

珍稀濒危植物的回归：理论和实践

周翔 高江云*

(中国科学院西双版纳热带植物园热带森林生态学重点实验室, 云南勐腊 666303)

摘要: 回归(reintroduction)指的是在一个物种出现濒危的现有分布区域或已经灭绝的历史分布区域内建立新种群的活动。作为物种保护及种群恢复的重要策略之一, 回归在越来越多的珍稀濒危植物保护实践中得到了应用。回归的成功标准分为短期和长期两类, 前者包括个体的成活、种群的建立和扩散; 后者包括回归种群的自我维持和在生态系统中发挥功能等。珍稀濒危植物的回归是一项高风险和高花费的工程, 需要根据种群遗传学和生态学理论, 选择合适的繁殖体、扩繁方式、回归地点和生境、定植时间、定植方式等, 还要考虑传粉者和共生生物种, 并开展回归后的长期监测。为保证回归的成功并把回归过程中可能对生态环境造成的不利影响降到最小, 还需要防止遗传污染、避免源种群的过度采集、加强公众教育、加强长期监测等。不同植物的回归面临着各不相同的具体困难, 兰科植物的回归面临更多的困难, 如材料扩繁难与存活率低等。基于生态学、传粉生物学、繁殖技术、真菌学和种群遗传多样性研究基础上开展兰科植物的回归, 被证明是有效的综合保护策略。

关键词: 珍稀濒危植物, 回归, 兰科, 保护策略

Reintroduction of rare and endangered plants: theories and practices

Xiang Zhou, Jiangyun Gao*

Key Laboratory of Tropical Forest Ecology, Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Mengla, Yunnan 666303

Abstract: Reintroduction is defined as an attempt to establish a species in an area which was once part of its historical range, but from which it has been extirpated or become extinct. As an important strategy for species conservation and population restoration, reintroduction is increasingly applied to the conservation of rare and endangered plants. However, reintroduction is often a relatively high-risk and high-cost activity, and needs to be conducted under the direction of sound theories and reasonable techniques. Plant reintroductions often face specific challenges. Orchid reintroductions, particularly, are often confronted with more specific difficulties. Reintroduction, when combined with research efforts into ecology, pollination biology, propagation science, mycology, and population genetic diversity is termed integrated conservation, and has been demonstrated as an effective orchid conservation strategy. Based on scientific literature, this paper provides an overview of the reintroduction of rare and endangered plants in terms of definitions, criteria for success, theories and methods, and also summarizes the possible risks and problems of plant reintroduction.

Key words: rare and endangered plants, reintroduction, Orchidaceae, conservation strategy, overview

植物的回归(再引种, reintroduction)是基于迁地保护的基础上, 通过人工繁殖把植物引入到其原来分布的自然或半自然的生境中, 以建立具有足够的遗传资源来适应进化改变、可自然维持和更新的新种群(Maunders, 1992; Guerrant, 1996)。这样的保护策

略首先在一些濒危动物上得到成功实践, 并逐渐在珍稀濒危植物的保护上得到了应用, 证明回归是物种保护及种群恢复的重要策略之一(Seddon *et al.*, 2007)。

从理论上说, 通过回归完全有可能使濒危植物

收稿日期: 2010-05-05; 接受日期: 2010-10-29

基金项目: 中国科学院“优秀博士学位论文、院长奖获得者科研启动专项资金”(YOZK051B01)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: gjy@xtbg.org.cn

种群得到恢复,但实践上,植物的回归是一项高风险和高花费的项目工程,不同植物的回归也面临着各不相同的具体困难。近年来,国内也不断有珍稀濒危植物回归的报道,如植物园保护国际(BGCI, Botanic Gardens Conservation International)和云南省环境科学研究院在云南省屏边县大围山国家级自然保护区合作开展的“珍稀濒危植物云南金钱槭、馨香玉兰和香木莲保护及引种回归试验示范”项目(BGCI, 2009a); BGCI与湖北民族学院在星斗山国家自然保护区佛宝山实验区开展的我国特有珍稀濒危植物珙桐(*Davidia involucrata*)的回归和保护(BGCI, 2009b); 由中国科学院华南植物园开展的极危种虎颜花(*Tigridiopalma magnifica*)的回归及相关研究(SCBG, 2008); 对三峡库区疏花水柏枝(*Myricaria laxiflora*)的回归引种和种群重建(陈芳清等, 2005) 等等。但大多数回归工作缺乏后续报道,对已回归种群仍需要进行长期的监测和后续的研究。

本文以大量文献资料为线索,对植物回归的概念、成功标准、理论和方法、面临的风险和存在的问题进行了介绍和总结,并特别关注兰科植物的回归实践,以期能为我国开展珍稀濒危植物的回归工作提供借鉴。

1 回归的概念、目的和成功的标准

将植物从人工栽培环境移植到自然及半自然环境中,已有相当长的历史,但最早以植物保护为目的的回归已经无从考证。欧洲理事会(Council of Europe)于1985年把回归种群定义为“返回到其分类群以前分布区域的自然生境中的种群”。随后,国际自然保护联盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)于1987年把回归定义为“把一种生物有意识地迁移到其自然生存的一部分区域中,由于人类活动或自然灾害,该物种在这一区域中已经消失或在某一历史时间段已经灭绝”。经过随后几年各国各地区的实践, IUCN物种生存委员会(Species Survival Commission, SSC)下属的回归专家组(Reintroduction Specialist Group)拟定了《IUCN回归指南》(*IUCN Guidelines for Re-Introductions*),于1995年4月在瑞士举办的第四十一次IUCN理事会上批准,并随后颁布(IUCN, 1998)。《指南》中明确了回归指的是在一个物种出现濒危的现有分布区域或已经灭绝的历史分布区域内建立新种群

活动。因此,一般认为回归主要包括增强(reinforcement/enhancement)和重建(restitution/re-establishment)两种类型。其中增强是为了增加该物种种群的个体数量,重建主要是在其历史分布区域重新建立该物种种群。

回归的最基本目的是对一个在全球或地区范围内濒危或灭绝的物种在其以前的自然生境或分布区域内重新建立野外可自行维持、自由扩散的种群,并能使人工的长期管理最小化(IUCN, 1998)。其目标包括提高物种在野外自然环境中长期生存的能力;在一个生态系统中重新建立一个关键物种;维持和恢复自然生物多样性;为国家及地方提供长期的经济利益;提高民众生物保护的意识等(IUCN, 1998)。图1简洁地说明了自然种群、植物繁殖材料在迁地条件下的储藏、扩繁和在回归中的应用之间的关系。

Pavlik(1996)回归目标必须考虑丰度(abundance)、广度(extent)、恢复力(resilience)、持续性(persistence)四个方面。丰度是指回归种群需具备一定的有效种群规模和一定的自我繁殖能力,个体能够顺利完成生命周期;广度是指回归种群具备一定的空间散布能力(包括种子散布等),能够与其他自然种群建立一定的联系;恢复力是指回归种群在外部干扰和不利的环境条件下继续存活的能力;持续性是指回归种群能够自我维持并且在生态系统中发挥一定的功能。

回归成功与否是一个抽象模糊的概念。基于回归的目的和目标,生物学上,回归的成功集中关注于回归个体的成活、种群的建立和维持;而项目工程上的成功则是一个比较广的概念,包括回归方法、回归物种相关信息以及公众的态度等对政府保护政策所产生的影响等(Guerrant & Kaye, 2007)。

Pavlik(1996)总结了回归成功的评价标准,概括起来有短期和长期两类。短期评价标准主要有以下三个方面:(1)物种能在回归地点顺利完成生活史;(2)能顺利繁衍后代并增加现有种群大小,种群生长速率(λ)至少有一年应该大于1,同时种子产量和发育阶段分布类似于自然种群;(3)种子能够借助本地媒介(例如风、昆虫、鸟类等)得到扩散,从而在回归地点之外建立新的种群。长期评价标准包括四个方面:(1)适应本地多样性的小生境,能够充分利用本地传粉动物完成其繁殖过程,建立与其他物种

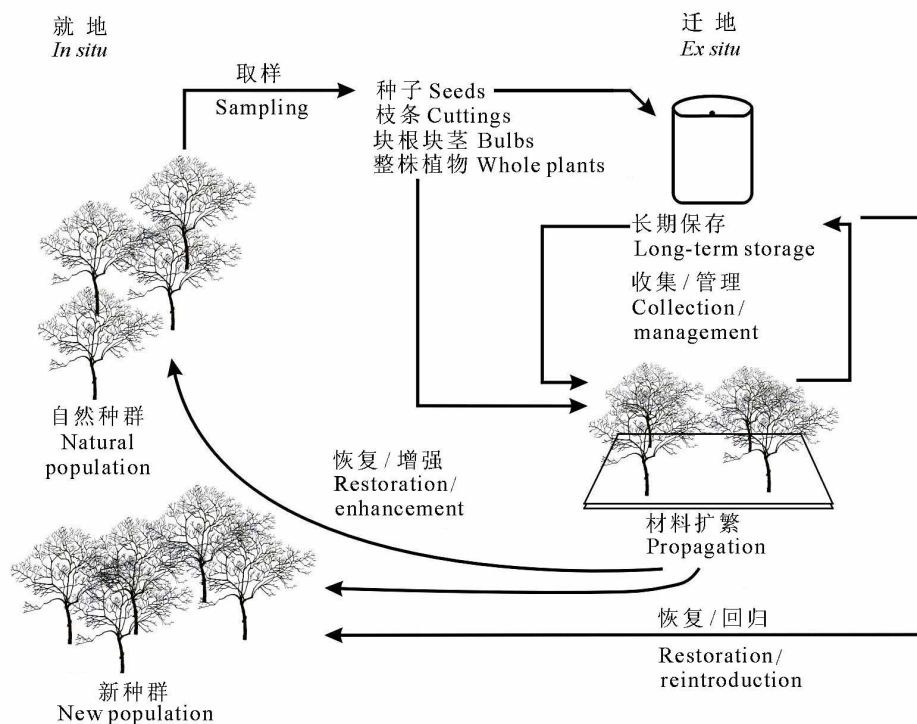


图1 自然种群、植物繁殖材料在迁地条件下的储藏、扩繁和在回归中的应用三者之间的关系示意图(Guerrant *et al.*, 2004, 有部分改动)

Fig. 1 Flow diagram illustrating the relationships among natural populations, seeds in *ex situ* storage and their use in reintroduction (Redrawn from Guerrant *et al.*, 2004).

种群的联系, 在生态系统中发挥作用和功能; (2)能够得到最小的可育种群, 并且可以维持下去; (3)建立的回归种群具有在自然和人为干扰的条件下自我恢复的能力; (4)在达到有效种群大小的前提下, 建立的回归种群能够维持低的变异系数。

2 回归的理论基础

2.1 遗传学理论依据及遗传学上的考虑

从20世纪20年代起, 达尔文的进化论和孟德尔的遗传学相互结合产生了种群遗传学, 成为濒危物种保护生物学的理论基础。濒危物种一般在自然分布条件下种群较小、个体数量有限, 由此产生的最重要的两个遗传学后果是增强了遗传漂变和近交的作用, 从而导致后代对环境选择的压力较为敏感, 适应环境变化的能力降低, 增加了物种灭绝的风险(Caro & Laurenson, 1994; 张大勇和姜新华, 1999)。

通过人为手段在野外自然条件下建立新的种群, 也存在种群较小、个体数量有限, 产生遗传漂

变和近交衰退等后果。因此开展回归工作, 有必要通过人工控制技术来避免遗传学上的不利因素。

首先应该调查野外现存自然种群的遗传结构, 研究现存自然种群的遗传多样性及其空间分布, 从而确定优先保护的种群, 设置回归种群的遗传结构。可以通过利用来自不同种群的种子源及繁殖体, 以及混合使用来自多个遗传位点的种子源等途径, 在回归种群内部设置较高水平的遗传多样性及杂合度, 提高其适应环境变化的能力、自我更新能力及进化潜能(Guerrant, 1996)。相互适应的基因复合体(co-adapted gene complexes)是物种在长期适应生境的过程中形成的, 但可能被来自不同种群的个体之间的杂交所消减, 即所谓的远交衰退现象。为避免远交衰退给回归种群带来的不利影响, 应尽可能选择与源种群生境条件一致的回归地点, 有助于回归植物更快地适应当地生境。因此, 最为理想的办法是寻找具有较高遗传多样性的种群作为回归材料的来源, 同时选择与该种群的原生境尽可能类似或者一致的地点作为回归地(Guerrant, 1996; Cap-

low, 2004)。

由于小种群对遗传瓶颈、近交衰退、遗传漂变、环境随机性及灾难损失的反应较为敏感(Barrett & Kohn, 1991), 足够数量的个体才有可能消除不利的遗传学效应。一般认为, 回归过程中所使用的繁殖体应具有较低的死亡率和较高的生长速率, 回归之后至少需要有1,000个个体存活下来, 那么回归之前至少需要准备500,000个繁殖个体, 即存活个体与繁殖个体的比例为1:500(Caplow, 2004)。Guerrant(1996)曾就回归过程中使用繁殖体的大小对回归成败的影响进行了深入的讨论, 认为采用小的繁殖体(如种子)灭绝的风险更大。原因可能是较小的繁殖体生长速率较慢、生长周期较长, 长期的环境选择压力及近交容易使个体产生遗传特性的改变(Templeton, 1991; Pavlik *et al.*, 1993)。因此在进行回归实践时, 原则上采用幼苗作为繁殖体。如果必须用种子繁殖, 需要遵循以下原则: 地理分布上是最接近的, 具有较高水平的遗传多样性, 源种群生境与回归地点生境一致或者类似, 采集种子对源种群不造成伤害。此外, 需要保证种子能够在回归地点成功萌发, 具有较高的成苗率。为了避免远交衰退带来物种适合度下降的风险, 对于增强型回归, 种子源或者繁殖体必须来自该自然种群。此外, 回归种群与其同属的亲物种需要进行隔离, 以减少种间的基因流(Ellstrand & Hoffman, 1990)。

2.2 生态学理论依据及生态学上的考虑

对于植物回归的生境条件, IUCN(1998)提出了以下几点建议: (1)回归应该在引起物种濒危或者灭绝的因素全部解除的地方进行; (2)回归应在物种所需要的生境条件都被满足的地方进行; (3)只有当引起物种数量减少的不利因素大部分被消除的时候才能尝试进行回归。回归地点的选择应该在物种现有分布区域或者生境条件适宜的地点, 根据植物引种的生态历史分析法, 也可将植物回归到历史分布区域。但是历史分布区域可能存在不利物种生存的生态因子, 因此首先必须消除不利的生态因子, 利用各种技术手段创造适合的生境条件。

具体而言, 选择回归地点时需要考虑以下因素: (1)回归地点的物理及生态特征, 涉及到土壤的理化性质、地形地貌、空气温湿度、光照、通风、现有物种成分、历史自然干扰过程(火灾、地震、山体滑坡、动物的捕食行为)。(2)有效传粉媒介, 对于

依赖动物传粉的植物来说, 缺乏传粉者会导致植物的繁殖障碍, 对于那些自交不亲和的物种来说更是如此, 需要恢复该物种有效传粉者的生活环境。另外必须考虑寄生、共生关系以及协同进化关系, 有些物种依赖其他植物、真菌、细菌、昆虫才能完成生活史及生命周期, 对这样的物种需要考虑回归地点有无伴生物种、共生真菌、细菌等, 还可适当引入。(3)生态系统过程, 包括自然干扰、气候变异、长期的气候变化及自然演替等。自然气候的剧烈变化会给回归种群带来灾难性的影响, 针对特定回归地点制定特殊的回归计划, 以降低极端干旱、高温、冷害、冻害造成的死亡率是非常必要的; 在回归种群内维持高水平的遗传多样性, 以防止长期的气候变化导致种群个体数量的减少。回归计划中还需要考虑长期控制本地种与本地种、本地种和入侵种之间的比例, 采取必要的管理措施清除杂草、灌木丛或入侵种, 防止它们与回归物种争夺水分、营养、阳光、空间。

3 回归方法论

成功开展回归研究及实践工作, 需要一支拥有多学科知识背景的研究团队, 雄厚的资金支持, 科学合理的实验方法, 民众的广泛参与, 各机构和单位(政府自然资源管理部门、非政府组织、大学、动物园、植物园)的密切配合(IUCN, 1998)。实验方法和生物因子是影响回归成败的两个重要因子, 前者包括繁殖体扩繁方式、回归地点选择、释放生物材料后的监测和管理、土壤理化性质改良等方面; 后者包括繁殖体类型选择、回归地点的生境特征、源种群所处的地理位置及所能提供繁殖体的数量等方面(Guerrant & Kaye, 2007)。

繁殖体主要包括休眠的种子、配子体、营养繁殖体等。选择哪一种繁殖体作为回归的材料来源, 主要综合考虑以下因素: 繁殖体的可获得性、繁殖能力、储藏时间、所需费用, 在不影响母本植株的前提下可用的繁殖体数量等(Guerrant & Kaye, 2007)。当然也可利用土壤种子库中休眠的种子作为繁殖体。有研究认为, 土壤种子库由于年代久远, 导致基因突变的几率较高, 能够提供丰富的遗传变异(Levin, 1990)。土壤孢子体库同样在恢复苔藓类及羊齿类植物种群时起到非常重要的作用(Maunders, 1992)。种子源的构成也是必须考虑的一

个重要影响因子, 由于条件的限制或为了避免遗传同化及远交衰退, 可能选择单个种子源; 而选择多种子源可以提高种群后代个体的环境适应能力及繁殖能力, 有效保持和增加种群规模(Guerrant & Kaye, 2007)。因此选择单个种子源还是多种子源, 取决于实际情况及实验需求。

除此之外, 繁殖体的扩繁方式, 释放生物材料的时间、定植方式及此后的动态监测和管理模式等, 都是影响回归成败的重要因素。

植物的回归可按一定的程序进行, 一般可分为物种现状的调查研究(包括物候观察、生境调查、繁殖生态学研究、群体遗传结构及遗传多样性分析等)、繁殖体收集及回归材料的扩繁、回归地点的选择、回归材料的释放和定植、回归之后的长期监测和管理5个阶段。

确定一个物种是否需要回归保护, 首先必须弄清物种现状, 包括在局部区域和全球范围的分布情况、其分类学地位、是否濒危及致危因素、灭绝的风险评估及未来的趋势。其次是历史信息调查, 包括物种在区域内历史分布水平及物种下降数量、历史上相同或类似物种回归理论研究和实践计划等, 为开展回归提供理论和实践依据。

如果拟开展回归的物种在自然界仍存在自然种群, 必须开展详细的生物学及生态学研究, 确定开展回归的迫切程度。首先需要了解其基本背景, 包括生活史、种群遗传结构、病虫害及种群动态变化趋势; 其次是物种的繁育系统及繁殖机制, 包括生命周期、传粉生物学、克隆生长情况、种子散布方式、繁殖物候等; 最后需要了解该物种的生物和非生物环境需求, 物种在生态系统中的作用及其参与的重要生态学过程, 在生态系统中与其他动植物、真菌和细菌的相互关系。

回归地点的选择涉及到两个方面的问题: 一是合适的地理位置及维持种群个体正常生长所需的内在生态因子和外在的土地管理方式; 二是生境需求及人工措施对生境条件的改造及调控(Guerrant *et al.*, 2004)。应考虑四个方面的标准, 物理标准涉及地形地貌及土壤的理化性质; 生物标准主要指个体生态因子和群落生态因子; 管理标准主要指未来长期的土地管理和使用计划; 历史地点选择标准则包括该地点在历史上是否已经开展过该物种的回归, 以及该地点在将来是否能够提供合适的生境(Fiedler

& Laven, 1996)。此外还需要了解土地所有者和土地的使用历史, 如果由于早期管理不当及本地种的竞争优势, 再加上人类活动导致生态环境极度退化, 在开展回归之前需要进行生境恢复工作(IUCN, 1998)。

在回归计划的准备阶段, 必须得到土地所有者的土地使用许可、适当的资金资助、相关政府机构的支持, 同时还需要广泛开展与国内外保护组织的项目合作, 寻求其他机构的帮助。另一方面, 为减少人为因素对回归的影响, 需利用大众媒体在当地社区开展保护生物学教育, 提高民众的保护意识(IUCN, 1998)。

回归材料释放前, 首先要进行检疫, 采取有效的措施防止各种病虫害和污染有毒物质进入回归地点; 其次, 材料从温室、植物园等运输到回归地点时, 要注意保持适当的温湿度、光照和水分, 避免受到生物或非生物胁迫。对于释放生物材料的策略, 应综合考虑释放种群的遗传组成、个体数量、个体定植模式、定植的时间等(IUCN, 1998)。

回归材料释放后, 必须对回归种群及个体进行持续的监测, 以掌握整个种群和个体的长期适应过程、个体的存活率、个体定植的位置效应(即个体定植的位置, 如朝向、郁闭度、附生植物定植的高度等对今后生长的影响)、物候数据、种群结构、生境特征、干扰因子等信息, 及时发现问题(例如病虫害、干旱、污染物), 降低它们对回归种群及其生境的不良影响, 为以后的回归提供依据。回归后的维护和管理, 包括浇水、施肥、病虫害防治、生境的维护等, 也是确保回归成功的重要环节(IUCN, 1998)。

回归是一项耗时较长的工程, 需要长期的经济资助及相关政策、法律法规上的支持。实施回归一方面可以带来现实的经济利益, 但另一方面也会给当地居民生活带来一定的影响。因此回归项目工程应该为当地居民所理解和支持, 有必要全面评价当地民众对回归工程的态度, 以保证回归种群得到长期有效的保护。如果回归种群人为破坏较为严重时, 则应考虑放弃或更换地点。如果回归种群可能扩散到不同的州、县、国家领域, 在开展回归之前必须得到相关政府机构及各国政府的允许(IUCN, 1998)。

4 回归过程中存在的风险和问题

回归项目如果实施不当, 不但会导致回归的失

败,还可能对回归地点的生态环境造成不利影响。因此需要充分了解回归带来的可能风险,并采取有效措施加以防范。

遗传污染是回归过程中的首要风险。回归种群与本地种杂交,产生基因交流,可能引起本地种遗传特性和优良性状基因丢失,或者将有害基因引入到本地种。回归物种引入到新的环境后,由于缺乏竞争物种及病虫害等,短期内快速生长,可能给本地种的生存造成威胁,或者产生次生代谢物质,改变土壤的理化性质,对本地物种造成危害。新材料的引入,也可能会破坏回归地植物群落和生态的完整性,因为一定的植物群落代表一种不可替代的生态历史与功能的结合,许多群落中包含许多珍稀濒危物种及生境限制性物种。

在回归过程中,如果从源种群中过度或不系统地采集繁殖体,很容易导致源种群的资源枯竭。回归还可能引入新的病原及虫害,导致病虫害的扩散。生境的微小变化还可能对一些植物的生长发育产生影响,因此回归之前有必要全面了解物种对生境条件的特殊要求,在回归地点人为创造完全适合物种生存的生态环境。

另外,公众的保护意识对回归的成功至关重要。需要建立法律法规,为珍稀濒危植物提供长期的法律保护,同时在当地社区开展科普教育,全面提高公众的物种保护意识,避免人为因素对回归的干扰。

目前开展的回归工作一般都是试验性的,前期成功建立一个回归种群并不代表回归已完全成功,回归之后的长期持续监测、维护和管理才是保证回归成功的关键(IUCN, 1998; Parkin, 2007)。

Armstrong和Seddon(2008)在总结了大量的动物回归工作的基础上,认为回归在种群、复合种群(metapopulation)和生态系统水平上存在必须解决的10个关键问题。

种群水平包括回归种群的建立和维持两个方面。回归种群的建立方面,包括回归种群的大小和成分构成对回归种群的成功建立产生怎样的影响?释放前和释放后的管理会如何影响个体的存活和扩散?在回归种群的维持方面需要考虑:什么样的生境条件是回归种群得以维持所必须的?遗传结构会对回归种群的维持产生怎样的影响?

复合种群水平涉及到三方面的问题,主要是就

动物的回归而言:(1)回归对源种群的压力,即在一个复合种群中,从源种群获取用于其他不同地点的回归材料,在多大程度上是合理的,不至于对源种群产生危害?(2)怎样使个体在各个回归点的分配达到最佳?虽然在很多回归试验中这都是随机的,但完全可以通过理论上的最优策略来决定(Rout *et al.*, 2007);(3)是否应该通过个体的移动来消除个体之间的隔离?

虽然回归的目的原本是物种的恢复,但如今已越来越多地成为了生态系统恢复项目的组成部分。因此在生态系统层面,必须考虑三方面的问题:(1)回归物种和其寄生物是否都是生态系统的本土物种?回归强调必须是在濒危物种原有或历史的分布区开展(IUCN, 1998),这就特别需要防止引入非本土的寄生物;(2)回归物种和其寄生物将会对生态系统产生怎样的影响?(3)回归的顺序如何影响最终的物种成分?这主要涉及到捕食和被捕食者相互共存的合理密度关系。

这10方面的问题较全面地概括了未来回归生物学的发展方向,对回归的理论研究和实践都具有重要的指导意义。

5 兰科植物的回归

兰科植物是被子植物中物种最为丰富,也是全球性最为濒危的植物类群,已成为植物保护中的“旗舰”类群(罗毅波等, 2003)。生境的丧失和过度采集是兰科植物濒临灭绝的两大主要原因(Hågsater & Dumont, 1996)。兰科植物对生态系统的变化极为敏感,一是由于对传粉者的高度专一性和依赖性,而生境的破坏可能首先影响到传粉者;二是兰科植物和真菌之间具有复杂的相互关系。对于很多具有较高观赏、药用等经济价值的兰科植物,过度采集是导致其濒临灭绝的主要原因,对于这些种类来说,回归是更为有效和必要的保护策略(Maunders, 1992)。

由于上述原因,兰科植物的保护也最容易得到公众、政府和各种民间机构的支持和理解(Swarts & Dixon, 2009)。过去几十年各国各地区的经验表明,兰科植物保护的基础是对其生境的保护、管理和恢复,而基于植物生态学、传粉生物学、繁殖技术、真菌学和种群遗传多样性研究基础上开展兰科植物的回归,被证明是有效的综合保护策略(Stewart

& Kane, 2007a; Stewart *et al.*, 2007; Stewart, 2008)。然而, 就世界范围来说, 兰科植物的回归仍处于起步阶段, 但一些成功的例子也为更大范围内开展兰科植物的回归提供了范例。如在英国开展的羊耳蒜属的 *Liparis loeselii*, 杓兰(*Cypripedium calceolus*), 倒距兰(*Anacamptis laxiflora*)和 *Dactylorhiza majalis* var. *praetermissa*(Ramsay & Dixon, 2003); 澳大利亚的 *Caladenia huegelii*, *Thelymitra manginiorum*, *Diuris fragrantissima* (Ramsay & Dixon, 2003; Swarts *et al.*, 2007; Smith *et al.*, 2007); 新加坡的 *Grammatophyllum speciosum* (Wing & Thame, 2001); 印度的 *Ipsea malabarica* 和大花万带兰(*Vanda coerulea*) (Seenii & Latha, 2000; Martin, 2003)。国内也陆续有一些珍稀濒危兰科植物回归方面的报道, 但更多的工作尚集中在前期种苗的繁殖和相关研究上, 对杏黄兜兰(*Paphiopedilum armeniacum*)的回归和相关研究已经取得了阶段性的成果(刘仲健等, 2006)。

兰科植物的回归, 面临着比其他植物更多的困难, 除了需要考虑回归地的生境、传粉者、共生真菌以及和其他动植物之间的相互关系外, 首先需要解决的问题就是回归材料的扩繁。利用茎尖等外植体通过组织培养技术大量繁殖, 在附生兰工业化生产中得到了长期的应用与发展(Samira *et al.*, 2009), 但应用于兰科植物回归并不可行, 主要原因是克隆植株不利于在自然环境中长期存活, 以及缺乏与真菌建立共生关系, 导致后续生长发育过程受到阻碍。兰科植物果实中种子数量极多, 存在较高的遗传变异, 种子体积及重量极小, 因此利用种子扩增繁殖兰科植物是非常有效的方法, 对于地生兰而言更是如此(Fay & Krauss, 2003; Stewart & Kane, 2006, 2007b)。

由于兰科植物种子缺乏胚乳, 种子萌发时需要外界提供营养, 因此自然萌发率极低(Batty *et al.*, 2002)。但通过种子和真菌的非共生萌发或共生萌发技术可以解决这一问题。两种技术的主要区别是提供营养的途径不一样: 前者依靠人工培养基提供营养, 后者依赖真菌提供营养(Wright *et al.*, 2009)。非共生萌发技术的优点是种子萌发率较高, 一般在95%以上(Huynh *et al.*, 2004), 但幼苗移植到自然环境当中存活率较低, 很难与真菌重新建立共生关系(Anderson, 1991; Oddie *et al.*, 1994), 多数地生兰不

适合用此种方法, 但对于一些附生兰具有一定的实用性。

共生萌发技术主要是在特定的基质中播种种子的同时接种共生真菌, 种子萌发率、幼苗生长速度及移植到自然环境中的存活率均要高于非共生萌发(Johnson *et al.*, 2007; Wright *et al.*, 2009), 目前该技术已在地生兰的回归中得到广泛的应用。一般有4种方式: 就地播种并同时土壤中接种真菌、在迁地的基质中播种并同时接种真菌、在成年植株周围就地播种、在真菌存在的确切地点就地播种(Wright *et al.*, 2009)。获得有效的共生真菌是决定前两种方式种子萌发率高低的关键因子, 目前主要是从兰科植物菌根中分离获得(Batty *et al.*, 2001; Johnson *et al.*, 2007), 由于菌根中可能同时也存在大量作用不明的内生真菌, 这就使得有效真菌的筛选和分离工作变得复杂, 往往分离得到的真菌并不一定能够促进种子萌发。为解决这一问题, 利用种子袋技术使种子在原生地共生萌发, 再从萌发形成的原球茎中分离真菌, 是获得有效真菌的切实可行的方法(Batty *et al.*, 2001; Dearnaley, 2007; 柯海丽等, 2007)。

植株大小对回归个体的存活率也有重要影响。在附生兰(*Epidendrum nocturnum*)的回归试验中, 当植株长度小于7 cm时, 由于不能忍受干燥的自然环境, 其存活率几乎为零, 随着植株大小的增加, 存活率也逐渐提高(Stewart, 2008)。同样, 地生兰块茎越大, 植株生长越健壮, 抗逆境的能力越强, 回归更容易取得成功(Smith *et al.*, 2007)。回归材料的释放时间也对个体存活率有一定的影响, 处在生长期的材料比处在休眠期的材料存活率高(Smith *et al.*, 2007)。

综上所述, 需要在充分了解兰科植物与真菌的共生关系、传粉特征、现存种群的遗传结构、进化过程、原生境特征等基础上, 制定行之有效的兰科植物回归计划。

参考文献

- Anderson AB (1991) Symbiotic and asymbiotic germination and growth of *Spiranthes magnicamporum* (Orchidaceae). *Lindleyana*, 6, 183–186.
- Armstrong DP, Seddon PJ (2008) Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 20–25.
- Barrett SCH, Kohn JR (1991) Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: implications for

- conservation. In: *Genetics and Conservation of Rare Plants* (eds Falk DA, Holsinger KE), pp. 3–30. Oxford University Press, New York.
- Batty AL, Dixon KW, Brundrett MC, Sivasithamparam K (2001) Constraints to symbiotic germination of terrestrial orchid seed in a mediterranean bushland. *New Phytologist*, **152**, 511–520.
- Batty AL, Dixon KW, Brundrett MC, Sivasithamparam K (2002) Orchid conservation and mycorrhizal associations. In: *Microorganisms in Plant Conservation and Biodiversity* (eds Sivasithamparam K, Dixon KW, Barrett RL), pp. 195–226. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Botanic Gardens Conservation International (BGCI) (2009) *Symposium on the Project of Conservation and Reintroduction Demonstration Test of Rare and Endangered Plants Dipteronia dyeriana, Magnolia odoratissima and Manglietia aromatica* (珍稀濒危植物云南金钱槭、馨香玉兰和香木莲保护及回归引种试验示范研讨会). <http://www.bgci.org/china/news/0644/> (Accessed 5 April 2010) (in Chinese)
- Botanic Gardens Conservation International (BGCI) (2009b) *The Successful Startup of Reintroduction on Rare and Endangered Plant Davidia involucreata* (珍稀濒危植物珙桐物种回归成功启动). <http://www.bgci.org/china/news/0643/> (Accessed 5 April 2010) (in Chinese)
- Caplow F (2004) Reintroduction Plan for Golden Paintbrush (*Castilleja levisecta*). Washington Natural Heritage Program, Dept. of Natural Resources, Olympia, WA. <http://www.dnr.wa.gov/nhp/refdesk/pubs/paintbrushreintroduction.pdf> 6 (Accessed February 2010).
- Caro TM, Laurenson MK (1994) Ecological and genetic factors in conservation: a cautionary tale. *Science*, **263**, 485–486.
- Chen FQ (陈芳清), Xie ZQ (谢宗强), Xiong GM (熊高明), Liu YM (刘彦明), Yang HY (杨会英) (2005) Reintroduction and population reconstruction of an endangered plant *Myricaria laxiflora* in the Three Gorges Reservoir area, China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), **25**, 1811–1817. (in Chinese with English abstract)
- Dearnaley JDW (2007) Further advances in orchid mycorrhizal research. *Mycorrhiza*, **17**, 475–486.
- Ellstrand NC, Hoffman CA (1990) Hybridization as an avenue of escape for engineered genes. *BioScience*, **40**, 438–442.
- Fay MF, Krauss SL (2003) Orchid conservation genetics in the molecular age. In: *Orchid Conservation* (eds Dixon KW, Kell SP, Barrett RL, Cribb PJ), pp. 91–112. Natural History Publications, Sabah, Borneo.
- Fiedler PL, Laven RD (1996) Selecting reintroduction sites. In: *Restoring Diversity: Strategies for Reintroduction of Endangered Plants* (eds Falk DA, Millar CI, Olwell M), pp. 157–169. Island Press, Washington, DC.
- Guerrant EO (1996) Designing populations: demographic, genetic, and horticultural dimensions. In: *Restoring Diversity* (eds Falk DA, Millar CI, Olwell M), pp. 171–208. Island Press, Washington DC.
- Guerrant EO, Havens K, Maunder M (2004) *Ex-situ Plant Conservation: Supporting Species Survival in the Wild*. Island Press, London.
- Guerrant EO, Kaye TN (2007) Reintroduction of rare and endangered plants: common factors, questions and approaches. *Australian Journal of Botany*, **55**, 362–370.
- Hágsater EE, Dumont VE (1996) *Status Survey and Conservation Action Plan: Orchids*. IUCN, Gland, Switzerland & Cambridge, UK.
- Huynh TT, McLean CB, Coates F, Lawrie AC (2004) Effect of developmental stage and peloton morphology on success in isolation of mycorrhizal fungi in *Caladenia formosa* (Orchidaceae). *Australian Journal of Botany*, **52**, 231–241.
- IUCN (1998) *Guidelines for Re-introductions*. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Johnson TR, Stewart SL, Dutra D, Kane ME, Richardson L (2007) Asymbiotic and symbiotic seed germination of *Eulophia alta* (Orchidaceae)—preliminary evidence for the symbiotic culture advantage. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **90**, 313–323.
- Ke HL (柯海丽), Song XQ (宋希强), Tan ZQ (谭志琼), Liu HX (刘红霞), Luo YB (罗毅波) (2007) The technique of orchid seeds baiting *in situ* and its applications. *Scientia Silvae Sinicae* (林业科学), **43**, 125–129. (in Chinese with English abstract)
- Levin DA (1990) The seed bank as a source of genetic novelty in plants. *The American Naturalist*, **135**, 563–572.
- Liu ZJ (刘仲健), Liu KW (刘可为), Chen LJ (陈利君), Lei SP (雷嗣鹏), Li LQ (李利强), Shi XC (施晓春), Huang LQ (黄来强) (2006) Conservation ecology of endangered species *Paphiopedilum armeniacum* (Orchidaceae). *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), **26**, 2791–2800. (in Chinese with English abstract)
- Luo YB (罗毅波), Jia JS (贾建生), Wang CL (王春玲) (2003) A general conservation status of Chinese orchids. *Biodiversity Science* (生物多样性), **11**, 70–77. (in Chinese with English abstract)
- Martin KP (2003) Clonal propagation, encapsulation and reintroduction of *Ipea malabarica* (Reichb. f.) J.D. Hook., and endangered orchid. *In Vitro Cellular and Developmental Biology. Plant*, **39**, 322–326.
- Maunder M (1992) Plant reintroduction: an overview. *Biodiversity and Conservation*, **1**, 51–61.
- Oddie RLA, Dixon KW, McComb JA (1994) Influence of substrate on asymbiotic and symbiotic *in vitro* germination and seedling growth of two Australian terrestrial orchids. *Lindleyana*, **9**, 183–189.
- Parkin M (2007) Reintroducing native plants into the wild. Written for the New England Plant Conservation Program (NEPCoP) by Mary Parkin, U.S. Fish and Wildlife Service. <http://www.newfs.org/protect/rare-plants-and-conservation/policies-issues/reintroduction-policy.html> (Accessed 6 February 2010).
- Pavlik B (1996) Defining and measuring success. In: *Restoring Diversity: Strategies for Reintroduction of Endangered*

- Plants* (eds Falk DA, Millar CI, Olwell M), pp. 127–155. Island Press, Washington, DC.
- Pavlik B, Nickrent DL, Howard AM (1993) The recovery of an endangered plant. I. Creating a new population of *Amsinckia grandiflora*. *Conservation Biology*, **7**, 510–531.
- Ramsay MM, Dixon KW (2003) Propagation science, recovery and translocation of terrestrial orchids. In: *Orchid Conservation* (eds Dixon KW, Kell SP, Barrett RL, Cribb PJ), pp. 259–288. Natural History Publications, Kota Kinabalu, Sabah.
- Rout TM, Hauser CE, Possingham HP (2007) Minimise long-term loss or maximise shortterm gain? Optimal translocation strategies for threatened species. *Ecological Modelling*, **201**, 67–74.
- Samira C, Satyakam G, Rao U (2009) Micropropagation of orchids: a review on the potential of different explants. *Scientia Horticulturae*, **122**, 507–520.
- Seddon PJ, Armstrong DP, Maloney RF (2007) Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology*, **21**, 303–312.
- Seeni S, Latha PG (2000) *In vitro* multiplication and ecorehabilitation of the endangered Blue Vanda. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **61**, 1–8.
- Smith ZF, James EA, McLean CB (2007) Experimental reintroduction of the threatened terrestrial orchid *Diuris fragrantissima*. *Lankesteriana*, **7**, 377–380.
- South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences (SCBG, CAS) (2008) *Success in Mass Propagation and Reintroduction of Critical Endangered Plant Tigridiopalm magnifica*. http://english.scib.cas.cn/rh/200810/t20081010_22-821.html (Accessed 6 February 2010).
- Stewart SL (2008) Orchid reintroduction in the United States: a mini-review. *North American Native Orchid Journal*, **14**, 54–59.
- Stewart SL, Kane ME (2006) Asymbiotic seed germination and *in vitro* seedling development of *Habenaria macroceratitis* (Orchidaceae), a rare Florida terrestrial orchid. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **86**, 147–158.
- Stewart SL, Kane ME (2007a) Orchid conservation in the Americas: lessons learned in Florida. *Lankesteriana*, **7**, 382–387.
- Stewart SL, Kane ME (2007b) Symbiotic seed germination and evidence for *in vitro* mycobiont specificity in *Spiranthes brevilabris* (Orchidaceae) and its implications for species-level conservation. *In Vitro Cellular and Development Biology. Plant*, **43**, 178–186.
- Swarts ND, Batty AL, Hopper S, Dixon KW (2007) Does integrated conservation of terrestrial orchids work? *Lankesteriana*, **7**, 219–222.
- Swarts ND, Dixon KW (2009) Perspectives on orchid conservation in botanic gardens. *Trends in Plant Science*, **14**, 590–598.
- Templeton AR (1991) Off site breeding of animals and implications for plant conservation strategies. In: *Genetics and Conservation of Rare Plants* (eds Falk DA, Holsinger KE), pp. 225–238. Oxford University Press, New York.
- Wing YT, Thame A (2001) Orchid conservation at the Singapore Botanic Gardens. In: *First International Orchid Conservation Congress Book of Extended Abstracts* (eds Barrett RL, Dixon KW), p. 26. Plant Conservation Association Inc., Perth, Western Australia.
- Wright M, Cross R, Dixon K, Huynh T, Lawrie A, Nesbitt L, Prichard A, Swarts N, Thomson R (2009) Propagation and reintroduction of *Caladenia*. *Australian Journal of Botany*, **57**, 373–387.
- Zhang DY (张大勇), Jiang XH (姜新华) (1999) Progress in studies of genetic diversity and conservation biology of endangered plant species. *Chinese Biodiversity* (生物多样性), **7**, 31–37. (in Chinese with English abstract)

(责任编辑: 时意专)