125–130.
- DRESSLER RL, 1993. Phylogeny and classification of the orchid family [M]. Cambridge: Cambridge University Press.
- ENDRESS PK, 2001. Origins of flower morphology [J]. J Exp Zool, 291(2): 105–115.
- ENDRESS PK, 2016. Development and evolution of extreme synorganization in angiosperm flowers and diversity: a comparison of Apocynaceae and Orchidaceae [J]. Ann Bot, 117(5): 749–767.
- FITZGERALD MA, BARNES SH, BLACKMORE S, et al., 1994. Pollen development and cohesion in a mealy and hard type of orchid pollinium [J]. Int J Plant Sci, 155(5): 481–491.
- FREUDENSTEIN JV, CHASE MW, 2015. Phylogenetic relationships in Epidendroideae (Orchidaceae), one of the great flowering plant radiations; progressive specialization and diversification [J]. Ann Bot, 115(4): 665–681.
- FREUDENSTEIN JV, HARRIS EM, RASMUSSEN FN, 2002. The evolution of anther morphology in orchids: incumbent anthers, superposed pollinia, and the vandoid complex [J]. Am J Bot, 89(11): 1747–1755.
- FREUDENSTEIN JV, RASMUSSEN FN, 1996. Pollinium development and number in the Orchidaceae [J]. Am J Bot, 83(7): 813–824.
- FREUDENSTEIN JV, RASMUSSEN FN, 1997. Sectile pollinia and relationships in the Orchidaceae [J]. Plant Syst Evol, 205(3): 125–146.
- FREUDENSTEINJV, RASMUSSEN FN, 1999. What does morphology tell us about Orchid relationships? —A cladistic analysis [J]. Am J Bot, 86(2): 225–248.
- FURNESS CA, RUDALL PJ, 1999. Microsporogenesis in monocotyledons [J]. Ann Bot, 84(4): 475–499.
- FURNESS CA, RUDALL PJ, SAMPSON FB, 2002. Evolution

- of microsporogenesis in angiosperms [J]. *Int J Plant Sci*, 163(2): 235–260.
- GAMISCH A, STAEDLER YM, SCHONENBERGER J, et al., 2013. Histological and micro-CT evidence of stigmatic rostellum receptivity promoting auto-pollination in the madagascan orchid *Bulbophyllum bicoloratum* [J]. *PLoS ONE*, 8: 1–10.
- GHIMIRE B, SON S, KIM JH, et al., 2020. Gametophyte and embryonic ontogeny: understanding the reproductive calendar of *Cypripedium japonicum* Thunb. (Cypripedoideae, Orchidaceae), a lady's slipper orchid endemic to East Asia [J]. *BMC Plant Biol*, 20: 1–14.
- GURUDEVA MR, 2012. Ontogeny of microsporangium and development of male gametophyte in *Habenaria diphylla* Dalz [J]. *J Orchid Soc Ind*, 26(1/2): 93–99.
- GURUDEVA MR, 2015a. Ontogeny of microsporangium and development of male gametophyte in *Malaxis versicolor* (Lindl.) Abeyw (Orchidaceae) [J]. *J Indian Bot Soc*, 94(3): 195–201.
- GURUDEVA MR, 2015b. Ontogeny of microsporangium and development of male gametophyte in *Peristylus spiralis* A. Rich.(Orchidaceae) [J]. *J Orchid Soc Ind*, 29: 39–46.
- GURUDEVA MR, 2016. Development of male and female gametophytes in *Dendrobium ovatum* (L.) Kraenzl. (Orchidaceae) [J]. *J Orchid Soc Ind*, 30: 75–87.
- GURUDEVA MR, 2018. Ontogeny of microsporangium and development of male gametophyte in *Peristylus plantagineus* Lindl [J]. *J Orchid Soc Ind*, 32: 1–8.
- HARDER LD, JOHNSON SD, 2008. Function and evolution of aggregated pollen in angiosperms [J]. *Int J Plant Sci*, 169(1): 59–78.
- HESSE M, BURNS-BALOGH P, 1984. Pollen and pollinarium morphology of *Habenaria* (Orchidaceae) [J]. *Pollen Spores*, 26(3/4): 385–400.
- HESSE M, BURNS-BALOGH P, WOLFF M, 1989. Pollen morphology of the “primitive” epidendroid orchids [J]. *Grana*, 28(4): 261–278.
- HOLTUM RE, 1959. Evolutionary trends in the Sarcanthine orchids [J]. *Am Orchid Soc Bull*, 5: 399–423.
- HU SY, 1992. Reproductive biology of angiosperms [M]. Beijing: Higher Education Press. [胡适宜, 1992. 被子植物生殖生物学 [M]. 北京: 高等教育出版社.]
- JOHNSON SD, EDWARDS TJ, 2000. The structure and function of orchid pollinaria [J]. *Plant Syst Evol*, 222(1/2/3/4): 243–269.
- JOHRI BM, AMBEGAOKAR KB, SRIVASTAVA PS, 1992. Comparative embryology of angiosperms: Vol. 2 [M]. Berlin: Springer.
- KANT R, BHANWRA RK, 2010. Development of anther in relation to sectile pollinium in *Zeuxine strateumatica* (Lindl.) Schltr [J]. *J Biol Life Sci*, 1(1): 5–12.
- KANT R, HOSSAIN MM, 2010. Development of pollinium in *Malaxis muscifera* (Lindl.) Kuntze [J]. *Bangladesh J Bot*, 39(2): 193–198.
- KANT R, 2011. Development of monads and associated changes in anther in *Cypripedium cordigerum* D. Don.: A rare Orchid [J]. *Vegetos*, 24(1): 103–110.
- KANT R, GOEL S, 2013. Development of anther in *Goodyera repens* (L.) R. Br.: a massulate orchid [J]. *Vegetos*, 26(1): 9–18.
- KANT R, HOSSAIN MM, ATTRI LK, 2013. Pollinium development in *Spiranthes sinensis* (Pers.) Ames. and *Cymbidium pendulum* Sw.: a comparative study [J]. *Bangladesh J Bot*, 42(2): 307–314.
- KANT R, 2019. Development of pollinium and associated changes in anther of *Calanthe tricarinata* Lindl., an epidendroid orchid [J]. *Taiwania*, 64(3): 269–279.
- KANT R, 2023. Development of anther and sectile pollinium in *Hermidium lanceum* (Thunb. ex Sw.) Vuijk — a massulate orchid [J/OL]. *Isr. J. Plant Sci*. DOI: 10.1163/22238980-bja10081 (online)
- KOCYAN A, ENDRESS PK, 2001. Floral structure and development of *Apostasia* and *Neuwiedia* (Apostasioideae) and their relationships to other Orchidaceae [J]. *Int J Plant Sci*, 162(4): 847–867.
- KURZWEIL H, 1987a. Developmental studies in orchid flowers. I: Epidendroid and vandoid species [J]. *Nor J Bot*, 7(4): 427–442.
- KURZWEIL H, 1987b. Developmental studies in orchid flowers II: Orchidoid species [J]. *Nor J Bot*, 7(4): 443–451.
- KURZWEIL H, 1996. Floral morphology and ontogeny in subtribe Satyriinae (Fam. Orchidaceae) [J]. *Flora*, 191(1): 9–28.
- KURZWEIL H, 1998. Floral ontogeny of orchids: a review [J]. *Beitr Biol Pflanzen*, 7: 45–100
- KURZWEIL H, 1989. An investigation of the floral morphogenesis of *Bonatea speciosa* (Orchidaceae) [J]. *S Afr J Bot*, 55(4): 433–437.
- KURZWEIL H, 1990. Floral morphology and ontogeny in Orchidaceae subtribe Disinae [J]. *Bot J Linn Soc*, 102(1): 61–83.
- KURZWEIL H, 1993. Developmental studies in orchid flowers IV: Cypripedioid species [J]. *Nord J Bot*, 13(4): 423–430.
- KURZWEIL H, KOCYAN A, 2002. Ontogeny of orchid flowers [M]//KULL T, ARDITTI J. *Orchid biology: reviews and perspectives*. Dordrecht, the Netherlands: Kluwer; 83–138.
- KURZWEIL H, WESTON PH, PERKINS AJ, 2005. Morphological and ontogenetic studies on the gynostemium of some Australian members of Diurideae and Cranichideae (Orchidaceae) [J]. *Telopea*, 11(4): 11–33.
- KWANTES M, LIEBSCH D, VERELST W, 2012. How MIKC\* MADS-box genes originated and evidence for their conserved function throughout the evolution of vascular plant gametophytes [J]. *Mol Biol Evol*, 29(1): 293–302.

- LANG KY, CHEN XQ (SC), LUO YB, et al., 1999. Flora Reipublicae Popularis Sinicae; Vol. 17 [M]. Beijing: Science Press. [郎楷永, 陈心启, 罗毅波, 等, 1999. 中国植物志: 第 17 卷 [M]. 北京: 科学出版社.]
- LIANG HX, 1981. The micro- and mega-sporogenesis and the formation of male and female gametophytes in *Gastrodia elata* Blume [J]. J Integr Plant Biol, 23(3): 186-191. [梁汉兴, 1981. 天麻大小孢子和雌雄配子体的发育 [J]. 植物学报, 23(3): 186-191.]
- LI L, ZHANG J, LI CR, et al., 2020. Pollinia development in a new species of *Pennilabium yunnanense* (Orchidaceae) [J]. Bull Bot Res, 40(2): 161-171. [李璐, 张锦, 李楚然, 等, 2020. 兰科新种巾唇兰的花粉团发育及分类学意义 [J]. 植物研究, 40(2): 161-171.]
- LI MH, ZHANG GQ, LAN SR, et al., 2016. A molecular phylogeny of Chinese orchids [J]. J Syst Evol, 54(4): 349-362.
- LI P, LUO YB, BERNHARDT P, et al., 2006. Deceptive pollination of the lady's slipper *Cypripedium tibeticum* (Orchidaceae) [J]. Plant Syst Evol, 262: 53-63.
- LI P, LUO YB, DENG YX, et al., 2008. Pollination of the lady's slipper *Cypripedium henryi* (Orchidaceae) [J]. Bot J Linn Soc, 156: 451-459.
- LUO YB, CHEN XQ (SC), 2000. The floral morphology and ontogeny of some Chinese representatives of orchid subtribe Orchidinae [J]. Bot J Linn Soc, 134(4): 529-548.
- LUO YB, ZHU GH, KURZWEIL H, 2005. The gynostemium of *Hemipiliopsis purpureopunctata* and *Senghasiella glaucifolia*, two taxonomically disputed species of *Habenariinae* (Orchidaceae) [J]. Bot J Linn Soc, 147(2): 191-196.
- MOHANA RAO PR, RAO KM, 1983. Embryology of *Liparis viridiflora* [J]. Acta Bot Indica, 11: 228-234.
- MOHANA RAO PR, RAO KM, 1984. Embryology of *Habenaria pectinata* [J]. Phytomorphology, 34: 237-242.
- MOHANA RAO PR, SOOD SK, 1986. Embryology of *Cephalanthera ensifolia* (Orchidaceae) [J]. Acta Bot Ind, 14: 38-44.
- MOSQUERA-MOSQUERA HR, VALENCIA-BARRERA RM, ACEDO C, 2019. Variation and evolutionary transformation of some characters of the pollinarium and pistil in Epidendroideae (Orchidaceae) [J]. Plant Syst Evol, 305(5): 353-374.
- MULGAONKAR MS, 2011. Study of pollinium of three beautiful Indian Orchids under electron microscopy [J]. Phytotaxonomy, 5: 89-92.
- NEYLAND R, URBATSCH LE, PRIDGEON AM, 1995. A phylogenetic analysis of subtribe Pleurothallidinae (Orchidaceae) [J]. Bot J Linn Soc, 117(1): 13-28.
- PABÓN-MORA N, GONZÁLEZ F, 2008. Floral ontogeny of *Telipogon* spp. (Orchidaceae) and insights on the perianth symmetry in the family [J]. Int J Plant Sci, 169(9): 1159-1173.
- PACINI E, HESSE M, 2002. Types of pollen dispersal units in orchids, and their consequences for germination and fertilization [J]. Ann Bot, 89(6): 653-664.
- PACINI E, HESSE M, 2005. Pollenkitt-its composition, forms and functions [J]. Flora, 200(5): 399-415.
- PANDOLFI T, PACINI E, 1995. The pollinium of *Loroglossum hircinum* (Orchidaceae) between pollination and pollen tube emission [J]. Plant Syst Evol, 196(3/4): 141-151.
- PASSARELLI LM, ROLLERI CH, 2010. Pollen grains and massulae in pollinia of four south American palustrine species of *Habenaria* (Orchidaceae) [J]. Grana, 49(1): 47-55.
- PERNER H, 2009. Cypripediums in China: part 10: sections *Trigonopodia* and *Sinopedilum* [J]. Orchids, 78: 290-297.
- PRAMANIK DN, DORST N, MEESTERS M, et al., 2020. Evolution and development of three highly specialized floral structures of bee-pollinated *Phalaenopsis* species [J]. Evodevo, 11: 1-20.
- PRIDGEON AM, 1982. Diagnostic anatomical characters in the Pleurothallidinae (Orchidaceae) [J]. Am J Bot, 69(6): 921-938.
- PRIDGEON AM, CRIBB PJ, CHASE MW, et al., 1999. Genera Orchidacearum: Vol. 1. General introduction, Apostasioideae, Cypripedioideae [M]. Oxford: Oxford University Press.
- PRIDGEON AM, CRIBB PJ, CHASE MW, et al., 2001. Genera Orchidacearum: Vol. 2. Orchidoideae (Part I) [M]. Oxford: Oxford University Press.
- PRIDGEON AM, CRIBB PJ, CHASE MW, et al., 2003. Genera Orchidacearum: Vol. 3. Orchidoideae (Part two), Vanilloideae [M]. Oxford: Oxford University Press.
- PRIDGEON AM, CRIBB PJ, CHASE MW, et al., 2005. Genera Orchidacearum: Vol. 4. Epidendroideae (Part one) [M]. Oxford: Oxford University Press.
- PRIDGEON AM, CRIBBPJ, CHASE MW, et al., 2009. Genera Orchidacearum: Vol. 5. Epidendroideae (Part one) [M]. Oxford: Oxford University Press.
- PRIDGEON AM, CRIBB PJ, CHASE MW, et al., 2014. Genera Orchidacearum: Vol. 6. Epidendroideae (Part three) [M]. Oxford: Oxford University Press.
- RASMUSSEN FN. 1982. The gynostemium of the neottioid orchids [J]. Opera Bot, 65: 1-96.
- RASMUSSEN FN. 1986. Ontogeny and phylogeny in Orchidaceae [J]. Lindleyana, 1: 114-124.
- REN L, WANG FX, 1987. Embryological studies of *Paphiopedilum godefroyae* Stein [J]. J Integr Plant Biol, 29(1): 14-21. [任玲, 王伏雄, 1987. 兜兰胚胎学的研究 [J]. 植物学报, 29(1): 14-21.]
- RUDALL, PJ, BATEMAN RM, 2002. Roles of synorganisation, zygomorphy and heterotopy in floral evolution: the gynostemium and labellum of orchids and other lilioid monocots [J]. Biol Rev, 77(3): 403-441.

- RUDALL PJ, FURNESS CA, CHASE MW, et al., 1997. Microsporogenesis and pollen sulcus type in Asparagales (Liliana) [J]. *Can J Bot*, 75(3): 408-430.
- SCHILL R, WOLTER M, 1986. On the presence of elastoviscin in all subfamilies of the Orchidaceae and the homology to pollenkit [J]. *Nord J Bot*, 6(3): 321-324.
- SHI J, CHENG J, LUO D, et al., 2007. Pollination syndromes predict brood-site deceptive pollination by female hoverflies in *Paphiopedilum dianthum* (Orchidaceae) [J]. *J Syst Evol*, 45(4): 551-560. [史军, 程瑾, 罗敦, 等, 2007. 利用传粉综合征预测: 长瓣兜兰模拟繁殖地欺骗雌性食蚜蝇传粉 [J]. *植物分类学报*, 45(4): 551-560.]
- SINGER RB, GRAVENDEEL B, CROSS H, et al., 2008. The use of orchid pollinia or pollinaria for taxonomic identification [J]. *Selbyana*, 29(1): 6-19.
- SINGER RB, SAZIMA M, 1999. The pollination mechanism in the 'Pelexia alliance' (Orchidaceae: Spiranthinae) [J]. *Bot J Linn Soc*, 131(3): 249-262.
- SINGER RB, SAZIMA M, 2000. The pollination of *Stenorrhynchos lanceolatus* (Aublet) L. C. Rich. (Orchidaceae: Spiranthinae) by hummingbirds in southeastern Brazil [J]. *Plant Syst Evol*, 223: 221-227.
- SINGER RB, SAZIMA M, 2001. Flower morphology and pollination mechanism in three sympatric *Goodyerinae* orchids from southeastern Brazil [J]. *Ann Bot*, 88(6): 989-997.
- SOOD SK, 1986. Gametogenesis, integuments initiation and embryogeny in three species of *Habenaria* (Orchidaceae, Orchideae) [J]. *Proc: Plant Sci*, 96: 487-494.
- SOOD SK, 1989. Embryology and systematic position of *Liparis* (Orchidaceae) [J]. *Plant Syst Evol*, 166(1/2): 1-9.
- SOOD SK. 1992. Embryology of *Malaxis saprophyta*, with comments on the systematic position of *Malaxis* (Orchidaceae) [J]. *Plant System Evol*, 179: 95-105.
- SOOD SK, MOHANA RAO PR, 1986. Development of male and female gametophytes in *Herminium angustifolium* (Orchidaceae) [J]. *Phytomorphology*, 36: 11-15.
- SOOD SK, MOHANA RAO PR, 1988. Studies in the embryology of the diandrous orchid *Cypripedium cordigerum* (Cypripedieae, Orchidaceae) [J]. *Plant Syst Evol*, 160(3/4): 159-168.
- SRIYOT N, THAMMATHAWORN A, THEERAKULPISUT P, 2015. Embryology of *Spathoglottis plicata* Blume: a reinvestigation and additional data [J]. *Trop Natl Hist*, 15(2): 97-115.
- STERN WL, CHEADLEVI, THORSCHJ, 1993. Apostasiads, systematic anatomy, and the origins of Orchidaceae [J]. *Bot J Linn Soc*, 111(4): 411-455.
- STENZEL H, 2000. Pollen morphology of the subtribe Pleurothallidinae Lindl. (Orchidaceae) [J]. *Grana*, 39(2/3): 108-125.
- SWAMY BGL, 1949. Embryological studies in the Orchidaceae. I. Gametophytes [J]. *Am Midl Nat*, 41(1): 184-201.
- TAN QQ, LI L, ZHANG J, et al., 2020. Pollinia development in *Arundina graminifolia* (Orchidaceae) with taxonomic implications [J]. *Guihaia*, 40(1): 83-94. [谭庆琴, 李璐, 张锦, 等, 2020. 传统傣药竹叶兰的花粉团发育及分类学意义 [J]. *广西植物*, 40(1): 83-94.]
- TAO KF, ZHU Y, WANG YC, et al., 2023. Floral structure and column ultrastructure of two *Habenaria* species with their taxonomic implications [J/OL]. *Guihaia*: 1-15 [2023-08-08] <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230621.1730.002.html>. [陶凯锋, 朱永, 王乐骋, 等, 2023. 两种玉凤花属植物的花结构和合蕊柱超微特征及其分类学意义 [J/OL]. *广西植物*: 1-15 [2023-08-08] <http://kns.cnki.net/kcms/detail/45.1134.Q.20230621.1730.002.html>.]
- VALENCIA-NIETO B, SOSA V, MÁRQUEZ-GUZMÁN J, 2016. Late stages of anther development and anther attributes in *Microepidendrum* differs from other genera of *Epidendrum* alliance (Orchidaceae) [J]. *Flora*, 218: 35-43.
- VAN DER CINGEL NA, 1995. An atlas of orchid pollination: European orchids [M]. Boca Raton: CRC Press.
- VERMEULEN P, 1965. The place of *Epipogium* in the system of *Orchidales* [J]. *Acta Bot Neer*, 14(2): 230-241.
- WANG YP, LI L, YANG CX, et al., 2021. Pollinia morphology of 14 species in *Dendrobium* (Orchidaceae) and taxonomic significance [J]. *Bull Bot Res*, 41(1): 12-25. [王艳萍, 李璐, 杨晨璇, 等, 2021. 14种石斛属(兰科)植物的花粉团形态及分类学意义 [J]. *植物研究*, 41(1): 12-25.]
- XI YZ, LANG KY, HU YS, 2000. Pollen morphology of *Gymnadenia* R. Br. (Orchidaceae) and its taxonomic significance [J]. *J Syst Evol*, 38(2): 137-140. [席以珍, 郎楷永, 胡玉熹, 2000. 手参属花粉形态及其分类学意义 [J]. *植物分类学报*, 38(2): 137-140.]
- YEUNG EC, 1987. The development and structure of the viscidium in *Epidendrum ibaguense* H.B.K. (Orchidaceae) [J]. *Bot Gazette*, 148(2): 149-155.
- ZAVADA M, 1990. A contribution to the study of pollen wall ultrastructure of orchid pollinia [J]. *Ann Miss Bot Garden*, 77: 785-801.
- ZHANG J, ZHANG H, LI L, et al., 2019. Pollinia development in rare orchid of *Vanda coerulea* with its taxonomic implications [J]. *Acta Bot Boreal-Occident Sin*, 39(7): 1143-1153. [张锦, 张辉, 李璐, 等, 2019. 珍稀濒危植物大花万代兰的花粉团发育及其分类学意义 [J]. *西北植物学报*, 39(7): 1143-1153.]
- ZHENG G, LI P, PEMBERTON R, et al., 2011. Mixed bumblebee and blowfly pollination of *Cypripedium flavum* (Orchidaceae) in Sichuan, China [J]. *Ecol Res*, 26: 453-459.

欢迎您投稿·订阅  
http://www.guihaia-journal.com

支撑生态文明建设和区域经济社会发展  
报道植物科学新理论、新发现、新技术和新方法

# 《广西植物》月刊

《广西植物》是广西壮族自治区中国科学院广西植物研究所和广西植物学会联合主办、科学出版社出版、国内外公开发行的植物学综合性学术期刊，为《科技期刊世界影响力指数(WJCI)报告》收录期刊、《中文核心期刊要目总览》收录的“中文核心期刊”、中国科学引文数据库收录的“CSCD来源期刊”、中国科技论文统计源期刊收录的“中国科技核心期刊”、国家林业和草原局“林草科技重点期刊”。本刊纸质出版平均发表周期为4~5个月，网络在线数字出版(录用定稿网络首发为2周内、本刊网站预发表为2周内)。

**特色栏目内容**(包括但不限于): 喀斯特(岩溶/洞穴/天坑)植物研究; 环境植物学-污染或受损环境的植物修复研究; 全球变化与生态环境研究; 海岛与海岸植物研究; “一带一路”和东盟沿线植物多样性研究; 生物多样性保护与可持续利用研究; 植物-微生物(内生菌)、植物-动物相互作用; 重要/特色植物遗传资源及其种质创新研究; 珍稀濒危植物、特有植物与极小种群研究; 入侵植物生物学研究及其防治技术; 民族药用植物与大健康研究; 植物功能物质及其有效利用研究; 国家重点保护野生植物研究; 苦苣苔科植物研究; 兰科植物研究; 西藏植物研究。

**固定栏目内容:** 植物分类学、植物生态学、植物生理学、植物化学、植物地理学、植物资源学、植物细胞学、植物遗传学、植物保护学、植物营养学、植物病理学、系统与进化植物学、植物发育与生殖学、植物化学生物学、民族植物学、分子生物学、生物信息学。



# 广西植物被国际和国内重要数据库收录:

- ☆ 俄罗斯《文摘杂志》(AJ, VINITI, Abstract Journal)
- ☆ 美国《化学文摘》(CA, Chemical Abstracts)
- ☆ 英国《国际农业与生物科学研究中心(全文库)》(CABI)
- ☆ 英国《全球健康》(Global Health)
- ☆ 美国《剑桥科学文摘》(CSA: NS)
- ☆ 波兰《哥白尼索引精选数据库》(ICI Journals Master List)
- ☆ 日本《日本科学技术振兴机构数据库》(JST, Japan Science and Technology Agency)
- ☆ 美国《乌利希国际期刊指南》(Ulrich's, PD)
- ☆ 美国《史蒂芬斯全文数据库—艾博思科数据库》(EBSCOhost)
- ☆ 英国《邱园索引》(Index Kewensis)
- ☆ 美国《柯尔比科学文化信息中心》(CICSC)
- ☆ 中国《中文核心期刊要目总览》—中文核心期刊
- ☆ 中国科技论文统计与分析数据库(CSTPCD)—中国科技核心期刊
- ☆ 中国科学引文数据库(CSCD)、科学引文数据库(SCD)
- ☆ 中国生物学文献数据库(CBAD)、中国生物学文摘(CBA)
- ☆ 中国学术期刊文摘数据库(CSAD)、中国化学化工文摘(网络版)
- ☆ 中国期刊全文数据库(CJFD)
- ☆ 中国学术期刊综合评价数据库(CAJCED)
- ☆ 中国知识资源总库—中国科技期刊精品数据库(<http://epub.cnki.net>)
- ☆ 中国知网《中国学术期刊(网络版)》(CAJ-N)首批收录期刊(<http://navi.cnki.net/knavi/JournalDetail?pcode=CJFD&pykm=GXZW>)
- ☆ 中文科技期刊数据库(SWIC) (<http://www.cqvip.com>)
- ☆ 中国核心期刊(遴选)数据库(<http://wanfangdata.com.cn>)
- ☆ 中国生物医学文献服务系统(SinoMed) (<http://www.sinomed.ac.cn>)
- ☆ 中国台湾华艺中文电子期刊服务资料库—思博网(CEPS)(<http://www.ceps.com.tw>)
- ☆ 博看网(<http://www.bookan.com.cn>)、龙源期刊网(<http://www.qikan.com.cn>)
- ☆ 中国科学院科技论文预发布平台(ChinaXiv)(<http://chinaxiv.org>)
- ☆ 中国科学院科技期刊开放获取平台(CAS-OAJ)(<http://www.oaj.cas.cn>)
- ☆ 国家科技期刊开放平台 (<http://doaj.istic.ac.cn>)

## 广西植物

月刊, 1981年创刊  
第43卷 第8期 2023年8月

## GUIHAIA

Monthly, Started in 1981  
Vol. 43 No. 8 Aug. 2023

主管单位: 广西科学院  
主办单位: 广西壮族自治区 广西植物研究所  
中国科学院  
广西植物学会

名誉主编: 马克平  
主 编: 李先琨  
副主编: 蒋巧媛(常务) 李 莉  
编辑单位: 《广西植物》编辑部  
地 址: 桂林市雁山 邮编: 541006  
电话/传真: (0773) 3550074  
电子信箱: [guihaia@gxib.cn](mailto:guihaia@gxib.cn)  
网 址: <http://www.guihaia-journal.com>

出版单位: 科学出版社  
(北京东黄城根北街16号 邮编: 100717)

印刷装订: 桂林日报印刷厂  
订购处: 全国各地邮局  
总发行: 科学出版社  
国内发行: 中国邮政集团公司桂林市分公司  
海外总发行: 中国国际图书贸易集团有限公司  
(北京399信箱)

Supervised by Guangxi Academy of Sciences  
Sponsored by Guangxi Institute of Botany, Guangxi Zhuang  
Autonomous Region and Chinese Academy of Sciences  
Guangxi Society of Botany

Honorary Editor-in-Chief: MA Keping  
Editor-in-Chief: LI Xiankun  
Associate Editors-in-Chief: JIANG Qiaoyuan(Managing) LI Li

Edited by Editorial Office of GUIHAIA  
Addr.: Yanshan, Guilin 541006, Guangxi, China  
Tel./ Fax: 86-773-3550074  
E-mail: [guihaia@gxib.cn](mailto:guihaia@gxib.cn)  
<http://www.guihaia-journal.com>

Published by Science Press  
(16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China)

Printed by Guilin Daily Printer (China)  
Subscribed by All Local Post Offices in China  
Distributed by Science Press  
Domestically Distributed by Guilin Branch of China Post Group  
Overseas Distributed by China International Book Trading Corporation  
(P.O.Box 399, Beijing)

ISSN 1000-3142  
CN 45-1134/Q

国内定价: 45.00元  
国内邮发代号: 48-43  
国外发行代号: MO-5054



(购买本刊请扫上方二维码)

ISSN 1000-3142



9 771000 314237

国内外公开发行人