



广东 **森林资源** 及其
生态系统 **服务功能**

GUANGDONG SENLIN ZIYUAN JIQI
SHENGTAI XITONG FUWU GONGNENG

任海黄平等编著
张倩媚侯长谋

中国环境科学出版社

图书在版编目(CIP)数据

广东森林资源及其生态系统服务功能/任海等编著.北京:中国环境科学出版社, 2002.8

ISBN 7-80163-359-8

I. 广… II. 任… III. ①森林资源—研究—广东省②森林—生态系统—研究—广东省
IV. S718.55

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2002)第 050697 号

内 容 简 介

本书是中国科学院华南植物研究所和广东省森林资源管理总站合作的研究成果之一,内容涉及森林生态系统、生态系统健康、生态系统管理、生态系统服务功能、全球变化对森林的影响及其反馈等内容,并通过广东省森林资源及其生态系统服务功能的研究实例探讨了森林资源管理策略问题。

本书可供从事林学、生态学、自然资源及环境保护等领域有关教学、科技和管理人员参考,并可作为政府有关部门制定森林和环境保护政策的科学依据。

中国环境科学出版社出版发行
(100036 北京海淀区普惠南里 14 号)
北京市联华印刷厂印刷
各地新华书店经售

2002 年 7 月第 一 版 开本 787×1092 1/16

2002 年 7 月第一次印刷 印张 8

印数 1—600 字数 20 千字

定价: 22.00 元

目 录

1 森林生态系统的一些新理论	(1)
1.1 森林生态系统概论	(1)
1.2 生态系统评价	(8)
1.3 生态系统健康	(11)
1.4 生态系统管理	(22)
1.5 森林生态系统的管理	(32)
2 生态系统服务功能	(44)
2.1 生态系统服务功能的定义	(44)
2.2 生态系统服务功能研究概况	(44)
2.3 生态系统服务功能的内容	(45)
2.4 生态系统服务功能的评估	(50)
2.5 生态系统服务功能的研究重点	(50)
2.6 自然与人工生态系统服务功能的比较	(52)
2.7 生态系统服务的保护策略与途径	(52)
3 广东省的森林资源	(55)
3.1 广东省的自然环境	(55)
3.2 广东省的森林资源	(57)
3.3 森林资源特点	(59)
4 广东省森林生态系统服务功能	(62)
4.1 研究方法	(62)
4.2 广东省森林生态系统服务功能	(65)
4.3 广东省森林生态系统服务功能在全国中的比重	(68)
5 全球变化对森林资源的可能影响	(69)
5.1 全球气候变化背景	(69)

5.2	全球气候变化情景下中国林业对策·····	(75)
5.3	植物入侵与其它全球变化因子间的相互作用·····	(85)
5.4	全球气候变化对野生动物的影响·····	(89)
5.5	全球气候变化对森林生态系统影响的研究问题·····	(94)
6	广东省森林生态系统服务功能的提高策略·····	(98)
6.1	加强对现有林分的保护和改造·····	(98)
6.2	扩大生态公益林面积·····	(99)
6.3	加强森林生物多样性恢复·····	(102)
6.4	通过生态系统经营发挥生态系统的多种服务功能·····	(103)
6.5	城市林业的发展·····	(104)
	参考文献·····	(106)

1 森林生态系统的一些新理论

1.1 森林生态系统概论

1.1.1 生态系统的概念

从1935年英国生态学家 Tansley 提出生态统一词以来,许多科学家试图从各种角度来定义和使用这个概念。把生态系统这个概念应用于土地利用与自然资源管理始终是专家们讨论的主题,从而制定符合生态系统的政策以维持或恢复生态系统的整体性、健康或可持续性则是政策制定者和执行者的事(Montgomery et al., 1995)。生态系统管理中所使用的生态系统概念有如下四个主要特征:(1)生态系统在时空中的变化是连续的。(2)生态系统由于某种原因可能出现明显的不平衡,生态后果可能与这种行为的原因密切相关,也可能与之相去甚远。(3)系统可能有几种级别的稳定,系统受到人为或其它原因的干扰,可能转入一个新的系统并可在一种或多种水平上稳定。(4)系统不同部分间存在一种组织关系,但并非每个要素都与其它所有要素相连。此外,尽管对最重要部分的了解是必需的,我们没必要知道所有的联系(Holling, 1978)。

Dickey & Watts(1978)将生态系统定义为客体、理论或理念(与普通功能或信仰相联系)包含生物体及其关系的一个有组织的整体。按照 Agee & Johnson(1988)的观点,生态系统就是依照研究兴趣选定的任何一个地方,且有明确的边界;通过边界的任何东西视为输入或输出;生态系统存在边界,但生态系统是随着时空而变的,因此边界是任意划定的;生态系统的组成要素可能有不同的限制。例如,动物区管理可以影响邻近土地的利用或社会价值,或者为其所影响;将一个地方用作观光、教育或休闲,可能会受到当地社会的影响。政治对生态系统的限制常常不包括解决所有管理问题必须的所有要素(经济的或人力资源的)。

Odum(1998)在处理生态系统管理问题时将环境的输入、输出与生态系统一起界定、研究、管理。因此,有人认为生态统一词是概念性的而不是一个物理实体,它具有以下六个方面的属性。

1. 结构(structure)属性。生态系统由生物和非生物两部分组成。陆地生态系统至少包括绿色植物、基质和大气。大多数正常运转的生态系统,一定是由动物、植物和微生物组成的合理整体。陆地生态系统常由复杂的生物群落、土壤、大气、能源(通常是太阳)以及水源等成份组成。

2. 功能(function)属性。即物理环境与生物群落之间的能量和物质的定量交换。因为生物与非生物体都由能量和物质构成,并且由于确定有机物质是否死亡常常很困难,因

此用物理-化学整体观来看待生态系统具有相当的优越性。在这一整体内,各个组分之间不断进行着物质和能量的交换,这些组分有的具有生物活性,有的则没有。这种看待生态系统的方式并没有贬低传统生命遗传观的重要性,相反,它是对遗传观的补充。

3. 复杂(complexity)属性。生态系统的复杂性源于生态系统固有的高层次的生物整合水平。生态系统内部的现象和条件是由多种因素决定的,因此,在对系统的结构与功能机制有了充分了解之前是很难预测这些现象和条件的。

4. 相互作用(interaction)和相互依存(interdependency)的属性。各种生物和非生物组分之间的相互联系十分密切,其中任何一组分的改变都会引起几乎所有其他组分发生相应变化。这种相互作用和相互依赖关系的广泛性和完整性曾使早期生态学家萌发了这样一个设想,即将生态系统概念上的物理范例(如 1hm² 的森林,一片农田,一个小池塘)想象为一种超生物体(superorganism)。这一观点已被否定,因为,尽管个体与生态系统之间具有某些相似之处,但它们之间的差别实在太,以致超生物体概念难以付之应用。

5. 空间维向无定界(no inherent definition of spatial dimension)属性。个体生物量是三维实体,它具有确定的物理形态。种群和群落也是空间定界的实体,尽管其大小时常难于确定。例如:一群鸟、某一水域的鱼类都是易识别的种群,但由于其空间不断发生周期性变化,因此种群的空间边界较难确定。同样,在识别北部地区的寒温带云杉林中某一云杉种群或开放海域的生物群落时,要求在一定程度上明确其空间边界。不过,尽管有这些问题,“种群”和“群落”这两个术语的着重点显然是落在易于确定的物质实体(physical entity)上的。一片皆伐地或一片水洼谷地的生物群落,可以很容易地观测到并描述其空间边界。但另一方面,生态系统这个术语则是着重于组织的结构和复杂性、系统内部的相互作用、相互依存以及功能特性方面,而不是系统的地理边界问题。

6. 时变(temporal change)属性。生态系统不是静止不变的,除了不断进行物质和能量交换外,生态系统的整体结构和功能也随时间而改变。

1.1.2 森林生态系统的概念

森林作为陆地生态系统的主体及林业产业的基础,对改善生态环境和促进社会可持续发展起到越来越重要的作用。森林资源合理管理与开发,可产生巨大的经济效益与生态效益。森林不仅仅是一片树木,它是以下各项的集合体:(1)树木;(2)树木获取支持、营养和水分的土壤层;(3)与树木具有共生、竞争、互利或相克等相互作用的其它植物;(4)取食植物并栖息于植物下层或对植物有益处的动物;(5)直接或间接地对树木或其它有机体产生有益、互利或相克影响的微生物;(6)土壤和气候,包括火灾和降水,它们影响森林中所有有机体的分布和数量(金明仕,1992)。

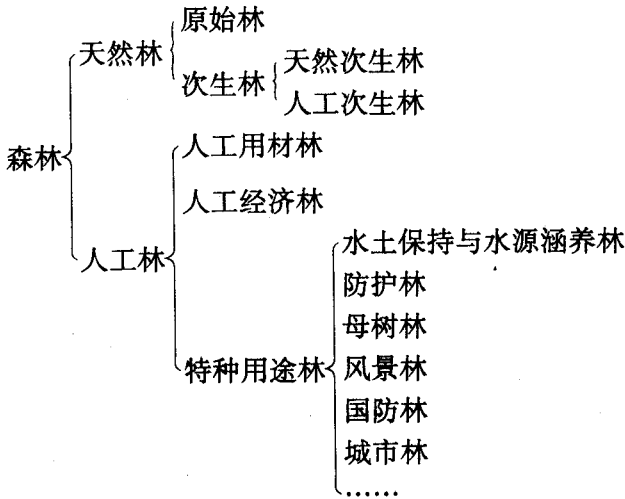
李景文(1981)认为森林是以树木和其它木本植物为主体的一种生物群落。它实际上是指森林生态系统,它既包括了地上部分的生物群落,也包括了土壤及其这里的生物系统、以及树木冠层以内的大气所构成的综合体;并且认为这个综合体中的所有生命与非生命成分之间,在以物质循环和能量流动为纽带的联系中,构成了一个有机整体。与其它生态系统类型不同的是,这个系统内的生产者必须是以树木和其它木本植物为主体的。

森林是一个复杂的生物物理系统,在该系统中各部分相互作用,相互依赖,千变万化。

由于这些情况极为复杂,因此,在森林中出现的“事件”是由许多因素引起的,是多因事件。

由于这种复杂性,若要对某一地区植被或土壤状况进行预测,而对方程右边各个因素又一无所知,则这种预测成功的希望甚小。

满足如上有关森林定义的生态系统类型很多,简单实用地划分如下:



天然林是在当地的气候条件下经过长期演替发展而来,也可以称为原生森林群落,这种群落一般都是地带性的。原生森林可以分为原始林和次生林两大类,原始林的历史久远,和当地的地质地貌形成相统一;次生林的历史不长,往往是原始林被破坏后形成的;原始林被破坏后,最初由人工辅助再经过长期自然演替而形成的森林称之为人工次生林;通过自然演替而形成的森林称之为天然次生林。人工林是人类有目的植树造林所形成的森林。对人工林的进一步划分则一般只能根据人类最初的意愿和目的进行,如人工用材林、经济林及特种用途林等(周国逸等,2000)。

森林资源是以多年生木本植物为主体并包括以森林环境为生存条件的动物、植物、微生物在内的生物群落,它具有一定的生物结构和地段类型并形成特有的生态环境,在进行科学管理及合理经营的条件下,可以不断地向社会提供大量的物质产品(传统的有形产品)、非物质产品和以生态效益为基础的各种服务,以促进社会经济的持续发展与环境的改善和健康。

森林生态资源是森林资源最为重要的一部分,集中体现在森林提供的非物质产品和生态效益对人类的服务功能方面。森林生态资源的分类如表 1.1。

森林生态学仅仅是生态学基本原理在森林这一特定的生态系统中的应用。虽然森林生态学的研究层次包括个体、种群、群落和生态系统,但这些研究均应始终贯穿着生态系统的概念。森林生态学在传统上被认为是主要研究群落水平,但是,只有全面地研究森林生态系统中所有的生物组织水平,森林生态学的全部作用才将得以发挥。

表 1.1 森林生态资源分类及价值体现

分类	内 容	市场模式	市场主体	交换方式	实现手段
森林景观及旅游业	天然林及人工林景观、游憩、娱乐、休闲场所	市场经济	资源生产者与社会消费者及有关机构	等价交换	收费方式
社会服务	保持水土、涵养水源、净化空气、减少污染、固定 CO ₂ 和提供氧气……	半市场经济(逐步向市场经济过渡)	资源生产者与有关部门和行业及社会消费者,生态效益补偿的主体部分	公平交易,按谁受益谁补偿的原则进行	市场交易,补偿机制
生物岛功能	生物多样性保存、自然教育与科学研究等	非市场经济	资源生产者,国家主管部门及社会持续发展	政府扶持	财政拨款

1.1.3 森林生态系统在经济发展中的重要作用

1.1.3.1 森林生态系统是经济可持续发展的基础

经济与生态,二者是相辅相成,水乳交融,互创条件的关系。它们之间,经济活动取之于自然并还之于自然。一切经济活动乃至人类的活动都是依赖自然生态运行的基础进行的,经济发展过程一刻也离不开生态系统这个基础。经济取之于自然而求得了发展,然而取之过度,大自然就会强迫经济来偿还;经济运行中和人们消费中所产生的废物最终还之于自然,污染破坏了自然生态系统,造成人类生存环境和健康的恶化,大自然还是强迫经济来偿还。可以讲,由于经济行为造成的生态系统的“折旧”,是要由经济本身来“付费”的。因此,生态系统对经济活动有着极大的制约能力。现实生活中由经济来偿还生态系统“折旧”费用的例子不胜枚举。从世界上看,1996年由于生态破坏造成的直接和部分间接经济损失已占世界GDP的14%;从我国看,全国每年因为各种自然灾害造成的直接经济损失高达2000亿元,因洪涝灾害减产粮食100多亿kg。这还不能说明,经济要想求得可持续发展,必须保护和建设好的生态系统吗(杨继平,1999)。

自然生态系统由陆地生态系统与海洋生态系统组成。森林,是陆地生态系统的主体。森林和林地(含疏林和灌木林)约占陆地面积的34%,跨越寒带至热带的各个气候带,有着丰富多样的类型,是世界上最丰富的生物基因资源库。森林生态系统比其他生物系统具有更复杂的空间结构和营养结构(食物链和营养链),其系统自身的调节能力远比草原要大。森林总的利用率和生物生产力也是天然系统中最高的。森林具有对长波辐射的高吸收率和对短波辐射的低散射率,可利用的净辐射率相当高。对能量交换来讲,森林是陆地覆盖层中最活跃的因素,林冠层是地球——大气最粗糙的内界面,因而对垂直湍流、压力场的产生和大气环流都有一定影响。由于森林是陆地生态系统的主体,那么,森林生态系统当然是经济可持续发展的重要基础。

1.1.3.2 森林生态系统是控制全球变暖的缓冲器

由于近期人类大量使用石化燃料和森林大面积减少,导致大气二氧化碳浓度迅速增大,产生了“温室效应”,使全球发生气候变暖的趋势。同时,由于作为碳贮库的森林大面积被砍伐,原来被贮存于森林生态系统内的碳贮量被释放出来,特别是森林采伐后被用作薪材,更加剧了温室效应,加速了全球气候变暖趋势。研究结果证明,在当前大气二氧化碳浓度增加的因素中,森林面积减少约占所有因素和作用的30%~50%。因此,人们不仅呼吁减少森林砍伐所带来的森林这个巨大碳库的破坏,而且指望发展森林来调节大气二氧化碳的浓度。温室效应的后果是惊人的:一是会引起降雨格局的变化。比如,北美和俄罗斯的平均降雨量将有可能减少,由于世界粮食市场的净出口70%来源于北美,这一地区降雨量的减少必将对世界粮食市场的供需产生巨大的影响。二是会导致海平面上升。由此而带来的后果是,陆地上的许多河口三角洲和海岸线上的大城市将沦为汪洋。三是会导致陆地现在生长的许多植物群落因温度的变化而死亡。这样的变化又会进一步推动温度的上升,形成生态系统全球范围内的恶性循环。因此,由于森林生态系统的恶化而带来的气候变化,不仅将使经济付出难以估量的损失,更为严重的是,将直接威胁人类的生存权,如果人类的生存权都被大自然收回了,那还谈什么经济发展!

1.1.3.3 森林生态系统是防洪保土的根本

江河泛滥造成的损失不亚于战争给人类带来的灾难。1998年我国长江、松花江、嫩江流域发生的洪灾,造成直接经济损失达2550.9亿元,受灾人口1.86亿人,如果加上灾后重建的开支,则经济“付费”的数额就更惊人了。这样的例子是不胜枚举的,我们总是跳不出只顾经济发展而不顾保护生态,而生态的破坏又必须由经济来承担的恶性循环圈。洪水泛滥的根本原因有两条,一是由于土地失去植被不能对雨水进行截留,使洪水迅猛而下;二是由于土地失去植被造成水土流失,淤积了河床、库区、湖底和泄洪区,致使河床抬高,库容减少,泄洪能力减弱。一方面,森林具有巨大的涵养水源、调节径流的功能。森林的复杂主体结构,能对降水层层拦截,可将地表径流更多地转化为地下径流。一棵25年生天然树木每小时可吸收150mm降水,一棵22年生人工水源林每小时可吸收300mm降水,而裸露地每小时仅吸收5mm。林地的降水约有65%为林冠截留或蒸发,35%变为地下水。因此,森林在雨季能在一定程度上削弱洪峰流量,延缓洪峰到来时间,延长径流输出时间;在旱季则可增加枯水流量,缩短枯水期长度,达到“消洪补枯”的作用。从松花江水系8个森林覆盖率不同的流域的径流季节分配资料分析,没有森林覆盖的流域,其春季枯水径流仅占全年径流的6.5%,夏季汛期径流却占78%;而森林覆盖率为90%的流域,则分别为28.6%和47.6%。我国现有森林面积13370万 hm^2 ,森林覆盖率13.92%,主要分布在东北、内蒙东部、西南林区,占全国天然林面积的33%,而这些地区恰恰是1998年洪灾最严重的长江、嫩江、松花江的上中游地区,充分说明了这些林区过量采伐所带来的恶果。根据四川1981年7月特大洪水资料,森林覆盖率分别为12.3%的涪江和5.4%的沱江,在降水量相同情况下,前者的洪水径流系数比后者减少21%。比较黑龙江海拉河、沱江流域森林覆盖率分别为75%和14%的两个林区,前者洪峰值比后者低29.24%~

38.40%，而退水过程前者比后者延后 24~48h。可见无林区、少林区洪峰进退既迅猛，威胁性又大。

另一方面，森林又具有巨大的水土保持功能。据研究，林地土地只要有 1cm 厚的枯枝落叶层，就可以使泥沙流失量减少 94%。有林地每 hm^2 泥沙流失量为 0.05t，无林地地为 2.22t，相差 44 倍。20cm 的表土层被雨水冲净，有林地需要 57700 年，裸地仅为 18 年。可以这样讲，植被得到保护，就可以祖祖辈辈享受自然生态与人类的协调，而一旦破坏了植被，子子孙孙将会受害无穷。很可惜，这个简单的真理人们领悟得太晚了。从我国情况看，全国有水土流失面积 367 万 km^2 ，占国土面积的 38%，全国平均每年新增水土流失面积 1 万 km^2 。长江中上游水土流失面积已达 51 万 km^2 ，占全流域水土流失面积的 91%，每年长江进入三峡库区淤积泥沙近 6 亿 t，减少库容 3.5 亿 m^3 。宜昌以上江段每年有 5 亿 t 泥沙进入长江中游，荆江段平常年份的汛期水位比堤内居民区高出 10m，已成为名符其实的悬河。重庆市的主要河流平均每年淤高 20~30cm。洞庭湖平均每年进入泥沙 1.29 亿 m^3 ，湖床每年抬高 3cm，与 1949 年相比，全湖蓄水量由 293 亿 m^3 下降到现在的 174 亿 m^3 ，减少约 40%。鄱阳湖也由原来的 5040 km^2 水面面积下降到现在的 3950 km^2 。江西省内河河床平均比四五十年前高出 1m。承担长江蓄洪重任的大湖泊面积比 50 年代减少 33%，损失库容 12 亿 m^3 。全国 8 万余座水库库容已被淤积 40%，损失库容共 400 亿 m^3 。黄河水土流失面积已由 60 年代的 28 万 km^2 增加到 56 万 km^2 ，三门峡以上年平均输沙量达 16 亿 t，年侵蚀模数高达 2000 t/km^2 ，相当于每年剥去地表 1~2cm 土层。从这些数字看，我国水土流失已达到何种严重的程度，而由于河床淤积、库容损失带来的洪涝灾害却给国民经济和人民生命财产带来了何等巨大的损失。以上还只是一些主要流域的局部情况。从全国其他地区看，“三北”风沙综合治理区荒漠化面积为 31 万 km^2 ，南方丘陵红壤区水土流失面积为 34 万 km^2 ，北方土石山区水土流失面积为 21 万 km^2 ，东北黑土漫区水土流失面积为 42 万 km^2 ，青藏高原冻融区水土流失面积为 22 万 km^2 。要对这些水土流失区在 2030 年之前进行有效治理，以跟上实现现代化目标的战略步伐，需要何等巨额的投资啊！

1.1.3.4 森林生态系统是防风固沙的屏障

森林具有防风固沙的功能。其防风效益是从降低风速和改变风向两个方面表现的。一条疏透结构的防护林带，迎风面防风范围可达林带高度的 3~5 倍，背风面可达林带高度的 25 倍，在防风范围内，风速减低 20%~50%，如果林带和林网配置合理，可将灾害性的风变成小风、微风。乔木、灌木、草的根系可以固着土壤颗粒，防止其沙化，或者把被固定的沙土经过生物作用改变成具有一定肥力的土壤。我国荒漠化面积已达 262 万 km^2 ，占国土面积的 27.3%。由于经济的快速发展，不合理的向自然索取，沙漠化的发展趋势极其迅速。50~70 年代，年均沙漠化土地增加 1560 km^2 ，80 年代中期以后，年均沙漠化土地增加 2460 km^2 ，现在，全国沙漠化总面积已达 171.1 万 km^2 ，占国土面积的 17.85%。沙漠化的不断加剧，给经济建设造成了巨大的损失。沙漠化每年造成直接经济损失 45 亿元，间接经济损失可达 2070 亿元，每年减少可利用土地 13.3 万 hm^2 ，每年因风蚀损失的有机氮磷总量达 5591 万 t，相当于各类化肥 26849 万 t，价值达 168.77 亿元。随着沙漠化

的加剧,沙尘暴屡屡出现,90年代以后越加频繁。1993年5月5日,特大沙尘暴袭击新疆、甘肃、宁夏、内蒙古4个省、自治区的18个地区,约有12万头牲畜死亡,12万头失踪,死伤300余人,直接经济损失5.4亿元。1998年4月14~16日,甘、宁、陕、蒙四省区发生特强沙尘暴,在高空气流引导下向东扩散,浮尘和泥雨横扫华北、华东地区,直接经济损失3.22亿元。5月19~20日,西北地区特强沙尘暴波及10个地州、52个县市,造成直接经济损失20亿元。与此截然相反的情况是,凡是植树种草的地区,风沙灾害就大大减轻。在1995年5月那场西北特大沙尘暴袭击中,林草覆盖度在30%以上的地带和农田防护林占地10%以上形成防护林体系的农田,都没有受灾或受灾很轻。反之,农作物几乎绝产或严重减产。据不完全统计,我国耕地实现农田林网化的地区,仅小麦一项就增产40亿t。在华北平原,农田林网一般使小麦增产5%~20%。更重要的是,森林参与了构建新的稳定性强、生物生产力高的复合农业生态系统,这种复杂的生产结构,既可以形成经济合理的物质能量流通过程,构成复杂的食物链,又对自然灾害具有极大的抗逆性,有效地抵御风沙对经济作物的侵袭。

1.1.3.5 森林生态系统可满足人类健康和精神的需求

经济发展的目的,还在于提高人们的物质、文化、精神生活的质量。由于环境污染造成人们健康的恶化,还是要由经济来承担。森林、林木和草地具有净化空气、减轻和治理污染、满足人类身心健康和精神享受的功能,可以说,森林、草地是人们健康的身体和高质量生活的保护神:一是可以净化二氧化硫、氟化氢和氯对大气的污染。世界卫生组织和联合国环境署报告,现在城市里有6.25亿人生活在含硫烟气中,占世界人口总数1/5的10亿人生活在对人体有害的气体之中。冶炼厂、化肥厂、发电厂等都有大量二氧化硫的排放,而树木能吸收大量的二氧化硫,使之氧化为硫酸。据研究,每公顷城市林木每年可吸收二氧化硫30~60kg,一定宽度的林带可使氟的浓度降低一半左右,一般树叶都有吸收积累氯的功能,可以说,树木真是人们的环保卫士。二是可以减少噪声和减尘滞尘。噪声,已成为现代城市的主要公害之一,被发达国家列为最严重的环境问题。美国资料报道,噪声经过30m的林带,可减低6~8dB,国外甚至还出现了城市森林学。森林还有很大的防尘滞尘作用。林带一般对降尘的阻滞率为23%~25%,城市行道林带减尘效果更加明显,一般可达68.1%~89.2%,乔木与绿篱混合的林带,减尘率可达96%。三是可以增加空气中负离子浓度,对人体健康十分有益。四是可以优美环境。绿化是优美环境的主要条件之一。据研究,在人们的视野中有25%的绿色时,人的精神就感到舒畅。如果一个城市充满绿色,不仅有利于人们的身心健康,提高学习和工作效率,还能丰富人们的精神生活,陶冶情操。另外,森林可以释放大量的氧气,我国森林每年提供氧气量为2.46亿t,价值为929.5亿元。1hm²森林每天可生产735kg氧气,足可供近千人的氧气需求。森林对经济发展的贡献,绝不仅仅局限于上述几个方面,还有许多。比较突出的还有:第一,是振兴山区经济的根本出路。我国山区占国土面积69%,山区人民占我国总人口的1/3。山区综合开发、扶贫攻坚已成为国民经济和社会发展的主要战场之一。根据山区的特点,治水必先治山,治山必先兴林,抓好林业这个龙头,山区经济和生态的一盘棋就搞活了。第二,是国民经济重要的产业部门。木材是世界公认的四大原料(木材、钢材、水泥、

塑料)之一,用途极为广泛。建国以来,林业已向国家经济建设提供了近 15 亿 m^3 木材,1994 年我国林业总产值已达 1800 亿元。第三,是天然的蓄水库。水资源的匮乏,是我国面临的严重问题之一。据科学测算,树木在土壤中根系达到 1m 深时,每 hm^2 森林可贮水 500~2000 m^3 ,每 km^2 森林每小时可吸纳雨水 20~40t,大约为无林地的 20 多倍。雨水多时,森林可贮水;雨水少时,森林可慢慢释放水分,简直就是一座巨大的天然水库。总之,林业是生态环境建设的主体,是国民经济的基础产业之一。它集经济效益、社会效益于一身,肩负着改善环境和促进发展的双重使命,在实现经济、社会可持续发展中具有不可替代的作用。大力发展林业事业,的确是促使经济和生态的和谐发展,实现社会主义现代化战略目标,造福子孙后代的千秋功业。

1.2 生态系统评价

生态系统评价是近年来出现在美国的一种新型区域生态系统管理方法的理论与实践科学研究,起始于美国总统森林会议(1993)后成立的森林生态系统管理评价组(FE-MAT),目标是实现地区生态系统的科学管理(康慕谊,2001)。

1.2.1 美国的森林管理政策

在美国西北部靠近太平洋的沿岸丘陵山谷地区,气候温和,降水丰富,生态环境极为优越,自古就分布和生长着高大的原始森林或者近原始森林(old-growth or latesuccessional forest)。这些森林既是美国许多珍稀野生动物如北方斑点猫头鹰(northern spotted owl)的栖息场所,也是美国商品木材生产的主要来源。联邦政府对该地区国有森林的经营管理历来非常精心,早在 20 世纪 60 年代,就形成了较为完整的森林管理政策体系,到 70 年代,又提出所谓完全调控的森林(fully regulated forest)概念,其核心内容是传统森林生产经营上的科学原则——实现最大持续产量(MSY, Maximum Sustainable Yield)(Johnson,1999),目的是使该地区的森林能永久持续地提供商品木材流(Johnson,1997)。此后的森林经营与规划研究,均围绕此目标为中心展开。

20 世纪 80 年代以来,美国公众的生态意识增强,许多人从亲身参与保护濒危野生动物的行动中认识到,保护野生动物更重要的环节是保护其栖息地——森林本身,因而公众的森林价值观发生了巨大变化,开始珍惜和关注起原始森林的命运,反对进行大面积的森林砍伐。然而,联邦土地管理及森林经营机构对公众价值观的这种变化并没有引起足够的重视,仍然沿袭以往的森林经营方式进行木材生产。由此,代表不同利益集团的双方在该区原始森林的利用与保育问题上产生了较大的矛盾冲突。

进入 20 世纪 90 年代,矛盾冲突持续不断升级。一些公众组织依照联邦濒危野生动物保护法,将他们对森林的关注行动诉诸法律。由于双方的观点存在着根本的分歧,至 1992 年,一系列的法律诉讼程序使美国西北部太平洋沿岸的森林经营管理陷入了严重危机。

为了化解危机,1993 年 4 月,美国总统 Clinton 一上任,就在 Portland 市(位于西北部森林区的俄勒冈州)召开总统森林会议,商讨公平解决美国西北部地区联邦国有森林经营

管理危机的办法。来自不同社区和阶层的公众、管理者、科学家和一些生态保护团体组织均受到邀请,各自在会议上表述了他们对该森林重要性的认识以及如何打破各部门利益冲突僵局的想法。在 Clinton 总统的倡导下,会后组建了一个由政府官员、科学家和管理人员等 100 多位专家组成的森林生态系统管理评价组(Forest Ecosystem Management Assessment Team, FEMAT),对西北太平洋沿岸区域内的天然林以及其他种类森林,制定新的经营管理规划,并对规划方案从生态系统科学管理的角度出发,开展生态、经济、社会等方面的综合影响评价。

经过 FEMAT 两个多月的紧张工作,1993 年 7 月 Clinton 总统宣布将 FEMAT 报告中的第 9 号建议方案,作为西北太平洋沿岸森林经营管理的新方案。此后该方案又历经数月的公众意见征询、法庭辩论与修正补充,于 1994 年初正式在美国西北部森林地区付诸实施。

由于 FEMAT 的森林管理强调以流域为单位保护和经营森林,打破了以往基于行政疆界的土地管理框框,使之转化为基于生态边界的、以生态区为单位的、跨机构的经营管理,从而成为美国西北太平洋沿岸森林管理的历史转折点,确立了以生态系统科学管理为基础的美国森林经营管理的新概念与原则;不仅如此,FEMAT 还寻找出了一条持续有效地开发利用自然资源和保育生态的全新途径,也就是将科学问题与政策制定和管理执行结合起来的全新范式(Johnson, 1999),因而,一般认为 FEMAT 的工作开创了生态系统评价的先河。(康慕谊, 2001)

1.2.2 国内外生态区评价实践

自 1998 年以来,在联合国有关机构以及世界银行、全球环境基金(GEF)和一些私人机构的支持下,经过以 A. H. Zakri、R. Watson、H. Mooney 和 A. Cropper 为首的等数十位学者的努力,新千年生态系统评估(Millennium Ecosystem Assessment, 缩写为 MA)的框架日前已经形成,并于 2000 年世界环境日(6 月 5 日)正式启动。

MA 的宗旨是为人类发展而改善生态系统的管理工作,其途径是将现有的生态学方面的数据和各种信息进行综合和集成,提供给资源环境方面的决策人,直接为决策过程服务。它所提供成果的服务对象是生物多样性保护国际公约、湿地保护国际公约和防治荒漠化保护国际公约,联合国有关机构,各国及其地方政府,各有关研究组织,私人机构及广大公众。

MA 的核心工作将分为:1. 对生态系统的现状(Condition)进行评估;2. 预测今后几十年中在人口增加、经济增长、技术进步,以及气候变化等驱动力的作用下生态系统的未来变化情景(Scenarios);3. 提出为改进生态系统提供各类产品和服务功能而进行的生态系统管理工作应采取的各种对策(Response options);4. 在一些重要地区启动若干个区域性生态系统评估计划(Subglobal assessment)4 个方面。这几部分的内容及它们之间的相互关系见图 1.1。

MA 是由联合国授权的对全球生态系统过去、现在和将来的状况进行评估,并提出相应对策的全球性国际合作项目。它的实施将对促进生态学发展,改进生态系统管理状况,进而推动社会经济可持续发展都将具有重要的意义。为此,联合国安南秘书长已经号召

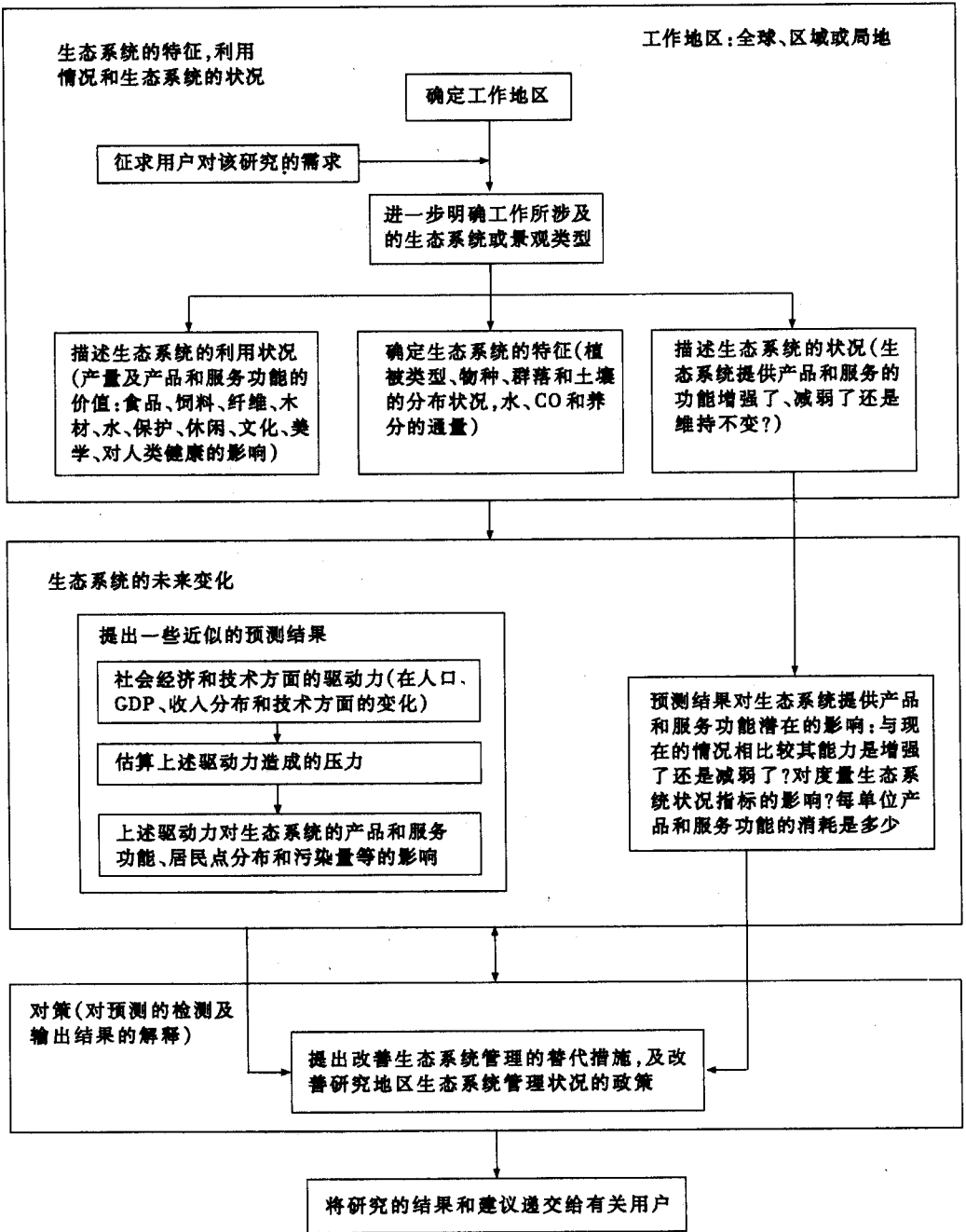


图 1.1 生态系统评估的工作方法

各国政府积极支持该项目的开展。MA 的提出,标志着对在 1992 年联合国环发大会上所提出的可持续发展战略的认识和实施已经进入到一个新的阶段,同时也标志着生态学的发展进入到一个在各个时空尺度上将生态学理论和研究成果应用到改善生态系统管理,进而促进社会经济可持续发展的一个新阶段。为此,它已经引起我国政府和有关机构的高度重视,目前正在制定我国相应的评估计划(赵士洞,2001)。

MA 应当考虑的以下 10 个综合问题:1. 哪一类生态系统提供什么样的产品和服务功能? 这些产品和服务功能如何为可持续发展做贡献? 2. 生态系统在过去是如何变化的? 这些变化是增加了还是减少了生态系统提供各类产品和服务功能的能力? 3. 影响所观察到的各种变化的重要因子是哪些? 4. 所观察到的生态系统各种变化造成的损失、带来的利益、风险及其空间分布的影响是什么? 5. 未来对生态系统的各种产品和服务功能的供给和需求的可能变化是什么? 6. 影响生态系统未来变化的最重要的驱动力和因子有哪些? 7. 生态系统未来可能变化的代价、利益、风险及其空间分布影响是哪些? 8. 哪些对策和过程可以用来认识和避免生态系统的一些特殊变化? 9. 影响提供生态系统产品和服务功能、管理决策及政策形成的最重要的发现和不确定性有哪些? 10. MA 用以评估加强生态系统提供产品和服务功能的能力,以及提出相应对策的重要工具和方法是什么?

在我国,张新时(2000)院士提出了中国的关键生态区域及其生态功能区划问题。他提出的生态功能性的六大方面包括:可持续农业体系;荒漠化、水土流失与土地退化;生物多样性丧失;全球变暖的不均衡性;天然林保育与重建;草地生态管理等。十个关键生态区包括:西北干旱与半干旱区;黄土高原;黄河中上游;长江上游;农牧过渡带;华北平原;东北平原与山地;华南红土丘陵;西南岩溶区;青藏高原。两者组成的问题矩阵基本上显示了我国的生态环境问题及其地理格局。

1.3 生态系统健康

为了解与管理复杂系统(如生态系统和经济系统),我们需要一套评价生态系统综合表现的方法来评价它的相对健康。美国环保署(EPA)开始将其注重保护人类健康为目标的监测与影响活动转向保护整个生态系统健康。事实上,EPA 科学顾问委员会(SAB, 1990)发表声明:EPA 将要像关注减少人类健康风险一样去关注减少生态风险的重要性。这些人类健康与生态健康间非常紧密的联系应该反映在国家环境政策上。为给决策行为以优先权,EPA 对不同环境问题引起的风险作了比较,认为生态系统的风险必须是这中间的一个重要部分。

1.3.1 生态系统健康的定义

生态系统健康的涵义:生态系统健康是指生态系统的能量流动和物质循环没有受到损伤,关键生态成分保留下来(如野生动物、土壤和微生物区系),系统对自然干扰的长期效应具有抵抗力和恢复力,系统能够维持自身的组织结构长期稳定,并具有自我运作能力。健康的生态系统不仅在生态学意义上是健康的,而且有利于社会经济的发展,并能维

持健康的人类群体。生态系统的健康和相对稳定是人类赖以生存和发展的必要条件,维护与保持生态系统健康,促进生态系统的良性循环,是关系到人类健康生存的重大课题。一个健康的生态系统对于经济、社会和环境的可持续发展是至关重要的。健康的生态系统维持着大气圈平衡、调节气候,以及为了有效的生态系统功能而使营养物质和其它必需元素有效地再循环。一般来讲,健康的生态系统能维持高质量的生活,使来自于环境退化对人类健康的威胁最小;健康的生态系统能不断地以国家和地区经济的最小消耗来提供生态系统服务,这些作用依赖于有关生物物理和社会环境信息的综合利用。生态系统健康综合了生物物理过程和社会动态的知识,前者驱动了生态系统的动态演变,后者决定其社会价值和企望。对生态系统健康概念的主要挑战在于如何决定生态系统正常状态的性质(即什么特征能说明健康生态系统的性质),然后提供偏离正常状态的程度的合理指标。在过去的几年里,人们努力把生态系统健康概念从一个有用的比喻,发展为一个为大家所普遍接受的科学概念。许多研究者建立了综合性的框架以评价生态系统健康,定义主要的因素、标准和方法,发展了用于生态系统健康评价的三维模型和相关方法。这些都为生态系统健康概念构架的进一步发展和概念的实际应用提供了良好的基础。

生态系统健康的评价和恢复生态系统健康的领域深深植根于生物学、生态学,并与保护生物学、生态监测和景观生态学等领域密切相关,这些领域也与可持续发展有关,因为可持续性生态系统健康的必要条件。由于生态系统功能的知识是生态系统健康监测和测度的基础,因此,上述学科提供了用于生态系统健康评价的大多数参数,并且主要聚焦于生态学和生物物理的整体性。一般认为,较小尺度生态系统健康的评价更多采用生态学指标,大尺度生态系统健康的评价则注重整体性评价。

从定义上来看,所有复杂系统都是由一定数量的存在相互作用的要素组成。一般地,系统内各组成要素的类型、结构与功能都是变化的。因此,不能将一个系统的行为看成是系统各个组成要素行为的简单加和。先来比较一下一个简单的物理系统(比如理想气体)与一个复杂系统(如有机体),气体温度是所有气体分子动能的简单加和。气体温度、压力与体积存在简单的相互关系而很少或没有不确定性。然而,一个有机体是由复杂的细胞和器官组成的。有机体的状态不是各个组成部分状态的简单加和。因为在整个系统内这些组分自身是复杂的,有不同的、不可以用同一单位度量的功能。比如,心率和血压这样的指标可能有助于理解心脏功能,对于皮肤或牙齿却是毫无意义的。

过去对生态系统健康或明确或含蓄的定义包括:健康就是动态平衡;健康就是没有疾病;健康就是多样性或复杂性;健康就是稳定性或有恢复力;健康就是有活力或有生长的余地;健康就是系统要素间的均衡状态。这些概念只是健康概念的一个个侧面,令人困惑,但没有一个包含足够内涵可为我们这里的目的所用。

将生态系统健康概念发展为全面的多尺度的、动态的用等级衡量的系统的恢复力、组织与活力。这些概念体现在术语“可持续性”上——暗示系统有能力维持自身结构(组织)和功能(活力),在系统受到外来胁迫时容易恢复(恢复力)。一个健康的系统同时必须按照它所处环境(它作为一个更大系统的一部分)和它的组成要素(组成这个系统的更小系统)来定义。

用最简单的词语来说,健康就是对一个复杂系统各个要素行为综合表现的度量。因

此,测度一个系统的健康,意味着对系统要素进行带权相加或者是更加复杂的操作,权重因子包含了对各要素对整体功能相对重要性的评价。这种相对重要性评价“值”,随着我们对所研究系统认识的加深,这种“值”可以是主观的、定性的,也可以是客观的、定量的。在人类医药实践中,这些权重因素或权值是由医生医学知识和经验来决定的。

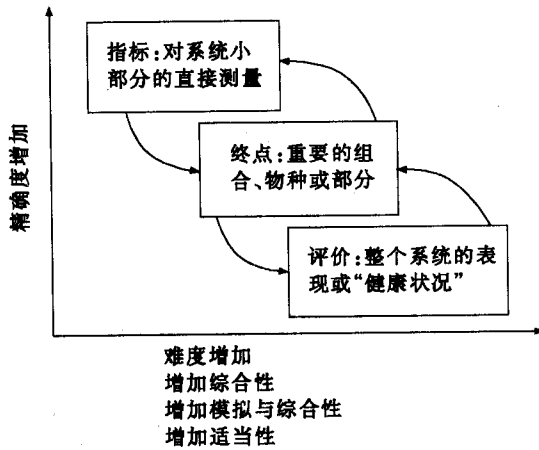


图 1.2 指标、终点和评价之间的关系(摘自 Costanza, 1992)

图 1.2 表示评价的级别关系——从直接测定的系统要素状态指标,中间经过组成的指标的终端,到用“数值”表示的健康状态这一等级情况。本来对健康的测量就更困难,更具综合性,需要更多的模型与综合,并且精确性更小,但与由此而建立起来的终端和指标相比,它和健康更为相关。它留待确定哪些是更普通的方法可以用来发展最有效的生态系统健康测量。

健康也是一个依赖于尺度的特征。图 1.3 表明这种关系:纵坐标表示系统生命期望,横坐标表示时空尺度,曲线表示假想的在不同尺度下系统生命期望(Costanza & Patten, 1995)。我们希望有机体中的细胞寿命相对短一些,有机体的寿命长一些,物种的寿命更长一些,而行星的寿命就更长;但是没有任何一个系统(在极端情况下甚至宇宙自身)有无限的生命期望。在这种情况下一个健康的可持续的系统是可以充分达到其生命期望的系统。对人类个体而言,这也常是一个用衡量健康程度的指标(至少到目前为止是这样)。

尽管生态系统演替是气候条件变化与自身发展变化的结果,生态系统还是有一定的寿命。这里二者关键区别在于:是由于正常寿命的限制还是其它变化缩短了系统的寿命?那些缩短人类寿命的显然可归于不健康。如:抽烟、爱滋病等等,还有其他一些小病,都可归于此类不健康之列。人类引起的水生生态系统富营养化导致该生态系统特性的急剧变化(寡营养生态系统终结,富营养的生态系统开始了)。根据上述健康的定义,原先那个生态系统的寿命非正常地缩短了,我们称这个进程是不健康的。也许一个水生生态系统最终会走向富营养化,但人类胁迫导致这种转变发生得太快了。

如何能制定一个实用的系统健康的定义而有利于对各种尺度下的复杂性同样适用

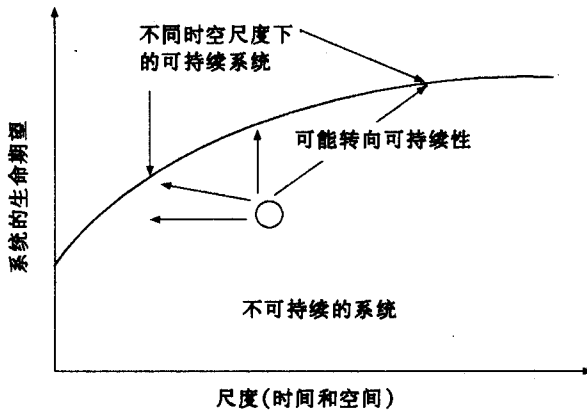


图 1.3 依赖于不同尺度概念的健康与可持续性
(引自 Costanza & Patten, 1995)

呢？让我们先列出这样一个定义最精练的特征。第一，一个适当的生态系统健康的定义，必须结合上面提及的健康概念，尤其应该综合包含对系统恢复力、生命期望、动态平衡、组织(多样性)和活力(同化作用)；其次，定义必须有对系统的全面的描述，将系统的一部分对系统其余部分同样重要；第三，定义要用到权重因子去比较并综合系统的不同要素。依照系统可持续性有赖于各要素功能，必须用权重将各要素联系起来；同时，考虑系统动态平衡变化，权重也须作相应变化；第四，考虑到各种时空尺度的相互依赖性，系统健康的定义还必须是有层次的。

Costanza 等(1992)发展了下面生态系统健康的定义：如果一个系统是稳定的、可持续的，那么这个系统是健康的，免于“胁迫综合症”。也就是说，一个系统在一定时期内有活力，可以维持其组织与自治，在胁迫下有恢复力。

因此，生态系统健康与被视为全面的、有等级尺度的、动态的衡量系统恢复力、组织与活力的可持续思想紧密相联。这个定义适用于从细胞到生态系统、经济系统的所有复杂系统。因此，它是综合的、多尺度的并考虑到系统受到自然或文化影响下产生与发展。根据这个定义，一个出现疾病或不健康的系统是 unsustainable 的，并且不会达到其最大生命期望。显然，时空框架在此定义中是很重要的。“胁迫综合症”(Rapport et al., 1985, 1992)指在系统正常寿命之前，系统受到不可逆转的过程导致系统崩溃。欲达到系统健康和可持续性，一个系统必须维持其代谢活动水平以及结构与组织(与另外一个系统有效关联在一起各种过程的多样性)，同时必须有受到与系统相关时空尺度范围的外来胁迫后有恢复力。

这在实际中有什么意义？表 1.2 列出上面提及的系统健康概念的三个主要组成部分(恢复力、组织与活力)与有关概念及在各领域中的测定方法。

如何寻找能包含系统表现三个主要组成方面及其健康的评价——活力、组织与恢复力的方法？为了能将这些概念(尤其是组织与恢复力)操作需要有一系列综合了包括生态

系统管理者在内的各种所有者获得大量基础数据输入的系统分析、综合及模拟。

这里提出了一种在系统水平上评价生态系统健康的方法,该方法理所当然地易于测定,并包含通常情况下可能得到认可的权值,尤其是我们区别了生态系统健康的三个要素,包括上面讨论的各种概念,讨论了这些要素定量化,阐明如何将系统健康定量化评价综合在一起,审查了一些对评价所作的初始检验,探讨今后检验的可能。

表 1.2 不同领域里活力、组织与恢复力指标

健康要素	有关概念	有关量度	最初应用领域	可能的解决方法
活力	功能	GPP, NPP, GEP	生态学	测量(量度)
	生产力	GNP	经济学	
	吞吐量	新陈代谢	生物学	
组织	结构	多样性指数	生态学	网络分析
	生物多样性	平均共用信息(Ulanowicz, 1986) 可预测性(Turner et al., 1989)		
恢复力		生长余地(Bayne, 1987)	生态学	模型模拟
		污染恢复时间(Pimm, 1984)		
		对干扰的吸收能力(Holling, 1987)		
综合 (合并)		上升性(Ulanowicz, 1986)	生态学	
		生物完整性指数		

1.3.2 生态系统健康的三个要素

系统的活力是对其生长活动、同化作用及初级生产力的简单的测定。例子中包括生态系统中总初级生产力,经济系统中国民生产总值。假定系统克服胁迫或利用胁迫的能力与其全部的同化作用、能量流有关(Odum, 1971),或者同生长潜力有关(Bayne et al., 1987)。生长潜力将维持系统所需的能量与系统用于各种用途的可得能量区别开来。这些测量每一个指标都旨在阐明系统对各种胁迫反应的能力。

系统组织涉及系统要素相互作用的数量与多样性,系统组织的测量受物种多样性影响,也受各要素间物质交换途径多少的影响。例如,一个高度有组织的系统具有各要素专一化的高度多样性特征,及其相应的特定交换途径。组织衰减伴随着物种多样性衰减及特定交换途径数量的衰减。对任何级别水平的物种多样性,组织都可以随着系统要素间交换途径的格局变化而变化。认识到这一点是很重要的。一个系统包含的物种只以一种或两种特定的被捕食动物为食,反过来也只被一个或两个物种所食,这与一个包含同样数量的捕食种,但其中有多种物质交换途径的系统相比有更高系统组织值。因此,组织概念扩展了传统的多样性测量,同时它也考虑到了系统要素间的交换格局。

系统恢复力指系统在受到胁迫时,维持自身结构与行为模式的能力(Holling, 1986)。本文指系统受到胁迫时维持其活力与组织的能力。一个健康的系统经历各种小尺度扰动时有足够的恢复力。系统恢复力概念包含两个主要组成部分,最常用的一个方面指系统受胁迫后恢复所需时间的长度;另一方面指系统所能忍受的胁迫幅度,或指系统同化各种胁迫的特定阈值。一旦超过阈值点,系统状态就发生改变。从系统全部崩溃到稳定状态可以有多个阈值点,实际上转变到稳定状态的阈值点可能更有用。近年来生态系统稳定性或恢复力的极限常常存在着争议。Holling(1986)认为,这种极限范围隐含在人类过去努力控制所表明的全球稳定性假设到理想中极端脆弱的生态系统变化不等。

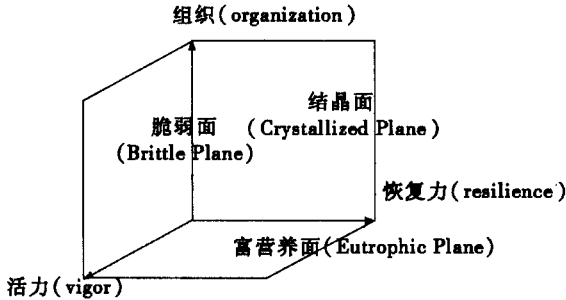


图 1.4 系统活力、组织和恢复力的三维图,其中每个作了标记的平面是当一个成分为零时形成的(引自 Mageau et al., 1995)

Mageau et al. (1995)用图例解释了在三种尺度下系统健康三个要素(图 1.4)。当各要素为 0 时形成二维平面时作上标记。第一个平面描述系统各种综合了组织与恢复力的特征,但没有活力;系统很少或没有活力,如冰、岩石和矿物,称“结晶化”。第二个平面描述系统有各种综合了恢复力与活力的特征,但没有组织;系统很少或没有组织,如富营养化的湖泊、溪流和池塘,或生态系统演替早期“r”型物种占绝对优势的,称作“富营养化”。第三个平面指系统有各种综合了活力与组织的特征,但没有恢复力;外界环境的自然变化防止系统达到这个平面的极端情况以保持恢复力。某些高度调控的系统,如农业、渔业与林业,可以达到这个平面,是“脆弱的”。结晶化、富营养化与脆弱化的系统是不健康的。相反,一个健康的系统以取得活力、组织与恢复力三者的平衡为特征。我们认为,一个健康的系统是一个能有效提高各要素及交换途径多样性(高度有组织),维持一定冗余或保证有抵抗胁迫的恢复力,并且有较大的以积极的方式很快恢复或利用胁迫的活力。

1.3.3 系统活力、组织与恢复力的量化

目前主要利用野外实验、模拟模型、网络分析研究得来的数据发展检验系统活力、组织与恢复力。这些数据允许各种刻划活力、组织与恢复力的指数在各种尺度上比较。如果这些检验结果令人鼓舞,那么最能衡量活力、组织与恢复力的指数可以形成一个生态系

统健康综合评价指标,适用于大尺度生态系统、经济系统以及生态-经济系统。

1.3.3.1 衡量活力

活力是三个要素中通过最直接的方式来测定的。可用大多数系统中已有的方法直接地并且相对容易地测定活力。例如,生态系统中总初级生产力(GPP)和有机体新陈代谢,经济系统中国民生产总值(GDP)。这些经验的衡量可以对一个生态系统(GPP)输入(物质或能量)或对一个经济系统所有活动(用单位时间美元数)予以定量化。但是,正如各个领域里的研究人员早已认识的那样,单独一个活力指标是不足以衡量健康状态的。

1.3.3.2 测度组织

组织比活力更难定量化,将组织定量化包括测定系统要素的多样性、数量以及要素间的交换途径。多样性指数与多物种指数不能包括连接系统要素的交换途径。网络分析是有潜力解决组织测量问题的方法。它包括定量分析系统要素(物种)相互关联及与更大系统(无机环境)的联系。复杂系统要素相互联系的定量分析应用于实践始于经济学家里昂蒂夫(Leontief,1941),他用的是已为人所知的输入-输出(I/O)分析。近来这些概念已应用于生态系统相互联系的研究(Hannon,1973,1976,1979,1985a~c; Costanza & Neill, 1984)。有关思想列于分室分析标题之下也有所发展(Barber et al., 1979; Finn, 1976; Funderlic & Heath, 1971)。Isard(1972)第一个利用类比方法试图将生态/经济系统输入/输出(I/O)分析合并起来。另外,有几个学者提出生态/经济物质平衡模型(Daly, 1968; Cumberland, 1987)。Ulanowicz(1986)利用信息论提出一种系统水平上的网络分析指数。有一个特殊的指数(AMI, Average Mutual Information)可用作对组织的综合衡量。平均共用信息超越了生态学中传统的各种多样性指数,它不仅计算系统中不同物种的数目,更重要的是还评估它们是如何组织起来的。

Ulanowicz(1986)详细描述过AMI及其它几个系统水平网络分析指数定量化的问题,我们给出一个扼要总结。量化这些指标的第一步是估算系统要素间物质与能量交换矩阵。矩阵中每个元素标记为 T_{ij} ,指 i 行某个元素与 j 列某个元素间的特定转换。给生态系统中这种矩阵赋值是比较困难的,但通过野外试验直接估算营养传递(如各种示踪试验和饲养模式),模拟模型改进,开发模拟的软件,如ECOPATH(Christensen & Pualy, 1992),这样我们的模拟能力就逐渐提高了。系统水平上的信息指数能从矩阵条件概率计算得到。生态系统中小小的扰动这些指数也会变化,通过研究这种指数变化可以对生态系统结构与功能作有益的考察。

Ulanowicz(1986)认为由循环流连接起来的系统要素间协同作用或自组织与非机械的生态系统现象所提供的进化与生态演替方向是一样的。自然过程表现了系统水平信息指数的特征。自组织中任何一个要素活动性的增加都会在此循环中增加其余要素的活动性,最终又增加其自身的活动性,通过正反馈导致结构增长。这些自组织体也会对其要素施加选择压力。如果有一个效能更好的物种进入这个循环,对循环的影响是加强的;如果是效能更差的物种进入,其负面影响将降低系统功能。另外,当自催化循环活动性增加时,它从周围环境中吸取资源。因此,一个没有胁迫的生态系统进行演替时,自催化作用

增加系统物质转移量、系统要素间物质转移效率与能量。最后,不同要素可能会在系统内进进出出,但自催化循环的基本结构仍保存,使这个催化环不依赖于其组成而存在。

Ulanowicz(1986)认为:自动催化相互连接的流线性拓扑关系以一种偏向于转移那些更有效的自动催化,而那些不进行自催化的不转移,导致网络倾向于为少数几条强度大的流所主导。例如,在生态演替过程中特有种代替普通种,种或系统要素间物质交换通道更少了。Ulanowicz(1995)研究过这些影响如何用修改过的平均共同信息方程量化。状态变量 $p((a_i, b_j)$ 指单位媒介离开元素 i 和进入元素 $j(T_{ij})$ 的概率。因为 T 是系统所有传递的总和,我们可用 T_{ij}/T 来算 $p(a_i, b_j)$ 。同样,进入元素的概率 $p(b_j)$ 可用 $T_{ij}/(\sum T_i)$ 来算。最后,离开 i 进入 j 的条件概率 $p(b_j/a_i)$ 用 $T_{ij}/(T_i)$ 近似代替,将这些值代入平均共同信息方程,求得自催化组织系统流结构优化程度的量化值。

$$AMI = \sum T_{ij}/T \log(T_{ij}T/T_jT_i)$$

Ulanowicz(1986)发展了两个相关的概念。首先,他用系统生产量总量得到所谓系统上升性(A, system ascendancy)的网络特性来刻划平均共同信息方程。

$$A = TI = \sum T_{ij} \log(T_{ij}T/T_jT_i)$$

Ulanowicz(1980)提出假设:没有受到较大干扰的独立系统倾向于向网络上升性的方向进化——首先通过增加系统生产量总量,然后当竞争限制性资源开始流线性系统交换网络时增加平均共同信息。自催化过程倾向于增加整个系统的生产量、效率、组织;所有这一切导致增加系统上升性值。Odum(1969)曾有过类似的结论,越是发达的系统常常包含更多的元素,元素间交换的物质与能量越多,而模棱两可的交换途径越少。另外,Odum(1969)发现越是发达的系统倾向于更有效地留住或循环利用废物,减少对外界的损失与对外界资源输入的依赖性。Mageau et al.,用普通生态演替模型证明,上升性与生态系统发展呈正相关关系。

Ulanowicz(1986)确定了另外一个信息指数:系统不确定性(H)。如果我们没有关于物质交换的信息, H 是所有不确定性的上界(upper bound)。不确定性反映系统总的复杂性,

$$H = \sum (T_{ij}/T) \log(T_{ij}/T)$$

或者系统要素间潜在物质交换途径的总数。随着自然系统的发展,自催化优化交换网络, AMI 增加 H , 信息代替不确定性。Ulanowicz 用总的系统生产量乘以 H 求得发展潜力(C)。因此,随着不受干扰生态系统的发展, AMI 趋近于 H , A 越近于 C 。

1.3.3.3 测度恢复力

系统恢复力的测定是比较困难的,它意味着对系统受胁迫下动态的预测。预测生态系统在一段时间内受的冲击通常需要动态模拟(Costanza et al., 1990)。在文献中恢复力有两种不同的定义。Pimm(1984)将它定义为系统从胁迫中恢复所需的时间。Holling(1986)则定义为超出系统恢复到原来状态的胁迫的大小。图 1.5 表明了恢复力这两个方面间的关系。

我们将这两种观点综合为一个恢复力测量的指标,恢复时间(R_T)简单地用系统从各种胁迫中恢复到先前稳定状态所需时间来测定。Mageau et al., (in press)阐明了如何测

定一个系统所能恢复的最大胁迫(MS , maximum magnitude of stress),通过模拟逐渐增大胁迫直到系统转变到某种新的稳定状态测得最大胁迫值,并且记录了导致转变的胁迫值。因此,我们认为恢复力的全面测定可以从 MS/R_T 的比率测得。

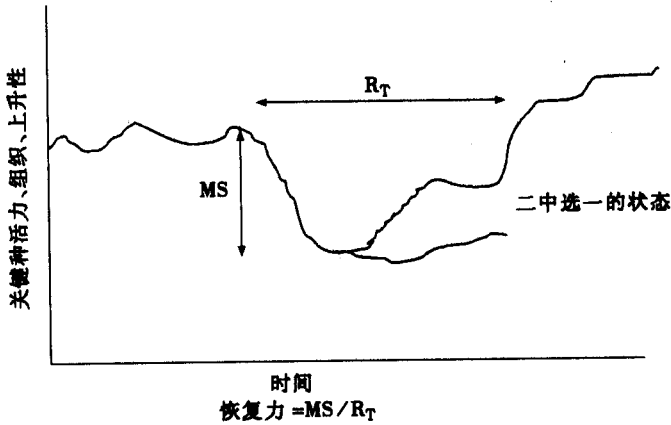


图 1.5 恢复力两方面间的关系

(恢复力的两个要素以及二者综合成一个定量测量指标,跟踪系统表现的指标位于纵轴,下面的一条线显示系统不能完全从胁迫下恢复的状态。)

计算系统恢复力时,跟踪时间内指标的选择极为重要。图 1.5 中坐标轴表示这些功能指标。单一种群可能最容易跟踪,但只能显现整个系统对胁迫反应极少的信息。正如先前讨论过的,逐渐变得复杂的测定以牺牲测量的简单性与可靠性为代价,如活力、组织及二者的综合(上升性, A) 将会向我们显示系统反应的更多信息, AMI 可能是用作此目的最灵敏的指标。

对恢复力的经验性综合测量能用于检验其它恢复力定量测量指标的效用。第一个指标是总初级生产力与呼吸单位作用的比率(GPP/R)。这个比率是对系统剩余活力或能量的测量。我们假定比率升高意味着系统保存能量越多,系统从胁迫中恢复得越容易越快。为检验这个假说,我们要着手研究恢复力测量的经验值与比率 GPP/R 二者的相关关系。

第二个潜在指标,系统开销比重—— L/TST 或 $H - AMI$, 是另一个由 Ulanowicz (1986) 提出的信息指数。系统开销冗余数目数量或物质交换渠道替代数量被看作系统抵抗胁迫而不导致系统功能快速丧失的能力。Ulanowicz (1986) 认为: 在自催化消除模棱两可、多余的、较低效率的物质与能量传递途径之前 (AMI 值低), 系统处于发展早期, 系统开销值越高。在系统包含大量幼年种群时具有在不同条件下维持系统活力与效率的潜力 (这是 H 值高的一个例子), 系统开销值也可以较高。比率 GPP/R 可以用来决定系统开销比重同我们对恢复力的经验测定间的相关关系。

总之,野外实验、网络分析与模拟模型研究可用来产生营养交换网络; 这些网络可用于计算 Ulanowicz (1986) 系统水平上的信息指数 (TST, AMI, H)、野外测量 (GPP , 生物

多样性与 GPP/R 和恢复力的经验测定 (MS/R_T), 以检验系统健康三个主要部分(活力、组织、恢复力)的效能。

1.3.4 定量评价生态系统健康的网络分析

在这一部分,我们将论证如何将活力、组织与恢复力综合成一个生态系统健康评价全面的指标。综合健康评价可以用健康定义中三个要素中的任何一个来测量(Costanza, 1992)。例如, Mageau et al. (1995) 试图用完全基于网络分析的生态系统健康三要素——活力、组织与恢复力来测量。如果活力、组织与恢复力分别由 TST 、 AMI 、 $H - AMI$ 代替,在给定一个系统物质交换网络后生态系统健康的基本要素可以量化。进一步地,优势支配地位可用 $TST \times AMI$ 计算,系统开销用 $TST \times (H - AMI)$ 来计算,那么用系统上升性与系统开销来描述的生态系统健康定量评价可以容易地建立起来(图 1.6)。随着系统活力增加,系统将被驱出原来区域。系统相对于对角线的位置取决于优势支配地位与系统开销二者间的相对比率。一个高度有组织或处于优势支配地位的系统将位于对角线之上,一个有较高系统开销或恢复力的系统将位于对角线之下。作为一般假定,我们认为在一定系统活力范围内组织与恢复力间平衡的系统可看成是“健康”的。换言之,一个缺少严重干扰的生态系统可以自由发展,实现其完全的潜力,维持有足够的恢复力抵抗胁迫,有活力从小尺度干扰中迅速恢复过来。

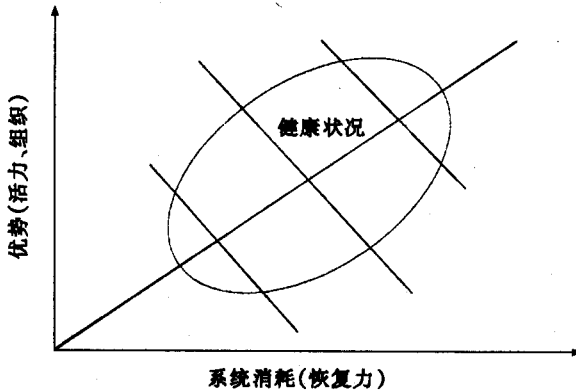


图 1.6 基于生态系统健康网络分析的数量指标的概念图

[“健康”区域由阴影面积表示,代表系统活力、组织和恢复力平衡时的状态(Costanza R. et al., 1999)]

Ulanowicz(1980)用递增优势假说提供了分析评价系统发展轨迹的标准。“健康的”生态系统有不受阻碍的自然发展轨迹。一般地,受到某种大尺度干扰的生态系统,其发展特征曲线从低优势、高恢复力区域移动到更高支配地位、更低恢复力区域。不过,这些轨迹的不同依赖于系统外界环境的不可预测性。所有自然环境都有某种程度的不可预测

性,自然的不确定性最终将会妨碍系统的发展轨迹,以免丧失过多的恢复力。由于与自然环境预测有关的各种波动影响,系统有特定的“健康”区域。例如,河口是与开放海洋相连的动态环境,因此河口的健康区域将移到曲线的恢复部分上去,开放海洋的将移向曲线的优势部分上去。在对自然干扰的背景有了一般性了解后,我们就可以将人类干扰对生态系统发展轨迹或“健康”的影响定量化。系统从干扰中不能再恢复的极限可以确定下来并用于概括一个系统的“健康”区域。

生态系统物质与能量交换网络的几种估算方法有文献可供参考(Wulff et al., 1989)。最初用代表六种不同河口的交换网络(Baird & Ulanowicz,1993)检验我们对生态系统健康的评价,结果发现每个河口都各有其上升性特征曲线、系统开销和系统总输出(图 1.7)。自然与人类胁迫对系统发展程度的综合影响可以用生态系统健康曲线来阐明。例如,Swartkops 与 Kromme 河口的系统总生产力值最高。Swartkops 是一个处于温带的、生产力高且混合充分的河口,遭受的农业与工业污染程度高,因此,自然与人类胁迫的程度也高,这已阻碍了河口的发展。Kromme 河口由于极其不可预测的环境也遭受到程度较高的自然干扰,但它是一个相对纯净的河口,这点可以解释它在生态系统健康曲线图中处于更“健康”的位置。对于其它河口可以作类似的讨论。假定有足够的数据来作交换网络的合理估算,各种相似的生态系统相对健康定量化后用图来比较是一种极好的方法(Baird & Ulanowicz,1993)。

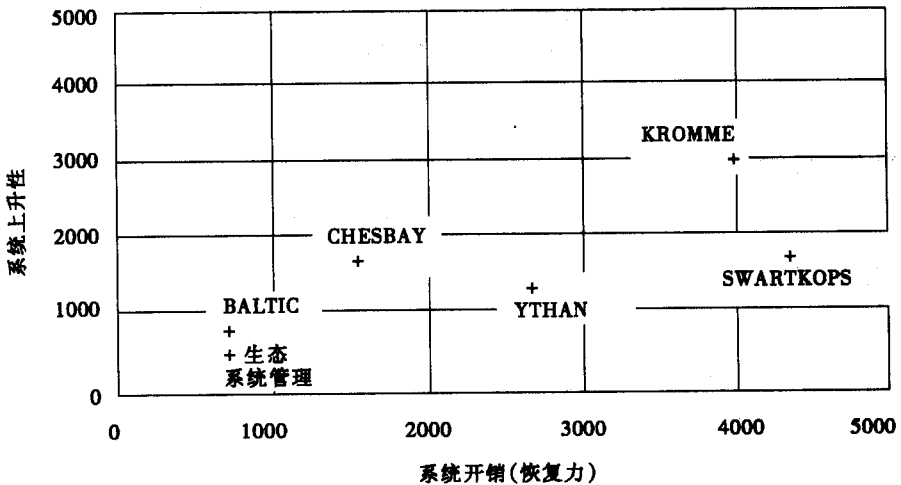


图 1.7 利用网络分析评价系统健康的手段比较六个不同河口的相对位置

用模拟模型输出产生了几种网络流(Wulff et al., 1989),模拟模型估算网络流可以作系统对于干扰反应的时间序列研究,也可以研究许多不同干扰的影响。美国 Benguela 南部地区的数据模拟海水上涌事件的影响(Field 等,1989),演替时间的位置见图 1.8。实际上,这个图表明了一个开放海洋浮游生物群落从自然干扰中恢复的演替发展轨迹。根据

Fieldt et al. (1989)的观察,海水上涌提供了氮素脉冲,使浮游生物群落泛滥超出了系统。在模拟的开始几天,浮游植物生长高涨,随之而来的系统总生产量增加,二者随着系统总开销的增加;竞争有限氮素提高了系统效率,在总开销下降的前提下,相对优势开始增加。海水上涌事件后 18 天,模拟系统回到高上升性、低系统开销、系统总生产量输出低的状态——也许正是我们所期望的那种高效率的、有氮素限制的、开放的浮游生物群落。

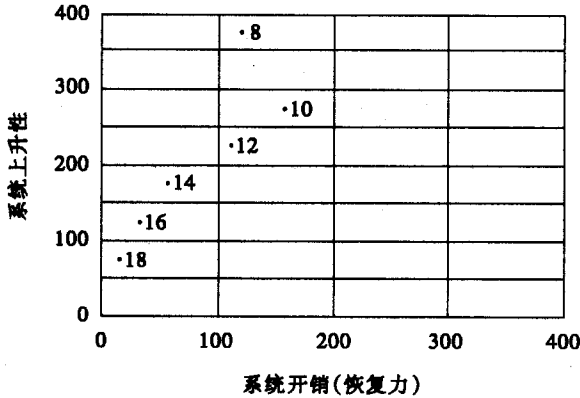


图 1.8 利用生态系统健康网络分析评价开放海域浮游生物群落经过上涌事件不同天数后相对位置比较图

1.4 生态系统管理

1.4.1 生态系统管理的定义

基于价值标准和工作领域的不同,生态系统管理有多种不同的定义,其中,许多定义与森林生态系统有关,其中部分定义如下:

- 生态系统管理是一种策略,是在全部森林价值与功能维持在景观水平上的一种策略。包括经营者在内的景观水平上的协同经营是一个必要的组成部分(Society of American Foresters, 1993)。

- 生态系统管理是一种与管理个别物种的策略或计划相区别的旨在管理生态系统所有生物的策略或计划(Forest Ecosystem Management Assessment Team, 1993)。

- 生态系统管理是社会价值与期望、生态潜力和经济技术考虑在内的三者的优化组合(East Side Forest Health Assessment team, 1993)。

- 生态系统管理是一种资源管理系统,旨在维持或提高生态系统健康与生产力,在社会、生物与经济可承受的风险范围之内提供必要的商品及满足人类需要的其他价值(American Forest and Paper Association Forest Resources Board, 1993)。

·生态系统管理是一种自然资源管理的整体论方法,它已超出了针对森林个体部分的分室方法。它从林地出发,着眼于森林景观,在更大的环境层面上定位以便综合人类、生物和物理的因素来管理自然资源(Thomas,1996)。

·生态系统管理是一种管理森林资源的生态学方法,它试图维持森林生态系统的复杂过程,通道与相互依存性,保持其功能长期完好,提供短期胁迫下恢复力与适应长期变化的能力。因此,森林景观状况是首要的关心问题,并提供相应的持续森林产品与服务(Society of American Foresters,1993)。

Grumbine(1994)给出了一个通用而全面的定义:生态系统管理是在复杂社会政治与价值观下综合了生态关系的科学知识,它以保护自然生态系统长期完整性作为总体目标。该定义谈到了科学知识而没有涉及随之而来的方法手段,但却非常关注社会与人类因素。另外一个好的生态系统管理定义由 Wood(1994)提出,他指出了生态系统管理的主要范围与目标:生态系统管理是综合生态、经济和社会学原理,保证生态可持续性、自然多样性与景观生产力的方式来管理生物、物理系统。综观这些定义,生态系统管理是整体论的管理方法,基于一定的原理,其要素决定了生态系统管理所要遵循的方法论。这样,一个关注地区发展与保护并为社会所接受的解决办法就达成了(Pavlikakis & Tsihrintzis, 1999a)。

1.4.2 生态系统管理的研究历史

人类的需要与活动,包括人口增长,多年来一直在威胁着生态系统并逐渐耗尽自然资源。传统的自然资源管理方法结果不如人意,其管理方法常注重短期收获和经济利益而不顾资源的可持续性。这种情况及生态系统科学认识的发展,导致了自然资源管理的新对策的出现。

过去 50 年,生态学家基于生态系统概念提出了一种公共土地管理与利用的新方法。到 19 世纪 80 年代晚期这种方法受到许多科学家、管理者和其他人的广泛支持。1988 年第一本生态系统管理的专著出版(Agee & Johnson,1988)提出了生态系统管理的理论框架。随着可持续性逐渐成为许多政府部门、公众及私人资源管理机构明确声称的目标,生态系统管理已成为关注可持续发展的新方法(Axelrad,1994;Haeuer & Franklin,1996; Neace,1999)。生态系统管理是包括人类、生物与自然在内的,旨在长期保护生态系统的一种区域管理新方法。

作为一种概念与方法,自 1991 年来生态系统管理受到更多的关注。美国许多联邦或州级机构正在实施生态系统管理作为指导政策(Congressional Research Service, 1994; Yaffee et al., 1996)。例如,美国林务局(Thomas, 1996),土地管理局(Dombeck,1996),渔业与野生动物局(Beattic,1996),佛罗里达环境局(Chiles & Wetherell,1994; 佛罗里达环保局,1994a,1998a,b)等都已接受各种生态系统管理的观念。另一方面,国际上其他国家还没有采用生态系统管理方法。在生态系统管理应用方面,欧洲无疑还没有美国这样的经历,更不用说法国、德国、荷兰、葡萄牙、英格兰和威尔士这些国家或地区在流域管理方面的进展(Mostert, 1998)。下面对生态系统管理的概念、一般原理与方法论作了综述,同时佛罗里达生态系统管理项目作为一个案例提出。希腊北部两种极为重要的生态系统

管理其成功与失败的经验也作为案例提出。

1.4.3 生态系统管理的原理

Grumbine 于 1994 年首次提出了十条生态系统管理主题:(1)等级层次性;(2)生态边界;(3)生态完整性;(4)数据收集;(5)监控;(6)适应性管理;(7)跨部门间合作;(8)组织变化;(9)人类置身于自然界之中;(10)价值观。生态系统管理的主要原理与 Grumbine 的十条主要论点相吻合,主要包括如下 4 点:

(1)所有生态系统管理中涉及人员之间合作是必要的。土地所有者、科学家和工程技术人员、协调机构与政府之间,他们必须一起合作以界定和利用生态系统边界、在相互冲突的法律条令与管理目标中达成一致。例如,美国实施生态系统管理的 105 个试点项目中(其中 620 个具有生态系统管理特征)表明存在合作的占 74%(表 1.2),合作有利于推进项目进行的占 61%(表 1.3)(Yaffee et al., 1996)。值得一提的是,出现的问题中 50% 是由于政治家、公众和土地所有者对科学家与工程师们提出的计划持相反意见所致(表 1.2)。欧洲实施生态系统管理的一个案例是流域管理(Mostert, 1998)。法国实施该项目导致政府与地方产生了专门机构负责制定计划和建立项目管理。中央政府提供法律框架和基层组织。在社区涉及项目的人数中,25%的参与者赞同政府意见,50%的参与者同意地方政府,25%的人支持产权者。实施一个计划务必达到总体的一致。整个过程进展相当缓慢,却还没有项目评价结果。与此形成对照的是,在德国与荷兰项目似乎有许多问题,因为行政权完全分散,合作困难。发展合作需要教育土地所有者与公众,考虑到项目并保证获得政治家的支持。

(2)生态系统管理的一个基本原则是对该地区大众特殊性、目标与活动的敏感性。尊重该地区民众的特点(如习惯、传统、宗教等)是重要的。实施生态系统管理时必须考虑当地民众的价值观与利益,这样才能得到土地所有者的参与,提高公众的意识。因为土地所有者与当地居民的价值观与利益在美国试点项目中开始占 25%,而他们的参与度达 61%(Yaffee et al., 1996)。还要考虑到人口增长、贫穷和人类自身的洞察力,以达到长期的可持续性(Christensen et al., 1996)。

(3)长期管理地区必须允许和鼓励当地地区水平上的利用与活动的多样性。如果有必要的话,但需强调对私人利用进行立法或禁止。生态系统管理并不旨在禁止人类所有活动来保护生态系统“自然性”。生态系统管理依据一定的法律,也强调立法调节和提出其他方法来解决可持续性问题。在某些情况下禁止个人利用是必须的,这种个人利用也能为生态、社会可行的其他方式的利用所代替。生态系统管理并不反对私人所有权(Fitzsimmons, 1994, 1996),但在一些情况下必须强调考虑公众利益而对个人利用予以限制。

(4)必须收集高质量、科学的地区信息,用来帮助计划、设计和制定决策过程。一个多学科小组必须强调管理良好的研究,利用专家、现代仪器设备、测量与监测系统、适当的软件与现代精确而灵活性的方法。因为就生态系统与生态系统管理本身的本性来说,总是存在科学意义上的不确定性。在美国试点项目中不确定性达到 24%(Yaffee et al., 1996)。生态系统管理是一项长期的实验,在实施过程中总会丢失部分信息,所以保证高

质量的数据是非常重要的。

表 1.3 美国实施生态系统管理项目的一些结论(摘自 Yaffee et al.,1996)

检验标准	占项目的百分数(%)
实施生态系统管理	合作 74
项目的广义的结果	管理计划的发展情况 62
	决策机构发展情况 56
	土地利用的改变 50
	恢复活动 46
	恢复结果 34
	公众意识的加强 31
	研究 28
	土地识别 21
	公众培训 19
	管理实践的变化 19
	科技知识的扩增 15
	信任与尊敬 14
	有助于生态系统管理项目进展的原因
公众支持 59	
机构支持 55	
可利用的资源 50	
参与者的投入 45	
管理计划的特点 34	
地区的特征 27	
土地所有者的动机 24	
政治支持 21	
生态系统管理项目中面临的问题与困难	政治家、土地所有者、公众反对 50
	资源稀缺 44
	服务的问题 31
	科学知识的不确定性 24
	居民的不参与 24
	生态系统问题 9
	发展的压力 8

1.4.4 生态系统管理的要素

1.4.4.1 可持续性

对生态系统管理(生态系统管理)而言,代际可持续性(Lubchenco et al., 1991)是前提,而不是事后的想法。从定义来看,生态系统管理(生态系统管理)是一种新的旨在一个地区可持续发展的策略。根据 Neace(1999)的看法,生态系统管理包含在当地民众寻求可持续发展的基本动机中。

1.4.4.2 目标

生态系统管理建立各种目标,这些目标指明制定计划和所有必要的过程都是为可持续性的。这些目标必须陈述生态系统未来轨迹与行为,并且可以测定和监控。管理生态系统的完整性,研究和数据收集及人类在生态系统中的价值成为制定目标的基础。

1.4.4.3 健全的生态学原理及其理解

生态系统管理基于合理的生态学原理,关注生态系统中的过程与相互联系。虽然生态系统在地理分布上并不是静态的,但是生态系统功能框架与模型必须建得最好。生态系统管理依赖于各种组织水平上的研究,即研究问题的定位;依赖于有机物个体(包括人类)的形态学、生理学和行为,依赖于种群和群落的结构与动态——管理者必须注意等级范围。另外,政治分析、民众的参与,发展与利用计划都是必不可少的。

1.4.4.4 复杂性与紧密联结性

生物多样性与结构复杂性是生态系统的特征与重要组成部分,对生态系统来说极其重要,如初级生产力与养分循环(Christensen et al., 1996)。生态系统要素间的相互连结对调节着生态系统功能(Peterson, 1993)。精华式的或功利主义的管理系统,如农业、渔业、林业和经济活动,都是减少生态系统复杂性、干扰其紧密联结使得生态系统稳定性更低、可持续性更低。生态系统管理旨在保护复杂性、紧密联结性,虽然复杂性与紧密联结性归功于生态系统管理过程中的不确定性(Beane, 1997; Peters et al., 1997)。

1.4.4.5 生态系统的动态特征

可持续性并不意味着维持在某种状态,不受生态系统在时、空上变化的影响。试图使生态系统“静止”在一个特定的状态,从长期来看会导致管理项目失败。

1.4.4.6 连续性与尺度

生态系统管理中一个重要的挑战就是人类资源管理决策与生态系统过程操纵间两者时空尺度不匹配。

1.4.4.7 人类是生态系统的组成部分

生态系统管理的概念包含人类是生态系统的组成部分。将人类活动与自然保护整合起来是很重要的,但人类在生态系统中的作用是一个有争论的问题(McDonnell & Pickett, 1993)。生态系统管理必须减少(降低)人类活动对自然资源的冲击,但也必须以一种可持续的方式提供(支持)人类所需。人口增长、贫困和人类认知力以及自然资源等问题,必须在生态系统管理过程(程序)中提及并包容(Grumbine, 1994)。

1.4.4.8 适应性与可解释性

生态系统管理大多数时候是在缺少部分信息的条件下实施的,因此其知识依据是不完全的、动态的。管理者必须能够适应这种情况或者是某特定区域的需要,适应新的知识并理解之,得到公众认可(Master et al., 1994)。所有的方法都必须看成是有待于研究和监控检验的假设。

1.4.5 生态系统管理方法论

基于上述的原理及生态系统与生态系统管理的特征,可衍生出如下生态系统管理方法论(Pavlikakis & Tsihrintzis, 1999a):

1.4.5.1 问题的定位

第一步是调查该地区有待研究的问题。建立生态系统管理计划目标必须回答最重要的需要调查的问题、最重要的涉及计划与交流的问题、地区间有利益冲突又需合作的挑战、生态系统管理的局限性、限制性与机遇、生活在该地区人们的活动、需要与期望等等,都是必须回答的问题。

1.4.5.2 大众的参与

建立目标与计划前的第二步是鼓励当地民众参与到生态系统管理计划中来。生态系统管理计划开始前必须保证有公众的参与(Pavlikakis & Tsihrintzis, 2000a)。学校、大学与其它组织的培训和教育作用是重要的。学校计划(例如:Florida Department of Environmental Protection, 1988b),土地所有者联合会与工人协会计划(Adkin, 1998)。这些组织的计划中地区里的问题提出来了;鼓励当地民众参与决策制定,同时让某些人参与项目小组。佛罗里达生态系统管理计划中就有这样的例子(Florida Department of Environmental Protection, 1988b, c)。工业生产区和生产单位的特别培训计划使雇主们具有环保意识。这样的计划在加拿大汽车工业中在工人协会指导下实行过(Adkin, 1998)。大众传媒、国家和地方政府机构,以及私人组织必须参与到提高公众意识的活动中去。非政府组织(NGOs)可以推广可持续发展的教育计划,生态系统管理或者是关于一个地区的特殊利益的教育计划。这些计划可能会因这些组织各种各样的或狭隘的利益而受到限制,或者有时受到政治立场的限制(Martin, 1996)。然而,那些最大的组织如世界野生动物自然基金(WWF)可能对公众教育与意识有些影响(Pavlikakis & Tsihrintzis, 1999b)。媒体,尤其是

电视可能在教育和给公众以信息方面起非常重要的作用。因特网也是一个重要的信息源。一个地方、国家、非政府组织和大学活动在环境方面的论题和问题可以通过电子版面得到。例如,关于佛罗里达湿地的案例研究放在因特网上,有将近 500 页的信息和类似的材料(Tsihrintzis, 1997, 1998a, b)。

1.4.5.3 政治的、法律的和经济的分析

对一个地区的政治状况的调查与分析有助于生态系统管理项目实施。有许多案例与政治上的利益或政治的不关心是相矛盾的。获得当地政府与政治上的支持是非常重要的,尽管计划与决策的发展超出了政治的限制,但获得其支持可避免时间上的拖延及浪费钱财。为保证合作与交流,在这样一些组织中发展公开讨论是必要的。所有有关的法律必须为人所知并加以分析,计划中可能包含为政府或当地政府所强加的新的法规。在建立生态系统管理时当地人们的经济状况同样是一个重要的因素,因而必须予以调查。必须牢记的是人们利用自然资源满足其需要并提高其生活,关注可持续性的计划必须保证高质量的生活。

1.4.5.4 目标的定义

在问题的定位,公众支持与参与意愿,生态系统管理中所涉及的所有因素分析之后再给生态系统管理的目标定义。目标指明这个地区可持续发展中同设计的计划与所有必要的过程。陈述目标以表明生态系统未来轨迹与行为。管理生态系统以维持可以生存下去的自然物种数量(Boyce, 1997)是生态系统管理中提议最多的目标之一(Wilcove & Blair, 1995)。尽管监控生态系统中所有物种是不可能的,生态系统中敏感种的数量可以作为生态过程的指示种(Noss & Cooperider, 1994; Frost, 1995; Schindler, 1995; Haney & Boyce, 1997)。维持大量元素的可得到性以支撑植物生产力是另一个生态系统管理目标(David, 1997)。维持其他的进化与生态过程,如干扰和水文学过程,以及通过长期的管理以维持物种和生态系统的进化潜力,同时在这些限制范围内调节人类利用与占有,也是生态系统管理的目标(Grumbine, 1994)。

1.4.5.5 定义生态系统边界

生态系统的开放与动态特征不考虑生态系统分类以及描述边界的刚性指标。科学家定义的生态系统边界具有可操作性。边界可以预先定义,也可在调查和问题定位(第一步)之后定义,两种情况下它们都先于目标的建立。或者,目标先于边界的定义。无论哪种情况下,边界限制必须包含大多数自然和人类成分在内并且要与这个地区的特征相一致。为管理一个地区而下的边界定义可能不适合另一个地区,这是可能的。例如,分水岭或生态区域可能是为管理所定的边界(Omernik & Bailey, 1997; Pavlikakis & Tsihrintzis, 2000b)。在这两种情况下,其长处与缺点都与边界定义有关。偏爱一个或者另外一个模型要根据该地区的特征、生态系统的组分以及所要阐述的问题来定(Montgomery et al., 1995)。Omernik & Bailey(1997)建议,两种类型的边界结合起来显示出一定的优势;如果觉得生态系统管理中所有相互作用的组分必须包含在内,那么这种结合是重要的。不

管在那种情况下,边界必须允许监控和操作过程简单易行。

1.4.5.6 发展计划

发展计划与整体论方法是下一步。它可能从各种客体中产生,各种客体间相互合作与交流并提供必要的信息。这些客体包括:(1)政府法人与各部门,由其制定标准与规章制度;(2)当地政府、机构、个人组织与土地所有者,由其制定地方政策标准,建议和支持政策游说;(3)当地产业,由其帮助政策游说;(4)工程技术人员、科学家和研究人员,由其开发可靠的方法和有用工具,如数学模型(Tsihrintzis, 1995; Tsihrintzis et al., 1996; Tsihrintzis & Hamid, 1997a, b; Tsihrintzis et al., 1998; Tsihrintzis & Sidan, 1998),地理信息系统(GIS)(Tsihrintzis et al., 1996; Tsihrintzis et al., 1997), GAP 分析(Scott et al., 1993),这些都有助于决策。生态系统管理决策支持是环境模拟研究中一项新的前沿领域之一。开发决策支持系统(Decision Support System, DSS)是生态系统管理计划中非常重要的一部分(Mowrer, 1996; Rauscher, 1999)。在 DSS 中,可能包含的信息有生物多样性等级、水资源、土地利用、水、土壤、空气污染控制、该地社会经济水平与计划以及其它信息等。

1.4.5.7 监控

在生态系统管理框架中,监控计划旨在决定管理行为是否将生态系统导向未来设想的状态(Ringold et al., 1996)。制定的目标应该可以度量和监控。监控计划可以依据样本统计。例如, SUPERB 就是资源管理者监控设计时的一个有效决策支持系统工具(Brady et al., 1993)。SUPERB 包括 5 个主要的步骤:(1)决定要监控的生态系统组分和监控方法;(2)设计监控要求与风险描述;(3)计算机模拟监控设计原型;(4)用计算机原型评价监控设计;(5)评价监控设计是否满意。

1.4.5.8 评价

由联邦或州级机构、当地政府、科学家、工程技术人员和管理者实施的连续监控强化

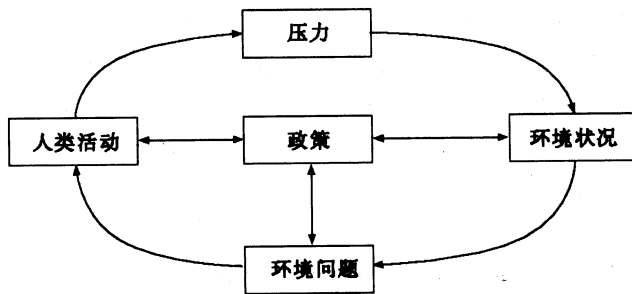


图 1.9 环境政策、经营活动和环境指示、问题间的相互作用(摘自 Bramley, 1997)

了生态系统管理并且使生态系统管理作相应改变和评估,达到上面所述的目标和期望。在生态系统管理评价或提高公众意识之后,在生态系统管理的任何阶段都可以采取补救措施。如图 1.9 所示(Bramley,1997)。

可以采用各种整体论方法及各种可能的计划设计。图 1.10 表示生态系统管理的总体轮廓;图 1.11 表示根据上述方法论生态系统管理所涉及的人员。

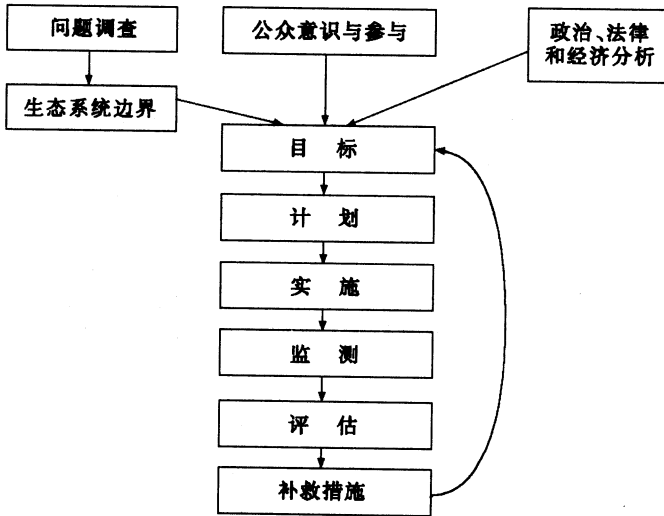


图 1.10 生态系统管理方法论的一般步骤

1.4.6 生态系统管理与传统方法的比较

生态系统管理是一套基于生态系统的管理程序,它综合了人类和自然两个方面。从定义来看,生态系统管理是一种可持续发展的方式。现在大多数管理方法是从可持续性来定位的,同时保护生物多样性总量。尽管如此,如果它们只注重短期目标和只保护单个物种,并且也不遵循整体论方法的话,它们可能还不是生态系统管理方法。尽管这些方法包含可持续性的某些特征,也采用现代科学技术,在这里将它们看成是一种传统的方法。“传统的”一词也指那种忽略人类因素以及将问题放在一个局部的框架下而不是放在一个区域的整体计划中的方法。更确切地说,传统管理方法同生态系统管理方法间的区别概述如下(Pavlikakis & Tsihrintzis,1999a):

- 生态系统管理的目的是地区的长期可持续发展,同传统的管理自然资源的方法相比,传统的管理通常注重短期的收获和经济上的获利。

- 保护生物多样性是生态系统管理的特征。生态系统管理的目标之一是保护生态完整性而不是保护单个物种,保护单个物种是传统方法的特征。

- 在生态系统管理中人类被看成是生态系统组成部分。生态系统管理将人类活动与自然保护作为一个整体,考虑到人类活动并鼓励人类活动;但是,如有必要的话,在一定法律范围内也有限制。在传统方法中多数情况下为了保护生态系统的“自然性”,生活在该区域中的人们的活动是被禁止的。生态系统管理的目的是地区发展和用替代供应法提高

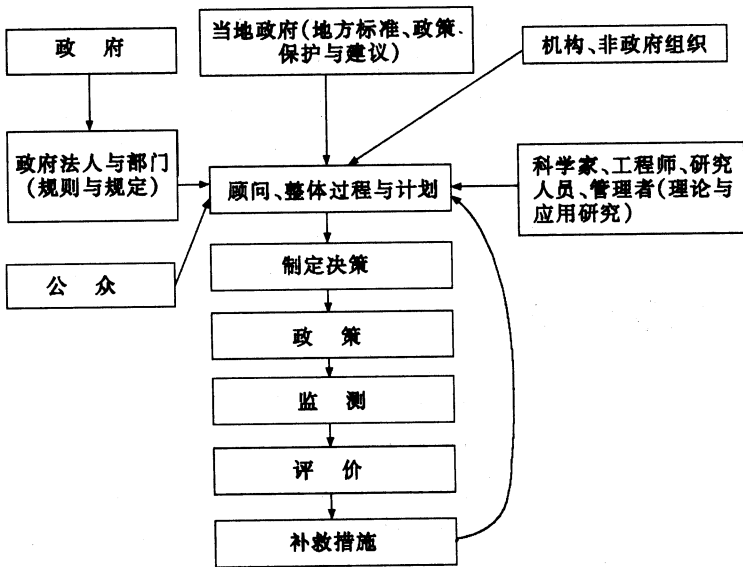


图 1.11 生态系统管理所涉及的机构、人员图解

居民生活质量。这样生态系统不会影响其特征与功能，自然资源将在未来的一代一代中沉积。

- 生态系统管理方法考虑政治、经济和社会的价值。生态系统管理提倡的所有解决办法都必须为社会所接受。这意味着有必要教育公众提高公众意识，土地所有者、机构、科学家、工程技术人员以及生态系统管理实施过程中所涉及的人们之间进行合作。

- 与传统方法相比，生态系统管理方法对大众的特性和公众需要敏感，这已体现在该地区的保护、恢复和发展的整体计划之中。

- 行动和提出的办法遵循一个总体的区域计划。生态系统管理具有等级特性，有一套自上而下的程序；而在传统方法中，其程序的局部特性可能解决一个地方的问题，但它可能干扰或在更大范围的生态系统里产生其他的问题。

- 生态系统管理有其科学基础(Christensen et al., 1996)并利用现代工具，如各种模型和 GIS 技术。这些工具加强了其整体性并用于广泛的空间框架中。

这种新方法的好处来源于这样一个事实，即土地经营要保证未来资源，这样不仅当代人的人类需求，而且将来人的需求也得到满足。今天的环境问题已与政治、经济、社会和文化价值和利益相互关联起来。生态系统管理是一种针对这些问题的策略并提出为社会所接受的解决办法。

生态系统管理作为一种可持续发展方式，基于一定的原理，包含一定的要素——即方法论。这种管理自然资源的新方法与传统方法不同，它是基于生态系统之上的旨在达到长期可持续性。它有一个多物种的框架，将人类活动和自然保护结合起来——包括政治的、经济的和社会价值，提出为社会所接受的解决方案。它的实施需要所涉及的机构、人

员间合作与交流,以及公众的参与。生态系统管理具有其科学基础并依赖于先进的现代科学方法的发展。比如,利用数学模型帮助决策,以及其他的工具,如用 GIS 来贮存、分析、操作、显示空间属性信息。美国的生态系统管理计划是较为先进的,其中有一些如佛罗里达环境保护系的计划是完全基于生态系统管理原则的旨在达到最好的结果。文中举出的希腊的两个例子表明遵循生态系统管理原则的重要性。那斯特河(River Nestos)和维斯土尼达和伊斯马瑞达湖(the Lakes Vistonida and Ismarida)计划看起来有很多问题,而帕斯帕湖计划的实施使之可望有一个更美好的未来。

1.5 森林生态系统的管理

随着社会对森林功能价值认识的发展,对森林的管理方式也不断发展变化着。长期以来,伴随着社会对森林价值的认识由木材生产→野生生态保护→提供休闲场所→生物多样性保护的变化过程,森林资源管理系统的政策基础也发生了巨大的变化(Wiersum, 1995)。现在的林业政策要不断改进国家森林管理体系以适应因时代发展而导致的价值观的变化。各种有关意见相互冲突。例如有些人建议加大采伐量,而有些人认为应该禁止采伐(Oliver, 1997; Mckinney, 1999),对自然干扰如火灾的对策也重新受到了评估。

除了人类活动影响因素外,森林自身是动态变化发展的,然而这种变化受到其物理、化学和生物过程的限制。因为人口增加、污染、气候变化及其他威胁,森林生态系统及其庇护的动植物种类受到的压力在持续加大。对森林的管理应该建立在对自然系统、自然规律了解的基础上,并据此制订相应的政策。然而当面临巨大的政治压力时,管理者和决策者们很容易忽视有关森林生态系统动态变化的知识的价值。应该注意的是可持续森林管理的一个基本原则,就是国家森林资源应该被当做可持续利用的复合资源,制定政策时不应损害其长远的利用价值,以保证森林资源的可持续利用。

1.5.1 森林管理中涉及的生态因素

森林业管理中所应重点考虑的 5 个生态因素分别是土壤和营养循环、水资源、生物多样性、景观因素以及全球变化。

1.5.1.1 土壤及营养循环

土壤是矿物质、生物以及生物合成的有机物的复杂混合物。它为从细菌、真菌到蠕虫、蚯蚓、植物等大量生物提供了物质基础和生存环境。土壤及其生物群落能贮存及调节养分循环,以及调节水流,并对大量有机和无机物有过滤、缓冲、分解、固定和解毒功能(USAD, 1996)。

健康土壤有三个重要生态功能:(1)维持营养循环。一个成熟的森林植被获取到的主要营养主要来源于无脊椎动物及土壤微生物分解有机物释放出来的 N、P 等营养成分。(2)在不利环境下(如干旱)维持森林的生产力。(3)保持肥力,以利于森林的恢复(砍伐及火灾林等)。一旦植被丧失则土壤的第 3 项功能迅速丧失(Perry, 1998)。

土壤质量对可持续的森林管理非常重要,是动植物群落健康发展的保证,因为它决定

了当前和将来的土地产出。因此建立土壤质量的评价和监控体系非常重要。对土壤质量类型进行定义和监测,对于各个层次的生态学研究(从局地营养状况的研究到全球森林固碳量的确定)都是很重要的。

1.5.1.1.1 土壤结构和有机质

对于维持土壤质量来讲,不断补充其表面有机层以避免土壤板结非常重要。土壤表层的有机物组成包括腐殖质、凋落物及大的木质残体如树桩和枝条。这些有机物贮存了养分和水分,向大量的地下生物提供重要的碳源营养,这些关键的微生物起着释放矿物营养以供森林持续生长所需。

采伐对土壤的健康有很大的影响。只要在采伐后森林群落可以健康地再生,土壤中因为细凋落物而失去的碳就可很快恢复。问题在于如何重新补充随木材特别是树干的采伐而失去的土壤中的碳(Harmon et al., 1986)。在当今的高强度森林管理中,在采伐地留下残余树干往往却被认为是一种浪费。但是研究表明为了进行可持续的森林管理在采伐时需要留下一些残木,尽管需要进一步的生态学研究才能回答到底要留下多少残木才能保持土壤质量。

1.5.1.1.2 营养循环

另一个维持土壤质量的重要方面是土壤营养的长期维持,并且保证它们稳定地处于可被植物利用的状态。未受干扰的森林很少发生营养储备大量流失的情况。因此,可持续的森林管理的一个重要方面,就是防止由于人为因素,导致森林营养储备的长期减少或营养转变为植物不可利用的形式。

迄今为止,氮被看成限制森林植物生长的最重要的营养成分。现在的研究工作主要集中在因采伐导致的氮流失(Johnson, 1992)。采伐地的氮流失有以下3种形式:通过被采木材而流失,因土壤被破坏而导致氮流失,枝条焚烧时,氮以气体的形式挥发到大气中。流失的效果及影响受当地的各种因素(例如氮的供应、气候情况及管理措施)决定。研究表明,在美国西部缺氮森林地区因采伐和焚烧所流失的氮量远远超过了土壤渗漏而流失的氮,而在美国东部氮源丰富的地区情况正好相反。

对集水区的研究以及采伐实验表明,从皆伐点流失的氮量还受到植被类型的影响。既然在大多数系统中氮是限制因子,其采伐后的流失就威胁到森林生产力的长期维持。氮从土壤向水源中渗透流失的情况更是因森林类型不同而各异。皆伐导致的氮流失不但损害了森林的生产力,而且会造成水源污染,形成水华,降低水中氧的含量,杀死鱼类并影响了水质。总之,在氮矿化(土壤有机物质被分解释放出来)度高的地区硝酸盐的形成和流失率高,而且这种流失因采伐而进一步恶化(Hibbert, 1969; Likens et al., 1970; Hornbeck et al., 1986)。

通过计算机对森林生长的模拟以及对集水区和森林生态系统的研究表明,整树采伐及过短的采伐间期,造成以氮为主的营养流失严重,而且影响了土壤的氮存量、氮供应和生产力,还会造成磷、钙、镁、钾等其他营养成分的流失(Kimmins, 1997; Smith et al., 1986; Johnson et al., 1987)。清除采伐残物的行为以及一些为植树而作的准备工作,特别是采用重型机械破坏有机层的行为会严重影响土壤肥力。因此,有效的持续性的森林管理政策,应该根据土壤营养状况规划伐木率和管理活动,以避免土壤营养的长期流失。

1.5.1.1.3 氮饱和

现在,因人为因素引起的氮沉降的增长越来越引起研究人员的注意。如今因化石燃料的燃烧和氮肥的使用而进入生物圈的氮远超过生物固氮量的两倍。所以目前除了研究采伐导致的氮缺乏外,还需要研究过量的氮带来的生态效应和因酸雨导致的氮流失(Aber,1992;Fenn et al.,1997)。

在一些氮为森林生态系统的限制因子的地区,人们越来越多地观察到因降雨、降尘而带来的氮饱和现象。氮饱和是指氮输入的速率大于土壤、植物和微生物贮存和使用氮的速率,结果过剩的氮被河流、地下水和大气带走。在我国很多地区,氮饱和问题非常严重,以至损害了当地的生态系统。

尽管过剩的氮可补充采伐带来的氮损失,但它也恶化了土壤酸化的程度(Schulze,1989;Federer et al.,1989)。随着阴离子氮素的渗漏流失,带走了土壤中如钾、钙、镁等阳离子。土壤失去这些碱性物质而酸化,导致了肥力降低。而森林采伐带来的氮流失会进一步恶化这种情况。随着森林生态系统的氮饱和现象的增多,为了避免伐木而导致的营养流失,应该保持植被对土壤的覆盖(通过部分采伐或伐后迅速恢复植被的方式)。

1.5.1.2 水文因素

采伐会影响到水源流量的改变、时间的变化以及水质的变化(特别是沉积量的变化)。

1.5.1.2.1 水量和洪水

对皆伐造成的水文变化进行精确的估计是非常困难的,这是因为径流容易受到不同森林生态系统的影响而发生变化。正是由于这种易变性,在短期研究中,只有在采伐造成了非常明显的水文效果时,才能在统计学意义上被观测到。尤其在大的集水区,要分辨其变化趋势必须进行长期的观测。而且许多因素——从林业实践到岩床地质、地形因素以及气候因素(是降雨为主还是降雪为主、林冠层成露作用是否明显)都会影响径流的流量和时间性的变化。

采伐对径流最明显的效应,是通过对小流域进行对照实验研究获得的(Reiter et al.,1995)。这些流域研究表明,一般来讲皆伐会增加水量。但多雾区例外,由于林冠层可以从云雾中大量收集水分,在这种情况下,采伐后一般会出现水量的降低。

从环境和经济的角度上,高峰水量最受关注,因为它会产生破坏性的洪水。皆伐一般会增加高峰水量。当然增加程度受到采伐规模、比率、方式和采伐道路网的修建规模的影响。同时在采伐地清除灌木和杂草、修筑过多的道路以及对堤岸的干扰及防洪林的破坏的行为也会明显增加高峰水量(Reiter et al.,1995)。因此合理的林业管理,应该注意在生态脆弱流域对这些活动进行限制。

1.5.1.2.2 采伐道路对水文的影响

皆伐和修路会协同作用改变森林的水文状况。采伐树木会减少森林蒸散,并增加降雪的积累和加快积雪融化的速率(因为失去了树木对阳光的遮挡)。因此,伐后区地下水量会增加,在排水不畅地区则可能形成沼泽(Burger et al.,1988)。

另外,在山坡上修建的道路会使地下水暴露到表面,导致其迅速流失到地表径流中,会增加高峰水量(Harr et al.,1975)。

1.5.1.2.3 沉积、水土流失、滑坡

皆伐和筑路导致的水土流失,以及随之而来的滑坡和枝条焚烧带来的大量物质转移,是导致森林中沉积物增加的几个主要原因。研究表明不适当的修路导致的滑坡,会在短时间内产生大量的沉积物,而因修路和皆伐导致的水土流失则表现为慢性效应(Swanson et al., 1989)。还有研究表明皆伐和修路对水沉积物控制的协同破坏作用是很明显的。

在那些大面积裸露的矿质地区,特别是雨量很大的地区,常常会由于降雨冲松沉积物而出现溅击侵蚀。但是由于各地区在坡度、土壤、岩石类型以及雨雪类型等方面各不相同,一个地区的土壤侵蚀情况往往并不能外推到其他地区。

植被破坏导致的地下水量的增加,会破坏山坡的稳定性而增加滑坡的可能性,除非蒸腾的减少伴随以径流量的增加,否则结果会是土壤湿度增加和黏附力降低。植物根系对山坡的稳定来说是很重要的,破坏根系密度和活力的采伐行为会导致坡体稳定性的降低。当然,其效果可能需要几年才能体现出来。从长远看,坡体的稳定能否保持,取决于新生的根系能否及时取代死去的根系发挥稳定坡体的作用。

此外还应该注意,在氮饱和的情况下,可能因为土壤的氮流失而导致水体和水生态系统的富营养化。森林生态系统的氮过饱和,会导致流失到地下水和地表水中的氮增加,进而导致河口水体超营养化和地表水的毒性物质增多,从而对水生物产生严重威胁。

管理活动形成的车辙也会增加水的流速,从而增大沟谷水土流失的可能。由于缓冲(林)区可有效减小地表径流的流速,使物质沉积,最终减轻河道淤积,在持续性的林业管理中应该多采用这种方案,并尽量避免那些会导致水体沉积物大量增加的行为。

1.5.1.3 生物的多样性

生物的多样性有广泛的含义,不但指从基因、物种、生态系统到景观各个层次的多样性,而且包括了各种生态过程。从法律和社会需要的角度上,都要求管理人员保护并维护生物的栖息地、生态过程以及生物的多样性。

采伐对生物多样性的影响取决于其规模、强度、方法以及各种生物对采伐的反应。总的说来,林业管理通过影响森林的年龄、水平和垂直结构、物种组成来影响生物的多样性。多数情况下,管理工作使森林的景观结构简单化并往往加入新的成份。不同的物种受到的影响不同,有的物种数目增加有的则受到威胁。

在高强度林业管理下,那些生物类型丰富的阔叶树、水滨区、湿地、溪流群落最脆弱。

1.5.1.3.1 森林结构的变化对多样性的影响

自然和采伐林的结构有3方面不同:年龄、林窗大小、大型残木的数量和分布。每一种因素在森林结构和功能方面都起着重要的作用。

采伐使再生树木年龄均一化,而自然干扰则造成不均一的格局。例如火的干扰会在不同的植株上有不同的效果,有些植株仍保持部分的生命功能,而有些则死亡。这样有利于森林的再生,并为很多生物种类提供了微生境。

采伐(特别是皆伐)会留下大面积裸地,自然干扰也会产生林窗。在不同的情况下自然干扰产生不同的林窗空距,有时只有一棵树的空间大小,有时(例如飓风和龙卷风的干扰)则造成大面积的林窗。

枯木有重要的生态功能(Harmon et al., 1986),在最终分解而增加土壤肥力前,他们能暂时作为群落中的结构成份以防止土壤侵蚀,并为其他生物提供生活场所。例如,大多数的啄木鸟在枯木中啄开洞穴建窝,倒下的枯木也可以为陆地和水中的许多物种提供栖息地。

1.5.1.3.2 森林片段化对多样性的影响

大规模的皆伐导致森林生态系统的片段化,更多的森林边缘生境因此而产生。其效果包括:微环境的改变(Chen et al., 1995)、物种的改变以及物种行为的改变,甚至导致物种消失。同时这种片段化也会影响种子的传播、飞行昆虫的移动、分解率以及动植物种群的大小。因此,林业管理员必须考察片段化对珍稀种和关键种的影响。为了减少对生物多样性的影响,在制定采伐计划时,应该考虑森林景观的镶嵌格局和连接度变化对物种生存的影响。

森林管理人员还应该注意,林中道路的修建同皆伐一样会导致森林片段化。森林道路会在多个方面影响物种多样性,主要是阻碍物种移动,方便捕食者的移动(例如猎人),还会促进有害的外来种的扩散(Perry, 1988; Small et al., 1988)。很多研究表明熊、狼、鹿的种群随着道路的密度增大而减少(Brocke et al., 1989)。

采伐造成的森林结构的简单化和片段化、人工进行林木更新的种植方式以及大规模公路网所形成的便于移动的廊道,往往会促进本地及外来病虫害的传播。种植树种的单一化常常导致病虫害的增加(Perry, 1998)。从生态学的角度看,为了长久保护森林生态系统免遭病虫害,应该模仿自然情况在管理中融入多种控制机制。

1.5.1.3.3 森林结构的复杂性与生物多样性

研究表明,结构的复杂度是森林生态系统健康的一个重要指标(Perry, 1994)。在健康的森林生态系统中,不同高度的植被为大量的物种提供了栖息地。而采伐会破坏这种结构的复杂性。科学家正在研究为了在采伐的同时保护森林,到底需要维持多大的结构复杂度。采取延长采伐间期的管理措施是否可以达到这个目的(Franklin et al., 1997)?尽管迄今我们了解的情况有限,但我们应该尽可能在林业管理时,保持类似自然的结构复杂度,以维持生物多样性和正常的森林生态过程。

现有研究还表明,相对于纯粹的幼林,在伐后的新生林中,如果永久保留了一些成熟老树以维持一定的森林结构复杂度,更有利于某些同成林有关的生物的生存,其中许多生物是不可能纯粹在幼林中生存的(Hansen et al., 1995)。

生态系统对其中生物数目及种类变化很敏感。物种丰富度的减少会导致整个森林生态系统功能的退化。如果丧失了食物网中有重要功能的功能群(生产者、消费者、还原者)或者其数量显著减少,都会导致生态功能的退化(Tilman et al., 1997)。当前某些地区的森林管理中,将灌木和阔叶树这两个重要种群视为杂草是不对的,因为他们有重要的生态作用,它们增强了营养循环,在面临干扰时起稳定作用,为许多生物提供了栖息地,同时还可缓和火灾的危害程度。

1.5.1.4 森林管理规划中景观层次的考虑

现在大量的森林学研究集中在个别站点的管理,而实际上大部分森林政策的制定都

需要考虑景观因素。合理的政策应该将森林管理放在大尺度的景观背景下考虑。水源的调节、生物多样性的保护以及水体生态的保护,都要求应用景观生态学的原理。这些景观生态学原理包括森林片段的大小和形状、边缘效应以及联结度。忽视景观因素,会导致森林片段化的增加,以及因此导致的森林群落负效应的积累。总之,全面考虑景观因素,对于制订正确的管理计划以保证森林景观内正常的生态功能非常重要(Franklin et al., 1987)。例如我们需要考虑景观斑块大小、形状和边缘效应的程度、以分析许多森林内部种的生境条件是否能被满足。在林业管理中,我们应该认识到,采伐区对临近森林斑块的边缘效应往往是非常明显的。例如皆伐斑块的微环境影响可以延伸到临近 30~40m(最多可达 200~400m)的区域成熟植被斑块(Chen et al., 1995)。

森林管理中,分辨出敏感重要的景观地区也是很重要的。森林中各种景观成份的地位并不一样。同溪流、河流、湿地和水塘有关的泛滥平原、堤岸和浅水区都是生态敏感区,此外,易发生水土流失的地区也是敏感区。又例如在许多山地森林景观中,土壤的稳定性取决与森林根系的固着力。对这些森林采取皆伐则相应的滑坡事件会迅速增多。作为森林景观管理规划的重要部分,所有这些敏感区都应该被区分出来并且加以保护。

有种观点认为,只要在每个集水区维持一系列处于不同发展阶段的植物群落类型,就足以保证空间格局的多样化和复杂性(Oliver, 1997)。然而这种人为造成的一系列群落,并不能代替自然生态系统中实际的复杂机构,这类理论显然忽视了上面所述的景观方面的考虑。这种过于简单的构想可用于种植园的管理,而不能用于进行可持续、全方面的林业管理。为了进行可持续的森林管理,管理人员应该因地制宜地确定某一地区景观中的不同发展阶段的森林斑块的比例。

1.5.1.5 全球变化对森林管理的重要意义

人类燃烧化石燃料(石油、煤炭等)以及采伐森林的行为,导致大气中二氧化碳的积累和温室效应的发生。地球对大气平衡的调节方法之一就是固碳作用(Perry, 1994)。森林通过光合作用从大气中吸收,这些被吸收的碳有一半通过呼吸作用重新释放到大气中,另一半则固定在土壤、沉积物和木材中。因此森林在全球生物圈中起着重要的碳库的作用。

温室效应以及二氧化碳的增加给森林带来的影响难以预测。有证据表明,气候变化、温度上升似乎会促进植物生长(DeLucia et al., 1999)。但很难预测二氧化碳对森林生态系统的长期影响。特别是因为二氧化碳的增加,不但会带来气温的升高,而且会带来降雨和自然干扰等因素的变化(Perry, 1994)。

二氧化碳浓度增加使植物的根系和枝叶得以更快地生长,相应地对其他营养的需求量也会增加。而研究表明,在这种情况下,分解作用和营养循环反而可能受到阻碍,例如,研究表明二氧化碳浓度增加导致植物的叶片和其他组织氮含量降低(Schlesinger, 1997),而低氮的组织不易被分解,从而导致氮的缺乏。

由于气候变化对物种分布区有很大的影响(Perry, 1994),所以我们必须弄清楚物种为适应气候带的变化而重新迁徙的速度,特别要考虑到人类活动导致的森林景观破碎化给物种重新分布带来的困难。

除了改变大气和影响气候以外,所产生的废气会直接影响森林的分布。化石燃料的

燃烧会升高对流层中积聚的臭氧含量,臭氧是一种活泼的气体,一般在闷热的夏季生成,它会穿透气孔破坏膜结构和其他细胞结构而损害植物,导致光和作用降低植物生长量减少。臭氧可以随空气传播几百公里,影响到远离城镇的森林。

另一个危害是化石燃料燃烧时向大气中释放了大量的硫氧和氮氧化物,这些化学物质同大气中的水分子反应生成硫酸和硝酸,结果会导致酸沉降和酸雨的产生。如前所述最终会导致土壤氮流失、土壤酸化从而伤害森林的健康。

上面每一种因素的影响都难以预测,而当所有这些因素共同对森林作用时,结果就更难以预测了。只通过短期的实验很难对这些干扰因素共同产生的长期结果作出预测。现在只能用计算机模拟其可能的结果。糟糕的是我们无法检验模拟预测的结果,只能眼睁睁地看着这种无法控制的环境变化到底会带给我们什么。

1.5.2 生态学理论在森林管理中的应用

为了在迅速变化的环境中维持森林的正常功能,管理者必须具有生态科学的知识并且对森林生态系统的动态要有前所未有的深刻了解,而且要进行进一步的生态学研究以更深刻地认识森林生态系统的规律和机理。

管理者尤其应该注意,臭氧及酸雨可能导致的森林生产力降低、氮流失以及土壤和水体酸化等危害(Fenn et al., 1997)以及伴随而来的土壤中钾、钙、镁等营养元素的流失。应该加强检测并采取必要措施如延长采伐间期以维持森林系统的正常功能。

国家森林除了供应木材外,还应该具有维持物种多样性、休闲娱乐、体育健身等其他功能,并且应该保证这些功能和价值具有可持续性。如果由于全球气候变化导致将来物种分布区发生了变化,物种需要迁移,这时林业规划中应该设计不受外界干扰的物种“迁移走廊”,以便于物种的重新分布,甚至可能需要采取人工措施帮助物种分布到新的适宜生境中。

1.5.2.1 基于现有的生态系统知识进行森林政策分析

最近人们对林业管理政策提出了许多新的建议,所有这些建议都是建立在各自对森林生态系统和森林景观规律的认识和一些科学假设的基础上的。这些科学假设涉及到森林动态、干扰、景观以及人工干预等方面。有些科学假设是明显的,但大多数建议所依据的生态假设不为人所知。下面根据前文所论述的生态原理对这些建议的理论基础进行分析。

1.5.2.2 森林保护区的价值

有观点认为,由于森林内部存在持续的动态变化(自然演替、干扰),因此自然森林保护区并不能可靠地保护生物的多样性并行使其其他生态功能。也就是说由于森林在演替中会在物种组成、群落结构以及生态功能上发生持续的变化,因此建议每隔一段时间,通过人为采伐和替换种植来恢复有价值的森林生态系统结构和功能。这种理论进一步认为,最终自然干扰如野火、风倒、病虫害将导致森林遭到破坏而需要人为进行恢复。

持以上观点的人认为,应该将所有的保护区撤消后归并到人工管理的林业采伐系统

中去,而与之针锋相对的观点是要求大规模地扩大保护区范围的建议。以下讨论“自然保护区”这种形式的定义、作用和价值,并且探讨在自然状况下的森林保护区是否比人工干预林更脆弱。

1.5.2.2.1 自然保护区的定义

森林自然保护区是通过人类管理以维持自然状况和自然生态过程的森林。其生态状况和过程在一定的范围内自然波动。保护区管理强调的是顺其自然,不进行直接的人为干预(如采伐和筑路)。当然,有时在森林保护区中,还是要采取一定的人工干预,以维持森林的正常状况和过程(例如人工设计或者利用自然山火以维持森林的正常状况和过程)。

1.5.2.2.2 自然保护区的作用

(1) 保护生物多样性

多数专家认为最有效的保护生物多样性的手段,就是建立一系列各种生态类型的自然保护区。生态学家们认为这样的全面综合的陆地生态系统可以保护大部分的物种及其基因和群落。现在的一个争论点是,在以生产木材为主的人工维护林中是否也可以通过科学管理来保护生态多样性。下一节对此进行详细分析。有足够的证据表明,通过小心的森林采伐政策—注意植被结构、残木、采伐地大小以及其他前面提到的生态因素,保护区中的许多物种应该是可以得到保存的。

而实践证明虽然通过正确管理,在生产木材同时保护几个物种的生境是可以做到的(例如在美国南部森林,细致的森林采伐规划使采伐树木的同时珍稀的红冠啄木鸟的生境也得到了保护),但是这种成功的例子只针对于一种或几种生物,要通过人为规划在高强度的林业采伐中维护所有物种的生境则几乎是不可能的。由于现在的知识尚无法确定在森林景观中到底需要多大的生物多样性才能抗拒各种自然胁迫(害虫等),同时由于我们对生物多样性的范围和功能的了解不够,特别是在基因和景观层次的知识远远不够,所以许多科学家认为为了可靠地保护生物多样性需要建立一定数目的自然保护区。

(2) 作为生态系统的评价基准

自然生物保护区的另一个明显的价值,在于可以用来作为对照评价不同的林业管理方法的效果。根据我们现在对种群、生态系统和景观过程的了解,这样的对照系统,应该是大面积的、合理分布并且有代表性的生态系统。大量合理规划的自然生物保护区为我们提供了一个评价森林管理效果的对照体系。

(3) 休闲及体育运动价值

还应该注意到森林保护区的一些独特价值,尽管这些考虑超出了生态学的范畴。人们往往将保护区作为休闲、娱乐和锻炼场所,因为这些地方没有受到人类活动的影响。从现在的趋势看来,生物保护区的此类社会价值的重要性在逐渐增强。

1.5.2.2.3 自然保护区是否更易受自然干扰的影响

有些人假设自然保护区比人工管理林区更易受自然灾害的影响,自然林比人工管理林更脆弱。他们相应的提出应该重点建设比自然森林景观更稳定的人工森林景观。然而并没有证据表明自然林比人工管理林更脆弱。实际上许多证据表明正好相反,自然林比人工管理林更能抗拒各种程度的干扰。下面讨论三种干扰:野火、风倒和虫害。

(1) 野火

长期以来人们一直认为,自然景观比人工管理下的景观更易受到火灾的影响。科学研究却表明:老生林最不易产生火灾,这是因为老生林内部存在低温、潮湿、空气对流缓慢的小环境。但是由于老生林一旦形成火灾就难以扑灭,给林业人员留下了深刻的负面印象,所以产生了自然景观更易产生火灾的错觉。实际上,在美国的有关研究表明,所有美国太平洋沿岸森林大火都是由人类活动引起的。例如著名的1902年美国黄石公园大火起源于森林之外,是由于干燥的环境和大风作用才扩散到森林中的。

其实最严重的一些山火往往发生于新生林和老生林密切混合生长的林地,有些景观模型表明这种(新旧)混合的景观的确很易发生火灾(Franklin et al., 1987)。相对于老生林,新生林更易产生火灾,特别是当其重生于上一次的森林大火而林中又残留了大量的可燃物的情况下,发生火灾的机会大大增加。如果是人类采伐而形成的新生林,由于道路的修建使这些林区更易为人类所到达,虽然一旦失火较容易救助,但也增大了人类有意无意引发火灾的可能性,而这种人类引发的火灾事故是许多地区森林火灾的重要起源。

(2) 风倒

一些美国西部地区的事实表明,人类管理的森林景观因为其不均匀的景观斑块(林区和被伐斑块的明显边沿区以及新生林和老林的林冠层高度参差不齐)更易发生风倒。

(3) 病虫害

人工管理景观也更易受病虫害的影响。例如,美国东南大面积的松树种植园为松树甲虫的大规模爆发提供了条件。这是因为人工管理景观中所缺乏的多样性,以及其大面积的单一年龄的物种种植区域,使其更易受病虫害的影响。

总之,并没有证据表明人工管理景观比自然景观更能抗拒灾害的干扰。由于管理者 and 研究人员都难以成功地预测灾害,所以并不能指望在灾害产生前,通过人工采伐来阻止灾害或减少损失。

1.5.2.3 用人工森林管理来替代自然森林过程的可行性

有些学者建议用人工管理来完全取代自然的森林过程,包括用人工措施来代替自然干扰以及几十上百年的自然演替的效果。长期以来,林业中的一个信条是森林采伐是对自然干扰过程的模仿,一般认为皆伐的结果犹如一场自然火灾的效果。以下分析这种建议的可行性。

1.5.2.3.1 两种自然干扰过程

为分析这个问题,首先应该搞清楚有关自然干扰过程的情况。我们已知有两种自然干扰过程,下面分开来讨论。

(1) 慢性干扰(即中等强度的干扰,使现存的树木缓慢或以中等速度死亡)

对于低、中强度的干扰,森林倾向于将干扰效果吸收并整合到(森林)基本的组织结构中去。例如反复遭受低、中强度火灾、风害的森林增加了结构上的复杂性,形成了长时间、大面积、多林冠层、多年龄混合结构。从生态上讲这些森林是由小的镶嵌斑块组成的。在这种生态系统中,处于演替晚期阶段的森林长期覆盖了景观的大部分面积。虽然单独的斑块是动态变化的(因而常常让人们认为这是一个不稳定的动态变化的系统),但是作为

一个整体森林非常稳定。这是因为尽管常常受低、中强度的干扰,这种森林往往很少受到大灾害的干扰。以前我们一直忽视了这种演替晚期阶段的森林生态系统的稳定性,因为我们只注意到每个小片段结构的不稳定。

在这类生态系统中,野火不但不是破坏性的力量,反而在景观的维持中扮演着重要的角色。实际上,有些树种依靠自然火灾来繁殖,例如有些植物的种子必须受高温、烟熏处理后才能萌发,另一些植物的种子只能在大火后的余烬上萌发。

美国东部落叶林,就属于这种受风和冰暴一类慢性干扰影响而维持结构复杂并处于演替晚期阶段的森林。在这些干扰下,森林中形成小的林窗,产生一系列结构上的镶嵌格局,作为一个整体共同构成了生态功能区。

(2) 灾难性干扰即使大多数树木死亡而产生新一代树丛

对于那些很少受到干扰但是一旦发生必然遭受灾难性影响的森林,其种类组成和结构将逐渐改变直到一个大的灾害将其打断,然后一切又重新开始。这种类型在世界上有很多例子(Agee, 1993)。受这种灾害影响的森林往往是由喜阳性的依赖于自然干扰繁衍的先锋种所组成。

1.5.2.3.2 生物残遗及其在受干扰森林生态系统恢复中的重要作用

有一种常见的错误观点认为,自然灾害毁灭了大多数生物并消耗了多数的有机物质。实际上,不管是慢性干扰还是灾难性干扰都留下了大量的残存生物、有机质以及复杂的景观模式——统称为“生物残遗”。那些结构较大的残留体为许多生物提供了栖息地,更为大量的地下生物提供了食物来源,而许多这种地下生物在物质分解和营养循环中占有关键性地位。应该注意的是,这里指的“残遗”还包括受到不均匀的火灾或风灾干扰而形成的复杂的景观格局。生物残遗的形式显然是由干扰的类型来决定的。

对1980年圣海仑火山喷发后植被恢复情况的研究结果表明,残留体对于生态的自然恢复特别是恢复速度始终是个重要因素。研究人员发现,生态恢复的进程受残留物如焚毁的根、残存的植物以及随风而来的种子类型所决定(Frenzen et al., 1986)。

在另外一项研究中,通过一次台风模拟表明,虽然整个森林的结构受到了巨大的改变,但是许多被吹倒的树木来年春天就生出新叶,直到第三年才死亡,再加上新植被的迅速恢复,形成了一个较密的林冠层,所以尽管整个地区看上去被摧毁了,土壤中的氮的矿化、气流的扰动、硝化作用以及氮流失都未受到大的影响。

在不同类型干扰下生物残遗的类型显著不同,并且这些残留带来不同的生态效果。将火灾、风灾和皆伐作比较。山火从下往上烧,下部的植被受影响大,留下了大树及少量林下层的残骸;风灾相反,摧毁了大树而下层植被不受影响,其大部分的残遗物是吹倒在地上的树木。而皆伐很少留下残遗物,因为所有的树木和枝叶都被运走或焚烧了。

生物残遗在生态系统的恢复中有非常重要的作用。例如,生存下来的树木和其他植物成为了无脊椎动物和有脊椎动物真菌的“生命之舟”,而只要保存了生境和食物,很多生物体都能表现出顽强的生命力,正是这些生物对森林群落的恢复有着重要的贡献。同时各种残留物的存在,也有利于形成比单一的新生树苗更丰富、更复杂的森林结构。

1.5.2.3.3 采伐无法代替自然干扰的效果

那种完全用人工措施如采伐来代替自然干扰的理论是错误的。研究表明,采伐林同

受干扰的自然林,在生物残留物以及相应的生态效应上有显著不同。传统的均一树龄的人工林种植模式以及森林采伐方式很少留下残遗物,而且高强度的皆伐及伴随的处理也很少会留下活的残存体。当然,我们可以通过改变森林管理的方法来产生更多的残留物,以尽可能模仿自然干扰的情况(Franklin et al.,1997)。这种在采伐区留下更多的活树、伐倒的树干及各种残障物的采伐方法已经在北美林业中被大量采用。

此外,还应该考虑自然干扰同林业采伐在机械、化学、热力学及其他生态效应上的显著的不同。很多干扰产生特殊的生态效应。例如火干扰通过高温处理产生了有机质的消耗、有机氮的蒸发及其他营养成分的矿化作用等一系列化学、物理效应,这些效应在生态系统中所扮演着独特的角色是采伐所不能模仿的。风也会通过拔起树木和混合土壤对森林产生很大的机械效应。在那些因植被减少导致地下深层水位上升的地区,这种将树木连根拔起产生的机械效应有利于维持森林生产力。美国科学家比较了新英格兰北部曾遭人为砍伐和从未受人类影响的森林,发现甚至在砍伐的100年后,氮的流失速率仍然显著不同,森林物种的组成上也始终有明显的区别。

1.5.2.4 森林管理中将采伐作为一种技术手段以维持森林的生态价值

那些完全禁止商业采伐的建议将导致森林政策的重大改变,肯定会受到多方面的反对。其中商业和社会方面的原因是显而易见的,而生态方面的原因就鲜为人知了。

1.5.2.4.1 有计划的合理采伐可以为早期演替阶段种类提供生境

因为许多生物需要早期演替阶段的生境才能存活,如果这种森林阶段不存在就会威胁有些特殊的种的生存,所以建议禁止采伐,这就需要假设只依靠自然干扰就足以那些需要早期演替阶段生境的物种提供生存环境。但是,在一些地区这种早期演替阶段的生境已经很少见到了。森林管理人员因而需要通过有计划采伐的方式将演替阶段回转,为那些特殊的物种提供适宜的生境。例如,在美国佛罗里达奥克拉国家森林公园,管理人员砍伐了大块的森林,为一种需要大片灌木丛才能生存的珍稀鸟类提供生存环境。理论上,这种生境可以通过自然森林大火的干扰来产生。但这类大火现在已经很少见到,因此不能为这些珍稀动物提供足够大的栖息地。另一方面,因为政治的原因,要获准人工放火是不可能的,所以只有依靠森林采伐这种调节手段了。

此外有些野生动物、猎物也需要早期演替阶段的生态环境,而公众对这类野生动物、猎物的巨大需求也是不能禁伐的原因。

1.5.2.4.2 采伐可作为减少森林中积累的可燃物的手段

从前,闪电造成的局部火灾可以消耗林中积累的可燃物,从而避免灾难性的林冠大火。不幸的是,现在的森林管理人员并不总是能通过有控制的烧林来模仿这种自然模式。例如有些地方离住宿区或公路太近,而有些林区几十年未有火灾,积累了大量可燃物,一旦点燃将无法控制火势的传播和对上层林冠的摧毁。这些情况下都需要森林管理者通过砍伐来减少可燃物的积累。

1.5.2.4.3 通过采伐促进生态系统恢复及维护森林生态系统的健康

有些森林因长期受人类活动而退化,不再存在合理的结构和组成,通过正确的采伐可以促使其恢复到自然状态。有时候,需要伐木来避免病虫害的传播。在这些情况下,通过

合理的林业管理可以减轻森林所受的压力。

1.5.3 林业管理的永续生产问题

林业的发展过程可概括为以下六个主要阶段:毫不顾及森林资源的衰竭和保护而无节制地开发森林。对森林资源短缺的现实或未来的危机有所认识。开采较为遥远地区的尚存的森林(头两个阶段的重复)。制定简单而欠缺生态观点的法规来指导森林的采伐和管理。认识到单靠行政手段不足以保证未来森林资源的供给。开始持续地发展在生态学的基础上进行的森林保护和管理实践,林业生产和森林保护逐渐取得收效。

一般来说,林业是包括建立、保存和管理森林和林地以不断利用其资源、物质或其它效益的科学、经营和艺术在内的一个行业。因此毫不奇怪,林木永续生产的传统经营观念已深深地植入北美和世界其它一些地方的森林经营思想之中。

永续生产(sustained yield)概念是大多数现代森林经营的核心,该术语隐含了森林是一种可再生资源的假设。然而这个假设必须表述得十分明确,因为许多森林是由可再生和不可再生森林状态以斑块状镶嵌而成的。在任何特定情形下,都应对该假设的正确性进行检验。在可再生状态下,永续生产思想可能是合理的,因为其社会经济价值明显地是可再生的。但是,在不可再生条件下,“林木经营”等价于林木开采(timber mining),即对林分中长时间积累起来的社会经济价值予以利用,但不能指望在当时的社会经济时间尺度上使其再生至能被再利用的状态。声称要在这种森林中实施永续生产是自欺欺人的。

2 生态系统服务功能

生态环境问题将是未来经济发展、社会进步、生活福祉、文明建设和安全稳定所面临的重大挑战。我们必须及时加深对生态学基本过程及其机制的定量了解。没有定量经济量度的生态系统服务易受忽视,人们难以找到行之有效的手段来进行保护。对生态系统服务的估价和衡量,是减少和避免损害生态系统服务的短期经济行为的重要途径,也是当前社会状况下的当务之急。在目前的研究基础之上,应构建生态系统与经济系统相结合的地区模型和全球模型,以便更好地理解其中物理、化学和生物过程的复杂动态,以及这些过程对人类福利的价值。根据 Cosanza 等(1997)对全球 16 个生物地理群落的 17 种生态系统服务的估价结果,每年由自然生态系统提供的产品和服务的总价值最少在 16 万亿美元以上,平均为 33 万亿美元,而同期的世界国民生产总值约为 18 万亿美元(Pimentel et al., 1995)。由于生态系统服务的多样性、生态过程与经济过程之间联系的复杂性,以及自然过程的不确定性,对生态系统服务进行计价难度极大,无法做到准确无误。但在这方面的任何尝试都是有益的,不仅给出生态系统服务相对量的近似值,使生态系统服务的潜在价值范围明朗化,而且为进一步研究建立了框架。

2.1 生态系统服务功能的定义

生态系统服务是指自然生态系统及其中各种生物对人类提供的有益服务。生态系统服务功能是指生态系统与生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用(Daily, 1997; Horold et al., 1997)。它不仅为人类提供了食品、医药及其它生产生活原料,还创造与维持了地球生态支持系统,形成了人类生存所必需的环境条件。生态系统服务功能的内涵可以包括有机质的合成与生产、生物多样性的产生与维持、调节气候、营养物质贮存与循环、土壤肥力的更新与维持、环境净化与有害有毒物质的降解、植物花粉的传播与种子的扩散、有害生物的控制、减轻自然灾害等许多方面。

2.2 生态系统服务功能研究概况

虽然人类对生态系统服务功能的研究才刚刚起步,但是我们的祖先早已意识到了生态系统对人类社会发展的支持作用。早在古希腊,柏拉图就认识到雅典人对森林的破坏导致了水土流失和水井的干涸。在中国风水林的建立与保护,也反映了人们对森林保护村庄与居住环境作用的认识。在美国,George Marsh 也许是第一个用文字记载生态系统服务功能作用的人。他在《Man and Nature》一书中记载:由于受人类活动的巨大影响,在地中海地区“广阔的森林在山峰中消失,肥沃的土壤被冲刷,肥沃的草地因灌溉水井枯竭

而荒芜,著名的河流因此而干涸。”Marsh 也意识到了自然生态系统分解动植物尸体的服务功能,他在书中写道:“动物为人类提供了一项重要的服务,即消除腐臭的动植物尸体,如果没有它们,空气中将弥漫着对人类健康有害的气体”(Marsh,1965)。同时他还指出,水、肥沃的土壤,乃至我们所呼吸的空气都是大自然与其生物所赐予的。以后直到 Aldo Leopold 才开始深入地思考生态系统的服务功能,他曾指出:“赶走狼群的牛仔们没有意识到自己已经取代了狼群控制牧群规模的职责,没有想到失去狼群的群山会变成什么样子,结果导致沙尘蔽日,肥沃的土壤被流失,河流把(我们的)未来冲进了大海”。Leopold 也认识到人类自己不可能替代生态系统服务功能,并指出:“土地伦理将人类从自然的统治者地位还原成为自然界的普通一员”(Leopold,1949)。在这个时期,Fairfield Osborn 与 William Vogt(1948)也分别研究了生态系统对维持社会经济发展的专论:可持续发展与生态学研究新进展意义。Osborn 指出:只要我们注意地球上可耕种、人类可居住的地方,就可以发现水、土壤、植物与动物是人类文明得以发展的条件,乃至人类赖以生存的基础。Vogt(1948)是第一个提出自然资本概念的人,他在讨论国家债务时指出:我们耗竭自然资源(尤其土壤)资本,就会降低我们偿还债务的能力。40 年代以来的生态系统概念与理论的提出和发展,促进了人们对生态系统结构与功能的认识与了解,并为人们研究生态系统服务功能提供了科学基础。自 70 年代以来,生态系统服务功能开始成为一个科学术语及生态学与生态经济学研究的分支。据文献总结,“Study of Critical Environmental Problems”首次使用生态系统服务功能的“Service”一词,并列出了自然生态系统对人类的“环境服务”功能,包括害虫控制、昆虫传粉、渔业、土壤形成、水土保持、气候调节、洪水控制、物质循环与大气组成等方面(Study of Critical Environmental Problem,1970)。稍后,Holdren 与 Ehrlich 论述了生态系统在土壤肥力与基因库维持中的作用,并系统地讨论了生物多样性的丧失将会怎样影响生态服务功能,以及能否用先进的科学技术来替代自然生态系统的服务功能等问题。并认为生态系统服务功能丧失的快慢取决于生物多样性丧失的速度,企图通过其他手段替代已丧失的生态服务功能的尝试是昂贵的,而且从长远的观点来看是失败的(Holdren et al.,1974;Ehrlich et al.,1981)。随着这些文章的引用,后来出现了自然服务功能(Westman,1977)一词和生态系统服务功能(Ehrlich et al.,1981)。生态系统服务功能这一术语逐渐为人们所公认和普遍使用。国际科学联合会环境委员会于 1991 年发起了一次会议,主要讨论怎样开展生物多样性的定量研究,促进了生物多样性与生态系统服务功能关系的研究以及生态系统服务功能经济价值评估方法的发展(Schulze et al.,1993,Tilman,1997),并使这一课题逐渐成为生态学研究的新热点。美国生态学会组织了以 Gretchen Daily 负责的研究小组,对生态系统服务功能进行了系统的研究,并且形成了能反映当前这一课题研究最新进展的论文集(Daily,1997;欧阳志云,2001)。

2.3 生态系统服务功能的内容

森林生态系统服务功能的内容包括有机质的合成与生产、生物多样性的产生与维持、调节气候、营养物质贮存与循环、土壤肥力的更新与维持、环境净化与有害有毒物质的降

解、植物花粉的传播与种子的扩散、有害生物的控制、减轻自然灾害等许多方面(图 2.1)。

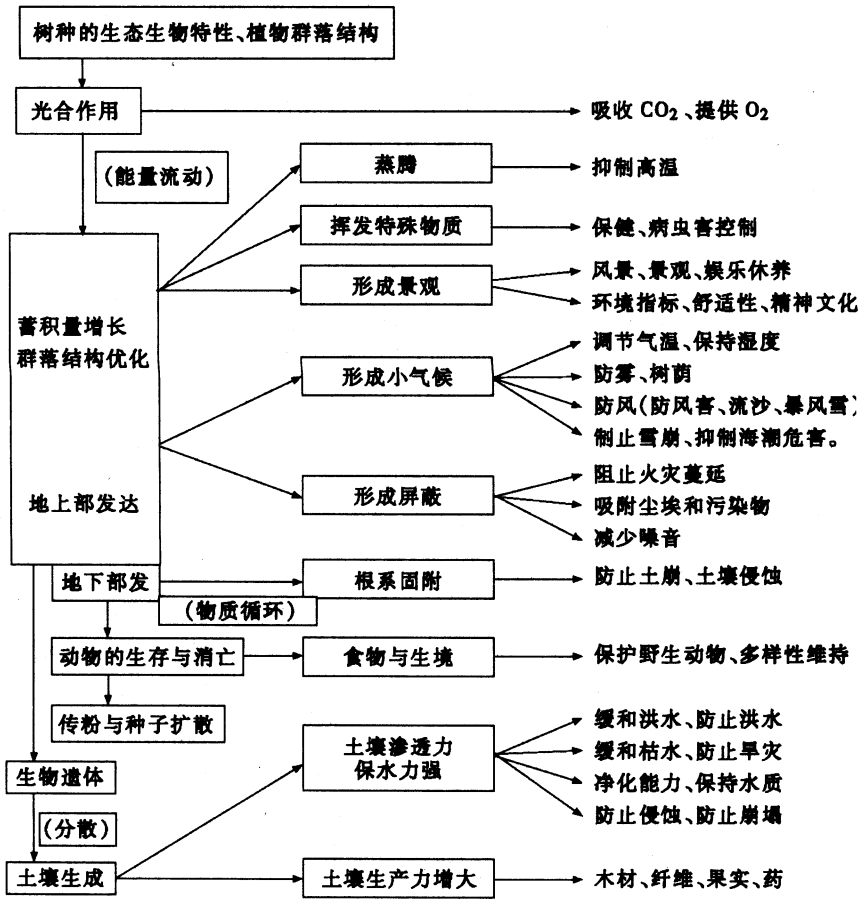


图 2.1 森林的结构、功能与生态系统服务功能(任海等,2001)

2.3.1 有机质的生产与生态系统产品

生态系统通过第一性生产与次级生产、合成与生产了人类生存所必需的有机质及其产品。据统计每年各类生态系统为人类提供粮食 18 亿 t,肉类约 6 亿 t(World Resources Institute,1994),同时海洋还提供鱼约 1 亿吨(UNFAO,1994)。生态系统还为人类提供了木材、纤维、橡胶、医药资源,以及其它工业原料。生态系统还是重要的能源来源,据估计,全世界每年约有 15% 的能源取自生态系统,在发展中国家更是高达 40% (Hall et al., 1993)。

2.3.2 生物多样性的产生与维持

生物多样性是指从分子到景观各种层次生命形态的集合。生态系统不仅为各类生物

物种提供繁衍生息的场所,而且还为生物进化及生物多样性的产生与形成提供了条件。同时,生态系统通过生物群落的整体创造了适宜于生物生存的环境。同物种不同的种群对气候因子的扰动与化学环境的变化具有不同的抵抗能力,多种多样的生态系统为不同种群的生存提供了场所,从而可以避免某一环境因子的变动而导致物种的绝灭,并保存了丰富的遗传基因信息。生态系统在为维持与保存生物多样性的同时,还为农作物品种的改良提供了基因库。据研究,人类已知约有 8 万种植物可以食用,而人类历史上仅利用了 7000 种植物(Wilson, 1989),只有 150 种粮食植物被人类广泛种植与利用,其中 82 种作物提供了人类 90% 的食物(Prescott et al., 1990; Nabhan et al., 1997)。那些尚未为人类驯化的物种,都由生态系统所维持,它们既是人类潜在食物的来源,还是农作物品种改良与新的抗逆品种的基因来源。生态系统还是现代医药的最初来源,最新研究表明,在美国用途最广泛的 150 种医药中,118 种来源于自然,其中 74% 来源于植物,18% 来源于真菌,5% 来源于细菌,3% 来源于脊椎动物(Farnworth et al., 1985; Principe, 1989; Grifo et al., 1997)。在全球,约有 80% 的人口依赖于传统医药,而传统医药的 85% 是与野生动物有关的。

2.3.3 调节气候

从人类诞生以来,地球气候变化比较剧烈,在 2 万年前的冰期,地球上大多数陆地仍覆盖着厚厚的冰盖。尽管近 1 万年来,全球气候比较稳定,但其周期性的变化,仍极大地影响了人类活动与人口分布,甚至在 1550~1850 年间,欧洲发生了所谓的小冰期,气温明显降低。气候对地球上生命进化与生物的分布起着主要的作用,尽管一般认为地球气候的变化主要是受太阳黑子及地球自转轨道变化影响。但生物本身在全球气候的调节也起着重要的作用,例如,生态系统通过固定大气中的 CO_2 而减缓地球的温室效应(Alexander et al., 1997)。生态系统对区域性的气候具有直接的调节作用,植物通过其发达的根系从地下吸收水分,再通过叶片蒸腾,将水分返回大气,大面积的森林蒸腾,可以导致雷雨,从而减少了该区域水分的损失,而且还降低气温,如在亚马孙流域,50% 的年降水量来自于森林蒸腾(Salati, 1987)。

2.3.4 减轻洪涝与干旱灾害

每年,地球上总降水量约 119 千亿 m^3 ,大多数雨水首先由土壤吸收,然后再由植物利用,或转入地下水。但如果没有生态系统的作用,雨水直接降到裸露的地面,不仅大大减少土壤对水分的吸收量,使地面径流增加,还将导致土壤与营养物的流失(Hillel, 1991)。在 New Hampshire 的径流研究发现,裸地平均径流增加 40%,而在森林砍伐后的 4 个月,地表径流通常比砍伐前增加 5 倍(Bormann et al., 1968)。据研究,喜马拉雅山大范围的森林砍伐加剧了孟加拉国的洪涝灾害(Ives et al., 1989),在非洲,大范围的干旱可能也与大规模的森林砍伐有关。我国 1998 年长江全流域洪涝灾害的形成与中上游植被及中游湖泊减少、水源涵养能力下降、水土流失加剧的密切关系,已为人们所广泛认识(李文华, 1999)。水土流失的发生不仅使土壤生产力下降,降低雨水的可利用性,还造成下游可利用水资源量减少,水质下降。河道、水库淤积,降低发电能力,增加洪涝灾害发生的可能性

(Pimentel et al., 1995)。在全球,仅水土流失导致水库淤积所造成的损失约 60 亿美元。湿地洪水的作用已为人们所熟知,泛洪区的森林不仅能减缓洪水速度,还能加速泥沙的沉积,减少泥沙进入河道、湖泊与海洋。如 Mississippi 流域保留的小面积湿地,在预防 Mississippi 河的洪水起了重要的作用。

2.3.5 土壤的生态服务功能

土壤是一个国家财富的重要组分,但这份通过成千上万年积累形成的财富,几年的时间就可以流失殆尽。在世界历史上,肥沃的土壤养育了早期的文明,也有的古代文明却因土壤生产力的丧失而衰落(Adams, 1981),在今天,世界约有 20% 的土地由于人类活动的影响而退化(Oldeman et al., 1990)。

除在水分循环中的作用外,土壤的生态服务功能至少可以归纳为如下五个方面:(1)为植物的生长发育提供场所,植物种子在土壤中发芽,扎根,生长,开花结果,在土壤的支撑下,完成其生命周期。(2)为植物保存并提供养分,土壤中带负电荷的微粒可吸附可交换的营养物质,以供植物吸收。如果没有土壤微粒,营养物将会很快淋失。同时,土壤还作人工施肥的缓冲介质,将营养物离子吸附在土壤中,在植物需要时释放。(3)土壤在有机质的还原中起着关键作用。同时,在还原过程中,还将许多人类潜在的病原物无害化。人类每年产生的废弃物约 1300 亿 t,其中约 30% 是源于人类活动(Vitousek et al., 1986),包括生活垃圾、工业固体废弃物、农作物残留物以及人与各种家畜的有机废弃物。有幸的是,自然界拥有一系列的还原者,从秃鹰到细菌,它们能从各种废弃物的复杂有机大分子中摄取能量。不同种类的微生物像流水线上的工人,各自分解某种特定的化合物,并合成新的化合物,再由其它微生物利用,直至还原成最简单的无机化合物。许多工业废弃物,如肥皂、农药、油、酸等都能被生态系统中的微生物无害化与降解。由有机质还原形成简单无机物最终作为营养物返回植物,有机质的降解与营养物的循环是同一过程的两个方面。(4)土壤肥力,即土壤为植物提供营养物的能力,很大程度上取决于土壤中的细菌、真菌、藻类、原生动物、线虫、蚯蚓等各种生物的活性。细菌可以从大气中摄取氮,并将其与转换成植物可以利用的化学形态。在 1hm² 土地中的蚯蚓每年可以加工 10 余 t 有机物,从而可以大大改善土壤的肥力及其理化性质(Lee K, 1985)。(5)土壤在氮、碳、硫等大量营养元素的循环中起着关键作用,如,与土壤中碳的储量相比,植物的作用相形见绌,据估算,土壤碳的贮量是全部植物中碳总储量的 18 倍,而土壤中氮的储量更是植物中总量的 19 倍(Schlesinger, 1991)。

2.3.6 传粉与种子的扩散

大多数显花植物需要动物传粉才得以繁衍。据研究,在全世界已记载的 24 万种显花植物中,有 22 万种需要动物传粉。如果没有动物的传粉,不仅会导致农作物大幅度的减产,还会导致一些物种的绝灭(Buchmann et al., 1996)。据记载,已发现传粉动物约 10 万种,包括鸟、蝙蝠与昆虫。动物在为植物传粉的同时,也取得自身生长发育繁殖所需要的食物与营养。动物还是植物扩散的主要载体之一。

2.3.7 有害生物的控制

与人类争夺食物、木材、棉花及其它农林产品的生物,统称为有害生物,据估计每年有25%以上的农产品被这些有害生物消耗(Pimentel et al., 1989),同时,还有成千上万杂草直接与农作物争水、光和土壤营养。据估计,农作物99%的潜在有害生物能得到自然天敌的有效控制(De Bach, 1974),从而给人类带来了巨大的经济效益(Naylor et al.,)。由于化学农药的大量使用,对农药产生抗性的害虫越来越多,农药使用剂量也在不断提高。农药的大量使用,不仅导致严重地污染了环境,对人类健康造成潜在威胁,而且还减少了害虫的自然控制能力,加剧了次要害虫的爆发(NRC., 1989)。

2.3.8 环境净化

陆地生态系统的生物净化作用,包括植物对大气污染的净化作用和土壤—植物系统对土壤污染的净化作用。植物净化大气主要是通过叶片的作用实现的。绿色植物净化大气的作用主要有两个方面,一是吸收 CO_2 ,放出 O_2 等,维持大气环境化学组成的平衡;二是在植物抗生范围内能通过吸收而减少空气中硫化物、氮化物、卤素等有害物质的含量。 SO_2 在有害气体中数量最多,分布最广,危害较大。一般生长在 SO_2 污染地区植物叶中 SO_2 的含量比周围正常叶子的含硫量高5~10倍。只要不超过一定的限度,植物不出现伤害症状,植物为大气的天然净化器。据研究,当污染源附近的 SO_2 浓度为 $0.27\text{mg}/\text{m}^3$ 时,在距污染源1000~1500m处,非绿化带浓度为 $0.16\text{mg}/\text{m}^3$,绿化带浓度为 $0.08\text{mg}/\text{m}^3$,比非绿化带低 $0.08\text{mg}/\text{m}^3$ 。粉尘是大气污染的重要污染物之一,植物特别是树木对烟灰、粉尘有明显的阻挡、过滤和吸附作用。研究发现云杉、松树、水青岗,每公顷树木年阻尘量分别为 $32\text{t}/\text{hm}^2$,松树 $34.4\text{t}/\text{hm}^2$,水青岗 $68\text{t}/\text{hm}^2$ 。树木的减尘滞尘作用可以使空气得到某种程度上的净化,树木因为形体高大,枝叶茂盛,具有降低风速的作用,可使大粒的灰尘因风速减小而沉降于地面,叶表面因为粗糙不平、多绒毛,有油脂和粘性物质,又能吸附、滞留粘着一部分粉尘,从而使含尘量相对减少。研究表明,在一个生长季节里,水泥厂附近的黑松林每公顷可滞尘44kg。

2.3.9 景观美学与精神文化功能

人类在长期自然历史演化过程中形成的与生俱来的欣赏自然享受生命的能力和对自然的情感心理依赖。人们在满足了温饱等基本生活条件后,就会追求和欣赏景观美学价值。研究表明,自然生态系统对人类的喜怒哀乐等许多情感活动有重要影响作用。美好和谐的自然生态系统可促进人们之间的理解和信任,催化和谐互助和负责任的人际关系,使人们更富有同情心和怜悯心,使人们更乐于帮助合作、同时更能独自处理应付事情,使人们学到许多只可意会难以言传的智慧。“小桥流水人家”的景观可让人感到宁静温馨,“枯藤老树昏鸦”的景观只能使人情绪低下。由于种种原因,精神上的挫折感和人际的感情创伤普遍发生,从而导致许多产生疾病。而自然中的洁净空气和水,相对和谐的草木万物,有助于人的身心整体健康,人的性格和理性智慧会丰富健全地发展,并促进身体健康。

自然生态环境深刻地影响着人们的美学倾向、艺术创造、宗教信仰。各地独特的动植

物区系和生态环境在漫长的文化发展过程中塑造了当地人们的特定行为习俗和性格特征,决定了当地的生产生活方式,蕴育了各具特色的地方文化。历史悠久的佛教、道教等东方宗教,建寺庙于沧海之滨、高山之巅,重视和强调了人与天地、与自然的和谐,所以一直能发展至今。

2.4 生态系统服务功能的评估

森林生态系统服务功能是指森林生态系统与生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用(Daily,1997;Horold et al.,1997;吴钢,2001)。森林生态系统服务功能的主要体现为:维持生命物质的生物地化循环与水文循环,维持生物物种多样性与遗传多样性,净化大气环境,维持大气化学的平衡与稳定(Costanza,1997;Alexander et al.,1997),提供人类生存所需要的林产品等。由于人类对森林生态系统服务功能及其重要性片面了解,在工业革命时期,对森林生态系统采取了掠夺和破坏性经营,从而导致了森林生态系统的面积和质量严重下降,致使森林生态系统的服务功能严重衰弱甚至消失,在很大程度上威胁到人类的安全与健康,制约了社会经济的发展(Bormann et al.,1968)。近年来,随着一些全球性和区域性的环境问题,诸如土地退化、荒漠化、沙尘暴、水土流失、水资源短缺、全球环境变暖、空气质量下降、土地及植被系统功能衰退等的加剧,国际上对森林生态系统服务功能的研究越来越重视。林学家、植物学家、生态学家、生态经济学家及其相关领域的科学家共同合作,从森林生态系统过程、生态系统服务功能维持及提高、生态系统经济价值等多个方面开展了综合研究,充实并丰富了森林生态系统服务功能的内涵,深入探讨了森林生态系统服务功能的评价技术及生态经济价值的评估方法(Pimentel et al.,1995)。Costanza(1997)等人认为,生态系统和自然资本直接或间接地为人类的福利做出贡献,经过粗略计算得出的结论是:整个生物圈目前所提供的生态系统服务价值为16~54万亿美元/年,平均值为33万亿美元/年,而全世界目前的国民生产总值仅为18万亿美元/年,Pimentel(1995)等人报道,全球因森林植被破坏和质量下降,造成水土流失导致水库淤积的经济损失约60万亿美元/年,这些研究为全球森林生态系统服务功能的价值评估提供了宏观的研究方法。针对典型的区域森林生态系统如何评估其服务功能的价值,采用哪些定量的研究方法等均需深入研究。

森林资源是再生资源,森林生态系统是资源的动态储存库,其服务功能随着资源量的变化呈现动态的变化。可从森林生态系统的生态服务价值和产品价值两个方面来动态评估其功能。

2.5 生态系统服务功能的研究重点

随着人类对生态系统功能不可替代性的认识愈来愈深刻,生态系统服务功能研究愈来愈受到人们的重视。近年来,这一领域的研究已经取得了令人瞩目的进展。研究的重点主要集中在采用各种方法对自然资本的边际服务价值进行估计。评估的方法大都直接或间接地基于对生态系统服务的个人偿付意愿进行计量。对全球生态系统服务价值评估

的代表,是基于全球静态总平衡输入输出模型的评估和基于全球静态部分平衡模型的评估,中国对区域生态系统服务价值也进行了初步估算。

以下几个问题,至今还制约着生态系统服务价值研究的发展:(1)生态系统服务功能的复杂性:生态系统功能与服务在时空上存在动态异质性,功能与服务之间也不一一对应,一些功能与服务不能人为区分和定量描述,对生态系统服务价值的准确计算带来无法克服的困难。(2)价值的多重认识:价值论为经济学研究的一个核心,各学派争议颇多,莫衷一是,生态系统服务是否有价值、价值形态如何也是见仁见智。如有限资源价值论,价格决定价值论,使用价值决定论,自然价值、劳动价值双重论,天然资源无价值、已开发资源有价值论,三元价值论,服务价值论,主观价值论等等,特别是传统的自然资源无价论曾普遍盛行,人们要么认为没有劳动参与的东西没有价值,要么认为能够买卖的东西才有价值,根据这种看法,处于自然状态的生态系统既无劳动参与也不能买卖,因而没有价值。(3)市场失效及价格空缺:对于生态系统服务,由于普遍存在着发育不良的、扭曲的或完全空缺的市场,从而没有能准确反映生态系统服务价值的价格。(4)实证的困难与自然资本总价值的无限:生态系统服务价值的实证方式,是确定在一个通过工艺制造的人造生物圈中复制出这种服务要花多大代价。由于用纯粹的非自然资本来代替自然资本是不可行的,零自然资本,意味着零人类福利,从而导出自然资本对人类来说总价值为无限大。

今后需要研究的领域及发展趋势:(1)不同生态类型的各种服务价值研究:一般按生态类型进行服务价值评估,不同生态类型的各种生态服务价值均须进行深入研究,特别是像农田生态系统、荒漠生态系统、冰川生态系统的各项服务价值至今还没有研究资料,一些生态系统的部分功能和服务价值也没有相关研究成果。(2)生态系统服务空间异质性研究:根据生态系统服务空间异质性,如何确定不同尺度(全球、国家、区域)各种生态群落的分类及各种生态系统服务的分类,将误差控制在合理水平。包括获得更准确的特定生态系统、特定生态系统服务价值的单价和利用更现代的实时手段,获得更准确的特定生物群落自然资本的存量值。(3)包含非线性及阈值的动态地区模型和全球模型:在考虑生态系统动态和生态系统间相互关系的条件下,构建把生态与经济联系在一起的地区模型和全球模型,以便更好地理解其中物理、生物过程的复杂动态以及这些过程对人类福利的价值,建立包含非线性及阈值的动态总平衡模型。(4)改变帐户系统和制订相应政策:当自然资本和生态系统服务在将来受到更大的压力从而变得更稀有时,国家如何根据生态系统服务价值相应地改变会计系统,更好地反映生态系统服务价值,并制订相应政策使自然资本得以保值增值。(5)考虑生态系统服务损失的项目评估。任何规划项目的评定,须将项目带来的收益与项目带来的生态系统服务的损失进行比较权衡。(6)大规模的小幅度变化和小规模的大幅度变化边际研究。重点将从研究自然资本存量的价值,转移到各类自然资本及生态系统服务数量和质量变化怎样引起维持人类福利所需的代价或得到的益处发生变化。包括大规模的小幅度变化(如全球范围温室气体的微幅变化)和小规模的大幅度变化(如区域内森林大量砍伐,区域内天然湿地排干等)。

2.6 自然与人工生态系统服务功能的比较

自我维持的自然生态系统需要比较严格的地域面积和生物多样性水平,这些条件一旦被破坏,系统就不再是自我维持的了,曾经无偿提供的生态系统服务也不得不通过人为管理才能获得。由于人类活动范围和能力的日趋扩大,地球上的各类生态系统都难以保持自然状态。为了得到足够的生态系统服务,只有部分依靠人工系统提供的服务。然而,与自然生态系统相比,人工系统提供的生态系统服务是否同样适用、同样可靠、同样合理(Anonymous,1995)?人为资本与自然资本是否可以自由互换(Holdren et al.,1974)?对于某些生态系统服务,人工系统还无法提供。例如,“人工光合作用”虽然一直引人注目,但至今没有成功。人类社会尚不能通过技术进步来摆脱对生态系统分解功能的依赖。污水处理厂的设计思想就是努力使“分解”这项生态系统服务达到最大化。即使工艺设备再复杂,最后阶段的处理还是要在生态系统(如河流、湖泊、海洋、湿地等)中完成。这些生态系统被用作废物处理系统在技术上的延伸,承担了最终的处理。生物圈2号的试验结果警告我们,生态系统服务并不能由技术轻易地代替;尽管在每个人身上每年花掉了 9×10^6 美元,但是不通过自维持的自然系统来获取生态系统服务的尝试最终还是失败了(刘小京等,1994;Avisé,1994)。

人工系统与自然生态系统提供的生态系统服务是不同的。大多数时候,人工管理系统比自然生态系统能够更为有效地提供一种生态系统服务,但却只能在小尺度上和有限时段内。与此相反,自然生态系统同时提供多项服务。另外,人们在使某一项生态系统服务达到最大时,往往需要更多的其它生态系统服务,这意味着同时减少了其它生态系统服务的提供。比如,当人们将湿地转为农田获取粮食时,牺牲了湿地原有的生态系统服务,包括净水、补充地下水、保持生物多样性等,其中的一些损失是技术所无法补偿的。再如,人们长期利用河流处理废物,依靠河流中的微生物群落降解有机化合物,同时将这些物质运至远离人群。然而,随着人口增长和工农业发展,废物浓度升高,河流生态系统降解和转移废物的能力常常会因为使用过度而崩溃。如果这种情况发生,系统的生物学完整性将会受到损伤,河流就不再能够提供其它的生态系统服务,如饮用水供给、渔业生产及娱乐等。北美的五大湖和英国的泰晤士河都经历了过度使用、受损及恢复的历史,从中可以清楚地看到这一过程(Cairns,1997;Christie,1974)。

2.7 生态系统服务的保护策略与途径

生态系统服务的保护面临着许多困难和压力。尺度(Scale)限制着人们对生态系统服务的认识,使人们不能充分理解生态系统服务与人类生活质量之间的关系。只有当地的、眼前的并且对实际生活具有直接影响的生态系统服务,才容易被人们理解和重视,区域性的生态系统服务往往在缺失时才会倍受瞩目。生活于美国南部“灰盆(Dust Bowl)”地区的人们对于水土保持这项生态系统服务形成了持久的认可,因为他们曾经饱尝了水土流失的苦头,水土保持成为他们的思想和行动基础(Weller,1995)。经历了1998年的

洪水之后,我国人民愈加认识到自然系统对于贮水、防洪等生态系统服务的重要性,同时也激发了人们保护森林、保护流域环境、防止水土流失的热情和自觉性。生活水平的低下也阻碍着对生态系统服务的保护。在发展中国家,保护全球生态系统服务(人类的需求最终由此提供)对当地人民来说是不切实际的。生活在温饱水平的人们,习惯于无节制地使用自然生态系统。贫穷是导致生态环境恶化的重要根源,越贫穷的地区,人们对于生态和环境的重视程度就越小。然而,保护全球环境的呼声越来越高,众多的有识之士、组织和国家已经行动起来,采取不同的策略和途径,投入到生态系统服务的保护中去。

2.7.1 民众行为

人们在得到了基本生活需要之后,就会想到安全和持久。大部分美国人(63%)是环境主义者,认为即使经济增长放慢,也应将环保放在首位。环境问题得到了美国公众的一贯支持(Vatn,1993)。一些民间组织,如绿色和平组织、罗马俱乐部等也为保护全球环境开展了许多有益的工作。从1986年开始,世界资源研究所和国际环境与发展研究所合作,逐年编写《世界资源》,客观而及时地提供了世界自然资源的现状和趋势。许多国家的企业和公司打出绿色旗号,努力做到向环境输出物质和能量时无损于环境功能(Orr et al.,1995)。低物质化(Dematerialization),即降低工业生产过程中的物料和能源消耗,已成为一种发展趋势。国际标准化组织制定的ISO14000系列环境管理体系,将为未来的产品制造和产业发展提供一个全球统一的规范和管理模式(杨建新等,1998)。

2.7.2 政府行为

在生态系统服务的保护行动中,政府的作用是巨大的。Tullock(1994)列举了一个假设的例子。他可以为自己的汽车安上一种净化装置,使汽车的排污量减少0.001%。这样做将减轻该城的空气污染,但效果微乎其微。如果在政府规章制度的要求下,城里每辆车都能安上这种装置,那么全城的空气污染将大为降低。政府行为能够减轻对环境的累积性破坏。很多国家建立了环境管理机构,以统筹规划和协调有关环境保护的方针、政策和立法。1987年我国颁布了《中国自然保护纲要》。1992年我国政府签署了联合国《生物多样性公约》。此外,我国还制定了有关海洋、森林、土地、矿产、野生动物、水土保持等的专项法规,如“中华人民共和国海洋石油勘探开发环境保护管理条例”(1985)、“土地复垦规定”(1988)等。这些法律法规起到了全民约束的作用。欧盟于1992年颁布了“欧盟产品生态标志计划”,到1997年10月,已有20个制造业、38类,共166种产品获得了“欧盟产品生态标志”。一些国家纷纷推出自己的生态标志,如美国的“能源之星”、加拿大的“环境选择”、新加坡的“绿色标签”、德国的“蓝色天使”、中国的“绿色食品”等。这些计划促进了绿色生态产品的设计、制造和消费,为区分和评价普通产品与生态产品提供了具体的指标(杨建新等,1998)。由于越来越多的国家的共同努力,促成了生态环境保护高潮的到来。1992年在巴西召开的环发大会被视为环境科学与生态学发展的里程碑,会议号召各国在环境保护与持续发展领域建立一种崭新的、公平的全球合作伙伴关系。

2.7.3 经济手段

将环境问题纳入到现行市场体系和经济体制中,并结合政府规章制度,将制约人们破坏环境的行为。为生态系统服务划价,能够促使制定政策时将生态系统服务的丧失考虑进去。如果不知道这些服务的价值,决策者们就没有保护它们的动因所在。在具体的工程项目上,可采用含义更广的损益分析,将开发过程中生态系统服务的损失与技术服务的收益同时考虑进来。可以尝试引入新的生态环境指标,建立绿色税收系统。除了众所周知的排污费外,还应征收对环境有耗损的活动税,这些活动包括能源的使用(如 CO₂ 税)、自然资源的开采等。在一些地区,已经将磷酸盐矿开采税和发电税作为环境治理的费用(Hart,1997)。虽然这点增加的税收数目很小,还难以引起纳税者的注意,而且远远低于现在所需的环境治理费用,但毕竟可以形成一项制度。这可为环境使用税提供一个参考的范例。

3 广东省的森林资源

3.1 广东省的自然环境

广东位于东经 $109^{\circ}45' \sim 117^{\circ}20'$, 北纬 $20^{\circ}09' \sim 25^{\circ}31'$, 陆地面积 17.8 万 km^2 , 约占中国土地总面积的 1.8%。地跨热带和亚热带, 北回归线横贯陆地中部。

3.1.1 地貌

广东山地、丘陵、台地、平原交错。地貌类型复杂多样, 见表 3.1。广东大部分的地势为北高南低。北部为南岭山地, 向南渐次降为低山、高丘陵、低丘陵、沿海台地和平原。

表 3.1 广东土地结构情况*

地类	山地海拔 500m 以上	丘陵海拔 100~500m	台地海拔 100m 以下	平原	河流水面	合计
面积(km^2)	69771	52916	39899	48189	1230	212005
占总面积(%)	32.91	24.96	18.82	22.73	0.58	100

* 自广东省环境保护局, 1983, 《广东主要自然资源概况》

3.1.2 气候

广东地处低纬度地区, 属东亚季风气候区南部, 且南临热带海洋, 气候具有热带、亚热带季风海洋性气候特点。

由于北回归线横贯广东大陆中部, 太阳高度角较大, 太阳辐射较强烈, 因而所得太阳年总辐射量较充足, 是中国东部季风区的相对高值区。而且光温配合好, $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 期间的太阳辐射量更居全国首位, 因而它是全国植物生长量最大的地区。

广东太阳年总辐射分布除连山县和云浮县不足 $418400\text{J}/\text{cm}^2$ 外, 其余大都在 $418400 \sim 543920\text{J}/\text{cm}^2$ 间。

除北部山区外, 本省年平均气温都在 20°C 以上, 雷州半岛 23°C 左右。日平均气温大于或等于 10°C 的年积温, 除南岭山地外, 各地都在 6500°C 以上。

广东冬季较为温暖。大部分地区没有气候上的冬季, 最冷月多出现在 1 月, 因此, 广东林木生长季节长, 大都无休眠期, 常绿树木生长高峰期一年常有两个, 两次开花或终年开花的现象也很常见。

广东南北跨度大, 从北至南跨中亚热带、南亚热带和热带。由于热量梯度的变化和水

分及其他因素的配合,而形成亚热带和热带森林植被类型。

广东各地年降水量大多在 1500~2000mm,有的达 2000mm 以上,为全国降水量较丰沛的地区。各地降水量受地形影响,差异较大。

广东降水量的季节分配反映出季风气候的特点。各地夏(湿)半年的降水量约占全年总降水量的 70%~90%,而冬(干)半年只占 10%~30%。

降水量的季节分配不均,形成明显的干、湿季节交替的条件,这就决定了本省森林大部分为季风常绿林的性质。但是,这里的季风气候的特点是:高温季与多雨季节相结合,低湿季与少雨季相结合。这种水热配合的特点,使本地区在干季期间虽然雨量较少,但由于气温下降,土壤水分蒸发量也相对减少,仍能基本满足林木对水分的需要。同时,林木本身的蒸腾作用也相应减少,因此,森林基本上能保持终年常绿的外貌,作为地带性代表类型的森林植被也就成为一种季风常绿林。

3.1.3 土壤

土壤是气候、植被、地形和母质共同作用的产物。广东地处热带、亚热带,植物种类繁多,地形变化复杂,母岩差异甚大。因此,土壤包括有富铝土纲的全部地带性土类和多种岩成土。但由于原始植被已严重破坏,森林土壤的性质也发生了很大的变化,现状土壤多为次生林、人工林或灌草植被下的土壤。

砖红壤是热带雨林和热带季雨林下发育的土壤。分布在本省雷州半岛的低山、丘陵和台地区,约在北纬 22°C 以南和海拔 600~700m 以下,与热带雨林和低山季雨林的分布大抵相一致。砖红壤分三个亚类:在热带低丘台地,季雨林植被和有明显干湿季节条件下发育的砖红壤;在茂密的热带林下发育的有机质积累多和有机质层较厚的褐色砖红壤;以及在东南迎风坡面、雨量特多、干湿季不明显和土壤含水量较高的条件下发育的黄色砖红壤。

赤红壤是广东南亚热带季风常绿阔叶林下发育的森林土。分布于湛江—吴川—电白一线以北和怀集—英德—新丰—大埔一线以南。面积达 38618 多 km², 占全省面积 18.2%。

红壤分布于广东大陆北部代山丘陵区,面积 29574 多 km², 占全省面积 13.9%。在水平分布上南面与赤红壤交界,在垂直分布上于海拔 700~800m 处与山地黄壤相接。植被为亚热带典型常绿阔叶林。

红壤分布区的成土母质多为花岗岩和沙、页岩,风化层次较厚,多在 1m 以上,粘粒部分硅铝比约为 2。自然植被生长良好,覆盖度大,生物积累量也大,枯枝落叶甚多,表层有机质含量达 4%~7%,使表土呈灰棕色,团块状结构,心土粘粒淀积明显。

广东热带和亚热带地区的山地,凡天然植被保存较好,海拔 700m 以上都有山地黄壤出现。黄壤分布的山地具有云雾多,湿度大,降水量大于蒸发量以及热量条件较同纬度的红壤区低的特点。植被是繁茂的中生性的阔叶林或针阔叶混交林,包括热带的中山雨林和亚热带的中山常绿阔叶林。

此外,另有少量石灰土、磷质石灰土、紫色土、淡海沙土及盐土分布。

3.2 广东省的森林资源

3.2.1 广东的森林资源概况

森林资源包括林木、竹子和林地,以及林区范围内的植物和动物。中国森林资源清查,主要是对林业用地上各类土地面积和森林蓄积的数量、质量、生长动态的调查。各类林业用地面积的多少、分布、林地状况的优劣,森林蓄积量的多少,质量的好坏,均影响林业生产的发展,以及森林生态效益的发挥。本章分为森林资源调查概况,森林资源现状,森林资源的特点,森林资源消长变化和森林资源评价等加以论述。

1949年以前,广东森林资源未经过全面调查,仅有局部地区踏查推算得的概数。50年代以来,随着林业生产的发展,广东进行过多次森林资源清查和整理,为广东制定林业方针政策、编制林业规划和计划、开发与建设林区、组织林业生产等方面提供了依据。

广东植被的组成种类丰富,种子植物和蕨类植物共有5424种,亚种298种,变形21种,分隶于273科1568属。其中蕨类植物54科、136属,458种;种子植物中有裸子植物8科,14属,30种;被子植物有211科,1418属,4936种。在这些种类中,属于热带植物种类丰富,已知蕨类植物中有桫欏科、膜蕨科、观音座莲科等,裸子植物中有苏铁科、罗汉松科等,被子植物中有樟科、壳斗科、桃金娘科、山茶科、桑科、木兰科、山矾科、杜英科、金缕梅科、番荔枝科等(徐燕千,1994)。

广东热带植物丰富,其区系热带成分所占比重较大,原因是广东有南岭作为屏障,受第四纪冰川期影响较少,成为古热带植物区系避难所。使不少古老植物得以保存下来。例如南岭有国家保护树种长苞铁杉(*Taiga longibraetia*)、观光木(*Tsoongiodendron odorum*)等。云开山地特有树种有猪脚楠(*Machilus cathayensis*)、信宜茶(*Camelia latipetiolata*)、卷叶石栎(*Litocarpus haipigii*)等。珠江三角洲有孑遗植物水松(*Glyptostrobus pensilis*)。森林植物种类丰富。也给动物带来繁衍昌盛多种多样。

50年代以来,广东林业建设虽然取得了一定成绩,但因不合理的开发利用,尤其在1958年、1968年、1978年,几次乱砍滥伐森林和乱捕滥猎野生动物,导致陆地生态平衡失调,自然条件干涉恶化,野生动植物资源不断减少,有的甚至濒临灭绝的境地。根据林业部国家珍贵树种名录(第一批),广东列为国家Ⅰ级重点保护的植物有桫欏(*Cyathea spinolosa*)、南方红豆杉(*Terus mairei*)、格木(*Eryblaophloem fordii*)等10种,占全国总数37种的33%;国家Ⅱ级重点保护的有长苞铁杉、华南椎(*Castanopsis consinna*)、观光木等19种,占总数95种的20%。此外,广东尚有珍贵树种,如广东松(*Pinus kwangtungensis*)、吊皮椎(*Castanopsis kawakunii*)、沉水樟(*Cinnamonam micranthum*)、圆籽荷(*Apterosperma oblata*)等26种。

广东列为国家Ⅰ级重点保护的动物有藏猯猴(*Macaca thibetana*)、华南虎(*Panthera tigris amoyensis*)、黑麂(*Muntiacus crinifrons*)、黄晚角雌(*Tragopan aboti*)、蟒蛇(*Python mobtrus*)等17种,占全国总数96种的17.7%;国家Ⅱ级重点保护的有猕猴(*Macaca mulatta*)、大灵猫(*Viverra zibetha*)、林麝(*Moschus berezovskii*)、水鹿(*Cerous mmicolor*)、

苏门羚(*Copriconis sumtraensis*)、白鹇(*Lophara nycthemera*)、蛇雕(*Spilornis cheela*)等46种,占全国总数156种的29.5%(广东省林业厅、广东省野生动物保护协会编,1991)。

森林是最庞大的生态系统,也是最丰富的生物多样性宝库,野生动植物绝大多数生存繁衍于森林之中。保护森林就是保护自然环境的生态平衡;拯救生物物种,就是拯救人类自己。广东建立森林和野生动物自然保护区(以下简称自然保护区),就是要保护生物多样性,尤其是要保护珍贵、稀有、濒危的野生动植物。建设自然保护区,保护生物多样性的同时,还应建立人工驯养繁殖基地和物种基因库(徐燕千,1994)。

广东保存着大批较古老的种、属,已知共有88科,占总科数31%以上,约占全国植物总数的25%。植物特有属10个,约占全国特有属5.1%。森林植物区系由热带向亚热带过渡性质明显,热带植物科144科,占全国总科数40.8%;属1064属,占全国总属数33.4%;种4800多种,约占全国总种数17.7%,蕨类植物550多种,约占全国总种数21.1%。森木本植物788属,约占全国木本植物1050属的71%。列入国家保护的植物有79种。雷州半岛的热带雨林、季雨林面积较大,是中国热带树种和动物资源的基因库。故广东的森林资源无论在国家林业发展上与科学研究上均具有重要地位。

3.2.2 2001年广东省森林资源数据

根据广东省森林资源档案更新统计,2001年全省林业用地面积为1082.5万 hm^2 ,按森林分类经营划分,生态公益林357.3万 hm^2 ,占33%;商品林725.1万 hm^2 ,占67%。按地类划分,有林地928.8万 hm^2 ,占85.8%;疏林地13.9万 hm^2 ,占1.3%;灌木林地57.5万 hm^2 ,占5.3%;未成林地25.6万 hm^2 ,占2.4%;无林地56.6万 hm^2 ,占5.2%。

在有林地面积中,林分面积817.0万 hm^2 ,占88.0%;经济林面积80.4万 hm^2 ,占8.7%;竹林面积31.4万 hm^2 ,占3.3%。

在无林地面积中,宜林荒山荒地面积27.0万 hm^2 ,占48.0%;采伐火烧迹地面积7.8万 hm^2 ,占15.3%;宜林沙荒6.8万 hm^2 ,占12.1%;未利用地面积14.2万 hm^2 ,占21.5%。

全省活立木总蓄积量32857万 m^3 ,其中林分蓄积31050万 m^3 ,占94.3%。林木总生长量1745万 m^3 ,林木生长率为5.2%。全省森林覆盖率为57.1%。

全省林木总消耗量为690万 m^3 ,是国家批准的年森林采伐限额1100万 m^3 的62.7%。按消耗结构分,其中商品材432万 m^3 ,出材量239万 m^3 ,占总消耗量的62.6%;农民自用材26万 m^3 ,占3.8%;养殖业用材9万 m^3 ,占1.3%;烧材86万 m^3 ,占12.5%;其它消耗137万 m^3 ,占19.9%。按林种划分,生态林消耗17万 m^3 ,占2.5%;商品林消耗673万 m^3 ,占97.5%。按采伐类型划分,主伐消耗416万 m^3 ,占60.3%;抚育间伐消耗38万 m^3 ,占5.5%;其它采伐消耗236万 m^3 ,占34.2%。

表 3.2 2001 年广东省主要森林资源分布格局(单位:万 hm²)

地市	林业用地	生态林	有林地合计	林分	经济林	竹林	疏林地	灌木林地	未成林地	无林地合计	森林覆盖率
广州市	308144.5	142851.7	288835.9	225297.7	55974.7	7563.5	154.8	1788.7	8134.0	9094.7	41.2
深圳市	87230.5	53649.5	79796.6	59082.0	20691.6	23.0	270.3	5483.1	1034.2	614.1	47.9
珠海市	50467.5	46080.9	32898.7	28811.2	3923.9	163.6	848.9	13696.8	256.4	2702.3	33.2
汕头市	64893.6	33386.4	62926.9	49618.1	13186.3	122.5	346.0	6.0	583.8	1030.9	32.4
韶关市	1376380.7	428317.2	1213222.6	1123612.5	21801.5	67808.6	19033.9	53565.6	16483.4	73982.6	70.8
河源市	1212925.3	362818.0	1096914.0	1016589.3	53540.0	26784.7	26217.5	17263.7	19640.9	52874.6	72.1
梅州市	1215817.5	409105.9	1075414.9	997559.0	37924.8	39931.1	22800.4	27650.6	25462.1	64476.8	70.6
惠州市	713760.7	241885.0	624909.1	590541.8	28064.8	6302.5	9865.8	13648.2	17209.7	48097.2	58.7
汕尾市	272906.8	110874.9	216770.3	200379.3	14058.9	2332.1	2941.7	17282.3	5651.9	30231.9	51.3
东莞市	60755.1	21938.7	56662.2	31347.3	24927.1	387.8	607.4	1303.6	1229.6	942.5	29.7
中山市	33944.2	17221.8	28209.1	24333.3	3067.0	808.8	390.3	4475.8	81.7	763.6	22.5
江门市	442129.8	162625.6	340025.5	315147.6	17165.6	7712.3	2305.5	50044.7	18628.0	31064.8	43.6
佛山市	71288.1	26126.6	65180.5	57571.5	4514.7	3094.3	999.2	1732.4	1856.0	1499.4	24.8
阳江市	423678.2	135768.4	340416.4	314454.4	21801.2	4160.8	6471.0	48846.8	12906.2	15028.0	52.8
湛江市	225496.2	62227.2	207253.7	180488.5	25993.2	772.0	884.2	1048.8	6597.0	9665.3	22.3
茂名市	576308.3	152442.8	505496.4	386862.4	111109.0	7525.0	8772.7	14098.8	17489.8	30429.1	54.7
肇庆市	1039070.3	282421.9	940829.7	764810.9	78407.8	97611.0	5707.5	21751.5	35367.1	35395.5	66.3
清远市	1390725.4	516048.8	1007049.4	912309.8	73908.7	20830.9	15408.8	246979.5	35807.2	85463.7	66.5
潮州市	184338.1	57816.0	171995.4	134793.8	30350.5	6851.1	1008.6	3682.8	2162.4	5458.5	57.7
揭阳市	283196.5	102812.7	247121.2	195466.0	47451.0	4204.2	4115.1	9869.1	7409.6	14616.5	51.6
云浮市	501313.9	133950.6	446211.9	386939.7	51973.2	7299.0	5719.1	10529.4	11508.7	27325.8	61.1
顺德市	1680.4	1647.7	1492.7	1150.3	32.7	309.7	0.0	0.0	11.1	176.6	4.8
省属场	134329.8	71068.8	116870.7	113994.6	2389.7	486.4	562.0	8512.1	3663.0	4686.4	91.4
全省	10670781.4	3573087.1	9166503.8	8111161.0	742257.9	313084.9	135430.7	573260.3	249173.8	545620.8	57.1

* 其中有林地合计 = 林分 + 经济林 + 竹林; 林业用地 = 林分 + 经济林 + 竹林 + 疏林地 + 灌木林地 + 未成林地 + 无林地合计 + 苗圃地

3.3 森林资源特点

3.3.1 森林资源少,潜力大

广东现有林业用地面积 1082.5 万 hm², 其中有林地面积 928.8 万 hm², 森林覆盖率 57.1%; 林木蓄积量 32857 万 m³ 中, 有林地蓄积量 31050 万 m³。由于广东人口众多, 从建立一个良好生态环境, 满足国家经济建设和人民生活需要来看, 广东森林资源仍属贫乏。按 7000 万人口计算, 平均每人只有林地 0.15 hm², 蓄积量 4.7 m³。目前有林地占林业用地面积的 85.8%, 但因无林地连年继续增加, 林业用地面积多年继续减少。仍有近 57 万 hm² 的无林地有待造林绿化, 还有 96 万 hm² 的疏林、灌木林地、未成林地可以有计划地封山育林, 因此, 从扩大广东森林资源的前景看, 潜力还是很大的。

3.3.2 分布不均,北多南少

由于自然条件和社会经济发展的影响,广东森林资源分布不均,基本呈现北多南少的现象。如大陆北部的韶关、惠州、肇庆、梅州、清远、河源等6个地(市)土地面积占全省面积54%,森林面积占全省65%,森林覆盖率67.5%,森林蓄积量占全省69%,而南部其它一些地(市)如顺德、佛山、湛江、中山、东莞等地的森林覆盖率都低于30%。特别是顺德才4.8%,这是由于珠江三角洲地区及沿海城市都趋向于城市化,宜林地越来越少,农田较多。而山区森林资源相对丰富。且成熟林和乡土林也是在北边地区出现的较多。

3.3.3 资源结构差,比例不协调

主要体现在用材林多,其它林种少,针叶林多,阔叶林少幼、中龄林多,成熟林少。

3.3.3.1 用材林多,其它林种少

按森林经营目的划定林种工作虽已开展,但仍未到位。据资源统计,各林种的比例不合理,商品林(725.1万 hm^2)与生态林(357.3万 hm^2)的比例约是2:1。在商品林中,一般用材林多,经济林和薪炭林少。

3.3.3.2 针叶林多,阔叶林少

广东地处热带、亚热带,优势林分应以常绿阔叶林和季雨林为主,但据资源统计,以针叶林面积为优势,其中松林(包括马尾松和湿地松)面积400.1万 hm^2 ,蓄积14453万 m^3 ,各占49.3%和44.4%;杉树面积94.3万 hm^2 ,蓄积4724万 m^3 ,各占11.6%和14.5%。阔叶树面积153.1万 hm^2 ,蓄积5800万 m^3 ,各占18.9%和17.8%。

3.3.3.3 幼、中龄林多,成熟林少

在全省森林林分中,按龄组划分,幼龄林面积为214万 hm^2 ,蓄积4172万 m^3 ,各占26%和13%;中龄林面积306万 hm^2 ,蓄积11662万 m^3 ,各占38%和38%;近成过热林面积为293万 hm^2 ,蓄积为15836万 m^3 ,各占36%和49%。说明整个森林状况是幼、中龄林多,成熟林少。

3.3.4 生产力低,残次林多

3.3.4.1 林地生产力低

单位面积蓄积量小,全省林分平均蓄积量38 m^3/hm^2 ,林业用地平均蓄积量更小,为30.3 m^3/hm^2 ,归因于经营管理水平低,采用径级择伐,单位面积株数少。

3.3.4.2 残次林多

全省现有森林,除乳阳林区有小片原始林外,大部分都是屡遭破坏的残次林分,林木稀疏,单位面积蓄积量低。2001年全省有疏林地13.9万 hm^2 ,灌木林57.5万 hm^2 ,未成

林 25.6 万 hm^2 , 无林地 56.6 万 hm^2 , 共约 153 万 hm^2 , 相当于现有森林面积的 14.4%。对于残次林亟需采取措施, 改善生长状况, 提高生产水平。

3.3.5 经营管理粗放, 资源质量低

1985~1995 年间, 全省将主要精力用于消灭荒山, 未把林业作为完整的生态经济体系来建设, 缺乏用“生态系统”和“产业系统”的思想指导林业实践。经营管理粗放, 林业仍未走出低质、低效、低值的状态, 森林资源整体质量低(吴焕忠, 1995)。

林种树种配置不合理。绿化达标过程中, 较少考虑林种、树种的配置, 而是沿袭用材林的造林方式方法, 在树种安排上也一哄而上, 比较单一; 因此针叶林多、单纯林多, 而且增加了大面积的中幼林。据不完全统计, 现有林中, 中幼林占了 64% 以上, 针叶林占了 60% 以上。

林分质量差。以荒山造林为主体的幼林尚未稳定, 林分防火防虫的手段还相当落后; 由于忽视了原有中幼林的抚育, 新造林的抚育和封山林地的修山、补植又未跟上, 出现了新的低产林和疏残林, 森林整体的生态和社会功能层次较低。就其生产力而言, 全省现有林分每公顷平均蓄积量仅 38m^3 , 林分生长率仅 5.2%, 林分质量差, 林地生产力低。

4 广东省森林生态系统服务功能

广东省近年来经济高速发展,城市化过程带来了巨大的经济效益,但也伴随着对自然资源的消耗和对生态系统的破坏,特别是森林生态系统的景观格局破碎化和生态系统功能的退化非常明显。如何在发展经济和保护环境间取得平衡,如何使经济发展带来的利益不被森林生态系统服务价值的损失所抵消,避免对广东森林资源进行得不偿失的破坏性开发,如何合理的调整森林生态系统的组成和结构,同时进行科学的管理,以进一步提升广东省森林生态系统服务的总体价值,这些都需要对广东省森林生态系统的服务价值进行科学的评估。本章针对广东省森林生态系统服务功能进行了定量的研究,一方面对广东省森林生态系统的服务功能,特别是间接的服务价值得到一个初步的认识;另一方面为广东省林业管理部门和其他有关政府部门和制定政策时,提供一个科学的参考。

4.1 研究方法

对生态系统服务的评价方法主要有两类,一类是物质量评价法(PAM),另一类是价值量评价法(VAM)(傅伯杰等,2001)。为了便于与全球生态系统效益价值统一与对比,在计算时参考了 Costanza 等(1997)得出的生态系统功能效益单位价值,采用物质量和价值量结合的评价方法,根据 1999 年广东省林业普查数据(广东省林业厅文件,2000),对广东省森林生态系统的森林林副产品及木材的产品价值和生态旅游、涵养水源、水土保持、净化空气、营养元素循环等 5 方面服务功能的总价值进行初步的评估(具体方法及参数请参考 Costanza 等 1997 年的文章和 www.nature.com 网站),将得到的单位面积服务价值乘以其分布面积后获得特定林型的总服务价值。

4.1.1 森林生态系统的生态服务价值

当前世界各国所计算的森林生态系统的生态服务价值的单价主要来自 Costanza 等(1997)的文献数据,本研究主要是针对森林生态系统的旅游服务价值、涵养水源价值、水土保持价值、净化空气价值和营养元素循环价值进行估算,未考虑森林生态系统的生物多样性价值和保护野生动物价值。

4.1.1.1 森林生态系统的旅游服务价值

森林生态系统生态旅游服务主要限于自然旅游资源景观,可细分为地文、水文景观、气候和生物景观四大类,重点是原始植物群落、风景林和野生生物栖息地等风景点。根据鼎湖山等重点景区不同层次游客调查,给出其权重值,再按旅行费用、旅游时间价值、消费者剩余、其他消费等推算出旅游服务价值。

$$P_a(t) = TV(t) + P_b(t) + \int_0^{P_m} Y(x)dx(t)$$

其中, P_a 为森林生态系统生态旅游服务价值; TV 为旅行费用支出; P_b 为旅游时间价值; P_m 为增加费用最大值; $Y(x)$ 为费用与旅游人次的函数关系; Y 为增加费用; x 为旅游人次; t 为年度(1990, ..., 1999)。

4.1.1.2 涵养水源的价值

采用水量平衡法(Costanza et al., 1997)计算涵养水源量,并以此估算森林及森林土壤生态系统涵养水源的价值(根据鹤山、鼎湖山等定位站的野外试验估算)。

$$R(t) = [P(t) - \sum_i (R_i(t) + E_i(t))S_i(t)] \times WP(t)$$

其中, R 为森林和森林土壤涵养水源价值; P 为年降水量; i 为森林群落类型; R_i 为第 i 类森林群落单位面积年径流量; E_i 为第 i 类森林群落单位面积年平均蒸发量; S_i 为第 i 类森林群落的面积; WP 为单位体积的水份。

4.1.1.3 水土保持价值

水土保持价值根据小良定位研究站光板地的土壤侵蚀造成的土壤荒废面积和程度,及其土壤有机质、N、P、K 等养分流失量的经济价值来表示,即

$$P_s(t) = \sum_j S_j(t)P_{sj}(t) + \sum_k N_k P_k(t)$$

其中, P_s 为水土保持价值; j 为森林土壤类型; S_j 为第 j 类土壤类型的面积; P_{sj} 为第 j 类土壤类型单位面积恢复因土壤侵蚀而荒废的经济价值; k 为营养元素的种类; N_k 为单位面积 k 类营养元素因无植被的流失量; P_k 为 k 类营养元素单位重量的化肥价值。

4.1.1.4 净化空气价值

森林生态系统是一个复杂生态系统,植物通过光合作用吸收 CO_2 , 释放 O_2 , 植物呼吸、凋落物层的呼吸及土壤的呼吸均释放 CO_2 。

$$Q(t) = A(t) - R_d(t) - R_s(t)$$

其中, Q 为 CO_2 固定量 ($t/(hm^2 \cdot a)$); A 为净第一性生产力所同化的 CO_2 量 ($t/(hm^2 \cdot a)$); R_d 为凋落物层呼吸释放的 CO_2 量 ($t/(hm^2 \cdot a)$); R_s 为土壤呼吸释放 CO_2 量 ($t/(hm^2 \cdot a)$)。采用碳税法来评价森林生态系统固定 CO_2 的价值。

4.1.1.5 营养元素循环价值

森林生态系统在其生长过程中不断地从周围环境中吸收营养元素,固定在植物体内,这些营养元素一部分通过生物地球化学循环以枯枝落叶形式归还土壤,一部分以树干淋洗和地表径流等形式流入江河湖泊;另一部分以林产品形式输出生态系统,再以不同形式释放到周围环境中,本研究只计算森林生态系统营养元素累积价值。

$$P_e(t) = \sum_i \sum_k S_i(t)M_{ik}(t)P_k(t)$$

其中, P_e 为营养元素累积价值; S_i 为 i 类林分类型的面积; M_{ik} 为 i 类林分类型第 k 类营养元素的持留量, P_k 为第 k 类营养元素的价格。

4.1.2 森林生态系统的经济价值

$$(I) \text{ 林副产品价值: } P_v(t) = \sum_{l=1}^n Q_l(t) P_l(t)$$

其中, P_v 为林副产品年生产价值; l 为林副产品种类; Q_l 为 l 类林副产品年生产数量; P_l 为 l 类林副产品的价格。

$$(II) \text{ 活立木年生长量价值(阳含熙, 1985): } P_f(t) = \sum_{i=1}^n S_i(t) V_i(t) P_{wi}(t)$$

其中, P_f 为区域森林生态系统木材价值; S_i 为第 i 类林分类型的面积; V_i 为第 i 类林分单位面积的净生长量 (m^3); P_{wi} 为 i 类林分的木材价值 (元/ m^3)。

4.1.3 林地面积的研究方法

把广东省近百种植被类型按林业用途合并为松林(马尾松和湿地松)、杉木、桉树等人工阔叶林、山地常绿阔叶林、季风常绿阔叶林、石灰岩半常绿阔叶林、红树林、竹林、稀树灌丛(疏林和未成林)、灌丛、草丛与迹地(无林地)、经济林(橡胶、茶、荔枝、龙眼、芒果等)共 12 种林型。除红树林和常绿阔叶林数据外,均采用广东省林业厅 2001 年度全省森林资源和采伐限额执行情况普查数据。

红树林和常绿阔叶林数据采用 3S(RS 遥感, GIS 地理信息系统和 GPS 全球定位系统)技术进行。购买 1998 年的 Landsat-TM 影像。采用 ERDAS IMAGINE 8.31 版进行影像处理,处理工作包括几何纠正、植被信息提取、图像分类。处理结果通过野外 GPS 定位校正,再叠加数字化的广东省行政边界图进行面积统计。

影像几何纠正时将 TM 与已数字化输入计算机的 1:25 万地形图配准,选择 ALBERS 投影,选 20 个均匀分布的控制点,采用二元二次多项式进行几何纠正。几何纠正的重采样方法选用 Cubic Convolution 算法效果最好。

植被信息提取采用归一化差值植被指数法 (NDVI) 来提取植被信息。即 $NDVI = (TM_4 - TM_3) / (TM_4 + TM_3)$ 它应用了植被红光区的强吸收、近红外波段高反射的特性,通过比值变换,使植被信号放大,并使植被群内方差缩小、群间方差变大,消除或减弱了地形阴影的影响,从而易于提取植被信息,区分植被的动态变化,所以在研究中被大量应用。

影像分类与野外校正。由于植被分布常受地形地貌等因素的影响而表现出一定的分布规律。为了提供分类处理所需的地形信息,通过数字化 1:25 万比例尺的地形图,建立了数字高程模型 (DEM),又根据 DEM 数据分别计算出代表着地形属性的坡向、坡度数据,由 DEM 及其派生出的坡向和坡度数据的结合,构成数字地形模型 (DTM)。

在此基础上利用 ERDAS IMAGINE 系统进行非监督分类。ERDAS(王杰生等, 1989) 系统提供了两种非监督训练方法——ISODATA 法和 RGB 聚类法。本研究采用了 ISODATA 法。分为 16 个集群。在彩色显示器上,将 16 个集群迭加在 TM 影像上进

行目视分析,把同属于林地的集群合并为一类。非监督分类图像精度不够。因为植被类型的分布与高程、坡度等地理信息相关,因此可用 GIS 模型程序来提高分类精度,这些程序用 16 个集群分类的图像作为基本图像。利用分类图,选择粤东、粤西、粤北和珠三角等地 16 个县市,到野外用 GPS 定位一些林地进行判读。根据实际情况,在 DEM(数字高程模型)图像上判读出某一高程范围内的错分像元的位置,对照非监督分类结果图,将同样位置像元的类别属性按实际情况给予修正。

4.2 广东省森林生态系统服务功能

根据前章广东省森林资源的数据和上述研究方法可推算广东省森林资源的生态系统服务价值。

4.2.1 各种林型的单价分析

根据表 4.1 和图 4.1 的数据,广东省 12 类林型中,单价最高的是红树林,为 82717.2 元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$),是单价第二高的季风常绿阔叶林的 7 倍,是生态服务总值最高的林型——松林(马尾松和湿地松)的 33 倍,而体现直接利用价值的经济林单位面积生态系统综合服务效益却最低,其单价只有 761.76 元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$),仅为红树林单价的 0.92%。

表 4.1 广东省森林生态系统效益价值表(广东省林业厅,2002)

林型	面积(万 hm^2)	单价(元/ $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$) ⁽¹⁾	总值(万元)
松林(马尾松和湿地松)	400.1	2500.56	1000474.056
杉木	94.3	2500.56	235802.808
桉树等其它人工阔叶林 ⁽²⁾	185.2	2500.56	463103.712
山地常绿阔叶林	27.2	10764.00	292780.8
季风常绿阔叶林	73.7	11484.36	846397.3
石灰岩半常绿阔叶林	29.1	11178.00	325279.8
红树林	1.5	82717.20	124075.8
竹林	31.3	2500.56	78267.528
稀树灌丛(疏林和未成林)	38.4	1920.96	73766.4
灌丛	57.3	1920.96	110071.008
草丛与迹地(无林地)	56.5	1904.40	107598.6
经济林(橡胶、茶、荔枝、龙眼、芒果等)	80.4	761.76	61245.5
合计	1075.0		3718863.3

(1) 参考 Costanza 1997 文献;(2) 桉树等其它人工阔叶林面积由 2001 年森林资源数据中除去松、杉外的其它林分面积 316.7 万公顷减去由遥感算得的常绿阔叶林及红树林面积 131.5 万公顷得出。

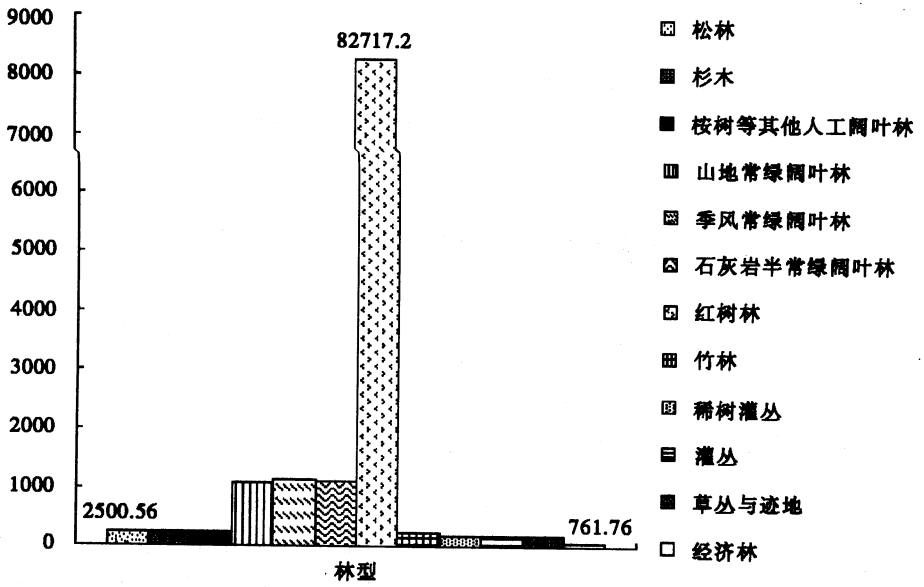


图 4.1 各种林型单价的比较(元/(hm²·a))

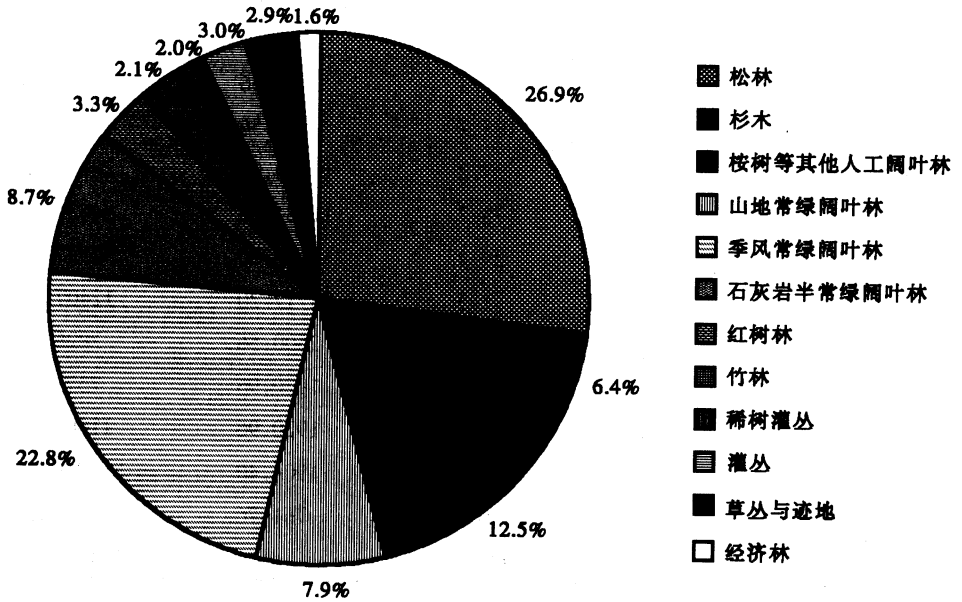


图 4.2 各种林型总值的比较

4.2.2 广东省森林生态系统服务总价值分析

将各种林型的面积乘以其单价就得到其生态系统服务功能总值。计算得到广东省森林的总服务价值为 372 亿元,各林型的服务价值比较见图 4.2。根据表 4.1 和图 4.2 的数据,服务总价值最高的是松林(马尾松和湿地松),总值为 100.05 亿元。但是松林的单价并不高,仅为 2500.56 元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$),只是因为其分布面积高达 400.1 万 hm^2 ,占总林地面积的 37.22%,故总体价值最高占广东森林生态系统总服务价值的 26.9%。排在第二位的是季风常绿阔叶林,为广东省的气候顶级植被类型(广东省林业厅文件,2001),其分布面积(73.7 万 hm^2)和单位面积价值(11484.36 元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$))都较高,总值占广东森林生态系统总服务价值的 22.8%。而红树林虽然单价远远高与其他任何林型(参考图 4.1),但是由于其资源被严重破坏,分布面积只有 1.5 万 hm^2 ,仅占总林地面积的 0.14%,因此总效益值并不高,只有 12.40 亿元,但仍大于灌丛、草地与迹地、竹林、稀树灌丛和经济林的服务价值。经济林服务价值最低,仅为 6.12 亿元,只占广东森林生态系统总服务价值的 1.6%。

4.2.3 广东省森林生态系统服务价值分析

森林生态系统服务功能的内容包括有机质的合成与生产、生物多样性的产生与维护、调节气候、营养物质贮存与循环、土壤肥力的更新与维护、环境净化与有毒有害物质的降解、有害生物的控制、减轻自然灾害等许多方面(任海等,2001;欧阳志云,1999)。以上研究数据表明广东省森林服务总值中经济林提供的木材和林副产品的价值只占 1.6%。其他研究也表明森林生态系统的服务功能主要体现在涵养水源、防止水土流失、营养物质储存与循环、减轻自然灾害等方面(Costanza et al., 1997; 吴钢,2001)。可见与生态系统产品相比,生态系统功能对人类的影响更加深刻、更加广泛、更加综合,更重要的是这些功能也是生态系统服务可持续性的保障(孙刚,1999)。

2001 年的广东林业普查数据表明,虽然广东省森林覆盖面积大,为 57.1%(广东省林业厅文件,2001),但是总体价值仍有待提高,这主要是因为森林资源组成结构差,比例不协调,单价较低的林型,如经济林和针叶林,面积大,而单位面积服务价值高的林型,如红树林,面积过小。广东省地处热带、亚热带,优势林分应以单价高的常绿阔叶林为主(徐燕千,1990),但由于人类盲目的开发利用导致森林生态系统退化,单价较低的针叶林面积却占了绝对优势,高达 400.1 万 hm^2 ,占总林地面积的 37.49%;单价最低的经济林也有 74.2 万 hm^2 ;而单价最高的红树林资源被严重破坏,现存面积仅 1.5 万 hm^2 。显然,为了提高广东省森林生态系统的总体服务价值,在确保森林覆盖面积的同时应该尽量提高红树林和各种常绿阔叶林的覆盖面积,改变经济林多、针叶林、幼(中)龄林多的森林资源状况。一方面,在制定政策特别是对具体的工程进行损益分析时应该认识到非经济林巨大的生态系统服务价值,在科学地评价森林生态系统服务功能综合经济效益的基础上,将开发过程中生态系统服务的损失与技术服务的收益同时考虑进来;另一方面,林业管理上应该依据广东省各种林型体现的森林生态系统综合服务功能单位面积价值来优化森林生态系统的组成和结构,以使广东省森林生态系统服务功能价值最大化,维持广东森林生态系

统的健康,为广东省经济的可持续发展提供基础和保障。

本研究只是对广东省森林生态系统服务功能进行粗略的评估,所得到的结果应该小于实际值。这是由两方面原因决定的。一方面,生态系统服务的评价方法是生态系统服务及其保护研究中的难点(孙刚,1999),因为森林生态系统是一个异质性的动态的复杂系统,其提供的服务功能多且复杂,从总体上来讲对人类生存与发展的重要性是难以用金钱来衡量的(Costanza et al.,1997)。人们迄今对森林生态系统的价值的认识有限,某些生态系统服务(如木材和食品)的价值可以从市场上体现,而大多数生态系统服务(如营养物质贮存与循环、水土保持等)却无法获得对应的市场价格。虽然找到了许多变通的办法,如防护费用法、恢复费用法、替代市场法、条件价值法来获得生态系统非直接利用价值(任海等,2001),但这些方法也会带来相当大的误差。许多参数是从局部研究中获得的,将这些小尺度得到的结果上推到较大的尺度,用在其他的地方必然会进一步引入误差。总体上讲现在各种生态系统服务功能效益评价值一般都小于其实际价值(Costanza et al.,1997;陈仲新等,2000)。另一方面,本研究只选取了广东森林生态系统的5个服务功能和林副产品的直接经济价值进行分析,相对与其他研究考虑的生态系统效益类型较少,故所得的价值量偏小。尽管有这些限制和缺陷,但有一点是可以肯定的,那就是广东省森林生态系统的服务为广东省经济做出了巨大的贡献,在决策过程中我们现在必须对其潜在价值有足够的认识,否则往往会导致得不偿失的盲目开发行为。

4.3 广东省森林生态系统服务功能在全国中的比重

根据陈仲新(2000)计算,全国生态系统的总生态服务价值为9031亿元/年,其中广东生态系统(包括港澳)的总生态服务价值959.755亿元/年(单位效益为5473元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$),总效益排在全国31个省市中的第13位)。本处算得广东省森林的服务总价值为372亿元,占了总生态服务价值的1/3以上。说明广东森林在整个广东省的生态服务价值中发挥了重要的作用。因为在森林生态系统的价值中,原材料的价值并不仅仅表现在为人类的生产和生活提供原材料,森林除具有直接经济价值外,更有重大的生态防护价值,并且其生态防护价值远远超过了单纯原材料生产的价值(蒋延玲,1999)。

5 全球变化对森林资源的可能影响

全球气候已发生变化是毫无疑问的。现在全球的平均气温为 14.3°C ，相对于一个世纪以前升高了 0.6°C ，并且近 10 年是自有记载以来最热的一个时期(Hulme, 2001)。这主要是由于人类的活动而使大气 CO_2 浓度增加所致。据大量的证据表明, 90 年代初大气 CO_2 浓度为 $350\mu\text{mol}/\text{mol}$ ，比工业革命前增加 $70\mu\text{mol}/\text{mol}$ 。而且许多科学家坚信, 大气 CO_2 浓度还将继续增加。如以目前的 CO_2 排放率进行计算, 到本世纪中后期, 其浓度将是现在的 2 倍。因此可以肯定, 在未来的一个世纪全球气候还将继续变化。

目前大量的气候模型被应用到对未来气候变化的预测上, 不同的模型预测的结果不尽相同, 但预测的总体趋势是一致的。将现有的对未来 100 年有关气候变化的预测结果归纳如下: (1) 全球平均气温将上升 $1.5\sim 4.5^{\circ}\text{C}$ ，高纬度地区温度上升幅度大于低纬度地区, 全球气候带将向极地方向发生一定程度的位移; (2) 最低温度的增加幅度比最高温度的增幅大, 冬季增温比夏季增温明显, 春季转暖时间提前而秋季变冷时间推迟; (3) 全球降雨量总体上增加, 但降雨的分布格局将发生改变, 降雨量可能因不同的地区和不同的季节而有很大的区别; (4) 由于蒸散作用所损失的水分远大于降雨增加的量, 因此中纬度内陆地区的夏季干旱将明显增加; (5) 极端气候事件出现的频率与强度增加, 并且在不同的纬度或地区出现的频率可能不同。

气候变化及其对全球生态系统和人类生存环境的影响, 已经成为举世关注的重大科学问题。森林是陆地生态系统的主体, 对维持生物圈的稳定, 维护全球生命支持系统的功能具有举足轻重的作用。研究气候变化对森林生态系统的影响, 研究在未来气候变化的挑战面前林业和森林资源管理的对策, 对保护生态环境和生物多样性, 实现森林资源可持续利用都具有极为深远的意义(叶笃正, 1992)。

5.1 全球气候变化背景

工业化以来, 由于大量化石燃料的燃烧、不合理的土地利用、森林的大面积砍伐等人类活动, 导致大气中“温室气体”浓度急剧增加, 使全球气候在自然变率以外获得一个额外的增温, 并将进一步导致全球环境及生态系统的变化。据政府间气候变化委员会(IPCC) 1990 年公布的研究结果, 按照现有大气二氧化碳浓度增长速率, 到 2060 年, 大气二氧化碳浓度将比工业化前增加一倍; 大气二氧化碳浓度倍增将使下世纪末全球平均气温上升 3°C ($1.5\sim 4.5^{\circ}\text{C}$), 降水增加 $3\%\sim 15\%$; 其中陆地升温速率比海洋快, 北半球高纬度地区的升温比全球平均快。各区域变化规模和速率差异很大。由于海洋热膨胀和大陆冰的融化, 全球海平面平均升高速率将达到 $6\text{cm}/10$ 年 ($3\sim 10\text{cm}/10$ 年), 预计 2030 年全球海平面平均上升 20cm , 到下世纪末上升 65cm (IPCC, 1990; 1992)。

5.1.1 中国古气候变迁特征

中国气候变化是全球气候变化的区域表现:从气候变迁的历史背景来看,现代气候处于第四纪大冰期的一个亚间冰期-冰后期。研究表明,在较大时间尺度上,气候表现出暖湿-干冷为特征的波动式变化过程。但变化速率相对来说是缓慢的,过去1万年以来年均温变幅在 $\pm 3^{\circ}\text{C}$ 以内,过去3000年以来的温度变幅为 $1\sim 2^{\circ}\text{C}$ 。全国各区域气候变化细节不同,但变化趋势和特征基本一致。目前处于自1700年代(小冰期1550~1850年)以来的波动式转暖过程中。变化趋势与同期全球气候变化趋势一致,但位相不同(高素华等,1993)。

中国近百年的气候变化:我国气候在近500年来经历了3个冷期(1470~1520年,1620~1720年和1840~1890年,其中以1620~1720年最冷)和两个暖期(1550~1600年和1720~1830年),温度变幅 $0.5\sim 1.0^{\circ}\text{C}$,但2个暖期都处于小冰期,温度低于目前水平。20世纪以来气温开始回升,在近百年中,1940~1945年达到回暖高峰,之后迅速变冷,直到70年代初为冷期,而后再次回暖,到80年代达到另一次暖峰,但回暖幅度低于全球平均水平,全国大部分地区尚未超过40年代。我国北方地区80年代气温比50~60年代高 $0.3\sim 1.0^{\circ}\text{C}$,其中东北大部、内蒙古、新疆北部高 $1.0\sim 2.5^{\circ}\text{C}$,而南方部分地区近40年来还有所下降。一般来说冬季变暖明显,而夏季不明显,有些地区甚至出现夏季变凉,年最低气温都有所上升,而最高气温多呈下降趋势(丁一汇,1993;国家气候变化协调组第二工作组,1990)。中国近百年来降水的变化趋势表现出鲜明的区域特点,各区域降水变化幅度和位相相差很大(Mike Hulme,1993;Rik Leemana,1993)。就全国平均而言,本世纪头10年和50年代降水较多,而30年代和60~70年代是明显的少雨期,从70年代末至80年代初降水略有增加。其中近40年来,我国华北、东北和西北西部变暖变干,西北东部的一些地区变冷变湿,西南(西藏除外)和长江中下游略为变冷变干,华南略为变暖变干。

中国气候未来变化趋势:我国处于中低纬度地区,全国增温水平大体接近全球平均水平。根据张家诚(1989)的意见,由于全球高纬度区增温幅度较大,将使影响我国冬季气温的冬季风有所减弱,使我国冬季增温幅度比同纬度地区大。由于低纬度区增温幅度比中纬度区小,夏季增温幅度略小于同纬度区,从而使得我国冬夏温差缩小。夏季风活动的增强,将使我国季风区向北、向西扩大,原来位于夏季风活动边缘地带的西北东部及华北地区,夏季雨量可能减少,但全年雨量会有所增加,降水的年内及年际变率会缩小,干旱问题将会有所缓和(张家诚,1989;张新时,1993)。但降水问题的不同意见显著比温度问题更多。对我国未来二氧化碳浓度倍增条件下气候变化的定量预测,目前仍很困难。由于全球气候变化情景的定量预测仍存在许多不确定性,所以,利用全球模式对区域变化情景的预测可靠性将更差。虽然我国学者为此做出了巨大的努力,但区域气候变化模式仍有待进一步研究发展。全球模式的区域修正,不能从根本上克服不确定性。赵宗慈(1992)利用GFDL,CISS,NCAR,OSU和UKMO5个全球大气海洋模式,对大气二氧化碳浓度倍增时我国气候进行模拟,其中以OSU模式模拟结果较易被人们接受(高素华等,1993;赵宗慈,1992)。结果表明,大气二氧化碳浓度倍增将使我国气候变暖,全国平均变暖

2.69℃,其中冬季变暖 2.95℃,我国东北、内蒙古西部、华南及西南地区变暖幅度高出全国平均值,达 3℃;夏季变暖 2.35℃,以西北地区变暖幅度最大,达到 2℃;而华南变化幅度最小,不到 2℃。大气二氧化碳浓度倍增对降水也有影响,模拟结果显示,全国年平均降水量相对于 1951~1987 年平均年降水量,全国年平均降水量增加 146.4mm,其中,冬季增加 11.2mm,夏季增加 40.8mm,全国各地区间差异明显,其中三北地区增加幅度小于 100mm,西南地区增幅也小于全国平均水平。全国年平均土壤湿度变化不大,但区域差异也很显著,其中三北地区会有所降低,西南地区变化极小,而华中、华南、华东会提高。

5.1.2 气候变化对森林生态系统的影响

大气二氧化碳浓度增加及全球气候变化,对全球生态系统的影响是多层次和综合性的。及时研究这些影响的性质、强度、规模,研究生态系统各个层次对这些影响的响应及人类应采取的对策,是当前迫切需要解决的全球性问题。森林是全球生态系统的稳定因素,是人类生存环境和生物多样性保护的关键,也是人类生存不可缺少的资源,其强大的光合作用能力是大气二氧化碳一个重要的汇(Sink),而森林的砍伐和衰退又是大气二氧化碳浓度增加的重要的源。因此,研究和掌握森林生态系统对大气二氧化碳浓度增加和气候变化的响应是我们的共同任务。

5.1.2.1 气候变化对森林生态系统初级生产力的影响

由于大气二氧化碳浓度增加及温度和降水的变化,通过施肥效应、高温胁迫、生长期延长、干旱化或湿润化,以及其它生理效应,将使森林初级生产力发生变化。对大气二氧化碳浓度增加的施肥效应,多数研究结果认为,二氧化碳浓度升高有利于促进植物个体生长发育,加速生物量积累。但不同植物对二氧化碳浓度增加的反应差异很大,其中 C_3 植物的净光合生产力会有明显提高,而 C_4 植物敏感性相对较差。二氧化碳浓度升高的另一个正效益是降低气孔导度,减少水分消耗,提高水分利用率(Dale V.H. et al., 1994; Graham et al., 1990)。这将使我国许多干旱缺水地区受益,使植被生物产量增加。但大气二氧化碳增加的长期效应将会影响整个生态系统的物质循环,进而影响林地生产潜力,其中许多复杂的反馈机制还有待深入研究。如:土壤有机质的 C/N 比可能比目前高出 20%~40%,必将影响土壤微生物的活动,从而导致土壤肥力下降。张新时(1993)用 Holdridge 生命地带分类系统和可能蒸散(PER)指标与 Chikugo 模型相结合,对二氧化碳浓度倍增,温度升高 2℃和 4℃,降水增加 20%的气候变化情景下,中国各主要植被带潜在第一性生产力(NPP)的变化进行了模拟预测。结果表明,各森林地带的 NPP 都会有所增加,一般增加 1~3t/($hm^2 \cdot a$)(张新时等,1994)。总之,随着大气二氧化碳浓度增加,温度和水分条件的变化是复杂的,在空间上是异质的。因此,研究未来气候变化对森林生产力的影响,一方面要在微观层次上进一步研究主要树种的个体生理生态响应,特别要重视研究其长期效应和多因子综合效应。另一方面还要在掌握各种过程和机制的基础上,建立和完善整体性模型,提高综合评价和预测精度。

5.1.2.2 气候变化对森林地理分布的影响

未来气候变化将使气候区域边界发生移动,必将引起森林植物和群落分布区的变化。

这方面的研究目前主要集中在2个层次:一是森林树种的地理分布对气候变化的响应;二是主要植被类型或植被带的数量及分布格局对气候变化的响应。第一个层次的研究主要通过分析树种生理生态特性及其对气候变化的响应,在预测气候要素区域变化情景的基础上,推测其分布区的变化。但由于缺乏长期观测数据的支持,目前的研究仍很粗略,提供的依据很不充分。第二个层次的研究主要通过建立气候—植被关系模型,并与大气环流模式相结合,用来预测植被区域分布格局对气候变化的长期响应。张新时(1993)对二氧化碳浓度倍增条件下,中国各主要植被带演变的可能情景进行了预测,认为我国各森林植被带的界线一般向北推移2.5~4.5个纬度。全国森林中,热带亚热带森林增加,温带森林和北方森林显著减少甚至消失。森林、草原及荒漠之间有较大转换,且草原是敏感区,其北部有森林化趋势而南部则显著荒漠化,荒漠化面积将增加33.3%。张新时和刘迎春(1994)采用修正的Holdridge生命地带系统估测了全球平均增温4℃,年降水量增加10%的情况下,青藏高原的植被变化情景。认为高原东南部山地有森林化趋势,高原中部草原温性化,并伴以高原永冻层和高山草甸的消失,高寒荒漠温性化和中西部荒漠化趋势增强,还会导致雪线上升,冰川退缩,湖泊萎缩(竺可桢,1977)。上述研究工作无疑为研究植被地理分布对全球气候变化的响应提供了很有希望的方法和思路。但是,由于上述方法基于大气环流模式对区域气候变化的预测,适用于研究较大尺度的问题。同时,上述研究属静态预测,不可能考虑到植物种群遗传变异与进化和植被与环境的协同进化问题。因此,在对主要森林树种地理分布变化趋势的研究中,需要进一步加强对个体及种群生理生态、种群变异及数量动态的深入研究;在掌握群落结构及演替规律的基础上,研究群落对气候变化的整体响应;在大尺度植被地带分布变化趋势研究中,应进一步探讨大规模多变量耦合模型的建立,以提高模型预测的精度,逐步消除目前研究结果的不确定性。

5.1.2.3 气候变化对森林生态系统组成结构及生物多样性的影响

森林生态系统包含着丰富的生物多样性。大气二氧化碳浓度倍增时的气候变化,将使主要植被类型过渡带在水平方向上向北移动100~300km,垂直高度向上移动150~300m,加上降水量及其时空分布的变化,将使森林生态系统面临前所未有的气候与环境的剧烈变化。由于森林群落优势树种不可能在短期内改变其生态特性而在超出其气候适应范围的条件下生长,所以就可能导致某些森林群落的消失或脆弱化,某些森林生境将消失或恶化。这些变化的速度超出某些物种的适应能力时,一些不易迁移的物种将会就地灭绝。同时,由于气候变化对不同植物的生长速度、繁殖及扩散能力将产生不同的影响,某些侵略性物种或杂草可能得益,从而增强其在群落中的竞争能力,导致群落原有的竞争和协调关系发生变化,使某些物种灭绝,甚至导致某些群落类型消失。保护物种栖息地和生态系统,比一个接一个地为保护某一濒危物种,或者等常见物种濒危后才采取救护行动更有效更经济,这已成为一种共识。森林是许多物种赖以生存的基本环境,气候变化不仅可能导致主要森林植物的生存受到威胁,使群落组成结构发生变化,而且可能使许多林栖生物受威胁或灭绝。因此,积极研究在未来气候变化情景下森林生态系统的保护策略,也是未来生物多样性保护面临的重大课题,是探索生物多样性保护战略的基础。在制定生物多样性保护策略时,必须考虑气候变化的可能影响;在保护区的选址、区划中也应尽量

考虑未来气候变化后生境和生态系统及其边界的可能变化。还应当指出,森林植被带或群落不可能简单地照原样随气候变暖而移动的,其反应必然是复杂的,是涉及有关物种生物学、生态学等多学科的问题,对森林生态系统生物多样性的影响也将是十分复杂的,这方面的研究是极富挑战性的。

5.1.2.4 气候变化对生态脆弱带和特殊生态系统的影响

据牛文元(1990)的定义,生态脆弱带(Ecotone,生态环境脆弱带)或称交错区、过渡带,是指在生态系统中,处于2种和2种以上物质体系、能量体系、结构体系、功能体系之间所形成的“界面”,以及围绕该界面向外延伸的“过渡带”的空间域。特殊生态系统,是指那些由于生境的独特性和生态系统组成成分的独特性,而在生物圈中具有不可替代性的地域。它们两者都具有对气候变化特别敏感,抗干扰能力弱,易发生空间替代甚至消失,恢复机会小等特点。这些区域往往包含有更为丰富的生物多样性,特别是要求多种环境或景观的边缘种和栖息于特殊生境的特有种,在生态系统和群落水平上具有更大的产生突变的倾向,以及产生其它边际效应的潜力,可作为全球变化的预警区、先兆区。对这些地带和区域进行监测和分析,对生物多样性保护、环境保护和气候变化影响的研究,具有特别重大的意义。森林边缘带和森林植被类型过渡带,是主要的与森林生态系统有关的生态脆弱带。森林边缘带包括林牧交错区、林农交错区、高山林线和树木线等。森林植被过渡带包括森林区域内各种森林植被带或植被类型在水平方向和垂直方向上的过渡地带。与森林生态系统有关的特殊生态系统包括海岸红树林、泥炭沼泽森林和其它湿地森林、岳桦矮曲林及其它高山森林植被、内陆河岸胡杨林、湿润热带雨林和其它有特殊意义的森林类型。遗憾的是目前这方面的研究还很少,对有些生态系统甚至连本底情况的了解也嫌粗略,加强这方面的研究,是未来气候变化影响研究的重要内容(肖扬等,1998)。

由人类活动产生的大气CO₂浓度增加将会引起全球气候变化,所以也必将影响森林植物的生理生态过程、生长发育和森林结构、分布与功能,进而也会影响到未来森林植物的生理生态过程、生长发育和森林结构、分布与功能,进而也会影响到未来森林经营管理对策的制定。这已引起全球普遍关注,研究气候变化对森林影响,以及森林在全球气候变化中的作用,乃是当今世界环境生态学研究的热点领域,其中研究气候变化对森林生产力的影响则是核心问题。虽然世界上有关气候变化对森林影响的研究报道层出不穷,已涉及到各个时空尺度与组织层次,大多数研究仅集中在种群或个体以下水平。森林是复杂的生态系统,预测气候变化对森林生产力的影响必须依赖模型。通过研究森林生产力与气候环境因子的数量关系,研制森林生产力与各自然地理区水热资源关系数学模型,就能模拟和预测各种气候变化框架模式下的生产力变化格局。

依据7个GCMS模型所提供的2030年中国气候变化的预测情景,采用中国森林现实生产力模拟的相似技术方法,借助地理信息系统生成气候变化后的中国未来气候场,即气候变化后中国的年均温度和年均降水量的地理分布图。在未来气候情景下,利用所建立的中国森林气候生产力模型,对中国森林第一性生产力分布格局进行预测。

气候变化前后的森林生产力变化相互比较发现:气候变化后的中国森林第一性生产力的变化格局与当前气候情景下模拟的结果相似。这说明气候变化没有改变中国森林生

产力的地理分布格局。这是因为森林生产力的预测,主要依据气候变量中的年均温度和年均降水量,而这两个主要气候变量在气候变化后的分布格局,并没有表现出地理区域的显著变化。

虽然气候变化后,中国森林第一性生产力地理分布格局没有发生显著变化,但不同地域的森林生产力变化率不同。在我国热带、亚热带地区,森林生产力变化率增值较小:绝大部分地区(热带区,南亚和中亚区)增加只有1%,部分地区(北部热带)为2%。但在这一大区的微小局部地带森林生产力增益较高。

未来气候变化对我国木本植物物候的影响可概括如下:

(1)影响我国木本植物物候的主要气象因子是气温,降水和日照处于次要地位。

(2)春季物候现象如芽膨大、芽开放、展叶和开花期出现的早晚,主要受春季温度波动的制约。未来的全球增暖,可使我国春季木本植物物候普遍提前。

(3)树木的果熟或种子成熟等主要决定于果实或种子生长期的积温,全年的增暖可使开花期提前,果实或种子生长期气温的提高又使它的生长期缩短,两者的提前,将使这些物候现象提前较多。

(4)秋季的树木开花和黄叶、落叶等现象,主要是由于温度下降到一定界限引起的。由于未来气候的增暖,秋季下降到界限温度的日期将推迟,这些物候现象也相应的推迟。

(5)从生物—气候定律出发推算,如果我国年平均温度升高 1°C ,就相当于温度带北移 1.14 纬度,物候带也相应北移,其春季物候期大约提前 $3\sim 5$ 天,而秋季则推迟 $3\sim 5$ 天,绿叶期将延长 $6\sim 10$ 天。从物候与温度相关关系推算出的结果与此相差不大。

(6)到下世纪中叶 CO_2 倍增的情况下,如果我国普遍增暖,主要木本植物的物候变化情况是:上半年一般提前 $4\sim 6$ 天,秋季的黄叶落叶现象一般推迟 $4\sim 6$ 天,绿叶期一般比现在延长 $8\sim 12$ 天。果实或种子成熟期将会提前,提前的幅度较春季物候大。北方物候期的提前或推迟幅度较南方大。

(7)可以利用自然或物候变化的同步性、顺序性、相关性的规律,估计没有被本文列出的各种物候现象的可能变幅。

在当前气候变化对森林影响的研究中,普遍采用的是“一次平衡式预测”,即根据森林的现实分布与气候要素之间的相关模型,假定大气中 CO_2 增倍引起气候变化的预测,推断与未来气候相对应的森林分布的变化。这种预测方法最根本的缺点是它不包含时间概念,即不考虑在大约100年中(这是通常的气候变化预测尺度),森林生态系统的结构将如何改变。国外结合森林常规模型对气候变化引起的森林结构的变化进行了一些研究,由于国内森林常规模型研究得很少,目前还不可能利用现有的森林演替模型来预测气候变化对中国森林生态系统结构的影响。本章综述了森林生态系统结构变化的基本规律,以及目前有关气候变化对森林生态系统结构影响的研究进展,同时提出了气候变化对森林生态系统结构影响研究方面存在的若干重要问题。

气候变化对森林生态系统的影响研究可大致分为三个水平或三个层次,即单株林木水平、林分或生态系统水平、生物群区(BIOME)水平。单株林木水平主要是研究林木个体对环境变化的生理生态反应,这方面的研究相对来说是比较确切的。但是需要通过实验研究,而且需要的时间较长,另外对成熟大树测定的难度也很大。在林分或森林生态系

统水平上主要包括两类研究,一类是关于森林生长的过程模型或机理模型,另一类是森林演替模型。在生物群区水平上的宏观研究,是利用植被分布与气候的关系,根据气候变化的预测来推断植被和某些森林树种的未来变化。这三个层次的研究显然是在不同的时间和空间水平上进行的。近年来,我们已经利用生态因子判别模型和地理信息系统就气候变化对森林的影响开展了一些研究(郭泉水等,1995)。

马尾松林是我国南部湿润亚热带地区分布最广的森林群落,也是这一地区典型的代表群系之一,有天然林,也有大面积的人工林。天然林最适宜分布的海拔高度为 300~800 m。因为以马尾松具有耐土壤瘠薄和喜光的特性,可在全光照的裸地上生长成林,故常称其为先锋群落。

在生境条件优越的地方,马尾松多与阔叶树混生,常见的是栎属(*Quercus*)、栗属(*Castanea*)、青冈树(*Cyclobalanopsis*)、栲树(*Castanopsis*)、木荷属(*Schima*)、黄檀属(*Dalbergia*)、红淡属(*Adinandra*)、枫香属(*Liquidambar*)、化香属(*Platycarya*)等属的一些种类。

由于马尾松耐干旱、瘠薄,在自然植被受到破坏时,马尾松通常是首先侵入,逐渐形成天然马尾松林。由于马尾松在林冠下天然更新不良,因此群落的稳定性较差,当群落发展到一定阶段后,阔叶树就开始侵入,进而代替马尾松而取得优势,在管理条件好的地方,这种演替发生得尤为迅速。但在干旱、土壤瘠薄和经常受到樵采的地方马尾松林却相当稳定。

根据气候变化对马尾松分布区影响的预测(郭泉水等,1995),到 2030 年,气候变化对马尾松分布区影响不大,但在原分布区内,某些地点将不适合马尾松的生存。结合马尾松的演替趋势,可以大致地判断,原有的马尾松向什么方向发展,结构将发生什么样的变化,决定于气候变化后的条件和具有的管理干部条件,如果气候变得干旱,则在土壤比较瘠薄的立地上,尽管马尾松的生产力会下降,但仍可能保持以马尾松为优势。如果气候变暖明显,则在生境条件较好的地段,可能会有某些亚热带阔叶树种的侵入(徐德应等,1997)。

5.2 全球气候变化情景下的中国林业对策

徐德应等(1998)根据 7 个 GCM 模型产生的平均结果所模拟的中国两倍 CO₂ 平衡气候变化情景是:到 2050 年我国大部分地区可能增暖 1.0~1.5℃,我国东北部将超过 1.5℃,我国西部和西北部可能增加 1.5℃以上,南部和东部可能增暖不超过 1℃,年降水的变化在 -1.4%~8.1%之间。我国西北部可能增加 5%~8%,其它地区增加 5%以下,到 2050 年季节降水变化的情况是:冬季降水变动范围为 -4.8%~14.3%,其中东北和西北可能增加 10%以上,西部和北部可能增加 5%~10%,长江流域可能增加 5%,最南部地区可能会减少 5%。夏季降水的变化较小,变动范围为 -5.0%~10.6%。但夏季在广大的范围内,降水将显著减少。如果都考虑到变暖的气候将导致土壤蒸发和森林蒸散量增加,北方夏季土壤水分亏缺的现象可能会加剧。

气候变化是生态因子变化的先导,进而会影响到林木生长季节的长短、雨量分布、树种分布和进化、边际生境、树木生长、病原体和害虫的活动及火灾发生频度和强度。一旦

气候发生变化,我国的林业必将受到较大的影响。尽管未来气候的预测和我们了解的植被和物种适应气候变化的反应过程还存在着较大的不确定性,但考虑到有些不确定性终究在短期非军事化内不可能得到理想的科学解释,而且现实也不允许我们等待气候变化已经非常明显后才作出反应。根据我们已有的知识和预测的气候变化对我国主要造林树种影响的基本结果,从良种选育、人工造林、森林经营、森林生物多样性保护、森林病虫害防治、森林防火等几个方面,对适应全球气候变化就采取的林业对策进行初步探讨,旨在为我国制定持续发展的林业策略提供参考。

5.2.1 扩大植树造林,增加碳汇,减缓气候变化和气候灾害的速度与幅度

自1978年以来,为了使经济建设与生态环境协调发展,中国开展了大规模,跨区域的生态林业建设工程(中华人民共和国林业部,1995)。它们是:①三北防护林体系工程,整修工程从1978~2050年共分三个建设阶段,规划造林总面积3508万 hm^2 ,工程实施后,合三北地区的森林覆盖率由4%提高到14.95%。②长江中上游防护林体系工程,1989~2050年规划造林总面积2000万 hm^2 ,2050年工程建成后,森林覆盖率由1988年的20%提高到45%左右。③沿海防护林体系工程,规划造林总面积356万 hm^2 ,工程完成后,森林覆盖率由1987年的21%提高到38%左右。④太行山绿化工程,规划造林总面积356万 hm^2 ,计划从1986年至2050年结束,完成后森林覆盖率将由1993年的15.3%提高到35.0%。⑤平原绿化工程,在中国东北三江平原、松辽平原、华北平原、长江中下游平原和珠江三角洲加快绿化918个平原县,营造农田防护林2631万 hm^2 ,4399万 hm^2 耕地实现林网化后,平原地区的林木覆盖率将达到18.8%。⑥治沙工程,规划在全国25个省的598个县防沙治沙造林4741万 hm^2 ,计划1991~2050年分三期完成,项目完成后,可有效地防治荒漠化的扩大。⑦黄河中游防护林体系工程,规划造林面积315万 hm^2 ,工程完成后森林覆盖率由1993年的15%提高到25%左右。⑧淮河太湖流域防护林体系工程,规划营造林总面积133万 hm^2 ,工程完成后,覆盖率将由1993年的14%提高到18%左右。⑨珠江流域防护林体系工程,规划造林总面积667万 hm^2 ,工程完成后,覆盖率由1993年的35%提高到50%左右。⑩辽河流域防护林体系工程,规划营造林总面积120万 hm^2 ,工程建成后,覆盖率由1993年的19%提高到28%左右。

十大生态林业建设工程,至2050年规划营造林总面积约1.48万 hm^2 ,目前正以每年约200万 hm^2 造林速度发展,使森林面积和蓄积逐年上升,到1988年有林地面积达12465.28万 hm^2 ,1993年达13770万 hm^2 ,2000年将达到14700万 hm^2 ,森林覆盖率将达到15.3%左右,2020年将达到18700万 hm^2 ,预计2040年将提前实现规划目标,森林覆盖率将达到27.38%。通过扩大森林面积、优化森林结构和提高林分质量等多种途径,增加森林对 CO_2 的净吸收,合全国每年森林对 CO_2 的净吸收总量,到2020年前后,比当前提高3~5倍(中华人民共和国林业部,1995),从而在一定程度上发挥森林碳汇功能,减少 CO_2 向大气中的排放,从而起到减弱温室气体的温室效应、减缓气候变化的影响。

鉴于森林通过截留、吸收和下渗,对降水进行再分配可减少无效水,增加有效水从而起到消滞洪水的作用,又具有强大的涵养水源的功能。森林可有效地克服雨滴冲击、流水冲刷和土壤渗透性差,有助于减少径流及其速度,有效地防止土壤流失。此外森林能增加

降水,降低气温。据水分循环理论计算和实际资料分析表明[3],中国三北地区全面绿化后,将使年平均气温降低 0.31°C ,增加降水量 $5\% \sim 7\%$,提高相对湿度 11.3% ,正好抵消1950~1989年中国年平均升高 0.3°C 的数值,既起到减缓气候变化的速度与幅度,又能减轻干旱、雨涝、水土流失、荒漠化等自然灾害的影响。

迄今为止,中国尚未把气候变化作为一个影响因素,充分纳入人工造林活动中去。基于温室气体在大气中迅速增长,气候已经变化并有可能发生剧烈变化的推论,在今后的人工造林中,应根据中国未来气候的变化预测趋势,对造林技术、规划和科学研究做出相应的调整。

我国人口众多,相对而言森林资源较少,据1989~1993年森林资源清查资料统计(中华人民共和国林业部,1995),我国森林面积仅为 13370万 hm^2 ,森林覆盖率 13.9% ,人均森林面积 0.11hm^2 ,人均蓄积 8.6m^3 ,相当于世界人均水平的 11.7% 和 12.6% 。目前的这种状况还远远不能满足国民经济发展的需要。因此,大力开展人工造林,以弥补森林资源的不足,仍将是我国林业建设中一项长期而艰巨的任务。

自本世纪中叶,中国开展大规模人工造林以来,现存的人工林面积已远远超过世界上任何国家,但是也应看到,中国的造林成活率低,至今仍是一个较突出的问题,据1990年调查,全国(天津、上海、西藏除外)人工造林核实面积 8.45万 hm^2 ,成活率达到 $41\% \sim 84\%$ 的面积,仅有 1.44万 hm^2 ,占核实面积的 17% (中华人民共和国林业部,1995)。我国人工造林成活率低的原因是多方面的,其中有人为的不利干扰,也有自然因素的影响。从自然环境方面考虑,在缺少对苗木采取抗旱措施的地区,夏季高温、干旱而引起的土壤水分亏缺,是制约苗木成活的关键,这种现象在中国北方(包括西北、东北)干旱、半干旱、半湿润地区,表现得尤为突出,从气候预测结果来看,到2050年,这些地区因温度增加幅度大,而夏季降水变化较小,可能使夏季土壤水分亏缺现象更加严重,因此应特别注意需要加强对这些地区高温、干旱条件下造林成活率的研究。

作为造林技术的适应对策应从以下几个方面考虑:

5.2.1.1 选择适宜的造林时间

根据不同区域的气候变化状况,可选择春季造林和秋季造林。春季是大多数树种适宜栽植的季节,在中国北方地区,土壤解冻以后,应立即进行,在芽膨大前结束。这样可以充分利用冰雪融化的水分条件,使栽植的苗木在高温、干旱季节到来之前,有一个较长的恢复期,进而可使苗木的成活率提高。

秋季植苗造林时间最长。从落叶树种开始落叶时起,到土壤冻结前止,都可进行。但宜早不宜晚,在秋季前栽植的苗木根系恢复较快,到土壤冻结前,能萌发新根,这有利于维护苗木的正常生理活动,提高成活率。

5.2.1.2 积极开展容器育苗

中国开展容器育苗已有较长的历史,并积累了丰富的经验,根据对全国31个省市的不完全统计,仅1991年容器育苗就达30多亿株,占全国造林用合格苗的 15% ,比1990年增加13亿株(中国林业年鉴编辑委员会,1991),因为容器育苗可保持完整的根团,栽时

不伤根,在运输中不易损伤苗木,栽植后容易成活。另外,容器育苗周期短,如北方地区的主要造林树种油松,百日苗即可用于造林,栽后还不存在缓苗期。这种育苗方法,能使苗木在生长季节迅速生长,对环境的恶劣变化的适应能力强,因此,今后应大力推广,特别是对未来气候可能变得更加干旱的北方地区,积极开发容器育苗则显得更为重要。除此之外,一切有利于改善林地土壤水分条件的营林措施也应加强。

5.2.1.3 大力营造混交林

作为气候变化的人工造林对策中的另一个重要方面,是大力提倡种植混交林。一般来说,人工纯林对变化较大的气候或极端气候的适应能力较差,这主要是由于人工纯林的遗传多样性指数低(种内、种间),比在同等立地条件下的天然植被物种丰富度低,冠形和群落外貌,不能随着温度、湿度、辐射和风等气候因子的变化而调整,此外,单一树种构成的林分,其立木密集、干形纤细,林冠线平滑,极易遭受风、雪、病虫害、干旱等危害,还有长期在同一立地上多代营造针叶纯林,也容易引起地力衰退,考虑到未来的气候变化,特别是在中国各气候带的交错区域,也是气候变化极易引起树种自然分布改变的地区,更应避免大面积营造人工纯林。

5.2.2 选育良种,营造温暖性耐旱树种

遗传多样性理论表明,遗传上缓冲性较好的林木种群,能够较好地适应大气 CO_2 浓度升高的环境;设计圆满的树种改良计划,通过杂交和遗传工程,对保持遗传多样性具有潜在的作用,能够增加树种在逐渐变化的气候条件下成活的能力。因此,积极进行良种选育,培育优良的林木种群,应是适应气候变化的林业对策中的一个重要方面。作为具体适应对策可以从以下几个方面考虑。

5.2.2.1 育种对策

一般来说,对于大气中 CO_2 浓度增加,所采取的育种对策,同那些用于考虑潜在增益和损耗等其他类型所使用的对策,没有什么本质区别。从这一角度出发,可以认为,中国在适应气候变化的育种对策方面,已经有了一定的基础。截止到 1991 年底,全国部、省合建的良好繁殖基地已达 223 处,进入延续(扩大)工程建设的有 122 处,总规模达到 13390hm^2 ,其中种子园 5489hm^2 ,母树林 3405hm^2 ,采穗(根)圃 254hm^2 ,繁殖圃 124hm^2 ,收集区 660hm^2 ,测定林 2539hm^2 ,各种示范林 911hm^2 ,这批基地已陆续进入结实期,并有 39.3% 的基地进入盛产期。今后,应继续发挥这些良种繁育基地的作用,培育能充分利用大气中较高浓度 CO_2 的良种,以提高森林的生产力。

从天然林分或未经改良的种子园中,选择无亲缘关系的家系与种子园中的良种进行杂交,可德育更加优良的变种,通过增加新的基因型数量,可使良种在新的气候环境中延续并保持优势。因此,产生新的基因重组,也将是在变化环境中应完成的一项新任务,尤其是采用基因工程技术,定向培育能适应不同气候和环境条件,并具有较高 CO_2 吸收率和速生短轮伐期的新品种方面和工作应当加强。

5.2.2.2 在种源试验的基础上进行种源选择

种源试验是将地理来源不同的同一树种的种子或其他繁殖材料,放在同样的条件下进行的比较栽培试验,又称产地试验。因为由不同种源的种子形成的人工林,在生长和稳定性上一般都具有相当大的差异,所以通过种源试验,可以了解同一树种在不同地区适应不同气候的能力,进而根据各个地区未来气候变化的趋势,确定不同地区造林中应选用的种源。

具体来说,如根据气候预测,中国北部、东北部因温度增高,水热失调,森林地带可能由南向北迁移这一趋势,在种源试验中,就应特别注意选择温暖性较耐旱的类型,并在其自然分布区的南缘扩大栽培,以抵御未来暖气候对树种自然分布造成的不利影响。

目前,中国对主要造林树种如杉木、马尾松、华山松、油松、国外松、白榆等进行着全国性的种源试验,并从生长和抗性方面提出了一批优良种源,今后应注意从适应各地区未来气候变化的角度,进一步完善种源选择工作。加大种源试验规模,长期进行观测,可为适应未来气候变化的种源选择提供更多的选择机会。

5.2.2.3 营造温暖性耐旱树种

为了减少未来气候变化对林木的影响,从现在起,各地区低海拔造林或采伐更新造林,应尽可能选择喜光温暖性耐旱树种。但鉴于中国幅员辽阔,各地自然条件差别很大,我们将全国划分为 11 个林业气候区,根据各区的自然条件和常见造林树种的生物学特征,提出了适地适树造林决策。如再采取针阔叶林混交栽植方式,随着森林面积迅速扩大,气候条件改善,到 2030 年,现有在低海拔地区的 2649 万 hm^2 中幼林可安全进入近熟林或成熟林,即可采伐更新。营造耐旱树种,可确保我国森林免遭因干旱死亡造成的损失。同时,由于采取针阔混交林栽植方式,可减少因干旱引发火灾或病虫害造成的损失。广东森林主要涉及南方山地和热带地区。在低海拔南方山地造林时,应加大耐高温耐干旱树种的比例,主要造林树种如表 5.1,而热带地区在海拔 500~1200m 的山坡中下部及山谷、阴坡或半阴坡,土层肥厚,可选用陆均松、鸡毛松、坡垒、青海、经楠、苦梓、母生、柚木、海南石梓等树种;在山坡上部,土壤干燥瘠苗,可选择麻栎、竹柏、南亚松、火炬松、湿地松、思茅松等树种。

在海拔 500m 以下的丘陵台地,土层肥厚湿润,可选用母生、柚木、火力楠、麻栎、栓皮栎、台湾相思、桉类等树种;在干燥瘠薄地上,则可选用南亚松、加勒比松、桉类红木荷、相思树等。在平原水网低地,主要是冲积土和低湿地,可选择池杉、水杉、落羽杉、黄梁木、柚木、八宝树、丛生竹等是。

表 5.1 南方山地适应气候变化的主要造林树种

地貌	坡位	土壤	造林树种
中山区 (≥1000m)	中下部	厚层黄壤及黄棕壤	建柏、柳杉、铁杉、杉木、华山松
	上部	薄层黄壤及黄棕壤	黄山松、柳杉、华山松、铁杉
低山区 (<1000m)	下部(山洼)	红黄壤、黄壤	杉木、毛竹、厚朴、樟木、楠木、黄杞
	中部(凹坡)	黄红壤、红壤	建柏、毛竹、杉木、油杉、柳杉、樟木、楠木、檫木、木荷
	中部(凸坡)	红壤	思茅松、金钱松、建柏、木荷、华山松、油茶
	上部	红壤	松类、栎类、油茶
丘陵区	阴坡	中厚层红壤	马尾松、湿地松、红椿、苦楝、香椿、火力楠、红荷、慈竹、油桐、油橄榄
	阳坡	中薄层红壤	思茅松、相思树、银合欢、胡枝子
石灰岩 山区	不分坡位	中薄层碳酸盐 腐殖土	柏木、冲天柏、刺槐、香椿、白榆、酸枣、苦楝、喜树、麻栎、核桃、杜仲、油橄榄

5.2.3 加强对天然次生林和原始林的管理与保护

从中国森林资源发展情况来看,总的趋势是好的,如第四次森林资源清查(1989~1993年)与前一次清查(1984~1988年)相比,全国森林面积净增 803 万 hm^2 ,森林资源总生长量和消耗量基本持平,森林资源的发展在数量上开始走出“低谷”(中华人民共和国林业部,1995)。从全国第四次(1989~1993年)森林资源普查可知,全国森林资源总生长量已超过消耗量。但也应看到,中国天然次生林的消耗速度也是相当可观的。据初步统计,从 1973~1993 年,全国成熟林面积已减少 19632.36 万 hm^2 ,而这些成熟林中,大部分是天然次生林。这些成熟林采伐以后,大部分又被人工针叶林所代替。长期坚持这种经营方法,必将使中国本来就不多的天然次生林面积越来越小。

天然次生林和原始林的结构及遗传特征,还有物种的丰富度、多样性以及通过物质循环宜于再生的特性,使其除了能适应正常的气候变化外,还能适应异常的,甚至少有的气候大幅度变化。因此,对天然次生林或原始林,特别是对未来气候变化影响较大的热带、暖温带、温带、寒温带等地区的天然林,应加强科学经营管理,维持森林生态系统的生物多样性,提高森林的稳定性,不要因人为主的管理不当而限制了森林的自然常规进程或使环境变化加剧。

根据大气 CO_2 浓度增加与气候变化的趋势,应立即停止对自然资源和人工资源的滥用和破坏,采用持续的土地利用方式,取代对森林的乱砍滥伐,并加强对天然林和人工林的管理。

特别值得指出的是,依据气候变化将引起植被区系和森林物种的迁移变化,以及在响应气候变化过程中,可能出现大量物种绝灭的预测结果,我们采取的适应管理对策,应是立足有效地保护现有的森林资源、遗传资源、以及各种动植物的栖息地和生境条件,保

存稀有和濒临灭绝的树种,拯救那些当前或今后可能具有经济价值和适应性的基因和基因综合体,防止它们丧失,为森林物种适应未来气候变化和复杂多变的新生境提供较大的选择机会。

5.2.3.1 保护现有的天然林资源

伴随着我国人口和经济的增长,对森林资源需求的压力与日俱增,由此导致天然林资源过伐现象严重。近年来,全国各地天然林资源均有不同程度的减少,而且这种局面至今仍然没有彻底改变。天然林消减的同时还伴随着土地利用形式的改变、管理干部丧失和大量物种的灭绝和遗传基因资源的消失。据初步统计,全国濒危高等植物的种数已达4000~5000种,濒危植物种所占比例为15%~20%,高于世界平均水平的10%(世界资源研究所(WRI)等,1993)。此外还有大量动物、昆虫和低等植物也处于严重濒危状态。如果这种局面不予以改变而任其发展,那么物种还将有大幅度的消减。加之气候变化的胁迫,物种消失速度还会有所加剧。对此,应大力加强现有天然次生林的保护,除管理好全国现有的708个自然保护区外,还需扩大自然保护区的数量和面积,特别是要在目前保护区面积较小的地区,以及自然地理区的过渡区和未来气候变化引起植被迁移的过渡区域内增加保护区。对现有的自然保护区应在重点保护核心区的同时,还应扩大缓冲区和人为活动区的保护范围,使每个保护区都尽可能地包括该地区的各种森林植被类型和生境,已退耕还林的土地,应适当加以保护使其自然恢复,已受损和退化的森林,应以多种有效的措施恢复和重建,促进其健康发展。对于目前尚无能力造林的荒坡地、草坡、以及天然灌木坡或杂木林等经济价值较低的生态系统,可暂时停止任何人为改良措施,采取封山保护措施,留作未来气候变化环境下保护物种与植被迁移的栖息地。

5.2.3.2 完善全国自然保护区的网络和建立自然保护区间走廊

目前我国自然保护区的分布不尽合理,应增设自然保护区。增设的原则是把重点放在以下几类:①原始林和天然次生林;②未来气候变化后植被迁移过渡区的生境;③保护区之间相互联系的过渡带;④保护区之间的气候环境特异区。按照这种原则,温带的辽宁和吉林以及内蒙古地区,西北半干旱、半湿润区的山区等需要增设若干保护区,暖温带地区的河北、陕西、河南、北京、天津、山西等地更需要加设自然保护区,因为这些地区原来自然保护区少,大部分天然林被开发为农耕地、城市或沦为荒山秃岭。为此,在这些地区除增设保护区外,还要积极进行森林的恢复与重建工作,通过封山育林、人工造林等各种措施扩大植被,提高森林覆盖率。在我国的亚热带和热带地区增设保护区时,应特别重视保护区间走廊的建设以及在各区域过渡带扩大保护区面积。

合理分布自然保护区的网络及之间走廊,为气候变化下的物种和植被的适应及迁移提供条件和空间。因为保护区有极为丰富的物种资源,遗传资源和变化丰富的生境条件,可为气候变化提供丰富的选择机会。另外,保护区内特别是过渡类型的保护区,有大量的跨地理区的物种,为适应气候变化的物种迁移提供了天然的预选机会,因此能大大提高物种在气候适应和迁移过程中的竞争和对变化环境的适应能力。

5.2.3.3 遗传资源调查和区域引种实验

由于许多物种,尤其是植物种有较大的地理分布范围和生态适应性,需要对这些植物种进行基因测定,了解其遗传资源的组成结构,并进行遗传分类,筛选出能适应气候变化条件和生态适应性强的遗传基因型,进行合理的保护和培育,扩大种群数量,进行跨气候区的引种实验,这种引种并非是一种常规的引种试验,它是将其种引入自然环境中,即让其在天然植被生长的环境中生长,以此能使引入种加入到当地植被的自然常规进程之中参与竞争。这样不仅仅能测试物种对气候的适应状况和能力,而且能了解引入种参与植物群落的生态过程,提高群体的稳定性和在植被动态发展过程中的成功概率。

5.2.4 适应气候变化的间伐和轮伐期经营对策

大气 CO₂ 浓度与温度增高,会使林木的生长加快,使林分提前郁闭,这将对树木的生长发育和木材产量产生影响,使森林资源的数量和质量都发生变化。同时,还会影响到林龄结构,使林木达到成熟的年龄改变,适当的集约经营会赋予林分许多优于非经营林的特点,使林分能够适应气候变化而避免造成严重的不良后果,在适应未来气候变化的林分经营措施中,适当调整间伐强度、频率和轮伐期是很重要的。

5.2.4.1 经营抚育原则

(1) 采伐森林时,应永久保留一定数量的具有各种腐烂程度和密度的站杆和倒木,以满足野生动物和其他生物对一些特殊生境的要求,达到维持林地生产力和生物多样性的目的。

(2) 在采伐迹地中,保留一定数量的单株或团块分布的活立木,这样不但可以为野生动物和微生物提供必需的生境和森林更新的种源,而且也能起到维持林地小气候、形成异龄林结构等重要作用。保留活立木的密度和类型,应依据树种的生物学特性及立地类型来决定。

(3) 对同龄林应及时间伐,促进林木生长。

5.2.4.2 适当提前间伐,增大间伐强度

过密或过稀的林分对气候变化的负效应抵抗能力弱,易衰亡,易发生病虫害及森林火灾等,为此,应及时间伐,保持合理密度,以提高森林对气候变化的适应能力,如对中国杉木人工林来说,林分生长要经历幼年阶段(2~4年)、速生期(5~15年)、干材阶段(15~25年)和成熟阶段(25~30年)来完成。根据未来气候变化将导致生物量年积累可能增加的预测结果(王凤友,1994),在速生期到来之前就应提前进行间伐,并不断的调整速生期和干材阶段的林分密度,为保留木创造宽松的生长环境,这样既可充分利用未来大气中较高浓度的 CO₂,抵御气候变化的负效应,同时又可保证成熟期木材的质量。

过熟林分对不良气候的抵抗能力较弱,气候变暖则可能导致林木成熟期缩短。为了提高森林对气候变化的适应能力,根据树种和气候特征,适当缩短轮伐期也是非常必要的。

5.2.4.3 加强超短轮伐期工业人工林的研究

超短轮伐期工业人工林是随着木材加工业的发展和利用及适应而崛起的一种丰产林。在我国,按此类方法经营的树种有杨树、柳树、桉树、合欢树等。今后可以因地制宜,在技术措施有保证,不造成地力衰退的前提下也可适当发展。

5.2.5 发展薪炭林

薪材是当今世界特别是发展中国家的重要能源,世界上几乎一半人口把薪材当成主要的能源消耗。中国现有薪炭林面积约 440 万 hm^2 , 仅占森林面积的 3.6%, 比例过低, 且单位面积产量也低。薪炭林难以满足广大农村的需要。中国有 9 亿农民, 1.7 亿农户, 农村耗能生物质占 70%, 薪材约为 2/5, 年薪材消耗达 2.5 亿 t, 超过合理提供量近 0.9 亿 t, 这些都是过量樵采取得的。可见薪材不足严重制约着森林资源的发展, 全国每年薪材消耗森林资源 8700 万 m^3 , 比年计划木材产量还高, 可见, 其损失极为严重。此外, 薪材不足, 还会带来土地荒漠化, 大气 CO_2 浓度增加等一系列问题。

特别值得指出的是, 薪炭林是无污染的优良能源, 薪材含硫量较低, 在燃烧时放出的 CO_2 与薪炭林生长期固定的 CO_2 相当可观, 发展薪炭林有助于大气 CO_2 浓度的稳定, 可缓解温室效应。

中国的地理环境复杂, 树种资源丰富, 经过多年的研究和实践, 已选出适合不同地区的优良薪炭林树种 50 ~ 60 种, 这些树种具有生长快、产量高、适应性强、燃烧性能好等优点。此外, 中国还有宜林荒地 0.8 亿 hm^2 , 至少有 10% ~ 20% 可用来发展薪炭林, 相当于现有薪炭林面积的 2~3 倍, 开发潜力很大。

5.2.6 防治森林火灾及病虫害的防治

5.2.6.1 森林病虫害防治的适应对策

森林病虫害的发生与气候因素有着密切的联系, 伴随着全球气候变化, 森林病虫害发生的方式、程度、频度等也将有所改变。因此, 研究适应全球气候变化的森林病虫害对策也是一个非常重要的方面。

据统计, 全国约有 200 多种病虫对森林造成危害, 发生面积达 1000 万 hm^2 , 占有林面积的 9%, 年经济损失约合人民币 20 亿元, 危害较重的林木病害有杨树烂皮病、松材线虫病、泡桐丛枝病、落叶松落叶病等, 引起各种侵染病害的主要病原物有真菌、细菌、病菌、类菌质体和线虫等。危害严重的食叶害虫有松毛虫、竹蝗、大袋蛾、落叶松鞘蛾、杨毒蛾等。危害杨、柳、松和杉木等树种的的天牛、杨干象、蝙蝠蛾等蛀干害虫在一些地区猖獗成灾。此外, 还有一些刺吸式口器的害虫, 如松干蚧、松大蚜、杨圆蚧等也能造成严重危害。全球气候变暖以后, 将使森林病虫害的发育速度加快, 繁殖代数增加, 越冬界北移, 害虫迁飞范围扩大, 气温升高, 也有利于害虫越冬繁殖, 造成越冬菌源、虫源基数增加, 此外, 水热条件的变化所引起的森林植被分布格局的改变, 可能会使一些处于气候带边缘的树种生长力和竞争力减弱, 对病原菌和寄生物的抵抗能力降低而容易发病, 因此, 应采取适当的防御对

策,以最大限度地减少气候变化助长病虫害的损失,确保林业生产。针对这些问题应采取的防治对策可从以下几方面考虑:

(1) 加强树木检疫工作

一些病虫害分布范围较窄,目前可能仅在局部地区造成严重危害,但是这些病虫害可以随林木种子、苗木、原木以及其它林产品的远距离运输传到新区,扩大其危害范围。国际间和地区间的人员往来和产品交流也可增加危险性病虫害传播蔓延的机会。为了有效地防止未来气候变化引发严重的病虫害,林木检疫工作应当加强。

(2) 大力推行林业生态防治

加强天然林和人工林的生态管理,充分利用自然因素的调解和控制作用,创造有利于林木生长发育,不利于有害生物滋生繁衍的生态条件,是减轻病虫害的途径之一。具体措施包括:及时清除天然林中的病虫害木,改善林地卫生条件,严禁乱砍滥伐,促进林分多层次的植被生长,加强人工林的管理,避免营造大面积的人工纯林,大力提倡种植混交林,改善造林地的生态环境,及时除草、施肥、灌水和修枝等,促进林木健康生长,增强林木抵抗病虫害的能力。

(3) 培育抗病抗虫新品种

不同树种间和同一树种的不同品种间,对各种不同病虫害的抗性存在差异。根据气候变化趋势,利用基因工程、林木杂交等生物技术,选育丰产优质和速生抗病抗虫新品种,提高适应不同新环境的能力。

(4) 加强生物防治

利用有益生物防治森林病虫害,具有节省能源、防治成本低、不污染环境、持久发挥控制效果等优点。针对全球气候变暖以后,森林病虫害有可能加重的情况,大力应用生物防治技术,可以在一定程度上减缓森林病虫害的发生。

(5) 积极进行化学防治

全球气候变暖以后,化学防治仍将是我国防治森林病虫害的主要措施。在搞好预测预报的前提下,正确使用农药,适时进行防治,可取得良好的防治效果。今后应积极研制高效低毒、低残留的农药新品种、新剂型,以减少对害虫天敌、林下植被的不良影响和造成环境污染。

(6) 加强病虫害预测预报

森林病虫害预测预报是做好防治的基础,是实现及时有效的防止病虫害,减轻损失的重要前提。根据森林病虫害有可能大面积发生的特点,应以高新技术为依托,积极研制开发病虫害的预测预报系统,定期监测森林病虫害情况。

5.2.6.2 防治森林火灾,减少森林地面生物质燃烧的对策

森林地面生物质的燃烧,包括就地燃烧、场外燃烧(薪材)以及森林火灾,不仅造成大量 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 等温室气体的排放,森林火灾更会造成意外的经济损失,减少碳汇。据统计1950~1990年41年间,中国森林火灾平均每年发生15600次,受害森林面积为87.8万 hm^2 ,平均每年火灾受害率为8.2%,年经济损失为11.4亿元人民币,引起森林大火的气候因素,主要有降雨量、温度、相对湿度等。其中降水量和温度的变化,将影响到大

气中相对湿度的变化,从而直接影响到林区可燃物的干湿程度。气候因素对林火的发生起着决定性作用。根据气候预测结果,下世纪中叶,中国西北、东北地区温度可能增加 $1.5\sim 2.0^{\circ}\text{C}$,降水增加 $5\%\sim 8\%$,因此该区的森林火灾发生的次数和强度,可能会有所增加。中国南部地区温度可能增加 1°C 以下,而降水可能减少 5% ,从而也提高了潜在火灾发生的频度,虽然其他地区水热状况变化较小,但由于中国森林火灾时起时伏,波动较大,多发生在黑龙江、内蒙和贵州等省区的特点,全球气候变暖以后,这些地区可能仍将是防火重点。针对上述情况,作为适应全球气候变化的防火对策,以及减少森林地面生物质燃烧对策,应从以下几个方面考虑:

(1) 气候变化环境下森林防火的重点

鉴于东北地区未来气候可能变得更加干燥的预测结果,预计大兴安岭地区的兴安落叶松林的森林火险将更加严重,为此应特别需要加强这一地区的林火管理;另外考虑到温带阔叶红松林将向北迁移,其原来的温湿环境趋于干暖化,所以森林火灾的险情也会增大,因此也应加强预测预报工作;

(2) 合理的或经过改进的森林经营方式

(3) 加强防火林分和采伐迹地的管理

对气温升高干旱少雨的地区要加强林分管理,及时调整树种组成和林分密度,使林分通风透光,采伐的剩余物要合理堆积,并进行防火处理,以减少森林可燃物的火险强度。设置地面防火基础设施,是预防和控制森林火灾的根本性措施。

(4) 加强林区防火基础设施建设

在全国应在有所重点的同时,统筹兼顾加大现时投入较少而未来潜在火灾程度较高的西北和南方等林区的防火基础设施投入。

(5) 提高监测预报水平

林火的定期监测,预测预报,是预防森林火灾发生的重要一环。今后应完善森林火灾监测网络,及时通报灾情及有关信息,提高预测预报水平。

(6) 增强扑火救火及林火以后受灾林木的抢运工作(李克让等,1996)。

5.3 植物入侵与其它全球变化因子间的相互作用

随着人类和社会的发展,人类活动全面改变着地球的环境。人口增长、大气臭氧层的损耗、 CO_2 等温室气体排放增加、全球气候增暖、土地利用和覆盖变化、生物多样性丧失、以及生物入侵等全球环境变化因子已成为跨越社会、文化和国界的中心问题。其中,由于人类活动的影响,在全球范围内,许多地方都出现了植物外来种,尤其是热带和亚热带地区,植物外来种最多。一方面,外来种的引入,会改变生境,对其它物种有很大的影响,甚至造成物种的灭绝和生态系统的崩溃;另一方面,全球的物理、生物和文化特征的变化,将对植物入侵的速率和范围产生深刻的影响(Vitousek, 1994)。本节拟探讨植物入侵与其它全球变化因子间相互作用的关系。

5.3.1 土地利用变化和生境破碎化

人类对生物圈最明显的影响是将自然生态系统改变为人类控制的生态系统(如农田、城镇等)。土地变化格局与植物入侵之间的关系是明显的。先前较致密的生境破碎化后产生边缘,而边缘生境是某些入侵植物的适宜生境,一些入侵种可通过边缘进一步向内部入侵。公路等交通廊道与破碎化和野草种子传播有密切关系。Lonsdale 和 Lane(1994)发现澳大利亚国家公园中由于旅游汽车和公共汽车带入了野草种子。历史分析表明,公路和铁路是植物入侵迁移的主要途径(Frenkel RE, 1970; Luken et al., 1993),港口和主要农业中心也是问题植物的起始点(Forcella et al., 1988),贸易的增加使这种趋势增加。这些都说明了某些地区应加强监测和管理,在自然保护区修建公路应多加注意,或修建迁移廊道。Armesto (1991)认为景观的异质性大,会方便外来种入侵,即自然保护区的缀块不能太小。

5.3.2 大气 CO₂ 浓度的增加

全球变化研究中做得最多的是大气中 CO₂ 浓度的增加,大气浓度增加对草本入侵植物有潜在的影响。这是由于植物的光合途径不同,而且这些不同的生化途径在低 CO₂ 浓度下效率不同。大气 CO₂ 浓度的不同,会改变植物的 C 固定途径。已有大量研究表明, C₃ 植物比 C₄ 植物竞争力更强,这将导致 C₃ 杂草比 C₄ 作物的竞争力更强。在荒漠地带,增加 CO₂ 浓度将导致 C₄ 草本植物被 C₃ 灌木的取代过程。

一个可能的结论是, C₄ 植物为主的群落将易于被 C₃ 植物入侵。CO₂ 浓度增加可能对属也有影响。Sasek 和 Strain (1991)发现 CO₂ 浓度增高时,金银花(*Lonicera japonica*)比常绿金银花(*L. sempervirens*)的高生长和叶生长更快。而且这两种藤本植物比其它的木质藤本植物更加活跃,因此藤本植物入侵会更厉害。这可能是因为藤本植物并不将增加的 C 分配到支持器官,而主要依赖另外的植物支撑。Hunt (1995)比较了正常和增加 CO₂ 浓度下一些草类的反应,发现转移到根系能力强的植物生长更快。这是由于在高浓度时气孔关闭,一些种类从水分胁迫中解放出来,可以保持土壤湿润,而土壤湿度的改变可能会改变植物的竞争。此外,由于不增加 N 素吸收而生物量增加,因此 C:N 比会增加,一些在低 N 肥处生长的种类可能会有更强的活力。许多野草现在限制在高营养处, CO₂ 增加可能会放松这种限制。因此,有人预测气候变化后大量植物种类会增加入侵性,而且低营养生态系统会变得更易入侵。

5.3.3 气候变化

全球气候模型模拟认为,由于 CO₂ 浓度增加,全球的气候格局将发生变化。这种气候变化也将影响到植物入侵,尤其是使许多保护区中的乡土种消失。Peters(1992)指出在变化的气候条件下植物种类的地理分布区会改变,因此许多种类面临迁移或外来种入侵的问题,尤其是干旱和火灾会引起入侵种增加。目前还不清楚种类的分布范围对气候的适应性,但至少了解到不少种类受气温影响,尤其是极地气候的变化将导致许多种类北移。土壤变暖也将使许多休眠植物改变习性。Richardson(1994)的研究结果表明,更开放

的生境(光板背景、沙丘、草地)比灌木林和森林更易于被入侵。目前已有的模型表明在干旱区气候变化后树木会减少。古生态学研究表明,植物迁移或入侵进入适宜气候区后会传播较快,侵入短命和先锋种类控制的人侵种会比长期种类出现得快。而许多温带植物的传播和迁移速率会受到限制。这也就是说,相对于未受干扰的乡土种而言,今天是有有效的杂草,明天可能是更成功的人侵者。

5.3.4 紫外辐射增加

O₃ 的减少会使大气层变薄,紫外辐射增加,尤其是温带区域。Caldwell(1989)发现紫外辐射增强将使一些植物的生长和生产力减缓,同时会对一些自然群落的竞争和生态过程有间接的影响。特别是紫外辐射增加对植物的形态和叶片的伸展有影响,这可能对混合草地的竞争有强烈的影响。

5.3.5 污染问题

大气中的硫酸盐和其它酸性成分是大气的污染源。Carlson 和 Bazzaz(1982)研究发现,在高 CO₂ 浓度下,C₃ 植物对硫酸盐的受害程度有所改善,而 C₄ 植物受害会加剧。因此,CO₂ 浓度升高时硫酸盐的沉积可以扩大 C₃ 植物的好处。另一种可能是酸沉降可能改变土壤或土壤溶液 pH 值进而改变种类组成。在酸性土壤变得更酸情况下,植物定居比较困难,但碱性土壤的缓冲容量被酸沉降所中和,乡土植物可能比适应性广且活力大的种类的竞争力更强。大气成分的变化与城市化和工业化有关,其中不同植物对 O₃ 胁迫的反应完全不同,目前的结论是人侵种对 O₃ 的忍耐力更强。Westman(1992)认为 O₃ 减少对美国加州乡土灌木的影响大于入侵种。

自然情况下,大气中的 N 素通过闪电和固 N 植物进入生态系统并成为营养物质,现在人类固定的 N 素速率已与自然固 N 差不多了,这意味着差不多两倍的 N 素可得,大多数的 N 素直接应用于农业生态系统,最终都以干沉降或降水形式进入陆地生态系统。在自然界中,N 素常是限制植物生长的因子,增加 N 素可得性可改变植物竞争力(Tilman, 1988)。例如,高 N 肥导致慢生长植物被快速生长的植物(尤其是草本植物)所取代,从而减少物种丰富度(Bobbink, 1991)。甚至在荒漠地区,增加 N 肥也会增强入侵种的表现。这种过程对低 N 肥生态系统的影响尤其大。Marrs(1993)总结增加 N 肥对自然保护区的影响时认为,会通过增加草本植物的竞争压力导致植物物种丰富度下降。

5.3.6 贸易和运输格局

随着人口增长和更开放的交流,各国间的经济贸易往来越来越频繁,这种经济交流以过境的人员和物资增加为特征。由于全球化,各种检查等减少,为生物的引入提供了条件。此外,持续的战争等也增加了难民出入边境的机会,一些植物会通过港口、牲畜的消化系统、越境者的泥鞋传播。当然,不是所有的引入都是无意的,也有许多引入是故意的,例如改良的草料或牧草植物,装饰植物和景观植物。Lonsdale(1994)和 Richardson(1994)指出,许多引种植物可能从引入地点进入自然生态系统而变成入侵种。尽管如此,由于经济利益驱使,世界各地的引种持续增加。在引种时应注意其负面影响。

5.3.7 干扰体系的变更

干扰是自然生态系统整体特征之一(Pickett et al., 1985),自然干扰的改变会为物种入侵创造条件(Hobbs et al., 1992)。增加或降低典型干扰的频率和强度,以及引入新的干扰,能促进外来种的定居和扩散。目前还不清楚干扰体系如何影响未来。火是人类对自然干扰影响的明显例子。目前在自然保护区,防火仍然是主要的目标和工作之一。另一方面,人类活动已增加了火灾频率并改变了植被类型(主要是增加火携带种的入侵),而且会进一步增加火灾频率。Keeley(1995)发现加州长时间不发生火灾,一些火灾依赖型的乡土种受到威胁,但增加火灾频率对它们也是一种灾难,因为有些非本地种在火灾后幼苗生长会威胁乡土种。河滨生态系统也有一些适于洪涝干扰的种类,当洪水被控制后,许多栖息于此的植物和鸟类将面临威胁。

5.3.8 生物相互作用的变更

群落中的植物常与动物啃食者、传粉者、传播者、植物竞争者和各种微生物有重要的生态关系。由于人类活动影响全球生物多样性格局,因此也将改变这种生物间的关系和入侵的速率和效果。例如,某种靠鸟类传播种子的植物会因该种鸟类种群的减少而减慢。另一方面,某种动物的引入可能会为某些入侵植物提供传播载体。例如,Huenneke 和 Vitousek (1990)发现美国夏威夷由于鸟类和野猪的引入,导致几种入侵植物种群的增加。

5.3.9 各因子间的相互作用

全球变化还有许多方式,仅根据各种变化预测生态反应是不够的。例如,在自然群落中营养限制会影响植物对 CO_2 浓度增加的反应,但另有研究表明植物在极贫瘠的条件下生产力也会增加。因此,在 CO_2 、营养可获性和个体种特征间有相互作用。还有研究表明,在全球变化条件下,有可能爆发虫害和病害,更有可能增加植物入侵。

N 流的变化将与另外的因子相作用,增加硝态 N 和氨态 N 沉降将导致酸化并导致森林退化。人类活动将导致森林干扰速率和流通率,进而导致植物入侵。尤其是工业化导致许多曾经丰富的种类和自然生态系统的濒危。生物多样性降低能启动植物入侵和物种损失增加。Geber 和 Dawson(1993)强调植物对各种全球变化的反应潜力是通过微进化或适应性遗传变化实现的。高进化潜力种(快速繁殖,多样性高等)更利于入侵。Mooney (1991)指出:增加 CO_2 浓度能改变 C_3 和 C_4 植物的竞争,但这又会被温度和水分可得性而影响,因为这两者会被气候变化所影响。同时, CO_2 富集会改变叶片 C:N 比,并影响啃食率、凋落物分解、营养可得性,这些会进一步改变种类平衡。营养可得性也会直接被人类所影响。所有这些影响发生在不同的时空尺度。因此,从植物部分或单个生态系统推导全球变化是不现实的,也不能准确预测入侵。

古生态学研究表明,外来种入侵和乡土种的迁移没有量上的区别,速率基本上是相当的。Lodge(1993)认为入侵持续发生通过进化和生态时间,仅仅是速率被人类改变。但我们必须有入侵种的知识。如果人口持续增加,影响增加,全球环境将变化,持续引入种类,最终生物圈将更趋同。美国趋向于保护未受干扰的生态系统,但在欧洲则趋向于保护最

大保护利益的景观(如健康的土地,白垩草地)。我们应该仔细考虑更多的资源,注意引种。在维持自然过程中采取某些行动排除干扰或入侵,利用某些外来种进行生态恢复。

5.4 全球气候变化对野生动物的影响

人类活动所引起的温室气体的增加以及由此造成的全球气候的变化和对全球生态环境的影响正越来越引起人们的关注。在全球气候变化对野生动物影响的研究中发现,随着全球气温变暖,野生动物的分布区整体上向北移,物候期提前,动物的繁殖及其种群大小,不同的种类做出不同的响应,有的受益于全球变暖,繁殖增加,成活率高,种群壮大;有的受制于这一变化,种群逐渐缩小甚至面临灭绝的威胁。总的来看,全球气候变暖将使更多的野生动物无所适从。因此,加强对气候变化在不同层面上对野生动物影响机制的研究,调整野生动物保护措施,对野生动物及其生境的保护,维持生态系统多样性将显得十分重要。

野生动物是生态系统的重要成员,其种群的兴衰会影响到其生存的生态系统的稳定性。全球气候变化的地域之广阔,影响之深远已使野生动物受到很大的冲击,从极地到赤道热带、从海洋到内陆,到处都显示着变化的迹象。这些变化已引起许多科学家的关注,并对其进行了广泛的研究,针对不同地区的气候与物种变化也提出了许多模拟模型并应用于实践的预测当中。

5.4.1 全球气候变化对野生动物生境的影响

生境是生物生活的空间及其全部生态因子的总和。包括光照、温度、水分、空气等非生物因子和食物、天敌等生物因子,各生态因子相互关联、相互影响,共同对生物产生影响。这些生态因子的作用并不是等同的,在不同条件下其重要性不同;并且各种因子随着时间、空间条件的变化,因子的作用方式也可能发生改变。全球气候变暖直接的后果是温度升高,但由于不同地带温度升高的不均衡性,及其连带的其它气候因子相应的改变,加上这些地带本身环境的差异,温度的升高对这些不同地带的野生动物生境产生不同的影响结果。

5.4.1.1 极地

模拟结果显示,极地是受气候影响最显著的区域(Zockler, 2001),并且北极地区的植被受的影响更大。有资料表明,在过去的30年中,全球气温升高0.3℃,北极温度上升2℃。通过HadCM2Gsa1模型预测,到2070~2090年,大气CO₂倍增时,全球气温将升高1.7℃,而北极将升高4℃,也有模型预测将上升7℃。冻原是极地的地带性植被类型,随着全球气温的升高,其分布区整体向北转移。但在北半球,由于北冰洋的阻挡,冻原的北界延伸受到很大限制,而南界则会大幅度向北转移。这就预示着,将有大面积的冻原在气候变暖过程中消失。HadCM2Gsa1的预测结果是,CO₂倍增时,40%~57%的冻原将消失,被其南部的森林代替。

极地温度升高的另一显著效应是植物生长期延长,生物量增加,野生动物的食物增

加。由于北极受人类直接干扰少,由气候变化引起的生境变化比较容易与其它因素区分;另外,对于生物量变化在时间序列上的对比研究也比较容易进行。因此,北极被认为是研究气候变化对野生动物影响的一个理想区域。

5.4.1.2 热带

与北极相比,对热带的气候预测有很大的不确定性。模拟结果表明,热带及副热带地区的气温上升比高纬度地区要缓慢,到目前为止还未出现很显著的变化。整体上降雨将增加,但部分地区降雨将减少。气候变化对山地的影响比较明显,云雾林中雾出现的频率会降低,云雾林面积将减少,当云的形成区转移到山顶之上时,这些云雾林也就面临着消失。大风与龙卷风出现的频率与强度在部分地区会增加。因此在未来的时间里,湿润的地区会变得更加湿润,干旱的地区将更加干旱。

热带与副热带地区的许多岛屿,在全球气候变化中受到很大的威胁。海平面的上升,使海岛淡水资源受到污染,从而迅速地影响到海岛植被,使原有的海岛生境受到破坏。

对热带生态系统的生物多样性的研究中发现,一年生作物随着气温升高,成熟加快,但在富 CO₂ 条件下,热带作物表现出的长势却不如温带。因此逐渐升高的 CO₂ 浓度以及由此引起的气温升高对热带某些植物可能产生负面影响,使生产力下降,生活于其中的某些野生动物的食物来源受到影响。

在热带,由于很难分清气候、土地利用结构还是其它因素引起的生态环境的变化,极大地限制了在区域尺度上对气候引起的微小变化的研究。

5.4.1.3 温带

气候变化对野生动物的影响并非总是消极的。在温带地区,随着气温的升高,植物生长期将延长(Menzel, A and Fabian, P, 1999),CO₂ 浓度的升高使植物的光合作用速率加快,这将增加生物量的积累;同时温带植被向北扩展,这三项综合起来会在一定范围内对野生动物的承载力有很大改观。但温带的内陆地区可能没这么乐观,主要是由于内陆降雨减少,草原会更加干旱,面积不断扩大,有部分草原将趋向于荒漠化。

5.4.1.4 沿海与海岸带

在上个世纪,全球海面温度尽管比大气温度上升缓慢,但还是明显升高,期间海平面上升了 18cm。这一变化主要发生在过去的 40~50 年中。在气候变化过程中,海面的变化是相当复杂的,目前对这些变化还不是很了解。除气温升高与海平面上升带来的直接影响外,海洋环流、极端气候事件的强度与分布、以及更为复杂的海洋环境的物理与化学变化都会发生。目前,最显著的例子就是海水变暖而使珊瑚白化的现象。

海洋环流关系到一些动物的食物来源及幼体传播。海面下的水体流动同样起着很重要的作用,例如将含氧高的水送入深海,并将营养丰富水转入上层以供分布在上层的动物利用。温度的升高可能会加强海水的分层现象,削弱海面水的混合力度,从而切断生活在海底的动物的营养供给。一些气候模型已用于对海岸及海水流通体系可能引起的复杂变化进行的探讨,尽管目前证据还不确凿,人们普遍认为近 10 年来 El Nino 现象与人类

活动引起的气候变化有关(Spading, 2001)。

全球变暖使海平面上升,并通过三个途径影响到海岸带:淹没海岸地,使淡水盐渍化,加剧对海岸线的侵蚀。

5.4.1.5 湿地

湿地主要受高温与降雨量变化的影响。在内陆地区,随着温度的升高,湿地将大面积缩小。对海岸湿地,海平面的上升会增加其被淹没的频率与深度,从而改变其生态学过程,给湿地生态系统造成很大的威胁。在多数地区,通常由于近海岸筑有防御工事,限制了海岸湿地植被相应地向陆地方向的移动,从而随着海平面的上升,这类生境逐渐缩小。

5.4.2 对野生动物分布的影响

气候变化对野生动物分布影响的精确生物学机制还没有搞清,现在只是通过多年的观察结果,结合气候模型来初步揭示其变化规律。气候变化对野生动物分布的影响,除了温度升高而使其受到直接的温度胁迫外,大多数都是由温度升高引起其它环境因子改变,而使其重新分布。现将其影响途径归纳如下:

5.4.2.1 温度的直接影响

温度是影响地球物种最关键的因子之一。特定的物种分布在特定的温度带内。对移动能力不同的动物,全球气候变化对其分布的影响结果不同。移动能力较强的动物,随着气温的升高,分布区向北移动,当温度变化在其忍受范围之内时,其分布范围因其分布边界的移动而扩大。移动性差的物种,温度的升高对其种群构成直接的胁迫,使其种群变小,分布范围缩小。

5.4.2.2 对湿度的影响

由气候变化引起的降雨格局的改变,使部分地区变得更加干旱,加上温度升高蒸散作用加强,使大气及土壤湿度降低,尤其是湿地生态系统,从而使栖居于其中的野生动物不得不改变其处境,转移到适合的生境中去。对 Brazil 的洪泛森林(flooded forest)和 Pantanal 的长期监测表明,在全球急剧变暖的近几十年,这两个湿地生态系统大面积缩小,其中的野生动物分布区也随着缩小,有的甚至已消失。

5.4.2.3 通过对植被的影响

植被是野生动物赖以生存的场所,也是野生动物的食物来源。气候变化引起植被分布的改变,相应地也会引起生存于其中的动物分布的改变。

5.4.2.4 通过对种群大小的影响

在一定范围内,动物的分布范围与种群大小有很大的关系。当生境的变幅在其忍受范围之内时,种群的大小与分布范围呈正相关。对那些受益于全球气候变化的动物种群,其分布范围会随着种群的壮大而扩展。例如近年来频繁的极端气候事件,尤其是干旱,常

会引起一些昆虫的大暴发,从分布中心向更大范围扩展。

另外,全球气候变化也会通过作用于野生动物的食物链锁关系而影响其种群分布。北美以云杉蚜虫为食的鸣鸟(warbblers)随着蚜虫的分布区向北扩展也作相应的迁移。在过去的24年中,云杉蚜虫的两种主要捕食者(Cape May和Baybreasted Warblers)的分布区已明显地向北移动。模型预测显示,在未来的气候变化趋势下,这些捕食者将要从北纬50°以下的低纬度地区消失。

5.4.3 全球气候变化对野生动物物候的影响

物候是生物长期生活于特定生境,经过适应,其发育节律与自然周期相协调的现象。特定生境中的生物,其生活史与其生境的自然节律相协调,譬如鸟类的产卵、昆虫的孵化、迁徙动物的第一次出现、植物的开花等现象出现的时间与大气温度、降水、土壤温湿度、光照等因子有关。但不同的物种对这些因子的敏感程度不同,这些因子的长期改变也常会引起其物候的变化,最终影响到繁殖力、竞争力以及物种间的相互作用。

在全球气候变化中,温度升高使野生动物的物候发生改变,最主要的是各物候期提前(Crick,1997)。英国的Sparks分析了23年的蝴蝶与气候的观察数据发现,几乎所有的蝴蝶种类随着气温升高,羽化时间提前。Rochamsted Zusect Survey对蛾类的调查得出了相似的结果。对候鸟及两栖动物的观察研究也表明,其迁徙与产卵时间随着气候的变暖而提前。但不同的物种对气候变化的反应存在着差异,同一种动物由于分布空间不同,且各年度间气候变化不同,其物候变化也存在着空间与时间上的差异。

5.4.4 对野生动物繁殖的影响

动物的繁殖期是对气候最敏感的时期(Zockler, C and Lysenko, L, 2001),微小的气候变化都有可能影响到其繁殖的成功率。如前所述,全球气候变化已使野生动物生境的生物因子和非生物因子都受到不同程度的影响,生存于其中的野生动物的繁殖也受到了影响。这种影响可能是正向的也可能是负面的,关键看动物繁殖的限制因子在全球气候变化中的变化方向。当限制因子变得对动物有利时,其繁殖的机会增加,繁殖后代的成功率也会增加,种群逐渐壮大;反之,动物的繁殖会进一步受限制,繁殖后代的成功率减小。加拿大北疆的阿拉斯加是北美驯鹿(*Rangifer tarandus tranti*)的繁殖地,气候变暖使该地区牧草返青提前枯黄延迟,可利用牧草生物量增加,驯鹿的膘情转好,受孕期与产期提前,加上哺乳期大量而鲜嫩的牧草供应,幼鹿的成活率提高。有报道说,气候变化对野生动物繁殖生境的改变也会影响到其繁殖欲望,进而影响到种群的繁殖速率(Sorenson, et al., 2001)。如北极的野鸭,在干旱年份筑巢的欲望明显降低,从而使其繁殖率降低。

有关全球气候变化对野生动物繁殖影响的生理机制的探讨还比较少,但有证据表明,气候变化已在这个层面上影响了野生动物的繁殖。如加利福尼亚海滨繁殖的海鸟的繁殖能力与对雏鸟的抚育能力随着全球的变暖而降低。北美云杉蚜虫产卵量随着温度升高而增加,当温度由15℃上升到25℃时,其产卵量将增加50%。

繁殖成功率是繁殖地状况与繁殖能力综合作用的结果。从以上可以看出,气候变化在对野生动物繁殖的影响中起着双重作用,一方面是对动物本身繁殖力的影响,另一方面

影响其后代的成活率。当气候变化还在成年动物忍受范围之内,还没有对成体构成显著影响的时候,可能对幼体来说就已达到致命的强度,使其成活率降低。

5.4.5 对种群大小的影响

种群变动由出生与迁入和死亡与迁出两组数据决定。影响出生、死亡和迁移率的一切因素都同时影响种群的数量动态。气候变化主要是通过影响动物的生境及其繁殖率来进一步影响这几个变量,最后影响到其种群的波动。

随着全球气候的变暖,植被类型的分布范围将向北移动,并伴随着一定面积的扩张,这就为野生动物生存提供了很大的空间,使其种群个体数量增加。但在极地完成生活史或在极地进行繁殖的动物,极地面积的缩小会给这些动物带来很大的冲击。据估计,北极冻原现有 840~1040 万的鹅在这里繁殖。由于泰加林及北部森林(boreal forest)向冻原的转移,到 2070~2099 年其数量将缩减一半。生活在其它特定生境中(如湿地、云雾林、南极冰川等)的动物,生境的改变对其构成的影响更深刻。对哥斯达尼加云雾林保护区的研究发现,动物种群的数量随着湿度的变化而变化。最明显的是在 1987 年的高温、干旱时期,对 30km² 面积的 50 种青蛙和蟾蜍的调查中发现已有 20 种消失。气候变化对不同种类的野生动物影响不同。一些种可能会通过增加种群密度来抵消其生境的缩小给种群大小带来的影响(Christoph Z. and Lgor L., 2001)。但总的趋势是一致的,既生境的缩小会伴随着种群的缩小。多种模型预测得出相同的结论。但在研究广布种时遇到一个很棘手的问题是,在其分布区的某一地段进行调查时,很难确定该地段数量的波动是由于气候变化驱动下动物的重新分布造成还是种群个体数量发生变化的结果。

尽管有关气候变化对种群大小影响的精确机制还没有形成定论,但许多科学家经过多年的观察研究得出,极端气候事件是种群数量波动的一个很重要的驱动力(Parmesan, 2001)。在对美国加州 Sierra Nevada 山地蝴蝶 20 年的研究中发现,是 3 次极端气候事件将其整个种群推向灭绝之路。1989 年冬季降雪少,蝴蝶在第二年春季出现的时间比往年提前,由于这时植物还未开花,多数因饥饿而死。时隔一年,同样的冬季少雪与春季的温暖,却遭到 5 月的一次罕见的暴风雪的袭击,造成大批死亡。1992 年 6 月 16 日, -5℃ 的反常温度,97% 的植物被冻死,尽管蝴蝶因进入蛹期而未受到直接的伤害,但多数却因找不到寄主而死亡。并非极端气候事件都会造成种群的缩小,也有许多种得益于这种气候的变化以及由此引起的植被和天敌种群的变化,而使种群快速扩张甚至发生种群暴发。随着全球变暖以及全球变化在未来时间里的延续,极端气候事件发生的频率会增加,给野生动物种群带来的影响将更强烈、更深远。

5.4.6 对野生动物群落组成与结构的影响

全球气候变化对野生动物种群分布与大小的影响,不可避免地影响到动物群落的组成与结构。譬如全球气温升高影响到海洋环流,使海洋生物的营养供给发生变化,进而影响到海洋生产力,并通过食物链最终影响到海洋动物群落结构。海鸟是这种变化系列中的一个很好的指示种。在 1949~1993 年间,加利福尼亚海水表层 200m 的浮游动物生物量降低近 70%,这意味着海鸟将不得不深入到更深的水层寻找食物。从 1987 年开

始对加利福尼亚南部 70500km 面积 159000 种海鸟进行的调查中发现,随着海平面及海水温度的上升,海鸟的丰富度降低,仅在 1987~1994 年间其数量下降 40%。

除了种群丰富度发生变化外,海鸟的群落组成也受到了影响。将 1987~1990 年与 1995~1998 年间对加利福尼亚南部海鸟观察的数据进行对比发现,分别以不同种类的鸟为优势种的四个群落中有三个群落的组成发生了变化。在所设的 8 个对比中(4 个季节,两个区域)有五个的群落组成与优势种发生变化。海岸优势种(Sooty Shearwaters)及喜冷水种(Cassin's and Rhinoceros auklets)减少,而喜温水种(Black-petrel)却增加。并且在气候变暖过程中,喜温水种经常出现短期的爆发现象。

动物群落随着气候的变化其各组成种类之间的关系淡化。它们常因撤离其原有的生境而使旧的群落解体,并通过开拓新的领域而又重建新的群落。因此,在全球气候变化过程中旧群落的解体与新群落的形成过程将显得十分活跃(彭少麟等,2002)。

5.5 全球气候变化对森林生态系统影响的研究问题

5.5.1 气候变化对森林生态系统影响的研究缺陷

前面论述了气候变化对森林生态系统物种的组成和结构、物种和森林类型分布以及系统生产力的可能影响。但是需要指出的是,当前有关气候变化对森林生态系统影响的研究还存在很多的不足之处,主要体现在以下几点(刘国华,2001):

(1)对温室气体所引起的气候变化的预测存在着严重的局限性:首先,大气环流模型(GCMs)对未来气候情形的预测通常采用大网格(50×50 经纬网格或更大)模拟,从而降低了对气候变化预测的准确性(尤其是对一些特殊区域),因此,这往往制约了人们对气候变化影响的评估;其次,这些模型本身极大地简化了控制气候的复杂的物理过程,其结果是使得这些模型在区域气候变化的预测上常常不一致,因此,其预测的气候情形很难说是未来气候的预言(Smith et al., 1989)。

(2)仅考虑气候因素的影响而忽略了其它环境因子的作用:目前大多数有关气候变化对森林生态系统潜在影响的预测都是根据一个假设,即气候(温度和水分)对树木物种的分布、森林类型以及生物群区和森林生态系统过程发挥最主要的限制作用,是控制树木物种和森林类型分布的惟一因素。这意味着在现有的模拟预测研究中是利用当前树木(或森林)分布与气候间的相关性来预测其未来分布的变化。基于这一假设,大多数预测结果表明:树木物种及森林的分布将发生很大的变化,而且这些变化也许与显著的树木死亡、森林下降和森林覆盖的丧失相关。然而,制约树木和森林分布的气候因子间的相关性可能将随气候变化而改变。在所预测的未来气候变化情形下,冬季尤其是在北方将增温快,因此,对未来气候增温的趋势而简单地引起现有气候带北移的假设是不合理的。所以,尽管这些模型对当前气候-植被间关系的模拟与实际相当吻合,但对未来气候变化情形下物种与森林的预测则不一定适用。此外,除气候因素外,树木和森林的分布还受到一些区域性环境因子(如土壤类型、质地、深度和组成、水分的可利用性、坡度、坡向、海拔及现有物种的组成等)的影响。尽管某一地方的气候对一些树木和森林比较适宜,但是区域性环

境因子可能限制其在该地的分布。综上所述,仅仅从气候因素的变化来预测未来树木和森林的分布有其局限性和主观性。

(3)现有气候变化对树木和森林生态系统影响的研究常集中在单个物种或是把各个森林类型作为一个整体,忽略了不同物种之间的竞争机制。众所周知,自然界不同的物种都是互相影响互相依存的,每一个物种通过对资源的竞争占据着生态系统内相关的时间和空间位置,即每个物种有其独自の生态位(niche)。生态位的概念又可分为基本生态位(fundamental niche)和实际生态位(realized niche)。基本生态位是指物种在理论上所能占据的最大生态位空间位置,实际生态位是指理论生态位和物种竞争作用的结果,即物种在生态系统中实际占据的生态位空间。但是物种的生态位并非一成不变。由于每个物种对气候变化的反应不同,当一个物种暴露在新的气候条件下,往往可能改变其原有的竞争组合,而与其他物种形成新的竞争关系。因此随着气候的变化,实际生态位也将随着不同物种竞争组合的变化而发生改变。而生态系统的演替和发展正是这种不同物种间相互竞争作用的结果。由此可见,物种间的竞争在生态过程中起着重要的作用。但是现有气候变化模拟的预测却认为:只要某地气候条件没有限制,那么相关的树木就可以在该地分布。这往往混淆了基本生态位和实际生态位间的概念,也就是说这些预测缺乏对物种竞争的了解,因此,它们很难真实地反映未来树木和森林的分布状况。当然,有一些模型也能很好地反映出物种的竞争关系,如林分模型(stand model or gap model),但是由于其模拟的尺度较小(常小于 1hm^2),因而在放大到区域和全球尺度上时容易出现偏差。

(4)关于物种迁移的评估:由于现有模型的预测只考虑气候因素,认为气候与物种和森林之间存在着一种平衡关系,因此其结果认为气候变化能立即导致物种和森林的位移。然而,实际上物种对气候的变化往往有一定的耐性,其迁移在时间尺度上常常表现出滞后于气候变化的速率,这种滞后的时间尺度可达一、二百年甚至更长(Davis, 1989)。因此,物种的迁移与气候的变化是非平衡的。此外,物种对气候变化的适应还受其迁移能力、迁移速率和地形及地貌的影响。与全新世气候变化对物种迁移的影响相比,未来气候变化对物种的影响更大,因为受人类活动的影响,自然景观已经发生了很大的变化,而景观的破碎化已经成为物种迁移的严重障碍。因此,即使一些地方的气候适于物种的生存,但可能因自然景观的隔离而使物种不能到达,从而可能造成一些物种的灭绝。但是当前的预测模拟却很少或者没有考虑物种的耐性、迁移能力、迁移速率以及迁移障碍等因素对物种的影响。

(5)没有考虑森林变化对气候变化的反馈作用及其进一步对森林的影响:森林与气候之间通过陆地表面与大气间的物质、能量和水分的相互交换而互为影响(Dickinson, 1992; Bonan, 1994; Sellers et al., 1996)。气候变化对森林的影响是多方面的,包括对森林生产力和生物量、森林的物种组成和结构、森林的分布、森林的生物地球化学循环和森林的水分平衡等,而森林的这些变化可能对气候产生一定的反馈作用。首先,森林碳循环的改变,可能使森林成为大气中 CO_2 的源或汇,造成大气中 CO_2 浓度的升高或降低,从而进一步加强或削弱全球变暖趋势;其次,森林结构和分布的变化将改变地表原有的反射率和全球的水循环模式。所有这些将对气候的变化产生一定的影响,从而进一步影响到森林的结构和功能,因此,森林与气候间的相互作用是非常复杂的。所以,现在有关的模型预测

研究中为了避免这种复杂的关系,往往很少考虑到气候变化所引起的森林变化对气候的反馈作用。

(6)缺乏对极端气候事件的考虑:目前有关气候变化对森林生态系统影响的预测所采用的气候指标都是年平均的变化,而很少或没有考虑其季节变化和极端气候事件。但是,未来全球气候变暖却可能会使极端高温和寒冷的频度和强度加大以及气候的季节波动更为明显(Katz et al., 1992),而极端高温或低温对很多物种来说可能是致命的。气候变化的另一个间接结果就是可能使极端灾害(如火灾、虫灾、干旱、飓风和热带风暴等)的发生频率和强度增加。例如,夏季的高温 and 干旱条件使火灾发生的可能性增加;高温和高湿则将有利于一些有害昆虫的生长繁育;海温的升高也为飓风和热带风暴的发生提供了有利的条件。很多科学家认为极端气候事件为人类生存环境带来的危害将更加严重(Katz et al., 1992; Bassow et al., 1994)。极端灾害的增加将对森林景观造成严重的威胁。火灾和虫灾的频繁发生将对温带森林景观的演替和发展造成严重的干扰和破坏,导致出现一些偏途演替群落,甚至造成森林景观的消失;而飓风和热带风暴对于热带雨林来说其破坏力是巨大的,它们对雨林生态系统结构的改变往往起着决定性作用。然而,现在模型预测的研究却很难对这些极端气候事件作出评估。

此外,物种的进化以及人类活动在森林对未来气候变化的适应中也起着重要的作用。

以上对当前有关气候变化对森林影响模拟预测研究工作进行了一些论述。虽然现有的模型研究还存在一定的缺陷,但是我们并不能因此而放弃对气候变化有关影响的研究。然而,为了更准确地预测未来气候变化对森林生态系统的影响,在提高对未来气候变化格局预测精度和准确度的同时,必须加强对森林的结构和动态、物质和能量的交换过程、生物地球化学循环及其它有关的生态过程进行详尽的研究。因此,要求我们设计一些样地进行长期的观测,尤其是对不同生态系统类型间过渡区各种变化的研究。而样地的设计应力求做到包括多种空间尺度和类型,以保证其时间上、空间上和气候梯度上的连续性,从而使获取的数据能为模型的设计和尺度的转换提供基本的信息。如90年代初期国际地圈—生物圈计划(IGBP)开始实施的全球变化与陆地生态系统(GCTE)项目已开始注重在各种尺度上对各生态过程的研究,它们在全球各个气候带上选取典型样带,以保证数据的代表性。此外,在模型设计中,各个参数的选择要尽可能地反映自然界的真实情况。虽然现在各类模型都存在一定的缺陷,但它们也有各自的优点,如何使它们扬长避短,发挥各自的优势,也是当前亟待解决的问题。因此,各类模型的相互结合、相互渗透也是当前更为准确地预测未来气候变化对森林影响的趋势(Foley et al., 1998; Hurtt et al., 1998)。

总之,气候变化对森林生态系统的影响是多方面的、复杂的。要正确评价森林生态系统对气候变化的响应,就必须对森林的结构和动态、物质和能流的交换过程以及气候和其它环境因素与森林间的相互作用进行全面和充分的了解(刘国华等, 2001)。

5.5.2 气候变化对森林生态系统影响的研究趋势

鉴于气候变化及其影响研究的现状,以及森林在全球生态系统中的作用,加强森林生态系统对气候变化响应的研究,将成为森林生态研究中的重要课题。笔者认为,加强以下几方面的研究,可提高在气候变化时对森林资源保护与管理的决策水平。

进一步加强全国各植被类型区主要森林组成树种生理生态研究,提供气候变暖及相应的湿润化或干旱化情景下生理生化特征及生物生产力的变化。进一步加强对珍贵、稀有、受威胁或濒危物种生理生态及遗传研究,揭示其致濒机制、遗传变异规律及其对气候变化的反应,阐明生态位幅度及分化规律,为采取不同的保护措施提供依据。

加强森林群落组成、结构与群落稳定性之间关系的研究,并将群落水平的研究与典型林区森林景观的组成、结构、功能及其变化的研究相结合,揭示气候变化及人类活动方式的改变对森林群落的可能影响。这种结合可能成为解决一些以往在群落或生态系统水平上难以认识的关键问题的有效途径。

加强宏观植被生态研究,不仅应进一步加强对现有森林类型的生态系统定位研究,同时应选择具有典型意义的生态过渡带和特殊生态系统建立更多的定位研究站点,加强动态监测,为进行系统研究提供可靠的和连续的资料。在宏观水平上,继续研究森林植被的碳、氮循环途径及其数量的变化。从而揭示气候变化对森林生态系统作为大气碳、氮的源、汇及库的变化及其反馈影响。

加强森林资源经营利用方式对森林生态系统宏观影响的研究,特别是针对大面积天然林变为人工林,森林采伐量的宏观规模及区域阈限,森林采伐的地域配置模式,林地清理方式等林业生产及资源模式等重大问题的研究。

加强森林景观生态研究,揭示森林物种迁移机制和途径,阐明林区景观格局与功能的关系,为林区景观宏观调控和建立森林分布变迁缓冲区及物种迁移通道提供指导,为自然保护区的建立与管理提供理论依据(肖扬等,1997)。

6 广东省森林生态系统服务功能的提高策略

林业的可持续发展实际上是资源与生态环境可持续发展问题的延续,森林的多种功能和效益,是经济和国土保安的基础条件,在经济和社会发展中表现得尤为突出,它不仅为人们提供包括具有直接利用价值的产品和服务,更主要的是带来了间接的生态系统服务功能,如:生产木材;保护自然环境,保持地力;改善环境,调节气候,涵养水源,净化空气和水质,减少噪音,美化景观,保育生物多样性;提供休憩和旅游场所等的充分发挥是经济可持续发展的必要条件和基础,只有当森林充分发挥着涵养水土、防洪减灾、保护国土安全和人们生命财产安全的重要作用时,人类社会的可持续发展才有可能,否则,再发达的经济和再先进的科技,大概也是没有办法使人类在石头和沙漠上活下去的。与其它自然资源不同的是,森林资源原则上是可再生的,这就为合理管理和加强利用森林资源提供了可能,尤其是生态系统服务功能。当生态系统服务功能与直接资源的利用发生矛盾时,应该果断地放弃直接资源的利用。

6.1 加强对现有林分的保护和改造

虽然广东省的森林资源结构还不合理,但考虑到当前广东的生态环境现状,在生产建设过程中对现有林分不能破坏过大,而且要尽可能改进林分质量。

在加强对林分的保护工作中,现存的天然林、次生林是重点。从全省分布来看,这些林分主要分布在自然保护区内、偏远山区、风水与宗祠区。这些林分一般生物多样性丰富,群落结构合理,生态系统服务功能较佳。更重要的是,这些林分是当地的乡土种物的保存库,随着各地人工林的恢复进程,它们能向附近传播乡土种种源,是未来加速各地森林演替的重要基地。其保护策略应以建立保护和禁伐区为主。

对于林分结构不合理的人工林和草坡,由于广东的气候条件较好,在自然情况下演替成为较好的森林是可能的,只不过时间要长一些。因此封山育林是较好的策略。在封山育林过程中还要防止外来种入侵、森林病虫害等问题。

对于结构不合理的人工林,调整林种比例、选择合理的造林树种是关键。考虑到广东省的地带性植被应以常绿阔叶林为主,因此在进行林分改造时应充分利用阔叶树,以发挥其更大的生态系统服务功能。

根据现代景观生态学的思想,为了尽快使广东的森林发挥更大的服务功能,促进其演替成顶极群落或近顶极群落是非常必要的。可以考虑在各自然保护区或天然林(含次生林)间营造适当的乡土树种廊道林带,通过天然林缀块和这种廊道以加快其它地方的整体性恢复。

6.2 扩大生态公益林面积

6.2.1 生态公益林的定义

森林的生态公益性是无可置疑、被全社会公认的。按原林业部 1996 年颁发的《森林资源规划设计调查主要技术规定》，生态公益林是指“以保护和改善人类生态环境、保护生态平衡、保存物种资源、科学实验、森林旅游、国土保安等需要为主要经营目的的森林和灌木林”。根据 1998 年颁发的《广东省生态公益林建设管理和效益补偿办法》(广东省人民政府第 48 号令)，生态公益林，是指为人类生存、生活和社会经济持续稳定发展，创造优良生态环境为目的的森林。其类型可划分为：

(1)防护林：包括水源涵养林、水土保持林、防风固沙林、红树林、农田防护林。

(2)特种用途林：包括自然保护区、自然保护小区、森林公园内的森林和风景观赏林、休憩林、国防林、母树林、科研林、工业环保林、名胜古迹和革命纪念地的林木。

很显然，上述定义对于政府部门来说，有很好的可操作性，但这个定义的科学性不强，缺陷是明显的。由于任何森林或多或少都具有“创造优良生态环境”的功效，而这个功效大小的发挥不仅决定于森林生态系统自身的结构和功能状况(这可以通过经营者的科学管理而逐步提高)，也决定于区域的气候背景和水热环境(如温带森林的生态效益大小无论如何也无法和热带森林相比)，使得如何界定“生态公益林”成为问题，此定义实际上只是明确地指出了防护林和特种用途林是生态公益林，也就是说，任何森林如果要将其列为生态公益林，则必须首先将其定位为防护林或者是特种用途林，生态公益林的划分实质上变成了林种的划分问题(张洪明等，1998)，这很显然难于反映未来生态公益和可持续发展的要求；同时，按照生态学原理，任何现实的植被类型都只是演替过程中的某一瞬间，即算某一森林类型现阶段确实是生态效益很好的“生态公益林”，其将来发展如何，是退化？是进化？等都有待考究。周国逸等(2000)认为生态公益林是指人们根据需要而科学指定的现存或即将营造和改造的不以生产直接的有形产品而以生产生态效益产品为目的森林。

6.2.2 广东省的生态公益林情况

广东省近十多年来，在绿化达标、消灭荒山方面取得了巨大成果，在沿海防护林建设、自然保护区建设、森林公园和城市风景林建设等方面都做了许多卓有成效的实际工作。而生态公益林建设是广东省继十年绿化广东之后又一个巨大的林业系统工程。广东省委、省政府于 1994 年 1 月 7 日发表的《关于巩固绿化成果，加快林业现代化建设的决定》中提出到本世纪末初步建成 333.3 万 hm^2 的生态公益林(水源涵养林、水土保持林、防风固沙林和特种用途林)体系的要求，全省森林覆盖率要达到 50% 以上，这项工作到 1998 年底，全省已规划了 344 万 hm^2 生态公益林(周国逸等，2000)。虽然如此，但生态公益林建设仍存在如下问题：

(1) 规划时只考虑省委、省政府所规定的面积进行，平原地区生态公益林面积占林业

用地面积的 40% 以上, 半山区占 30% 左右, 山区占 25% 左右, 且不论这种指令性的面积分配是否合理, 是否真正能从大区域上改善生态环境, 即算是这个比例的内部, 也存在很多问题, 基本上没有按某一区域所应发挥的生态功能来规划, 划分时, 由于考虑到经济效益, 往往只是将一些林分质量较差, 经济效益低的规划为生态公益林, 而没有按森林在某一个区域所应发挥的生态功能来规划, 如某个林分是杉木, 因其经济效益好, 则尽管是在水库边, 也可能被规划为商品林, 而不规划为水源涵养林。由此带来无穷的后患, 使生态公益林面积处于经常的“动态变化”之中, 1995 年广东省生态公益林面积为 342.2 万 hm^2 , 1996 年为 340.3 万 hm^2 , 1997 年为 339.6 万 hm^2 , 1998 年为 344 万 hm^2 , 由于划分没有按生态公益林的定义进行, 这些“生态公益林”面积实际上是广东省残次林的面积, 长此以往, 必然使得生态公益林事业成为可有可无的虚设, 当林分尚不具备经济价值时, 将其定为“生态公益林”, 一旦经济价值成熟, 则以商品林经营方式加以利用, 可见, 准确地定义生态公益林具有重要意义。生态公益林面积 1995~1997 年逐年减少, 1998 年的突然增加, 主要归功于个别地方不按分类经营原则, 随意调整林种面积, 如 1998 年广州市增加了 24954 hm^2 生态公益林, 省直属林场增加了 23412 hm^2 (林寿明, 1999)。

规划上存在的另一个严重问题是, 在开始规划时并没有一个独立的、系统的生态公益林设计方案, 使得一个地区的规划设计和另一个地区的规划设计脱节, 甚至全省没有一个地区形成了一个较好的生态公益林体系, 影响了生态公益林发挥应有的生态效益。

(2) 十年绿化广东, 成绩斐然, 但各级政府“达标”和“黄牌”压力下, 主要精力和财力都放在消灭荒山上, 森林的整体质量不高, 林种、树种、林龄结构不合理, 不能充分发挥其应有的生态效益。广东虽地处南亚热带和中亚热带, 森林类型是南亚热带常绿阔叶林和中亚热带常绿阔叶林, 但目前营造的主要是针叶林和其它种类的纯林, 主要是杉木、松类以及相思、桉树类等, 树种和林分结构单一, 水土保持、水源涵养功能差, 在不少幼林地中, 仍有较严重的水蚀(面状及沟状侵蚀)现象, 仅韩江、北江、东江上游的水土流失面积就达 5742 km^2 , 对工业生产、人民生活、生态环境质量等产生一系列影响。

(3) 将其规划为生态公益林的林地使用权大多归集体所有, 而林地是山区人民赖以生存的基础, 规划为生态公益林后非但得不到收益, 反而要付出劳动和资金, 包括脱贫致富的问题在内, 如果政府没有相应的配套措施跟上去, 很多地方的人们连温饱问题都未能得到解决, 是不可能期待他们来保护自然资源的, 因此, 可行性不大。

(4) 涉及生态公益林方面的科学研究比较少, 从而使生态公益林建设缺乏科学技术的依托。特别是对森林生态系统功能和生态效益的研究比较零散, 方法不统一, 可供利用的信息少, 分析起来困难, 森林生态工程和森林生态系统的综合效益缺乏统一的效益评价和计量评价, 不能确切地回答政府部门和社会公众所要求的明确效益评价问题, 这些问题的解决直接影响政府部门和社会公众对林业生态工程建设的投入以及生态公益林补偿体制的建立(范军祥等, 1997)。

(5) 由于缺乏启动资金, 一些对实现林区良性循环有益的经验无法推广, 有些地方规定水源涵养林不准砍伐, 由地方财政给予林农补贴, 但由于财政困难, 补贴难于兑现, 林农的生活无保障, 盗伐林木的现象难于制止。

(6) 社会环保意识淡薄是广东省生态公益林事业遇到的又一难题, 如广州市流溪河

水库供应广州市生活用水的 70%，同时还担负流域 3.3 万 hm^2 水浇地灌溉用水的任务，流溪河林场经营的 7000 hm^2 多的森林保障了水库的水源，本林场是一个以发挥水源涵养、防止水土流失效益的生态公益型林场。但长期以来森林的公益效益没有被承认而得到应有的补偿。

6.2.3 广东省加强生态公益林营建的策略

广东省要加强生态公益林建设，提高其生态系统服务功能，就必须遵循科学规划，建立补偿机制。

6.2.3.1 数量分布上的普遍性

普遍认为，一个国家森林覆盖率平均应该达到 30%，生态公益林至少要占林分总面积的 40% 才能保证其较好地发挥生态效益，环境质量才有可望较大改善，一个国家如此、一个省如此，一个地区也同样如此。在数量分布上，生态公益林布局应基本遵循同一地域内的相对集中，地域之间相对分散的原则(张洪明等，1998)。

6.2.3.2 布局上的网络性

布局上网络性原则要求生态公益林应该沿环境脆弱区布局并考虑特殊效益的发挥，如江河源头、河流沿岸、湖泊四周、水库周边地区及所在的集水区森林和灌木林、各水系支流沿岸、农田周围、道路、城镇住宅、风沙严重地区、厂矿及工业地区。科学研究价值大的地区等，使生态公益林呈网络分布、做到网、带、片点结合，更好地发挥生态公益林的生态效益。

6.2.3.3 特殊地域上的优先性

在特殊地区必须实行生态公益林优先的原则，如江河发源地、上游地区、坡度大于 45° 地区、水土流失现实和潜在危险大的地区，生物多样性集中分布区、人口集中的大中型城市、工业污染严重的地方应优先保证生态公益林的划分，并适当加大比重。

6.2.3.4 符合当地社会经济发展水平

生态公益林的比重是要考虑当地社会经济状况和人们的社会环境意识的，只就生态环境状况来决定，很显然在实际中难于行得通；同时必须妥善处理生态公益林在林权、地权等所有制问题上的一系列问题。当前，广东省的实际情况是，经济发展水平很不平衡，很多地方经济不发达，群众生活贫困，如果一味地划多求全，其结果只能是适得其反，无法保证生态公益林建设的持续发展。一般的原则应该是，生态公益林的发展水平与当前的社会经济状况相适应，并随着它的发展而逐步扩大与实施。

6.2.3.5 划分及实施步骤

生态公益林的划分涉及面广、政策性强，必须积极稳妥地进行。首先，必须全面掌握现有森林资源的分布状况，调查过去发生过的主要灾害，了解当前社会经济发展状况及发

展规划,同时,积极广泛地开展有关生态公益林的理论研究工作,这些研究应该涉及各个方面;其次,深入实地调查各种应划分为生态公益林的地域范围、数量、林分质量等内容;再其次,各级林业主管部门应会同财政、环保、水利、农业、国土、城建等部门协商研究,确定生态公益林的总体规划,对林权属于群众而又必须划分为生态公益林的,应充分尊重林农的意愿,积极处理与农民的利益关系;第四,按不同年度编制实施计划书,绘制基本图、施工图等,并概算所需经费,报同级人民政府审批后执行。

6.2.3.6 建立生态公益林补偿机制

森林被划分为生态公益林和非生态公益林经营后,明确了森林经营的方向和目的,这毫无疑问是森林经营上的一大进步,大大地加强了可操作性,但在现实生活中,要注意加强生态公益林的补偿机制的研究和实施问题,同时注意非生态公益林经营时的环境维护问题,尤其是在讨论生态公益林补偿机制的同时,建立非生态公益林在造成周边环境损害时的惩罚机制和改善周边环境的奖励机制。

6.3 加强森林生物多样性恢复

由于受到各种干扰,广东省的天然林已所剩无几,而营造的大量人工林生物多样性又较少,因此,加强生物多样性的生态恢复非常重要。生态恢复中的一个关键成分是生物体,因而生物多样性在生态恢复计划、项目实施和评估过程中具有重要的作用。在生态恢复的计划阶段就要考虑恢复乡土种的生物多样性:在遗传层次上考虑那些温度适应型、土壤适应型和抗干扰适应型的品种;在物种层次上,根据退化程度选择阳生性、中生性或阴生性种类并合理搭配,同时考虑物种与生境的复杂关系,预测自然的变化,种群的遗传特性,影响种群存活、繁殖和更新的因素,种的生态生物学特性,足够的生境大小;在生态系统水平层次上,尽可能恢复生态系统的结构和功能(如植物、动物和微生物及其之间的联系),尤其是其时空变化。在恢复项目的管理过程中首先要考虑生物控制(对极度退化的生态系统,主要是抚育和管理,对控制病虫害的要求不高,而对中度退化的生态系统和部分恢复的生态系统则要加强病虫害控制),然后考虑建立共生关系及生态系统演替过程中物种替代问题。在恢复项目评估过程中,可与自然生态系统相对照,从遗传、物种和生态系统水平进行评估,最好是同时考虑景观层次的问题。因为在景观层次上可以兼顾生境损失、破碎化和退化对生态系统等大尺度的问题。在恢复时可考虑这些因素(Owles 和 Whelan, 1994)。

在森林生态系统恢复中采用乡土种具有更大的优势,这主要体现在乡土种的更适于当地的生境,其再殖和传播潜力更大,也更易于与当地残存的天然群落结合成更大的景观单位,从而实现各类生物的协调发展。当然,外来种(外来种是人类有意或无意引入的、非当地原生的物种)在生态恢复中也具有一定的作用。例如,广东省鹤山市在森林恢复过程中,大量栽种从澳大利亚引种的马占相思、大叶相思等外来种作先锋种,利用它们固氮、耐旱、速生等特点进行植被覆盖,等其3~4年成林后再间种红锥、荷木等乡土种进行林分改造,大大地缩短了恢复时间,并节约了成本。许多恢复实践表明,外来种可能在一定时间

内为当地带来了好的生态和经济效益;但也有许多对当地陆地或水生生态系统产生了巨大的不利影响,这主要是由于外来种与当地的物种缺乏协同进化,若其大量发展,很容易造成当地生态系统的崩溃,很难再恢复或接近到历史状态。尤其值得指出的是,在用外来种恢复退化的海岛时,应该注意引进种的捕食者(或植食性动物)的关系,否则会导致当地捕食者或啃食者的消失。理想的恢复应全部引进乡土种,而且应在恢复、管理、评估和监测中注意外来种入侵问题,甚至有时候也应关注从外地再引入原来在当地生存的乡土种对当地群落的潜在影响。总之,外来种入侵会造成很多当地植被取代、消失,从而改变原有生态系统,恢复生态学的目标是要用本地种,排除外来种,不能“引狼入室”。

6.4 通过生态系统经营发挥生态系统的多种服务功能

森林能产生两类产品,其一是有形的:如木、竹、经济林产品及其他林副产品,有时,经营者往往还利用森林处于不同阶段或季相变化间种一些其它的经济作物,这种产品有一个共同的特点,那就是都有直接成本,也有直接的价值载体,都可以直接进入市场交易,实现其价值,经营者可以直接获得经济利益回报;其二是森林的无形产品,也就是上面所称的森林生态环境产品,它是森林功能的主体:如保持水土、涵养水源、净化空气、保护和净化水质、固定 CO₂、美化环境、提供游憩场所等,生产这些产品或者更确切地说是维护森林使其生产这些产品,也需要花费经营者的劳动,与第一类型的产品相比,甚至需要花费经营者更多的劳动,因而也具有直接成本,但这类产品却因为没有直接的价值载体,而不能进入市场买卖交易,因此经营者的经济利益得不到相应的回报,按市场经济体系及法则,这种生产过程是绝对无法生存的。森林在实现其经济效益的过程中,同时发挥了涵养水源、保护国土、保护环境等公益效能,并且后者远大于前者,这部分资源无法固定为某一部分人使用,是属于全社会的,可以将其视为社会资本。基于第二类森林资源对社会可持续发展无可替代的重要性,全社会应该以适当的方式给予经营者相应的回报,至少使得再生产能持续的进行下去。

表 6.1 森林生态系统经营与传统森林经营的区别(曾庆波等,1997)

项 目	森林生态系统经营	传统森林经营
经营目的	取得生态效益、社会效益和经济效益的最佳综合效益	取得以速生、优质、丰产的木材及少量林副产品为中心的经济效益
经营对象	森林生态系统的总体	乔木为主的生物群落
经营方式	多元化的系统经营	单一经营
经营理论和技术措施	系统生态学、生态经济学、系统工程学;营林与系统工程配套	森林学原理;林分改造与采伐等

要发挥生态系统的多种服务功能必须通过森林生态系统经营来实现。森林生态系统

经营是运用系统生态学、森林学、生态经济学原理,对森林生态系统进行科学地、合理地系统经营,包括森林生态系统的保护和管理、森林各种资源的综合开发和利用等,以便充分而持续地发挥森林的生态效益、社会效益和经济效益。森林生态系统经营与传统森林经营不同见表 6.1。

6.5 城市林业的发展

城市林业是国际上 20 世纪下半叶兴起的为城市服务的林业。它的主要特点是突破了长期以来以城市中心区绿化、美化为目的的狭义的城市绿化业,而发展成为全方位为城市服务的林业体系。过去由于经济等方面的限制,城区绿化发展极其困难。随着人们生活水平的提高,如何把林业引入城市已是一个非常重要的发展方向。

城市林业的目标可以定义为以改善城市环境(如城市环境污染、减少风沙、阻滞尘埃、缓解热岛效应、提高大气质量等),美化城市景观,增加身心享受,舒解心理压力,提高林业经济效益,全面服务于城市生活质量。

针对广东省的农村城市化趋势,要加强原来的苗圃、种苗、花卉生产,在郊区发展果园和复合农林业。在建设时,要主要城市中心区的园林景点、公园、居民区的点建设;营建道路系统的绿化带或网;建设近郊风景林、果园、商品林、森林公园的片断。在点线面组成的一个完整的网络构架下的城市森林生态系统将可以发挥更大的生态系统服务功能。

珠江三角洲是岭南文化的代表地区,也是岭南文化的中心,城市森林的格局和手法要与城市文化相结合,突出各城市的特点。每个城市选择一、二个代表性树种,普遍栽植,能表现该市的风景特色,增加市民对城市的归宿感和凝聚力。以此作为市树和市花,加强栽植的广度和力度,并增加种植的品种。另一方面,建立富有岭南水乡特色的湿地公园。珠江三角洲是著名的水乡,而且珠江水流入南海,咸淡水交接,这是其他许多地区没有的地理优势。以海滩植物红树林为主,红树林素有“海上森林”之称,涨潮时,一团团深绿、浅绿的树冠浮于海面,落潮时纵横交错的板状根、支柱根和呼吸根露出地面,景观奇特。在红树林下,养殖适于咸淡水特定条件的水生动物鱼、虾、蟹等,集生态保护、观光、旅游、水产养殖于一体,创造具有岭南水乡特色的森林文化。

珠江三角洲处于南亚热带,炎热季节长,紫外线照射强烈,市民夏秋的室外活动特别需要树木荫凉的庇护。要以乔木片林的营建作为城市森林建设的主体,追求自然生态美。高贵华丽的公园和花园由于建设和管理都耗资巨大,不宜多建。欧洲各国的市区都有以公园命名,面积达 100 公顷以上的乔木树林,基本以高大乔木自然式种植,辅以草坪,点缀一些雕塑、木椅,与社区融为一体,给人带来自然、平和、亲切、朴实与安详。这值得我们借鉴。在城区内营建以乔木为主的片状的、带状的、块状的疏林草地,既能充分发挥树木调节气候、改善环境的生态功能,又能体现大环境绿化,而且,相对的资金投入较少,管理较简单。

珠江三角洲城市中高大建筑越来越多,屋顶面积占城市建成区面积至少在 1/3 以上。在夏季高温天气,屋顶的水泥质地大量吸收和释放太阳辐射,增加了室内外的温度。目前,屋顶绿化和墙面绿化的技术已日趋成熟,在广州已有成功的典范,表现出见效快、成本

低、绿化效果好的特点,而且,能提高城市绿化覆盖率,明显改善城市生态效益。

珠江三角洲城市郊区地形丰富,有大片的过渡地带,纵横交错的河渠、湖塘和公路,利用这些建成富有三角洲水乡特色的湿地公园、郊野公园、岭南果园、风景林、自然保护区、防护林带、森林大道、水土保持林、水源涵养林等,以带状、环形、扇形或楔形与城区绿地连结。特别在城市的上风方向,营造大片的森林,通过带状的绿带将清凉、洁净的空气引向城区。目前,需要加强市郊生态公益林结构、树种的改造。以乡土树种为主营造多树种混交林,在较短期内培育成稳定的森林群落,以发挥最大的美化、防风、防火、隔音、隐蔽、涵养水源、净化空气、调节微气候等的环境保护功能(粟娟等,2000)。

参 考 文 献

1. Aber, J. D. 1992, Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 7:220~223
2. Adams, R. McC. 1981, *Heartland of Cities: Surveys of Ancient Settlement and Land Use on the Central Floodplain of the Euphrates*. Chicago: University of Chicago Press.
3. Adkin L. 1998, *Politics of Sustainable Development, Citizens, Unions and Corporations*. Black Rose Books, Canada
4. Agee, J. K. 1993, *Fire ecology of Pacific Northwest forests*. Island Press: Washington, DC, 493
5. Agee, J. K & Johnson, K. R. 1988, *Ecosystem Management for Parks and Wilderness*. University of Washington Press, Seattle, Washington, 237
6. Alexander S, Schneider S, Lagerquist K. 1997, *Ecosystem services: interaction of climate and life*. In Daily G(ed). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington D C: Island Press. 71~92
7. American Forest and Paper Association Resources Board: 1993, *Sustainable Forestry Principles and Implementation Guidelines*. *Ecosystem Management: A new Approach to Federal Forest Management and Planning*, American Forest and Paper Association Resources Board, Washington D. C.
8. Anonymous, J. 1995, *Ecology of means: Science and technology*. *The Economist*, 336:73~74
9. Armesto JJ, Pickett STA, McDonnell MJ. 1991, *Spatial heterogeneity during succession: a cyclic model of invasion and exclusion*. In: Kolasa J, Pickett STA (eds) *Ecological Heterogeneity*. Springer - Verlag, New York, 256~269
10. Avise, J. C. 1994, *The real message from Biosphere 2*. *Conser. Biol.*, 8:327~329
11. Axelrad DM 1994, *iewpoint: Sustainable development and ecosystem management*, *Environmental Exchange Point*, Florida Department of Environmental Protection, Office of Intergovernmental Programs 4(2):3~6
12. Baird D and Ulanowicz RE. 1993, *Comparative study on the trophic structure, cycling and ecosystem properties of four tidal estuaries*. *Mar Ecol Prog Ser* 99:221~237
13. Barber M, Patten B & Finn J. 1979, *Review and evaluation of I - O flow analysis for ecological applications*. In: Matis J, Patten B & White G(eds.). *Compartmental Analysis of Ecosystem Models*. Vol. 10 of *Statistical Ecology*. Bertonsville, Md.: International Cooperative Publishing House
14. Bassow S L, K D M McConnaughay, F A Bazzaz. 1994, *The response of temperate tree seedling grown in elevated CO₂ to extreme temperature events*. *Ecological Applications*, 4(3):593~603
15. Bayne BL. 1987, *The Effects of Stress and Pollution on Marine Animals*. Praeger, New York.
16. Bean MJ 1997 'A Policy Perspective on Biodiversity Protection and Ecosystem Management' in S. T. A. Pickett, R. S. Ostfeld, M. Shachak and G. E. Likens (eds), *The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity*, Chapman and Hall. New York, pp.23~28
17. Beattie M. 1996, *An ecosystem approach to fish and wildlife conservation*. *Ecol Appl.* 6(3):696~699
18. Brocke, R. H, J. P. O'Pezio, K. A. A. Gustafson. 1989, *A forest management scheme for mitigating impact of road networks on sensitive wildlife species*. *Is Forest Fragmentation A Management Issue in the*

- Northeast? USFS NE Forest Experiment Station General Technical Report NE - 140. Washington, DC. USGPO.
19. Bobbink R. Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. *J. Appl Ecol*, 1991, 28(1): 28~41
 20. Bonan G B. 1994, Comparison of two land - surface process models using prescribed forcings. *Journal of Geophysical Research*, 99: 25803~25818
 21. Bormann F, Likens G, Fisher D, Pierce R. 1968, Nutrient loss accelerated by clear - cutting of a forest ecosystem. *Science*. 159: 882~884
 22. Boyce M 1997, 'Populations Viability Analysis: Adaptive Management for Threatened and Endangered Species', in M. S. Boyce and A. Haney (eds), *Ecosystem Management: Applications for Sustainable Forest and Wildlife Resources*, Yale University Press, New Haven. 226~236
 23. Brady WW, Aldon EF & Cook JW. 1993, Monitoring and Rangeland Ecosystems to Make Sustainability Operational. In: *Making sustainability operational: Fourth Mexico/U.S. Symposium*, April 19~23, Santa Fe, New Mexico. USDA Department of Agriculture, National Forest Service, Rocky Mountain Forest and Experiment Station, Fort Collins, Colorado 80526, General Technical Report RM - 240, 181~184
 24. Bramley, M. : 1997, Future issues in environmental protection: A European perspective, *Water and Environmental Management Journal* 11(2): 79~86
 25. Buchmann S L, Nabhan G P. 1996, *The Forgotten Pollinators*, Washington D C: Island Press.
 26. Burger, J. A. and W. L. Pritchett. 1988, Site preparation effects on soil moisture and available nutrients in a pine plantation in the Florida flatwoods. *Forestry Science*, 34: 77~87.
 27. Cairns, J. 1997, *Recovery and Restoration of Damaged Ecosystems*. Charlottesville: University Press of Virginia, 72~101
 28. Caldwell MM. 1989, The changing solar ultraviolet climate and the ecological consequences for higher plants. *Trends in Ecol Evol*, 4(10): 363~367
 29. Carlson RW, Bazzaz FA. 1982, Photosynthetic and growth response to fumigation with SO₂ at elevated CO₂ for C₃ and C₄ plants. *Oecologia*, 54(1): 50~54
 30. Chen, J., J. F. Franklin, and T. A. Spies. 1995, Growing season microclimatic gradients from clearcut edges into old - growth Douglas - fir forests. *Ecological Applications*, 5(1): 74~86
 31. Chiles L & Wetherell VB. 1994, *Beginning Ecosystem Management (An action plan for development of an ecosystem management implication strategy)*. Florida Department of Environmental Protection (DEP), April 25, 39
 32. Christensen V & Pualy D. 1992, *ECOPATH II - a software for balancing steady - state ecosystem models, and calculating network characteristics*. *Ecol Model* 61: 169~185
 33. Christensen, NL, Bartuska, AM, Brown, JH, Carpenter, S, D' Antonio, C, Francis, R., Franklin, JF, MacMahon, JA, Noss, RF, Parsons, DJ, Peterson, CH, Turner, MG and Woodmansee, RG: 1996, The report of the Ecological Society of America. Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6(3): 665~691
 34. Christie, W. J. 1974, Changes in the fish species composition of the Great Lakes. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 31: 827~854
 35. Congressional Resource Service, 1994, *Ecosystem Management: Federal Agencies Activities*. Congressional Resource Service, Library of Congress, ENR, Washington D. C. 94~338
 36. Costanza R & Neill C. 1984, Energy intensities, interdependence, and value in ecological systems: A linear programming approach. *J Theor Biol* 106: 41~57

37. Costanza R, Norton B and Haskell BJ . 1992, *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Island Press, Washington DC.
38. Costanza R. 1992, Toward an operational definition of health. In: Costanza R, Norton B & Haskell B (eds.) *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Island Press, Washington DC
39. Costanza R. and Patten BC. 1995, Defining and predicting sustainability. *Ecol Econ* 15:193~196
40. Costanza R. Arge R D. Groot R D, et al. 1997, The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253~260
41. Costanza R. Arge R D. Groot R D, et al. 1997, The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253~260
42. Costanza R. Sklar FH and White ML. 1990, Modeling coastal landscape dynamics. *BioScience* 40:91~107
43. Crick, H Q P Dudley, C, Glue, D E and Thomson, D L . 1997, UK birds are laying eggs earlier. *Nature* 388:526
44. Cumberland JH. 1987, Need economic development be hazardous to the health of the Chesapeake Bay? *Mar Resour Econ* 4:81~93
45. Daily G C. 1997, *Natures Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington D C: Island Press
46. Daily G. 1995, Restoring value to the world's degraded lands. *Science*, 269:350~355
47. Daily G. 1997, *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington: Island Press
48. Daily G. 1997, What are ecosystem services? In: Daily G, ed. *Natures Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington: Island Press. 1~10
49. Dale V. H. and H.M. Rouscher. 1994, Assessing impacts of climate change on forest: The state of biological modeling, *Climate Change*, 28(1):65~90
50. Daly H. 1968, On economics as a life science, *J Political Econ* 76:392~406
51. David C. A. :1997, 'Managing the Invisible: Ecosystem Management and Macronutrient Cycling', in M. S. Boyce and A. Haney (eds), *Ecosystem Management : Applications for Sustainable Forest and Wildlife Resources*, Yale University. Press, New Haven, pp.94~129
52. Davis M B. 1989, Lags in vegetation response to greenhouse warming. *Climatic Change*, 15:75~82
53. DeBach P. 1974, *Biological Control by Natural Enemies*. London: Cambridge University Press
54. DeLucia, E.H. , J.G. Hamilton, S.L. Naidu, R.B. Thomas, J.A. Andrews, A. Finzi, M. Lavine, R. Matamala, J.E. Mohan, G.R. Hendrey, and W.H. Schlesinger. 1999, *Science*, 284:1177~1179
55. Dickey, J. W. and Watts, T. M. :1978, *Analytic Techniques in Urban and Regional Planning*. McGraw - Hill, New York.
56. Dickinson R E, A' Henderson Sellers, C Rosenzweig, et al. 1992, Evapotranspiration models with canopy resistance for use in climate models. *Agricultural and Forest Meteorology*, 54:373~388
57. Dombeck MP. 1996, Thinking like a mountain? BLM's approach to ecosystem management. *Ecol Appl*. 6(3) :699~702
58. Eastside Forest Health Assessment Team: 1993, *Eastside Forest Health Assessment*. Vol. 1, Executive Summary, U. S. Department of Agriculture, National Forest Service, Washington D. C.
59. Ehrlich P R, Ehrlich A H. 1981, *Extinction*. New York: Ballantine
60. Farnworth N R, Akerele O, Bingel A S, Soejarto D D, Guo Z G. 1985, Medicinal plants in therapy. *Bulletin of the World Health Organization*. 63:965~981

61. Federer, C.A., J.W. Hornbeck, L.M. Tritton, C.W. Martin, R.S. Pierce and C.T. Smith. 1989, Long-term depletion of calcium and other nutrients in eastern us forests. *Environmental Management*, 13:593~601
62. Fenn, M.E., M.A. Poth, J.D. Aber, J.S. Baron, B.T. Bormann, D.W. Johnson, A.D. Lemly, S.G. McNulty, D.F. Ryan and R. Stottlemeyer. 1997, Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses and management strategies. *Ecological Applications*, 8:706~733
63. Field JG, Moloney CL & Attwood CG. 1989, Network analysis of simulated succession after an upwelling event. In: Wulff F, Field JG & Mann KH(eds.) *Network analysis of marine ecosystems: methods and applications*. Coastal and Estuarine Studies Series(Chapter 7) Springer - Verlag, Heidelberg
64. Finn J. 1976, The cycling index. *J Theor Biol* 56:363~373
65. Fitzsimmons A. K. :1996, Sound policy or smoke and mirrors: Does ecosystem management make sense? *Water Resources Bulletin* 32(2):217~227
66. Fitzsimmons, A. K. :1994, Federal ecosystem management: A train wreck in the making, Cato Institute Policy Analysis, No. 217, Washington D. C, 33p.
67. Florida Department of Environmental Protection(FDEP)1994a, Beginning ecosystem management, Environmental Exchange Point, Florida Department of Environmental Protection, Office of Intergovernmental Programs 4(2):1~2
68. Florida Department of Environmental Protection(FDEP)1994b, The Ecosystem Management Science and Technology Report, Florida Department of Environmental Protection, Science and Technology Committee, Biology Subcommittee Report, October. 110~125, 180~197, 205~229, 244~267, 285~292
69. Florida Department of Environmental Protection(FDEP)1998a, Ecosystem Management at Work in Florida: Guidance Manual, Internet site: <http://www.dep.stat.fl.us>.
70. Florida Department of Environmental Protection(FDEP)1998b, Ecosystem Management at Work in Florida: Ecosystem Management in Florida, Internet site: <http://www.dep.stat.fl.us>.
71. Florida Department of Environmental Protection(FDEP)1998c, Ecosystem Management at Work in Florida: Executive Summary, Internet site: <http://www.dep.stat.fl.us>.
72. Folcy J A, S Levis, I C Prcnricc, et al. 1998, Coupling dynamic models of climate and vegetation. *Global Change Biology*, 4:561~579
73. Forcella F, Harvey SJ. 1988, Patterns of weed migration in northwestern USA. *Weed Sci*, 36(1):194~201
74. Forest Ecosystem Management Assessment Team(FemAT):1993, Forest Ecosystem Management: An Ecological, Economic, and Social Assessment, Report of the Ecosystem Management Assessment team (A Federal Agency consortium), Portland, Oregon.
75. Franklin, J. F., and R. T. T. Forman. 1987, Creating landscape pattern by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, 1:5~18
76. Franklin, J.F., D.R. Berg, D.A. Thornburg, J.C. Tappeiner. 1997, Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. In Kohm, K.A. and J.F. Franklin (eds) 1997. *Creating a Forestry for the 21st Century*. Washington, DC: Island Press, 111~139
77. Frenkel RE. 1970, Ruderal vegetation along some California roadsides. *Uni Cali Publ Geogr*, 20
78. Frenzen, P.M., J.E. Means, J.F. Franklin, C.W. Kiilsgaard, W.A. McKee, and F.J. Swanson. 1986, Five Years of Plant Succession on Eleven Major Surface Types Affected by the 1980 Eruptions of Mount St. Helens, Washington IN: Keller, S.A.C., (editor), Mount St. Helens: Five Years Later. Cheney,

79. Frost TM, Carpenter SR, Ives AR & Kratz TK: 1995, 'Species Compensation and Complementarity in Ecosystem Function', in C. G. Jones and JH Lawton (eds.), *Linking Species and Ecosystems*, Chapman and Hall, New York, 224 ~ 235
80. Funderlic R & Heath M. 1971, *Linear Compartmental Analysis of Ecosystems*. ORNL - IBP - 71 - 4. Oak Ridge. Tenn Oak Ridge National Laboratory
81. Geber MA, Dawson TE. 1993, Evolutionary response of plants to global change. In: Kareiva PM, Kingsolver JG, Huey RB (eds) *Biotic interactions and global change*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, 179 ~ 197
82. Graham R. L., Turner M. G. and Dale V. H., 1990, How increasing atmospheric CO₂ and climate change affect forest, *Bioscience*, 40: 575 ~ 587
83. Grifo F, Rosenthal J (ed). 1997, *Biodiversity and Human Health*. Washington D C: Island Press
84. Grumbine RE: 1994, What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8(1): 27 ~ 38
85. Haeuber R & Franklin J. 1996, *Ecological Applications* 6(3): 692 ~ 693
86. Hall D O, Rosillo Calle F, Williams R H, Woods J. 1993, Biomass for energy: supply prospects. In Johanson T, Kelly H, Reddy A, Williams R (eds). *Renewable Energy: Sources for Fuels and Electricity*. Washington D C: Island Press. 593 ~ 651
87. Haney A & Boyce M S. 1997, 'Introduction', In M S Boyce and A Haney (eds.), *Ecosystem Management: Applications for Sustainable Forest and Wildlife Resources*, Yale University Press, New Haven, 21 ~ 53
88. Hannon B & Ruth M. 1994, *Dynamic Modeling*. Springer - Verlag. New York
89. Hannon B. 1973, The structure of ecosystems. *J Theor Biol* 41: 535 ~ 546
90. Hannon B. 1976, Marginal product pricing in the ecosystem. *J Theor Biol* 56: 256 ~ 267
91. Hannon B. 1979, Total energy costs in ecosystems. *J Theor Biol* 80: 26
92. Hannon B. 1985a, Ecosystem flow analysis. *Can Bull Fish Aquat Sci* 213: 97 ~ 118
93. Hannon B. 1985b, Conditioning the ecosystem. *Math Biol* 75: 23 ~ 42
94. Hannon B. 1985c, Linear dynamic ecosystems. *J Theor Biol* 116: 89 ~ 98
95. Hansen, A. J, C. McComb, R. Vega, M. G. Raphael, M Hunter. 1995, Bird habitat relationships in natural and managed forests in the west Cascades of Oregon. *Ecological Applications*, 5: 555 ~ 569
96. Harmon, M. E., J. F. Franklin, F. J. Swanson, P. Sollins, S. V. Gregory et al. 1986, Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.*, 15: 133 ~ 302
97. Harold A M, Paul R E. 1997, Ecosystem services: A fragmentary history. In: Daily G, ed. *Natures Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington: Island Press. 11 ~ 28
98. Harr, R. D., W. C. Harper, J. T. Krygier, F. S. Hsieh. 1975, Changes in storm hydrographs after road building and clear - cutting in Oregon Coast Range. *Water Resources Research*, 11: 436 ~ 444
99. Hart, S. L. 1997, Beyond greening: Strategies for a sustainable world. *Harvard Business Review*, 75: 66 ~ 77
100. Hibbert, A. R. 1969, Water yield changes after converting a forested catchment to grass. *Water Resources Research*, 5: 634 ~ 640
101. Hillel, D. 1991, *Out of the Earth: Civilization and the Life of the Soil*. New York; The Free Press
102. Hobbs RJ, Hueneke LF. 1992, Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology*, 6(2): 324 ~ 337

103. Holdren, J.P. and Ehrlich, P.R. 1974, Human population and the global environment. *American Scientist*, 62:282~292
104. Holling CS. 1978, *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Wiley, London
105. Holling CS. 1986, The resilience of terrestrial ecosystems: Local surprise and global change. In: Clark WC and Munn RE(eds.) *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge University Press, Cambridge.
106. Holling CS. 1987, Simplifying the complex: The paradigms of ecological function and structure. *Eur J Operat Res* 30:139~146
107. Hornbeck, J.W., C.W. Martin, R.S. Pierce, F.H. Bormann, G.E. Likens and J.S. Eaton. 1986, Clearcutting northern hardwoods: effects on hydrologic and nutrient ion budgets. *Forest Science*, 32:667~686
108. Huenneke LF, Vitousek PM. 1990, Effects of soil resources on plant invasion and community structure in Californian serpentine grassland. *Ecology*, 71(2):478~491
109. Hunt R. 1995, Temporal and nutritional influences on the response to elevated CO₂ in selected British grasses. *Ann Bot (Oxford)*, 75(2):207~216
110. Hurtt G C, P R Mooreroft, S W Pacala, et al. 1998, Terrestrial models and global change: challenges for the future. *Global Change BIOLOGY*, 4:581~590
111. IPCC, (Intergovernment Panel on Climatic Change), 1990, *Scientific assessment of climate change*, Cambridge University Press, Cambridge.
112. IPCC, 1992, *Climate change: the supplementary report to the IPCC scientific assessment*, Edited by J. T. Houghton, B. A. Colander and S. K. Varney, Cambridge University Press, Cambridge, 200
113. IPCC. 1996, *IPCC second Assessment: Climate Change 1995*, WMO, UNEP
114. Isard W. 1972, *Ecologic - Economic Analysis for Regional Development*. M. Free Press. New York.
115. Ives J, Messerli B. 1989, *The Himalayan Dilemma: Reconciling Development and Conservation*, London: Routledge.
116. Johnson K.N. 1997, Science - based assessments of the forests of the Pacific Northwest. In Kohm K A, Franklin J F eds. *Cresting A Forestry for the 21st Century*. Washington D C: Island Press, 397~409
117. Johnson K.N. Swanson F et al. 1999, *Bioregional Assessments*. Washington D C: Island Press, 1~8, 117~132
118. Johnson, D.W. 1992, Effects of forest management on soil carbon storage. *Water, Air, Soil Pollution*, 64:83~120
119. Johnson, D.W. and D.E. Todd. 1987, Nutrient export by leaching and whole - tree harvesting in a loblolly pine and mixed oak forest. *Plant Soil*, 102:99~109
120. Katz R W, B G Brown. 1992, Extreme events in a changing climate: variability is more important than averages. *Climatic Change*, 21:289~302
121. Keeley JE. 1995, Future of California floristics and systematics: Wildfire threats to the California flora. *Madrono*, 42(1):175~179
122. Kimmins, JP. 1977, Evaluation of the consequences for future tree productivity of the loss of nutrients in whole - tree harvest. *Forest Ecol. and Manage*, 1:169~183
123. Lee K. 1985, *Earthworms: Their Ecology and Relationships with Soils and Land Use*. New York: Academic Press.
124. Leontief W. 1941, *The Structure of the American Economy, 1919~1939*. Oxford University Press,

New York.

125. Leopold A. 1949, *A Sandy County Almanac and Sketches from Here and There*. New York: Cambridge University Press.
126. Likens, G. E., F. H. Bormann, N. M. Johnson, D. W. Fisher and R. S. Pierce. 1970, *Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed - ecosystem*. *Ecological Monographs*, 40:23~47
127. Lodge DM. 1993, *Biological invasions: Lessons for ecology*. *Trends in Ecol Evol*, 8(5):133~387
128. Lonsdale WM, Lane AM. *Tourist vehicles as vectors of weed seeds in Kakadu National Park, Northern Australia*, *Biol Conservation*, 1994, 69:277~283
129. Lonsdale WM. 1994, *Inviting trouble: Introduced pasture species in northern Australia*. *Austral J Ecol*, 19(3):345~354
130. Lubchenco J, Olson A M, Brubaker LB, Carpenter S R, Holland M M, Holland S P, Hubbell S P, Levin S A, MacMahon J A, Matson, P A, Melillo J M, Mooney H A, Peterson C H, Pulliam H R, Real L A, Regal P J & Risser PG. 1991, *The sustainable biosphere initiative: An ecological research agenda*. *Ecology*. 72:371~412
131. Luken JO, Thieret JW. 1993, *Erucastrum gallicum: Invasion and spread in North America*. *Sida*, 15(4):569~582
132. Mageau MT, Costanza R & Ulanowicz RE. 1995, *The development and initial testing of a quantitative assessment of ecosystem health*. *Ecosyst Health* 1:201~213
133. Major, J. 1951, *A functional, factorial approach to plant ecology*, *Ecol*. 32:392~412
134. Marrs RH. 1993, *Soil fertility and nature conservation in Europe: Theoretical considerations and practical management solutions*. *Advances Ecol Res*, 24(1):241~300
135. Marsh G P. 1965, *Man and Nature*. New York: Charles Scribner. 1864
136. Martin P. 1996, 'A WWF View of Education and the Roles of NGOs'. In: J Huckle & S Sterling (eds.) *Education for Sustainability*, Earthscan Publications Ltd., London, U. K. 40~51
137. Maser C, Bormann B T, Brookes, M H, Kiester A R & Weigand J F. 1994, 'Sustainable Forestry Through Adaptive Ecosystem Management is an Open - Ended Experiment'. In C Maser (eds.), *Sustainable Forestry. Philosophy, Science and Economics*, St. Lucie Press, Boca Raton, Florida, 303~340
138. McDonnell M J & Pickett S T A. 1993, *Humans as Components of Ecosystems: The Ecology of Subtle Human Effects and Populated Areas*, Springer - Verlag, New York
139. McKinney, C. H. R. 1999, *National Forest Protection and Restoration Act of 1999*. U.S. House of Representatives. Introduced 4/13/99. 1396
140. Menzel, A and Fabian, P. 1999, *Growing season extended in Europe*. *Nature* 397:659
141. Mike Hulme. 1993, *气候模式的验证和区域气候变化构想的建立: 用于中国的一些例子*. 见: 丁一汇, A. 马卡姆主编. *环境和气候变化对中国的挑战*. 北京: 气象出版社.
142. Montgomery DR, Gordon GE & Sullivan K. 1995, *Watershed analysis as a framework for implementing ecosystem management*. *Water Resources Bulletin*. 31(3):1~18
143. Mooney HA. 1991, *Biological response to climate change: An agenda for research*. *Ecol Applic*, 1(1): 112~117
144. Mostert E. 1998, *River basin management in the European Union: how it is done and how it should be done*. *European Water Management*. 1(3):26~35
145. Mowrer T. H. 1996, *Decision Support Systems for Ecosystem Management: An Evaluation of Existing*

- Systems, U.S. Department of Agriculture, National Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado 80526, General Technical Report RM - GTR - 296, August, 1955
146. Nabhan G P, Buchmann S L. 1997, Pollination services: Biodiversity's direct link to world food stability. In Daily G(ed). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington D C: Island Press. 133~150
 147. National Research Council (NRC). 1989, *Alternative Agriculture*. Washington D C: National Academy Press
 148. Naylor R, Ehrlich P. The value of natural pest control services in agriculture. In Daily G(ed). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington D C: Island Press. 151~174
 149. Neace MB. 1999, 'Sustainable Development in the 21st Century: Making Sustainability Operational'. In C.A. Brebbia & J L Uso(eds.), *Ecosystems and Sustainable Development II*. Proceedings of the International Conference ECOSUD 99, 31 May - 2 June, Lemnos, Greece, WIT Press, 175~184
 150. Noss R F & Cooperrider A Y. 1994, *Saving Nature's Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity*. Island Press, Washington D. C.
 151. Odum E. 1998, *Ecological Vignettes* Environment Power and Society Wiley, New York
 152. Odum EP. 1969, The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262~270
 153. Odum HT. 1971, *Environment, Power and Society* Wiley, New York
 154. Oldeman L, van Engelen V, Pulles J. 1990, The extent of human - induced soil degradation, Annex 5. In Oldeman L R, Hakkeling R T A, Sombroek W G(eds). *World Map of the Status of Human - Induced Soil Degradation: An Explanatory Note, rev. 2nd*. Wageningen: International Soil Reference and Information Center.
 155. Oliver, C., D. Adams, T. Bonnicksen, et al. 1997, Report on Forest Health of the United States by the Forest Health Science Panel. Panel chartered by Charles Taylor, member, U.S. Congress, 11th District, North Carolina.
 156. Omernik JM & Bailey RG. 1997, Distinguishing between watersheds and ecoregions. *Journal of the American Water Resources Association*. 33(5):935~949
 157. Orr, D. W. and Ehrenfeld, D. 1995, None so blind: the problem of ecological denial. *Conser. Biol.* ,9: 985~987
 158. Osborn F. 1948, *Our Plundered Planet*. Boston: Little, Brown and Company.
 159. Parmesan, C . 2001, Effects of climate change on butterfly distributions. *Impacts of Climate Change on Wildlife* 11~12
 160. Pavlikakis G E & Tsihrintzis V A. 2000a, Integrating humans in ecosystem management using multi - criteria decision - making. Proceedings of the Integrated Decision Making for Watershed Management Symposium, January 7~9, 2001. Chevy Chase, Maryland, U.S.A. (accepted)
 161. Pavlikakis GE & Tsihrintzis WA. 1999a, 'Ecosystem Management: A Holistic Approach to the Management of the Natural Resources'. In C.A. Brebbia and J. L. Uso (eds), *Ecosystems and Sustainable Development II*, Proceedings of the International Conference ECOSUD 99, 31 May - 2 June, Lemnos Greece, WIT Press, 385~394
 162. Pavlikakis GE & Tsihrintzis WA. 1999b, The role of non - governmental organizations and education in ecosystem management. Proceedings of the Conference 'Protected Natural Areas and Environmental Education', September 24~26, Sigri, Mitilini, Greece (in Greek)

163. Pavlikakis GE & Tsihrintzis WA. 2000b, Watersheds and ecoregions as a spatial framework in ecosystem management. Proceedings of the 5th International Conference on Protection and Restoration of the Environment. 3~6 July, Thassos Island, Greece. 675~682
164. Perry, D.A. 1988, Landscape patterns and forest pests. *Northern Environmental Journal*, 4:213~218
165. Perry, D.A. 1994, *Forest Ecosystems*. Baltimore, MD: The Johns Hopkins Press
166. Perry, D.A. 1998, The Scientific Basis of Forestry. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29:435~466. (HJA pub# :2568).
167. Peters RL. 1992, Conservation of biological diversity in the face of climate change. In Peters RL, Lovejoy TE (eds) *Global warming and biological diversity*. Yale University Press, New Haven, 15~30
168. Peters RS, Waller DM, Noon B, Pickett STA, Murphy D, Cracraft J, Kiester R, Kuhlmann W, Houck O & Snape III WJ. 1997, 'Standard Scientific Procedures for Implementing Ecosystem Management on Public Lands'. In S. T. A. Pickett, R. S. Ostfeld, M. Shachak and G. E. Likens (eds.) *The Ecological Basis of Conservation. Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity*, Chapman and Hall, New York, 320~336
169. Peterson CH. 1993, Improvement of environmental impact analysis by application of principles derived from manipulative ecology: Lessons from coastal marine histories, *Australian Journal of Ecology* 18:21~52
170. Pickett STA, White PS. 1985, *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida
171. Pimentel D, Harvey C, Resosudarmo P, Sinclair K, Kurz D, Mc Nair M, Crist S, Shpritz L, Fitton L, Saffouri R, Blair R. 1995, Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*. 267:1117~1123
172. Pimentel D, McLaughlin L, Zepp A, Lakitan B, Kraus T, Kleinman P, Vancini F, Roach W, Graap E, Keeton W, Selig G. 1989, Environmental and economic impacts of reducing U. S. agricultural pesticide use. *Handbook of Pest Management in Agriculture*. 4:223~278
173. Pimm SL. 1984, The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307:321~326
174. Prescott Allen R, Prescott Allen C. 1990, How many plants feed the world? *Conservation Biology*. 4:365~374
175. Principe P P. 1989, The economic significance of plants and their constituents as drugs. In Wagner H, Hikino H, Farnsworth N R (ed). *Economic and Medicinal Plant Research*. Vol. 3. London: Academic Press. 1~17
176. Rapport DJ, Regier HA & Hutchinson TC. 1985, Ecosystem behavior under stress. *Am Nat* 125:617~640
177. Rapport DJ. 1992, Evaluating ecosystem health. *J. Aquat Ecosyst Health* 1:15~24
178. Rauscher H M. 1999, Ecosystem management decision support for federal forests in the United States: A review, *Forest Ecology and Management* 114:173~197
179. Reiter M.L. and R.L. 1995, Beschta. Effects of forest practices on water. In *Cumulative Effects of Forest Practices in Oregon*. Report for Oregon Department of Forestry, Chapter 7.
180. Richardson DM. 1994, Pine invasions in the southern hemisphere: Determinants of spread and invadability. *J Biogeogr*, 21(6):511~527
181. Ringold P, Alegria J, Czaplewski RL, Mulder BS, Tolle T & Burnett K. 1996, Adaptive monitoring design for ecosystem management. *Ecological Applications*. 6(3):745~747

182. Salati E. 1987, The forest and the hydrological cycle. Dickinson R(ed). The Geophysiology of Amazonia. New York: John Wiley and Sons. 273~294
183. Sasek TW, Strain BR. Effects of CO₂ enrichment on the growth and morphology of a native and an introduced honeysuckle vine. Amer J Bot, 1991, 78(1): 69~75
184. Schindler DW. 1995, 'Linking Species and Communities to Ecosystem Management: A Perspective from the Experimental Lakes Experience', In C. G. Jones & J H Lawton(eds.), Linking Species and Ecosystems, Chapman and Hall, New York, 313~325
185. Schlesinger W. 1991, Biogeochemistry: An Analysis of Global Change. San Diego: Academic Press.
186. Schlesinger, W.H. 1997, Biogeochemistry: An Analysis of Global Change. New York: Academic Press.
187. Schulze E D, Mooney H(ed). 1993, Biodiversity and Ecosystem Function, Berlin: Springer Verlag.
188. Schulze, E.D. 1989, Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. Science, 244: 776~783
189. Science Advisory Board. 1990, Reducing Risk: Setting Priorities and Strategies for Environmental Protection. AAB-EC-90-021. EPA, Washington
190. Scott JM, Davis F, Csuti B & Noss R. 1993, Gap analysis: A geographical approach to protection of biological diversity. Wildlife Mono. 123: 1~41
191. Sellers P J, D A Randall, G J Collatz. 1996, A revised land - surface parameterization (SiB2) for atmospheric GC Ms. Part 1: Model formulation. Journal of Climate, 9: 676~705
192. Small, M.F. and M.L. Hunter. 1988, Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. Oecologia, 76: 62~64
193. Smith J B, D Tirpak. 1989, The Potential Effects of Global Climate Change on the United States. U.S. EPA. Washington DC. USA, 1~20
194. Smith, CT Jr., ML McCormack Jr., JW Hornbeck, and CW Martin. 1986, Nutrient and biomass removals from red spruce - balsam fir whole - tree harvest. can. J. For. Res, 16: 381~388
195. Society of American Foresters. 1993, Sustaining Long Term Forest Health and Productivity, Society of American Foresters, Bethesda, MD
196. Study of Critical Environmental Problems. 1970, Man's Impact on the Global Environment. Berlin: Springer Verlag.
197. Swanson, FJ. JL Clayton, WF Megahan, G Bush. 1989, Erosional processes and long - term site productivity. In: Perry, D. A.; Meurisse, R.; Thomas, B. [and others], eds. Maintaining the long - term productivity of Pacific Northwest forest ecosystems. Portland, OR: Timber Press, 67~81. (HJA pub# :1009).
198. Tansley A E. 1935, The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecol. 16: 284~307
199. Thomas, J. W. :1996, Forest Service perspective on ecosystem management, Ecol. Appli. 6(3): 703~705
200. Tilman D. 1988, Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Monogr Populat Biol, 26(1): 1~223
201. Tilman D., Biodiversity and ecosystem functioning. 1997, In Daily G(ed). Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington D C: Island Press. 93~112
202. Tilman, D., J. Knops, D. Wedin, P. Reich, M. Ritchie, and E. Sieman. 1997, The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. Science, 277: 1300~1302
203. Tsihrintzis V A & Sidan C B. 1998, Modeling urban runoff processes using the Santa Barbara method,

204. Tsihrintzis VA & Hamid R. 1997a, Modeling and management of urban stormwater runoff quality: A review, *Water Resources Management*, EWRA 11(2):137~164
205. Tsihrintzis VA & Hamid R. 1997b, Urban storm - water quantity/quality modeling using the SCS method and empirical equations, *Journal of the American Water Resources Association*, AWRA 33(1): 163~176
206. Tsihrintzis VA, Fuentes HR & Gadipudi R. 1996, Modeling prevention alternatives for nonpoint source pollution at a wellfield in Florida. *Water Resources Bulletin*, AWRA. 32(2):317~331
207. Tsihrintzis VA, Fuentes HR & Gadipudi R. 1997, GIS - aided modeling of non - point source pollution impacts on surface and ground waters. *Water Resources Bulletin*, AWRA. 11(3):207~218
208. Tsihrintzis VA, Hamid R & Fuentes HR. 1996, Use of Geographic Information Systems(GIS) in water resources: A review. *Water Resources Management*, EWRA. 12(2):139~166
209. Tsihrintzis VA, John D L & Tremblay P J. 1998, Hydrodynamic modeling of wetlands for flood detention. *Water Resources Management*, EWRA 12(4):251~269
210. Tsihrintzis VA, Vasarhelyi GM & Lipa J. 1995, Hydrodynamic and constituent transport modeling of coastal wetsheds. *Journal of Marine Environmental Engineering*. Gordon and Beach Publishing Co., 1 (4):295~314
211. Tsihrintzis VA. 1997, FIU Everglades Case Study. Internet site: www.eng.fiu.edu/evrglads.
212. Tsihrintzis VA. 1998a, Use of the Internet for teaching sustainable development subjects: Development of a case study on the Everglades. *Proceedings of the Congress on Sustainable Development in the Inlands and the Roles of Research and Higher Education*. April 30 - May 5, Rhodes, Greece
213. Tsihrintzis VA. 1998b, Use of software modules, case studies and the Internet in Environmental Engineering teaching. *Proceedings of the International Conference Protection and Restoration of the Environment IV*. 1~4 July, Sani Beach, Halkidiki, Greece. 929~936
214. Tullock, G. 1994, *The Economics of Non - Human Societies*. Tucson: Pallas Press. 89~105
215. Turner MG, Costanza R & Sklar FH. 1989, Methods to compare spatial patterns for landscape modeling and analysis. *Ecol Model* 48:1~18
216. Ulanowicz RE. 1980, A hypothesis on the development of natural communities. *J Theor Biol* 85:223~245
217. Ulanowicz RE. 1986, *Growth and Development: Ecosystems phenomenology*. Springer - Verlag. New York
218. United Nations Food and Agriculture Organization (UNFAO). 1994, *FAO Yearbook of Fishery Statistics*. 17
219. USDA NRCS. 1996. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service. Indicators for soil quality evaluation. *Soil Quality Information Sheet*. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture
220. Vatn, A. 1993, Choices without prices without apologies. *J. Environ. Econ. Man.*, 26:129~148
221. Vitousek P, Ehrlich P, Ehrlich A, Matson P. 1986, Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience*. 36:368~373
222. Vitousek PM. 1994, Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology*, 75(10):1861~1876
223. Vogt W. 1948, *Road to Survival*. New York: William Sloan.
224. Weller, K. E. 1995, The Dust Bowl as place to western Kansas women. *The Soc. Sci. J.*, 32:213~219

225. Westman WE. 1977, How much are nature's service worth? *Science*. 197:960~964
226. Westman WE. 1992, Park management of exotic plant species: problems and issues. *Conservation Biol*, 4(2):251~260
227. Wiersum, 1995, K.F. 200 years of sustainability in forestry: lessons from history. *Environmental Management*, 19:321~329
228. Wilcove DS & Blair RB. 1995, The ecosystem management band wagon. *Trends in Ecology and Evolution* 10, 345
229. Wilson E O. 1989, Threats to biodiversity. *Scientific American*. Sept. 108~116
230. Wood C A. 1994, Ecosystem management: Achieving the new land ethic. *Renewable Resources Journal* 12, 612
231. World Resources Institute(WRI). 1994, *World Resources: A Guide to the Global Environment*. Oxford: Oxford University Press.
232. Wulff F, Field JG & Mann KH. 1989, *Network analysis of marine ecosystems: methods and applications*. Coastal and Estuarine Studies Series. Springer - Verlag. Heidelberg
233. Yaffee SL, Phillips AF, Frenzt IC, Hardy PW, Maleki SM & Thorpe BE. 1996, *Ecosystem Management in the United States: An Assessment of Current Experience*. The University of Michigan and The Wilderness Society, Island Press, Washington D.C. 352
234. 陈仲新, 张新时. 2000, 中国生态系统效益的价值, *科学通报*, 45 (1): 17~22
235. 丁一汇. 1993, 气候变化研究的进展及其对策. 见: 丁一汇, A. 马卡姆主编. *环境和气候变化对中国的挑战*. 北京: 气象出版社.
236. 傅伯杰, 陈利顶, 马克明等. 2001, *景观生态学原理及应用*. 北京: 科学出版社
237. 高素华, 丁一汇, 赵宗慈等. 1993, 大气中 CO₂ 含量增长后的温室效应对我国未来农业生产的可能影响. *大气科学*, 17(5): 584~691
238. 广东省林业厅, 广东省野生动物保护协会编. 1991, *国家重点保护陆生野生动物图谱(广东部分)*. 广州: 广东科技出版社, 1~63
239. 广东省林业厅文件. 粤林[2002], 27号
240. 国家气候变化协调组第二工作组. 1990, 人类活动引起的气候变化对中国环境影响的评价. *中国环境科学*, 10(6)
241. 何道泉, 敖惠修等. 1991, *广东山区植被*, 广州: 广东科技出版社
242. 黄平. 1998, 我省森林资源管理面临的问题及对策, *广东林业调研*, 1: 12~14
243. 蒋延玲, 周广胜. 1999, 中国主要森林生态系统公益的评估, *植物生态学报*, 23(5): 426~432
244. 蒋有绪. 2000, 新世纪的城市林业, *中国生态学会通讯*, 特刊: 8~9
245. 金明仕(加拿大)著, 文剑平等译, 周峰校. 1992, *森林生态学*, 中国林业出版社, 1~536
246. 康慕谊, 江源. 2001, 生态区评价研究的兴起与发展——以美国森林生态系统管理评价(FAMAT)研究为例, *第四纪研究*, 21(4): 336~344
247. 李景文. 1981, *森林生态学*. 北京: 中国林业出版社
248. 李克让, 陈育峰, 刘世荣, 郭泉水, 袁嘉祖. 1996, 减缓及适应全球气候变化的中国林业对策, *地理学报*, 99~119
249. 李文华. 1999, 长江洪水与生态建设, *自然资源学报*. 15(1): 1~9
250. 刘国华, 傅伯杰. 2001, 全球气候变化对森林生态系统的影响, *自然资源学报*, 16(1): 71~78
251. 刘小京, 冯凤莲. 1994, 生物圈 2 号的农业: 精细、持久、无污染农业系统的试验田. *生态学杂志*, 13 (6): 71~77

252. 牛文元. 1990, 生态环境脆弱带 (ECOTONE) 的基础判定. 见: 马世骏主编. 现代生态学透视. 北京: 科学出版社. 46~53
253. 欧阳志云, 王如松. 2001, 生态系统服务功能、生态价值与可持续发展, 22(5): 45~50
254. 欧阳志云等. 1999, 生态系统服务功能及其生态经济价值评价. 应用生态学报, 10(5): 635~640
255. 彭少麟, 李勤奋, 任海. 2002, 全球气候变化对野生动物的影响, 生态学报(印刷中)
256. 任海, 彭少麟. 2001, 恢复生态学导论. 北京: 科学出版社, 1~144
257. 瑞克李曼. 1993, 气候变化对中国自然生态系统影响. 见: 丁一汇, A. 马卡姆主编. 环境和气候变化对中国的挑战. 北京: 气象出版社
258. 粟娟, 尹光天. 2000, 珠江三角洲城市林业的现状与前景. 见: 冯灼锋主编. 绿色曙光. 北京: 中国林业出版社.
259. 孙刚, 盛连喜, 周道玮. 1999, 生态系统服务及其保护策略, 应用生态学报, 10(3): 365~368
260. 王杰生, 戴昌达, 胡德永. 1989, 土地利用变化的卫星遥感监测, 环境遥感, 4(4): 243~248
261. 吴钢, 肖寒, 赵景柱, 邵国凡, 李静. 2001, 长白山森林生态系统服务功能. 中国科学(C辑), 31(5): 471~480
262. 吴焕忠. 1995, 广东森林资源培育策略探讨, 中南林业调查规划, (3): 17~19
263. 肖扬, 郭晋平, 田双宝, 薛俊杰, 1998, 气候变化对森林生态系统的影响及研究对策, 中国农业气象, 19(1): 20~25
264. 徐燕千, 蓝盛芳. 1994, 广东森林和野生动物自然保护区生态经济持续发展探讨, 生态科学, (2): 85~90
265. 徐燕千等. 1990, 广东森林. 北京: 中国林业出版社, 1~552
266. 阳含熙, 李鼎甲, 王本楠等. 1985, 长白山北坡阔叶红松林主要树种的分布格局. 见: 森林生态系统研究, 第5卷. 北京: 中国林业出版社, 1~14
267. 杨继平. 1999, 试论森林生态系统在经济发展中的重要作用, 林业经济, (4): 1~5
268. 杨建新, 王如松. 1998, 产业生态学的回顾与展望. 应用生态学报, 9(5): 555~561
269. 叶笃正, 陈泮勤. 1992, 中国的全球变化预研究, 北京: 地震出版社
270. 袁嘉祖, 张汉雄. 1991, 黄土高原地区森林植被建设的优化模型. 北京: 科学出版社
271. 曾庆波等. 1997, 热带森林生态系统研究与管理, 中国林业出版社
272. 张家诚. 1989, CO₂ 的气候效应与华北干旱问题. 气象, 15(3)
273. 张新时, 刘春迎. 1994, 全球变化条件下的青藏高原植被变化图景预测. 见: 国家自然科学基金委员会和中国科学院上海科技情报中心编. 全球变化与生态系统. 上海: 上海科技出版社.
274. 张新时. 1993, 研究全球变化的植被-气候分类系统. 第四纪研究, (2)
275. 赵士洞. 2001, 新千年生态系统评估计划第一次技术会议在荷兰召开, 生态学报, 21(5): 862~864
276. 赵士洞, 王礼茂. 1996, 可持续发展的起源、定义及内涵, 生态系统建设与区域持续发展研究——生态系统建设与持续发展学术研讨会论文集, 中国地理学会编. 北京: 测绘出版社, 8~12
277. 赵宗慈. 1992, 五个全球大气海洋环流模式模拟二氧化碳增加对气候变化的影响. 大气科学, 14(1)
278. 中华人民共和国林业部: 1995, 中国 21 世纪议程. 林业行动计划. 北京: 中国林业出版社
279. 周国逸, 闫俊华. 2000, 生态公益林补偿理论与实践. 气象出版社. 1~128
280. 竺可桢. 1977, 近五千年来的气候变迁. 考古学报, (6)