森林保护专论之

退化森林的生态恢复与生态重建

David Lamb　Don Gilmour

WWF

IUCN
The World Conservation Union

森林保护专论之

退化森林的生态恢复与生态重建

本书中所出现的地理实体的名称以及对此类资料的表述，决不意味着世界自然保护联盟（IUCN）和世界自然基金会 (WWF) 对任何国家、领土、地区、政府及其疆域或边界划分的观点。

本书所表达的观点并不代表 IUCN 和 WWF 或本页提到的其它任何机构的观点。

出版：世界自然保护联盟，瑞士格兰德和英国剑桥和世界自然基金会，瑞士格兰德，合作出版。

版权：© 2003 世界自然保护联盟和世界自然基金会
在本书的出处得到承认的前提下，允许在没有获得版权所有人事先书面同意的情况下，以教育或其它非商业性目的对本书进行复制。
未经版权所有人的事先书面同意，不得复制本书用于出售或其它任何商业目的。

引文格式：David Lamb 和 Don Gilmour 主编（2003）《退化森林的生态恢复与生态重建》，IUCN（瑞士格兰德、英国剑桥）和 WWF（瑞士格兰德）xii+100 页。

国际标准书号：ISBN 2−8317−0844−3
封面设计：Patricia Halladay
封面照片：Understorey regeneration, northern Queensland, Australia。
照片：R.Keenan
排版：绿彩设计 赵海森
印刷：北京市易丰印刷有限责任公司

本书可以从以下地址获取：

IUCN 出版事物部
219c Huntingdon Road, Cambridge CB3 0DL, United Kingdom
电话：+44 1223 277894;　传真：+44 1223 277175;
电邮：books@iucn.org　　网址：http://www.iucn.org

IUCN 中国联络处
中国北京朝阳区新东路一号 塔园外交公寓 2−2−131，邮编：100600
电话：+86 10 8532 2699; 传真：+86 10 8532 2693;
电邮：duanduan@iucn.org.cn

（本书正文用 80 克胶版纸印刷而成）

森林保护专论之

退化森林的生态恢复与生态重建

原著：David Lamb　Don Gilmour

翻译：邓维杰 范隆庆 杭金建 邵文 左文霞

校译：吴宁 罗鹏

世界自然保护联盟森林保护项目

世界自然保护联盟提供了以人为本的环保方式，保证了生物资源的合理利用，保证了人类的可持续发展。世界自然保护联盟森林保护项目的目标是：维护、恢复森林生态系统来促进森林保护和可持续管理，以及对各种类型林副产品和生态效益的公平分配。此项目包括位于亚洲 (http://www.iucn.org/themes/fcp/about/details.html)、非洲、拉丁美洲和欧洲的区域性网络，由位于瑞士的世界自然保护联盟总部的秘书处和驻加拿大的全球办公室统筹协调。世界自然保护联盟的森林保护网络参与符合联盟宗旨的以保护和管理全球森林为目的的伙伴关系及各项工作，并在景观、国家及全球层面将实践与政策相结合以推动森林保护的进程。

世界自然基金会林业项目

世界自然基金会与之长期合作伙伴世界自然保护联盟期望达到的全世界范围内的林业目标是：在保护生物多样性和达到生态系统基础功能的前提下实现具有更广大、更丰富的高质量森林景观，才能达到人类的需求和渴望。

世界自然基金会森林保护与持续利用项目的主要工作是倡导森林保护区网络体系，推动森林认证，倡导森林恢复，减小森林禁伐所产生的副作用。

世界自然基金会在中国一直致力于协助政府完善林业政策，加强中国森林的保护、恢复和可持续利用。目前，世界自然基金会结合生态保护和景观保护与发展，推动森林认证，实现其林业项目的目标。世界自然基金会林业项目是由全球超过 300 个项目跨越 90 多个国家超过 250 名工作人员和区域林业官员共同协调，并由坐落在瑞士的世界自然基金会总部为核心的一个覆盖全球的网络系统。

目 录

序言 ——— I

中文版本说明 ——— III

第一章 引言 ——— 1

第二章 退化 ——— 3

2.1 毁林 ——— 3
2.2 森林退化的估算 ——— 6

第三章 退化与恢复 ——— 9

3.1 生物物理方面 ——— 9
3.2 人类福利方面 ——— 14

第四章 为什么要进行森林景观层面的恢复？ ——— 17

4.1 生态学原因 ——— 17
4.2 社会经济方面的原因 ——— 19

第五章 如何进行干预？ ——— 23

5.1 生态因素 ——— 23
5.2 社会经济因素 ——— 26
5.2.1 给当地居民的生活带来变化的可能性 ——— 26
5.2.2 所计划的干预措施对当地生计的影响 ——— 27
5.2.3 对公平性的考虑 ——— 27
5.2.4 其他的风险 ——— 27

第六章　地块层面治理森林退化的措施 ——— 29
6.1.　生物物理方面的考虑 ——— 29
6.1.1 前提条件 ——— 29
6.2.　地块层面以生物多样性恢复为目的的干预措施 ——— 31
6.2.1 被动恢复 ——— 31
6.2.2 以丰富物种多样性为目的的补植补造 ——— 32
6.2.3 直接播种 ——— 32
6.2.4 分散种植 ——— 33
6.2.5 使用少数树种密植 ——— 34
6.2.6 采用多物种密植进行高强度的生态改造 ——— 34
6.2.7 采矿后的高强度生态重建 ——— 35
6.3.　控制生态演替的方向 ——— 36
6.3.1 “奠基者效应” ——— 36
6.3.2 恢复地与完整森林之间的距离 ——— 38
6.3.3 野生动物 ——— 39
6.3.4 干扰 ——— 39
6.3.5 恢复速度 ——— 39
6.3.6 生态“意外” ——— 40
6.4.　可同时提高生物多样性和经济效益的技术干预措施 ——— 43
6.4.1 次生林的经营管理 ——— 44
6.4.2 以丰富物种类型为目的的补植补造 ——— 44
6.4.3 混农林业 ——— 45
6.4.4 采用乡土树种进行单一物种造林 ——— 45
6.4.5 单一物种造林与缓冲带 ——— 46
6.4.6 不同的单一物种造林的搭配 ——— 47
6.4.7 栽植混交林 ——— 47
6.4.8 促进林下植物的生长 ——— 48
6.5.　以经营森林产品、其他的生态服务功能和生物多样性为目标的经营管理措施 ——— 49
6.5.1 需要多少个物种才是合适的？ ——— 50
6.5.2 平衡点 ——— 51
6.5.3 收获时间 ——— 52
6.6.　社会经济因素 ——— 54
6.6.1 协调不同利益相关者的利益 ——— 54
6.6.2 土地权属和资源利用权 ——— 56
6.6.3 造林的经济激励措施 ——— 57
6.6.4 生态恢复管理中的机构设置 ——— 58

第七章　景观水平的生态恢复与重建 —— 59

7.1　景观的哪些部分应该得到恢复或重建？ —— 59
7.2　在景观层面上产生多样性 —— 60

第八章　案例研究 —— 63

8.1　美国东北部天然林更新 —— 63
8.2　加拿大温带森林的恢复 —— 64
8.3　尼泊尔的社区发起的森林恢复 —— 65
8.4　巴西在采矿点上进行的最大化植物多样性的造林 —— 65
8.5　日本对受污染山林的恢复 —— 66
8.6　新西兰对有害生物的控制及受威胁的野生动物种群的恢复 —— 68
8.7　澳大利亚促进人工纯林林冠下层林木的生长 —— 69
8.8　尼泊尔以保护和发展为目标的人工辅助天然更新 —— 70
8.9　印度尼西亚的混农林业和生物多样性保护 —— 71
8.10　斐济草地造林的影响 —— 72
8.11　肯尼亚人口密集区的森林恢复 —— 73
8.12　坦桑尼亚重新引入传统农业的实践 —— 73
8.13　韩国的大规模造林活动 —— 75

第九章　生态恢复与重建成功的标准 —— 77

第十章　促进森林景观层面的恢复 —— 81

10.1　提高公众意识 —— 81
10.2　将森林景观层面的恢复纳入政策的议事日程 —— 82
10.3　把森林景观层面的恢复纳入土地利用规划和行动计划中 —— 82

第十一章　结论 —— 83

参考文献 —— 85

词汇表 —— 97

文本框

文本框 1. 湄公河下游的森林采伐、退化和造林 —— 7
文本框 2. 退化土地在没有人为干预的情况下能够恢复吗？—— 9
文本框 3. 在森林恢复讨论中有关名词的定义 —— 12
文本框 4. “生态恢复”可能吗？—— 18
文本框 5. 当地人对森林的依赖和有关森林的决策 —— 20
文本框 6. 印度布克萨老虎保护区的生态恢复 —— 21
文本框 7. 关于生态重建的一些概述 —— 41
文本框 8. 在可持续林业中的目标多元化的几个关键概念 —— 55
文本框 9. 土地权属体系 —— 56
文本框 10. 有关权属体系的几个问题 —— 57

图

图 1. 一个废弃铜矿和熔炼厂附近退化的森林土地景观 —— 4
图 2a. 森林退化的不同类型 —— 11
图 2b. 生态恢复、生态重建和生态改造 —— 13
图 3. 生态恢复与重建的生态完整性与人类福利关系图 —— 15
图 4a. 澳大利亚 Stradbroke 经采矿后恢复的森林 —— 37
图 4b. 以阿拉伯树胶为优势树种的恢复林 —— 37
图 4c. 纯阿拉伯树胶树苗的再生 —— 38
图 5. 生物多样性的恢复速度 —— 40
图 6. 澳大利亚北昆士兰地区林下植被的再生 —— 49
图 7. 物种数量与生态系统功能的关系 —— 50
图 8. 混交林的木材产量与野生动植物保护之间的关系 —— 51
图 9. 种植树种的排列（字母排列）对恢复森林的土地景观多样性的影响 —— 60
图 10. 通过比较物种的数量来监测恢复 —— 80

表格

表 1. 1990 年—2000 年全球天然林、人工林与其他土地利用的年均变迁量 — 5
表 2. 使用外来树种进行造林（纯林）的优点与效果 —— 17
表 3. 森林景观恢复的地点和景观区域 —— 24
表 4. 可用于生态恢复或重建的关键植物品种 —— 30
表 5. 栽植混交林的潜在好处与方式 —— 48
表 6. 解决森林退化的多种方法的成本和效益 —— 53
表 7. 印度尼西亚不同混农林业形式的物种多样性 —— 71
表 8. 生态恢复和重建项目成功与否的可选指标 —— 78

序 言

全球普遍存在的毁林和森林退化，导致了自然景观在环境、经济和美学意义上的价值损失。在一定程度上，毁林和森林质量下降抵消了森林天然更新以及人工造林更新的效果。而且，多数的人工林造林时只选择几种树种，其目的仅仅是为了获得一两种产品，而不是更为广泛的森林产品以及能提高社区生活水平的服务。一般的造林方式很难提供多种森林价值并充分满足所有相关利益方（例如，靠森林为生的社区和河流下游的水资源使用者）的各种需求。实际上，这种情况可能导致森林产品和森林服务在范围、质量和数量上的下降，社会和经济资源的不合理配置，并使森林对气候变化和其它自然（灾害）的抵抗能力降低。以更广的环境、社会、经济需求为背景，找到有效地改进具体到地块层面的森林恢复和生态重建的方法是非常紧要的工作。

针对世界各地普遍存在的大面积退化森林、被分割和改造过的林地，本书著者 Lamb 和 Gilmour 提出了一些生态恢复和生态重建的方法。他们认为，只有在做好具体到地块层面的生态恢复，才可能在大面积的景观层面上获取最大的社会经济和生态收益。这种方法与《生物多样性公约》中所强调的从生态系统角度出发的策略是一致的。从生态系统角度出发的策略主要是基于如下的认识：

* 土地管理活动对当地和周围的生态系统和人都会产生影响。因此，有关的管理活动必须在生态系统发挥作用的范围内进行调控；
* 局限于数十或者数百平方公里的小范围内，健康的物种种群数量和生态系统过程是无法维持的，尤其在这些小块的区域互相隔离的情况下，更加难以维系；
* 保护的规划和行动必须在大面积的景观层面实施并使多个利益相关群体参与进来。

世界自然保护联盟（IUCN）和世界自然基金会（WWF）自 1999 年以来一直在同众多的合作伙伴协作，推动一个称为“森林景观生态恢复”的方法，目的是通过以下方法来促进森林退化地区的生态完整性和人类生活水平的提高：

* 提供一种生态重建方法，这里的生态重建包括当地农村人口生计的改善；
* 提供广泛的森林产品和森林的服务功能而不只是简单的种树；
* 将地块层面的森林生态恢复重建活动同景观和生态区域层面的环境、社会和经济需求相结合；
* 提高对土地利用的各种方式的认知水平，并努力平衡它们间的关系；以及，

* 引入多部门合作的机制，保证利益相关群体有效参与决策过程。

目前，森林大面积的景观恢复仅在少数示范点进行了尝试，尚未成为被政府和其他社会团体所接受的主流行为。不过，我们希望这些方法能够在提高森林对当地农村扶贫的贡献、增加单一土地利用系统的生产力和商业价值、减少长期的环境和经济风险的同时，改善生态系统的服务水平，并确保更大范围的生境连续性，缓解对森林的威胁和加强生物多样性保护。

本书为实现森林景观生态恢复这个目标做出了十分重要的贡献，是从事森林生态恢复的决策者和实践人员的重要参考书。

William Jackson 博士 世界自然保护联盟全球项目总监

Stewart Maginnis 世界自然保护联盟全球森林项目负责人

Chris Elliott 博士 世界自然基金会林业项目总监

中文版本说明

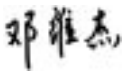
中国政府实施的“退耕还林”等一系列有关森林保护的政策，使各级政府更加重视对退化森林和林地的生态恢复和生态重建工作，同时使更多机构介入其中并提供相应的服务，以确保生态恢复和生态重建工程的成功。但与此同时，无论是政府部门还是技术服务部门都面临一个挑战，就是如何管理生态恢复和生态重建过程，包括技术和社会两个方面，特别是如何使那些将对生态恢复和生态重建项目的成功产生直接影响的当地社区有效地参与到这个过程。《退化森林的生态恢复与生态重建》一书将有助于大家对这些问题的理解和处理，也将有助于中国的“退耕还林”等生态建设工程的有效实施。

《退化森林的生态恢复与生态重建》这本专论的中文版本，是四川自然资源保护与发展培训中心（SCTC）同世界自然保护联盟（IUCN）在中国森林资源保护方面积极合作的一部分。非常感谢 IUCN 亚太地区项目办公室生态系统与生计项目负责人 Andrew Ingles 先生、全球森林良治 Strengthening Voices for Better Choices 项目负责人 Guido Broekhoven 先生、亚洲水资源项目的钦立毅女士、中国项目办公室的李宁女士和谢端端女士为本项目所做的努力，使项目得以顺利实施。

感谢四川自然资源保护与发展培训中心（SCTC）的邓维杰先生、范隆庆先生、左文霞女士、邵文女士以及四川省林业厅的杭金建先生，是他们的有效分工协作，保证了本书的翻译工作按时完成。其中邓维杰先生承担第 1–5 章和第 8 章的 8.13；范隆庆先生承担第 7–11 章；左文霞女士承担所有图表以及邵文女士承担所有表格的翻译工作，而杭金建先生承担了第 6 章和所有文本框的翻译工作。

特别感谢中国科学院成都生物研究所的吴宁博士和罗鹏博士，是他们积极的参与和高效率的工作使本书的校译工作得以及时完成。参加本书校译的还有杜珂女士和胡勘平先生，在此也表示衷心的感谢。

由于我们水平有限，书中错误在所难免，敬请谅解并指正。



邓维杰　四川自然资源保护与发展培训中心

Guido Broekhoven
全球森林良治 Strengthening Voices for Better Choices 项目负责人
世界自然保护联盟

第一章 引言

世界上大面积的森林已经消失或退化。当前不合理的土地利用活动将世界各地的景观变得越来越单一(Dobson 等，1997)。在许多热带国家，越来越多的林地因为农业用地需要而导致森林被皆伐。在一些温带国家，尽管现有土地利用模式早在上个世纪就趋于稳定，但森林消失或退化的情况也大致相同。更有甚者 ，在许多温带国家，农业生产活动越来越密集。小型家庭农场逐渐被股份公司的大型工业作业所取代。残存的森林和灌木被清除以利于大规模的机械化作业。因此，无论是热带地区还是温带地区的景观都在不断单一化。具有讽刺意义的是，这些地区被撂荒的土地面积也在持续扩大。土地被撂荒的部分原因是由于过去不可持续的农业生产方式所导致的土地生产力下降。而在另一些情况下，尤其是在西欧，社会经济的变化（包括政府农业补贴的减少），导致原先高产的农业用地被撂荒。

上述变化的结果造成了森林和林地总面积的减少，残留的森林结构单一化，森林被分割成很多相互隔离的小块。无论是在退化地区还是其他区域，随处可见的后果包括：

* 土壤和养分的流失导致大面积景观范围内的生产力降低；
* 给下游地区造成负面影响，如水中的悬浮颗粒增加导致水质下降和水量的变化等；
* 生物多样性和提供各种生态产品和服务功能的普遍降低。

这些变化以及近期内可能还会发生的变化，在 Virtuosi 等（1997）和 Tillman 等 (2001) 的著作中已有描述。在某些情况下，森林消失所产生的影响是立竿见影的（例如水土流失）。而在另外一些情况下，森林消失所产生的影响，在很长时间之后才能得到体现（如土地盐碱化和生物多样性的丧失）。长期的森林退化过程中所积累的负面影响，换言之，由于贮存在生物体和土壤有机质中的碳被释放到大气中，加快了全球气候变化的进程。

上述生物物理方面的变化对社会和经济都产生了深远的影响。那些依赖或部分依赖森林谋生的社区所受的影响最为直接。社区赖以生存的森林为他们提供食物、药物和薪柴。现在他们不得不到更远的森林中采集这些资源。多数情况下，采伐力度的加剧，导致森林面积减少，结果进一步增加了对留存森林的压力。

1.1 应对措施

应对森林覆盖减少的措施各异。一些相对较小的区域已尝试开展恢复原始森林群落。此类措施通常采取大规模或小规模人工纯林营造进行更新。大多数人工林的造林采用外来树种，而且树种有限。例如，热带用材人工林大多只从 4 个属（松属、桉属、橡胶属或者柚木属）中选择若干树种。尽管部分人工林以防治沙漠化、盐碱化和坡地保护等为目的，但多数人工林仅仅是为了木材生产或薪柴的获取。虽然在一些退化景观中有森林的自然更新，但是至少在热带地区，我们对天然更新森林的管理还很不够。

应对森林退化和退化土地面积快速增加的措施也远远不够。更新造林的力度远远比不上毁林的速度，而且就本质而言，更新造林提供的所有产品和生态服务也仅仅是原始林所能提供的一部分而已。例如，绝大多数情况下，人工林营造只是为了生产工业用材，受益者是政府和大公司，而不是当地社区。尽管很多人工造林计划的确能够提供一些诸如流域保护等生态功能方面的效益，但实际上其简单的树种组成和林分结构意味着所造人工林对生物多样性保护不能起到很大的作用。况且，这些新造林地往往不在大面积的退化地范围内。

森林退化和消失过程带来的总体影响是人类福利的减少、生物多样性以及生态产品与服务功能的丧失。全世界的森林特别是热带森林的危境已经得到广泛认同，同时也是过去几十年来争论的主题。然而，森林退化的趋势并没有大幅度的改变。未来的十几年内，全世界绝大多数森林极有可能会经受至少一次以上的某种采伐带来的影响。只有陡坡地森林和人迹罕至地带的森林，才有可能免遭此劫。总的来说，多数国家目前尚留存的森林将可能成为小块的、退化的和林分简单的次生林。上述问题正是撰写本书的出发点，由此而产生的问题包括：

* 全球森林景观的出路在哪里？
* 我们希望在未来几十年看到什么样的森林景观？
* 我们希望森林景观提供哪些产品和生态服务？
* 我们应该如何管理包括已退化的、被割裂成小块的和已经被人为改变了的森林在内的大面积的森林景观？

在关注前三个问题的同时，本书的目的是重点讨论最后一个问题。本书也将集中讨论为什么很多情况下应该实施森林生态恢复，实施森林生态恢复的具体措施，以及生态恢复的生态学和社会经济学原理。

第二章　退化

退化严重的地区相当容易辨认。重复干扰和过度利用导致大量的原始植被消失，其中部分原始植被可能已被外来的杂草所替代。野生动植物消失了，而有害物种却被引入这些地区；大气污染能直接导致大面积树木死亡，造成森林健康在较短时间内无法发现的变化 (Fanta 1997)。退化的森林就丧失了其大部分的生产力、生物多样性以及曾经所能提供的生态产品与生态效益。但是，那些受到较少干扰的森林是否也退化了？究竟什么时候森林会出现“退化”现象？退化发生的阈值条件是什么？

“退化”这个术语意指森林结构被破坏以及森林生产力和当地物种多样性的丧失。已经退化的林地可能仍然保留有树木（也就是说退化的林地不一定是指被砍伐了的林地），但其原有的生态完整性已经被破坏。联合国粮农组织（FAO）将森林退化定义为降低森林生产力或减弱森林生态功能的森林结构的某种变化 (FAO 2001)。实际上，退化是一个主观性很强的术语。在多数情况下，人们对同样的景观的认识各不相同。例如，同一块地，在野生动植物爱好者眼里，是资源破坏殆尽的森林，而对于林业工作者，则可能是采伐后富有生产力的森林更新地。同样，林业工作者认为是退化的林地，农业轮作者可能认为是一块良好的农耕地。这种认识上的分歧几乎是不可避免的。因此，“退化”在一定程度上取决于当事人的视角（图 1）。这些差异意味着并非所有的土地所有者或管理者在退化发生时必须形成一致看法。即使看法一致，不同的利益相关者也可能很难就最适宜的应对措施达成共识。这些对立的认识说明，对于退化进行准确定义和描述是相当困难的，也很难获取区域、国家乃至全球森林退化状况的确切统计数字。

2.1 毁林

全球大多数统计报告不是基于对退化本身的评估，而是基于对毁林情况的评估。联合国粮农组织在 2001 年将“毁林”定义为“森林被转变成其他土地利用方式”。几十年来，联合国粮农组织一直在尝试对全球毁林速度进行定期评估，世界各地数据的不完整性和不连续性使之成为一项十分艰巨的任务。所以一直到 2000 年，联合国粮农组织才首次使用发达国家和发展中国家共同认可的定义进行全球性毁林估算。结果表明，在 1990–2000 年的十年间，全球年毁林 1350 万公顷，而且天然林的减少大多发生在热带国家。马休（Mathews 2001）的估计更高，他认为，热

带天然林每年的损失量可达 1600 万公顷。

实际上，森林覆盖面积的总体下降程度低于上述估计数字，因为采伐迹地上的天然更新和人工造林能够部分补偿天然林的减少（就面积而言，不是质量）。按此计算，热带国家年毁林约为 1230 万公顷（FAO，2001），同期非热带国家的森林覆盖年净增长为 290 万公顷。因此，全球年净毁林面积应为 940 万公顷（表 1）。同期，热带和非热带国家撂荒地的年森林更新面积为 360 万公顷，采伐迹地年人工造林面积约为 160 万公顷，另有 150 万公顷人工林是通过对有林地进行砍伐后重新营造的（表 1）。到 2000 年底，全球人工林总面积估计为 1870 万公顷，而且多数分布在亚洲。

图 1: 在塔斯玛尼亚的 Queenstown 地区，一个废弃铜矿和熔炼厂附近退化的森林景观

在这个地区，虽然森林明显地退化，但是很多当地人却反对进行森林恢复。因为有很多游客到这个地方来观看“月球式的地表景观”。当地居民希望维持城郊现有的状况以作为一个景点来吸引游客。戴卫 · 兰博 摄

表 1．1990 年—2000 年全球天然林、人工林与其他土地利用的年均变迁量

从	到天然林（如更新）	到人工林	到其他土地利用
	百万公顷		
天然林			
热带		1.0	14.2
非热带		0.5	0.4
全球		1.5	14.6
人工林			
热带	不显著		不显著
非热带			
全球	不显著		不显著
其他土地利用			
热带	1.0	0.9	
非热带	2.6	0.7	
全球	3.6	1.6	

注：这里所指的“森林”为郁密度（树冠覆盖率）为 10% 以上的土地。
（资料来源：FAO 2001。）

当然，毁林速度很大程度上取决于对“森林”的定义。联合国粮农组织最早将“森林”定义为“郁密度不少于 20% 的非农业用地”。该定义于 2000 年被修改为“郁密度在 10% 以上的土地”。这意味着过去被划分为“林地”的地方现在已经被划为“森林”。无论如何，联合国粮农组织重新计算了 1990 年的数据，使其与 2000 年的资料具有可比性。使用这些相对应的资料，联合国粮农组织推断，净毁林率很可能比原先的估计有所下降，主要原因是由于森林的天然更新和人工更新，而不是毁林面积本身下降了。马休（Mathews 2001）就此提出了质疑，认为除了拉丁美洲

外，所有热带国家的天然林消失状况普遍加剧，与上世纪 80 年代相比，90 年代天然林面积的减少更多了。

这些被毁的林地中的大多数被假设用作了农耕地，所以上述估计只表明林地用途改变的速度，不能说明需要或者可进行生态重建的已退化林地的面积。肥沃土地上的农业生产可能比贫瘠土地上的农业生产更具有可持续性。不幸的是，正是越来越多的贫瘠土地上的森林被清除了 (Dobson，Bradshaw 和 Baker 1997)，这意味着大部分新近被砍伐的地方将来有退化的危险。Angelsen 和 Kaimowitz（2001）十分全面地讨论了新的农业技术在改变毁林速度方面的作用。

2.2 森林退化的估算

如果说估算毁林率很难，那么估算全球森林退化情况就难上加难。仅仅是确定应该对哪些地区进行估算就是一个相当主观的过程。即使这种主观性能够被克服，简单测算（比如已消失的森林面积）也不能说明诸如森林被割裂成小块或是周长、面积比的增加（即所谓的边界效应）等森林退化带来的复杂的后果。1988 年一项关于热带地区退化程度的估算报告表明，退化林地面积可达 20.77 亿公顷，其中大部分已变成沙化的干旱地 (Grainger 1988)。这个数字大于已知的热带森林的总面积 (FAO 1993)。Wadsworth (1997) 认为退化森林有两种形式，并估计全世界有 4.94 亿公顷皆伐热带林地，4.02 亿公顷热带林业休耕地。国际热带木材组织 (ITTO) 把退化森林划分为三种类型：

* 过度的和破坏性采伐所导致的退化原始林；
* 第二代森林（指在大面积皆伐后的迹地上立即补种而营造出的人工林；
* 严重退化、不能自然更新而被草本植物和灌木覆盖的退化林地。

综合各方面的资料，国际热带木材组织估计，大约有 5 亿公顷的退化原始林和次生林，热带地区有 3.5 亿公顷的退化林地，有 3 亿人口依靠这些资源谋生 (J. Blaser，个人通讯)。

评估全球森林退化的情况本身很困难，相对而言区域层面的评估更为可行。区域性评估的一种方法，就是估算曾经是森林现在变成草地或者灌木地，有可能用于更新造林的土地的面积。文本框 1 列出了运用这种方法估算出的湄公河下游四个国家（泰国、越南、柬埔寨和老挝）土地退化情况的统计资料。

文本框 1. 湄公河下游的森林采伐、退化和造林

在最近几十年，位于湄公河下游的四个东南亚国家——柬埔寨、老挝、泰国和越南都发生了大规模的森林破坏和森林退化。其原因是多种多样的，主要包括木材采伐（合法的和非法的）、农业生产活动的扩张（政府组织的和自发进行的）、战争、基础设施建设（如公路和水坝）以及轮作。虽然很难获得准确的统计数字，但据联合国粮农组织估计（1995），从 1980 年到 1990 年的 10 年间，湄公河下游四个国家共损失了超过 900 万公顷的森林面积，见表 1a。

1a. 1980 – 1990 湄公河下游国家天然林的变化

国家	面积（千公顷） 1990 年	每年的变化（千公顷） 1980 年 – 1990 年
柬埔寨	12163	−131
老挝	13173	−129
泰国	12735	−515
越南	8312	−137
总计	46383	-912

来源：FAO（1995）

事实上，这一地区大部分国家统计数字上的林地，实际上只有很少甚至根本没有树木覆盖。越南的情况比较典型（表 B）。

1b. 越南 1995 年的林地类型的划分

森林等级	有森林覆盖（千公顷）	没有树木覆盖（千公顷）
特殊用途林	700	200
保护性森林	2400	3300
生产性森林	6200	6200
总计	9300	9700

来源：林业部（MOF 1995）

1c. 有可能进行森林恢复的土地面积

国家	可恢复土地面积（千公顷）	占国土面积的百分比%	占天然林面积的百分比%
柬埔寨	2600	15	28
老挝	8700	38	70
泰国	2306	5	23
越南	9700	30	120
总计	23306		

尽管对上述数据的准确性尚有一些争论，但仍可看出，这四个国家中可进行森林恢复的土地面积都很大（在越南，这个面积甚至超过了现存的天然林面积）。当然，这并不意味着这些可恢复土地都是未利用土地、所有权不明的土地或完全没有产出的土地。大多数土地实际上也提供人们的生活所需，如薪炭、建筑材料和林副产品。

来源：Gilmour，Nguyen 和 Tsechalicha 2000；FAO 2001。

从上述全球的和区域性的信息中我们可以发现，土地利用形式正在发生着很大的变化。这些变化对森林生物区系和依靠森林生存发展的人口，都产生了深远的影响。为了保证森林不再退化以及在可持续的后续土地利用的前提下进行必须的森林采伐，我们应当付出更多努力。另外，我们也应当在某些退化地区采取人工辅助措施，促进森林植被恢复。

第三章　退化与恢复

应在不同的规模范围内，采用多种方式强调森林退化这一概念。为确实恢复退化地，尽管地块层面上的干预非常重要，但使地块层面上的干预同更大范围的景观层面的规划有效协调更是必不可少。

最适宜为大面积的景观层面作规划的单位因地而异。例如，在一些国家一个中级行政区划单位（例如郡、州或者地区）就可以作为土地利用规划的单位。但在某些情况下，为完成重要的区域或国家层面的活动规划，则需在上述基本单位之上特定的组合的机构来完成。有些情况下，我们面对的可能是在全国范围内以恢复天然植被为目的行动规划。澳大利亚的国家遗产信托基金和关爱土地运动就是在过去十几年中，在全国范围内在景观和地块层面涵盖了生态重建要素的两个典型的例子。尽管本书涉及到一些景观层面的内容，但我们把讨论的重点放在包含生物物理和社会经济等方面的地块层面。

本章的重点是生物物理和人类福利要素的主要方面及其相互联系。特别是就地块层面而言，上述内容是规划和实施森林重建活动中是需要重点考虑的。本章将就人为干预自然体系所产生的长、短期影响的生物物理途径做一个概念性的综述。

3.1　生物物理方面

有些退化的生态系统可以自然恢复（见文本框 2），但多数则不能。其原因可能是因为残存的原生动、植物太少，一些生物物理环境因子如土壤肥力已经改变，或者是反复的外来干扰阻止了天然演替的发生。即使地块层面上的自然恢复能够进行，其过程可能也很缓慢。这就增加了当地被再次干扰和森林退化的可能性。因此，为了启动恢复过程，或加快自然恢复的速度，进行人为干预是有必要的。

文本框 2. 退化土地在没有人为干预的情况下能够恢复吗？

许多严重退化的森林生态系统能够从外界的干扰中恢复过来，这个过程称为演替，在许多生态学教科书中对演替的过程都有描述。演替的例子很多，但是必须要

满足几个前提条件，恢复性演替才有可能进行：

* 必须排除影响演替的干扰因素。如果干扰因素如火灾、采伐或放牧继续存在，演替就会被打断，恢复也就不可能实现。
* 在原地或该地区必须保留原生植物和动物。不仅如此，它们还必须能够跨越景观边界移动，并在退化的地方重新定居。这些生物物种来源距离越远，在被干扰的景观范围内的生物物种越贫乏，它们重新定居的过程就越慢。相反，在被干扰的地区保存的小块森林或“踏脚石”越多，恢复的过程就会越快。
* 受干扰地块的土壤也必须要基本保持完好。如果发生了严重的水土流失或者土壤肥力已经耗尽，土壤就有可能不再适合原来的物种和群落，这时，外来物种可能更能忍受已变化的环境，因而取代原来的物种。
* 如果要重建原来的群落，必须清除杂草及驱除有害的动物。

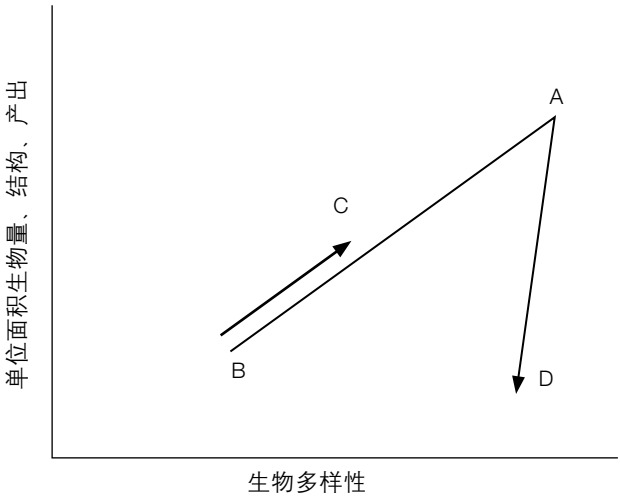
这些前提条件似乎是不可逾越的，但是目前已经有几个大规模退化林地恢复的案例。见案例 8.1、8.3 和 8.12。

退化土地可以大致划分成三种类型：

* 退化最严重的土地通常丧失了原有的大部分生物多样性及其结构、单位面积生物的数量或者生产力，如图 2a 中的 B 点所示。
* 第二种类型是土地经受早期干扰后，又被随后形成的木本植物占据。这可能是农业开垦后土地被遗弃形成的。尽管被早期的演替物种占据，而且成熟森林条件下的代表性动植物种减少了，这种退化地仍然保留了部分原有的生物种类，如图 2a 中的 C 点所示。
* 第三类是退化的原始森林。这类退化地经历了如高强度采伐等强烈的干扰，森林结构发生改变，单位面积生物的数量大幅度减少。不过，一些树木还残留下来，还会萌发原有森林树种的幼树和树苗，如图 2a 中的 D 点所示。

Chokkalingam 等（2001）提供了一个更为详细的有关退化热带森林类型的模型。

图 2a. 森林退化的不同类型



A 点代表一个没有受到人为干扰的森林，它有一定的生物多样性以及单位面积生物的数量、结构和产出。B 点表示粗放的采伐，它导致生物多样性、单位面积生物的数量、结构与生产力的大量损失。C 点表示可能或不可能独立恢复（例如，成为次生林）。高强度的采伐（译者注：指有规划的合理采伐）也能造成原始林的退化，但同时仍然保持一定程度的生物多样性（点 D）。

治理这几种退化的措施很多，包括从以恢复原有生态系统和原有生物多样性为目的的措施，到相对简单的利用退化土地进行农业等生产目的的措施。针对不同恢复目的的不同方法带来了术语的混淆（见文本框 3）。本书对生态恢复、重建和改造进行了区分：

* **生态恢复**：仅适用于旨在建立一个同退化地原有生态系统尽可能相近的生态系统的情况。因此新建立的生态系统拥有原有生态系统的绝大多数动、植物物种以及同原有生态系统类似的森林结构和生产力。

* **生态重建**：适用于重新获得原有生态系统生产力或结构，以及部分（而不是全部）原有生物多样性的情况。这可能是因为商业运作要求而引入特定的农业产品和木材品种，以确保生态重建的利润，或者是因为已退化的土地已不适宜一些原有物种生存。

* **生态改造**：适用于重新获得森林的生产力或者结构，但没有恢复原有生态系统

的生物多样性的情况。事实上，生态改造可能根本没有采用当地的乡土物种。在这种情况下，生态改造对景观生物多样性的恢复收效甚微，但是可能会有社会经济效益，以及改善流域保护等功能性效益。

上述三种措施的不同点在于恢复原有生物多样性的程度不同。但是，它们的共同点是，这三种措施都在寻求建立一个具有生产力且稳定的土地利用方式。

文本框 3. 在森林恢复讨论中有关的名词定义

景观层面

森林景观恢复：旨在被砍伐的或退化的森林景观中恢复生态完整性和提高人类福利的过程。

地块层面

生态改造：在退化的地块利用外来树种进行生产力的恢复，通常采用单一品种进行种植。原来的生物多样性没有得到恢复，但是防护功能和许多原来的生态服务功能可以得到重建。

生态重建：使生产力得到恢复，并恢复一些（未必是全部）原有的动植物种类。出于生态和经济方面的考虑，新的森林所包括的物种可以是原先没有的。随着时间的推移，森林原来的防护功能和许多生态服务功能可以得到重建。

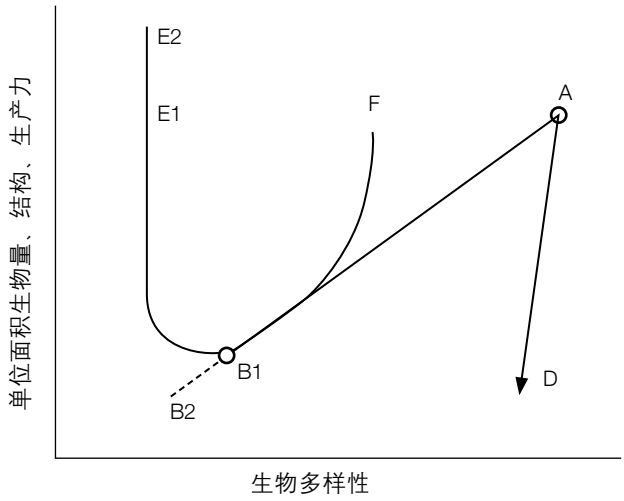
生态恢复：重新建立起森林原有的结构、生产力和物种多样性。随着时间的推移，生态过程和功能将恢复到原有的水平。生态恢复学会把“生态恢复”定义为“协助退化的、受损的或被毁的生态系统恢复的过程。”

人类福利（生活质量）确保所有人切实参与决策过程，这些决策对于他们满足自身物质需求和维持生计的能力以及充分发挥潜能方面起着重要影响。

生态完整性 保持生态系统的多样性和质量，提升生态系统适应变化和满足未来人群需求的能力。

图 2b 对这三种措施的差异进行了说明。在没有人为干预的情况下，B 点的退化森林可以逐步恢复一些原有的物种种类和单位面积的生物量，最终缓慢地恢复到其原始状态（A 点）。恢复的快慢取决于原有物种在退化地形成群落的速度，也可以通过人类的干预（例如生态恢复）加快恢复速度。在另一种情况下，反复的外来干扰（例如，野火与放牧）可能使生态系统进一步退化，更多物种消失，从而促使系统走向 B2 点。E 点代表生态改造。在这种情况下，在原地营造了单一树种人工纯林或农作物。由于整地和施肥的原因，单位面积的生物量可能恢复（E1 点）或是超过原有的水平（E2 点）。F 点代表生态重建。在这种情况下，森林的结构、单位面积生物量以及部分原有的物种多样性得到了恢复。理论上，这三种可能的选择（点 A、F 或者 E）都可以应用于上述的任何一种退化地。各种野外条件下常用的方法将在第六章中加以详述。

图 2 b. 生态恢复、生态重建和生态改造



如果没有任何干预，退化森林(B1 点)经过一段时间可能会进一步退化到 B2(例如，经历了反复的火灾之后)。生态恢复就是争取使退化的森林恢复到 A 点；生态改造可以使其恢复到 E1 或 E2 点（如果对改造的地点实施整地或施肥)，而生态重建可使系统恢复到 F 点。

对于有无可能进行生态恢复还存在一些争议（详见文本框 4)。在实践中，这个问题可能并不重要。在大多数实际操作中，退化土地面积大、资源有限，通过某

种形式的生态重建，适当增加乡土物种的生物多样性，是可能的最好选择。实际上，由于要建立生态恢复和人类福利之间的重要平衡关系，在多数社会环境情况下，生态重建是更受欢迎的选择。而真正的生态恢复只是在某些相当特殊的情况下才可行。

3.2 人类福利方面

作为上述生态学模型的补充，以下是一个类似的模型，用以描述生态系统质量的恢复与居住在新造林区内或附近的居民的生活质量之间的关系。

生态恢复的质量是指恢复生态系统完整性的程度，包括生态真实性（例如生态的自然程度、生命力和健康）以及生态恢复过程的功能有效性（例如形成的流域保护的程度、重新具有的关键性生态过程、重新衍生出不同的生物区的能力）。与生态重建相比，生态恢复更能保证生态的完整性。

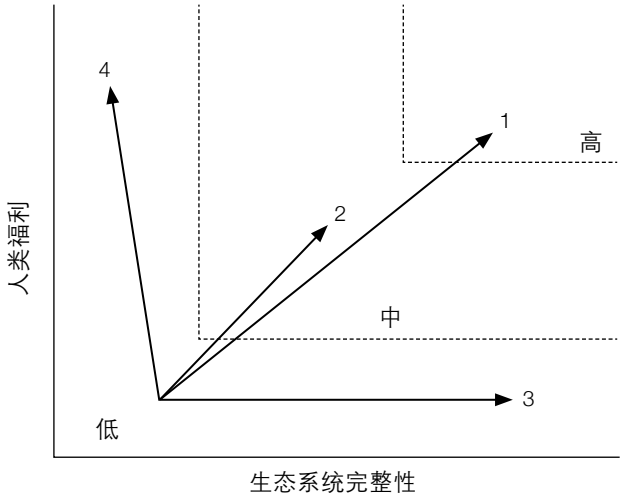
“人类福利”是一个广义的术语，它不仅包括诸如森林产品（例如木材和非木林产品）的市场价值等效益和诸如流域保护之类的生态效益，还包括源于此的更广义的其他的效益。人类福利要素包括（正如 Fisher 等在 1996 年的描述）：

* 以占有物质产品为形式的经济利益，物质产品包括：资产、资本、可利用劳动力、信贷和可支配现金；
* 生活质量因素：例如健康、教育、文化和获得各种服务的便利；
* 公平性：指福利在个人与团体中公平分配的程度，但公平性并不意味着绝对平均；
* 风险与权利关系：这可能影响采取新举措的速度。

与生态系统的完整性不同的是：生态重建比生态恢复更能提升人类福利。

“森林景观恢复”这一概念中都包含生态完整性和人类福利两层含义。这两者之间的关系如图 3 中表示。

图 3. 生态恢复与重建的生态完整性与人类福利关系图



最高质量的森林景观恢复是指图中位置的 1 ，生态系统的完整性和人类福利都得到了极大提高。位置 2 表示生态系统完整性和人类福利均得到中度改善，但不如位置 1 明显。从长远来看，位置 3 和 4 都是不可持续的。值得注意的是这个人类福利模型虽然看起来还可行，但是还没得到充分的论证。Jackson 摘自 Prescotte Allen (2001)。

在图中位置 1，干预已经使生态系统质量得到改善，人类福利得到极大提高，显然这是最理想的结果。

位置 2，干预已经使生态系统完整性和人类福利均得到了中度改善，但不如位置 1 明显。

在位置 3，生态系统的完整性得到极大改善，而人类福利却没有相应的改善。长期来看，干预所获得的生物多样性可能纯粹因为社会因素，具有不可持续的风险。例如，在人口密集的地方开展的生态恢复项目，为丰富生物多样性进行植树造林，却不能为贫困的农民产出短期效益，所造林就有可能被烧掉或是因为当地放牧而被破坏。同样，天然更新的森林，如果仅为丰富生物多样性而经营，也会“意外”地被砍除而成为农业用地。最好的选择是在进行更新时鼓励引入一些有较高商业价值的树种（通过合理间伐管理），供日后采伐。

而在位置 4，人类福利得到极大改善，环境条件却没有任何改善。事实上，环境条件可能已经进一步下降。这种情况下，人类福利的改善是短期行为，由于生态

原因而不是社会原因这种改善可能不可持续。当原有的大面积景观范围内的植被被清除，用于集约化的农业生产就属于这种情况。

当然，也有集约农业较为成功的实例。但是，越来越多的案例表明，在大面积的景观范围内，生物物种极度单一化的情况下，集约化农业生产是不成功的。在这样的景观层面，到底需要多么复杂的生物多样性是当前集中研究的主题 (Hobbs 和 Morton，1999；Lefroy 等，1999；Kaiser，2000)。

这两种概念模型（图 2b 和 3）启示我们有必要针对不同的经营目的，进一步明确定义土地经营者经常考虑的一些概念。这些概念包括生态改造、生态重建、生态恢复，以及“森林景观恢复”这个综合性概念（见文本框 3）。

第四章 为什么要进行森林景观层面的恢复?

4.1 生态学原因

如果建立了保护区网络，为什么还要进行生态恢复或重建？或者，为什么不把退化地简单地用于生产（如前面提到的对退化地进行生态改造）呢？尽管生态改造可能出现一些无法预见的负面后果，但生态改造一直被广泛应用并可能在经济方面获得成功（表 2）。

表 2. 使用外来树种进行造林 (纯林) 的优点与效果 (Ingles 和 Jackson，2001)

优势	可能产生的负面效果
* 有可能供给高质量的种子 (有时遗传改良树种意味着良好的树形)； * 有现成的育苗技术； * 已知其适宜生长地点和环境要求； * 已知适用于所造林的营林体系； * 生产潜力高； * 熟悉树木和木材的质地； * 可以选择采用耐贫瘠或适应退化土地的树种。 (在 Ingles 和 Jackson，2001 的基础上)	* 减少了林地为当地人提供产品和服务的范围、质量和数量； * 生态系统所提供的服务功能减弱，尤其在水位调节、营养循环和野生动物栖息地方面； * 使当地更容易受天气和其他环境变化的影响； * 协作管理的机会减少； * 丧失生物多样性或生物多样性恢复的机会； * 病虫害发生更加频繁； * 外来物种可能发生侵占原生物种栖息地的问题。

目前人们关注森林景观恢复的原因很多。其中一个理由是提供相应的森林产品并重新建立现有的土地利用模式所不能提供的森林生态服务或生态功能。工业化的单一树种造林能提供木材产品，但不能提供多样化的木材产品，也难以提供除其它非木林产品，例如被许多农村社区广泛利用的果实、坚果和药用植物。工业化的单一树种造林能够有效地固碳，有助于恢复水循环以克服土地盐碱化，但在防治位于农业用地上方的陡坡地的水土流失、保护河岸或者恢复土壤肥力方面并非总是有效。

进行森林景观恢复的第二个理由就是使退化地的生物多样性得到一定程度的恢复（Elliott 等，2000）。因为任何一个保护区网络都不足以保护所有现存的生物多样性。保护区所保护的只是代表景观中很小的一部分。而且，对许多国家来说，增加保护区的数量与规模的能力也是有限的。与此同时，保护区外的残留的原始生境在不断被分割成相互隔离的斑块，在大面积的景观层面随处可见大面积的单一的农业用地，和工业化的单一树种造林。森林景观恢复提供了阻止这种景观单一化趋势的手段，森林景观恢复也可以保障在更广阔的面积范围内的物种和生态系统能够更具活力，更容易适应不断变化的环境。

最后，在区域层面上，进行森林景观恢复是许多地方实现可持续的土地利用所必须的。以前的农业耕作方式的不可持续性导致了很多、大面积的土地退化。随着土壤肥力的下降，其生产力也逐渐丧失，土地逐渐盐碱化，或者杂草、疾病以及虫害变得频繁。为改善这些退化的农业用地，必须引入新的农业体系，而且多样化的景观应是新的农业体系中不可缺少的组成部分 (Hobbs 和 Morton，1999；Lefroy 等，1999)。

针对某一地块到底应该使用生态恢复还是生态重建的恢复措施，是个复杂的问题。如前面所述，生态恢复只可能用在近期被干扰的，仍保留着多数原有生物区系的土地景观（见文本框 4）。

针对被长期高度利用的土地景观，由于原有的一些物种已经丧失，有些外来物种已经被归化，进行生态恢复已经是不可能的了。景观受干扰程度同样很重要。例如，对保留了许多森林残余斑块的景观所能选择的生态恢复措施，与进行过大面积皆伐和产业化农业生产的景观所能选择的恢复措施，也会有所不同。

文本框 4. “生态恢复”可能吗？

文本框 3 所定义的生态恢复，无论从理论上还是实践上都是一件困难的事情。问题在于生态恢复到底有没有可能。生态恢复的定义包含了一个假设—曾经在特定地块上的原有动植物的种类和数量是已知的。然而事实并非如此。在多数情况下，最多只能根据对以前的生态系统的描述或根据残留的动植物群落来推测原来生态系统的状态。生态恢复这个定义还包含另一个假设，这就是这些动植物群落是固定的且不随时间而改变。但是，这一点也未必是真实的。实际上，许多群落常常以数百年为单位时间，处于不断的演替变化过程中。即使是成熟的生态系统也是处于动态平衡状态；即便没有退化，群落的物种组成也在发生变化。这意味着生态恢复既有目的不确定的困难，也存在目标不断变化的困难。

很难进行生态恢复还有其他一些原因。目前不仅有关生态过程的知识是不完备的，而且我们预测生态演替方向能力也非常有限，更不要说促进群落向特定方向演替的能力了。许多偶然事件如天气状况、开花时间或者播种等，都对生态系统的演替具有重要影响，这意味着即使能够确定生态恢复的目标，也很难通过现有已有的生态恢复的手段来获得预期的特定结果。而且，由于在不同群落中动物和植物的种数很多，难以充分认识这些物种的生态学特征，因此很难确定该采用什么样的方法来帮助这些物种重新回到退化的生境。

一些原有物种的灭绝也可能造成生态恢复的目标无法实现。在人类长期干扰下，外来物种可能已经归化了（译者注：外来物种长期与当地环境的适应和磨合，使之逐渐成为新环境的一部分）。这种情况发生在欧洲、地中海盆地或者中国的生态系统中。在这种情况下，简单地培育有多个物种的群落也许是更恰当的目标。在表层土壤严重丧失、地块裸露或者盐碱化严重的地方，即使是技术上可行，生态恢复的成本也将过于昂贵。

同时，社会制约因素也需要考虑。退化土地的传统所有者或使用者可能不愿意开展生态恢复，因为这不一定是他们赞同的目标，或者他们认为开展了生态恢复后自己将来的土地使用权会受到限制。在这种情况下，外部的个人或组织的干预不太可能成功。

这些问题表明，试图实现如文本框 3 定义的森林的生态恢复，在很多情况下可能都是不现实的。因此，有必要确定更加切实可行的目标，比如构建具有较高生物多样性、在结构和功能方面与原来的森林相似但不必完全一样的森林。

4.2 社会经济方面的原因

如前面章节所述，森林景观恢复涵盖生物物理和社会经济价值两方面的内容：生态系统的恢复和与之紧密联系的人类福利。在以生态恢复为目的的造林活动中考虑它的社会和经济的影响，特别是对生活在恢复区内或附近的人们的影响是至关重要的。

到目前为止，已经进行了大量的旨在治理毁林和土地退化的造林活动。但多数更新造林采用的是外来的速生树种，而且在很多情况下是先清除原有的灌木丛或者次生林后再更新造林。这种更新造林方式可能会产生一些经济效益，但是否能改善当地或者周边社区的生活和福利，则令人质疑。这些人工林是为工业木材利用者所

营造的，很少能够像原有森林那样，为当地社区提供其世代利用的林产品。如果新造林地完全取代了自然更新或者自然次生林，大量的传统资源就会消失殆尽。森林景观恢复则不同于上述工业化的更新造林方式，森林景观恢复旨在提高工业化的更新造林所忽视的当地社区的社会经济效益（见文本框 5）。

文本框 5. 当地人对森林的依赖和有关森林的决策

在许多发展中国家，大量农村人口生活在靠近森林的地方，并且其生计也依赖于森林或者依靠森林资源获取收入。许多这样的社区长期生存在森林之中，与森林形成了十分密切的联系。即使到现在，许多偏远地区的自然资源仍由当地社区管理。他们常常通过各种各样的乡规民约对进入森林和利用森林资源的权利进行安排和管理。

许多森林在殖民地时期或独立后被国有化了。虽然在法律上当地社区对森林的权力似乎被剥夺了，但在很多地方当地社区仍保留了对森林资源事实上的使用权。随着国家控制的延伸和加强，政府对社区的管辖也更为严密。特别是当山地社区（主要是少数民族区）的土地利用活动与下游库区（主要居住着主体民族）的土地利用方式不一致的时候，政府与山地社区的关系就会变得十分紧张。在一般情况下，政府官员很少关注森林对当地社区的重要性，包括森林与当地社区的食品安全、收入、营养、工作机会、能源来源以及整个社区福利等的密切联系。在过去数十年，大规模的森林商业性采伐实际上几乎没有给山地社区带来任何利益，从而使这些山地社区更加远离了社会发展的主流。

当前对退化林地重建工作的强调，为建立政府和当地社区的新型关系提供了契机。这种关系基于合作而非对抗。这需要政府在对待当地社区的态度和与社区的工作关系方面有重大的转变，还包括不断对有关政策进行相应的调整和改革。这方面的进展较缓慢，部分原因是由于官僚作风积重难返。然而，在世界上的绝大多数国家，政府把更多权力和责任下放给公民社会是一个必然的趋势。

森林景观恢复也注重建立更具参与性的森林经营管理模式。单纯依靠技术手段来解决复杂的自然资源管理问题是难以见效的，这是过去几十年的发展和土地利用规划和管理得出的教训之一。实质上，所有的土地利用规划和管理都涉及到人和生

物物理景观。无论是在地块层面还是在景观层面，森林重建都以不同的方式影响着不同的人群。事实上，在世界的许多地方，生活在森林附近（和生活在森林中）的社区即使不是法定的森林管理者，也是事实上的森林管理者。因此，任何一种森林景观恢复措施，如果忽略了人的参与或是忽略了他们的各种利益，就很难取得成功。

在认识和履行农村土地规划和管理职能的方式上，大多数国家的中央政府都发生了很大变化，出现了政府职能和权利下放的趋势。在一些情况下，这种将政府行政命令变成了当地的决策和行动权利的趋势，使当地社区、政府以及森林之间的互动关系就成了焦点问题（见文本框 6）。

文本框 6. 印度布克萨（Buxa）老虎保护区的生态恢复

在印度与尼泊尔和不丹交界处的布克萨老虎保护区有 37 个位于森林中的村庄，共有 2．5 万人和大约 10 万头牲畜。该保护区始建于 1879 年（为印度第一个森林保护区），于 1987 年被纳入老虎保护项目中。保护区内有一系列的社会和生态问题，并急需进行森林恢复。商业木材采伐于 1987 年在老虎保护区已经停止，这中断了许多村民的一个主要收入来源。地方林业部门（自 1997 年开始受到世界银行的资助）不愿意把村民移出保护区。由于没有其他替代收入来源的村民仍然居住在保护区内，他们只好非法采伐木材，这加快了森林退化的整体速度。因此，任何可持续的恢复森林的项目都必须把这些社会经济现实因素考虑在内。

第五章 如何进行干预?

在决定进行干预的合适地点时，必须在景观层面和地块层面进行通盘的考虑。在景观层面，决策时首先要做的就是确定残留的森林，特别是那些保护价值高的森林（尤其是具有关键的环境和社会价值的残留森林）。然后以此为起点，逐步开展具体的地块层面的干预。在第七章，我们将就对一个或是多个地块的干预取得最佳的景观层面的整体效益作进一步探讨。

在地块层面，生态恢复可以在很多地点实施，从严重退化的地块（例如采矿区）到只受到轻微干扰并只需要几年时间的保护就能自然恢复的地块（Hobbs 和 Norton，1996）。以重建生物多样性为主的生态恢复一般很难实现，但是在满足了特定的生态前提条件下也是可行的（文本框 2）。在满足了生态前提后，还需要大多数的土地所有者或者土地使用者认可进行这样的生态恢复的必要性，并且他们有相应的财力和其他必要的资源来实施这样的生态恢复。如果不能克服这些生态、社会和经济的限制，那么进行某种形式的生态重建或者生态改造则比生态恢复更为适宜。虽然生态重建和生态改造不能恢复当地大部分的生物多样性，但却能够恢复森林的生产力水平和部分功能效益。

5.1 生态因素

选择在什么地方进行干预主要取决于更新造林的目的。表 3 列举了适宜采用生态恢复和生态重建的常见退化地区。就多数退化景观而言，干预的首要目的是提供诸如水土保持等生态效益，而不是生物多样性的恢复。在这些情况下，更新造林活动可能主要针对河流沿岸以稳定河岸或针对陡坡及其他容易产生水土流失的地区。更新造林也可以在碱地和积水地进行。在有些情况下，治理面积相对较小的严重退化地，可以对整个景观产生重要的正面影响。如对滑坡、侵蚀形成的沟壑以及废弃的矿区的治理。对这些退化地的治理之所以重要，是因为这些退化地可能是影响整个景观范围的沉积物和污染物的来源地。鉴于这些地块的退化程度，在进行原有植被恢复之前，应先在这些地块种植能够适应已退化环境的专门品种。

表 3. 森林景观恢复的地点和景观区域

区域	原由
河岸	防止河堤被水侵蚀； 提高水质； 为河滩物种创造栖息地。
陡坡地和容易被侵蚀的地区	稳固表土并防止侵蚀和滑坡；
盐碱地或积水地	重建水循环和降低水位； 减少土地和 河流的盐碱度； 可在其他物种恢复前引入耐盐碱性能良好的物种。
采矿点	稳定这些区域； 防止其成为水中沉积物、酸化或重金属污染的来源地。
保护区内或缓冲区的退化土地	重建受保护物种的栖息地； 根除杂草的栖息地； 减少边界效应。
特殊物种的栖息地	增加脆弱物种或受威胁物种的栖息地和可用资源，从而促进种群数量的增长；在更易保护的地区建立栖息地。
海上岛屿	在没有乡土或外来捕食者的情况下，培育濒危物种。
保护区或小块森林之间的走廊带	提供林区间的连接纽带；为物种迁移和基因交流提供机会。
人工林内或周边的缓冲带	建立与天然植被区域之间的连接； 为控制火灾提供防火道，保护流域。
过度采伐的森林或次生林	促进生物多样性及生产力的恢复。
其他退化区域（如：撂荒的农地，土壤瘠薄的土地，森林迹地间的农地 ）	增加景观的多样性、生物多样性和可持续性；有些区域可能还要求特别的适生物种（如：固氮物种）以便在引入乡土物种之前改善土壤。

针对许多森林已被砍伐殆尽的农村景观层面的恢复项目，应该将为社区提供薪柴或者药用植物等林产品以及生态服务作为项目的重点。在这种情况下，生态重建小型田间林场或者保护农户房前屋后或村庄附近的自然更新林可能是最明智的措施。

当景观恢复的重点是生物多样性保护时，旨在保护大面积的生物多样性的自然保护区就责无旁贷地成为了主要目标。由于保护区建立前的土地利用方式，一些保护区内可能有一定面积的退化地。生态恢复能恢复整个自然保护区的生态完整性，并防止自然保护区成为有害杂草和害虫的来源地。有些自然保护区的边界地区可能有大量的入侵杂草物种或者害虫，生态恢复可以提高这些缓冲区和周边地区的有效性。

个别濒危物种或者脆弱物种的栖息地是另一个优先保护的重点。这些栖息地的有效增加可使这些物种的种群得到增加。在有些情况下，濒危物种栖息地的恢复需要在特定的条件下才能实现，如，近海的孤岛，以避免被陆地上的天敌捕食 (Towns 和 Ballantine，1993)。当然，个别物种所要求的栖息地不一定适用于其他物种。那么在一些特定的环境中，就要有意识地进行平衡，必须建立一个既能够扩大某个特殊种群的数量同时又能丰富景观内总体物种多样性的平衡。

生态恢复还可以促进动植物跨越景观界限进行迁移。可利用残存的小块森林作为起点，营造更多的小面积的森林，在大面积的林区之间建立一系列的“踏脚石”。或者也可以建立走廊带，将那些残余的、相互隔离的天然林连接起来。绿色走廊带对于那些无法跨越无林地区的物种来讲是最好的选择。

上述两种方法都有促进基因或者个体交流方面的价值，可能对在连接不同海拔地区残存的森林，促进物种的海拔或者季节性的迁徙活动尤其有益。对于建立绿色走廊带能否收到倡导者所预期的效益一直存在争议 (Simberloff，1992)。争议的焦点主要是关于动物而不是植物，且主要集中在能够避免产生边界效应的走廊带的宽度上。尽管如此，走廊带的连接作用确实提高了保护效果，这一点还是得到了广泛的承认（Bennett，1999)。可以通过在大面积工业化人工林区的内部或周围建立缓冲带或者走廊带等方式，促进土地景观的联通性和景观多样性。这样，通常可将它们作为防火隔离带用于保护流域，它们同时也具有重要的生物多样性效益。

有一系列不同的方法可供选择（见第六章)。一般来讲，由于边界效应的影响，大面积治理比小面积治理更加可取，同时许多物种也需要更大的面积才能形成有效的种群规模。区域的形状同样也很重要，因为通常治理宽大的区域的边界效应效果比狭长区域好。但是在许多情况下，这些通用的方法可能也不一定很恰当。如果小

型恢复项目的位置具有战略性，往往能产生相当好的效果。正因如此，连绵的而且相对狭长的河岸地区常常是生态恢复的主要地区。

5.2 社会经济因素

在生态恢复中，常常很难选择将有限的资源分配到哪儿去，特别是当很多地方都值得关注时，选择更为艰难。是将大量的资源用于恢复小面积的高度退化地，还是用于恢复大面积的轻微退化地？化肥能改善土壤肥力，除草剂能根除杂草，但作业成本会因此而提高。或许利用这些资源来治理大面积的轻微退化地更为可取。具有讽刺的意义的是，退化最严重的地区可能永远得不到治理。

鉴于森林景观恢复中综合生物物理和人类福利因素的重要性，确立一个战略重点，从何处入手采取行动，是很重要的。因此，最好将重点放在（至少在项目初期）那些当地居民对生态恢复有较高的兴趣的地区，特别是当生态恢复成功与否取决于当地居民，如禁止放牧以保护生态恢复成效等。尼泊尔就有这样的实例：社区对小规模生态恢复项目的兴趣是决定生态恢复项目的有限资源投向的重要指标。经验表明，尽管外界认为当地很有必要进行生态恢复，但如果当地对生态恢复的兴趣不大，生态恢复项目成功的可能性也很小 (Gilmour 和 Fisher，1991)。此外，项目第一次的成功会带来更多的成功。一旦生态恢复的效益得到成功示范，原来没有兴趣的社区会产生强烈的兴趣要求参与，并且他们的努力必须得到一些切实的补偿。在尼泊尔，外部一个很小的鼓励措施，就激发了当地积极的参与。十几年后，那里的生态恢复大规模地进行，改变了尼泊尔中部丘陵地区的景观。另外一个成功的生态恢复的例子是东非的坦桑尼亚 Shiyanga 地区，生态恢复使当地社区的生活和生态完整性都得到显著的改善（见 8.1.2 案例）。

5.2.1 给当地居民的生活带来变化的可能性

一个重要因素是所计划的干预措施在多大程度上对当地社区利用现有自然资源的方式带来变化，这种变化可以是实质性的或假设的。巴布亚新几内亚有这样一个实例，那里的多数土地由传统地主所有。政府部门或者其他外部机构很难进行任何形式的更新造林，包括在明显退化的草场开展生态恢复项目。这是因为，地主们怀疑这是政府试图控制他们的土地的第一步。在这种情况下，任何为治理退化而开展更新造林措施都必须进行广泛的协商。

5.2.2 所计划的干预措施对当地生计的影响

白茅草（Imperata）在整个热带随处可见，被认为是没有价值的杂草。这种草地常常被选为更新造林的项目地。但许多当地社区却能从这种草地中获得一些收益（Dove，1986）。在不对当地社区进行补偿的情况下，更新造林由于减少了草地面积而给对当地社区带来了负面影响。

5.2.3 对公平性的考虑

当地社区通常可能不是生态恢复活动的主要受益者，真正的收益者可能是下游的水资源使用者，或者是那些国内甚至国外的城市居民，他们认识到生态恢复提高了生物多样性的价值。然而，生态恢复项目点周边的社区可能承担了与生态恢复相关的大部分成本，而降低了他们的生活水平。因此，生态恢复活动的公平性应该在生态恢复项目一开始就加以强调。

5.2.4 其他的风险

必须判断当地社区可能面临的其他风险，如可能增加的火灾威胁、旱季供水可能会减少、野生动物可能会影响农作物的收成、大型动物种群的的增加可能对社区居民的生命和财产造成威胁等。

地块层面和景观层面生态恢复项目的效益会被密切监测并且会得到广泛的宣传，但可能发生的生态恢复项目的不利的影响或始料不及的后果却容易被忽略，这同上述对公正性的考虑有一定关系。通常情况下，当地人承担着生态恢复项目活动的成本和风险，而受益者却是别的地方的人。因此，在生态恢复活动的计划和执行过程中，必须要考虑这些因素。

在景观范围内通盘考虑生态恢复是最理想的，特别是要解决景观层面的问题，如土壤碱化和生物多样性丧失等。规划上是可能的，但在景观层面具体实施时却相当困难，因为具体的项目活动常常受土地权属的制约。这样，生态恢复项目往往需要在小范围内开展，因此也不容易取得成功。

第六章　地块层面治理森林退化的措施

6.1. 生物物理方面的考虑

正如以前的章节中所述，用于治理森林退化的方法有很多种。在过去很多的生态恢复活动中，最常用的措施就是简单地恢复经济方面的生产力（Moffat 和 McNeill，1994；Adger，1995；Gutkowski 和 Winnicki，1997）。但现在也可以采取其他的替代方法。包括寻求在生态上实现“完全”恢复的一些措施，以及既能提高产量，又能改善生物多样性和生态系统功能（如保护流域、减少盐碱地等）进而实现可持续生产的措施。关于这些问题和替代措施在 Bradshaw 和 Chadwick，Rodwell 和 Patterson，Banerjee，Goosem 和 Tucker、Elliott、Allen、Brown 以及 Zedler 等的文章中都有概述。

下面让我们来讨论一些具体措施。这些措施可分为两类，即：侧重于生物多样性恢复的措施和生物多样性与生产力恢复两者并重的措施。在特定的地块条件下，应该采用不同的恢复措施，实现恢复的目标所需时间有所不同，有的可能相对很快，而有的可能需要超过常人寿命的时间。由于相关的生态和社会经济情况，各种措施各有利弊。所有这些措施的实施都应在全面理解如何将需要恢复的区域纳入到更大面积的景观层面，特别是要考虑那些可能对所要恢复区域的长期生态功能产生影响的景观组成部分。

6.1.1 前提条件

就生态恢复而言，无论采用什么措施，在恢复之前，几个前提条件必须得到满足（见文本框 2）。只有这样，实施恢复才是可行的。一个关键问题就是要确定除简单地防止进一步干扰外，需要多大程度的人工干预。换句话说，需要引入多少物种，有多少物种有可能依赖自然发展？ 土地经营者所面临的一个实际问题是，在绝大多数群落中，少数几个物种的个体数量很大（译者注：常见物种），而其他大多数物种只有很少的个体数量（译者注：不常见物种）。对于那些不常见物种来说，其个体数量要么总是很少（即稀有物种），要么可能在其他地方广泛分布但在这个特定的地块比较稀少。这些不常见物种可以为丰富的生物多样性做出很大贡献，因此，只有这些不常见物种被重新引入，才有可能实现生态恢复。目前面临的困境是如何做到这一点。培育这些不常见物种的成本很高，因此，通常人们的第一反应是利用

未被破坏森林的自然扩张来恢复这些不常见的物种。但这种做法的效果很慢，也经常出现问题（Maina 和 Howe，2001）。特别当恢复地距种源较远，且面积又小时，问题就更加突出。因为如果恢复地面积较小，“边界效应”就会被放大，容易发生杂草入侵等问题，杂草入侵问题在生态恢复的初期尤为严重。这常常使有限个体的很多物种很难繁衍生息。反之，如果恢复地面积较大且靠近种源地，则不太可能出现上述困难。

如果上述前提条件不能得到满足，那么采用更加能克服上述困难的物种或不太着重于恢复生物多样性的生态重建或者生态改造措施可能更适宜。在这些情况下，有必要进行一定形式的整地，如耕地、锄地等，改善土壤物理性质或者水文功能的准备。同时，可能还需要对土壤养分状况进行分析，并制定施肥计划，加以改善（Bradshaw 和 Chadwick，1980）。有时还需要一些特殊的措施来培养和引入菌根菌和固氮菌（Allen，Brown 和 Allen，2001）。

就采用哪些物种，在做出选择前，要进行广泛的试验。在附近就能找到的当地的乡土物种是最理想的，但不能排除在某些情况采用外来树种。明显的例子就是，如果退化过于严重，使得乡土物种难以重新成活，就应当考虑采用外来物种。如果恢复措施是进行生态重建而不是生态恢复，在树种的选择上就应考虑当地社区对这些树种的日常需求和这些树种的商业价值，同时也要考虑这些品种是否有成为入侵物种的可能性。一些可选用的树种见表 4。

表 4. 可用于生态恢复或重建的关键植物品种

物种种类	目 标
乡土物种 对食果动物有吸引力的物种 能与动物形成共栖关系的物种 种子不易被传播的物种（如大果类物种） 珍稀或受威胁的物种 速生物种 耐瘠薄土壤的物种 固氮物种 有经济效益或社会效益的植物 耐火物种	提高生物多样性 促进种子传播 增加野生动物的种群数量 有助于物种成片成活 增加种群数量 占领此区域并排斥杂草 促进恢复 改善土壤肥力 提供经济“产品” 用于容易发生火灾的景观区域以营造新的森林，或在森林恢复地周边形成缓冲区

对一个地块的森林恢复来说，有时可分两个阶段进行。在第一阶段使用抗逆性能较高的外来的物种来改善立地条件，促进乡土物种在第二个阶段的成活和重新占领栖息地。例如，使用生命周期短的、外来的固氮的物种，增强土壤肥力后，再引入乡土树种。或者在盐碱化地下水位较高的情况下，使用耐盐碱的外来物种，蒸发大量水分，来降低地下水位。当不利的立地条件得到改善后，便可以重新引种乡土物种。采用这些复杂的方法一般需要投入更多的物力和财力，而且还需要深入地了解生态学过程。

既要提高生物多样性，改善生态功能，同时要有生产性产出，这样的生态重建很难实现。生物多样性、生态功能与生产性产出通常需要相互平衡，“恰当”的平衡取决于生态和社会经济条件。与生态恢复相比，生态重建有一个优点，就是可以产出一定的财政收入来进行较大面积退化土地的治理。

但是，特定立地经济产出与生物多样性或生态功能之间的平衡关系应由谁来决定呢？是否能期望个体土地所有者和经营者在经营自己管辖的土地上实现区域的或是更广义的目标？如何把各个地块层面的决策纳入景观层面所预期的产出？要讨论上述问题，首先要讨论在地块层面上可供土地经营者进行决策的选择。

6.2. 地块层面以生物多样性恢复为目的的干预措施

6.2.1 被动恢复

这里所谓的被动恢复是指对恢复地块进行简单的保护，避免进一步的干扰，使物种通过自然的群落恢复和演替过程，恢复生态系统的生物多样性和结构。这种恢复方法最适合于退化程度不高而且仍有小块森林残存，或者已经有天然更新的地块。因此，被动恢复最适宜的是过去受到了干扰而现已自然恢复的地块。另外，那些最近受到轻微干扰或受干扰持续时间较短的地块，以及那些仍然存留有大量的树苗，表层土壤有种子或活着的树桩的地块，也适合采用被动恢复的方法。靠近成片森林的地块由于附近森林内的植物和动物能够更快地通过自然生长而在立地存活，也适宜于采用被动恢复的方法。此外，残留有小片树林的地块为食果鸟类提供了可以落脚的地方，同时食果鸟类可以帮助传播种子，这样的地块也适合采用被动恢复。当土地所有者或经营者的经费有限时，被动恢复方法特别的适宜。被动恢复是低成本且能够在大面积范围内推广应用的少数几个方法之一。

“被动”一词也许有点用词不当，因为保护有时也需要采取一些直接的行动。因而，被动恢复有几个潜在的缺点。第一，长期保护某个地块避免如火灾的等干扰，不一定很经济。同时，根除杂草和有害动物的难度大、费用高（Berger 1993；

Saunders 和 Norton，2001）。如果不根除入侵杂草和有害动物，乡土物种的自然恢复和演替就会受到阻碍。被动恢复策略也有其他几个潜在问题，其中之一是，如果先前的干扰已经永久性地改变了当地的环境（如导致表层土壤的丧失），完全恢复就不可能实现了。即使还能恢复，则需要很长时间，这意味着在恢复的过程中可能遭遇意外“干扰”的风险会大大增加，如野火蔓延或杂草的进一步入侵等。同时，还有受到当地社区成员进一步干扰的风险，社区成员有可能并没有认识到森林在“自然更新”，而将其是视为未被利用和占有的荒地，就有可能将正在被动恢复的地块重新用于经济发展的目的。尽管如此，被动恢复是普遍采用的方法。因为在许多情况下，这是惟一可行的方法。

参考资料：Nepstad，Uhl 和 Serrao，1991；Swaine，Hawthorne 和 Orgle，1992；Watkins，1993；Berger，1993；Aide 等，2000；和案例 8.1、8.6。

6.2.2 以丰富物种多样性为目的的补植补造

并非所有的天然更新和次生林都有很高的生物多样性。很多的林地由于过去多次受干扰，只有极少数的常见物种保留下来。在这种情况下，通过重新引进某些关键物种，补充生物多样性来加速自然恢复的过程，是非常有益的，例如，有必要尽快增加几个很难在被动恢复中建立起群落的植物物种的个体数量。这些植物物种可能是濒危植物，或是种子太大难以被传播，或是其种子需要由特定的动物媒介进行传播的植物。在一些情况下，已经被建立的单一外来树种用材林的经营目标已经从单一的木材生产转向木材生产和生态保护，甚至于完全转向生态保护（如 Ashton 等，1997）。在这种情况下，应该进行以丰富物种多样性为目的的补植补造。需要对人工树冠进行处理，形成带状空隙，再在空隙间补植所需树种；或者在原有树冠下直接补植所需树种。树冠带状间隙的大小应根据需要补植的树种的耐阴性确定。这种补植方法需要对原来种植的人工林进行逐步的采伐，可提供一定的经济收入同时可以保证原有森林覆盖，一方面有利于流域的保护，另一方面也可以减少杂草的侵入。至于需要间伐多少人工林（注意：间伐可能威胁到林下物种），根据不同的生态和经济情况而有所不同。

参考资料：Ashton 等，1997。

6.2.3 直接播种

种子在退化的景观范围内的扩散速度较慢，制约了自然演替的发生。为加快自然演替的速度，一个显而易见的方法就是人工播种。人工直播的方法有很多种，如手工播种和飞播等。一般来说，必须把种子撒在裸露的土地上，以便种子在没有杂

草的条件下尽快成苗。直播的方法广泛用于商业采伐后的火烧迹地和已停止开采、杂草还没有侵入的采矿点的生态重建项目中。此外，直接播种可以在火烧后的地块，或者在使用了除草剂根除了地面的植被和灌木的地块上进行。在除草剂的使用方面，可以选择全部根除杂草，或者根据播种的需要在播种带上有选择地喷洒除草剂。

直播的优点是比较经济，不需要在苗圃育苗，在恢复区域内播种较种植树苗容易。然而它也有缺点：当种子撒播下去后，必须没有杂草的竞争，这意味着直播的技术只能应用在某些特殊的情况下。另外，因为直播通常需要大量的种子，所以只有某些植物物种能采用这种方法被引入到某些地块。同时，直播的种子通常只有很小一部分能够发芽、成活，撒下的种子可能由于动物的采食而白白损失掉，还有可能因为立地条件恶劣而不能萌发，或者萌发后遭遇干旱而不能成活。虽然这些损失可以通过增加播种量来克服，但种子的数量毕竟是有限的，特别是那些不常见物种的种子就更少了。对于那些不常见的植物的种子，可能需要在苗圃培育种苗进行栽植，而不适宜直播。

参考资料：Mergen 等，1981；Allen，1997。

6.2.4 分散种植

加快演替速度的另一个方法是促进形成复杂的森林结构，以吸引附近成片森林中的可以传播种子或果实的动物进入恢复地。一种方式是在恢复地中单独、零星或者成排、成丛地种植一些大树，形成鸟类的栖息树。大树荫庇下的种子也可以长出小苗。这些丛生的小苗长大成树，也成为鸟类的栖息树。这些树丛不断地扩大，最终郁闭成林。最初栽植的树木可以是一种或几种种子不被动物传播的种类（如果实较大的种类或者通过风媒传播的种类），或者是那些不常开花结果的种类。这种方法尤其适合于在长满杂草或者灌木、树木不多的撂荒的农耕地采用。

因为栽植的树木间距大，不需要大量的种苗，所以分散种植相对经济（虽然树木、树丛相距越近，该地块的植被恢复速度就越快）。其缺点是依靠野生动物来传播的主要植物物种。因此，该技术只适用于有足够野生动物活动的退化景观，或者只有极少风媒物种的地块。另一个缺点是在零星树下的植被恢复速度比较慢，因为许多新萌发的幼苗必须与周围的杂草竞争。Janzen（1988）描述了一个情况相似但大多数树种为风媒传播的方法。在这种情况下，风媒传播种类被垂直风向成排栽植，排与排之间的距离等于种子靠风传播的平均距离。风媒传播确保了树木种子地毯式地覆盖目标地块。

参考资料：Nepstad，Uhl 和 Serrao，1991；Guevara 等，1992；Toh，Gillespie 和 Lamb，1999。

6.2.5 使用少数树种密植

这种方法与上面不同的是，使用少量树种进行更密集的栽植以吸引传播种子的鸟类。这些早期栽植的树木起着“母树”的作用。这种方法也被称作框架物种方法（Goosem 和 Tucker，1995；Kirby 等，2000）。虽然栽植密度较大（每公顷 1000 株或者更高），费用也比上述的分散种植 —— 栽植零星树木的方法更高，但是实际费用因为使用的树木种类少而有所下降，并且免除了需要收集大量不同种类树木的种子并在苗圃进行苗木培育的困难。一种办法是选择栽植演替早期的先锋树种，为后来引入更多的物种群落创造条件。另一种办法是，栽植适宜地条件的树种或是栽植能吸引野生动物，还能很快繁殖并在立地内扩散的树种。

这种方法的优点是，一旦树木开始生长就会抑制杂草的竞争，使得动物传播的种子容易萌发和生长。这种方法特别适合靠近被干扰的森林，森林可作为种子源的地方。该方法依靠鸟类传播原来的植物种类，当然，鸟类也可能把大量草类带入地块。因此，实施这种方法的早期都需要采取一些管护工作，以避免杂草在演替过程中起主导作用。

参考资料：Goosem 和 Tucker，1995；Tucker 和 Murphy，1997；Reay 和 Norton，1999。

6.2.6 采用多物种密植进行高强度的生态改造

迅速恢复植被最简单的办法是在退化地块上大量种植大量树木和林下物种。采用这种方法最早的例子之一是 1886 年加拿大阔叶林地的恢复（Larson，1996）。

更为精细地运用这种方法的例子是 Rodwell 和 Patterson（1994）曾经描述过的英国温带森林改造。虽然当时的目标是建立具有多样性的植物群落，但 Rodwell 和 Patterson 建议，先种植单一树种的树丛或者只有 2 – 3 个树种的树丛，而不是更为复杂的搭配，因为难以找到相互匹配的多个树种。不同树丛之间的距离可以不同，从而产生树冠间隙。树冠下层即喜阴树种和其他树种的选用应依据立地条件和土壤类型。

尽管热带森林有更多的植物种类，但仍可以采用类似的方法。Goosem 和 Tucker（1995）将这种方法称为最大多样性法则。这种方法将更多的植物品种混合种植，而且种植的密度也比较大，以尽可能地恢复原有的植被和结构的多样性。采用这种方法同样需要注意选择合适的植物物种，可供选择的物种应包括能够排斥杂草生长的速生树种、难以被传播扩张的种类以及能够与野生动物形成互利关系的物种等。某些情况下还应包括野生条件下个体数量极少的或只在很小的地理范围内

才有分布的珍稀濒危物种。因为这个方法绕过了正常的演替顺序，因此，选用的树种应该主要是在演替后期出现的物种，而不是早期的先锋树种。另一方面，一些生命周期短的物种，因为能形成树冠间的间隙，所以有利于植被的再生也很有用。而且，还应该包括不同的植被类型（如树木、灌木、草本植物等）。这种方法尽管能采用的物种很多，但在一定的地块上使用多物种密植也只能采用少数几个物种，这意味着从外部引入其他物种仍然是必要的。采用这种方法，栽植密度可以达到每公顷 4000 株。

在温带和热带地区，采用最大多样性法则的优点是能够快速建立具有较多物种的群落。如果必要，这些种类可以在苗圃中预先接种适当的菌根菌。这种方法特别适合需要快速恢复的地方，比如国家公园内和周边地区或者其他保护区内的森林恢复。由于距成片森林距离较远物种的自然恢复很慢的地区，采用这种方法也十分有效。

然而，这种方法也有缺点。在密集栽植情况下，植物的生长速度由于相互竞争，会比较慢，而且许多原有的物种也可能死亡。这种情况在热带地方特别明显。同时，一些物种需要按照特别的顺序被引进到演替过程中，但由于目前对大多数植物种类的生态学和生态系统学方面的知识上不完善，人们很难知道具体该如何操作。在这种情况下，为加快演替的速度和增加群落的多样性，还需要进行后续的补植补造。这个方法的最大缺点是收集大量植物物种的种子、在苗圃育苗以及大规模栽植的费用较高，使得恢复的成本比较高。因此，这种方法通常只适用于特殊的环境。

参考资料：Miyawaki，1993；Goosem 和 Tucker，1995；Rodwell 和 Patterson，1994；Shear，Lent 和 Fraver，1996；Kooyman，1996；Tucker 和 Murphy，1997；Parrotta 和 Knowles，1999；以及案例 8.2。

6.2.7 采矿后的高强度生态重建

矿区的情况比较特殊。矿区的土壤一般都遭到大面积破坏，因而需要采取特殊措施来恢复土壤肥力。除了土壤肥力受影响外，土壤中还可能存在一些化学或物理方面的问题。另外，与其他情况相比，采矿活动通常能产生可观的利润为生态重建提供充足的资金。并且，与其他退化地相比，采矿迹地的面积一般都较小，这意味着受到干扰的采矿区距没有受到过影响的森林较近，有利于动、植物的扩散。由于生态恢复工作非常艰巨，所以一些矿业公司采用外来物种对采矿区进行各种形式的生态改造（如种草将矿区改造成牧场或利用外地树种开展造林活动等），而有些矿主则发现开矿以后最稳定的长期土地利用方式是恢复乡土植被覆盖，因而优先考虑生态恢复措施。

无论采用什么方法，有几个重要措施能够帮助加快矿区恢复的进程。一是在采矿前务必把表层土移去、堆好，以便在采取植被恢复措施之前再用这些土壤重新覆盖采矿迹地。表层土中包含了土壤中大部分的养分、植物种子和菌根菌。因此无论是进行生态改造、生态重建还是生态恢复，表土都是极其珍贵的资源。长时间的存放往往会给土壤中储藏的植物种子的密度、组成以及微生物的性质等带来不利的影响。一般来说，表土的存放期限最好不要超过 6 个月。

在采矿活动中避免土壤发生不利于植被恢复的改变是加快恢复速度的第二个因素。例如，许多矿山生产的尾矿残渣中含有有毒或对植物生长有害的物质。这种物质中有的含有较高的碱金属或含有重金属，有的含有使土壤酸性增高的硫化铁。在矿山开发和设计的早期阶段就应该确定导致此类情况发生的物质，以便在开矿过程中利用其他尾矿残渣或覆盖物将这些有毒有害的物质进行深埋处理。如果在设计阶段就能够充分预见这些问题，处理起来费用可能并不高。但是采矿活动已经开始后再处理此类问题，代价就可能很高。此外，还需要弄清采矿区植物生长的限制性因素，如表层土壤肥力低、土壤物理条件差等，并通过施肥、锄地等措施加以解决。一旦采矿作业结束，必须对采矿后的迹地进行整理以减少风蚀、水蚀，并重建排水体系。采矿后的植被恢复可以采用（如前所述的）植苗或者直播的方法。

参考资料：Bradshaw 和 Chadwick，1980；Mulligan，1996；以及案例 8.4 和 8.5。

6.3. 控制生态演替的方向

上面所有的方法有一个共同点，那就是人们在并不清楚演替的方向的情况下就启动甚至加速了生态演替的过程（Luken，1990；Weiher 和 Keddy，1999）。人们假定，随着时间的推移，这些退化地肯定会被附近从未被破坏的森林的植物所覆盖。人们还假定，一旦合适的生境形成以后，动物也能够迁移过来重新占据这些群落。然而在实际上，由于有很多不确定因素的存在，我们很难对演替结果进行准确预测。

6.3.1 “奠基者效应”

“奠基者效应”是指最初出现的植物种群类型、物种数量、密度和基因变异性等因素对演替发展的影响。这些因素中的任何一个和物种的生活史的微小变化都可能造成演替进程的巨大差异吗？选择外来物种与选择本土物种对演替过程也有不同的影响吗？目前，使用外来物种带来的后果还不是很明确。但是在一些极端情况下，很明显，只有外来物种才能够适应退化地块的环境条件。不过有一点很清楚，即地块上最先出现的群落中各个物种的相对比例对于群落以后的演替有重要影响。澳大

利亚 Stradbroke 岛采矿地植被恢复就是一个很好的例子（图 4a）。

图 4a. 澳大利亚 Stradbroke 经采矿后恢复的森林

小片的阿拉伯树胶林在其正常生命周期结束后枯萎的景象。

为了恢复植被，人们通过植苗和直播，将大量的物种重新引入到该岛的采矿迹地上。直播的种子按照每公顷 700 克的比例搭配了一种具有固氮作用的植物—合欢，以期提高土壤肥力。开始时，所有物种的生长都比较好，但是，合欢长得最快，其他大部分树种很快就因为得不到足够的阳光而被排挤掉了（图 4b）。

图 4b. 以阿拉伯树胶为优势树种的恢复林

因为树木大量枯死，增加了发生森林火灾的可能性。在土壤的表层，有大量被遗留下来的休眠的阿拉伯树胶树的种子。

因而，10 年以后当合欢开始自然死亡的时候，群落内同时引入的其他物种已经所剩无几（图 4c）。此后，人们就按照每公顷 30 克的比例来搭配合欢种子，群落发育就比以前成功多了。

图 4c. 纯阿拉伯树胶树苗的再生

接踵而来的火灾导致纯阿拉伯树胶树苗再生形成了纯林，抑制了其他树种的生长。

6.3.2 恢复地与完整森林之间的距离

不同物种传播和侵入新地块的能力不同。有些物种传播的能力极强，能够成功地穿越大面积、高度退化的地区，而有些物种则不能。因此，可能出现的一种结果是，在新恢复的地块上成功定居的只是少数常见的乡土物种或者外来杂草，从而失去了原来植物群落的多样性。所有杂草都会给恢复过程带来困难，只是程度不同而已，特别是那些可能取代关键乡土物种（如一些在维持群落物种组成中起着重要作用的关键种）的杂草或者具有一定群落规模、能够通过有性或无性繁殖进行扩散的杂草，给恢复带来的困难就更大。那些能够引起植物群落结构或功能改变的杂草（例如，固氮种类能够改变土壤肥力状况）尤其值得关注。这些杂草在竞争中可能将人工种植或先前定居下来的次常见乡土种类从群落中排挤掉，最终导致整体物种多样性的下降。外来野生动物也有类似的情形（Maina 和 Howe，2000）。

6.3.3 野生动物

野生动物通常是许多生态恢复项目的焦点。许多动物与一些关键的生态过程如授粉和种子传播等具有密切的关系，但是人们目前对于大多数野生动物的营养关系或确切的生境要求知之甚少。对野生动物在群落演替过程中的位置或作用也缺乏足够的认识（Majer，1989）。如果我们知道某种野生动物的生境要求，就可以立即对植物群落进行调控以营造所需的生境条件。许多情况表明，要使野生动物喜欢定居，所提供的生境也应表现出某种结构上的复杂性。一般说来，这种结构上的复杂性只有成熟林才具备。对于未成熟林，可以人为地在群落种设置一些东西，如鸟巢箱、老原木甚至石堆等，以增强生境的结构的复杂性。应该注意到，野生动物一旦从景观中消失，要将其重新引入就非常困难（Bowles 和 Whelan，1994）。

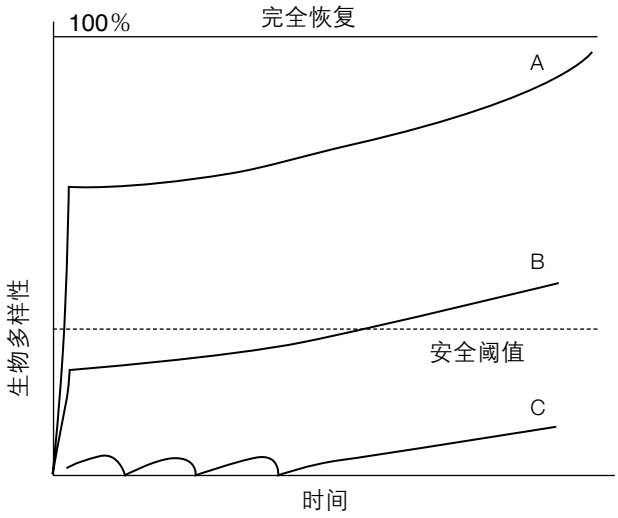
6.3.4 干扰

在生态恢复过程中的某个阶段，必须让自然干扰起作用，以防止演替偏离正常的方向或出现演替停止不前的情况。例如，在频繁出现火灾干扰的地方开展生态恢复项目时，头几年需要开展防火措施以保证幼苗的成活。但是到一定的时候，必须重新引入火因子，以确保正常的演替过程。具体需要在什么时候引入火因子需要根据当地的经验来确定。当然，不同的情形可能涉及到不同的干扰因子。

6.3.5 恢复速度

生态恢复项目的整体进度通常取决于管理投入的大小。例如，大范围的整地和大量植树可使树冠郁闭，杂草被排除，正常森林小气候重建过程的速度更快一些。这将促进其他物种的进一步迁入，或能够减少定居的阻力（见图 5，线条 A）。如果开始时投入的物种和个体较少，则定居过程和树冠郁闭所需要的时间就会长一些（线条 B）。这就意味着地块将比较长时间地受到火灾或放牧等活动的干扰，并可能会再次回到退化的状态。不采取人工生态恢复措施的地块受火灾或放牧等干扰的风险期将更长（线条 C）。在有些情况下，地块受干扰（如火灾）的风险可能很高，根本无法恢复原来的生态。

图 5. 生物多样性的恢复速度



生物多样性恢复率的大小取决于对恢复投入资源的多少。当种植大量的树种和投入大量的资源后（A），森林向着原有生物多样性的恢复就快一些。如果种植少量的树种和投入有限的资源，系统（B）达到“安全阈值”（例如林冠的郁闭）的进程要慢一些，这就意味着系统被置于易被干扰状态（如火灾或放牧）的时间就长一些。如果让这些地块自然恢复，不做任何人为恢复的处理，该系统冒的风险更大，也许将根本不可能恢复（C）。

6.3.6 生态“意外”

事情常常总是不如人愿。例如，由于动物采食种子，直播就不一定能成功。而且，演替可能被少数侵占性物种所支配，导致竞争排斥和生物多样性降低。是否有能够传播种子的动物，对于是否有杂草侵入将产生十分重要的影响。封育可阻挡外来草食动物侵入，但同时也可能造成群落内草本可燃物增加而改变野火类型（如 Russell–Smith 等，1997）。无论何种情况，为了确保生态恢复朝着需要的方向进行，必须进行不断的监测（监测将在后面进一步讨论）。

上述方法的一些基本观点被归纳在文本框 7 中。

文本框 7. 关于生态重建的一些概述

观点 1. 所恢复森林的未来状态在很大程度上取决于它现在的状态（如最初出现、播种或栽植在地块上的树种）。

结论：最初环境条件的细微变化（如降雨量、土壤肥力）可以导致森林演替方向发生快速的变化，从而难以预测恢复的结果。

结论：干扰因素可改变演替方向（如火烧或者放牧可以除去特定的植物种类）。

结论：物种的反馈途径对群落的演替有显著的影响（如树冠的发展能够使扩散种子的鸟进入演替因而加速新的植物种类进入群落）。

观点 2. 最初引进的植物种类越多，后来演替的速度就越快。

结论：在地块上出现的物种越多，结构就可能越复杂，就越可能吸引范围更广的野生动物种类。

观点 3. 一些植物种类不能在一起种植。

结论：具有浓密的树冠的快速生长的种类，可能排斥一些生长慢的种类，除非生长慢的种类是耐荫种类，或者快速生长种类可以形成林隙。

观点 4. 最初建立的先锋群落和早期的次生种类将是短命的，并且不能自我延续。因此，没有必要在生态恢复的早期阶段仅仅使用先锋树种来试图模仿天然更新类型。在多数情况下（虽然不是全部），演替后期的种类也可以生长在演替早期的空地上。在天然更新的情况下，它们只是在后期才变成优势种类，这可能是由于它们生理忍受特性导致的扩散能力有限的原因，说明在成熟演替阶段出现的许多种类可以栽植在早期相对开阔的地块上。

结论：栽植速生先锋树种和早期的次生树种能够快速抑制杂草。如果附近有残留的成熟森林，成熟森林中的演替后期物种和其他功能群种类就会逐步迁入恢复地并定居下来。如果附近没有成熟森林，那么就可能需要对这些种类进行播种或者在树冠下进行林下种植。

观点 5. 引入植物种类的先后顺序对演替序列有重要影响。例如，附生植物在迁入一个地块之前必须有树木的存在。但从根本上来说，在演替的早期还可能需要

一些重要的“构件性”的种类。如果没有这些种类，那么其他直播或种植的种类可能不能存活或者从群落中消失。当然，这也不是说所有原始的森林植物种类必须栽植在早期次生林种类的树冠下。这些种类主要是对其他物种产生促进或压制的作用，从而影响演替的轨迹。

结论：最可能“构成”或对演替产生影响的种类似乎是那些能够很快适应环境变化的种类，或者是与其他动植物种类有着大量相互作用关系的种类。

观点 6．森林恢复的速度取决于当前环境受威胁的程度。在具有强烈的季节性气候或者土壤肥力差的地块，进行森林恢复非常困难。频繁发生且难以预测的环境突变（如火烧、干旱）使得重新聚集形成新的植物群落尤其困难。但是，森林一旦恢复，这样的植物群落可对环境压力起到缓冲作用（如，森林形成以后林内小气候变得湿润，可能会限制林火蔓延的速度）。

结论：对于严重退化地块，原来的植物种类不能忍受当前的恶劣环境，因此可能有必要使用一些非本土的种类。这些非本土种类可以改善立地条件（如固氮植物可以改进土壤肥力），从而为本土植物种类随后重新迁入和定居创造了条件。

观点 7．动物是重要的种子传播者，特别是在许多热带地区。因此动物在生态恢复中扮演非常重要的角色。

结论：靠动物传播的植物种类的繁殖具有某种特性（如肉质水果、假种皮的种子、小型到中型的果子），使得它们对动物具有吸引力。

结论：某些植物种类不能靠野生动物传播，而是需要人为引进。主要是种子对动物缺乏吸引力的种类，例如，果实太大或者果实稀少的种类。稀有种类常常也需要人工引入。

结论：很少有靠风力传播的种类能够到达和占据林冠郁闭的地块。

观点 8．当植被开始恢复的时候，除人工种植以外的其他植物物种迁入的速度取决于恢复地与大面积成片森林的距离，也取决于能够从景观中残余森林斑块传播种子的动物的种类和数量。

结论：在孤立的地块或者只有小片残留森林景观中，很难进行生态恢复。在热带地区，孤立地块的热带雨林很少能够恢复（虽然重新建立种类丰富的森林群落还是可能的）。

结论：景观基质的植被类型可影响恢复地种子扩散和进入恢复地块的速度。包

含灌木和稀疏乔木（栖息木）的基质植被比没有树木的草地的基质植被更有利于加速种子的扩散。

观点 9. 恢复地块对传播种子动物的吸引力大小，影响着动物能够向这个地块传播新的植物种类的速度。

结论：结构复杂的地块比结构简单的地块对于大多数动物种类更具有吸引力。但是，只有树冠郁闭以后，动物才可能大量进入一个新的植物群落。树木高的地块比那些只有矮树或者灌木的地块可能更具有吸引力；大面积恢复的地块比那些小面积恢复的地块更具有吸引力。

观点 10. 林冠郁闭以后进入恢复地块的植物种类，必须具有某种程度的耐荫性，使它们能够长大成为树冠层的一部分，或者能够在树冠层下生存直到树冠层出现“林隙”。

结论：一旦恢复地树冠已经郁闭，不耐荫的次要的植物种类就很难进入。即便是主要的森林树种，在树冠层郁闭以后，也需要很多年才能长大并进入林冠层。这意味着植被郁闭以后，演替和植被恢复的速度会变慢。

结论：林冠层的快速郁闭可减少杂草侵入的可能性（但是不能防止）。一些草本种类可在适度水平的郁闭林冠下生存，特别是在林冠层不连续（有林隙）的情况下。另一种可能性是杂草到达恢复地块但保留在种子库中而不发芽。

Lamb，2000。

6.4. 可同时提高生物多样性和经济效益的技术干预措施

采用上述方法可使退化地的部分或多数生物多样性得到恢复。尽管随着时间的推移，通过改善生态服务（如水土保持）功能，上述措施产生了相当的间接经济和社会效益，但是，这些措施对人类福利的直接的好处却常常是有限的。由于上述措施不能在早期提供必要的直接效益，因此难以进行大规模的推广应用，而只能在相对较小的地块采用。

目前最普遍的作法是用少数物种的营造人工林，以使生态环境得到一定的改善。所采用的物种通常是能够提供经济效益的外来树种，这种做法对于改善景观单一化的问题的实际帮助不大。表 2 列出了这种做法的一些优点和缺点。在生态重建中，还可以采用如下的一些方法来克服生态退化，这些方法既可以提供有用的经济产品

和社会产品，又能提高景观的生物多样性。与生态改造相比，这些方法除了可提高生物多样性外，甚至还可以提供更高的土地生产力或其他额外效益。

6.4.1 次生林的经营管理

次生林通常被认为生物多样性价值很小或者对农民生计的贡献很小。例如，次生林通常被认为是树木少、立木稀疏、经济价值小的林地。然而，这些看法可能不正确。从次生林的起源来看，它们不仅可在生物多样性保护方面有重要意义，而且也能提供多种森林产品，具有多种生态服务功能。另外，在热带地区，次生林的分布区域非常广泛，因此应给予次生林更多的关注。

根据次生林的来源和所包含物种的丰富程度，对次生林的管理方法也不同。一种可行的方法是简单地将次生林保护起来，并对林内动植物的利用进行有效的管理。采用这种方法必须非常谨慎，因为如果不对林内动植物资源的利用加以严格控制，就可能导致森林的进一步退化。另一方面，对次生林进行精心管理也可以用最小的投入，使资源、生物多样性和其他生态功能逐步改善和提高。另一种方法是，通过除去或者间伐竞争的树木，促进林内某种有商业价值的树木的生长。随着时间的推移，这些商业价值高的树种的相对数量将逐渐增加，同时森林的整体生物多样性也有可能得到维持。

参考资料：Finnegan，1992；Chokkalingam，Bhat 和 von Gemmingen，2001；以及案例 8.3。

6.4.2 以丰富物种类型为目的的补植补造

一些次生林由于过度采伐而退化。在这些次生林内，有商业价值的树种因为不再天然更新而逐渐失去（如树苗和幼树径级太低，达不到采伐的要求），要么是由于采伐使有商业价值的树种的生长遭到破坏（图 2A 的 D 点）。然而，这样的次生林中可能仍然有大量的林木资源，因此不应该采取皆伐后重新造林，而应该进行以丰富物种类型为目的的补植补造。这种以丰富物种类型为目的的补植补造可以在增加地块商业生产力的同时，使林地基本上保持“天然”森林的状态。这种以丰富物种类型为目的的补植补造普遍采用在采伐后留下的透光林隙或者森林带状采伐后留下的空隙中栽植速生树种或有商业潜力的种类的方法。用类似的方法也可以将林副产品类物种用在补植补造上，比如水果树、坚果树、藤条、药用植物或粮食作物等。

这个方法有几个优点。补植补造可以促进有经济效益的物种的生长，可以提高次生林的商业或社会生产力，同时，也保存了剩余的有生长优势的林木和天然更新

的树木。另外，它还保持了次生林的物种多样性，避免森林被完全清除而改做其他用途，如变为耕地或者单一物种人工林。其缺点是一旦树冠郁闭或是杂草和藤蔓植物生长迅速就会导致速生树种的生长停滞。通常需要在先前的几年中，采取一定的管护措施以确保补植补造的成功。

参考资料：Adjers et 等，1995；Tuomela et 等，1995；Montagnini 和 Mendelsohn，1997；Dawkins 和 Philip，1998。

6.4.3 混农林业

混农林业是将树木和其他农作物在同一地块上组合的混合农业模式。混农林业的模式多种多样。一些模式将可用于多种目的树木与粮食作物混合种植；一些模式将稀疏乔木与草地组合在一起。在多数情况下，在许多农田或“庭院”中的混农林，会使用多个具有不同树冠特性、树根构造、物候和生命周期的物种。MacDicken 和 Vergara（1990）、Clarke 和 Thaman（1993）曾对不同的混农林模式进行过回顾。

就克服土地退化而言，混农林业具有一些独特的优点，特别是在粮食生产有限、人口数量大或正在不断增长的地方。混农林业能够以一种相对可持续的方式，为当地社区提供食物和农产品。更进一步，这种方法可在景观上形成空间和结构的复杂性，有利于农业生产的可持续发展。在印度尼西亚的一些地方存在一些较为典型的混农林模式，当地人建立了有较高多样性的混农林业模式来生产橡胶、树脂或水果（见案例 8.9）。De Foresta 和 Michon（1997）发现，甚至是在广泛退化的草地上所建立的混农林也有较高的物种多样性。

混农林业有一些潜在的缺点。尽管一般情况下都使用了多种植物，且体系内部的结构较为复杂，但生物多样性的提高上一般没有上述印度尼西亚的例子高。这是因为在混农林中一般使用相对普遍的农作物物种中只有很少一部分是当地的乡土物种。另外，不是所有的混农林业体系都是在高度退化的土地上建立的；比如，如果一个农民在物种丰富的次生林上或者在实施采伐后的森林内开展庭院式的混农林业，就可能导致该地块丧失一些当地物种。

参考资料：Gouyon，de Foresta 和 Levang，1993；Michon 和 de Foresta，1997；Cooper 等，1996；以及案例 8.9 和 8.11。

6.4.4 采用乡土树种进行单一物种造林

工业用材林通常采用外来树种进行单一物种造林。这样做的理由是造林容易管

理、大量苗圃育苗的方法清楚、营林技术明确。这些树种一般也是速生种类，而且通常有确定的市场，在栽培和管理上有一套完整的技术体系，这不仅对经营大规模工业用材林的经营者，而且对要建立一小块用材林的个体农民都具有同等的吸引力。乡土树种就很少具备这些优点，特别是在乡土树种立木仍然可以通过采伐天然林获得的时候，如果需要进行产业化生产，乡土树种通常不被考虑。

然而，乡土树种有自己的优点，特别是在木材质量和木材价格上。乡土树种可能在与需求量大的工业化市场没有竞争力，但是在特殊用途木材市场可能很有竞争力。虽然它们的木材年增长量并不高，但是它们的经济价值的年增长量可能很高。当乡土木材的供应下降时（许多热带森林的木材供应量都在不断下降），乡土木材的的优点就会更加突出。而且，许多乡土树种都很适合当地气候环境条件。因此，把乡土树种纳入造林项目，可能带来经济上的收益。栽植单一乡土树种对恢复退化地块的生物多样性可能不会带来很大的利益，但是能够使该地保留乡土树种，并使那些已经适应了或者依赖乡土树种的野生动物受益。

在某些情况下，采用乡土树种造林可能会不利于土地所有者对土地的经营，并阻碍森林采伐。例如，肯尼亚一些地方的政府以及其他东非国家的政府宣布某些树种为政府公有财产，即使是农民将这些树栽植在私有土地上，也不能随意砍伐。同样，在澳大利亚的部分地区，如果栽植乡土树种，政府不容许土地所有者对其进行砍伐，理由是这会导致森林对社区的“保护”效益遭到破坏。这些措施不利于鼓励乡土树种的栽培，因此应该停止。

当然，在生态重建中不一定非用乡土树种。如果只有外来树种能够适应已经退化地块的环境条件，引进单一外来树种，对于严重退化地块的生态重建也是有好处的。有时在种植乡土树种之前，有必要使用固氮外来物种如合欢种类来恢复地块肥力。同样，如果恢复地块是退化的盐碱地，在使用乡土树种造林之前，也可能需要使用外来的耐盐碱种类来降低已经盐碱化的地下水位。

参考资料：Evans，1992；Farrington 和 Salama，1996；Butterfield，1996。

6.4.5 单一物种造林与缓冲带

可以采用一个简单的办法，提高单一物种造林的保护效果，即：用上述造林方法在单一物种的森林中构建缓冲带。这样既可增加景观空间结构的复杂性，也可增加森林板块之间相互的连贯性。缓冲带可以作为种群交流走廊，使野生动物可以从一个地方迁移到另一个地方。虽然关于走廊带的价值近年来有相当多的争论，但是

无疑在增进种群间的联系方面，这种做法有其独特的优点（Bennett 1999）。这些走廊带还有其他的好处，如它们可以作为防火带，也可以作为河滨水土过滤带而增进水土保持。这些好处证明，虽然设置缓冲带不能直接产生经济效益，但却有十分明显的生态功能。

参考资料：Bennett，1999。

6.4.6 不同的单一物种造林的搭配

在许多工业人工林中，不管地形或土壤肥力怎样，常常采用在整个景观区域使用单一物种造林，并采用耕作或者施肥等措施来进行土地改良以满足这种树木生长的需要。然而采用多个物种来充分利用环境的异质性可能是更好的办法。通过适地适树，既可增加整体生产力，又可改善景观的生物多样性。而且，在由两个或几个物种构成的不同的单一物种造林的搭配，如果再按上述方法种植缓冲带，还可以进一步增加景观的多样性。这个方法的优点是营林方法仍然很简单，缺点是如果要获得最大产量，必须要明确的知道不同种类和地块之间的关系。

参考资料：Lamb，1998。

6.4.7 栽植混交林

多数造林都采用单一物种，因为管理起来最容易。但如果使用多树种混交造林，景观的生物多样性就会显著增加。不同树种的混合种植可以是暂时的，即某个物种在较短的时间内对其他物种起到暂时的保护和覆盖的作用（Keenan 等，1995）。当然，混交也可以是永久性的。混交林的生物多样性通常并不很高，因为大多数混交林通常只有少数几个树种。但是，越来越多的证据表明，采用混交林不仅在生产或经济方面具有某些优势，而且在提高生物多样性方面也有明显的优点。这些优势表现在更有效的土地利用、更好的树木营养条件和减少病虫害损失等方面。速生树种（轮伐周期较短的树种）与需要更长轮伐期的树种混合种植，对提高经济效益也有好处。首轮的采伐提供最初的流动资金，也是一种抚育间伐，使剩余的有较高经济价值的树种的生长条件得到改善（表 5）。

表 5. 栽植混交林的潜在好处与方式

潜在好处	方式
减少林木间竞争，导致生产力增加	物候学中在时间上的分离。 在空间上（纵向）根间隔。 空间叶分离（树冠结构不同）。
减少病虫害，增加生产力	因为种植喜阴物种（如红雪松）而改变微环境。 目标物种在空间里 被“隐蔽”或间距大而防止疾病的传播
改善营养（尤其在土壤肥力差的退化地上）增加生产力	混交林中包含固氮物种 快速的叶腐烂或营养循环速度提高
提高经济回报	速生且易营销的物种收获早，而经济价值高的慢生物种则可以在收获了速生物种后继续生长，收获速生物种也是一种间伐，能促进剩余林木的生长。

资料来源：Ewel，1986；Brown 和 Ewel，1987；Binkley，1992；Wormald，1992；Keenan 等，1995；Kelty，1992；Montagnini 等，1995。

然而，混交林也有几个缺点。一个是配备能够互补的稳定的树种搭配比较困难。不是所有树种结合在一起都会和谐，不恰当的树种搭配可能会导致在商业上的失败。目前迫切需要做的工作是找到竞争力相当又能互补的树种。第二个问题是，对有两个或两个以上的树种的混交的经营管理方式必定比对单一物种林更为复杂。这意味着小农户和小林农比对大规模工业化的营造林更有可能种植和经营混交林。

参考资料：Kelty，1992；Wormald，1992；Montagnini 等，1995；Dupuy 和 Mille，1993。

6.4.8 促进林下植物的生长

在许多人工林，特别是靠近整片森林的地方，随着时间的推移，以乡土树种和灌木组成的林下植被层会渐渐形成。慢慢地就会有大量的物种迁入，导致人工林的外观和结构发生很大的变化（图 6）。大量的研究证明草本植物只是整个林下层植被构成中的一个次要成分，可能成为新的植物群落的一个组成部份。由于许多草本植物是通过动物传播的，这说明野生动物在利用人工林作为食物来源和迁徙通道。

图 6. 澳大利亚北昆士兰地区林下植被的再生

这个林下层是在一个 60 年的南洋杉属的树种 Araucaria Cunninghamii 的热带人工纯林下发展起来的。地块原来栽植的是单一树种，距一片完整的热带雨林 200 米以内。许多本地的树种慢慢侵入逐步长大与南洋杉一起郁闭成林。照片由 R. Keenan 提供。

为商业目的而种植的人工林最终都会被砍伐。这意味着它们所包含的任何生物多样性都将会被破坏。因此，工业或者以商业为目的的人工林的防护效益都是短期的。但是在轮伐期间，人工林的存在可以看作未被干扰的天然林的缓冲区，并避免残留的天然林的进一步退化。人工林也可在一定程度上扩展某种特定物种的生境，为生活在小块森林内相互隔离的动植物种群提供相互沟通的渠道。如果在景观区域仍完整的保留着原有的相互隔离的小块植被的情况下，如果在砍伐以后又重新造林，许多这样的人工林还可以重新发挥生态功能。

在一些情况下，人工林的防护效益随着时间推移而增加，有可能超过木材本身的价值。在这种情况下，经营者可以选择对森林影响较小的树种进行择伐，而不选择影响较大的皆伐形式。经营者也可以完全改变当初的经营目标，将经营目标转为生态保护，并着力于提高人工林的生物多样性。

参考资料：Parrotta, Turnbull 和 Jones，1997；以及案例 8.7。

6.5 以经营森林产品、其他的生态服务功能和生物多样性为目标的经营管理措施

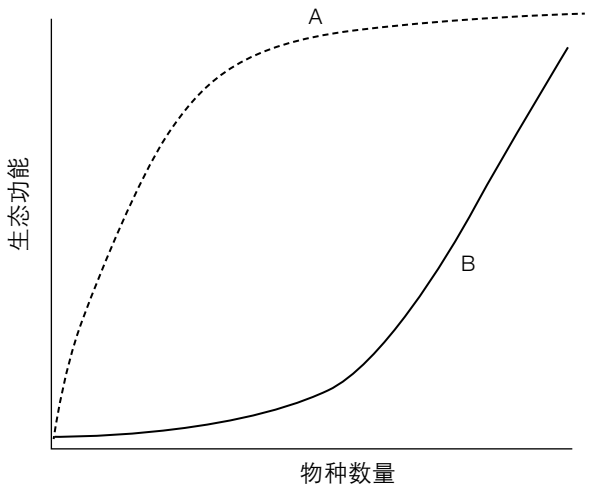
既要提供林产品，又要提高生物多样性，并增加由于多样性而带来的生态功能

效益，这样的森林经营从设计到管理都是很困难的。有时它是一个科学问题，有时也是一个社会问题，需要引入价值判断，不断地寻找平衡点。

6.5.1 需要多少个物种才是合适的？

在造林中可能遇到的一个关键问题就是，为了实现某种特定的生态功能到底需要多少个物种（图 7）。有时，少量地增加几个物种就可能使生态功能发生较大的变化（线条 A）。例如，为达到水土保持的目的或者是要降低盐碱化的地下水位，可能只需要几个植物物种就能达到目的，继续增加物种种类可能不会再提供更多的生态效益。在另一种情况下，只有大量的物种种类被添加到群落中去，才能使生态功能发生改变（线条 B）。例如，构建一个特定的动物的物种的栖息地可能需要大量的植物种类，提供复杂的森林结构。

图 7. 物种数量与生态系统功能的关系



上图表示在混交林中物种的数量与生态系统功能（例如生态系统的生产力、流域保护或营养循环）之间的两种假设的关系。曲线 A 表示的两者间的关系是：只要增加少量的物种种类，其生态功能就会有较大的改善。曲线 B 表示的两者间的关系是：只有当物种数量大大增加后，生态功能才会开始改善。

关于这些曲线的形状以及在实际工作中是如何起作用等问题，目前尚有许多争论。其中特别值得注意的是生物多样性和生产力之间的关系问题（表 5 中总结了一些可能提高混交林的生产力的机制）。生产力的增加可能是由于在不同的生态位匹配相应的物种种类，使物种间相互补充（“生态位差异模式”），或者将固氮植物与非

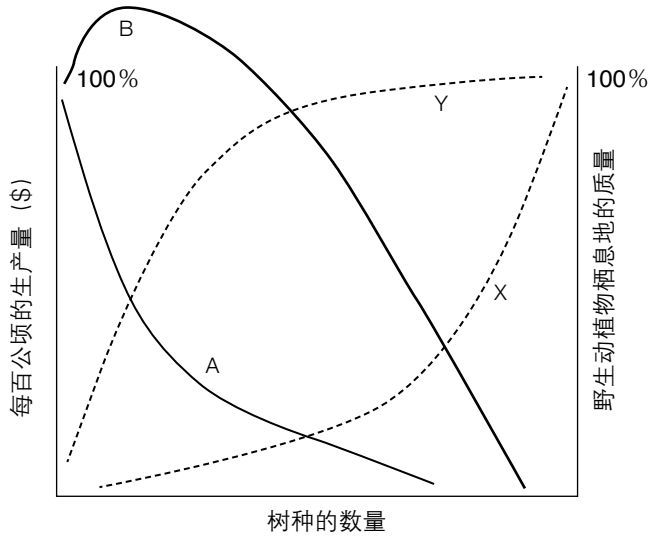
固氮植物相匹配。另一方面，关于所谓的“抽样效应”也有很多的争论，即生产力增加的原因可能只是由于有更多物种被种植的结果，由于物种增加，样品中包含的具有较高生产力的优势树种的机会也增加了（Kinzig 等，2001）。有证据表明，抽样效应可能主要存在于群落建立初期，而生态位差异模式的作用则可能在整个群落的演替过程中都比较明显。对较短生命周期的草本群落的研究表明，转折点是大约在 16 个种类（森林群落可能有所不同）。

然而，在任何情况下，物种丰富度本身并不总像物种的结构和功能那么重要（Hughes 和 Petchey，2001；Diaz 和 Cabido，2001）。例如，对于流域保护来说，包含有多种物种类型的森林（如有草本、林下层灌木和乔木）的防护效果就优于由多种树种构成的人工林。同样，有多种物种类型和结构的森林，比只由较多树种构成的的森林，可以为更多的野生动物提供它们所需要的各种类型的栖息地。在这种情况下，物种的功能效果与植物立地的多样性的关联可能比较松散。但有一点是清楚的，即这种关联取决与空间尺度的大小。在地块或立地层面上的关联，在景观层面上可能就不存在了。这一点将在第 7 章第 2 节中作进一步的讨论。

6.5.2 平衡点

经营者总是不可避免地需要寻找平衡点，以求得商业木材生产与动植物多样性保护之间的平衡。这一点在图 8 进行了简单的图示。

图 8. 混交林的木材产量与野生动植物保护之间的关系



在图 8 中，将单一树种人工林（纯林）的生产力看作是 100%。与纯林相比，混交林的木材产量可能更高，也可能更低。如果混交林中的树种不匹配，木材产量可能会下降（线条 A）。如果使用了能够互补的树种，木材产量可能会增加（线条 B 超过 100%）。木材产量增加的原因已在表 5 中提到。然而，每公顷木材经济收益的提高并不与树种数量的增加呈简单的正比关系。如果混交林中已经包括了商业价值很高的树种，那么每额外增加一个树种，其相对的市场价格是在下降，因为增加的树木种类实际上是稀释了纯利润最高的树种的活立木密度（这就是图 7 中所示假设曲线与生物多样性 – 生态功能曲线形状不同的原因）。当然，栽培者使用多树种造林的主要动力是市场不仅仅需要有限的几种木材，以及商业化的木材生产是否是造林的主要目标。

图 8 的右轴表示野生动物栖息地的质量。在质量最好的栖息地中，植物的种类也很多。取决于野生动物和植物之间的紧密程度，植物种类数量的轻微下降就可能导致栖息地质量的快速下降（线条 X）。当然，也有另外一种情况，除非绝大多数植物都消失而只留下很少几种植物，植物种类的变化对野生动物栖息地的影响并不明显（线条 Y）。针对特定的植物与动物，经营者可以采取折衷的方案，使木材生产和动物栖息地质量都达到接近最优化的水平，即线条 B 和 Y 的交叉点，或者使木材生产和动物栖息地质量都大大低于最优化水平，即线条 A 和 X 的交叉点。当然，不同植物的特性和相对的比例，可能使上述关系有所不同。栖息地中是否有动物的食物来源或所需要的其他与动物息息相关的植物，对某种动物栖息地质量的影响可能要远比生物多样性本身的影响大得多。进一步探索这些相互关系，有助于在人工造林设计中更好地处理木材生产量和野生动物栖息地质量间的取舍关系。

6.5.3 收获时间

经营者面临的另一个选择是：收获的时间。在某些情况下，比如混农林业中，几乎可以连续地进行收获和获得直接经济效益，或者至少可以一年一次。用材林就不同了。许多用来提供锯材的商品林的生产周期大约是 40 年（虽然较长或者较短的经营周期也很普遍）。这从生态学的角度来讲是相当短的时间，因为这时人工林的防护效益才刚刚开始显现。例如，40 年后主林冠层下植被复杂的结构刚开始变得适合一些野生动物物种栖息。

可以按原来计划的时间开始进行森林砍伐，虽然这意味着 40 年来积累的生物多样性效益都会丧失，但同时可以利用第一次采伐获得的利润，通过第二轮造林重新获得这些生物多样性效益。同时，周围的人工林（幼林）可以继续提供一些生物多样性效益。在这种情况下，先前退化的土地现在可以用于木材生产，而且提供一

定的生物多样性效益。虽然这些生物多样性效益可能不大，但与先前单一的景观状况相比，由于存在处于不同年龄段的林地以及被采伐的和尚未采伐的林地，地块的结构复杂性已有了很大的改善。还有一种可能是，人工林建立以后，当地的生物生存条件发生了变化，林地的生态防护效益的价值超过了木材本身的价值。事实上，如果 40 年后社会、经济、生态环境条件没有发生任何变化几乎是不可能的。

当主林冠下层的植物生长情况较好时，还可以采取下面两种办法（图 6）。一个办法是小心地砍伐主林冠层乔木，同时尽可能地保留下主林冠层下的植被。砍伐木材所得收入可用于支付造林的债务。砍伐以后的林地物种丰富，而且能够将容易引起火灾的杂草排除在森林之外，可进一步发展成为新的森林，可以将这块森林就经营成防护林。也可以在这块森林中采用择伐的方式，择伐林内所有具有商业价值的大树，将采伐收入用于支付再造林的费用，留下一片物种丰富的林地而不是原来的退化地。选择这两种方法都需要根据当地的具体情况，积极地探索替代方案，在生物多样性保护和经济效益间寻找平衡点。

表 6 归纳了解决森林退化的各种方法（在 6.2 及 6.4 中描述的内容）以下的等级划分是主观的，并可随不同地块的生态环境条件的不同而发生变化。

表 6. 解决森林退化的多种方法的成本和效益

方法	相对直接成本	生物多样性恢复的相对速率	潜在的生态效益
(a) 以恢复生物多样性为主要目标			
被动恢复	低	慢	高
补植补造	低—中	慢—中	高
直接播种	低—中	中	高
散植	低	慢	高
少量物种的密植	中	中	高
采矿后集约种植	高	快	高
(b) 以提高生产力和生物多样性为主要的目标			
经营次生林	低—中	中	高
补植补造	低—中	中	中—高
混农林业	中—高	中	中
有缓冲区的单一物种人工造林	高	慢	中
不同物种纯林镶嵌	高	慢	低—中
混交林	高	慢	中
强化主林冠下林木的生长	低	慢	中—高

6.6. 社会经济因素

下面将讨论在进行森林恢复时需要与生物物理因素综合考虑的重要社会经济因素。

6.6.1 协调不同利益相关者的利益

在世界的许多地方，民间团体（比如非政府组织和社区团体）在自然资源利用和所产生的收益分配方面正在要求更多的发言权。这要求政府工作人员和私营部门的经营者的决策过程中更加公开透明，并使更广泛的利益相关者参与到决策中来。另外，政府和企业决策者都认识到，采用参与式方法做出的决策较过去的集权制决策方法做出的决策更为可行。

有许多相对独立的，又相互关联的参与者参与到上述日益复杂的制度环境中。对森林的各种效益感兴趣的利益相关者不论在地方、国家和国际层面上都实实在在地存在并且还在不断增加（Anderson，Clement 和 Crowder 1998）。这种现象在林业政策、森林的规划设计和经营管理方法方面产生了各种各样的影响。在地方层面，比如林区，许多利益相关者对林业项目的规划结果、项目实施方面有合法的权益。这些利益相关者包括林业部门的工作人员、政府其他部门的工作人员（特别是农业和畜牧业部门）、村民、地方政府、关注保护的非政府组织（NGOs）、森工组织等。承认这些利益相关者所关注的不同的利益，为建立动态的可持续林业发展的制度框架打下了基础。

尽管概括在文本框 8 中的大多数概念都是公认的，但仍需要进行两点评论。Anderson、Clement 和 Crowder 在第三点主张“没有一个团体或机构可以声称有一个至高无上的、绝对的方案或者设想”。然而，实际情况是，一个在经济上或政治上特别强势的团体经常压倒其他的弱势群体。因此，对于这一点，我们需要重新认识并且采取一些管理措施。第六点说“冲突是不可避免的，因此只能管理冲突，不能解决”。虽然需要进行冲突管理，这样就不会使得冲突升级为暴力事件或者更加难以处理，但经验证明，在许多情况下，冲突确实可以被解决（Gilmour 和 Fisher，1991）。在具体实践中，如果不同的利益相关者不能相互妥协，在支配、管理资源的规则方面达成一致意见，那么就不能实现长期的可持续的经营管理。

文本框 8. 在可持续林业中的目标多元化的几个关键概念

1. 不同的团体对可持续森林经营管理和农村发展总是有不同的经验、立场、观点和目标。
2. 团体是个体和相对独立的。对于任何一个实实在在的自然资源管理问题，没有一个惟一的、绝对的，和永久的答案；对于任何一块土地，没有一个惟一的、绝对的可持续土地经营管理方案（可以有无数个的“可持续的经营模式和方案”）。
3. 没有一个团体或机构可以声称有一个至高无上的、绝对的方案或者设想。
4. 可持续林业和农村发展决策不是专家权威的一家之言。
5. 为避免单一实体经营管理体系由于目光短浅而导致的错误，有必要建立组织间的制约和平衡体系。这也是“相互约束冲突”的一个积极的方面。
6. 冲突是不可避免的，因此只能管理冲突，不能解决。
7. 在决策过程中实现公平是遥远的但却是有价值的理想。
8. 为可持续森林资源经营管理提供协商和合作的条件，通常需要平台（译者注：指使利益相关者进行交流或者协商的机制或结构）、仲裁者和协助者。
9. 信息交流是基础，它可以帮助参与者更好地理解他们之间的差异。
10. 达成一致意见是不太可能的，但是可以通过协商取得一些进展。
11. 在可持续森林资源经营管理上，以达成一致目标为目的的方法通常容易被误导同时也是不可持续的。
12. 在目标多元化的情况下，可持续森林资源经营管理决策的前瞻性和新的过程正在出现，但是仍然需要积累更多的经验。

资料来源：Anderson，Clement 和 Crowder，1998。

国际林业研究中心（CIFOR）的研究小组在建立可持续森林资源经营管理的标准和指标时，提出了不同的方法（Colfer 等，1999）。他们认为，虽然所有利益相关者都对森林有合法利益，但是由于与伦理有关的因素和现实的原因，森林经营者更倾向于优先满足部分利益相关者的需求。他们提出一个方法来确定哪些利益相关者相对更重要，即将所有利益相关者根据其潜在的森林资源经营管理中的利益进行

排序。所选取的标准包括：和森林的距离、先前已经存在的权力、对森林的依赖程度、贫困状况、乡土知识、文化上与森林的联系以及权力缺乏的状况等。

在有多个利益相关者介入以及分权和赋权新背景下，政府工作人员的角色正在发生变化，从原来对森林资源的管理或者生态恢复（通常是政策性很强和通过许可证发挥作用）的直接控制，转变为帮助关键利益相关者广泛参与森林资源经营管理的过程。由此，政府对森林资源决策的直接管理权力和责任发生了转移（至少与其他人分享权力）。这要求经营管理中更多地采用参与式的方法，包括对不同的森林有不同的兴趣的利益相关者的广泛参与。然而，只有很少的政府官员受到过参与式方法的培训。传统的森林经营者的培训主要着重于技术，如造林、本底调查、采伐和营销等。而参与式的管理方法需要额外的技能，这些技能主要与认识和应用社会学方法（处理“人”的问题）有关。

6.6.2 土地权属和资源利用权

世界上许多地方森林景观采用不恰当的管理和利用的原因，可部分地由森林使用者所处的土地权属体系来解释（见文本框 9）。

文本框 9. 土地权属体系

权属体系包括以下部分：

* 利用特定自然资源的权力和特权，以及
* 控制和支配获取自然资源的有关权利的安排。

如果森林使用者对其使用特定资源的长期权利感到越没有保证，就越可能完全不考虑资源的长期可持续性，而在短时间内最大限度地开发利用资源。在土地使用者在投资和付出努力来保障土地的长期生产力前，要求对资源有长期的、安全的使用和收获的权利。在许多发展中国家，由于过去的土地转让政策，有很大一部分林地现在成为国有土地，变成了事实上的开放资源。如果资源的使用者得不到任何的法律的保障或是对其习惯权属的保障（如培育、放牧或者采集林产品的权力），他们也就不会有保护资源可持续生产力（土壤、水、植被和野生动物）的积极性。因此，权属体系（见文本框 10）在自然资源经营管理的任何方面都是很重要的。

文本框 10. 有关权属体系的几个问题

* 自然资源管理的有效性取决于谁相信自己拥有管理资源的权力，谁承认这些权力，以及如何控制获取或进入这些资源的权力。
* 同时存在着正式（译者注：官方认可）和非正式（译者注：非官方认可但是实际存在）的权属体系。
* 不承认习惯权属、剥夺权力或者其他权属冲突都可能导致资源的退化。
* 被广泛接受和正式承认（译者注：官方认可）、支持的权属体系，可促进自然资源的有效管理和保护。
* 只有权利得到保障、使用权和进入权得到认同，才能实现有效的自然资源管理。

如果权属问题不能得到解决，许多国家不可能在可持续森林资源经营管理和林地生态恢复方面取得真正的进展。经验表明，权属的解决必使关键的利益相关者在各方都承诺本着公平的原则，进行参与式的和建设性的对话（见 6.6.1）。另外，森林的重建工作必须纳入农村发展的大前提下通盘考虑，特别是在依靠森林作为他们部分的生活来源（这包括使用林地进行刀耕火种的游耕）的社区开展森林恢复项目时。

6.6.3 造林的经济激励措施

根据联合国粮农组织的统计（FAO，2001），现在全世界有 1.87 亿公顷的人工林，有 17%的工业用材来自于人工林，10%来自于速生林（其资金来源从过去主要来源于公共投资转到主要来源于私营部门）。在未来 30 – 40 年内，来自人工林的木材比例，可能会上升到 45%左右。人工林所具有的商业吸引力包括相对较低的木材成本，逐渐增多的可供选择的生产基地，并且木材及纤维质量有均一性。同时，营造人工林也有许多潜在的公共利益，如可以增加国内木材供应量、促进相关工业发展、提高森林覆盖率和促进退化土地的生态改造。

虽然还存在争论（Bazett，2000），在许多国家，发展人工林的激励措施已经被广泛采用。这些鼓励营造人工林的激励措施的优点是：

* 可以启动一个工业部门，如在巴西和智利；
* 可以促进地区间的相互竞争，如在拉丁美洲；
* 可以建立竞争优势（提供有利于早期开发者的暂时优势）；和
* 在私人投资净回报低的情况下，有助于推动人工造林。

另一方面，营造人工林也有一些众所周知的缺点：

* 公平问题（受益者多为富人）；和
* 可能导致供过于求而使木材价格降低，从而出现滥用木材和腐败情况；抬高土地价格（在智利，人工林区的土地价格上涨了 10%以上）。

有多种直接和间接鼓励人工造林的激励措施，直接的激励机制有：

* 为造林直接提供补助；
* 减免税收（如巴西）；
* 免除所得税和土地税（如美国和英国）；和
* 提供低息贷款（印度尼西亚）。

间接的激励措施包括：

* 市场和技术帮助、培训、提供苗圃种苗等；和
* 出让土地使用特许权（如印度尼西亚）。

为营造商业人工林而直接提供财政支持，对政府来讲常常并没有多大吸引力，但是对社会林业企业来说，却是最适宜的。许多生态恢复项目都属于这一类型，因为这些项目着重于解决社会问题，而不仅仅是经济和工业问题。

6.6.4 生态恢复管理中的机构设置

森林恢复项目通常由土地所有者或者是具有明确经营管理权力的个人、团体来开展。虽然在管理中要考虑到多数的利益相关者，但是在没有争议的情况下，可能不需要再建立其他的特殊的管理机构。然而，在世界许多地方，生态恢复活动主要是在公用土地上进行，而没有考虑土地的“法定权属”的问题（见文本框 9 和文本框 10）。在种情况下，资源被视为开放资源或公共产权。政府机构作为法律认可的管理机构，对公共产权管理的功能性机构安排，即乡土管理体系，常常并不了解，但乡土管理体系在公共产权管理中的应用其实十分普遍。因此，在开展有效的生态恢复的活动之前，有必要找到现存的自然资源管理的机制，然后利用现存的管理机制开展生态恢复活动。听起来这个逻辑很有道理，但实际上，在生态恢复项目中却很难做到。政府经常假设不存在上述乡土管理体系，而建立一个新的机构，并将其强加于当地社区。这样实际上会破坏原有的资源管理机制和相关的制度安排，而且也不能提供可持续的资源管理方式。因此，最好是在原有的机构和机制的基础上建立管理机制。

第七章　景观水平的生态恢复与重建

前面的章节讲述了特定地块水平上进行的生态恢复与重建，但是大多数景观中土地利用模式或者土地权属类型的多样性意味着，在大面积景观内只使用一种方法是不可能的。更为常见的做法是在景观范围内因地制宜地采取多种方法，将生态恢复和生态重建同其他土地利用方式如粮食生产结合起来。这就提出一个如何在较大区域范围内实现所希望的功能性结果的问题。必须考虑如下几个关键的问题：

7.1 景观的哪些部分应该得到恢复或重建？

要精确回答一处景观中多大面积应该得到治理以实现特定的功能性产出是困难的。这取决于（至少是部分取决于）退化土地的性质和程度。对于只有 20% 原始森林植被遭到砍伐的景观而言，可能无需采取恢复措施。但是，如果原始森林植被只保留了 5%，则有必要采取干预措施。但是，进行干预的决定仍然取决于采伐区域内的退化程度，以及水循环、土壤侵蚀率、培育生物多样性过程的变化程度。

传统上，景观生态学家关注森林分割对能量、水、营养物质流动或各种物质跨景观运动的影响（Forman，1995）。这些关注已经为土地利用管理提出了可遵循的原则（Forman，1995；Dale 等，2000），并就不同类型恢复或重建对关键生态过程的影响也进行了详细的研究。比如，就如何治理农业区的次生盐碱化（比如因为森林皆伐引起的）进行了大量的研究。一些研究表明，只有广泛种植深根系树种，才能降低升高的水位（Hatton 和 Nulsen，1999），这就要求在更新造林和农业两者之间做出选择。其他研究表明，在坡地上沿着等高线进行带状造林能够减少地下水补充，减少与农作物的水分竞争（Stirzaker 等，1999；White 等，2002）。关于不同造林方式在减少风蚀、土壤侵蚀以及为河岸区域起到缓冲或过滤作用的程度和有效性方面的研究也有开展。

维持整个景观区域的生物多样性需要多大的面积目前尚不清楚。由于天然林消失面积增加和分割的发生，生态学家就生态多样性消失的森林覆盖率阈值条件早有争议。尽管没有绝对的阈值条件，但世界上不同地区的研究建议 30% 为森林覆盖率阈值条件（Andren，1994；McIntyre 等，2000；Peterken，2002；Flather 和 Bevers，2002）。这个比例已被 Sattler 和 Williams (1999) 应用于保护规划中，用以定义丧失太多原有面积而目前又值得“关注”的生态系统。

面积比例并不重要，重要是残留森林片段的大小、空间分布和它们之间的联结程度。小片的和孤立的森林在生物多样性保护上的有效性比大的林地斑块可能要差得多，但是，如果通过一系列走廊带连接，这些地块就可能变得更加有效（Bennett，1999；Peterken，2002）。这意味着理想状态是森林覆盖率大约在 30% 并且分布合理、彼此连接的一个景观。剩余的 70% 可以用于其他目的。在这些景观中特别具有风险性的生物区系是那些仅分布于成熟演替阶段而很难散布的物种，这就需要给予专门的考虑。

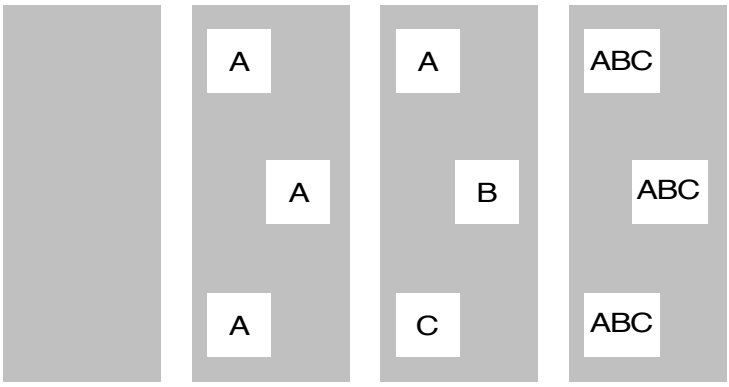
在一个高度退化的景观中进行更新造林时，一个 30% 的目标区域也许是一个艰难的任务，但是最初制定的策略可能有助于朝着这个目标发展。一种方法是可以扩大或者强化一些小的、剩余的林地或者保留景观内的次生林，这将有助于保存现有的动植物种群。然后，这些种群能够逐步扩散到其他造林地。另一种办法是在这些片段间有策略地建立走廊带或“踏步石”，从而增加这些片段间的连接性。这将有助于物种扩大其跨景观的分布范围，并且重新定居到以前退化的区域。走廊带和“踏步石”在 5.1 中进行过讨论，列在表 3 中的大多数区域可促进景观网络的形成。Bennett (1999) 和 Peterken (2002) 更加详细地讨论过这些问题。

7.2 在景观层面上产生多样性

为在生产和生物多样性之间取得平衡，许多土地所有者可能使用相对简单的造林方案，而不是复杂的、包含高度多样性的多树种造林方案。这就意味着当地或者立地水平多样性（大家知道的 α 多样性）可能相当低，特别在小的地块上。在另一方面，倘若土地所有者选择多种（而非一种）途径（比如，并不是每个土地所有者只栽植桉树林），那么景观范围内的多种选择累积形成可观的生物多样性。

图 9. 种植树种的排列（字母排列）对恢复森林的土地景观多样性的影响

a: α（当地）多样性　　g: γ（景观）多样性



当地	0	1	1	3
景观	0	1	3	3

图 9 表示四种退化景观。其中三种已经被部分恢复，另一种是刚开始退化。第一个造林点只有单一栽培的物种 A，相反，第二个造林点是单一栽培的物种 A、B 和 C 的镶嵌。这意味着在这两个点上的 α 多样性是相似的，但是由于三种不同的人工造林使景观中的 γ 多样性增加。第四个景观是多树种人工林，这使得 α 多样性增加，而 γ 多样性没有增加。

从造林的观点来看，纯林比混交树种的管理要容易些。如果 γ 多样性是一样的，那在特定的地块具有较高 α 多样性有什么益处吗？多样性的不同形式有不同的功能效果。要回答这个问题在很大程度上还取决于经营的主要目标。如果主要经营目标是重建生物多样性，那么当地生物多样性很重要，生态恢复必须重点恢复原有植物的丰富性和结构复杂性，这可以使动植物物种在立地重新形成种群／群落和繁殖。如果经营主要目标是恢复立地的生产力和小部分生物多样性，那么就可以牺牲当地多样性，重点考虑景观多样性。此外，对照生境的缝合、空间相异以及并列对很多物种有利。但小块土地面积的大小对将要重建的物种类型是有影响的。一个基质良好或由多个小斑块组成的景观适合适应性广的物种，而不适合要求大面积的更为个性化生境的物种。在理想状况下，森林特殊物种比普通物种具有更大的风险性，但应寻求具有不同小斑块面积的系列安排。

这些生物物理上的不确定性掩饰了一个更加艰难的社会困境：如何把土地管理者所做的各种小地块层面的决策结合起来，产出景观水平最具功能性的结果。成功地解决这个问题的规划者或土地管理者不多。

第八章　案例研究

退化森林的恢复，无论是大面积还是小面积的，在世界许多地方都有成功的例子。一些森林恢复是有意识地为达到一定目的而进行人为技术干预的结果；一些森林恢复是土地撂荒后“自然”发生的更新。然而，还有一些森林恢复是商业目的的造林计划的产物。以下的案例中有一些重要的经验和教训，可以指导我们进行重点更为突出、分布范围更广和更大规模的生态恢复活动。

8.1 美国东北部天然林更新

森林的天然更新是一种普遍现象，在温带和热带地区许多地方都有面积较小、地方性的例子。同时，在一些地方也有大面积天然林更新的例子，而且形成看起来与天然林很相似的森林。例如，19 世纪早期或者中期以来，瑞士和法国的森林面积已经翻了一番，丹麦的森林面积也增加了两倍（Mathur，2001；Kuchli，1997），增加的森林中的大多数都是自然更新的森林。此外，在尼日利亚以及其他西非国家雨林地区，由于在过去 200 年里农耕活动逐渐减少，也出现了类似的大面积的森林恢复现象（Jones，1956；Fairhead 和 Leach，1998）。

也许大家最熟悉的例子是发生在美国东北部的大规模天然林更新。这一地区现在广泛分布着森林，而且看起来像是年代久远的原始森林，但事实上，许多森林都相对年轻，其年龄少于 200 年。早在第一波欧洲移民定居期间，美国东北部很多地方的森林就由于农业开垦而被破坏了。当时有许多农场建立在农业条件相对较差的地方，后来在西部发现了更好的可耕地，许多定居者就放弃了原来的农场，迁到西部。可以推测，由于当时在被开垦的农业用地之间还有许多残留的原有植被，当这些农业用地撂荒后，在较大范围内就立即发生了森林的自然更新。多数情况下，并没有采取特别的措施来促进或协助森林的自我更新过程。在新英格兰地区，森林恢复大约开始于 1840 年；在亚特兰大州中部地区，天然林恢复发生在 1880 年以后。尽管很难估计天然林恢复的总面积，但可以肯定，森林恢复的面积很大。Williams（1998）曾经在一段引述中提到一个估计数字，仅在新英格兰地区，1880 年到 1910 年间，就有超过一百万公顷的农田被恢复成天然次生林。

研究表明，新形成的森林就其特征而言，实际上反映了土地利用的历史（Motzkin 等，1996；McLachlan 等，2000）。比如，在马萨诸塞州的一个地方，

松树在过去被开垦的农田上成为优势树种，而在过去未被开垦的地方橡树则更为普遍。这种差异可能与历史上不同土地利用方式造成的土壤特征的变化有关，同时也与某些物种的扩散方式和重新定居有关（Motzkin 等，1996）。尽管土壤环境基本一致，但也会出现景观的异质性。目前这一地区的森林中包含了大量的物种，包括一些不常见的物种。从总体上看，该地区森林中优势树种的树龄以及森林外观上的稳定性，一定程度上掩盖了这些森林与原始的、欧洲移民定居之前森林的区别，以及现有的森林景观实际上是一种文化景观的事实。

主要经验：自然恢复能够以最小的投入在很大的区域中发生。但是，这样恢复后的森林并不总与原有的森林相同。

8.2 加拿大温带森林的恢复

森林恢复最早的当代例子之一是 1886 年加拿大东部实施的落叶阔叶林区的森林恢复项目（Larson，1996）。这个项目实施的时间非常有趣，因为它比很多最初的演替生态学科学研究还要早。恢复地块是一个废弃的砾石坑。该项目的目的似乎为了证明如何通过人工造林，使退化地快速而有效地恢复为物种构造复杂的森林。该项目种植了 14 种树种，这些树种中既有乡土的落叶阔叶树种和针叶树种，也有几个外来树种（挪威槭树、欧洲白蜡树、欧洲落叶松、欧洲云杉、欧洲黑松和椴树），这 14 种树的约 2300 株树苗被成行栽植，行间距 2.5 米。除早期的剪枝外，没有进行任何其他的管理措施。最近的天然林距恢复地 500 米。

到 1930 年，该地块上约有 85% 的面积上有稀疏的树冠覆盖，其中针叶树占树冠覆盖面积的 31%。而到了 1993 年，郁闭度上升到 95%，但是针叶树仅占覆盖面积的 5%。这个地块的森林在当时已有 107 年的历史，胸径 30 厘米以上的树有 220 株。原来种植的 14 种树种中，保留下来的有 10 种。新定居的树种有两种。同时，在林下也出现了 36 种不同的木本和草本植物，其中的大多数可以进行繁殖。部分林冠层树种可以进行自然更新，并在林下出现了幼苗，但云杉、落叶松和松属树种没有幼苗。研究显示，黑胡桃（本地种）和挪威槭（外来种）将形成优势种。而且，针叶树没有自然更新。

经过一段时间的演替，该地块的群落结构与安大略省南部本地的天然林的群落结构虽然不同，但是时间带来的改变逐渐使该森林的群落结构和外貌朝着与本地的天然林相似方向发展。最近，地方当局错误地把这块森林列为市内需要保护的“重要残留天然林”，而不知道它实际上是人工林。这说明当初的造林确实取得了“成功”。

主要经验：只要有足够长的时间，即使投入不大也能造就高质量的森林。

8.3 尼泊尔的社区发起的森林恢复

在位于加德满都东北的尼泊尔中部山区，有一个叫巴德斯的村落。在一次对村民进行的关于当地森林减少和退化的调查中，研究人员识别出了三个独立的乡土森林管理系统 (Gilmour 和 Fisher，1991)。其中一个管理系统主要针对沟谷两边坡地上的两片天然林。这两片天然林从 1981 年到 1986 年由当地社区管理。尽管这两片森林的使用者不完全一样，但是也有相当大的重叠，而且，这两片森林实际上也是由同一个委员会管理。尽管这块土地法律上的管理者是当地政府的林业部门，但事实上，当地社区管理这些森林已经有几十年的历史，并作为社区的公共资产。

当地信息提供者说，大约在 1981 年，由于森林的退化，这两块天然林能产出的林产品很少，因此社区中利用这两块森林的每个家庭从林产品采集收入中出资 1 或 2 卢比，雇用一名护林员看护森林，并组成了一个委员会对森林进行管理。由此，该地的管理系统有两个正式的组织要素：各户从林产品采集收入中出资雇用的护林员和一个管理委员会。这个组织的主要目的是通过保护使退化的森林得到更新。明确这个目标以后，需要进行哪些管理也就清楚了。这些管理措施主要包括：

* 村民可以采集干树枝、草和饲料，但是要砍树则必须得到村领导（也是森林使用者小组中的一名成员）的批准。
* 雨季是草本植物和树苗更新的关键时期，因此不允许割青草。
* 任何时候都不允许小孩割青草。因为孩子粗心大意，没有经验，可能会在割草时，误砍树苗。

这些规则很简单，但是为退化森林的恢复提供了有效条件。根据规则，村民们可以在利用形式和强度不影响森林更新过程的前提下利用林产品。目前，河谷两侧的阔叶林生长旺盛，替代了原来的低矮灌木林，这表明上述管理措施是非常有效的。

主要经验：和村民们的自身利益密切相关，并且保证村民们使用资源的权利和享用权，当地社区就能够发起并有效地管理森林恢复活动，并且，当地人还可以建立起简单而行之有效的森林管理和利益分配机制。

8.4 巴西在采矿点上进行的最大化植物多样性的造林

特洛门比特斯是个大型的露天矾土矿，位于亚马逊地区中部帕拉州，所处的区域为赤道附近受人类干扰相对较少的湿润常绿森林区。当地启动了一个造林项目以最大限度地恢复原生森林植被。在过去 15 年中，此项目每年都在采矿迹地上人工造林 100 公顷 (Parrotta 和 Knowles，2001)。

造林的方法包括几个关键步骤：首先对采矿基地进行整地，待平整后，将采矿之前从采矿点运来并堆积起来（少于 6 个月）的原有表层土以 15 厘米的厚度铺在表面。然后，按 90 厘米深度挖沟（行间距 1 米）；以 2 米每株的间距沿深沟隔行种树（2500 株 / 公顷），可以采用直接播种、萌生苗或营养袋栽植。该项目对 160 种乡土树种对该地的适应性进行了试验，对其中 70 多种树进行了大规模的种植，这些树都采自附近的天然林 (Knowles 和 Parrotta，1995)。

13 年以后，多数地段的乔木和灌木树种比先前所种植的要多，原因是表层土中保存的其他种子逐渐萌发，或者其他物种从周围森林中扩散进入了恢复地。可以想象，在靠近成片天然林的地方，这些新的定居物种的密度较大，有确切的证据表明在距离原始天然林640 米处仍有物种扩散现象。这些新的定居物种大多种子较小，可能是被鸟类、蝙蝠以及一些陆生哺乳动物带进了恢复地。种子较大的物种可能在稍后栖息地更适合传播大种子的野生动物生存时再扩散到恢复地中来。如果不是这样，则需要通过人工干预来引入。

该项目对几种植被恢复方法都进行了试验，包括自然更新和人工营造商品林等。对不同恢复方法进行比较后发现，使用不同的方法，物种多样性增加的速度是不一样的。采用不同的乡土树种进行混合种植的地块的物种多样性（在 0.25 公顷的面积上有 130 种木本植物）不仅高于自然更新的地块，也高于采用不同的有商业价值的树种进行混合种植的地块。在采用不同的乡土树种进行混合种植的地块上，由于稠密树冠完全郁闭，草本植物难以生长（在天然更新中和人工营造的商品林中，因为树木的生长期相对较短，草本植物可能会长期存在，因而使这些方法的风险更大）。总体上讲，这个森林恢复项目成功地帮助原有的动、植物重新定居到了原有地块，当然为使恢复林在群落组成和结构接近完整的天然林，还需要更多的时间，(Parrotta 和 Knowles，1997；Parrotta 和 Knowles，1999).

主要经验：如果有充足的资金，而且附近有天然林，就可以较快地使已退化的热带森林的动、植物多样性得到较高程度的恢复。但要使所恢复的森林具有类似原始林的结构和空间的复杂性必须经历更多的时间。

8.5 日本对受污染山林的恢复

足尾市铜矿位于栃木地区的山坡上。矿山于 1610 年开始经营，并配套一个精炼厂，是日本最大的铜矿之一（邱山，1992）。到 1876 年铜矿的生产达到高峰。但在 1973 年，铜矿和精炼厂停产。由于冶炼中产生的工业污染和砍伐木材作为精炼的燃料，周围山上的森林遭到了破坏。

当地曾经采取多种措施来恢复这些森林。1956 年，由于采用了一种新的灌注冶炼工艺，污染减少了，同时更加强了造林措施。但当时许多山坡光秃，丧失了大量表土。大约有 2145 公顷被确定为没有任何植被覆盖的区域被列为严重破坏区；有 2725 公顷土地为受到中等程度破坏的森林；有 4470 公顷为受到轻度破坏的森林。除了森林受到严重破坏之外，河水由于工业废水和大量的水土流失而遭到大面积污染。

铜矿停产以后，政府决定重建这一地区的天然林。当地的森林中包含枫树、栗树、山毛榉、桦树和橡树等，而铁杉主要生长在高海拔地区。尽管这些植物的种子很容易找到，但仍有两个关键的问题：一是植物生长期太短，当地的冬季从九月份持续到第二年的五月份；其二是除了石头缝中还有少量表层土以外，陡坡的大部分地方都没有表层土了。针对上述问题，工人们将稻草、土、肥料与草种和树种混合在一起，包上报纸，并压成块，制成“营养袋”。工人们将这些“营养袋”背到山上，放在沿着等高线挖好的沟里，用柳树枝固定，并用桶背水浇灌。翌年春天，当草开始发芽并在土里生根后，再栽植豆科或黑松的树苗。采用这种方法，5–10 年后，这些树能够生长得很好。但是，这个技术并不是在所有的地块上都适用。所以后来又采用了第二种方法：使用能够容纳更多土壤的大“营养袋”。这种“营养袋”用薄纱口袋填充土壤、种子和肥料，重 3.6 公斤。同样人工搬运到山上，按每间隔 1 米放置在沿等高线挖好的沟中，并用“U”形铁箍固定。两种方法都很成功，但都是劳动密集型的方式。而且，在陡坡上和偏远的地方难于采用这种办法。第三种方法是将草种、树种和肥料混合并保存在沥青乳液中，然后从直升机上喷洒。

进行过人工干预的地方已经形成大面积的森林。反之，没有进行人工干预的山坡仍然没有森林。多年来，该恢复项目已经使用了很多种草种，使用的树种也多达 27 种，并且达到每公顷 5000–7000 株树。根据特定地点上污染的程度的不同选择了不同的树种来造林。许多树在第一个生长季节就死亡了，经常是 50% 的树需要在下一个生长季节被补植。早期栽植的树现在已达到 10 米高，而且野生动物也重新回来定居了（足尾市目前的日本羚羊的数量是整个日本最多的）。然而，野生动物的增加也带来了新的问题，因为有的野生动物大量破坏树和树苗，这个问题至今仍然没有得到解决。

主要经验：只要有足够资源，即使极端退化的地块也可以使森林得到恢复。但在这样的地块上，要实现完全的恢复却是不可能的。

8.6 新西兰对有害生物的控制及受威胁的野生动物种群的恢复

栖息地的丧失和破碎化已经造成了新西兰当地动植物种类的减少。外来移民带来的大量的外来动、植物，进一步加剧了当地物种的消失。这些外来物种已经造成了森林和草地群落结构和组成的变化，导致了当地脊椎动物的大幅度的减少，特别是鸟类。例如，49% 的新西兰非海生特有鸟类已经灭绝了。

针对这些变化，有关机构正采取有力的措施，以恢复野生动物栖息地 (Saunders 和 Norton，2001)。恢复项目中的一个主要内容就是利用近海岛屿来保护受到外来动物威胁的鸟类 (Towns 和 Ballantine，1993)。栖息地的恢复从灭杀食肉动物开始。到目前为止，新西兰海岸附近 140 个岛屿上的 15 种哺乳动物和 2 种鸟类已经被清除。这些被清除的有害动物包括鼠类，猫科动物、刷尾负鼠 (brushtail possums)、山羊和兔类。目前已经对面积达到 2000 公顷面积的岛屿成功地进行了处理。同时，由于在新西兰的两个主岛上有数量更多的有害食肉和食草动物，在这两个主岛上也开展了类似的清除活动。清除活动主要在被大多数农场包围形成岛屿状的保护区内实施。这两种清除活动都主要是通过捕杀和毒杀来进行，包括空投毒饵。

近年来，上述工作已经取得了明显的成效（Atkinson ，2001；Saunders 和 Norton，2001)。但是在主岛上，特别是在野生动物核心栖息地位于由相似生境构成的较大的复合体中，清除有害动物的成本比较高。

由于清除了有害生物，受威胁动物种群的数量开始增加。在许多地方，当外来的食草动物比如鹿、负鼠和山羊被清除后，许多当地植物物种也得到恢复和更新。在有些情况下，为了重建或扩大种群，也需要对某些动植物种类进行人工迁移。迄今为止人工迁移的动物大约有 50 种，其中主要是鸟类。研究表明，特别是在将沿海岛屿作为当地野生动物避难所的时候，进行物种的迁移是非常重要的。然而，如果对物种的生态学特性了解不足，物种的迁移就存在风险。如果迁入的物种不能适应新的环境，或者迁入后对岛上原有的生物造成了负面影响，那么这种迁移是失败的。近海岛屿仍将主要被用于提高受威胁的单一物种的种群数量恢复；而对于主岛上被农场包围所形成的“岛屿”，由于面积范围广，人们关注的焦点从原来强调提高单一物种的种群数量转移到恢复整个生态系统上。值得庆幸的，由于公众参与项目的积极性不断提高，到目前为止，项目取得了成功。

主要经验：有时，仅仅采用消除有害动物和杂草的办法就可快速地恢复“岛屿”上的物种多样性，特别在近海岛屿上，由于能够为当地脆弱的物种提供安全的栖息

地，使它们免受外来食肉动物的威胁，所以该方法特别适用。

8.7 澳大利亚促进人工纯林林冠下层林木的生长

在澳大利亚东北部的湿润热带地区，针叶树南洋杉和阔叶树巨盘木人工林生长良好。由这两种当地雨林树种构成的人工纯林的轮伐周期大约是 50 年。在群落演替过程中，在这两种人工纯林的林冠下都可以生长出多种下层林木，特别是在邻近原始雨林的人工纯林中。Keenan 等 (1997) 的调查表明，这些人工林林冠下层的林木物种多样性可以达到相当高的水平。55 年以上南洋杉人工纯林中物种数量、面积的曲线表明，在 300 平方米的样地中就有多达 35 种木本植物；而在巨盘木人工纯林中，在类似样地中的木本植物的种类更高达 65 种。在这两种人工林中乔木、灌木、藤本、附生植物和草本的总数都超过了 350 种，而且，这样高的林冠下层物种多样性，可以在距离完整的原始林 200 米的人工林内找到。有时，后来迁入定居的树种可以进入林冠层，从而使人工林的从简单的单一物种纯林变成多物种的混交林。类似的现象在其他许多热带地区的林场中都可以观察到 (Parrotta 等，1997)。

上述变化也产生一些问题。其一，如果没有这些人工林，林冠下层物种的迁入和定居是否同样也可以发生？答案毫无疑问取决于恢复地最初的植被状况，以及恢复地后来是否出现了大量的杂草。在上述澳大利亚案例中，在营造人工林的开始几年要求进行高强度的杂草清除工作，直到林冠郁闭。如果不进行人工造林，对杂草的蔓延也不加以控制，那么演替所需要的时间就会长得多。此外，人工造林以后，也采取了大量的防火措施，从而保证在演替开始以后，群落不会受到进一步的干扰。从这个角度说，人工造林显然对群落演替起到了催化作用。

第二个问题是，林冠下层林木的生长是否会影响人工林的生长？在初期它的影响可能比较小，但这种影响将随时间推移而不断增加。当更多的后来迁入定居的树种生长起来并进入林冠层以后，人工林的密度明显地增加了。为了减少竞争和最大限度地促进树形良好（笔直）并长势最快的树木的生长，人工林通常要进行抚育间伐。因此，后来迁入定居树种的增加意味着增加竞争。对一些地块进行的测量发现，这些竞争对人工林的树木生长有负面的影响 (P. Brown，个人通信)。这表明，人工林的管理者在生物多样性和木材生产之间需要找到某种平衡。

主要经验：人工造林，特别是在附近有原始林的地块上开展，可以促进多种植物重新迁入恢复地。因此，成熟的 / 存在时间较长的人工林既有一定的经济价值，也有生物多样性保护方面的价值。在管理实践上，应该在这两种价值之间找到某种平衡。

8.8 尼泊尔以保护和发展为目标的人工辅助天然更新

在尼泊尔中部山区，喜马拉雅长叶松是当地一种常用的人工造林树种之一。这种耐寒的先锋树种能在海拔 1300 米的地方自然生长。该地区许多需要恢复的地块土层浅薄，并且由于过度放牧使山坡草地的水土流失很严重。喜马拉雅长叶松是少数几种能够在这些地方生存的树种之一，而且育苗技术也比较简单，适于在村社的苗圃内进行育苗。过去有人曾经尝试采用阔叶树种进行大规模的植被恢复，但没有取得成功 (Gilmour 和 Fisher，1991)，特别是在较为干旱的地块上存活率就更低。但在相对较为湿润的地块上，种植尼泊尔桤木获得了成功。

如果把种植的长叶松林保护起来，避免放牧等干扰活动，特别是在较为湿润的北坡，大量的乔木和灌木树种常常就会很快迁入长叶松林地。迁入的树种可大大增加长叶松林的生物多样性，而且可以为村民们提供一些森林产品。在这种情况下，人工种植的喜马拉雅长叶松主要起到先锋树种的作用，即将退化地改造为林地。然后，人们就可以采取一些营林措施，逐渐使这块森林为人们提供所需要的产品和生态服务。

较为典型的案例是在距离加德满都东北 40 公里的一个地方所开展的一系列研究活动 (Gilmour 等，1990)。在该地种植了喜马拉雅长叶松以后，实际上经历了三波自然更新。第一次是退化地上的树桩重新萌发并且在林下形成了萌生林。由于人工种植长叶松后，禁止了砍伐和放牧，这些萌生林被保护起来并继续生长，成为长叶松的早期伴生树种。多数萌发的矮林是峨眉木荷，这是一种广泛分布的阔叶树种，是高质量的薪材和建筑材料，叶子可以用于为牲畜垫圈。

第二次是在人工种植长叶松 5 年（通过分析年轮来确定树木的年龄）后出现的幼苗更新。与第一轮更新一样，第二轮更新中出现的优势树种仍然是峨眉木荷（木荷种子很小，可能是通过鸟类传播的）。虽然五年后人工林还相当稀疏，树冠还没有郁闭，但是肯定已经使立地条件发生了明显的改善，可以为传播进来的木荷种子提供合适的萌发条件。

到了第 12 年，当林冠开始郁闭以后，树种组成也发生了明显的变化，开始了第三次更新。这时，林地中出现了许多可以用做燃料和饲料的物种。最值得一提的一个新的定居物种是多花木姜子，它的叶子是非常有价值的饲料，而且其再生的密度也非常大，到了第 14 年时，多花木姜子的密度就达到了 1600 株 / 公顷，平均高度达到 22 厘米。同时出现在林内的其他有价值的树种还包括多花白蜡树、红椿、印度锥、高盆樱和黄兰等。至于哪种植物将来会成为群落中的优势成分，主要取决于森林使用者们所采取的营林措施。

主要经验：生态重建可以是技术简单和成本低廉的，可以随着时间的推移依赖自然生态过程来增加生物的多样性。对于砍伐和放牧等行为进行有效的社会控制，是促进生物多样性恢复的关键。

8.9 印度尼西亚的混农林业和生物多样性保护

印度尼西亚有各种各样的混农林业体系，特别在偏远岛屿上，混农林业非常发达。在印度尼西亚，80%的出口橡胶、95% 在国内销售的水果、75% – 80% 的龙脑香、大量的竹藤以及供国内消耗的不计其数的薪材、药用植物以及手工艺品的原料等，均产自这些混农林业体系。而且，对于当地人来说，混农林业体系还能够提供食物、薪材和自用材等，使大多数农户能够自给自足。

这些混农林业体系不仅出现在房前屋后的庭院中，而且也广泛地分布在过去的天然林的采伐迹地上(Torquebiau，1984；Michon 和 de Foresta，1995,1997)。建立混农林业体系的主要目的是为当地农户提供经济收入，生物多样性恢复是其附带的第二个效益，并不是目的之一。印度尼西亚的混农林业体系体现了很高的自然资源的生态、技术控制以及社会文化控制方面的价值。成就的取得并非是由于对某些物种的驯化，而是通过重建原有生态系统来实现的。

表 7 对橡胶园、橡胶混农林地和当地原始森林的物种丰富程度以及多样性进行了比较。

表 7. 印度尼西亚不同混农林业形式的物种多样性

类型	物种数量			频度		
	橡胶园	橡胶混农林	原始林	橡胶园	橡胶混农林	原始林
乔木	1	92	171	28	247	258
藤本植物	1	97	89	5	228	219
树苗	0	26	45	0	170	72
附生植物	2	28	63	2	51	261
药草	2	23	12	2000	217	84
合计	6	266	382	2035	913	897
乔木 (橡胶除外)	0	91	171	0	189	258
总计 (橡胶除外)	5	265	382	2007	855	897

资料来源：Michon 和 de Foresta，1995

上述橡胶混农林业体系的一个重要特点，就是在强调单一物种利用的同时，最大限度地利用自然繁殖和生长起来的其他植物，充分利用林内各种各样的资源，从而实现了对复杂生态系统的综合管理。

混农林业结构上的完整性主要是通过占主导地位的由当地的大家族和宗族宏观控制的私有土地权属来保证的。要想大幅度地改变混农林地的面貌、皆伐地里的树木以及要出售个人所有的某块混农林地，都必须要得到“家族委员会”（长老会）的批准。而这个“家族委员会”的职责是确保人们对传统的尊重以及考虑为子孙后代的利益。

主要经验：如果有适当的社会控制机制，就可以建立并管理好既有较高生态效益又有较高经济效益的大面积的复杂的混农林业系统。这种复杂的混农林业系统在物种丰富度等方面可类似于天然的热带森林。

8.10 斐济草地造林的影响

对于造林和河流流量之间的关系始终存在争议。根据一些野史和传统知识的记载，森林采伐后河流流量将减少；在造林之后，特别是在旱季，河流流量将相应地增加。然而，森林水文学的研究常常得到相反的结果，而这种相反的结果已被许多在热带和温带地区开展的小流域调控实验所证实。在斐济进行的一项研究清楚地证明，把草地通过人工造林改变为加勒比松人工林地后，可测出土壤水分的消耗显著增加。而且，出现这种变化的原因是松树所消耗的水分要多于草本植物。因此，随着草地改变为人工林地，从土壤中进入溪流的水量也就相对减少了。

根据测定的结果，旱季中的 132 天（占整个旱季的 72%）的水分消耗（蒸腾作用），草地为 79 毫米，如果是成熟的松林则是 288 毫米。这两种植被类型对于降雨的截流作用也有明显的不同，草地的截流量是 39 毫米，而成熟松林是 94 毫米。在有森林覆盖的流域，河流流量是每年 288 毫米，而草地覆盖的流域的年河流流量却至少有 540 毫米。该数据表明，人工松林营造起来以后河流流量至少减少了 50%，而且多数都发生在旱季 (Waterloo，1994)。上述结果与在澳大利亚湿润热带的研究结果相似。在澳大利亚的研究中，67% 的热带雨林树木被采伐以后，河流取水量增加了 293 毫米，取水量的增加大多发生在旱季（年径流量增加了 10%）(Gilmour，1977)。

斐济的例子说明，并非所有的造林都会为人们的福利带来正面的影响。在斐济，由于当地人主要从溪流中取水供家用，而造林导致河流流量的减少，可能会损害人们的利益。

主要经验：并不是所有的造林都会带来积极的影响。当地人常常要承受那些负面的影响，然而受益的却是其他地方的人。

8.11 肯尼亚人口密集区的森林恢复

人们一般认为，人口的增长必然会导致森林的破坏。但实际情况要复杂得多。在肯尼亚有一个相反的例子，即人口的增加反而促进了农村地区的造林。在肯尼亚，天然林的面积和高质量的农业用地都非常有限。在上世纪九十年代早期，肯尼亚人口年增长率超过 3%，因此有人认为会出现大范围的森林破坏。从 1990 年到 2000 年之间，肯尼亚的森林覆盖率每年的确减少了 0.5%(93000 公顷)。尽管如此，在农业发达地区拍的“航片”和在那里进行的地面资源清查都显示，在农业潜力较大的农村，人口密度和人工造林之间成正比，而且，在人口较为稠密的地方，木本植物的单位面积生物量也比较高 (Bradley 等，1985；Holmgren 等，1994)。调查发现，在这一地区原生植被面积基本维持不变(在 1991 年前的 6 年间)的情况下，造林的速度实际上超过了人口增长的速度。从全国的情况看，农业用地周边（田边地角）的人工林木材蓄积量比国家控制下工业化林场中的木材蓄积量要大得多，而且，田边地角的人工林的木本单位面积生物量也超过了天然林。

出现这种情况有多种原因。其一是对农民来说，只有在他们的耕地中造林，他们才能得到自己所需要的林产品，如燃料薪柴和建房材。因此最好的办法是在自己的耕地上造林。但也许更重要的是，农民对于自己的耕地有完善的土地权属系统，可以确保自己能从造林活动中获益。

多数工业化造林所采用的树种都是外来的速生树种（如桉树），这对生物多样性保护并没有直接的好处 (Holmgren 等，1994)，但相反的是，有的田边地角的树林中却包含着有相当多样性的乡土树种 (Backe，2001)。这种造林毫无疑问可以减少人类对剩余天然林的利用压力，使天然林能够更好地发挥生态效益。

主要经验：只要农民有土地的权属安全，即使在人口密度较高的情况下，也可以有效地进行造林。

8.12 坦桑尼亚重新引入传统农业的实践

苏库马人曾经是生活在坦桑尼亚西北部半干旱地区辛炎加的游牧民族。尽管当地降雨量的年度差异很大，这一地区平均每年还是有 600–800 毫米的降雨量。虽然这一地区存在着不少的森林和其他的林地（当地人称为“miombo”），但是人口密度高（每平方公里达到 42 人）对土地资源也产生了相当大的压力。许多农民或

者社区传统上都建有围栏地（当地名“Ngitili”）用于旱季放牧(Ed Barrow，个人通信)。这些围栏可以促进围栏内的植被更新，从而在旱季饲草缺乏时可以为牲畜提供饲料或供啃食的树叶。尽管建立了围栏，由于过度放牧和薪柴砍伐，在这一地区的许多原始林仍然消失了。而且，从 1920 年到 1940 年，为了消灭舌蝇，这一地区的森林遭到严重的砍伐。伴随着农业生产活动的扩张，人们对森林的砍伐一直持续到八十年代初。砍伐后的迹地用于种植经济作物，如棉花和烟草等。

传统上，围栏地多位于各户的院子附近，从围栏地中收获的草料主要用于那些跟不上其他畜群的小牛、老牛和种牛。围栏地的所有权和管理方式等主要是由乡规民约来规定的，这在坦桑尼亚十分普遍。到 1961 年坦桑尼亚独立时，该地区几乎每个家庭都有围栏地。

当 1975 年坦桑尼亚国家村有化法案公布以后，原有的村规民约和习惯的管理方式失灵了。根据该法案，村民们从传统的村落被迁到新建立的居民点中集中居住。他们放弃了自己原有的财产，包括房屋、农场和围栏地等。由于大量的人口和牲畜集中在很小的区域，造成农场和草场压力的增加。尽管新的居民点在行政上管理起来比较容易，但破坏了当地人对特定生态环境（如干旱）的传统适应机制，传统的水土保持方式也消失了。

八十年代以后，村有化逐渐停止，而且政府也开始强调水土保持和就地保护。在这种情况下，传统上家族拥有的围栏地也得到了重建和恢复，而且还建立了一些新的由社区管理的围栏地。从 1980 年到 2001 年，总共恢复或建立的围栏地超过 18000 个，面积达到 88000 公顷，大大地促进了整个地区的森林恢复更新。尽管在围栏地和农场中种植了一些外来物种，但围栏地中仍有许多灌木和乔木是原来 miombo 林地物种。目前尚不知道这些再生的植物群落与原来的群落有多相似，但已知在有些地方，围栏地中的乡土物种多样性已经达到了很高的水平，在少于 0.5 公顷的土地上就有 23 个乡土树种。这些围栏地现在不仅可以为牲畜提供饲草，为村民提供木材，而且也是传统药用植物的重要来源。这种围栏地实际上也在某种程度上成为了保护地。虽然不同社区所采取的管理机制和措施有所不同，但在许多社区都有至少 5 年不允许放牧等规定，以保证森林的恢复。一旦树苗存活了下来，还有一系列的管理机制，在一些由社区管理的围栏地，还有针对修枝或砍树的具体规定。

有几个原因促使这个项目取得了成功。其中一个原因是当地人重新获得了土地的所有权，再一次控制了他们原有的土地和资源。另一个原因是现有的保护地机制曾经是社区传统土地和资源管理的一部分，因此较容易得到村民的重新认可（这要求政府要落实有关的授权和鼓励政策，并建立相应的法律框架）。而且，重新引入

传统的村规民约和村级法律机制对该项目的顺利实施也起到了非常重要的作用。在这种情况下，所制订的规则满足了社区需求，而不是由上级政府强加给社区的规则。

主要经验：只要建立了正确的激励机制和与之相适应的法律框架——不管是传统习俗还是法律认可的，村民们就会积极地开展森林恢复工作。

8.13 韩国的大规模造林活动

19 世纪韩国茂密的森林在 1910–1945 年日本占领期间因为过度砍伐发生了严重的退化。在这个时期，平均每公顷的活立木蓄积从 100 立方米下降到了 10.6 立方米。大面积的森林消失使造林工作成了韩国的头等大事。

造林工作从 1959 年开始，并随着陆续制订的国家森林发展计划而扩展开来。第一个森林发展计划是在 1973–1978 年期间实施的。这个时期是韩国林业的一个转折点，并以 6 年时间内造林 100 万公顷的业绩而结束。用于造林的土地属于不同的所有者，包括中央政府和省政府、工业企业（公司）以及私人所有的土地。这个森林发展计划由几个部分组成。第一个部分是对残留的森林进行严格的保护，特别是山区的残留森林；第二部分是确定了一系列适当的地区进行有效的森林开发，在这些地区实施以增加保护效果和农民经济收入为目的的造林活动，它特别强调要确保农村社区能获得充足的薪柴等资源以满足自身的生活需要；第三个部分是种植速生树种（例如杂交白杨、黑槐、桤木和胡枝子等）以确保能够尽早产生效益。最后，中央政府设法使当地社区作为一个整体广泛地参与和介入项目活动，并提供财政支持来鼓励社区参与。

在后来的三个森林发展计划中的侧重点发生了一些微小的变化。第二个森林发展计划（1979–1987 年）保册留了第一个计划中对残留森林的保护活动，但更多的强调营造更大规模的商品林。第三个森林发展计划（1988–1997 年）则关注合理的土地利用和培育高质量的木材资源，同时对森林产品的供销方面做了努力。目前的森林发展计划（1998–2007）着重于寻求可持续的森林管理模式，它标志着政府为主导的造林活动的结束，从这点可以看出造林项目将以自我规范和管理为主，政府干预将不断减少。

这些森林发展计划的实施，使韩国在过去的 30 年时间里重新获得了 400 万公顷以上的森林。这些森林发展计划早期主要关注木材生产，但随着时间的推移着重点发生了变化，目前新造林的 50% 用于木材生产，30% 用于保护目的，另外的 20% 用于例如农业生产或者建材生产等其他目的，森林中的树种也超过了 20 个，包括乡土树种的栎属类树种（例如麻栎、蒙古栎、栓皮栎和槲树）和松属树种（例

如赤松、红松和黑松等），以及外来树种（例如北美脂松与火炬松的杂交种和日本落叶松）。这些森林不仅提供了社区的生产、生活木材还提供了工业用材，同时也在发挥生态保护功能，例如山地保护和流域保护等。

主要经验：如果中央政府、工业企业和社区之间能够达成共识的话，实施大规模的造林活动也是可能的。它的成功取决于有效的规划、长期的财务支持和社区的支持与参与。

第九章　生态恢复与重建成功的标准

在大多数情况下，对于一个特定的地块，当环境和其他的土地使用者的权利没被影响的前提下预定的目标得以实现时，其生态恢复、重建或改造的结果就是成功的。但是，具体情况似乎要复杂得多。比如要恢复地块的特征应在多大程度上符合既定目标？必须百分之百实现目标，还是实现 80% 就可以算是“成功”了？在综合了生物物理和社会经济产出的生态恢复项目中又该如何界定成功的标准呢？

事实上，这些问题的重要性可能不如那些管理者在生态恢复项目前期所直接面临的问题。在这些过程中，关键问题是现行的森林管理模式是否能带来成功的结果；或者，是否还需要其他一些相关的干预措施？生态重建和生态恢复通常要花费许多年的时间才能实现。其中的演替过程往往是不可预见的，而生态恢复项目对土地使用者和社区的作用也常常难以判断。假设生态重建的目标保持不变（然而可能并不总是这样），是否有监测这个恢复过程和它的社会结果的方法，使管理者在必要的情况下通过干预来重新确定演替的方向和速度？什么是失败的预警信号呢？

表 8 中列出了许多可能的指标，这些指标不是绝对数字，而是地块合理发展情况下可以预期的相对值。在每一个案例中，都需要决定什么是应该采取补救措施（如重新种植）的信号。

监测生态趋势可用三类指标。

* 景观稳定性指示物
* 项目效率
* 灵活性

第一类指标与景观稳定性有关。除了地块是否受干扰这个最明显的指标外，指标中还应包括结构要素，比如植物覆盖程度或树木密度、植物的高度以及主林冠下层和主林冠的发育程度。测量这些植物的健康或生命力活力也是必要的。

涉及“稳定性”的第二个指标内容包括了群落的组成，比如各种动植物种类的数量、种类和丰富程度，当然也包括杂草和害虫。确定某种特殊生命体的存在与否（比如杂类草、禾草、灌木、藤本，类似棕榈的树等）也是很有用的，而各类物种是否能就地繁殖或者依赖外来种源繁殖也是一个很关键的指标。

“稳定性”的第三个指标内容涉及新的植物群落是否能提供恰当的生态功能和

服务，是否能稳固土壤或改进本流域流入江河的水的水质。特别是在包含了生产因素的生态重建项目中，与生产结果有关的指标内容也是十分必要的（如是否能产出足够的木材）。

第二类生态指标是项目效益的测定。新的群落是否可以自我维持或者仍需要外来投入，比如施肥或者控制杂草？项目是否成功还可用第三类指标来测定，即灵活性，即新系统被用于其他或不可预见用途的能力，比如娱乐、采药或野生蘑菇采集，或是用于保护某种特殊的野生动物。

这些指标也许并不能适用于所有的情况，在一定条件下可能还需要其他更专业的指标。在重新营造了一个濒危物种的栖息地时，需要针对这种物种采取特殊的措施。同时，在一个历史上就经常受林火干扰的地方，就需要了解何时需要防火，何时又需要有意引入林火。

表 8. 生态恢复和重建项目成功与否的可选指标

生物物理指标	社会文化指标
稳定性： 没有进一步加速退化的干扰发生； 景观区域内有足够的植被覆盖或密度； 植物生长旺盛（如：树高和树径）； 恰当的群落结构（如：主林冠层下和主林冠层）； 有适当的植物种类（包括一系列的生命体或功能组群）； 有适当的野生动物（包括共生动物）； 杂草和有害种群的面积减少或个体数量下降； 适当的食物链的多样性（译者注：生物食物链中不同生物的捕食习惯或食物关系的多样性）； 目标物种能充分地更新和繁殖； 稳定的表土； 从项目区流出的溪流水质提高（如减少沉积物或盐碱度）； 足够的农作物或木材产出。	稳定的人口； 稳定和平等的土地权属体系； 稳定的土地利用模式； 充足的食物供给和适当的生活水平； 恰当的林木和农作物之间的平衡； 稳定的市场价格； 稳定的薪柴消耗速度； 稳定的水消耗速度。

效率： 降低对化肥等的投入需求（由于营养循环的改善）； 减少对杂草和虫害控制的需求（由于其数量的减小或已没有生存空间）； 降低灌溉需求。	公众介入和参与项目； 为社区提供收入。
灵活性： 增加项目点被用于不同用途的可能性。	提高公众的生态意识（尤其是儿童）； 增加经济来源的灵活性。

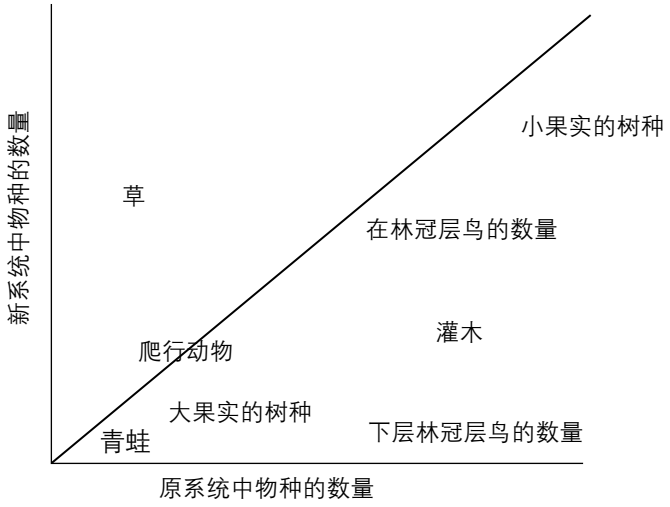
表 8 中同时列出了社会经济指标，它们同样被分成三类，即稳定性、效率和灵活性。稳定性指标揭示了人类以可持续的方式利用新营造的森林以及周边土地的程度。如果人口数量本身几乎是稳定的，并且土地利用的格局和粮食生产是固定不变的，那么更新中的森林有可能在没有进一步干扰的情况下继续生长。另一方面，如果因为人口迁入，或者因为土地权属系统不公平，就有较大的可能导致土地使用者以不同的方式（比如采集薪柴、放牧或从事农业生产）使用更新中的森林，并因此对生态恢复过程产生不良影响。当然，在一些阶段，这种利用可能是必要的，这种情况下可能需要其他指标，如稳定的市场价格或稳定的薪柴消耗率，来保证这种使用的可持续性。

任何恢复项目成功的关键要素在于当地社区是否参与项目的开发和是否希望项目成功。社区继续积极参与项目的程度也是项目是否成功的重要指标。此外，一个项目在开展了一定时间后，对社区来说可能不再是负担或是单纯的成本投入了，项目本身可能开始为社区提供直接的经济效益。最后，公众的生态知识和能力提高，可以帮助社区应对森林的变化，这也是社区参与项目的另外一个方面。

有其他的办法来监测森林恢复。其中，在图 10 中列出了适合衡量森林恢复项目的成功与否的内容。实施恢复项目后，将不同生命体的物种数量与那些没有受过干扰的生态系统中的物种数量进行比较。图 10 中的例子反映出一些物种或生命体可能恢复得更快一些。还可以利用食物链上不同层次的功能组群或物种作为参照物，形成一种类似的监测方法。使用这种方法需要依赖恢复地附近未受干扰的地块作为参照。

并非所有的生态重建都会取得成功。有时，有的恢复项目中群落组成或森林结构会停留在距我们预期的结果还有相当距离的某个过渡阶段。在许多情况下，如果能够实现所期望的功能产出（如防止土壤侵蚀、避免盐碱化），那么即使是群落组成或森林结构发展只停留在某个过渡阶段也无关紧要。

图 10. 通过比较物种的数量来监测恢复



可以通过比较新的生态系统和原有生态系统中不同生命体的种类来监测恢复的成功与否。图 10 显示，恢复地中爬行动物的数量、通常在林冠层中所见到的鸟的数量和小果实树种的数量已接近原有的生态系统，但其他生命体的物种数比原有森林少。另一方面，该恢复地块上目前有更多种类的草本植物。

第十章　促进森林景观层面的恢复

* 通过对保护区系统的管理来保护一批有代表性的森林生态系统
* 对保护区周边地区的天然林区以可持续的方式开展经营管理的重要性

虽然保护区和可持续森林管理目前是（而且将来也还会是）所有森林保护策略的重要内容，但是，重视在全世界许多国家出现的日益扩大的林地退化问题也是刻不容缓的。在中美洲、马达加斯加、东南亚和西非的一些地区，森林遭到快速砍伐，原始森林已所剩无几，如果不立即采取有力措施恢复森林，许多森林动植物将会濒临灭绝。今后几十年中可能的气候变化对热带森林造成的潜在影响使这种威胁变得更加严重。同时，很明显，森林植被的丧失和残留森林的退化也是一个重大的社会问题，危及到许多人的生活质量。当前，不管是生态系统还是人类福利都已经受到影响，如果不采取协调一致的补救措施，这种情况还会继续下去。从局部到全球，各个层面上都需要制定出合适的应对措施，包括提高公众意识、把森林景观层面的恢复纳入政府的议事日程、把生态恢复纳入土地利用整体规划和行动计划中等。

10.1 提高公众意识

必须让公众了解并认识到森林丧失与退化的范围和后果，同时了解并认识到森林景观层面的恢复潜力。森林滥伐和森林质量降低是一个全球性的问题。过去几十年来，保护工作一直致力于遏制森林退化的过程、拯救森林特别是热带森林方面。让公众意识到开展大规模的、协调一致的森林恢复活动的重要性可能是引导公众资金投向的第一步。以下几个方面需要重点考虑：

* 退化林地的范围
* 退化所造成的社会和经济损失
* 重建森林生态系统、恢复其生产力可能采取的措施
* 恢复退化的森林生态系统的经济和社会效益

可以从已经开展过生态恢复的各种生态区域找到能够传递这些信息的一些例子。在提高公众意识的活动中应该包括“历史经验和教训”部分，一方面向公众介绍过去开展的一些生态恢复活动的实践意义，另一方面分析要获得成功结果所必需的条件（包括机构、政策、法律和权属条件等）。

10.2 将森林景观层面的恢复纳入政策的议事日程

森林景观恢复必须纳入到全球、区域和国家层面上的政策的议事日程中。IUCN 和 WWF 几年前就已经开始将森林恢复纳入其全球的战略目标中，而且在区域层面上坚持不懈地推动森林恢复的议事日程。必须采取协调一致的行动，使森林恢复或改造在各个层面的决策过程中都受到重视，以更加积极地应对森林丧失和森林退化的问题。在提高公众意识，推动将森林景观层面的恢复纳入政策的议事日程方面，最有效的方法是做到有的放矢。先从相对容易的目标群体开始，然后逐渐转向其他目标群体。

10.3 把森林景观层面的恢复纳入土地利用规划和行动计划中

森林景观层面恢复必须纳入国家、地区和地方的土地利用规划和行动计划中。只有在政府和当地社区愿意把有限的资源用于恢复活动的前提下，森林生态恢复工作才会取得较大进展。应该鼓励各种形式的生态恢复活动，不论其规模大小。为了推动生态恢复活动，可以在有代表性的生态区域开展一些示范项目。这样的示范点还可以向人们证明，森林恢复和重建与地方和国家的利益是一致的。虽然地块层面的生态恢复方法最容易做到且向公众展示和推广，但是，要使生态恢复活动取得大的进展，必须向社会展示景观层面、覆盖较大面积的生态恢复措施。与地块层面的生态恢复相比，景观层面的生态恢复活动必须协调不同的土地规划部门和土地所有者的利益，协调保护与发展的关系等问题。

只有在利益相关者广泛地认识到在景观层面的问题已经影响到了景观范围内多数利益相关者的利益的地区，才有可能取得景观层面的生态恢复活动的成功。澳大利亚多数地方的旱地盐碱化和尼泊尔的森林滥伐问题就属于这类景观层面的问题。在这两个例子中，当地社区承受着这些问题所带来的后果，并且真切地感受到必须采取行动来改变这种状况。为了应对由于森林滥伐和森林退化导致的森林生态功能退化和人类福利的丧失，越南也已经启动了一个面积为五百万公顷的造林项目。该项目得到了许多捐助者的联合资助。

第十一章　结论

在全球范围内，大面积的森林正呈现出结构和物种单一化和退化的趋势。这些变化正在造成生物多样性的大量丧失和人类福利的降低。生物多样性和其他生态功能的丧失可能正在影响着由林地转变为农地的地区农业生产活动的可持续性。

扭转森林单一化和退化的趋势有多种方法。最佳的选择主要取决于当地具体的生态、经济和社会条件。防止进一步的退化和防止杂草和有害物种的蔓延同样重要。

森林景观的恢复意味着景观提供生态功能和生态产品能力的再生和恢复。具体的生态条件决定了恢复的目标，是否可能完全恢复原有的森林生态系统，还是比较现实一些的目标更为可行。经济条件决定了有多少资源可被利用，也决定了是否在一定的阶段需要通过直接经济回报的形式来补偿造林活动本身。这就是说，在某些情况下，选择生态重建可能比采用生态恢复更好。社会条件如土地权属、法律框架和社区结构等决定了社区是否愿意积极参与生态恢复项目，并且为生态恢复项目的成功出力。没有社区的参与，森林景观恢复是不太可能成功的。必须让社区相信恢复活动能够给他们带来好处，并赋予他们获得这些好处的权利。

在多数情况下，由于目标地区的情况不同，各利益相关者的要求也不同，因此需要采取不同的措施。需要进行恢复项目的景观范围内一般既有农地，也有残存的、保存完好却相互隔离的原始森林，以及其他许多镶嵌其间的已经恢复或重建但是不论是在结构和生物多样性方面都与原始森林有较大区别的已恢复地块。在理想的状况下，景观层面的恢复项目结束后，这种新的景观将具有更丰富的生物多样性，能够提供更多的商品和生活必需品，其生态服务功能也得到加强，从而使其土地利用形式具有可持续性。

对所有的退化景观都进行恢复或改建是不现实的。如果退化的程度很高而且范围很广，对所有退化区域进行处理的成本就会太高。因此，就需要根据社会条件（而不是生态条件）来确定优先治理区域。最有效的办法可能就是开展小范围的示范项目，特别是在森林滥伐和森林退化已经发展到开始对社区产生负面影响（林产品减少、开始水土流失或土地盐碱化等）的地方。一旦有了成功的开始，扩大项目规模就比较容易了。

如果净成本较低，人们就会更加重视生态改造或恢复措施，从而改变过去千篇一律的以生态重建的方式来处理退化林地的做法。通过采用新技术来降低成本，比如采用先进的直播方式、先进的引入菌根菌或固氮细菌的方法和更适地适树的方式等。新的市场机制会有所帮助，比如培育一个能够给乡土树种木材较高价格的市场，将有助于扭转现在林场中大量种植单一外来树种的趋势。生态服务功能市场（如碳汇、增加生物多样性、降低土壤盐碱程度等）的存在也会对造林的规模和形式产生深远的影响。不过，这些方面的发展也不总是有益的。他们也可能带来意想不到的后果，导致更多的生态重建活动（如种植外来树种等），甚至加剧毁林过程（Angelsen 和 Kaimowits，2001）。具体结果往往取决于一个地区残留的天然林还有多少。政府部门必须采取措施，协调土地所有者的权利和流域或更广的社区内的其他人的合法需求。

我们对大多数的生态系统的认识通常是有限的。对于生态系统和经济体制之间的互动关系的了解则更加肤浅。也就是说，在开展生态恢复或重建活动的过程中肯定会出现许多我们始料不及的情况，因而，监测活动势在必行。同时，所实施的管理方式应该允许管理人员总结经验教训，根据实际情况对管理策略及时作出调整。

参考文献

Adjers, G., S. Hadengganan, J. Kuusipalo, K. Nuryanto and L.Vesa.1995. "Enrichment planting of dipterocarps in logged-over secondary forests: Effect of width, direction and maintenance method of planting line on selected Shorea species." Forest Ecology and Management 73: 259 -270.

Aide, T.M., J.K. Zimmerman, J.B. Pascarella, L. Rivera and H. Marcano-Vega. 2000. "Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology." Restoration Ecology 8:328-338.

Akiyama, T. 1992. A Forest Again: Lessons from the Ashio Copper Mine and Reforestation Operations. Study Group on International Issues No. 13. Tokyo: Food and Agriculture Policy Research Centre.

Allen, E., J.S. Brown and M. Allen. 2001. Restoration of animal, plant and microbial diversity.In S.A.Levin (ed.). Encyclopedia of Biodiversity. Volume 5, pp. 185-202. San Diego (CA): Academic Press.

Allen, J.A. 1997. "Reforestation of bottomland hardwoods and the issue of woody species diversity." Restoration Ecology 5;125-134.

Anderson, J., J. Clement and L.V. Crowder. 1998. "Accommodating conflicting interests in forestry: concepts emerging from pluralism." Unasylva 194, Vol.49 (3): 3-10.

Andren, H. 1994. "Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different prportions of suitable habitat:A review." Oikos 71: 355-366.

Angelsen, A. and D. Kaimowitz (eds.). 2001. Agricultural Technologies and Tropical Deforestation. Wallingford: CAB International. Ashton P.M.S., S. Gamage, I.A.U.N. Gunatilleke and C.V.S. Gunatilleke. 1997. "Restoration of a Sri Lankan rainforest:Using Caribbean pine (Pinus caribaea) as a nurse for establishing late-successional tree species." Journal of Applied Ecology 34: 915-925.

Atkinson, I. 2001. "Introduced mammals and models for restoration." Biological Conservation 99: 81-96

Backes, M. 2001. "The role of indigenous trees for the conservation of biocultural diversity in traditional agroforestry land use systems.The Bungoma case study: In situ conservation of indigenous tree species." Agroforestry Systems 52:119-32.

Banerjee, A.K. 1995. Rehabilitation of Degraded Forests in Asia. World Bank Technical Paper Number 270. Washington, D.C: The World Bank.

Bazett, M. 2000. Incentives for tree planting.Presentation at a workshop on Forest Restoration, Segovia, Spain, April 2000. Gland (Switzerland): IUCN and WWF.

Bennett, A.F. 1999. Corridors, Connectivity and Wildlife Conservation. Gland (Switzerland): IUCN.

Berger, J.J. 1993. "Ecological restoration and non-indigenous plant species:A review." Restoration Ecology 1: 74-82.

Binkley, D. 1992. Mixtures of nitrogen fixing and non-nitrogen fixing tree species. In M.G.R. Cannell, D.C. Malcolm and P.A. Robertson (eds.). The Ecology of Mixed Species Stands of Trees. pp 99-123. Blackwell Scientific.

Bowles, M.L. and C.J. Whelan (eds.). 1994. Restoration of Endangered Species: Conceptual issues, planning and implementation. Cambridge (UK): Cambridge University Press.

Bradshaw, A. and M.J. Chadwick. 1980. The Restoration of Land: The ecology and reclamation of derelict and degraded land. Berkeley: University of California Press.

Bradley, P.N., N. Chavangi and A. van Gelder. 1985. "Development research and energy planning in Kenya." Ambio 14: 228-236.

Brown, B.J. and J. Ewel. 1987. "Herbivory on complex and simple tropical successional systems." Ecology 68: 108-116.

Butterfield, R. 1996. "Early species selection for tropical reforestation:A

consideration of stability." Forest Ecology and Management 81: 161-168.

Chokkalingam, U., D.M. Bhat and G. von Gemmingen. 2001. "Secondary forests associated with the rehabilitation of degraded lands in tropical Asia: A synthesis." Journal of Tropical Forest Science 13: 816-831.

Chokkalingam, U., J. Smith, W. de Jong and C. Sabogal. 2001. "A conceptual framework for the assessment of tropical secondary forest dynamics and sustainable development potential in Asia." Journal of Tropical Forest Science 13: 577-600.

Clarke, W.C. and R.R. Thaman (eds.). 1993. Agroforestry in the Pacific Islands: Systems for sustainability. Tokyo: United Nations University Press.

Colfer, C.J.P. with R. Prabhu, M. Gunter, C. McDougall, N.M. Porro and R. Porro. 1999. Who Counts Most? Assessing human well-being in sustainable forest management. C&I Tool No. 8. Bogor (Indonesia): Centre for International Forestry Research (CIFOR).

Cooper, P.J.M., R.R.B. Leakey, M.R. Rao and L. Reynolds. 1996. "Agroforestry and the mitigation of land degradation in the humid and subhumid tropics of Africa." Experimental Agriculture 32: 235-290.

Dale, V.H., S. Brown, R.A. Haeber, N.T. Hobbs, N. Huntly, R.J. Naiman, W.A. Riebsame, M.G. Turner and T.J. Valone. 2000. "Ecological principles for managing the use of land." Ecological Applications 10: 639-670.

Dawkins, H.C. and M.S. Philip. 1998. Tropical Moist Forest Silviculture and Management: A history of success and failure. CAB International, Oxford and New York.

De Bell, D.S., C.D. Whitesell, and T.S. Schubert. 1989. "Using nitrogenfixing Albizia to increase growth of Eucalyptus plantations in Hawaii." Forest Science 35: 64-75.

de Foresta, H. and G. Michon. 1997. "The agroforestry alternative to Imperata grasslands: When smallholder agriculture and forestry reach sustainability." Agroforestry Systems 36: 105-120.

Diaz, S. and M. Cabido. 2001. "Vive la difference: Plant functional diversitymatters to ecosystem processes." Trends in Ecology and Evolution

16: 646-655.

Dobson, A., A. Bradshaw and A. Baker. 1997. “Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology.” Science 277: 515-522.

Dove, M.R. 1986. “The practical reason for weeds in Indonesia:Peasant versus state views of Imperata and Chromolaena “ Human Ecology 14: 163-190.

Dupuy, B. and G. Mille. 1993. Timber Plantations in the Humid Tropics of Africa. FAO Forestry Paper No. 98. Rome: FAO.

Elliott, S., J. Kirby, D. Blakesley, K. Hardwick, K. Woods and V. Anusarnsunthorn (eds.). 2000. Forest Restoration for Wildlife Conservation. Proceedings of a Workshop, January 30 -February 4, 2000. Chiang Mai (Thailand): University of Chiang Mai, Forest Restoration Research Unit.

Evans, J. 1992. Plantation Forestry in the Tropics. Tree planting for industrial,social, environmental and agroforestry purposes. Oxford: Clarendon Press.

Ewel, J. 1986. “Designing agricultural ecosystems for the humid tropics.” Annual Review of Ecology and Systematics 17: 245-271.

FAO. 2001. State of the World’s Forests 2001. Rome: United Nations Food and Agriculture Organisation.

FAO. 1995. Forest Resources Assessment 1990: Global Synthesis. FAO Forestry Paper 124. Rome: United Nations Food and Agriculture Organisation.

FAO. 1993. Forest Resources Assessment 1990: Tropical Countries. FAO Forestry Paper 112. Rome: United Nations Food and Agriculture Organisation.

Fairhead, M.and M. Leach. 1998. Reframing Deforestation. Global analyses and local realities: Studies in West Africa. London and New York: Routledge.

Fanta, J. 1997. “Rehabilitating degraded forests in Central Europe into selfsustaining forest ecosystems.” Ecological Engineering 8: 289-297.

Farrington, P. and R.B. Salama. 1996. “Controlling dryland salinity by planting trees in the best hydrological setting.” Land Degradation and Development7:

183-204.

Finegan, B. 1992. "The management potential of neotropical secondary lowland rainforest." Forest Ecology and Management 47: 295-321.

Fisher, R.J., Rachel Dechaineux and Kheung Kham Keonuchan. 1996. Socioeconomic baseline study and evaluation methodology. Consultants' Report 2/96, NTFP Project. Vientiane: Department of Forestry and IUCN.

Flather, C.H. and M. Bevers. 2002. "Patchy reaction-diffusion and population abundance: The relative importance of habitat amount and arrangement." American Naturalist 159: 40-56.

Forman, R.T.T. 1995. Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge (UK): Cambridge University Press.

Gilmour, D.A. 1977. Effect of rainforest logging and clearing on water yield and quality in a high rainfall zone of north-east Queensland. In The Hydrology of Northern Australia. Proceedings of the Institute of Engineers, Australia, Symposium in Brisbane 1977: 156-160.

Gilmour, D.A. and R.J. Fisher. 1991. Villagers, Forests and Foresters: The Philosophy, Process and Practice of Community Forestry in Nepal. Kathmandu: Sahayogi Press. 212 pp.

Gilmour, D.A., G.C. King, G.B. Applegate and B. Mohns. 1990. "Silviculture of plantation forests in central Nepal to maximise community benefits." Forest Ecology and Management 32: 173-186.

Gilmour, D.A., Van San Nguyen and Xiong Tsechalicha. 2000. Rehabilitation of Degraded Forest Ecosystems in Cambodia, Lao PDR, Thailand and Vietnam. Bangkok: IUCN Asia.

Goosem, S. and N. Tucker. 1995. Repairing the Rainforest: Theory and Practice of Rainforest Re-establishment in North Queensland's Wet Tropics. Cairns (Australia): Wet Tropics Management Authority.

Gouyon, A., H. de Foresta and P. Levang. 1993. "Does 'jungle rubber ' deserveits name? An analysis of rubber agroforestry systems in southeast Sumatra." Agroforestry Systems 22: 181-206.

Grainger, A. 1988. "Estimating areas of degraded tropical lands requiring replenishment of forest cover." International Tree Crops Journal 5: 31-61.

Guevara, S., J. Meave, P. Moreno-Casasola and J. Laborde. 1992. "Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropic pastures." Journal of Vegetation Science 3: 655-664.

Gutkowski, R.M. and T. Winniki. 1997. Restoration of Forests: Environmental Challenges in Central and Eastern Europe. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Hatton, T.J. and R.A. Nulsen. 1999. "Towards achieving functional ecosystem mimicry with respect to water cycling in southern Australian agriculture." Agroforestry Systems 45: 203-214.

Hobbs, R.J. and S.R. Morton. 1999. "Moving from descriptive to predictive ecology." Agroforestry Systems 45: 43-55.

Hobbs, R.J. and D.A. Norton. 1996. "Towards a conceptual framework for restoration ecology." Restoration Ecology 4: 93-110.

Holmgren, P., E.J. Masakhan and H. Sjoholm. 1994. "Not all African land is being degraded: A recent survey of tree on farms in Kenya reveals rapidly increasing forest resources." Ambio 23: 390-395.

Hughes, J. and O. Petchey. 2001. "Merging perspectives on biodiversity and ecosystem function." Trends in Ecology and Evolution 16: 222-223.

Ingles, A. and W. Jackson. 2001. Biodiversity and landscape-level planning in forestation programmes. Presented at 21st Century Forum, 4-6 September 2001, Beijing.

Jackson, W. 2000. Ecosystem integrity and human well-being.Presentation at a workshop on Forest Restoration, Segovia, Spain, April 2000. Unpublished.

Janzen, D.H. 1988. Guanacaste National Park:Tropical ecological and cultural restoration. In J. Cairns, Jr. (ed.). Rehabilitating Damaged Ecosystems. Boca Raton (Florida): CRC Press, pp. 143-192.

Jones, E.W. 1956. "Ecological studies on the rain forest of southern Nigeria.

IV.The plateau forest of the Okamu Forest Reserve." Journal of Ecology 44: 83-117.

Kaiser, J.2000. "Rift over biodiversity divides ecologists." Science 289: 1282-1283.

Keenan, R., D. Lamb and G.Sexton.1995. "Experience with mixed species rainforest plantings in North Queensland." Commonwealth Forestry Review 74: 315-321.

Keenan, R., D. Lamb, O. Woldring, A. Irvine and R. Jensen. 1997. "Restoration of plant diversity beneath tropical tree plantations in northern Australia." Forest Ecology and Management 99: 117-132.

Kelty, M.J. 1992. Comparative productivity of monocultures and mixed species stands. In M.J. Kelty, B.C.Larson and C.D.Oliver (eds.).The Ecology and Silviculture of Mixed Species Forests. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp 125-141.

Kinzig, A.P., S.W. Pacala and D. Tilman (eds.). 2001. The Functional Consequences of Biodiversity: Empirical progress and theoretical extensions. Princeton (N.J.): Princeton University Press.

Kirby, J., S.Elliott, J. Maxwell, D.Blakesley and V.Anusarnsunthorn. 2000. Tree Seeds and Seedlings for Restoring Forests in Northern Thailand. Chiang Mai (Thailand): Forest Restoration Research Unit, Biology Department,University of Chiang Mai.

Knowles, O.H.and J.Parrotta. 1995. "Amazonian forest restoration: An innovative system for native species selection based on phenological data and performance indices."Commonwealth Forestry Review 74: 230-243.

Kooyman, R.1996.Growing Rainforest: Rainforest Restoration and Regeneration. Greening Australia and State Forests of New South Wales.

Kuechli, C. 1997. Forests of Hope: Stories of regeneration. London: Earthscan.

Lamb, D. 2000. Some ecological principles for reassembling forest ecosystems at degraded tropical sites. In S. Elliott, J. Kirby, D.Blakesley, K. Hardwick, K. Woods and V. Anusarnsunthorn (eds.). Forest Restoration for

Wildlife Conservation. Proceedings of a workshop, January 30 - February 4, 2000, University of Chiang Mai, Thailand, pp 35-43.

Lamb, D.1998. "Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest land: The potential role of timber plantations." Restoration Ecology 6: 271-279.

Lao-ADB Plantation Forestry Project. 1995. National Strategy for Sustainable Plantation Forestry in Lao PDR. Vientiane: ADB.

Larson, D.W. 1996. "Brown's Woods: An early gravel pit forest restoration project, Ontario, Canada." Restoration Ecology 4: 11-18.

Lee, Don Koo, and DongKyun Park. 2002. Rehabilitation of degraded land in Korea and combating desertification and reforestation efforts by Korea. Paper Presented at International Expert Meeting on Forest Landscape Restoration, IUCN, Costa Rica, February 27-28, 2002

Lefroy, E.C., R.Hobbs, M.H. O'Connor and J.S.Pate. 1999. "What can agriculture learn from natural systems?" Agroforestry Systems 45: 423-436.

Luken, James O.1990. Directing Ecological Succession. Chapman and Hall.

MacDicken, K. and N.T. Vergara (eds.). 1990. Agroforestry: Classification and Management. New York: Wiley Interscience.

Maina, G. and H. Howe. 2000. "Inherent rarity in community restoration." Conservation Biology 14: 1335-1340.

Majer, J. (ed.). 1989. Animals in Primary Succession: The role of fauna in reclaimed lands. Cambridge (UK): Cambridge University Press.

Mather, A. 2001. The transition from deforestation to reforestation in Europe. In A. Angelsen and D. Kaimoitz (eds.). Agricultural Technologies and Tropical deforestation. Wallingford: CAB International, pp 35-52.

Mathews, E. 2001. Understanding the FRA 2000. Forest Briefing Note 1. Washington, D.C: World Resources Institute.

McIntyre, S., J.G. McIvor and N.D. MacLeod. 2000. Principles for sustainable

grazing in eucalypt woodlands:landscape-scale indicators and the search for thresholds. In P. Hale, A. Petrie, D. Maloney and P. Sattler (eds.). Management for Sustainable Ecosystems. Brisbane: Center for Conservation Biology, The University of Queensland, pp 92-100.

McLachlan, J.S., D.R. Foster and F. Menalled. 2000. "Anthropogenic ties to late-successional structure and composition in four New England hemlock stands." Ecology 81: 717-733.

Mergen, F., H. Abbott, W. Mann, F. Moulds, A. Nordmeyer and J. Scott. 1981. Sowing Forests from the Air. Washington, D.C: National Academy Press.

Michon, G. and H. de Foresta 1995.The Indonesian agro-forestry model. In P. Halladay and D.A. Gilmour (eds.). Conserving Biodiversity Outside Protected Areas: The role of traditional agro-ecosystems. Gland (Switzerland) and Cambridge (UK): IUCN.

Michon, G.and H.de Foresta. 1997. "Agroforests: Pre-domestication of forest trees or true domestication of forest ecosystems." Netherlands Journal of Agricultural Science 45: 451-462.

Miyawaki, A. 1993. Restoration of native forest from Japan to Malaysia. In H. Leith and M. Lohman (eds.). Restoration of Tropical Forest Ecosystems. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp 5-24.

MOF 1995. Vietnam Forestry: 36. Hanoi: Agricultural Publishing House.

Moffat, A. and J. McNeill. 1994. Reclaiming Disturbed Land for Forestry. Bulletin 110. London: HMSO.

Montagnini, F., E. Gonzalez, C. Porras and R. Rheingans. 1995. "Mixed and pure forest plantations in the humid neotropics: A comparison of early growth, pest damage and establishment costs." Commonwealth Forestry Review 74: 306-314.

Montagnini, F. and R.O Mendelsohn. 1997. "Managing forest fallows: Improving the economics of swidden agriculture." Ambio 26: 118-123.

Motzkin, G., D. Foster, A. Allen, J. Harrod and R. Boone. 1996. "Controlling site to evaluate history: Vegetation patterns of a New England sand plain." Ecological Monographs 66: 345-365.

Mulligan, D.R (ed.). 1996. Environmental Management in the Australian Minerals and Energy Industries: Principles and practices. Sydney: University of New South Wales Press.

Nepstad, D.C., C. Uhl and E.A.S. Serrao. 1991. "Recuperation of a degraded Amazonian landscape: Forest recovery and agricultural restoration." Ambio 20: 248-255.

Parrotta, J. and O.H. Knowles. 2001. "Restoring tropical forests on land mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon." Ecological Engineering 17: 219-239.

Parrotta, J. and O.H. Knowles. 1999. "Restoration of tropical moist forests on bauxite-mined lands in the Brazilian Amazon." Restoration Ecology 7: 103-116.

Parrotta, J. and O.H. Knowles. 1997. "Development of floristic diversity in ten-year-old restoration forests on a bauxite-mined site in Amazonia." Forest Ecology and Management 99: 21-42.

Parrotta, J.A., J. W. Turnbull and N. Jones. 1997. "Catalysing native forest regeneration on degraded tropical land." Forest Ecology and Management 99: 1-8.

Peterken, G.F. 2000. "Rebuilding networks of forest habitats in lowland England." Landscape Research 25: 291-303.

Prescott-Allen, R. 2001. The Well-Being of Nations: A country-by-country index of quality of life and the environment. Washington, D.C: Island Press.

Reay, S.D. and D.A. Norton. 1999. "Assessing the success of restoration plantings in a temperate New Zealand forest." Restoration Ecology 7:298-308.

Rodwell, J and G. Patterson. 1994. Creating New Native Woodlands. Bulletin 112. London: HMSO.

Russell-Smith, J., P.G. Ryan and R. Durieu. 1997. "A Landsat MSS-derived fire history of Kakadu National Park,monsoonal northern Australia, 1980-94: Seasonal extent, frequency and patchiness." Journal of Applied Ecology 34: 748-766.

Sattler, P. and R. Williams (eds.). 1999. The Conservation Status of Queensland's Bioregional Ecosystems. Brisbane: Environmental Protection Agency.

Saunders, A. and D.A. Norton. 2001. "Ecological restoration at mainland islands in New Zealand." Biological Conservation 99: 109-119.

Shear, T.H., T.J. Lent and S. Fraver. 1996. "Comparison of restored and mature bottomland hardwood forests of southwestern Kentucky." Restoration Ecology 4: 111-123.

Simberloff, D., J.A. Farr, J. Cox and D.W. Mehlman. 1992. "Movement corridors: conservation bargains or poor investments?" Conservation Biology 6: 493-504.

Stirzaker, R.J., F.J. Cook and J.H. Knight. 1999. "Where to plant trees on cropping land for control of dryland salainity: Some approximate solutions." Agricultural Water Management 39: 115-133.

Swaine, M.D, W.D. Hawthorne and T.K. Orgle. 1992. "The effects of fire exclusion on savanna vegetation at Kpong, Ghana." Biotropica 24: 166-172.

Tilman, D., J. Fargione, B. Wolff, C. D'Antonio, A. Dobson, R. Howarth, D. Schindler, W.H. Schlesinger, D. Simberloff and D. Swackhamer.2001. "Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change." Science 292: 281-284.

Toh, I., M. Gillespie and D.Lamb.1999. "The role of isolated trees in facilitating tree seedling recruitment at a degraded sub-tropical rainforest site." Restoration Ecology 7 (3): 288-297.

Torquebiau, E. 1984. "Man-made dipterocarp forest in Sumatra." Agroforestry Systems 2: 103-127.

Towns, D.R. and W.J. Ballantine. 1993. "Conservation and restoration of New Zealand island ecosystems." Trends in Ecology and Evolution 8: 452-457.

Tucker, N.J. and T.M. Murphy. 1997. "The effects of ecological rehabilitation on biodiversity recruitment: Some observations from the wet tropics of north Queensland." Forest Ecology and Management 99: 133-152.

Tuomela, K., J. Kuusipalo, L. Vesa, K. Nuryanto, A. Sagala and G. Adjers. 1995. "Growth of dipterocarp seedlings in artificial gaps: An experiment in logged-over rainforest in South Kalimantan,Indonesia." Forest Ecology and Management 81: 95-100.

Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchencho and J.M. Melillo. 1997. "Human domination of earth 's ecosystems." Science 277: 494-499.

Wadsworth, F.H. 1997. Forest Production for Tropical America. Agriculture Handbook 710.Washington, D.C: USDA Forest Service.

Waterloo, M.J. 1994. Water and nutrient dynamics of Pinus caribaea plantation forests on former grassland soils in southwestern Viti Levu, Fiji. The Hague: CipData Koninklijke Bibliotheek.

Watkins, C. (ed.). 1993. Ecological effects of Afforestation: Studies in the history and ecology of afforestation in Western Europe. Wallingford: CAB International.

Weiher, E. and P. Keddy (eds.). 1999. Ecological Assembly Rules: Perspectives, advances, retreats. Cambridge (UK): Cambridge University Press.

White, D.A., F.X. Dunin, N.C. Turner, B.H. Ward and J.H. Galbraith. 2002. "Water use by contour-planted belts of trees comprised of four Eucalyptus species." Agricultural Water Management 53: 133-152.

Williams, M. 1988. The death and rebirth of the American forest:Clearing and reversion in the United States 1900-1980. In J.F. Richards and R.P. Tucker (eds.). World Deforestation in the Twentieth Century. Durham (N.C.): Duke University Press, pp 211-229.

Wormald, T.J. 1992. Mixed and Pure Forest Plantations in the Tropics and Sub-tropics. Rome: FAO.

Zedler, J.B., R. Lindig-Cisneros, C. Bonilla-Warford and I. Woo. 2001. Restoration of biodiversity: Overview. In S.A. Levin (ed.). Encyclopedia of Biodiversity Volume 5. San Diego: Academic Press, pp 203-211.

词汇表

1. Biota：生物区系（动植物区系）
2. Buffer Strips：缓冲带
3. Cleared Area：皆伐地
4. Close–spaced Planting：密集种植
5. Colonized：定居
6. Deforestation：毁林（林木被全部砍伐）
7. Dense Planting：密集种植
8. Direct Seeding：直播
9. Decentralisation/Devolution：分权／赋权（部分权利由基层拥有）
10. Ecosystem Integrity：生态完整性
11. Edge Effects：边界效应
12. Enrichment Planting：补植补造
13. Feedback Loop：反馈途径
14. Fine–grained：精细基质
15. Forest Fragment：森林片段化
16. Forest Landscape Restoration：森林景观恢复
17. Founder Effect：奠基者效应
18. Framework Species Method：框架物种法
19. Functional Groups：功能组群
20. Ground Water Recharge：地下水补充
21. Institutional Arrangement：制度安排
22. Maximum Diversity Method：最大多样性法
23. MOF：林业部

24. Mosaics of Species Monocultures：单一物种的镶嵌配置
25. Niche Differentiation Model：生态位异位模式
26. Old Growth：过熟
27. Passive Restoration：被动重建
28. Reclamation：生态改造
29. Recovery Rate：恢复速度
30. Rehabilitation：生态恢复
31. Restoration：生态重建
32. Resultant Forest：恢复后的森林
33. Safety Threshold：安全临界线
34. Sampling Effect：抽样效应
35. Scattered Tree Planting：分散种植（分散植树）
36. Shorter Tree Longitivity：短生长期树种
37. Shorter Tree：短生长期（树）
38. Stakeholders：利益相关者（影响和受生态恢复影响的群体和机构）
39. Stepping Stones：踏脚石
40. Stumped Sapling：萌生苗
41. Tenurial Systems：权属体系
42. Trajectory：种群机构与演替方向
43. Understorey：主林冠下层植被，林下植被
44. Vegetable Bag：营养袋
45. Water Table：地下水位
46. Waterlogged Land：涝洼地
47. Wind or Soil Erosion：风蚀或土壤侵蚀

IUCN—世界自然保护联盟

世界自然保护联盟 (IUCN) 成立于 1948 年。它包括国家、政府机构和各种非政府组织。它们共同构成了一个独特的全球合作伙伴关系。该联盟共有 1,000 多个成员，遍布世界上大约 140 个国家。

作为一个联合性组织，世界自然保护联盟致力于影响、鼓励和支持全球各社会，保护自然的完整性和多样性，并确保对自然资源利用的公正性和生态可持续性。世界自然保护联盟秘书处负责协调项目和处理成员事务，代表他们在全球舞台上发表观点，同时为了使成员达到其目标，提供战略、服务、科学知识和技术支持。世界自然保护联盟通过六个专业委员会，以项目人员和行动小组等形式汇集了全球 10,000 多名专家志愿者，在物种、生物多样性保护以及栖息地和自然资源管理中发挥着主要作用。世界自然保护联盟已经协助许多国家完成了国家自然保护战略，并通过指导实地项目展示了对其所拥有知识的运用。世界自然保护联盟的运作正日趋分权化，其地区及国家办公室网络日益壮大，主要分布在发展中国家。

世界自然保护联盟充分依靠其成员、网络和合作伙伴的力量，促进他们的能力提升，并支持全球性的同盟组织在地方、区域和全球层面上保护自然资源。

IUCN 森林保护项目

IUCN Forest Conservation Programme
Rue Mauverney 28
CH–1196 Gland, Switzerland

电话：++41 22 999 0263
传真：++41 22 999 0025
电邮：forests@hq.iucn.org

IUCN 出版事务部

IUCN Publications Services
219c Huntingdosn Road
Cambridge, CB3 0DL, UK

电话：++44 1223 277 894
传真：++44 1223 277 175
电邮：books@iucn.org

WWF—世界自然基金会

世界自然基金会是世界上最大的、经验最丰富的独立性非政府环境保护机构之一。在全球我们拥有将近 500 万支持者以及一个在 90 多个国家活跃着的网络。从 1961 年成立以来，世界自然基金会在 6 大洲的 153 个国家发起或完成了 12000 个环保项目。目前世界自然基金会通过一个由 27 个国家级会员、21 个项目办公室及 5 个附属会员组织组成的全球性的网络在北美洲、欧洲、亚太地区及非洲开展工作。世界自然基金会的宗旨是制止并最终扭转地球自然环境的加速恶化，创立一个人与自然和谐共处的美好未来。

世界自然基金会意欲通过以下途径达到保护自然及生态进程的目的：

* 保护世界生物多样性；
* 确保可再生自然资源的可持续利用；
* 推动减少污染和浪费性消费的行动；

世界自然基金会总部

WWF International
Avenue du Mont Blanc
CH–1196 Gland, Switzerland

电话：++41 22 364 9111
传真：++41 22 364 5358

IUCN
The World Conservation Union

WWF