



生态学

面向人类生存环境的科学价值观

丁圣彦 主编



Digitized by the Internet Archive
in 2011 with funding from
Institute of Botany, CAS and Internet Archive

中科院植物所图书馆



S0003570

58.181
103

生态学

——面向人类生存环境的科学价值观

丁圣彦 主编

科学出版社

北京

27953

内 容 简 介

本书在系统总结生物群落、生态系统与景观等相关生态学研究尺度基础理论与方法的基础上,结合生态学在地理学中的应用与发展现状,重点阐述了生态学知识在自然保护区建设、生态系统健康与恢复、生态系统对全球变化的响应等热点领域的应用。

本书可作为高等院校环境科学专业、生态学专业及生物专业高年级本科生教材,也可供相关领域专业技术人员参考。

图书在版编目(CIP)数据

生态学——面向人类生存环境的科学价值观 / 丁圣彦主编. —北京: 科学出版社, 2004

ISBN 7-03-012866-4

I. 生... II. 丁... III. 生态学—高等学校—教材
IV. Q14

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2004)第 006986 号

责任编辑: 赵 峰 / 责任校对: 连秉亮
责任印制: 刘 学 / 封面设计: 一 明

科 学 出 版 社 出 版

北京东黄城根北街 16 号

邮政编码: 100717

<http://www.sciencep.com>

南京展望文化发展有限公司排版

上海长阳印刷厂印刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2004 年 1 月第 一 版 开本: 787×1092 1/16

2004 年 1 月第一次印刷 印张: 29 1/2

印数: 1—4 000 字数: 679 000

定价: 39.00 元

《生态学——面向人类生存环境的科学价值观》

编辑委员会

主 编 丁圣彦

责任编辑(按姓氏笔画排序)

丁圣彦 孙叶根 陈章和 郑新奇

高 峻 唐永顺 阎传海 蔡永立

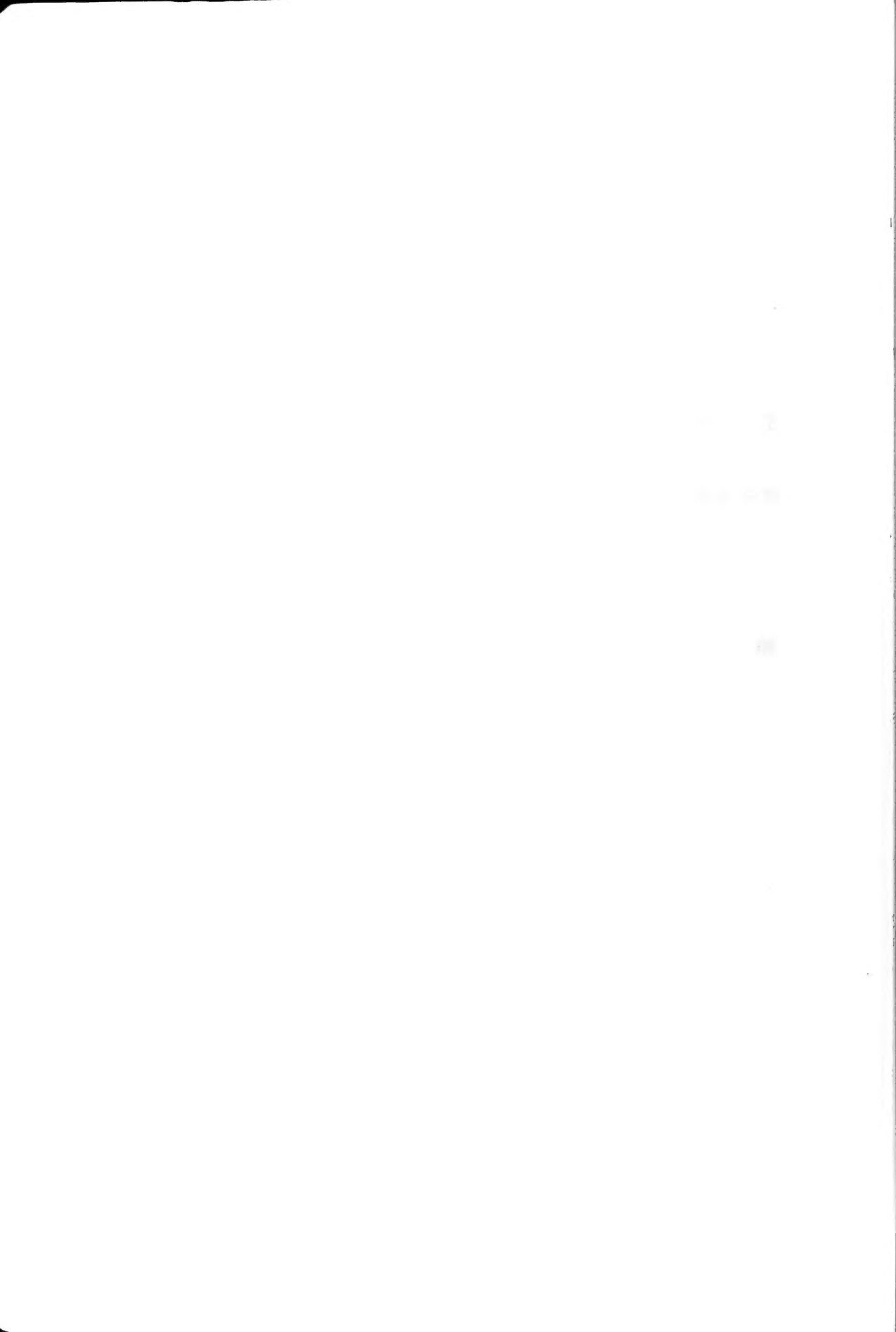
编 委(按姓氏笔画排序)

丁圣彦 王振键 孙叶根 李贵春

张 伟 陈章和 汪琛颖 郑新奇

高 峻 唐永顺 阎传海 焦士兴

蔡永立



前 言

生态学是研究生物有机体与其生存环境相互关系的科学。随着人口的增加和工业技术的进步,人类正以前所未有的规模和强度影响着周围环境,导致 20 世纪 60 年代以来出现的一系列关乎人类生存和发展的环境问题越来越突出,诸如世界范围内出现的能源短缺、资源枯竭、人口膨胀、粮食危机、环境退化、生态平衡失调等世人公认的六大危机,而这些危机的解决,都有赖于生态学理论的指导和技术支持。

近几年来,国内许多高等院校地理科学专业的教学计划为适应时代要求及时进行了调整,《生态学》课程设置也由原来的选修课改为专业基础课。目前,国内外各种版本的《生态学》不胜枚举,但适用于地理科学专业的学生使用的《生态学》教材却不多见,给地理科学教学工作带来了一定的影响。我们一直设想组织编写一本适用于地理学及相关专业的本科生教材或研究生的参考教材。基于此,由科学出版社和河南大学环境与规划学院组织策划的《生态学——面向人类生存环境的科学价值观》教材筹备会于 2002 年 11 月 13 日在科学出版社上海办事处召开,来自河南大学、华东师范大学、华南师范大学、安徽师范大学、山东师范大学、上海师范大学、聊城大学长期从事地理学及相关专业《生态学》教学的老师就教材编写的必要性、紧迫性和教材应该涉及的主要内容等有关问题进行了广泛交流,大家一致认为要本着严谨、规范、创新的指导思想做好本书的编写工作,力争为我国地理学及相关专业的《生态学》教学工作与教材建设做出积极贡献。

本书可作为地理科学、环境科学专业高年级必修课教材和土地资源管理、生态学和生物学专业本科生的选修课教材。其主要内容以生物群落、生态系统、景观生态和全球生态为顺序展开,并突出了环境保护、自然资源开发利用、可持续发展为重点的应用生态学部分。全书包括绪论共 10 章。绪论阐述了生态学的研究对象、内容、方法以及生态学的最新发展趋势;第一章主要介绍了生态学研究时空尺度;第二章为地球表层的生物群落,介绍了生物群落的基本概念、种类组成和种群特征、生物群落的外貌和结构、生物群落的演替、生物群落的分类和排序、地球表面主要生物群落类型与分布;第三章为生态系统,主要介绍了生态系统的概念、类型、主要特征和研究方法,生态系统的组成与结构,生态系统的功能,生态系统的调控与建模,生态系统的演替与进化,地球表层生态系统的主要类型及其分布;第四章为景观生态学,主要介绍了景观生态学的概念与内涵、景观格局、景观功能、景观动态、景观分类与评价、景观生态规划、景观生态学应用;第五章为地球表层生物多样性及其保护,主要介绍了生物多样性的研究内容及热点,生物多样性的价值和保护的意義,生物多样性保护原理与价值评估,生物多样性丧失与受威胁的现状及其原因,生物多样性保护和持续利用的策略与途径,自然保护区的设计与规划、管理与评价等;第六章为退化生态系统恢复与健康,主要介绍了生态系统恢复的基本概念、原理和方法,退化生态系统的主要类型及成因,退化生态系统恢复的原则、目标、机理、程序、方法技术,生态系统健康的定义、标准、评估与预测、等级等;第七章为地球表层生态系统对全球变化的响应,主要介绍了全球变化的概念、生态后果、减缓全球变化的途径,生态系统对全球变化的调

节作用和响应;第八章为地球表层生态系统的可持续发展,主要介绍了可持续发展的概念和内涵、可持续发展的指标体系、中国可持续发展战略的形成过程、面临的主要生态问题及对策;第九章为3S技术在生态学中的应用,主要介绍了3S技术(遥感技术、地理信息系统技术和全球定位系统技术)的概念、基本原理和工作程序以及3S技术在生态学研究中的应用及其典型应用实例分析。

本教材编写工作主要由丁圣彦(绪论、第六章)、蔡永立(第一章)、陈章和(第二章)、孙叶根、焦士兴(第三、五章)、高峻(第四章)、唐永顺(第七章)、阎传海(第八章)与郑新奇(第九章)等教授负责完成,最后由丁圣彦教授统稿、定稿。参加本书编写的人员还有张伟、汪琛颖、王振键、李贵春等老师。

科学出版社赵峰编辑积极筹划,推动本书的编写和出版工作,在此表示由衷的谢忱!

参加编写本书的人员较多,给统稿工作带来相当难度,尽管本书的编者多年来一直从事与生态学相关的研究与教学工作,但编写非生态学专业使用的教材尚属首次,加之编者水平所限,错误在所难免,希望使用本书的教师、学生和环境科学工作者提出宝贵意见。

编 者

2003年5月

目 录

前言

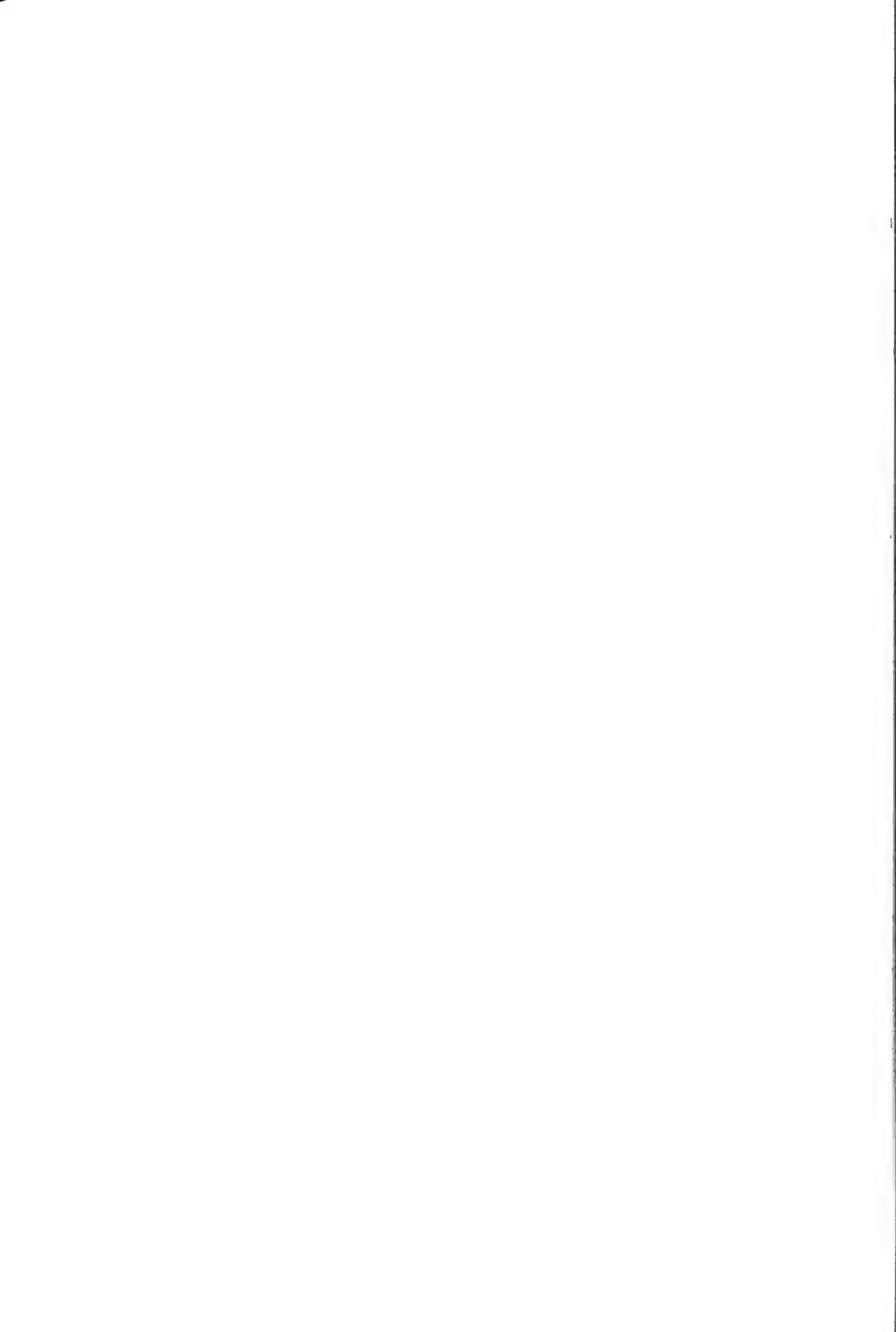
绪论	1
一、生态学的概念	1
二、生态学的研究对象与内容	2
三、生态学的发展简史与分支学科	2
四、现代生态学的特点与发展趋势	6
五、生态学的研究方法	8
第一章 生态学中的尺度问题	11
第一节 尺度的概念和特征	11
一、尺度的概念	11
二、尺度的特征	11
三、几个常见技术性尺度的区别	13
第二节 尺度在生态学研究中的重要性	13
第三节 尺度概念在生态学中的兴起历程	16
一、文字表达阶段	16
二、图形描述阶段——时空图	16
三、定量阶段	17
第四节 尺度选择和尺度转换	19
一、尺度选择	19
二、尺度转换	20
第五节 等级组织理论、格局与尺度	21
一、等级理论与尺度	21
二、格局与尺度	24
主要参考文献	24
第二章 地球表层的生物群落	27
第一节 生物群落的基本概念	27
一、生物群落的定义	27
二、生物群落的基本特征	27
三、生物群落的性质	28
第二节 生物群落的种类组成和种群特征	29
一、群落的种类组成	29
二、群落的种群特征和动态	33
三、群落的物种多样性及其测定	51
第三节 生物群落的外貌和结构	53
一、群落的外貌	54

二、群落的结构	54
第四节 生物群落的演替	57
一、演替的概念	57
二、演替的类型	57
三、演替的模式	58
四、演替顶极理论	62
第五节 生物群落的分类与排序	63
一、群落相似性分析	63
二、群落的分类	64
三、群落的排序	67
第六节 地球表面主要生物群落类型及分布	70
一、群落的主要类型	70
二、群落地理分布的规律性	77
三、植被的区划与制图	82
主要参考文献	91
第三章 地球表层的生态系统	92
第一节 生态系统概述	92
一、生态系统的概念和意义	92
二、生态系统的类型和特征	94
三、生态系统研究的途径和方法	99
第二节 生态系统的组成与结构	102
一、生态系统的基本组成	102
二、生态系统的结构	105
第三节 生态系统的生物生产	116
一、生态系统的初级生产	118
二、生态系统的次级生产	123
第四节 生态系统的物种流动和能量流动	125
一、生态系统的物种流动	125
二、生态系统的能量流动	134
第五节 生态系统的物质循环和信息传递	150
一、物质循环的概念和类型	150
二、生态系统的信息传递	156
第六节 生态系统的调控与建模	161
一、生态系统的调控	161
二、生态平衡及其人工调控	163
三、生态系统的建模与评述	168
第七节 地球表层生态系统的演替与进化	171
一、生态系统的起源	171
二、生态系统的发展	172

三、生态系统的演替	174
四、生态系统的进化	175
第八节 地球表层生态系统的主要类型	176
一、水域生态系统	176
二、陆地生态系统	183
三、自然-经济-社会复合生态系统	185
主要参考文献	189
第四章 地球表层的景观	190
第一节 景观与景观生态学概述	190
一、景观	190
二、景观生态学的概念与内涵	191
三、景观生态学的核心概念	193
四、景观生态学的发展	198
第二节 景观格局	200
一、斑块	200
二、廊道	203
三、基质	206
四、景观格局	208
五、生态交错带	209
第三节 景观功能	211
一、景观间流的运动机制	211
二、景观中的物质运动	212
三、景观中的物种运动	214
第四节 景观动态	217
一、景观稳定性	217
二、景观变化的驱动力	221
三、景观动态	223
第五节 景观分类与评价	225
一、土地分类的景观途径	225
二、按照人类影响强度的景观分类	227
三、景观评价与保护	230
第六节 景观生态规划	232
一、景观生态规划的特点	232
二、景观生态规划的发展	233
三、景观生态规划模型	235
第七节 景观生态学应用	241
一、自然保护	241
二、农区景观生态建设	244
三、城市景观生态建设	246
四、生态旅游与区域开发	249

主要参考文献	253
第五章 地球表层生物多样性及其保护	255
第一节 生物多样性概述	255
一、生物多样性概念及内涵	255
二、生物多样性研究的内容及热点	257
三、生物多样性保护与持续利用	261
第二节 生物多样性的价值及其评估	262
一、生物多样性价值的特点	262
二、生物多样性价值的分类	264
三、中国生物多样性价值的粗略评估	274
第三节 生物多样性受威胁现状与原因	276
一、世界生物多样性受威胁的现状	276
二、我国生物多样性受威胁的现状	279
三、生物多样性受威胁的原因	281
第四节 生物多样性保护的策略与途径	282
一、生物多样性保护的主要策略	282
二、生物多样性保护的途径	285
第五节 自然保护区的功能和类型	288
一、自然保护区概念	289
二、自然保护区的功能和任务	290
三、自然保护区的类型	294
第六节 自然保护区设计与评价	298
一、自然保护区设计	298
二、自然保护区景观设计与适宜性评价案例	306
三、我国自然保护区的建设与管理	311
主要参考文献	313
第六章 地球表层退化生态系统恢复与健康	315
第一节 生态系统恢复	315
一、生态恢复与恢复生态学概述	315
二、退化生态系统恢复的原理和方法	320
三、退化生态系统的生态恢复	326
第二节 生态系统健康	335
一、生态系统健康的定义	336
二、生态系统健康的标准	337
三、生态系统健康的评估与预测	339
四、生态系统健康的等级	340
主要参考文献	342
第七章 地球表层生态系统对全球变化的响应	344
第一节 全球变化概述	344
一、全球变化的概念	344

二、全球变化的内涵	344
第二节 生态系统对全球环境变化的调节与响应	359
一、生态系统对全球变化的调节作用	359
二、生态系统对全球环境变化的响应	363
主要参考文献	371
第八章 地球表层生态系统的可持续发展	372
第一节 可持续发展概念分析	372
一、可持续发展概念的提出	372
二、可持续发展概念的内涵	375
第二节 可持续发展指标体系	376
一、联合国可持续发展委员会的指标体系	377
二、中国科学院的指标体系	380
三、环境可持续性指数	382
四、山东省可持续发展指标体系	385
五、徐连经济带可持续发展评价与对策	385
第三节 中国可持续发展的生态分析	392
一、中国可持续发展战略的形成过程	392
二、中国可持续发展面临的主要生态问题分析	397
主要参考文献	417
第九章 3S 技术在生态学中的应用	421
第一节 3S 技术概述	421
一、遥感技术	421
二、地理信息系统技术	423
三、全球定位系统技术	424
四、3S 集成技术	425
第二节 3S 技术在生态学研究中的应用	426
一、3S 技术在数据采集与拯救中的应用	426
二、生态学模型的 3S 技术实现途径	432
三、生态学中 3S 技术应用的典型案例	440
主要参考文献	457



绪 论

一、生态学的概念

生态学(Ecology)一词源于希腊文,eco-源自 *oikos*,意思是“住所”或“生活所在地”, -logy源自 *λογος*,意思是“研究”或“学科”。从字义上看,生态学研究对象是“生活所在地”的生物,主要研究内容是生物与环境之间的相互关系。

由于不同时期、不同学者研究的侧重点不同,生态学的定义有许多种,且始终没有达成共识。德国动物学家 Ernst Haeckel 于 1869 年首次定义了生态学:生态学是研究生物有机体与其周围环境相互关系的科学,尤其强调动物与其他动、植物之间互惠或对抗的关系。此后,许多生态学家也提出了生态学的定义或观点。如,1909 年植物生态学家 E. Warming 指出,生态学是“研究植物生活的外在因子及其对植物结构、生命延续时间、分布和其他生物关系之影响”。1966 年,Smith 认为“eco”代表生活之地,因而将生态学定义为“研究有机体与生活地之间相互关系的科学”,所以生态学又可称为环境生物学(environmental biology)。1955 年俄罗斯动物学家的生态学定义是“研究动物的生活方式与生存条件的联系,以及生存条件对动物的繁殖、生活、数量及分布的影响”。1967 年 Clarke 曾用图解形式对生态学的定义进行了说明(如图 1 所示)。

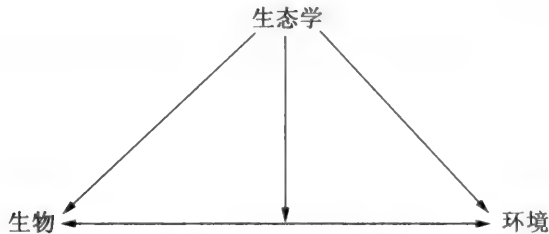


图 1 生态学定义图解

美国著名生态学家 E. P. Odum(1971)认为:生态学是研究生态系统的结构和功能的科学。20 世纪 80 年代我国生态学家马世骏根据系统科学的思想提出:生态学是研究生命系统和环境系统相互关系的科学。

综上所述,生态学这个名词的提出虽然已有 100 多年的历史,人们对生态学概念的界定仍莫衷一是,但“生态学是研究生物及其环境相互关系的科学”这一定义已被广大生态科学工作者所接受。同时,我们认识到生态学概念及内涵也随着人与自然和社会的发展而不断发展,只是在不同的发展阶段,强调的重点和领域也有所不同。在人类历史早期,朴素简单的生态学思想已经萌芽,Aristotle、Darwin、管子等古希腊、古罗马和古代中国科学家的早期文献中,都包含了大量生态学思想。自第二次世界大战以后,生态学发展至今,其内涵和外延都有了很大的变化,特别是随着科学技术的进步和人类活动强度的激

增,人与自然的协调发展遭受严重的破坏,人类的生存面临着严峻的挑战。如何协调人与自然、人与社会之间的关系,寻求全球可持续发展已成为当今人类不可回避且需要解决的迫切问题。这一问题不仅使得生态学的定义超越了当初的范围,而且生态学的研究内容和任务也有了全新的扩展,已经渗透到人类社会经济活动中。因此结合当今生态学的发展动态,生态学可以定义为:研究生物和人与环境之间的相互关系,研究自然生态系统和人类生态系统的结构、功能及过程的一门学科。

二、生态学的研究对象与内容

生态学原本是生物学的一个分支学科,随着 20 世纪 60 年代人类面临的一系列严峻问题的出现,成为科学研究的焦点,并逐渐变为受世人瞩目、多学科交叉的综合性学科。传统的经典生态学是以个体、种群、群落等不同的生命体系为研究对象的宏观生态学。1936 年英国生态学家 Tansley 提出了生态系统的概念,强调生物与环境、生物与生物之间的相互作用。现代生态学的重点在于生态系统中各个组成成分的相互联系。因而,现代生态学的研究对象既不是生物,也不是环境,而是由生物与环境相互作用构成的整体——生态系统。近年来,随着研究水平的深入,分子生态学、微生物学获得了蓬勃的发展,标志着生态学研究已进入分子、基因等个体以下层次水平;另一方面,随着生态学在实践中的广泛应用,已经扩展到社会经济的诸多领域,从而产生了人类生态学、全球生态学、生态经济学、生态伦理学等分支学科。1994 年我国著名生态学家马世骏提出并倡导自然-社会-经济复合系统,与 Barnett 提出的复合生态系统(包括自然、社会、经济、文化等多方面的因素)是一致的,可以看出现代生态学与传统生态学相比,研究对象日趋丰富,研究内容日趋多样和综合,生态学原理与人类各个实践领域的结合更趋密切。总之,当前生态学发展的主流是研究不同类型生态系统的组成、属性、结构、功能、生态学过程及调控,更加突出了人类活动和社会经济活动在生态学研究中的地位。

三、生态学的发展简史与分支学科

(一) 生态学的发展简史

1. 生态学的萌芽阶段(公元前 5 世纪~公元 16 世纪)

随着现代人的诞生,人类便开始慢慢积累生态学知识,早期的人类为了衣食住行,必须选择躲避风雨和猛兽的洞穴,从事捕鱼、狩猎和采集野生动物等各项活动,为此就必须熟悉生物的活动规律和它们与环境的关系。可以说在人与自然长期的交往及生产实践过程中,人类已经积累了丰富的生态学知识。

公元前 5 世纪到公元 16 世纪欧洲文艺复兴时期是生态学的萌芽期,朦胧的生态学思想早已见于古希腊和中国的古代著作中。如:公元前 5 世纪,中国的《诗经》中就有记载:“维鹊有巢,维鸠居之”,描述了鸠巢的寄生现象;战国时期的“螳螂捕蝉,黄雀在后”则是精

辟的食物链原理。公元前 3 世纪,我国《尔雅》一书中就有草、木两章,记载了 176 种木本植物和 50 多种草本植物的形态与生态环境。我国古籍《管子·地员篇》曾详细记载了江淮平原上沼泽植物沿水分梯度带状分布于水文土质环境的生态关系(如图 2)。特别是秦汉时期,我国劳动人民在勤劳的实践中,确立了 24 节气,它反映了农作物、昆虫等物候现象与气候之间的关系,展现了我国古代劳动人民的智慧。古希腊的 Aristotle 在《自然史》中,描述了动物不同类型的栖息地及生物与环境的相互关系,古希腊的医药学家 Hippocrates 在《空气、水和草地》中,指出必须研究植物与季节之间的关系。Theophrastus 在《植物的群落》一书中,阐述了陆地及水域中植物群落及植物类型与环境的关系,其中包括气候及植物生长的不同位置对植物生长的影响,并注意到动物色泽变化对环境的适应。人类在生产实践中不断地发现、总结并积累生物与环境之间关系的生态知识,为生态学的诞生和发展奠定了坚实的基础。

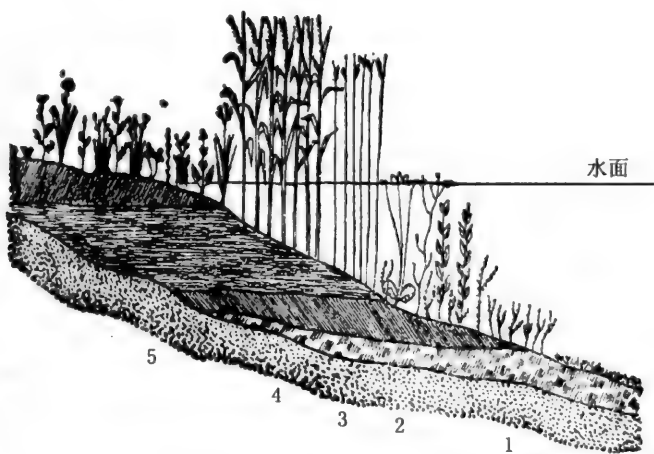


图 2 一个淡水湖泊中水生植物群落的演替系列(曲仲湘,1983)

1. 沉水植物群落阶段;2. 浮叶根生植物群落阶段;3. 挺水植物群落阶段;4. 湿生草本植物群落阶段;5. 木本植物群落阶段

2. 生态学的诞生及发展阶段(公元 16 世纪~19 世纪末)

从中世纪文艺复兴以后,特别是从 Haeckel 首次提出生态学这一学科名词,到 19 世纪末生态学与其他自然科学一样,在欧洲经历了一个漫长的黑暗时期后,开始得到了蓬勃的发展。在这个阶段,生态学研究主要侧重于从个体和群体两个方面研究生物与环境的关系。如著名化学家 Boyle 以小白鼠、猫、鸟、蛙、蛇和无脊椎动物为研究对象,在 1670 年发表了大气压对动物的影响效应,标志着动物生理生态学研究的开端。法国昆虫学家 Reaumur 在《昆虫自然史》中,广泛涉猎到昆虫生态学知识,因此他也成为研究昆虫积温现象的先驱。Buffon 在 1749~1769 年期间描述了生物与环境的关系,认为动物的习性与环境适应有关。德国著名地理学家 Humboldt 收集大量的植物标本和资料,根据气候与地理因子的影响进行分类,从而奠定了植物地理学的基础。Malthus 在 1803 年发表了著名的《人口论》,论述了生物(包括人口)与食物的关系。在生理生态方面,植物学家

Gasparin 于 1844 年确定了植物发育的起点温度。1840 年, Liebig 提出了“植物最小因子定律”。1859 年 Darwin《物种起源》的问世对生态学和进化论做出了重大贡献。1866 年 Haeckel 首次明确地提出了“生态学”定义。德国学者 Mobius 于 1877 年提出了“生物群落”的概念。1895 年丹麦植物学家 E. Warming 发表了具有划时代意义的巨著《以植物生态地理学为基础的植物分布学》, 该书提供了有关植物生态学(主要是形态学和解剖学上的)丰富资料。不久, 德国植物地理学家 A. F. W. Schimper 出版了《以生理为基础的植物地理学》, 该书详细分析了各类型植被的特点, 它们与环境的关系, 用生理学原因解释环境对植物的影响。这两本巨著全面总结了 19 世纪末之前的生态学的研究成果, 被认为是生态学的经典著作, 标志着生态学作为生物学的一门分支学科的诞生。现代的植物生态学和植物群落学主要是在这两本著作的基础上发展起来的。

3. 生态学的繁荣和学派分化阶段(20 世纪初~60 年代)

20 世纪初, 生态学作为一门年轻的科学, 在许多生态学者的积极推动下, 获得了蓬勃的发展。生态学研究范围日益扩大并渗透到生物学领域的各个学科, 形成了植物生态学、动物生态学、生态遗传学、生理生态学、形态生态学、生态系统生态学等分支学科, 从而也促进生态学从个体、种群、群落、生态系统等多个层次水平展开广泛的研究。在这一时期, 涌现出了许多生态学研究中心和学术团体, 有关生态学的学术会议和著作数量剧增, 生态学发展达到一个高峰。

在植物生态学方面侧重于群落生态学和个体生态学的研究, 如芝加哥大学的 Cowles 在 1901 年对植物群落作了大量研究, 成为美国生态学知识的启蒙者; 1903 年 G. Klebs 的《随人意的植物发育的改变》, 1904 年 F. E. Clements 著的《植物的结构与发展》, 1911 年英国著名植物学家 A. G. Tansley 的《英国的植被类型》等都是对生态学有重大贡献的著作。

在动物生态学方面主要研究方向是动物生理生态学、动物种群生态学, 尤其是种群调节和种群增长的数学模型研究。Shelford 在 1907~1951 年间, 对动物群落作了大量的研究, 并于 1929 年出版《实验室及野外生态学》, 1931 年又出版了《温带美洲的动物群落》, 对动物生态学研究做出了重大贡献。1925 年 A. J. Lotka 将统计学引入生态学, 提出了有关种群增长的数学模型。1931 年 R. N. Chapman 在《动物生态学》一书中提出环境阻力的概念。英国牛津大学的 Elton 在 1917 年和 1933 年先后出版了两本《动物生态学》, 对动物种群生态学做了研究, 并最先提出了食物链和生态金字塔的概念。1934 年 Gause 在《生存斗争》中, 提出“生态位”的概念并详细分析了影响种群消长的各种生态因子。1937 年我国著名鱼类学家费鸿年出版了《动物生态学纲要》, 这是我国第一本动物生态学著作。1938 年 Verhust 提出了著名的种群增长的 Logistic 方程。

1935 年 Tansley 提出生态系统的重要概念, 认为生物与环境之间形成一个不可分割的相互联系和相互影响的整体, 并在 1939 年出版的《英伦三岛及其植被》一书中提出了“生态平衡”的概念。生态系统的概念的提出对生态学发展具有十分重要的意义。自此, 许多生态学研究工作主要围绕生态系统而展开。如 1942 年美国生态学家 R. L. Linderman 在明尼苏达湖做了大量工作, 提出了生态系统中生物按营养水平分级的方法, 这就是著名的“十分之一定律”。20 世纪 40 年代生物学者 Birge 和 Juday 通过对湖泊能

量收支的测定,发展了初级生产的概念。从20世纪30年代到50年代的生态学研究可以看出,生态学已日趋成熟,正在从描述、解释走向机理的研究,生态学已从学科范围内构建了自己独特的系统,同时也为现代生态学的发展奠定了基础。

这一时期,出现了多个研究重点不同的学派。比较典型的主要有英美学派、法瑞学派、北欧学派、前苏联学派。英美学派的主要成就是关于群落的动态演替和演替顶级学说,侧重于动态生态研究;法瑞学派主要侧重于群落结构的研究,即侧重于静态生态研究;北欧学派主要侧重于植物地理学方面的工作;前苏联学派在生物地理群落研究方面卓有成就。这些学派的产生有其自然条件和社会条件的原因,同时也表明这一时期生态学发展的速度之快、范围之广。

4. 现代生态学发展阶段(20世纪60年代至今)

20世纪60年代以来,生态学进入现代发展阶段。这主要是由于,一方面生态学自身的学科积累和研究手段提高;另一方面高新技术手段的发展和运用,如电子计算机技术、遥感技术(RS)、地理信息系统(GIS)、全球定位系统(GPS)、高精度的分析测定技术等;第三方面是随着社会经济与科技的飞速发展,生产力得到不断的提高。与此同时,人类对生物圈的影响和干扰也在不断加强,人类与自然环境之间的矛盾日益突出,全世界面临着能源短缺、资源枯竭、人口膨胀、粮食危机、环境退化、生态平衡失调六大全球性问题的挑战。迫切需要解决自然生态系统的自我调节、社会的持续发展及人类生存等重大问题。探索解决这些问题极大地刺激和促进了生态学的发展,同时也说明了生态学与社会需求之间有着密切的关系。同时人们也意识到人类再也不能站在“第三者”的立场上研究生物与环境的相互关系,而是应该把人类自身放在生态系统之中,全面地看待人类在生态系统、在整个生物圈中的地位和作用,协调人类与环境、社会与自然之间的关系,从而促进自然、社会、经济的协调发展和人类的可持续发展。

这一阶段,生态学的理论研究和实践应用也达到了新的高潮,为解决人类面临的实际问题做了许多有益的尝试。如1964~1974年世界科协发动的“国际生物学研究计划(IBP)”,1970年联合国教科文组织主持成立了“人与生物圈计划(MAB计划)”。生态学冲出了单纯的学术园地,从高楼深处投入到社会实践及经济建设中来,并发挥了巨大的作用。同时,生态学也不再局限于生物学,不仅在自然科学,而且渗透到社会科学,成为联系自然科学与社会科学的桥梁。

(二) 生态学的分支学科

随着生态学的发展,生态学的研究领域、研究范围及研究内容都不断扩大,形成了庞大的生态学分支学科,使得生态学成为一门综合性很强的科学。

1) 按研究对象的分类类群划分,生态学可分为动物生态学(zoo ecology)、植物生态学(plant ecology)、微生物生态学(microbial ecology)、人类生态学(human ecology);更具体的还有昆虫生态学(insect ecology)、鱼类生态学(fish ecology)、鸟类生态学(bird ecology)等。

2) 按研究对象的生物组织层次,生态学可以划分为个体生态学(autecology)、种群生

生态学(population ecology)、群落生态学(community ecology, synecology)、生态系统生态学(ecosystem ecology)、景观生态学(landscape ecology)、区域生态学(regional ecology)和全球生态学(global ecology)。

3) 按栖息地类型,生态学可以分为森林生态学(forest ecology)、草原生态学(grassland ecology)、海洋生态学(marine ecology)、淡水生态学(freshwater ecology)、湿地生态学(mashy ecology)等。

4) 按生态学应用领域的门类可以划分为农业生态学(farmland ecology)、渔业生态学(fishery ecology)、森林生态学(forest ecology)、资源生态学(resource ecology)、污染生态学(pollution ecology)、城市生态学(urban ecology)、生态经济学(ecological economics)、恢复生态学(restoration ecology)、生态工程学(engineering ecology)等。

5) 按生态学与其他学科的交叉可以分为生理生态学(physiological ecology)、数学生态学(mathematical ecology)、化学生态学(chemical ecology)、分子生态学(molecular ecology)、能量生态学(energy ecology)、进化生态学(evolutionary ecology)等。

6) 按研究方法可以分为理论生态学(theoretical ecology)、野外生态学(field ecology)、实验生态学(experimental ecology)等。

四、现代生态学的特点与发展趋势

20世纪60年代以后,生态学在积累大量资料的基础上形成了其发展的新阶段——现代生态学。现代生态学从以生物为研究中心发展到以人为研究中心,从注重理论研究到加强实践研究,在改造世界和造福人类方面发挥着越来越重要的作用,对解决当今全球人口、资源、环境等问题有重要的意义。

现代生态学的发展特点和趋势为:

(1) 生态系统生态学的研究已成为主流

现代生态学所要解决的人口、资源、环境等重大问题,已不能用经典生态学中的试错法或一个问题一个答案的经典方法去解决,必须引用整体的、形式体系化的研究方法,其中生态系统的研究非常重要。生态系统生态学的研究已经成为生态学研究的主流,除了世界各地对生态系统结构和功能的研究外,一系列国际性的大型研究计划也大大促进了生态系统的研究,如从事生态系统的结构、功能和生物生产力研究的人与生物圈计划;倡导保护人类居住环境的国际生物圈计划(IBP)及目前开展的国际地圈和生物圈计划(IGBP)。

(2) 从描述性科学走向实验、机理和定量研究

传统的经典生态学主要是对生物与环境之间关系的简单描述与解释,因而生态学期以来被看作是一门描述性科学。除了个体与环境之间可做某些定量实验外,群体与环境的关系极为复杂,难以定量研究。近年来,随着一些新兴的生态学分支,如生理生态学、行为生态学、化学生态学、进化生态学的相继出现,使得生态学更加注重实验和定量化研

究。其中生理生态学,主要研究生态问题的机理,是生态学量化研究的最高分支;进化生态学最早由 Orians(1962)提出,并在 20 世纪得到了明显的发展;行为生态学主要研究生态学中的行为机制和动物行为的存活价值、适合度和进化的意义;化学生态学在理论和实验两方面也取得了较大的发展。

(3) 分子生态学的兴起是现代生态学发展的重要特征之一

分子生态学是以分子遗传为标志研究和解决生态学 and 进化问题。1992 年《分子生态学》(*Molecular Ecology*)创刊,标志着这门分支学科的建立。用分子生物学的方法来研究生态学的现象,大大提高了生态学的科学性。

(4) 研究对象向宏观和微观两个方向发展

现代生态学向宏观方向的发展表现为生态系统生态学、景观生态学、全球生态学研究兴起。近几十年来,许多国际研究计划(MAB、IBP、IGBP)充分体现了这一发展方向;在微观方向主要表现为分子生态学、化学生态学的兴起。

(5) 应用生态学发展迅速,实践应用性更强

自 20 世纪 60 年代以来,人口膨胀、能源短缺、资源枯竭、环境污染等全球性问题已引起了世人的关注,而生态学作为研究生物(人)与环境之间关系的学科,被认为是解决这些问题的科学基础。生态学与环境问题相结合、生态学与经济问题相结合,生态工程学、农业生态学、城市生态学、污染生态学等应用生态学发展迅速,为解决现实和未来的生态环境危机指明了发展方向。近 10 年来,特别是生态工程学在我国发展迅速,成为生态学国际舞台上的一朵奇葩。它是一门新兴的多学科交叉渗透形成的边缘学科和综合工程学,是以复杂的社会-经济-自然复合生态系统为对象,应用生态系统的物种再生、物质循环及结构与功能协调等原则,为人类社会及其自然环境双双受益,取得最大的生态环境效益、经济效益和社会效益。生态工程是一门实用技术,它已经成功地被用于废水污水资源化处理、湖泊富营养化控制、作物种植、森林管理、水产养殖、农业生产、土地改良和资源开发等许多方面,显示出强劲的生命力和广阔的发展前景。

(6) 高新技术和理论的广泛应用

高新技术,如电子计算机技术、高分辨率的遥感技术、地理信息系统、全球定位系统、精密测量设备等对生态学的发展起了不可估量的促进作用。继系统论、控制论和信息论之后,新的系统科学理论——系统自组织理论,如耗散理论、突变论和协同论、非线性理论等,都被引入生态学中。数学理论与生态学结合,建立生态模型,并预测系统的变化。

(7) 人类生态学的兴起和生态学与社会科学的交叉融合

随着人类科学技术的进步,生物圈进化发展进入了一个新的阶段,必然导致了人与自然关系的理性协调,生物圈转变成了智能圈。此外,由于人类面临的环境问题日益突出,环境污染、森林破坏、水土流失和土地沙化,以及由此带来的粮食、人口、自然资源的压力,

直接冲击着社会经济发展和人类生活,而这些问题源于人类对资源和环境的不当开发利用。客观现实要求生态学的研究逐渐从以生物为主体发展到以人类为主体。社会需求的“动力牵引”和相邻学科的“感召效应”,促进了人类生态学的诞生。人类生态学是研究人与生物圈相互作用、人与环境、人与自然协调发展,跨自然科学和社会科学的综合性学科,强调生态规律对人类活动的指导作用,并指出要从科学、政治、社会等诸方面来协调和解决人类面临的环境问题,促进人类社会与生态环境的和谐发展。其任务是揭示人与自然环境和社会环境的关系,研究生命的演化与环境的关系,人类健康与环境的关系,人类文化和文明与环境的关系,用生态文化创造生态文明,实现可持续发展。1985年,成立了国际人类生态学学会,标志着人类生态学已成为现代生态学的一个重要发展方向,作为一门自主和独立的学科得到了国际社会的高度重视,从而获得了迅速的发展。

五、生态学的研究方法

(一) 生态学的方法论

任何一门学科的发展都是依靠一定的方法来实现的。从科学研究的大量事实可以看出,刚开始从事科学研究的障碍,主要在于缺乏研究方法或方法不正确。所以,正如巴甫洛夫所讲的——研究中的头等重要的任务是制定研究方法。随着生态学理论和实践的发展,生态学研究的方法论也取得了较快的发展,初步形成了自己的方法论体系。但是,目前的生态学刚刚由描述阶段走向实验阶段,因此,理论和方法论的结合的程度比物理、化学等较成熟的学科还差很多。这正是生态学问世以来最常受到的批评之一,同时也是在今后生态学发展中应注意的问题。有关生态学的方法论主要有以下几个方面:

1. 层次观

生命物质有从大分子到细胞、器官、有机体、种群、生态系统、景观、区域等不同的结构层次。生态学研究各个层次系统与环境的关系。虽然每一层次都有各自的结构和功能特征,但高级层次的结构和功能是由构成它的低级层次发展而来的。因此,研究高级层次的宏观现象必须了解低级层次的结构、功能及运动规律,从低级层次的结构功能动态中可以得到对高级层次宏观现象及其规律的深入理解。对低层次的运动来讲,其生物学意义也只有以较高的层次为背景,才能看得更清楚。如,在生态学研究中我们不仅需要研究在某一层次上的生物与环境之间的关系,而且还要对邻近层次有详细的了解,这样才能保证生态学研究的准确性和科学性。

2. 整体观

每一高级层次都具有其下级层次所不具有的某些整体特性。这些特性不是低级层次单元特性的简单叠加,而是在低级层次单元以特定方式组建在一起时产生的新特性。所以,由若干低级层次单元所组成的高级层次单元实际上就是高一级的新的“整体”。整体观要求始终把不同层次的研究对象作为一个生态整体来对待,注意其整体生态特征。如,

研究“树木”(部分,较低层次),更要研究其所处的“森林”(整体,较高层次),同时还要研究制约“树木”和“森林”的一致性规律。

3. 系统观

系统是指具有特定功能的、相互间具有有机联系的许多要素所构成的一个整体。在生态学中,系统观与层次观、整体观是不可分的。生物的不同层次,既是一个生态整体,也同样是一个系统,都可用系统观进行研究。系统分析的方法既能区分出系统的各要素(常是较低的层次单元),研究它们的相互关系和动态变化,同时又可综合各组分的行为,探讨系统的整体表现。

4. 综合观

生态学自诞生以来就表现了强大的综合观,特别是随着现代科技的发展和社会的需求,其综合性的趋势更加明显,同时也显示出越来越明显的优势。综合观面临的是“问题”和“对象”,而不是局限于一定的学科界限。生态学不仅包含了许多科学的内容,而且又与遗传学,如生理学、进化论、行为学等相互交叉,同时还大量吸收了物理学、化学、生物学、气象气候学等诸多自然科学的研究方法和思维方式。现代生态还吸取了系统论、控制论、信息论、协同论、突变论、耗散结构理论等新理论、新概念和新方法,充分体现了生态学研究具有明显的综合观。

5. 进化观

各种生命层次及各层次的整体特性和系统功能都是生物与环境长期协同进化的产物。协同进化是生物界普遍存在的现象。例如,捕食者与被捕食者之间的对抗性与行为的协同发展;寄生与共生转化的协同适应;生物与环境,植物、高等动物被动与主动的对环境的改造。协同进化的观点应该是生态学研究由设计方案到解释结果的全过程和指导原则。

(二) 生态学的研究方法

由于生态学研究内容和范围的不断扩大,加之近代生态学与相关学科的相互渗透,大大丰富了生态学研究方法,使其逐渐形成了完整系统的研究方法体系。

1. 野外调查研究

科学考察是指在自然条件下,人们对自然现象进行搜集、描述和记载的一种方法。进行野外科学考察仍是生态学研究中的基本方法。现代生态学野外研究除了经常应用生物学、化学、物理学、地理学等方面的考察手段外,一些现代化的调查工具和技术,如飞机、人造卫星、无线电追踪、遥感、遥测等也被应用于生态学的野外调查研究之中。

2. 实验分析

根据研究内容或目的,使用科学仪器设备,有意识地控制自然过程或条件,模拟自然

现象,避开次要矛盾,突出主要因素,在特定的条件下探索客观规律,认识客观世界,这种方法即实验方法。生态学中的实验方法主要有原地实验和人工控制实验两类。原地实验或野外实验是指在自然或半自然条件下通过某些措施,获取某些因素变化对生物的影响。如,在田间通过接种昆虫,以观察昆虫出生后生态关系的变化等。人工控制实验是指在受控条件下研究各环境因子对生物的作用,如用人控气候箱研究不同温湿度对昆虫发育和死亡的影响。随着分子生态学的发展,先进的分子标记技术也用于生态学研究中,如阐明种群迁移、扩散的路线,确定种群的源和汇等。

3. 模型与模拟研究

生态学研究的的问题是复杂的。成千上万、各具特色的物种生活在一个结构复杂、变化多端的生态环境中。显然,我们不能把所有的物种和环境全部理解,模型与模拟研究可以从错综复杂的环境中把问题简化,进而解释问题。所以模型与模拟研究成为生态学研究不可缺少的重要的方法。著名生态学家 E. C. Pielou 在其著作《数学生态学引论》中写到:“生态学本质上是一门数学,”指出了数学模型与数量研究在生态学中的地位。

4. 生态网络与长期研究

自 20 世纪 80 年代中期以来,随着气温升高、海平面上升、臭氧层被破坏、荒漠化等一系列全球性生态环境问题的出现,加之遥感、地理信息科学及计算机等科学技术的发展,为在大范围内建立生态网络进行长期研究提供了可能。美国首先建立了长期生态研究网络,其覆盖的区域包括热带森林、温带森林、极地苔原和荒漠,其主要目的是在较大的地理区域内促进不同学科的合作研究。1993 年召开了第一次国际长期生态研究学术研讨会,会议的目的在于促进科学家和数据资料的交流,以及全球尺度上的比较和建模。中国科学院也开始启动“中国生态系统研究网络”的项目,这个网络的主要目的是对农田、森林、草原、湖泊和海洋生态系统及其环境因子进行长期检测,研究这些生态系统的结构、功能和动态,以及对自然资源的可持续利用。

第一章 生态学中的尺度问题

在 20 世纪的最后十几年里,人们目睹了生态学领域发生的深刻变化。研究技术不断进步,试验设计更趋严谨,数学模型日渐增多,基于计算机技术的数据获取、挖掘、补救和分析能力迅速增强,这些进展都伴随着人们对尺度问题认识的日益重视(Schneider, 2001)。那么何谓尺度?尺度在生态学领域中为何如此重要?怎样才能正确识别尺度?如何进行尺度的转换?以及尺度与等级组织理论和格局等概念之间的关系又如何?这些问题将是本章探讨和回答的问题。

第一节 尺度的概念和特征

一、尺度的概念

一般意义上的尺度(scale)有多种含义,在《牛津英语词典》(Simpson and Weiner, 1989)里这个词有 15 种不同的含义,这可能是导致尺度一词在许多场合误用的主要原因。

尺度一词含义有两个来源,一个是来源于老的挪威语词根 skal,意思是碗状物,形成英语的鱼鳞和公正评判的意思,引申后的词意为用待测物体与标准物配对法进行测量,即天平或秤的意思。例如你可以用一个老式的秤通过平衡 1 g 重的标准物质来称量出 1 g 甲虫的重量。另一个是来源于拉丁语词根 scala,意思是梯子,形成英语的音阶或爬高的意思,引申后的词意为通过步子或梯子多少来测量物体的长或高,即测量的意思,例如你可以用已知 2 m 高的梯子,测出半个梯子长度的灌木的高度为 1 m。总的来说,尺度一词包含了对物体重量和大小的量度和测量方法。

由于尺度一词的多义性,以致生态学文献中对尺度的解释也不完全一致。常见的解释有:尺度是被研究物体或对象在时间或空间上的量度,是关于时间和空间的维,在这个时间和空间维上对象被观测或模拟(吕一河,傅伯杰,2001);尺度是观察或研究的物体或过程的空间分辨率和时间单位,或研究客体或过程的时间维和空间维,可用分辨率和范围来描述(傅伯杰等,2001)。这些定义分别从不同角度或层面上描述了尺度的特征。归纳起来,生态学尺度包括三方面的内容,首先是具有空间范围(单位为 m^2 、 hm^2 或 km^2)或时间跨度(单位为 d、a 或 cent),即规模(extent);其次是空间和时间可以被进一步划分为最小的面积或最短的时间范围,即粒度(grain)或分辨率(resolution);然后在这个时空尺度上进行观察和模拟结果的计算,即量度,例如一个树轮盘可以分辨出千年周期(规模)上的年变化(分辨率)

二、尺度的特征

尺度本身是自然界所固有的特征,也就是说自然界中每一个现象或过程都具有自己

的尺度,这是由于地球表层自然界的等级组织和复杂性所致。尺度可以分为测量尺度和内在尺度,测量尺度是人类的一种感知尺度,用来测定过程和格局,随感知能力的发展而不断变化,如随遥感技术的发展,卫星对同一地物感知能力(分辨率)也在不断提高;而内在尺度则是自然现象所固有的特征,独立于人类的控制之外。尺度研究是通过使用适宜的测量尺度来感知和体现内在尺度中存在的规律性。生态学研究的尺度通常具有以下几个特征(吕一河,傅伯杰,2001):

1) 多维性。尺度有时空尺度、组织尺度和功能尺度等多种维度,但在生态学研究人们更重视尺度的时间和空间维度,即时空尺度。

2) 层次性。由于地表自然界的现象和过程表现出一定的等级性,因此我们在研究中需要构建一个多层次的尺度体系,以便更直观地观测不同等级上发生的现象和过程。为此,Delcourt 等在 1983 年提出了宏观生态学研究的 4 个尺度域,即① 微观尺度域(micro-scale dominion): 空间范围 $1 \sim 10^6 \text{ m}^2$ 、时间范围为 $1 \sim 500 \text{ a}$,研究对象包括干扰过程(如火、风和砍伐干扰等)、地貌过程(如土壤剥蚀、沙丘运动、滑坡崩塌、河流输移等)、生物过程(如种群动态、植被演替等)和生境破碎化过程等;② 中观尺度域(meso-scale dominion): 空间范围 $10^5 \sim 10^{10} \text{ m}^2$ 、时间范围为 $500 \sim 10^4 \text{ a}$,研究对象包括最近间冰期以来气候的波动和物种的迁移等;③ 宏观尺度域(macro-scale dominion): 空间范围为 $10^{10} \sim 10^{12} \text{ m}^2$ 、时间范围为 $10^4 \sim 10^6 \text{ a}$,研究对象包括冰期-间冰期过程及物种的特化和绝灭;④ 超大尺度域(mega-scale dominion): 空间范围大于 10^{12} m^2 、时间范围在 $10^5 \sim 4.6 \times 10^9 \text{ a}$,研究对象与类似于地表运动的地质事件相对应(图 1-1)。

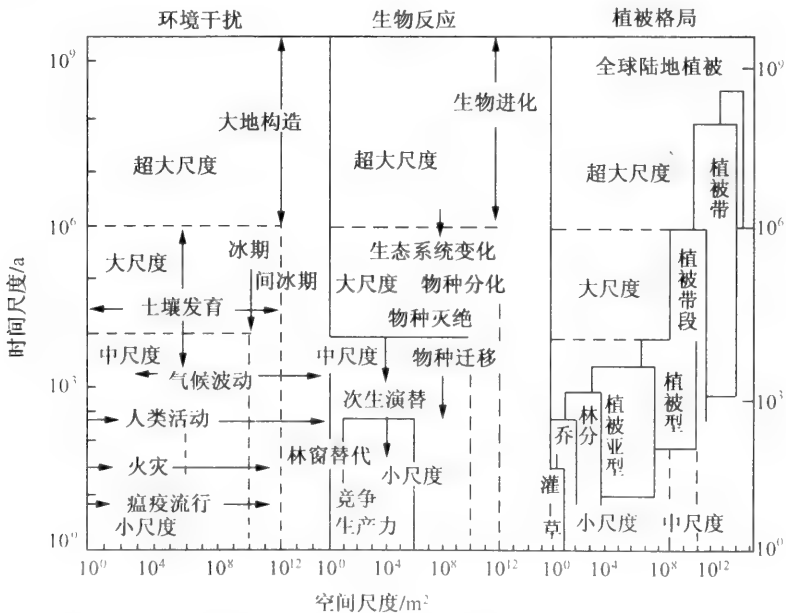


图 1-1 四个尺度域及相关的生态学问题(Delcourt et al., 1983)

3) 变异性。生态学的格局和过程在不同的尺度上会表现出不同的特征,正是这种变异性增加了跨尺度预测的难度,表现出复杂性特征。大尺度上发现的许多全球和区域性

的生物多样性变化、污染行为和温室效应等生态环境问题,都可能根源于小尺度上的生态问题;同样大尺度上的改变(如全球气候变化和大洋环流异常等)也会反过来影响到小尺度上的现象和过程。

三、几个常见技术性尺度的区别

1) 组织尺度(组织水平)(level of organization)或功能尺度是生态学组织层次(如个体、种群、群落、生态系统、景观)在自然等级系统中所处的位置和所完成的功能,类似于常用的种群尺度(种群水平)、群落尺度(群落水平)等。生态尺度是抽象的、精确的;而组织尺度和功能尺度是具体的,在自然等级结构中的位置是相对明确的,但其时空维度是模糊的。

2) 绘图比例(cartographic scale)(比例尺)就是图上的长度和实际长度之比,如1 m宽的世界地图的比例尺是1:39 000 000。生态学中的大尺度通常指较大的空间范围,对应于小比例尺、低分辨率;而小尺度则对应于大比例尺和高分辨率。

3) 生态转换(ecological scaling)是指用幂函数来测定一个变量的变量(如呼吸)随身体大小的变化,通常有一个非整数指数。如呼吸耗氧量等于身体质量^{3/4},如果身体大小为两倍,氧的消耗为 $2^{3/4}=1.7$,而不是2。

4) 绝对尺度(absolute scale)和相对尺度(relative scale):绝对尺度是指实际的面积、时间等,但若需要考虑一个动物在景观中不同点之间移动单位距离所需要的能量时,就涉及到相对尺度。如当乌鸦被山峰或峡谷阻隔时,为了穿越山峰,其飞行的彼此最近的两个点可能相隔很远,这会消耗大量的能量;但如从平面上将飞行的两点连接,就存在一个较短的相对距离。相对尺度可由某种函数关系将绝对尺度转换而来。

第二节 尺度在生态学研究中的重要性

生态学研究与尺度问题有着密切的关系。首先,许多生态问题通常存在于几十年的时间长度和大的生态系统空间范围内;但对应的大多数变量只能在短时间、小范围内直接测定,而且大多数速率变量只能现场测定,这样就只剩下很少的变量(如海洋的颜色)能通过遥感在大面积内加以测定;其次,小尺度上测得的格局在大尺度上不一定存在,在小尺度上占主导的过程在大尺度上不一定占主导地位。因此,这些生态问题的解释不能在不同的尺度内自动类推,小尺度测得的变量不能上推到大的尺度上。

在强调大尺度问题的同时,生态学家也更加清楚在他们的研究中选择不同的尺度意味着什么。越来越多的研究表明,一个生态问题的结论在很大程度上取决于研究所界定的尺度。也就是说,改变样方或整个研究范围的大小会导致不同的结果或格局,而看起来非常不一样的结果也许仅仅是由于研究中采纳了不同的尺度所致。

此外,尺度在20世纪80年代之所以受到人们广泛的关注,是由于地球上的环境问题变得越来越严重,酸雨、全球气候变化、生境破碎化和生物多样性保护等成为人类面临的最紧迫问题,尽管这些问题可能最初发生在较小的尺度上,但很快就可能在更大的尺度上转移扩散,以致引起全球性问题,因此这些问题的认识 and 解决都要求在大尺度上理解格局和过程。

尺度问题的主要性可以用图 1-2 直观的加以说明,图 1-2 是关于在自然背景下由污染引起的底栖无脊椎动物数量变化的分析,调查地点位于新西兰的曼努考海港。污染问题最初是由点源排放引起的[图 1-2(a)左下部分],但连续的点源排放加上潮汐的混合作用使这一区域的污染变成更大尺度上的问题[图 1-2(a)右上角]。在研究底栖无脊椎动物(半鳃类)数量变化时,由于受人力和物力的限制,调查区域只能在比实际问题小得多的范围内进行[图 1-2(b)中部]。小尺度调查得出的结论是半鳃类种群的迁移速率超过其死亡率。实际上种群死亡率的变化很难准确监测到,因为总有一定数量的个体进出在取样的边界区[图 1-2(c)]。因此,小区域取样得出的结果不能真正反映半鳃类种群数量在这一地区的变化。

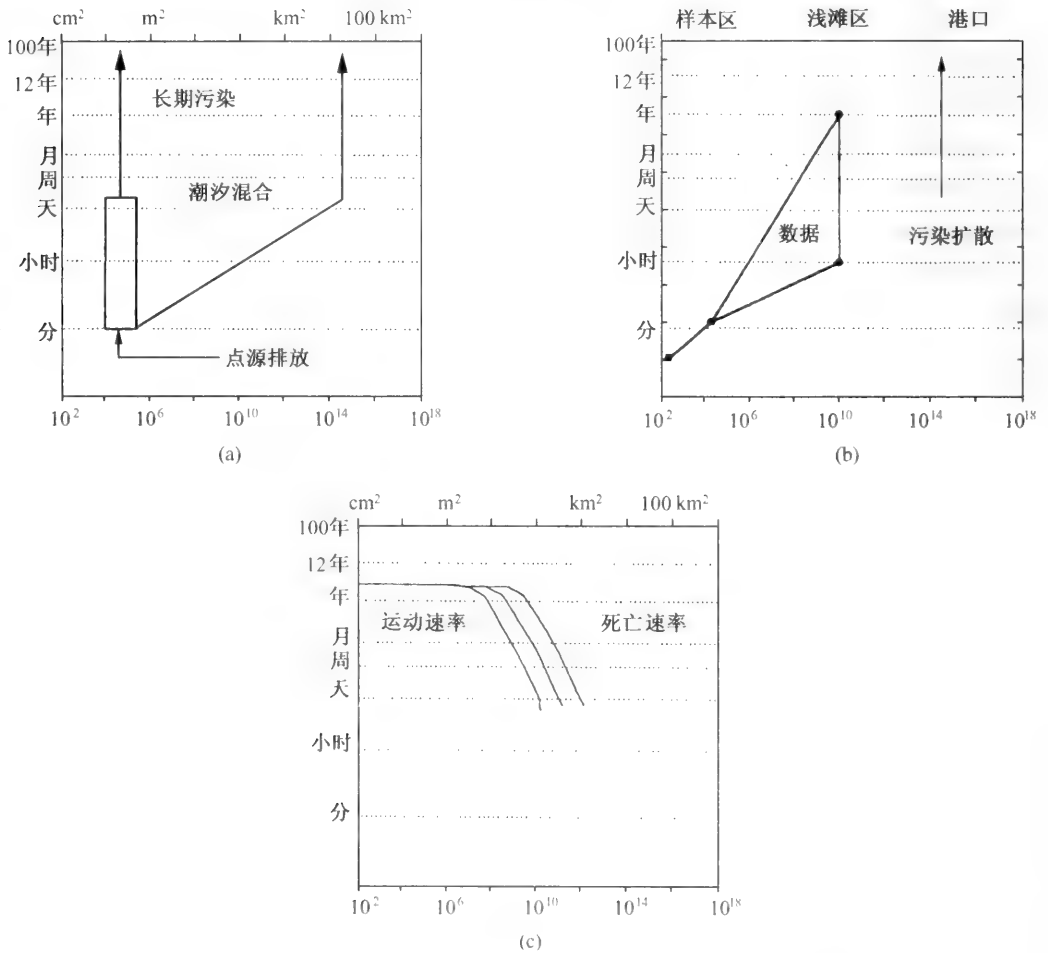


图 1-2 生态学中的尺度问题(仿 Schneider et al., 1997)

监测污染物对海岸带分布的底栖无脊椎动物的影响:(a) 污染物的点源释放被混合(奥克兰的曼努考港,新西兰);(b) 为了分开底栖生物种群的自然变化和由污染引起的变化,取样数据;(c) 在观测和实验的尺度上,半鳃类(*Macomona liliana*)的运动速率超过死亡率

关于尺度问题的一个最为经典的例子是有关生物多样性损失方面的研究。通常物种消失现象在生态系统尺度水平上表现最为明显,然而我们不可能调查整个生态系统,只能选取较小的面积取样,但这种取样方法很难获得全面的物种变化的数据。种类数目通常不能直接用面积来衡量,因为种群数量与取样面积的大小并非一定呈线性相关(图 1-3)。

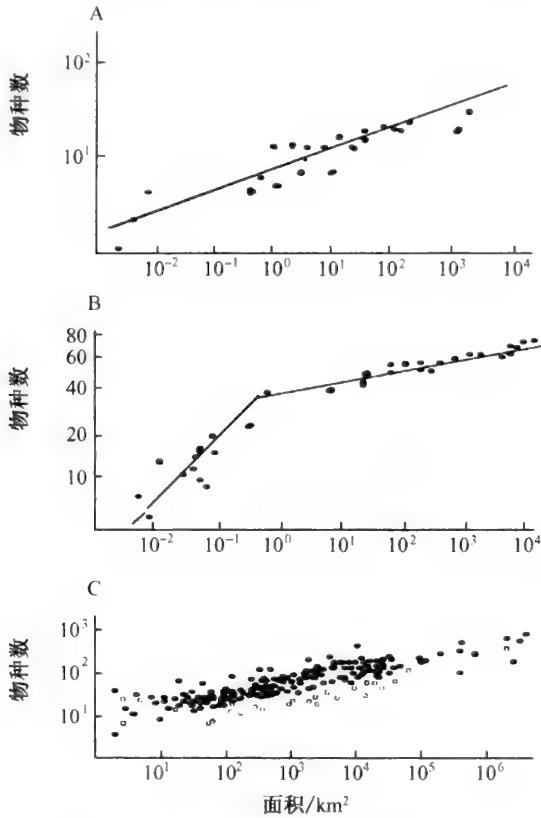


图 1-3 物种-面积关系图(仿 Wiens, 1989)

A: Cortez 海中 24 个海岛的物种-面积图; B: 所罗门群岛上鸟类的物种-面积图,描述了非线性关系;C: 热带和亚热带海洋中岛屿上的鸟类的物种-面积图,表示岛屿大小与距离大陆之间的相互作用。图中,空心方块表示距离附近最大的大陆陆地大于和等于 300 m 的岛屿,实心的圆圈表示距离附近最大陆地小于 300 m 的岛屿

这里再举一个有关调查大型渔场鱼苗(鲑鱼)更新变化的例子。这个渔场位于美国东部沿海,渔场的范围几个世纪以来不断扩大,一直扩展到北美东北部的整个大陆架,但 20 世纪 90 年代初开始衰落。此后,鲑鱼的产卵和 1 年龄鱼苗的繁殖场所则被限制在沿岸水域,而且还要有适宜的生境。为了分析鲑鱼种群的更新变化,科学家们对渔场鲑鱼种群展开了调查,生境的调查可以在多个海湾或岸带空间范围内进行,但与生境相关的鱼群密度的直接测定则只能在几百平方米的范围用拖网来完成,即使在几百平方米的小范围内,生境条件也是高度异质的。因此,研究对象的面积与所观测的面积比不能被用来估计鱼群的数量,从小尺度上直接测得的数据也不能预测大尺度上的鲑鱼种群的数量变化(Schneider, 2001)。实际上现在已经没有生态学家试图用小样方获得的结果来直接推测

解释物种消失的原因。

对生态学家来讲,生态尺度问题既使他们感到困惑,同时又为众多生态学问题的解决提供了一个新的突破口,这也反映了尺度问题在生态学研究中的重要性。

第三节 尺度概念在生态学中的兴起历程

生态学家们对尺度概念的认识经历了从简单的文字表达到图形描述和数学定量的过程。

一、文字表达阶段

尽管尺度一词本身是一个较老的概念,但人们对尺度概念重要性的认识则始于 20 世纪 70 年代,到了 80 年代这一概念在生态学领域中的应用迅速增多。根据 Schneider (2001)对 *Ecology* 和 *Ecological Monographs* 两种英文生态学杂志的电子版本中发表的文献所做的统计,发现空间尺度(spatial scale)一词最早出现于 70 年代初期 Marten (1972)和 Wiens (1973)的文章中,到了 80 年代出现频率呈指数增加,是每年期刊发表文章增加数目的 10 倍,在 10 年中尺度一词成为这两种期刊文章中最常见的术语。现在这两种出版物中每年大约有 15%的文章使用尺度的概念。尺度一词除了在现代生态学领域有很高的使用频率外,在相对古老或人们不太熟悉的生态学领域里也表现出类似的趋势。如远海鸟类的生态学研究。空间或时间尺度(space or time scale)一词在这些领域中的使用最早出现在 1980 年,之后在 1980~1990 间每年以 18.9%的速度增长。

二、图形描述阶段——时空图

随着人们对尺度概念的日益重视,对尺度的认识也逐渐从文字表达发展到图形描述。用图形来反映时空尺度最早出现于 1978 年的生态学文献中。当时 Steele 把 Stommel (1963)在《自然海洋学》一书中表示海平面时空变化的三维时空图进行了适当修改,用图中的时空坐标重新绘制了两个新的不同的时空图。其中,一个图用来表示浮游植物、浮游动物和鱼类斑块的时空变化,这个图属概念图,仅表达所述现象的尺度[图 1-4(a)]。5 年后,这种概念性的时空图出现在陆生生态学研究的文献中(Delcourt et al., 1983)。另一个图是用来比较单艘船只海洋学研究调查的覆盖范围与使用几艘船只的海洋学项目调查的覆盖范围的时空尺度的差异[图 1-4(b)]。13 年后类似图形出现在陆地生态学的研究中。

此后,Horne 和 Schneider(1994)又对 Steele (1978)的图进行了进一步修改,并采用临界尺度(critical scale)来反映在某种优势的动力学系统中尺度的变化情况图中的等高线用来指示时空尺度,两种速率具有同样的大小次序,在大尺度上一种速率占优势,而在小尺度上为另一种速率占优势。[图 1-2(c)]表示出底栖半鳃类动物中相对于死亡率的种群运动的临界尺度。与[图 1-2(b)]相比显示出实验数据出现在“尺度功能区”,在这

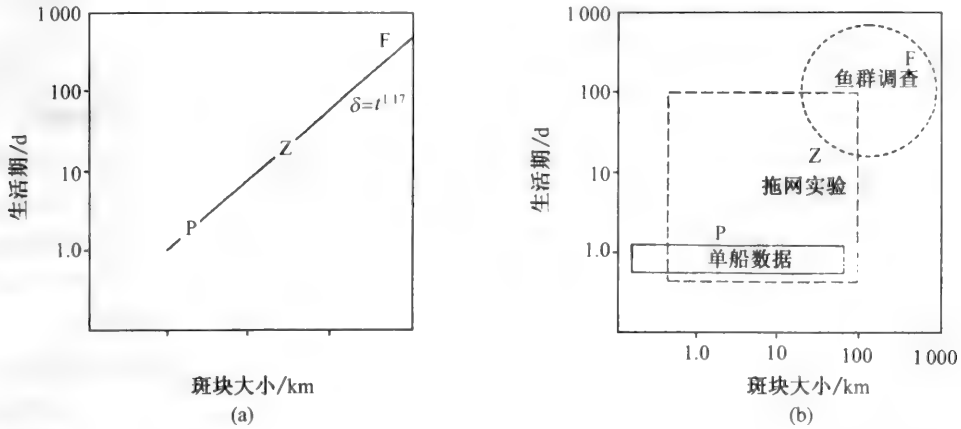


图 1-4 在生态学中第一次使用的时空图(仿 Steele, 1978)

(a) 显示浮游植物(P)、浮游动物(Z)和鱼类(F)的生活期(d)与斑块大小(km)的时空概念图, 直线表示由幂函数测定的混合尺度; (b) 不同类型取样计划显示的时空尺度图

一区域, 由动力学(运动速率)而不是统计学(死亡率)占优势。

时空图在对研究生态问题的时空尺度和研究计划完成能力进行比较时很有用处。如 Firbank (1991) 在农业研究中用这种图比较了实验和调查的时空尺度的差异。一般来说, 野外调查的空间尺度超过 10 km 的范围, 时间尺度从几天到十几年; 但实验的空间尺度仅为 1 m, 时间尺度为 1~100 年。

三、定量阶段

在生物学和生态学领域, 尺度的定量化目前已成为一种趋势, 在定量化过程中最有用的概念是跨度和幂函数。

(一) 跨 度

在有效时空图(instrumental ST diagram)中, 跨度被认为是两点之间的距离, 跨度等于规模(extent)与分辨率(resolution)之比。如[图 1-4(b)]所示, 多船拖网实验的跨度为 $100 \text{ km} / 0.8 \text{ km} = 125$; 而鱼群调查的跨度为 $1000 \text{ km} / 20 \text{ km} = 50$ 。跨度的想法可以广泛应用, 如具有分辨率为 0.001 m 的 1 m 长的棍子的跨度是 $1 \text{ m} / 0.001 \text{ m} = 1000$ 。用 $50 \text{ m} \times 100 \text{ m}$ 样方取样的 200000 km^2 跨度内调查的跨度为 $200000 \text{ km}^2 / 0.005 \text{ km}^2 = 4 \times 10^7$ 。一个表示种群动态的数学模型(时间为 3 年, 间隔为半天)有一个 $1095 \text{ d} / 0.5 \text{ d} = 2190$ 的跨度, 若时间步长减少一半, 跨度将增加 1 倍, 为 4380。

(二) 幂函数及其应用

(1) 幂函数(power laws)

跨度作为一种定量概念自然形成幂函数。幂函数通常被用来表示两个不同量的跨度

之间的数学关系的跨度与另一个量之间呈指数变化。就等比例关系而言,其冥函数的指数为 1。如有机体不管大小,其体积与质量之比的指数为 1。 $(\text{体积}_大/\text{体积}_小)=(\text{长度}_大/\text{长度}_小)^1$ 。

对几何学比例来说,指数是整数或整数之比。如几何体的体积和长度的比例关系为 $(\text{体积}_大/\text{体积}_小)=(\text{长度}_大/\text{长度}_小)^3$ 。有机体通常被认为是几何体,但事实上它们有不规则或分形的表面同时也包含着不规则或分形的内部环境(Mandelbrot, 1977)。对不规则或分形比例来说,一个量的跨度与测量相关的指数就不是整数。如对一条不规则河流长度的测量: $(\text{河流粗尺度}/\text{河流细尺度})=(\text{标尺长}/\text{标尺短})^{-0.3}$,这条河流的分维数 $D_f = 1 - (-0.3) = 1.3$;河流一条线(分维数为 1)不规则,但不像平面那样不规则,平面的分维数为 2。

在生物学中常见的幂函数通常以一种隐含潜在跨度的形式出现。幂函数就等于一个量的跨度按指数为 β 的形式变化,即 $Q(M)/Q(M_0) = (M/M_0)^\beta$ 。

直到最近,生态学中幂函数的使用主要来自对物种-面积曲线或身体-大小的异速生长的研究结果。

(2) 转换理论(scaling theory)

物种-面积曲线或身体-大小异速生长的幂函数关系不是来自于理论推导,而是一种经验模型,是由实验数据回收估计的结果。这种经验模型并不满足 Hempel 提出的成为理论的标准,即一个理论必须能阐明导致结果的条件,并且这些结果能用数据加以检验。

不过也有几个转换理论满足 Hempel 的标准。一个例子是由 Sarrus 和 Rameaux (1839) 提出的呼吸速率与几何表面的比例关系,依次推导出呼吸速率为体积 $^{2/3}$,进而为质量 $^{2/3}$ 的尺度变化。

另一个例子是 Widom (1965) 和 Wilson (1971) 提出的一个无组织的物理系统中当局部之间的相互作用接近某个临界状态时可以产生幂函数。Milne (1988) 把系统动态接近临界状态时描述结构的幂函数的出现称为普遍性尺度(universal scaling)或复杂性理论(complexity theory)。Bak 等(1988)把具有倾向于导致临界状态的空间异质性的系统称为自组织系统。一个自组织临界度的例子是巴拿马的 Barro Colorado 岛的热带雨林中呈幂函数变化的林窗分布(Solé and Manrubia, 1995)。林窗可在多尺度上形成,因为藤本将多棵树缠绕在一起,导致几棵树倒下,形成的林窗大于单棵倒下形成的林窗。在种群生物学中,Levin 和 Pacala(1997)总结出在病害扩散的时候,局部小尺度格局之间的相互作用导致大尺度格局的形成。

(3) 幂函数的潜在应用

尽管上述几个有关偏离尺度的动力学理论的例子不一定能在生态学中统一的理论,但生态学中大量熟悉的问题可用这一理论加以分析。一个广为熟知的例子是关于在孤立系统中(如岛屿、湖泊)物种的数量。如果绝灭所导致的种类数目的损失多次作用于通过占领或演化来积累的数量,那么潜在的动力学将满足形成幂函数的条件。岛屿生物地理学(MacArthur and Wilson, 1967)提出了在一个孤立的生态系统中种类损失与占领的平衡理论。但偏离尺度的动力学提出了一个更具包容性的理论,即既可以平衡又可以不平

衡,这取决于物种的损失量是否以一个滞后的时间作用于增加量。

Meta 种群分析(Levins, 1969)的焦点是临界点,在临界点上重新占领的数量可弥补局部绝灭的个体的数量。

景观生态学的焦点是相对于空间结构(如生态交错区)背景的生态过程。对生境结构的分维描述变得越来越平常。Milne(1997)列举了有关老鹰、啄木鸟、金花鼠和兔子的例子。生态交错区的幂函数(分形)结构意指多旋回的消长速率在起作用(如金花鼠与兔子,草与树木的消长等)。在景观生态学中,人们希望无论何时用幂函数来描述生境结构时,都能找到一些可以多旋回起作用的反作用速率。

在进化的时间尺度内,物种数量的变化可以认作是物种绝灭率作用于物种形成速度的结果。如果这些反作用速率相对于彼此多旋回的相互作用,似乎是可能的,那么幂函数作为将在整个时间段内对物种数目的纪录中出现。

第四节 尺度选择和尺度转换

对生态学格局和过程变化的认识、评价和预测需要有正确的尺度。不同尺度之间的准确转换需要进行尺度分析,这是生态学研究的重要课题。尺度分析涉及到前面所述的三个重要概念:即跨度(scope)、粒度(grain)和规模(extent)。

一、尺度选择

尺度选择关系到尺度研究中的试验设计和信息收集,是研究的起点和基础。理论上尺度选择应该是把生物、非生物和人类过程关联起来的最佳尺度。但是,尺度选择却经常按照人的感知能力或技术和逻辑关系的限制来完成。O'Neill 等人在研究景观格局时认为粒度应该比研究的空间跨度小 2~5 倍,而对于优势度、形状和聚集度等景观结构指标为避免误差,取样面积比斑块大 2~5 倍。实际上尺度的选择受到一系列因素的影响和制约。如项目的规模、目标、任务、资助强度、时限等,研究对象的性质和复杂程度等。因此,尺度选择通常具有层次性,包括核心尺度、小尺度组分和大尺度背景三个层次。Levin (1992)强调,不存在一个单一正确的尺度来描绘一个系统并不意味着所有尺度都具有同样的作用,或者说不存在尺度转换。

建立识别特殊问题正确尺度的原则仍然是目前研究的焦点。生态学家必须承认识别“正确”的尺度仍需科学方法和研究技巧的组合,现在显然还没有令人满意。以下介绍几种目前使用的尺度选择的方法。

(一) 空间统计学方法

空间统计学的发展为识别尺度提供了许多有用的方法。例如,O'Neill(1991)用空间统计学方法分析了三个不同地点的植被样带的的数据,判断是否能识别出多尺度格局。数据分别来自新墨西哥州的半干旱草地,田纳西州的落叶林中的疏林地和华盛顿的一个灌丛-草原系统。分析结果显示,从三个地方都可以识别出 3~5 个尺度的格局。

空间统计技术也可以用来识别相互关联的连续采样点的空间尺度。尺度间比较的数据,当其相关度为零时,可以被认为统计上独立的,这是许多统计检验的一个重要假设。Pearson 等人(1995)用这种方法识别出距离范围,在这个距离上有蹄类动物觅食强度的测定是自相关的。在识别出这些关系后,为了选择比相关尺度更大的观测,数据被重新取样。于是,重新取样的数据就满足回归分析的数据独立性标准的要求,回归分析被用来反映觅食强度与环境异质性之间的关系。

(二) 多元回归分析

多元回归分析被用来定量不同尺度的一组变量的解释性函数(explanatory power)(Pearson, 1993; Pearson et al., 1995; Gergel et al., 1999)。这种方法被广泛应用于分析美国佐治亚州冬季鸟类出现的频率和丰富度与山麓和不同空间尺度上环境变量之间的关系。这一方法已经证实没有一个单一的合适尺度可被生态学家们用来分析他们的数据。而且一套合适尺度的识别,或称多尺度分析(multiscale analysis),在尺度识别这门科学逐步完善的过程中必定继续被使用。

此外,诸如生态邻里(ecological neighborhoods)(Addicott et al., 1987)这样的概念使用频率分度为有机体行为的时空组分确定正确的分析尺度。首先,选取一个过程,如觅食或繁殖;然后,为了确定与这个过程相关的空间尺度并对有机体的活动进行监测。那么,能够包括与过程相关的有机体活动的大部分空间范围(或相关的时间长度)就是这个过程的合适尺度。

二、尺度转换

尺度转换(scaling)就是不同尺度之间的辨识、推测和预测。不同尺度上生态实体和过程的性质受制于相应的尺度,每一尺度上都有其约束体系和临界值。

尺度转换包括尺度上推(scaling - up)和尺度下推(scaling - down),可以通过控制模型的粒度和规模来实现。尺度上推的议题一直是景观生态学研究的探索性前沿问题。生态学家们仍然感到困惑的是当大多数测定在相对较小的尺度内完成后还要在大的尺度上做出预测。那么怎样才能做出预测?目前的认识状况如何?尺度上推的挑战在于①正确地说明小尺度信息的时空异质性;②正确地将这种异质性综合到更大的尺度(King, 1991)。

尺度上推最简单的方式就是通过增加在一个尺度上测定次数来预测更大尺度的变化。例如,如预测 10 000 hm^2 森林的静态生物量,可通过增加对样地生物量重复测定的次数来作为 10 000 的因数。这种方法是假定系统的性质不随尺度变化,并且大尺度系统的行为像平均的较小尺度系统的行为。但这种方法具有片面性,因为它不能解释在转换过程中时间或空间的变异性,并且忽视了研究的变量随着尺度的变化呈非线性的变化(Rastetter et al., 1992)。

尺度下推也十分重要。例如,用来模拟全球气候潜在变化的大气环流模所预测的温度和降水量格局有 1°或 2°经度和纬度的粗的分辨率,然而降水和温度在 100 $\text{km} \times 100 \text{ km}$

大小的范围内都有很大的变化,并且这种变异性对局部的生态过程是十分重要的(Lynn et al., 1995; Russo and Zack, 1997)。这需要发展好的尺度下推方法。

当然,由于生态系统的复杂性,尺度转换通常借助于数学模型或计算机模拟来完成。在同一尺度域内,由于过程相似,尺度转换比较容易,模型简单适宜,预测性高;但当跨不同尺度域时,由于不同过程在不同尺度上起作用,尺度转换就复杂化了。经常会出现混沌、灾变或其他难以预测的非线性变化。尽管目前使用的尺度转换方法很多(吕一河和傅伯杰,2001)但结果仍不能让人满意。常见的有:

1) 图示法。如前所述,图示法是将变量或属性值以图形方式直观表示,揭示其规律性,是最为简便易行的方法,以获得广泛应用。

2) 回归分析。该方法主要用于尺度的上推,回归模型类型很多,有线性、非线性,一元或多元。在实际应用中根据需要选择适宜度高的模型。

3) 半变异函数。该方法是地统计中空间异质性分析的重要方法。通过比较为特定滞后距离分隔的同一随机变量的不同值,可以在多个尺度上对区域化随机变量的变异性进行度量。

4) 自相关分析。该方法用于描述变量自身的相关性,在一定的滞后距离或时间上可以研究变量在时间上或空间上的自相关特征。它是一种多尺度方法,可用于尺度的上推。时间自相关分析的基础是时间序列,空间自相关的度量是空间自相关指标。

5) 谱分析。常用于时间序列的尺度转换。

6) 分形。多种尺度上的结构变化是分形特色,该方法能同时适用于尺度上推和尺度下推。

7) 小波分析。在空间分析方面,该方法的优势是在格局或模式分解的过程中还能保持和表现等级的信息,适用于时间和空间数据分析,可以对不连续的数据进行很好地近似。

第五节 等级组织理论、格局与尺度

一、等级理论与尺度

等级理论(hierarchy theory)和空间尺度都是在 20 世纪 70 年代末和 80 年代初引起人们的重视,但在生态学中尺度概念的出现则相对较早。

实际上,尺度概念与等级理论是密不可分的。等级理论认为,任何系统都属于一定的等级,并具有一定的时间和空间尺度。等级通常等同于生态学理论中的组织水平(O'Neil et al., 1986)。最简单的组织水平系列是细胞、个体、种群和群落等。其中每一水平都由比它低一级的水平组成,又受比它高一级水平的制约。不过这种简单的等级观还不足以代表生态学中所有的过程和尺度。尺度不等同于组织水平,但等级理论对更深入地理解尺度有帮助。

等级可被看作是一个内在互相联系的系统,在系统内上一个等级不同程度地制约着下一个等级,这取决于这种制约作用的时间长短。在一个等级系统中,不同的等级水平,

其过程的频率是不同的。比如说,一个有机体与其他的个体有机体进行相互作用,因为它们都在同一时空尺度上生存。而有机体就不能与一个生物区系相互作用,因为它们在尺度上处于不同的等级。对于个体有机体来说,生物区系是其生存、发展的相对稳定不变的背景。因此,时间尺度可以作为识别尺度内不同水平的重要标准,并且存在着不同的时间和空间尺度来影响控制作用的运转。

等级理论的一个主要观点是任何研究都要考虑三个等级水平(图 1-5)。首先关注的

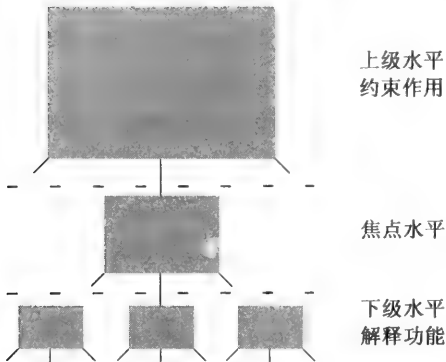


图 1-5 生态学中的等级水平及其功能

的应当是焦点水平 (focal level) 或兴趣水平 (interest level)。焦点水平被定义为问题的函数或研究的目标。例如在回答诸如“昆虫食叶对树木的生长率有何影响?”问题时,就需要将研究焦点放在个体树木上;而当要回答“昆虫食叶对这个景观中活树与死树的分布有何影响?”时,就需要将注意力放在整个森林上。然后我们还必须考虑另外两个水平,即焦点水平之上的那个水平,因为它制约和控制着它的下级水平,是焦点水平的背景;以及焦点水平之下的那个水平,它为焦点水平提供了细节,这些细节被

用来解释在焦点水平上观测到的行为。

来自等级理论的第二个主要的信息是虽然影响一个过程的变量可能随着尺度变化,也可能不随尺度变化,但不同变量的相对重要性却会随着时空尺度的变化而变化。例如,当在一个局部尺度(local scale)上预测植物组织的分解率时,我们需要知道许多这一地点的详细信息,如小气候、环境变量、落叶层的特征,如木质素含量等。然而,如果要在一个地区乃至全球尺度上预测分解率时,我们可能只需要温度和降水量数据(Meeatemeyer, 1984)。现在第一个有关美国西部生长的栎树的幼苗死亡率的例子,许多小尺度上研究的结果发现,栎树幼苗的分解率随着降水量的升高的降低,但在区域尺度上研究的结果则表明死亡率在较干旱的纬度带内呈下降趋势(Neilson and Wullstein, 1983)。

改变时间尺度的效果可用以下这个例子来说明。湖水的取样频度影响了观察到的浮游植物丰盛度与浮游动物丰盛度之间的关系。Carpenter 和 Kitchell(1987)用一个水生生态系统模型来研究生态系统组分间的相关结构。结果发现,当每三天一次测定藻类生产力和浮游动物生物量时,它们的关系显示为负关联;然而如果每六天测定一次的话(此时营养素的季节变化变得非常重要),它们的关系显示为正的。这两个由不同时间或空间尺度分析得出的看似矛盾的不同相关性结果表明了尺度的变化会导致主要过程的变化。同样扩展系统的时间框架也可以导致对于该功能的不同观察结论(Magnuson, 1990)。

等级理论在景观生态学研究显得尤为重要。景观中存在着多尺度的格局,它们的存在是由于正在起作用的多尺度的过程作用的结果。下面来分析一个有关过程可以导致一个架设的森林景观的格局的例子。在大的时空尺度上,地质地貌过程决定了森林景观中基质和土壤的分布,基质和土壤分布的差异影响到森林中树种的分布位置;对正在发育的森林内部来说,大的干扰发生的格局和频度,如火灾或病害流行,可能会导致整个景观

中不同演替阶段的粗粒度格局(a coarse-grain pattern)。此外,像个体树木死亡这种局部过程也可能会导致小的林窗的出现在整个森林景观内。因此,森林群落在任何特定时间内的空间格局可以反映出上述三个在不同时空尺度内起作用的过程。横跨这个景观的森林群落的空间格局的分析可以很好地监测多尺度的格局(Kuuluvainen et al., 1998)。

因此,等级理论告诉我们,应把注意力直接放在事件发生或兴趣尺度(Scale of interest)上,并且对于研究生态系统或景观来说,如果我们改变了尺度,相关的过程甚至我们研究的关系的方向都会发生改变。兴趣尺度必须由所研究问题和兴趣来确定。本文小尺度上的可以被用来解释焦点尺度(focal scale)上发生的现象的细节,而较大尺度上的格局被作为限制速率过程潜在变化的因素(Jurner et al., 2001)。

总的来说,生态学研究不同组织水平上的生物与环境之间的关系,每一层次都有各自的时间和空间尺度(图 1-6)和特殊的生态学问题(表 1-1、图 1-7),此外,生态学问题常常贯穿多个甚至整个组织水平之中。

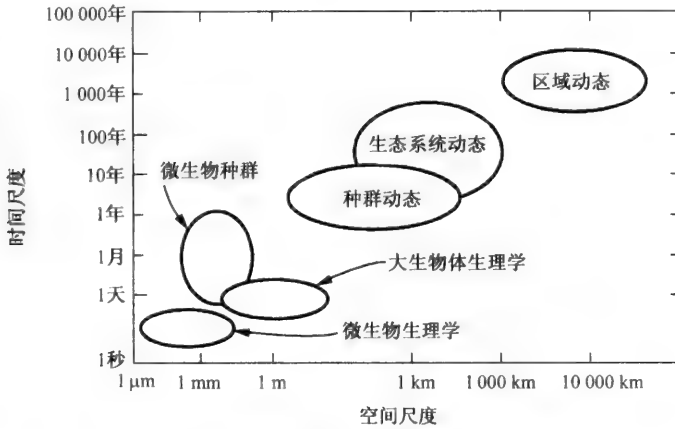


图 1-6 生态学组织水平在时空尺度上的排列

表 1-1 在毒性试验中的生态学组织等级和观察时空尺度

空间尺度	时间尺度	组织水平	
		结 构	功 能
有机体水平的实验室试验($\text{cm}^3\text{--m}^3$)	小时一天	有机体	生 繁 长 殖
微室(microcosm)试验($\text{cm}^3\text{--m}^3$)	天一月	有机体 种群 群落 生态系统	生 产 循 环
野外试验($\text{m}^2\text{--km}^2$)	天一年	有机体 种群 群落 生态系统	生 产 循 环
环境监测($\text{m}^2\text{--km}^2$)	年	有机体 种群 群落 生态系统	生 产 循 环

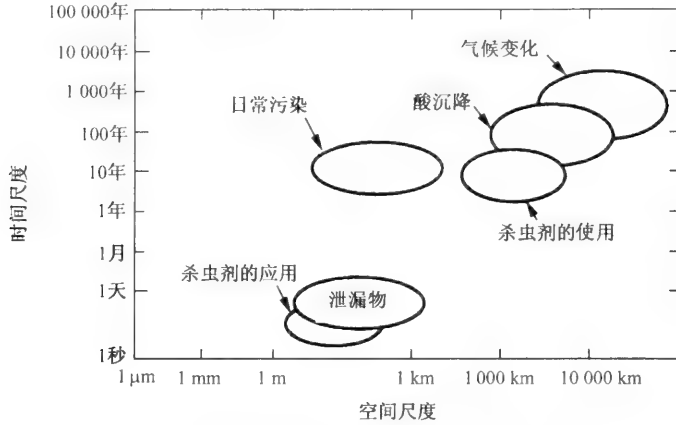


图 1-7 人类引起的风险在不同时空尺度上的排列

二、格局与尺度

格局(pattern)是生物或生态组织水平在时空尺度内的变化式样。不同的组织水平可以表现出不同的式样,如种群的分布可以表现出随机、均匀和集群三种类型,而群落、生态系统或景观的格局可以用斑块(patch)、异质性(heterogeneity)等表示。

格局随着尺度而变化,如在小尺度内可能表现为随机、均匀或集群分布的种群,在大尺度内则为集群分布。对格局的描述就是对变化的描述,而变化的定量需要确定尺度(Levin, 1992)。我们必须寻找时空中变量的格局的定量方法,寻找理解格局随尺度变化的方法和理解格局的原因和结果的方法。这是一项艰巨的工作。这些工作肯定涉及到遥感方法、空间统计技术和其他一些定量大尺度格局的方法。这项工作既需要能揭示机制和探索关系的理论工作,也需要在小尺度上进行的实验和横跨系统的操作来检验假设(Levin, 1992)。尺度和格局是两个无法回避的相互交织在一起的概念(Hutchinson, 1953)。因此,识别格局是识别尺度的前提(Denman and Powell, 1984)。每个个体或种群都在其独特的尺度范围内经历着环境,并以各自独特的方式响应环境的变化。没有对有机体或过程相关的特殊尺度的分析,任何对格局的分析和预测都是没有意义的。

主要参考文献

吕一河,傅伯杰. 2001. 生态学中的尺度及尺度转换方法. 生态学报, 21(12): 2097~2105

邬建国. 2000. 景观生态学——概念与理论. 生态学杂志, 19(1): 42~52

傅伯杰,陈利顶等. 2001. 景观生态学原理及应用. 北京: 科学出版社

Addicott J F et al. 1987. Ecological neighborhoods; scaling environmental patterns. *Oikos*, 49: 340~346

Bak P, Tang C, Wiesenfeld K. 1988. Self-organized criticality. *Physics Review*, A38: 364~374

Carpenter S R & Kitchell J F. 1987. Plankton community structure and limnetic primary production. *American Naturalist*, 124: 159~172

Delcourt H R, Delcourt P A, et al. 1983. Dynamic plant ecology: the spectrum of vegetation change in space and time.

- Quaternary Science Review*, (1): 153~175
- Firbank L G. 1991. The implications of scale on the ecology and management of weeds. In Bunce R G H, Ryszkowski L et al. *Landscape Ecology and Agroecosystems*. Boca Raton (FL): Lewis. 91~103
- Gergel S E, Turner M G et al. 1999. Scale-dependent landscape effects on north temperate lakes and rivers. *Ecological Applications*, (9): 1377~1390
- Horne J K & Schneider D C. 1994. Analysis of scale-dependent processes with dimensionless ratios. *Oikos*, 70: 201~211
- King A W. 1991. Translating models across scales in the landscape. In Turner, M G & R H Gardner, eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. New York: Springer-Verlag. 479~517
- Kuuluvainen T, Kimmo S et al. 1998. Structure of a pristine *Picea abies* forest in northeastern Europe. *Journal of Vegetation Science*, 9: 563~574
- Levin S A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73: 1943~1983
- Levin S A & Pacala S W. 1997. Theories of simplification and scaling of spatially distributed process. In Tilman D & Kareiva P. *Spatial Ecology*. Princeton (NJ): Princeton University Press. 271~295
- Lynn B H, Rind D et al. 1995. The importance of mesoscale circulations generated by subgrid-scale landscape heterogeneities in general-circulation models. *Journal of Climate*, (8): 191~205
- MacArthur R H & Wilson E O. 1967. *Theory of Island Biogeography*. Princeton (NJ): Princeton University Press.
- Magnuson J J. 1990. Long-term ecological research and invisible present. *Bioscience*, 40: 495~501
- Meentemeyer V. 1984. The geography of organic decomposition rates. *Annals of the Association of American Geographers*, 74: 551~560
- Milne B. 1988. Motivation and benefits of complex systems approaches in ecology. *Ecosystems*, (1): 449~456
- Milne B. 1997. Application of fractal geometry in wildlife biology. In Bissonette J A. *Wildlife and Landscape Ecology: Effects of Pattern and Scale*. New York: Springer-Verlag. 271~295
- Neilson R P & Wullstein L H. 1983. Biogeography of two southwest American oaks in relation to atmosphere dynamics. *Journal of Biogeography*, 10: 275~297
- O'Neil R V, Deangelis D L et al. 1986. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton (NJ): Princeton University Press
- Pearson S M. 1993. The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering bird populations. *Landscape Ecology*, 8: 3~18
- Pearson S M, Turner M G et al. 1995. Winter habitat use by large ungulates following fires in northern Yellowstone National Park. *Ecological Applications*, (5): 744~755
- Rastetter E B et al. 1992. Aggregating fine-scale ecological knowledge to model coarse-scale attributes of ecosystems. *Ecological Applications*, (2): 55~70
- Russo J M & Zack J W. 1997. Downscaling GCM output with a mesoscale model. *Journal of Environmental Management*, 49: 19~29
- Schneider D C. 1994. *Quantitative Ecology: Spatial and Temporal Scaling*. San Diego: Academic Press
- Schneider D C. 2001. The rise of the concept of scale in ecology. *Bioscience*, 51(7): 545~553
- Simpson J & Weiner E. 1989. *Oxford English Dictionary*. 2nd ed. Cambridge (UK): Oxford University Press.
- Solé R V & Manrubia S C. 1995. Are rainforests self-organized in a critical state? *Journal of Theoretical Biology*, 173: 31~40
- Steele J H. 1978. Some comments on plankton patchiness. In Steele J H ed. *Spatial Pattern In Plankton Communities*. New York: Plenum. 11~20
- Turner M G, Gardner R H et al. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. New York: Springer-Verlag
- Widom B. 1965. Surface tension and molecular correlations near the critical point. *Journal of Chemical Physics*, 43:

3892~3898

Wiens J A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, (3): 385~397

Wiens J A. 1989. The Ecology of Bird Communities(Volume 1): Foundations and Patterns. Cambridge: Cambridge University Press

Wilson K G. 1971. Renormalization group and critical phenomena. *Physics Review*, B4: 3174~3205

第二章 地球表层的生物群落

第一节 生物群落的基本概念

一、生物群落的定义

生物群落(community, biocoenosis)是指在特定的时间、特定的空间或生境下,具有一定的生物种类组成、具有一定的外貌结构(包括形态结构和营养结构),各种生物之间、生物与环境之间彼此影响、相互作用、并具特定功能的生物集合体。也可以说,一个生态系统中具生命的部分即生物群落。

生态学家很早就注意到,组成群落的物种并不是杂乱无章的,而是具有一定的规律的。早在1807年,德国地理学家 A. Humboldt 首先注意到自然界植物的分布是遵循一定的规律而集成群落的。1890年丹麦植物学家 E. Warming 在其经典著作《植物生态学》中指出,形成群落的种对环境有大致相同的要求,或一个种依赖于另一个种而生存,有时甚至后者供给前者最适之所需,似乎在这些种之间有一种共生现象占优势。另一方面,动物学家也注意到不同动物种群的群聚现象。1877年,德国生物学家 K. Mobius 在研究牡蛎种群时,注意到牡蛎只出现在一定的盐度、温度、光照等条件下,而且总与一定组成的其他动物(鱼类、甲壳类、棘皮动物)生长在一起,形成比较稳定的有机整体。Mobius 称这一有机整体为生物群落。

生物群落中的物种之间、生物与它们所处的环境之间存在着相互作用和影响。Tuxen (1957)认为,生物群落是一个经过生境选择的功能单位,作为一种能够自我调节和自我更新的作用机构,它们处在为了空间、养分、水分和能量而竞争的动态平衡之中,每种成分都作用于所有其他成分,并以生境、产量以及一切生命现象在外观与色彩和时间进程方面的协调一致为特征。

二、生物群落的基本特征

生物群落具有以下基本特征:

1) 具有一定的种类组成。每个群落都是由一定的植物、动物和微生物种类组成的,群落的物种组成是区分不同群落的首要特征。一个群落中物种的多少和每个种的个体数量,是度量群落多样性的基础。

2) 具有一定的外貌和结构。一个群落中的各个种,具有各自的个体密度,分别处于不同的高度,从而决定了群落的外部形态和结构。群落中的特定的生物种,也形成群落特定的营养结构。例如,生活型组成、种的分布格局、成层性、季相、捕食者和被食者的关系

等。但其结构常常是松散的,不像一个有机体结构那样清晰,有人称之为松散结构。

3) 具有一定的动态特征。生物群落是生态系统中有生命的部分,生命的特征就是运动,群落也是如此。群落的动态包括季节变化、年变化、演替与演化。

4) 不同的物种之间存在着相互影响。组成群落的物种间始终存在相互作用、相互适应,从而形成有规律的集合。如森林中上层的乔木为林下植物提供合适的生存环境,而林下植物也对上层植物产生一定影响;森林中植物与动物之间、动物与动物之间,存在着捕食、寄生、竞争、共生、传粉等各种相互关系。

5) 形成一定的群落环境。群落一方面受到环境条件的影响,必须适应所处的环境条件。另一方面,群落对其居住环境也产生重大影响,形成一定的群落环境。如森林群落中光照、温度、水分、土壤等环境条件,与群落外部有显著的不同。

6) 具有一定的分布范围。任何一个群落,只能分布在特定的地段和生境中,不同群落的生境和分布范围不同。地球上的生物群落是按一定的规律分布的。

7) 具有特定的群落边界特征。在自然条件下,有的群落有明显的边界,有的边界不明显,而呈连续的变化。前者见于环境梯度变化较陡,或环境梯度突然变化的情况,而后者见于环境梯度连续变化的情形。

三、生物群落的性质

关于群落的性质,生态学界存在着两种对立的观点。一种观点认为,群落是客观存在的实体,是一个有组织的生物系统,像有机体与种群那样,被称为机体论观点。另一种观点认为,群落并非自然界的实体,而是生态学家为了便于研究,从一个连续变化着的连续体中,人为确定的一组物种的集合,被称为个体论观点。

1. 机体论观点

在植物生态学发展的早期,美国生态学家 F. E. Clements(1916, 1928)曾把植物群落比拟为一个有机体,有诞生、生长、成熟和死亡的不同发育阶段,而这些不同的发育阶段或演替上相关联的群落,可以解释成一个有机体的不同发育时期。他认为这种比拟是特别真实的,每一个顶极群落被破坏后都能够重复通过基本上是同样形式的发展阶段再达顶极阶段。

法瑞学派的创始人 Braun-Blanquet(1928, 1932)和另外一些人(如 Nichols, 1917; Warming, 1909)把植物群落比作一个种,把植物群落的分类看作和有机体的分类相似,正如种是有机体分类的基本单位一样,植物群落则是植被分类的基本单位。在这种比拟中,他忽略了种是一个遗传单位,而植物群落在遗传上与其他相似的群落无关。群落间的从属关系不同于有机体之间的从属关系,它们仅是建立在某种结构和组成特征相似的基础上。

英国生态学家 A. G. Tansley(1920)认为上述有机体的思想过于假设性了。他认为,与一个有机体的严密结构相比,在植物群落中,有些种群是独立的,它们在别的群落中也能很好地生长发育,相反,有些种群却具有强烈的依附性,只能在这样的群落中而不能

在别的群落中生长。因而他强调,植物群落在许多方面是表现为整体性的,应作为整体来研究,这种见解以后就发展成他的生态系统概念。动物生态学家 Elton 和 Mobius 也支持机体论观点。

2. 个体论观点

H. A. Gleason (1926) 认为任何有关群落与有机体相比拟都是欠妥的。因为群落的存在依赖于特定的生境与物种的选择性,但环境条件在空间与时间上都是不断变化的,因此群落之间不具有明显的边界,而且在自然界没有任何两个群落是相同或相互密切关联的。由于环境变化而引起的群落的差异性连续的,前苏联的 R. G. Ramensky 和美国的 R. H. Whittaker 均持类似的观点。他们用梯度分析与排序等定量方法研究植被,证明群落并不是一个个分离的有明显边界的实体,多数情况下是在空间和时间上连续的一个系列(图 2-1)。

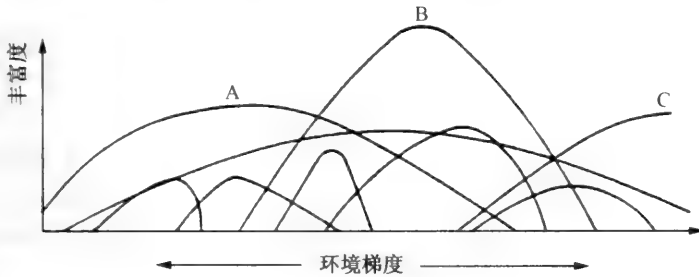


图 2-1 植物种沿环境梯度的分布
A、B、C 为优势种

以上两派因研究区域与对象不同而各持己见。还有一些学者认为,两派学者都未能包括全部真理,显示的自然群落,可能处于个体论到机体论的连续谱中的任何一点。

第二节 生物群落的种类组成和种群特征

一、群落的种类组成

群落的种类组成是指群落所含有的生物种类。任何一个群落,都是由一定的生物种类所组成的,种类组成是决定群落性质最重要的因素,也是鉴别不同群落类型的基本特征。群落学研究一般都对分析种类组成开始。

(一) 种类组成的特点及测定

为了登记群落的种类组成,通常要对群落取样调查。调查常用样方法进行,即在群落中确定若干样方,记录样方中的生物种类。样方通常随机确定,也可用其他规则确定。样方的大小因群落而不同。样方总面积(即取样面积)以不小于群落的最小面积为宜。群落

的最小面积因不同群落而不同。群落种类越丰富,最小面积则越大。例如,我国云南及海南的热带雨林的最小面积约为 2 500 m²,广东南亚热带常绿阔叶林的最小面积约 1 200 m²,北方针叶林约 400 m²。

(二) 种类组成的区系分析

区系分析是从区系学角度,对群落的种类组成加以分析,确定群落种类组成中有哪些区系成分,这些区系成分在群落中起着什么样的作用等。区系分析对阐明群落的发生、起源、特性、类型等具有重要意义。

根据不同原则和特点可将区系成分划分为地理成分、发生成分、历史成分、生态成分等。其中以地理成分、发生成分和历史成分在区系成分分析中最为重要,不少人认为一般所称区系成分,指的是地理成分。

1. 地理成分分析

地理成分(geographical element)分析是以地理分布原则,来分析群落的种类组成。例如,R. Good(1956)根据被子植物科的地理分布特点,把它们分为 6 大类:世界和亚世界分布科、热带分布科、温带分布科、间断分布科、特有科以及特殊分布科。把属也划分为 6 大类:世界和亚世界分布属、热带分布属、温带分布属、间断分布属、特有分布属以及其他广布属。在其他广布属中包括:美洲属、北太平洋属、欧亚属、非洲属、亚洲属、澳大利亚属、非洲-亚洲-澳大利亚属、亚洲-澳大利亚属。吴征镒等(1983)曾把我国种子植物 301 科划分为 6 个分布区类型和 19 个亚型(表 2-1),把 2 980 个属划分为 15 个分布区类型和 31 个变型(表 2-2),对种的地理成分也进行了划分。

表 2-1 中国种子植物科的分布类型(吴征镒,王荷生,1983)

分布类型和亚型	科 数	占科总数 百分比/%	分布类型和亚型	科 数	占科总数 百分比/%
一、世界分布	47	15.6	11 旧大陆热带	4	1.3
二、热带分布	158	52.5	12 全温带(南、北温带)	13	4.3
1 泛热带	99	32.9	13 东亚-北美	17	5.6
2 亚非热带及美洲	6	2.0	14 东亚-智利	1	0.3
3 亚澳热带及美洲	6	2.0	15 东亚	14	4.7
4 亚洲热带及美洲	6	2.0	四、地中海和泛地中海区分布	6	2.0
5 美洲热带及非洲	2	0.7	16 地中海区	3	1.1
6 旧大陆热带	11	3.7	17 地中海区及东亚	1	0.3
7 亚洲热带及非洲	4	1.3	18 地中海区及美洲	1	0.3
8 亚洲热带及非洲	5	1.7	19 泛地中海区	1	0.3
9 欧洲热带	18	5.9	五、南半球分布	9	3.0
三、温带分布	77	25.6	六、中国特有分布	4	1.3
10 北温带	28	9.2	合 计	301	100

表 2-2 中国种子植物属的分布区类型(吴征镒,王荷生,1983)

分布区类型和变型	科 数	属 数	占属总数/%
一、1 世界分布	51	108	
二、泛热带分布及其变型		372	13
2 泛热带	112	326	
2a 热带亚洲、大洋洲和南美洲间断	16	20	
2b 热带亚洲、非洲和南美洲间断	19	26	
三、3 热带亚洲和热带美洲间断分布	52	89	3.1
四、旧大陆热带分布及其变型		163	5.7
4 旧大陆热带	66	135	
4a 热带亚洲、非洲和大洋洲	22	28	
五、热带亚洲至热带大洋洲分布及其变型		150	5.2
5 热带亚洲至大洋洲	67	149	
5a 中国(西南)亚热带和新西兰间断	1	1	
六、热带亚洲至热带非洲分布及其变型		151	5.2
6 热带亚洲至热带非洲	58	141	
6a 华南、西南至印度和热带非洲间断	3	4	
6b 热带亚洲和东非间断	6	6	
七、热带亚洲分布及其变型		542	18.8
7 热带亚洲(印度-马来西亚)	91	386	
7a 爪哇、喜马拉雅和华南、西南星散	19	26	
7b 热带印度至华南	28	43	
7c 缅甸、泰国至中国西南	17	25	
7d 越南(或中南半岛)至华南或西南	36	62	
八、北温带分布及其变型		296	10.3
8 北温带	70	214	
8a 环极	9	13	
8b 北极-高山	7	10	
8c 北极-阿尔泰和北美间断	2	2	
8d 北温带和南温带间断	25	52	
8e 欧亚和南美洲温带间断	3	4	
8f 地中海区、东亚、新西兰和墨西哥至智利间断	1	1	
九、东亚和北美洲间断分布及其变型		117	4.1
9 东亚和北美洲间断	61	115	
9a 东亚和墨西哥间断	2	2	
十、旧大陆温带分布及其变型		157	5.5
10 旧大陆温带	32	105	

续表

分布区类型和变型	科 数	属 数	占属总数/%
10a 地中海区、西亚和东亚间断	18	26	
10b 地中海区和喜马拉雅间断	8	8	
10c 欧亚和非洲南部(有时也在大洋洲)间断	9	18	
十一、11 温带亚洲分布	20	63	2.2
十二、地中海区至中亚分布及其变型		166	5.8
12 地中海区、西亚至中亚	33	148	
12a 地中海区至中亚和南美洲、大洋洲间断	5	6	
12b 地中海区至中亚和墨西哥间断	1	1	
12c 地中海区至亚洲、大洋洲和南美洲间断	5	5	
12d 地中海区至热带非洲和喜马拉雅间断	2	2	
12e 地中海区-北美洲、中亚、北美西南部、智利和大洋洲(泛地中海区)间断	4	4	
十三、中亚分布及其变型		112	3.9
13 中亚	17	69	
13a 中亚东部(亚洲中部)	7	10	
13b 中亚至喜马拉雅	11	23	
13c 西亚至喜马拉雅和中国西藏	4	4	
13d 中亚至喜马拉雅-阿尔泰和太平洋北美洲间断	3	6	
十四、东亚分布及其变型		298	10.4
14 东亚(东喜马拉雅-日本)	40	70	
14a 中国-喜马拉雅	51	133	
14b 中国-日本	48	95	
十五、中国特有分布	73	196	6.8
总 计	301	2 980	100

2. 发生成分分析

发生成分(genetic element)是按种的起源地划分的成分。主要目的在于确定种(或属或科)的原产地而不考虑它们的现代地理分布。划分发生成分应当以一切近亲种的专题研究以及它们分布区的详细研究为依据,只有这样才能确定它们的真正原产地,这是相当困难的,因为许多区系在发生学方面并未弄清楚。

3. 历史成分分析

以植物的历史成分(historical element)分析为例,它是根据植物区系的各个组成部分在该区域内出现的时间确定的。确定植物的历史成分,首先必须借助于化石资料,同时结合它们分布区的时空变化以及分类系统上的位置。通过群落历史成分分析,有助于理

解它的起源和与其他类型的亲缘关系。

(三) 种类组成的群落成员型

根据种在群落中的作用,可以划分不同的群落成员型。下面是植物群落研究中常用的群落成员型。

1. 优势种与建群种

对群落的结构和群落环境的形成起主要作用的种称为优势种(dominant species),它们通常是那些个体数量多、盖度大、生物量高、生命力强的种,即优势度较大的种。群落不同的层次可以有各自的优势种,其中,优势层的优势种称为建群种(constructive species)。比如森林群落中,乔木层、灌木层、草本层常有各层的优势种,而乔木层的优势种即为建群种。建群种对群落环境的形成起主要的作用。在热带、亚热带森林群落中,各层的优势种往往有多个。

2. 亚优势种

亚优势种(subdominant species)指个体数量与作用都次于优势种,但在决定群落性质和控制群落环境方面仍起一定作用的种。英美学派和前苏联学派把群落非优势层的优势种,或具有季节性优势的种,称为亚优势种或次优势种。

3. 伴生种

伴生种(companion species/common species)为群落的常见种,它与优势种相伴存在,但在决定群落性质和控制群落环境方面不起主要作用。

4. 偶见种或罕见种

偶见种或罕见种(rare species)是指那些在群落中出现频率很低的种,多半数量稀少。偶见种也可能偶然地由人们带入或随着某种条件的改变而侵入群落中,也可能是衰退中的残遗种。有些偶见种具有生态指示意义,有的还可作为地方性特征种来看待。

二、群落的种群特征和动态

在自然界,没有一个生物个体能够单独存在,它或多或少、直接或间接地依赖别的个体而存在。生态学上把特定时间和空间范围内同种生物个体的集合称为种群(population)。群落是由种群构成的,因此种群是群落的基本结构单位,也是基本的功能单位。

(一) 种群的基本特征

1. 种群的大小

种群全部个体数目的多少称为种群大小。

2. 年龄结构和性比

种群的年龄结构(age structure)指不同年龄组成的个体在种群中的比例和配置情况。种群的年龄结构通常用年龄金字塔表示(图 2-2)。根据年龄金字塔的形状,种群可划分为三种类型:增长型种群、稳定型种群和衰退型种群。

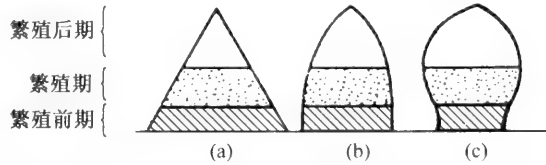


图 2-2 增长型种群(a)、稳定型种群(b)和衰退型种群(c)年龄金字塔模式图

1) 增长型种群。年龄结构呈典型的金字塔型,基部宽,顶部窄。显示种群有大量的较低龄个体,而较高龄个体较少,较低龄个体除了补充较高龄个体外还有剩余,所以种群数量随着时间呈上升趋势。

2) 稳定型种群。年龄金字塔图和较低龄与较高龄个体的比例介于增长型种群和衰退型种群之间。较低龄级进入较高龄级的个体数与较高龄级进入更高一级的个体数及死亡的个体数之和接近,所以种群大小趋于稳定。

3) 衰退型种群。年龄金字塔或多或少呈倒金字塔型,即种群中有较高比例的较高龄个体和较低比例的低龄个体,较低龄进入较高龄的个体数不足以补充后者进入更高一级的个体数及死亡的个体数,种群个体趋于减少。

必须指出,图 2-2 显示的是三种类型的模式,三种类型的年龄金字塔形状还与种群的死亡率、种群的寿命等有很大关系。

3. 种群的出生率和死亡率

出生率(natality)是指种群产生的新个体占总个体数的比率。这里的出生是一个广义的概念,包括分裂、出芽(低等植物、微生物)、结籽、孵化、产仔等多种方式。出生率有绝对出生率和相对出生率两种表示方法。

$$\text{绝对出生率为: } B = \Delta N_n / \Delta t$$

$$\text{相对出生率为: } b = \Delta N_n / (N \cdot \Delta t)$$

式中, N 为种群的总个体数, ΔN_n 为新产生的个体数, Δt 为时间增量。

一般情况下人口出生率是以相对出生率表示,如 1983 年我国的人口出生率为 18.62‰,即每 1000 人每单位时间(1 年)的出生数。此外,种群的出生率也可用特定年龄出生率表示。特定年龄出生率是按不同的年龄组计算其出生率,如 2 龄野兔平均每个雌性个体每年可产生 4 只幼兔,而 1 龄野兔平均每个雌性每年只产 1.5 只幼兔。根据特定年龄出生率不仅可以知道整个种群的出生率,而且可以知道不同年龄或年龄组在出生率上的差异。

出生率又可分为生理出生率(physiological natality)和生态出生率(ecological

natality)。前者又叫最大出生率(maximum natality),是指种群在理想条件下所能达到的最大出生率,后者又叫实际出生率(realized natality),是指在一定时期内,种群在特定条件下实际繁殖的个体数。

死亡率(mortality)是指种群死亡的个体占总个体数的比率。死亡率与出生率一样,也可以用生理死亡率(或最小死亡率)和生态死亡率(实际死亡率)表示。生理死亡率(physiological mortality)是指在最适条件下所有个体都因衰老而死亡,即每个个体都活到该物种的生理寿命。生态死亡率(ecological mortality)是指在一定条件下的实际死亡率,除了少部分个体能活到生理寿命,最后死于衰老外,大部分个体将因饥饿、疾病、被捕食以及事故等原因而死亡。

4. 种群的分布格局

由于自然环境的多样性、种的生长和传播特点及种内和种间的相互作用,每一种群在一定的空间中都会呈现出特有的分布形式。种群个体在其生活空间中的分布形式,称为分布格局(distribution pattern)或空间格局(spatial pattern)。种群的分布格局主要有随机分布(random distribution)、均匀分布(regular distribution/uniform distribution)和集群分布(contagious distribution/aggregated distribution)三种类型(图 2-3)。

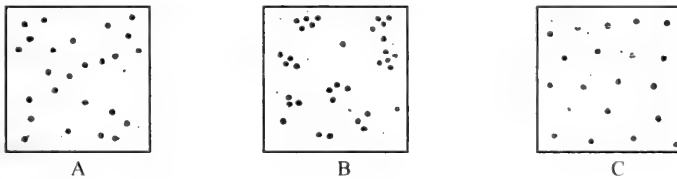


图 2-3 种群分布格局的三种主要类型

A. 随机分布; B. 集群分布; C. 均匀分布

随机分布表示种群个体在其分布范围内出现的机会大致是相等的,并且某一个体的存在不影响其他个体的分布。自然界中随机分布并不普遍,只有在环境资源分布均匀,种群内个体间没有彼此吸引和排斥的情况下,才易产生随机分布。随机分布的数学模型是泊松分布(Poisson distribution),即

$$P(x) = e^{-m} m^x / x!$$

随机分布必须符合泊松分布,但符合泊松分布的现实数据,并不一定就是随机分布,还必须考虑所有取样单位为种群个体所占据的机会是相等的,个体间是相互独立的,以及个体在取样单位中出现的数目都符合泊松分布。

均匀分布表示种群个体多少是等距分布,或个体之间保持大致均匀的距离。均匀分布在自然界极为罕见,而人工栽培的株行距一定的群落则是均匀分布。但是,虫害、种内竞争、优势种成均匀分布,而使其伴生植物也可能均匀分布;地形或土壤物理性状(如土壤水分)的均匀分布,以及自毒现象(autotoxin)等原因,也可能引起均匀分布。

均匀分布的数学模型是正二项分布(positive binomial distribution),它是 $(p+q)^n$ 的展开,其通项公式为:

$$p(k) = n! p^n q^{n-k} / [k!(n-k)!]$$

式中, $q = 1 - p$, n 是每个取样单位可能出现的最大个体数目, k 为表示个体间集聚程度的参数, 可由下式粗略地计算(其中 s^2 是取样方差)

$$k = m^2 / (s^2 - m)$$

集群分布的个体分布极不均匀, 常成群、成簇、成块地密集分布, 各群的大小、群间的距离, 群内个体的密度等都不同, 但各群大都呈随机分布。

集群分布是最广泛的一种分布格局, 在大多数自然情况下, 种群个体常是集群分布的。集群分布的形成, 主要是因为: ① 从母株上散布。一株植物的种子会落在该株植物的附近, 当种子生长时就产生了一簇幼小的植物, 或植物靠匍匐茎或根茎从母株蔓延开, 可能形成簇生的个体, 或是一簇根部相连的地上茎。② 环境的差异。如土壤水分、营养等空间差异, 导致种群个体较集中地生长在较好的地段。③ 种间相互关系。竞争力强的种可能更多地分布于环境条件较好的地段, 而竞争力弱的种的个体, 可能更多地分布于环境条件较差的地段。动物的社会行为也会使其结合成群。

分布格局可通过统计方法进行检验, 最常用的方法有方差/均值比率法(即 s^2/m)。其中,

$$m = \Sigma fx / n$$

$$s^2 = [\Sigma (fx)^2 - (\Sigma fx)^2 / n] / (n - 1)$$

式中, x 为样方中某种的个体数, f 为含 x 个体样方的出现频率, n 为样本总数。

当 $s^2/m < 1$, 属均匀分布; 若 $s^2/m = 1$, 属随机分布; 若 $s^2/m > 1$, 则属集群分布。计算出的 s^2/m 值是否显著属于某种分布类型, 需用 t -检验进行显著性检验。

5. 生命表和存活曲线

生命表(life table)是概括种群不同生命阶段或不同年龄级的个体数量、存活率、死亡率等信息的表或图(表 2-3, 图 2-4), 后者也称图解生命表。

表 2-3 藤壶的生命表(曹湊贵, 2002)

年龄 x	存活数(n_x)	存活率(l_x)	死亡数(d_x)	死亡率(q_x)	L_x	T_x	生命期望(e_x)
0	142	1.000	80	0.563	102	224	1.58
1	62	0.437	28	0.452	48	122	1.97
2	34	0.239	11	0.412	27	74	2.18
3	20	0.141	4.5	0.225	17.75	47	2.35
4	15.5	0.109	4.5	0.290	13.25	19.25	1.89
5	11	0.077	4.5	0.409	8.75	16	1.45
6	5.5	0.039	4.5	0.818	4.25	7.25	1.12
7	2	0.014	0	0.000	2	3	1.50

续表

年龄 x	存活数(n_x)	存活率(l_x)	死亡数(d_x)	死亡率(q_x)	L_x	T_x	生命期望(e_x)
8	2	1.014	2	1.000	1	1	0.50
9	0	0	—	—	0	0	—

注：表中 x 为年龄、年龄组或发育阶段； n_x 为各年龄阶段开始时的存活数目； l_x 为年龄组开始时的存活个体百分率，其值等于 n_x/n_1 ； d_x 为从 x 阶段到 $x+1$ 阶段的死亡数目； q_x 为死亡率，其值等于 d_x/n_x ； L_x 为每年龄期的平均存活数目，其值等于 $(n_x + n_{x+1})/2$ ； T_x 为种群个体期望寿命总和，其值等于生命表中的各个 L_x 的值之和，即： $T_x = \sum L_x$ ； e_x 为本年龄阶段开始时存活个体的平均生命期望，其值等于 T_x/n_x 。

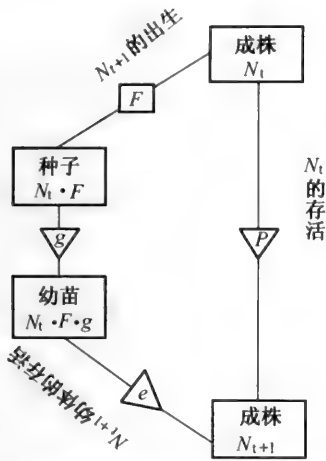


图 2-4 高等植物典型的图解生命表 (仿 Begon and Mortimer, 1981)

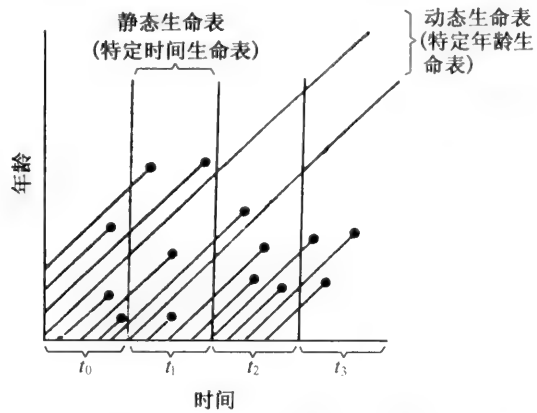


图 2-5 动态生命表与静态生命表的关系 (仿 Begon and Mortimer, 1981)

生命表还可分为动态生命表与静态生命表。动态生命表是根据对同时出生的所有个体进行存活数动态监测的资料编制而成；静态生命表则是根据某一特定时间对种群所有不同年龄的个体的调查资料编制而成(图 2-5)。生命表还因不同的种群和不同的研究目的，在内容和格式上有很大差别。生命表是一种有用的工具，它可以反映种群动态特点，也可以反映种群的生活史特点。

存活曲线(survivorship curve)是根据种群不同年龄或年龄组的存活个体数或死亡率数据绘制的曲线。存活曲线可粗略地分为三种类型(图 2-6)。

I 型：曲线呈凸型，显示种群在幼年期和中年期死亡率较低，而后期死亡率很高。许多一年生的植物属于这一类型，动物中大型兽类和人也属于这一类型。

II 型：曲线大致呈下降的直线，显示种群在整个生活史中具有大致恒定的死亡率。一次开花的多年生植物一般显示这一类型的存活曲线。动物中许多鸟类接近这一类型。

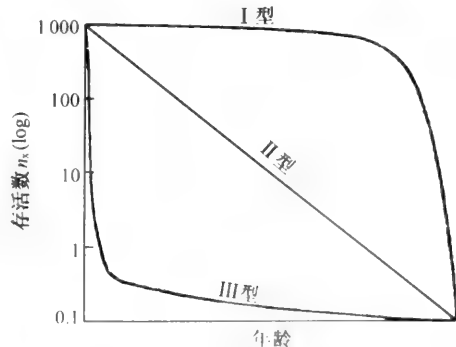


图 2-6 Deevey 三种存活曲线模式图

Ⅲ型：曲线呈凹形，种群具有高的幼年个体死亡率和低的成体死亡率。多年生植物（除一次开花的多年生植物外），如乔木、灌木，一般属于这种类型。动物中海洋鱼类接近该型。

6. 生态对策(生活史对策)

生态对策(bionomic strategies)或称演化对策 (evolutionary strategies),是生物种群适应环境,在特定的环境中生存和繁衍的方式。MacArthur 等 (1962,1967) 把生物分成 r-对策者(r-strategist)和 K-对策者(K-strategist)两大类。r-对策者是以高的繁殖和迁移能力适应环境,而 K-对策者是以高的竞争能力适应环境(表 2-4)。

表 2-4 r-对策和 K-对策的某些特征比较(王伯荪等, 1995)

	r-对策	K-对策
气候	多变或不可预测,不确定	相当恒定或可预测
死亡率	非密度相关,成年个体的存活不确定	密度相关,幼龄个体的存活不确定
存活曲线	通常是Ⅲ型曲线	通常是Ⅰ或Ⅱ型
种群数量	随时间变化,非平衡态;密度通常远低于其生境承载力;必须经常重新占领生境	在不同时期都相当恒定,平衡态;密度通常接近生境承载力;不必重新占领生境
种内和种间竞争	通常不明显	通常激烈
寿命	短,常少于1年	长,通常多于1年
选择倾向	1 发育迅速 2 高增长率 3 体型小 4 一次性生殖	1 发育较慢 2 更强的竞争能力 3 体型较大 4 多次性生殖
分配于繁殖的能量比率	相对大	相对小
对生态位重叠的承受能力	较高	较低
最终结果	高生产率	高利用率

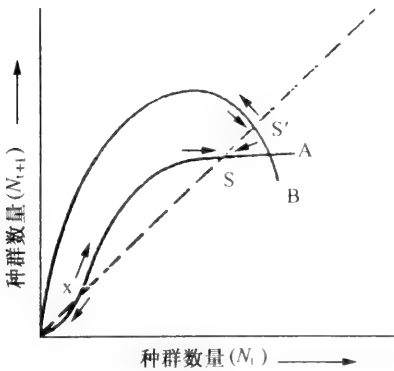


图 2-7 r 和 K 对策的种群增长曲线
图中 S 为平衡点, x 为消失点

典型的 r-对策者和 K-对策者的种群增长曲线,具有很不同的形式(图 2-7)。K 对策者倾向于有一个稳定的平衡点和消失点,种群遭受干扰后,总是力图恢复到平衡点。但是,如果种群所受的干扰太大,种群个体数低于消失点,种群就不可避免地消失。而 r 对策者只有一个平衡点,种群个体数量可以有很大的变动,可以从很高的密度迅速下落,也可以从极少的个体快速增加。

但是也有许多事例并不符合 r/K 两分法。有一项研究报道,仅有 50%的例子符合 r/K 对策理论所预期。有人认为,从极端的 r-对策者到 K-对策者之间,有很多过渡类型,这是一个连续

的谱系,可称为 r-K 连续体(r-K continuum)。

英国生态学家 J. P. Grime(1979)在 r 对策和 K 对策的基础上,提出 R-S-C 三角对策。他认为物种存在三种典型的对策,即主要以适应竞争的 C 对策(竞争对策),主要以适应资源较丰富但经常受干扰的生境的 R 对策或称逃避对策(杂草对策)和主要适应资源贫乏或胁迫生境的 S 对策(忍耐对策)。三种典型的对策分别位于三角形的三个角的顶端,每两个角之间是过渡类型(图 2-8)。

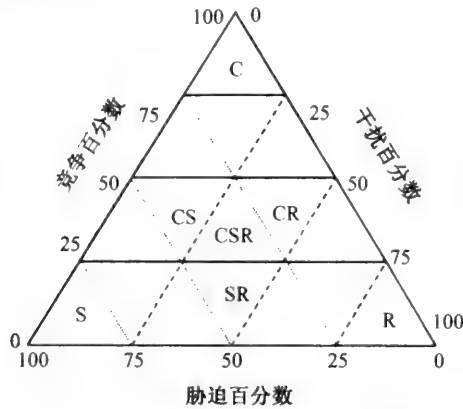


图 2-8 Grime 的 R-S-C 三角对策模式图

C 为竞争对策,R 为杂草对策,S 为忍耐对策。从顶角的 C 对策往两下角,竞争能力逐渐减弱,逐步过渡为 R 对策和 S 对策,三边的中间分别为 C-S(竞争-忍耐)对策,C-R(竞争-杂草)对策,S-R(忍耐-杂草)对策,最中间(三者的中间)为 C-S-R(竞争-忍耐-杂草)对策

(二) 种群的数量特征

种群的数量特征主要表现在多度(密度)、盖度(显著度)、频度、重量(生物量)和体积等。

1. 多度和密度

多度(abundance)是指种群在群落中的个体数目。确定多度最常用的方法有两种,一为直接点数,一为目测估计。当个体小而数量多时,常用目测估计法,这时往往按预先制定的多度等级进行估计,表 2-5 是若干常用的多度等级。当个体较大易于点数时,则常用直接点数法,通常是在一定面积的样地中,直接点数各种群的个体数目,然后算出某种群个体数占全部个体数目的比例。

密度(density)是指单位面积或体积内的个体数目。但也有用每片叶子、每个植株、每个宿主为单位的。密度大体分为绝对密度和相对密度两类。绝对密度是指单位面积或空间的实有个体数,相对密度是表示数量多少的相对指标。例如,10 只黄鼠/hm² 是绝对密度。而每设置 100 铗,日捕获 10 只,即 10% 捕获率是相对密度。相对密度又可分为直接指标和间接指标。例如,基于黄鼠只数的 10% 捕获率是直接指标,而鼠洞数/hm² 则是相对指标。

表 2-5 常用的几种多度等级(王伯荪, 1987)

Hult	Schow, Drude	Clements	Braun-Blanquet
5 很多	极 多	优 势	5 非常多
4 多	很 多	丰 盛	4 多
3 不多	多	常 见	3 较多
2 少	尚 多	偶 见	2 较少
1 很少	少	稀 少	1 少
	稀 少	很 少	+ 很少
	个 别		

2. 盖度和显著度

盖度(coverage)一般指投影盖度,即植物地上器官在地面的水平投影大小,常用百分比表示。盖度常用目测法估计,如要获得较准确的数值,可进行实测。对于低矮的草本植被,可在方格纸上描画出样方内每一个体的冠幅。对于高大的植物,如乔木、灌木盖度的测量,可测量植冠的覆盖面积。但植冠覆盖面积的测量不易精确,所以常测定树干基部(通常是胸高,即离地面 1.3 m 处)面积代替,称为基部盖度,也称显著度(prominence)。

3. 频度

频度(frequency)指种群个体在群落中出现的频率。测定方法是在群落中设置许多样方,出现该种群个体的样方占总样方的比例即为频度。频度主要反映种群在群落中分布的均匀情况,也在一定程度上反映种群的个体数量。

4. 重要值

上述种群的多度、密度、盖度、频度,以及种群的生物量和体积等,是种群的数量特征,是衡量种群在群落中的作用(优势度)的指标。但是上述任一指标评价种群的优势度,有时会得出很不准确的结论。如,当群落中各种群的个体大小相近时,多度(或密度)的大小能较好地反映种群在群落中的地位。但如果个体大小相差很大,则密度评价的结果就不能反映种群的优势度了。因此常用多个指标进行结合评价,重要值(importance value, IV)就是常用的一个指标。它是相对多度(relative abundance, RA)或相对密度(relative density, RD)、相对显著度(relative prominence, RP)和相对频度(relative frequency, RF)三个指标之和。即:

$$IV = RA + RP + RF$$

其中, $RA = (\text{某种群的个体数} / \text{群落中所有种群的个体数和}) \times 100\%$

$RD = (\text{某种群的密度} / \text{群落中所有种群的密度和}) \times 100\%$

$RF = (\text{某种群的频度} / \text{群落中所有种群的频度和}) \times 100\%$

$RP = (\text{某种群的显著度} / \text{群落中所有种群的显著度和}) \times 100\%$

(三) 种群的数量动态和空间动态

1. 种群增长模型

种群增长模型是研究种群动态的有用手段。通过数学模型,有助于阐明种群动态的规律及其调节机制,帮助理解各种生物的和非生物的因素是怎样影响种群动态的。但是模型的研究必须从实际出发,必须以科学的实验数据为基础,并通过实践的检验。

(1) 与密度无关的种群增长模型

种群在“无限”的环境中,即假定环境中空间、食物等资源是无限的,种群增长率不随其本身的密度而变化,这种增长称为与密度无关的增长(density-independent growth)。与密度无关的增长又可分为离散型增长和连续型增长两类,前者的世代不重叠,即一个世代只生育一次,如一年生植物和一年生殖一次,寿命只有一年的昆虫,后者的种群中存在不同世代的个体,如人和多数兽类。

1) 与密度无关的离散型增长模型。简单的单种种群的增长模型,通常是把世代 $t+1$ 的种群 N_{t+1} 与世代 t 的种群 N_t 联系起来的差分方程:

$$N_{t+1} = \lambda N_t (N_t = N_0 \lambda^t)$$

式中, N 为种群大小, t 为时间, λ 为种群的有限增长率(finite rate of increase),即以几何级数式或指数式增长的增长率。 λ 是种群增长模型中一个有用的量,当 $\lambda > 1$, 种群上升; $\lambda = 1$, 种群稳定; $0 < \lambda < 1$, 种群下降; $\lambda = 0$, 雌体没有繁殖,种群在下一代中灭亡。

例如,某种一年生生物种群,开始时 10 个雌体,到第二年成为 200 个,那就是说, $N_0 = 10, N_1 = 200$, 其增长率 λ 为:

$$\lambda = N_1 / N_0 = 20$$

如果种群按此增长率年复一年地增长,种群的个体数为:

$$\begin{aligned} N_0 &= 10, \\ N_1 &= \lambda N_0 = 10 \times 20 = 200 (10 \times 20^1), \\ N_2 &= \lambda N_1 = 200 \times 20 = 4\,000 (10 \times 20^2), \\ N_3 &= \lambda N_2 = 4\,000 \times 20 = 80\,000 (10 \times 20^3) \\ &\dots\dots \\ N_{t+1} &= \lambda N_t \text{ 或 } N_t = N_0 \lambda^t \end{aligned}$$

2) 与密度无关的连续型增长模型。在无限的环境中以连续的方式并具恒定的瞬时增长率的种群,种群增长仍表现为指数增长过程,即:

$$dN/dt = rN$$

其积分形式为: $N_t = N_0 e^{rt}$

式中, e 为自然对数的底; r 为种群增长率(rate of increase),即在单位时间内种群个体数

量增加的比率。当 $r > 0$ 时, 种群上升; $r = 0$, 种群数量维持恒定; $r < 0$, 种群数量下降。与密度无关的连续型增长如图 2-9a。

(2) 与密度有关的种群增长模型

与密度有关的种群增长也有离散的和连续的两类。这里仅介绍连续型的增长, 其模型为:

$$dN/dt = rN(1 - N/K)$$

和与密度无关的模型相比, 它增加了一个参数 K , 为环境容纳量, 表示种群的生长环境是有限的。在有限的环境中, 每一个体利用了 $1/K$ 的“空间”, N 个个体利用了 N/K “空间”, 而可供种群继续增长的“剩余空间”为 $(1 - N/K)$ 。当 $(1 - N/K) > 0$ 时, 种群增长; 当 $(1 - N/K) < 0$ 时, 种群个体数目下降; 当 $(1 - N/K) = 0$ 时, 种群数量维持稳定。

此即生态学发展史中著名的逻辑斯谛方程(logistic equation)。其积分式为:

$$N_t = K / (1 + e^{a-rt})$$

式中, a 为表示曲线对原点的相对位置的参数, 其值取决于 N_0 。与密度有关的连续增长如图 2-9b。

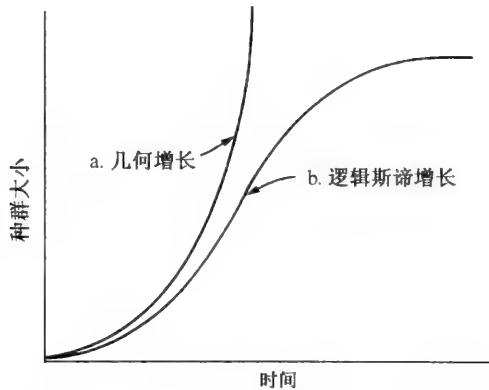


图 2-9 与密度无关(几何增长)和与密度有关(逻辑斯谛增长)的种群增长模式

Logistic 模型与自然种群的增长相比, 仍是一个很简化的模型。例如, 模型中假定环境容纳量 K 是恒量, 实际上, 自然界的环境容纳量是经常变化的。另外, 模型中假定密度变化对于增长的影响效应是即时发生的, 而在许多情况下, 密度效应是有时滞(time lag)的。但它仍有重要的意义: ① 它是许多相互作用种群增长模型的基础; ② 它也是渔业、林业、农业等实践中, 确定最大持续产量的主要模型; ③ 模型中的两个参数 r 、 K , 已成为生物进化对策理论中的重要概念。

2. 自然种群数量的变动

自然种群生长于通常是变化着的环境中, 往往具有季节消长和年变动。季节性消

长的主要原因是环境条件的季节性变化,以及种群季节性繁殖特点。种群的季节性消长是很普遍的,我们甚至很清楚地感受到苍蝇和蚊子数量的季节变动。温带湖泊的藻类,往往每年有春秋两次密度高峰。其原因是冬季的温度低、光照少,浮游植物的生长减慢,水中营养物质积累;到春季水温升高,光照增强,水中营养物质较丰富,藻类得以大量繁殖;其后随着藻类的大量生长,水体表层营养物质减少,水温也常常过高,因而夏季种群数量减少;秋季水温下降而适于藻类繁殖,夏季藻类的减少使水体营养物质有所积累,加上秋季水体的垂直流动把深层较多的营养物质带到表层,供藻类利用,藻类又形成繁殖高峰(图 2-10)。

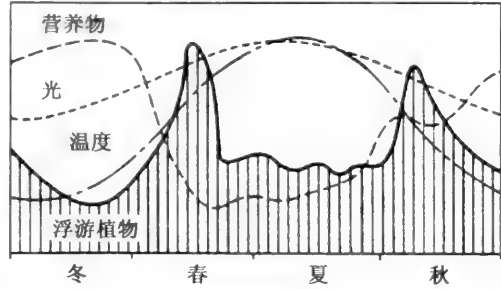


图 2-10 海洋强光带的硅藻种群的季节变化 (骆世明, 1987)

种群大小还有年变动。年变动有的是有规律性的(周期性的),有的是无规律性的(图 2-11)。人们认为,种群有规律的和无规律的年变化都与环境条件的变化及种群特点有关。例如,马世骏认为东亚飞蝗在我国的大发生是没有周期性的(过去曾认为是周期性的),干旱是大发生的原因,如遇连年干旱,土壤中蝗卵的存活率提高。又如我国伊春地区棕背鼠种群数量的变化具有三年以上的周期,以棕背鼠为食的黄鼬也表现出类似的周期,这与该地区红松结实三年一次大丰收相一致。但有些种群周期性变化的原因仍是不太清楚的(Chapman et al., 1999)。

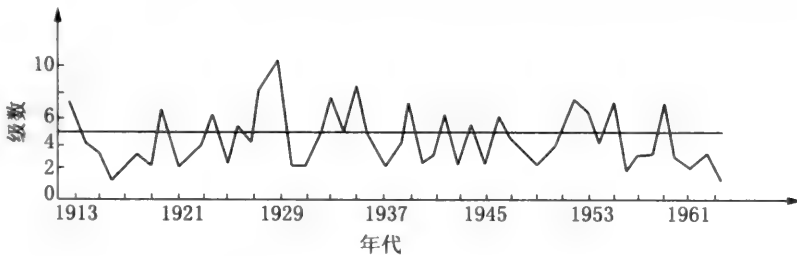


图 2-11 1913~1961年东亚飞蝗洪泽湖蝗区的种群动态曲线 (仿马世骏,丁钦岩, 1965)

3. 种群暴发

具不规则或周期性波动的种群都可能出现种群的暴发。最有名的种群暴发的例子是虫害和鼠害。如索马里 1957 年的一次蝗灾估计有蝗虫 1.6×10^{11} 只之多,总重量达 50 000 t。赤潮也是种群暴发的典型例子。种群暴发的原因可能是种群具有强的繁殖力、环境条件适宜、缺少天敌等。

4. 种群衰落和灭亡

当种群长期处于不利的环境条件下,其数量会出现持久性下降,即种群衰落,甚至灭亡。种群的衰落和灭亡在自然情况下,通常是很缓慢的。但在近代,由于人类活动的加剧,物种衰落和灭亡的速度大大加快了。人类的影响主要是对生物资源的过度利用,以及对生物生存环境的破坏。个体大、出生率低、生长慢、成熟晚的生物,最易出现这种情况(图 2-7)。例如由于二次世界大战捕鲸业停顿,战后捕鲸船吨位上升,鲸捕获量不断上升,导致蓝鲸(*Balaenoptera musculus*)种群衰落,并濒临灭绝。华南虎由于人类的捕杀和生境的破坏,也处于极度濒危状态。

(四) 种内与种间关系

通常把存在于同一种群内的个体与个体之间的关系称为种内关系(intraspecific relationship),而把生活于同一生境中的不同种个体之间的关系称为种间关系(interspecific relationship)。生物种内与种间的关系很早就引起了人们的注意,但过去人们对这个问题的认识多局限于从光、温、水及养料的竞争等方面去考虑。随着科学技术的进步,这方面的研究越来越深入。大量的研究表明,生物种内和种间关系除竞争作用外,还包括多种类型。生物种内关系包括有密度效应、动植物性行为(植物的性别系统和动物的婚配制度)、领域性和社会等级等。种间关系主要有竞争、捕食、寄生、共生等(表 2-6)。

表 2-6 生物种间相互关系基本类型(李博,2002)

类 型	种 1	种 2	特 征
1 偏利共生	+	○	种 1 为偏利者,种 2 无影响
2 原始合作	+	+	对两种都有利,但非必然
3 互利共生	+	+	对两种都必然有利
4 中性作用	○	○	两种彼此无影响
5 竞争: 直接干涉型	-	-	一种直接抑制另一种
6 竞争: 资源利用型	-	-	资源缺乏时的间接抑制
7 偏害作用	-	○	种 1 受抑制,种 2 无影响
8 寄生作用	+	-	种 1 为寄生者,通常较宿主个体小
9 捕食作用	+	-	种 1 为捕食者,通常较猎物个体大

1. 种内关系

(1) 种内竞争

种内竞争(intraspecific competition)指同种的个体在资源不足时对资源的争夺。种

内个体之间的竞争普遍存在于自然界中。种内竞争随着种群的密度而增强,因此,种内竞争具有调节种群数量动态的作用。

不同的生物种内竞争具有不同的形式。动物的种内竞争体现了对有限资源的直接争夺,如为了食物或配偶引起打斗、攻击等。另一类则体现为间接的竞争,包括鸟类的鸣叫、哺乳动物在其领域的边界的气味标记等。动物的种内竞争常导致等级制和领域性的形成。

植物的种内竞争主要的是个体之间的密度效应(density effect),反映在产量和死亡率上。目前发现植物种内竞争引起的产量和死亡率有两个基本规律,即“最后产量法则”和“-3/2 自疏法则”。

最后产量法则(law of constant final yield)是指在一定的密度范围内,当条件相同时,不管种群的密度如何,其最后产量差不多总是一样的。最后产量法则可用下式表示:

$$Y = W \times d$$

式中, Y 为单位面积内种群的产量, W 为个体的平均重量, d 为密度。

澳大利亚生态学家 C. M. Donald(1951)对三叶草(*Trifolium subterraneum*)的研究显示,在很低密度时,三叶草的产量随密度的增大而增加,但当达到一定密度后,产量趋于恒定(图 2-12)。其他科学家对马铃薯、玉米等的实验也得到相同的结果(Silvertown, 1982)。

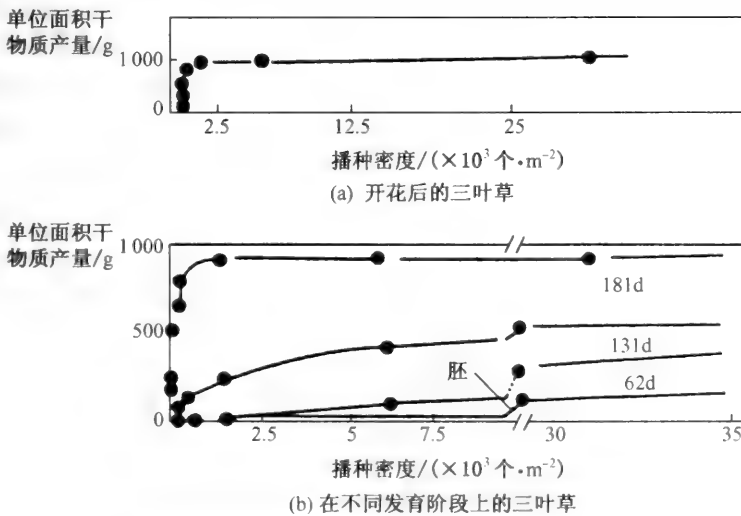


图 2-12 三叶草每单位面积干物质产量与播种密度的关系(Harper, 1977)

-3/2 自疏法则(the -3/2 thinning law)是指随着种群密度的提高,种内对资源的竞争不仅影响植株的生长发育,也影响种群个体的存活率。种群由于密度太大而出现个体死亡的现象,称“自疏”(self-thinning)。发生自疏的种群,个体的平均重量与密度之间存在以下的关系:

$$W = C d^{-3/2}$$

式中, W 为个体的平均重量, d 为密度, C 为常数 (对许多种的研究, 其值在 3.5~4.3 之间, 引自 Silvertown, 1982)。

上式两边取对数, 则有:

$$\lg W = \lg C - (3/2)\lg d$$

上式显示, 发生自疏的种群, 每一单位密度对数的变化, 引起 1.5 单位平均重量对数的变化, 即种群个体平均重量的对数 (因变量) 与密度对数 (自变量) 存在线性关系, 直线的斜率为 $-3/2$ (图 2-13)。这就是 $-3/2$ 自疏法则。

除 Kays 和 Harper (1974) 对黑麦草的研究结果外 (图 2-13), White 等 (1980) 对 80 多种木本植物、草本植物的研究也表明, 这些植物都符合自疏法则。但 Kays 和 Harper (1974) 及其他科学家发现, 该法则并不是普遍适用的, 在较低的光照下, 不符合该法则。

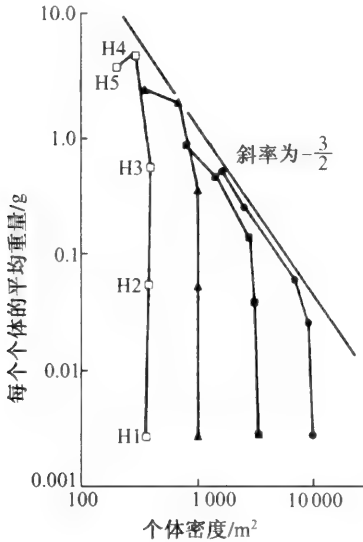


图 2-13 *Lolium perenne* 种群在不同密度下的自疏 (Silvertown, 1982)

(2) 社会行为

种群的社会行为主要有与性别有关的行为 (动物的婚配制度)、领域性、社会等级、利他行为等。

1) 动物的婚配制度。婚配制度 (mating system) 是指种群内婚配的各种类型。婚配包括异性间相互识别、配偶的数目、配偶的持续时间及每一性别对后代的抚育等。

婚配制度有不同的类型。按配偶数可划分单配偶制 (monogamy) 和多配偶制 (polygamy), 后者又分一雄多雌制 (polygyny)、一雌多雄制 (polyandry) 和混交制 (promiscuity)。

单配偶制: 动物界内单配偶制是较少见的, 只有在鸟类中较普遍。在哺乳动物和其他脊椎动物, 也见有单配偶制的。

一雄多雌制: 是一个雄性占有多个雌性, 是最常见的婚配制度。

一雌多雄制: 是一个雌性占有多个雄性, 是很少见的一种婚配制度。据统计, 鸟类中只占 1%。典型的例子是距翅水雉 (*Jacana spinosa*)。

混交制: 指无论雌雄都可以与多个异性交配, 而不形成相对固定的婚配关系。野牛 (*Syncerus caffer*) 是这种婚配制度的一个例子。

以上是动物的婚配制度的一些主要类型, 此外, 还有一些过渡类型。婚配制度有一定的可塑性, 甚至在不同的年份、不同的季节、不同地理位置, 婚配制度都可能会有变化。婚配制度是种群在婚配方面对生境适应的结果。

2) 领域行为。领域 (territory) 是指由个体、家庭或其他社群 (social group) 所占据的、并积极保卫不让同种其他成员侵入的空间。领域行为 (territorial behavior) 是指领域的占有者通过身体颜色、分泌物、姿势、发出声音等各种途径向入侵者显示其是领域的占有者, 甚至直接进攻驱赶入侵者的行为。

领域行为在脊椎动物中最多,尤其是鸟兽。某些节肢动物,特别是昆虫也具有领域行为。保护领域的目的主要是保证食物资源、营巢地,从而获得配偶和养育后代。领域大小因功能、动物身体大小、食性、种群密度等不同而异,其规律是:①领域面积随领域占有者的体重而增大(图 2-14)。领域大小必须以保证能供应足够的食物为前提,动物越大,需要资源越多,领域面积也就越大。②领域面积受食物品质的影响。食肉动物的领域面积较同体积的食草动物的大,并且体重越大,这种差别也越大(图 2-14)。③领域面积往往随生活史,尤其是繁殖季节而变化。例如,鸟类一般在营巢期领域行为表现最强烈,面积也大。④当种群密度大时,领域显得较小。

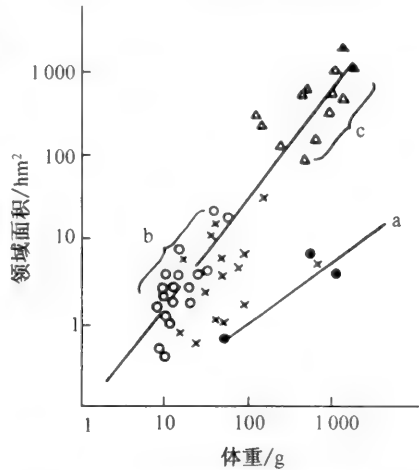


图 2-14 鸟类领域面积与体重、食性的关系(孙儒泳, 2001)

- a. 植食性鸟类
- b. 食虫鸟类
- c. 食脊椎动物的鸟类

3) 社会等级。社会等级(social hierarchy)是指动物种群中各个动物的地位具有一定顺序的等级现象。种群内的个体,通过竞争(包括攻击行为),某些个体成为群体中的优胜者,其他成为从属者,从而形成社会等级。社会等级的形成一方面会减少每次相遇时的争斗,减少不必要的能量消耗,又能消除影响社群稳定的因素,增强社群的凝聚力。另一方面,社会等级中的优胜者在食物、居所、配偶选择中均有优先权,使强者有较多的产生后代的机会,有利于种群的保存和延续。社会等级制在动物界中相当普遍,包括鱼类、爬行类、鸟类和兽类的许多种。

4) 利他行为。利他行为(altruism)是指一个个体牺牲自我而使社群整体或其他个体获得利益的行为。利他行为的例子很多,尤其是社会性昆虫。如,白蚁的巢穴如被打开,工蚁和幼虫都向内移动,兵蚁则向外移动以围堵缺口,表现了“勇敢”的保卫群体的利他行为。

2. 种间关系

种间关系主要有竞争、捕食、寄生、共生等。

(1) 竞争与生态位分化

种间竞争(interspecific competition)是指两种或两种以上生物共同利用相同的资源,当资源不足时,对资源的争夺。

1) 高斯假说。Gause(1934)首先用实验方法观察两个物种间的竞争现象。他选择两种在分类上和生态习性上很接近的双小核草履虫(*Paramecium aurelia*)和大草履虫(*P. caudatum*)进行实验。用同一种杆菌为饲料,放在基本恒定的环境中培养。当两个种单独培养时,它们都显示“S”形的增长曲线。当把两个种相等数目的个体放在一起培养时,开始两个种个体都有增加,随后,只有小核草履虫增加,并逐渐达到最大值;而大草履虫

数量下降,16天后趋于消失(图2-15)。这两种草履虫之间无分泌的有害物质,原因是两个种之间对食物的竞争,增长快的种排挤了增长慢的种。而在另一实验中,把大草履虫与袋状草履虫(*P. bursaria*)在一起培养,获得了共存的结果。仔细观察发现,大草履虫多生活于容器的中、上部,主要以细菌为食;而袋状草履虫生活于容器的底部,以酵母为食。Gause认为,竞争的结果使两个相似的种不能占领相同的生态位,只有当两个种占领微生境的不同生态位时,它们才能长久共存。近代人们用竞争排斥原理来表示这种概念,即在一个稳定的环境中,两个以上受资源限制的、具有相同资源利用方式的种,不能长期共存在一起。

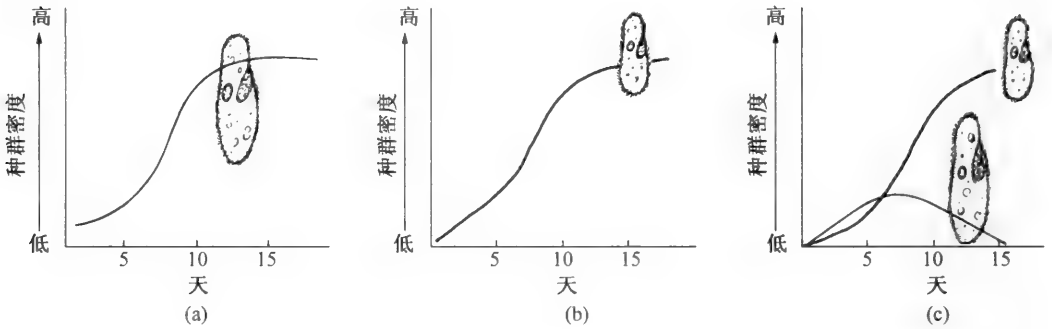


图2-15 竞争实验中两种草履虫的种群增长曲线(Postlethwait et al., 1989)

a. 大草履虫单独培养的增长曲线 b. 小草履虫单独培养的增长曲线 c. 两种草履虫共同培养的增长曲线

2) Lotka-Volterra 模型。美国学者 Lotka(1925)和意大利学者 Volterra(1926)分别独立地提出了描述种间竞争的模型。该模型是在 Logistic 模型的基础上建立起来的。

假定有两个种,当它们单独生长时,其增长形式符合 Logistic 模型,其增长方程是:

$$\text{物种 1: } dN_1/dt = r_1 N_1(1 - N_1/K_1)$$

$$\text{物种 2: } dN_2/dt = r_2 N_2(1 - N_2/K_2)$$

式中, N_1 、 N_2 分别表示种 1 和种 2 的个体数量, K_1 、 K_2 表示种 1 和种 2 的环境容纳量, r_1 、 r_2 表示种 1 和种 2 的种群增长率。

如果这两个种生长在一起而发生竞争,设种 1 和种 2 的竞争系数为 α 和 β (α 表示在种 1 的环境中,每存在一个种 2 的个体对于种 1 种群的效应。 β 表示在种 2 的环境中,每存在一个种 1 的个体对于种 2 种群的效应),并假定两种竞争者之间的竞争系数保持恒定,则种 1 和种 2 在竞争中的种群增长方程分别为:

$$dN_1/dt = r_1 N_1 [(K_1 - N_1 - \alpha N_2)/K_1]$$

$$dN_2/dt = r_2 N_2 [(K_2 - N_2 - \beta N_1)/K_2]$$

从理论上讲,两个种的竞争结果是由两个种的竞争系数 α 、 β 和环境容纳量 K_1 、 K_2 的比值关系决定的,可能有以下结果: ① $\alpha > K_1/K_2$ 或 $\beta > K_2/K_1$, 两个种都可能获胜(不稳定共存); ② $\alpha > K_1/K_2$ 和 $\beta < K_2/K_1$, 种 1 被排挤,种 2 获胜; ③ $\alpha < K_1/K_2$ 和 $\beta > K_2/K_1$, 种 2 被排挤,种 1 获胜; ④ $\alpha < K_1/K_2$ 和 $\beta < K_2/K_1$, 两个种共存,达到某种

平衡。

3) 生态位及其分化。生态位(niche)指种群在群落中在时间、空间上的位置及其与相关种群之间的功能关系。美国学者 J. Grinnell(1917)最早在生态学中使用生态位的概念,他认为生态位是一个种所占有的微环境,实际上他强调的是空间生态位(spatial niche)的概念。英国生态学家 C. Elton(1927)赋予生态位更进一步的含义,把生态位看作是物种在生物群落中的地位与功能作用,他实际上指的是营养生态位(trophic niche)。英国生态学家 G. E. Hutchinson(1957)发展了生态位的概念,提出 n 维生态位(n-dimensional niche)的概念。他认为,生态位的概念包括了物种与生物的和非生物的环境间各种变量,每个变量分别用一条轴表示,各个轴相互独立,就构成了一个 n 维(超)空间,每一物种在某一轴上的生态位相当于该轴上的一条线段, n 条轴上的线段所确定的多维(超)体积即为这个物种的多维空间生态位(hyperspace niche),或多维超体积生态位(multi-dimensional hypervolume niche)。例如,一个种只在一定的温度范围内才能生存和繁殖,这个温度范围就是这个种在温度这一维上的生态位。如果同时再考虑这个种在湿度上的生存范围,就构成了该种在温度和湿度的二维生态位。同样,如果再考虑影响该种的其他环境因子,如食物(营养)、光照等等,就构成了该种的多维生态位(图 2-16)。Hutchinson 进一步提出基础生态位(fundamental niche)与实际生态位(realized niche)的概念,认为在生物群落中,能够为某一物种所栖息的、理论上最大空间为基础生态位,而一个种实际占有的生态位为实际生态位。Hutchinson 的生态位概念目前已被广泛接受。

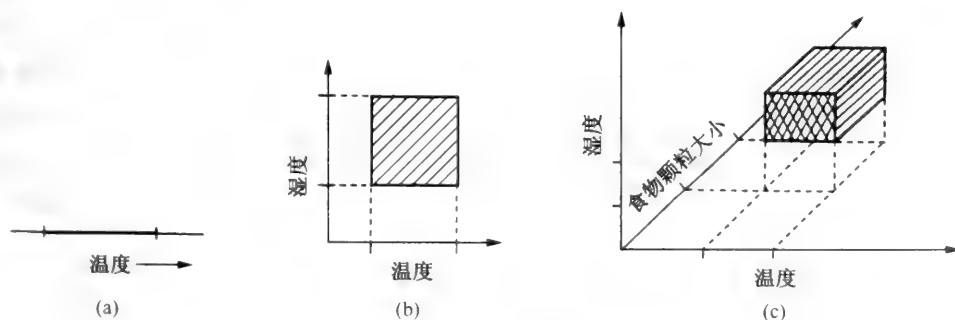


图 2-16 Hutchinson 的生态位模式图(李博,2002)

a. 温度一维生态位 b. 温度与湿度二维生态位 c. 温度、湿度和食物颗粒大小三维生态位

种在某一维上的生态位也可用资源曲线表示,它是一条正态曲线(图 2-17)。群落中其他种在该轴上也占有各自的生态位,可能会形成如下情况:各种生态位相互分离;种间的生态位重叠。如果以 d 表示种间生态位的分离程度, w 表示各自的变异度,则 $d > w$, 表示生态位重叠少; $d < w$, 表示生态位重叠多。分离的生态位,一般认为这些种在该轴上没有种间竞争。而生态位重叠,一般认为是竞争的必要条件。当资源不足时,种间生态位较多的重叠,则种间竞争较强。种间的竞争将导致竞争一方或双方个体数减少,从而导致种间生态位重叠的减少,这个过程称生态位分化(分离)。

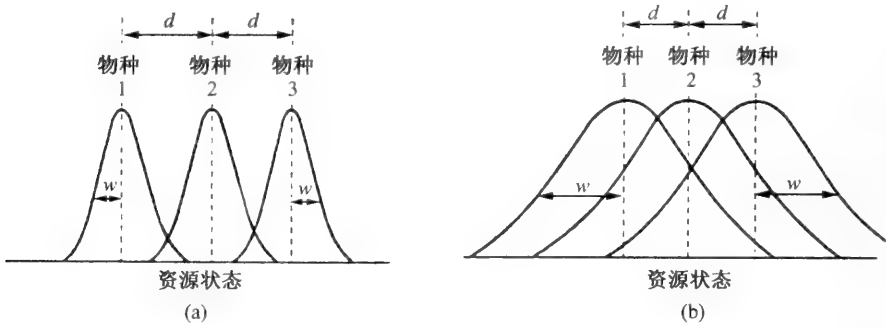


图 2-17 三个共存物种的资源利用曲线(李博,2002)
 (a) 较窄的生态位及较少的重叠 (b) 较宽的生态位及较多的重叠
 d 为曲线峰值间的距离, w 为曲线的标准差

(2) 捕食作用

捕食作用(predation)是指一种生物吃另一种生物,前者称捕食者(predator),后者称猎物(pre)。典型的(或称狭义的)捕食作用是食肉动物吃食草动物或其他食肉动物。

与竞争不同,捕食关系的重要特点是捕食者和猎物两者通常能够长期共存。可用 Lotka-Volterra 的捕食模型描述捕食者和猎物的种群数量变化。

$$\text{猎物种群模型为: } dN/dt = (r_1 - \epsilon P)N$$

$$\text{捕食者种群模型为: } dP/dt = (-r_2 + \theta N)P$$

式中, P 、 N 分别表示捕食者和猎物的种群个体数, ϵ 和 θ 分别表示平均每一捕食者捕杀猎物的常数和捕食者利用猎物转变成更多捕食者的常数。模型所表示的种群增长曲线如图 2-18, 显示捕食者和猎物种群数量均呈周期性的变化, 猎物增加, 会导致捕食者数量的增加(由于时滞, 时间上落后一些), 捕食者增加, 会导致猎物种群的下降, 从而导致捕食者数量下降, 捕食者数量减少, 又会引起猎物增加, 如此循环不息。

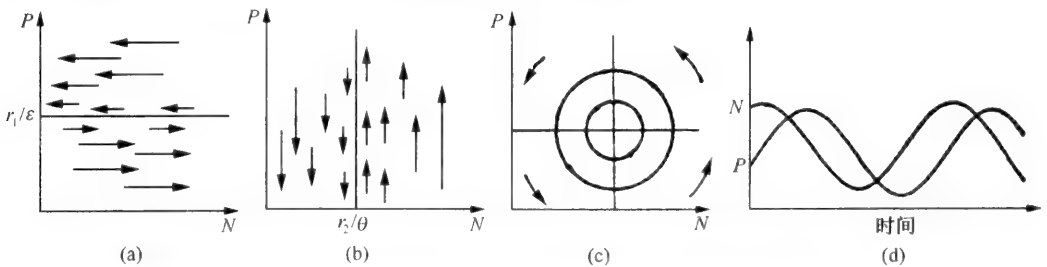


图 2-18 Lotka-Volterra 的捕食模型描述的捕食者和猎物的种群数量变化(孙儒泳,1993)

- (a) 当捕食者种群的数量为 r_1/ϵ 时, 猎物种群为零增长, 当捕食者种群密度小于 r_1/ϵ 时, 猎物种群增长, 当捕食者种群密度大于 r_1/ϵ 时, 猎物种群下降。
- (b) 当猎物种群数量为 r_2/θ 时, 捕食者种群为零增长, 当猎物种群密度小于 r_2/θ 时, 捕食者种群下降, 当猎物种群密度大于 r_2/θ 时, 捕食者种群增长。
- (c) 当 a 和 b 重合在一起时, 结果是捕食者-猎物种群密度的联合周期性振荡, 如(d)所示。

捕食者和猎物的相互关系是经过长期的协同进化形成的。在自然选择中,促使捕食者提高发现、捕获和取食猎物的效率。对于猎物,则有利于提高逃避、被捕食的效率。

(3) 寄生

寄生(parasitism)是指一种生物(寄生者)寄居于另一种生物(寄主)的体内或体表,从而摄取寄主的养分以维持生活的现象。寄生可分为体外寄生(寄生在寄主体表)与体内寄生(寄生在寄主体内)两类。在寄生性种子植物中,还可分为全寄生与半寄生两类。全寄生植物从寄主那里摄取全部营养,而半寄生植物只是从寄主摄取无机盐,它自身还能通过光合作用制造有机物。与捕食者通常杀死猎物不同,寄生者多次地吸取寄主的营养,在一定程度上抑制后者的生长,一般不“立即”或直接杀死寄主。最高度特化的寄生者甚至能使寄主“平安”耐受,如寄生于植物的蚜虫,它以口刺插入植物分生组织,从筛管吸取其汁液,而筛管仍保持正常的生理功能。但也有最后导致寄主死亡的,如菟丝子(*Cuscuta*)对恶性杂草微甘菊的寄生,最终使后者死亡。

(4) 共生

共生(symbiosis)关系是两个种相互有利的共居关系,彼此之间有直接的营养物质交流,一个种对另一个种的生长有促进作用。地衣(藻类和真菌的共生)、菌根(真菌和高等植物根系的共生)、根瘤(固氮菌和豆科植物等根系的共生)都是共生的典型例子。真菌从与其共生的高等植物根中吸收碳水化合物及其他有机物,或利用其根系分泌物,也帮助高等植物吸收水分和营养。很多菌根植物在没有菌根时,不能正常生长或发芽,如松树没有菌根,吸收养分很少,以致生长缓慢乃至死亡。动物与微生物之间也有许多共生的例子,如反刍动物与其胃内的微生物共生,微生物帮助反刍动物消化,而反刍动物给微生物提供生活条件。白蚁与其肠道中的一种强厌氧性鞭毛虫共生,后者帮助白蚁消化纤维素。

三、群落的物种多样性及其测定

物种是构成群落的基础,群落的物种多样性是群落重要的特征之一,也是群落生态学的重要研究内容之一。

(一) 物种多样性的概念

物种多样性(species diversity)是指物种水平的多样性。目前全世界已被描述的物种数量约 170 万种,而实际存在的种数估计在 500 万~3 000 万,也有人估计在 200 万~1 亿种。群落的物种多样性指群落中物种的多少及各物种个体数量的均匀程度。

(二) 物种多样性的测定

最简单的多样性测定是计数群落或其样地中的物种数目。物种数目是物种多样性的第一个最古老的概念,是目前物种多样性的第一方面的含义,可称物种丰富性(species

richness)。在取样计数群落的物种数时,可用“种-面积曲线”反映种类的丰富程度,据种-面积曲线,可判断群落的“最小面积”(图 2-19),组成群落的物种越丰富,群落的最小面积就越大。群落物种多样性的另一方面是异质性,它反映群落中各物种的个体数量是否均匀,越均匀,其异质性越高。因此,常用多样性指数反映物种多样性的这两方面的意义。

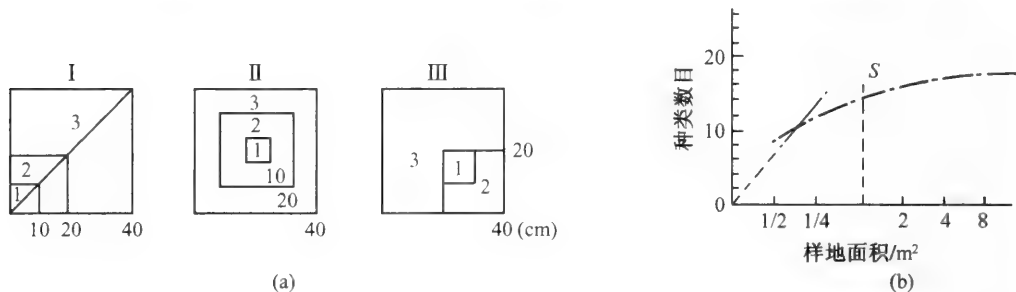


图 2-19 取样方法(a) 与种-面积曲线及最小面积 (b) 示意图
图中 S 所对应的样地面积即为最小面积

1. α 多样性的测定

α 多样性是用于群落内生物种类数量以及生物种类间相对多度的一种测量。常用的测定方法有如下几种。

(1) 物种丰富度指数

物种丰富度指数(D) 是对一个群落中所有实际物种数目的量度。其计算式为:

$$D = S / N$$

式中,S 为群落的物种数目,N 为群落所有物种个体数之和。当研究的对象是样本而不是整个群落时,上式可表示为:

$$D = (S - 1) \lg N$$

物种丰富度指数的缺点是没有考虑物种在群落中分布的均匀性,且常常是少数种占优势的现实。因此,此方法统计出的物种数目不能完全反映群落的物种多样性。同时,多样性指数会随取样面积(或数目)的变化而变化。

(2) Shannon - Wiener 指数

Shannon - Wiener 指数的计算式为:

$$H = - \sum [(n_i/N) \lg(n_i/N)] \text{ 或 } H = - \sum p_i \lg p_i$$

式中, n_i 为第 i 个种的个体数目,N 为群落中所有种的个体总数, $p_i = n_i/N$ 。

Shannon - Wiener 指数来源于信息理论,它的计算公式表明,群落中生物种类增多代表了群落的复杂程度增高,即 H 值越大,群落所含的信息量越大。

(3) Simpson 指数

Simpson 指数计算公式为:

$$D = 1 - \sum p_i^2$$

式中 p_i 与 Shannon - Wiener 指数计算式中相同。Simpson 指数对稀有种的作用较小,对普通种的作用较大。

2. β 多样性的测定

β 多样性用来表示生物种类对环境异质性的反应。它是一个比较复杂的测度,不仅描述生境内物种的数量,同时也考虑这些物种的相同性及彼此间的位置。 β 多样性可用不同的指数计算,常见的指数有以下几种。

(1) Whittaker 指数

Whittaker 指数计算公式为:

$$\beta_w = S/(m_a - 1)$$

式中, S 为群落中的物种总数, m_a 为样方的平均物种数。

(2) Cody 指数

Cody 指数计算公式为:

$$\beta_c = [g(H) + I(H)]/2$$

式中, $g(H)$ 为沿生境梯度 H 而增加的物种数, $I(H)$ 为沿生境梯度 H 而减少的物种数。

(3) Wilson - Shmida 指数

Wilson - Shmida 指数是上述两种指数的结合,计算式为:

$$\beta_T = [g(H) + I(H)]/m_a$$

(4) Bray - Curtis 指数

上述指数均利用二元属性数据,具有算法简单的优点。但是,它们没有考虑种的相对多度。因此,更常用的是 Bray - Curtis 指数。计算式为:

$$C_N = 2N_i/(N_a + N_b)$$

式中, N_a 为样地 A 的物种数, N_b 为样地 B 的物种数, N_i 为样地 A 和 B 共有种中个体数目较少者。

第三节 生物群落的外貌和结构

群落的外貌和结构是群落的明显标志,是群落与环境相互关系的综合反映。不同的

群落有不同的外貌和结构,因此,群落的外貌和结构是识别与鉴定群落类型的重要特征,是群落研究的必要基础。

一、群落的外貌

群落的外貌(physiognomy)指群落的外部特征。陆地群落外貌的区别主要决定于植被的特征,而水生群落的外貌区别主要决定于水的深度和水流特征。构成陆地群落外貌的主要要素是组成种类(特别是优势种类)的形态特征(包括高度、树冠形状、叶子的形状、树干、树皮的形状,分枝状况等)、生活型(life form)及外貌的季节性等。

生活型是生物对外界环境相适应的外部表现形式。Raunkiaer 据植物休眠芽的着生位置,把陆生植物的生活型划分为 5 类:

1) 高位芽植物(phanerophytes)。休眠芽位于距地面 25 cm 以上,依其高度又分为大高位芽植物(高度 >30 m)、中高位芽植物(高度 8~30 m)、小高位芽植物(2~8 m)与矮高位芽植物(25 cm~2 m)。

2) 地上芽植物(chamaephytes)。更新芽位于土壤表面之上,25 cm 之下,多为灌木、半灌木或草本植物。

3) 地面芽植物(hemicryptophytes)。又称浅地下芽植物或半隐芽植物,更新芽位于近地面土层内,冬季地上部分全枯死,即为多年生草本植物。

4) 隐芽植物(cryptophytes)。又称地下芽植物,更新芽位于较深土层中或水中,多为鳞茎类、块茎类和根茎类等多年生草本植物或水生植物。

5) 一年生植物(therophytes)。生活史在一年内完成,种子越冬。

一个地区或一个群落各种生活型的比例,称为生活型谱(life form spectrum)或生物谱(biological spectrum)。生活型谱反映了环境条件的特点(表 2-7)。

表 2-7 中国几种群落类型的生活型谱(王伯荪,1987)

	高位芽植物	地上芽植物	地面芽植物	隐芽植物	一年生植物
热带雨林(西双版纳)	94.7	5.3	0	0	0
热带雨林(海南)	96.88(11.1)	0.77	0.42	0.98	0
山地雨林(海南)	87.63(6.87)	5.99	3.42	2.44	0
亚热带常绿阔叶林(鼎湖山)	84.5(4.1)	5.4	4.1	4.1	0
亚热带常绿阔叶林(滇东南)	74.3	7.8	18.7	0	0
亚热带常绿阔叶林(浙江)	76.7	1	13.1	7.8	2
暖温带落叶阔叶林(秦岭北坡)	52.0	5.0	38.0	3.7	1.3
暖温带暗针叶林(长白山)	25.4	4.4	39.6	26.4	3.2
温带草原(东北)	3.6	2.0	41.1	19.0	33.4

二、群落的结构

群落的结构(structure)是指群落的所有种类及其个体在空间中的配置状况。群落中

的各种生物,在群落中都占有一定的生存空间,从而构成了群落的空间结构。结构是群落显而易见的一个重要特征,每个群落都具有其相对固定的结构。结构反映了群落对环境的适应,反映了群落的动态和机能。群落的结构主要包括垂直结构和水平结构。

(一) 群落的垂直结构

群落的垂直结构(vertical structure)指群落在空间中的垂直分化或成层现象(stratification)。如森林群落,有乔木层、灌木层、草本层和地被层等基本层次(图 2-20)。在热带亚热带潮湿地区的森林群落,乔木层通常还可分出 1~3 个亚层。此外,在热带亚热带潮湿地区的森林群落,还有较多的藤本植物和附生植物,它们分布在群落的几乎整个地上垂直空间,因而被称为层间植物。

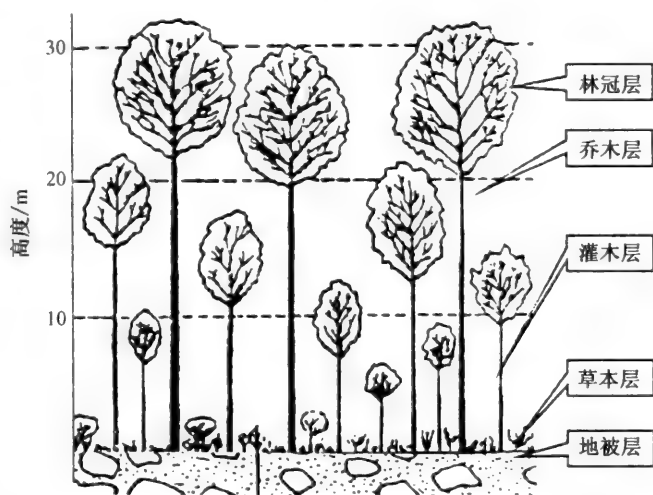


图 2-20 森林群落的垂直结构(曹湊贵,2002)

生物群落中动物也有分层现象。例如,在欧亚大陆北方针叶林区,在地被层和草本层中,栖息着两栖类、爬行类、鸟类、兽类和啮齿类;在森林的灌木层中,栖息着莺、苇莺和花鼠等;在森林的中层,栖息着山雀、啄木鸟、松鼠和貂等;在树冠层,栖息着柳莺、交嘴和戴菊等。应指出,动物的栖息和活动层次不像植物那么固定,但也总有一个最喜好的层次(表 2-8)。

表 2-8 栎林中鸟类在不同层次中的相对密度(孙儒泳,2001)

种 名	林冠层 >10.7 m	乔木层 4.6~10.7 m	灌木层 1.2~4.6 m	草被层 0.9~1.2 m	地 面 <0.9 m
林鸽 <i>Columba palumbus</i>	333	3	3	—	
茶腹鸫 <i>Sitta europaea</i>	34	31	1		
青山雀 <i>Parus coeruleus</i>	150	204	196	24	6
长尾山雀 <i>Aegithalos caudatus</i>	122	183	136	18	9
旋木雀 <i>Certhia familiaris</i>	32	75	27	17	
煤山雀 <i>Parus ater</i>	45	108	78	20	

续表

种名	林冠层 >10.7 m	乔木层 4.6~10.7 m	灌木层 1.2~4.6 m	草被层 0.9~1.2 m	地面 <0.9 m
沼泽山雀 <i>Parus palustris</i>	15	111	155	81	7
大山雀 <i>Parus major</i>	25	74	197	103	2
戴菊 <i>Regulus regulus</i>	2	10	33	14	—
乌鸫 <i>Turdus merula</i>	2	7	25	89	47
红胸鸫 <i>Erithacus rubecula</i>	—	—	29	32	19
鹪鹩 <i>Troglodytes troglodytes</i>	—	—	20	140	20

群落的地下部分,也具有成层现象。地下成层现象主要是指植物的根系和根茎在土壤中的垂直分布而形成的层次。如森林群落,乔木层根系分布最深,灌木层较浅,草本层最浅。土壤中不同的动物,也常在不同深度栖息、活动。

水生群落也有分层现象。如浮游植物主要分布于水体的表面,以浮游植物为食的浮游动物也以水体表面为多。较大的动物则分布在较深的水层,而微生物则以水底的土壤中较多。从水面往下,通常分布着漂游生物(neuston)、浮游生物(plankton)、游泳生物(pekton)、底栖生物(benthos)等。在水面以下的较大空间中,不同的鱼喜好不同深度的水层,农业上通过不同喜好深度的鱼的合理搭配,可以较充分地利用水体空间,提高鱼的产量。

(二) 群落的水平结构

水平结构(horizontal structure)是指群落在空间的水平分化或镶嵌现象(mosaic)。如在植物群落中,植物种类的分布,通常是不均匀的,某些种类聚集在一起,而在它们旁边,则聚集着另一些种类,它们各自形成不同的小群聚(或称小群落)。这些小群聚不论在种类组成、外貌结构上,都有显著的差异,但它们是整个群落的一部分。动物由于受群落中植物分布的影响及由于动物本身的行为,也会有水平分化现象。形成群落的水平结构的原因主要有:① 环境条件的不均匀,如土壤状况、坡度坡向、光照状况、干扰状况等(图2-21);② 扩散分

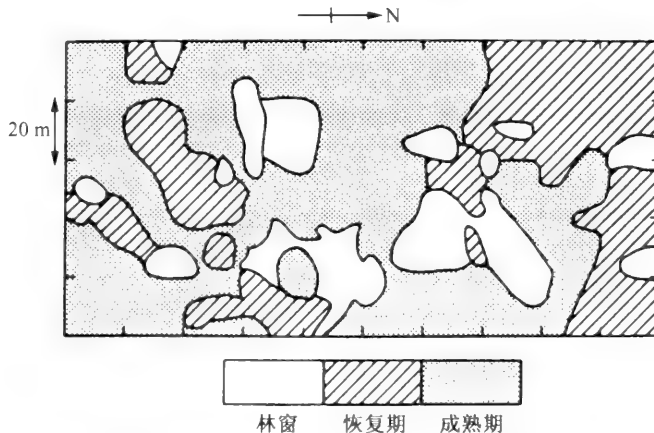


图2-21 林窗的形成和恢复对群落水平结构的影响(Fenner, 1985)

布特点,如植物的集群分布特点,种子和果实的传播、根茎的无性繁殖等;③ 种间相互作用,如竞争、共生、寄生等的影响,动物的分布与植物的相互关系等。

(三) 群落交错区与边缘效应

群落交错区(ecotone)是指两个或多个群落之间的过渡区域。例如,在森林与草原之间,有一森林草原地带;在草原与荒漠之间,有一草原荒漠地带;在常绿森林与落叶森林之间,是常绿与落叶混交林,等等。群落交错区是群落间一种较普遍的现象,交错区有的较宽,有的较窄;有的是逐渐变化的,有的变化较突然;有的是持久的,有的则在不断变化。

在群落交错区或两个群落的边缘,环境条件往往带有两个群落的烙印,但又明显有别于两个群落内部,这一特点使群落交错区在群落种类组成、外貌结构、功能等方面,具有明显的特点,这一现象称为交错区的边缘效应(edge effect)。例如,在种类组成方面,交错区往往包含两个群落各自的一些种,以及交错区本身特有的一些种,这是因为交错区的环境条件比较复杂,能为不同生态类型的物种提供生存、生活条件。如我国大兴安岭森林边缘,每平方米的植物种数达 30 种以上,明显高于其内侧的森林群落与外侧的草原群落。

第四节 生物群落的演替

群落动态的研究在生态学中占有重要位置。20 世纪前 20 年,群落动态研究曾支配着北美与英国的植被研究。在现代生态学研究中,群落动态仍然是中心课题之一,是群落恢复的理论基础。生物群落的演替是群落动态的主要内容。

一、演替的概念

群落演替(community succession)又称生态演替(ecological succession),是一个群落被另一个群落所取代的过程。

“演替”一词 1806 即已应用于生态学。Thoreau(1863)根据自然学家的观点,用演替来描述从弃耕田到森林的过渡。Warming 等(1896)在研究密执安湖边的沙丘演变为森林时,提出演替学说。Climents(1916)进一步对演替学说加以完善。

Odum(1969)认为,群落的发展是有顺序的过程,是有规律地向一定方向发展,因而是能预见的;演替是由群落引起物理环境改变的结果,即演替是由群落控制的;它以形成稳定的生态系统,即以顶极群落形成的系统为其发展顶点。

二、演替的类型

按照不同的划分原则,可以划分不同的演替类型。

(1) 按照演替延续的时间,可分为世纪演替、长期演替和快速演替

世纪演替:演替延续时间相当长,一般以地质年代计算。常伴随气候的历史变迁或

地貌的大规模塑造而发生,即群落的演化。

长期演替:延续达几十年,有时达几百年。例如森林被采伐后的恢复演替。

快速演替:延续几年或十几年。如草原弃耕地的恢复演替。

(2) 按照演替的起止条件,可分为原生演替和次生演替

原生演替:开始于原生裸地上的演替。原生裸地上没有植物的繁殖体,也没有植物生长过的土壤。如发生在火山爆发后的迹地上的演替。

次生演替:开始于次生裸地上的演替。次生裸地如森林砍伐后的迹地、弃耕地等,具有植物生长过的土壤,一般有植物的繁殖体。从被破坏后的某一群落开始的演替,也属于次生演替。

(3) 按基质的性质,可划分为水生演替和旱生演替

水生演替:开始于水生环境的演替。如从池塘或湖泊开始的演替。

旱生演替:从干旱的基质开始的演替。如从裸露的岩石表面上开始的演替。

(4) 按控制演替的主导因素,可划分为内因性演替和外因性演替

内因性演替:是由于群落中生物的生命活动结果导致的演替。群落中生物的生命活动结果首先使它的生境发生改变,然后被改变了的生境又反过来作用于群落本身,如此相互促进,使演替不断向前发展。一切源于外因的演替最终都通过内因性演替来实现,因此可以说,内因性演替是群落演替的最基本和最普遍的形式。

外因性演替:是由于外界环境因素的作用所引起的演替。包括气候发生演替、地貌发生演替、土壤发生演替、火成演替、人为发生演替等。

(5) 按群落代谢特征,可划分为自养性演替和异养性演替

自养性演替:在演替过程中,群落的有机物或能量不断增加。如由裸岩→地衣→草本植物→灌木→乔木的演替过程。

异养性演替:在演替过程中,群落的有机物或能量逐渐减少。如在有机污染的水体中开始的演替。

三、演替的模式

自然界的生物群落演替是复杂的、多样的,在不同的气候区和不同的生境下,演替可能存在着显著的差异。但是,开始于一个特殊类型裸地的演替过程,却有许多相似性。群落的演替显示出若干基本的模式。

(一) 陆生植物群落的演替模式

陆生植物群落演替模式,可以岩石露头上的演替为代表,其演替一般有以下几个阶段。

(1) 地衣植物阶段

在裸露的岩石表面,没有土壤,光照强,温差大,十分干燥。在这样异常恶劣的环境条件下,最先定居的是地衣植物,其中出现的是壳状地衣。它可利用短暂的有利时间生长,而在不利的条件下处于休眠状态。壳状地衣将极薄的植物体紧贴岩石表面,分泌有机酸腐蚀岩石,加上风化作用及壳状地衣的残体,在岩石表面逐渐形成少量的剥离层,慢慢形成土壤。在壳状地衣的长期作用下,环境条件有了改善,继而出现叶状地衣和枝状地衣。叶状地衣和枝状地衣的植物体比壳状地衣高大,可以积聚较多的水分,产生较多的有机质,从而使加快土壤形成和其他环境条件的改善进程。随着环境条件的改善,到地衣植物阶段后期,逐渐出现苔藓植物。地衣植物阶段前期,基本上仅有微生物共存,以后才逐渐有一些微小动物(如螨类)出现。

由于岩石表面环境恶劣,地衣生长极慢,地衣植物阶段是整个演替系列中时间最长的。

(2) 苔藓植物阶段

生长在岩石表面的苔藓植物,与地衣植物相似,可在干旱状况下停止生长进入休眠,待环境条件适宜时又能开始生长。这类植物积聚水分和产生有机质比地衣植物更多些,随着环境条件的继续改善,就为后来植物的定居创造了条件。该阶段出现的动物,与地衣植物群落相似,以螨类等腐食性或植食性的小型无脊椎动物为主。

(3) 草本植物阶段

苔藓植物后期,一些蕨类和被子植物中一些一年生或二年生草本植物逐渐出现。这些草本植物大多是矮小耐旱的种类,开始是个别植株出现,以后大量增加而取代了苔藓植物。土壤继续增加,群落小气候开始形成,随后又出现了多年生草本植物。

草本植物阶段群落环境条件有了明显的改变,由于郁闭度增加,土壤增多,蒸发减少,调节了温度、湿度,植物生长随之加快,群落高度逐渐增加。群落中动物的种类和数量也逐渐增加。

(4) 木本植物阶段

草本植物阶段后期,由于环境条件的显著改善,为木本植物的定居创造了条件。首先是一些喜光的阳性灌木出现,它们常与草本植物混生,以后灌木增加,形成灌木群落。这时,取食草本植物的昆虫逐渐减少,而吃浆果、栖灌丛的鸟类增加,中小型哺乳动物也增多,一些大型动物也会出没其间。

随着灌木群落的发展,阳性喜光的乔木开始出现,以后植株逐渐增多,覆盖度逐渐增大,最后乔木逐渐成片,形成森林。林下形成荫蔽环境,原先灌木群落中喜阳的灌木和草本植物消失,耐阴的灌木、草本和乔木种类在群落中出现和发展。由于耐阴的乔木较阳性乔木高大,随着耐阴乔木的数量增加并在高度上超过阳性乔木,后者因得不到足够的光照,不能正常生长和更新,而逐渐从群落中消失,从而形成以耐阴乔木(幼苗和小树耐阴、

大树喜光)为主的森林群落。在乔木群落的发展过程中,动物种类也得到发展,大型动物在群落中定居,各营养级的动物数量都有明显的增加。群落中物种间互相制约,使整个生物群落的结构更加复杂和稳定。

(二) 水生植物群落的演替模式

水生植物群落演替模式以池塘的植物演替为代表,其演替大体经历以下几个阶段。

(1) 自由漂浮植物阶段

演替初期,由于水较深,群落主要由漂浮于水面上大型植物、藻类、细菌、原生动物等组成。特别是漂浮的维管植物,如凤眼莲属(*Eichhornia*)、浮萍属(*Lemna*)、槐叶萍属(*Salvinia*)、紫萍属(*Spirodela*)等。植物的残体沉入水底,水底逐渐升高,从而为沉水植物群落创造了条件。

(2) 沉水植物阶段

沉水植物扎根于水底,有利于从土壤中吸收营养物质,但由于水体对太阳光的反射、吸收等比大气强得多,故沉水植物只能生长在不太深的水底。沉水植物常导致非可溶性的碳酸盐沉淀于附近的水中,或以石灰脆皮壳的形态在表皮层上积累达数毫米,脱落后沉淀连同其他的沉淀物,以泥灰岩形式沉于池底。此外,还能促使粉砂沉积,以及它们的腐败残余物产生类似于污泥的沉积物。随着它们的生长,水底进一步抬升。

(3) 浮叶根生植物阶段

随着水深进一步变浅,浮叶根生植物便可在群落中定居。这些植物的根系长于水下的土壤中,而叶子位于水面上,可以获得更多的光照,产生的有机物质更多,使池底的抬升过程更快。同时,由于它们的叶子在水面逐渐形成覆盖,沉水植物从群落中消失或向水体中心转移。

(4) 挺水植物阶段

在浮叶根生植物阶段后期,当水大约不深于1 m时,挺水植物定居于群落中。这些植物较浮叶根生植物高大,植物体大部分挺出水面之上,在水面上逐渐形成荫闭而排挤浮叶根生植物。挺水植物生长速度更快,产生的有机物质更多,更快。同时由于它们茂密的根茎或支柱根积聚淤泥,使池底抬升进程更快。

(5) 湿生草本植物阶段

当水底露出水面,这时湿生草本植物在群落中生长。主要的是莎草科、禾本科的一些种类。随着植物蒸腾的加快,地下水位下降,湿生环境逐渐变为中生性的环境。草本植物阶段最终为木本植物所取代。

水生演替系列的时间进程类似于池塘从中心往边缘的空间变化。

(三) 群落演替的几个例子

1. 克拉卡图火山岛的原生演替

克拉卡图火山岛是太平洋上的一个岛屿,1883年火山爆发,全岛被厚厚的火山灰覆盖。在其上经历了裸地、蓝绿藻和蕨类植物群落、草本植物(高草)群落、先锋木本植物群落、成熟的森林群落等的演替(图2-22)。

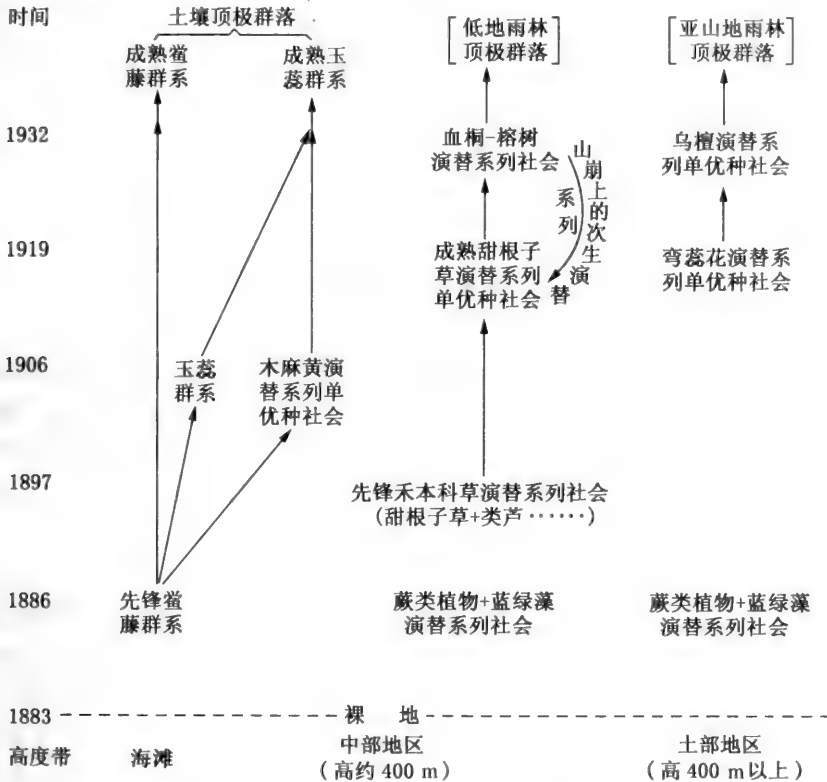


图2-22 克拉卡图火山岛的群落演替(王伯荪,1987)

2. 森林采伐后的次生演替

我国北方的云杉林的采伐演替可作为一个例子。在云杉林采伐后的采伐迹地上,原来的森林小气候完全改变,地面受到光的直接照射,温度、湿度的变幅增大,并有霜冻。云杉、冷杉等的幼苗以及林下的阴生或耐阴植物不能在这样的环境下生长,而喜光的草本植物很快形成杂草群落。此后阳性树种进入形成阳性树种群落(小叶树种群落)。这些树种的幼苗喜欢充足的阳光,能忍受较大的温度和湿度变幅。随着这些植物生长成林,形成林下荫闭环境,原先喜光的草本植物逐渐消失。林冠的形成缓和了温度、湿度的激烈变化和阻挡了阳光直射,云杉、冷杉等耐阴的幼苗便可在林下定居。由于云杉、冷杉较阳性乔木高大,当它们超过阳性乔木并逐渐形成林冠,阳性树种便因

得不到充足的阳光,其幼苗也不能在林下更新而渐趋消失。阳性树种群落最终被云杉群落所取代(图 2-23)。

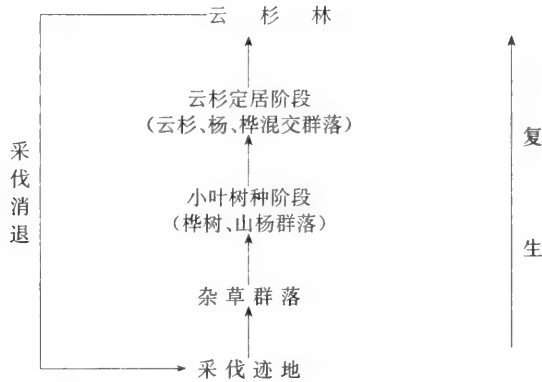


图 2-23 云杉林的采伐演替(曲仲湘等,1983)

四、演替顶极理论

无论原生演替还是次生演替,生物群落总是由低级向高级,由简单向复杂,经过多个群落的更替,最终形成一个相对稳定的群落,这时演替被认为达到了演替顶极(Climax)。最后达到稳定状态的群落称为顶极群落,从开始到顶极所依此出现的群落称为演替系列。

(一) 单元顶极论

单元顶极(monoclimax)理论是美国生态学家 F. E. Clements(1916)提出的。他认为在同一气候区内,无论演替初期的条件多么不同,演替最终都趋向于中生性的生境,形成一个顶极群落,这个顶极群落的特征是由当地的气候条件决定的,这个顶极称气候顶极(climatic climax)。单元顶极还认为,在一个气候区内,除了气候顶极外,还会出现一些由于地形、土壤或人为因素等所决定的相对稳定的群落,为了和气候顶极相区别,Clements称之为前顶极(preclimax)。但无论哪种形式的前顶极,如果给予足够的时间,都可能发展为气候顶极。

单元顶极论提出以来,在世界各国特别是英美等国引起强烈反响,得到了不少学者的支持。但也有人提出了批评意见甚至否定态度。他们认为,只有在排水良好、地形平缓、人为影响较小的地带性生境上才能出现气候顶极。另外,从地质年代看,气候也并非永远不变的,有时极端气候的影响很大。此外,群落的变化往往落后于气候的变化,残遗群落的存在即可说明这一事实。

(二) 多元顶极论

多元顶极(polyclimax)是英国生态学家 A. G. Tansley(1954)提出的。这个学说认为,如果一个群落在某种生境中基本稳定,能自行繁殖并结束它的演替过程,就可看作顶

极群落。在一个气候区内,群落演替不一定都汇集于一个共同的气候顶极终点,除了气候顶极外,还可有土壤顶极(edaphic climax)、地形顶极(topographic climax)、火烧顶极(fire climax)、动物顶极(zootic climax)等。还可存在一些复合型的顶极,如地形—土壤顶极、火烧—动物顶极等。

(三) 顶极—格局假说

顶极—格局假说(climax pattern hypothesis)是美国生态学家 R. H. Whittaker (1953)提出的。他认为,在任何一个区域内,环境因子都是连续变化的,随着环境梯度的变化,各种类型的顶极群落,如气候顶极、土壤顶极、地形顶极、火烧顶极等,不是截然呈离散状态,而是连续变化的,构成一个顶极群落连续变化的格局。在这个格局中,分布最广且通常位于格局中心的顶极群落,叫优势顶极(prevaling climax),它是最能反映该地区气候特征的顶极群落,相当于单元顶极论的气候顶极。

第五节 生物群落的分类与排序

对生物群落的认识及其分类方法,存在两条途径。早期的植物生态学家认为群落是自然单位,它们和有机体一样具有明确的边界,而且与其他群落是间断的、可分的。因此可以像物种那样进行分类。另外一种观点认为群落是连续的,没有明确的边界,它是不同种群的组合,而种群是独立的。他们认为早期的群落分类都是选择了有代表性的典型样地,如果不是取样典型,将会发现大多数群落之间是模糊不清和过渡的。不连续的间断情况仅仅发生在不连续的生境上,如地形、母质、土壤条件的突然改变,或人为的砍伐、火烧等的干扰。在通常情况下,生境与群落都是连续的。因此他们认为应采取梯度分析方法,即排序(ordination)来研究连续群落变化,而不采取分类的方法。

一、群落相似性分析

群落的相似性指不同群落之间相似程度。在群落相似性比较中,可用相似性指数比较两个群落或其中的两个部分的相似程度。下面介绍几种常用的相似性指数。

(1) 群落系数

群落系数(coefficient of community, CC)表示两个群落或两个取样之间的相似性。它是基于物种在两个群落或取样的存在与不存在的数据,比较种类组成上的相似度,以表示两个群落或两个取样之间的相似性。公式为:

$$CC = 2a / (2a + b + c)$$

式中, a 为两个群落或取样所共有的种的数目, b 为群落A所有而群落B没有的种的数目, c 为群落B所有而群落A没有的种的数目。应用该公式时,必须采用相同大小的取样,才能

获得较精确的群落系数。

(2) 相似度系数

相似度系数(coefficient of similarity, CS)是利用种的定量数据,来比较两个群落或取样的相似程度。计算公式为:

$$CS = 2c/(a + b)$$

式中, c 是两个群落或取样中共有种的某一定量值的总和,或某一定量值的两个相对值中最低值的总和, a 是群落或取样 A 的某一定量值的总和, b 是群落或取样 B 的某一定量值的总和。

如果在同一群落中重复取样,其相似百分率一般达不到 100%,而是个较低值。

(3) 相似百分率

相似性百分率(percentage of similarity, PS)也是利用种的定量数据的一个系数,计算式为:

$$PS = 1 - 0.5 \sum |a - b| = \sum \min(a, b)$$

式中, a 是群落或取样 A 的某一定量值, b 是群落或取样 B 的某一定量值, $\sum |a - b|$ 是两个群落或取样共有种的某一定量值的相对值差的总和, $\sum \min(a, b)$ 是两个群落或取样共有种的某一定量值的相对值的最低值的总和。

如果在同一群落中重复取样,其相似百分率同样达不到 100%,通常为 60%~90%。

二、群落的分类

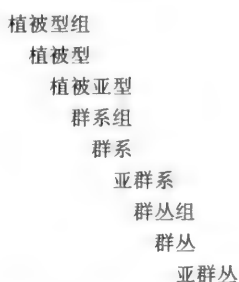
群落的分类是对所研究的群落按其属性、数据所反映的相似关系进行分组,使同组的群落尽量相似,不同组的群落尽量相异。通过分类研究,可以加深认识群落自身的特征、群落与环境条件及与其他群落之间的相互关系。

群落分类可以是人为的或自然的,生态学中一般采用自然分类。在自然分类方法中,存在不同的分类原则或标准。主要依据群落的外貌、结构、植物区系、生态(生境)、演替原则等。也有结合上述几个原则的。但不管按哪种方法分类,都承认要以群落本身的特征作为分类依据,并十分注意群落的生态关系,因为按研究对象本身特征的分类要比任何其他分类更自然。

1. 中国的植物群落分类

中国的植物群落分类以《中国植被》(1980)的分类为代表,采用了植物群落学—生态学原则,主要以植物群落本身的特征作为分类的依据,但又十分注意群落的生态关系,对群落地理分布、动态、环境特征等也有充分的反映。《中国植被》采用三级分类系统,即植被型(高级单位)、群系(中级单位)和群丛(基本单位),每一等级之上和之下又各设一个辅助单位和补充单位。高级单位的分类侧重于生态—外貌原则,中低级单位的分类则侧重

于种类组成和群落结构。其系统如下：



植被型(vegetation type) 建群种生活型(一级或二级)相同或相似,同时对水热条件的生态关系一致的植物群落被分为同一植被型。如寒温性针叶林、夏绿阔叶林、温带草原、热带荒漠等。

建群种生活型相近而且群落外貌相似的植被型联合为植被型组(vegetation type group)。如针叶林、阔叶林、草原、荒漠等。

在植被型内根据优势层片或指示层片的差异可划分植被亚型(vegetation subtype)。这种层片结构的差异一般是由气候亚带的差异或一定的地貌、基质条件的差异而引起。如温带草原可分为三个亚型:草甸草原(半湿润)、典型草原(半干旱)和荒漠草原(干旱)。

群系(formation) 建群种或共建种相同的群落联合为群系。如凡是以大针茅为建群种的群落都归为大针茅群系,以兴安落叶松为建群种的都归为兴安落叶松群系等。建群种亲缘关系近似(同属或相近属)、生活型(三级和四级)近似或生境相近的群系联合为群系组(formation group)。如落叶栎林、丛生禾草草原、根茎禾草草原等。在生态幅度较宽的群系内,根据次优势层片及其反映的生境条件的差异而划分亚群系(subformation)。

群丛(association) 是植物群落分类的基本单位,犹如植物分类中的种。凡是层片结构相同,各层片的优势种或共建种相同的群落联合为群丛。如羊草+大针茅这一群丛组内,羊草+大针茅+黄囊薹草原和羊草+大针茅+柴胡草原都是不同的群丛。凡层片结构相似,且优势层片与次优势层片的优势种或共建种相同的群丛联合为群丛组(association group)。而在群丛内,在区系成分、层片配置、动态变化等方面有差异的群落被区分为亚群丛(subassociation)。

根据上述系统,中国植被将全国的植物群落分为 10 个植被型组,29 个植被型,560 多个群系,至少几千个群丛。

2. 群落的数量分类

数量分类是基于实体(实体是分类的基本单位,可以是群落、样方等)间属性数据所反映的相似关系进行的,使同类(组)的实体尽量相似,不同类的实体尽量相异。数量分类可以处理大量的数据,获得的信息量大,分类的精度较高,速度也快。

数量分类的方法很多,但目前的分类方法几乎都是不重叠的、内在的,其中最主要的

又是等级聚合分类。

等级聚合分类方法很多,现用组平均法,以 6 个样方 3 个种的虚拟的属性数据(X 数据矩阵)为例,采用欧氏距离作为相似性指标(距离越小相似性越大),说明聚合的方法与过程。

$$X = \begin{pmatrix} 2 & 5 & 2 & 1 & 0 & 3 \\ 0 & 1 & 4 & 3 & 1 & 2 \\ 3 & 4 & 1 & 0 & 0 & 2 \end{pmatrix}$$

第一步: 计算样方两两之间的欧氏距离,并列欧氏距离矩阵 C_N 。

$$C_N = \begin{pmatrix} 1 & 2 & 3 & 4 & 5 & 6 \\ 0 & 3.317 & 4.472 & 4.359 & 3.742 & 2.449 \\ & 0 & 5.196 & 6.000 & 6.403 & 3.000 \\ & & 0 & 1.732 & 3.742 & 2.449 \\ & & & 0 & 2.236 & 3.000 \\ & & & & 0 & 3.742 \\ & & & & & 0 \end{pmatrix}$$

第二步: 找出最相似的两个样方进行合并。

从矩阵 C_N 可看出,距离最小的是 $D_{34} = 1.732$,所以首先将样方 3、4 合并为样方组 3'。

第三步: 重算 5 个样方两两间的距离矩阵 C_{N-1} 。

注意 C_{N-1} 中有些元素是不必重算的,因为原矩阵中 4 个样方没有变化,它们之间的距离也没变化。需重算的距离是 $D_{13'}$ 、 $D_{23'}$ 、 $D_{53'}$ 、 $D_{63'}$ 。采用下式计算(参见阳含熙,1981)。

$$D_{13'} = (1/2)D_{13} + (1/2)D_{14} = (4.472 + 4.359)/2 = 4.416$$

同样可算得: $D_{23'} = 5.598$, $D_{53'} = 2.989$, $D_{63'} = 2.725$

得到的新矩阵为:

$$C_{N-1} = \begin{pmatrix} 1 & 2 & 3' & 5 & 6 \\ 0 & 3.317 & 4.416 & 3.742 & 2.449 \\ & 0 & 5.598 & 6.403 & 3.000 \\ & & 0 & 2.989 & 2.725 \\ & & & 0 & 3.742 \\ & & & & 0 \end{pmatrix}$$

第四步: 重复合并过程直到全部样方并成一组。

在 C_{N-1} 中 $D_{16} = 2.449$ 最小,故第二次合并样方 1 和 6 为样方组 1'',按上式重算距离矩阵 C_{N-2} 中的 $D_{21''}$ 、 $D_{3'1''}$ 和 $D_{51''}$,形成新的距离矩阵 C_{N-2} 。

$$C_{N-2} = \begin{pmatrix} 1'' & 2 & 3' & 5 \\ 0 & 3.159 & 3.571 & 3.742 \\ & 0 & 5.598 & 6.403 \\ & & 0 & 2.989 \\ & & & 0 \end{pmatrix}$$

第五步：合并样方 3' 和 5 成 3^{III}，补算 $D_{1'3'}$ 和 D_{23} ，形成新的矩阵 C_{N-3} 。

$$D_{1'3'III} = (2/3)D_{1'3'} + (1/3)D_{1'5} = (2/3) \times 3.571 + (1/3) \times 3.742 = 3.628,$$

$$D_{23III} = (2/3) \times 5.598 + (1/3) \times 6.403 = 5.866$$

$$C_{N-3} = \begin{pmatrix} 1'' & 2 & 3^{III} \\ 0 & 3.159 & 3.628 \\ & 0 & 5.866 \\ & & 0 \end{pmatrix}$$

第六步：合并 1'' 和 2，得到包含 3 个样方的并组 1^{IV}，最后算出：

$$D_{3^{III}1^{IV}} = (2/3)D_{3^{III}1''} + (1/3)D_{3^{III}2} = (2/3) \times 3.628 + (1/3) \times 5.866 = 4.374$$

至此已将全部样方合并为一组，聚合过程即告结束。图 2-24 是聚合结果的树状图。

聚合分类有许多不同的方法，所有聚合方法都有两个缺点，一是计算较麻烦。二是聚合过程中由于各种不正常的原因，难免出现一些错分类的情况，即当时合并的一对样方（或群落）并不真正是最相似的。由于聚合过程从最小单位（单个群落）开始，初期的错分会对其后的合并带来愈来愈严重的影响。

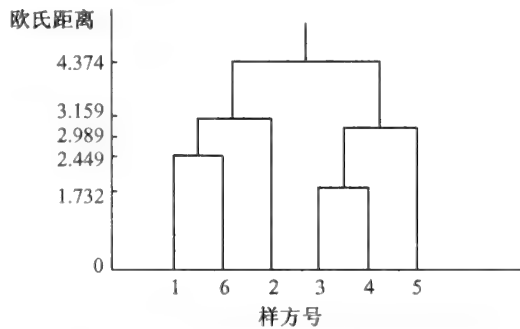


图 2-24 6 个虚拟样方的聚合分类结果 (阳含熙, 1983)

三、群落的排序

排序(ordination)是把一定区域内所调查的群落或样地，按照相似性排定各群落或样地的位序，从而分析各群落或样地之间及与生境之间的相互关系。

排序方法基本有两类，一是群落排序，即用植物本身的属性(如种的出现与否、种的频度、盖度等)，排定群落或样地的位序，也称间接排序(indirect ordination)。另一类是利用环境因素的排序，即以群落或样地生境或其中某一生态因子的变化，排定群落或样地生境的位序，也称为直接排序(direct ordination)。排序的方法很多，下面以虚拟的 6 个样方 2

个种的数据(表 2-13),介绍较常用的主分量分析(principal component analysis, PCA)方法。

表 2-13 6 个样方 2 个种的多度数据

	样方 1	样方 2	样方 3	样方 4	样方 5	样方 6
种 1	5	6	4	6	0	3
种 2	11	8	7	6	2	2

第一步: 将原始数据对属性中心化,中心化后的数据如表 2-14。

表 2-14 6 个样方 2 个种的多度数据中心化后的结果

	样方 1	样方 2	样方 3	样方 4	样方 5	样方 6
种 1	1	2	0	2	-4	-1
种 2	5	2	1	0	-4	-4

第二步: 对中心化后的数据矩阵 X ,求内积矩阵 S :

$$S = XX^T = \begin{pmatrix} 1 & 2 & 0 & 2 & -4 & -1 \\ 5 & 2 & 1 & 0 & -4 & -4 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} 1 & 5 \\ 2 & 2 \\ 0 & 1 \\ 2 & 0 \\ -4 & -4 \\ -1 & -4 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 26 & 29 \\ 29 & 62 \end{pmatrix}$$

式中, X^T 为 X 的转置矩阵。

第三步: 求矩阵 S 的特征根 $\lambda_1, \lambda_2 (\lambda_1 \geq \lambda_2)$ 及相应的特征向量。 S 矩阵的特征方程为:

$$|S - \lambda I| = \begin{vmatrix} 26 - \lambda & 29 \\ 29 & 62 - \lambda \end{vmatrix} = \lambda^2 - 88\lambda + 771 = 0$$

解得特征方程的两个根为: $\lambda_1 = 78.13, \lambda_2 = 9.87$ 。

求特征根 λ_1 和 λ_2 对应的特征向量 $(\mu_{11} \ \mu_{12})$ 和 $(\mu_{21} \ \mu_{22})$,并以它们做为行向量而得到变换矩阵,此矩阵为正交矩阵。

$$U = \begin{pmatrix} \mu_{11} & \mu_{12} \\ \mu_{21} & \mu_{22} \end{pmatrix}$$

$$\begin{pmatrix} \mu_{11} & \mu_{12} \\ \mu_{21} & \mu_{22} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} 26 & 29 \\ 29 & 62 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 78.13 & 0 \\ 0 & 9.87 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \mu_{11} & \mu_{12} \\ \mu_{21} & \mu_{22} \end{pmatrix}$$

得到:

$$\begin{cases} 26\mu_{11} + 29\mu_{12} = 78.13\mu_{11} \\ 29\mu_{11} + 62\mu_{12} = 78.13\mu_{12} \\ 26\mu_{21} + 29\mu_{22} = 9.87\mu_{21} \\ 29\mu_{21} + 62\mu_{22} = 9.87\mu_{22} \end{cases}$$

第四步：根据特征向量两分量间的比例，求出变换矩阵：

$$\mu_{11}/\mu_{12} = 29/52.13 \quad \mu_{21}/\mu_{22} = -52.13/29$$

再根据正交矩阵中每行元素的平方和等于 1 的条件，即：

$$\mu_{11}^2 + \mu_{12}^2 = 1 \quad \mu_{21}^2 + \mu_{22}^2 = 1$$

则有： $\mu_{11}^2/(1-\mu_{11}^2) = 29^2/52.13^2$

解上式得： $\mu_{11}^2 = 0.2363$ ， $\mu_{11} = 0.486$

同样，可算得： $\mu_{12} = 0.875$ ， $\mu_{21} = -0.875$ ， $\mu_{22} = 0.486$

$$U = \begin{pmatrix} 0.486 & 0.875 \\ -0.875 & 0.486 \end{pmatrix}$$

其中第一行(0.486 0.875)是相应于 $\lambda_1 = 78.13$ 的特征向量，第二行(-0.875 0.486)是相应于 $\lambda_2 = 9.87$ 的特征向量。

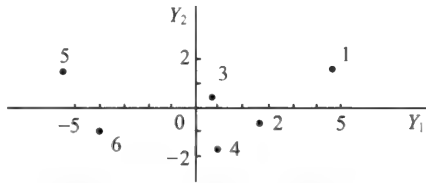


图 2-25 6 个样方的二维 PCA 排序图(阳含熙, 1983)

第五步：根据变换矩阵求出新坐标系，据此可画出各样方的排序图(图 2-25)。

$$\begin{aligned} Y &= UX = \begin{pmatrix} 0.486 & 0.875 \\ -0.875 & 0.486 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} 1 & 2 & 0 & 2 & -4 & 1 \\ 5 & 2 & 1 & 0 & -4 & -4 \end{pmatrix} \\ &= \begin{pmatrix} 4.86 & 2.72 & 0.87 & 0.97 & -5.44 & -3.98 \\ 1.55 & -0.78 & 0.49 & -0.75 & 1.56 & -1.07 \end{pmatrix} \end{aligned}$$

第六步：排序效果检验：降维后主分量究竟保留了多少信息。可据下式计算：

$$\sum_{i=1}^k \lambda_i / \sum_{i=1}^p \lambda_i$$

式中， k 为选取的主分量个数，如在平面排序图中为 2，立体图中为 3； P 为主分量的总数，其数目等于特征方程的特征根的个数(本例 $p=2$)。本例的总信息量为：

$$\lambda_1 + \lambda_2 = 78.13 + 9.87 = 88$$

第一主分量上占有的信息比例为：

$$\lambda_1/(\lambda_1 + \lambda_2) = 78.13/88 = 88.78\%$$

即第一主分量(第一轴)上保留了总信息量的 88.78%，损失的信息量为 11.22%。

阳含熙等(1981)对内蒙古呼盟羊草草原 40 个样方、32 个植物种的调查数据进行了

PCA 排序(图 2-26),结果显示排序能较真实地反映群落与环境的相互关系,也能达到分类目的。

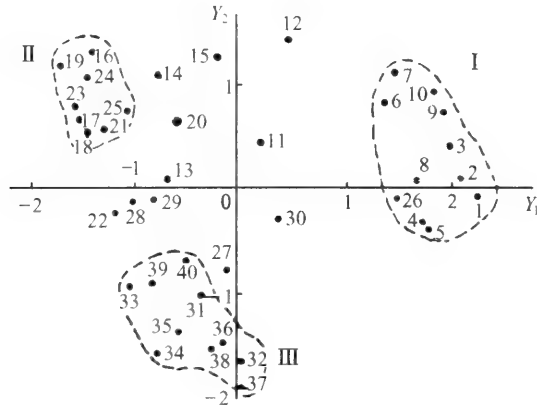


图 2-26 内蒙古呼盟羊草草原 40 个样方的二维 PCA 排序图(阳含熙, 1983)

I 为半湿润草甸草原群丛组; II 为半干旱草原群丛组; III 为耐盐群丛组

第六节 地球表面主要生物群落类型及分布

地球表面的生物群落是多种多样和极其复杂的,但是其分布也是有规律的。生物群落的分布是与自然地理条件密切相关的,是群落对分布地区环境条件长期适应的产物。

一、群落的主要类型

(一) 森林

1. 热带雨林

热带雨林(Tropical Rain Forest)是分布于热带潮湿地区的森林。主要分布在赤道南北 5°~10°左右的范围内,个别地区可伸展至 15°~25°左右,全世界的热带雨林主要有三大部分,一是热带美洲的热带雨林,主要分布在亚马孙河流域,这是世界上面积最大、种类也最为丰富的热带雨林。二是热带亚洲的热带雨林,主要分布在东南亚地区,可向北伸展至我国的海南、云南南部、台湾南部等地区。三是热带非洲的热带雨林,主要分布在非洲的刚果盆地。此外,在澳洲的热带地区,也有热带雨林的分布(图 2-27)。

热带雨林分布区终年高温多雨,年平均温度 26℃ 以上,月平均温度多高于 20℃。年降水量 2 500~4 500 mm,全年分配相当均匀[图 2-28(a)]。土壤通常为砖红壤性红壤,风化层厚,土壤淋溶强烈,养分较为贫瘠,生态系统大部分养分储存于生物量中。

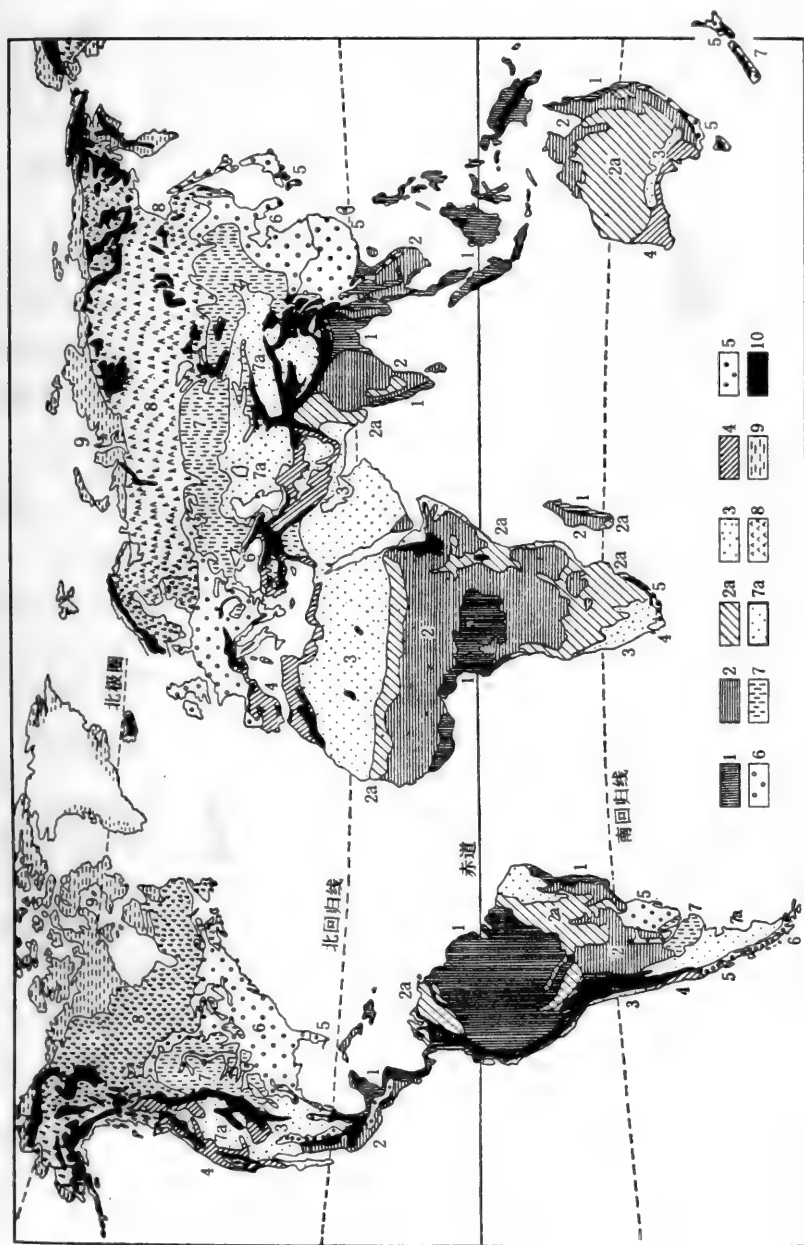


图 2-27 世界主要植被类型的分布 (Walter, 1964)

1. 热带常绿雨林, 2. 热带亚热带常绿及落叶林, 2a. 热带亚热带干旱林、刺灌丛及部分禾草群落, 3. 热带亚热带荒漠、半荒漠, 4. 冬雨硬叶林(包括具冬雨的干燥区), 5. 暖温带常绿阔叶林, 6. 温带草原, 7. 温带荒漠、半荒漠, 8. 北方针叶林, 9. 极地冻原, 10. 各带的山地植被

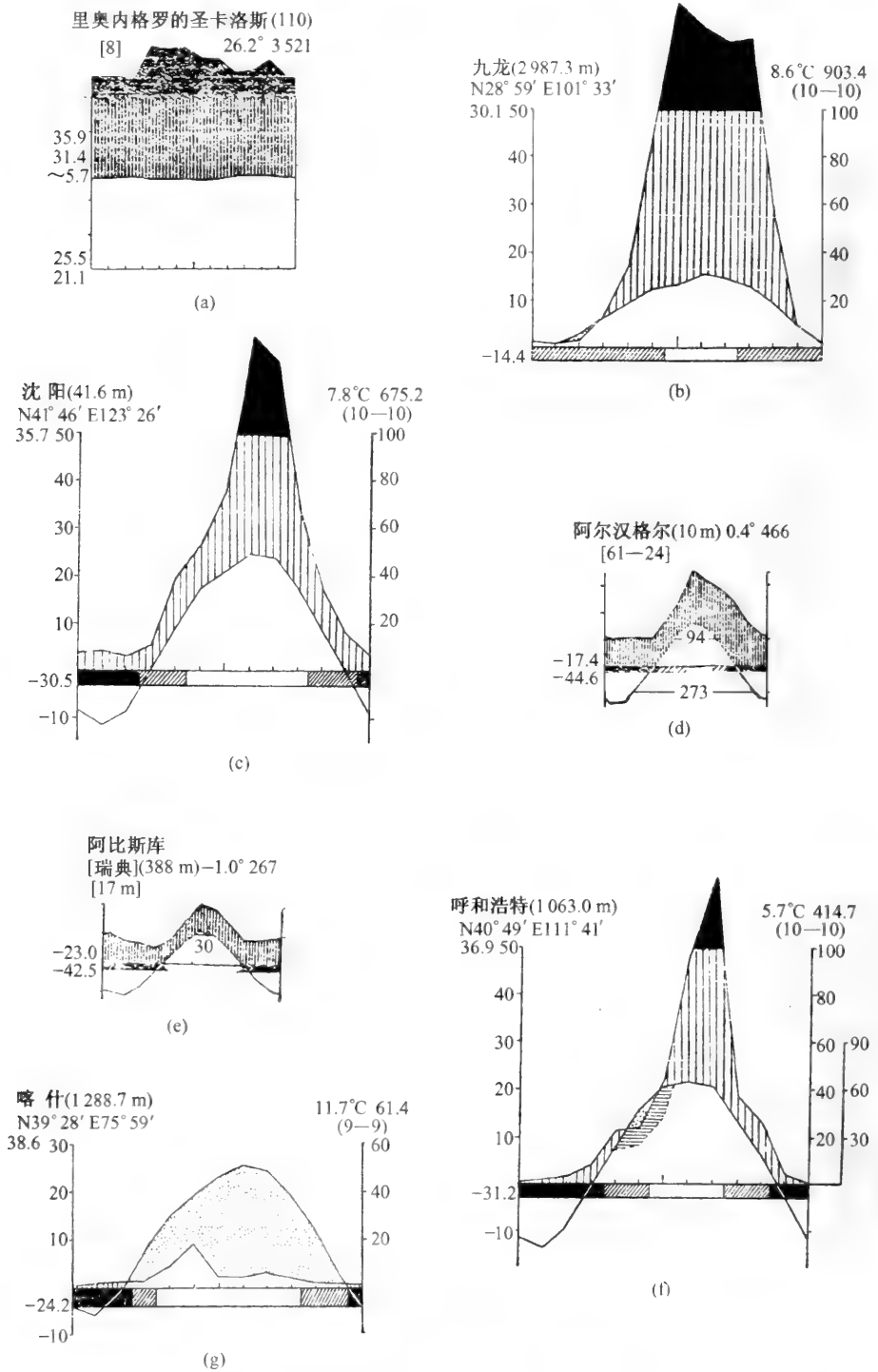


图 2-28 若干代表群落的气候图解

(a) 热带雨林; (b) 常绿阔叶林; (c) 落叶阔叶林; (d) 北方针叶林; (e) 冻原; (f) 草原; (g) 荒漠

热带雨林在外貌上具有许多独特的特点,具茎花现象、板根现象、绞杀植物、粗大的木质藤本、丰富的附生有花植物等。树干高大、挺直、光滑,最高可达 60~80 m。叶子多具滴水尖,嫩叶多具鲜丽颜色,地面草本更多具花叶现象等。群落结构复杂,乔木层通常有 3 层甚至更多。热带雨林生物种类非常丰富,据统计,组成热带雨林的高等植物就有 45 000 种以上,而且绝大部分是木本的。动物种类也极丰富,据报道,巴拿马附近一个面积不到 0.5 km² 的小岛上,就有哺乳动物 58 种。热带雨林也是昆虫、微生物等其他生物种类最丰富的地区。

2. 常绿阔叶林

常绿阔叶林(evergreen broad-leaved forest)是分布于亚热带湿润气候地区的森林,主要分布在欧亚大陆东岸 22°N~40°N 之间。此外,非洲东南部、美国东南部、大西洋中的加那利群岛等地也有少量分布。其中,以我国的常绿阔叶林面积最大、发育最好。中国的常绿阔叶林从秦岭、淮河以南,一直分布到广东、广西中部,东至黄海、东海海岸,西达青藏高原东缘。

常绿阔叶林分布地区夏季炎热多雨,冬季温度较低而少雨,年平均气温 16~18℃,最热月平均温 24~27℃,最冷月平均 3~8℃,冬季有霜冻,年降水量 1 000~1 500 mm,主要分布在 4~9 月[图 2-28(b)]。土壤为红壤、黄壤或黄棕壤。

组成常绿阔叶林的主要种类有樟科、壳斗科、山茶科、木兰科等的常绿树种,森林外貌上是终年绿色的,树木的叶子大多为中等大小,通常较硬,边缘无齿,叶面较光亮。种类组成、森林结构都较热带雨林简单,热带雨林的茎花现象、板根现象、绞杀植物、木质藤本、附生有花植物等特点,仅在南部的森林中存在,但已远不如热带雨林显著了。

3. 落叶阔叶林

落叶阔叶林(deciduous broad-leaved forest)也称夏绿林,分布于中纬度湿润地区,在世界上有广泛的分布,主要是北美大西洋沿岸、西欧和中欧,以及东亚三大区域(图 2-27)。东亚的落叶阔叶林主要分布于中国、朝鲜和日本的北部,以中国的最为典型,种类也最为丰富。

落叶阔叶林地区夏季较炎热,冬季寒冷,四季分明。年均温 8~14℃,一月均温多在 0℃之下,七月平均气温 24~28℃,年降水量 500~1 000 mm[图 2-28(c)]。土壤为褐色土与棕色森林土,较为肥沃。

森林的种类组成和结构较常绿阔叶林简单,乔木层组成单纯,常为单优种,有时为共建种,高 15~20 m。优势种通常是壳斗科的落叶乔木,如山毛榉属、栎属、栗属、椴属等的树种。群落的季相变化十分显著。冬季整个群落的植物都落了叶,一年生草本植物已经枯死,而以种子越冬。其他草本植物地上部分枯死,地下部分则在土壤中休眠越冬。林内明亮而干燥。春天气温开始回暖,乔木、灌木的芽开始复苏萌动,而林下草本层的短生草本植物,在木本植物的叶子还没有完全长大时,已经迅速生长,并进入开花阶段。其花朵艳丽,为数众多,构成了显著而华丽的春季季相。夏季,木本植物枝叶繁茂,林冠郁闭,林下的短生草本植物已完成生活周期,地上部分逐渐枯死,留下种子或果实,同时草本层中

出现了一些耐阴的草本植物。到了秋季,木本植物的叶子变黄,并逐渐开始脱落。禾草类植物已开始结籽,并且日趋干枯,森林显出一片枯黄色调,这便是秋季季相。

4. 北方针叶林

北方针叶林(aciculisilvae)是分布于寒温带地区的由松柏类植物组成的森林。分布的纬度约在 $50^{\circ}\text{N}\sim 70^{\circ}\text{N}$ 之间。在北半球面积很大,通过欧亚大陆北部和北美大陆北部而环绕整个地球,形成一个非常宽广的森林带。它占据着从落叶阔叶林以北、直至森林带的北方界限的广大区域(图 2-27)。

北方针叶林分布区气候寒冷,年平均气温多在 0°C 之下,夏季最长 1 个月,最热月平均气温 $15\sim 22^{\circ}\text{C}$,冬季长达 9 个月以上,最冷月平均气温 $-21\sim -38^{\circ}\text{C}$, $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 持续期少于 120 天。年降水量 $400\sim 500\text{ mm}$ [图 2-28(d)]。土壤主要为棕色针叶林土,土层浅薄,以灰化作用占优势。

北方针叶林外貌很容易识别,林冠色彩非常单调一致,终年常绿,树冠常呈尖塔形。北方针叶林种类组成较贫乏,结构较简单。乔木以松属、云杉属、冷杉属、铁杉属、落叶松属等的树种占优势,多为单优森林,树高约 20 m。森林层次很简单,林下明显地有一个灌木层、一个草本层和一个地面苔藓层。乔木层通常只有一层,并且常常是由单一树种组成。

针叶林的动物种类相当多,如驼鹿、马鹿、驯鹿、黑貂、雪兔、松鼠、鼯鼠、松鸡、飞龙等,大型肉食动物有棕熊、美洲黑熊、猞猁、西伯利亚虎等。

5. 红树林

红树林(mangrove)是生长于热带海漫滩上的森林,也常常延伸至亚热带海边。但在潮湿热带地区,红树林生长得最为繁茂,种类最为丰富,群落最为典型。

组成红树林的绿色开花植物约有 30 多种,较优势的有红树、木榄、秋茄、角果木、海榄雌、桐花树、海桑等。

红树林生长的环境特殊。它分布于海边的潮汐地区,常在屏蔽的海湾内的泥滩上,土壤为海滨盐土,土壤的含盐量很高,通常为 $0.46\%\sim 2.78\%$ 。涨潮时,森林植物的全部或部分常被海水淹没,退潮时根部露出地面。由于土壤多为淤泥,所以通气性很差。

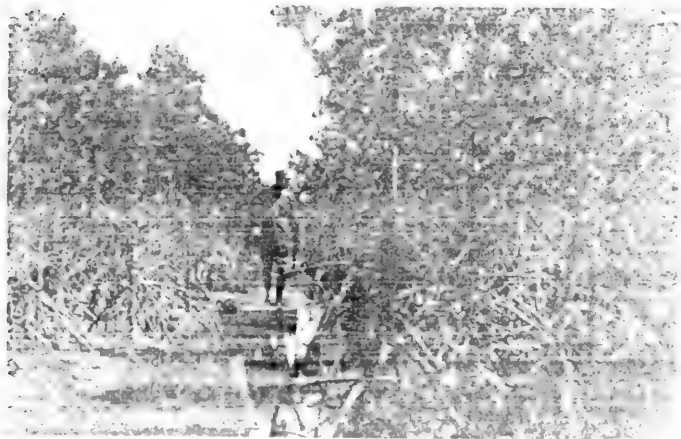
红树林有许多独特的特征以适应特殊的生长环境。红树林植物的细胞都有很高的渗透压,以便从渗透压相当高的海水中吸收水分;一些植物还有独特的泌盐本领,以排出随海水进入的过多的盐分;通常有呼吸根,以适应缺氧的土壤环境;还常有支柱根,它是从树干基部发出的伸入土中的根,能增强机械支持作用。一株树干上通常有很多条,有时多达十几条甚至几十条支柱根,整个森林的支柱根常常纵横交错(图 2-29)。红树林许多植物有胎萌现象,它们的果实成熟后,种子不经过休眠,在还没有掉到地上时,已在树上萌发,长出绿色杆状的胚轴,胚轴长至 $1\sim 2$ 尺,才掉下来,直接插入淤泥中。它可在退潮的几个小时内发根并固定下来,从而长成一株小树苗,这样能有效地避免被海水冲走或被淤泥埋没,即使是由于高潮时落下的胎生幼苗,不能插入土中,也能随水漂流数月而保持生命力,而等待适合生长的机会。

红树林有很重要的经济价值和生态价值。红树林植物盘根错节的根系一方面能给许



雷州半岛,海欖雌(*Avicennia marina*)、桐花树(*Aegiceras corniculatum*)林在退潮时,密布于地上的指状呼吸根

(a)



海南岛新英港,红海榄(*Rhizophora stylosa*)林,在退潮时看到的结构及发达的支柱根

(b)

图 2-29 红树林的呼吸根(a)和支柱根(b)(《广东植被》,1976)

多动物提供良好的栖息场所,红树林植物的植物体及枯枝落叶又为动物提供丰富的食物。因此,红树林里生长着丰富的动物种类,有鱼、虾、蟹的许多种类,鸟类以及少量的哺乳动物等。如广东深圳福田红树林保护区,有鸟类 189 种,被列入我国重点保护的有 23 种,其中国家一级保护的有 2 种,二级保护的有 21 种;底栖动物 86 种,其中软体动物 37 种,甲壳动物 29 种,主要是蟹类,有 21 种;鱼类 11 种;多毛类 4 种;其他动物 5 种。昆虫有 96 种,蜘蛛 7 种。另一方面,红树林纵横交错的根系,能使植物有效地抵御海浪及风的袭击,有效地抵抗风浪对海岸的冲击,起着保护海滩及扩大陆地面积的作用,此外还有净化海水、改善海岸景观的作用。

(二) 冻 原

冻原(tundra)是寒冷气候下的植被,分布于北方针叶林的北面。高山雪线以上也存在与极地冻原类似的植被,称高山冻原(alpine tundra)。这里年平均温度约 -10°C ,大于 0°C 的天数 55~180 天。年降水量常不足 200 mm[图 2-28(e)]。风很大,冬季的风速可达 15~30 m/s。冻原的植物种类贫乏,以苔藓和地衣占优势,并散生着一些灌木或小灌木,如乌饭树、喇叭树、仙女木、极柳、桦、松等,这些灌木或小灌木多矮生呈垫状、匍匐状等。永久居住在冻原的动物有旅鼠、北极兔、猞猁、熊、北极狐、雷鸟等,有些动物是夏季才迁移来的,如雁、鸭、驯鹿、麝牛等。

(三) 草 原

草原主要是指分布于温带半干旱地区的以多年生禾草、多年生杂类草及半灌木等植物组成的地带性植物群落。在热带半干旱地区,以多年生禾草、禾草类以及其他草本植物为主,木本植物也少量存在的群落,称为热带稀树草原,也被认为是气候顶极群落,或主要是由放牧和周期性火焚所制约的顶极群落。

1. 温带草原

温带草原(steppe)是分布于温带半干旱地区的地带性植被。在欧亚大陆、北美中部、南美南部以及非洲南部等地均有大面积的分布(图 2-27)。中国也有广阔的温带草原,它是欧亚大陆草原的组成部分,集中分布于 $35^{\circ}\text{N}\sim 51^{\circ}\text{N}$,南北跨 16 个纬度;经度上从东北平原到湟水河谷,绵延 250 km。青藏高原的高寒草原主要分布在海拔 4 000 m 以上的山地和高原上。

草原地区夏季温和,冬季寒冷,年平均气温 $-3\sim 9^{\circ}\text{C}$,最冷月平均气温 $-7\sim -29^{\circ}\text{C}$, $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 积温为 1 600~3 200 $^{\circ}\text{C}$ 。年降水量 150~500 mm[图 2-28(f)]。

组成草原的主要植物种类因地域而有所不同。北美的草原主要有针茅属、冰草属、格兰马草属等。欧亚大陆的草原主要有针茅属、羊茅属、雀麦属、野燕麦属、剪股颖属等。南美草原主要有臭草属、三芒草属、针茅属、须芒草属、黍属、雀稗属等。草原的动物区系很丰富,大型的哺乳动物如野驴、黄羊、野牛等,还有众多的啮齿动物、鸟类和土壤动物。

2. 热带稀树草原

热带稀树草原也称萨瓦纳(savanna),主要是指热带半干旱地区的以草本植物占绝对优

势的群落。热带稀树草原主要分布在热带非洲,非洲撒哈拉大沙漠的南部,稀树草原特别发达。此外,南美洲、澳大利亚、亚洲的印度和缅甸北部及中国的云南南部干热河谷和台地、海南西部台地等也有分布,但中国的稀树草原主要是由于森林植被破坏后形成的次生植被。

典型稀树草原一年的夏雨量 100~200 mm 以上,多则超过 500 mm。

稀树草原的主要层是草本层,乔木和灌木稀疏地、或多或少有规则地散布于草被之上。这些乔木多半是矮生、多分枝,树冠典型的特点是伞状,边缘狭窄而上部平整,叶子多为羽状,小叶能自动排列成最能避免阳光损害的位置,旱季脱落。树皮厚,树干中有储水组织。草本植物以禾本科占优势,高 1~3 m,叶子狭而直立。双子叶草本的叶,大也都较小而坚硬,并常完全萎缩,而有的块茎也储存着水分。稀树草原上的主要动物有野牛、斑马、角马、羚羊、瞪羚等。

(四) 荒 漠

荒漠(desert)是极早生的稀疏植被,主要分布在热带干旱地区,往北可延伸至温带干旱地区(图 2-27)。荒漠出现于所有的大陆上,但以非洲特别是撒哈拉荒漠面积最大。中国的荒漠位于亚洲荒漠的东部,广布于西北各省区,约占中国领土面积的 1/5 强,包括新疆的准葛尔盆地与塔里木盆地、青海的柴达木盆地、内蒙古与宁夏的阿拉善高原以及内蒙古的鄂尔多斯台地西部。

荒漠的主要气候特点是干旱,年降水量通常少于 200 mm,有些地区还不足 50 mm,甚至终年无雨[图 2-28(g)]。由于雨量少,易溶性盐类很少淋溶,土壤表层有石膏累积。地表细土被风吹走,剩下粗砾及石块,形成戈壁,而在风积区则形成沙漠。

荒漠植被极度稀疏,有的地段大面积裸露。主要有 3 种生活型适应荒漠区生长:① 荒漠灌木及半灌木。它们具极发达的根系和小而厚的叶子,茎多呈灰白色,以反射强烈的阳光。② 肉质植物。这些植物具景天酸代谢途径,夜间气孔开放,吸收 CO_2 ,以苹果酸的形式暂时储存在体内。白天在气孔关闭的情况下,苹果酸放出 CO_2 ,供光合作用利用,解决了 CO_2 吸收问题同时又能防止水分丧失。③ 短命植物与类短命植物。它们能利用短暂的湿润季节迅速完成生命周期,以种子或营养器官度过干旱期。

荒漠动物主要有爬行类、啮齿类、鸟类及蝗虫等。它们如同植物一样,也以各种不同的方式适应极端干旱的环境。

二、群落地理分布的规律性

决定植被在地球表面大范围分布的主要因素是热量和水分。地球表面的热量随纬度的不同而不同,水分状况也随距海洋的远近和大气环流与洋流的特点而不同。水热状况(特别是热量状况)的纬度变化,导致了植被沿纬度方向的更迭,称为植被分布的纬度地带性(latitudinal zonality)。水热状况(主要是水分状况)从沿海向内陆逐渐变化,植被也发生有规律的更替,称植被分布的经度地带性(longitudinal zonality)。纬度地带性和经度地带性统称为水平地带性(horizontal zonality)。此外,随着海拔的升高,水热条件等发生有规律的变化,植被也发生有规律的更迭,称植被分布的垂直地带性(vertical zonality)。纬度地带性、经度

地带性和垂直地带性三者的结合,决定着一个地区的气候、土壤、植被等自然地理环境因子的基本特征,即所谓“三向地带性学说”(theory of three-dimensional zonality)。

1. 水平地带性

就北半球看,在湿润的气候下(欧亚大陆东部太平洋沿岸),从赤道到北极依次分布的群落为:热带雨林—常绿阔叶林—落叶阔叶林—针叶林—冻原。但是,这种地带性也是相对的,在欧亚大陆中部和西部,从赤道到北极,除温度的变化外,由于受水分状况的较大影响,生长的植被带有所不同。经度的规律性为,从海岸往内陆,依此为森林、草原与荒漠。以北美为例,它的两侧都是海洋,其东部降水主要来自大西洋的湿润气团,雨量从东往西递减,相应出现的植被为森林、草原与荒漠。西部虽受太平洋湿润气团影响,雨量充沛,但湿润气团受落基山脉阻挡,不能深入内地,森林仅限于山脉以西,从而形成森林—草原—荒漠—森林的经向地带性。Walter (1964,1968) 在前人的基础上,把所有大陆综合在一起,构成了一个“平均大陆(average continent)”植被水平地带模式图(图 2-30)。它反映了植被水平分布的规律。

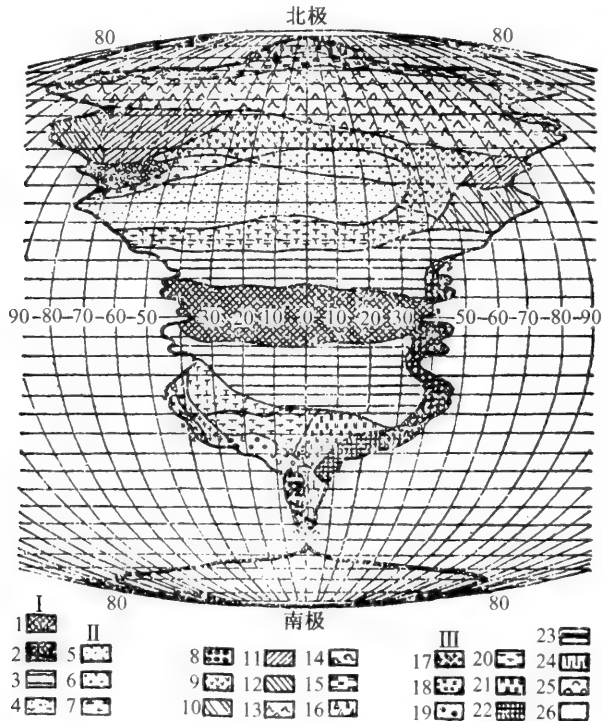


图 2-30 Walter(1973)的“平均大陆”植被模式(王伯荪,1987)

I. 热带: 1. 赤道雨林, 2. 信风、地形雨热带雨林, 3. 热带落叶林(湿萨瓦纳), 4. 热带刺灌丛(干萨瓦纳)

II. 北半球热带以外的各带: 5. 热带荒漠, 6. 寒冷内陆荒漠, 7. 半荒漠和草原, 8. 冬雨硬叶林, 9. 具寒冬的草原, 10. 暖温带常绿林, 11. 落叶林, 12. 海洋性森林, 13. 寒温带针叶林, 14. 亚北极桦林, 15. 冻原, 16. 寒荒漠

III. 南半球热带以外的各带: 17. 海岸荒漠, 18. 有雾荒漠, 19. 冬雨硬叶林, 20. 半荒漠, 21. 亚热带草地, 22. 暖温带雨林, 23. 寒温带森林, 24. 具垫状植物的半荒漠或草原, 25. 亚极地球状丛生草地, 26. 南极的大陆冰盖

中国的植被分布也显示出明显的水平地带性。中国由于西部青藏高原的存在,在一定程度上破坏了高空西风环流以及受该环流影响的气候系统,因而对中国植被的水平分布产生巨大影响并导致植被分布表现出独有的特点。如果沿大兴安岭—吕梁山—六盘山—青藏高原东缘一线划分东西两部分,东部季风气候明显,发育着各种类型的中生性森林,从南往北依次为:热带雨林—亚热带常绿阔叶林—暖温带落叶阔叶林—寒温带针叶林(图 2-31)。从东往西的经度地带规律,以温带地区为例,为落叶阔叶林(或针阔叶混交林)—草原—荒漠(图 2-32)。

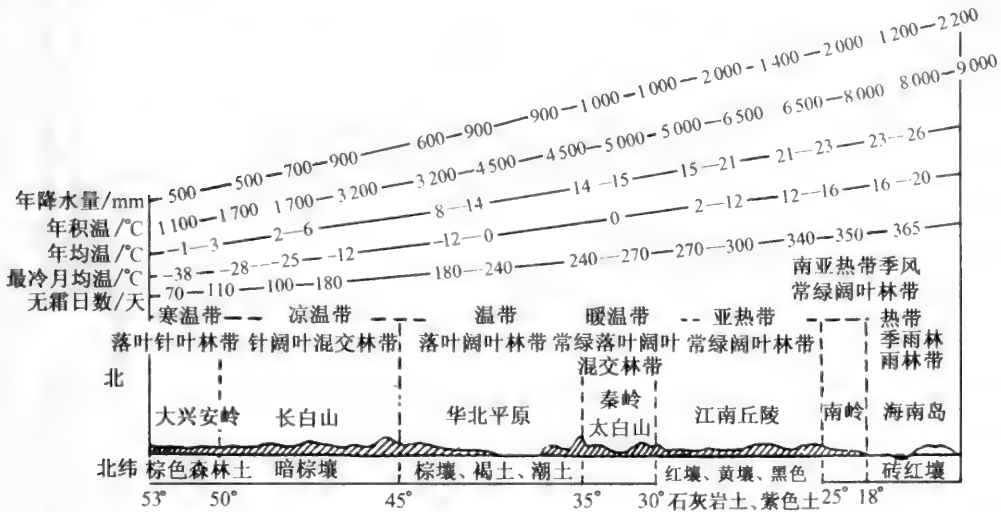


图 2-31 中国东部植被水平分布的纬向变化(宋永昌, 2001)

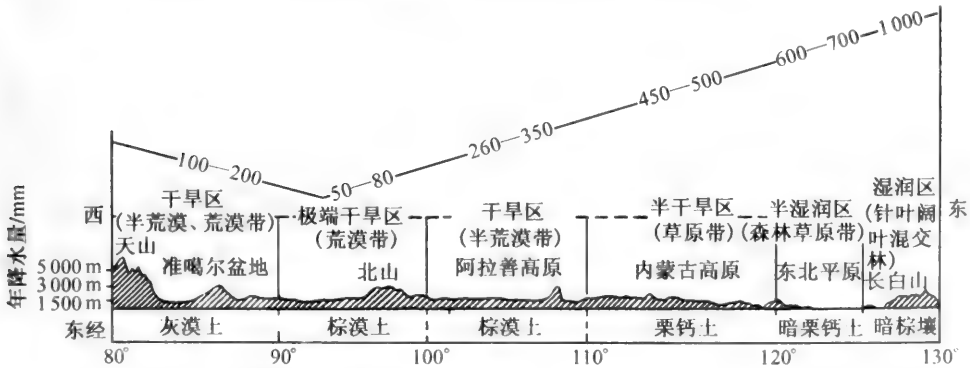


图 2-32 中国温带(40°N~45°N)植被水平分布的经向变化(宋永昌, 2001)

2. 垂直地带性

垂直地带性是山地植被最显著的特征。垂直地带性的基本规律是: ① 在湿润的气候下如果一个山体足够高, 从山麓到山顶植被带系列大致类似于从该山地所在纬度向高纬度变化的水平地带性。因此, 山体所处的纬度越低, 植被的垂直带越多(图2-33)。

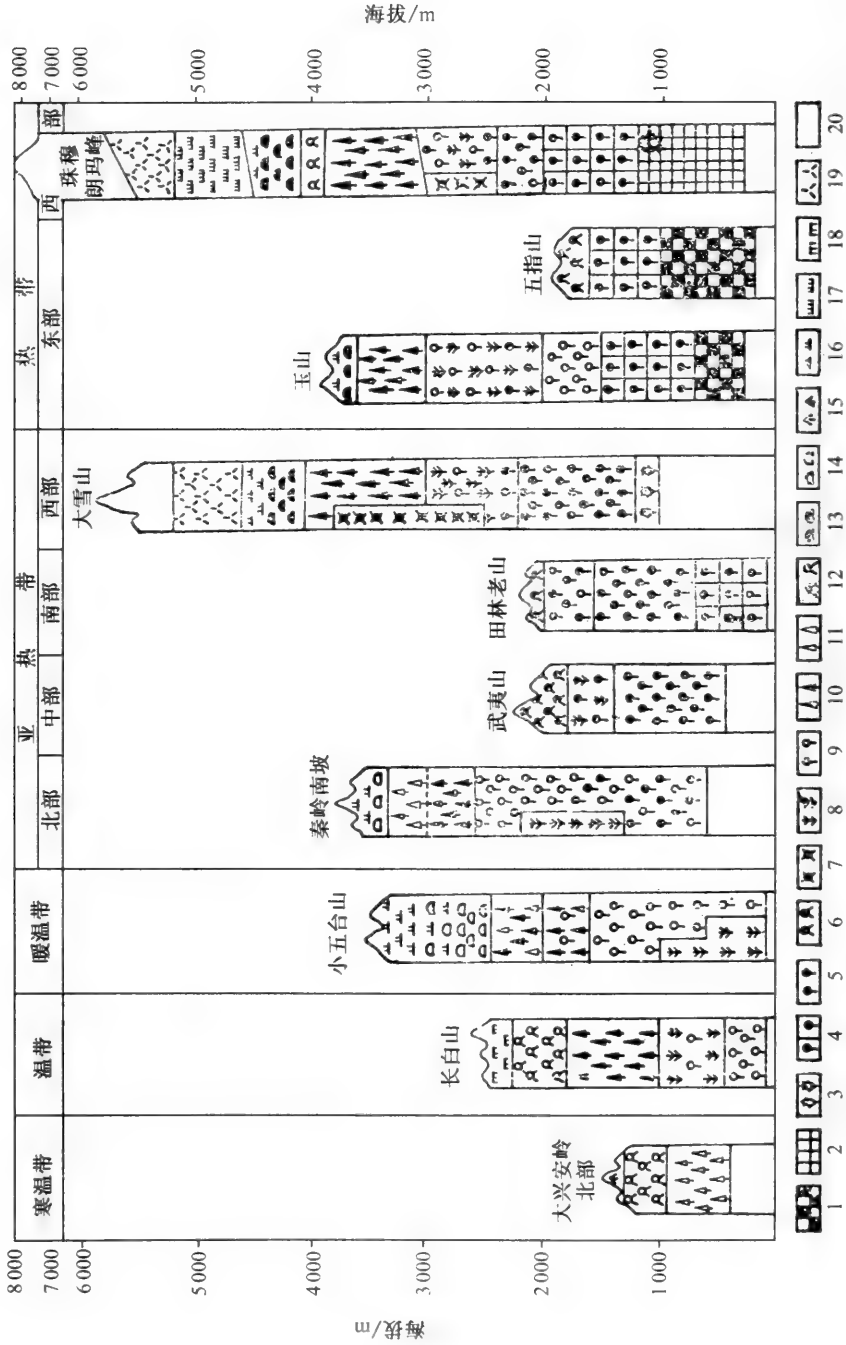


图 2-33 中国湿润地区各纬度地带的山地植被垂直带谱(王伯荪, 1987)

1. 季雨林
2. 肉质多刺灌丛
3. 季雨林
4. 季风湿润阔叶林
5. 常绿阔叶林
6. 常绿阔叶苔藓矮林
7. 硬叶常绿阔叶林
8. 温性针叶林
9. 落叶阔叶林
10. 寒温性常绿针叶林
11. 寒温性落叶林
12. 矮曲林
13. 亚高山常绿草叶灌丛
14. 亚高山落叶阔叶灌丛
15. 常绿针叶灌丛
16. 亚高山草甸
17. 高山蒿草甸
18. 高山冻原
19. 亚冰雪稀疏植被
20. 高山冻雪带

② 在干旱气候条件下,随着海拔的升高,在温度下降的同时,降水或湿度逐渐增加,植被分布受到这两种主要因子的影响。植被变化首先沿着从类似于(只是类似,因为随着海拔升高,温度也下降)干旱性气候的植被向海洋性气候植被的变化,而后,随着海拔的升高,才出现类似于从低纬度向高纬度植被的变化(图 2-34, 2-35)。

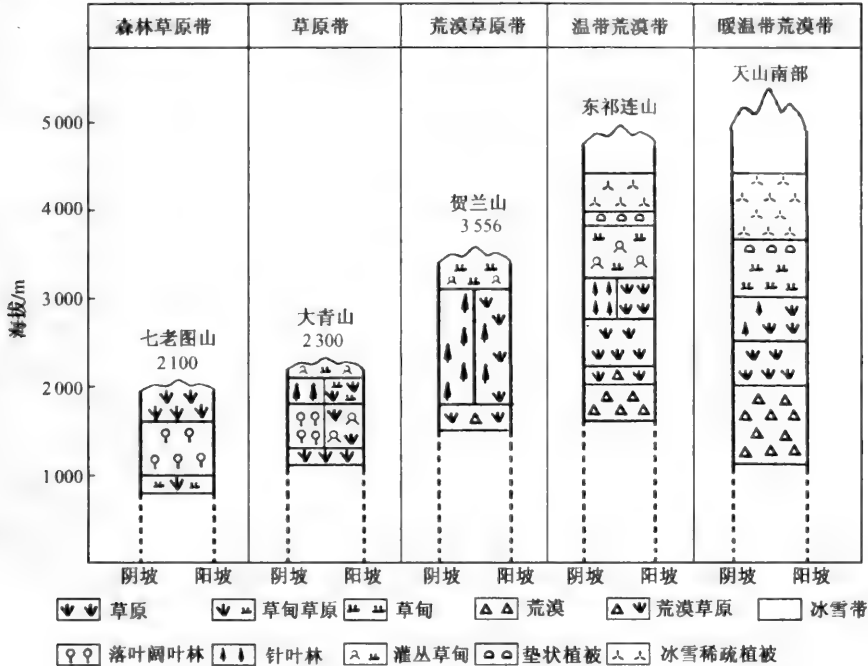
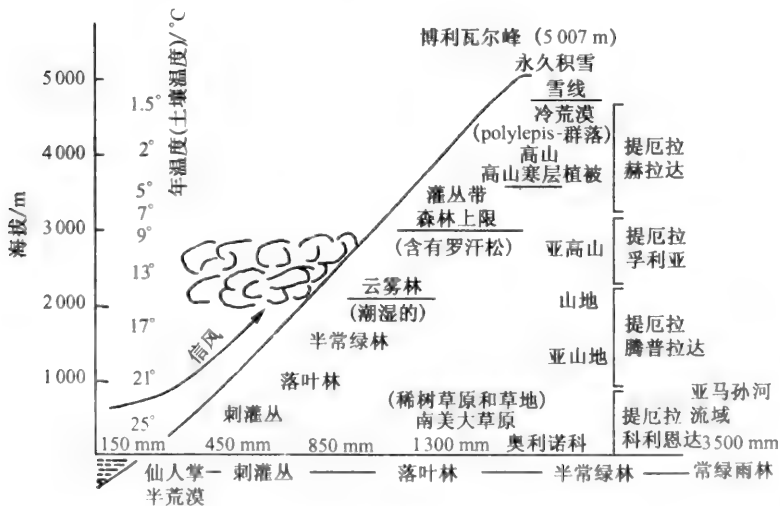


图 2-34 中国西部干旱地区山地植被垂直带谱(宋永昌, 2001)



横坐标表示从北到南随着雨量的增加(mm)植被的变化

图 2-35 委内瑞拉一山体的植被垂直带谱

虽然植被的垂直地带性与水平地带性是相似的,但两者之间仍有很大的差异。主要有:①引起纬度地带性形成的环境因素和引起垂直地带性形成的环境因素,在性质和数量上,以及配合状况都是不同的。②纬度带和垂直带的宽度不同。纬度带是以几百千米计,很少是几十千米的。而垂直带的宽度是以几百米计,很少是几千米的。③纬度带的相对不连续性,垂直带的较大间断性。纬度带一般是呈逐渐变化的。而垂直带经常为河谷、岩屑堆、岩石露头所间断,带状的植被类型,在面积上不是经常占优势的。

三、植被的区划与制图

(一) 植被区划

植被区划或分区 (division of vegetation) 或称地植物学区划或分区 (geobotanical division), 是根据植被空间分布及其组合等区域特征, 划分为若干植被区域或植被地带。

植被区划是植物群落学中最重要理论性问题和实际任务之一。它是关于地区植被地理规律性的总结和反映, 是在研究区域性植被分类, 分析植物区系, 研究植物与环境之间生态关系, 以及植被的历史发展和演替趋势的基础上, 进一步归纳植被的空间结构和地理特征。因此, 植被规划在理论上有助于揭示植物群落与环境之间、群落与群落之间的相互关系, 有助于认识群落起源、分布和历史发展。在生产实践上, 植被区划有助于认识地区植物资源特点、植被生产力特点及潜力, 对植被的保护、改造、合理布局和利用, 以及制定农林牧副渔业生产规划有重要价值。

1. 植被区划的原则和依据

(1) 原则

植被区划的原则是植被在空间分布的规律性。现代植被在空间上的分布主要表现于地带性和非地带性两方面的地理分布规律, 服从于它们的综合作用和历史因素的影响。

地带性是指植被的水平分布规律性(包括纬向变化和经向变化)和山地植被垂直分布规律性。地球植被的分布和分区基本上是三向地带性综合作用的结果和反映, 因而也是植被区划最根本的原则。

植被分布的非地带性是指在同一大气候下, 由于地壳的地质构造、地貌、地表组成物质、土壤、水分、盐分、局部气候及其他因素的差异, 出现与反映气候的地带性植被类型不同或完全不同的植被类型, 它们打破了地带性植被一致的分布格局, 造成了地区内部植被的异质性和多样性。这种非地带性的地理规律, 也对区域内的植被分异产生重大作用, 因而也是植被区划的基础之一。

(2) 依据

植被类型是植被区划的主要依据。尤其是反映气候条件的地带性植被类型, 应该是植被区划的高级单位的依据, 植被类型的中、低级单位则是植被区划中的中、低级单位划

分的依据,而一些重要的非地带性植被类型也可作为较低级单位的区划依据。但是,植被区划与植被分类不同,后者只强调类型的划分,而区划则着重综合体的研究。区域的划分往往不是根据某一类型,而是根据一系列类型的组合,同时又必须在这些植被组合中找出占优势的、具有代表性的植被类型来确定一个植被地理区的基本性质,以及它们在区划系统中的位置。

植物区系也是植被区划的依据。区系成分,尤其是群落的建群种、优势种以及标志种的地理成分对于植被区划具有重要的标志意义。

植被区划的另一依据是地区的环境条件。植被是在一定的气候、地貌、地质、土壤等的综合作用下,在长期的适应过程中发展的结果。因此地区的环境条件,特别是某些重要的生态气候指标,如降水量及季节分配、积温、无霜期、干燥度或湿润指数、最冷月均温或极端温度等是植被区划的重要参考。

2. 植被区划的单位和系统

植被区划的单位和系统因区划所依据的原则的不同以及划分等级单位的不同而不同。

(1) 前苏联植被区划的单位和系统

植被区域(region): 是以种类成分中科的组成为特征。前苏联共划分出东欧区域、高加索区域、中亚区域、西西伯利亚区域、东西伯利亚区域和远东区等6个植被区域。

植被带(zone): 划分的依据是纬度地带性植被中主要的层片结构。

省(province): 按植物群系划分,主要反映气候和历史因素。

县(county): 划分的依据是群丛的特征,并结合地形和土壤的关系。

小区(district): 划分原则基本与县的划分相同,但更多注意地形或母质有差异的群丛。

(2) Braun-Blanquet 和 Schmithusen 的单位和系统

植被界(vegetation-realm, vegetationsreich): 是以一定的群落纲或群落纲组为区划依据,相当于植物区系。

植被区域(vegetation-region, vegetationskreis): 一个区域内有几个特有的顶极群落和地区的特有属和种。

植被省(vegetation-province, vegetationsprovinz): 区划依据是在一定区域内至少要有—个特有的顶极群落和地区特有种。

植被州(vegetation-sektor, vegetationsbezirk): 区划依据是一定的区域及其地带性的群丛以及地区特有种。

植被小区(vegetation-district, vegetationsdistrikt): 依据是自然植被的顶极群落的低级单位。

(3) 《中国植被》(1980)的单位和系统

植被区域(region): 是最高级单位,指具有一定的水平地带性的热量和水分综合因素

所决定的一个或数个“植被型”占优势的区域,区域内具有一定的、占优势的植物区系成分。

植被亚区域(subregion):在植被区域内,由于水分条件差异及植物区系地理成分差异而引起的地区性分异。由于这种分异主要是受制于大陆和不同大气环流系统的作用,因而植被亚区域在中国通常是按东西方向或东南—西北方向划分的,虽然往往受到地形状况的影响而发生偏离。

植被地带(zone):在幅员广袤的植被区域或亚区域内,由于南北方向的光热变化,或由于地势高低所引起的热量分异,而表现出植被型或植被亚型的差异,则可划分为植被地带。

植被区(province 或 domain):是植被区划的中级单位。在植被地带内,由于内部的水、热差异,尤其是地貌条件所造成的差异,可根据占优势的中级植被分类单位划分若干植被区。

植被小区(district):在植被区内,根据优势的低级植被分类单位,划分为植被小区。

3. 命名

植被区划单位的命名,一般是采用地理环境+植被类型+分区单位的规则而命名的。《中国植被》(1980)根据植被区划的原则和依据,各级区划单位的命名规则如下:

(1) 植被区域

命名式:热量带+占优势的地带性植被型或其组合+“区域”,如,暖温带落叶阔叶林区域。

(2) 植被亚区域

命名式:水分相性+地带性植被型+“亚区域”,如,东部常绿阔叶林亚区域。

(3) 植被地带与亚地带

命名式:区域内热量分异带+地带性植被亚型(或植被型)+“地带”或“亚地带”,如,南亚热带季风常绿阔叶林地带。

(4) 植被区

命名式:地理或行政区简称+大地貌+植被亚型或群系组+“区”,如,乌兰察布高原荒漠草原区。

4. 中国植被区划的单位与系统

《中国植被》(1980)将我国植被区划分为8个植被区域,16个植被亚区域,18个植被地带,8个植被亚地带和85个植被区:

- | | |
|--|--|
| <p>I. 寒温带针叶林区域</p> <p>I i. 南寒温带落叶针叶林地带</p> <p>II. 温带针阔叶混交林区域</p> <p>II i. 温带针阔叶混交林地带</p> <p>II i a. 温带北部针阔叶混交林亚地带</p> <p>II i b. 温带南部针阔叶混交林亚地带</p> <p>III. 暖温带落叶阔叶林区域</p> <p>III i. 暖温带落叶阔叶林地带</p> <p>III i a. 暖温带北部落叶阔叶林亚地带</p> <p>III i b. 暖温带南部落叶阔叶林亚地带</p> <p>IV. 亚热带常绿阔叶林区域</p> <p>IV A. 东部(湿润)常绿阔叶林亚区域</p> <p>IV Ai. 北亚热带常绿阔叶混交林地带</p> <p>IV Aii. 中亚热带常绿阔叶林地带</p> <p>IV Aii a. 中亚热带常绿阔叶林北部亚地带</p> <p>IV Aii b. 中亚热带常绿阔叶林南部亚地带</p> <p>IV Aiii. 南亚热带季风常绿阔叶林地带</p> <p>IV B. 西部(半湿润)常绿阔叶林亚区域</p> <p>IV Bi. 中亚热带常绿阔叶林地带</p> <p>IV Bii. 南亚热带季风常绿阔叶林地带</p> <p>V. 热带季雨林、雨林区域</p> <p>V A. 东部(偏湿性)季雨林、雨林亚区域</p> <p>V Ai. 北热带半常绿季雨林、湿润雨林地带</p> <p>V Aii. 南热带季雨林、湿润雨林地带</p> <p>V B. 西部(偏干性)季雨林、雨林亚区域</p> <p>V Bi. 北热带季节雨林、半常绿季雨林地带</p> | <p>V C. 南海珊瑚岛植被亚区域</p> <p>V Ci. 季风热带珊瑚岛植被地带</p> <p>V Cii. 赤道热带珊瑚岛植被地带</p> <p>VI. 温带草原区域</p> <p>VI A. 东部草原亚区域</p> <p>VI Ai. 温带草原地带</p> <p>VI Ai a. 温带北部草原亚地带</p> <p>VI Ai b. 温带南部草原亚地带</p> <p>VI B. 西部草原亚区域</p> <p>VI Bi. 温带草原地带</p> <p>VII. 温带荒漠区域</p> <p>VII A. 西部荒漠亚区域</p> <p>VII Ai. 温带半灌木、小乔木荒漠地带</p> <p>VII B. 东部荒漠亚区域</p> <p>VII Bi. 温带半灌木、小乔木荒漠地带</p> <p>VII Bii. 暖温带半灌木、小乔木荒漠地带</p> <p>VIII. 青藏高原高寒植被区域</p> <p>VIII A. 高原东南部山地寒温性针叶林亚区域</p> <p>VIII Ai. 山地寒温性针叶林地带</p> <p>VIII B. 高原东南部高寒灌丛、草甸亚区域</p> <p>VIII Bi. 高寒灌丛、草甸地带</p> <p>VIII C. 高原中部草原亚区域</p> <p>VIII Ci. 高寒草原地带</p> <p>VIII Cii. 温性草原地带</p> <p>VIII D. 高原西北部荒漠亚区域</p> <p>VIII Di. 高寒荒漠地带</p> <p>VIII Dii. 温性荒漠地带</p> |
|--|--|

(二) 植被制图

植被图(vegetation map)或称地植物学图(geobotanical map),通常是指植物群落类型分布图,它是某一地区各级植被分类单位依其空间分布状况,按比例绘制而成的地图。植被图的更广泛概念还包括植被区划图以及为其他目的而绘制的植物群落图和生境图。植被制图是一个广阔的研究领域,已发展为一个独立的研究分支,称为地植物制图学(geobotanical cartography)。

1. 基本类型

植被图的种类决定于其内容和比例尺,因而可以按图的内容或比例尺划分图的种类。

(1) 按性质和内容划分

1) 一般性植被图。是根据植被研究资料,以相应的植被分类等级为单位绘制的。通常可分为现状植被图和复原植被图等。

现状植被图(real vegetation map)是以现存植被为对象,把现有的原生植被、次生植

被和栽培植被,都按比例如实地绘制在图上(图 2-36)。

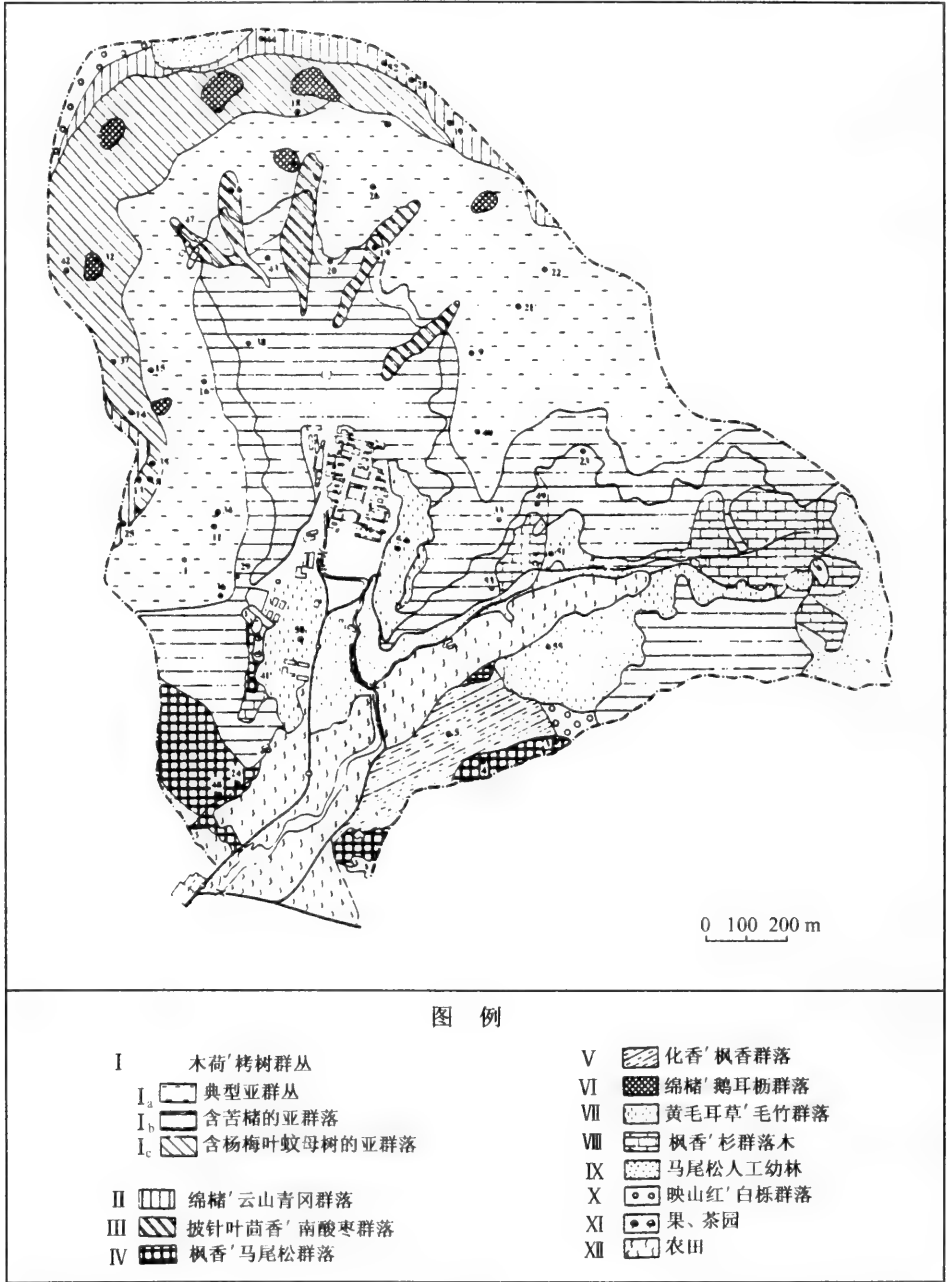


图 2-36 天童国家森林公园现状植被图(宋永昌, 2001)

复原植被图(restorative vegetation map)是以复原植被为对象绘制的。所谓复原植被,是指未受人类影响和改变之前就存在的植被。因此,在复原植被图上,只能表现一个地区一定时段内,在没有任何影响前就存在的植被类型,即所谓“原始植被”。因此要把栽培植被和次生植被都恢复到这种“原始植被”。编制这种图是比较困难的,既要求以现状植被图为基础,又必须根据残存的植被片段,还要参考当地的气候特征、土壤特征、地形特点、历史记载、考古和孢粉分析资料等,去推断原始植被。

2) 专题植被图。是在一般性植被图的基础上,衍生出的一系列植被图,如草场类型图、森林图、指示植被图、生境图、生长气候图、自然度图、栽培度图等。

草场类型图通常是表示草场类型空间分布、资源数量的图件。它对于草场资源数量统计、质量评价和经营管理以及合理利用等方面都有重要意义。

森林图是表示森林类型分布的图件。通常森林分区图、森林经营利用图等都是在森林图的基础上编制的。森林图对于森林资源统计、经营利用以及生态地理规律的研究都有很大的意义。

指示植被图是根据植被类型的某种指示性,如有的指示土壤酸碱度,有的指示地下水深度,有的指示某种矿物等等进行编制的图件。这种图对生荒地的开垦和利用、地质矿产调查等有一定的作用。

生境图强调稳定的生境特征,它可以显示出生境的潜力或生境的生产力,它虽不是直接表示植被,但可以间接涉及植被,所以也是一种植被图。有时可以把植被和环境参数有目的地结合在制图的标准中,成为“综合生境图”(combined map, total site map)。这类图特别适合于实际应用。

生长气候图是以植物的物候期为基础制作的图件。这种图显示植物生长与气候的关系。

自然度图把所有植物群落按其受人为影响的程度划为五级: V——自然或半自然植被; IV——次生林; III——多年生的次生草甸或灌丛; II——1年生农田及田间杂草群落; I——在人为强烈影响下的建筑工地、工业交通设施或只有稀疏的植被(图 2-37)。

栽培度图是根据人类栽培活动对植被影响的程度所制作的图件。它可以反映一个地区的城市化程度。

3) 区系及群落分布图。通常是在一个范围较小的地区以种或群落分类的低级单位为对象作出的分布图。这种图在研究生物多样性时很有价值。区系分布图以组成群落的物种为对象在地图上画出它们具体的分布地点,并表示出它们的数量等级(图 2-38)。群落分布图以群落为对象,一般多以群丛为对象,画出它们的分布地点(图 2-39)。

(2) 按比例尺划分

按比例尺的大小,可划分为大、中、小,以及特大比例尺等几类植被图: ① 小比例尺植被图。比例尺是 1:1 000 000 或更小,这种图只能表现优势植被单位,以及植被型、群系纲等植被高级分类单位,但却具有概括性强、简单明了、一目了然等优点,可明显表示出植被的水平地带性和垂直地带性规律,对大范围的土地资源利用具有参考意义。② 中比例尺植被图。比例尺在 1:100 000 至 1:1 000 000 之间,所表现的基本分类单位是群

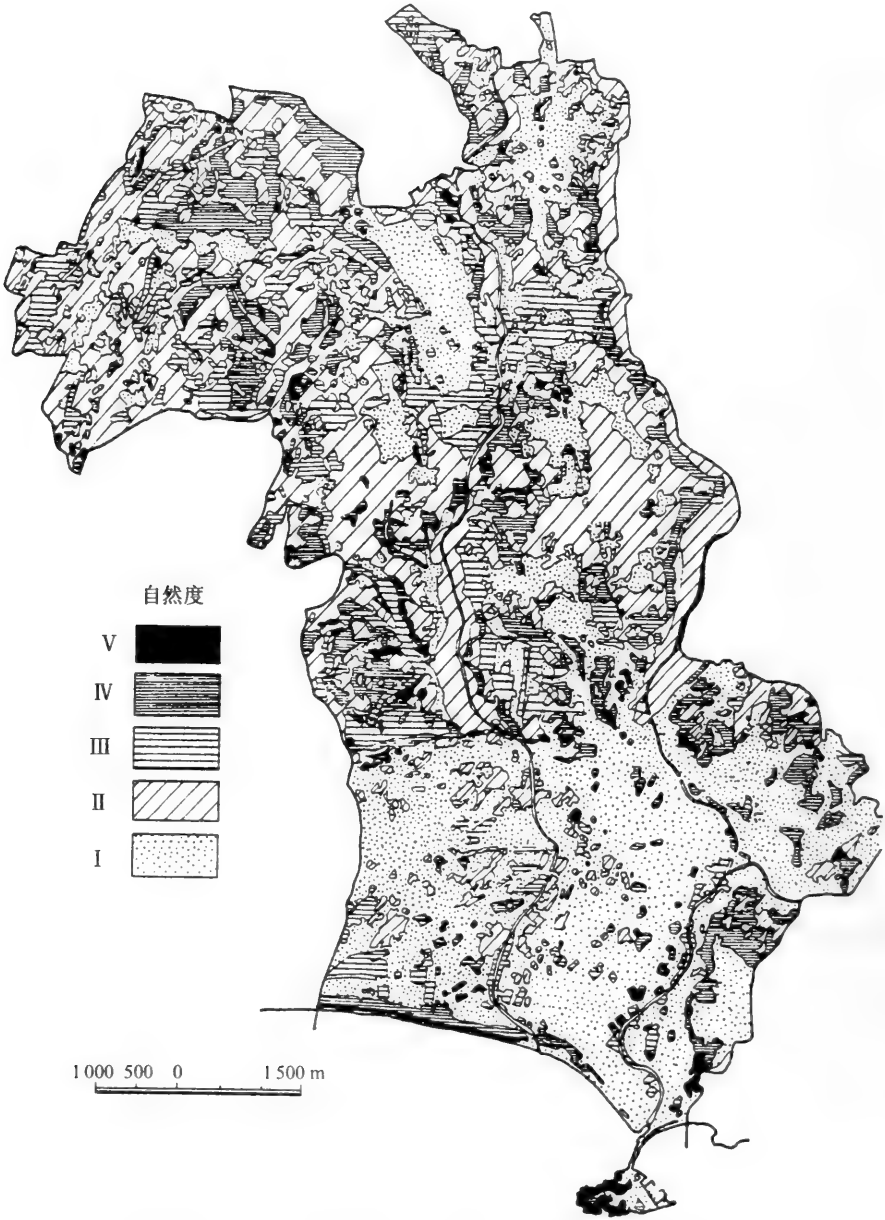


图 2-37 藤泽市(Fujisawa)的自然度图(宋永昌, 2001)

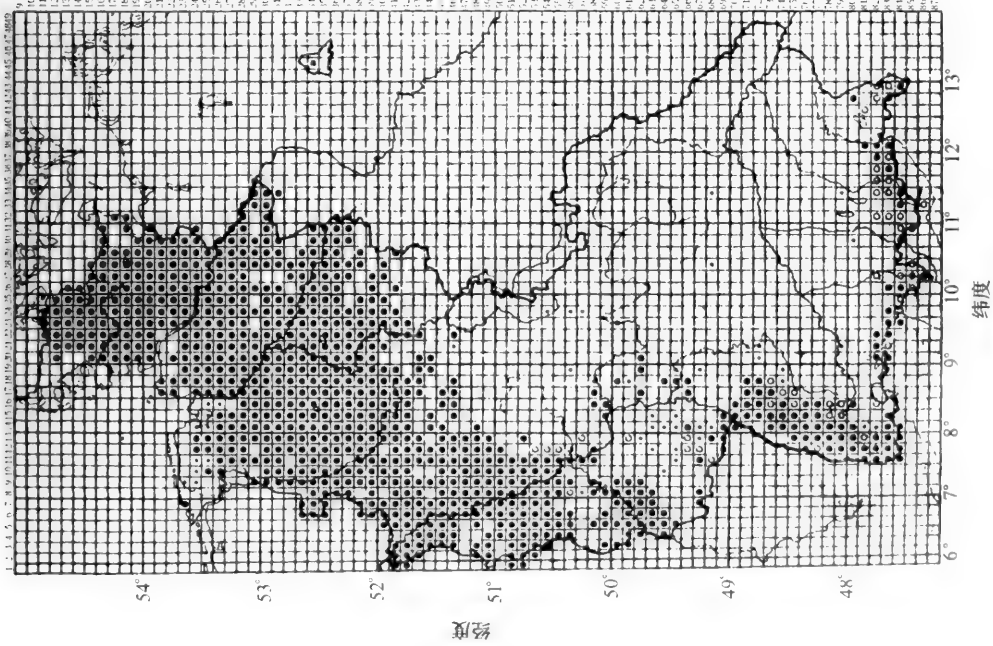


图 2-38 刺叶冬青在德国的分布图(宋永昌, 2001)

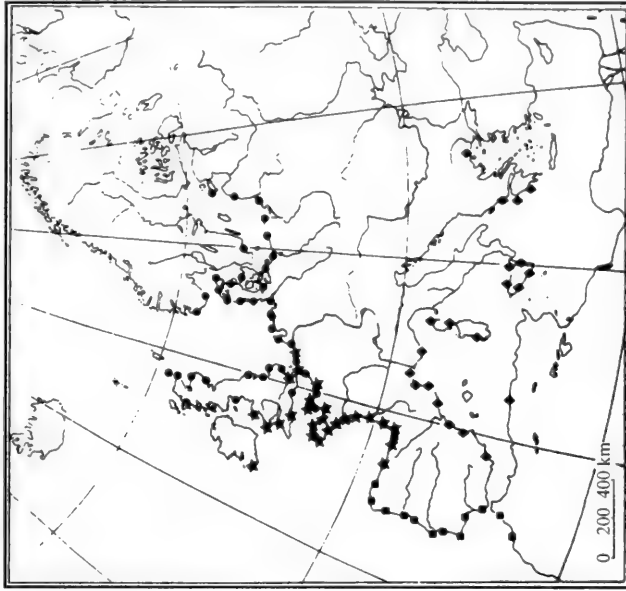


图 2-39 欧洲海岸沙丘上替代群丛的分布图(宋永昌, 2001)
●: Elymo-Ammophiletum; ★: Euphorbio-Ammophiletum;
◆: Otantho-Ammophiletum; ◆: Echinophoro-Ammophiletum

系和群丛组等分类单位。它在图的准确性和图的概括性上,介于大比例尺和小比例尺图之间。图面上反映出来的图斑,能与植物群落实际分布状况一致。适用于全国范围的植物资源普查、土地资源评价、自然区划、开发利用规划等。③ 大比例尺植被图。比例尺在1:10 000至1:100 000之间。可表示大多数或几乎所有植被单位,能够提供群落的生态系列、群落复合体以及较低的分类单位的分类状况。它适用于农场、牧场或县级范围,可为农业区划、土地资源合理利用提供科学依据。④ 特大比例尺植被图。比例尺为1:1 000~1:5 000。它是为特殊目的而绘制的,例如为说明某个自然保护区或一个研究地点,这样大比例尺的植被图在研究植被变化时特别有用。

2. 制图的方法与步骤

以现状植被图为例,说明植被制图的主要步骤和方法。

(1) 选定适当比例尺的地形图作为底图

底图一般都用现成的,只是在做大比例尺植被图而又无现成底图时才需自测。在开始制图前就应做好选定底图的工作,以便野外制图能够顺利进行。

(2) 制图地区的植被调查

要对一个地区进行植被制图,首先要对该地区的植被进行调查,这是植被制图的基础。

(3) 通过植被分类确定制图单位

根据植被调查资料,确定植被的分类单位,根据比例尺及各分类单位的分布状况,确定地图的单位等级。

(4) 编制作图指南

上图的单位确定后,就要为上图单位编制制图检索表。人们利用这张检索表或称制图指南,就可在野外准确地鉴定群落单位,因此用以编制检索表的群落特征在野外应该是容易掌握的。如果用生态外貌或按群落结构划分植被单位,应该把它们的显著特征用文字描绘出来,以便根据这个指南允许几个工作者以完全一样的途径来制图。

(5) 野外实地作图

制作大比例尺现状植被图均需在野外实地进行,一般要在制图地区纵横交叉穿越几条路线以便找出每一类型的边界并标在图上。

(6) 图的简合

简合是植被制图中图斑形状和内容的选择和综合过程,是为了使图清晰易读,重点突出。简合并不是在缩图时将图中形状和内容简单的剔除,而是把一些次要的细节合并和简化,从而反映出更一般性的地理分布规律。植被图内容的简合,通常包括把低级单位综

合成高级单位,选择典型植被类型和去掉过渡性植被类型,以及把个别植被类型合并为组合。图斑形状的简合通常是为了反映不同植物群落面积的相互关系和分布规律,进行某些形状的选择和合并,或是为了避免图面上杂乱无章,而去掉那些即使在该比例尺图面上能表示出来,但妨碍分布规律明显性的次要图斑,并把图斑较小的次生植被类型,综合在顶级群落类型中。

(7) 植被图的清绘

为了得到一幅合格的植被图,对于野外或室内制成的草图要进行清绘,其中包括符号和颜色的选择以及图例的拟定等。

主要参考文献

- 广东省植物研究所. 1976. 广东植被. 北京:科学出版社
- 王伯荪. 1987. 植物群落学. 北京:高等教育出版社
- 王伯荪,李鸣光,彭少麟. 1995. 植物种群学. 广州:广东高等教育出版社
- 戈峰. 2002. 现代生态学. 北京:科学出版社
- 方精云. 2000. 全球生态学. 北京:高等教育出版社
- 曲仲湘,吴玉树,王焕校,姜汉侨,唐廷贵. 1983. 植物生态学(第二版). 北京:高等教育出版社
- 阳含熙,卢泽愚. 1981. 植物生态学的数量分类方法. 北京:科学出版社
- 孙儒泳. 2001. 动物生态学原理(第三版). 北京:北京师范大学出版社
- 李博. 2000. 生态学. 北京:高等教育出版社
- 宋永昌. 2001. 植被生态学. 上海:华东师范大学出版社
- 武吉华,张绅. 1983. 植物地理学. 北京:高等教育出版社
- 郑师章,吴千红,王海波,陶芸. 1994. 普通生态学——原理、方法和应用. 上海:复旦大学出版社
- 曹湊贵. 2002. 生态学概论. 北京:高等教育出版社
- Chapman J L & Reiss M J. 2001. Ecology—principle and applications (2nd edition). 北京:清华大学出版社
- Fenner M. 1985. Seed ecology. London New York, Chapman and Hall
- Greig-Smith P. 1983. Quantitative plant ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford London Edinburgh, Boston Melbourne
- Grime J P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Chichester; John Wiley & Sons
- Molles M C. 1999. Ecology: Concepts and Applications. McGraw-Hill Companies, Inc.
- Postlethwait J H & Hopson J L. 1989. The Nature of Life. McGraw-Hill Publishing Company
- Silvertown J W. 1982. Introduction to plant population ecology. New York: Longman Inc.
- Walter H. 1979. 世界植被. 中国科学院植物研究所生态室译. 北京:科学出版社

第三章 地球表层的生态系统

第一节 生态系统概述

生态系统是人类生存和发展的基础。然而,自 20 世纪 60 年代以来,随着世界人口的急剧增加,全球生态环境日益恶化,人类赖以生存的“地球村”上各级各类生态系统都不同程度地受到严重威胁。人口爆炸、能源危机、粮食短缺、水源枯竭、土地荒漠化、酸雨危害、臭氧层破坏、全球气候变化、生物多样性丧失等全球性问题已严重危及人类生存和可持续发展。以生态系统为中心对地球表层各级各类生态系统进行研究,已成为现代生态学的主流和最显著的特点,并已发展成为一门举世瞩目的生态学分支学科——生态系统生态学。

生态系统生态学(ecosystem ecology)是研究各级各类生态系统的组成、结构、功能、动态、稳态调控机制及其发展演替规律的科学。其研究的主要目的在于揭示地球表层各级各类生态系统的内在客观规律性,寻求生态学机制,提高人们对生态系统的全面认识,为指导人们合理地开发利用与保护各类自然资源,加强各级各类生态系统管理(ecosystem management),维持生态系统服务(ecosystem service),保持生态系统健康(ecosystem health),促进退化与受损生态系统恢复,以及创建和谐、高效、健康、可持续发展生态系统等提供科学依据。

生态系统生态学的研究面宽、应用范围广、基础性强,与地学、农学、环境科学、资源科学和气象学等学科关系密切,现已成为现代生态学发展的前沿和指导人类行为准则的一门学科。生态系统生态学的基本原理,已被许多学科和生产实践所接受与应用,在诸如生态农业建设、生态林业建设、生态城市建设、城乡和区域生态与环境规划、生态环境监测、评价与管理、自然保护区规划、设计、建设与管理、自然资源的合理开发与利用、稀有濒危物种拯救与生物多样性保护、国家和区域可持续发展战略的制定与生态安全保障以及各类大型工程建设和区域综合整治与开发等众多领域,发挥着极其重要的作用。

一、生态系统的概念和意义

(一) 生态系统的概念

生态系统(ecosystem)的概念是英国植物生态学家坦斯利(A. G. Tansley)于 1935 年首先提出的,他强调了生物和环境在功能上的统一性,并把生物成分和非生物成分看作自然界中一个统一的基本单位。因此,生态系统是生态学上的功能单位,而不是生物学上的生物分类单位。根据 Tansley 的定义,生态系统是指一定时空范围内生物成分和非生物成分通过彼此间不断的物质循环、能量流动和信息传递相互联系、相互影响、相互制约而

共同形成的一个生态学功能单位。

前苏联植物生态学家苏卡切夫(V. N. Sukachev)于1940年首次提出了“生物地理群落(biogeocoenosis)”的概念。他指出,生物地理群落是指地球表面特定的地段,在这里生物群落与其稳定的环境成分相互作用、相互影响,形成了完整的协调统一的综合体,它是整个地理景观的一个组成部分。生物地理群落与生态系统的概念非常接近,两者都认为生物与非生物环境是相互影响并彼此依赖的统一体。1965年在丹麦哥本哈根召开的一次国际学术会议上认定生物地理群落和生态系统是同义语。

与生态系统一词相类似的还有生物群落(biocoenosis)、小宇宙(microcosm)、群落系统(holocoen)、生物系统(biosystem)等。但这些概念都不如生态系统的概念内涵深刻,应用广泛。

地球表层的生态系统极其多样,大小范围和复杂程度各异。其大可至整个生物圈、整个海洋和整个大陆,小可到一片森林、一块草地、一个湖泊、一口池塘,甚至一个养有鱼的鱼缸、一个培养着微生物的试管、一滴含有微型藻类和微型动物的水滴都可以看成是一个生态系统。因此,生态系统的边界范围有的是比较明确的,有的则是随意的或人为界定的。但在研究某一具体生态系统时,必须对其边界予以界定,并确定对其研究的时间尺度。

(二) 生态系统研究的理论意义

1. 生态系统理论更加深刻地揭示了客观世界

生态系统概念的提出及其内涵和理论发展,使传统的以生物个体、种群和群落为主要研究对象的生态学发生了深刻的根本性变革,推动了生态学由群落生态学向生态系统生态学的过渡,并使生态学由一门定性的学科发展为定量的和高新技术武装的学科。以复杂的生态系统为研究对象的生态系统生态学更加完善和更加深刻地揭示了客观世界的内在规律。

2. 生态系统理论为人类认识客观世界提供了新的观念和方法

生态系统的概念及其理论为我们人类研究生物与环境的关系提供了新的思想观念和理论基础,也为人类研究与解决当代所面临的诸如人口爆炸、资源短缺、能源危机、粮食不足、环境污染、全球气候变化和生物多样性丧失等全球性生态环境问题提供了可能。自然界中的生态系统大小不同(不同时空尺度),性质有别(陆地的森林、草地、农田、矿区等,水域的海洋、河口、水库、湖泊等),受人类干扰破坏和污染的程度也各不相同,以生态系统理论为基础,将这些彼此有别的生态系统作为一个生态学功能单位进行研究,可开辟一条崭新的途径,使这些不同的生态系统间具有一定的可比性。

3. 生态系统理论为未来生态学的兴起奠定了基础

未来生态学把生态系统看作一个生命自组织系统,它在不断地与外界进行物质和能量交换的过程中不断地增强自身。自然界中任何一个自然生态系统都是在长期的发展演

化中形成的,它们都有其一定的形成、发展和演化规律。生态系统及其环境因子的多样性和复杂性等特点以及不同层次生态系统的演替规律,都是未来生态学的主要基础,它为人类利用现代计算机技术和现代空间技术来预测未来提供科学依据。数字化、图像化和模式化大大增加了生态系统的可解释性、规律性和预见性。生态系统被大量复杂的相互联系、相互控制的“内信息”与其环境的“外信息”所控制。

建国以来,我国生态学工作者根据生态系统理论对一些重大生态问题做过许多符合实际的预测。如限制围湖造田、长江有可能变成第二条黄河等。美国、日本等也开展了许多模拟实验。如1991年5月,美国在亚利桑那州沃洛克镇沙漠中,耗资约2亿美元,建成了占地1.28 hm²的举世闻名的“生物圈二号”(Biosphere 2),就是人类向复杂生态系统深入研究进军的重要标志。“生物圈二号”是人类首次运用生态系统原理设计和建造的大规模全封闭模拟实验生态系统,“生物圈二号”的全封闭住人实验仅进行了两年半,就因遭遇到种种意想不到的困难而被迫停止并宣告失败。对于“生物圈二号”实验的失败,科学界和舆论界评说褒贬不一。尽管如此,“生物圈二号”实验失败的教训正是我们“生物圈一号”上的人类值得珍重的宝贵财富。这一实验的失败也是对我们人类的最好警示。“生物圈二号”实验的重要意义至少有4点:①探究了人类在封闭条件下的适应性,为人类未来迁入外星球居住提前作准备;②揭示了生物多样性是地球上最伟大的奇迹之一,是维持生态平衡的要素,对保护生物多样性,维持生物物种的生存具有重要的现实意义;③探究了受损生态系统恢复与重建的途径;④探究一个生态系统长期良性循环的维持和发展机理。

4. 生态系统理论促进了自然科学与社会科学的结合

生态学原本是生物科学的一个分支。生态学发展到以生态系统为中心的现代生态学阶段,使生态学不仅突破了原来生物学范畴,还与数学、物理学、化学、地理学、大气科学、系统科学和信息论等自然科学结合,成为现代生物学的一个前沿学科,而且在其发展中又突破了自然科学的界限,强烈地与社会科学相互渗透和结合,出现了生态经济学、生态法学等边缘学科,建立了自然科学与社会科学的联盟。从科学管理体制上打破了自然科学和社会科学间的屏障,消除了自然科学家和社会科学家之间的鸿沟,使他们能够共同对付人类面临的挑战。

二、生态系统的类型和特征

(一) 生态系统的类型

地球表面上生态系统的类型极其多样。对如此多样的生态系统进行研究,首先必须对其进行科学的分类。然而,由于不同的学者采用的分类原则和标准不同,国内外至今尚无统一的生态系统分类系统。

1. 按基质的性质划分

根据不同基质,可将生态系统划分为陆地生态系统和水域生态系统两大类。其中陆

地生态系统又可分为森林、草原、荒漠、冻原生态系统等；水域生态系统又可分为淡水生态系统和海洋生态系统(图 3-1)。此外，在典型陆地生态系统和典型水域生态系统之间，还存在着一类兼具陆地生态系统和水域生态系统某些特征的一类生态系统，即湿地生态系统。据此，也可将生态系统划分为陆地(陆生)生态系统、湿地(湿生)生态系统和水生生态系统三大类。

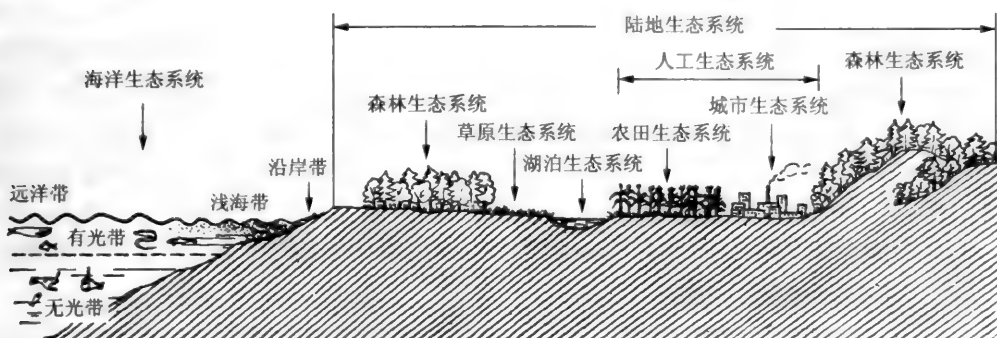


图 3-1 地球表层生态系统主要类型示意图(根据祝廷成等,1983 修改)

2. 按人类的影响程度划分

按人类的影响程度可将生态系统划分为自然生态系统、半自然生态系统和人工生态系统三类。其中：① 自然生态系统(natural ecosystem)是指未受人类干扰和扶持，依靠生态系统本身的调节能力来进行自我维持的生态系统。如原始的森林、草原、荒漠、冻原、湖泊、海洋等生态系统。② 半自然生态系统(semi-natural ecosystem)是指受人类活动强烈干扰和破坏后任其自然恢复的自然生态系统或最初虽为人工建造但较少受或不受人类干预而任其自然发展的人工生态系统。前者如次生天然林、次生灌丛和过度放牧后任其自然恢复的天然草场等，后者如人工引种栽植或飞播建造而任其长期自然发展的防护林、水源涵养林等人工林和人工牧草地等。由于这类生态系统受人类活动影响和驯化利用，所以又叫人工驯化生态系统(domestic ecosystem)。③ 人工生态系统(artificial ecosystem)是指按人类的需求而设计建造起来的依赖于人类强烈干预而维持的生态系统。如城市、宇宙飞船、水族馆、人工气候室、培养箱、仿真模拟微生态系统(microecosystem)以及由人工建造并依赖于人类抚育与管理的农田、果园、茶园、经济林、人工鱼池、人工牧场等生态系统。

3. 按系统的开放程度划分

依此可将生态系统划分为开放系统、封闭系统和隔离系统(图 3-2)。其中：① 开放系统(opened system)是指具有开放的系统边界，既允许能量和信息的输入和输出，又允许内部物质与外界交换以维持系统有序状态的生态系统。自然界中绝大多数生态系统

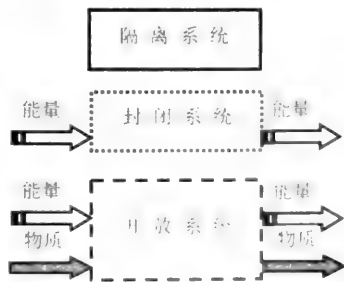


图 3-2 隔离、封闭和开放系统 (仿 White et al., 1984)

都是开放系统。② 封闭系统(closed system)是指具有封闭的系统边界,但边界只阻止系统内外物质交换,却允许能量的输入和输出的生态系统。如一个密闭的水族馆(sealed aquarium),具有阳光的输入与热量的输出,但是没有物质输入和输出。③ 隔离系统(isolated system)是指具有完全封闭的系统边界,既能阻止任何能量的输入和输出,又能阻止物质的输入和输出而与外界处于完全隔离状态的生态系统。这类生态系统往往是为了某种特殊需要而设计的实验系统。如用于模拟仿真试验研究的微生态系统。

此外,生态系统类型的划分方式还有多种。如 E. P. Odum 认为,能量是推动所有生态系统运转的基础。因此,生态系统最本质的分类应是以能量来源为依据的分类。据此,他把生态系统分为 4 类,即太阳供能的自然生态系统(如海洋、森林和草地等)、有自然辅加能量的太阳供能生态系统(如潮汐带、河口湾等)、具人类辅加能量的太阳供能生态系统(如农田、人工养殖水体等)和燃料供能的城市-工业生态系统。按生态系统的组织层次划分,可划分为全球生态系统、洲际生态系统、国际跨区域;按人类利用方式可划分为放牧生态系统、农田生态系统、果园生态系统等。

(二) 生态系统的基本特征

生态系统是人类迄今为止发现最为复杂多样的系统之一。其主要特征概括起来讲主要表现在以下 12 个方面:

(1) 生态系统是多要素、多层次、多功能和多变性的复杂系统

生态系统的复杂性(complexity)是指生态系统的组成、结构、功能是极其复杂多样的。其复杂性“通常是超越了人类大脑所能理解的范围”。这是由于:① 多因素。每个生态系统不仅含有多种生物成分,而且影响生物成分的环境因素也极为多样。② 多层次。生态系统中的生命系统具有从分子、细胞、组织、器官、个体、种群、群落、景观、区域乃至全球等多个不同的组织层次。③ 多功能。生态系统成员间及其与环境之间可以通过多种功能流(物种流、能量流、物质流、信息流和价值流)实现多种功能。④ 多变性。生态系统随时间(数年、数月、数日、数时)变化处于动态变化之中。⑤ 非线性。生态系统中的许多作用是非线性关系,其相互作用可以是相加的,可以是相减的,也有中性的等。

(2) 生态系统是以生物为主体的生态功能整体

地球表面各种不同的生态系统都是由各种大小不同的生命有机体与其环境形成的综合体,它们通常以生物为主体,在生态系统水平上构成一个整体的功能单元,因此,具有生态功能的整体性。

(3) 生态系统均具有一定空间结构和时间变化

生态系统都是由一定时空内的生物与其所处的环境共同作用形成的实实在在的实体,所以生态系统不仅以生物为主体而且与一定的空间相联系,形成一定空间结构和一定的地区特性,而且生态系统中的生物和环境随着时间变化均处于不断地动态变化之中,使得生态系统和自然界中许多其他事物一样,具有一定的形成、发展和演变的过程及其动态

变化特征。即任何一个自然生态系统都是经过长期历史发展形成的。

(4) 生态系统的资源和环境均是有限性

生态系统的有限性是指各生态系统不仅资源和环境空间是有限,同时接纳和贮存废物以及物质的循环能力等也都有一定限度。生态系统中生物物种及其个体、种群和群落的生长均是有节制的,而不是无限的。一般而言,生态系统中的生物多样性与生命支持系统的资源状况有关。一个结构复杂、环境资源丰富的生态系统通常能够维持更多的物种,如一个森林生态系统比草原生态系统包含更多的物种。同样,热带森林生态系统要比温带或寒带森林生态系统的生物多样性更丰富。生态系统中没有一个个体、物种和群落可以无限制地生长。

(5) 生态系统是复杂有序的层级系统

自然界中各种各样的生态系统既相互联系,又彼此相对独立,它们共同构成了的复杂有序的层级系统。其中较高的层级系统以大尺度、大基粒、低频率和缓慢速度为特征,它们又被更大尺度、更大基粒、更低频率和更缓慢速度的更高层级系统所控制。

(6) 生态系统是具有自我维持和自我调控能力的系统

自然界各种不同的生态系统中,生物与其环境条件经过长期适应与进化,彼此间逐渐建立相互协调的关系。生物经常不断地从所在的生境中摄取所需的物质,生境亦需要对其输出进行及时补偿,两者进行着输入与输出之间的供需调控。生态系统对外部干扰具有一定的抵抗和自我恢复能力,甚至面临季节、年际或长期的气候变化,生态系统也能自我维持和自我调控,保持相对的稳定。生态系统的自我调控主要表现在三方面:一是同种生物种群的密度调控,这是在有限空间内比较普遍存在的种群变化规律;二是异种生物种群之间的数量调控,多见于植物与动物之间或动物与动物之间的食物调控;三是生物与环境之间相互适应的调控。生态系统调控功能主要靠反馈作用,通过正、负反馈相互作用和转化,保证系统达到一定的稳态。

(7) 生态系统是开放的远离平衡态的热力学系统

自然界中绝大多数生态系统都是开放系统,它们均不断地从外界输入能量和物质,经过转换而成为输出,从而维持系统的有序状态。任何一个自然生态系统都是开放的,有输入和输出,而输入的变化总会引起输出的变化。虽然输出并不是立即变化,有时它们可能落在后面,但它们不会赶在输入之前,这是因为输出是输入的结果,而输入是原因、是源。从这一观点看,没有输入也就没有输出。维持生态系统需要能量。生态系统变得更大更复杂时,就需要更多的可用能量去维持,经历着从无序→有序→新的无序→新的有序的发展过程。

(8) 生态系统具有多种服务功能

生态系统不是生物分类学单元的简单聚集,而是通过彼此间及其与环境间的物质流、

能量流等相互联系、相互影响、相互制约而共同形成一个生态学功能单元。例如能量的流动,绿色植物通过光合作用把太阳能转变为化学能贮藏在植物体内,然后再转给其他动物,这样营养物质就从一个取食类群转移到另一个取食类群,最后由分解者重新释放到环境中。又如在生态系统内部生物与生物之间,生物与环境之间不断进行着复杂而有规律的物质交换。这种物质交换是周而复始不断地进行着,对生态系统起着深刻的影响。自然界元素运动的人为改变,往往会引起严重的后果。生态系统就是在进行多种生态过程中完成了维护人类的生存“任务”,为人类提供了必不可少的粮食、药物和工农业原料等,并提供人类生存的环境条件,还有大量的间接性公益服务。

(9) 生态系统具有一定的负荷力

生态系统负荷力是涉及用户数量和每个使用者强度的二维概念。这二者之间保持互补关系,当每一个体使用强度增加时,一定资源所能维持的个体数目减少。认识到这一特点,在实践中可将有益生物种群保持在一个环境条件所允许的最大种群数量,此时,种群繁殖速率最快。对环境保护工作而言,在人类生存和生态系统不受损害的前提下,一个生态系统所能容纳的污染物可维持在最大承载量,即环境容量。任一生态系统,它的环境容量越大,可接纳的污染物就越多,反之则越少。污染物的排放,必须与环境容量相适应。

(10) 生态系统的环境演变与生物进化密切相关

自地球上出现生命以来,生物有机体在不断适应地球表层自然环境的同时也不断地改造自身,并以多种不同的方式对地球表层的环境进行着向有利于生命的方向改造。如绿色植物的光合作用不仅增加了原始大气中的 O_2 ,而且减少了 CO_2 。许多科学家也证实,微生物在营养物质的循环中,尤其是在氮的循环以及大气层和海洋的内部平衡中起着重要的作用。

(11) 生态系统是一个动态的生命系统

自然界中任何一个自然生态系统都是经过长期的演化发展而形成的,都具有其一定的形成、发展和演化过程和各自特有的整体演化规律。其发育过程通常可分为幼年期、成长期和成熟期,各期均表现出鲜明的历史性特点。生态系统这些特点可为预测生态系统的未来提供重要的科学依据。

(12) 生态系统具有健康和可持续发展特性

自然界中各种各样的自然生态系统均具有在其数十亿万年的发展中支持着全球的生命系统,为人类提供了经济发展的物质基础和良好的生存环境。然而长期以来掠夺式的开采方式给生态系统健康造成了极大威胁。可持续发展观要求人们转变思想,对生态系统加强管理,保持生态系统健康和可持续发展特性在时间空间上实现全面发展。

三、生态系统研究的途径和方法

(一) 生态系统研究的途径

对一个生态系统进行研究,能否达到预期目的,往往取决于研究人员对生态系统的理解程度和所采用的分析方法。对于不同的生态系统,根据人们对生态系统的理解程度及系统研究的目的不同,可以采用不同的研究途径。生态系统研究最基本的途径一般可分为三种,即黑箱法(black box method)、白箱法(white box method)和灰箱法(grey box method)(图 3-3)。

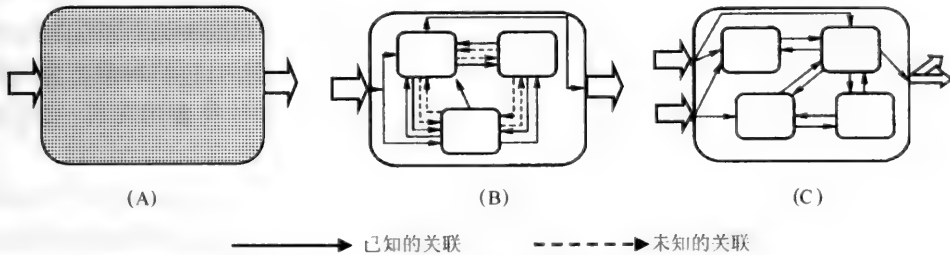


图 3-3 生态系统研究的基本途径

(A) 黑箱法 (B) 灰箱法 (C) 白箱法
(仿 White, 1984; 曹湊贵等, 2002)

(1) 黑箱法

黑箱法是指完全忽略系统内部的组分结构及其相互关系而只通过系统的输入和输出信息来研究系统的整体转化特性和反应特征的系统研究方法。当人们由于技术等原因对生态系统内部各组分及其相互联系难以了解,或研究者仅对生态系统的整体功能感兴趣而无须了解系统内部具体细节时,均可采用黑箱法。如在研究农田生态系统中氮肥对作物产量的影响时,可把农田生态系统看成是黑箱,只需统计不同施氮肥水平的产量结果,并可通过最高产量求得最佳施肥水平,而无须研究氮素在系统内部流动中各个环节的损失。黑箱法除了可以了解系统的整体转换功能以外,还可以对系统的内部结构和过程作出合理的推断。

(2) 白箱法

白箱法是在对系统内部的组分构成及其相互联系均有透彻了解的基础上通过揭示系统内部的结构和功能来理解系统的整体特性的系统研究方法。如在研究农田生态系统中提高氮肥利用率时,必须研究氮素在系统内流动过程中各个环节的损失情况。

(3) 灰箱法

在生态系统的实际研究中,人们经常遇到的是灰箱,即系统对于研究人员来说,内部

的结构与功能是部分已知,部分未知。因此,通常采用的是黑箱和白箱方法兼用的灰箱方法。

(二) 生态系统研究的基本方法

1. 原地观测法

原地观测法是生态系统研究最基本方法。它是指在原生境中对生态系统的组成、结构、功能、生态、分布、生态过程进行实地调查和观测,以获得生态系统研究第一手资料的方法。原地观测包括野外考察、定位观测和原地实验等3种。

(1) 野外考察

野外考察是考察特定种群或群落与自然地理环境的空间分布的关系。首先有一个划定生境边界的问题,然后在确定的种群或群落生存活动空间范围内,进行种群行为或群落结构与生境各种条件相互作用的观察记录。考察动物种群活动往往要用飞机、遥测或标记追踪技术。

野外考察种群或群落的特征和计测生境的环境条件,不可能在原地内进行普遍的观测,只有通过适合于生物种类的规范化抽样调查方法。如动物种群调查中的取样方法有:样方法、标记重捕法和去除取样法等;植物种群和群落调查中的取样方法有:样方法、无样方取样法等。抽取样地或样本的大小、数量和空间配置,都要符合统计学原理,保证得到的数据能反映总体特征。

(2) 定位观测

定位观测是考察某个个体或某种群或某群落结构功能与其生境关系的时态变化。定位观测先要设立一块可供长期观测的固定样地,样地必须能反映所研究的种群或群落及其生境的整体特征。定位观测时限决定于研究对象和目的,少则几天(微生物种群),多则几周至几年(昆虫种群),几年至几十年(脊椎动物),甚至几十年到几百年(多年生草本和树木)。

定位观测的项目,除野外考察的项目之外,还需增加数量变动、生物量增长、生殖率、死亡率、能量流、物质流等的定期测定。

(3) 原地实验

原地实验是在自然条件下采取某些措施获得有关某个因素的变化对种群或群落及其他诸因素的影响。如牧场进行围栏实验,水域的围隔实验,补食、施肥、灌溉、遮光实验等。

原地或田间的对比实验是野外考察和定位观测的一个重要补充,不仅有助于阐明某些因素的作用和机制,还可作为设计生态系统受控实验或生态模拟的参考或依据。

(4) 受控实验法

受控实验是在模拟自然生态系统的受控生态实验系统中研究单项或多项因子相互作用及其对种群或群落影响的方法。如昆虫种群研究中,考察环境因子对种群消长影响的

实验就是最普通的受控实验。“微宇宙”模拟系统是在人工气候室或人工水族箱中建立自然生态系统的模拟系统。

(5) 室内实验法

生态系统的许多研究需要在室内实验条件下进行。如生态系统中某一生态因子对生物代谢过程的影响等。

(6) 系统分析法

系统分析是把研究对象视为系统的一种研究和解决问题的方法。在科学技术飞速发展的今天,系统分析除了继续依赖经验、实物模型等手段以外,越来越多地借助于数学和计算机技术。因此,系统分析又更多地是指有步骤地收集系统信息,通过建立与系统结构、功能有关的数学模型,利用计算机对信息进行整理、加工、综合,从而能解释与研究对象有关的现象,对系统的行为和发展做出评价和预测,并对系统做出适当调控的一种方法。

(三) 生态系统研究技术方法的发展趋势

计算机辅助的方法和技术。很多大规模的数据运算和系统管理都需要借助于计算机作为工具,如生态过程的模拟模型、环境资源的数据库技术、生态系统的数据分析均离不开计算机。

(1) 遥感技术

如大范围的区域生态系统管理、景观生态学的应用,利用遥感技术可以大大提高工作效率和精度。目前,许多中尺度和大尺度的生态系统研究多采用遥感技术来采集必要的数据库。

(2) 地理信息系统

地理信息系统主要用于数据的处理,通常与遥感技术配套使用,如生态环境资源的分析、规划与设计等。

(3) 全球卫星定位系统

全球定位系统是近几年来采用的一种新技术,主要用于经度、纬度和海拔高度的准确定位,如生态环境资源的调查、诊断。

(4) 分子生物学技术

分子生物学技术可以促进进化生态学的发展和提高进化思想在生态学研究中的位置。如不同环境条件对同一物种基因变异的影响,以及物种进化的环境分子生物学突变机制。

(5) 物理和化学技术

如同位素技术在生态系统物质循环研究中的应用。

(6) 统计学方法

随着计算机技术突飞猛进的发展,在计算机的辅助下,空间分析、时间序列分析和样本重组等方法在生态学研究中的应用,将促进生态学研究方法的创新。

第二节 生态系统的组成与结构

一、生态系统的基本组成

地球表面各种不同的生态系统,不论是陆地还是水域,大的或小的,一个发育完整生态系统的基本成分都可概括为非生物成分(环境系统)和生物成分(生命系统)两大部分,包括非生物环境、生产者、消费者和分解者 4 种基本成分(表 3-1, 图 3-4)。

表 3-1 生态系统的基本组成

生 态 系 统						
非生物成分(环境系统)				生物成分(生命系统)		
基质和媒质	气候	能量来源	代谢物质	生产者	消费者	还原者
岩 石 土 壤 水 体 大 气	光 照 温 度 湿 度 大 气 压 风 ⋮	太 阳 能 化 学 能 潮 汐 能 风 能 核 能 ⋮	有 机 质 无 机 盐 矿 质 元 素 H ₂ O, CO ₂ O ₂ , N ₂ ⋮	绿 色 植 物 光 合 细 菌 化 能 细 菌	食 草 动 物 食 肉 动 物 杂 食 动 物 腐 食 动 物 寄 生 生 物	细 菌 放 线 菌 真 菌 黏 菌 原 生 生 物

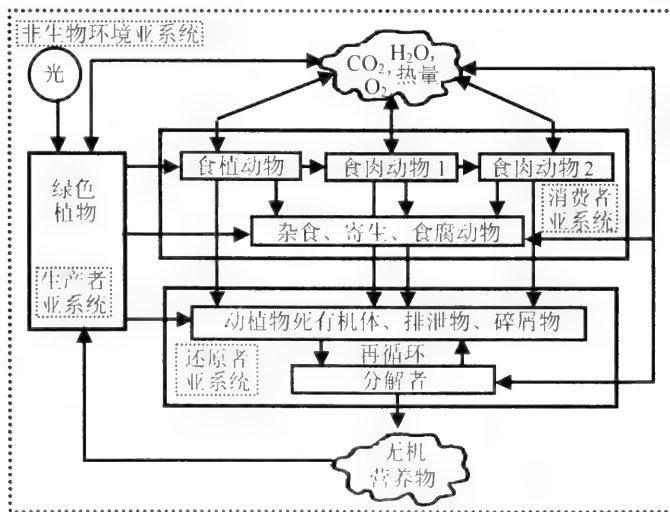


图 3-4 生态系统组分结构一般性模型
(仿 Anderson, 1981; 孙儒泳, 2002)

对于一个生态系统来说,非生物成分是生物成分赖以生存和发展的基础,也是生物活动的场所及其生命活动所需能量和物质的源泉。如果没有非生物成分形成的环境,生物就没有生存的场所,也得不到维持生命的能量和物质,因而也就难以生存下去;如果仅有非生物环境而没有生物成分,也谈不上生态系统。因此,生态系统中非生物环境和生物成分缺一不可。

1. 非生物环境

非生物环境也即非生物成分,通常包括能量因子和物质因子以及与物质和能量运动相联系的气候状况等,其中能量因子包括太阳辐射能(热能)、化学能、潮汐能、风能、核能与机械能等;物质因子包括岩石、土壤、水、空气等基质和介质,光照、温度、湿度、大气压、风等气候要素,以及各种生物生命活动的代谢物质,如 CO_2 、 H_2O 、 O_2 、 N_2 等空气成分和 N、P、K、Ca、Mg、Fe、Zn、Se 等矿质元素及无机盐类等。此外,也包括一些连结生命系统和环境系统的有机物质,如蛋白质、糖类、脂类、腐殖质等。

2. 生物成分

生物成分是生态系统中有生命的部分。根据生物在生态系统中的作用和地位,可将其划分为生产者、消费者和分解者三大功能群(图 3-5)。

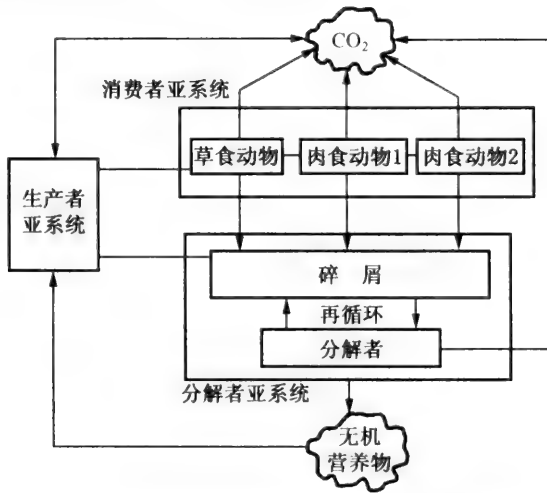


图 3-5 生态系统组成结构的一般性模型(孙儒泳,2002)

3个粗线大方块表示3个亚系统;连线和箭头表示系统各成分间物质传递的主要途径和方向。无机物质库以不规则块表示

(1) 生产者(producer)

生产者是指能利用太阳能或其他形式的能量将简单的无机物制造成有机物的各类自养生物(autotroph),包括所有的绿色植物、光合细菌和化能合成细菌等。它们是生态系统中最基础的成分。

(2) 消费者(consumer)

消费者是指不能利用太阳能将无机物质制造成有机物质,而只能直接或间接地依赖于生产者所制造的有机物质维持生命的各类异养生物(heterotroph)。它们主要是各类动物。根据动物食性的不同,通常又可将其分为以下几类:① 食草动物(herbivore),又称初级消费者(primary consumer)或一级消费者,它是指直接以植物为营养的动物,又称植食动物,如牛、马、羊、鹿、象、兔、啮齿类动物和食植物的昆虫等;② 食肉动物(carnivore),指以食草动物或其他动物为食的动物,又可分为:a. 一级食肉动物(primary carnivore),又称二级消费者(secondary consumer),指直接以食草动物为食的捕食性动物,如食昆虫的鸟类、蛙、蜘蛛、食蚜虫的瓢虫、捕食鼠类的黄鼠狼等;b. 二级食肉动物(secondary carnivore),又称三级消费者(tertiary consumer),它是指直接以一级肉食动物为食的动物,如狼、蛇、鹰、狮、虎、豹等;c. 三级食肉动物(tertiary carnivore),在有些情况下,有的二级食肉动物还可捕食其他二级食肉动物,这种以二级肉食动物为食的食肉动物

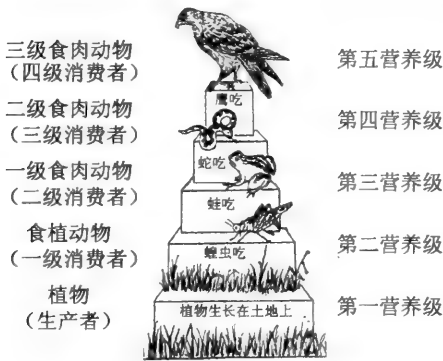


图 3-6 一个简单生态系统中的食物链
(示生产者和消费者的营养级)
(仿 Bates, 1960)

即为三级食肉动物(tertiary carnivore),又称四级消费者(quartus consumer),如捕食蛇类的鹰、隼类等猛禽及以其他二级肉食动物为食的虎、豹等。由于这类动物一般性情凶猛敏捷,在通常情况下没有更高一级动物可以捕食它们,故这类动物又统称为顶级食肉动物(top carnivores)(图 3-6)。在自然界中,专以二级食肉动物为食的三级肉食动物一般很少的;③ 杂食动物(omnivore),杂食动物是指既吃植物,又吃动物的动物,如熊、狐狸、鲤鱼以及人类饲养的猫、狗等动物,人类也属于杂食性消费者,且是最高级的消费者;④ 腐食动物(saprotrophus),腐食动物是指以腐烂的动、植物残体为食的动物,如蛆和秃鹫等;

⑤ 寄生动物(zooparasite),寄生动物是指寄生于其他动、植物体上,靠吸取宿主营养为生的一类特殊消费者,如蚊子、蛔虫、跳蚤、虱子等。

(3) 分解者(decomposer)

分解者也叫还原者(reductor),主要是细菌、真菌、放线菌、某些原生动及其他微型有机体。它们营腐生生活,都属于异养生物。因此有人称之为微型消费者(microconsumers)或腐食营养者(saprotrophs)。在生态系统中,分解者从生产者或消费者的代谢废物和死亡有机体中取得它们所需的营养物质和能量,把复杂的有机物逐步还原为较简单无机物,使营养元素归还到环境中,供生产者再利用。因此,它们在生态系统的能量流动和物质循环中具有十分重要的意义。如果没有分解者还原这一过程,地球表面的动植物尸体残骸将堆积如山。

从理论上讲,一个仅具有生产者和分解者,而无消费者的生态系统是可能存在的。但是对于大多数生态系统来说,通常都有生产者、消费者和分解者 3 大功能群。

二、生态系统的结构

生态系统结构(ecosystem structure)是指生态系统中生物的和非生物的诸要素在时间、空间和功能上的分化与配置而形成的各种有序系统。生态系统的结构是生态系统功能的基础,生态系统的生物生产与物质分解、物种流动与能量流动、物质循环和信息传递等形形色色的功能密切相关。现代生态学在不同层次上对生态系统的组成、结构和功能进行定性和定量研究,以阐明组成、结构与功能的相互关系,提高生态系统的生产力,维持系统的稳定性,改善系统的整体功能。生态系统结构通常可从物种结构、组成结构、时空结构、营养结构和层次结构等方面来认识。

(一) 生态系统的物种结构

生态系统的物种结构(species structure)是指根据各生物物种在生态系统中所起的作用和地位分化不同而划分的生物成员型结构。除了在生物群落中介绍的优势种、建群种、伴生种及偶见种等群落成员型外,还可根据不同的物种在生态系统所起的作用与地位的不同,区分出关键种和冗余种等。

1. 关键种的概念及特点

关键种(keystone species)最初由 Robert T. Paine 1966 年提出,并于 1969 年用于岩石潮间带捕食者的研究中。它是指生态系统或生物群落中的那些相对其多度而言对其他物种具有非常不成比例影响,并在维护生态系统的生物多样性及其结构、功能及稳定性等方面起关键性作用,一旦消失或削弱,整个生态系统或生物群落就可能发生根本性变化的物种。因此,对生态系统中关键种的研究与保护,对维护生态系统结构、功能的稳定及生物多样性维护等均具有重要的理论和实践意义。在理论上,关键种使人们注意到生态系统中物种作用强度的不同,即只有极少物种可最终决定群落的结构。在实践中,关键种受到人们的高度重视,被作为特定对象和优先保护种加强保护。有人提出将关键种的管理作为整个生态系统管理的中心,要围绕关键种形成生物保护的种种策略。从恢复生态学角度来讲,关键种对于重建并维持生态系统的结构和稳定性是必不可少的。许再富(1995)指出,关键种对人类的干扰与环境的变化比较敏感。如原来连片的热带雨林破碎化,受影响最大的就是关键种。

生态系统或生物群落中的关键种,根据其作用方式可划分为关键捕食者(keystone predator)、关键被捕食者(keystone prey)、关键植食动物(keystone herbivore)、关键竞争者(keystone competitor)、关键互惠共生种(keystone mutualists)、关键病原体/寄生物(keystone pathogen/parasite)、关键改造者(keystone modifier)等类型。

关键种有两个显著的特点:①它的存在对于维持生态系统或生物群落的组成和多样性具有决定性意义。Paine 指出,关键种的丢失和消除可以导致一些物种的丧

失,或者一些物种被另一些物种所替代。许多实验表明,一些数量很少、通常被称为关键种的种类强烈地影响着生物群落和生态系统(Paine, 1969)。②与生态系统中的其他物种相比,关键种的作用无疑是很重要的,但其作用方式、多度、体积或者生物量、生活能力和功能特点等又是相对的。生态系统中生物群落的改变,既可能是由于关键种对其他物种的直接作用(例如被捕食),也可能是间接的影响;生态系统或生物群落中关键种的数目可能是稀少的,也可能是很多的;就功能而言,关键种既可能只有专一功能,也可能具有多种功能;在作用方式上,关键种不仅通过消费者的作用,而且还通过诸如竞争、互惠共生、播种、传粉、病原体和改造者等的种间相互作用和过程发挥作用。

2. 冗余种及其特点

冗余种(redundancy species/ecological redundancy)是指生态系统或生物群落中的某些在生态功能上与同一生态功能群中其他物种有相当程度的重叠,在生态需求性上相对过剩而生态作用不显著的物种。生态功能群(functional group)是指生态系统中一些具有相同功能的物种所形成的集合(Rosenzweig, 1995),又称功能集团或“同资源种团”(guild)。近年来,冗余种的概念被广泛地应用在生态系统、群落和保护生物学中。

生态学家将生态系统中各个物种分成不同的功能群,有两个主要优点:一是简化了复杂的生态系统;二是弱化了各物种的个别作用,更加强调物种集体的作用,将物种水平提高到生态系统的水平之上。

从理论上说,生态系统中,除了一些主要物种以外,其他的都是冗余种。在维持和调节生态系统过程中,许多物种常成群地结合在一起,扮演着相同的角色。形成各种生态功能群和许多生态等价(ecological equivalent)物种。在这些生态等价物种中必然有几个是冗余种(除非某一个生态功能群中只有一个物种)。

冗余种是个相对的概念,一般仅应用于某一具体的生态系统或生物群落。因为一个物种在某一具体的生态系统或生物群落可以有高的冗余,但在另一些群落中则没有如此的冗余。同一物种在不同生态系统或同一生态系统可分属于不同的功能群,它们在生态系统的某一过程中可能是主要因素,在另一个过程中却是次要因素。

判定冗余种可有以下4项标准:①保持原有物种成分。即该物种被去除后,其余物种都能存留着,而且也没有新的物种进入,这是较高的限制性要求。②保持生态过程的稳定。即该物种被去除后,生态系统的物种组成、结构、各项功能和稳定性等应保持不变或接近正常状态。③较高的抵抗力。即移走该物种后,对群落中留下物种的多度没有影响。这是从该系统对这个物种去除影响的抵抗表现。④盖度的保持。即该物种被去除后,并不是其他物种随之全部消失。这是保护工作的最低目的。

(二) 生态系统的组分结构

生态系统的组成结构(component structure)是指生态系统中各种生物和非生物要素的组成及其量比结构。然而,在不同的生态系统或同一生态系统的不同发展阶段,

系统中生物和非生物组成要素的具体组成及其量比结构各不相同,从而形成了各自特定的组分结构,并直接或间接地影响到生态系统的其他结构和功能特征。例如,森林生态系统、草原生态系统、湖泊生态系统和海洋生态系统中的生物的和非生物的组成要素及其量比结构明显不同,使得它们在外形形态、时空结构、营养结构和生态功能特征上各有特点。

(三) 生态系统的时空结构

生态系统的时空结构(space-time structure),也称形态结构。它是指生态系统中诸组成要素或其亚系统在时间和空间上的分化与配置所形成的结构。无论是自然生态系统还是人工生态系统,都具有在水平空间上或简单或复杂的镶嵌性、在垂直空间上的成层性和在时间上的动态发展与演替等特征,它们是生态系统各种结构的基础。

1. 垂直结构

生态系统的垂直结构(vertical structure)是指生态系统中各组成要素或各种不同等级的亚系统在空间上的垂直分异和成层现象。包括生态系统内部不同物种及其不同个体在空间上的垂直分层和生态系统中各亚系统在不同海拔高度生境上的垂直分布两个方面。前者如上一章所述的森林生态系统的垂直结构、森林群落(栎林)中鸟类和水生群落(生态系统)浮游生物的成层分布现象;后者如长白山山地生态系统5个亚系统(垂直景观带)及其常见鸟类的垂直成带现象(图3-7)。此外,海洋生态系统(图3-8)和淡水湖

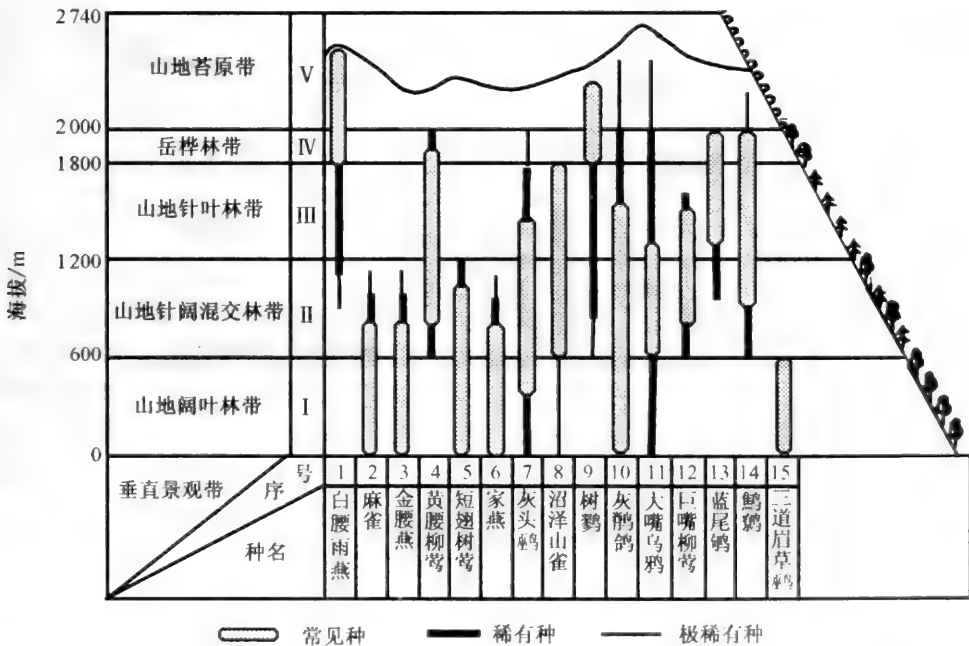


图 3-7 长白山山地生态系统垂直结构与常见鸟类垂直分布示意图(仿陈鹏,1986)

泊生态系统(图 3-9)的垂直分层现象亦很明显。在海洋生态系统和淡水生态系统中,由于不同层次(深度)的水体中光照强度、水温、溶氧量以及矿物质含量的不同,使得不同层次的水体中的生物群落各异。

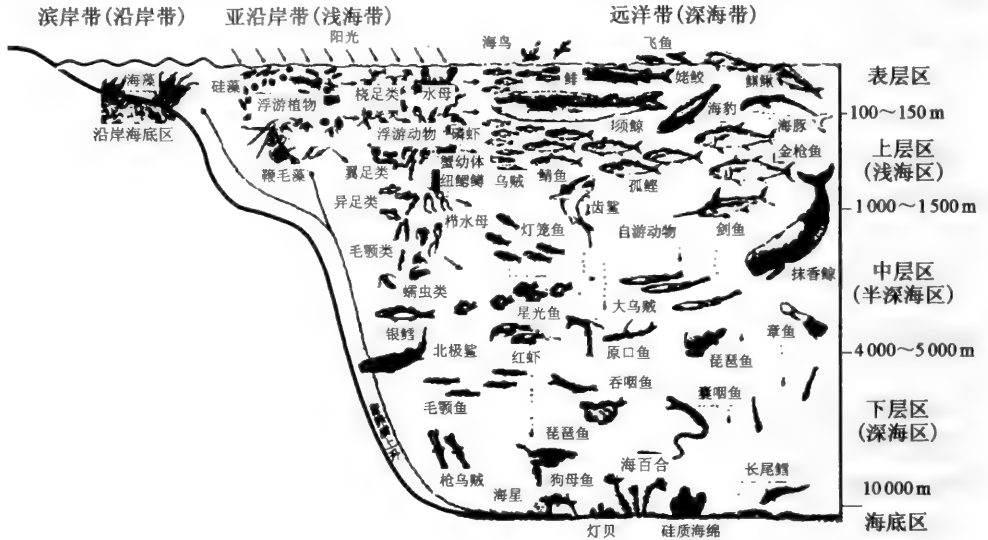


图 3-8 海洋生态系统的水平结构与垂直结构示意图 (仿李振基,2001)

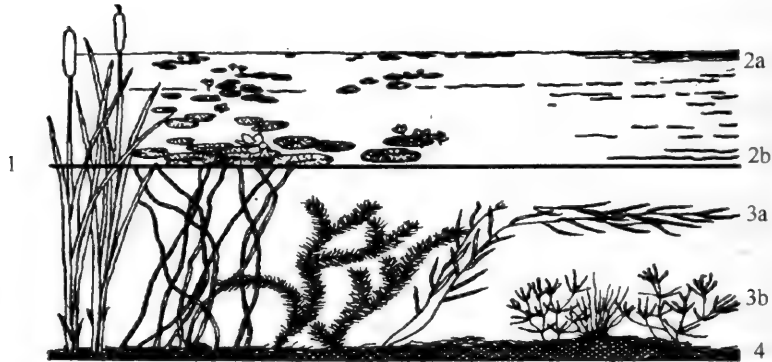


图 3-9 淡水湖泊生态系统中植物群落的成层现象(王柏荪, 1987)

1. 挺水植物层;2. 浮水植物层、2a. 飘浮植物、2b. 根着浮叶植物;3. 沉水植物层、3a. 沉水高草植物层、3b. 沉水矮草植物层;4. 水底植物层

2. 水平结构

生态系统的水平结构(horizontal structure)是指生态系统内的各种组成要素或其亚系统在水平空间上的分化或镶嵌现象。在不同的环境条件下,受地形、水文、土壤、气候等环境因子的综合影响,生态系统内各种生物的和非生物的组成要素间上的分布并非是均匀的。生态系统内各组成要素在水平空间分布上的这种分异性,使得生态系统内的生物

物种组成、生物群落的外貌、结构、功能和特征在水平空间上发生相应的变化和分异,并直接体现在景观类型的变化上,形成了所谓的带状分布、同心圆式分布和镶嵌分布等多种空间分布格局。例如,在湖泊生态系统中,随着湖水深度和水环境的变化,自沿岸带向湖心区依次呈环带状分布着各种不同的水生生物群落,并据此可将其分为沿岸带、亚沿岸带和深水带(湖心区),形成了湖泊生态系统的水平结构(曲仲湘等,1983)。生态系统在水平空间上的这种水平成带现象或镶嵌现象在森林生态系统、草原生态系统、湿地生态系统、海洋生态系统等各种自然生态系统中均不乏其例(图 3-10、3-11)。在农业生态系统和城市生态系统等半自然生态系统和人工的生态系统中也很常见。

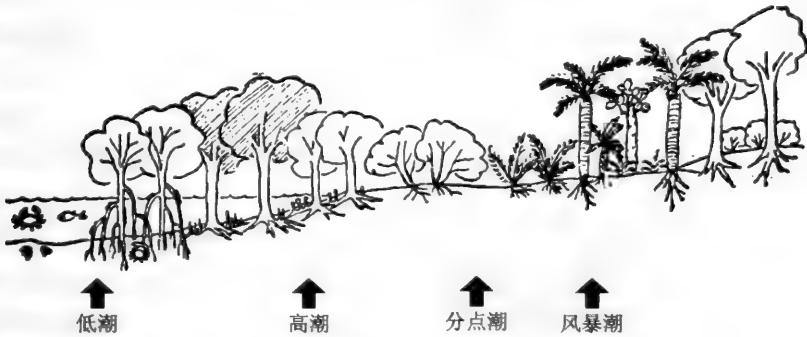


图 3-10 热带红树林湿地生态系统的水平成带现象

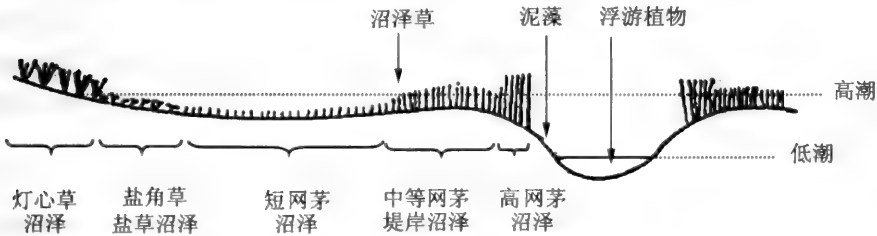


图 3-11 美国乔治亚州一河口盐沼湿地生态系统的水平成带现象 (仿 Odum, 1971)

此外,我国南方低湖平原区,地势低洼,经过历代的围垦,形成了“围湖成垸,垸底留湖,湖垸同体”的大大小的湖垸湿地生态系统,如同蜂窝。每个湖垸又好似一个盆碟,外围高,中间低。这种蜂窝状、盆碟式的微地貌,使农业生态系统在水平空间上的布局呈现出独有的特色。

3. 时间结构

生态系统的的时间结构(time structure)是指生态系统中的物种组成、外貌、结构和功能等随着时间的推移和环境因子(如光照强度、日长、温度、水分、湿度等)的变化而呈现的各种时间格局(time pattern)。它是生态系统中的生物物种对环境长期适应与进化的结果,反映出生态系统在时间上的动态。生态系统在短时间尺度上的格局变化,反映了生态

系统中的动植物等对环境因子周期性变化的适应,同时也往往反映了生态系统中环境质量的高低,因此,对生态系统时间结构及其变化特征进行研究具有重要的实践意义。

生态系统的时空间结构一般可用三个时间尺度来量度,一是长时间尺度,如生态系统的世纪演替与进化格局;二是中等时间尺度,如前章所述的森林生态系统(云杉林)的次生演替系列等;三是短时间尺度,如生态系统的昼夜节律(day-night rhythm)、季相变化(aspect change)和年际变化等。生态系统短时间尺度上的季节性变化在温带森林生态系统和草原生态系统中表现得最为明显。图3-12示草甸草原生态系统春季的季相变化,其中(A)示4月初褐色季相,其间点缀有淡蓝色的白头翁(*Pulsatilla patens*)和正在开花的矮生薹草(*Carex humilis*);(B)示4月末侧金盏花(*Adonis vernalis*)、灰蓝风信子(*Hyacinthus leucophaeus*)形成的黄色季相;(C)示5月末勿忘草(*Myosotis sylvatica*)、白银莲花(*Anemone sylvestris*)、黄千里光(*Senecio compestris*)形成的蓝色季相,其间点缀有少数针茅(*Stipa*)。

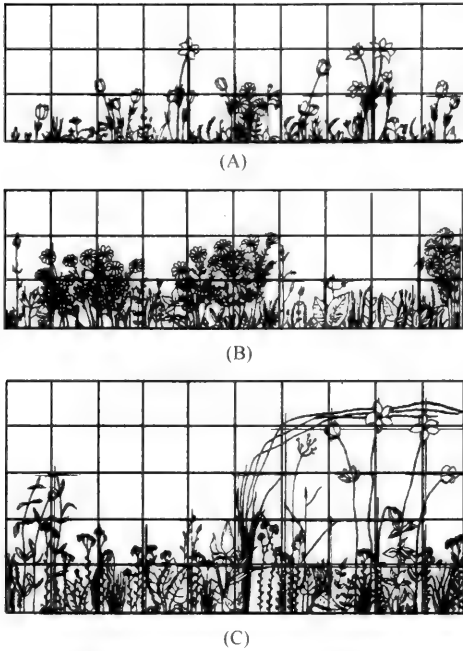


图3-12 草甸草原生态系统春季的季相变化 (宋永昌,2001)

- (A) 4月初褐色季相;(B) 4月末黄色季相;
- (C) 5月末蓝色季相

针茅(*Stipa*)。

4. 生态系统时空结构的应用

在农、林、牧、渔、水产养殖等大农业生产上,根据各种生态系统的时空结构特点和各种不同农业生物物种不同的生物学特性,按生态位原理,充分利用生物生长过程中的“时间差”、“空间差”和“资源位差”,采用科学的轮、套、间作和混种、混养技术,精心设计生态系统的“多维时空结构”和“资源位结构”,在时间上和空间上合理搭配与多层布置各种农业生物,构成一个生物各取所需、资源各尽其用的生态系统多层分级利用结构,构建立体农业、立体林业、立体渔业和立体大农业模式,组织大农业生产,使生态系统中的“水、陆、空”中水分、土地、空气、光能等各种环境资源充分合理地得到综合利用,使大农业生产的经济效益、生态效益和社会效益统一起来,取得最佳的综合效益。如在我国种植业和混农林业生态系统中,可利用不同的作物和林、果木生长上的时间差和空间差,采用粮粮混种(麦豆混种)、麦豆轮作、粮棉套种、粮菜套种、粮油套种、高矮套种(如马铃薯沟间套种玉米)、果粮、粮草间作(轮作)等多种科学的间、套、轮作方式,构建综合的种植系统和混农林业生产系统,最大限度地扩大植物采光面积,提高光能的利用效率,使自然资源得到充分合理的利用,做到“开源节流”,“物尽其用”。在林业生产上,采用草、灌、乔三结合的原则,

针阔叶树混交,乔、灌、草三结合,林粮、林药、林果、林茶间作等是充分利用光、热、水、土、气和空间构建的立体林业生态系统,提高了林业生产的综合效益。在渔业生产上,根据水生生态系统的垂直分层现象和不同水生生物的生活习性和资源生态位分化规律,可利用生态位原理科学地组织安排渔业生产,以求提高水产养殖密度和单位水面的产量,如在淡水养殖中,可在水体“上、中、下”层分层养殖不同种类的鱼:上层养鲢鱼。中层养草鱼、鳊鱼;下层养鲤鱼、鲫鱼、青鱼或罗非鱼。此外,在有的水体中,水面可养水花生、水葫芦、水浮莲、浮萍、紫萍、满江红等,用于喂养猪、羊、牛、兔、鸭、鹅等家畜、家禽,水底养鳖(甲鱼)、蚌等。水体上、中、下混养模式,把处于不同生态位的多种生物合理搭配在一起,以提高土地、水域、立体空间和其他资源的利用率,增加了生态系统的产品数量和种类,形成内部协调的生态结构,称立体农业。

(四) 生态系统的营养结构

生态系统的营养结构(nutrition structure)是指生态系统中各种生物成分之间或生态系统中各生态功能群——生产者、消费者和分解者之间通过吃与被吃的食物关系以营养为纽带依次连接而成的食物链网结构以及营养物质在食物链网中不同环节的组配结构。它反映了生态系统中各种生物成分取食习性的不同和营养级位的分化,同时反映生态系统中各营养级位生物的生态位分化与组配情况。它是生态系统中物质循环、能量流动和转化、信息传递的主要途径。生态系统中生物之间的这种食物关系和营养级位的分化是生物在生态系统演化过程中长期适应与进化的结果。在演化过程中,生态系统中的各种生物不仅形成了各自独特的生活习性,而且彼此间建立了特定的食物联系,使得它们在生态系统中各自占居一定的生态位,彼此间既相互联系、相互制约,又相对独立、各有分工,分级利用自然界中提供的各类自然资源与环境。

1. 食物链的概念

食物链(food chain)是指生态系统中各种生物通过彼此间吃与被吃的关系联结而成的一环扣一环的食物链条。它是1942年美国生态学家林德曼(R. L. Lindeman)在研究Cedar Bog湖能量流动规律时,从中国谚语“大鱼吃小鱼,小鱼吃虾米,虾米吃泥巴(指浮游生物)”中得到启发而首先提出来的。这里的“泥巴(指浮游生物)→虾→小鱼→大鱼”即是一条食物链。在稻田生态系统中,常有稻飞虱吃水稻,青蛙吃稻飞虱,蛇吃青蛙,老鹰吃蛇,这就构成了“水稻→稻飞虱→青蛙→蛇→老鹰”的食物链。

生态学上把生态系统中具有相同取食习性和营养方式的生物归为同一营养级(trophic level)。食物链中的每一个环节即为一个营养级。如“植物→蝗虫→青蛙→蛇→老鹰”为一个具有5个营养级的食物链。在该食物链中,各营养级间以营养为纽带依次连接构成由“第一营养级→第二营养级→第三营养级→第四营养级→第五营养级”的食物结构,此即营养结构。其中第一营养级(绿色植物)为基本营养级(basic trophic level)。

2. 食物链的类型

根据能流发端、生物食性及取食方式的不同,可将生态系统中的食物链分为以下几种类型,其中捕食食物链和碎屑食物链是两条最基本的食物链。

(1) 捕食食物链(predator food chain)

又称放牧食物链(grazing food chain)。它是指以活的绿色植物为营养源,经食草动物到食肉动物构成的食物链。其构成方式是:植物→食植动物→食肉动物,如青草→野兔→狐狸→狼;藻类→甲壳类→小鱼→大鱼等。这类食物链中后一成员与前一成员间为捕食关系,捕食者的能力有从小到大、自弱到强的趋势。

(2) 碎屑食物链(detritus food chain)

也叫腐食食物链(saprophytic food chain)或分解链(decompose chain)。它是指植物的枯枝落叶和死的动物尸体或动物的排泄物经食腐屑生物(detritivores)细菌、真菌、放线菌等分解、腐烂成碎屑后,再被小型动物和其他食肉动物依次所食的食物链。其构成方式是:动植物碎食物(枯枝落叶)→碎食物消费者(细菌、真菌等)→原生动动物→小型动物(蚯蚓、线虫类、节肢动物)→大型食肉动物。

(3) 寄生食物链(parasitic food chain)

寄生食物链是以活的动、植物有机体为营养源,以寄生方式形成的食物链。例如:“黄鼠→跳蚤→鼠疫细菌”、“大豆→菟丝子”、“鸟类→跳蚤→细菌→病毒”等。寄生食物链往往从较大的生物开始到较小生物,生物的个体数量也有由少到多的趋势。

(4) 混合食物链(mixed food chain)

混合食物链是指各链节中,既有活食性生物成员,又有腐食性生物成员的食物链。例如在人工设计的农业生态系统中,用稻草养牛,牛粪养蚯蚓,蚯蚓养鸡,鸡粪加工后作为添加剂喂猪,猪粪投塘养鱼,便构成一条活食者与食腐屑者相间的混合食物链。

(5) 特殊食物链

世界上约有 500 种能捕食动物的植物,如瓶子草、猪笼草、捕蛇草等。它们能捕捉小甲虫、蛾、蜂等,甚至青蛙。被诱捕的动物被植物分泌物所分解,产生氨基酸供植物吸收,这是一种特殊的食物链。

3. 食物链(网)的特点

对生态系统中各种食物链进行分析和考察,可以看出它们具有以下一些基本特点。

自然生态系统中的食物链通常不是由单条食物链组成,而是由多条食物链纵横交错而成。生态系统中各种不同的食物链之间,通过各种生物彼此间错综复杂的取食与被取食的食物关系,使得各食物链之间纵横交织,紧密地联结成为极其复杂的食物网络,这就

是所谓的“食物网”(food web)。图 3-13、3-14 分别表示一个陆地生态系统的部分食物网和一个简化的草原生态系统食物网。

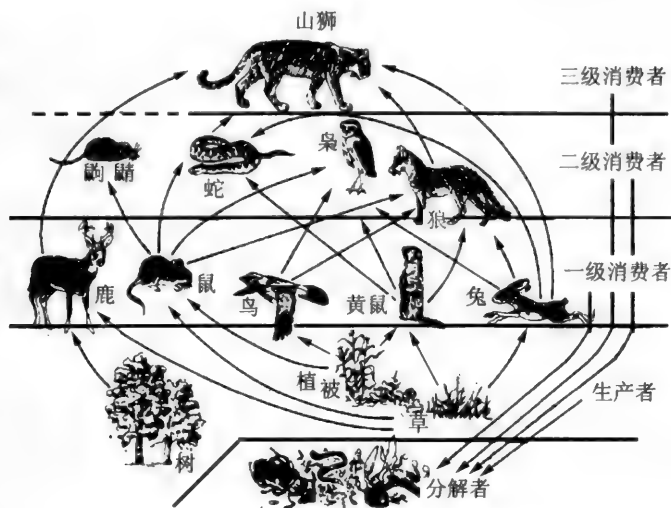


图 3-13 一个陆地生态系统的部分食物网
(根据孙儒泳,2002 修改)

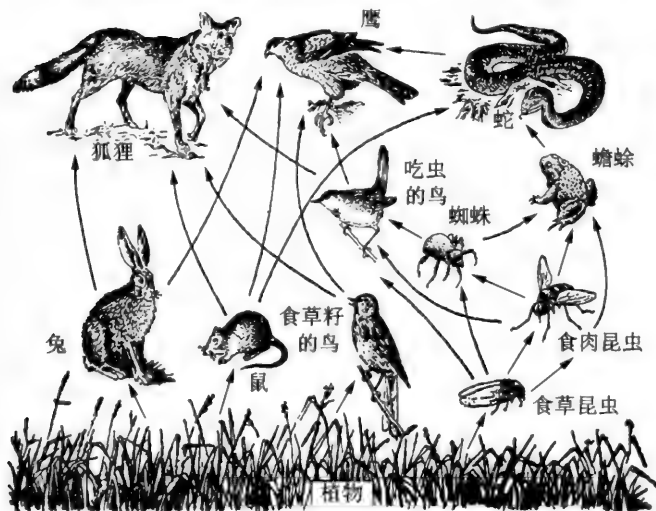


图 3-14 一个简化的草原生态系统食物网

自然生态系统中的食物链网的组成是很复杂的。同一生态系统中,同一消费者往往可同时取食多种食物,同一食物又可被多种消费者同时取食。如图 3-13、3-14 中,山狮、兔、狼、狐狸、鹰、蟾蜍等均可捕食多种动物,鼠、黄鼠、兔、食草昆虫、蜘蛛等可被多种动物捕食。生态系统的食物链中这种错综复杂的食物关系,正是生态系统内的多条食物链交织成复杂食物网的原因。

自然生态系统中食物链的长短或营养级的数目不一。如图 3-13、3-14 中,“植物→

鹿→山狮”、“植物→黄鼠→兔”、“植物→兔→狐狸”、“植物→兔→狼→山狮”等食物链等一般仅具 2~4 个营养级；而植物→(食草昆虫→食肉昆虫→蜘蛛)→蛙→蛇→鹰的食物链，在理论上最多可达 7 个营养级。

自然生态系统中食物链的延长不是无限的。从实际情况看，自然生态系统中食物链的营养级一般不会多于 5 个。这是因为生态系统中的能量沿着食物链各营养级逐级流动时，是不断减少的。根据热力学第二定律，当能量流经 4~5 个营养级之后，所剩下的能量已不足以维持下一营养级的生命。

自然生态系统中，食物链(网)各营养级的生物不是固定不变的。各营养级通常包含多种不同的生物，它们各自占居一定的时空生态位和资源生态位，在不同的时空范围内充分利用自然界所提供的各种物质和能量，共同担负一定的生态功能，以维护生态系统的稳定性，并使系统中有限的资源和环境空间能够养育众多的生物种类。

自然生态系统中，同一种生物(消费者)在食物链(网)中往往可以占居多个不同营养级，如杂食性消费者，它们既食植物，也食动物，它们可以占居多个营养级。对于这些具有不同食物来源的生物，确定其在生态系统中的营养层次归属往往比较困难。通常可用下列公式来计算：

$$N = 1 + \sum (P \cdot F)$$

式中：N——某一生物所处的营养级；

P——某食物源占该种生物全部食物的百分比；

F——某食物源的营养级。

不同生态系统中，各种类型的食物链所占的比重不同。如在森林生态系统中，约有 90% 以上的能流经过碎屑食物链，只有 10% 的能流经过捕食食物链；在海洋生态系统中，经过捕食食物链的能流比经过碎屑食物链的能流要大些，其比值约为 3 : 1；在农田生态系统中，作物生产的有机物质大部分作为收获物被拿走，留给碎屑食物链的很少，仅占初级净生产量的 20%~30%；在草场生态系统中，奥德姆研究认为，被陆地食草动物或人们直接消耗的能流，如果超过一年生植物产品的 30%~50%，就会降低生态系统抵抗未来不利条件的能力。因此，在一个发育正常、稳定的草场中，应有 60% 的初级生产力进入碎屑食物链，40% 的进入捕食食物链。如果草场进入捕食食物链的能流超过了 40%，草场将退化。当然这种状况并不是不能改变，可以通过人工培育草场维持能流的正常进行。

生态系统中，各类食物链间总是相互联系、相互制约和协同作用的。当生态系统中某一食物链发生障碍时，可以通过食物网中其他食物链来进行调节和补偿。因此，一般地说，生态系统的生物种类越丰富，食物网的结构越复杂，越有利于生态系统的稳定，即当生态系统受到外力(如天敌、逆境等)影响时，其自我修复能力越强，从而保持生态系统稳定，维护生态平衡。

人工生态系统中，食物链网结构可在人工控制下进行适当调节。如可对人工生态系统中的食物链进行加环、减环等。

4. 食物链(网)结构设计

生态系统的食物链(网)结构设计是人们根据生态系统营养结构的相关原理,在生态系统原有食物链网中增加或引入新的环节,以提高生态系统的能流、物流的效率,增加系统的生产力和经济效益的过程。食物链加环可加生产环、增益环、减耗环和复合环。其中生产环又分为一般生产环与高效生产环。凡是某种生物需要的资源亦是人所需要的一级产品称为一般生产环,如牛、羊、猪等草食动物,它的食料为粮食、蔬菜,也是人所需要的,秸秆糠壳也是工业和燃料所需要的。因此,它的转化只能是由低价值提到高价值,由低能量提到高能量。凡是某种生物需要的资源不是人类需要或不能利用、不能直接取得的,经过这个环节转化后可产生高效或经济产品,称为高效生产环。如为蜜蜂提供花粉则可产生蜂蜜、黄蜡、王浆、蜂胶等;桑叶养蚕可得蚕茧,缫丝后可纺丝绸,蚕蛹、蚕沙是畜禽和鱼的良好饲料。

但是,食物链加环不是无条件的,加环必须合理,既不是环节愈多愈好,也不能不加区别地反对加环。在设计食物链网结构,进行加环处理时,应遵循以下一些原则:① 填补空白生态位,增加产品产出;② 使废弃物资源化,提高废弃物的利用价值;③ 减少养分的丢失浪费和能量的无效损耗;④ 扩大产品的多样化,广开农民的就业门路,增加经济收入;⑤ 实现环境净化,提高生态效益。

5. 食物链(网)的意义

生态系统的食物链和食物网结构是自然界中各种生态系统普遍存在的现象,对生态系统中食物链(网)结构及其动态规律的研究,在生态学上具有重要意义。

首先,食物链(网)本质上是生态系统中各种生物之间一系列复杂的吃与被吃的营养关系。生态系统中各种生物成分之间以及生态系统各生态功能群——生产者、消费者和分解者之间,通过食物链(网)彼此直接或间接地紧密联系起来,并与其周围环境不断地进行物质、能量和信息交换,从而形成了一个有机的功能整体。生态系统生物生产、能量流动、物种流动、物质循环、信息传递等各项功能的实现,均以食物链(网)为基础。因此,它们不仅是生态系统各组分间物质循环、能量流动和信息传递的基本途径,也是生态系统各项功能得以实现的重要基础。

其次,食物链(网)结构中各营养级生物种类的多样性及其食物营养关系的复杂性,是维护生态系统稳定性和保持生态系统相对平衡与可持续性的基础。同时也是推动生物进化、促进自然界不断发展演变的强大动力。

(五) 生态系统的层级结构

近些年来,生态学者很强调生态系统的层级性结构研究。生态系统的层级结构(hierarchy structure)是基于20世纪60年代以来逐渐发展形成的层级(等级)理论(hierarchy theory)而确立的有序结构体系。层级理论是关于复杂系统结构、功能和动态的理论(邬建国,1991;Wu,1999)。有些学者把层级理论视为是摆脱传统生态系统研究的一种新理论。该理论认为任何系统都属于一定的层级,并具有一定的时间和空间尺度

(scale)。一个复杂的系统由相互关联的若干亚系统组成,各亚系统又是由各自的许多亚系统组成,以此类推,直到最低的层次。其最低层次依赖于系统的性质和研究的目的。

地球表面的生态系统是具有多重层级的复杂系统。按照各系统的组成特点、时空结构、尺度大小、功能特性、内在联系以及能量变化范围等多方面特点,可将地球表层的生态系统分解为如下若干个不同的层级,即:生物圈(biosphere)/全球(global)、洲际大陆(continent)/大洋(ocean)、国家(national)/地区(region)、流域(valley)/景观(landscape)、生态系统(ecosystem)/群落(community)、种群(population)/个体(organism)、器官(organ)/组织(tissue)、细胞(cell)/亚细胞(subcell)、基因(gene)/生物大分子(molecular)等多个不同的层级(图 3-15)。其中个体以下的为微观层级(micro-hierarchy),个体至景观和流域水平的为中观层级(middle hierarchy),区域以上的为宏观层级(macro-hierarchy)。以上各层级的生态系统,从研究对象的系统属性和研究的内容上看,微观层级主要以实验生态系统为研究对象,研究生命有机体的生物学生态学特性及其与环境的关系和适应机理,中观层级主要以自然生态系统或人工生态系统为研究对象,研究生物个体或群体的生态学特性,宏观层级主要以自然—经济—社会复合生态系统和全球生态系统为主;从研究的内容范畴上看,研究的内容范畴也由微观生物学的分子生态、遗传生态、生理生态到中观的自然生态和人工(干扰)生态再到宏观的经济生态、环境生态和社会生态。以上各种不同层级的生态系统之间,既相互联系、相互依赖,又彼此相对独立,各具特色,它们共同组成了地球表面复杂的生态系统网络。其中生物圈是地球上最大的和最复杂的多层级生态系统,或称全球生态系统。

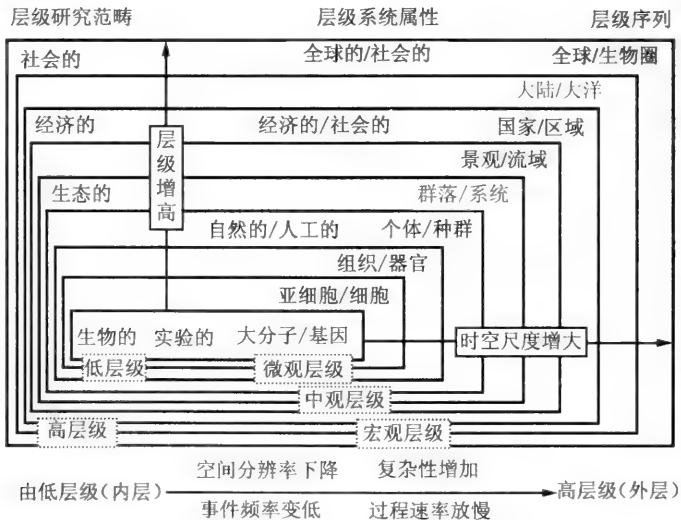


图 3-15 地球表层生态系统的层级结构与行为过程(孙叶根,2003)

第三节 生态系统的生物生产

生态系统的生物生产(biological production)是指生态系统中的生产者或消费者在

其代谢过程中吸收和利用生态系统中的能量与物质制造新的有机物质(如碳水化合物、脂肪和蛋白质等)和贮存能量的过程。它是生态系统重要的功能之一,也是生态系统中能量流动和物质循环的基础。生态系统中一定面积或体积内的生物在一定时间内经生物所生产的有机物质质量或所固定的能量称为生产量(production)。生态系统中单位面积或体积内的生物在单位时间内所生产有机物质质量或所固定的能量称为生产力(productivity)。

生态系统的生物生产通常可分为初级生产和次级生产两大类。生态系统的初级生产是地球表层生态系统中一切能量流动的源泉,一切生态系统的能量流动均是以生态系统的初级生产为前提和基础。生态系统的初级生产力是人类及其他一切生命赖以生存与发展的物质基础,也是决定地球人口及各类动物承载能力的重要依据。保持和提高全球生态系统可持续性的重要条件就是保护全球生态系统的初级生产力。因此,生态系统生产力的可持续性是可可持续发展的核心问题之一。预测全球生态系统的净初级生产力具有十分重要的理论和实际意义。自20世纪70年代以来,随着生态系统研究的不断深入,对生态系统生物生产及其生产力的研究获得了蓬勃发展,并已成为生态系统研究的重要方向和现代生态学的一个新的研究领域——生产力生态学(productivity ecology)。1964~1974年的国际生物学计划(IBP)主要目的就是研究全球各种不同生态系统的生物生产力及其影响因素。

在生产力生态学研究,与生产量和生产力有关的还有如下一些概念:

总生产量(gross production, P_g) 总生产量是指生态系统中一定面积或体积内的生物在一定时间所生产的包括其同期自身呼吸消耗量(respiration, R)在内的有机物质总量或所固定的总能量。生态系统中单位面积或体积内的生物在单位时间所生产或固定的总生产量称为总生产力(gross productivity, GP)。

净生产量(net production, P_n) 净生产量是指由总生产量扣除同期生物自身呼吸消耗量(respiration, R)后所剩余的有机物质或能量,即 $P_n = P_g - R$ 。换言之,净生产量也即生态系统中一定面积或体积内的生物在一定时间内以组织或贮藏物质形式净积存的有机物质质量或能量。生态系统中单位面积或体积内的生物在单位时间内净积存的有机物质质量或能量称为净生产力(net productivity, NP),即 $NP = GP - R$ 。

生物量(biomass, B) 生物量是指生态系统中一定面积或体积内的生物在一定时间内总积存的包括被取食量和脱落损耗量在内的有机物质总量或能量。也即生态系统中一定面积或体积内的生物在某一特定观察时刻以前总积存的净生产量。

现存量(standing crop, SC) 现存量是指生态系统中一定面积或体积内生物在一定时间除去被取食或脱落损耗量后总积存的有机物质质量或能量。也即现存的活生物体所积存的有机物质质量或能量。生态系统某一营养级在某一特定观察时刻的现存量等于该观察时刻以前该营养级生物的总生产量(P_g)减去生物呼吸消耗量(R)和其他营养级动物掠食损耗量(preying, P)以及生物枯死损失量(dried up and die, D)和生物脱落物损失量(break off, B),即 $SC = P_g - R - P - D - B$ 。

生态系统中总生产量、净生产量、现存量和生物量之间的关系如图3-16所示。

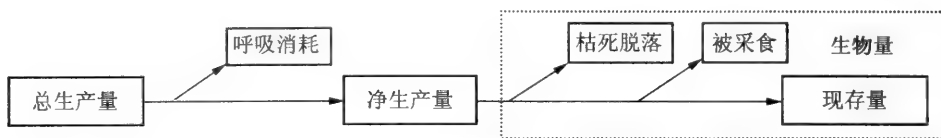
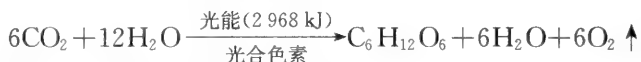


图 3-16 生态系统生物生产中生产量之间的关系

一、生态系统的初级生产

(一) 初级生产及其有关概念

生态系统的初级生产(primary production),又称第一性生产或植物性生产。它是指生态系统中的绿色植物通过光合作用吸收和利用光能将简单的无机物转化成复杂的有机物并贮存能量的过程。生态系统中的绿色植物称为初级生产者(primary producer)或第一性生产者。其总过程一般可用下列化学方程式表示:



式中, CO_2 和 H_2O 为原料, $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ 是光合作用形成的主要产物糖类 $(\text{CH}_2\text{O})_n$, 如蔗糖、淀粉和纤维素等。

绿色植物在初级生产过程中所生产的有机物质总量或所固定总能量称为总初级生产量(gross primary production); 单位面积或体积内的绿色植物在单位时间内所生产出有机物质的总量或所固定总能量称为总初级生产力(gross primary productivity, *GPP*)。绿色植物在初级生产过程中净生产的有机物质质量或净固定的能量称为净初级生产量(net primary productivity)或净第一性生产量; 单位面积或体积内的绿色植物在单位时间内净生产的有机物质质量或净固定的能量称为净初级生产力(net primary productivity, *NPP*)或净第一性生产力, 净初级生产力也即单位时间单位面积或体积内的总初级生产力减去植物自身呼吸消耗量(*R*)所剩余的量, 即 $\text{NPP} = \text{GPP} - \text{R}$ 。

(二) 全球生态系统初级生产力及其分布

生态系统的净初级生产力反映了生态系统中植物群落在自然条件下的生产能力, 它是估算生态系统承载力(carrying capacity)和评价生态系统可持续发展的一个重要生态指标。测定生态系统的初级生产力是开展生态系统研究的一项基本工作, 也是当今生态系统生态学的热点。国际地圈生物圈计划(IGBP)、全球变化与陆地生态系统(GCTE)以及最近出台的京都协定(Kyoto Protocol)等都将全球生态系统中植被净初级生产力的研究确定为核心内容之一。如在草场生态系统中, 初级生产力的测定结果是确定载畜量和划分草地类型的基础; 在森林生态系统中, 初级生产力的数据可作为森林采伐和培育更新的依据。

根据 R. H. Whittaker 等(1975)对全球主要生态系统实测数据研究(表 3-2), 全球净初

级生产总量(干重)为 $172.5 \times 10^9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 其中陆地为 $117.5 \times 10^9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 海洋为 $55 \times 10^9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 海洋仅约占全球净初级生产量的 1/3, 但其面积却占全球表面积的 2/3。Field (1998) 采用卫星遥感资料, 以日光辐射吸收指数为基础, 综合地估算出全球净初级生产量为 $104.9 \times 10^{15} \text{ g}$, 其中陆地 $56.4 \times 10^{15} \text{ g}$, 占 53.8%; 海洋 $48.5 \times 10^{15} \text{ g}$, 占 46.2%。海洋净初级生产量几乎占全球总初级生产量的 1/2。我国学者根据遥感信息和地面气候资料的模型初步估计, 全球年总净初级生产力约为 $2.645 \times 10^9 \text{ t}$ 碳。

表 3-2 地球表面各种生态系统的净初级生产力和生物量(方精云等, 2000)

生态系统类型	面积/ ($\times 10^6 \text{ km}^2$)	净初级生产力(干重) /($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)		净初级生产量 (干重)总计/ ($\times 10^9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$)	生物量(干重) /($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)		生物量(干重) 总计/ ($\times 10^9 \text{ t}$)
		范 围	平均		范 围	平均	
热带雨林	17.0	1 000~3 500	2 200	37.4	6~80	45	765
热带季雨林	7.5	1 000~2 500	1 600	12.0	6~60	35	260
温带常绿林	5.0	600~2 500	1 300	6.5	6~200	35	175
温带落叶林	7.0	600~2 500	1 200	8.4	6~60	30	210
北方森林	12.0	400~2 000	800	9.6	6~40	20	240
疏林和灌丛	8.5	250~1 200	700	6.0	2~20	6	50
热带稀树草原	15.0	200~2 000	900	13.5	0.2~15	4	60
温带草原	9.0	200~1 500	600	5.4	0.2~5	1.6	14
冻原和高山草甸	8.0	10~400	140	1.1	0.1~3	0.6	5
荒 漠	18.0	10~250	90	1.6	0.1~4	0.7	13
岩石、冰原、沙丘	24.0	0~10	3	0.07	0~0.2	0.02	0.5
农 耕 地	14.0	100~4 000	650	9.1	0.4~12	1	14
沼泽和湿地	2.0	800~6 000	3 000	6.0	3~50	15	30
湖泊和溪流	2.0	100~1 500	400	0.8	0~0.1	0.02	0.05
陆地合计	149		782	117.5		12.3	1 837
大 洋	332.0	2~400	125	41.5	0~0.005	0.003	1.0
上升流海域	0.4	400~1 000	500	0.2	0.005~0.1	0.02	0.008
大 陆 架	26.6	200~600	360	9.6	0.001~0.04	0.001	0.27
附生藻类、珊瑚礁	0.6	500~4 000	2 500	1.6	0.04~4	2	1.2
河 口	1.4	200~4 000	1 500	2.1	0.01~4	1	1.4
海洋合计	361.0		155	55.0		0.01	3.9
总 计	510.0		336	172.5		3.6	1 841

全球陆地生态系统净初级生产量中, 热带雨林最高, 达 $37.4 \times 10^9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 其次为热带稀树草原、热带季雨林; 全球海洋生态系统净初级生产量主要集中在大洋, 计 $41.5 \times 10^9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 其次为大陆架 $9.6 \times 10^9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 其余很少。然而, 从单位时间单位面积净初级生产量, 也即净初级生产力(NPP)的平均值来看, 在陆地生态系统中, 除热带雨林($2 200 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)仍居首位外, 沼泽与湿地($2 000 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)的净初级生产力已超过热带季雨林($1 600 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)而居第二位, 亚热带常绿林($1 300 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)和

温带落叶阔叶林($1\,200\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)均已超过热带稀树草原($900\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)的净初级生产力。海洋生态系统中,居于首位的为藻类养殖场和珊瑚礁,达 $2\,500\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$;其次为河口生态系统,为 $1\,500\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$;大洋的净初级生产力最低,仅 $125\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,因此,被称为“海洋荒漠”。这也是海洋净初级生产量仅占全球净初级生产量 1/3 的原因。

Ricklefs(2001)研究表明(图 3-17),全球陆地生态系统中,净初级生产力(NPP)最高的为木本和草本沼泽,平均可超过 $2\,500\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$;其次为热带雨林,为 $2\,000\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,最低者为荒漠灌丛,总体呈现出由热带雨林→温带常绿林→温带落叶林→北方针叶林→稀树草原→温带草原→冻原和高山冻原→荒漠灌丛净初级生产力依次减少的趋势;在海洋生态系统中,则呈现出由河口湾→大陆架→大洋净初级生产力依次减少的趋势。

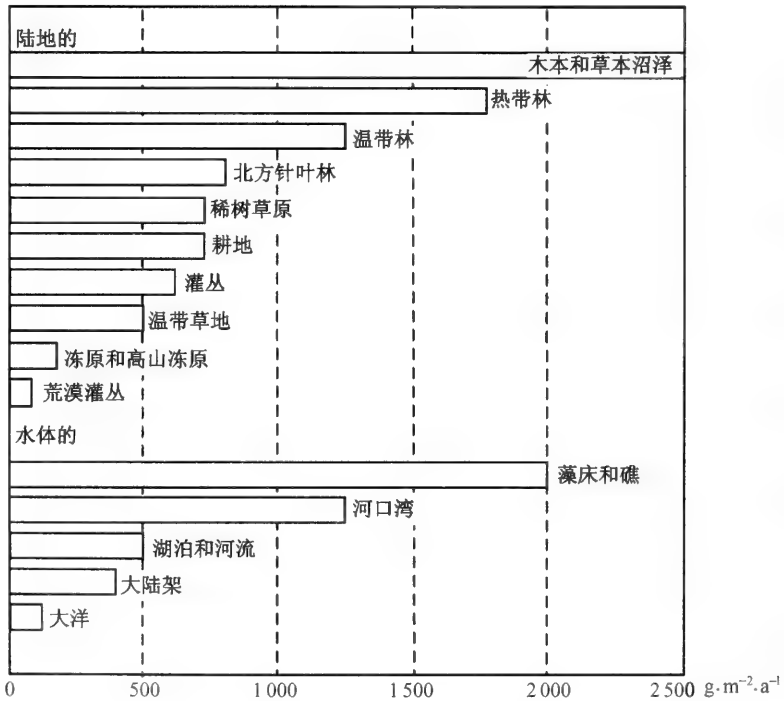


图 3-17 地球上各种生态系统净初级生产力(孙儒泳,2002)

此外,从纬度分布上看,全球净初级生产力在沿地球纬度分布上有三个高峰。第一高峰接近赤道,第二高峰出现在北半球的中温带,而第三高峰出现在南半球的中温带。

(三) 中国陆地主要生态系统的初级生产力

20 世纪 70 年代后期以来,我国开始进行了一些不同植被的生产量研究,取得了一些成果,但是数据精度不一,且用来推算大面积 NPP 有一定困难,于是多借用国外一些比较成功的 NPP 模型或对模型进行改进来研究我国陆地植被 NPP 的分布,如陈国南(1987)、侯光良等(1990)、张宪洲(1993)等利用 Miami 模型、Thornthwaite Memorial 模型和 Chikago 模型对我国自然植被的净第一性生产力进行了分析;朱志辉(1993)用由

Chikago 模型加以改进而得来的北京模型估计了全国 *NPP* 的分布;肖乾广等(1996)等则利用 NOAA AVHRR 的累积 *NDVI* 与 *NPP* 的统计关系估算了中国的 *NPP*。测算结果,我国陆地的年生物生产总量约为 8.27×10^9 t, *NPP* 的基本分布趋势是东南沿海地区最高,依次向西北内陆递减,西北沙漠荒漠区最低。其中热带地区的净第一性生产力为 $1800 \sim 2300 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,亚热带地区为 $1000 \sim 1800 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,温带地区 $400 \sim 1000 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,西北半干旱、干旱地区为 $0 \sim 500 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,青藏高原地区由高原东南部的 $800 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 往西北部下降到 $0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。不同植被类型其净第一性生产力也不同,热带雨林为 $200 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 左右,热带季雨林在 $1700 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 左右,亚热带常绿林、温带落叶林、北方森林、温带草原及荒漠分别为 $1300, 1150, 700, 500, 50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 左右。对于 CO_2 浓度倍增、气候变化对我国自然植被有多大的影响,张新时等(1993)采用 Holdridge 生命地带系统与 Chikago 模型首次对全球变化后中国陆地生态系统的植被地理分布及净第一性生产力进行了预测。周广胜和张新时等(1995,1996,1997)建立了联系植物生理生态特性和水热平衡关系的自然植被净第一性生产力模型,并利用该模型对中国自然植被的净第一性生产力现状及全球变化后自然植被的净第一性生产力进行了分析。研究结果表明,在年均气温增加 4°C ,年降水量增加 20% 的情况下,我国自然植被净第一性生产力均有所增加,其增加幅度在湿润地区增加幅度较大,而在干旱及半干旱地区增加幅度较小,说明限制我国植被净第一性生产力的主要原因在于水分供应不足。值得一提的是,上述关于气候变化对植被 *NPP* 的影响只是根据气温和降水的变化给出的,未考虑植被生产力相对于气候的滞后效应。因此,要正确地评估全球气候变化后我国植被净第一性生产力的变化,极有必要进行更深入的研究(孙睿等,1999)。表 3-3 为中国陆地主要生态系统的净第一性生产力。

表 3-3 中国陆地主要生态系统的净第一性生产力(单位: $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)

植被地带	净第一性生产力 (<i>NPP</i>)	植被地带	净第一性生产力 (<i>NPP</i>)
I. 寒温带针叶林地带 I a. 南部山地亚地带	490	V a. 南部亚地带 V b. 西部亚地带 V c. 南海珊瑚礁亚地带	1910 1300 1690
II. 温带针阔叶混交林 II a. 北部亚地带 II b. 南部亚地带	630 820	VI. 温带草原地带 VI a. 北部亚地带 VI b. 南部亚地带 VI c. 西部亚地带	450 490 260
III. 暖温带落叶阔叶林地带 III a. 北部亚地带 III b. 南部亚地带	730 900	VII. 温带荒漠地带 VII a. 西部亚地带 VII b. 东部亚地带 VII c. 极端荒漠亚地带	280 190 90
IV. 亚热带常绿阔叶林地带 IV a1. 北部亚地带 IV a2. 中北部亚地带 IV a3. 中南部亚地带 IV a4. 南部亚地带 IV b1. 中西部亚地带 IV b2. 西南部亚地带	1120 1510 1570 1670 1130 1270	VIII. 青藏高原高寒植被地区 VIII a. 高寒草甸亚地带 VIII b. 高寒草原亚地带 VIII c. 温性草原亚地带 VIII d. 温性荒漠亚地带	710 520 310 450
V. 热带雨林、季雨林地带 V a1. 北部亚地带	1910		

引自周广胜与张新时,1996;宋永昌,2001。

(四) 初级生产力的测定方法

生态系统初级生产力(或第一性生产力)的测定方法很多。常用的方法主要有:

1. 直接收获法

主要用于陆地生态系统初级生产力(或第一性生产力)的测定。即定期或一次性直接收获一定面积内的全部植物体,包括地上部分和地下部分,分别称量鲜重,然后分层、分器官分别抽取一定量的样品,将其干燥到恒重后称干重,以计算单位时间(每年)单位面积(每平方米)的各层、各器官的生物量(鲜重或干重),并由此推算生态系统的初级生产力(或第一性生产力)。同时取样测定干物质的热当量,以将单位时间单位面积的生物量(干重)换算为单位时间单位面积的能量。为了使测定结果更为精确,通常要在整个生长季中多次取样,并测定各个物种所占的比重,同时还应同期收集其枯枝、落叶和死亡个体的生物量,但在实际应用时,有时只测定植物的地上部分。

2. 黑白瓶法

也叫做黑白瓶法。多用于水生生态系统初级生产力(或第一性生产力)的测定。即用三个玻璃瓶,其中一个用黑胶布包上,再包以铝箔。从待测的水体深度取水,保留一瓶(初始瓶 IB)以测定水中原来溶氧量。将另一对黑白瓶沉入取水样深度,经过 24 h 或其他适宜时间,取出进行溶氧测定。根据初始瓶(IB)、黑瓶(DB)、白瓶(LB)溶氧量即可求得。

$$\text{净初级生产量} = \text{LB} - \text{IB}$$

$$\text{呼吸量} = \text{IB} - \text{DB}$$

$$\text{总初级生产量} = \text{LB} - \text{DB}$$

昼夜氧曲线法是黑白瓶方法的变型。每隔 2~3 h 测定一次水体的溶氧量和水温,做成昼夜氧曲线。白天由于水中自养生物的光合作用,溶氧量逐渐上升;夜间由于全部好氧生物的呼吸而溶氧量逐渐减少。这样,就能根据溶氧的昼夜变化,来分析水体群落的代谢情况。因为水中溶氧量还随温度而改变,因此必须对实际观察的昼夜氧曲线进行校正。其实质是利用系统中 O_2 或 CO_2 的变化来估算系统的生产量。即:

$$\text{总光合量} = \text{净光合量} + \text{呼吸量}$$

在通常条件下由于光合作用释放氧的总量与生产有机物质的总量成正比,因此,总光合含量和净光合含量分别能代表总生产量和净生产量。

3. 叶绿素测定法

通过薄膜将自然水进行过滤,然后用丙酮提取,将丙酮提出物在分光光度计中测定光吸收,再通过计算,化为每平方米含叶绿素多少克。叶绿素测定法最初应用于海洋和其他水体,较用 ^{14}C 和氧气测定方法简便,花的时间也较少。

4. 氧气测定法

对于森林生态系统而言,氧气测定法主要通过测定森林生态系统中绿色植物的光合作用与呼吸作用,建立起适合于该系统的数学回归模型来确定植物群落的光合作用总量,并以此来估算该系统单位面积的生物生产量。

5. CO₂ 测定法

用塑料帐将群落的一部分罩住,测定进入和抽出的空气中 CO₂ 含量。像黑白瓶方法测定水中溶 O₂ 量那样,本方法也要用暗罩和透明罩,也可用夜间无光条件下的 CO₂ 增加量来估计呼吸量。测定空气中 CO₂ 含量的仪器是红外气体分析仪。这个方法的最大缺点是由于使用塑料罩盖改变了群落内的微环境。为了克服这个缺陷,近年来,人们采用空气动力学方法。例如,目前最著名的估算生态系统净 CO₂ 流动的方法是涡流关联法。该方法涉及到用三维的、快速响应的风速和风向表测定上下方向的涡流、精确的气体交换仪器和大量的线上的计算能力(Fitsjaarral & Mo, 1995)。净 CO₂ 的流量(FC)是根据垂直的速度(W)和 CO₂ 的密度(C)波动的平均协方差来计算的。即:

$$FC = Pa(WC)$$

其中,Pa 代表平均值和上限值之间的偏差。Wofsy 等人(1993)利用此方法测定了美国麻省中部阔叶林生态系统净 CO₂ 的交换量,并对全球温带森林的碳贮量进行了估算。另外,Hollinger 等人(1994)、Grace 等人(1995)、Vourlitis & Oechel(1999)使用涡流关联法分别测定了温带混交林、新西兰温带常绿阔叶林,亚马孙流域的热带森林以及北方针叶林和阿拉斯加冻原生态系统的 CO₂ 交换量。

6. 遥感和地理信息系统技术的应用

遥感和 GIS 技术的应用为获得大尺度生物量和生产力的分布以及变动规律提供了传统观测方法所无能为力的手段。通过建立遥感信息与实测数据之间的数学模型,可实现由可见光、近红外光多谱段颜色等资料直接推算群落的叶面积和 NPP,然后利用 GIS 的分析平台,将估算的 NPP 的分布格局以最直观的图形方式表示出来。其中耦合的遥感空间数据、GIS 分析技术和动态的 NPP 模型是一个重要的、赋予挑战性的领域,将大大增强人类对生态系统中植被生产力在区域和全球大尺度上的估算和预测能力。

此外,pH 测定法、同位素技术(³H、¹³C、¹⁴C、¹³N、¹⁸O、³²P)和原料消耗量测定方法适用于水生生态系统和海洋生态系统生产力的测定。

二、生态系统的次级生产

(一) 次级生产的概念

次级生产(secondary production)是指生态系统中的各级消费者和分解者直接或间

接地利用初级生产者生产的净初级生产物及其所贮存的能量经过新陈代谢和同化作用生产新的有机物质并贮存能量的过程,如牛羊取食牧草,经同化后增加牛羊的重量以及牛羊产奶、繁殖后代等过程都是次级生产。各级消费者次级生产的生产力也通称次级生产力。

净初级生产量是生产者以上各营养级所需能量的唯一来源。从理论上讲,净初级生产量可以全部被异养生物所利用,转化为次级生产量(如动物的肉、蛋、奶、毛皮、骨骼、血液、蹄、角以及各种内脏器官等);但实际上,任何一个生态系统中的净初级生产量都可能流失到这个生态系统以外的地方去,如在海岸盐沼生态系统中,大约 45% 的净初级生产量流失到河口生态系统。还有很多植物生长在动物所达不到的地方,因此也无法被利用。总之,对动物来说,初级生产量或因得不到,或因不可食,或因动物种群密度低等原因,总有相当一部分未被利用。即使是被动物吃进体内的植物,也有一部分食物在动物消化道内未被吸收即直接通过动物的消化道排出体外。例如,蝗虫只能消化吸收它们吃进食物的 30%,其余的 70% 以粪便形式排出体外,供腐食动物和分解者利用。食物进入动物消化系统后被消化吸收的程度依动物种类的不同而大不相同。动物的尿液是代谢过程中的排泄物,由于技术上的困难,常与粪便合并,称为粪尿量排出体外。在动物体内被消化吸收的物质经体内的同化作用,使其中的一部分物质和能量用于动物的呼吸代谢和生命的维持,并最终以热的形式消散掉,剩下的部分才能用于动物的生长和繁殖等,这就是我们所说的次级生产量。当一个种群的出生率最高和个体生长速度最快的时候,也就是这个种群次级生产量最高的时候,往往也是自然界初级生产量最高的时候。但这种重合并不是巧合,而是自然选择长期起作用的结果,因为次级生产量是靠消耗初级生产量而得到的。次级生产量的一般生产过程概括于下面的图解中(图 3-18)。

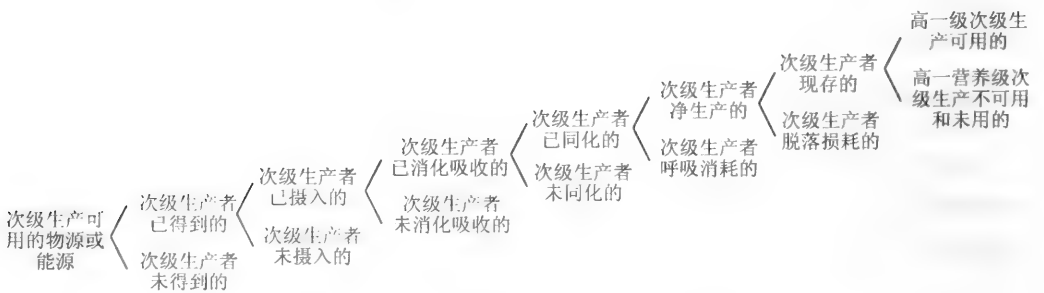


图 3-18 生态系统中次级生产的一般过程

上述图解是一个普适模型。该模型可应用于任何一级消费者的次级生产,包括初级消费者食草动物和各级食肉动物。食肉动物捕到猎物后往往不是全部吃掉全部的猎物,而是将其毛皮、骨头和内脏等剩下,留给其他消费者和分解者。所以,在次级生产过程中,物质和能量从一个营养级传递到另一个营养级时往往损失很大。各级消费者真正用于次级生产的物质和能量仅占被食者生产量的一小部分。生态系统中各级消费者的次级生产过程可以概括为下式:

$$C = A + FU$$

式中,C 为摄入的能量;A 为同化的能量;FU 为排泄物、分泌物、粪便和未同化食物或能

量。其中 A 又可进一步分解为：

$$A = PS + R$$

式中, PS 为次级生产的能量; R 为呼吸中丢失的能量。所以

$$C = PS + FU + R$$

那么, 次级生产可表示为:

$$PS = C - FU - R$$

对一个动物种群来说, 其能量收支情况可以用下列公式表示:

$$C = A + FU$$

式中, C 为动物取食摄入的物质或能量, A 为被动物吸收同化的物质或能量, FU 为粪、尿能量。

A 项又可以分解如下:

$$A = P + R$$

式中, P 为净次级生产量, R 为呼吸能量。

综合上述两式可以得到:

$$P = C - FU - R$$

(二) 次级生产量的测定方法

目前, 对生态系统次级生产力的研究远不如对初级生产力研究深入。一般可用两种方法估测次级生产力: ① 按同化量和呼吸量估计生产量, 即 $P = A - R$; ② 按摄食量扣除粪尿量估计同化量, 即 $A = C - FU$ 。

测定动物摄食量可在实验室内或野外进行, 按 24 h 的饲养投放食物量减去剩余量求得。摄食食物的热量用热量计测定。在测定摄食量的试验中, 同时可测定粪尿量。用呼吸仪测定耗氧量, 转为热量, 即呼吸能量。上述的测定通常是在个体的水平上进行, 因此, 要与种群数量、性比、年龄结构等特征结合起来, 才能估计出动物种群的净生产量。

第四节 生态系统的物种流动和能量流动

一、生态系统的物种流动

自然界中众多生物是在不同生境中生存和发展起来的。通过物种流动扩大和加强了不同生态系统间的交流和联系, 产生复杂而深远的影响。

(一) 物种流的概念和意义

生态系统的物种流 (species flow) 是指生物物种及其种群在生态系统内或生态系统

之间时空变化与流动。通常包括以下 3 层含意：① 生物有机体与环境之间相互作用所产生的时间、空间变化过程；② 物种种群在生态系统内或生态系统间的格局和数量动态。反映了物种关系的状态，如寄生、捕食、共生等；③ 生物群落中物种组成与配置、营养结构变化、外来种(exotic species)和本地种(native species)的相互作用、生态系统对物种增加和空缺的反应等。

物种流是生态系统一个重要过程，它扩大和加强了不同生态系统间的交流和联系。提高了生态系统服务的功能。自然生态系统中的众多物种在不同生境中发展，通过流动汇集成一个个生物群落，赋予生态系统以新的面貌。每个生态系统都有各自的生物区系。物种既是遗传的单元，又是适应变异的单元。同一物种个体可自由交配，共享共有的基因库(gene pool)，每个物种都具有一个独特的基因库。所以，生态系统的物种流也就是生态系统的基因流(gene flow)。

生态系统的物种流动和扩散是生物对环境长期适应的结果。通过流动，扩展了生物的分布区域，扩大了生物对新资源的利用；改变了营养结构；促进了种群间的遗传物质交流，形成异质种群又称复合种群或超种群(meta-population)；生态系统中的物种经过扩散和自然选择，把最适的种群和个体保留下来。一个多样化的基因库更有利于物种发展。尽管如此，种群在流动扩散中并不能保证每个个体都有好处，即使当环境极度恶化，代价会很大，但通过扩散仍然增大了保留后代的概率。

(二) 物种流的类型

生态系统中物种在空间上的流动主要有两大类型：一是有规律的物种迁移(migration)；二是无规律的生物入侵(biological invasion)。其中物种迁移主要是指动物依靠其自身行为主动进行有规律的扩散和移动，一般都是固有的习性和行为的表现，有一定的途径和路线，跨越不同的生态系统。这里主要阐述生态系统的生物入侵。

1. 生物入侵的概念

生物入侵是指生物由原生长地侵入到一个新的生态系统的过程。生物可以借助气流、风暴和海流等自然因素或人为作用，将一些植物种子、昆虫、微小生物及多种动物带入新的生态系统。在适宜气候、丰富食物营养供应和缺乏天敌的抑制条件下，这些生物得以迅速增殖，形成对本地种的生存威胁，这称为“生物入侵”。

生物入侵现象自古以来就存在，发展到近代就更为频繁。特别是国内、国际间的贸易、移民以及战争等使得生物入侵加剧。一些高山、大海和沙漠等过去曾是阻止物种扩散的天然屏障，现在变得越来越小。越来越多的物种正在跨越屏障，生物入侵变得越来越严重。

外来物种入侵以后，就会乘机扎根、繁殖，不断扩张，对本地种构成威胁。地球上大多数江河、湖泊，大多数沿海地区，几乎所有岛屿都受到困扰。生物入侵有可能打乱全球的物种本地化，会损害地球上的生物多样性。如豚草(*Ambrosia artemisiifolia*)是世界性恶性害草，原产北美，约在 20 世纪 30 年代传入中国东南沿海地区，在其滋生之处形成密集的单优群落，使原有植被结构和生物多样性遭到严重破坏。由于豚草适应性广，生命力

强,种子具有二次休眠特性,在我国东北、华北和华东 15 个省市迅速蔓延,危及农牧业生产,同时又是引起人类花粉过敏症的主要致病原,现已成为我国的重要害草。河鲈(*Perca fluviatilis*)是生活在欧洲和我国额尔齐斯河水系的肉食性鱼类。当其入侵到我国新疆南部的博斯腾湖之后,由于天敌的缺乏而得到大量繁殖,该鱼群大肆掠食其他鱼类,导致了该湖特有的名贵鱼类如新疆大头鱼(*Aspiorhynchus laticeps*)和湖中原生的鲤鱼等其他鱼类的绝迹(陈宜瑜,1990)。在美国已有 4 500 余种生物入侵成功,仅夏威夷州就有 2 000 余种外来生物定居,而且每年仍有 20~30 种不断侵入。

中国近年来新的物种侵入屡见报道。如松突圆蚧(*Hemiberlesia pitysophila*)和湿地松粉蚧(*Oracella acuta*)是 20 世纪 80 年代初侵入我国并正在广东一带蔓延。随着南方菜果的引入,1995 年上海出现了危险性害虫,美洲斑潜蝇(*Liriomyza bryoniae*)危及 10~20 种蔬菜;在东北,与朝鲜接壤的丹东地区发生了美国白蛾(*Hyphantria cunea*)的入侵等。

2. 生物入侵的过程

生物入侵是一个复杂的生态过程,可分为四个阶段:① 侵入(invasion),是指生物离开原生存的生态系统到达一个新环境;② 定居(colonization),是指生物到达入侵地后,经过当地生态条件的驯化,能够生长、发育并进行了繁殖,至少完成了一个世代;③ 适应(naturalization),是指入侵生物已繁殖了几代。由于入侵时间短,个体基数小。所以,种群增长不快,但每一代对新环境的适应能力都有所增强;④ 扩展(spread),是指入侵生物已基本适应生活于新的生态系统、种群已经发展到一定数量,具有合理的年龄结构和性比,并且有快速增长和扩散能力。

入侵生物要获得成功必须通过以上的 4 个阶段。显然,不是每个物种所能完成的。因此,研究入侵成功物种的特点就具有重要的理论和实践的意义。

对于所有物种而言,也存在一些共性,将有助于认识在入侵中达到成功的一些基本特征:① 所有物种必须保持一定的数量,其种群数量是高的,具有向外扩散的潜能;② 物种具有扩张的能力,扩张到另一个生态系统的能力较强;③ 具有一定抗干扰能力,适应性强。

3. 入侵物种的特征

入侵的成功与否和物种自身的生态生理特点、入侵地的气候、食物和荫蔽场所的状况、侵入当时造成的后果引起人们关注程度的大小等多方面的因素有关。

就植物而言,作为一个理想的入侵者具有如下一些生态、生理的特征:① 种子的萌发不需要特殊条件,种子具有长寿命且能自控中止萌发的能力;② 实生苗生长迅速,开花前只有一个短暂的营养生长期;③ 可自花授粉,但不是专性的自花授粉,在异花授粉时,可借助于风和其他授粉者的帮助;④ 在新的生境中能产生大量、适应于广泛条件下生存的种子,对于长距离、短距离的扩散都有特定的适应,并能忍受极端气候和能在不同质地的土壤中存活;⑤ 具有特殊的竞争方法,如丛生群系(osett formation)、干死生长(choking growth)和他感作用(allelopathy)等;⑥ 如是多年生植物,它具有旺盛的无性繁

殖,在低位节处有刺毛或根状茎,在根状茎的不同部位具有再生能力。

就动物而言,入侵物种具有一些共同特征:①雌雄同体和孤雌生殖的种类入侵成功的概率要比雌雄异体的种类大,因为雌雄个体同时入侵的机会少;②活动力强,寻找食物或寄主的能力和竞争能力强,并具有强的扩散能力;③繁殖力和内禀增殖力高,属于r对策的生物;④遗传性变异和表现型生态幅较宽适应的物种;⑤广泛寄生种类(generalist)入侵成功的机会比寄主专一性的种类多。

4. 生物入侵的防治对策

①动植物检疫(quarantine)是阻断生物入侵的有效措施。能够禁止或限制危险性害虫、病菌、杂草和带病的苗木、种子、家禽、家畜等的传入(出),或者在传入后限制传播、防止向其他地区蔓延。

对于已经入境的有害生物,要采取措施,尽量予以根除(^②eradication)。根除就是全部种群治理(total pest management, TPM)。新入侵尚未大面积扩散的物种就要采取根除措施。如美国加利福尼亚州对新入侵的地中海蜡实蝇(*Oratitia capitata*)、橘小实蝇(*Bactrocera dorsalis*)和瓜实蝇(*Strumeta cucurbitae*)等及时采取一系列防治措施:喷洒农药、释放不育成虫以及诱捕等,将这些刚入侵的害虫予以歼灭。

③生物防治(biological control)措施用于防治入侵生物已有很多成功事例。1888年美国从澳大利亚引进澳洲瓢虫(*Relia cardinalis*)防治吹绵蚧(*Icerya Purthesi*),到1889年底就彻底清除了吹绵蚧的灾害,挽救了加州年轻的柑橘业。

从入侵有害生物原产地引进天敌防治有害生物具有成本低、效果持久、有利于稳定环境等优点。1978~1985年间,我国引进天敌182种次,成效显著,如引进豚草条纹叶卿(*Zwramma suturalis*)对豚草有较强控制作用,可阻止豚草的扩散蔓延。

对入侵生物防治的策略上,应该是“预防为主,综合防治”。要杜绝盲目引种和违法引种。对已入侵生物应因地制宜,积极合理利用农业、化学、生物、物理等一切有效的方法控制其扩散和蔓延。

(三) 物种流动对生态系统的影响

1. 物种的增加和去除对生态系统的影响

罗亚尔岛是北美的一个小岛,岛上以北方植物为主。驼鹿(*Ales alces*)喜食落叶灌木和嫩枝芽。每头成年驼鹿一年中取食量为3000~5000 kg的干物质。有人预言,一旦驼鹿引入便会产生巨大影响。该岛于1948年建立了实验场地和围栏。实验表明,驼鹿的存在引起了生态系统的一系列变化(Pastor et al., 1993)。驼鹿喜食先长出枝芽的3种植物:白杨、小香油树和白桦树而不食云杉和香油松,这样的取食造成了森林的树种减少而下层灌木和草本植物发达。经过一段时间,这种取食方式造成物种组成的迅速变化,从硬木林变成了云杉林,出现森林中云杉占优势的局面。云杉生长慢,林地的落叶的质和量都降低,叶分解慢,营养物质少。结果,驼鹿啃食的地方矿质营养物的有效性和微生物的活动均有所减弱。

2. 入侵物种通过资源利用改变了生态过程

有的入侵物种改变资源的利用或资源更新,从而改变了资源的利用率。大西洋加那利群岛上生长的一种称为火树的固氮植物侵入了夏威夷,占据了岛上大部分湿地和干树林,面积约 34 803.7 km²。这些树每年固定的氮是本地植物所固定氮的 4 倍,早在 1800 年夏威夷火山周围的灰质壤,缺乏氮肥,这里的植物群落就没有固氮植物。火树入侵后,使生态系统的氮的总输入量增至原来的 4 倍多,土壤含氮量大增,提高了生产力,促进了矿质营养的循环,改变其他植物和土壤生物群落的结构,从而向非本地种占优势的方向发展,为新的入侵物种提供了沃土。

3. 物种丧失、空缺对分解作用及其速率的影响

印度洋马里恩岛(Marion Island)上缺乏食草性哺乳动物,生态系统中食碎屑动物占有重要位置,有象鼻虫、蛤份蜗牛和蚯蚓等无脊椎动物。特有本地种是马里恩无翅蛾(*Pringledagq marioni*)成为处理有机物的主要物种,平均生物量为 9.3 kg/(hm²·a)。Crafford(1990)估算,无翅蛾每年分解处理的落叶为 1 500 kg/hm²,占该岛最大初级生产量的 50%。这种蛾类幼虫活动的过程大大加强了微生物的活动和重要营养物质的释放。Smith 和 Steenkarnp(1990)做了个实验,把幼虫放入有落叶的微环境中,氮和磷的矿化作用得到加强,氮提高到 10 倍,而磷提高到 3 倍,得出结论:马里恩无翅蛾是岛上营养物质矿化作用中最主要的角色。

1818 年猎海豹的海轮把小家鼠(*Mus musculus*)偶然带到了岛上。小家鼠以多种食碎屑的无脊椎动物为食,每年取食 *P. marioni* 占食物总量的 50%~75%,造成至少 1 000 kg/(hm²·a)落叶不能分解。如果没有小家鼠,蛾类幼虫处理落叶应是 2 500 kg/(hm²·a)。显然小家鼠的进入,使得 *P. marioni* 等幼虫和其他无脊椎动物空缺,强烈地改变了马里恩岛生态系统物质循环过程。

4. 生态系统中物种流对生态系统的间接影响

外来种侵入后改变原有生态系统的干扰机制,从而改变了生态过程。热带一些岛屿普遍受到火的干扰。例如,在大洋洲岛屿上引入外来草种,通过增加落叶层积累燃料,增加了火的发生频率,而原先本地种几乎没有同火接触的机会,区域内火燃烧后本地种的多度和数量都会急剧下降。外来的草本植物入侵了夏威夷季节性干旱的林地,使火灾发生更加频繁,面积不断扩大,本地植物物种的多度和盖度沿着外来种分布成带状而下降,从而使本地的优势树种和林下优势灌木消失。这不仅使本地种数量明显下降,又使地面上氮流失加大并改变了系统内氮库的分布状况。

总之,一个外来物种一旦入侵成功对生态系统的影响是多方面的:① 改变原有系统内的成员和数量;② 改变了系统内营养结构;③ 改变了干扰、胁迫机制;④ 获取和利用资源上不同于本地物种。只要具备其中一条,许多入侵的外来种就能够直接或间接地改变生态系统过程。

(四) 生态系统中物种流的类型

1. 生态系统中的植物流

(1) 植物的种子流

种子几乎是植物个体生活史中惟一具有迁移能力的一个关键阶段。Harper 等 (1971)指出,“植物种群的生活周期是从种子到种子”。他们提出了植物种群生活史模型,把母株上的种子向环境中传播(dispersal)的过程,常形象地称为“种子雨”(seedrain)(图 3-19)。

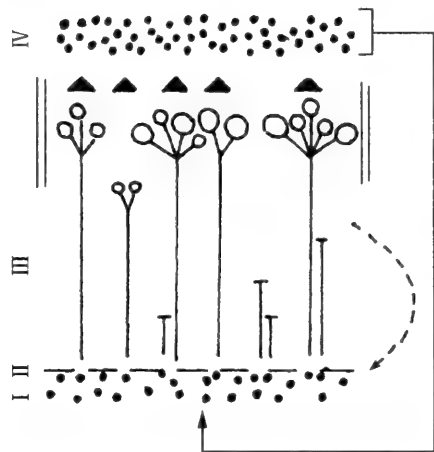


图 3-19 种子植物种群生活史模型 (Harper et al., 1971)

I. 土壤中种子库; II. 幼苗的补充量; III. 生产阶段按植物量的构件单元; IV. 种子产生

植物通过个体、种子和繁殖体(propagule)的可动性得以传播。可动性是由个体大小、重量、面积和特殊物质、构造等因素决定的。

(2) 传播的动力

风是植物繁殖体传播的主要动力,靠风播(anemochory)的主要是微小的种子和果实。如杜鹃花科、兰科植物的种子。兰科植物的种子重量只有 1/5 000 mg,可以可能上升到高空气流中,散布到很远的地方。

大风盛行的草原上,藜科和禾本科等许多植物的成熟果实被风吹得在地面上打滚,可滚到很远的地方,沿途不断散布种子。为此,称这些植物为“风滚草”。

这些植物为“风滚草”。

槭树(*Acer*)的翅果和蒲公英(*Taraxacum*)的瘦果都是风播繁殖体,它们常随微风飘扬。

靠水散布的植物(hydrochory)繁殖体主要是许多河岸或海岸带植物的种子和果实。它们的重量相对较轻,有气室或漂浮的结构,如椰子。

动物是植物繁殖体散播的又一重要因素,浆果和其他肉质果常被动物传播。有些植物的果实具有钩、毛、刺以及有税液的植物繁殖体。鬼针草(*Bidens bipinnata*)、猪殃殃(*Galium aparine* var. *tenerum*)等植物的种子、果实常附着在动物体上到处散布。鸟类身上的羽毛、脚趾,常把它们携带到数千公里以外的生态系统中。

食草的牧群对一些植物的散布也有积极的作用。Hanson(1911)曾报道奶牛每天排出的粪便中有车前(*Plantago asiatica*)种子 8.5 万粒,梅香母菊(*Matricarin*)种子约 19.8 万粒。因而,这样的牛粪堆就成为这两种植物潜在的大量生长的地方。有意思的是,还有一些植物种子有蜡质保护,在动物吞食后,丝毫不损,随着粪便排到体外,反而促其发育。植物在生态系统中借助于不同动力的散播还具有明显的时空特征,形成生态系统中一个物种的多个

种群个体年龄组配上的差异,种子成熟时间有先后,如此,在一个生态系统中种子释放的时间往往是交替重叠,形成了常年不断的种子雨。

2. 生态系统中的动物流

动物是靠主动和自身习性进行扩散和移动,统称为迁移(migration)。不过昆虫的迁移被称为迁飞;鱼类的迁移为洄游,而鸟类、哺乳类的迁移为迁徙。

全球而言,一年四季动物都处于活跃的扩散、迁移之中,在空中或在地面;在江河或在海洋都积极而频繁地活动和迁移,给南北半球各类生态系统以巨大活力。

(1) 昆虫迁飞

昆虫中广泛存在着迁飞物种:蝗虫、蝶类、蛾类、蚜虫、瓢虫和食蚜蝇等。近年来,人们对昆虫迁飞的意义又有了新的认识。把迁飞看作昆虫生活史中一个重要的特征。

黏虫(*Myhimna separata*)属鳞翅目夜蛾科,它是我国农业生产上的一大害虫。过去“来无影、去无踪”,农民称之为“神虫”。建国后我国科学工作者艰苦努力,通过陆地追踪、海面捕蛾、标志释放和雷达观测等多种途径揭示了其迁飞规律:一年中主要有4次迁飞,跨度达20多个纬度,形成5次发生区(图3-20)。虫源集中于广东、广西、福建、江西和湖南等。

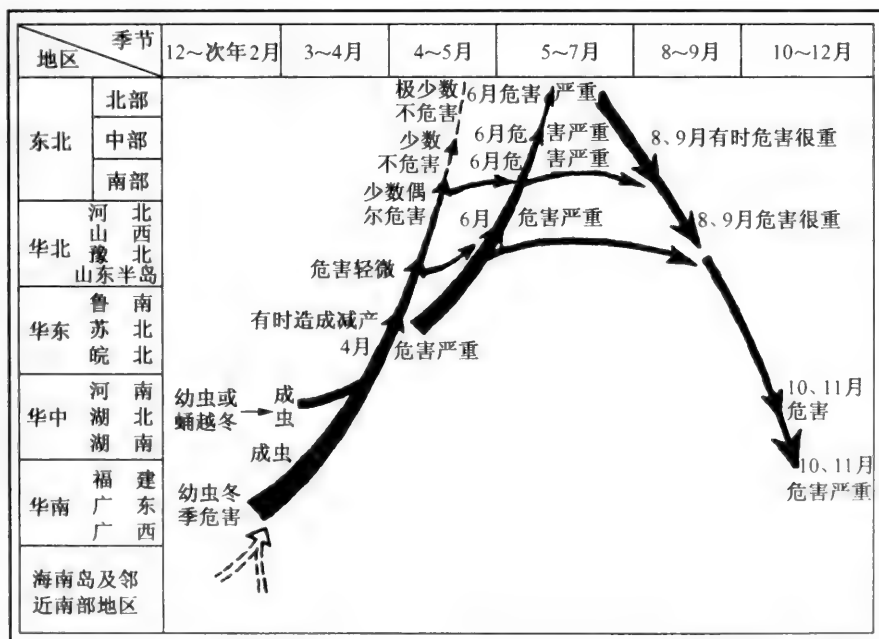


图 3-20 我国黏虫季节性远距离迁飞模式图

(2) 鱼类洄游

海洋中鱼类大多数都有洄游行为,这里以带鱼为例来说明鱼类的洄游。

带鱼(*Trichiurus haumeta*)是近海洄游性鱼类,我国产量最高的经济鱼类。带鱼属暖水性鱼类,分布于水深 100 m 以下的南至北部湾,北至渤海的中国近海海域。

春季来临之际,栖息外海的越冬鱼群开始向近海移动,并向北部进行洄游,5、6 月份主要产卵场在鱼山、大陈近海和舟山近海。生殖后带鱼群在长江口近海索饵。另一部分鱼群可继续往北进行索饵洄游,有的年份可到青岛外海,与黄渤海的鱼群混群索饵。

秋末冬初开始,越冬洄游鱼群先离开渤海与分布在黄海海域的鱼群汇合,在山东半岛东南海域逐渐形成密集鱼群,随着海水温度的下降,鱼群离开黄海,开始往南洄游,在峰山附近海域形成带鱼中心渔场。随着水温的继续下降,鱼群继续南下或游向外海越冬。

南下鱼群经浙江的大陈、洞头、南北麂山列岛海域,沿着 30~50 m 等深线进入福建中部海域,途经崇武外海继续南游,约在 1 月上旬可抵达福建南部海域,部分鱼群可能继续游向广东近海越冬(图 3-21)。

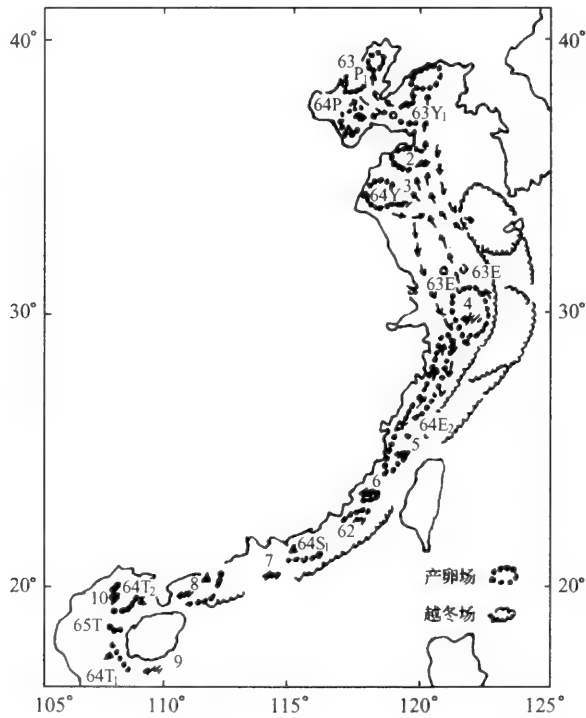


图 3-21 中国近海带鱼的洄游与分布示意图(蔡晓明,2000)

(3) 鸟类迁徙

鸟类具有飞行的翅膀,在生态系统中特别活跃。大多数鸟类随着季节的变化聚集成群,过着迁移性生活。那些终年留居在出生地而不迁徙的鸟称为留鸟(resident),如喜鹊、麻雀等,都是几乎不离开巢区。在出生营巢地与越冬地之间进行周期性更替移居的鸟类称为候鸟(visitor),依据居留的不同情况,候鸟又分为:夏季在我国境内繁殖,秋季离开我国到南方温暖地区过冬的鸟称为夏候鸟(summer

visitor),如黄鹡及部分家燕;冬季在我国境内越冬,春暖时离开我国到北部地区繁殖,秋季又回到我国境内的鸟类称为冬候鸟(winter visitor),如鸡鹤和部分雁。在春季北移、秋季南迁时旅经我国,在我国境内没有越冬和繁殖地的鸟类称为旅鸟(traveler),如鸨(*otididae*)。应该指出的是,上述划分都是相对的。因为同一种鸟因地区而异,或为留鸟、旅鸟,或为候鸟。如黑卷尾(*Dicrurus microcercus*)在云南、海南等地为留鸟,在长江及华北一带时为候鸟。

鸟类具有鲜明的季节性迁移习性,一般生态环境变化越大的地区,留鸟越少,旅鸟和候鸟也就越多;反之亦然。鸟类迁徙的距离差异很大,从数公里至数千公里不等。

我国多种多样的生态系统为鸟类的生息繁衍提供了良好的生态环境。我国共有鸟类1186种,占世界鸟类种数的13.2%,是世界上拥有鸟类最多的国家。我国候鸟迁徙的途径主要有两条路线:一条自我国南部沿海各省,沿海岸线向北飞往长江流域,一部分鸟类沿长江及其支流到达内地,部分鸟类继续沿海向北飞到山东半岛、河北或渡海到辽东半岛,有的飞抵松花江及黑龙江流域,有的飞至西伯利亚;另一条路线自南洋群岛、我国台湾到日本、朝鲜,再到我国东北境内。

根据鸟类分布、迁徙途径可将我国划分为三个鸟类主要迁徙区:①东部候鸟迁徙区,有东北地区,华北东部的候鸟。它们常是沿海岸向南迁至华中区、华南区,有的还迁到东南亚各国、澳大利亚等地越冬。②中部候鸟迁徙区,有内蒙古东部、中部草原,华北西部地区及陕西等地区的候鸟。冬季常会沿太行山、吕梁山,越过秦岭和大巴山区进入四川盆地和沿东部经大巴山东部迁向华中地区或更南的地区越冬。③西部候鸟迁徙区,有内蒙古西部干旱草原、甘肃、青海、宁夏等地干旱或荒漠、半荒漠草原地带。

3. 物种流动的特点和影响因素

(1) 物种流动的特点

生态系统中物种迁移具有以下主要特点:①有序性(order),即物种种群的个体移动有季节的先后和年幼个体与成熟个体的先后等;②连续性(continuous movement),即个体在生态系统内的迁移运动常是连续不断地,有时加速、有时减速;③连锁性(chain reaction),即物种向外扩散常是成批的,如东亚飞蝗(*Locusta migratoria manilensis*)向外扩散先是少数个体起飞,然后带动大量蝗虫起飞。据报道,非洲沙漠蝗(*Schistocerca gregaria*)在1889年一次飞越红海的蝗群面积约有2000 km²,数量约有2500亿只。

(2) 影响因素

环境异质性(environmental heterogeneity)是影响物种流动的主要因素。生态系统中不同地点之间存在着的环境异质性是生物物种流动、迁移的基本原因。环境异质性可以分为两类:一类是有-无的异质性(presence-absence heterogeneity)。它是资源嵌块性(patchiness)的同义词。如生态系统内,有的地方有食物,有的地方一点食物也没有。一类是性质上的异质性(qualitative heterogeneity)。它是指同一时刻同一资源在质量上的差异。如苹果树枝上向阳部位与背阴部位的苹果存在着质量上的差异。

一般地说,环境异质性增加,环境复杂性越高,生物群落复杂,生物多样性就越高。地形属大尺度异质性(macro-spatial heterogeneity),山区比平原复杂,哺乳动物在山区多样性最高。因为地形多起伏,包含了更多的栖息地,从而有更多的物种;山区具有连绵山峰,形成更多的地理隔离,促进新物种的形成。MacArthur(1969)指出,热带巴拿马森林与弗蒙特森林同为 2 hm²,但其鸟类种类比为 21 : 2;热带厄瓜多尔与新英格兰面积都约为 260 000 km²,但前者鸟类种类比后者多 7 倍。

总之,生态系统中物种流动都表现为时间变化和空间变化(图 3-22)。图 3-22(a)描述了生态系统中动物种群生长、发育过程中的变动;图 3-22(b)描述了动物种群在生存过程中会不断地分化、增长,在生态系统间交叉、融合的移动轨迹。

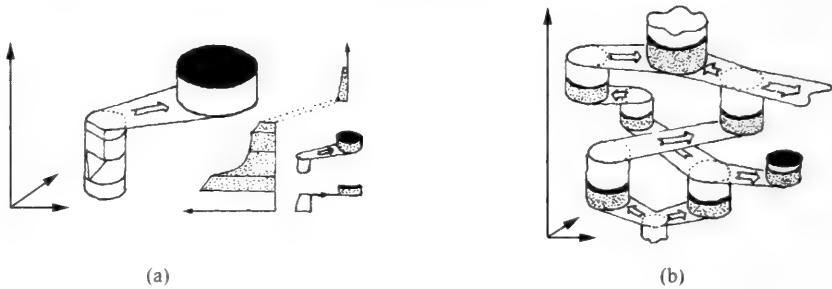


图 3-22 物种种群在时间、空间上的变化(蔡晓明,2000)

(a) 描述了动物种群的一个世代变动的轨迹

(b) 种群在生态系统中的分化、交叉融合和增长过程中的移动轨迹

二、生态系统的能量流动

生态系统中能量流动是生态系统的基本功能之一。世界上的一切生命活动无不伴随着能量的转化、利用和耗散,即伴随着能量流动的过程。在生态系统中,同样始终存在着能量的转化和流动。

(一) 生态系统的能量来源

1. 能量的概念、形式及转化

自然界中的一切物质,及其各种各样的运动形式,从小到肉眼看不到的原子、分子,大到宇宙天体,从简单的位置移动到复杂的化学反应及思维活动,虽然它们有着本质的区别,但它们之间可以产生相互联系或相互转化。在这些变化过程中,有一个共同的永恒不变的物理量,即能量。能量是衡量物质存在和运动变化的量度,是物理学中一个重要的基本概念。生态系统中各组分的存在、变化及其发展,都与能量息息相关,都遵循一定的能量变化规律。

经典力学对能量的定义是指物体做功能力的量度。物体对外界做了功,物体的能量要减少;反过来,若外界对物体做了功,物体的能量就要增加。如某些动物搬运食物,则动

物对外界做了功,体内的化学能减少。

物理学认为,能量是系统状态的函数,它的增量等于“外界对系统所做功的总和”。这是能量的普遍定义。若物体的位置、速度、温度等状态改变了,能量也随之改变。因此,不同生态系统的组分、结构不同,其能量特征也不同;同一生态系统不同的发展演替阶段,能量特征也不同。如生态系统演替达到顶极阶段后,净生产量(固定于系统内的能量)减少,通过呼吸散发的热量增加。所以,每一个生态系统都有其独特的能量特征。对生态系统能量变化规律进行研究,能从本质上认识生态系统,并对其进行合理的调控。能量的形式多种多样,图 3-23 是生态系统中的主要能量形式。

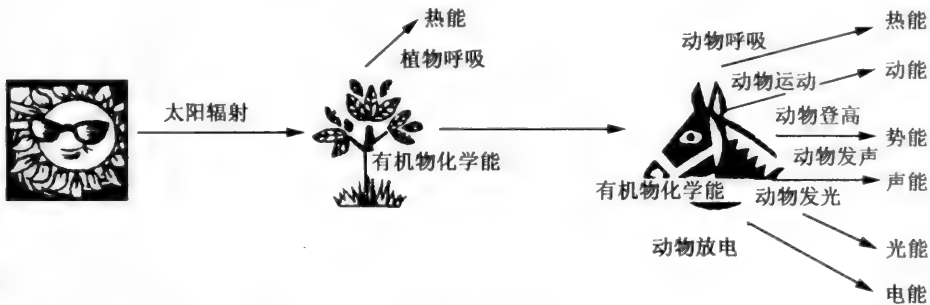


图 3-23 生态系统中的能量形式及相互转化

生态系统中的不同形式、不同状态的能量是可以贮存和相互转化的,如辐射能可以转变成化学能,势能可以转化为动能等。能量变化有两种量度,一种是功,即做功的多少;另一种是热量,即热交换的数量。

2. 生态系统的能源

进入生态系统的能量,根据其来源途径不同,可分为太阳辐射能和辅助能两大类型。

(1) 太阳辐射能

地球上所有生态系统的最初能量来源于太阳。从世界范围看,到达绿色自养层的太阳辐射量,大部分地区平均都在 $420 \sim 3400 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{d})$,其中温带多在 $1300 \sim 1700 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{d})$,相当于 $4.6 \times 10^9 \sim 6.3 \times 10^9 \text{ J}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 。太阳能既是能源,又是重要的环境因子。因此,太阳能的数量和分布,对任何地区生态系统的结构和功能,都是基本的决定因素。

(2) 辅助能

除太阳辐射能以外,其他进入系统的任何形式的能量,都称为辅助能。辅助能不能直接被生态系统中的生物转换为化学潜能,但能促进辐射能的转化,对生态系统中生物的生存、光合产物的形成、物质循环等起着很大的辅助作用。

根据辅助能的来源不同可分为自然辅助能和人工辅助能两种类型。自然辅助能是指在自然过程(如沿海和河口湾的潮汐能、风、降水及蒸发作用等)中产生的除太阳辐射能以

外的其他形式的能量；人工辅助能是指人们在从事生产活动过程中有意识地投入的各种形式的能量，主要是为了改善生产条件、加快产品流通、提高生产力，如农田耕作、灌溉、施肥、防治病虫害、农业生物的育种以及产品的收获、贮藏、运输和加工等。

根据人工辅助能的来源和性质，还可将人工辅助能分为两类：一是生物辅助能，即来自生物有机体的能量，如人、畜力、种苗和有机肥料中的化学潜能；二是工业辅助能，既来自工业生产中的各种形式的能量，包括石油、煤、天然气、电等形式投入的直接工业辅助能和以化肥、农药、农业机械、农用塑料等形式投入的间接工业辅助能(图 3-24)。

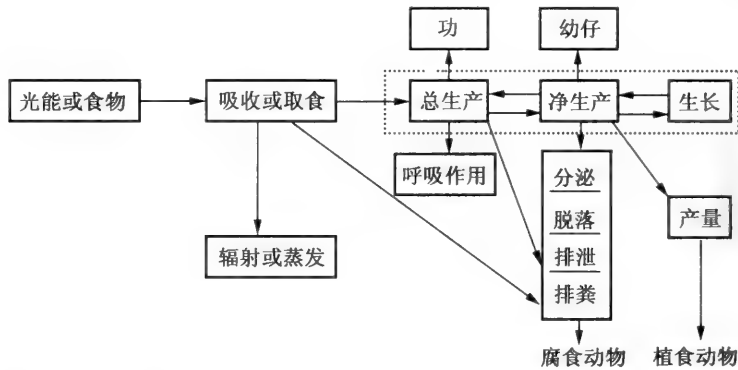


图 3-24 通过个体(自养生物或异养生物)的能量流动模式(祖元刚,1990)

(二) 生态系统中的能流途径和过程

生态系统中的能量流动是借助于食物链和食物网来实现的。因此，食物链和食物网便是生态系统中能流的渠道。对于不同的生态系统，以及系统内不同生物组织水平，其能量流动规律是有所差异的，因此有必要探讨不同生物组织水平的能流规律。

(1) 个体水平的能流过程

个体水平上的能量流动是研究食物链水平乃至生态系统水平上能量流动的基础。由于种类繁多的生物个体在大小、外形、习性等诸方面存在着巨大的差异，因此个体水平上的能量研究困难较大，且主要局限于对动物个体能流的研究。G. O. Batzli(1974)提出了一个旨在定性表述植物或动物个体能流的模式(图 3-25)，图中的虚线表示有机体边界。在植物或动物的个体能流中，太阳辐射能或食物作为能源分别被动物或植物通过取食或吸收使能量进入有机体，其间伴随着辐射能的损耗及植物蒸腾耗热和动物体表水分蒸发的能量损耗。进入有机体的能量构成总生产，并通过以下几条途径转移：① 呼吸代谢并产生乙醇、乳酸或 CO₂；② 含氮化合物作为废物被排泄掉；③ 有机体可以完成移动负荷做功；④ 结合在还原碳中的能量进一步形成各种含能产品，构成净生产。当含能产品的积累率大于其消耗速率，即净生产为正时，在宏观上表现为有机体的生长。有机体的净生产除一部分形成产量(含能产品)外，其余能量以以下几种途径转移：一是用于繁殖后代(幼仔)；二是个体的某些部分死亡脱落；三是形成一些分泌物(植物的树胶、黏胶、挥发性物质)和信息激素。

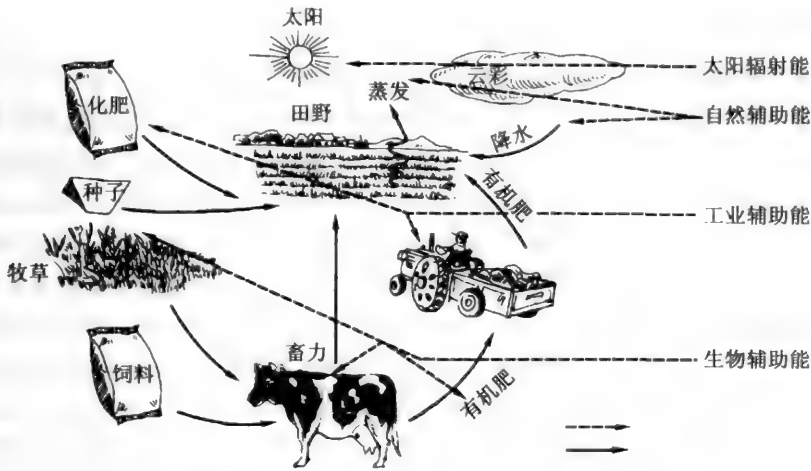


图 3-25 一个农业生态系统的能源状况(仿罗常园,1994)

虽然在理论上对个体能流的过程分析得十分详尽,但在实验性研究工作中,特别是野外条件下要精确地测试出个体能流中的各个分量是十分困难的,故有些分量往往要间接推算或忽略不计。

(2) 食物链水平上的能量流动

图 3-26 描述了能量在一条食物链上的流动过程。在太阳能被植物吸收固定并沿食物链流动的过程中,食物链上蓄留的能量随营养级的升高不断耗损。当能量从一个营养级传递到相邻的下一个营养级时,其耗损是多方面的:① 由于不可食或不得食而不能被利用的;② 可以利用但因消费者密度低或食物选择限制而未能利用的;③ 利用(消费)了而未被同化的;④ 同化后部分被呼吸消耗掉的以及变为生产量后又因多种原因被减少了的。

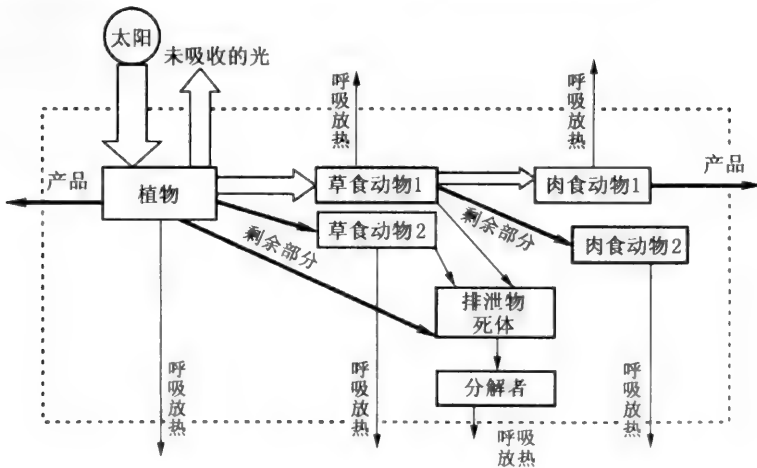


图 3-26 生态系统能流简图
(虚线框表示系统的边界)

(3) 生态系统水平的能量流动

个体水平、食物链水平的能流是整个生态系统能流的基础单元。由于生态系统的食物网较复杂,所以进入生态系统的太阳能和其他形式的能量可沿多条食物链流动,并逐渐递减。图 3-27 是一个简化的生态系统能流图。由图所示可将生态系统的能量分为 4 个库,即植物能量库、动物能量库、微生物能量库及死有机质能量库。进入生态系统的能量在这 4 个库之间被逐级利用,其间有一部分太阳能被反射、散射而离开了生态系统,有一部分经呼吸作用以热能的形式离开了系统,还有一部分以产品的形式输出。对于不同的生态系统,被植物固定的能量沿不同的食物链流动的强度不同,如森林生态系统中,约 90% 的能量沿腐食食物链流动,约 10% 的能量沿捕食食物链流动;而在海洋生态系统中,流经捕食食物链的能量约为 75%,而流经腐食食物链的约为 25%。对于人类以生产为目的的生态系统,要尽量使更多的能量流经生产链,增加产品的产出,提高能量的利用效率,避免能量毫无价值地浪费。对于单条食物链上的能量流动,其利用和转化效率很低,大部分能量都以各种途径损失了。

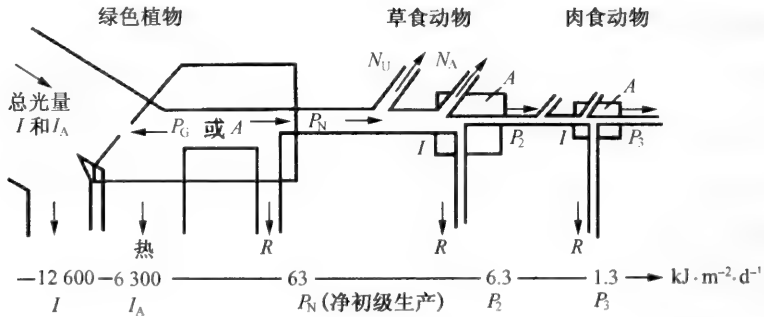


图 3-27 食物链水平上的能流模式图(仿 Odum, 1971)

图中 I 为输入的辐射能; I_A 为植物吸收的光能; P_G 为包括呼吸消耗在内的总初级生产量; P_N 为除去呼吸消耗的净初级生产量; A 为总同化量; P_1 、 P_2 为消费者生产量; N_U 为未被利用的能量(作为贮存或输出); N_A 为未被同化的能量(作为粪便排泄和分泌); R 为呼吸耗能

(三) 生态系统中的能流特点

1. 热力学第一定律

生态系统中能量流动和转化,严格遵循热力学第一定律和热力学第二定律。热力学第一定律,即能量守恒定律,其含义是: 能量既不能消失,也不能凭空产生,它只能以严格的当量比例,由一种形式转化为另一种形式。如果用 ΔE 表示系统内能的变化, ΔQ 表示系统所吸收的热量或放出的热量, ΔW 表示系统对外所做的功,则热力学第一定律可表示为:

$$\Delta E = \Delta Q + \Delta W$$

即一个系统的任何状态变化,都伴随着吸热、放热和做功,而系统和外界的总能量并不增

加或减少,它是守恒的。

根据热力学第一定律,能量进入生态系统后,在系统的各组成部分之间顺序传递和流动,并发生多次的形态变化。这些变化都是以一部分热能的产生为代价而实现的,但是包括热能在内的总能量并没有增加或减少。如日光能进入生态系统后,大部分因地面、水面和植物表面的反射、散射而离开系统,另一部分在蒸发、蒸腾过程中转化为热能,只有极小部分在叶绿素的作用下被转化为光合产物中的化学能,这部分能量扣除植物自养呼吸消耗后的剩余部分,才是贮存于植物有机物中的化学潜能(图 3-28)。动物通过消耗体内贮存的化学潜能变为爬、跑、飞、游的动能,并呼吸消耗放出热能。

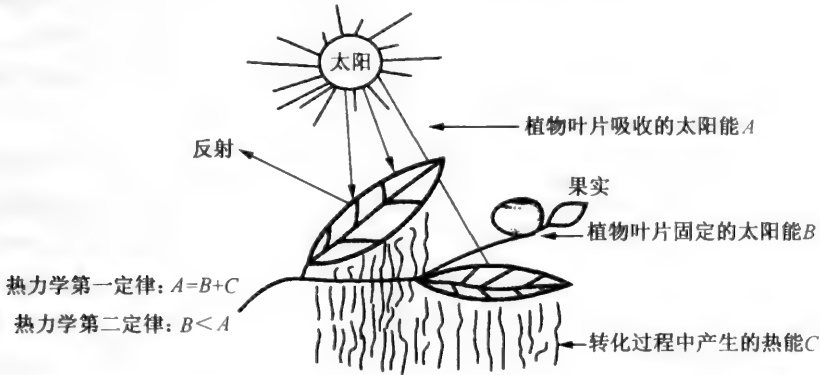


图 3-28 热力学第一定律、第二定律图解(仿 Odum, 1981)

2. 热力学第二定律

热力学第二定律,又称为能量衰变定律或能量逸散定律。它是指生态系统中的能量在转换、流动过程中总存在衰变、逸散的现象,即总有一部分能量要从浓缩的有效形态变为可稀释的不能利用的形态。也就是说,在一切过程中,必然有一部分能量失去做功能力而使能质(能的质量)下降。伴随着过程的进行,系统中有潜在做功能力的能,会分解为有用能和热能(图 3-28)。前者可继续做功,叫自由能,通常只占一小部分,可能具有更高的质量;后者无法再利用,而以低温热能形式散发于外围空间,往往占一大部分。

热力学第二定律用公式表示,可以写成:

$$\Delta G = \Delta H - T\Delta S$$

式中, ΔG 为自由能的变化量,即可对系统做功的有用能的变化量; ΔH 指系统热熵的变化量,即系统含有的潜能的变化量; ΔS 代表系统的熵; T 是过程进行时的绝对温度。

自由能是指具有做功能力的潜能,它是一种有用能。有用能做功以后即衰变为不能做功的无用能,通常是分散的热能。正如食品、汽油中含有的潜能只能利用一次一样,有用能在做功以后即转化为热能,不能被再次利用。因此,尽管根据热力学第一定律,流进一个系统的能量与流出该系统的能量是相等的,但流出的能量大部分已不能再做功。在能量转化的过程中,会产生一部分优质能,但其数量总是少于原来输入的能量。

热力学第二定律告诉我们:第一,任何系统的能量转换过程,其效率不可能是 100%。

因为能量在转换过程中,常常伴随着热能的散失,因此,没有任何能量能够 100%地自动转变为另一种能量。第二,任何生产过程中产生的优质能,均少于其输入能。优质能的产生是以大部分能量转化为低效的劣质能为代价的。由此可见,能量在生态系统中的流动是单向衰变的,不能循环的。

3. 序、熵与耗散结构

序是事物排列状态的描述。有序是指事物内部诸要素和事物之间有规则的联系或转化;无序则是指事物内部诸要素或事物之间混乱,且无规则的组合,在运动转化上呈现无规律性。热力学第二定律告诉我们,世界上一切孤立系统,与外界没有任何物质、能量、信息交流时,其自发演化总是朝有序程度越来越低的方向发展,最终趋向于无序。要维持有序状态,只有使系统获得更多的自由能,清除不断产生的无序,重新建造有序。生态系统的能量输入,正是用来将无序建造为有序,从而使该系统延续下去。

熵是系统无序程度或混乱程度的量度。在系统演化过程中,一个系统两个状态之间熵值的变化就是联系两个状态之间可逆等温过程中系统吸收的热量与绝对温度之比,当温度处于绝对零度时(约在 -273°C),任何一个系统的熵都等于零。其表达式为:

$$\Delta S = \Delta Q_{\text{可逆}} / T$$

式中, ΔS 为熵值的变化; $\Delta Q_{\text{可逆}}$ 为系统在可逆等温过程中所吸收的热量; T 为系统所处的绝对温度。

熵值变化的大小反映了不可逆变化的程度。一个孤立的系统,其演化总是自发地从有序状态向无序状态发展,即朝熵增加的方向进行。若系统的正熵值增加,则系统的无序程度增大,当熵值达到最大状态时,系统的有序结构或状态便不复存在,系统走向崩溃。

热力学第二定律可表述为熵增加原理:一切自发不可逆绝热过程总是沿着熵增加的方向进行。普利高津(Prigogine)在热力学第二定律的基础上将系统分为三类:①孤立系统,与环境无能量和物质的交换;②封闭系统,只与环境交换能量;③开放系统,与环境既交换能量又交换物质。根据热力学第二定律,在孤立系统中,系统的熵值总是由小变大,系统的状态总是自发地由有序趋向无序,直到系统熵值最大或无序程度最大的热力学平衡状态为止。生态系统的熵变规律如何呢?普利高津认为,生态系统是一个远离平衡态的开放系统,呈现出一种耗散结构。

所谓耗散结构,是指在远离平衡状态下,系统可能出现的一种稳定的有序结构。普利高津的研究表明:一个远离平衡态的开放系统,通过与外界环境进行物质、能量的不断交换,能够克服混乱状态,维持稳定状态。当外界条件的变化达到一定限度的阈值时,开放系统通过涨落而发生突变,即非平衡相变,由原来无序的混乱状态转变为一种在时间、空间或功能上有序的新状态。这种新的有序状态需要不断地与外界交换物质和能量才能维持,并保持一定的稳定性,不因外界条件的微小扰动而消失,此时系统便呈现出新的有序的耗散结构。普利高津认为,生态系统就是一种远离平衡态的开放的热力学系统,具有发达的耗散结构。它在不断的能量和物质输入条件下,可以通过“有组织”地建立新结构,造成并保持一种内部高度有序的低熵状态;它可以通过整个群落的呼吸作用(通过做功)而

不断排除无序。

(四) 生态系统中的生态效率

能量在食物链流动过程中,食物链上不同点上的能量转化比率关系,称为能量转化效率。它可以是营养级之内的,也可以是营养级之间的。在生态学上,一般将各类能量转化效率称为生态效率。

经过食物链任一营养级的能流,都可被分解为几个不同去向的支流(图 3-29),一部分可沿食物链流动,另一部分则以各种形式被损失。营养级内的能量损失包括不可利用、未收获浪费、未被摄食、未被同化以及呼吸消耗等。分析与研究这些支流的数量比例关系,实际上就是能量转化效率的基本内容。因此,首先必须确定有关基本去向参数:① 摄食量(ingestion, I)指被一个消费者吃进的食物能数量,或被一个生产者吸收的光能数量;② 同化量(assimilation, A)为一个消费者吸收的食物能数量,或一个分解者吸收的胞外产物,或一个生产者在光合作用中固定的能量;③ 呼吸量(respiration, R)指在呼吸等代谢活动中损失的全部能量;④ 排泄量(excretion, NA)是排泄物中损失的能量;⑤ 净生产量(net production, NP)是生物体内积累下来的能量,它形成新的组织,可以为下一营养级所利用。

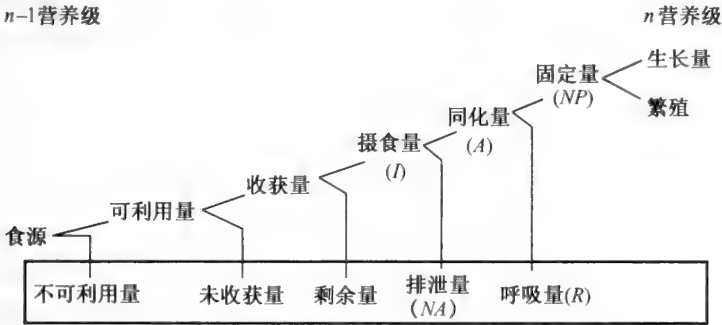


图 3-29 能量在营养级内和营养级间的去向

能量转化效率可分为营养级之间的能量转化效率和营养级之内的能量转化效率两种类型。

1. 营养级之间的能量转化效率

(1) 摄食效率

又称林德曼效率,指该营养级摄食量与前一营养级摄食量之比,用 I_n / I_{n-1} 表示。因草食动物密度较低,加之植物物质难消化,其摄食效率一般较低。不同生态系统平均摄食效率:森林为 5%,草地为 25%,浮游生物占优势的系统为 50%。脊椎动物对其脊椎猎物的摄食效率为 50%~100%;非脊椎动物对其非脊椎猎物的摄食效率为 25%。

(2) 同化效率

该营养级同化量与前一营养级同化量之比,用 A_n/A_{n-1} 表示。

(3) 生产效率

该营养级净生产量与前一营养级净生产量之比,用 NP_n/NP_{n-1} 表示。

(4) 利用效率

也即消费效率,该营养级摄入量与前一营养级净生产量之比,或者该营养级同化量与前一营养级净生产量之比,反映了食物链的下一级对上级的采食比例的大小,用 I_n/NP_{n-1} 或 A_n/NP_{n-1} 表示。

2. 营养级之内的能量转化效率

(1) 组织生长效率

净生产量与同化量之比,用 NP_n/I_n 表示。因呼吸消耗比较少,非脊椎动物的组织生长效率比较高,可达 30%~40%。在脊椎动物中,恒温动物为维持其恒定的体温,呼吸消耗较高,其效率只有 1%~2%;变温动物可达 10%左右。微生物寿命短,更新快,组织生长效率很高。

(2) 生长效率

即生产效率,为净生产量与摄食量之比,用 NP 表示。

(3) 同化效率

同化量与摄食量之比,用 A_n/I_n 表示。不同生物的同化效率不同。草食动物、腐生动物、小型肉食动物的同化效率较低,为 25%~50%;肉食动物一般可高达 80%。植物不同部位被取食的同化效率也不同。植物种子被同化的效率达 70%;而叶片最高只有 50%。

(4) 维持价

净生产量与呼吸量之比,用 NP_n/R_n 表示。

美国生态学家林德曼在生态系统的能流效率方面做了开拓性工作。他在 20 世纪 30 年代末期,对天然湖泊和实验室水族箱的能量流动规律进行了研究,得出了各营养级之间能量转化效率平均为 10%的结果,这就是生态学中所谓的“十分之一定律”,亦称“林德曼效率”。这一定律主体内容为:能量在生态系统营养级之间的转化,大致十分之一能够到下一营养级身上,以组成生物量;十分之九被消耗掉,主要是消费者采食时的选择浪费,以及用于呼吸和排泄等。

事实上,大量研究表明,各类生态系统的能量转化效率差别很大,其变化范围通常在 4.5%~20%之间。但十分之一定律可作水域生态系统的经验值。陆地生态系统的能量

转化效率有时比海洋生态系统低得多,其主要原因是陆地的净生产量不是全部逐级传递给下一个营养级,其中大部分(包括凋落物、不可食的等)被传到分解者而逐渐被分解消化了。

(五) 生态金字塔

生态金字塔(ecological pyramid)是反映食物链中营养级之间生物数量、重量及能量比例关系的图解模型。根据生态系统营养级的顺序,以初级生产者为底层,一级消费者为第二层,二级消费者为第三层,以此类推,则各营养级的生物数量、重量与能量比例通常是基部宽、顶部尖,类似金字塔形状,所以形象地称为生态金字塔,亦叫生态锥体。生态金字塔有三种基本类型(图 3-30)。

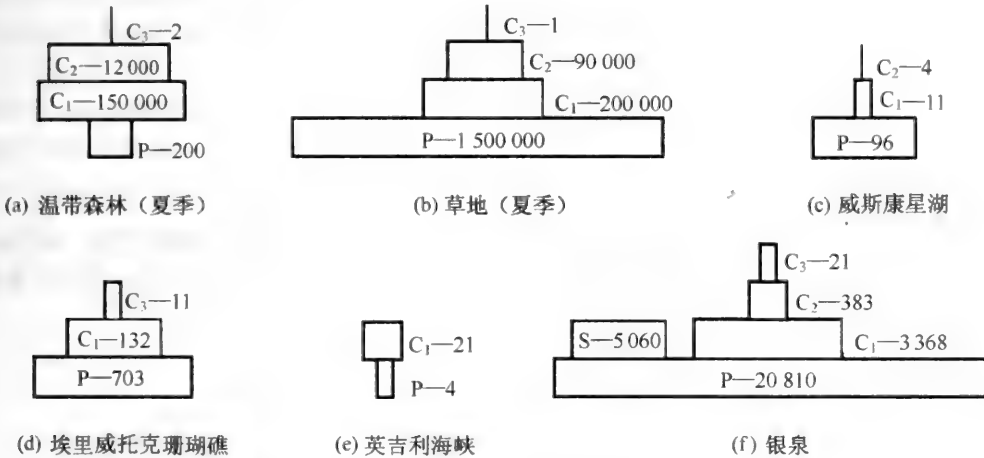


图 3-30 不同类型的生态金字塔(Odum, 1971)

(a)与(b) 数量金字塔(个体数,单位为 $10 \text{ 个} \cdot \text{hm}^{-2}$);(c)~(e) 生物量金字塔(干重,单位为 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$);
(f) 能量金字塔(能量,单位为 $\text{kcal} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)

1. 数量金字塔(pyramid of numbers)

描述的是某一时刻生态系统中各营养级的个体数量,可用 $10 \text{ 个}/\text{hm}^2$ 表示。英国生态学家埃顿(C. Elton)发现,能量沿营养级顺序向上逐级递减,因而有机体数量沿营养级顺序向上呈越来越少的现象,所以也称埃顿金字塔。如一块草地上可能有草数百万株,有蚱蜢、蚜虫数十万个,食肉动物如蜘蛛数千个,有鹰数只。

但数量金字塔有两点不足:一是有时草食动物比生产者的数量还多。例如,森林中昆虫数量常常大于树木数量;二是个体大小有很大差别。所以,只以个体数目的多少来说明问题有局限性,并可能出现“倒金字塔”现象。

2. 生物量金字塔(biomass pyramid)

描述的是某一时刻生态系统中各营养级生物的重量关系,用 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 表示。这种描述方法克服了数量金字塔中因个体大小的差异而造成的塔形颠倒现象。但是,当下一营养

级比上一营养级的生物个体小、寿命短、代谢旺盛时,则也会出现下一个营养级的生物量少于上一级营养级的生物量,生态金字塔仍会出现颠倒现象。

3. 能量金字塔(energy pyramid)

能量金字塔是指一段时间内生态系统中各营养级所同化的能量,用 $\text{kJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 或 $\text{kJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 表示。这种金字塔较直观地表明了营养级之间的依赖关系,比前两种金字塔具有更重要的意义。因为它不受个体大小、组成成分和代谢速率的影响,可以较准确地说明能量传递的效率和系统的功能特点。

研究生态金字塔,对提高生态系统每一级的能量转化效率和改善食物链上的营养结构,获得更多的生物产品具有指导意义。塔的层次多少,同能量的消耗程度有密切关系。层次越多,贮存的能量越少。塔基宽,生态系统稳定,但若塔基过宽,能量转化效率低,能量的浪费大。生态金字塔直观地解释了生态系统中生物种类、数量的多少及其比例关系。

(六) 能流模型

1. 能流符号

认识和研究农业生态系统能量转化过程及其特征,不能不借助于模型方法。在众多的模型方法中,H. T. Odum 提出的一套能流符号和图解,使用较为广泛。图 3-31 介绍了他所建议的七种最常用的基本能流符号:

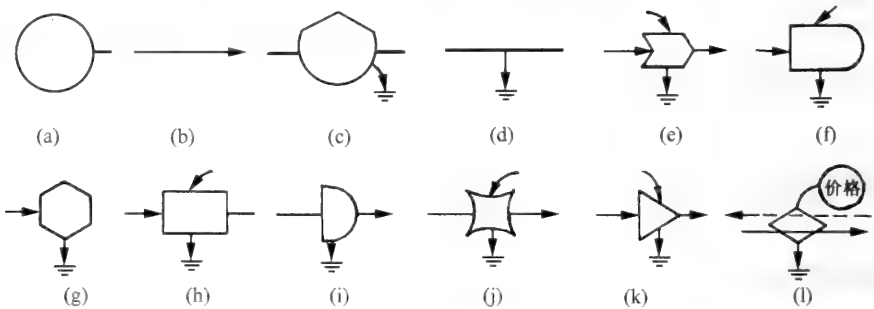


图 3-31 系统生态学中常用的能量符号语言(Odum, 1983)

(a) 源; (b) 能路; (c) 贮存器; (d) 热汇; (e) 相互作用; (f) 生产者; (g) 消费者; (h) 亚系统混合符号(箱); (i) 循环(自限能量)接受器; (j) 开关亚系统; (k) 恒定增益放大器; (l) 货币交易

能源: 指输入生态系统的外部能量来源,包括日光能及其他形式的自然或人工能源。

能量贮存库: 指贮存于系统内部的有效能,包括有序结构、生物物质含能,如生物躯体含能、有机残屑含能、食物能以及系统内贮存的任何形式的其他能量。

热量散失: 指散失于系统之外的不能再用来做功的已衰变能量。既包括系统做功时产生的热能,也包括贮存能量随时间减值(用旧)而失散的能量。

相互作用: 表示两种以上能流相互作用产生新能流的过程。如农场中日光能要和水、土、肥、机器、房舍、道路、设施(它们都是一定形态能量的表现)相互作用,才能进行食

物生产。

能钱交换：表示能与钱流的偶联关系。农场要输入生产资料，必须以售出一定量农产品为交换条件。

生产：指把日光能转化为优质生物能的有关过程、相互作用和贮存。一般用于代表植物亚系统，也可表示农场或某些生物群落。

消费：指输入能流被消耗同时转化为优质能输出，并反作用于输入能流或生产者。可用于动物、人、耗能机器、城市等。

2. 能流模型实例

图 3-32 是用 H. T. Odum 的能流符号绘出的鱼塘能流模型。这个模型说明：鱼塘可以看作是一个由生产者、消费者及能量物质贮存库所共同组成的相对独立的系统。在这里，生产者指水生的绿色植物，主要是浮游植物；消费者实际上包括动物和微生物两大类以现成的有机物为能量来源的生物群。其中，动物则是由处于食物链不同营养级上的草食者、肉食者及食残屑者所组成，包括浮游动物和各种鱼类。人类通过捕鱼活动把鲜鱼送到市场出售，捕鱼所需的生产资料和服务则需用卖鱼的人来购买。鱼塘自身具有一定的自我维持能力，可以不断转化固定日光能和使养分再循环，但它与外系统仍然存在着空气、养分、水等的自然交换，以及在人为控制下的输入与输出。系统的开放程度愈大，这种交换愈频繁。

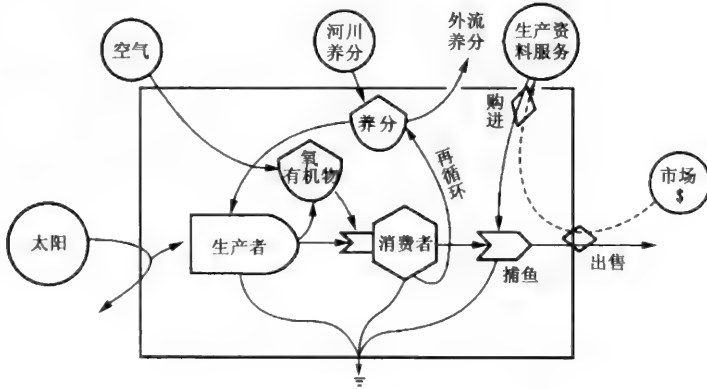


图 3-32 鱼塘能流模型(Odum, 1993)

初级生产过程是绿色植物通过光合作用固定日光能和形成新生物量的过程。净初级生产量等于总初级生产量减去呼吸消耗。全球净初级生产量，Whittaker(1975)以测定各种生态系统的生产量分别乘以各自的面积然后总和而估计，Field(1998)利用遥感资料从日光辐射吸收指数估计。限制陆地生态系统初级生产力的主要因素有水、温度和营养元素，限制水体生态系统的主要有营养物质、光和捕食。绿色植物固定的能量有 3 个流向，即① 食草动物，通过牧食食物链；② 分解为碎屑，通过碎食食物链；③ 被各营养级生物利用作为呼吸消耗而耗散。被消费者吃入而进入牧食链的能量，有的用于生长和生殖以扩大种群生物量，有的被更高营养级的动物所吃掉，有的形成粪尿并与死体一起进入碎食

链,还有用于做功或维持体温。分解过程是动植物和微生物死体的有机物质逐步降解的过程。分解的速率和特点取决于分解者生物种类、待分解资源质量和环境理化条件。分解者主要是细菌和真菌,它们依赖于生长型和营养方式两类适应。分解还有各类动物参加,土壤和水体都具有不同的生态类群动物进行分解活动。就资源质量而言,单糖分解最快,然后依次是半纤维素、纤维素、木质素和酚,氮的供应也是决定分解速率的重要因素。就环境特点而言,高温、高湿是简单土壤中分解速率的重要条件,但是水浸泡的沼泽土壤由于缺乏氧,分解速率很低。分解过程的地带性十分明显。生态系统中,营养级间能量传递效率主要取决于消费效率、同化效率和生产效率的乘积。浮游植物个体小、种群增长率高、世代短,所以食草动物利用初级生产的效率,即消费效率高;相反,成熟森林的个体大、增长率低,有大量的非光合生物量,所以消费效率很低。就同化效率而言,食肉动物吃动物组织,其营养价值高,所以同化效率明显较高;而食草动物所吃的植物含有难以消化的物质,其同化效率低。就生长效率而言,内温性的脊椎动物由于维持稳定体温要消耗大量能量,生长效率最低;而无脊椎动物生长效率很高,外温性脊椎动物居中。对生态系统能流的全面研究不多,分析一般食物链或简单的泉(包括自养的和异养的)和湖泊的研究较多(图 3-33)。

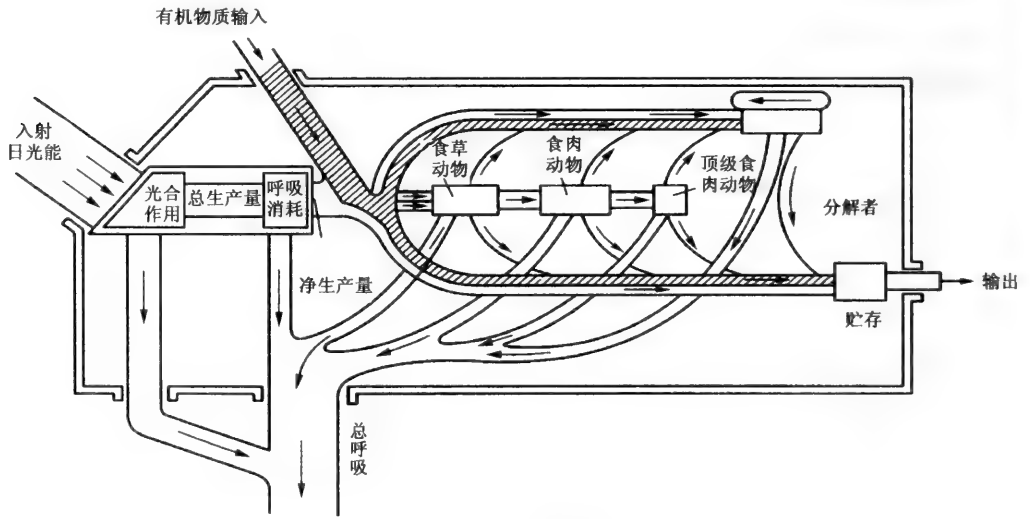


图 3-33 一个普适的生态系统能流模型(孙儒泳等,2002)

比较各种生态系统的能流说明:大多数生态系统初级生产者固定的能量,其主要流经是分解者亚系统,这也包括由呼吸的失热;只有以浮游生物为优势的水生群落,其活活的消费者亚系统在能流过程中有重要作用;即使如此,由于异养性的细菌密度很高,消费死有机物的比例也在 50%以上。

3. 能流分析

对生态系统中的能量流动进行研究可以在种群、食物链和生态系统三个层次上进行,所获资料可以互相补充,有助于了解生态系统的功能。

(1) 食物链层次上的能流分析

在食物链层次上进行能流分析是把每一个物种都作为能量从生产者到顶位消费者移动过程中的一个环节,当能量沿着一个食物链在几个物种间流动时,测定食物链每一个环节上的能量值,就可提供生态系统内一系列特定点上能流的详细和准确资料。1960年, F. B. Golley 在密执安荒地对一个由植物、田鼠和食肉动物三个环节组成的食物链进行了能流分析(图 3-34)。

食物链环节	未利用	GP 和 NP	R	NP/GP
I (植物)	206.41 × 10 ⁹ (99.6% - ab) 309.82 × 10 ⁶ (0.1% - c)	GP = 248.27 × 10 ⁹ ↓ NP = 211.43 × 10 ⁹	36.84 × 10 ⁹	0.851
II (田鼠)	50.24 × 10 ⁶ (61.5% - b) 10.89 × 10 ⁵ (1.3% - c)	GP = 736.88 × 10 ⁶ ↓ NP = 25.12 × 10 ⁶ (+56.52 × 10 ⁵ 输入)	711.76 × 10 ⁶	0.034
III (鼬)		GP = 232.79 × 10 ⁵ ↓ NP = 5.44 × 10 ⁵	227.34 × 10 ⁵	0.023

图 3-34 食物链层次上的能流分析

a 为前一环节 NP 的百分数; b 为未吃; c 为吃后未同化 [单位: J/(hm² · a)]

从图中可以看到,食物链每个环节的净生产量只有很少一部分被利用。例如 99.7% 的植物没有被田鼠利用,其中包括未被取食的(99.6%)和取食后未消化的(0.1%),而田鼠本身又有 62.8%(包括从外地迁入的个体)没有被食肉动物所利用,其中包括捕食后未消化的 1.3%。能流过程中能量损失的另一个重要方面是生物的呼吸消耗(R),植物的呼吸消耗比较少,只占总初级生产量的 15%,但因鼠和食肉动物的呼吸消耗相当高,分别占总同化能量的 97%和 98%,这就是说,被同化能量的绝大部分都以热的形式消散掉了,只有很小一部分被转化成了净次级生产量。由于能量在沿着食物链从一种生物到另一种生物的过程中,未被利用的能量和通过呼吸以热的形式消散的能量损失极大,致使鼬的数量不可能很多,因此鼬的潜在捕食者(如猫头鹰)即使能够存在的话,也要在该地区以外的大范围内捕食才能维持其种群的延续。

最后应当指出的是,Golley 所研究的食物链中的能量损失,有相当一部分是被该食物链以外的其他生物取食了,据估计,仅昆虫就吃掉了该荒地植物生产量的 24%。另外,

在这样的生态系统中,能量的输入和输出是经常发生的,当动物种群密度太大时,一些个体就会离开荒地去寻找其他食物,这也是一种能量损失。

(2) 生态系统层次上的能流分析

在生态系统层次上分析能量流动,是把每个物种都归属于一个特定的营养级中(依据该物种主要食性),然后精确地测定每一个营养级能量的输入值和输出值,这种分析目前多见于水生生态系统,因为水生生态系统边界明确,便于计算能量和物质的输入量和输出量,整个系统封闭性较强,与周围环境的物质和能量交换量小,内环境比较稳定,生态因子变化幅度小。由于上述种种原因,水生生态系统(湖泊、河流、溪流、泉等)常被生态学家作为研究生态系统能流的对象。下面我们举几个生态系统能流研究的实例。

1) Cedar Bog 湖的能流分析。Lindeman(1942)开创了定量描述生态系统能量动态的工作,在美国 Cedar Bog 进行了深入的调查研究工作。他在《生态学的营养动态概说》一文中提出,生态系统营养动态的基本过程就是能量在生态系统中的转化过程,揭示了生态系统营养动态的规律。

从图 3-35 中可以看出,进入这个湖的太阳辐射能为 $5.0 \times 10^5 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$,总初级生产量是 $464.7 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$,能量的固定效率大约是 0.1%。在生产者所固定的能量中有 21%是被生产者自己的呼吸代谢消耗掉了,被植食动物吃掉的只有 $63 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$ (约占净初级生产量的 17%),被分解者分解的只有 $13 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$ (占净初级生产量的 3.4%)。其余没有被利用的净初级生产量竟多达 $293 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$ (占净初级生产量的 79.5%),这些未被利用的生产量终都沉到湖底形成了植物有机质沉积物。显然,Cedar Bog 湖中没有被动物利用的净初级生产量要比被利用的多得多。

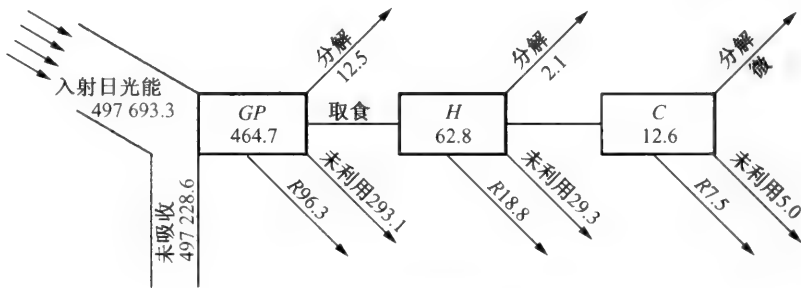


图 3-35 Cedar Bog 湖能量流动的定量分析

GP 为总初级生产量; H 为植食动物; C 为肉食动物; R 为呼吸[单位: $\text{J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$]

在被动物利用的 $63 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$ 的能量中,大约有 $18.8 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$ (占植食动物次级生产量的 30%)用在植食动物自身的呼吸代谢,其余的 $43.9 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$ (占 70%)从理论上讲都是可以肉食动物所利用,但是实际上肉食动物只利用了 $12.6 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$ (占可利用量的 28.6%)。这个利用率虽然比净初级生产量的利用率要高,但还是相当低的。在肉食动物的总次级生产量中,呼吸代谢活动大约要消耗掉 60% [$7.5 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$],这种消耗比同一生态系统中的植食动物(30%)和植物(21%)的同类消耗要高得多。其余的 40% [$5.0 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$]大都没有被更高营养级的肉食动物所利用,而每年被分解者分

解掉的又微乎其微,所以大部分都作为动物有机残体沉积到了湖底。

2) 银泉的能流分析。1957年, H. T. Odum 对美国佛罗里达州的银泉(Silver Spring)进行了能流分析,图 3-36 是银泉的能流分析图,从图中可以看出:当能量从一个营养级流向另一个营养级,其数量急剧减少,原因是生物呼吸的能量消耗和有相当数量的净初级生产量(57%)没有被消费者利用,而是被分解者分解了。由于能量在流动过程中的急剧减少,以致到第 4 个营养级的能量已经很少了,该营养级只有少数的鱼和龟,它们的数量已经不足以再维持第 5 个营养级的存在了。Odum 对银泉能流的研究要比 Lindeman 1942 年对 Cedar Bog 湖的研究深入细致得多。他首先是依据植物的光合作用效率来确定植物吸收了多少太阳辐射能,并以此作为研究初级生产量的基础,而不像通常那样是依据总入射日光能;其次,他计算了来自各条支流和陆地的有机物质补给,并把它作为一种能量输入加以处理;更重要的是他把分解者呼吸代谢所消耗的能量也包括在能流模式中。

营养级	GP 和 NP	R	NP/GP
I	GP=871.27×10 ⁵ NP=369.69×10 ⁵	501.58×10 ⁵	0.424
II	GP=141.10×10 ⁵ NP=62.07×10 ⁵	79.13×10 ⁵	0.440
III	GP=15.91×10 ⁵ NP=2.81×10 ⁵	13.23×10 ⁵	0.176
IV	GP=0.88×10 ⁵ NP=0.34×10 ⁵	0.54×10 ⁵	0.381
分解者	GP=369.69×10 ⁵ NP=19.26×10 ⁵	192.59×10 ⁵	0.052

图 3-36 银泉的能流分析(Odum, 1957)[单位: J/(m²·a)]

3) 森林生态系统的能流分析。1962年,英国学者 J. D. Ovington 研究了一个人工松林(树种是苏格兰松)从栽培后的第 17~35 年这 18 年间的能流情况(图 3-37)。这个森林所固定的能量有相当大的部分是沿着碎屑食物链流动的,表现为枯枝落叶和倒木被分解者所分解(占净初级生产量的 38%);还有一部分是经人类砍伐后以木材的形式移出了松林(占净初级生产量的 24%);而沿着捕食食物链流动的能量微乎其微。可见,动物在森林生态系统能流过程中所起的作用是很小的。木材占砍伐的净初级生产量的 70%,另占净初级生产量的 30%的树根实际上没有被利用,而是又还给了森林。

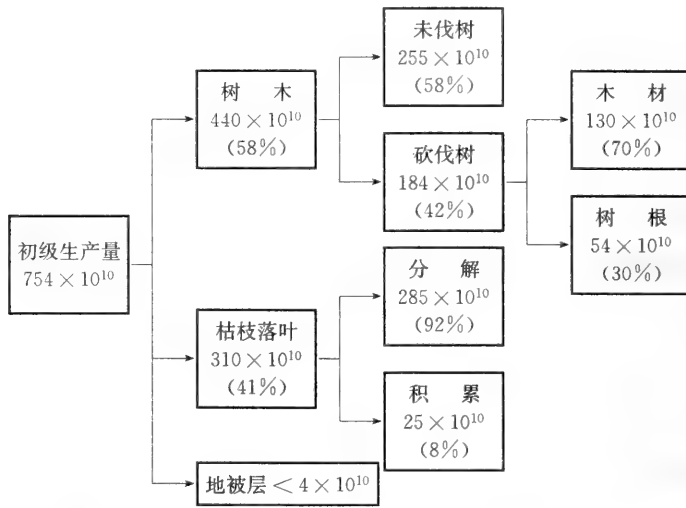


图 3-37 一片栽培松林18年间的能流分析(单位: J/hm²)

第五节 生态系统的物质循环和信息传递

自然界各种不同生态系统中,生命的维持不但需要能量,而且也依赖于各种营养物质的供应。能量是生态系统一切活动和过程的最终推动力,物质是构成生态系统生命和非生命组分的原材料,两者对任何生态系统来说都是缺一不可、相辅相成的。能量总是由高效能向低效能沿单方向流动,一切自由能只能利用一次。物质则在生态系统中可以被反复循环利用,它在生态系统中起着双重作用,既是维持生命活动的物质基础,又是能量的载体。因此,讨论物质在生态系统中的循环规律,是深入研究生态系统功能的重要内容。

一、物质循环的概念和类型

(一) 物质循环的概念

生态系统的物质循环(material cycle)又称生物地球化学循环(biogeochemical cycles),它是指生态系统内的各种化学元素及其化合物在生态系统内部各组成要素之间及其在地球表层生物圈、水圈、大气圈和岩石圈(包括土壤圈)等各圈层之间,沿着特定的途径从环境到生物体,再从生物体到环境,不断地进行着反复循环变化的过程。

生物地球化学循环根据物质循环的范围不同分为地球化学循环(地质大循环)和生物循环(生物小循环)两种基本形式(图 3-38)。其中,地球化学循环(geochemical cycles)是指化合物或元素经生物体的吸收作用,从环境进入生物有机体内,然后生物有机体以残体或排泄物的形式将物质或元素返回环境,经过 5 大自然圈(大气圈、水圈、岩石圈、土壤圈和生物圈)循环后再被生物利用的过程。地球化学循环的时间长、范围广,是闭合式的

循环;而生物循环(biological cycles)是指环境中的元素经生物体吸收,在生态系统中被相继利用,然后经过分解者的作用,再为生产者吸收、利用,生物循环的时间短、范围小,是开放式的循环。

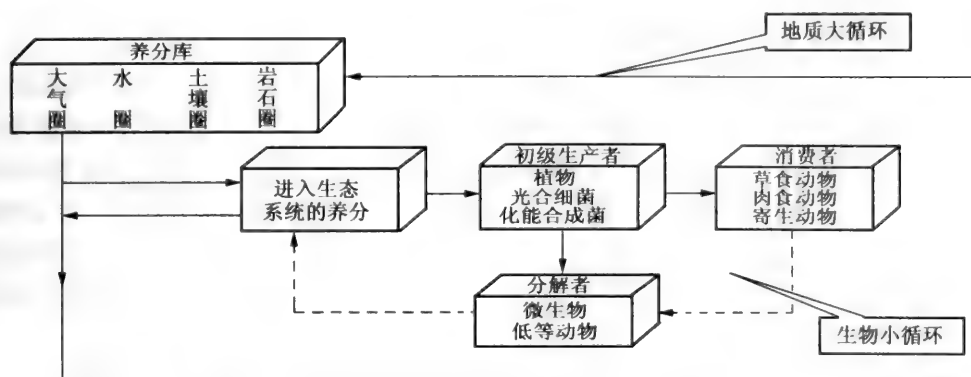


图 3-38 陆地生态系统营养物质循环模型(曹湊贵,2002)

(二) 物质循环的特点

1. 物质不灭,循环往复

物质和能量在转化过程中都只会改变形态而不会消灭,但物质循环不同于能量流动,能量衰变为热能的过程是不可逆的,它会最终以热能的形式离开生态系统,而物质是循环往复的。物质在生态系统内外的数量都是有限的,而且是分布不均匀的,但是由于它能在生态系统中永恒地循环,因此,它就可以被反复多次地利用。

2. 物质循环与能量流动不可分割,相辅相成

能量是生态系统中一切过程的源动力,也是物质循环运转的驱动力。物质是组成生物、构造有序世界的原材料,是生态系统能流的载体。能量的生物固定、转化和耗散过程是物质由简单的无机形态变为复杂的有机结合形态,再回到简单无机形态的循环再生过程。可见,任何生态系统的存在和发展,都是物质循环与能量流动同时作用的结果。

3. 物质循环的生物富集

按耗散结构理论和十分之一定律,能量在食物链流动中随营养级的上升而不断减少。但物质在食物链流动中则与能量流相反,一些物质化学性质比较稳定,被生物吸收固定后可沿食物链积累,如 DDT、六六六等;另一些物质或元素为结构物质,在流动中也可沿食物链积累,如氮、钙等,它们在食物链流动中随营养级上升浓度不断增加。

4. 生态系统对物质循环有一定的调节能力

生态系统的物质循环受稳态机制的控制,有一定的自我调节能力。这表现在多方面:如物质循环与能量流动的相互调节与限制;非生物库对外来干扰的缓冲作用;各元素之间

的相互制约;各种生物成分对物流变化的反馈调节等。循环中每一个库和流,因外来干扰引起的变化,都会引起有关生物的相应变化,产生负反馈调节使变化趋向减缓而恢复稳态。

5. 物质循环中生物的作用

生物在物质循环中也是物质存在的最生动形式。没有生物的光合固定和吸收同化,物质便不能从大气库、水体库及土壤岩石库中转移出来;没有生物的呼吸、分解释放,物质也不能再回到原来的库中。由于生物的生命活动,物质便由静止变为运动,从而使地球有了生气和活力。研究发现,草地植物的周转速率与放牧强度成正相关。图 3-39 说明随着放牧强度的提高,营养物质的循环速率加快,如果没有大型草食动物,仅靠小型草食动物和分解者的分解,营养物质的循环速率非常慢。可见生物不但是物质循环的动力,也调节着物质在生态系统内的分配。

6. 各物质循环过程相互联系,不可分割

水循环对其他物质的循环运动非常重要。没有水循环,其他物质循环便不能全面有效进行,更不能被生物利用而实现其在各物质库间的运动。反过来其他物质的循环状况对水循环也会产生影响。如碳循环局部失衡导致的大气中 CO_2 浓度升高引起的“温室效应”,影响了水循环过程。

(三) 几种重要物质的循环

1. 水循环

水是生命的基础元素。水既是一切生命有机体的重要组成成分,又是生物体内各种生命过程的介质,还是生物体内许多生物化学反应的底物。水是生物圈中最丰富的物质,水以固、液、气三态存在。环境水分对生物的生命活动也有着重要的生态作用。

地球的海洋、冰川、湖泊、河流、土壤和大气中含有大量的水。海洋中的液态咸水约占总量的 97%。陆地、大气和海洋中的水,形成了一个水循环系统。水在生物圈的循环,可以看作是从水域开始,再回到水域而终止。水域中,水受到太阳辐射作用而蒸发进入大气中,水汽随气压变化而流动,并聚集为云、雨、雪、雾等形态,其中一部分降至地表。到达地表的水,一部分直接形成地表径流进入江河,汇入海洋;一部分渗入土壤内部,其中少部分可为植物吸收利用,大部分通过地下径流进入海洋。植物吸收的水分中,大部分用于蒸腾,只有很小部分通过光合作用形成同化产物,并进入生态系统,然后经过生物呼吸与排泄返回环境(图 3-39)。

水通过各个贮存库的循环周期的长短因贮存库的大小不同而有显著差异。冰川水的周转期为 8 600 a;地下水的周转期为 5 000 a;江河水只有 11.4 d;植物体内水分的周转期最短,夏天为 2~3 d。植物体含水量虽小,但流经植物体的水分数量却是巨大的。例如,水稻在生长盛期,每天每公顷大约吸收 70 t 水,其中大约 5%用于维持原生质的功能和光合作用,95%以水蒸汽和水珠的形式,从叶片的气孔中排出。H. L. Penman 估计,参与

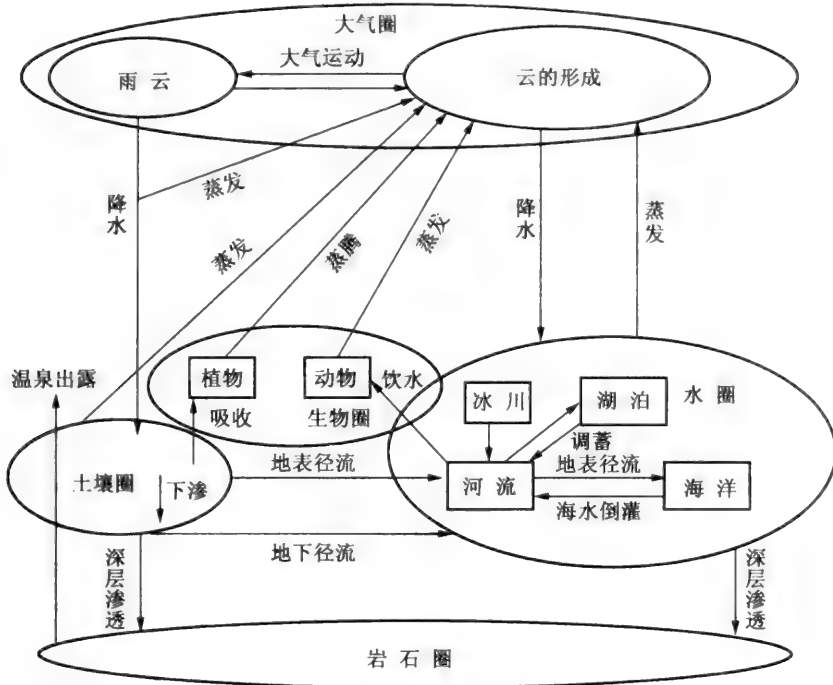


图 3-39 全球水循环(骆世明,2001)

光合作用的水要比参与蒸腾作用的水少得多。如生产 20 t 鲜重的植物物质,在生长期要从土壤中吸收 2 000 t 的水,20 t 鲜重中有 5 t 干物质,其余 15 t 为可蒸发水分。5 t 干物质中有结合水 3 t,仅相当于自土壤中吸收水分的 0.15%。

生物圈中水的循环平衡是靠世界范围的蒸发与降水来调节的。由于地球表面的差异和距太阳远近的不同,水的分布不仅存在着地域上的差异,还存在着季节上的差异。一个区域的水分平衡受降水量、径流量、蒸发量和植被截留量以及自然蓄水量的影响。降水量、蒸发量的大小又受地形、太阳辐射和大气环流的影响。地面的蒸发和植物的蒸腾与农作制度有关。土地裸露不仅使土壤蒸发量增大,并由于缺少植被的截留,使地面径流量增大。因此,保护森林和草地植被,在调节水分平衡上起着重要作用。丰茂的森林可截留夏季降水量的 20%~30%,草地可截留降水量的 5%~13%。树冠的强大蒸腾作用,可使林区比无林区、少林区降水量增多 30%左右。坡地上,森林可减轻水对土壤的侵蚀作用;林地内,地表径流量比无林地少 10%左右。

2. 碳循环

碳是生命骨架元素。环境中的 CO₂ 通过光合作用被固定在有机物质中,然后通过食物链的传递,在生态系统中进行循环。其循环途径有:① 在光合作用和呼吸作用之间的细胞水平上的循环;② 大气 CO₂ 和植物体之间的个体水平上的循环;③ 大气 CO₂—植物—动物—微生物之间的食物链水平上的循环。这些循环均属于生物小循环。此外,碳以动植物有机体形式深埋地下,在还原条件下,形成化石燃料,于是碳便进入了地质大循

环。当人们开采利用这些化石燃料时,CO₂ 被再次释放进入大气(图 3-40)。

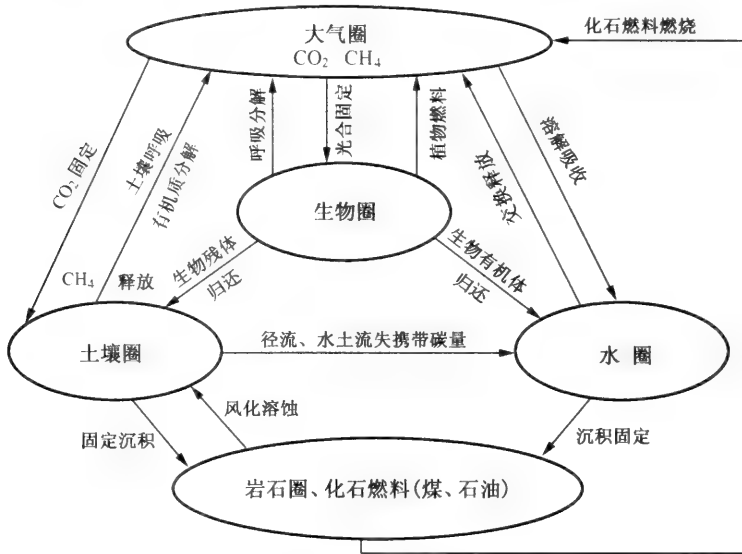


图 3-40 全球碳循环(骆世明,2001)

3. 氮循环

氮是生命代谢元素。大气中氮的含量为 79%，总量约 3.85×10^{15} t,但它是一种很不活泼的气体,不能为大多数生物直接利用。氮只有通过固氮菌的生物固氮、闪电等的大气固氮、火山爆发时的岩浆固氮以及工业固氮等 4 条途径,转为硝酸盐或氨的形态,才能为生物吸收利用(图 3-41)。

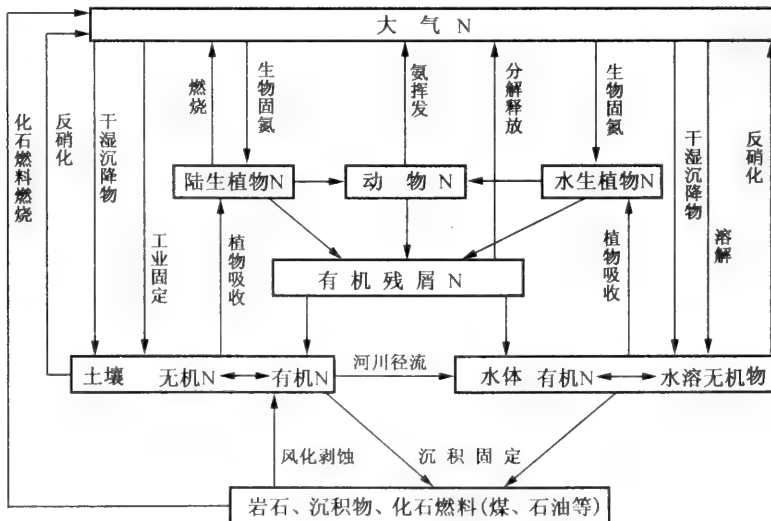


图 3-41 全球氮循环(骆世明,2001)

在生态系统中,植物从土壤中吸收硝酸盐,氨基酸彼此联结构成蛋白质分子,再与其他化合物一起建造了植物有机体,于是氮素进入生态系统的生产者有机体,进一步为动物取食,转变为含氮的动物蛋白质。动植物排泄物或残体等含氮的有机物经微生物分解为 CO_2 、 H_2O 和 NH_3 返回环境, NH_3 可被植物再次利用,进入新的循环。氮在生态系统的循环过程中,常因有机物的燃烧而挥发损失;或因土壤通气不良,硝态氮经反硝化作用变为游离氮而挥发损失;或因灌溉、水蚀、风蚀、雨水淋洗而流失等。损失的氮或进入大气,或进入水体,变为多数植物不能直接利用的氮素。因此,必须通过上述各种固氮途径来补充,从而保持生态系统中氮素的循环平衡(图3-41)。

4. 磷循环

磷是生命信息元素。磷循环属典型的沉积循环。磷以不活跃的地壳作为主要贮存库。岩石经土壤风化释放的磷酸盐和农田中施用的磷肥,被植物吸收进入植物体内,含磷有机物沿两条循环支路循环:一是沿食物链传递,并以粪便、残体归还土壤;另一是以枯枝落叶、秸秆归还土壤。各种含磷有机化合物经土壤微生物的分解,转变为可溶性的磷酸盐,可再次供给植物吸收利用,这是磷的生物小循环。在这一循环过程中,一部分磷脱离生物小循环进入地质大循环,其支路也有两条:一是动植物遗体在陆地表面的磷矿化;另一是磷受水的冲蚀进入江河,流入海洋。

农业生产上大量施用磷肥不仅有使磷资源面临枯竭的威胁,且磷矿石、磷肥中含有重金属和放射性物质,长期大量施用,会使土壤污染;磷素随水土流失进入水域或水体的富营养化,殃及鱼类等水生生物(图3-42)。

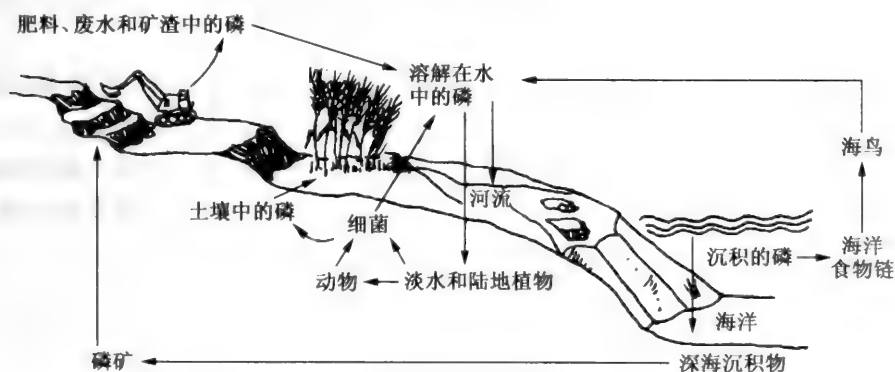


图3-42 磷循环(蔡晓明等,1995)

5. 有毒物质的循环

某种物质进入生态系统后在一定时间内直接或间接地有害于人或生物时,就称为有毒物质或污染物。有毒物质种类繁多,包括有机的如酚类和有机氯农药等,无机的如重金属、氟化物和氰化物等。它们进入生态系统的途径也是多种多样的,有些被人们直接抛弃到环境中,有的通过冶炼、加工制造、化学品的贮存与运输以及日常生活、农事操作等过程

而进入生态系统。

有毒物质进入生态系统后,就会沿着食物链在生物体内富集浓缩,愈是上面的营养级,生物体内有毒物质的残留浓度愈高(图 3-43)。

6. 放射性核素的循环

天然放射性核素在自然界是很普遍的,也就是说,天然存在的放射性核素是很多的。由于地层中放射性物质含量不同,不同地区地层辐射的红外照射剂量率可能有较大的变化。放射性核素可在多种介质中循环,并能被生物富集。不论裂变或不裂变,通过核试验或核作用物都进入大气层。然后,通过降水、尘埃和其他物质以原子状态回到地球上。人和生物既可直接受到环境放射源危害,也可因食物链带来的放射性污染而间接受害。放射性物质由食物链进入人体,随血液遍布全身,有的放射性物质在体内可存留 14 年之久。

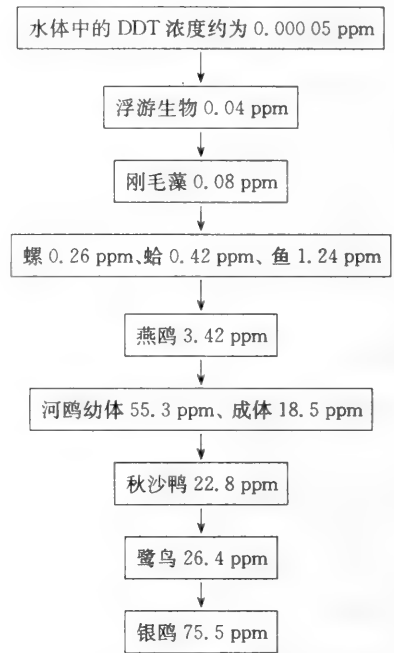


图 3-43 DDT 在食物链中的生物放大

二、生态系统的信息传递

人们常说,当今是信息时代。那么,什么是信息呢?信息是实现世界物质客体间相互联系的形式。所以,信息以相互联系为前提。没有联系也就不存在什么信息。

一个信息过程都有三个基本环节:信源(信息产生)、信道(信息传输)、信宿(信息接收)。多个信息过程相连就使系统形成信息网,当信息在信息网中不断被转换和传递时,就形成了信息流。

(一) 生态系统中信息的概念、种类与特征

1. 概念

生态系统除了能量流动、物质循环外,还存在着众多的信息联系。在生态系统的各个组成成员之间及各个成员的内部都存在着信息交流,彼此间进行着信息传递。这种信息传递又称为信息流。生态系统中存在着信息流。生态系统信息流不仅包含着个体(物种)、种群和群落等不同水平上的信息,而且,所有生物的分类阶元及其各部分都有特殊的信息联系,从而赋予生态系统以新的特点。

生物的信息传递、接受和感应特征是长期进化的结果。信息传递的目的就是要使接

受端获得一个与发送端相同的复现消息,包括全部内容与特征。

2. 种类

信息有物理信息、化学信息、营养信息和行为信息四种。

(1) 物理信息

以物理因素引起生物之间感应作用的一类信息。如光信息、声信息、接触信息等。① 光信息。光信息对植物的生长、发育、形态形成极其重要。例如,黑暗中生长的马铃薯或豌豆黄化苗的幼苗,在生长过程中,每昼夜只需曝光 5~10 分钟,便可使幼苗的形态转为正常。又如烟草种子萌发时必需有光信息。植物的光周期现象也是光信息的作用。② 声信息。声波在生物体中传播时,将对生物体本身产生某种影响,例如,声波能使种子的表皮松软乃至破裂,以提高吸水率,促进新陈代谢,从而提高发芽率。③ 接触信息。生物与环境接触而感知到的环境信息,如有些生物能感知到电的存在。

(2) 化学信息

生物在其代谢过程中会分泌出一些物质,如酶、维生素、生长素、抗生素、性引诱剂等,经外分泌或挥发作用散发出来,被其他生物所接受和传递。这种具有信息作用的化学物质很多,主要是次生代谢物,如生物碱、萜类、黄酮类、有毒氨基酸以及各种甙类、芳香族化合物等。次生代谢产物在植物和食草动物之间的信息传递,表现为威慑作用、引诱作用。例如有些植物体散发出的气味和花的颜色对昆虫或其他动物有吸引作用;鸟类和爬行动物常避开含强心甙、生物碱、单宁和某些萜类植物。

(3) 营养信息

营养信息就是在食物链中某一营养级的生物由于种种原因而变少了,另一营养级的生物就发出信号,同级生物感知这个信号就进行迁移以适应新的环境。

(4) 行为信息

也是借光、声及化学物质等信息传递,同类生物相迁时常表现各种有趣的行为信息传递,如草原上的鸟,当出现敌情时,雄鸟急速起飞,扇动两翅,给雌鸟发出警报。

3. 生态系统中信息流的特征

生态系统中信息传递具有可传扩性、永续性、时效性、分享性与转化性特征。

(二) 生态系统中的信息传递

生态系统信息流动是一个复杂过程:一方面信息流动过程总是包含着生产者、消费者和分解者亚系统,每个亚系统又包含着更多的系统;另一方面,信息在流动的过程中不断地发生着复杂的信息转换。归纳起来,信息流动可有以下一些基本的过程环

节(图 3-44)。

1. 信息的产生

系统中信息的产生过程是一种自然的过程。只要有事物存在,就会有运动,就具有运动的状态和方式的变化,这就产生了信息。

2. 信息的获取

信息获取指信息的感知和信息的识别。信息的感知是指对事物运动状态及变化方式的知觉力。当然,仅有知觉还是不够的,还要有识别能力,对信息加以分辨,它必须同时

考虑到事物运动状态的形式、含义和效用三个方面因素。这就是信息科学中的“全信息”。仅计其中的形式因素的信息部分称为“语法信息”,把其中含义因素的信息部分称为“语义信息”,而把其中效用因素的信息部分称为“语用信息”。换句话说,到主体利用信息的层次就把语法信息、语义信息和语用信息都包含在内了。

3. 信息的传递

包括信息的发送处理、传输处理和接收处理等过程环节。发送信息不仅包括信息在空间中的传递,也包括信息在时间上的传递。前者称为通信,后者称为存储。通讯就是要使接收者获得与发送端尽可能相同的消息内容和特征。

4. 信息的处理

信息处理系统是指为了不同目的而实施的对信息进行的加工和变换。针对不同的目的和背景而进行,如提高抗干扰性而进行纠错编码处理;为了提高效率而进行的信息压缩和信息加密处理等。一般分为浅层信息处理和深层信息处理。前者基本上是对信息的形式化所作的处理,如匹配、压缩、纠错和加密等;而后者不仅仅利用语法信息的因素,而且要考虑全信息的因素,特别要与优化、决策等联系的信息因素等。信息处理的层次越深,越是要充分利用全信息的因素。

5. 信息的再生

信息再生是利用已有的信息来产生信息的过程,它在整个信息过程中起着十分重要的作用。信息再生表明它是一个由客观信息转变为为主观信息的过程,是主体思考升华转变的过程。决策是根据具体的环境和任务决定行动的策略,它是一个典型的信息再生过程。

6. 信息的施效

使信息发挥作用是研究整个信息过程的目的。人们通过获取信息、传递信息、处理信

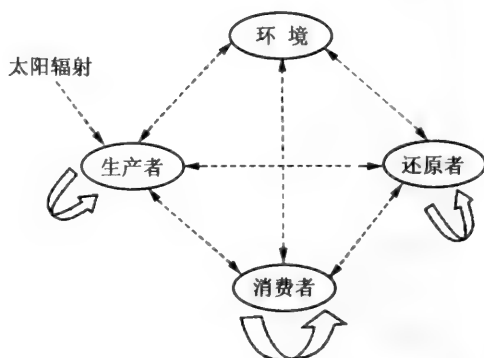


图 3-44 生态系统信息流模型

息、再生信息、利用信息等,让信息发挥效益。其中包括控制、优化的增广智能,最终把信息和规律运用于实践中,造福人类。

(三) 信息传递实例

1. 取食

动物的取食有一定特点。食草动物通过眼睛感觉辨别环境中不同植物的颜色特征,从而取食它所需要的植物。在取食过程中,通过口腔的感触辨别食物的味道,然后取食所需要的食物,排除不需要的部分。食肉动物不但用眼睛辨别、追捕其他所需要的动物,同时用耳朵对声音的反应,来追捕或威胁它的敌人,从而获取食物或召集同伙联合作战战胜敌人而取食之(图 3-45)。

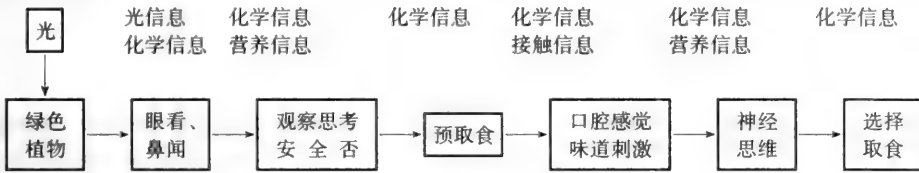


图 3-45 草食动物取食的信息流过程

2. 居住

动物总是栖息在最有利于生活、生存的环境中,这是经过一系列感觉器官,对环境的光、温、水、气等信息反映到神经系统,经过综合分析而决定的。食物信息发生变化也会引起生物对居住环境的改变(图 3-46)。

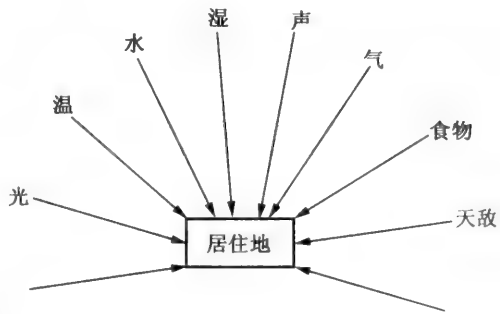


图 3-46 动物居住地选择的信息源

3. 防卫

各种生物的体形和体色都有尽量与其生存环境相一致的特性。这一特性是防卫“敌人”的一种自然保护色,也是一种信息作用。生物具有寻找与其体色相同的环境居住下来的机能,来迷惑敌人免遭杀害,这

是一种行为信息在生物保护中的作用。蝗虫、蚱蜢当秋冬杂草枯黄的物理信息传到虫体,反映到大脑,大脑指示体躯的皮肤改变颜色使之与草色相一致,从而保护其免遭敌害。有的动物以其特别姿态变化来吓唬敌人得到保护。如豪猪遭遇敌人时,将其体刺竖立,形成可怕的姿态,从而赶走敌人;家猫见到狗,则“猫假虎威”以克敌;海洋生物乌贼遇到敌人时,喷出黑液赶走敌人。蚜虫在遭天敌昆虫捕食时,当敌人接触蚜虫体表时,蚜虫腹部后方的一对角状管立即分泌一种萜烯类挥发性物质,通知它的伙伴迅速逃脱。瓢虫被鸟类啄食时,体内分泌出强心甙,使鸟感到难以下咽而吐出,这也是一种行为信息。

4. 性行为

生物在其繁衍后代过程中都有特殊的性行为。某些生物能分泌与性行为有关的物质散发到环境中引诱异性。这种化学信息只有同类生物才能感触到,尤其是同类生物的异性特别敏感。鳞翅目昆虫,雄蛾在腹部或翅上的毛刷状器官有性分泌腺,可分泌性外激素以引诱异性,达到交配的目的。有的生物是雌性分泌性外激素引诱雄性;有的则是雄性分泌性外激素引诱雌性。还有的生物,两性都能分泌性外激素。一般说,雌性分泌的性外激素引诱力较强,引诱的距离较远;雄性分泌的性外激素引诱力较弱,引诱的距离较近。引诱的距离,按 Wright 计算大致在 1 km 之内。

5. 生物的群集作用

生物的群集除食物、环境等因素外,信息也会引起群集。

(四) 信息在农业生态系统中的应用

农业生态系统和自然生态系统一样,具有各种各样的信息传递。其中最主要的信息是科学技术。根据热力学第一定律,物质和能量是守恒的,既不能创造也不能消灭,人们只能利用“势差”。但在农业生态系统中加入科学技术这个生产力后,可以提高物质的利用率和能量的转化率。

1. 光信息在农业生态系统中的应用

利用光信息调节和控制生物的发生发展。例如,利用各种昆虫的趋光特点进行诱杀。虽然昆虫都有趋光的特点,但不同昆虫对各种光波长的反应不完全相同,因此,可用不同的光来诱杀害虫。各种害虫活动时间不同,水稻二化螟、三化螟、玉米螟、棉红铃虫、梨小食心虫、小地蚕等,都在 22 时 30 分至 4 时 30 分活动盛行。草木蛾、桃褐斑夜蛾及葡萄实紫褐夜蛾,都在夜间飞入果园刺吸果汁,所以夜间点灯诱杀效果好。

根据各种植物的光周期特性和器官不同,人工控制光周期达到早熟高产,在花卉上应用很多,如短光照处理菊花使其在夏天开花供观赏。在育种上利用光照处理调节不同光周期的植物,在同一时间开花进行杂交,培育优良品种。利用作物光周期不同,采取相应措施提高产量,例如短日照作物黄麻,南种北移延长生长期,提高麻皮产量。养鸡业在增加营养的基础上延长光照时间可以提高产蛋率。

2. 化学信息在农业生态系统中的应用

自然界生物的某些行为是由少量的化学物质的刺激引起的,如黏虫成虫具有趋光性,对蜡味特别敏感。生产上就利用这一点,在杀菌剂中调以蜡类物以诱杀之。

卡尔逊(Karison)和林茨(Liischer)于 1959 年倡议采用性外激素(Pheromone)这一术语。性外激素是昆虫分泌到体外的一种挥发性的物质,是对同种昆虫的其他个体发出的化学信号而影响它们的行为,故称为信息素。根据其化学结构,目前已人工合成 20 多种性外激素,用于防治害虫,效果显著。如利用性外引诱剂“迷向法”防治害虫。

具体做法是,在田间释放过量的人工合成性引诱剂,使雄虫无法辨认雌虫的方位,或者使它的气味感染器变得不适应或疲劳,不再对雌虫有反应,从而干扰害虫的正常交尾活动。国外应用“迷向法”防治森林大害虫舞毒蛾是比较成功的。我国最近进行了“迷向法”防治棉红铃虫试验,处理区的监测诱捕器的诱蛾量上升 99% 以上,交配率和铃害均下降 20% 左右。在家畜饲养上应用性外激素调整母猪发情日期,治疗久配不孕症。此外用性外激素,鉴定猪的发情日期,提供确切指标,以便适时进行人工授精,提高繁殖能力,促使母猪多产仔猪。

3. 声信息在农业生态系统中的应用

用一定频率的声波处理蔬菜、谷类作物及树木等种子,可以提高发芽率,获得增产。法国园艺家用耳机套在番茄上,让它每天“欣赏”3 h 的音乐,结果番茄重达 2.5 kg。前苏联、美国也有类似的报道。

第六节 生态系统的调控与建模

一、生态系统的调控

(一) 生态系统的稳定性

无论是自然的,还是人工的生态系统都是一种动态的开放系统。生态系统在与环境因素之间进行物质和能量的交换过程中,会不断受到外界环境的干扰和负面影响。然而,一切生态系统对于环境的干扰所带来的影响和破坏都有一种自我调节、自我修复和自我延续的能力,如森林的适当采伐、草原合理放牧、海洋的适当捕捞,都会通过系统的自我修复能力来保持木材、饲草和鱼虾产品产量的相对稳定。我们把生态系统这种抵抗变化和保持平衡状态的倾向称为生态系统的稳定性或“稳态”。

生态系统稳定性常可分为两类:一是抵抗力稳定性(resistant stability),另一类是恢复力稳定性(resilient stability)。前者是指生态系统抵抗干扰和保护自身结构与功能不受损伤的能力;后者是指生态系统被干扰、破坏后自我恢复的能力。很多证据表明,这两类稳定性是相互对立的,它们之间存在着相反的关系。当然,同一个系统一般不易同时发生这两类稳定性(图 3-47)。

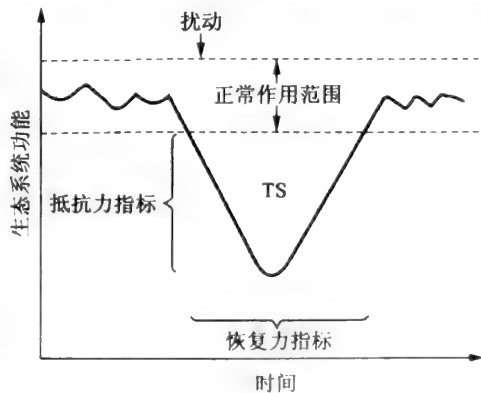


图 3-47 生态系统的稳定性

(二) 生态系统稳定性的阈值

生态系统的稳定性是动态的,而不是静态的。这是由于生态系统中生物类群是不断变化的,系统内外环境条件也在不断地变化。因此,生态系统的稳定性有一定的作用范围。在一定范围内,生态系统可以忍受一定程度的外界压力,并通过自我调控机制,抵御和校正自然和人类所引起的干扰,恢复其相对平衡,保持其相对稳定性。超出一定的范围,生态系统的自我调控机制就会失灵或消失,其稳定性就会受到影响,相对平衡就会遭到破坏,甚至使系统崩溃。生态系统忍受一定程度外界压力维持其相对稳定性的这个限度就称为“生态阈值(ecological threshold)”。

生态阈值的大小决定于生态系统的成熟性。系统越成熟,结构越简单,阈值越高;反之,系统发育越不成熟,结构越简单,功能效率越低,系统对外界压力的反应越敏感,抵御剧烈生态变化的能力越脆弱,阈值就越低。不同生态系统在其发展进化的不同阶段有多种不同的生态阈值,了解这些阈值,才能合理调控、利用和保护生态系统。

(三) 生态系统稳定性的调控机制

生态系统是一个具有稳态机制的自动控制系统,它的稳定性主要通过系统的反馈调控来实现。当生态系统中某一成分发生变化时,必然会引起其他成分出现一系列相应的变化,这些变化最终又反过来影响起初发生变化的那种成分。生态系统的这种作用过程称为反馈(feedback),分为负反馈和正反馈两种类型。正反馈和负反馈在生态系统稳态调控中具有十分重要的作用。

负反馈是指使系统输出的变动在原变化方向上减速或逆转的反馈。生态系统的负反馈是比较常见的一种反馈,它是指生态系统中某一成分变化所引起的其他一系列变化,反过来抑制或减弱最初引发变化的那种成分发生变化的作用过程。其作用结果是促使生态系统达到稳态和保持平衡。例如,草原因食草动物迁入、繁殖而数量增加,使得草原植物被过度啃食而减少,植物生产量的减少,反过来又会抑制食草动物种群和个体数量增加。

在自然生态系统中长期的反馈联系促进了生物的协同进化,产生了诸如致病力——抗病性、大型凶猛的进攻型——小型灵洽的防御型等相关性状。这些结构形式表现出来的长期反馈效应对自然生态系统形成一种受控的稳态有很大作用。反馈作用还能使系统的抗干扰能力与应变能力大大增强。

正反馈与负反馈相反,是指使系统输出的变动在原变动方向上被加速的反馈。生态系统的正反馈是指生态系统中某一成分变化所引起的其他一系列变化,促进或加速最初引发其变化那种成分进一步发生变化的作用过程。其作用结果是常常使生态系统进一步远离平衡状态或稳态。例如,一个湖泊生态系统受到污染,导致鱼类死亡而数量减少,鱼体死亡后又会进一步加重污染,并引起更多的鱼类死亡,使得湖泊污染会越来越严重,鱼类死亡越来越加剧。正反馈对生态系统往往具有极大的破坏作用,而且常常是爆发性的,所经历的时间也很短。但从长远看,生态系统中的负反馈和自我调节总是起着主要作用。在自然生态系统中,生物常利用正反馈机制来迅速接近“目标”——如生命延续、生态位占据等,而负反馈则被用来使系统在“目标”附近获得必要的稳定(图 3-48)。

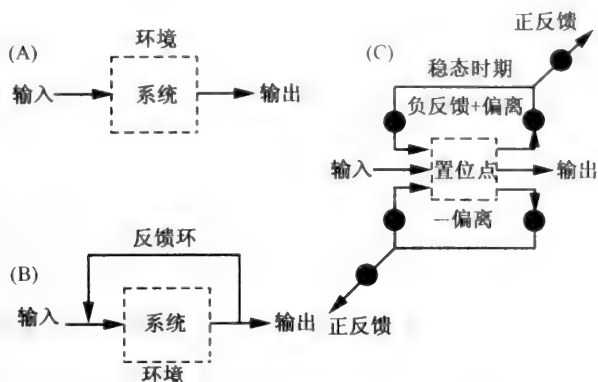


图 3-48 不同系统的调控机制

(A) 开放系统,表示系统的输入和输出;(B) 具有一个反馈环境的环境,使系统成为控制系统;(C) 具有一个位置点的控制论系统

生态系统的自我调控表现为程序调控、随动调控、最优调控和稳态(homeostasis)调控。

1) 程序调控。动物从卵开始的发育、成熟、死亡过程,昆虫的顺序变态过程都基本由基因所预编的程序所调控。生物群落的演替也表现出程控特点。

2) 随动调控。像雷达跟踪飞机一样,鹰靠视觉跟踪能抓到跑动的小兔,蝙蝠靠超声波听觉能捕捉到飞行的昆虫;向日葵的花随太阳转动;植物根系伸向肥水集中部位。

3) 最优调控。蜜蜂建成的六角形蜂巢的几何形状已被数学上证明是最省材料的;鱼类的流线型结构是减少流体阻力的最优结构;鸟类中空的骨骼既省材料又有很理想的结构强度。自然顶极群落通过多层结构和循环机制,对能量和营养物的利用率也达到了很高的水平。

4) 稳态调控。自然界有一种在发展过程中趋于稳定,在干扰中维持稳定,偏移后恢复原态的能力。这种稳态受到多种机制的调控,从基因、酶、细胞器、组织直到个体、种群、群落和生态系统各个层次中都有丰富的表现形式。

二、生态平衡及其人工调控

(一) 生态平衡的含义

“生态平衡”一词是美国学者威廉·福格特在 1949 年出版的《生存之路》一书中正式提出来的,其用意是指自然环境没有遭受人类严重干扰的天然状态通称为“生态平衡”,所以又有人称为“自然界的平衡(balance of nature)”。但是,直到目前为止,生态学的各种理论体系还没有对“生态平衡”作一个比较统一的论述和界定,各种看法的分歧较大。

英国生态学家 A. G. Tansley 认为(1935),“生态系统的各部分——生物与非生物、生物群落与环境,可以看作是处在相互作用中的因素,而在成熟的生态系统中,这些因素接

近于平衡状态”。他又说：“……自然植被和半自然植被在不断的变化中，我们观察到一定程度的一致性，这类变化将达到‘相对平衡’的地位，也叫‘顶极群落’。它相当于成熟的生态系统，但极少是真正稳定的。”尽管 Tansley 并未使用生态平衡一词，按照现代生态学理论，一般认为，在成熟的生态环境中，其状态趋于稳定。可见，Tansley 所说的“平衡状态”就是稳定状态，或者“顶极群落”就是一种平衡。

综合各种观点，可以认为生态平衡是指在一定的时间和相对稳定的条件下，生态系统内各部分（生物、环境和人）的结构和功能均处于相互适应与协调的动态平衡，生态平衡是生态系统的一种良好状态。

生态平衡是相对的、整体的动态平衡，这是因为生态系统时刻在运动和发展之中，是运动着的平衡状态，犹如一条河流，水位平衡却没有停止流动那样。生态平衡的系统，是处于相对稳定的状态，作为开放的系统，物质和能量的输入输出，始终在正常进行之中。局部、小范围的破坏或扰动可通过系统调控机制进行调节和补偿，局部的变动或不平衡不影响整体的平衡，这和相对动态平衡是一致的。

（二）生态平衡的三个基本要素

生态平衡的三个基本要素是系统结构的优化与稳定性、能流和物流收支平衡以及自我修复和自我调节功能的保持。

衡量一个生态系统是否处于生态平衡状态，其具体内容为：① 时空结构上的有序性。表现在空间有序性是指结构有规则地排列组合，小至生物个体的各器官的排列井然有序，大至宏观生物圈内各级生态系统的排列，以及生态系统内各种成分的排列都是有序的；表现在时间有序性上就是生命过程和生态系统演替发展的阶段性，功能的延续性和节奏性。② 能流、物流的收支平衡。指系统既不能入不敷出，造成系统亏空，又不入多出，导致污染和浪费。③ 系统自我修复、自我调节功能的保持，抗逆、抗干扰、缓冲能力强。

所以，生态平衡状态是生物与环境高度相互适应、环境质量良好，整个系统处于协调和统一的状态。

（三）生态平衡失调及其原因

1. 生态平衡失调的概念

生态系统是一个反馈系统，具有自我调节的机能。但是，这种机能是有一定限度的。在确定的限度内也即在不超过系统的生态阈值和容量的前提下，它可以忍受一定的外界压力，当压力解除后，它能逐步恢复到原有的水平。相反，如果外界压力超过该生态系统的“生态阈值”，它的自我调节能力便会降低，甚至消失，最后导致生态系统衰退或崩溃，这就是人们常说的“生态平衡失调”或“生态平衡破坏”。

2. 生态平衡失调机理

作用于生态系统的外部压力可以从以下两方面来干扰破坏生态平衡：一是损坏生态

系统的结构,导致系统的功能降低;二是引起生态系统的功能衰退,导致系统的结构解体。

3. 生态平衡失调的原因

造成生态平衡失调的原因是多方面的,但归纳起来可以从两个方面来阐述。

(1) 自然因素

1) 生态系统内部的原因。自然生态系统是一个开放系统,由绿色植物从外界环境把太阳光和可溶态营养吸纳到体内,通过物质循环和能量转换过程不仅使可溶态养分积聚在土壤表层,而且还把部分能量以有机质的形态贮存于土壤中,从而不断地改造土壤环境。而改造后的环境为生物群落的演替准备了条件,生物群落的不断演替,实质上就是不断地打破旧的生态平衡。可见,物质和能量在表土中的积累,其本质就是对原平衡的破坏。生物群落的演替可以是正向演替,也可以是逆行、退化演替。如果是逆行演替,则是打破原来的生态平衡后建立更低一级的生态平衡,本身意味着稳态的削弱。

2) 生态系统外部的原因。由于自然因素,如火山爆发、台风、地震、海啸、暴风雨、洪水、泥石流、大气环流变迁等,可能造成局部或大区域的环境系统或生物系统的破坏或毁灭,导致生态系统的破坏或崩溃。如果自然灾害是偶发性的,或者是短暂的,尤其是在自然条件比较优越的地区,灾变后靠生物系统的自我恢复、发展,即使是从最低级的生态演替阶段开始,经过相当长时期的繁衍生息,还是可以恢复到破坏前的状态的。如果自然灾害持续时间较长,而自然环境又比较恶劣,则可能造成自然生态系统的彻底毁灭,甚至是不可逆转的(如沙漠和荒漠的形成)。然而综观全局,自然因素所造成的生态平衡的破坏,多数是局部的、短暂时、偶发的,常常是可以恢复的。

(2) 人为因素

1) 人与自然策略的不一致。人类对于自然,一个共同的目标是“最大限度的获取”。滥伐森林,开垦草原,围湖造田,乱捕滥猎,竭泽而渔……已经造成一系列的生态失调。自然生态系统在长期发展进化中,则是不断积累能量以消除增加的熵,来维持系统自身的平衡和稳定,这种最大限度的保护策略,却经受不住人类的冲击,仍给各种生态系统带来极大的影响,超越了它们的生态阈限,最终导致系统的崩溃。

2) 经济与生态分离。人类有史以来向大自然索取任何东西都是理所当然的,因而传统的经济学和经济体系中,自然界的的服务不表现价值,也就是说的是免费的,因而许多破坏珍贵自然资源的行为长期以来屡禁不止,如捕杀野生动物大象、犀牛、熊猫等,因为它们的角、牙、皮毛等可以获得暴利,采集珍贵的野生药材和植物更是一本万利。这些掠夺性的行为投入少、产出高,走私、偷猎者们获得极高的经济效益,但整个社会却为他们承受长远的经济和生态后果。大自然不但是人类的宝库,还是垃圾场,许多工厂排放污物,使自然界和整个社会成为容纳污染物的免费车间,这种现象用生态经济的概念叫“费用外摊”。这些现象都是个人经济效益越好,社会生态效益就越坏,是经济与生态的分离而不是统一。

(四) 生态系统的人工调控

人类利用生态工程的方法对生态系统进行人工调控,对提高系统的生产力,满足人类日益增长的需要,起着巨大的作用。但人工调控必须按照生态学原理来进行,才能既可以满足目前需要,又可促进生态系统的良性发展。

1. 生物调控

(1) 生物调控的概念

生物调控是通过对生物个体及种群的生理及遗传特性进行调节,以增加生物对环境的适应性及提高生物对环境资源的转化效率。

(2) 生物调控的方式

生物调控主要有生物个体和群体两个层次的调控。

1) 个体调控。主要方式是选种和育种,调控的目的是使目标生物更适应当地环境特点,更适合群体和系统的要求,更能满足人类的愿望。因此,选、育种的目标一般是该品种对环境的适应性、丰产性和抗逆性的选择。

2) 群体调控。目的是调节个体与个体之间、种群与种群之间的关系,具体措施主要包括:① 密度调节,如作物播种密度、牲畜放养密度和性别比例、海洋鱼类捕捞强度;② 前后搭配调节,如耕作制、后备畜种贮留更新;③ 群体种类组成调节,如作物套种、立体农业、动物的混养、混交林营造等。

(3) 生物调控的手段

生物调控最有效的手段是生物技术,20世纪50年代以来,生物基因工程技术的发展越来越快,有人预计,21世纪生物基因工程技术将会继续迅速发展。但是人们又十分担心生物基因工程技术的发展对环境带来潜在的不良影响,许多专家认为生物基因工程技术产品可能给环境、人类健康、伦理道德带来危机。因此,20世纪80年代后期出现了“生物安全”这个专门名词,并列入了1992年联合国环境与发展大会的《生物多样性公约》条款之中。

《公约》生效几年来,基因工程技术又有重大突破,“克隆”技术获得成功,但也使“生物安全”问题更加突出。转基因技术创造的是自然界本来不存在的生物体,这些生物体对自然生态系统来说本身就是一个外来种。转基因生物对自然植物群落的影响也可能产生严重的生态后果。例如插入转基因的杂草,会由于食草动物难以食用迅速繁衍,而稀有植物则可能消亡;还可能导致虫害更为普遍,使生态系统功能严重失调,转基因生物还可能使农业作物品种更加单一。

2. 环境调控

环境调控是指为了增加生物种群的产量而采取的一种改造生态环境的措施。

(1) 土壤环境的调控

可采用物理、化学和生物的方法改良土壤环境。传统的犁、翻、耙、磨、造畦、造梯田和排灌等都属于物理方法；化学方法包括施化肥，施土壤结构改良剂、消化抑制剂等；生物学方法包括施有机肥、种绿肥以及草四轮作等。

(2) 气候因子的调控

包括大规模植树造林，营造农田防护林带，建风障，建动物棚舍，薄膜覆盖，土面增温剂，人工降雨、人工防雹、人工防霜，温室栽培等。

(3) 水因子的调控

方法有建水库、引水渠、田间排灌技术、松土、镇压、喷灌、滴灌、用覆盖物抑制土面蒸发、用抗蒸材料抑制植物蒸腾等。

此外，随着现代科学发展起来的、用于园艺生产的水场、砂场和木糖栽培，以及人工控制温、湿、光的人工气候室，则是更彻底的环境控制。有利物种的引进和有害物种的控制，也是对生物环境的调控。

3. 系统结构调控

生态系统的结构调控是利用综合技术与管理措施，协调不同种群的关系，合理组装成新的复合群体，使系统各组成成分间的结构与功能更加协调，系统的能量流动、物质循环更趋合理的控制。

在充分利用和积极保护资源的基础上，获得最高系统生产力，发挥最大的综合效益。如大农业生态系统中协调农、林、牧、副、渔各业的配置种类和比例，目的是最大限度地利用当地的物质资源和能量资源，使系统不断优化，以便获得不断增长的经济效益和生态效益。

从系统构成上讲，结构调控主要包括3个方面：① 确定系统组成在数量上的最优比例；② 确定系统组成在时间、空间上的最优联系方式，要求因地制宜、合理布局农林牧生产，按生态位原理进行立体组合，按时空三维结构对农业进行多层配置；③ 确定系统组成在能流、物流、信息流上的最优联系方式，如物质、能量的多级循环利用，生物之间的相生相克配置等。

4. 输入输出调控

除了直接干预生态系统的组分及结构外，系统外部环境及社会经济状况也对生态系统整体产生影响。如输入输出对农业生态系统的调控，输入包括肥料、饲料、农药、种子、机械、燃料、电力等农业生产资料，输出的是各种农业产品。

1) 输入调控：包括输入的辅助能和物质的种类、数量和投入结构的比例。

2) 输出调控：包括调控系统的贮备能力，使输出更有计划，或对系统内的产品加工，改变产品输出形式，使生产加工相结合，产品得到更充分的利用，并可提高产品的经济价

值;同时,控制非目标性输出,如防止因径流、下渗造成的营养元素的流失等。

5. 设计与优化调控

随着系统论、控制论的发展和计算机应用的普及,系统分析和模拟已逐渐地应用到生态系统的设计与优化之中,使人类对生态系统的调控由经验转向量化、最佳化。

到目前为止,生态系统的设计与规划还没有一个完全固定的步骤,但从大量的研究工作与实践,可以归纳出生态系统规划与设计的一般步骤。它一般要经过自然资源和社会经济状况的调查与评价→建立定量规划模型→对各种方案进行动态模拟→各个方案的综合评价→规划方案的执行与监测等5个步骤。

三、生态系统的建模与评述

生态系统模型是在对生态系统全面分析的基础上,抓住反映系统本质的属性,以文字、图式、符号或数学表达式对系统进行描述的方式。或者说,模型是客观生态系统的抽象和简化。模型能简化一个十分复杂的系统地被了解,并能预测它的未来。模型并不要求成为真实生态系统的精确复制,而是要使之简化,以便于揭示关键生态过程和生态规律。

运用生态系统模型开展研究具有重要意义:①有助于判断所掌握的资料、数据和知识的情况,为下一步作准备;②有助于加强对生态系统的整体性和动态性的了解;③建模过程是激发思考,提出新思路,进行新实验的过程;④有利于预测工作。

(一) 生态系统模型的意义

建立模型至少有以下几个重要作用:①预测。即根据已知信息,通过运算来探究系统的将来;②增进理解。即通过建模、运转模型、分析模型结果以及验证模型等过程,对所研究的系统或现象有更深入、更全面的了解;③诊断。数学模型要求变量定义准确,变量间具有合理的数量关系,这就使得对系统的不知或所知不详之处容易暴露出来,因此,模型能够诊断现有知识中的漏洞或薄弱环节;④提供线索。在模型运转中有时出现的“异常”结果,常为研究者提供有关下一步该观察或测量什么的重要线索;⑤综合。在研究复杂的系统或现象时,大量而又庞杂的数据往往超出人脑的信息处理能力,而模型是唯一能够将不同学科、不同尺度和不同格局与过程的资料整合到一起,并转化“信息”为“知识”的工具;⑥支持管理与决策。经过验证的模型可用来模拟不同管理措施或自然干扰事件对生态系统结构、功能和动态的影响,因此可以是管理和决策系统的有力工具(邬建国,2000)。

(二) 生态系统模型的分类

生态系统模型的种类很多,可依照不同的标准加以区分。

1) 按模型的对象,分为生态系统的生产模型、行为模型、能源模型、环境模型和资源模型等。

2) 按模型的用途,分为生态系统的系统构造模型、功能模型、系统规划模型和评价模型等。

3) 按模型的输出结果,分为随机模型和确定性模型。

4) 按模型的性质,分为生态系统形态模型、实物模型、逻辑模型和数学模型等。

5) 根据模型的内容,可区分出干扰传播模型、复合种群模型、植被动态模型、土地利用变化模型以及生物地球化学循环模型等等。

(三) 生态系统的建模

生态系统模型的构建通常有以下3个逻辑步骤(蔡晓明,2000):

1. 明确目标、对象

生态系统很复杂,首先必须明确解决什么问题。选定目标,并划定它在系统中空间时间上的界限与范围。对系统进行仔细的分析,提炼主要因素,即系统的识别。

2. 确定系统结构,进行总体设计

调查实际生态系统的情况,收集有关的书面资料、信息。这就要根据研究的目的和系统本身特点,确定适当的变量以及它们之间的相互关系。就是保留那些相对重要的亚系统,舍去次要因素。

3. 建立数学模型

用一系列数学方程将系统的各组分之间的相互关系进行定量描述。所选用的数学模型是微分方程还是矩阵模型,是确定性模型还是随机模型,都须对比分析,加以考虑。

只有在深刻了解生态系统及其特性,才有可能抓住其本质。确定模型时要注意尽量选择较为简单的模型,使之能科学地反映关键的生态过程。

(四) 生态系统模型的检验

1. 模型的有效性检验

又称模型的验证。在数学模型建立之后,需要对模型模拟对象的效果进行分析评价。如果发现模型的模拟效果很差,就要对模型方程重新改进。有时要进一步收集、分析资料,反复定义系统的范围和关系,从而使模型合理化、精确化。

2. 模型的灵敏度分析

即研究输入变量与参数的变化对模型行为的影响。对模型行为敏感的参数应仔细加以研究和调查。对灵敏度高的参数进行校正。

3. 模型的使用和实施

一旦建成一个有效的生态系统模型,就可应用于真实的生态系统。在使用中不断加

以修改和调整,通过改变某些参数来预测系统的发展。

以上建模步骤可归纳为建模的3大环节,即识别、估计和检验(图3-49)。

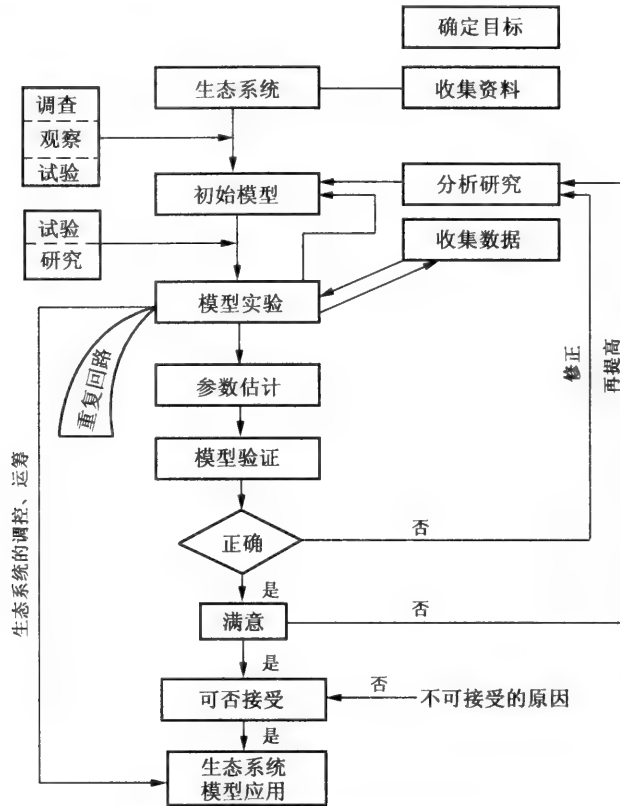


图 3-49 生态系统建模流程图(蔡晓明,2000)

(五) 生态学模型的评价

判别一个模型优劣的主要标准是:真实性、精确性和普遍性。所谓真实性,就是要求模型如实地反映系统要素间的客观实际,模型所陈述的内容符合生态学的概念。所谓精确性,就是模型描述、预测系统行为能力的大小。这是个相对的概念,有时只要求有定性的水平,有时只要求有半定量的描述。所谓普遍性,就是模型适用范围的广度。

模型的科学性主要依赖于:①野外的调查、研究工作已提供了大量的资料;②室内实验室提供了可靠数据;③所引用的各种参数符合客观规律等;④模型是真实生态系统的抽象。

然而,模型已作为一种普遍而重要方法的时候,应该看到其主观性的一面。首先,选择模型的类型和参数是由主持人主观决定的;其次,根据需求和人力、物力条件限制等,不同学者往往有不同思路和对策;第三,对真实生态系统观察、研究和分析都带有个人主观性;第四,样方和数据处理中存在的主观性等。这就要求科学工作者从实质上认识模型的双重性。防止单凭主观意念去构建模型,并在建模后在实践中要不断丰富和修正,使得模

型更加真实、精确的反映生态系统的关键生态过程。

第七节 地球表层生态系统的演替与进化

一、生态系统的起源

地球表层的生态系统像自然界任何事物一样,也是不断发展变化的。地球已有约 46 亿年的历史。地球表层现代生物圈生态系统是在地球漫长的发展演化过程中逐步形成的(图 3-50)。在地球形成和发展的早期,地球表层既没有水圈和大气圈,也没有土壤圈和生物圈。当原始大气圈中的水汽凝结以后,降落到地面,凝聚在低洼之地就形成了海洋和湖泊,地球的水圈才初步形成。原始大气中没有 O_2 ,更没有臭氧层,太阳紫外线辐射可以毫无阻挡地到达地面。在宇宙射线、太阳高能紫外线辐射、雷电及高温等作用下,一些简单的有机分子就汇聚在海洋之中,演化成原始生命。由于水可以阻挡紫外线辐射,防止对有机体产生致命的杀伤作用,因此,原始生命可能在海水 5~10 m 深的地方产生。最早在地球上出现的生物是原始的菌藻类,从化石上判断,原始的菌藻类出现在距今 34 亿年以前。能进行光合作用的绿色植物的出现是地球发展历史上划时代的事件。绿色植物光合作用释放出的 O_2 进入大气层中,使原始大气层的成分发生了本质的改变。当地球进入距今 5.7 亿年的寒武纪时,多细胞异养型的原生动物大量出现,使地球上的生物界发生了飞跃的变化。据估计,当时大气圈 O_2 含量不低于现在的 1%。动物通过有氧呼吸,从碳水化合物中获取的能量高于无氧呼吸 19 倍。这时原始的食物链便在地球上产生,结构简单的生态系统也就随之诞生。

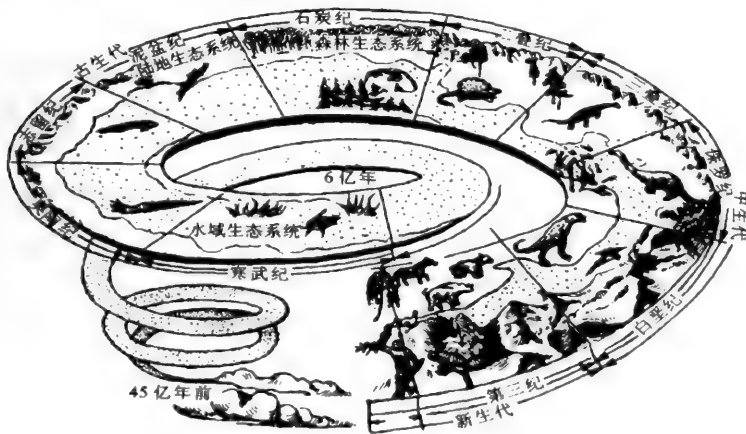


图 3-50 生态系统的产生及演化(祝廷成,1983)

大约在距今 4.2 亿年的志留纪晚期,大气中的含氧量上升到现在的 10% 以上,此时,大气中的臭氧层发育良好。臭氧层吸收了太阳辐射中的大量短波紫外线,生物才有可能由海洋登上陆地。裸蕨类植物是首批征服陆地的植物。泥盆纪是裸蕨类植物的鼎盛时

期。虽然其第一生产力很低,但是由于陆地上第一次有了初级生产者以及接踵而来的初级消费者(某些昆虫和其他节肢动物),就为后来脊椎动物的登陆准备了丰盛的食物和物质条件,给陆地生态系统的产生奠定了基础。这是生态系统发展史中的关键性突破。原始陆地生态系统仅有初级消费者——某些昆虫,因此食物链只有2~3级。

陆地植物的出现,枯枝落叶及植物残体经过分解,与原始岩石风化物相互作用,地球上出现了最早的土壤。土壤成为地球上各种易于淋溶矿物养分的贮存库,使陆地生态系统的结构趋于完善。地球进入距今3.5亿年的石炭纪时,陆地上主要分布的是鳞木和芦木等高大的裸蕨类植物,当地球进入距今1.85亿年的侏罗纪时,裸子植物大量发展,并形成了高大的密林。裸子植物包括苏铁和松杉类植物。从裸子植物起,植物开始用种子繁殖。花粉管的形成,使植物的受精作用可以不再以水为媒介,从而摆脱了对水的依赖,因而可以在干旱的环境中繁殖后代,这是植物对陆地生态系统的进一步适应。从这一时期到中生代是裸子植物的时代,也是爬行类动物恐龙繁殖的时代。陆地生态系统以裸子植物为主要的生产者,爬行类肉食恐龙是这个时代食物链中最高级的消费者。

在现代生物圈中居优势地位的被子植物,是在距今0.7~0.1亿年的第三纪迅速发展起来的。哺乳动物最早出现在中生代初期,在被子植物大发展的第三纪,有了丰富的食物和适宜的环境之后,才得以繁荣发展,此时各类生态系统进入更高级阶段,生态系统的结构和功能也更加完善。

从以上生态系统发生进化的过程可以看出,植物在生态系统的进化中起着核心作用,它是在一定的环境条件下发生的,一旦出现以后,便以自身独具的功能,深刻地作用于周围环境,同时又受到被它改变了的环境的制约。它们与环境的相互作用,推动着整个生物圈不断向前发展。

二、生态系统的发展

生态系统的发展是指生态系统依秩序由一个生态系统阶段或类型代替另一个生态系统阶段或类型的定向、有序的演变过程。生态系统演替发展的趋向是最终建立一个稳定的生态系统,或顶级稳定状态。

生态系统发展过程中所涉及的生物种类组成,所需要的时间以及达到的稳定程度,取决于地理位置、气候、水文、地质以及其他物理因素。但演替本身是一个生物学过程,也就是说,虽然物理环境决定了演替类型、变化速度和发展限度,但演替是受系统本身控制的。同时,强大的物理因素干扰、人类的过度开发和污染物的输入,对生态系统的演替过程也起抑制或促进作用。

E. P. Odum 将生态系统的发展分为三个阶段或三种状态:

1) 正过渡状态或增长系统。该系统能量输入超过能量输出,总生产量(Pg)超过总呼吸量(R),超出部分的能量参与系统内部结构的改变,使系统增长。

2) 负过渡状态或衰老系统。输出能量比输入能量多,生态系统变小或变得不活跃。

3) 稳定状态或平衡系统。系统能量输入与输出相等。这种情况下,生物量没有净增长,系统达到顶级稳定状态。

生态系统的发展,通常以植物群落演替、动物群落变化和环境条件变化为基础,可分为早期发展阶段和顶级稳定阶段。在生态系统的发展过程中,其结构、功能等方面的特征(如表 3-4)。

表 3-4 生态系统发展过程中的结构与功能特征

特 征		发 展 期	成熟或顶级期
能 量 流 动	生物量(B)和有机腐屑	低	高
	总生产量(P)(第一性)	低	高
	总生产量(P)(第二性)	几乎没有变化	
	净生产量	高	低
	呼吸量	低	高
	P/R	<1	趋向 1(平衡)
	B/P	低	高
	生态效率	直到演替中期都是增加的	降低
	稳定性	低	高
	食物链	短、线形	长、复杂的食物网
物 质 循 环	营养物质的循环	开放	封闭
	周转时间和必要元素储存	增加	
	循环量	少	在陆地上是大的;水域中可能是小的
	储存与循环	低	高
	营养物质的保持能力	低	高
	生物与非生物之间的交换速率	快	慢
在营养物质循环中腐屑的作用	不重要	重要	
物 种 种 类 和 群 落 结 构	种类组成	迅速变化	缓慢变化
	多样性	低	高
	多样性变化	增加	稳定或减少
	生态对策	r-对策	k-对策
	优势种的个体	小	在陆地上是大的;水域中可能是小的
	生活史	短、简单	在陆地生态系统中长、复杂;水域中短、简单
	互惠共生程度	低	高
	成层现象	简单	复杂
	对外界扰动的抗性	低	高
	熵	高	低
总体对策	能量和养分利用效率	低	高

三、生态系统的演替

生态系统的演替是指生态系统随时间的延续,一个类型的生态系统被另一个类型的生态系统替代的过程。生态系统的演替是以生物群落的演替为基础的,但不同于生物群落的演替。生物群落的演替只是生态系统中生命系统的变化,而生态系统的演替则包括生命系统和非生命系统的变化。自然生态系统的演替总是趋向复杂有序,如淡水湖泊中开始的原生水生生态系统的演替,从无生命到出现自由漂浮植物、沉水植物、浮叶根生植物、挺水植物、湿生草本植物、木本植物群落,由简单无序的生态系统逐渐演变为复杂有序的生态系统(图 3-51),生态系统的养分循环趋于平衡,生态系统的稳定性增强。

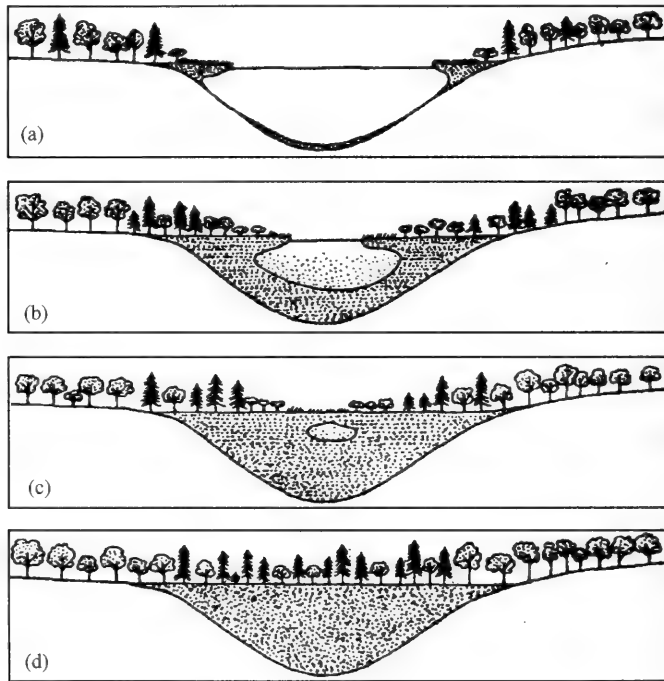


图 3-51 淡水湖泊的演替(宋永昌,2001)

(a) 在寒冷潮湿气候下,湖泊中飘浮的水生植被发展超过水面;
(b)、(c) 水生植被随着湖泊的年龄进一步发展;(d) 未分解的有机物质(泥炭)积累在湖底,直到湖泊转变成森林

生态系统演替还可用热力学原理进行解释。首先,必须掌握耗散结构的基本概念,即一个远离平衡的开放系统,通过不断与外界交换物质和能量,当外界的变化达到特定阈值时,就可能从原来混乱无序状态转化为一种在时间、空间和功能上的有序状态。这种在远离平衡区域中所形成的全新的有序结构,称为“耗散结构”。在开放体系中,由于体系不断地与外界进行能量及物质的交换,形成一种对抗熵增加的负熵流。作为一种强制力,负熵流迫使系统离开了平衡状态。当这种对平衡状态的偏域达到一定程度时,某种扰动(涨

落)会诱导系统建立起有序的自组织结构。这种有序的自组织结构可以不随时间的延伸而发生变化,但这种不变状态决不是平衡态,而是远离平衡的一种“稳态”,它和热力学平衡态有绝然不同的性质,不能混为一谈。用这个理论来套生态系统,后者也是一种不断地与外界交换能量、物质的体系,它在时间上的运动结果也是达到了高度有序的自组织结构并能具有相对的稳定性。据此可以推断,生态系统不断与外界进行的物质、能量交换,也作为负熵流推动系统走向了远离平衡的状态,而生态系统各组分之间繁杂的相互作用肯定远远超出了线性范围,所以在远离平衡的区域里也可以因扰动的诱导而形成高度组织化的耗散结构。至于演替的阶段性,可解释为一系列亚稳态在内部新的扰动放大、扩散的诱导下跃进到新的更加稳定的状态,直到最后顶极稳态的形成。由此可见,和经典的生态系统演替理论不同,生态系统的演替最终不是达成平衡态,而是达到远离平衡的某种稳态,有人甚至进一步提出,应放弃使用科学和哲学意义上都含混不清的“生态平衡”一词,改用具有比较明确的物理意义的“生态稳态”一词。

四、生态系统的进化

地球表层生态系统的进化是在地球环境逐步发展、改善中形成的。根据 Cloud (1975)和 Lovelock(1979)等人的研究,生态系统的进化是从一个原始的单级(还原者)生态系统开始,通过二级(还原者、生产者)、三级(还原者、生产者和消费者)结构的进化,逐渐过渡到次生生态系统和人工生态系统的历史过程,也即可将生态系统的进化划分为4个阶段:从原始生态系统的形成发展到初级生态系统、次级生态系统以至人工生态系统。

1. 原始生态系统

估计从太古代开始到太古代中期(距今45亿年到30亿年左右),地球上存在一个在原始海洋中进行的原生有机化合物的化学进化过程。进化过程的实质是在太阳辐射影响下进行的物理和化学过程。原始生态系统就是由原始异养生物、原始海洋、原始大气圈和太阳辐射构成的还原性自然生态系统。这种生态系统形成的意义在于,通过化学进化而形成的原始生命物质与相应的原始海洋环境构成一个基于自然的物理和化学系统的生态系统。这种生态系统的特点,不同于一般的物理、化学系统,它的有序性是逐步形成的。自组织和自协调能力逐渐形成并不断得到加强,具有了复制机能,能不断进行物质、能量、信息的交换,形成了生态系统发展中的第一个里程碑。在这种生态系统中缓慢地进行着多分子体系的化学进化和原始生态系统的进化,一方面是原始生命物质的繁衍进化,另一方面是原始海洋及大气圈生态条件的演变。应该说,这种生态系统有可能是多源的,可能分别在不同的海域形成。大冰期的影响会使大部分原始生态系统毁灭,局部原始系统则因所处特殊地理位置和生态环境而得以保存。

2. 初级生态系统

初级生态系统有可能出现于太古代中期到元古代大冰期以后(距今约30亿年到20亿年左右)。初级生态系统早期就不同于原始生态系统,主要的营养方式已由异养型发展

为自养型和异养型两种;生态环境出现了一些新的因素,如大气中氧含量的增加;在阳光下海水温度有所增高;长期淋溶作用使海水无机盐分增加;系统的能量水平提高到直接利用太阳能进行光合作用和固氮作用的新阶段,为生物的进一步繁荣打下了能量基础。初级生态系统后期出现了原始的动物,生态系统由生产者、消费者和分解者所组成;能量、物质和信息的传递、转化过程更为复杂;系统的自组织、自协调功能也更为完善与稳定。

3. 次级生态系统

在生态系统演化过程中,大气圈的形成和多细胞真核生物的产生,使生态系统又进化到了一个新的阶段。真核生物能吸收、消化和进行光合作用,使生态系统的稳定性和生物量亦都达到了一个较高的水平。次级生态系统的一个重要标志就是陆生生态系统的出现。它的出现可能与臭氧层的出现有直接的关系。陆生生态系统的特点是离开了水域的保护和限制,其生态环境更为复杂化,并具有液相、固相和气相三种界面的多样化生态环境。白垩纪以后,随着喜马拉雅造山运动的开始,世界气候均匀变暖,大气圈中的 O_2 含量达到了现代的水平。被子植物和哺乳动物迅速在生态系统中形成和发展起来。

4. 人工生态系统

一般认为,人类大概是由约 1 000 万年前的古猿进化而来的。人类的出现是地球上生态系统发展的又一个转折点。人不同于一般动物。人类能生产劳动,能使用工具,以至能在不同程度上按照自己的意志能动地改造自然。在自然生态系统的基础上,人类在不断发展的过程中逐渐地加强对自然生态系统的影响。现代人类已到达一个新阶段——可通过一定的手段(耕作、管理等)和科学技术(生态、遗传工程、生物化学技术等)对生态系统进行调整和控制,这就是人工生态系统。

第八节 地球表层生态系统的主要类型

生态系统是生物与环境相互作用形成的综合体,因此它存在着各种各样的形态。地球上最大的生态系统就是生物圈,它包括了大气圈与水圈,是地球上全部生物及生活领域的总和。地球上的生态系统可划分为陆地生态系统、水域生态系统和自然-社会-经济复合生态系统。

一、水域生态系统

水域生态系统包括陆地上的地表水域和海洋水域,其中地表水域主要包括河流和湖泊两种水体,是生物圈内面积最大、层次最丰富的生态系统。

(一) 海洋生态系统

海洋生态系统是生物圈内面积最大、层次最丰富的生态系统。

也是人类经济活动比较频繁的区域。

浅海带位于水深 200 m 以内的大陆架部分,约占海洋总面积的 7.5%。浅海带也受大陆输入物的影响,营养物质、光照条件、生产力水平仅次于海岸带。主要的生产者 of 浮游植物,如硅藻、裸甲藻等。初级消费者为摄食浮游植物的浮游动物,它们与浮游植物一起为大量的海洋动物(如虾、鳕、海鸥、牡蛎等)提供了食料。

远洋带指水深在 200 m 以上的远洋海区。它是海洋生态系统的主体,约占海洋总面积的 90%左右。这一带按深度不同可分为远洋表层区、中层区、深海区和海底区,还包括上涌带和珊瑚礁。上涌带具有最大量的海洋生产者,常见的有群生硅藻,形成大的胶团和长丝状体,许多鱼类直接取食这些植物。珊瑚礁以藻类和腔肠动物(如珊瑚虫)的共生关系为特征,营养关系复杂,但生产力水平很高。远洋表层区光照充足,水温较高,生活着很多小型的、单细胞的浮游藻类和浮游动物,许多鱼类(如金枪鱼、飞鱼、鲭鱼等)都生活在这一带。随着深度的增加,光线减弱,水层压力加大,生产者不能生存,消费者依靠大量碎屑食物和上层生物为生,多为食肉者。尽管生物种类和个体数量都很少,但在万米深的海底仍有动物生存。

海洋生物主要有浮游、游泳和底栖三大生态类群,种类十分丰富。海洋生态系统的食物链长短不一,海洋中生物生产力虽低,但食物链较长,可达 5~6 级,如:微型浮游植物(小鞭毛藻)→小型浮游动物(草食型原生动物)→大型浮游动物(甲壳类)→大型浮游动物(毛颚动物和磷虾)→游泳动物(灯笼鱼等)→大型游泳动物(乌贼,金枪鱼等)。在海岸带与上涌带,生物生产力高,食物链反而短,仅 2~3 级,大型浮游植物直接被鱼类吞食。海洋鱼类是人类的一项重要资源,目前全世界年捕获量约 7.6×10^7 t。但海洋生物的生产力大大低于陆地生态系统,海洋的平均生产力约为陆地的 1/5。海洋生物生产力低的原因是多方面的,主要原因是体积很小的生产者的生物营养功能仍比较原始,而且海水表层的 P、N 容易耗尽。生产者同时还受营养物质和可见光的限制。

2. 海洋生态系统的基本特点

(1) 海洋生态系统的生产者均为小型

海洋生态系统的生产者主要由体型极小(约在 2~25 μm)、数量极大、种类繁多的浮游植物和一些微生物所组成。之所以由小型浮游生物(microplankton)组成食物网的基础,主要因为:①海水的密度使得植物没有必要发育良好的支持结构。这有利于小型植物而不利于大型个体;②海水在不断地小规模地相对地运动,任何一个自由漂浮植物必须依赖于水中的分子扩散来获取营养物质和排除废物,在这种情况下,体型小和自主运动就很有利,而一群细胞集成的一个大的结构就比同样一些细胞单独开来要差得多;③海洋中大规模环流不断地把漂浮的植物冲出它们最适宜的区域,同时又常有一些个体被带回来更新这些种群,对于小型植物来说,完成这一必要的返回机制比大型植物有利得多。同时小型单细胞植物还能够随水下的逆流,暂时地摄食食物颗粒,或以溶解的有机物质为营养。

(2) 海洋生态系统的消费者活动场所广阔

海洋生态系统中海洋动物比海洋植物更加丰富多样。这是因为:①海洋面积大,为

海洋动物提供了宽广的活动场所；② 海洋中有大量的营养物质，是海洋动物吃不完的食品；③ 海洋条件复杂，有浅有深，有冷有暖，在这些多样的生活环境下，形成了种类各异、数量繁多的海洋动物。

(3) 海洋生态系统中生产者转化为初级消费者的物质循环效率高

在海洋上层浮游植物和浮游动物的生物量大约为同一数量级。浮游植物的生产量几乎全部为浮游动物所消费，运转速度很快。但海洋生态系统的生产力远低于陆地生态系统的生产力。消费者，特别是初级消费者有许多是杂食性种类，在数量的调节上起着一定的作用。

(4) 生物分布的范围很广

海洋面积很大，而且是连续的，海洋中几乎到处都有生物。

(5) 海洋生态系统较陆地生态系统复杂，研究难度大，且不易观察和定量

例如陆地生态系统食物链一般为 2~3 个营养层次，而海洋生态系统则为 4~5 个营养层次，再加上特殊的海洋物理、化学环境条件，稳定性远比陆地低，能量流动过程变得十分复杂，从而给定点观察和定量研究带来较大难度。

(二) 淡水生态系统

地球表面淡水生态系统包括江河、溪流、泉与湖泊、池塘、水库等陆地水体，总面积为 $4.5 \times 10^7 \text{ km}^2$ 。水的来源主要靠降水补给，盐度低。根据水的流速不同，可分为流水生态系统和静水生态系统两类，它们之间常有过渡类型，如水库等（见图 3-53），有时难于把流水与静水截然分开。

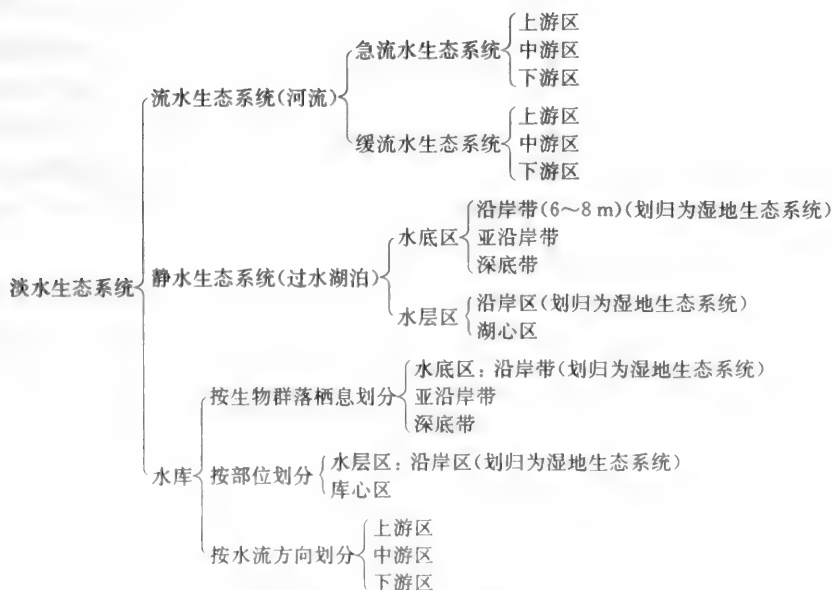


图 3-53 淡水生态系统分类

(1) 流水生态系统

包括江、河、潭、泉、水渠等。流动水一般发源于山区,纵横交错的各级支流汇合成江河,最后多注入大海。随水的流速不同,还可分为急流和缓流。一般来说,水系的上游落差较大,水的流速大于 50 cm/s,河床多石砾,为急流。在急流中,初级生产者多为由藻类等构成的附着于石砾上的植物类群,初级消费者多为具有特殊附着器官的昆虫;次级消费者为鱼类,一般体型较小。水系的下游河床比较宽阔,水的流速低于 50 cm/s,河床多为泥沙和淤泥构成,为缓流。在缓流中,初级生产者除藻类外,还有高等植物;消费者多为穴居昆虫幼虫和鱼类,它们的食物能源,除了水生植物外,还有陆地输入的各种有机腐屑。

(2) 静水生态系统

包括湖泊、池塘、沼泽、水库等。静水并非绝对静止,只是水流没有一定方向,水的流动缓慢。在静水生态系统中,又可分为滨岸带、表水层和深水层。从滨岸向中心,因水的深度不同,初级生产者的种类也不相同,依次分布着:湿生树种(如柳树、水松等)—挺水植物(如芦苇、香蒲、莲等)—浮叶植物(如菱、睡莲等)—沉水植物(如苦草、狐尾草、金鱼藻等)。消费者为浮游动物、虾、鱼类、蛙、蛇和水鸟等。表水层因光照充足、温度比较高,硅藻、绿藻、蓝藻等浮游植物占优势, O_2 的含量也比较充足,故吸引了许多消费者(如浮游动物和多种鱼类)。深水层由于光线微弱,不能满足绿色植物的需要,故以底栖动物和嫌气性细菌为主,底栖动物靠各种下沉的有机碎屑为生。

(三) 湿地生态系统

湿地(wetland)是介于陆地和水生环境之间的过渡区域,并兼有两种系统的某些特征,由于水陆相互作用形成了独特的生态系统类型,广泛分布于世界各地,是自然界最富生物多样性的生态景观之一。1971年湿地公约认定“湿地是指不论其为天然或人工、常久或暂时的沼泽地、泥炭地或水域地带,带有或静止或流动,或淡水、半咸水或咸水水体者,包括低潮时水深不超过 6 m 的水域”。据统计,全世界共有湿地 $8.558 \times 10^6 \text{ km}^2$,占陆地总面积的 6.4%(不包括滨海湿地),其中以热带比例最高,占湿地总面积的 30.82%,寒带占 29.89%,亚热带占 25.06%,亚寒带占 11.89%。湿地生态系统分布广泛,类别繁多,是地球上最复杂的生态系统之一。

湿地由于其特殊的水文及地理特征,具有调节水循环、净化环境的基本生态功能。作为栖息地,养育着丰富的生物,具有较高的生物多样性。一些科学家把湿地称为“自然之肾”。其原因在于,湿地在水分和化学物质循环中所表现出的功能及在下游作为自然和人类废弃源的接收器的功能;湿地还可以容纳地下水和地面水,具有排洪、蓄洪功能。从某种意义上说,湿地在景观中为动植物区系提供了独立的生境。

(1) 湖泊湿地

湖泊湿地是指陆地到开敞湖面的过渡区域,在宏观上(至少季节性)具有陆地景观,并以湿生植物为标志,它是湖泊与其周围环境间物质和能量交换的重要通道,湖泊湿地包

括湖滩地和河滩地。如我国最大的淡水湖——鄱阳湖区,具有长江中下游最典型的湖泊湿地。

湖泊湿地主要分布在河流三角洲前缘,在地貌结构上介于陆上三角洲向湖区常年淹水区的延伸过渡带,由天然堤与堤外洼地所组成的三角洲前缘湖泊湿地,兼有水、陆生态特点。每当湖水退却时,天然堤逐渐显露水面,形成背向河岸缓缓倾斜的草滩。其不同高程连续出水时间长达 140~310 d,光热条件优越。富含有机质的草甸土,因年复一年的植被自生自灭与鸟粪的积累,土质肥沃,使淹水时处于休眠状态的湿生草本植物随着退水相继萌发,而水生植物则退缩到地势最低的积水洼地。同时,湖泊湿地为鱼类和其他水生动物提供了丰富的饵料和优越的栖息条件,具有较高的渔业生产能力。由天然堤顶至积水洼地,高程一般为 18~12 m。因不同高程处土壤和光热条件不同,形成了湿地生物的多样性。

湖泊湿地几乎集中了所有的地表水,如溪流、江河、池塘、湖泊、水库等,是地球上淡水的主要储存库,居民用水、工农业用水的直接水源,也是地下水的重要补给源。湿地还是地上、地下排水通道。湿地作为天然水资源库,它不是一个简单的物理系统,而是具有明显代谢特征的有机整体。湿地具有特殊的储水、输水、供水及调节功能,形成江河与湿地一体化格局。湿地具有储存过量洪水、调节河川径流年内和年际分配均化的作用,直接滞洪、削洪,减少下游的洪水量。但人类大规模的活动,如围湖垦殖、生物资源过度开发和不合理利用以及大型水利工程等都会破坏湖泊湿地的生态环境。围湖垦殖对湿地的影响主要表现在草滩面积减少、植被群落结构变化和生物量减少、鱼类产卵场和育肥场破坏、渔业资源衰减,湖泊库容减少、水位抬高、调蓄功能降低、栖息地面积减少、越冬环境变差等。这些都影响和改变了湖泊湿地生态系统的结构与功能。

(2) 沼泽湿地

沼泽的基本特征是地表常年过湿或有薄层积水,在沼泽地表除了具有多种形式的积水外,还有小河、小湖等沼泽水体,以及饱含于泥炭层的水分。一般其剖面结构自上而下为草根层、腐殖质层(泥炭层)、潜育层和母质层(一般为新土或亚利土)。草根层、腐殖质层或泥炭层矿质颗粒很少,孔隙较大,具有较强的蓄水性和透水能力,是沼泽湿地水文调节过程最活跃的界面区域。如中国三江平原沼泽和沼泽化土壤的草根层和泥炭层,孔隙度为 72%~93%,该层饱和持水量达 83%~103%,最大持水量为 400%~600%,它能保持大于其土壤本身重量 3~9 倍或更高的蓄水量,吸水系数为 0.5。

沼泽生态系统的生物群落包括沼泽植物、沼泽动物、细菌和真菌 4 个类群,其组成极为复杂。沼泽半水半陆的生态环境决定了其植物群落和动物群落具有明显的水陆相兼性和过渡性。沼泽植物群落包括乔木、灌木、小灌木、多年生禾本科、莎草科草本植物和其他多年生草本植物,以及苔藓和地衣等。沼泽植物是该生态系统中能量的固定者和有机物质的初级生产者,也为人们提供了可利用的资源。不同地区、不同类型的沼泽生态系统中的植物成分有所差别,三江平原地区的草本植物纤维的总贮量可达 8.84×10^7 t。沼泽中有价值的纤维植物芦苇,资源比较丰富。有的沼泽中生长着药用植物和优良牧草。此外,茂密的沼泽植物死亡后,以泥炭的形式贮存了大量的太阳能。

沼泽动物是生态系统中的消费者,又受作为生产者的沼泽植物影响。沼泽动物种类有涉禽、游禽、两栖动物、哺乳动物和鱼类等,其中有的是珍贵的或有经济价值的动物,如黑龙江西部扎龙和三江平原芦苇沼泽中的世界濒危物种丹顶鹤(*Grus japonensis*),三江平原沼泽中的白鹤(*Grus leucogeranns*)、白枕鹤(*Grus vipio*)、天鹅(*Cygnus cygnus*)等。

沼泽生态系统蕴藏着较大的生物生产力。沼泽地草本植物生长茂密,土地肥沃,有机质含量高,排干后可开垦为耕地。素有“鱼米之乡”美称的珠江三角洲、江汉平原、洞庭湖平原、太湖平原等,都是从沼泽上开发出来的。沼泽蕴藏着丰富的泥炭资源,适当利用时,可垦为农田,改沼育林或辟为牧场。沼泽上的纤维植物和泥炭利用具有广阔的前景。纤维植物(芦苇、毛果藁草等)是很好的造纸和人造纤维的原料。泥炭有机质含量丰富,一般为50%~70%,N、P、K等的含量也较高,是良好的肥料,并可用泥炭来改良土壤,提高土壤肥力。此外,泥炭在工业农业、医药卫生等方面有广泛的用途。

(3) 海滨湿地

海滨湿地生态系统主要有以海滨盐生沼泽湿地为生境的红树林生态系统和以热带和温带海域的浅水海岸带为生境的海草生态系统。

红树林是热带、亚热带河口海湾潮间带的木本植物群落。以红树林为主的区域中动植物和微生物组成一个整体,主要分布于隐蔽海岸。这种海岸因风浪较弱、水体运动缓慢而多淤泥沉积。因此,红树林与珊瑚礁一样都是“陆地建造者”。红树林大部分分布于潮间带,而以中滩滩为最繁茂区。红树林的生长与地质条件也有关系,因为地质条件可能影响滩涂底质。如果河口海岸是花岗岩或玄武岩,其风化产物比较细,河口淤泥沉积,适于红树林生长;如果是砂岩或石灰岩的地层,在河流出口的地方就形成沙滩,大多数沙滩地区就没有红树林生长。红树林的主要建群种类为红树科的木榄、海莲、红海榄、红树和秋茄等,红树植物是能忍受海水盐分的木本植物。红树林中占优势的海洋动物是软体动物,还有多毛类、甲壳类及一些特殊鱼类等。此外,红树林区作为滨海盐生湿地,也是鸟类的重要分布区,我国红树林鸟类达17目39科201种。

海草是指生活于热带和温带海域的浅水海岸带,一般在潮下带浅水6m以上(少数可达30m)环境的单子叶植物(限于水鳖科和眼子菜科)。海草适于生长在近海浅水域和河口海湾环境,普遍生长在珊瑚礁大陆架(暗礁)的浅水里,在淡水区不存在。海草多数种类分布在东半球的印度洋和西太平洋地区,部分种类分布在西半球加勒比海地区。海草具备4种机能以适应其海生生活:①具有适应于盐介质的能力;②具有一个很发达的支持系统来抗拒波浪和潮汐作用,当完全为海水覆盖时,有完成正常生理活动以及实现花粉释放和种子散布的能力;③在环境条件较为稳定的情况下,具备与其他海洋生物竞争的能力。海草耐盐性强,能完全生长于沉水环境,有发达的根状茎,并能进行水媒传粉。海草生长在海洋边缘相当狭窄的地带,这是具有极高生产力的地带,碳的固定量几乎可与热带雨林相比,海草场是热带水域重要的潮下带生产者,成为许多经济鱼类和无脊椎动物的天然渔区。

二、陆地生态系统

全球陆地面积为 $1.5 \times 10^8 \text{ km}^2$, 约占地球表面总面积的 30%。陆地生态系统主要以大气和土壤为介质, 生态环境极为复杂。从炎热的赤道到严寒的两极, 从湿润的近海到干旱的内陆, 形成各种各样的陆地生态环境。按其生境特点和植物群落的生长类型, 又可分为荒漠、冻原、草原、森林等生态系统。

(一) 森林生态系统

世界森林面积约 $3.3 \times 10^7 \text{ km}^2$, 占陆地面积的 22%。森林生态系统主要分布在湿润和半湿润气候地区。按地带性的气候特点和相适应的森林类型, 可分为热带雨林、亚热带常绿阔叶林、温带落叶阔叶林和北方针叶林等。

1. 热带雨林

分布于赤道及其两侧的湿润热带地区, 面积约 $1.7 \times 10^7 \text{ km}^2$, 约占全球森林面积的一半, 是目前地球上面积最大、对维持人类生存环境作用最大的森林生态系统。主要分布在 3 个区域: 一是南美洲的亚马孙盆地; 二是非洲的刚果盆地; 三是东南亚一些岛屿, 往北可伸入我国西双版纳和海南岛南部。分布区的气候特点是: 高温、高湿、长夏无冬, 年降雨量超过 2 000 mm, 且分配均匀, 无明显旱季。热带雨林多样的生态环境, 使之具有极为丰富的物种, 层次结构也很复杂。初级生产者以高大乔木为主, 并附有多种木质藤本及其他附生植物。消费者有各种大型珍贵动物, 如长颈鹿、豹、象、猴、蟒等, 鸟类和昆虫的种类数量也都非常丰富。

2. 亚热带常绿阔叶林

常绿阔叶林指分布在亚热带湿润气候条件下, 以壳斗科、樟科、山茶科、木兰科等常绿阔叶树种为主组成的森林生态系统, 它是亚热带大陆东岸湿润季风气候下的产物, 主要分布于欧亚大陆东岸 $N22^\circ \sim N40^\circ$ 之间。其中, 我国常绿阔叶林是地球上面积最大、发育最好的一片。常绿阔叶林分布区夏季炎热多雨, 冬季少雨而寒冷, 春秋温和, 四季分明, 年平均气温 $16 \sim 18^\circ\text{C}$, 最热月平均 $24 \sim 27^\circ\text{C}$, 最冷月平均 $3 \sim 8^\circ\text{C}$; 冬季有霜冻, 年降雨量 $1\,000 \sim 1\,500 \text{ mm}$, 主要分布在 4~9 月, 冬季降水少, 但无明显旱季。土壤为红壤、黄壤或黄棕壤。本区域从侏罗纪起, 一直保持温暖湿润的气候, 海陆分布与气候变化都很小, 所以保存了第三纪已基本形成的植被类型和古老种属, 著名的如银杏、水杉、鹅掌楸等。常绿阔叶林的结构较热带雨林简单, 高度明显降低, 乔木一般分两个亚层, 上层林冠整齐, 一般高 20 m 左右, 很少超过 30 m, 以壳斗科、樟科、山茶科常绿树种为主; 第二亚层树冠多不连续, 高 10~15 m, 以樟科、杜英科等树种为主; 灌木层较稀疏; 草本层以蕨类为主。藤本植物与附生植物仍常见, 但不如热带雨林繁茂。

3. 暖温带落叶阔叶林

落叶阔叶林又称夏绿林,分布于中纬度湿润地区。分布区的气候特点是:四季分明,夏季炎热多雨,冬季严寒,年平均气温 $8\sim 14^{\circ}\text{C}$,年降雨量 $500\sim 1\,000\text{ mm}$,且多集中在夏季,土壤为褐色土和棕色森林土,较为肥沃。这类森林主要分布于北美中东部、欧洲及我国暖温带沿海地区。落叶阔叶林,夏季盛叶,冬季由于寒冷树木叶子枯死并脱落。初级生产者主要是各种以落叶方式越冬的阔叶树种,如栎、杨、槭、桦等。林下常有一个明显的灌木层和草本层。消费者多为松鼠、鹿、狐狸、狼和鸟类等。

4. 寒温带针叶林

主要分布在北半球高纬度地区和高海拔地带,面积约 $1.2\times 10^7\text{ km}^2$,仅次于热带雨林。分布区的气候特点是:夏季凉爽而冬季严寒,植物生长期短,年降雨量一般为 $300\sim 600\text{ mm}$,在季风所及范围或山区可达 $1\,000\text{ mm}$,土壤为棕色土,土层浅薄,由于气候严寒,土壤有永冻层,不适于耕作,所以自然面貌保存较好。初级生产者多为云杉、冷杉、松树等,结构比较简单,林下常有耐荫的灌木层和适于冷湿生境的苔藓层。消费者有兔、鹿、鼠和鸟类,还有名贵的皮毛兽,如貉、虎、熊等。

此外,在各类森林的过渡地带,还有针叶、落叶阔叶混交林;落叶、常绿阔叶混交林等。

(二) 草原生态系统

全世界草原面积约 $3.2\times 10^7\text{ km}^2$,占陆地面积 21% ,主要分为干草原和湿草原(草甸草原)两种。

干草原主要分布在温带大陆性气候强、雨量较少的地区(年降雨量在 $250\sim 450\text{ mm}$,且多集中于夏季)。典型干草原区,因雨量不足,蒸发量往往超过降水量的几倍,森林绝迹。但于草原区晴朗天气多,太阳辐射总量较大,为初级生产者提供了有利条件。构成干草原生态系统的生产者多为多年生草本植物,如针茅、羊茅、冷蒿、隐子草和羊草等,它们大多有适应于旱气候的构造,如叶片缩小、有蜡层和毛层以减少蒸腾,防止水分过度损耗。消费者为草食性昆虫(如蝗虫)、草食动物和鸟类等。

湿草原主要分布在森林气候地区或高山上,由于地下的高水位或雨量较少,有利于草本植物对木本植物的竞争,另外,高海拔的低温和大风也可能限制森林的生长,因而形成了湿草原(高山上形成的湿草原又叫高山草甸);森林被破坏后,也可形成草甸草原。草甸草原的初级生产者主要是生长较高的多年生草本植物,消费者仍为草食动物和肉食动物(如鼬、狼、猛禽等)。

此外,在热带还分布着稀树干草原,又叫萨瓦纳(savanna)或热带草原,是草原生态系统的一种特殊景观。这里雨量虽多,但于湿季交替明显,干季长达 $4\sim 6$ 个月或更长,加上高温,故限制了森林的发育。初级生产者是热带型干旱草本植物,伴以稀疏的、耐旱的矮生乔木或具有特殊旱生结构的乔木。消费者为具有热带特色的大型草食动物(如斑马、长颈鹿等)和大型肉食动物(如狮、豹、鬣狗等)。

(三) 荒漠、冻原生态系统

荒漠和冻原面积约 $5 \times 10^7 \text{ km}^2$, 约占陆地面积的 30%。荒漠生境的特点是水分稀少, 年降雨量低于 250 mm。依据温度状况不同, 又可分为热荒漠和冷荒漠。热荒漠主要分布在高气压的亚热带和大陆性气候特别强烈的地区。初级生产者多为旱生和短命植物, 如半灌木和草本植物。冷荒漠主要分布在极地或高山严寒地带, 环境条件极为恶劣, 植物种类贫乏, 多呈垫状或莲座状生长, 分布非常稀疏。由于气候严寒, 生长期短, 一年生植物难以开花结实, 故所有植物几乎都是多年生的。荒漠生态系统的消费者, 主要是蝗虫、啮齿类的小动物和鸟类等, 它们都具有适应水分稀少的特殊能力。

冻原分布在高纬度地带和高山雪线以上。总的特点是气候严寒(最热月平均温度不超过 10°C), 生长期短(不超过两个月), 地面以下不深处就是永冻层, 夏季土壤仅解冻到 15~20 cm 深处。冻原的基本特点之一是森林绝迹, 但在过渡地带, 可有片断森林出现, 称为森林冻原。初级生产者以苔藓和地衣为主, 也分布有一些草类和矮小的木本植物。消费者有驯鹿、北极狐、北极熊、鹌鸡、鼠、迁移鸟类和昆虫等。

三、自然-经济-社会复合生态系统

(一) 农业生态系统

农业生产的对象是生物, 无论是栽培植物或是饲养动物, 它们的生命活动都离不开自然环境, 都要受气候、土壤等自然环境要素的影响和制约。农业生产的目的是为了获得丰富的农产品, 因而人类积极地介入自然生态系统, 干预自然和改造自然。如清除自然植被, 种植高产作物、牧草或林木, 施肥、灌水、防治病虫害以及利用植物产品饲养家畜, 利用家畜粪便生产食用菌类等等。因此, 农业生态系统可定义为: 人类有目的地利用农业生物与非生物环境之间、生物种群之间的相互作用规律, 通过建立合理的生态系统结构和高效的生态机能, 进行物质循环、能量转化和信息传递, 并按人类理想要求进行物质生产的综合体系。在该综合体系中多种多样的生态过程、经济及社会过程把人、作物、杂草、动物、微生物、土壤和市场、政府等组分相互联结在一起, 使农业生态系统成为具有自然、社会和经济功能的复杂系统(见图 3-54)。关于农业生态系统的性质, E. P. Odum(1987)认为, 农业生态系统是人工培育下的介于自然生态系统(如草地和森林生态系统)和人工系统(如城市生态系统)之间的半自然生态系统。农业生态系统也如自然生态系统那样, 以太阳能作为动力, 并遵循自然生态规律, 只是在自然生态系统的基础上为了获得农产品而施加人为管理, 如: ① 为提高农业生态系统的生产力而加入大量非自然能源; ② 人的管理使农业生态系统的多样性大大降低, 从而使系统产物中特定的食物产量达到最大; ③ 农业生态系统中的主要植物和动物并非完全是自然选择下形成的, 而是在人工选择下形成的; ④ 农业生态系统受到来自外部的有目的控制, 并非像自然生态系统那样通过内部亚系统的反馈来实现对系统的调控。农业生态系统的管理及调控除了接受和继承自然生态系统的调控外, 还有社会经济对农业生态系统的间接调控和人类对农业生态系统的

直接调控,如人工选择育种的生物调控,人工降雨、灌溉、施肥等的环境调控,改变种植制度的结构调控等。但这些调控都是在自然调控的基础上,对自然调控的加强、补充和调整。农业生态系统与人工生态系统的区别在于它是在人工控制下的异养型生态系统,而农业生态系统不仅受人为控制影响,还需太阳能推动,是受自然制约的自养型。

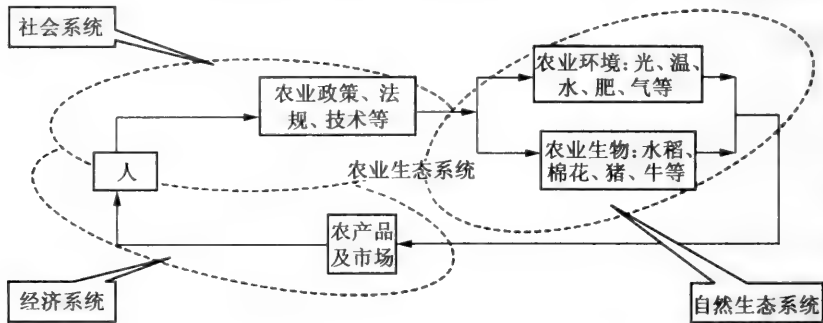


图 3-54 自然-经济-社会复合的农业生态系统(曹溱贵,2002)

农业生态系统主要分布在 30%的土地面积上(10%的农田、20%的草地),它是生物圈中的一类生态系统,与自然生态系统形成不可分割的连续整体。到目前为止,凡条件好的自然生态系统基本上都已开垦为农田,建立起了各种类型的农业生态系统。由于自然条件和社会经济条件的不同,农业发展的现状差异悬殊,世界上各个国家或地区对自然生态系统的驯化程度不同;农业发展的不同历史阶段对自然生态系统的驯化程度也不同。根据农业生态系统的驯化特征可将其分为原始农业生态系统、传统农业生态系统和现代农业生态系统。

1. 原始农业生态系统

原始农业生态系统是指以刀耕火种的方法整理土地,通过次生演替的方式恢复地力的农业生态系统。这种系统的结构单一,系统生产力主要依赖自然生产力,人工投入仅限于简单的播种和收获。作物生长过程中土壤肥力下降很快,一般种植 3 年以后必须进行轮歇,以恢复地力。

2. 传统农业生态系统

传统农业生态系统是连年种植作物并通过轮作倒茬和有机能源投入维持系统生产力的农业生态系统。主要农业生物为人工选育的作物和家畜、家禽等,人力和畜力是农业的主要动力,人畜肥、堆沤肥、绿肥等为主要肥源,作物种植采用间作、混作、套种、轮作等方式。该系统立足于利用地方资源和系统内的物质和能量,具有较大的生态合理性,但缺乏经济合理性,人们满足于温饱,商品生产不发达,经济效益处于次要地位。

3. 现代农业生态系统

现代农业生态系统是利用现代科学技术,通过大量工业能投入,维持系统高产出的农业生态系统。其特点是:机械化程度高,劳动生产率高,人力、物力投入量大,大量自然生态系统过程被人工化,产出也高,但产投效益较低;商品生产发达,生产的主要目的是获得

较大的经济效益。

(二) 城市生态系统

城市生态系统是城市居民及其生存环境相互作用的网络结构,也是人类对自然环境适应、加工和改造而建设起来的特殊的人工生态系统。城市生态系统的组成,除了生物与非生物要素之外,还包括人类和社会经济要素。这些要素通过人类的生产、消费,实现系统能量与物质的流通转化,从而形成一个内在联系的统一整体。

人类发展可分为3个历史阶段,即主要靠自然生态系统谋生的游牧生活阶段,靠农田生态系统谋生的田园生活阶段以及主要靠城市生态系统谋生的工业化阶段。实际上城市生态系统也是从自然生态系统驯化、演化过来的,只是随着人类社会经济及科技的发展,自然过程逐渐被人工过程所取代、自然目的越来越为人类目的所改变,以至于城市生态系统成为靠系统外物质能量的输入来维持运转的异养型生态系统。城市生态系统主要有以下特点:

(1) 以人为主体

人是城市生态系统的重要组成成分,它既是消费者,又是主宰者。

城市的所有设施是人创造的。资源的开发利用,环境的定向改造,工业的合理布局,居民区的规划以及能源、交通、运输、建筑等,无不与人类的生产、生活相联系。人类的经济活动,对城市生态系统的发展起支配作用。

(2) 开放度大

系统中的主要消费者是人,其所消费的食物量大大超过系统内绿色植物所能提供的数量。因此,必须依靠其他生态系统(如农田、淡水、海洋等)人为地输入。城市中人类生产和生活排出的大量废弃物,不能完全在本系统内分解、利用,也必须输送到其他系统(如农田、森林、海洋等)中。所以,城市生态系统对其他生态系统有很大的依赖性,是一种非独立的生态系统。

(3) 高能消耗,以大量燃料供能为特征

生产、建设、交通、运输、生活都需要供能,人口越多,需求量越大。城市生态系统必须依靠不断地输入燃料、食物等能量和物质,在系统内通过人类生产消费实现流通转化,逐渐消耗,以维持系统的稳定。自然生态系统依靠绿色植物转化太阳能,维持系统的正常结构和功能;而城市生态系统则依靠人类加工、改造各种一次性能源,如将煤、原油等转化为电力、煤气、蒸气、焦炭、各种石油制品等,以满足人类所需要的各种能量。在人类的积极创造下,城市生态系统已成为人类社会经济活动(主要是工业生产和商业)和科学文化活动的中心,也是政治管理中心。

(三) 人类生态系统

人类生态系统是居民与其生存环境相互作用的网络结构,也是人类对自然环境适应、

加工、改造而建造起来的人工生态系统。在人类生态系统中,自然系统、经济系统、社会系统组成了一个复合体,人成为系统的中心。

人类生态系统的研究包括,不同城市、农业生态系统的起源和发展,生态系统所处的地理条件,通过运用地图和遥感资料等手段以及实地考察、揭示不同的生态系统的水平分布和垂直分布特征,分析产生这些特征的自然、历史、文化及社会经济因素,研究人类生态系统形成的自然因素(自然环境)。

人区别于一般生物,人具有自然人的一面,还具有社会人的一面,人类生活的环境不仅有自然环境,还包含有人工环境和社会经济环境。因此,人类生态系统也区别于自然生态系统。人类生态系统的结构是以人为核心,人类生存的环境按性质可分成以下几种。

1) 自然环境。也就是自然生态系统环境系统部分,包括各种自然资源、气候、地貌、水文、土壤等自然条件。

2) 人工环境。人工创造的环境,主要指聚落环境,它以人的聚集和活动作为环境的主要特征和标志。有史以来,人类生活的环境逐步经历了自然环境—农庄村镇—工矿城市—现代化城市这样一个发展过程。在这些环境中人为因素逐渐加强,人类有计划、有目的地创造自己的生活环境,这一切都是人类利用自然、改造自然的结果。社会发展到今天,自然界到处都受到人类活动的干扰,到处都有人类创造的新东西。可以这样认为,凡是人为进行改造、控制和管理的环境都可以看作人工环境。例如,人工造林、农田、鱼塘、城市、建筑、道路、运河、水库、工厂、矿山、净化工程……

3) 社会经济环境。主要反映人与人之间的相互关系,指社会的生产方式。生产工具和生产关系发展水平包括政治经济体制、文化教育、社会风气等,其中包含有物质的和非物质形态的环境。

无疑,整个人类生态系统各成分之间是相互联系的,形成了一个有机的整体(图 3-55),马世骏等(1984)称人类生态系统是社会—经济—自然复合生态系统,其结构分解为三个圈层(图 3-56),圈层的核心是人,包括人的组织、文化和技术,第二圈层由生物环境、物理环境和人工环境所组成,第三个圈层是外部环境,也叫外部支持系统。人类生态系统是以人的行为为主导,自然环境为依托,资源流动为命脉,社会体制为经络的人工的生态系统。

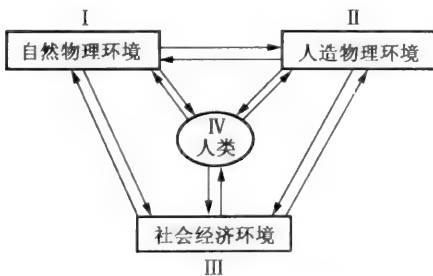


图 3-55 人类与周围环境系统 (曹凑贵,2002)

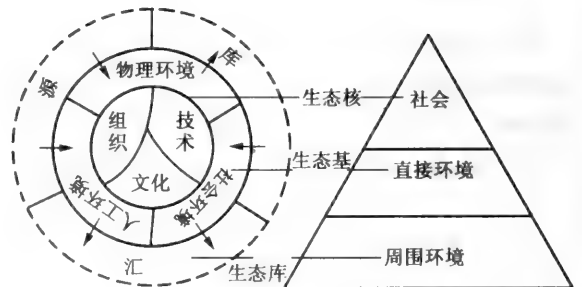


图 3-56 人类生态系统的结构(马世骏,1984)

主要参考文献

- 马世骏,王如松.1984.社会-经济-自然复合生态系统.生态学报,4(1):1~9
- 马世骏.1990.现代生态学透视.北京:科学出版社
- 文振中,陆健健.1999.应用生态学.上海:上海教育出版社
- 方精云.2000.全球生态学.北京:高等教育出版社;海德堡:施普林格出版社
- 孙儒泳.2001.动物生态学原理(第三版).北京:北京师范大学出版社
- 孙儒泳等.1993.基础生态学.北京:高等教育出版社
- 李振基,陈小政,郑海雷等.2000.生态学.北京:科学出版社
- 李博.1990.普通生态学.呼和浩特:内蒙古大学出版社
- 李博.2000.生态学.北京:高等教育出版社
- 沈亨理.1993.农业生态学.北京:中国农业出版社
- 宋永昌.2001.植被生态学.上海:华东师范大学出版社
- 尚玉昌.1998.行为生态学.北京:北京大学出版社
- 郑师章等.1994.普通生态学.上海:复旦大学出版社
- 骆世明,陈孝华,严斧.1987.农业生态学.长沙:湖南科学技术出版社
- 曹凑贵.2002.生态学概论.北京:高等教育出版社
- 韩兴国,李凌浩,黄建辉.1999.生物地球化学概论.北京:高等教育出版社;海德堡:施普林格出版社
- 蔡晓明,尚玉昌.1995.普通生态学.北京:北京大学出版社
- 蔡晓明.2000.生态系统生态学.北京:科学出版社
- Mackenzie A, Ball S et al.1998. Instant Notes In Ecology. BIOS Scientific Publisher
- Odum H T.1993.系统生态学.蒋有绪,徐德应译.北京:科学出版社

第四章 地球表层的景观

第一节 景观与景观生态学概述

一、景观

景观(landscape)是一个具有多重意义的词汇。首先是在美学上的意义。“景观”一词最早出现在希伯来文的《圣经》(旧约全书)中,用以描述耶路撒冷所罗门王国的城堡、宫殿、教堂和花草的美丽景色。15世纪以后的欧洲绘画家们将景观理解成为在风景油画中透视所得到的地表景色,景观因此也具有风景的涵义。在中国,风景早就成为画师在山水画中所要表现的重要主题之一。因此,景观是美学中的一种直观的视觉感受。其次,在地理学中,景观被理解为包含着土地在内的地理空间概念。在德语中,景观本身的含义是一片或一块乡村土地(Turner,1987)。19世纪初,现代地植物学和自然地理学的伟大先驱洪堡德(A. von Humboldt)将“景观”作为科学的地理术语提出,并以此作为“自然地理综合体”的代名词。景观成为“地球表面空间的一部分,是由岩石、水、空气、植物、动物以及人类活动所形成的系统复合体,并由外貌构成的一个可识别的实体”。前苏联地理学界将景观理解成为一种分类等级单位,“景观是景观地区发生学上的独特成分,它无论在地带性或非地带性方面都具有一致性,即整体的自然地理一致性,具有各自的结构和各自的形态”(伊萨钦科,1987)。

20世纪30年代,德国植物地理学家 Troll 提出了景观生态的概念,从此景观被引入生态学领域。美国景观生态学家 R. T. T. Forman 将景观定义为“由一组相类似方式重复出现的、相互作用的生态系统所组成的异质性区域”。在此景观成为生态系统的复合体,是基于人类范畴基础之上的特定区域,具有一定的空间尺度,由诸如林地、草地、农田、树篱和人类居住地等可识别的成分所构成,各个生态系统之间存在着相互作用,并受大致相同的地貌和同一气候的影响以及自然与人为的干扰。地理学与生态学对景观的定义并没有严格的区别,不同的是地理学强调景观属于地表一部分的自然综合体,而生态学中则着重景观是由生态系统所组成的异质性区域。Moss(1999)总结了对景观的6种认识:①景观是相互作用的生态系统的异质性镶嵌;②景观是地貌、植被、土地利用和人类居住格局的特殊结构;③景观是生态系统向上延伸的组织层次;④景观是综合人类活动与土地的区域整体系统;⑤景观是一种风景,其美学价值由文化所决定;⑥景观是遥感图像中的像元排列。

目前,人们对景观的理解逐渐趋向于综合性。德国汉诺威工业大学景观管理和自然保护研究所所长 Buchwald 将景观理解成为是一个多层次的生活空间,是一个由地圈和生物圈组成的、相互作用的系统。Vink 基于系统科学和控制论的观点,明确指出景观作为生态系统的载体,是一些控制系统通过土地利用的管理活动,这些控制系统中的主要成

分将完全或部分地受到人类智慧的控制;Naveh(1984)认为景观是自然、生态和地理的综合体;Haber(1990)认为景观是生物或人类综合感知的土地;我国著名景观生态学家肖笃宁(1997)将景观概念综合表述为:景观是一个由土地单元镶嵌组成,具有明显视觉特征的地理实体,它处于生态系统之上、大地理区域之下的中间尺度,兼具经济、生态和美学价值。

二、景观生态学的概念与内涵

景观生态学(landscape ecology)是一门多学科交叉的新兴学科,其主体是地理学和生态学之间的交叉。Troll 指出景观生态学是地理学的景观观点和生物学的生态观点相结合的产物,它表示支配一个区域不同地区单位的自然-生物综合体的相互关系。Troll 认为,地理学家在研究地理现象的空间作用时采用的是“水平”的研究方法,生态学家在研究生态系统立地功能时则采用“垂直”的研究方法,而景观生态学将地理学家的“水平”研究方法和生态学家的“垂直”研究方法结合了起来。因此 Troll 的最大的历史贡献是成功

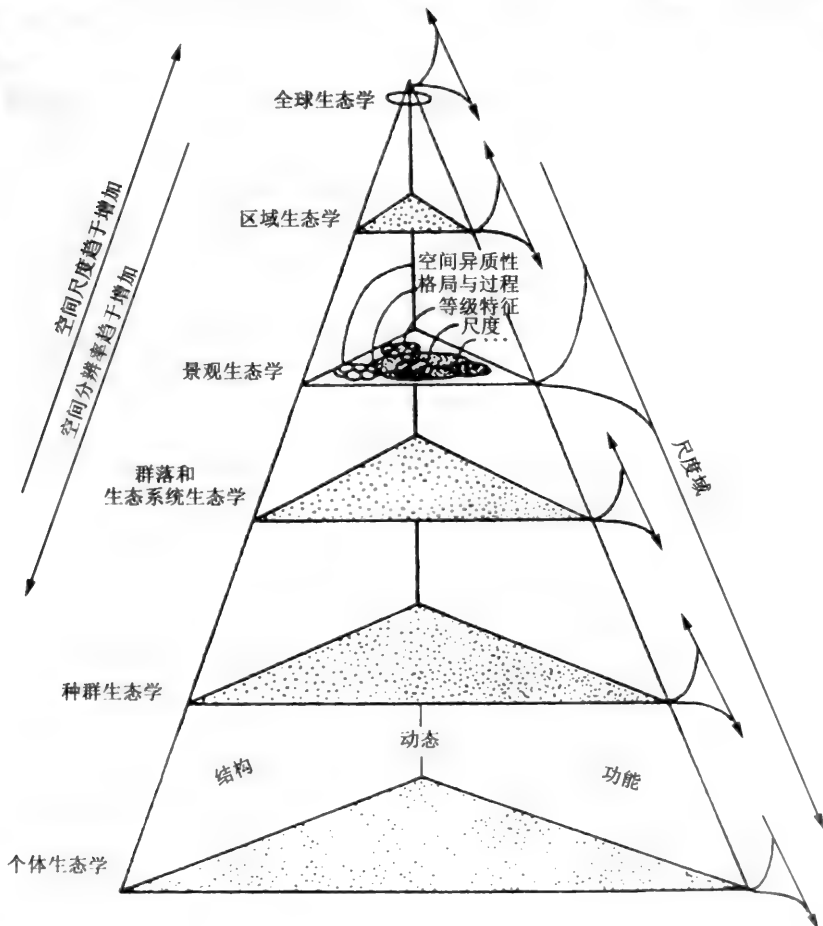


图 4-1 景观生态学与其他生态学学科的关系以及一些突出的特点(邬建国,1996)

地将地理学和生态学相结合,通过景观生态的研究为地理学和生态学都找到了新的发展空间。景观生态学的提出填补了生态学组织层次上的空白,成为介于生态系统生态学和全球生态学之间的过渡,对强调生态要素和现象的空间结构与尺度作用具有重要意义(图 4-1)。同时作为交叉学科,跨越生态学、地理学、资源科学、环境科学、规划科学和管理科学等众多现代大学科体系,对于组织协调跨学科多专业的区域生态研究十分有益。Buchwald 指出景观生态学的研究有助于克服当代社会及由于工业社会和自然土地潜力的日益剧增的需要而引起的当代社会景观之间的紧张状态。

Forman 等(1986)认为,景观生态学探讨诸如森林、草原、沼泽、廊道和村庄等生态系统的异质性组合、相互作用和变化,如景观要素或生态系统的分布格局、景观要素中动物、植物、能量、矿质养分和水分的流动、景观镶嵌体随时间的动态变化。因此,景观生态学就是研究由相互作用生态系统组成的异质地表的结构、功能和动态。结构指能明显区别的景观要素(地形、水文、气候、土壤、植被、动物)和组分(森林、草地、农田、果园、水体、聚落和道路等)的种类、大小、形状、轮廓、数量和空间配置;功能指要素或组分之间的相互作用,即能量、物质和有机体在组分(主要是生态系统)之间的流动;动态指结构和功能随时间的改变。邬建国则进一步将景观生态学综合为是研究景观单元的类型组成、空间格局及其生态学过程相互作用的综合性学科(邬建国,2000)。他认为空间格局、生态学过程与尺度之间的相互作用是景观生态学(如图 4-2)研究的核心所在,景观结构、景观功能和

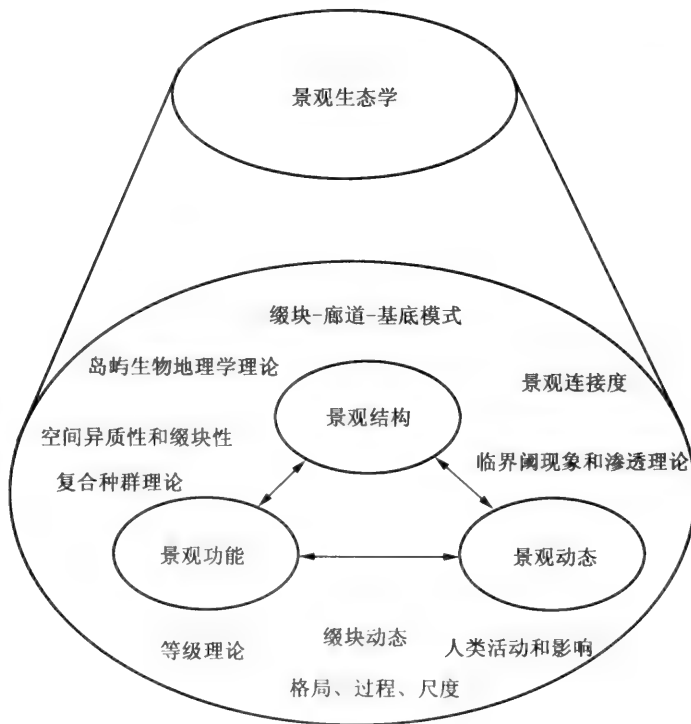


图 4-2 景观生态学研究的主要对象、内容及一些基本概念和理论(邬建国,2000)

景观动态是景观生态学的三大研究内容。景观结构是景观组成单元的类型,多样性及其空间关系;景观功能是景观结构与生态学过程的相互作用或景观结构单元之间的相互作用;景观动态指景观在结构和功能方面随时间推移发生的变化。景观的结构、功能和动态之间相互依赖、相互作用。景观结构在一定程度上决定功能,而结构的形成和发展也受到功能的影响。

三、景观生态学的核心概念

肖笃宁(1999)将景观生态学的核心概念总结为:景观系统整体性和景观要素异质性;景观研究的尺度性;景观结构的镶嵌性;生态流的空间聚集与扩散;景观的自然性与文化性;景观演化的不可逆性与人类主导性及景观价值的多重性(图4-3)。

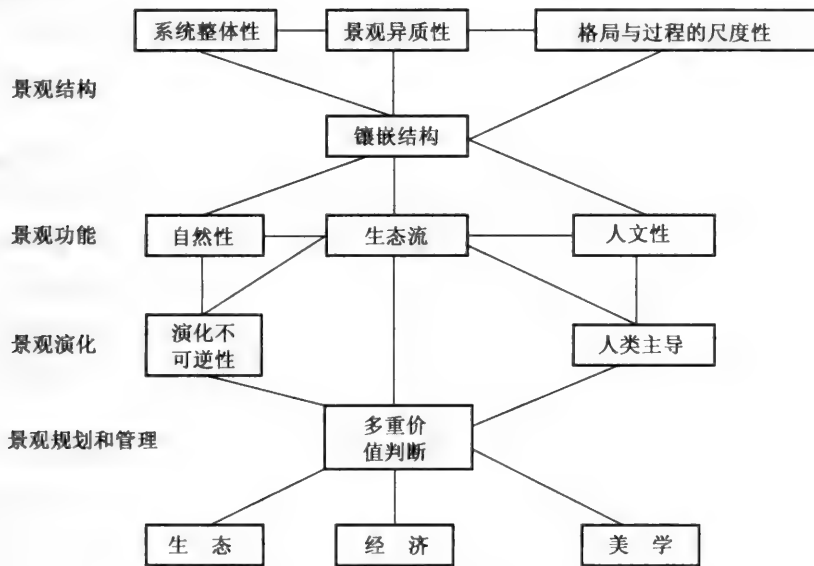


图4-3 景观生态学的核心概念框架(肖笃宁,1999)

(一) 景观系统的整体性和景观要素的异质性

景观是由景观要素有机联系组成的复杂系统,具有独立的功能特性和明显的视觉特征,是具有明确边界、可辨识的地理实体,并具有地表可见景象的综合与某个限定性区域的双重含义。Naveh(1993)建立的景观分类系统将景观分为开放景观(包括自然景观、半自然景观、半农业景观和农业景观)、建筑景观(包括乡村景观、城郊景观、城市工业景观)和文化景观。一个健康的景观生态系统具有功能上的整体性和连续性。从系统的整体性出发来研究景观的结构、功能与变化,将分析与综合、归纳与演绎互相补充,可深化研究内容,使结论更具逻辑性和精确性。通过结构分析、功能评价、过程检测与动态预测等方法,采用形式化语言、图解模式和数学模式等表达方式,以得出景观系统综合模式的最好表达。

景观系统同其他非线性系统一样,是一个开放的、远离平衡态的系统,也具有自组织性、自相似性、随机性和有序性等特征。自组织可通过对称分离的不稳定性来实现,景观斑块产生于自组织,特别体现在由人类生态信息反馈作用调控下的土地利用动态变化过程中(Wu et al., 1997)。

异质性是系统或系统属性的变异程度,在景观尺度上空间异质性包括空间组成、空间构型和空间相关 3 个部分的内容(Pickett, 1995)。景观由异质要素组成,景观异质性一直是景观生态研究的基本问题之一(伍业纲, 1992)。因为异质性同抗干扰能力、恢复能力、系统稳定性和生物多样性有密切关系,景观异质性程度高有利于物种共生,而不利于稀有内部种的生存。景观格局是景观异质性的具体表现,可运用负熵和信息论方法进行测度。景观异质性可理解为景观要素分布的不确定性,其出现频率通常可用正态分布曲线来描述。景观总体结构的异质性也可以通过穿越该景观的一条或多条剖面的景观异质性特征(组合形式的平均信息量)来描述。此外,利用滑箱多尺度面状采样法也是一种很好的方法。通过对外界输入能量的调控,可改变景观的格局使之更适宜人类的生存。

(二) 景观研究的尺度性

景观和景观要素的概念是相对的,它们之间在一定条件下是可以互相转换的。例如,我们可以将包括村庄、农田、牧场、森林和道路在内的地域称之为景观,其中每一类的异质性单元称之为景观要素。当我们研究的只是其中的森林时,我们可以将森林作为一种景观,而它的各个组成类型,如马尾松林、青冈林、苦楮林等作为森林的景观要素。同样也可以将一大片农田视为一种景观,而按作物种类(如油菜、小麦、蔬菜)或土地利用形式(如水田和旱田)等划分为景观要素。景观强调的是异质镶嵌体,而景观要素则强调的是均质同一的单元,它们之间的转换反映了景观问题与时间空间尺度密切相关。

尺度是研究客体或过程的空间维和时间维,可用分辨率与范围来描述,它标志着对所研究对象细节了解的水平。在生态学研究,空间尺度是指所研究生态系统的面积大小或最小信息单元的空间分辨率水平,而时间尺度是其动态变化的时间间隔。景观生态学的研究基本上对应着中尺度范围,即从几平方千米到几百平方千米,从几年到几百年。大尺度,主要反映大气候分异;中尺度主要反映地表结构分异;小尺度主要反映土壤、植物和小气候分异。

格局与过程的时空尺度化是当代景观生态学研究的热点之一(O'Neill, 1991; 肖笃宁, 1997)。尺度分析和尺度效应用于景观生态学研究有着特别重要的意义(傅伯杰等, 2000)。尺度分析一般是将小尺度上的斑块格局经过重新组合而在较大尺度上形成空间格局的过程。此过程伴随着斑块形状由不规则趋向规则以及景观类型的减少。尺度效应表现为:随尺度的增大,景观出现不同类型的最小斑块,最小斑块面积逐步增大,而景观多样性指数随尺度的增大而减小。通过建立景观模型和应用 GIS 技术,可以根据研究目的选择最佳尺度,以及把细尺度的研究结果转换为粗尺度或者相反(Turner, 1991)。由于景观尺度上进行控制性实验往往代价高昂,因此,人们越来越重视尺度转换技术,然而尺度外推却是景观生态学研究中的一个难点,它涉及到如何穿越不同尺度生态约束的限制。不同时空尺度的聚合会产生不同的估计偏差,信息总是随着粒度或幅度的变化而丧

失,信息损失的速率与空间格局有关,而映射则来自于从尺度变化中获得的信息。

时空尺度的对应性、协调性和规律性是景观生态学的一个重要特征,通常研究的地区愈大,相关的时间尺度就愈长。生态平衡即自然界在动荡中表现出来的尺度有关的协调性,生态系统在小尺度上常表现出非平衡特征,或“瞬变特征”,而大尺度上仍可体现出与平衡模型相似的结果,景观系统常常可以克服其中的局部生物反馈的不稳定性。如大兴安岭的亮针叶林景观经常发生弱度地表火,火烧轮回周期 30 年左右,这种林火干扰常形成粗粒结构,火烧迹地斑块的平均大小与落叶松斑块相接近,为 40~45 hm²,在这种火生态环境下,兴安落叶松林仍可保持大尺度上的生态稳定性。

尺度性与持续性有着重要的联系。细尺度生态过程可能会导致个别生态系统出现激烈波动,而粗尺度的自然调节过程可提供较大的稳定性。在较大尺度上,混沌可提高景观生态系统的持续性而避免异质性种群的灭绝。大尺度空间过程包括土地利用和土地覆盖变化、生境破碎化、引入种的散布、区域性气候波动和流域水文变化等等。在更大尺度的区域中,景观是互不重复、对比性强、粗粒格局的基本结构单元。景观和区域都在“人类尺度”上,即在人类可辨识的尺度上来分析景观结构,把生态功能置于人类可感受的范围内进行表述,这有利于了解景观建设和管理对生态过程的影响。在时间尺度上,人类世代即几十年的尺度是景观生态学关注的焦点。

(三) 景观结构的镶嵌性

自然界普遍存在着镶嵌性,即一个系统的组分在空间结构上互相拼接而构成整体。景观和区域的空间异质性有两种表现形式,即梯度与镶嵌。镶嵌的特征是对象被聚集,形成清楚的边界,连续空间发生中断和突变。土地镶嵌性是景观和区域生态学的基本特征。Forman 提出的斑块-廊道-基质模型即是对此的一种理论表述。

景观斑块是地理、气候、生物和人文因子构成的有机集合体,具有特定的结构形态,表现为物质、能量或信息的输入与输出单位。斑块的大小、形状不同,有规则和不规则之分;廊道曲直、宽窄不同,连续度也有高低;而基质更显多样,从连续状到孔隙状,从聚集态到分散态,构成了镶嵌变化、丰富多彩的景观格局。

景观结构即斑块-廊道-基质的组合或空间格局是景观功能流的主要决定因素,而这些景观形态结构又是昨天的流产生的。结构和功能,格局与过程的联系与反馈是景观生态学的基本命题。

景观镶嵌的测定包括多样性、边缘、中心斑块和斑块总体格局等方面,有多样性、优势度、相对均匀度、分维数,斑块隔离度、易达性、斑块分散度、蔓延度等指标。此外,网络理论、中心位置理论、渗透理论(随机空间模型)等也被用于景观空间结构的研究。

作为镶嵌体的景观按其所含有的斑块粒度,用平均直径量度可分为粗粒和细粒景观。比如森林景观的粒级结构主要决定于更新单元(林冠空隙)大小与采伐方式的差异,农田景观的粒级结构主要决定于土地利用方式(旱田、水田和菜地)的不同和管理的精细程度。单纯的粗粒或细粒景观都是单调的,只有含细粒部分的粗粒景观最有利于大型斑块生态效应的获得,为包括人类在内的多种生境物种提供了较广的环境资源和条件。由于景观结构的镶嵌性,其中若干空间要素(廊道、障碍和高异质性区域)的组合,决定了物种、能

量、物质和干扰在景观中的流动或运动,表现为景观的抗性作用。

(四) 生态流的空间聚集与扩散

生物物种与营养物质及其他物质、能量在各个空间组分间的流动被称为生态流,它们是景观中生态过程的具体体现。受景观格局的影响,这些流分别表现为聚集与扩散,属于跨生态系统间的运动,以水平流为主。它需要通过克服空间阻力来实现对景观的覆盖与控制。物质运动过程同时总是伴随着一系列能量转化过程,斑块间的物质流可视为在不同能级上的有序运动,斑块的能级特征由其中空间位置、物质组成、生物因素以及其他环境参数所决定。如我国东部丘陵地区的农业景观中由于灌溉形成了渠塘相连的多水塘系统,这种景观格局对于P、N的非点源污染起到了一种控制作用。在重力作用下,雨后的地表径流和农田排水经过不同斑块裹挟、沉淀或释放物质而形成了非点源污染物的再分布。景观空间要素间物种的扩散与聚集,矿质养分的再分配速率通常与干扰强度成正比,如小流域的水土流失与不合理的土地利用方式呈正相关。穿越边缘的能量与生物流随异质性的增大而增强。无任何干扰时,景观水平结构趋于均质化,而垂直结构的分异更加明显,这在森林生态系统的演化中不乏例证。

景观中的能量、养分和物种,都可以从一种景观要素迁移至另一种景观要素,这些运动或流动取决于5种主要媒介物或传输机制:风、水、飞行动物、地面动物和人。在景观水平上有3种驱动力:首先是扩散,它与景观异质性有密切联系;其次是传输(物质流),即物质沿能量梯度(在空间呈镶嵌状分布)流动;最后是运动,即物质通过消耗能量从一处向另一处移动。扩散是一种低能耗过程,仅在小尺度上起作用,而物质流和运动是景观尺度上的主要作用力。水流的侵蚀、搬运与沉淀是景观中最活跃的过程之一;而运动是飞行动物、地面动物和人传输多数物质的力,这种迁移最主要的生态特征是物体在所抵达的景观要素中呈高度聚集。总之,扩散作用形成最少的聚集格局,物质流居中,而运动在景观中形成最明显的簇聚格局。

景观的边缘效应对生态流有着重要的影响,景观要素的边缘部分可起到半透膜的作用,对通过它的生态流进行过滤。此外,在相邻景观要素处于发育期时,可随时间转换而分别起到“源”和“汇”的作用。

(五) 景观的自然性与文化性

景观不单纯是一种自然综合体,而且往往被人类注入不同的文化色彩,因而在欧洲很早就有自然景观和文化景观之分。按照人类活动对景观的影响程度可划分出自然景观、管理景观和人工景观。当今地球上不受人类影响的纯自然景观日益减少,而是以各种不同的人工自然景观或人工经营景观占据陆地表面的主体。对于这两大类景观而言,生物活动(生物多样性与生物生产力)是景观系统最重要的特征。比较理想的有生命力的景观是指具有很高的生物多样性和生产力,而只需要较低能量维持,并且抗干扰性强的生态系统的组合。这两大类景观的稳定性取决于潜在的能量或生物量、抗干扰水平与恢复能力。

人工景观或人类文明景观是一种自然界原先不存在的景观,如城市、工矿和大型水利工程等。大量的人工建筑成为景观的基质而完全改变了原有的景观外貌,人类成为景观

中主要的生态组分。这类景观多表现为规则化的空间布局,以高度特化的功能与通过景观的高强度能流、物流为特征。在这里景观的多样性体现为景观的文化性。人类对景观的感知、认识和判别直接作用于景观,同时也受着景观的影响;文化习俗强烈地影响着人工景观和管理景观的空间格局;景观外貌可反映出不同民族、地区人民的文化价值观。我国东北的北大荒地区就是汉族移民在黑土漫岗上的开发活动所创造的粗粒农业景观,而朝鲜族移民在东部山区的宽谷盆地中创造的是以水田为主的细粒农业景观。由于景观具有自然性和文化性,因而景观生态学的研究也就涉及到自然科学与人文科学的交叉。有关景观的多样性及其生态意义已越来越受到研究者的重视(傅伯杰,1996)。

(六) 景观演化的不可逆性与人类的主导性

景观系统如同其他自然系统一样,其宏观运动过程是不可逆的,时间反演不对称,它通过开放从周围环境引入负熵而向有序方向发展。景观具有分形结构,其整体与部分常常具有自相似嵌套结构特征(Wu, 1995; O'Neill, 1992),系统演化遵循从有序再到混沌的循环法则。

景观演化的动力机制有干扰与人为活动影响两个方面。由于今天世界上人类活动影响的普遍性与深刻性,对于作为人类生存环境的各类景观而言,人类活动对于景观演化无疑起着主导作用,通过对变化方向和速率的调控可实现景观的定向演变和可持续发展。

在人类活动对生物圈的持续性作用中,景观破碎化与土地形态的改变是其重要表现。景观破碎化包括斑块数目、形状和内部生境的破碎化 3 个方面,它不仅常常会导致生物多样性的降低,而且将影响到景观的稳定性。通常我们把人为活动对于自然景观的影响称之为干扰,那么对于管理景观的影响由于其定向性和深刻性则应称为改造,而对人工景观的影响更具决定性作用的,可称之为构建。在人和自然界的关系到有着建设和破坏两个侧面,共生互利才是方向。应用生物控制共生原理进行景观生态建设,是景观演化中人类主导性的积极体现(景贵和,1991)。景观生态建设是指一定地域、跨生态系统、适用于特定景观类型的生态工程,它以景观单元空间结构的调整和重新构建为基本手段,改善受威胁或受损生态系统的功能,提高其基本生产力和稳定性,将人类的活动对于景观演化的影响导入良性循环。我国各地的劳动人民在长期的生产实践中创造出许多成功的景观生态建设模式,比如珠江三角洲湿地景观的桑基鱼塘系统、黄土高原侵蚀景观的小流域综合治理模式、北方风沙干旱区农业景观中的林-草-田镶嵌格局与复合生态系统模式等(肖笃宁,1997)。

景观稳定性取决于经过空间对于外部干扰的阻抗及恢复能力,其中景观系统所能承受人类活动作用的阈值可称为景观生态系统承载力。其限制变量为环境状况对人类活动的反作用,如景观空间结构的拥挤程度,景观中主要生态系统的稳定性,可更新自然资源的利用强度,环境质量以及人类身心健康的适应与感受性等。

景观系统的演化方式有正反馈、负反馈两种,负反馈有利于系统的自适应和自我组织,保持系统的稳定,是自然景观演化的主要方式。而不稳定则与正反馈相联系。从自然景观向人工景观的转化,其主要方式则以正反馈居多,如围湖造田、毁林开荒与城市扩张等。

耗散结构理论揭示,非平衡不可逆性是组织之源,有序之源,通过涨落达到有序。景观系统的演化亦符合这一规律,人类活动打破了自然景观中原有的生态平衡,放大了干扰,改变了景观演化的方向并创造出新的生态平衡,重新实现景观的有序化。

(七) 景观价值的多重性

景观作为一个由不同土地单元镶嵌组成,具有明显视觉特征的地理实体,兼具经济、生态和美学价值,这种多重性价值判断是景观规划和管理的基础。景观的经济价值主要体现在生物生产力和土地资源开发等方面,景观的生态价值主要体现为生物多样性与环境功能等方面,这些已经研究得十分清楚。而景观美学价值却是一个范围广泛、内涵丰富,比较难于确定的问题。随着时代的发展,人们的审美观也在变化,人工景观的创造是工业社会强大生产力的体现,城市化与工业化相伴生;然而久居高楼如林、车声嘈杂的城市之后,人们又企盼亲近自然和回归自然,返朴归真成为最新时尚。

关于景观美学质量的量度可从人类行为过程模式和信息处理理论等方面进行分析(Svobodova, 1992)。不同民族和不同文化传统对此有深刻的影响,如中国园林景观同欧洲园林景观相比就有着极为不同的鲜明特色。它注意野趣生机、自然韵味、情景交融、意境含蓄、以小见大、时空变换、增加景观容量与环境氛围。

价值优化是管理和发展的基础,景观规划和设计应以创建宜人景观为中心。景观的宜人性可理解为比较适宜于人类生存、走向生态文明的人居环境,它包含以下内容:景观通达性、建筑经济性、生态稳定性、环境清洁度、空间拥挤度和景色优美度等。景观设计特别重视景观要素之间的空间关系,如形状和大小、密度和容量、连接和隔断、区位和层序等等,如同它们所含的物质和自然资源质量一样重要。在城市景观规划中就应该特别注意合理安排城市空间结构,相对集中开敞空间,建筑空间要做到疏密相间;在人工环境中努力显现自然;增加景观的视觉多样性;保护环境敏感区和推进绿色空间体系建设。

四、景观生态学的发展

景观生态学起源于欧洲。20世纪30年代末期,德国著名植物地理学家卡尔·特罗尔(Carl Troll)在东非的山地研究中,有意识地将当时还未被人所熟悉的航空像片纳入到土地利用和土地开发的研究中。他认识到,在航空像片上反映最多的是地貌的形态和植被的分布,如果能了解景观各要素之间的生态关系,那么就可以从航空像片上间接地推断出许多难以直接判读的内容,如土壤的性质、地下水的状况和人类的参与活动。1939年,特罗尔在其《航空像片制图和生态学的土地研究》的论文中,首次提出了景观生态的概念,试图通过对航空像片的判读,把景观学的区域差异对比研究与生态学的结构、功能研究结合起来。他从地理学的角度出发,希望地理学家和生态学家更紧密合作,将地理学和生态学有机地结合起来,进行统一的地球科学和生命科学的研究,并建立一门全新的“生态科学”——景观生态学,开辟地理学中的生态研究领域。

景观生态学提出于20世纪30年代末,但是真正的发展是20世纪80年代。此前,景观生态学在世界范围内的研究是缓慢的,其原因在于:①缺乏真正的社会压力。当

时的人口、资源、产业和环境问题,虽然已经产生,但是并未像现在这样突出;②景观生态学是多学科的交叉学科,它的发展受制于相关学科的发展。当时对边缘学科研究的需要并不如现在这般强烈,因此,像景观生态学这样整体化的知识结构就显得不突出;③景观生态学研究自然与自然、自然与社会事物之间的反馈关系,不仅需要系统理论、生物控制论等,还特别需要遥感技术和计算机技术等,只有当这些都成熟以后,景观生态学才能得到真正的发展。20世纪70年代以后,由于遥感技术和计算机技术的飞速发展,以及生态学与景观学研究的不断深化,特别是生态学中的动态思想和系统思想,使景观生态学在进行区域景观规划、评价和变化预测等研究中开始发挥独特作用,也由于全球性的生态、环境、人口和资源等一系列问题的日益严重,促使景观生态学迅速发展。景观生态学成为将生物圈与技术圈,把人类与其环境统一起来进行综合研究的一门新型交叉学科。

作为一门基于地理学和生态学的边缘学科,70年代以后景观生态学逐渐开始发展,它以整个景观为研究对象,着重研究景观中各个组成部分的异质性,它们之间的相互作用及与人类活动的关系。荷兰、前捷克斯洛伐克、丹麦等国家是开展景观生态学研究较早的国家。荷兰在1972年就成立了景观生态协会,是最早成立景观生态协会的国家。1981年荷兰景观生态协会召开了第一届国际景观生态学会议,侧重对景观生态学的理论概念、研究方法和应用,以及在研究自然区域、城乡关系和农村问题等方面的作用进行了探讨,并于次年出版了《景观生态学展望》一书。1982年前捷克斯洛伐克科学院组织了以“景观生态学的研究问题”为主题的国际研讨会,会议期间正式成立了国际景观生态学会(IALE),目的是促进景观生态研究领域内的科学家、组织者、规划者以及管理者之间更好的交流,深入景观生态的研究,促进应用发展。IALE下设有景观生态的基本问题、GIS与遥感、生产土地生态学、城市生态学、自然保护、景观建造、土地评价与规划和国际景观生态研究进展等8个学术委员会,表达了景观生态学所关注的研究内容和涉及的领域。1986年在美国召开的第四届国际生态学会议上,IALE加入国际生态学会,正式成为其下的一个分支,并在美国正式出版 *Landscape Ecology* 杂志。

20世纪80年代以后,景观生态学的基本理论和实际应用在美国得到重视。自国际景观生态学会成立以后,发展迅猛,生气勃勃。在美国科学基金会(NSF)的资助下,1983年美国举行了第一次景观生态学讨论会。会后出版了《景观生态学——方向和方法》(*Landscape Ecology — Direction and Approaches*)。此后,分别在1984年和1986年出版了 Z. Naveh 和 A. Lieberman 合著的《景观生态学——理论和应用》,以及 R. T. T. Forman 和 M. Godron 合著的《景观生态学》。与欧洲国家景观生态学研究主要是从地理学发展起来,以及研究的重点是景观(区域)规划、设计、管理和制定土地开发政策不同的是,美国的景观生态学主要是从生态学的进展中逐步成熟起来。研究的范围包括了大面积的处于原始状态的自然景观,因此对景观格局和功能的基本生物学问题有着浓厚的研究兴趣。人类活动被视为景观中的一个干扰因子,而不是景观的主要组分,研究热点是人类以外的生物系统。由于景观生态学给生态学带来新的思想和新的研究方法,因此它已成为当今北美生态学的前沿学科之一。

我国的景观生态学研究起步于20世纪80年代。80年代以后,北京大学林超等人在

《地理译报》上先后翻译了 Troll 的《景观生态学》和《景观生态学与生物地理群落学——术语研究》、Neef 的《景观生态学的发展阶段》、Naveh 和 Lieberman 的《景观及其景观生态学的定义》等系列文章,对景观生态学的思想在我国的传播起到了促进的作用。10 多年来,作为生态学的一个新兴分支学科,景观生态学在我国得到极大的发展。1988 年中国科学院沈阳应用生态研究所成立了景观生态研究室,开始在国内进行比较系统的景观生态学的研究(肖笃宁,1988;1990)。1989 年在沈阳召开了中国景观生态学首次学术研讨会。景观生态学逐渐在农业土地利用、森林经营、自然保护、海岸管理、旅游规划等方面得到较为广泛的应用。同时,城市地区的景观结构与环境之间的相互关系也开始受到重视(董雅文,1989;1992)。20 世纪 90 年代中期以来,国内在景观生态学发展的基础上,逐步将研究的焦点转向城市。沈阳运用卫星遥感图像对沈阳郊区的景观生态进行了初步的研究,广州运用相关的文字资料对城郊地区进行了景观生态分析(李贞,1997)。通过研究,人们认识到目前所面临的许多城市问题,在很大程度上是由于不合理的景观布局,造成城市地区内部各个要素之间不能相互协调发展,从而削弱了生态系统的功能。因此,景观生态学的发展,为城市生态研究提供了一种新的理论方法,而航空遥感和地理信息系统技术的广泛使用,也为城市的景观生态研究提供了强大的技术支持,便于人们在景观尺度上更好地认识城市地区的空间格局及其变迁的特点,并以此为基础对城市生态系统进行深入的研究。此外,近年来景观生态学也在当代生态学的 3 大热点——生物多样性保护、全球变化和区域可持续发展得到了较快的发展。

第二节 景观格局

景观是一个由不同生态系统组成的镶嵌体。对于任何一个景观而言,不管其性质如何,其组成都可以划分为斑块(patch)、廊道(corridor)和基质(matrix)三种基本景观要素。斑块是在外貌上与周围地区(基质)有所不同的一块非线形地域,廊道是与模块相区别的线形或带状地域,基质则是范围广大、连接度最高并且在景观功能上起着优势作用的景观要素类型。这三种景观要素的数量、大小、类型、形状及在空间上的组合形式就构成了景观格局或景观空间结构。景观格局的特征和空间关系可以通过一系列景观指数和空间分析方法加以定量化。景观生态学注重于研究空间格局的形成、动态以及与生态学过程的相互关系,这也是景观生态学区别于其他生态学学科的显著特征之一。

一、斑 块

斑块是一个在外表上与周围环境具有明显差异的非线形地表区域。邬建国等(1992)把斑块定义为:“依赖于尺度的,与周围环境(基质)在性质上或者外观上不同的空间实体”。空间非连续性和内部均质性是斑块的最基本特征。广义上,斑块可以是有生命的和无生命的;而狭义的理解则认为,斑块是指动植物群落。由于不同斑块的起源和变化过程不同,它们的大小、形状、类型、异质性以及边界特征变化较大,因而对物质、能量和物种分布和流动产生不同的作用。将斑块定义为一种可直接感观的空间实体便于实际测量,利

于比较研究。

影响斑块起源的主要因素包括环境异质性、自然干扰和人类活动。

(一) 斑块类型

1. 环境资源斑块

环境资源斑块是由于环境资源的空间异质性或镶嵌分布所引起的。环境资源斑块相当稳定,与干扰无关,如裸露山脊上的石楠荒原、石灰岩地区的低湿地、沙漠中的绿洲等,都属于环境资源斑块。斑块中的生物也不同于周围的基质。由于环境资源分布的相对持久性,所以斑块也相对持久,周转速率相当低。虽然这些稳定的斑块内部也始终存在种群波动、迁入迁出和灭绝过程,但变化水平极低。

2. 干扰斑块

基质内的各种局部干扰都可形成干扰斑块。泥石流、雪崩、风暴、冰雹、食草动物大爆发、哺乳动物的践踏和其他许多自然变化都可能产生干扰斑块。人类活动也可产生干扰斑块。例如森林采伐、草原烧荒及矿区开采等都是地球表面广泛分布的干扰斑块。干扰斑块具有最高的周转率,持续时间最短,通常是消失最快的斑块类型。但这类斑块也可由长期持续干扰形成。如一个重复放牧的牧场,演替过程持续不断地重复进行或重新开始,斑块也能保持稳定,持续较长时间。长期干扰斑块主要由人类活动引起,但有时长期的自然干扰也能够形成,如周期性洪水、大型哺乳动物践踏或野火,使斑块上的物种适应于干扰状态,与周围基质保持平衡。

3. 残存斑块

残存斑块(remnant patch)是由包围着一小块未受干扰地区的大范围干扰所造成的。被大火漏过的植被地段就是一个例子。与干扰斑块相似,残存斑块也是由于人为和自然的干扰所产生,但地位不一。在森林发生火灾时,当火灾较小时,出现一片火烧迹地,这时可以将周围未烧的森林称之为基质,将火烧迹地称为干扰斑块;如果火灾蔓延很广,火烧迹地面积很大,但火烧迹地中间有少数块状林地未烧到,这时可以将火烧迹地称为基质,而将残余林分称为残存斑块。除了成因相同外,残存斑块和干扰斑块还有一个共同点,即它们的周转率都较快。

长期干扰也会造成残存斑块,例如农田或被城郊所包围的小片林地就属于此种斑块。在这种情况下,由于人为干扰造成长期隔离,会使残存斑块中的物种灭绝速度增加。造成这种现象的最重要原因之一是有的种群太小,从而造成遗传漂变(genetic drift),并进而造成灭绝。正由于此,有人提出有生活力种群最低值的概念。当长期的残存斑块最终于基质融合时,所产生的新的景观与干扰前的景观可能完全不同。

4. 引进斑块

当人们把生物引进某一地区时,就产生了引进斑块(introduced patch)。它与干扰斑

块相似,小面积的干扰可产生这种斑块,例如林窗中出现的新的植物群落。新引进的物种,无论是植物、动物或人等,都对斑块产生持续而重要的影响。这类斑块是地球上广泛存在的斑块类型,最常见的引进斑块有以下两种:

(1) 种植斑块(planted patch)

是由人引进植物的斑块,如农田、人工林、高尔夫球场等。它们都是在基质上形成的种植斑块。在种植斑块内,物种动态和斑块周转速率取决于人类的管理活动。如果不进行管理,那么基质的物种就会侵入斑块,并发生演替,同干扰斑块一样,最终也将消失。不同的是,引进物种(如在人工林中)可能长期占优势,延缓了演替过程。种植斑块的动态变化包括一个伴随着干扰和种植而发生显著变化的短暂的初始阶段,和一个在人类管理期间的相对稳定、时间持续较长的中期阶段,以及被废弃而发生快速演变,与基质相融合的短暂的终结阶段。

(2) 聚居地(habitation)

聚居地是受人为干扰的景观中最显著的景观成分之一。今天,人类已成为地球上大多数景观的主要控制力量。农村、城镇、城市和各种小的聚落都属于这类斑块。聚居地是由干扰形成的,干扰可能是局部的,或者全部清除自然生态系统,然后兴建土木,并引进新物种。聚居地消失之前,往往会作为一种斑块而保持数年、数十年,甚至几个世纪。聚居地内的生态结构取决于代替自然生态系统的生物类型。聚居地生态系统包括4种不同类型的物种:人、引进的动植物、不慎引入的害虫和从异地移入的本地种。其中人是最重要的,不仅是巨大的消费者,而且是保持聚居地的长期干扰的实施者。现有的大多数植物种是人们引进供消费,或用来装饰花园、庭院和公共场所的物种。某些植物可能是当地种,但是人们更喜欢用各种不同的外来种装饰自己周围的环境。同样,他们也喜欢引进一些动物。人们一般比较喜欢家养动物和牲畜,如猫、牛和金丝鸟,而不喜欢本地的短尾猫、野牛和蝙蝠。然而,由于引进时的疏忽,聚居地生态系统也可能进一步富集一些有害动植物,例如:鼠类、跳蚤、白蚁、蟑螂、蟋蟀以及痢疾变形虫等都可能被引进,引起麻烦;毛虫蚕食观赏植物叶片、野兔毁坏田园、黄鼬捕捉小鸡等。聚居地的存在有赖于人类管理的程度和恒久性。如果人类的管理弱化后,聚居地将被基质所吞没,因此,从这个角度出发,聚居地的生态系统是不稳定的。

(二) 斑块几何特征的生态学意义

面积大小是斑块最显著的几何特征,斑块的物种数量与其面积大小关系密切。陆地景观中的斑块可以被视为一种生境岛屿(habitat island)。岛屿生物地理学(island biogeography)认为岛屿物种数量(物种多样性或丰度)与岛屿的面积、隔离程度和年龄等3个因素密切相关。岛屿的面积效应主要取决于生境多样性(habitat diversity)。在多数情况下,大岛屿具有更多的生境,因此,可维持更多的物种生存。然而,在某种意义上,即便生境多样性没有区别,也会存在岛屿的面积效应,即通常会发现大岛屿的物种比小岛屿(或斑块)多一些。陆地景观中的斑块与水体环绕的岛屿明显不同。陆地斑块的平均周转

率可能较高,而岛屿基本上是恒定的。陆地景观中斑块与基质之间的迁移也与水体不同,陆地景观基质的异质性通常较高,基质内有大量潜在的入侵物种,而且斑块不同侧面的基质内有明显的物种差异。景观基质可作为许多物种在斑块之间迁移的歇脚地(stepstone),因此,景观中隔离(isolation)的重要性(岛屿生物地理学说的主要特征)有所降低。景观中斑块的物种多样性格局与斑块特征的相关顺序如下:

$$S=f(+\text{生境多样性},-(+)\text{干扰},+\text{面积},+\text{年龄},+\text{基质异质性}, \\ -\text{隔离},-\text{边界的不连续性})$$

从公式可见,物种多样性与斑块面积显著相关。所以在自然保护区的设计时,对于维护稀有种、濒危种以及稳定生态系统,保护区斑块的面积是最重要的因素,而隔离程度、年龄、形状和干扰状况等被视为次要因素。

斑块形状同斑块大小一样引人注目。斑块的形状对生物的扩散和觅食具有重要作用。例如,通过林地迁移的昆虫或脊椎动物,或飞越林地的鸟类,容易发现垂直于迁移方向的狭长形采伐迹地,但却经常遗漏圆形采伐迹地。相反,它们也可能错过平行于迁移方向的狭长采伐迹地。因此,斑块的形状和走向对穿越景观扩散的动植物至关重要。

圆形(或正方形)斑块与相同面积的矩形斑块相比具有较多的内部面积和较少的边缘,相同面积的狭长斑块则可能全是边缘。由于斑块内部和边缘之间的动植物群落和种群特征不同,所以将这些特征同斑块内缘比率(interior ratio)加以比较,就可以估计出斑块形状的重要性。较高的内缘比率可促进某些生态过程,而较低的内缘比率可增强其他重要过程。形状的功能效应主要取决于景观内斑块长轴的走向。因为它往往代表着某些景观流的走向。

环状斑块的总边界较长,边缘带宽,内缘比率较低,与扁长斑块相似,而与圆形斑块不同。因此,环状斑块内部种相对稀少。森林采伐可形成环状带,其结果是边缘带增加内部种减少。狭长状或凸状外延是景观中最常见的斑块形状之一,称之为半岛(peninsula)。正方形或矩形斑块的角也可起到半岛的作用。半岛的物种多样性常低于大陆,而且从底边到顶端,物种多样性逐渐降低。

斑块一般不是单独存在于景观之中。某些特定的斑块镶嵌结构在不同的景观中重复出现,不同类型的斑块之间存在正的或负的组合,并且呈现随机、均匀或是聚集的格局。探求这些格局不仅能深入了解斑块成因,而且能了解斑块的潜在相互作用。例如在石灰岩(喀斯特)地形、枝状河系、公路、铁路和地界线,或它们所环绕的城镇中部可见到大家所熟悉的非随机的斑块格局。斑块镶嵌格局具有两个方面的作用:① 如果一个斑块是火灾或害虫爆发的干扰源,那么当它被隔离时,干扰就可能不会进一步扩散。反之,如果相邻斑块与之类似,则干扰很容易扩散。② 不同类型的斑块镶嵌在一起,就能够形成一种有效的屏障。不论某一特定的斑块是干扰源或是干扰的障碍物,斑块的空间构型对于干扰的扩散都有很重要的影响。

二、廊道

廊道(corridor)是指不同于两侧基质的狭长地带,可以看作是线状或带状的斑块。廊

道是线性的景观单元,具有通道和阻隔的双重作用,既可以联系景观,也可以分割景观。此外,廊道还有其他重要功能,如物种过滤器、某些物种的栖息地以及对其周围环境与生物产生影响的影响源的作用。它的作用在人类影响较大的景观中显得更加突出。廊道的结构特征对于景观的生态过程有着强烈的影响。廊道是否能连接成网络,廊道在起源、宽度、连通性、弯曲度方面的不同都会对景观带来不同的影响。

廊道的起源与斑块类似。带状的干扰一般可以产生干扰廊道,例如线性采运作业、铁路和动力通道等;残存廊道是周围基质受到干扰后的结果,如采伐森林所留下的林带,或穿越农田的铁路两侧的天然草原带,都是以前大面积植被的残遗群落。环境资源廊道是由环境源在空间上的异质性线性分布形成的,例如,河流廊道和沿狭窄山脊的动物路径。道路防护林带、高速公路或树篱,都是由于人类种植形成的。再生廊道是指受干扰区内再生带状植被,如沿栅栏长成的树篱。

(一) 廊道结构特征

1. 曲度

廊道曲度的生态意义与生物沿廊道的移动有关。一般说来,廊道愈直,距离愈短,生物在景观中两点间的移动速度就越快。而经由蜿蜒廊道穿越景观则需要很长时间。

2. 宽度

廊道宽度的变化对物种沿廊道或穿越廊道的迁移具有重要意义。窄带虽然作用不很明显,但也具有同样的意义。

3. 连通性

连通性(connectivity)是指廊道如何连接或在空间上怎样连续的量度,可简单地用廊道单位长度上间断点的数量表示。廊道有无断开是确定通道和屏障功能效率的重要因素,因此连通性是廊道结构的主要量度指标。

4. 内环境

以树篱为例,太阳辐射、风和降水通常为树篱的3种主要输入。从树篱的顶部到底部,从一侧到另一侧,小环境条件变化都很大。树篱顶部比开阔地更易受极端环境条件的影响,而树篱基部的小生境却相当湿润。在沿着廊道的方向,由于廊道在景观中延伸一段距离,其两端往往也存在差异。一般来说都有一种梯度,即物种组成和相对丰度沿廊道逐渐变化。这个梯度可能与环境梯度或入侵-灭绝格局相关,也可能是干扰的结果。

(二) 廊道分类

廊道有3种基本类型:线状廊道、带状(窄带)廊道和河流(宽带)廊道。线状廊道(如小道、公路、树篱、地产线、排水沟及灌渠等)是指全部由边缘物种占优势的狭长条带。带状廊道是指含有较丰富内部种的内环境的较宽条带。河流廊道分布在水道两侧,其宽度

随河流的大小而变化。河流廊道控制着水和矿质养分的径流,因此,可减少洪水泛滥、淤积和土壤肥力损失。从功能角度,3种廊道的划分界限并不十分清晰。例如,边缘物种可在这3种廊道之间迁移,宽河流廊道也可起到内部种迁移的带状廊道的作用。

廊道与斑块具有相同的形成机制。廊道的一个重要特点是其连通性或其间断点的存在。廊道两侧的小气候和梯度变化明显,中心地带通常生境独特,并部分地取决于沿廊道内所发生的传输或迁移。宽度效应对廊道起着重要的控制作用。线状廊道很窄,主要由边缘种组成。而带状廊道较宽,其中心地带比较有丰富的内部种。河流廊道可调节水和物质从周围土地向河流的输运,侵蚀、径流、养分流、洪水、沉积作用和水质均受河流廊道宽度的影响。廊道是非常重要的,可作为动力和运输线、各种保护作用 and 可收获的资源。

1. 线状廊道

线状廊道(line corridor)是一条很窄的带,植被类型基本上是边缘种占优势。不存在只能生长在线状廊道上的物种。线状廊道受基质条件,如风、人类活动、基质物种和土壤的影响明显。由于长期干扰的结果,它们大多有一个动植物相对缺乏的中心地带。当然,这种干扰是人们经常运输货物等原因所致,而且保持这些廊道需要投入大量的人力。狭窄河流或河岸廊道有时也可能具有线状廊道的特征。在生态学上至少已对7种线状廊道进行了研究:道路(包括路边和边缘)、铁路、堤坝、沟渠、动力线(传输线)、树篱和野生动物管理的草本植物或灌木带。

2. 带状廊道

带状廊道(stripe corridor)较宽,每边都有边缘效应,足可包含一个内部环境。带状廊道与线状廊道的基本生态差异主要在于宽度。在景观中,带状廊道出现的频率一般比线状廊道少,常见的有超高速公路和较宽的林带等。除了中间有一内部环境外,它们与线状廊道具有相同的特征。宽度对边缘种和内部种多样性的影响如图4-4所示。研究表明,宽度对边缘种没有明显影响,而内部种的多样性随宽度增加而明显增多。12 m是一个阈值,在3~12 m时,物种多样性没有明显差别;大于12 m时,草本种类的平均数字是窄带的2倍以上,多样性和丰度较高。因此廊道的宽度效应发生在12 m以上。对草本植物来说,树篱宽度小于12 m时属于线状廊道,12 m以上是带状廊道。这项研究对两种廊道的区分是建立在对于生物(草本植物)的调查上。在景观管理上可以用宽度来区别两类廊道。

3. 河流廊道

河流廊道(stream corridor)是指沿河流分布而不同于周围基质的植被带。河流廊道包括河道边缘、河漫滩、堤坝和部分高地。河流廊道宽度的变化(不同河流之间,或沿一条水系)具有重要的功能

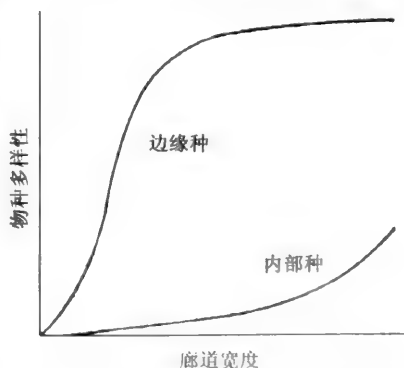


图 1-1 廊道宽度对边缘种和内部种的假设影响

意义。

河流廊道(河岸植被)在控制水流和矿质养分流动方面的作用已为人们所熟知。当郁闭的植被延伸到河流两岸的高地时,径流与随之而来的洪水泛滥就会减小到最低程度,河岸侵蚀与矿质养分流失也会得到控制,因而,河流沉积物(包括淤泥)和悬浮颗粒物含量也相应最低。所以宽河流廊道内水质一般比较好,河水澄清。凋落物沉积在河水中,会成为许多河流食物链的基础。一些适应高水位和土壤湿度剧烈变化的河流廊道的植被和动物广泛沿河分布。洪水过后的沉积物营养物质丰富,因此,河漫滩的植物生产力较高,而且通常会在洪水之后迅速萌芽,继续生长。

河流廊道的动物,如河狸,在河流中起着一种特殊重要的作用。通过沿河构造堤坝和浅水塘(经常被水冲掉)以及对河漫滩木本植物的采食,河狸可使河漫滩植被保持经常变化。凡有河狸生存的河流,其生境多样性和物种多样性都可能较高。

三、基 质

基质是景观中的背景地域,是一种重要的景观元素类型,在很大程度上决定着景观的性质,对景观的动态起着主导作用。在分析数十年或上百年间某一地区乡村景观逐步演变为城市景观的系列航空像片时,可以看到最初在广阔的农田景观中零散分布着住宅斑块,这类斑块逐步发展出街道、商业中心,并扩大为城镇。每一个城镇都在继续扩大,逐步吞没周围的农田,连成一片成为城市景观。这时可能仍然存在农田,但已经成为城市景观中的斑块。这个例子说明了基质与斑块之间的相互转换。基质是范围广阔,相对同质的景观元素,面积最大,连通性最好,在景观功能上起着重要作用,影响能流、物流和物种流。

(一) 基质的判定

1. 相对面积

景观中某一类元素明显地比其他元素占有的面积大得多,可以据此来推断这种元素是基质。基质中的优势种也是景观中的主要种。面积是表现基质中作用的重要参数。因此,采用相对面积作为定义基质的首要标准:通常基质的面积超过现存的任何其他景观要素类型的总面积。作为面积最大的景观要素,基质往往也控制景观中的流。

2. 连通性

相对面积作为基质唯一判断标准可能使人误入歧途。比如,树篱所占面积一般不到总面积的1/10,因此直观上使人们怀疑树篱网是否是基质。但是,由于树篱以网状包围了田野,它构成了单一连续地域。因此,确认基质的第2个标准是连通性,即当一种元素完全连通,并包围着其他元素,它就是基质。基质的连通性较其他现存的景观要素都要高。

3. 动态控制

判断基质的第3个标准是一个功能指标,即景观元素对景观动态的控制程度(degree of control over dynamic)。基质对景观动态的控制程度较其他景观要素类型大。以树篱和农田的关系来看,树篱中的乔木树种的果实、种子可被动物或风等媒介传播到农田中去,从而使农田在失去人的管理之后不久就会变成森林群落,这就表现出树篱对景观动态的控制作用。又如在森林地区,和原始森林相比,采伐迹地和火烧迹地是不稳定的,它们内部乔木树种的恢复和更新,要靠周围森林供应种源并给予其他方面的有利影响。

4. 三个标准结合

第1个标准(即相对面积)最容易估测,第3个标准(即动态控制)最难评价,第2个标准(即连通性)介于两者之间。从生态意义上看,控制程度的重要性要大于相对面积和连通性。因此,确定基质时,最好先计算全部景观要素类型的相对面积和连通性。如果某种景观要素类型的面积较其他景观要素大得多,就可确定其为基质。如果经常出现的景观要素类型的面积大体相似,那么连通性最高的类型可视为基质。如果计算了相对面积和连通性标准之后,仍不能确定哪一种景观要素是基质时,则要进行野外观测或获取有关物种组成和生活史特征信息,估计现存哪一种景观要素对景观动态的控制作用最大。

(二) 孔隙度和边界形状

孔隙度(porosity)指单位面积的斑块数目,是景观斑块密度的量度,与斑块大小无关。鉴于小斑块与大斑块之间差别明显,研究中通常要对斑块面积先进行分类,然后再计算各类斑块的孔隙度。基质的孔隙度具有生态意义。例如,在针叶林基质内,田鼠经常出没在湿草地斑块上,在某些季节,田鼠会进入森林基质,啃食更新幼苗。当草地斑块的孔隙度较低时,田鼠对森林的影响很小,当孔隙度高时,田鼠危害则很大。孔隙度与边缘效应密切相关,对能流、物流和物种流有重要影响,对野生动物管理具有指导意义。

由于景观要素间的边界可起过滤器或半透膜的作用,所以边界形状对基质与斑块间的相互作用至关重要。两个物体间的相互作用与其公共界面成比例。如果周长与面积之比很小,那么圆形就是系统的特征,这对保护资源如能量、物质或生物是十分重要的。相反,如果周边与面积之比较大,那么回旋边界比较大,该系统的能量、物质和物种可以与外界环境进行大量交换。第3种形状呈树枝状,主要与物质运输相关,如铁路网络、河流等。这些基本原理将边界形状和景观要素之间通过流的输入和输出与其功能联系起来。

基质是异质性的,这种异质性往往使得基质与斑块之间区别不明显。如果一组相邻景观要素在整个景观中没有显著差异,则景观是均质的。

四、景观格局

(一) 景观异质性

空间异质性是指生态学过程和格局在空间分布上的不均匀性及其复杂性。景观异质性则是斑块空间镶嵌的复杂性,或是景观结构空间分布的非均匀性和非随机性。景观异质性是许多基本生态过程和物理环境过程在空间和时间尺度连续系统上共同作用的产物。景观异质性的主要来源有自然干扰、人类活动、植被的内源演替及其特定发展历史。景观异质性研究主要侧重于以下三个方面:

1) 空间异质性。指空间内一个系统的复杂性和变异性。空间异质性取决于人们观察景观的尺度,同一景观表现出不同的景观异质性。观察景观的尺度越小,景观越是表现较强的异质性,尺度越大,景观的均匀性越强。空间异质性可以是系统或系统属性的变异程度,由景观斑块的类型数,其所占的比例、形状、空间分布以及斑块的邻接状态所决定。伍业钢、李哈滨(1992)认为空间异质性包括3个内容:空间组成,即斑块的类型、数量及面积比例;空间构型,即各斑块的空间分布、斑块形状、大小、景观对比度和连接度等;空间相关,即各斑块的空间关联程度、整体或参数的关联程度、空间梯度和趋势度。

在一定的观察尺度下,如果景观是由一种要素组成的,那可认为景观是均一的,不存在异质性。如果景观是由二种以上的要素组成,则景观出现了异质性,组成的要素越多,其异质性越强。如果组成景观的要素所占面积比例相同,景观呈现出较低的异质性;相反,景观表现为较高的异质性。斑块的形状对景观的异质性也有很大影响,长条形、不规则的斑块多,景观异质性增强;圆形、规则形斑块多,景观的异质性降低。

2) 时间异质性。与空间异质性含义相近,作为空间某一点不同时间景观结构和组分变化的量度。也即我们常说的景观动态。有时两个地区有相同的时间格局,但在时间上不同步,这也表现为时间的异质性。

3) 功能异质性。属景观结构的功能指标,如物质、能量和物种流等空间分布的差异性。异质性产生斑块的边界,为不同物种提供不同的生境,影响生物的运动及能流、物流的传播。

景观的异质性和同质性因观察尺度变化而异。景观异质性是绝对的,它存在于任何等级结构的系统内。同质性(homogeneity)是异质性的反义词,是相对的。景观生态学强调空间异质性的绝对性和空间同质性的尺度性。在某一尺度上的异质空间,而在比其低一层次(或小一尺度)上的空间单元(或斑块),则可视为相对同质的。因此讨论空间同质性时,必须明确空间尺度。

(二) 景观要素构型

景观格局一般指大小和形状不一的景观斑块在空间上的配置。景观格局是景观异质性的具体表现,同时又是包括干扰在内的各种生态过程在不同尺度上作用的结果。景观作为一个整体具有其组成部分所没有的特性。因此不能将景观单纯地描述为耕地、房屋、

道路、河流和牧场的总和。景观镶嵌格局在所有尺度上都存在,并且都是由斑块、廊道和基质构成,即所谓斑块-廊道-基质模式。

景观要素在空间上的分布经常是有规律的,形成各种各样的排列形式,称为景观要素构型(configuration)。最为明显的构型有五种:

1) 均匀型分布格局。是指某一特定类型的景观要素间的距离相对一致。例如在我国北方农村,由于人均占有土地相对平均,形成的村落格局多是均匀地分布于农田间,各村之间的距离基本相等。这是人为干扰活动形成的斑块最为典型的均匀型分布格局。

2) 团聚式分布格局。指同一类型的斑块聚集在一起,形成大面积分布。例如在许多热带农业地区,农田多聚集在村庄附近或道路一侧;在丘陵地区,农田往往成片分布,村庄聚集在较大的山谷内。

3) 线状分布格局。指同一类型的斑块呈线性分布。例如在房屋沿公路零散分布或耕地沿河流分布的状况。

4) 平行分布格局。指相同类型斑块的平行分布。如侵蚀活跃地区的平行河流廊道,以及山地景观中沿山脊分布的森林带。

5) 特定组合或空间联结。这是一种特殊的分布类型,大多出现在不同的景观要素之间。意指不同的景观要素类型由于某种原因经常相连接分布。比较常见的是城镇对交通的需要,总是与道路相连接,呈正相关空间连接。另一种是负相关连接,如平原的稻田地区很少有大片林地的出现,林地分布的山坡不会出现水田。

五、生态交错带

(一) 生态交错带的特点

生态交错带(ecotone)是相邻的两个斑块之间的过渡地带,具有与斑块很大不同的特征,其最突出的就是边缘效应(edge effect)。生态交错带的概念最早由Clements(1905)提出,用来描述物种从一个群落到其边界的过渡分布区。Odum(1971)再次强调了生态交错带的重要性,并将其定义为两个群落之间的过渡带。20世纪80年代以后,随着淡水生态学、全球气候变化和景观生态学的发展,生态交错带的研究发展迅速。

生态交错带是景观格局的特殊成分。生态交错带上的生态过程与斑块内部不同,物质、能量以及物种流等在生态交错带上变化明显。其基本特征有如下几点(高洪文,1994):

1) 生态交错带是一个生态应力带(tension zone)。生态交错带代表着两个相邻景观间的过渡区域,两种景观成分处于竞争的动态过程之中。其组成、空间结构、时空分布范围对外界环境条件变化敏感。所以生态交错带被认为是两个相邻景观之间的应力带(tension zone)。

2) 生态交错带具有边缘效应(edge effect)。在生物与非生物力作用下,生态交错带的环境条件趋于异质性和复杂化,明显不同于相邻景观的环境条件。在生物多样性方面,生态交错带不但含有两个相邻景观中偏爱边缘生境的物种,而且其特化的生境导致出现

某些特有种或边缘种(edge species),物种树木一般比斑块内部丰富,生产力高,即边缘效应(edge effect)。植物种类及群落结构的多样性和复杂性,也为动物提供了更多的生存机会。

3) 生态交错带犹如栅栏一样,对物种分布起着阻碍限制作用。在某种意义上,生态交错带具有半透膜的作用,一方面适用于边缘种生活,另一方面却阻碍了内部物种的扩散。当前对垂直于生态交错带的研究比较深入,其生态效应在管理上已经得到重视。其实,生态交错带在结构和功能上与廊道有很多相似之处,例如鸟类喜欢平行于生态交错带活动,因此应当对生态交错带内部平行于生态交错带的生态过程也予以重视,进行深入研究。

(二) 生态交错带的功能

生态交错带功能作用主要体现在对生态系统间生态流的影响。所有生态系统间生态流流动都通过生态交错带,并受其影响使流速和流向发生改变,起着流通渠道的作用。生态交错带在生态系统间生态流流动中犹如半透膜,起着过滤器的作用,一些可顺利通过,而另一些则受到阻碍。这种作用可称为过滤器(filter)或屏障(banier)作用。生态交错带也可以作为源(source)为相邻生态系统提供能量、物质和生物有机体来源。在各种驱动力作用下,导致生态流自交错带向相邻生态系统的净流动,起到了源的作用。如林缘积雪流向邻近生态系统。作为汇(sink),则与源的作用相反,具有对物体、物质吸收累积的效应。同时生态交错带可看作边缘物种的栖息地(habitat),含有相邻系统的内部种以及需要两个或两个以上生境条件的物种。生态交错带的功能作用具有主动性,可以对流速和流向施加控制。由于相邻景观要素功能及外貌的差异,导致能量(风)、物质(尘埃、雪等)、有机体(孢子、种子、花粉、小动物等)等生态流沿存在压力差的方向流动,类似被动扩散。所以相邻景观要素之间差异愈大,这种生态流流动速度愈大。动物运动有着重要的有机能(植物生物量)基础,由于交错带两端之景观要素的内有机物质(作为食物、隐蔽条件等)类型和数量的分布差异,导致动物为寻求食物、蔽护所和营巢条件而在景观要素之间的运动,类似细胞膜的主动运输。生态交错带的基本结构特性对生态流在景观要素之间的流动有着重要的影响。

生态交错带的确定与监测在相当程度上依赖于尺度水平。交错带在这一尺度上可以辨明,而在另一尺度上可能模糊不清。如全球范围内可明确确认的海陆交错带在小尺度上则因分辨率太细而难以监测出来,反之亦然。某些大尺度上反映的交错带(如海陆交错带)本身又是一个由低尺度水平上各种景观要素和相应的交错带所组成的景观镶嵌体。不同尺度水平上生态交错带的特征及功能作用不同。如小群落间交错带形成和维持的因素主要是小地形等微环境条件,而地带性植被交错带则主要是大气候环境条件。一些中小程度的环境变化,如群落动态、干扰、小环境变化等可能对群落的结构、功能和稳定性具有重要影响,而对后者影响不大。但是对于全球气候变化的响应,后者则十分敏感。从时间尺度讲,如海陆交错带这一地质历史过程的产物,在大时间尺度上(上千上万年)是稳定的。但从地质年代这样一个超大时间尺度上考虑,所有的交错带,包括海陆交错带都可以说是短暂的和不稳定的。

在自然界,海岸带、河湖岸滩、高山树线、雪线、林缘等都属于生态交错带。它们具有独特的生物多样性,对于环境变化和人类活动常常比较敏感,因此而成为研究者的关注对象。人类活动强烈地改变了自然景观格局,引起生态交错带的变化。随着城市的发展,在我国往往在城市的外围地区出现了城乡交错带。在我国北方,随着农业的发展,出现农牧生态交错带。人类活动把异质的自然景观变成大范围同质的人工景观,消灭了自然生态交错带,扩展了人为生态交错带,改变了原有的优势物种,破坏了自然的生态关系,引起环境恶化。人类砍伐森林,导致森林景观的破碎,其大部分面积变成生态交错带或边缘,此过程对森林鸟类和哺乳动物影响很大。森林的破碎,使森林内部的动物赖以生存的环境丧失,这些动物将被林缘或开阔地的物种代替,使得与森林内部有关的动物减少,相反,那些林缘栖息的种类及多度增加。同样,森林内部的捕食者在无林地和林缘减少,而适应性广的捕食者增加。当森林破碎到无真正森林内部环境时,导致物种减少,甚至导致许多物种的灭绝。

第三节 景观功能

一、景观间流的运动机制

景观是由不同景观要素组成的镶嵌体,在功能上相互联系,相互依存。景观各要素之间的相互作用,实质上是由能量和物质在景观要素之间的流动引起的。通过景观的流有三种,① 能量流(包括热能和生物能);② 养分流(包括无机质、有机质和水);③ 物种流(包括各种类型的动植物以及遗传基因)。当这些流超常量流动时,就会成为一种干扰因素,导致景观中生态系统或者生物群落发生变化。

景观要素之间能量、物质和物种的流动,主要有五种媒介物:风、水、飞翔动物、地面动物和人。风可以携带热能、水分、尘埃、烟、污染物、雪、声音、种子、孢子和很多小昆虫。水可以运输矿物养分、种子、昆虫、污泥、肥料和有毒物质。飞翔动物包括鸟类、蝙蝠、蜜蜂等,它们在羽毛和脚上可携带种子、孢子、昆虫,在内脏中也可携带种子。地面动物(包括许多哺乳动物和爬行动物)也可通过表面和内脏传播种子。人也可以携带种子,不仅靠直接接触而黏附或因吃食而从粪便中排出,并且可采用各种容器和运输工具来运输,其规模可达到很大。此外一些事物及其现象也可以引起物质的移动,如崩塌、滑坡、土屑蠕动、融冻土溜等。

影响能量流、养分流和物种流的运动方向和距离的动力有扩散、质量流和运动。扩散是溶质物质或悬浮物质由高浓度区向低浓度区的移动,物质通过自身的布朗运动作无规则的运动。例如在大气中,有香味的物质会从散发源(如花)向外扩散,污染物会从污染区向外围扩散;在水中,污水也会向周围清洁的水域扩散。扩散具有普遍性。由于均质系统不存在扩散,所以扩散显然与异质性相联系。这对景观研究是重要的。不过,和其他两种力相比,它显得重要性差一些,因为,对较大空间尺度来说,主要还是质量流和运动。质量流是物质沿能量梯度的移动。地表水和地下水的流动都是与重力有关,由高处流向低

处。空气的流动成风,它是地表因太阳辐射受热不均匀而形成的气压差引起的。运动是指物体通过消耗自身能量从一处向另一处的移动。动物和人都是明显的例子。广义来说,使用汽车、火车和飞机这些交通工具达到的移动也属于这个范畴之内。不同的力对物体的分布格局有关。运动最重要的生态特征就是高度聚集性格局,而质量流次之,扩散则很少形成这种格局。

二、景观中的物质运动

(一) 气 流

气流包括风、声、有害气体和固体颗粒物的流动。风的格局有两种。一种是层流,即运动着的风成平行状态,一层在另一层之上。与地表最接近的一层称为边界层。另一种是湍流,气流运动不规整,或上或下地流动。当风遇到茂密的林带时,大部分空气都无法通过林带,而由林带上方绕行,在背风林缘附近形成弱风区,经过一段距离后再恢复原有风速。在一定范围内,由于地貌形态与地面物质的不同,可形成局地环流,如山风、谷风、热岛环流等。在山地和平原交接地带的山谷中,白天山坡增温快,空气密度变小,于是谷底密度较大的空气向山坡流动,形成谷风。夜间山坡冷却快,空气密度变大,于是山坡上密度较大的空气向谷底流动,形成山风。这样,白天吹谷风,夜间吹山风,二者方向相反。

城市由于有大量设备在释放热量以及本身的建筑物和路面在太阳照射下迅速增温,所以温度要显著高于郊区,平均要高 $2\sim 3^{\circ}\text{C}$ 。这样就可形成“热岛环流”:市中心温度较高的空气,因密度小而上升。郊区较冷的空气从四面八方沿地面流入市中心,填补原来热空气所占据的空间。从市区上升的热空气,随着高度的增加而冷却扩散,最后从郊区上空又下沉到地面。由于污染物是随风而散布的,所以风的运行规律要影响污染物的扩散情况。

随风在空中传播的除空气的必要成分外,还有烟尘和各种污染物质,如 CO 、 SO_2 、 CO_2 等。影响污染空气散播的主要有气象因素、地形因素和植被因素。在气象因素中,风、湍流、大气稳定性和气压场起的作用最重要。风能沿着一定方向把污染大气送到远方,流向污染源的下风向。风速越高,风对污染大气的稀释作用越强。湍流能增加空气的上下运动,所以稀释作用也随湍流的增强而增强。在高压控制区或移动很慢的准高压控制区,由于大规模的空气下沉,天气晴朗,大气处于稳定状态,并在数百米乃至数千米高空内形成逆温层。逆温层能阻止污染物垂直向上扩散。如果这种天气持续时间较长,并且伴随着多雾及不利的地形条件,就可能产生严重后果。我国北方地区冬季,就常具备这种天气。在低压控制区,由于空气上升运动强烈,云天多,大气常处于不稳定状态。这有利于污染物的扩散稀释。地形由于可造成局地气流,从而影响到风的方向。例如在北京西山樱桃沟地区,沟口各单位冬季燃煤产生的有害气体主要是从沟口向沟里方向飘移,这大体与谷风有关。城市热岛效应产生的局地环流,也促使城区产生的污染物由高空向郊区扩散,而郊区的新鲜空气可水平地向城市中心流动。在风力小的山谷,如有严重污染源,容易造成巨大的危害。植被,尤其是森林植被可以影响空气成分和污染物质。如森林可

固定 CO_2 , 维持大气中 CO_2 的平衡, 从而对削弱温室效应, 防止全球气候变暖起一定作用。森林枝叶可截留大气中的尘埃, 从而起到减尘滞尘的作用。森林对 SO_2 的危害也有一定的净化作用。当然, 对于各种大气污染因素, 森林也是受害者, 不过, 人们还常常在污染源的周围栽植林带, 防止有害气体和烟尘等固体颗粒向周围散播。

(二) 水流与土壤侵蚀

水是活动的物质, 水流既可以沿地面, 也可以在地下发生, 它常与土壤及很多物质的流动有密切关系。景观之间水流动可以分为下渗、地表径流和基底径流。下渗是雨水进入土壤表面的过程。这主要决定于不同地方土壤孔隙的大小。土壤孔隙度越大, 下渗的水分越多; 在倾斜地面上, 当降雨的强度超过下渗速度, 即要发生顺坡流动的地表径流, 最后进入河道。地表径流的大小与降雨特点、地形和植被有关。森林内由于土壤结构好, 下渗能力强, 所以林内很少产生地表径流。除了这一基本点以外, 林内很少发生地表径流, 还与降水过程中林冠的作用有关。林冠层可截留一部分降水, 从而就减少了林内降雨的强度和速度。此外, 林下灌木层、草本层和苔藓层以及林木树干等, 可能成为地表水分侧向流动的障碍物。再者, 林内冬季土壤冻结浅, 春季融雪时, 融化的雪水容易下渗, 而在裸露地表, 融雪时土壤还未充分融解, 故易顺坡流走。在农田或城郊景观中, 将片林或带状森林与农田、牧场镶嵌配置, 这些林地可以起到吸收地表径流的效果; 基底径流包括中间径流和地下径流。下渗水中除了以中间径流形式横向流走外, 可以向下渗透到母岩或基岩上面的含水层, 当这层与地表连接时, 则部分向外涌出。如果含水层不厚, 则涌出是暂时的, 并且只是降雨时才发生。如果含水层很厚, 经过长期积蓄, 就成为地下径流。基底径流的水量大致相当于枯水季节未降雨时的河水流量。森林具有良好的水源涵养作用, 主要是因为它能减少地表和增加中间径流和地下径流。

水流中除水以外, 包括着大量的其他物质成分。其中有农田中的肥料(特别是 N、P)、杀虫药剂、黏土、粉粒等。生活污水和工厂废水包括各种有机化合物和无机化合物(如酸、盐等)以及有毒物质(如砷、铅)等。水流携带物质按其性质可分两大类, 即颗粒和溶解物。颗粒是不溶于水, 但可悬浮于水中的物质, 其中有有机物如细菌、种子、孢子、朽叶碎片, 也有无机成分, 如黏粒和粉粒等。溶解物是化学上已溶于水的物质, 其中也有有机物如腐殖酸和尿素, 也有无机物如硫酸盐、硝酸盐等。固体颗粒和溶解物的运行规律不同。对颗粒来说, 小雨时水流中颗粒很少, 大雨时则迅速增加, 呈指数曲线形式。例如降雨增加二倍, 颗粒不是增加二倍, 而是四倍。因此, 一次大暴雨会产生惊人的颗粒流。这种格局称之为突发性的生态学格局, 即一年中一次偶然事件的重要性可超过所有其余时间发生的全部事件的重要性总和。而溶解物的格局显著不同, 这类物质在水流中的浓度不随水流速度而增加, 基本为不变、略增、略减三种态势。在大多数情况下, 随着流速增加, 水流溶解物浓度略有减少。一场大雨的过程中, 溶解物质浓度也有变化。刚开始时, 溶解物浓度大, 而后来则因溶解物来源的减少, 浓度越来越低。固体颗粒和溶解物的流动通路不同, 前者是随地表径流行进的, 后者则主要是随土中径流和地下径流行进的。

水是土壤侵蚀的主要作用力之一。地表侵蚀可分为片蚀、纹蚀和冲沟三个阶段。最初的侵蚀是小规模的, 并且没有固定的冲路, 冲后不引起人们的注意。这称之为片蚀。随

着片蚀的进行,土层逐渐变薄,冲走的土壤粒子在坡麓停下来,形成略呈有成层结构的坡积物。侵蚀进一步加强,引起土粒成沟状移走,而成为细沟侵蚀。如果这些细沟不被耕作破坏,则很快即成为冲沟。冲沟两边具有陡壁,在沟头有逐渐向上的上坡。冲沟由侧方和上方进一步丧失土壤。

土壤侵蚀发生于河流中,称之为河流侵蚀。河流侵蚀有各种形式,取决于河床物质的性质和河床的部位。只是对河床和河岸有冲击和拖曳作用的水力,能侵蚀固结较差的冲积物,如砾砂、粉沙和黏粒等。这种侵蚀过程称为水力作用。这种作用可造成河岸崩塌,它是洪水期间河流冲积物的重要来源。河床底部的碎石在急流作用下互相冲撞磨擦,并对基岩产生侵蚀,这叫做磨蚀作用。河水中的酸性反应可对河道两岸和河床底部基岩起溶解作用,这叫做溶蚀作用,这在石灰岩地区有一定意义。土壤侵蚀的严重后果是冲走坡地土壤,使其变薄,最后甚至成为裸岩。这个过程会导致土地生产力严重下降,最后成为生产力很低,甚至毫无生产力的土地。土壤侵蚀的另一个后果,是在地势低下的地方形成堆积地貌,同时使这些地貌下的立地及其他属于汇区(或称为受区)的景观要素变得更加肥沃。这种肥沃化一是因为水流沉积物多为粉粒和黏粒,另一种原因是溶解的营养元素也增多。土壤侵蚀的第三个后果是这些沉积物淤积于河床中,可使河水水位增高,淤积于水库中则使水库库容量减少。这一切可增加洪水的潜在危险,降低水库的调洪机能。

三、景观中的物种运动

物种运动是生命现象,其运动格局分两种,一为连续运动(continuous movement),即某一客体在两点之间运动时,速度不降到零,尽管运动速度有时快,有时慢;另一种为断续运动(saltatory movement),即一客体在两点之间运动时,要停一次或几次。

在异质性低的地区,运动速度多比较恒定。因为条件适宜,中途也没有障碍物或不适合的地区,这样运行中的动物就不会中途减速。如果运行途中异质性很强,则客体运动速度将有慢有快,在适合它的地段上,运动速度快,在不适合它的地段上,速度慢。这两种形式都属于连续运动。断续运动是客体在运动中运行一会后就停顿一下,然后再运动。通路中的某些点可作为该客体的停点。连续运动和断续运动对一景观的影响不同。一个连续运动的动物对该景观影响很小,而断续运动的动物,则在其停点会与该停点发生显著的相互作用。一方面,动物会按照适宜的条件选择停点,另一方面,这个动物会在停点附近吃草,践踏地面,使土壤变肥,在这里筑巢,被捕食者吃掉。中途的停点可分为两类。一类是某一种动物到达该点经过短暂停留后继续前进,则该点称之为休息点(rest stop)。另一类是某种动物到达某一点后顺利成长和繁殖,则这点称之为长歇点(stepping stone)。在长歇点,该动物可以繁殖新个体,并向外散播。

1. 动物的运动

动物运动可有三种方式:① 巢区(home range)活动;② 散布(dispersal);③ 迁移(migration)。动物的巢区指的是围绕着它们巢穴进行取食和进行日常活动的地域范围。通常,一对动物和它们的后代共享巢区,对有些种来说,则是一大群动物共享巢区。领域

(territory)的概念与巢区很类似,但并不完全相同。领域指的是用来防御同种其他个体侵入的地区范围。当某种个体既有巢区,又有领域时,巢区常超过领域,即它们常到它们防御范围以外的地方去取食。

动物的散布指的是一个体由其出生的巢区向新的巢区的运动。新巢区距原巢区很远,二者的距离常大于原巢区直径的好几倍。

迁移是动物在不同季节利用的不同地域之间进行的周期性运动。这是迁移种对两个不同地域气候条件的适应。它可使这些种充分利用两地的有利条件,而避开它们的不利条件。典型的例子是大量鸟类在较冷和较暖的地区运动,这谓之纬度迁移(latitude migration)。它可跨越许多景观。另一种迁移方式是垂直迁移(vertical migration),即物种在山区高海拔和低海拔之间移动。例如很多鸟类夏季在高海拔繁殖,冬季到低海拔越冬。

动物的运动格局可概括如下:①在许多情况下,大片同质性地区是不适宜于动物生存的。许多物种(大角羊、鹅、白尾鹿、狼)都需要一种以上的景观要素。这种要求多种生态系统共存的格局说明,景观中的会聚点(convergency point)或会聚线(convergence line)是非常重要的;②关于走廊与动物运动的关系要决定于走廊的类型和动物的种类。如小路可以成为许多动物的通路,而大路则不行。小溪不会成为通行的障碍物,大河则可以。河流植被走廊一般不能作为主要通路,但对少数种,则可以起到这种作用。树篱一般可作为动物的通路;③动物巢区通常呈扁长形,有时成线条形。不同的巢区之间常存在有天然障碍物,如溪流、沼泽、田地等,但有些巢区之间的边界则是随季节和种群特征而变化的;④景观中的异常特征(如水源地、湖泊、沼泽地等),在景观功能中起着特别重要的作用。总之,景观的结构对动物的习性和运动有重大影响。

2. 植物的运动

一个成年的植物不能运动,只能固定地生长在一定的立地上。但是,它的繁殖体(如种子、果实、孢子等)可散布到距亲本一定距离范围以外。所以,植物的运动是靠散布来实现的。植物繁殖体的散布媒介物有风、水、动物、重力等。不同繁殖体散布媒介物不同,并且散布距离也很不一致。长距离散布一般指散布较远,由一个景观可散布到其他景观。短距离散布一般以几米到几百米计,一般限于一个景观范围内。

种子散布方式和散布距离与该树种在演替中的地位和生活史对策有关。凡先锋树种(多为r选择种)多靠风力或水力,能散布到较远距离,以便占据裸露的、刚受干扰的土地。顶极群落树种(多为k选择种)一般种子重、多靠动物散布,散布距离近,这样能使后代所处的立地与亲代类似,继续在林中占据优势地位。有一些树种处于中间地位。种子散布的特点还与不同层次有关。北温带森林中,草本层中很多植物的繁殖体是多毛的,多钩刺的,适合附着于动物体表散布,而很多灌木则为肉质果,适合于食草动物食用后将种子从粪便中排出,从而达到散布的目的。

人为活动也可以造成植物的运动,扩大其分布范围。美国关于外地种旱雀麦(*Bromus tectorum*)替代本地种匍匐冰草(*Agropyron spicatum*)和羊茅草(*Festuca idahoensis*)的实例就说明人为地将一个种带入新的环境会由于缺乏竞争种而迅速蔓延。

在美国西部从华盛顿州到内华达州和犹他州,冰草和羊茅草是优势种。从19世纪50年代开始,随着金矿的发展,人们开始在这里修建铁路和房屋并种植了小麦。19世纪80年代,首先在小麦生长区发现旱雀麦,据估计是由运粮货轮作为混杂物由欧洲带来的。大约在1900年,旱雀麦只生长在铁路沿线和畜群小道附近。从1915年到1930年,旱雀麦已成为不列颠哥伦比亚到内华达地区的主要杂草。从1930年到1980年,该外来种已达到现在的分布范围,而原来的优势种冰草在大部分地区已基本消失。

3. 山地森林和河岸森林与河流的相互作用

河流创造了一种特殊生境,它使河岸植被成为一种特殊的类型。首先,它代表水分充足,植被能吸收地下水层的水分。其次,这里空气也较湿润。由于对养分的截持和拦阻,这里土壤养分也较高,甚至成为生产力最高的林地。不过大的河流经常有洪水泛滥成灾,所以,河岸植被还要有一定的耐淹能力。沿岸植物有的地方宽,有的地方窄。发育良好的地方可见到河岸植被的成带变化。这是从河流干扰强烈到逐渐稳定的梯度,某种意义上,它也代表着一种湿生演替系列。河岸植被从上游到下游的梯度变化也是极端明显的。当河谷较宽,出现泛滥平原时,这种变化就更加显著。山地森林和河岸森林对河流的作用主要表现在:

(1) 维持景观稳定性和保持水土

山地山坡森林和河岸森林对于维持山坡本身和河谷地貌的稳定性有重大关系。山地——河流之间的物质移动、搬迁和堆积可能有多种形式,以水力作用为主的侵蚀和以重力作用为主的滑坡、崩塌、土溜等是主要的运行方式,而这一切都要决定于植被对土壤的保持作用。一旦森林破坏,山坡的重力移动要加强,水力移动更会加强。这些从山坡上运移到河流中的物质,再加上水流失去控制,就会促使河流侵蚀的加强,从而使河流变得很不稳定。上游发生的水文现象会影响到下游平原的水库和水利设施。

(2) 维持河流生物的能量和生存环境

森林溪流的有机物99%都是从外面进入的。叶、枝和其他残体为各种无脊椎动物提供食物和庇护。从细菌到鱼类,甚至到水獭,大多数溪流有机体都是依赖由河岸植被输入的能量。大的倒木落到溪流之上,可在溪流中形成一些堤坝,使溪流变缓,并形成很多水塘,使生境多样化。在这种水塘中,有机物积累得多,停留时间长,非常便于分解者的活动。

河岸森林的林冠层对溪流的温度影响很大,而生活在溪流中的有机体一般对水温的适应幅度很窄。树冠的庇荫作用也很重要,它可防止水体过热。过热水体不利的一点是水中溶解的 O_2 减少。

河岸森林对溶解性的矿物营养和固体颗粒进入河流有过滤和调节作用。养分进入溪流有三种途径:①养分直接穿过河岸森林进入溪流;②养分积累在河岸森林的土壤中;③养分可随植物生长而进入生物量,成为木材的一部分。

(3) 维持河流良好的水文状况

砍伐森林会造成径流量增加,但经过一段时期以后,随着采伐迹地植被的恢复,径流量又会恢复到原来的水平。不仅采伐,火灾亦可带来同样的后果。火灾区的径流量高于非火烧区。不论采伐或火烧,减少森林意味着减少林木向空中的蒸腾,而森林中这项水分支出占的比重是很大的。采伐或火烧后,森林蒸腾的水减少了,从而有更多的水流到河中去。

随着一个地区的开发,森林面积的减少是必然后果。森林的减少,导致总径流量增加。不过,进一步从洪水期和枯水期的对比来看,径流量的增加,主要表现在洪水期流量的增加,而枯水期则不仅不增加,反而减少了。美国某地随着一个地区的开发,分别比较了1941、1953和1960年的流量变化,很好地说明了这个问题。我国各地随着城市化和工业化的发展,也产生了类似的问题。可见,森林覆被对维持良好的河流水文性质,是十分重要的。

(4) 维持河流的良好水质

山地森林和河岸森林可使河水保持良好的水质。这一方面表现在河水中泥沙含量低,另一方面表现在河水中的营养物质处于低水平状态。美国 Likens 等人 20 世纪 70 年代在美国新罕布尔州的哈尔德布鲁克集水区中,将一个未受到干扰的流域通过河流的养分流失情况与另一个森林被皆伐的流域加以对比。结果表明,未受到干扰的森林有很强的保持土壤养分的能力。一年中,每公顷随淋洗通过河水损失的养分只有 4 kg; N 为 2.4 kg; K、Ca 较高,为 13.9 kg。森林采伐的流域 N 的损失可增加到 142 kg。这一数量的大部分可能是由于土壤有机氮的硝化作用造成的。土壤有机氮在正常情况下,要被林木吸收并通过枯枝落叶进行循环。采伐以后 NO_3^- 的含量大为增加,超过了饮水的标准,并在一年之内引起河水的富营养化,从而促使藻类繁茂生长。除 N 以外, Ca、K 等离子也增加近 10 倍。唯一减少的是 SO_4^{2-} 离子。众所周知,一个小湖泊中由于生活污水的大量输入可产生富营养化过程。养分增加导致本来在清水中繁殖受到限制的浮游植物大量增加,并使清澈的水体几天即变成混浊的绿色。藻类和细菌的大量增加,可耗尽低层水中的溶解氧。耗尽水中的氧的后果最后是造成水中依靠 O_2 进行呼吸的鱼类的大量死亡。

第四节 景观动态

一、景观稳定性

(一) 景观变化与稳定性

景观无时无刻不在发生着变化,绝对的稳定性是不存在的,景观稳定性只是相对于一

定时段和一定空间而言。景观是由不同组分组成的,这些组分的稳定性也影响着景观的整体稳定性。景观要素的空间组合同样影响景观的稳定性以及景观功能的发挥。人们总是试图寻找或创造一种最优的景观格局,从中获益最大并保证景观的稳定和发展;事实上人类本身就是景观稳定性的重要干扰因素,因此人类如何运用自然和自然协调将是景观稳定性的决定因素。

自 20 世纪 50 年代生态系统稳定性理论被提出以来 (MacArthur, 1955; Elton, 1958), 稳定性一直是生态学中十分复杂而又非常重要的问题。有关生态系统稳定性的概念很多 (刘增文和李雅素, 1997), 目前还没有一个统一的看法。下面列出一些常见的生态系统稳定性的概念。在谈到景观稳定性时, 多是借用生态系统的一些稳定性概念, 如抗性、持久性、振幅、韧性、弹性、脆弱性等。

- 恒定性(constancy): 指生态系统的物种数量、群落的生活型或环境的物理特征等参数不发生变化。这是一种绝对稳定的概念, 在自然界几乎不存在;
- 持久性(persistence): 指生态系统在一定边界范围内保持恒定或维持某一特定状态的时间。这是一种相对稳定概念, 且根据研究对象的不同, 稳定水平也不同;
- 惯性(inertia): 生态系统在风、火、病虫害以及食草动物数量剧增等扰动因子出现时保持恒定或持久的能力;
- 弹性(resilience): 指生态系统缓冲干扰并保持在一定阈界(threshold boundary)之内的能力;
- 恢复性(elasticity): 与弹性同义;
- 抗性(resistance): 描述系统在外界干扰后产生变化的大小, 即衡量其对干扰的敏感性;
- 变异性(variability): 描述系统在受干扰后种群密度随时间的变化;
- 变幅(amplitude): 生态系统可被改变并能迅速恢复原来状态的程度。

Forman 和 Godron(1990)将景观随时间的变化总结为 12 条曲线(图 4-5):

如果不考虑时间尺度, 景观随时间变化的趋势可以由 3 个独立参数来描述: ① 变化的总趋势(上升、下降和水平趋势); ② 围绕总趋势的相对波动幅度(大范围和小范围); ③ 波动的韵律(规则和不规则)。

图 4-5 中景观参数是指景观生产力、总生物量、斑块的形状、面积、廊道的宽度、基质、孔隙度、生物多样性、网络发育、营养元素含量、演替速率和景观要素间的流等景观的重要特征值。

可以采用视觉观测和简单的统计方法(如时间序列分析)确定某种景观变化是属于上述 12 条曲线的哪一条。一般来说, 首先应找出景观参数的观测值是否能用一条回归直线来表示, 也就是确定景观变化的大致趋势, 然后确定波动幅度的大小以及直线上下观测值的变化是否规则等。

由于所有景观都受气候波动的影响, 在不同的季节, 许多景观参数会上下波动。另外, 多数景观具有长期的变化趋势, 例如在演替过程中生物量的不断增加或随人类影响增强景观要素间的差别增大等。因此, 从全球来讲, 如果景观参数的长期变化呈水平状态, 并且其水平线上下波动幅度和周期性具有统计特征, 那我们就可以说景观是稳定的。可

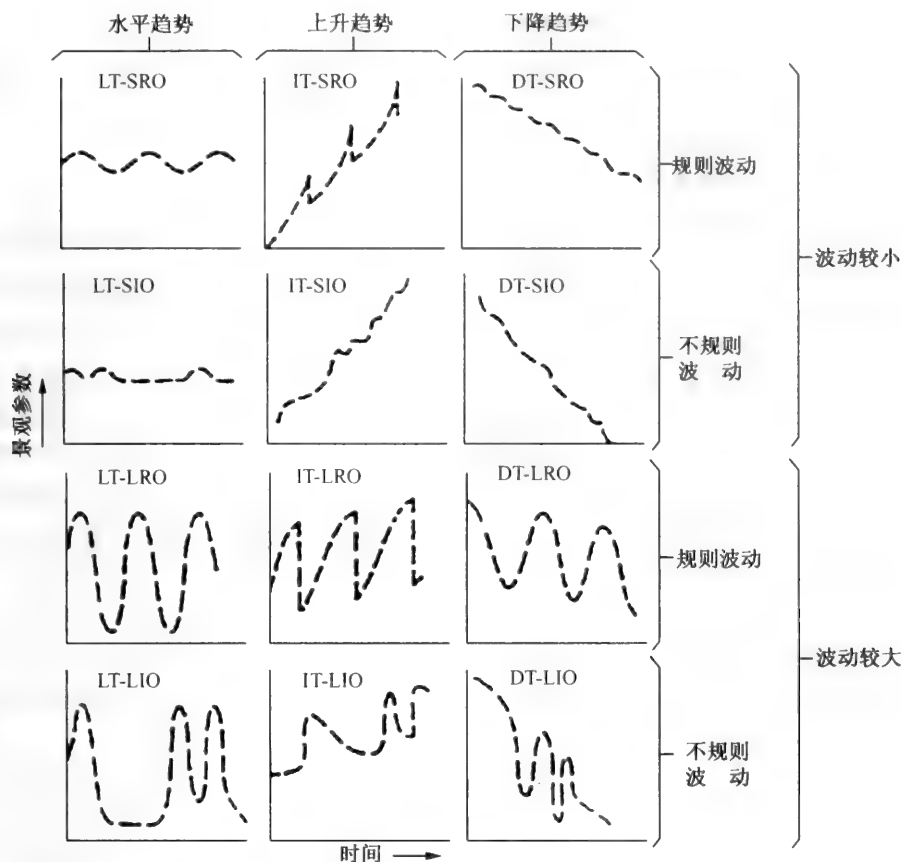


图 4-5 景观变化的 12 条曲线

见,只有呈水平趋势、小范围(或较大范围)但有规则波动的变化曲线是稳定的(图 4-5 中所示的 LT-SRO 和 LT-LRO 曲线)。

景观稳定性可以看作干扰条件下景观的不同反应。在这种情况下,稳定性就是系统的两种特征——恢复和抗性的产物。抗性是指系统在环境变化或潜在干扰下抗变化的能力;恢复或弹性是指系统发生变化后恢复原来状态的能力。阻抗值可用系统偏离其初始轨迹的偏差量的倒数来量度。偏离较大意味着抗性较低。恢复性可用系统回到原状态所需的时间来度量。

一般来说,景观的抗性越强,也就是说景观受到外界干扰时变化较小,景观越稳定;景观的恢复性(弹性)越强,也就是说景观受到外界干扰后,恢复到原来状态的时间越短,景观越稳定。

事实上,景观可以看作是干扰的产物。景观之所以是稳定的,是因为建立起与干扰相适应的机制。不同的干扰频度和规律下形成的景观的稳定性不同。如果干扰的强度很低,而且干扰是规则的,景观能够建立起与干扰相适应的机制,从而保持景观的稳定性;如果干扰比较严重,但干扰经常发生并且可以预测,景观也可以发展起适应干扰的机制来维持稳定性;但如果干扰是不规则的,而且发生的频率很低,景观的稳定性最

差。因为这种景观很少遇到干扰,不能形成与干扰相适应的机制,换句话说,这种景观一遇到干扰就可能发生重大变化。理论上讲,在干扰经常发生,而且具有一定干扰规律下形成的景观稳定性最高。这种景观在形成适应正常干扰机制的同时也可以适应间或的非预测性干扰。

(二) 景观要素的稳定性

景观是由不同的景观要素组成的,景观整体的稳定性是由组成其各要素的稳定性所决定的。景观各要素的稳定性千差万别,为此在对景观稳定性做总体评价时,应考虑到各要素在景观稳定性中的作用及其相互联系。景观是由气候、地貌、土壤、植被、水文等五大要素构成的,景观的动态也是其中各要素的变化,但各要素的变化显然是不一致的。

气候具有两种变化,一是周期性变化,如地球围绕太阳公转形成的春夏秋冬、地球自转产生的白天黑夜,这种周期性的变化极为有规律,所以人们多用平均温度、年均降水量等来表示其变化的均值,这种变化人们习以为常。另一种变化是不规则的,如第四纪冰川,其形成原因尚有较大争论,但冰川活动引起的地球表面地貌、生物等的巨变为人所共识。这种变化对景观动态的影响具有异常性。

通常大面积的高山、平原地貌的变化时间尺度相当长,一般按地质年代来计算。除河口、海岸等洪冲积、海积作用活跃的地区和活火山地貌变化较为明显外,至少在人们一生的时间间隔内看不到大地升降、沧海桑田的巨变,所以通常我们在研究景观的动态时认为地貌要素是稳定的。

地表植被覆盖的地面是由岩石和土壤组成的,地球表面岩石遭受风化的历史已超过30亿年,但发现的岩石表面风化壳的厚度最大不超过150 m(非洲热带地区第三纪铝铁岩),生成1 cm厚的土壤大约需上千年或更多的时间,现代形成的土壤一般不超过2万年。土壤的抗侵蚀力极为脆弱,撒哈拉沙漠平均一年要被吹掉1 mm厚的细土层,科学家已认定亚马孙河流域热带雨林的土壤主要来自撒哈拉的风积土。流水侵蚀对土壤的破坏更为剧烈,例如,我国每年水土流失造成的土壤损失超过50亿t,相当于将全国耕地每年削去1 cm厚的沃土层。所以,在岩石大面积出露的戈壁、侵蚀剧烈的黄土高原等类似地区研究景观,土壤可能会成为变化极为剧烈的要素。

在气候、地形、土壤等的作用下,植被空间地域的分布具有差异性。植被本身也有发生发展的过程,呈现出演替过程,最终形成与当地环境条件相一致的多种顶极群落。在不同的演替阶段植被内部具有相对的稳定性,只不过是时间有长短。在外界干扰下,可能会对植被的演替发生各种程度不同的影响,致使植被的稳定性变差,严重的可能导致演替的速度和方向显著变化,例如由顺向演替转为逆向演替的,对区域景观造成根本性的改变。

地表水是景观中较为活跃的组成要素,“山无水不具灵秀”。水在景观中起连接各斑块的廊道作用,并为景观增添几分秀美;水既是景观的组成要素,又是强大的自然干扰力量,是景观的变化最具影响力的干扰因素。水的稳定性最差,其变化又很难预测,一场洪水可瞬间吞没城镇、农田,改变一个地区的景观面貌,然后又很快消失了。

二、景观变化的驱动力

景观变化的驱动因子一般可分为两类,一类是自然驱动因子,一类是人为驱动因子。自然驱动因子常常是在较大的时空尺度上作用于景观,它可以引起大面积的景观发生变化;人文驱动因子包括人口、技术、政经体制、政策和文化等因子,它们对景观的影响十分重要,但还需要进一步研究它们同景观作用的方式、影响景观的程度以及确定它们和景观之间关系的研究方法。

景观变化的自然驱动因子主要指在景观发育过程中,对景观形成起作用的自然因素。比如地壳运动、流水和风力侵蚀、重力和冰川作用等,它们形成景观中不同的地貌类型;气候的影响可以改变景观的外貌特征;景观的变化同时伴随着生命的定居,植物的演替,土壤的发育等过程;火烧、洪水、台风等自然干扰也能够引起景观大面积的改变。

在人口、技术、政治经济体制、政策以及不同文化的影响下,景观的变化主要表现为土地利用/土地覆被的变化。土地覆被是同自然的景观类型相联系的,而土地利用本身就包含了人类的利用方式及管理制度,所以在讨论景观变化的人为驱动因子时,我们更关心在这些因子作用下,同人类密切相关的土地利用/土地覆被的变化。

把人口作为独立的变量,它同景观作用的方式有以下几种:① 人口增加导致耕地等农业景观的增加,同时使林业等其他资源流失;若没有相应的体制和技术的改变会导致环境的恶化。在人口聚集密集区和城市边缘带,经常由于人口扩张而破坏了生态平衡。② 人口增长导致了生产的密集化,包括人类投入的加大以及出现新的生产技术方式。从历史上看,生产密集化是进步的、乐观的,它促进形成了复杂的土地管理系统,并引起景观更复杂的变化,如导致地下水污染、土壤肥力下降等,从中长期发展来讲是不可持续的。③ 人口增长可以对区域甚至全球产生影响。一个地区在资源无法满足其人口增长时,要么从其他地区调入资源,要么将人口输送到外地,这样不可避免地影响其他地区的景观。④ 人口增长意味对粮食的需求增大。人们根据自己的意愿引种,培育新的物种;一旦新物种培育成功,就大面积种植;同时通过各种土地利用方式限制和消灭了许多自然物种,总的结果是导致景观异质性下降。⑤ 人口同景观变化形成相互作用的反馈环,人口增长导致景观周围环境变化,改变的环境可以影响人口的出生率、死亡率和迁移率;在景观承受能力的限度内,这种影响是有利的,但超出景观的承受范围,对人口产生不利影响。

从人口角度出发,有一些探讨土地利用/土地覆被变化的模型,这些模型主要集中在人口增长同森林退化的关系上。如 Allen 和 Barnes(1985)通过研究非洲、亚洲和拉丁美洲一些国家森林的退化,认为人口增长和森林退化之间存在着重要的相关性,但他们没有选择具体的地点进行分析和解释。Myers 和 Tucker(1987)强调了土地持续利用的重要性,认为中美洲地区森林退化的中心因素是土地分布的不平衡,人口的急剧增加本身并不是这个地区环境迅速恶化的原因。Barraclough 和 Ghimire(1987)认为正是城市人口增长刺激了对农业和森林产品的需求,但他们强调森林退化是一个复杂的历史过程,是土壤与自然系统及其子系统相互作用的结果。因而,对于特定的区域,需要采用区域特定的驱动因子来分析。Bilsborrow 和 Geores(1990)在考虑景观破碎化、土地管理模式、人口迁

移等因素基础上,也提出了人口增加与土地扩张(包括热带森林的退化)更为紧密的模型。需要注意的是,人口增长同环境变化是不同步的,所以它们之间并不是简单的相关关系,简单地用人口增长代替环境变化是不合适的。

尽管对文化是否影响土地利用还有不同的认识,但大多数学者认为二者之间的关系十分紧密。人类学和保护哲学的研究已经告诉我们文化决定或者强烈影响着人们怎样使用土地。如果人类完全克服了生物和自然条件的限制,对土地及各种资源的使用只是不同文化的问题。一些文化因素如价值观、思想意识体系、法律以及人们的知识水平直接影响着土地利用的变化;同时文化通过影响人口的增长、居住模式、消费水平和政经体制等因素来影响土地利用变化。

文化对土地利用的直接影响包括以下几个方面:

(1) 公众的意见

目前了解公众意见的最好方法仍是民意测验、问卷调查等方式。一些专家认为公众态度在一定程度上反映了他们的行为,通过足够数量的民意测验所表达的公众的意见可以解释环境的变化。联合国环境计划署在 14 个国家所做的民意测验表明:所有的国家都高度关注环境问题;除沙特阿拉伯外,各国都认为环境在恶化。1990 年,涉及 6 个大洲、42 个国家人口的民意测验表明人们价值趋向于“后物质主义”,即在政治和经济的安全下强调个人的自由和生活质量。在韩国,绝大多数人支持牺牲财政福利来保护环境,而尼日利亚只有 1/3 的人同意这样做。

(2) 思想体系

Lowenthal(1990)认为人类对自然的认识经历了 3 个阶段:第一阶段,自然完全被人类所控制,自然灾害的发生是由于人类的“罪孽”;第二阶段,自然独立于人类而存在,但仍受到人类的威胁,人类活动如森林的砍伐虽然提供了农业用地和居住地,但也是对自己生存环境的严重威胁;第三个阶段,人们认识到自然是脆弱的,同时又是人类生活的基础,因此这个阶段人们开始意识到对土地的持续利用。

(3) 法律

法律可能是最有力的直接影响土地利用变化的因素。各种法规保护着土地资源;也限制着获取资源的手段和方法。Richards(1990)指出现代的、中央集权的统治已经扩展到了每一块土地,甚至规定了土地的边界、使用方式、利用程度。在美国,财产法是理解土地利用变化的重要法律。只有取得土地的拥有权后,才可能对土地有所改变。

(4) 知识

原始部落掌握的知识十分有限,使用的工具也比较简单,不会造成土地的大幅度变化。他们对土地的破坏要远远小于今天的人类,但并不是说他们对周围的环境没有影响。相反,有时这些影响是非常大的,甚至是毁灭性的。现代社会中,缺乏知识会导致不正确的政策、错误的管理以及无法做出统一的规划。

三、景观动态

(一) 景观变化动态

景观变化动态是指景观变化的过去、现状和未来趋势。它需要回答景观是怎样变化的,为什么这样变化以及变化的结果。根据关注景观变化的侧重点不同,景观变化动态可分为两种,一种是景观空间变化动态,一种是景观过程变化动态。景观空间变化动态是指景观中斑块数量、斑块大小、廊道的数量和类型、影响扩散的障碍类型和数量、景观要素的配置等的变化情况。景观过程变化动态是指在外界干扰下,景观中物种的扩散、能量的流动和物质的运移等变化情况。它一般要涉及到系统的输入流、流的传输率和系统的吸收率、系统的输出流、能量的分配等。景观空间变化和景观过程变化是同一变化中的两个方面。过程变化是空间变化的原因,比如景观中某物种在当地灭亡的可能性增加,很可能是物种从一个斑块移动到另一个斑块的廊道被切断;空间变化反过来又影响过程变化,如许多鸟类对小的、破碎的斑块的反应十分敏感。尽管森林仍保持整体的面貌,但在斑块的尺度,森林的破碎化越大,斑块的环境越远离森林,鸟类的活动越受影响。

景观变化的动态模拟是通过建立模型来实现的,模型的建立需要了解景观变化的机制和过程,一般来说,至少需要考虑以下几点:

(1) 景观的初始状态

任何景观变化的动态模拟,都需要建立一个初始状态,用来同以后的景观相比较。事实上大部分景观都是文化的景观,都保留着过去管理的痕迹并体现当今的实践活动,所以景观的初始状态是与人类的活动密切相关。

(2) 景观变化的方向

景观变化的方向揭示了景观变化的大量信息。这个方法已经用于植物演替的排序研究。尽管单纯的方向并不能提供景观变化更详细的信息,但它们确实体现了历史的变化趋势。这种时间的变化可以在各种空间尺度上得到反映。

(3) 景观的变化率

景观变化率是十分重要的。非常快的变化率可能使当地和区域的物种灭亡,改变区域的生物多样性。变化率可以从变化的方向进行估计(如演替中斑块之间的距离大意味着变化率大,斑块距离小变化率小),或根据一段时间的损失量来计算。如 Shape 等(1986)以 10 年为间隔计算了威斯康星东南部几种土地类型的变化率。

(4) 景观变化的可预测性

景观变化的可预测性是指景观整体发生了变化,还是景观中关键的物种发生了变化?

农业的发展不可避免地用农作物代替了原始的植被,形成农业景观的基础结构;人类文化和自然之间的相互作用如地形、土壤肥力等因素形成了特定的景观构型和特征。

(5) 景观变化的可能性及程度

在某种外界条件变化下,景观是否会发生改变?从一种类型的景观到另一种类型景观改变的程度有多大?在某些特定区域范围内只能是自然植被向城市发展的景观变化,而城市景观不可能向相反的方向进行,但是农作物、草地以及自然植被之间的相互转化随时都在进行。

(二) 景观动态的分析

1. 数据的来源

(1) 航空像片

航空像片是景观变化中使用很广的数据来源,根据它可以直接得到土地利用类型和景观变化率。但是航空像片有一些缺点:首先,1930年以前的航片很少,尽管用其他的方法可以得到土地利用的一般数据,但长期景观动态模拟是不可能的;其次,航片包容的信息量有限,没有包括一些景观变化的过程量;第三,航片质量的好坏可能使一些景观类型的区分受到限制;第四,航片的解读和判译费时、繁琐。但是同其他的数据来源相结合,航空像片仍旧是很好的数据源。

(2) 数字遥感

近年来遥感技术的发展使景观变化的研究进入了一个新的领域。利用遥感卫星可以提供给景观变化非常有用的数字数据,它的连续性是以前的航片不能相比的。连续的空间数据(月或年)可以用来估计不同土地利用之间的转化。新的卫星(如 Spot)提供了高的分辨率。但是对于许多生态过程而言,这些分辨率仍然过低。由于太空扫描仪具有较高的分辨率,越来越得到研究者的青睐,最引人注目的是 NASA 实验的 AIS 数据。这些数据不仅提供了转移概率,也揭示出某些“看不见”的景观过程的变化,如 Westman (1987)讨论了用 AIS 估计森林产量、分解率、营养物质的积累和释放率的可能性。

(3) 统计资料

统计资料是航空像片和卫星像片的有益补充。Ilberry 和 Evans (1989)用每年农业统计数据来估计英国农用地的损失量。美国统计局每 5 年提供同样的数据,不过,在小尺度上这些数据是不可靠的。Ilberry 和 Evans 在估计城市边缘农用地损失时,认为农业统计数据在大尺度上是可靠的,最好同航空像片和地图数据相结合使用。

2. 景观分类系统的建立

景观动态模拟要求建立景观分类系统。与不同的数据来源和技术手段相适应的分类

系统是不同的,一个分类系统不应该受某一特定的技术所限制。LUCC(土地利用/土地覆被)分类系统是一个很好的例子,它已作为一个标准被美国官方所采用。它可以根据特定的目的,用遥感手段来分类。LUCC数据可以提供给GIS系统。LUCC分类系统是异质性的,它的一级分类系统基于一般的土地利用。二级、三级和四级分类提供了更高的分辨率。一级、二级分类可以用于景观小的修正,而更高的分类则可用于特殊的目的。

3. 空间数据基础

景观变化的研究要求清楚地描述景观空间位置的变化。如上面所讲的,景观变化的数据来源多种多样,这些数据的叠加可能会产生很多问题,一个问题是数据的精度和分辨率,另一个主要问题是叠加的现象是否一致(如土地利用类型、植被等)。另外,各种不同的过程有各种不同的尺度,图件的比例尺也是不同的。所有这些都要求转化成相同的空间数据系统。

4. 数据分析

运用地理信息系统,建立和使用各种模拟模型是主要的数据分析和处理手段,空间统计分析、景观要素的时空转换、计算机制图等也是有力的数据分析方法。近十几年来,遥感和地理信息系统得到了长足的发展,进一步的发展是各种模型的交融和数据共享。

第五节 景观分类与评价

一、土地分类的景观途径

景观生态学为人们研究自然现象提供了新角度和新领域,即强调要从景观的不同要素研究它们的构成、相互作用和变化。景观分类就是要将景观生态学的思想落实到大小不同的土地单元上,并进而开辟土地分类的新途径。这种途径有助于研究不同土地单元的结构和格局,阐明各土地单元的相互关系。按照土地的空间格局将土地划分成由下而上的各种土地单元的理论依据来自于景观生态学。景观是土地的镶嵌体,在这种镶嵌体中,光、热、降水的接受和分配,土壤营养状况,生物成分均按一定的格局分配着,同时,这个镶嵌体不同部分之间,水分、营养,从空中、地面和地下都互相联系着,一个山沟不同坡面,沟谷和分水岭之间通过地表径流以及土壤的侵蚀和堆积过程发生的相互关系,就是最好的证明。在镶嵌体各部分的相互关系中,物种也在流动,特别是动物物种的流动起着很大的作用。此外,一个镶嵌体通常也形成特有的自然干扰格局,如火灾、滑坡、泥石流、土壤的侵蚀和移动、河谷的变动、洪水淹没等,这一切均导致各种生态系统(植物群落)都在镶嵌体中呈规律性地分布。因此景观分类与评价既是景观结构与功能研究的基础,又是景观生态规划和管理的前提条件,是景观生态学理论与应用研究的纽带。

自20世纪30年代后,德国、英国、前苏联和美国等就开展了比较广泛的土地和景观研究。70~80年代以后,澳大利亚的土地调查和土地系统、加拿大的生态土地分类、前苏

联和德国的景观基础研究、中国 1:100 万土地利用图、土地资源图及土地类型图的编制等都是卓有成效的景观分类成果。早期,美国人 J. O. 微奇(Veatch)、英国人 R. 波纳(Bourne)和 G. 米纳(Milne)等为土地景观分类做出了重要的贡献。微奇在 20 世纪 30 年代就开始从综合的观点看待土地,他提出了自然土地类型这一概念,并认为自然土地类型应由各种自然要素组成,例如气候、地质构造形态、地文区域、地形、植被、动物和土壤。为了简单实用,他提出了以地形和土壤为主要根据划分土地类型并把这项工作称之为土壤地形区划。他这样给土地类型下定义:自然土地类型由土壤类型和地形特征(如丘陵、盆地、湖泊、沼泽及各种坡度的比例)的各种组合所构成。换言之,它们是地表特征的格局,并与地文区域紧密相关。德国景观生态学先驱 S. 帕萨格(Passarge)在 1921 年发表了《比较景观学》一书,书中以综合观点,把景观划分为大小不同的等级。最低一级称之为景观要素(如斜坡、草地、谷地、池塘、沙丘等)。景观要素合并为小区(部分景观),小区合并为景观,景观组成景观区域(例如德国北部平原),景观区域组成大区(例如中欧森林),最后大区组成景观带。景观生态学的创始人特罗尔,认为景观是重复出现的类型单元所组成的群体,1933 年把这种基本单元他称之为景观要素。后来,修改为生态地境(ecotope)。

1946 年,澳大利亚的联邦科研和工业研究组织(CSIRO)设立土地资源处,对全国进行土地调查。1953 年发表了《Katherine Darwin 地区的调查报告》,首次使用了土地系统、土地单元和土地立地等术语。认为土地系统是一个或几个地区的组合,是地形、土壤、植被重复出现的组合型。后来的定义又提出,土地系统是土地单元的组合,这些土地单元在地理和地形上有相互联系,在这个土地系统中,地形、土壤、植被重复出现。土地单元是一组相联系的土地,它们在土地系统内和某一特定的地形有关。又指出,土地单元是一组相关的土地立地,它们在主要内部特征上对土地利用来讲是相似的。这就是关于土地系统、土地单元和土地立地(或简称立地)这三级基本单位的最初提法。其中,土地系统是基本的制图单位。土地系统是由土地单元组成,具有特定的地形,而土地单元又由单个或多个在地理上互有联系的立地组成。

加拿大的土地资源调查是 20 世纪 70 年代后才开始的。1969 年,加拿大在联邦和地方政府的支持下成立了生物自然土地分类委员会,草拟了生物自然土地分类准则。1976 年,又成立了加拿大生态土地分类委员会,协调各方面的理论和方法,并在全国开展生态土地调查。加拿大建立了一个 6 级生态土地系统:① 生态省(ecoprovince),制图比例尺 1:500 万;② 生态区(ecoregion),制图比例尺 1:300 万~1:100 万;③ 生态县(ecodistrict),制图比例尺 1:50 万~1:12.5 万;④ 生态组(ecosection),制图比例尺 1:12.5 万~1:5 万;⑤ 生态立地(ecosite),制图比例尺 1:5 万~1:1 万;⑥ 生态要素。目前进行比较较多的是生态县和生态组的制图,每幅图都有说明,叙述地貌、土壤、植被、气候、水和动物。

俄国景观学派将景观形态单位分为地方、限区和相三级。相是最低的土地单位。一个相在地貌上具有相同的地形部位、同一基岩、同一小气候和水文状况、同一植物群丛和同一土壤变种。限区是相对有规律的结合,它是因水的运动、固体物质的搬运和化学元素的迁移而联结起来的相的综合体。例如,丘陵限区由丘顶相、丘坡相和坡麓相组成。冲沟

限区由沟坡相和沟底相组成。阶地限区由阶坡相和阶面相组成。对于每一个相,在利用改造上,需要采取相同的措施,而对于每一个限区而言,在改造利用时需要一套相应的措施。例如冲沟限区,沟底要防止不断下切,必须修建谷坊,沟坡要防止土壤侵蚀,必须采用生物和工程相结合的办法,二者必须从整体上统筹考虑。地方是限区有规律的结合,是高级土地单位。每一个地方均有自己的一组限区。地方通常表现为几种初级地貌形态在其范围内呈一定格局重复出现或彼此重叠分布。例如一个沙丘带,沙丘和丘间低地重复分布,就可视为一个地方。

我国地理学界长期以来对土地类型研究甚多,将土地类型理解为“地表环境自然地理各要素相互作用所形成的自然综合体”,实际上近似于景观类型的划分。20世纪80年代初编制的中国1:100万土地类型图进行了三级分类:第一级以水热条件、生物气候带为主要依据划分了12个土地纲;第二级称为土地类,主要依据地貌类型划分,大多数土地纲有10个左右的土地类,共计125个;第三级称为土地型,以植被和土壤指标进行划分,每一土地类有3~21个土地型不等,所划分的土地型总数过千。这些类型实质上已经相当于景观类型,但由于只考虑土地的自然属性而未考虑人为活动所产生的土地利用情况的变化,因此,显然不能全部反映实际存在的多种多样的景观类型。

二、按照人类影响强度的景观分类

景观总是或多或少与人类干扰有关联,按照景观塑造过程中的人类影响强度,对于景观的分类首先可以区分为自然景观、经营景观和人工景观。按照H. T. Odum关于能量密度的论述,三者的权重系数明显不同,如以自然景观为 X ,则管理景观为 $3X$,人工景观为 $10X$ 。人类对于景观的影响广泛,其主要特征是:①规则化的空间布局;②显著的经济性和很高的能量效率;③高度特化的功能和巨大的转化效率;④景观的视觉多样性追求。

按照人为干扰状况可以将景观分成5类。①自然景观(natural landscape):这种景观没有明显人类活动的影响,景观变化主要受自然因素的影响,包括高山、极地、荒漠、沼泽、苔原、热带雨林等尚没有受到人类活动扰动的地区,大都是不适于人类居住和利用的。自然景观基质的连通性高,斑块和廊道密度低,景观颗粒粗,多数斑块是环境资源斑块。廊道数量少,而且几乎都是河流,景观元素间的边界呈曲线状,植被累积的生物量几乎总是最大,营养物质流入水中较少,生物多样性丰富。自然景观的特点是它们的原始性和多样性,不论是由于地貌过程还是生态过程所产生的景观特有性和生物多样性,都具有很大的科学价值;②管理景观(managed landscape):该景观主要是人类介入森林、草原等内部进行活动所引起的。基质广大,镶嵌度提高,其中有规模较小的定居点出现。用于交通的线状廊道逐渐增加,使基质的连通性受到影响。人类对当地的天然植被(天然林、草地等)进行管理和利用。其中也有部分栽培植被,致使景观中的物质循环和能量流动打上人类活动的烙印;③种植景观(cropland landscape):该景观是由人类的农业活动所引起的,无论是传统农业还是现代化的集约农业,都是人类创造的一种新的景观。在耕作地块占优势的种植景观中,镶嵌分布着村庄和自然或人工生态系统的斑块,景观构图的几何化

与物种的单纯化是其显著特征。随着传统农业向现代农业的演进,原有分散和形状不规则的耕作斑块向着线形和规则多边形的方向演变,斑块的大小、密度和均匀性都会发生变化;道路、树篱等线状廊道的出现使得连通性有所下降;④ 郊区景观(suburban landscape):除栽培植被外,城镇居民聚居地广泛分布,自然植被则孤立存在,这是一种由农业、城市化和自然植被组成的混合体,位于城市和乡村的过渡地段,具有很大的异质性。在这里大小不一的居民住宅和农田混杂分布,既有商业中心、工厂,又有农田、果园和自然风光。郊区景观受城市化的压力极大,耕地和其他非建筑用地斑块日渐减少。物种多样性较高,许多物种与人类关系密切;⑤ 城市景观(urban landscape):该景观是由人类为生活方便而营造的规模较大的人工景观,基本特征是密集的建筑物和道路,其中零星分布着公园和其他景观。道路将城市分成各个街区,大量的人工建筑物成为景观的基质而完全改变了原有的地面形态和自然景观。偶尔出现的河流、城市小片林地以及运动场成为城市自然生物群落的主要分布地。人类系统是景观的主要控制因素,通过景观的能流、物流强度大,不再构成封闭系统,同时整个复合系统的易变性和不稳定性也相应增大。从自然景观到城市景观的空间格局特征变化呈现出的趋势是:引进斑块增加,干扰和环境资源斑块减少;斑块密度增大,形状逐渐规则,面积变小;线状廊道和网络增加,河流廊道减少(图4-6和图4-7)。

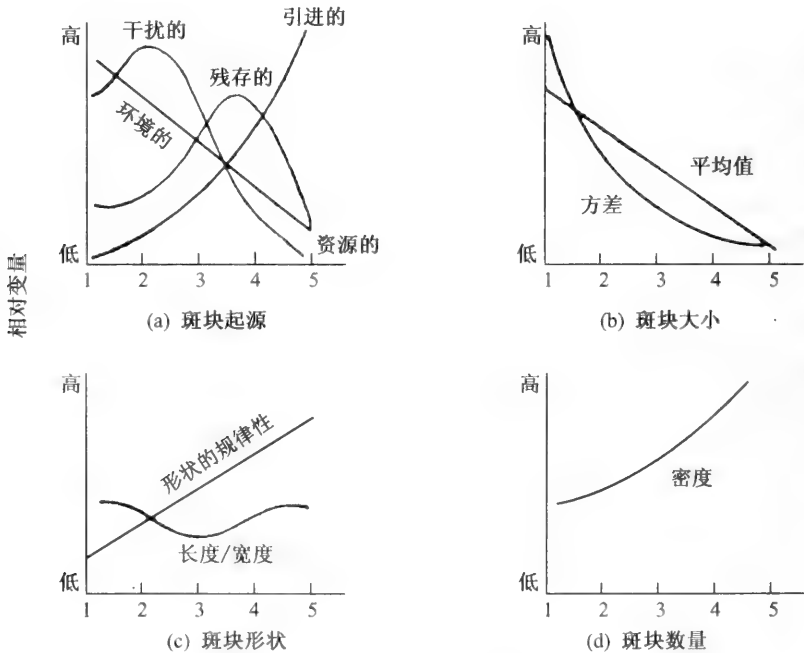


图 4-6 不同发展阶段景观中斑块特征

1. 自然景观;2. 管理景观;3. 种植景观;4. 郊区景观;5. 城市景观

可以从水平结构、热力学性质、分布学、营养循环、净生产、物种生活史对策和抵抗力类型等方面说明上述五种景观类型的特点。

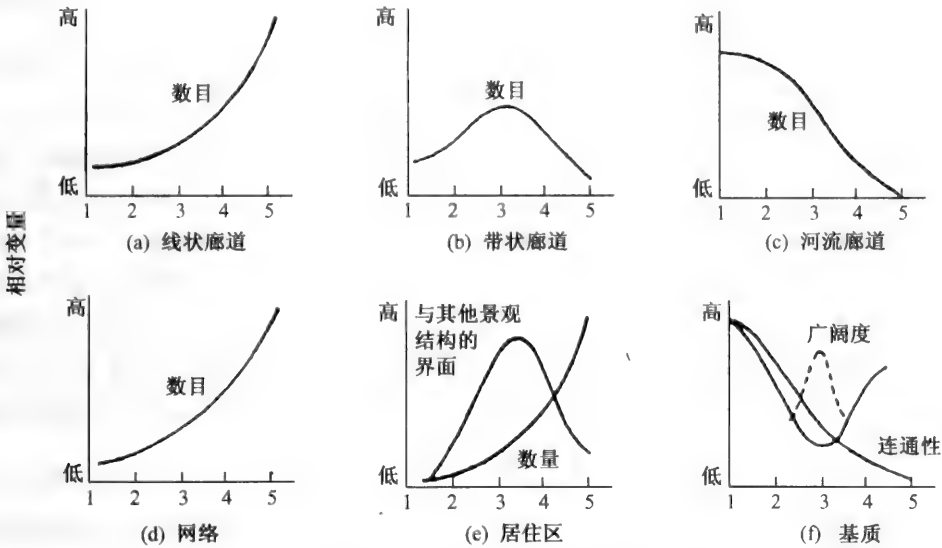


图 4-7 不同发展阶段景观的廊道和其他景观元素的特性

1. 自然景观; 2. 被管理景观; 3. 种植景观; 4. 郊区景观; 5. 城市景观

(1) 水平结构

自然景观从航片图上可以看出,它的最大特点是对比度小。各种群落之间的界线是以生态交错区过渡的,空间连续性强。结构上明显的裂口是由地貌产生的,特别是由侵蚀产生的树枝状格局(河流系统)。随着人为活动的增强,对比度越来越增强,各种生态系统的边界变化剧烈。另一个水平结构上的特点,是自然景观的边界和走廊基本上为曲线,而人为影响越严重,直线化和直角化的趋势越增强。在大城市中,通直的街道,长方形的街区 and 直角的建筑物,都给人以强烈的印象。

(2) 热力学性质

地球上的所有系统可分为三类: 隔离系统(isolated system)、闭合系统(closed system)和开放系统(open system)。隔离系统没有能量或物质的输入。闭合系统有能量输入,没有物质输入。开放系统既有能量输入,也有物质输入。我们可将一株植物、一个动物或一个人均看做是一个开放的活的系统,但是包括着自养和异养的生态系统,虽然对于太阳辐射是开放的,但对物质循环则是闭合的。例如,一个老龄林连同其周围的大气则几乎是闭合系统。从不同景观类型来说,自然景观比其他景观闭合性更强。经过人为活动干扰的景观要接受大量外来的营养和化石能量,并生产出“产品”。人的影响几乎永远导致能量和物质的开放性,这是人对景观稳定性影响的主要方式。

(3) 生物分布学

可将研究种的散布过程和结果用来说明一个景观。在自然景观中,繁殖体的散布是

比较“粘滞的”，植物的主要散布类型是靠重力和靠动物散布的。管理的森林和草地产生更多的“流动性”散布系统，例如，靠风传布的和靠长距离散布。

(4) 营养循环和净生产量

自然景观中，土壤-植物-土壤这个循环中的物质流动一般都是较快的，既满足了植物本身的需要，也能使土壤保持一定的肥力。这是天然景观借以维护土地肥力的基础。人们对天然植物进行管理，为了短期获得收入，时常采取措施，促进营养循环，有利于树木生长。到农田阶段，则要靠施速效肥料来增加产量。到城市景观，营养物质主要以污染物出现，而自然界中也缺乏营养循环的能力。一个景观的净生产量代表着所有活的有机体的光合产品与呼吸消耗之间的差值。在天然景观中，净生产多年平均接近于零，人工管理可增加净生产使其为正值，栽培作物净生产量进一步增加，但城市化则使净生产量为负值。

(5) 物种对策

对一个景观来说，在自然景观中， K 种多于 r 种；由管理景观到种植景观，则 r 种变成优势地位；到城市，主要是人，无法区分 K 种和 r 种。

(6) 抵抗力类型

不同人为干扰梯度的景观中，抵抗力的类型不同。在天然景观中，抗衰老是主要的生理反应；在管理景观中，抗干扰是很重要的；在现代农业中，最主要的是对病虫害的抵抗力；在人工化最强的景观中，最重要的是抗污染。

三、景观评价与保护

(一) 景观评价

景观评价主要可以从以下几方面入手：

1. 景观的独特性

保持和发展景观的特有性，确定土地镶嵌体的生态优化系列：① 稀有性和独特性的级别：世界级、国家级、地方级；② 被破坏以后可能恢复的时间尺度：世纪、十年、年；③ 综合价值：最高、高、中、低。

2. 景观的多样性

景观多样性是指景观要素在结构与功能方面的多样性，它反映了景观的复杂程度。景观多样性包括斑块多样性、组分种类多样性与格局多样性，前者指景观中斑块的数量、大小和形状的复杂程度，中者指景观中组分类型的丰富度，后者指斑块间的空间关连性和功能联系性。景观多样性对于物质迁移、能量交换、生产力水平、物种分布、扩散和觅食有重要影响，景观组分类型多样性与物种多样性的关系呈正态分布，景观多样性的评定对于

生物多样性研究具有直接和重要意义。

3. 景观的功效性

景观的功效性指的是作为一个特定系统所能完成的能量、物质、信息和价值等的转换功能。它主要有以下参数：① 景观的生物生产力：包括初级生产力、净生物量与光合作用生产率；② 能值分析指标体系：能值乃是以太阳能为标准度量各种类别能量的能值（能量生态学）。能值分析可综合分析通过景观的能流、物流与价值流的数量动态以及它们之间的数量关系，可对系统的能流、物流与价值流进行流量综合分析。能值指标体系包括能值投入率、净能值产出率、能值密度转换率等；③ 景观的水分、养分等物质循环；④ 经济密度，即单位面积的经济产出；⑤ 景观的信息流，景观内各个组分之间及组分内部存在着的信息交流与传递。

4. 景观的宜人性

评价适于人类生存，走向生态文明的人居环境，因子包括：① 景观的通达性：位置、区位、有廊道沟通、连通性、交通条件易于到达；② 建筑的经济性：地貌条件（土壤、地下水）可降低建筑成本，投资环境选择中有利于“三通一平”；③ 生态稳定性：系统结构、功能的一致性、连贯性以及恢复能力、对自然灾害的趋避性；④ 环境的清洁度：洁净的大气、水、土壤环境，在环境容量允许范围内的污染物排放；⑤ 空间拥挤度：单位空间的建筑密度和人口密度，绿色开敞空间系统，开放空间与绿色建筑体系，建筑容积率；⑥ 景色优美度：景观美学质量的度量，含文化特征、景观视域、人类对景观的感知、绿色覆盖（植被+水面）、视野穿透性。

5. 景观的美学价值

据 Marc Antrop 的分析，大多数人所知的景观正向美学评价特征有：① 合适的空间尺度；② 景观结构的适量有序化。有序化是对景观要素组合关系和人类认知的一种表达，适量有序化而不要太规整可使景观生动，即具有少量的无序因素反而是有益的；③ 多样性和变化性，景观类型的多样性和时空动态变化；④ 清洁性，景观系统的清新、洁净与健康；⑤ 安静性，景观的静谧、幽美；⑥ 运动性，包括景观的可达性和生物在其中的移动自由；⑦ 持续性和自然性，景观的开发利用体现可持续思想，保持其自然特色。与之相对应的景观负向美学特征则表现为：① 人类尺度的丧失，景观组分的多少、大小比例失调；② 极端无序，清洁性丧失，废物、垃圾遍地；③ 空间组合性的丧失；④ 噪音污染、有臭味；⑤ 景观经济或生态功能的损失，或不可达性。

（二）景观的保护

景观的分类和评价是其开发利用的基础和前提条件。景观作为一种持续的自然单位，是区域可持续发展以及生态和自然保护事业的有用手段。人类的经济活动和开发活动，主要是在景观层次上进行的，人类的干预已经努力创造并保持了许多独特的景观，蕴藏着人类重要的文化信息和传统。如我国长江三角洲的水网景观，别具特色的欧洲农村

景观,这些景观比它们所取代的自然生态系统无论是在物种方面,还是在风景价值利用和文化内涵方面,都更为丰富和多样。但是近几十年来,随着人口的快速增长,城市化的急剧扩张,现代交通的发展,工业新技术对环境压力的加大,严重威胁到世界许多地方的景观,使之面临退化和消失。针对这一情况,国际上提出了景观保护的概念,将通常生物多样性的3个层次(基因、物种和生态系统)拓展为含景观在内的4个层次,把注意力从生物多样性扩展到景观多样性,包括了景观中的自然要素和文化价值(陈昌笃,1994;傅伯杰,1996)。1992年世界遗产委员会将“文化景观”单列了出来,迄今为止已有四处“文化景观”进入了世界遗产名单。在1987年召开的“被保护景观国际学术讨论会大湖区宣言”中指出,景观是生物丰富性的最后储藏所和绝对保护区的缓冲带,景观是反映过去土地利用实践的人类历史和遗迹的证据,它可以作为持续土地利用的话样板,并为人们提供美与愉快及享受自然与文化多样性的机会。当前世界许多地方的景观正受到严重威胁,保护和抢救一部分有价值的景观已成为一项紧迫任务。1994年的国际自然保护联盟(IUCN)大会上进一步作出决议,要利用景观生态学原理对土地进行规划和管理,促进对文化景观发展战略的实施。

第六节 景观生态规划

一、景观生态规划的特点

景观生态规划(landscape ecological planning)是指运用景观生态学原理,以区域景观生态系统整体优化为基本目标,在景观生态分析、综合评价的基础上,建立区域景观生态系统优化利用的空间结构和模式。景观生态规划强调景观空间格局对过程的控制和影响,并试图通过格局的改变来维持景观功能的健康和安全,尤其强调景观格局与水平运动和流的关系。景观生态规划也被认为是修复退化景观或在土地利用改变之后调整景观的一种行为。景观生态规划是景观生态学重要的实践领域,是景观管理的重要手段,集中体现了景观生态学的应用价值。景观生态规划涉及景观结构和景观功能两个方面,其焦点在于景观空间组织异质性的维持和发展,最终建立一个结构合理、功能完善、可持续发展的区域生态系统。

正如景观生态学曾经被称为土地生态学(land ecology)那样,景观生态规划的主要对象是土地利用,以区域系统为具体的规划单位,以国土最优化发展为目标,即在维持区域生态良好的状态下对土地的合理布局和配置进行优化研究。早先,人们经常使用土地利用规划这个术语,20世纪70年代以后,尽管在很多场合人们还在用土地利用规划这个术语,但更多的人开始使用景观生态规划来表达更高层次上的区域规划。因为景观生态规划不仅强调土地使用的合理性问题,而且也考虑各种土地类型之间在结构和功能上的关系。同时在区域规划尺度上,其内涵还包括了除农业以外的林业、工业和城市的规划,意在通过景观生态规划,解决现有规划中对生态和环境联系较少的问题,使区域规划与生态环境的可持续发展相协调。

景观生态规划始终将景观作为一个整体来加以考虑,从整体上来协调人与环境、社会经济发展与资源环境、生物与非生物环境、生物与生物以及生态系统与生态系统之间的关系。景观生态规划涉及多门学科,具有高度的综合性,这意味着研究者不再将单个的景观元素,如道路、农田、工厂、住宅作为规划设计的对象,而是把构成景观的所有要素都作为景观生态规划的目标和变量来进行研究,最终使景观系统的结构和功能达到整体优化,促进景观持续、稳定地发展。所以,人类对景观生态的规划,就是要建立人与自然和谐的新秩序,改变人类与自然对立的状况,在不断变化中和不确定因素的干扰下维持景观稳定性和持续发展。

景观生态规划与景观规划(landscape planning)和生态规划(ecological planning)有着密切的联系,既有所差异,又具有共同点,只不过是强调的侧重点不同,景观规划注重中小尺度的空间和建筑单体的配置(规划和设计),生态规划强调大中尺度的生态要素分析和评价的重要性,而景观生态规划则在关注区域生态特征的基础上以大中尺度的景观单元利用和配置为主要目标。近年来的发展表明,三者之间更加趋向于融合,互相取长补短。景观生态规划吸收了景观规划与生态规划的长处,加强其自身的空间设计能力和生态分析功能,使景观生态规划更加综合、更加具体、更加注重区域的生态功能。

二、景观生态规划的发展

景观生态规划作为一个学术术语来自于原捷克斯洛伐克景观生态学家的工作成果。从20世纪60年代以后,罗塞克(M. Ruzicka)和米克勒(L. Miklo)等人致力于景观生态学的研究。70年代初成立了景观生态研究所,是世界上最早建立景观生态学研究机构的国家之一。他们长期坚持将景观生态学思想运用于区域规划和开发,根据生态信息和生态平衡原理对人工生态系统进行最优设计,逐渐形成了一套比较成熟的景观生态规划(LANDEP)的理论和程序,并成功地运用于实践,进行规划的区域达到近100个。捷克和斯洛伐克的景观生态学家通过对区域景观生态特征进行分析、解译和综合评价,研究景观生态的最优模式,提出景观规划和开发的建议,最终使人类活动与景观之间达到统一和谐。他们的研究既坚持理论研究,又立足于解决实际问题,逐渐形成了自己的特色,成为国际景观生态学中比较成熟和有代表性的流派。

荷兰在国际景观生态学研究占有重要地位,其景观生态学发展的重要标志是提出GEM(general ecological modular)模型。该模型遵循系统分析的途径,与规划有关的方面均以图来表示。物理系统占据中心地位,是规划的对象。其他还分出社会系统(包括社会中个人和群体间的社会结构和过程)、经济系统(包括社会中的经济关系)、生态关系(社会与自然环境的关系)以及行政系统(包括规划客体、决策人员和规划程序等)。GEM模型的基本思想是对人类社会与自然界之间相互作用方式的表达。人类社会与其要求之间的关系将导致对自然环境的利用,其结果反映在自然环境的功能上。导致这些要求的人类社会活动还会产生侧方效果,并且两者均对自然环境的性质造成影响。在GEM模型中,自然环境根据其不同功能而被划分为若干类别,以便于生态评价,能够确定自然环境为实现它的各种功能所具有的适宜性和能力,最终对区域发展做出规划。GEM模型进

行规划的基本步骤包括功能描述、生态评价、生态相互作用分析阶段和社会评价以及冲突分析。在各个阶段中,都以图形来表达其分析的结果,通过叠合分析研究自然环境对各种人为活动的承受力,以表明自然环境功能和人为活动的潜在冲突区域,因此具有很强的直观性。

澳大利亚联邦科学和工业组织(CSIRO)于1972年开始对新南威尔士州的南海岸的土地利用问题进行研究。当时这一地区正在由寂静的乡村变为游览胜地,出现了农业土地的日益减少,游憩区日益城市化,国家公园扩大等现象,因此该项研究将对各种土地利用进行合理的规划。其基本方法包括两个阶段,第一阶段是适宜性制图,将区域土地用途分为农业、林业、城市建设、游憩、养蜂业、自然保存和废弃物堆场等8种。根据具体的性质、植被、地形和土壤数据,按照一组主观“排除规则”来确定它们对8种用途的相容性。“排除规则”将说明哪一种景观属性与哪一种土地用途是不相容的,例如对于城市建设,坡度超过 20° 的就不行。由此可将一些不可接受的土地用途从进一步的考虑中去除,最后产生能标明每个土地单元所有非排除的土地用途的复合图;第二阶段是形成各种替代计划。在此采用明确的政策说明去建立优先的土地用途。所有政策陈述均有5个公共利益群体(农业、林业、保存、游憩和城市建设)来给予权重,而对每一个利益群体也给予一定的权重,然后通过线性规划达到最优化,产生优先的土地利用规划。

70年代美国马萨诸塞大学研究组通过对波士顿大城市区域的研究发展了METLAND规划模型。该模型主要通过参数途径来进行土地评估。整个模型分三个阶段,第一阶段又可分三部分,首先按对人类利用的价值、公害程度和对住宅建设的适宜性来确定每个土地单元的景观适宜程度;其次是对土地单元进行生态相容性评价。所谓生态相容性是指文化景观特征与基质的自然特征的适宜程度;最后是对景观公共服务潜力进行评定和制图;第二阶段是产生多个替代方案,如按景观价值将有高度潜力的土地单元鉴别出来,即是对生态相容性的筛选。通过改变模型不同分量的权重,就可以产生不同的土地利用计划;第三阶段的任务是以完成三种不同的社区目标的潜力来评价各种替代方案。景观价值可以用该土地发展得到的美元效益或损失来评定,生态相容性则通过该块土地发展的生态相容性指数得分的降低总和来确定,公共服务用3分制来表达。该模型的建立在世界范围内受到广泛的注意,此后在澳大利亚和南非等地被引用。

20世纪80年代以后,随着环境问题的日益突出,西方的生态学家开始将预案研究(scenario study)作为规划与决策的一种工具运用于以可持续发展为目标的区域规划和环境管理的实践中,试图协调环境保护与开发的矛盾。欧洲的景观生态学家就预案研究应用于乡村环境管理和规划等方面做了大量的工作,涉及水资源管理、污染物控制、莱茵河流域大规模湿地恢复、物种保护和生态旅游等。

20世纪90年代以后,荷兰的景观生态学家发展了景观生态决策与评价支持系统(landscape ecological decision evaluation support system, LEDESS),使之成为反推式预案研究的主要工具。LEDESS是一个基于知识库系统和栅格地理信息系统、集成多种空间分析功能的空间明晰化模型(specially explicit model),可处理用户定义和组建的针对不同研究区域和研究目标的图层数据和知识库系统(knowledge-based system)。

LEDESS 模型较适用于已置于人类管理、经济活动相对频繁的地区的景观生态规划及其评价。其构建的理论依据为区域的植被动态是一个取决于自然生态单元、区域景观生态规划和管理措施的过程,而动物生境的适宜性则取决于植被结构,因此它可以用来评估供选择的预案对区域景观(包括植被和动物种群)造成的生态后果。LEDESS 模型的特点在于提供了一套系统、有效的方法以比较不同的规划方案对自然环境产生的后果,标准化的知识库系统可以在较短的时间内重复比较多种规划方案,以客观评价各规划方案对生态环境的影响,同时 LEDESS 模型可以在不同的精度条件下,用图件和数据表格的形式来直观地描述模拟结果。LEDESS 模型由数个模块构成,包括立地演替模块(site succession modular)、植被演替模块(vegetation succession modular)、生境适宜性模块(habitat suitability modular)和动物扩散模块(fauna dispersal modular)。所有的模块均需输入现状图和知识库表,每个模块还需相应的知识库表系统。在运行 LEDESS 模型前,首先需要输入相应的、由用户定义的空间图形数据和知识库系统。这些图形数据和知识库系统作为源数据输入模型前,还需预先定义相应的格式和类型,需要预先定义的主要类型包括自然生态小区、植被结构、景观目标、措施、生境、动物指示种和类群等。系统的数据输入包括研究区的地理数据,如研究区的无机环境条件、植被结构、供选择的景观生态规划目标(landscape targets)等。知识库系统包括区域景观要素间相互作用及与植被演替的关系、植被与物种生境适宜性的关系、实现规划目标应采取的措施及物种行为学的知识,如生境需求、领域大小、对人为干扰和破碎化因素的敏感性等。其主要操作过程为:① 通过对比景观生态规划目标、实现手段(measures)与立地条件以检测供选择方案的生态可行性;② 基于立地条件和管理措施对植被演替进行时空模拟;③ 基于植被演替和生境需求,对物种生境适宜性进行评估;④ 依据基于植被演替和物种扩散行为的景观阻力(landscape resistance)。模拟物种扩散、并计算潜在生境斑块间的景观连接度。

三、景观生态规划模型

(一) 前捷克斯洛伐克景观生态规划

LANDEP 概念强调评价景观时要将景观作为一个在自然现象和过程的基础上人为和社会活动于其中的一个区域。LANDEP 包括景观生态数据和景观利用最优化等两个基本部分。前者是对非生物和生物成分进行调查和评价,对当前的景观结构、生态现象和过程以及人为活动对该景观的作用后果进行评定;后者是将各空间单元与特定区域的要求和发展需要相比较。当把每一空间单元对一种特定的人为活动或土地利用的合适程度进行评定以后,根据景观生态学标准,对各种人为活动的适宜性提出建议。LANDEP 的基本点就是面临土地利用的各种要求,以既定区域生态能力来支持所设计的土地利用项目。为此,要解决某一景观的生态性质是否适应土地利用的功能要求、现有的人为利用对区域生态的影响,以及某一景观当前的稳定性等问题。最后通过逐步评价,找出在既定的区域最有助于功能发挥的人为活动类型,或是为某些带来不利影响的活动找到规避或减

缓的措施(图 4-8)。

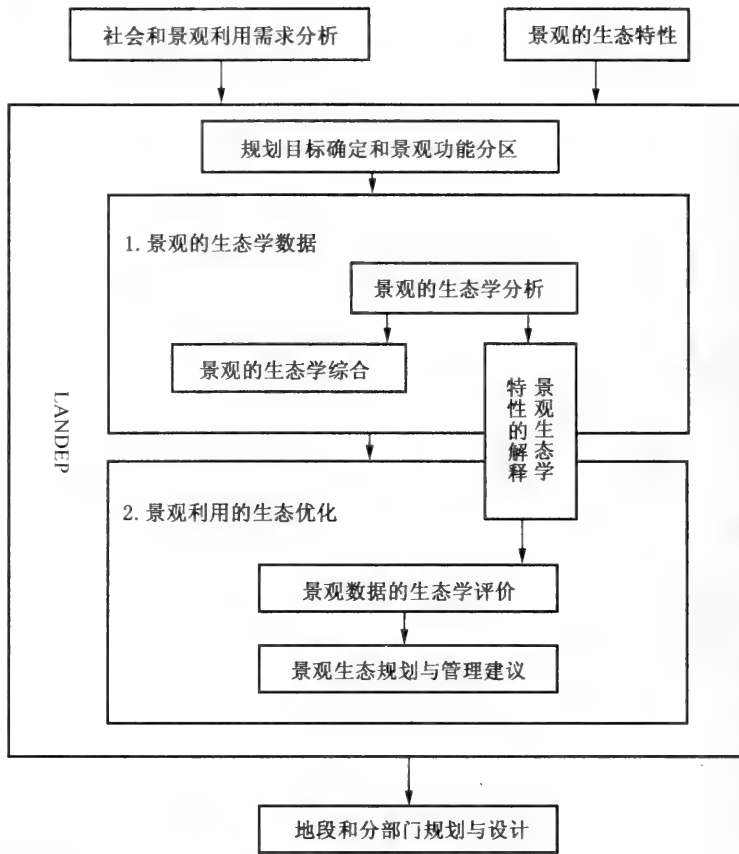


图 4-8 LANDEP 的系统研究和内容

其主要步骤为：

1. 区域景观生态数据和社会经济数据采集

最常采用的分析指标包括下述各方面：① 划定研究区域的界线，包括区域的行政边界和自然地理边界；② 区域地质基础，包括地质历史、地壳构造(工程地质、水文)和承载能力等；③ 成土母质、土壤和地下水；④ 地形(坡向、坡度、坡形等)；⑤ 水文(集水区的大小和形状)；⑥ 气候条件；⑦ 潜在和现状植被；⑧ 动物区系和生境；⑨ 现代景观结构，主要是人类经济活动和自然因素的共同作用结果，可分为森林、草地、耕地、裸地、水域、建筑和居民区(点)等；⑩ 与工业发展、城市发展、交通、农业、住宅建设、娱乐、自然资源和自然保护等相关的社会经济状况(表 4-1、表 4-2)。

在数据采集的基础上，必须对数据加以综合，其目的之一在于建立生态同质空间单位，即划分景观生态类型(无论是在垂直方向，还是在水平方向上，景观性质皆有所差异)，相同的景观生态类型构成了综合地图上的景观单元。其次是根据景观生态类型和空间分析指数来说明空间结构状况。景观生态类型的划分是数据综合结果的重要表现形式，在

表 4-1 景观组分和初级景观结构

组 分	生态分析与评价	景观生态学综合	景观生态规划
地质基础		用于景观生态综合的地质基础解译	用图表明 LANDEP 对地区性的地质基底解译
土壤和形成土壤的母岩	土壤生物学、土壤和植被	从理化意义上对土壤生态单位的分析和解译	用图表明 LANDEP 对地区的土壤生态单位解译
地势		对地势、形态测量和空间相互关系的评价	地势形状、形态测量和空间相互关系特征
水文	水文和植被	景观中的小流域、水文系统和径流量	地区水文系统和小流域
气候	小气候、局部气候的物候学	中气候和小气候(日照)	中气候和小气候
植被	潜在植被、现状植被、森林和分散植被	潜在和现状植被	植被图
动物	按照动物与环境的联系选择动物群		挑选出的动物群的分布地图
人为现象和过程	植物和动物的伴人化	对人工造成的地势形状、技术现象和过程的评价	人为现象和过程的地区特征

表 4-2 社会经济现象和过程

	生态分析和解译	景观生态综合	景观生态规划
自然保护	自然保护的意义		对区域尺度上自然和自然资源保护的综和
自然资源保护	土壤和娱乐疗养资源的保护	土壤、水资源和矿物资源的保护	
人工元素和技术现象		城市化、工业化和娱乐疗养的意义	
有半自然特征的人工元素和现象	农业、水和森林管理的意义		
景观中(各种)利益重叠		具体经济部门利益和景观保护利益的综合评价	对一个感兴趣的景观中的区域性设计方案

LANDEP 的关键步骤中,景观生态类型将作为优化过程和景观特性的基础进入决策程序之中,图形的叠合分析将能更好地说明景观生态类型的空间特征。随着空间尺度的变换,景观生态类型也可以归并,在比景观更大的区域尺度上做进一步的分析。

2. 景观生态数据的解释

要将基本的景观生态学指数转为可服务于优化过程的特征值,必须依赖对景观生态数据的解释。通过景观生态数据的解释,可以使研究者掌握有关景观的一系列功能特性,

包括有效性、可耕种性、积水性、土壤营养作用、基质承载能力、地形隔离程度、物质传输动态、人为影响的植被变化、景观的人工化程度以及居住的适宜度等。

3. 优化

优化是 LANDEP 的核心所在, 主要内容包括评价和建议两部分。

(1) 评价

评价过程的基本目标是土地系统(主要是景观生态类型)对人类活动的适应能力和景观特性对人类活动的忍受极限。在决策过程中有 4 种人类活动是极其重要的, 即生态的(森林、水库)、农业的、永久性文化娱乐的和投资的。评价过程包括 3 个步骤: ① 确定加权系数。不同的特性不会影响有关给定活动适宜性的决策; 相反, 一个特性对不同的活动却有不同的重要性。这种情况将通过每一被评价的人类活动特征解译的加权系数的确定来解决的。② 被解译特性的功能适宜性。这是为了说明每一种活动解译特性的每一项功能适宜程度。对每一种人为活动, 评价解译特性的功能适宜性标准是: 技术上的可行性、经济和地理上的可能性和对当地多方面的影响, 其中也包括对特殊的景观生态学性质(如生物学平衡和生态学稳定性)的影响。③ 每一景观生态类型对人为活动的总适宜性。总适宜性是局部适应性的累积。局部适宜性被表示为一个给定的景观生态类型和一项给定活动的最大可能性的百分比。

(2) 提出建议

在评价过程中, 主要是对不同的景观生态类型对一个既定的人为活动的适宜性做出判断, 而在提出建议阶段, 主要是要寻找出对一个既定的景观生态类型来说, 其最适合的人为活动是什么, 这样才能使区域景观生态特征与当地的社会经济发展相协调。其基本步骤有以下 4 点:

1) 初步建议。在这个过程中, 需要对每一个给定的景观生态类型所适宜的最佳人为活动做出判断。一般来说, 对每一个给定的景观生态类型, 应提出 3 种或 3 种以上的最佳人为活动的建议。在对这些建议进行选择时要考虑到以下几方面的问题: 首先是目前用地的适宜性, 即对指定立地当前活动的适宜程度进行判断; 其次是目前用地的特性、土地利用分类和人为活动状况的分析。第三是对某一个景观生态类型来说, 是否还有适合其他的人为活动, 可以用百分比来表示评价价值; 第四是寻求各种供选择方案的可能性、必要性和目的; 最后是要改变现有的土地利用方式, 有无限制因素或技术上的可能。通常将现有的土地利用的物理稳定性作为限制因素。

对区域景观生态类型的人为活动的适宜性分析是依据最高等级的适宜性和最高等级的优先活动来加以确定。如果现有的土地用途属于最高等级的优先活动, 同时具备稳定性, 这种用途将得以维持。由此可见, 在提出建议过程中, 需要做出判断的是每一类景观生态类型来说, 是维持现有的人为利用方式, 还是要改变为其他利用方式。

2) 最终选择。最终建议的选择可以在地图上绘出每一个景观生态类型最适宜的人为活动类型, 区域功能的确定(用新的功能类型在空间上取代原有的景观生态类型)是景

观生态规划的基本成果。最适宜人为活动的最终选择的原则来自于空间条件,其中最主要的是同质地区的大小,相邻地区的性质、对相邻地区提出建议的类似性以及周围地区的空间分布。在更大的尺度条件下,可以进行功能归类和区划工作,为区域的景观生态管理和决策提供依据。

3) 景观的保护与管理。这个步骤代表了建议过程的未来阶段。在这个过程中,对所建议的景观的优化利用与现有的区域规划文件进行比较,提出景观的保护与管理措施。

4) 管理过程的图表解释。对备选方案的评价结果和初选方案均可以用表格形式来表达,也可以用计算机制图来表示。值得注意的是,在地理信息系统技术的支持下,景观生态规划的图形与关联数据库可以很好地解决过去景观生态规划和管理过程中的难点。同时也可以使所选择的适宜人为活动类型的边界、依据各种生态指数确定的重要值地区以及被选出的人为活动的最合理安置等都用图形来加以表达。

(二) 德国景观生态规划

德国的景观生态规划主要由 G. Olshowy 领导的自然保存和景观生态学研究所以和 W. Haber 所在的慕尼黑技术大学农学院的景观生态学研究小组来开展的。其景观生态规划的基本任务有三个方面:首先是按照受影响的生态系统的敏感性来鉴别、降低和缓和环境影响;其次是维持甚至必要时需要加强区域的景观多样性;最后是保护稀有的和较敏感的生态系统组合。

德国的景观生态规划可以分土地利用类型、空间格局、影响敏感性、空间连锁和影响结构等 5 个步骤。

1. 土地利用类型

在每一个区域自然单元中,鉴别主要的区域的土地利用类型,并且按照自然性降低和人工性增加(即天然-人源梯度)对它们加以排列。表 4-3 中首先分为生物生态系统和技术生态系统两大类,前者又分天然生态系统、近天然生态系统、半天然生态系统和人源生态系统(如农田、牧地等)。对每一种土地利用类型(和亚型),都要列出它产生的环境影响(物质影响和非物质影响)。为此,还要建立影响-效果登记系统,例如,大气的影响要比土壤的影响更加显著,也更危险,因为后者的影响仅局限于部分地区。

表 4-3 按照天然性或人工性对生态系统的排列(徐化成,1996)

A. 生物生态系统	天然成分和生物过程占优势
A1. 天然生态系统	无直接人为影响,能自我调整。
A2. 近天然生态系统	受人为影响,与 A1 相似。人弃以后改变很小。能自我调整。
A3. 半天然生态系统	由于人对 A1 和 A2 的利用而产生。人弃以后变化显著。自我调整能力有限。需要管理。
A4. 人源生态系统	按人的意向创造。很需要人的控制和管理。
B. 技术生态系统城市、乡村、工业区和交通系统等	人源技术系统。技术结构和过程占优势。为工业、经济和文化活动而按人的意向创造。有赖于人工调控以及周围和内部配置的生物生态系统

2. 空间格局

对每一区域自然单元的土地利用类型的空间分布格局要进行评定并制图,同时计算各种土地利用类型所占面积的百分比,以得出景观多样性指标。大多数区域自然单元都是以某一种土地利用类型占优势,而其他土地利用类型的景观则镶嵌其间,结果形成天然系统和人源系统相结合的格局特征。在德国,对土地利用类型(如耕地)占优势的地方,提倡采用作物品种多样化和减少地块面积(每块不超过 $8\sim 10\text{ hm}^2$)等办法来加强多样性。

3. 环境影响敏感性的调查

对于对环境影响最敏感并且最值得保护的近天然和半天然景观,也应进行调查并制图。对德国巴伐利亚乡村的调查表明,除居民区和大森林外,发现约有16 000块这类景观,约占全州面积的4.25%。这类近天然生态系统的比例,在巴伐利亚不同的地区有所不同,但最高不超过15%。

4. 空间连锁

在德国的景观规划中,还需对每个区域自然单元的所有景观类型及景观之间的相关性进行评估,特别着重于对连接性和非定向的或相互的依赖性进行研究。城市-工业生态系统依靠农业和林业来供应食物、纤维和木材,同时也依赖天然生态系统供应清洁的空气、水和原料,而它们本身没有自我维持能力。农业生态系统不仅依靠天然生态系统来供应水、原料、动物饲料和天然肥料,并且也依靠城市-工业系统来供应技术、人工肥料、杀虫药剂以及很多服务,并且也是农产品的销售场所。天然生态系统是独立的,并能自我维持,但是在很多情况下也被列入土地利用的范畴之中,可提供食物、放牧场地、薪材和用材。在一些场合,天然生态系统时常演变成半天然生态系统。其本身可能因为树种组成、群落特性、观赏意义等方面而有存在价值,但它也要决定于维持措施。生态系统或景观之间的连接性和依赖性可能是直接的或间接的,有的甚至是空间相邻,在大多数情况下,物质的运输是必要的,其中包括该景观的可达性。依赖性越大,距离越长,运输就越有必要,它时常会超过一个区域自然单元的边界之外。

5. 环境影响结构

通过上述分析,可以明确土地利用类型或亚类的环境影响,以及产生影响的对象和范围,由此来评估一个区域中的影响结构。在人为活动的干扰下,生物生态系统常常会受到影响,从而造成衰退。人源系统或土地利用类型,既是环境影响的来源,也是接受者。这要求区分系统内的影响和系统间的影响。如土壤因重型机械压实而变紧,是系统内的影响,但土壤侵蚀则不仅是系统内的影响,而且也是系统间的影响,因为冲走的土壤要进入溪流。此外,可按照影响媒介的传递能力而得出影响等级,大气影响最重要并且害处最大,其次是河流影响,再其次是土壤影响。其中对景观组成和外貌影响最大的是毁林和人为建筑。交通网的影响也很重要,因为它们是很多物种活动的障碍物并且使得集聚的种

群趋向于破碎化。

Haber 根据 Odum 提出的分室模型,在景观生态学研究的基础上提出土地利用分化体系,主要运用于德国人口稠密、环境问题比较严重的地区。Haber 的土地利用分化体系主要包括土地利用规划中的 3 条基本原则:首先在一个既定区域自然单元范围内,不能使占优势的土地利用类型(由土地适宜性和传统而形成的)成为唯一的土地利用类型。必须至少使 10%~15% 的土地保存作为其他土地类型,同时要仔细考虑环境影响和环境敏感性;其次在某一个区域自然单元内,如果它大部分是农业利用或城市-工业利用,则至少保留 10% 的面积作为天然生境,其中可包括未管理的牧地和采取择伐的林地。此外,应使 10% 的土地在区域内自然单元内均匀,不能使其集中于边际土地的一角。这种 10% 分布均匀的天然生境保留是规划的重要目标;最后占优势的土地利用类型本身要多样化,尽量避免大的土地连片。农田块不应超过 8~10 hm²。城市和工业区的规划基本原则也是如此,集约土地利用类型的细尺度的多样性可缓解环境的影响。

第七节 景观生态学应用

一、自然保护

人类活动是景观变化最主要的动力,森林经营、采集捕猎、农业耕作和人类居住等活动常常影响自然环境及其景观,使野生生物的生存受到威胁。野生生物生活在特定的景观之中,与自然环境的空间结构有着密切的关系。Aldo Leopold 在他的早期著作《野生生物管理》(1933)中曾这样写到:“任何一种动物每天都要在关键的各种生境地域活动。因此,在一个给定地块所能够承养的最大种群数量不仅依赖于它的环境类型或组成,而且依赖于这些环境类型在动物活动领域内的空间分布。因而,生境组成和空间分布将成为决定动物领域内物种丰富程度的主导因素,动物生境管理主要在于确定物种对环境的需求和可能物种活动的范围,通过控制土地单元上各种生境类型的组成和分布,从而提高物种的数量。”从某种意义上来说,自然保护的基石是区域景观的保护和维持。

景观多样性是指景观在结构、功能和时间变化方面的多样性,反映了景观的复杂程度,是景观水平上生物组成多样化程度的表征(傅伯杰,陈利顶,1996;李晓文等,1999)。在较大的时空尺度上,景观多样性构成了其他层次生物多样性的背景,并制约着这些层次生物多样性的时空格局及其变化过程。自然保护不仅要研究目标物种本身的特点,还要考虑它所在生境和栖息地的多样性,研究景观的多样性及其景观结构的变化对物种保护的影响。即问题(物种的稀有或濒危)的发生和研究在一个层次(种群),而问题的解决(保护和管理)需要在更高层次(整个景观上),自然保护战略应从单纯的目标物种扩展到区域景观途径。

根据景观多样性的研究内容可以将其划分为三种类型,即斑块多样性、类型多样性和格局多样性。其中类型多样性最为重要,它是景观异质性的度量,决定了景观空间格局和斑块的多样性。景观多样性的测定指标包括景观中的斑块数目、面积大小、形状、破碎度、

分维数,类型的多样性指数、优势度、镶嵌度指数、丰富度(类型多样性)、生境破碎化指数、连接度、连通性和修改的分维数。斑块多样性是指景观中斑块的数量、大小和斑块形状多样性和复杂程度。作为构成景观组成的内部均一的斑块,它是物种的栖息地,是景观中物质和能量迁移与交换的场所。单位面积中的斑块数量是景观破碎化的重要度量,与物种保护密切相关。景观破碎化一是缩小了某一类生境的总面积和每一斑块的面积,会影响到种群的大小和灭绝的速率;二是在不连续的片断中,残留面积的再分配影响物种散布和迁移的速率。包围在原有斑块周围的其他斑块,可能对原有生境的物种并不适合,造成物种不易扩散,导致原有的斑块成为“生境中的岛屿”。对于自然保护来说,面对连续的生境破坏,应尽可能保护这些片断化生境中的物种类群;斑块面积与物种多样性关系密切,大致的规律是面积增加10倍,物种增加2倍,面积增加100倍,物种增加4倍。即面积每增加10倍,所含的物种数量以2的幂函数增加,2为平均值,其数值通常在1.4~3.0之间。故而在设计自然保护区时,对保护珍稀濒危物种及稳定生态系统来说,斑块面积是主要因素;斑块的形状对物种的扩散移动以及物质和能量的迁移具有重要影响。例如,通过林地迁移的昆虫或脊椎动物,或飞越林地的鸟类,更容易发现垂直于它们迁移的方向的狭长的采伐迹地,而遗漏圆形采伐迹地和平行迁移方向的狭长采伐迹地。斑块形状的最重要生态学特征是边缘效应。实践证明,林缘对于森林植物和动物区系成分有很大的影响。林地中心林窗的种子雨是以林缘植物的种子为主,这样最终将改变森林的种类,内部耐阴植物将被来自林缘的不耐阴的种类所代替,造成森林植物群落的演替。

景观多样性是指景观中类型的丰富度和复杂度。类型多样性多考虑景观中不同的景观类型(如森林、农田、草地等)的数目多少以及他们所占面积的比例。景观的类型多样性的生态意义主要表现为对物种多样性以及生态过程的影响。类型多样性和物种多样性的关系不是简单的正比关系,景观类型多样性的增加既可增加物种多样性又可减少物种多样性,这主要与景观类型的性质关系很大。在单一的人工的农田景观中,增加适度的自然森林斑块,可引入一些森林生境的物种,增加物种的多样性。人为活动虽然在一定程度上增加了景观的类型多样性,但由于人工景观一般是排斥其他生物种类的,因此往往造成物种多样性的下降。一般而言,类型多样性与物种多样性的关系呈正态分布。在景观类型少,均质斑块大,边缘小的生境条件下,物种多样性也低;随着类型(生境)多样性和边缘物种增加,物种多样性也增加,当景观类型、斑块数目与边缘生境达到最佳比例时,物种多样性最高;随着人工景观类型的出现,自然景观的破碎化,导致斑块内部的物种数目减少,物种多样性减低,最后在残留的小斑块内保持低水平的物种多样性。

格局多样性是指景观类型空间分布的多样性、各类型之间以及斑块之间的空间关系和功能联系。格局多样性多考虑不同类型的空间分布,同一类型间的连接度和连通性、相邻斑块间的聚集与分散程度。格局多样性对自然保护的意义主要体现在景观生态规划和设计上。通过景观空间格局对生态过程的影响研究,寻求合理的景观配置,提高景观的物质流的利用效率和营养元素的循环效率;通过景观连接度和连通性的研究,正确地理解景观生态规划与管理的原理,不仅要提高景观中各单元之间的连通性,更重要的是增强景观单元之间的连接度。从景观生态学角度出发,主要是通过规划和设计不同的景观结构以达到控制景观生态功能、保护生物多样性的目的。为了抑制物种多样性的减低,在影响生

物种群的重要地段和关键点,保留生物的生境地或在不同生境地之间建立合理的廊道。道路的建设往往割断景观中动物迁移、觅食的路径,降低景观中各单元的连接度。通过景观连接度的分析,可以发现景观中不同景观单元所起的作用。在动物经常出没的地方,道路可以修建成隧道、桥梁等以减少道路对动物迁移的阻隔作用。在城市地区,为了不改变生物群体的生活习性,可以在城市外侧的动植物园、自然保护区以及野生生物群落之间建立廊道或暂息地(*stepping stone*),将被保护的动植物和自然生境斑块联系起来。美国华盛顿州在城市规划中,就运用廊道“溪沟”将城市中零散分布的动植物公园和野外的天然生物群落直接联系起来,使野鸭从天然的分布区进入城市公园区,城市公园区的动物可通过廊道走到城市郊外,这样在城市发展的同时,也注意了生物多样性的保护,形成一个良好的、与自然和谐的城市生态环境。

从宏观角度出发,自然保护区或国家公园的经营目标是通过不同的功能结构来实现的,联合国教科文组织实施的“人与生物圈”(MAB)计划中对生物圈保护区制定了功能分区的标准,即一个生物圈保护区应有核心区、缓冲带和过渡区等3个功能区构成,相互之间构成圈层结构。我国的自然保护区也分为核心区、缓冲带和实验区(国家林业部,1988),对缓冲带的宽度一般要求不低于500 m。以面向旅游和自然保护兼顾的加拿大国家公园根据对自然资源利用的不同程度也分为特殊保护区、原野区、自然环境区、游憩区和公园服务区。因此,自然保护区的空间结构设计是决定自然保护区经营成功的重要因素。下述的景观生态设计方式被普遍认为对自然保护是有效的、对克服人为干扰有积极的作用:① 建立绝对保护的栖息地核心区;② 建立缓冲区以减少外围人为活动对核心区的干扰;③ 在栖息地之间建立廊道;④ 适当增加景观异质性;⑤ 在关键部位引入或恢复乡土景观斑块;⑥ 建立物种运动的“跳板”以连接破碎生境斑块;⑦ 改造生境斑块之间的质地,减少景观中的硬性边界频度以减少生物穿越边界的阻力。

核心区是具有明确保护目的,受到严格保护的、典型的自然生态系统,或受到最低限度干扰的典型的自然生态系统,其数目可以是多个。核心区大小的确定多是根据岛屿生物地理学原理,一些反映面积和物种及种群关系的门槛变量为核心区的设计提供了依据,如最小面积和破碎度等;缓冲区(*buffer zone*)或过渡带(*transition zone*)的功能是保护核心区的生态过程和自然演替,减少外界活动的干扰。通常的方法是在核心区周围划一辅助性的保护和管理范围。国际上关于缓冲带划分的技术问题一直没有得到很好的解决,也就是说缓冲带应该划分到什么地方,如何划分才最有利保护同时又不给当地居民带来过分的经济损失。传统的缓冲带划分是以核心区为中心的同心圈层,近年来也尝试了利用阻力面的等阻线来确定缓冲带边界和形状(俞孔坚,1995)。

廊道的最主要作用就是将孤立的栖息地斑块与大型的种源栖息地相连接,有利于物种的持续和增加生物多样性,但是廊道也为外来物种的侵入提供了可能。因此,在廊道的设计时需要考虑有利于乡土生物多样性的保护。Harris & Scheck(1991)提出了如下的建议:① 多于1条廊道。多1条廊道就相当于为物种的空间运动多增加一个可选择的途径,为其安全增加一份保险;② 乡土特性。构成廊道的植被本身应是乡土植物;③ 越宽越好。廊道必须与种源栖息地相连接,因此必须有足够的宽度,虽然究竟多宽适合尚未定论,但基本原则是越宽越好;④ 自然的本底。廊道应是自然的或是对原有自然廊道的恢

复,任何人为设计的廊道都必须与自然的景观格局,如水系格局相适应。实验观察和模拟研究显示,景观异质性或时空的嵌斑特性有利于物种的生存和连续及整体生态系统的稳定,许多物种需要两种或多种栖息生境,所以保护和增加景观异质性有时是必要的;在关键部位引进乡土栖息地斑块,虽然是代价较高的生物保护战略,但是作为孤立栖息地之间的“跳板”,或增加一个适宜保护对象的栖息地,可以大大增强生物多样性保护的效果,同时也可以提高景观的美学价值。

自然保护区景观结构规划和设计必须遵循以下原则:① 生物保护优先原则。在景观结构设计时,如核心斑块、缓冲区和廊道的设计,必须首先考虑要保护目标物种的生态特性和种群最小生存能力,根据生物物种对自然环境的需求进行景观结构设计,要求从景观尺度上有利于目标种群的保护;② 系统与个体相结合的原则。自然保护区的建立不仅是针对某一目标种群,而且也要考虑目标种群所赖以生存的景观空间,因此在景观结构设计时必须注意不同斑块之间的相互联系,建立合理的缓冲区和生境廊道等,在加强不同栖息地之间联系的同时,促进生物种群之间的基因交流,保持和提高区域的生物多样性;③ 综合性原则。影响生物生存的景观因子十分复杂,在自然保护区景观结构设计时,不能仅仅考虑某一个或几个景观因子,不同景观因子在空间上的组合将直接影响到景观对物种的适宜性。因此在规划设计时要综合考虑所有的因子及其组合类型,在景观适宜性评价的基础上,设计合理的核心区、缓冲区和生境廊道。

二、农区景观生态建设

(一) 欧洲农业景观生态建设的发展

近年来,随着现代农业发展,使欧洲的农业生产获得了巨大的成功,但随之而来的是粮食过剩。粮食供需平衡的失调使得有越来越多的农田无需耕种,不仅是低产量的农田被放弃,而且即便是产量高的农田也面临着退耕的要求。从1965年到1983年,欧洲退耕的农田达 1.1×10^7 hm²,占总面积的8%。多余的农田为退耕还草还林,建设风景旅游区提供了机会,使人们可以去改善景观。对此,是让多余的农田自行演替,还是重新对区域进行景观规划和建设,将决定欧洲未来的农业景观质量。1988年在荷兰召开了“欧洲景观的未来”国际会议,其中心议题便是“变化着的农业,变化着的景观”。丹麦学者研究了现代技术对农业的影响,提出了景观发展的两种前景:① 分离的景观,即视觉、功能和经济高度分离;② 异质化景观,有大小不同的租用地,建立保护性的廊道格局,增加永久性草地等特征。在此基础上提出了农业景观发展的综合战略;英国则对环境敏感地区实施景观监测方案,其评价结果将作为农业景观规划和管理的依据;荷兰则提出执行一项长期政策的建议,其要点是:① 对该地区的景观结构是维护还是更新做出明确判断;② 如何促进土地其他潜在用途的发挥,特别是土地在自然价值和旅游价值方面的潜力;③ 容易和加强高度城市化地区农业的地位。

欧洲的农业景观可以被划分为13种类型,即旷野、古旷野、围圩、地中海开敞地、灌溉冲积平原、混合耕种景观、有橡树生长并可放牧的景观、混交林区、半混交林区、坎彭类型、

高原、山地和三角洲等。欧洲的景观生态学家对每一类景观的固定格局和影响因素进行了分析,并与各种农业系统发展趋势进行叠加研究,总结出未来景观变化的几种类型,如持续型、退化型、断裂型等。在此基础上提出欧洲农业景观发展的4种前景,作为制定未来政策的依据。这4种前景体现了未来欧洲农业的4种不同政策,每一种前景都用地图加以说明。第一种前景强调了自由价格和市场经济的影响,生产集中,对环境质量和景观的舒适程度带来较明显的消极影响;第二种前景是这种提高专业化生产和环境特性非常一致的地区的现有质量;第三种前景则强调维护景观的自然和文化价值;第四种前景将改善景观和环境质量放在第一位,采取积极介入的方式。总体来看,欧洲农业景观建设的策略有两种,一种是低投入低产出的持久系统的替代性策略,有利于保持农业的灵活性和恢复生产的能力,一旦粮食开始不足的话,农业生产可以较容易地适应新的形势;另一种是退耕还林还草,取代机械化、化肥化的消耗性农业,以减少集约化农业造成的环境压力,造成一个物种丰富,景观适宜的生态系统。

(二) 中国农业景观生态建设

中国作为一个文明古国,农业历史长达8000年。我国劳动人民在长期的生产实践中创造出许多成功的景观生态建设模式,比如珠江三角洲的桑基鱼塘系统,黄土高原的小流域综合治理,北方风沙半干旱区的林-草-田镶嵌格局和平原农田区的防护林网络。这些农业景观生态建设模式至今仍然充满了丰富的科学内涵,体现了中华民族尊重自然,追求与自然和谐,注重持续发展的“天人合一”的哲学思想。基本的农业景观生态建设模式有湿地基塘体系景观模式,沙地田、草、林体系景观模式,平原区农田防护林网络体系景观模式、南方丘陵区多水塘系统景观模式和黄土高原农、草、林立体镶嵌景观模式等5种。

位于黑龙江省的松嫩平原是我国最大规模的农田防护林体系,这里的26个县共建成林带总长20多万千米,构成了15万个网络,保护了近 4×10^6 hm²农田。据测算,受保护的农田平均增产粮食15%,风蚀面积减少 3.53×10^5 hm²。大量的观测资料表明,在农田林网的有效防护范围内近地表风速可降低30%~50%,相对温度提高15%~25%,土壤蒸发量减少20%~30%,土壤含水量增高10%~30%,与空旷地带的同类型农田比较,粮食产量增加10%~30%。利用趋势分析法对比吉林省农安县(林网化县)和长岭县(非林网化县)4~10月的平均风速变化,农安县1987年比1978年下降35%,而长岭县则无大变化。林带对大范围空气温度的影响表现为春季增温和夏季降温。

防护林网可视为农田景观中的廊道网络系统,从景观尺度上评价林网的空间布局,主要由其数量、分布均匀程度与空间构型来表征,可用林带与被防护农田斑块的面积比(林网带斑比)、林网的优势度、连接度和环度等指标建立数量界限标准(表4-4)。如何以最小的造林面积达到最大的防护效果,乃是平原农田防护林区景观生态建设所要解决的问题。林网布局的理想状态是在最小重合度下,以较少占地面积,使被防护的农田斑块全部处于林网的有效防护距离之内,即林带使景观基质处于抗风干扰的正边缘效应带之内。防护林区的水量平衡是森林覆盖率的限制因子,半湿润平原区以18%~24%为宜,半干旱平原区14%~20%,干旱区的绿洲可为10%~16%。林带配置在半湿润区多采用宽带和大网格,干旱区宜采用窄带和小网格。

表 4-4 典型区农田防护林网的景观格局指标

项 目	林网面积 hm ²	林 带	网格数 条	带 斑 比	优势度	连接度	环 度
实 际 值	694.9	757	206	1.67	44.2	0.606	0.370
合 理 值	617.3	1112	197	1.66	37.6	0.926	0.780

现以吉林省农安县前岗乡农田防护林网为例,对现有林网在景观中的布局进行量度和评价。该乡有耕地 11 829 hm²,林带占耕地的 5.87%,林带形式以林路结合型为主,占 65%,纯农田型只占 35%,林带网格为 534 m×569 m。上述林网景观指标实际值是在航片上进行计算的,合理值是根据当地自然条件、立地类型分别对 7 个需被防护的农田斑块进行林网建设方案设计后经统计、计算所得。当林网各实际景观指标值在其合理值的 0.85~1.15 倍之间时属于优质林网,前岗乡的农田防护林网即达到了这一标准,可评价为在景观中布局合理,但其环度指标较差,尚有 1/4 的网格不成型。

三、城市景观生态建设

(一) 城市空间扩展与景观动态

城市化的发展,必然造成人类活动进一步向城市集中,而城市也以不断发展来适应这种变化。城市物质形态的空间发展以向外部扩展和内部重组的方式进行,形成新的城市形态结构来适应城市现代化发展的需要。由社会进步引起的城市职能变化与调整是城市物质形态变化的主要原因。当城市活动的规模扩大、活动烈度增强时,城市将通过用地和空间的扩展来增加城市容量,以接纳新的活动内容,支持城市的活力。伴随着城市在地域上向外扩张,城市内部将根据运转效率规律进行城市功能的重新组合,其主要表现为城市中心地区或区位优势地区的公共性加强,第三产业的职能不断强化,地价上升,均质度提高;工业区逐步因多种原因向外围扩展和迁移,居住区则相应扩大或调整,城市的功能分区日显突出。

城乡交错带在空间上和城市地理学中的城市边缘区(urban fringe)和城乡结合部相重叠。从社会发展角度出发,城乡交错带成为城乡融合的先锋地区。这一地区的土地利用已处于农村转变为城市的高级阶段——土地正被建设、分区规划已被提供的地区。在这一地域,其土地有许多已具有城市指向功能,土地利用正向城市利用作最终转变。许多土地利用相互冲突,如大范围连续分区发展,城市平面扩张与郊区农业保留地间的冲突,基础设施网络(infrastructure networks)的城市集聚。而在外部,虽然以农业土地利用为主要景观,但城市指向性因素渗透明显,一方面经常看到新区住宅成组排列在入城的主干道旁,形成带状发展(ribbon development)格局;另一方面,工业新区形成乡村地区城市扩散飞地的点(bit)。概括地说,环境公害、生态价值区和可开发资源都主要发生在这一地区。城乡交错带一方面通过建立若干现代化城镇居住区,以吸引大量城市核心区的疏散定居人口,使核心区的城市化能量向边缘地区转移积聚;另一方面,当这一地区的城市化能量聚集到一定的程度,就要向外扩张,使核心区向外围扩大,以外延型的城市化转为核

心区,变郊区农业人口为城区非农业人口。因此,城乡交错带的空间并不是固定的,而是城市化的过程体现。但在城市扩展过程中,不同结构的土地利用类型往往会带来相当大的环境问题,导致土地利用类型与城市生态目标的冲突(Vogt,1998)。

近年来,我国的景观生态学工作者在城乡交错带及城市扩张方面进行了景观格局及其动态变化的研究。肖笃宁(1990)最早开展了城市景观生态方面的研究,运用景观格局分析指标和马尔柯夫模型对沈阳西郊进行了景观格局分析及预测,此后又对沈阳市东陵区进行了景观动态方面的研究(谢志霄、肖笃宁,1996),并研究了沈阳市的城市景观分区及景观生态规划和建设等(李团胜、肖笃宁,1999);宗跃光(1996,1999)则以北京为例开展了廊道效应与景观结构方面的研究;曾辉(1998,1999)等对珠江三角洲的小城镇空间扩展动态开展研究。李贞、刘静艳、王丽容(1997,1998)等研究了广州市城郊景观的生态演化,并对广州城市绿地系统进行了景观生态学分析;高峻(2000,2003)对上海西南城乡交错带进行了景观动态的研究,并研究了上海城市绿地景观格局的特点。从技术方法来看,沈阳西郊(肖笃宁,1990)和深圳龙华镇(曾辉,1998)等地主要运用卫星遥感图像进行分析,上海西南城乡交错带(高峻,2000)主要运用了航空遥感图像进行研究,广州对城市景观生态的研究主要立足于相关的图件和资料进行分析。20世纪90年代末期,地理信息系统技术开始进入景观生态学研究领域,系统的、完整的、多时相的数据库常常成为景观生态分析的基础。从研究的时相来看,作为景观动态的研究,一般都要在3~4个以上的时相。沈阳西郊的研究是1958、1978和1988年三个时相,上海的研究也是用了1984、1989和1994三个年份。对城乡交错带的研究可以用景观格局及其动态来加以描述。

城乡交错带景观要素变化最剧烈的是绿地、建筑物、公路、待开发用地和水体,各要素随时间的变化在不同区域的分布呈现出波浪状向外推移的发展。通过对沈阳西郊景观变化的研究,可以看到沈阳西郊在1958、1978和1988年的农业用地面积分别是17 971、17 094和15 987 hm^2 ,菜地面积分别是318、1 148和2 339 hm^2 ,果园面积分别是155、319和384 hm^2 ,城镇和工矿用地面积分别是1 087、2 099和3 174 hm^2 ,城市化指数在1958~1978年的20年间仅增加了6.09%,平均年增长率为0.3%;而1978~1988年的10年间却增加了8.01%,平均年增长率为0.8%,这说明城市化速度在后一阶段不断加快(肖笃宁,1990;谢志霄,1996)。上海西南郊景观变化的研究是在GIS的支持下,首先建立区域的地理信息系统,然后在此基础上对各类景观要素的结构、平均斑块面积、斑块密度、平均斑块最小距离、多样性指数、均匀度、破碎度、相邻度和分维数等指标进行分析。受1990年浦东开发的影响,上海城郊景观变化可以分为1984~1989年与1989~1994年两个时期,分别呈现出不同的特征。一般而言,城市化的过程对城乡交错带的景观格局有显著影响,在城市化初期,当异质性的城市景观进入以农业景观为基质的区域时,将使景观的多样性和均匀度逐渐增加,景观被分割,导致区域破碎度增加,斑块数量多而面积较小;城市的进一步发展,大量的农田、水面和农村居住景观斑块迅速减少;进入城市化末期,注重规模效应和滚动开发使城市景观成片出现,斑块面积增加,破碎化降低,景观的多样性和均匀度减少,景观变得单调,到处充满着鳞次栉比的建筑物。上海西南城市交错带在十年的快速城市化过程中,也表现出一定的无序性,如城市和郊区自然组分面积减量过大,城市公共绿地建设滞后,工业仓储和城镇居住景观混杂,城市中的农村居住景观改建落后等。

因此在今后的景观结构调整中,有必要保持城乡交错带中的农业用地,保护开敞空间,加强公共绿地建设,提高区域生态功能,保护水体,维持区域景观特色的亲和性;同时建立组团式工业园区,合理规划农村居住景观,减少“城中村”现象,使区域景观生态更加科学和合理。

(二) 城市景观生态建设

城市是典型的人工景观,将它与代表人工-自然景观的农村进行对比,在空间结构上它属于紧密汇聚型,斑块组成大集中、小分散;而农村景观则表现为一种离散空间的镶嵌格局,斑块组成小集中、大分散。在功能上城市景观表现为高能流、高容量,信息流的辐射传播以及文化上的多样性;而农村景观表现为低能流密度与低容量,信息的波动传递以及生态上的多样性;在景观变化的速率上二者更是相差甚巨,城市景观变化快速,而农村景观变化相对缓慢。对于城市而言,其景观生态建设应注意将自然引入城市,使文化融入建筑,实现多元汇聚、便捷沟通、高密高流、绿在其中。这里主要介绍城市绿地景观建设。

城市绿地是城市景观的重要组成部分,应用景观生态学的理论和方法对城市绿地景观格局进行分析评价,进而做出景观生态规划,是研究城市绿地问题的一条新途径;它不仅完善和补充了城市绿地规划理论和方法,而且为营造合理的城市绿地空间分布格局,创造优美的城市生活提供了科学依据。

上海是我国最大经济中心和国际大都市,但长期以来,由于种种原因,在城市建设中绿化一直处于滞后的状态。近年来上海运用遥感和地理信息系统技术,将景观生态学的理论和方法运用到城市绿化建设中,取得了积极的效益(高峻,2000)。在对1994年上海市中心260.72 km²面积的城区绿化斑块的统计分析过程中,将绿化斑块按面积大小分成四种类型,500 m²以下为小型斑块,500~3 000 m²为中型斑块,3 000~10 000 m²为大中型斑块,10 000 m²以上为大型斑块。研究表明(表4-5),上海城市绿化景观是以大量的小型斑块为主,反映出上海城市用地紧张的特点。小型斑块面积仅占上海城市绿化总面积的29.8%,但其数量却达到94.5%,主要分布在城市的居住区及其道路两侧;中型斑块和小型斑块合起来占上海城市绿化面积的55.7%,占绿化斑块数量的99.3%;大型斑块其数量只占斑块总数的0.2%,但面积却占近1/3,它们主要分布在市属、区属公园及学校和宾馆等,属公共绿地和单位附属绿地。相反,属于街区花园和一般单位附属绿地的大中型斑块,无论是数量还是面积都有所不足。除了对绿化斑块进行面积和数量的统计外,还对绿化景观的优势度、多样性、破碎度、分离度等进行了分析和比较。从景观优势度的分析可以看到,除了徐汇区和长宁区外,其他八个区的大中型斑块的优势度都是最差的。针对上海城市绿化景观中斑块结构存在的问题,上海城市绿化管理部门采纳了该项研究结果,从1997年起要求上海的每个街道都要建设一块面积在500 m²以上的绿地,共建成140多块。从1998年起实施每个街道建一块面积在3 000 m²以上绿地的计划,至1999年底建成59块,基本达到了市民走出家门500 m内就有一块3 000 m²以上的绿地的目标。这不仅大大提高了上海城市绿化景观的面积,同时改善了城市绿化斑块的结构,提高了绿化的整体效益。根据研究,上海城市绿化斑块主要分布在中心城区的西南部和东北部,而中心地带不足,局部地区存在绿化景观的盲区,这也成为上海市中心热岛效应居高

不下的原因之一。为此,上海近年来在城市外围地区建设环城绿带的同时,强调在城市中心超高地价的地区拆除房屋腾出空地发展绿化。根据多年的监测,上海市中心以成都路南北高架与延安路中段高架相交为中心的地区是上海城市多年来的热异常地区之一,在此建设大型绿地,不仅可以提高中心城区的绿化面积,而且可以降低热岛效应,为此上海在此通过拆迁民居规划建设面积达 23 hm² 的“中心城核心区大型城市生态景观绿地”(简称延安中路绿地)。这一计划的实施不仅有助于消灭上海城市绿化服务的盲区,增加了城市的绿量,改善了城市景观面貌,而且通过在市中心发展大中型以上的绿化斑块,有效地降低了城市的热岛效应,充分发挥了城市绿地对改善生态环境的作用。

表 4-5 1994 年上海城市绿化景观斑块统计(高峻,2000)

斑块类型	面积/hm ²	所占比例/%	斑块数量	所占比例/%
小型斑块	1 098.00	29.8	178 453	94.5
中型斑块	953.78	25.9	9 092	4.8
大中型斑块	478.65	13.0	955	0.5
大型斑块	1 150.58	31.3	277	0.2

根据景观生态学的理论,上海近年来还大力加强城市绿色廊道的建设。外环线环城绿带是上海城市建设的一项跨世纪工程,全长 98.42 km,宽 500 m,绿地规划面积 6 134 hm²,由 100 m 宽的林带和 400 m 宽的绿带组成。100 m 的林带以片林为主,400 m 的绿带将建成各种主题公园,实施农业结构转换。环城绿带建成后将成为上海市区的绿色城墙。至 1999 年底,已完成从沪嘉高速公路到浦东迎宾大道长 46 km,宽 100 m 的林带一期工程 380 hm²。此外,根据上海夏季盛行东南风,冬季盛行西北风的特点,以及绿色廊道建设的城乡一体化的原则,设计了近南北方向的绿色廊道 9 条,近东西方向的绿色廊道 8 条(严玲璋,1999)。每条绿色廊道有断续相连的绿化斑块相接,宽度在 50 m 左右,其绿化覆盖率不低于 50%。绿色廊道间的距离为 2~3 km。

四、生态旅游与区域开发

自 20 世纪 80 年代以来,生态旅游逐渐开始在各国兴起。生态旅游的起源来自于人们在进行区域开发过程对保护当地环境和促进经济发展所做的思考。因此,生态旅游最初是作为环境发展战略被提出来的。1983 年,国际自然保护联盟(IUCN)特别顾问、墨西哥专家 H. Ceballos Lascurain 提出了生态旅游的概念。当时中美洲各国在发展当地社会经济的同时,面临着如何保护当地的热带雨林和生物多样性,以及玛雅文化的问题。为此,中美洲各国联合倡议进行“玛雅之路”生态旅游项目的建设。1988 年,Lascurain 对生态旅游做了如下的定义:生态旅游作为常规旅游的一种形式,游客在欣赏和游览古今文化遗产的同时,置身于相对古朴、原始的自然区域,尽情考究和享乐旖旎的风光和野生动植物。1995 年召开的中国生态旅游研讨会上,将生态旅游定义为“是在生态学的观点、理论指导下,享受、认识、保护自然和文化遗产,带有生态科教、生态科普色彩的一种特殊形

式的专项旅游活动”。

生态旅游区是以开展生态旅游活动为主要内容的旅游目的地,除了常规的旅游规划方法外,近年来,景观生态学在区域旅游开发和规划中也得到了较大的运用,为旅游开发和规划提供了新的思路和评价方法。作为生态旅游规划的理论基础,景观生态学将区域的景观空间结构形态归纳为斑块、廊道和基质等三个基本元素。在一个有边界的生态旅游区,斑块代表了生态旅游的产品单元,包括景点、宿营地和旅馆;廊道代表了景点之间,或景点和旅馆之间的联系路径,基质则代表了该区域的自然背景,如森林生态旅游区,森林就是基质。生态旅游区的开发就在这三元网络结构之中。三类景观单元的规划设计如表 4-6 所示。

表 4-6 生态旅游的三类景观单元

景观生态单元	对应旅游功能	设计原则
斑 块	景点、宿营地、旅馆、服务网点	<ol style="list-style-type: none"> 1. 区外集中式 2. 区内分散式 3. 与环境融为一体式(生态化)
廊 道	交通路径网络	<ol style="list-style-type: none"> 1. 利用现有自然通道 2. 道路过客量与环境容量一致 3. 回避生态敏感区
基 质	旅游区的自然背景	<ol style="list-style-type: none"> 1. 适当注意突出背景特色 2. 通过基-斑的递变构建新的旅游景点

生态旅游区景观格局的基本面貌是点、线、面的分布状态,旅游景点或景区以空间斑块的形式镶嵌于具有不同地理背景的称为旅游区的基质上,旅游路线则是用以连接景点或景区之间,以及对外交通的廊道,廊道之间常常相互交叉形成网络。旅游区中斑块特征有类型、大小、形状与分布状况等,其影响着旅游区规划设计中的景点景区布局与旅游活动项目的选择;廊道特征有连通性、弯曲度与宽度等,影响着旅游区规划中景点间的可达性、游路的合理组织安排及自然资源的有效保护等;基质的特征有大小、孔隙率、边界形状等,它是策划旅游区整体形象和划分各种功能区的基础,对基质的研究有助于认清旅游区的环境背景,有助于对景点斑块的选择和布局,也有利于确定保护旅游区的生态系统特色。肖笃宁等(2000)认为区域旅游景观系统功能的实现来自景观元素之间的景观流。因此,可以将旅游活动进一步解释为通过特定地点(景点或景区)和特定路径(游路)的生态流,通过游客所带来的信息流、客流、物流、货币流和价值流而对旅游区景观系统造成影响,从而发生动态变化。此种动态是指景观系统在结构和功能方面随时间推移发生的空间和非空间的变化,如旅游景点和旅游者食宿点的增加和减少,各种生态流由于季节性的变化等。

生态旅游区是人们开展旅游活动的主要场所。从景观生态学角度,生态旅游区的建设需要满足以旅游需求为主,兼顾其他需求的景观空间格局;或者说生态旅游区除了供人们游览外,还需要能保障对区域生态系统的维护、对环境的贡献和当地人们生活,这个景观格局将确保区域旅游景观系统的健康、协调和可持续发展。景观生态学有一套较成熟的景观空间格局的测定、描述和统计指标体系。这一指标体系同样也可以运用到对旅游

区的景观格局现状的分析之中。通过对景观格局现状的分析来描述旅游区的景观生态特征,为生态旅游区的规划提供理论依据,同时通过对比分析以评估生态旅游区规划能否达到预期的效果。

运用景观生态学的空间格局分析,可以对生态旅游区的现状与规划后的空间格局加以分析,以评估旅游开发对生态旅游区环境的影响程度,同时针对存在的问题,从景观生态学的角度提出调整方案,使旅游区的开发规划更能符合可持续发展的要求。佘山是上海唯一的国家级旅游度假区,也是上海大陆地区唯一的山林地区,在上海的自然保护和旅游开发占有重要的地位。如何更好地规划佘山风景区,是确保佘山旅游健康发展的重要保证。唐礼俊(1998)运用景观生态学中的景观结构分析,对佘山风景区的旅游规划进行了评估。该项研究以佘山 1/2 万地形图作为基本工作底图进行野外现场调绘,并采用网点板法测定斑块面积。将佘山地区划分为林地、果园、耕地、集镇与居住用地、工厂、交通用地、水面和休闲地等 8 种景观类型。然后运用景观破碎度和分离度两项指标分析景观的连续性,用多样性指数、优势度和分离度进行景观变化的评价,以探索这些指数的变化与景观配置的关系。对面积 15 km² 的佘山风景区景观分析,可以发现佘山风景区内林地占地 23.5%,果园占 7.3%,两者之和不超过 30%,占据第一位的是耕地,面积达到 39.3%,第三位是集镇和居住用地。景观多样性低,均匀度低,优势度高,明确地表达了农田占优势,景观单调的现状。佘山风景区旅游开发的总体是突出山林风光,但现时佘山地区山峰孤立分散,绵延长达 13 km,中间被大片的农田分割,因此在规划上要求进行景观调整,避免旅游者进入风景区首先感受到的是周围的农业景观和越来越多的建筑物。依据景观生态学的原理,对佘山风景区进行景观调整,原则是:① 增加森林景观的连续性,使之在空间上有持续感。增加方法是在景区间连接道路旁增加片林与观光果园,消除大片农田;② 在主要景区的山脚水网地带和度假区、娱乐场附近增加 8 块草坪,既可为游憩提供开阔空间,还可以形成虚(草地)实(树林)相间,简洁明快的生态景观;③ 增加果园面积,在农田转变过程中,稳定经济发展;④ 拆除工厂,开辟休闲地,增加林地与绿地。经过调整以后,林地、果园和草坪的面积比例大大上升,合计达到 57.1%(表 4-7),成为占据优势地位的景观类型;下调的主要是耕地,减少过半,剩余的耕地用以维持蔬菜种植和农业观光;集镇和居住用地由于情况复杂,暂时保持现状;新的大型娱乐场,商业及度假村建在风景区的外围。经过调整,风景区的景观多样性有明显提高,多样性指数从 0.691 上升到 0.762。由于调整后风景区除森林景观比例较高外,果园、草地、农田、集镇和居住用地比例适中,故景观的均匀度指数也从 0.660 增加到 0.825,相反优势度指数从 0.212 下降到 0.083,表明调整达到了增加景观多样性和分布合理性的要求。规划调整后,林地和果园的破碎度减小,它们都以较大的斑块面貌出现,而耕地的破碎度则有所增加,一方面是为了维持区内现有居民点居民生活所需,另一方面也可以为今后进一步调整做好准备。进行景观设计后,森林的分离度显著下降,从 1.014 变为 0.058。这主要是由于增加了片林,减少了森林植被间的距离,使之连续性得到了加强。此外,果园、草地和耕地的分离度有所上升,而集镇和居住用地的分离度则维持现状。通过研究,可以看到研究虽然没有给出一个良好的空间结构应该具备多大的指数,但是研究结果较好地说明了景观格局指数在进行旅游区开发评价中是一种有力的描述工具,可以较好地揭示规划在空间布局方面

的特征及问题,因此应该会有更为广阔的应用前景。

表 4-7 上海佘山国家级旅游度假区景观结构及其规划调整方案(唐礼俊,1998)

景观类型	现状			规划方案		
	面积 hm ²	比例	斑块数	面积 hm ²	比例 %	斑块数
林地	355.5	23.7	9	502.3	33.2	11
果园	109.8	7.3	11	204.3	13.5	15
草地				157.0	10.4	8
耕地	595.6	39.3	29	230.3	15.2	21
集镇和居住用地	279.4	18.4	29	279.4	18.4	29
工厂	22.0	1.5	5	—	—	—
交通用地	80.6	5.3	—	80.6	5.3	—
水面	60.5	4.0		60.5	4.0	—
休闲地	11.0	0.7	2	—	—	—
合计	1514.4	100.0	85	1514.4	100.0	84

作为研究景观空间格局、生态过程及其演化动态的景观生态学,其应用途径主要是通过景观生态规划,目前在一些旅游区的开发规划中也开始融入景观生态规划的思路和方法(俞孔坚,1992,1997;钟林生,2000)。从景观生态学的角度出发,祁黄雄(1999)认为旅游规划的目的是保护景观的特色和质量,适度调整景观的格局与功能,保证旅游网络的畅通。因此,提出了基于景观生态学的旅游规划原则,即:①整体优化原则。将景观作为系统来思考和管理,实现整体最优化的利用。旅游规划是对旅游区生态系统及其内部多个组分、要素进行规划,密切协调宏观和微观之间的关系。规划者从整体的高度上强调生态系统的稳定性和自然规律;②多样性原则。多样性既是旅游规划设计的原则,又是景观管理的结果。多样性对确保景观的稳定,缓冲旅游活动对环境的干扰,提高观赏性方面起着极其重要的作用。因此旅游区的规划重点是景观多样性的维持和旅游空间多样化的创造;③综合效益原则。综合考虑景观的生态效益和经济效益。旅游规划对景观的改变可能会带来副作用。因此,有必要了解景观组成要素之间的能量和物质流的联系,注重生态平衡,结合自然,协调人地关系,体现自然的美感,这在旅游区人文景观的规划设计中十分重要。同时要将旅游服务设施和景观生产价值的有效利用融于自然之中,使旅游区的景观美不被减弱又能产生经济效益,如将游乐、观赏与林业、养殖等生产结合,集约管理,减少废物,取得综合效益;④个性与特殊的保护原则。景观具有区别于其他景观不同的特征,如当地的自然、社会、经济条件等,即使相同类型的景观由于地域不同,特征也不一样,如寒温带的针叶林与亚高山针叶林景观上仍然存在着差异,所以旅游规划设计不能简单套用统一的模式,而要注意因地制宜,结合当地的景观特征。所谓特殊是指旅游区内有特殊意义的景观资源,如历史遗迹或对保持旅游区生态系统具有决定意义的斑块。旅游区也仍然有其自然保护目标,即对基本生态过程和生命维持系统的保护、物种和基因多样性的保存和生态系统和物种的持续利用。这也是旅游区保持持久吸引力的重要基础。

融入景观生态学的生态旅游区规划基本步骤可以分为三大部分,首先是调查阶段,这是所有旅游规划都必须经过的步骤。在此要确定规划的范围和目标,然后收集旅游区的自然、社会和经济要素等基础资料,其中大比例尺的遥感图像和地形图、土地利用图等是必不可少的,旨在获取对规划区域的空间认知,也为进一步进行景观生态学分析做好基础信息的准备。然后在此基础上运用地理信息系统技术,建立旅游区的景观分类体系和数据库。其次是分析阶段。分析阶段包括旅游资源的评价、景观评价和空间格局分析。对资源的评价主要确定其用于旅游业的方式和重要性程度;对景观评价主要确定旅游资源及其组合形成的景观视觉形象,可分景观美学质量评价、景观阈值评价和景观敏感度评价等(俞孔坚,1992)。景观美学质量评价是风景质量的反映,也是旅游规划的直接依据;景观阈值是景观作为一个系统,其对外界干扰的抵抗能力和同化能力,以及遭受破坏后的自我恢复能力,它包括景观的生态阈值和视觉阈值;景观敏感度是指景观被观景者注意到的程度和被观赏的概率。空间格局分析主要是对旅游区的斑块-廊道-基质进行确认和分析,以明确其在空间上的特征。同时也可以进行动态分析,从旅游区不同时段景观格局的变化以预测其未来的趋势,并对旅游区的各种生态流进行分析,以掌握其时空变化特点。最后阶段是规划阶段,在上述分析的基础上确定旅游区开发的景观适宜度,景观适宜度的分析包括旅游资源和生态保护(参照景观阈值评价)。然后进行旅游分区,并对景观类型的空间结构进行规划,通过不同的结构类型来构建不同的功能单元,以实现旅游区的各种功能。其间可以运用空间格局分析指标对规划方案进行评价和调整,以提高旅游区的景观多样性和合理的结构体系。

除了应用景观生态学进行生态旅游区的宏观规划外,也可以进一步与具体的生态因素相结合来进行微观层次上的设计。旅游区的主要功能是为人们旅游活动提供载体,同时作为生态系统为生物提供栖息地和基因库,因此旅游开发的目的是为了更好地了解自然生态环境,“装饰”自然景观而非改造景观。在景观设计时,注意保护旅游区的地形骨架,保护特殊的地形地貌,规划中的廊道建设尽量依山就势,避免对景观的破坏;研究地带性植被的分布特点,保护自然植被,创建符合地域特征的人工植物群落景观,提高区域的美学观赏价值。保护好珍稀植物资源,为野生动物的栖息提供良好的生态环境,保持多样性环境,提高旅游吸引力;结合水文因素规划,保护水体和湿地,尽可能保持天然河道溪流,促进水文循环与防洪,注意瀑、潭、泉或具漂流条件的河段开发的环境容量,利用植物-土壤系统保持好透水的下垫面,减少径流,避免水土流失。总之通过微观层次上的景观设计,使旅游区的景观更加宜人,空间布局更加合理,保持良好的生态环境,为旅游业的持续发展奠定基础。

主要参考文献

- 许慧等. 1993. 景观生态学的理论与应用. 北京: 中国环境科学出版社
邬建国. 2000. 景观生态学. 北京: 高等教育出版社
李博等. 2000. 生态学. 北京: 高等教育出版社
肖笃宁. 1991. 景观生态学 — 理论、方法及应用. 北京: 中国林业出版社
肖笃宁. 1999. 景观生态学研究进展. 长沙: 湖南科学技术出版社

赵羿等, 2001. 实用景观生态学. 北京: 科学出版社

徐化成, 1996. 景观生态学. 北京: 中国林业出版社

董雅文, 1993. 城市景观生态. 北京: 商务印书馆

傅伯杰等, 2001. 景观生态学原理及应用. 北京: 科学出版社

Farina A. 1998. Principles and Methods in Landscape Ecology. Chapman & Hall

Forman R T T. 1995. Land Mosaics; The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press

Naveh Z, Lieberman A. 1994. Landscape Ecology: Theory and Application. Springer-Verlag

第五章 地球表层生物多样性及其保护

生物多样性是人类社会赖以生存和发展的物质基础,也是大自然赋予我们人类最宝贵的财富。地球表层生物多样性不仅为人类提供了优美的生活环境,也为人类贡献了丰富的生活和生产资料。保护生物多样性,保证生物资源的永续利用是人类保护自然和保护地球的一个重要组成部分,也是人类拯救自己和合理开发利用生物资源的首要任务。目前,生物多样性研究已成为当代生物学、生态学、环境科学和人文科学的研究热点之一。生物多样性保护及其可持续开发利用已成为人类与环境领域的中心议题,并已引起国际社会的广泛关注。

第一节 生物多样性概述

一、生物多样性概念及内涵

生物多样性(biological diversity)是指一定时空范围内生物物种及其所携带的遗传信息和其与环境形成的生态复合体的多样化及各种生物学、生态学过程的多样化和复杂性。它是生命系统的基本特征之一。在理论上和实践上研究较多的和较重要的主要有遗传多样性、物种多样性、生态系统多样性和景观多样性4个层次(马克平,1993)。其中遗传多样性、物种多样性和生态系统多样性是最基本的3个层次。近年来,人类文化多样性也被认为是生物多样性的一部分(蒋志刚,马克平,1997)。

遗传多样性(genetic diversity)有广义和狭义之分。广义的遗传多样性是指地球上一定时空范围内所有生物所携带的遗传信息及其种内、种间可遗传变异的多样化;狭义的遗传多样性是指某一生物物种所携带的遗传信息及其种内不同群体间和同一群体不同个体间遗传变异的多样化。遗传多样性是物种多样性和其他层次生物多样性的基础和重要来源。自然界中各种生物物种及其不同的群体和个体都拥有丰富的遗传多样性。一个物种的遗传多样性决定或影响着该物种与其他物种之间及其与环境之间相互作用的方式,也是其对人为干扰能否成功做出反应的决定因素。一般而言,物种的遗传变异愈丰富,它对环境的适应性就愈广。

物种多样性(species diversity)是指地球上一定时空范围内生物物种的丰富性及其形成、发展、演化、时空分布格局和生态分化与适应机制等的多样化。它是生物多样性在物种水平上的各种表现形式。研究某一地区的物种多样性时,不仅要计算其物种数量即物种丰富度,更重要地还要估算生物分类群多样性(taxonomic diversity)。此外,对某一个地区单独的、古老子遗的生物分类群和特有现象——特有科、特有属和特有种等亦应给以较高的评价和充分的注意(陈灵芝,2001)。

生态系统多样性(ecosystem diversity)是指一定时空范围内各级各类生态系统类

型的丰富性及各级各类生态系统内与生态系统之间生境类型、生物群落和各种生态过程的多样化。其中,生境多样性主要是生态系统中非生物环境的多样化,它是生物群落多样性乃至整个生物多样性形成的基本条件;生物群落多样性主要指生态系统中生物群落的组成、结构和动态(包括演替和波动)方面的多样化;生态过程多样性主要是指生态系统内各组成要素间以及各生态系统之间相互作用或相互关系的多样化。

景观多样性(landscape diversity)是指一定时空范围内景观生态系统类型的丰富性及各景观生态系统中不同类型的景观要素在空间结构、功能机制、时间动态方面的多样化和复杂性。景观多样性是较生态系统多样性更高一层次的多样性。景观多样性主要包括斑块多样性、类型多样性和格局多样性三种类型。斑块多样性是指景观中斑块的数量、大小、形状的多样性和复杂性;类型多样性是指景观中不同的景观类型(如农田、森林、草地等)的丰富度和复杂度;格局多样性是指景观类型空间分布的多样性及各类型之间以及斑块与斑块之间的空间关系和功能联系的多样性。

文化多样性(cultural diversity)是指在不同文化背景下或在同一文化背景下的人类对生物多样性保护和持续利用方式的多样化,以及因文化背景的差异而反映出的人类生活方式和在不同环境中人类所采取的生存策略的多样化(陈灵芝,2001;张新时,1995)。人类的文化多样性,不仅反映出人类生活方式的不同,而且反映出人类在不同环境下为了生存而采取的自然利用、管理与保护的方式和策略的不同。人类对环境的理解和对自然资源经营管理实践的多样性可以为人类可持续性地利用生物多样性提供潜在的途径。文化多样性也被认为是生物多样性的一个组分(张新时,1995),并受到越来越多的人关注和研究。

陆地上四个层次生物多样性的调查、监测与评价内容和指标如表 5-1。

表 5-1 陆地上 4 个层次生物多样性调查、监测与评价的内容和指标(Noss,1990)

层次	组成	结构	功能	调查及监测工具与方法
景观多样性	识别斑块(生境)类型的比例和分布丰度;复合斑块的景观类型;种群分布的群体结构(丰富度,特有种)	景观异质性;连接度;空间关联性;缀块性;孔隙度;对比度;景观粒级;构造;邻近度;斑块大小、概率分布;边长-面积比	干扰过程(范围、频度或反馈周期、强度、可预测性、严重性、季节性);养分循环速率;能流速率;斑块稳定性和变化周期;侵蚀速率;地貌和水文过程;土地利用方向	航空像片、卫片和其他遥感资料, GIS 技术, 时间序列分析方法, 空间统计方法, 数学参数模拟法; 景观格局, 异质性, 连接性, 边缘效应, 自相关, 分维分析
生态系统多样性	识别相对丰度、频度、聚集度、均匀度, 种群的多样性, 特有种、外来种、受威胁种、濒危种的分布比率; 优势度-多样性曲线; 生活型比例; 相似性系数, C3 ~ C4 植物物种比率	基质和土壤变异; 坡度与坡向; 植被生物量与外观特征; 叶面密度与分层; 垂直缀块性; 树冠空旷度和间隙率; 物种丰富度、密度和主要自然特征及要素分布	生物量; 资源生产力; 食草动物、寄生动物和捕获率; 物种侵入和区域灭绝率; 斑块动态变化(小尺度扰动); 养分循环速率; 人类侵入速度和强度	航空像片和其他遥感资料; 地面摄像观测; 时间序列分析法; 自然生境测定和资源调查; 生境适宜性指数(HSI); 野外观察; 普查和物种清查; 捕获和其他样地调查法; 数学参数模拟法; 多样性指数; 异质性指数; 分层

续 表

层次	组 成	结 构	功 能	调查及监测工具与方法
物种多样性	绝对和相对丰度、频度、重要性和优势度；生物量，种群密度	物种扩散(微观)；物种分布(宏观)；种群结构(性别比、年龄结构)，生境变异；个体形态变化等	种群动态变化(繁殖力、再生率、存活率、死亡率)群体动态过程，种群基因(见下栏)，种群波动，生理特征；生活史；物候学特征内禀生长率；富集度；适应能力	物种普查(野外观察，记录统计，捕获，做记号和无线电跟踪)；遥感方法；生境适宜性指数(HSI)；物种生境模拟；种群生存能力分析
遗传多样性	等位基因多样性，稀有等位基因的现况；有害的隐性或染色体变种	基因数量普查和有效基因数量；复合体；染色体或显性的多态性；跨代继承性	近亲繁殖的缺陷；远亲繁殖率；基因变异速率，基因流动，突变率；基因选择强度	等位酶电泳分析；染色体分析；DNA 序列分析，母体-子体回归分析；血缘分析；形态分析

二、生物多样性研究的内容及热点

(一) 生物多样性研究的内容

生物多样性层次多样，研究内容十分广泛。主要包括以下几方面的研究内容：

1. 遗传多样性的研究内容

就研究范围和对象来讲，遗传多样性的研究主要有以下四个方面(苏智先，王仁卿，1993)：

1) 自然种群的遗传结构研究。主要研究自然种群内和自然种群间的遗传结构及变异情况，如基因频率、每个基因的位点数、每个位点的等位基因数等。

2) 家养动物和栽培植物野生组型及亲缘种的遗传学研究。主要研究家养动物各物种及其野生种间的遗传多样性及家养动物和栽培植物各品种间和品种内的遗传多样性，尤其是对家养动物和栽培植物野生组型及其亲缘种染色体、蛋白质和 DNA 多态性的研究。

3) 生物物种种质资源基因库的建立与研究。这是保护珍稀濒危生物物种的重要途径。主要包括建立植物种子库、孢子库、花粉库等；建立动物精液库和胚胎库；建立各种无性繁殖体(体细胞)库；开展低温生物学研究及低温和超低温(-196℃)长期保存技术的研究等。

4) 极端环境条件下生物遗传特性的研究。主要研究极端环境(如高温、荒漠、沼泽、盐碱地、温泉等)条件下，生物的形态、结构、生理生化变化、生殖特性和生活周期等特征与其遗传特性的内在关系，从而建立特殊性状外源基因库，以利于对特殊生境的充分利用，并培育出适应特殊生境的新品种。

2. 物种多样性的研究内容

物种多样性是生物多样性研究的核心和纽带。其主要研究内容包括以下几方面：

1) 物种多样性本底调查和编目 主要包括对全球各区域现存物种的种类和各物种数量的彻底清查;各区域各类生态系统中生物区系组成、地理分布规律研究;各区域生态系统中各类生物基因图志的编写;各区域物种多样性档案馆和陈列馆的建立等。

2) 珍稀濒危物种保护的系統研究。主要包括对全球各区域珍稀濒危物种的现存数量、生境现状、分布区域、种群动态及濒危原因的研究;各区域珍稀濒危物种生存现状数据库的建立;各区域濒危物种、红色名录 和 红皮书 的编制和增补;各区域全国性或地方性有关法规和保護战略制定或修订;以及多学科综合性的濒危物种种群恢复与可持续发展有效途径的研究等。

3) 野生经济物种资源的开发利用与评价研究。包括对不同区域野生经济物种资源现存量的“清仓查库”及其再生潜力和开发利用潜在价值的研究;对人类生活的重要性程度评价和合理开发利用途径的研究等。

4) 物种多样性的就地保护和迁地保护研究。包括全球不同区域和国家生物多样性保护中心的确定;全球和国家自然保护区网络的建立和自然保护区有效管理制度的完善;各不同区域植物园和动物园(包括繁殖场)等迁地保护网络的建立和各地物种,尤其是动植物濒危物种的迁地保护;迁地保护种群繁衍技术、回归大自然技术与回归种群的自然恢复;此外,还包括一些具有重要理论意义和经济价值大的物种的引种、驯化与人工种质资源库建立,以及一些有开发利用前景的食用、药用、材用、芳香、果树、花卉等其他工农业原料物种开发利用潜力的开拓等。

3. 生态系统多样性的研究内容

生态系统多样性研究的主要内容有:

1) 各类生物气候带生态系统多样性研究。主要包括热带、亚热带、温带、寒带及其各极端环境区域各种生态系统中的生物种类、多度、频度、结构及其生存环境间的相互关系研究;各类生态系统中关键种的确定及其种群特征和种间关系研究;生态系统演化及其与人类经济活动的关系研究。

2) 特殊地理区域生态系统多样性研究。对热带地理区域生态系统中生物群落的特征、生态地理分布规律、生物区系演化及其与人类经济活动关系的研究。

3) 农业区域生态系统多样性研究。主要包括各种农业区域生态系统的生态地理环境特征研究;各种农业区域农林牧副渔综合开发利用工程设计与试验推广;各农业亚系统中物种配置、物种选择、最佳空间多层利用工程设计与实施的系統研究等。

4) 岛屿、海岸和湿地生态系统多样性研究。

5) 生态系统多样性保护与可持续开发利用研究。主要包括各种生态系统演化与物种多样性的内在关系、生态系统变化与物种绝灭速率的关系研究;生态系统稳定性与人类经济活动的关系研究;提高和持续利用生态系统中物种多样性合理经营管理模式研究。

6) 自然生态系统保护研究 主要包括对那些原生的和人为干扰较小的自然景观生态系统、原生森林生态系统、冰川地质地貌生态系统、原生湖泊生态系统等自然生态系统及其至关重要的生态过程研究。

(二) 当前生物多样性研究的热点

20 世纪 80 年代以来,全球性生物多样性保护与持续利用研究开始兴起,并于 20 世纪 80 年代初(1980 年)开始了保护生物学(conservation biology)研究。至 20 世纪 90 年代,特别是 1992 年联合国环境与发展大会上通过《生物多样性公约》后,国际上与生物多样性密切相关的重要问题和生物多样性保护与持续利用方面的科学研究蓬勃展开,并于 20 世纪 90 年代中期提出了生物多样性科学(biodiversity science)的概念,该概念现已引起比较广泛的响应,并被越来越多的相关专家所接受。目前,国际生物多样性研究热点已从保护单一物种发展到保护其栖息地,直至发展到保护生态系统。但从国际上来看,生物多样性的科学研究尚有大量的资料需要收集,从基因到生态系统不同层次的研究尚须深入。

1. 当前国际生物多样性科学研究的热点

目前,全球生物多样性科学研究最大的国际合作项目——“DIVERSITAS”已于 1991 年由国际生物科学联盟(IUBS)提出,原名为“生物多样性的生态系统功能”研究项目,1992 年改称 DIVERSITAS。1992 年后该项目的研究内容不断增加,研究方案不断完善,并在 1992~1995 年间先后吸纳国际环境问题科学委员会(SCOPE)、联合国教科文组织(UNESCO)等 5 个国际组织加盟该项目。至 1996 年,该项目经过多次修改、补充和完善,确定了 5 个核心项目领域和 5 个特殊研究领域及其操作计划。这些核心项目和特殊研究领域现已成为目前全球生物多样性研究关注的热点和关键领域。

“DIVERSITAS”的 5 个核心项目的研究热点是:

1) 生物多样性对生态系统功能过程的影响研究。主要研究物种多样性对生态系统稳定性和可塑性的影响及全球变化对这些关系的影响;生物多样性在生态系统过程中的作用。

2) 生物多样性起源、维持和动态变化的研究。主要是种群水平上生物多样性动态研究;物种间相互作用生态学和遗传学研究;生境片段化和复合种群(metapopulation)动态研究;稀有物种生态学和遗传学研究。

3) 生物多样性系统学编目和分类研究。包括生物多样性系统学编目的概念性方法学框架和评估手段研究;生物多样性的系统发生和分类研究;“物种 2000(Species 2000)”——世界已知物种索引数据库研究。

4) 生物多样性监测研究。包括:取样、评估和监测生物多样性标准化方法研究;各分类学单位多样性编目;南极生物分类群和功能群多样性、南极陆地生境、生存策略和生物对环境变化响应的测定;两栖类种群下降研究等。

5) 生物多样性保护、恢复和持续利用研究。在现有工作基础上,仍须加强的主要研究领域包括:生境片段化对不同水平生物多样性的影响;全球气候变化对生物多样性保护影响;生态系统过程保护;生态系统公益的概念、评估和经济价值;野生物种遗传多样性的保护和管理(包括家养物种的祖先);不同土地利用和管理策略对生物多样性保护的影响;持续的土地利用实践与生物多样性保护的综合作业研究;在一个生物区范围内综合作业研究就

地和迁地保护途径的研究;再引入物种的合理性与方法论研究;重建和恢复被破坏生境的合理性及方法论研究等。

“DIVERSITAS”的5个特殊项目着重研究的热点为:

1) 土壤和沉积物的生物多样性研究。主要包括:土壤和沉积物中的有机体监测研究;土壤生物多样性和热带土壤肥力研究。

2) 海洋生物多样性研究。主要包括:生态系统功能过程及其对海洋生物多样性的影响;海洋生态系统中生物多样性的起源、维持和变化;海洋生物的系统学和监测;微生物多样性/海洋生物多样性;土壤和沉积物生物多样性/海洋生物多样性。

3) 微生物多样性研究。主要研究内容包括:微生物多样性与生态系统功能过程研究;微生物多样性与系统学——编目与分类;微生物多样性及其保护;微生物多样性/海洋生物多样性(该研究与前一项目有交叉)。

4) 淡水生物多样性研究。了解它们在淡水环境中的生态过程,并将观察描述与以就地和迁地试验为基础的理论假设相结合,最终提出淡水生态系统功能过程可预测的理论。

5) 人类作用研究。主要是选择某些地区进行以下研究:食品安全与生态系统功能研究;自然生物多样性管理研究;生态技术以及利用各种生态技术帮助重建和管理生物多样性,以提高生活质量研究;人类对生物多样性威胁研究;对人类健康的影响。

此外,目前国际上有关全球生物多样性的物种多样性研究的大型研究项目还有“系统学议程 2000:制定生物圈计划”。该计划由美国植物分类学家学会等于 1994 年共同提出,目的是发现、描述和对世界物种进行分类。该项目实际上与 DIVERSITAS 中的核心项目 3 密切联系,并在系统学方面较核心项目 3 有更进一步的发展。其研究内容主要包括 3 个大的方面:① 全球物种多样性的发现、描述和编目;② 根据全球已发现的物种资料加以分析和综合,建立反映生命历史的可预测的分类系统;③ 将项目的全球信息组织成有效的形式,以最佳的方式满足科学和社会的需要。

2. 当前我国生物多样性研究的热点和重点

当前我国生物多样性研究的主要内容和热点包括下列几个方面:

1) 物种、栖息地、生态系统以及遗传多样性的调查和编目。主要解决以下问题:确定全国或区域生物物种和生态系统分布状况;确定生物多样性变化速率及对群落结构和生态系统过程产生的影响;生态系统中关键种的确定及对生态系统的结构变化的影响。

2) 对濒危种、稀有种、旗舰种(flagship species)、经济种、生态系统中的优势种、关键种(key-stone species)进行种群生态、生殖和种群遗传结构等研究。

3) 生物多样性在维持生态系统结构与功能中的作用研究。包括系统中的水和养分循环、能量流动、系统的稳定性和土壤形成过程中的作用;评价生物多样性消失的后果。

4) 生态系统片段化对生物多样性的影响研究。主要研究生态系统片段化的面积大小,各片段之间的距离对物种多样性和生态过程的影响;片段周围的环境对生态系统片段的边缘效应及其对生物生长发育的影响;片段化对物种灭绝的影响。

5) 人类经济活动对生物多样性影响。主要探讨个体、种群、生态系统对人类干扰方

式、范围、频度的反应;土地和水资源利用方式的变化对物种多样性和生态过程的影响;人类引起的和其他环境变化对物种进化的影响等。

6) 生物多样性恢复研究。主要研究生物内部遗传结构和物种的多样性与生态系统的功能的联系;在退化生态系统中,物理和生物因子对物种生活史以及对种群和群落结构的影响;应用生态学与进化的原理,为展开生物多样性恢复的研究项目提供研究纲要。

7) 生物多样性保护方法研究。确定最小生存种群和遗传变异数量的方法;改进自然保护区的选择、设计和管理的方法;发展自然保护区外的生物多样性保护和持续利用的方法;发展生物地理区域管理方法;发展就地保护与迁地保护相结合的方法。

8) 生物多样性持续利用研究。发展、试验和应用生态学原理在较大范围内规划、持续利用和经营生态系统;探讨物理因子和群落的相互作用对被开发物种的种群生产力的影响;土著的动物和微生物,是否可保存和参与由植物物种新组合所构成的持续的生态系统中;有关维持和阻碍物种共存的机制。

9) 文化多样性研究。研究文化的差异性对生物多样性的影响(陈灵芝等,1994)。

张新时(1995)指出,目前我国生物多样性着重研究的工作主要有以下几个方面:

1) 大农业中的生物多样性。大农业中的生物多样性即在农、林、牧、副、渔中各个层次的生物多样性研究,尤其重视复合农林系统(agroforestry)与景观生态多样性格局以及多样性格局对农林生态系统结构与功能影响的研究。

2) 重点地区恢复与重建生态学。我国的自然生态系统多在不同程度上遭到人类活动的干扰作用,退化严重,在人工生态系统中亦发生各种形式的土地退化。因此,恢复与重建生态学研究具有特殊重要的意义。

3) 以“避难所”生态系统为核心的多层次生物多样性研究。该研究是指对物种丰富度相对较大的特定景观内的某个关键或重要的物种(旗舰种或关键种)为主的生态系统进行从遗传多样性、物种多样性、生态系统多样性、景观多样性、区域多样性到文化多样性的系列研究。

4) 样带(transect)研究。样带研究是区域性生物多样性与样点生物多样性研究的桥梁。即沿着一个或数个生物多样性变化驱动因素(水、热、地形、潜水位、盐渍度或土地利用强度与方式)的环境梯度进行 β 多样性与 γ 多样性的研究,并与环境因子变化相结合。

5) 生物多样性各层次数学模型或数量化模型的研究,如物种变化的数学模型,生态系统中种间关系的动态模型,景观多样性模型与区域植被指数(AVHRR/NDVI)与生物多样性的回归模型,以及地理信息系统(GIS)表达与分析等研究。

三、生物多样性保护与持续利用

(一) 生物多样性保护的必要性

生物多样性是地球上生命经过几十亿年发展进化的结果,是全球的宝贵财富,是人类赖以生存的物质基础,也是构成人类生存的生物圈环境。生物多样性不仅为我们人类提供了食物、纤维、木材、药材和多种工业原料等,还为我们人类提供诸如保持土壤肥力、保

证水质、调节气候等多种服务。自然界中不存在完全相同的两个生物个体,现存的不同生物物种及同一物种不同的种群和个体所拥有的遗传信息极其丰富多样,保护一个物种,特别是那些处于灭绝边缘的濒危物种及其种群或个体,就给人类将来增加了更多的选择机会。某一物种一旦消失了,我们人类及子孙后代将永远丧失对这种可能是极其宝贵的生物物种及其所携带遗传信息选择与利用的机会。我们人类对绝大多数物种的作用了解得还很少,许多物种我们人类还根本没有认识。任何一个生物物种,尤其是对人类有益的生物物种在自然界中的生存应该得到我们人类的尊重。因此,保护人类以外的其他生命,保护地球的生物多样性,特别是保护濒危物种及其赖以生存的生态系统和生存环境,对于现代人类及其后代的生存和发展都具有重大战略意义。

(二) 生物多样性保护的紧迫性

随着人口的迅速增长,人类经济活动的不断加剧,尤其是盲目地大量向自然界索取生物资源,作为人类生存最为重要的基础——生物多样性受到了严重的威胁。当今世界面临着人口、资源、环境、粮食与能源 5 大危机,这些危机的解决都与地球上的生物多样性有着密切的关系。在农业生物多样性方面,由于追求优质、高产,形成品种单一化,绝大多数具有某些优良性状的动、植物地方品种被淘汰,遗传多样性急剧贫乏(钱迎倩,1996)。

在过去的 2 亿年中,自然界每 27 年有一种植物物种从地球上消失,每世纪有 90 多种脊椎动物灭绝。但随着人类“索取活动”的加剧,物种灭绝的速度不断加快。现在物种灭绝的速度是自然灭绝速度的 1 000 倍。生物多样性问题已不再仅仅是科学家关心的问题,它已引起国际社会和各国政府的广泛关注。

中国是生物多样性特别丰富的国家之一。据统计,中国的生物多样性居世界第 8 位,北半球第一位。同时,中国又是生物多样性受到最严重威胁的国家之一。由于生态系统的大面积破坏和退化,使中国的许多物种已变成濒危种(endangered species)和受威胁种(threatened species)。高等植物濒危种高达 4 000~5 000 种,占总种数的 15%~20%(陈灵芝等,1993)。在《濒危野生动植物种国际贸易公约》(CITES)列出的 640 个世界性濒危物种中,中国就有 156 种,约占其总数的 1/4。

因此,我们必须采取有效措施,使生物多样性得到充分保护,以最终达到持续利用的目的。所幸的是,越来越多的人已认识到,生物多样性的保护与持续利用将直接关系到生活在地球上的人类能否有一个稳定的生活环境,关系到全球经济发展能否有一个良好的资源和环境基础,并已采取相应措施积极加入到保护生物多样性的行动中。

第二节 生物多样性的价值及其评估

一、生物多样性价值的特点

生物多样性作为一种自然资源——生物资源,通常属于公共所有物,它所产生的效益为外部经济效益,不存在市场交换和市场价格。有些生物资源被收获后很容易转变为收

人,而有些却只有无明确价格标志的贡献。生物多样性的价值主要有如下特点:

1. 生物多样性的价值属于典型的外部经济效益

生物多样性的价值能给社会带来多种效益,属于典型的外部经济效益。所谓外部经济效益是指不通过市场交换,某一经济主体受到其他经济主体的活动影响,其效果为有利者称为外部经济(external economics);其影响无利而有害者称为外部不经济(external diseconomics)。目前,有研究表明:生物多样性的价值主要表现在其作为环境财产的外部价值上,而不是表现在作为产业的内部经济价值上。

2. 生物多样性的价值具有公共所有性

生物多样性的价值具有公共所有性。那些不通过市场经济机构,即市场交换而用以满足公共需求的财产或服务产品通常被称为公共所有物(public goods)或公共财产、公益设施。公共所有物有两大特点是:①非涉他性,即一个人消费该物品时不影响他人的消费;②非排他性,即没有理由排除一些人消费该产品。

私有商品都可以在市场交换,并有市场价格和市场价值。但公共所有物不能在市场交换,也没有市场价格和市场价值,因为消费者都不愿意一个人支付公共所有物的费用而让他人也都来消费,这就是所谓的无价格(non-priced)和非市场价值(non-market value)。生物多样性的使用价值同样具有这种无价格和非市场价值的特性。

3. 生物多样性价值具有社会资本性

社会资本性是生物多样性价值的又一特点。以森林为例,它是森林所有者从事林业经营活动的个体资本,森林在实现其作为生产资本效能的过程(林业生产过程)中,同时发挥了涵养水源、保护环境等公益效能,这些公益效能都表明森林具有社会资本性。

4. 生物多样性价值在空间上具有流动性

生物多样性所提供的利益,由于形成和利用方式的不同,所产生的使用价值在实现方式上也有所不同。比如,当果实从树上被采摘下来后,森林所提供的这一部分使用价值就可以实现,因为人们可以马上享用它。但是森林生态系统所提供的另外一些利益,它们的使用价值往往不能就地实现。这些利益所具有的使用价值可能会通过某种通道,在空间上流动,到达一个具备适当外部条件的地区,实现其使用价值。这种现象称之为生物多样性价值在空间上的流动。

导致生物多样性价值在空间上流动的原因主要有两个方面。①内因:在于生物多样性所提供的价值在其有效实现前,要有一个积累的过程和在空间上流动的过程。比如各个森林生态系统所流出的溪流要在流动中汇集成河流。②外因:在于生物多样性所提供的可利用价值许多是间接的,如果要获得这种间接的价值就需要一个转化过程。这样外部所提供的转化机制就十分必要了。人们为了利用这部分价值就一定要提供将潜在的价值转化为使用价值的条件,比如为了利用河流量,就必需建造水电站。通常外部提供的实现转化的设施与价值的源存在着空间差,这就是导致生物多样性所提供的价值在空

间流动的外因。

5. 生物多样性价值具有“全局占有失误”的特点

生物多样性价值的“全局占有失误”是指生物多样性拥有者因生物多样性价值在空间上的流动而无法从生物多样性所提供的“全局利益”中获得他们为维护生物多样性所付出的代价(包括生物多样性保护直接付出的代价和由此失去的发展机会),从而导致资源拥有地区的居民相对与绝对贫困化,进而出现失去保护生物多样性的积极性的失误。

二、生物多样性价值的分类

生物多样性是人类赖以生存的重要自然资源——生物资源。生物多样性不仅能为人类提供多种服务,而且能给人类社会带来多种效益,因此,它对人类具有重要的价值。自然界中每种生命形式都有其独特之处,人类要从自然界中获得持久利益,必须依赖于自然界中生命的多样性,依赖于对自然的基本生态过程和生命支持系统的维持。因此,自然界中的各种生命无论其对人类的价值如何,都理应受到尊重。

生物多样性作为一种自然资源,对其价值目前尚未有统一的、可接受的定价体系。McNeely 等(1990)将其分为直接价值和间接价值。直接价值又分为产品用于自用的消耗性使用价值和产品用于市场销售的生产使用价值;间接价值主要是为人类所提供的生态系统服务价值。Mohan 将自然资源的总价值分为可利用价值(useable value, UV)和非利用价值(non-use values, NUV)。可利用价值又可进一步分成直接利用价值(directly useable values, DUV)、间接利用价值(indirectly useable values, IUV)和选择价值(optible values, OV)(也即可能的利用价值);非利用价值主要是存在价值(existence values, EV)。据此,可将生物多样性价值划分为若干类型(表 5-2)。

表 5-2 生物多样性价值的分类

总 价 值	可 利 用 价 值	直 接 利 用 价 值	消耗性利用价值	如薪柴、野味等非市场性价值等
			生产性利用价值	如木材、鱼等的商品价值等
		间 接 利 用 价 值	生态服务价值	如调节气候、水土保持、改善环境等
			科教、文化、娱乐价值	如科学、教育、娱乐、游憩等
	选 择 价 值	保存未来选择机会的价值		
非 利 用 价 值	存 在 价 值	野生生物存在的伦理感情价值		

尽管生物多样性的价值并不总是体现在市场上,然而其价值是重要的。需要采取新的方法以保证这种价值在国家发展计划中得到体现,从而使投资和效益趋向平衡,达到生物多样性的持续利用,并使其造福于子孙后代。

(一) 生物多样性的直接价值

生物多样性的直接价值是指生物多样性作为生活资料或生产原料被直接利用的价值。直接价值容易观察和测算,并可给予较确定的价格。主要可以分为两大类:①非显

著实物型直接价值：此类价值体现在生物多样性为人类所提供的服务，虽然是无实物形式，但仍然是可以感觉到，且能够为人类提供直接的非消耗性利用方面的服务，如生态旅游、动物表演的观看，或以文学作品、舞台艺术、影视图片为载体的生物多样性的文化享受，或作为研究对象提供给科学家进行的生物、生态、地理、人文历史等多学科研究；② 显著实物型直接价值：此类价值以生物资源提供给人类的直接产品形式出现。根据生物资源产品的市场流通情况，可分为消耗性利用价值和生产性利用价值。

1. 消耗性利用价值

消耗性利用价值是指标定在那些不经过市场交易而被直接消耗的自然产品上的价值。这类价值虽然很少反映在国家收入账目上，但却是一类非常重要的价值，其经济价值能够被确定，且数额可以达到相当的大。如薪柴和粪肥每年可提供尼泊尔、坦桑尼亚和马拉维等国家主要能源需求的 90%，在许多其他国家也超过 80%。中国广大山区农民的燃料也主要来源来自森林和灌丛。在海岸、河流和湖泊地区，全世界每年要捕获 1 亿 t 的野生鱼类，这些鱼类大部分为捕捞者自用消费(陈灵芝, 2001)。对于这类价值似乎没有什么严重障碍阻止它被纳入国民总产值(GDP)等统计尺度中，可将其对经济的贡献确定为一种财政价值(谢国文等, 2001)。

2. 生产性利用价值

生产性利用价值是指从自然界中获得的生物多样性产品通过商业性生产利用和市场交换的价值。这类价值常反映在国家收益账目上，通常也是国家财政总收入中仅有的一类生物多样性价值。从自然界中获得的可供商业性生产利用和市场交换的产品极其多样，其主要种类有薪柴、建筑用材、纤维、药用植物、野果、鱼类、贝类、野生动物肉类和皮毛、象牙、蜂蜜、蜂蜡、天然饮料、染料和香料、树脂和树胶、自然淀粉和食品等。自然界中丰富的野生生物资源及其多样性在工农业生产和医疗保健等方面的生产性利用价值，对推动国民经济发展、维护人类健康、改善人民生活等均具有重要的作用。其生产性利用价值的具体表现主要有以下几个方面：

(1) 生物多样性在现代农业中的重要贡献

野生生物多样性对现代农业的重要贡献主要表现在以下方面：

1) 野生生物多样性是现代农业生物的重要来源。现代农业生物几乎完全取自野生生物资源，人类历史上被用作食物的植物约有 5 000 种，另有 75 000 种可食性植物。当前被人类种植的约有 150 余种，其中最主要的有水稻、小麦和玉米，占据了人类需求量的 50%。作为食物的植物主要集中在禾本科、豆科、茄科和蔷薇科，特别是前两个科。如水稻、小麦、玉米、大麦、高粱、粟(小米)、燕麦和黑麦属于禾本科；大豆、花生、菜豆、豌豆等为豆科植物，此外还有属于蔷薇科植物的多种水果。

2) 野生生物遗传多样性是改良和培育农业生物新品种的源泉。野生生物的抗性(抗病性、抗旱性等)比栽培种强得多，将其近缘种的抗性基因引入驯养或栽培的农业生物种体内，可改良和培育出更多优良的农业生物新品种，大幅度提高农业生产力水

平。野生遗传资源被用来改良家畜、家禽和农作物的这种贡献,每年价值可达数十亿美元。农作物品种改良方面,20世纪80年代,美国从我国东北采集去野生大豆的一个类型,与美国栽培大豆杂交后,培育出了新的抗旱品种,使美国替代中国由以前的大豆进口国一跃成为世界上最大的大豆出口国。我国水稻专家袁隆平,1964年在洞庭湖早籼水稻中发现败育型雄性不育株,培育出了籼型杂交水稻,每年增产水稻达260多万吨,产生了巨大经济效益(苏智先,1993)。家畜、家禽的品种改良同样依靠它们的野生近缘种。18世纪英国引进我国华南猪培育成大约克和巴克夏猪新品种。因此,从农业可持续发展出发,一些不受人们注意的野生生物或农业生物的土著品种,往往会给人类带来很高的商品价值。

3) 野生传粉动物对农作物传粉和病虫害防治具有重要贡献。在作物传粉方面,我国700多万群家养蜜蜂和近万种野生蜜蜂是众多虫媒植物,尤其是多种农作物、果树、牧草、蔬菜和很多其他经济植物繁衍后代的“红娘”,它们对农业生产的产量和质量提高立下了汗马功劳。1980年,美国多种作物经蜜蜂传粉后,所获得直接和间接经济效益达190亿美元,约为美国当年蜂产品(包括蜂蜜、蜂王浆、蜂蜡等)1.4亿美元产值的140多倍。

此外,在病虫害防治方面,生物多样性极其丰富的地区一般不易发生灾难性病虫害。然而,由于人类活动的影响,一些生态系统中的食物链遭受破坏,使得农业病虫害(有害生物)不时大发生,从而带来巨大经济损失和生态灾难。利用天敌对农业害虫进行生物防治是农业害虫防治重要途径。这种防治途径不仅可以获得很大经济效益,而且可以取得良好的生态效益和社会效益。

(2) 生物多样性在医疗保健事业中的贡献

自然界中相当多的野生动、植物均是重要的药用资源。人类利用野生动、植物传统药物治疗疾病已有悠久的历史。无论在发展中国家和地区,还是在发达的国家和地区,利用传统药物治疗疾病均具举足轻重的地位。据世界卫生组织统计,发展中国家有80%的人靠传统药物治疗疾病,发达国家有40%以上的药物源于自然资源。东南亚和印度用于传统医疗的植物分别有6500种和2500种。中国1995年中药资源普查共有药用植物11146种,药用动物1581种,其中常用的大宗的植物和动物药材分别为320种和29种,野生药材的蕴藏量约850万t,栽培药材年产量为30多万t。人参、当归、天麻、茯苓、冬虫夏草、猴头、灵芝等很早就是中国重要的中药材。近些年来,一些新的野生动植物药源及其新的药物有效成分不断地被发现和提取利用,显示出野生生物多样性在治疗疾病具有难以估量的潜在价值。如人们从粗榧科三尖杉属(*Cephalotaxus*)和红豆杉科红豆杉属(*Taxus*)中提取的粗榧碱和紫杉醇,具有良好的抗肿瘤或治疗白血病的功能;从葫芦科栝楼属植物根中提取的蛋白质(中药天花粉)不仅能治疗绒毛膜癌,而且是治疗艾滋病(AIDS)的良药。从动物水蛭中提取的水蛭素是珍贵的抗凝剂,某些毒蛇制剂能控制高血压,蜂毒可治疗关节炎,有些动物还是医药研究的重要实验动物(陈灵芝,1993;2001),从部分蜗牛和美洲野牛等几种罕见的患癌症的动物身上,可研究它们抗癌的物质基础和机理。此外,海洋也是巨大的药库,目前已知具有抗癌潜力化学物质的海洋生物有500多种。从一种俗称“海石花”的毒性珊瑚身上可提取一种剧毒物质,经加工后成为治疗白血

病、高血压、天花、肠道溃疡和某些癌症的有效药物,也是理想的麻醉剂;从一种长达几十米到 100 m 的巨藻体内提取出来的物质,可以应用于几百种药物制剂中。

(3) 生物多样性在工业上的贡献

生物多样性可为各种工业生产提供必要的原材料和新型能源,如木材、纤维、橡胶、造纸原料、天然淀粉、油脂等。石油、天然气、煤等也是几百万年前动植物资源储藏的结果。就森林而言,每年除为人类提供价值 750 亿美元以上大量木材外,还可为人类提供多种大量有很大使用价值非材用产品,包括猎物、水果、树胶、木本油料、药材和多种林产品工业原料等。全世界每年消耗的煤炭量相当于一万年所储藏的太阳能。因此,现代工业生产还需要开发更多更新的生物资源,以提供必要的工业原料和新能源。生物多样性的保护和永续利用是实现这一目标的重要途径。

(二) 生物多样性的间接价值

生物多样性的间接价值是指生态系统的功能价值或环境服务价值,国外常称之为“环境的公益效能”。它多涉及到生态系统的功能(为人类生存环境服务)。这里的环境效能主要指生命支持系统相关的生态服务,主要体现在:① 生物多样性提供生态系统演替与生物进化所需要的丰富物种与遗传资源;② 生物多样性在形成和维持生态系统的结构和功能方面的作用;③ 生态系统的服务功能,如光合作用与有机物的合成、CO₂ 固定、保护水源、维持营养物质循环、污染物的吸收与降解等等。生态系统服务功能是间接价值可感受的主要方面,一般不会出现在国家或地区的财政收入中,但当进行计算时,其价值可能远高于直接价值。据美国国家海洋渔业局估计,1954~1978 年美国沿岸河口的破坏使国家每年在商业性和运动渔业的收入损失 2 亿美元以上。可见,生物多样性的直接价值源于间接价值,两者密切相关。

生物多样性的间接价值包括非消耗性利用价值、选择价值、存在价值、伦理价值和遗产价值等。

1. 非消耗性利用价值

生物多样性的非消耗性利用价值是指自然界提供的生态学服务性价值。这部分价值未被消耗掉,并且未在市场上进行交易和不计入国家财政收入之内。这类价值若在地方水平上(或在小范围内)测量,是可以定量的。例如要测量某一水源的效益是相对比较简单,若要测量全球性水循环的价值,却非常困难。尽管如此,仍然可以从以下几方面进行分析和理解:

(1) 为生物多样性消耗性和生产性利用价值提供支持系统

地球上的一切能源最初均源于太阳能,而太阳能只有通过初级生产者的吸收、转化和加工,才能使其能量提供给其他生物(包括人类)进入食物链。据估计,地球上各种生态系统每年通过光合作用生产出的有机物质约为 8.3×10^{10} t,其中海洋为 3.0×10^{10} t,约占总量的 36%,陆地为 5.3×10^{10} t,约占总量的 64%。在陆地生态系统中,森林每年可提供

2.83×10^{11} t 有机物质, 约占陆地生态系统总量的 53%。而森林仅占陆地表面的 1/3, 因此, 森林是光能利用率最高的生态系统。研究表明每公顷森林每年可积累生物量 100~400 t (干重), 约为农田或草本群落的 20~100 倍, 可见, 森林是人类赖以生存的宝贵财富。

(2) 涵养水源和防治水土流失

覆盖集水区的自然植被对调节和稳定地面径流具有重要作用。通过树根或其他深根系的深层穿透使土壤对雨水更具有渗透性, 一方面补充了地下水, 另一方面减少径流, 结果, 有林地区溪流常年不断, 暴雨天气时洪水降低到最低程度。同时, 植物根系能固着土壤, 使地表肥土减少流失。据统计, 全国丘陵、山区每年约流失 10 亿 t 肥沃的表层土壤。如按平均每年流失土壤 0.5~2.0 cm 计算, 每平方千米面积将流失 8~15 t 氮、15~40 t 磷、200~300 t 钾。仅黄河流域每年流失泥沙中, 氮、磷、钾总量可达 4.0×10^7 t 以上, 全国每年流失的氮、磷、钾总量约 1.0×10^8 t。另一个令人吃惊的例子发生在尼泊尔的拉布蒂河(Rapti River), 该河的南岸是皇家吉特瓦(Chitwan)国家公园, 该河北岸的村民大量砍伐木材, 破坏了自然植被, 同时过度放牧, 致使北岸地区遭受严重的水土流失。而在南岸的公园内, 却绿阴参天, 被保护的植被固定了土壤, 以致当年雨季来临, 拉布蒂河河水猛涨时, 大量北岸的土壤被冲走。结果, 不到 10 年的时间内, 大约有 100 hm² 的土地由自然的力量从北岸村民手中夺走。

(3) 对生态系统中种间基因流动和协同进化的贡献

生态系统中生物种群内和种群间基因的流动有利于种群的进化, 同时也可能产生对经济物种有用的新性状, 为驯化物种的改良提供基因资源。生物多样性还能使物种间因某种关系所发生的动态竞争紧张过程得以维持, 促进种间的协同进化。例如很多害虫与其天敌间的紧张关系的维持, 控制了虫害的发生, 为生物多样性的生产性利用价值的体现提供了环境服务。

(4) 调节气候和物质循环方面的贡献

植被在调节水分平衡方面也具有重要价值。植被可以通过这样一个过程, 即大气降水→林冠截留→林地贮藏→地下水→林下蒸腾→返回森林上空的物质环境, 往返不息, 调节水分平衡, 使人类得以永续利用。同时, 植被在热量的调节方面具有重要价值。植被大量覆盖的地区, 一般降水量较周围植被少的地区高。原因在于, 大量植物蒸腾的水分使其空气湿度不断增大, 从而促进降雨, 加之, 植物蒸腾的速度又与大气光照和气温有关, 高温加强蒸腾。大量水蒸气促进降雨, 降雨又降低气温, 从而调节气温。因此, 森林植被有“大气调节器”和“绿色水库”的美称。

生态系统中的绿色植物从土壤中吸收各种矿质元素并供给食物链中的其他营养级生物, 使生物系统中的动物和人类得以正常生长发育。微生物(细菌、真菌等)把动植物的有机残体分解为简单的无机物归还到环境中, 可供初级生产者重新利用, 促进了碳、氮等物质的循环: 1 hm² 阔叶林每天可吸收 1 t CO₂, 放出 730 kg O₂, 可供 1 000 人正常呼吸之

用。在城市区域,考虑工业生产排放的 CO_2 (大约比人的呼吸量多 2~3 倍),保持每人有 $30\sim 40\text{ m}^2$ 的森林绿地,即可维持空气中 O_2 和 CO_2 的正常比例,使城市里人人均能呼吸到新鲜的空气。

(5) 生物多样性的美学、社会文化、科学、教育、精神及历史的价值也是相当大的

2. 选择价值

选择价值(option value)是指个人和社会对生物资源和生物多样性潜在用途的将来利用,这种利用包括直接利用、间接利用、选择利用和潜在利用。如果使用货币来计量选择价值,则相当于人们为确保自己或别人将来能利用某种资源或获得某种效益而预先支付的一笔保险金。例如,人们为确保将来能利用某一森林在涵养水源、保护土壤、净化大气、固定 CO_2 、释放 O_2 、生态旅游以及野生生物娱乐等方面的效益而愿意现在支付一定的保护费用,这种支付意愿(willingness to pay, WTP)的数值则相当于某一森林的选择价值。

社会应对生态和社会经济两方面不可预料的事件有所准备。在野生动植物的保护和利用方面最好的准备是建立一个安全网——保持尽可能多的基因库,特别要保护那些在经济上重要或可能重要的野生物种。

自然生境保存了一个不断进化的遗传材料库,不论其材料的价值至今是否被认识,总能使这些不同的物种能够适应不断变化的生境条件。保存下来的植物和动物可以被传播到周围的地区,在那里它们可能在将来的一定时间内被人们种植,或最终可能把遗传物质贡献给驯化植物或动物。因此,自然生境可视为国家保护生物多样性,保护自然财富的一种重要手段,特别是在物种丰富的热带和亚热带地区,可至少为人们将来的利益完整地保留部分生物资源。人们还将会遇到意想不到的挑战,有些物种现在看来毫无用途,也许将来某一天却能帮助人类免于饥荒、祛除疾病。因此,自然界的一草一木都必须十分珍惜,因为每个物种或品种在随着对生物资源需求量增多,而供应量不断减少,生物多样性的价值将可能不断增加。因此有经济学家提出,常规的代价-效益关系需要吸收一些新的机制,以处理未来较高价值的可能性,及失去了保存自然环境和遗传材料机会的不可恢复性。为了保留将来人们有更多的选择权和选择机会,全社会都可能愿意为此付出代价。

3. 存在价值

生物多样性的存在价值是指其伦理学和哲学的价值。存在价值(existence value)亦被称为内在价值(intrinsic value),是指人们为确保某种资源继续存在(包括其知识存在)而自愿支付的费用。存在价值是资源本身具有的一种经济价值,是与人类利用无关的经济价值,也与人类存在与否无关,即使人类不存在,但资源的存在价值仍然有。

存在价值在现实生活中确实存在。例如,在工业化国家的一些人,对他们从未打算参观和利用的某一物种和生境附加了价值。他们希望他们的子孙后代可因这些物种的存在而得到一些利益,或可能只是满足于知道海洋中曾拥有鲸,喜马拉雅山有雪豹,中国有大

熊猫,以及塞伦盖蒂平原有羚羊。有许多人为了确保热带雨林或某些珍稀濒危动物的永续存在而自愿捐献钱物,而自己并不打算将来到这些热带雨林观光或利用这些野生动物,存在价值似乎与伦理的准则和环境保护的责任有关,所以用伦理学和哲学的准则在确定生物多样性的存在价值方面是很重要的。它反映了一些人对物种和生态系统的关注。仅世界野生生物基金会每年就可以做到世界性捐献几乎高达1亿美元。

4. 生物多样性的伦理价值

某些伦理学家认为,不管物种的经济价值如何,一切物种都具有生存的权利;不管这些物种有无经济价值,它是客观存在的。从生物学和伦理学出发,认为物种而不是其个体,是自然保护工作的目标,所有单个个体终究会死亡,但是物种是延续的、进化的,有时会形成一个新物种。在此意义上,单一个体正好是一个物种现在的代表,当它们的丧失威胁到该物种继续生存时,就需要人类加以保护。在自然界中,人们已发现大气和海洋的许多化学与物理特性均以自我调节方式与很多生物学过程相联系。生物群落具有创造和维护适于生物生存环境的作用。一个物种的丢失可以影响到其他物种的生存,这将使这一生物群落的其他物种走向灭绝。因此,人们为了保护自然,也应保护生物多样性。我们不应浪费自然资源,应以可持续发展的方式利用生物多样性。如果我们无节制地减少自然资源,无视其行为对资源和环境产生的恶劣影响,造成物种灭绝,未来的后代将不得不生活在低标准和低质量的自然环境中。因此,人们必须把对环境的损害降低到最低限度,以保持地球处于良好的状况。

在哲学和科学界里,正在探索生命起源以及地球上生物多样性的起源和演化。成千上万的生物学家、古生物学家、生态学家和遗传学家正在从事这一难题的研究。当物种在人类无意或有意活动中绝灭时,往往会丢掉重要的线索,使这一奥秘难以揭示。从这一意义上更说明要珍视一切物种及其所组成的生态系统,包括种内的遗传多样性。从另一角度出发,每一物种对人类均有潜在价值,当人类未发现其用途时,则被认为微不足道;一旦发现其有重要经济价值时,则无休止地向自然界索取,并最终导致其消亡。

5. 生物多样性的遗产价值

遗产价值(bequest value)是指当代人为将来某种资源保留给子孙后代而自愿支付的费用。有许多当代人可能希望他们的子女或后代将来可从某些资源(如热带森林或珍稀物种)的存在而得到一些利益和享受(如观光等)。为此,他们现在愿意支付一定数量的钱物用于保护这些资源。

对于生物多样性总经济价值的计算方法,多数人认为,生物多样性的总价值是其各类价值的总和,即:总价值=使用价值+非使用价值=直接使用价值+间接使用价值+选择价值+遗产价值+存在价值。

(三) 生物多样性价值的评估方法

生物多样性保护和持续利用已成为全球环境保护的热点问题,而生物多样性经济价值评估则是该热点需首先解决的一个基础理论问题,受到国内外的普遍关注。联合

国环境规划署要求《生物多样性公约》缔约国广泛进行国情研究,重点评估生物多样性的经济价值。《中国 21 世纪议程》亦提出要进行自然资源的经济价值核算。生物多样性的评估提供了一种帮助人们了解自然资源的有效方法。20 世纪的评价工作由于缺少对生物多样性整体功能的研究,特别是定量研究,所以关于生物多样性价值的评估,实际上主要是对某一种或几种生物资源价值的评估。于是,由于讨论的主要是系统中占主体地位的生物,所以得到的一种或几种自然资源的价值与生物多样性在同一方面的价值不会有大的差异。再者,系统中某一种作为资源的生物,其生存及其功能,也离不开系统中生物多样性的辅助和支撑,评价该生物资源的价值,基本上反映了系统中生物多样性的价值。

目前,生物多样性经济价值的基本评价方法包括三种类型:一是基于个人支付意愿的直接经济价值评估方法;二是利用实际或替代市场的间接经济价值评估方法;三是针对生物多样性价值在空间上流动的现象,基于定量分析的过程-效益评价法。

1. 支付意愿与生物多样性直接经济价值评估

支付意愿与经济价值评估以支付意愿作为指标来衡量生物多样性的价值,是目前国际上较为通行的方式。经济评价的基本原则是个人对环境服务或资源的 WTP(郭中伟,李典谟,1999)。

支付意愿可以表示一切商品的价值。众所周知,商品的价格不能表示商品的价值,那么商品的价值用什么来表示呢?西方经济学认为,价值是人们对事物的态度、观念、信仰和偏好,是人的主观思想对客观事物认识的结果;支付意愿是“人们一切行为价值表达的自动指示器”,因而可以判定一切商品和效益的价值。商品的价值可以表示为:任何商品的价值=人们对该商品的支付意愿,WTP 又由实际支出和消费者剩余(consumer surplus,CS)两部分组成。

由于私有商品有市场交换和市场价格,其支付意愿的两部分都可以求出:实际支出的本质是商品价格,消费者剩余可以根据私有商品的价格资料用公式求出。这样,私有商品的价格可以根据其市场价格资料求出。

对于公共所有物而言,由于其没有市场交换和市场价格,因此,支付意愿的两部分(实际支出和消费者剩余)都无法求出,因此公共所有物的价值也无法求出。如何获得人们对某种公共所有物的支付意愿就成为评价生物或环境资源经济价值的关键问题。

一个与支付意愿相关的经济度量方式是人们对环境损害补偿的接受意愿(willingness to accept,WTA),但支付意愿和接受意愿可能有差异。在实际工作中,两者都被用于经济评价。

表 5-3 根据所依赖的市场类型和考虑对它们实际行为和可能行为的使用,列出了价值评价的方法。在对实际问题的研究中,我们可以使用基于直接市场的技术,包括由于自然栖息地恶化而减少的产品,由于疾病的死亡而失去的收入,或者对维护保护区实际成本的度量对价值进行评估。

表 5-3 相关的价值评估技术分类(郭中伟等,1999)

	常规的市场	替代的市场	构造的市场
基于实际行为	生产的效果	旅游的成本	人工市场
	健康的效果	工资差别	
	预防和保护的成木	财产估价	
		替代商品	
基于可能行为	替换成本		条件价值法
	隐形项目		

在直接评估方法中,需要通过试验或询问调查来做出选择。

所谓试验就是通过人们对所评价内容的实际经历来获得其支付意愿。如果一个分析者需要知道人们对一个计划建设的新娱乐场所的评价,那么这个娱乐场所将被建立并且收取入场费。然后分析者观测多少人实际使用了娱乐场所,用钱换得参观这个场所获得的美学上的和娱乐上的经历。在实践中,尽管小规模试验可成功进行,但实施这类大规模的试验是很困难的。

询问调查包括了两种方式,分别是以获得分级为目的和以获得价值为目的。以获得分级为目的的方式相似于条件评价法,是对提问者希望获得的喜好所进行的分级,这个分级随后能够被分析者根据市场的实践价格来定位,这就是所谓的条件分级法(contingent ranking method, CRM);以获得价值为目的的方式则是通过直接向人们询问,来描述一些在商品或服务供给上的变化或者避免变化的 WTP。条件市场包含了商品自身、提供商品体制的前后关系和为商品提供资金的方式。该方法设计了结构化的问题和各种形式的出价对策,其中包含了对于最大支付意愿问题的“是 否”的回答。然后,一些经济上的技术被用到调查结果中,来确定支付意愿的平均出价价值;这就是所谓的条件价值评估方法(contingent valuation method, CVM)。

条件价值评估法,也叫调查法(survey method)。在过去的 10 年中,该方法引起广泛的兴趣。因为,首先它被认为是唯一可用于非利用价值调价的方法,其次从被完好设计、恰当实施的调查中得到的估计与利用其他方法得到的一样好,随着科学取样理论、利益估计理论、计算机的数据管理和公众问卷调查方式改进,调查的统计、分析和解释已经大大改善。该方法是目前生态(环境)经济学中最重要的应用最广泛的公共所有物价值评估方法。CVM 适用于那些缺乏实际市场的替代市场交换的商品的价值评估,因而是“公共所有物”价值评估的一种重要方法。

CVM 调查的手段通常包括 3 部分: ① 给回答者一个提供产品和服务的假定条件的描述。它包括什么时候需要服务,将希望怎样为它支付,愿意为它支付多少,什么体制负责提供这种服务,服务的质量和可行性等几方面信息; ② 回答者若有机会获得这种服务或用品,他将如何为其定价; ③ 通过把 WTP 与回答者的社会经济和人口统计上的特性相联系的方式来检验回答的合法性。

CVM 信息的分析方式主要是: WTP 反映的频率分布分析; WTP 反映与回答者的社会经济特性,对环境的态度的交叉列表和 WTP 反映的限定因子的多元分析。

目前,CVM按调查方式的不同可分为4类:①报价法,它先假设环境产品的一定供给水平,再要求回答者回答其WTP;②取舍试验法,它把回答者分为几个子样本,向每一个样本提出同样的问题,但开价不同,然后要求回答者做出取舍;③交易法,它给回答者两种不同的选择,一种是一定数量的钱,另一种是一种环境产品,然后要求回答者挑选其一;④专家调查法,它的调查范围只限于该领域的专家。

CVM是使用构造的市场进行价值评估的,该方法所提供的价值的粗略估计,有助于环境决策的制定。

2. 间接利用价值评估方法

间接利用价值评估方法是关于寻求从实际的市场,根据信息导出偏好的技术方法。当每个人购买一个市场化的商品,这个商品与环境商品以某些方式相关时,对环境商品的偏好被间接地揭示。有关的技术包括了享受价值与工资技术、旅游成本方法、预防行为与剂量—反应及替换成本等技术。它们都属于间接的方法,因为它们不依赖于人们对他们愿意为环境质量的改变支付多少的问题的直接回答。这类方法主要强调了对自然资源的价值评价而不是针对生物多样性本身的。这里不再详细介绍。

3. 过程-效益评价法

生物多样性所提供的利益,由于形成和可利用的方式不同,因而所产生的使用价值的实现方式也有所不同。一部分利益所产生的使用价值可以就地实现,而另外一些利益,它们所产生的使用价值(主要是间接利用价值),往往会通过某种通道在空间上的流动,到达一个具备适当外部条件的地区,实现其使用价值。这就是所谓的生物多样性价值在空间上的流动。

生物多样性价值在空间上的流动是造成所谓生物多样性价值“全局占有的失误”的重要原因。其表现为资源的占有与使用上的分离,这种现象已成为有效保护生物多样性的障碍,由于无法从保护中获得利益,资源拥有地区的居民对保护生物多样性失去积极性,最终导致保护的落空。如何协调这类问题目前正在困扰着保护学家和政府部门的决策者。

生物多样性价值的过程-效益评价法正是针对由于资源的占有与使用上的分离所造成的利益无法共享而提出来的。过程-效益评价法正如它本身的名称一样,着重分析价值形成的过程和所产生的效益。整个分析过程是在系统的、客观的、定量化的基础上进行的,包括:①定性地辨识被评价的生物多样性资源所产生的某种效益。其中有:判定所要评价的生物多样性的使用价值,判定该价值所产生的效益;判定价值的流动通道。②定量地分析生物多样性资源产生该效益的过程。在明确了所要评价原效益的基础上,分析价值在通道上的行为;模拟价值形成与流动及实现效益的过程;对过程进行定量分析,确定价值在不同时间和空间上对效益形成的贡献。③定量地评价生物多样性的价值。在过程分析的基础上,定量地确定效益的量值,用常规市场价值法或替代市场价值法,先定量被评价的某种环境效益的效果;再根据这些效果的市场价格来评价环境效益的经济价值;最后,以效益的这一价值作为生物多样性所提供的—个环境服务的经济价值。

实现对生物多样性经济价值的评估。

过程-效益评价法不同于其他价值评价方法之处在于：它定量地分析了生物多样性资源使用价值的实现过程，这有助于客观地评价这些资源的实际价值。因为不论是被提问的普通市民还是具有决策权的政府官员，如果他们不知道究竟是哪一种资源，从哪里，怎样提供了他们目前所享用的利益，如清洁的空气、充足和优质的水和电能，那么对于那些对他们的生活至关重要的环境资源，就很难正确地确定自己的 WTP 或恰当地制定保护决策。所以准确地描述生物多样性使用价值的实现过程对于评价其经济价值是重要的。不论是对于生物多样性保护区的居民，还是对于那些远离保护区，却享受着资源所提供的利益的人们，了解生物多样性价值的实现过程和产生的效益都具有不可忽视的意义。

三、中国生物多样性价值的粗略评估

据国际环境经济学家估计，每公顷热带森林每年形成的碳分离价值达 1 600~3 600 美元。中国的生态系统地处热带北部边缘，纵贯亚热带和温带，估值范围略低。在接近 1 亿 hm^2 的森林面积中，每公顷每年大概创造效益 1 400~2 000 美元。但这种效益是全球性的，并非局限在中国。如果中国不砍伐剩余的森林，便能产生筹资机制，进而提出赔偿的要求。非林木栖息地的碳分离价值按照相应的生物量计算。因此，尽管密灌丛和草原的面积广阔，但其价值仅为森林的 1.5%。

国际上对森林中土壤和水源的保护估价每公顷每年 75~475 美元。就中国而言，由于下游河谷地带人口密集，农业发达，我们估计其价值将高达 200~475 美元。尽管如此，我们仍然认为可能有些低估，因此建议进行具体的实地调查研究，以掌握更确切的估值范围。这可能是有关中国森林能感觉和意识到的最直接的作用。

娱乐业和旅游业尚未包括将来具有开发潜力部分的价值，但通常估计娱乐业给国内中国人民每人每年带来 20~30 美元的效益。这一数字还应包括所有旅游收入的 15%，并将逐年增大。生物多样性对农业和畜牧业的贡献，根据种质所具备的保障价值估算。种质可以维持和促进这些产业的发展。根据上述产业给机械、建筑等行业带来的保障价值推算，其效益占全部估计生产量（包括生长和消费掉的，未曾进入经济领域的材料）的 2%。

直接收获天然食品的价值估计为每人每年 5~7 美元。由于现有统计和研究资料不足，对这一数字的估计可能不够确切。

生物多样性提供的木材的价值，按照国内消耗燃料的 25% 为木材，按照平均每人每年消耗 0.25 m^3 ，每立方米价值按 30 美元估算。

药用动植物的价值，按照所有药品及补品的 50% 由动植物制作，每人每年平均花费 10~40 美元购买估算。随着经济的发展，其价值还会提高。

木材和建筑用木料的价值，按照每年每公顷预计生产 1 m^3 ，每立方米 80~150 美元，森林面积共计 1 亿 hm^2 估算。许多农用木材直接取自森林从未进入经济领域。

中国竹子和藤本植物的利用量极大，占世界出口市场较大比例，年出口额达 70 亿美

元。它们给每人每年创造的效益估计最低为 4~6 美元。

野生动植物使中国人民受益匪浅,他们为拥有奇特和珍稀的物种而感到自豪,同时也间接受益于野生动植物维持生态系统、传播种子、授粉、疏松土壤、分解作用等生物学效能。它们所创造的价值为每人每年 4~7 美元,相当于两张电影票的价值。参观动物园的人数总计 1.2 亿人次,如果他们平均花费 1 美元去参观人工条件下的生物多样性,其效益可见一斑。人们通过影视、艺术、游览公园、森林及景观等,都可以感觉到生物多样性的重要性。

渔业满足了中国一半以上的蛋白质需求。即使在修建了人工池塘的地方,人们对野生鱼类的依赖性仍然很强。其价值估计最低每人每年 15~20 美元。

环境的清洁作用替我们节省了经费。如果排放到空气和水中的污染物没有经过生物作用的分解和植物的吸收,使得投入资金清洁生存环境。据非常保守的估计,这一作用给每人每年带来 14~20 美元的效益,但也取决于人们是否愿意支付。

表 5-4 中的估计值虽较为粗略,但也展示了中国生物多样性的巨大经济效益。

表 5-4 中国生物多样性价值及效能的估计值(单位: 10 亿美元/年)

项 目	估 计 值	项 目	估 计 值
森林的碳分离	140~200	藤本植物/竹子	4~6
森林对水土的保持	20~48	野生动物遗产及其关键作用	4~7
娱乐和旅游	20~30	渔 业	15~20
农业生产	6~8	畜 牧 业	4~6
直接收获的天然食物	5~7	草场的碳分离	7~17
木柴供应	5~12	环境净化	4~25
药用动植物	5~20	总 计	247~421
木材及建筑用材	8~15		

注:引自中国环境与发展国际合作委员会(CCICED)生物多样性工作组(BWG),1995年:《保护中国的生物多样性》,1997。

其中以下三个方面的效益需要着重说明:①自然植被的环境效能比资源的直接收获要大得多;②野生动植物的主要价值在于其维持生态系统的平衡所起的关键作用;③森林的价值一般要比木材的价值高出许多倍。

中国农业及畜牧业的部分产值,必须归结于生物多样性的主要效益,因为所有种质的利用都渊源于生物多样性。农作物及家畜产量的提高、品种改良及驯化、技术改造等都离不开中国生物多样性的持续保护与利用。

生物多样性价值的评估,以现行社会通用的和被人们所熟知的经济价值形式,描述了生物多样性的重要程度,它使得生物多样性从晦涩科学术语变成了易于被人们所接受的事物,它告诉人们生物多样性并不是很遥远的事情,它与我们生活息息相关,每个人都从中受益。因此,生物多样性价值的评估在普及生物多样性的知识的同时,也提高了全民的保护意识。根据《中国生物多样性国情研究报告》编写组,1998 得出的中国生物多样性经济价值为表 5-5。

表 5-5 中国生物多样性经济价值初步评估结果表

价值类别		价值/元
直接使用价值	产品及加工品年净价值	1.02×10^{12}
	直接服务价值	0.78×10^{12}
	小 计	1.80×10^{12}
间接使用价值	有机质生产价值	23.3×10^{12}
	CO ₂ 固定价值	3.27×10^{12}
	O ₂ 释放价值	3.11×10^{12}
	营养物质循环与贮存价值	0.32×10^{12}
	土壤保护价值	6.64×10^{12}
	涵养水源价值	0.27×10^{12}
	净化污染物价值	0.40×10^{12}
	小 计	37.31×10^{12}
潜在使用价值	选择使用价值	0.09×10^{12}
	保留使用价值	0.13×10^{12}
	小 计	0.22×10^{12}

第三节 生物多样性受威胁现状与原因

生物学家估计,当今地球上还存在着 500~1 000 万种生物。经过近 200 年的研究,已将其中的 170 多万种进行了分类与定名。而这些种类中的 10%~20% 又将在公元 2000 年前后消失。我国生物多样性极其丰富,其丰富度虽占世界第 8 位,但也正以惊人的速度减少。当今世界生物多样性受威胁及衰减的根本原因,可归结于人类对生物资源管理不当。

一、世界生物多样性受威胁的现状

(一) 世界生物多样性概况

经过近两个世纪的努力,生物分类学家已分类定名了 170 多万物种(表 5-6),其中动物 1 342 125 种,占 77.04%,植物 400 000 种,占 22.96%。实际上,物种的总数远高于此数据,其主要原因在于对热带生物所知甚少。生物学家普遍认为生物种类的最少数目约 500 万种,有些人认为可能超过 1 000 万种。根据近年来发现物种的速率推算,哺乳动物总数将达到 4 300 种;鸟类大约 9 000 种;爬行动物约 600 种;两栖动物约 3 500 种;鱼类可达 23 000 种;即使如此,脊椎动物也只有 45 800 种,而无脊椎动物可达 4 004 000 种。至今未被描述的维管植物大约还有 3 万种,其中大多数生长在热带森林,未被发现的非维管植物大约有 5 万种。可见,分类学家的任务还十分繁重而艰巨。

表 5-6 全世界生物种类数目分类表

类别	确定种类		估计种数	
	种数	%	种数	%
哺乳类	4 170	0.24	4 300	0.09
鸟类	8 715	0.50	9 000	0.20
爬行类	5 115	0.29	6 000	0.13
两栖类	3 125	0.18	3 500	0.08
鱼类	21 000	1.21	23 000	0.51
无脊椎动物	1 300 000	74.62	4 004 000	88.39
维管植物	250 000	14.35	280 000	6.18
非维管植物	150 000	8.01	200 000	4.42
合计	1 742 000	100	4 529 800	100

生物多样性在地球上的分布是不均匀的。这主要是因为水热条件分布的差异和不同物种对生境适应范围大小所致。物种总数的一半存在于仅占陆地表面积 7% 的热带雨林。热带森林中至少生存着 10 多万种维管植物,整个温带仅有 5 万种有花植物。若世界物种总数为 500 万种,拉丁美洲的热带森林可能保存着 100 万种动植物;南亚和东亚大约有 75 万种;非洲大约有 33 万种(表 5-7)。

表 5-7 世界生物总种类的地理分布

地带类型	确定物种		估计物种	
	种数	%	种数	%
北半球北部山区	100 000	5.88	100 000	10.00
温带	1 000 000	58.82	1 200 000	13.00
热带	600 000	35.30	3 700 000	86.00
全球	1 700 000	100.00	5 000 000	100.00

就生物多样性的区域分布来看,差异很大。在厄瓜多尔西部 1.7 km² 的里奥帕伦克研究站里竟发现 1 025 种植物,这是至今为止已记载的生物物种多样性(丰富度)最高的地区。夏威夷的 2 400 多种开花植物及其变种中,97% 是当地特有种。地中海气候区,如加利福尼亚部分地区、智利中部、澳大利亚的西部和南部、南非的好望角地区和地中海盆地本身是特有种很高的生态学局部区。形成此现象的主要原因,是地理隔离和生态隔离促进了物种形成,并使之很难向外地迁移,从而形成很高的地区特有性。珊瑚礁也是生物多样性极其丰富的地方,澳大利亚西海岸长达 260 km 的宁加卢珊瑚带,发现有 170 种珊瑚,90 种棘皮动物、60 种软体动物和 480 种鱼。多样性低的地区如冻原、荒漠等,1 km² 仅几十个种。

(二) 世界生物多样性受威胁的现状

我们可以从物种数量和其生境的变化中获得更多生物多样性受威胁信息、

1. 世界物种数量急剧减少

自从 40 亿年以前地球上出现生命以来,绝灭已成为生命过程的必然事实(图 5-1)。现存的 500 万~1 000 万物种仅是过去曾生存过的几十亿个物种的幸存者。所有过去的绝灭几乎都是自然过程所致。但今天人类毫无疑问地是物种绝灭的主要原因。

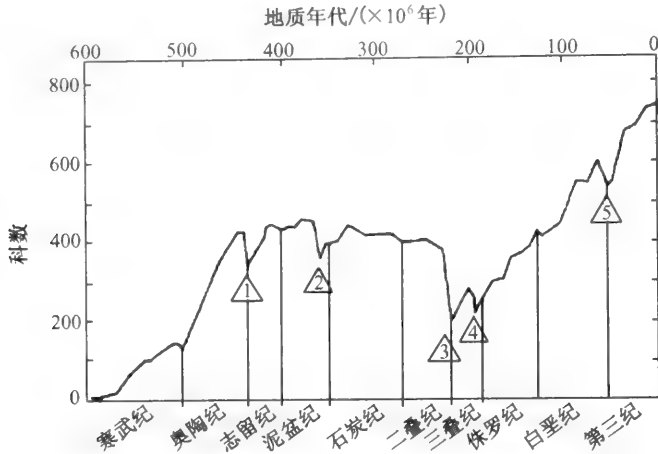


图 5-1 地球生命的五个主要灭绝时期(以海洋脊椎动物和无脊椎动物科的多样性在各地质时期的变化为例)

据联合国估计,到公元 2000 年,地球上约有 2.3 万种植物和 1 000 多种脊椎动物将绝灭。近 200~300 年来,物种消亡速率正在加快,全世界平均每天有 1~3 个物种消失,近年来已发展到每 1 小时就有 1 种生物从地球上消失。在过去的 4 亿年中,每 27 年才有一种高等植物绝灭,而现在植物绝灭速率正在以惊人的速率加快,例如美国 19 世纪末统计的 7 000 多苹果树品种中,现已有 6 000 种不复存在。得克萨斯大学的一份研究报告预测,地球上 30%~70% 的植物将在今后 100 年内消失。海岛上的植物区系远比大陆的更易濒危,90% 以上的特有维管植物种为稀有、受威胁或绝灭类型。同样,海岛上的哺乳类和鸟类也比陆地上易濒危,在近代历史上绝灭的哺乳类和鸟类中,约有 75% 是岛栖物种,这可能是由于低地森林的破坏和捕食性动物、草食性哺乳动物、病害及侵略性杂草植物引进所致。

根据世界自然保护监测中心应用 IUCN 出版的红皮书进行等级统计的数据表明,全世界已记载了 60 000 种动物和 2 000 种植物受到威胁。由于红皮书和这些等级的规定,只有在其分布区内对某一物种的减少和对其生境的威胁都具有充分数据时,才能判断该物种是否受威胁并确定其受威胁的等级。很多物种(尤其是无脊椎动物和热带植物)至今尚未被人们所认识,但它们的生境正在遭受破坏,尚未包括在红皮书和受威胁物种目录内。因此,红皮书和受威胁物种目录的信息仅反映了生物多样性减少的部分信息,而整体情况可能更严重。

2. 生态破坏令人吃惊

生物多样性降低的最大威胁是生态环境的急剧恶化。据统计,地球生态系统中几乎40%的净初级生产力由于人类活动的结果而直接被消耗、转移和浪费。可见人类对地球生态环境的影响是如此强大,近几个世纪以来,很多自然景观已由人类通过砍伐森林、火烧和畜牧践踏等活动而改变和简化。热带湿润森林仅覆盖着地球陆地表面面积的7%,然而,砍伐的速率正在加快,以非常保守的估计,科特迪瓦的森林消失率为每年6.5%,全部热带国家年均为0.6%(约730万 hm^2),这是个掺和了造林和自然更新后的净减少数字,按此速率,所有郁闭的热带森林将在177年内砍伐干净。联合国粮农组织与联合国环境规划署(1982)估计,包括郁闭的和稀疏的热带森林(有林地)在内,每年将彻底消失1110万 hm^2 ,并且至少每年另有1000万 hm^2 受到严重破坏。巴西太空研究所已报告1987年的森林火灾毁灭了2000万 hm^2 的巴西森林,包括800万 hm^2 的原始雨林。这些数字均超过了联合国粮农组织对全世界的估计。世界环境与发展委员会(1987)断定,到本世纪末或稍后一点,除扎伊尔盆地、邻近圭亚那南部的巴西亚马孙河流域的极东北地区、亚马孙河流域西部、南美洲北部森林的圭亚那地带,以及新几内亚岛的部分地区以外,几乎不会再有原始的热带湿润森林仍然保留在保护区以外的地方。这些生态环境的破坏加速了生活在其中动物的绝灭速率。在世界热带国家或地区,野生动物的生境丧失率在80%以上的就有14个国家和地区;丧失率在60%以上的达25个;有24个国家或地区热带森林生境丧失率为22%~59%。

二、我国生物多样性受威胁的现状

(一) 我国生物多样性概况

中国是世界生物多样性最为丰富的国家之一。脊椎动物共有6347种,占世界总数的13.9%。同时,中国的特有物种繁多,有特有高等植物17300种。这些物种广泛分布于陆地和水陆过渡的各种类型的生态系统中。濒危物种的现状及其变化按已有资料统计,中国已经灭绝的野生动物有新疆虎、蒙古野马、高鼻羚羊、犀牛、麋鹿、白臀叶猴。各种观赏鸟类,如画眉、相思鸟、太阳鸟、鹩哥等在个别地区被大量捕捉。高等植物中濒危物种达4000~5000种,约占全国高等植物总数的15%~20%,并导致与之关联的40000多种生物的生存受到威胁。

截至2001年底,全国自然保护区达1551个,总面积为12989万 hm^2 ,占全国国土面积的12.9%。其中国家级自然保护区总数171个,面积为5903万 hm^2 。另有风景名胜区690个,森林公园1078个,地质公园44个。

全国有31类天然湿地和9类人工湿地。主要类型有沼泽湿地、湖泊湿地、河流湿地、河口湿地、海岸滩涂、浅海水域、水库、池塘、稻田等天然湿地和人工湿地。湿地植被约有101科,湿地生物种类约有8200种。全国湿地面积约6594万 hm^2 (不包括江河、池塘),占世界湿地的10%,居亚洲第一位,世界第四位。中国政府已确定的11种国家一级重点

保护,22种国家二级重点保护水禽以及典型湿地生态系统得到了较好的保护。

我国气候带的多样性,地域的广阔性和地质地貌的复杂性,为生物的生长繁殖创造了良好的自然条件。

1. 我国生态系统的多样性

我国生态系统多样性极其丰富。据统计,热带雨林和季雨林生态系统为19类;亚热带常绿阔叶林约有34类,这是我国生物多样性极其丰富的地区。温带森林生态系统57类,荒漠79类,草原56类。还有寒温带和其他一些特殊生态系统类型类,全国共有生态系统约460多类。各种各样的生态系统是物种多样性和遗传多样性存在的重要条件。

2. 我国的物种多样性

我国植物多样性极其丰富,仅次于世界植物区系最丰富的马来西亚和巴西,居世界第三位,名列北半球之首。我国共有高等植物30000多种,其中苔藓2200多种,占世界总数的13.3%;蕨类植物2600多种,占世界总数的26%;裸子植物200多种,占世界的26.67%;被子植物25000多种,占世界的11.4%。其中有许多是在北半球其他地区早已灭绝的古老孑遗植物,单种(型)属和少种(型)属约有120余属,尤其是特有属较多,共有200多个特有属,约10000多个特有种。

(二) 我国生物多样性受威胁的现状

随着我国人口的不断增长,人们对生物资源的消费不断增长,加之对生物资源不合理的开发和利用,我国的生物多样性正在以惊人的速度减少。不少物种和自然生态系统已经或正在处于濒危的状态,由于生物多样性的迅速降低,导致大范围自然环境恶化,情况日趋严重。

我国森林资源的破坏,使野生植物种类濒临绝灭。据调查,1981年与1976年相比,全国有林地面积从12186万 hm^2 下降到11527万 hm^2 ,仅5年时间就减少了659万 hm^2 ,每年减少131.8万 hm^2 ,下降率为5.4%。又如海南岛的天然林覆盖率从1956年的25.7%减少到1964年的18%,1981年仅有8.1%,现在仍继续减少。云南西双版纳的森林破坏也十分严重,森林覆盖率由解放初期的55%下降到28%,毁掉了一半森林。其他各省的情况,也是一样的遭遇。许多珍贵植物,如珙桐、连香树、水杉、银杉、水青树、树蕨等也濒临绝灭危险。在四川西北的名贵药材虫草,由于生境破坏、过度采伐,导致虫草明显退化。世界有10%的植物种处于濒危状态,但我国植物的濒危速率远高于这个水平,估计达到15%~20%。按此速率,我国高等植物中有4000~5000种处于濒危状态,有数目可观的植物已经绝灭。

植被的大量砍伐,生态环境不断恶化,加之乱捕滥猎偷猎现象十分严重,动物多样性迅速下降,不少种类濒临绝灭。麝香原是我国出口产品,产量曾占世界产量的80%,平均每年出口1~1.5万kg,如今麝种群已濒临绝灭,但1987年从我国走私到国外的麝香达700多kg,即要猎杀10万头麝。可见人类对自然界的掠夺已达到无以复加的程度。文昌鱼在教学和科研,以及食用方面均具有重要价值,它主要分布在厦门刘玉店、青岛、秦皇

岛、汕头等地,20世纪30年代,年产量达250 t,50年代为50~100 t;60年代为25~35 t,70年代后每年产量仅为几十千克,该种群已濒临绝灭。对生物种群的统计表明,一种植物与10~30种其他生物(如动物、真菌)共同生存,植物为它们提供了食物和环境。一种植物的绝灭就会导致10~30种其他生物消失,按此计算,我国有4 000~5 000种植物处于濒危之中,将会有4~15万种其他生物的生存受到威胁,不得不令人担忧。

三、生物多样性受威胁的原因

生物多样性受威胁的原因是多方面的,生物种群的绝灭是相当复杂的。根据生物本身的生态生物学特性和赖以生存环境间的相互关系,可从以下几方面分析生物多样性衰减的原因,即自然过程、人为因素和社会因素。

(一) 自然过程

某些物种由于遗传上的特点,具有对环境适应的脆弱性,或分布区很狭窄,导致遗传物质(基因)纯化,即基因的多样性降低,而处于濒危状态,只要自然环境稍有压力,这些低遗传多样性的物种就会绝灭。另一方面,高度特化的物种易于濒危和绝灭。根据r-K理论,K类有机体,如大型脊椎动物常生活在比较稳定的环境中,这种稳定的环境逐渐促使生活在其中的K类有机体特化,越是高度特化(如食性专一性、生境狭窄性等),越不适应变化的环境,只要狭窄的环境一旦破坏,该类生物将会处于濒危之中,甚至绝灭,大熊猫、长臂猿等属此类。

(二) 人为因素

生物种群中个体的死亡是一个自然规律,而种群的衰亡却并非偶然。从进化生态学角度讲,一个种群被另一个种群所取代(即自然淘汰)是要经过漫长的岁月(除人工杂交和突变产生新种群外)。例如一个脊椎动物种群的平均寿命大约是500万年,而一种维管植物的自然绝灭也约经过几百万年时间,然而,有很多物种还在人们没有被认识之前即已绝灭。在过去的4亿年中,每27年才有一种植物消失,现在发展到每1小时就有2个物种从地球上消失。这难道说不是人类自己造成的吗?

人类对生物多样性的影响,主要表现在对生态环境的破坏和对物种的过度掠夺。生态环境的破坏表现在两个方面:一是森林资源破坏;二是对环境的污染。森林的大量砍伐,破坏了动物的栖息环境和食物来源,也毁灭了森林生态系统,使其森林生态系统中的K类有机体、尤其是高度特化的和生态幅窄的种类处于濒危状态,甚至绝灭。根据岛屿生物地理学说,原有生境90%遭到破坏,就有一半植物绝灭,另一半残存的植物可能只生存在孤岛一样的狭小生境中,并会受到传粉、传种、自然灾害等原因而逐渐淘汰、消失。因此,一旦原生生境的破坏,意味着物种的大量绝灭。环境污染也是人类自身的结果,大气污染对陆生植被产生直接影响,间接危及动物生存,水污染对水生生态系统的破坏,降低了水生生态系统的多样性,破坏水生生物群落,进而危及人类。

(三) 社会因素

生物多样性的迅速降低与社会因素有很大关系: ① 越来越多的经济学家意识到, 现有经济体系已刺激了那些对生物资源的破坏者, 或称为以生物资源牟取暴利的人, 他们只从生物多样性中获得利益, 而不需为生物多样性付出应有的代价和补偿, 这些人可称为“绿色列车”(指生物多样性)上的“免费乘客”, 或称之为“靠山吃山”。这种现象普遍存在, 对生物多样性威胁甚大。② 保护生物多样性的效益, 通常很少体现在代价—效益分析中, 因为保护生物资源的社会效益经常是无形的, 广泛分布的, 并不能完全反映在市场价格上。相反, 开发自然资源所获得的利益是容易测算的。因此, 在代价—效益分析中过低估计了保护的净效益, 过高估计了开发的净效益, 导致了“管山不如砍山”的现象。③ 政策不完善、管理不力。④ 国家财政预算时, 未把生物资源的贮备下降和资源消耗纳入预算。没有把资源的耗竭(即财富的损失)当成净收入。⑤ 人们对生物多样性的认识不足, 或者对物种和生态系统的系统知识太贫乏。

第四节 生物多样性保护的策略与途径

一、生物多样性保护的主要策略

生物多样性的保护和管理是一门涉及生态学、遗传学、生物地理学、区系分类学、生态经济学、资源经济学、哲学、社会学、人类学、历史学、政策学等多种学科的应用性科学。生物多样性保护和管理所要达到的目标是通过不减少基因与物种多样性, 不破坏重要生境和生态系统的方式, 保护和利用生物资源, 以保证生物多样性和人类社会的可持续发展。

我国生物多样性保护的总目标是: 保护生物多样性和保证生物资源的持续利用, 确保国民经济和社会的可持续发展, 实现经济效益、社会效益和环境效益的统一。为了实现保护和持续利用的目标, 必须把生物多样性保护作为国家和地区的总体规划的一部分。根据中国国情, 生物多样性保护应进行全面规划、积极保护、科学管理和持续利用。

1. 提高对生物多样性保护的认知, 牢固树立环境意识, 走可持续发展之路

尽管人类一直致力于探索, 企图寻找一个与地球相近而可供人类生存的星球, 但还远未能如愿。人们不得不承认地球仍然是人类的唯一家园, 历经十多年的“生物圈 2 号”实验的失败更加证实了这一点, 人类离开地球将无法生存。因此, 我们必须善待地球、善待自然, 不能以传统的高投入、高消耗为发展模式; 不能以高消费、高享受为发展目标和推动力; 不能以牺牲环境为代价, 片面强调发展速度和数量。相反, 应强调人与自然和谐; 强调资源持续利用; 强调后代人享有与当代人同等的发展机会。增强环境道德观念和持续发展观念, 共同维护我们惟一能够生存的地球家园, 是人类应该追求的理想。

2. 加强立法、严格执法,制订有利于生物多样性保护的技术经济政策

为保护生物资源,我国先后颁布了野生动物保护法、海洋环境保护法、水污染防治法、森林法、草原法和自然保护区条例等一系列法律法规。另外,我国还签署了联合国《生物多样性公约》,制定了《中国 21 世纪议程》和《中国生物多样性保护行动计划》等,使我国保护生物多样性工作纳入法制轨道。但目前仍存在着有法不依、执法不严的现象。滥捕乱杀、非法出口等现象屡禁不止。自 1983 年以来,被抢救的大熊猫不及被偷猎的多;不加控制地猎杀黄羊、狗鹿、岩羊等有蹄类动物,使原来常见种沦为稀有种;非法走私大量麝香、虎骨、犀牛角、毛皮等,使这些动物面临绝迹的危险。人为因素始终是生物多样性锐减的主要因素。对那些危害生物多样性,破坏生态环境的各种不法分子应严厉打击,严肃处理。

3. 加强生物多样性本底调查和编目

要保护好生物多样性,我们必须对生物多样性本底进行深入的调查研究,弄清其组成成分、分布、结构,了解基因、物种和生态系统的作用和功能,找出生态脆弱区,找出濒危动、植物,并实施就地保护、迁地保护和离体保护。

4. 大力兴建保护区,做好就地保护和迁地保护工作

建立和完善自然保护区、植物园、动物园、水族馆、基因库等始终是保护生物多样性的重要措施,特别是自然保护区的建立,对维持物种的生存,维持生物资源的持续利用起了关键性的作用。目前我国生物多样性保护做了大量工作,也取得了可喜的成绩。尽管如此,根据我国自然资源面临枯竭的现实和多数公民环境、生态意识淡薄的实际,我们还应树立危机感和抢救意识,努力提高公民的生态保护意识,加大保护力度,增加保护面积。

5. 大力整治自然环境,治理各类污染,使生物多样性免遭污染损害

随着工业化的迅猛发展和人口的剧增,造成的环境污染越来越严重,从陆地到海洋、从赤道到两极、从低地到高空,几乎没有不被人类污染的地方,自然界生物生存的条件受到严重破坏,许多植物面临灭绝的危险。我们应该坚持“谁破坏谁恢复、谁开发谁保护、谁受益谁补偿”的方针,切实落实《中国 21 世纪议程》及《跨世纪绿色工程规划》。加快“三河”、“三湖”、两区和其他一系列绿色工程的治理和建设步伐,整治自然环境,遏制不断加剧的环境污染,保证生物能够正常的繁衍生息,保护人类环境的清洁优美,维持社会的持续发展。

6. 加强生物技术在生物多样性保护中的应用,利用野生生物种质资源培育新的作物品种或改良现有品种

这里主要采用转基因技术把某些高产、抗逆或优良性状基因导入原来不具备这些性状的生物体内,达到改良和培育新品种的目的。这方面成功的例子很多,如在畜牧水产实践中,转基因技术为动物品种改良以及获取某些重要蛋白质提供了新途径,并已培育出转

基因鱼、转基因鸡和转基因猪。其中转基因鱼的研究已居世界领先地位。在农作物方面,我国已利用转基因技术培育出水稻、小麦、玉米及马铃薯等新品种,提高了粮食作物的产量和质量。转基因动植物的产生丰富了生物多样性,满足了人类日益增长的生活需求。今后还要继续加强这方面的研究和推广工作。科学合理的利用是生物多样性保护的有效策略。

7. 生态系统多样性保护的对策

(1) 森林生态系统保护对策

目前由于森林过度采伐,造林树种的选择单一、森林火灾、农田开垦、偷猎和旅游失控等影响,使森林生态系统遭到严重破坏而退化。为了恢复森林,宜采取以下对策:① 加强原生林和天然次生林保护。② 加强次生林恢复和人工林的重建。在含有乔木的灌丛和疏林中进行轮流的封山育林,是中低山地区的次生林恢复最经济最有效的途径。③ 人工林应采取混交林的营造方式。④ 加强保护区的有效管理和保护区管理人员的培训。生物多样性保护区、保护点的建立也至关重要。以保护区、保护点为核心,吸收周边村民参与保护区的规划,在保护区周边发展保护区中的有用生物,并开展合理利用当地生物资源的示范活动。

(2) 草地生态系统保护对策

草地和生活在草地上的动物和家畜长期共存对草地生态系统的保护和持续利用十分重要。目前存在的问题是草原过牧,草原开垦,对大型动物的捕杀,使草原生态系统的食物链发生变化,且由于过牧而引起各种病虫害鼠害的发生,宜采取如下对策:① 开展合理放牧试验。确立不同草地的载畜量以及轮牧制度。内蒙古草原5年的试验结果表明,中度放牧可保护草原生物多样性,使虫害、鼠害减少,畜牧业可持续发展。② 停止不必要的农用地发展,防止草地沙化,以发展畜牧业来代替粮食生产。③ 控制对狩猎动物或其他动物的捕获量以及药材的挖掘量。④ 引入适于草原生存的有蹄类动物和小型食肉动物。

(3) 水域生态系统保护对策

水域生态系统的污染与破坏日趋严重是全球面临的重大环境问题之一。它不仅直接造成水生生物多样性的显著下降和资源的贫乏,而且越来越明显地威胁着人类的生存。为了降低水域生态系统受威胁的程度,宜采取以下对策:① 合理管理和保护流域,包括保护水源涵养区,停止在河流、湖泊开垦农田的做法,以免河流淤积和筑坝垦田造成湖泊生态系统的萎缩和阻隔。② 建立鱼类保护区。③ 加强渔业管理和渔业法规的执法能力,控制过度捕捞和不当捕捞。④ 发展水产养殖。⑤ 保护水草,避免出现鱼类数量减少、湖泊生态系统稳定性降低、水生附着生物及软体动物消失等相关问题。⑥ 杜绝未处理废水(工业、民用、农业)排放到河流湖泊。⑦ 加强和扩大海洋保护区系统。⑧ 制定海岸发展约综合性规划。⑨ 监测海洋环境,禁止开采珊瑚。⑩ 清除威胁海洋生物的污染物。

(4) 物种及遗传多样性保护对策

加强生态系统保护和自然保护区的建设,是对物种及遗传多样性的就地保护,这是最有效最经济的措施。而这里所强调的是应对那些珍稀、濒危、特有的物种及遗传多样性较贫乏的物种加以保护。根据濒危物种的分布特点、保护现状和致危机制,可采取如下几个主要方面的保护对策:① 制定物种保护政策法规和行动计划,尤其要制定地方级的物种保护法规和行动计划。② 建立、健全管理机构和技术队伍,落实各自的管理职责和权益。③ 积极实施农村多种经营和资源综合利用,改变以往“刀耕火种”的劳作方式。④ 努力做好珍稀濒危物种就地保护和迁地保护工作。⑤ 建立种子库、基因库,充分保存作物和禽畜近缘种及遗传多样性。⑥ 防止农业生产单一化和品种单一化。⑦ 谨防物种入侵,实施有效的生物安全法规和技术。

二、生物多样性保护的途径

生物多样性保护和管理的目标是通过不减少基因与物种多样性,不毁坏重要生境和生态系统的方式,保护和利用生物资源,以保证生物多样性可持续利用和人类社会的可持续发展。由于生物多样性丧失和遭受威胁的因素复杂多样。因此,保护生物多样性的途径也不尽相同。根据世界自然保护联盟(IUCN)等有关文件和一些国家保护生物多样性的经验,保护生物多样性可采用的途径主要有以下几种。

(一) 政策和法制途径

目前,世界不少国家为保护生物多样性的永续利用,维持生态系统的相对稳定性,保护人类生存环境等方面,曾作出过种种努力,采用过诸如经济的、行政的、技术的措施等,虽已收到一定成效,但却未解决根本问题。世界环境与发展委员会(World Commission on Environment and Development, WCED)1992年在巴西会议上明确指出,如果要想永续利用生物资源,保护生物多样性,各国政府必须制定一套完整的保护生物多样性的政策和法律条文。这些政策和法规包括国际的、国家的和地方的。各国在制定有关政策法规之前,必须制定一部符合本国国情的自然保护战略,为生物多样性保护工作长期稳定均衡发展,奠定一个广阔的基础格局。

全球生物多样性保护进程中具有划时代意义的《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity, CBD)于1992年6月5日在巴西里约热内卢召开的联合国环境与发展会议上公布于世,并于1993年12月29日开始生效。该公约是全面探讨生物多样性的第一个全球性协议,也是解决生物多样性问题的重要国际文件,它为可持续利用和生物多样性以及公平地分享使用遗传资源提供了一个全面的方案。

我国是世界上生物多样性最丰富的国家,也是最早签署和批准公约的国家之一。自1993年该公约正式生效实施和我国政府正式批准公约以来,我国政府为保护生物多样性和履行公约,积极认真地开展了一系列卓有成效的工作:① 建立了国家统一监管和部门分工负责相结合的国家协调机制。成立了以国家环保总局牵头,有国务院 20

个部门参加的中国履行《生物多样性公约》工作协调组,并在国家环保总局成立《生物多样性公约》履约办公室,建立了国家履约联络点、国家履约信息交换所联络点和国家生物安全联络点。② 加强了立法和执法。为控制生物多样性锐减的趋势,我国已制定和颁布了生物多样性保护法律、法规 20 多项,基本形成了保护生物多样性的法律体系。各有关部门和地方政府每年都联合或分别组织一系列执法检查,严厉打击和查处破坏生物多样性违法活动,使中国生物多样性保护初步走上依法可依、依法管理的轨道。制定和实施了《中国生物多样性行动计划》、《中国湿地保护行动计划》、《中国生物多样性国情报告》、《中国自然保护区管理》、《中国湿地生物多样性保护与可持续利用》、《履约国家报告》、《中国国家生物安全框架》;协调有关部门完成了一系列国际合作项目,在国际合作、谈判、履约和其他重大活动中发挥了重要作用;并于 2000 年 8 月签署了《生物安全议定书》,加强了国内生物安全立法和生物多样性信息交换所及生物安全交换所等能力建设;提出了“污染控制和生态保护并重”方针;国务院发布了国家环保总局提出的《全国生态环境保护纲要》。

我国在生物多样性保护方面已做了大量工作,但仍需继续努力,以确保我国生物资源永续开发利用,缓解人口急剧增长与资源枯竭的矛盾。

(二) 宣传教育的途径

生物多样性是地球生命发展进化的结果,是大自然赋予人类的宝贵财富,是人类赖以生存的物质基础,更是人类起源和进化的基础,因此,从某种意义上讲,保护生物多样性就是保护人类自己。然而,这些最基本的道理,有许多人却不知道。不少政府官员和广大群众对生物多样性概念、生物多样性保护的重要性以及有关的法律法规还比较陌生,缺乏生物多样性保护应有的基本知识和保护意识,因此,在生物多样性保护中,加强宣传教育工作势在必行。国家各级政府和有关各部门必须利用所有可以利用的大众宣传媒介,如广播、电视、电影、报刊、文艺和网络等进行广泛的公众宣传,同时,在各级各类学校中进行正规教育,还要通过培训班,对保护生物多样性方面的干部和工作人员进行分期分批培训。总之,必须通过各种途径提高全民保护生物多样性的意识,使之懂得保护生物多样性的必要性和破坏生物多样性的恶果。

我国政府十分重视生物多样性的宣传教育,履行《公约》10 年来,每年都组织一系列形式多样、丰富多彩的生物多样性保护和履约宣传教育活动,如利用“地球日”、“世界环境日”、“国际生物多样性日”、“世界动物日”等举行宣传周、新闻发布会、国际研讨会、画展,播放专题电视片、电视专访、焦点访谈,开展中小学生征文比赛、知识竞赛,好新闻评奖,表彰生物多样性保护先进集体和个人。充分利用电视、报纸、无线电广播等媒介,就中国生物多样性保护和履约热点问题,进行宣传和表彰好人好事,并对违法活动揭露曝光。这些宣传教育活动公众反映强烈,在国际上也产生了良好的影响。加强了生物多样性科学知识的交流和普及,大大提高了公众意识和参与生物多样性保护的积极性。

(三) 科学研究途径

在保护生物多样性的工作中,采用科学研究途径,对现存野生生物资源的分布、栖息

地、种群数量、繁殖状况、濒危原因,以及开发利用现状、已采取的保护措施,存在的问题等探索,在此基础上,根据国际自然与自然资源保护联盟(International Union Conservation of Nature and Natural Resources, IUCN)(表 5-8)濒危等级标准划定等级,制定相应保护计划和措施等。目前,应开展以下工作:

表 5-8 IUCN 关于物种受威胁的等级

<p>灭绝(EX): 在过去的 50 年内,未在野外确实找到的物种(正如《濒危动植物物种国际贸易公约》中所应用的标准)。</p>
<p>濒危(E): 处于灭绝危险之中,如果致危因素继续作用将不可能生存下去的分类单元(种和亚种),包括那些数量已减少到危急水平或其生境已剧烈地减少以致处于立即灭绝的危险中的分类单元,还包括那些可能已经灭绝但在过去 50 年中确实在野外见到过的分类单元。</p>
<p>渐危(V): 那些被相信如果其致危因还继续作用可能在不久的将来进入“议危”等级的分类单元。包括那些其大部或全部种群由于过度开发,生境的广泛破坏或其他环境侵扰而正在减少的分类单元;那些种群已严重枯竭并且其最终安全无保证的分类单元;以及那些种群虽然还丰富但在其各个分布区都遭严重的不利因素威胁的分类单元。</p>
<p>稀有(R): 那些世界种群小,目前尚未“规范”或“张危”,但有此种危险的分类单元。在实践中要注意,“濒危”和“渐危”两级可暂时包括那些由于补救性的行动而开始恢复的种群,但恢复程度不足以证明它们能转入另一个等级,这些分单元通常分布在有限的地理区域或生境内,或稀疏地散布在一个更广阔分布区内。</p>
<p>未定(L): 那些已知是属于“出危”、“渐危”、或“稀有”的分类单元,但尚没有足够资料说明它们符合这 3 个等级中的哪一级。</p>

1. 生物多样性现状分析

不少国家的生物多样性的家底不清,现状不明。因此,应立即组织综合性考察队伍,进行清查查库,对各区域生态环境现状(自然条件、生态景观等)、生物区系、种群大小、分布区域、物候变化、演化趋势、影响因素等进行深入系统调查分析,从而建立全国性或地方性生物多样性档案馆。

2. 对特殊生物资源进行研究

对濒危生物种群进行专项研究,如大熊猫、金丝猴、白唇鹿、银杉、水杉、珙桐、连香树、水青树等进行深入系统的科学研究,尤其是对这些种群进行生殖生态学研究,扩大其种群数量。以及濒危原因、种群繁殖力、种群资源开发利用阈值等的研究是非常重要的。

3. 生物多样性保护与开发利用关系研究

生物多样性的保护与开发和利用,本来是一个问题的两个方面,是一个统一整体,然而不少人把它们对立起来。问题的关键在于代价与效益之间如何处理的问题。因此,生物多样性保护的“代价—效益分析研究”具有非常重要的意义。

4. 生物多样性的迁地保护研究

迁地保护是指将生物多样性组成部分移到它们的自然环境之外进行保护。

5. 生物种质资源的就地保护

按照《生物多样性公约》的定义,就地保护(in situ conservation)是指保护生态系统和自然生境以及在物种的自然环境中维护和恢复其可存活种群,对于驯化和栽培的物种而言,是在发展出它们独特性状的环境中维护和恢复其可存活种群。为物种提供就地保护的意义在于,由于物种没有脱离它们适宜的生存环境,因此它们依然是生态系统中的有效组成成分,依然能够在自然选择中通过随机交配和遗传突变产生新的基因组合,为物种的进化提供选择的材料。另外由于采取了就地保护的措施,与受保护物种同域分布的其他物种也同时受到保护,不仅保证了生态系统的完整,而且也为物种间的协同进化提供了空间。目前就地保护的最主要方法是在受保护物种分布的地区建立保护区。在保护区的建设和管理理论方面,国际上曾经进行过大规模的讨论并形成了比较一致的关于保护区选址与设计的原则。

(四) 国际合作途径

生物多样性保护是一个全球性行动计划,广泛开展国际合作是当代保护生物多样性的又一重要途径。它不仅可以促进生物资源的开发与保护,而且可促进科学的发展。在生物多样性保护中,广泛开展国际合作是由生物多样性本身特性所决定的。首先,生物多样性衰竭所产生的恶果,带来的灾害,往往是全球的;其次,某些生物资源的存在不受国界的限制,例如一些动物、候鸟及迁徙的鸟类,其活动范围及迁徙路线往往跨越几个国家;第三,有些生物资源和自然资源则属各国公有。例如公海中的生物资源为人类公有资源。

我国政府积极推动生物多样性保护全球合作,十分重视生物多样性国际合作和国际履约活动。近10年来,我国政府在履行《生物多样性公约》过程中,多次派出由环保、外交、科技、农业、林业、中国科学院等多部门官员和专家组成的中国政府代表团,出席了全部6次《生物多样性公约》缔约方大会和《生物安全议定书》10轮工作组及特别缔约方会议,参加了《公约》的科技咨询会和一系列全球及区域的国际合作会议,加强了与《生物多样性公约》秘书处、联合国环境规划署、联合国开发署、世界银行、全球环境基金等国际机构的协调和合作,较好地完成一批双边、多边的国际合作项目,为推动全球生物多样性保护合作和《公约》及《公约》缔约方大会决议的全面深入实施以及国际《生物安全议定书》最终达成协议等做出了积极的贡献。我国在国际合作中成功有效实施的一批双边、多边的国际合作项目,为我国制定国家生物多样性保护政策、法律、法规,强化国家协作机制,提高国家能力建设水平,加强宣传教育及提高公众保护意识等方面发挥了积极和重要的作用。

第五节 自然保护区的功能和类型

自然保护区是生物多样性就地保护的重要途径。自然资源和自然环境是人类赖以生存的物质基础,也是人类社会发展的空间条件。保护自然资源和自然环境,促进社会、经济与生态环境的可持续发展,已成为当今世界所面临的一项重要任务。保护自然资源和

生态环境,既是物质文明建设的基础,又是精神文明建设的重要内容。山川秀美的自然环境已不再仅仅是文人雅士文学艺术的源泉和自然探险家的“乐园”,而已成为现代社会人们向往回归大自然和返朴归真的理想追求。热爱大自然、爱护有益动植物、保护生物多样性已逐渐成为时尚及社会文明与进步的标志。因此,加强自然保护区的建设与科学有效的管理具有十分重要的意义。

一、自然保护区概念

(一) 自然保护区的概念

目前在世界范围内还没有一个统一的自然保护区(nature reserve)的概念。自20世纪30年代以来,各国学者曾给自然保护区下过多种不同的定义,1992年《生物多样性公约》对自然保护区的定义为“保护区是指一个划定地理界限,为达到特定保护目标而指定或实行管制和管理的地区”。1994年9月国务院颁发的《中华人民共和国自然保护区条例》对自然保护区的定义:自然保护区是指对有代表性的自然生态系统、珍稀濒危野生动植物物种的天然集中分布区、有特殊意义的自然遗迹等保护对象所在的陆地、陆地水体或者海域,经各级人民政府批准,依法划出一定面积予以特殊保护和管理的区域。

近年来,国际上对自然保护区已不再单纯从保护生物物种及其生境的角度来理解它,而是给予其更加丰富的内涵。1994年,IUCN发表的《保护区的管理类型》一书将自然保护区定义为“保护区是致力于生物多样性和其他自然和文化资源的管护,并通过法律和其他有效手段进行管理的陆地和海岸”。根据这个定义,保护区的保护范围与保护对象更加广泛。按此定义,除了典型自然生态系统、珍稀濒危野生动植物和有特殊意义的自然遗迹外,一些有代表性的风景名胜、森林公园、重点文物古迹、具有纪念意义的历史文化遗迹、经济上和遗传上具有重要价值的栽培植物及驯化动物集中原产地等等,都应成为保护区和保护对象。但总的说来,自然保护区的概念具有两个基本含义:一是指受到人为保护的某一具体的特定的自然区域;一是指所有具有保护性质的区域总称。

(二) 自然保护区的意义

自然保护区是在人为划定的地域范围内,采取特殊保护措施,保护自然环境和自然资源,拯救濒于灭绝的动植物物种的重要形式和有效手段,在其一百多年的发展历史中,日益显示出在协调人类与自然关系方面的重要性和巨大生命力。

自然保护区置典型生态系统和自然资源于特殊保护之中,它是受人类干扰比较少的生态良好区域。因此,从某种意义上讲,自然保护区是生物多样性的保存地和物种“基因库”,它能为人类提供认识自然、顺应自然规律和合理开发利用自然资源提供生态系统“本底”的信息资源;自然保护区又是开展科学研究的“天然实验室”,它为考证区域自然发展史、评价资源与环境现状、预测未来变化趋势提供了研究基地;自然保护区还是对社会公众进行资源与环境宣传教育的“自然博物馆”,是普及生态学知识的环境教育基地;同时,在规定的时空范围内,自然保护区可为人们休闲娱乐和生态旅游提供理想的自然场

所。因此,自然保护区建设和发展水平已成为衡量一个国家、一个地区文明和进步的重要标志之一。

自然保护区是自然保护事业中的重要方法和手段,也是开展自然保护工作的重要基地。自然保护区建设是自然保护最基本的建设之一(金鉴明等,1991)。自然保护区以具有代表性的自然景观或地域,如珍稀动植物的天然分布区、重要的天然风景区、水源涵养区、具有特殊意义的自然地质剖面 and 重要的自然遗迹及人文遗迹以及其他为了科研、教育、文化娱乐目的地而划分出的保护地域为保护对象,它不仅为人类提供自然环境的天然本底,揭示自然生态系统的演化发展规律,探寻合理开发利用自然资源的可行性,找出合理开发和可持续利用生物资源的科学方法、拯救某些濒于灭绝的生物物种,保护生物物种、种群、群落和生态系统多样性及生物遗传的多样性,促进生态系统健康,保持生态系统服务功能的发挥,改善人类赖以生存的环境,监测人为活动对自然界的影响等奠定了坚实的基础。因此,自然保护区既是人类认识自然、学习自然和保护自然的战略基地,又是利用自然和改造自然的起点;既是开展科学研究的天然实验室,又是对社会公众进行资源与环境宣传教育普及科学知识的教育群众的大课堂;既是生物多样性的保存地和天然的生物物种基因库,又是净化人类灵魂和陶冶高尚情操的活生生的自然博物馆。

二、自然保护区的功能和任务

(一) 自然保护区的主要功能

自然保护区的基本任务是保护具有代表性的、自然的、近自然的、半自然的、人工的以及破坏或退化后能恢复的生态系统;保护濒危、孑遗、珍稀的生物物种和遗传资源;保护山地、河流、水源;保护国家和地方公园及自然景观、历史遗迹等。因此,它既是认识自然的基地,又是改造自然的起点;既是进行专业研究的天然实验室,又是教育群众普及科学知识的大课堂;既是物种的天然基因库,又是活的自然博物馆。尽管自然保护区的类型千差万别,功能各异,但它们的总目标一致,即在获得最佳的生态效益的前提下,获得最大的经济效益和最好的社会效益。为了实现这一目标,自然保护区应当成为一个具有多种功能的自然-社会-经济综合体,在获得最佳生态效益的前提下,力求使生态效益、社会效益和经济效益相统一。其主要功能概括起来主要有以下几个方面。

1. 生态系统的天然“本底”

首先,自然保护区能为人类提供生态系统的天然“本底”,各种生态系统是生物与环境间长期相互作用的产物。现今世界上各种自然生态系统和各种自然地带的自然景观,正在迅速地遭到人类的干扰和破坏。森林无限制地采伐,草原的开垦,荒漠的过度放牧,热带的农业开发以及城市不断扩大和大工程的建设等,使得许多地区生态平衡失调,有些地区的自然面貌已难以辨认。为了研究这些地区的自然资源和环境的特点,以便提出合理的利用和保护措施,不得不借助于古代的文献记载、考古材料、自然界残留的某些特征(诸如孑遗的生物种类、土壤剖面、地貌类型等)和古生物学的研究资料,来推测已不复存在的

自然界的原始面貌。由此可见,在各种自然地带保留下来的、具有代表性的天然生态系统或原始景观地段,都是极为珍贵的自然界的原始“本底”,它为衡量人类活动结果的优劣,提供了评价的准则,同时也为探讨某些自然地域生态系统的今后合理发展的方向,指出了一条途径,以便人类能够按照需要而定向地控制其演化方向。

2. 野生生物物种基因库

自然保护区是各种生态系统以及生物物种的天然贮存库,现今世界上物种的确切数量究竟是多少,直到目前还不十分清楚,尽管生物分类学家们在研究物种方面进行了大量的工作,但由于多种原因,迄今对生物种类还缺乏系统可靠的资料。目前认为世界物种在500万到1000万之间,其中只有150万种是在科学文献中有记载的。人们从这些物种中获取生活的原料已经有着悠久的历史。自新石器时代以来,人类的农业育种工作,就一直把注意力集中于少数已被驯化或栽培的动植物种。现在育种专家们发现要对现有品种进行改良和提高生产潜力,难度愈来愈大,因此,除了对现有少数的物种进行育种改良外,必须挖掘新的物种来源,从而又开始转向到大自然丰富的宝库中,寻找野生的物种资源。

自然保护区正是为人类保存了这些物种及其赖以生存的生态环境,现在许多重要的动植物资源及完整的生态系统相继被发现,就是在自然保护区中调查研究出来的。特别是目前世界上许多物种,由于环境的变化或人为的干扰,过去曾经一度繁茂分布,现在处于濒临灭绝的状态。自然保护区的建立和合理的管理,将有助于这些生物的保护及其繁衍。从这个意义上说,自然保护区无疑是物种资源及生态系统的天然贮存库。

3. 开展科学研究的天然实验室

自然保护区里保存有完整的生态系统、丰富的物种、生物群落及其赖以生存的环境。这就为进行各种有关生态学的研究,提供了良好的基地,成为设立在大自然中的天然实验室。自然保护区是开发自然保护科学研究的重要基地,可用于对自然生产潜力、自然生态平衡、最优生态结构的研究;生物环境间的制约规律,生物内部各品种间的消长与调控,以及环境因子改变后预测可能带来的后果、自然演替方式、速度、程度和后果,引种可能性及分布范围地研究;人类活动的干扰与生物群落的自然恢复能力,可逆变化的环境阈值等研究,以及进行仿生学研究,环境本底监测研究等。由于自然保护区的长期性和天然性的特点,对于进行一些连续的、系统的观测和研究,实地掌握天然生态系统中物种数量的变化、分布及其活动规律,对自然环境长期演变的监测以及珍稀物种的繁殖及驯化等方面的研究,提供了特别有利的条件。

4. 进行宣传教育的博物馆

自然保护区是向群众进行有关自然和自然保护宣传教育活动的自然博物馆和自然讲坛。除少数为进行科研而设置的绝对保护地域外,一般保护区都可以接纳一定数量的青少年、学生和旅游者到保护区进行参观游览。通过在保护区内精心设计的导游路线和视听工具,利用自然保护区这一天然的大课堂,增加生物、地学的知识。自然保护区内通常都设有小型的展览馆,通过模型、图片、录音、录像等设施,宣传有关自然和自然保护的知

识。因此,我们把自然保护区又称为活的自然博物馆。

5. 维持大自然生态平衡

自然保护区由于保护了天然植被及其组成的生态系统,在改善环境、保持水土、涵养水源、维持生态平衡方面具有重要的作用。特别是在河流上游、公路两侧及陡坡上划出的水源涵养林能直接起到环境保护作用。当然,要维持大自然的生态平衡,仅靠少数几个自然保护区是远远不够的,但它却是自然保护综合措施网络中的一个重要环节。

6. 合理开发利用自然资源的示范地

建立自然保护区的目的,并不是为了单纯的消极保护,而是为了在实现有效保护的前提下,合理开发利用自然资源。一方面,合理开发利用自然保护区内的自然资源;另一方面为合理开发利用更大区域内的自然资源提供模式和指导。

从获取经济效益的特点分析,对自然资源的利用一般分为两种方式:一种是直接利用,获取直接的经济效益,在经营区内因地制宜地、有计划地进行多种经营活动,这就是对自然资源的直接利用。自然保护区经济的发展,自给能力的提高,主要取决于对自然资源的直接利用。另一种是间接利用,发挥自然资源潜在的经济价值,在核心区和实验区内所进行的科学研究,实际上是对自然资源的一种间接利用,其科学意义和指导性作用甚至比直接获得更经济。自然保护区常常拥有丰富的生物资源。对于可更新资源如野生动植物资源等而言,在人工保护下,其生长速度和生长量都有可能增加,甚至种群超量发展。因而,合理开发利用部分野生动植物,是稳定天然食物链、保护自然承载能力与生物种群及其数量相适应的重要措施。

自然资源的合理开发利用是自然保护区发展的经济基础,也是妥善解决当地居民生产、生活问题的关键。要发挥自然保护区的资源优势,按照生物自然更新的规律,并根据市场的需要,在不破坏自然资源和自然环境的条件下,积极发展种植业、养殖业、采集业、狩猎业、加工业、旅游业、商业和具有地方特色的手工业等,不断提高自然保护区的利用价值,积累更多的资金用于自然保护区的发展,逐步实现自然保护区的自养。

7. 开发生态旅游活动的理想场所

自然保护区一般都拥有丰富的旅游资源,是旅游者向往的热点区域。为充分发挥自然保护区的资源优势,一般可在充分保护好核心区的情况下,在缓冲区和实验区开辟一定区域用于开发旅游。这种活动一方面可利用参观游览的机会,宣传自然保护区知识;另一方面,保护区可通过收取门票和服务费等形式增加收入,用于补助自然保护区建设和管理的费用。保护区的旅游活动近年来越来越普遍,并呈现快速发展的趋势,然而这种旅游活动应该受到严格的管理,在开放地点、开放季节、时间、旅游容量等方面需要有所限制,以尽可能减少对保护区主要保护对象的环境影响为原则。

(二) 自然保护区的基本任务

自然保护区应当是一个具有多种功能的自然 社会 经济综合体。尽管自然保护区的

种类千差万别,为了实现这一目标,自然保护区的基本任务有以下4项。

1. 保护自然资源与自然环境

保护自然资源与自然环境是自然保护区的首要任务,使各种有科学价值和历史意义的自然历史遗迹和各种有益于人类的自然景观,在人工的保护下,保持本来面目。对整个自然界而言,自然保护区的最大功能在于使生命系统和环境系统之间的物质循环和能量转换正常进行,维持有益于人类的良性的生态平衡。只有这样,才能使自然保护区成为自然条件相类似地区进行区域开发的自然参照系统;使自然保护区成为抢救和保护珍稀濒危物种的有效手段;使自然保护成为多种学科进行科研和教学的基地。所以,保护自然资源 and 自然环境是发挥自然保护区多种功能、实现自然资源永续利用的前提和基础,是自然保护区的根本任务,同时也是衡量自然保护区工作成败的关键性标志。

2. 合理开发利用自然资源,发挥自然保护区的多种功能和经济效益

自然资源的合理开发利用是自然保护区发展的经济基础。要发挥自然保护区的资源优势,按照生物自然更新的规律,并根据市场的需要,在不破坏自然资源和自然环境的条件下,积极发展种植业、养殖业、采集业、狩猎业、加工业、旅游业、商业和具有地方特色的手工业等,不断提高自然保护区的利用价值,积累更多的资金用于自然保护区的发展,逐步实现“以资养区”。在生物型动物类的自然保护区内,经所属领导单位批准,除有计划地利用一些非保护类动物外,还可以对属于二、三类保护动物中繁殖快、数量多的一些鸟兽合理开发利用;对某些珍稀野生动物中的部分失去繁殖能力的老龄个体,可以有计划地捕获,按合理价格向动物园、实验中心和国内其他有关部门提供。对珍稀动物中的病弱个体可以进行抢救和驯养。总之,在自然保护区自然资源的利用中,要有生态学观点和经济学观点,要有科学依据和具体的限制性条件,只有这样,才可以避免对自然资源造成破坏和浪费。

3. 科学研究

科学研究工作在自然保护区的建设和发展中起参谋和决策作用。对自然资源,怎样才能做到有效的保护?怎样才算是合理地开发利用?这一切都需要通过科学研究来解决。所以,科学研究工作是自然保护区工作的灵魂,既是先行性工作,又是基础性工作,是实现自然资源有效保护与合理开发互相利用的关键。自然保护区科学研究工作所涉及的内容是十分广泛和十分复杂的。一般分自然、经济和社会三个方面。

自然方面主要研究保护对象与自然环境,多以研究生态系统为主,这是自然保护区科研工作的中心任务。经济方面主要研究各种自然资源的发展趋势与经济潜力,合理开发利用的方式与开发利用前景以及市场信息等。社会经济方面主要研究人类活动对自然资源与自然环境的影响,探讨控制人类活动或通过人工干预保护自然资源与自然环境的途径。同时还要研究自然保护区的科学管理、法制建设,如何发挥文化教育功能等问题。

这三个方面的研究互相关联,各有侧重。自然保护区科研工作的深度与广度是衡量自然保护区管理水平与工作优劣的主要标志。自然保护区建立前的综合考察、综合评价

与建区规划等,同样是自然保护区科研工作的组成部分。自然保护区的发展与多种功能的充分发挥、多种效益的获取,均取决于自然保护区科研工作的水平。

自然保护区应当成为多种学科的科研基地和教学实习基地。鉴于我国大多数自然保护区建立的时间不长、管理人才缺乏、科研力量薄弱,因而加强自然保护区与科研单位、大专院校的横向联合十分重要。自然保护区要发挥具体情况熟悉、观测资料丰富、实践经验多的优势;科研单位和大专院校发挥国内外信息灵通、相关文献丰富、理论研究较深入的优势,两方面结合起来,便可以在发挥双方优势的基础上,消除各自的不足,对提高科研水平,发展自然保护理论与促进自然保护区工作均具有极为重要的意义。有条件的自然保护区,可以定期或不定期编辑出版有关刊物、文集、专著、图册等,并及时向国内外公布科研成果,丰富我国自然保护理论宝库。

4. 宣传工作

宣传工作是教育群众,保证自然保护区工作稳定发展的重要条件。从对象上看,宣传工作包括对自然保护区职工的宣传和对广大群众的宣传,主要包括对国家有关政策、法令、条例以及自然保护区有关规章制度的宣传和各种科普知识的宣传。要重视对自然保护区广大职工的宣传教育,使每个职工懂得自己所在自然保护区的科学价值和重要意义以及个人所担负的光荣重任,使每个职工成为我国自然保护事业自觉的建设者和宣传员。

向广大群众宣传有关政策、法令和普及自然保护知识是一项具有深远意义的重要工作。我国多数自然保护区建在经济和文化比较落后的山区,当地群众的切身利益需要照顾;群众的生产和生活需要得到保证;群众传统的生产和生活习惯要受自然保护区有关规定的约束和逐步改变。要处理好这一切,都需要对群众进行深入细致的思想工作,需要采取简明、生动、灵活多样的方式向广大群众进行宣传,让广大群众逐步懂得建设自然保护区的意义和保护自然给他们带来的好处,把保护自然资源和自然环境变成广大群众的自觉行动。当然要做到这一切是很不容易的,需要长期地、坚持不懈地做好宣传工作。

可以接待中外科学工作者和大专院校师生考察的自然保护区与可以开发旅游业的自然保护区,应当把宣传工作与服务工作结合起来,不断扩大自然保护区在国内外的影响,发挥自然保护区的多种功能和多种效益。

三、自然保护区的类型

(一) 国际上自然保护区的主要类型

自1872年美国建立世界上第一个自然保护区以来,世界自然保护区事业已经历了130年的发展历史,世界各国均建立了许多自然保护区,但自然保护区类型名称和性质差别较大,类型划分标准也不一致,使得国际上对自然保护区类型的划分至今未能最后统一。

1978年国际自然和自然资源保护同盟的国家公园与保护区委员会(CNPPA)在其

《保护区的分类、目标和标准》报告中,以保护区的管理目标为分类标准,将全球保护区统一划分为 10 个类型。即:① 科研保护区/严格的自然保护区;② 国家公园;③ 自然纪念地/自然景物地;④ 管理的自然保护区/野生生物禁猎区;⑤ 保护性陆地景观或海洋景观保护区;⑥ 资源保护区;⑦ 自然生物区/人类学保护区;⑧ 多用途管理区/管理的资源区;⑨ 生物圈保护区;⑩ 世界遗产迹地(自然)。如管理目标是用于科学研究的称严格的自然保护区,管理目标是用于娱乐、消遣和公众教育的则称国家公园和景观保护区,管理目标用于资源持续利用的则称资源保护区等等。

IUCN 的这种分类方案以保护区的管理目标为分类标准,受人为主观因素的影响较大,因此常常因为管理目标的增加或减少而引起类型的变化,甚至由于管理目标的转变而使保护区类型变更。1985 年 IUCN 将 1978 年方案中的生物圈保护区和世界遗产迹地去掉减至 8 个,1990 年进一步减至 5 个,即:① 科研保护区和荒野区;② 国家公园和对等的保护区;③ 自然纪念地;④ 生境和野生生物管理区;⑤ 保护性的陆地(海洋)景观区(生态系统保护区)。1993 年对经 CNPPA 执委会和 IUCN 理事会审核了 CNPPA 专家工作组于 1990 年向 IUCN 第十八届大会提交的最终报告——《保护区的目标、标准和类型》,并形成一份《保护区管理类型指南》(草案)。在该指南中按管理目标将所有保护区划分为 6 个类型(表 5-9),并希望此指南能广泛应用于世界各国。

表 5-9 1993 年修订的 IUCN 保护区类型划分表(薛达元,1994)

序号	类型	主要管理目标
1	严格的自然保护区/荒野区	前者用于科学研究,后者用于荒野区保护
2	国家公园	用于生态系统保护和娱乐
3	自然纪念地	用于特殊自然特征的保护
4	生境/物种管理区	通过管理的干预达到保护目的
5	受保护的陆地景观/海洋景观	用于陆地和海洋景观的保护与娱乐
6	受管理的资源保护区	用于自然生态系统的持续利用

总之,国际上对保护区类型划分非常重视,已经花费了 25 年的时间来研究其划分标准,目前已基本形成格局,但仍有争论。此外,IUCN 的保护区类型划分标准始终贯穿了一个原则,此原则是以保护区管理目标作为类型划分依据,即根据建立保护区的目的和用途进行划分。

(三) 我国自然保护区的类型与级别划分

我国自然保护区建设始于 1956 年,对于保护区类型划分的探索始于 20 世纪 80 年代初。1980 年全国农业区划委员会自然保护区专业组将我国自然保护区分为 3 个类型,即森林及其他植被类型、野生动物类型和自然历史遗迹类型。这是我国保护区类型划分的雏形。后来,我国有许多学者对保护区类型划分作了探索。1986 年施光乎将我国自然保护区划分为生态系统自然保护区、珍贵植物或特殊植被自然保护区、野生动物自然保护区、森林公园(自然公园)、自然历史遗迹保护区 5 个类型。1986 年马乃喜等将我国自然

保护区划分为综合型自然保护区、生物型自然保护区、自然历史遗迹型自然保护区、自然风景型自然保护区和养殖型自然保护区 5 个一级类型、9 个二级类型、29 个三级类型。1992 年白效明提出了另一个划分方法,将我国自然保护区划分为自然生态系统型、自然资源型、综合开发利用型、自然历史和文化遗迹型、自然风景型 5 个类型。以上各种划分方案,都仅仅停留在研究探索阶段,尚没有在我国自然保护区管理中真正得到应用。这是因为我国主管自然保护区的政府部门较多(林业、环保、农业、海洋、地矿、水利、城建等),各部门常常各司其政,自成体系,从而使自然保护区类型划分长期处于混乱状态,影响了自然保护区管理质量。

我国自然保护区建设已有近 50 年的历史,保护区的数量和面积已有相当大的规模,但在类型和级别的划分长期缺乏一个全国统一的标准,不利于自然保护区的管理和资料统计。1994 年,薛达元等在对我国已建自然保护区现状充分了解和类型充分研究的基础上,根据自然保护区的主要保护对象,将我国自然保护区类型与级别划分为 3 个类别 9 个类型(表 5-10)。

表 5-10 中国自然保护区类型及其划分标准(GB/T 14529—93)

类 别	类 型	主要保护对象
I. 自然生态系统类	1. 森林生态系统类	主要保护森林植被及其生境所形成的自然生态系统
	2. 草原与草甸生态系统类	主要保护草原植被及其生境所形成的自然生态系统
	3. 荒漠生态系统类	主要保护荒漠生物和非生物环境共同形成的自然生态系统
	4. 内陆湿地和水域生态系统类	主要保护水生和陆栖生物及其生境共同形成的湿地和水域生态系统
	5. 海洋和海岸生态系统类	主要保护海洋、海岸生物与其生境共同形成的海洋和海岸生态系统
II. 野生生物类	6. 野生动物类	主要保护野生动物物种,特别是珍稀濒危动物和重要经济动物种群及其自然生境
	7. 野生植物类	主要保护野生植物物种,特别是珍稀濒危植物和重要经济植物种群及其自然生境
III. 自然遗迹类	8. 地质遗迹类	主要保护特殊地质构造、地质剖面、奇特地质景观、珍稀矿物、奇泉、瀑布、地质灾害遗迹等
	9. 古生物遗迹类	主要保护古人类、古生物化石产地和活动遗迹

资料来源:国家环保总局等,1994。

自然生态系统类自然保护区是指以具有一定代表性、典型性和完整性的生物群落和非生物环境共同组成的生态系统作为主要保护对象的一类自然保护区。下分森林生态系统类、草原与草甸生态系统类、荒漠生态系统类、内陆湿地和水域生态系统类、海洋和海岸生态系统类自然保护区 5 个类型。

野生生物类自然保护区是指以野生生物物种,尤其是珍稀濒危物种种群及其自然生境为主要保护对象的一类自然保护区。下分野生动物类自然保护区和野生植物类自然保护区两个类型。

自然遗迹类自然保护区是指以特殊意义的地质遗迹和古生物遗迹等作为主要保护对象的一类自然保护区,下分地质遗迹类型自然保护区和古生物遗迹类型自然保护区两个类型。

同时,为了明确自然保护区的重要程度,进而对不同级别的自然保护区采取有针对性的政策和措施进行管理。薛达元等(1993)根据我国自然保护区建设的实际情况,参照国外有关自然保护区重要性评价标准,将我国自然保护区分为国家级、省(自治区、直辖市)级、市(自治州)级和县(自治县、旗、县级市)级4级,并按自然生态系统类、野生生物类和自然遗迹类对各级自然保护区的标准进行定义(表5-11)。

表5-11 中国国家级和省级自然保护区级别划分的国家标准(GB/T 14529-93)

类别	国 家 级	省 级
I. 自然生态系统类	① 在全球或国内所属生物气候带中具高度代表性和典型性;② 具全球稀有、国内仅有的生物群落或生境类型;③ 在国内所属生物气候带中具高度丰富的生物多样性;④ 生态系统尚未遭人为破坏或破坏很轻,保持着良好自然性;⑤ 生态系统完整或基本完整,保护区拥有足以维持这种完整性所需的面积,包括具备1 000 hm ² 以上面积的核心区和相应面积的缓冲区	① 辖区所属生物气候带具高度代表性和典型性;② 具国内稀有、辖区内仅有的生物群落或生境类型;③ 辖区所属生物气候带具高度丰富的生物多样性;④ 生态系统保持较好的自然性,虽遭人为干扰,但破坏较轻,尚可恢复到原有自然状态;⑤ 生态系统完整或基本完整,保护区面积基本尚能维持这种完整性;⑥ 或虽未能完全满足上述条件,但对促进辖区内或更大范围经济发展和生态环境保护具有重大意义
II. 野生生物类	① 国家重点保护野生动、植物的集中分布区、主要栖息地和繁殖地;或国内或所属生物地理界中著名的野生生物物种多样性的集中分布区;或国家特别重要的野生经济动、植物的主要产地;或国家特别重要的驯化栽培物种其野生亲缘种的主要产地;② 生境维持良好的自然状态,几乎未受到人为破坏;③ 保护区面积要求足以维持其保护物种种群的生存和正常繁衍,并要求具备相应面积的缓冲区	① 国家重点保护野生动、植物种的主要分布区和省级重点保护野生动、植物种的集中分布区、主要栖息地及繁殖地;或辖区内或所属生物地理省中较著名的野生生物物种集中分布区;或国内野生生物物种模式标本集中产地;或辖区内、外重要野生经济动、植物或重要驯化物种亲缘种的产地;② 生境维持在较好的自然状态,受人为影响较小;③ 保护区面积要求能够维持保护物种其种群的生存和繁衍
III. 自然遗迹类	① 遗迹在国内外同类自然遗迹中具有典型性和代表性;② 其遗迹在国际上稀有,国内仅有;③ 其遗迹保持良好的自然性,受人为影响很小	① 其遗迹在本辖区内、外同类自然遗迹中具有典型性和代表性;② 其遗迹在国内稀有,在本辖区仅有;③ 其遗迹尚保持较好的自然性,受人为破坏较小;④ 其遗迹基本保存完整,保护区面积尚能保持其完整性

注:引自国家环保总局等,1994。

国家级自然保护区是指在全国或国际上具有极高的科学、文化和经济价值,并经国务院批准建立的自然保护区。

省(自治区、直辖市)级自然保护区是指在本辖区或所属生物地理省内具有较高的科学、文化和经济价值以及休息、娱乐、观赏价值,并经省级人民政府批准建立的自然保护区。

市(自治州)级和县(自治县、旗、县级市)级自然保护区是指在本辖区或本地区内具有较为重要的科学、文化、经济价值以及娱乐、休息、观赏的价值,并经同级人民政府批准建立的自然保护区。

在对上述自然保护区的类型和级别进行划分的过程中,要能充分体现其保护区域和

主要保护对象的科学意义和在经济、社会与环境方面的价值。对于自然生态系统来说,其价值主要体现在生态系统的代表性、典型性、稀有性、自然性、物种的多样性以及生态系统的完整性等方面。对于野生生物类自然保护区来说,其重要性主要体现在保护物种的科学、文化和经济价值以及物种的稀有性、特有性及脆弱性等方面,并反映在物种的保护级别上,因此,可从区内保护物种的级别来衡量野生生物类自然保护区的重要程度。对于自然遗迹类自然保护区来说,其价值主要体现在被保护自然遗迹的稀有性、自然性、典型性、代表性和完整性等方面,还体现在其提供人们休息、娱乐、医疗卫生、旅游、教育、观赏以及科学研究等方面的价值。因此,在对自然保护区进行级别划分评价时,可以上述自然保护区划分依据作为其主要评价指标。这也是目前国内评价某一自然区域重要性的常用指标。

在对我国国家级、省级和市、县级自然保护区级别划分的过程中,对国家级自然保护区的划分主要强调其在科学、文化和经济方面的价值,而对省级和市、县级自然保护区的划分除要求考虑在科学、文化和经济方面的价值,也可考虑在休息、娱乐和观赏方面的价值。在各级标准的自然保护区描述方面,还要充分注意到各级评价指标的评价范围和背景,如在生态系统类保护区标准中,以生物气候带为背景,对国家级保护区强调了在全国范围生物气候带中的代表性、典型性、稀有性和生物多样性,而省、市县级保护区则强调在本辖区生物气候带中的代表性、典型性、稀有性和生物多样性,从而在空间范围内加以区别;在野生生物类保护区的标准中,则以生物地理界(省)和辖区为评价背景,而不以生物气候带为背景;在自然遗迹类保护区标准中,仅强调了辖区评价范围,而未涉及生物气候带和生物地理省。这样可做到根据具体情况区别对待,而不拘于一个模式。

第六节 自然保护区设计与评价

一、自然保护区设计

自然保护区的发展虽然有 100 多年的历史,但一直缺乏科学的理论指导,许多自然保护区在选址和设计的过程中暴露出不少弊端,极大地削弱了其保护功能的发挥。20 世纪 80 年代蓬勃兴起的景观生态学给自然保护区理论带来了新思想、新理论和新方法(邱扬等,1997)。景观生态学的许多理论和学说可直接应用于自然保护区的类型划分、区划、研究和管理工作之中。

(一) 自然保护区设计的理论基础

1. 景观结构与功能原理

一个自然保护区即是一个由生态系统组成的景观。在自然保护区景观中存在着狭长的廊道,如山岭、河流;非线性斑块,如森林、湖泊、草地;以及本底基质,如地带性植被等景观组分。这些景观要素在大小、形状、数目、类型和外貌上的变化,直接影响着自然保护区

的景观结构。自然保护区景观结构的差异性导致了景观功能的差异性,如物种、能量、养分和信息在景观要素间的流动及其相互影响。例如,按照景观网络结构和功能的原理,在设计动物保护区时,应使景观组分间的连通性尽可能地大,以防止种群的生殖隔离,增加种群内变异和遗传多样性。

可以设想,最优的自然保护区应由几个大型的自然植被斑块组成本底,并由分散在其中的一些小斑块或小廊道所补充。大型自然斑块具有多种重要的生态功能,如果没有它,就失去了该景观的自然保护价值;而小斑块可作为物种定居的立足点,保护分散的稀有种类或小生境(Forman,1995)。自然保护区的景观结构和功能原理为多学科研究自然保护区景观提供了通用术语或框架,应是自然保护区理论中最基础的部分。

2. 景观异质性理论

自然保护区的景观异质性是自然保护区或其特征(如物种组成)的变异程度。景观异质性对自然保护区的功能与过程有重要的影响,它可以影响资源、物种或干扰在景观上的流动与传播。

自然保护区的景观异质性包括时间异质性(如植被演替、濒危种的灭绝过程等)和空间异质性(如植被的镶嵌结构)。时间异质性已在前述各章叙及。空间异质性主要包括以下三个方面:即空间组成(生态系统的类型、数量及面积比)、空间构型(生态系统的空间分布)、空间相关(生态系统及参数的空间关联程度及尺度等)。自然保护区上述三个方面的空间异质性研究,将会使自然保护区理论走向数量化。

为达到自然保护的目的,在生态学上,自然保护区的最佳形状为一个大的核心区加上弯曲的边界和狭窄的耳垂形裂片(lobe)延伸,其延伸方向与周围生态流方向一致。其中,紧凑或圆形斑块有利于保护内部资源;弯曲的边界有利于多栖息地的物种生存和动物逃避被捕食;狭窄的耳垂形裂片有利于斑块内物种灭绝后的再定居过程,或物种向其他斑块的扩散过程等;斑块的长轴方向角是几种生态现象的关键,例如,林地斑块的延伸方向与迁徙鸟类的利用有关。

自然保护区景观的空间异质性具有绝对性和尺度性的双重性。自然保护区景观的空间异质性是绝对的,是自然保护区景观的本质属性。对大范围自然保护区的景观异质性研究,是自然保护区景观类型划分的基础,也是自然保护区区划的原则。为了研究的方便,通常可视保护区内某一生态系统在一定的尺度内为同质。然而,这种同质性是相对的,随尺度而异。自然保护区景观空间异质性的维持和发展是自然保护工作的重点之一。

3. 自然保护区的景观格局理论

自然保护区景观格局是指自然保护区景观中各组成要素(斑块)在整个自然保护区景观中的空间排列。自然保护区的景观格局决定着物种、资源和环境的分布(Hansen & Urban,1992)。自然保护区景观格局研究目的是在看似杂乱无序的景观上发现潜在的有意义的规律,确定产生和控制空间格局的因子和机制,了解保护区景观的生态过程。因此,自然保护区景观格局及其与干扰关系的研究应成为自然保护区理论的焦点之一。

自然保护区景观格局可分为:点格局(如鸟类的巢穴分布)、线格局(如河流的分布)、

网格局(如保护区网)、平面格局(如湖泊保护区中岛屿斑块的分佈)、立体格局(如森林的林相结构)等。

自然保护区景观中另一种重要的景观格局就是景观组分间的交错带,生态交错带不论在生态系统组成、结构、功能方面,还是在景观中占有的面积、发挥的作用方面都很独特。因而在自然保护区景观格局研究中应独立对待。比如自然保护区中不同植被类型间的过渡带可能正是某些动物所需要的。

自然保护区景观格局存在尺度性,其尺度性随自然保护区的面积或研究目的而异。因此,在自然保护区的规划与设计应分别研究自然保护区景观在不同尺度下的景观格局,保证从总体上把握整个保护区的生态过程和功能。

4. 自然保护区的等级尺度理论

自然保护区景观系统是具有等级结构的系统。它是由各种组分(如生态系统、历史文化建筑等)形成的空间镶嵌体,具有等级性。某一等级的组分既受其高级水平上整体的环境约束,又受下一级组分的生物约束。研究濒危植物的约束体系可了解其生存与发展机制,从而制定相应的保护措施。

时间和空间尺度包含在自然保护区的任何生态过程中。在自然保护区理论中,景观的空间尺度指景观面积大小;时间尺度指景观动态的时间间隔。自然保护区的景观格局、景观异质性、生态过程、约束体系及其他景观特征都因尺度而变化。例如,自然保护区的景观系统在小尺度上可能是异质的,在较大尺度上却可能视为同质。

按照等级尺度理论(O'Neil et al., 1989),自然保护区也只是更大时空尺度体系中的一个组成部分。因而,在对自然保护区景观的规划和管理中,不仅要加强对自然保护区景观内的研究,而且应注重研究保护区与周围其他生态系统或影响因素尤其是人为影响因素的关系,以及保护区和保护区之间的关系。例如,在保护区规划设计时,考虑过渡带的相似性可提高保护区的有效性和连续性等(Franklin et al., 1993)。

总体上说,自然保护区的景观系统存在着等级尺度性。不同等级或尺度间的景观特征不同,不能把一个等级或尺度上的认识随意外推到别的等级或尺度上。着眼于景观水平、群落水平、物种水平等不同尺度上的自然保护区规划和管理实践可能会发生冲突。如果规划和管理的目的为了保存景观结构中的自然波动,那么依赖于这种景观结构的物种也会随之波动。而为了维持某种物种的种群稳定性,可能得采取一种会降低保护区景观结构和过程保护价值的管理方式。所以,应对自然保护区景观中不同等级和尺度分别展开研究,才能制定正确的保护措施。

5. 干扰学说与自然保护区研究

干扰可出现在自然保护区从个体到景观的所有层次。它是自然保护区景观中环境、资源的时空异质性和生物多样性的主要来源。干扰可分为自然干扰和人为干扰。干扰既可能是自然保护区景观的破坏因子,也可能是景观维持和发展的因素。

自然保护不是消极的保护,而是合理地利用资源和环境(属于人类干扰范畴)。因此,研究人类干扰对保护区的影响及其与自然干扰的区别,将对自然保护区景观的管理提供

理论指导。有关自然保护区景观的干扰状况及其对景观格局的影响、干扰在景观上扩散、景观对干扰的抗性以及人类干扰对保护区的影响等研究可为自然保护区科学管理工作提供基础理论指导(Franklin et al., 1987)。如果研究并确定了干扰与景观关系最密切的尺度,就可以把干扰管理工作的重点放在该尺度上。

6. 自然保护区的景观稳定性

稳定性和平衡性特征一直是生态学研究的核心问题。研究自然保护区景观稳定性的目的是要自然保护区成为一个具有强抗干扰性、生物多样性永续利用、持续发展的景观。目前,关于稳定性的概念很多。从景观生态学的角度,自然保护区景观的稳定性从本质上可包含4方面的含义:① 抗性;② 恢复性;③ 持久性;④ 恒定性。

近年来,出现了一种以景观生态学为代表的新生态观,即从强调平衡性、均质性、确定性以及局部尺度或单尺度现象转移到强调非平衡性、异质性、非确定性以及多重尺度或大尺度现象。按照该观点,不稳定性是绝对的。自然保护区景观处于一种或几种亚稳定态,即动态平衡状态(围绕中心位置波动)。亚稳定性并非稳定性和不稳定性之间的中介状态,而是二者的结合,并具有新的特性。

随着景观生态学等级尺度理论的发展,人们希望在更大时空尺度上寻求稳定性,并提出了“流动镶嵌稳态”(shifting mosaic steady state)理论。依据该理论,自然保护区景观是由不同演替阶段、不同类型的斑块构成的镶嵌体。这种镶嵌体结构由处于稳定性和不稳定性状态的景观要素构成。可见,等级尺度理论可把稳定性与不稳定性统一在一起。

综上所述,景观生态学的综合整体思想及其理论精华(如异质性、景观格局、干扰、等级尺度理论、生物多样性以及景观稳定性等)将为自然保护区建设开拓广阔的前景。

(二) 自然保护区规划设计的理论和原则

在自然保护区 100 多年的发展史中,指导自然保护区设计规划的理论日趋成熟,岛屿生物地理学、种群生态学、种群遗传学及景观生态学等理论和方法都为自然保护区的规划设计注入了新的活力。

1. 岛屿生物地理学理论

自然保护区在很大程度上可被看作被人类栖息地包围着的陆地“生境岛”。自 20 世纪 70 年代以来,“岛屿生物地理学”理论成为自然保护区设计的重要理论基础。

“岛屿生物地理学”理论是 1967 年 MacArthur 和 Wilson 在岛屿生物学研究中创立的。该理论认为:① 岛屿面积越大,生境多样性越大,物种灭绝率越小,因此物种丰富度亦越大;② 隔离程度越高,物种迁入率越低,物种丰富度越低;③ 面积大而隔离度又低的岛屿,具有较高的平衡物种丰富度的功能;④ 面积小或隔离度低的生境,具有较高的物种周转率。

根据“岛屿生物地理学”理论,自然保护区的设计应遵循以下原则:① 保护区面积越大越好;② 一个大保护区比具有相同总面积的几个小保护区好;③ 对某些特殊生境和生物类群,最好设计几个保护区,且相互间距离愈近愈好;④ 自然保护区之间最好用廊道相

连,以增加种的迁入率;⑤ 为了避免“半岛效应”,保护区以圆形为佳。

然而,由“岛屿生物地理学”理论所得出的这些原则,在实践中引起了很多争议。许多研究和分析显示出相反的结果:① 就保护区的形状而言,并非圆形最佳。② 保护区之间的通道可以增加物种迁入率,并可通过种群互补效应减小局部绝灭率。但是,传播疾病和扩散干扰源的弊端也不容忽视。③ 大保护区的建立常会受到社会、经济以及管理方面因素的限制。

辛伯洛夫和艾比尔于1976年首次指出:种一面积关系在对“保护区面积越大越好”的问题上是模棱两可的,保护区所包含的种数取决于种一面积曲线的斜率以及这几个小保护区中所含共有种的比例。另一方面,由于种迁入源中种迁入梯度的存在,MacArthur-Wilson学说产生两种不同的答案。此观点引起了长达十余年的争议。但许多研究和分析表明,几个分散的小保护区通常比一个具相同总面积的大保护区有更高的物种丰富度。总之,“岛屿生物地理学”理论在自然保护区设计与管理方面的应用值得重新认识。

2. Diamond 等人的自然保护区设计原则

自然保护区类似于岛屿,其周围被人类创造的异质环境包围,保护区内的物种受到不同程度隔离(李义明等,1996)。Diamond等(1975)根据岛屿生物地理学的种一面积关系和“平衡理论”,提出保护最大物种多样性的自然保护区设计原则。

- 大保护区比小保护区好。原因有两点:大保护区内物种迁入速率和绝灭速率平衡时,拥有物种较多;大保护区物种绝灭速率低。
- 栖息地是同质的保护区,一般应尽可能少地分成不相连的碎片。原因是大保护区物种存活率高,小保护区物种存活率低,大保护区比几个小保护区(总面积之和等于该大保护区)拥有较多物种。
- 栖息地是同质性的保护区,如果要分成几个不相连的保护区,这些保护区应尽可能地靠近,这将增加保护区物种迁入率,减少物种绝灭率。
- 如果是几个不相连的保护区,这些保护区应等距离排列,这意味着每一个保护区的物种可以在保护区之间迁移和再定居。线性排列的保护区,位于两端的保护区相隔距离较远,减少了物种再定居的可能性。
- 如果有几个不相连的保护区,用廊道把它们连接起来(花费代价可能较大),也许会明显地改进保护功能。这是因为物种可以在保护区间扩散,而不需要越过不适宜的栖息地之“海”,从而增加物种存活机会。
- 只要条件允许,任何保护区应尽可能接近圆形,以缩短保护区内物种扩散距离。如果保护区太长,当保护区局部发生种群灭绝时,物种从较中间区域向边远区域扩散的速率会很低,无法阻止类似于岛屿效应的局部绝灭。

(三) 保护区的大小与形状

1. 保护区的大小

在规划自然保护区的大小时应考虑以下几点:① 面积大的保护区与面积较小的保

保护区相比,大的保护区能较好地保护物种和生态系统,因为大的保护区能保护更多的物种,一些物种(特别是大型脊椎动物)在小的保护区内容易灭绝。②保护区的大小也是生境质量的函数。保护区的大小可能部分地代表关键资源的数量与类型。就维持某一物种有效种群而言,低质量的资源比高质量的资源需要更大的面积(李迪强等,1998)。③保护区的大小也与遗传多样性的保持有关,在小保护区中生活的小种群的遗传多样性低,更加容易受到对种群生存有副作用的随机性因素的影响。与试验饲养种群相似,小的种群容易导致遗传漂变和有奠基者效应的遗传异质性丢失。④保护区的大小也关系到生态系统能否维持正常功能。物种的多样性与保护区面积都与维持生态系统的稳定性有关。面积小的生境斑块,维持的物种相对较少,容易受到外来物种的干扰。只有在保护区面积达到一定大小后才能维持正常的功能,因此在考虑保护区面积时,应尽可能包括有代表性的生态系统类型及其演替序列。⑤一个保护区的重要程度随面积的增加而提高。一般而言,自然保护区面积越大,则保护的生态系统越稳定,其中的生物种群越安全。但自然保护区的建设必须与经济发展相协调,自然保护区面积越大,可供生产和资源开发的区域越小,这与人口众多和土地资源贫乏的国家发展经济是不相适应的。为了兼顾长远利益和眼前利益,自然保护区只能限于一定的面积,因此保护区面积的适宜性是十分重要的。⑥保护区的面积应根据保护对象和目的而定,应以物种—面积关系、生态系统的物种多样性与稳定性以及岛屿生物地理学为理论基础来确定保护区的面积。

2. 保护区的形状

关于保护区的形状,Wilson和Willis(1975)认为,考虑到保护区的边缘效应,狭长型的保护区不如圆形的保护区好,因为圆形可以减少边缘效应,狭长型的保护区造价高,受人为影响也大,所以保护区的最佳形状是圆形(图5-2)。从图5-2中可以看出,如果保护区很窄,则在狭长型的矩形保护区中没有真正的核心区,而圆形保护区有核心区。当保护区局部边缘破坏时,对圆形保护区的实际影响很小,因为保护区都是边缘。而矩形保护区中,局部边缘生境的丢失,将影响到保护区内部的核心区,减少核心区的面积。如果采用南北向的狭长型自然保护区,则要保持足够的宽度。

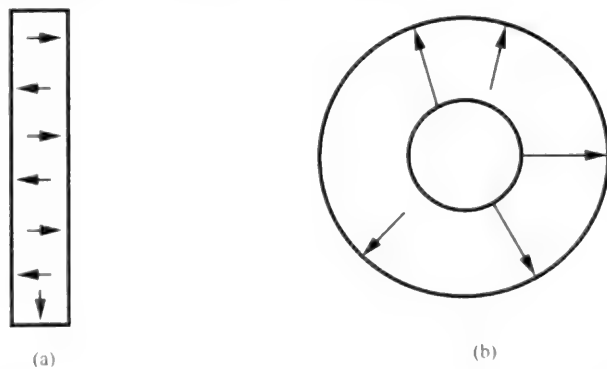


图5-2 保护区面积和边缘关系示意图(仿 Meffe et al., 1994)

(a) 狭长型保护区;(b) 圆形保护区

(四) 保护区的功能分区

1. 功能的划分

1971年,联合国教科文组织提出的“人和生物圈计划”(MAB)是一个世界范围内的国际科学合作规划。MAB计划在实施过程中,提出了影响深远的生物圈保护区的思想。根据其思想,一个科学合理的自然保护区应由3个功能区域组成(图5-3),它们分别为:

- ① 核心区:在此区生物群落和生态系统受到绝对的保护,禁止一切人类的干扰活动或有限度地进行以保护核心区质量为目的,或无替代场所的科研活动;
- ② 缓冲区:围绕核心区,保护与核心区在生物、生态、景观上的一致性,可进行以资源保护为目的的科学活动,以恢复原始景观为目的的生态工程,可以有限度地进行观赏型旅游和资源采集活动;
- ③ 实验区:保存与核心区和缓冲区的一致性,在此区允许进行一些科研和人类经济活动以协调当地居民、保护区及研究人员的关系。

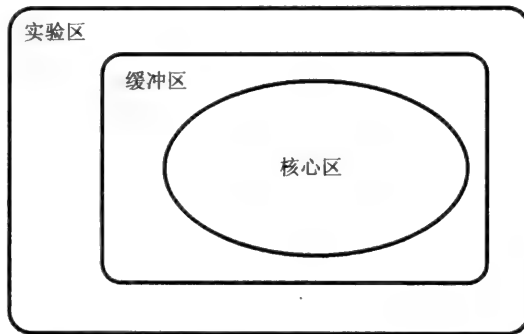


图5-3 一个理想的自然保护区的功能分区
(Noss et al., 1994)

2. 功能区边界的划定原则

在具体规划设计自然保护区的实践中,最重要的是如何合理的划定自然保护区各个功能区的边界问题。现在一般有以下原则:

- 1) 核心区。核心区的面积、形状、边界应满足种群的栖居、饲食和运动要求;保持天然景观的完整性;确定其内部镶嵌结构,使其具有典型性和广泛的代表性。
- 2) 缓冲区。隔离区外人类活动对核心区天然性的干扰,为绝对保护物种提供后备性、补充性或替代性的栖居地。
- 3) 实验区。按照资源适度开发原则建立大经营区,使生态景观与核心区与缓冲区保持一定程度的和谐一致,经营活动要与资源承载力相适应。

需要指出的是,生物圈保护区的思想为自然保护区的设计规划提供了全新的思路。但生物圈保护区只是有关自然保护区规划设计的一种思想。在具体设计操作中,如何确定各功能区的边界、如何合理设计保护区的空间格局、如何构建廊道为物种运动提供通道

等问题的解决必须根据其他相关学科的知识理论,尤其是景观生态学的理论和方法来完成。

(五) 自然保护区网设计与生境走廊建设

1. 自然保护区网设计

Noss 等(1986)认为,自然保护区的设计与研究集中在单个保护区是不可取的,因为单个保护区不能有效地处理保护区内连续的生物变化,只强调种群和物种,而不是强调它们相互作用的生态系统。因此,Noss 等提出了自然保护区网设计的“节点-网络-模块-廊道”(node-network-modules-corridors)模式。其中节点是指具有特别高的保护价值、高的物种多样性、高濒危性或包括关键资源的地区。节点也可能在空间上对环境变化表现出动态的特征,但是节点很少有足够大的面积来维持和保护所有的生物多样性。所以,必须发展保护区网来连接各种节点,通过合适的生境走廊将这些节点连接成为大的网络,允许物种基因、能量、物质在走廊中流动。

一个区域的保护区网包括核心保护区、生境走廊带和缓冲带(多用途区)(图 5-4)。图 5-4 中仅显示了两个保护区,但一个真正的保护区网应包括多个保护区。缓冲带可分内缓冲带和外缓冲带,内缓冲带应严格保护,而外缓冲带允许有各种人类活动。生境走廊是为适应于生物移动而建立的通道。通过生境走廊,可使保护区之间或及其与其他隔离生境相连,把不同地方的保护区连成保护区网。

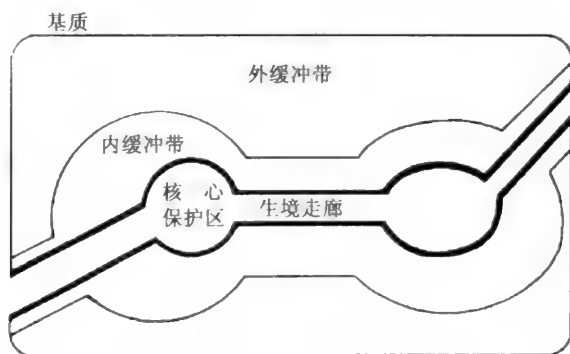


图 5-4 保护区网模型(Noss et al., 1994)

2. 生境走廊建设

人类活动所导致的生境破碎化是生物多样性面临的巨大威胁。生境的重新连接是解决该问题的主要步骤。建设生境走廊的费用很高,同时生境走廊带来的利益可能也很大,只要有可能,就应当将必要的生境建设成生境走廊,将生境破碎区域连接起来。

Noss 根据不同时空尺度和生物的不同组织水平及不同的生境连接问题,提出了 3 种不同时空尺度上的野生动物走廊类型: ① 小尺度相邻生境斑块的连接 如篱笆墙的设计适应于特定的边缘生境,两片树林之间可以利用狭窄的乔木、灌丛条带来帮助小脊椎动

物(如啮齿类、鸟等)移动。但这样的走廊仅仅适宜于边缘种的特点,而不利于内部种的移动调节;② 在景观尺度上建立的比第一类更长、更宽的连接廊道。它们作为保护区景观水平上的廊道,为内部种和边缘种昼夜的或季节性的或永久的移动提供通道,要求有大片带状的森林将各自分离的保护区沿河边森林、自然梯度或地形(如山脊等)连接起来;③ 连接区域内自然保护区。

生境走廊在保护生物学中的作用是:① 给野生动物提供居住的生境;② 作为物种移动的廊道。进一步可细分为:允许动物昼夜或季节性迁移;有利于扩散与种群间的基因流动和避免小种群灭绝;允许物种进行长距离迁移和适应随时发生的外界环境变化(如火灾等)。

对一些特殊的生境类型而言,即使是很小的生境走廊也是应该保护的。河岸林有丰富的冲积土壤和较高的生物生产力,生存着多种昆虫及脊椎动物和许多以树洞和基质作为领域的鸟兽,因此,像河岸林这样很小的移动走廊也应当保护。

大保护区间的走廊是核心区的扩展,生境走廊的宽度包含了适宜生境,因此能将边缘效应减少到最小。保护区或其他适宜生境斑块间的动物廊道是生境走廊最重要的功能之一。建立生境走廊的目的是为一种动物提供生存空间,保持物种安全的迁移机会。

在设计廊道时,首先必须明确其功能,然后进行细致的生态学分析。影响生境走廊功能的限制因子很多,有关的研究主要集中在具体生境和特定的廊道功能上,即允许目标个体从一个地方到达另一个地方。但在一个真实景观上的生境廊道对很多物种会产生影响,所以,在廊道的规划阶段,以一个特定的物种为主要目标时,还应当考虑景观变化和生态过程的影响。

保护区间的生境走廊应该以每一个保护区为基础来考虑,然后根据经验方法与生物学知识来确定。应注意下列因素:要保护的目标生物的类型和迁移特性,保护区间的距离,在生境走廊会发生怎样的人力干扰以及生境走廊的有效性等。

为了保证生境走廊的有效性,应以保护区之间间隔越大则生境走廊越宽的要求设置生境走廊。因为大型的、分布范围广的动物(如肉食性的哺乳动物),为了进行长距离的迁移需要有内部生境的走廊。如在 50 m 宽的生境走廊中黑熊不可能移动多远距离。动物领域的平均大小可以帮助我们估计生境走廊的最小宽度。研究表明,使用生境走廊时除考虑领域与走廊宽度外,其他因素如更大的景观背景、生境结构、目标种群的结构、食物、取食型也影响生境走廊的功能。因此,设计生境走廊需要详细了解目标物种的生态学特性。

二、自然保护区景观设计与适宜性评价案例

景观设计是在一定尺度上对资源的再分配,通过研究景观格局对生态过程的影响,在景观分析、综合评价的基础上,提出景观资源合理利用方案的过程(王军等,1999)。景观生态建设与景观结构设计在生物多样性保护中具有重要作用(俞孔坚等,1996; Baker, 1989)。如何从物种保护角度,研究自然保护区的核心区、缓冲区、实验区以及生境廊道的设计具有实际意义。下面以卧龙大熊猫自然保护区为例(陈利顶等,2000)具体说明自然保护区景观设计的方法步骤。

(一) 景观设计的流程

影响生物生存的景观因子十分复杂,在自然保护区景观结构设计时,不能仅仅考虑某一个或某几个景观因子,不同景观因子的空间组合将直接影响景观中物种的生存。因此,在进行景观结构设计时,要考虑所有影响物种生存的景观因子,在景观适宜性评价的基础上,设计合理的核心区、缓冲区和生境廊道。自然保护区景观结构设计的流程如图 5-5。

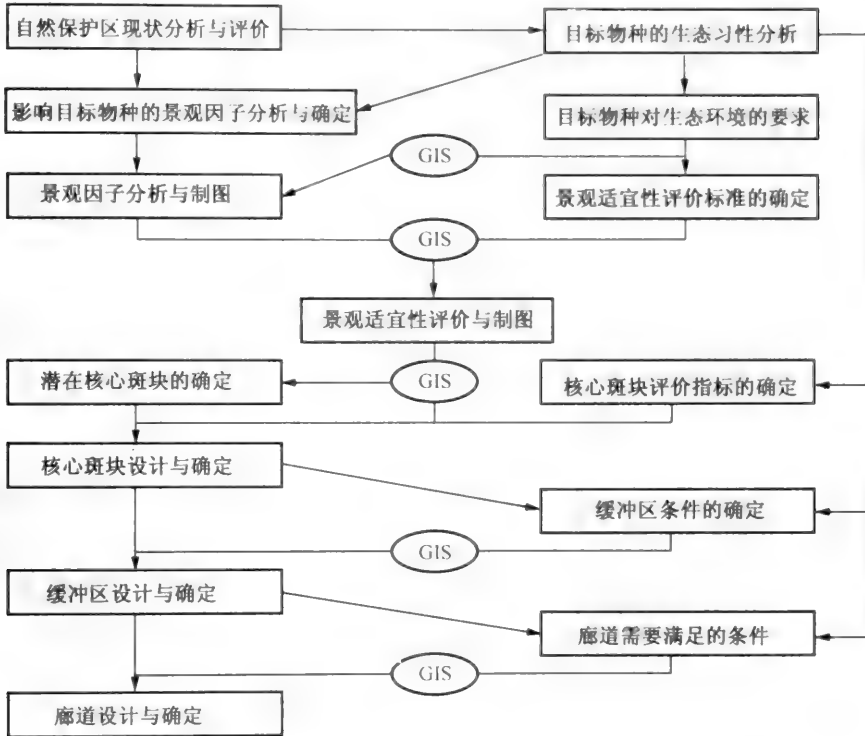


图 5-5 自然保护区景观结构设计流程(傅伯杰等,2001)

(二) 景观适宜性评价

景观适宜性评价就是根据不同景观因子相对于目标物种的重要性(影响程度),确定不同景观因子对目标物种的权重,在此基础上,评价各种景观因子在空间上组合对物种的景观适宜性。卧龙自然保护区位于四川省,面积约 2 000 km²,约有 140 只大熊猫,是目前我国大熊猫自然保护区中最大的一个。影响大熊猫生存的因子除了食物来源——竹类分布比较突出外,海拔高度和地形坡度也是重要的影响因子(胡锦涛,1985),此外人类活动对大熊猫的生存也有显著影响。在此主要选取食物来源、海拔高度和坡度对保护区进行景观适宜性评价。

1. 食物来源

一般认为,竹类的空间分布和丰富程度将直接影响大熊猫的生存。在卧龙自然保护区,大熊猫主要可食竹类有冷箭竹、拐棍竹、华西箭竹、大箭竹、油竹、白夹竹和水竹等。研

究发现,大熊猫最喜欢取食冷箭竹和拐棍竹,其他竹类次之(胡锦矗,1985)。由此可以根据大熊猫对不同竹类的喜爱程度,进行权重赋值(表 5-12)。

表 5-12 不同景观因子权重赋值(傅伯杰等,2001)

分 级	高 程 m	地 形 坡 度	食 物 来 源	权重赋值(u_i)
I 级	2 000~3 000	<20°	冷箭竹、拐棍竹地区	1. 000
II 级	1 150~2 000/3 000~4 000	20°~30°	华西箭竹、大箭竹、油竹、白夹竹地区	0. 667
III 级	4 000~5 000	30°~40°	水竹地区	0. 333
IV 级	>5 000	>40°	无竹类地区	0. 000

2. 海拔高度

随着海拔高度的增加,限制了大熊猫的活动范围和觅食能力。通常大熊猫在1 400~3 600 m 范围内活动,但不同海拔高度范围内出现的频率明显不同,反映出高度变化对大熊猫的影响(Bennett,1990)。由此可以认为大熊猫出现频率较高的地段,是最适合于大熊猫活动和生存的地方,大熊猫出现频率较低的地段景观适宜性较差。根据海拔高度对大熊猫的适宜程度可以进行权重赋值(表 5-12)。

3. 地形坡度

据野外调查,大熊猫一般喜欢在坡度小于 20°的地方活动和觅食。卧龙自然保护区约有 63%的大熊猫活动在坡度小于 20°以下地区,25%的大熊猫在坡度 20°~30°地区活动,仅有 12%的大熊猫活动在坡度 30°以上地区(胡锦矗,1985)。由此可以认为 20°以下的地区最有利于大熊猫的生存,而 20°~30°的地区次之,30°~40°的地区再次之。当地形坡度达到 40°以上时,将不再适宜大熊猫生存,由此可以进行权重赋值(表 5-12)。

在上述权重赋值的基础上,利用下式计算景观适宜性指数。

$$S = \prod_{i=1}^n u_i$$

式中,S 表示了不同景观单元针对大熊猫的景观适宜性指数; n 取 3,表示食物、海拔高度和地形坡度三大影响因子; u_i 表示了不同景观因子的权重。通过 GIS,首先将该区 1:10 万地形图输入计算机中,建立 DEM 模型,并依据分级指标(表 5-13)派生出地形高度分

表 5-13 卧龙自然保护区大熊猫景观适宜性评价(傅伯杰等,2001)

景观适宜性分级	面积统计/km ²	占总面积的百分比/%	适宜性评价	代 码
1	90.4	4.5	最 适 宜	S1
0.5~1	226.4	11.2	适 宜	S2
0.3~0.5(含 0.3)	286.1	14.1	中等适宜	S3
0~0.3(0.3、0 除外)	183.9	9.1	勉强适宜	S4
0	1 236.5	61.1	不 适 宜	S5

级图和坡度分级图,同时将该区 1:50 万竹类分布图输入计算机。然后根据表 5-13 对上述 3 种景观因子类型图进行再分类,产生各因子的权重评价图。利用上述公式计算景观适宜性指数,评价结果见图 5-6 和图 5-7。

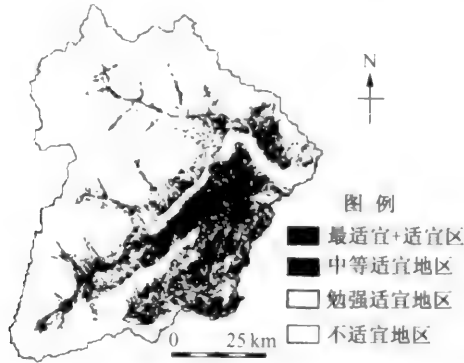


图 5-6 卧龙自然保护区大熊猫景观适宜性评价图(傅伯杰等,2001)

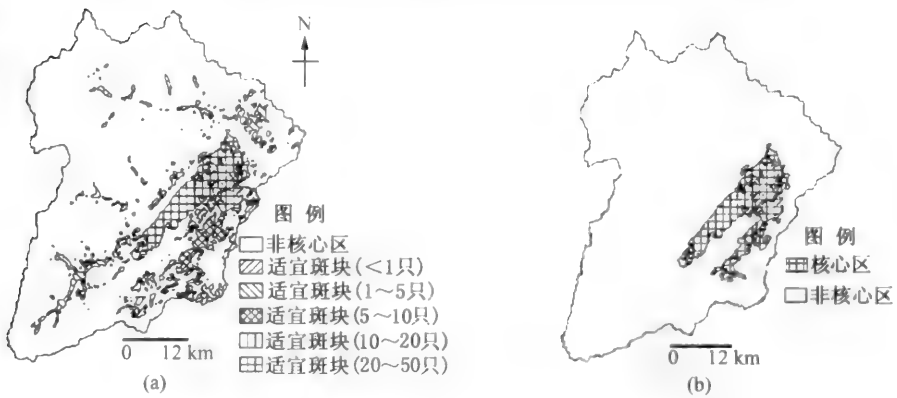


图 5-7 卧龙自然保护区大熊猫潜在核心斑块分析

(a) 所有潜在核心斑块,图例括弧中显示了斑块可以容纳大熊猫的数量;(b) 设计的核心保护区

(三) 卧龙自然保护区景观结构设计与大熊猫保护

1. 核心区设计

通常,大型斑块比小型斑块内有更多的物种,能提高异质种群的存活率,也有利于维持和保护基因的多样性,而小型斑块则不利于斑块内部物种的生存和物种多样性的保护(Farina,1998;王军等,1999)。然而对于具体物种而言,即使有较大的保护区,倘若景观适宜性较差,也将不利于物种的保护。

卧龙自然保护区总面积 2 900 km² 以上,但最适宜和适宜大熊猫生存的面积只有 300 km² 以上,且处于十分破碎状态。在核心斑块设计时,不仅要考虑核心斑块的大小,还需考虑核心区的生态环境质量。因此,核心斑块的设计应满足以下两个主要条件:一

是斑块的景观适宜性较好(为适宜级以上);二是每一个斑块应具有足够大的面积可以维持一定数量的物种(至少可以容纳 5 只大熊猫),即满足种群的最低生存能力。具体的设计方法:① 在景观适宜性评价图基础上,利用 GIS 圈划出景观适宜地区组成的所有潜在斑块[图 5-7(a)],并统计出所有潜在核心斑块的面积。② 考虑到每只大熊猫一般需要 389~640 hm^2 的活动领域(胡锦涛,1985),如果将可以容纳 5 只以上大熊猫的面积作为核心斑块的最小面积(取 400 hm^2 作为一只大熊猫的最小活动区域),则核心斑块的面积最小应为 2 000 hm^2 。通过重新赋值可以得到核心斑块的分布[图 5-7(b)]。

2. 缓冲区设计

缓冲区是围绕着核心区来设计的,通常做法是在核心区外设计一定宽度作为缓冲区。考虑到卧龙自然保护区核心区由几个斑块构成,为了更有效地保护大熊猫生存,以单个的核心斑块建立缓冲区已经失去意义,应将几个核心斑块作为一个整体来考虑建立缓冲区,这样可以保证缓冲区内几个核心斑块上大熊猫自由迁移。缓冲区的设计应满足下列两个条件:一是距离每一个核心斑块的距离不应低于某一特定的值(此处取 3 km);二是缓冲区应覆盖所有的核心斑块。

设计方法:① 首先利用 GIS 计算出以核心斑块为中心的距离指数[图 5-8(a)]。从图 5-8(a)可以看出,在所有以核心斑块为中心的等距线中,2 km 等距线所覆盖的范围可以将所有核心斑块包含在内,因此在确定缓冲区时,应以该等距线作为基本缓冲区的边界线。为了保证大熊猫不受影响,设计中取 3 km 等距线作为缓冲区的外边界[图 5-8(b)]。

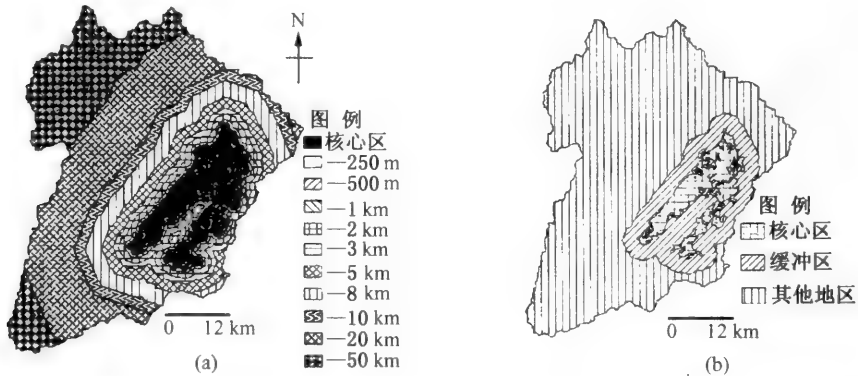


图 5-8 卧龙自然保护区缓冲区的设计

(a) 距核心斑块的距离指数图;(b) 设计的缓冲区

3. 廊道设计

不同的栖息地之间建立合理的廊道可以促进不同种群之间的基因交换,有利于整个种群的保护。然而,廊道位置、宽度的确定具有较大的模糊性。虽然缓冲区的设计已经将不同的核心斑块包括在内,但只是限定了人类在这个范围内活动的强度和方式,由于景观适宜性差异,生物种能否在核心斑块之间自由迁移与交换尚存疑问。为了避免割断不同

核心斑块之间物种交换的通道,还需辨识不同核心斑块之间存在的生境廊道。有两种情况需要辨识:一是对现有生境廊道的保护与改善;二是潜在生境廊道的建设。

1) 现有生境廊道的确定。不同核心斑块之间是否存在生境廊道?怎么来确定?图 5-9(a)显示了核心斑块的位置,可以看出核心区是由几个较大的斑块构成,不同斑块之间仍然存在一些狭长的通道,这些通道可以认为是连接不同斑块的生境廊道[图 5-9(b)],应该严格保护。

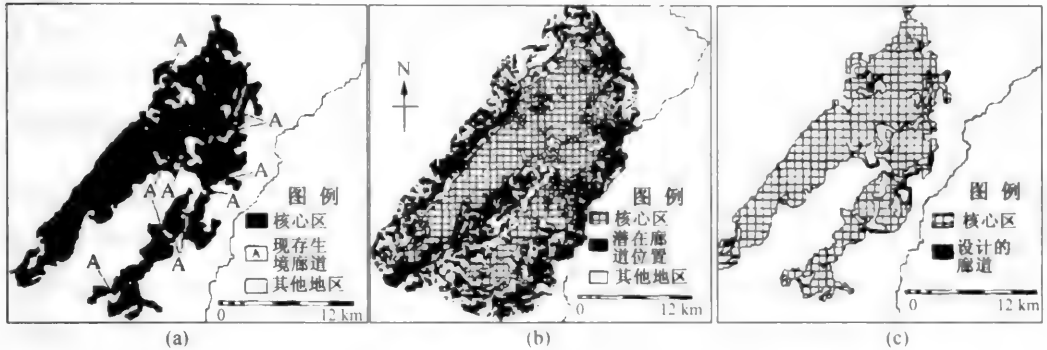


图 5-9 卧龙自然保护区廊道设计

(a) 显示了现有的生境廊道;(b) 显示了所有可能成为潜在生境廊道的位置;(c) 设计的潜在生境廊道

2) 潜在生境廊道的确定。潜在生境廊道是指空间上的一些通道,由于某种景观因子限制,目前无法成为大熊猫迁移的安全通道,但经过改造可以成为可用的生境廊道。潜在生境廊道应满足以下条件:一是地形条件必须是适宜的,如坡度和高度应为中等适宜以上(级别Ⅱ以上),这是因为地形条件是难以改变的景观因子,为了满足大熊猫的生存要求,必须具有一定的适宜性;二是食物来源适宜性较低(低适宜或不适宜级别,Ⅲ级以下),经过植被恢复可以将该地区改造为适宜的生境廊道;三是廊道的宽度应为 1 只大熊猫自由活动领域等面积圆的直径,一般 1 只大熊猫的核心活动领域为 $389 \sim 640 \text{ hm}^2$ (胡锦涛, 1985),若以 400 hm^2 计,则与之同面积的圆的直径约 2 250 m。根据以上条件,利用 GIS 可以得到卧龙自然保护区潜在的廊道分布图[图 5-9(c)]。

综上所述,建立自然保护区的主要目的是防止物种灭绝和生物多样性消失,然而孤立地建立自然保护区恰似一座孤立的岛屿,其周围被人类创造的异质环境所包围,保护区的物种将受到不同程度的隔离。有时自然保护区的建立不仅未能起到保护物种和生物多样性,反而加速了物种生态习性的退化,不利于生物多样性保护。如何从整体上保护濒危物种和生物多样性,不仅需要设计功能合理的自然保护区,而且需要从更大尺度上考虑不同栖息地之间物种的迁移和交换,如建立适宜生境廊道、缓冲区等。

三、我国自然保护区的建设与管理

自然保护区建立以后,管理工作是最为重要的,管理是完成保护区目标的具体手段和措施。即在获取最佳生态效益的前提下,争取最大的经济利益与最好的社会效益。具体

包括保护区的生态目标管理(群落与生态系统结构与功能的保护)、科研管理、行政管理、对外宣传、旅游管理等。评价是对保护区的目标与管理现状进行分析,确立该采取的行动。

(一) 我国自然保护区的建设现状

建立自然保护区,保护具有典型意义的自然生态系统、珍稀濒危物种和地质遗迹,对于拥有 13 亿人口、农业在国民经济中占重要基础地位的中国来说极为重要。我国自 1956 年在广东肇庆市鼎湖山建立第一个自然保护区——广东鼎湖山自然保护区以来,中国政府一直高度重视自然保护区的建设和管理。特别是改革开放 20 多年来,党中央、国务院和地方各级人民政府及有关部门十分重视自然环境和自然资源的保护与持续利用,抢救性划建了一大批自然保护区。

到 2001 年底,全国共建立自然保护区 1 551 个,其中国家级 171 个,占国土面积的 12.9%,初步形成了全国性的保护区网络。中国自然保护区在国际上影响日益扩大,全国已有 21 处自然保护区加入“世界人与生物圈保护区网络”,21 处自然保护区被列入“国际重要湿地名录”,3 处自然保护区被列为世界自然遗产地(表 5-14)。目前我国 70% 的陆地生态系统种类、80% 的野生动物和 60% 的高等植物,特别是国家重点保护的珍稀濒危动植物绝大多数都在自然保护区里得到较好的保护。会上还将发布《中国自然保护区》光盘,它是由暨南大学和国家环保总局南京环境科学研究所联合制作的,比较客观全面地反映我国近几十年来自然保护区建设和管理的情况。

表 5-14 全国自然保护区数量和面积统计表(截至 2001 年底)

保护区类型	数 量	占总数/%	面 积/hm ²	占全国保护区总面积/%
国家 级	171	11.03	59 038 422	45.45
省 级	526	33.91	57 259 180	44.08
地 市 级	269	17.34	4 232 358	3.26
县 级	585	37.72	9 360 061	7.21
合 计	1 551	100.00	129 890 021	100.00

注:全国自然保护区总数量和总面积中不含香港、澳门特别行政区和台湾地区。

(二) 加强我国自然保护区建设和管理的对策措施

自然保护区建设是保护生态环境和生物多样性的一项根本措施,是贯彻“预防为主,保护优先”原则的重要举措和实施中央确定的可持续发展战略的有效途径。当前和今后一个时期,我国自然保护区建设和管理的基本思路是:从重建设数量向重建设质量上转变,从力求发展速度向追求更高生态与社会效益方向转变,抢救性建区与提高保护区质量并重,严格执法,加强监管,不断提高自然保护区的管理水平。

针对当前工作中存在的问题,今后一个时期,特别是“十五”期间,在我国自然保护区的建设和管理上,应重点抓好以下几项工作:

1. 提高认识,进一步加强对自然保护区建设与管理的领导

要进一步统一思想认识,转变当前普遍存在的重开发轻保护、重恢复治理轻预防保护的倾向,避免走先破坏后治理、边建设边破坏的老路。特别是各级领导干部在提高政治、业务素质的同时,还应提高环境保护的素养,明确搞好生态保护和自然保护区的建设与管理是实施可持续发展方针的一项基本要求,必须加强领导,建立健全生态保护工作的目标责任制。要广泛深入开展自然保护区的宣传和科普教育,通过各种新闻媒体、宣传阵地以及有关活动,向社会进行多种形式的宣传教育,进一步提高广大公众对生态保护、自然保护区建设与管理的认识,争取社会更广泛的理解和支持。

2. 正确处理好保护和开发的关系

自然保护区基本上都处于经济落后地区,重视保护区内周边地区群众的切实利益是做好自然保护区工作的前提和基础。只有群众的生活不断得到改善,才能增强环境保护的自觉性。在处理自然保护与地方经济发展和群众脱贫致富上,要不断探索,找出最佳的结合点,努力实现“双赢”。

自然保护区要实行分区、分类管理。核心区、缓冲区应严格封闭管理;实验区进行资源适度开发和生产经营活动时,必须禁止短期行为。

国家和地方对自然保护区应实行鼓励政策,如在安排天然林保护、退耕还林还草还湖、水土保持等工程和以工代赈、扶贫等项目时,对所在区域的自然保护区给予适当倾斜。

国家和地方对于自然保护区实验区内的适当经营活动,如发展人工种养业、生态旅游等,在开发政策、资金投入上应予以扶持。

研究并推行生态保护补偿政策。开发经营者对保护者、下游对上游、区外对区内等应有一定的经济补偿。

主要参考文献

- 马克平. 1993. 试论生物多样性的概念. 生物多样性, 1(1): 20~22
- 苏智先, 王仁卿. 1993. 生态学概论(修订版). 北京: 高等教育出版社
- 张新时. 1995. 对生物多样性的几点认识. 见: 钱迎倩, 甄仁德主编. 生物多样性研究进展. 北京: 中国科学技术出版社
- 陈灵芝, 马克平. 2001. 生物多样性科学: 原理与实践. 上海: 上海科学技术出版社
- 陈灵芝, 钱迎倩. 1997. 生物多样性科学前沿. 生态学报, 17(6): 565~572
- 钱迎倩, 甄仁德. 1995. 生物多样性研究进展. 北京: 中国科学技术出版社
- 蒋志刚, 马克平, 韩兴国主编. 1997. 保护生物学. 杭州: 浙江科学技术出版社
- 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
- Heywood V H et al. 1996. Global biodiversity assessment. UNEP, IUSB, SCOPE et al. DIVERSITAS. An International Programme of Biodiversity Science. Operational Plan. DIVERSITAS. Paris; Cambridge University Press
- Magurran A E. 1988. Ecological Diversity and Its Measurement. Princeton: Princeton University Press
- Meyers A A & Giller P S. 1988. Analytical Biogeography. London: Chapman & Hall
- Noss R F. 1996. Ecosystems as conservation targets. TREE, 11(8): 351

Noss R F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity; a hierachial approach. *Conservation Biology*. 11(8):351

Raven P H. 1986. *Biology of Plants*(4th ed.). Worth Pub. Inc.

Sorbrig O T et al. 1991. *Form Genes to Ecosystems; a Reserch Agenda for Biodiversity*. Paris: IUBS

第六章 地球表层退化生态系统恢复与健康

第一节 生态系统恢复

一、生态恢复与恢复生态学概述

随着人口的增加和工业化的发展,人类对可再生资源的过度利用,致使大面积植被遭到不同程度的破坏,许多类型的生态系统出现严重退化,继而引发了一系列的生态环境问题。如,水土流失、森林消减、土地荒漠化、水体和空气污染加重、生物多样性锐减、淡水资源短缺等。这些环境问题对人类的生存环境以及经济社会的可持续发展构成了越来越严重威胁,并与区域贫困以及区域社会经济的畸形发展紧密联系并交织在一起,困扰着整个世界经济的发展,尤其是居住着世界 70% 多人口的发展中国家,人类陷于了自身导演的生态困境之中。如何整治日趋恶化的生态环境、防止自然生态系统的退化、恢复和重建已经受害的生态系统是改善生态环境、提高区域生产力、实现可持续发展的关键所在。在这种背景之下,减缓和防止自然生态系统的退化萎缩,恢复重建受损的生态系统,越来越受到国际社会的广泛关注和重视。在 20 世纪 80 年代,恢复生态学(restoration ecology)应运而生,并得以迅猛发展。1996 年,美国生态学年会把恢复生态学作为应用生态学的五大研究领域之一(彭少麟,1997),现已日益成为世界各国的研究热点。恢复生态学从理论和实践两个方面研究生态系统退化、恢复、开发和保护机理,因而为解决人类生态问题和实现可持续发展提供了机遇。本章将对近年来国际和国内恢复生态学在理论和方法上的进展进行综述,并结合当前国际研究的前沿进一步探讨恢复生态学的发展趋势。

(一) 生态恢复与恢复生态学的概念

1. 生态恢复的概念

生态恢复(ecological restoration)是相对生态破坏而言的。生态破坏可理解为生态系统的结构发生变化、功能退化或丧失、关系紊乱。

Braeshaw A. D. (1983)认为生态恢复就是恢复生态系统的合理结构、高效的功能和协调的关系。Cairns(1991)认为生态恢复即是恢复受损害生态系统到接近于它受干扰前的自然状况的管理与操作过程,即重建该系统干扰前的结构与功能及有关的物理、化学和生物学特征。而彭少麟(1996)将生态恢复定义为:重建已损害或退化的生态系统,恢复生态系统的良性循环和功能的过程。

生态恢复与重建是指根据生态学原理,通过一定的生物、生态以及工程的技术与方法,人为地改变和切断生态系统退化的主导因子或过程,调整、配置和优化系统内部及其

与外界的物质、能量和信息的流动过程及其时空秩序,使生态系统的结构、功能和生态学潜力尽快成功地恢复到一定的或原有的乃至更高的水平(章家恩等,1997)。生态恢复过程一般是在生态系统层次上由人工设计和进行的(陈昌笃等,1993)。

2. 恢复生态学的概念

恢复生态学是19世纪80年代迅速发展起来的现代应用生态学的一个分支,是一门关于生态恢复的学科。

恢复生态学这一名称最早由英国学者Bradshaw和Chadwick于1985年在研究废弃地的管理和恢复中提及(Jordan,1987),但生态恢复作为一种新的思想,最早是由Leopold于1935年倡导的。1935年在Leopold的指导下,在美国Madison的一块废弃地上培育高草草原,同时又在威斯康星河沙滩海岸附近的另一块废弃地上进行恢复工作。他们成功地创造了今天的威斯康星大学种植园景观和生态中心。这是在对自然最精密、最细致的基础上模仿植被重建,它的意义在于使人们认识到,把过度放牧、侵蚀等致损因素造成的废弃地恢复到原来的草原、森林,在理论和技术上都是可能的。如今,恢复生态学已成为一门独立的学科,目前由于其研究内容较广,学科创立时间不长,对这一概念的内涵仍存在着不同的认识,而且恢复生态学的理论性和实践性很强,从不同的角度看会有不同的理解。因此,关于恢复生态学的定义有很多。

生态恢复协会(SER)给恢复生态学(restoration ecology)如下的定义:恢复生态学是研究如何修复由于人类活动引起的原生生态系统生物多样性和动态损害的一门学科。它包括帮助恢复和管理原生生态系统完整性的过程。这种完整性包括生物多样性临界变化范围、生态系统结构和过程、区域和历史内容、可持续发展的文化实践;Aronson(1993)等人把恢复生态学定义为“有意识的改造一个地点,建成一个确定的、本土的、历史的生态系统的过程。这个过程的目的竭力仿效生态系统的结构、功能、多样性和动态”;美国自然资源委员会(The US Nature Resource Council)认为,恢复生态学是研究使一个生态系统恢复到受干扰前的状态的学科(Cairns,1991);Egan(1995)认为,恢复生态学是重建某区域历史上有的植物和动物群落,而且保持生态系统和人类的传统文化功能的持续性过程(Hobbs & Norton,1996)。

蒋高明(1995)将恢复生态学定义为“对退化生态系统或破坏的生态系统或废地进行人工恢复途径研究的科学”。余作岳(1996)等则认为恢复生态学是研究生态系统退化的原因、退化生态系统恢复与重建的技术和方法、生态学过程与机理的学科。这里所说的“恢复”是指生态系统原貌或其原先功能的再现,“重建”则指在不可能或不需要再现生态系统原貌的情况下营造一个不完全雷同于过去的甚至是全新的生态系统。宋永昌(1997)提出,恢复生态学可以看成是这样的一门学科,它研究退化生态系统的成因与机理,兼顾社会需求,在生态演替理论的指导下,结合一定的技术措施,加速其进展演替,最终恢复建立具有生态、社会、经济效益的可自我维持的生态系统。

尽管对恢复生态学的定义仍有争议,仍需完善,但近几年恢复生态学的发展十分迅速,目前,恢复已被用作一个概括性的术语,包含重建、改建、改造、再植等含义,一般泛指改良和重建退化的自然生态系统,使其重新有益于利用,并恢复其生物学潜力。由现有恢

复生态学的定义可知,它属于历史性应用学科,它以生态系统各组分的功能和结构为基础,研究对这些部件组装、恢复的技术和措施,以及相关的生态学机理,即它吸收其他领域的知识来完成实现生态系统完整的最终恢复目标。这些领域包括土壤、生物、水文和其他生态学分支学科(丁运华,2000)。

(二) 恢复生态学的研究对象和内容

如前所述,恢复生态学是一门关于生态恢复的学科,对象为退化的生态系统,即那些在自然灾害和人类活动压力下受到破坏的生态系统。根据恢复生态学的定义和恢复生产实践的要求,恢复生态学研究的内容主要涉及两个方面,一是对生态系统退化与恢复的生态学过程,包括各类退化生态系统的成因和驱动力、退化过程、特点等,即基础理论的研究;二是通过生态工程技术对各种退化生态系统恢复与重建模式的试验示范研究,即应用技术的研究。

基础理论研究包括:① 生态系统结构(包括生物空间组成结构、不同地理单元与要素的空间组成结构及营养结构等)、功能(包括生物功能、地理单元与要素的组成结构对生态系统的影响与作用,能流、物流与信息流的循环过程与平衡机制等)以及生态系统内在的生态学过程与相互作用机制;② 生态系统的稳定性、多样性、抗逆性、生产力、恢复力与可持续性研究;③ 先锋与顶级生态系统发生、发展机理与演替规律研究;④ 不同干扰条件下生态系统的受损过程及其响应机制研究;⑤ 生态系统退化的景观诊断及评价指标体系研究;⑥ 生态系统退化过程的动态监测、模拟、预警及预测研究;⑦ 生态系统健康研究。

应用技术研究包括:① 退化生态系统的恢复与重建的关键技术体系研究;② 生态系统结构与功能的优化配置与重构及其调控技术研究;③ 物种与生物多样性的恢复与维护技术;④ 生态工程设计与实施技术;⑤ 环境规划与景观生态规划技术;⑥ 典型退化生态系统恢复的优化模式试验示范与推广研究(马世骏,1990;章家恩,徐琪,1990)。

(三) 恢复生态学的理论基础

恢复生态运用了许多相关学科的理论,但最主要的还是生态学理论。这些理论主要有主导生态因子原理、限制性与耐限性定律(寻找生态系统恢复的关键因子)、能量流动与物质循环原理、种群密度制约与物种相互作用原理、生态位与生物互补原理、边缘效应与干扰原理、生态演替原理、生物多样性原理、食物链与食物网原理、缀块-廊道-基质的景观格局原理、空间异质性原理、时空尺度与等级原理。其中,干扰与演替是生态恢复与重建的最重要的理论基础,群落的自然演替机制奠定了恢复生态学的理论基础。演替有两种基本类型:原生演替和次生演替。发生哪一种类型,是由演替过程开始时土壤条件所决定的。一般地说,生态演替是可预见的和有秩序的变化系列,在演替过程中,一个生态系统被另一个生态系统所代替,直到建立起一个最能适应那个环境的生态系统。生态演替可看作是在外界压力不复存在之后,生态系统所经历的一系列恢复阶段。但并不是演替在任何情况下都能够修复所有的干扰,重建原来的顶极群落,修复过程是有限度的。这主要取决于干扰的程度。干扰如果很严重,使得环境变化重大,以致演替向新的方向进行,就

不可能重建原来的顶极群落。当干扰持续到生态系统接近衰亡阶段时,恢复与重建可以使其在某些水平上恢复平衡,但与原来的正常状态不同。天然恢复过程是要经历很长时间的,在严重干扰后,需要的时间更长。

(四) 恢复生态学的发展和展望

恢复生态学研究已有 100 多年的历史,但真正开展恢复生态学的机理研究还是从 20 世纪 80 年代开始的。1973 年 3 月,在美国弗吉尼亚多种技术研究所和州立大学召开了题为“受损生态系统的恢复”国际会议,第一次专门讨论了受损生态系统的恢复和重建等许多重要的生态学问题。20 世纪 80 年代以来,有关恢复生态学的研究得到了迅速的发展,国际社会及各国都相继开展了有关恢复生态学的研究。1985 年,Aber 和 Jordan 首次提出了恢复生态学这个科学术语。1985 年国际恢复生态学会成立。1991 年,在澳大利亚举行了“热带退化林地的恢复国际研讨会”。1993 年,在瑞士召开了第一届世界恢复生态学大会,大会强调恢复生态学在生态学中的地位,恢复技术与生态学的连结,恢复过程中的经济与社会内容的重要性,随后国际恢复生态学会每年召开一次国际研讨会。英国、德国、荷兰、澳大利亚、中国等国也都开展了有关恢复生态学的研究。恢复生态学的研究和实践已步入了新的时期(赵晓英,孙成权,1998)。国外在恢复生态学的理论与技术方面都进行了大量的研究工作。美国是世界上最早的生态恢复研究与实践的国家之一。早在 20 世纪 30 年代就成功地恢复了一片温带高草草原。随后在 20 世纪 60~70 年代就开始了北方阔叶林、混交林等生态系统的恢复试验研究,探讨采伐破坏及干扰后系统生态学过程的动态变化及其机制研究,取得了重要发现;20 世纪 90 年代,开始了世界著名的佛罗里达大沼泽的生态修复研究与实验,至今仍在进行。欧洲共同体国家,特别是中北欧各国(如德国),形成了独具特色的欧洲共同体森林退化和研究分享网络,并开展了大量的恢复实验研究;英国对工业革命以来留下的大面积采矿地以及欧石楠灌丛地(heartland)的生态恢复研究最早,也很深入。在澳大利亚、非洲大陆和地中海沿岸的欧洲各国,研究的重点是干旱土地退化及其人工重建。此外,在澳大利亚,对采矿地的生态恢复也作为一个研究历史长、研究深入的重点方向;美国、德国等国学者对南美洲热带雨林、英国和日本学者对东南亚的热带雨林采伐后的生态恢复也有较多的研究。

近年来,西方恢复生态学研究进展主要有以下三个方面的工作:一是退化生态系统营养物质积累和动态,提出资源比率的变化最终可导致群落物种组成成分的变化,即资源比率决定生态系统的演替过程;二是外来物种对退化生态系统的适应对策;三是生态环境的非稳定性机制(包维楷等,2001)。

我国恢复生态学的发展,是从 20 世纪 50 年代末我国专家注意到资源不合理利用及由此产生的生态环境问题开始的。到 20 世纪 80 年代初,随着对资源质和量评价方面的工作的开展,提出了有关退化生态系统的问题。自 20 世纪 80 年代以来,生态退化、环境污染等问题已日益成为困扰我国可持续发展的重要因素,从而引起了有关部门和相关科学家的极大关注和重视。

我国的恢复生态学研究,最初主要是以土地退化,尤其是土壤退化为主,而且土地退化和土壤退化研究往往交织在一起,主要针对水土流失、风蚀沙化、草场退化及盐渍化对

农林牧业的危害进行,也包括岩化、裸土化、砾化、土地污染与贫瘠化等。近期,重点逐渐转移到区域退化生态系统的形成机理、评价指标及恢复重建的研究上。目前,已在生态系统退化的原因、程度、机理、诊断以及退化生态系统恢复重建的机理、模式和技术等方面做了大量的研究。同时,对退化生态系统的定义、内容及恢复理论也有了一定的完善。我国多年来的研究,从生态系统层次上,有森林、草地、农田、水域等方面的研究,也有地带性生态系统退化及恢复方面的研究,如干旱、半干旱区、荒漠化及水土流失地区生态恢复的工程、技术、机理方面的研究。有关退化森林生态系统的研究从1959年开始,中国科学院华南植物研究所组织多学科多专业的科研人员在广东沿海侵蚀地上开展了热带、亚热带退化生态系统恢复与重建的长期定位研究,系统地研究了退化生态系统恢复过程中水、土、气、生等因子的变化和机理,总结出了国内外先进的集水区法、植被恢复分三步法和时空替代法等行之有效的办法;论证了热带极度退化生态系统经过人工启动得以恢复的可行性;筛选了以豆科植物为主的一批先锋树种和适合于林分改造的优良品种;探讨了生物多样性与生态系统稳定性的关系,论证了植物多样性是森林生态系统稳定性的基础(杨朝飞,1998;彭少麟,1996;周国逸,1997)。另外我国在有关草地生态系统的退化及恢复改良、农田生态系统的退化与恢复、采矿废弃地、湿地的恢复和重建方面也开展了大量研究。我国恢复生态学的研究,就范围和广度而言是其他国家所不能比拟的,在某些领域已达到了国际同类研究水平。但是,目前对恢复生态学的有些概念还没有形成明确统一的认识,对恢复实践中出现的新方法、新技术以及新问题还没有从理论上加以总结和提高。另外,有关恢复生态学的研究多以短期的单学科的定性和半定量研究为主,缺少系统的、连续的、动态的定量研究,因而不能很好揭示系统退化的本质规律,并影响到系统恢复的程度和速度的确定,以及恢复效果的评价和管理技术的选择。

经过近二三十年的发展,恢复生态学已经得到了极大的发展,一些与之相关的边缘学科也相继提出,如景观恢复生态学(landscape restoration ecology)、植被恢复生态学(vegetation restoration ecology)等,这表明恢复生态学有着广阔的研究和发展前景。但其创立时间毕竟不长,无论是在理论还是在方法上仍然有待于进一步探索,主要存在的问题有:①虽然对生态系统退化的总体框架已有所认识,但是进一步对生态系统退化的深刻阐述和研究还是相当肤浅的;②退化生态系统恢复与重建模式的试验示范研究还停留在一些小的、局部的区域范围内或单一的群落或植被类型,缺乏从流域整体或系统水平的区域尺度的综合研究与示范,也缺乏对已有的模式随着时间推移和经济发展的需求而变化的优化调控研究;③恢复生态学研究的一个重要方面,就是要建立生态系统可持续发展的指标体系,但目前这方面可供借鉴的范例还非常缺乏;④在流域系统范围进行生态重建在世界上尚属少有,在自然-经济-社会复合组成部分的生态系统重建中如何促进流域社会经济发展也是大规模生态重建所面临的问题;⑤生态恢复重建是一项复杂的系统工程,虽然在恢复重建的理论和方法已经有过一些研究和探索,但恢复重建的理论体系和技术体系尚未形成。缺乏从理论上深入研究恢复重建的基础理论问题如生态系统的稳定性及其变化、物种对系统退化环境的响应与适应、生态系统退化和恢复重建机理等等,从而导致在恢复重建技术方法的应用上的盲目性和不确定性(包维楷,陈庆恒,1998)。

二、退化生态系统恢复的原理和方法

(一) 退化生态系统的概念

退化生态系统(degraded ecosystem)是相对于正常的顶极生态系统(群落)而言的,顶极生态系统是一种结构相对稳定、功能高效、信息畅通,并处于动态平衡之中的系统。退化生态系统则在一定的时空背景下,在自然因素、人为因素,或二者的共同干扰下,导致生态要素和生态系统整体发生的不利于生物和人类生存的量变和质变。破坏了生态系统的原有特性,使系统的物质循环、能量流动、信息联系发生了变化和障碍,形成破坏性的波动或恶性循环(康乐,1990)。生态系统的结构和功能发生与其原有的平衡状态或进化方向相反的位移(displacement),具体表现为生态系统的基本结构和固有功能的破坏或丧失、生物多样性下降、生物生产力降低、土壤和微生物环境恶化、生物间的相互关系改变、稳定性和抗逆能力减弱等,这类系统也被称为“受害或受损生态系统”(马世骏,1990)。当然,对不同的生态系统类型而言,其退化的表现形式是不一样的。

(二) 退化生态系统的主要类型及成因

1. 退化生态系统的主要类型

自然干扰和人类干扰形成的退化生态系统类型繁多,根据退化过程及景观生态学特征,退化生态系统可分为不同的类型。余作岳等将退化生态系统分为裸地(包括原生裸地和次生裸地)、森林采伐迹地、弃耕地、沙漠化地、采矿废弃地和垃圾堆放场等几种类型。显然上述分类主要适用于陆地生态系统。实际上生态退化还应包括水生生态系统的退化(如水体富营养化、干涸等)和大气系统的退化(如大气污染、全球气候变化等)。此外,在研究生态退化时,应把人自身纳入生态系统加以考虑,研究人类-自然复合生态系统的结构、功能、演替及其发展。环境恶化、经济贫困、社会动荡、文化落后等都是人类-自然复合生态系统退化的重要诊断特征(章家恩,1997)。

(1) 裸地

裸地或称为光板地,通常具有较为极端的环境条件,或是较为潮湿,或是较为干旱,或是盐渍化程度较重,或是缺乏有机质甚至无有机质,或是基质移动性强等。裸地可分为原生裸地和次生裸地两种。原生裸地主要是自然干扰所形成的,而次生裸地则多是人为干扰所造成的。

(2) 森林采伐迹地

森林采伐迹地是人为干扰形成的退化类型,其退化状态随采伐强度和频度而异。

据世界粮农组织调查,1980~1990年全球森林每年以 $1.1 \times 10^7 \sim 1.5 \times 10^7 \text{ hm}^2$ 的速度在消失。联合国、欧洲、芬兰有关机构联合调查研究预测,1990~2025年,全球森林每

年将以 $1.6 \times 10^7 \sim 2.0 \cdot 10^8 \text{ hm}^2$ 的速度消失。与最后一季冰川期结束后相比,原始森林覆盖面积的减少百分比,亚太地区为 88%,欧洲为 62%,非洲为 45%,拉丁美洲为 41%,北美洲为 39%。7 个森林大国中,巴西、中国、印度尼西亚和刚果(金)的森林面积每年以 0.1%~1% 的速度递减。俄罗斯、加拿大和美国以每年 0.1%~0.3% 的速度递增。目前世界原始森林已有 2/3 消失。

中国现有林用地 $2.6 \times 10^8 \text{ hm}^2$,森林覆盖率仅为 13.92%。在 10 大自然资源中,森林资源最为短缺,人均占有森林面积仅相当于世界平均水平的 11.7%。50 年代初期,海南岛森林面积为 25.7%,现在只有 7.25%;西双版纳为 55.5%,现在只有 28%。50 年来,长江上游生态林已损毁过半。

(3) 弃耕地

弃耕地是人为干扰形成的退化类型,其退化状态随弃耕的时间而异。

(4) 沙漠

沙漠可由自然干扰或人为干扰形成。按目前荒漠化的发展速度,未来 20 年内全世界将有 1/3 的耕地消失。

目前全球荒漠化土地面积达 $3.6 \times 10^7 \text{ km}^2$,占陆地面积的 1/4,并以每年 $1.5 \times 10^5 \text{ km}^2$ 的速度扩展(比整个美国纽约州还大);100 多个国家和地区的 12 多亿人受到荒漠化的威胁; $36 \times 10^9 \text{ hm}^2$ 土地受荒漠化的影响,每年造成直接经济损失 420 多亿美元。

我国已成为世界荒漠化面积最大、分布最广、危害最严重的国家之一。荒漠化土地面积超过 $1 \times 10^9 \text{ hm}^2$,占国土地面积近 1/3。据中、加、美国合作项目的研究,1998 年中国荒漠化灾害造成的直接经济损失约为 541 亿人民币。

(5) 采矿废弃地

采矿废弃地是指采矿活动破坏的、非经治理而无法使用的土地。主要可分为 4 类:① 由剥离表土、开采的废石及低品位矿石堆积所形成的废石堆废弃地;② 随着矿物的开采形成大量的采空区域,即开采坑废弃地;③ 利用各种分选方法选出精矿后的剩余物排放形成的尾矿废弃地;④ 开采石料而形成的采石矿废弃地。大面积的矿山废弃地毁坏了大片森林草地和农田,将生产性用地变成非生产性用地;废弃地还造成水土流失,同时又是巨大的污染源。因此,废弃地的整治在退化生态系统的恢复与重建中具有重要的位置。

(6) 垃圾堆放场

垃圾堆放场或堆埋场是家庭、城市、工业等堆积废物的地方,是人为干扰形成的(彭少麟,2000)。

2. 退化生态系统的主要成因

生态系统退化的原因是多方面的。自然干扰和人为干扰是生态系统退化的两大触发因子。自然干扰主要包括一些天文因素变异而引起的全球环境变化(如冰期、间冰期的气

候冷暖波动),以及地球自身的地质地貌过程(如火山爆发、地震、滑坡、泥石流等自然灾害)和区域气候变异(如大气环境、洋流及水分模式的改变等)。人为因素主要包括人类社会中所发生的一系列的社会、经济、文化活动或过程(如工农业活动、城市化、商业、旅游、战争等)(赵桂久,1993,1995)。人为干扰往往叠加在自然干扰之上,共同加速生态系统的退化。自然干扰中外来种入侵(包括因人为引种后泛滥成灾的入侵)、水灾及火灾是最重要的因素。Daily(1995)进一步指出,基于以下4个原因人类进行生态恢复是非常必要的:需要增加作物产量满足人类需求;人类活动已对地球的大气循环和能量流产生了严重的影响;生物多样性依赖于人类保护和恢复生境;土地退化限制了国民经济的发展。

生态系统的退化过程或程度取决于生态系统的结构或过程受干扰的程度。一旦生态系统组成成分还没有完全被破坏前就排除干扰,那么生态系统的退化会停止并开始恢复(如少量砍伐后森林的恢复)。但在生态系统的功能过程被破坏后再排除干扰,生态系统的退化就很难停止,而且有可能会逐渐加剧(如炼山后的林地的恢复)。

(三) 退化生态系统恢复的原则

退化生态系统的恢复与重建要求在遵循自然规律的基础上,通过人类的作用,根据技术上适当,经济上可行,社会能够接受的原则,使受害或退化生态系统重新获得健康并有益于人类生存与生活的生态系统重构或再生过程。生态恢复与重建的原则一般包括自然法则、社会经济技术原则、美学原则3个方面(图6-1)。自然法则是生态恢复与重建的

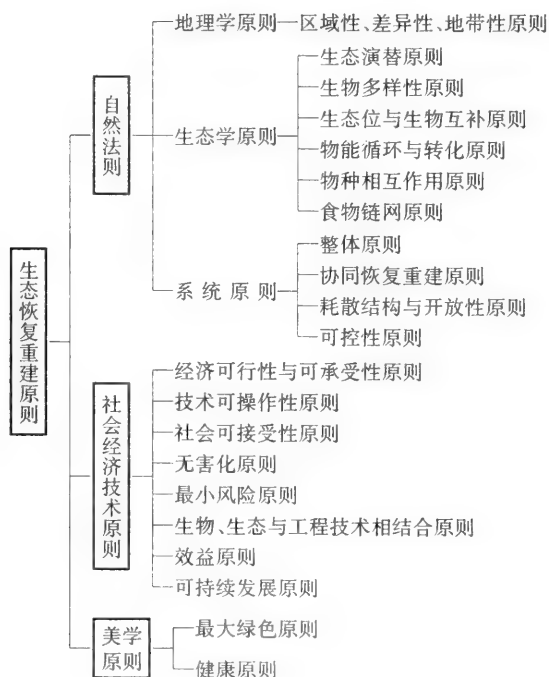


图 6-1 退化生态系统恢复与重建应遵循的基本原则

基本原则,也就是说,只有遵循自然规律的恢复重建才是真正意义上的恢复与重建,否则只能是背道而驰,事倍功半。社会经济条件条件是生态恢复重建的后盾和支柱,在一定程度上制约着恢复和重建的可能性、水平与深度。美学原则是指退化生态系统的恢复重建应给人以美的享受(章家恩,1999)。

1. 因地制宜原则

由于不同区域具有不同的生态环境背景,如气候条件、地貌和水文条件等,这种地域的差异性和特殊性就要求我们在恢复与重建退化生态系统的时候,要因地制宜,具体问题具体分析,千万不能照搬照抄,而应在长期定位试验的基础上,总结经验,获取优化与成功模式,然后方可示范推广。

2. 生态学与系统学原则

生态学原则包括生态演替原则、食物链网原则、生态位原则等。生态学原则要求我们根据生态系统自身的演替规律分步骤、分阶段进行,循序渐进,不能急于求成、拔苗助长。另一方面,在生态恢复与重建时,要从生态系统的层次上展开,要有整体系统思想。根据生物间及其与环境间的共生、互惠、竞争关系,以及生态位和生物多样性原理,构建生态系统结构和生物群落,使物质循环和能量转化处于最大利用和最优循环状态,力求达到土壤、植被、生物同步和谐演进,只有这样,恢复后的生态系统才能稳步、持续地维持与发展。

3. 最小风险原则与效益最大原则

由于生态系统的复杂性以及某些环境要素的突变性,加之人们对生态过程及其内在运行机制认识的局限性,人们往往不可能对生态恢复与重建的后果以及生态最终演替方向进行准确地估计和把握。因此,在某种意义上,退化生态系统的恢复与重建具有一定的风险性。这就要求我们要认真而透彻地研究被恢复的对象,经过综合地分析评价、论证,将其风险降到最低限度。同时,生态恢复往往又是一个高成本投入工程,因此,在考虑当前经济的承受能力的同时,还要考虑生态恢复的经济效益和收益周期,这是生态恢复与重建工作中十分现实而又为人们所关心的问题。保持最小风险并获得最大效益是生态系统恢复的重要目标之一,这是实现生态效益、经济效益和社会效益完美统一的必然要求。这些内容是恢复经济学研究的重点课题。

(四) 退化生态系统恢复的目标

退化生态系统恢复的目标包括:建立合理的种类组成(种类丰富度及多度)、结构(植被和土壤的垂直结构)、格局(生态系统成分的水平分布)、异质性(各组分有多个变量组成)、功能(诸如水、能量流动、物质循环等基本生态过程的表现)。退化生态系统恢复的终极目标是恢复生态系统的生态服务功能。生态系统服务(ecosystem services)是指人类直接或间接从生态系统功能(即生态系统中的生境、生物或系统性质及生态过程)中获取的利益。恢复退化的生态系统的最终目的是恢复并维持生态系统的服务功能,由于生态系统的服务功能多数不具有直接经济价值而被人类忽略。而且,也还不知道生态系统退化

到什么程度会影响其服务功能。

根据不同的社会、经济、文化与生活需要,人们往往会对不同的退化生态系统制定不同水平的恢复目标。但是无论对什么类型的退化生态系统,应该有一些基本的恢复目标或要求,主要包括:① 实现生态系统的地表基底稳定性。因为地表基底(地质地貌)是生态系统发育与存在的载体,基底不稳定(如滑坡),就不可能保证生态系统的持续演替与发展;② 恢复植被和土壤,保证一定的植被覆盖率和土壤肥力;③ 增加种类组成和生物多样性;④ 实现生物群落的恢复,提高生态系统的生产力和自我维持能力;⑤ 减少或控制环境污染;⑥ 增加视觉和美学享受(纪万斌,1996)。

退化生态系统恢复的实质目的是恢复系统的必要功能达到系统自维持状态。因此,生态恢复过程可能使生态系统恢复到原先的状态,但由于自然条件的复杂性及人类社会对自然资源利用的取向影响,生态恢复并不意味着在所有场合下都能够或必须使被恢复的生态系统都恢复到原先的状态(舒俭民等,1998)。

生态环境恢复与重建的最终目标之一还在于保护恢复后的自我持续性状态,这就要求建立一系列的生态可持续性指标,制定恢复成功的标准,然后对恢复前后的变化进行长期监测、对比和判断,并对恢复结果进行合理有效的评价。因此,恢复生态学研究的一个重要方面,就是要建立生态系统可持续发展的指标体系,这也是恢复生态学研究的趋势之一(包维楷,陈庆恒,1998)。

(五) 退化生态系统恢复的机理

退化生态系统恢复的理论基础是生态系统的演替理论,而生态系统的演替是具有层次性的,不同层次生态系统演替的原因是不相同的。有时,演替的动因可以决定它的层次性(hierarchy theory)。如在同一气候区内的生态系统,可能由于土壤酸碱度的变化,导致小尺度演替。而大尺度上则可能是受气候变迁的影响。

在生态系统演替的不同层次上,其系统特征是不同的,所产生的性质、规律和模式也有所差异。每一个层次都具有各自的时空尺度,表现出不同的功能。不同演替阶段系统的结构与层次是密切相关的,每一层次要素间存在着内部的结构;而层次与层次之间则形成层次外部结构。结构是功能的基础。不同演替阶段系统的层次和结构是由生态系统内部各种要素相互联系、相互作用和相互制约所决定的。系统之所以显示出层次性就是因为各种要素间相互作用,形成不同的特点和性质,从而组成相对独立的层次。系统的结构则是由不同要素相互作用的方式决定的。相互作用方式的多样性决定了结构的多样性,而相互作用方式变化则引起结构的变化,系统各要素间的相互联系和作用的方式决定了生态系统的形式、功能和层次关系。

生态系统演替的层次性为研究退化生态系统的恢复提供了有效途径。恢复退化生态系统,首先要确定退化生态系统的演替层次和要在何种层次上恢复退化的生态系统,分析演替层次的退化生态系统的结构和功能,确立恢复的程序和方法。如在种群水平上恢复生态系统,只需要考虑如何增加种群的数量、种群抵抗自然灾害的能力、提高种群的抗异性等;在生态系统水平上恢复某一退化生态系统,则要考虑气候、地形、物种组成、优势种、共生种等;若在景观水平上恢复退化生态系统,群落和生态系统的类型、空间分布等则是

重点要考虑的内容。

此外,依据等级系统理论中的分解原则,合理地分解系统是应用等级系统理论解决实际问题的另一关键。按照退化生态系统内部不同层次间的过程速率和差异,选择恰当的层次作为突破口,是退化生态系统恢复成功的基础,也是成功恢复退化生态系统的前提。

(六) 退化生态系统恢复的程序

恢复生态学的实践性很强,确定一些重要的程序可以更好地知道生态恢复和生态系统管理。退化生态系统的恢复与重建一般分为下列几个步骤:① 首先要明确被恢复对象,并确定系统边界(生态系统层次与级别、时空尺度与规模、结构与功能);② 退化生态系统的诊断分析,包括生态系统的物质循环、能量流动与转化分析,退化主导因子、退化过程、退化类型、退化阶段与强度的诊断与辨识;③ 退化生态系统的健康评估(历史上原生类型与现状评估);④ 生态退化的综合评判,确定恢复目标;⑤ 退化生态系统的恢复与重建的自然、经济、社会、技术可行性分析(是恢复、重建或改建,生态经济风险评估,优化方案);⑥ 恢复与重建的生态规划与风险评价,建立优化模型,提出决策与具体的实施方案;⑦ 进行实地恢复与重建的优化模式试验与模拟研究,通过长期定位观测试验,获取在理论和实践中具可操作性的恢复重建模式;⑧ 对一些成功的恢复与重建模式进行示范与推广,同时要加强后续的动态监测与评价。

综上所述,确定恢复对象的时空范围;评价样点并鉴定导致生态系统退化的原因及过程(尤其是关键因子);找出控制和减缓退化的办法;决定恢复与重建的生态系统的结构、功能和目标;制定成功的标准;恢复和实践;监测恢复中的关键变量与过程,并根据出现的新情况做出适时的调整等是退化生态系统恢复关键程序。

(七) 退化生态系统恢复的方法技术

由于不同退化生态系统存在着地域差异性,加上外部干扰类型和强度的不同,结果导致生态系统所表现出的退化类型、阶段、过程及其响应机制也各不相同。因此,在不同类型退化生态系统的恢复过程中,其恢复目标、侧重点及其选用的配套关键技术往往会有所不同。尽管如此,对于一般退化生态系统而言,大致需要或涉及以下几类基本的恢复技术体系:① 非生物或环境要素(包括土壤、水体、大气)的恢复技术;② 生物因素(包括物种、种群和群落)的恢复技术;③ 生态系统(包括结构与功能)的总体规划、设计与组装技术。从生态系统组成成分角度看,主要包括非生物和生物系统的恢复。无机环境的恢复技术包括水田恢复技术(如控制污染、去除富营养化、换水、积水、排涝和灌溉技术)、土壤恢复技术(如耕作制度和方式的改变、施肥、土壤改良、控制水土流失等),生物系统的恢复技术包括植被(物种的引入、品种改良、植物快速繁殖、植物的搭配、植物的种植、林分的改造等)、消费者(捕食者的引进、病虫害的控制)和分解者(微生物的引种及控制)的重建技术和生态规划技术的应用(章家恩,徐琪,1999)。

在生态恢复实践中,同一项目可能会应用上述多种技术。综合考虑实际情况,充分利用各种技术,通过研究和实践,尽快地恢复生态系统的结构,进而恢复其功能。生态恢复重建决不仅仅只就环境退化问题而开展生态功能的恢复重建,不去考虑系统经济功能的

恢复重建和持续发展问题。生态恢复重建必须在恢复生态环境功能的同时,解决地区脱贫与持续发展的现实问题。生态恢复重建必须同时考虑生态学和经济学原则,必须同时考虑人类的经济发展的愿望和环境治理的现实,兼顾生态和经济效益,实现生态、经济、社会和美学效益的统一。生态建设的独特的思路应是以生物多样性为基础,以食物链结构为网络,构建不同层次、不同区域(环境)的生态链。在生态链的基础上构建产业链,使生态链与产业链有机整合,形成持续健康的区域社会经济发展能力(余作岳,彭少麟,1996)。

三、退化生态系统的生态恢复

(一) 退化森林生态系统的恢复

森林是人类和各种生物赖以生存和发展的基础,是陆地生态系统的主题和重要的可再生资源,在人类发展的历史中发挥着极其重要的作用。然而,纵观人类的发展史,总的来说是一部森林破坏史,全球森林资源随着人口的增加、生产的迅速发展而不断下降。资料表明,在人类初期,全球森林面积占陆地总面积的 2/3,达到 $7.6 \times 10^9 \text{ hm}^2$,19 世纪中期下降到 $5.6 \times 10^9 \text{ hm}^2$,到 1990 年则下降到 $3.4 \times 10^9 \text{ hm}^2$,目前仅有 $2.8 \times 10^9 \text{ hm}^2$,占全球陆地总面积的 22%(我国目前的森林覆盖率为 13.9%)。森林退化的原因是多方面的,干旱、病虫害、洪涝、地震等自然灾害会导致森林的退化。但人类活动的影响(特别是森林的过度砍伐)与自然地理效应的叠加是导致森林生态系统退化的主要原因。

1. 森林生态系统退化的主要特征

1) 森林生产力显著下降,生物多样性明显降低甚至丧失,林分系统功能呈逆向发展趋势。一方面森林生态系统类型减少,质量下降,疏林、灌木林、灌丛地面积增加;另一方面,一些从属性依赖种随森林优势种的消失而退化甚至消失。

2) 林地土壤理化性质和生物学性质改变,林地生产潜力降低,水土流失严重,土壤向倒退发育方向演变,林地土壤瘠薄,以至基岩裸露。微生境条件改变,特别是土壤温度降低,造林更新困难。

3) 森林生态系统各组成成分质量低劣,林分缺乏或丧失自调的能力,整个森林生态系统的结构与功能发生改变。逆向演变为低效林分,多层次的森林结构演变为单层次或稀疏离散的乔、灌木结构,系统结构离散甚至趋于消失,导致森林具有的水源涵养、水土保持和生物多样性保护等重要生态系统功能和效益降低直至殆尽,生态系统极不稳定。

4) 森林生态系统生境的片段化加剧,导致了物种的遗传物质交流受阻,加速了濒危物种的退化和消亡。

2. 退化森林生态系统的恢复

退化森林生态系统的范围广、类型多、表现形式也各不相同。常见的类型有:裸地(极度退化生态系统类型)、森林采伐迹地、废矿地生态系统的恢复、沙漠植被的恢复。不同类型的森林退化生态系统的恢复方式也不一样。这里,我们主要介绍极度退化生态系

统类型和次生林的恢复方法。

(1) 极度退化生态系统类型的恢复

极度退化的生态系统,其特点是土地的极度贫瘠,其理化结构也很差。由于这类生态系统总是伴随着严重的水土流失,每年反复的土壤侵蚀,更加剧了生境的恶化,因而极度退化的生态系统是无法在自然条件下恢复植被的。对极度退化的生态系统的整治,第一步就是控制水土流失。

在生物措施中,首先是植物措施。植物在受损害生态系统恢复与重建中的基本作用就是:① 利用多层次多物种的人工植物群落的整体结构,控制水土流失;② 利用植物的有机残体和根系穿透力,促进生态系统土壤的发育形成和熟化,改善局部环境,并在水平和垂直空间上形成多格局和多层次,造成生境的多样性,促进生态系统生物多样性的形成;③ 利用植物群落根系错落交叉的整体网络结构,增加固土防止水土流失的能力,为其他生物提供稳定的生境,逐步恢复业已退化的生态系统。

对极度退化生态系统的重建及综合研究,针对性地分阶段进行综合治理和研究是很必要的。早期适宜的先锋植物种类对退化生态系统的生境治理具有重要的作用。在后期进行多种群的生态系统构建时,更要注意构建种类的选取。

如小良热带人工森林生态系统定位站是中国科学院华南植物研究所的野外工作站,是在寸草不长的侵蚀地上开展植被重建实验。基本建设和研究工作从 1959 年 3 月开始,分四个阶段进行:

1) 重建先锋群落(1959~1964 年)。在进行本底调查的基础上,采取工程措施与生物措施相结合但以生物措施为主的综合治理方法,选用速生、耐旱、耐瘠的桉树、松树和相思树,重建先锋群落。

2) 配置多层多种阔叶混交林。从 1973 年开始,模拟自然森林群落演替过程的种类成分和群落结构特点,在松、桉林先锋群落的迹地上开展阔叶混交林的配置研究。根据 1959 年的调查资料统计,试验区附近的村边林,残存有高等植物 293 种,分属于 243 属、87 科,其中乔木有 95 种,灌木有 81 种,草本植物有 22 种。这些残存的自然次生林的物种结构和层次结构是进行植被重建时种类构建、林分改造的科学依据。

3) 发展经济作物和果树。在 400 多公顷侵蚀地得到全面绿化、环境条件得到改善后,开展了多种经营,种植热带植物和水果。

4) 综合研究阶段。从 1980 年开始,采取以空间代替时间的方法,选择荒坡、桉树纯林和阔叶混交林三个不同植被类型而地貌、岩性、土壤类型和坡度等基本一致的集水区,分别建立起森林气候、森林土壤和森林水文的综合观测点,并同步进行植物、动物、昆虫、土壤动物和土壤微生物等方面的生物、生态环境效应的动态观测研究,深入揭示退化生态系统恢复过程的生态学机理(彭少麟,1996)。

(2) 次生林的恢复方法

次生林地生态系统一般生境较好,或是植被刚被破坏而土壤尚未破坏,或是次生裸地而已有林木生长,因而其恢复的步骤是按植物群落的演替规律,人为促进顺行演替的

发展。

1) 封山育林。封山育林是一种简便易行、经济省事的措施。封山育林是在排除或减少人为活动的影响下,利用树木自身的繁殖能力恢复森林的措施,是森林恢复的重要途径之一,同时封山育林是符合森林更新和演替规律的。封山育林摆脱了人为因素对植被的干扰和破坏,所形成的是一个具有高度自然保护性质的森林生态系统,在这一生态系统中,物种丰富,营养梯级高,能量流动与物质循环过程复杂且完善,多物种之间既相互制约,又相互依赖,可以有效地防止病虫害的发生。但是封山育林应具备两个基本条件,即具备乔木或灌木更新潜力的地段和人为破坏或人为影响不甚严重的地段(任伟等,2002)。

2) 透光抚育。栽针保阔的人工恢复途径,主要是针对东北东部山地地带性顶极植被类型——阔叶针叶林经受严重破坏(采伐、火烧、开垦)之后,为加速其恢复,根据自然演变规律,重组其结构的一套经营体系。其主要对象是东北东部山地的天然次生林。栽针保阔具体的含义和措施是在该地区的山地次生林中栽植以落叶松为主的针叶树,保留天然更新的阔叶树,尤其是那些珍贵的或具有较高经济价值的阔叶树。随着天然次生林发展进程和林况的不同,保阔措施主要包括以下三层含义:留阔、引阔、选阔,三者贯穿于森林恢复的全过程。在南亚热带,由于森林的演替需要经历针叶林、针阔混交林和阔叶林阶段。因此,采取了在针叶林或其他先锋群落中,对已生长的先锋针叶树或阔叶树进行择伐,促进林下其他阔叶树的生长,使其尽快演替成乡土树种。

3) 进行林分改造。为了促使森林的顺行快速演替,可对处于演替早期阶段的林地进行林分改造,如在马尾松疏林或其他先锋林中补种锥栗、木荷、鬲蒴或樟树等,以促使针叶林的快速顺行演替为高生态效益的针阔叶混交林,进而恢复季风常绿阔叶林(彭少麟,1996)。

(二) 退化草地生态系统的恢复

1. 草地生态系统退化的主要特征

草地退化(grassland degradation)是在过牧、开垦等人为活动及不利自然因素影响下草地生态系统逆行演替的一种过程,是荒漠化(desertification)的主要表现形式之一。可以认为,由于人为活动或不利自然因素所引起的草地(包括植物及土壤)质量衰退,生产力、经济潜力及服务功能降低、环境变劣以及生物多样性或复杂程度降低,恢复功能减弱或失去恢复功能,即称之为草地退化。这些定义与荒漠化定义是一致的,实质上,草地退化指草地生态系统逆行演替的一种过程。在这一过程中,该系统的组成、结构与功能发生明显变化,原有的能流规模缩小,物质循环失调,熵值增加,打破了原有的稳态和有序性,系统向低能量级转化,亦即维持生态过程所必需的生态功能下降甚至丧失,或在低能量级水平上形成偏途顶极,建立了新的亚稳态(李博,1997)。全世界草原有半数已经退化或正在退化。我国在20世纪80年代初,草地严重退化的面积已达 $8.7 \times 10^7 \text{ hm}^2$,每年还以 $1.33 \times 10^6 \text{ hm}^2$ 的速度增加。各类草地产量近20年下降30%~50%,牧草质量也大幅度下降(陈灵芝,陈伟烈,1995)。就退化草地生态系统而言,其主要特征表现在:① 草原植

物的物种丰富度下降,草原地上生物量显著下降,草原变低,草质恶劣,并常有大量有毒植物出现;②草地承载牲畜的能力下降,进而引起畜产品生产力下降;③草原表层土壤质地变粗,结构变坏,硬度变大,容重增大,通气性变弱,持水量下降,有机质含量减少,N、P、K 营养元素含量降低。

导致草地退化的因素是多种多样的,自然因素中如长期干旱、风蚀、水蚀、沙尘暴、鼠、虫害等;人为因素中如过牧、重刈、滥垦、樵采、开矿等。这些因素常常是交互作用,互相促进,互为因果。如开垦、樵采常导致风蚀沙化、水土流失等过程的增强,过牧会引起鼠、虫害的加剧等。由于对草原可持续承载力认识不足,缺乏与草原生态系统和社会发展相协调的放牧体制,家畜数量过多等不合理放牧导致草原退化是首要原因。盲目开垦是导致草原退化和沙化的主要原因。

但在不同地区的草地中,导致草地退化的因素是不同的,如姜恕针对内蒙古草地,指出过牧是草地退化最直接、起主导作用的因素(姜恕,1997);而王义风等针对黄土高原草地,认为开垦是草地退化的根源(王义风,1991);许鹏(1993)针对新疆草地指出,超载过牧是造成草地退化的根本原因。强调人为因素的同时,不能忽视自然因素在草地退化中的作用。全国范围的草地退化,气候并非决定因素。但在局部地区,气候变化在草原退化中能起重要作用,如1993年5月与1994年4月阿拉善地区的特大沙尘暴,破坏了大面积草地。据近40年气象资料分析,草原区降水变率达46%~95%,多雨年与少雨年年降水量相差2.6~3.5倍,每遇旱年,风沙、冰雹等自然灾害及鼠虫等生物灾害的发生频率增加,加快了草地退化的速度,如内蒙古新巴尔虎左旗南部,在过度放牧下又遇连年干旱,使卜氏田鼠大发生,导致13.3多万公顷草场严重退化。

2. 退化草地生态系统的恢复

由于人口膨胀和生产水平低下而导致滥垦、滥牧、滥樵,造成干旱草原地区土壤风蚀、干旱加剧、植被破坏和消失。而在干旱地区草原生态环境中,植被起着核心作用,其退化或消失必然引起环境恶化。因此,如何恢复重建退化草地植被对改善草地生态环境具有至关重要的意义(蒙荣,2001)。

退化草地生态系统的类型、程度不一样,那么恢复的方法和技术也不一样。根据草地退化的程度,一般分为4级:轻度退化、中度退化、重度退化与极度退化(李博,1997)。

1) 轻度退化。原生群落组成无重要变化,优势种个体数量减少,适口性好的种减少或消失。地上生物量与盖度下降20%~35%,地被物明显减少。土壤状况无明显变化,硬度稍增加。系统结构无明显变化围封后自然恢复较快。

2) 中度退化。建群种与优势种发生明显更替,但仍保留大部分原生物种,地上生物量与盖度下降35%~60%,地被物消失。土壤硬度增大1倍左右,地表有侵蚀痕迹。低湿地段,土壤含盐量增加,肉食动物减少,草食性啮齿类增加,围封后可自然恢复。

3) 重度退化。原生种类大半消失,种类组成单纯化,低矮、耐践踏的杂草占优势,地上生物量与盖度下降60%~85%,地表裸露,土壤硬度增加2倍左右,有机质明显降低,表土粗粒增加或明显盐碱化,出现碱斑,食物链明显缩短,系统结构简单化,自然恢复困难,需加改良措施。

4) 极度退化。植被消失或仅生长零星杂草,地上生物量与盖度下降 85%以上,地表呈现裸地或盐碱斑,土壤失去利用价值,系统解体。

退化草地的恢复有两种办法,一是改进现存的退化草地,另一种是建立新的草地。具体措施如下:

1) 建立人工草地,减轻天然草地压力。例如青海省果洛草原站在达日县旦塘地区对 40 多公顷严重退化的草地进行翻耕,播种披碱草后,鲜草产量高达 21 000 kg/hm²,极大地提高了畜牧生产力。在这一过程中,种草的选择和合理的栽培措施是成功的关键(马玉涛,1999)。

2) 草地改良可根据不同的退化草地类型选用松耙和浅耕翻。松耙和浅耕翻是两种治标改良措施,共同特点是通过改变土壤物理性状来促使植被恢复,不同之处在于二者对自然植被的破坏程度有别(前者 17%~25%,后者 100%)。该措施多用于根茎禾草草甸和干草原,可提高产草量 50%~120%,持续效果可达 3~5 年。

3) 草地补播。这是一种在不破坏或少破坏自然植被的前提下,播入一些适应性强、饲用价值高的牧草,以加速植被恢复,可提高产量 100%~150%,在我国西部干旱风沙区有广阔推广前景。

其他如火烧、培土、划区轮牧、调整产业和畜群结构等,也是非常重要的恢复措施。

(三) 退化农田生态系统的恢复

从农业的发展历史看,原始农业、传统农业、生态农业和可持续农业是世界农业发展的必然进程和方向。最初类型的农业是原始农业,人类主要以衣服自然生产力为主,生产力水平低下,农业生产水平相当落后。从原始农业到传统农业,人类的农业生产水平不断提高,维持和满足了人口不断增长的物质需要,虽然也创造出精耕细作的农业技术和生产方式,但总体而言,生产力水平还是较低的。第二次世界大战以后,西方发达国家和部分发展中国家进入了有机农业(或称石油农业)时代。这一时期农业的主要特征是:用机械化、有机化、农药化,以高能源投入和高的作物产量为特征;进入 20 世纪 90 年代,在现代农业发展的同时,已经暴露出一系列的生态环境问题 and 经济问题,直接或潜在地威胁到人类生存环境和农业生产的长久发展,迫使人们去思考如何使农业持续发展下去。生态农业和可持续农业就是在这种背景下提出来的,这种农业强调用有机肥和无环境污染,并且可持续利用。据估计,迄今世界各国仍有大面积的退化农业生态系统,退化农田面积约占农田总面积的 4/5(陈灵芝,陈伟烈,1995)。

1. 退化农田生态系统的特征和原因

农业生态系统是指在人类的积极参与下,利用农业生物种群和非生物环境之间以及农业生物种群之间的相互关系,通过合理的生态结构和高效的生态功能,进行能量转化和物质循环,并按人类要求进行物质生产的综合体。从其定义可以看出,农业生态系统与自然生态系统的本质区别在于:农业生态系统具有以人类需要的农副产品为中心内容的社会经济和技术力量的投入,并作为系统重要的组成部分之一,影响着系统的存在与发展。正常的农田生态系统处于一种动态平衡状态,系统的结构和功能是协调的,通过系统中能

量的流动和物质的循环、水分和养分的平衡来维持负载在其上的生物群落的生产力。但是,如果这种平衡被打破,农田的结构和功能就会发生变化,导致土壤肥力不断下降,土壤所承载的生产力也下降,从而导致农业生态系统退化。农业生态系统退化就是指农业内部结构不协调农业的功能水平低,农业环境恶化而呈现的一种状态或结果。农业生态系统退化的主要诊断特征为:农业内部产业结构失调,农业生产力下降,系统稳定性和抗逆能力减弱等方面。农田生态系统退化是其中主要的一种。农田生态系统退化是指土壤理化结构的变化导致土壤生态系统和作物系统功能的退化。

农田生态系统退化的类型主要有:侵蚀化、沙化、石质化、土壤贫瘠化——肥力减退、污染化等。所带来的严重后果是:土地肥力衰减、土壤侵蚀严重、土壤酸化和潜育化严重、土壤微生物种类及数量下降、农药残留等环境污染、农业完全依赖于人类投入、产量失控、全球农业失衡等(Gliessman,1998)。

导致农田生态系统退化的原因是多种多样的,其中人类活动所导致的负面作用是不可低估的。随着世界人口的增加,为了养活更多的人口,很长一段时间以来,各国农业均以追求高产量、高利润为目的,耕作强度不断提高、单一种植、化肥的过多使用、灌溉、农药和除草剂、推广应用高产品种等,人类过度干扰和对土地的过度索取等都是导致农田生态系统退化的原因。如化肥对环境的影响:化肥对土壤污染的主要的磷肥,磷肥的原料是磷矿石,除富含 P_2O_5 外,还含有其他无机营养元素如钾、钙、锰、硼、锌等,同时也含有有毒物质如砷、镉、氟等,都会造成严重的土壤污染;农业用水经地下径流和地下水的渗漏,可能使水体中的营养物质增加,引起水体的富营养化;土壤,包括施肥中的营养物质随水往下淋溶,通过土层进入地下水,还会造成地下水的污染,进而会影响人才畜饮水;施肥还会对大气造成污染,主要是 NH_3 的挥发、反硝化过程中生成的 NO_x (包括 NO 和 NO_2 等)、沼气(CH_4)、有机肥的恶臭等。

近年来,全球平均每年有 5×10^6 hm^2 土地由于极度破坏、侵蚀、盐渍化、污染等原因,已经不能再生粮食。我国南方有 $2/3$ 以上的耕地土壤养分贫瘠,尤其以坡地的侵蚀严重。在农田中,形成 2.5 cm 厚的表土,一般需要 200~1 000 年,表层土壤厚度的下降,直接后果就是农作物产量的大幅度下降。

2. 退化农田生态系统的恢复

退化农田生态系统的恢复是一个相对较复杂的问题,要解决农业生态系统恢复问题,有赖于一定的农业知识、生态知识、技术条件、经济水平和人类资源。更具体地说,农田退化生态系统的恢复有赖于土壤、作物、市场、经济条件和农民经验及技术等因素(陈灵芝,1995)。农田生态系统的组分多而复杂,而且组分间的相互作用也很复杂,这也是导致退化农田生态系统恢复困难的原因之一。

总的来说,退化农田生态系统恢复的程序包括:研究当地土地使用历史,适合于当地的乡土作物以及种植历史和种植习惯,人类活动对农业生态系统的影响,健康农田土地特征和退化农田土地特征,特别是研究农业生态系统的组分(如动物、植物和微生物)的关系,分析退化原因;在小范围内进行针对退化症状的样方试验,研究农田生态系统恢复机理,控制污染并合理用水,进行土壤改良和作物品种更新换代,选用高产、高质的优良品

种;成功后在大范围内推行,并及时进行恢复后的评估及改进。

退化农田生态系统的恢复措施大致包括:模仿自然生态系统,降低化肥输入,混种,间作,增加固氮作物品种,深耕,施用农家肥,种植绿肥,改良土壤质地,建立合理的轮作制度与休耕制度,利用生物防止病虫害,建立农田防护林体系,利用廊道、梯田等控制水土流失,秸秆还田,农、林、牧相结合。此外,在恢复干旱及贫瘠农田时可采用渗透技术(彭少麟,1997)。

(四) 退化淡水生态系统的恢复

淡水生态系统主要是指湖泊、水库、水塘等相对静止和河流、小溪等流动的水生生态系统。地球上的水大部分分布在海洋,仅有 2.8% 分布在陆地。陆地上的水大部分又以冰川和地下水的形式存在,仅有约占总水量 0.03% 的水分布在河流、湖泊、水库、水塘等淡水水域。淡水水域虽然只占地球总水量的很少一部分,但在人类生活环境中的作用却是非常重要的。一方面,它在维持全球物质循环和水循环中具有重要的作用;另一方面,它为人类提供饮用水,在农业灌溉、工业生产、水产养殖、航运交通、水力发电、游乐健身、调节气候等许多方面都有重要作用。而且淡水水域还是鱼类等水生生物的栖息环境,为人类提供丰富的水产品和蛋白质,同时也是构成人类生存环境的重要组成部分。我国大小河川总长度约 4.2×10^5 km,流域面积在 1000 km^2 以上的河流有 1500 多条。面积在 1 km^2 以上的天然湖泊有 2600 余个,总面积约有 71230 km^2 左右,其中大部分为浅水型湖泊。

随着全球人口的迅速增长,人类用水量也大幅度增加,同时人类对水生生态系统的干扰也日趋严重。世界范围内的水生生态系统被严重改变或破坏,水体中的生物资源被过度开发,污染严重。水体的退化制约了人类的用水需求,因此,水生生态系统的保护、恢复和重建是人类面临的紧迫问题。20 世纪 70 年代以来,发达国家就投入了大量的资金用于淡水水域环境的保护和水生生态系统的恢复研究。我国开始时间稍微晚些。

1. 湖泊和水库的退化原因及恢复

(1) 湖泊和水库的退化原因

湖泊和水库的退化是它们在自然演替或发展过程中受到自然干扰和人类干扰,结构和功能发生改变,使湖泊和水库的环境质量下降。引起湖泊和水库生态系统退化的主要影响因素有以下几个方面:① 营养盐类和有机物质的过量输入,引起湖泊和水库的富营养化。如藻类大量增生,水生植被衰退或呈劣性化的发展趋势;② 湖泊水文条件和物理状况的变化。如水位的改变;③ 由于不适当的农业生产和采矿活动引起的水土流失;④ 有毒的重金属和有机化合物以及农药等的污染;⑤ 由于大气污染和酸性尾矿的排入使湖泊酸化;⑥ 外来物种的入侵。

湖泊和水库的退化主要是由于点源污染和非点源污染引起的。在发达国家和部分发展中国家已经能通过切断排放源控制点源污染,但仍不能有效地控制由于农业生产等生产活动导致的非点源污染。退化的湖泊、水库一般不能自行净化和恢复,需要人类的干预

才能恢复(Cairns, 1991)。

(2) 淡水湖泊和水库的生态恢复

退化湖泊和水库的水生生态系统的恢复工作,可针对上述问题展开。最重要的是先控制富营养化问题。富营养化湖泊的恢复是一项综合性的生态恢复工程,应采取湖外环境建设与湖内环境治理相结合,重建与利用相结合、工程建设与行政管理相结合、理化技术与生态工程相结合的原则,多种技术与措施并举进行系统整治。

1) 切断污染源,减少营养盐的输入。营养物质以及有机物质负荷增加常常是导致水体中营养盐类浓度的急剧增加并最终引起富营养化症状,因此消除或减少这类污染源,是富营养化湖泊和水库恢复的关键。

2) 污水深度处理。常用的方法有:采用沉淀剂净化水体,用活性炭吸附污染物质,用微生物降解水中的有机质,终止各种水生植物吸附营养物质(最好是重建挺水、浮水和沉水植物)(郭少聪等,2000)。如在白洋淀湖泊恢复中采用了农田污灌及土地处理系统和氧化塘或氧化沟生态净化工程,取得了较好的效果。

3) 面源截流净化工程。控制营养物质的点源污染往往不足以解决湖泊的富营养化问题,因为面源污染还是有核弹头的影响。应用工程的办法来处理面源污染的费用很高,工程也太大。比较简便的方法可以用:① 暴雨存留池塘。暴雨存留池塘用来储存暴雨期间城镇和农田产生的地表径流,沉淀颗粒物质。降雨开始部分的径流中,含有大量的磷和悬浮颗粒,能在池塘中沉积下来。② 自然湿地和内河磷的沉淀。人工和自然湿地系统对于去除悬浮物质效果也是非常明显的,这个过程中磷也可以得到去除。

4) 湖区生物调控技术。主要是指优化养殖模式、生物操纵技术、新型生物净化剂的开发应用等。

2. 河流的退化原因及恢复

(1) 河流的退化原因

引起河流退化的因素很多,概括起来主要有:农业开发、工业点源污染、水土侵蚀、充填、河岸放牧、伐木、采矿、过度捕鱼及生活废物的排放等。这些因素会导致水量下降、水质下降、水中溶解氧减少、营养物质增加、水生生物减少、水体温度升高等生态后果。

(2) 退化河流生态系统的恢复

退化河流生态系统的恢复和湖泊生态系统的恢复比较起来,更新快,恢复也比较容易。对于小的河流,只要切断污染源,常年保持水流状态,河流就会自然恢复。但大的河流,由于影响因素复杂,恢复起来难度相应要增大。退化河流的恢复可以采用如下措施:① 严格控制污染源的排放。主要是采取行政措施,根据法律、法规控制污染物的排入。② 清理泥沙和污染物。泥沙和污染的沉积严重的河流会影响交通和泄洪,也影响水质。因此,在枯水季节,要及时对泥沙和污染的沉积严重的河流进行疏浚、清淤,恢复河流的正常功能。③ 充分利用河滨或河岸水分和营养养分充足的特点,先恢复植被,建立河岸绿

化带,吸引各种动物在此地栖息。岸边禁止开垦或放牧,保护绿色地带。④ 合理捕捞,严禁过量捕捞、滥捕,制定休渔期制度。

(五) 湿地生态系统退化的原因及恢复

1. 湿地及湿地生态系统退化的原因

狭义上认为湿地是陆地与水域之间的过渡地带,而广义上人们则把地球上除海洋(水深 6 m 以上)外的所有水体都当作湿地。即“湿地系指不论其为天然或人工、长久或暂时之沼泽地、泥炭地或水域地带,带有或静止或流动、或为淡水、半咸水或咸水水体者,包括低潮时水深不超过 6 m 的水域(可包括邻接湿地的河湖沿岸、沿海区域以及湿地范围的岛屿或低潮时水深超过 6 m 的区域)”。湿地是地球上水陆相互作用形成的独特生态系统,是自然界最富生物多样性的生态景观和人类最重要的生存环境之一,在蓄洪防旱、调节气候、控制土壤侵蚀、促淤造陆、降解环境污染等方面起着极其重要的作用。据世界保护监测中心的估测,全球湿地面积约为 $5.7 \times 10^6 \text{ km}^2$ 。然而,人们并没有意识到湿地的重要功能。就世界而言,湿地经历着退化、丧失和恢复的过程。据文献材料,全球约 80% 的湿地资源丧失并退化,美国的湿地丧失了 54%,法国丧失 67%,德国丧失 57%。严重影响了湿地区域生态、经济和社会的可持续发展(Middleton, 1999)。中国有多少湿地,目前只有确切数字,国家林业局汇总的数字为 $6.594 \times 10^7 \text{ hm}^2$ (不含河流与水塘),居亚洲第一。中国丧失的湿地也很多,只是没有精确的统计数字。自 20 世纪 70 年代以来,国际上开始开展了有关部门研究和实践,以保护自然湿地和恢复已退化的湿地。我国在红树林湿地恢复和湿地综合利用方面发展较快。

退化湿地生态系统(吕宪国等,1998)是湿地生态系统由自然或人为原因引起的逆向演替。变化原因有自然变化如植被演替、沉积作用,人为作用及由于人类的生产活动和不合理的管理实践产生的湿地生态变化(刘兴土,1997;崔保山等,2000)。其中人为作用是最主要的原因。就退化湿地生态系统而言,其主要特征为:湿地面积缩小、质量下降。从全世界情况来看,天然湿地数量减少、质量下降的趋势仍在继续,湿地生态系统面临的威胁仍在进一步加剧。主要表现:① 盲目围垦和过度开发造成天然湿地大量消失、湿地生态功能下降;② 湿地生物资源和水资源过度利用,造成湿地生物多样性衰退;③ 湿地污染严重,水质不断恶化;④ 大江、大河上游水源涵养林遭到过度采伐,导致水土流失加剧,河流含沙量增加,河床、湖底淤积严重,湿地面积不断缩小,显著增加了洪灾风险;⑤ 从全球环境来看,全球气候变暖,海平面上升,对低平海岸区威胁极大,将引起海水倒灌、地下咸水入侵等灾害发生,影响海岸带湿地的变化和海岸资源的承载能力。如饲养贝类、对虾为主的养殖业,猛烈地吞食着滨海湿地,有的甚至入侵到国家级自然保护区的核心区;超容量和滥建游乐设施,北戴河的旅游海滩面积进一步缩小、质量下降(杨亚妮,1999)。

2. 退化湿地生态系统的恢复

(1) 退化湿地生态系统恢复的一般技术

退化湿地生态系统的恢复技术根据湿地的构成和生态系统特征,湿地的生态恢复可

概括为：湿地生境恢复、湿地生物恢复和湿地生态系统结构与功能恢复三个部分，相应地，湿地的生态恢复技术也可以划分为三大类(张永泽,2000)：① 湿地生境恢复技术。湿地生境恢复的目标是通过采取各类技术措施，提高生境的异质性和稳定性。湿地生境恢复包括湿地基底恢复、湿地水状况恢复和湿地土壤恢复等。② 湿地生物恢复技术。主要包括物种选育和培植技术、物种引入技术、物种保护技术、种群动态调控技术、种群行为控制技术、群落结构优化配置与组建技术、群落演替与恢复技术等。③ 生态系统结构与功能恢复技术。主要包括生态系统总体设计技术、生态系统构建与集成技术等。湿地生态恢复技术的研究既是湿地生态恢复研究中的重点，又是难点。目前急需针对不同类型的退化湿地生态系统，对湿地生态恢复的实用技术(如退化湿地生态系统恢复关键技术，湿地生态系统结构与功能的优化配置与重构及其调控技术，物种与生物多样性的恢复与维持技术等)进行研究。

(2) 不同类型退化湿地生态系统恢复的基本策略和关键技术

不同的湿地类型，恢复的指标体系及相应策略亦不同(崔保山,刘兴土,1999)。

对沼泽湿地而言，由于泥炭提取、农业开发和城镇扩建使湿地受损和丧失。如要发挥沼泽在流域系统中原有的调蓄洪水、滞纳沉积物、净化水质、美学景观等功能，必须重新调整和配置沼泽湿地的形态、规模和位置，因为并非所有的沼泽湿地都有同样的价值。在人类开发规模空前巨大的今天，合理恢复和重建具有多重功能的沼泽湿地，而又不浪费资金和物力，需要科学的策略和合理的生态设计。

就河流及河缘湿地来讲，面对不断的陆地化过程及其污染，恢复的目标应主要集中在洪水危害的减小及其水质的净化上，通过疏浚河道，河漫滩湿地再自然化，增加水流的持续性，防止侵蚀或沉积物进入等来控制陆地化，通过切断污染源以及加强非点源污染净化使河流水质得以恢复。而对湖泊的恢复却并非如此简单，因为湖泊是静水水体，尽管其面积不难恢复到先前水平，但其水质恢复要困难得多，其自净作用要比河流弱得多，仅仅切断污染源是远远不够的，因为水体，尤其是底泥中的毒物很难自行消除，不但要进行点源、非点源污染控制，还需要进行污水深度处理及其生物调控技术。

对于红树林湿地而言，红树林沼泽发育在河口湾和滨海区边缘，在高潮和风暴期是滨海的保护者，在稳定滨海线以及防止海水入侵方面起着重要作用。它为发展渔业提供了丰富的营养物源，也是许多物种的栖息地。由于人类的各种活动，红树林正在被不断地开发和破坏。为恢复这一重要的生态系统，需要采取保持陆地径流的合理方式，严禁滥伐及矿物开采，保证营养物的稳定输入等措施。

湿地恢复策略经常由于缺乏科学的知识而阻断，特别是湿地丧失的原因，自然性和对一些显著环境变量的控制，有机体对这些要素的反应等还不够清楚，因此获得对湿地水动力的理解及评价不同受损类型的影响是决定恢复策略的关键。

第二节 生态系统健康

随着社会经济的发展，人类行为导致的不利环境所影响的范围，已经从区域尺度发展

到整个生物圈。尤其是人口过剩、能源短缺、环境污染、生物多样性减少、土地退化和全球环境变化已对人类和地球的可持续发展产生了恶劣影响,使地球出现了不健康的症状。

研究发现,以前的环境管理方法大多数来源于某一学科:经济学、工程学、人类健康和生态学,很少考虑跨学科的要求。生态环境恶化和生态系统管理理论与方法落后,导致了生态系统健康理论的产生和发展。以便针对生态系统不健康的事实,把社会系统、自然系统、人类活动及人类健康等社会、经济、生态问题进行综合考虑,系统地研究生态系统的健康状况、致病机理,以及生态系统的综合管理(Norton, 1992; Haines, 1993; Rapport, 1998)。

1990年10月和1991年2月分别在美国马里兰和华盛顿召开了生态系统健康的专门会议(蔡晓明, 2000)。会议共同的议题是确立生态系统健康为环境管理的目标,并且认为管理要着眼于保护和维持生态系统的结构、功能的可持续性,保证生态系统健康。1992年在巴西里约热内卢举行的世界环境与发展大会上,与会各国首脑一致强调“国家间将加强合作,以保护和恢复地球生态系统的健康和完整性”(任海等, 2000)。生态系统健康正是在这一背景产生的。本节将介绍生态系统健康的基本理论与评估方法。

一、生态系统健康的定义

生态系统健康是生态系统的一种状态,也是一门科学。最早研究生态系统健康的是20世纪40年代,著名的自然科学家 Aldo Leopold 提出了“土地健康”的概念(Leopold, 1941)。从他的许多著作中,土地被完全看成是生态系统——即有机体之间和周围环境的关系网。Leopold 把“测定那些在人类占有之后仍无功能障碍的土地的生态参数”作为土地健康(land health)研究的目标。

到了20世纪70年代末至80年代初, Rapport 等人继续发展了这一理论,并在1979年提出了“生态系统医学”的名词来描述此领域研究的新进展(Rapport et al., 1979)。后来,这些名词都被运用到了生态系统健康的概念和规范中。

1988年, Schaeffer 等首次探讨了有关生态系统健康度量的问题,但没有明确定义生态系统健康。1989年, Rapport 论述了生态系统健康的内涵。1990年10月,就生态系统健康定义的问题,在美国召开了专题讨论会。1991年2月,在美国科学促进联合会年会上,国际环境伦理学会召开了“从科学、经济学和伦理学定义生态系统健康”讨论会(曾德慧等, 1999)。

1994年,“第一届国际生态系统健康与医学研讨会”在加拿大首都渥太华召开。这次大会重点讨论并展望了生态系统健康学在地区和全球环境管理中的应用问题,同时宣告“国际生态系统健康学会”(International Society for Ecosystem Health, ISEH)成立。

不同的学者对生态系统健康的定义有不同的看法,主要观点有:

(1) 从生态系统自身出发的生态系统健康

早期的生态系统健康观,把生态系统看作一个有机体(生物)(Odum, 1979),健康的生态系统具有恢复力(resilience),保持着内在稳定性(homeostasis)。系统发生变化就可

意味着健康的下降。如果系统中任何一种指示者的变化超过正常的幅度,系统的健康就受到了损害。健康的生态系统对于干扰具有恢复力,有能力抵制疾病。

Aldo Leopold(1941,1993)是第一个确定“土地疾病”症状的学者之一,他把“土地有机体健康”作为内部的自我更新能力,认为考虑“土地有机体健康”应当与人们考虑个人有机体的健康一样。

Holling(1986)认为一个系统在面对干扰时,有保持其结构和功能的能力。恢复能力越大,系统越健康。

Rapport(1989)认为生态系统健康的定义可以根据人类健康的定义类推而来,他曾经用以下术语来强调生态健康与人类医学的相似性:为自然号脉,监测自然疾病。他指出,一个健康的生态系统表现出某些复杂自组织系统的基本特征,包括 Bertalanffy(1950)4个复杂生态系统进化的主要特征:一体化、分异、机械化和集中化。人类活动对生态系统变化及人类健康的影响,会胁迫生态系统健康,导致生态系统结构发生变化,进而影响到生态系统的服务功能,对人类健康产生影响,人类不得已又会关注生态系统健康。

Costanza(1992)指出生态系统健康的定义提到了很多迷惑不解的问题,但没有一个可作为实际操作的概念。他把生态系统健康的概念归纳如下:①健康是生态内稳定现象;②健康是没有疾病;③健康是多样性或复杂性;④健康是稳定性或可恢复性;⑤健康是有活力或增长的空间;⑥健康是系统要素间的平衡。他强调生态系统健康恰当的定义应当是上面6个概念结合起来。也就是说,测定生态健康应该包括系统恢复力、平衡能力、组织(多样性)和活力(新陈代谢)。从这个概念看出,一个健康的生态系统必须保持新陈代谢活动能力,保持内部结构和组织,对外界的压力必须有恢复力(刘建军等,2002)。

(2) 生态系统应为人类提供服务的健康观

1971年联合国教科文组织发起的“人与生物圈计划”(Man and Biosphere Programme, MAB)把人与自然及其资源作为一个整体来研究,标志着生态系统研究的新的里程碑。生态系统研究开始关注人类活动对生态系统的影响,以及生态系统对人的影响。

Mageau(1995)等认为一个健康的生态系统包括以下特征:生长能力,恢复能力和结构,就人类社区的利益而言,一个健康的生态系统是能为人类社区提供生态系统服务支持,例如食物、纤维、吸收和再循环垃圾的能力、饮用水、清洁空气等等。

从以上这些概念可以看出,生态系统健康与人类活动及其社会需要密切相关。

生态系统健康包括从短期到长期的时间尺度、从地方到区域的空间尺度上社会、生态、健康、政治、经济、法律的功能,从地方、区域到全球胁迫下的生态环境问题。其目标是保护和增强区域环境容量的恢复力,维持生产力并保持自然界为人类服务的功能。

二、生态系统健康的标准

生态系统健康的基本特征包括:活力(vigor)、弹性力(resilience)和组织(organization)3个方面(Mageauetal,1995)。

活力可以用生产力,或生态系统中物质和能量的交换量来表示。弹性力可以用系统

在压力状态下保护生态功能的结构和格局的能力来衡量(Holling, 1986)。组织可以通过组分的多样性和组分之间的相互作用来评价。生态系统健康与否决定于人类的意志。对于生态系统健康不存在绝对的标准,这里“健康”被看作是一种心理上的透视,包括人类感觉和价值。

(1) 活力

活力原指能量或行为。在生态系统中,它指能量的交换能力,可以用养分循环和生产力来表示。然而,并不是交换量越大生态系统就越健康,尤其是对于水生生态系统来说,交换量太大可能会导致富营养化。评价一个生态系统健康与否不应采取某一特定生态系统的标准。如人们不能用热带湖泊的标准评价温带森林的健康状况。但是,标准和时空变化是生态系统所依赖的,至少对于多数生态系统来说,较低的活力与较大的压力有关。

(2) 弹性力

弹性力指系统抵御压力和压力减小时从干扰中恢复的能力(Holling, 1986)。如果生态系统缺乏足够的生态弹性力,外界干扰将促使系统偏离平衡状态,系统有可能崩溃或到达另外一种具有不同结构的平衡状态。

弹性力是描述生态系统非线性特征的标志指标。它是指生态系统能够承受多大的干扰还能维持其原有系统状态。目前生态弹性力还不能量化,它是生态系统健康的定性化指标。

(3) 组织

组织指生态系统复杂性,通常随物种数量和种类及相互作用(比如共生,竞争)的复杂性增加而增大。一般认为,生态系统的组织越复杂就越健康。对于组织,通常根据系统组成要素之间相互作用的多样性及数量来评价。具体指标为生态系统中 r -对策种与 k -对策种的比率,短命种与长命种的比率,外来种与乡土种的比率,共生程度,乡土种的消亡等。

活力、弹性力和组织,已经具备了可操作的评价方法。但是,这些还不全面,生态系统健康还具有以下许多特征,它们都是对生态系统健康评价的重要补充。

(4) 生态系统服务功能的保持

这是评价生态系统健康的一个关键原则,指的是生态系统令人类社会受益的功能,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,不健康的生态系统的上述服务功能的质和量均减少。

(5) 管理选择

健康的生态系统支持许多潜在的功能,退化生态系统则不再具备这些功能或仅能发

挥某一方面的功能。

(6) 外部输入减少

判断生态系统健康的另一个指标是根据维持系统生产力所需的外界物质和能量。通常,对外界输入依赖的减少是生态系统健康的一个指标。健康的生态系统在生物物理、经济和人类健康领域对补贴的依赖是减少的。

(7) 对周围系统的破坏

健康的生态系统在运行过程中对邻近的系统的破坏为零,而不健康的系统会对相连的系统产生破坏作用,如污染的河流会对受其灌溉的农田产生巨大的破坏作用。

(8) 对人类健康影响

生态系统变化的许多方式都可以反作用于人类健康,人类健康本身就可以作为生态系统健康的一个概要的衡量标准,与人类相关又对人类影响小或没有影响的生态系统为健康的系统。

三、生态系统健康的评估与预测

历史上,生态系统健康是用特殊物种或成分来测量的。由于这些指标涉及范围不广泛,不足以反映生态系统的复杂性,因此,这些指标是不充分的。于是,学者们又提出了很多指标来评价生态系统健康。Hannon(1985)提出生态系统总产量(GEP)与生态系统净产量(NEP)类似,它作为生态指标,被用于监测潮汐湿地生态系统健康。Rapport(1985)等考察了一些压力和它们的症状,并且给了生态系统压力的5个指标:营养池、初级生产力、尺度分布、物种多样性和系统恢复(恢复到更早的状态)。Ulanowicz(1986)提出了网络优势指数(index of network ascendancy),它综合了生态系统的5个重要特征,即物种的丰富性、小生境的特殊性、循环、反馈和整体活动。

Costanza(1992)总结了很多生态系统健康的定义,提出了系统健康指数, $HI = V \times O \times R$,式中 V 是系统活力,是测量系统活动、新陈代谢或初级生产力的一项重要指标,可由生态系统的生产力、新陈代谢等直接测量出来; O 是系统组织指数,系统组织的相对程度用0~1的数值表示,它包括组织多样性和连接性,由多样性指数、网络分析获得的相互作用信息等参数表示; R 是恢复力指标,系统恢复力的相对程度用0~1的数值表示,由模拟模型计算。Ulanowicz(1986)和Rapport(1998)等发展了活力、组织和恢复力的测量及预测公式,利用这些公式计算出的结果即为生态系统的健康程度。

(1) 活力的测量

活力即是生态系统健康主要指标中最好测定的部分,可用初级生产力和经济系统内单位时间的货币流通率表示。Ulanowicz提出用网络分析(network analysis)方法进行预测的两种数量方法:即计算系统的总产量(TSP)和净输入(NI)。TSP即是在单位时间内

沿着各个体的交换途径的物质转移量的简单相加($TSP = T_{ij}$),而 NI 则可直接从 TSP 中分离出来。

(2) 组织的测量

组织即生态系统组成及途径的多样性。在生态系统演替和进化过程中,在没有胁迫的情况下,生态系统的物质和能量运转量会增加,但其基本反馈结构会保持稳定。在胁迫下,一个组分的活力增加或减少,会引起其他组分的增加或减少,并通过各种循环最终影响到它自己。Ulanowicz 根据这些特征及网络分析方法建立了组织测量及预测方程。

首先建立一个矩阵,矩阵中每个要素 T_{ij} 表示 i 行成分到 j 列成分间物质与能量的交换。状态 $P(a_i, b_j)$ 指一个中间变量离开成分 i 并进入成分 $j(T_{ij})$ 的概率,由于 T 在这样的系统运移中是收敛的,就可通过 T_{ij}/T 估算 $P(a_i, b_j)$,同样, $P(b_j)$ 一部分进入元素 j 的概率也可通过。最后,一部分在离开 i 进入 j 的量的条件概率 $P(b_j, I a_i)$ 可通过 T_{ij}/T 估算。

因此,生态系统的组织测定公式为:

$$I = T_{ij}/T \times \log(T_{ij} \times T/T_j \times T_i)$$

此外,Ulanowicz 还建立了自主权值(A)和系统不确定性(H)公式,以从其他两个方面量化组织。

$$A = T \times I = T_{ij} \cdot \log(T_{ij} \times T/T_j \times T_i)$$

$$H = (T_{ij}/t) \times \log(T_{ij}/t)$$

(3) 恢复力的测量

恢复力是生态系统维持结构与格局的能力。预测生态系统在胁迫下的动态过程一般要求用计算机模型[诸如林窗动态模型(如 GAP),生物地球化学循环模型(如 CENTURY)等]。通过这些模型可估算出恢复时间(RT)及该生态系统可以承受的最大胁迫(当生态系统从一种状态转为另一种状态的临界值),恢复力即为 MS/RT 。

四、生态系统健康的等级

等级理论(hierarchy theory)是 20 世纪 60 年代以来逐渐发展形成的,关于复杂系统结构、功能和动态的理论。它的发展是基于一般系统论、信息论、非平衡态热力学以及先导哲学和数学有关部门理论之上的。广义的讲,等级是一个由若干单元组成的有序系统。根据等级理论,复杂系统可以看作是由离散性等级层次(discrete hierarchical level)组成的等级系统。一般而言,处于等级中高层次的行为或过程常表现出大尺度、低频率、慢速度的特征;而低层次行为或过程,常表现出小尺度、高频率、快速度的特征。不同等级层次之间具有相互作用的关系,即高层次对低层次有制约作用,低层次对高层次提供机制和功能(O'Neill et al., 1986; 邬建国, 1991, 1996)。等级理论的重要作用之一是用于简化复杂系统,以便于对其结构、功能和动态进行理解和预测。复杂系统的可分解性是应用等级理

论的前提和关键环节。等级系统可分为巢式或包含型(nested)和非巢式或非包含型(non-nested)两类。在巢式等级系统中,高层次由低层次组成,相邻的两个层次之间具有完全包含与完全被包含的关系;在非巢式等级系统中,高层次与低层次不具有完全包含与被包含的关系。系统的这种差别主要是由系统形成时的时空范围差别所形成的,管理中时空背景应与层级相匹配(表 6-1)。

表 6-1 不同尺度上的生态系统过程评价分析所需要的数据类型(Vogt et al.,1997)

尺 度	数 据 类 型
地带性生物群落	气候、地形、植物类型(草本、木本等)、时间尺度、经常而不相关的时间
景观水平	气候、地形、群落和生态系统类型、土壤物理特性、生态系统类型的空间分布、时间尺度:年与年比较
生态系统	气候(微气候)、地形(微地形)、物种组成和优势种、土壤物理、化学特性、消费者水平、植物组织转化率和分解、活的有机物和死的有机物的空间分布以及土壤类型和质地的空间分布、植物对水和营养物的需要在形态上的适应、共生、营养物质和水的获得能力、时间尺度:每年、几年
植物及其种群	气候(微气候)、地形(微地形)、微生境的土壤物理、化学特性、消费者水平、固氮和营养获得在生理上的适应、植物碳的固定格局:地上叶的形式和地下须根的形式、植物遗传性、共生、营养物质和水的获得能力、时间尺度:每时、每年、多年

彭少麟(1999)提出了在时间和空间格局上对生态系统健康进行研究或评价的等级概念:生态系统的基本性质包括结构、功能、动态与服务,而生态系统又可分为基因、物种—种群、群落—生态系统、区域景观—全球等 4 个层次,两者通过巢式等级整合(图 6-2)。

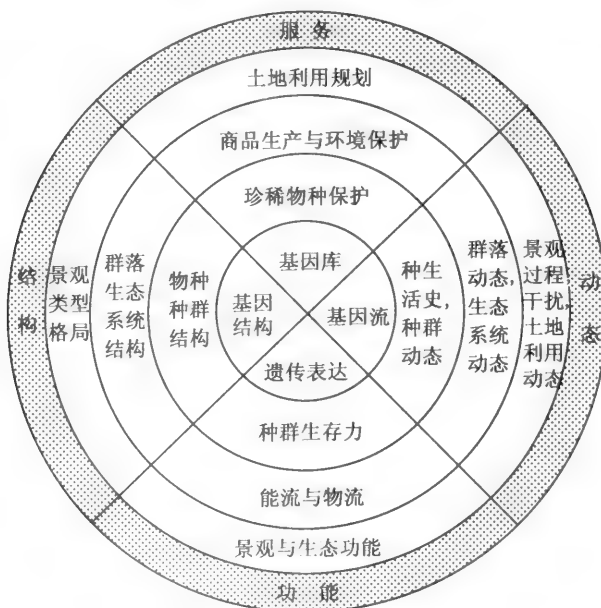


图 6-2 生态系统健康评估的等级概念

主要参考文献

- 马玉涛. 1999. 江河源头草地生态环境现状及恢复途径, 中国草地, (6): 59~61
- 马世骏. 1990. 现代生态学透视. 北京: 科学出版社
- 王义凤. 1991. 黄土高原地区植被资源及其合理利用. 北京: 中国科学技术出版社
- 包维楷, 刘照光, 刘庆. 2001. 生态恢复重建研究与发展现状及存在的主要问题. 世界科技研究与发展, 1: 44~48
- 包维楷, 陈庆恒. 1998. 退化山地植被恢复和重建的基本理论和方法. 长江流域资源与环境, 17(4): 370~376
- 任伟, 孙天洪, 张天雄, 杨春涛. 2002. 大兴安岭呼玛县林业局森林资源现状及生态系统恢复对策. 内蒙古林业调查设计, 25(1): 1~7
- 任海, 邬建国, 彭少麟. 2000. 生态系统健康的评估. 热带地理, 20(4): 310~316
- 纪万斌. 1996. 塌陷与生态. 北京: 地震出版社
- 邬建国. 1991. 耗散结构、等级系统理论与生态系统. 应用生态学报, 2(2): 181~186
- 邬建国. 1996. 生态学范式综论. 生态学报, 16(5): 449~460
- 刘建军等. 2002. 生态系统健康研究进展. 环境科学研究, 15(1): 41~44
- 许鹏. 1993. 新疆草地资源及其利用. 乌鲁木齐: 新疆科技卫生出版社
- 李博. 1997. 中国北方草地退化及其防治对策, 中国农业科学, 30(6): 1~9
- 杨亚妮. 1999. 湿地生态系统研究及防治退化对策. 自然杂志, 24(2): 95~99
- 杨朝飞. 1998. 中国生态危机的挑战与思考. 中国环境管理, (1): 7~10
- 余作岳, 彭少麟. 1996. 热带亚热带退化生态系统的植被恢复生态学研究. 广州: 广东科技出版社
- 宋永昌. 1997. 生态恢复是生态科学的最终试验. 中国生态学会通讯, 4: 4~5
- 张永泽. 2000. 自然湿地生态恢复研究综述. 生态学报, 21(2): 309~314
- 陈灵芝, 陈伟烈. 1995. 中国退化生态系统研究. 北京: 中国科学技术出版社
- 陈昌笃. 1993. 持续发展与生态学. 北京: 中国科学技术出版社
- 周国逸. 1997. 生态系统水热原理及其应用. 北京: 气象出版社
- 赵桂久, 刘燕华, 赵名茶等. 1993. 生态环境综合整治和恢复技术研究(第一集). 北京: 北京科学技术出版社
- 赵桂久, 刘燕华, 赵名茶等. 1995. 生态环境综合整治和恢复技术研究(第二集). 北京: 北京科学技术出版社
- 赵晓英, 孙成权. 1998. 恢复生态学及其发展. 地球科学进展, 13(5): 474~480
- 姜恕. 1997. 中国草地资源的可持续利用. 草地学报, 5(2): 73~79
- 郭少聪, 任海等. 2000. 华南植物园退化水体的恢复研究. 生态科学, 17(3): 1~5
- 崔保山, 刘兴土. 1999. 湿地恢复研究综述. 地球科学进展, 14(4): 358~364
- 章家恩. 1999. 恢复生态学的一些基本问题探讨. 生态学报, 10(1): 109~113
- 章家恩, 徐琪. 1997. 生态退化研究的基本内容与框架. 水土保持通报, 17(3): 46~53
- 章家恩, 徐琪. 1999. 恢复生态学的一些基本问题探讨. 应用生态学报, 10(1): 109~113
- 康乐. 1990. 生态系统的恢复与重建. 见: 马世骏. 现代生态学透视. 北京: 科学出版社. 300~307
- 舒俭民, 刘晓春. 1998. 恢复生态学的理论基础、关键技术与应用前景. 中国环境科学, 18(6): 540~543
- 彭少麟. 1996. 恢复生态学及植被重建. 生态科学, 15(2): 26~31
- 彭少麟. 1997. 恢复生态学及热带雨林的恢复. 世界科技研究与发展, 19(3): 58~61
- 蒋高明. 1995. 矿业废弃地恢复生态学的理论与实践. 见: 陈灵芝, 陈伟烈主编. 中国退化生态系统研究. 北京: 中国科学技术出版社. 234~246
- 蔡晓明. 2000. 生态系统生态学. 北京: 科学出版社
- Aronson J, Floret C et al. 1993. Restoration and rehabilitation of ecosystems in arid and semiarid lands, A view from the south restoration and rehabilitation. *Restoration Ecology*, 1: 8~17
- Braeshaw A D. 1983. The reconstruction of ecosystem. *Journal of Ecology*, 20: 1~17

- Cairns J J. 1991. The status of the theoretical and applied science of restoration ecology. *The Environmental Professional*, 13: 186~194
- Costanza R. 1998. Predictors of ecosystem health. In: Rapport D J, R Costanza, P R Epstein, C Gaudet & R Levinseds. *Ecosystem health*. Maldenand Oxford;Black well Science
- Costanza R. 1992. Toward an operational definition of ecosystem health. In: Costanza R, B G Norton & B D Haskelleds. *Ecosystem health ; new goals for environmental management*. Washington D C; Island Press. 239~256
- Daily G C. 1995. Restoring value to the worlds degraded lands. *Science*, 269: 350~354
- Gliesman S R. 1998. *Agro-ecology; Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. Chelsea; Sleeping Bear Press
- Hai Ren, Jianguo Wu et al. 1999. A hierarchical approach to thr study and monitoring of ecosystem health. In: Rapport D J *Managing for ecosystem health*, International Congress on Ecosystem Health. Report No 24 of University of California; Davis CAUSA
- Hsines A. 1993. Global health watch; monitoring impact of environmental change. *Lancet*, 342: 1464~1469
- Jordan W R et al. 1987. *Restoration ecology; Asynthetic approach to ecological research*. Cambridge;Cambridge Press
- Leopold A. 1941. *Wilderness as a land laboratory* . *Living Wilderness* , 6~13
- Mageau M T, Costanza R et al. 1995. The development and initial testing of a quantitative assessment of ecosystem health. *Ecosystem Health* ,1(4):201~213
- Middleton B. 1999. *Wetland Restoration, Flood Pulsing and Disturbance Dynamics*. New York;John Wiley & Sons
- Norton B G. 1992. A new paradigm for environmental management. In: Costanza R, Norton B G Hashell B D. *Ecosystem health;New goal for environmental management*. Washington D C; Island Press. 23~41
- Odum E P. 1979. Perturbation theory and the subsidy stress gradient. *Bio-Science* ,29(6):349~352
- O'Neill R V, DeAngelis D L et al. 1986. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton; Princeton University Press
- Rapport D J, Rehier H A et al. 1985. Ecosystem behavior under stress. *The American Naturalist* ,125:617~640
- Rapport D J. 1989. What constitutes ecosystem health? *Perspective sin Biology and Medicine* ,33: 120~132
- Rapport D J. 1998. *Ecosystem health*. Oxford: Blackwell Science
- Rapport D J, Thorpe C et al. 1979. Ecosystem medicine. *Bulletin of Ecological Society of America*, 180~182
- Schaeffer D J, Henricks E E et al. 1988. Ecosystem Health; 1. Measuring ecosystem health. *Environ. Man*, 12: 445~455
- Ulanowicz R E. 1986. *Growth and development ecosystem phenomenology*. New York; Springer
- Vogt K A, Gordon J C et al. 1997. *Ecosystems; Balancing Science With Management*. New York; Springer

第七章 地球表层生态系统对全球变化的响应

第一节 全球变化概述

一、全球变化的概念

全球变化(global change)一词首先出现于 20 世纪 70 年代,是人类学家提出的。当时国际上使用全球变化主要是来表达人类社会、经济和政治系统愈来愈不稳定,特别是国际安全和生存环境质量逐渐降低这一特定涵义。后来,全球气候变化成为人们关注的焦点,全球变化一词被借用到气候变化的研究领域,包括全球变暖或温室效应、海平面升高和臭氧层破坏等问题。到了 80 年代,自然科学家借用并拓展了全球变化的概念,将其延伸至全球环境,即将地球的大气圈、水圈、生物圈、土壤圈、岩石圈的变化纳入全球变化的范畴,并突出强调地球环境系统及其变化。90 年代初,随着世界人口的激增和工业化及城市化的高速发展,人类活动使地球大气、陆地、淡水及海洋环境等发生了前所未有的变化,许多有害气体和污染物的排放改变了生态系统的生产力和物种多样性,同时严重威胁着人类的生存和发展。在这一时期,提出了许多全球变化的概念,如美国的《全球变化研究议案》中,将全球变化定义为:“可能改变地球承载生物能力的全球环境变化(包括气候、土地生产力、海洋及其他水资源、大气化学以及生态系统的改变)。”近几年,全球变化引起人们极大的关注,对全球变化问题的认识也提高到了一个新的高度(陈宜瑜等,2002)。目前,比较公认的定义是:全球变化是由于人类活动直接或间接造成的,出现在全球范围内的,异乎寻常的人类生态环境的变化,是全球环境变化的简称。

二、全球变化的内涵

全球变化研究是 20 世纪 80 年代以来国际科学界所组织的意义深远、规模最大的一项合作研究计划,涉及到地球科学、宏观生物学、天体科学、遥感技术等众多的自然科学和社会科学等领域。按照研究内容、手段等方面的不同可将全球变化研究分为近现代全球变化和未来全球变化。

(一) 近现代全球变化

起初,在相当一段时间内全球变化研究是以气候变化为核心展开的。概括地说,全球变化研究主要是关于区域及全球气候变化趋势、原因、机制和效应的研究。根据历史记录数据来寻求气候系统的运行规律,并通过这些规律来预测未来气候变化的趋势和特征。

近年来,随着全球变化研究的深入,全球变化已打破全球气候变化的界限,内容已扩展到全球人口增长、全球气候变化、大气成分变化、养分生物地球化学循环变化及生物多样性的丧失等诸多方面(邓军文等,2002)。下面我们就近现代全球变化的主要研究领域作简单介绍。

1. 人口增长

在所有全球变化中,人口增长是最重要的一个方面。人口剧增是全球变化的一个主要原因,因为人类的工农业活动及对自然资源的消耗决定着其他所有的全球环境变化。从地球上出现人类直到1650年,人口增加到5.45亿,1950年为25.2亿,1999年突破60亿大关,预计到2032年,将达到90亿(如图7-1)。而人类的生存空间是有限的,这一空间内的一切物质和能量也是有限的,而这些正是人类根本的衣食之源。人可以创造财富,但不能创造物质,而且也无法离开自然界提供的基础去任意创造财富。自古以来,人类就不断地向自然界索取资源,随着人口的增多和消费水平的提高,索取的数量和范围越来越大,自然界可供养人类的资源是有限的,众多的人口给地球生态系统施加了巨大压力。人类活动正在改变着世界的运转方式,并正在改变着地球环境。

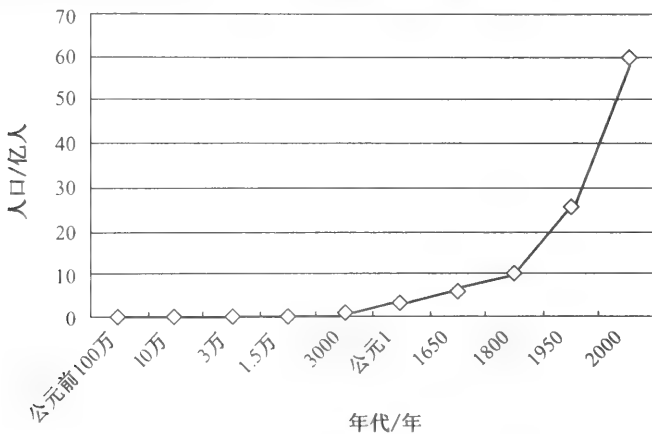


图7-1 世界人口增长曲线

2. 全球气候变化

气候是与人们每天的生活息息相关的一个重要的自然因素。气候实际上是指包括温度、湿度和降水等在内的综合信息。因此,地球气候系统是一个涉及阳光、大气、陆地和海洋等丰富内容的交杂系统。

据研究资料表明,地质史上或人类历史上的气候变化,一般是呈周期性的,其中最明显的是冰期和间冰期的交替出现。这说明地球气候的变暖与变冷在未受人类活动干扰或干扰不大的时期,变化是上下波动的,有自身规律的,成周期性的。到了近现代,也就是19世纪末以来,全球地表平均气温明显有增加的趋势。其中,大幅度增温集中在20世纪20~40年代之间,增温约 0.1°C ;20世纪50~70年代期间,全球气温在正常值附近摆动;

从 1975 年开始至今,气温明显升高,其中 90 年代是 20 世纪最暖的 10 年。

全球变暖(global warming)是最早引起人们对气候变化广泛关注的一个重要方面。全球变暖是指地球表层大气、土壤、水体及植被温度年际间缓慢上升。为了提供国际公认的和权威性的有关全球气候变化、气候变化对环境的可能影响的科学信息,国际上于 1988 年成立了政府间气候变化委员会(IPCC)。IPCC 研究成果表明,全球变暖是由于人类活动使大气中 CO₂、CH₄ 和 N₂O 等温室气体的含量大幅度上升造成的。全球变暖造成的最直接的变化就是使得极地、高山冰川融化及海平面上升,进一步导致一些沿海城市和生态系统的消失,地球淡水资源进一步减少。

全球气候变化在我国也有明显反映。中国大陆年平均和季节平均温度自 19 世纪末以来总体呈现上升趋势(叶笃正等,1992)。曾带来极其严重的后果,如 1998 年中国长江流域、松花江、嫩江流域的特大洪水灾害就与厄尔尼诺及拉尼娜现象有关。

3. 大气成分变化

在地球形成之初,地球表面大气主要由水蒸汽、H₂S、N₂、CH₄、NH₃ 及 H₂ 等还原性气体组成,缺少 O₂ 和臭氧层,由于时间久远,没有引起人们过多的关注。后来大气成分发生了巨大变化,逐渐演变成近现代的状况。目前,地球大气是以氮、氧和氩三种主要气体和一些微量气体组成的,其中 N₂ 占 78.08%,O₂ 占 20.95%,Ar 占 0.93%,这三种气体约占大气总体积的 99.9%,其他微量气体含量仅占 0.1%。

地球大气是处于非平衡状态的,受全球生物多样性和人类活动的影响其成分在发生变化。自工业革命以来的 200 多年间,CO₂、CH₄ 和 N₂O 在大气中的含量分别增加了约 30%、145%和 15%(IPCC 研究成果数据)。而氟氯烃(CFCs)在工业革命前浓度为 0,在工业革命后到 1990 年期间,浓度增加到 0.29 ppbv,其中 CFC-11 和 CFC-12 的浓度分别由 0 增加到 280 pptv 和 484 pptv(见表 7-1,图 7-2)。在这些变化较大的成分中,CO₂ 和 N₂O 主要来源于工业燃烧和汽车尾气;CH₄ 主要来源于稻田、家畜、燃煤和海洋释放等;氟氯烃属于人工合成物质,主要来源于制冷剂、灭火剂、火箭发射助燃剂等。

表 7-1 人类活动影响下温室气体的增长(蔡晓明,2002)

	CO ₂ /ppmv	CH ₄ /ppbv	N ₂ O/ppbv	CFC-11/pptv	CFC-12/pptv
工业革命前	280	800	288	0	0
现在	353	1320	310	280	484

注: ppmv, ppbv, pptv 分别指单位体积内含有 10⁻⁶、10⁻⁹、10⁻¹²的此种气体。

4. 养分生物地球化学循环变化

作为生物体的必需元素,C、N、S 和 P 不仅为生物体和生命过程所不可缺少,在全球生物地球化学循环中同样占有重要地位。过去 100 多年来,这些养分的生物地球化学循环由于人类干扰和气候变化产生了显著变化。关于碳元素的变化研究,目前主要集中在 CO₂ 和 CH₄ 两种主体,对 CO 研究相对较少。通过有关计算,人类活动每年释放到大气

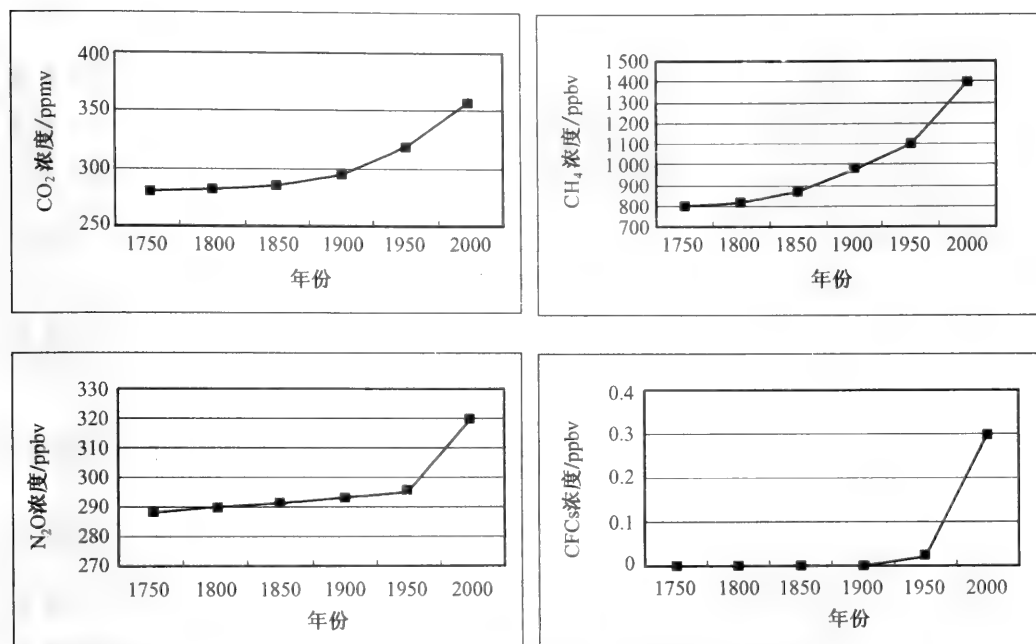


图 7-2 工业革命以来温室气体增加趋势

中的 CO_2 达 7.0 PgC , 其中 2.0 PgC 被海洋吸收, 3.4 PgC 用于增加大气中的 CO_2 浓度, 剩下的 1.6 PgC 去向不明(碳汇)。 CH_4 在大气中的浓度目前还很低, 但它的增长速度却很快, 每年以 1% 的速率增长。由于 CH_4 是一种化学活性物质, 它能引起许多大气化学过程的变化, 已引起人们的高度关注。N 元素方面, 据统计, 全球陆地生态系统的生物固氮量约为 100 Tg/a ($1 \text{ Tg} = 10^{12} \text{ g}$); 海洋生态系统固氮量为 $5 \sim 20 \text{ Tg/a}$; 闪电引起的固氮量只有 10 Tg/a 或更少; 与此相比, 工业化生产化肥固定的氮每年可达到 80 Tg , 大豆类作物固氮达 30 Tg/a 。从这些数据中可以看出, 人为固氮已达到天然固氮水平。此外, 人类活动, 如植物秸秆燃烧、土地利用和湿地排水等都已加速了氮库的游离。游离的氮均可回到大气和水域中, 从而改变了局部地区氮循环。

同样, 人类活动也巨大地改变了硫、磷等元素的生物地球化学循环。估计从化石燃料中释放的 SO_2 比已知自然释放的 SO_2 多得多, SO_2 释放已造成严重的全球环境问题——酸雨。磷是地球上的第 10 大元素, 它的一个显著特点是几乎没有气体成分参与循环。有关研究表明, 磷元素主要是通过土壤流失由陆地到达海洋, 它的流失直接影响到生物的生长, 并直接影响到碳、氮、硫的循环。因此, 磷元素的循环同样不可忽视。

5. 土地利用/土地覆被变化

自从人类产生以来, 就开始了土地利用的历史, 尤其是近一个世纪以来, 随着人口的增长和技术的进步, 人类对土地利用的范围不断扩大、强度不断加剧。目前, 地球上 $1/3$ 到 $1/2$ 的土地已被人类的开发和利用所改变, 造成了全球气候的显著变化和生物物种不可逆转的减少, 从而对整个生态系统的结构和机能造成了实质性的影响。进入 20 世纪

90年代以来,全球环境变化研究领域逐渐加强了对土地利用/土地覆被变化(LUCC)的研究。

土地利用变化是指人为土地利用方式的改变,以及反映土地利用目的的土地管理意图。土地覆被变化是指土地物理或生物覆盖物发生的变化,主要表现在生物多样性、土壤质量、地表径流和侵蚀沉积及实际和潜在的土地第一性生产力等方面。两者既有密切联系又有本质区别,土地利用偏重人类对土地自然属性的利用方式和利用状况,是一种人类活动;而土地覆被反映的是地球表层的自然状况。在很多情况下,土地利用和土地覆被所指的对象是相同的,因而这两个概念又很容易混淆。例如,对于同一片草地或作物,当不考虑其目的和用途而仅将其看作植被时,它就是土地覆被;若考虑其用于放牧或生产粮食等用途时,它就是相应的土地利用类型。土地利用变化通常会致土地覆被状况的变化,土地覆被的变化反过来又作用于土地利用。

目前,全球土地利用格局变化主要表现在两个方面,一是全球的森林面积急剧减少,二是全球沙漠化扩大。

全球森林面积的急剧减少,主要以热带森林(热带雨林)最为严重。森林生态系统是最重要的陆地生态系统,森林是地球的肺,能够吸收 CO_2 和放出 O_2 ,此外,森林还具有调节气候水文、涵养水源、控制水土流失等功能。有专家估计,有 50%左右的物种存在于热带雨林中。目前全世界的热带森林每年正以 2%的速度从地球上消失,这将对全球环境造成巨大的破坏。

最近几十年,由于沙漠边缘区过度放牧等原因,导致沙漠化的扩大速率不断加大。目前,全世界每年正以 $5 \times 10^4 \sim 7 \times 10^4 \text{ km}^2$ 的惊人速度沙漠化。世界最大的撒哈拉沙漠已经前进到了欧洲,中国西北的沙漠也正在威胁着首都北京的安全。众所周知,人类文明起源于河流,沙漠埋葬人类文明,这是极其严峻的事实。所以,荒漠化已成为各国最为关注的问题之一。

6. 生物多样性的丧失

地球上的生物资源丰富,全世界大约有 1 300 万至 1 400 万个物种,但科学描述过的仅约有 175 万种。实际上,科学描述过的物种和被认为是有效的物种的准确数目对大多数类群来说是不清楚的。由于人口的急剧增加和不合理的资源开发活动以及环境污染和生态破坏,对各种生物及其生态系统产生了极大的冲击,使生物多样性损失严重(冯维波,1994)。现在地球上的动植物物种消失的速率,比过去 6 500 万年之中的任何时期都要快 1 000 倍以上,世界上每年至少有 50 000 种物种灭绝,平均每天 140 个。20 世纪以来,全世界 3 800 多种哺乳动物中,已有 110 种和亚种消失,9 000 多种鸟类中已有 139 个种和 39 个亚种消失。目前,地球上还有 3 400 多种脊椎动物和近 2 万多种植物正面临绝灭的危险(见表 7-2),而且灭绝的速度还在继续增加。此外,生物栖息地的丧失和生物种内遗传多样性的丧失情况同样相当严重。由于生物栖息地面积不断缩小和破碎化,导致了野生生物种内遗传多样性严重丧失,使野生物种对疾病、气候变化、栖息地改变、杂交等的抵抗力降低,进而导致种群萎缩、近亲交配和种群遗传纯化,遗传多样性降低,最终导致物种崩溃灭亡。有的学者指出,迄今为止人类对生物多样性的损害,其恢复至少需要 1 亿年

以上(徐世晓等,2002)。

表 7-2 濒危物种的现状

	灭绝种	濒危种	受危物种	稀有种	未定种	地球上总濒危类群数目
植 物	384	3 325	3 022	6 749	5 589	19 078
鱼 类	23	81	135	83	21	343
两 栖 类	2	9	9	20	10	50
爬 行 类	21	37	39	41	32	170
无脊椎动物	98	221	234	188	614	1 355
鸟 类	113	111	67	122	624	1 037
哺 乳 类	83	172	141	37	64	497

资料来源: Reid and Miller, 1989 年; WCMC, 1989 年未发表的数据。

中国幅员辽阔,海域宽广,地形、气候复杂,南北跨越寒、温、热三个气候带,高原、山地、盆地、平原兼有,地质历史古老,孕育了极其丰富的动物、植物和微生物资源。可以说,中国是世界上生物多样性最丰富的国家之一,拥有的物种数量约占世界总数的 10%。同时,中国也是生物多样性受威胁最严重的国家之一,据统计,生物多样性总量的 1/4 将濒临灭绝。

据研究表明,生物多样性的丧失不是孤立的。土地利用、人口增长、生物地球化学循环等可能影响到生物多样性的存在和丧失;同样,生物多样性的变化也会反过来影响全球环境变化。

(二) 未来全球变化

前面提到的全球变化内容,主要是以纯基础理论研究为主,偏重人类活动对全球环境变化的影响,而对人类如何去适应和改造全球变化和实现全球的可持续发展研究较少。全球变化已是不容争辩的事实,在未来还将以更快的速度发生。随着人类步入 21 世纪,科学技术的发展、社会文明的进步和经济的繁荣,为未来全球变化科学研究提供了坚实的物质基础。未来全球到底如何变化,这些变化导致的影响等仍有待于进一步探索。现在的当务之急应该是明确未来全球变化研究的重点,从而提高对未来环境变化预测的准确度。纵观国内外研究现状和计划,现将未来全球变化可能研究的重点领域作以简单介绍。

1. 全球气候变化

全球气候变化一直是全球变化研究中的重点。今后,关于全球气候变化的研究主要集中在大气质量、臭氧层含量、厄尔尼诺的变化等方面。

随着人口的增加和发展中国家工业化的进一步快速发展,空气质量在多数地区将明显下降。现有监测实例证实,大气污染物具有长距离输送特征,这样,污染气团可以到达无污染的地区,从而改变当地的大气质量。比如东亚和南亚的大气污染物可以到达美国的西海岸,使美国西海岸地区的大气受到污染。类似实例很多,这里不再罗列。

早在 1974 年,美国化学家就已向世界发出了氟利昂正在吞噬臭氧层的警告,但并未引起世人的注意。直到 1984 年,英国科学家在南极上空发现臭氧空洞,并发现臭氧空洞有一年比一年扩大的趋势,这一发现立刻引起了世人的极大恐惧和关注。今后在臭氧层研究方面,首先要确定臭氧生成之前物质形式的全过程、对流层臭氧以及大气的氧化能力,并确定现在和未来哪些因素可决定大气的净化能力;其次,研究平流层中臭氧的分布与 UV 辐射通量、可破坏臭氧的物质、决定平流层物理状况的气象条件的变化形式等;最后,通过观测和模型模拟来研究臭氧层是否可以恢复。

最近几年经常出现气候异常问题,这些问题大多与厄尔尼诺现象有直接关系,并给社会带来了巨大经济损失。在 1997~1998 年间,全世界各地发生了很多气候异常现象,如中国发生的洪水等,造成了全世界 600 亿美元的经济损失。如何减少并预防厄尔尼诺现象发生,成为各国科学家不得不重视的一个实际问题。

2. 淡水资源利用问题

众所周知,水是生命之源,是人类生产和生活中必不可少的重要资源,尤其淡水资源。现有研究资料一致表明,在未来一段时期内,全球气温升高将是无法避免的事实。全球气候变暖将直接导致冰川融化,使本不充足的淡水资源又进一步减少。美国 J. H. 默里尔(1989)曾提出“灾难性威胁”假说,他认为气温增高,南极西部的冰块将在今后 50~200 年内全部融化,地球的生态环境将产生惊人的变化。还有人预言,下一次世界大战,可能是由于淡水资源缺乏和海平面上升导致的。这些预言不一定完全正确,但却应该引起我们的高度重视。随着南极冰川的融化,潜在的淡水资源将进一步减少,再加上工农业的污染,可利用的淡水资源变的越来越珍贵。

3. 碳循环研究

全球碳循环和碳收支是当前和未来一段时期内气候变化和区域可持续发展研究的核心之一。为了减缓全球环境变化的不确定性,同时也为了地球系统的可持续管理和区域社会经济的可持续发展,全世界很多国家(美国、中国等)都在积极进行碳循环的研究。

碳循环是碳在大气、海洋及陆地生态系统 3 个主要贮存库之间的流动。其中最大的碳库是海洋,其次是陆地生态系统,碳存量最小的是大气,碳在这 3 个库间不断流通。在人类活动之前,各个碳库之间的交换相当稳定,并维持着动态平衡,但工业革命打破了这一平衡。人类的许多活动都在改变着碳循环,如化石燃料的燃烧、土地利用方式的改变(森林变为耕地)等,使碳的含量不断增加。

在未来一段时间内,碳循环研究主要集中在以下几个方面:① 在大陆和近海洋盆地中进行大气与海洋地理试验取样,并与大气运移模型相结合,对大陆、次大陆尺度与地区的碳汇进行合理的评价;② 通过增加实验观测和获得全球的土地利用、气候、植被、土壤碳氮动态详细资料,运用多种方法,研究碳失汇发生的机理,为预测全球气候变化提供科学依据;③ 利用高新技术来测量、监测、观察和模拟碳循环,以便能够对碳循环进行多种检测、模拟和分析;④ 使建模、观测和过程一体化,以便对 CO₂ 及其他温室气体的区域及全球尺度的源和汇进行定量确定。

4. 全球变化集成研究

全球变化问题是一个复杂问题,因而对它的研究不能再局限于以往单个学科或多个学科各自为政的独立运作方式,而应将不同学科的共同命题以新的方式重新组合,旨在实时、敏感地捕获各种尺度的全球变化问题,并探析这些变化的驱动力。

今后,全球变化集成研究方向应重点放在以下几个方面:① 重视人的作用及其组织。在某种程度上说,只有先将不同研究个体、不同科学团体的研究成果进行集成,才有可能得出大量科学问题的科学结论;② 寻求不同研究者、不同研究手段切入集成的交叉研究主题或共同命题。这些主题不是研究这些科学团体的自然切入点,而是许多亟待解决的一系列复杂的全球变化问题;③ 各种手段、研究方法、研究结论的比较和提炼。这是集成的重中之重,它既是集成的关键所在,也是集成的目的,更是集成的手段;④ 区域集成研究。目前,在全球变化研究领域有一个共识,即全球环境变化的重大问题应主要通过区域研究来解决。作为全球与局部尺度问题相关联的通道,区域研究可避免与区内国家问题和相关政治问题发生正面冲突。

(三) 全球变化的生态后果

全球变化是一种过程缓慢、范围广泛,且影响深远的全球环境变化。目前进行的全球变化研究,大多是从某一个(或某一些)角度出发进行论证的,缺乏高度、有效的全球变化集成研究。目前,对全球变化造成的生态后果的研究尚处在初级阶段,不但对未来的趋势难以做出准确预测,而且在对已发生的影响进行评价时亦缺乏统一的方法和指标,造成不同研究成果很难做出正确的比较和评价。鉴于全球变化和生态系统均存在很大的复杂性,目前还很难分析和归纳环境变化对生物圈及生态系统造成的影响。本章仅就全球变化造成的一些具体的生态破坏领域作一总结,以期为防止类似后果发生寻找一些切实可行的途径。

1. 温室效应造成的生态后果

温室效应指大气中的 CO_2 、 CH_4 等气体,吸收太阳能在近地表的长波热辐射,使大气产生增温的效果。具有这种效应的气体称为温室气体,主要包括 CO_2 、 N_2O 、臭氧、CFCs、 CH_4 及水蒸汽等。温室效应具有影响范围广,制约因素复杂,后果严重等显著特点。由于温室效应直接导致全球气候变暖,据预测,到 2020 年地球气温将上升 4°C ,这将在生态平衡方面给人类带来严重的后果。

(1) 对海平面的影响

全球变暖在未来一段时期内将是不可改变的事实。全球变暖对海洋有两个影响,一是使海水增温发生膨胀,造成海平面上升;二是造成极地冰川大量溶化,溶化的冰水进入海洋,促进海平面上升。按 IPCC 预测,本世纪全球海平面上升的平均速度约为 $6\text{ cm}/10\text{ a}$,预计到 2030 年,海平面将上升 20 cm,到本世纪末,海平面还将上升 65 cm。如果出现这种情况,很多岛屿国家,如马尔代夫、图瓦卢、汤加、基里巴斯、马绍尔群岛等将面

临灭顶之灾;恒河、尼罗河及密西西比河的几个大三角洲将被淹没;濒临北海的荷兰将从地球上消失,日本东京 30% 的陆地将变成海洋。从人口方面来说,世界人口的 60%,也就是 30 亿左右的人口住在离海岸线 100 km 的范围内。海平面上升将会对这些人产生巨大影响。到那时,世界上的环境难民将空前增多。

我国是一个海洋大国,大陆海岸线长 18 000 多公里,有 6 000 多个岛屿。沿海地区长期以来一直是中国发达地区。这些地区大多为平原低地,海拔高程一般都在 5 m 以下,且大多在 1~3 m 之间,再加上其组成物质大多为疏松的沉积物,很容易被海水侵蚀。目前,我国研究海平面上升的区域主要集中在渤海湾西岸、长江三角洲和珠江三角洲等河口三角洲平原地区,这些地区是海平面上升最先受到影响的地区。关于海平面上升造成的淹没地区和面积主要是通过高程-面积法粗估出来的。比较有代表性的主要有:任美镔(1989)估计海平面上升 100 cm,长江三角洲海拔 2 m 以下的 1 500 km² 低洼地将受到严重影响或淹没;李平日等(1993)估算海平面上升 70 cm,珠江三角洲海拔低于 0.4 m 的 1 500 km² 低洼地将全部淹没;夏东兴等(1994)估算海平面上升 30 cm 而不加以有效防护情况下,渤海湾西岸可能有将近 10 000 km² 的面积被淹没;韩慕康等(1994)估算出海平面上升 30 cm,天津市泛滥面积将占全市总面积的 44%,其中塘沽、汉沽将被全部淹没;从以上研究中可以看出,海平面上升对我国造成的影响是极其严峻的。

海平面上升除了淹没大片陆地外,它同时还带来很多其他不利影响。如风暴潮灾害是沿海地区导致人员伤亡和财产损失最严重的自然灾害;海水倒灌与地下水位上升,导致土壤盐渍化;损坏港口设备和海岸建筑物,影响航运;沿海水产养殖将受到巨大影响等等。

(2) 对农林牧业的影响

温室效应主要是通过 CO₂ 含量增多和气候变暖两个方面对农林牧业产生影响。有利的一面,当 CO₂ 含量增加时,自然植被的光合作用增强,生长期延长,生产能力会有一定程度提高。不利的一面,全球气候变暖,可以引发病虫害增多和干旱加剧,从而威胁农业生产;此外,由于温度增高,降水未必相应增多,空气湿度有可能下降,这样可增大森林和草原发生火灾的可能性。

(3) 对人类和物种的影响

全球气候变暖后,对人类的健康有一定程度的影响。据统计,气温升高 2~4℃,如无其他环境变化,人口死亡率会升高(王汉臣,1992)。除此之外,为了适应气候的变化,动植物会出现迁移现象,一些动植物因不适应环境变化而被毁灭,导致生物多样性丧失。

2. 臭氧层破坏造成的生态后果

如前所述,自从南极上空发现“臭氧洞”以来,已经引起了各国政府、公众和科学家的普遍关注和担忧。已有的研究表明,臭氧层变薄引起的气候效应和大气臭氧总量引起的生物学效应已经很明显。如果大气臭氧层继续遭到破坏,将给地球气候带来重要影响,并将给地球的生态平衡带来灾难性后果。

(1) 对人类健康影响

据有关专家预测,大气圈中的臭氧每减少1%,达到地球表面的紫外线UV-B将增加2%。而人类的皮肤癌患者将增加4%,即每年多增加8万名皮肤癌患者。紫外线可从多方面影响人类的健康,例如,可导致晒斑、免疫系统变化、皮肤病、皮肤癌及白内障等。据预测,在今后几十年内,中纬度地区人们患皮肤癌的机会约增加25%,即每年增加30万例。另外,白内障引起的眼损伤机会将增加7%。总之,人体如果处在紫外线强度增加的区域,身体的免疫系统将受到抑制,从而使人体健康受到危害。

(2) 对动植物的危害

大量研究资料表明,紫外线UV-B被细胞吸收后会引起不良的生理效应,并可彻底地杀死微生物、破坏动植物的体细胞;紫外线UV-B能破坏蛋白质和核酸的分子结构,使其失去原有的生理功能。此外,过多的紫外线照射会降低植物的光合作用,从而降低植物的生物量。

3. 酸雨引起的生态后果

酸雨,被称为“无声的灾难”、“生物界潜伏的痼疾”或“从天而降的毒素”,是当代全球性的重大环境问题,世界许多国家都在关注着它的发展。酸雨最初是由英国化学家史密斯于1872年提出来的。1972年,酸雨首先在联合国人类环境会议上提出,使更多国家开始关注这一全球性问题。

国际上将酸性强于正常雨水的降水,即 $\text{pH} < 5.6$ 的降水称为酸雨。它的主要成分包括90%以上的 H_2SO_4 和 HNO_3 ,以及少量的 H_2SO_3 、 HNO_2 和 HCl 等。其形成过程十分复杂,主要有 SO_2 和氮氧化物在大气中转化为酸的过程,其形成过程已研究的很清楚,这里不再赘述。

(1) 酸雨对陆地生态系统的影响

酸雨可造成森林的大面积的死亡。近几年,人们将大面积的森林死亡原因部分归因于酸雨的危害。研究表明,造成森林死亡的原因很多,但酸雨危害是其中比较重要的一个原因。简单地讲,酸雨是通过如下途径危害森林的:首先,酸雨直接影响树木的叶片,破坏叶面的蜡质,使叶面的水分和养分流失,同时破坏其呼吸代谢、光合作用等生理功能。其次,常年酸雨使土壤中和能力下降,再加上K、Ca、Na、Mg等盐基离子淋失,使土壤酸化,破坏土壤的营养结构,影响树木生长。再次,土壤中的Al和重金属元素被激活,对树木的根系产生毒害,抑制树木生长。最后,酸性条件有利于病虫害的扩散,危害树木,如再遇上持续干旱等诱发因素,土壤酸化程度加剧,就会引起根系严重枯萎,致使树木死亡,使生态系统失去原有功能。

据有关资料显示,酸雨已造成北欧国家大面积森林死亡。在德国的巴伐利亚州山区,12 000 hm^2 森林有1/4坏死;波兰已观察到针叶林大面积枯萎达20多万公顷,捷克的受害森林占森林总面积的1/5。我国西南地区森林也正遭到酸雨的危害,重庆地区已出现

针叶林成片死亡。

(2) 酸雨对水生生态系统的影响

酸雨可造成江、河、湖、泊等水体的酸化,使水生生物死亡。研究表明,酸雨危害水生生态系统,一方面是通过水体 pH 降低导致鱼类死亡;另一方面是由于酸雨使土壤酸化,侵蚀了矿物,使 Al 元素和重金属元素沿着基岩裂缝流入附近水体,影响水生生物的生长或使其死亡;同时,由于酸性增强使磷酸盐附着在 Al 上,很难被生物吸收,导致水生生物的初级生产力降低,使水体生物种类和数量减少,多样性降低。另外,生长在酸性水域中的鱼类,其体内汞浓度很高,如果这些鱼类被人类食用,会对身体健康造成一定程度的危害。

酸雨除了以上影响外,还对各种建筑材料和通讯电缆等有腐蚀作用,从而降低它们的使用寿命。酸雨能够严重地损害古迹等各种建筑物,如我国故宫的汉白玉雕刻、敦煌壁画、雅典巴特农神殿、罗马的图拉真凯旋柱、埃及的斯芬克斯狮身人面雕像等,都正在遭受酸雨的侵蚀,有的已损坏严重。此外,酸雨对人体健康可产生间接影响(如食用酸性水域中的鱼类等)。

4. 荒漠化引起的生态后果

荒漠化(desertification)成为当今世界重大环境问题之一,已引起各国的普遍关注(张自和,2000)。按照《联合国防治荒漠化公约》的定义,荒漠化是由于气候变化和人类不合理的经济活动等因素造成的干旱、半干旱和具有干旱灾害的半湿润地区的土地退化。全球荒漠化面积已经达 $3.592 \times 10^7 \text{ km}^2$,并以 $5 \times 10^4 \sim 7 \times 10^4 \text{ km}^2/\text{a}$ 的速度扩展,造成的经济损失达 423 亿美元。荒漠化造成的生态后果主要表现在以下几个方面。

(1) 缩小了人类的生存和发展空间

目前,全球 2/3 的国家和地区,1/4 的陆地面积都不同程度地受到荒漠化的危害,近 1/5 的人口生活在受荒漠化影响的地区,其中 1.35 亿人在短期内可能失去土地。我国是世界上荒漠化土地面积较大、危害较严重的国家之一。荒漠化土地 $2.62 \times 10^6 \text{ km}^2$,占国土总面积的 27.3%,涉及 18 个省(区、市)的 471 个县(旗),近 4 亿人口。目前,荒漠化土地面积仍以每年 2460 km^2 的速度扩展,出现了沙进人退的局面。

(2) 导致了土地生产力的严重衰退

荒漠化地区的土壤每年都要损失大量的有机质及氮、磷、钾等肥料,致使耕地和草场退化。其结果是土地肥力降低,生物生产力持续下降,粮食、牧草减产以至绝收而造成贫困。更有甚者,耕地变成荒漠,草地变成沙漠,使人地矛盾更加突出。

(3) 加剧了生态环境的恶化

土地荒漠化最明显的标志是林草遭到严重破坏,绿色植被枯竭。它一方面致使涵养水源、阻滞洪水的能力下降甚至完全消失,从而导致山洪泛滥、水土流失;另一方面使生物

栖息地的类型单一或丧失,物种生存和生产能力降低,造成种群、群落结构和生物多样性破坏,打破了原有的生态平衡,使生态环境恶化,加重自然灾害的发生。另外,沙尘暴越来越频繁,一方面造成巨大的经济损失,另一方面增加了大气尘埃和有害物质,造成了严重的空气污染,降低了人类生存环境的质量。如1993年5月发生在我国西北地区的特大沙尘暴,直接造成116人死亡或失踪,264人受伤,损失牲畜12万只(头),农作物受害面积3368 km²,造成的直接经济损失达数10亿元。

5. 水土流失引起的生态后果

水土流失包括水蚀和风蚀,在国外将其称为土壤侵蚀(soil erosion)。由于水土流失对所有的自然和人工生态系统带来广泛的不利影响,并且影响范围广、危害持续时间长。因此,水土流失被认为是人类面临最严重的环境问题之一(孙西庆等,1997)。水土流失造成的危害主要表现在以下几个方面。

(1) 破坏土地资源

据联合国粮农组织统计,全世界水土流失面积达 2.5×10^7 km²,占陆地总面积的16.7%,占全球耕地和林草总面积的29%,每年大约有260多亿吨耕地土壤(相当于 1×10^8 hm²耕地)流入海洋,600多亿吨表土被剥离输移。以我国黄河流域为例,被冲刷的土壤中,每吨含有N肥0.8~1.5 kg,P肥1.5 kg,K肥20 kg,以此推算,黄土高原地区每年流失的N、P、K肥就有3000多万吨。除了土壤养分流失外,土壤水分亦有很大流失。这样,水土流失直接造成作物生长、发育、成熟全过程的生理缺陷,品质降低,抗逆性弱,经不起虫、病、害、冻、旱、风等自然灾害,生物量明显减少。

(2) 影响水环境

水土流失对水环境的影响主要表现在河道淤积、水库淤积及水质恶化等方面。

水土流失使侵蚀物不断地随径流输入河道,形成河流泥沙不断地沉积下来,造成河床抬高。其结果不仅降低了河道的输水能力,而且给河流两岸人民的生命和财产安全带来极大的威胁。以我国为例,1998年,长江、嫩江、松花江流域爆发百年不遇的大洪灾,连续70多天超警戒水位,农田受洪灾面积 2.45×10^7 hm²,成灾 1.59×10^7 hm²,直接经济损失达2642亿元。究其原因,除了受厄尔尼诺-拉尼娜影响造成降雨集中,江河缺少控制性骨干工程和防洪堤坝标准低等原因外,上游生态环境破坏严重,水土流失加剧,中下游河道淤积,泄洪能力减弱也是一个重要原因。

水库是调节水资源时空分布、保证国民经济用水的重要工程设施。随着水土流失的加剧,水库的淤积问题已变得异常突出。新中国建立以来,全国水库、塘坝淤积库容达 2×10^{10} m³,相当于损失库容 1×10^8 m³的大型水库200座。泥沙淤积以及人们不合理的围垦,使湖泊、水库等调蓄洪水的能力大大下降,相应增大了洪峰流量,为洪灾带来了潜在危害。

全球每年流失几百亿吨土壤,其中近2/3最终沉积在江河之中,给水域生态系统造成极大危害。一方面河水含沙量增大,致使河水的色度、浑浊度增大,降低水中的光照度,影

响鱼类等水生生物的正常生长。同时,由于含沙量增大,给工业用水和生活用水的直接引用带来困难。另一方面,流失的泥沙携带大量的养分、重金属和化肥、农药等进入江河湖泊,使水体富营养化,滋生水藻,降低溶解氧,或造成某些有毒物质的积累,污染水体,水质变差,最终导致水生态系统和水功能受阻或破坏,给水资源的利用造成困难。

(3) 影响生存环境

由于全球水土流失面积仍有增无减,荒漠化面积呈扩展趋势,水土流失治理任务极其艰巨。严重的水土流失将导致贫穷和环境恶化,世界上贫困人口大多生活在水土流失地区。该地区自然资源贫乏,可耕地缺少,农业生产条件差,自然灾害频繁,生态环境脆弱;再加上无力治理,迫于资源和环境压力,这些地区陷入了“贫困—人口压力—水土流失—生态环境破坏—贫困”的怪圈。在这里,我们不得不提到古文明的起源和环境的关系。四大文明古国均是起源于得天独厚的自然环境,但是,随着人类的不合理开发利用自然资源,造成了起源地出现大规模水土流失并伴随着荒漠化,导致四大文明衰落或迁移,这不得不引起我们的高度重视。

6. 生物多样性丧失引起的生态后果

自然界众多的生物和生物群落是生命支持系统最重要的组成部分,维持着地球生态平衡,是人类赖以生存和持续发展的物质基础。目前,由于人类对自然界不合理的开发利用,造成生物多样性日趋降低,导致环境恶化,给地球和人类带来日趋严重的不良后果。

(1) 减少了人类的食物、原料来源

到目前为止,人类的食物几乎全部取自野生物种及其驯化品种。据统计,地球上大约有 $7 \times 10^4 \sim 8 \times 10^4$ 万种植物可供食用,其中可供大规模栽培的约有150余种,而迄今被人类广泛利用的仅有20多个物种,却已占世界粮食总产量的90%。由此可见,其中绝大多数物种还未来得及被人类利用就将伴随着生物多样性的快速丧失而丧失。同样,人类生存需要的许多药物和工业原料也有赖于生物资源。据统计,到目前为止,仅中草药就已开发利用了5100多个物种。在发展中国家,80%以上人口的基本健康来源于传统医药;在发达国家,40%以上的药物仍然依赖于植物、动物和微生物。另外,日益高速发展的工业有赖于石油、天然气、煤炭、木材、纤维、橡胶、油脂等原料的供给,而这些原料均来自现存的和早期灭绝生物。然而,伴随着生物多样性的不断丧失,其中许多药物和工业原料都会出现不同程度的减少或丧失。

(2) 破坏生态环境

植被是陆地生态系统中的主要组成部分,同样是生物多样性的主要组成部分。当植被受到破坏时,环境质量肯定会受到巨大影响。据中国科学院西北水土保持研究所观测,在降雨量为346 mm时,每公顷林地的泥沙冲刷量为60 kg,草地为93 kg,农耕地为3570 kg,农闲地为6750 kg。不难看出,生物多样性越丰富其水土保持能力越强。然而,由于人类的不合理开发利用资源,造成了生物多样性大量丧失,一方面造成了水土流

失、滑坡、泥石流及土地荒漠化;另一方面间接地造成了大气中 CO_2 浓度不断增加,使全球气候不断变暖;同时,生物多样性亦是人类生存环境的伟大清洁工,由于生物多样性的丧失,使空气中的细菌高出许多倍。由此可见,生物多样性的丧失直接威胁到人类的生存环境和生态系统的平衡。

(3) 导致文化多样性丧失

人类的文化多样性主要表现在语言、艺术、服饰、宗教信仰、耕作方法、作物选择以及膳食结构等诸多方面。而这些文化特征均是在一定自然环境的影响下产生和形成的。随着生活水平的提高,越来越多的人们都向往返回大自然,旅游业的兴起就是一个很有力的说明。据问卷调查表明,野生物种在心理、精神和文化上的价值是巨大的,并且难以用数字估量。然而,随着珍稀物种的不断绝灭和自然生态环境的不断破坏,生物多样性的社会精神价值也会随之降低。

7. 生物入侵引起的生态后果

生物入侵(biological invasion)是指生物由原生存地经自然的或人为的途径侵入到另一个新环境,对入侵地的生物多样性、农林牧渔业生产以及人类健康造成经济损失或生态灾难的过程。对于特定的生态系统与栖境来说,任何非本地的生物都叫外来生物(alien organism)。全球经济一体化使得国际、国内贸易往来越来越频繁,再加上生态观光旅游业的蓬勃发展,使得生物成功入侵变得更加容易。由于入侵生物具有繁衍快、竞争力强等特点,对本地物种造成了巨大威胁,甚至导致本地物种灭绝。生物入侵已成了生态学家关注的焦点之一(向言词等,2001)。

(1) 改变生物多样性

外来生物入侵通过压制或排挤本地物种的方式改变食物链或食物网组成及结构,改变生物多样性(向言词等,2002)。入侵生物主要由植物和动物组成。在植物方面,外来植物与本地植物通过竞争水分、光、养分、生存的空间以及分泌有毒物质等途径来排斥其他物种,影响生态系统的功能和结构,引起本地物种的减少甚至灭绝。许多外来植物对生境会造成巨大影响。如19世纪,美国将千屈草从欧洲引入,现在每年以 $1.15 \times 10^5 \text{ hm}^2$ 的速度扩散,造成了44种本地植物和濒危生物生物量的减少。在我国,20世纪60~80年代从英美国引进旨在保护滩涂的大米草,近年来在沿海地区疯狂扩散,覆盖面积越来越大,已到了难以控制的局面。肆意蔓延的大米草破坏了近海生物的栖息环境,使沿海养殖的多种生物窒息死亡,同时还会堵塞航道,影响船只出港,影响海水的交换。在动物方面,由于引进外来物种,对生物多样性造成的损害同样是巨大的。如美国加州引进的山羊,已造成8种本地植物灭绝和8种其他植物濒危,而且使土壤侵蚀加剧。在我国,脊椎动物中鱼类受到外来种的威胁最为明显,其中从额尔齐斯河引进的河鲈已导致新疆大头鱼的灭绝等。类似的事例不胜枚举,在世界各地均造成了不同程度的影响。

(2) 其他影响

某些外来植物在营养代谢过程中沉积某些物质,从而改变了周围土壤的化学成分。如有的植物具有泌盐特性,在干旱地区易引起土壤盐渍化;有的植物在用水上存在比本地植物少用或多用降水,在某种程度上可改变水文循环;有的植物在6月初成熟,成熟后1~2周就干枯,极易造成火灾。此外,一些外来植食性动物的采食和践踏可加速土壤流失,造成水土流失和土壤瘠薄。

(四) 减缓全球变化的途径

全球变化在很大程度上是由人口激增和工业化高速发展引起的。造成环境变化的主要原因包括人类盲目的生产、生活方式和社会体制、政策及法律的疏漏和失当。因此,要有效减缓全球环境变化,必须严格执行“强化监督管理”的方针,运用法律、行政、经济、技术和教育的手段,加强对资源开发活动的生态保护监督管理,从根本上入手,减少开发、生产等活动造成的全球环境恶化。

1. 技术手段

技术手段是指借助那些既能提高生产率,又能把环境污染和生态破坏控制到最小限度的技术等来达到保护全球环境目的的手段。比如,全球气候变暖是由温室气体浓度增大引起的,而温室气体的增多则是由工业生产大量排放的 CO_2 、 CH_4 、 SO_2 等有毒有害气体所致。今后,一方面通过新技术来提高化石能的能效,积极探索太阳能、核能、风能、水势、地热等新能源的开发利用,替代对环境污染严重的常规能源;另一方面大力推广无污染、无公害、少污染的清洁生产工艺及先进治理设施。科学技术在其他方面同样具有很重要的作用,如合理、充分、立体式利用土地资源,提高植被覆盖度,利用植被的诸多功能,实现其改善气候、调节大气成分、净化空气、保持水土、防止荒漠化等作用。

2. 行政、法律手段

环境资源是珍稀和无价的,必须通过强制性的手段来保证资源的合理开发与利用。一方面通过制定《环境法》、《森林法》、《土地管理法》、《水法》、《生物多样性公约》等法律法规,将国家对全球环境保护的要求、做法以法律的形式固定下来;另一方面由国家和地方各级有关行政管理部门,对各自所辖区域内环境资源的开发与利用进行科学决策和管理。并对人们的生产、生活方式进行严格管理和规范,使其向有利于全球环境改善的方向发展。

3. 经济手段

全球变化的实质是一个社会问题,也是一个经济问题,这些问题的解决需要经济杠杆作用来调节。通过增加资金投入,从源头上治理废弃物或减少生态破坏,对已破坏的积极实施生态修复或重建;通过税收制度,按照“谁污染、谁破坏、谁治理”的原则,增收高额排污费,促使工业、企业转变生产模式;对科研机构或高等院校进行资金扶持,加大全球变化

研究力度和深度,为准确预测或防止未来全球变化提供技术支持。

4. 宣传教育手段

缺乏环境意识是环境灾害发生的重要原因,为此,应通过各种渠道和宣传工具,结合“世界地球日”、“世界环境日”、“世界水日”及“全国土地日”等活动,加大各类形式的宣传,让环境保护深入人心;同时,加强人们的危机感、紧迫感和责任感教育,使每个人都清醒地认识到我们只有一个地球,树立起为自身和全球负责的态度。

5. 全球合作手段

全球环境变化是没有国界的,必须把地球环境作为整体统一考虑、合作治理,认真对待全球环境变化问题,否则各国的发展进步都是没有保障和无法实现的。

第二节 生态系统对全球环境变化的调节与响应

一、生态系统对全球变化的调节作用

生态系统是指在一定空间内生物成分和非生物成分通过物质的循环和能量的流动相互作用、相互依存而构成的一个生态学的功能单位。在自然界只要在一定空间存在生物和非生物两种成分,并能相互作用达到某种功能上的稳定性,哪怕是短暂的,这个整体都可以视为一个生态系统。在我们居住的地球上,有大大小小诸多生态系统时刻发生能量流动、物质循环和信息传递,而系统处于相对稳定的动态平衡之中。这种生态系统的相对稳定得利于生态系统内部的自我调节能力,同时动态稳定的生态系统对外部变化的环境条件也有调节作用,这得利于稳定的生态系统对外部环境的改造作用。

全球变化自古就有在 50 多亿年的历史过程中发生了许多次全球范围的剧变,这些剧变既促成了生物进化中的大发展、大爆炸,又导致了某些生物的大灭绝。过去十几年,全球变化又有了明显的拓展,可概括为:人口增长、全球气候变化、大气成分变化、生物地球化学循环的变化、土地利用/土地覆被的变化、生物多样性丧失等。这些变化对生态系统都会产生重大影响,反过来生态系统对全球变化也会有重要的调节作用。

(一) 陆地生态系统对全球变化的调节作用

陆地生态系统对全球变化的调节作用过去十几年研究还不多,只有近几年,这方面的研究才逐渐受到重视,特别是陆地生态系统在缓和或加剧全球变化,尤其是大气成分和全球气候方面的重要性积累了实验证据。

1. 对大气成分的调节

近些年,大气成分发生显著变化主要是 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 等温室气体和臭氧层破坏的氟氯烃(CFCs)等气体。陆地生态系统既可以是大气中主要温室气体的源,也可以是这

些气体的汇,因而在调节大气成分组成中起着十分重要的作用。首先,贮存在陆地生态系统中的总碳量高达 2.5×10^{12} t 左右,其中热带雨林、热带稀树草地和北方泥炭地(Northern Peatland)贮存的碳量最高。通过植物光合作用,陆地生态系统每年从大气吸收高达 1.22×10^{11} t 的碳,但其中的绝大部分(约 1.2×10^{11} t 碳)又以植物和土壤的呼吸返回大气,只有约 2×10^9 t 的碳留在陆地生态系统中,刚好平衡全球的碳循环。

现在,有一些模型和实验结果都表明陆地生态系统由于 CO_2 浓度的增加能提高对大气 CO_2 的固定量。IPCC 资料表明:从 1980 年到 1989 年的 10 年中,平均每年因化石燃料的利用所释放的 CO_2 量达 5.5×10^9 t 碳,土地利用改变释放 1.6×10^9 t 碳,总计每年向大气输入约 7.1×10^9 t 碳的 CO_2 。留在大气中的 CO_2 每年达 3.2×10^9 t 碳,而海洋每年因 CO_2 浓度增加对大气 CO_2 的净吸收量达 2×10^9 t 碳。剩下的 2.1×10^9 t 碳现在认为是被陆地生态系统所吸收。但是,随着 CO_2 浓度的进一步增加,陆地生态系统对 CO_2 的这种吸收能力最终达到饱和,因而陆地生态系统对大气 CO_2 浓度的调节必将会逐渐减少。

陆地生态系统对大气成分的调节还表现在对其他温室气体特别是 N_2O 和 CH_4 的影响。就 N_2O 而言,陆地生态系统对其调节能力是很大的,首先,陆地生态系统可以是大气 N_2O 很重要的氮源,尤其是热带森林土壤。据估计,热带森林和热带稀树草原的土壤每年排放约 400 t N_2O ,占全球人为和自然总排放的 1/4。温带森林和草原每年的 N_2O 排放量只有 2×10^4 t 左右,而农田生存系统由于氮肥投入每年排放的 N_2O 可达 $3 \times 10^6 \sim 4 \times 10^6$ t。其次,陆地土壤还可氧化或吸收 N_2O ;大气 CH_4 每年以 1.1% 的速率递增,主要是由于人为造成的土地利用改变。一方面,每年人为向大气注入的甲烷达 $4.0 \times 10^8 \sim 6.5 \times 10^8$ t,其中水稻每年排放 $0.35 \times 10^8 \sim 1.7 \times 10^8$ t 的 CH_4 ,亚马孙河流域每年也生产 $8.0 \times 10^6 \sim 1.3 \times 10^7$ t 的 CH_4 。人类对天然湿地的改造如排水或灌溉都能改变大气的 CH_4 含量。另一方面,许多陆地生态系统特别是温带地区的森林、草原和荒漠的土壤上层微生物能够氧化大气中的 CH_4 ,从而减缓了 CH_4 随人类活动的加强而增加的趋势。同时,土壤这种能力因受到一些人为干扰如种植、施肥等的影响而降低(Ojima, 1993)。

另外,陆地生态系统对大气成分的调节还表现为植被,特别是森林树木对大气污染物质的净化作用。大量的研究表明:气态污染物在大气扩散和流动的过程中,一旦与植物接触后,气体便被束缚或溶解于植物的表面,或通过气孔被植物吸收。而且森林植物在它的新陈代谢过程中,要从环境中吸收空气、水分和营养物质以及一些有毒有害的 CO_2 、 SO_2 、 Cl_2 等毒气或大气颗粒物。这个过程既是对大气污染物质的净化过程也是对大气成分的调节过程。由于 SO_2 在水中的溶解度很大,当树木外表湿润时能吸收大量的 SO_2 。在干燥条件下, SO_2 也能被树叶迅速吸收并氧化成硫酸盐。在正常条件下 SO_2 吸收量为植物干重的 0.1%~0.3%,在 SO_2 污染区植物对 SO_2 吸收量为正常地区的 5~10 倍。据研究表明:不同树种对 SO_2 的吸收能力也有较大的差异,如 1 kg 柳杉叶片,每日能吸收大气中 3 g 的 SO_2 。柑橘叶片中贮存的硫可达叶片干物质的 0.77%,森林树木对氟、氯也有很强的吸收能力,在正常情况下植物体内的氟、氯含量分别为 $0.5 \times 10^{-6} \sim 2.5 \times 10^{-5}$ 和 0.01%,在污染区树木的氟、氯含量分别比清洁区高几百倍至数千倍和十倍至数百倍;同时,森林也有吸收大气中烟尘、灰尘、铅、汞、镉、金属粉尘等无机有害物质和

酮、醛、醇、醚、安息香吡啉等有机污染物质的能力。森林植被就是通过净化能力实现对大气成分的调节作用。

2. 对全球气候的调节

陆地生态系统既可以通过调节大气温室气体含量间接地影响全球气候变化的条件,又能直接地通过改变水文条件、热量平衡、云层分布等对全球气候变化产生反馈作用。地表植被的蒸腾作用和表土的蒸发都能影响大气中水蒸汽的含量。陆地植被以直接或间接的方式影响水循环。首先,植被是陆地的重要水源,蓄水功能强大,截流高达 1/3 的降水量。其次,植被有很强的保持水土的功能,防止水土流失。另外,植被可以降低地表水的蒸发,同时可以通过叶面的蒸腾作用使水分流向大气。植被生产 1g 初级生产量大约要蒸腾 500 g 的水,陆地植被每年蒸腾大约 $5.5 \times 10^{13} \text{ m}^3$ 的水,几乎相当于陆地蒸发蒸腾的总量。这就增加了空气中的水分,促进了水分循环。

陆地植被影响地表温度和热量平衡是通过它对太阳辐射在地球表面的分布来实现的。大气环流模式的研究结果表明,植被的分布和特征显著地影响到地表的反射能力、降雨量和大气温度。因此,陆地生态系统可以直接或间接地调节全球气候的变化。

(二) 水生生态系统对全球变化的调节作用

水生生态系统包括淡水生态系统和海洋生态系统。由于水的比热和溶解热较大,对大气温度变化的影响有一定的缓冲作用。同时水生生态系统,尤其是海洋生态系统能有效地吸收大气 CO_2 ,影响全球碳循环,缓解大气 CO_2 浓度增加产生的温室效应。

1. 淡水生态系统对全球变化的调节作用

淡水生态系统包括河流、湖泊和水库等水域,共同构成一个碳库,主要以溶解的无机碳(DIC)、溶解态有机碳(DOC)和生物体有机碳(BOC)形式存在。不同存在形式的碳在不同水体的含量差异取决于碳的沉积、代谢利用和无机碳化学因素。溶解态无机碳主要源于岩石的风化和大气的 CO_2 溶解;溶解态有机碳主要来源于土壤和污水排放;生物有机碳主要来源于生物合成(水生植物、光合细菌和某些化能细菌利用 CO_2 的合成)。

湖泊对溶解的无机碳有很大的库存能力,特别是碳酸盐对溶解态无机碳有很高的滞留率。全球范围内,位于碳酸盐地带的湖泊总面积约为 $1.8 \times 10^5 \text{ km}^2$ 。碳酸盐湖泊对 DIC 的平均滞留率为 $100 \text{ gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$,而非碳酸盐型湖泊只有 $5 \text{ gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 左右。世界湖泊对 DIC 的总汇估计可达到 $2.6 \times 10^{13} \text{ gC/a}$ 。其中至少有 70% 来源于大气 CO_2 。另外,以 DOC 沉积率为 30% 计,有 $1.5 \times 10^{13} \text{ gC/a}$ 的 DOC 沉积在湖泊中,全球范围约有 $5.1 \times 10^{13} \text{ gC/a}$ 停滞在湖泊中;而贮存湖泊中的总 BOC 大约有 $3.6 \times 10^{13} \text{ gC/a}$ 。还有水库在全球碳循环中的作用也不容忽视。由此可见,淡水生态系统对大气碳循环有着极其重要的作用,它通过吸收大气 CO_2 而缓和大气中 CO_2 浓度的增加,对全球气候变化有着十分重要的意义。

2. 海洋生态系统对全球变化的调节

海洋中的碳大部分是以碳酸根(CO_3^{2-})和碳酸氢根(HCO_3^-)的形式存在。海洋对

CO₂ 的吸收容量在很大程度上决定于混合层碳酸盐化学的平衡、水中溶解碳的平流传输、CO₂ 通过空气-海水界面的扩散、海洋有机体生物的生产及所产生的碎屑的沉降等。在海洋表层,浮游生物通过光合作用将海水中溶解的无机碳转化为有机碳,水中 CO₂ 分压降低;在其初级生产过程中,还需从海水中吸收溶解的硝酸盐、磷酸盐等无机盐,这使得表层水的碱度升高,也降低水中 CO₂ 的分压。这两个过程造成空气-海洋交界面两侧的 CO₂ 分压差,促使大气 CO₂ 向海水扩散。再加上海洋有机颗粒物携带的营养盐沉降速率大于有机物的分解速率,使得大气 CO₂ 源源不断地传输到海洋。因此,海洋对调节大气 CO₂ 平衡有着极其重要的价值,它通过缓和大气 CO₂ 浓度,调节大气温室效应。

(三) 湿地生态系统对全球变化的调节作用

1. 生物多样性保护的功能

湿地生态系统(wetland ecosystem)是地表过湿或常积水,生长着湿地植物的地区。根据《湿地公约》的定义,“湿地是指天然或人工,长久或暂时之沼泽地、湿原、泥炭地或水域地带,带有或静止或流动,或为淡水、半咸水或咸水水体者,包括低潮时水深不超过 6 m 的海域”。它兼有水域和陆地生态系统的特点,具有独特的结构和功能。湿地生态系统无论是淡水湿地还是滨海湿地都被认为是一种独特功能的系统。重要性体现在生物多样性的保护和蓄水、大气成分的变化、调节气候等方面。

湿地独特的生态环境条件为诸多生物提供优良生存的基地,堪称生物多样性的贮存库。湿地是相当多脊椎动物的永久生长地,如海牛、河马、沼泽乌龟等;还有留居的兽类,如卡富埃羚羊;湿地是多种鱼、虾、贝类的生产、繁殖基地。据统计,全世界 2/3 的渔业生产集中在湿地地区,在我国仅湿地鱼类就有 1 040 种,约占全国总数的 37%;另外,湿地也是众多鸟类的物种源地,在我国湿地鸟类 300 余种,约占全国鸟类的 26%,其中 40 余种为我国一级保护鸟类。

工业革命以来全球变化迅速发生,生物多样性大量丧失。曾经被认为受人类干扰较少的湿地生态系统,在全球变化的影响下,湿地生态系统的结构、功能以及生物的组成结构也正发生着变化。人类保护好湿地生态系统的结构和功能是保护湿地生态系统的关键,也是保护全球生物多样性的重要内容之一。

2. 湿地对全球变化的元素调节作用

湿地生态系统对进入其中的营养物质有去除功能。进入湿地的 N 可通过植物、微生物的集聚、沉积作用、脱 N 作用而将其从中排除;水生植物吸收水域中 N、P 等营养物质,并可富集金属和一些有毒物质,连同植物体一起堆积在沉积物中,因而可使营养物质滞留较长时间;湿地生态系统通过吸附、生物吸收、沉降等作用阻截悬浮物质;另外,湿地有助于降解有机污染物质,并将其分解成简单的无机物质。湿地的这些功能都对元素循环起着重要的作用。

湿地作为重要的生态系统既是 CO₂ 的“源”,又是 CO₂ 的“汇”。在湿地环境中地表经常积水,土壤通气性差,温度低且变幅小,造成好气性细菌数量的降低,而嫌气性细菌较发

育,植物残体分解缓慢,形成的有机物质不断积累,是 CO_2 的“汇”。湿地经过排水后,改变了土壤的物理性状,地温升高,通气性得以改善,提高了植物残体的分解速率,而在有机残体的分解过程中产生大量的 CO_2 气体,因此湿地生态系统又表现为 CO_2 的“源”。

同时,湿地生态系统还是 N_2O 和 CH_4 的重要“源”。大气中绝大多数 N_2O 来源于生态系统N循环中的硝化和反硝化过程。高温、湿润、高碳氮含量的土壤是产生的最佳环境。而湿地恰好满足 N_2O 产生的理想条件,因此,湿地生态系统是 N_2O 的重要“源”。湿地生态系统还是 CH_4 的重要“源”。据估计全球湿地每年约释放150 Tg的 CH_4 ,约占每年大气总 CH_4 来源的25%,其中多数来源于稻田。它主要是由在厌氧条件下甲烷菌分解土壤有机质所产生。

3. 对气候和水文的调节

湿地地表积水,是一个巨大的贮水库。湿地生态系统通过强烈蒸发和蒸腾作用,把大量的水分送回大气,调节降水,使局部的气温和湿度等气候条件得到改善。而湿地释放的 N_2O 、 CH_4 、 H_2S 和 CO_2 等微量气体对全球变化也有重要的意义。

二、生态系统对全球环境变化的响应

随着世界人口爆炸式的增长,资源和能源的消费量也在迅速增加,生活和生产排放出的各种化学物质,给自然净化作用造成了巨大的负担,又由于人类的各种破坏活动,造成了生态环境的巨大破坏。这不仅在全球范围内产生诸多全球环境问题,也引起全球范围内诸多环境变化。这种全球环境变化对生态系统产生深远的影响,而生态系统会在它的组成、结构和功能等多方面对这种变化做出快速反映。

(一) 陆地生态系统对全球变化的响应

全球变化的各个方面影响陆地生态系统的生物生理过程、种间种内的相互关系、生物与环境的相互作用,甚至改变物种的遗传特征,从而影响整个生态系统的种类组成、结构和功能。而生态系统也会对这种变化在其种类组成、结构和功能上做出相应的反应,尤其是生物物种对全球变化在形态、生理、行为和分布等各方面发生相应的生态适应。陆地生态系统同样会随着全球环境的变化,其种类组成、生态系统结构和功能等方面都会重新进行调整。

1. 植物光合作用对 CO_2 浓度增高的响应

近年来 CO_2 浓度急剧增加使人们重新对研究 CO_2 浓度升高对植物光合作用影响感兴趣(喻梅等,1998)。估计今后的100年大气 CO_2 浓度将是工业革命前的一倍。 CO_2 浓度的增加不仅加剧了地球上的温室效应,也将改变全球生态系统中碳循环。对大多数 C_4 植物的研究显示,大气 CO_2 浓度升高对 C_4 植物的光合作用及生长未有很大促进。由于 C_4 植物具有特殊的光合机制,在正常下,其光合作用接近饱和状态,这使得 C_4 植物的光合作用对 CO_2 浓度的响应相对较低。对 C_4 植物的研究表明:在高浓度 CO_2 作用条件

下, C_3 植物光合作用表现为短期和长期效应。 C_3 植物光合作用对短期高浓度 CO_2 的响应: 短时间(几分钟到几天)供给高浓度 CO_2 会提高其净光合速率。这是由于 CO_2 是植物光合作用的底物, CO_2 浓度升高可在两方面影响 C_3 植物的光合作用, 即增加了 Rubisco 酶结合位点的竞争从而提高羧化速度及通过抑制光呼吸提高净光合效率。 C_3 植物光合作用对长期高浓度 CO_2 的响应: 长期高浓度 CO_2 处理对植物光合作用最初的促进随时间的推移渐渐消失。由于长期生活在高浓度 CO_2 下, 致使植物在生化、生理或形态上发生变化, 从而抵消了光合的最初促进作用。

2. 植物呼吸作用对 CO_2 浓度增高的响应

呼吸作用与 CO_2 浓度的关系密切, 早在 19 世纪就有人研究(赵平, 1997)。Mangin (1896)发现呼吸作用随 CO_2 浓度升高而下降。一方面, 由于 CO_2 浓度升高, 导致保卫细胞收缩、气孔关闭、细胞内养分压降低, 从而使呼吸作用下降; 另一方面, 因呼吸作用的产物 CO_2 分压提高, 而使呼吸作用得到抑制, 如紫苜蓿在高浓度 CO_2 下暗呼吸下降 10%。但是, 有些植物的呼吸效率可能随 CO_2 浓度上升而升高或不发生变化, 如棉花叶的夜间呼吸效率在高 CO_2 浓度下而增加。Thomas & Griffin(1994)等人的实验表明, 大豆在高浓度 CO_2 处理 50 d 后其单位干物质的呼吸量似乎变化不大。

3. 植被净第一性生产力(NPP)对气候变化的响应

陆地植被净第一性生产力是指地球表面绿色植物在单位时间内单位面积上由光合作用所产生的有机物质总量中扣除自养呼吸后的部分。在自然条件下, 植被净第一性生产力除受植物本身生物学特性(如物种的净同化率、叶面指数、叶生活周期、群落的发育阶段、植冠结构等)的影响外, 外界环境条件(如光照、气温、降水、大气温度、土壤养分、土壤理化特性等)对其也有很大的限制作用。全球迅速发生变化, 影响植被净第一生产力的外界环境条件也迅速变化, 植被净第一生产力的形成随之发生生理生态过程的反映(陈波, 2001)。

从微观生理生态实验方面: 首先, 温度的变化对光合作用的影响取决于植物最适温度区间与现实温度的对比以及温度变化的方向。据研究, CO_2 浓度的升高可使植物光合最适温度升高 5~10°C, 而在目前 CO_2 浓度下, C_4 植物光合作用对温度升高的效应大于 C_3 植物。这在 CO_2 浓度上升导致温度上升有适应意义。但同时, 随着温度的上升, 呼吸、蒸腾等都会增强, 养分的分解速率加快, 叶片寿命及根的活动周期都将缩短, 这些都将对 NPP 的形成造成负面影响。Breemen 等研究表明, 随温度的升高, N 的矿化程度加快, 生长季加长, 树木生长加速, NPP 增高, 然而 N 流失的增加却对 NPP 不利; 另外有实验发现, 温度升高引起的 N 释放的增加, 虽然在短期内刺激了植物生长和 NPP 的积累, 长期来看却对 NPP 不利。不同时期的增温对植物的生理生态过程影响也是不同的。冬温的升高, 影响树木的生产力; 春温的升高则使物候期提前, 生育期缩短, 减少干物质积累; 夏季的高温则往往造成水分短缺危害植物的生理过程; 夜温升高将加速植物的代谢过程, 使植物的生长期缩短, 减少生产力。其次, 水分通过多种过程也影响到 NPP, 水分胁迫导致叶面积衰减、光饱和点降低、气孔关闭、蒸腾和光合作用都显著下降, 在防止叶子失水的同

时也减少了干物质积累。另外,气候因子与 CO_2 浓度升高相互作用对植物生产力生理生态也产生重要影响。Ziska 等对单叶植物的实验表明,温度的升高减弱了高浓度 CO_2 对呼吸作用的抑制,因而使其对叶面积和叶重的促进作用大大减小;Ziska 等对多年生苜蓿和鸭茅以及 Prentice 等对水稻的研究表明,大气温度升高有可能使 CO_2 浓度升高对光合作用的促进作用下降。Liang N 等实验证明, CO_2 浓度的升高可以提高植物的水分利用效率,对水分胁迫有减轻甚至补偿作用。

从生态系统层次上,全球变化对陆地生态系统 NPP 的影响难以把握。全球生产力效应模型(GLOPEM)曾将遥感技术和植物生理特征相结合并充分考虑到大气温度、土壤水分、大气水汽压差等因素对植物净第一生产力的影响(孙睿等,2001)。

4. 凋落物对全球气候变暖的响应

凋落物对全球气候变暖的响应表现在凋落物量对全球变暖的响应和凋落物分解对全球变暖响应两个方面。

(1) 凋落物量对全球变暖的响应

凋落物量是森林生态系统生物量的组成部分。它反映了森林生态系统的初级生产力水平,初级生产力水平又制约于光合作用的各种条件,如温度、水分、 CO_2 和植物营养状况等。全球变暖将会增加生物量,也增加生物量的产量。热带亚热带增温幅度较小,森林生物量增加较少;而温带寒带增温幅度较大,森林生物量增加较多。森林生物量对全球变暖响应程度不同,凋落物产量的变化也不同。

凋落物积累量反映的是凋落物产量和凋落物消失量的动态平衡。凋落物消失量受凋落物分解速率制约,分解速率随全球变暖而加快。分解速率的增长率如果超过凋落物产量的增长率,将出现凋落物积累量减少,凋落物将向大气释放更多的 CO_2 ,反之凋落物积累量将会增加,能固定更多大气中的 CO_2 。林下调落物积累量的变化将改变地表凋落物层的厚度等因素,进而对森林生态系统的结构产生重要影响。

(2) 凋落物分解对全球变暖的响应

凋落物分解受诸如凋落物质量和气候、土壤等非生物因素及土壤微生物和土壤动物等生物因素的制约。全球变暖对这些因素的影响也会影响凋落物分解速率。全球变暖直接和间接引起各种影响凋落物分解因素的改变,都会影响凋落物分解速率。直接作用是气温上升影响森林生态系统小气候作用于凋落物分解过程。间接作用通过影响全球植被的分布、森林群落结构和物候的变化作用于凋落物分解过程。

全球变暖对凋落物分解直接影响:全球变暖对凋落物质量的影响方面,单独的气温上升,会增加凋落物的产量,但对凋落物的质量是否有影响还未见有报道。如果考虑导致温室效应的大气 CO_2 浓度的上升,则会有凋落物 C:N 比增加的效应。C:N 比的增加使分解速率下降;全球变暖对凋落物分解的非生物环境影响方面,全球变暖将改变森林生态系统的水热条件,而气温上升会导致地面蒸发作用增加,土壤含水量减少,引起植物的生理缺水,抑制植物生长。干燥的条件不利于凋落物的淋溶和降解。但气温上升使土壤 N

的矿化度加强,土壤营养的有效性会增加,有利于凋落物分解。温度上升本身可加速各种物理、化学过程的进行,对凋落物分解是有利的;全球变暖对凋落物分解的生物环境方面,温度上升影响森林的地面微生物环境因子,如增加土壤微生物的活性,加快有机质及凋落物的分解和其他物质循环,增强 N 的矿化作用。Mchale 等增加土壤温度的实验显示,凋落物的保持量随温度的上升而下降,但微生物对提升温度的反映是非线性的。温度上升加上林下湿度的改变(主要为变干燥)可能会使土壤动物和微生物的种群发生变化,干燥条件有利于细菌类的活动,湿润条件有利于真菌类活动。因此在干旱区域气温上升会使细菌类对凋落物分解的作用加强。

全球变暖对凋落物分解间接影响:全球变暖影响全球植被分布,大气中不断增加的热量改变了风、雨、地面气温、洋流与海平面等,气候的改变将影响海陆动植物的分布(彭少麟,1997)。全球变暖将带来气候带的移动,包括温度带的移动和降水带的移动。在 $20^{\circ}\sim 80^{\circ}\text{N}$ 之间,每 10 个纬度的温度差为 7°C ,按全球增温 3.5°C 计,北半球温度带平均北移 5 个纬度。温度带的位移使降水也发生变化,低纬度地区,现有雨带的降水将增加;高纬度地区冬季降雪量将增加;中纬度地区,夏季降水将减少。基于模型预测,一般认为全球变暖会加快热带雨林的更新,热带雨林面积将大大减少。由于不同植物对温度变化的敏感性不同,全球变暖改变了植被的种类组成及种间竞争、入侵、演替等过程。由此,森林生态系统的结构和功能,生产、消费和分解过程,物质循环和能量流动产生影响。具体到凋落物的分解上,由于全球变暖而将改变的森林群落的结构和种类组成与原有的森林生态系统不同。地面凋落物层由于混入新物种的凋落物,使整体的凋落物质量发生改变,凋落物的分解速率必然也会相应变化。如被子植物的凋落物分解快于裸子植物,落叶树种的凋落物分解快于常绿树种。寒温带的针叶阔叶林移入北方针叶林,凋落物的分解速率会趋于加快。凋落物分解的非生物环境也会改变,热带地区降水量增加,热带林的凋落物分解速率快于其他气候带的分解速率。因全球变暖而扩大寒温带和热带林面积的趋势预期在总体上将会加大全球凋落物的分解速率,但温带内陆地区的干旱化不利于该地区的凋落物分解。凋落物分解的生物环境如土壤动物和微生物的种类、数量和活性也将改变。原有的种类能否适应于分解新树种的凋落物,土壤动物和微生物的新迁怎样与原有的种类竞争,种群将出现怎样的此消彼长等都会对凋落物的生物分解作用产生影响。

5. 物候变化对气候变暖的响应

物候现象与气候等环境因素息息相关,物候对全球变暖的响应正在成为物候研究的一个新的热点领域。近期动植物等物候正发生显著变化:北半球中纬度地区植被生长延长、植物提早开花、昆虫提早出现、鸟类提早产蛋以及冰川退缩、永冻土带融化、江河湖泊结冰推迟而融化提早等,与气候变暖有密切关系,是对全球变暖的明显响应。

(1) 植物物候变化对气候变暖的响应

首先,表现在植物生长季节的变化,大多数动植物的生命循环周期是与温度、降水和季节性变化紧密相连的。全球变暖使植物开始和结束生长的日期发生相应的变化。在地中海地区的生态系统中,现在大多数落叶植物叶子的生长比 50 年前平均提早了 16 d,而

落叶时间平均推迟了 13 d。在欧洲,1959~1993 年期间,叶子提前 6 d 发芽,秋季叶子推迟 5 d 变色。尽管这种变化的时间长度在不同物种、不同地区间是不同的,但变化的倾向是相同的。其次,表现为植物花期的变化。花期变化的大量数据也显示了类似生长季节的变化趋势。1952~2000 年地中海地区、1851~1994 年间匈牙利地区、1936~1998 年间美国威斯康星地区以及 1970~1999 年间美国华盛顿地区的花期均提早了约 1 个星期。这些植被的物候变化都与温度变化高度一致,特别是与季节性生活周期事件之前的月份的温度变化一致。

(2) 动物物候变化对气候变暖的响应

动物生活周期也与气候密切相关。昆虫对变暖的响应就是更快地渡过幼虫阶段,更早地成虫。过去 25 年中,英国的蚜虫在其生活周期的不同阶段提早了 3~6 d。在 1975~1994 年间,荷兰最常见的微鳞翅目昆虫的最大个体数出现时间提早了 12 d;两栖类美国纽约州青蛙鸣叫的时间 1990~1999 年间比 1900~1992 年间提早了大约 10 d;鸟类的迁徙和繁殖时间也对温度的变化相当敏感,所以全球变暖会导致鸟类春季活动更早期开始。在欧洲和美国南部鸟孵卵和筑巢有提前的倾向。在欧洲,鸟类提早筑巢部分归因于植物生长的提早,以及由此引起的鸟类赖以食的昆虫的提早生长。英国的鸟类调查表明,从 1971~1995 年产蛋提早了 9 d。在美国密歇根州也观察到了鸟类的提早到来,表明了春季迁徙提前的趋势。在我国对黑龙江省动物物候观测分析,发现低温、高温年份家燕初见期明显偏早,初见期、终见期分布与降水分布吻合,家燕物候期与气温特征有关,能预示气候变化。

6. 植物对营养元素氮增加的响应

人活动以各种方式在很大程度上改变了 N 元素的生物地球化学循环。由于人为排放的 N 对大气的污染越来越严重,若干年代以来大气 N 浓度不断上升,N 沉降量不断增加。在一些地区,大气 N 沉降超过了森林生态系统的 N 需求。N 沉降的增加对植物生长的刺激作用和对菌根的危害、过剩的 NH_4^+ 在体内对其他阳离子的交换取代和在土壤中对其他阳离子在根的营养吸收方面的竞争抑制,都可造成植物体内其他养分缺乏,导致森林营养失调。植物体内养分失调在很大程度上取决于土壤养分供应与森林养分需求之间的关系。如果 N 刺激植物生长迅速,而植物对其他养分的同化都相对滞后,则缺素症将会发生。在正常生长的树林,其叶片 N 含量与其他元素之间的比例维持在一定的确定值或一定的范围内,但是在一些森林生态系统中,大气 N 沉降超过了系统的需求量,植物对过剩的 N 进行大量吸收,造成了体内其他养分出现“稀释效应”引起森林营养失调。在植物养分吸收方面, NH_4^+ 对其他所有阳离子养分有拮抗作用。 NH_4^+ 大量输入土壤中将导致土壤溶液中 NH_4^+ 与其他阳离子养分之间的活度比的提高,抑制根对其他阳离子的吸收,加强植物体内养分的“稀释效应”。另外,菌根在大多数针叶林中对养分吸收起重要作用,过剩的 N 沉降如果显著减少菌根的数量,将削弱根对养分的吸收,间接引起森林其他养分的缺乏。

N 沉降的增加将提高硝化作用,加速 NO_3^- 和盐基阳离子的淋失,引起土壤酸化和

Al、Mn 活化。Van Breemen 等在荷兰的欧洲白栎和垂枝桦森林调查结果表明,植被表面, NH_4^+ 多以 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 的形式存在,雨水淋洗后,达到土壤的 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 迅速氧化为硝酸和硫酸,在钙质土壤中几乎完全硝化,在酸性土壤中则部分硝化。最近一些学者研究降雨和径流在生态系统的 N 量表明,径流水中 N 通量随着大气 N 沉降的增加而增加,其中 NO_3^- 占淋失 N 的绝大部分,而 NH_4^+ 只占极少部分。特别是在 N 沉降较高时, NO_3^- 淋溶显著。由此可见,N 沉降的增加将促进土壤酸化。酸化的土壤可以提高土壤矿质元素(Al、Mn 等)的活性,从而增加对植物的危害作用。

植物体内高 N 水平将增加森林对寒冷、霜冻、真菌病害及可能的虫害等胁迫的敏感性。有关研究认为,过剩的 N 沉降将增加森林对寒冷和霜冻的敏感性,可能是由于 N 的输入消耗了体内碳水化合物,而碳水化合物水平影响着霜冻敏感性。N 沉降长期而持续的增加可通过改变土壤的理化性质、植物的营养状况和各种胁迫的敏感性而干扰演替动力学,促使植物群落结构发生变化。在荷兰森林下面的草层正在向典型的富氮林地的物种组分转变;一些过去只在耕地上生长的植物,如 *Solanum nigrum*、*Senecio vulgaris* 和 *Stellaria media*,现在森林中经常能见到。

7. 辐射环境条件下植物的生理生态响应

地球的能量主要来源于太阳的电磁辐射,其辐射的能量分布主要集中在可见光部分,约占总太阳辐射能量的 45%,是植物光合所利用的主要光波能量,但可见光的两端红外和紫外辐射对植物也有较大的影响。自工业革命以来,大气中一些气体浓度的变化,如 CO_2 等引起全球气候变化,会对太阳辐射的吸收、反射产生各种各样影响,如臭氧层的破坏可以直接使大气的紫外辐射 UV-B 增加;大气污染物质、气溶胶颗粒等也直接影响太阳辐射强度和光谱的变化。而植物会对这些光辐射环境条件的变化发生相应的生理生态反映。

(1) 植物对光合有效辐射的响应

大气污染成分如大气污染物质、烟雾和气溶胶颗粒物等都可以减少到达地面的可见光。植物的光合能量减少,光合同化量减少,生长速度减慢,严重的可以导致个体的死亡。但对于整个植物群落来说,情况十分复杂。植物群落的上部即冠层,即使光照减少 50%,白天多数时间仍然在光饱和点以上,不存在光照不足问题,反而是辐射太强而导致光抑制。对于林下植物群落才会出现由于光照强度的减弱使本来就受光照强度制约光合同化量的叶子,变的受光抑制作用更加明显,甚至出现部分个体或种群的死亡;光合有效辐射大幅度的下降,植物的另一个生理反映是蒸腾作用的减弱。植物的蒸腾作用要连同光合辐射的减少和水分收支一同来考虑。因为水分收支在一定程度上对光能减少有补偿作用。

(2) 植物对紫外辐射增强的响应

臭氧层的破坏,紫外辐射 UV-B 增加,直接对植物的生理过程产生影响,从而影响相关的生理反映,但植物对 UV-B 不都是被动地接受破坏,植物不仅对遭受 UV-B 破

坏的 DNA 有一定的修复能力,还可以产生一些保护蛋白来防止 UV - B 对较为敏感的 DNA 或蛋白质的破坏。热带高山地区的植物有适应高剂量 UV - B 的能力。相同,长期暴露在较高强度的 UV - B 之下,植物的形态解剖特征会发生相应的变化,如根茎比减少、叶片变小变厚等,即通过改变形态特征适应 UV - B 的变化。

另外,植物对高浓度 CO₂ 与强 UV - B 照射、水蒸汽与 CO₂ 等大气成分增加、红光与远红光的改变等都相应的在其生态生理上发生生态适应。

(二) 水生生态系统对全球变化的响应

全球变化中的气候变化、臭氧层的破坏、大气成分改变、沉降物的变化以及水体污染等诸多迹象都对水生生态系统的组成、结构和动态产生深远的影响。同时,水生生态系统在诸多方面也会随之作出相应的调整,以适应这些新的环境条件。

1. 海洋生态系统对全球变化的响应

(1) 富营养化

自然和人类活动对海洋污染和富营养化产生重大影响,其中人为作用的影响是巨大的。人类生产生活排放到大气各种污染气体通过降水或地表径流最终进入海洋;人类排放的工业废水和生活污水大部分也进入海洋;土地侵蚀、淋溶出的营养盐、养殖生物以及大气 N 沉降等通过各种途径污染海水,最终导致海水中营养盐含量增加,水体富营养化发生。一方面,富营养化发生提高海洋生态系统浮游植物生产力和生物量、改变浮游生物群落和底栖生物的群落结构和季节循环、改变传统食物链和微生物环的能量负荷、致使部分生物个体或物种死亡。另一方面,富营养化海洋生态系统也作出相应的适应调节。首先表现在生物种类组成上,由于 N、P 等植物营养元素的增加大幅度提高近海水体中 N/Si 和 P/Si 的值,使海洋生态系统从需要硅(Si)的硅藻主导群落向不需要硅的鞭毛藻、蓝藻和定鞭金藻等主导群落转移。这些浮游植物的过量增殖会使水体缺氧,直接杀死水生动物或者使生活在这里的鱼类逃离。造成物种种类大大减少,生物个体数明显增加。其次,生物量有明显提高,随着营养盐逐渐增加,浊度、悬浮物浓度、叶绿素 a、有机碳、有机氮、微生物的生物量和酶活性呈增加趋势,表层沉积物由水解酶为主变为蛋白质酶为主,沉积物由类型从砂质变为泥质。Witek 等在富营养化的波罗的海研究表明,浮游植物细胞排放的分泌物占总初级生产力的 5%,浮游植物细胞总的排放量估计比这个值高两倍。细菌生产力相对较低,占 5%~9% 的总初级生产力。然而细菌和原生动物的初级生产力 4~5 月份高达 50%。原生动物直接摄食浮游植物,细菌直接吸收浮游植物的分泌物。在夏、秋、冬季,群落的呼吸超过了平均深度的初级生产量,意味着外部的能源对群落代谢起作用。另外,在污染条件下改变了原有的进化和适应模式,向着污染这个主导环境因子进化发展,故生物多样性的发展可能偏离了“自然、常规”的轨道,业已建立起来的生态圈稳态机制将会受到挫折(段昌群等,1996)。

(2) 臭氧层破坏与气候变暖

臭氧层破坏将增加 UV - B 的辐射量,杀死一些水生生物,破坏水生生态系统。Cullen

(1992)研究资料表明,紫外辐射对包括浮游植物在内的水生微小生物的生长和繁殖具有损伤作用,导致水域基础生产力下降。但是生物在一定程度上对这种破坏有一定的适应能力,如光保护色素、DNA 修复和逃避等。长期以来,那些对紫外辐射敏感的生物种群数量必然受到抑制,而不敏感的或修复能力强的生物的种间竞争能力将会得到加强,最终导致水生群落结构发生变化,这也是环境条件发生变化,生物对环境变化的适应调节的一种表现。

全球变暖导致纬度带北移,海洋水域同样发生热能的重新分布。水温升高鱼类等水生生物在空间分布范围和群落结构发生相应的调节,以水生浮游植物为食的上层食物网也随之发生变化。Southward 在 1995 年综合过去 70 年对英吉利海峡西部浮游动物和潮间带生物数量的时空变动的调查结果,发现全球气候变暖使得暖水种类的种群数量增加,栖息范围扩大,而冷水种类的种群数量下降,栖息范围缩小。而且全球变暖还会影响海洋信风、洋流、上升流、海冰分布、径流量及盐度等,这些因素都直接与海洋生态系统的结构及环境条件密切相关。海洋生物群落将随着外界各种环境条件的变化在其生理、生态过程及行为等各方面发生生态适应,以便在变化的环境里更好地生存。但是目前在这些方面的研究很少。

2. 淡水生态系统对全球变化的响应

河流、湖泊及水库等陆地淡水生态系统受气候变化、植物营养元素、酸碱度、水位、水量、水体溶解氧等影响重大,生态系统因此而发生明显改变。但是淡水生态系统也会主动的进行适应调节。下面我们以淡水生态系统对水温升高的响应为例来说明。

河流和湖泊等陆地淡水生态系统的水温变化受外界众多环境条件的影响很大。其中气候变化是直接影响水温变化的重要因素之一;此外,土地利用/土地覆被、大气成分、元素生物地球化学循环等变化也能间接影响水温变化。以气候变暖为例,模型模拟研究表明气温上升 1.5~4.5℃,夏季河流的水温会上升 2.4~4.7℃。IPCC 资料表明,CO₂ 倍增会使夏季湖泊上层水温增加 1~7℃,而下层的变化在-6~8℃之间。

一方面,水温增加会对水域生物生产量、水域元素循环、生物分布和生物种类等方面产生影响。另一方面,生物也会对此种变化发生适应调节。水生生物在耐受范围内,随温度上升其生理及整个生活史均发生适应性调节(见表 7-3)。

表 7-3 在耐受范围内浮游动物和底栖无脊椎动物对温度升高的反映

过程	生活阶段 发 展	繁殖率	消化率	生长率	呼吸率	致死率	时代/时间	每年代数	平均体长	产量与 生物量
效应	快	大	大	大	大	低	短	多	小	大

生物通过遗传特性的改变来适应温度升高引起的环境变化,然而气候变化的速度会超过当地种群的遗传适应的速度,也会超过可能取代它们的耐温种类的扩散速度。一些有较高遗传多样性、生活在多变环境中的种类会处于相对有利的位置。但是,生物对这种温度升高的适应调节有一定的限度,一旦超出这一限度,生物的生长和繁殖就会受到伤害,甚至灭亡。另外,生态系统的组成、多样性及其结构也都会随温度变化发生相应的适

应调节,但也容易引起异种的侵入发生新的竞争作用,造成系统的不稳定性。

主要参考文献

- 方精云. 2000. 全球生态学. 北京: 高等教育出版社; 海德堡: 施普林格出版社
- 邓军文等. 2002. 全球变化研究的新内容与方向. 佛山科学技术学院学报, 20(1): 55~59
- 冯维波. 1994. 生物多样性丧失的现状及其评估. 中国减灾, 4(3): 15~17
- 任振球. 2002. 全球变化研究的新思维. 地学前缘, 9(1): 27~33
- 向言词等. 2001. 生物入侵及其影响. 生态科学, 20(4): 68~72
- 向言词等. 2002. 外来种对生物多样性的影响及其控制. 广西植物, 22(5): 425~432
- 刘世荣等. 1997. 大气 CO₂ 浓度增加对树木生长和生理的可能影响. 东北林业大学学报, 25(3): 30~37
- 刘纯慧等. 1997. 全球变化及其研究进展. 山东环境, (3): 3~6
- 刘国华等. 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
- 刘祥庆等. 1996. 大气 CO₂ 浓度增加对森林生态系统影响研究综述. 福建林业院学报, 16(2): 177~182
- 孙西欢等. 1997. 水土流失对人类基本生存环境的影响. 太原工业大学学报, 28(1): 86~112
- 孙成权等. 2001. 美国全球变化研究计划实施进展与研究展望. 地球科学进展, 16(4): 574~579
- 孙睿等. 2001. 气候变化对中国陆地植被净第一性生产力影响的初步研究. 遥感学报, 5(1): 58~61
- 孙儒泳, 李博等. 1993. 普通生态学. 北京: 高等教育出版社
- 李博. 2000. 生态学. 北京: 高等教育出版社
- 肖辉林等. 1996. 大气 N 沉降的不断增多对森林生态系统的影响. 应用生态学报, 7(增刊): 110~116
- 张自和. 2000. 无声的危机——荒漠化与草原退化. 草业科学, 17(2): 10~12
- 陈波. 2001. 陆地植被净第一性生产力对全球气候变化响应研究的进展. 浙江林学院学报, 18(4): 445~449
- 陈宜瑜等. 2002. 全球变化研究进展与展望. 地学前缘, 9(1): 11~18
- 国家自然科学基金委员会. 1998. 全球变化: 中国面临的机遇和挑战. 北京: 高等教育出版社; 海德堡: 施普林格出版社
- 赵士洞等. 1995. 美国全球变化研究的最新成就与动态. 地球科学进展, 10(5): 492~499
- 赵平. 1997. 森林植物对大气 CO₂ 浓度增高的生理生态响应(综述). 热带亚热带植物学报, 5(1): 84~90
- 徐世晓等. 2002. 生物资源面临的严重威胁: 生物多样性丧失. 资源科学, 24(2): 6~11
- 高会旺等. 2002. 大气污染物向海洋的输入及其生态环境效应. 地球科学进展, 17(3): 326~330
- 彭少麟. 1997. 全球变化现象及其效应. 生态科学, 16(2): 1~8
- 彭少麟等. 2000. 气候变化对陆地生态系统第一性生产力的研究综述. 地球科学进展, 15(6): 717~722
- 彭珂珊. 2001. 我国水土流失危害及防御对策. 林业调查规划, 26(2): 1~6
- 葛全胜等. 1997. 美国全球变化研究计划. 地球科学进展, 16(1): 57~61
- 喻梅等. 1998. 植物个体对全球变化响应的敏感度分析. 植物学报, 40(12): 1143~1151

第八章 地球表层生态系统的可持续发展

第一节 可持续发展概念分析

可持续发展(sustainable development)已经成为生态学、环境科学、地理科学等学科领域最熟悉和最常采用的术语之一,国内外学者发表了大量有关可持续发展的论文论著和研究报告,可持续发展日益成为资源环境管理和社会经济发展的目标。但随着可持续发展研究的深入,出现了许多新问题,特别是围绕可持续发展概念本身所产生的问题,不同学科背景的人对可持续发展的内涵有着不同的理解,有人总结出了可持续发展的数十种定义。因此,有必要对可持续发展的概念作一系统的分析。

一、可持续发展概念的提出

1. 环境与环境问题

可持续发展的提出是由于环境问题的愈演愈烈。环境是相对于中心事物而言的。与某一中心事物有关的周围事物,就是这个事物的环境。通常所说的环境,是以人类为主体的外部世界,即人类赖以生存和发展的物质条件的综合体,包括自然环境和社会环境。自然环境是直接或间接影响人类的一切自然形成的物质及其能量的总体。现在的地球表层大部分受过人类的干预,原生的自然环境已经不多了。社会环境是人类在自然环境的基础上,通过长期有意识的社会劳动所创造的人工环境。它是人类物质文明和精神文明发展的标志,并随着人类社会的发展不断丰富和演变。

环境问题可以说古代就有了。中国的黄河流域是中国古代文明的发源地,那时森林茂密,土地肥沃;西汉末年和东汉时期进行大规模的开垦,促进了当时农业生产的发展,可是由于滥伐森林,水源不能涵养,水土严重流失,造成沟壑纵横,水旱灾害频繁,土地日益贫瘠。但在人口数量不多、生产规模不大的时候,人类活动对环境的影响并不太大,即使发生环境问题也只是局部性的。

18世纪后半叶,英国工业革命开始,蒸汽机广泛使用,生产力得到了迅速的发展,而工业生产排出的废弃物造成了环境污染,环境问题开始严重起来。20世纪50年代以来,社会生产力和科学技术突飞猛进,人口数量激增,人类征服自然的能力大大增强,环境的反作用也日益强烈地显露出来:50和60年代环境公害事件不断(表8-1),70年代环境问题日趋严重,80年代相继出现了“全球变暖”、“臭氧层空洞”和“酸雨沉降”三大全球性的环境问题,环境问题从区域、国家进一步扩大,人类进入了全球环境问题时代。

表 8-1 20 世纪 50~60 年代世界重大公害事件简况

名称	时间	国家	发生原因	主要后果
马斯河谷事件	1930	比利时	工厂排出的有害气体(SO ₂ 、粉尘、氟化物)在盆地中积累	60 多人死亡
多诺拉事件	1948	美国	大气污染物(主要是 SO ₂)在近地层积累	发病者 5 911 人,死亡 17 人
洛杉矶光化学烟雾事件	1943	美国	汽车废气(碳氢化合物、氮氧化物、CO)在日光作用下,形成以臭氧为主的光化学烟雾	
伦敦烟雾事件	1952	英国	大气污染物(主要是 SO ₂)在近地层积累	四天中死亡人数较常年同期多 4 000 人
四日哮喘事件	1961	日本	石油冶炼和工业燃油产生的粉尘、SO ₂ 严重污染城市空气	市民哮喘病发作
水俣病事件	1953	日本	含甲基汞的工业废水污染水体,使水俣湾等水域的鱼中毒,人食毒鱼后受害	中毒者 283 人,60 人死亡
痛痛病事件	1955	日本	含镉废水污染水体,用污染水灌溉农田,使稻米含镉,居民食用含镉稻米和饮用含镉水而中毒	1963~1979 年共有患者 130 人,死亡 81 人
米糠油事件	1968	日本	生产米糠油时用多氯联苯作脱臭工艺中的热载体,由于管理不善,混入米糠油中,食用后中毒	患者 13 000 人,16 人死亡

2. 可持续发展概念的提出

1962 年 R. Carson 的《寂静的春天》(*Silent Spring*)一书的出版标志着人类关心环境问题的开始。书中列举了大量污染事实,轰动了欧美各国。此书指出:人类一方面在创造高度文明,另一方面又在毁灭自己的文明,环境问题如不解决,人类将生活在“幸福的坟墓之中”。

但人类真正以实际行动致力于环境保护则要到 10 年以后,即 1972 年 6 月 5~16 日联合国在瑞典斯德哥尔摩召开的有 114 个国家参加的人类环境会议(United Nations Conference on the Human Environment, UNCHE)。如果说今天的时代称为环境时代,那么这个环境时代的起点就是斯德哥尔摩会议。

斯德哥尔摩会议的主要成果集中在两个文件上:一是由 58 个国家 152 位成员组成的通讯顾问委员会为会议提供的一份非正式报告——《只有一个地球》(*Only One Earth*),这是第一本关于人类环境问题的最完整的报告。报告不仅论及污染问题,而且还将污染问题与人口问题、资源问题、工艺技术影响、发展不平衡以及世界范围的城市化困境等联系起来,作为一个整体来探讨和研究;报告始终将环境与发展联系起来,特别指出:“贫穷是一切污染中最坏的污染”;这份报告对斯德哥尔摩会议产生了很大影响,也可以说成为会议的基调。二是大会通过的《人类环境宣言》;该宣言指出:“为了在自然界里取得自由,人类必须利用知识在同自然界合作的情况下建设一个较好的环境。为了这一代和将来的世代,保护和改善人类环境已经成为人类一个紧迫的目标。”该宣言为保护和

改善人类环境所规定的基本原则为世界各国所采纳,成为世界各国制定环境法的重要依据和国际环境法的重要指导方针。

斯德哥尔摩会议决定,在肯尼亚的内罗毕设置联合国环境规划署(United Nations Environmental Programme, UNEP),这对之后的国际环境问题的解决起到了重要的作用。每年的6月5日为世界环境日,世界环境日的意义在于提醒全世界注意地球环境状况和人类活动对地球环境的危害。斯德哥尔摩会议后,设立环境保护专门机构(部、署、局)的国家由11个增加到111个,我国也是在1973年成立国务院环境保护办公室的(现为国家环保总局)。

也是在1972年,罗马俱乐部(Rome Club)成员D. L. Meadows等发表了在国际上引起强烈反响和普遍争论的《增长的极限》(*The Limits to Growth*)一书。争论是围绕着该书的观点,即经济的不断增长是否会不可避免地导致全球性的环境退化和社会解体而展开的。经过广泛讨论,到70年代后期,人们基本上达到了共识:经济发展可以不断地持续下去,但必须对发展加以调整,即必须考虑发展对自然资源的最终依赖性。

1980年,国际自然与自然资源保护联盟、联合国环境规划署与世界野生动物基金会(World Wildlife Fund, WWF)联合发表了《世界保护战略:为了可持续发展的生存资源保护》(World Conservation Strategy: Living Resource Conservation for Sustainable Development)(以下简称为《世界保护战略》)这份重要报告。该报告的主要目的有3个:①解释生命资源保护对人类生存与可持续发展的作用;②确定优先保护的對象及保护这些对象的要求;③提出达到目的的有效方式。该报告分析了保护和发展之间的关系,并指出,如果发展的目的是为人类提供社会和经济福利的话,那么保护的目的是要保证地球具有使发展得以持续的能力和支撑所有生命的能力,保护与发展是相互依存的,二者应当结合起来加以综合分析。虽然《世界保护战略》以可持续发展为目标,围绕保护与发展作了大量的研究和讨论,且反复使用可持续发展这个概念,但并没有明确给出可持续发展的定义。

1983年,联合国世界环境与发展委员会(The World Commission on Environment and Development, WCED)成立。该委员会的任务是制定一个“全球革新议程”(global agenda for change),其中包括:提出到2000年及以后实现可持续发展的长期环境政策;寻找某些环境方面的途径,通过这些途径可以使处于不同发展阶段的国家进行广泛的合作,并取得有关人口、资源、环境和发展相互关系的共同的和相互支持的目标;寻找某些途径和措施,通过这些途径和措施国际社会能够更有效地处理环境问题;确定能为大家一致认同的长期环境问题及相应的保护和管理措施。经过近4年的时间,该委员会于1987年完成了名为《我们共同的未来》(Our Common Future)的报告。该报告第一次明确给出了可持续发展的定义:可持续发展是既满足当代人的需求,又不对后代人满足其需求的能力构成危害的发展。该报告同时指出,世界各国的经济和社会发展目标必须根据可持续发展原则加以确定,解释可以不一样,但必须有一些共同的标准,必须从可持续发展的概念上和实现可持续发展的战略上出发。

1991年,IUCN与WWF又联合发表了一份重要报告——《保护地球——可持续生存战略》(Caring for the Earth — A Strategy for Sustainable Living)。该报告实际上是

《世界保护战略》内容的延伸和进一步强化。该报告的主要目的是试图通过如下两个方面来改进人类的状态：一方面是保证人类社会广泛深入地信守可持续生存这种新的伦理观，并将这种伦理观的原则付诸实施；另一方面是使保护与发展相结合，保护要求人类的行为不能超越地球本身所容许的范围，发展要使人能够享受到长期的、健康的和充实的生活。该报告同时提出了可持续生存应满足的9条原则：①各种生命群体都应受到尊重和保护（即必须尊重其他人和其他生命形式）；②不断改善人类的生活质量；③保持地球的活力和多样性，即保持生命支持系统、保护生物多样性和保证可再生资源的持续利用；④尽可能少地消耗不可再生资源；⑤人类的活动应在地球生态系统的承载力内进行；⑥必须改变人类的传统意识和行为方式，使其不断适应可持续生存的伦理观；⑦使每个社区都能够爱护他们的环境；⑧在国家的水平上应具有保护与发展的总体框架，包括信息和知识基础、法律和机构框架、社会经济政策等；⑨建立全球合作的伙伴关系。

1992年6月3日至14日，联合国环境与发展大会（United Nations Conference on Environment and Development, UNCED）在巴西的里约热内卢召开。参加会议的有183个国家的代表团、102位国家元首或政府首脑以及70个国际组织的代表。这次会议是继1972年斯德哥尔摩人类环境大会之后举行的讨论世界环境与发展问题规模最大、级别最高的一次会议，也是人类环境与发展史上影响深远的一次盛会。会议的直接成果是通过并签署了5个重要文件——《里约环境与发展宣言》、《21世纪议程》、《关于所有类型森林问题的不具法律约束的权威性原则声明》、《气候变化框架公约》和《生物多样性公约》，其中《里约环境与发展宣言》和《21世纪议程》提出建立新的全球伙伴关系，为今后在环境与发展领域开展国际合作确定了指导原则和行动纲领。

里约会议围绕可持续发展展开了广泛的讨论，基本上接受了世界环境与发展委员会的可持续发展的概念，所通过的文件明确了可持续发展的方向，并达成了这样的共识：即为了实现可持续发展，各国应为建立一种新的、公平的全球伙伴关系而采取一致的行动，任何国家都不可能依靠自己的力量获得成功。这次会议也有力地推动了可持续发展的理论研究，一些国家先后制定了本国的21世纪议程，联合国成立了可持续发展委员会（United Nations Commission on Sustainable Development, UNCSD），负责审议各国执行《21世纪议程》的进展情况。

里约会议的历史功绩在于，让世界各国接受了可持续发展战略，并在发展中付诸实施，这是人类发展方式的大转变，是人类历史的新纪元。当然，可持续发展战略只是在开始推行，道路崎岖而漫长，但重要的是找到了前进的道路和方向。

二、可持续发展概念的内涵

发展问题一直是世界各国普遍关注的问题。传统发展观基本上是一种工业发展观，它以工业增长作为衡量发展的标准，把工业化和由此产生的工业文明作为现代化实现的标志。在现实经济生活中，这一发展观表现为对国内生产总值（GDP）的热烈追求，认为GDP高的国家就是经济强国，人均GDP多的国家就是经济成功或繁荣的国家，GDP增长迅速的国家就是经济上取得很大进步的国家。因此，追求GDP的增长就成了国家经济

发展的目标和动力。但是,这种单纯片面追求 GDP 增长的发展战略所带来的一个严重后果是环境急剧恶化、资源日趋短缺、人民的实际福利水平下降,发展最终将难以持续而陷入困境。因为,这种经济增长没有建立在生态基础之上,没有确保那些支持经济长期增长的资源和环境受到保护,有的甚至以牺牲资源和环境为代价来求得发展。现行的 GDP 指标既没有反映资源和环境的实际价值,也没有揭示一个国家为经济发展所付出的资源与环境代价。相反,环境越是污染,资源消耗得越快,GDP 增长也就愈加迅速。例如,污染引发的疾病增加了人们医疗方面的开支,污染引起的腐蚀加快了耐用品的更新,治理污染花费了大量资金,这些都累计在 GDP 之内,促进了 GDP 的增长。因此,传统发展观实质上是一种产值增长观,它所表现的经济繁荣带有很大的虚假性。

可持续发展观强调的是环境与经济的协调发展,追求的是人与自然的和谐。其核心思想是,健康的经济发展应建立在生态持续能力、社会公正和人民积极参与自身发展决策的基础上。它追求的目标是,既要使人类的各种需求得到满足,个人得到充分发展,又要保护生态环境,不对后代人的生存和发展构成危害。可持续发展关注各种经济活动的生态合理性,鼓励对环境有利的经济活动。可持续发展不单纯用 GDP 来衡量发展,而是用社会、经济、文化、环境、生活等多项指标来衡量发展。可持续发展观较好地考虑了长远利益,将局部利益与全局利益有机地结合起来,使经济沿着健康的轨道发展。

综上所述,可持续发展的内涵可概括为以下 5 个方面:

1) 可持续发展的核心是发展。可持续发展必须是以不逾越环境与资源的承载能力为前提,以提高人类生活质量为目标的发展。

2) 可持续发展追求公平性。公平包括时间上的公平和空间上的公平。时间上的公平又称代际公平,就是既要考虑当前发展的需要,又要考虑未来发展的需要,不以牺牲后代人的利益来满足当代人的需要;空间上的公平又称代内公平,是指世界上不同的国家、同一国家的不同人们都应享有同样的发展权利和过上富裕生活的权利。

3) 可持续发展强调共同性。由于历史、文化和发展水平的差异,世界各国可持续发展的目标、政策和实施过程不可能一样,但都应认识到我们的家园——地球的整体性和相互依存性。可持续发展作为全球发展的总目标,所体现的公平性和持续性应该是共同的。

4) 可持续发展呼吁人们改变传统的生产方式和消费方式。可持续发展要求人们生产时尽量地少投入多产出,消费时尽可能地多利用少排放,以减少对资源的依赖,减轻对环境的压力。

5) 可持续发展要求人们改变对自然界的态度,不应把自然界看作人类可以随意开采、获取物质的源泉,而应把自然界看作人类生命的源泉,尊重自然,善待自然,保护自然。

第二节 可持续发展指标体系

可持续发展研究中,首先要解决的问题是什么样的发展才算是可持续发展?如何衡量可持续发展?其实,这也正是可持续发展指标体系的研究一直受到人们重视的原因所在。近年来,许多国际机构、非政府组织、各国家有关部门和科研机构都开展了这方面的工作。

续表

类别	《21世纪议程》章节	驱动力指标	状态指标	响应指标
社会	第7章：人类居住(包括交通运输)	16 城市人口增长率	11 城市人口比例	7 人均基建费用
		17 运输燃油的人均消费量	12 城市正式居住和非正式居住人口及面积	
		18 自然灾害引起的生命和经济损失	13 人均居住面积	
			14 房价占收入的比例	
经济	第2章：国际合作	19 人均GDP	15 因环境因素调整后的国内生产总值(NDP)	
		20 GDP中净投资所占份额	16 加工业在出口总额中的比例	
		21 进出口总额在GDP中的比例	17 矿储量	
	第4章：改变消费格局	22 人均年能量消耗	18 化石能源储量	
		23 加工业中资源密集型产业所占份额	19 能源可开采年限	
			20 物质利用密度	
			21 加工业在GDP中所占份额	
	第33章：财政资源与机制	24 纯资金转化与GNP的比率	23 债务与GNP之比	8 GDP中环境保护基金百分比
		25 ODA支出与收入的总量占GDP的百分比	24 出口中用于偿债的比率	9 用于可持续发展的新的或额外的资金量
	第34章：技术转让	26 资本货物出口量	25 有利于环境的资本货物在进口中的份额	10 技术合作赠款
27 国外直接投资				
环境	第18章：淡水资源	28 每年地下水和地表水抽取量	26 地下水储量	11 废水处置覆盖率
		29 人均生活用水量	27 水体中粪携带的大肠杆菌浓度	12 水文网络密度
			28 水体中生化需氧量	
环境	第17章：海洋保护	30 沿海的人口增长	29 渔业的最大可持续产量	
		31 进入沿海水域的油的排放量	30 海藻指数	
		32 进入沿海水域N和P的释放量		

续表

类别	《21世纪议程》章节	驱动力指标	状态指标	响应指标
环	第10章：土地资源的规划与管理	33 土地利用变化	31 土地状况的变化	13 自然资源管理权下放
	第12章：抗荒漠化与干旱	34 干旱地区生活在贫困线以下的人口	32 全国月降雨量指数	
			33 人工造林指数	
			34 受荒漠化影响土地	
	第13章：山区的可持续发展	35 山区的人口变化	35 山区自然资源的可持续利用	
			36 山区人口的福利	
	第14章：农业和农村的可持续发展	36 农药的使用	37 人均耕地	14 农业教育
			37 化肥的使用	38 受盐渍化和水浸影响的面积
			38 耕地灌溉率	
			39 农业中能源的使用	
	第11章：林业	40 木材采伐强度	39 森林面积变化	15 森林管理面积比率
				16 森林保护区面积占森林总面积的比率
	第15章：生物多样性保护		40 受威胁物种占本地物种总数的比例	17 保护区面积占总面积的比率
	第16章：生物技术			18 用于生物技术领域的研究与发展费用
19 是否有国家生物安全条例或指南				
境	第9章：大气保护	41 温室气体排放量	41 城区污染物浓度	20 用于减少空气污染的费用
			42 氧化硫排放量	
			43 氧化氮排放量	
			44 损害臭氧层物质的消耗量	
第21章：固体废弃物与污水	45 工业与市政废弃物的产生	46 人均处置的生活垃圾	21 用于废弃物管理的费用	
			22 废弃物的循环与再利用	
			23 市政废弃物处理	
第19章：有毒化学品			42 由化学品引起的剧烈中毒事件	21 禁用或严格限制的化学品的种类数
第20章：有害废弃物	47 有害废弃物的产生		43 被有害废弃物污染的土地面积	25 用于处置有害废弃物的费用

续表

类别	《21世纪议程》章节	驱动力指标	状态指标	响应指标
环境	第20章:有害废弃物	48 有害废弃物的进出口量		
	第22章:放射性废弃物	49 放射性废弃物的产生		
制度	第8章:决策过程中环境与发展的综合			26 可持续发展对策
				27 环境与经济综合核算项目
				28 环境影响评价
				29 国家可持续发展委员会
	第35章:与可持续发展有关的科学		44 每百万人口中潜在的科学家和工程师	30 每百万人口中从事研究与发展的科学家与工程师
				31 用于研究与发展的费用占GDP的比例
	第37章:能力建设			
	第38章:国际制度条约			
	第39章:国际司法与机制			32 全球性条约的批准
				33 已批准的全球性条约的执行
第40章:为决策提供信息		45 每百名居民的电话占有量	34 国家环境统计项目	
		46 获取信息的渠道		
度	第23~32章:加强主流群体的作用			35 主流群体在国家可持续发展委员会中的代表
				36 少数民族和本地居民在国家可持续发展委员会中的代表
				37 非政府组织对可持续发展的贡献

UNCSD 建议,各国决策者在执行《21世纪议程》的过程中,可以利用此指标体系框架来监测本国可持续发展情况,但强调该指标体系框架是可以改变的,因为各个国家在可持续发展的过程中,条件、活动和优势是不一样的。

二、中国科学院的指标体系

中国科学院可持续发展战略研究组,根据人口、资源、环境、经济、技术、管理相协调的基本

原理,设计了一套“五级叠加,逐层收敛,规范权重,统一排序”的可持续发展指标体系(表 8-3)。

表 8-3 中国可持续发展指标体系总体框架

总体层	系统层	状态层	变量层	指标层
中国可持续发展总体能力	生存支持系统	生存资源禀赋	1 耕地资源指数	采用 208 个指标,全面系统地对 48 个指数进行了定量描述
			2 水土匹配指数	
			3 农业水资源指数	
			4 气候资源指数	
			5 生物资源指数	
			6 农业环境质量指数	
		农业投入水平	1 物能投入指数	
			2 劳资投入指数	
		资源转化效率	1 生物转化效率指数	
			2 经济转化效率指数	
		生存持续能力	1 农业稳定指数	
			2 农业持续指数	
	3 农业分配指数			
	发展支持系统	区域发展成本	1 自然成本指数	
			2 经济成本指数	
			3 社会成本指数	
		区域发展水平	1 生产能力指数	
			2 资本形成指数	
			3 市场表现指数	
			4 发展速度指数	
		区域发展潜力	1 竞争力指数	
			2 集约化指数	
	环境支持系统	区域环境水平	1 排放密度指数	
			2 资本形成指数	
			3 市场表现指数	
			4 发展速度指数	
		区域生态水平	1 水土流失指数	
			2 气候变异指数	
3 地理脆弱指数				
区域抗逆水平		1 区域治理指数		
		2 地表保持指数		
社会支持系统	社会文明程度	1 人文发展指数		
		2 社会结构指数		

续表

总体层	系统层	状态层	变量层	指标层
中国可持续发展总体能力	社会支持系统	社会安全状况	1 生活质量指数	采用 208 个指标,全面系统地对 48 个指数进行了定量描述
			2 社会公平指数	
			3 社会稳定指数	
			4 社会保障指数	
		社会进步动力	1 创造能力指数	
			2 社会效能指数	
	智力支持系统	区域教育能力	1 教育投入指数	
			2 教育规模指数	
			3 教育质量指数	
		区域科技能力	1 科技资源指数	
			2 科技产出指数	
			3 科技贡献指数	
			区域管理能力	
2 经社调控指数				
3 环境管理指数				

三、环境可持续性指数

环境可持续性指数 (environmental sustainability index, ESI) 是世界经济论坛 (WEF) 环境课题组、耶鲁大学环境法律与政策中心以及哥伦比亚大学国际地球科学信息网络中心共同研究建立的。ESI 旨在把一个国家的环境可持续能力用简单的数字表示出来 ($1 \leq ESI \leq 100$)。ESI 包括 5 个部分, 20 个变量, 68 个指标 (表 8-4)。

表 8-4 环境可持续性指数 (ESI) 的变量与指标 (张坤民等, 2002)

组成部分	变 量	指 标
环境系统	空气 质量	1 城市 SO ₂ 浓度
		2 城市 NO ₂ 浓度
		3 城市 TSP 浓度
	水资源储量	1 国内人均可更新水的数量
		2 人均他国流入水量
	水 体 质 量	1 溶解氧
		2 磷的浓度
		3 悬浮固体(SS)
		4 电导率

续表

组成部分	变量	指标
环境系统	生物多样性	1 濒危哺乳动物的百分率
		2 濒危鸟类的百分率
	土地	1 受人为影响较低的土地面积比例
		2 受人为影响较高的土地面积比例
缓解压力	减少空气污染	1 每单位“人口化土地面积”NO _x 排放量
		2 每单位“人口化土地面积”SO ₂ 排放量
		3 每单位“人口化土地面积”可挥发性有机物(VOCs)排放量
		4 每单位“人口化土地面积”煤炭消耗量
		5 每单位“人口化土地面积”机动车数目
	减轻水压力	1 每公顷耕地化肥用量
		2 每公顷耕地杀虫剂用量
		3 每单位可利用淡水中的工业有机污染物排放量
		4 处于严重缺水压力下的国土面积百分比
	减轻生态系统压力	1 1990~2000年森林覆盖率的变化
		2 酸雨危害的国土面积百分比
	减轻废物和消费压力	1 人均生态立足域
		2 放射性废物
	减少人口增长	1 总生育率
2 2001~2050年间预计人口变化百分率		
减少人类损害	人类基本生计	1 营养不良者的人口百分数
		2 能获得良好饮水供应者的人口百分数
	环境健康	1 儿童呼吸系统疾病死亡率
		2 肠道疾病死亡率
		3 5岁以下儿童死亡率
社会体制能力	科学与技术	1 技术成就指数
		2 技术创新指数
		3 平均受教育年限
	参与辩论的能力	1 每百万人中 IUCN 成员组织数
		2 公民与政治自由
		3 民主机制
		4 公开可得的数据在 ESI 变量中所占百分比
	环境管理	1 关于环境管理的问卷调查
		2 处于保护状态下的土地面积百分比
		3 关于环境影响评价(EIA)的部门指导性指标数目
		4 森林合作委员会认可的森林面积在总森林面积中的百分比

续 表

组成部分	变 量	指 标	
社会体制能力	环境管理	5 腐败的控制	
		6 价格扭曲(汽油价格与国际平均价格的比例)	
		7 能源与原料使用的补贴	
		8 商业水产部门的补贴	
	私有部门的响应	1 每百万美元 GDP 中通过 ISO14001 认证的企业数	
		2 道琼斯可持续性组织指数	
		3 企业平均生态价值评价	
		4 世界商业可持续发展委员会(WBCSD)成员数	
		5 私有部门的环境创新	
	生态效率	1 能源效率(单位 GDP 总能耗)	
		2 总能耗中可再生能源生产所占百分比	
	全球参与	参与国际合作的努力	1 政府间环境组织的成员数
			2 满足《野生动植物濒危物种国际贸易协定》要求的百分比
			3 《维也纳公约》/《蒙特利尔议定书》的参与程度
4 《气候变化公约》的参与程度			
5 蒙特利尔议定书多边基金的参与程度			
6 全球环境基金(GEF)的参与程度			
7 环境公约的履行情况			
减少温室气体排放		1 生活方式上的碳效率(人均 CO ₂ 排放量)	
		2 经济上的碳效率(每美元 GDP 的 CO ₂ 排放量)	
减轻跨境环境压力		1 CFC 消耗量	
		2 SO ₂ 越境转移量	
		3 海洋鱼类总捕获量	
		4 海洋食物人均消费量	

ESI 与经济发展水平(人均国民收入)明显呈正相关(表 8-5),相关系数为 0.40,显著性水平为 0.001(采用对数值,相关系数为 0.45)。富国在社会体制能力、当前环境状况(土地和生物多样性除外)、人类抵御环境威胁方面得分较高,而穷国在环境压力、废物和排放(人口除外)以及全球参与上得分较高。

中国人均 GDP 为 3360 美元(购买力平价),处于中下水平,属于第 3 类国家,ESI 得分为 37.8,居第 129 位。第 3 类国家的 ESI 均值为 48.4,就相近收入水平而言,中国环境可持续能力较低,形势非常严峻。

续 表

经济增长	效益指数	15 第三产业劳动生产率	生活 质量 指数	15 每万人拥有的商、饮服务网点数		
		16 资金利税率		16 每百人拥有的电话机数		
		17 产值利税率		17 每千人拥有的医生数		
		18 固定资产产值率		18 每千人拥有的病床数		
资源 环境 支持	资源 指数	1 人均水资源量	社 会 进 步	19 电视人口覆盖率		
		2 人均农业用地面积		20 失业率		
		3 人均耕地面积		21 通货膨胀率		
		4 人均林地面积		22 地区发展差距		
		5 森林覆盖率		23 粮食安全系数或人均占有粮食		
		6 人均能源及主要矿种储量		24 城乡及城镇居民收入差别		
	环境 污染 指数	7 废气排放总量		社 会 稳 定 指 数	25 每 10 万人交通事故死亡率	
		8 废水排放总量			26 每万人刑事案件发案率	
		9 固体废弃物排放总量			社 会 保 障 指 数	27 失业救济率
		10 CO ₂ 排放量				28 医疗保险率
		11 空气中 SO ₂ 及 TSP 浓度	29 农村社会保险覆盖率			
	环境 治理 指数	12 工业废气处理率	经 济 能 力			30 残疾人就业率
		13 工业废水处理率				1 经济的外向度
		14 工业固体废物处理率			2 人均财政收入	
		15 城市污水集中处理率			3 固定资产投资率	
		16 城市垃圾无害处理率			4 基础设施投资占基建总投资比重	
		17 城市集中供热率	5 农田基本建设投资占基建总投资比重			
		18 城市绿化覆盖率	智 力 能 力	6 科技进步对经济增长的贡献率		
		19 水土保持面积占土地总面积的比重		7 科研教育经费占 GDP 的比重		
		20 盐碱地治理率		8 国民平均受教育水平		
	21 沙漠化治理率	9 每万名职工拥有的科技人员				
	生态 指数	22 水土流失占土地总面积比重	资 源 环 境 能 力	10 自然资源的储备率		
		23 盐碱地占耕地总面积比重		11 环境保护投资占 GDP 的比重		
		24 沙漠化占土地总面积的比重		12 生态建设投资占 GDP 的比重		
		25 自然灾害减灾率	决 策 管 理 能 力	13 立法情况		
		26 自然灾害损失情况		14 改革情况		
	15 计划实施					
			16 宏观调控能力			

1. 模糊综合评价原理

(1) 确定隶属度函数

选取环境科学中广泛应用的梯形模糊分布建立一元线性隶属度函数。

设 U_{ki} 为 k 要素 i 指标对 j 等级的隶属度值 ($i=1, 2, \dots, m$); D_{ki} 为 k 要素 i 指标的实际值; X_j 为 j 等级的标准值 ($j=1, 2, \dots, n$)。

当 $j=1$ 时,

$$U_{ki} = \begin{cases} 1 & D_{ki} \leq X_j \\ (X_{j+1} - D_{ki}) / (X_{j+1} - X_j) & X_j < D_{ki} < X_{j+1} \\ 0 & D_{ki} \geq X_{j+1} \end{cases}$$

当 $j=2, 3, \dots, n-1$ 时,

$$U_{ki} = \begin{cases} 0 & D_{ki} \leq X_{j-1} \\ (D_{ki} - X_{j-1}) / (X_j - X_{j-1}) & X_{j-1} < D_{ki} < X_j \\ (X_{j+1} - D_{ki}) / (X_{j+1} - X_j) & X_j < D_{ki} < X_{j+1} \\ 0 & D_{ki} \geq X_{j+1} \end{cases}$$

当 $j=n$ 时,

$$U_{ki} = \begin{cases} 0 & D_{ki} \leq X_{j-1} \\ (D_{ki} - X_{j-1}) / (X_j - X_{j-1}) & X_{j-1} < D_{ki} < X_j \\ 1 & D_{ki} \geq X_j \end{cases}$$

(2) 建立模糊矩阵

1) 模糊关系矩阵

设 r_{ij} ($i=1, 2, \dots, m; j=1, 2, \dots, n$) 为 k 要素 i 指标对 j 等级的隶属度值, 则模糊关系矩阵 \underline{R}_k 为:

$$\underline{R}_k = \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \dots & r_{1n} \\ r_{21} & r_{22} & \dots & r_{2n} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ r_{m1} & r_{m2} & \dots & r_{mn} \end{bmatrix}$$

2) 权重模糊矩阵

设 W_{ki} 为 k 要素 i 指标的权重, W_{ki} 按下列公式计算:

$$\begin{aligned} \bar{X}_j &= \frac{1}{n} \cdot \sum_{j=1}^n X_j \\ P_{ki} &= D_{ki} \cdot \bar{X}_j \\ W_{ki} &= P_{ki} / \sum_{i=1}^m P_{ki} \end{aligned}$$

式中的 D_{ki} 、 X_j 所示意义同上。

权重模糊矩阵 \underline{B}_k 为:

$$\underline{B}_k = (W_{k1}, W_{k2}, \dots, W_{km})$$

3) 模糊评语矩阵

根据可持续发展的内涵特征,将系统的可持续性划分为很强、较强、一般、较弱、很弱 5 个等级。设 Y 为模糊评语矩阵,则:

$$Y = B \cdot R = (\text{很强,较强,一般,较弱,很弱})$$

模糊评语等级的认定依据最大隶属度原则进行。

(3) 模糊矩阵复合运算的方法

模糊矩阵的复合运算($B \cdot R$)有多种方法(孟中等,1993;张庆杰等,1994),本处采用代数矩阵运算中的先乘后加的方法计算。

2. 可持续发展衡量指标及其分级标准

根据可持续发展的内涵特征和模糊综合评价的要求,共选取 19 项指标用于徐连经济带可持续发展的研究,其中 8 项为正效应指标(其值越大,系统的正效应越大),11 项为负效应指标(其值越大,系统的负效应越大),具体计算时正效应指标取倒数。指标的类型、层次结构及其分级标准如图 8-1、表 8-7 所示。现就指标的分级标准简要说明如下。

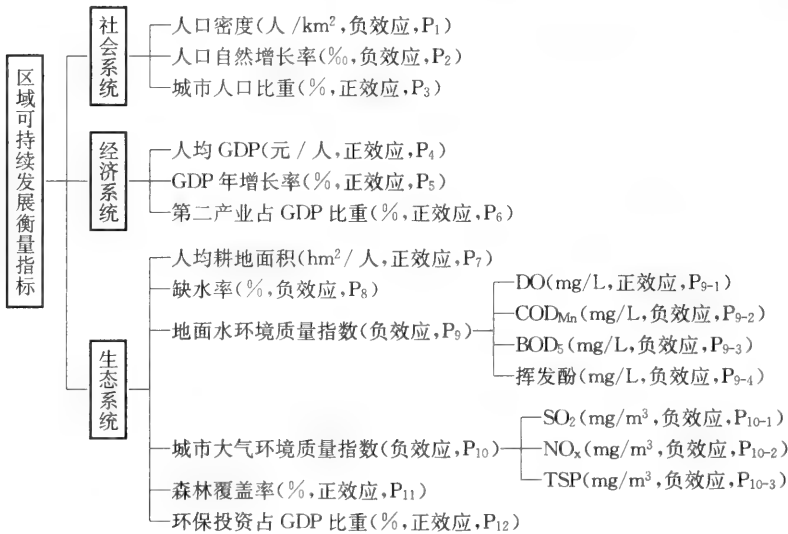


图 8-1 徐连经济带可持续发展衡量指标及其层次结构

表 8-7 徐连经济带可持续发展衡量指标分级标准

指 标	I	II	III	IV	V
$P_1 (\geq)$	50	100	200	400	600
$P_2 (\leq)$	4	10	12.5	15	20
$P_3 (\geq)$	70	40	30	20	10
$P_4 (\geq)$	20 000	10 000	6 000	4 000	2 000

续表

指 标	I	II	III	IV	V
$P_5(\leq)$	25	20	15	10	5
$P_6(\geq)$	60	50	40	30	10
$P_7(\leq)$	5.0	4.0	3.0	2.0	1.0
$P_8(\leq)$	1	5	10	20	40
$P_9(\leq)$	1.5	2.5	3.5	4.5	5.0
$P_{9-1}(\geq)$	8	6	5	3	2
$P_{9-2}(\leq)$	2	4	6	8	10
$P_{9-3}(\leq)$	2	3	4	6	10
$P_{9-4}(\leq)$	0.002	0.002	0.005	0.01	0.1
$P_{10}(\leq)$	1.5	2.5	3.5	4.5	5.0
$P_{10-1}(\leq)$	0.05	0.15	0.25	0.50	1.00
$P_{10-2}(\leq)$	0.10	0.10	0.15	0.30	0.60
$P_{10-3}(\leq)$	0.12	0.30	0.50	1.00	2.00
$P_{11}(\leq)$	60	30	15	10	5
$P_{12}(\leq)$	2.0	1.5	1.0	0.7	0.5

(1) 社会系统指标

人口密度的等级划分根据中国内地人口密度分级标准。1995年世界人口自然增长率为15‰,其中发达国家 \leq 4‰,发展中国家为19‰;1991~2000年间,我国年平均人口自然增长率不超过12.5‰;2000年降到10‰以下。1995年世界城市人口比重为43%,其中发达国家为74%,发展中国家为35%,中国为28%。

(2) 经济系统指标

人均国内生产总值和第二产业占GDP的比重的等级划分根据我国区域经济的发展阶段进行。据研究(韦伟,1995),我国各区域的经济的发展包括5个阶段:①传统社会阶段;②工业化初始阶段;③数量扩张阶段;④工业结构高度化阶段;⑤技术主导与追求生活质量阶段。上述5个阶段第二产业占GDP的比重分别为13.00%、39.33%、41.68%、50.13%和61.43%。以此为依据,参照江苏省1996年各市、县的人均GDP资料,得出人均GDP的分级标准。

(3) 生态系统指标

1) 人均耕地面积。中国人均耕地0.09 hm²,各省之间人均耕地不平衡,黑龙江、内蒙古、新疆人均耕地最多,达0.2 hm²以上;广东、浙江人均耕地只有0.04 hm²,最少的是上海市,人均耕地仅0.025 hm²;世界人均耕地0.29 hm²。

2) 缺水率。缺水率表征水资源供需状况。淮北平原 1980 年缺水率为 5%，2000 年将达到 7%。缺水率的等级划分据 2000 年中国缺水率分级标准。

3) 地面水环境质量指数。地面水环境质量指数源于对 DO、COD_{Mn}、BOD₅、挥发酚的模糊综合评价结果(DO、COD_{Mn}、BOD₅、挥发酚的分级据 GB3838 - 88 中国地面水环境质量标准),计算公式为:

$$I = I_{\max} + U_i$$

式中, I_{\max} 为最大隶属度对应的质量级别, U_i 为与最大隶属度相邻的两个次大隶属度, i 为相应的质量级别, $i > I_{\max}$ 时,取加号,反之,取减号。

当评价标准为 5 级时, I 在 1~5 间连续; I 级至 V 级水对应的 I 值范围分别为 1~1.5, 1.5~2.5, 2.5~3.5, 3.5~4.5, 4.5~5。

4) 城市大气环境质量指数。城市大气环境质量指数源于对 SO₂、NO_x、TSP 的模糊综合评价结果(SO₂、NO_x、TSP 的分级据 GB3059 - 1996 中国大气环境质量标准),其计算公式、I 级至 V 级大气对应的指数范围与地面水环境质量指数相同。

5) 森林覆盖率。1993 年我国森林覆盖率为 13.92%,同期华东地区各省、市森林覆盖率上海为 2.47%,江苏为 4.02%,浙江为 42.99%,安徽为 16.33%,福建为 50.60%,江西为 40.35%,山东为 10.70%。世界森林覆盖率为 32.30%。

6) 环保投资占 GDP 比重。世界各国环保投资占 GDP 的比重约为 0.5%~2%,其中发达国家为 1%~2%,发展中国家为 0.5%~1%;“七五”期间,我国环保投资占同期 GDP 的 0.7%,90 年代,争取使环保投资达同期 GDP 的 1%,从下个世纪开始,把环保投资占 GDP 的比重提高到 1.5%以上。

3. 模糊综合评价结果

根据徐州市、连云港市 1991~1997 年统计年鉴所列有关资料进行计算,得到徐州市、连云港市社会-经济-生态复合系统可持续性的模糊综合评价结果(表 8-8)。由表 8-8 可以看出,1990~1996 年徐州市、连云港市社会-经济-生态复合系统的可持续性均在很弱水平上,表明徐连经济带的可持续发展面临着严峻的挑战。

表 8-8 徐连经济带社会-经济-生态复合系统可持续性模糊综合评价结果

年 份	徐 州 市		连 云 港 市	
	模糊评语矩阵	结果	模糊评语矩阵	结果
1990	(0.003, 0.027, 0.048, 0.168, 0.747)	很弱	(0.009, 0.015, 0.029, 0.198, 0.748)	很弱
1991	(0.010, 0.028, 0.057, 0.164, 0.741)	很弱	(0.009, 0.015, 0.029, 0.193, 0.752)	很弱
1992	(0.024, 0.061, 0.048, 0.172, 0.696)	很弱	(0.012, 0.048, 0.044, 0.202, 0.696)	很弱
1993	(0.020, 0.059, 0.029, 0.198, 0.693)	很弱	(0.020, 0.039, 0.067, 0.212, 0.664)	很弱
1994	(0.018, 0.068, 0.030, 0.220, 0.664)	很弱	(0.025, 0.039, 0.064, 0.305, 0.566)	很弱
1995	(0.031, 0.061, 0.084, 0.217, 0.606)	很弱	(0.019, 0.031, 0.068, 0.201, 0.679)	很弱
1996	(0.035, 0.066, 0.123, 0.194, 0.595)	很弱	(0.015, 0.039, 0.102, 0.150, 0.694)	很弱

4. 徐连经济带可持续发展对策

(1) 严格控制人口增长

1990~1996年徐州市社会系统的可持续性处在很弱水平上,连云港市社会系统的可持续性处在较弱水平上,根本原因在于其具有庞大的人口总量和较高的人口增长绝对量。徐州市1990年总人口807.14万人,人口密度717人/km²,1996年859.43万人,人口密度763人/km²,1990~1996年年均增长8.7万人;连云港市1990年总人口340.27万人,人口密度530人/km²,1996年364.57万人,人口密度568人/km²,1990~1996年年均增长4.1万人。因此,坚定不移地执行计划生育政策,严格控制人口增长,是保证徐连经济带社会系统可持续发展的关键。

(2) 转变工业发展模式

工业是徐连经济带国民经济的主导力量,1996年徐州市工农业总产值754.88亿元,其中工业总产值641.13亿元,占84.9%;连云港市工农业总产值396.07亿元,其中工业总产值317.11亿元,占80.1%。现阶段徐连经济带工业的发展基本上仍然沿用着以大量消耗资源和粗放经营为特征的传统发展模式,这种模式不但已经对环境造成了极大的伤害,而且使发展本身难以持续。因此,转变工业发展模式,建立资源节约型的工业体系,使工业生产走上高市场容量、高技术含量、高附加值、高创汇能力、高效益和低能耗、低物耗以及低污染的良性循环的轨道是徐连经济带可持续发展的最终正确决策,也是防治工业污染的根本措施。

(3) 切实保护耕地资源

徐连经济带人地关系较为紧张,这与耕地的减少和人口的持续增长有关。1990年徐州市有耕地 6.196×10^5 hm²,人均0.08 hm²,1996年 6.027×10^5 hm²,人均0.07 hm²,1990~1996年共减少耕地 1.69×10^4 hm²,年均减少 2.8×10^3 hm²;1990年连云港市有耕地 2.659×10^5 hm²,人均0.078 hm²,1996年 2.643×10^5 hm²,人均0.07 hm²,1990~1996年共减少耕地 1.7×10^3 hm²,年均减少 4.0×10^2 hm²。根据目前的情况分析,未来徐连经济带人地关系将面临严峻挑战,这是因为:①后备土地资源的潜力越来越少,已不可能用开发后备土地资源的办法来弥补耕地的减少;②迅猛发展的经济对土地提出越来越高的要求;③人口继续以较高的绝对量增长。所以,加强土地管理,严格控制占有耕地已刻不容缓。

(4) 建立节水型生产体系

徐连经济带水资源供需矛盾较为突出,解决的基本途径在于建立节水型生产体系。首先要改变传统的农业灌溉方式,传统的农业灌溉方式水资源浪费严重,如邳州市的农田漫灌,灌溉定额高达1000 m³/hm²以上,渠系水的利用系数只有50%左右,应通过推广防渗渠道、喷灌和管道等节水技术加以改变。其次要建立水土保持型耕作制度,大力推广

少耕、免耕技术,这将有利于保持土壤结构、减少水土流失、缓和季节紧张、提高作物产量;推行农田覆盖技术,农田覆盖(包括“白色”覆盖和“黑色”覆盖,前者即塑料薄膜覆盖,后者即植物残茬覆盖)对保持农田(尤其是旱坡地)水土与减少水土流失具有显著作用。第三要提高工业用水的重复利用率,目前工业用水重复利用率不到30%,仅为北京、上海的一半,要通过推广新工艺,争取提高到40%~50%。第四要发展污水多次利用技术,如冷却水用作养殖用水,化肥厂废水用作灌溉,生活污水集中处理后作为建筑冲洗用水或用于污养污灌等。

(5) 大力植树造林,提高森林覆盖率

森林覆盖率是反映生态环境质量优劣的重要指标。目前徐连经济带有林地面积约11 259 hm²(徐州市77 258 hm²,连云港市35 335 hm²),森林覆盖率6.37%(徐州市6.86%,连云港市5.50%),不及我国森林覆盖率(13.92%)的1/2,不及世界森林覆盖率(32.3%)的1/5。

大力植树造林,一是要绿化裸山荒山,二是要加速农田林网的建设,三是要加强现有森林的抚育管理、提高林分质量,四是要重视城市森林的建设。

(6) 增加环保投资,控制环境污染

环保投资是保护环境的重要物质基础。据测算,要使我国的环境污染得到基本控制,环保投资需占国内生产总值的1%左右;要使污染问题得到基本解决,环保投资需占国内生产总值的1.5%左右;要使环境质量得到明显改善,环保投资要占国内生产总值的2%以上。徐连经济带的环保投资很低,1990~1996年各年度徐州市、连云港市的污染治理资金仅为当年该市国内生产总值的0.1%~0.3%。所以,增加环保投资,加强环境污染治理,防止环境进一步恶化,是徐连经济带可持续发展进程中亟待解决的问题。

第三节 中国可持续发展的生态分析

国家是实现可持续发展的关键尺度,因为一方面国家要对区域可持续发展进行调控,另一方面全球可持续发展依赖于国家可持续发展。现从生态学角度对中国的可持续发展进行分析。

一、中国可持续发展战略的形成过程

同世界一样,中国的可持续发展战略起源于环境保护。中国现代意义上的环境保护工作开始于1972年联合国人类环境会议之后。1973年8月5日至20日,第一次全国环境保护会议在北京召开,会议取得了3项重要成果:①承认中国存在环境污染,而且已经到了比较严重的地步,同时下决心治理环境污染;②通过了“全面规划、合理布局,综合利用、化害为利,依靠群众、大家动手,保护环境、造福人民”的32字环境保护方针;③通过了中国第一个全国性环境保护文件《关于保护和改善环境的若干规定(试行)》。

1983年12月31日至1984年1月7日,第二次全国环境保护会议在北京召开。这次

会议是中国环境保护事业的一个转折点,为中国的环境保护事业作出了重要的历史贡献,主要体现在以下4个方面:

1) 环境保护基本国策的确立。国策乃立国之策、治国之策,只有那些对国家经济建设、社会发展和人民生活具有全面性、长期性和决定性影响的策略才可成为国策,将环境保护作为一项基本国策反映了环境保护在中国社会主义现代化建设中的重要地位。

2) “三同步”、“三统一”战略方针的提出。根据中国的国情,会议制定了环境保护工作的重要战略方针,提出“经济建设、城乡建设和环境建设同步规划、同步实施、同步发展”,实现“经济效益、社会效益与环境效益的统一”。

3) 三大环境政策的确定。中国不能走先污染后治理的道路,因为中国经济支撑能力有限,不可能拿出很多的钱用于污染防治。会议决定把强化环境管理作为当前环境保护的中心环节,提出了符合中国国情的三大环境政策,即“预防为主、防治结合、综合治理”、“谁污染谁治理”和“强化环境管理”。

4) 20世纪末环境保护战略目标的提出。会议提出,到2000年,力争全国环境污染问题基本得到解决,自然生态基本达到良性循环,城乡生产生活环境优美、安静,全国环境状况基本上同国民经济和人民物质文化生活水平的提高相适应。

1989年4月底至5月初,第三次全国环境保护会议在北京召开。本次会议的主要历史贡献有:

1) 提出努力开拓具有中国特色的环境保护道路。

2) 总结确定了环境保护的8项制度。即环境影响评价制度、“三同时”制度(防治环境污染与破坏工程与主体工程同时设计、同时施工、同时投产使用)、排污收费制度、排污申报登记及排污许可证制度、污染集中控制制度、污染限期治理制度、环境目标责任制度和城市环境综合整治定量考核制度。其中前2项制度属于防止新污染制度,第3~6项制度属于控制污染、以管促治的制度,最后2项制度属于环境责任制与定量考核制度。

1992年6月联合国环境与发展大会之后不久(1992年8月),中国将可持续发展确立为正确处理环境与发展的战略方针,提出了环境与发展问题的十大对策:①实施可持续发展战略;②采取有效措施,防治工业污染;③深入开展城市环境综合整治,认真治理城市“四害”;④提高能源利用效率,改善能源结构;⑤推广生态农业,坚持不懈地植树造林,切实加强生物多样性保护;⑥大力推进科技进步,加强环境科学研究,积极发展环境保护产业;⑦运用经济手段保护环境;⑧加强环境教育,不断提高全民族的环境意识;⑨健全环境发展,强化环境管理;⑩参照环境与发展大会精神,制定我国行动计划。

1994年3月25日,国务院第16次常务会议讨论通过了《中国21世纪议程——中国21世纪人口、环境与发展白皮书》。《中国21世纪议程》根据中国的国情编制,阐明了中国可持续发展的战略和对策,并且与联合国环境与发展大会《21世纪议程》相呼应。全书共计20章(表8-9),由4部分内容组成:①可持续发展总体战略,包括第1、2、3、5、6、20诸章;②社会可持续发展,包括第7、8、9、10、17诸章;③经济持续发展,包括4、11、12、13诸章;④资源环境的合理利用与保护,包括第14、15、16、18、19诸章。《中国21世纪议程》是全球第一部国家级《21世纪议程》。中国政府在联合国环境与发展大会不久就制定了《中国21世纪议程》,表明了中国政府走可持续发展的决心。

表 8-9 《中国 21 世纪议程》目录

第 1 章 序言	第 11 章 农业与农村的可持续发展
第 2 章 中国可持续发展的战略与对策	第 12 章 工业与交通通信业的发展
第 3 章 与可持续发展有关的立法与实施	第 13 章 可持续的能源生产与消费
第 4 章 可持续发展的经济政策	第 14 章 自然资源保护与可持续利用
第 5 章 费用与资金机制	第 15 章 生物多样性保护
第 6 章 教育与可持续发展能力建设	第 16 章 荒漠化防治
第 7 章 人口、居民消费和社会服务	第 17 章 防灾减灾
第 8 章 消除贫困	第 18 章 保护大气层
第 9 章 卫生与健康	第 19 章 固体废物的无害化处理
第 10 章 人类居住区可持续发展	第 20 章 团体及公众参与可持续发展

也是在 1994 年,国家环保总局制定了《中国环境保护 21 世纪议程》。《中国环境保护 21 世纪议程》以可持续发展理论为基础,从中国国情出发,根据环境与发展十大对策和《中国 21 世纪议程》,分别从环境政策导向、环境法制建设、环保机构建设、环境宣传教育、自然环境保护、城市和农村环境保护、工业污染防治、环境监测、环境科技、国际环境合作等方面(表 8-10),回顾历史发展过程,分析存在问题,提出 20 世纪 90 年代以及 21 世纪初的目标和行动方案。

表 8-10 《中国环境保护 21 世纪议程》目录

前言	第 16 章 自然资源开发利用的环境管理
第 1 章 中国环境现状与趋势	第 17 章 农村生态保护
第 2 章 环境保护规划	第 18 章 乡镇工业环境保护
第 3 章 环境保护政策导向	第 19 章 环境信息系统
第 4 章 环境保护法制	第 20 章 环境监测
第 5 章 环境保护行政管理体制	第 21 章 环境影响评价管理
第 6 章 工业污染防治	第 22 章 排污收费制度
第 7 章 城市环境保护	第 23 章 污染物排放标准
第 8 章 大气环境保护	第 24 章 环境标志
第 9 章 水环境保护	第 25 章 环境科学与技术
第 10 章 声环境保护	第 26 章 环境保护最佳实用技术
第 11 章 固体废物的环境管理	第 27 章 环境保护产业
第 12 章 有害化学品的环境管理	第 28 章 环境宣传教育
第 13 章 放射性废物的环境管理	第 29 章 环境保护队伍建设
第 14 章 海洋环境保护	第 30 章 环境外交与国际合作
第 15 章 生物多样性保护	

1996 年 7 月,第四次全国环境保护会议在北京召开。本次全国环保会议提出两项重大举措,一是《“九五”期间全国主要污染物排放总量控制计划》,二是《中国跨世纪绿色工

程规划(第一期)》。《主要污染物排放总量控制计划》是根据“总体目标削减”和“因地制宜”的原则,对 12 种危害比较严重但经采取措施可以有效控制的主要污染物(烟尘、工业粉尘、SO₂、化学需氧量、石油类、氰化物、砷、汞、铅、镉、六价铬、工业固体废物)的排放量实行全国和分地区总量控制,做到“增产不增污”、“增产又减污”。《绿色工程规划》则是按照“重点突出、技术经济可行、综合效益好”的原则,由国家和省政府确定一批重点治理项目,第一期在“九五”期间(1996~2000)实施,共 1 591 个项目,投资需求为 1 888 亿元。“九五”期间,中国重点治理“三河”(淮河、海河、辽河)、“三湖”(太湖、巢湖、滇池)的水污染和“两区”(酸雨控制区、SO₂ 控制区)的大气污染。

2002 年 3 月,《国家环境保护“十五”计划》制定发表,提出了 21 世纪初叶中国环境保护的主要措施:① 建立综合决策机制,促进环境与经济的协调发展;② 完善环境保护法规体系,切实依法保护环境;③ 政府调控与市场机制相结合,努力增加环境保护投入;④ 运用激励性政策机制,营造环境保护良好氛围;⑤ 加强环境管理能力建设,提高环境管理现代化水平;⑥ 加强环境科学技术研究,依靠科技进步保护环境;⑦ 规范环保产业市场,促进环保产业发展;⑧ 加强环境宣传教育,提高全民环境意识;⑨ 积极参加全球环境保护,广泛开展国际环境合作;⑩ 落实环境保护责任制,保证规划实施效果。

表 8-11 列出了联合国环境与发展大会后中国制定的实施可持续发展战略的决定和计划,表 8-12 是近年来中国签订的主要国际环境公约和协议,表 8-13 为中国政府(部门)同外国政府(部门)间的环境保护协议。

表 8-11 联合国环发大会后中国制定的实施可持续发展战略的决定和计划

序号	名称	批准机关及时间
1	中国环境与发展十大对策	中共中央、国务院,1992 年
2	中国环境保护战略	国家环保总局、国家计委,1992 年
3	中国逐步淘汰破坏臭氧层物质的国家方案	国务院,1993 年
4	中国环境保护行动计划(1991~2000 年)	国务院,1993 年
5	中国 21 世纪议程	国务院,1994 年
6	中国生物多样性保护行动计划	国务院,1994 年
7	中国城市环境管理研究	国家环保总局、建设部,1994 年
8	中国温室气体排放控制的问题与对策	国家环保总局、国家计委,1994 年
9	中国环境保护 21 世纪议程	国家环保总局,1994 年
10	中国林业 21 世纪议程	国家林业部,1995 年
11	中国海洋 21 世纪议程	国家海洋局,1996 年
12	国务院关于环境保护若干问题的决定	国务院,1996 年
13	国家环境保护“九五”计划和 2010 年远景目标	国务院,1996 年
14	中国跨世纪绿色工程规划(第一期)	国务院,1996 年
15	全国主要污染物排放总量控制计划	国务院,1996 年
16	关于进一步加强土地管理,切实保护耕地的通知	中共中央、国务院,1997 年

续 表

序 号	名 称	批准机关及时间
17	中国生物多样性国情研究报告	国务院,1997年
18	酸雨控制区和SO ₂ 污染控制区划分方案	国务院,1998年
19	全国生态建设规划	国务院,1998年
20	关于保护森林资源、制止毁林开荒和乱占林地的通知	国务院,1998年
21	全国生态环境保护纲要	国家环保总局,1998年
22	关于限期停止生产销售使用车用含铅汽油的通知	国务院,1998年

表 8-12 近年来中国签订的主要国际环境公约和协议

序 号	公约或协议名称	签署、参加或批准日期	负责单位
1	关于保护野生生物资源的合作协议	1979.09.23	国家环保总局
2	关于建立保护大熊猫研究中心的协议书	1980.06.30	国家环保总局
3	有灭绝危险的野生动植物国际贸易公约	1980.06.25	国家林业部
4	保护候鸟及其栖息地的环境协议	1981.06.08	国家环保总局
5	保护臭氧层维也纳公约	1989.10.25	国家环保总局
6	控制危险废物的巴塞尔公约	1990.09	国家环保总局
7	关于消耗臭氧层物质的蒙特利尔协议书	1991.06.19	国家环保总局
8	联合国气候变化框架公约	1992.06	国家环保总局
9	生物多样性公约	1992.06	国家环保总局
10	荒漠化公约	1994.10	国家林业部

表 8-13 中国政府(部门)同外国政府(部门)间环境保护协议

序 号	协 议 名 称	性 质	签 订 日 期
1	中国国环办和美国环保局环保科技合作议定书	部门间	1980.02.05
2	中国环保局和荷兰环境署关于环境领域合作的谅解备忘录	部门间	1988.09.24
3	中国政府和蒙古政府关于保护自然环境的合作协定	政府间	1990.05.06
4	中国环保局和朝鲜环保及国土总局合作协定	部门间	1992.12.26
5	中国政府和印度政府环境合作协定	政府间	1993.09.07
6	中国政府和韩国政府环境合作协定	政府间	1993.10.28
7	中国政府和日本政府环境保护合作协定	政府间	1994.03.20
8	中国环保局、蒙古自然与环境部、俄罗斯自然保护与自然资源部关于中、蒙、俄共同自然保护区的协定	部门间	1994.03.29
9	中国政府和俄罗斯政府环境保护合作协定	政府间	1994.05.27
10	中国环保局和德国环境、自然保护与核安全部环境合作协定	部门间	1994.09.26
11	中国环保局和澳大利亚环境、体育与领土部环境合作谅解备忘录	部门间	1995.04.05
12	中国环保局和乌克兰环境与核安全部环境保护合作协议	部门间	1995.06.24
13	中国环保局和芬兰环境部环境合作谅解备忘录	部门间	1995.07.06

续表

序号	协议名称	性质	签订日期
14	中国环保局和挪威环境部环境合作备忘录	部门间	1995.11.06
15	中国环保局和丹麦环保局、环境与能源部环境合作协议	部门间	1996.01.12
16	中国政府和塔吉克斯坦政府环境保护合作协定	政府间	1996.09.16
17	中国政府和巴西政府关于可持续发展共同议程的联合声明	政府间	1996.11.08
18	中国环保局和巴基斯坦环境保护委员会环境保护合作协定	部门间	1996.12.01
19	中国环保局和波兰环境保护、自然资源与林业部环境保护合作协定	部门间	1996.12.02
20	中国政府和法国政府环境保护合作协定	政府间	1997.05.15
21	中国环保局和罗马尼亚水利、森林与环境保护部环境保护合作协定	部门间	1997.09.08
22	中国政府和乌兹别克斯坦政府环境保护合作协定	政府间	1997.12.11
23	中国环保局和加拿大环境部环境合作备忘录	部门间	1998.01.16
24	中国环保局和英国环境部关于环境合作谅解备忘录	部门间	1998.06.17
25	中国政府和加拿大政府面向 21 世纪环境合作框架说明	政府间	1998.11.19
26	中国政府和日本政府面向 21 世纪环境合作联合公报	政府间	1998.11.26
27	中国环保总局和斯里兰卡森林与环境部环境保护合作协定	部门间	1998.12.18
28	中国、日本、韩国三国环境部长联合公报	部门间	1999.01.13

目前,中国已制定了 6 部环境法律(《中华人民共和国环境保护法》、《中华人民共和国海洋环境保护法》、《中华人民共和国水污染防治法》、《中华人民共和国大气污染防治法》、《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》、《中华人民共和国环境噪声污染防治法》)和 9 部资源法律(《中华人民共和国森林法》、《中华人民共和国草原法》、《中华人民共和国渔业法》、《中华人民共和国矿产资源法》、《中华人民共和国土地管理法》、《中华人民共和国水法》、《中华人民共和国水土保持法》、《中华人民共和国野生动物保护法》、《中华人民共和国煤炭法》);修改后的《中华人民共和国刑法》增加了“破坏环境与资源保护罪”;国务院发布了《自然保护区条例》等 28 件行政法规;国家环保局制定了 375 项环境标准;各省、区、市颁布了 900 余件地方性环境法规。中国环境法体系框架已初步形成,环境保护工作基本上有法可依。

二、中国可持续发展面临的主要生态问题分析

(一) 水污染与水资源短缺

水污染严重与水资源短缺是中国水环境的主要问题。目前中国的水环境已处于危机之中,从现在起必须采取比以往更为有效的措施,特别是增加必要的资金投入,以治理和保护中国的水环境。

1. 水污染状况

2001 年,全国工业和城镇生活废水排放总量为 4.284×10^{11} t。其中工业废水排放量

2.007×10¹⁰ t,城镇生活污水排放量 2.277×10¹⁰ t。废水中化学需氧量(COD)排放总量 1.4065×10⁷ t,其中工业废水中 COD 排放量 6.075×10⁶ t,生活废水中 COD 排放量 7.99×10⁶ t。2001年,全国工业废水排放达标率为 85.6%,其中重点企业工业废水排放达标率为 86.9%,非重点企业工业废水排放达标率为 73.9%。

表 8-14 1990~1999 年中国废水排放量(秦大河等,2002)

年 度	废水排放量/×10 ⁸ t			化学需氧量(COD)排放量/×10 ⁸ t		
	生活污水	工业废水	总 量	生活污水	工业废水	总 量
1990	—	235.9	—	—	707.7	—
1991	—	233.9	336.2	—	717.8	—
1992	—	213.9	358.8	—	714.8	—
1993	—	219.5	355.6	—	624.4	—
1994	—	215.5	365.2	—	681.1	—
1995	—	221.9	372.9	—	768.4	—
1996	—	205.9	—	—	703.6	—
1997	189.1	226.7	415.8	684.0	1 073.0	1 757.0
1998	194.8	200.5	395.3	695.0	801.0	1 496.0
1999	203.8	197.3	401.0	697.2	691.7	1 389.9

由于大量工业废水和生活污水排入水体,地表水和地下水受到严重污染。据《2001年中国环境状况公报》,七大江河水系一半以上的监测断面属于V类和劣V类水质(表 8-15);城市及其附近河流污染严重;滇池、太湖和巢湖富营养化问题依然突出(表 8-16,8-17);多数城市的地下水受到不同程度的点或面源污染,地下水位总的发展趋势仍以下降为主。

表 8-15 2001 年七大水系水质状况

河 流	水 质 状 况
长 江	干流 I、II、III、IV 类水质的比例分别为 9.5%、81.0%、7.1% 和 2.4%,支流 I~III 类水质占 68.0%
黄 河	V 类和劣 V 类水质占 62.9%,干流水质稍好,II、III、IV、V 和劣 V 类水质的比例分别为 13.8%、3.4%、44.8%、10.3% 和 27.6%
珠 江	II~III 类水质占 78.6%,IV 类水质占 14.3%,劣 V 类水质占 7.1%
松 花 江	II~III 类水质占 31.8%。其中嫩江满足 III 类水质要求,吉林省境内松花江干流以 III~IV 类水质为主,黑龙江境内松花江干流以 IV 类水质为主,污染严重的是伊通河和安肇新河
淮 河	I~IV 类水质占 40.3%,V 类和劣 V 类水质占 59.7%
海 河	II、III 类水质占 14.4%,IV 类水质占 10.8%,V 类水质占 7.8%,劣 V 类水质占 67.1%
辽 河	除鸭绿江水系水质较好外,其他河流水体污染都很严重,V 类和劣 V 类水质占 70% 以上

表 8-16 2001 年“三湖”营养状态指数

湖泊名称	营养状态指数	富营养程度
太 湖	60.93	中度富营养
巢 湖	58.31	轻度富营养
滇池(外海)	66.12	中度富营养

表 8-17 2001 年“三湖”湖体主要污染指标值(单位: mg/L)

湖 区		高锰酸钾指数	总 磷	总 氮	叶绿素 a	营养状态指数	水质类别
太 湖	五里湖	7.24	0.192	5.64	0.102	70.32	劣V类
	梅梁湖	6.37	0.153	3.91	0.017	65.92	劣V类
	西部沿岸	6.26	0.119	2.71	0.039	63.91	劣V类
	湖心区	4.73	0.073	1.35	0.018	56.37	劣V类
	平 均	5.38	0.097	2.19	0.030	60.93	劣V类
滇 池	草 海	12.40	1.23	13.45	0.221	82.21	劣V类
	外 海	7.57	0.21	2.21	0.070	66.12	劣V类
	平 均	9.99	0.72	7.83	0.146	74.18	劣V类
巢 湖	西半湖	6.21	0.25	2.97	12.20	62.19	劣V类
	东半湖	4.20	0.13	2.20	0.81	49.66	劣V类
	平 均	5.21	0.19	2.58	6.50	58.31	劣V类

2. 水资源特点

水资源和水的概念是不同的,地球上的水不等于水资源,只有作为人类生产与生活资料的水才是水资源。地球上的水资源非常有限,地球总储水量为 $1.386 \times 10^{10} \text{ km}^3$,其中淡水储量为 $3.5 \times 10^8 \text{ km}^3$,占总储量的 2.53%。比较容易开发利用的、与人类生活最为密切的湖泊、河流和浅层地下水的水量只占淡水总储量的 0.34%,为 $1.046 \times 10^6 \text{ km}^3$,还不到地球总储水量的万分之一。通常所说的水资源就是指这部分可供使用的、可以逐年恢复更新的淡水资源。

据测算,我国年水资源总量约 $2.8 \times 10^{12} \text{ m}^3$ (表 8-18)。与世界各国相比,水资源总量仅次于巴西、俄罗斯、美国、加拿大和印度尼西亚,居第六位。但我国人口众多,每人每年拥有的水资源量不足 2200 m^3 ,仅相当于世界平均水平的 1/4,人均水资源拥有量严重短缺。

表 8-18 中国各省、自治区、直辖市(不包括香港与澳门特别行政区)水资源量(高前兆等,2002)

地 区	年降水量		河川径流		地下水	水资源	产水模数 $\times 10^4 \text{ m}^3 / \text{ km}^2$
	总量/ $(\times 10^8 \text{ m}^3)$	深/mm	总量/ $(\times 10^8 \text{ m}^3)$	深/mm	总量/ $(\times 10^8 \text{ m}^3)$	总量/ $(\times 10^8 \text{ m}^3)$	
北 京	105	625	25.3	151	26.2	10.8	24.29
天 津	68	604	15.8	96	5.8	14.6	12.91
河 北	143.1	771	167.1	89	145.8	236.9	12.62

续 表

地 区	年降水量		河川径流		地下水	水资源	产水模数
	总量/ ($\times 10^8 \text{ m}^3$)	深/mm	总量/ ($\times 10^8 \text{ m}^3$)	深/mm	总量/ ($\times 10^8 \text{ m}^3$)	总量/ ($\times 10^8 \text{ m}^3$)	$\times 10^4 \text{ m}^3 / \text{km}^2$
山 西	831	532	115.0	74	94.6	143.5	9.18
内 蒙 古	3 183	276	371.0	32	248.3	506.7	4.39
辽 宁	1 000	687	325.0	223	105.5	363.2	24.96
吉 林	1 140	607	345.0	184	110.1	390.0	20.69
黑 龙 江	2 481	531	647.0	139	269.3	775.8	16.62
上 海	65	1 053	18.6	301	12.0	26.9	43.49
江 苏	1 017	996	249.0	244	115.3	325.4	31.88
浙 江	1 597	1 569	885.0	869	213.3	897.1	88.12
安 徽	1 590	1 139	617.0	442	166.6	676.8	48.49
福 建	2 023	1 667	1 158.0	962	306.4	1 168.7	96.28
江 西	2 660	1 591	1 416.0	847	322.6	1 422.4	85.08
山 东	1 110	724	264.0	172	154.2	335.0	21.85
河 南	1 290	773	311.0	186	198.9	407.7	24.41
湖 北	2 166	1 165	946.0	509	291.3	981.2	52.78
湖 南	3 020	1 426	1 620.0	765	374.8	1 626.6	76.79
广 东	3 185	1 775	1 801.0	1 012	466.9	1 818.1	102.10
广 西	3 621	1 880	1 880.0	796	397.7	1 880.0	79.05
海 南	599	310	310.0	908	79.0	316.0	92.70
四 川	5 889	1 038	3 131.0	552	801.6	3 133.8	55.21
贵 州	2 094	1 189	1 035.0	588	258.9	1 035.0	58.76
云 南	4 824	1 257	2 221.0	579	738.0	2 221.0	57.86
西 藏	7 132	594	4 482.0	373	1 094.3	4 482.0	37.31
陕 西	1 371	667	420.0	204	165.1	441.9	21.50
甘 肃	1 297	328	273.0	69	132.7	274.3	6.39
青 海	2 064	286	623.0	86	258.1	626.2	8.66
宁 夏	157	365	8.5	16	16.2	9.9	1.92
新 疆	2 429	147	793.0	48	579.5	882.8	5.36
台 湾	874	2 429	637.0	1 770	138.7	664.1	184.57
全 国	61 889	648	27 105.2	284	8 287.7	28 124.4	29.46

我国水资源时空分布极不平衡,这加剧了我国的水资源危机。时间分布上,年内降水多集中在6~9月,降水量占全年降水量的70%~80%;降水的年际变化也很大,丰水年降水量是枯水年降水量的2倍以上。空间分布上,全国水资源81%集中分布在耕地面积仅占全国36%的长江流域及其以南地区,淮河以北地区,耕地面积占全国64%,而水资源仅占全国的19%。

水污染使可用水资源进一步减少,加剧了水的供需矛盾。水资源浪费使中国已十分突出的水资源供求矛盾更加紧张。落后的灌溉方式、落后的生产工艺、城市供水中的管道设施漏水及管理不力是造成水资源浪费的主要原因。

中国不少地区严重缺水。据有关部门统计,全国约300个城市缺水,日缺水量达 $1.0 \times 10^7 \text{ m}^3$ 以上,其中严重缺水的城市50个,日供水能力仅能保证高峰期日用水量的65%~70%。水资源的短缺严重影响了中国北方城市的发展,使得许多工业项目不能上马或上马后生产能力不足。由于缺水,许多农田得不到充分灌溉,造成粮食减产。随着经济社会的发展,全国用水量还将激增,这将进一步加剧水资源短缺的矛盾。水资源短缺和水污染严重已成为中国许多地区和城市生存和发展的巨大障碍。

3. 对策

解决上述问题的主要途径和措施包括:①明确水资源产权,理顺管理机构,由目前条块分割的管理方式逐步过渡到集开发、利用和保护于一体的企业化管理体制;②根据水体功能,制定合理的水质目标和相应的地方水环境质量标准、污染物排放标准;推行排放标准的年限制,在不同经济地区实行有区别的水环境管理政策;③推行总量控制和排污许可证制度,有偿使用环境容量;运用市场机制,实行水的有偿使用,合理的水资源价格政策、排污交易政策、配套法规和标准;④工业水污染防治要优先发展全生产过程控制技术,城市及乡镇水污染防治要规划先行,坚持区域综合治理和污染集中控制的方向;⑤加强环境科学的基础研究和应用研究,开发新的解决水污染的途径;⑥改革农业灌溉技术,减少农田退水对水体的有机污染,降低N、P负荷;⑦增加对水污染防治工作的投入,加强对“三河三湖”(淮河、海河、辽河,太湖、巢湖、滇池)等严重污染水体的治理;⑧加快南水北调工程的建设。

(二) 酸 雨

酸雨是 $\text{pH} \leq 5.6$ 的大气降水,是大气受污染的一种表现。酸雨的 pH 之所以定为5.6,是因为含有饱和 CO_2 的蒸馏水(纯雨水)的 pH 为5.6。酸雨已成为典型的全球性环境问题,引发了不少国际争端。来自美国的酸雨,导致加拿大的森林枯死,江河湖泊中的水生生物死亡(至少4500多个湖泊成为死湖),数十万人的健康受到严重威胁。根本原因在于美国的火力发电厂没有安装废气净化设备,火力发电厂产生的硫氧化物和氮氧化物飘落在加拿大的东部,并形成酸雨。所以,近年来美国和加拿大在酸雨跨界污染问题上一直争论不休。

1. 酸雨的危害

(1) 对森林的影响

世界各地都有关于构成森林的针叶树和阔叶树枯死、衰退现象的报道,其原因被认为是受到了酸雨的影响。

SO₂ 引起的枯死衰退、硫酸和硝酸等引起的枯死衰退、树木生长不可欠缺的元素供应不平衡引起的枯死衰退等是酸雨对森林造成危害的主要形式。

研究指出,在大气污染十分严重的地区,由于利用含硫量较高的劣质煤,往往出现第一、第二种危害,波兰、捷克、中国南部的森林枯死衰退等是典型的例子。而在源于废气的硝酸和源于农业、畜牧业的氨供应过剩的地区,往往出现第三种危害,德国巴伐利亚地区森林枯死衰退是典型的例子。

(2) 对湖泊生物的影响

酸雨引起的湖泊酸化在北欧和北美相当严重。湖泊酸性化给大多数动植物带来很大影响,对于分布在 pH 为中性附近的动物,当湖水变酸时,其生活周期中对酸敏感性较强的部分将受到影响。特别是鱼、贝类对酸较敏感,除个别的种类,大部分不能生存于酸性湖泊中。在瑞典的调查中,以 pH=5.5 为分界线,鲑科、鲤科鱼类受酸性化的影响大,从而在多数湖泊中绝迹。鱼类在卵和幼鱼时期受到的影响最大,若这一时期有酸性雪融水流入湖泊,将会产生严重危害。此外,现已查明,酸性水对鱼类的影响也与易溶于酸水的铝等有关。

湖水的酸性化也给甲壳类、贝类、昆虫类生物带来很大影响。在挪威进行的调查结果表明,作为鲑科鱼类重要饵料的小型虾的生存极限大致在 6 左右,外壳为碳酸钙的螺在 pH 为 6.0 时开始减少,在 pH 为 5.2 以下不能生存;双壳贝也以 6.0 为受酸性化影响严重的分界线。

湖泊酸性化对水中分布的植物种类和量也有很大影响。其中,浮游植物硅藻和黄金藻(黄色鞭毛藻)的兴衰特别引人注目,这些藻类具有在酸性—中性环境中不能被化学、微生物分解的硅酸盐外壳或鳞片,随其兴衰这些外壳或鳞片残存为湖底堆积物,从残存的外壳或鳞片和底质的堆积年代数据可了解到湖水 pH 的变化情况,这便是这些藻类被称为生物 pH 计的缘故。

伴随着湖水的酸性化,藻类和水生维管束植物将减少、消失,而泥炭藓的分布有扩大的倾向。泥炭藓广泛分布在寒冷地带的湖泊、沼泽、湿地和森林林地,分布水域的 pH 大都为 4~5,呈弱酸性,这些水生植物也是酸性化的指示生物。

(3) 对农业生态系统的影响

酸雨对农业生态系统的影响,有对植物地上部分的组织损伤等直接影响,还有土壤酸化、土壤营养盐流失以及土壤微生物活性降低等间接影响。

酸性的雨和雾对植物的可见损害发生于叶和花瓣上,叶子上出现白色或褐色的坏死

斑点,花瓣上出现脱色后的白色斑点。对于绝大多数农作物,pH为3.0~3.5时将对叶子造成危害,对酸性特别敏感的几种树木,pH=3.0时便会对其造成危害。花瓣比叶子更易受到酸雨的危害,例如,牵牛花的花瓣在pH为4.0时即发生脱色。

由酸雨造成的叶和花瓣的斑点面积与氢离子浓度和接触时间有关。氢离子浓度增加(pH变低),斑点面积增加,叶表面的酸雨(雨滴或薄膜状)与叶的接触时间也影响危害的程度,危害多发生于雨滴易于停留的叶脉线、叶边和叶尖部分。

土壤粒子一般带负电,通过静电作用吸附各种阳离子。被吸附的阳离子具有交换性,可与外部的阳离子交换。这种被吸附的阳离子称为交换阳离子,可交换阳离子中量较多的是 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^{+} 、 K^{+} 、 Al^{3+} 、 H^{+} 6种,分别被称为可交换钙、可交换镁等, Al^{3+} 和 H^{+} 以外的阳离子统称为可交换盐基。土壤的pH由被吸附的可交换阳离子决定。若 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^{+} 、 K^{+} 这样的碱性离子较少, Al^{3+} 和 H^{+} 这样的酸性离子较多的话,土壤将呈酸性。

土壤遭遇酸性降水时,土壤从酸性弱的交换基开始依次溶出 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^{+} 、 K^{+} 等可交换盐基,其交换位置被 H^{+} 吸附置换。在这一阶段,由于可交换 H^{+} 属于酸性较弱的交换基,即使由于可交换 H^{+} 的增加而引起土壤的酸度增加,pH的下降也极小。但是,进一步酸化,吸附于较强酸性交换基上的盐基将要失去时,随着可交换盐基的减少将会出现可交换铝。即由于 H^{+} 的增加(土壤溶液的pH约为4.3左右),将发生部分黏土的破坏和溶解,其结果,由铝化合物的分解产生 Al^{3+} ,从而出现了可交换铝。可交换铝只存在于酸性土壤中,它和可交换 H^{+} 同为土壤酸性化的主要原因。对于大部分酸性土壤,高浓度的可交换铝被认为是植物发育不良的原因。 Al^{3+} 能阻碍根细胞的分裂及其对Ca、P的吸收和传输。

土壤pH对土壤微生物活性的影响如下:①土壤氮的无机化发生在较宽pH区内,但当pH为6.0~6.5以下时将渐渐减少;②形成硝酸的最适pH为6.8~8.0,但随着pH的变低而降低,pH在4.5以下时几乎不生成硝酸;③脱氮菌在pH为7.0~7.5时活性高,pH在5.0以下时活性降低;④根瘤菌的固氮作用对pH的依赖性高,有的要求pH在6.0以上,而有的适合pH在5.0以下。由此可知,土壤酸化使大多数土壤微生物活性下降,土壤中以微生物为主的反应,如生物残骸的分解和固氮等的有益作用将可能变得迟缓。

(4) 对建筑物、艺术品的影响

在欧美,酸雨对建筑物、艺术品的影响与其对生态系统、湖泊、河流、森林的影响一样,已成为严重的问题。许多建筑物,特别是作为历史和艺术遗产的建筑物,都是以大理石或石灰岩为原料,这些建筑物的外观变化,即腐蚀、变色等已引起人们的注意。

近年来,建筑物的风化速度加剧,其外观的变化已不只是自然风化现象,还被认为受到了酸雨的影响。特别是以大理石等为代表的石灰质岩为碱性岩,耐酸性较弱,更易受到酸雨的影响。

现在已经开始了有关建筑物和酸雨的相关性研究,但还没有完全弄清腐蚀机理。

外观变化中最显著的是颜色变化,比利时的布鲁尔市府大楼的整个正面墙壁发黑,在

有的地方可观察到白色流迹线。

酸雨对建筑物和艺术品的危害不仅造成经济上的损失,对于历史、文化遗产,其损失是无法估量的。但是,现在这方面的研究很少,今后应系统地对危害状况和腐蚀机理等进行研究。

2. 中国的酸雨

中国是世界上大气污染最为严重的国家之一。中国拥有广阔的领土,有许多周边国家,中国任何一地的大气污染都有可能通过扩散越过国界,成为区域性污染,并影响全球环境。因此,中国必须加强大气环境的保护。

中国是燃煤大国,煤炭约占一次能源消费总量的 75%。中国大气污染属煤烟型大气污染,主要污染物为 SO_2 和烟尘。据国家环保总局统计,2001 年,全国废气中 SO_2 排放总量为 1.9478×10^7 t,其中工业来源的排放量 1.5666×10^7 t,生活来源的排放量 3.812×10^6 t, SO_2 排放量居世界首位。烟尘排放总量为 1.0591×10^7 t,其中工业烟尘排放量 8.412×10^6 t,生活烟尘排放量 2.179×10^6 t。工业粉尘排放量 9.906×10^6 t。

表 8-19 1990~1999 年中国 SO_2 排放量

年 度	生活/ $\times 10^4$ t	工业/ $\times 10^4$ t	总量/ $\times 10^4$ t
1990	—	1 494	—
1991	—	1 622	—
1992	—	1 685	—
1993	—	1 795	—
1994	—	1 825	—
1995	—	1 891	—
1996	—	1 364	—
1997	494	1 852	2 346
1998	497	1 594	2 091
1999	397.4	1 460.1	1 857.5

注:1996 年数据系从全国 63 000 多个县及县以上工业企业统计所得。

SO_2 大量排放所造成的污染以及由此所导致的大面积酸雨的发生是当前我国大气污染中最为突出的问题(表 8-19)。中国酸雨覆盖面积约占国土面积的 30%,主要分布在长江以南、青藏高原以东的广大地区及四川盆地,华中、华南、西南及华东地区存在酸雨污染严重的区域,北方地区局部出现酸雨。酸雨使我国遭受巨大的经济损失,已成为制约经济社会发展的重要因素,并且已引起周边国家和国际社会的密切关注。

我国高度重视酸雨和 SO_2 的污染防治。1990 年国务院通过了《关于控制酸雨发展的意见》,1992 年 2 省 9 市进行了 SO_2 排污收费试点工作并逐步制定了 SO_2 工业排污排放限值。为了比较彻底地解决酸雨和 SO_2 的污染问题,国家环保总局根据新修订的《中华

《中华人民共和国大气污染防治法》制定了《酸雨控制区和 SO₂ 控制区划分方案》，国务院 1998 年批准了该方案。

酸雨控制区划分的基本条件为：① 现状监测降水 pH≤4.5；② 硫沉降超过临界负荷；③ SO₂ 排放量较大的区域。SO₂ 控制区划分的基本条件为：① 近年来环境空气 SO₂ 年平均浓度超过国家二级标准；② 日平均浓度超过国家三级标准；③ SO₂ 排放量较大；④ 以城市为基本控制单元。

根据上述标准划定的“两控区”总面积为 1.09×10^5 km²，占国土面积的 11.4%，其中酸雨控制区面积为 8.0×10^5 km²，占国土面积的 8.4%，SO₂ 控制区面积为 2.9×10^5 km²，占国土面积的 3%。

方案规定：在“两控区”内，禁止新建煤层含硫分大于 3% 的矿井，对建成的生产煤层含硫分大于 3% 的矿井，逐步实行限产或关停。除以热定电的热电厂外，禁止在大中城市城区及近郊区新建燃煤火电厂。新建、改造燃煤含硫量大于 1% 的电厂，必须建设脱硫设施。

“两控区”内 SO₂ 的排放量约占全国 SO₂ 排放量的 60%。因此，控制住“两控区”内 SO₂ 的排放就可基本控制住全国酸雨和 SO₂ 污染不断恶化的趋势。

（三）近海污染与生态破坏

中国是一个大陆国家，也是一个海洋国家。渤海是中国的内海，大陆东、南两面邻接黄海、东海和南海，台湾东岸濒临太平洋。海域辽阔，海岸线漫长，岛屿星罗棋布，资源丰富。

沿海地区是中国经济发展的前沿，对外开放的窗口。沿海地区密集的人口（图 8-2）、发达的工农业生产以及不断扩大的海洋资源的开发利用给中国的海洋环境带来了十分严重的压力。近海海域的污染与生态破坏正影响着沿海地区经济持续稳定的发展。

1. 污染特点

陆源污染、船舶污染、海上事故性污染等是我国近海污染的主要来源。陆地来源的污染物直接或间接注入海洋：沿海陆地的污染物一般直接进入海洋，内陆污染物通过河流媒介传入海洋，陆地上的有害气体或粉尘通过大气漂流到海洋上空而沉降入海。船舶污染是海上航行的船舶故意或由于过失向海洋排放油类或其他有害物质造成的污染。海上事故性污染来自海上航行事故或海洋勘探开发事故，海上航行事故主要是指船舶搁浅、触礁、船舶碰撞等，海上勘探开发事故包括石油井喷和石油管道溢漏等。

据统计，海洋污染 85% 以上来自于陆源污染，其中影响最大的莫过于工业废水和生活污水。我国每年排入近海的工业废水和生活污水高达 80 多亿吨。20 世纪 90 年代以来，工业废水排放量得到控制，近年来还有明显降低，但由于生活污水迅速增加，废水总量仍呈持续增加趋势（图 8-3）。

我国沿海地区的废水治理相对滞后。广东省工业废水处理达标率为 51.56%（也就是说约有一半的工业废水未经处理或处理不达标就被排放），生活污水的处理率更低，即

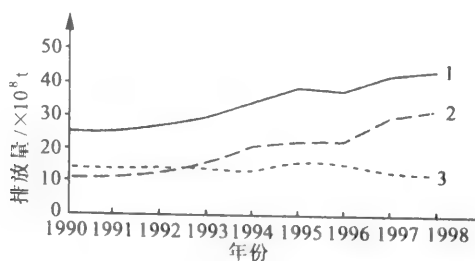


图 8-3 1990~1998 年广东省废水排放增长趋势(刘春杉,2001)

1. 废水总量; 2. 生活废水; 3. 工业废水

近海的严重污染导致赤潮频频发生。1990 年我国近海海域监测到赤潮 34 起,1991 年 38 起,1998 年 22 起,1999 年 15 起,2000 年 28 起,2001 年 77 起,而 1961~1980 年 20 年间总共才发生 22 起。1998 年 8~10 月间渤海发生的赤潮历时 71 d,最盛时面积达 10 000 km²。大面积的赤潮使渔业遭受重大伤害;造成港口淤积,海岸侵蚀,海岸抗灾能力减弱;导致岛屿生态环境恶化,沿海城市生活环境质量下降,人体健康受到伤害。

2. 生态破坏状况

严重的海水污染与过度的海洋捕捞使得我国近海生物多样性大大降低,海洋生物资源明显衰退。渤海海域的三大湾(辽东湾、渤海湾、莱州湾)原来是经济鱼虾重要的产卵场、索饵场和高幼场,由于水质的恶化,目前这里的渔业资源几乎遭到毁灭性的破坏。近几十年来,华南沿海渔船增长失控,海洋捕捞过度,加之盲目的捕大弃小,致使海洋渔业资源急剧下降,万山春汛、粤东春汛、甲子秋汛等 8 大渔汛已销声匿迹;据计算,南海海域最佳捕捞量为 3×10^6 t,而现在实际捕捞量却在 5×10^6 t 以上;虽然捕捞量一直在稳定增长,但单位捕捞量已大大下降,渔获逐年低质化,个体小型化。

大量的围填海工程对我国沿海生态造成了严重的破坏。据调查,广东省 1949~1987 年间围填海面积为 101 341 hm²,1988~1997 年间为 54 952 hm²。不可否认,围填海为沿海地区带来了巨大的经济与社会效益,为缓解沿海地区人多地少的矛盾做出了重要贡献。但围填海对生态环境具有负面影响,具体表现在:① 围填海将减少港湾、河口(围填海多集中于港湾、河口地区)的水域面积,减少纳潮量,从而降低港湾、河口的自净能力;② 围填海的对象多为滩涂,滩涂是大量滩生生物的生存场所和众多海洋生物的繁殖场所,滩涂的减少意味着从源头上破坏了附近海域的生物多样性;③ 滩涂生海洋生物是海洋生态系统食物链中非常重要的一环,局部的削弱或消亡所引起的连锁反应可能使整个沿海生物种类和生物总量发生变化,后果难以估量。

红树林的大量砍伐使我国沿海生态雪上加霜。红树林是生长在热带海滩上的一类常绿木本植物群落,群落的优势种主要由红树科的植物组成,红树林之名即源于此。马来西亚发育成熟的红树林高可达 35~40 m,我国海南岛的红树林高 10~15 m,福建龙海的红树林高 6~10 m。红树林是一种良好的海岸防护林,有“海岸卫士”之称,红树林还是很多鱼虾的栖息地,红树林生长区生物多样性丰富。据报道,80 年代初期,我国沿海尚有红树

林 40 000 hm², 90 年代初期只剩下 15 000 hm²。红树林的破坏不但使附近海域的生物多样性降低, 而且造成海岸的侵蚀。

3. 对策

日益严重的海洋污染和生态破坏已引起社会各界的广泛关注。中国政府十分重视海洋环境的保护和改善, 积极寻求保护的对策和途径, 采取了一系列的措施: ① 制定和完善海洋环境保护的法律、法规和标准; ② 开展学习、宣传和教育活动, 改变人们长期以来形成的“只知开发利用海洋, 不知保护海洋”和把海洋视为“天然垃圾箱”的传统观念, 增强人们保护海洋的责任感和紧迫感; ③ 建立海洋环境保护监督管理体系; ④ 加强对海洋环境质量的监测, 掌握海洋环境污染状况和发展趋势; ⑤ 加强海洋环境污染防治工作, 提高工业废水和生活污水的处理率; ⑥ 遏制海洋捕捞强度, 推行休渔制度, 鼓励渔民弃渔从农、从商、从工; ⑦ 加强海洋自然保护区的建设与管理; ⑧ 加强海洋环境保护科学研究, 开辟新的解决海洋污染的途径。

(四) 荒漠化

土地荒漠化 (desertification) 引起人类的重视始于 1968~1974 年的非洲特大干旱。1973 年联合国决定成立联合国苏丹—萨赫勒办事处, 以帮助西非 9 个最容易发生干旱的国家克服干旱和荒漠化造成的困难。1975 年联合国大会通过 3337 号决议, 实施《防治沙漠化行动计划》(Plan of Action to Combat Desertification, PACD)。1977 年联合国在内罗毕召开了首次荒漠化会议 (United Nations Conference on Desertification, UNCD), 首次对荒漠化进行了全球性的讨论, 把荒漠化列入国际议程, 制定了行动计划。1992 年环发大会后, 联合国通过 47/188 号决议, 成立了《联合国关于在发生严重干旱和荒漠化的国家/特别是在非洲防治荒漠化的公约》(简称《联合国防治荒漠化公约》) 政府间谈判委员会, 后经一年多的谈判, 于 1994 年批准了该公约。

目前全世界约有 110 多个国家、10 多亿人口受到荒漠化的威胁, 荒漠化已经成为全球环境问题。

1. 荒漠与荒漠化的概念

荒漠 (desert) 是降水稀少、蒸发强烈、植被贫乏的土地。荒漠是自然的产物, 是地球上水、热分配不均的结果。

根据物质组成, 荒漠可分为沙漠、岩漠或石漠、砾漠、劣地 (恶地) 或雅丹以及盐漠。沙漠由沙粒组成, 如塔克拉玛干沙漠、巴丹吉林沙漠等; 岩漠岩石裸露, 石漠是湿润半湿润地区由于水土流失造成的光秃的石质山地; 碎石或卵石覆盖地表的荒漠称为砾漠; 劣地或恶地主要分布在黄土高原, 由流水冲刷、侵蚀形成, 地面沟谷纵横, 支离破碎; 雅丹通常发育在干旱区湖积平原上, 由风蚀垅脊、土墩和风蚀沟槽及洼地相间组成; 盐漠地面充满盐斑。戈壁指的是砾漠或岩漠。

根据成因, 荒漠可分为: ① 风力作用形成的沙漠、砾漠、岩漠和雅丹; ② 流水作用形成的劣地 (恶地) 和石漠; ③ 土壤盐渍化作用形成的盐漠; ④ 高山亚高山和高纬度地区由

于低温形成的寒漠。此外,露天开矿、矿渣堆放、土壤污染等也能形成小面积的荒漠化土地。

荒漠化的概念很有争议。《联合国防治荒漠化公约》认为,荒漠化是包括气候变化和人类活动在内的种种因素造成的干旱、半干旱和半湿润地区的土地退化。目前这一定义基本上为世界各国所接受。联合国亚太经合组织(APEC)根据亚太地区的情况对上述定义作了补充,认为荒漠化还应包括湿润、亚湿润地区由于人类活动引起的类似荒漠化景观的环境变化。

根据发生的动力条件,荒漠化可分为流水侵蚀造成的荒漠化(水土流失)、风力吹蚀堆积造成的荒漠化、化学作用造成的荒漠化以及物理作用造成的荒漠化。它们分别占全球荒漠化土地面积的45.1%、41.7%、9.7%和3.5%。荒漠化主要是流水作用和风力作用造成的。需要说明的是,流水侵蚀所形成的荒漠化土地面积通常小于水土流失面积,因为流水侵蚀造成的退化土地只有发展到生产力丧失时才能称为流水侵蚀造成的荒漠化土地。

长期以来,人们将沙漠化视为荒漠化的同义语,但沙漠化难以概括所有类型的土地退化问题。目前沙漠化的明确定义是:干旱多风的沙质地表条件下,由于人为强度活动破坏脆弱生态系统造成地表出现以风沙活动为主要标志的土地退化。所以沙漠化是荒漠化的一种类型,如同沙漠和荒漠的关系。

2. 人类活动与荒漠化

荒漠化起因于气候变化和人类活动。气候变化对于荒漠化具有促进作用,荒漠化常常因为干旱的加剧而迅速发展。人类活动是荒漠化的直接原因,对荒漠化的发展起着决定性作用。

《联合国防治荒漠化公约》把荒漠化归咎于以下4种人类活动:①过度种植使土壤衰竭;②过度放牧使草地退化;③砍伐森林使水土流失;④不合理的灌溉方式使农田盐渍化。

我国荒漠化研究者认为以下5种人类活动导致了我国北方土地荒漠化的发展。

(1) 滥垦

滥垦是指在不具备垦殖条件又无防护措施的情况下进行的农业种植活动。滥垦有盲目开垦和有组织开垦两种方式。盲目开垦多以家庭为单位,规模小,但数量大,难以统计。有组织开垦规模大、范围广。20世纪50~70年代,我国西北地区曾组织三次大规模开荒,开垦草地 $6.67 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 以上,影响范围从呼伦贝尔到科尔沁、浑善达克、毛乌素直至青海共和。开垦后的草地由于缺乏防护,表土很快受到风蚀侵害或沙土掩埋,生产力急剧下降,只好搁荒,搁荒地又很快发生沙化。当地群众曾形象地描述开垦:“一年开草场,二年打点粮,三年五年变沙梁。”

(2) 滥牧

滥牧是指超过天然草地承载能力的放牧活动。随着人口的增加和短期利益的驱动,

牧民盲目增养牲畜头数,导致草场严重超载过牧。滥牧一方面使草地植株变稀、变矮,优良牧草种类减少,毒草种类增加;另一方面使草地表层结构受到破坏,造成风蚀沙化。据调查,目前牧区牲畜超载一般在50%~120%以上,有的地区甚至超载300%。1990年内蒙古伊克昭盟所属的伊金霍洛旗、东胜市、达拉特旗和准格尔旗天然草地超载率为171%,其中准格尔旗高达332%。

(3) 滥樵

荒漠化地区燃料缺乏,农牧民常常樵采乔灌木以作燃料。樵采使地表植被和土壤遭受彻底破坏,大面积固定、半固定沙地在风力作用下顷刻之间变成流沙。据内蒙古伊克昭盟统计,全盟每年砍伐沙蒿、沙柳等乔灌木估计在 5.0×10^7 kg以上,60年代至80年代的20多年中,伊克昭盟因樵采使草原沙化、退化的面积达2000多平方公里。

(4) 滥采

沙区滥采中药材、搂发菜及无序采矿的问题十分突出,使大量植被遭受破坏,导致沙漠化。1994年甘肃省沙区因挖甘草破坏草场近 7×10^4 hm²。据内蒙古自治区介绍,每年进入阿拉善搂发菜的农牧民达10万余人,全区近几年因搂发菜破坏草场面积达 1.3×10^7 hm²,其中400多万公顷已经沙化。陕西省榆林地区仅煤田开发一项采矿活动就使 2×10^4 hm²土地沙化。

(5) 滥用水资源

部分地区还沿用大水漫灌的落后灌溉方式,既浪费水资源,又造成土壤盐渍化。据甘肃、宁夏、青海、新疆四省区统计,已有 1.573×10^7 hm²土壤盐渍化。特别是对水资源的开发利用缺乏有效的管理,河流上游地区用水过度,下游地区水量减少,导致沙化。新疆塔里木河流域50年代以来上游地区不断超量采水,进入巴州境内的河水锐减,下游270 km河道断流,造成 3.5×10^5 hm²胡杨林枯死, 1.7×10^4 hm²农田撂荒, 6.6×10^4 hm²草场退化。内蒙古阿拉善历史上曾是水草丰美的天然牧场,享有“居延大粮仓”的盛誉;60年代以来,由于上游地区大量使用黑河水资源,进入绿洲的水量由 9×10^8 m³减少到目前的不足 2×10^8 m³,致使数百个湖泊消失, 93×10^5 hm²天然林枯死;阿拉善盟85%的土地已经沙化,额济纳绿洲正以每年1300多公顷的速度急剧萎缩。

3. 我国荒漠化状况

我国是世界上土地荒漠化最为严重的国家之一,土地荒漠化已经成为我国极为严重的自然灾害,已经对我国经济社会的可持续发展构成巨大的威胁。我国土地荒漠化具有下列特点:

(1) 面积大、分布广

据《全国沙漠、戈壁及沙化土地调查》,中国荒漠化土地总面积 2.62×10^6 km²,占国土面积的27.3%。据《中国土地退化(荒漠化)防治国家行动方案预研究》,中国已经荒漠

化和易受荒漠化影响的土地面积为 $2.247 \times 10^6 \text{ km}^2$, 占国土面积的 23.4%。我国荒漠化土地涉及新疆、内蒙古、西藏、青海、甘肃、河北、宁夏、陕西、山西、山东、辽宁、四川、云南、吉林、海南、河南、天津、北京等 18 个省、自治区、直辖市。

(2) 类型多、发展程度高

据《全国沙漠、戈壁及沙化土地调查》, 中国荒漠化有风蚀荒漠化、水蚀荒漠化、冻融荒漠化、盐渍荒漠化等类型。其中风蚀荒漠化面积 $1.607 \times 10^6 \text{ km}^2$, 占荒漠化总面积的 61.3%; 水蚀荒漠化面积 $2.05 \times 10^5 \text{ km}^2$, 占荒漠化总面积的 7.8%; 冻融荒漠化面积 $5.75 \times 10^5 \text{ km}^2$, 占荒漠化总面积的 21.9%; 盐渍荒漠化面积 $2.33 \times 10^5 \text{ km}^2$, 占荒漠化总面积的 8.9%。据《中国土地退化(荒漠化)防治国家行动方案预研究》, 我国各种成因的荒漠化土地面积 $8.37 \times 10^5 \text{ km}^2$, 其中水蚀作用形成的荒漠化土地面积 $3.77 \times 10^5 \text{ km}^2$, 风力作用形成的荒漠化土地面积 $3.71 \times 10^5 \text{ km}^2$, 物理及化学作用形成的荒漠化土地面积 $6.9 \times 10^4 \text{ km}^2$, 工矿开发引起的荒漠化土地面积 $2.0 \times 10^4 \text{ km}^2$; 我国还有易受荒漠化影响的土地 $1.41 \times 10^6 \text{ km}^2$, 其中易受水蚀影响的土地 $8.75 \times 10^5 \text{ km}^2$, 易受风蚀影响的土地 $5.37 \times 10^5 \text{ km}^2$; 中国已经荒漠化和易受荒漠化影响的土地已达 $2.247 \times 10^6 \text{ km}^2$ 。

据《全国沙漠、戈壁及沙化土地调查》, 我国轻度荒漠化土地面积为 $9.51 \times 10^5 \text{ km}^2$, 中度荒漠化土地面积为 $6.41 \times 10^5 \text{ km}^2$, 重度荒漠化土地面积为 $1.03 \times 10^6 \text{ km}^2$, 重度荒漠化土地面积占荒漠化土地总面积的比例高达 39.3%。

(3) 发展速度快

以风蚀荒漠化为例说明。20 世纪 50 年代末期至 70 年代中期, 我国年均沙化土地 1560 km^2 ; 70 年代中期至 80 年代中期, 年均沙化土地增至 2100 km^2 ; 80 年代中期至 90 年代中期, 年均沙化土地为 2460 km^2 ; 90 年代后期, 土地沙化速度进一步加快, 年均沙化土地高达 3436 km^2 。50 年代以来, 我国已有 10 余万平方公里的土地完全沙化, 相当于整个江苏省的面积。

4. 中国荒漠化防治策略

(1) 保护天然林

天然林的破坏导致水蚀荒漠化、风蚀荒漠化的快速发展。中国荒漠化地区天然林的破坏已经到了不能再破坏的地步。1998 年我国长江流域发生的特大洪水与长江上游天然林的严重破坏密切相关。由于水源枯竭、樵采和过牧, 西北地区的胡杨林大面积消失, 而胡杨“一千年不死, 死后一千年不倒, 倒后一千年不烂”, 被誉为“防风固沙英雄”。停止对所有天然林的破坏、保护天然林是摆在中国政府面前的一项非常紧迫的任务。中国政府 1998 年开始启动天然林资源保护工程, 但从实际效果看, 保护天然林还有许多工作要做。

(2) 加快宜林荒山荒地荒沙造林

中国现有森林面积 $1.59 \times 10^7 \text{ hm}^2$, 森林覆盖率仅 16.55%, 比世界平均水平低 10.45

个百分点。中国宜林荒山荒地荒沙面积辽阔,加快宜林荒山荒地荒沙的植树造林对于中国荒漠化的防治具有极其重要的意义。

(3) 完善提高农田防护林体系

目前我国荒漠化地区的农田防护林存在一些问题:一是树种单一,“三北”防护林树种有“杨家将”之称;二是纯林多,混交林少,更没有做到乔灌草结合;三是没有根据树木生态学特征做到适地适树,防护林树木多为小老树;四是更新不及时;五是管理粗放落后,人为破坏、病虫害严重。因此应采取措施完善提高现有农田防护林工程,新的农田防护林的营造要以此为鉴。

(4) 退耕还林还草

退耕还林还草是防治沙漠化的有效措施之一。中国政府 1999 年开始实施退耕还林还草工程。退耕还林还草是将滥垦的不适宜农业种植的土地退出,宜林则林,宜草则草。退耕还林还草一定要严格执行因地制宜的原则,充分论证当地的自然条件,合理规划,科学布局。可以年 400 mm 等雨量线为界,该线以西以北地区属于干旱半干旱地区,应以草为主,适当配以耐旱灌木;该线以东以南地区属于湿润半湿润地区,适于多种植物生长,应根据生境特点决定乔灌草搭配方式。

(5) 严禁超载放牧,使草原休养生息

根据草场的初级生产力定畜,遵循草畜平衡的原则,严禁超载放牧,使草原休养生息。因地制宜地建立不同比例的人工草地,增加饲草,提高冬春饲草的供应量,变季节畜牧业为四季出栏,走舍饲养畜的道路,向集约化畜牧业迈进。

(6) 严格草原管理

制定轮牧制度,合理规划,划区轮牧;划出禁牧区,制定禁牧期,在禁牧区与禁牧期内严禁放牧;严厉打击破坏天然草场的活动;严禁开垦草原为农田,转变把草原当作宜农宜林荒地资源的观念;坚持退耕还草,巩固退耕还草成果。

(7) 综合治理退化草原

退化草原只要排除使其退化的因素,可自行恢复到原来的状态。排除放牧等干扰因素使草原自然恢复,作为一种低投入措施在退化草原整治中已得到广泛应用。内蒙古典型草原区以冷蒿、针茅、羊草、冰草为主,经过 7 年的自然恢复,地上生物量由 1.1 t/hm^2 恢复到 1.9 t/hm^2 ,增加了 73%;草群盖度也从 48% 增加到 55%,植株高度从 10 cm 增加到 30 cm;以羊草和冰草等为主的禾草类植物的比例由 38% 增加到 71%,其中羊草由 9% 增加到 35.7%。而以冷蒿为主的菊科植物的比例由 31% 大幅度下降到 9%,其中冷蒿由 27.0% 下降至 4.7%。豆科植物比例明显增高,如扁宿豆由 0.8% 上升至 4.1%。

某些退化草原自然恢复极其缓慢,可采取人工措施促进恢复与改良。促使退化草原恢复的人工措施包括:松土、浅耕翻土壤以改善土壤物理状况;增施肥料,尤其是氮肥,以

改善土壤营养状况:补播本地优良牧草以增加植被恢复速率以及通过轻度合理放牧促进草地恢复等。

(8) 总结治沙防沙经验,进一步加强沙化土地治理

中华人民共和国成立以来,中国政府先后组织实施了三北防护林工程、防沙治沙工程、水土流失综合治理工程等一系列重大生态建设工程,防沙治沙工作取得了显著成绩,为世人瞩目。

三北防护林工程东起黑龙江的宾县,西至新疆的乌兹别克山口,长 4 480 km,宽 560~1 460 km,总面积 4.069×10^6 km², 占国土面积的 42.4%。计划从 1978 年开始到 2050 年结束,分 3 个阶段 8 期完成,规划造林 3.56×10^7 hm²,使三北地区的森林覆盖率由 5.05% 提高到 14.95%,风沙危害和水土流失得到有效控制,生态环境逐步得到改善。

自 1978 年到 2001 年,三北防护林工程已经走过 23 年的历程,取得了重大的阶段性成果:完成造林面积 2 200 多万公顷,20% 的沙化土地得到初步治理, 2.13×10^7 hm² 农田、 3.003×10^7 hm² 草场得到保护,三北地区的森林覆盖率由 5.05% 提高到 9%。

防沙治沙工程始于 1991 年,1992 年全面启动,规划治理开发 4.713×10^7 hm² 沙化土地。工程以西北、华北、东北万里风沙带为主线,以保护和扩大林草植被为中心,采取综合措施,合理开发利用沙区资源,建立人工绿洲,兴办沙产业,使防沙、治沙、用沙有机结合,沙区生态环境与经济建设相协调。

防沙治沙一期工程建设期限为 1991~2000 年,规划治理开发面积 7.2×10^6 hm²,重点是抓好内蒙古高原至新疆荒漠地区天然森林植被恢复与合理利用、科尔沁沙地北部综合治理开发等 20 个重点工程,河西走廊沙漠化土地综合治理等 9 个试验区和 20 个重点县。工程建设期满,已在局部地区减缓了沙漠化扩展,改善了生态环境,促进了农牧业发展。

虽然我国的防沙治沙工作取得了骄人的成绩,但还存在着一些问题需要解决,存在着一些矛盾需要协调。存在的问题有:① 大面积搞生产,小面积搞生态;② 没有把防沙治沙和脱贫致富结合起来;③ 水土资源利用不合理;④ 防沙治沙工程与科学研究和技术开发联系不密切。需要协调的矛盾有:① 生态效益与经济效益的矛盾;② 主观愿望与客观效果的矛盾;③ 长远利益与短期成本的矛盾;④ 生态安全与生活出路的矛盾。

今后我国的防沙治沙工作应整体布局,长远规划,重点治理。防沙治沙要由局部试验示范转向整体控制,制定整体方案。同时要清醒地认识到防沙治沙是一个长期性的工作,需有长远规划。要针对沙漠化的地域差异,重点抓好首都圈和农牧交错带的防沙治沙工作,尤其要对北京周围、河北张家口和承德以及内蒙古锡林郭勒盟等地区予以高度重视。

(9) 合理调度流域水资源

针对内陆河上、中、下游地区水资源利用不合理状况,在上、中游地区强制推行节水灌溉,提高水资源利用率,保证下游地区的需水量,保护和恢复下游地区生态环境,遏制下游

地区的荒漠化。

(10) 治理土壤盐渍化

采取果断措施,发展节水农业;改渠灌为井灌,以灌代排,降低地下水位。

(五) 沙尘暴

沙尘天气是指强风将地面的沙尘物质卷入空中,使空气混浊、能见度降低的天气。根据水平能见度的不同,沙尘天气分为浮尘、扬沙和沙尘暴3种类型。浮尘天气是水平能见度大于10 km的天气,扬沙天气是水平能见度在1~10 km范围内的天气,沙尘暴天气是水平能见度小于1 km的天气。最大风速 ≥ 20 m/s,最低能见度 ≤ 200 m的沙尘暴称为强沙尘暴;最大风速 ≥ 25 m/s,最低能见度 ≤ 50 m的沙尘暴称为特强沙尘暴。

1. 沙尘暴的成因及危害

沙尘暴的形成需具备3个条件:大风、裸露沙质地表和强劲对流。大风是动力条件,裸露沙质地表是物质基础,强劲对流是势力条件。因此,沙尘暴的形成主要受自然因素的影响,但滥垦、滥牧、滥樵、滥采、滥用水资源等不合理的人类活动导致土地裸露、沙化,加剧了沙尘暴的发生与危害。

沙尘暴特别是强沙尘暴危害巨大,主要表现在:①风沙流具强烈的吹蚀和磨蚀作用,使肥沃的土壤变得贫瘠,加剧土地沙化;②风沙流搬运大量泥沙,堆积后掩埋农田、草场、居民区、工矿、铁路、公路等,造成难以弥补的损失;③风沙流风速往往超过20~30 m/s,破坏力巨大,能拔树毁房,吹翻火车,伤害人畜;④大风带来的降温天气使农作物遭受霜冻之害,从而大幅度减产,甚至绝收;⑤大量沙尘进入空气,随风飘散到数千千米以外,大气环境受到严重污染。

1993年5月4日至6日发生的特强沙尘暴席卷了新疆东部、甘肃河西走廊、内蒙古阿拉善盟、宁夏银川平原和陕北地区,平均持续时间约5 h。该沙尘暴锋面前移速度14~17 m/s,最大瞬时风速34 m/s,黑霾墙高度300~400 m,最高700 m,能见度0~100 m。造成85人死亡,264人受伤,31人失踪;12万头(只)牲畜死亡或丢失;4 412间房屋被毁;农作物受灾面积达 3.7×10^5 hm²(其中 1.1×10^5 hm²绝产或严重减产),110 000株防护林和用材林被连根拔起或折断。受灾严重的河西走廊局部农田风蚀深度达10~50 cm,吹失土量平均达3 150 m³/hm²;沙漠边缘的沙丘向前移动1~8 m,降尘达161~256 t/hm²,沙埋水渠总长2 000多公里,兰新铁路干线中断运输31 h。据估计,这次沙尘暴造成的直接经济损失达6亿元。

2000年,西北、华北多次出现严重的沙尘暴天气,造成极大危害。3月21日,甘肃省武威市出现沙尘天气,大气总悬浮颗粒物最高浓度超过国家二级标准45.1倍;次日,北京市出现沙尘天气。3月26日,内蒙古阿拉善盟地区出现沙尘暴,平均风力8~11级,能见度不足300 m,空气含尘量最高达74.89 mg/m³,是该地区多年来日均值的764倍;受其影响,3月27日、28日北京市刮起8级大风,大树被连根拔起,整个城市尘土满天,广告牌坠落,街灯受损,居民区火灾不断,并有人员伤亡。

2. 我国沙尘暴发生特点与对策

我国沙尘暴主要发生于西北地区,其中吐鲁番、哈密、河西走廊、阿拉善、黄土高原、毛乌素沙地、库布齐沙地、浑善达克沙地为强沙尘暴多发区,河西走廊的民勤、库布其沙地的杭锦旗、毛乌素沙地南缘的定边年均沙尘暴日数分别为 37.7 d、27 d、25.9 d。

我国强沙尘暴的运行路径主要有两条:一条是形成于新疆东部戈壁地区,在河西走廊和阿拉善地区强大,横扫宁夏、鄂尔多斯高原、陕北、陇西、陇东和关中平原,势力减弱后进入中原地区,一直影响到长江流域;另一条是形成于中蒙边境戈壁地区,在内蒙古高原(阴山以北)得到加强,然后进入河北,越过燕山影响北京。

受荒漠化土地日益扩展的影响,我国西北地区强沙尘暴发生频率呈升高趋势。20 世纪 50 年代发生 5 次,60 年代 8 次,70 年代 13 次,80 年代 14 次,90 年代达 21 次。西北地区沙尘暴的影响已逐步扩展到长江流域。2000 年的沙尘暴影响到江苏、安徽、湖北、上海等地。与此同时,华北地区沙尘天气发生日数呈减少趋势。北京地区 50 年代沙尘暴、扬沙、浮尘天气平均日数分别是 90 年代的 8 倍、14.5 倍和 3.2 倍。这可能与该时期华北地区冬季风力较弱、大风日数较少有关。

虽然近年来我国加大生态环境保护和治理的力度,但生态环境恶化趋势尚未得到有效控制,沙尘暴发生的“物质基础”依然十分牢固。观测资料表明,近几十年来我国北方气候有明显干旱化的趋势;未来几十年内,全球气候变暖,北方内陆地区降水量变化不大,但温度显著增高,地表蒸发加大,土壤干旱,将为沙尘暴的发生提供气候条件。据预测,在全球气温上升和我国北方生态环境状况没有根本好转的情况下,如果再遇厄尔尼诺现象引起的强冬季风年,像 2000 年那样严重的沙尘天气仍有可能出现。

目前,人类还没有改变大气环流和天气系统的能力,也无法完全治理地质时期形成的浩瀚沙漠和戈壁,人类难以控制沙尘暴的发生。但是,加大生态环境建设和保护的力度,可以减少沙尘暴发生的频率,降低沙尘暴的危害。

(六) 湿地保护

湿地的定义很多,《拉姆萨尔湿地公约》关于湿地的定义是目前国际上公认的湿地定义,即湿地系天然和人造、永久或暂时之死水或流水、淡水、微咸或咸水沼泽地、泥炭地或水域,包括低潮时水深不超过 6 m 的海水区。

据统计,全世界共有湿地 $8.558 \times 10^6 \text{ km}^2$,占陆地总面积的 6.4%(不包括滨海湿地)。其中以亚热带比例最高,占 29.3%,亚寒带占 13.4%,寒带占 11.0%,热带占 10.9%。

我国湿地约有 $8.56 \times 10^5 \text{ km}^2$,其中包括 $9.4 \times 10^4 \text{ km}^2$ 沼泽, $1.2 \times 10^5 \text{ km}^2$ 湖泊(自然及人工的), $2.1 \times 10^4 \text{ km}^2$ 滩涂、盐沼, $2.7 \times 10^5 \text{ km}^2$ 浅海(0~5 m),还有 $3.8 \times 10^5 \text{ km}^2$ 水稻田。

湿地类型多样,可分为滨海湿地、河口湿地、河流湿地、湖泊湿地、沼泽湿地和人工湿地(表 8-24)。

表 8-24 湿地的类型(张建龙,2001)

类 别		代 号
海洋 海岸 湿地	永久性浅海水域: 多数情况下低潮时水位小于 6 m, 包括海湾和海峡	A
	海草层: 包括潮下藻类、海草、热带海草植物生长区	B
	珊瑚礁: 珊瑚礁及其邻近水域	C
	岩石性海岸: 包括近海岩石性岛屿、海连峭壁	D
	沙滩、砾石与卵石滩: 包括滨海沙洲、海岬以及沙岛、沙丘、丘间沼泽	E
	河口水域: 河口水域和河口三角洲水域	F
	滩涂: 潮间带泥滩、沙滩和海岸及其他咸水沼泽	G
	盐沼: 包括滨海盐沼、盐化草甸	H
	潮间带森林湿地: 包括红树林沼泽和海岸淡水沼泽森林	I
	咸水、碱水潟湖: 有通道与海水相连的咸水、碱水潟湖	J
	海岸淡水湖: 包括淡水三角洲潟湖	K
	海滨岩溶洞穴水系: 滨海岸溶洞穴	Zk(a)
天然 湿地 内 陆 湿 地	永久性内陆三角洲: 内陆河流三角洲	L
	永久性的河流: 包括河流及其支流、溪流、瀑布	M
	时令河: 季节性、间歇性、定期性的河流、溪流、小河	N
	湖泊: 面积大于 8 hm ² 永久性淡水湖, 包括大的牛轭湖	O
	时令湖: 大于 8 hm ² 的季节性、间歇性的淡水湖; 包括漫滩湖泊	P
	盐湖: 永久性的咸水、半咸水、碱水湖	Q
	时令盐湖: 季节性、间歇性的咸水、半咸水、碱水湖及其浅滩	R
	内陆盐沼: 永久性的咸水、半咸水、碱水沼泽与泡沼	Sp
	时令碱、咸水盐沼: 季节性、间歇性的咸水、半咸水、碱性沼泽、泡沼	Ss
	永久性的淡水草本沼泽、泡沼: 草本沼泽及面积小于 8 hm ² 泡沼, 无泥炭积累, 大部分生长季节伴生浮水植物	Tp
	泛滥地: 季节性、间歇性洪泛地, 湿草甸和面积小于 8 hm ² 的泡沼	Ts
	草本泥炭地: 无林泥炭地, 包括藓类泥炭地和草本泥炭地	U
	高山湿地: 包括高山化甸、融雪形成的暂时性水域	Va
	苔原湿地: 包括高山苔原、融雪形成的暂时性水域	Vt
	灌丛湿地: 灌丛沼泽、灌丛为主的淡水沼泽, 无泥炭积累	W
	淡水森林沼泽: 包括淡水森林沼泽、季节泛滥森林沼泽、无泥炭积累的森林沼泽	Xf
	森林泥炭地: 泥炭森林沼泽	Xp
	淡水泉及绿洲	Y
地热湿地: 温泉	Zg	
内陆岩溶洞穴水系: 地下溶洞水系	Zk(b)	

续表

类 别		代 号
人 工 湿 地	水产池塘: 例如鱼、虾养殖池塘	1
	水塘: 包括农用池塘、储水池塘, 一般面积小于 8 hm ²	2
	灌溉地: 包括灌溉渠系和稻田	3
	农用泛洪湿地: 季节性泛滥的农用地, 包括集约管理或放牧的草地	4
	盐田: 晒盐地、采盐场等	5
	蓄水区: 水库、拦河坝、堤坝形成的一般大于 8 hm ² 的储水区	6
	采掘区: 积水取土坑、采矿地	7
	废水处理场所: 污水场、处理池、氧化池等	8
	运河、排水渠: 输水渠系	9
地下输水系统: 人工管护的岩溶洞穴水系等		Zk(c)

湿地生物多样性丰富。据最新统计,我国湿地共有高等植物 1 642 种,隶属 172 科、495 属,分别占全国科、属、种数的 48.7%、15.5%和 5.5%(表 8-25)。据初步测算,我国湿地约有脊椎动物 1 599 种,其中鸟类 262 种,鱼类 1 025 种,两栖类 257 种,爬行类 31 种;此外,海滨、湖滩等尚有无脊椎动物数千种。

表 8-25 中国湿地高等植物统计及与全国的比较(赵魁义,2002)

类 别	湿地科数	全国科数	湿地占 全国%	湿地属数	全国属数	湿地占 全国%	湿地种数	全国种数	湿地占 全国%
苔藓植物	37	—	—	61	—	—	165	2 200	7.5
蕨类植物	19	52	36.5	20	204	9.8	42	2 600	1.6
裸子植物	3	10	30.0	6	34	20.5	10	193	5.1
被子植物	113	291	54.0	407	2 946	13.8	1 407	24 375	5.8
合 计	172	353	48.7	494	3 184	15.5	1 642	29 368	5.5

湿地的生态功能表现在:① 调节区域气候;② 温室气体的“汇”与“源”(湿地植物死后不能完全分解,常堆积形成泥炭,CO₂ 存于泥炭中,是为“汇”;开发利用湿地,泥炭被燃烧,CO₂ 返回大气,是为“源”),在全球气候变化中具有特殊的地位与作用;③ 调蓄水量,蓄洪防灾;④ 消除毒物,净化水体。

围垦和泥沙淤积使我国湿地面积急剧萎缩。1825 年洞庭湖面积 6 000 km²,1949 年减少到 4 350 km²,1995 年降至 2 625 km²。湖北省素有“千湖之省”之称,解放初有湖泊 1 066 个,但 30 年后仅剩 183 个,983 个湖泊消失,5 816 km² 的水面不见踪影,平均每年消失湖泊 30 个,损失水面 176 km²。

理论和实践证明,退田还湖,治理水土流失是防止湿地面积进一步缩小的有效措施。

主要参考文献

- 马光等. 2000. 环境与可持续发展导论. 北京: 科学出版社
- 王合生, 虞孝感. 1997. 我国发达地区可持续发展指标体系及其评价. 经济地理, 17(4): 21~25
- 王修兰. 1996. 二氧化碳/气候变化与农业. 北京: 气象出版社
- 王慧. 1997. 区域经济发展综合效益及其协调程度研究——以陕西省“八五”时期为例. 经济地理, 17(4): 30~36
- 韦伟. 1995. 中国经济发展中的区域差异与区域协调. 合肥: 安徽人民出版社
- 不破敬一郎. 1995. 地球环境手册. 金浩等译. 北京: 中国环境科学出版社
- 《中国自然地理》编写组. 1984. 中国自然地理(第二版). 北京: 高等教育出版社
- 中国大百科全书环境科学编辑委员会. 1983. 中国大百科全书(环境科学). 北京: 中国大百科全书出版社
- 中国自然资源丛书编辑委员会. 1995. 中国自然资源丛书·水资源卷. 北京: 中国环境科学出版社
- 中国自然资源丛书编辑委员会. 1995. 中国自然资源丛书·江苏卷. 北京: 中国环境科学出版社
- 中国自然资源丛书编辑委员会. 1995. 中国自然资源丛书·森林卷. 北京: 中国环境科学出版社
- 中国自然资源丛书编辑委员会. 1996. 中国自然资源丛书·土地卷. 北京: 中国环境科学出版社
- 中国科学院可持续发展研究组. 2000. 2000 中国可持续发展战略报告. 北京: 科学出版社
- 中国湿地植被编辑委员会. 1999. 中国湿地植被. 北京: 科学出版社
- 牛文元. 1996. 中国农业资源的可持续性分析. 自然资源学报, 11(4): 293~299
- 毛汉英. 1996. 山东省可持续发展指标体系初步研究. 地理研究, 15(4): 16~23
- 方创琳, 张晓雷. 2001. 干旱区生态重建与经济可持续发展研究进展. 生态学报, 21(7): 1163~1170
- 卢剑波. 2000. 农业生态系统的持续性及其评价指标. 生态学杂志, 19(2): 56~58
- 史作民, 程瑞梅, 刘世荣等. 1996. 大连市社会、经济与环境状况综合评价. 生态学杂志, 16(1): 65~68
- 曲格平. 1999. 我的梦想与期待. 环境保护, (11): 4~7
- 曲格平. 2002. 从斯德哥尔摩到约翰内斯堡——人类环境保护史上的三个路标. 环境保护, (6): 11~15
- 曲格平. 2002. 关注生态安全之一: 生态环境问题已经成为国家安全的热门话题. 环境保护, (5): 3~5
- 吕荣侃. 1995. 人口科学概论. 北京: 北京师范大学出版社
- 华惠伦, 殷静雯. 1993. 中国保护动物. 上海: 上海科技教育出版社
- 刘天齐, 黄小林, 邢连壁等. 2000. 环境保护(第二版). 北京: 化学工业出版社
- 刘春杉. 2001. 广东沿海海洋荒漠化的趋势及其原因. 海洋科学, 25(8): 52~54
- 刘培桐, 薛纪渝, 王华东. 1995. 环境学概论(第二版). 北京: 高等教育出版社
- 刘慧. 1997. 区域农业可持续发展指标体系及评估办法. 地理科学进展, 16(2): 21~25
- 江苏省环保局等. 1987. 2000 年江苏省环境预测及对策研究. 南京: 江苏科学技术出版社
- 江苏省统计局. 1997. 江苏统计年鉴(1997). 北京: 中国统计出版社
- 杨桂山, 施雅风. 1995. 海平面上升对中国沿海重要工程设施与城市发展的可能影响. 地理学报, 50(4): 302~309
- 杨朝飞. 1999. 中国自然保护区的发展与挑战. 环境保护, (2): 30~33
- 李全胜, 叶旭君. 2001. 农业生态系统可持续发展趋势度的评价方法研究. 生态学报, 21(5): 696~700
- 李海鸥. 2002. 我国土地沙化与防治对策. 环境保护, (2): 23~26
- 李新运, 张海峰, 余锦. 1995. 山东省区域经济发展梯度分析及战略构想. 地理研究, 14(1): 50~58
- 吴焕忠. 2002. 我国沙尘暴灾害述评及减灾对策. 农村生态环境, 18(2): 1~5
- 吴殿庭, 葛岳静. 1996. 我国东部沿海地区经济发展与资源环境演变轨迹. 中国人口资源与环境, 6(3): 26~31
- 闵庆文, 李文华. 2002. 区域可持续发展能力评价及其在山东五莲的应用. 生态学报, 22(1): 1~9
- 宋朝枢, 徐荣章, 张清华. 1989. 中国珍稀濒危保护植物. 北京: 中国林业出版社
- 宋瑞祥. 1998. 对我国资源环境现状与可持续发展战略问题的思考. 环境保护, (7): 9~11
- 张兰生, 方修琦, 任国玉. 2000. 全球变化. 北京: 高等教育出版社
- 张庆杰. 1994. 城市综合环境质量评价方法——二级灰色聚类法. 环境保护, (4): 18~21
- 张坤民, 朱达, 成压威. 1998. 中国的环境保护与可持续发展. 环境保护, (1): 3~6
- 张坤民, 杜威. 2002. 环境可持续性指数: 尝试评价国家或地区环境可持续能力的指标. 环境保护, (8): 24~29
- 张坤民. 1999. 21 世纪中国环境面临的挑战与对策. 环境保护, (1): 33~35

- 张建龙. 2001. 湿地公约履约指南. 北京: 中国林业出版社
- 张善余. 1997. 中国人口地理. 北京: 商务印书馆
- 陈广庭. 2002. 土地荒漠化. 北京: 化学工业出版社
- 陈昌笃. 1993. 生态学与持续发展. 见: 陈昌笃(主编). 持续发展与生态学. 北京: 中国科学技术出版社
- 陈雪峰. 1996. 中国森林资源可持续发展问题的探讨. 自然资源学报, 11(4): 318~325
- 尚玉昌. 2002. 普通生态学(第二版). 北京: 北京大学出版社
- 国家计划委员会等. 1994. 中国 21 世纪议程——中国 21 世纪人口、环境与发展白皮书. 北京: 中国环境科学出版社
- 国家环保总局, 国家计委, 国家经贸委. 1996. 中国跨世纪绿色工程规划(第一期). 北京: 中国环境科学出版社
- 国家环保总局, 国家计委, 国家经贸委. 1996. 国家环境保护“九五”计划和 2010 年远景目标规划. 北京: 中国环境科学出版社
- 国家环保总局. 1995. 中国环境保护 21 世纪议程. 北京: 中国环境科学出版社
- 国家环保总局. 1998. 中国生物多样性国情研究报告. 北京: 中国环境科学出版社
- 国家环保总局. 2000. 全国自然保护区建设现状与发展趋势. 环境保护, (8): 28
- 国家环保总局. 2001. 我国沙尘暴发生情况及防治对策. 环境保护, (4): 19~20
- 国家环保总局. 2002. 2001 年中国环境状况公报. 环境保护, (6): 3~10
- 国家环保总局. 2002. 国家环境保护“十五”规划. 环境保护, (3): 3~10
- 国家环保总局自然生态保护司. 2002. 西部地区生态环境变化后果及其保护对策. 环境保护, (3): 28~31
- 国家环境保护局政策法规司. 1997. 中国环境保护法规全书(1982~1997). 北京: 化学工业出版社
- 罗菊春, 宋朝枢, 沈应柏. 2002. 21 世纪的林业. 合肥: 安徽科学技术出版社
- 金鉴明, 王礼嫻, 薛达元. 1991. 自然保护概论. 北京: 中国环境科学出版社
- 孟中, 张唯功, 孟媛. 1993. 用模糊数学综合评价环境质量. 环境保护, (8): 28~29
- 赵景柱, 梁秀英, 张旭东. 1999. 可持续发展概念的系统分析. 生态学报, 19(3): 393~398
- 赵魁义. 1999. 中国沼泽志. 北京: 科学出版社
- 赵魁义. 2002. 地球之肾——湿地. 北京: 化学工业出版社
- 段舜山, 章家恩, 冯强等. 2000. 桂黔滇脆弱生境草地农业系统持续性研究. 生态学杂志, 19(5): 19~24
- 秦大河, 张坤民, 牛文元(主笔). 2002. 中国人口资源环境与可持续发展. 北京: 新华出版社
- 聂永丰, 董保澍. 1998. 中国固体废物管理与减量化. 环境保护, (2): 6~9
- 聂粤湘. 1999. 赤潮的防治与海洋环境保护. 环境保护, (1): 28~29
- 徐新华, 吴志标, 陈红. 2000. 环境保护与可持续发展. 北京: 化学工业出版社
- 高庆先, 任阵海. 2002. 沙尘暴——自然对人类的报复. 北京: 化学工业出版社
- 高前兆, 李小雁, 苏惠荣. 2002. 水资源危机. 北京: 化学工业出版社
- 黄国勤, 张桃林. 1995. 论江西省农业可持续发展. 自然资源学报, 10(3): 246~251
- 曹风中. 1997. 美国的可持续发展指标. 环境科学动态, (2): 5~8
- 曹文志, 洪华生, 岳世平. 2000. 加拿大森林可持续管理标准和指标评价. 农村生态环境, 16(3): 58~60
- 曹志平. 2001. 生态环境可持续管理——指标体系与研究进展. 北京: 中国环境科学出版社
- 盛连喜, 曾宝强, 刘静玲等. 2002. 现代环境科学导论. 北京: 化学工业出版社
- 阎传海, 许峰宇. 1998. 徐连经济带可持续发展模糊综合评价. 南京师大学报, (地理专集): 54~60
- 阎传海, 许峰宇. 2000. 徐连经济带可持续发展评价与对策. 国土与自然资源研究, (1): 21~22
- 阎传海, 张海荣, 于法展等. 2001. 江苏北部城镇绿化策略研究. 城市环境与城市生态, 14(4): 38~39
- 阎传海. 1995. 徐州市低山丘陵区自然地理环境特征分析. 徐州师范学院学报, 13(2): 48~51
- 阎传海. 1998. 江苏北部城市绿化树种规划. 徐州师范大学学报, 16(4): 56~57
- 阎传海. 1998. 徐州泉山自然保护区评价. 生态科学, 17(1): 70~75
- 阎传海. 2001. 植物地理学. 北京: 科学出版社
- 彭舜磊, 赵迎春. 2001. 为什么我国森林覆盖率逐年提高而水土流失和荒漠化却日益严重? 环境保护, (10): 27~28
- 联合国环境规划署编. 1997. 全球环境展望——为了地球上的生命. 张世纲等译. 北京: 中国环境科学出版社

- 蒋自巽,季子修,于秀波等. 1998. 苏鲁豫皖接壤地区的环境特征及水环境问题. *地理学报*, 53(1): 49~57
- 程淑兰,潘宝林. 2000. 安徽省岳西县生态示范区评价指标体系和可持续发展度研究. *农村生态环境*, 16(3): 27~30
- 傅伯杰,陈利顶,马诚. 1997. 土地可持续利用评价的指标体系与方法. *自然资源学报*, 12(2): 112~118
- 鲁奇,刘洋. 2001. 中国湿地消失的因素及保护对策. *环境保护*, (10): 21~23
- 解振华. 1999. 励精图治,努力把环境保护全面推向 21 世纪. *环境保护*, (4): 3~9
- 解振华. 2002. 努力开创“十五”自然生态保护新局面. *环境保护*, (4): 3~7
- 蔡运龙, Barry Smit. 1996. 全球气候变化下中国农业的脆弱性与适应对策. *地理学报*, 51(3): 202~208
- 潘进华. 2002. 近海海域污染与生态保护. *环境保护*, (2): 32, 35
- 薛东辉, 窦贻俭. 1998. 仪征市可持续发展指标体系研究. *城市环境与城市生态*, 11(1): 32~35
- Barbier E B. 1987. The concept of sustainable development. *Environmental Conservation*, 14: 101~110
- Brown B J, Hanson M E et al. 1987. Global sustainability; towards definition. *Environmental Management*, 11: 713~719
- Forman R T T. 1995. *Land Mosaics; The Ecology of Landscapes and Regions*. London: Cambridge University Press
- Hansen J W. 1996. Is agricultural sustainability a useful concept? *Agricultural System*, 50: 117~143
- Hansen J W, Jones J W. 1996. A system framework for characterizing farm sustainability. *Agricultural System*, 51: 185~201
- Naveh Z & Liberman A S. 1993. *Landscape Ecology: Theory and Application*. 2nd ed. New York: Springer-Verlag
- Ulgiate S & Brown M T. 1998. Monitoring patterns of sustainability in natural and man-made ecosystems. *Ecological Modeling*, 108: 23~36

第九章 3S 技术在生态学中的应用

第一节 3S 技术概述

遥感(remote sensing, RS),地理信息系统(geographic information system, GIS),全球定位系统(global positioning system, GPS),通常简称为“3S”技术。随着现代信息技术在生态学研究中的应用的不断深入,3S 技术也越来越受到重视。本章主要介绍 3S 的基本概念、原理、在生态学应用中的基本技巧及一些应用案例。

一、遥感技术

遥感,通常是指通过某种传感器装置,在不与研究对象直接接触的情况下,获得其特征信息,并对这些信息进行提取、加工、表达和应用的一门科学技术。

作为一个术语,遥感出现于 1962 年,而遥感技术在世界范围内迅速的发展和广泛的使用,是在 1972 年美国第一颗地球资源技术卫星(LANDSAT-1)成功发射并获取了大量的卫星图像之后。近年来,随着地理信息系统技术的发展,遥感技术与之紧密结合,发展迅猛。

遥感技术的基础,是通过电磁波各个波段的不同特性来判读和分析地表的目标与现象,所以遥感也可以说是一种利用物体反射或辐射电磁波的固有特性,通过观测电磁波,识别物体以及物体存在环境条件的技术。

在遥感技术中,接收从目标反射或辐射电磁波的装置叫做遥感器,而搭载这些遥感器的移动体叫做遥感平台,包括飞机、人造卫星等,甚至地面观测车也属于遥感平台。通常称用机载平台的为航空遥感,而用星载平台的称为航天遥感。

按照遥感器的工作原理,可以将遥感分为被动式遥感和主动式遥感两种,而每种方式又分为扫描方式和非扫描方式,其中陆地卫星使用的 MSS(Multi-Spectral Scanner)和 TM(Thematic Mapper)属于被动式、扫描方式的遥感器,而合成孔径雷达 SAR(Synthetic Aperture Radar)属于主动式、扫描方式的遥感器。

遥感数据的处理通常是图像形式的遥感数据的处理,主要包括纠正、增强、变换、滤波、分类等功能,其目的主要是为了提取各种专题信息,如土地建设情况、植被覆盖率、农作物产量和水深等等。遥感图像处理可以采取光学处理和数字处理两种方式,数字图像处理由于其可重复性好、便于与 GIS 结合等特点,目前被广泛应用于生态学研究。下面简单介绍数字图像处理的主要功能。

(1) 图像纠正

图像纠正是消除图像畸变的过程,包括辐射纠正和几何纠正。辐射畸变通常由于太

阳位置、大气的吸收、散射引起;而几何畸变的原因则包括遥感平台的速度、姿态变化、传感器、地形起伏等,几何纠正包括粗纠正和精纠正两种,前者根据有关参数进行纠正;而后者通过采集地面控制点,建立纠正多项式,进行纠正。

(2) 增强

增强的目的是为了改善图像的视觉效果,并没有增加信息量,包括亮度、对比度变化以及直方图变换等。

(3) 滤波

滤波分为低通滤波、高通滤波和带通滤波等。低通滤波可以去除图像中的噪声,而高通滤波则用于提取一些线性信息,如道路、区域边界等。滤波可以在空域上采用滤波模板操作,也可以在频域中进行直接运算。

(4) 变换

包括主成分分析、色度变换以及傅立叶变换等,还包括一些针对遥感图像的特定变换,如缨帽变换等,以使目标图像更加突出,一目了然。

(5) 分类

利用遥感图像的主要目的是为了提取各种信息,一些特定的变换可以用于提取信息,但是最主要的手段则是通过遥感图像分类来实现。遥感图像分类有两类方法,即监督分类和非监督分类,前者需要事先确定各个类别及其训练区,并计算训练区像元灰度统计特征,然后将其他像元归并到不同类别。后者则直接根据像元灰度特征之间的相似和相异程度进行合并和区分,形成不同的类别。典型的监督分类算法有最小距离法、最大似然法、平行六面体法等,而K-均值聚类属于非监督分类。将人工神经网络(Artificial Neural Network, ANN)应用于遥感分类,在有些情况下,可以达到较好的分类效果。

遥感的出现,扩展了人类对于其生存环境的认识能力,较之于传统的野外测量和野外观测得到的数据,遥感技术具有以下优点:①增大了观测范围;②能够提供大范围的瞬间静态图像,用于监测动态变化的现象;③能够进行大面积重复观测,即使是人类难以到达的偏远地区;④大大“加宽”了的人眼所能观察的光谱范围,遥感使用的电磁波波段从X光到微波,远远超出了可见光范围,而雷达遥感由于使用微波,可以不受制于昼夜、天气变化,进行全天候的观测;⑤空间详细程度高,航空像片的空间分辨率可以高达厘米级甚至毫米级,目前美国的IKONOS卫星图像分辨率可以达到1 m,QUICKBIRD影像的分辨率可以达到0.61 m。

总之,利用遥感技术,可以更加迅速、更加客观地监测环境信息;同时,由于遥感数据的空间分布特性,可以作为地理信息系统的一个重要的数据源,以实时更新空间数据库。

二、地理信息系统技术

地理信息系统是集计算机科学、地理学、测绘科学、环境科学、空间科学、地质学、信息科学和管理科学等为一体的多学科结合的新兴边缘学科。它以空间数据为研究对象,以计算机为工具,通过人的参与进行一系列空间操作和分析,为地球科学、环境科学、灾害监测与评价、生态学等工作提供规划管理的决策科学信息。

目前在全球范围内,GIS 以前所未有的并且超出了当初遥感的发展速度,在科学界、技术界和商业界,在社会、军事、经济和管理部门得到全面推广和应用。其主要标志是:①投入使用的 GIS 系统,每 2~3 年就翻一番;② GIS 市场的年增长率为 35% 以上;③愈来愈多地区性和国际性会议以 GIS 为主题,讨论内容包括技术成就、GIS 理论基础以及各式各样的应用;④愈来愈多的学术刊物和学术论文采用 GIS 作为标题;⑤愈来愈多的学科,如地学、工程学、森林学、生态学、城乡规划、计算机科学、测量与制图学、航测与遥感等,将 GIS 作为其发展方向加以强调;⑥愈来愈多的大学增加关于 GIS 的课程,对 GIS 感兴趣的学生人数愈来愈多;⑦国家性和地区性的 GIS 研究中心已在美、英等西方主要国家建立起来,我国也已建立了多个有关 GIS 的国家和省部级重点实验室。

地理信息系统是管理空间数据的计算机系统。空间数据是指不同来源的用遥感和非遥感手段所获取的数据,它有多种数据类型,包括地图、遥感影像、统计数据等,其共同特点是都有确定的空间位置——地理坐标参照系统。其工作过程主要是通过空间实体的空间位置与空间关系来进行的,当然也可以通过它们的属性来进行。它对空间数据除管理、检索、查询外,还必须进行各种运算和分析。其输出除表格、文字、数据外,主要的形式是图形。地理信息系统主要用来分析和在一定地理区域内分布的各种地学、生态学、社会现象和过程。它是跨学科的技术系统。

遥感是地理信息系统重要的数据源和强有力的数据更新手段。遥感的多时相、量纲统一和动态的全球范围内的快速监测数据是其他手段所不能替代和比拟的,因而地理信息系统作为一种空间数据管理、分析的有效技术,可为遥感提供各种有用的辅助信息和分析手段。目前,地理信息系统的一个重要发展趋势,是加强空间信息管理系统与遥感图像处理系统的结合,以提高资源与环境信息系统在动态分析、监测与预报方面的能力,改善遥感分析的精度。

GIS 软件是 GIS 技术的核心,它既是 GIS 技术的集中体现,又是这一技术的应用基础。一般商品化产品,如美国的 ArcInfo、ArcView,美国 MAPINFO 公司的 MapInfo,中国的 MapGIS、GeoStar 等,主要由数据采集、数据管理、数据分析、数据转换和数据输出五部分构成。

(1) 数据采集

其功能是完成生态学的数据采集与输入工作,可用扫描仪、数字化仪、图形终端或其他系统的磁盘数据文件输入。主要的信息源有:专题地图(包括地形图)、统计表格、遥感影像、实测数据以及其他系统的数据文件。

数据采集方式主要有以下几种：① 手工式，是早期和试验时采用的方法，效率和精度均较低；② 手扶跟踪数字化，在手扶跟踪数字化仪和数字化板支持下进行。通过这种方式可得到矢量格式的地图数字化数据；③ 扫描屏幕跟踪数字化，首先将纸介信息扫描，然后利用鼠标进行屏幕跟踪，这是目前使用最广泛的方法；④ 自动扫描是最有前途的数字化方式。由扫描仪采集地图或影像的灰度或颜色，形成点阵像元数据(栅格数据)，然后由专用软件(如 R2V、VPSTUDIO 等)进行自动矢量化；⑤ 数据通讯是在联网方式下获取有关的其他信息的一种方式。无论用何种方式采集，其目的都是要把数据源变为 GIS 可以存贮管理和分析的形式。

(2) 数据管理

其功能是实现空间数据和属性数据的存储、检索、查询、编辑、修改。GIS 与其他信息系统最大的不同之处是对空间数据的管理。

(3) 数据分析

数据分析部分借助生态学模型(预置式模型或用户自定义模型)，完成生态数据的分析与空间分析计算工作，是 GIS 的核心内容。目前比较成熟的分析模型有：地面数字高程模型、网络分析模型、邻近分析模型、区域分析模型、拓扑分析模型、空间距离搜索模型及空间数据挖掘模型等。

上述系统底层通用分析模型仅提供了某些数据分析的工具。在具体应用领域还需结合专业知识和实际要求建立用户的应用模型。

(4) 数据转换

数据转换是提供不同空间数据集的集成途径。空间数据都是用矢量和栅格格式进行采集、存贮和处理的。矢量结构的数据更能表达我们的空间想象，因此它最常用于手工的数据采集。但是，数据自动采集方式往往产生与计算机的规则结构相匹配的栅格结构数据。因此，现代 GIS 应兼容矢量和栅格两种数据格式，提供多种方法进行两种数据的相互转换，满足多源信息综合分析的需求。

(5) 数据输出

数据输出部分将 GIS 信息或分析结果以可视的形式表示，如屏幕、绘图仪、打印机输出等。系统同时支持软硬件拷贝显示，使用户能够获得在屏幕上所见结果，即在地图成图之前，用户能预先看到硬拷贝输出的图形。用户还可以在图形窗口内编辑地图，包括彩色设计，图廓整饰、生成比例尺、注记、图例、表格、公里网格等，最后由绘图仪/打印机输出。

三、全球定位系统技术

全球定位系统是利用人造地球卫星进行点位测量导航技术的一种。最早的卫星定位系统是美国的子午仪系统(Transit)，1958 年研制，1964 年正式投入使用。由于该系统卫

星数目较小(5~6颗),运行高度较低(平均 1 000 km),从地面站观测到卫星的时间间隔较长(平均 1.5 h),因而它无法提供连续的实时三维导航,而且精度较低。为满足军事部门和民用部门对连续实时和三维导航的迫切要求,1973 年美国国防部制定了 GPS 计划。GPS 实施计划共分三个阶段:第一阶段为方案论证和初步设计阶段,从 1973 年到 1979 年,共发射了 4 颗试验卫星,研制了地面接收机及建立地面跟踪网;第二阶段为全面研制和试验阶段,从 1979 年到 1984 年,又陆续发射了 7 颗试验卫星,研制了各种用途接收机。实验表明,GPS 定位精度远远超过设计标准;第三阶段为实用组网阶段,1989 年 2 月 4 日第一颗 GPS 工作卫星发射成功,表明 GPS 系统进入工程建设阶段,1993 年底实用的 GPS 网已经建成,国际知名的卫星定位导航系统有俄罗斯的全球轨道导航卫星系统 GLONASS,欧洲空间局的 NAVSAT,国际移动卫星组织的 INMARSAT 等。

GPS 系统包括 3 大部分:空间部分——GPS 卫星星座;地面控制部分——地面监控系统;用户设备部分——GPS 信号接收机。

GPS 由 21 颗工作卫星和 3 颗备用卫星组成,它们均匀分布在 6 个相互夹角为 60° 的轨道平面内,即每个轨道上有 4 颗卫星。卫星高度离地面约 20 000 km,绕地球运行一周的时间是 12 恒星时,即一天绕地球两周。GPS 卫星用 L 波段两种频率的无线电波(1 575.42 MHz 和 1 227.6 MHz)向用户发射导航定位信号,同时接收地面发送的导航电文以及调度命令。

对于导航定位而言,GPS 卫星是一动态已知点,而卫星的位置是依据卫星发射的星历——描述卫星运动及其轨道的参数计算得到的。每颗 GPS 卫星播发的星历是由地面监控系统提供的,同时卫星设备的工作监测以及卫星轨道的控制,都由地面控制系统完成。

GPS 卫星的地面控制站系统包括位于美国科罗拉多的主控站以及分布全球的三个注入站和五个监测站组成,实现对 GPS 卫星运行的监控。

GPS 信号接收机的任务是捕获 GPS 卫星发射的信号,并进行处理,根据信号到达接收机的时间,确定接收机到卫星的距离。如果计算出四颗或者更多卫星到接收机的距离,再参照卫星的位置,就可以确定出接收机在三维空间中的位置。

四、3S 集成技术

3S 技术为科学研究、政府管理、社会生产提供了新一代的观测手段、描述语言和思维工具。3S 的结合应用,取长补短,是一个自然的发展趋势,三者之间的相互作用形成了“一个大脑,两只眼睛”的框架,即 RS 和 GPS 向 GIS 提供或更新区域信息以及空间定位,GIS 进行相应的空间分析,以从 RS 和 GPS 提供的浩如烟海的数据中提取有用信息,并进行综合集成,使之成为决策的科学依据。

GIS、RS 和 GPS 三者集成利用,构成为整体的、实时的和动态的对地观测、分析和应用的运行系统,提高了 GIS 的应用效率。在实际的应用中,较为常见的是 3S 两两之间的集成,如 GIS RS 集成、GIS GPS 集成或者 RS GPS 集成等,但是同时集成并使用 3S 技术的应用实例则较少。美国 Ohio 大学与公路管理部门合作研制的测绘车是一个典型的 3S 集成应用,它将 GPS 接收机结合一台立体视觉系统载于车上,在公路上行驶以取得公

路以及两旁的环境数据并立即自动整理存储于 GIS 数据库中。测绘车上安装的立体视觉系统包括有两个 CCD 摄像机,在行进时,每秒曝光一次,获取并存储一对影像,并作实时自动处理。

RS、GIS、GPS 集成的方式可以在不同的技术水平上实现,最简单的办法是三种系统分开而由用户综合使用,进一步是三者有共同的界面,做到表面上无缝的集成,数据传输则在内部通过特征码相结合,最好的办法是整体的集成,成为统一的系统。

单纯从软件实现的角度来看,开发 3S 集成的系统在技术上并没有多大的障碍。目前一般工具软件的实现技术方案是:通过支持栅格数据类型及相关的处理分析操作以实现与遥感的集成,而通过增加一个动态矢量图层以与 GPS 集成。对于 3S 集成技术而言,最重要的是在应用中综合使用遥感以及全球定位系统,利用其实时、准确获取数据的能力,降低应用成本或者实现一些新的应用。

3S 集成技术的发展,形成了综合的、完整的对地观测系统,提高了人类认识地球的能力,也拓展了传统生态学的研究领域。

第二节 3S 技术在生态学研究中的应用

一、3S 技术在数据采集与拯救中的应用

(一) 历史数据采集与拯救

1. 历史数据采集的原则

生态学模型牵扯众多自然资源和社会经济统计部门的数据。它具有数据量庞大、数据种类繁多、空间定位数据与统计数据并存,数据随时更新且有共享性,利于信息传输、交换等特点。根据建立生态学模型的目标与任务,必须要系统、全面和准确地占有尽可能多的历史数据,从应急需要出发采集历史数据。在历史数据采集时应遵守以下一些原则:① 一般只存贮基本的原始数据,不存贮派生的数据,根据应用的频率,实现最少的冗余度;② 各级统计部门提供的数据为最基本数据,当其他部门提供的数据与它有矛盾时,以统计部门的为准;③ 统计部门未统计的指标,以各地最直接的专业部门提供的数据为准,例如,林业数据以林业局提供的数据为准;④ 分类分级应采用和参照国家规范与主管权威部门的划分;⑤ 地理底图要选用最新出版的 1:50 000 或 1:100 000 的实测地形图为准,专题图最好选用比例尺一致的区域系列图作为图形库的基本数据;⑥ 尽可能地采用国家“八五”、“九五”科技攻关的研究成果;⑦ 遥感作为数据采集的辅助手段。总之,要采集具有权威性、科学性的历史数据。

2. 基础信息历史数据源

基础信息历史数据源是建立数据库的重要基础。获取最初的原始数据,确保数据所

经历的每一步正确无误,是保证生态学模型中数据质量的前提。目前通常使用的历史数据源有以下几种:① 各种比例尺的专题地图和地形图;② 多平台、多光谱和多时相的遥感图像与数据;③ 各级政府部门的统计资料;④ 分析测定和实地考察的报告或数据;⑤ 各种观测台站记录的数据;⑥ 其他历史记载和文字报告等。

从以上各种历史数据信息源获得的数据,实际上包括数字、文字、符号、图像、图形等。由于区域调查程度的差异,其资料状况往往存在着两种情况:一是信息源很多、种类齐全、时间序列和系统完整,但它们都为各部门分散所存,且资料质量精度参差不齐;二是资料零散、缺乏乃至空白。对此,历史数据的采集应进行必要的处理。无论何种情况,对历史数据源的研究应考虑:信息的可靠性、资料的优势性、数据的实用性、分类体系的实用性及其归类简化系统性。

以一个自然保护区历史数据的采集为例,其基础历史信息资料及数据主要是有关的各种地图及相关属性数据,它可以分为自然、社会和经济基本状况以及保护区的管理状况等几个部分。如果按照数据内容,可以分为:① 自然状况数据:包括地形图数据、水文地质图数据、土壤类型图数据、土地利用现状图数据、植被现状图数据、珍稀濒危动植物分布数据、风景资源数据、脊椎动物信息数据、栽培植物信息数据、植物名录信息数据、资源植物信息数据等;② 社会和经济状况数据:包括保护区内村落分布图数据、人口分布图数据、经济状况图数据、交通图数据、电力和通讯线路图数据、粮食和主要经济作物分布图数据等;③ 保护区管理状况数据:包括保护区地理位置图数据、保护区内保护站、点的位置图数据、保护区管理分片及村寨林管员分布数据、保护区内区划图数据、生物资源有效管理与开发研究实施项目总体布局图数据。

3. 历史数据采集的 GIS 实现

根据生态学模型的目的、涉及到的属性要素的表达方式及数据库文件的组织方式,不同来源的数据采集的 GIS 实现方式各不相同。选择 ArcInfo 作为主要的地理信息系统支撑软件,把历史数据采集过程分述如下:

(1) 地图数据的采集

目前,地图是生态学模型的主要数据源,但地图必须经过数字化输入计算机,地图数字化工作包括几何图形数字化与属性数字化。属性数据的数字化采用键盘录入方法。图形数字化的方法很多,包括栅格编码数字化、拓扑编码数字化、手扶跟踪数字化、自动跟踪数字化、光学扫描数字化、自动测量编码数字化等。其中对地图数字化比较常用的方法是手扶跟踪数字化和扫描数字化两种。手扶跟踪数字化前必须进行图形预处理,对地图的各要素进行分类编码;同时地图要素数字化时,也完成属性数据的输入。地图数字化后的主要工作是数据编辑处理,利用 GIS 软件自动纠正数字化的各种误差,建立空间拓扑关系。

(2) 地形高程数据的采集

高程数据是最基本的地形数据。建立了高程数据后,即可派生出坡向、坡度、三维数据等。建立数字高程模型可以采用格网采点法,这种方法的优点是:① 能充分利用图上

的等高线和高程点的数据,顾及总的地形特征,同时还考虑特殊的地形;② 便于组织人力进行突击。网格单元的大小直接影响数据采集的精度。网格单元过大,难于反映地形微域的变化;网格单元过小,会成倍地增加数据采集的工作量。因此,网格单元大小的测定,既要保证原始资料的精度又要考虑节省大量的工作。

(3) 社会经济统计数据

社会经济统计数据的获取主要利用查阅调查资料、统计年鉴、部门统计数据等来进行采集。

4. 历史数据拯救

生态学研究中的数据面非常广,有时为了研究比较长的生态变化,需要长系列的数据支持。但历史数据由于时间久远,丢失或破坏,这就需要进行数据拯救。历史数据拯救采取的主要措施有:① 尽可能利用早期的工具来读取历史数据,这样可尽可能地减少数据的丢失;② 对于少量的缺失数据,可以在不改变原始数据格式的情况下,进行重新补充或内插;③ 利用先进的数据修复工具进行数据拯救;④ 通过不同系统之间的开放数据格式进行数据转换;⑤ 将所有历史数据统一到同一个软件系统平台上;⑥ 其他行之有效的方法。

当然,历史数据的拯救在某种程度上可以解决数据缺失的问题,但是,新数据的采集有时也需要相应的技术来实现。目前,由于计算机技术和软件技术的快速发展,已经有许多新数据均为电子格式,如社会经济统计资料、卫星遥感影像、因特网上的数据等,这些采用前面提及的 3S 技术就可直接解决,这里不再赘述。

(二) 数据模型、采集与集成技术

GIS 的应用大致可分为两大类:一类以多源信息的集成管理为主,另一类以多源信息的分析为主。数据是 GIS 应用的基础,科学有效地管理多源地学信息不仅是分析型 GIS 应用的前提,本身也是地理信息系统应用的重要组成部分,影响分析型地理信息系统的主要因素有:

- 地学(生态学)数据模型。
- 面向多元信息的编码设计。
- 数据采集技术。
- 元数据。

1. 面向 GIS 地学(生态学)数据模型

地学数据模型定义地学数据及其数据之间的关系,并通过一种通用语言和一个地学信息的公共结构,为地学数据理解提供一个公共的基础,以便描述所采集的数据,用于地学计算机系统的开发,定义数据库和进行数据转换。因此,数据模型由地学要素(实体)和这些要素的特征(属性)组成,并用 E-R 图来描述数据模型的实体关系。而面向 GIS 地学数据模型是由地学要素实体和点、线、面三个实体综合表示地学空间的模型。它可以用

图层和相应的属性描述,层是用以区分空间实体的类别,即属性一致的地理实体或特征相同的地理因子在空间分布的集合,目的是为了制图、显示、管理和分析。涉及的主要地学数据模型的数据有:地理底图、DEM图、水文地质、植被、土壤、气候、遥感数据库等。

在图层划分中,特别要注意解决多义性问题。例如,一条断层既可以出现在断层的图层中,也可以作为地质界线出现在地质界线的图层上。在建立多源地学GIS数据集时,要保证不同图层的相同弧段具有相同的地理坐标。在多源地学不同图层中,为了确保有效的模拟和分析,不允许使用自动编辑工具,而应对其他图层中的复制弧段进行重复和编辑。多义性解决方法除了采用相同的弧段复制到派生的图层外,在图层划分中比较好的方法就是采用主要图层,然后可通过空间运算产生衍生图层。

GIS的数据模型包含单独空间数据与属性数据。空间数据包含几何及拓扑数据,几何数据即空间坐标、高度、面积,拓扑数据即空间特征的几何关系。由点线面来描述基本空间特征,三种数据模型通常也是多源地学信息系统的基本数据模型,但这种数据对于空间分析和建模能力是相当有限的。建立多源地学信息系统的目的如果仅局限于自动制图的表示方法,根本无法满足解决复杂地学问题的需要。因此,还需要用一些高级空间特征来建立新的地学模型数据,这些数据模型非常适合有关地学在网络分析和空间扩散方面的研究。① 区划或区域(region):定义为一组相互不重复的多边形,用于描述具有相同属性单元的不连续多边形,如同一岩石地层单位、同一构造单元等。② 事件(event):定义为基于基本线特征基础上离起点或终点有一定距离的一点。它有线性文件、连续事件和点事件三种文件类型,如可用连续事件描述地质剖面或钻孔线上的地质体,用点事件来描述沿某一水系某一位置上发现水系沉积物某一元素异常,用线性文件来描述某一断层与有关有利成矿的地层单位及相关地质体等。③ 路径(route):定义为基本线性特征基础上的路由,如对某一河段和控制断面的不同污染具有不同的浓度分布。

上述数据模型是基于空间特征进行描述的,因此在图层划分、属性表建立及数据采集时都必须满足这种空间特征的特点。

在建立数据模型时还要考虑以下几个方面的因素:① 空间信息表示的统一性与独立性;② 属性结构的统一性与独立性;③ 基本属性与外挂属性的确定;④ 数据结构的独立性;⑤ 可视性与分析应用的统一;⑥ 代码与国标码的统一与独立。

2. 多源信息编码与设计

应该说多元信息的编码属于数据采集标准的范畴,但这里强调的编码着重于面向图示多源信息的编码。除了标准化基本要求外,不重新编码就能适用于不同的GIS平台,特别是支持图示的各种库如符号库、线型库、报表库等的编码。由于不同GIS平台数据模型和结构不同,因此数据模型设计时要给予充分的考虑。通常数据采集一般不具备二次再采集的可能性(主要是资金问题)。因此,编码是数据交换的基础,也是提高数据利用程度的重要途径。

ArcInfo的Unix/NT版是功能最为强大的专业GIS产品,其许多先进设计思想和概念被其他产品借鉴和采纳,成为引导全球GIS发展的旗帜。在ArcInfo的每一个Coverage中,可以选用自己的符号库、色标库等。这些库的编码只能从0~999编号,也

就是说把多源信息组合成一个无缝专题可以有多个相应的库支持显示和输出,而在其他一些 GIS 平台如 MapGIS 等,则是一种类型只用一个库来支持,而相应的编码自然超过 999。因此同一数据在不同平台的应用,需要花费大量时间进行编码转化,特别是编码原则不一样还可能造成混乱和随意性,对标准化极为不利。

另一方面,许多提供的数字数据集没有足够的文档即元数据,也可能给编码的转换造成困难,使宝贵的资源数据受到了很大约束。针对这一情况,在多源信息的编码中,要充分考虑到不同平台的特点,特别是要考虑专业 GIS 产品的设计思想。在编码过程中,应根据多源性和图示的统一性的特点来设计。① 面向不同 GIS 平台图示的编码内容: a. 属性字段的编码; b. 地物符号的编码; c. 颜色的编码; d. 网纹的编码。② 编码设计: 根据多信息的特点,首先参照国标将图层分类,将编码纳入国标的系统之内,然后编子类。目的是不能让某一类的编码值超过 999。这些编码将作为每一图层的属性输入。不同的 GIS 平台可事先根据编码建立相应的库,这样就可以在不同 GIS 平台中直接应用,虽然会出现某子码重复,但是在不同图层中,例如,在地质多源信息系统中,不同的地层界线与地物界线在图层划分中是不可能划在同一层中的,因此可以把地质界线和地物界线各自进行编码。

3. 数据采集技术

GIS 的质量和集成各种数据集的能力直接与可以组合的数据的质量、数据采集和数据集成初始阶段的细致程度成正比。如果仅仅从制图的角度或图示的要求进行数据采集,那么 GIS 分析功能只能局限于对图形特征相互之间的拓扑关系的分析、空间叠加、建立缓冲区的简单方法,而对于复杂的环境分析、决策分析和过程模拟的能力则非常有限,远远不能满足解决复杂地学问题的需要。

在环境分析中,常常需要了解水环境污染情况,根据污染区所处的位置,追踪与污染区有关的上游河流,可以找到污染源。同理,根据污染源,追踪与污染源有关的下游河段,可以确定受到污染的范围。在利用地理信息系统进行河流污染的空间显示和分析中,污染物质的扩散距离与动态地显示某河段各分段的不同污染浓度的变化是两个要解决的关键问题。如果我们在 ArcInfo 地理信息系统中,采用传统的弧节点的数据模型,在数据采集上不考虑采集的方向,那么这种数据模型对模拟具有静态线性特征和动态线性特征都无能为力,这是因为河段中不同分段的污染物浓度是变化的,而且水流方向也是控制污染变化的一个因素,要解决此问题就要求采用动态分段数据模型。该模型能够将多个属性与某一线性特征的任何部分相关联,实现对河流等线性特征及其相关属性的存储、显示、查询和分析。要使该数据模型能够在空间分析方面得到正确的结果,那么数据采集方法就显得格外重要。它要求数据采集人在数字化过程中顺着河流的方向进行采集,在每一个汇合点需有一个节点,这样才能保证数据模型的正确。该技术可应用于公路、河流、铁路、各种管网等具有线性特征的数据收集。

在多源地学信息研究中,通过属性与把代表地质界线和线性特征的线如断层、单个地质多边形相联系,以进行综合分析。要实现这一目标,基于制图的数据采集方法远不能胜任,因此不仅要考虑地质界线、传统的位置、精确或大致的分级,而且还要表明这些界线如渐变的、突变的和不整合的特征等;在数据采集时,还需考虑对地质界线(弧)方向进行标

记,以表示地质界线的哪一侧是新的或者老的单元。对于断层来说,通过弧段的方向表示断层那一侧是上升的或下降的。另一方面,在地学 GIS 系统中,对断层的分析通常是测量断层总长度,以帮助识别主要的断层体系。然而,大多数 GIS 系统只测量两节点间线性要素的长度。

在数字化一条断层时有两种方法:一种是分割方法,即一条断层由多个线段组成。另一种方法采用不分割方法,即两个端点之间由 VERTEX 点构成,不分割断层的弧虽然可以得到长度,但至少有两个缺点:首先除非断层是线性的并在方向上没有重大变化,否则按照方向来区分它是很困难的;如果节点被消除,并且断层在方向上有重大变化,那么计算出的方向将不代表断层的方向。在一些矿床评价中断层的方向通常是一个关键因素,特别是结构上被控制的那些矿床。基于这一原因,在数据采集中,对代表断层的弧段不采用“不分割”操作,并且代表某特殊断层的一组弧段最好具有能唯一识别该断层的共同属性。大多数 GIS 软件都提供了一种可供选择的功能,能够把相关的线性要素定义为 route,route 很容易使代表一条断层的所有弧段被组合到一起,于是代表断层的组合弧段的全长能被计算出来。要得到正确的断层信息,采用的数据采集的方法很重要。

综上所述,面向 GIS 空间分析的数据采集明显不同于制图数字化过程,所采集的数据应满足空间分析数据模型的要求。

4. 元数据

由于地理信息系统的应用涉及到多种信息的综合,因此除数据采集外,不可避免地要利用几十年以前及现在仅为数字制图或电子地图而花费大量人力、物力和资金积累起来的数据。而这些数据是由不同单位为了不同目的按不同的格式采集的。由于比例尺不同,投影方式不同,数据采集的精度不同,利用现存信息变得十分复杂,解决这些问题已成为 GIS 应用的一项重要内容。

上述问题已引起了国外的广泛重视,进而提出了元数据的概念。元数据在 GIS 数据模型采集与集成中发挥着重要的作用,是数据交换的基础,也是数据质量的保证。

元数据(metadata)是描述数据的数据,包括数据的内容、质量、条件和其他特征。元数据可以分为两大类:一类是管理元数据,它是对元数据及内容、主题、数据转换及各种操作信息的描述;另一类是用户元数据(user metadata),它帮助用户查询信息、理解信息、了解这些数据的组织方式等。

下面是元数据的一个例子,它定义构造图层的属性表。

逻辑名:构造

定义:断层线

物理名:FAULT.GL

数据格式:DBF

图幅标识符:C,20

可信度:C,10

断层类型:C,10

断距:N,10

下降度: C,10

岩性地层单元: C,20

对于表中的每个属性项还应有类似的元数据描述。元数据就相当于数据库系统中的数据字典,但由于地理信息系统与数据存在很大区别,因此,元数据在 GIS 应用中是数据交换的基础,在 GIS 数据模型的建立中发挥着重要作用,也是保证数据长期有效的基础。

在多源地学综合地理信息系统中,元数据要求描述的内容包括以下几个方面:① 数据集是在那个软件中建立的及其格式;② 数据类型是单精度还是多精度;③ 坐标的类型及其相当的控制参数;④ 比例尺;⑤ 数字化方法是扫描矢量化还是数字化;⑥ 某一图层是通过多个图层得到一个图层,应对这些图层进行说明;⑦ 属性定义;⑧ 代码说明;⑨ 用于高级数据模型的矢量化采集说明;⑩ 数据采集时间和数字化时间。

另一方面,多源地学信息的管理、环境与灾害的评价、生态评价等方面数据资源要在 GIS 应用中发挥最大的作用,确实需要一种标准来帮助用户进行元数据信息交换,元数据标准可以保证共享数据的一致性。而数据共享领域的某些趋势说明,GIS 中对元数据标准需求正逐步增加。数据模型处理的对象由传统的字符型和数值型扩展到多种媒体类型,专用数据扩展到支持多个部门或领域共享的数据,各个专业的数据格式向公共开放标准元数据交换格式转换,以提高信息的流通能力,扩大市场份额。

随着面向多源地学信息的 GIS 系统的推广应用,面向 GIS 集成和分析数据的性能现在已克服了由可以组合的原始数据的数据模型造成的局限性。通常,数据模型、数据质量与采集和记录这些原始数据的各种方法有关。在多源地学信息系统数据模型的采集与集成的研究中发现,在数据采集初期的细心程度,将决定数据的有效性(如针对某一数据模型要求进行数据采集才能保证数据的有效性)和不同专题之间的一致性,也最终决定了集成 GIS 数据集的质量,而这些数据的质量反过来又影响了数据集在成矿分析中的有效性。有效性是建立在正确数据模型数据转换和数据存储方面的统一的标准之上。如果现在从事 GIS 研究的各个部门和人员都能注意和解决这些问题,那么,建立全国的数字地学数据集多源地学信息系统将是可望达到的目标。这些数据资源将使地学界为解决一些重大问题,如生态环境、农业、资源等方面的问题将发挥更大更有效的作用。

二、生态学模型的 3S 技术实现途径

数学是生态学研究的有效工具,特别是系统科学和数学模型的发展,而生态学模型的 3S 技术实现,无疑又大大扩展了生态学研究的广度和深度。

(一) 模型与模拟

1. 模型

模型(model)是把对象实体通过适当的过滤,用适当的表现规则描绘出的简洁的模仿品。通过这个模仿品,人们可以了解到所研究实体的本质,而且在形式上便于人们对实体进行分析和处理。模型是某一系统的简化表述,也可以说是系统的一种表现形式,它应

能表达现实系统的本质特征、结构及其行为。

模型根据借助的工具可以分为概念模型、图解模型、文字模型、计算机模型、物理模型和数学模型。根据模型是否反映客观对象的随机过程,数学模型又可分为随机模型和确定性模型。根据功能可以分为描述性模型和解释性模型或机理性模型两种。描述性模型是对系统简单而直观的反映,不能揭示系统行为的机理,如回归模型。解释性模型由许多个子系统行为的过程和机理的描述所组成,它不仅能反映出系统各因子间的定量关系,而且还能从理论上作清楚的解释说明。根据表现形式,模型还可分为经验模型和模拟模型两种。经验模型又叫静态模型、统计模型、相关模型,多数是由数个变量组成的一个数学方程式。因这种模型建立在样本方差分析的基础上,故它不可能具有较大的空间范围和时间序列的适应性,常不能适用于产生这个模型以外的时间和空间,我国早期以这种模型较为普遍。

2. 模拟

模拟(simulation),又称仿真,迄今对之尚无统一的定义。Hartmut Bossel认为,模拟就是在一定的时间、周期及一系列假设的外部条件和初始条件下,对模型进行计算。Penning De Vries将模拟定义为构建数学模式的技艺和与系统有关的模式性能的研究。而J. M. Smith简单地将用于实践的描述称为模拟。所以,综合起来,可以通俗地说,所谓模拟就是利用数学方法,通过电子计算机来描述、模仿客观事物的现象和过程。由于模拟自始至终均以一定的时间间隔,对被研究对象的行为变化做详尽的动态记录,而且这种计算必须借助于电子计算机才能完成,所以又称为动态模拟或计算机动态模拟。模拟与传统的统计性数学方法相比,至少具有以下四个方面的优点:①模拟可以包容数十个乃至几百个重要因子,而传统方法只能处理为数很少的因子(如单因子试验、双因子试验等);②模拟可以反映生物生长发育、器官建成和产量形成的内在过程和机理,而传统方法一般只能进行“处理—结果”之类简单问题的分析,它回答不了为什么会产生这种结果;③从理论上来说,模拟有可能真实地再现和预测生物在任何生态条件下的生产过程,而传统方法所得结论常受试验地点和年份的限制;④模拟可以动态(每天甚至更短的时间单位)地再现和预测生物生长发育过程,并从生理生态角度作清楚的解释说明,这是传统方法难以做到的。

(二) 生态模型

生态模型是对生物与环境及其相互关系的时间或空间变化的抽象的数学概括,每个模型都有其一定的限度和有效范围。生态模拟是指在任何特定的时间把生态系统的状态加以量化,同时把生态系统的变化用数学公式加以表达。生态模拟的目的是建立生态模型,预测生态系统的发展趋势,寻找生态系统演化和变化的规律。生态学建模的步骤一般可以分为对研究对象的分析、数据收集、概念模型的建立,写出数学方程式、对模型进行验证修正,再对模型进行灵敏度分析,最后是模型的校正和证实。建立模型的过程中,必须从确定研究对象的系统过程的实际出发,充分把握其内部机理,提出合理的生态学假设,再采用合适的数学形式来加以表达或描述。在建立生态系统数学模型方面,应对系统

内所有的相互作用关系和相互依存的物质流、能量流以及信息流的系统分析,即建立系统水平的数学模型及模拟结果的综合分析。建立好的模型可以用来进行生态学研究,即对生态系统进行描述,或探讨其机制,以及对其动态进行预测,它既是对野外研究和实验室研究的深化,又反过来指导野外和实验室工作的研究。生态模型还可用作管理工具,它可以预测在各种扰动和管理策略下生态系统的行为,甚至长期的影响,在此基础上,若引入优化决策的方法,统筹兼顾生态、环境、经济以及社会效益,数学模型就可以为人类制定出管理生态系统的方案。

生态模型主要用于预测(掌握规律,分析发展趋势)、管理(借助模型,对真实的系统施加适度的人为影响,使系统朝着人类希望的方向发展)、提供研究思路(在建模和模型运行过程中,往往会发现某些过程知之不详,从而成为研究方向)。

生态模型之所以能描述和预测生态系统的行为,主要依赖于一个适用于所有系统的原理,即等级组织原理,或称整合水平原理。这个原理认为,为了预测系统行为,并非要完全知道该系统成分是怎样由下一级更简单的亚成分构成的。等级组织的概念,可以用“黑箱”为“元件”组成的“白箱”表示。研究系统、建立某一数学模型时,其分级的程度,决定于建立此模型的任务,而并非决定于能否识别系统的自然等级。

生态模型的结构,一般由五个部分构成:① 系统变量。这是用于表示系统在任何时间的状态或情况的数据,也称状态变量。如营养物质(N、P、K 等)的浓度、水的透明度等。② 数学方程。它表示各个组成成分之间的流或相互关系,用传递函数或函数关系表示。③ 系统的输入也称外部变量(强制函数)。影响生态过程的外部变量影响系统某组成成分,但不受该组成成分的影响。外部变量有两类,一类是可控制的,如湖泊污染物总量、田间杀虫剂用量,另一类是不可控制的,如气候因子。④ 参数。如种群的增长率 R 、环境容量 K 等。⑤ 常数。一些通用物理、化学常数,如气体常数、分子量等。

(三) 统计模型

数理统计方法是生态学研究的基本方法之一,主要用于数据处理和分析。生态学研究的数据资料涉及多种学科领域,其类型不同、量纲不一、尺度悬殊。为了便于统计分析,首先要对数据进行适当处理,包括数据类型的转化,量纲的统一,使其具有一定的分布形式(如正态分布)以及数据结构。经过规范方法处理的数据可用来构建数据矩阵,可以应用多元分析方法对其进一步分析,包括一般的相关分析、回归分析、方差及协方差分析、聚类分析、判别分析、主成分分析、因子分析以及系统层次分析等等。数理统计方法也可用于生态学研究实验设计,如在研究过程中的采样设计、标记技术、去除取样法、种群相对数量的估计、生命表编制以及群落数量特征的调查等各方面,都要有统计学的理论根据。此外,数理统计中的正交试验设计及回归设计方法也可以用于实验设计。

数值分类和排序方法是 20 世纪 50 年代以后发展起来的分析群落及种群内生态类型的方法技术,分类的对象是样地,样地的大小、数量以及样地内物种的数量特征,还有其他各种原始数据都要经过规范处理,再计算样地之间的相似系数或相异系数,或者按一定程序对样地进行聚类及分类。排序技术是确定环境因子、植物种群和群落三方面存在的复杂关系,并将其加以概括抽象的方法,它可以按环境梯度坐标或群落梯度坐标分成直接梯

度分析和间接梯度分析。

3S 技术在生态学中的运用,大大提高了各种统计模型的数据源质量、计算效率和应用效果。以遥感和地理信息系统在景观生态学统计模型中的应用为例,近年来越来越普遍。遥感资料在景观生态学统计模型中的应用可以归纳为 3 类:① 植被和土地利用分类;② 生态系统和景观特征的定量化(如植被的结构特征、生境特征以及生物量,或干扰的范围、严重程度及频率);③ 景观动态以及生态系统管理方面的研究(如土地利用在空间和时间上的变化、植被动态等)。地理信息系统在景观生态学统计模型中的应用大致包括以下几个方面:确定不同环境和生物学特征相关性;确定斑块大小、形状、毗邻性和连接度;分析景观中能量、物质和生物流的方向和通量。在此基础上,GIS 为空间格局分析和空间模型提供了一个强有力又较容易操作的技术框架,从而有利于生态学家采用一些数学上和计算机方法上非常复杂的研究途径。因此,遥感和地理信息系统在景观生态学统计模型中的应用,促进了景观生态学原理和方法在环境规划和资源管理诸方面的实际应用。

(四) 空间分析模型

1. 空间分析的基本原理

空间分析是基于地理对象的位置和形态的空间数据分析技术,其目的在于提取和传输空间信息。空间分析是地理信息系统的主要特征,在现代 GIS 领域,空间分析是指利用计算机分析、获取和传输空间信息。根据空间分析作用的数据性质的不同,把空间分析分为:① 基于空间图形数据的分析运算;② 基于非空间属性的数据运算;③ 空间与非空间数据的联合运算。空间分析赖以进行的基础是地理空间数据库,其运用的手段包括各种几何的逻辑运算、数理统计运算、代数运算等数学手段。

地理信息系统的空间分析的功能包括:

(1) 数字地形模型

数字地形模型(digital terrain model, DTM),通常定义为描述地面特征空间分布的有序数值阵列,其坐标空间用 (x, y) 或经纬度来定义,地面特征可以是地貌、土壤、土地利用、土地权属等。数字地形模型是对区域地理空间数据描述的基本形式和手段之一,是进行空间分析的基础数据。将数字地形模型的地面特征用于描述地面高程,这时的 DTM 称为数字高程模型(digital elevation model, DEM)。数字高程模型是建立各种数字地形模型的基础,通过 DEM 可以方便地获得地表的各种特征参数,其应用可遍及整个地学领域。如在测绘中可用于绘制等高线、坡度图、坡向图、立体透视图、立体景观图,并应用于制作正射影像图、立体景观图、立体地形模型及地图的修测;在环境与规划中可用于土地现状分析、规划及洪水险情预报等。

(2) 空间统计分析

空间统计分析就是以空间地理实体为对象,对其形状、分布、空间相互关系进行的统计分析。空间统计分析在动、植物分布及生物种群研究、景观生态学、环境保护等领域用

途广泛。如在景观生态学及相关研究中,常用的多样性指数(如丰富度、均匀度、优势度等)、镶嵌度指数(如集聚度)、距离指数(如最小距离指数、连接度指数)、生境破碎化指数等,都可以通过对地理空间数据的坐标和属性数据进行诸如空间自相关分析、波谱分析、空间趋势面分析及空间插值得到。

(3) 空间叠置分析

空间叠加就是将两个或多个图层以相同的空间位置重叠在一起,经过图形和属性运算,产生新的空间区域的过程。叠加的每幅图层称为一个叠置层,每个叠置层带有一个将用于综合运算的属性,一个叠置层反映了某一方面的专题信息。叠加中的图形运算的复杂程度视数据结构的差异而有所不同。栅格数据由于已是对空间的规则划分,所以没有空间图形的运算,因为各个栅格的位置、大小对叠置层都应该是一致的。相比之下,矢量图的叠加就要复杂得多,这种复杂性来源于对空间线划相交的判断与计算,以及空间对象拓扑结构的重建等。由于矢量数据的图形精度高于栅格数据的精度,所以,矢量数据叠加的结果一般也优于栅格数据叠加的结果。

(4) 缓冲区分析

缓冲区是以某类图形元素(点、线或面)为基础拓展一定的宽度而形成的区域。缓冲区在实际工作中具有重要意义,如查找一个噪声点源的影响范围可以以该点源为中心建立一个缓冲区,缓冲区的半径即最远的影响距离;又如一个飞机场噪声的影响范围是以飞机跑道为基准向外扩展的范围。缓冲操作后形成一个或多个多边形区域,单独的缓冲区操作并没有太大的实际意义,缓冲区功能必须与其他空间分析一起使用才能发挥应有的作用。因此,缓冲区操作应理解为达到某种目的而进行的一系列空间分析中的一部分,其数据可能来源于其他分析结果,其成果也能为进一步的分析提供数据。此外,缓冲区操作可以是矢量数据结构为基础进行的,也可以以栅格数据结构为基础进行。栅格数据的缓冲区操作具有相同的规律,只是运算更为简单,并且具有强大的扩展功能。

(5) 空间扩展

缓冲区的区域内部是同值的,没有远、近与强、弱之分。空间扩展是从一个或多个目标点开始逐步向外移动并同时计算某些变量的过程,适用于评定随距离而累加的现象。扩展功能的突出特点是对每一步的评价函数的累计值都进行了记录,常见的评价函数为距离求和、时间求和(累计),其间也考虑到限制因素。

(6) 网络分析

所谓网络(network),是指线状要素相互连接所形成的一个线状模式,如道路网、管线网、电力网、河流网等。网络的作用是将资源从一个位置移动到另一个位置。网络分析是在线状模式基础上进行的,线状要素间的连接形式十分重要,而这种连接以矢量数据结构描述最好,因而一般系统中的网络功能都以矢量数据来实现。网络分析的形式有多种,常用的三种功能为:网络负荷预测、线路优化(最优路径)和资源分配。对地理网络进行

地理分析和模型化,是地理信息系统中网络分析功能的主要目的。网络分析研究在生产、社会、经济活动中不胜枚举,因此具有重大意义。

(7) 三维分析

三维信息是二维平面信息向立体方向的扩展,日常人们所见的地形起伏、高耸的建筑物等都是三维的概念,它们是现实世界的真实体现。随着对二维平面数据结构及其分析方法研究取得比较成熟的成果,对三维方法的研究势在必行,三维分析功能也逐渐成为地理信息系统功能的一个重要组成部分。

2. 空间分析模型的实现例证——以 ArcView 进行退耕还林还草的监测研究为例

ArcView 是美国 ESRI(环境系统研究所)的 GIS 产品,ESRI 是地理信息系统业界的著名企业,其发展基本上代表了国际地理信息系统技术的前沿水平。ESRI 另一个与 ArcView 相媲美的 GIS 产品即著名的 ArcInfo 软件以技术可靠、算法先进、实用性强而著称于世。相对于 ArcInfo, ArcView 更方便、灵活,且操作简单、通用性强,特别适用于地理信息系统应用的普及和对传统信息系统的 GIS 化。

退耕还林还草是西部地区生态环境建设的重要措施,也是我国西部大开发的一项重要内容。在退耕还林还草过程中急需掌握地面坡度与土地利用,特别是与耕地分布状况之间的关系。地面坡度的大小直接影响着土壤的演化、植被的立地条件与土地质量,决定着土地利用方向和工农业生产建设布局。

下面以陕西省绥德县刘家沟、韭园沟两个流域的部分地区作为样区(样区范围为一幅标准分幅的 1:10 000 地形图区域,面积为 25.5 km²),以土地利用现状图和数字高程模型为主要信息源,在 ArcView 中进行叠合分析,快速查清各土地利用类型的坡度组成状况,为坡耕地退耕还林还草提供基础数据。

(1) 信息源

在此项工作中基本的信息源有两个:

1) 数字高程模型 DEM 数据。根据黄土高原的实际情况,采用本样区 5 m 分辨率 1:10 000 的 DEM。

2) 土地利用现状图。采用样区 1:10 000 的土地利用现状图,图中的各主要土地利用类型按《陕西省土地利用现状调查技术规程》的分类系统标准进行分类及属性编码。将土地利用现状图数字化、编辑后,在 ArcInfo 下进行地图投影转换,与样区的 DEM 叠置套准,并在 ArcView 中将矢量型的土地利用类型数据转换为栅格型数据。

(2) 建立坡度数字模型

黄土丘陵沟壑区的土壤侵蚀以面蚀和沟蚀为主,土壤侵蚀量的大小受地面坡度大小制约。根据多年实验结果,在黄土丘陵沟壑区 3°、8°、15°、25°、35°是较为明显的土壤侵蚀临界坡度值。在土地利用中,6°~15°是可修筑梯田的范围,也是主要的耕地;小于 6°的耕地在耕作时采用水保耕作法可以防止面蚀的发生;大于 25°的坡地宜作为林牧用地,是须退耕还林还

草的区域。因此,对样区的坡度分为五级:小于 6° 、 $6^\circ\sim 15^\circ$ 、 $15^\circ\sim 25^\circ$ 、 $25^\circ\sim 35^\circ$ 、大于 35° 。

输入DEM数据,提取样区的数字坡度模型,并按样区的坡度分级系统重新进行分级。

(3) 提取土地利用类型

输入土地利用类型栅格数据,依次提取园地、林地、牧草地、居民点及工矿用地、水域、未利用地等土地利用类型。

(4) 黄土丘陵沟壑区坡耕地坡度现状分析

采用土地利用数据和数字坡度模型叠置分析,依据上述坡度分级系统进行统计可快速获取各种土地利用类型的坡度组成状况。

(五) 决策支持模型

生态学模型的决策支持模型主要包括:① 生态环境评价模型:包括点污染源的评价模型、区域内干流水质的评价和生态现状评价模型;② 预测模型:包括污染源排放量预测模型和土壤侵蚀预测模型;③ 生态环境质量趋势分析模型及管理规划模型。这些模型的3S技术实现方式主要是建立决策支持模型系统。

1. 目标与任务

应用地理信息系统建立研究区各类生态环境信息数据和图形图像的多源数据库,并与有关生态环境评价模型、预测模型及管理规划模型相接合,形成集信息浏览、查询、空间分析、预测和辅助决策支持等功能于一体的生态环境保护规划决策支持系统。因此,生态环境保护决策支持系统能为相关部门提供信息服务,从生态环境保护的角度为区域社会经济可持续性发展提供科学依据和技术支持。决策支持系统的主要任务是,利用3S等现代科技手段,依据可持续发展观点和理论,对研究区生态环境保护进行综合协调与控制,辅助政府和有关部门进行宏观规划与决策,为区域生态环境保护和规划提供分析、评价和辅助决策的支持。由上可见,决策支持模型更多地应用于区域生态环境保护、建设和规划中。

2. 功能

决策支持模型的主要功能有:① 对区域的生态环境保护提供支持和指导作用;② 揭示人口增长、人口质量、经济增长、资源开发和生态环境保护的关系;③ 对区域的生态环境保护模式进行分析研究;④ 揭示在经济发展过程中各种污染物的排放和处理关系,为环境保护和治理提供依据;⑤ 建立交互式决策分析系统,以便各级决策人员参与决策分析和决策活动,提高生态规划管理水平。

3. 特点

决策支持模型的主要特点是:① 在可持续发展理论和方法指导下,建成区域生态保护和规划决策支持系统,作为定量分析和计算的工具,便于决策者参与决策分析与对话,也使

于滚动规划和跟踪管理;② 应用多目标决策分析技术,以区域经济、社会、生态环境的协调发展为目标,综合研究生态环境保护和自然资源开发利用的关系,定量地揭示各决策因素间的相互竞争和制约的矛盾;③ 应用多指标模糊评价方法,对各候选综合方案进行评价,供各地区决策者进行挑选,在定量的基础上进行协商对话,以选出能够共同接受的区域生态保护和建设方案;④ 应用优化模型与仿真模型相结合的方法,使方案的定量分析更加全面、深入、细致和合理,使预测和决策分析工作建立在更加科学和可靠的基础上。

4. 体系设计

(1) 专用数据管理系统

主要包含两方面的数据,一种是基础数据,包括区域的各种基本状况,另一种是求解模型所需的模型输入数据。这两种数据的存储格式是完全不同的。基础数据管理系统除具有一般的建库、插入、删除、修改和查询等数据库操作功能外,还有如下几个特点:具有多文档界面、具有绘图统计功能、具有 SQL 查询功能。

(2) 图文信息系统

图文信息系统由地理信息系统和图文信息库组成。地理信息系统用来管理与空间地理位置相关的空间数据信息,包括区域行政区划图、生态现状图等。它采用矢量数据结构,充分反映地理要素的空间关系和拓扑关系,使决策者可以直观地查询和维护空间数据;图文信息库包括综合图文信息和专用图文信息两部分。

(3) 决策支持分析系统

通过对所选生态学模型的运算,可构筑成无数个区域生态环境保护和建设的情景状况,然后通过可持续发展基本准则对这些情景进行筛选,将符合可持续发展准则的挑选出来,展现在决策者面前,由其作出科学决策。

5. 方法——多目标情景分析法

生态系统是一个多属性、多标准、多层次、多变化的动态系统,借助于数学模型来分析生态系统,是人类认识自然和社会的一种进步。以多目标分析技术为基础,采用情景分析法,来构筑和描述未来可能出现的状态,以及通向这一状态的途径是分析生态系统的可行方法。多目标模型将社会、经济、环境、生态及它们之间的约束机制进行高度概括而得到一个数学模型,它描述生态系统的各子系统之间的分配关系以及这种关系是如何决定其发展模式的。这是一个宏观层次上的模型,它通过多目标之间的权衡来确定生态系统发展模式及其在这种模式下的效益。该模型是一个包含有混合整数规划的多目标线性规划模型。多目标模型主要承担以下任务:协调宏观经济、社会发展与生态环境之间的矛盾与冲突,提出各水平年理想的、可行的、非劣的经济、环境、社会和生态发展目标;分析各种工程措施对区域生态环境的影响,为保护生态环境提供需求方案。

6. 决策机制与模式

区域环境保护和建设是涉及到社会、经济、生态环境、自然资源,以及时间和空间的复杂巨系统,是一个半结构化、多层次、多目标、多决策者的综合问题。综合处理这样复杂的决策问题的纯理论方法还不多见,目前多采用半理论、半经验的交互式决策方法。交互式决策是在一定的模型分析计算基础上,将不同层次、不同专业、不同利益集团的人员引入决策会商过程、形成共识,选出诸方均可接受的协调方案。它是目前解决半结构化问题的一个有效途径。

1) 地区决策。这是决策支持系统中一个上层与下层的层次决策问题,一般采用的决策准则是下层服从上层、上层协调指导下层的原则。

2) 综合决策与专业决策。这是决策支持系统中的整体与局部的决策问题。一般采用的决策准则是局部服从整体、整体协调指导局部的原则,即无论在哪一个层次上,综合开发利用规划方案和指标对同一层次的专业规划均有指导和协调的作用。

3) 群决策与专家决策。决策支持系统的综合开发利用方案的决策问题不仅涉及到不同地区、不同部门和不同利益集团,未来参加方案决策的不仅有各地区和各部门代表,还有各种类型的专家,是一个典型群决策问题。

三、生态学中 3S 技术应用的典型案例

(一) GIS 技术在自然保护区管理中的应用

自然保护区运用 GIS 技术已有一些不错的开端,少数保护区已经建立了 GIS,如长白山(森林火灾监控、生态旅游规划和区带划分)、梅花山(森林火灾监控系统、虎栖息地评估和区带划分)、神农架(区带划分)、卧龙(大熊猫栖息地评估)、盐城(丹顶鹤栖息地评估和区带划分)和西双版纳自然保护区(当地少数民族土地利用规划、砂仁种植土地利用评估)。卧龙自然保护区利用 GIS 技术分析了大熊猫生境状况并为大熊猫的管理提供信息。西双版纳创建了包括高程、保护区边界、保护区划分区带、植被等 30 个主题层的 GIS,涉及到生物多样性的有砂仁(*Amomum villosum*)的分布、亚洲象(*Elephas maximus*)群的活动范围和少数民族分布地。他们通过 GIS 的叠加分析发现,有一半勐养的热带雨林在保护区核心区以外。

1. 保护区 GIS 的建立过程

一个保护区的 GIS 的建立是个耗资巨大的工程,必须要认真规划设计,从长远考虑,以长期发挥 GIS 在保护区管理、资源监测和持续利用方面的功能。图 9-1 是保护区 GIS 的建立过程示意图,主要包括规划、基础设施购进(包括硬件和软件)、GIS 项目设计、基础资料获取、地图资料的数字化和属性数据库的建立、人员培训、生物多样性信息长期监测、地图数据更新、对长期监测数据进行分析等。

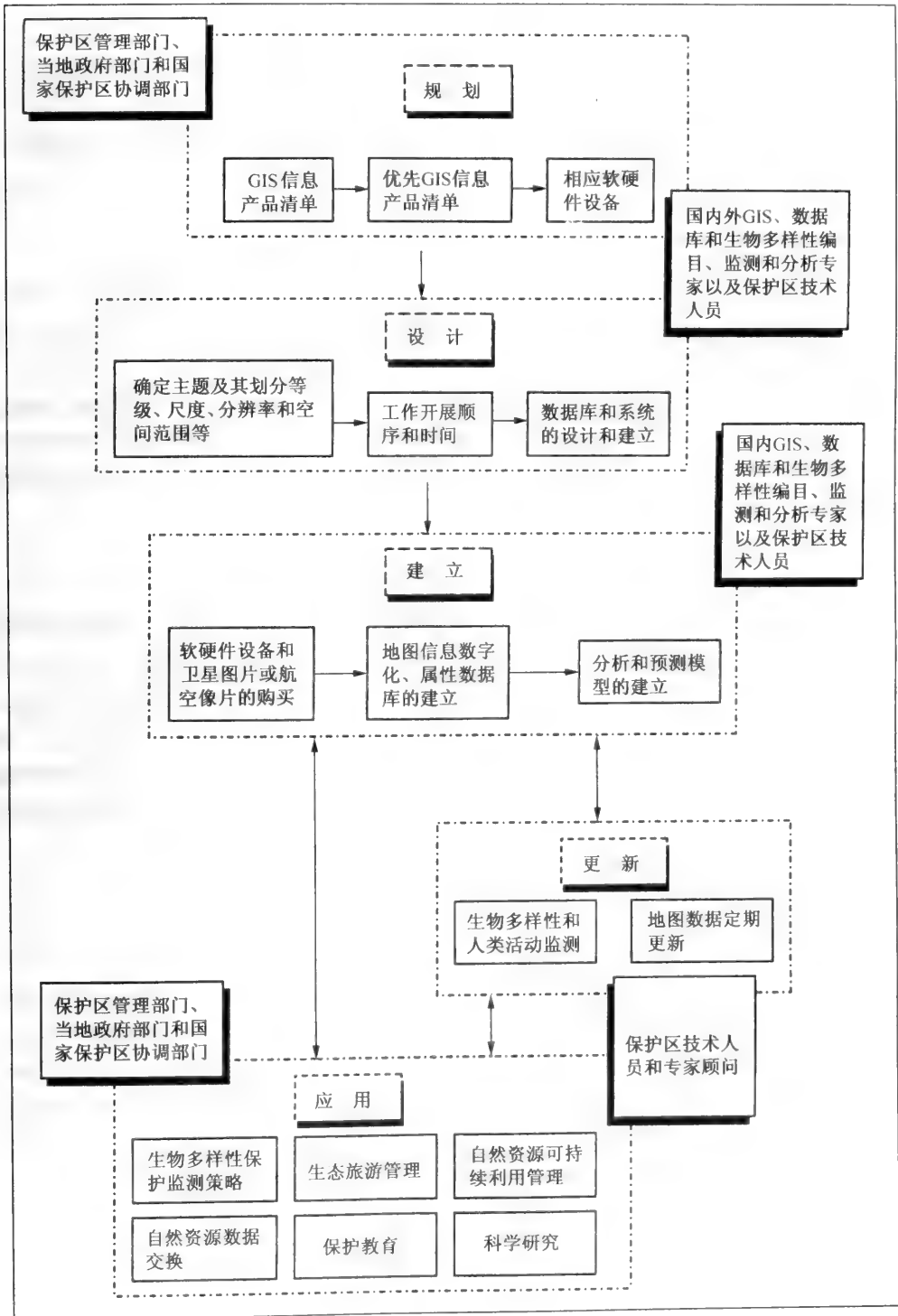


图 9-1 保护区 GIS 建立过程示意图

2. GIS 在保护区管理的应用中面临的主要问题及对策

GIS 在保护区的应用是可喜的,但远远谈不上真正在保护区规划、管理,特别是野生生物资源调查、监测、分析和管理中发挥作用,有些问题还值得探讨。特别是 GIS 在生物多样性编目、监测和分析过程中几乎没有发挥作用,十分可惜。在此对这些问题略作分析,并提出一些解决方案,供保护区管理和技术人员,以及生物多样性保护界同行参考。

(1) GIS 专门技术

中国保护区的 GIS 开展工作目前还主要由外资支持。例如西双版纳保护区由加拿大的国际发展研究中心(IDRC)资助建立的。正在云南六个保护区建立的 GIS 由荷兰政府协助建立。大量的 GIS 建立工作由研究院校的研究和技术人员完成。虽然有技术培训工作,然而保护区管理人员仍然缺乏对 GIS 作用的认识,而且保护区严重缺乏熟练运用 GIS 技术的人员。这些因素大大限制了已建立的 GIS 的作用。建议加强对保护区主要管理决策人员的基础 GIS 知识的培训,管理人员应鼓励 GIS 技术人员参与决策的制定,以便充分发挥 GIS 在决策和管理上的作用。

(2) 编目、监测和分析系统

建立的 GIS 没有给予物种的编目、监测和分析工作以足够的重视。涉及到的物种少,而且没有建立起开展日常的、长期的物种监测和录入 GIS 系统的工作。野外鉴定物种从来是很困难的事。涉及几乎所有分门别类的生物多样性监测工作,对于缺少分类知识的保护区人员来讲更加困难。建议全国的保护区建立一套完备的、与 GIS 相连的生物多样性(特别是物种)监测系统和信息系统,该系统具有方便易学的录入界面,提供帮助辨别和鉴定物种的功能,编制较为完整的物种名称系统,提供公共使用的数据库,如物种分类数据库、植被类型数据库等提供标准的编码系统。

(3) 基础信息和背景信息

大部分保护区缺乏基本信息,不懂保护的重要性和保护区生物多样性的分布与现状。这是野生生物致危因素科学分析和物种管理保护规划准确制定的前提。如有可能,最好在 GIS 和生物多样性监测系统建立应用之后立即开展一次有生物学家和数据库专家参加的,涉及保护区全范围的生物资源普查工作。这样的工作将为保护区刚刚建立起来的 GIS 提供较为系统的保护区内生物多样性信息,帮助保护区管理和技术人员熟悉生物的分类、名称、物种鉴定、数据录入和 GIS 技术应用等工作,以便生物多样性编目、监测和分析工作的长期正常进行。

缺乏对背景生态的研究会限制生物多样性监测和管理的效力。我们应该充分理解生态系统中的生物分布和物种与栖息地之间的相互影响。保护区应鼓励大学和其他研究机构在保护区利用 GIS 中的信息开展研究工作,他们的研究结果和收集的数据可以为保护区所用,并应有意识地促进保护区之间的数据交换和技术交流。

(4) 多样性或生态系统完整性的指示物

大部分保护区没有明确的管理目标和相应的监测指标。

管理的目标应强调并监测受到大众关注的物种和生态系统。对于许多还没有开展物种监测工作的保护区,应首先选择几个重要的“旗帜”式物种,开展系统的、长期的监测和管理。例如卧龙保护区的大熊猫的分析研究就是一个较好的例证。通过几个物种来熟悉和掌握物种监测、数据库管理和 GIS 技术,以及这些技术在保护区管理和生物多样性保护决策中的作用。在条件成熟之后,开展涉及大多数物种的编目、监测工作将变得较为容易。

(5) 人类影响的指示物

生物多样性监测的工作十分重要,但对人类活动的监测工作也应得到相应的重视。人类活动可能给生物多样性保护带来威胁或机会,而这些正好可以对管理做出反应。由于目前很多保护区的生态旅游正在蓬勃发展,游客数量也就需要给予特殊的注意。监测不同季节、节假日和工作日、不同时间、不同地点的旅游人员流动量,并根据保护区内的承载量,调节和限制旅游人数。结合生物多样性监测分析结果,可制定相应的旅游路线,避免对保护区内生物多样性脆弱区域带来过分干扰。这种工作将对保护区资源的持续利用和管理发挥重要作用。

(6) 控制数据的质量

没有科学监测的经验是很容易曲解数据的。如果结论被曲解,即使有最先进的设备也无济于事。为培训和充分发挥收集的数据和 GIS 的作用,建议一定时期应邀请生物多样性方面的 GIS 和数据库专家检查数据质量,并与保护区管理人员一起,根据保护区管理,特别是生物多样性监测和保护方面的新的需要,对已有信息进行分析,一方面帮助制定新的决策,另一方面根据保护区新的需求,扩大或改变信息监测范围,开拓新的 GIS 应用领域。

(7) 公众意识

目前,中国保护区的环境教育水平还很低。直到现在,GIS 等形象的信息工具还未用于教育。GIS 建立后,还应充分发挥其信息收集和系统化的功能,为把保护区变为生物多样性保护和中小学生物学实践的重要基地发挥作用。

保护区 GIS 的建立工作最近几年取得了一些进展,但总的说来,该工作与发达国家和生物多样性保护的迫切需要相比还差得很远。例如,加拿大的所有国家级保护区在 20 年前就开始建立 GIS,现在都已有相当的 GIS 软硬件设备,以及如高程、公路、保护区边界、植被等基本的 GIS 数字化地图。我国计算机在保护区正在逐渐普及,在国内外保护区的帮助下建立 GIS,使长期而系统的生物多样性资源编目、监测和分析的工作迅速开展起来。GIS 技术将为我国的生物多样性保护发挥重要作用。

(二) 3S 技术在水土保持规划中的应用

1. 3S 技术对现代水土保持管理工作的意义

水土保持管理工作涉及大量的地表定位、地理属性信息。在过去(20 世纪 80 年代以前),繁杂的绘图制表、办公文案管理、巨大的人工工作量总是使纸上信息仅能反映部分管理地域的状况,特别是由于对管理地域的空间分布和属性特点的联系缺乏把握,对空间信息的收集、分析缺乏高精度、快速有效的方法,难以及时了解水土流失的发展及其治理动态。长期以来,水土保持的规划、布局、评价、工程管理工作密集了大量的人力、物力和财力,但是各类管理工作大多是依靠定性、半定性的资料分析,效率不高,科学性和经济性还远远不能满足日益发展的水土保持实践的需要。

20 世纪 80 年代以来,以 3S 技术为代表的地球信息科技的突飞猛进为现代水土保持管理工作的发展提供了新的契机,3S 技术在该领域的应用呈现了广阔的前景。利用 RS 技术,水土保持管理部门可以迅速获得大范围管理地域的土壤、植被、水文等因子比较准确的资料。而在过去,这种大范围的普查资料不仅费时费力,而且很难保证统一的调查规范和精度。利用 GPS 技术,可以为相对较小的地域提供精度更高的几何定位信息,还可以实时纠正、校正 RS 图像。GPS 技术和 RS 技术的结合,则可以为 3S 技术的核心——GIS 系统提供精确、定量的数字信息源,奠定了自动管理和分析空间数据的基础。一个功能强大的 GIS 系统可以非常有效地编辑输入的空间数据,并建立完备的空间、属性数据库。对水土保持工作而言,利用 GIS 系统可以将 RS、GPS 采集的空间数据和其他数据建立各种层次、各种类型的水土保持管理数据库。GIS 系统具备的各种空间查询和分析功能、制图功能则为水土保持的各项工作,如各种层次、各种范围的规划,水土保持工程设计,土壤侵蚀预报与模拟,水土流失监测,水土保持效益评估等提供有力的支持。利用 GIS 系统的空间查询和分析功能,可以实现对管理地域的科学定量分析,节省大量的人力、物力,从而为管理决策服务。

2. 3S 技术在我国水土保持管理工作中的应用

3S 技术在国内水土保持领域中的应用已经起步,但还不成熟。针对我国水土保持管理的特点,3S 技术可以在水土保持数字化管理的全流程发挥巨大作用。

(1) 水土流失动态监测

水土流失动态监测为水土保持行政、管理决策提供最重要的基础资料,是现代水土保持管理工作的重要组成部分之一。水土流失普查是动态监测和水土保持数字化管理从无到有的第一步。通过遥感调查,可以较低的成本快速清查较大范围的水土流失状况、主要土壤侵蚀影响因子现状,特别有利于了解宏观区域的水土流失发展趋势、发生特点。在大面积水土流失动态监测中,RS 和 GIS 技术的集成具有重要意义。以遥感信息源为主,配合 GPS 观测的校准和其他调查资料,利用 GIS 系统可以建立管理地域的本底数字化资料库,包括每一地块单元的几何特征(面积、周长、几何特征、点位置等);土壤侵蚀类型、强度、程度;地形、植

被、土壤可蚀性、管理措施等土壤侵蚀因子的属性;行政、流域、自然区划界限;土壤侵蚀图、土地利用图等图形库以及图像库。在刚刚完成的全国第二次土壤侵蚀遥感调查工作中,通过 TM 影像反映的土壤侵蚀信息在 ArcInfo 地理信息系统中编辑、整理后建立了全国土壤侵蚀数据库、图形库。利用 ArcInfo 的检索、查询功能可以在 1:100 000 的土壤侵蚀图上查询全国任一县市的土壤侵蚀现状,并落实到每一个具体地块的所有属性。

建立土壤侵蚀本底数字化资料库以后,要保持数字化资料的实时有效和为规划、评价、监督执法服务,还必须根据土壤侵蚀普查和水土保持实践反映的特点进行后续和跟踪监测,并及时进行数据资料的更新。在 RS 技术的支持下,利用新的遥感影像源就可以在已有的土壤侵蚀数据库基础上准确、高效、快速地实现变更调查。对范围较小的地域进行水土流失动态监测,则更多地需要 GPS 技术的支持来校正、提高 RS 信息源的精度,进行面积测算。在重点小流域、工矿、交通建设场地对水土流失发生、发展位置、水土保持措施的运用状况的确定,更离不开便携式 GPS 的应用设备。

(2) 水土保持规划

水土保持规划涉及各个层面和层次,在不同层次的水土保持管理部门有着不同的需求。但是,各级水土保持管理部门对管理地域规划都要求尽可能完善地掌握管理地域的资料,同时对地域内水土流失、土地利用、地形地貌、社会经济特点的掌握应和具体的空间地理位置紧密联系起来,以使规划的实际落实、执行具备可行性和科学性。水土保持评价评估则需要定期了解有关资料的动态变化。在翔实基础资料的支持下,GIS 系统提供的数据库能够使水土保持管理部门及时了解管理地域内每一地块的所有属性。而地学分析功能则可以提供各级行政、流域单元,各个层面(如某种侵蚀强度、某种土地利用类型、农业生产效费比在某一范围的地块等)的分类统计资料和有关属性因子之间的关系(如分析某一区域土壤侵蚀强度和耕地人口密度的关系,分析各区域或各时段某种土壤侵蚀要素差异的主要决定因子等等)。根据对土壤侵蚀本底数据库的地理分析,管理部门可以摸清各水土流失分区的水土流失特点、发展趋势、水土流失主导因子,分别制定水土保持区划、水土保持策略和治理规划方案。这些统计资料和定量分析都与数据库中的空间属性相联系,在 GIS 系统制图功能的支持下,可以根据需要方便地为水土保持规划提供各种专题图、演示图和相应的文档报表。不同的 GIS 系统的分析、制图功能各有侧重,如 IDRISI 系统的地学分析功能强大,多用于规划分析;MapInfo 的演示制图功能较好。

(3) 土壤侵蚀和面源污染的预测预报

利用详尽准确的土壤侵蚀数字化资料库,在重点侵蚀区域和重点小流域可以大力开展土壤侵蚀和面源污染预测预报工作,提高水土保持管理工作的科技含量,扩大水土保持管理的环境效益和社会影响。在重点侵蚀区域和重点小流域,需要比例尺更大的 DEM,取样更精确、布点更合理的土壤、植被资料。车载、手持 GPS 设备在数据获取过程中可以发挥重要作用。预测预报需要深入的模型研究。目前国外已开发出不少成熟的预测模型系统,国内如中国科学院、北京师范大学、北京林业大学等科研院所也在针对不同区域的特点致力于集成预测预报模型的 GIS 系统的开发,或利用成熟的 GIS 系统,研究预测预

报模型的应用。在水土流失对水体质量影响较大的地区(三峡库区、京北山区等),水土流失过程中面源污染的预测预报;在风蚀地区风蚀和交错侵蚀预报的研究和应用已日益引起重视。国内已逐渐开展应用 GPS 对重力侵蚀的监测预报研究。有望在不久的将来对重点工程建设地区开发出实用的预警报系统。利用小流域土壤侵蚀和面源污染的预测预报模型,能够应用 GIS 系统模拟和分析各种流域治理的方案及措施;不同林草措施空间配置的中、长期生态、经济效益,为水土保持生物、工程措施的设计和配置服务。土壤侵蚀和面源污染的预测预报工作发展前景广阔,对于科学开展水土保持生态建设具有重要意义。

(4) 水土保持项目和工程评估

GIS 技术目前已广泛运用于各级水土保持规划与评价工作。在县级管理层的小流域规划中,涉及更多具体的技术资料,要发挥 GIS 系统的作用则应使数据源更加翔实可靠。如前所述,GPS 的高精度定位观测则是其重要保障之一。对水土保持项目和工程的效益评估评价,也需要由 GPS 观测提供的地表形态位置变化的动态参数。利用动态监测资料,可以反映实施水土保持项目和建设水土保持工程期间及前后不同区域或局部土壤侵蚀程度、地貌变化、植被覆盖度、生长状况、土壤水分涵养状况、泥沙淤积状况、水体质量变化等参数。依靠相应的模型和 GIS 系统,能够为项目和工程评估服务。

(5) 水土保持监督执法、公众宣传

监督执法是水土保持工作的重要支撑点。在今天,依法进行监督检查已经可以利用地球信息技术实现高效化、科学化。利用 GIS 系统建立的监督管理地域的数据库可以与便携(或车载)GPS 系统集成,在数字电子地图上实时显示管理地域每一特征点、线(如交通线、溪流等)、面(地块)的属性和监督人员所处位置,有利于监督人员分析水土保持工作的执行、定量确定违法行为的范围和影响。在一定的功能模块基础上,还可以自动分析监督执法路线,进行监督检查评价(需要相应的模型计算)等。这些工作可以应用现有的 GIS 系统实现,也可以根据特定地区监督执法的要求,开发适合基层应用 GIS 系统,这在技术上目前已比较成熟。随着数字化进程的发展,水土保持定时监测可以发展到实时监测,对水土保持监督执法工作将起到更大的作用。

开展水土保持公众宣传和监督执法一样,是现代水土保持的重要工作。在 3S 技术的支持下,可以将获得的数字化资料、图像经过内部格式转化,以各种形式向上级、专家汇报和向社会展示。集成了 3D 演示功能的 GIS 系统能相当方便地将查询和分析信息形象地展示给观众,非常有利于推动水土保持工作的社会化进程。

3. 应用案例——秃尾河水土保持地理信息系统

(1) 基础资料及数据处理

为查清黄河流域水土流失现状,黄河水利委员会专门成立了黄河流域水土保持遥感普查及监测项目领导小组和项目办公室,并于 1999 年就开展了黄河流域水土保持遥感普

查工作。通过外业调查和内业影像解译等一系列工作获得了局部地区的遥感普查成果。图9-2为基于遥感的数据采集和数据处理流程。

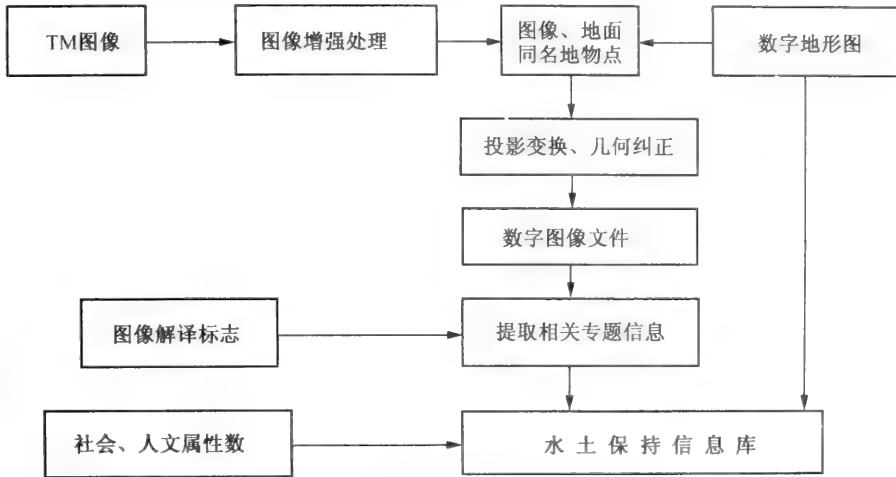


图9-2 遥感的数据采集和数据处理流程

(2) TM 卫星图像

1998年夏天的TM卫星图像数据,由5、4、3波段合成。图像清晰,覆盖了整个研究区域。

(3) 遥感数据的投影变换

为保证遥感图像和1:250000地形图之间地理位置的一致性,必须将TM卫星图像和地形图转换至统一的北京54坐标系内。方法是在TM图像上,选择5个均匀分布的控制点,采用二次多项式进行图像精纠正。

(4) 侵蚀类别确定及解译

首先建立基于卫星遥感图像可区分的侵蚀分类体系,并确定解译标志,然后,进行水土保持信息的提取。侵蚀分类体系包括:①侵蚀类型:水力侵蚀、风力侵蚀、冻融侵蚀、重力侵蚀;②侵蚀等级:微度、轻度、中度、强度、极强度、剧烈;③水保分区:黄土丘陵沟壑区、黄土高原沟壑区、黄土阶梯区、冲积平原区、土石山区、高地草原区、风沙区等;④地表组成:石质、土石山质、土质、砂质、居民地、水面;⑤植被覆盖度:高(>80%)、中高(70%~80%)、中(45%~70%)、中低(30%~45%)、低(10%~30%)、裸地(<10%);⑥坡度:<5°,5°~8°,8°~15°,15°~25°,25°~35°, >35°。

(5) RS和GIS的结合

水土保持信息系统由煤航地理信息公司[煤航地理信息公司是上市公司陕西煤航数码测绘股份有限公司(原百隆)投资注册的分公司,是从事GIS开发的专业软件公司。]研制。系统目标是实现“水土保持信息库”内的所有图像、矢量、属性数据的有效管理和动态更新。

通过对空间数据和属性数据的综合分析和处理,为各级水土保持部门、国家政府机构进行流域治理提供及时、准确的决策辅助信息。图 9-3 为水土保持信息系统应用框架。

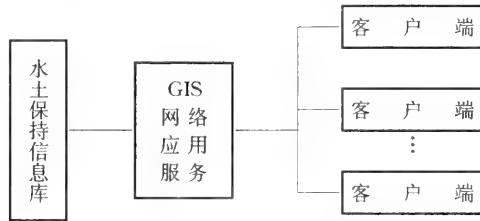


图 9-3 水土保持信息系统应用框架

1) 技术路线。基于 Intergraph 的 GeoMedia 控件,采用 VB、VC 通用编程语言,从底层开发了整个流域水土保持信息系统。基于控件的开发,对于系统用户和系统开发人员来说都非常有利:一方面大量节约成本,不需用户专门购置 GIS 系统平台;另一方面使系统更加开放、灵活,已缩短了开发周期。选择 GeoMedia 作为开发平台是因为它可以把空间数据和属性数据都放在数据库中,进行统一管理,为建库和数据库更新提供了最可靠的、最高效的数据管理措施。这个特点对于建立黄河流域水土流失动态监测系统尤为重要。因为,系统是基于一多时相遥感普查数据,是真正意义上的海量数据。

秃尾河水土保持地理信息系统在设计时,重点考虑了以下两个方面内容:① 可扩展性。秃尾河仅是黄河流域的一个小支流。现在的秃尾河水土保持信息系统仅是阶段性成果,有待于逐步扩展至整个黄河流域,乃至最后实现“数字黄河”。所以,在结构设计时,保持了开放接口。② 网上发布。黄河流域环境治理是一项基本国策,将来的“数字黄河”应面向公众、面向社会,并实现数据共享。在设计时,顾及到了各级政府机构可从 Internet 网上获取黄河流域环境治理的最新动态。利用 Intergraph 的网上发布模块 GeoMedia 的 Webmap 可以直接访问流域水土保持信息系统。

2) 系统主要功能。① 图件管理:可指定任意区域装载所关心的图形或图像数据,并进行矢量数据、图像数据的叠加显示。② 图属互查:直接在图上点击或标定范围,查询某地块或任意区域的土壤侵蚀信息。同时,系统提供复杂的属性组合查询功能。③ 分类统计与专题图生成:可生成任意区域、某一类别的专题图,如:植被覆盖专题图、土壤侵蚀专题图等。④ 拓扑分析:系统具有点、线、面缓冲区分析和叠加分析等功能。

综上所述,利用多平台、多时相的航天和航空遥感信息,研究流域土壤侵蚀规律,可以为各级水土保持部门提供全数字化的数据;借助于 GIS 的空间分析和可视化,来表达研究区域的空间发展变化。把 RS 和 GIS 技术相结合,形成一体化解决方案,可为流域环境治理提供有力的技术支持。

(三) 3S 技术在建立区域生态信息图谱中的利用

随着信息时代的到来与计算机技术的迅速发展,GPS、RS、GIS、地图学四者相结合并在地球系统科学和信息科学基础上诞生了地球信息科学,同时受物理图谱、生物信息基因图谱的测示与绘制迅速发展的启示,在传统的地学图谱基础上,开始了地学信息图谱的探

讨和研究。

现代3S技术的快速发展,因特网技术的普及,人们获取和处理信息的手段有了很大改进,极大丰富了所取得的地球信息资源,为地学信息图谱的建立提供了很好的信息基础。

随着地球系统科学的发展,对地球表层复杂巨系统的认识不断深入,为地学信息图谱的建立提供了坚实的科学基础。GIS、多媒体、虚拟技术等为地学信息图谱的建立提供了强有力的技术和方法。数字地球的发展为地学信息图谱提供了丰富且取之不尽的信息源和应用要求。所以,地学信息图谱是信息时代的产物。

区域生态图谱的建立是在地学信息图谱基础上延展或专题化而来的。地学信息图谱是在陈述彭院士的倡导下开始探讨和研究的。地学信息图谱的研究在我国刚刚起步,发展仅有几年的时间,当然,对生态图谱的关注也是刚刚开始。这里以介绍廖克先生关于地学信息图谱研究的部分内容,以资借鉴。

1. 图谱的基本概念

“图”主要是指空间信息图形表现形式的地图。还包括图像、图解等其他图形表现形式。“谱”是众多同类事物或现象的系统排列,是按事物特性所建立的系统或按时间序列所建立的体系,亦称“谱系”,例如光谱、色谱、电磁波谱、化学元素周期表以及家族谱、脸谱、菜谱等等。

“图谱”是“图”与“谱”相结合,兼有“图形”与“谱系”双重特性,即同时反映与揭示事物和现象空间结构特征与时空动态变化规律。它是经过抽象概括与综合集成的图形表现形式和分析研究手段。如动物图谱、植被图谱、昆虫图谱等。日本竹内亮教授编著的《植物地理景观图谱》展示了包括热带雨林、常绿阔叶林、针叶林、稀树草原等11类植被的154个植物地理景观的图谱。

过去,物理学在研究光谱、色谱、电磁波谱以及近年研究物理图谱方面已取得很多成果。近几年生物学界在研究与测定基因图谱方面也取得很大进展,已完成全部基因图谱的测定。在地学中,虽然过去使用图谱术语较少,但也有不少是图谱或类似图谱的表现形式。例如中国山地垂直带图谱,表示了各自然地带与不同海拔高程山地垂直带结构的时空变化。中国自然区划图、中国地质构造体系图、中国古地理图、中国高空气流图、中国台风频数与路径图也都具有图谱的特性。另外,不同成因的自然景观的几何形态,也可以构成图谱。

地学信息图谱是以地球空间信息认知理论为基础,由遥感、地图数据库、地理信息系统与数字地球的大量数字信息,经过图形思维与抽象概括,并以计算机多维与动态可视化技术,显示地球系统及各要素和现象空间形态结构与时空变化规律的一种手段与方法。同时这种空间图形谱系经过空间模型与地学认知的深入分析,可进行推理、反演与预测,形成对事物和现象更深层次的认识,有可能总结出重要的科学规律,在此基础上为经济与社会可持续发展的决策与环境治理、防灾减灾对策的制定提供重要的科学依据。

地学信息图谱是一种时空复合分析方法论。地学信息图谱是地学信息的时空复合体,可以实现现代地理学对“空间与过程研究”的统一和对地理景观“事、空、时的动态系统”的研究。

2. 图谱与地图的比较

地图主要表示事物和现象的分布及其质量特征与数量指标的区域差异,而图谱能反映事物和现象形态结构、成因机制、组成物质、动态变化等综合性、复杂性规律,即通过图形特征与谱系结构的不同变化反映更深层次的规律。

物理、化学图谱及基因图谱主要反映物质的结构与变化,不涉及空间地理位置。但生物与地学图谱的图形和谱系的结构与变化往往同地理空间相关,即需要反映其时空分布和动态变化的规律。例如,植物图谱和垂直地带图谱同气候带(自然地带)有密切关系,植物的种类与形态、垂直带的基带与结构随气候带而发生变化。图谱往往以系列图形式表示时空动态变化,但也不局限于地图形式,有时以图像(如遥感图像)和图解、表格形式出现。如色谱、地物光谱、动物图谱、植物图谱等。

地图表示事物和现象经过一定抽象与概括(如居民点、道路分类分级、细小图斑的归并),而图谱比地图更多综合集成与抽象概括。因此图谱的建立比编绘地图困难得多,除了必须拥有大量资料与数据,必须深入研究事物的形成机制、演变过程、组成物质以及影响它的各种变量,特别是更多运用空间图形思维方法和地学认知分析,更突出反映事物的空间变化规律。

3. 地学信息图谱的种类

地图涉及的对象非常广泛,从地球表层各圈层到人类社会的物质生产与精神文明建设,从自然与人类发展的历史到未来环境与社会的变化。同样地学信息图谱也涉及到空间信息的所有领域。迄今为止,对地学信息图谱的分类还没有系统研究和成熟的看法。目前有以下几种分类方法:

1) 按信息图谱的对象与性质分类。地学信息图谱主要还是按照图谱的对象,即自然各要素与现象、经济与社会各部门等划分。但图谱的内容主要是反映事物与现象的分类系统、空间格局、发展过程与成因机制及其相互关系。因此可按地学信息图谱的性质区分为:① 分类系统(按性质划分类型)图谱是反映分类的图形谱系,如动物图谱、植物图谱、昆虫图谱、土壤图谱等;② 空间格局图谱(空间结构图谱)是反应空间结构或区域格局的图形谱系,如地质构造图谱、山地垂直带图谱、水系图谱、海岸带图谱、交通运输图谱等;③ 时间序列图谱是反映时间序列的图形谱系,如历史时期的气候变化图谱、历史断代图谱等;④ 发展过程图谱(时空变化图谱)是同时反映时间和空间变化的图形谱系,如热带气旋图谱、环境污染图谱、古地理图谱、城镇发展图谱等。不过这4类图谱只是各有所侧重,实际上往往相互交叉,甚至相互结合成综合信息图谱。当然地学信息图谱的建立只能根据条件和条件逐步开展。目前,可能先行开展研究与设计的信息图谱包括:景观信息图谱、生态环境信息图谱、大地构造信息图谱、地球化学信息图谱、地震信息图谱、水文信息图谱、海岸带信息图谱、热带气旋信息图谱、山地垂直带信息图谱、植被信息图谱、土壤信息图谱、城镇信息图谱、交通运输信息图谱等。

2) 按信息图谱尺度划分。地学信息图谱涉及从全球到较小的区域,尺度相差很大,因而所反映的时空分布规律差异也很大,因此有必要划分为地学宏观信息图谱(大尺度)、

中观信息图谱(中尺度)和微观信息图谱(小尺度)。

3) 按信息图谱的应用功能分类。可划分为征兆图谱、诊断图谱、实施图谱(陈述彭, 1998)。
 ① 征兆信息图谱反映事物和现象的状况及异常变化或存在的问题, 为进一步分析与推理提供基础信息与格式化数据;
 ② 诊断信息图谱针对征兆信息图谱所反映的问题与征兆, 借助于各种定量化分析模型与工具, 找出问题的症疾, 并进行分类处理, 即把过去对某一区域的认识, 通过图形综合分析, 以图谱形式实现区域诊断;
 ③ 实施信息图谱是以诊断信息图谱为依据, 通过改变各种边界条件, 提出不同调控条件下的决策与实施方案。

4. 地学信息图谱建立的基本过程与步骤

地学信息图谱的设计与建立的过程, 实际是一个分析研究和探索的过程, 比地图的编制要复杂和困难得多。地图的编制主要是根据掌握的资料, 按地图用途和比例尺, 根据一定质量或数量指标进行分类、分级或分区, 选择相应的地图表示方法(包括符号与色彩), 经过一定的地图概括后, 表示出各种自然或社会经济要素与现象的实际分布。按地图传输理论, 廖克先生曾提出地图编制与地图信息传输模式。根据地学信息图谱的性质、特点与功能, 他提出地学信息图谱的生成与传输模式(图 9-4)。两者比较, 显而易见, 地图的编制相对容易, 地学信息图谱的建立则难度较大。

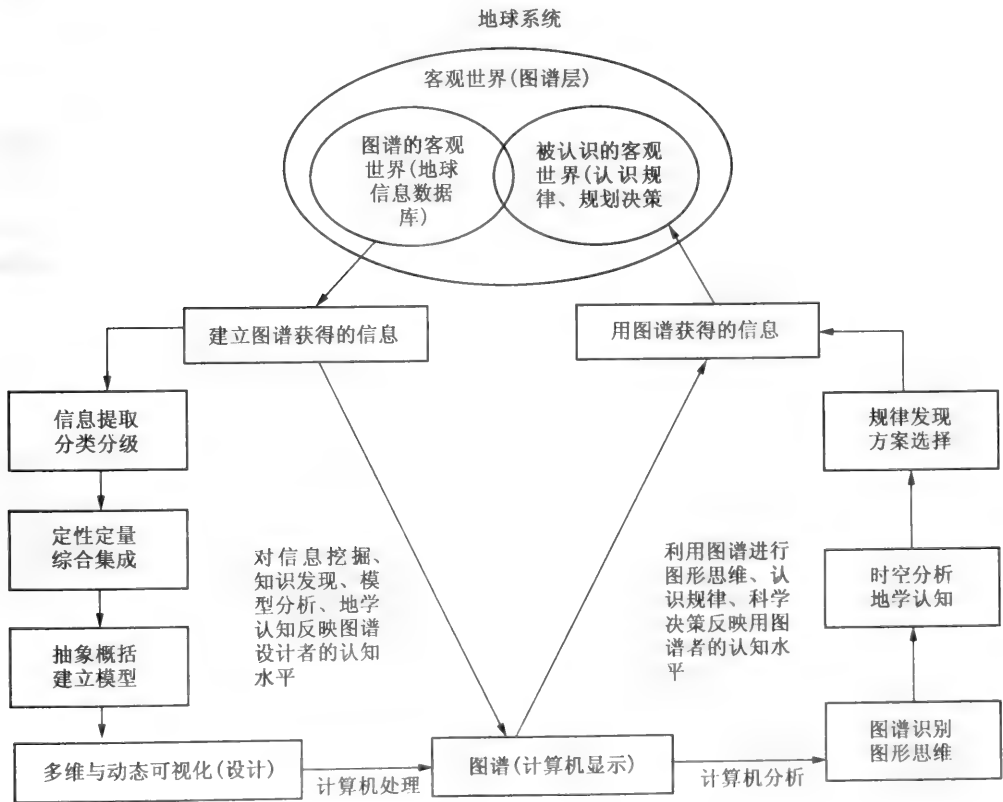


图 9-4 地学信息图谱的生成与传输模式

在图谱建立的过程中,有以下重要环节与步骤:① 根据图谱设计和建立的要求,从各类数据库中提取所需信息,或采取某些手段补充获取新的信息。并进行分类、分级,必要时建立新的分类与分级体系;② 找出所有分布的类型(穷举),然后按信息图谱类型的定性与定量指标进行综合集成,并确立各类图谱的分布范围与界线;③ 在进一步抽象概括的基础上,建立数学模型,以便图形思维与模型分析相结合,进行信息挖掘、知识发现及地学认知,找出规律,或根据需要,制定供选择的应用方案;④ 进行信息图谱的多维与动态可视化设计,以更好的显示空间与时间的分布规律和动态变化,反映以认知的规律或具体明确的应用方案。建立信息图谱的数据库和建立各项指标的查询检索系统。

总之,地学信息图谱的建立,首先必须对图谱信息进行广泛搜集与深入分析,对图谱的对象进行深入研究与深刻认识,然后进行实质性的抽象概括,建立定性定量指标体系与数学模型,进行计算机多维与动态可视化设计,建立数据库与检索体系,最后形成完整的图形谱系。生态图谱的建立可借助地学信息图谱的思路进行。

生态规划是城乡生态评价、生态规划和生态建设的 3 大组成部分之一。生态规划是以生态学原理和城乡规划原理为指导,应用系统科学、环境科学等多学科的手段辨识、模拟和设计人工复合生态系统内的各种生态关系、确定资源开发利用与保护的生态适宜度,探讨改善系统结构与功能的生态建设对策,促进人与环境关系持续协调发展的一种规划方法。生态规划的目的是促进区域与城市生态系统的良性循环,保持人与自然、人与环境关系的持续共生、协调发展,追求社会的文明、经济的高效和生态环境的和谐。

5. 基于图像处理的种质资源指纹图谱分析

指纹图谱鉴定是作物种质资源保护的重要科学依据。目前,我国的作物种质资源指纹图谱基本上还没有绘制。我国主要粮棉油作物种质资源有 25 万余份,其核心种质为 2 万余份,要完成这些种质指纹图谱的绘制,工作量非常巨大。因此,必须借助计算机技术,以便迅速识别、分析和研究指纹图谱,建立作物种质资源指纹图谱数据库,为我国作物种质资源的保护及其遗传多样性研究提供新的技术手段。

(1) 指纹图谱

目前,种质资源指纹图谱包括蛋白质指纹图谱和 DNA 指纹图谱两类。

蛋白质指纹图谱是利用电泳作用对种子的蛋白质分离染色而获得的反映其基因特点的一种图谱,它在农学、生物学领域有广泛应用。蛋白质指纹图谱由遗传决定,反映基因型的不同。对同一品种的种子,这种指纹图谱几乎相同,但不同品种的种子指纹图谱差别较大。因此,这种图谱可作为种子的生化指纹。蛋白质指纹图谱广泛应用于品种真实性和纯度检验、新品种登记、品种亲缘关系和遗传多样性研究等方面。

DNA 指纹图谱是另一类电泳图谱,是目前最先进的遗传标记系统。DNA 指纹图谱直接反映种子的遗传物质在 DNA 分子水平上的差异,其多态性远高于蛋白质指纹图谱。DNA 指纹图谱有多种类型,如 RFLP、SSR、AFLP 等。AFLP 是目前指纹图谱技术中多态性最丰富的一项技术。DNA 指纹图谱广泛应用于种质指纹图谱的绘制、遗传连锁图的构建和遗传多样性研究。

蛋白质指纹图谱制备简单、成本低,但多态性不丰富。DNA 指纹图谱,特别是 AFLP 指纹图谱,多态性丰富,可用于鉴别所有种质,但制备复杂、成本高。两种方法结合起来可以满足不同的需要。

(2) 指纹图谱分析系统

“九五”期间,我国研制成功了作物种质资源指纹图谱分析系统(GEL), GEL 可运行在 MS Window 3.2/95/98/NT 环境下。按功能划分,GEL 可分为五个部分:图像预处理、图像识别、模式图操作、数据库管理和参数库管理,如图 9-5 所示。典型的指纹图谱分析过程如图 9-6 所示。

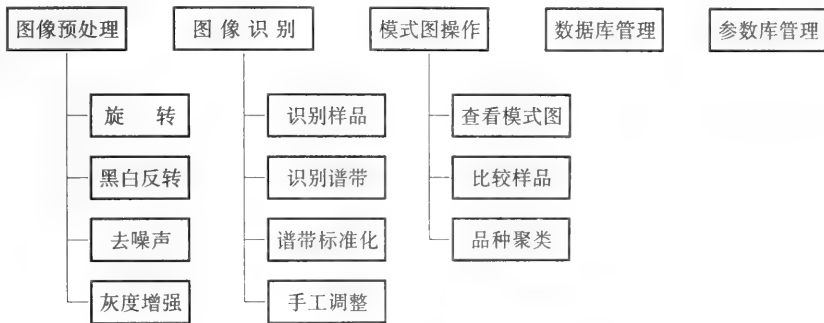


图 9-5 GEL 的功能描述

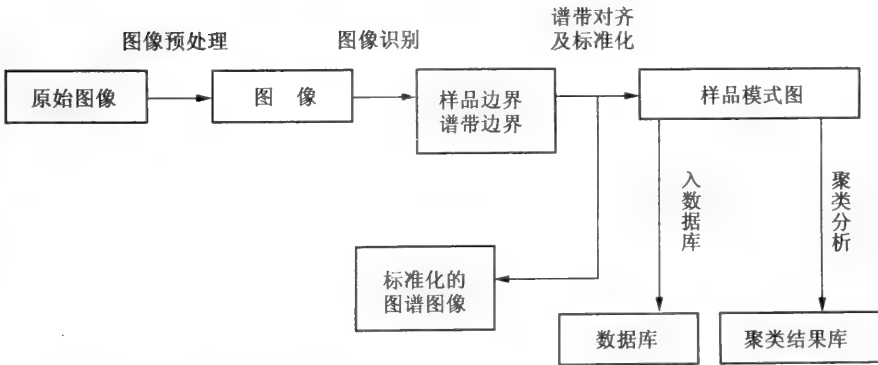


图 9-6 GEL 指纹图谱的分析过程

1) 图像预处理。指纹图谱图像的获得有两种方法: 特定的制备指纹图谱的设备可以生成图像文件,或者先将制备好的指纹图谱拍照,再扫描成图像文件。一般情况下,两种方法获得的图像质量较好,图像的分辨率和信噪比较高,因此只需进行简单的图像预处理。系统提供的图像预处理操作有: ① 图像旋转: 指纹图谱图像有明显的水平、垂直方向,对图像识别非常重要。通过图像旋转,可以将谱带调整为水平,便于指纹图谱的识别。② 颜色变换: 有时图像是彩色或黑白颠倒的,需要进行颜色变换。GEL 提供了灰度级的线性变换、对数变换和直方图均衡化等功能。③ 去除噪声: 为了提高图像的视觉质量,提供了邻域平均法、中值滤波、低通滤波及梯度倒数加权平均等去除噪声的方法。

2) 图像识别。图像识别分四步: 样品识别、谱带识别、谱带对齐和谱带标准化。每一幅指纹图谱图像中含有若干个样品的指纹图谱, 每个样品的图谱又有数量不等的谱带。GEL 提供两种识别样品边界的方法, 分别针对两种具有不同特征的指纹图谱图像。有些指纹图谱图像中, 样品有明显的边界, 而有些则不然。样品识别算法分三步: 识别边界点、将边界点连接成边界、“拉直”样品边界。识别边界点以一维波峰区域检测为基础。“拉直”样品边界是通过平移每一条扫描线上样品区域内的象素点来完成的, 平移后, 样品中心线成为完全垂直的直线。

谱带识别与样品识别类似, 在样品区域内, 垂直扫描图谱图像, 识别谱带边界点, 然后将边界点连接成谱带边界。用户可以修改图像识别的结果, 如修改样品边界、谱带边界及谱带位置。

谱带对齐是将指纹图谱中位于不同样品但迁移率相近的谱带归为一组的过程, 它是谱带标准化、样品比较及聚类分析的基础。谱带对齐是一个很主观的操作。当样品的谱带分布密集的时候, 人工对齐这些谱带也是不容易的。谱带对齐的主要依据是相邻样品中谱带的“延伸趋势”, 而不仅仅考虑谱带的迁移率。

图像识别的最后一步是谱带标准化。谱带标准化是一个几何变换, 即将图像中弯曲的谱带“拉平”, 并拉伸或压缩谱带之间的距离使位于不同图谱图像中的样品具有可比性, 以便获得指纹图谱的模式图。

3) 模式图操作。模式图是指纹图谱的图形化表示。在模式图中, 谱带用不同深浅和宽窄的长方形表示。

用户可通过不同的方法获得模式图。指纹图谱图像自动识别后生成模式图, 用户也能从不同的模式图及样品库中选择样品构成新的模式图。系统提供多种模式图查看方法, 如常规方式、数字方式、0-1 方式、图像方式及波形图方式。这些方式有助于各种指纹图谱的分析。样品分析和聚类分析是系统的两个重要操作。用户可选择模式图中的任一样品, 与指纹图谱数据库中的所有样品进行比较。比较结果在新的模式图中显示。在该模式图中, 系统按相似率从大到小的顺序显示与选定样品最接近的样品名称及其谱带。若选定样品与数据库中的某个样品的相似度大于给定阈值, 则认为它们属于同一品种。聚类分析用于分析模式图中所有样品之间的相似度, 系统用聚类图表示聚类结果。

4) 数据库管理。不同作物的不同类型指纹图谱有独立的指纹图谱数据库。例如, 小麦醇溶蛋白指纹图谱与 AFLP 指纹图谱的样品存放在不同的指纹图谱数据库中。不同数据库中的样品没有可比性。数据库保存品种名称、索引号、谱带信息、标准化后的指纹图谱以及原始指纹图谱图像。系统提供了样品增加、删除、修改、谱带修改等数据库操作。

5) 参数库管理。参数库包含两部分内容: 样品类型信息和图像识别信息。不同类型的样品有独立的谱带分类参数、标准化参数、显示参数等。不同类型的图谱照片有不同的图像识别参数, 它使自动识别该类图像的效果最好, 这些参数可由用户通过实际操作获得。参数库管理用于增加、删除、修改各类参数。

GEL 已对几十张指纹图谱照片进行了识别和分析。图 9-7 是一个分析结果。数据库中数据的聚类分析结果与样品之间已知的亲缘关系比较吻合。

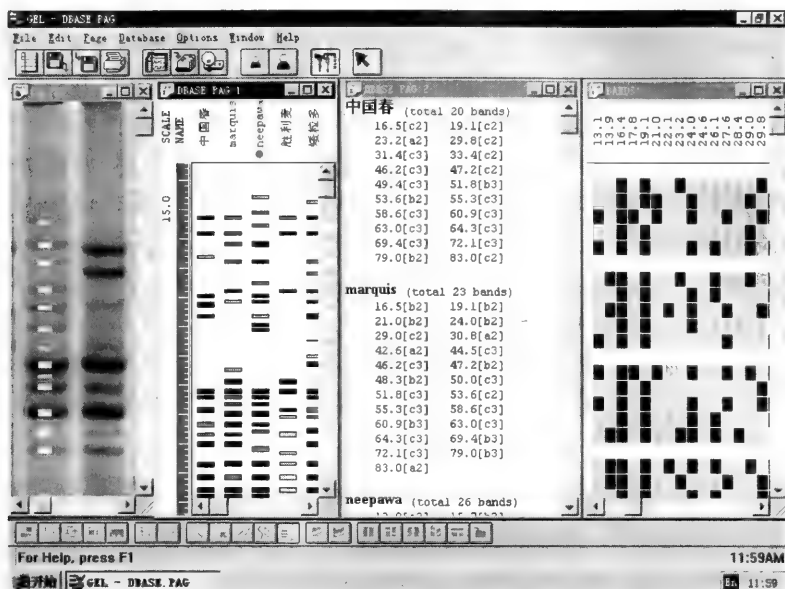


图 9-7 GEL 分析结果

(四) 3S 技术在生态规划中的应用

3S 在 20 世纪 80 年代以后得到了迅猛发展,目前已广泛应用于农业、林业、气象、水利、地质、石油和交通等行业,在生态规划领域的应用也屡见不鲜。

做好生态规划的首要和基本前提是必须分析研究并采用有效的技术手段,及时定期对生态环境进行调查和动态监测,以了解其现状和动态变化,并及时制定生态环境保护和规划,促进生态环境的改善。

由于生态规划具有区域性、现时性、整体性和周期性等特点,其成果要求有较高的精度和准确度。应用常规手段对生态环境进行动态监测,不仅会耗费大量人力、物力和财力,并且也会因耗时过长而达不到及时、准确和快速监测的目的,特别是在历史数据的获取、动态监测的时间以及数据的更新等方面无法满足要求。而遥感技术具有视域广、周期性特点,可迅速、重复、动态获取大区域的各种信息,这恰好满足了对生态环境进行大范围、动态、周期性监测的要求,从而为生态环境监测提供了技术和成果精度保证;地理信息系统强大的空间信息管理、空间分析和数据库更新功能使区域范围内大量的遥感信息和由其提取的大量各类生态环境专题数据得到统一、有效、系统的管理,因此是进行区域生态环境分析,建立动态数据库的最佳手段;而全球卫星定位系统高精度的定位使遥感信息、各种生态环境专题数据及研究成果的空间精度有了可靠的保障。总之,以目前的技术水平而言,只有“3S”技术的集成应用,方能很好地实现区域性调查和动态监测,方可有效地解决生态规划领域内各种信息由原始数据的获取、各种有用信息的提取,到信息管理、分析与处理及信息的查询与检索,直至成果的多维直观显示与表达等一系列实用性技术难题,并为社会服务提供崭新的成果和理念,其先进性是其他技术手段无法比拟的。

3S 技术在我国西部生态环境现状调查和生态规划中已经发挥了巨大作用。我国西部生态环境问题涉及的内容非常广泛,主要有生活环境恶化、植被覆盖率降低、生物多样性减少、土壤退化(包括沙漠化、盐碱化和土壤侵蚀)加剧、土地利用下降等。由于西部生态环境问题在实践上的深远性,在空间上的广延性及影响的综合性、区域性和复杂性,采用传统的研究方法在数据的监测收集、动态跟踪和信息处理分析方面遇到很大的障碍。但通过借助于“3S”系统技术,即先进的遥感技术、全球定位系统的精确定位以及地理信息系统的继承数据能力,可对生态系统进行大面积的、动态的、时空一体化的研究。同时,对生态系统各要素的动态监测、探测和生态环境的恢复起决策作用。可以预见,“3S”技术将在西部的生态规划中发挥巨大的作用。

3S 技术在生态规划中的应用主要表现在以下几个方面:

(1) 信息的获取与提取

依靠遥感技术和全球卫星定位系统获取和提取的信息具有准确、高效、及时、快速、直观、周期性、动态性、量化、省力、经济等诸多优点。遥感图像数字处理技术的发展,如多源信息的融合技术、小波变换、神经网络分析技术、分形几何理论等,使从遥感影像中提取有用信息能力大大提高。如采用人工神经网络技术对同一影像地物分类处理,较一般分类方法精度要提高约 10%,从而可实现利用廉价、较低分辨率的遥感数据提取高精度信息。而遥感技术自身的发展更能直接提供更高精度的有用信息和更广阔的应用前景,如成像光谱和成像雷达技术,尤其是高光谱、INSAR 等技术,使应用遥感数据区分地物的种类更丰富、多样,检测地类变化、地形变化精度可达毫米级,利用 INSAR 监测生态环境变化也达到了相当高的精度。即使是一般遥感技术和手段,也足以满足生态环境进行宏观动态监测的需要。

(2) 信息的存贮和管理

生态环境信息(包括遥感影像信息)都与地理位置相关,即使社经统计数据也与地理位置有着千丝万缕的联系,其最大的特点是具备空间属性。因此,运用一般的擅长于管理属性数据的数据库技术很难实现对其有效管理,只有 GIS 才能较好地存贮和管理这类空间数据,并实现属性数据和空间数据的单独和交互查询、检索。近年来,网络技术的发展使生态环境信息实现远程查询、检索,以及区域乃至全国生态规划信息的共享成为现实可能。

(3) 信息的分析与处理

在 GIS 技术支持下对存贮于 GIS 数据库中的生态环境信息(包括历史的和现状的)进行空间分析和处理,不仅可以实现对属性数据的常规统计分析和查询,如各类总面积或总量、按区划单元的各类总面积或总量、分布密度、危害程度、人均占有量,以及按类进行图库查询等,更重要的是它能同时对属性数据和空间数据进行诸如 Overlay、Buffer、路径分析和追踪分析等处理,在对同期生态环境信息按地理位置进行空间查询分析的同时,也可实施不同期信息的空间叠加分析,从而完成生态环境的动态分析与监测,以及它在一段

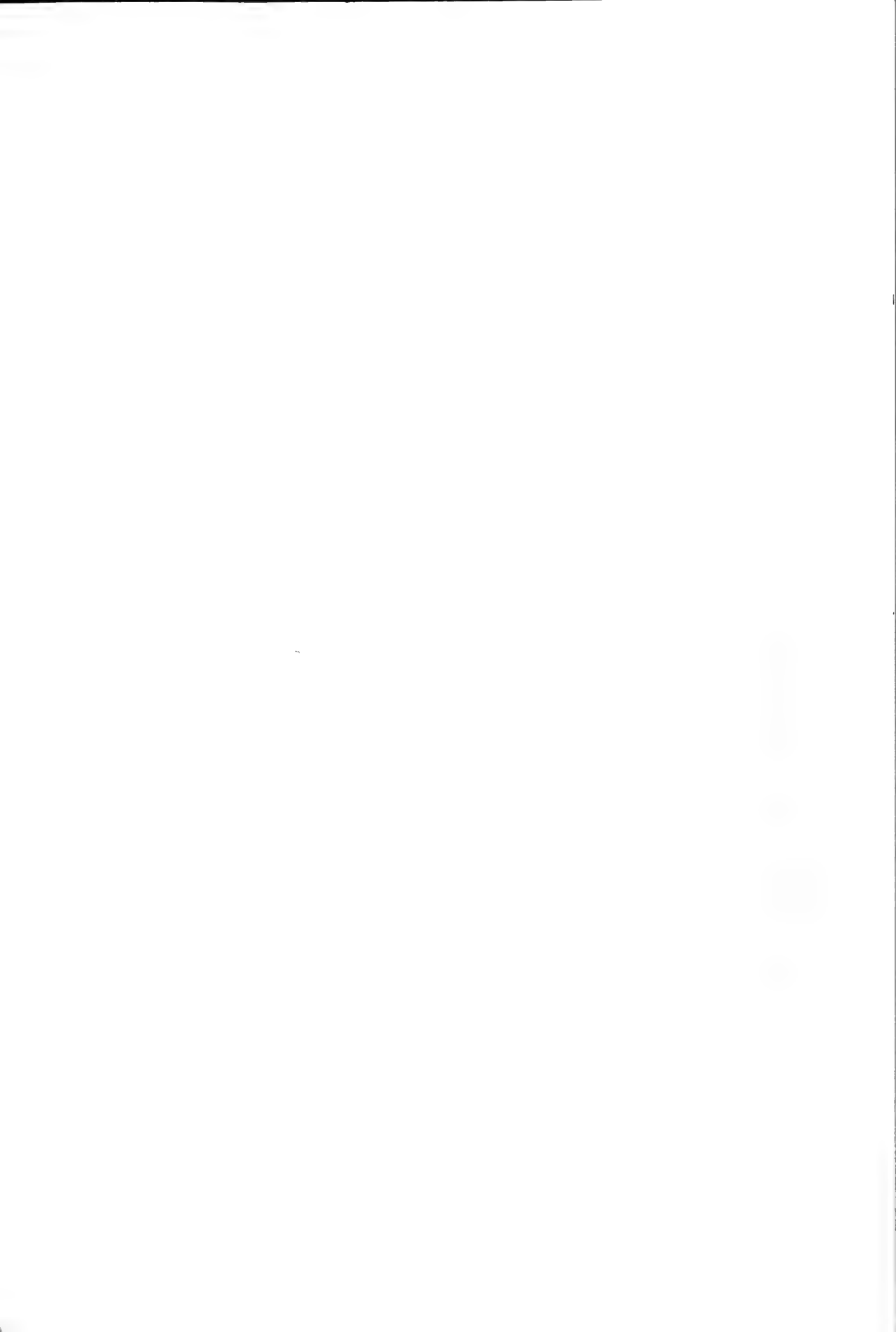
时间内的演变过程,进而进行成因分析和评价、制定相关防治对策等。

(4) 信息的显示与输出

分析和处理成果的显示与输出在区域性生态规划中尤为重要,也是最终目的。GIS对信息的显示与输出方式多种多样,功能较强,尤其擅长三维信息的显示。如可实现生态规划的图—库交互查询显示,分析统计成果直方图拼图及统计表显示,DEM与DRM三维显示,基于DEM与遥感图像(其他专题图,如物化探数据)融合的三维实时飞行显示,基于多媒体技术的声音、图像、文字等多媒体显示等等。尤其是近年来逐渐发展起来的3D GIS、多维可视化技术、虚拟现实技术等都为GIS信息的显示与输出提供了更有力的技术保障,如GIS和虚拟现实技术,可在调查数据基础上实现对生态环境恶化区域进行规划后的未来效果景观虚拟显示等,从而为社会服务提供全新的成果和思维。

主要参考文献

- 文祯中,陆健健.1999.应用生态学.上海:上海教育出版社
- 方精云.2000.全球生态学.北京:高等教育出版社;海德堡:施普林格出版社
- 冯九梁,王贵平,贾志军等.2001.基于RS和GIS的小流域水土保持规划设计.山西水土保持科技,(1):18~20
- 汤国安,陈正江,赵牡丹等.2002.ArcView地理信息系统空间分析方法.北京:科学出版社
- 许峰,郭索彦.2001.我国水土保持管理领域中3S技术的应用与发展方向.山地农业生物学报,20(4):297~300
- 李超岭,邱丽华.数据模型、采集与集成技术的研究. <http://www.tongji.edu.cn/~yangdy/gis/paper1.htm>
- 李博.2001.生态学.北京:高等教育出版社
- 李锐,杨勤科,赵永安等.1998.现代空间信息技术在中国水土保持中的应用.水土保持学报,18(5):1~5
- 吴信才.2002.地理信息系统原理与方法.北京:电子工业出版社
- 张从宜等.1990.区域开发信息系统数据采集的研究.见区域开发信息系统研究.北京:测绘出版社
- 张景林.2000.“3S”系统和技术及其在生态环境保护方面的应用.陕西环境,7(2):15~16
- 陈述彭等.2000.地学信息图谱研究及其应用.地理研究,19(4):337~343
- 周乐群,杨岚.2000.基于“3S”技术的国土资源与生态环境动态监测.华南地质与矿产,(4):40~46
- 赵永军,巫明强.“3S”技术在水土保持工作中的应用及展望. <http://www.cws.net.cn/Journal/cwr/200105/33.html>
- 曹永生,白建军,胡源.中国作物种质资源元数据标准研究. http://icgr.caas.net.cn/training/an%20example/right_first.htm
- 曹永生.基于图像处理的种质资源指纹图谱分析. <http://icgr.caas.net.cn/training/an%20example/基于图像处理的种质资源指纹图谱分析.htm>
- 解焱,John Fellowes.1996.GIS技术在保护区管理中的应用.见:汪松,谢彼德,解焱.保护中国的生物多样性(二).北京:中国环境科学出版社
- 廖克.地学信息图谱的探讨与展望.2002.见:中国地理学会地图学与GIS专业委员会.地图学与GIS学术讨论会论文集



收到期	2004. 6. 24
来源	西湖书店
书价	39.00元
单据号	8357595
开票日期	2004. 6. 23

中科院植物所图书馆



S0003570

8357595

000027953

58.181
103

2004

生态学:面向人类生存环境
的科学价值观

借者单位	借者姓名	借出日期	还书日期
	王黎高	04.09.09	
	张	04.10	
	张		

58.181
103

000027953



责任编辑:赵 峰
封面设计:一 明

生态学

面向人类生存环境的科学价值观



ISBN 7-03-012866-4



ISBN 7-03-012866-4

定价: 39.00 元