

恢复生态学导论

(第二版)

任海 刘庆 李凌浩等 编著

科学出版社

北京

内 容 简 介

本书是中国科学院华南植物园（前华南植物研究所）、成都生物研究所和植物研究所三位长期从事恢复生态学研究的研究员的合作成果之一。全书基于恢复生态学的理论研究与实践活动，阐述了恢复生态学概论、恢复生态学的理论基础、退化生态系统、生态系统恢复、各类型（森林、草地、湿地、水体、农田等）退化生态系统的恢复实践、全球变化与生物入侵、生态系统管理与可持续发展、恢复生态学理论和实践的挑战等问题。

本书是在第一版的基础上，结合近年来国际恢复生态学研究进展和我国恢复生态学实践，进行较全面的改写而成的。全书内容丰富、结构合理、资料新颖，具有较强的理论性和实践指导意义。

本书不仅可以作为高等院校生态学、林学、农学、地学、生物学、自然保护、环境保护专业师生及从事相关工作研究人员的参考书，还可以作为政府有关部门制定生态规划和环境保护政策、实施生态恢复工程的科学依据。

图书在版编目(CIP)数据

恢复生态学导论/任海等编著. —2版. —北京: 科学出版社, 2007

ISBN 978-7-03-020565-0

I. 恢… II. 任… III. 生态系生态学—研究 IV. Q148

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2007) 第 182218 号

责任编辑: 霍春雁 彭克里 刘 晶 / 责任校对: 朱光光

责任印制: 钱玉芬 / 封面设计: 福瑞来书装

科学出版社 出版

北京东黄城根北街 16 号

邮政编码: 100717

<http://www.sciencep.com>

中国科学院印刷厂 印刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2001 年 4 月第 一 版 开本: 787 × 1092 1/16

2008 年 1 月第 二 版 印张: 18

2008 年 1 月第一次印刷 字数: 412 000

印数: 1—3 000

定 价: 48.00 元

(如有印装质量问题, 我社负责调换〈科印〉)



任海，男，1970 年出生，1997 年获中国科学院华南植物研究所博士学位。主要从事恢复生态学、景观生态学和生态系统生态学的研究。现为中国科学院华南植物园研究员、博士生导师，园副主任兼党委副书记。曾赴美国和荷兰进修或学习。曾主持或正在主持国家自然科学基金项目、中国科学院各类项目以及广东省和广州市科技攻关项目等 12 项。出版专著 3 本，发表论文 80 余篇，授权发明专利 6 项。曾获中国科学院科技进步一等奖以及广东省自然科学和科技进步一等奖等成果 6 项，以及 2004 年广东省五四青年奖章。指导并培养博士、硕士研究生 12 名。



刘庆，男，1965 年出生于四川，1994 年在东北师范大学获博士学位。主要从事恢复生态学与森林生态学研究，现为中国科学院成都生物研究所研究员、博士生导师，生态研究中心主任，四川省学术与技术带头人。中国科学院知识创新工程“西部行动计划”重大项目首席科学家，曾主持国家自然科学基金重点项目、国家科技攻关课题等 12 项，发表论文 80 余篇，出版专著 6 部，培养博士、硕士研究生 22 名，获省部级二、三等奖 2 项，获四川省青年科技奖和四川省优秀科技工作者等荣誉称号。



李凌浩，男，1964 年出生于内蒙古，1994 年在厦门大学获生态学博士学位。研究兴趣为草地生态学、恢复生态学与生物地球化学。中国科学院植物研究所研究员、博士生导师，中国生态系统研究网络（CERN）生物分中心首席科学家。中国科学院知识创新工程“西部行动计划”重大项目和国家重点基础研究发展规划（“973”）——“草地与农牧交错带”项目的执行负责人。共发表论文 100 余篇，出版专著 3 部，培养博士、硕士研究生 10 名。

目 录

1 恢复生态学概论	1
1.1 生态恢复与恢复生态学的定义	1
1.1.1 生态恢复的定义	1
1.1.2 生态系统恢复后的特征	3
1.1.3 恢复生态学的定义	3
1.1.4 生态恢复与其他生态实践	4
1.2 恢复生态学的基本内容	7
1.3 恢复生态学研究简史	7
1.4 恢复生态学的发展趋势	10
主要参考文献	12
2 恢复生态学的理论基础	15
2.1 基础生态学理论	15
2.1.1 限制因子理论	15
2.1.2 群落演替理论	16
2.1.3 生态位理论	18
2.1.4 物种共生理论	19
2.1.5 生态适宜性理论	20
2.1.6 生态系统的结构理论	20
2.1.7 生物多样性理论	21
2.1.8 景观生态学理论	23
2.2 恢复生态学理论	25
2.2.1 人为设计和自我设计理论	25
2.2.2 参考生态系统理论	26
2.2.3 集合规则理论	27
2.2.4 恢复的概念模型	27
2.2.5 适应性恢复	29
2.2.6 护理植物理论	30
主要参考文献	33
3 退化生态系统	36
3.1 退化生态系统的定义	36

3.2 退化生态系统的成因与过程	36
3.3 全球及中国的退化生态系统	37
3.3.1 中国的生态系统类型及其分布	38
3.3.2 各类典型生态系统退化与恢复	39
3.3.3 水土流失问题	44
3.3.4 生物多样性问题	45
3.3.5 中国当前的退化生态系统问题	46
3.3.6 生态恢复的地带性问题	47
3.3.7 退化生态系统的研究趋势	48
主要参考文献	48
4 生态系统恢复	51
4.1 生态恢复的目标与模式	51
4.2 退化生态系统恢复的基本原则	52
4.3 恢复成功的标准	53
4.4 生态恢复的方法	54
4.5 生态恢复的时间	56
4.6 生态恢复工程管理指南	57
4.6.1 引言	57
4.6.2 概念规划	57
4.6.3 预备工作	60
4.6.4 规划实施	61
4.6.5 实施工作	62
4.6.6 实施后的工作	62
4.6.7 评价与宣传	62
4.7 生态恢复的监测和评估	63
4.8 生态系统恢复后的特征	64
4.8.1 生物特征	64
4.8.2 非生物特征	67
4.9 中国森林恢复中存在的问题	68
主要参考文献	69
5 生态恢复实践	72
5.1 草地生态系统恢复重建与适应性管理	72
5.1.1 引言	72
5.1.2 重大科学问题与研究进展	72
5.1.3 草地生态系统恢复重建的生态学基础	76
5.1.4 草地生物多样性的生态系统功能	84

5.1.5	草地生态系统持续管理原则	85
5.1.6	中国北方温带退化草地的恢复重建	88
5.2	退化淡水湿地生态系统的恢复	94
5.2.1	湿地的功能及其退化原因	94
5.2.2	湿地恢复的概念	95
5.2.3	湿地恢复的理论	96
5.2.4	湿地恢复的原则和目标	100
5.2.5	湿地恢复的策略	101
5.2.6	湿地恢复的过程与方法	102
5.2.7	湿地恢复的合理性评价	104
5.3	极度退化的热带季雨林恢复	105
5.3.1	实验地小良定位站概况	105
5.3.2	森林恢复前后的生态效应对比	106
5.3.3	主要启示	110
5.4	南亚热带退化草坡生态系统的自然恢复	111
5.4.1	草坡恢复过程中的植物多样性演变规律	111
5.4.2	草坡恢复过程中的土壤化学成分变化	113
5.4.3	草坡恢复过程中的水文变化特征	114
5.4.4	草坡恢复过程中的草坡生物量和生产力	115
5.4.5	南亚热带草坡恢复的一些问题讨论	115
5.5	亚高山人工针叶林的恢复	121
5.5.1	实验样地概况	121
5.5.2	物种多样性变化	121
5.5.3	群落生物量变化	123
5.5.4	凋落物变化	124
5.5.5	土壤肥力变化	125
5.5.6	亚高山人工针叶林恢复的生态特征	126
5.6	退化农田生态系统的恢复	127
5.6.1	农田生态系统的退化	127
5.6.2	退化农田恢复的程序及措施	129
5.6.3	评估农业生态系统恢复的参考指标	129
5.6.4	复合农林业	130
5.6.5	防止退化的必由之路——可持续性农业	136
5.7	潮间带红树林生态系统的恢复与管理	137
5.7.1	红树林概论	137
5.7.2	实例——深圳湾红树林生态系统	138
5.7.3	红树林生态系统的管理与恢复	141
5.8	海岛生态系统的恢复	144

5.8.1	海岛恢复概论	145
5.8.2	海岛的干扰	145
5.8.3	海岛恢复的限制性因子	146
5.8.4	海岛恢复的利益与过程	147
5.8.5	海岛恢复中的注意事项	147
5.8.6	实例——广东南澳岛的植被恢复	148
5.9	红壤退化及其植被恢复	148
5.9.1	红壤退化的原因与过程	148
5.9.2	红壤退化的防治及恢复	150
5.10	黄土高原植被恢复	152
5.10.1	黄土高原生态系统退化的主要原因	152
5.10.2	恢复策略	152
5.10.3	恢复技术问题	153
5.10.4	植被恢复技术	154
5.11	干旱区的植被恢复	156
5.11.1	干旱区的植被及其恢复概况	156
5.11.2	西北干旱区生态恢复应考虑的问题	157
5.12	喀斯特山地生态系统石漠化过程及其恢复	160
5.12.1	喀斯特研究概况	160
5.12.2	石漠化的原因与机制	162
5.12.3	石漠化喀斯特生态系统恢复	164
5.12.4	喀斯特石漠化生态系统恢复研究趋势	166
5.13	废弃矿地的植被恢复	166
5.13.1	矿业废弃地恢复概论	167
5.13.2	矿业废弃地植被恢复与重建方法	168
5.13.3	矿业废弃地植被的恢复与重建模式	170
	主要参考文献	171
6	全球变化与生物入侵	179
6.1	外来种在生态系统恢复中的作用	179
6.1.1	植物外来种与退化生态系统	179
6.1.2	影响植物入侵的因子	182
6.1.3	外来种的风险评价	184
6.1.4	对植物外来种的管理	188
6.2	生物多样性在生态恢复中的作用	190
6.3	全球变化对生态系统的影响	190
6.3.1	全球变暖对生态系统的影响	192
6.3.2	大气臭氧损耗对生态系统的影响	196

6.3.3	二氧化碳浓度增加对生态系统的影响	199
6.3.4	全球变化对生态系统的影响研究存在的问题	201
	主要参考文献	201
7	生态系统管理与可持续发展	205
7.1	生态系统管理	205
7.1.1	生态系统管理的定义	205
7.1.2	生态系统管理的发展简史	207
7.1.3	生态系统管理的数据基础	207
7.1.4	生态系统变化的度量	208
7.1.5	生态系统管理的要素	209
7.2	南非的稀树草原生态系统管理	210
7.2.1	稀树草原主要植物种类的形态与生理	210
7.2.2	稀树草原的生态系统评估	211
7.2.3	稀树草原自然演替与退化	212
7.2.4	稀树草原的水土流失	214
7.2.5	火及其对稀树草原的影响	214
7.2.6	灌木入侵并丛生	215
7.2.7	稀树草原管理原则	216
7.3	恢复生态系统的服务功能	217
7.3.1	生态系统服务功能定义	217
7.3.2	生态系统服务功能的研究简史	218
7.3.3	生态系统服务功能的内容	221
7.3.4	天然生态系统与人工生态系统的服务功能比较	226
7.3.5	生态系统服务功能价值的评价	227
7.3.6	生态系统服务的保护策略与途径	228
7.4	生态系统健康	229
7.4.1	生态系统健康的定义及研究简史	229
7.4.2	生态系统在胁迫下的反应	230
7.4.3	生态系统健康的标准	232
7.4.4	生态系统健康的评估与预测	233
7.4.5	生态系统健康的等级理论	234
7.4.6	干扰、生态系统稳定性与生态系统健康	234
7.4.7	生态系统管理、生态系统可持续发展与生态系统健康	235
7.4.8	生态系统健康研究存在的问题	235
7.5	恢复生态学中的人文观	236
7.5.1	沿岸边生态恢复——社会价值的角色	236
7.5.2	生态决策的人文价值观目标	238

7.6	国际恢复生态学会的环境政策	247
7.6.1	生态系统的保护	247
7.6.2	重建	247
7.6.3	生态恢复的采用	248
7.6.4	生态系统管理	248
7.6.5	景观整合	248
7.6.6	文化与可持续发展	248
7.6.7	生物多样性与濒危物种	248
7.6.8	环境恢复的战略价值	248
7.6.9	全球植被重建项目	249
7.7	可持续发展与退化生态系统恢复	249
7.7.1	可持续发展的概念及有关背景	249
7.7.2	中国的可持续发展观	252
7.7.3	可持续发展的思想与恢复生态学	253
7.7.4	可持续发展的理论框架	254
7.7.5	可持续发展研究的发展趋势	255
	主要参考文献	256
8	恢复生态学理论和实践的挑战	260
8.1	当前恢复生态学理论研究热点及面临的挑战	260
8.1.1	退化生态系统恢复的评价标准	260
8.1.2	参考生态系统及其构建	261
8.1.3	生物多样性在生态系统功能恢复中的地位和作用	262
8.1.4	生态系统的构建规则	262
8.1.5	群落交错区、生态过渡区和景观边界理论及其在生态恢复中的意义	263
8.1.6	生态系统恢复力及其在生态恢复中的作用	264
8.1.7	生态系统健康与生态完整性	264
8.1.8	新兴生态系统与复合生态系统	265
8.2	恢复生态学实践面临的挑战	267
8.2.1	生态恢复的根本原因与动力	267
8.2.2	极端地区的生态恢复	267
8.2.3	退化生态系统成功恢复的一般特征与评价标准	269
8.2.4	生态恢复的复杂性	270
8.3	面临挑战的恢复生态学	270
	主要参考文献	271
	第一版后记	275
	第二版后记	277

1 恢复生态学概论

自工业革命以来，随着科学技术的进步，人类生产、生活和探险的足迹遍及全球，对自然界的影响越来越大。目前全球人口已达 57 亿，而且每年仍以 900 多万的速度在增加。在那些人类居住的地方，大部分的自然生态系统被改造为城镇和农田，原有的生态系统结构及功能退化，有的甚至已失去了生产力。随着人口的持续增长，对自然资源的需求也在增加。能源危机、环境污染、植被破坏、土地退化、水资源短缺、气候变化、生物多样性丧失等问题增加了对自然生态系统的胁迫。人类面临着合理恢复、保护和开发自然资源的挑战。20 世纪 80 年代以后，恢复生态学 (restoration ecology) 应运而生。恢复生态学从理论与实践两方面研究生态系统退化、恢复、利用和保护机制，为解决人类面临的生态问题和实现可持续发展提供了机遇 (Aber and Jordan, 1985; Cairns, 1995; Daily, 1995; 陈灵芝和陈伟烈, 1995; Dobson, 1997; 任海和彭少麟, 2001; SER, 2004; Temperton et al., 2004; Andel and Aronson, 2005; Falk et al., 2006)。本书对近年来国际上恢复生态学在理论和方法上的进展进行了综述，并结合国内在森林、草地、农田和湿地等方面开展的生态恢复、生态系统健康评价和生态系统管理等方面的进展，预测恢复生态学的可能发展方向。

1.1 生态恢复与恢复生态学的定义

1.1.1 生态恢复的定义

生态系统包括特定区域内的生物 (植物、动物、微生物)、生物赖以生存的环境，以及生物和环境之间的相互作用。生物可按其在生态系统中的作用划分为不同的功能群 (如初级生产者、食草动物、食肉动物、分解者、固氮生物、传粉生物)。生物赖以生存的外界环境可分为土壤或基质、大气、水体、水分、天气、气候、地形地貌、坡向、土壤肥力状况、盐分状况等 (SER, 2004)。生态系统可以是任何大小的空间单位，从只包括几个个体的空间体到有一定结构的、小区域的、在分类学上同质的、基于群落的“湿地生态系统”，甚至还包括基于生物群系的、大规模的“热带雨林生态系统”。

生态恢复是帮助退化、受损或毁坏的生态系统恢复的过程，它是一种旨在启动及加快对生态系统健康、完整性及可持续性进行恢复的主动行为。人类活动能直接或间接导致生态系统退化、受损、变形，甚至完全毁坏，因而要对其进行修复。当然，有时诸如自然火灾、洪涝、风暴和火山喷发等自然灾害同样能引起或加剧生态系统的破坏，使其无法恢复到原来的状态或偏离正常路线。生态恢复就是设法使生态系统恢复到其原来的正常轨迹。因而，原始状态就成为生态恢复设计的理想出发点。由于当前条件存在一定的局限性，生

态恢复时容易促使生态系统沿不同的轨迹演化。因此，要特别注意使系统恢复到原始状态。极度退化生态系统的历史轨迹很难或无法精确界定，但是，一个生态系统大致的演化路线和边界还是可以确定的。这需要整合受损生态系统原来结构、组分和功能方面的知识，参考相邻的一些正常生态系统，调查当地自然环境条件，分析相关的生态、文化和历史信息。融合这些信息就可以更好地设计基于生态数据和预测模型的生态恢复路线及方案，从而使生态系统恢复后更加健康和完整（任海和彭少麟，2001；SER，2004；Temperton et al.，2004；Andel and Aronson，2005；Falk et al.，2006）。

生态恢复是一项具有不确定性的、长期的、需要土地和资源投入的任务，因此，在对某个生态系统进行恢复前必须深思熟虑，集思广益比单独确定会更好。不同恢复方案的生态恢复措施不尽相同，这取决于生态系统过去所受干扰的程度和持续时间、改变系统外貌的文化背景、当代的限制因素及机遇等。在最简单的条件下，生态恢复往往包括去除明确的干扰并让生态系统进行自发的修复，例如，去掉一个水坝而让该区域重新回到原来那种水淹的状态。而在比较复杂的情况下，生态恢复可能还要重新引入当地消失的乡土种，尽可能消除那些有害的、入侵性的外来种或控制其发展。一般来说，生态系统的退化有多种因素，而且有时滞，生态系统中原有的组分也大量丢失。有时候，退化生态系统的演化过程一旦受阻，它的自然恢复就会无限期拖延。总体说来，生态恢复着眼于重启或加快这种自然恢复过程，从而使生态系统重回原来的固有轨迹。生态恢复可在不同规模上开展，但实施过程中通常是在有明确界线的景观中，这是为了保证邻近生态系统间的相互作用的适宜性。生态恢复的真正目标是重塑破碎化的生态系统或景观，而不仅仅着眼于单个生态系统。

一旦预期的固有轨迹实现了，受控生态系统可能就不再需要额外的帮助来保证其未来的健康和完整性，这时就可以认为恢复工作完成了。事实上，由于被恢复的生态系统经常受到机会种的入侵，以及各种人类活动、气候变化和不可预见因素的影响，所以必须要有持续的管理措施来缓解这些影响。从这一方面看，被恢复的生态系统和正常的生态系统一样，都需要一定程度的生态系统管理。虽然生态恢复和生态系统管理有较大的联系，而且经常采用相同的方法，但不同的是生态恢复着眼于重启或促进恢复进程，而生态系统管理则是设法保证恢复过程的正常进程。

有些生态系统，尤其是发展中国家的生态系统，还是用传统的、符合当地文化背景的方法来管理。在人文生态系统中，人文活动和生态过程有一定的互惠，人类活动能增进生态系统的健康和可持续性。许多人文生态系统受到人口增长和各种外部压力的损害，也需要恢复。对这些生态系统的恢复往往要同时恢复当地的生态系统管理措施，包括扶持当地居民的尚存文化、语言（这些都是传统文化的活化石）。生态恢复应该鼓励并依赖当地居民的长期努力，以促进成功。当前，传统文化的社会环境正经历着前所未有的全球变化，为了适应这种变化，生态恢复应该接纳甚至鼓励符合当代潮流的合适的新文化措施。与欧洲规范的文化景观不同，北美注重恢复质朴的文化景观。在非洲、亚洲和拉丁美洲，如果不能明确地表明其有助于提高人类生存的生态基础，那生态恢复肯定无法立足。已开展的大量生态恢复表明，在生态恢复行动中文化活动可以与生态过程相互促进。特别是在生态恢复活动的倡导下，文化信仰和活动往往有助于决定和改进生态恢复的具体措施（SER，2004）。

1.1.2 生态系统恢复后的特征

当生态系统拥有充足的生物与非生物资源，在没有外界帮助的情况下能维持系统的正常发展，就可以认为这个系统恢复了。恢复后的生态系统在结构和功能上能自我维持，对正常幅度的干扰和环境压力表现出足够弹性，能与相邻生态系统有生物、非生物流动及文化作用（SER，2004）。

国际恢复生态学会（SER）列出了9个特征作为判定生态恢复是否完成的标准。当然，并不是符合所有的这些特征才能说明生态恢复成功了，不过用这些特征来证实生态系统是否沿着正确的轨迹向预定或参照的目标发展倒是很有必要。有些特征很容易测定，而另一些只能间接推测。例如，大部分生态系统的功能特征的确定需要大量科学研究，完成这些研究往往会超过生态恢复项目的预算。这9条特征如下：

（1）生态系统恢复后的特征应该与参照系统类似，而且有适当的群落结构。

（2）生态系统恢复后有尽可能多的乡土种，在恢复后的文化生态系统中，允许外来驯化种、非入侵性杂草和作物的协同进化种存在。

（3）生态系统恢复后，维持系统持续演化或稳定所必需的所有功能群都出现了，如果它们没出现，在自然条件下也应该有重新定居的可能性。

（4）生态系统恢复后的环境应该能够保证那些对维持生态系统稳定或沿正确方向演化起关键作用的物种的繁殖。

（5）生态系统恢复后在其所处演化阶段的生态功能正常，没有功能失常的征兆。

（6）生态系统恢复后能较好地融入一个大的景观或生态系统组群中，并通过生物和非生物流动与其他系统相互作用。

（7）周围景观中对恢复生态系统的健康和完整性构成威胁的潜在因素得到消除或已经减轻到最低程度。

（8）恢复的生态系统能对正常的、周期性的环境压力保持良好的弹性，从而维持生态系统的完整性。

（9）与作为参照的生态系统保持相同程度的自我维持力，在现有条件下，恢复生态系统应该具有能够自我维持无限长时间的潜能。

此外，适当的生态恢复目标也可加入上述清单，例如，生态恢复的一个目标就是在适当情况下，恢复生态系统能为社会提供特定的产品或服务。也就是说，恢复生态系统是能为社会提供产品和服务的自然资本。生态恢复的另一个目标是为某些珍稀物种提供栖息地，或者作为某些经过筛选的物种的基因库。生态恢复的其他目标还包括：提供美学的享受，融合各种重要的社会行为（如通过参与生态恢复活动可增加团队的凝聚力）。

1.1.3 恢复生态学的定义

恢复生态学是一门关于生态恢复（ecological restoration）的学科，由于恢复生态学具

理论性和实践性,从不同的角度看会有不同的理解,因此关于恢复生态学的定义有很多,其中具代表性的有:①美国自然资源委员会(Natural Resource Defense Council)认为使一个生态系统回复到较接近其受干扰前的状态即为生态恢复(Cairns, 1995);②Jordan (1995)认为使生态系统回复到先前或历史上(自然的或非自然的)的状态即为生态恢复;③Cairns (1995)认为生态恢复是使受损生态系统的结构和功能回复到受干扰前状态的过程;④Egan (1996)认为生态恢复是重建某区域历史上存在的植物和动物群落,而且保持生态系统和人类传统文化功能的持续性的过程(Hobbs and Norton, 1996)。

上述四种定义都强调受损的生态系统要恢复到理想的状态,但由于受一些现实条件的限制,如缺乏对生态系统历史的了解、恢复时间太长、生态系统中关键种的消失、费用太高等,这种理想状态不可能达到,于是又有了下述定义。

余作岳等(1996)提出恢复生态学是研究生态系统退化的原因、退化生态系统恢复与重建的技术与方法以及生态学过程与机制的科学;Bradshaw (1987)认为生态恢复是有关理论的一种“酸性试验”(acid test, 或译为严密验证),它研究生态系统自身的性质、受损机制及修复过程(Jordan et al., 1987);Diamond (1987)认为生态恢复就是再造一个自然群落或再造一个自我维持并保持后代持续性的群落;Harper (1987)认为生态恢复是关于组装并试验群落和生态系统如何工作的过程(Jordan et al., 1987)。国际恢复生态学会(SER)先后提出四个定义:①生态恢复是修复被人类损害的原生生态系统的多样性及动态的过程(1994);②生态恢复是维持生态系统健康及更新的过程(1995);③生态恢复是帮助研究生态整合性的恢复和管理过程的科学,生态整合性包括生物多样性,生态过程和结构、区域及历史情况,可持续的社会实践等广泛的范围(1995)(Jackson et al., 1995);④恢复生态学是研究如何修复由于人类活动引起的原生生态系统生物多样性和动态损害的一门学科,其内涵包括帮助恢复和管理原生生态系统的完整性的过程。这种完整性包括生物多样性临界变化范围,生态系统结构和过程、区域和历史内容,可持续发展的文化实践(SER, 2004)。SER最后的定义现广为引用。

1.1.4 生态恢复与其他生态实践

与自然条件下发生的次生演替不同,生态恢复强调人类的主动作用。生态恢复包括人类的需求观、生态学方法的应用、恢复目标和评估成功的标准,以及生态恢复的各种限制(如恢复的价值取向、社会评价、生态环境等)等基本成分(Luken et al., 1990)。生态恢复有时会与相关实践行为相混淆,这些行为包括土地改造、环境修复、环境补偿、生态工程和各种资源管理措施,如烧荒、捕鱼、放牧、农业、林业等。如果这些行为能满足前述的那9条标准,那它们就与生态恢复在某些方面相同,甚至可归为生态恢复。但与其他相关行为不同的是,生态恢复通常需要更多的后续管理来满足所有的这些标准(SER, 2004)。Bradshaw (1987)曾作了一个退化、恢复、重建与改良示意图说明其关系,后来Lugo (1988)又加以修改(图1.1)。

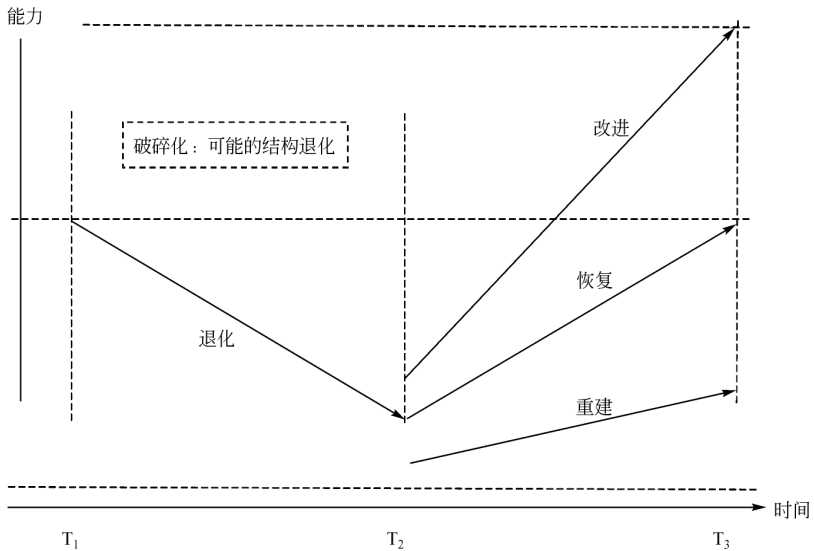


图 1.1 退化和各类恢复 (仿 Lugo, 1988)

生态恢复 (restoration) 指修复那些受到干扰、破坏的东西, 使其尽可能恢复到原来的状态。对那些小而具体的东西来说比较容易恢复, 但对于生态系统或区域生态环境 (尤其是那些尺度较大的生态系统及景观) 的恢复则是件既昂贵又耗时的工作。北美洲对这一术语的应用较为普遍。

生态修复 (rehabilitation) 指根据土地利用计划, 将受干扰和破坏的土地恢复到具有生产力的状态, 确保该土地保持稳定的生产状态, 不再造成环境恶化, 并与周围环境的景观 (艺术欣赏性) 保持一致。与生态恢复有一个相同之处, 那就是它们都关注历史上的或先前存在的生态系统, 并把其作为参照系统或原型, 但是这两种行为的目标和策略各不相同。生态修复强调对生态系统过程、生产力和服务功能的修复; 而生态恢复的目的包括重建先前存在的生物完整性, 包括物种组成和群落结构。然而, 生态恢复中很大一部分工作以前都被当作是生态修复。被干扰的土地在经过生态修复后能够阻止和避免对周围生态系统施加更进一步的负面影响, 同时具有经济效益和美学价值。立足于生态学基础之上的改造可被认为是生态修复, 甚至是生态恢复 (SER, 2004)。

改造 (reclamation) 指将被干扰和破坏的生境恢复到某种状态, 从而使原来定居在其上的物种能够重新定居, 或者与原来物种相似的物种能够定居。改造的主要目标包括固土、提高公共安全性、美化环境, 经常是指把土地改造造成在当地条件下有用的类型。这个术语被大多数土壤学家所使用, 尤其在恢复盐碱化的土地为农田的研究领域。此外, 在矿区地表恢复中也常用这个术语。

再植 (revegetation) 指尽量恢复一个生态系统的任何部分和功能, 或者是恢复到其原来的土地利用类型, 如将一开垦的草场从农田恢复到草地。它通常是改造的一个重要组成部分, 可能只需要建立一种或几种植被类型。

缓解 (mitigation) 是指主动对环境破坏进行补偿的一种行为。例如, 在美国, 当要批

准一项可能对湿地造成破坏的私人发展或公共经营计划时，环境补偿通常是必需的。可能有一些缓解被认为是生态恢复。

重塑 (creation) 和重造 (fabrication) 主要用在对完全没有植被的陆地生态系统的补偿中。重造可作为重塑的替代词使用。一个地方植被的消退会给当地的环境带来巨大的变化，因而需要在这个地方重新建立一个与原来不同的生态系统。生态重塑是一种管理工程学或景观建筑学而不是生态恢复学行为，这是因为生态恢复沿预设轨迹来促进生态系统发展，因而允许其通过自发生态过程来延续后续发展，很少需要或不需人为的干预 (SER, 2004)。

生态工程 (ecological engineering) 是指操纵自然资源、活体生物和外界环境来实现人类特定的目的，解决技术难题的活动。可预见性是所有工程设计必须考虑的，而生态恢复承认那些不一定实用但包含生物多样性、生态系统完整和健康的不可预见的恢复路线和目标。生态工程学的核心原理包括：整体性原理、协调与平衡原理、自生原理、循环再生原理等。其生态学原理包括：生态位原理、生物间互利共生机制原理、限制因子原理、食物链原理、物种多样性原理、生物与环境相互适应并协同进化原理、效益协调统一原理等。

生态设计 (eco-design) 这个概念提出之前，一般表述为环境保护、环境修复和环境净化等，生态设计在北美也称为“为环境而设计 (DEF)”。目前，比较一致的看法是：生态设计是一种在现代科学与社会文化环境下，运用生态学原理和生态技术，实现社会物质生产和社会生活的生态化，从而实现人与自然的和谐发展。生态设计的基本原理包括：尊重自然、整体优先的设计原则；同环境协调，充分利用自然资源的生态设计原理（即强调减量使用、重复使用、回收和循环利用）；发挥自然的生态调节功能与机制设计原理；生态设计的参与性与经济性原则；乡土化、方便性、人文性原则等。生态设计至少包括产业生态设计与技术、生态建筑设计与技术、景观与环境的设计与技术、生态公园与生态旅游设计、公路和矿山边坡生态修复设计、屋顶与墙面绿化生态设计、废弃物处理的生态化技术、复合系统的生态设计、城市园林生态设计、景观生态规划与设计、生态农业设计、区域综合生态设计等。

环境修复 (environment remediation) 是指在 20 世纪 60 年代，美国生态学家 H. T. Odum 提出生态工程概念，受此启发，欧洲一些国家尝试应用研究，并形成所谓生态工程工艺技术，实际属于清洁生产的范畴。随着生态学与环境生态学的发展，美、德等国家在 20 世纪 90 年代提出通过生态系统自组织和自调节能力来修复污染环境的概念，并通过选择特殊植物和微生物，人工辅助建造生态系统来降解污染物，这一技术被称为环境生态修复技术。由于生态系统的复杂性，该技术至今还不成熟，国外的环境生态修复也只是对轻度污染陆地的环境修复，最典型的事例就是通过湿地自调节能力防治污染。这与我国的生态自我修复有很大差别 (王治国, 2003)。

Kloor (2000) 通过对北美森林的恢复研究认为，应该淘汰“恢复”这个词，他的理由是恢复生态学中存在三个问题：一是恢复的目标具有不确定性，即恢复某生态系统历史上哪一个时间阶段的状态无法确定，例如，美国的 Minnesota 历史上曾被冰雪覆盖，是否应恢复为雪地呢？二是“恢复”这个词有静态的含意，因而恢复不仅要试图重复过去的环境，而且要通过管理以维持过去的状态，但事实上自然界是动态的。三是由于气候变化、

关键种缺乏或新种入侵，完全恢复是不可能的。Davis (2000) 进一步指出，根据“恢复”过程中所做的工作，将“恢复” (restoring) 换成“生态改进” (ecological enhancement 或 ecological enrichment) 会更精确，作为一门学科，恢复生态学应该叫“生态构建” (ecological architecture)，并将它作为景观构建 (landscape architecture) 的一个分支学科。Higgs 等 (2000) 代表 (国际) 恢复生态学会对这三点作了逐条反驳，他们认为生态恢复强调了参考条件，而且生态学家已致力于寻找适当的时间和空间参考点；恢复是一个动态的过程，而且恢复包括结构、干扰体系、功能随时间变化；恢复促进了乡土种、群落、生态系统流 (能流、物流等)、可持续的文化的繁荣，它应是应用生态学的一个分支。

1.2 恢复生态学的基本内容

经过近 20 年的发展，恢复生态学目前已确认了以森林、草地、水体、湿地等各类退化生态系统为对象，系统研究其结构、功能与动态。恢复的理论主要是生态学理论，恢复的关键过程包括退化过程、扭转退化的方法，确定重建物种、恢复目标及恢复过程中的社会-经济-文化障碍等的重要性，建立相对简单的测定方法并进行相应的统计分析及实验设计，提出相应的技术、监测过程及评估等。

目前，国内外尤其是国际上已出版的几本恢复生态学专著内容各有不同，大多数的专著认为恢复生态学的研究内容包括：①气候土壤等自然因素及其作用与生态系统的响应机制，生物生境重建尤其是乡土植物生境恢复的程序与方法；②土壤恢复、地表固定、表土储藏、重金属污染土地生物修补等；③生态系统的恢复力、生产力、稳定性、多样性和抗逆性；④从先锋到顶级不同级次生态系统发生、发展机制与演替规律研究；⑤生态系统退化过程的动态监测、响应机制及其模拟、预警与预测；⑥人为因素对生态系统的作用过程与机制，生态系统退化的诊断与评价指标体系；⑦植物自然重新定植过程及其调控技术，包括种子库动态及种子库在自然条件下的萌发机制、杂草的生物控制、生物入侵控制、植物对环境的适应、植物存活、生长与竞争；⑧微生物和动物在生态恢复中的作用；⑨植被动态，重建生态系统植被动态、外来植物与乡土植物的竞争关系；⑩生态系统结构、功能优化配置重构理论和生态工程规划、设计及实施技术；⑪生态系统功能 (生产力、养分循环) 恢复理论与技术；⑫干扰生态系统恢复的生态原理；⑬各类生态系统恢复技术，如干旱、沙漠、湿地、水生、矿区生态系统的重建；⑭典型退化生态系统恢复的优化模式、试验示范与推广；⑮恢复区的生态系统管理技术；⑯恢复生态学的生态学理论基础 (任海和彭少麟, 2001; Temperton et al., 2004; Andel and Aronson, 2005; Falk et al., 2006)。

1.3 恢复生态学研究简史

恢复生态学研究起源于 100 年前的山地、草原、森林和野生生物等自然资源管理研究，其中 20 世纪初的水土保持、森林砍伐后再植的理论与方法在恢复生态学中沿用至今 (Jordan et al., 1987)。例如，Phipps 于 1883 出版了森林再造的专著，其中有些理论至今可用 (Keddy, 1999)。早在 20 世纪 30 年代就有干旱胁迫下农业生态系统恢复的实践。

最早开展恢复生态学实验的是 Leopold, 他与助手一起于 1935 年在威斯康星大学植物园恢复了一个 24 hm² 的草场。随后他发现了火在维持及管理草场中的重要性。他还认为生态恢复只是恢复中的第一步, 一个生态系统保持整体性、稳定性和生物群体的美感时就是好的生态系统, 在 1941 年他进一步提出土地健康 (land health) 的概念 (Jordan et al., 1987; Rapport 1998)。Clements (1935) 发表了“实验生态学为公共服务”的论文, 阐述生态学可用于包括土地恢复在内的广泛领域 (Keddy, 1999)。20 世纪 50~60 年代, 欧洲、北美和中国都注意到了各自的环境问题, 开展了一些工程与生物措施相结合的矿山、水体和水土流失等环境恢复和治理工程, 并取得了一些成效, 从 70 年代开始, 欧美一些发达国家开始水体恢复研究 (Cairns, 1995; 陈灵芝和陈伟烈, 1995), 在此期间, 虽有部分国家开始定位观测和研究, 但没有生态恢复的机制研究。Farnworth 在 1973 年提出了热带雨林恢复研究中的 9 个具体方向。同期, 日本的宫肋照教授利用植被演替的理论在一些城市开展建设环境保护林的研究, 人工促进森林的快速恢复。1975 年在美国召开了“受损生态系统的恢复”国际研讨会, 会议探讨了受损生态系统恢复的一些机制和方法, 并号召科学家们注意搜集受损生态系统科学数据和资料, 开展技术措施研究, 建立国家间的研究计划。1980 年, Cairns 主编了《受损生态系统的恢复过程》一书, 8 位科学家从不同角度探讨了受损生态系统恢复过程中重要生态学理论和应用问题。同年, Brandshaw 和 Chdwick 出版了 *Restoration of Land, the Ecology and Reclamation of Derelict and Degraded Land*。1983 年在美国召开了“干扰与生态系统”的国际研讨会, 探讨了干扰对生态系统各个层次的影响。1984 年在美国威斯康星大学召开了恢复生态学研讨会, 强调了恢复生态学中理论与实践的统一性, 并提出恢复生态学在保护与开发中起重要的桥梁作用。美国 1985 年成立了“恢复地球”组织, 该组织先后开展了森林、草地、海岸带、矿地、流域、湿地等生态系统的恢复实践并出版了一系列生态恢复实例专著 (Beger, 1990)。1985 年, Aber 和 Jordan 提出了恢复生态学的术语, 他们还出版了 *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research* 的论文集。1985 年, 国际恢复生态学会成立。1991 年在澳大利亚举行了“热带退化林地的恢复国际研讨会”。1993 年在香港举行了华南退化坡地恢复与利用国际研讨会, 系统探讨了中国华南地区退化坡地的形成及恢复问题 (Parham, 1993)。1996 年, 在瑞士召开了第一届世界恢复生态学大会, 大会强调恢复生态学在生态学中的地位, 恢复技术与生态学的连接, 恢复过程中经济与社会内容的重要性, 随后国际恢复生态学会每年召开一次国际研讨会。现在各国均有大量的恢复生态学论文出现, 但主要的恢复生态学期刊有 *Restoration Ecology*、*Ecological Restoration*、*Restoration and Management Notes*、*Restoration and Reclamation Review* 和 *Land Degradation & Development*、*Ecology Abstracts* 等国际文摘也开辟专栏转载恢复生态学方面的成果。另有一些生态学期刊和环境期刊出版恢复生态学专辑, 一些生态学主流期刊如 *Applied Ecology* 杂志与生态恢复研究相关学术论文的数量和比例在过去 40 年均稳定增长 (Ormerod, 2003), 此外还有大量的因特网网址进行恢复生态学方面的交流 (任海和彭少麟, 2001)。

当前在恢复生态学理论和实践方面走在前列的是欧洲和北美, 在实践中走在前列的还有新西兰、澳洲和中国。其中欧洲偏重矿地恢复, 北美偏重水体和林地恢复, 而新西兰和澳洲以草原为主 (Gaynor, 1990; Cairns, 1992; Mansfield and Towns, 1997), 中国则因人

口偏多强调农业综合利用 (陈灵芝和陈伟烈, 1995; 任海和彭少麟, 1998)。从 20 世纪 70 年代至今, 国外比较成功的恢复样板有: 热带的土地退化现状及恢复技术 (CAB970601598, CAB940607234; CAB 是指 Centre for Agriculture and Biosciences International, 其后的数字是顺序号), 昆士兰东北部退化土地的恢复 (CAB960607654), 坦桑尼亚的毁林地恢复 (CAB960607447), 退化的石灰岩矿地的造林 (CAB960600967), 湿热带自然林恢复 (CAB960600935), 东玻利维亚、巴西、东南亚、赞比亚等国的土地恢复 (CAB 数据库中有近千条记录), 干旱和半干旱地退化生态系统的恢复与重建 (至 1999 年, CAB 数据库中有百余条记录)。这些恢复试验的对象涉及草原、河流、湖泊、废弃矿地、森林和农田, 在这些恢复过程中主要研究内容有干扰和受损生态系统、受损生态系统的恢复与重建、湿热带森林生态系统的稳定性、废弃矿地和垃圾场的恢复、河流和湖泊的水生植物群落的重建等。在此基础上, 已有一些恢复生态学的理论成果出现。

我国最早的恢复生态学研究是中国科学院华南植物研究所余作岳等于 1959 年在广东的热带沿海侵蚀台地上开展的退化生态系统的植被恢复技术与机制研究。经过近 40 年的系统研究, 提出了“在一定的人工启动下, 热带极度退化的森林可恢复; 退化生态系统的恢复可分三步走; 恢复过程中植物多样性导致动物和微生物多样性, 植物多样性是生态系统稳定性的基础”等观点, 他们还先后创建了我国恢复生态学的两个基地——小良热带森林生态系统定位研究站和鹤山丘陵综合试验站。在此以后, 先后有多个单位开展了退化生态系统恢复研究, 其中包括: ①南京大学仲崇信自 1963 年起从英国、丹麦引进大米草在沿海滩涂种植以控制海岸侵蚀, 至 1980 年推广达 3 万多公顷; ②中国科学院兰州沙漠研究所开展的沙漠治理与植被固沙研究; ③中国科学院西北水土保持研究所开展的黄土高原水土流失区的治理与综合利用示范研究; ④中国科学院水生生物研究所开展的湖泊生态系统恢复研究; ⑤中国科学院西北高原生物研究所开展的高原退化草甸的恢复与重建研究; ⑥中国科学院成都生物研究所开展的岷江上游植被恢复研究; ⑦中国科学院南京土壤所开展的红壤恢复与综合利用试验; ⑧广西科学院和中山大学开展的红树林恢复重建试验等。1983 年, 中国科学院内蒙古草原站开展了不同恢复措施下退化羊草草原的恢复及演替研究。1990 年, 东北林业大学开展了黑龙江省森林生态系统恢复与重建研究, 同期中国林业科学研究院开展了海南岛热带林地的植被恢复与可持续发展研究。另有中国环境科学院、中山大学、中国矿业大学等单位开展的大量废弃矿地和垃圾场的恢复对策研究。

20 世纪 80 年代以来, 特别是近年来生态退化和环境污染等问题日趋恶化, 成为困扰我国社会经济可持续发展的重要因素。在此背景下, 国家有关部委及地方政府分别从不同角度进行了有关生态恢复的研究和实践, 开展了生态环境综合整治与恢复技术研究、主要类型生态系统结构和功能及提高生产力途径研究、亚热带退化生态系统的恢复研究、北方草地主要类型优化生态模式研究, 以及内蒙古典型草原草地退化原因与过程及防治途径和优化模式等课题, 对生态恢复理论和实践的研究都有所加强 (沈承德等, 2001; 任海等, 2001, 2004; 蒋德明, 2004)。我国还先后实施了长江中上游地区 (包括岷江上游) 防护林建设工程, 水土流失治理工程, 农牧交错区、风蚀水蚀交错区、干旱荒漠区、丘陵山地、干热河谷和湿地等生态脆弱地区退化生态环境恢复与重建工程, 沿海防护林建设工程等。这些生态建设实践与研究结合已获成功的一些生态恢复技术和案例, 为生态恢复和环境治

理积累了宝贵的经验,提出了一些具有指导意义和应用价值的基础理论,进行了一些典型区域生态恢复试验,取得了显著的生态效益、社会效益和经济效益(贺金生等,1998;刘世梁等,2006;黄奕龙等,2003;刘庆等,1999,2004;吴彦等,2004)。20世纪90年代中期,先后出版了《热带亚热带退化生态系统的植被恢复生态学研究》和《中国退化生态系统研究》等专著。21世纪初期,出版了《恢复生态学导论》、《环境污染与生态恢复》、《湿地生态工程》、《湿地资源利用与保护的优化模式》、《生态修复工程技术》、《热带亚热带恢复生态学研究与实践》、《恢复生态学》等数本恢复生态学专著,提出了适合中国国情的恢复生态学研究理论和方法体系。就研究范围和广度而言,我国生态恢复研究是其他国家所难以比拟的,而且在某些领域已达到国际同类研究水平,在国际学术界产生了一定的影响(中国生态学会,1995;陈灵芝和陈伟烈,1995;余作岳和彭少麟,1996;任海和彭少麟,1998;赵晓英等,2001;任海和彭少麟,2001;孙书存和包维楷,2006;Ren et al., 2002, 2007)。

1.4 恢复生态学的发展趋势

国际恢复生态学会基本上每年都召开一次大会,近几年的主题分别是:在一个变化的世界中的恢复(2007)(2006年未召开),生态恢复——全球面临的挑战(2005),边缘的生态恢复(2004),恢复、景观与设计(2003),了解和恢复生态系统(2002),跨越边界的生态恢复(2001),以创新理论深入推进恢复生态学的自然与社会实践(2000)。从上述主题的变化可以看出近几年恢复生态学主要关注的是全球变化背景下的生态恢复问题,在生态系统尺度的基础上强调景观尺度及交错带的生态恢复,重视自然与人文结合的生态恢复。从大会报告、专题报告可以发现,恢复生态学的研究趋势已从静态研究、单一状态研究、基于结构的方法和集中于某一类型生态系统研究等特征转向动态研究、多状态研究、基于过程的方法和多维向恢复评价标准等特征。此外,国际恢复生态学会还与Island Press合作出版了一个生态恢复的科学与实践系列专著(Temperton et al., 2004)。

近期,国际恢复生态学会下属的*Restoration Ecology*杂志评出其创刊以来最重要的10篇论文,这些论文多少都体现了恢复生态学试图形成理论框架或发现不同类型退化生态系统恢复的共性机制,有关论文罗列如下:

- Restoration Success: How Is It Being Measured? (Maria C Ruiz-Jaen, T Mitchell Aide)
- The Future of Restoration Ecology: Challenges and Opportunities (Richard J Hobbs)
- Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration (Daniel L M Vieira, Aldcir Scariot)
- “How Local Is Local?” —A Review of Practical and Conceptual Issues in the Genetics of Restoration (John K McKay, Caroline E Christian, Susan Harrison, Kevin J Rice)
- Introduction to Special Section on “Ecosystem Restoration and Biodiversity: How to Assess and Measure Biological Diversity”? (Stefan Zerbe, Daria Kreyer)
- Establishing Baseline Indices for the Quality of the Biodiversity of Restored Habitats Using a Standardized Sampling Process (Alan Feest)

- The Two-Culture Problem: Ecological Restoration and the Integration of Knowledge (E Higgs)
- Planning for Restoration: A Decision Analysis Approach to Prioritization (Kendra A Cippolini, Aimee L Maruyama, Christopher L Zimmerman)
- Forest Restoration in Urbanizing Landscapes: Interactions Between Land Uses and Exotic Shrubs (Kathi L Borgmann, Amanda D Rodewald)
- Recommendations for Integrating Restoration Ecology and Conservation Biology in Ponderosa Pine Forests of the Southwestern United States (Reed F Noss, Paul Beier, W Wallace Covington, R Edward Grumbine, David B Lindenmayer, John W Prather, Fiona Schmiegelow, Thomas D Sisk, Diane J Vosick)

从总体上看, 恢复生态学具有如下发展趋势。

虽然 Bradshaw (1984) 提出退化生态系统恢复过程中功能恢复与结构恢复成线性关系, 但这并没有考虑到退化程度和恢复的努力。生态学还没有达到可以对特定地点在特定方法下有特定产出的预测阶段。生态系统恢复与自然演替是一个动态的过程, 有时很难区分两者。恢复生态学要强调自然恢复与社会、人文的耦合, 好的生态哲学观将有助于科学工作者、政府和民众的充分合作。恢复生态学研究无论是在地域上还是在理论上都要跨越边界。恢复生态学研究以生态系统尺度为基点, 在景观尺度上表达。退化生态系统恢复与重建技术尚不成熟, 目前恢复生态学中所用的方法均来自相关学科, 尚需形成独具特色的方法体系。

生态恢复已从目标导向转为过程导向。目标导向主要是强调一个生态系统接近干扰前状态的回归, 它提出了参考生态系统问题, 强调生态参数的比较, 确定了促进演替中的问题。而过程导向是修复人类对乡土生态系统多样性和动态的损害的过程, 它涵盖了生态损害的社会要素, 强调社区的作用, 认识到恢复在干扰和社会状况中的限制作用, 出现了适应恢复的趋势。

生态恢复已从单一态、静态向多态、动态方向发展。植被是连续变化的多状态体, 在此基础上发展了状态转移模型。强调生态系统功能还是组成物种? 强调自然性 (naturalness), 要给予足够的时间恢复, 恢复成功的标准也要多维向。

生态恢复是启动正反馈, 停止负反馈, 并维持自我更新能力。生态恢复强调空间异质性和景观尺度的恢复。恢复生态学家应停止期待发现能预测恢复产出的简单规律或牛顿定律, 相反, 应该知道因为恢复地点本身及恢复目标导致的、挑战的多样性进行适应性恢复与管理。只要有可能, 恢复项目就应将试验整合进规划与设计, 可能适应性恢复不能确保期待的产出, 但它将为同类生态系统的恢复提供可更正的测定方法或导致更好的恢复实践。

到目前为止, 国内外对生态系统恢复研究主要集中在恢复中的障碍 (如缺乏种源、种子扩散不力、土壤和小气候条件恶劣不宜于植物定居等) 和如何克服这些障碍两个方面, 另有一些恢复过程中生态系统结构、功能和动态的研究。还存在研究时间太短、空间尺度太小、恢复过程不清、结构与功能恢复机制不清、生物多样性功能群或功能特性研究少、恢复模型缺乏实验支持等问题。纵观生态系统恢复研究, 过去主要关注过程, 比较少关注

规划、行动和评价阶段。最近恢复生态学在如下三个方面比较活跃：一是关于恢复的临界阈值问题；二是恢复过程中优势种群的扩散过程和空间格局的动态变化；三是利用景观生态学理论和方法探讨恢复机制问题。

目前恢复生态学还与相关学科进行交叉，并大量采用新技术和其他学科的新理论（如信息技术），围绕新兴的科学问题如生物多样性、全球变化、可持续发展等为人类的生存与发展服务（Hobbs, 2005）。

主要参考文献

- 陈灵芝, 陈伟烈. 1995. 中国退化生态系统研究. 北京: 中国科学技术出版社
- 贺金生, 陈伟烈, 江明喜等. 1998. 长江三峡地区退化生态系统植物群落物种多样性特征. 生态学报, 18 (4): 399 ~ 407
- 刘良梧, 龚子同. 1994. 全球土壤退化评价. 自然资源, (1): 10 ~ 14
- 刘庆, 吴彦, 何海. 2004. 川西亚高山人工针叶林生态恢复过程的种群结构. 山地学报, 22 (5): 591 ~ 597
- 刘庆. 1999. 青藏高原东部 (川西) 生态环境脆弱带恢复与重建研究进展. 资源科学, 21 (5): 81 ~ 86
- 刘世梁, 傅伯杰, 刘国华等. 2006. 岷江上游退耕还林与生态恢复的问题和对策. 长江流域与环境, 15 (4): 506 ~ 510
- 马世骏. 1990. 现代生态学透视. 北京: 科学出版社
- 彭少麟. 1997. 恢复生态学 with 热带雨林的恢复. 世界科技研究与发展, 19 (3): 58 ~ 61
- 钦佩, 安树青, 颜京松. 1998. 生态工程学. 南京: 南京大学出版社
- 任海, 彭少麟, 陆宏芳. 2004. 退化生态系统恢复与恢复生态学. 生态学报, 24 (8): 1760 ~ 1768
- 任海, 彭少麟. 2001. 恢复生态学导论. 北京: 科学出版社
- 任海, 彭少麟. 1998. 中国南亚热带退化生态系统恢复及可持续发展. 见: 陈竺. 生命科学——中国科协第三届青年学术研讨会论文集, 176 ~ 179. 北京: 中国科学技术出版社
- 任海, 郭建国, 彭少麟等. 2000. 生态系统健康的监测与评估. 热带地理, 20 (4): 310 ~ 316
- 沈承德, 孙彦敏, 易惟熙等. 2001. 退化森林生态系统恢复过程的碳同位素示踪. 第四纪研究, 21 (5): 452 ~ 460
- 孙书存, 包维楷. 2006. 恢复生态学. 北京: 化学工业出版社
- 王治国. 2003. 关于生态修复若干概念与问题的讨论. 中国水土保持, (10): 4 ~ 6
- 吴彦, 刘庆, 何海等. 2004. 亚高山针叶林人工恢复过程中物种多样性变化. 应用生态学报, 15 (8): 1301 ~ 1306
- 余作岳, 彭少麟. 1997. 热带亚热带退化生态系统植被恢复生态学. 广州: 广东科技出版社
- 章家恩, 徐琪. 1998. 生态退化研究的基本内容与框架. 水土保持通报, 17 (3): 46 ~ 53
- 章家恩, 徐琪. 1999. 恢复生态学研究的一些基本问题探讨. 应用生态学报, 10 (1): 109 ~ 112
- 赵桂久, 刘燕华, 赵名茶等. 1993. 生态环境综合整治和恢复技术研究 (第一集). 北京: 北京科学技术出版社
- 赵桂久, 刘燕华, 赵名茶等. 1995. 生态环境综合整治和恢复技术研究 (第二集). 北京: 北京科学技术出版社
- 赵晓英, 陈怀顺, 孙成权. 2001. 恢复生态学——生态恢复的原理与方法. 北京: 中国环境科学出版社
- 中国科协学会工作部. 1990. 中国土地退化防治研究. 北京: 中国科学技术出版社
- 中国生态学会. 1995. 面向 21 世纪的生态学——中国生态学会第五届全国代表大会论文集. 珠海: 中国生态学会第五届全国代表大会
- 中国生态学会. 1991. 生态学研究进展. 北京: 中国科学技术出版社
- Aber J D, Jordan W III. 1985. Restoration ecology: an environmental middle ground. *BioScience*, 35 (7): 399
- Andel J, Aronson J. 2005. *Restoration ecology*. Oxford: Blackwell Publishing
- Barrow C J. 1991. *Land Degradation*. London: Cambridge University Press
- Berger J J. 1993. Ecological restoration and nonindigenous plant species: a review. *Restoration Ecology*, 2 (2): 74 ~ 82
- Berger J J. 1990. Ecological restoration in the San Francisco Bay Area. Berkeley: Restoring the Earth
- Bradshaw A D. 1987. Restoration: an acid test for ecology. In: Jordon W R III, Gilpin N, Aber J. *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*, Cambridge: Cambridge University Press, 23 ~ 29

- Brown S, Lugo A E. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology*, 2 (2): 97 ~ 111
- Cairns J Jr. 1995. Restoration ecology. *Encyclopedia of Environmental Biology*, 3: 223 ~ 235
- Cairns J Jr. 1992. Restoration of aquatic ecosystems. Washington DC: National Academy Press
- Cairns J Jr. 1977. Recovery and restoration of damaged ecosystems. Charlottesville: University press of Virginia
- Cairns J et al. 1988. Rehabilitation Damaged Ecosystems. Boca Raton: CRC Press, 1 ~ 220
- Caraher D, Knapp W H. 1995. Assessing ecosystem health in the Blue Mountains. *Silviculture: from the cradle of forestry to ecosystem management*. General technical report SE-88 (U. S. Forest), Southeast Forest Experiment Station, U. S. Forest Service, Hendersonville, North Carolina
- Chapman G P. 1992. Desertified grassland. London: Academic Press
- Conacher A J et al. 1995. Rural land degradation in Australia Melbourne. New York: Oxford University Press
- Constanza R R, Arge R, Groot R. 1997. The value of the worlds ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253 ~ 259
- Daily G C S, Alexander P R, Ehrlich P R. 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology*, (3): 1 ~ 6
- Daily G C. 1995. Restoring value to the worlds degraded lands. *Science*, 269: 350 ~ 354
- Davis J. 1996. Focal species offer a management tool. *Science*, 271: 1362 ~ 1363
- Davis K A. 2000. "Restoration" — a misnomer. *Science*, 287 (5456): 1203
- Diamond J. 1987. Reflections on goals and on the relationship between theory and practice. In: Jordan W R III, Gilpin N, Aber J. *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research*. Cambridge: Cambridge University Press
- Dobson A D, Bradshaw A D, Baker A J M. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, 277: 515 ~ 522
- Falk D A, Millar I C, Olwell M. 1996. Restoring diversity—strategies for reintroduction of endangered plants. Washington DC: Island Press
- Falk D A, Palmer M A, Zedler J B. 2006. *Foundations of Restoration Ecology*. Washington: Island Press
- Farnworth E G, Golley F B. 1973. *Fragile ecosystem*. New York: Springer-Verlag
- Forman R T T. 1995. *Land Mosaics*. Cambridge: Cambridge University Press
- Freedman B. 1989. *Environmental Ecology: the impact of pollution and other stresses on ecosystem structure and function*. London: Academic Press
- Fritts T H, Rodola G H. 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam. *Ann Rev Ecol Syst*, 29: 113 ~ 140
- Gaynor V. 1990. Prairie restoration on a corporate site. *Restoration and Reclamation Review*, 1 (1): 35 ~ 40
- Handel S N, Robinson G R, Beattie A J. 1994. Biodiversity resources for restoration ecology. *Restoration ecology*, 2 (4): 230 ~ 241
- Harper J L. 1987. Self-effacing art: restoration as imitation of nature. In: Jordan W R III, Gilpin N, Aber J. *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research*. Cambridge: Cambridge University Press
- Higgs E, Covington W W, Falk D A et al. 2000. No justification to retire the term "Restoration". *Science*, 287 (5456): 1203
- Hobbs R J, Norton D A. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 4 (2): 93 ~ 110
- Hobbs R J, Mooney H A. 1993. Restoration ecology and invasions. In: Saunders D A, Hobbs, Ehrlich P R. *Nature conservation 3: reconstruction of fragmented ecosystems, global and regional perspectives*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia
- Hobbs R J. 2005. The future of restoration ecology: challenges and opportunities. *Restoration Ecology*, 13: 239 ~ 241
- Jackson L L, Lopoukine D, Hillyard D. 1995. Ecological restoration: a definition and comments. *Restoration Ecology*, 3 (2): 71 ~ 75
- Johnstone I M. 1986. Plant invasion windows: a time-based classification of invasion potential. *Biological Review*, 61: 369 ~ 394
- Jordan W III, Gilpin M E, Aber J D. 1987. *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological restoration*. Cambridge:

- Cambridge University
- Jordan W R III. 1995. "Sunflower Forest": ecological restoration as the basis for a new environmental paradigm. In: Baldwin A D J. Beyond preservation; restoring and inventing landscape. Minneapolis: University of Minnesota Press
- Kauffman R. 1995. Ecological approaches to riparian restoration in northeast Oregon. *Restoration and Management Notes*, 13: 12 ~ 15
- Keddy P. 1999. Wetland restoration; the potential for assembly rules in the service of conservation. *Wetland*, 19 (4): 716 ~ 732
- Kloor K. 2000. Restoration ecology; Returning America's forests to their 'natural' roots. *Science*, 287 (5453): 573
- Lamd D. 1994. Reforestation of degraded tropical forest lands in the Asia-Pacific region. *Journal of tropical forest science*, 7 (1): 1 ~ 7
- Lugo A E. 1988. The future of the forest ecosystem rehabilitation in the tropics. *Environment*, 30 (7): 17 ~ 25
- Luken J O. 1990. Directing ecological succession. London: Chapman & Hall
- Madenjian C P, Schloesser S, Krieger K A. 1998. Population models of burrowing mayfly recolonization in western lake erie. *Ecological Applications*, 8: 1206 ~ 1212
- Mansfield B, Towns D. 1997. Lessons of the Islands: restoration in New Zealand. *Restoration and Management Notes*, 15 (2): 150 ~ 154
- Margaren F. 1997. Disneyland or native ecosystem; genetics and the restorationist. *Restoration and Management Notes*, 14 (2): 148 ~ 150
- Middleton B. 1999. Wetland restoration, flood pulsing and disturbance dynamics. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Mitsch W J, Jorgensen S E. 2000. Ecological engineering. New York: John Wiley & Sons
- Owles M B, Whelan C J. 1994. Restoration of endangered species: conceptual issues, planning and implementation. New York: Cambridge University Press
- Ormerod S J. 2003. Restoration in applied ecology: editor's introduction. *Journal of Applied Ecology*, 40: 44 ~ 50
- Parham W. 1993. Improving degraded lands; promising experience form South China. Honolulu: Bishop Museum Press
- Parker V T. 1997. The scale of successional models and restoration ecology. *Restoration Ecology*, 5 (4): 301 ~ 306
- Rapport D J, Costanza R, McMichael A J. 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in ecology & evolution*, 13: 397 ~ 402
- Rapport D J. 1998. Ecosystem health. Oxford: Blackwell Science, Inc.
- Ren H, Shen W, Lu H et al. 2007. Degraded ecosystems in China: status, causes, and restoration efforts. *Landscape and Ecological Engineering*, 3: 1 ~ 13
- Ren Hai, Peng Shaolin, Wu Jianguo. 2002. Degraded ecosystem and restoration ecology in China. In: Wong M H, Bradshaw A D. The restoration and management of derelict land-modern approaches. London: World Scientific, 190 ~ 210
- Sehal J et al. 1994. Soil degradation in India: status and impact. New Delhi: Oxford & IBH Pub. Co
- SER. 2004. International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International
- SER. 2004. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (SER). The SER
- Temperton V M, Hobbs R J, Nuttle T et al. 2004. Assembly rules and restoration ecology. London: Island Press
- van der Valk. 1999. Succession theory and wetland restoration. Perth, Australia: Proceedings of INTECOL's V International wetlands conference
- Whisenant S G, Tongway D J. 1995. Repairing mesoscale processes during restoration. Denver: Fifth international rangeland congress, 62 ~ 63

2 恢复生态学的理论基础

恢复生态学是 20 世纪 80 年代迅速发展起来的一个现代应用生态学的分支学科，主要致力于研究在自然突变和人类活动影响下受到损害的自然生态系统的恢复与重建。近年来恢复生态学得到迅速发展，显示了广阔的应用前景。生态恢复应用了许多学科的理论，目前主要以基础生态学理论为基础，如限制因子理论、群落演替理论、生态位理论、生态系统的结构理论、适应恢复理论，以及从恢复生态学中产生的人为设计和自我设计理论（self-design versus design theory）等（任海和彭少麟，2001；Hobbs，2004）。

2.1 基础生态学理论

2.1.1 限制因子理论

生态因子（ecological factor）是指环境要素中对生物起作用的因子，如温度、光照、水分、氧气、二氧化碳、食物及其他生物等。众多生态因子中，对生物生存不可缺少的环境要素有时也称为生存条件，如食物、热能和氧气是动物的生存条件，而二氧化碳和水是植物的生存条件。所有生态因子构成生物的生态环境，特定生物体或群体栖息地的生态环境称为生境（habitat），其中包括生物本身对环境的影响。因此，生态因子和环境因子是两个既有联系、又有区别的概念。生态因子作用的基本特征包括以下几点。

（1）综合作用：环境中各种生态因子不是孤立存在的，而是彼此联系、相互促进、相互制约的，任何一个单因子的变化都将引起其他因子不同程度的变化及其反作用。因此，生态因子对生物的作用不是单一的，而是综合的。例如，生物生长发育受到气候、地形、土壤和生物等多种因素的综合影响；山脉阴阳坡景观差异是光照、温度、湿度及风速的综合作用的结果。

（2）主导因子作用：对生物起作用众多因子并非等价的，其中有一个是起决定作用的，它的改变将会引起其他生态因子发生变化，这个因子称为主导因子。例如，低温是植物春化阶段的主导因子；光照强度是植物光合作用的主导因子。

（3）阶段性作用：生态因子规律性变化导致生物生长发育的阶段性，在不同发育阶段生物需要不同的生态因子或生态因子的不同强度，生态因子对生物的作用具有阶段性。例如，低温在植物春化阶段是必不可少的，但在其后的生长阶段则是有害的。

（4）不可替代性和补偿性作用：对生物作用的诸多生态因子虽然非等价，但都很重要，一个都不能缺少，不能由另一个因子来替代。在一定条件下，某一因子的数量不足可依靠相近生态因子的加强得以补偿，从而获得相似生态效应。例如，当光照强度减弱时，

植物光合作用的下降可依靠二氧化碳浓度增加得到补偿。

(5) 直接作用和间接作用：生态因子对生物行为、生长、繁殖和分布的作用可以是直接的，也可以是间接的，有时还经过几个中间环节。例如，光照、温度、水分等直接作用于生物，而山脉坡度、坡向等通过光照、温度、水分等的变化间接作用于生物。

德国化学家 Liebig 于 1840 年在其所著的《有机化学及其在农业和生理学中的应用》一书中分析了土壤与植物生长的关系，他发现作物产量往往不是受其需求量最大营养物质的限制，而是取决于在土壤中稀少又为植物所必需的元素，如硼、镁、铁等微量元素。因此，植物的生长取决于那些处于最少量状态的营养元素。进一步研究显示，这一结论同样适用于其他生物种类或生态因子。美国生态学家 Shelford 于 1913 年指出，生物的生存与繁殖依赖于各种生态因子的综合作用，只要其中一项因子的量（或质）不足或过多，超过了某种生物的耐受性限度，则使该物种不能生存甚至绝灭。因此，当生态因子的量（或质）超过生物的耐受性上、下限度时，都将成为这种生物的限制因子。生物与环境的关系往往是复杂的，但在一定条件下对某一生物种而言并非所有因子都具有同样的重要性，依靠观察、分析及与实验相结合的途径，找到那些可能起限制作用的因子，限制因子确定对于生态学研究具有十分重要意义。例如，某种植物在某一特定条件下生长缓慢或某一动物种群数量增长缓慢，只有找出可能引起限制作用的因子，并通过实验确定生物与因子的定量关系，将会有效地解决增长缓慢的问题。

当一个生态系统遭到破坏后，进行恢复时往往会遇到许多因子的制约，如光照、温度、水分和土壤等。生态恢复是从多方面进行设计与改造生态环境和生物种群，为此需要认真分析立地条件，就是希望根据限制因子理论找出限制生物生产力的主导因子，只有找到了切入点，才能有效地进行生态恢复。例如，在进行退化森林生态系统恢复重建时，某种因子是某一树种或草种的限制因子，但其对另一树种或草种却不一定是限制因子。因此，我们只有通过对立地因子的分析，选择适当的物种，才能改变限制因子的约束，有效提高生产力；在北方干旱/沙漠地带，水分是植物生长的主要限制因子，先种植耐旱性树种，一步一步改变土壤水分供应状况，从而进一步改变植被的群落结构；土壤的酸碱度也会影响许多物种的生长，退化红壤生态系统中土壤酸度偏高，土壤酸度是关键因子，而茶树在土壤 $\text{pH} > 7.0$ 时便会逐渐死亡，板栗 (*Castanea mollissima*) 适生于 $\text{pH} 4.6 \sim 7.5$ 的土壤，当 $\text{pH} > 7.5$ 时便生长不良，因此进行恢复时应选择如茶树、板栗及马尾松等喜偏酸性物种。了解生态系统的限制因子，有利于生态恢复设计和技术手段的确定，从而有效缩短生态恢复的时间。

2.1.2 群落演替理论

任何一个植物群落都不会静止不动，而是随着时间的进程处于不断变化和发展之中，因此植物群落发展变化过程中，一个群落代替另一个群落的现象称为演替 (succession)。植物群落的形成可以从裸露地面开始，也可以从已有的另一个群落中开始。任何一个植物群落在其形成过程中，必须要有植物繁殖体的传播、植物的定居和植物之间的“竞争”3个方面的条件和作用。植物繁殖体如孢子、种子、鳞茎及根状茎等的传播过程是群落形成

的首要条件,也是植物群落变化和演替的重要基础。当植物的繁殖体到达新地点后,开始发芽、生长和繁殖,即完成了植物的定居。随着首批先锋植物定居的成功,以及后来定居种类和个体数量的增加,植物个体之间及种与种之间开始了对光、水、营养等的竞争。一部分植物生长良好并发展成为优势种,而另外一些植物则退为伴生种,甚至消失,最终各物种之间形成了相互制约的关系,从而形成稳定的群落。演替可以在地球上几乎所有类型的生态系统中发生,近期活跃自然地理过程如冰川退缩、侵蚀发生区的演替称为原生演替,在火灾、污染等使原先存在植被遭到破坏地区的演替称为次生演替。依据群落演替方向,可分为顺行演替 (progressive succession) 和逆行演替 (regressive succession)。顺行演替是指随演替进行,生物群落的结构和种类成分由简单到复杂,群落对环境的利用由不充分到充分,群落生产力由低到逐步增高,群落逐渐发展为中生代,群落对环境的改造逐渐强烈。而逆行演替的进程则与顺行演替相反,它导致群落结构简单化,不能充分利用环境,生产力逐渐下降,群落旱生化,对环境的改造较弱。无论哪种演替,都可以通过人为手段加以调控,从而改变演替方向或演替速度。

群落演替理论是退化生态系统恢复重建最重要的理论基础 (许木启和黄玉瑶, 1998),生态系统的退化实质上是一个系统在超载干扰下逆向演替的动态过程 (包维楷和陈庆恒, 1999),主要表现为生物多样性下降、生物生产力降低、系统结构和功能退化、稳定性下降及生态效益降低。Clements 的群落演替理论认为,演替是生物群落与环境相互作用导致生境变化的结果,群落演替是渐进有序进行的,这就要求我们在进行退化生态系统恢复和重建过程中也要循序渐进,依据退化阶段,按照生态演替规律分阶段、分步骤地促进顺行演替,而不能急于求成、拔苗助长。例如,要恢复某一极端退化的裸荒地,首先应重在先锋植物的引入,当先锋植物改善土壤肥力条件并达到一定覆盖度以后,才可考虑草本、灌木等的引种栽培,最后才是乔木树种的加入。中国科学院华南植物园在小良站光板上重建人工森林生态系统是成功地运用群落演替理论进行恢复工作的一个典范 (余作岳, 1990)。小良地区 100 多年以前还覆盖着茂密的森林,不断增加的人类活动使得原生森林不复存在,形成大面积的冲刷坡,只有局部地方还保留着稀疏、丛状分布的杂草和零星分布的灌木。在此条件下,仅仅依靠自然演替很难恢复其森林生态系统。从 1959 年起,研究人员在进行本底调查的基础上,采取工程措施和生物措施相结合的综合治理方法,选用速生、耐旱、耐瘠的桉树 (*Eucalyptus*)、松树 (*Pinus*) 和相思树 (*Acacia*) 重建先锋群落。到 1972 年,433 hm^2 的荒坡都披上了绿装。随后模拟自然林的种类成分和群落结构特点,在松、桉林先锋群落中配置多层、多种阔叶混交林。在选择物种时,考虑选择处于顺行演替前一阶段的某些物种,从而加速演替进程。例如,在南亚热带地区对马尾松疏林或其他先锋群落进行林分改造时,在其中补种锥栗 (*Castanopsis chinensis*)、木荷 (*Schima superba*)、黧蒴 (*Castanopsis fissa*) 或樟树 (*Cinnamomum camphora*) 等 (彭少麟, 1995)。岷江上游的亚高山地带是青藏高原东缘森林资源集中分布区域之一,其垂直分布范围大约在海拔 2900 ~ 3900 m 之间,以冷杉、云杉暗针叶林为其代表性植被类型。亚高山针叶林是岷江上游生态屏障的主体,具有重要的水源涵养功能。由于多年来的过量采伐,森林蓄积量大量下降,生态服务功能减弱。恶劣的自然条件 (寒冷、干旱等) 导致这些采伐迹地更新困难、周期长、见效慢 (刘庆等, 2001)。中国科学院成都生物研究所在岷江上游亚

高山地区进行人工植被恢复时发现, 亚高山迹地恢复最初的先锋群落和早期次生种类通常是短命的, 没有必要在最初生态恢复中仅仅使用先锋树种来试图模仿自然更新。许多情况下, 自然演替后期才出现的种类其实也可以建立在植物群落发育的早期生长林地中。为此, 研究人员提出了植被恢复的“复式镶嵌群落配置模式”, 在人工恢复的云杉林中配置高山柳、垂柏柳、桦木及槭树等阔叶树种, 以利于实现群落优化配置和顺向演替, 从而显著提高恢复后森林生态系统的功能, 满足控制水土流失、涵养水源和保护生物多样性等需要。

演替理论能为生态恢复提供指导。例如, 传递植物区系地理理论在生态恢复中可“提供一个引入次生演替物种的模式”; 起始植物区系地理理论可“指导设计植被恢复时要保留土壤种子库”; 促进理论可“认为原生演替的物种为次生物种的进入改善条件”; 抑制理论可“认为原生演替的物种阻碍和延迟次生物种进入”; 结合/偶然性理论可“指导立地有效性、定居者有效性和定居者行为的管理, 强调长期的、过程导向的恢复”(Luken, 1990)。

2.1.3 生态位理论

生态位(niche)是生态学中的一个重要概念, 主要指在自然生态系统中一个种群在时间、空间上的位置及其与相关种群之间的功能关系。生态位的定义随着研究的不断深入而得以补充和发展, 美国学者 Grinnell (1917) 在生态学中提出生态位的概念, 他认为生态位是一物种所占有的微环境, 用以表示划分环境的空间单位和一个物种在环境中的地位, 强调的是空间生态位(spatial niche)的概念。英国生态学家 Elton (1927) 赋予生态位更进一步的含义, 他把生态位看作“物种在生物群落中的地位与功能作用”。英国生态学家 Hutchings (1957) 发展了生态位概念, 提出 n 维生态位(n -dimensional niche)。他以物种在多维空间中的适合性(fitness)确定生态位边界, 这样对如何确定一个物种所需要的生态位变得更清楚了。因此, 生态位可表述为生物完成其正常生命周期所表现的对特定生态因子的综合位置, 即用某一生物的每一个生态因子为一维(X_i), 以生物对生态因子的综合适应性(Y)为指标构成的超几何空间。

生态位理论告诉我们, 每种生物在生态系统中总占有一定的空间和资源。在恢复和重建退化生态系统时, 就应考虑各物种在时间、空间(包括垂直空间和地下空间)和地下根系中的生态位分化, 尽量使所有物种在生态位上错开, 避免由于生态位重叠导致激烈的竞争排斥作用而不利于生物群落发展和生态系统稳定。在构建人工群落时, 可根据各物种生态位的差异, 将深根系植物与浅根系植物, 阔叶植物与针叶植物, 耐阴植物与喜阳植物, 常绿植物与落叶植物, 乔木、灌木和草本植物等进行合理的搭配, 以便充分利用系统内光、热、水、气、肥等资源, 促进能量的转化, 提高群落生产力。以苹果为代表的水果生产是横断山区干旱河谷的重要产业, 茂县、汶川、小金及理县等地的苹果全国驰名。苹果树与作物间作是该区传统的栽培模式和经营方式, 其覆盖面积占耕地总面积的 40% 左右。对岷江上游干旱河谷区处于不同经营阶段的苹果与作物间作模式的研究显示: 在经营前期, 果农间作效益显著, 资源利用率很高; 在中后期(约十年后), 由于果树与间作作物

随时间变化生态位重叠逐渐增加,资源竞争矛盾激化,一些作物特别是阳性喜光作物产量下降很快,尽管这种间作模式对有限资源利用充分,但效率低下。因此,在生态脆弱区农村运用复合农林生产模式时强调分析人工植物群落的动态变化,基于生态位理论寻求合理的间作组合,进行优化调控,找到不同经营阶段的最佳模式类型(孙书存和包维楷,2005)。

根据生态位理论,在进行生态恢复时要避免引进生态位相同的物种,尽可能使各物种的生态位错开,使各种群在群落中具有各自的生态位,避免种群之间的直接竞争,保证群落的稳定。同时组建由多个种群组成的生物群落,充分利用时间、空间和资源,更有效地利用环境资源,维持生态系统的稳定性。

2.1.4 物种共生理论

物种共生现象普遍存在于各种类型生态系统中,分为偏利共生和互利共生两种。偏利共生是指共生的两个不同物种个体间发生一方对另一方有利的关系。例如,地衣、苔藓、某些蕨类及很多高等的附生植物(如兰花)附生在树皮上,借助于被附生植物来支持自己,获取更多的光照与空间资源。互利共生是指共生的不同物种个体间的一种互惠关系,可增加双方的适合度。例如,菌根是真菌菌丝与许多种高等植物根的共生体,真菌帮助植物吸收营养,同时它也从植物获得营养。

在恢复和重建森林生态系统时,有意识地引入一些附生植物,对增加群落多样性、促进系统的稳定是有益的。菌根是真菌和高等植物根系的共生体,真菌从高等植物根中吸取碳水化合物和其他有机物或利用其根系分泌物,同时又供给高等植物氮素和矿物质,二者互利共生。很多菌根植物如松树在没有菌根时就不能正常生长或发芽,在缺乏相应真菌的土壤上造林或种植菌根植物时,可在土壤内接种真菌或使种子事先感染真菌,能大大加快植被建立的速度。目前菌根技术已在我国北方荒漠化治理及南方典型干热河谷植被恢复中得到广泛应用。根瘤是固氮菌与豆科植物根系的互利共生,在植被恢复困难地段利用豆科固氮树种与其他乡土树种混栽,由于豆科固氮植物固氮能力强,耐贫瘠能力突出的特点,混栽后能较快地改善土壤环境,从而在一定程度上促进其他树种的生长。等高植物篱技术是一种控制水土流失的坡地利用方式,也是一种复合农林经营模式。根据坡耕地坡度的不同,每隔一定距离沿等高线种植植物篱,农作物则种植在植物篱之间的种植带中,属于一种带作(alley cropping)方式。近年来,国际上对利用多用途固氮树种构建植物篱防止坡耕地侵蚀和进行土壤改良的技术进行了研究,并在美国、非洲和东南亚国家得到了广泛推广,表明固氮植物篱技术作为一项投资少、见效快的综合水土保持措施,对于山区可持续发展有重要的现实意义(刘学军和李秀彬,1997)。从1991年起,中国科学院成都生物研究所在国际山地综合发展中心(ICIMOD)的资助下,在横断山区金沙江干热河谷开展坡地农业等高植物篱技术研究,筛选出近十种优良固氮植物篱物种,取得了可喜的试验示范成果,探索和建立了适于我国西南及类似山区的坡地改良和坡地农业发展模式。

2.1.5 生态适宜性理论

生物经过长期与环境的协同进化,对生态环境产生了依赖,其生长发育对生态环境产生了要求,如果环境条件发生变化生物就不能很好的生长,生物对环境中的光、温、水、土等的依赖就是生态适宜性。例如,植物中有一些是喜光植物,而另一些则是喜阴植物。同样,一些植物只能在酸性土壤中生长,而另一些却不能在酸性土壤中生长。不同的地域具有不同的生态环境背景,如气候、地貌、土壤、水文条件等,分布有本地适生的植物种,例如,在南方丘陵山地,马尾松(*Pinus massoniana*)、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)等树种生长良好,而在北方则常见有油松(*Pinus tabulaeformis*)、华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*)等。此外,具体地段也有差别,如在山西省太岳山地区,油松造林生长良好,而华北落叶松则往往后期生长不良。事实上,林业部门强调的“适地适树”原则就指这一点。

植物生长的环境对植物生长发育有重要影响,每一物种只有在一定生态幅度范围内才能正常生长发育。因此,只有将适宜物种引入到适宜环境中,物种才能存活和生长。中国科学院成都生物研究所在岷江上游大沟流域生态恢复中,以因地制宜、适地适树为物种选择优先考虑的原则。在进行物种筛选之前,必须要对退化生态系统的环境因子有充分客观的认识,弄清哪些限制因子起主导作用,这样才可能做到“适地适树”。例如,岷江上游大沟流域海拔2000 m以下,植物生长的主要限制因子是土壤水分,而且海拔越低土壤水分的限制作用越明显。同时,土壤养分贫瘠及强烈地形风也是重要限制因子。在海拔2000 m以上地段,生长有大量具无性繁殖能力的灌丛,地表光照弱,光照强度和根系间养分竞争是主要限制因子。在对退化生态系统环境有了充分认识后,方可从物种自然分布的环境条件、物种的形态解剖学特征与适应性、物种生长发育比较分析、生理生态学特性比较分析、物种抗逆能力分析、物种的生态防护价值、物种的经济价值、物种在群落中的作用及物种对其他生物物种影响等方面进行物种的生态适应评价。自20世纪80年代以来,中国科学院成都生物研究所在岷江上游大沟流域先后引种(包括乡土种和外来种)约280余种植物(包括品种),筛选出70余种(品种)适宜物种,这些适宜物种的应用取得了良好的生态恢复效果。

2.1.6 生态系统的结构理论

如前所述,生态系统(ecosystem)是指在一定空间中共同栖居着的所有生物(即生物群落)与其环境之间由于不断地进行物质循环和能量流动过程而形成的统一整体。地球上的森林、草原、荒漠、海洋、湖泊及河流等不仅外貌有区别,生物组成也各有特点,其中的生物和非生物构成了一个相互作用、物质不断循环、能量不断流动的生态系统。生态系统的结构是指生态系统中的组成成分及其在时间、空间上的分布和各组间能量、物质、信息流的方式与特点。

生态系统的结构主要包括物种结构、时空结构和营养结构。

(1) 物种结构：指生态系统由哪些生物种群组成，以及它们之间的量比关系。例如，浙北平原地区农业生态系统中，粮、桑、猪、鱼的量比关系；南方山区粮、果、茶、草、畜的物种构成及数量关系。

(2) 时空结构：生态系统中各生物种群在空间上的配置和在时间上的分布，主要包括水平空间上的镶嵌性、垂直空间上的层次性和时间分布上的发展演替特征。

(3) 营养结构：生态系统中由生产者、消费者和分解者三大功能类群以食物营养关系所组成的食物链、食物网是生态系统的营养结构，它是生态系统中物质循环、能量流动和信息传递的主要途径。

生态系统结构是否合理体现在生物群体与环境资源组合能否相互适应，能否充分发挥资源的优势，实现资源的可持续利用。在物种结构上应提高物种多样性，从而有利于系统的稳定和持续发展。在时空结构上充分利用光、热、水、土资源，提高资源利用率。在营养结构上应实现生物物质和能量的多级利用与转化，形成一个高效的、无冗余组分的系统。总之，建立合理的生态系统结构有利于提高系统功能。

根据生态系统的结构理论，生态恢复中应采用不同特性的物种，如深根与浅根、喜光与耐阴、喜肥与耐瘠、喜水与耐旱、常绿与落叶、乔木与灌草相结合，实行农业物种、林业物种、牧业物种和渔业物种的结合，实现物种间的能量、物质和信息的交流，提高资源利用效率。同时根据区域位置的不同，侧重于不同恢复措施，例如，山区的生态恢复以林业为主，丘陵区的生态恢复以林草结合为主，平原地区的生态恢复则以农、渔、饲料和绿肥结合为主。中国科学院成都生物研究所在岷江上游干旱河谷采取果农结合的复合农林模式，该模式主要是在苹果林中间套种一些粮食作物，如小麦、玉米、油菜、大豆等。结果显示，果农间作模式具有很高的光能利用效率，同时扩大了土地的承载力，实现了土地资源的高效利用。同时，在坡地生态系统恢复中采取林药模式，即在采用保留带与种植带等高交叉配置造林基础上，间作薯蓣、山药等，使光、热、水、养分等资源高效利用。我国农林副渔一体化生态工程着重调控生态系统内部结构和功能，进行优化组合，提高系统本身的迁移、转化、再生物质和能量的能力，充分发挥物质生产潜力，尽量充分利用原料、产品、副产品、废物及时间、空间和营养生态位，提高整体的综合效益。此外，生态恢复中还应注意营养结构的“加环”，即在生态系统食物链网增加一些环节，以便充分利用原先尚未利用的那部分物质和能量。例如，稻田养鱼模式就是向稻田中加入一定数量的，原本不生活于其中的草食性（草鱼）、滤食性（鲢鱼）、杂食性（鲤鱼）和底栖动物食性（青鱼）鱼苗，构成稻鱼共生网络。放养草鱼可使稻田杂草得到有效控制，促进水稻增产。同时，其他食性鱼类将稻田中原本无经济价值的浮游生物、底栖生物变成了鱼生产力，鱼在稻田中排出的大量粪便富含氮、磷元素，增加了稻田的肥力，从而使稻田单位面积收益大大提高。

2.1.7 生物多样性理论

生物多样性 (biodiversity) 是指生命有机体及其赖以生存的生态综合体的多样化 (variety) 和变异性 (variability)，生物多样性是生命形式的多样化 (从类病毒、病毒、细