



生物多样性译丛

(一)

中国科学院生物多样性委员会

中国科学技术出版社



生物多样性译丛 (一)

中国科学院生物多样性委员会



中国科学技术出版社

26189

中科院植物所图书馆



S0015487

(京)新登字 175 号

生物多样性译丛(一)

中国科学院生物多样性委员会

责任编辑:金恩梅

封面设计:王 蓓

*

中国科学技术出版社(北京海淀区白石桥路 32 号)

新华书店北京发行所发行 各地新华书店经售

北京市燕山联营印刷厂印刷

*

开本:787×1092 毫米 1/16 印张:17.5 字数:420 千字

1992 年 7 月第 1 版 1992 年 7 月第 1 次印刷

印数:1—2000 册 定价:12.00 元

ISBN 7-5046-0791-6/Q · 28

译 序

保护是持续发展的基础。生物多样性的保护与持续利用越来越受到世界各国的重视。对于中国这样的发展中国家,生物多样性的保护与持续利用对社会经济的稳定和发展具有尤其重要的意义。我国这方面工作起步晚,基础薄弱,任务艰巨。但是,生物多样性问题已经引起我国政府的重视。中国科学院为此专门成立了生物多样性委员会。

为了推动我国在这方面工作的发展,促进国际交流,中国科学院生物多样性委员会将陆续编译出版《生物多样性译丛》,系统地向国内读者介绍世界上生物多样性方面的纲领性文献和重要的论著。

作为《生物多样性译丛》(一),本集包括 J. McNeely 等编著的《保护世界的生物多样性》和 Otto T. Solbrig 著的《生物多样性——有关的科学问题与合作研究建议》。

《保护世界的生物多样性》主要介绍生物多样性的基本概念、全球现状、生物多样性的价值和意义、面临的威胁、保护途径、优先保护工作及其确定方法、保护经费的来源等等。《生物多样性——有关的科学问题与合作研究建议》介绍了有关生物多样性的全面理论和最重要的问题,包括生物多样性的基本属性、生物多样性的产生、分化和进化、内在性质和外部表现;据此,作者提出了建立生物多样性基本原理和发展生物多样性研究的一系列基本假设;最后,作者在比较生物地理学的基础上提出了生物多样性研究的基本梗概、关键问题和项目实施措施等。

参加本书翻译的人员有李文军、郭寅峰、马克平、康乐、熊文、韩建国、曹京华、陈思亮、傅京钟、郑小淮、赵文柱、沈创力,参加审校的有汪松、陈灵芝、陈永林、吴燕如、傅淑琴和李文军,最后全书由李文军统稿并编排。

汪 松



目 录

《保护世界的生物多样性》

序 言.....	3
致 谢.....	6
内容概要	8
第一章 生物多样性及其重要意义	16
一、生物多样性与发展.....	19
二、保护生物多样性的现代方法.....	20
三、制订一项全球生物多样性保护策略	21
第二章 生物多样性的价值	24
一、伦理学、经济学和生物多样性	24
二、评价生物资源的价值	27
三、生物资源的直接价值	28
四、生物资源的间接价值	32
五、总 结	35
第三章 生物资源面临的威胁及其原因	37
一、问题面面观	38
二、刺激生物资源过度开发的经济因素	49
三、威胁生物多样性的社会因素	51
四、进一步保护生物多样性的主要障碍	54
第四章 保护生物多样性的途径	56
一、政策的调整、综合土地利用和生物多样性	56
二、保护物种及其栖息地需要进行综合治理	58
三、迁地方法对保护生物多样性的作用	64
四、对污染和气候变化采取的行动	69

五、一个新的保护生物多样性的全球公约	73
第五章 保护生物多样性需要的信息	75
一、所需信息的种类	76
二、国家及地方水平上所需的信息	79
三、国际水平上的信息管理	83
四、关于立法的信息	89
五、总 结	89
第六章 生物多样性保护优先工作的确定	91
一、国家级优先保护工作的确定	91
二、国际性优先保护工作的确定方法	95
三、总 结:保护行动优先程度的确定原则	119
第七章 保护策略和行动计划在生物多样性保护中的作用	122
一、保护物种或类群的策略和行动计划	122
二、保护栖息地行动计划	125
三、跨部门策略和行动计划	128
四、总 结	132
第八章 怎样负担保护生物多样性的费用	134
一、生物资源所有权的问题	135
二、主要在国家及地方水平上有用的机制	136
三、主要在国际水平上有用的办法	143
四、总 结	147
第九章 为生物多样性保护争取新盟友	149
一、生物资源对“非保护部门”的贡献	149
二、涉及军事部门的特殊情况	152
三、生物资源持续生产的新管理方法	153
四、总 结	153
附录一:地球生物的门类	155
附录二:世界自然宪章	158
附录三:支持生物多样性保护的国际法规	162
附录四:巴厘行动计划	166
附录五:世界银行荒芜地政策	175
附录六:词 汇	184

缩略语.....	189
----------	-----

《生物多样性——有关的科学问题与合作研究建议》

序 言.....	197
摘 要.....	199
前 言.....	201
一、生物多样性的起源与结构	203
1.1 多样性的性质	203
1.1.1 定义与测定	203
1.1.2 生物多样性的组成	205
1.1.3 生物学复杂性	206
1.1.4 等级理论	208
二、多样性的起源与保持	210
2.1 突变和遗传多样性的起源	210
2.2 核酸的复制	213
2.3 突变的效应	214
三、多样性的保持与进化	215
3.1 自然选择进化论	215
3.2 进化与资源限制	216
四、基因型和表现型	217
4.1 变异的分隔：分化和物种形成	217
4.2 选择的单位	218
五、生态系统水平的多样性	219
5.1 物种及高级分类单位的多样性	219
5.2 生物多样性与群落结构	220
5.3 多样性和生态位结构	221
5.4 营养多样性	222
5.5 群落和生态系统的复杂性	223
5.6 生物多样性、稳定性和生产力	224
5.7 Gaia 假说	225

六、有关生物多样性的假说 226

- 6.1 分子和细胞水平的多样性 226
- 6.2 有机体和种群水平的多样性 229
- 6.3 生态学水平的多样性 232

七、可行的生物多样性研究计划的组成部分 235

致 谢 236

《保护世界的生物多样性》参考文献 237

《生物多样性—有关的科学问题与合作研究建议》参考文献 264

国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)

世界资源研究所(WRI)

国际保护协会(CI)

美国野生生物基金会(WWF-US)

世界银行(The World Bank)

保护世界的生物多样性

J·A·麦克尼利

K·R·米勒

W·V·里德 编著

R·A·米特迈耶

T·B·沃纳

编辑发行

国际自然与自然资源保护联盟

世界资源研究所

国际保护协会

美国野生生物基金会

世界银行

版权所有: 1990 IUCN, WRI, CI, WWF-US,

The World Bank.



序 言

M. S. 斯沃米内森博士

(M. S. Swaminathan)

国际自然与自然资源保护联盟主席

世界自然基金会印度主席

世界资源研究所理事

1989年2月7日,当我提笔作此序时,眼前的电视正播放着数百万印度阿拉哈巴德朝圣者汇聚在恒河与亚穆纳河及远处的萨拉斯瓦锡河汇合处沐浴的情景。约瑟夫·坎贝尔(Joseph Campbell)在他的《创造性神话(Creative Mythology)》一书中写到:“那些信奉当地神话的人,享有同社会秩序相符合、与宇宙相一致的经历”。

在世界上许多文明国家的神话中,人同自然和谐相处始终是亘古不变的规律。有关恒河的传说与其冰川起源紧密相连,山林的积水与蓄水的双重作用以及江河入海口,共同创造了富有动植物遗传多样性的沼泽森林。在阿拉哈巴德圣沐的朝圣者相信,是神用他的头发掌管着奔腾的恒河的威力。在某种程度上,这个神话象征着特里加维尔(Tehri Garhwal)地区茂密的森林控制住了奔腾的溪流。不幸的是,现在森林正在消失,奔腾的河流无法控制,造成淤积和经常性的泛滥。森林一旦消失,与之相关的动植物也将不复存在。

当洪水泛滥的镜头出现在视屏上时,那些舒适地生活在城市里的人,很少有谁看得出下游的泛滥和上游的毁林间的关系。当市场上摆满各式各样的食品时,我们却忘记了自己生活在地球上,作为宾客,受到绿色植物款待;是它们把阳光、营养物质和水转变为食物。倘若绿色植物不复存在,动物也将难以生存。在自然界里,在所有生物体间以及生物圈和地理圈间都存在着一个相互依存的微妙的网络。

生物多样性为进一步持续稳定地提高地球上生物的生产力奠定了基础。这一基础之基

基础就是动植物体内含有的基因,因为基因的多样性能使所有有机体适应于不断变化的环境。

分子生物学和遗传工程学方面的研究进展为异体基因移植揭示了新的前景。因此,遗传工程学提高了人类继承的丰富的遗传资源的价值。于是保护野生动植物种之任务显得更为迫切。

那么生物多样性给我们带来了什么呢?

- 我们所有的食物都来自于被驯化的野生动植物,而这些栽培的品种在优化过程中又不断地同害虫做斗争,因为它们是害虫最诱人的目标。于是以野生物种为研究对象变得十分必要,以维持为人类提供食物来源的植物的生产力(人类一半以上的营养仅由水稻、小麦和玉米三种植物供给)。
- 我们所消费的水是由自然界最重要的过程之一,用术语来说是水循环供给的。被森林覆盖的流域是清洁、高质量的民用及工业用水的源泉。未被污染的江河为人类提供了淡水、交通便利和鱼类资源。
- 现生物种和灭绝物种是工业生产的命脉。石油和煤炭(数千万年前生物吸收太阳能,经过长期演化而形成)是化学工业的主要原料,它保障了人类的取暖及交通运输。水泥由石灰石制成,石灰石又是由贝壳和珊瑚虫及其它海洋生物的遗骸形成。橡胶、纸张、木材、农药及许多来自自然界的产物支撑着我们的工业。森林与湿地则帮助我们净化污染物质。
- 我们的大部分医药最终也是来源于野生动植物,其中包括常用的止痛药、节育药及抗疟疾药物。虽然现在许多药物是由化学方法合成的,但药用植物在世界许多地方依然十分重要。在印度,民间医生使用 2500 种药用植物。而在中国已有记载的药用植物就有 5000 多种。奎宁、洋地黄制剂和吗啡都是从植物里提取的。在美国,40%以上的药都是取自自然的。

以上的几个例子表明,滥用有限的自然资源也就是自我毁灭,是缺乏理智的。许多现代科学的发展非但没有养育资源为人类造福,而是适得其反:为一两代人创造过剩的利益而滥用自然资源。这种现象从地方的森林砍伐到全球的气候变化,随处可见。

《保护世界的生物多样性》即是为那些志在把破坏自然的潮流改变成一种人与自然的新的、积极的关系的所有人提供一种基本指导。已证明了资源是可以更新的。建立在这个基础

上的一种新形式的文明不仅是可能的,而且是必要的。本书提出了可以促进这种新文明的准则和方式。以下面这几方面做为基础,那就是社会的自力更生、自然与人类文化的繁荣昌盛。考虑到整体的收支平衡经济体系,人类能够应用科学技术征服自然,应用现代信息技术保证决策活动都是以全面的现有知识为基础。

许多影响自然资源应用的主要决策都是在城市里确立的,因而是脱离自然资源是有限的这一事实。贸易、国际合作、土地使用、防御、农业、林业、渔业、教育、卫生及金融等方面的政策都影响着生物资源是被合理利用还是被滥用,本书可使决策者们不忘记人类繁荣昌盛的源泉是在乡村,而新的政策应确保人类能从生物资源中不断地获益。

致 谢

本书中的文献资料在准备的过程中得到了以下组织的资助。他们是：亚洲开发银行、国际保护协会、高利公司、国际自然与自然资源保护联盟、麦克阿瑟基金会、公共慈善理事会托拉斯、洛克菲勒基金会、奥尔顿·琼斯基金会、废品回收利用公司、世界银行、世界资源研究所、世界野生生物基金会(美)以及丹麦政府、芬兰政府、荷兰政府、挪威政府、瑞典政府及瑞士政府。

此书中的思想得益于 1988 年 8 月 29~31 日在肯尼亚的内罗毕的讨论。受联合国环境规划署执行主席穆斯塔法·托尔巴的邀请，以下诸位参加了讨论：马丁·霍尔盖特、汤姆·洛夫乔伊、大卫·芒罗、鲁本·奥伦堡、皮尔兹·奥林多、彼得·雷文和迈克尔·索尔。文献当中，特别是有关经济情况及生物多样性方面，大部分从国际自然与自然资源保护联盟先前的工作成果中引用的 (McNeely, 1988)，世界资源研究所编写的关于生物多样性的白皮书草稿是在洛克菲勒基金会的资助下完成准备工作的。本书论及的许多题目最初是由诺曼·迈尔斯引起世界关注的。他常常是走在自己时代的前面。在学术上，这篇文章还要归功于雷·达斯曼、贾里德·戴蒙德、大卫·皮尔斯、邓肯·普尔、罗伯特·克里斯蒂、普雷斯科特·艾伦及杰丽·沃尔福特。国际自然与自然资源保护联盟的许多成员为此也做出了努力，其中包括史蒂夫·戴维斯、帕特·杜根、杰丽·哈里森、弗农·海伍德、彼得·希斯莱尔、马丁·霍德盖特、罗宾·佩罗、杰夫·塞耶、休·辛格、西蒙·斯图尔特和吉姆·桑塞尔。乔安娜·埃法尼和珍妮·科隆波孜孜不倦的秘书工作也给予本书以极大的支持。

初稿的讨论是在“世界银行的生物多样性工作任务”的一次会议上进行的。这次会议是由肯·皮尔顿和约翰·斯皮尔斯主持，玛丽·戴森和拉斯·米特迈耶组织的。会议期间我们收到了大量的评议，这些都反映在这本文献中。杰拉尔多·布达威斯基、比尔·康韦、普拉米拉·卡普尔、汤姆·洛弗乔伊、拉里·梅森、诺曼·迈伊、乔治·拉布、约翰·塞顿斯蒂克、米歇尔·苏莉、汤姆·斯托尔、比尔·威伯及其它许多人都为此做出了重要贡献。

初稿还曾送给世界各地的许多专家审阅，从而收到了许多有益的建议，他们是华伦·布

拉克尔曼(泰国)、大卫·奇威斯(英国剑桥)、J·C 丹尼尔(印度)、道格·福勒(华盛顿特区)、乔格·甘兹霍(前联邦德国)、柯林·格罗夫斯(澳大利亚)、芭芭拉·哈里森(荷兰)、K·埃伦·霍格兰(华盛顿特区)、幸西娅·杰森(华盛顿特区)、莫力·库克斯(华盛顿特区)、大卫·兰东(澳大利亚)、杰里米·马里逊(英国)、克莱夫·马歇(马来西亚)、莎伦·马托拉(比利时)、诺曼·迈耶(英国)、J·C·奥格顿(佛罗里达)、朱莱蒂·佩思(马来西亚)、乔蒂·萨巴特(西班牙)、阿杰·拉斯托吉(印度)、普拉莫托·赛维切恩(泰国)、雪莉·斯图拉姆(肯尼亚)以及朱迪思·威斯(华盛顿特区)。

内 容 概 要

当人类进入工业时代时,伴随着 10 亿人口和空前丰富的生物多样性——地球上全部的基因、物种和生态系统。为推动工业的发展,人类便肆意利用生物资源对人类有现实或潜在用途的那部分多样性。

至 20 世纪末期,人类开始意识到,生物资源是有限度的,而且这一限度已被突破,因此人类正在削减生物多样性。于是,人类同其赖以生存的生物资源间的关系进入了一个特殊的变革时期。人口的增长越来越快,而在已知地质年代中,物种的灭绝速率已达到最高程度,气候变化也比过去更加剧烈。

人类活动渐渐蚕食着地球维持生命的能力。与此同时,迅速增长的人口和不断提高的消费水平对地球上资源的需求愈来愈大。占地球上多数的贫困国人民为争得生存和占少数的富裕国人民在消费资源的过程中共同造成的破坏作用,至少在全球范围内,无情并迅猛地打破了人类资源消费和地球生产力之间固有的平衡。

地球的维持生命系统将始终遭受蚕食,除非人类的索取与地球上资源的承受力及发生过程更加趋于一致,最终使任何活动都具有持续性。所以,保护生物多样性遇到的问题不可与社会和经济发展带来的问题分隔开来。

随着环境变化速率的提高,最大限度地保持生物多样性之任务越发显得急切。基因、物种及生态系统的多样性为不同的人类社会适应自然变化提供了原材料。任何一个物种的消失都将会减少人类选择自然的机会,削弱适应自然变化的能力。

热带地区蕴藏着地球上绝大部分的生物多样性。工业国同样依赖于热带资源,以作为工业材料、食物与饲料的来源和药物、旅游区及广泛的有形和无形的财富来源。迄今为止,工业社会通过开发热带地区获得了巨大的利益,然而他们却没有对保护资源进行相应的投资,也没有对过度开发作出环境破坏的补偿。廉价的劳动力和原材料并未体现出真实价值、开发者发展援助不足及其商品价格和利润率失控,只不过进一步加快了他们对资源的毁灭和破坏。发展中国家债务危机的扩大及相应的高利润率表明,这一情形在继续恶化。

生物多样性的减少日益引起各国政府、工业界、各发展机构及广大公众的关注。他们逐渐认识到,发展依赖于保持生物多样性。

怎样才能运用科学知识最有效地保护地球的生物多样性呢?怎样才能遏制破坏的步伐

使生物资源对持续发展作出最大的贡献呢？揭示保护生物多样性中遇到的问题需要什么信息呢？需要最先揭示的问题是什么？怎样才能最有效地协调保护生物多样性中众多的努力呢？解决这些问题相应的资金来源从何挖掘？

本书就是要探索这些问题的答案。

生物多样性的价值

生物资源是地球上生命存在的基础，其中也包括人类生存的基础。这些资源重要的社会、伦理、文化及经济价值有史以来便在宗教、艺术与文学中得到认识。孩子们对自然富有的极大兴趣，数不胜数的野生生物俱乐部，对非政府保护组织慷慨的捐助，“绿色国家”在政治上受到的支持以及动物园和野生生物电影的魅力等爱物舍财的表现说明，公众并不以金钱来衡量生物资源的价值。

然而，为争得世界各政府和商业决策者的重视，有关生物多样性的决策应首先用经济术语表现出生物资源对一个国家的社会经济发展作出的贡献。即使是从经济效益角度部分地评价保护生物资源的利益，也至少会起到一部分作用，表明保护将会给国家财政收入带来收益。

用来确定生物资源价值的方法主要有三种：

- 评价不需经过市场而直接被消费的自然产物的价值（“消费价值”），如薪柴、饲料及野味。
- 评价商业性开发利用的产品的价值（“生产价值”），如木材、鱼、市场出售的野味、象牙和药用植物。
- 评价生态系统功能的间接价值（“非消费价值”），如水源保护、光合作用、气候调节和土壤肥力以及保持未来选择机会（“选择价值”）和仅仅掌握某些物种生存（“生存价值”）的无形价值。

生物资源遭受威胁的原因与方式

生物资源减少的近因十分明了。生物资源主要由于以下活动造成退化和减少：大规模皆伐或烧毁森林、过度猎捕野生动物和采集植物、滥用杀虫剂、抽取湿地水体和填充湿地、破坏性渔业捕捞、空气污染以及把野生地改为农田和城区。

如果把生物多样性的减少归结于直接原因，那么应当采取保护性或更常见的针对性措施，例如制定法律、封闭资源以及规定新增的保护区。当资源遭受大规模过度利用时，以上措施更为必要。然而在改变威胁生物多样性的社会及经济原因时，这些措施常显不足。

过度利用资源的基本形式包括对产品的需求,诸如热带硬木、野生生物、纤维、农产品等。在没有经济增长和发展保障下不断增加的人口,日益加重了对已趋贫乏和枯竭的自然资源及生态系统的依赖。移居政策促使更多的无业劳动力向边缘地带流动。债务的压力迫使政府鼓励生产创汇产品。许多国家的能源政策刺激了能源的低效能使用,结果造成空气污染物增多以及全球大幅度变温的威胁。不适当的土地占有制度限制了农民进行投资,以致不能持续地利用有限的自然资源。

如果把生物多样性的减少归结于根本原因,应采取措施进一步加强保护,努力合作,揭示毁灭资源的社会和经济形式。

在取得保护生物多样性更大成绩的过程中,应当注意六个主要问题:

- 国家发展目标没有给予生物多样性以足够的重视。
- 贸易和生产经营者(他们能够转嫁环境费用)通过利用生物资源获得最大利益,而当地民众谋生之路狭窄,蒙受过度利用带来的环境影响,却无利可图。
- 对人类赖以生存的物种及生态系统仍了解不详。
- 已掌握的科学知识没有充分应用到解决管理问题的实践中去。
- 多数组织的保护行动涉及范围狭窄。
- 负责生物多样性保护的机构缺乏进行工作的充足的经费来源和组织来源。

保护生物多样性的途径

保护生物多样性需要找出近因和远因。威胁生物多样性的因素错综复杂,这就要求众多的私有部门和公共部门采取广泛的对策。所有各种对策都很必要,当然也包括适应地方情况的对策。由于国家政策往往会造成资源毁坏,所以政策调整理应是实现保护必要的第一步。直接关系到荒地管理和林业的国家政策,通过土地所有制、乡村发展、计划生育和对食物、杀虫剂及能源进行补贴等间接影响生物多样性的国家政策,对生物多样性的保护至关重要。国家和地方保护对策常常可以作为评价此类政策的一种方法。

保护物种最好通过保护栖息地来实现。大多数国家政府已制定了对保护生物资源至关重要的栖息地保护法规。这些规定可包括:国家公园和其他类型的保护区(主要保护区约有4500个,占地面积近5亿公顷);保护特殊森林、珊瑚礁或湿地的地方法律;特许权协议内加入的规定;对某些种类的土地规划的限制以及保护宗教圣地及其它特殊景观的惯例法。在公共机构和私有机构中,这些管理责任往往十分普遍。尽管已取得令人瞩目的成就,但是受保护栖息地的总数还应当增加三倍,才能使这些区域为保护生物多样性作出必要贡献;同时在这些区域应采取比在国家公园更灵活的管理措施。

另外,只有有效管理保护区,对其周围土地的管理与保护区宗旨相一致,才能实现保护的目。这样保护区将特别地被列为较大区域性项目的一个部分,以确保资源的生物学和社

会的持续性,并为乡村人口谋取适当的利益。

易地(*ex situ*)保护项目(动物园、水族馆、种子库和植物园等)补充了就地(*in situ*)保护之不足,它通过对濒危珍稀动植物种及其繁殖体的长期储存、分析、检测和繁殖而实现这一目标。对于种群数量骤减的野生物种,易地保护尤其重要,它可作为就地保护的补充、物种再引进的材料来源和未来繁殖驯化物种的遗传物质的主要载体。一些易地保护设施(主要是动物园和植物园)为公共教育提供了重要场所,其中许多还对分类学和野外研究作出了重要贡献。

防止生物圈污染采取的措施也许是最广泛的了。它耗费最大,最能引起公众和政府的关注。生物多样性受到多种化学污染的威胁,但最严重的威胁也许是来自空气污染和因毁林及矿物燃料燃烧致使大气二氧化碳含量增加而造成的气候变化。在今后 40 年,世界平均气温将升高约 2℃,海平面将平均上涨 30~50 厘米。保护区内包含的物种和生态系统当然也会受到温度变化的影响,期望现有保护区界限随温度变化而移动将不大现实,因为保护区周围通常是受到人类强度利用的土地。这样就需要在管理上进行新的干预以维持以上系统正常运转。

刚才讨论过的许多对策受到国际法规的支持,它们推动了保护生物多样性的有效合作。然而,物种和生物多样性的利用率仍然远远超过其持续生产能力。当认识到生物多样性日益遭受的严重威胁以及采取国际行动揭示这些威胁的迫切性,国际自然与自然资源保护联盟与联合国环境规划署(UNEP)着手准备缔结《生物多样性保护国际公约》。这一行动赢得了各国政府的广泛支持,其中包括美国国会的联合决议。

人民奠定了持续利用生物资源的基础。地方社会需要进一步参与生物资源的管理,并受益于资源的持续利用。因为世界上许多地区的土著居民把自然资源尤其是野生生物视为文化发展和经济繁荣的必要基础,所以在保护计划中应当特别重视他们。地方人民要跟负责管理生物资源以及建立和管理保护区的机构保持密切联系。不过地方利益与国家利益在保护中发生冲突时,要极为谨慎,采取因地制宜的措施。

保护生物多样性需要的信息

有效的行动应该建立在准确信息的基础上。信息传播得越广,个人与机构就问题与措施的理解越会趋于一致。所以,发展与使用信息在从地方到国际社会的不同层次,都是保护的一个必要组成部分。

可悲的是,目前对物种和生态系统的认识还很不够;甚至对非洲灵长类这样经充分研究的大型动物的分布和种群状态,仍缺乏详细了解。增加对地球上有机体的种类和多样化、有机体彼此之间以及它们与人类的关系的了解,必将是保护计划的基础。这是不言而喻的。

所以,主要工作应致力于:

- 统计世界上动植物物种的丰富程度,包括博物馆、动物园、水族馆、植物园、大学及研究站;
- 进行野外生态调查,揭示生态系统各部分共同组合的方式,调查具有特殊意义的物种的种群动态,评价天然栖息地分裂造成的影响,确定生态系统及其组成物种繁盛需采取的管理措施;
- 寻求易地保护的新方法,包括人工繁殖和最终放归“自然”生态系统;
- 监测生态系统多样性及其功能在人类影响加强的情况下的变化,包括气候变化、毁林及多种形式的污染;
- 评价面积较大、受影响较小的生态系统与受人类影响较大的生态系统间的生态差异,以作为提高生产力和恢复退化生态系统生产力的基础;
- 进行社会科学研究,确定地方人民管理资源的方式、资源量和土地利用的变化影响人类行为的形式以及人民利用生物资源的手段。

这些本底调查和基本研究工作应当与实际行动同时开展,以加强两者的实施。

政府机构、地方社会和保护组织都需要信息来保证他们更有效地管理生物资源。有助于实现这一目的的信息工具包括对动植物的基本描述、实用野外鉴别手册、快速调查方法以及使用微型计算机的基本计算机程序。

对热带地区的信息要求尤为重要,因为这些地区蕴藏着世界上绝大部分的生物多样性,并且物种正在以人类远不及记录的速率消失。最优先的基础调查工作应给予多样性最丰富、特有分布性强、而且最受威胁的地区,因为这些地区物种带有的信息在人类还没有了解它们的时候就可能消失了。

发展机构应当通过传授方法,提供分类学者和生物学者培训机会,资助出版状态研究报告等方式,支持一些国家建立地方、部门和国家信息管理系统。大学、研究机构和非政府组织的力量应大力加强,以协助政府评价生物资源。博物馆、其他以分类为主及与生物多样性保护有关的研究机构间应建立更为密切的工作关系。

确立生物多样性保护的优先工作

当1982年各国政府在联合国通过《世界自然宪章》时,一致同意所有物种和栖息地应当在技术上、经济上和政治上受到妥善保护。不过能用于保护的总是有限的,所以花费精力确定优先工作往往会节省大量的时间、财力和人力。

确定优先的保护工作是一项复杂的工作。生物最初的遗传概貌在进化过程中不断变化,通过有限的保护计划难以保护世界上难以预料的丰富变化;此外,各国政府或私有机构解决环境问题的能力也很有限,许多迫切的问题都急待解决。所以,要保护生物多样性,各国政

府、国际组织和保护机构必须加以选择,并提出哪些物种、哪些栖息地最能吸引公众参与到保护中来。

如何确定生物多样性保护优先工作尚没有一个普遍接受的方案,而且制定这样一个方案既不可能又不可行。不同的组织和机构目标不同,确立优先保护工作的方式不同。例如,从全球角度看生物多样性,具有丰富物种多样性的地区或许最为“宝贵”;然而,从撒哈拉畜牧社会的角度来看,当地生态系统中的生物多样性,即具有最高的价值,尽管在全球范围内它的多样性相对贫乏。

确立优先保护工作的方法不同意味着采取不同类型的保护行动,但都有利于世界各地的生物资源保护。任何一种方法都各具千秋,主要不同之处是制定每种方法的目的不同。

对策和行动计划在推动生物多样性保护中的作用

保证参加机构一致同意优先保护工作的最好方法之一,是制定一项限定基本问题、确立适当目标的对策。对策转变为行动,要经过一段时间的酝酿,以安排实现对策广泛宗旨的具体工作,其中通常包括制定行动计划。

一项全球性对策需要为地方和地区措施提供蓝本,并为既反映地方优先保护工作,又能够实现全球保护目标的行动选择和行动时机作出准确指导。全球性对策应当得到地区、国家、地方和部门对策及其实施的支持。

目前,一项涉及生物多样性各个方面,包括所有纬度的海洋和陆地生态系统的对策正在酝酿中,它由世界资源研究所、国际自然与自然资源保护联盟和联合国发展规划署发起,会同世界野生生物基金会、国际保护协会、世界银行、亚洲发展银行以及其他热带和温带国家主要的政府和非政府机构联合制定。世界粮农组织和联合国教科文组织预计也将参加。对策的目的是:

- 建立一个共同的观点,促进国际合作,同意国际间付诸行动的优先保护工作;
- 分析前进中的主要障碍,分析国内和国际政策变革的需要;
- 明确生物资源保护与发展更有效统一的方式,认清它与人类面临的其他问题间的联系;
- 推动生物多样性保护的地区,国家和专类行动计划的进一步发展和实施。

生物多样性保护资金募集的方式

生物多样性保护措施需要新的集资方式来支持。这些方式应当以谁受益于生物资源,谁必须付出更大的代价,以保证持续利用这部分资源。在地区范围内,应努力保持促进保护的

经济鼓励；在国家范围内，应努力确保政府的政策与这些经济鼓励相一致；在国际范围内，应努力保证受益于热带生物资源的富裕国家能够投资保护这些资源的生产能力。

在国家范围内，基本可靠的集资方式包括收取国家公园参观费和其他费用，收取生态服务费用、征收特别税、与大的发展项目建立集资联系、回收生物资源利用利润，在特许权协议中签订限制条件、向私人部门寻求支持、建立保护基金等。在世界范围内，有效方式包括提供援助资金的国际公约、国际保护组织的直接资助、债务转换、有限的货币控制以及保护特许权等。

总的来说，保护应当在可能的最大限度内通过市场得到支持，而市场则需建立在中央政府适当政策的基础上。本书中讲到的所有集资方式中都存在着一个社会成本问题，因为酬集到的资金或许会被政府用于认为更紧要的其他方面。不过资金用于保护的优势在于收入来源于自然资源，而且其中一些是由公众提供，以表达他们对非消耗式利用自然资源的支持。

在许多国家，资金不是保护成功与否的主要制约。当保护机构始终缺乏足够的资金时，当然需要额外资金。不过即使具有庞大的经费，如果政府在其他部门的政策与保护背道而驰，同样不会取得成功。所以，任何新的集资方式应当成为一揽子规划中的一部分，包括在国家安全、土地占用、能源、边缘地带移民、外贸、交通等方面必要的政策调整。

政府决策者的主要任务是认识生物资源的多方面的价值，不失时机地对维持资源持续生产力进行投资。他们也需要集思广益，为地方社会、私人机构或非政府机构能够完全控制管理重要的生物资源或地区，以及在有效的税收和投资环境中能够自谋资金创造条件。通过实施由政府政策支持的创造性的集资方式，保护过程中的这一主要障碍是可以消除的。

结 束 语

目前加剧世界生物资源枯竭趋势的因素仍然存在。新颖的措施、集资方式和政策有待于实施，在不同的责任范围内，通过新的措施把美好的人类生活和完整的生物资源遗产转变为现实。新的致力于保护的伙伴有待于结识，包括所有直接依赖于生物资源的机关、部门和私人机构。例如，国家公园部门应该与代表各方不同利益的众多其他机构联合起来管理栖息地。此外，其他行业的机构应该加强与各自工作有关的生物多样性的管理。

20世纪90年代是进行建设性和创造性决策、行动和投资的最后十年，而不是采取紧急援救措施。只有这样，才能确保世界上丰富多采的物种和生态系统的物质及生态价值得到维持和调查，其持续利用，得以推动并支持通向发展的崭新和革新措施的最后十年。最大限度地维持生物多样性、文化多样性和科学动力，将共同成为人类将来面临的最切合实际的措施。

我们正处在人类文明史的十字路口。今后几年所采取的行动,将决定我们继续步入过度利用和滥用生物资源的歧途,还是踏上保持丰富生物多样性和持续利用生物资源的光明之路。人类未来的文明取决于人类自己。

第一章 生物多样性及其重要意义

作为发展的物质基础,生物资源保证了当地的自给自足;同时,生物多样性是全球的财富,它给所有地区的人们带来利益。在地区、国家和世界范围内,都迫切需要为保持生物资源的多样性作出努力。

我们这代人具有真正的良机,也担负着重大的责任。我们不仅继承了一直生存在我们这个星球上最丰富多样的生物群落(Wilson, 1988b),还拥有迄今最尖端的技术,运用这些现代技术开发这个星球的资源。生活在 20 世纪的人们目睹了人类经历过的、最巨大的社会变革和人口变化。确实,我们生活在一个重要的时代。

资料简介 1

什么是生物多样性?

“生物多样性(Biological diversity)”包括所有植物、动物、微生物物种以及所有的生态系统和它们形成的生态过程。它是一个描述自然界多样性程度的内容广泛的概念,包括生态系统、物种以及某一特定群体的基因的数量和频率。通常认为它分为三个不同层次:遗传多样性、物种多样性和生态系统多样性。遗传多样性是遗传信息的总和,蕴藏在地球上植物、动物和微生物个体的基因中。物种多样性是指地球上生物有机体的复杂多样性,估计大约有 500~5000 万种,甚至更多,但实际上被记述的仅有 140 万。生态系统多样性是指生物圈内栖息地、生物群落和生态过程的多样化以及生态系统内栖息地差异、生态过程变化的惊人的多样性。生态系统使营养物质得以循环(从生产、消费到分解),这些营养物包括:水、氧、甲烷和二氧化碳(它们对气候有影响)以及硫、氮和碳等其它所有化学物质。

生物学家把地球上的生物归并入一个公认的等级系统,它反映了所有有机体的进化关系。从低级到高级,生物的主要类群或分类单位是:种、属、科、目、纲、门、界。例如,人被归类为:动物(界)、脊椎动物(门)、哺乳(纲)、灵长(目)、人(科)、人(属)、智人(种)。最后两个名称共同构成拉丁文的双名法,通常用来确定某种生物,并将它与其它生物区别开来。一个物种至少在一个特征上与另一个不同,而且通常不杂交(Raven 和 Johnson, 1989)。总之,有机体的分类名称排列越高,其进化趋向越古老。而对于智人来说,它比人属出现较晚,而人属则比人科出现得晚,依此类推直到界。大多数生物学家认为,有机体分为五个界:原核生物界(细菌)、真核生物界(包括藻类和原生动物)、真菌界(菌类植物、霉菌、地衣)动物界(所有动物)和植物界(所有植物)(Margulis 和 Schwartz, 1982。目前,认为大约有 100 个门(请见附表一)。

评介生物多样性的基础是要一个说明多少物种存在以及这些物种存在于什么地方的目录清单。从全球范围讲,对鱼类和植物的一些类群仍不时有重要发现的报道,但对植物和脊椎动物是相对清楚的。可是对于许多昆虫类群(特别是热带雨林中的甲虫)科学家只能猜测其数量。例如,Erwin(1982)提出有机体物种总数有3000多万之多,绝大多数未被描述过的种类生活在热带雨林中。螨类和线虫的种数如果没有几百万也有几十万。由于绝大多数对物种灭绝的估计是建立在推断之上的,因此对物种总数的不精确估计导致了物种灭绝速度估计的明显的的不精确性。May(1988)提出,在对食物网、相对丰富度以及生物个体数量与体型间关系的研究,可以找出一些方法,依据适当的规则推断出植物、动物和微生物多样性的总量。

但实际上对组成生态系统的生物,特别是对热带地区生物的基本了解是极不精确的。热带生物学优先研究项目委员会(国家科学院NAS,1980)总结道:当前大约有1500多名训练有素的职业分类学者有能力从事热带生物分类学工作,为了保证在允许的时间内,开展估计生物多样性中有重要价值的那部分工作,至少需要5倍于上述数量的分类学家。为了简便,很多人假设大约有1000万种物种存在,虽然最终数量大约是3000~5000万种。

由于这些局限,以下一览表说明了当前对生物多样性了解的状况(除另注明外,均由Wilson提供,1988a):

类 群	描述过的物种数	类 群	描述过的物种数
细菌和蓝绿藻	4760	真 菌	46983
藻 类	26900	苔藓植物	17000
裸子植物	750	(藓类和地钱)	(WCMC,1988)
(针叶植物)	(Raven等,1986)	原生动物	30800
被子植物	250000	海绵动物	5000
(有花植物)	(Raven等,1986)	珊瑚和水母	9000
线虫和环节动物	24000	甲壳动物	38000
昆 虫	751000	其它节肢动物和	
软体动物	50000	小型无脊椎动物	132461
海 星	6100	鱼类(真骨鱼)	19056
两栖动物	4184	爬行动物	6300
鸟 类	9198	哺乳动物	4170
	(Clements,1981)		(Honacki等,1982)
		总 计:	1435662 种

然而,我们未来的繁荣还远远没有保证。如果目前的变化仍然继续,我们这代人将要大量破坏我们继承来的自然资源承担责任。我们今后几年有关自然资源利用的决策,将决定全球人类文明和生物世界的未来发展。

太阳能和地球自然资源,共同为人类的繁荣提供了基础。其中有些资源是不可再生的,如石油、煤炭、黄金和铁,它们一旦被消耗,便不能在可期望的时间范围内恢复。其它一些是可以再生的,水可以反复循环,野生动物、森林以及农作物可以自我繁衍,如果管理适当,它们甚至还可以增加数量。

关于如何利用非再生资源的决策需要予以足够重视。人们正在许多方面作出努力,包括寻找那些被消耗殆尽的资源的替代物(Borman, 1976)以及有效的资源再循环,确保最有效且实际的利用方法(包括减少浪费)。但是更多的注意力应放在再生资源的管理上,因为它们是人类福利所需商品和社会服务的长期持续生产的基础。

生物资源,包括基因、物种以及生态系统,对人类具有现实的和潜在的价值;它们是地球上生物多样性(biological diversity,有时缩写为 biodiversity)的物质体现。生物多样性可简单地表述为:生命有机体及其赖以存在的生态复合体的多样化和变异性(OTA, 1987)。物种是生态系统的组成部分,生态系统为人类提供生命维持系统。现代技术、资本投入、国家机构、社会团体等可能增强或削弱这些生命维持系统。近来的二氧化碳增加,地球变暖以及地球臭氧防护层消弱等现象表明,自然对于环境滥用的承受能力是有限度的。

生物多样性是一个涉及所有物种、基因和生态系统的外延广阔的概念。生物资源可以实际地管理,可以被消耗或补充,可以是有指导的保护行动的对象。管理生物资源的方法可以增加或者减少生物多样性。在利用生物资源的同时,有效的管理系统可以保证生物资源不仅能够生存,而且还能够增加,从而为持续的发展提供基础。在实际应用中,应该采取行动,重视抽象的生物多样性和具体的生物资源两个方面。

许多发展计划未能认识到,保持自然系统往往形成对所涉及的土地在经济上和生态上的最佳利用。改造自然区域所引起的危害常常超过所得到的利益。在自然状态下,这些系统平衡水流量、畜积有价值的植物和动物、持续地生产木材、形成土壤、防止侵蚀以及吸引旅游收入。当维持较高的生活水准生产仍然过剩时,改进物种和生境管理,可以在生态系统中为人类社会保藏可利用的资源。

但是,当前的发展进程不是对丰富的森林、湿地和海洋资源加以保护,而是正在以这些生物资源无法再生的速度耗尽它们。例如,一旦某一热带雨林的树木被伐尽,营养物质便从系统中丧失,而恢复该系统可能需要 1000 年(Gomez-Pompa 等, 1972; Whitmore, 1984)。因此,可以认识到这种利用方式给人类带来的利益必然会远远少于在持续利用基础上管理资源所带来的利益。经验表明,唯有市场力量常常导致过度开发,大部分原因是对于这种发展其许多成本是外部的,人们得到利益而无须付出。由于不足的生物资源将只能通过当前的市

场途径来保护,这种全社会的保护需要只能通过社会各界共同参与来实现,它包括国际合作、政府的有效干预以及商业、工业、地方社会、大学和其它公共机构的广泛参加。

一、生物多样性与发展

近十年来在生物多样性保护领域中的工作(资料简介 3)表明,保护对发展的贡献已经被世界环境与发展委员会承认。该委员会 1987 年说:“今天,世界各国所面临的挑战,不再是判定保护是否是个好建议,而是各国如何从本国利益出发,采取各种可能的措施去执行。”

在现代观念中,保护是发展的一部分。根据《世界保护策略》,保护是“对人类利用生物圈的管理,旨在使生物圈为当代人生产最大的持续利益,同时保持满足人类后代需要和实现抱负的潜力,因此,保护的内容是明确的,包括对自然环境的保存(preservation)、保持(maintenance)、持续利用(sustainable utilization)、恢复和加强”(IUCN,1980)。

《世界保护策略》为参与保护与发展两方面工作的人们提供了一个有用的基本原理和如何使保护支持可持续发展的政策指导。它集中讨论了直接影响实现保护目标的主要问题,并确定了为提高保护效率和协调保护与发展所需的行动。它特别指明:首先,生物多样性的保存是保护的三个主要基础之一;第二是,维持基本的生态过程和生命支持系统,为生物多样性提供基础;第三是,论述生物资源的利用,确保对物种和生态系统的持续利用。

资料简介 3 保护生物多样性方面的最新进展

人们已经开展了许多强调保护生物多样性之必要性的科学工作,并且记述了可用于这一领域的技术和方法。80 年代的突出例子包括:

1. 实现生态发展观的国家公园规划(Miller,1980)
2. 保护生物学:一种新的进化生态学方法(Soule 和 Wilcox,1980)
3. 保护与进化(Frankel 和 Soule,1981)
4. 遗传学与保护——供野生动植物种群管理参考(Schonewald-Cox 等,1983)
5. 国家公园:保护和发展(McNeely 和 Miller,1984)
6. 海洋及海岸保护区:规划与管理人员指南(Salm 和 Clark,1984)
7. 保护遗传资源的价值(Oldfield,1984)
8. 植物遗传资源:一种保护规划(Yeatman 等,1984)
9. 盖尔星球管理设想(Gaia Atlas)(Myers,1985)
10. 热带保护区的管理(Mackinnon 等,1986)
11. 保护生物学:关于贫乏与多样性的科学(Soule,1986)

12. 保持生物多样性的技术(美国国会技术评价处, 1987)
13. 基因库与世界食物(Plucknett 等, 1987)
14. 生物多样性(Wilson 和 Peter, 1988)
15. 经济学与生物多样性(McNeely, 1988)
16. 经济发展中荒芜地的保护与管理(世界银行, 1988)
17. 保持灵活的选择: 保护生物多样性的科学依据(Reid 和 Miller, 1989)

管理野生生物保护区的政府部门需要加强, 因为即使是最成功的物种保护项目和保护区系统也只是其它部门一整套适宜的保护政策和项目的一部分。为了使保护生物多样性的努力得以成功, 对林业、农业、农村发展、国际贸易、灾害防止、能源、气候变化、人口、国家安全以及其它方面的不断改进和研究, 对成功地保护生物多样性是必不可少的。它包括对生物资源有影响的各部门的政策调整和改进管理以及经常呼吁各行业机构——林业、农业、渔业、旅游、通讯、卫生以及国防等部门担负起保护生物资源的新职责。

二、保护生物多样性的现代方法

在人类历史的大部分时间内, 自然界之所以从人类最严重的破坏中被保护下来, 是由于当时相对落后的技术以及文化和生态的因素, 诸如防止过度开发的禁忌, 因部落间冲突而保留下来作为“缓冲地带”的宽阔的荒野, 祖辈或家族而非个人的土地所有制, 相对稀少的人口以及许多其它等因素。然而, “伊甸园”也非十全十美。当人类进入这种充满猎物的新栖息地时, 这些动物从没有与人类打过交道, 因而大规模的灭绝经常发生。美洲国家、澳大利亚、马达加斯加以及新西兰就是最著名的例子(Martin, 1984)。由于农业的发展, 人类与地中海地区 90% 特有哺乳动物属的灭绝有关(Sondaar, 1977)。尽管存在当时这种狩猎和农业社会引起的物种灭绝, 但是直到工业时代的早期, 自然界仍保持着高度多样的生态系统和人类文化。

但在我们这个时代或说在过去大约几代人的时间里, 以化石燃料能源为基础的经济的发展, 国际贸易的巨大发展以及公共卫生措施的改善, 刺激了人口的迅速膨胀(图 1)。因而需要一种新的方法对待资源管理。在过去 100 年里, 许多政府制定了旨在保护野生资源的一系列明确政策。今天, 除少数国家外, 绝大多数国家都有了国家公园或自然保护区以及促进保护的律。绝大多数政府加入了各种国际保护公约, 而且将环境问题列入了国民教育制度中。非政府组织则积极提高保护问题的公众意识, 其中也包括生物多样性。

但是为什么破坏自然资源的现象仍在继续, 甚至还在加快速度?

问题之一可能是保护制度尚不健全。保护行动一直由自然主义者所领导, 其中包括对此感兴趣的业余爱好者和训练有素的生物学家。虽然他们的贡献是十分重要的, 但是他们却

不能完全解决伦理方面的保护的基本问题,因为这些问题不是生物学的,而是政治的、经济的、社会的甚至是伦理道德方面的。影响自然环境的一系列决策受压力和刺激的影响。这些压力和刺激远远不是在理论上对保护生物资源最有利的相对简单的技术性考虑。

因此,保护行动需要建立在最可靠的科学信息基础上,并由开发者、工程师、政治家、乡村社会学家、农学家和经济学家共同执行。当地资源的使用者常常是当地的决策者,其决策往往明显地受到他们自身利益的影响。致力于保护生物多样性的人员,首先应该能够确定当地人的合法利益,并且制定使保护利益与当地社会自身利益一致的办法。

没有简单现成的方法来确定保护各地生物资源的最佳方法以及如何使用土地才能最好地实现保护目标。制定决策时,要考虑生态的、社会的、政治的、经济的以及技术等各种因素。这些因素都可以随着时间的推移而改变,而且由于它们是相互联系的,因此一个因素的变化对其它所有因素都有影响,有时这种影响还是无法预料的。归根结蒂,决策需要在了解现状并作出最佳判断的基础上来作出。全球发展的不断变化仍将继续,因此人类需要采取一致行动来增加对持续变化的适应能力。

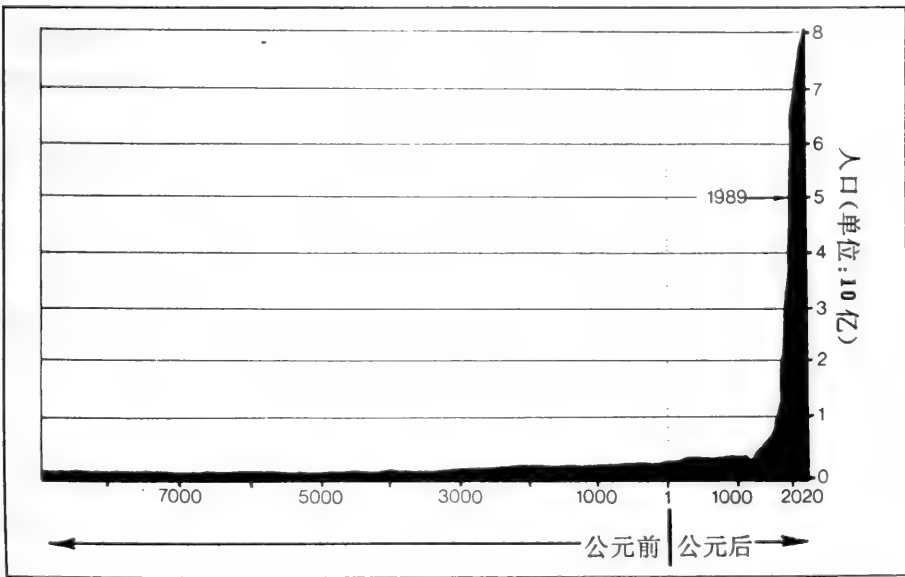


图 1 人口增长

三、制订一项全球生物多样性保护策略

物种灭绝加剧、遗传多样性减少、大气、水源、渔业以及森林破坏,引起了国际上对生物多样性的日益关注。随着气候、政治以及经济条件在未来几十年的变化,人类各民族将受到能否继续以其固有生活方式生存的挑战。人类各民族借助生物多样性提供的物质基础,以其

聪明才智适应了自然的变化,同时拥有的物质基础越雄厚,他们适应新环境的机会也越多。

各国政府和广大公众对生物多样性意义的逐步认识产生了一种愿望,即确保世界自然遗产的任何部分不致因人类的疏忽和无知而丧失。生物多样性将许多领域联系起来,例如,林学、农学、生物技术学、制药学以及国际贸易等等。这些领域以它们各自不同的角度看待生物多样性,但所有的方式都建立在一个共同的理解之上,即各种各样的生命形式都是一种原材料、一种资源、一种无价的宝贵遗产。

当许多热带地区的国家处在外债压力下时,为了执行保护生物多样性的新行动,各有关机构(包括国家的和在国际的、政府的和非政府的)行动需要互相支援,而不要由于互不了解而相互抵触。国际机构应该支持各国政府的行动。非政府组织应该促使有关国家和地区采取新方法。

保护生物多样性的全球策略应该为地方和地区的努力提供思路,并且为选择既强调地方优先又可实现全球目的保护行动提供简明指导。这种策略需要地区、国家、地方和部门的策略以及特定行动的支持。

全球及地区策略应该在以下几个方面寻找办法解决生物多样性所面临的问题:

- 在对生物多样性有重要影响的非传统保护部门中,进行适当的政策改革和改善管理(例如农业、林业、旅游、运输和通讯、教育和国防等部门);
- 确保传统开发活动有益于保护生物多样性,即贯彻世界环境与发展委员会(WCED)的持续发展的观点;
- 加强发展机构对生物多样性保护的直接贡献;
- 为保护生物多样性的国际合作和支持国家的积极性提供有力的法律依据;
- 通过加强培训、新的财政机制、更强的法令以及争取大众对保护生物多样性的更大支持,来加强保护部门的公共机构;

目前,世界资源研究所、国际自然及自然资源保护同盟、联合国环境规划署正在共同发起,并与世界自然基金会、国际保护协会、世界银行、亚洲开发银行以及热带和温带地区国家的主要政府部门和非政府部门保持着密切合作,共同制定一项全球生物多样性保护策略。这项全球策略涉及到生物多样性所有方面,包括所有纬度带的海洋和陆地生态系统。联合国粮农组织和联合国教科文组织也可能参与这项策略的制定。作为新的《世界保护策略》的一个重要部分,它旨在:

- 建立共同的发展规划,促进国际合作,商定优先国际行动;
- 调查国际进展的主要障碍,分析需要改进的国家和国际政策;
- 说明怎样使生物资源的保护能够更有效地与发展协调一致,并分析它与人类面临的其它有关问题的联系;
- 在生物多样性的保护、研究和持续利用方面,促进地区级、国家级和专类行动计划的进一步制定和执行。

90年代必将是在保护生物多样性方面加强行动、吸收大量的国家和国际投资的时代。正如哈佛大学著名生物学家 Edward O. Wilson 说的那样：“为了继承这宗巨大的自然遗产，人类在未来将如何对待地球上的生命，无论好坏，都将在今后十年内确定下来”（Wilson, 1988b）。本文献所建议的种种方法都是为了让这一代人使地球变得富饶而不是枯竭。

第二章 生物多样性的价值

尽管生物资源的价值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。

生物资源是地球上生命的基础。生物资源重要的社会、伦理、文化和经济价值在人类最早的宗教、艺术和文学记载中就已被认识到了。有了这么多的价值,绝大多数人类文明(和政府)都接受了保护原则就不奇怪了。普通群众也认为生物资源不仅仅具有金钱价值,儿童对自然的浓厚兴趣、众多的野生动物俱乐部、对民间保护组织的慷慨捐赠、对“绿党”的政治支持、动物园和野生动物电影的大众化以及其它许多无形的标志都是有利的证据。

但为了引起当今政府决策者的注意,有关生物多样性的政策应首先从经济角度来反映生物资源对国家社会经济发展的价值。因为生物资源提供了支持各种经济发展所需的最基本生物原材料,所以一些人认为生物资源在某种意义上超出了普通价值范畴(Oldfield, 1984)。但那些企图开发生物资源的人们找到了充足的经济学理论,因而有必要应用同样的方法寻找理论依据,支持利用这些资源的其它方式。

可是,经济分析中仍存在着一些严重的问题:标准模式对长期效益并没有给予足够的重视;对自然过程,如流域保护和气候改善的评价方法仍然很不成熟;必须成为经济学方程组成部分的美学、伦理道德、文化和科学等方面的考虑常常被忽略。

新经济评价方法应保证经济价值体现在货币和非货币的两种表现形式上,而且并不仅仅是简单地试图给自然界贴上价格标签。确定这些定性的和定量的价值可以为更有效的行政管理提供依据,保护生物资源一般要通过运用经济鼓励来实现(McNeely, 1988)。

一、伦理学、经济学和生物多样性

在检验保护生物资源的经济因素之前,值得注意的是各国政府已经对自然给予了重要的道义支持,但这方面在以前很少受到注意。1982年10月28日,联合国大会(General Assembly of the United Nations)“采纳并正式颁布”了《世界自然宪章》(附录2),它表达了各国政府对生物多样性保护原则的绝对支持。该宪章认识到:人类是自然的一部分;每种生命形式都是独特的,无论对人类有多大价值,都理应受到关注;从自然获得持续利益,依赖于对基本生态过程和生命支持系统的维持,依赖于生命形式的多样性。它呼吁,采取对策保护自然,进行科学研究,监测物种和生态系统,在保护行动中开展国际合作。但是,除各国政府和

保护学家外,《世界自然宪章》已经被遗忘了,因此今后应予更加广泛的宣传。

依靠《世界自然宪章》的原则和《世界自然保护大纲》(IUCN,1980),国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)伦理学和保护工作小组已经提出了保护的伦理学基础(资料简介4)。这个工作组总结到,生物多样性保护的伦理学基础需要与生态学原理相一致,重要的是促进其长期持续的有效。必须认识到,物种和生态系统的存在的理由要比简单满足当代消费者的经济欲望更微妙,更难以理解。如果我们只顾最大限度地满足当代人的利益而导致一个基因库灭绝,则人类所有后代都将为此蒙受损失(Rolston,1985b; Norton,1986; Zhronfeld,1972,1988)。

自然还具有相当抽象的重要价值,例如旷野是自然的象征,是城市紧张生活的对立面,它的这种重要价值是通过电影、电视、书籍、商品、照片、画片及许多其它媒介传播给公众的。自然旷野的这些象征性受到普遍喜爱,可以看出,它们必有助于使人类把城市生活的压抑控制在一个可容忍的程度。

Ehrenfels(1988)告诫说:保护的理论不可单纯从经济方面考虑。“毫无疑问,如果我们仍然只重视本就明显的价值,忙乱之后,除了贪婪之外,我们将一无所有。需要指明的是,我不仅致力于给生物多样性确定一个实际价格,而且还试图重新限定它们模糊的生存价值……正如在热带森林中艰难地寻找新药一样,经济学的价值标准在实际应用中是变化的和不固定的,而且还完全是机会主义的。这与漫长岁月的生物多样性保护所需要的价值体系是对立的”。

进一步说,许多科学家认为,还没有人对每一种基因、物种或生态系统有足够的了解,从而更广泛地计算出他们的生态学 and 经济学价值。Ehrenfeld(1988)还谈到,“数量最少、最稀有、分布最狭窄的物种(简单地说,即是最可能灭绝的物种)很明显,是最不能被生物圈所遗漏的种类”。另一方面,其中许多物种被人类严重地忽视了;野生水稻的种群是一个显著的例子,这种水稻是禾本科植物抗矮化病毒的唯一来源(许多其它例子见于 Myers,1983a; Prescott—Allen 和 Prescott—Allen,1982a 文中)。

这种观点当然值得牢记,实际上影响生物资源现状和变化趋势的主要决策仍然依赖于包括价值确定在内的各种经济因素,即使是部分地以货币形式评价保护生物资源的效益也能反映出保护的部分或是全部效益,并可向政府表明保护能够获得利润,有助于扩大财政收入。即使意识到这些问题的伦理限制,有效的生物资源管理仍然不可避免地要强调这些经济价值问题。因为,仓廩实而知礼节,而事实上那些在饥饿线上挣扎的人们常常生活在多样性最丰富的地区。

然而,由于自身的局限,经济学方法不可能是高度精确的。正如世界银行的经济学家杰瑞米·沃福特(Jeremy Warford,1987b)所述,“经济方法能否奏效,关键在于它们的局限性能够被理限并时刻牢记”。应当认识到,特别是对于分布和不可逆影响作出价值判断是不可

避免的。但是,以货币形式定量分析尽可能多的变量,对这类问题的(包括易忽略潜在价值的判断)明确化和具体化是非常重要的。

资料简介 4

保护生物多样性的伦理学基础

- * 世界是由自然群落和人类群落组成的相互依赖的整体,任何部分的健康与兴旺都依赖于其它部分。
- * 人类是自然的一部分,与地球上其它物种一样,受到永恒的生态学规律的制约。所有生命都依赖于自然系统不间断的运行,自然系统的运行保证了能量和营养的供给,因此人类担负起生态职责对维持地球上各类群的生存、安全、平等和尊严是必需的。人类文化必须建立在对大自然深切关注的基础上,建立在与自然和谐相处的观念上,建立在人类活动必须与自然相平衡的认识上。
- * 我们必须遵从的生态学规律并不是对人类努力的限制,相反,它给人类维护环境的稳定性和多样性指明方向,提供指导。
- * 所有物种都有天赋的生存权利。维持生物圈完整性及其各个物种、景观和栖息地的生态学过程将被保持。同样,所有适应当地环境的各种人类文化的繁荣都会得到促进。
- * 持续性是所有社会和经济发展的基本准则。必须选择有关的个人和社会价值标准以着重强调动植物区系和人类经验的丰富性。这一道德准则使自然的多种实际价值,如食物、健康、科学、技术、工业和娱乐等等,得以公平的分配并维持到后代。
- * 保障后代的幸福是当代人的社会责任。因此,当代人应当将非再生性资源的消耗限制在满足社会的基本需求的水平,并保证再生资源得到维护,保持其持续生产力。
- * 人类必须对自身和地球生命履行应尽的义务。因此人们必须具有充分的接受教育、参与政治和维持生计的机会与权力。
- * 不论一个社会具有何种最主要的政治、经济和宗教等思想意识,都应当鼓励尊重和加强生命多样性的各种联系,促进自然和人类生活的伦理学和文化前景多样性的繁荣。

美国国际开发署(USAID)(1987)阐明,现有经济学主流是汇集以货币价值形式表现的实利性计算结果,包括(以原始的和标准化形式)反映在市场上的商业价值。无论如何,它扩展了核算方法,引进了人类不能在有序市场上交换的、好恶性因素。在保护生物资源方面,这种实利性核算方法的开展和完善非常有用,因为它表明商业利益并不总优于包括更广泛经济因素的理由(Randall,1988)。

完善这种实利性核算方法,不需要承认实利性方法的基础本身就是人们赞赏的伦理体系这类先决条件。伦理目标也可以通过完善这种实利性核算得到体现,从而表明从商品到生物多样性等方面,人类偏好的价值含意。有些人可能坚持,关于生物多样性价值的全面讨论

不应当局限于对实际利益的关心，“即使是这类人，他们也倾向于选择一个合理的、全面平衡的实利性分析，而不是依据商业帐目，歪曲片面的分析”(Randall, 1988)。

《世界自然宪章》中包含的道德承诺为保护生物多样性提供了强有力的理由，但它还只是不能约束各国政府的“软法律”。因此，它很少被引用和摘录，事实上，它总是在被违反而不是被遵守时才更受到重视。我们还无法希望资料简介 4 中的道德准则本身能够使人类行为发生重大变化。此外，还需要有理由去改变政府的决策方法，这通常需要经过经济学论证。生物多样性在物质上、美学和伦理学方面都具有十分重要的价值。尽管公众越来越认识到那些无形的价值，但发展的进程仍趋向强调物质利益。

二、评价生物资源的价值

为了评估保护生物资源方面投资的优先度，政府需要有说明这些资源对国家经济贡献的明确指标。经济学家们已经设计出许多确定自然生物资源价值的方法(详见 Barrett, 1988; Brown 和 Goldstein, 1984; Cooper, 1981; Fiwher, 1981b; Hufschmidt 等, 1983; Johansson, 1987; Krutilla 和 Fisher, 1975; Pearce, 1976; Peterson 和 Randall, 1984; 以及 Sinden 和 Worell, 1979)。预计还会有更多的方法出现，因为评估一种生物资源所带来的利益，目的不同，方法不一；而且对于不同资源，评价方法也不一样。例如，测定森林原木生产价值的方法，与评估森林的娱乐价值及森林对保护流域的价值的价值的方法就大不一样。

评价生物资源的价值目前有三类主要方法：

- 评价自然产品价值——例如薪柴、饲料及野味等，这些产品都不经过市场流通而直接被消费(“消费使用价值”)。
- 评价商业性收获的产品价值——例如市场上出售的野味、木材、鱼、象牙和药用植物等(“生产使用价值”)。
- 评价生态系统功能的间接价值——例如流域保护、光合作用、气候调节和土壤肥力等(“非消费性使用价值”)，此外还包括使未来选择成为可能或仅仅使人了解某个物种存在的无形价值(分别称为“选择价值”和“存在价值”)。

有些生物资源被收获后很容易被转变为收入，而有些却只有无明确价格标志的贡献。因此，为了使政府能够依据最多的情报作出分配稀有资源的决策，必须应用多种不同的方法来衡量正负影响的显著性和价值。政府还应当寻求确定总价值的机制，这种机制需要一系列广泛的方法作基础。主要的方法简要地汇编在资料简介 5，并在以后部分讨论(摘自 McNeely, 1988)。

评估保护生物资源的效益和成本，为确定保护区或其它生物资源保护系统的总价值建立了基础。保护生物资源的价值是明显的，应当把保护视为一种经济发展方式。因为生物资源有经济价值，对保护的投入应当以经济形式来确定，这就需要可用可信可靠的方法来衡量保

护的效益。

资料简介 5

生物资源价值的分类

直接价值：* 消费使用价值(如薪柴、野味等的非市场性价值等)
* 品使用价值(木材、鱼等的商品价值等)

间接价值：* 非消费使用价值(科研、鸟类观赏等)
* 选择价值(保存未来选择机会的价值)
* 存在价值(野生生物存在的伦理感情价值)

三、生物资源的直接价值

直接价值与生物资源消费者的直接享用和满足相关。相对而言,通过标价,直接价值通常比较容易觉察和衡量。

1. 消费使用价值

消费使用价值是指那些不经过市场流通、直接被消费的自然产品的价值。这些价值可以是非常重要的;例如,每年大约有 84% 的加拿大人参加与野生生物有关的娱乐活动,每年给加拿大人带来约 8 亿美元的收入(Fillon 等,1985)。

尽管有关发展中国家物种的消费使用价值的详细研究开展较少,但是已有的资料已由 Myers(1983b)、Oldfield(1984)、Krutilla 和 Fisher(1975)以及 Fitter(1986)作了很好的总结。特别有趣的是,Prance 等(1987)的研究,他们介绍了四个亚马孙印第安土著部落使用树木的数据资料。“使用被定义得相当狭窄,它仅包括用作食物、建筑材料、其它技术的原材料、药物和贸易商品,但不包括作为薪柴和圈养动物饲料的部分。四个部落的树种使用率从 48.6%到 78.7%变化不等,这表明亚马孙地区的热带雨林蕴含着极其丰富的对当地人有用的物种。”

消费使用价值很少反映在国家收入账目上,但似乎没有什么严重障碍阻止它们被纳入国民总产值(GDP)等的统计尺度中(Repetto 等 1989)。例如,薪柴和粪肥提供了尼泊尔、坦桑尼亚和马拉维主要能源需求的 90%以及许多其它国家的 80%(Pearce, 1987a),对经济的这种贡献可被确定为一种财政价值。

在非洲,收获生物作为农业人口的食物为人类幸福作出了巨大的贡献,尤其是对那些居住在最偏僻地区的最贫困的村民。这些生物大部分被直接消费掉,而不是在市场上出售,但其价值无疑是重要的,而且经济价值也能够被确定。在博兹瓦纳的某些地区,50多种野生动物每年平均为每人提供的蛋白质超过90公斤(大约占食物总量的40%),从春兔(Springhare)一种动物每年就可收获300多万公斤肉食。在加纳,大约75%的人口主要依靠传统的蛋白质来源,主要是野生动物,包括鱼类、昆虫、毛虫、蛆类和蜗牛。在尼日利亚边远地区,猎物约占人类年动物蛋白质消耗量的20%(包括约10万吨俗称“剪草机”的巨鼠,per Myers, 1988b);扎伊尔所需动物蛋白质的75%来自野生资源。塞内加尔的500万人口每年至少消费373631吨野生哺乳动物和鸟类(Sale, 1981)。

假设产品不是被消费而是在市场上出售,通过类似估计市场价格的方法,我们就可以给消费使用价值定价。例如,在马来西亚沙捞越(Sarawak),一项细致的野外研究发现,人类每年捕获到的野猪具有相当于1亿美元的市场价值(Caldecott, 1988)。

请特别注意,许多热带国家野生生物的消费使用价值已经诱发了过度利用(如Daries 1987, 详见 Sierra Leone)。人类利用野生生物已有数十万年历史,现代不断增长的人口,变化中的社会和政管经济结构已经消除了对狩猎的传统控制。如果需要野生生物为经济继续作出重大贡献,那就必须采取更有效的控制措施,以确保野生生物种群保持其生产力。为此,各种采取的方法会不尽相同,但都必须遵从可靠的经济学和生态学原则。

就经济发展而言,消费使用的最主要问题是要保证临近森林或其它自然区域的边远社群能够通过野生生物的持续收获方式而繁荣昌盛,而且几乎所有的边远社群通过对直接消耗的生物资源进行管理而至少能够取得一定的发展利益。少量投资以保持这些保护系统继续生效,可以使生物资源免遭严重破坏,从而避免不得不重建生态环境所需的大量投资。

利用生物资源维持人类基本需求,具有高经济学效率和高产的系统并不存在于市场经济之中。从长远看,有些有现代生产方式也许是不能持续生产的,在企图采用它们代替上述那种高效高产系统之前,人们应当准确地了解这些系统。

2. 生产使用价值

生产使用价值是指商业性收获的、用于市场上正式交换的产品的价值,因此通常是生物资源价值在国民收入中的唯一反映。生物资源产品的生产性使用对国民经济有重要影响。这类资源产品包括:薪柴、木材、鱼类、动物的皮毛、麝香、象牙、药用植物、蜂蜜、蜂蜡、纤维、橡胶、树脂、藤条、建筑材料、观赏植物、野味、饲料、蘑菇、水果、染料等等。这类价值的估算通常不是在零售地而是在原产地作出的(地产价值、收获价值和农场租金等等);因为在销售地产品增加了运输、加工和包装的费用,产品的价值要高得多。例如,在美国,药鼠李(一种从树皮中提取的轻泻剂)的估计产品价值是每年100万美元,而销售价值是每年7500万美元(Prescott—Allen 和 Prescott—Allen, 1986)。

野生生物资源在下列几个方面对家畜和农作物资源有所贡献：

- 野生遗传资源被用来改良已有家畜和农作物,这种贡献每年价值达数 10 亿美元；
- 牧区和天然野生饲料物种对家畜产量的作用；
- 野生物种,特别是植物,可作为新的驯化物种的源泉；
- 野生的传粉者对许多农作物是必须的,并且天敌可控制害虫对农作物的危害。

在这点上,人类应明确区分两类产品,一类是类似象牙和药用植物,可从自然界不断获取的；一类是作为微型“原始基因库”,偶尔用来繁殖或实现遗传设想的产品。就植物而言,后者通常是至关重要的,因为任何植物都可以用来繁殖和培育。这些植物作为遗传资源的价值也许可喻为一种知识产权(William,1984; de Klemm,1985)。

Prescott—Allen (1986)曾总结到,野生遗传资源的生产使用价值表明它对现代农业生产是不可缺少的；其中绝大多数资源源自一个国家,而被许许多多其它国家所利用；人工遗传资源的周转非常迅速,对新遗传资源的利用日益增加(因此要求从其它国家供给的渠道保持畅通,并且保持遗传资源的多样性)。驯化植物的野生亲缘种将是保证下一世纪粮食充

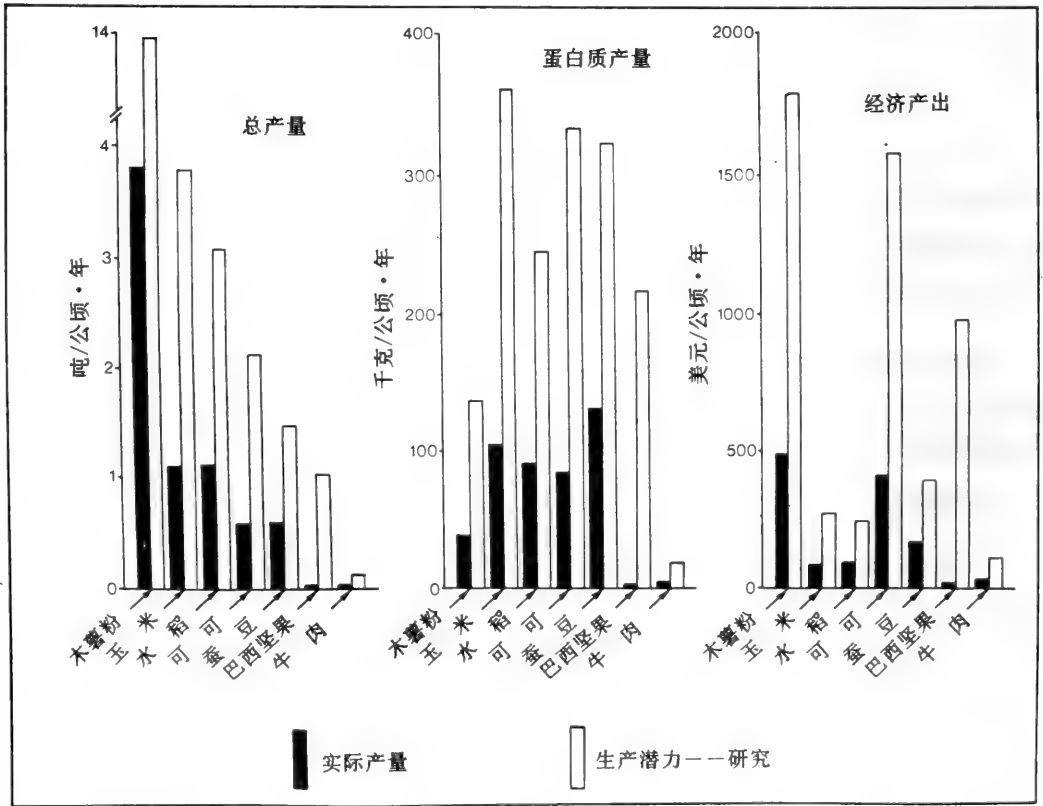


图 2 巴西帕拉省(Para)牧场与其它土地利用方式的产量比较

足的一个重要因素(Hoyt,1988)。国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)、世界自然基金会

(WWF)和国际植物遗传资源委员会(IBPGR)已经呼吁开展“寻找和拯救运动”,以便就地和易地培植和保护作物野生亲缘种,从而完善现有的、同样重要的栽培植物多样性的保护工作。这些栽培作物主要是陆生亲品种,大部分是主要农作物。

具有经济意义的多年生橡胶、油棕和可可,一年生的药鼠李和甘蔗,对于发展中国家间的遗传资源交换尤其重要。这类作物通常在非原产地地区的产量要高得多,但它们极易受到病虫害侵害,还需要注入新的遗传物质以提高抵抗力(Frankel 和 Bennett, 1970; Frankel 和 Hawkes, 1974; Plucknett 等, 1987)。

生产使用价值可以直接从被消耗资源的市场需求曲线中推出,这种曲线可衡量消费者对大量消耗资源的支付意向。在有类似替代品时,需求曲线相当平缓,生产使用价值接近于市场价格。而在无类似替代品时,将产生超过市场价格的“消费者剩余”。在这种情况下,应用价格数据可能会低估生产使用价值。

Prescott—Allen (1986) 在一项揭示怎样估算生物资源的货币价值的开创性研究中就野生动植物物种对美国经济的贡献进行了详细分析,结果发现,国民生产总值(GDP)的 4.5%应当归功于野生物种。在 1976~1984 年期间,收获野生资源对国民生产总值 GDP 的贡献高达 876 亿美元/年。

野生物种和生态系统对发展中国家的经济贡献通常比对美国这样的工业化国家的贡献要大得多;当消费使用价值也包括在内时,更是如此。例如,产自天然森林的木材是印度尼西亚的第二大出口换汇产品,仅次于石油。所有湿润的热带国家的经济都依靠采伐天然木材;在 1981~1983 年期间,亚洲、非洲和南美的木材产品出口年期平均量达到 81 亿美元(WRI/IIED, 1986)。

森林的非木材产品也具有相当重要的价值。例如,印度尼西亚在 1982 年非木材产品的对外贸易获胜 2 亿美元的外汇;最近一年来,非木材森林产品占印度林产品出口的 63%,占印度政府林业净收入的 40%(Gupta 和 Guleria, 1982)。Myers 在比较木材和非木材产品时总结出,5 万公顷管理得当的热带森林“在可自我更新的情况下,每年的产出价值可达 1000 万美元,或说每公顷 200 美元强”。与此比较,该地区商业性采伐每公顷的收入才略高于 150 美元。此外采纳现行的采伐方式,商业性采伐在生态学上是一种破坏过程,会导致环境恶化,而收获野生生物可以使森林生态系统完全免受干扰。

在秘鲁亚马孙地区物种丰富的森林中,对每公顷森林所有经济树木的市场价值的估算得出了同样的结果(Peters 等, 1989)。在位于伊魁托斯城(Iquitos)30 公里的里约那内(Rio Nanay),每公顷森林蕴藏着 275 种树木,共有 842 棵直径大于 10 厘米的树木。41%以上的树木生产水果、木材和具有当地市场价值的乳胶。水果和乳胶每年产值约为 700 美元(422 美元的劳力和运输),考虑到这两种资源是可更新的,并且每年均可收获,估计这些水果和乳胶的现有纯价值为 8400 美元。这一地区可销的木材约有 94 立方米,但最大持续产量约为每

20年30立方米。按目前价格,每棵成材树木的纯价值为490美元。因此,水果和乳胶占森林全部市场价值的90%;野生动物和药用植物持续产出可以大大提高非木材林产品的产出量。

与亚马孙森林的其它利用方式比较,巴西采伐制浆木材的森林每公顷价值约为3184美元,而用作养牛场则更低,仅有2960美元。这些价值明显低于用于持续生产水果和乳胶的方式。可以看出,与已知的绝大多数热带森林系统相反,这种利用方式是持续性的。

在较干燥地区,虽然高于同地区的其它利用方式,但野生生物的产出要低得多。例如,在津巴布韦的赞帕兹谷地(Zambezi),Cumming(1985)估计野生生物的潜在收益值为每公顷12美元。他指出,“这种收益即使不超过也不会低于该国的肉牛牧场的收益,而且利润盈余有可能要高得多”。

外国人开展的体育狩猎必然会有形象问题,在被禁止狩猎的当地人看来,颇有些帝国主义味道。这些问题可以这样解决,在持续生产的基础上收获“过剩”肉食的过程中使当地人也能得益。

总之,生产使用价值代表的市场价格是一个非常重要的价值指标。尽管如此,正如对后面间接价值的讨论所揭示的一样,市场价格并不总是对资源真实经济价值的准确反映,也不能有效地处理分配与平衡这类问题。很明显,消费使用价值对资料的估价方法可能与生产者不同;风暴观赏者与林木消费者对热带森林的估价方式肯定也不一样,但还没有办法调和这类主张。

四、生物资源的间接价值

间接价值主张与生态系统的功能(“环境功效”)有关,通常它并不表现在国家核算体制上,但如果计算出来,它们的价值可能大大超过直接价值。直接价值倾向于反映在区域或更大范围内生物多样性对社会的价值,而不是针对特定个人或团体。

直接价值通常源于间接价值,因为收获的动植物物种得益于它们生存的环境。没有消费和生产使用价值的物种可能在生态系统中起着非常重要的作用,并供养着那些有消费和生产使用价值的物种。例如在沙巴,近期的研究表明,在商业性的丝树(*Albizia*)种植园中,高密度的野生鸟类限制着毛虫的数量,否则它们可能会损毁树木;而这类鸟类需要利用热带森林筑巢(Fitter,1988)。

另一个例子是,美国国家海洋渔业处估计在1954年~1978年间,由于美国港湾被破坏,使整个国家在商业和体育渔业方面每年损失2亿美元的收入。商业性渔业提供生产使用价值,而体育性的捕鱼活动则提供了消费使用价值。这些价值都是港湾贡献的,但港湾本身

并没有被消费掉。

1. 非消费性使用价值

环境资源——一般是指自然功能而不是其产品和受益者；它的价值通常不被消费，不在市场上交换，也不反映在国民收入中。虽然如此，人们正在努力对这些资源的贡献进行经济评价(Oldfield, 1984; Peterson 和 Radall, 1984; Sinden 和 Worrel, 1979; deGroot, 1986)。显然，环境功能的效益在地处范围内较全球范围内更容易衡量。例如，给一个流域的水文效益定量就比较直观，而对衡量全球碳循环的价值则是一项艰难的课题，而且几乎没有应用价值。资料简介 6 和下文将要总结一些生物资源的非消费使用价值，尤其是大自然的生态作用。

资料简介 6

保护环境资源的非消费性效益

保护环境资源的投资给社会带来日益增长的利益，这种效益因地域和物种不同而各不相同。绝大多数这类利益可以归纳为以下几个方面：

- * 光合作用固定太阳能，使光能经绿色植物进入自然食物链；从而给可收获物种提供维持系统；
- * 生态系统的功能包括传粉、基因流动、异花授精的繁殖功能、维护环境的效力和对经济物种获取有益遗传品质有影响的物种、保持进化过程、在生态系统中使竞争者之间保持永恒变化的张力；
- * 保持水循环，包括重新注入地下水、保护流域和极端水资源状况（例如干旱、洪水等）；
- * 大范围和小范围内的气候调节（包括对气温、温度、降水量和大气湍流的影响）；
- * 土壤生成和防止土壤侵蚀，包括防止海洋对海岸的冲蚀；
- * 碳、氮、氧等必需营养元素的储存和循环、维持氧气和二氧化碳平衡；
- * 污染物的吸收和分解，包括有机废物、农药以及空气和水污染物的分解作用；
- * 提供自然环境的娱乐、美学、社会文化、科学、教育、精神和历史的价值。

稳定水文功能 集水区的植被调节和稳定着水的流失。树木或其它植物的根深入土壤，使土壤对雨水的渗透性提高，因而土壤水分的流失速度较裸露地表要缓和均匀。因此，在森林覆盖区，在雨季洪水减弱，而干旱期河流仍有流水。Daniel 和 Kulasingham (1974)指出，在马来西亚，单位面积森林集水区的最高流失量约为橡胶和油棕种植园的一半，而最低水流却是后者的一倍。流域保护有助于证明许多有价值保护区的建立是正确的，否则它们就不可能被设立；因此，对那些有流域保护作用的自然保护区的保护工作来说，水利和能源部门可能是潜在的、有力的同盟者(McNeely, 1987)。

洪都拉斯拉提格拉(La Tigra)国家公园主要由云雾林组成，面积 7500 公顷，终年有调

节良好的高质量水流,为首都特古西加尔巴提取 40% 以上的用水。因水质纯净,几乎没有沉淀物,散布在公园内的大约 25 个集水设施只需要有限的管理。因其对流域保护的价值,拉提格拉成为一个重要的投资点,这项投资包括给附近村民的一系列经济鼓励。

另一项估计说明,1 公顷大西洋 *Spartina* 沼泽的经济价值约高于 7200 美元/年。根据美国陆军工兵部队的资料,保留麻省波士顿城郊的系列湿地仅防洪一项每年就可节约 1700 万美元(不包括当地居民从湿地得到的其它收益——如沉淀减少,出产鱼类和野生动物以及美学价值等)(Hair,1988)。

在许多情况下,建立和管理保护集水区的保护区的总费用可看成是水利投资的一部分,并予以满足。赫夫施米特和施瑞瓦得拉(Hufschmidt 和 Srivardana,1986)报道,泰国对南蓬(Nam Pong)水库流域保护区的 150 万美元年度投资证明对水库本身就很有益处。在印度尼西亚,利用 120 万美元世界银行贷款建立的都蒙加蓬(Dumoga-Bone)国家公园,经证明在保护的基础上,该公园还是其下游低地的一项重要灌溉工程。

保护土壤 受自然植被覆盖和凋落层保护的优质土壤可保持肥力、防止危险滑坡、保护海岸和河岸以及防止淤积作用对珊瑚礁、淡水和近海渔业的破坏。在马来西亚过伐区的悬浮沉积量与未砍伐地区相比增加 70% 到 97%(Kasran,1988)。因此将水源作为保护区进行管理可以大量降低沉积量,因而能够对延长下游水库和灌溉系统的寿命发挥重要作用。尼泊尔皇家奇特旺(Royal Chitwan)国家公园的土壤保护是一个惊人的例子。在那里,由于拉普提河北岸(公园边界)的植被被过分铲除,土地极易被迅速侵蚀;南岸位于公园内,受到保护的植被固定了南岸土壤;当雨季来临,河水上涨时,被冲蚀的正好是北岸,结果在不到十年的时间里,由于河北自然改道,村民所有的北岸土地大约 100 公顷转到属于公园的南岸。

保持环境的自然平衡 保护区的存在有利于保持更大范围内生态系统更自然的平衡。在农业区,自然栖息地为控制兽害的鸟类繁殖提供了庇护所。在保护区内筑巢、栖居和繁殖的蝙蝠、鸟类和蜜蜂的活动可能远远超出保护区范围,为周围地区的果树传粉。莱德克和古德兰(Ledec 和 Goodland,1986)已经证明,巴西坚果的产量依赖于许多鲜为人知的森林动植物。为巴西坚果树传粉的雄 *Englossine* 蜜蜂从寄生兰花中采集某种有机物以吸引雌蜂进行交配。在自然状态下,坚果的硬壳只有栖居于该森林中的豚鼠(一种大型鼠类)能够嗑开,使树木种子得以传播。因此,保持巴西坚果的产量需要保留足够的自然森林以保护蜜蜂的栖息地、采食植物、某些兰花及其寄生树木、为兰花传粉的昆虫或蜂鸟(及其所有需求)以及豚鼠。

在坦桑尼亚也有一个很好的例子,坦容吉瑞(Tarangire)国家公园东南部由于偷猎和无限制捕猎大象和犀牛,使草食动物对植被生长不再有重要影响,结果引起灌丛蔓延,导致吸血蝇数量增长,使当地家畜减产。由此可见保持大象和犀牛远远不只是一种道义上的行动,它还能提高当地畜牧业产量(Peterson,1976)。

正如在观鸟和其它一些科学研究中(特别是生态学野外研究),物种还具有非消费使用价值。通过电影、录相和文学等公共传播媒介,人们得到物种的间接非消费使用价值。

2. 选择价值

未来不定而灭绝不断发生。普雷斯科特—阿伦(1986)说到:社会“应在生物学和社会经济两方面,为不测事件的发生作好准备。就野生生物利用而言,最好的准备即是拥有一个多样性安全网——保持尽可能多的基因库,特别是那些具有或可能具有经济重要性的野生生物种”。由于其不确定性,选择价值可能是一种令人反感的价值确定方法。

自然栖息地是保留不断进化的遗传物质的储备所。不论这项物种的价值有没有被认识到,它们使得各物种能够适应变化的环境条件。受保护的动植物可能会扩散到周围地区,被当做农作物种植,或者不断为农作物或家畜提供遗传物质。因此,保护自然栖息地可以看作是维护国家财富,特别是在物种丰富的热带国家,为了人类的未来利益,至少应当保留一部分未受破坏的生物资源。

因此,为保留将来获取特定物种或多样性层次的机会,全社会应当愿意付出代价。由于对生物资源的需求日益增加而供给能力却不断减少(如果目前的趋势仍进行下去),生物资源的价值将会升高。所以,有些经济学家提出,常规的成本/效益关系还应当包括有关方法,以处理可能的更高未来价值以及无法弥补的保护自然环境和遗传物质的机会。

3. 存在价值

对有些物种和栖息地,尽管人们并不期望去游览或利用(特别是在工业化国家),其存在价值也受到相当的重视;人们希望其后代(或整个人类后代)能够从这些物种的存在获得一定好处,或者是仅仅满足他们了解物种存在的欲望,如海洋中生活有鲸鱼,喜马拉雅山有雪豹,塞内吉提(Serengeti)有羚羊等等。在确定“存在价值”时,伦理尺度非常重要,因为它反映了人们对物种和生态系统的同情、责任感和关注。对于这类价值,进行成本/效益的精确分析显然是不可能的;但是,这些价值的重要性已经反映在工业化国家的人民自愿给予私人保护机构的可观捐赠上,尽管他们并无企图去游览或利用所要保持的资源。

五、总 结

野生物种及其遗传变异每年给农业、医药业和工业作出价值以数十亿美元计的贡献。也许更重要的还是大自然进行的必需生命进程,这类进程包括稳定气候、保护水源、保护土壤和保护繁殖地等等。保护这些进程与保护组成自然生态系统的各个物种是不可分割的。

发展中国家特别容易滥用生物资源,因为他们大多数是农业国,大部分人口居住在农村

而不是城市,生物资源对这些农村地区的经济贡献(至少在百分比上)远远大于对国家和国际工业经济的贡献。对发达和发展中国家人民的福利具有重要意义的物种,不局限于农作物的野生亲缘种或收获来作为食物、药物和燃料的动植物物种;它还包括蚯蚓、蜜蜂和白蚁这类对社会可能作出更重要贡献的物种——就维持健康多产的生态系统而言,他们发挥着更加重要的作用。

生物资源在所有社会中都具有多种价值,但是层次不同,估算方法不一。在地区水平上,消费使用价值通常是最贴切的;而在国家水平上,政府似乎对与出口创汇有关的生产使用价值最感兴趣。虽然生物资源产品被用于国际贸易,国际社会似乎对生物资源的存在价值和非消费使用价值也感兴趣(将这种兴趣转变为财政支持的途径在第八章中讨论)。与有沉重债务负担而不得不对生物资源进行非持续性利用的国家相比,富裕的个人和国家更重视选择价值。

不论用什么方法,评价是最基本的一步。它使策略者、资源管理人员和当地群众了解到生物多样性对国家发展是何等重要;它说明包含着丰富生物多样性的地区的重要性;它反映了各部门对保持的共同兴趣,它还便于比较不同发展方案的成本/效益比。

第二步是确定怎样保持这些物种和地区。正是在此方面经济鼓励和限制能够发挥重要作用,以保证有关社会能够确实获得上述利益,确保这些社会能够保证他们赖以继续繁荣的资源(McNeely, 1988)。

第三章 生物资源面临的威胁及其原因

当今生物物种和生态系统所受到的威胁是有史以来最为严重的。几乎所有的威胁都是人类对生物资源管理不善引起的,并通常被错误指导的经济政策和不完善的制度所加剧。正是这些政策或制度使资源开发者能够逃避偿付开发的代价。

在寻求生物资源保护途径的过程中,必须清楚地了解陆地和水域生物资源所受的主要威胁是什么。解决的办法尤其依赖于如何阐明这些问题。人们已经试图用各种方法来阐明生物多样性保护所面临的问题,但应用这些方法又似乎仍不能找到被各方所接受的答案。

如果把问题归结为保护区不足、过度掠夺、法制不严、土地侵占和非法交易,其相应的解决办法就是设置更多的保护区,提高对物种及保护区的管理水平,制定国际性法规以控制濒危动物交易。但这些也只能解决部分问题。通过设置自然保护区、野生生物管理和国际自然保护法,物种多样性只能得到部分保护,其根本问题并不在于设立保护区,而在于诸如农业、矿业、污染、居住分布、资金流动以及其它与更大范围的国际经济有关的许多因素。

本章旨在从一个更加全面的角度阐述生物多样性保护中存在的问题,以期得到更为有效的解决办法。生物多样性保护存在的问题及其解决途径都依赖于经济基础。生物多样性所面临的主要威胁包括:

- 栖息地的改变,通常是指多样性极其丰富的自然生态系统向多样性单调的农业生态系统(常为单一作物种植田)转变。这显然是最严重的威胁,常与一个地区导致自然植被骤减的土地利用方式的改变有关。一个地区自然植被面积的陡然下降,常引起物种栖息地片断化,也就不可避免地引起物种数量的减少,最终导致遗传多样性的丧失,物种或种群对疾病、猎捕以及随机种群变化的抵抗力的降低(Soule 和 Wilcox, 1980)。
- 过度猎取,即掠夺率超过一个种群自然繁殖力所能承受的限度。当物种受到法律保护时,这种掠夺就应称其为“偷猎”。
- 化学污染,几乎在世界所有地区都是对生物的主要威胁,如欧洲森林的枯化,鸟类的畸形发育(Anderson, 1987)以及海豹未成年生育等都与之密切相关。化学污染既复杂又普遍,它有多种表现形式,如硫化物、氮氧化物及氧化剂引起的大气污染、酸雨沉降、陆地植被和淡水水域等的直接危害;过量施用农药引起的河道污染以及硝酸盐、磷酸盐流失的湿地和近海生态平衡的破坏。不断积累的难降解杀虫剂对野生生物的危害;工业排放的重金属化合物及其有害物质严重影响陆地、淡水水域和内海生物等等。
- 气候变化,常与区域性植被格局的改变有关,涉及到全球二氧化碳浓度上升,区域性

的埃尔尼诺效应(Graham 和 White, 1988)和季风规律以及地方性火灾管理等因素有关。这种似乎以迄今最快速度发生的气候变化,对北方森林、珊瑚礁、红树林、湿地会有强烈影响,同时也会改变全球生物群落的分布界限。

- 引进物种,在许多海岛上,引进植物已经彻底取代了当地土生植物(Eosberg, 1988)。即使在加拉帕哥斯群岛那样保护的相当好的岛屿上也有与土著植物同样多的引进植物种(Andersen, 1989)。大陆也受到同样的影响,引进植物所带来的问题,已被认为是美国国家公园所面临的最严重的威胁。动物也难免遭厄运,例如在具有极高特有种的非洲裂谷省(African Rift Valley)的一些湖泊里,引进鱼种已使当地的土生种濒临灭绝(Miller, 1989)。外来的蠓、蛇和其它引进动物,可能很快就会导致当地土生动物的灭绝;而引进的食草动物,如羊、驯鹿等也会使土生的植物消失(Savidge, 1987; Primm, 1987; Mooney, 1985)。
- 人口增长,随着工业革命、全球贸易、化石燃料能源利用以及更有效医疗措施的发展,人口数量在从19世纪初的10亿,20年代的20亿发展到目前,总数已超过50亿。乐观的估计认为,发展、教育、生育措施以及明智的自我控制的共同作用,会使人口数量在下个世纪后半叶低于80~100亿。一个冷静的观察者不禁要问,在目前人口增长即已导致的资源严重退化的基础上,能够维持如此庞大的人口吗?旱灾、洪水、饥荒、战争、疾病等自然灾害仍然会在某些地区频繁发生,这必然会继续对生物多样性有大量的需求。显然,控制人类生育所需时间越长,痛苦也就更广泛。

以上所述的威胁只是一种表面现象,并没有对引起威胁的根本原因进行探讨。尽管这些问题的特点在各地不尽相同,但这些现象的主要根源在于开发和保护在成本/收益分配之间的矛盾。那些开发中的受益者没有付出全部应付的代价,而在保护中付出巨大代价者却不能得到相应的报偿。

调整这种不平衡的办法最终归结为确保开发者付出资源开发的全部代价,而资源保护者得到更多的应得利益。这就要求对保护和发展有更加全面的认识和更综合完善的决策。

一、问题面面观

当各种威胁因素对生物多样性的威胁加剧时,考虑到物种与栖息地的紧密关系,更加深入地了解物种与栖息地所面临的威胁的表示形式是明智的。必须切记,热带栖息地是地球上物种最密集的场所,但只有占其总数10%的物种被描述过。如果对系统的各个部分不了解,就无从了解整个生态系统本身。那么,关于热带生物有机体和生态系统我们就的确太无知了。

1. 物种

自从生命在海底沉积物中最初出现开始,生物的灭绝就已出现。目前的几百万个物种是

过去大约几十亿个物种中的现代幸存者。以往所有的灭绝都是自然发生的,但目前人类影响无疑是生物灭绝的最主要原因。

一般认为脊椎动物物种的平均生存期为 500 万年。最新的估计认为,在过去的 2 亿年中,平均每 100 万年有 90 万种脊椎动物灭绝,因此灭绝的“背景速率”是每世纪大约 90 种脊椎动物(Raup, 1986)。根据 Myers(1988c)引述的粗略估计,大约每 27 年就有一种高等植物灭绝,并随着高等植物品种的增多,这个速度不断加快。最近几百年中,人类活动导致的生物灭绝也冲击海岛,主要原因是低地森林的破坏以及捕食性动物、草食性动物、疾病和适应性极强的杂草的引入。最近灭绝的物种中,有 75% 的哺乳动物和鸟类是生活在海岛上的(Er-ankel 和 Soule, 1981),而且可能还会有更多的岛屿生物灭绝。世界上大约有 10% 的鸟类生活在孤岛上。与动物的情况相似,岛屿植物的濒危程度远远大于大陆物种。在几个岛上(亚森逊岛、诺特豪岛、诺福克岛、罗德里格斯岛和圣赫勒拿岛),90% 以上的特有维管植物是稀有、受威胁甚至行将灭绝的物种(表 1)。

世界上多样性最高的生态系统的快速解体(尤其在热带),使得大部分专家认为,今后 20~30 年间,地球生物多样性总量的 1/4 将面临灭绝的严重威胁(Raven, 1988)。种种迹象表明,当今世界正度过着一个地球史上影响最大的生物灭绝速率最高时代(Wilson, 1988a)。从来没有过如此多的物种遭受到灭绝的威胁,甚至在被描述之前每年有数以千计的物种(大部分是昆虫)消失。最近一个关于世界鸟类区系的综合评价总结说,在 9000 种世界鸟类中,有 1000 种(占 11%)不同程度地受到灭绝的威胁。而 1978 年才只有 290 种鸟类受到威胁。

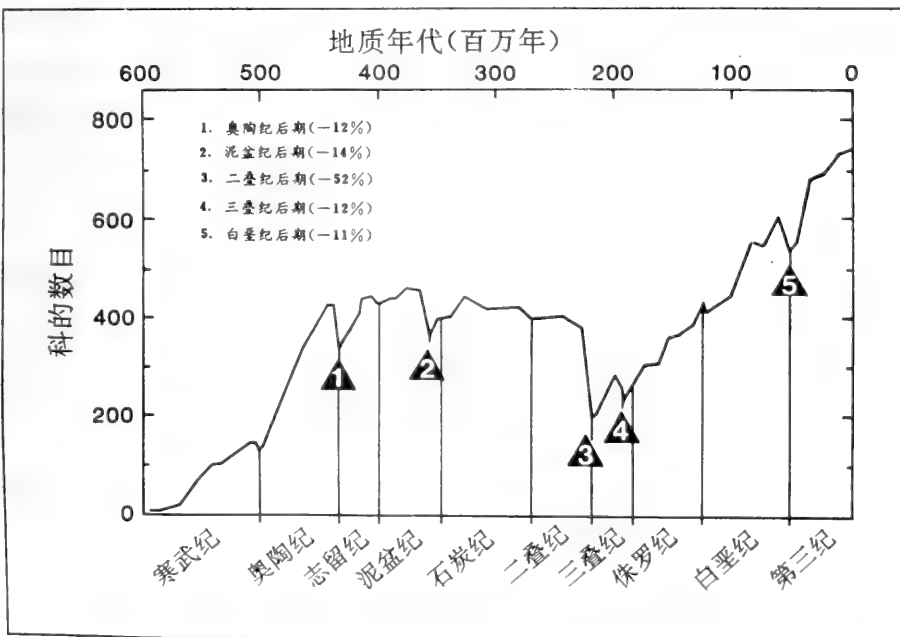


图 3 地球上生命的五个主要灭绝事件的例证:在地质历史变迁过程中,海生脊椎动物和无脊椎动物科的多样性变化(引自: E. Wilson 1988b)。

表 1 部分大洋岛屿上特有维管植物类群的状况

岛 屿	总 计	未受到 威胁的	不十分 清楚的	稀少的,受威胁的 或濒临灭绝的
亚森逊岛	110	1	10	(91%)
亚速群岛	5614	10	32	(57%)
加那利群岛	612169	36	407	(67%)
加拉帕哥斯群岛	22289	3	130	(59%)
侏安非南德茨群岛	1196	17	95	(81%)
诺特豪岛	782	1	75	(96%)
马德拉群岛	129	2319	87	(67%)
莫里西斯群岛	280	3118	194	(69%)
诺福克岛	48	12	45	(94%)
罗德里格斯岛	55	32	50	(91%)
圣赫勒拿岛	49	02	47	(96%)
塞舍尔群岛 *	90	01	72	(81%)
索科得拉岛	215	812	132	(61%)

* 不包括火山岛。

引自: Davis 等, 1986。

这一数目的增加,至少部分是由于在过去的几年间有了更全面的资料(Collar 和 Andrew, 1988)。

世界自然保护监测中心(WCMC)是关于濒危物种资料的主要贮存机构(见第六章)。按照 IUCN 红皮书的划分类型(资料简介 7),该中心已记录了 6 万种植物和 2 千种动物的濒危程度。这些类型的划分已经受到一些批评(Fitter 和 Fitter, 1987),特别是关于这些类型只适用于有可能得到充分的资料说明一个物种数量下降以及对整个分布区威胁的情况。

这类信息仅在少数的类群中能够得到。例如 Whiten 等(1987),在编辑苏拉威西(印度尼西亚)博物资料的过程中发现,蓝青乐园的食虫鸟(*Eutrichomyias romleyi*)已经有几千年没有被看到了。苏拉威西鰨科的一些特有鱼种最近也没有被发现。至少有 7 种苏拉威西特有鸟种十多年来没有被观察到,但它们没被列入红皮书。同时红皮书也不包括热带森林的无脊椎动物,其中有数以百万计的物种仍未被描述,但可以肯定,由于栖息地明显丧失时,它们正处于威胁之中。Diamond(1987)曾指出,现有的名录主要包括那些已知的濒危物种,并且建议除非证实物种的真实存在或安全,否则就应该认为它们是绝灭种或濒危物种。这样的“绿色名录”也许比红皮书名录要简明的多。

对于热带植物,IUCN 的植物信息计划(TPU, 1988)提出一份行将灭绝的物种名录,这些物种规定为局限分布在濒危植物类型中的物种以及列入红皮书的受危物种。书中建议,查明植物丰富地区以便进行保护,作为进一步查明受到威胁的植物多样性的一种手段(见第六章)。红皮书中和濒危物种名录提供的资料只涉及到问题的一个方面,实际上总体情况要糟

得多。

近期研究表明,“稀有程度(rarity)”概念远比红皮书中描述的要复杂,Rabinowitz 等(1986)基于下述三种因素,将植物的稀有度至少划分为 7 种形式:

- * 地理范围:某个物种是分布于大范围的区域,还是小区域的特有种?
- * 栖息地的特殊性:某一物种是分布于多种栖息地,还是局限于一种或少数几种特殊的栖息地?
- * 当地种群数量:某一物种在它的分布范围内,是有无大群体种群还是仅发现有小群体种群?

资料简介 7

UCN 划分的濒危程度类型

灭绝种(EX):一个物种在野外 50 年没有被肯定地发现(CITES 所使用的标准)。

濒危种(E):该类群(种和亚种)面临灭绝的危险,如果致危因素继续存在,它们就不可能生存。包括那些数量已经降低到临界水平或者是其栖息地剧烈地缩小以至于被认为随时会有灭绝危险的类群,也包括那些可能已经灭绝、但是在过去 50 年内在野外肯定被观察到的类群。

易危种(V):如果致危因素继续存在,可能很快就会沦为濒危种的类群;包括那些由于过度开发和栖息地急剧破坏或其它环境干扰,使得大部分或全部类群的数量继续下降的类群;以及那些种群已经被严重地捕杀耗尽,它们最基本的安全不能得到保证的类群;同时还包括那些种群尽管较丰盛,但整个分布范围都处在严重的恶劣因素威胁下的类群。

稀有种(R):在全世界总数量很少,但现在尚不属于濒危种、受危种的类群,实际上 N. B. 常将有些类群也归并在“濒危种”和“受危种”的类型中,由于补救行动,它们的种群开始恢复,但这种恢复暂时尚不能使其地位转变到其它类型。这些类群常分布于有限的地理区或栖息地,或者稀疏地分布在更为广阔的范围。

未定种(I):已知属于“濒危种”、“受危种”或者“稀有种”,但无充分的资料说明它究竟应属于哪一个类群。

如果这些因素确实是连续变量的话,Rabinowitz 等(1986)为简便起见,在资料简介 8 中列出了一个二歧对照表。根据这种模式,在一般情况下,唯一可能被认为是常见种的生物,应该具有分布区广、栖息地多样化、种群数量大等特点,其它的则是稀有种。具有窄分布的、栖息地专一的、数量小的(资料简介 8)物种是通常意义上的“稀有种”。但是,分别具有 6 种因素中的一些因素的也都应看作稀有种,所有这些都必须引起特别的重视。

资料简介 8

稀有程度的各种形式

地理分布	宽		狭	
栖息地特化程度	广泛	有限	广泛	有限
地区种群大小:				
在某些地区大	常见	稀有的(A)	稀有的(B)	稀有的(C)
在任何地区都小	稀有的(D)	稀有的(E)	稀有的(F)	稀有的(G)

引自:Rabinowitz等,1986年。

表2 濒危物种的现状

	EX	E	V	R	I	地球上总的濒危类群数目
植物	384	3325	3022	6749	5589	19078
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	1355
鸟类	113	111	67	122	624	1037
哺乳类	83	172	141	37	64	497

EX:灭绝种,E:濒危种,V:受危物种,R:稀有种,I:未定种

引自:Reid和Miller,1989年;WCMC,1989年未发表的数据。

“稀有程度”的不同划分类型对生物保护具有重大的实用意义,它有助于确定所采用的管理对策和给予特定物种保护的优先权。例如,资料简介8中区域性极强的C类稀有种的管理,应着重于保护此物种的特殊栖息地;而另一种区域性极强的G类稀有种,则应侧重于将此类物种引渡到适宜的栖息地;对于分布范围窄的E类,其保护对策应致力于对直接消费和贸易的法律限制。点片状分布的D型稀有种,种群数量少但地理分布广并生存于各类栖息地中,只有在大范围的栖息地被破坏时,才可能濒临危险,Rabinowitz等(1986)总结认为,“保护者对特有种的优先重视是合理的”,因为这些分布范围狭窄的物种,当被栖息地破坏或受到过度开发时,极易受到威胁。他们认为,保护栖息地仍是保护物种最有效的途径,另外,稀有种的保护者必须在其评估中考虑到地理区域、栖息地特点以及当地物种的丰盛度。

目前,对稀有程度概念理解的最大局限性及其原因,可以通过加深理解和提高野外技术予以克服。同时,濒危物种的概念对促进生物多样性保护是一种非常有效的工具。考虑到这种局限性,表2列出了目前已知的濒危物种种类数。

即使目前还暂时没有面临灭绝危险的动物,也受到种群数量及遗传多样性严重下降的威胁。尽管一些野生物种——如麻雀、云雀、负子袋鼠、鼠类、浣熊、郊狼、白尾鹿及其它幸存者的分布范围和种群数量正在增加,但绝大多数动物将遭到种群崩溃的厄运。种群数量低的物种,对疾病、气候变化、栖息地改变、杂交等影响其生存的因素的抵抗力要低得多。不断下降的种群数量,对发展也有严重的影响,因为数量减少的种群潜在利用价值也就低。例如,一个受到强烈捕猎的地区,大型动物的数量远远低于该生境环境容纳量,其猎捕的经济效益也远远低于达到环境容纳量并被持续利用的种群的经济效益。

由于驯化物种的品系及品种多样性相对减少,也使得这个星球变得更单调。单个物种存在的遗传多样性,在其多种多样的品系中得以体现,如狗、猫、马及培养的土豆、苹果、玉米特化品种。但整个系统及栽培品种正在迅速减少,使其遗传多样性相对减少,从而导致它们适应气候变化,抵抗疾病能力大大降低。尽管物种本身并没有受到威胁,而且还保存着许多品种,主要栽培作物玉米、水稻中现存的基因库,只是几十年前它们保存的遗传多样性的一小部分。在种质库中是难以发生进化和适应的。因此,对于生物资源来说,品种和基因库的减少同等重要。许多农学家认为农家作物及家养动物遗传多样性的丢失,比野生物种多样性的丢失对人类幸福的威胁更大(Plucknett 等,1987;Frankel 和 Hawkes,1974)。

濒危物种名录不断增加的潜在威胁,在于名录上每增加一种动物或植物,恢复的希望就减少一些(Scott 等,1987)。有些人强调,为防止物种受到威胁,应多关注对生态系统进行更全面的研究,因为保护完整的、功能健全的、包括所有物种的生态系统,比一个个临时性的抢救活动或等到普通物种变成濒危物种时再保护来得更容易、更有效(Scott 等,1987)。

另一方面,在生态系统的研究中可能会过分偏重整体和群落组织,而忽略单个物种的作用。所以,针对物种的研究,对类群的保护是必要的,否则,这些类群有可能被忽略。为引起对这一系列这类物种保护的普遍关注,红皮书(Red Data Book)发挥着重要作用。

2. 栖息地

据估计,40%的陆地净初级生产量,包括植物、藻类和光合细菌会由于人类活动而被消耗、滥用甚至于被浪费掉(Vitousek 等,1986)。这个估计充分表明了人类对整个地球有多么强烈的生态影响。许多世纪以来,由于毁林、火灾和畜牧业使整个自然面貌已经被人类改变和简化。

热带雨林只占地表面积的7%,却拥有全球一半以上的物种。如果对数百万种经描述的森林甲虫的估计是精确的话,其甲虫种类占全球的90%,或者更多,因为在有些栖息地种类更为丰富。Whitmore 等(1985)在哥斯达尼加低地热带雨林100平方米范围内,发现了233种维管植物;在这片半个网球场大小的面积中,植物种类数量竟相当于英伦三岛(British Isles)所有植物种类数量的1/6。

令人奇怪的是,关于热带森林现存面积的估计缺乏公认的数据,变动幅度在8~12亿之间。无疑,毁林正在加剧,其速度在象牙海岸高达每年6.5%,并且在热带国家年平均速度为0.6%(约730万公顷)(表3)。考虑到新植林和自然生长的净速度,所有封育的森林在177年之内将会全部消失(FAO,1987)。包括封育的和开放的热带林地,世界粮农组织及联合国环境规划署1982年估计,每年约有1100万公顷森林被毁坏,有1000万公顷受到严重侵害,但这仅仅还是非常保守的估计。巴西空间研究所曾报导,1987年的森林火灾毁掉巴西2000万公顷森林,其中包括800万公顷原始雨林,这个数据超过了世界粮农组织对全世界森林损失所做的估计。

总之,对世界森林覆盖率和毁林速度的估计还缺少确切的统计数据。因为大部分保护行动都要基于这类可靠的数据,由于遥感技术能够提供相当精确的估计值,所以,全球性的调查变得更为紧迫。对现有森林和毁林速度的系统调查研究,大约每年需耗资500万美元(Booth,1989)。

由于资料不足,只能臆测热带森林全部消亡的时间。Raven(1988)估计,世界植物种类的48%生长在森林或森林边缘,在今后20年内,这些地区90%以上将被毁坏,从而导致1/4物种的丢失。更为严重的是,随着毁林日益严重和可利用森林被开发,收获率(林业出口收入)趋于下降。许多60和70年代的主要热带木材出口国已经停止出口,甚至有些国家,如泰国已经成为纯粹的木材进口国。

假设人口及人类经济活动不断加剧,毁林速度无疑会不断上升。世界环境与发展委员会(1987)认为,在本世纪末前后,除少数地区外,保护区以外的天然季雨林几乎不可能保存下来。尚能保存的地区仅包括扎伊尔盆地,与圭亚那南部接壤的巴西亚马孙河流域,西亚马孙南美洲北部圭亚那森林带及新几内亚岛的部分地区(见第六章)。随着全世界对其木材生产需求的日益增大,再过几十年,在这些地带内可利用的森林也不可能幸存下来。另一方面,山地陡坡上的森林由于无法采伐及在流域保护中的重要经济作用,很可能免遭高密度人口所带来的破坏。

表3 世界热带地区森林面积和砍伐率估计表

国 家	封育面积 (千公顷)	年砍伐 百分比	国 家	封育面积 (千公顷)	年砍伐 百分比
热带非洲地区:					
象牙海岸	4458	6.5	尼日利亚	5950	5.0
卢旺达	120	2.7	布隆迪	26	2.7
贝 宁	47	2.6	几内亚一比绍	660	2.6
利比亚	2000	2.3	几内亚	2050	1.8
肯尼亚	1105	1.7	马尔加什	10300	1.5
安哥拉	2900	1.5	乌干达	765	1.3

赞比亚	3010	1.3	加纳	1718	1.3
莫桑比克	935	1.1	塞拉利昂	740	0.8
坦桑尼亚	1440	0.7	多哥	304	0.7
苏丹	650	0.6	乍得	500	0.4
喀麦隆	17920	0.4	埃塞俄比亚	4350	0.2
索马里	1540	0.2	赤道几内亚	1295	0.2
扎伊尔	105750	0.2	中非共和国	3590	0.1
加蓬	20500	0.1	刚果	21340	0.1
津巴布韦	200	(a)	纳米比亚	(a)	(a)
博茨瓦纳	(a)	(a)	马里	(a)	(a)
布基纳法索	(a)	(a)	尼日尔	(a)	(a)
塞内加尔	220	(a)	马拉维	186	(a)
冈比亚	65	(a)			
总计	216634	0.61			
热带美洲地区：					
巴拉圭	4070	4.7	哥斯达黎加	1638	4.0
海地	48	3.8	萨尔瓦多	141	3.2
牙买加	67	3.0	尼加拉瓜	4496	2.7
厄瓜多尔	14250	2.4	洪都拉斯	3797	2.4
危地马拉	4442	2.0	哥伦比亚	46400	1.8
墨西哥	46250	1.3	巴拿马	4165	0.9
贝利兹	1354	0.9	多米尼加	629	0.6
特立尼达			秘鲁	69680	0.4
和多巴哥	208	0.4			
巴西	357480	0.4	委内瑞拉	31870	0.4
玻利维亚	44010	0.2	古巴	1455	0.1
法属几内亚	8900	(a)	苏里南	14830	(a)
圭亚那	18475	(a)			
总计	678655	0.6			
热带亚洲地区：					
尼泊尔	1941	4.3	斯里兰卡	1659	3.5
泰国	9235	2.7	文莱	323	1.5
马来西亚	20995	1.2	老挝	8410	1.2
菲律宾	9510	1.0	孟加拉国	927	0.9
越南	8770	0.7	印度尼西亚	113895	0.5
巴基斯坦	2185	0.3	缅甸	31941	0.3
柬埔寨	7548	0.3	印度	51841	0.3
不丹	2100	0.1	巴布亚新几内亚	34230	0.1
总计	305510	0.6			

(a)：无详细资料，通常是由于该地区面积太小。

引自：世界粮农组织(FAO)，1981年，绝大多数资料认为这些数据是可靠的，但这些数据远远低于森林消失速度。

对下撒哈拉非洲(IUCN/UNEP, 1986b)和热带亚洲(IUCN/UNEP, 1986b)这类栖息地改变的情况,在表 4 和表 5 中已有评价。热带亚洲地区灵长类栖息地改变的情况,在表 6 中已有概括的总结(IUCN/UNEP, 1986c)。在这些表格中,“原始栖息地”的确定,主要是根据联合国教科文组织为非洲(White, 1983)和热带亚洲地区(van Steenis, 1958)所绘制的植被图。根据气候、海拔、土壤因素,这些植被图标明了理想的顶极群体,但它却忽略了人类活动影响这一重要因素。这种标定方法常与这些国家面积大小相一致。因此,需要根据实际情况进行修订。由于资料来源不同,精度不一,现存的自然栖息地的估计面积只是一个参考值,而非确定值。

尽管提供的是参考值,但明显可以看出,在旧大陆热带区的几乎所有国家,野生生物的原始栖息地面积已大大下降。仅非洲的安哥拉、刚果、吉布提、加蓬、肯尼亚、纳米比亚,索马里、坦桑尼亚、赞比亚及亚洲的不丹、文莱和马来西亚野生生物栖息地的丢失少于 50%。从物种的角度讲,栖息地的丢失对东南亚的灵长类影响极大(这可以作为该地区其它动植物区系的合适的指示体)。经过对人口稠密的爪哇(爪哇长臂猿及爪哇猿)和印度支那(菲氏叶猴)与人口稀疏的门塔瓦伊群岛(门塔瓦伊长臂猿)的灵长类进行比较,发现物种受到人口密度变化的影响大小不一样。

如果有关林地的现状及其价值的精确资料信息充分的话,热带国家的政府,即使从强调自身利益出发,也希望保持本国一定数量森林面积的稳定,以使分流域保护、旅游业、薪材林、建筑业及物种等国家发展目标的需要。当今有责任感的政府,都在不断地寻求把保护森林与国家发展目标相协调的途径。世界粮农组织协同世界银行、联合国开发计划署,由世界资源研究所及其它研究机构具体实施制订的《热带森林行动计划》详细说明了各种需要采取的行动(FAO 等, 1987, 也可参阅本卷第六章和第七章)。

事实上,热带森林并不是唯一拥有最高物种多样性的生态系统。具有地中海式气候的地区(即冬季寒冷潮湿、夏季炎热干燥)也拥有包括大量特有类群、非常丰富的植物区系。南非好望角地区大约有 8600 种植物,其中 68%是特有的。加利福尼亚有 5000 种植物(30%是特有种),澳大利亚西南部有 3600 种植物(68%是该地区特有种)(Reid 和 Miller, 1989)。在温带森林土壤中,物种多样性可富达每平方米 1000 种动物,而且数量超过两百万。如果加上微生物数量,这个数目会更惊人(Stanton 和 Lattin, 1989)。

虽然湿地并不以丰富的物种多样性及地区特有性(这部分是由于它们比大部分其它生态系统寿命更短)著称,但它们确实组成了相当复杂的生态系统,一些古老的湖泊还呈现出极高的物种多样性。非洲的裂谷省(African Rift Valley)大湖,比世界上所有其它湖泊拥有更多的物种,其中还包括相当丰富的特有种。坦噶尼喀湖(Lake Tanganyika)有 140 多个特有种,维多利亚湖(Lake Victoria)有 200 多个特有种,马拉威湖(Lake Malawi)至少有 500 个特有种(估计还有差不多相同数量的物种有待描述)(Miller, 1989; Ribbink 等, 1983)。

海洋生态系统的物种多样性也是很可观的,珊瑚礁有时可以与热带雨林的物种多样性

表 4 南撒哈拉非洲地区野生生物栖息地丧失情况

国 家	原有的 栖息地 面积 (千公顷)	现有的 栖息地 面积 (千公顷)	栖息地 丢失率 (%)	国 家	原有的 栖息地 面积 (千公顷)	现有的 栖息地 面积 (千公顷)	栖息地 丢失率 (%)
安哥拉	124670	76085	39	贝 宁	11580	4632	60
博兹瓦那	58540	25758	56	布鲁诺·法索	27380	5476	80
布隆迪	2570	359	86	喀麦隆	46940	19245	59
中非共和国	62300	27412	56	乍得	72080	17299	76
刚 果	34200	17442	49	象牙海岸	31800	6678	79
吉布提	2180	1112	49	赤道几内亚	2500	920	63
埃塞俄比亚	110100	3030	70	加蓬	26700	17355	35
冈比亚	1130	124	89	加 纳	23000	4600	80
几内亚	24590	7377	70	几内亚比绍	3610	794	78
肯尼亚	56950	29614	48	莱索托	3040	973	68
利比利亚	11140	1448	87	马尔加什	59521	14880	75
马拉维	9410	4046	57	马 里	75410	15836	79
毛里塔尼亚	38860	7383	81	莫桑比克	78320	3678	57
纳米比亚	82320	44453	46	尼日尔	56600	12788	77
尼日利亚	91980	22995	75	卢旺达	2510	326	87
塞内加尔	19620	3532	82	塞拉利昂	7170	1076	85
索马里	63770	37624	41	南非	123650	53170	57
苏 丹	170300	51090	70	斯威士兰	1740	766	56
坦桑尼亚	88620	50513	43	多 哥	5600	1904	66
乌干达	19370	4261	78	扎伊尔	233590	105116	55
赞比亚	75260	53435	29	津巴布韦	39020	17169	56
总 计	2079641	773774	65				

注：毛里塔尼亚、马里、尼日尔、乍得和苏丹的数据仅包括这些国家的下撒哈拉部分。除马达加斯加以外，其它岛屿没有被包括在内。

引自：IUCN/UNEP, 1986b。

媲美(Connell, 1978)。在较高级的分类阶元上,海洋生态系统比陆地生态系统的多样性要高得多。例如,33个动物门中,只有11个分布在陆地上(一个特有门),而海洋中则有28个门(13个特有门)(May, 1988)。再者, Ray(1988)指出,滤食性动物,特别是浮游动物构成了陆地上并不存在的特有水生食物链的环节。从动物体型大小来讲,海洋也拥有比陆地更丰富的多样性——从巨大的鲸鱼到微小的浮游生物,应有尽有。因此,水生食物网比陆生食物网更复杂,水生食物链也包括更多的营养层次。另外,海洋生物在遗传上具有更高的多样性,许多类群基因序列的5~15%是杂合型的(相比之下,哺乳动物平均为3.6%,鸟类为4.3%)(Polunni, 1983)。所有这些因素都使海滨和海洋生态系统形成一种与陆地明显不同的生物多样性形式,因而要求有不同的保护途径。

总之,世界上许多地区分布着极其丰富多样的生态系统,所有的生态系统都在对人类利

表 5 亚洲热带地区野生生物栖息地丧失情况

国 家 和地区	原有的 栖息地 面 积 (千公顷)	现有的 栖息地 面 积 (千公顷)	栖息地 丢失率 (%)	国 家 和地区	原有的 栖息地 面 积 (千公顷)	现有的 栖息地 面 积 (千公顷)	栖息地 丢失率 (%)
孟加拉国	14278	867	94	不 丹	3450	2277	34
文 莱	576	438	24	緬 甸	77482	22598	71
中 国	42307	16500	61	香 港	107	103	97
印 度	301701	61509	80	日 本	32	14	57
印度尼 西 亚	144643	74686	49	马来西亚和 新加坡	35625	21019	41
柬埔寨	18088	4341	76	老 挝	23675	6866	49
尼泊尔	11707	5385	54	巴基斯坦	16590	3982	76
菲律宾	30821	6472	79	斯里兰卡	6470	1100	83
中国台湾	3696	1072	71	泰 国	50727	13004	74
越 南	33212	6642	80				
总 计	815186	248765	67				

注:a:只包括热带地区(如云南南部丘陵地区、南方沿海地区和海南岛)。

b:只包括热带地区(如琉球群岛南部)。

引自:IUCN/UNEP,1986c。

益作出贡献。有效地保护这些生态系统,不能只对其中的一小部分进行直接保护,相反,为寻求更有效的途径实施保护计划,各国政府也要改变严重影响物种和生态系统的资源管理政策,诸如交通、国防、林业、国际贸易、能源及农业发展等方面。

表 6 东南亚地区某些灵长类分布范围的缩小
和受保护的栖息地

种 类	原分布范围 (千公顷)	现分布范围 (千公顷)	丢失率 (%)	受保护率 (%)
猩 猩	55300	20700	63	2.1
合趾猿	46511	16980	63	6.8
敏 猿	53227	18435	65	3.7
白掌长臂猿	28070	10024	64.1	3.5
婆罗洲长臂猿	39500	25300	36	5.1

续表

门塔瓦伊长臂猿	650	450	312	2.9
爪哇长臂猿	4327	161	96	1.3
印度支那长臂猿	34933	8753	75	3.1
缅甸长臂猿	16835	5638	67	5.1
冠长臂猿	7000	1120	84	9.9
长尾猴	38318	12332	68	3.4
豚尾猴	156862	48169	69	4.1
短尾猴	154696	55647	64	3.7
熊猴	80219	33500	59	2.5
猕猴	173227	56864	67	2.8
长鼻猴	2950	1775	40	4.1
金丝猴	2969	906	70	1.5
白臀叶猴	29600	7227	76	3.1
爪哇叶猴	4327	161	96	1.6
银叶猴	41217	16997	59	3.9
黑叶猴	9740	1411	86	1.2
菲氏叶猴	70857	19317	73	3.8

引自: IUCN, 1986.

二、刺激生物资源过度开发生态经济因素

许多导致物种消失和栖息地破坏的原因正在加强并共同作用,引起了所谓的“迫近性灭绝痉挛”(Myers, 1987b)。以上所引用的资料已经说明,令人震惊的警钟已被敲响。但物种和栖息地的消失只是问题的痛苦表现而已,其真正的根源还在经济方面。

越来越多的经济学家已经认识到,目前的经济体制已经促成了对生物资源的主要威胁(详细的讨论参见: Clark, 1973a; Dasgupta, 1982; Fisher, 1981b; Norgaard, 1984; Pearce, 1976 和 Randall, 1979)。由于地处热带的国家(包括中国)拥有仍在迅速增长的全球人口的 75%, 资金却占 15%, 使得生物资源所受威胁的问题变得更为尖锐。很清楚,不同类型的生物资源承受着来自不同方面的威胁,开放的渔场、热带森林和适于耕作的土地,均具有不同的经济学特征,也就必须区别对待。这里,只讨论其中的六个主要问题(引自 MeNeely, 1988)。

其一, 在市场中, 生物资源的价格极不合理, 即使是直接的生物资源贸易, 也并不反映它们真正的价值。再者, 某一特定水平上的生物多样性的存在价值, 是由所有估价者评定的, 而某一个人对生物多样性的非消耗性使用, 并不降低其他人对它们的可利用量。因此, 生物多样性是一种“公共财富”。所有个人及企业都可以不付任何代价而从中得益(即所谓“免票乘

车”问题)。耗尽生物多样性这种无形的和广泛的潜在价值,特别是当生物多样性的保护与计划中开发的金钱利益,最典型的是,仅对少数人有利相矛盾时,常导致对自然保护的忽视。

其二,从收支分析中看,保护自然区域的效益实际上没有得到充分的体现。因为保护生物资源的社会效益是无形的、广泛的,而且在市场价格上无法完全反映。相反,开发自然资源的收益却很容易衡量。于是,收支分析中常低估了自然保护的纯利;或者说,高估了资源开发的纯利。正象 Oldfield(1984)所说,“提出了发展,连同发展的选择余地也做了估计,在经济信息不全面的情况下,唯独栖息地丢失和生物灭绝的社会效益被忽视了,但发展计划仍在贯彻实施”。简言之,目前的土地利用形式主要由其当地土地出租潜力所决定,根本不考虑在更自然状态下对社会的总价值,这里所说的价值是指资源包含的所有价值。

其三,那些开发森林、湿地、珊瑚礁获益者,极少付出开发的全部社会和经济代价,这些代价(这些代价迟早都要付出)被转嫁给全社会,或者那些几乎没有从原始开发中没有获得任何收益的个人和团体。同时这种“额外代价”常常是发展计划的副产品,故这种损失在私人和社会的收支分析中并没有被考虑进去。例如,伐木特许权的所有者并不对其引起的下游河道淤积负有责任,也不关心物种的消失,因为他们不考虑任何后果。一旦砍伐完“他们的”森林,他们随即离去,而下游的农民却必须承担因河道淤积所带来的损失。所以,全球生物多样性的减少,最主要的原因是人们没有认识到,在获取某一特定资源时,人类要付出比直接经济收益更大的额外代价。

其四,受过度开发影响最严重的物种,生态系统及附属功能的所有权往往是最不明确的,其中许多是开放性资源,传统的资源控制机制在高度集权的政府、国家、发展、国际贸易、人口膨胀面前失去了作用。在现代集权制的行政管理中,森林及其野生生物常为公有资源,不是按市场价格计价,而是被特权者作为免费商品进行开发。一般说来,生物资源不论是被个人、团体或联合组织所拥有,其所有权越明确、越巩固,在市场流通中对其利用越有效。当所有权没有保障时(不论是政府还是个人),开发权并不是给予那些能充分认识到生物资源价值的人,而是那些能为开发付出最多资金的人。在一个由中央政府控制资源利用及高消费需求的市场上,保护物种和生态系统免遭过度开发所需经费,对于政府的掌权者来说常常是不能忍受的;他们通常既缺乏足够的资金,又缺乏利用法律机制及其它限制措施来管理资源的能力和有关地区的知识。

其五,被最近经济计划所采用的贴现率手段是在促进生物资源的消耗,而不是保护。当自然保护为了后代的利益,而寻求最优近期利益以及对相同贮量的资源的广泛平等使用机会时,经济分析常常低估了未来的利益和价值。因为社会更侧重于眼前利益而非将来,认为将来的耗资不如现在的重要,于是国家经济对风险投资的比例加大。这种贴现率越大,生物资源被耗尽的可能性就越大。Clark(1976)指出,如果贴现率高而生物增长率低(如鲸和热带森林),这种对资源的经济有效利用就可能致资源枯竭,甚至于灭绝;这种经济活动纯粹是为了当代人的利益而牺牲后代的利益。再者,贴现率越高,对自然保护投资的优先权越小(Perrings, 1988)。很明显,保护投资的回收期太长,以至于一旦贴现,当前的纯收益就相应减

少。然而,现在低的贴现率可以使将来比目前少受损失,使后代享受到更高的生物多样性或更高的消费水平(Barrett, 1988)。

正象 Warfork (1987b) 指出的那样,传统的国民收入算法(人均国民总产值)“没有考虑到自然资源贮存量的减少,相反,把资源的耗尽,即财富的丢失看作是纯收入”。许多热带国家的经济是以生物资源(特别是森林)为基础的,但这些资源的消耗速度远远大于其净生成速度。结果,尽管人均国民总产值(GNP)在不断上升,但整个经济的总产值却在不断下降(Repetto 等,1989)。Warford 估计,在主要热带硬杂木输出国中,对森林非持续性消耗引起的经济损失,大约占国民生产总值的 4~6%,抵消了在其它所有方面取得的经济增长。依赖耗费资源的经济增长,明显不同于依赖生产的经济增长,这种增长当然是不能持续的。

三、威胁生物多样性的社会因素

生物资源的保护必须针对不合理利用和过度开发,而不是针对国民。不幸的是,保护计划中当地居民常被当作对手,而不是合作者。那些对于特定生态系统缺乏足够了解和技术实践的新移民,与具有长期持续利用资源传统的当地居民尚没有被区别对待。前者在选择合理的土地及农场管理上需要帮助和支持,这些所选择的地方应远离具有突出生态价值的关键性地点。而后者可以参与保护区管理,并以其特有的知识和经验来帮助科学研究。当在某一地区居住相当长的时间,甚至于长达 1000 年,对具有共同保护利益的地区进行合作管理,对整个社会及当地居民都会有好处。

官方对国家自然公园的定义包括这样的内容,即它应是没有被人类开发和侵入而导致实质性变化的自然生态环境。国家的最高权力机构在法律上是这些地区的所有者,应尽一切可能来防止和消除对这些地区的开发和侵占(IUCN, 1985)。从某种意义上说,这种栖息地保护的方法是我们人类不能与环境和睦相处的反映。如果我们与自然之间不存在这样一种开发关系,按理说就不需要国家自然公园。这就给国家自然公园的管理者们反过来提出两个既是社会学也是生态学的棘手问题。

首先,国家公园对自然资源的控制,使得最直接关心维持资源生产并赖以生存或受益的当地居民受到排斥。从效果上看,中央政府表明这些地区属于国家所有,对于这些国家所有的地区,政府控制要比地方有效得多。这种声称实际上是中央政府对森林所有权和使用权的延伸,并以某种融合着封建性、殖民性及民主性观念的土地所有制形式得以补充。

许多热带国家,政府负责森林的开发(常通过协商),并且建立保护区作为国家土地利用计划的一部分。这样,当地居民的利益和需求就被忽视了;所以“偷猎”和“侵占”行为如此常见也就不足为奇了。在国有森林被快速开发的一段时期内,国家公园有时被作为一种把政府的影响扩大到最边缘和最不稳定地区的一种机制,所以在有些国家,国家公园常沿着国境线分布(Thorsell, 1986)。

其次,国家公园具有界限。作为一个联合建立的土地保护单位,在地面上常有表明权限的围栏或其它具体标志。然而,自然界本身并无界限可言。保护生物学的最新发展也表明,国家公园的范围太小,以致于不能有效地保护旨在保护的大型哺乳动物、猛禽和树木。这种边界还是一种心理界限,它似乎意味着既然自然已由国家公园加以保护了,当地居民当然就可以随意进入和滥用公园外围的土地。于是,国家公园就变成一个栖息地“岛屿”,极易受到通常是岛屿化所引起的各种威胁(例子参见 Soule, 1986)。

再者,几乎所有的土地都被“占据了”,以至于生活在森林中或森林外围地居住的人们认为,这本来就是属于“他们的”(资料简介 9)。在马来西亚,土著居民和政府为沙捞越森林砍伐权的归属问题争论不休,就是一个极好的例子(Scott, 1988)。

世界上许多地区的国家公园管理者们深受各方面非法行为的困扰,于是开展了所谓的“精神围剿”。在这种与当地利益相悖的条件下,进行土地保护的两难之境是可想而知的。国家公园是时代的产物,是最普遍采用的保护机制之一。政府常常肯定,当国家利益超过地方所期望的利益时,采取一个折中的方案是很有必要的,而更有效的措施是需要确保国家公园与当地居民协同合作,而不是相互对抗。如果这种冲突维持下去,以上所说的这种不稳定局面保护区的长期生存是极为不利的。

在现有条件下,特别是在以资源的持续利用作为管理目的的地区(多种经营管理地区),各国政府应同时考虑生态及经济可行性。政府也许希望通过权力和责任的下放来弥补国家公园管理上的不足,使当地社会得到更多的资源管理机会(Klee, 1980; McNeely 和 Pitt, 1984; Markes, 1984)。Houseal 等(1985)发现,在中美洲,“土著人综合农业移动耕作与林业栽培及野生生物管理的经验,建立了一种长期持续利用的方法……他们将农业和林业系统有机地结合起来,在单位面积的土地上创造出更多的劳动量和产品。与那些强加于这片土地上的其它生产方式相比,在生态学意义上更合理,在收入分配上也更趋平衡。对热带雨林的土地利用,迄今还没有一种模式比土著部落的利用方式对维持生态稳定性或生物多样性更为有效”。

政府也希望建立特殊保护区来保护那些传统的、经时间证明是成功的土地利用方式。例如,传统的移动耕作制度就能较好地适应热带森林环境,有利于森林物种多样性的保护和野生生物种群数量的保持。保持这样的种植方式对于现代发展具有相当重要的意义。森林中有许多重要作物的野生亲缘种,这些亲缘种和原始栽培者们培育的农家品种,是现代作物育种家们极为珍贵的遗传资源。例如,水稻是亚洲的主要作物,生长在高地新拓地的传统水稻品种具有极高的遗传多样性。新拓地的种植者们常常把驯化的水稻品种与其野生亲缘种进行杂交,培育出抗虫的水稻新品种(Oka 和 Chang, 1961)。生长在新拓地的品种不断地适应这种环境,在许多地方,这些作物与野生品系或草本品系发生基因交流而不断强化。Altieri 和 Merrick (1987)认为,“维持传统的农业生态系统是原地保藏作物种质资源丰富地区的唯一明智的对策”。此外,只有在依据深入研究后得到的有关当地植物及其生态需求科学知识

的指导下,在当地最有生产活力的管理实践指导下,传统的农业管理制度才能得以保持。

第四章提出的土地管理途径就是为了顺应保护栖息地免于过度开发,又使当地居民成为保护活动的积极参与者。

资料简介 9

自然栖息地“自然”吗?

许多人认为“自然”就意味着“完全没有受到人类影响”。从这个定义出发,世界上根本就不存在自然生境。因为,由于污染和气候变化,人类影响无处不在。长期的历史经验告诉我们,从火作为人类的一种主要技术措施开始,人类对非洲和亚洲大陆的影响已有数十万年了(Hough, 1926)。当今世界大多数热带稀疏草地,就是人类活动影响的结果。如前面所论述的那样,美洲新大陆及澳洲,人类成为其生态系统的一部分已有几万年了,对于海洋生态系统也有几千年的历史(Martin 和 Klein, 1984)。

工业革命前,人类就几乎占据了所有陆地,对自然栖息地造成了相当大的影响。如 Spencer(1966)提出,用于移动式耕种农作物,几乎整个亚洲的森林在同一或不同时间都已被人们砍光;而且 Wharton(1968)提出亚洲的大型动物都已经适应了森林砍伐后的空地上取食,因此也能从轮作种植中获得很大的益处。

在中、南美洲的一些部落民族中也有类似情况,某些特定的动、植物的获取方式就是依靠使生态系统发生明显改变,从而提供给当地人们更多最希望得到的天然产品(Warran 等, 1989; Prance 等, 1987; Boom, 1985; Gomez-Pompa, 1988; Gomez-Pompa 等, 1987)。总之,由于火的使用和移动式耕作,历史上人类对环境的影响早就存在,即使是“自然”的生态系统,在过去的岁月中也受到过人类的重大影响(Thomas, 1956; Elliott, 1964)。完全排除人类对生态系统影响的任何努力,例如受到严格保护的国家公园,会导致千百年来不曾发生过的情况,并且可能引起不为人知的效应。1988年美国黄石国家公园所遭受的破坏性火灾就是一个生动实例。这场火灾就是在没有人类干预下,顺其自然发展而产生的。Lugo(1988)总结说,环境改变及人为干扰对维持一个物种丰富的热带景观可能是必要的。

由于人类干扰对森林和热带荒漠的现有结构有决定性的影响,建立保护区除了迁除人类外,还需要积极的管理,以保持它们的“原始”自然状态(实际上或多或少的受到史前或史后人类活动的改造)。

四、进一步保护生物多样性的主要障碍

从根本上说,生物多样性面临的威胁主要是人类与他们的环境之间的不协调;从开发自然栖息地中获益,却没有付出开发的全部代价。当今人口及人类生活标准依赖于几亿年积累下来的非再生资源,这些资源将在几代人之内消耗殆尽。基于持续利用再生资源的古老文化也已被基于过度开发的现代文化学所代替。世界环境与发展委员会(WCED,1987)、国际自然与自然资源保护联盟(IUCN,1980)以及《世界自然保护宪章(WCN)》呼吁:人类社会的深刻变革取决于改革和投资水平,而这种改革和投资目前尚未引起有关政府的密切关注。

为避免简单化,在人们认识到各个方面问题不同的基础上,可以确定进一步保护生物多样性存在以下六个主要障碍:

- * 国家发展目标中低估了自然生命资源的实际价值。 维持一个国家的生物多样性,就是维持它的整个财富。然而,在制订国家发展政策时,生物物种和生态系统的重要性没有得到应有的重视。发展总是强调短期开发赢得的收入和外汇,而不注重对自然生命资源的维持利用。国际发展组织也仅着眼于发展中国家的眼前利益。另外,国际社会也倾向于支持这种趋势,以便促进南北双方的商品流通。
- * 自然生命资源开发的目的是获取高额利润,而不是为了满足当地居民的合法需求。 世界性的无节制利用野生生物产品,加剧了物种的灭绝和生物多样性的丧失。哪里有利可图,哪里作为摄取目标的物种或生态系统就要遭掠夺;如非洲的犀牛和热带森林,而当地居民却几乎一无所获。大部分市场消费需求的增长都发生在远离有关物种或栖息地的地区,那些依靠持续利用上述被过度开发物种维持生活和作为长期财富的当地居民,仅能从这种商业利润中得到少得可怜的收益。
- * 人类对其赖以生存的物种及生态系统仍然了解太少。 研究生物物种、生物多样性、生态系统及资源管理的专业人员少得可怜,远不能满足目前总的需求。现有的专门机构主要设置在工业化国家,而不是那些最需要专家确定对策以维持生物资源持续利用的发展中国家。热带地区国家的科学家和技术人员只占全世界总数的6%(NAS,1980)。几乎没有一个热带国家(印度除外)具有保护所需的研究能力。并且,关于生物多样性的研究(分类学、编目等)在整个科学研究领域中,处于极低的水平,因此常常被忽视。
- * 已有的科学技术没有充分应用于解决自然资源的管理问题。 最近几十年的科研成果为资源管理奠定了一个比以往好得多的基础。当前急需寻求途径运用生物科学和社会科学的研究成果来管理物种及生态系统,促进退化生态系统的恢复,把生物保护的益处带给那些最直接相关的人。

* 大部分保护组织的保护行动目标被迫变得狭隘。绝大多数保护工作都致力于保护几个物种,如哺乳动物、鸟类及几种重要植物或特定树种,建立生物多样性不详的保留地或其它新的保护区。而且,管理主要是针对那些所谓的标志种(常常是某种动物)的保护,而不是整个生物多样性。自然保护活动之所以常常必须集中在一个狭窄的目标上,主要是为了赢得资助,引起注意和取得成果。但是,对于更大范围的物种保护也需要引起重视,对于目前保护区中所包括的物种究竟有多少需作出估计,确定现行的管理计划对那些已鉴定的物种保护是否适合。更为重要的是,对人类行为所导致的非持续性生物资源利用的内在原因进行研究。

* 担负保护生物多样性的科研机构缺乏足够的研究经费。在绝大多数国家,负责野生生物和自然保护区管理的机构经费严重不足,缺乏专业化培训和进修,没有权威性,并缺乏必须的发展机会。野外工作人员常常与家人及当地社会相隔离。在缺乏充足设备和管理者能力的同时,这些机构和单位也缺乏吸引力和充分利用新投资的能力。

第四章 保护生物多样性的途径

生物多样性的保护技术一直倾向于集中在受保护的地区和基因库。虽然这些方法将继续是重要的,但是保护必须是更富有创造性和多方位的。保护技术的有效应用将要求更多部门的合作努力并需要增加资源投入,包括人力、资金和政策上的支持。

对生物资源的威胁是复杂和多种多样的,需要社会上各政府部门和私人团体采取广泛的措施。一般来说,致力于推动生物多样性保护的国际社会和政府部门作以下六个方面的努力:政策调整、土地综合利用和管理、物种保护、栖息地保护、迁地保护及污染控制。当然,以上只是对一些行动的罗列,使此事大大地简单化,实际上每一种方法的成功与否,在一定程度上取决于其他措施的实施效果,并且任何一种措施局限性和失败都有可能对其它措施产生不良的影响。

一、政策的调整、综合土地利用和生物多样性

既然政府的政策往往对生物资源的枯竭负有责任,那么理所当然地,调整政策常常是实施保护目标的第一步。无论是直接影响土地或森林管理,或通过土地使用权、乡村发展规划、计划生育、对食品、农药和能源的补贴等间接影响生物多样性保护的国家政策,均对生物多样性的保护有着重要的作用。例如,巴西政府取消对森林采伐的补贴,有效地减缓了森林退化(Binswanger, 1987; Repetto, 1988);并且在有些地区,将土地使用权交给那些长期和谐利用资源的当地居民,能够鼓励为生物资源的持续利用投入必需的新资本。

前面的讨论已经说明,很多非传统保护部门的政策对生物多样性可以产生根本性的影响。例如,Repetto 和 Gillis(1988)引述了许多由于政策失误导致滥用森林资源的实例。世界环境与发展委员会(WCED)指出,如果要使生物资源得到持续利用,需要对几个方面的多边政策予以调整(WCED, 1987)。McNeely(1988)阐述了生物资源与农业、旅游业、水资源开发、科学研究、渔业和交通等诸方面之间的联系。

乡村发展与生物资源保护之间的紧密联系说明任何单方面的努力都不能完全解决问题。要想真正解决问题,必须将保护与农业、林业、渔业、交通、国防和其它方面的工作有机地结合起来。这种综合性的行动应主要包括如下内容:

- 发展多边合作,各部门应该共享信息,寻求共同的目标并且以统一的方式认识问题。
- 定量分析与生物资源保护相关的许多乡村综合发展计划所带来的经济和财政利益,

并且使政策者重视这些利益。

- 在综合发展项目和计划中,应指出农业、渔业、森林、保护和恢复等不同活动之间的矛盾。
- 机构的改革及管理的改进也是有效制定和实施综合性部门发展计划所要求的。
- 制定新法规要依照实施对象(居民或机构)的社会经济特征和自然资源的需要,同时建立非鼓励制度并保障鼓励措施受法律保护。
- 需要审议在其它部门的政策和立法,看其能否应用于生物资源保护,适应有关社会团体开展工作的需要。
- 需要制定有效的刺激方式以加速综合开发,以便缩小个体的投资利益和政府的国家利益之间的差距。
- 乡村居民不仅要参与计划和项目的执行,而且应参与设计和检查(De Camino Velozo, 1987)。

提高政策协调性的一种方法是建立国家级或次国家级的保护策略(NCS),这是一个内容极广泛的国家环境管理计划。以这种策略为基础,可以形成一个依靠自然资源保护的新的更广泛的协调发展计划。将保护过程与发展有机地相结合,可以获得极大的、持久的利益。国家保护策略的制定过程中,通过提高对政策和行动认识,帮助有关国家认识这种潜力。当然,持续发展所依赖生物多样性保护也是其中一个方面。

一个成功的国家保护策略首先要求有尽可能广泛的组织和机构参与认识现实存在的问题和确定可能采取的措施。在国家保护策略的制定过程中,需要政府机构、非政府组织、个人团体和社会各界参与分析和探讨自然资源问题和将来的优先工作。这样,有本部门利益的组织可以更好地理解它们与其它部门的相互关系,从而发掘出保护和开发的潜力。不管一个政府的建立基础有多么广泛,政府部门的性质(实际上这也是任何集权的性质)决定了它们能有效考虑的问题是有限的。制定国家保护策略使得政府能以合作者的姿态和非政府组织、群众团体、大专院校、工业界、金融机构以及许多其它部门和组织一起,共同探讨如何为国家发展更好地利用生物资源。因此,通过这样的途径(一般来说,没有危险性),可以就生物资源的应用政策取得全国性的一致意见,似乎没有比这更好的办法了。

世界上已有 40 多个国家开始以各种方式制定此类保护策略。着眼于制订有关自然资源利用的全国性规划和政府部门要采取的一系列政策(无论是自觉地,还是不自觉地),国家保护策略可以帮助政府解决很多面临的最基本的政策问题,即如何更好地持续利用自然资源。

Precott—Allen(1986)在分析国家保护策略如何解决生物多样性保护问题时指出,目前还没有一个国家保护策略能够全面描述生物多样性在本国社会经济中的作用,也还没有提出保护生物多样性所迫切需要的综合性措施。他呼吁各国更好地解决面临的困难,把握机会,发展各部门的协作,并将保护和发展有机地结合起来。在大多数国家保护策略工作中,最根本的要求是,政策的制定和实施能够同时达到保护和发展的目的。

新发展的其它一些方法,如环境影响评估(EIA),考虑了曾经被认为是社会发展决策中的外部条件因素,它们在实际应用中产生了许多良好效果(Ahmad 和 Sammy,1985)。然而,环境影响评估仅仅是在所有可选方案中选定最基本方案之后提供一些指导。国家保护策略通过建立环境问题和发展目标之间的联系,提供了一个通过寻求共同意识,达到更合理平衡点的可能性。

要达到乡村的综合发展,必须利用国家保护策略和其他技术推动有利于环境的大范围的自然生态系统的管理。虽然这些发展计划在一定程度上有益于生物多样性保护,但是对生物多样性保护起最重要作用的工作大部分是稳定物种多样性贫乏地区的资源利用。这些活动旨在维护和恢复自然生态系统,一方面使它们支持生态和水文过程能够延续,另一方面使其为人类社会的发展持续地发挥作用。

通过对生态系统的持续管理和土地的稳定使用,解决了人口流动的根本原因,同时也使生物多样性得到保护。例如,在很多热带地区,由于刀耕火种农业使得森林遭到破坏,在多数地区,这种农作方式是不能持续利用资源和其它生态系统,农业生产力日益下降,迫使贫民百姓迁移所带来的结果。通过集中精力恢复原有的农业生态系统的生产力和维护支持这些系统的生态和水文过程,可以减少对边远土地的农业压力,使这些土地能够安排开展其它有益于生物多样性保护的活動。

一些发展资助机构可能会对包括生物多样性保护内容的乡村综合发展计划感兴趣,因为这种计划很可能符合它们工作的目标。

二、保护物种及其栖息地需要进行综合治理

物种是生态系统的基本组成部分,常常是生态系统是否健康的标志。自然地,各国政府、非政府组织和国际机构对物种保护十分重视,制定了有关保护特殊物种和种群免遭毁灭性掠夺的国际性措施。其中包括《国际捕鲸管理公约(ICRW,华盛顿,1946)》、《濒危野生动植物物种国际贸易公约(CITES,华盛顿,1973)》、《野生迁徙动物保护公约(CCMS,波恩,1979)》(此外参见附录三)。在各国,野生物种受到狩猎规定、保护法规以及内容广泛的其它野生动植物管理规定的保护。

显然,物种和其它遗传资源造福于全人类。虽然动物物种更受到关注,植物可能与人类的生存有更直接的关系。植物种质是世界的主要资源之一,人类未来的食物生产将取决于人类在收集和管理植物方面所作的努力和物质投入的多少。研究表明,源于墨西哥和中美洲的野生遗传资源满足了全世界玉米种植和消费的需要。大多数主要可可生产国在西非,然而现代可可种植园保持生产力所依赖的遗传资源来自西亚马孙河流域的森林。

为了咖啡的正常生长,种植者和消费者需要咖啡野生亲缘种不断提供新的遗传物质。这

些野生亲缘种主要生长在埃塞俄比亚和马达加斯加。巴西在为东亚橡胶种植园提供野生橡胶种质的同时,本身也依靠世界各地为其甘蔗、黄豆及其它主要作物提供植物种质。美国98%的农产品源于非本地品种;从洲际范围而言,一半美洲大陆的农业产量来自亚洲或非洲物种,整整70%的非洲农作物产品源自亚洲和美洲物种,而30%的亚洲农作物产量与源自美洲和非洲的物种有关(Wood,1988)。显然,如果每年不能得到新的外来植物种质,世界上所有的国家会很快出现农业减产的状况。

就家畜而言,如同农作物和森林一样,人为控制育种和迅速开发适宜于当代高耗能的商业生产的品种引起了遗传多样性的消失。这种现象在发展中国家表现得尤其严重,在这些国家,地方品种正不断被进口品种所取代。尽管很多家畜的野生亲缘种,如野牛、野绵羊和野山羊以及野象对物种繁育很重要,但它们正遭到灭绝的严重威胁。

虽然一些物种保护措施被证明是有效的,而且人类也经常采取一些应急的特别保护措施来避免物种的消亡,但是最好的保护方法是把它们作为整个较大生态系统的一部分,让它们在各自的范围内适应日益变化的环境。为此,各国政府长期以来一直努力采取措施保护特殊栖息地,如建立国家公园和其它类型的保护区。国际社会已经采取了类似的方法,制定了《国际重要湿地——特别是水禽栖息地保护公约(Ramsar,1971)》,《世界自然和文化遗产保护公约(Paris,1972)》(参见附录三),联合国教科文组织的《生物圈保护计划》和联合国环境规划署的《地区海洋计划》的部分内容。

多数国家的政府已经通过立法来保护和管理对保护生物资源有重要意义的栖息地。这些措施可以包括:建立国家公园和其它类型保护区的国家立法,保护特殊地区的森林、珊瑚礁或湿地的地方法律,包含在租赁协议中的有关规定,对特定类型土地的规划限制和保护圣地或其它特别场所的传统习惯。应该管理政府和私营部门已普遍承担起保护和管理这些保护区的责任。

表7 世界上的保护地区

此表收入的保护区,面积均超过1000公顷。这些地区都被列入国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)保护区目录的第一至五类,由其所在国最权威的机构管理。其中数据将随着新保护区的建立和资料的更新而变动。但本表提供了截止1989年5月1日所能得到的最详细的数据。特别值得一提的是,在新北极地区的格陵兰国家公园,覆盖面积为7000万公顷,对世界所有保护区有着十分重要的影响。就其重要性而言,它比其它任何一个单独的保护区都大。

生物地理区	保护区数目	总面积(千公顷)
非洲热带区	44	86090
印度马来西亚	676	32280
古北区	1684	73190
大洋洲	52	4890
新北极区	478	172560
新热带区	458	76810
澳大利亚	623	35690
南极区	130	3120
总计	4545	484630 (占世界土地面积的3.7%)

资料来源:保护区数据集(WCMC,1989年5月)

已经通过立法来防止土地挪用的地区应不再考虑它们的其它用途。这些地区对于发展的贡献是通过保护其典型的相对自然的状态来体现的。实际上,世界银行关于荒芜地的保护政策(附件五)明确禁止使用世行贷款改变受法律保护的地区的土地利用方式,除非出现了极端和最特殊的情况。

随着过去几十年的加速发展,各国政府已经认识到将法定保护区作为整个土地利用规划的一部分的重要性。在《巴厘宣言(Bali Declaration)》中(InMcNeely 和 Miller, 1984),世界上有关保护区研究的权威人士指出,这些地区是保护工作必不可少的组成部分,因为它们可以维护自然生态系统所依赖的关键生态过程;它们保护着物种及其遗传变异的多样性,从而避免对我们的自然遗产造成不可挽救的破坏;它们保护生态系统的生产能力并且维护对物种持续利用所必需的栖息地;此外,这些地区还为科学研究、教育、培训、娱乐和旅游提供了机会。

很多传统的保护区已经有几百年甚至上千年的历史了,但是现代保护区工作始于 1872 年黄石(Yellowstone)公园的建立。从那时起,保护区作为保护自然生境的主要手段在全世界逐步开展起来。目前,已经建立了 4500 多个面积超过 1000 公顷保护区(列为 IUCN 保护区名录的第一至五类),总覆盖面积大约为 5 亿公顷,相当于多数西欧国家面积的总和或两个印度尼西亚的面积。表 7 说明这些得到国家保护的地区的分布情况。新的保护区每年还在增加。目前,已有 130 多个国家认识到保护区在平衡土地利用方面意义重大。但是应该承认,还有更多的地区为维持社会的发展作出了重要贡献。

保护地区的命名是多种多样的。同样的名字可能包含着非常不同的内容。例如,加拿大的国家公园不包括人类居住的地区,而所有的英国国家公园则包括人类集居地。显然,尽管用统一的命名和标准来建立和管理保护区有利于提高管理水平,促进国际交流和合作,但是实际上对某一特定地区采取的保护措施可以因国家甚至于地区的不同而有巨大的差异。

人口增长和经济不断发展正威胁着很多保护区的生存,而且人类对各种荒芜保留地的需求也越来越多。因此各国政府现在意识到,严格保护的地区已经不能满足社会不断增长的物质和服务要求,包括进行遗传资源的管理、流域保护、娱乐和教育等多种活动。需要增加一些荒芜地管理措施来补充受严格保护的国家公园,使生物资源的持续利用成为地区管理的目标之一。

遵循上述原则,为使社会真正受益,必须将保护区与其周围的地区联系起来考虑。具体的实施措施当然因各地的实际情况不同而有所区别,但是《巴厘行动计划》(附录四)提出的主要原则是:通过教育、收益分享、制定保护区周围地区的补充发展计划和在不违背保护目标的前提下,当地居民有权支配资源等措施来保证当地居民对保护区工作的支持。总之,应该采用经济刺激手段促使当地居民按照其开明的自身利益来进行活动(参见 McNeely, 1988),并且政府制定的合理政策应保证有关措施确实是为了当地居民的自身利益(关于该措施的具体建议参见 McNeely, 1988)。

为了寻找既有益于生物多样性保护又有益于持续发展的土地管理机制和技制,国际自然与自然资源保护联盟制订了一套保护区分类系统,每种类型的保护区都有一系列管理目标(资料简介 11)。虽然从定义上讲,在国家公园内禁止从事商业性活动,但是其它类型的保护区,如狩猎区、风景区和多用途管理区,可以建立在这些严格保护区的周围,以防保护区成为生物学上枯萎的“孤岛”。同时,它们本身也在土地经营系统中发挥重要作用。有几类保护区可以将资源的持续利用看作是一个管理目的,以此来保护生物多样性,同时又使当地居民通过利用资源而不断受益。例如,国际自然与自然资源保护联盟分类系统中的第 VI 类可作为国家保护区系统的一个组成部分,用于保护传统的农业耕作方式。

最近在保护生物学方面的进展(例如,Harris,1984;Diamond 和 May,1976;Higgs,1981;Soule,1986)表明,光凭受严格保护的地区本身(第 1、2、3 类)不可能保护所有,甚至是大多数物种、遗传资源和生态过程,需要大大地扩展保护区的面积,这远比现代社会愿意从直接生产的土地中抽出的要多。摆脱这一困境的最好办法是规划和管理不同类型的保护区,包括允许、甚至鼓励合理利用有关资源保护类型中的大量土地,以支持社会和经济发展的总体结构(表 4)。通过有计划地分配国家公园和其它类型的保护区之间的比例,处于有林业、农业和畜牧业之内的保护区不仅能为当地居民服务,而且还能保证其子孙后代得以与自然生态系统的协调发展。

今后数十年保护工作的发展主要依靠建立和实施那些能允许、甚至鼓励某种人类资源利用活动的保护区,同时加强对它们的管理以及进一步改善一些景观曾经受破坏、现已恢复并适合开展有利于保护之生产活动的新型保护区。从数量上讲,严格保护区(第 1、2、3 类)的面积不可能超过地表面积的 4%。但是,很少有国家将多于 1/4 的国土长期用于农业活动,那么就还有足够的土地可从事林业、移动式耕作、放牧等活动,管理得当,也能为生物多样性保护做出贡献。此类地区大多数分布在严格保护的国家公园的外围,可以缓冲人类活动的不良影响。

小型保护区也可能在保护工作中起到重要作用(Simberloff,1982,1983)。如果能保证保护区有稳定的边界,即使是面积不到 10 公顷的地方也能有效地保护具有生存能力的植物群落。在从植物学家开始记录它们以来,很多植物种一直生活在一公顷左右的范围内。D. R. Given(个人交流)曾经记录过,在上述大小的一块地方,植物生存演化已有几百万年历史。在毛里求斯,一个国际自然与资源保护联盟和世界自然基金会的合作项目旨在 1989 年底建立一个由 10 个小型保护区组成的网络,其中包括 300 种被大多数科学家认为已基本上灭绝的特有植物种的 80%左右(H. Synge,个人交流)。因为这些保护区的范围小,可以把它们圈起来,外来的有害物种也易清除掉,而且在每公顷的面积上仍然可以有 24 万个植物标本。

保护区最终要实现自己的保护目标,不仅需要其自身有有效的保护措施,而且要求其周围土地的管理目标与保护区的相吻合。一般说来,这要求把保护区看作是更大区域计划的组成部分,以保持生物学和社会发展的持续性,并且给当地居民提供适宜的利益。总的说来,负责管理保护区的机构应当寻找新的更有力的合作者来加强保护区管理,如当地社会、林业部、农业部和外交部、发展资助机构、国际银行及决策者。

资料简介 10 需要增加新保护区的地区

从1970年以来,受法律保护的地区范围已经增加了80%以上,其中2/3是在第三世界。但是,还有很多工作需要做。有关专家认为,如果人类要实现对生物资源的长期合理的利用,还必须将保护区的总面积至少增加3倍。

国际自然与自然资源保护联盟下属的国家公园和保护区委员会与联合国环境规划署合作已经对亚洲热带地区(IUCN/UNED, 1986a)、非洲(1986b)和南太平洋地区(1986c)的保护区进行了评估。虽然世界上已经存在很多国家公园和保护区以保护地球最典型的自然环境,但是还有很多地区需要保护。据调查,在印度马来西亚地理区,有十个生物地理单元(动植物特别集中的地区)严重缺乏保护,另有四个单元需要适当的调整,仅有十个单元被认为得到了充分的保护。在非洲,有五个生物地理单元需要大量地增加保护措施,七个需要适当调整,仅有四个被认为得到了较好的保护。在太平洋地区,需要在数十个地区采取保护措施。虽然还没有对拉丁美洲和加勒比海地区的系统进行调查,可以想象,调查的结果会是一样的。从全球范围看,海洋带和栖息地在整个保护体系中的重要性还没有充分的体现出来,需要做更多的工作才能保护这些栖息地。

尽管所有的保护区都在某种程度上限制人类居住和资源利用,但是限制的程度却在各个保护区之间有明显的不同。按允许人类直接利用保护区程度的递增顺序,保护区可分为以下几类:

1)科学保护区/严格自然保护区

在不受外来干扰的自然状态下,通过保护自然及其生态过程,提供在生态学上具有典型意义的自然环境,用来进行科学研究、环境监测和教育以及在动态和进化的状态下维护遗传资源。

2)国家公园

为科学、教育和娱乐之目的,保护具有突出国家和国际意义的自然和风景区。包括较大面积尚未受到人类破坏的自然区域,在这些地区禁止进行商业性资源开发。

3)自然遗迹/自然标志地

保护和维护具有国家意义的自然风貌,因为它们有着特殊的意义或独特的特征。这些地区面积相对较小,专门保护当地特殊特征。

4)自然保护区/野生生物禁猎(采)区

确保在保护自然环境中具有国家意义的物种、类群、生物群落或其它具体环境特征所必需的自然状态。这些状态的长期存在需要人类的特殊管理,而这些地区允许有控制地利用某些资源。

5)风景保护区

在保持当地正常的生活和经济活动的情况下,既保护居民和土地相协调的具有国家意义的自然景观,又为社会提供娱乐和旅游的场所。

6)资源保护区

为未来的综合利用,保护当地的自然资源。在确立有充分认识和规划为基础的目标前,禁止或控制可能影响资源的开发活动。

7)自然生物区/人文保护区

进一步促进与自然环境相协调的社会生活方式,保持其不受现代技术的影响。区内以传统的方式进行资源开发活动。

8)多用途管理区/资源管理区

用于永续开发水、木材、野生生物、草场资源及户外娱乐活动。同时,自然保护的目也主要是为了经济的需要(当然在这类地区还可以设立特殊保护地带以实现特殊的保护目的)。

资料来源:IUCN,1985。

为了制定全面的保护区网络计划,还需要考虑以下几点:

- 保护区的管理计划必须与其周围地区的土地管理计划同时做出,因为没有保护区是自我独立的整体。在严格保护的核心区周围建立“过度带”,允许在其附近地区进行自然资源利用等人类活动,是与核心区的生物多样性保护功能相一致的,同时这样也可以保证核心区的完整性。
- 在气候变化和人口压力的影响下,在考虑所研究地区及其邻近地区的可能的人口数量变化趋势的基础上,需要对其管理内容和可能的生态反应予以认真的研究。
- 假定能够保障各类物种生存的栖息地得到保护,人们不太了解的物种也就会得到保护的话,那么,一些关键物种(Keystone 或 Critical Species),特别是脊椎动物就可以作为保护区系统保护是否有效的标志(这种方法也有某些缺点——参见 Landra 等,1989)。
- 就地(*in situ*)和移地(*ex situ*)两种保护措施之间,需要建立一种融洽的关系,并且要综合在整个地区的总体发展规划中(见下一部分)。
- 人们对保护工作的重视程度往往取决于是否对自然资源和生物多样性是否作出了充分的经济评价,常常需要以事实说明,这些保护区肯定会给其周围的居民带来益处(见第二章)。
- 国家的管理体系应当保证把保护区看作是国家财产的一部分,并且投入充足的人力物力来加强保护区管理。
- 必须审查有关管理政策及落实情况,特别注意它们是否最大限度的适合生物多样性保护。例如,一些国家公园制定了严格的管理规定,限制用于研究目的的标本采取,这就影响了对其生物多样性的科学评估,同时也给判断是否需要采取某些措施来加强物种的管理增加了困难。此外,为解决其它问题,比如旅游,有时也会采用与保护特殊生命形式相悖的方法。
- 需要尽更大的努力来保证为保护区管理人员提供自然和社会科学方面的研究成果,管理人员也应该将生态系统的管理过程看作是一个需要不断监测的科学实验。因为这种管理方式需要以现有最详细的资料基础,所以,制订长期的研究计划来评价生态关系、动态变化、管理效果和旅游的影响等对于保护区工作是有用的,而且也是必要的(Thorsell, 1989)。
- 需要作出巨大努力来提高公众的意识,谋求该领域专家的支持(如大专院校、博物馆和学术性团体等),向当地居民宣传保护区的价值。

三、迁地方法对保护生物多样性的作用

尽管人们都知道保护栖息地是保护生物多样性最有效的方法,人们同样也认识到移地(又译迁地,*ex situ*)保护方法是综合保护计划的非常重要的组成部分(Conway, 1988; Ashton, 1988)。植物园、狩猎场、动物园的圈养繁殖计划以及基因库等都是加强迁地物种保护的措施。过去20多年,世界粮农组织(FAO)、国际农业研究顾问委员会【CGIAR,包括国际植物

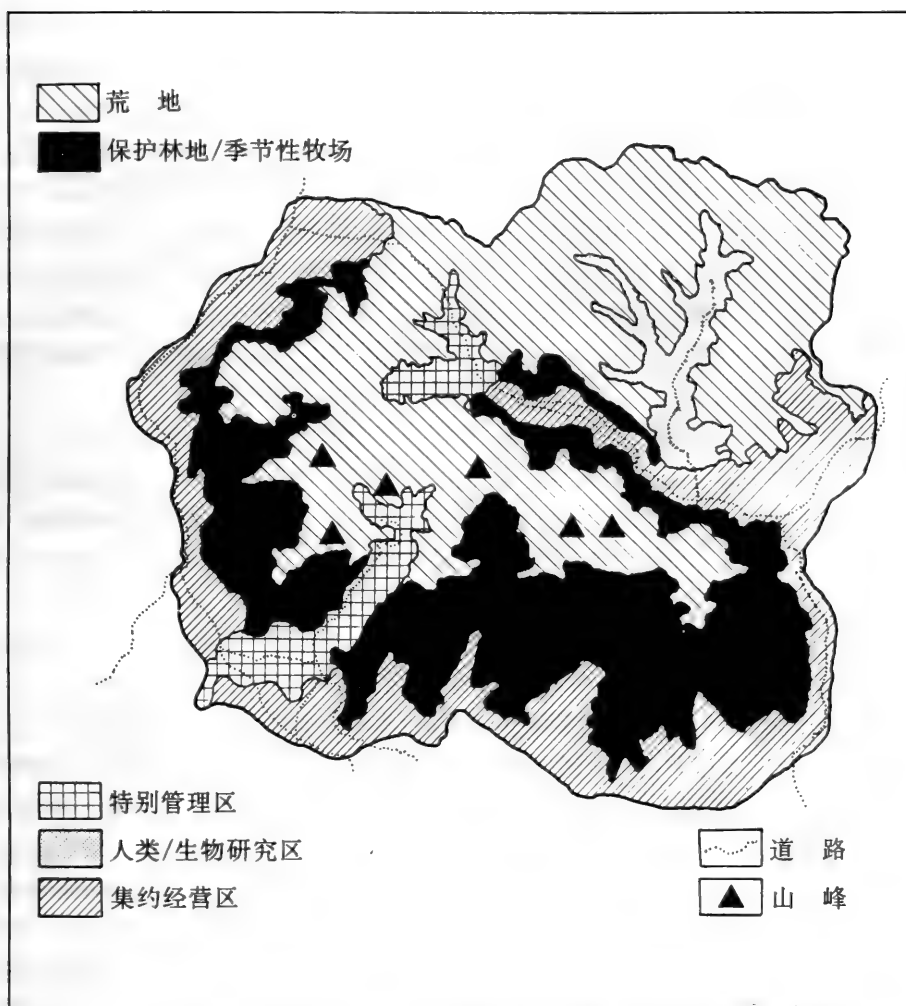


图 4 尼泊尔 Annapurna 保护区内不同的土地利用方式

遗传资源委员会 (IBPGR) 以及其它 12 个国际农业研究中心】、全世界 150 个基因库以及其它的作物遗传资源中心对作物物种 (主要是粮食作物)、一些树木和牧草植物进行了最广泛的迁地保护, 总共涉及到约 500 种植物物种 (包括作物的野生亲缘种), 占植物种类总数的 0.2% 左右。野生物种的绝大部分迁地种质都保存在全世界 1300 个植物园里。植物园保护秘书处 (BGCS, 受国际自然和自然资源保护联盟资助) 协调全球的植物迁地保护工作。该处保存了 2 万余种在植物园栽培的物种 (约占全球植物种数的 8%) 的记录。目前正计划进一步扩大这项工作。

通过对濒危珍稀动植物物种及其后代进行长期保存、分析、检测和繁殖, 迁地保护活动补充了原地 (*in situ*) 保护活动。对于数量剧减的野生物种来说, 迁地保护活动尤为重要, 它是对原地保护的一种补充, 再引进的物质来源以及今后家养物种繁殖计划的主要遗传物质储存库。有些迁地保护设施 (主要是动物园和植物园) 也为进行公共教育提供了许多重要机会。

即使未受威胁的野生种群也需要进行迁地收集,以便随时利用这些物种进行繁殖——尽管需要定期从野外得到补充,但是饲养人员通常并不到野外去获取他们所需要的材料。

迁地保护有一定的局限性。首先,动物园、种子库或植物园只能储存一个物种很少几种遗传多样性的样品,否则经济上就不划算。Conway(1988)认为,由于空间有限,而保存生存种群所需要的数量太多,动物园不可能长期保存900种以上的脊椎动物,常规繁殖计划所能保存的种类可能更少。其次,不太可能在迁地环境下产生适应栖息地的定向演化,所以圈养的种群并未在适应变化的环境条件。第三,迁地保护的种群的遗传背景可能很狭隘,而且被收集的样品不大可能确实代表物种的大部分基因型。第四,迁地保护取决于政策和资金的连续性,而这是很难保证的,在热带国家更是如此(Ledig,1988)。

最后,迁地方法对保护生物多样性的作用是确保那些依靠人类种植的作物的生存所必不可少的。它是使野外数量已经很少的野生动植物物种免遭灭绝的重要的保险措施。但是它需要原地保护不断充实和补充它们的遗传资源库。因此,应当把这两种保护方法看作是有效保护生物多样性全局中两个对应的方面。

1. 动物园

目前在动物园和其它动物圈养设施里繁衍着3000余种脊椎动物,总数达到54万头(Conway,1988)。尽管这个数字对整个野生种群来说是微不足道的,大约只占美国家猫的1%,但人们有时对动物园、水族馆和其他类似的机构圈养和繁殖濒危动物提出了批评。动物园过去一度确实只是消耗野生动物的地方,但是今天大部分现代化动物园的动物一般都自给自足,有的还开展了各种动物(许多是濒危动物)重返大自然的工作。阿拉伯羚羊、曲角羚羊、普氏野马、欧洲野牛、大熊猫、黑脚雪貂、金丝猴、夏威夷鹅、巴厘欧椋鸟、关岛秧鸡、游隼和美洲鹤等都受益于圈养繁殖计划。还需要做许多工作以便使大猩猩、大熊猫、大象以及黑猩猩这样的物种在圈养条件下形成生存种群,而不必依靠野生种群补充数目。

现代化动物园积累了大量的经验,包括动物的科学管理、兽医学、生殖生物学、行为学以及遗传学。它们为供养许多濒危物种种群提供了生存空间,而且所利用的是与原地保护不相竞争的资源。确实,不少的大型动物园,如圣地亚哥、芝加哥、纽约、华盛顿特区以及法兰克福动物园都有支持物种保护区和原地管理的重要的野外研究和保护项目。

只要真正下决心去做,就可以使绝大多数物种在圈养状态下繁殖,并能长期保持生存所需的数量。国际自然与自然资源保护联盟物种生存委员会(IUCN/SSC)圈养繁殖专家委员会主席 U. S. Seal 列举了对过去20年成功进行圈养管理有重大贡献的几个方面:

- 改进型的营养和配制食物;
- 化学保定术和麻醉法;
- 免疫接种和抗生素;
- 个体动物鉴定和记录;再加上中心数据库(国际物种编目系统);

- 控制生殖(避孕)和增强生殖能力;
- 种群生物学和分子遗传学;
- 信息技术和微机;
- 决策分析和危机处理。

但是当物种接近灭绝的时候再建立圈养繁殖种群往往已经为时太迟。相反,尽可能减少物种灭绝危险的方法是在野生群体尚以千计的时候就建立支撑圈养群体。野生保护学家和圈养繁殖专家需要紧密合作,来保护野外数量已不足千计的脊椎动物(IUCN,1987b)。《亚洲野牛(Kouprey)行动计划》充分说明了这个原则,这项计划使动植物产地国的政府、动物园和野外工作的科学家共同努力,开展大规模的保护活动(Mackinnon 和 Stuart,1989)。

通过对圈养群体的研究,动物园也在学习管理野生动物的方法。这些方法可以用来管理生存着某些数量相对较少但又特别重要的种群的保护区。经常需要用动物园研究出来的各种方法和管理技术,如诱发排卵、为保证基因流动而进行的种群之间某些个体的移植以及各种兽医方法,来管理变得象孤岛似的(因而也就是大型的、半自然的动物园)栖息地保护区。

动物园系统组织完善,有许多国家和国际性的协会,能对物种保护做出贡献。国际动物园园长联合会(IUDZG)和美国动物园与水族馆协会(AAZPA)都有重大的保护计划,向国际自然与自然资源保护联盟的圈养繁殖专家委员会(IUCN/CBSG)提供了很大支持。许多最重要的动物都保留着血统记录簿,制定了关键物种的总体规划,自由交换繁殖用的种动物,定期出版一系列的刊物,以使动物园专业人员随时了解当前的进展。

动物园的经费一般都很充足,全世界的动物园每年要接待数以亿计的参观者。对许多人来说,参观动物园是他们一生能够接触世界许多最重要的生物资源的唯一机会。今天的现代化动物园对参观者进行保护生物多样性的教育,支持野外保护工作,为野生动物管理人员提供培训机会,在圈养状态下繁殖濒危动物,使它们有朝一日能重返自己的历史自然栖息地。

2. 植物园

目前全世界已经建立了1300多个植物园和树木园来保存和展示各种植物。许多植物园都很注意调查植物生物学中的某些问题,如研究这些问题通常需要种植多种大型的或寿命长的野生植物,或需要经过长期地种植或大规模实验性种植植物。这些植物园可能具有良好的设备来研究植物繁殖的各个方面,包括种子生理学、发芽和移植生长以及无性繁殖。它们所处的地理位置有利于研究繁殖系统、病理学和饲草、共生关系以及(原地和迁地)保护所需要的最低的种群数量。

植物园在保护和保持遗传多样性方面发挥着日益重要的作用。目前的活动包括:

- 文献记载地方植物区系,包括派考察队考察新的地区,进行系统研究,调查地方植物区系中迄今尚未确认的物种;

- 保存采集的标本,以便能将有物种分布、丰度和生长栖息地的记录能用于研究活动,包括估价有潜在农业、园林、医药和经济用途的物种;
- 通过研究和野外调查,使植物园工作人员逐步形成专长(这常常会他们对需要进行原地保护的地区或者对保护区内植物持续生存的管理政策提出建议);
- 管理和监控植物园和树木园内或与之有关的自然保护区(250多个植物园和树木园在其园内或别的地方建有面积从1公顷到1000多公顷的自然植被区或保护区);
- 用栽培的方式保存濒危稀有物种的样品,繁殖和培植稀有和濒危物种以重返自然或者用这些物种重建和恢复其栖息地,保存特别的保护收藏品(有350多个植物园里种植了这类物种,其中不乏稀有和濒危物种)。

国际自然和自然资源保护联盟认识到植物园在保护生物多样性方面发挥的重要作用。它于1987年成立了植物园保护秘书处(BGCS),以使世界的植物园形成保护生物多样性的有效力量。其目标是:促进《植物园保护策略》的执行,监督和协调有保护价值的植物的迁地采集,开展联络和培训,组织每三年一次的植物园保护大会,制定教育计划(BGCS,1987)。

今天,我们应当把植物园(它们自己也应把自己)看作是进行保护、研究和发展生物多样性的资源中心。不应当狭义地看待它们对保护生物多样性的价值,而应当把这些价值与应用科学的各个方面联系起来。用 Ashton(1984)的话来说就是:植物园有机会(实际上是它们特有的义务)把系统生物学传统的研究课题与农业、林业和医学为保护和利用生物多样性而提出的需要结合起来。

不过,现有的热带国家植物园显然远远不能满足需要。尽管在一些热带地区,如爪哇、斯里兰卡和哥伦比亚建立了不少很好的植物园,但还必须十分重视扩展这些地区,使它们作为强化原地保护自然栖息地的一种手段(表8)。国际上大幅度加强对热带植物园的支持将能使它们充分参与国际保护生物多样性活动。

3. 种子库

以保存种子的方式来储存保护材料是一种应用最广、最有价值的迁地保护措施。过去20多年里,从事植物遗传资源工作的组织和研究机构在这方面积累了大量的经验。与其它迁地保护措施相比,种子储存法有相当大的优点,如易于储存,占地面积少,需要的劳动力不多,因而能够比较经济地保存大量样品。

(除了所有迁地保护方法共有的缺点之外)种子库还有一些不足之处,如它必须要有可靠的供电,需要监测种子的活力以及种子需要定期更新。此外,许多物种的种子都很“难对付”,它们在低温和低湿的常规技术储存条件下很容易死亡。据估计,全世界15%的植物(37500种左右)种子都很“难对付”,因此无法在现有技术的种子库里保存(BGSC,1989)。需要投入更大的研究力量来确定如何在迁地状态下保存这些物种,使它们在遗传方面对研究工作做出最有效的贡献。

过去几十年里已经投入巨资为世界主要的粮食作物兴建种子库,利用的常常是世界农业研究磋商小组(CGIAR)的网络系统。今天,全世界已经兴建了50多个种子库,半数以上建在发展中国家。它们大多数是根据三个重要原则,按照国际植物遗传资源委员会制定的一系列指南或规定进行管理:种质应向所有真正的科学家和研究人员开放,而不管他们的政治背景和机构隶属;在某个国家进行采集应与这个国家共同进行,采集的样品半数应留在产地国;采集到的所有种质都应在其它地方复制。

现在大部分主要粮食作物(具有全球经济价值的植物如小麦、玉米、燕麦以及土豆)90%以上的地方品种已经进行了迁地采集保护(Plucknett, 1987)。估计到1990年很可能完成其它物种,如大米、高粱和小米大部分地方品种的保护工作(Williams, 1984)。但是 Peters 和 Williams(1984)估计,全世界种子库的200万份植物种质中,有65%连产地这样的基本数据都没有,80%缺少包括繁殖方法这样的有用特征数据,95%没有任何评价数据,如对种子发芽率检测的反应,只有1%的样品有详尽的数据。人们担心,未经发芽率检测的新种质中,相当大部分已经死亡。

尽管在种子库建设方面取得了重要的成就,但是还需要做大量的工作以保证作物的遗传多样性。首先,国际上现在主要保存的是具有普遍重要性的作物,因此种子库里很少保存对全球可能并不很重要但对特定地区和国家却十分重要的或具有特殊用途(如医药植物)的物种(Baskin 和 Baskin, 1987)。

其次,由于许多具有重要经济价值的植物的种子难以储存,或者由于它们通常是无性繁殖,因此在迁地收藏品中数量很少。例如,许多热带森林物种的种子经不起干燥或冷冻处理(Plucknett, 1987)。橡胶、可可、棕榈树和许多热带水果只能保存在与植物园相似的野生基因库里。许多无性繁殖的茎根作物必须每年栽种,以保持其品系。由于这种方法所涉及的费用问题,尽管木薯是排在大米、玉米和甘薯之后热带发展中国家第四种最重要的热卡来源,茎根植物中只有50%的土豆地方品种被收集在内(Cock, 1982; Gulick 等, 1983)。

最后,迁地收藏的物种(小麦和西红柿除外)中极少有作物的野生亲缘种,仅占种子库里储存品种总量的2%(表8)。驯化植物的野生亲缘种历来被认为是植物培育家们的最后一招儿,同时它们也在保持农业生产方面发挥了重要作用。例如有20个野生物种为土豆提供了基因。种间杂交的困难限制了野生亲缘种的作用,但是随着生物技术的发展,今后它们可能会发挥很大的作用。

四、对污染和气候变化采取的行动

控制污染物对生物圈的污染可能是最普遍、也是最昂贵的保护措施,它引起了公众和政府的深切关注。当灌溉田里排放的水中的硒造成加州凯斯特森国家野生保护区数百只水鸟

表8 种子库储存的主要作物的野生亲缘种

种子库只大量收藏和保存少数作物,如小麦、土豆和西红柿的野生亲缘种。在大多数情况下,野生种质只占种子库里每种作物储存量的2%,作物的大多数野生亲缘种都只在野外生长。

作物	野生物种 占库存总量 的百分比	估计仍需 采集的野生 物种量(%)	作物	野生物种 占库存总量 的百分比	估计仍需 采集的野生 物种量(%)
粮食作物					
大米	2	70	小麦	10	20~25
高粱	0.5	9	珍珠米	10	50
大麦	5	0—10	玉米	5	50
小米	0.5	90			
茎根作物					
土豆	40	30	木薯	2	80
白薯	10	40			
豆科植物					
豆	1.2	50	鹰嘴豆	0.1	50
豇豆	0.5	70	落花生	6	30
木豆	0.5	40			

资料来源: Hoyt, 1988。

死亡或致残后,政府命令进行大规模清理行动,最终花费了5000多万美元(Aderson, 1987)。国际上采取的措施有《防止倾倒废物和其它物品污染海洋公约(伦敦,1972年,修正案)》、《保护臭氧层公约(维也纳,1985年)》以及《蒙特利尔破坏臭氧层物质协议(1987年)》。治理污染最初一般是由国家采取措施治理严重的河流和城市空气污染,但近年来已扩大到区域问题(如在远离污染源的地区造成酸雨的跨国界长期空气污染)或象同温层臭氧破坏之类的全球性问题。

生物多样性受到各种化学污染的威胁。已经有足够的证据使各国政府相信,春天南极上空同温层臭氧层破坏与排放含氯氟烃有关。这些含氯氟烃是被用作航空推进剂、制冷剂和泡沫塑料发生剂而散逸到大气中的。新的迹象表明,中纬度上空同温层臭氧普遍减少了3%(McElroy 和 Salawitch, 1989),使更多的有害紫外辐射到达地面,造成一系列的后果,如海洋表层海水中海藻产量减少,白皮肤的人皮肤癌增多等。矿物燃料燃烧时硫化物和氧化物产生的磷酸盐和硝酸盐沉积使(北欧和北美大面积的)湖泊、河流和土壤酸化,加上主要是汽车排放的碳氢化合物和氮化物反应而产生的氧化物,引起了这些地区森林枯死。

但是最大的威胁(或者至少说是压断骆驼脊背的那根稻草)可能来自砍伐森林和燃烧矿物燃料引起的空气污染和大气二氧化碳增加所造成的气候变化。尽管数亿年来地球受益于温室效应(是温室效应使这个星球变得适于生物生存),但是现在温室效应正在加剧,以至等

到有些栖息地被周围的农田隔离起来,野生动物无处可去的时候,这些栖息地可能就不再适合于目前生息在那里的物种了(Strain,1987)。

到2030年,大气中二氧化碳、甲烷、一氧化二氮和含氯氟烃积累造成的温室效应很可能使世界平均温度升高2℃,并在差不多这一时间使海平面上升30~50厘米(Warrick,1988)。到下个世纪末,估计全球表面平均温度将上升2~6℃,海平面也将随之上升0.5~1.5米(Schneider,1989)。

这些效应威胁着生物多样性,因为变化的广度和速率加起来远远超过过去几十万年甚至几百万年来生物所承受过的变化(Holdgate,1989)。海平面上升速度超过了珊瑚礁的生长速度,造成沿海红树地带大大减少,以至使海岸线遭受海浪和风暴潮的袭击。在世界许多地区,珊瑚礁正出现原因不明的死亡。最近的研究发现了一种非常值得警惕的现象:多氟化联苯(PCBs)在海洋和淡水体系中逐渐增多,并在鲸鱼、海豚和海豹等海洋哺乳类动物的细胞中积累浓缩到很高的程度(Cummins,1988)。世界主要的河流,如莱茵河以及主要的淡水体系,如北美大湖都因化学污染而导致生物枯竭。采取措施使这种污染不随人口的增长和工业化程度的提高而成比例地加重是极端重要的。采取减少污染物的行动应当包括尽可能早地逐步停止使用破坏臭氧的多氯氟烃,最大限度地减少排放其它“温室气体”,采取严格的预防措施,尽可能减少向海洋排放有害物质。

大气中二氧化碳含量的变化以及随之而来的气候变化对物种和生态系统的影响可能是巨大的。Strain(1987)证明,在实验条件下,增加大气二氧化碳的含量改变了植物的生长速率和繁殖能力,因而最终必将影响种群及更大范围内的相互作用。Crowley和North(1988)发现,急剧的气候变化造成了地球历史上物种的大量灭绝。Peters和Darling(1985)更详尽地研究了气候变化对自然保护区的影响,得出结论认为,由于许多保护区现在变成了物种非常适应的的栖息“小岛”,如果不迁进“新”物种加以补充,气候变化很可能使保护区内的物种灭绝。MacArthur(1972)推断出一些关于生态系统适应气候变化的广义定律,并且认为,气候每变化3℃,就能使栖息地类型在纬度上移动大约250公里或者在高度上移动约500米。这并不是说所有的物种会象士兵奔赴战场一样将一起迁移,估计不同的物种对气候变化的反应不同,所以生态系统的特征物种种类也会改变。

除非伴随气候变化而来的还有其它的生态原因,如大火和疾病,否则生态系统也不会对气候变化做出迅速的反应。各种土壤类型变化很慢。许多树木是长寿的,即使他们不繁殖,也可以活数百年。此外,现今生存的物种已经适应了过去的200万年持续不断的相对较快的气候变化,而且对许多物种的分布区域来说,竞争之类的因素造成的影响似乎比气候变化的影响更大。MacArthur(1972)详细讨论了这一点,指出许多物种一旦确立,往往就会长久地生存下去。在“新”的种群中究竟能形成哪些动植物物种,很大程度上是受从“旧”种群中生存下来的物种的影响。现在能得出的唯一有把握的结论是,在气候变化的条件下,估计当地动植物的反应各不相同,而且根据现有的知识,很难预测究竟是些什么反应。

但是预料现有保护区的边界也不会有很大的变化,因为这些保护区周围的土地通常都被人类利用,不可能有太大的变化。相反,需要大力加强管理措施(如强化栖息地,人工受精以及打井提供饮用水等)以使生态系统合乎生存需要。让大自然自由地发展,让现有的保护区形成它们自己“新”的生态系统。这种方法在某些情况下可能更有吸引力。

在这方面,特别值得注意的是纬度梯度相当大,因而包括了形形色色的生态系统类型的保护区。正如 Peters 和 Darling(1985)指出的,许多保护区,是建在山区位因为这些地区一般不大适合农业生产。为了估价全世界保护区按高度分布的情况,McNeely 和 Harrison 审查了国际自然和自然资源保护联盟第一至第五类规定的、面积在1000公顷以上、有高度分布资料记录的所有保护区。在符合头两个条件的4518个保护区中,有2290个保护地(51%)有高度分布资料。表9为调查结果。这些保护区中半数以上的海拔高度低于1000米。

表 9 保护区的高度分布
高 度 分 布(米)

生物地理区	0-	1000-	2000-	3000-	4000-	5000-	6000-	总数
	999	1999	2999	3999	4999	5999	6999	
新北区	171	41	27	4	6	2	2	253
古北区	423	146	49	25	6	4	4	657
非洲热带区	319	50	14	2	2	--	--	387
印度马来区	346	92	21	7	--	--	--	466
大洋洲区	23	8	1	2	2	1	--	37
澳大利亚	85	26	--	--	--	--	--	111
南 极	76	21	4	3	--	--	--	104
新热带区	161	51	34	21	5	3	--	275
总 计	1604	435	150	64	21	10	6	2290

人类活动引起的气候变化对生物多样性造成了深远的影响,需要详细研究,以描述政府和国际社会为适应几乎是必将来临的各种变化所能采取的措施。这种研究应当建立在三个原则基础之上:

- 首先,由于迅速变化的气候对世界的威胁越来越大,所以目前十分紧迫的任务是最大限度地保持生物多样性。物种的多样性为各个群落提供了适应这些变化的原始材料,而且每失去一个物种就使自然界(以及人类)减少了一分对变化着的环境做出反应的选择余地。
- 第二,采取全球性一刀切的措施不足以成为解决这些问题的基础。尽管可以预测气候变化大的格局,但是真正能察觉到气候变化影响的是局部地区,而且无法准确地预测这些影响。在很不确定的情况下就建议采取行动是鲁莽的。但基于对当地生态系统的了解和现有的管理知识(以及其它方面),使当地社会有能力适应这些变化肯定是明智的。
- 第三,所有的迹象都表明,气候变化是一种随着一系列不可思议的周期进行循环的持

续现象。要从科学上更进一步重视气候变化对所有生态系统(陆地的、海洋的和淡水的)的影响以及面对气候变化人们可能采取的保护生物多样性的管理措施。

五、一个新的保护生物多样性的全球公约

前面提到的以及附录3中汇总的国际法规是促进保护生物多样性国际合作的重要手段。《世界自然宪章(World Charter for Nature)》(附录2)为进一步促进这种合作提供了“软法律”。不过,现在对物种和生态系统的利用仍然远远超过了它们的持续生产力。需要更多的国际合作来扭转这种趋势。

国际自然和自然资源保护联盟和联合国环境规划署认识到,生物多样性面临着日益严峻的威胁,需要采取全球性的行动来消除这些威胁,并已经着手准备制定一项保护生物多样性的国际公约。这项努力得到了各国政府的广泛支持。美国国会也通过了一项联合议案(H. R. Res. 648, 1988年9月27日),呼吁总统加紧努力,“以便尽可能早地就达成保护地球生物多样性的国际公约进行谈判,包括保护足以保护生物多样性的生态系统的代表系统。”

一批高级专家向联合国环境规划署执行主席建议,需要制定一项新的公约。他们认为国际自然和自然资源保护联盟起草的公约为制定这样一个公约开了个好头。1988年8月,这些专家聚集在肯尼亚内罗毕,他们建议,制定保护生物多样性全球公约的目的应当是为了采取行动尽可能多地保护全世界的生物多样性。它应当能提供一个场所,使人们能确定国际优先领域,它赋予的义务应当与结果联系起来,而让缔约的各方制定最适合自己国家法律和管理体制的具体措施。主要应当是保护栖息地,但要纳入在预定的保护区及其以外地区尽可能保护生物多样性的国家土地利用规划和物种保护的总体计划。公约也应当使缔约国采取措施,尽可能减少对生物多样性的威胁,如掠夺式的利用,对生物圈的污染、引进不良的异种和转基因物种以及其它因素。应当认识到,采取全球行动的动力应当来自生物多样性对人类的价值以及物种本身的内在价值和伦理价值。人们还应当进一步认识到,作为生物多样性的保管者,各国不仅应当保护它们自己的自然遗产,还要制止不利于其它国家自然遗产的行动。

值得强调的问题主要是如何资助保护生物多样性的全球性行动。有些国家的政府已经向国家保护项目提供了很多的经费,但有充分理由证明这些投资是不够的。可以从利用生物资源产生的效益中筹集资金直接资助新的公约,或是通过对使用生物多样性征收几项新的数额不大的税收,如对利用种质(进行繁殖或研制新药)、收获(林业、渔业产品或通过经批准或得到许可的野生产品)、(旅游)娱乐用途以及废物处理和再循环等征税(关于资助机制的进一步讨论,请参见第八章)。

还需要强调这项国际公约的某些其它特点。很显然,公约能否奏效取决于它是否有可靠的科学基础。缺少了这一点,国家对关键地区的生物多样性的调查就无法实施,国际上就无法估价重点项目,也就无法确定特别需要采取行动的领域。公约的缔约国需要定期开会,审

查公约的实施情况。为了做到这一点，他们需要强有力的、独立的专业科学顾问委员会(或者要有象国际自然和自然资源保护联盟这样的机构来提供服务)。这些都需要进一步重视。

这个问题十分紧迫，需要采取行动。但是现在尴尬的是，国际社会尚未准备好采纳一项新的、附有经费义务的重大措施。不提供新的资金以及(或者)不在大范围内重新分配现有资金，就无法有效地解决本报告所讨论的那些问题。一个全球公约将是一种强有力的催化剂，它通过把全世界在这方面的活动具体化并指出其战略方向，将这一领域内各种部门性和区域性公约的活动汇集到一起。但是全球公约应当远远不止是一系列宏伟的雄心壮志。它不应仅仅在纸面上谈论需要采取的为缺乏资金或者因为各国政府缺少政治意愿而无法付诸实施的行动。不能用公约来代替行动，否则就会削弱世界需要付出的努力。因此，任何公约，只有具备了下列条件才能开展：

- 具有可靠的科学基础；
- 确实是综合性的，包括了原地和迁地保护以及保护生物圈免受所有重大的破坏性影响，并且与这一广泛领域里现有公约、协议和计划协调一致，相互补充；
- 实事求是地确定各项义务和目标，由缔约国负责完成这些义务和目标；
- 政府承诺给予实际资助；
- 为转移资源做实际的准备，以便使较穷的国家(也是地球大部分生物资源的保管者)能贯彻和执行公约；
- 能够促进和协调其它公约下政府和其他机构的活动。

现在已经到了要把地球物种和自然生态系统的恩惠看作是一种为了全人类利益必须加以保护和管理的财产的时候了。这必然会把物种保护的挑战加到国际政治日程上去。它意味着双重责任：首先，所有的国家都有责任为了全人类而保护自己境内的物种；其次，全人类都有责任提供需要的任何支持(资金、技术等等)，以保证各个国家履行他们的责任。

第五章 保护生物多样性需要的信息

保护生物多样性需要各种各样的信息,包括人类利用、基础分类、分布、现状和发展趋势以及生态学关系等情况。近年来数据管理技术的新发展使这类信息变得比以往任何时候都更为普及。

有效的行动必须建立在准确的信息之上,而且信息传播范围越广,对问题的看法及其解决措施持共识的单位和个人就越多。所以说,开发并利用信息是从地方至全球社会的各级机构贯彻保护宗旨所不可缺少的一部分。

前几章介绍了自然界的多姿多态,并指出了保护生物多样性,使其更好地为社会发展服务的方式。但目前对于物种及生态系统的认识实在是浮浅得可怜,甚至象非洲灵长类这样的大型而且有充分研究的动物种类,也缺乏关于分布及种群大小方面的详细资料(Oates, 1985)。根据目前物种灭绝的速率,今后几年将是收集对人类幸福至关重要的问题信息的唯一机会。对于许多热带生物而言,在这几年所采集到的标本将会成为今后研究仅有的样品,并向子孙后代展示,人类在生存空间取得优势之前,地球生命是多么丰富多采。

浮浅的认识主要由两方面原因造成的。

第一,陆地和海洋的物种及生态系统是如此的多样化,以致我们必须把大部分精力用于收集关于系统分类的资料。描记世界上已知的140万物种,共花费了约230年;为了方便起见,我们假设全世界现存物种共有1000万种(实际数字可能比这还要大),那么按照现在的速度,我们尚需1643年才能完成描记工作。

第二,基础分类研究工作已不再时髦,尤其是在热带地区,只有少数重要研究机构仍致力于描记各类物种和生态系统多样性。有一点是毋庸置疑的,即进一步了解地球生物的种类及变种(或品种),它们相互间及与人类关系的方式是我们采取保护行动的基础。所以,下一步的主要工作应是:

- 记录世界上包括博物馆、植物园、大学和各种研究站在内的动植物的丰富程度。这项工作需要评价某些特别重要物种种群的遗传多样性以及它们代表的基因库的大小和性质;
- 进行野外的生态研究工作,了解生态系统不同部分的组合方式,发现某些特别受注意的物种种群的动态,评价自然栖息地中间断化的结果,决定采取何种保护步骤才能使生态系统及其所有组成部分都繁盛下去;
- 发展新的易地保护(*ex situ*)措施,包括人工繁殖及最终的放归自然生态系统;

- 随着人类活动影响的不断增加,监测生态系统多样性及其功能的改变,包括气候的变化、森林的消失及各种形式的污染;
- 比较相对较大但较少受到人类活动影响的生态系统与已受到人类活动严重影响的生态系统,对其生态学差异做出评价,作为恢复和提高已退化的生态系统生产力的基础;
- 进行社会科学研究工作,了解地方居民如何管理资源,资源可能的变化,土地的使用如何影响人类的行为以及人们是怎样决定如何使用他们的生物资源的。

这些基本数量的调查及基础研究必须与野外保护行动同步进行,二者是相辅相成的。关于优先研究领域的详尽讨论可以从热带生物学优先研究项目委员会(NAS, 1980)以及 Soule 和 Kohm 等处得知(1989)。

一、所需信息的种类

1. 科学知识

随着分类及调查工作的增多,科学知识也不断增加,同时人类也越感受到对自然界的无知:新的发现越多,知识结构中的缺陷出现的也越多。行动(包括调查、编目、分类及分析研究等)既需要在国内也需要在国际水平上开展,尤其是在物种最丰富的地区。

这是一个无法回避且令人生畏的挑战。目前描记的热带生物远小于5%(实际数字可能还要小),并且随着问题紧迫性的增加,能对热带生物进行分类鉴定工作的分类学家却越来越少了。热带生物优先研究项目委员会认为,至少需要增加五倍的分分类学工作者才能在这些地区开展研究工作并完成所评计的多样性的的重要工作。处理这个问题的方法包括:

- 热带及温带各国的主要分类学研究单位(包括研究所和大学)间的密切合作。
- 更好的利用生物圈保护网络(Biosphere Reserves Network),它包括206个管理下的地区,在这些地区内基本的保护问题研究至少是部分的得到了开展(Unesco, 1985)。
- 训练大量的保护分类工作者,就象哥斯达黎加现在正在做的那样去采集记录物种,并进行初步的鉴定(Janzen, 1988)。

目前迫切需要的一项重要工作是建立一些热带研究中心,训练人员进行急需的研究工作以及把这些紧迫的工作提高到应有的高度。这些研究中心正在描绘出人类长期利益的基础,为社会投资提供保证。如果没有这些野外工作提供的知识,那么,为生活于热带地区的人们建立一个所需的良好的生态资源管理系统是不可能的,更谈不上将来改善他们的生活条件。

由于以上诸原因,分类研究机构要大力加强与保护机构的合作关系,而且保护机构需要进一步同与农林业有关的更具应用意义的动植物遗传资源领域的工作合作。

在全球范围内,许多可供利用的现代技术的应用尚不充分。通过让世界上的人们知道,

了解到残存热带森林的重要性以及卫星图象精确调查的能力,人们将会更加注意到:目前世界仍旧依赖于一些相当可疑的关于热带森林覆盖情况的数据,这些数据是世界粮农组织(FAO)1981年根据70年代末的调查结果编制发表的。

而且,信息的可得性不仅仅意味着调查和发表结果,还要加以利用。这就涉及到建立地方、国家及国际等不同水平上的信息中心网络,它知道去何处搜寻有关信息,并能把它转化成可利用的形式供计划者和决策者参考。

新技术使信息管理比以前任何时候更加富有成效(资料简介12)。计算机化的地理情报系统(GIS)的完善使一个全面的生物多样性保护战略的制定工作大为简化。最新的进展使价格便宜的微机系统能够贮藏和分析多地理层次的数据。计算机依据指令可以从不同方面找出保护区系统中的缺陷,或者论证不同的管理和发展选择如何从环境方面影响生态脆弱区(Chalk 等1986),甚至确定地区有关的脆弱性。

新技术使我们能容易地确定哪些物种和群落现在处于保护之下。同时在选择何种保护对策来对其他丰富多样性地区进行不同水平上的保护时,也变得容易多了。所以发展机构也越来越把地理情报系统(GIS)当作一个重要的计划工具(Bailey 和 Hogg, 1986)。

资料简介 12 遥 感 技 术

遥感技术的使用早在1972年就开始了,但应用于保护工作却是近年的事。利用遥感技术、人造卫星测定由不同地表覆盖类型反射回的能量,并用得到的数字材料绘成卫星图。以特定可见的颜色来代表特定的不同数量,这些数据就可变为图像。通过这种常规步骤产生的图像可清晰地表示出各种生境,如森林、草原、河流、道路、城市等。根据技术人员的要求,不同的土地类型可通过预先选择的颜色成为曝光最强者而充分显示出来。

卫星数据可为地理信息系统(GIS)提供资料。与其它来源的数据相结合,GIS可利用这些数据进行土地使用及生境变化方面的分析。遥感产生的卫星图所提供的信息,可以通过地面观察对图像进行核实,这个过程常称为“地面证实”。最后解出的图像揭示了人类的活动及研究地域内自然组成情况等重要信息。这为保护工作者们提供了关于某一地区内所发生事件的图像,提高了他们做出有效管理决策的能力。定期收集新的数据,这决定于卫星通过该地上空的频次,它提供了某段时间后大范围内情况的变化。

在热带地区,遥感技术正在应用于生物多样性保护工作。例如,在使用地面技术无法完成的大面积地区,进行森林消失的监测活动。卫星图在各地方工作中用来保护自然区域也是一个有用的工具,它可以提供环境破坏的直观证据及自然资源图。不仅如此,由于近年的保护工作开始集中于热带地区,因此出现了一些特殊难题,如在象热带雨林这类丰富而又高度分化的生境中,把各种独立的组成成分区别开来是十分困难的。但随着卫星图象的谱带特性的不断改进,遥感技术对于区分不同植被类型的敏感性也变得越来越。而且,遥感技术比之地面测绘经济效果也更好。如果地面测绘需80元/平方公里的话,使用遥感技术测量同样地区仅需5元(CI,未发表,1989)。遥感技术及与之共同组成一个完整信息系统的其它技术正在不断的改进过程中,毫无疑问,它将为保护工作方法做出重要的贡献。

2. 地方性知识

有一个非常丰富的关于资源管理信息的丰富来源往往被决策者甚至科学家们忽略,那就是被地方居民作为生计的生物资源管理的知识(McNeely 和 Pitt, 1984; Geertz, 1983; Warren 等, 1989)。

农村社会常常对他们接触的生态系统及物种有着极其丰富和详尽的知识,而且已发展出一些进行持续利用的有效方法(IUCN, 1980)。这些知识必须收集起来,尤其在热带国家。这些知识涉及土著百姓对生物资源的利用和已发展出的管理方法。

为了确定那些生物资源正在被利用、获得的方式、人们对有计划调节的理解程度以及其他外来资源引进的可能性等问题,必须对某些生物资源的利用加以控制。因为与地方的合作是长期保护的基础,所以,通常要对那些由于控制利用而生活受到影响的百姓进行社会与经济的调查。

这些调查还可以提供必要的原始材料来帮助决定采用怎样的鼓励方式才能使人们的行为方式按设想的进行改变以及提供鼓励的最佳方式,并使人们认为它是合理的、公平的和相当有益的。收集的信息应包括:当地社会的民族多样性以及社会结构,其中包括传统的居住地、户主及宗教关系、劳动交换及其它重要社会活动。这些信息可以帮助生物资源管理者们深入了解当地居民的需求,以免在实施鼓励措施时发生误解与冲突。

这些对有关生物及人类资源的评价工作会帮助政府认识到,他们关于生物资源的发展计划带来的后果,并保证发展生物多样性的计划会收到直观效果。

二、国家及地方水平上所需的信息

为了制定有关资源消耗速度、永续利用速度、国家计量系统以及土地使用计划等政策，政府需要有关本国生物资源的现状和发展趋势的可靠数据。因此，在制定每一个有可能影响到这些资源的重大决定前，都必需谨慎地分析一下现存有关信息。

政府在决定他们需要哪些信息来改善本国的保护工作时，可能考虑的有以下三个主要问题：

- 需要哪些信息来支持政策的改变(例如，有关生物多样性经济意义的信息或者关于人们习惯上对生物资源的依赖程度等)？
- 需要哪些信息来帮助确定重要保护地点(如生态脆弱区)和分配投资的次序？
- 需要哪些信息来帮助管理这些地点(例如生物资源在该地区分布及利用的情况以及该地区及其周围居民的社会需要与经济需求等)？

所有政府都必须具备对它们的生物资源现状、变化趋向及使用进行评价的能力，并以此作为制定和实施它们的发展计划的基础。这种建立在现有知识基础上、并应成为永久性管理机构一部分的能力，应包括：

- 除常用的林业、渔业及矿业评价外，国家还应编辑关于国内全部动植物区系的材料；
- 使生物调查制度化。这些调查可以由大学的生物系开展，通过调查决定哪些种类分布在哪些地区以及数量如何。有时可通过“赤脚分类学专家”(D. Janzen, 宾斯法尼亚大学, 个人交流, 1988)和地方上对可提取有用化学制品的生物进行的调查(T. Eisner, 待发表)；
- 建立一个国家级系统来监测生物资源的现状及趋势，并把这一系统与国际上的系统联系起来，如联合国环境规划署(UNEP)的全球环境监测系统(GEMS)及世界保护监测中心(WCMC)；
- 定期出版发行关于生物资源现状、趋向及影响这些趋向的各种因素的信息材料。

不论是通过保护还是生产或消费，各种资源都通过一定的方式管理着。为了使资源得到持续利用，监测并弄清各种不同管理活动的影响是非常重要的。同时，任何以往的教训都必须在将来的管理中加以考虑。需要回答的问题大概有以下几个：

- 在各个地区必须实施什么类别的管理方式？
- 这将包含哪些基础和资源？
- 对自然资源进行管理有什么效应？价值如何？
- 需要哪些进一步的信息来完善对这些地区和资源的管理？

评价生物资源的一个重要部分是估计它们对国家经济做出的贡献，这需要：

- 根据国家的需要，完善一套确定对这些非市场性生物资源价值的方法；
- 使国家的财政系统懂得权衡和估值对生物资源的影响，这种影响是无法用金钱衡量

的；

- 开展关于资源利用多方面影响评价方法的研究；
- 记录关于野生物种及其产品或衍生物在过去、现在及将来作为供人类利用的医药、营养和其他用途的价值；
- 收集关于资源在特殊环境下和具特殊用途时，具体特性的信息；
- 对各种生态系统的经济生产力进行评价。

1. 信息交流的管理

不同国家或地区间以及同一国家的不同地区，在机构设置、技术发展和数据可取性等方面都有非常明显的差别。信息经常是非常分散的、有时是不易获得的、有些甚至不可能在收集它的国家直接获得。有些国家中，某些地区或部门有良好的数据库，而另一些却非常缺乏。

关于博茨瓦纳、赞比亚、津巴布韦，Rennie 和 Convis 在资源管理的信息使用方面的详细调查说明，最主要的需要不是从单一来源去获得信息，而是区别各种信息来源，更有效地以有用的形式获取信息，并把获得的信息融合到其他正在进行的工作中去。使用者遇到的主要障碍就在于难以发现信息、获得信息并把它融入规划和管理工作中去。

另一个潜在的问题是数据的质量、年代、代表性以及使用的数据贮存方式(计算机或其它)等方面的不统一。这给使用者带来两个问题：一、制定管理计划时，当需要使用这些信息时，这些信息必须以一个标准的且可用的方式提供给计划者和决策者；二、提供给其它信息中心(如国家机构)的数据的设置必须与其他地区的有可比性。

不应期望计划者和决策者们能处理多种形式和多个领域的信息，而利用这些处理过的信息，通过谨慎的计划和调整，可以得到更集中更协调的效果。需要建立一个表达信息的标准方法，这个标准必须基于可得到的信息及可利用的技术，充分揭示信息的精确性和现实性。

关于数据库(或信息中心)间信息的协调一致性。为了交换信息的方便，实行标准化是非常需要也是可行的(BGCS, 1987)。信息中心不大可能会使用他人指定的方法、分类系统及技术(软件和硬件)，但是它能够作出努力，使它们拥有的信息资料标准化(或转为恰当的文件)，从而使这些信息得到广泛的使用。

改善信息交流(并因此在制订管理措施时更好的利用这些信息)的关键问题是：

- 加强数据库建设，表明什么信息在什么地方可以得到(也许还应包括提供书目的服务)；
- 完善一套展示信息的标准化方法(包括用户参与信息管理及用户的教育)；
- 完善信息传递的标准化方法。

2. 地方性信息的管理

大多数短期资源管理的决议是地方性的,因此,信息必须在当地加以处理并将所需部分提供给管理者和计划者。所以省级的计划者要求把信息按地理区综合起来,帮助制定当地的土地使用规划,签发许可证和加强限制。在这一级水平上,特定地区的信息就更重要了,综合这些信息并与其它地区的资料综合起来,是做出合适决策的关键。因此说,地方水平(一个省政府或一个国家公园)上的有效的信息管理是非常重要的。数据库管理系统的设计必须有用户们的全面参与。不断地同用户们进行磋商,可以使数据库无论在技术上还是在社会性上都能充分达到设计的功能,把信息以可用的形式提供给用户(Rennie 和 Convis, 1989)。

另外,生物资源管理无论在地方、国家和国际水平上,都有很多共同的方法。因此,一个国家的资源信息需要汇成一个整体,这包括许多地方性信息中心间互相帮助和广泛交流。但地方上资源管理的信息要比国家水平上详尽得多,后者往往仅是前者的一部分。

3. 国家级保护信息的管理

最详细的信息材料都由地方性计划机构保存。国家保护数据库则需要掌握各类自然资源信息情报的存放处,掌握一个反映国家概貌、综合了国内较重要信息的完整的数据库,确定国家级重要地区,与其它国家或国际信息中心相互交流,找出国内信息需要弥补的薄弱环节。一个国家的信息中心不一定需要在一个办公中心(尽管这可能是一种比较理想的方式),它可以分布在现有基础上的各个机构中。

建立一个国家的信息中心主要着眼于确定、支持和发展一个现存的、从事信息管理方面工作的国家或者其它研究单位。这个从零开始的工作,从一开始就必须将可能的用户尤其是政府机构考虑进来,因为只有他们参加中心计划的制定,将来中心提供的情报才能得到官方的承认。

资料简介 13

中国国家数据库

由世界野生生物基金会(WWF)为中国设计的数据库可以做为如何建设国家数据库的良好典范。它设计的主要目的就是为保护生物多样性。这项工作包括收集各种不同类型的信息,并为27个省自治区各自设置了六个主要的资源类型。它主要包括下列内容:

- 根据物种及遗传学价值划分的区域地图。主要依据物种丰富度、地方特有性、濒危程度、有特殊经济(医药)价值的物种、更新世避难所等。

- 根据受危生境划分的区域地图,主要依据稀有程度、消失速度、在国内各种不同自然植被类型以及淡水及海岸生境受保护的程度。
- 标记有现存及计划中所有保护区的地图,并记有其自然重要性;标记有较高风景及景观价值的地图,并按相应的重要性排列。
- 依流域划分的区域地图,主要依据降雨强度、山坡情况、土壤类型、危险程度(潜在的洪水、对灌溉的依赖程度、水库、渔业等)。
- 标记人类对环境压力的区域地图,主要依据人口压力对农业扩展的影响(现在密度 \times 地区人口增长 \times 潜在的农业扩展),森林压力(现有林 \times 价值 \times 可采获程度)和经济压力【经济刺激状况,如经济特区 \times 潜力(包括矿业和能源+可取得的能力)】。

各自不同类型的信息可以用地理情报系统(GIS)的方法以重迭地图的形式结合起来,这样就可以绘出两种中国各省或自治区各种信息的综合图。第一种主要是关于“基因库脆弱性”简要的分型(上述前三种地图的结合),第二种是关于物理环境脆弱性的分型(上述后两种地图的结合)。这两种地图结合最后可提供一个各种环境类型的概貌,告诉我们某些地区的环境不能再受任何干扰,不能开发;某些地区在建立了各种保护措施的前提下,是可以进行开发利用的。这些地区将依据所需的保护措施(如集水区的保护、污染的控制、野生生物问题等)进行编码。

这些数据都贮存在软盘上,以便世界野生生物基金会(WWF)在个人计算机上使用。这种类型的地区数据库将要在中国的七个生物地理区建成。这些数据和其它物理环境数据最后将汇集在北京,由综合考查委员会具有地理情报系统(GIS)处理能力的计算机进行管理。

随着微机的广泛使用、应用软件的智能化及简单化,国家级保护数据库也越来越普遍。通过与各国研究机构的密切合作,自然保护组织(TNC)长期以来在建立这种数据中心方面一直处于领先地位,尤其是在拉丁美洲。国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)也正在帮助沙特阿拉伯、孟加拉国以及非洲撒哈拉一带及南部非洲发展协调会议成员国(SADCC)建立国家数据中心。世界自然基金会(WWF)也在资助这方面的工作,特别是在泰国、巴西和中国,联合国环境规划署(UNEP)一直在帮助乌干达建立环境数据中心,并正在与哥斯达黎加的保护数据中心合作工作。

至目前为止,在根据良好的信息尤其是关于物种的信息来帮助确定保护发展决策的工作方面,效果最好的是始建于秘鲁、玻利维亚、哥斯达黎加、哥伦比亚、巴拿马、安的列斯、波多黎各、委内瑞拉、伯利兹和巴拉圭等国的国家“保护数据中心(CNCS)”。这些数据中心是由美国的自然保护组织(TNC)和国际保护协会(CI)资助的。在这些中心里,一个由生物学家和生态学家组成的小组不断地对这些国家的物种及生态系统的现状进行估测,为他们

提出的保护建议提供了强有力的佐证。许多新的更详细的植被图正在不断绘出,并用来对已建立的保护区植被类型的保护工作做更精密的分析。

下一步工作就是将信息定期的送往政府机关和有关发展部门,以便在制定自然资源发展计划时利用这些信息(Jenkins, 1985)。但数据仅是工具,保护数据中心(CDCs)也正在帮助培养有关专业技能,即把这些数据变成有用信息并用来解决管理中的问题。从长远看,保护数据中心可能成为最权威最及时的国家级保护信息机构,它为规划保护系统提供数据,对野生生物及关键生态系统的状况进行监测,并揭示发展项目对环境的影响。

为了对有关资源的决策有充分的影响,国家数据中心不仅要包括保护方面的数据,还要将所有有关自然资源管理的数据综合进来。有关保护方面的数据必须融以(或可能融以)农业、林业、渔业、土地利用、土壤、气候、人类居住情况以及其它对资源规划者有实际意义的数据内容。中国建立的国家数据库就是这种系统的一个例证(资料简介13)。输出的信息应以地图的形式,并与地理情报系统(GIS)一起提供出详细情况,如生态脆弱区,适于永续利用资源的地区以及非常重要的生物多样性保护区。这种地理情报系统的软件现在可以在个人计算机上运行,在大多数发展中国家不需要专门训练都可正确地使用。为哥斯达黎加所做的评论工作是GIS应用的一个杰出的例子(Backus等, 1988)。

数据库间数据交换的重要性前面已经谈过了,与此相关的还有交流的连续性。比较理想的交流方式是所有数据库都采用统一的管理程序和设置,这在现实中是不大可能的,因为现在需要的是发展和支持这些数据库的建设,而不应把一个解决方法强加于人。虽然完善一个数据交流的方式和普遍接受的标准是解决连续性的最好方法,应用统一的信息管理工具是帮助解决交流问题的另一方法。这不是一个完整的数据库,而是一种工具,用以帮助管理数据库的各个部分,将其附加到现存的程序和设备上即可。

三、国际水平上的信息管理

除在国家水平上对信息的需求外,还有一些用户,尤其是一些国际组织需要一个关于全球生物多样性的概括性数据库。一些国家也需要全球性数据库,例如在处理有关迁徙物种及与野生动物贸易问题时,这类数据库就非常需要。

世界自然保护监测中心(WCMC)是关于物种和生态系统的主要情报交换处,世界自然保护监测中心是由《世界保护战略》的三个参加者,国际自然与自然资源保护联盟、联合国环境规划署和世界自然基金会联合建成,作为世界范围内生物多样性信息的中央存贮地。为使信息管理保持在一定范围内,世界自然保护监测中心集中收集以下方面的信息:

- 受保护物种的现状及其分布【数据库现存18000种动物,其中4500种被列为全球受危种(IUCN, 1988A)以及52000个植物种,其中19500种被列为受危种(Davis等, 1986)】;
- 生物多样性的关键地带【尤其是热带森林、湿地和珊瑚礁(IUCN/UNEP, 1988)】;

- 世界范围内的保护区(数据库现存17000个保护点的详细材料以及有关保护区系统及个别地点更详细的材料);
- 濒危物种及其衍生物的国际贸易【有900万件有关《濒危野生动植物国际贸易公约(CITES)》附录种的贸易案】。

这些数据通过以下不同途径得来:发表的文章、未发表的报告、政府报告、保护组织以及遍布发展中国家的不断接触和通信的情报网络。国际自然与自然资源保护联盟所属的国家公园委员会、保护区及物种生存委员会也提供了许多关于保护区和物种的数据。

1. 世界自然保护监测中心(WCMC)有关物种的数据

数据库给我们提供了多方面的完整材料,其中最为著名的有关物种的材料是《红皮书(Red Data Book)》。它提供了有关濒危物种(包括绝灭、濒危、易危及稀有)状况评价的标准。有关这些物种的数据贮存在世界自然保护监测中心的计算机系统里,所列数据如资料简介14,贮存于主题文件(Text file)的信息如资料简介15。其它信息如已知的分布、繁殖季节、首次繁殖的年龄、巢穴的大小、平均寿命、主要及次要的食物等需要补充进去,从而在充实的生物学基础上来确定所需的保护措施。

资料简介 14 世界自然保护监测中心(WCMC) 关于物种数据范围

1. 高级分类单元名称(科)
2. 学名(属,种)
3. ISIS 编码
4. 学名根据
5. 俗名
6. 生境资料
7. 国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)保护级别
8. 野生种群大小
9. 野生种群变化趋势
10. 饲养状况
11. 饲养种群大小
12. 人类利用的情况
13. 对该分类单元的威胁
14. 主题文件鉴别

15. 濒危野生动植物国际贸易公约(CITES)数据
16. 分布情况资料
17. 有分布的国家
18. 在保护区内的分布情况
19. 引入(引出)情况
20. 各地区种群的大小、变化趋势
21. 合法分布区
22. 地理变异

资料简介 15 世界自然保护监测中心(WCMC)
关于物种主题文件

1. 摘要
2. 俗名及学名
3. 名称根据
4. 目及科
5. 国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)分类级别
6. 分布情况
7. 种群情况
8. 生境及生态学
9. 所受生存威胁
10. 已实施的保护措施
11. 计划中的保护措施
12. 圈养
13. 参考文献
14. 信息摘要

在这些数据的基础上,国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)每二年出版《濒危动物红色名录》或以地区及分类单元出版红皮书(见参考文献)。许多已出版的国家或国际红皮书都采用国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)关于濒危物种划分的标准,这显示出对于物种保护的定量分析的重要性。Burton(1984)列出了截止1982年底出版的154种仅涉及动物的红皮书,这些工作大多是由世界自然基金会、联合国环境规划署或其它保护组织资助的。

有关植物保护的情况更难估计,这一方面是因为植物种太多,另一方面是因为对于它们的了解太少。植物学家估计约有1~2万种显花植物尚一无所知(A. Gentry, 个人交流),而且许多国家甚至对于维管植物区系也缺乏一个相对完整的描述(Daris 等, 1986)。缺乏一个标准的命名法规及分类学上经常的变更使建立一个全球性数据库成为一个难题。尽管如此,世界自然保护监测中心的濒危物种部已建立了18000种全球性濒危的植物种的文件,各国的专家们也已准备了不少濒危植物红皮书。

世界上约有2/3的植物生长在热带地区,但由于数据的缺乏,要评价某一物种的保护状况经常是非常困难的。世界自然保护监测中心(WCMC)选择了一种替代方法,就是选择少数几个多样性程度较高的关键地区,只要对这些地区进行保护,就可以使较大比例的植物种得以保存,这是一种有效的进行植物保护的方法。另外,由于动物的多样性往往反映了植物的多样性,保护这些关键地区同时也保存了较大比例的种类。就在生物多样性项目中心刚刚开始工作时,通过保护关键地区而不是某一国家或地区的生物多样性进行评价而不必去搞清它的全部物种。某些特定的土壤或地层,如石灰岩或碱基岩往往有一些独特的区系,具有富质土壤的山脉(如某些火山)常常在不同的高度梯度上有着丰富的多样性组成,某些较古老的山脉在其较高的地区常常有一些古老区系的残余。

气候的变化对天然的植被的影响比对作物的影响要慢得多,所以用以保护丰富多样性的关键地区成为一个“全新世避难所”,它可以作为一个基因库,为已荒芜的地区提供基因。进一步而言,基于植物而建立的重要保护地区可以和基于鸟类或哺乳动物建立的地区进行多方面的相互核对,从而为动植物学家的进一步合作提供方便。

2. 世界自然保护监测中心(WCMC)有关保护生境的数据

世界自然保护监测中心的地区保护区数据部(PADU)和国际自然与自然资源保护联盟的国家公园与保护区委员会紧密合作管理着一个有关保护生境的信息中心。为帮助该中心的工作,地区保护区数据部(DADU)保存着全世界各重要保护区的基础材料(所列数据如资料简介16,主题文件见资料简介17)。

在这些信息的基础上,国际自然与自然资源保护联盟定期的再版《联合国保护区名录》(它包括地区、管理等级、大小、生物地理省,另附有世界文化遗产保护区名录、生物圈保护计划、湿地的重要性)。国际自然与自然资源保护联盟和世界自然保护监测中心与其它几个组织一起,已出版了许多非常详细的保护区指南材料。其中有某些地区,如旧热带界的保护区指南(IUCN, 1987a),生物圈保护指南(IUCN/UNESCO, 1987),有关国际公约,如《湿地公约》所列所有保护点。实际上,任何其它概况的材料都可以得到。

这些指南的材料是从各国的管理机构那里收集来的。常常是通过国际自然与自然资源保护联盟国家公园与保护区委员会(CNPPA)在各地举行的会议以及与其它熟悉有关保护区系统的各种接触中得到的。这些信息通过通信、查阅发表和未发表的文献综述以及国家及

地区的各种会议等形式不断得到更新。在取得这些信息的过程中,也促进了各国保护区管理机构建立各自的数据库,也为国际保护工作的评估提供了方便。

**资料简介 16 世界自然保护监测中心(WCMC)
关于保护区的数据范围**

1. 保护区名称
2. 所在国家
3. 面积
4. 建立的时间(年)
5. 国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)的管理级别
6. 国内管理级别
7. 生物地理编码
8. 经纬度
9. 海拔高度
10. 主题文件鉴别
11. 文件中地图的类型
12. 文件中可能的管理计划

**资料简介 17 世界自然保护监测中心(WCMC)
关于保护区的主题文件**

- | | |
|--------------|--------------|
| 1. 保护区名称 | 12. 当地居民人口 |
| 2. 国家 | 13. 自然特征 |
| 3. 管理级别 | 14. 植被 |
| 4. 生物地理省 | 15. 动物区系 |
| 5. 有关法律的保护情况 | 16. 管理中存在的问题 |
| 6. 建立的时间及历史 | 17. 保护措施 |
| 7. 地理位置 | 18. 参观者及有关设施 |
| 8. 海拔高度 | 19. 科学研究 |
| 9. 面积 | 20. 主要文献资料 |
| 10. 土地使用权 | 21. 工作人员及预算 |
| 11. 文化遗产 | 22. 当地政府的情况。 |

世界自然保护监测中心也从事确定保护区网络外生物多样性保护关键地区方面的工作。这些工作在《保护区评介》(IUCN/UNEP, 1986a, b)的倡导下,对全球范围内保护区系统内的各种主要植被类型的代表进行分析。地理情报系统的应用使这项工作正在扩大,它使与地质有关的生物多样性资料与其它生物地理学及生态学的资料融为一体,从而产生了许多对保护评价和管理生物资源有实用价值的地图式文件。世界自然保护监测中心正在利用这些技术使保护区网络数字化,并将它们与各主要热带森林类型的分布情况相对照,从而找到在地方或全球水平上合适的保护措施。

新近完成的一项关于非洲中部七个国家——喀麦隆、中非共和国、刚果、加蓬、赤道几内亚、圣多美岛和普林西比岛、扎伊尔——的研究工作形成了一个数据库,包含有104个已知的关键性森林保护地区,其中41个已经受到一定程度的保护(IUCN, 1989a)。有这样一种可能,随着越来越多的森林转为其他用途或处于强化管理下以及有关生物资源管理知识的不断增加,管理者开始在对问题出现之前就注意小面积森林了,因为这些小面积森林最易因不断地开发利用而引起改变。世界自然保护监测中心的“关键地区数据库”就是为监测这种地区而设计的。初步的调查结果将要以一系列热带森林资源图表册的形式出版,其中第一部是关于亚洲的情况,将在1990年发行。地理情报系统有关这些资料的数字化结果将不断更新,国家和地区的关键地区的地图将定期发表。

最后说明一点,国际自然与自然资源保护联盟刚刚发行了三卷关于世界珊瑚礁的文件,它划出了需要保护的珊瑚礁,并包含了所有重要珊瑚礁的详细资料(IUCN/UNEP, 1988)。

3. 世界自然保护监测中心(WCMC)关于野生生物贸易的数据

为了商业目的而过度地猎获野生生物是对生物多样性的主要威胁之一,濒危野生动植物国际贸易公约(CITES)就是为调节这种商业活动而建立的国际条约,现已有96个成员国。世界自然保护监测中心的数据库收集了各成员国有关濒危野生动植物国际贸易公约附录物种的全部贸易记录。在世界自然保护监测中心指导下对挑选出的附录物种的重要贸易活动进行分析,并对未列入附录的物种的商业活动进行监测。世界自然保护监测中心也对一些有保护价值或由于非法贸易致危的物种状况进行调查。世界自然保护监测中心对野生生物贸易及其影响的监测则为濒危野生动植物国际贸易公约有效工作的基础。

世界自然保护监测中心也管理着一个象牙贸易数据库,在濒危野生动植物国际公约象的限额系统之下进行监测协调非洲象的贸易。由于象牙非法贸易的影响,非洲象已成为由各国政府和非政府组织以及国际自然与自然资源保护联盟支持的许多保护工作的焦点。为支持这些项目,世界监测中心正在建立一个关于象的数据库,它将象牙贸易统计数值同各国大象的数量联系起来。其它与保护监测中心共同工作、与贸易有关的组织有TRAFFIC网络,它是由世界自然保护监测中心管理的国际合作机构。国际热带木材组织(ITTO)、保护监测中心与该组织正共同开展多项关于热带木材植物种贸易活动的分析。

野生生物的开发利用所带来的经济效益是保护促进运动中的争议焦点。世界自然保护监测中心现在正在建立一个关于野生生物永续利用项目的数据库,通过对这些数据的分析来寻找成功或失败的共同特征。世界自然保护监测中心对部分利用项目进行调查,如鳄鱼、蝴蝶的养殖、娱乐狩猎活动等,并评估这些项目对保护工作的影响。

四、关于立法的信息

关于生物多样性尤其是某些动植物种,目前世界各地已有许多国家及国际法规存在。许多多边、双边及地区的条约(附件3)促进了各国立法的发展,同时,各国政府越来越多地意识到在生物多样性方面合作的必要性,也促进了这些条约的不断完善。

世界各国的科学家、政府官员以及律师们都需要能非常容易找到有关其它国家和地区物种法律方面的信息,以便有效地加强本国的立法工作。各公约的秘书处需要通过各国法律的改善来得到有关公约执行的情况;为帮助制定未来的保护方法,正在对物种状况进行监测及规划的研究人员也需要有关的法律条文的信息。最后,立法者也需要有关物种法律的信息,他们希望在决定本国或地区所采取的措施以前知道其它国家所采取的正确步骤。

由于上述原因,设在前联邦德国波恩的国际自然与自然资源保护联盟环境法中心(ELC)编辑了一个物种立法问题的索引。约1500多部国际及国家的法典组成了这个索引,有10000个兽类、鸟类、爬行类、两栖类、鱼类及无脊椎动物的分类单元包含在这个数据库中。可以通过分类单元、法律保护类型、司法或任何三者的结合类型来进行检索。

环境法中心关于物种数据库的检索可以提供一个有关物种及高级分类单元立法情况的总的概括,并通过符号注释及摘要使之尽可能地准确而简短。这样一个概括的检索有它本身的局限性,它不能代替完整而详细的文件。所有在检索中查到的立法文件的复制件均可以方便地从环境法中心处得到。

五、总结

政府机构、地方社会以及保护组织都需要信息资料,以使它们能够更有效地管理他们的生物资源。信息工具有助于满足他们下列有关需求,包括动植物区系的基本描记、野外工作实用鉴定手册、快速检索编目技术及使用微机需要的各种基本程序。

对热带地区信息的需求尤其重要,因为那些地区拥有世界上大多数生物多样性并正在以比我们记录它们更快的速度消失着。对一些具有高度多样性、或正受到高度威胁的、具地方特有性地区的基础调查工作应给予最大的优先,在这些地区的许多物种所包含的信息甚至在人们发现它们以前就消失了(见第六章)。

发展促进机构应通过演示方法,为分类学家和生物学家提供培训机会,资助出版现状报告等方法,帮助各国建立地方的、地区的及国家级的信息管理系统。大专院校、研究机构及非政府组织需加强力量,从而能帮助政府估算它们的生物资源。各博物馆及其它分类研究单位之间应建立紧密合作关系并注意生物多样性的保护。

各信息中心都应在合适的水平上发展。无论是小区域(例如一个国家公园),国家或地区范围,还是在国际水平上,都应使需要者能够得到所需信息。各种土地决策严重地影响当地的生物多样性,而制定决策往往主要考虑当地或省区的情况,这一问题必须在建立国家信息系统时反映进去,从而使计划者可以得到充足的地方性数据。尤为重要的是,建立并不断完善管理国家资源信息的国家数据库必须作为国家保护策略的一部分。

所有国家水平以上的信息管理机构应该密切合作、协同工作,从而尽可能少地进行重复劳动以及避免多个机构去查找地方上及国家的同样的信息。各机构协同工作也为使各方面的信息更有效地结合在一起,尤其是通过联合国环境规划署(UNEP)、全球环境监测系统(GEMS)和全球资源信息库(GRID)的程序。

参加设计和运行国际自然资源数据库的各机构应互相合作,根据当地用户的需要,根据当地国家现存的材料设备和机构,帮助它们建立和完善地方和国家的数据库。此类信息中心和数据库网络应努力发展,进一步完善标准化及方便经验和方法学的交流。世界自然保护监测中心(WCMC)和自然保护组织(TNC)决定集中他们的专长,开发建设适合于发展中国家的数据库系统,这仅仅是一个开端。

所有对生物资源有兴趣的国际组织,包括发展资助机构、各国政府、联合国系统、非政府组织及其下属机构,都应通力合作,去全面了解全球生物资源及其管理现状。这种概括的了解可以鼓励这些组织行动起来,并大大促进不断增加的各种基金和其它方面的支持。这些合作的目标就是,使人们确实地认识到能严重影响生物资源状况的土地使用政策,必须建立在可靠并可用的信息材料上,无知不能继续作为环境恶化的借口了。

第六章 生物多样性保护优先工作的确定

可用于生物多样性保护的财力远远不能满足解决现有问题和开展优先工作的需要,怎样确定哪些是优先工作?保护目的不同,方法有别。

1982年,各国政府在联合国签署了《世界自然宪章》,公认物种及其栖息地应在技术上、经济上和政治上许可的情况下受到保护。然而用于保护的财力总是有限的,因此,确定优先保护工作对于有效使用和节省人力、物力和时间具有重要价值。

确定优先性是一项复杂的工作。生物的遗传概貌在生物进化过程中不断变化,生物世界蕴含丰富的变化,远远超过预计的直接保护项目所能涉及的范围。各国政府和民间保护组织致力于解决环境问题的能力是有限的,许许多多的的紧迫问题都需要引起他们关注。因此各国政府、各国际组织和民间保护团体只能选择性地开展生物多样性保护工作,这就需要了解哪些物种及其栖息地的保护最需要得到全社会的关注和参与。如果这些物种及其栖息地的保护还未受到重视,就应当制定有关法律及政策以适当增强个人、团体以至全社会的责任。

此外,有些栖息地的保护并不需要政府投资,而只需政府促使当地人民继续有效地管理好这些资源。“适度放任(Benign neglect)”是可能的最佳策略,施行这种政策有时也需要付出一定代价,例如在有些本可以生产木材换取外汇的林区,可能栖居着以收获非林木产品为生的原始部落。

确定生物多样性保护的优先工作目前还没有一个令人普遍满意的方案,甚至于还没有建立这种方案的可行性和可能性。由于目标不一,各个保护组织和研究机构所使用的方法也必然不同。

应用不同方法确定优先工作,会提出不同形式的建议措施,将全球生物资源划分成不同的亚单位(Subsets)。每种方案都有其优点与不足以及制定这种方案的侧重点。第五章已经讨论了确定保护目标及优先工作所必需的信息基础,第七章将要讨论到怎样施行这些优先计划。本章要讨论确定优先保护工作的几种方法,并提出如何确定优先工作,以便在可靠的准则下有效利用资金。

一、国家级优先保护工作的确定

每个国家生物资源的管理都要达到永续利用的目的。随着人口的增长,有些区域的自

然栖息地需要用来兴建农业区、造林或进行其他强度开发。但其中一些区域具有重要的自然价值而必须在开发中予以保护，甚至保持自然状况。

在开发活动中，需要特别谨慎，甚至于完全不允许开发利用，具有水文、地质、景观、野生动植物等方面突出价值的区域称为生态敏感区 (Ecologically Sensitive Areas, ESAs)。【类似的定义环境敏感区 (Environmentally Sensitive Areas) 已被联合国有关法律采录，以确保当地居民从事传统耕种方式能够得到必需的财政资助，使他们乐于从事这种保护工作而不是采用现代化的精耕细作】。这些区域或具有独特的特征与作用，如大型水体、湖泊、石灰岩溶洞、温泉、陡峭崎岖的坡地、珍稀动植物及其栖息地以及野生动物的重要繁殖区等等。有些生态敏感区仍然保持着自然状态，但有些早已被人类活动明显地改变了。有原始部落生存的国家可能希望将这些原始部落生存的区域也纳入生态敏感区范畴，以保证这种自然与文化的联系能够得到良好的管理。在管理方面，有些生态敏感区仅需最低水准的投入，而有些却需要进行精细地管理以重建和保持其自然价值。

生态敏感区是指具有以下特征的栖息地：

- 防止侵蚀，特别是保护分水岭区域的险要陡坡；
- 支持重要自然植被，而其土壤自然生产能力极低，缺乏开发价值；
- 调节或净化水流 (如谷地森林、湿地等)；
- 为具有重要的医学或遗传学保护价值的物种提供必需的生存繁衍条件；
- 为那些提高景观吸引力或提高保护区生存力的物种提供生存延续的必要条件；
- 为濒危物种提供繁殖、采食和栖居的关键性栖息地。

后两点是选择保护区的传统标准。目前的保护区网络很少具备上述所有的特征，但是如前三项特征所描述的情况需要在管理中受到格外注意。鉴于生态敏感区常被建议改变用途和降级管理，各国都需要建立一套标准来决定是否可以改变以及所必需的条件。这套标准可以保证对生态敏感区经济开发谨慎地进行，以免使生态敏感区遭到不必要的破坏和忽视。

一些生态敏感区由于不适当的利用，生产力已经降低，而另一些正面临着现实的威胁。人类已经证明人类有能力开垦任何一片自然栖息地，即使是一片仅能种植几季的栖息地。Spencer (1966) 在论述东南亚种植方式的变化时指出，在过去一万年中热带亚洲大陆实际上已经被或早或迟地开垦过了，但是不适宜种植的区域都已迅速退化成荒地，如大规模的白茅草草地。更严重的是不适宜的改变流域，如非法采伐等，可能引起下游洪水、水土流失、土地盐渍化及其他变化的恶果，造成巨大损失。

生态系统可作为评价生态敏感区能否开发的一种有效尺度。生态系统是一个生命有机体群落及其所依赖的生物或非生物环境因素组成的能够保证生命过程顺利延续的系统。生态系统的功能即是通过光合作用和分解作用等生物学过程进行物质和能量的储藏、循环和转换。这种生态过程通常依靠水作为生物能量和物质储藏转换的媒介 (Siegfried 和 Davies,

1982)。

生态系统的边界常常用植被、土壤或景观类型的变换来确定。生态系统的大小取决于研究目的，山地的水塘可以作为一个生态系统，而水塘所在的山地本身也是一个生态系统。绝大多数生态系统都与不同类型的其他生态系统有联系。一个有人工边界的保护区，可能是一个完整的生态系统，也可能仅仅是生态系统的一部分，这完全取决于面积大小、分析问题的尺度和边界类型，一个森林环绕的保护区显然与农田所包围的是大不相同的生态系统。

资料简介 18 建立国家级生态敏感区保护体系的四个步骤

每个国家都需要建立各自确定生态敏感区的方法，并作为相应的管理依据，以下是几个可能的步骤：

第一步：评估栖息地和植被、土壤、矿产、地形、河流及其它水文特征、气候、土地利用状况、民族和人口密度；

第二步：建立确定生态敏感区的标准和进行适当管理的客观原则；

第三步：根据已建立的标准，确定在自然状况下特别脆弱的地区，具有极高生物多样性的地区或具有重要经济价值的地区；

第四步：起草保护生态敏感区的国家计划，包括确定国家目标、经济关系、制定必要的法律条文、规定管理职责等。

有些生态系统的承受能力相对较强，能够忍受持续的破坏，而有些生态系统对外界干扰却相当敏感，一旦受到破坏需要很长时间方能恢复。草地经常遭受周期性火烧，能很快恢复；而成熟热带雨林一旦遭到破坏则需要几十年甚至于几个世纪才能恢复(如 Gomez—Pompa 等，1972)。特别敏感的生态系统常位于不稳定的基质上，如经常发生山崩的陡坡、河口和三角洲等，易受外界系统影响。

1. 生态敏感区的确定方法

每个国家都存在生态敏感区，有些很闻名，有些在局部地区有了解，有些则鲜为人知。为了确定怎样对生态敏感区进行特别保护和适当利用，首先需要对象存所有栖息地进行调查，确定具有最高自然价值而且保护只引起最低限度的损失(比如保护只需最少经费)的栖息地，根据已有资料，调查还需要包括其他生物学和社会学内容。确定生态敏感区的标准必须依靠这些资料，对最重要的地区还要特殊对待(参见资料简介18)。

确定保护区以外的生态敏感区，理论上要求进行一定的研究和收集必需的资料，但因

发展需要,常常不可避免地需要根据有限的资料进行相对主观的决策。在实践中,如果全面的资料无法获得而又必须凭经验决策时,最好采用资源管理部门正在应用的原则或方法。国与国之间、部门与部门之间这些方法或原则差异很大,即使在同一国家,国家公园管理机构很可能与水域管理机构的标准大不相同。总的说来,一级优先生态敏感区包括法律上明文规定予以保护的地区(尽管并非所有法律上规定保护的地区都具备生态敏感区的特征),二级优先生态敏感区包括所有建议保护和重建的地区,三级优先生态敏感区包括所有仍有自然栖息地存在的地区。

2. 生态敏感区确定和管理标准

为设计适应国家发展需要的生态敏感区保护体系,选择和管理生态敏感区的标准是至关重要的。这一评判体系详细区分了需要特殊管理的重要特征,便于比较不同地区,便于决策者了解这些特定地区及有关保护议案的重要性,有助于将研究工作集中在最重要的问题上,便于区别生态敏感区的界线,能够促进社会宣传。

确定适合多种主要生态敏感区(包括但不局限于类似保护区的设立)的保护体系,必须全面考虑生态因子以及当地有关的政治、经济和社会因素。下面叙述的就是这类标准体系的一种模式,大致按重要性大小顺序排列,对个别特殊情况必须进行适当变更。其中每项标准都是根据被研究地区的条件而理想化的,任何地区都不可能满足所有理想条件,不同的标准适合于不同地区。为制定计划,有些情况下不妨给各项标准确定分数,便于评判。

(1) 确定一地区对人类社会具有重要性的标准

经济利益:这一地区为人类提供长期的经济利益,如流域保护或开展旅游,而且不会造成重大经济损失。这项指标通常是生产型部门考虑的最重要指标。

多样性:这一地区具有很高的物种和生态系统多样性,具有相当的面积能够容纳大多数物种的多种种群,具有较多的地形变化,较高的土壤、水域和小生境变异性。

世界级关键栖息地:该区域对一个或几个仅分布在该国的濒危物种是必需的生存环境、唯一的独特生态系统类型或世界性的特殊景观。

国家级关键栖息地:该区域是该国的一个或几个濒危物种生存所必需的栖息地,或具有该国唯一的特殊生态系统类型。这一地区的生态功能对保护区外的自然系统至关重要(如迁徙物种的栖息地、低地灌溉系统的集水区、海岸防台风保护堤等)。

文化多样性:该地区生存有土著居民,其生存方式已经适应当地的自然生态系统,并与之形成持续稳定的平衡,他们继续在这片生态敏感区生活有助于保持该地区多样性的稳定。

紧迫性:该地区必须立即采取保护措施以防止随时可能发生的直接威胁(必须意识到这种措施常常是一种“控制破坏活动”的措施,最好是在这种威胁存在之前即予以保护)。

(2)其他增加该地区价值的决定条件

示范性：该地区对保护的良好经济效益、价值或方法有示范性，能够展示解决自然资源价值与人类活动之间矛盾的方法。

代表性：该地区代表一种生态系统类型、一种生态过程、一种生物群落、地质水文特征或其他自然特征。

旅游价值：该地区适合与保护宗旨相符合的各种形式的旅游，该项标准通常与经济利益和社会理解有紧密联系。

景观：该地区具有突出的自然美特征，这一特征常常是唯一的，任何变化都会降低该地区的游乐价值。

娱乐价值：该地区为当地居民提供利用、欣赏和了解自然环境的场所与机会。

研究和监测价值：该地区可以作为衡量其他地区变化的无人类活动影响的对照区。有关研究已经在该地区长期进行，重要的野外工作已经为进一步的研究提供了坚实的基础。该地区代表了区域性的生态学特征，因此研究工作能够为保护区外的工作提供理论依据。

认识价值：在该地区进行教学或培训，可以增加社会对该地区价值的认识和欣赏，在该地区能够演示一些科学技术方法，具有特殊的教育价值。

(3)有助于确定一地区管理的可行性的条件

社会意识：该地区已受到当地居民保护或官方保护措施(尤其是禁止开发利用)，受当地支持；

机会：当前条件和已采取的行动有利于开展进一步的工作(如扩大保护区或在现有公园范围建立缓冲区)；

可行性：通过国内部门间转让、开放或其他法律控制方式，容易征用该地区用于保护；

便利条件：该地区便于研究人员或学生开展科研和教学活动。

二、国际性优先保护工作的确定方法

正如一个国家有些生态系统生存有较多物种，有些较少一样，有些国家分布的物种要比另一些国家多(这通常是由于这些国家具有更高的生态多样性)。但这并不是说生物多样性就是指导保护投资的唯一依据，人类需要和保护的有效性等方面也必须考虑。但是仍然有必要确定世界上哪些地区生物多样性最丰富，对此问题至少可以从区域、国家和具体地点三个层次进行研究。

1. 区域级研究

(1) 热带森林和温带的关键区域

通常认为最严重的物种损失发生在热带森林，这些仅占世界陆地面积7%的森林容纳了全世界一半以上的物种(Wilson, 1988a)。在此全世界物种最丰富的生物群落中，仅仅很

少几个特别丰富的地区就包含了全世界生物多样性最重要的部分，这些地区具有物种尤其是特有物种分布特别集中的特点。

经过世界各地各领域专家的广泛商讨，根据极其丰富的生物多样性、高度的特有物种分布以及森林被占用速度等方面因素分析，热带生物学研究重点委员会(Committee on Research Priorities in Tropical Biology)(NAS, 1980)确定了11个需要特别重视的热带地区。这些地区是：

- | | |
|----------------|-----------------------------------------|
| ·厄瓜多尔海岸森林 | (Coastal Forest of Ecuador) |
| ·巴西“可可”地区 | (The “Cocoa region” of Brazil) |
| ·巴西亚马孙河流域东部和南部 | (Eastern and Southern Brazilian Amazon) |
| ·喀麦隆 | (Cameroon) |
| ·坦桑尼亚山脉 | (Mountains of Tanzania) |
| ·马达加斯加 | (Madagascar) |
| ·斯里兰卡 | (Sri Lanka) |
| ·缅甸 | (Borneo) |
| ·苏拉威西岛 | (Sulawesi) |
| ·新喀里多尼亚 | (New Caledonia) |
| ·夏威夷 | (Hawaii) |

Mayers (1988c)以类似的方法也确定了十个关键热带森林区，并称之为“热点地区(Hotspot)”(加上两个已高度开发的地区——夏威夷和昆士兰)(见图5)。这十个地区约占原始热带森林总面积的3.5%，全球陆地面积的0.2%，但却拥有占世界总种数27%的高等植物，其中13.8%还是这些地区的特有物种(参见表10)。

Mayers 谨慎地指出，这些数据有一定局限性，有些数据常常会迷惑收集这类资料、进行评估的保护生物学家们。采用的这些数据有些能够精确到5%以上，而有些则只是多年在有关地区从事这方面研究的专家们的推测。但 Mayers 指出，尽管该项研究各部分质量不均匀，但作为一种研究尝试，已经能够反映出热带森林保护所面临的挑战。

重视热带森林不能忽视了其他重要的热带地区。比如，分布于南部非洲(南非、莱索托、斯威士兰、纳米比亚和博兹瓦纳)的23,200种植物中，18566种(约占总数的80%)是该地区特有种(Pavis 等, 1986)，使该地区具有全世界最高的物种丰富度(按物种数/面积比计算)，约为巴西的1.7倍。据报道，这18560种中已有2373种处于濒危状态；开普·佛罗里斯提克王国分布有其中1621种，是温带地区濒危植物最集中的地区(Heywood, 1889)。

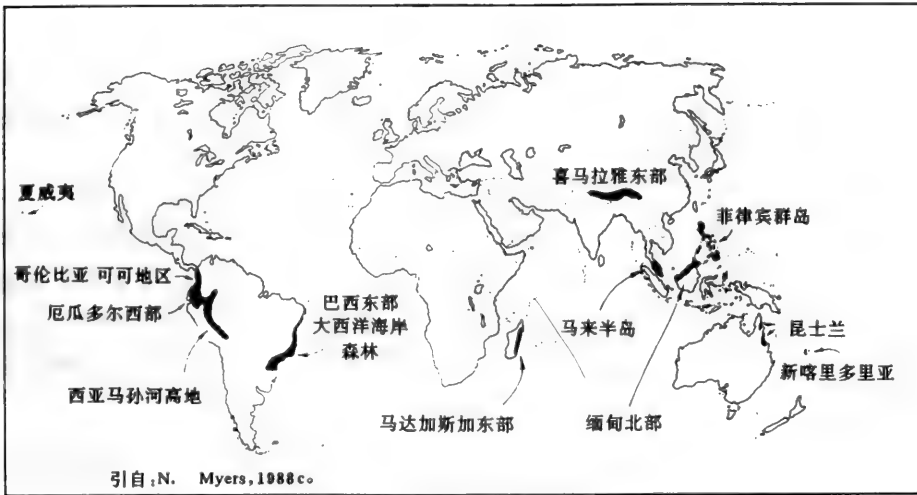


图 5 热带森林热点地区

表 10 热带森林的热点区域

地 区	原有森林 面积:万公顷	现存原始森林 面积:万公顷	原有森林中 植物种数	原有森林中 特有植物种数	百分比 %
马达加斯加	620	100	6000	4900	82
巴西大西洋 沿岸森林	10000	200	10000	5000	50
厄瓜多尔西部	270	20	10000	2500	25
哥伦比亚乔科省	1000	720	10000	2500	25
西亚马孙河高地	1000	350	20000	3000	25
喜马拉雅山东部	3400	530	9000	3500	39
马来西亚半岛	1200	260	8500	2400	28
缅甸北部	1900	640	9000	3500	39
菲律宾	2500	80	8500	3700	44
新喀里多尼亚(法)	150	15	1580	1400	89
总 计	22040	2920	*	34400	13.8

注: 1. 每行最末数字是该地区特有物种占植物种总数的百分比 10个地区特有种占全世界植物种总数的13.8%。

2. 因各地区之间,尤其是缅甸、马来西亚和菲律宾等地区,物种有重复,表中总计数值无关紧要。

* 引自 N. Myers, 1988c。

(2) 海洋中的多样性

热带森林中还有数以百万计的物种未被发现,但比较起来,人类对海洋的了解就更少了。至今在海洋中仍有许多举世瞩目的新发现:1986年贝克发现一个新的生物门——Loricifera (Bake 等, 1986); 80年代又发现一种“巨口鲨”;1986年在墨西哥海湾天然气井中发现一种以食沼气为生的贻贝(Childreas 等, 1986)。深海生物群落也远远比人们所想象的丰富,在新泽西州海岸1500~2000米深的海底沉积物中人们发现竟然有分属于十多个门和一百多个科的 898种生物 (Grassle, 1989)。在过去十年仅在温海出口(hydrothermal ocean vents)这种新栖息地就发现了16个无脊椎动物新科(Grassle, 1985)。在高级分类阶元门的水

平上, 海洋生态系统确实比陆地和淡水生物群落变化多, 具有更多的门和特有门(表11)。在海洋如此丰富的多样性中, 维梅耶(Vermeij, 1988)列出了一些具有较高丰富度的地区(表12)。

海洋是一个广阔的新领域, 人类对海洋生产力的利用才刚刚开始(尽管有的地区已经出现过度利用的恶果)。开发利用海洋生产力是社会发展的需要, 许许多多的工作急需开展, 以全面了解海洋生态系统的结构和功能, 海洋生物多样性对生产力的作用以及保持海洋的特殊多样性所需的管理措施, 保证这种开发利用具有可靠的科学依据。本章讨论的生物多样性优先工作的确定就是其中一项艰辛的工作。

表 11 各种栖息地中分布的动物门类

* Orthonectida		* Placozoa	Porifera
* Dicyemida		* Ctenophora	Cnidaria
* Nematomorpha		* Gnathostomulida	
* Acanthocephala		* Kinorhyncha	Platyhelminthes
		* Loricifera	Nemertea
Porifera		* Priapula	Nematoda
Cnidaria		* Pogonophora	Rotifera
Platyhelminthes		* Echiura	Gastrotricha
Nemertea		* Chaetognatha	Tardigrada
Nematoda		* Phoronida	Mollusca
Rotifera		* Brachiopoda	Kamptozoa
Mollusca		* Echinodermata	Sipuncula
Kamptozoa		* Hemichordata	Annelida
Annelida			Arthropoda
Arthropoda			Bryozoa
Chordata			Chordata
共生型共15门, 有4个特有门		海洋类生境共28门, 13个特有门	
淡水类生境共14门, 无特有门		陆地类生境共11门, 1个特有门	
Porifera	Cnidaria	Onychopohora	
Platyhelminthes		Platyhelminthes	
Nemertea	Nematoda	Nemertea	Nematoda
Rotifera	Gastrotricha	Rotifera	Tardigrada
Tardigrada	Mollusca	Mollusca	Sipuncula
Kamptozoa	Annelida	Annelida	Arthropoda
Arthropoda	Bryozoa	Chordata	
Chordata			

表 12 热带水域的物种丰富度

类 群	物 种 数			
	西印度太平洋	东太平洋	西大西洋	东大西洋
软体动物(Molluscs)	6000+	2100	1200	500
甲壳类(Crustaceans)				
口足类(Stomatopods)	150+	40	60	10
短尾类(Brachyura)	700+	390	385	200
鱼类(Fishes)	1500	650	900	280

* 引自 Vermeij, 1978。

2. 国家级研究

(1) 生物多样性特丰国家

根据 Mittermeier 和 Werner (1989) 的研究,生物多样性特丰国家(Megadiversity Countries)的概念包括以下几方面的含义:

1. 获取生物多样性和濒危生态系统的最基本科学资料是评估国际性优先保护工作的第一步,但是保护计划必须由有关主权国家制定或参与制定;
2. 生物多样性并非均匀的分布于全世界168个国家;
3. 位于或部分位于热带的少数国家拥有全世界最高比例的生物多样性(包括海洋、淡水和陆地中的生物多样性),这些国家值得国际社会的特别关注和维护。

生物多样性特丰的概念综合了多方面的生物学信息,但是在种或更高级分类阶元(属、科等)、物种总数目及特有种数目是这一概念的两个关键内容。

表 13 澳大利亚和马达加斯加的特有科数

类 群	澳大利亚	马达加斯加
鸟 类	4	3
哺 乳 类	7	5
种子植物	12	8

* 引自国际保护协会(CI)有关资料。

尽管各种资料还在不断积累,但初步研究表明,在包括有巴西、哥伦比亚、厄瓜多尔、秘鲁、墨西哥、扎伊尔、马达加斯加、澳大利亚、中国、印度、印度尼西亚、马来西亚的12个多样性特丰国家占有全世界60~70%甚至于更高的多样性。根据现有资料,巴西、哥伦比亚、印度尼西亚和墨西哥在大多数生物类群中物种特别丰富,特有种相当多。马达加斯加和澳大利亚的物种数量虽不太高(参阅资料简介19——澳大利亚爬行类多样性),因其物种或科属的高度特有分布也被列入多样性特丰国家,比如,巴西植物总种数在世界上最高,但没有一个植物科是特有的,而马达加斯加却有5个特有科,澳大利亚有12个。生物多样性特丰国

家都是世界上最大的国家之一，他们的多样性远远超过同样面积的其他国家(如加拿大、美国 and 苏联)，但有几个多样性特丰国家相当小(如厄瓜多尔、马达加斯加和马来西亚)，丰富的多样性部分是由于他们广阔的疆域，但其主要还是由于地形、气候以及长期的隔离造成的。但是，不论国家大小，这些生物多样性特丰国家在全球生物多样性保护中具有战略重要性。他们对全人类具有异乎寻常的保护这些生物财富的义务，为实现这一目标，国际社会也有向他们提供各种必要援助的特殊义务。

需要强调的是，密切注视这些生物多样性特丰国家，决不是只注意这些国家而忽视和排斥其他国家(Myers, 1979)。毫无疑问，生物资源对于每一个国家自身的生存和发展都至关重要，仅此一点就值得世界各国的重视。不管这些国家实现保护目的的难度程度，特丰多样性研究使高度变化、具有战略意义的多样性特丰国家成为关注的中心，确切地说是与他们的生物资源在全世界所占的重要地位一致的。此外，如果对这些生物多样性特丰国家不予以特别的重视，不论在其他国家取得什么样的成功，也会丧失全世界绝大部分的生物多样性。

比如，多样性特丰国家对各生物类群的生存有关键性作用：巴西、扎伊尔、马达加斯加、印度尼西亚四国拥有全世界2/3的灵长类；墨西哥、巴西、印度尼西亚和澳大利亚分布有全世界1/3的爬行类；巴西、哥伦比亚、墨西哥、扎伊尔、中国、印度尼西亚和澳大利亚七国具有全世界一半以上的有花植物；巴西、扎伊尔、印度尼西亚三国分布有全世界一半以上的热带雨林。表14中列出了哺乳类、鸟类、爬行类、两栖类和凤蝶多样性名列世界前十位的国家(选择这些类群是因为他们是最受人类重视的生物类群，而且人类对他们也了解最多最详细)。表15~17列出了各主要热带区域前十个国家的多样性，资料简介19~25更详细地描述了巴西、哥伦比亚、墨西哥、扎伊尔、马达加斯加、印度尼西亚和澳大利亚等七个最重要的多样性特丰国家的现状。

表 14 重要生物类群物种数最多的国家

名次	哺乳类	鸟 类	两 栖 类
1	印度尼西亚... (515)	哥伦比亚..... (1721)	巴西..... (516)
2	墨西哥..... (449)	秘鲁..... (1701)	哥伦比亚..... (407)
3	巴西..... (428)	巴西..... (1622)	厄瓜多尔..... (358)
4	扎伊尔..... (409)	印度尼西亚... (1519)	墨西哥..... (282)
5	中国..... (394)	厄瓜多尔..... (1447)	印度尼西亚... (270)
6	秘鲁..... (361)	委内瑞拉..... (1275)	中国..... (265)
7	哥伦比亚..... (359)	玻利瓦尔... (+1250)	秘鲁..... (251)
8	印度..... (350)	印度..... (1200)	扎伊尔..... (216)
9	乌干达..... (311)	马来西亚... (+1200)	美国..... (205)
10	坦桑尼亚..... (310)	中国..... (1195)	委内瑞拉/ 澳大利亚... (197)

名次	爬行类	凤蝶1#	种子植物(估计)2#
1	墨西哥.....(717)	印度尼西亚...(121)	巴西.....(55000)
2	澳大利亚.....(686)	中国....(99-104)	哥伦比亚....(45000)
3	印度尼西亚..(+600)	印度.....(77)	中国.....(27000)
4	巴西.....(467)	巴西.....(74)	墨西哥.....(25000)
5	印度.....(453)	缅甸.....(68)	澳大利亚....(23000)
6	哥伦比亚.....(383)	厄瓜多尔.....(64)	南非.....(21000)
7	厄瓜多尔.....(345)	哥伦比亚.....(59)	印度尼西亚...(20000)
8	秘鲁.....(297)	秘鲁.....(58-59)	委内瑞拉....(20000)
9	马来西亚.....(294)	马来西亚....(54-56)	秘鲁.....(20000)
10	泰国/巴布亚..(282)	墨西哥.....(52)	苏联.....(20000)

* 引自 国际保护协会(CI)有关资料。

1# Collins 和 Morris, 1985。

2# Davis 等, 1986。

表 15 亚太地区重要类群物种数最多的国家

名次	哺乳类	鸟类	两栖类
1	印度尼西亚... (515)	印度尼西亚... (1519)	印度尼西亚... (270)
2	中国..... (394)	印度..... (1200)	中国..... (265)
3	印度..... (350)	马来西亚... (约1200)	澳大利亚.... (197)
4	缅甸..... (300)	中国..... (1195)	巴布亚— 新几内亚... (183)
5	马来西亚..... (293)	缅甸..... (967)	印度..... (182)
6	苏联..... (276)	尼泊尔..... (835)	马来西亚.... (171)
7	泰国..... (263)	泰国..... (800)	泰国..... (101)
8	澳大利亚..... (255)	苏联..... (728)	菲律宾..... (77)
9	越南..... (201)	巴基斯坦.... (612)	缅甸..... (75)
10	菲律宾..... (165)	菲律宾..... (541)	越南..... (72)

名次	爬行类	凤蝶1#	种子植物(估计)2#
1	澳大利亚.....(686)	印度尼西亚...(121)	中国.....(27000)
2	印度尼西亚..(>600)	中国....(99-104)	澳大利亚....(23500)
3	印度.....(453)	印度.....(77)	印度尼西亚...(20000)
4	马来西亚.....(294)	缅甸.....(68)	苏联.....(20000)
5	泰国/巴布亚— 新几内亚... (282)	(印度尼西亚)... (66-69)	马来西亚....(15000)
6	中国.....(278)	马来西亚... (54-56)	印度.....(14500)
7	缅甸.....(241)	菲律宾.....(49)	泰国.....(11500)
8	越南/菲律宾..(212)	尼泊尔.... (37-38)	越南.....(11500)
9	孟加拉国.....(129)	巴布亚— 新几内亚... (37)	菲律宾.....(8000)
10	苏联.....(125)	文莱.....(35-37)	缅甸.....(7000)

* 引自国际保护协会有关资料。

1# Collins 和 Morris, 1985。

2# Davis 等, 1986。

特丰多样性的研究还是一种重要的媒介,已经引起社会的广泛兴趣,有利于从这些多样性特丰国家以及国际组织募集资金。特丰多样性研究还使这些国家对自己生物遗产的重要性有了更清楚的认识,并引以为国家的骄傲。例如,根据这一研究,世界银行在不忽视非多样性特丰国家(如毛里求斯、博兹瓦纳)的情况下,已经加强对巴西、马达加斯加等国生物多样性的重视。特丰多样性思想已经对国际保护协会(CI)和世界自然基金会(WWF)等国际组织的投资决策产生影响,他们还特别将特丰多样性概念纳入90年代关键性的《雨林紧急行动计划(Rain Forest Imperative Campaign)》,而且已经对巴西、墨西哥和马达加斯加给予重点投资。

表 16 非洲地区重要类群物种数最多的国家

名次	哺乳类	鸟 类	两栖类
1	扎伊尔.....(409)	扎伊尔.....(1086)	扎伊尔.....(216)
2	乌干达.....(311)	肯尼亚.....(1046)	喀麦隆.....(190)
3	坦桑尼亚.....(310)	乌干达.....(973)	马达加斯加... (144)
4	肯尼亚.....(308)	坦桑尼亚.....(969)	坦桑尼亚.....(127)
5	喀麦隆.....(297)	喀麦隆.....(849)	尼日利亚.....(96)
6	南非.....(279)	埃塞俄比亚... (827)	南非.....(93)
7	安哥拉.....(275)	尼日利亚.....(824)	刚果.....(88)
8	尼日利亚.....(274)	津巴布韦.....(728)	安哥拉/加蓬... (86)
9	苏丹.....(266)	南非.....(725)	象牙海岸.....(80)
10	埃塞俄比亚... (256)	加纳.....(721)	肯尼亚.....(79)

名次	爬 行 类	凤 蝶 1#	种子植物(估计)2#
1	南非.....(281)	扎伊尔.....(48)	南非.....(21000)
2	扎伊尔.....(280)	喀麦隆.....(39)	扎伊尔.....(10000)
3	马达加斯加... (269)	刚果.....(37-38)	马达加斯加... (10000)
4	坦桑尼亚.....(244)	坦桑尼亚.....(34)	坦桑尼亚.....(10000)
5	安哥拉.....(217)	乌干达/西非(31-32)	喀麦隆.....(9000)
6	喀麦隆.....(183)	肯尼亚.....(30)	加蓬.....(7900)
7	纳米比亚/ 索 马 里.....(166)	安哥拉.....(27)	肯尼亚.....(6750)
8	莫桑比克.....(159)	加蓬.....(25-31)	埃塞俄比亚... (6200)
9	尼日利亚.....(147)	中非共和国.(24-29)	莫桑比克.....(5000)
10	乌干达.....(143)	赞比亚.....(23)	乌干达.....(4500)

* 引自 国际保护协会(CI)有关资料。

1# Collins 和 Morris, 1985。

2# Davis 等, 1986。

当然,真正有效的特丰多样性研究并不是孤立的,它只是一种根据现实的政治和经济条件确定生物多样性保护的优先工作的方法。无论如何,它必须在特定地区有进一步的工作,以确定这个国家或地区最重要、最优先保护的生态系统和濒危物种等,甚至于还要考

虑超越国界的合作,如迁徙物种的保护。此外需要再次强调,特丰多样性保护并不能代替非特丰多样性国家生物财富的保护,这些国家的保护工作同样在全球生物多样性保护中具有重要作用。

表 17 重要类群物种数最多的新热带国家

名次	哺乳类	鸟 类	两栖类
1	墨西哥.....(449)	哥伦比亚.....(1721)	巴西.....(516)
2	巴西.....(428)	秘鲁.....(1701)	哥伦比亚.....(407)
3	秘鲁.....(361)	巴西.....(1622)	厄瓜多尔.....(358)
4	哥伦比亚.....(359)	厄瓜多尔.....(1447)	墨西哥.....(282)
5	委内瑞拉.....(305)	委内瑞拉.....(1275)	秘鲁.....(251)
6	厄瓜多尔.....(280)	玻利瓦尔... (约1250)	委内瑞拉.....(197)
7	玻利瓦尔.....(267)	墨西哥.....(1010)	巴拿马.....(159)
8	阿根廷.....(255)	阿根廷.....(924)	哥斯达黎加... (150)
9	巴拿马.....(217)	巴拿马.....(907)	阿根廷.....(130)
10	哥斯达黎加... (203)	哥斯达黎加... (796)	圭亚那.....(100)

名次	爬 行 类	凤 蝶 1#	种子植物(估计)2#
1	墨西哥.....(717)	巴西.....(74)	巴西.....(55000)
2	巴西.....(467)	厄瓜多尔.....(64)	哥伦比亚....(45000)
3	哥伦比亚.....(383)	哥伦比亚.....(59)	墨西哥.....(25000)
4	厄瓜多尔.....(345)	秘鲁.....(58-59)	委内瑞拉....(20000)
5	秘鲁.....(297)	中美洲.....(57-58)	秘鲁.....(20000)
6	委内瑞拉.....(246)	墨西哥.....(52)	厄瓜多尔... (15000)
7	哥斯达黎加... (218)	玻利瓦尔... (43-44)	玻利瓦尔... (15000)
8	巴拿马.....(212)	阿根廷.....(36-37)	阿根廷.....(8500)
9	阿根廷/ 危地马拉... (204)	委内瑞拉... (35-39)	哥斯达黎加... (8000)
10	玻利瓦尔.....(180)	圭亚那/苏里南 (30-31)	巴拿马.....(7750)

* 引自 国际保护协会(CI)有关资料。

1# Collins 和 Morris, 1985。

2# Davis 等, 1986。

(2) 重要热带荒芜区

随着社会的发展,大面积的热带荒芜区越来越少。简言之,世界上仅有几个地区还残存大片的原始森林,这些地区人口稀少,很少或几乎没有经济发展的压力,有可能保持目前的自然状况进入下个世纪(图6)。正如第三章提到的,大多数现存的自然栖息地被广阔的退化土地、农田、牧场或城市发展包围形成“森林岛屿”,他们只有受到法律保护才可能保持自然状态进入下个世纪。这些曾经分布大片森林的小区域需要得到有效的管理,才能保证他们保护的物种不会消失。事实上这意味着人类在某种程度上控制着这个地区的进化过程。

澳大利亚地区除澳洲大陆外,还包括新几内亚及邻近岛屿,统属世界八大生物地理区之一的澳洲界。由于长期的地理隔离,澳大利亚形成了独特的动植物区系,具有高度的特有分布现象。澳大利亚面积 7682300平方公里(Times, 1988)拥有 16820000 人口 (PRB, 1989)。

澳大利亚是最干旱的大陆,大部分属于干旱区,但从大堡礁 (Great Barrier Reef) 到东北部的热带雨林,却具有相当高的栖息地多样性。澳大利亚有 686 种爬行动物,居世界第二位;23000种有花植物,居世界第五位;197 种两栖动物,居世界第十位。但更独特的还是占很大比例的物种仅分布于澳大利亚;而且还有众多的特有科或属。有七科哺乳动物,如鸭嘴兽、考拉等;四科鸟类和十二科有花植物仅分布于该地区,远远超过其它地区的特有科数量。就属而论,有40%的鸟类,37%的哺乳动物是特有的;就种而言,陆生脊椎动物和有花植物特有种占总种数的81%,正好与马达加斯加相同。

位于澳大利亚最北端的昆士兰州北部,被认为是发达国家中的两个正遭受威胁的“热点”之一。近50年来,已有半数热带雨林在这个物种丰富的环境中消失,而且他们的生存现在仍受到林业采伐的威胁。世界上最大的珊瑚礁群——大堡礁就位于这片森林的东部和东西部海岸,这个珊瑚礁群具有全世界种类最繁多的海洋生物。尽管当地旅游业不断发展,但大多数地区仍然保持着原始风貌,因此管理良好的旅游业,只会对环境产生最低限度的影响。

世界自然与自然资源保护联盟将95种澳大利亚脊椎动物列为受到不同程度威胁的物种,受威胁最严重的首推哺乳动物,共有32种被列为濒危动物。这一数字不包括16种由于人类定居和物种引进的影响在历史时期已经灭绝的物种。

引自国际保护协会(CI),1989年未发表资料

巴西面积8511965平方公里(Times, 1988),人口147393000(PRB, 1989),是全世界物种多样性最丰富的国家。许多生物类群的多样性在世界上名列榜首,其中灵长类55种,占全世界的14%;两栖类516种,陆生脊椎动物3000种,包括310种濒危物种;55000种有花植物,占全世界的22%;淡水鱼3000种以上,是其它国家的三倍以上;估计有1000~1500万种昆虫,其中大多数在科学上尚无记载。如果说巴西还算不上生物多样性最丰富的国家,那也相差无几:爬行类多样性占世界第四位(467种),鸟类占第三位(1622种),棕榈占第二位(387种),兽类占第十位(428种)。此外,巴西还有世界上最集中的热带雨林,面积达357百万公顷,占全世界热带森林面积的30%,面积位于世界首位,超过居第二位的印度尼西亚三倍以上,超过南美洲和中美洲的总和,亚洲和非洲热带森林总和;以森林总面积计,巴西仅次于苏联。

亚马孙森林的绝大部分(62%)位于巴西境内,占巴西土地面积的42%,形成世界上同一国度内面积最大的成片森林,其中约80%的森林仍然保持原状,但过去十年里,有些地区(朗多利亚、帕拉南部)森林破坏相当严重,而且已经没有恢复的希望。例如,仅1987年估计就有800万公顷原始森林被彻底破坏(根据巴西专家的卫星遥感照片分析)。巴西东部的大西洋森林地区从北里奥格兰德州和东北部的塞阿拉州延伸至巴西最南端的南里奥格兰德州,形成一条狭长的连续森林带,面积曾经达到100~120百万公顷,占国土面积的12%。但是这一地区是巴西最早的殖民区,现在是全国最主要的农业区和工业中心,森林已被大量砍伐,原始森林仅残存1~5%。

马托格罗勃州和南马托格罗勃州的潘塔纳尔地区是一片广阔的低地沼泽地,位于巴西大陆中部,是整个南美最独特、最著名的野生动物集中区。尽管这个地区仍大致保持原貌,但该地区已经受到日益严重的各种威胁,如各种污染、采矿、上游森林消失引起的盐碱化、过度捕捞、偷猎、错误的发展规划等。

引自国际保护协会(CI) 1989年未发表资料

特别丰富的生物多样性以及无限制的人口增长(约31192000, PRB, 1989)和经济资源开发所带来的威胁,使哥伦比亚成为全世界生物多样性保护最优先的地区。以单位面积内的物种数计,哥伦比亚是全世界物种最丰富的国家之一,仅次于巴西。

哥伦比亚国土面积 1138915 平方公里(Times, 1988), 仅占世界陆地面积的0.77%, 却分布有约占全世界10%的陆生动植物物种。哥伦比亚有45000~50000种高等植物, 几乎与面积七倍于它的巴西相同; 非洲整个撒哈拉周围地区也仅有30000种植物。哥伦比亚有3500种兰科植物, 占世界总数的15%, 名列世界榜首; 分布有占世界总数20%的 1721 种鸟类, 种数超过任何国家。哥伦比亚的陆生脊椎动物有 2890 种, 占世界第三位; 有27种热带灵长类, 占世界总数的五分之一。随着开展深入的研究, 哥伦比亚的生物多样性(尤其是在无脊椎动物和植物)无疑会有更详尽的记录。

除了纯生物的多样性外, 哥伦比亚还栖居有许多土著部落, 他们仍以自然植物作药物或其它用途。世界各地许多工业国家使用的原材料都源自南美的重要经济植物。人种植物学(ethobotanical)的研究指出, 哥伦比亚土著居民应用这些植物的知识和经验, 尽管尚未发掘整理, 但有可能在开发药用和工业用植物方面提供难以估价的宝贵资料(Plotkin, 1988)。

哥伦比亚丰富的物种多样性和多类群特有分布(如植物、两栖类)主要是由于哥伦比亚位于连接南北美洲的地理“桥梁”位置上, 又具有降水丰富(可可地区年降水量高达13米, 占世界首位)和多山的特点(三条安迪山脉海拔将近 6000 米)。由于海拔高度和气候的作用, 沿这些山脉形成了众多具有独特动植物区系的复杂多变的小生境。除安第斯山脉(the Andes)高海拔的巴拉莫(南美赤道高山寒冷旱生植被, paramos)、超帕拉莫(super-paramos)、常绿林和云雾林(Cloud forest)等栖息地类型外, 哥伦比亚还有丰富多样的低地栖息地, 包括瓜希拉(Guajira)半岛干旱沙漠、漫长的海岸线、大西洋和太平洋沿岸的美洲红树林、原始珊瑚礁、岛屿环境、亚马孙森林和广阔的东部稀树草原(the llano, 亚诺群落)。

引自国际保护协会(CI) 1989年未发表资料

印度尼西亚的生物多样性

由于具有独特的生物地理位置和丰富的热带雨林,印度尼西亚几乎在亚洲所有动植物类群中变化最丰富,有些类群名列或几乎名列世界榜首。印度尼西亚是连接东洋界和澳洲界两大生物地理界以及许多动植物地理省的“桥梁”,东洋界和澳洲界的过度区华伦线(wallace)就位于印度尼西亚境内。在华伦过度区中分布有大量特有物种。在印度尼西亚114万平方公里的茂密森林中,生存有比任何一个亚洲和非洲国家都多的热带森林,在全世界仅次于巴西。印度尼西亚的森林面积是亚洲森林第二丰富国家的两倍以上。

在印度尼西亚物种丰富的森林中,分布有世界上最多多样化的棕榈类物种,以及大约20000种有花植物。许多在世界各国具有重要经济价值的植物都发源于印度尼西亚,如柑橘、黑胡椒和甘蔗等。

印度尼西亚还有丰富的动物区系,包括全世界的哺乳动物多样性(共有515种,其中36%是特有种);大量鹦鹉类(鹦鹉和鸚鵡,共有515种,40%是特有种);分布着世界上最多的濒危鸟类,1515种鸟类中有126种面临威胁;有121种凤蝶,其中44%是印度尼西亚特有种;有33种灵长类,其中18种是特有种,在亚洲名列第一。

印度尼西亚面积1919445平方公里(Times, 1988),包括13000余座岛屿;印度尼西亚海域远远超过其陆地地面积,尚未深入研究的海洋动物区系必然包含着全世界最丰富的多样性。印度尼西亚拥有印度洋—太平洋地区最广阔的珊瑚礁群以及热带国家最长的海岸带(约550万公顷)。印度尼西亚有记录的海洋鱼类约有7000余种。最近在桑卡旺(Sangkarang)群岛的一次小范围调查发现有262种硬珊瑚(hard corals),远远超过印度—太平洋地区的其它海域。

印度尼西亚人口184583500(PRБ, 1989),是生物多样性特丰国家中人口最多的一个。

引自国际保护协会(CI), 1989年未发表资料

马达加斯加面积仅有 594180 平方公里 (Times, 1988), 但这片小小的陆地却分布有许多仅见于该地区的独特物种。马达加斯加距非洲东海岸仅 400 公里, 但与非洲大陆已经隔离了近两亿年。长期隔离使马达加斯加成为一个奇特的“进化试验场”——一个循着完全不同于其它地区演化方向进化的生物宝库, 具有异常丰富的特有物种, 马达加斯加独特的自然地理位置和气候使某些生物类群具有极高的物种多样性, 马达加斯加是全世界灵长类特有种分布最集中的地区, 分布在马达加斯加的 5 科 30 种灵长类中有 4 科 28 种 是该岛特有的, 马达加斯加的 9 种食肉类有 8 种, 30 种无尾猬中有 29 种, 269 种爬行类中有 237 种, 144 种两栖类中有 142 种, 133 种棕榈中有 128 种是特有的。马达加斯加鸟类特有种比其它类群少 (150 种鸟类中有 106 种是特有种), 但也包括三个特有科, 仅澳大利亚可与之媲美。马达加斯加有 7900 种有花植物, 占非洲总数的 20%, 其中 80% 为特有种, 包括五个特有科。马达加斯加面积仅为非洲的 1.9%, 但其兰花种类多于整个非洲大陆。

马达加斯加现存森林生态系统分为三大类, 南部具刺荒漠、西部干旱落叶林和东部热带雨林。每种生态系统都有自己独特的物种组成和高度的特有分布现象。例如, 南部具刺荒漠中 48% 的植物属和 95% 的种不仅是马达加斯加, 而且是这个小区域所特有的。

马达加斯加独特的物种和生态系统正遭受严重威胁, 中部平原生存过的许多物种已经灭绝, 中部平原本身也已经毁灭殆尽, 其他生态系统的状况也表明必须尽快采取措施加以保护。马达加斯加至少有 80% 甚至于 90% 的森林已经消失, 剩余森林还在不断被砍伐用作燃料或进行原始垦荒。在这个物种如此丰富的狭小地区, 森林消失或其他环境因素的恶化必然会毁灭当地的生物多样性。大约在 1500~2000 年前, 人类来到马达加斯加以后, 人类对环境的改变已经引起矮河马、Ardvark (注)、六个狐猴属、巨象鸟和两种巨龟灭绝。马达加斯加的人口每年递增 3.1%, 现在人口已达到 11602000 (PRB, 1989), 已经成为当地自然环境的沉重负担。如果人口增长仍不受到控制, 更多的珍奇生物还会彻底消失。

为加强保护, 一个称为《马达加斯加生物多样性保护行动计划》的保护策略已经制订出来, 世界银行和美国国际开发署已经共同致力于保护马达加斯加独特的自然遗产。

注: Ardvark 暂无中文译名

引自: 国际保护协会 (CI), 1989 年未发表资料

墨西哥的面积为 1972545 平方公里(Times, 1988), 人口 8674 万(PRB, 1989)。墨西哥拥有全世界最高的爬行动物多样性(包括 717 种, 其中特有种占 53%); 哺乳动物 449 种, 特有种占 33%, 仅次于印度尼西亚; 两栖类 282 种, 特有种占 63%, 多样性占世界第四位。墨西哥有鸟类 1010 种, 多于美和加拿大总和的 30%, 是该地区许多迁徙鸟类最重要的越冬区。例如: 每年有 51% 的北美迁徙鸟类在墨西哥栖居 6~9 个月。其它迁徙物种, 如蝴蝶鱼类、鲸、蝙蝠和龟类等也是这种国际共有资源的良好例子。

墨西哥的植物区系也极富物种多样性和特有物种, 包括有花植物 2000 个属, 有记录的物种达 22000 种, 估计尚有 30000 种尚无记录, 约有 15% 的植物属和 50~60% 的物种是特有的。这些特有种包括占世界总数 50% 的豆科植物, 82% 的龙舌兰属植物, 88% 的鼠尾草属植物, 75% 的黄芩属植物, 其中许多物种具有重要药用价值(比如, 用于癌症防治), 这仅是少数几个例子。

墨西哥丰富的生物多样性是由于墨西哥具有巨大的环境变异、变化多端的生态区、复杂的地形、土壤和气候变异、地质变化和独特的地理位置。与印度尼西亚相似, 墨西哥是连接新北界和新热带界两大生物地理区的桥梁, 有利于北方和热带间的物种交换。大量相互交流的物种构成了当地具有国际性重要意义的独特的多样性系统。

墨西哥境内还有包括太平洋和大西洋海岸的重要海洋栖息地。分隔巴加(Baja)半岛和墨西哥大陆的科尔特斯海(Sea of Cortes)是瓜德罗普海豹(*Aretocephalus townsendii*)的唯一繁殖地, 分布有刚发现不久的特有海豚(*Phocoena sinus*)。

为发展农业和畜牧业而进行的土地开发是对墨西哥生物多样性的重大威胁。墨西哥现存的自然栖息地已不足 40%。由于美国对鸟类和仙人掌科植物的大量需求, 合法与非野生生物贸易非常活跃。值得欣慰的是, 尽管墨西哥的生态环境受到多种威胁, 人们的保护意识已越来越浓, 而且有越来越多的专业人员从事保护工作, 他们中许多人具有良好的自然科学基础, 有能力领导全国自然遗产的保护工作。

引自: 国际保护协会(CI), 1989 年未发表资料

扎伊尔是非洲生物多样性保护最重要的国家之一，在非洲国家中脊椎动物种类最多。扎伊尔实际上是非洲大陆唯一的生物多样性特丰国家，具有现存的最重要的热带森林荒芜区。扎伊尔自然资源丰富，如矿产资源。茂密的热带雨林位居世界第三位。扎伊尔面积 2345410 平方公里 (Times, 1988)，人口 34853000 (PRB, 1989)，境内有世界第二大河流——扎伊尔河，世界第二深的湖——坦葛尼喀湖，以及最大的热带森林公园——萨隆亚 (Salonga) 国家公园。

与新热带界和东洋界比较，旧热带界总种数较少，但扎伊尔仍是世界上物种最丰富的国家之一。扎伊尔有哺乳动物 409 种，名列世界第四位，淡水鱼类占世界第二位，其中 70% 为特有种。在非洲地区，扎伊尔种类最丰富的哺乳类动物，灵长类 (27~32 种)、鸟类 (1086 种)、两栖动物 (216 种)、鱼类和凤蝶 (48 种)，较其它任何国家都多；植物多样性 (11000 种)，仅次于南非。随着调查的深入，这个数量肯定还会增加。

迄今为止，扎伊尔人口稀少，森林采伐率极低 (每年 0.15~0.5%)，使扎伊尔对森林及其野生动物的环境压力保持在最低限度。但是扎伊尔的非法狩猎相当严重，如非洲象目前就面临这种情况。扎伊尔有最大的非洲国家森林和沙漠种群，数年来，一直受到袭击，他们的生存前景暗淡。

扎伊尔广阔的原始非洲热带雨林值得受到特别保护。列入 IUCN 濒危动物名录的 36 种中扎伊尔哺乳动物有 28 种，28 种鸟类中有 18 种栖居在这些森林中。许多世界上独特的旧森林遗迹保护区以及其中一些“活化石”生物也分布在扎伊尔东部。在这些活化石中，野生动物包括霍加狓 (*Okapia johnstoni*)、大猩猩 (*Gorilla gorilla beringei*)。与人类亲缘关系很近的黑猩猩 (*Pan paniscus*) 也仅分布在扎伊尔中部森林。

随着全球资源不断减少，人类的商业和其它生存活动早晚也会进入这些具有丰富木材、矿产和动物资源但尚未开发的边远地区。扎伊尔是世界上现存有热带雨林的少数地区之一，这些森林几乎还没有受到人类活动影响，遭受严重威胁。但是仍然需要采取适当措施，以保证扎伊尔丰富的、独特的生物多样性能够保存下来。

引自国际保护协会 (CI)，1989 年未发表资料

南圭亚那:

包括圭亚那和苏里南两国南部,以及圭亚那法属区。苏里南是其中最重要的地区,人口 397000 (PRB, 1989),土地面积 163820 平方公里 (Times, 1989)。95% 的人口沿海岸栖居,而占总面积 80% 的内陆区仅有少量印第安人和丛林黑人 (Bush negroes) 居住。苏里南已经有一套非常有效的自然保护系统,维持和发展仅需要最底限度的投资,而且为期五年的《苏里南生物多样性保护行动计划》也已经制订出来 (Malone 等, 1990)。

南委内瑞拉:

位于奥里诺科河 (the Orinosco) 流域的委内瑞拉也是一个重要的热带荒芜区,广大的地区只稀疏地分布有几个印第安人部落。这片荒芜区包括大面积未受人类影响的热带雨林以及一部分沙漠。多山的特点使得区内建筑公路异常困难。事实上曾经有人试图在该地区殖民,但最终失败。委内瑞拉政府近期内可能也没有开发这一区域的计划。南美最大的保护区——卡耐马 (Canaima) 国家公园 (300 万公顷) 也位于该地区。

巴西亚马孙流域最北段

与圭亚那和南委内瑞拉毗邻的亚马孙河流域巴西部分也主要保持原始状态,该地区包括阿马帕州、亚马孙州和罗赖马州的最北部。但是这一地区能够保持多长时间不受人类干扰,还很难预计。曾经于 70 年代放弃的该地区筑路计划又正在酝酿中。

位于巴西、哥伦比亚、厄瓜多尔、秘鲁和玻利瓦尔的西亚马孙低地:

亚马孙河上游的广大地区仍分布有广阔的原始热带雨林。在殖民者经阿克里和罗德里亚越过安迪斯山脉进入巴西南部和东北部时,这片地区就已经不可能保持原始状况。不过就目前而言,许多地区仍被认为是主要荒芜区。

扎伊尔盆地中部、加蓬以及刚果共和国:

这些地区位于非洲赤道附近,较少受人类干扰,人口密度极低。比如,加蓬面积达 267165000 平方公里 (Times, 1989),而人口只有 110 万 (PRB, 1989),人口密度与苏里南相当。扎伊尔中部和刚果共和国也有人口密度极低的大面森林 (IUCN, 1989)。

新几内亚岛 (包括巴布亚新几内亚和伊里安察亚):

新几内亚整个岛屿尚未遭到现代生活方式的破坏,该岛的印度部分伊里安察亚面积达 345670 平方公里,而人口仅有 140 万 (Times, 1988; 而位于东部属于巴布亚新几内亚的部分,面积达 462840 平方公里 (Times, 1988),人口 390 万 (PRB, 1989)。尽管试图促使爪哇人移居到伊里安察亚的大规模移民计划以及巴布亚新几内亚的发展变化威胁到这些地区,但该岛仍然保持着亚洲太平洋地区最大片的成熟热带雨林。

引自国际保护协会 (CI), 1989 年未发表资料

但是，在这些现存的小面积热带荒芜区中(见资料简介26)，情况不同，由于种种原因，这些地区变得越来越重要。这些地区是：

- 在人类影响很少的条件下继续重要进化过程的最后地区(尽管面临着日益增长的环境污染和气候变化的威胁)；
- 在人类影响很少的条件下继续重要进化过程的最后地区(尽管面临着日益增长的环境污染和气候变化的威胁)；
- 衡量人工管理生态系统——“森林岛屿”成功与否的对照；
- 保持生物多样性的宝库，使各种动植物种的大量个体能够生存下来；
- 对维持当地甚至于全球的气候起关键性作用；
- 是热带原始土著部落继续按传统生活方式生存的最后地区；
- 在这个日益变得过分拥挤和城市化的星球上，具有日益增长的美学、意识和科学价值。

很明显，目前这些地区还没有受到特别关注的急迫需要，也不需要类似更危险地区所需的紧急贷款，但是不容忽视。有幸拥有这些地区的国家应当确信自然赋予这些地区的价值，支持和维护他们，作为对未来的一种投资。

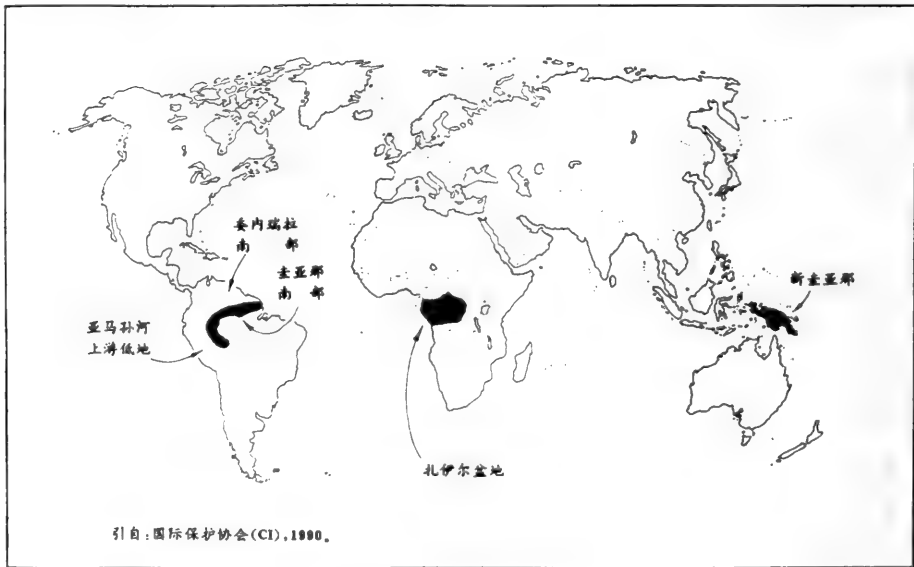


图 6 主要热带荒芜区

3. 生物多样性突出的地点之一

(1) 非洲濒危鸟类的栖息地

Collar 和 Stuart(1985)在非洲及其邻近岛屿濒危鸟类的研究中，特别注意到出现多种濒危鸟类的地区，他们认为拯救这些物种的工作实际上也是拯救整个生态系统工作的一部分。他们确定了对濒危鸟类有决定性意义的五个地区：西非的上几内亚热带雨林；位于喀

麦隆及邻近地区、尼日利亚、加蓬、赤道几内亚的山区和附近的低地森林；阿尔伯丁裂谷及其邻近地区森林；向南延伸至津巴布韦东部高地的东非海岸和山区的残遗森林、安哥拉悬崖小片森林。

通过深入研究，他们还确定了非洲马达加斯加及邻近岛屿对濒危鸟类保护最重要的特定森林(Collar 和 Stuart 1989, 见图7)。这些被认为“重要”的森林具备以下特征之一：

- 分布有或曾经分布有至少一种濒危物种；
- 仅分布有一种濒危物种，但该物种是当地特有种，或者仅见于很少几个其他不太重要的地区；
- 分布有一种濒危物种以及至少一种接近濒危的物种。

根据《红皮书》的鸟类物种等级为基础，可建立一种五级评分制来综合评价一个地区的重要性。指定分布有一种濒危物种为五分，分布有一种接近濒危的物种为一分，如果某物种为该地区或森林的特有种，而且能够有效实现保护目的，则给予加倍的分数。对更高级的分类单位(如特有属或科)不予加权，否则有可能大大增加岛屿森林的重要程度。

根据以上评分体制，他们确定了总共75片对濒危鸟类保护有重要作用的森林。Collar 和 Stuart(1988)指出，如果对其他森林有更深入的了解，他们也完全有可能符合这一标准；但是在没有考虑脊椎动物其他濒危物种的情况下，在实践中鸟类是显示各地生物多样性(尤其是在特有种方面)的有效依据。这75片森林并不代表非洲需要保护的最小范围，但他们无疑是这个最小范围的一部分。国际鸟类保护理事会(ICBP)仍在致力于确定全世界对鸟类至关重要的地区，并结合物种保护专家组的工作，确定对其他类群最优先的地区，这一工作完全有可能确定对世界性关键物种具有最重要意义的地区。

(2) 植 物

植物物种的保护需要与管理动物物种略微不同的方法。植物与动物有以下五个方面的差异：

- 寿命长：或者是寿命很长的多年生植物，如树木的正常寿命远远长于哺乳动物；或者是一年生或其他短寿命植物种，但其种子能够在地下存活几十年甚至几百年。
- 固着性：与多运动的动物相反，植物扎根于土壤，而动物却需要一定范围的栖息地来完成交配、取食等生命过程，大多数情况下一种植物在同一栖息地只形成一个种群。
- 繁殖：植物繁殖不一定需要两性个体参与，营养繁殖使许多植物种群能够在只剩单株植物的情况下迅速恢复。
- 近交忍耐性：植物不会产生类似动物近交所引起的严重后果，高度的同型接合性不会影响近交植物种群的健康和活力。
- 与体型比较，仅需要极小面积的栖息地：许多植物能够在只略大于其树冠直径的生态

空间生存好几个世纪。

很明显，动植物之间的这些重要差异必然会影响到保护区地点和大小的确定。人们通常偏向于建立大型保护区，但在无法建立大型保护区的情况下，建立以保护植物为主的小型保护区无疑是可行的。

实施保护大量热带植物种特别行动，必须确定可能实施并具有较高多样性的地点。如马来西亚萨巴州的基纳巴卢山(Mount Kinebalu)被誉为“具有世界上最丰富最奇特植物的宝库”(Corner, 1978)，分布有78种无花果，15种猪笼草以及约100种兰花。国际自然与自然资源保护联盟(1987d)正准备一本介绍这些植物多样性分布中心的资料，其中将确定约150个世界上最重要的植物栖息地(见图8)。由于资料详略不一，而且一个地点可能多样性很高，但特有种很少；另一个地点物种多样性低，但特有种很多(如岛屿)，在选择这些地点时，当然不可能有一套严格的客观标准来作比较。

在各种限制条件中，有两个概括性的标准，一个是物种明显丰富的地点，即使对该地点物种总数尚无精确的了解；另一个是已知具有大量特有物种的地点。列入名单的地点必须具备以上两个条件之一。此外，在选择时还要考虑其他四个附属特征，为局部地区或某种植被类型中精确的地点选择提供依据：该地点已经或即将受到大规模破坏的威胁；包括多样化的栖息地；分布有高比例适应这种特定栖息地条件的物种；分布有对人类有现实或潜在价值的重要植物基因库。

通过选择物种及特有物种多样性特高的典型地区，建立植物多样性研究中心，无疑有助于提高保护区的有效性，是建立适合各国发展需要的相关数据库的开端。

(3) 热带雨林

客观的分析物种多样性总的分布格局是相当困难的，在高度变化的潮湿热带森林建立一套制定保护计划的综合方法只是一个难以迅速实现的目标。同时，具有生物学重要性地点所有有关资料都必须有规则地应用。如果期望热带地区的保护达到英国国家公园物种保护的细致水平，恐怕还需要好几十年时间(Retcliffe, 1977)。目前最优先的工作是总结那些现有的信息资料，确定和执行最优先的保护工作，并根据不断完善的资料加以改进。国际自然与自然资源保护联盟的“保护区系统评价”(IUCN/UNEP, 1986a, b, c)已经建立了一个粗略方案，用以确定需要保护性管理投资的主要地区。

国际自然与自然资源保护联盟最近在中非七国(刚果、扎伊尔、加蓬、喀麦隆、中非共和国、圣多美普林西比和赤道几内亚)的一项研究更加完善了这一方案。所有涉及到各动物类群保护、具有关键性生态学或生物学因子的地点均被编入目录，同时将他们编辑成关于地区现状、威胁其完整的因素以及需要采取的保护措施等方面的资料卡。这些数据资料最后被总结汇编成一个地区性的行动计划，受到各有关国家的广泛重视(见第七章)。



图 7 对濒危鸟类保护有重要作用的非洲和马达加斯加森林区
 (国际鸟类保护联合会, 引自 Collar and Stuart, 1988)

图 7 说明: 对濒危鸟类保护有重要作用的非洲和马达加斯加森林区

- | | |
|----------------------|----------------------------------------------------|
| 1. 戈兰森林(塞拉利昂) | Gola Forest (Sierra Leone) |
| 2. 洛法曼托筹备国家公园 | Lofa—Mano proposed national park (Liberia) |
| 3. 宁巴山(利比亚) | Mount Nimba (Liberia) |
| 4. 萨波国家公园(利比亚) | Sapo National Park (Liberia) |
| 5. 大吉德县/格雷波国家森林 | Grand Gedeh County/Grebo National Forest (Liberia) |
| 6. 泰国家公园(象牙海岸) | Tai National Park (Cote d'Ivoire) |
| 7. 普比亚国家公园(加纳) | Bia National Park (Ghana) |
| 8. 奥布都高原(尼日利亚) | Obudu Plateau (Nigeria) |
| 9. 科罗普国家公园及曼佛地区 | Korup National Park and Mamfe region |
| 10. 鲁米比山区 | Rumpi Hills |
| 11. 喀麦隆山 | Mount Cameroon |
| 12. 库拍山 | Mount Kupe |
| 13. 曼能古巴山 | Mount Manenguba |
| 14. 诺南科山 | Mount Nlonako |
| 15. 奥库山 | Mount Oku |
| 16. 贾家麦保护区 | Dja Game Reserve |
| 17. 加蓬地区森林 | Forests in Gabon |
| 18. 勒都高原(扎伊尔) | Lendu Plateau (Zaire) |
| 19. 伊图里(扎伊尔) | Ituri Forest (Zaire) |
| 20. 瑟姆利克(布旺巴)森林(乌干达) | Semliki (Bwamba) Forest (Uganda) |
| 21. 基巴勒森林(乌干达) | Kibale Forest (Uganda) |
| 22. 卡卡梅加—楠迪森林(肯尼亚) | Kakamega and Nandi Forests (Kenya) |
| 23. 爱德华湖西部森林(扎伊尔) | Forest west of Lake Edward (Zaire) |
| 24. 布温但森林(乌干达) | Impenetrable (Bwindi) Forest (Randa) |
| 25. 鲁格根森林(卢旺达) | Nyungwe (Rugege) Forest (Randa) |
| 26. 基伍湖西部森林(扎伊尔) | Forest west of Lake Kivu (Zaire) |
| 27. 伊托姆布韦山脉(扎伊尔) | Itombwe Mountains (Zaire) |
| 28. 卡博博山(扎伊尔) | Mount Kabobo (Zaire) |
| 29. 马伦古高地(扎伊尔) | Marungu Highlands (Zaire) |
| 30. 塔罗河下游森林(肯尼亚) | Lower Tana riverine forests (Kenya) |
| 31. 索科克森林(肯尼亚) | Sokoke Forest (Kenya) |
| 32. 泰特山区(肯尼亚) | Taita Hills (Kenya) |
| 33. 肯尼亚东南部海岸森林 | Coastal forests in south—east Kenya |
| 34. 乌莎巴拉山脉(坦桑尼亚) | Usambara Mountains (Tanzania) |
| 35. 恩古鲁山脉(坦桑尼亚) | Nguru Mountains (Tanzania) |
| 36. 乌克古鲁山脉(坦桑尼亚) | Ukaguru Mountains (Tanzania) |
| 37. 普古山区(坦桑尼亚) | Pugu Hills (Tanzania) |
| 38. 乌鲁古鲁山脉(坦桑尼亚) | Uluguru Mountains (Tanzania) |
| 39. 乌松瓦悬崖(坦桑尼亚) | Uzungwa escarpment (Tanzania) |
| 40. 南方高地(坦桑尼亚) | Southern Highlands (Tanzania) |

- | | |
|------------------------------|---------------------------------------------------------------------|
| 41. 纳穆里山(莫桑比克) | Mount Namuli (Mozambique) |
| 42. 见拉苏鲁山(马维拉) | Mount Chiradzulu (Malawi) |
| 43. 索克山(马维拉) | Mount Soche (Malawi) |
| 44. 目兰耶山(马维拉) | Mount Mulanje (Malawi) |
| 45. 乔科山(马维拉) | Mount Thyolo (Malawi) |
| 46. 奇柏隆(莫桑比克) | Mount Chiperone (Mozambique) |
| 47. 哥伦加莎(莫桑比克) | Gorongosa Mountain (Mozambique) |
| 48. 乌巴高地(津巴布韦和莫桑比克) | Vumba Highlands (Zimbabwe and Mozambique) |
| 49. 吉伦达(莫桑比克) | Chirinda Forest (Zimbabwe) |
| 50. 索法拉海岸森林(莫桑比克) | Coastal forests in Sofala, Mozambique |
| 51. 安波及邻近森林, 加贝勒地区(安哥拉) | Amboim and adjacent forests, Gabela region (Angola) |
| 52. 拜伦多高地(莫科山)(安哥拉) | Bailundu Highlands (Mount Moco) (Angola) |
| 53. 安哥拉北部及扎伊尔西部森林 | Forests of northern Angola and western Zaire |
| 54. 代尔森林(吉布提) | Day Forest (Djibouti) |
| 55. 内格黑里周围森林(埃塞俄比亚) | Forests around Neghilli (Ethiopia) |
| 56. 尼日利亚西南部森林 | Forests of South-western Nigeria |
| 57. 达洛森林保护区(索马里) | Daloh Forest reserve (Somalia) |
| 58. 恩果耶(南非) | Ngoye Forest (South Africa) |
| 59. 图莱亚尔北部灌木林(马达加斯加) | Bush forest north of Tulear (Madagascar) |
| 60. 松比兹森林(马达加斯加) | Zombitse Forest (Madagascar) |
| 61. 安卡拉特芳兹卡自然保护区(马达加斯加) | Ankarafantsika Reserve Naturelle Integrale (Madagascar) |
| 62. 安多哈黑拉自然保护区(马达加斯加) | Andohahela R. N. I. (Parcel 1) (Madagascar) |
| 63. 察拉佛第及安卡松若米威第森林(马达加斯加) | Tsarafidy and Ankazomivady Forests (Madagascar) |
| 64. 拉若马法拉(马达加斯加) | Ranomafana (Madagascar) |
| 65. 帕礼尼特—安拉拉马奥特拉特别保护区(马达加斯加) | Perinet — Analamazaotra Special Reserve (Madagascar) |
| 66. 斯哈纳卡森林(马达加斯加) | “Sihanaka Forest” (Madagascar) |
| 67. 察拉塔纳纳斯夫(马达加斯加) | Tsaratanana massif (Madagascar) |
| 68. 马鲁安采特拉森林(马达加斯加) | Forests around Mfaraoantsetra (Madagascar) |
| 69. 马罗耶自然保护区及安达帕地区(马达加斯加) | Marojejy Reserve Naturelle Integrale and Andapa region (Madagascar) |
| 70. 圣多美西南森林(圣多美普林西比) | Forests in South-west Sao Tome (Sao Tome e Principe) |
| 71. 比奥科岛马拉波山(赤道几内亚) | Mount Malabo on Bioko (Equatorial Guinea) |
| 72. 大科摩罗卡尔塔拉山(科摩罗岛) | Mount Karthala on Grand Comoro (Comoro Islands) |
| 73. 马埃中部高地雨林(塞舌尔) | Central highland rainforest, Mahe (Seychelles) |
| 74. 留尼旺奇科兹平原(法属) | Plaine des Chicots, Reunion (to France) |
| 75. 麦克卡柏/贝尔翁布雷自然保护区(毛里求斯) | Macchabe/Bel Ombre Nature Reserve (Mauritius) |

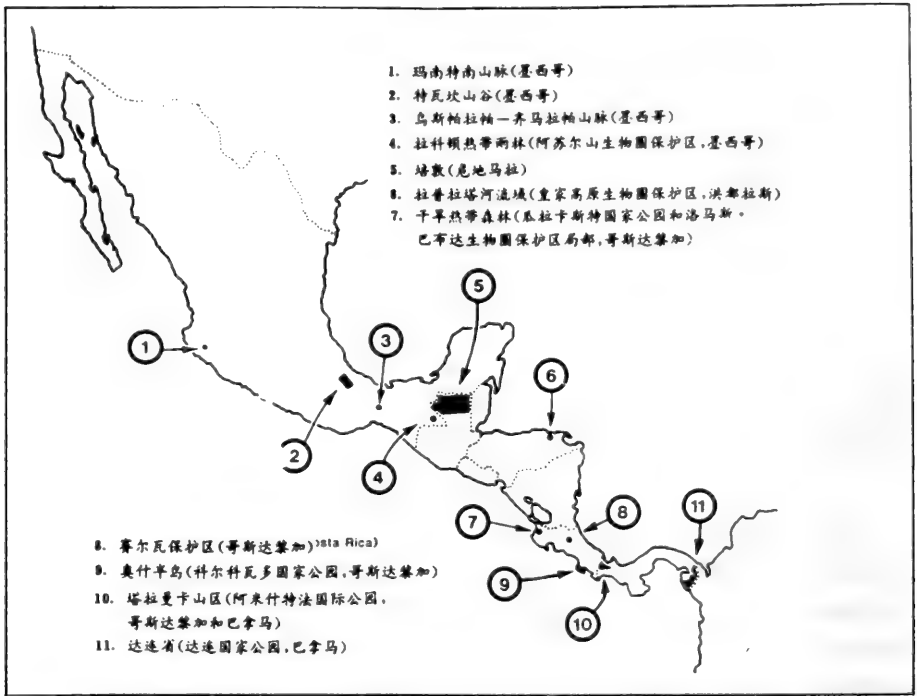


图 8 中美洲植物多样性保护的预选地区 (IUCN)

保护资金过分集中在所谓的关键地点,会转移到更大范围生态系统保护的注意力和投资。在某种程度上,这些地区因孤立狭小不可能建立多个“保护单元”,在多变的整个景观中岛屿式的保护难以达到保护的最终目的。因此,尽管这些地区受到最高度重视,尽管这些地点保护所应用的技术方法能够给森林生物群落的保护提供精良的技术模型,其保护措施也只能是这些国家森林资源管理策略的必要组成部分。在许多潮湿的热带地区,应采取的最佳方案可能是建立物种丰富的小规模绝对保护区,保护区周围环绕更大面积的受到管理的自然森林。

根据最新植被图和各国专家评定,国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)和英国石油公司(British Petroleum)和世界粮农组织(FAO)共同建立了确定热带地区森林保护优先地点的系统方法。这项研究正试图建立一个附有数字化地图的现存热带森林数据库。这些资料将在《热带森林资源图集(Tropical Forest Resource Atlases)》系列丛书中发表,首卷《亚洲森林资源图集》将在1990年10月出版。1990年1月,世界各地专家聚集在一次关于亚马孙河流域研讨会上,确定这个地区热带森林保护的关键地点。巴西环境部(IBAMA)、国际保护协会(CI)以及皇家植物园和丘园(Kew Garden)根据与会代表提供的资料合作编辑出版了会议录和地图集。

可以想象,在有潮湿热带森林的57个国家中,精细地选择和管理好500个平均面积在

20万公顷的保护区(其中包括绝对保护的核心区10万公顷)构成网络;这500个保护区总面积将达到1亿公顷(其中受绝对保护的核心区5000万公顷),这正好是12亿公顷潮湿热带森林(1980年估计值)的9%,是一个可望实现的目标(必须注意,即使这一数值也远远少于保护生物学家们认为保护多个种群所必需的面积,许多专家认为保护区的面积应达到100万公顷,如此广阔的地域只有通过各管理部门间的合作,共同控制滥用土地才可能实现)。例如,分布于非洲圭亚那和刚果的热带森林总面积达2.8亿公顷,但其中仅有1000万公顷受到全面的法律保护,仅占1980年森林总面积的8.4%。一个将中西非森林保护区扩增250万公顷,使其面积达到总面积的10.4%的计划正在酝酿中。

许多热带发展中国家已有5%以上的土地面积受到不同形式的法律保护。基于目前情况,以上目标在整个亚洲和非洲热带是有可能实现的,在拉丁美洲还可能达到更大面积(参见第八章)。

粗略估计,有计划的适当管理这些保护区,初期的基本投资约需要5~10美元/公顷年,以及每年1~3美元/公顷的维持费(费用估计根据保护区离城市距离,旅游发展目标,邻近土地的利用状况和潜在移居等方面的情况不同差别很大)。因此,建立一个热带森林保护区网络的总费用大约是5~10亿美元,如以前已经进行过部分投资,则每年需要大约1~3亿美元的维持费。

正常情况下,普通的热带国家每年需花费500万美元管理这些保护区并用一定数量的资金建立新的保护区。这一数额与以往这些国家用在保护方面的资金相差并不悬殊,尽管这些资金很少被有效使用,而且由于受到其他部门(如农业部、外贸部)抵触性政策的干扰,保护部门难以完成其预定任务。

三、总结:保护行动优先程度的确定原则

生物资源是各国永续发展的基础,因此需要制定一个以维护人类共同利益各国家协同行动的保护战略。显然,最好的策略是保护生物多样性最高的地区,并对该地区的濒危动植物或受严重遗传损害的物种进行特别管理,以保证他们的生存。

但是,每一个国家及地区性、国家性和国际性的研究机构都只有有限的财力开展多样性保护的优先工作。困难还在于怎样最有效的使用这些资金。由于观点、价值观和保护目标不同,对多样性重要作用的认识也不一样,因此目前还没有一套令个人、团体和国家普遍满意的确定优先保护工作的方法。但确立一些基本原则,有利于决策者权衡利弊,正确评价和确定优先保护工作。以下是常用的基本评价原则:

·**特殊性**：具有多样化的生命形式和生命过程，对多样性中的特殊因素赋予更高的优先度。在生物多样性保护中，由许多包括有多种特有物种的生物群落比由众多广布种组成的群落更为重要；单型种或某目、科或属的唯一代表种比广泛分布的复型种的亚种更值得关注；同样，稀有栖息地或栖居有特有种的生境比广泛分布的栖息地或普通种栖居的栖息种具有更高的优先度；目前尚无或仅有很少保护区的生物地理单元比已有许多保护区的生物地理单元具有更高的优先度。

·**威胁**：生物多样性在世界各地受到不同程度的威胁，受威胁较严重的地区应具有较高的优先度。在其他条件相同的情况下，濒危物种比易危物种、易危物种比稀有物种、稀有物种比数量下降但未列入 IUCN 名录的物种具有更高的优先度。如第二章所讨论的，这种方法存在一个重要缺陷，威胁危急程度与对该物种的了解程度有关，当物种的数量增长时，即威胁的危急程度也就相应下降。

·**用途**：不同地区的生物多样性可能在“数量”上一样，但其现实的和未来的用途却可能大不一样。在评估优先程度时，尤其是对热带国家，哪些消失后会对人类产生最严重不良后果的物种应具有最高的优先程度。这是公认的以人类为中心的观念，因此最易取得保护所必需的社会支持的物种是那些与栽培植物、家畜、药用植物、猎物、实验动物和饲料植物近缘的物种。与此相似，维护各种濒危物种保护或起某种关键作用的生态系统要比维护只与人类有间接联系的生态系统容易得多。

以上三类特性各自还可划分为特定的亚类，例如，在“特殊性”方面可再划分为遗传特色、物种特色和生态特色；“威胁”类分为物种的特有程度(或分布区)，对各种影响的敏感性和经济发展的压力等方面；对于“用途”类，可以评价一种资源的现实用途、未来的潜在用途、地区性和全球性价值等。

利用这套体系，对各种有关因素按其重要性进行加权评分，可以对某种资源进行评估。各项因素分数的总和可以反映出某地区生物多样性的相对价值，便于制定保护计划时参考。

这套体制的“最后总分”并不比计算总分的过程本身更说明问题。当某种因素被加权时，实际上决策者已经把自己的价值观掺入优先程度的评价标准中。例如，如果决策者首先考虑的是生物多样性的“全球性价值”，则“全球性价值”就比地区性价值更受重视，在评价过程中会受到较强的加权；但最后结果不一定比对“地区性价值”加权较强的评估结果更正确，很明显，差别仅仅是价值观不同而已。根据各国或各机构的特殊需要经过适当改变，以下这些原则在指导确定某些项目计划的优先程度时可能会有帮助：

·**保证决策有最丰富可靠的资料依据**

可靠的评估优先程度首先需要可靠的资料。如果希望保护行动不会因缺乏资料而延误，那么就必須充分利用可能得到的所有资料。通常情况下，这些资料零零散散或没有正式发

表,但官方研究机构的调查可能提供相对完整的资料(如森林调查报告、贸易统计等)。在国际上,世界自然保护监测中心(WCMC)和联合国环境规划署全球环境管理处(IUCN/GEMS)可以提供有益的指导意见。许多方面的资料——包括物种、栖息地、地方社团、资源利用方式、人口动态和地区发展规划都是全面综合评价所必需的。在收集有关资料时,缺失的资料可以标明,便于进一步收集和深入研究。

·确定保护目标

如果可能得到的资料都已经收集到,保护目标即可确定。这一步骤看起来简单,常常不被明确说明,甚至忽略,有时常引起对保护工作和目标的错误理解。确定保护目标最好作为有关部门与管理所涉及人员间协商内容的一部分,使政府官员和管理者都能参与保护工作(详细讨论见第七章)。

·开展援助活动,增强受援者的自立能力,减少依赖性

前面已经强调过,长期有效的生物资源保护取决于与这些资源有最直接联系的人民的合作。为了建立当地居民与自然资源间协调稳定的联系,当地社会必须为他们提供开展自己的保护活动所必要的手段和工具,培养他们管理资源的能力要比仅仅让他们起到监测作用要好得多。例如,组织一个怎样设计物种或保护区管理计划的训练班,就比仅派专家去制定这样一个计划要好得多。制定保护活动应保证保护区能够长期保持经济活力,如设计永续利用生物资源的系统(在能够容忍这种利用的地区)。

·确信受援者明确需要援助

最拙劣的国际援助莫过于把援助强加给并不期望援助的国家。最好的援助方式应该是受援的有关当局明确表明他们需要援助,这些援助对他们更有效地履行所担负的保护责任是必需的。当局明确表明需要这种援助后,保护工作所需的各种政治保障就象附属条件一样很容易获得。此外,还要鼓励各国积极争取外界援助,在酝酿经济发展辅助计划时给予生物多样性更高的优先度。

第七章 保护策略和行动计划 在生物多样性保护中的作用

为了引起有关机构和人员的重视,以保护策略和行动计划的方式提交成熟的议案是非常实用的。与这些问题有最直接联系并致力于解决的人员起草的策略和行动计划必然是最有效的。

第六章提出一些确定优先工作的方法,强调了确实保护生物资源各层次具体目标的重要性。为保证各保护机构对优先保护工作有一个一致的认识,最好的办法是制订一个保护策略,确定基本问题并大致描绘出适当的保护对象。将策略转变为行动,需要经过更加复杂的过程,策划特定的行动来实现;这通常包括制订一个行动计划。

人们已经制订了许多地方性、国家性、地区性或全球性的保护策略和行动计划。其中有些非常实用,如《世界保护策略(World Conservation Strategy)》;有些却相当令人失望,如《荒漠化行动计划(Desertification Action Plan)》。在生物多样性保护方面,人们倾向于制订全球性行动计划,如《巴厘行动计划(the Bali Action Plan)》(附录4),《海兽行动计划(Marine Mammal Action Plan)》,《热带森林行动计划(Tropical Forestry Action Plan)》;地区性行动计划(如 IUCN/CNPPA 制订的各种保护区行动计划,或者 WWF 制订的地区性计划)或类群性行动计划(如 IUCN/SSC 制订的物种保护计划)。

保护策略和行动计划存在的最大的问题是缺乏贯彻执行,这当然与制订这些策略和计划的过程有关。经验表明,行动计划,无论是针对局部地区、单个物种、国家还是地区的,都需要在与计划有直接关系的人员的协作下,进行改进。

本章将回顾一些现有的物种和栖息地保护策略和行动计划,反映出目前这类计划的水平,并为制订其它类似计划提供背景资料。

一、保护物种或类群的策略和行动计划

1. 植物园保护策略

如第四章讨论,植物园对植物保护具有很大潜力。为了发掘这种潜力,植物园保护秘书处(the Botanic Gardens Conservation Secretariat)已经制订了一个《植物园保护策略(Botanic Gardens Conservation Strategy)》,发表于1989年:

SSC 物种保护行动计划的制订情况(截至1990年2月):

已发表的:

非洲灵长类	亚洲灵长类
麋羚	东非羚羊
鼬鼠科和灵猫科	淡水豚类
欧洲蝙蝠	海豚、江豚和鲸类
林牛	南非羚羊
非洲森林鸟类	海龟和淡水龟
啮齿类	亚洲犀牛

外于最后定稿阶段的:

非洲象和犀牛

正进行修订的:

亚洲象	软体动物
西非和中非羚羊	非洲食虫类和巨鼯鼠

正制订初稿的:

犬科动物	猫科动物
海豹	水獭
浣熊类	非洲啮齿类
兔形目	野猪和西貘
海牛	马科
羊亚科动物	鹤类
欧洲两栖爬行类	北美植物
新热界灵长类	Malagasy 狐猴

筹划中的:

澳大利亚有袋类和单孔类	果蝠
獭类	河马类
北非和亚洲羚羊	鹿类
鸚鵡	兰花
海龟	熊类
棕榈	

·建议每个植物园以“义务声明书”的形式阐明自己在保护中承担的义务,并采用更加专业化的管理标准,以履行自己的义务;

- 为进行更简明的资源保险记录建立基础，这种资源记录将登记各种保护需要和其它植物园保存的植物种类；
- 提出改善植物记录文件和植物标本鉴定方法概要，包括为改善标本馆管理和加强机构间数据交换而进行计算机化处理；
- 阐明野外与人工保护在植物园工作中的关系；对野外(就地)保护，概述植物园在栖息地评价、稀有物种管理、“栖息地园艺化”和保护区管理中的作用；对于人工(迁地)保护，提出建立保护区标本馆、基因库和其它种子植物标本库的严格的规则和程序，概述保护独特遗传变异的取样方法；
- 强调为1.5亿植物园游客提供教育机会所需的设施；
- 建议每个植物园都为当地社会提供资源和信息方面的服务；
- 提出人员培训(尤其是保护方面的)的设想。

2. 物种保护行动计划

对一些最重要的动植物，国际自然与自然资源保护联盟物种生存委员会(IUCN/SSC)建立了100多个“专家组”，专门致力于研究这些类群的现状和优先度(参见资料简介27)。依靠世界各地有关方面的专家，物种生存委员会专家组的工作涉及到以下类群：羚羊类、灵长类、猫科动物、鳄鱼、鹤类【包括国际鸟类保护理事会(ICBP)和世界鹤类基金会】和棕榈。每个专家组都负有制订行动计划的任务，包括全面总结该类群所有物种的现状，确定优先工作体系，确定符合优先工作最适宜的项目。所有行动计划都有目前生存有这些物种的国家的专家参加，并且受到许多组织的支持，包括世界自然基金会、联合国环境规划署、国际野生生物保护协会、国际毛皮贸易联合会、芝加哥动物学会、美国鱼类与野生动物司、海洋保护中心、美洲动物园与水族馆协会和国际保护协会。

制订物种保护行动计划是为了实现以下目的：

- 通过确定某类群的优先工作，保证由有能力解决紧迫问题的专家们采取正确行动，首先开展工作。
- 行动计划以一定形式汇集整理大量资料，其中一些还是未发表或未受到注意的资料，便于其它组织参考。
- 行动计划以有趣的形式发表，便于筹集资金，开展优先保护工作。
- 行动计划使国际自然与自然资源保护联盟能够抓住机会，将物种保护和其它重要发展项目(如旅游、乡村发展、农林业和资源管理)联系起来。
- 根据各专家组制订的一系列行动计划，可以确定“物种保护热点地区(Hotspot)”，在这些地区需要采取高度优先的行动保护多种类群，确定这些“热点”可以提高保护工作的效益。
- 根据各行动计划，圈养专家组制订各类群独立的圈养行动计划。
- 行动计划还可以起到“粘合剂”的作用，使不同国籍、在不同生境工作的专家们团结一致，使专家组成员共同确定已达到保护目的或仍存在严重危机的地区。

欲说明各个行动计划怎样联系起来相互补充，是否确实可以结合起来以确定需要急切关注的少数“热点”，还为时尚早。针对分类类群的行动计划可以与地区性或国家性的生物多样性行动计划相互补充。其中有关委内瑞拉和马达加斯加的行动计划正在拟定中，有关热带非洲生物多样性保护策略的工作是物种生存委员会1989年工作的着重点(见下)。

资料简介 28

一个典型的物种保护行动计划 ——非洲灵长类

以下是《1986~1990年非洲灵长类保护行动计划》的内容：

序

分类地位

种或亚种在保护行动计划中的优先度

特有群落和生态系统

建议实施的保护行动

结论

参考文献

附录1：分布有十种以上灵长类的国家名单

附录2：最受威胁的灵长类物种的分布和现状

引自 Oates, 1985。

由于针对特定物种，这些行动计划的内容不可避免地相当局限。他们只涉及到部分问题，通常只涉及到计划制定者能够开展工作的范围。因此，大多数行动计划都着重强调更深入的调查和研究，建立或加强保护区。当然，这些行动对受危动物的保护是必需的，但仅有这些还远远不够。有几个行动计划指出了物种衰竭的间接但无疑是根本的原因，如这些地区的国际贸易、农业政策、土地所有制和经济动态等；换句话说，他们是在更广泛的基础上直接阐明物种保护的优先工作。物种保护行动计划的贯彻执行需要与更广泛的经济和社会因素结合起来，才能达到保护目标。

二、保护栖息地行动计划

1. 热带森林行动计划

热带森林行动计划(TFAP, Tropical Forestry Action Plan)是各国政府、林业部门、联合国有关机构和非政府团体共同制订的。这项计划被设想成一种纲要和手段，以促使发展中国家森林及其它部门支持并行动起来关注森林资源管理；它还是一种媒介，促使人们充分

重视森林资源永续利用对乡村谋生方式、食物和能源保障、经济收入与就业和其它国家优先发展项目的潜在价值。

热带森林行动计划于1985年由世界粮农组织的热带森林发展委员会开始实施。该委员会是一个旨在解决热带森林问题的政府间团体，它已经使热带森林衰退的严重性受到政治上的高度重视，并促进各界广泛努力，共同发展国家森林保护策略。非洲、亚洲和拉丁美洲有50多个国家正致力于完善和实施国家森林保护策略。运用国家性策略旨在加强各国政府间、资助机构间和非政府团体间有关优先保护地区问题的对话，改进有关政策和投资，阻止森林退化，改善森林资源管理。世界银行及其它多边或双边的援助机构正在加强对这些地区的资助。

根据计划纲要，需采取行动的主要问题集中在五个相关的优先地区，其中之一是“热带森林生态系统的保护”。该保护方案期望达到以下目标：

- 发展和应用森林永续利用的方法，使森林能够永续地生产木材、食物、饲料以及其它非林木产品；
- 选定一系列包括各种热带生态系统的保护区；
- 扩展保护政策和管理的概念，包括维护具有现实和潜在社会经济价值的物种的种内变异，并采取措施尽可能地保护那些特性尚不清楚的物种；
- 考虑国家公园或其它保护区周围地区的土地利用方式、规划和实施受当地人民欢迎并能给他们带来短期或长期利益的土地利用方式；
- 加强生态系统保护政策与重要物种遗传资源保护政策间的联系，积极采取措施，鼓励恢复有利于当地水土保持的自然植被；
- 汇集种子植物保护所需的基本的生物学信息；
- 提高各阶层对生态系统和遗传资源保护重要性的认识；
- 培训实现以上目标所需人员。

由于对热带林地发展援助的作用认识不够，热带森林行动计划已经受到批评。它没能指出各国际组织以往“开发”热带森林资源企图的严重缺陷，却过分注重向常规林业提供更多资金的具体对象。该计划的提议者们已经认识到这些问题，更加重视进行森林管理质量的改进，而不是增加资助的数量。但是，林业人员的保守情绪以及国家和国际机构的惰性，已经使该计划所追求的生态系统保护和社会利益很难被理解。

还有一些方面可以改善热带森林行动计划的规划：

第一：尽管热带森林行动计划呼吁基层群众参与规划，但实际参与热带森林行动计划实施的肯定会局限在各国政府间和国外援助机构间。

第二：热带森林行动计划的实施倾向于集中在过分狭窄的林业方面。许多解决森林退化问题的办法取决于农业、规划设计、财政以及其它方面，这些都必须在规划中考虑到。

最后，需要更加重视有关政策，尤其是非林业政策的改革，通常情况是，政府的政策刺

激了森林破坏(如 Repetto 和 Gillis, 1988)。为使进一步的投资和技术援助项目更有效,改革政策控制森林破坏并促进永续利用森林资源是关键(Halzlewood, 1989; WRI, 1989b)。

2. 保护区行动计划

根据世界保护监测中心(WCMC)的数据库并依靠大约来自各生物地理界的 400 位专家,国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)将大洋界(IUCN/UNEP, 1986c),旧热带界(IUCN/UNEP, 1986b)和印度马来西亚界(IUCN/UNEP, 1986c)的保护区体系总结成详细的评介。这些评介是在联合国环境规划署(UNEP)协助下编订的,编订的目的是:

- 评估各界现有的保护区体系的典型区域和保护的重要性;
- 找出该体系的缺陷和差距;
- 评价现有的和预计的保护区以及其它生物丰富地区的保护价值,推荐需要增加保护区的区域;
- 确定需要加强保护的优先点;
- 评价现有保护区体系的现状、界线、设计和效率的适宜性;
- 确定保护区外关键生境需要的保护管理。

这一评介在以下几个方面评估了保护区资料:各生物地理亚区有多大面积受到保护,各亚区需要保护的区域范围和高度以及其它特征(如自然的或种族利益的);物种丰富的区域,具有很高生物学特殊性或特有分布的中心区域以及对相关栖息地的威胁;与商业利益或潜在价值(如“基因库”)有关的区域;各保护区的种类现状;对依据岛屿生物地理学理论设计的保护区体系的评价;各保护区管理的有效性;考查邻近地区的土地利用和必要的关键生境。实际上,这些评价已经在应用保护生物学中得到运用。

由于这些评介涉及整个生物地理界,他们还需要有国家级的评介作补充;事实上,这些评价的目的之一就是促进编订类似的更详尽的国家级评介。许多国家级保护区体系的评价已经编著出来或正在编著,如泰国、沙特阿拉伯、斯里兰卡、加蓬、马达加斯加、澳门和印度尼西亚。

优先工作根据在以上过程中得到的信息确定。对保护区的总看法反映在《巴厘行动计划(Bali Action Plan)》中,《巴厘行动计划》是 1982 年在印度尼西亚巴厘召开的“世界国家公园大会”制订的,它旨在为使保护区满足 80 年代的需要提供指导(见附录 4)。国家公园与保护区委员会(CNPPA)(1988)已经提交了《巴厘行动计划》头五年执行情况的总结,结果已经证明这项计划在指导国际自然与自然资源保护联盟关于自然保护区的国际性活动方面特别有效。

国家公园与保护区委员会的成员们已经分别为四个热带地区(非洲、热带亚洲、热带美洲和太平洋地区)制订了一系列行动计划,其中每项计划都是这些区域保护区管理和科学家们共同努力的结晶。每项计划都包括一系列的目标和在整个生物地理界高度优先的行动

计划，国家级优先工作和建议采取的国际行动。

这些保护区行动计划相当有效地指明了这方面工作的主要问题，其中许多优先行动已经开始实施。例如，根据《南太平洋行动计划(South Pacific Action Plan)》，新西兰政府已经调派一名专职公园规划人员加入南太平洋委员会(South Pacific Commission)以协助这个计划的实施。在非洲，行动计划已经帮助培训工作取得一定的经济资助。在热带亚洲，行动计划曾促成许多国家的政府加入《世界自然遗产宪章》。

三、跨部门策略和行动计划

国际自然与自然资源保护联盟物种生存委员会已经认识到针对特定生物类群的行动计划的局限性，因此委员会开始着手制订国家性和区域性的生物多样性行动计划，企图将有关的各类信息综合起来。委内瑞拉和马达加斯加(终稿)是两个最早制订国家性生物多样性保护计划的国家，后者还要归功于世界银行在非洲的生物多样性保护工作。此外，国际自然与自然资源保护联盟正同国际鸟类保护理事会(ICBP)一起制订一个非洲热带界生物多样性保护策略。该策略试图将物种生存委员会、国家公园与保护区委员会、国际鸟类保护理事会和其它机构的大量建议精练成简明扼要的文献，为非洲国家的决策者们提供参考。

但是，即使是这些更加综合性的计划，仍然倾向于将生物多样性保护看成一个独立的方面。事实上，各方面的机构，如国家公园和野生动物保护部门，都确实起着重要的甚至是领导的作用。但本书前几章已经指出，针对生物类群或保护区的行动计划和策略依然没能明确地指明重要的现实问题。

世界环境与发展委员会(WCED)指出，环境和发展不是两个可分割的方面，而是不容否定地紧密联系的。WCED(1987)阐明：“逐步恶化的环境资源基础上不可能存在持续的发展，在发展中不计较环境退化的代价，环境就不可能得到保护。这些问题相互联系，形成一个复杂的因果体系，依靠零散的机构和零星的政策根本不可能解决。”

生物多样性保护中出现的许多问题都与各部门各单位的职责划分有关，这种职责划分导致了部门间的分裂、不协作、管理混乱和浪费人力、物力。单纯增加经费或检查比较使用同样经费的各部门的工作政绩并不能解决问题。增加经费并非易事，而且在某种程度上是不现实的。还有，当考虑保护的后续(或外部)利益尚不及本身所需的耗时时，可以寻求一个“最佳平衡点”。在大多数情况下，目前这种只考虑单个部门狭隘利益而执行的决策中，并不存在这样的“平衡点”。

作为向此方向努力的第一步，国际自然与自然资源保护联盟物种生存委员会成员们在中部非洲地区已经共同制订了一个保护几内亚—刚果大片森林的行动计划，这片连绵的森林延伸在该地区的六个国家内。这个行动计划是建立在这样一个共同认识的基础上的，即

每个国家的保护行动都影响到邻近国家的森林资源，保护管理的知识和经验是各国可以共享的财富。该行动计划提议建立一个关键保护地点网络，作为欧洲经济共同体(EEC)提供的3000万美元资助项目中保护管理的一部分。在每个地点，通过发展其周围地域农林业的永续生产方式，使对生物多样性保护起关键作用的林区得到保护。每个项目关注一种各自不同的土地管理方法，并且通过在各地轮流召开的年度讨论会交流经验。行动计划还确定了许多其它财政部门可以投资以重复成功经验的关键地区，即扩大这个网络。行动计划还确定了为该项目成功创造有利条件所需的补充政策措施(IUCN, 1989a)。

生物多样性保护的全球性策略

通过以上讨论可见，恰当地制订和积极贯彻执行保护行动计划和策略可以在保护中起到重要作用。正如上面提到的，通过与其它研究机构共同工作协同努力，国际自然与自然资源保护联盟和联合国环境规划署已经共同制订了《全球生物多样性保护策略(A Global Strategy for the Conservation of Biodiversity)》，作为编订中的新版《世界保护策略(World Conservation Strategy)》的补充指南。

这个策略旨在提供一个综合的基本纲要，促进采取紧迫的、建设性的、创造性的和协调的行动，阻止世界生物资源的退化和消失，使这些资源为人类作出更多的贡献。这个策略还将根据各自需要，由各国政府、非政府组织、资源管理人员、科学工作者、国际机构、多国银行和双边援助机构加以修订。对“全球策略”的修订工作将集中在亚洲、非洲、欧洲、拉丁美洲和北美洲召开的一系列地区性讨论会上进行，其中一些会被修订成地区性生物多样性保护策略。“世界策略”还将考虑各种影响生物资源保护的因素，如国际合作、研究、教育、培训、公共意识和生态恢复等因素。但是，策略的修订着重强调以下六个关键性方面：

a) 根本原因

生物资源的利用方式受到有关农业、林业、土地所有制、国外援助、贸易协议、关税和国防等方面的国家和国际政策倾向的影响(McNeely, 1988)。由于推行有利于非持续性资源利用的刺激性政策以及阻碍有关乡村地区对环境条件的适应，结果许多国家目前正面临着严重的经济损失：人均收入降低，后代丧失了难以估价的宝贵财产。怎样正确评价生物多样性，开展成本/效益分析并把它作为制订鼓励性政策体制的基础？为保证资源的永续利用，制订和贯彻鼓励和抑制性政策，改革国家和国际政策有哪些可能的选择？有哪些经济利益可以鼓励保护区周围的居民保护生物资源？为使高层官员了解用于保护生物多样性的经济资助，需要开展哪些工作？怎样组织各国的和国际的保护机构去实现这些目标？

b) 持续发展

在这个人类土地利用方式、技术手段、气候和一系列其它因素迅速变化的时代，对未来

的预测至多只能是一种推论。在这种情况下，什么是生物资源的永续利用方式？在地方社会维持和发展当地永续的生产体制的障碍是什么？为容许和促进这个体制，应当怎样制约有关政策？

最有效的分析单位似乎是地方性的乡村团体，因为他们是在相对较小的地区最直接利用资源满足大部分需要以及利用外来技术和能源的单元。这些团体单元应当怎样管理生物资源才能增强自给能力，而不会为维持一定的生活水平而过度利用资源？很明显，影响资源利用方式的鼓励性政策纲要必须适合当地生态系统和社会体制的特点。政策大纲不可能指出某些特定的永续利用方式；不同的生态系统和社会体制需要各自特定的方法。换言之，这些政策必须容许和鼓励维持和发展当地永续的生产体制，鼓励探索提高这些资源对人类贡献的方法，鼓励发展和创造生物资源利用的变革方式。

改善地方资源永续利用方法，增强资源基础，需要：

- 在地方社区建立适宜的管理责任制；
- 生物资源利用的耗费和效益通常是非市场性的，需要进行衡量并融入到经济模型和公共意识中去；
- 保持和完善人类文化中有关地方资源利用的实用知识，作为进一步发展的基础；
- 应用科学技术和经济学确定生物资源保护(包括能够增强资源利用持续能力的市场和贸易因素)给当地人民带来的新价值(产品、食物、农产品等)。

为支持社会自足的原则，需要制订有关国家和国际政策，促使各国政府、各行业和私有企业参与保护生物多样性；首先必须保证地方资源利用单元免受外界干扰(或更确切地说，在此条件下保护这些利用单元)。此外，生物多样性面临的许多问题实际上是全球性的——气候变化、森林破坏、环境污染和物种灭绝等，需要探索全球性的解决办法。

c) 科学知识及其应用

有关生物资源状况及其管理方法的知识是决定有关政策的基础，是控制资源消耗的依据(Reid 和 Miller, 1989)。科学研究必须提供下列新方法：

- 加速鉴定和记述数以百万计的未知物种(如果缺乏记录就无法开展深入研究)；
- 致力于确定提高生态系统对人类的负载能力的方法；
- 指导保护、编目、研究、利用和监测生物多样性和生物资源；
- 提供确定优先保护工作必需的知识；
- 制订指示生物或测定方法，为决策者的决策活动提供准确、及时的信息；
- 评价各种形式的栖息地管理和生物资源利用方式对物种群落的组成和多样性的影响；
- 综合整理现有资料，便于规划人员、管理人员和地方居民应用；
- 修订研究规划以适应“策略”提出的要求。

许多地方社区已经具有良好的知识基础管理当地生态系统中的资源(Warren 等, 1989；

BOSTID,1986)。但是,他们似乎还不了解外界发生的变革,这些变革可以提高有用产品的产量和增加生物多样性。通过确认生态系统各组成部分的生态功能,建立新方法和适应特定地区改良的农业生态系统,科学知识对地方的适应性具有非常重要的作用。

科学技术还可以通过以下方式运用传统知识:

- 为收集、评价和展示传统保护知识的方法制订指南;
- 编订传统知识体系的目录,突出那些能应用到保护和发展中的部分,特别注意那些面临危险的知识体系。
- 记录妇女在传统社会资源利用中的作用,保证她们的有关知识受到应用的重视;
- 将传统的保护手段,如宗教圣地、社会责任、禁忌等转换成发展规划人员和生物资源管理人员可利用的形式。

d) 加强生物资源管理

管理生物资源的责任落在众多的机构和人员身上。各种资源保护活动都有不同的对象和目的以及不同的土地利用范围和保护活动——从国家公园到农牧区,从多功能保护区到私有林地,从动植物园到种子库都必须形成一个稳定的协调的系统,通过永续的资源利用方式满足人类的需求。什么样的土地利用和迁地保护活动能够满足这些需要?什么样的政策和体制能够使各部门间保持必要的协调?

世界上许多地区的土地和水资源利用体制需要迅速改良,以达到长期发展的目的,而不会导致关键资源衰竭。许多自然栖息地正被开发成农业、水产养殖和林业用地,给人类提供更高的生产力;但有些地区自然价值特别重要,在开发中必须特别谨慎,甚至于必须保持其自然状态。其中有些地区仅需采取“适度放任(benign neglect)”即可保留或保持其自然价值;而有些地区却必须加强经营管理以恢复或维护它们的自然价值。有些地区需要以法律形式指定为保护区,而有些地区实施适当的鼓励政策,即可保证他们在私有或公有的状况下得到保护。

“策略”试图探索一些方法,以确定对遗传物质、物种生存和水流净化调节有重要作用的地点及其管理的必要条件;以及确定那些由于内在的低生产力和易受侵蚀性而对人类没有多大开发价值的地区。

e) 保护行动所需信息

从多种来源可以获得大量关于生物资源利用和状况的信息。尽管大家都认识到完整的、连续及时的资料对决策者的潜在价值,但这类尝试却很少能成功。现有技术手段已经能够将各个数据库联成一个网络,使主动利用这些资料的人员能够将他们统一和序列化。随着生物多样性保护的重要性不断被揭示出来(见上述 a、b),随着应用这些信息解决现实的资源管理问题的方法不断被证实,对这类信息的需要将迅速增加。根据第五章的讨论,“策

略”将指明下列问题：

- 支持改善政策需要什么信息？
- 确定对保护有重要意义的地点需要哪些信息？
- 管理这些地点需要哪些信息？
- 监控生物资源管理政策需要哪些信息？
- 怎样报道这些信息使他们对决策者、对地方社区和公众产生预期的影响？

f) 系统地提出解决生物多样性保护所面临问题的有效方法

详细地分析问题的原因并确定解决步骤并不能保证该解决方案会被采纳，正如许多不成功的行动计划一样，这类行动计划和策略之所以失败并不是由于提出了不合理的建议，而是由于没能考虑到实施过程中，群众支持和职责义务等方面的因素。另一方面，公共和政府行为已经发生了非常积极的变化，这种变化常常还是非常迅速的。反对乱扔垃圾和禁烟运动在有些地区相当成功，政府对人为的大气变化反映已相当明显。根据对现有行动计划和策略以及对比较成功的社会运动的评判性回顾，“策略”还将考虑到：

- 怎样为生物多样性保护争取更多的大众支持？
- 保护生物多样性真正的困难在哪里？是工业，商业贸易，工业政府，还是国防机构？
- 为给生物多样性保护争取到更多的社会支持，需要向公众说明的保护“理想”应当是什么？
- 推动“策略”最有效实施的地方机构是什么？

四、总结

行动计划和策略可以作为促进和协调保护活动的有效手段。在增强生物多样性策略和行动计划实用性的诸多因素中，以下是特别重要的几个方面：

- 计划实施者对计划制订的参与程度（“自下而上”的制订方法通常比“自上而下”的方法更有效）；
- 政府及其它机构对计划实施的政治和财政支持程度；
- 行动计划对有关地区或物种以及实施机构的真实需要程度；
- 指定行动的实施机构和必要的协助或资助机构的工作效率；
- 为解决已提出问题，策略和行动计划建议开展活动的充分性和必要性。

行动计划还需要指明各地理区域（如国家或地区性海域）的特殊需要，指出特定的行动主题（如全球性保护网络、物种类群和多样性等）。国家保护策略、环境概况、河谷、地区发展规划以及其它现实条件，如果对生物多样性保护是必要的，都可以改进。国际自然与自然资源保护联盟的地区性保护区策略，《巴厘行动计划》，《联合国教科文组织生物圈保护区行动计划》和联合国教科文组织的各个地方性海洋行动计划，都需要在财政上和实施中得到支持。同样，重要湿地保护行动计划、《热带森林行动计划》以及其它正在起步的计划都需要

得到援助。

所有这些策略和行动计划都有益于生物多样性保护，但是绝没有一个单靠自己就能获得巨大成功的计划，因为影响生物多样性的各部门间的联系是极其复杂的。即使所有这些计划都得到实施，大多数行动计划也只能说明问题的一小部分，而且常常只能指出问题的概貌。

《全球生物多样性保护策略》计划分几个步骤来进一步揭露生物多样性保护中出现的问题及其根本原因，并提出分配资金解决这些问题的办法。阻止我们这个星球生物资源受到侵蚀是一项非常值得投入时间、精力和资金的事业。精心地制订保护的策略和方法有助于保证这种投资获得最大的收益。

第八章 怎样负担保护生物多样性的费用

尽管许多人都会赞同对生物多样性进行必要的保护,但各国政府在寻找足够财源来处理保护问题方面,同处理社会需求一样,仍有一定困难,为此需要一些新的资助方法。

本书试图说明生物多样性是一种全球性资源,也是一种国家性和地方性资源,它的保护会给全人类带来许多好处。然而目前对生物多样性的威胁在发展中国家中是最大的,这些国家有很丰富的生物多样性,但其支持保护工作的财力是非常有限的。可是,许多政府还正向那些对生物多样性产生严重负影响的活动提供大量资助;在这方面臭名昭著的例子是得到资助的亚马孙河(Binswanger, 1987)和博茨瓦纳(Perrings 等, 1988)的牛放养工作。因此要求在国家和国际水平上采取行动,确定提供额外的生物多样性保护资助的办法。

目前有两项计划是直接处理生物多样性的国际赞助问题。受加拿大国际发展局(CIDA)、麦克阿瑟基金会(MacArthur Foundation)、挪威国际开发局(NORAD)、美洲国家组织、会众(Pew)慈善信托基金会、联合国开发计划署、联合国环境规划署的支持,世界资源研究所(WRI)保护援助项目最近散发了一份有关财政上解决国际保护需求办法方面的调查报告,认为生物多样性是那些需求的一个重要组成部分(WRI, 1989b)。此外,国际自然与自然资源保护联盟(IUCN)和联合国环境规划署(UNEP)正率先制订一项国际生物多样性保护公约,其中包括在生物材料使用基础上的资助机制,该机制可能有助于对保护工作的赞助(在第四章中已描述)。对国际上其他诸如“自然债务交易”之类新机制的潜在作用,也必须进行调查研究的。

保护已经给当地所有居民带来了大量的和持久的好处。但是保护生物资源需要在人员、基础设施、滞后利益、教育等方面进行投资。这些投资通常是有效的,表现出高效益成本比;经济分析越全面,这种比率很可能越高(USAID, 1987)。

目前的保护计划通常是由资源管理机构来履行的,但他们的预算一般说来是不足于有效地履行其职责,且每年增减幅度很大。资金提供上的种种困难严重地阻碍了保护机构的工作效果。为了取得理想的成果及充分地发挥作用,保护机构必须有足够的和可靠的资助来源。

遗憾的是,在当今的经济气候中,负责保护工作的政府机构长期缺乏资金,这样势必导致自然资源的滥用。因而显然要求有关国家和国际社会提供大量的额外资助。国际资助特别重要。一些人坚决主张富裕的温带国家,尤其在热带荒无人烟的地方,将从保护当地基因库

中获得比那些保护它们的通常贫困得多的国家多的多的好处(Prescott—Allen, 1986);工业化国家中的农业、医药和林业部分能负担得起把种质变成效益所需的投资。此外,工业化国家里的人们通常比那些每天与正捕食他们农作物和家畜的野生动物面临冲突的农民更重视保护热带国家中的象、虎和猴。

虽然保护区在流域保护、旅游业、再生资源收获等方面能提供重大效益,但事实上那些保护自然生命资源的国家从中所获取的好处常常比远离的产地并消耗这些自然资源产物的国家少得多。此外,在热带国家,即使生活在带来大量旅游收入的保护区边缘的居民,因法律禁止收获保护区内的资源,也常常得不到任何实际好处。因此,保护工作通常缺少一种较主要的动力。很显然,保护工作的经济评价需要体现出国际上对成本与效益的看法,而且还需要设计出一套向当地的所有居民提供适当刺激的办法(这方面工作参见 McNeely, 1988)。

最后,提供保护资助的形式必须包括国际机构间签定一些诸如工作计划材料之类的双边协议或合同。在许多发展中国家,得到外界资助的大型开发项目可能通常含有支持生物资源保护的成分。

在力争更多的生物多样性保护资金方面,需要考虑以下几点:

- 在某种情况下,社区(community)的开发活动早在一些对生物资源保护有重要意义的地区里或其附近的社区内被规划着或实施着,在这种情况下可以把那些使行为朝保护方向变化的因素纳入到开发项目中去,这并不需要增加很多费用(参阅 Reid 等, 1988)。
- 按照授权法或行政命令,任何一种资助机制显然都需要来自政府的主管当局;也许需要对各部门(从财政到资源管理)之间的工作进行大量的协调。
- 保护需要普及到所有乡村活动;它不仅仅是国家公园和其他保护区的事情。因此就保护成就而言,那些旨在鼓励乡村居民保护保护区外的生物资源的经济鼓励,可能具有很高的效益成本比。尽管这种鼓励不可能使保护机构得到任何资助,但它们可使该机构能更加有效地管理保护区(McNeely, 1988)。
- 最后,资助对保护成就不是唯一重要的限制因素。尽管保护机构从未有过足够的资助,并无疑在要求额外的资助,但如果政府其他部门的政策与保护不相容的话,即使有丰富的预算也达不到保护目的。因此,任何新的资助机制必须成为土地所有权、能源、边境殖民、外贸、运输等方面的必要政策变化包括在内的一整套内容中的一部分。

一、生物资源所有权的问题

许多生物资源可能通过那些满足贫困村民眼前需求所采取的行动来进行保护。不可避免的是,与乡村发展相符而实施的保护与人类利益的理想行动之间存在着差距。

例如,建立国际上重要农作物的种子库的好处是非常多的。然而,除了重要农业国是这

种农作物种子库的唯一资金提供者外,建立种子库不会引起任何一个国家的兴趣,因为对该国的好处比较少,而承担的费用却很高。因此大量农业种质保护工作的集资,最好通过诸如国际农业研究磋商小组(CGIAR)之类的国际机构来完成。

在那些把生物资源作为一种眼前经济因素的副产品来加以保护的极端行为与保护活动的国际资助之间存在着几种政策上的选择。这些选择集中在特定生物资源的所有权问题。

所有权问题给遗传和物种保护方面的政策分析投下一层阴影。例如:国际上的种子库遭到了批评,因为从发展中国家无偿提供的种质中培养出来的新农作物品种,然后为了赢利又被出售给提供种质的国家。发展中国家主张大家应该无偿地使用从种子库材料中生产出来的品种。

上述问题可以通过增加对国际保护工作方面的投资或通过授予执行有效的生物资源保护计划的国家所有权来加以解决。对后一种选择,尚没有进行充分详细的探讨,但此种探讨的障碍是显而易见的。在这个生物技术时代,一个国家想知道或证明来自于该国一种物种的基因在一种特定的有机体中使用,实际上是不太可能的。可是,可能也有人主张所有权问题不会比国际版权法更复杂(de Klemm, 1985)。引用一书中的一小段内容,象使用一些基因一样,大概不会被看作为是一种版权侵权行为,而整个一部书的复制属于侵犯版权而要提供赔偿。有些植物品种被当成是知识产权的一部分,在这些品种的方面已开展了大量工作。Williams (1984)得出的结论是,由于越来越多的民间研究资金已被投入到植物品种开发中去,对这些品种及其部分进行稳定和一定的保护是很重要的。可利用的保护措施在现有的专利法范围内是否恰当或是否需要新的法规,人们正拭目以待。

关键的是,保证使利用野生植物的受益者支付一些费用,以保证有关物种能够在野外生存并在当地继续发展。

二、主要在国家和地方水平上有用的机制

尽管每个国家都有各自的法规和筹集保护资金的办法,目前预算上的限制需要一些解决老问题的新办法。每一个国家有它自己的历史、传统和法规,因此资助机制不可能是相同的,需要适应于当地的条件。在本文中所建议的那些办法一般都经过数百次变更,而且无疑还可以确定出许多其他办法。在这些条件下,可以确定以下几种潜在的资助来源(不包括从中央政府的正常预算分配)。

1. 收取国家公园的门票费及其它费用

大多数旅游者都十分欣赏大自然的魅力,以致于他们很愿意为参观一些特别引人注目的自然地区支付费用。例如,加拉帕戈斯国家公园(Galapagos National Park)通常收取每一外国游客40美元的费用,这40美元仅是该游客为这次公园游览所支付的总钱数中的很小部

分。在哥斯达黎加,向游客所收取的费用预计年达到168000美元;从外国游客中收取的费用不多于从当地游客中所收取的费用,因此在增加收费方面还有一定的余地。在以山上有大猩猩出名的卢旺达国家火山公园(Rwanda's Volcanoes National Park)里,参观一次大猩猩(包括在公园里停留3天)每人通常花去门票费约 180 美元。第二天再去参观大猩猩,每人再花 150 美元。“大猩猩旅游业”现已成为卢旺达的第三大外汇收入,对保护来说是一种重要的刺激。结果大大地减少了对大猩猩的偷捕和国家公园的侵占(Vedder,1989)。

奇怪的是,许多国家公园不收门票,常常因为他们不想使那些无能力支付费用的游客沮丧,并且认为正提供一种公共服务;公园被视为“上帝的恩赐(merrit goods)”,千万不要以收益为条件而拒绝游客使用这些“恩赐”。但是由于保护区管理费用上涨,而预算却下降,大多数保护区将需要考虑收费问题。

也可以收取其他使用费,尤其对那些需要养护或其他管理输入的使用物。这些可能包括营地、游泳设备、回水(white-water)筏运、湖泊游艇、晚上用聚光灯照明野生生物、导游、停车场等等。

Cook(1988)引用一些支持索取使用费的理由:

- 公众往往更十分欣赏那些需要他们付费的设备和地方;
- 各种收费是使利用公园使用物的游客支付比一般公众更大费用的手段;
- 公众愿意为某些活动或设备付费,有助于作公园规划;
- 费用的收取提供了一个与公园游客直接接触的机会,以致于增加提供信息和保持监督的可能性;
- 公园活动计划可能变得愈来愈有限,而养护计划,如果通过收费获得的这种额外资助不能被使用的话,就被延缓。

在确定收取保护区内可利用的各种物品和服务的费用结构方面,应该考虑以下几点:

- 收费的目的是什么?是为了增补政府正常拨款之不足?还是为了使公园设施得以完善,实现自给自足?
- 收费的尺度应该如何与那些提供同样货物和服务的商业机构所制定的相比?
- 应该如何针对诸如儿童、学生、已届退休年龄的公民、收入低的人(尤其当地人)及外国游客等不同类型的人来确定费用结构?

费用可以根据货物或服务的实际成本(当可以确定时)来计算,包括人员工时在内的一些直接业务开支、贷款的利率和分期偿还情况,为保护区的有效管理(包括必要改进措施)所提供的支持、养护费用或市场消费能力等。

由此所得的资金应该返回到保护区中去,包括对以改善与周围居民合作关系为目标的各种经济刺激的支持。不幸的是,大多数国家所筹集的费用被中央财政部占有,而且为保护区业务活动所拨的资金或投资很少与保护区系统的收益发生联系。

2. 收取生态服务的费用

保护区、自然森林和湿地所提供的各种生态服务通常被认为是“公共产品”，因此设计一套收取这些产品费用的办法亦是有可能的。最好的例子是可以向游客提供高质量的水。对于座落在丘陵地区或山地中的保护区，水源保护是一种非常有价值的服务。例如委内瑞拉的Canaina 国家公园保护一个流域，进行各种水电开发，这些水电开发如此重要，以致于该国政府最近使公园面积增至300万公顷，目的是提高公园的流域保护功效，用石油代替这种水利发电估计每年将花费30亿美元(Garcia, 1984)。

因此对上述地区来说，从灌溉工程或水电设施的用水收费中受益，似乎是应当的，因为这些灌溉工程和水电设施的用水是来自于该地区。这种办法可以说既是合理的，又是有益的，不仅提高了用水效率和合理性，而且还保护了该流域生产资金。这就可能需要对保护区目前还提供的益处进行定量研究，例如，Hufschmidt 和 Srivardhana(1986)指出每年150万美元的开销，就对泰国东北部南蓬水库的益处而言，将会被证明是合算的。在印度尼西亚，世界银行投入了100多万美元建立 Dumoga - Bone 国家公园，来保护这一重大灌溉工程(McNeely)。征收水费可能是为了保证国家公园的维护费由该公园向当地居民提供的各种货物和服务来偿付。

其他例子很多。例如，珊瑚礁和红树林支持渔业。因此把从捕鱼中获得的一部分利润返回到目标鱼繁殖地的保护方面，将似乎是合理的。在某些情况下，征收渔业税，也许以出口税的形式(由此避免征收当地消费者的税)可能是行得通的。在其他情况下，确定上述联系可能有助于使渔业部门确信他们需要在管理渔业上重要的自然生态方面进行投资。

3. 征收特殊税

在一些国家中，如哥斯达黎加，有关生物资源方面的特殊税已证明是有益的。有关木材贸易、野生生物及其产品的贸易，特许(租让)权或其他与该部门有关的活动等方面的税都可以增加收入，然后可以把这笔收入投入该部门中去。通过让纳税人在那种用税促进的工程上投入一定数额的钱，可以使这变得更灵活。特殊税可以用于设立发展基金或国家信贷资金，如作信用贷款。一个来自 Coted'Ivoire 的有趣例子，就是使用征收船只(尤其是油轮)在该国靠码头的税来创立一个环境基金会；50%的税金归于该基金会，这些钱然后被用于购置监测生态系统，防止污染或改善环境管理所必须的设备。该基金会自1986年成立以来已经收入约30万美元。在工业国中，有关这方面的美元数额可能大得多。例如，佛罗里达州的回收与管理法(Recovery and Management Act)设立一危险废物管理信托基金会(Hazardous Waste Management Trust Fund)，为制止将会发生的污染问题提供资金。该基金会是靠征收4%的废物处理税来筹措资金的，在筹措的资金数额达到3000万美金后该基金会改征收2%废物处理税。

在哥斯达黎加，法规规定所有市一级的法律文件，新发的护照、出境签证、首次自动登记

证、在外交部注册的真实签名以及所有酒吧间、夜总会、舞厅、任何其他出售酒的场所和所有诸如室内游泳池、电影院、俱乐部和公共游泳池之类的娱乐场所的营业执照都需要印花税票,至少部分税收被返回到支持保护区管理的保护基金会中去。每年的机动车辆注册以及野生生物进出口许可证也需要有助于保护的印花税票(Barborak, 1988a)。

此外,哥斯达黎加征收武器和弹药税以及从印花税票中获取收入。这些可能是很重要的,但在最近几年里已大幅度地下降了。税票价曾在1977年就被法律所确定,自从那时起至今没有被增加,因为要使数额变更,将必须由立法机关通过一项新的法律。哥斯达黎加科朗(货币单位)现只值1981年原价值的11.4%,这种货币贬值伴随着重大的、不能控制的通货膨胀。1982年印花税票收入的元价值曾为86000多美元,接近于1988年所期望的3倍。1987年的税收收入许多不得不用来支付新税票发行的费用。尽管有这种困难,但使用印花税票和货物税支持保护工作这种资助机制将似乎有希望被许多热带国家采用。

工业化国家亦使用印花税票来筹集保护经费。例如在美国,要求所有捕鸭者每年都要购买联邦鸭税票(Federal Duck Stamps)。这些有色税票极受欢迎,甚至受非捕鸭者欢迎,且在过去几年里每年平均筹集到了5000万美元。这些税票收入一般被奉献给迁移鸟保护基金会(Migratory Bird Conservation),且通常被用于增添国家残遗种保护的生境。鸭印花税票计划已证明如此成功,以致于个别一些州已制定了同样的办法。

其他以自然区旅游业为基础的税收机制可能包括旅游饭店的床铺税,机场的离境税以及许多其他的机制。

4. 与大型开发项目建立资助联系

在对那些乡村开发项目进行重大投资的地方,与保护工作的联系可能常常证明是有益的。在1986年世界银行公布了一项新的有关荒地的重大政策,为了保证生物资源的保护,对各要素进行特殊设计,以致使许多因素成为大型开发项目(主要是农业、畜牧业、运输、水资源开发及工业项目)的不可分的一部分,这些因素可能包括对受影响的当地社会的经济刺激(Goodland, 1988)。

例如,一些重大的水力发电项目可能通常加入在上游流域内建立保护区的重要成分。在斯里兰卡,美国国际开发署(USAID)曾为一项建立5个新保护区的计划提供了500万美元,该项计划是一项重大的开发马哈维利流域农业资源项目的一部分。这种支持不是出于利他主义的目的;相反,保护区被认为是下游开发项目成功所必要的(McNeely, 1987)。

保护工作与重大开发项目之间可以确定的一种重要联系,也许是一种“环境维护税”。建造水坝、灌溉网和道路等项目可能牵涉到彻底评价该地区的生物多样性(从而也对当地进行此类调查的能力开发的支持),确定和管理保护区以及为继续管理该地区建立一个自给自足的“捐赠基金”等工作直接调拨资金。

此类的联系的另一种形式是强制性地总费用中一部分投入于那些规模大的、依赖环境保护的工程(水资源开发项目是一个明显的例子)。有时候给造林和保护工程追加10%经费,可能增加工程的有效寿命和减少保养费。

当农民的生活条件可能得到改善时,来自开发援助机构的项目支持通常是可行的【我们记得这些农民中许多人是“贫困中的最贫困者”,因此他们对许多双边政府机构以及对各种与教会、人口和饥饿有关的私人自愿组织(PVOs)特别关注】。重要的是,整套有效刺激计划很少需要重大的资助,而是需要把有效的资助指定用于特定的目标。因此,开发援助机构可能需要聚集许多地方社会一级的项目,目的是它从中选择一些意义重要的在行政管理上有吸引力的项目。这种途径的主要缺点是,除非非常敏感地提供支持,它就很可能滋长依赖性,而不是自力更生。

5. 归还从生物资源开发利用中获得的利润

生物资源可以从其旅游业和资源收获中谋取利润,因此需要寻找一些保证将这些利一部分返回到那些因不能收获该资源付出代价的当地人手中。根据保护区应该从其投资所得的经济收入中获取部分利润的原则,肯尼亚、津巴布韦和赞比亚(资料简介29)都已制定出适当的资助机制。这些资助机制中,许多早已被政府用于弥补其他开支;要点是即使保护利益是间接的,相当一部分利润需要返回到生产资金的生物资源保护上去。

在许多非洲国家,猎物标本的猎捕已带来了大量的资金,其中一些已返回到资源管理上去了。随着非法偷猎活动的增加,一些政府已经禁止猎物标本的狩猎,但这主要是一个政治上的反应,这种反应通常对野生生物产生负作用。就保护而言,对娱乐性狩猎的绝对禁止常是一种误入歧途的对策;因为健康的野生生物种群产生可收获过量,因为合法猎捕的动物数量仅达到非法猎捕的一小部分;从猎捕中所得的经济收入可以补偿当地人为保护所牺牲的利益以及因为合法狩猎队的存在可能会阻止非法狩猎。在赞比亚,向外国狩猎者出售100~200张猎象许可证,将会筹集到一笔相当于外国捐献者向该国提供资助的经费,甚至超过了当地人使用象牙或肉的价值。

在其他国家,已经制定了一套把从伐木中所得的资金返回到造林工作中去的办法。例如在印度尼西亚,从特有木材开采权者中收取每立方米木材4美元税款,当他们在其开采地造材时再把这些税款补偿进去(不幸的是,这种“押金”常常是被没收的,因为放弃比在开采区造林更经济)。

资料简介 29 利润使赞比亚卢旺瓜流域的偷猎活动减少

为使国家公园和野生生物管理机构能在政府编制外增加工作人员,1983年在赞比亚卢旺瓜流域建立了野生生物保护周转基金(Wildlife Conservation Revolving Fund)。基金来源于收获河马和狩猎公司拍卖 Lower Lupande 狩猎管理区的狩猎权,而拍卖条件包括可能捕捉到的动物数额以及从当地社区雇佣工作人员的最低限量。拍卖收入中的40%被移交给当地负责人作开展他们选择的社区项目之用,其余60%用作为野生生物管理费用。

该基金会的工作取得了明显的结果。人员从1985年的11人增加到1987年的26人。工作人员的野外工作天数从176天增加到了717天。象和犀牛的年死亡率,用每年每百公顷所发现的被偷猎动物尸体数目来表示,在同一时期里降低了90%。在1987年,该基金会的总收入为48620美元,其中4840美元被用于野生生物管理,包括4410美元用于乡民侦察计划。那年总的野生生物管理方面的经常性费用为9870美元,比该基金会所获得的少得多。乡民开始了支持国家公园和野生生物管理机构的管理工作。而且当地部落领导建立了安全委员会,防止偷猎者进入他们的地区(McNeely, 1988)。

一旦经济利益开始流入当地村民之手,象的偷猎现象减少,导致了象的种群数增加,当数量增加到一定的水平时,持续的收获所得可能远远地超过有效管理计划的总费用。此外,在支持村民侦察的费用中,仅有一半相当于在侦察过程中从自然死亡的象中所收集到的象牙收入的总额。当这种收入来源不返回到该基金会时,它的确向政府显示了可以当地参与野生生物管理的形式补偿资金的重要性。

总之,赞比亚野生生物基金会作为合法机构,收取租让费、销售野生生物产品以及从事与野生生物开发有关的商业投资。然后该基金会可以使收入通过适当的渠道,为管理该地区的生物资源的利益以及与野生生物共存的当地居民的利益服务。因此它减少了那种依赖于中央财政提供资金的需要,在最近几年里,中央财政已不太可能满足日益增长的保护费用。

6. 使限制条件(conditionality)成为租让协议 (Concession agreements)的必要部分

这种机制,可能在拥有广泛的木材或渔业资源,并把产权租赁给私人投资者的国家,是

一种有效的手段。作为此类协议的一部分,可以要求承租让权者向各种旨在保持采伐或捕捞区长期生产力的鼓励计划提供支持。在租赁森林时,政府必须保证租赁者得到很大一部分纯利,或至少把一部分返回到森林管理中去,以保证森林的长期生产力。总的说来,政府应该设计出一套鼓励森林生态系统中生物资源持续利用的刺激办法。

从诸如旅馆、观光旅游和饭店等非耗费自然资源的租让物中所获得的利润,常常可以为保护区经营管理提供足够的资金。应该以不降低保护区自然价值以及从这类租用物中所获得的利润被返回资源管理机构中去为条件,出让这些租让物的租让权。即使那些被带入保护区的旅游者不过夜,但亦要求旅游公司有这类许可;这可能补充入场费之不足。

7. 谋求私营部门的支持

在许多国家,私有部门从生物资源中获得大量的经济利益,且也许能向保护那些资源提供无偿资助。那些来自从事于资源开采或生物资源非消耗性利用(例如旅游业)的企业捐助,尽管难以预测以及并入规划工作中去,但可能是有效的。此种无偿资助,在一些旅游业依赖于保护区生存的地方,也许是特别合适的。

私有部门常常通过向那些有可能会促进生物资源管理的活动提供资助的方式,为保护提供重大的刺激。突出的一个例子是由虎山团体(Tiger Mountain Group)(一个主要在尼泊尔经营的大自然旅游组织)建立的国际自然保护信托基金会(International Trust for Nature Conservation)。成立这个信托基金会的目的是使从大自然旅游业中所获得的一部分利润再返回到那些会促进野生生物及其生境保护的活动中去。

其中主要的一项活动是一项针对皇家奇瓦(Chitwan)国家公园周围村民的保护教育计划,在该公园里虎顶(TigerTops)饭店是虎山团体的总部。最近,该信托基金会的活动已被扩展到一些与该团体业务活动地区的持续发展有关的一些被普遍关心的事。该信托基金会正在实施它的信念,即野生生物如果要在今天拥挤的世界中生存下来,越来越必须养活它们自己(Roberts and Johnson, 1985)。

这类资助的另一种形式为来自跨国公司的捐款,他们对在发展中国家所开展的以资源为基础的活动进行投资。上述跨国公司向保护活动提供捐助,目的是既能保护他们自己的投资,又能有助于东道国保护目标的实现。上述捐款,如果政府保护机构或民间机构制定了一种接收这些捐款的办法的话,常常就变得更为方便;经验已表明私有企业不太愿意向政府的正式计划而愿意向独立的基金会提供无偿的资金(尤其是这些捐款可以减税的话)。

8. 建立保护基金会

在某些情况下,由或为一保护区或保护区系统所建立的基金会,可能对获取非政府的资助来源(其中许多也许来自上面讨论的几种来源)是一种有益的刺激。例如在印度尼西亚野

生生物基金会得到了来自木材贸易无偿捐助的支持。该基金会是由林业部建立的,但其工作是在董事会领导下独立地进行的。该董事会负责分配支持各种保护项目的资金。相比之下,赞比亚野生生物基金会成功的一个秘诀是该基金会被设立在国家公园和野生生物管理机构内。

一些基金会有国际联系。例如1960年建立的查尔斯·达尔文基金会(Charls Darwin Foundation)从外国捐款中筹集资金,且曾负责管理加拉帕戈斯国家公园,一直到70年代初期为止。从70年代初期开始,由厄瓜多尔国家公园管理机构接管了该基金会的职责。该基金会继续保持查尔斯·达尔文研究站以及对各种公园管理方面相当重要的课题进行研究。同样地,塞舌尔群岛基金会(Seychelles Islands Foundation)在国际的理事会领导下以及在来自于国际方面的赞助下,负起了管理阿尔达布拉严格自然保护区(Aldabra Strict Nature Reserve)的责任,它也每年得到塞舌尔政府的拨款。

9. 从保护区的投资中收取利息

在许多情况下,一较大的保护区可以建立一种捐赠基金,这种基金将由管理当局或由一适当的非政府机构来管理。Jansen(1988)建议热带受保护的荒地可以向该保护区邻近农地的所有者发行有价证券;农业上的收益会支持这个地区的管理。这通常有控制该保护区及其附近土地上所进行的农业种类作用,从而公开地显示出了保护区与农业之间的密切关系。

三、主要在国际水平上有用的办法

正如早已指出的那样,在国家水平上所产生资金需要得到来自国际方面的资金的补充。现有一些把资金从工业化国家转移到热带地区的办法。

1. 利用国际公约提供财政支持

一些国际公约通常以组织项目的办法为保护生物多样性提供一些资助。例如:《世界遗产公约(The World Heritage Convention)》每年向那些在对生物多样性有重大国际意义的自然生境中所进行的项目提供100万美元。在国际重要湿地公约下的项目资助每年达60万美元左右。由联合国环境规划署建立的几个区域海事公约内,有向保护活动提供重大资助的信托资金协议。

由国际保护自然与自然资源保护联盟提出、正在联合国环境规划署考虑研究之中的生物多样性保护公约草案中,资助问题是一个重要部分。根据该公约,将要建立国际生物多样性保护基金会(International Fund for the Conservation of Biological Diversity)。该基金会的资金将被用于促进实现该公约的目标(概括地说,用于促进生物多样性的保护)。根据使生物资源的受益者支付保证这类资源被持续利用所需的费用的原则,该基金会可以有以下四种主要来源:

- 对那些把生物圈中一种资源用作为一逸散系统(例如矿物燃料中所放出的二氧化碳)的活动所征收的税款;
- 对天然生活物质或从中直接衍生的产品的一般贸易所征收的税款;
- 对可取得专利权的新遗传物质或从野生来源中衍生的合成产品所征收的税款;
- 由任何一国家、政府间组织(包括开发援助机构)、或社会和民间团体、或个人所提供的无偿捐款、赠品或遗产。

当无偿捐款被指定用于特定项目或地区时,向基金会捐款不会附带任何政治条件。此外,政府还会同意该基金会的资金是可以免税的,而且可以自由地从一国转移到另一国。该基金会将由成员国大会管理和支配,大会将设立董事会。将从该基金会中向有关生物材料或物种起源的国家付款,这些款项必须被用于生物多样性保护中去。此外,基金会向那些在生物多样保护方面需要财政支持的国家付款,优先考虑的项目应该以大会所通过的长期保护计划以及大会所制定的准则为基础。

这种基金会成功的一个关键性要点是,根据发展依赖于生物资源的持续利用以及这些资源的耗尽是一种成本外转的原理,让那些支付者认识到该费用是公平的,而且会被有效地使用并且他们也会从中得益。到那时,收取保护费会被看作为一种成本内消和一种对未来福利的备。在资金使用国建立行政管理机构可能会是最有效的,通过国际基金会把经费转移到产地国的保护工作中去。目标产业也许包括木材【欧洲木材商早已提出一种自愿的进口税,这种收入将由国际木材贸易组织(ITTO)来管理支配】、种子、药品、矿物燃料燃烧器(炉子)及旅游业。

任何一种资助国际公约的办法必须是公正的和公众能接受的,并且必须使用起来简便,必须符合《关税及贸易总协定(General Agreement on Tariffs and Trade)》,必须筹集到相当数额的资金(每年数亿美元),必须向付款者提供好处以及必须在工业化国家筹集到资金,但必须向发展中国家所进行的真正相关的并被适当监测的项目提供经费。

2. 从国际保护机构中谋求直接支持

生活在工业化国家中的人民,通常从热带国家的生物资源中获得大量好处,而且常常对保护产生重大兴趣,这种兴趣可以通过向保护机构捐款的形式表示出来。这些捐款可以被调拨给热带地区的保护活动项目,而且常起到了重大作用。

这种支持过去往往把重点放在生物资源上,而不是放在人民上,但目前正在开始发生变化。野生生物基金会、国际保护协会(CI)、纽约动物学会、法兰克福动物学会、自然保护组织(TNC)及许多其他的国际组织,越来越充分地认识到了人与保护之间的内在联系,而且实际上国际保护协会的生态系统保护措施的重点主要放在这些关系上。上述组织可以经常提供适宜的推动性项目得以启动的资助。国际保护自然与自然资源联盟通过其在国家保护对策方面的工作,促进整套刺激性计划的资助办法的研制工作。最后,有些在发展中国家经

营的私有企业的部分资金,其使用范围受到限制,一些民间保护机构可能得到这笔资金并用于保护。

这种办法的另一形式是,国际保护自然与自然资源联盟和国际动物园主任联盟提出的一项新的倡议,被称之为“遗产物种计划(Heritage Species Program)”。某些物种由于完全处于濒危状态或对人类特别重要而属于特殊物种,该计划基于此前提。这些物种中一些将被称为“遗产物种(Heritage Species)”,而且将被著名的遗产物种中心正式通过。遗产物种中心将专门负责筹集在物种丰富国家或地区开展保护活动所需的资金,每一物种的保护行动计划,将根据国际保护自然与自然资源联盟的物种生存委员会 IUCN/SSC 和其他有关组织最好的技术建议来制定。

3. 安排自然债务交易

不断增加的国际债务目前正对发展中国家经济发展、政治稳定和资源保护产生严重影响。特别在债务负担最严重的拉丁美洲,经济萧条,几个国家的财政改革措施激起了公众的抗议。偿还债务的压力加快了许多国家的生物资源退化速率。对林地进行管理,经常是为了获得直接出口利润,以致耗尽了这种可再生资源。同样地,为了支持出口销售,把林地变为农牧地,从长远的观点看来,耗尽了这些国家的资源和经济基础。

这种债务交易机制是指保护机构(包括野生生物基金会、国际保护、自然保护组织等等)购买某个国家正在第二市场(Second Market)上贬值的债券(资料简介30),向债务国提供这些债券,并按债券面值来兑换成当地货币,在当地的国家机关的管理下将其投入保护工作中去。这种办法在那些债务严重贴现的国家(因此对那些有健全的财务管理办法的债务国相当不利)最有用时,它在一些具有重要生物资源的国家中仍是有用的。然而到目前为止,有时它们仍被理解为另一种外来的强制条件(conditionality)。

厄瓜多尔是南美洲的一个小国家,生物多样性特别丰富,是整个北美洲的两倍。像许多拉丁美洲国家一样,厄瓜多尔目前正有重大的外债,它的债务差额在过去10年里已增长了8倍。厄瓜多尔正面临着偿还债务的种种困难,以致于信贷银行在1988年的最后6个月里把价格减低一半。厄瓜多尔的一些专家在分析研究这种处境后动员一民间基金会,即大自然基金会(Fundacion Natura),把债务危机作为一种吸引财源投入生物多样性保护中去的机会(Sevilla, 1988)。该大自然基金会将负责从国外通过捐赠硬通货获取;美国野生生物基金会 WWF-US 在支持这项工作中起到了重要的作用。用这些资金在第二金融市场上将以低于正常价值购买到一部分厄瓜多尔外债(在30~38%面值之间浮动)。该基金会将把由此所得的债券换成稳定股票。从这些债券中所得的利息将被投入于保护项目中去。第一年从带利息的基金中所获得的收入主要用于执行国家保护对策,特别着重于桑盖(Sangay)国家公园(非)、亚苏尼(Cyasuni)国家公园和科塔卡奇·卡亚帕斯(Cotacachi Cayapas)生态保护区。

安排一自然债务交易牵涉到许多过程和广泛的可变因素,要达成一个大家满意的协议,需要通过努力对这些步骤和因素很好地进行调整。首先在原则要获得债务国,特别是该国的政府、中央银行以及将接受资金和管理保护计划的民间保护组织的同意。东道国必须决定在将债务兑换成当地货币方面所使用的兑换率是多少,在债务交换中所利用的支付条件是什么以及指派或同意谁作为当地代理人来管理(支配)资金和分配收入。保护计划通常要根据当地优先度来确定;它可能包括特定地点的项目或当地人认为合适的一般性保护活动(如公园管理人员的培训)的清单。

其次,必须确定将能获得的债券。未来的交易人必须购买面额适当的可为债务国家政府所接受的、有一定接受的到期时间表的债券。如果不能捐赠债券的话,就必须以大家满意的贴现价格购买它(它本身是一笔技术上复杂杂的交易)。

借款一旦获得,必须由东道国政府的中央银行按协议中所指定的方式把它兑换成当地货币。最后,实际的保护方可进行。

资料来源:美国野生生物基金会(WWF-US)(1988)和国际保护协会(1989)

1987年保护协会与玻利维亚磋商了第一次自然债务交易。自从那时起,已为哥斯达黎加、菲律宾、马达加斯加、赞比亚和其他国家,通常在以美国为基础的,诸如野生生物基金会、保护协会、自然保护组织以及国家野生生物联盟(National Wildlife Federation)之类的非政府组织的支持下,安排了同样的债务交易。这种办法亦可能适合于那些由第三世界政府与诸如世界银行、国际金融基金会(the International Monetary Fund)和美洲开发银行(Interamerican Development Bank)之类的多边金融机构,与诸如美国国际开发署(USAID)、加拿大国际开发局(CIDA)和瑞士国际开发署(SIDA)等的双边援助机构以及与其他政府缔结的债务。如果债务人保证将类似数量的资金投入于旨在保护生物资源的项目中去的话,这些债务交易就使债权人能够注销债务。

4. 使用有限的货币储备

在许多国家,由跨国公司、外国政府拥有的多余收益或当地货币必须在该国境内花费。如果采用适当办法的话,上述收益就可以被调拨给保护之用。来自于 PL480(一条美国政府法律,即美国允许某些国家可以用当地货币支付从美国进口的食物的费用,并在进口国家中使用这些货币)和其他政府部门援助行动计划的资金常常可以被用于支持一些保护工作,包

括一系列刺激性计划。Kux(1986)指出,至少对美国国际开发署(USAID)来说,通过更多地使用从美国向一些发展中国家销售农业商品所得的当地货币来大大地增加保护投资,应该是不太困难的。这些资金可以用于诸如保护区土地的购买、热带森林的编目、教育与培训以及对替换破坏性土地使用的可供等方面。

5. 出租“保护租赁权”

上述租赁权与森林或矿开采权是相同的,可以提供给国际保护组织用于具有明显世界性重要意义的地区,以换取租金,由资源管理机构用于资助其他地区。这种租赁权协议规定了管理标准、公众使用之权利、容许开发的东西(通常是非耗取自然资源的)等等,而且国际机构将会承担实行租赁权协议的全部责任。

这种办法的一个主要问题是对帝国主义或外来影响指责(它忽视外界影响是造成当地大部分生态系统过度开发的主要因素这一事实)。对开发机构来说,克服这一问题的唯一办法是向当地的非政府组织或其他机构提供资助,让这些组织或机构购买部分重要地区的租赁权,在经济上持续管理当地的生物资源,并把它作为开发该地区的示范。显然,这要求当地非政府组织发挥出管理自己事务以及小型自然保护区的能力;由大学来管理供研究用的示范性自然保护区也是一种合适的模式。

作为另一种形式,可以向保护组织或联合国有关机构发放明显重要的物种或保护区的财产权,向政府支付费用以及要求租赁者按照高的国际标准和根据与政府签定的契约协议对该物种或保护区进行管理。

四、总结

在通常情况下,应该在最大的程度上尽可能地通过市场对保护进行支持,但这种市场需要通过中央政府的适当政策来确立。一切上述的资助办法所面临的一个问题是它们遇到机会费问题(OPPORTUNITY COSTS);募集到的资金可能会被政府挪用到其他比较优先项目。以上建议办法的吸引力在于生物资源正获得收入以及公众为了表达他们对生物资源非消耗性使用的支持正提供一些资助。

对政府决策者的主要要求是他们应该认识到生物资源的多种价值以及充分利用机会对此类资源持续生产进行投资。亦需要说服他们创造条件,使私有或非政府组织部门可以承担重要的生物资源或地区的全部经营管理工作以及在有吸引力的税收条件下谋求他们自己的资助。通过使用新的资助办法,在政府的相容政策的支持下,可以克服保护工作进展中的这一重大障碍。

生物多样性保护的资助需要由有关专家紧急和现实地探讨,这些专家应当能够提出一

些可被政府纳入一公约或约束力的国际协定的提议。上述专家们应该特别注意：

- 给予生物资源适当的经济评价的必要性，这些生物资源的经济价值在国家资本清单中应当适当地反映出来，而且当资源被使用时在国民收入中也要加以适当的说明；
- 为生物多样性保护提供经济刺激的必要性，在国际水平上(通过资源转移)，在全国范围内以及在当地，保证当地居民从当地生物多样性中得益；
- 以各种各样方式把收费和征税办法与生物多样性的使用联在一起的前景；
- 保证使最穷的国家或与生物多样性有关的贸易非常有限的国家豁免收费的措施；
- 在公约管理下的国际基金会(得到上述收费的支持)的情况；
- 关于给这种基金会无偿捐款的情况，可能依据捐款国从生物多样性利用中所获得的经济利益对上述无偿捐款情况进行评价。

第九章 为生物多样性保护争取新盟友

自然保护是维持社会的基础；保护的利益被广泛地分享，而保护的责任却落在少数几个机构身上。因而，保护需要更多的协作者，包括所有直接依赖于生物资源的政府部门或机构。

前几章提供的证据已经表明，发展的必要基础是改进资源管理，确保自然生态系统的物质和功能能够持续流动或运行。这通常既需要保持该地区相当的自然植被覆盖率，也要求改进农业区、木材生产、渔业、海岸带管理等领域的资源利用。

通过前几章的讨论，人们可以清楚地认识到，虽然那些受到较严格保护的地区——自然保护区、国家公园和历史遗址（国际自然与自然资源保护联盟保护区分类目录第1、2、3类）——需要得到更有效的管理，并且被纳入当地总体发展规划，而又不破坏保护区旨在保护的原有价值。另外，那些将出产生物资源作为管理目标之一的保护区，需要加强管理，促使它们为当地乃至全球提供更多的物质和服务。这将需要更多的资金，第八章中曾提出了一些增加资助来源的方法。

除此之外，我们还需要从各行业机构中寻找新的保护伙伴，本章将说明，如果他们更积极地保护其自身发展所依赖的资源，那么，保护的利益也同样属于他们。

一、生物资源对“非保护部门”的贡献

为什么农业、国防或卫生部门要关心生物资源的保护？有关观点已在第二章阐述了，下面一些例子将进一步说明这些观点。当然，随着国家、社区的不同，其具体实施过程肯定会有所不同。

流域管理

MacKiannon (1983) 在调查了由世界银行贷款的印度尼西亚灌溉项目中11个集水区情况。这些集水区的情况变化很大，有的几乎仍处于太古状态，而有的则是由于森林退化、伐木或随意定居而造成的严重破坏区。根据发展保护区必需的造林和人员搬迁费用，可以估计出良好地保护集水区所需的总费用。其费用对那些基本上保持自然完整的集水区而言，不到其灌溉项目投资的1%，对那些需要大量造林的则需5%，对那些需要搬迁和造林的最大费用占10%。与因集水区保护不善而引起的灌溉系统效率下降40%的损失相比，这些费用是微不足道的。

旅游业发展

自然区域,包括山地、河流、湿地、森林、热带大草原、珊瑚礁、沙漠、海滩——对旅游者最有吸引力。旅游业可以给一个国家带来巨大的社会效益,如提供就业机会,刺激当地经济发展,创造外汇收入,促进地方交通设施的改善以及创造娱乐条件。这些社会效益通常给环境带来良性影响(Goldsmith,1975; McNeely 和 Thorsell,1987)。

农业发展

尽管有许多,甚至绝大多数农业发展计划主要是解决农业或可耕地问题,但农业发展的成功却经常与对生物多样性有重要意义的自然区密切相关。每一个农庄都是生态系统的一个部分。这类生态系统变化很大,有些是全年都能得到灌溉的广阔的河流三角洲,有些是分散在森林地区的季节性灌溉区,有的则是“靠天吃饭(rain-fed)”的地区。豆科植物、药用植物、其它谷类作物、薯类作物、经济作物、家畜、野生动物(如猪、猴和鼠类)以及鱼类在多数农庄都起着重要的作用。因此,农业发展计划需要考虑到所有这些因素。进一步讲,各个农业群落都有远远超出村庄范围的生态学联系。比如,Sattaur (1987) 指出,在尼泊尔山区,每亩耕地需要 3.48 亩森林来维持。尼泊尔的许多森林在生态上都很脆弱,因此,如果想让它们提供饲料、薪柴、建筑材料、水果及药用植物的话,就要进行专门管理。与仅着眼于狭小地区的规划比较,那些多种途径保护大范围生态系统的农业发展计划获得成功的可能性高得多,因为这些生态系统是农庄赖以生存和繁荣的基础。这通常还需要保证有关的地方社会有权管理他们继续繁荣所依赖的自然区域。

保护作物亲缘种

有些地区生存有大量重要驯化植物的野生亲缘种种群,为保护这些区域,必须授予农业部门适当的权力。对这些区域可能是极重要的,比如,印度某地生长有唯一已知的野生水稻(*Oryza nivora*)种群,它是抗禾本科矮化病毒基因的唯一资源。那些耐盐的野生水稻种群能帮助作物适应盐碱土壤或盐分多的灌溉水;另外,漂浮水稻中的长茎种类能帮助适应由于海平面上升而引起的高水位。这些对驯化植物和驯养动物的野生亲缘种类有着重要意义,或者对保护用于害虫防治中的野生昆虫种群有重要意义的自然区域,应该由农业部门建立并管理保护区,以确保所有驯化植物的野生亲缘种类得到保护,作为适应未来的变化的基础。

渔 业

建立和管理海岸及海洋栖息地保护区的工作仍处于初级阶段。其中大部分仅为现存陆地保护区在海岸的延伸,譬如爪哇岛的乌琼库隆(Ujung Kulon)保护区。然而,从长远的观点看,要为人类提供长期的服务,就要对许多重要的沿海栖息地加以保护。除保护海岸线【如孟加拉国的桑达班斯(Sundarbans)】和持续获取建筑材料外,这些区域也是鱼类极其重要的产卵场所(特别是在附近水域遭到过度捕捞时)(Hamilton 和 Snedaker, 1984; Ketchum, 1972)。严格说来,所有湿地区域对于渔业都十分重要,但是与之更密切相关的则是那些常常被发展项目所影响的内陆漫滩(Goulding, 1980)。拦水大坝、灌溉系统及其它设施都会影响对渔业至关重要的内陆和沿海湿地,因此,制订管理这些系统的新方案势在必行。渔业部门

要在这些区域的管理中起到更加积极的作用,甚至要划定一些区域进行严格保护。

能源

尽管能源常被视为高技术领域,但在热带地区,当地家庭所用的能源多数仍然取自传统资源,其中许多是取自对生物资源保护很重要的自然栖息地。除去前面提到的自然区域的水电设施,许多森林为当地民众提供了薪柴;比如,在尼泊尔、坦桑尼亚和马拉维,90%以上的能源仍来源于薪柴(Pearce, 1987a)。在1983年,全世界共消耗了1.6亿立方米以上的薪柴,占森林木材总产量的54%(FAO, 1985)。即使传统的能源供给还未商品化,这仍然可能是国家能源政策的一个重要组成部分;改进对天然森林薪柴生产的管理,能够给当地民众提供更多的利益。因此,对有关能源部门来讲,管理天然森林是相当有吸引力的。

公共卫生

许多热带国家对药用植物的依赖程度仍很高(中国大约共登录了5000种,印度2500种,东南亚6500种),其中许多药用植物生长于天然森林。据世界卫生组织(WHO)估计,80%的第三世界人民的健康保障是依靠药用植物的。这些药用植物有的是当地种植的,有的则取自大自然(Farnsworth, 1988)。由于当地多数民众在一定程度上仍要依赖传统药物,因此,保护药用植物资源将会成为农村卫生工作中卓有成效的一部分。在斯里兰卡,传统医药卫生部已经建立了一系列专门的小型保护区,以保护当地重要的药用植物区域。

工业

除去前文提到的水电能源所带来的益处外,自然生境也同样能为工业生产提供大量的原材料。热带森林富产树胶、脂肪、油料、淀粉、树脂、藤条、纤维、染料和丹宁等许多工业原料。珊瑚礁和其它海洋生境产有工业所需的大量原料。确保这些原材料的持续生产,应当引起从这些依赖天然原料的企业的足够重视。这就需要企业部门投资保护某些有重要价值的区域。这些区域使企业在原材料方面基本自给,同时由于这些企业通常能够获取高额利润,这就为企业内部自行消化生产成本提供了一种机制。

控制污染

一些自然区域,特别是邻近都市中心的湿地,是有效的天然污水处理中心。譬如,50多年来,加尔各答的污水一直由城东4000公顷的“盐湖”沼泽地净化。这些湿地起到了高效氧化塘的作用,并且促进了渔业的兴旺,为渔民提供了2000人的就业机会,年捕捞量达6000吨。粪便中的肠道细菌含量在塘中被降低了99.9%(Meltby, 1986)。因此,盐湖为加尔各答人民在经济上作出了重要贡献。同样,世界上众多的湿地也起着相似的作用。对于公共健康部门或卫生部门来讲,为保持这样的系统进行投资,要比建立昂贵的新污水处理厂经济得多。

灾害防治

对保护生物资源有着重要意义的自然区域,通常有利于防止诸如滑坡和山崩(山地林区)的发生,或减轻台风的破坏作用(沿海红树林区)。由于灾害防治费用要远比灾害救济低廉,特别是考虑到人民的生命财产损失,因此,对这些区域进行适当的保护投资应成为防灾

计划的一部分。

土地所有权

土地所有制控制着土地及其产品的使用和转让,因而,土地利用才能够稳定。没有得到可靠的土地所有权时,村民就不会有热情为持续使用土地投资。此外,所有权不确定也会使人们偏重某些作物,而忽视多年生作物、林业作物及森林再植。于是,那些没有固定土地所有权的村民就被迫不断地开垦新土地,结果破坏了自然区域,除了废弃的土地外一无所获。因此,土地所有权的管理对自然区域的保护有着重要的意义(Kennedy,1980)。

二、涉及军事部门的特殊情况

在世界上的绝大多数地区,军事部门在政治、社会及经济上占有主导地位。尽管其主要职能是保卫国家政权的生存,军队也越来越清楚地认识到政治、经济和生态的生存是彼此相关的。然而,他们却很少系统地支持保护生物资源的积极行动。这些措施不仅有价值,而且十分有效,下面将一一指明(注意,国家间的差异十分显著)。

- 许多政府领导人来自军队,他们能作出影响保护和持续发展的重大决策(在直接军事管辖期,这种情形尤为常见,一般也常见于多数发展中国家)。
- 军事部门控制着大量的土地充作训练基地、军用仓库、边境“缓冲带”等等。这些地区常常具有重要的生物学和生态学价值。
- 在许多国家,军事部门是农村发展项目的积极参加者,为当地农业发展提供了后勤、劳动力及稳定性。
- 军队中有大量可塑性很高的年轻新兵,对他们的高强度训练很容易把对社会及生态的考虑结合起来,这种训练贯穿于每个人的军事生涯,并通过参谋学院的学习不断加深他们的领悟能力。
- 军事部门可接近那些对资源保护有重要价值的地形、植被及其它与地理学有关的可靠信息。
- 与资源保护有关的一些国际法,如《海洋法》,只能在军事部门的支持下才具有效力。
- 军事部门中有许多人来自农村,他们对大自然及户外有着特殊的感情,这使他们易于接受资源保护的概念。如能正确引导,这些在遥远地区工作的人员可为就地及易地生物多样性的保护作出重要的贡献。
- 军事部门的主要职责是维护国家安全。然而越来越明显的是,许多对国家安全的威胁来自以不恰当的手段和方法获取自然资源,因而,军事部门对资源管理更要认真对待。
- 人与资源间的矛盾在今后可能会愈加剧烈,军事部门若想有效地处理这些矛盾,他们就应对有关的生物学、生态学、社会和经济问题作更详尽的了解。

总之,国家的军事机器都是为各国的利益服务的。由于生物资源的保护对一个国家的发展至关重要,因而,军事部门为了国家的安全也应支持资源的保护及其持续发展。他们在这

方面做作得很少的原因,至少在表面上是由于对他们缺乏正确的引导。

途径之一就是进行一系列实例研究,使军队发挥保护生物资源的积极作用(可能适于缅甸、中国、印度、马达加斯加、巴基斯坦、秘鲁、斯里兰卡、委内瑞拉、津巴布韦)。制订一项军队教育的计划,其中包括为新兵训练提供以资源保护为主的教学材料、为军队高级领导人提供能表明资源保护可影响国家安全的材料,也可以提供一些指南和手册类材料,指导他们管理军队控制区的资源保护。一些对环境问题感兴趣的军官可以跟资源保护专家共同商讨如何更加有效地影响军事部门,以提高他们对资源保护的兴趣。

三、生物资源持续生产的新管理方法

本章我们已列举了许多对生物资源重要的自然区域与各种类型的发展项目相关联的例子。这样的例子还有许多,但已足够证明发展项目要获得长期成功,即保持其持续性,就要确保那些自然区得到充分管理,使之不断地造福于社会。我们需要制订新的管理方法,以确保这些利益真正地分配到当地社会,甚至于整个人类。

那些直接依赖于自然区域内生物资源的部门,都应为确保这些区域提供长期利益而负起更多的责任。加强国家公园和野生动物部门管理的同时,他们也应为对生物多样性有重要意义的区域的管理付出更多的努力。此外,许多有关部门也应参与管理自然栖息地的保护。所以,国家公园部门应和代表多方利益的其它机构一道参与栖息地的保护。

另外,其它行业机构也应培养管理与各自未来有关的生物多样性的能力。林业部门应确保每年的采伐计划与维护活动相结合;渔业部门应关心红树林区的天然繁殖场;旅游部门应关心珊瑚礁的质量;工商部门应关心他们的原材料来源;卫生部门应关心药用植物的野生资源;水利部门应关心水源等,例子不再一一列举。

因此,我们需要努力使各有关行业机构形成足够的技术能力和专长,使他们能够管理责任区域,进而确保他们自身发展的持续性。在许多情况下,高层次的协调监督机构可以确保各行业机构所制订的管理计划在实施时与国家保护生物多样性的目的相一致。

四、总 结

许多国家已认识到自然区域对国家发展的贡献。湿地、珊瑚礁、红树林、山地和热带森林对社会、经济、政治和伦理有重要意义,而且,如果管理得当,它们可以为林业、旅游业等与乡村发展有关的部门提供可持续利用的资源。

然而,许多自然区域却正遭到破坏,而不是受到养护。为此,我们必须改变一系列总体政

策,以确定最重要的区域,并且还要设计并推行最适宜的管理机制。每一个国家都有自己特殊的机遇和局限,没有什么现成的书籍为之提供正确的答案。但其基本原理应该是保护和开发的投资及收益的分配应该是公平的,并且要使资源能长期持续利用。地方可以通过教育、收入分配、参与决策、制订保护区邻近区域的有关的补充发展规划以及在与资源保护目的相一致时允许利用资源,来提高对保护自然区域的支持。

欲使保护利益恰当地流向社会(包括管理不同级别自然区域的许多政府及私人机构),就要有连接保护区及周围土地的新方法。可以采取适当方法和具体步骤,确保这些区域得到适当的管理,为民众带来持续利益;从长远观点看,这种发展模式可能持久。

现在改变世界上的生物资源走向枯竭的因素仍然存在。新方法、新资助机制及新政策要在适宜的水平上得到应用,可使人们的良好愿望转变为能进一步造福人类和可靠保持生物遗产的现实。

90年代是关键性的十年。在此期间,我们要决策、行动及投资,以确保全世界众多的物种和生态系统得以保持;同时,还要查明它们的物质和生态学价值,还要促进这些资源的持续利用,为未来新的、创造性的探索提供可能。最大程度地保持生物多样性和文化多样性,并与科学上的最大努力相结合,可能是人类迎接多变未来的最明智的方法。

我们正处在人类文明史上的十字路口,我们今后几年的行动将决定人类是继续盲目开发、滥用生物资源,走向凄凉的未来,还是最大限度地保持生物多样性和持续地利用生物资源,人类文明的前景正等待我们去选择。

附录一：地球生物的门类

中文名称	英文名称
原核生物界	KINGDOM:PROKARYOTAE
产甲烷菌门	Methanocreatrices
假单胞菌门	Pseudomonads
嗜盐菌门	Halophilicand
	ThermoacidophilicBacteria
* 1	Aphragmabacteria
杂菌门	Omnibacteria
螺旋体门	Spirochaetae
化能在养菌门	ChemoautotrophicBacteria
	Thiopneutes
粘细菌门	Myxobacteria
厌氧光能营养菌门	AnaerobicPhototrophicBacteria
发酵菌门	FermentingBacteria
空气内孢菌门	Aeroendospora
蓝细菌门	Cyanobacteria
微球菌门	Micrococci
绿菌门	Chloroxybacteria
放线菌门	Actinobacteria
空气固氮菌门	Nitrogen — fixingAerobicBacteria
大核菌门	Caryoblastea
绿藻门	Chlorophyta
腰鞭门	Dinoflagellata
辐足虫门	Actinopoda
根足虫门	Rhizopoda
有孔虫门	Foraminifera
金藻门	Chrysophyta
纤毛虫门	Ciliophora
定鞭藻门	Haptophyta
顶生扁平	Apicomplexa
眼虫门	Euglenophyta
丝孢子门	Cnidosporidia
隐口门	Cryptophyta
网粘菌门	Labyrinthulomycota
动鞭门	Zoomastigina
集胞菌门	Acrasiomycota
黄藻门	Xanthophyta

中文名称	英文名称
粘菌门	Myxomycota
原生生物界	KINGDOM : PROTOCTISTA
* 2	Eustigmatohyta
根肿菌门	Plasmodiophoromycota
硅藻门	Bacillariophyta
阴性壶菌门	Hyphochytridiomycota
褐藻门	Phaeophyta
壶菌门	Chytridiomycota
红藻门	Rhodophyta
卵菌门	Oomycota
钩藻门	Gamophyta
真菌界	KINGDOM : FUNGI
接合菌门	Zygomycota
半知菌门	Deuteromycota
子囊菌门	Ascomycota
真菌门	Mycophycophyta
担子菌门	Basidiomycota
动物界	KINGDOM : ANIMALIA
板海绵	Placozoa
帚形动物门	Phoronida
多孔动物门	Porifera
腕足动物门	Brachiopoda
刺胞门	Cnidaria
软体动物门	Mollusca
栉板动物门	Ctenophora
曳鳃动物门	Priapulida
中生动物门	Mesozoa
星口动物门	Sipuncula
扁形动物门	Platyhelminthes
益虫门	Echiura
纽形动物门	Nemertina
环节动物门	Annelida
棘颚口动物门	Gnathostomulida
缓步动物门	Tardigrada
腹毛动物门	Gastrotricha
五口动物门	Pentastoma
轮虫门	Rotifera
有爪动物门	Onychophora
动吻动物门	Kinorhynca
节肢动物门	Arthropoda

中文名称	英文名称
甲石鳖门	Loricifera
须腕动物门	Pogonophora
棘头动物门	Acanthocephala
棘皮动物门	Echinodermata
内肛动物门	Entoprocta
毛颚动物门	Chaetognatha
线虫门	Nematoda
半索动物门	Hemichordata
线形动物门	Nematomorpha
脊索动物门	Chordata
外胚动物门	Ectoprocta
植物界	KINGDOM ;PLANTAE
苔藓植物门	Bryophyta
苏铁门	Cycadophyta
裸蕨门	Psilophyta
银杏门	Ginkgophyta
石松门	Lycopodophyta
裸子植物门	Coniferophyta
楔叶植物门	Sphenophyta
买麻藤门	Gnetophyta
蕨类植物门	Filicinophyta
被子植物门	Angiospermophyta

* 1、* 2: 暂无中文名称。

附录二：世界自然宪章

(The World Charter For Nature)

1982年10月28日联合国大会第371号决议)

大会

重申联合国的基本宗旨，特别是维持国际和平与安全、发展各国间友好关系和进行国际合作以解决经济、社会、文化、技术、知识或人道方面的国际问题等宗旨。

认识到：

- (a) 人类是自然的一部分，生命有赖于自然系统的功能维持不坠，以保证能源和养料的供应。
- (b) 文明起源于自然，自然塑造了人类的文化，一切艺术和科学成就都受到自然的影响，人类与大自然和谐相处，才有最好的机会发挥创造力和得到休息与娱乐。

深信：

- (a) 每种生命形式都是独特的，无论对人类的价值如何，都应得到尊重，为了给予其它有机体这样的承认，人类必须受行为道德准则的约束。
- (b) 人类的行为或行为的后果，能够改变自然，耗尽自然资源；因此，人类必须充分认识到迫切需要维持大自然的稳定和素质以及养护自然资源。

确信：

- (a) 从大自然得到持久益处有赖于维持基本的生态过程和生命维持系统，也有赖于生命形式的多种多样，而人类过度开发或破坏生境会危害上述现象。
- (b) 如果由于过度消耗和滥用自然资源以及各国和各国人民间未能建立起适当的经济秩序而使自然系统退化，文明的经济、社会、政治结构就会崩溃。
- (c) 争夺稀有的资源会造成冲突，而养护大自然和自然资源则有助于伸张正义和维持和平，但只有在人类学会和平相处、摒弃战争和军备以后才能实现。

重申

人类必须学会如何维持和增进他们利用自然资源的能力，同时保证能够保存各种物种和生态系统，以造福今世和后代。

坚信

必要在国家、国际、个人和集体、公共和私人各级上采取适当措施，以保护大自然和促

进这个领域内的国际合作。

为此目的，兹通过本《世界自然宪章》，宣布下列养护原则，指导和判断人类一切影响自然的行为。

一、一般原则

1. 应尊重大自然，不得损害大自然的基本过程。
2. 地球上的遗传活力不得加以损害；不论野生或家养，各种生命形式都必须至少维持其足以生存繁衍的数量，为此目的应该保障必要的生境。
3. 各项养护原则适用于地球上一切地区，包括陆地和海洋；独特地区、所有各种类生态系统的典型地带、罕见或有灭绝危险物种的生境，应受到特别保护。
4. 对人类所利用的生态系统和有机体以及陆地、海洋和大气资源，应设法使其达到并维持最适宜的持续生产率，但不得危及与其共存的其它生态系统或物种的完整性。
5. 应保护大自然，使其免于因战争或其他敌对活动而退化。

二、功能

6. 在决策过程中应认识到，只有确保自然系统适当发挥功能，并遵守本《宪章》载列的各项原则，才能够满足人类的需要。
7. 在规划和进行社会经济发展活动时，应适当考虑到养护自然是一个组成部分。
8. 在制定经济发展、人口增长和提高生活水平的长期计划时，应适当考虑到自然系统需确有使有关人口的生存和居住的长期能力，同时认识到这种能力可以通过科学和技术加以提高。
9. 应有计划地分配地球上各地区的用途，并应适当考虑到有关地区的实质限制、生物生殖率和多样性以及自然美。
10. 自然资源不得浪费，应符合本《宪章》载列的原则，按照下列规则有节制地加以使用：
 - (a) 生物资源的利用，不得超过其天然再生能力；
 - (b) 应采取措施保护土壤的长期肥力和有机分解作用，并防止侵蚀和一切其他形式的退化，以维持或提高土壤的生产率；
 - (c) 使用时并不消耗的资源，包括水资源，应将其回收利用或再循环；
 - (d) 使用时会消耗的不可再生资源，应考虑到这些资源是否丰富，是否有可能合理地加工用于消费，其开发与自然系统的发挥功能是否相容等因素而有节制地开发。
11. 应控制那些可能影响大自然的活动，并应采用能尽量减轻对大自然构成重大危险或其他不利影响的现有最优良技术，特别是：
 - (a) 应避免那些可能对大自然造成不可挽回的损失的活动；
 - (b) 在进行可能对大自然构成重大危险的活动之前应先彻底调查；这种活动的倡议者必须证明预期的益处超过大自然可能受到的损害；如果不能完全了解可能造成的不利

影响，活动即不得进行；

- (c) 在进行可能干扰大自然的活动之前应先估计后果，事先尽早研究发展项目对环境的影响；如确定要进行这些活动，则应周密计划之后再行进行，以便最大限度地减低可能造成的不利影响；
 - (d) 农、牧、林、渔业的活动应配合各自地区的自然特征和限制因素；
 - (e) 因人类活动而退化的地区应予恢复，用于能配合其自然潜力并符合受害居民福利的用途。
12. 应避免向自然系统排放污染物：
- (a) 如不得不排放污染物，应使用最佳的可行方法，于产生污染物的原地加以处理；
 - (b) 应采取特殊预防措施，防止排放放射性或有毒废料。
13. 旨在预防、控制或限制自然灾害、虫害和病害的措施，应针对这些灾害的成因，并应避免对大自然产生有害的副作用。

三、实 施

14. 本《宪章》载列的各项原则应列入每个国家的以及国际一级的法律中，并预实行。
15. 有关大自然的知识应以一切可能手段广为传播，特别是应进行生态教育，使其成为普通教育的一个组成部分。
16. 所有规划工作都应将拟定养护大自然的战略，建立生态系统的清单，评估拟议的政策和活动对大自然的影响等列为基本要素；所有这些要素都应以适当方式及时公告周知，以便得到有效的咨商和参与。
17. 应提供必要的资金、计划和行政结构以实现养护大自然的目的。
18. 应经常努力进行科学研究以增进有关大自然的知识，并不受任何限制地广为传播这种知识。
19. 应密切监测自然过程、生态系统和物种的状况，以便尽早察觉退化或受威胁情况，保证及时干预，并便利对养护政策和方法的评价。
20. 应避免进行损及大自然的军事活动。
21. 各国和有此能力的其他公共机构、国际组织、个人、团体和公司都应：
- (a) 通过共同活动和其他有关活动，包括交换情报和协商，合作进行养护大自然的工作；
 - (b) 制定可能对大自然有不利影响的产品和制作程序的标准，以及议定评估这种影响的方法；
 - (c) 实施有关的养护大自然和保护环境的国际法律规定；
 - (d) 确保在其管辖或控制下的活动不损害别国境内或国家管辖范围以外地区的自然系统；
 - (e) 保护和养护位于国家管辖范围以外地区的大自然。
22. 在充分顾及到各国对其自然资源主权的情形下，每个国家均应通过本国主管机构并与其他国家合作，执行《宪章》的各项规定。
23. 人人都应当有机会按照本国法律个别地或集体地参加拟订与其环境直接有关的规

定；遇到此种环境受损或退化时，应有办法诉请补救。

24. 人人有义务按照本《宪章》的规定行事；人人都应个别地或集体地采取行动，或通过参与政治生活，尽力保证达到本《宪章》的目标和要求。

附录三：支持生物多样性保护的国际法规

建立在彼此承认的法律条文基础上的国际关系通常会友好发展，因此，相当大的努力已投入到制订一系列公约和其它国际法规，以便推动生物多样性的保护。本附录将简明介绍现行国际法律体系中的主要部分。

现行公约的范围

在全球范围内，《拉姆萨国际重要湿地尤其是水禽栖息地公约》以及《巴黎世界文化与自然遗产保护公约》涉及到栖息地的保护，众多的地区性措施也涉及或囊括这一领域，主要有：

- a) 《西半球自然保护及野生动物保护公约》(华盛顿, 1940);
- b) 《南极条约》，及其附属的《南极动植物保护一致性措施》;
- c) 《南太平洋自然保护公约》(Apia, 1976);
- d) 《非洲自然与自然资源保护公约》(Algiers, 1968);
- e) 《欧洲野生动物与自然栖息地保护公约》(波恩, 1968); 及
- f) 一些欧共体指令，主要涉及鸟类栖息地的保护。

以上法规中，《世界遗产公约》在加强一些已保护的著名遗址，提供更多的支持方面尤为突出。然而，目前它把保护重点主要放在文化遗址而不是自然遗产上，并且这一法规不是为保护世界生物多样性而制订的。《拉姆萨公约》专门保护世界上 400 多处、面积达 3000 万公顷的自然遗址，虽然它们是受到国内立法保护后便永远列入名录。这项公约包括淡水、河口和海岸栖息地，它们对野生物种的多样性至关重要，也是主要栽培作物(尤其是水稻)的亲缘种的分布区。随着公约的不断发展，加入国渐次增多，成为栖息地保护方面最重要的全球性公约。不过很显然，它只能保护世界上全部生物多样性的一小部分。以上列出的地区性公约以及联合国教科文组织指定的生物圈保护区起到了宝贵的作用，也使公众认识了一系列的保护区，总的说来，它们同样是只满足了我们在本书中提及到的许多需求的一部分。

为数众多的其它国际法规则是保护具体物种或物种群，或者是保护指定的海洋区域内的生命资源。在国际上，这些法规包括《濒危野生动植物种国际贸易公约》(华盛顿, 1973)和《野生动物迁徙物种保护公约》(波恩, 1979)以及在局限的地理范围内：

a) 《南极海洋生命资源保护公约》(堪培拉, 1982); 及

b) 不同的保护物种或类群的协议等, 例如:

- 《捕鲸管理国际公约》(华盛顿, 1946), 组成了国际捕鲸委员会;
- 保护鸟类的协议《鸟类保护国际公约》(巴黎, 1950); 《贝内拉克斯(Benelux)鸟类狩猎与保护公约》(布鲁塞尔, 1970);
- 有关海洋与两极地区物种保护措施的协议: 对虾、龙虾和蟹类(奥斯陆, 1952); 海狗(华盛顿, 1957); 南极海豹(伦敦, 1972); 《波罗的海及其海峡捕鱼及生物资源保护公约》(格但斯克, 1973); 北极熊(奥斯陆, 1973); 大马哈鱼(雷克雅未克, 1982);
- 保护骆马的协议(利马, 1979)。

由于地球上的生物多样性同样遭受污染的威胁, 所以许多关于这方面的协议也应引起注意。在全球范围内主要包括:

a) 《防止倾倒废物和其它物质污染海洋公约》(伦敦, 1972); 以及

b) 《臭养层保护公约》(维也纳, 1985), 及附属的氟利昂生产与使用管理草案蒙特利尔, 1987);

以及在地区范围内的众多措施, 包括《欧洲地区远程跨界空气污染公约》(日内瓦, 1979, 附草案), 《防止东北大西洋水域海洋污染的公约》(奥斯陆, 1972), 《防止波罗的海污染公约》(赫尔辛基, 1983), 《联合国开发计划署地区海域公约》及其在欧洲和北美采取的许多具体措施。

由联合国开发计划署主持起草的《地区海域公约》, 包括海洋环境具体区域的保护和海洋及海岸物种的保护, 也包括防止这些地区海洋污染的行动的协调和执行。这样, 它们统括了上述三类法规。

保护生物多样性主要国际法规内容细节

有四项主要国际法规对生物多样性保护发挥了重大作用, 它们至关重要, 确当进一步拓展。以下部分概括了其主要内容。

1. 《国际重要湿地尤其是水禽栖息地公约》(拉姆萨, 1971)。

交存人: 联合国教科文组织。秘书处: 由国际自然与自然资源保护联盟提供, 一个支部设在英国的国际水禽研究所总部(现有五名固定职员)。

- 全球唯一的、包括尤其广泛的栖息地种类(内陆、沿海和海洋湿地)的自然保护公约。
- 湿地的定义涉及较广泛的区域, 包括河流、湖泊、沼泽、海涂、苔原、漫滩及低潮期水深不足 6 米的海域。涉及范围广为本公约的优势, 也是它的弱点, 因为管理措施随栖息地种类变化很大, 使有关机构很难全部到会。
- 缔约国同意合理利用其管辖区域内的湿地资源(合理利用的要求由成员国大会分析提出, 其中的准则被定为国家的实施政策); 缔约国亦同意根据公约指定的标准, 确定

至少一处国际重要湿地。

- 截止 1989 年 1 月,54 个缔约国将 421 处湿地(占地近 3000 万公顷)列入了《国际重要湿地名录》;目前尚无一处湿地从名录中删除,尽管在“紧急国家利益”的情况下有删除的可能。
- 要求建立湿地保护区,不管是否列入名录。
- 监测秘书处常务委员会通过的程序,以便检查列入名录的湿地的状况,并协助缔约国维护这些地区的生态现状。
- 要求对共管的湿地资源进行跨国界合作,并要求迁徙水禽途经的国家进行国际合作。
- 从 1988 年 1 月起,通过缔约国的义务捐助和自愿捐助,确定了财政制度。每年财政预算为 60 万瑞士法郎,加上项目投资,每年所需经费总额为 100 万瑞士法郎。

2.《世界文化及自然遗产保护公约》(巴黎,1972)。

交存人:联合国教科文组织。秘书处:由联合国教科文组织提供,专家来自国际自然与自然资源保护,以及国际文物古迹理事会。

- 目前有 109 个成员国,是保护公约中成员国最多的公约。
- 独特的是,它把国际非政府组织(国际文物古迹理事会和国际自然与自然资源保护联盟)作为技术“仲裁人”。
- 认识到所有国家在保护独特的自然与文化领域中所负有的责任,同样认识到国际社会协助担负经费负担所负有的责任。文化遗址与自然遗址相互结合,使本公约更为全面,但同时也削弱了其保护的着重点;从参会情况上讲,有关文化遗址方面的人数要比自然方面的多得多。
- 建立了独特的世界遗产地,其中自然遗址(与文化遗址比,数量少得多)保护其内的野生动植物及它们的基因库;在一些尤其是实行联邦制的国家,国内立法加强了公约的实施。
- 名录中纳入了几处全世界生物学上最富裕的遗址,包括马努国家公园(秘鲁)、昆士兰雨林带(澳大利亚)、迪亚国家公园(喀麦隆)、塞伦盖蒂国家公园(坦桑尼亚)、火山湖国家公园(美国)、伊瓜苏河公园(巴西)及森哈拉亚森林保护区(斯里兰卡)。
- 建立了世界遗产基金会,确保地方不致因缺乏资金或技术而放弃保护(基金会每年发放基金近 200 万美元)。每个成员国必须向基金会捐款,目前按他们向联合国教科文组织年预算捐款的百分之一计算。

3.《濒危野生动植物种国际贸易公约(CITES)》(华盛顿,1973)。

交存国:瑞士政府。秘书处:由联合国环境规划署提供;目前设址洛桑,有八名专职职员。

- 截止 1989 年 3 月,本公约有 99 个成员国。
- 制订了濒危物种名录,作为对付非法贸易和过度利用的手段,使国际贸易通过许可证制度得到控制;附录(列入保护物种)经修订,现有 406 种动物和 146 种植物列入附录一(禁止贸易),大约 2500 种动物和 25000 种植物列入附录二(控制贸易)。
- 鼓励政府和组织为控制贸易而进行国际合作,尤其是在成员国定期大会期间进行非

正式磋商。

- 建立成员国“管理机构”(负责贸易的管理)及“科学机构”(负责贸易的生物学方面的问题)网络,以便相互间或与秘书处之间进行直接联系。
- 建议多边及双边开发机构在需要时帮助开发国家,促进贸易国之间相互交流管理上与科学上的经验。
- 成立信托基金会(按联合国程序于 1979 年建成),资助秘书处和成员国大会会议。
- 重点保护物种而不是栖息地,所以没有制订保护环境防止退化的目标和措施。
- 有时因阻止热带国家与工业化国家进行野生生物产品贸易而受到指责,因为进行贸易的物种在该国得到有效管理。
- 在技术咨询方面,受到国际自然与自然资源保护联盟野生生物贸易专家组、世界自然基金会 TRAFFIC 网络以及由世界自然保护监测中心野生生物贸易监测中心提供的贸易数据的支持。

4.《野生动物迁徙物种保护公约》(波恩,1979)。

交存国:联邦德国。秘书处:由国际自然与自然资源保护联盟提供;目前设址原联邦德国首都波恩,有一名专职职员。

- 截止 1988 年 8 月,已有 24 个成员国。
- 公约指出了对迁徙物种的种种威胁,这比任何其它全球性公约都要全面。规定成员国必须保护濒危迁徙物种,尽量通过国际保护公约保护迁徙物种。
- 为以下活动规划了蓝本:(1)加强分布国间的国际合作,保护定期经过或迁出国界的野生物种;(2)按照地区性及(或者)有关种属特异性的协议,进行协调的研究、管理和保护,如栖息地保护和狩猎管理。
- 为湿地和水禽的保护提供了重要的帮助,因为相当数量的水禽为迁徙性物种。
- 为生物多样性保护的全面规划补充了重要的物种保护措施,因为作为国际公约它是保护穿越国境的野生动物的唯一有效手段。
- 不足之处包括:成员国较少、经费来源不足、未涉及渔业。

附录四：巴厘行动计划(The Bali Action Plan)

怎样使保护区满足 20 世纪 80 年代的需求

国际自然与自然资源保护联盟

国家公园与保护区委员会

简介

世界国家公园大会于 1982 年 10 月 11 日~22 日在印度尼西亚的巴厘举行。大会的基本宗旨是,明确国家公园和其它保护区在社会经济发展过程中的作用。巴厘行动计划是在来自世界八个生物地理界的工作组提交的确定各界保护优先次序的报告的基础上制订的。计划认识到,多数国家已组建政府主管机构,负责管理国家公园和其它类型的保护区,而且每个机构都在执行符合本国国情、适应本国保护优先次序的工作方案;这些机构的全部财政预算已超过 20 亿美元。然而,参会的 450 名专家也认识到,人们仍严重缺乏对管理方法(生物地理学、规划工作、监测工作、培训步骤、保护区经济学等)的理解和认识,经费并没有全部拨配给最重要的优先保护工作,制订明确目标的保护区还寥寥无几,执行管理计划尚未走上正规,相关信息的传递仍不够畅通,培训工作远不能满足需求,政府官员与公众普遍低估保护区在保证环境稳步发展中的作用。

巴厘行动计划旨在为寻求提高管理效率,实现保护区目标的国家机构提供指导和帮助。诚然,这不单纯是国际自然与自然资源保护联盟秘书处的任务,必定也是联盟的所有机构(成员国、政府机构和非政府组织)以及联盟在保护自然中的主要国际合作者:联合国环境规划署、联合国教科文组织、世界粮农组织及世界野生生物基金会的任务。

巴厘行动计划制订了十个目标,每个目标包括一系列的活动,每项活动又包括一系列的优先项目;所列项目远不够全面,但确属执行活动之必需项目。

巴厘行动计划

目标一、至 1992 年,建立一套包括所有陆地生态区域的国家公园和保护区世界网络。

活动 1.1 制订和推广面向所有保护区工作人员,确定并选择符合保护目标,促进发展的重要自然区域作为保护区的方法和纲要。

优先项目

- 1.1.1. 以世界国家公园大会的讨论会内容为基础，筹备出版国际自然与自然资源保护联盟关于保护区管理概论的刊物《保护区的管理》。
- 1.1.2. 召开筹备讨论会议，出版国际自然与自然资源保护联盟关于确定和选择自然保护区域的文件（一本实用的野外手册，可直接供现场使用）。
- 1.1.3. 研究制订更详细的标准，以确定和选择国际自然与自然资源保护联盟为管理保护区规定的八种保护区类型的每一种。

活动 1.2 对在战略上纳入世界网络的保护区的确定、选择、规划和管理加强技术上，科学上和经费上的必要援助。

优先项目

- 1.2.1. 确定需要额外援助的优先区域。
- 1.2.2. 把援助集中在优先的国家和地区（热带森林、受沙漠化威胁的区域、湿地及冻原环境）。

活动 1.3 进一步制订和推广一项分析全球保护区覆盖面的生物地理分类系统。

优先项目

- 1.3.1. 制订出国际自然与自然资源保护联盟全球生物地理省分类系统。
- 1.3.2. 根据优先项目 1.3.1. 和 2.3.1. 的结果，出版一册生物地理图集。

活动 1.4 制订和推广一项更详细的生物地理区划系统。它具有一定程度的灵活性，能够用来分析地区级和国家级保护区的范围。

优先项目

- 1.4.1. 磋商制订一项生物地理区划系统，能够广泛用于国家级保护项目。
- 1.4.2. 把国际自然与自然资源保护联盟的生物地理区划系统用于入选的优先国家。
- 1.4.3. 把国际自然与自然资源保护联盟的生物地理区划系统用于入选的优先国家。
- 1.4.4. 评述拉丁美洲所有的资源分布图，筹备新热带区生物地理学的综合评述工作以用于资源规划。

活动 1.5 详细评价地区级和国家级保护区范围。

优先项目

- 1.5.1. 查明入选的优先国家的保护区范围。

目标二、把海洋、沿海和淡水保护区纳入世界保护区网络

活动 2.1 制订和推广在海洋、沿海和淡水环境中建立保护区的概念和方法。

优先项目

- 2.1.1. 筹备出版国际自然与自然资源保护联盟关于海洋生境保护区管理概论的刊物《海洋及沿海保护区的管理》。
- 2.1.2. 筹备出版国际自然与自然资源保护联盟关于建立和管理淡水环境保护区的文件。
- 2.1.3. 组织举办海洋禁渔区讨论会，进一步制订建立海洋保护区的科学方法。

- 2.1.4. 筹划和推行研究方案，重点放在海洋生态系统的过程、污染的途径和后果及应用这些知识于管理的方式。
- 2.1.5. 筹备出版北海与波罗的海海洋资源分布与保护图集。
- 2.1.6. 为保护区管理者和规划者提供指导，用明了确切的语言指明保护区对保护沿海及海洋遗传资源的重要意义。
- 2.1.7. 筹划实例研究，尤其在太平洋、中美海域及加勒比海地带，为保护区规划者和管理者提供确定和开发沿海资源及海洋资源的信息。

活动 2.2 制订一项海洋、沿海及淡水保护区类型区划体系。

优先项目

- 2.2.1. 进一步制订和出版国际自然与自然资源保护联盟沿海及海洋保护区类型区划体系。

活动 2.3 进一步制订和推广世界级与地区或国家级的海洋、沿海及淡水保护区生物地理区划系统。

优先项目

- 2.3.1. 制订最终的国际自然与自然资源保护联盟沿海及海洋生物地理省全球分类系统。
- 2.3.2. 磋商制订一项沿海及海洋生物地理区划系统，能够广泛用于国家级和地区级保护项目。
- 2.3.3. 把国际自然与自然资源保护联盟沿海及海洋生物地理区划系统用于入选的优先国家和地区（印度尼西亚、美拉尼西亚、南极洲、加勒比海、联合国环境规划署地区海域）。

活动 2.4 吸收从事海洋、沿海及淡水环境保护的科学家、经营者、管理者和支持者加入保护区团体。

优先项目

- 2.4.1. 挑选从事水生保护的专家加入国际自然与自然资源保护联盟委员会，担任保护数据中心顾问，参与国际自然与自然资源保护联盟的项目审议和发展规划及其它工作。
- 2.4.2. 促进任用非政府组织中趋向南极环境问题的专家担任南极条约国各国代表团顾问。

活动 2.5 促使所有国家建立海洋、沿海及淡水保护区、其中包括把目前受到保护的所有海岸区域扩大到水生环境。

优先项目

- 2.5.1. 查明把目前受到保护的海岸区域扩大到水生环境所需的法律和行政程序。
- 2.5.2. 确定能够扩大到水生环境、目前受到保护的所有海岸区域。
- 2.5.3. 筹备出版面向决策者的文件，推动目前受到保护的海岸区域扩大到水生环境的工作的进行。
- 2.5.4. 在不违背海洋法条款的前提下，促使在公海上建立大型禁渔区。
- 2.5.5. 拟定模式宣传计划，重点说明海洋保护区的重要性，合理利用海洋资源的必要性以及人类对自身同这些区域间关系的持续关注。

2.5.6. 在地中海筹建海洋保护区。

活动 2.6 加强共有居留和迁徙物种的邻国间的合作，建立保护区网络，制订其它满足以上物种迫切需求的条例。易危和濒危物种应特殊优先。

优先项目

2.6.1. 根据《海洋法》，联合国环境规划署《地区海域规划》及粮农组织《海洋哺乳动物计划》的内容，制订政治、行政及法律措施，加强邻国间的合作。

目标三、提高现有保护区的生态质量和管理水平

活动 3.1 制订和推广评价保护区保持生物资源的生态能力及保护区管理的方法和纲要，确保采取相应措施。

优先项目

3.1.1. 进一步提出指导保护区规划的生态理论。

3.1.2. 筹备出版关于确定关键野生物种环境容纳量的方法的刊物。

3.1.3. 制订供管理者使用、评价保护区管理的体系。

活动 3.2 尽快提出引导管理走向科学化，连续分析各保护区需求的概念与方法。

优先项目

3.2.1. 组建工作组，拟定应用科学原理于保护区管理的方式与手段。

3.2.2. 采取适当措施，确保运用有效手段，根除或控制保护区内的引入种。

活动 3.3 统计保护区拥有的生物资源，包括筹备和推广对作为遗传资源具有已知或潜在价值的野生物种和种群的编目。

优先项目

3.3.1. 编目东部非洲各国的生态系统，尤其是红树林区及其它沿海湿地、环礁和珊瑚礁；编目该区各国易危和濒危的沿海及海洋物种，详述相关的紧要栖息地的现状，并提出保护提案。

3.3.2. 统计优先热带森林国家的保护区拥有的生物资源。

3.3.3. 统计植物规划处确定的优先国家所拥有的植物遗传资源。

3.3.4. 根据优先项目 3.3.2. 和 3.3.3. 的统计结果，查明现有保护区体系保持野生遗传资源量的程度。

活动 3.4 拟定并执行报导遭受特殊威胁的保护区情况的系统。

优先项目

3.4.1. 拟定报导遭受特殊威胁的保护区情况的系统。

3.4.2. 筹备出版国际自然与自然资源保护联盟受危保护区年度名录。

活动 3.5 援助一项系统性措施，以拟定保护区管理与系统管理计划，使管理与开发符合一套相应的保护目标。

优先项目

3.5.1. 研制系统计划和保护区管理计划的纲要。

3.5.2. 协助优先国家制订管理计划。

活动 3.6 加强措施，减少保护区的外来威胁。

优先项目

- 3.6.1. 制订模式立法措施和行政措施，确保立项前进行环境影响评价。
- 3.6.2. 制订模式措施，使影响保护区事业的开发项目在不损害环境的原则上得到通过。
- 3.6.3. 制订社会经济持续发展措施，减轻保护区周围的人口压力。
- 3.6.4. 通过森林再植及其它措施，恢复退化土地及已破坏自然区域的原貌。
- 3.6.5. 为保护区以外的计划者、管理者和决策者编写指导手册，讲述加强保护区安全的综合性环境措施和其它技术。

目标四、确定整套荒芜地管理类型

活动 4.1 提出并推广规划与实施陆地和水生生境中各种荒芜地类型管理的概念和方法。

优先项目

- 4.1.1. 系统规划国际自然与自然资源保护联盟规定的陆地和水生生境中各种荒芜地类型。
- 4.1.2. 筹备出版实施国际自然与自然资源保护联盟规定的各类荒芜地管理的纲要。
- 4.1.3. 推动《世界遗产公约》的执行，包括技术上评价提名遗产地以及增加提名额度。
- 4.1.4. 研拟世界自然遗产地管理纲要。
- 4.1.5. 与欧洲理事会合作，保护古北界的保护区。

活动 4.2 树立各生物地理界中各类荒芜地的典型保护区，向政治领导者和地方公民表明，通过持续措施管理资源这些选择地点对支持社会经济发展的作用。

优先项目

- 4.2.1. 择取适当区域，建立各生物地理界中(共 160 个区域)各荒芜地类型(陆地及海洋)的典型保护区。
- 4.2.2. 建立各界各类中的典型保护区。

活动 4.3 将所有十种荒芜地管理类型纳入《联合国国家公园与保护区名录》。

优先项目

- 4.3.1. 建立报导目前尚未列入《联合国名录》(五类、六类、七类和八类)的荒芜地类型现状的网络。
- 4.3.2. 筹备出版《联合国保护区名录》。

活动 4.4 筹建就地基因库。

优先项目

- 4.4.1. 在一个生物地理界中，拟定一项就地基因库的模式计划。
- 4.4.2. 拟定建立就地基因库的计划，包括在适当情况下进行现有保护区规划和新建保护区。

目标五、加强保护区管理与持续性发展的联系

活动 5.1 制订和推广查明生态过程、生境需求和保持保护区其它因素的方法，运用这些方法能够确保管理者灵活运用指导工具管理保护区，并把保护发展相结合原则运用于邻近土地。

优先项目

5.1.1. 制订简易方法，检测野生物种的种群现状、变化趋势及生境需求。

5.1.2. 制订简易方法，评价保护区内的生态过程。

活动 5.2 与政府和发展机构共同协作，使开发项目与保护区利益相结合。

优先项目

5.2.1. 制订开发项目结合保护区利益的纲要。

5.2.2. 与发展援助机构共同合作，使开发项目考虑到保护区利益。包括在斯里兰卡(马哈维利)、象牙海岸(泰)和其它待定国家的合作。

5.2.3. 检测在非洲热带界开展的主要国家项目和国际项目，选出能够运用国际自然与自然资源保护联盟援助可获得最大收益的有限几个项目。

5.2.4. 筹建顾问团，以便对必要的保护区事务作出相应的专家评议。

活动 5.3 制订关于在保护区内进行科学研究、环境监测和科学材料采集的政策纲要和法律条款。

优先项目

5.3.1. 制订有关模式纲要，促进和管理在保护区内进行的科学研究。

5.3.2. 制订关于科学研究、环境监测和科学材料采集的模式立法。

活动 5.4 制订有关方法和纲要，指导与持续发展有密切联系的保护区管理新措施之间的实际结合，包括环境监测和遗传资源保护。

优先项目

5.4.1. 确定在保护区建立遗传储备的技术可行性。

5.4.2. 根据优先项目 5.4.1. 确定的技术可行性，制订法律纲要和政策纲要。

5.4.3. 根据优先项目 5.4.1. 和 5.4.2. 的结果，制订行政纲要。

5.4.4. 制订有限猎取四类保护区内野生生物的纲要。

活动 5.5 调查和利用受保护措施影响村落的传统智慧，包括保护区当局与传统管理资源的村社共同执行管理措施。

优先项目

5.5.1. 进一步调查传统村社在管理生物资源中的作用。

5.5.2. 筹备出版关于保护区内传统村社作用的实例研究报告。

5.5.3. 制订传统村社参与保护管理的典型项目。

活动 5.6 研拟有关措施，促进在保护区内进行娱乐活动以及被视为目标之一的旅游活动，尽量减少此类活动的破坏作用。

优先项目

5.6.1. 拟定管理在南极进行旅游活动的纲要。

5.6.2. 评价旅游活动对东非国家公园的影响。

活动 5.7 拟定进一步促进公众支持保护区事业的方法与措施。

优先项目

5.7.1. 提供自愿保护组织以资金、技术和信息，以争得公众对保护区事业的支持。

5.7.2. 促进青年人支持保护区事业的活动(包括植树运动、工读野营、野外研究及教学课程)。

5.7.3. 开展模式解释性活动，向地方人民宣传，广泛适应地方情况，强调保护区的社会和科学价值，重点放在公众关注的问题上。

目标六、加强保护区管理的综合力量

活动 6.1 提高对保护区管理的认识，确立保护区管理作为对社会至关重要的一门专业的地位。

优先项目

6.1.1. 根据世界国家公园大会讨论会的内容，出版《保护区工作人员培训》一书。

活动 6.2 为保护区管理人员积极举办地区性和地方性培训研讨会、培训班和培训讨论会。

优先项目

6.2.1. 继续援助国际国家公园研讨会。

6.2.2. 组织模式培训研讨会/新建保护区讨论会/保护区管理评价/与邻近地区人民的协作关系。

6.2.3. 在热带举办培训研讨会和培训讨论会。

活动 6.3 加强援助地区性和国家性培训学校。

优先项目

6.3.1. 促进实施新热带区培训计划方案。

6.3.2. 援助非洲和亚洲地区性培训学校。

活动 6.4 加强培训地方工作人员和在职工作人员。

优先项目

6.4.1. 为各级保护区工作人员制订模式教学大纲和培训方法。

目标七、制订支持保护区事业的经济方法

活动 7.1 制订和推广分析自然保护区价值的方法，包括有形和无形价值、货币和非货币价值。

活动 7.2 用数量方法衡量保护与发展相结合的价值，尤其是流域保护，但也包括遗传资源保护、污染控制、土壤形成、气候改善、娱乐与旅游以及其它自然功能。

活动 7.3 分析和出版关于生态学与经济学概念及方法的刊物，以形成更为一致的观点，分析和解释保护对持续发展的作用。

目标八、实施有效的编目和监测系统

活动 8.1 扩大和发展保护区数据中心等世界自然保护监测中心的相关机构的力量以提供保护区信息,指导优先次序的确定和支持开发机构(国家性和国际性),使开发项目的规划与关键保护区的实情相结合。

优先项目

8.1.1. 援助世界自然保护监测中心保护区数据中心。

活动 8.2 出版发行生物地理界指南和定期报告,报导和推动国家组织和国际组织的计划工作。

优先项目

8.2.1. 准备数据资料和出版每年一期的生物地理界指南。

8.2.2. 拟定特别报告,报导和推动国家组织和国际组织的计划工作。

活动 8.3 推动国际组织、各国政府和地区性国家协会,就长期发展和利用数据收集系统(如卫星遥感技术),制订适用于所有保护区的规划活动。

优先项目

8.3.1. 磋商应用卫星遥感系统于保护区建设。

活动 8.4 促进和实施执行监测系统的方法。

目标九、实施国际合作手段

活动 9.1 统一和加强保护区管理同《人与生物圈计划》、《全球环境监测系统》和《世界遗产公约》的纽带关系,挖掘这些法律机构的最大潜力,实现保护和持续发展的共同目标。

优先项目

9.1.1. 参加世界遗产委员会会议。

活动 9.2 鼓励和建议所有国家参与制订、运用以及必要时更新支持保护区事业的国际法规。

优先项目

9.2.1. 编写关于支持保护区事业国际法规的简明宣传材料。

9.2.2. 拟定《海洋法》关于沿海和海洋保护区的纲要。

活动 9.3 探索和促进方法与机制的建立,均等配置国家间和保护区同邻近团体间保护区管理的投资和收益。

优先项目

9.3.1. 进行磋商,提出方式和方法建议以制订措施,均等配置保护区管理的投资和收益。

活动 9.4 探索制订新协议与新法规的可能性,以进一步加强国际合作,尤其是关于遗传资源方面的合作。

目标十、制订和执行一项支持保护区管理的全球性方案

活动 10.1 规划和执行地区行动方案，确保实际结果符合自然规律，同时又考虑到相关的文化多样性和习俗多样性以及必要时满足地方需求。

优先项目

10.1.1. 协助国际自然与自然资源保护联盟地区顾问和国家公园与保护区委员会地区副主席拟定和协调地区行动计划。

活动 10.2 出版一系列文件，为全球关注的保护区管理实际问题，如前所述，提供技术上和科学上的指导。

优先项目

10.2.1. 出版世界国家公园大会会议录。

10.2.2. 出版巴厘行动计划产生的报告和文件。

活动 10.3 与全球指导或支持保护区事业的团体建立通讯网络，确保信息流通，支持保护区的专业地位。

优先项目

10.3.1. 调查现行的方式和手段，建立和实施一套国际保护区通讯网络。

10.3.2. 保证《公园》杂志(英文、西班牙文和法文版)的发行，使之成为从事或趋向保护区事业的团体和个人的最有效通讯手段之一。

活动 10.4 取得必要的制度保障作为大会的补充，执行以上活动。

活动 10.5 立即制订国际、地区和国家项目，进一步推动巴厘行动计划的执行，起步迎接 1992 年下届世界国家公园大会的举行。

活动 10.6 责成国际自然与自然资源保护联盟监督本计划的执行，并向下届大会汇报取得的成就。

附录五：世界银行荒芜地政策

——经济发展与荒芜地保护和管理 (1986年6月生效)

一、简介

保持自然地域和水域几乎未经人类活动改变的状态(下称荒芜地管理),是《银行界在环境方面的任务(1984)》指出的众多环境问题的一个重要部分。利用荒芜地进一步集约经营土地和水域仍不啻为重要的开发方向,也是部分世界银行援助项目的一个基本目标。与此同时,许多世行成员国的荒芜地正在急剧减缩。剩余荒芜地倘能维持自然状态,往往对经济发展至关重要,尤其从长远角度来看。因此,世界银行荒芜地政策在于寻求一种平衡,即保存世界日益重要的剩余荒芜地的环境价值,与利用一部分为人类创造更为密集的短期效益之间的平衡。

世界银行从它援助的项目中已获得相当丰富的荒芜地管理经验。因此,本项政策是现行措施的系统整理,也是荒芜地保护的行动指南。

二、原因

管理荒芜地的主要原因有两个。首先,荒芜地可保持生物多样性(即世界上生物区系的总和)。其次,荒芜地为社会提供了重要的环境功能。此外,一些荒芜地对维持部落民族的生计是不可缺少的。

1. 生物多样性

管理荒芜地的必要性在于,它可以使地球上剩余的主要生物区系免遭过早而且常常是不可挽回的损失,其中包括较常见的动植物种。由于当今荒芜地栖息地迅速的消失,越来越多的动植物种濒于灭绝。采取适当的低耗资荒芜地管理措施,能把目前的灭绝速率大幅度减缓(或许接近“自然”的水平),同时又不影响经济发展的步伐。倘能维持生物群落及动植物的完整性,荒芜地对改造周围的退化或废弃区域将至关重要。

保存生物多样性对发展至关重要，因为目前尚未发现的、估价不足的或利用不充分的物种具有潜在的经济价值。许多从前不了解或了解不深而往往又濒临险境的物种，结果发现具有重要的经济价值。然而全世界动植物物种中，被编目的不足20%（且多数为无脊椎动物），调查过利用可能性的更微不足道。因此，一旦它们未遭永久破坏，便能为人类发展提供宝贵的机会。此外，避免或减少现有生物类群的灭绝，也有它重要的科学、美学、伦理和现实原因。尽管对一些物种可进行易地保护（如动物园或物种库），荒芜地管理仍然是保护世界上大部分现存生物多样性在技术上和经济上唯一可行的措施。

2. 环境功能

除保持生物多样性外，许多荒芜地也执行重要的“环境功能”。譬如扩大淡水来源、满足农业灌溉、工业或人类用水需求；减轻水库、港口和灌溉工程的淤积；控制水涝、泥石流和沿海侵蚀（以及某些地区可能出现的干旱）；改善水质；以及为重要的经济鱼类提供赖以生存的生境。尽管这些环境功能对满足人类需求有着经济价值和重要意义，但由于对公共财产了解不够，估价不足，甚至被忽略，而使它们往往不能得到足够重视。环境功能一旦因荒芜地减耗而丧失，补偿措施则几乎总是比提前预防措施昂贵得多。通过强化水源或土地利用体系，许多环境功能仍能得到维持（如生物氧化废水处理、植树造林），但荒芜地管理常常是事半功倍的。

3. 应特别重视的荒芜地

应特别重视的荒芜地是指被认定为对保护生物多样性或永久保持环境功能尤其重要的区域。它可分为两大类型。第一类指由政府，有时与联合国或国际科学团体合作，正式指定为保护区的荒芜地。其中包括国家公园、生物圈保护区、世界自然遗产地、国际重要湿地、在国家保护对策或主要计划中规定保护的区域和类似的“荒芜地管理区(WMA s)”，即荒芜地受到保护和管理，以相对保持其未经人类改变现状的区域。

第二类指尚未受法律保护，但已被国家或国际科学和保护团体，常常与联合国合作，认定为受到特别威胁的生态系统、珍稀或濒危物种的已知分布区或野生生物主要的繁殖、觅食或栖息地区域。其中包括几乎在全世界都受到威胁，在生物学上具有独特性、生态学上较为脆弱、或对地方人民及环境功能特别重要的一些荒芜地类型。这些荒芜地多见于热带森林、地中海类型的灌丛地带、红树林沼泽、沿海滩涂、江河入海口、海草底床、珊瑚礁、海岛以及一些热带淡水湖和河岸地带。热带森林中，低地湿润或潮湿森林栖息的物种最多，往往也最为脆弱。应特别重视的荒芜地同样见于一些被分割为相对独立的地块，并在继续迅速损耗的地理区域。由此可见，这些地区蕴藏着一些世界上最受威胁的物种。

三、迄今为止世界银行参与的活动

在过去 15 年中，世界银行为 40 多个重要荒芜地管理项目提供了资金援助，多数都涉及建立荒芜地管理区和加强荒芜地管理区的建设。所援助的荒芜地管理区包括国家公园、自然保护区、野生生物避难所以及一些以管理森林流域或其生物价值而不是木材采伐为目的的森林保护区。世界银行援助的其它荒芜地管理项目涉及野生生物管理和人类利用野生生物活动的管理，包括制订防止偷猎措施、管理水库水流量、维持野生生物栖息地和某些物种的移植或易地放养。

荒芜地管理内容有两个主要目标：第一，防止、减少或部分补偿荒芜地的耗减，藉以保护生物多样性；第二，保护或改进荒芜地环境功能，以提高项目的经济效益和社会效益。世界银行援助的项目多数把重点放在二者之一，但也有一些项目二者兼顾。

世界银行援助的荒芜地管理项目的特点是耗资低廉。正常情况下，实际耗资不足项目全部耗资的 3%，其中一半项目的耗资仅占 1%。在众多实例中，由于对荒芜地各项目的统一考虑，很难分别计算荒芜地各项目的耗资情况。

其中有一个项目，它的唯一目标是荒芜地管理，因此耗资为 100%。相反地，大部分世界银行援助的项目额外耗资为零，而且同时实现了荒芜地管理的目标。例如，一项水电项目的疏浚工程，为下游的野生生物及人类和家畜创造了巨大利益，但耗资低廉，甚至为零。

荒芜地管理项目要求世界银行工作人员花费较多的时间，使项目内容更为全面。在这一方面，工作人员几乎在项目周期的任何阶段都没有耽搁。此外，若兼顾不到足够的荒芜地项目，今后则会造成较长的延误并影响项目的全面性。再者，若兼顾不到足够的荒芜地项目，在很大程度上会减低项目效益，并导致项目中途而废。随着世界银行援助项目的荒芜地管理内容更趋规范化，对管理这些项目的工作人员的额外要求将会进一步减少。

世界银行实施荒芜地管理项目的成就记录是令人振奋的。根据项目完成报告或环境事后审计结果，在实施的 43 个荒芜地项目中，明显落后于其它多数项目的仅有 3 个，在实施中遇到困难较少的项目至少有 4 个。

经验教训

到目前为止，世界银行从荒芜地管理的经验中吸取了不少深刻的教训。首先，荒芜地管理内容与世界银行某些项目类型的结合应规范化和系统化。迄今为止，做到这一点的还不多，一些应当受益于荒芜地内容的项目却没有得到。

第二，荒芜地内容应尽早纳入项目周期，以减少耗费，便于实施。尽管把荒芜地内容纳入项目周期后期有时也很必要，但将这些内容尽早纳入项目周期会更为有效，而且耗资更少。

第三，实现荒芜地管理目标，要求有效的“实地”管理，而不是纸上谈兵。殖民者和资源掠夺公司迅速钻入此类“纸上公园”（仅在法律文件或地图上存在，而不是实际存在的公园），除非他们因其它原因无法涉足。荒芜地管理目标应当转变为带有实施预算经费的具体措施。这些措施包括雇佣和培训管理人员，提供必需的基础结构和设备，制订针对某个具体荒芜地在科学上合理的管理计划，创造良好的政策环境（法律的、经济的和制度的），支持荒芜地保护。单纯表示保护荒芜地或野生生物，或甚至在地图上划出荒芜地管理区的意愿并不能保证实行有效的管理，只有实施具体的支持措施，才能达到目的。

第四，精心设计荒芜地管理区，能有效地实现荒芜地管理的诸项目标。例如，过小的荒芜地管理区将难以保护生物多样性、进化过程和环境功能。世界银行援助的一些荒芜地管理区的规划规模明显较大，足以基本实现或完全实现其规定的目标，而另外一些荒芜地管理区由于规模较小，其保护生物多样性或提供环境功能，或实现其它效益的能力则令人置疑。除规模外，荒芜地管理区的具体位置和形状同样是取得效益的重要因素。各类荒芜地管理区规划的最佳方案最好由保护专家来制订。

最后，一个荒芜地管理区的成功与否，同其它项目一样，取决于政府的支持程度。反过来，政府的支持又常取决于世界银行为建立荒芜地管理区或加强荒芜地管理区管理而提供直接援助的多寡程度。多数世界银行援助的荒芜地内容为建立或完善荒芜地提供了或多或少的直接援助。然而，在某些项目中，建立荒芜地管理区的经费全部由政府承担，而世界银行则不采取具体措施保证其持续经费来源。通过采取措施，保证对应经费的来源，或直接提供经费，世界银行能够协助落实建立或维持荒芜地管理区所必需的、相对适宜的经费来源。

然而，仅有经费援助是不够的。因此，同政府、受影响的当地人民及环境保护提倡者们就保护的重要性和荒芜地管理区的作用（旅游、流域保护等）进行对话，以及与当地人民共同制订计划，分享利益往往也很必要。以上对话、监督、国家法律规章的监测及贷款条件，会加强政府对荒芜地管理区的责任。此外，两项补充的、同时进行的活动将会促成荒芜地管理区的成功：（1）乡村开发投资，它可为荒芜地管理区附近的农场主和村民进一步占有土地提供一个选择。（2）促进荒芜地保护的、一致的国家 and 部门的计划和政策。

四、政策指导

世界银行关于荒芜地的基本政策就是尽量避免荒芜地耗减，支持荒芜地的保护。具体说来，（1）世界银行通常压缩对占用应特别重视的荒芜地的项目的援助，即使该项目在世

界银行应邀作出援助决定之前就已在实施。(2) 当涉及应特别重视的荒芜地以外的荒芜地时, 世界银行倾向于在过去某个时期内已占用(如已采伐、废弃、退化或已耕耘的地区)的地区立项, 与政策相悖的项目应认真审核。(3) 当审核开发荒芜地的项目时, 开发对象应是价值较低, 而不是价值较高的荒芜地。(4) 在审核开发面积较大(如 100 平方公里或略小一点, 但它是一种特殊生态系统剩余荒芜地的重要部分)的荒芜地项目时, 它带来的损失应通过制订该项目的荒芜地管理内容进行补偿, 而不是推托到今后的项目。这项内容应直接支持对类似生态区域的保护。本政策适用于世界银行参与的任何项目, 不论世界银行的援助是否影响荒芜地项目内容。

成功的项目不会减耗荒芜地, 但这往往依赖于荒芜地提供的环境功能。在这种情况下, 世界银行的政策是, 贷款者必须制订一个保护荒芜地管理区内相关荒芜地的项目, 决不是置之不理。在没有荒芜地的地区, 应采取其它保护措施, 创造同样的项目利益。在其它情况下, 即荒芜地不能直接创造利益或满足项目的目标, 应当通过支持荒芜地管理, 在整个项目区创造社会效益, 使该项目得到改进。确立以荒芜地管理为唯一目标的项目, 也应加以鼓励。

1. 应具备荒芜地管理内容的项目类型

凡符合以下标准的项目, 通常情况下应具有荒芜地内容:

- a) 农业和畜牧业项目: 荒芜地开垦、湿地耗减、荒芜地蓄水、以修建水库进行灌溉; 保护灌溉流域; 篱栏和家畜造成野生物种消匿; 包括以下方面的渔业项目: 破坏鱼类重要的抚幼、繁殖或摄食场所; 酷渔或把生态危险外来种引入水生环境; 还有其它一些林业项目, 如通往森林道路, 皆伐或其它对荒芜地森林的密集采伐方式、荒芜地减耗等。
- b) 交通项目, 包括: 穿越荒芜地修建的公路、乡村公路、铁路或隧道而造成占用荒芜地和相应的移居; 疏浚河流方便江河航运; 挖掘或填充沿海湿地建作港口的项目。
- c) 水利项目, 包括: 大规模水利开发, 如水库、电力和引水工程; 淹没荒芜地或其它改变水生和陆生荒芜地的形式; 保护流域提高水利发电量; 修建输电设施。
- d) 工业项目, 包括: 危害荒芜地的化学污染和热污染; 大规模采矿造成的荒芜地减少; 从荒芜地获取工业燃料和原料。

2. 荒芜地管理内容的类型

荒芜地管理内容最有效的类型是, 在一个或多个荒芜地管理区中, 支持对生态上相似的荒芜地的保护。在相同类型的生态系统中已建立一个荒芜地管理区, 而且世界银行援助项目将对这一生态系统作出改变时, 出于行政或生物保护的原因, 扩大现有荒芜地管理区比建立新的荒芜地管理区将更为适宜。政府的荒芜地管理机构、地方院校的野生生物系以及各国际组织常常可为此类决策提出建议。

一项荒芜地管理内容除保护现有栖息地外，也可包括建立野生生物栖息地或以建立野生生物栖息地取代对现有栖息地的保护。例如，借助灌溉工程水源便利的优势，可在其周围的空闲土地建立野生生物保护区。天然洼地或季节性沼泽通过从河渠网络引水(或许是总水量的很少一部分)也可以得到利用。此类保护区不仅耗资、占地都少，而且还吸引了大量迁徙和居留性水禽。

提高现有荒芜地管理区的管理水平也是一项有效的措施。世界银行成员国的许多荒芜地管理区，由于工作人员的薪水低、培训、住房、其它基础结构、设施、备件、燃料等问题或缺少精心制订的决定人财物有效分配的管理计划，从而得不到足够的实地管理。制订出详细的内容常常会弥补这些不足。在明显缺乏有效管理的国家，一般说来，改进现有荒芜地管理区的管理方式，比建立新的“纸上”管理区更为切合实际，避免主管机构有限能力过分分散。无论何时建立一个新的荒芜地管理区，作为一项项目内容，都要求制订有关规定，进行有效管理。由于许多荒芜地管理机构(如国家公园和野生生物部门)的工作并不是那么有效，因此，加强机构的力量(尤其是支持培训)应该是世界银行援助的荒芜地管理内容的一个重要部分。

建立荒芜地管理区，加强管理，在政府把这些荒芜地列入国家保护计划或土地利用计划中时更为有效。在世界银行成员国中，实施系统利用土地计划，管理荒芜地的国家越来越多。这些计划的内容各不相同，从管理国家公园和其它荒芜地管理区的“主要计划”到确定荒芜地管理为一整套自然资源规划中的一个单独内容，利用政策干涉，如经济刺激引导资源利用的“国家自然保护纲要”，应有尽有。世界银行对此类规划的援助措施，极大地加强了国家级的荒芜地管理。当成员国政府同意制订适当的土地利用计划时，对世界银行来说，取消对减耗荒芜地和与这些计划相悖的项目的援助将非常重要。

在荒芜地破坏不十分严重的少数借贷国中，可灵活制订补偿性荒芜地的内容，包括除建立一个或多个荒芜地管理区，加强管理以外的一些措施。这些机动措施包括，周密地进行项目选址，避免影响较多的对环境脆弱的荒芜地，支持对特别脆弱物种的研究和管理，支持土地利用规划措施或加强政府荒芜地管理机构力量，加强生态学、生物保护和荒芜地管理的培训。

五、荒芜地管理区的规划

1. 对规划的考虑

荒芜地管理区的规划范围包括面积、形状和地址。由于一项最佳规划在不同的生态系统中差异很大，因此，规划工作最好由保护专家决定。

补偿性荒芜地管理区的面积应足以维持生物多样性或其它可利用的重要资源。面积较大,足以维持当地最大的猎食者(如鹰、虎)的种群生存,或为当地最大的食草动物提供季节领域和迁徙路径的一个荒芜地管理区,最有保存所有其它相关生态价值的可能性。要实现这些目标,荒芜地管理区的面积最好不少于 1000 平方公里。许多资源在面积为 500 平方公里的潮湿森林荒芜地管理区内得到了保存,尽管不是永远把它们全部保存下来。面积不足 100 平方公里的临时性荒芜地管理区可以不断扩展到附近已退化土地,这也是一项有效的权宜之策。总的来说,荒芜地管理区越大,保存的生态关连物和基因库就越多。二者对形成一个稳定的、自生自灭的生态系统十分必要。据认为,进一步进行土地集约经营所造成的相抵触的压力,使得建立大的荒芜地管理区极为困难。无论怎样,补偿性荒芜地管理区至少要同由项目改变的荒芜地的面积相等。荒芜地管理区的最佳形状取决于它的目标。形状扁圆的管理区比面积相同的其它形状的管理区保存的生物多样性更多。管理区的形状也可根据特有物种分布的中心和其它生物资源的分布来决定。边界有时与地面景观相重合,如河流和流域,用它来决定管理区的形状将更为有效。

为确保补偿性荒芜地管理区在生态学上接近拟转变的荒芜地的生态状况,可以把荒芜地管理区选址在和拟转变地区的生境相同的生态系统,这是非常必要的。此外,新建的荒芜地管理区与已利用的地区保持一定的距离(如由受管理的缓和区分离开来),减轻在这些地区的人民占用荒芜地管理区所造成的压力。

2. 管理类型

众多以用途为基础的类型可用来建立荒芜地管理区。其类型的选择取决于给予优先管理的特殊目标。国际自然及自然资源保护联盟规定的类型体系,指明了适应不同情况的荒芜地管理区的种类。

3. 对工作人员及培训的要求

妥善管理荒芜地管理区需要由训练有素的工作人员来完成,不管怎样强调这一点都不会过分。缺少此类人才,荒芜地管理区就不能充分发挥对国家和社会的作用。所以,世界银行援助的荒芜地项目内容应当帮助确定工作人员的级别,组织培训活动,确保对荒芜地管理区的有效管理。荒芜地管理区的人员编制和配置由它的类型、面积及工作强度决定。一个普通荒芜地管理区工作人员编制的最低量约为 8 人。

4. 对设备、基础设施和经费的要求

纸上荒芜地管理区决不可能保证为社会创造最大的利益。有效的就地管理需要进行大量的物质投入。对世界银行援助的荒芜地管理区应采取措施,保证充分及时地提供这些投入,并列入项目内容。一些类型的荒芜地管理区,根据其具体的管理目标,也可能会需要大量的额外投入。

建立和管理荒芜地管理区的经费预算,根据其面积的大小和所需基础设施、设备及工作人员的多少而不同。印度尼西亚的 Dumoga Bone 国家公园由“印尼 15 项灌溉工程项目”资助,面积相对较大(3200 平方公里),建设及初期运行耗资约 100 万美元。不过多数小型荒芜地管理区耗资相当少。

建立或扩大荒芜地管理区时需要额外经费,用于购置私有或部落所有的土地。重新安置或对居住在新建荒芜地管理区内人民给予补偿有时也很有必要。不过在一般情况下,荒芜地管理区建立在人们尚未居住的国家所有的土地上。

最大的永久性花费通常是荒芜地管理区工作人员的薪水。把薪水保持在既鼓励提高工作效率,维持人员稳定性,又能避免腐化现象的标准上将十分重要。机器设备的备件通常占用的经费相对较少,但也是重复性开支的一个重要部分。地处偏僻的荒芜地管理区如缺少足够的备件供应,便会出现设备闲置或拆东补西的现象。在某些管理区,薪水、备件、燃料和其它不断需求经费的项目,可以通过向旅游者、狩猎采集者或科研人员收取费用,全部或部分地得到满足。否则这部分经费就得纳入国家或政府预算。

5. 管理计划

荒芜地管理区需要精心制订的管理计划,以有效分配有限的人力和财力。管理计划就是指导和控制荒芜地管理区的资源利用,制订管理与开发方案的书面性文件。一项完整的管理计划应当:

- a) 从国家、地区和地方角度描述荒芜地管理区的物理、生物、社会和文化特色;
- b) 抓住特别令人关注的特征,为制订管理具体区域的荒芜地管理目标奠定基础;
- c) 通过整个荒芜地管理区的区划工作,说明利用资源的适当方式;
- d) 按照时间顺序,列出执行管理方案的活动。

管理计划的制订和实施由政府荒芜地管理机构完成。项目实施者应保证世界银行援助的荒芜地管理区,要么具有充分的管理计划,要么提前制订项目管理计划。管理计划的某些部分可在数日内完成,而其它的则需要几年中不断完善。在签定贷款协议后,要尽快制订一项长远的管理计划,也可以使用“临时管理计划”或“实施计划”。PPDES 对处理这些事务将很有帮助。

6. 对法律的考虑

荒芜地管理区的成功与否,也取决于它的规划与整套国家法律制度的结合方式。因为它总体上涉及自然资源的管理,具体地也涉及荒芜地管理。要保持荒芜地管理区在决策者和公众心目中的地位,那它必须有雄厚的法律基础作后盾。国家立法及有时附属的国家元首颁布的条例,在建立荒芜地管理区时往往是不可缺少的。根据特殊情况,此类立法必须规定确切的荒芜地管理区界限;划定荒芜地管理区中的具体管理区,包括缓和区;指定主

要的管理机构(国家级或次国家级),明确其管理职责;制定使当地人民参与荒芜地管理区决策的措施。世界银行职员同时也应保证,世界银行援助的荒芜地管理区的建立和管理符合相应的法律和政策规定。

附录六：词 汇

外来的或外来种(Alien)：属于另一地方的、一种外来生物。

等位基因(Allele)：代表某种特殊性状的所有可能的遗传密码中的任何一种。

异域分布(Allopatric)：分别占有彼此隔开的地理分布区者(比较同域分布 Sympatric)。

遗传的(Autochthonous)：内在的；固有的；自我繁殖的；生态系统中自生的(见生态系统)。

生物多样性(Biological Diversity)：生命有机体中的种类和变异性及其赖以存在的生态复合体(OTA, 1987)；常缩写成“Biodiversity”。物种多样性(Species diversity)系指一个指定区域内物种的数量，遗传多样性(Genetic diversity)系指某一物种、变种或品种的基因种类。

生物资源(Biological Resources)：有生命的自然资源，包括植物、动物和微生物以及受物种作用的环境资源。生物资源是进行生物多样性保护各种活动的实际对象；它具有两个有别于非生物资源的重要特性：得到保护则可更新，得不到保护则可毁灭(IUCN, 1980)。

缓冲带(Buffer Zone)：位于保护区边缘，仅允许进行与保护区宗旨相符的活动的地带，可进行的适当活动包括旅游业、林业、农林业等。建立缓冲带的目的在于进一步保护保护区，并对当地人民失去保护区内生物多样性资源作出补偿(Oldfield, 1988)。

环境负载能力或环境容纳量(Carrying Capacity)：在特定栖息地区域内能够生存，并不会造成栖息地退化及产生种群数量减少的社会压力的有机体的最大数量。当指人类时，在一个特定的技术水平上，某一指定的土地资源能够维持的最大数量的使用者。

自然保护(Conservation)：对人类利用生物圈的管理，以使它对当代能够产生最大限度的持续效益，同时保持其满足子孙后代的需求及向往的潜力。因此保护是积极的，它包括维护、保持、持续利用、恢复及提高自然环境质量(IUCN, 1980)。

消费者剩余(Consumer Surplus)：消费者愿意为一定数量的商品支付的总金额与该消费者实际必须支付金额之间的差额。在经济分析中，当某项产品(企业)的产量引起该产品市场价格下降时，消费者剩余是一种需要考虑的因素。消费者支付老的货价比较高，因此以较低的新价格购买等量商品将获得一定量的剩余(消费者剩余)，这种剩余必须加上新消费者自然产生的剩余(USAID, 1987)。

成本—效益分析(Cost—Benefit Analysis)：在明确的规划水平上，用可量化的效益和成本来评价项目的分析方法。在项目分析中，成本是该项目使用的、降低该项目效益的货物或服务；效益是实现该项目目标，项目产生的任何货物或服务。在经济分析中，效益通常增加社会的国民收入，而成本则降低。正象避免一种成本就是一种效益一样，放弃一种效益就是一种成本。成本和效益可以是有形的(土地、劳动力、物资、设备)，也可以是无形的(尽管在某种形式上可以确定它们的数量，但不可能对它们直接地进行确切估计)。

债务转换(Debt Swap): 贴现地购买一国家的部分外债, 然后将这些债券出售给该国政府换取当地货币, 并用于保护目的。

贴现率(Discount Rate): 通过折扣方式用于确定一未来价值的当前价值的利率。资本的机会成本常常被看成是贴现率。表示一社会总体上特别喜欢当前利润而不是未来利润的“社会贴现率”在经济分析中被用于贴现纯利润增长量。

阻碍(Disincentive, 用于保护生物多样性): 指一切劝阻政府、当地居民和国际组织保护生物多样性的劝诱行为或方式。

生态学(Ecology): 研究生物有机体之间以及它们与其环境之间相互关系的学科。

廉价租金(Economic Rent): 与林业有密切关系, 持有开采特许权者所收到的租金(收入), 该项租金超过生产成本的价值(包括必要的返回投资部分), 它可能是一种有力的增产刺激。

生态系统(Ecosystem): 组成某一环境的各种因素的总和, 它是生物群落及其非生物自然环境的综合体, 并在自然界中以一个生态单位形式运行。

群落交错带(Ecotone): 两个邻近的生态群落间的过渡区。

特有的(种)(Endemic): 局限分布于本地的或特定地方或地区的(生物类群)。

环境(Environment): 与某生物有机体密切相关的物理的、化学的非生物的所有因素。

环境资源(Environmental Resources): 如非生产性的清洁空气、清洁水源及有价值的自然景观之类的资源; 因此环境资源问题最关心的是正在进行中的那些与使用这些资源有关的活动以及使用者的活动对他人生活健康的影响的方式。

外向成本(Externality): 指由某单位引起但不由其支付的费用。例如, 从一丘陵地采伐原木可能引起河流沉积加剧, 河流沉积造成的损失通常由下游居民而不是采伐者承担。在项目分析中, 被认为是来自项目外的影响不列入该项目的评价之中。通常经济学家认为, 当一经济单位生产或消耗某种货物或服务对另一单位的生产者或消费者的利益产生直接影响但又不给予赔偿时, 即产生外向成本(externality)。如果某项活动是有害而且开展此项活动造成危害的机构并不要求赔偿损失的话, 就会产生有害外向成本; 如果该项活动是有益的, 但开展此项活动的机构没有得到所产生的利益时, 即形成有益的外向成本。当一种外向成本用货币来定量表示并纳入项目核算时, 这种成本即转变为内向成本(internality)。

绝迹(Extirpation): 局部灭绝, 一物种或亚种从某地点或区域消失, 但并没有在其整个分布区内灭绝。

物种绝灭(Extinction): 一物种因繁殖失败以及该物种所有个体死亡所引起的进化终止, 也即适应环境变化方面的自然失败。

动物区系(Fauna): 一个地区的所有动物, 通常指在特定时期、地层、地理区域、生态系统、栖息地或群落中的动物物种总数。

植物区系(Flora): 一个地区的所有植物, 通常指在特定时期、地层、地理区域、生态系统、栖息地或群落中的植物物种总数。

食物链(网)(Food Web, Food Chain): 生物根据捕食序列在生态群落上的排列, 其中每种生物以次级生物为食, 如食肉动物吃食草动物、食草动物吃植物。

基因(Gene): 位于染色体上, 含有某一蛋白质的完整遗传信息的 DNA 片断; 基因通常控制遗传信息的传递。

基因库(Gene Pool): 一物种种群的所有等位基因的总和。

遗传漂变(Genetic Drift): 由于特定基因的偶然保持或消失引起的生物种群的遗传组分变化,这种现象特别发生在小数量种群。

遗传资源(Genetic Resource): 一种对人类有现实或潜在利益的动物或植物的可遗传特性。遗传资源包括现代的栽培种或品种,传统的栽培种或品种,特殊遗传原种(繁殖系、突变体等等),驯养物种的野生亲缘类群。保存(护)这种资源的原因显然是为了产生直接的和迅速的经济效益;但所保存的遗传物质必须使那些需要用来提高所利用的植物或动物的生产力、品质及抗病虫害能力的人能够得到这种资源。

遗传学(Genetics): 研究生物变异和遗传的生物学分支。

地理信息系统(Geographic Information System): 一种储存、分析和显示空间和非空间数据的信息技术。地理信息系统可以使数据库中的数据转换产生新的信息;例如,可以把鱼群大小、生产力水平、可获取程度及其他因素综合到一个模型中,从而确定捕捞限额(Parker, 1988)。

栖息地(Habitat): 一植物或动物自然地 and 正常地生长的地方或典型场所,即其生活地。

食草动物(Hervivore): 以植物或其部分为食的动物。

遗传(Heredity): 一种群或物种的连续世代间的有机联系。

水文学(Hydrology): 研究地表、土壤、岩层下以及大气中的水的性质、分布和循环的学科。

刺激(鼓励)(Incentive, 用于保护生物多样性): 激发或激励期望的行为产生的东西。在本文中,刺激是指激励或激发政府、当地居民及国际组织保护生物多样性。更广义地说,就政府而言,刺激是任何企图使土地、资本及劳动力等之类的资源转向保护生物多样性以及促进某些团体或机构参与那种有利于生物多样性保护工作的企图或努力。

土著的(Indigenous): 指发源于或原产于并生长在或自然生活在特定地区或环境的(生物种或类群),也即“土生土长的”。

湖沼学(Limnology): 研究内陆水体(河流、湖泊、人工湖、沼泽地等)的物理学、化学、生物学和生态学的学科。

管理(Management): 人类为实现特定目标,选择、规划、组织及执行有关计划的工作;管理活动可包括保证自然免受人类破坏的保护措施以及保持多样性、安装设备、控制人口或消灭外来物种所需要的更加复杂的工作。

单型(Monotypic): 只有一个下属分类单元的分类单元,如只有一个下属种的属或一个下属亚种的物种。

互利关系(Mutualism): 两个无亲缘关系的生物个体之间对双方有利的关系。

自然资源(Natural Resources): 包括可再生的(森林、水、野生生物、土壤等等)和非再生性的(石油、煤、铁矿等)自然财富。

自然选择(Natural Selection): 生物个体的生殖差异,某些个体有比其他个体生产更多、更成功后代的倾向。自然选择被公认是进化的主要力量。

生态位(Niche): 某物种的所有物理的和生物学需求的总和;不同物种占有不同的生态位,或指生物在群落中的生态作用,尤其是在食物消耗方面。从字面理解,生态位指各种生物物种的“职业”。

机会损失(Opportunity Cost):为某一目的以非最佳方式使用一种稀有资源所失去的利益。

有机体(Organism):有生命的东西,即能进行生命过程的生物。

寄生生物(Parasite):一种生活在不同物种个体内或体上的生物,它从所依附的生物获得利益并通常危害该生物,有时危害还是致命的。

恶性刺激(Perverse Incentive,用于生物多样性保护):对任何明显导致生物多样性下降行为的刺激。对“恶性”的理解取决于不同观点,大多数恶性刺激是被用来实现某种正当政策的,因此,这种“恶性”通常是一种副作用。

光合作用(Photosynthesis):在特定植物细胞中,利用太阳能将二氧化碳、水和必需营养物质合成简单碳水化合物(糖、淀粉)的过程。

传粉作用(Pollination):指花粉从雄蕊(雄性器官)传递到胚珠(雌性器官)以促进植物产生可育种子的过程。

传粉者(Pollinator):给花传粉的代理者(通常是动物)。

种群(居群)(Population):生活在特定时间和空间的同种个体的组合。

捕食者(Predator):捕食其他物种的生物。

初级生产力(Primary Productivity):在光合作用过程中,吸收和利用光能和二氧化碳、水及其他营养物质生产有机物质的速率。生产的有机物质量,除去呼吸消耗量,称为净生产量,它表示生态系统中消费者可获取食物的总量。通过定期地测量每单位时间面积内植被所生产的干物质量可以大致测定初级生产力。与此对应的是次级生产力,即在任一生态系统在每单位面积时间内所生产的消费者(动物)组织的数量。

保护区(Protected Area):任一采取法律措施限制人类对该地区动植物利用的地区;包括国家公园、猎物保护区、多用途地区和生物圈保护区等。

资源(Resource):有利于生物适应的环境特性,也常常被用于描述一种自然财富或收益的来源,它可能是生物的和可再生的(如鱼类储量),也可能是非生物的和非再生性的(如黄金)。

物种(Species):实际或潜在能够杂交的一群生物,它们或多或少地与其它类似生物群隔离。从字面理解即动植物的“种类”。

补贴(Subsidy):一种政府直接或间接地向个人或团体发放的经济援助,旨在鼓励那些为满足公众需要而开展的活动,它是一种不固定的和可取消的援助,而且附加有某些必须遵守的规则和条件。与捐赠相比,补贴通常更制度化,而且主要针对某一特定活动,而不是鼓励公共利益方面的工作。

持续发展(Sustainable Development):一种社会经济变化(如“发展”)形式,通过这种形式的变化,使现有经济和其他社会效益最优化,同时又不危害未来类似效益的可能性。

共生关系(Symbiosis):两种不同种的生物以一定程度的依赖关系生活在一起,并且至少一方从这种关系中获益。

同域分布、同区分布(Sympatric):指地理分布区相同或重叠。

类群(Taxon,复数 taxa):指分类学中的任何一种分类单元。分类学是一种研究动植物分类的学科。生物的基本分类单位是物种(species),它是真实的生物学实体,而其他分类单元则是物种的一部分或是物种的集合,这些分类单元除主观判断外,无法明确定义。

陆栖的、陆生的(Terrestrial): 陆地上的或与陆地有关的。

植被(Vegetation): 覆盖某地区植物的总和。

流域(Watershed): 周围由流入或流出的水体所包围的地区。

湿地(Wetland): 邻近水体并包含部分浅滩、暂时或永久性被水淹没的一片陆地, 如河口湾、盐沼、酸沼、高位沼泽、木本沼泽、泛滥平原、其他海岸湖或环礁湖以及由于海岸作用形成的水系。

缩 略 语

AAAS	American Association for the Advancement of Sciences 美国科学促进会
AAZPA	American Association of Zoological Parks and Aquaria 美国动物园与水族馆协会
ADB	Asian Development Bank 亚洲开发银行
AfDB	African Development Bank 非洲开发银行
BOSTID	Board on Science and Technology for International Development of National Research Council 国家研究理事会国际开发科学技术委员会
BGCS	Botanic Gardens Conservation Secretariat of IUCN 国际自然与自然资源保护联盟植物园保护秘书处
CATIE	Centro Agronomico Tropical de Investigacion y Ensenanza (Tropical Agricultural Research and Training Center, Costa Rica) 热带农业研究与教育中心
CDC	Conservation Data Center 保护数据中心
CGIAR	Consultative Group on International Agricultural Research 国际农业研究磋商小组
CI	Conservation International 国际保护协会
CIDA	Canadian International Development Agency 加拿大国际发展局
CITES	Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora 濒危野生动植物种国际贸易公约
cm	centimeter 厘米
CMEA	Council for Mutual Economic Assistance 经济互助委员会
CNPPA	Commission on National Parks and Protected Areas of IUCN 国际自然与自然资源保护联盟国家公园与保护区委员会

DANIDA	Danish International Development Agency 丹麦国际发展局
EEC	European Economic Community 欧洲经济共同体
EIA	Environmental Impact Assessment 环境影响评价
ELC	Environmental Law Centre of IUCN 国际自然与自然资源保护联盟环境法中心
ESA	Ecologically Sensitive Area 生态敏感区
est.	estimated 预计
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations 联合国粮农组织
FINNIDA	Finnish International Development Agency 芬兰国际发展局
FRG	Federal Republic of Germany 联邦德国
GATT	General Agreement on Tarrifs and Trade 关税及贸易总协定
GDP	Gross Domestic Product 国内生产总值
GEMS	Global Environment Monitoring System of UNEP 联合国环境规划署全球环境监测系统
GIS	Geographic Information System 地理情报系统
GNP	Gross National Product 国民生产总值
GRID	Global Resource Information Database 全球资源信息库
GTZ	Deutsche Gesellschaft fur Technische Zusammenarbeit (German Agency for Technical Cooperation) 德国技术合作局
ha	hectare 公顷
IBAMA	Instituto Brasileiro de Recrusos Naturais Renovaveis e Meio Ambiente (Brazilian Institutute of Renewable Natural Resources and Environment) 巴西可再生自然资源与环境研究所

IBPGR	International Board for Plant Genetic Resources 国际植物遗传资源委员会
IBRD	International Bank for Reconstruction and Development 国际复兴开发银行
ICBP	International Council for Bird Preservation 国际鸟类保护理事会
ICOMOS	International Council on Monuments and Sites 国际文物古迹理事会
ICSU	International Council of Scientific Unions 国际科学联合理事会
IDA	International Development Association 国际发展协会
IDB	InterAmerican Development Bank 美洲国家发展银行
IGBP	International Geosphere Biosphere Project of ICSU 国际科学联合理事会国际地理圈生物圈计划
IIED	International Institute for Environment and Development 国际环境与发展研究所
IMF	International Monetary Fund 国际货币基金会
IPAL	Integrated Project on Arid Lands (Kenya) 干旱地综合计划
IRRI	International Rice Research Institute (Philippines) 国际水稻研究所
ISIS	International Species Inventory System 国际物种编目系统
ITTO	International Tropical Timber Organization 国际热带木材组织
IUDZG	International Union of Directors of Zoological Parks 国际动物园园长联合会
IUCN	International Union for Conservation of Nature and Natural Resources 国际自然与自然资源保护联盟
kg	kilogram 公斤
km	kilometer 公里
m	meter 米

MS	Manuscript 手稿
mt	metric ton 吨
NAS	National Academy of Sciences 国家科学院
NCS	National Conservation Strategy 国家自然保护纲要
NESDIS	National Environmental Satellite, Data, and Information Service 国家环境卫星、数据与情报局
NG	New Guinea 新几内亚
NGO	Non-Governmental Organization 非政府组织
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration 国家海洋与大气管理局
NORAD	Norwegian Agency for International Development 挪威国际发展局
ODA	Overseas Development Agency of the United Kingdom 英国海外发展局
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development 经济合作与发展组织
OTA	Office of Technology Assessment of the US Congress 美国国会技术评价处
PADU	Protected Areas Data Unit of WCMC 世界自然保护监测中心保护区数据中心
PCBs	Polychlorinated biphenyls 多氯联苯
PVO	Private Voluntary Organization 私人自愿组织
RDB	Red Data Book of IUCN 国际自然与自然资源保护联盟红皮书
SADCC	Southern African Development Coordination Conference 南部非洲发展协调会议
SFr	Swiss franc 瑞士法郎
SIDA	Swedish International Development Authority 瑞士国际开发署
sq km	square kilometer

	平方公里
SSC	Species Survival Commission of IUCN 国际自然与自然资源保护联盟物种生存委员会
TFAP	Tropical Forestry Action Plan 热带森林行动计划
TNC	The Nature Conservancy 自然保护组织
TPU	Threatened Plants Unit 濒危植物中心
UK	United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland 大不列颠及北爱尔兰联合王国
UN	United Nations 联合国
UNDP	United Nations Development Programme 联合国开发计划署
UNEP	United Nations Environment Programme 联合国环境规划署
Unesco	United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization 联合国教科文组织
USAID	United States Agency for International Development 美国国际开发署
USFWS	United States Fish and Wildlife Service 美国鱼类和野生动物管理局
USNPS	United States National Park Service 美国国家公园管理局
WCED	World Commission on Environment and Development 世界环境与发展委员会
WCMC	World Conservation Monitoring Centre 世界自然保护监测中心
WCS	World Conservation Strategy 世界自然保护大纲
WHO	World Health Organization 世界卫生组织
WMA	Wildland Management Area 野地管理区
WRI	World Resources Institute 世界资源研究所
WWF	World Wide Fund for Nature 世界自然基金会(前称世界野生生物基金会, 现在美国仍称世

yr

界野生生物基金会)

year

年

生物多样性

——有关的科学问题与
合作研究建议

O. T. 索尔布里格 著



序 言

关于本丛书

MAB 文摘丛书由联合国教科文组织于 1989 年推出。该丛书包括下列内容：MAB 研究中出色的成果，近期的、正在开展的以及计划开展的 MAB 的某些特殊领域或题目的总体情况和新的研究动向与建议。每一期的读者对象都有所不同。部分文集以策划者和决策人为主要读者，部分以 MAB 项目的合作者为对象，还有一些文集的读者对象是广大的技术、研究人员，无论他们是否参与 MAB 项目。

关于 MAB 丛书第 9 集

本集从总体上介绍与生物多样性及其功能意义有关的重要学术观点和问题的基本情况。读者对象主要是科研机构。本集由哈佛大学生物与进化生物学系的 Otto T. Solbrig 教授撰写。他首先评述了生物多样性的生物学与生态学意义，然后提出将在研究中检验的假说。其基本目的在于为生物多样性基本理论发展做出贡献。更具体地讲，是介绍国际生物学联合会(IUBS)、环境问题科学委员会(SCOPE)以及联合国教科文组织(UNESCO)合作进行生物多样性的生态系统功能项目的设计。这个项目植根于 1989 年 6 月国际生物学联合会和环境问题科学委员会在华盛顿联合召开生物多样性的生态系统功能的讨论会。主要目的是确定需要进行国际合作的科学领域，探讨物种和生态系统多样性知识如何能对全球生态学作出贡献以及物种多样性对系统功能过程的作用等问题。华盛顿讨论会讨论了陆生和水生系统的植物、动物以及微生物多样性并提出了下列问题：关于物种、遗传物质和生态系统的丧失与改变的全球数据库的有效程度如何？物种与系统在全球系统功能过程中所起的作用怎样？诸如此类的问题使得华盛顿讨论会提出了可能进行研究的 4 个领域作为今后工作的基础，即生物多样性与景观多样性功能的作用及其对变化的反应；全球比较生物地理学；作为变化指示者的生物多样性的监测和促进野生种遗传资源保护的项目。

华盛顿讨论会的报告(di Castri 和 Younès, 1990)提供了 IUBS、SCOPE 和 UNESCO 进行生物多样性的生态系统功能合作研究的非正式协定的基础。初步计划已于 1990 年 6 月于马里兰大学向第四届国际系统和进化生物学会大会提出。同年晚些时候，即 11 月，MAB 国际合作委员会审查了正式计划并对其致力于全球比较生物地理学及把生物多样性作为全球变化的指示者进行长期监测与研究表示了极大的兴趣。本文集是对该合作项目进行深入规划的尝试。该计划还将在 1991 年 6 月的哈佛(Harvard Forest)讨论会、10 月的布莱特

(Bayreuth)讨论会及10月在苏联召开的生物多样性监测会议上进一步完善。这一系列会议的目的包括:本文集提出的假说的细致审查及其检验方法和手段的评价。

同时也希望本文集能对那些参加其它刚刚开始生物多样性方面的国际项目的人们有所裨益。这些项目包括 IUCN 1991~1993 年度计划中的工作,UNEP 发起的详尽阐述生物多样性国际公约的过程以及导致联合国环境与发展大会(1992年6月巴西)拟定召开的生物多样性的讨论。

摘 要

生物多样性是差异显著亦即有差别、不相同的生命系统的特性。生物学的多样性(bio-logical diversity)即生物多样性(biodiversity),此处定义为多样化的、有生命的实体群(group)或级(class)的特征。因此,每一级实体(entity)——基因、细胞、个体、物种、群落或生态系统都不止一类。多样性是所有生命系统的基本特征。由于生物系统是分成等级的,所以从生物等级的每个水平,自分子至生态系统,多样性都是很明显的。

近来,人们对于物种多样性的损失和作物与野生种遗传多样性的减少可能导致生态系统稳定性及其功能的丧失深感不安。这种不安主要起因于热带景观,特别是森林景观的迅速变化。然而,我们并未确知基因、基因型、物种乃至群落的多样性如何影响生态系统的功能。尽管百年的遗传学、系统学、进化论以及生态学的研究形成了大量的有关生物多样性对于维持生物体和生态系统正常功能的重要意义的资料,但我们仍然缺乏全面而严格的生物多样性理论。

本文中我们给出了创建完善的理论必须考虑的最为重要的论点概要。首先讨论了生命系统的两个基本特征:等级属性与复杂性,并指出二者是相关联的。继而,探讨了突变的作用,即正是突变过程,产生了遗传多样性并使得生命成为可能。我们知道,没有突变就不会产生变异,因此也就不会形成生命。突变产生多样性,但不是遗传多样性的唯一来源。

核酸(DNA 和 RNA)是信息的携带者,核酸分子具有通过核苷酸序列无穷的变异性保持其理化完整性的非凡的能力并使得生命成为可能,这一点现在已被广泛接受。如果只有一种结构具有活性或者一种构型的自由能显著不同于其它构型的自由能,则所有的自我复制系统将十分相似,而其结构会非常简单。

分化与物种特化产生物种多样性。在这些过程中,没有新的遗传信息形成。相反地,业已存在的信息都被分隔成间断的实体。虽然物种似乎是独立地起作用,但大多数种则在功能上相互联系而形成群落和生态系统。这些概念将在文中详加阐述。

本文的第二部分提出了一组假说,可以作为拟定生物多样性研究计划的模式。物种多样性的下降常被认为是管理问题。然而,好的管理必须依赖正确的原则。本文的假说必须看作是为形成明智的管理而制定合理而严格的原则的尝试。部分假说涉及已进行了深入研究且有大量资料的课题,另一些则是有待深入研究的新课题。

文章的最后部分介绍了依据比较生物地理学制定的生物多样性研究计划的纲要。经典

生物地理学致力于种的分布区及其时间与空间上分布的原因的探讨。如果某一区域种的数目未知且有大量的种未予描述,则必须发展新的更为有效的方法以完善经典生物地理学研究。这些新的方法应该利用遥感技术的优势并建立具有统计、分析能力的地理信息系统。

本项计划的另一个重要目标是创建一种系统的比较区域间生物多样性的方法论。为此,应运用现代信息与通讯技术建立评价生物多样性的地理信息系统(GIS)。该系统应利用卫星信息鉴定不同地理尺度上的种的集合,以进行长期监测。一旦可能,这些区域应包括 UNESCO 的生物圈保护区或与之相关地区。

最后,人类对于生物多样性问题的重要性不容忽视。人类是预期的气候变化的直接动因且将承受其影响。人类的重要性在于对灾害的管理以及人类行为的可能变化。为了防止气候变化的最坏结果的产生,了解诸如洪水、极端温度或风暴等潜在灾害事件的或然频率及其强度是重要的。去适应这些变化就意味着加强教育和人类生活方式的改变。

坚实的理论基础是这个计划成功的前提。此外,共同努力建立良好的通讯联系也是十分必要的。

前 言

近来人们对于物种丧失及作物与野生种的遗传多样性的减少给予了极大的关注(Ehrlich 和 Ehrlich 1981; Schonewald-Cox 等 1983; Hawkes 1983; Wilson 和 Peter 1988)。这种关注起因于世界范围内特别是热带自然景观的急剧变化(Ehrlich 和 Mooney 1983; Wilcox 和 Murphy 1985)。许多人预感到物种多样性的大规模下降将导致生态系统稳定性及其功能的丧失。同时也认识到,遗传变异减少引起作物生产力下降的危险要求繁育新品种予以补偿。目前,这方面的文献浩如烟海。这些问题源于历史的、经济的、社会的、伦理的、美学的以及生态学的观点(L. Brown 1981; Clark 和 Munn 1986; Soule 1986; Reid 和 Miller 1989; Ojeda 和 Mares 1989; McNeely 等 1990)。

从分子到整个生物群落的各个生物组织水平都存在多样性。本文所指的是生物多样性的生物学与生态学意义及其生物地理学含义。许多人以为生物系统表现的巨大的多样性是生物圈固有的功能发展的必要条件(Diamond 1988)。他们强调,多样性使得各个组织水平的生物系统能够适应不利环境,并从干扰中得以恢复。

然而,生物多样性的确切作用仍未充分明了。所有的生命系统均富变化。多样性是生命系统的普遍特征。生物多样性怎样影响生命系统的功能呢?

我们的周围不断地发生变化。一些物理环境中的变化是循环往复的,而另一些变化则难以预测。即使在循环变化中也经常存在完全随机的组分。激烈的环境变化是化石记录中物种丧失的主要动因(Stanley 1979, 1985; Signor 1990)。另一类变化源于生物的相互作用,例如竞争和捕食。这些变化都较为直接。多样性为有机体和生态系统提供了变化后恢复所必需的能力是可信的。然而,对此还缺乏足够的科学证据。

人类这个物种在资源竞争中的成功已使其成为最近万年中,特别是近两个世纪的变化的主要力量(Fyfe 1981; Bender 1986; McElroy 1986; Solbrig 1991)。人为变化的特点是降低生物多样性但增加人类社会的复杂性(Margalef 1980)。人类直接或间接地影响生物多样性。可更新自然资源的利用,特别是采掘工业,如林业或渔业由于资源枯竭及对非需要物种的破坏致使物种多样性降低。农业和畜牧业以毁坏或改变自然生物群落的方式损害生物多样性。自前农业时期至今,世界森林已减少了 1/5,从 50 亿公顷降至 40 亿公顷。温带森林损失的面积最大(32~35%),其次是亚热带稀树干草原和落叶林(24~25%)以及老龄的(old~growth)热带森林(15~20%)(世界资源研究所 1987, 1988, 1990; 世界银行 1990)。人类也间接地影响生物多样性,如改变土地利用方式,利用化石及生物量的能量以及改变水文格局。有意或无意地引入外源生物将降低区域间生物多样性。通过去掉绿篱与森林边缘等

方式简化景观的作法,降低了生境多样性,并导致较低的生物多样性。威胁生物多样性的较新而有力的来源是新型有毒的化合物的生产与向大气、河流及海洋中的释放。其中,碳氟化合物和一些氯化物农药是为人熟知的。不幸的是还没有足够的信息使这些影响精确地量化。

为了评价生物多样性的生物学意义,需要了解生物系统的两个鉴别特征,即复杂性和等级性。复杂性系指生物系统表现出的错综复杂的动态行为;而等级性则指生命物质可以组成一系列相互作用的水平:分子、细胞、组织、器官、个体、物种等。

虽然多样性发生在生物等级的各个水平,但物种丧失的后果引起了人们极大的忧虑(Ehrlich 和 Ehrlich 1981; Raven 1988; Wilson 1988, 1989)。另一方面,出于对作物的关注人们更害怕基因和基因型的减少(Oldfield 1984; Prescott-Allen 和 Prescott-Allen 1986; Plucknett 1987)。这两个方面是密切相关的。关心稀有和濒危物种的保护生物学家也关心缩减的遗传多样性,它伴随着适应潜力的丧失与育种缺陷的增加。对于景观多样性减少的警告亦有增多的趋势(Ehrlich 和 Mooney 1983)。虽然生物多样性起源于分子水平的多样性,但人们对后者却关注较少。

但物种丧失的关注与分类学密切相关。分类学家主要对物种的分类感兴趣且特别地对物种的损失潜势发出了警告。这也许是突出强调物种水平多样性的另一个原因。

本文中,我们将概述生物多样性降低问题的生物学与生态学前景。目的在于认识与生物多样性有关的主要的学术问题。首要目的是构建生物多样性的基本理论框架。只要可能,我们就将以可检验的假说的形式提出这些问题。其中一部分假说已众所周知且被研究,而另一些则知之甚少。我们希望这些假说能作为最后的生物多样性国际合作研究计划的基础(di Castri 和 Younès 1990),而且该计划以生物地理学研究为重点。我们无意直陈有关生物多样性保护途径问题。我们所期望的只是提供科学的理论基础,藉以形成有效的永续发展与合理保护的策略。

本文集可分成三部分。第一部分讨论了可信的生物多样性理论的要素,给出了生物多样性、生命系统复杂性及与生物等级属性相关的问题的定义。然后,论及多样性的起源与保持问题,包括突变的诱因、自然选择、选择单元以及基因型与表现型的关系。第一部分以多样性怎样影响群落与生态系统的功能的讨论结束,内容包括生物多样性与群落结构、生态系统的复杂性、生物多样性与稳定性以及 Gaia 理论的阐述。

第一部分是名为“有关生物多样性的假说”的第二部分的概念基础。后者又可分成三小部分,分别涉及(1)基因和细胞水平,(2)个体和种群水平以及(3)生态系统水平。此部分介绍了来源于第一部分讨论中的系列可检验的假说。第三部分即“生物多样性可行性研究计划的基本组分”中论及生物多样性计划的某些实践问题。

一、生物多样性的起源与结构

1.1 多样性的性质

1.1.1 定义与测定

按照牛津大学词典,多样性系互异的(*diverse*)状态,亦即有差异(*different*),不相同(*unlike*)。生物学多样性即生物多样性,此处定义为多样化的生命实体(*entity*)群(*group*)或级(*class*)的特征。因此,每一级实体——基因、细胞、个体、物种、群落或生态系统——都不止一类。多样性是所有生物系统的基本特征。由于生物系统是分成等级的(*hierarchical*),因此从生物等级的每个水平,自分子至生态系统,多样性都是很明显的。

生物多样性是时间和空间的函数。例如:遗传多样性可以指单一个体一生中异型结合性(*heterozygosity*)程度;或用以指特定时间一个种群在其分布区内的等位基因数目;亦可用于一个物种在其分布区及生活周期内等位基因的数目。这更增加了本已非常困难的多样性测定问题的复杂程度(Patil 和 Taillie 1979)。

测定生物多样性是一项非常困难而复杂的任务。系统的多样性可以分成两个主要组分。它们可能在实体数目(“丰富度”或“多度”)上不同,或在相对多度或相对重要性上不同。多样性可以用不同的方法进行测定(资料简介 1)。一种方法是简单计数不同单元的数目(丰富度);另一种方法是确定种的重要性等级(重要性曲线)(Whittaker 1972)。一种比较精确的方法是还要考虑每一类型的相对多度(即 Shannon—Weaver 多样性指数)。由于生物实体的数目非常大,而且大部分仍未描述与分类,所以我们只具有极为初步的生物多样性知识。

在许多温带及北极地区,陆生种的丰富度相对较低。具有合适的维管植物和脊椎动物的目录,作为植物和动物区系名录。同时还对无脊椎动物及非维管植物包括真菌作出了合理的估计。土壤中生物、细菌和病毒则知之不多。热带地区,物种多样性丰富,情况则大不相同。许多热带国家没有可信的维管植物及脊椎动物名录,对无脊椎动物、隐花植物和真菌的种类则仅有非常粗略的估计(di Castri 和 Younès, 1990)。该区的多数昆虫、土壤生物、细菌和真菌还必须进行采集与描述(表 1)。

无论是温带还是热带,海洋中的生物体都可能鲜为人知。海洋中的动物和植物门均具有最大的多样性(图 1)。例如,直到最近人们仍以为深海没有生命。可是今天我们知道其具有丰富的生物群落,有 800 多个已知种,隶属于 12 个门 100 多个科(Grassle 1989)。海洋热液

出口(hydrothermal vent)如称为“黑色吸烟者”的硫化物烟囱含有至少16个新的无脊椎动物科,这一点5年前仍一无所知(Grassle 1989)。近来新发现了全新的生物类群,称为微小浮游生物(Picoplankton),其细胞直径为1~4微米(Colwell 1984)。由于对这群微小浮游生物作用的无知以及缺乏适当的测定方法,海洋系统的生产力可能低估一半。

更精确测定多样性所必须的相对多度的估计在很少的地点且限于特定的分类群可以进行。有关野生种的遗传多样性则知之更少。

资料简介 1

怎样测定多样性

多样性系指实体集合中存在一种以上“类型”的现象。在自然生物系统中,经常见到多于一“类”的实体,恰如基因、个体或物种。每一个“类”的数量也不相同,即一个属中可能有许多种,每个种都由不同数目的个体所表征。这些个体又有不同的基因型,而每一基因型具有不同的多度等等。任何多样性的测定方法都应该不仅抓住二个样本不同的实体数量而且抓住样本中每一类的相对多度。

另一个复杂的问题是样方的大小和取样总面积。因为个体和物种既不具有相同的多度又非空间上规则分布。人们发现随着样方大小或取样面积增加,每个样方中种的数目也随之增加。因而,无论运用哪种多样性测定方法,其值都在变化。一种好的多样性测定方法必须考虑这种情况。

群落中每个基因型、表现型(“形态”)或种的个体数目从非常丰富的(“常见的”)变化到由很少几个个体组成(“稀有的”)。在足够大的随机样本中,个体频度的分布亦即一定数目个体的种的比例通常呈对数分布(Pielou 1969; Patil 和 Taillie 1979)。

然而,基因型、表现型和种在空间上并非总是随机分布。相反,常常是群聚或均匀散布。

因此,为了获得精确的多样性测定,必须知晓种内个体的相对多度和其空间分布。仅在一点上的简单的种类记录很可能丢掉多数稀有物种。

最为著名的物种多样性测定方法之一系 Shannon—Weaver 多样性公式:

$$H' = \sum_{i=1}^{i=s} P_i \log P_i$$

H' 测定不确定性,用它可以预测样方中遇到的下一个个体的种类; P_i 是研究区内种 i 的相对多度。

一个简单的公式为 Simpson 指数:

$$D_v = \sum_{i=1}^{i=s} \frac{1}{(P_i)^2}$$

用以测定由于个体增加引起的物种数量增加。最后是众所周知的“种—面积”曲线 $S=cAx$ 。式中 c 是常数; A 为面积,而 x 则为另一个常数。后者用以测度随面积增大而出现的种数增加,并由实验获得。

源于一个群落的样方的多样性通常称为 α 多样性以区别于标明不同群落之间多样性差异的 β 多样性。 β 多样性测定生境间的转换速率。另一方面, γ 多样性是某一地理断面上可比生境的多样性。 γ 多样性测定在某一生境类型中生态学的相似类型(ecological counterpart)在分布区上不重叠替代的程度(Cody 1986)。

表 1 已知的微生物种数及可能的世界总数^①

类 群	已知种数	世界总数	已知种比例
藻 类	40000 ^②	60000	67%
细菌[包括蓝藻细菌(Cyanobacteria)]	3000	30000	10%
真菌(包括地衣和酵母菌)	64200 ^③	80000	8%
病毒(包括质粒和噬菌体)	5000 ^④	130000	4%
原生生物(Protocist)(包括原生动物 不包括藻类和真菌原生生物)	30000 ^⑤	100000	31%
总 计	143000	1120000	13%

注:① 自 di Castri 和 Younès(1990), 据 D. L. Hawksworth (未发表);

② P. C. Silva(见 Hawksworth 和 Greuter 1989);

③ Hawksworth 等(1983);

④ 700 种植物病毒(Martyn 1968, 1971), 1300 种昆虫病毒(Martugnoni 和 Iwai, 1981); 其余估计为其它寄主病毒;

⑤ Wilson (1988)。

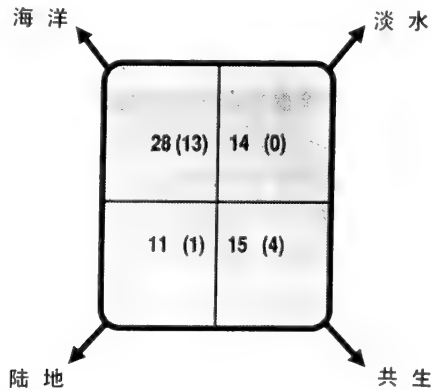


图 1 不同生态系统中总计(和特有)门数

1.1.2 生物多样性的组成

所有的细胞、有机体、种群和物种均有发生、生长、繁殖与死亡的过程。一些作者(di Castri 1991)也认为上述过程亦可适于群落。因此,实体的数量与多度(即系统的多样性)处于不断的变动中。从研究的角度出发,一般将产生多样性、保持多样性与降低多样性诸过程区别开来。遗传的多样性最终起源于分子水平的基因突变(广义的,包括点突变、染色体突变及其相关的过程,如转导)。遗传重组也影响个体和种群多样性。各种各样的消除变异的过程降低多样性。我们将这些过程统称为“选择”,尽管不是所有的选择过程都降低多样性(例如平衡多态和歧化选择可以增加遗传多样性)。多样性的存在并非一定意味着选择过程有差别出生(differential birth)和(或)死亡。然而,各种关于生物多样性存在的理论都将其与某种选择或优化的过程相联系。达尔文的有机体水平的选择说是其中最古老且最为熟知的

理论。不甚了解的是系统中多样性保持的机制。

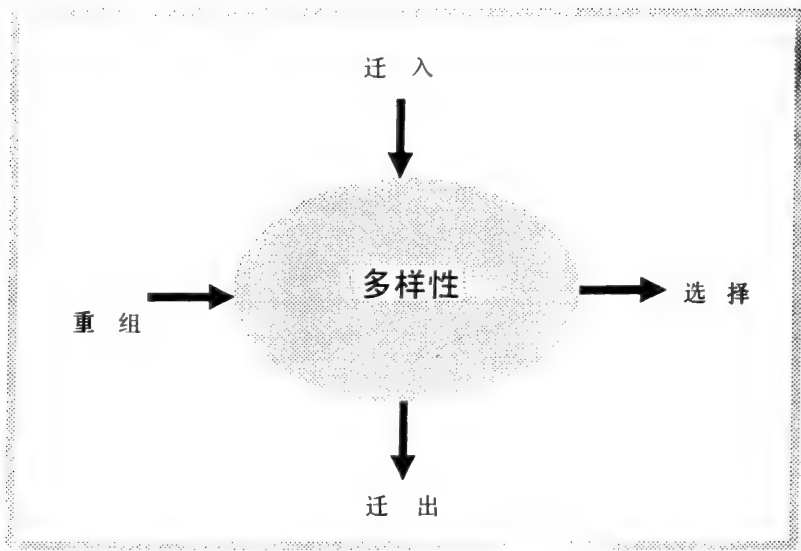


图2 广义的生物多样性模型

多样性包括两类波动过程(图2): 新的多样性通过突变、重组及其相关过程不断注入生物系统(从细胞到生态系统)。另一方面, 它又被选择所消除。每个变异从基因突变到群落的变异最后都将消失。这可能是一个非常快的过程(一些突变立即被淘汰), 也可能是该变体存活很长时间。马蹄蟹(Limulus)形成于20亿年前的三叠纪, 蟑螂起源于石炭纪就是例子。新突变(广义的)产生的速度与其被淘汰的速度共同决定系统的实际多样性。

突变和选择的过程可从两种途径去考虑。第一种观点认为突变和选择是随机的、独立的过程, 不受系统性质的影响。据此, 不存在主动的多样性保持过程。另一方面, 生物系统维持正常功能可能需要一定程度的多样性。若真如此, 则可能存在影响突变和选择速度的系统反馈机制。亦可能存在多样性阈值, 低于它则系统就会崩溃。依这种观点, 系统的多样性是主动维持的。第二种观点更普遍地被接受(Sepkoski 1978; May 1984)。目前, 主动保持多样性的真实过程仍不清楚(Hoffman 1989; Signor 1990)。

多样性的概念与另外两个概念: 生命系统的复杂性及其等级属性密切相联。

1.1.3 生物学复杂性

众所周知, 生物学功能极为复杂。复杂性可有多种含义, 广泛承认的概念为复杂的(Complicated)、难理解的(intricate)。生命有机体在这个意义上是复杂的。在信息异常丰富这个意义上也是复杂的(意思是莎士比亚的戏剧比儿童的书更为复杂, Chaitin 1975; Parisi

1987, 1991)。生物系统由于具有十分繁杂的动态过程,所以也是复杂的(Schuster 1986; Nicolis 1991)。

一种关于生物系统功能与调节的构想源于对生物学简化方法(reductionist approach)的探讨。从这种观点出发,要认识一个系统必须按其组成部分进行分析。据信,理解物种行为的线索在于其生理学和遗传学;而了解群落行为的线索则存在于个别种的行为等等。据此,一个系统的全部属性只有以其组分的(underlying)结构与功能为基础,才能彻底地理解。

还有另一种更全面的观念,即认为系统大于其各组分之和。根据这种观点,系统具有新的性质,称为突生性(emergent properties)。如果只是对其组分单独进行分析,无论这种分析多么精确、完善,都不能预测系统的这些新属性。突生性概念是复杂性概念的核心(Solbrig 和 Nicolis 1991)。生物系统是分级组织的,等级(hierarchy)的每一水平(level)都有新的性质的概念就是上述第二种观点的衍生物(Allen 和 Starr 1982; O'Neill 等 1986)。依此观点,如果生物系统是分级组成的,每个过程可以看作是时空等级中每一水平上的稳定的或分裂的因子,则多样性就能较好地理解。同理,生物系统也不仅仅是其组分相互作用的结果,而是等级中较低水平被发生于较高水平的现象所制约。全面的途径与简化的途径的差别可能比现实更明显,因为实体间相关的属性在任何分析中都必须考虑(Sober 1984b)。

游离的生活细胞较之多细胞有机体的细胞对环境的依赖更直接,更易为其抑制。温度对植物代谢活动的影响较之对比较复杂的恒温动物的影响更强烈。这些例子表明了复杂性进化的直接结果。虽然复杂性在等级的较低水平上创造了体内稳定性(homeostasis),但对较高水平来说则并非必不可少。多细胞有机体的细胞可以减轻物理环境的压力。然而,多细胞有机体也和单细胞有机体一样受其环境制约,只是方式不同而已。虽然较大的复杂性使得一些有机体能克服一定的环境限制,但限制的排除是压制其它类群的结果。例如,尽管只有多细胞有机体具有真正的运动或飞翔;但也只有原核生物能在温泉中生活或还原氮素。

生物复杂性也发生于不同的时空尺度或频率的生命过程。结果,尺度成为生物学研究中最讨厌的问题。什么样的尺度适于描述基因的、细胞的、种群的、群落的以及生态系统的变异力?分子、原子、细胞或大部分生物个体在空间上具有很确定的边界,而种群、群落和生态系统则很难确定边界。

每种生物都有不同的性能和限制因素,这些不同复杂程度的生物在同一地点的出现,产生了新的水平的复杂性——生态群落复杂性。生态系统的复杂性促进了能量和物质的流动,增加了组成种类的现存生物量,产生了新的可资特化物种利用的独特环境。例如,单细胞光合原核生物通过固定空气中的碳和氮,吸收环境中或雨水中的其它养分可能无限期存在。高等植物能以比其原核生物祖先高得多的速率固定碳、吸收养分并形成大量的现存生物量。然而,被子植物因不具有固氮功能而不能独立地无限期存在。而且,由于其高强度的养分需求,终将耗尽土壤中的养分,除非它与分解植物残体并将基本的矿物离子归还土壤的有机体共存。

1.1.4 等级理论(hierarchy theory)

生物学等级至少有4种含义,由此产生了很多混乱。首先是分类学等级。这里的等级是分类的划分,可能拥有生物学意义也可能没有。共有某些特征的种划归同一个属;具有某些属性的所有属隶属于同一科,以此类推。

第二类是系统发生学等级亦即具有共同祖先的等级。共有一个近代祖先的种划归成一个分支(clade);共有一个近代祖先的分支划成更高级的分支,以此类推。当这些等级基于共同祖先的良好的化石证据时,则具有较大的生物学揭示性。典型的祖先是根据独特的、通常是形态的或生物化学的共有特征而推断的(Kemp 1985)。

生物学上的第三类等级是结构等级。树由根、树干以及各级树枝构成;每一构件又由各种类型的组织构成;每一种组织再由特化的细胞构成;每一类细胞又由特殊的细胞壁、细胞膜、细胞质和细胞核等构成。结构等级反映了复杂性的真实层次。然而,存在一个问题,是否科学家认识的结构水平受我们测定能力的影响不比系统固有属性的影响大呢?

第四类等级是功能等级或控制等级。按照分级理论(Allen 和 Starr 1982),有机体由在热力学基础上构成等级的稳态子系统形成(Nicolis 和 Prigogine 1977)。具有这样性质的系统可能是较为稳定且能够进化的系统。这里我们特别重视最后一类等级。

根据定义(Darwin 1859),如果物体(objects)间存在遗传的变异,自然选择就影响这组物体。有许多生物学单元符合这一定义。这些单元从大分子和基因到细胞系、个体生物、种、种系(phyletic lineages)以及群落不等(Wilson 1983; 1988, 1990; Buss 1987)。作为纯个体现象的自然选择概念起因于历史的条件及人们认别个体生物的倾向。

如果自然选择在许多层次上发生,那么怎样想象理解进化过程呢?人们能假定基因、细胞、个体和物种分别进化并非协同吗?

对于这一棘手问题的一种解释是:假定在不同且间断的组织水平上存在动态的组分等级(Allen 和 Starr 1982; Eldredge 和 Salthe 1984; O'Neill 等 1986)。给定组织水平的单元由下一级要素构成,后者又由再下一级的要素构成,如此类推。隶属于一定水平的所有单元均为上级水平所包含,形成巢式(nested)功能等级。该理论非常重要的假设是不同等级水平的单元不能在同一个动态过程中互相作用,但能相互抑制以致于形成其它水平单元行为的限制。这种相互作用在相邻水平间是最有效的。例如,叶子气孔的张开与关闭直接影响叶片气流的出入以及光合与呼吸作用的速率,但不能直接影响叶子细胞中 mRNA 的功能。如果光合作用速率的变化影响细胞环境中高能键的有效性,继而干扰蛋白质合成,则对 mRNA 活动的间接影响就会发生。

按照这种观点,环境可以排列成一系列等级水平,每一水平都对其上一级和下一级水平施加影响。例如,太阳系是个等级系统,其组分是太阳和各种行星。据信,太阳与行星间的某些关系包括周知的 Milankovitch 间断性,影响地球从太阳获得的能量并导致冰期与间冰期低温和高温的交替出现(Imbre 1984)。温度的变化(与降水量的变化相结合)依次造成气候的多样性,后者影响土壤形成过程与地貌的分布格局。这些又有助于时间与空间上的植被类型的确定并作为进化的选择动力。围绕太阳的地球轨道的变化未对植被施加直接影响,而气候则有。

自然单元的等级组织的预测是:任一等级水平上的变化只有当其不对高级等级水平施加有害影响时才能被选择。例如,影响细胞膜结构且增强其功能效率的突变只有当突变的细胞膜不限制细胞的其它功能,变化的细胞不抑制其组织和器官功能等等的时候才能被选择。按照这一理论,如果该突变对有机体的功能施加消极影响,它将被淘汰,即使突变的细胞膜可能为该自由生活细胞带来利益。另一方面,如果花能吸引更多的传粉昆虫,等级理论支持对消除花瓣细胞中叶绿素突变有利的自然选择。假如这些花瓣细胞是自由生活的细胞,这种突变就不会被选择。然而存在该理论的预测明显矛盾的例子。例如在减数分裂驱动(meiotic drive)中(Sandler 和 Novitski 1957)存在对特殊基因的选择,然而携带此基因的有机体并不一定增加存活和繁殖力(如减数分裂驱动可能改变性比,对亲本的适合度(fitness)不利。然而,减数分裂驱动并非普遍现象。另一个可能的例子是自私 DNA(Doolittle 和 Sapienza 1980; Orgel 和 Crick 1980)。自私 DNA 系指无编码但能自由复制的染色体基因内区序列(intron sequences)。根据该理论,如果自私 DNA 耗尽细胞应用在其它方面的能量和物质,则该 DNA 就应消掉。悬而未决的问题是自私 DNA 消耗的能量和物质是否是重要的。等级组织(hierarchical organization)对于有机体的分子水平是容易想象的,此处的等级是巢式,排列即所有低水平的等级均包含在一个高级的阶元中。另一方面,物种可能是一个以上群落或生态系统的组分。一种突变可能对生活在某种环境中的种有害,而当其生活在另一种环境中时可能无害。等级理论的正确性在群落或生态系统水平上可能比低级组织水平上更有争议。

下列三类因子在时间与空间上控制任一生物系统的生长:①对系统需要的资源有效性有决定作用的外部环境力量;②系统的种群统计特征,如最大繁殖速率、年龄结构、最大生活期限等;③与其它系统的相互作用,既包括同源的(即属于同一等级水平的)亦包括异源的。个体水平的系统相互作用通常包含在“竞争、共生及捕食”等概念中。很显然,在种群和群落水平,这些术语必须重新定义。不是与其它系统的所有相互作用都一定是负向的。

将复杂的生物系统看作是分级组织的,可以简化研究。分级组织的生物系统的研究者面对的关键任务是确定系统功能间断(discontinuities)发生的时空水平及其相互间的功能关系。如果这些间断性反映了生物系统的自然的等级结构,则这不是一项轻松的任务。

等级理论无疑具有启发性。特别是对于系统学与进化的研究更是如此。然而,目前其预测能力仍有局限性。

二、多样性的起源与保持

2.1 突变和遗传多样性的起源

自然选择不产生多样性。多样性是生命系统(及其它复杂系统)的基本特征。突变和选择决定在任一时间存在哪“类”多样性。

突变(广义的,见资料简介 2)是“创造”遗传多样性的过程,也是创造生命的过程。下述概念已被广泛接受即由于核酸(DNA 和 RNA)是“信息携带者”而使得生命成为可能。核酸是磷酸、5 碳糖(核糖或脱氧核糖)以及 2 种嘌呤(鸟嘌呤、腺嘌呤)和 3 种嘧啶(胸腺嘧啶、胞嘧啶和尿嘧啶)碱基的冗长聚合物。一个磷酸分子、一个糖分子和一个碱基组成一个“核苷酸”。核酸具有下列特性并使生命成为可能:

(1) 如果一个鸟嘌呤对应一个胞嘧啶,一个腺嘌呤对应一个胸腺嘧啶(反之亦然)(RNA 中尿嘧啶取代胸腺嘧啶),则每一类核苷酸的相对数量不对核酸的分子结构产生重要影响;

(2) 核酸分子由两条相互镜像的平行链(严格说来,逆平行链)构成。分开时,可以产生新的镜像链,致使两个与原链相同的拷贝形成(复制);

(3) 核酸分子的完整性及其复制功能不受核苷酸对的加入或丢失的影响;

(4) 核酸分子上的核苷酸序列(认读时以 3 个核苷酸为一个单位称为“密码子”)组成“密码”或“语言”以决定相应蛋白质的氨基酸序列。总共有 $4^3=64$ 个密码子即“遗传密码”。遗传密码是富余的,61 个密码子携带 20 种氨基酸的信息。其余 3 个密码子具有特殊含义,用以指示信息的起点与终点。“基因”或“顺反子”(详见下文)是足以指导多肽分子合成的一组特殊命令(资料简介 3)。

(5) 复制时有规律地发生或然“错误”(核苷酸对的加入或损失,密码的改变即一个或多个鸟嘌呤——胞嘧啶碱基对被一个或多个腺嘌呤——胸腺嘧啶碱基对所替换,反之亦然)。这些“错误”称为突变。没有突变,我们所理解的生命就不会发生,因为没有变异产生。突变造就多样性,但不是遗传多样性的唯一来源。

核酸分子由于其核苷酸序列几乎无限的变异性而具有极大的保持其理化完整性的能

力。这一属性使生命成为可能。假如只有一种类型能存活,或者一种形状的自由能明显不同于其它形状的自由能,那么,所有自我复制系统将会十分相似且结构极为简单。产生生命及其多样性的是经常出现的突变(最广义的理解)和各种核酸构型具同等充沛的存活力(Eigen 和 Schuster 1982; Schuster 1986, 1991; Szathmary 1989)。

遗传信息由诱导合成的模板传递。遗传信息在细胞分裂期间通过复制过程自我维持:

DNA 复制 DNA 和 RNA 复制 RNA

细胞内的信息流动如下所示:

DNA 转录 RNA 翻译 蛋白质

资料简介 2 突 变

遗传信息的变化称为突变。存在着不同类型的突变。为人熟知的是点突变,之所以如此称谓是因为点突变涉及由于基因复制中的错误造成一对核苷酸(或很少的核苷酸)被另一个核苷酸对取代的过程。当一个碱基对被完全不同的另一个碱基对取代时(如 A-T→G-C)称其为转换(transition)(Brenner 等, 1961),转换可以通过碱基离子化或通过化学诱变剂而自然发生(Auerbach 和 Kilbey 1971)。

其它常见的突变类型是重复和缺失。DNA 小片断(也许一个或二个核苷酸对)可能是自然地或由于紫外辐射而丢失或重复。这样的突变经常叫作微小损伤(microlesion)。细胞分裂期或减数分裂交换期的错误配对可能产生小型或大型重复和/或缺失。

与缺失和重复密切相关的另一类突变是所谓的“移码突变”。由于 DNA 密码从一固定点始以 3 个核苷酸为一组进行阅读,因此,一个或二个核苷酸的插入或缺失,在转移 RNA 阅读时将产生核苷酸分组的变动(shift)。

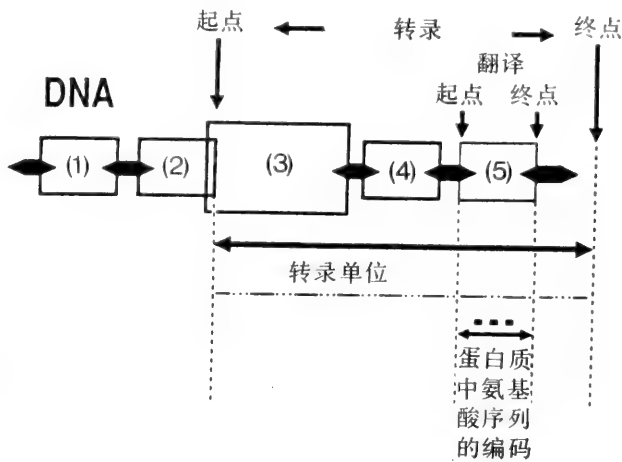
其它类型的突变包括基因组织方式的改变。例如,个体基因可能通过称为转位(transposition)的过程从染色体的一点移至另一点。基因从染色体的一点移至另一点时,经常改变其表达或相邻基因的表达。许多细菌和高等生物具有“转位”基因或“转位子”,即所有经常自发改变基因组中位置的基因。许多转位子存在于染色体周围的多重拷贝中。果蝇(Drosophila)的转位子可达其 DNA 总量的 5%。虽不甚常见,但人类中也有转位现象。一类称为反转录病毒(retroviruses)的 RNA 病毒可引起相似的效应。这些病毒生成 DNA 并将其并入染色体,且可修饰其它基因。人类的反转录病毒常与癌症及爱滋病相联系。

一些突变的来源及类型列举如下:

来 源
电离辐射
紫外辐射
化学诱变剂
不等交换
自然发生
自然发生

突变类型
缺失、移位
DNA 修复错误
单核苷酸替代
缺失、添加、倒位
单核苷酸替代
移码(framshift)、短缺失(short deletion)

孟德尔(Mendel)第一次提出基因概念的时候,他只是想到了一个抽象的名词。早期的遗传学家认为被重新发现的孟德尔的基因就是染色体上的一种物质结构,“线上的一颗念珠”。然而,从一开始人们就在寻找基因的物质实体。直到 Watson 和 Crick (1953)提出 DNA 就是遗传物质时止,大约花费了 50 年时间。到基因的全部复杂性均被揭示时又花了 30 年时间,且许多实验室进行合作研究。



上图显示了基因的组成。基因的主要部分是其编码序列(5)。此处可见携带合成多肽指令的密码。该密码不要求一定为连续的序列,而经常由嵌入非编码序列的“内含子”(intron)的基质中的称为“外显子”(exon)的编码序列组成。在编码序列的起点和终点存在特殊的“翻译序列”,其告之核糖体何处开始及何处结束翻译。核糖体认出 mRNA 并附着其上也是必要的。所以,在发出开始转录信号的位点前可以见到核糖体识别位点(4)。还存在一个特殊序列,以告之 mRNA 何处开始转录。在此处与核糖体识别位点之间是调节蛋白质结合位点(3)。这是一种允许或阻止(根据情况而定)基因转录的蛋白质。这种方式,只允许那些特定细胞或发育阶段需要的信息被阅读。但是只有 RNA 多聚酶分子首先附着在 DNA 分子上时,转录才能发生。这又需要一个特殊的 DNA 序列(2),该序列必须定位于 mRNA“起始”转录位点之前。最后,只有当 DNA 分子解链(unwind)时,整个过程才能发生。所以基因的第一个位点是解链位点(1)。简言之,这就是我们现代基因概念,与孟德尔的原初概念相比已有很大变化!

信息从核酸到核酸或者从核酸到蛋白质流动,但不能从蛋白质流动到核酸。这个所谓分子生物学的“第一教条”(first dogma)对于理解产生生物多样性的机制是至关重要的。它意味着只有多样性产生的信息可编码入核酸,并代代相传。多样性的其它来源残缺(mutation)、环境诱变、环境与有机体相互作用引起的改变、获得性变异等每一代都必须重新形成。

2.2 核酸的复制

全部 DNA(和 RNA 病毒中的 RNA)皆能复制,所以可以从细胞传递到细胞。大约有万分之一的密码子(精确数字在顺反子与种间差别很大)在复制过程中为突变所改变。然而,不是所有的 DNA 在其细胞的存活周期内都被转录。目前对于多少 DNA 被转录还不清楚,只有当整个基因组都被定位后才能确知其详。未被用于蛋白质编码的 DNA 数量似乎是很丰富的,从小型病毒的少于 1%变化到人类及其它哺乳动物的近于 97%(Grantham 等 1986)。

DNA 复制需要有原料(磷酸、脱氧核糖及相应的嘌呤和嘧啶碱基;见资料简介 4)和某些酶(如 DNA 多聚酶)的存在。同时也需要适当的物理环境和能量来源。细胞提供了这些条件。细胞是一组非常复杂的由被转录的 DNA 分子片段携带的指令执行的产物。DNA 翻译成蛋白质是细胞中重要的过程。在分裂旺盛的大肠杆菌(*Escherichia coli*)细胞中,翻译结构本身(核糖体、转移 RNA、氨酰 tRNA 合成酶以及起始、伸长和释放因子)就占约细胞干重的 40%(Lewin 1987; Gouy 和 Grantham 1980; Bulmer 1988)。

正常情况下,细胞每分裂一次,细胞核中的 DNA 就全部复制一次。因此,细胞核中的 DNA 始终保持衡量。DNA 组织成染色体有助于保持基因顺序及 DNA 的数量稳定。某些组织中,整个基因组复制(核内有丝分裂)而不伴以相应的细胞繁殖。虽然在核内有丝分裂期间 DNA 总量发生了变化,但是每个密码子的相对比例并没有变。

另一个已知的特殊现象是:某些 DNA 片段可能在细胞核中进行异相(out of phase)复制,这一过程称为重复。整个进化过程中的重复致使高等生物的 DNA 倍增,以至于其 DNA 片段存在许多拷贝(并称之为重复 DNA)。考虑到新的多肽链的形成,重复至少保持一个拷贝的基因象以前一样发挥作用。重复是生物多样性增加的主要因素。

这些发现的一种解释(Dawkins 1976, 1982a)是:生命的精致与复杂,本质上不过是为 DNA 的复制提供媒介的一种方式。虽然从分子水平上考虑这种解释是有道理的,但按照生物圈的等级描述看又是不全面的。

2.3 突变的效应

尽管所有的核酸皆能突变,但我们可以将其区分为 3 个不同的类型:①RNA(存在于具有 DNA 的生物体中)的突变大部分被细胞中的水解酶类【其遗传学名称为“读保护(proof-reading)”酶】所消除。这些酶保证了各种 RNA 能够忠实地转录可转录(transcribable)DNA 密码中蕴含的信息。②不能转录 DNA 或能转录但不能被转译的 DNA(内含子)中的突变。限于目前的知识水平,这种突变除影响转录机制本身【如催化区(activator region)的突变】外没有可见效应。③可转录又可翻译的 DNA 中的突变,这些突变是经典的遗传学突变,其效应已在许多水平上进行了非常详细的研究。正是这些突变对大多数观察到的生物多样性的起源做出了贡献。密码子突变也可以再分成两类:(a)“中性”的突变;(b)在编码的氨基酸中产生变化的突变。由于密码的富余性,致使密码中的许多突变成同一种氨基酸的不同的密码。改变氨基酸的突变又可进一步分为影响蛋白质功能的和不影响蛋白质功能的突变。这两种突变的区别不如前述类型那样绝对。

正是突变影响了蛋白质功能,通过产生新的酶类而创造遗传多样性并为复杂结构的进化提供了条件。

资料简介 4

一些定义

氨基酸(amino acid): 是一个氨基($-NH_2$)、一个羧基($-COOH$) 和一个氢原子以及一个侧基(side group)都结合到一个中心碳原子上构成的分子。氨基酸性质及独特的化学属性取决于侧基。蛋白质中有 20 种不同的氨基酸(每一种由其侧基特异性地确定)。此外,还有大量的非蛋白质氨基酸存在。

顺反子(cistron): 系功能基因的同义词。为一个核苷酸序列,被转录时将生成一个具有生物学活性的核酸。

密码子(codon): 系 DNA 或 RNA 分子中 3 个相邻核苷酸的序列,代表特定氨基酸在多肽链中位置的“密码”。

外显子(exon): 为被中断的基因片断,体现于最终 mRNA 中。

内含子(intron): 为被转录的 DNA 片断,但在翻译前被从 RNA 转录本中移走。

核酸(nucleic acid): 反复出现的亚单位核苷酸的长形多聚体。

核苷酸(nucleotide): 系核酸的亚单位,由一个五碳糖、一个磷酸根和一个含氮(有机氮)碱基组成。

多肽(polypeptide): 系由肽键连接的氨基酸长链。一种蛋白质分子可以具有一个或一个以上的多肽。

嘌呤(purine): 大型双环的有机碱基。

嘧啶(pyrimidine): 单环有机碱基。

复制(replication): DNA 分子的重复过程。

核糖体(ribosome): 含有自身 DNA 的细胞器,为蛋白质合成的场所。

转录(transcription): 将顺反子编码序列中蕴含的核苷酸序列拷贝到单链“信使”RNA 分子之相当的核苷酸序列的过程。

翻译(translation): 核糖体上多肽变化的集合,即用 mRNA 的密码确定蛋白质中氨基酸的顺序。

三、多样性的保持与进化

正如达尔文(1859)提出的那样,通过自然选择把生物多样性与进化论紧密地并列起来。达尔文的原初程式以个体和物种为基础。100年来都假定选择的单位是个体生物。近40年来的分子遗传学的发展使得我们能够完善达尔文的原初观点。不幸的是各种各样的新达尔文主义的保卫者与反对者造成了许多混乱。争论激烈的焦点是选择的单位。在讨论这个问题之前,简单回顾一下达尔文理论是有益的。

3.1 自然选择进化论

进化论可理解为4个公理。据此,进化成为逻辑的必然。

公理1. 存在一组具有不同性状的繁殖个体。

公理2. 子代的性状与亲代正相关

公理3. 在一定的环境中具有不同性状的个体间存在不同的存活率、繁殖率和(或)死亡率。

公理4. 对存活率、繁殖率和/或死亡率的差别有影响的环境变化速率较低。

所以,必然产生具有某些性状的个体频率增加,具有另一些性状的个体频率下降的结果。

然而,进化就是一定时期内一组个体的组成变化的过程。达尔文将自然选择一词用于存活率、繁殖率、死亡率产生差别的过程。适合度(fitness)系“个体”存活率、繁殖率以及死亡率差别的量度。

本文的“个体”系指具有繁殖且把某些或全部性状传递给子代的能力的任一等级水平(hierarchical level)。毫无疑问,单个生物(single organism)具有这种能力;从这种意义上说,一般认为种群[同类群(deme)]也可以是个体;人们越发感到物种甚至谱系也可以如此考虑(Vrba 1989)。群落和生态系统象这里所谓的个体一样发挥功能的观点很少得到支持。

一般情况下,自然选择降低繁殖“个体”群的变异性。如果自然选择的时间足够长,最后所有个体将变成相同的或极为相似。然而,新变异不断地由突变产生,此乃生物系统的基本特征。这会产生两种相反的力量:一方面(突变)创造多样性,另一方面(选择)减少变异性。结果是保持一定水平的多样性。某些时候(如两个种杂交的时候)自然选择也可以导致多样性的增加,但这种情况并不常见。

突变仅仅是核酸的属性。与可以发生在一个以上等级水平的选择和进化相反,突变是高度特异的,仅限于DNA。核酸,只有核酸是遗传信息的载体;核酸,只有核酸能够突变,产生新的遗传信息(Dawkins 1976, 1982a, 1982b)。

3.2 进化与资源限制

直到现在,我们还没有述及为什么个体间会存在存活率、繁殖率及死亡率的差异。为了理解这一点,有必要引入资源限制(resource limitation)概念(Townsend 和 Calow 1981; Solbrig 1981; Eldredge 1986; Brown 和 Maurer 1989)。

核酸复制需要能量和物质。细胞、组织以及有机体的生长、繁殖也需要能量和物质。然而,能量和物质是有限的。环境中资源的可利用性限制了个体生物繁殖的速率及其生存的能力。能够充分地汇聚资源的个体比不能充分汇聚资源的个体的繁殖与存活的几率高。DNA外显子中的突变不断地输入变异,其中一些可以提高其资源汇聚效率,从而被选择。这种效应可能出现在生物等级的许多水平上:从分子水平的蛋白质合成效率到有机体水平的植物水分吸收效率乃至群落水平的植物与其特异的传粉者之间的互惠共生效率。资源限制形成了许多水平的选择。

替代核酸(alternative nucleic acid)分子(亦即核苷酸顺序不同的分子)不具备有区别地(differentially)增加其存活与繁殖能力的特征。给予适当的环境和资源,特定物种的所有核酸分子(不管其核苷酸组成)都以同样的速率复制。核酸分子通过对其嵌入的载体或媒介物施加影响而表现存活率差异。这些媒介物可能是纯培养中的单个生活细胞或者是生活于复杂群落中的多细胞有机体。它们在贮备资源的能力上不可避免地存在差异。因而也会在存活力与/或繁殖力上明显不同。

四、基因型和表现型

核酸仅能直接影响多肽分子中氨基酸的顺序。多肽链的氨基酸顺序、化学和物理学法则以及环境特性(水合度、pH 值、含盐浓度等)决定蛋白质分子的三维结构及其酶或其他特性。遗传密码不携带有关这些特征的信息。我们称这些新的特征为突生性状(emergent character)。进而,细胞环境中不同的酶可能相互影响,而物理环境则减缓或阻止某些化学反应。这也构成了一种突生性状,但隶属较高层次。我们可以增加级别(level)以表现与每一级别复杂性同时出现的新的突生性状。这些性状都未在 DNA 分子中编码。然而,它们却影响具有这些性状的个体的适合度(如存活率和/或繁殖率差别)。自然选择(如上文定义)长期保留某些突生性状而消除另一性突生性状。

这一相互作用过程的最后产物称为表现型以对应于组成基因型的可被转录的 DNA 分子片段中携带的实际指令。自然选择直接作用于表现型而仅仅间接作用于基因型。

与选择有关的问题(issue)是关于什么被选择的问题(question),这是个重要的且悬而未决的问题。由于保持基因适合度的性状被选择,则与全球环境相互作用就是第二位的。Gaia 假说的支持者居另一极端。他们坚持整个生物群落(包括物理因子)是一个与物理环境相关的巨大的反馈系统。据此,生物群落是一个巨大的控制系统。

4.1 变异的分隔:分化和物种形成

突变和选择是谱系内产生变异的过程。分化和物种形成则是将这种变异分隔(partition)成间断单元(discrete unit)的过程。在分子和细胞水平上,发育期间的分化使新的细胞类型、组织和器官进化。分化大多通过激活某些基因、抑制另一些基因(作为对内外环境信号的反应)而不是通过改变 DNA 结构达到。除有性繁殖生物外,发生在已分化的细胞、组织和器官中的突变一般不能遗传。然而,激活分化过程的信息全部编码在遗传物质中。

更为重要的把连续变异分隔成间断单元的机制是物种形成(speciation),即把原来统一的基因库(gene pool)分割成几个独立的子基因库(daughter gene pools)。每一个这种新的基因库(等于一个种)都可通过突变、重组、选择和遗传漂变(genetic drift)获得一组独特的性状(细胞的、组织的、器官的以及有机体的)。物种水平变异产生的机制一直是器官进化领域内大量研究的焦点(Stebbins 1950, 1974; Simpson 1953; Andrewartha 和 Birch 1954; Grant 1963, 1981; Mayr 1963; Wright 1968 — 78; Dobzhansky 1970; Lewontin 1974; Charlesworth 1980; Futuyma 和 Slatkin 1983),此处不拟评论。

4.2 选择的单位(units of selection)

现已存在大量的有关选择单位的讨论(Lewontin 1970; Ghiselin 1974; Dawkins 1976, 1982a; Waide 1978; Hull 1980; Wilson 1980, 1983; Sober 1984a, 1984b; Mayr 1988)。一些作者(Dawkins 1976)主张选择仅仅发生在基因水平, 而另一些人(Sober 1984a; Wake 和 Roth 1989; Vrba 1989)则依照调查中的属性提出了选择单位的等级(hierarchy)。

任何被改变后(modified)最终达到全球性或区域性适合度极大值即由于较高的资源利用效率而增加其存活率和/或繁殖率, 降低被捕食的能力, 增强对环境胁迫(stress)的抗性等的实体均为选择的单位。如果一种组织内的两个细胞在适合度上存在差异, 而且二者独立繁殖(象群体生物那样), 我们就称其为选择单位。同理, 如果种的显示其个体单位(individual unit)在适合度上有差异, 我们亦称其为选择单位。但是, 最重要的选择单位是个体生物, 可以是一个病毒、一个单细胞原核生物或一个多细胞真核生物。

总而言之, 多样性的保持与进化受两种不同的力驱动。一个是核酸携带信息并自我复制的性质; 另一个是能量与资源的竞争。这种竞争不仅是为了核酸的复制, 而更多的是核酸载体的复制。由于新的性状(突生性状)的出现造成的复杂性的增加使后者获得了自身的重要地位。

五、生态系统水平的多样性

上文中简单地介绍了分子、细胞及有机体水平的变异的起源和保持。现在从生态系统水平对生物多样性予以探讨。重点将放在许多控制物种和群落多样性的因子以及多样性是否是种、种群和群落功能发挥的必须条件上。根据需要,这一讨论将是简明扼要的。

分子、细胞及器官与种群、种及群落间的根本差别在于前者形成了一个等级系统,而后者则并非如此。所有的分子都包含在细胞里,一定类型的所有细胞又包括在组织中,如此等等。物种种群的情况则与之不同。一定种的种群可能是群落 A 的部分,同一种的另一种群可能是群落 B 的一部分。这一关键区别在有机体和机体以下水平上是没有问题的,而将其推广到高等级水平概念,如出生、死亡、突变和自然选择时则出现了问题。

5.1 物种及高级分类单位的多样性

进化论预言,所有的生物都通过单一的一般是等级的谱系相联系。前文述及的突变、选择和物种形成过程提供了严密的理论,以解释这种关系的起源与存在。这种所谓的新达尔文主义进化论植根于坚实而大量的分子遗传学、细胞遗传学和种群遗传学的观察和实验资料。可以很果断地讲,新达尔文主义进化模式是种以下水平产生和保持生物多样性过程的严谨的科学描述(Wright 1968—78; Mayr 1963, Dobzhansky 1970; Stebbins 1974, 1983; Falconer 1981)。然而,由于各种各样的原因,这一理论还不能简单地扩展到高级分类实体和群落。

首先,不仅大多数种群和群落,就是种和高级分类单位也能持续比科学家的生命周期更长的时间。因此,自然研究者似乎觉得它们是静止不变的实体。但是,化石记录表明它们不是固定的,是随时间变化的。由于种及其高级分类群比任一人类观察者的生活区间都长,所以它们进化的任一模式现在都是不能检验的。原则上,化石记录应提供高级分类实体进化模式的检验标准。然而,目前化石记录的不完整使得这种检验难以施行。以分类学家建立的系统发育作为检验标准则是不必要的重复(tautological)(Kemp 1985)。

不过,新达尔文主义的自然选择进化模式已被用来解释高级分类群的起源(Mayr 1981; Charlesworth 等 1981; Stebbins 和 Ayala 1981; Ayala 1982)。然而,将其扩展到高级分类阶元必须假定所有的分类群都适应其环境而且进化期间是渐变的(尽管并非必须是缓慢或连续的)以及某些目前仍未证实的方面。另一些作出不同的假设的模式,诸如中性学派(King 和 Jukes 1969; Kimura 1983)、支序分类学派(Cladistic)(Hennig 1966; Cracraft 1974)和热

力学模型(Wicken 1983; Brooks 和 Wiley 1984)相继提出以解释种以上水平的进化。目前,还没有检验解释种以上水平多样性模式正确性的科学方法。

描述、编目(cataloging)、解释生活有机体多样性(广义的)是生物学家的十分重要的任务。生物总数的估计值为300万~800万(或更高!)(May 1988),其中只有不到100万种已被描述、记录。很显然,这方面工作远非完成(可能永远也不会完成)。尽管有关个体物种的信息长期缺乏,但是寻找物种的分布与多度模式以及检验生物系统中物种多样性功能的假说是很重要的。

物种多样性方面的科学文献十分丰富。一些根本问题必须予以回答:

- 物种多样性从何而来?
- 高度的物种多样性是怎样保持的?
- 物种多样性怎样测定?
- 物种多样性的生态作用(如果有的话)是什么?
- 人类如何依赖物种多样性?
- 物种多样性今天是怎样变化的?

大多数自然生态系统中的生物多样性(diversity of organisms)经验信息的缺乏阻碍了生物学家以群落为中心阐释物种多样性问题。生物学家代之以建立特定的地理区域上的特定生物分类群的假说,然后外推到其它类群和生态系统。然而,由于我们不知道一个特定的分类群对整体生物群落的代表性如何,依据特定分类群形成的概论必然存在缺陷。依据分类学偏见外推的危险性在讨论物种多样性时不容忽视。Baker(1970)在讨论这一问题时指出:多数物种多样性理论都由动物学家提出,用于植物并非一定恰当。

根据单一因子作出的结论也是不完全的,因为生物多样性不可能在所有情况下都由同一因子决定。恰恰相反,生物多样性是多个因子综合作用的产物。而且,象 Diamond(1988)指出的那样:某些物种多样性的决定因子,如干扰、季节性和环境的可预测性以非单一方式影响多样性,亦即它们可以根据情况和强度导致多样性的增加或降低。

5.2 生物多样性与群落结构

另一个重要问题是生物多样性与群落结构的关系。群落结构包括有机体和种群相互联系与作用的根本不同的方式和由这些相互作用产生的群落水平的特征。一个重要的问题是群落是否具有其组成种群不具备的结构和属性,亦即“突出性状”。可能的例子包括营养结构、稳定性、互利结构和演替阶段。

许多人相信物种多样性对于群落的特有功能,对于群落水平上新的属性的出现是必不可少的。如果所有由 DNA 编码的酶类都具有相同的功能,那么就不会有新的新陈代谢途

径产生。进而,细胞水平上新的复杂性形式和程度的进化也是不可能的。如果所有的细胞都具有相同的特征,就不会有组织的分化;如果各种组织都一样,就不可能有特化的器官。因此,物种多样性对于群落结构来说是至关重要的。但是,多大程度的多样性是充分的?或者说对于群落和生态系统的特有功能而言,必不可少的特定的物种混合体是否存在?这是一个非常古老的生态学问题,而且流行着两种对立的观点。一种观点认为群落由那些碰巧到此的物种组成。用 Gleason (1926) 的话说就是“一个地区的植被仅仅是两个因素的组合物,即植物的波动(fluctuating)和偶然迁移与同样波动和变化的环境。”按此观点,群落不会具有任何突生性状。对立的观点由 Elton(1933)表述为:“在任一限定的区域内,仅有一小部分理论上能形成群落的类型确实在一定的时间上形成了群落……,这一群落是真正的组织化群落,其具有‘限定的成员’”。

另一个悬而未决的问题是:在特定的生态系统中是否存在多样性的上限和下限,或者说是否会有越来越多的种挤进群落。一个相关的问题是有否多样性的最适水平存在。如果有,哪些因子控制它们(Roughgarden 1972, 1989)。另一个问题是种群内的不同个体以及同一种的不同种群等等的作用。由于分子和细胞水平的生物多样性为有机体内新的进化性状的产生提供了原材料,那么相同的模式能否推广到物种和群落(di Castri 1991)?

另一个问题是群落成员是否在能量和资源的有效利用上进行合作。一些人认为,由于有机体和种存在于变化的环境中,种群内具有不同性状的个体的存在拓宽了种群的反应能力(Cain 和 Shepard 1954)。例如,如果一个植物种群的所有成员具有一致的水分需求,则无论是旱年还是涝年它们都将遭受水分胁迫(stress)。变异的存在允许一些个体在环境变化的一定限度内表现出高于每年的平均水平。同理,杂合个体被认为比纯合个体能在更为多变的环境中存活(Lerner 1954, 1959)。作物栽培的经验告诉我们,高产但遗传上均一的品种具有比产量低但多变的品种更严格的环境需求。由单一品种构成的种植园更易于暴发虫害或病害。亦有人认为具有高物种多样性的群落比由很少几个物种形成的群落能更好地应付环境在时间上的波动。此处的证据是相互矛盾的。气候多变的中纬度陆生群落比生于明显更为均一的环境中的热带群落的多样性低。深海底栖生物群落是最富变异的群落之一,尽管其存在于可能是全球最均衡的环境中(Grassle 1989)。为了解释这些特殊现象,提出了以种间相互作用及种与环境间相互作用来解释存在的多样性的理论。其中最著名者之一是中度干扰假说(Connell 和 Slayter 1977; Connell 1978)。这一领域仍急需开展更多的研究。

5.3 多样性和生态位结构

群落水平的物种多样性研究始终是与生态位的研究连在一起的(Hutchison 1957; Pianka 1986; Cody 1974; 1986; Colwell 1979)。依照现代的生态学理论,群落中的每个种都占据单一的生态位。定义为“因子空间中的区域,该空间的轴代表关键性资源或环境变量且群落中的种对它们的反应明显不同”(Colwell, 1979)。这一超体积的轴是资源的类型和数量以及物种利用的时空分布。原则上,生态位理论提供了解释群落中物种的数量和类型的理论框

架。

Diamond (1988) 认为有4组因子决定群落中生态位的多样性: ① 资源的数量; ② 资源的质量; ③ 物种的相互作用; ④ 群落动态。

生态位理论预言: 总资源或资源质量(即全部生态位超体积或因子空间)不同的群落会含有较多的生态位, 因此具有较多的物种。然而, 具有相似资源的群落也可能在怎样分隔这些资源上有所不同, 亦即群落可能具有“大的”或“小的”生态位(较特殊的情况下, 生态位宽度不同), 结果形成较少的“普遍”种(具有宽的生态位)或许多“专一”种(具有窄的生态位)。最后, 具有相似的资源 and 生态位宽度的群落由于生态位重叠的程度不同也会有不同的物种数目。生态位重叠可以测定两个种利用同一资源的程度。群落在生态位大小、重叠方面的差异归因于气候稳定性和可预测性、空间异质性、初级生产力的格局与稳定性、竞争和捕食的强度与类型以及干扰的程度(图3)。

实践上把生态位理论应用于预测群落中种的数目和解释群落间物种数目不同的原因已证明是非常困难的。有大量的研究已很出色地展示了物种在时间和空间上分隔各种各样资源的情况(例见 Cody 1974)。但是业已证明, 以此精确地确定每一因子的贡献是很困难的。

一个关键问题是两个物种是否能具有相同的生态位; 或换言之, 群落中的种有富余吗? 现代的理论预言: 具有一致生态位的两个种不能共存, 而且实际的研究也似乎证实了这一点(Colwell 和 Fuentes 1975; Roughgarden 1989)。但仍存在着有待回答的关键问题, 即群落中两个共存的种的相似程度应该什么样。

5.4 营养多样性

群落多样性的另一个贡献者是营养多样性(Cohen 1978)。生物系统是能量均源于太阳的开放系统。这种能量由存在于植物绿色组织之细胞中的叶绿体和某些微生物中的聚光色素(light-gathering pigment)所捕获。这些微生物包括某些动物如珊瑚虫和地衣中的真菌与含有叶绿素的生物形成的互惠共生体(mutualistic association)。有机体及其各部分(包括DNA)合成所需要的物质由周围环境中得到。植物为维持其功能需要摄取物质, 如土壤溶液中的简单离子或空气中的气体CO₂。利用这些物质和自阳光截获的能量, 植物生产含能丰富的复杂的化合物, 如碳水化合物、纤维素、淀粉、蛋白质、脂肪和木质素。无光合能力的生物从这些化合物中“榨取”能量, 将其降解成简单离子并最终汇入土壤溶液中。这一“营养的”多样性对生态系统的功能是十分必要的。许多研究表明生态系统的营养结构是非常复杂的, 而且生态系统间又富于变化。可以预测, 生态系统营养结构的通用模型仍在寻找中。

为了理解人类在生态系统中的位置, 有必要了解食物网的功能(Cohen 1989)。从根本上说, 人类从环境中获得全部的能量和物质。了解食物网对于知晓释放到环境中的有毒化合物

的效应、新地区内物种的引入以及其它物种的消除也是十分必要的。

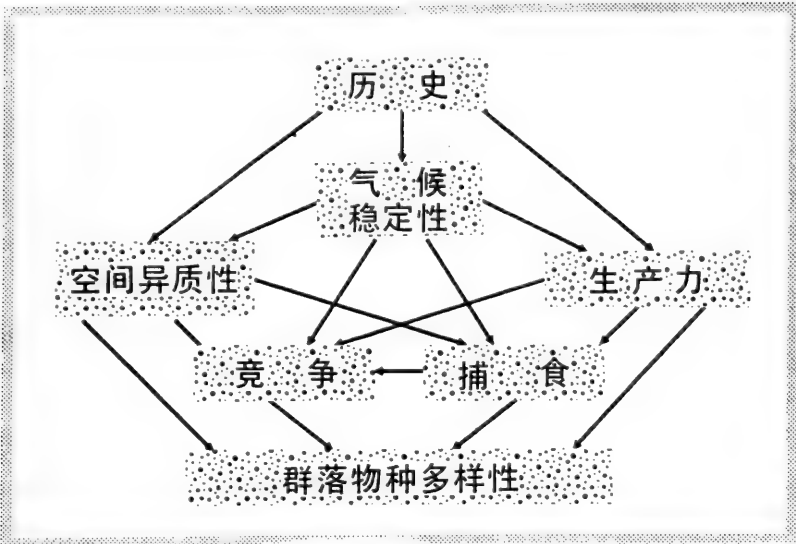


图 3 与群落多样性有关的各种因子相互作用图解(仿 Pianka 1971)

5.5 群落和生态系统的复杂性

至少三个不同的假说可以提出,以解释我们观察到的群落或生态系统水平的复杂性的起源和格局。一组假说提出:我们观察到的群落生态系统水平的物种格局是物种间由于从环境中获取能量和资源而发生的相互作用(如竞争、捕食、共栖、寄生和互惠共生)的结果。此二种假说把群落的复杂性解释成物种与其物理环境相互作用(例如降水格局、火烧频率、霜冻强度等等)的结果。最后,第三种假说认为观察到的格局主要是自然界随机发生的(Roughgarden 1989, Cody 1989)。

对于群落和生态系统中复杂性格局的产生过程与控制的研究不总是那么严格。复杂性格局的存在并未提供足够的证据以解释由于随机的结果而产生和保持这种格局和作用。为了证明复杂性格局不是随机的,就必须阐明:①两个或多个种的多度之间或②一个种的多度与特定的环境因子之间不存在正的就存在负的相关关系。如果这种相关存在而且又归因于资源竞争或存活力的变化,那么,确切的机制必须通过实验室和野外实验的常规程序确定。

一个非常重要的问题是群落的物种多样性是否处于平衡值。许多假说都是明确地或是含糊地这样假定的。然而,许多群落处在亚平衡值(Hubbell 和 Foster 1986),而另一些则可能处于平衡值以上的状态(Janzen 1988)。这一结果源于造成绝灭及减少群落占居面积的周期性干扰。

群落和生态系统的复杂性不是直接地被选择,而是通过组成种的相互作用机制被选择。这一点与细胞或有机体的复杂性的情况差别不太大。有机体与作为个体(individual)的生态系统或群落间的区别是在生态学单位中大多数组成种是自由生活的,而且不必在时间和空间上总是存在。一些“自由生活”的实体可能是互惠共生体,例如依赖菌根的树木,依靠肠道共生生物分解木材的昆虫或依赖于特殊传粉者或种子传播者的植物。一旦复杂的生态结构存在,作用于其组成种的自然选择就可能改变系统的养分和物质循环特征。一些作者提出:这一过程增加了物质和能量的转移的整体效率(H. T. Odum 1957; E. P. Odum 1969)。所以,如生态系统中的植物可以调整其化学组成以对草食昆虫的袭击作出反应。植被化学组成的变化可能引起食草动物改变其消化能力以解除植物产品中的毒性。同时,作为分解者的微生物也会改进酶类以在改变的枯落物化学环境中发挥作用。总的结果可能是养分循环速率降低,从而导致总初级生产力的下降。这也会使得食草动物生物量下降。因此,总的趋势是物质和能量转移的总体效率降低。已有这种演替时期生产力下降的例子出现(Connell 和 Slatyer 1977; MacMahon 1981; Tilman 1982, 1985)。

生态系统复杂性在起源和维持方面与有机体的复杂性不同。首先,也是最重要的区别在于生态系统不是以与有机体同样的方式受制于达尔文的自然选择。不存在如“生态系统适合度”这样的东西,因为生态系统没有后代(off spring),只是其组成物种有后代。其中许多或大多数种靠降低其邻近种的适合度而生存。不是所有的生态学家都同意后一种观点(di Castri 1991)。

另一个重要的区别是生态系统在时间上不如个体生物那样以同样严格的方式被出生和死亡所限定。生态系统由可以独立存在的部分构成。因此,生态系统缺乏固定的时空形式。生态系统的部分是可以互换的,可代替的。与个体生物不同,生态系统没有固定的生存期限。由于它本身不是一个有机体,因此,生态系统没有有机过程,更没有生活周期。

简言之,因为生态群落和生态系统的每个个体成员的行为都受到限制,所以它们表现出独特的结构和功能。但是,生态系统并非象一个有机整体,一个超有机体(super orga-nism)一样发挥功能。在某种意义上且以完全不同的规模,生态系统更象一个由相互作用的分子构成的复杂的生物化学系统,而与一个演化中的有机体相差较大。

5.6 生物多样性、稳定性和生产力

一个相关的问题是多样的系统是否比简单的系统更稳定。一般认为(MacArthur 1955; Brookhaven 国家实验室 1969);简单系统比复杂系统稳定性低。很清楚,存在一个多样性阈值,低于它则大多数生态系统的功能丧失。例如,很少的生态系统在没有不同的生产者 and 分解者时能够存在(早期的前寒武纪系统可能是个例外,Knoll 1986)。因此,问题应该回到是否存在一个阈值,低于它,现代的复杂生态系统丧失其稳定性。

然而,模型系统(model system)分析(May 1973)表明没有“优先的”理由期望复杂系统比简单系统稳定。虽然自然生态系统不一定代表所有可能的生态系统的一个随机样本,但是它能反应依靠其复杂性去获得稳定性的子样本(sub-sample)(Lawlor 1987)。这个问题还没有得到解决(Levin 1989)。

与稳定性相关的是生产力问题。似乎简单系统,无论是自然的大米草(*Spartina*)沼泽,高纬度海洋系统还是人工的(农业系统)都比多样的系统高产。有人提出下述观点,即这些系统不稳定而且人类社会对这些简单系统生产力的不断增长的依赖性将我们的社会推向危难之中(Brown 1984)。

5.7 Gaia 假说

最后考虑的是生物群落多样性与其物理环境,特别是大气和土壤的特性之间的关系。

众所周知,土壤的特性源于由气候和生物群落调节的岩石圈的岩石风化(Brady 1974)。人们还认识到大气圈现在的特性是生物群落活动的结果(Hutchinson 1954; Sillen 1966; Garrels 等 1976)。Gaia 假说又向前推进一步。它不仅认识到了生物群落在决定大气圈的组成和岩石圈的表面特征方面的作用,而且主张生物群落的活动将会阻抑外源诱导的扰动(Lovelock 1988; Margulis 和 Lovelock 1989)。

Gaia 象“自私基因”(“Selfish gene”)假说(Dawkins 1976)和许多有关选择单位的讨论一样,由于绝对的目的论而部分地失去意义。我主张不存在由任何生物学的演员扮演的“角色”,从核酸始直到生态系统止都是这样。相反,却存在可被认识和分析的格局以及可以提出的这些格局形成的机制。通过模型化及实验法,系统和过程的性质可以被分析和证实;最有意义的假说得以鉴定。例如,有机体中的非编码 DNA 的存在能得到确定。非编码核酸的比例与特性可以测定。通过观察和测定,这些非编码片段存活和繁殖的机制得以提出和证实。因此,可以提出有选择的假说供观察和实验检验。

生物群落强烈地影响大气圈的特征这一点无疑义。由地质记录、其它行星大气圈的观察以及数学模型得出的强有力的推断也表明了这一点。预期的生物圈的控制论行为还不甚明了。生物多样性怎样影响生物群落与大气圈以及生物群落与岩石圈的关系还不完全清楚。物种是以个体的形式影响大气圈和生物圈,还是以系统的形式作出某种反应呢?回答这个问题则是生物多样性重要意义问题的核心。

六、有关生物多样性的假说

根据前面讨论的一般性问题,本人在这里提出一些有关生物多样性的原理(标记的公理)和假说。每一种假说只能进行少量的一般性讨论。可能的情况下,将给一些有关可能性检验的提示。我不想使其包罗万象。为此,还需要介绍许多分子生物学、发育生物学、生理学、进化科学和生态学的科学基础,因为这些学科的核心就是探讨多样性问题。相反,我将尽力加强我认为最重要的问题以及与人类活动造成的生物多样性的变化相关的问题。上述部分或全部假说的检验可能成为生物多样性研究的基础。

我将考虑三个主要层次(level)。第一层次是分子到细胞水平。这一层次是可遗传的生物多样性的发源地。有关生物多样性的起始问题将重点在此处讨论。

第二层次是种群和物种水平。在这一层次上,生物多样性以其最熟知的形式表达,即种内和种间的遗传多样性和表型多样性。我将主要讨论有关不同类型多样性的选择和干扰效应的假说。

最后一个层次是群落和生态系统水平。这里我们将讨论有关物种多样性与群落的结构和功能、食物网的形状以及生态系统稳定性之间关系的假说。

6.1 分子和细胞水平的多样性

公理1.1 生物多样性源于核酸的基本特征和突变的存在(以及相关的核酸的交换和修饰的机制)。多样性是生命的本质属性,没有它进化是不可能的。

很显然,仅产生初级产物(基因型)的自我复制系统绝不可能进化并对变化的环境的适应作出反应。

公理2.2 当一个基因座(locus)是杂合的时候,两个等位基因可能同时影响性状的表达(最常见的情况),或只有一个表达。

假说 1.3 至 1.7 共同阐释种群表现出的表型性状可测定的变异性。依照种群遗传学家已接受的用法,该变异性可以分解成下列组分:

V_t = 表型的或者总的差异,即从种群的表型上测得的变异性;

V_e = 环境差异,即不能传递给后代从属于环境的(内部的或外部的)变异性;

V_h = 遗传的或总遗传差异,即仅从属于遗传因子的变异性。

$V_h = V_t + V_e$, $V_h = V_g + V_d + V_i$;

V_g = 加性的或基因的差异,即仅仅归因于对基因平均效应有直接贡献的可遗传变异;

V_d = 显性差异,即仅仅归因于显性基因效应的可遗传变异;

V_i = 相互作用或上位差异,即与基因相互作用效应有关的可遗传变异。

测定 V_e 和 V_h 的各个组分对性状表达的相对贡献是一项艰巨的任务,通常需要一个广泛的育种计划(Falconer 1981)。因此,这方面工作主要在具有重要商业价值的种和性状(作物、家畜)以及群体遗传学家深入研究的一些种如果蝇中开展。任何严格的生物多样性理论都必须特别考虑群体遗传学家在理论上的明确结果(Lande 1988)。假说 1.3 至 1.9 将把他们的一些发现纳入我们的讨论。

假说 1.1 编码在 DNA 中的唯一真正遗传的变异是蛋白质中氨基酸顺序和成功的重复和转录所需的信息。

翻译和转录的机制已众所周知,即这个假说中阐明的原理。尽管如此,许多作者谈及生物学等级的所有层次时,仍然把“基因”限定于有机体特定的性状和功能。

假说 1.2 细胞和全部性状与蛋白质中氨基酸的顺序不同,是蛋白质中氨基酸顺序、细胞环境(pH、盐类浓度、温度、水合作用等)、酶间的相互作用、基质浓度和外部环境的第二、第三和更高级效应。在这些因子中,只有蛋白质中氨基酸的顺序可以代代相传。

这个假说是假说 1.1 的推论。它阐释了各种各样非遗传因子的变化可以象基因多样性降低一样,有效地降低生物多样性的观点。同时明确地陈述了基因型——表现型两重性。

假说 1.3 有机体的全部性状都是细胞及其与组织和外部环境之间相互作用特性的第二、第三及更高级的效应。

这个假说是假说1.2的扩展。我明确地阐明这一点是为了强调自组织(Nicolis 1991)和发育期间细胞间以及细胞与环境间的相互作用的重要性。

假说1.4 在任何情况下,性状的表达都依赖于基因座的数量。任一基因座的变化都会影响性状的表达。各个基因座对性状表达的作用未必相等。

这一假设是假说1.2假说1.3的部分推论。这种现象称为上位性。上位效应是群体遗传学家熟知的,也是人工育种计划中的重要问题。当假定只有单个基因座效应时,许多选择的讨论都忽视上位效应。上位效应的并不否定单个基因座的突变会对性状的表达产生重要影响。

任何基因都不能自己表达,除非提供细胞环境,包括成百的结构和上千的反应。很容易看到基因的表达是怎样依赖与基因组的余下部分的和谐的相互作用的。

假说1.5 单个基因座的变化常常影响许多形状。

这个效应称为多效性,是发育过程复杂性的表现。多效性常被忽视并假定性状选择与等位基因间是1:1的关系。

假说1.6 突变率不受其依存的生物系统(细胞、有机体、种、群落)的多样性的影响。

这个假说表明突变率和多样性的产生与系统的其它特性是相互独立的。如果真是如此,那么就意味着系统多样性与多样性的产生机制之间不存在反馈机制,也没有多样性保持的主动过程存在。

存在大量的关于环境影响突变率的信息,但是杂合性和高层次的多样性怎样影响突变率还不甚明了。作为先于特殊实验设计的第一步,应从这一新的角度把现有信息综合起来。

假说1.7 杂合性增加有机体适应多变环境的能力。

这是一个非常有争议而又急待解决的问题。可能杂合性本身是个不太适当的指标且杂

合性的效应作用依赖于那个遗传基因座是杂合的。

6.2 有机体和种群水平的多样性

公理2.1 人类是主要的干扰源。

现代人类社会是干扰源,既有小的又有大的。由于人类社会已经发展到整个地球,致使人为干扰的程度也大至波及整个陆地表面和大部分海洋环境。由假说2.2和假说2.3可知,早期阶段人类活动应增大多样性。但是随着活动频率和强度的增加,终将使生物多样性降低。

公理2.2 在功能上,动物比植物多样化。微生物的功能比动物和植物多样化程度都高。然而,微生物和动物在功能上又表现得高度相似而划分为依赖植物集团。

动物有许多比植物更多样化的生理功能且能利用更为多样的资源类型。这种功能类型的多样性(各种各样的草食动物、肉食动物和食碎屑动物,因基质多样性而特化)可能是动物种类比植物多得多的原因。然而动物之间也存在着功能上的高度相似,其相似程度与植物中相同。任一研究计划都必须寻求精确的方法以评价种的功能相似性程度。

假说2.1 种内变异性仅仅是对其下的遗传和细胞变异的自然选择和分离的结果。

这一假说道出了达尔文自然选择进化论和物种形成理论的实质(Darwin 1895; Mayr-1963)。其变种为各种各样的定向进化理论。

虽然分类学家已描述和分类物种变异性 200多年,但还没有很好地对其进行一般的统计处理。尽管物种名录可以表明生物多样性,但更有用的是通过物种植物依赖集团(species guild)对业已存在的种内、种间多样性进行分析。生物多样性计划应该作出的非常重要的工作是建立分析有机体和种群水平多样性的标准和方法。

假说2.2 物种多样性随着环境资源的质量和数量的增加呈非线性增加。

均性的增加与生物多样性与资源(初级生产者需要的光、水分和养分;消费者需要的植物生物量的数量和质量;食肉动物需要的食草动物的生物量和多样性等)的数量有关。

假说2.3 时间和空间上的环境异质性增加生物多样性。

该假说阐释了环境特征而不是资源与种数之间存在的相关关系。其意味着每个种都适应于一组特定的环境条件(温度、基质等等)。随着这种趋势的增强(较大的异质性),种数也随之增加。

假说2.4 由于干扰对资源水平和环境异质性的作用是非线性的,所以低水平的干扰增加物种多样性,而超过一定限度后干扰又会降低物种多样性。

该假说是所谓的“中度干扰假说(intermediate disturbance hypothesis)”(Connell 和 Slayter 1977; Connell 1978; Huston 1985)的翻版。后者的意思是:如果环境未被干扰或全部被干扰,它将具有比处于某种中间水平更大的均一性。本文的假说是前述假说的推论,但我们希望陈述得更明确些,因为它不依赖于前述的假说的正确性。

假说2.4 包含了有关人类活动对生物多样性施加的有害影响的许多争论。然而,严格的证据较少,许多论点建立在偶然的和有趣的证据上。

假说2.5 增加干扰有利于生活周期短的物种。

适应于干扰生境重新群集的植物趋向于快速生长,短期存活(Pianka 的“r”种 1970; Gadgil 和 Solbrig 1972)。这些植物的种子经常较小且能传播很远,允许它们在广大的范围内重新聚集到干扰的区域中。同理既可应用于真菌,亦可应用于短生活周期的昆虫种群、速生脊椎动物、真菌以及所有产生大量小型繁殖体特别是无性繁殖体的种。这些种繁盛于人为或人类影响的生境中。青霉属(Penicillium)中的种就是一例,其增节变态(anamorphs)占居优势或全属此类。因此,增大的干扰强度和频率将有利于生活周期短的物种。

增加的人类干扰的效应是具有高生长速率和周转率的短命物种(short-lived species)的增多。Gaia 假说(1.7) 对这种效应进行了更高层次的阐述。

假说2.6 具有长世代时间和(或)较大领域的种比具有较短世代时间和小领域的种更具灭绝的危险。

该假说是假说2.2的反换命题(obverse)。树种和长命脊椎动物是受影响最大的,这种现象业已存在(热带雨林中的树木、大熊猫、犀牛和鲸鱼);具有较长生态连续性历史的地衣是热带和温带森林的最佳指示者之一,也同样受到影响(如肺衣科和牛皮叶科)。Gaia 假说预示了这一点,并将其看作是生物圈自然调节的反映。

假说2.7 初级生产者结构和生活史差异比功能差异大;而食草动物和食肉动物的功能和结构的差异相等。

所有的植物均能利用光能生产碳水化合物、蛋白质、脂类及其衍生物。虽然在光合途径(C3, C4, CAM)、水分经济和养分摄入方面存在明显差异,但是这些可以看作为通过提高其获取碳的整体效率而使植物适应多种多样的环境的机制(Orians 和 Solbrig 1977; Schulze 1982; Chapin 等1990)。

假说2.8 虽然微生物、植物和动物之间有许多功能相似性,但存在着一些对生态系统的功能过程是必须的独特的种,称其为关键种(Keystone species)。

考虑该假说的另一种方式是:假定相似性是统计上分布的、充分地代表了大多数种的功能,其它的种则很少、稀有甚至唯一的(Terborgh 1986)。特有的传粉者、种子传播者和捕食者已被定为关键种(Paine 1966; DeBach 1974; Reid 和 Miller 1989)。

关键种的存在和其多度与分布的确定是建立有效的保护策略的关键。

假说2.9 存在有保持一个种的遗传多样性所需要的最小种群。该最小种群的规模依赖于每个种的特征。

这是“最小数量(minimum size)”假说。如果种群降到某一数量以下,由于与小种群相联系的近亲繁殖问题而使其不能保持遗传变异性(Falconer 1981)。此最小数量依赖于种的繁

殖系统、生存时期及其对近亲繁殖的忍受性。携带有许多潜在纯合致死基因的专性远系繁殖种的最小数量比正常自交或无融合生殖植物种大。

6.3 生态学水平的多样性

假说3.1 生态学水平的多样性源于生物群落的等级结构。

等级理论(hierarchical theory)已应用于生态系统(Allen 和 Starr 1982; Eldridge 和 Salthe 1984; O'Neill 等1986)。然而,当生物学等级(biological hierarchy)清楚地巢状重叠起来(nested)时,环境等级则不然。降水影响下列多样的过程,如土壤结构、养分淋溶程度、分解速率和植物蒸腾作用。显然,这些过程不能视为同属一个等级水平。这就使得等级理论应用于生态学比应用于进化的研究困难得多。

假说3.2 生态系统的多样性水平是许多因子,包括历史、气候、土壤等等综合作用的结果。

尽管有时单个因子(如土壤的特征)可能是首要的,但依据单个因子的假说去解释高(低)水平的多样性是不充分的。无霜的热带区的高的物种丰富度引起很多“热带”与“温带”生态系统的比较(例如 MacArthur 1972)。这种比较经常使人误入歧途。例如,依 Lugo(1988)之见,巴西低地雨林与新泽西州的松树荒原之间的比较表明了土壤差异比纬度的作用大。一个经常忘记的事实是热带内部的种丰富度的差异比热带与温带之间的差异大。例如 Gentry (1982)发现干热带与湿热带之间植物种丰富度的差异达3倍,而在干热带与温带之间仅有2倍的差异。

其它环境因子在解释生态差异方面比纬度本身更重要。从海岸到山区,从干旱到湿润环境,从寒冷到温暖气候环境或从淡水到咸水中的物种多样性梯度可以在热带纬度内描述,并能将其与温带纬度中的相似的梯度进行比较。把比较限制在相似的条件类型中可以深化对观察到的物种多样性的格局的理解。

这个假说应该分解成一系列将特殊的单个因子效应(如纬度)与生物多样性相联系并探索其机制的假说。

假说3.3 生态系统的初级生产力依赖于生物多样性的最小程度

假说3.4 然而初级生产力与生物多样性间的关系不是线性的。

初级生产力伴随着某些种的增加而增大。例如,在养分受限制的系统中食草动物的增加促进了养分循环,因此能够提高生产力(McNaughton 1983)。另一方面,在重度采食的系统,如潮间系统(internal system)中,控制食草动物增多的捕食者的增加能够提高初级生产力(Paine 1966,1980)。类似地,食草动物的消失(和相继的生物多样性的下降)也能提高初级生产力。

生物多样性与系统过程间的关系是复杂的,而且依赖于物种特殊的组合。历史的因素可能是首要的。严格的分析理论仍需要发展。

假说3.5 在大的尺度上,由于内部富余(redundancy)和补偿作用,碳、养分和水分平衡方面的生物多样性不是重要的。

该假说是假说2.5的生态系统水平部分,由初级生产者的功能相似所致。这意味着很多种在功能上是富余的。这可能是错误的,但需要严密地反证。在小尺度上,生物多样性对于碳、水分和养分的有效循环是非常重要的。

假说3.6 景观单元(landscape unit)的多样性例如演替类型和植被类别对于充分发挥生态系统功能是十分必要的。

该假说与假说3.3和假说3.4有关,它指出:虽然陆地生物群落功能上非常相似,但在景观水平的功能效率上却有重要差异。这个假说(如果正确的话)也可以从Gaia假说角度阐明。因此,急待证实或反驳。

假说3.7 生态系统多样性程度越高,种对多样性的依赖性越大。换言之,多样性越大,每个种的生态位越小。

该假说的反驳(或证实)是非常重要的。它说明系统多样性程度越高,受到的多样性损失的影响就越大。例如,仅具中度多样性的温带生态系统可以承受物种的损失甚或重要种,如美国东部落叶林中的美洲栗(American Chestnut)的损失而不削弱其功能。而高度多样化的热带系统则与之不同。在这一点上存在不同意见(Hubbell和Foster 1986)。

假说3.8 物种丰富度即一定区域内的物种数目仅仅是物种输入速率(通过迁人和就地物种形成)和物种输出速率(通过迁出和就地灭绝)的综合结果。

该假说申明,种丰富度仅仅是输入与输出速率的综合结果,不存在增加或降低种丰富度的内部过程。同时暗示,一个生态系统中的物种数目不存在理论上限。按此假说,物种多样性(即种丰富度和相对多度的某种测定)也是物种输入与物种输出的函数,但不再是线性的。

为了知晓任一地点的物种丰富度(或多样性),迁入、物种形成、迁出和灭绝(以及其反面,即种的保持和不灭绝)过程必须了解。然而,物种输入和输出未必是独立函数。实际上一个生境(site)能够容纳的物种数目是有限度的。因此,物种数目不能超过该限度值,超过这一值后,任何输入只有当同时发生输出时才有可能发生。有趣之处并非这一点(也许永远也达不到,除非我们谈及的是每个物种只有一个个体的非常小的区域),而是物理环境在何处(及是否)和怎样限制可能出现在某生境内的物种数目的最大值(Hubbell和Foster 1986)。观察毫无疑问地表明,不同的生态系统具有不同的物种丰富度。不清楚的是这些差异是否可归因于生态系统在维持一定种数的能力方面的某种内在差异或者是否可归因于输入速率(物种形成、迁入)和输出(物种输出、灭绝)速率的变化。

假说3.9 生态系统所具有的生物多样性程度比有效的营养功能需要的高出好几个数量级。

该假说是客观地评价生物多样性的生态作用的关键。如果由于自然干扰和景观片断化的悠久历史形成了许多功能富余,那么就不存在增加的人类活动对生态系统完整性构成的即时威胁。另一方面,如果每个种都是唯一的,且执行其它任何种都不具备的独特功能,那么人为的干扰就将产生灾难性后果。该假说的正确性还存在异议。急待对存在的有效证据进行彻底的评论与认真的综述。这对于任何生物多样性计划都必须是非常优先的。

七、可行的生物多样性研究计划的组成部分

准确地回答上述假说中的问题必须作出很大努力。其中大多数问题必须由独立的研究者或研究组来阐释(OTA 1987; Lugo 1988; di Castri 和 Younes 1990)。

然而,为了说明上面提到的许多假说,急需进行多样性的全球生物地理学普查。这种普查对于了解全球生活型的分布是十分必要的(di Castri 和 Younes 1990)。

经典生物地理学提供了建立计划的基础,但还不充分。经典生物地理学表明生态系统多样性程度在生物群落间变化很大。热带森林、珊瑚礁和深海底栖群落的物种十分丰富,而沙漠和高纬度生物群落则非常贫乏。物种丰富度沿纬度和温度梯度发生的自然变化已得到很好的记录。

世界不同地区正遭到不同程度的改造。有些地区,如地中海流域已被人类改造了很长时期,而在其它地区人类的影响还不是很大。研究表明,对于干扰的反应在生态系统间存在很大差异(Mack 1989; Mooney 和 Drake 1989)。建立不同生物群落对人类干扰的反应程式及记录生物多样性和生态系统功能所产生的变化是十分迫切的。

预期的气候变化提出了一系列目前我们仍然回答不了的问题。升高的 CO_2 浓度对于树木生理学及森林组成的影响是什么?升高的 CO_2 与土壤养分间的相互作用怎样?气候变化将怎样作用于昆虫种群、火烧频率及风的干扰?这些相互作用还存在必须仔细研究的地理组分。特别是海岸带易于反映发生在更大地理尺度上的现象。北海沿岸已经表明几百公里以外中欧工业和农业活动的影响。

经典生物地理学着眼于种的分布区及时空分布的原因的研究。如果某一地区物种数量不明且有大量物种未被描述,则必须进行新的比较有效的研究以完善经典生物地理学工作。这些新的工作应该利用遥感技术的优势且以统计分析手段建立地理信息系统。由于卫星不能探查物种多样性,因此,必须运用遥感方法容易获得的测定指标。这些指标可以是现存生物量或生产力。本计划的目的之一就是建立生物多样性与上述其它指标间的相关性。

其它的问题是生境片断化(habitat fragmentation)对种的分布区和绝灭与物种形成概率的影响;是否片断化的生境更易于被侵入;侵入怎样影响生物多样性以及地理隔离的加大对于种群和物种的影响。

最后,人类在生物多样性问题中的地位不应忽视。人类是直接原因而且将承受预期的气

候变化的后果。人类的作用包括灾难事件的管理和人类行为的可能变化。为了防止气候变化的最坏结果发生,知晓潜在的灾难,如洪水泛滥、极端温度或风暴的可能的频率和强度是重要的。去适应这些变化就意味着教育和生活方式的改变。不幸的是社会科学还没有将环境问题的探讨制度化。尽管有个别的科学家致力于这些问题的研究,但还没有专门论述这些问题(Jacobson 和 Price 1990)。人们如何改变与环境有关的人类行为的研究所作甚少,研究经费不足。而且,生物学家和生态学家一直不愿意研究人类影响的生态系统,而乐于研究较为原始的系统。改变这种态度是十分必要的,因为大部分的地球表面已被人类干扰,且这种状态有加剧的趋势。

本计划另一个重要目的是建立区域间生物多样性系统比较的方法论。为此目的,应该建立利用现代信息和通讯技术评价生物多样性的生物地理信息系统。该系统应能利用卫星信息鉴定不同地理尺度上的物种集合以进行长期监测。若有可能,这些区域应包括或与生物圈保护区相关联。该项工作应与其它旨在获取卫星信息的计划如 IGBP 或 NASA 密切合作。其任务应是为了比较生物地理学目的,建立利用现有卫星信息的途径而不是汇聚新的卫星信息。

为了该计划的成功,坚实的理论基础是十分必要的。当然,以同样的努力建立良好的通讯联系也是不可缺少的。

致 谢

我要特别感谢 William Hoffmann 先生,是他协助我发展了文中的假说;也要感谢下列诸位博士,即 Eberhard Bruenig, Rita Colwell, Robert Colwell, James Edwards, David Hawksworth, Carleton Ray, Derek Roberts, Donald Stone 和 Herbert Sukopp 对我早期手稿进行的认真的评述。还必须感谢 Francesco di Castri 博士, Bernd vonDroste 博士, Maleolm Hadley 博士, Harold Mooney 博士, Jane Robertson 和 TalalYounes 博士的帮助和鼓励。

《保护世界的生物多样性》

参 考 文 献

- Abbott, A.T., E.A. Kay, and C.H. Lamoureux. 1982. *Natural Landmarks Survey of the Islands of the Pacific*. National Park Service, Washington, D.C. 194 pp.
- Abbott, I. 1977. Species richness, turnover, and equilibrium in insular floras near Perth, Western Australia. *Aust. J. Botany* 25:193-208.
- Abbott, I. 1978. Factors determining the number of land bird species on islands around South-western Australia. *Oecologia* 33:221-233.
- Abbott, I. 1980. Theories dealing with the ecology of land-birds on islands. *Adv. Ecol. Res.* 11:329-371.
- Adamus, P.R. and G.C. Clough. 1978. Evaluating species for protection in natural areas. *Biological Conservation* 13(2):165-178.
- Adersen, Henning. 1989. The rare plants of Galápagos and their conservation. *Biological Conservation* 47:49-77.
- Ahmad, Yusuf and G. K. Sammy. 1985. *Guidelines to Environmental Impact Assessment in Developing Countries*. Hodder and Stoughton, London. 52 pp.
- Aiken, S.R. and C.H. Leigh. 1985. On the declining fauna of Peninsular Malaysia in the post-colonial period. *Ambio* 14:15-22.
- Aiken, S.R. and C.H. Leigh. 1986. Land use conflicts and rain forest conservation in Malaysia and Australia. *Land Use Policy* 3:161-179.
- Allard, R.W. 1960. *Principles of Plant Breeding*. Wiley, New York.
- Allegretti, Mary Helena, and S. Schwartzman. 1986. *Extractive Reserves: A Sustainable Development Alternative for Amazonia*. Report to WWF-US, Washington, D.C.
- Allen, William H. 1988. Biocultural restoration of a tropical forest. *BioScience* 38(3):156-161.
- Altieri, M.A. and C.L. Merrick. 1987. In situ conservation of crop genetic resources through maintenance of traditional farming systems. *Econ. Bot.* 41:86-96.
- Altieri, M.A., M.K. Anderson, and L.C. Merrick. 1987. Peasant agriculture and the conservation of crop and wild plant resources. *Conservation Biology* 1:49-58.
- Altman, I. and J.F. Wohlwill (eds.). 1983. *Behavior and the Natural Environment*. Plenum Press, New York. 346 pp.
- Amacher, R.C., R.D. Tollison and T.D. Willett. 1974. The economics of fatal mistakes: fiscal mechanisms for preserving endangered predators. *Public Policy* 7:411-441.
- American Institute of Biological Sciences. 1968. The role of the biologist in preservation of the biotic environment. *BioScience* 18(5):383-424.
- Anders, G., W.P. Graham, and S.C. Maurice. 1978. Does resource conservation pay? *International Institute Econ. Research Paper* 14:1-42.
- Anderson, D. 1983. Research goals for natural areas. *Natural Areas Journal* 3(1):27-32.
- Anderson, I. 1987. Epidemic of bird deformities sweeps US. *New Scientist*: 3 September.
- Arrow, K.J. and A.C. Fisher. 1974. Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility. *Quarterly J. Economics* 88:312-319.
- ASEAN. 1985. Agreement on the conservation of nature and natural resources. *Environmental Policy and Law* 15(2):64-69.
- Ashton, P.S. 1981. Techniques for the identification and conservation of threatened species in tropical forests. Pp. 155-164 in: H. Synge (ed.), *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*. John Wiley and Sons, Chichester, England. 558 pp.
- Ashton, P.S. 1984. Botanic gardens and experimental grounds. Pp. 39-48 in: V.H. Heywood and S.M. Moore (eds.), *Current Concepts in Plant Taxonomy*. Academic Press, London.
- Ashton, P.S. 1988. Conservation of biological diversity in botanical garden. Pp. 269-278 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C. 521 pp.
- Astanin, L.P. and K.N. Biagosklinow. 1983. *Conservative of Nature*. Progress Publishers, Moscow. 148 pp.
- Atkinson, S.F. 1985. Habitat-based methods for biological assessment. *The Environmental Professional* 7(3):265-282.
- Aubreville, A. 1971. The destruction of forests and soils in the tropics. *Adansonia* 2(11):5-39.
- Austin, M.P. and C.R. Margules. 1986. Assessing representativeness. Pp. 45-67 in: M.B. Usher (ed.), *Wildlife Conservation Evaluation*. Chapman and Hall, London. 394 pp.
- Australian Conservation Foundation. 1980. *The Value of National Parks to the Community*. A.C.F. Hawthorn, Victoria. 223 pp.
- Ayensu, E.S. and R.A. DeFilippis. 1981. Smithsonian Institution endangered flora computerized information. Pp.

- 111-122 in: L.E. Morse and M.S. Henifin (eds.), *Rare Plant Conservation: Geographical Data Organization*. New York Botanical Garden, Bronx. 377 pp.
- Bachmura, F.T. 1971. The economics of vanishing species. *Natural Resources J.* 11:675-692.
- Backus, E.H. 1985. *Computer Geographic Information Systems to Manage Biogeographic Data for the Design of Habitat Reserves: A Study of the Puerto Rico Conservation Data Center*. Tropical Research Institute, Yale School of Forestry and Environmental Studies, New Haven, Connecticut.
- Backus, E.H., R.M. Alfaro, L.F. Corrales, Q. Jimenez, L.H. Elizondo, and W.H. Soto. 1988. *Costa Rica: Assessment of the Conservation of Biological Resources*. Fundación Neotropica and Conservation International, San José, Costa Rica, and Washington, D.C.
- Bacow, L.S. and M.W. Wheeler. 1984. *Environmental Dispute Resolution*. Plenum Press, New York. 372 pp.
- Bailey, R.G. 1983. Delineation of ecosystem regions. *Environmental Management* 7(4):365-373.
- Bailey, R.G. and H.C. Hogg. 1986. A world ecoregions map for resource reporting. *Environmental Conservation* 13(3):195-202.
- Baker, A.N., F.W.E. Rowe, and H.E.S. Clark. 1986. A new class of Echinodermata from New Zealand. *Nature* 321:862-864.
- Baker, H.G., H.A. Mooney, and J.A. Drake. 1986. *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*. Springer-Verlag, New York, 321 pp.
- Baker, M.L.B. and A. Ellington. 1985. *The World Environment Handbook: A Directory of Natural Resource Management Agencies and Non-Governmental Environment Organization in 145 Countries*. World Environment Center, New York, 280 pp.
- Balsler, D., A. Bielak, G. de Boer, T. Tobias, G. Adindu, and R.S. Dorney. 1981. Nature reserve designation in a cultural landscape, incorporating island biogeography theory. *Landscape Planning* 8(2):329-347.
- Bannon, J.J. 1981. *Problem Solving in Recreation and Parks* (2nd ed.). Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 396 pp.
- Barborak, James R. 1988a. Innovative funding mechanisms used by Costa Rican conservation agencies. Paper presented at Workshop on Economics, IUCN General Assembly, 4-5 February 1988, Costa Rica.
- Barborak, James R. 1988b. The role of economics in conserving biological diversity: A non-economist's view. Paper presented at Workshop on Economics, IUCN General Assembly, 4-5 February 1988, Costa Rica.
- Barbour, Clyde D. and James H. Brown. 1974. Fish species diversity in lakes. *American Naturalist* 108:473-89
- Barclay, A.S. and R.E. Perdue. 1976. Distribution of anti-cancer activity in higher plants. *Cancer Treatment Reports* 60(8):1081-1113.
- Barrett, Scott. 1988. Economic guidelines for the conservation of biological diversity. Paper presented at Workshop on Economics, IUCN General Assembly, 4-5 February 1988, Costa Rica.
- Baskin, J.M. and C.C. Baskin. 1978. The seed bank in a population of an endemic plant species and its ecological significance. *Biological Conservation* 14:125-130.
- Baskin, J.M. and C.C. Baskin. 1986. Some considerations in evaluating and monitoring populations of rare plants in successional environments. *Natural Areas Journal* 6(3):26-30.
- Bastedo, J.D., J.G. Nelson, and J.B. Theberge. 1984. Ecological approach to resource survey and planning for environmentally significant areas: The ABC method. *Environmental Management* 8(2):125-134.
- Batisse, M. 1982. The biosphere reserve: a tool for environmental conservation and management. *Environmental Conservation* 9(2):101-11.
- BCAS. 1989. *The Botanic Gardens Conservation Strategy*. IUCN/WWF, Gland, Switzerland.
- Beanlands, G.E. and P.N. Duinker. 1984. An ecological framework for environmental impact assessment. *J. Environmental Management* 18(2):267-277.
- Beddington, J.R. and R.M. May. 1980. Maximum sustainable yield in system subject to harvesting at more than one trophic level. *Math. Biosc.* 51:261-281.
- Bell, B.C. 1981. Humanity in nature: Toward a fresh approach. *Environmental Ethics* 3:245-257.
- Bella, Leslie. 1987. *Parks for Profit*. Harvest House Ltd., Montreal.
- Bennett, J.W. 1982. Valuing the existence of a natural ecosystem. *Search* 13(9/10):232-235.
- Bentkover, J., V. Covello, and J. Mumpower. 1986. *Benefits Assessments: The State of the Art*. D. Reidel, Boston.
- Berck, R. 1979. Open access and extinction. *Econometrica* 47:877-882.
- Bernstein, B.B. 1981. Ecology and economics: Complex systems in changing environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 12:309-330.
- Beven, S.F., E.F. Connor and K. Beven. 1984. Avian biogeography in the Amazon Basin and the biological model of diversification. *J. Biogeog.* 11:383-399.
- BGCS (Botanic Gardens Conservation Secretariat). 1987. *The International Transfer Format for Botanic Gardens Plant Records*. Hunt Institute for Botanical Documentation, Carnegie Mellon University, Pittsburgh, PA, 70 pp.
- Binswanger, Hans P. 1987. Fiscal and legal incentives with

- environmental effects on the Brazilian Amazon. *World Bank Report ARU* 69: 1-48.
- Bishop, R.C. 1978. Endangered species and uncertainty: the economics of a safe minimum standard. *Am. J. Agricultural Economics* 60:10-18.
- Bishop, R.C. 1980. Endangered species: an economic perspective. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 45:208-218.
- Blouin, M.S. and E.F. Connor. 1985. Is there a best shape for nature reserves? *Biological Conservation* 32:277-88.
- Boardman, R. 1981. *International Organizations and the Conservation of Nature*. Indiana University Press, Bloomington. 215 pp.
- Boecklen, W.J. 1986. Optimal design of nature reserves: Consequences of genetic drift. *Biological Conservation* 38(4):323-338.
- Boecklen, W. J. and Nicholas J. Gotelli. 1984. Island biogeographic theory and conservation practice: species-area or specious-area relationships? *Biological Conservation* 29(1):63-79.
- Bolin, B., Bo.R. Döös, J. Jäger and R.A. Warrick. 1986. *The Greenhouse Effect, Climatic Change and Ecosystems*. John Wiley, Chichester, UK.
- Bonnicksen, T.M. and E.C. Stone. 1985. Restoring naturalness to national parks. *Environmental Management* 9(6):479-486.
- Boom, B.M. 1985. Amazonian Indians and the forest environment. *Nature* 314:324.
- Booth, William. 1989. Monitoring the fate of the forests from space. *Science* 243:1428-1429.
- Bordwin, H.J. 1985. The legal and political implication of the international undertaking on plant genetic resources. *Ecology Law Quarterly* 12(4):1053-1070.
- Borman, F.H. 1976. An inseparable linkage: Conservation of natural ecosystems and the conservation of fossil energy. *BioScience* 26:754-760.
- BOSTID. 1983. *Little-known Asian Animals with a Promising Economic Future*. National Academy of Sciences Press, Washington D.C. 131 pp.
- BOSTID. 1985. *Conservation of biological diversity in developing countries*. Report to USAID from the Board on Science and Technology for International Development, National Research Council, Washington D.C.
- BOSTID. 1986. *Proceedings of the Conference on Common Property Resource Management*. National Academy Press, Washington D.C. 631 pp.
- Boudet, G. 1972. Desertification de l'Afrique tropicale seche. *Adansonia* 2(12):505-24.
- Bowonder, B. 1983. Environmental management conflicts in developing countries: An analysis. *Environmental Management* 7(3):211-22.
- Bradshaw, A.D. 1983. The reconstruction of ecosystems. *J. Applied Ecology* 20(1):1-17.
- Bradshaw, M.E. and J.P. Doody. 1978. Plant population studies and their relevance to nature conservation. *Biological Conservation* 14(2):223-242.
- Bratton, S.P. 1982. The effects of exotic plant and animal species on nature preserves. *Natural Areas Journal* 2(3):3-12.
- Bratton, S.P. and P.S. White. 1980. Rare plant management: After preservation what? *Rhodora* 82:49-75.
- Bresard, P. F. 1982. The role of field stations in the preservation of biological diversity. *BioScience* 32(5): 327-330.
- Breslin, O. and M. Chapin. 1984. Conservation Kuna-style. *Grassroots Development* 8(2):26-35
- Briggs, D.J. and J. France. 1983. Classifying landscapes and habitats for regional environmental planning. *J. Environment Management* 17(3):249-261.
- Briggs, J.C. 1974. *Marine Zoogeography*. McGraw-Hill, New York, NY.
- Brockman, C.F. and L.C. Merriam, Jr. 1973. *Recreational Use of Wildlands* (2nd ed.). McGraw-Hill, New York. 329 pp.
- Brookshire, D.S., A. Randall, and J. Stoll. 1980. Valuing increments and decrements in natural resources service flows. *Am. J. Agric. Econ.* 62:478-488.
- Brookshire, D.S., L.S. Eubanks and A. Randall. 1983. Estimating option price and existence values for wildlife resources. *Land Economics* 59(1):1-15.
- Brown, G.M. 1979. Notes on the economic value of genetic capital: What can the blue whale do for you? Department of Economics, University of Washington, Seattle (MS).
- Brown, G.M. 1985. Valuation of genetic resources. Paper prepared for Workshop on Conservation of Genetic Resources, Lake Wilderness, WA.
- Brown, G.M. and Jon H. Goldstein. 1984. A model for valuing endangered species. *J. Environmental Economics and Management* 11:303-309.
- Brown, J.H. 1971. Mammals on mountaintops: nonequilibrium insular biogeography. *American Naturalist* 105:467-478.
- Brown, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist* 124(2):255-279.
- Brown, J.H. and A. Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: Effect of immigration on extinction. *Ecology* 58:445-449.
- Brown S. and A.E. Lugo. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14:161-187.

- Brownrigg, L.A. 1985. Native cultures and protected areas: management options. Pp. 33-44 in: J.A. McNeely and D. Pitt (eds.), *Culture and Conservation: The Human Dimension in Environmental Planning*. Croom Helm, London.
- Buckley, R. 1982. The habitat unit model of island biogeography. *J. Biogeog.* 9:339-44.
- Budowski, G. 1976. Tourism and environmental conservation: Conflict, coexistence, or symbiosis? *Environmental Conservation* 3(1):27-31.
- Bunyard, Peter. 1987. The significance of the Amazon basin for global climatic equilibrium. *The Ecologist* 17(4-5):139-141.
- Burgman, M.A., H. R. Akcakaya, and S.S. Loew. 1988. The use of extinction models for species conservation. *Biological Conservation* 43:9-25.
- Burton, J.A. 1984. A bibliography of Red Data Books. *Oryx* 18:61-64.
- Caldecott, Julian. 1988. *Hunting and Wildlife Management in Sarawak*. IUCN, Gland. 172 pp.
- Caldwell, L.K. 1984. *International Environmental Policy: Emergence and Dimensions*. Duke University Press, Durham, NC. 367 pp.
- Caldwell, L.K. 1984. Political aspects of ecologically sustainable development. *Environmental Conservation* 11(4):299-308.
- Campbell, F.T. 1980. Conserving our wild plant heritage. *Environment* 22(9):14-20.
- Carlquist, S. 1974. *Island Biology*. Columbia University Press, New York. 660 pp.
- Carlson, A.A. 1977. On the possibility of quantifying scenic beauty. *Landscape Planning* 4(2):131-172.
- *Carpenter, R. (ed.). 1983. *Natural Systems for Development*. Macmillan, New York. 485 pp.
- Carr, A.F. III. 1982. Tropical forest conservation and estuarine ecology. *Biological Conservation* 23(3):247-259.
- Cartwright, J. 1985. The politics of preserving natural areas in Third World States. *Environmentalist* 5(3):179-186.
- CEMP (Centre for Environmental Management and Planning). 1988. Preliminary paper on compensation for the establishment of protected areas within tropical forest ecosystems. UNEP, Nairobi.
- Chalk, D.E., S.A. Miller, and T.W. Hoekstra. 1984. Multi-resource inventories: Integrating information on wildlife resources. *Wildlife Society Bulletin* 12(2):357-364.
- Charbonneau, J.J. and M.J. Hay. 1978. Determinants and economic values of hunting and fishing. *Trans. N. Am. Wildl. and Natl. Res. Conf.* 43.
- Child, B. and G. Child. 1986. Wildlife, economic systems and sustainable human welfare in semi-arid rangelands in southern Africa. Pp. 81-91 in: *Report on the FAO/Finland Workshop on Watershed Management in Arid and Semi-arid Zones of SADCC Countries*, Maseru, Lesotho.
- Child, G. 1984. Managing wildlife for people in Zimbabwe. Pp. 118-123 in: J.A. McNeely and K.R. Miller (eds.), *National Parks, Conservation and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Child, G. 1988. Economic incentives and improved wildlife conservation in Zimbabwe. Paper presented at Workshop on Economics, IUCN General Assembly, 4-5 February 1988, Costa Rica.
- Childress, J.J., C.R. Fisher, J.M. Brooks, M.C. Kennicutt II, R. Bidigare, and A.E. Anderson. 1986. A methanotropic marine molluscan (*Bivalvia*, *Mytilidae*) symbiosis: Mussels fueled by gas. *Science* 233:1306-1308.
- Christiansen, M.I. 1977. *Park Planning Handbook*. John Wiley and Sons, New York.
- Christiansen, Sofus and Gunnar Poulson (eds.). 1985. *Environmental Aspects of Agricultural Development Assistance*. Nordic Council of Ministers, University of Trondheim, Norway.
- *Ciriacy-Wantrup, S.V. 1968. *Resource Conservation: Economics and Policies*. University of California Press, Berkeley. 395 pp.
- Ciriacy-Wantrup, S.V. and W.E. Phillips. 1970. Conservation of the California Tule Elk: A socioeconomic study of a survival problem. *Biological Conservation* 3(1): 23-32.
- Clark, Colin W. 1973a. The economics of overexploitation. *Science* 181: 630-634.
- Clark, Colin W. 1973b. Profit maximization and the extinction of animal species. *J. Pol. Econ.* 81: 950-961.
- Clark, Colin W. 1976. *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*. John Wiley, New York.
- Clark, J.R. 1974. *Coastal Ecosystems: Ecological Considerations for the Management of the Coastal Zone*. The Conservation Foundation, Washington, D.C. 178 pp.
- *Clark, J.R. 1977. *Coastal Ecosystem Management: A Technical Manual for the Conservation of Coastal Zone Resources*. John Wiley and Sons, New York. 928 pp.
- Clark, W.C. and R.E. Munn (eds.). 1986. *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge University Press, London. 491 pp.
- Clarke, B. 1979. The evolution of genetic diversity. *Proc. Roy. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 205:453-474.
- Clarke, J.E. and R.H.V. Bell. 1986. Representation of biotic communities in protected areas: A Malawian case study. *Biological Conservation* 35(4):293-312.

- Clawson, D.L. 1985. Harvest security and intraspecific diversity in traditional tropical agriculture. *Economic Botany* 39:56-67.
- Clawson, M. 1980. Wilderness as one of many land uses. *Idaho Law Review* 16(3):449-468.
- Clements, James. 1981. *Birds of the World: A Checklist*. Facts on File, New York. 562 pp.
- CNPPA. 1988. The Bali Action Plan: The first five years. Pp. 10-28 in: J. Thorsell (ed.), *New Challenges for the World's Protected Area System*. IUCN, Gland. 189 pp.
- Cocheba, Donald J., and W. A. Langford. 1978. Wildlife valuation: the collective good aspect of hunting. *J. Land Econ.* 54(4):490-504.
- Cock, James H. 1982. Cassava: A basic energy source in the tropics. *Science* 218:755-762.
- Cody, M.L. and J.M. Diamond. 1975. *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard University Press., Cambridge, Mass.
- Cohn, Jeffrey P. 1989. Gauging the biological impacts of the greenhouse effect. *BioScience* 39(3):142-146.
- Collar, N.J. and S.N. Stuart. 1985. *Threatened Birds of Africa and Related Islands*. (3rd edn.) ICBP/IUCN, Cambridge. 761 pp.
- Collar, N.J. and S.N. Stuart. 1988. *Key Forests for Threatened Birds in Africa*. ICBP/IUCN, Cambridge. 102 pp.
- Collar, N.J. and J. Andrew. 1988. *Birds to Watch: The ICBP World Check-list of Threatened Birds*. ICBP Technical Publication No. 8. ICBP, Cambridge UK. 303 pp.
- Collins, N.M. and M.G. Morris. 1985. *Threatened Swallowtail Butterflies of the World: The IUCN Red Data Book*. IUCN, Gland, Switzerland. 401 pp.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs: High diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science* 199:1302-1310.
- Connell, J.H. 1980. Diversity and the coevolution of competitors or, the ghost of competition past. *Oikos* 35(2):131-138.
- Connell, J.H. and E. Orians. 1964. The ecological regulation of species diversity. *American Naturalist* 98:399-414.
- Connell, J.H. and R.O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111(4):1114-1119.
- Connor, E.F. and E.D. McCoy. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist* 133:791-833.
- Connor, E.F., E.D. McCoy, and B.J. Cosby, 1983. Model discrimination and expected slope values in species-area studies. *American Naturalist* 122:789-96.
- Conrad, Jon M. and Colin W. Clark. 1987. *Natural Resource Economics*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Conservation International. 1989. *The Debt-for-Nature Exchange: A Tool for International Conservation*. Conservation International, Washington, D.C., 43 pp.
- Conservation International. 1990. *The Rain Forest Imperative*. Conservation International, Washington, D.C., 15 pp.
- Conway, William. 1986. The practical difficulties and financial implications of endangered species breeding programmes. *Int. Zoo Yearbook* 24/25:210-219.
- Conway, William. 1988. Can technology aid species preservation? Pp. 263-268 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C. 521 pp.
- Cook, Clive. 1988. Applying the user pays principle to national parks. *Australian Ranger Bulletin* 5(1):5-6
- Cooper, C. 1981. *Economic Evaluation and the Environment*. Hodder and Stoughton, London.
- Corbet, G.B. and J.E. Hill. 1980. *A World List of Mammalian Species*. British Museum, London. 226 pp.
- Corfield, T. 1985. *The Wilderness Guardian*. David Sheldrick Foundation, Nairobi. 621 pp.
- Corner, E.J.H. 1978. Plant life. Pp. 112-178 in: D.M. Luning, C. Wen, and E.R. Dingley (eds), *Kinabalu: Summit of Borneo*. Sabah Society, Kuching.
- Council on Environmental Quality (U.S.A.). 1980. Ecology and living resources: Biological diversity. Pp. 31-80 in: CEQ, *Annual Report*. Washington, D.C.
- Crandall, Lee S. 1964. *Management of Wild Mammals in Captivity*. University of Chicago Press, Chicago. 769 pp.
- Croizat, Leon. 1962. *Space, Time, Form: The Biological Synthesis*. Caracas, Venezuela. 881 pp.
- Cropper, M.L., M.C. Veinstein and R.J. Zeckhauser. 1978. The optimal consumption of depletable natural resources: An elaboration, correction, and extension. *Quarterly J. Economics* 92: 337-353.
- Crossen, T.I. 1979. A new concept in park design and management. *Biological Conservation* 15(2):105-125.
- Crowe, T.M. and A.A. Crowe. 1982. Patterns of distribution, diversity and endemism in Afrotropical birds. *J. Zool.* London. 198:417-442.
- Crowley, Thomas J. and Gerald R. North. 1988. Abrupt climate change and extinction events in earth history. *Science* 240:996-1002.
- Crutchfield, J.A. 1962. Valuation of fishery resources. *Land Econ.* 38(5):145-154.
- Cuddington, J.T., F.R. Johnson, and J.L. Knetsch, 1981. Valuing amenity resources in the presence of substitutes. *Land Economics* 57:526-535.
- Cumming, D.H.M. 1985. Environmental limits and sustainable harvests. Paper presented to the Plenary Session of the Zimbabwe National Conservation Strategy Conference, Harare.

- Cummings, R., D. Brookshire, and W. Schulze. 1986. *Valuing Environmental Goods: A State of The Art Assessment of the Contingent Valuation Method*. Rowman and Allenheld, Totowa, NJ. 270 pp.
- Cummins, J.E. 1988. Extinction: The PCB threat to marine mammals. *Ecologist* 18(6):193-195.
- Currie, D.J. and V. Paquin. 1987. Large scale biogeographical patterns of species richness of trees. *Nature* 329:326-327.
- Dahl, A.L. 1980. *Regional Ecosystems Survey of the South Pacific Area*. SPC Technical Paper 179, Noumea. 99 pp.
- Dahlberg, K.A. 1983. Plant germplasm conservation: Emerging problems and issues. *Mazingira* 7(1):14-25.
- Dahlberg, K.A. 1987. Redefining development priorities: Genetic diversity and agroecodevelopment. *Conservation Biology* 1:311-323.
- Daly, H.E. 1980. *Economics, Ecology and Ethics*. Freeman, San Francisco, CA.
- Daniel, J.G. and A. Kulasingam. 1974. Problems arising from large-scale forest clearing for agricultural use. *Malaysian Forester* 37:152-160.
- Darling, F.F. and N.D. Eichorn. 1967. *Man and Nature in the National Parks: Reflection on Policy*. The Conservation Foundation, Washington, D.C. 80 pp.
- Darlington, P.J. 1957. *Zoogeography: The Geographical Distribution of Animals*. J. Wiley and Sons, New York.
- Dasgupta, P. 1982. *The Control of Resources*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Dasmann, R.F. 1980. The relationship between protected areas and indigenous peoples. Pp. 667-671 in: J.A. McNeely and K.R. Miller (eds.), *National Parks, Conservation and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society*. IUCN/Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- *Dasmann, R.F. 1984. *Environmental Conservation* (5th edn.). Wiley, New York. 486 pp.
- Dasmann, R.F. 1985. Achieving the sustainable use of species and ecosystems. *Landscape Planning* 12(3):211-220.
- *Dasmann, R.F., J.P. Milton, and P. Freeman. 1973. *Ecological Principles for Economic Development*. John Wiley, London. 252 pp.
- Dasmann, R.F. and D. Poore. 1979. *Ecological Guidelines for Balanced Land Use, Conservation and Development in High Mountains*. IUCN, Gland, Switzerland. 40 pp.
- Davidson, R.J. and T.J. Beechey. 1982. An agenda for a natural heritage conservation strategy. *Environments* 14(1):77-84.
- Davies, A.G. 1987. *The Gola Forest Reserves, Sierra Leone: Wildlife Conservation and Forest Management*. IUCN, Gland. 126 pp.
- Davis, R.K. 1964. The value of big game hunting in a private forest. *Transactions Twenty-Ninth North American Wildlife and Natural Resources Conference*.
- *Davis, Stephen D., Stephen J.M. Droop, Patrick Gregeron, Louise Henson, Christine J. Leon, Jane L. Villa-Lobos, Hugh Syngé, and Jana Zantovska. 1986. *Plants in Danger: What do we Know?* IUCN, Gland, Switzerland.
- Davis, S.H. 1988. Indigenous peoples, environmental protection, and sustainable development. *IUCN Sustainable Development Occasional Paper* 1:1-26.
- Day, D. 1981. *The Doomsday Book of Animals*. Viking Press, New York, N.Y.
- de Camino Velozo, Ronnie. 1987. Incentives for community involvement in conservation programmes. *FAO Conservation Guide* 12:1-59.
- de Groot, Rudolf. 1986. *A Functional Ecosystem Evaluation Method as a Tool in Environmental Planning and Decision Making*. Agricultural University, Wageningen, the Netherlands. 38 pp.
- de Klemm, C. 1985. Preserving genetic diversity: A legal review. *Landscape Planning* 12(3):221-238.
- Dearden, P. 1978. The ecological component in land use planning: A conceptual framework. *Biological Conservation* 14:167-179.
- Dearden, P. 1981. Landscape evaluation: The case for a multi-dimensional approach. *J. Environmental Management* 13:95-105.
- Decker, D. and G. Goff. 1987. *Valuing Wildlife: Economic and Social Perspectives*. Westview Press, Boulder, CO.
- DeLong, R., W.G. Gilmartin, and J.G. Simpson. 1973. Premature births in California sea lions: Association with high organochlorine pollutant residue levels. *Science* 181:1168-1170.
- Denniston, C. 1978. Small population size and genetic diversity: Implications for endangered species. Pp. 281-289 in: S.A. Temple (ed.), *Endangered Birds: Management Techniques for Preserving Threatened Species*. Madison, University of Wisconsin Press.
- Devall, B. and G. Sessions. 1984. The development of natural resources and the integrity of nature. *Environmental Ethics* 6(3):293-315.
- Devall, B. and G. Sessions. 1985. *Deep Ecology: Living As If Nature Mattered*. Peregrine Smith Books, Layton, Ut.
- Di Castri, F. and M. Hadley. 1985. Enhancing the credibility of ecology: Can research be made more comparable and predictable? *GeoJournal* 11(4):321-338.
- Diamond, J.M. 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7:129-46.
- Diamond, J.M. 1984. Biological principles relevant to protected areas design in the New Guinea region. Pp. 330-332 in: J.A. McNeely and K.R. Miller (eds.), *National Parks,*

Conservation, and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society. IUCN/Smithsonian Institution Press, Washington D.C.

Diamond, J.M. 1985. Introductions, extinctions, exterminations, and invasions. Pp. 65-79 in: T.J. Case and J.M. Diamond (eds.), *Community Ecology*. Harper & Row, New York.

Diamond, J.M. 1987. Extant unless proven extinct? Or, extinct unless proven extant? *Conservation Biology* 1(1):72-76.

Diamond, J.M. and R.M. May. 1976. Island biogeography and the design of nature reserves. Pp. 163-186 in: R.M. May, (ed.), *Theoretical Ecology: Principles and Applications*. Oxford, Blackwell.

Dingwall, Paul (ed). 1987. *Conserving the Natural Heritage of the Antarctic Realm*. IUCN, Gland. 222 pp.

Dixon, John A., R. Carpenter, L. Fallon, P. Sherman, and S. Manopimoke. 1986. *Economic Analysis of the Environmental Impacts of Development Projects*. Asian Development Bank, Manila. 100 pp.

Dixon, John A. and S. Wattanavitukul. 1982. *A Summary of Work on Benefit-Cost Analysis of Natural Systems and Environmental Quality Aspects of Development*. Environment and Policy Institute, East-West Center, Honolulu.

Dony, J.G. and I. Denholm. 1985. Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites. *J. Applied Ecology* 22(2):229-238.

Dorfman, R. and Nancy S. Dorfman (eds.). 1977. *Economics of the Environment*. W.W. Norton, New York. 510 pp.

Drewett, J. 1988. Never mind the whale, save the insects. *New Scientist*, 17 December:32-35.

Duane, W.L. 1980. On preserving nature's aesthetic features. *Environmental Ethics* 2(2):293-310.

*Duffey, E. and A.S. Watts (eds.). 1971. *The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Dunlop, Richard C. and Birendra B. Singh. 1978. *A National Parks and Reserves System for Fiji*. The National Trust for Fiji, Suva. 117 pp.

Eachern, J. and E. L. Towle. 1974. *Ecological Guidelines for Island Development*. IUCN, Gland, Switzerland. 65 pp.

Eagles, Paul F.J. 1984. *The Planning and Management of Environmentally Sensitive Areas*. Longman, London and New York. 160 pp.

Ehrenfeld, David. 1972. *Conserving Life on Earth*. Oxford University Press, New York. 360 pp.

Ehrenfeld, David. 1988. Why put a value on biodiversity? Pp. 212-216 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington D.C.

Ehrlich, Paul R. 1982. Human carrying capacity, extinction, and nature reserves. *BioScience* 32(5):321-326.

Ehrlich, Paul R. 1985. Extinctions and ecosystem functions: Implications for humankind. Pp. 162-176 in: R.J. Hoage (ed.), *Animal Extinction: What Everyone Should Know*. Smithsonian Institution Press, Washington, USA.

*Ehrlich, P.R. and A.H. Ehrlich. 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York. 305 pp.

Ehrlich, Paul R. and H.A. Mooney. 1983. Extinction, substitution, and ecosystem services. *BioScience* 33(4):251-252.

Eisner, Thomas. In press. Chemical exploration of nature: A proposal for action. In: *Ecology, Economics, and Ethics: The Broken Circle*. Yale University Press.

Elkington, J. and T. Burke. 1987. *The Green Capitalists: Industry's Search for Environmental Excellence*. Victor Gollancz, London. 258 pp.

Ellenburg, H. 1986. The effects of environmental factors and use alternatives upon the species diversity and regeneration of tropical rain forest. *Applied Geography and Development* 28:19-36.

Elliott, H.F.L. (ed.). 1964. *The Ecology of Man in the Tropical Environment*. IUCN, Morges. 355 pp.

Elliott, H.F.L. 1972. Island ecosystems and conservation with particular reference to the biological significance of islands in the Indian Ocean and consequential research and conservation needs. *J. Mar. Biol. Ass. India* 14(2):578-608.

*Elliott, H.F.L. (ed.). 1974. *Second World Conference on National Parks*. IUCN, Morges, Switzerland. 504 pp.

Eltringham, S.K. 1984. *Wildlife Resources and Economic Development*. John Wiley, New York. 325 pp.

Endler, J.A. 1982. Pleistocene forest refugia: Fact or fancy? Pp. 179-200 in: G. Prance (ed.), *Biological Diversification in the Tropics*. Columbia University Press, New York.

Erwin, Terry L. 1982. Tropical forests: Their richness in Coleoptera and other arthropod species. *Coleopterists Bulletin* 36:74-75.

Erwin, Terry L. 1983. Tropical forest canopies: The last biotic frontier. *Bul. Entomological Soc. America* 29(1):14-19.

Erwin, Terry L. 1988. The tropical forest canopy: The heart of biotic diversity. Pp. 123-129 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.

Faeth, S.H. and E.F. Connor. 1979. Supersaturated and relaxed island faunas: A critique of the species-area relationship. *J. Biogeog.* 6:311-316.

FAO. 1981. *Tropical Forest Resources Assessment Project (GEMS): Tropical Africa, Tropical Asia, Tropical America (4 Vols.)* FAO/UNEP, Rome, Italy.

FAO. 1984. *In Situ Conservation of Wild Plant Genetic Resources: A Status Review and Action Plan*. Forest Resources Division, FAO, Rome.

- FAO. 1985. *Yearbook of Forest Products 1972-1983*. FAO, Rome.
- FAO/IBRD/WRI/UNDP. 1987. *The Tropical Forestry Action Plan*. FAO, Rome. 32 pp.
- FAO/UNEP. 1981. Conservation of the genetic resources of fish. *FAO Fisheries Technical Paper* 217:1-43.
- FAO/UNEP. 1982. *Tropical Forest Resources*. FAO, Rome.
- Farnsworth, N.R. 1982. The Potential Consequences of Plant Extinction in the United States on the Current and Future Availability of Prescription Drugs. Paper presented at Symposium on Estimating the Value of Endangered Species — Responsibilities and Role of the Scientific Community, Annual Meeting of the AAAS, Washington, D.C.
- Farnsworth, N.R. 1988. Screening plants for new medicines. Pp. 83-97 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Farnsworth, N.R. and D.D. Soejarto. 1985. Potential consequences of plant extinction in the United States on the current and future availability of prescription drugs. *Economic Botany* 39(2):231-240.
- Farnworth, E.G., T.H. Tidrick, W.M. Smathers Jr., and C.F. Jordan. 1983. A synthesis of ecological and economic theory toward more capable valuation of tropical moist forests. *International Environmental Studies* 21(1):11-28.
- Fearnside, P.M. 1987. Deforestation and international economic development projects in Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 1(3):214-222.
- Fenner, F.J. (ed.). 1975. *A National System of Ecological Reserves in Australia*. Australian Academy of Science, Canberra, 114 pp.
- Field, C.R. 1979. Game ranching in Africa. *Applied Ecology* 4:63-101.
- Fillon, F.L., A. Jacquemot, and R. Reid. 1985. *The Importance of Wildlife to Canadians*. Canadian Wildlife Service, Ottawa. 19 pp.
- Fisher, A.C. 1981a. *Economic Analysis and the Extinction of Species*. Report No. ERG-WP-81-4. Energy and Resources Group, Berkeley, CA. 19 pp.
- Fisher, A.C. 1981b. *Resources and Environmental Economics*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 284 pp.
- Fisher, A.C. and M. Hanemann. 1984. Option values and the extinction of species. *Working Paper No 269*. Giannini Foundation of Agricultural Economics, Berkeley, CA. 39 pp.
- Fisher, A.C. and W.M. Hanemann. 1985. Endangered species: The economics of irreversible damage. Pp. 129-138 in: D.O. Hall, N. Myers and N.S. Margaris (eds.), *Economics of Ecosystem Management*. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Fisher, A.C. and J. Krutilla. 1972. Determination of optimal capacity of resource-based recreation facilities. *Natural Resources J.* 12(3):417-444.
- Fisher, A.C., J.V. Krutilla, and C.J. Cicchetti. 1972. The economics of environmental preservation: A theoretical and empirical analysis. *Am. Econ. Rev.* 62:605-619.
- Fisher, J., N. Simon, and J. Vincent. 1969. *Wildlife in Danger*. Viking Press, New York.
- Fitter, Richard. 1986. *Wildlife for Man: How and Why We Should Conserve Our Species*. Collins, London. 223 pp.
- Fitter, Richard and Maisie Fitter. 1987. *The Road to Extinction*. IUCN, Gland. 121 pp.
- Flemming, T.H., R. Breitwisch, and G.H. Whitesides. 1987. Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:910-109.
- Fogden, M.P. 1972. The seasonality and population dynamics of tropical forest birds in Sarawak. *Ibis* 114:307-343.
- Foose, T.J., R. Lande, N.R. Flesness, G. Rabb, and B. Read. 1986. Propagation plans. *Zoobiol.* 5:139-46.
- Foresta, R.A. 1985. Natural regions and national parks: The Canadian experience. *Applied Geography* 5(3):179-194.
- Forester, R.R. 1973. *Planning for Man and Nature in National Parks: Reconciling Perpetuation and Use*. IUCN, Morges, Switzerland. 84 pp.
- Forman, Richard T.T., Anne E. Galli, and Charles F. Leck. 1975. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implication. *Oecologia* 26:1-8.
- Fosberg, F. Raymond. 1988. Artificial diversity. *Environmental Conservation* 15(2):74.
- Frankel, O.H. 1974. Genetic conservation: Our evolutionary responsibility. *Genetics* 78:53-65.
- Frankel, O.H. and E. Bennett (eds.). 1970. *Genetic Resources in Plants: Their Exploration and Conservation*. Blackwell, Oxford, UK. 554 pp.
- Frankel, O.H. and J.G. Hawkes (eds.). 1974. *Plant Genetic Resources for Today and Tomorrow*. Cambridge University Press, London, UK.
- *Frankel, O.M. and Michael E. Soulé. 1981. *Conservation and Evolution*. Cambridge University Press, New York. 327 pp.
- Freeland, W.J. 1979. Primate social groups as biological islands. *Ecology* 60:719-28.
- Freeman, J. 1986. The parks as genetic islands. *National Parks* 60(½):12-17.
- Frost, Darrel R. (ed.). 1985. *Amphibian Species of the World: A Taxonomic and Geographical Reference*. Allen Press, Lawrence, Kansas. 732 pp.

- Gadgil, M. and V.D. Vartak. 1976. The sacred groves of western Ghats in India. *Economic Botany* 30(2):152-160.
- Game, M. 1980. Best shape for nature reserves. *Nature* 287:630-2.
- Garcia, Jose Rafael. 1984. Waterfalls, hydropower, and water for industry: Contributions from Canaima National Park. Pp. 588-591 in: J.A. McNeely and K.R. Miller (eds.), *National Parks, Conservation, and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 825 pp.
- Gardner, J.E. 1981. National parks and native peoples in northern Canada, Alaska, and northern Australia. *Environmental Conservation* 8(3):207-215.
- Garratt, Keith. 1984. The relationship between adjacent lands and protected areas: Issues of concern for the protected area manager. Pp. 65-71 in: J.A. McNeely and K.R. Miller (eds.), *National Parks, Conservation, and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Geertz, Clifford. 1983. *Local Knowledge*. Basic Books, New York. 244 pp.
- Gehlback, F.R. 1975. Investigation, evaluation and priority ranking of natural areas. *Biological Conservation* 8:79-88.
- Gentry, A.H. 1979. Extinction and conservation of plant species in tropical America: A phytogeographical perspective. Pp. 110-126 in: I. Hedberg (ed.), *Systematic Botany, Plant Utilization, and Biosphere Conservation*. Almqvist and Wiksell International, Stockholm.
- Gentry, A.H. 1982a. Neotropical floristic diversity: Phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69:557-593.
- Gentry, A.H. 1982b. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evol. Biol.* 15:1-84.
- Gentry, A.H. 1984. *An Overview of Neotropical Phytogeographic Patterns with an Emphasis on Amazonia*. Missouri Botanical Garden, St. Louis.
- Gentry, A. H. 1986. Endemism in tropical versus temperate plant communities. Pp. 153-181 in: Michael E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, Sunderland, MA.
- Gentry, A.H. and C.H. Dodson. 1987. Contribution of non-trees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica* 19:149-156.
- Gilbert, L.E. 1980. Food web organization and conservation of neotropical diversity. Pp. 11-34. in: M.E. Soulé and B.A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Giles, Robert H. 1971. *Wildlife Management Techniques (3rd edition)*: The Wildlife Society, Washington, D.C. 633 pp.
- *Giles, Robert H. 1978. *Wildlife Management*. W.H. Freeman and Co., San Francisco. 416 pp.
- Gillis, M. 1986. *Non-wood Forest Products in Indonesia*. Department of Forestry, University of North Carolina, Chapel Hill, North Carolina.
- Gilpin, M.E. and J.M. Diamond. 1980. Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity. *Nature* 285:567-8.
- Gilpin, M.E. and J.M. Diamond. 1981. Immigration and extinction probabilities for individual species: Relation to incidence functions and species colonization curves. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 78:392-396.
- Ginzburg, L.R., L.B. Slobodkin, K. Hohnson, and A.G. Bindman. 1982. Quasiextinction probabilities as a measure of impact on population growth. *Risk Analysis* 2:171-81.
- Glick, D. and J. Betancourt. 1983. The Rio Platano biosphere reserve: Unique resource, unique alternative. *Ambio* 12(3/4):168-73.
- Godfrey-Smith, W. 1979. The value of wilderness. *Environmental Ethics* 1(4):309-319.
- Goeden, G.B. 1979. Biogeographic theory as a management tool. *Environ. Conserv.* 6:27-32.
- Goldsmith, F.B. 1973. The ecologist's role in the development for tourism: A case study in the Caribbean. *Biological J. Linnean Society* 5(3):265-287.
- Goldsmith, F.B. 1975. The evaluation of ecological resources in the countryside for conservation purposes. *Biological Conservation* 8:89-96.
- Gómez-Pompa, A. 1988. Tropical deforestation and Maya silviculture: An ecological paradox. *Tulane Studies in Zoology and Botany* 26:19-37.
- Gómez-Pompa, A., C. Vasquez-Yanes, and S. Guevara. 1972. The tropical rain forest: A nonrenewable resource. *Science* 177:762-765.
- Gómez-Pompa, A., J.S. Flores, and V. Sosa. 1987. The "Pet Kot": A man-made tropical forest of the Maya. *Interciencia* 12:10-15.
- Goodland, R. 1988. A major new opportunity to finance biodiversity preservation. Pp. 437-445 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington D.C.
- Goodman, D. 1975. The theory of diversity-stability relationships in ecology. *Quarterly Review of Biology* 50(2):237-265.
- Goodman, D. 1987a. Consideration of stochastic demography in the design and management of biological reserves. *Natural Res. Modeling* 1:205-34.
- Goodman, D. 1987b. How do any species persist? Lessons for conservation biology. *Conservation Biology* 1(1):59-63.
- Goodson, J. 1988. *Conservation and Management of Tropical Forests and Biodiversity in Zaire*. Unpublished document, USAID, Zaire.

- Gordon, H.S. 1954. The economic theory of a common property resource: The fisher. *J. Pol. Econ.* 124-142.
- Goulding, M. 1980. *The Fishes and the Forest: Explorations in Amazonian Natural History*. University of California Press, Berkeley. 280 pp.
- Government of India. 1983. *Eliciting Public Support for Wildlife Conservation*. Report of Indian Board for Wildlife Task Force, Department of Environment, New Delhi.
- Graham, N.E. and W.B. White. 1988. The El Niño cycle: A natural oscillator of the Pacific Ocean-atmosphere system. *Science* 240:1293-1302.
- Grassle, J.F. 1985. Hydrothermal vent animals: Distribution and biology. *Science* 229:713-717.
- Grassle, J.F. 1989. Species diversity in deep-sea communities. *Trends in Ecology and Evolution* 4(1):12-15.
- Greenwood, P.H. 1974. The cichlid fishes of Lake Victoria, East Africa: The biology and evolution of a species-flock. *Bull. British Museum (Natural History) Supplement* 6:1-134.
- Groves, R.H. and J.I. Burdon. 1986. *Ecology of Biological Invasions*. Cambridge University Press, New York. 166 pp.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species richness in plant communities: The importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52:107-145.
- Gulick, P., C. Hershey, and J. Esquinas Alcazar. 1983. *Genetic Resources of Cassava and Wild Relatives*. International Board for Plant Genetic Resources 82/111, Rome.
- Gupta, T.A. and A. Guleria. 1982. *Non-Wood Forest Products from India*. IBH Publishing Co., New Delhi.
- Haffer, J. 1985. Avian zoogeography of the neotropical lowlands. Pp. 113-146 in: P.A. Buckley, M.S. Foster, C.S. Morton, R.S. Ridgely and F.G. Buckley (eds.), *Neotropical Ornithology*. Ornithological Monographs No. 36, American Ornithologists Union, Washington DC.
- Hahn, C. 1982. *The Economic Rationale for Protection and Management of Natural Areas in Developing Countries*. Natural Resources Defence Council, Washington, D.C. 47 pp.
- Hair, Jay D. 1988. The economics of conserving wetlands: A widening circle. Paper presented at Workshop on Economics, IUCN General Assembly, 4-5 February 1988, Costa Rica.
- Hall, Charles A., C.J. Cleveland, and R. Kaufmann. 1986. *Energy and Resource Quality: The Ecology of the Economic Process*. John Wiley, New York. 577 pp.
- *Hall, D.O., N. Myers, and N.S. Margaris (eds.). 1985. *Economics of Ecosystem Management*. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Hamilton, A., D. Taylor and J.C. Vogel. 1986. *Early forest clearance and environmental degradation in south-west Uganda*. *Nature* 320:164-167.
- Hamilton, L.S. and Jeff M. Fox. 1987. Protected area systems and local people. Paper presented at Workshop on Fields and Forests, Xishuangbanna, Yunnan, China.
- Hamilton, L.S., and S.C. Snedaker (eds.). 1984. *Handbook for Mangrove Area Management*. Honolulu, Hawaii, East-West Centre. 123 pp.
- Hammack, J. and G.M. Brown, Jr. 1974. *Waterfowl and Wetlands: Toward Bioeconomic Analysis*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.
- Hanemann, W. Michael. 1988. Economics and the preservation of biodiversity. Pp. 193-199 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Harcourt, A.H., H. Pennington, and A.W. Weber. 1986. Public attitudes to wildlife and conservation in the Third World. *Oryx* 20(3):152.
- Harmon, David. 1987. Cultural diversity, human subsistence, and the national park ideal. *Environmental Ethics* 9(2):147-158.
- Harrah, D.F. and B.K. Harrah. 1975. *Conservation Ecology: Resources for Conservation Education*. Scarecrow Press, Metuchen, New Jersey. 323 pp.
- Harris, Larry D. 1984. *The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. University of Chicago Press, Chicago. 211 pp.
- Harris, R.B., L.A. Maguire, and Mark L. Shaffer. 1987. Sample sizes for minimum viable population estimation. *Conservation Biology* 1:72-77.
- Harris, Stuart. 1985. The economics of ecology and the ecology of economics. *Search* 16(9-12):284-290.
- Harrison, J., K. Miller and J. McNeely. 1982. The world coverage of protected areas: Development goals and environmental needs. *Ambio* 11(95):238-245.
- Hart, W.J. 1966. *A Systems Approach to Park Planning*. IUCN, Morges, Switzerland. 118 pp.
- Hartshorn, G.S. 1978. Tree falls and tropical forest dynamics. Pp. 617-638 in: P.B. Tomilson and M.H. Zimmer (eds.), *Tropical Trees as Living Systems*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Hartwick, J.M. and N.D. Olewiler. 1986. *The Economics of Natural Resource Use*. Harper and Row, New York.
- Hatley, T. and M. Thompson. 1985. Rare animals, poor people, and big agencies: A perspective on biological conservation and rural development in the Himalaya. *Mountain Research and Development* 5(4):365-377.
- Haulot, A. 1985. The environment and the social value of tourism. *International J. Environmental Studies* 25(4):215-218.
- Hawkes, J.G. 1983. *The Diversity of Crop Plants*. Harvard University Press, Cambridge. 184 pp.

- Hayden, B.P., G.C. Ray, and R. Dolan. 1984. Classification of coastal and marine environments. *Environmental Conservation* 11(3):199-207.
- Hazlewood, Peter T. 1989. The Tropical Forestry Action Plan: Opportunities and Challenges. Paper submitted to the 8th Meeting of the TFAP Advisers Group, 9-11 May 1989, Paris. World Resources Institute, Washington, DC.
- Hazlewood, Peter T. In Press. *Cutting our Losses: Policy Reform to Sustain Tropical Forest Resources*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Heaney, L.R. 1986. Biogeography of mammals in Southeast Asia: Estimates of rates of colonization, extinction and speciation. *Biological Journal of the Linnean Society* 28:127-165.
- Hedberg, I. (ed.). 1978. *Systematic Botany, Plant Utilization, and Biosphere Conservation*. Slmqvist and Wiksell International, Stockholm.
- Helliwell, D.R. 1969. Valuation of wildlife resources. *Regional Studies* 3:41-47.
- Helliwell, D.R. 1973. Priorities and values in nature conservation. *J. Environmental Management* 1(1):85-127.
- Helliwell, D.R. 1975. Discount rates and environmental conservation. *Environmental Conservation* 2(2):199-201.
- Helliwell, D.R. 1976. The extent and location of nature conservation areas. *Environmental Conservation* 3(4):255-258.
- Helliwell, D.R. 1982. Assessment of conservation values of large and small organisms. *J. Environmental Management* 15(2):273-277.
- Heywood, Vernon. 1989. Conservation biology of threatened species. manuscript.
- Higgs, A.J. 1981. Island biogeography theory and nature reserve design. *J. Biogeog.* 8(2):117-124.
- Higgs, A.J. and M.B. Usher. 1980. Should nature reserves be large or small? *Nature*. 285:568-9.
- Hill, M. 1983. Kakadu National Park and the aboriginals: Partners in protection. *Ambio* 12(3/4):158-67.
- Hodgson, G. and J.A. Dixon. 1988. Logging versus fisheries and tourism in Palawan: An environmental and economic analysis. *East-West Environment and Policy Institute Occasional Paper* 7:1-95.
- Holdgate, M.W. 1982. The environmental information needs of the decision-maker. *Nature and Resources* 18(1):5-10.
- Holdgate, Martin W. 1989. The implications of climatic change and rising sea level. In: W. Verwey, *Proceedings of the International Congress on Nature Management and Sustainable Development*. International Organizing Services, Amsterdam, the Netherlands.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:1-23.
- Holt, W.V. and H.D.M. Moore. 1988. Semen banking: Is it now feasible for captive endangered species? *Oryx* 22(3):172-178.
- Honacki, James H., K.E. Kinman, and J.W. Koepl (eds.). 1982. *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. Allen Press, Lawrence, Kansas. 694 pp.
- Hoose, P.M. 1981. *Building an Ark: Tools for the Preservation of Natural Diversity Through Land Protection*. Island Press, Covelo, CA. 212 pp.
- Hough, J.L. 1984. An approach to an integrated land use system on Michiru Mountain, Malawi. *Parks* 9(3/4):1-3.
- Hough, Walter. 1926. *Fire as an Agent in Human Culture*. U.S. National Museum Bulletin 139, Government Printing Office, Washington D.C. 270 pp.
- Houseal, Brian, C. MacFarland, G. Archibold, and A. Chiari. 1985. Indigenous cultures and protected areas in Central America. *Cultural Survival Quarterly* March:10-19.
- Houston, D. 1971. Ecosystems of national parks. *Science* 172:648-651.
- Hoyt, Erich. 1988. *Conserving the Wild Relatives of Crops*. IBPGR, IUCN, WWF, Rome. 45 pp.
- Hubbell, S.P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203:1299-1309.
- Hubbell, S.P. and R.B. Foster. 1983. Diversity of canopy trees in a neotropical forest and implications for conservation. in: S.L. Sutton, T.C. Whitmore and A.C. Chadwick (eds.), *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*, Blackwell, Oxford.
- Hubbell, S.P. and R.B. Foster. 1986. Commonness and rarity in a neotropical forest: Implications for tropical tree conservation. Pp. 205-231 in: M.E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 584 pp.
- Huetting, R. 1985. Results of an economic scenario that gives top priority to saving the environment instead of encouraging production growth. *Environmentalist* 5(4):253-262.
- Hufschmidt, Maynard M. et al. 1983. *Environment, Natural Systems, and Development: An Economic Valuation Guide*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 338 pp.
- Hufschmidt, Maynard M. and Ruangdej Srivardhana. 1986. The Nam Pong water resources project in Thailand. Pp. 141-162 in: John A. Dixon and M. Hufschmidt (eds.), *Economic Valuation Techniques for the Environment — A Case Study Workbook*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.
- Humphreys, W.F. and D.J. Kitchener. 1982. The effect of habitat utilization on species-area curves: Implications for optimal reserve area. *J. Biogeog.* 9(5):391-396.

- Huntley, B.J. 1978. Ecosystem conservation in southern Africa. *Biogeography and Ecology of Southern Africa*. 41:1333-1384.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist*. 113:81-101.
- Hutto, R.L., S. Reel and P.B. Landres. 1987. A critical evaluation of the species approach to biological conservation. *Endangered Species Update* 4(12):1-4.
- Isakov, Y.A. and V.V. Krinitsky. 1986. The system of protected natural areas in the U.S.S.R. and prospects for its development. *Soviet Geography* 27(2):102-114.
- Island Resources Foundation. 1981. *Economic Impact Analysis for the Virgin Islands National Park*. U.S. Dept. of the Interior, National Park Service, Washington, D.C.
- IUCN. 1979. *The Biosphere Reserve and its Relationship to other Protected Areas*. IUCN, Gland, Switzerland. 26 pp.
- *IUCN. 1980. *World Conservation Strategy: Living Resource Conservation for Sustainable Development*. IUCN-UNEP-WWF, Gland. 44 pp.
- IUCN. 1985. *1985 United Nations List of National Parks and Protected Areas*. IUCN, Gland, Switzerland. 174 pp.
- IUCN. 1986. *Directory of Wetlands of International Importance*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. 1987a. *IUCN Directory of Afrotropical Protected Areas*. IUCN, Gland, Switzerland. 1034 pp.
- IUCN. 1987b. *Captive Breeding: IUCN Policy Statement*. IUCN, Gland. 3 pp.
- IUCN. 1987c. *The IUCN Position Statement on Translocation of Living Organisms*. IUCN, Gland. 20 pp.
- IUCN. 1987d. *Centres of Plant Diversity: A Guide and Strategy for their Conservation*. IUCN Threatened Plants Unit, Kew, Richmond, U.K.
- IUCN. 1987e. *Population and Sustainable Development: Task Force Report*. IUCN, Gland. 63 pp.
- IUCN. 1988a. *1988 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland. 154 pp.
- IUCN. 1988b. *Significant Trade in Wildlife: A Review of Selected Species in CITES Appendix II*, Volume 1: Mammals (183 pp); Volume 2: Reptiles and Invertebrates (306 pp); Volume 3: Birds (351 pp). IUCN, Gland, and CITES, Lausanne.
- IUCN. 1989a. *Conservation et Utilization Rationnelle des Ecosystemes Forestiers en Afrique Centrale*. Report to EEC. 240 pp.
- IUCN. 1989b. The impact of climatic change and sea level rise on ecosystems. Paper submitted to Commonwealth Secretariat.
- IUCN/ELC. 1984. *Species Mentioned in Legislation*. IUCN, Bonn, FRG. 20 pp.
- IUCN/Unesco. 1987. *Directory of Biosphere Reserves*. Unesco, Paris.
- IUCN/UNEP. 1986a. *Review of the Protected Areas System in Oceania*. IUCN, Gland, Switzerland. 239 pp.
- IUCN/UNEP. 1986b. *Review of the Protected Areas System in the Afrotropical Realm*. IUCN, Gland, Switzerland. 259 pp.
- IUCN/UNEP. 1986c. *Review of the Protected Areas System in the Indo-Malayan Realm*. IUCN, Gland, Switzerland. 284 pp.
- IUCN/UNEP. 1988. *Coral Reefs of the World*. Volume 1: Atlantic and Eastern Pacific (373 pp); Volume 2: Indian Ocean, Red Sea and Gulf (389 pp); Volume 3: Central and Western Pacific (329 pp). IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K./UNEP, Nairobi.
- IUCN/WWF Plants Conservation Programme. 1988. *Centres of Plant Diversity: A Guide and Strategy for their Conservation*. IUCN, Gland. 40 pp.
- Izac, A.-M.N. 1986. Resources policies, property rights and conflicts of interest. *Australian J. Agricultural Economics* 30(1):23-27.
- Jacobs, P. and D. Munro (eds.). 1987. *Conservation With Equity: Strategies for Sustainable Development*. IUCN, Gland, Switzerland. 466 pp.
- Jain, S.K. and K.L. Mehra (eds.). 1983. *Conservation of Tropical Plant Resources*. Botanical Survey of India, Howrah, India.
- Jain, S.K. and A.R.K. Sastry. 1982. Threatened plants and habitats: A review of work in India. *Plants Conservation Bulletin* 2:1-9.
- Janzen, D.H. 1983. No park is an island: Increase in interference from outside as park size increases. *Oikos* 41:402-410.
- Janzen, Dan. 1988. The use of economic incentives in Costa Rica's Guanacaste National Park. Paper presented at Workshop on Economics, IUCN General Assembly, 4-5 February 1988, Costa Rica.
- Jarvinen, O. 1982. Conservation of endangered plant populations: Single large or several small reserves? *Oikos* 38(3):301-307.
- Jenkins, R.E., Jr. 1977. Classification and inventory for the perpetuation of ecological diversity. Pp. 41-52 in: A. Marmelstein (ed.), *Classification, Inventory, and Analysis of Fish and Wildlife Habitat*. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- Jenkins, Robert E., Jr. 1985. The identification, acquisition, and preservation of land as a species conservation strategy. Pp. 131-140 in: R.J. Hoage (ed.), *Animal Extinctions: What*

- Everyone Should Know. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- Jenkins, R.E., Jr. and W.B. Bedford. 1973. The use of natural areas to establish environmental baselines. *Biological Conservation* 5(3):168-174.
- Johannes, R.E. 1978. Traditional marine conservation methods in Oceania and their demise. *Annual Review of Ecology and Systematics* 9:49-64.
- Johannes, R.E. 1982. Traditional conservation methods and protected marine areas in Oceania. *Ambio* 11(3):258-261.
- Johansson, P-O. 1987. *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*. Cambridge University Press, London. 238 pp.
- Johns, A.D. 1985. Selective logging and wildlife conservation in tropical rainforest: Problems and recommendations. *Biological Conservation*. 31:355-75.
- Johnson, M.P., L.G. Mason, and P.H. Raven. 1968. Ecological parameters and plant species diversity. *American Naturalist*. 102:297-306.
- Jones, D.M. 1982. Conservation in relation to animal disease in Africa and Asia. Pp. 271-285 in: M.A. Edwards and U. McDonnell (eds.), *Animal Disease in Relation to Animal Conservation*. Symposia of the Zoological Society of London.
- Jones, J. Greg, W.G. Beardsley, D.W. Countryman, and Dennis L. Schweitzer. 1978. Estimating economic costs of allocating land to wilderness. *Forest Sci.* 24(3):410-422.
- Jones-Lee, M. W. 1976. *The Value of Life: An Economic Analysis*. University of Chicago Press, Chicago.
- Jordan, C.F. 1985. *Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems*. Wiley, Chichester. 190 pp.
- Jordan, W.R. and M.E. Gilpin (eds.). 1987. *Restoration Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Juday, G.P. 1983. The problem of large mammals in natural areas selection: Examples from the Alaska ecological reserves system. *Natural Areas Journal* 3(3):24-30.
- Juvik, J.O. and S.P. Juvik. 1984. Mauna Kea and the myth of multiple use: Endangered species and mountain management in Hawaii. *Mountain Research and Development* 4(3):191-202.
- Kangas, P. 1987. The use of species-area curves to predict extinctions. *Bulletin of the Ecological Society of America* 68:158-162.
- Karr, J.R. 1976. Within- and between-habitat avian diversity in Africa and neotropical lowlands habitats. *Ecological Monographs* 46:457-481.
- Kasran, Baharuddin. 1988. Effect of logging on sediment yield in a hill dipterocarp forest in peninsular Malaysia. *J. Tropical Forest Science* 1(1):56-66.
- Kassam, A.H. and G.M. Higgins. 1980. *Land Resources for Populations of the Future*. FAO/UNFA, Rome 369 pp.
- Keiter, R.B. 1985. On protecting the national parks from the external threat dilemma. *Land and Water Law Review* 20(2):355-420.
- Kellert, S.R. 1984. Assessing wildlife and environmental values in cost-benefit analysis. *J. Environmental Management* 18(4):355-363.
- Kelman, Steven. 1981. *What Price Incentives: Economics and the Environment*. Auburn House, Boston, MA.
- Kempton, R.A. 1979. The structure of species abundance and measurement of diversity. *Biometrics* 35(2):307-321.
- *Kenchington, R.A. and B.E.T. Hudson (eds.). 1984. *Coral Reef Management Handbook*. Unesco Regional Office for Science and Technology in South-East Asia, Jakarta, Indonesia.
- Kennedy, Duncan. 1980. Cost-benefit analysis of entitlement problems: A critique. *Standard Law Review* 33(2):419-431.
- Kennedy, J.L. 1985. Conceiving forest management as providing for current and future social value. *Forest Ecology and Management* 13(1/2):121-132.
- Kepler, C.B. and J.M. Scott. 1985. Conservation of island ecosystems. Pp. 255-271 in: P.O. Moors (ed.), *Conservation of Island Birds*. International Council of Bird Preservation, Cambridge, UK.
- Ketchum, B.H. (ed.). 1972. *The Water's Edge: Critical Problems of the Coastal Zone*. MIT Press, Cambridge, MA. 303 pp.
- King, A.W. and S.W. Pimm. 1983. Complexity, diversity and stability: A reconciliation of theoretical and empirical results. *American Naturalist*. 122:229-239.
- Kirkpatrick, J.B. 1983. An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: An example from Tasmania. *Biological Conservation*. 25:127-34.
- Klee, G.A. (ed.). 1980. *World Systems of Traditional Resource Management*. John Wiley and Sons, New York. 290 pp.
- Kleiman, Devra G. 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation. *BioScience* 39(3): 152-161.
- Klopfer, P.H. 1959. Environmental determinants of faunal diversity. *American Naturalist* 93:337-342.
- Kloppenburg, J., Jr. and D.L. Kleinman. 1987. The plant germplasm controversy: Analyzing the distribution of the world's plant genetic resources. *BioScience* 37(3):190-198.
- Konstant, W.R. and R.A. Mittermeier. 1982. Introduction, reintroduction and translocation of Neotropical primates: Past experiences and future possibilities. *International Zoo Yearbook* 22:69-77.

- Krebs, C.J. 1984. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 3rd Ed. Harper & Row, New York.
- Kristensen, R.M. 1983. Loricifera, a new phylum with *Aschelminthes* characters from the meiobenthos. *Z. Zool. Syst.* 21(3):163-180.
- Krutilla, J.V. and A.C. Fisher. 1975. *The Economics of Natural Environments: Studies in the Valuation of Commodity and Amenities Resources*. Resources for the Future/Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 292 pp.
- Kux, Molly. 1986. Land use options to conserve living resources and biological diversity in developing countries. (MS), University of Florida.
- Kwapena, N. 1984. Wildlife management by the people. Pp. 315-321 in: J.A. McNeely and K.R. Miller (eds.), *National Parks, Conservation, and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Lacy, R.C. 1987. Loss of genetic diversity from managed populations: Interacting effects of drift, mutation, immigration, selection, and population subdivision. *Conservation Biology* 1:143-159.
- Lamprey, H. 1974. The distribution of protected areas in relation to the needs of biotic community conservation in eastern Africa. Proceedings of a Regional Meeting on the Creation of a Coordinated System of National Parks and Reserves in Eastern Africa. Supplementary Paper No 45. IUCN, Gland, Switzerland.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241:1455-1460.
- Landres, P.B., J. Verner, and J.W. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: A critique. *Conservation Biology* 2:316-328.
- Langford, William A., and Donald J. Cocheba. 1978. The wildlife valuation problem: A critical review of economic approaches. *Can. Wildl. Serv. Occ. Paper* 37:1-35.
- Lanly, J.P. 1982. *Tropical Forest Resources*. Food and Agriculture Organization, Rome. 106 pp.
- Lausche, B.J. 1980. Guidelines for protected area legislation. *IUCN Environmental Policy and Law Paper* 16:1-108.
- Laut, P. and T.A. Paine. 1982. A step towards an objective procedure for land classification and mapping. *Applied Geography* 2(2):109-126.
- Leader-Williams, N. and S.D. Albon. 1988. Allocation of resources for conservation. *Nature* 336:533-535.
- Lecomber, J.R.C. 1979. *The Economics of Natural Resources*. Macmillan, London.
- Ledec, G. 1987. Effects of Kenya's Bura irrigation settlement project on biological diversity and other conservation concerns. *Conservation Biology* 1:247-259.
- Ledec, G. and R. Goodland. 1986. Epilogue. in: D.A. Schumann and W. L. Partridge (eds.), *The Human Ecology of Tropical Land Settlement in Latin America*. Westview Press, Boulder, CO.
- Ledec, G. and R. Goodland. 1988. *Wildlands: Their Protection and Management in Economic Development*. The World Bank, Washington, D.C. 278 pp.
- Ledig, F.T. 1986. Conservation strategies for forest gene resources. *Forest Ecology and Management* 14(2):77-90.
- Ledig, F.T. 1988. The conservation of diversity in forest trees. *BioScience* 38(7):471-479.
- Lehmann, S. 1981. Do wildernesses have rights? *Environmental Ethics* 3(1):129-146.
- Lehmkuhl, J.F. 1984. Determining size and dispersion of minimum viable populations for land management planning and species conservation. *Environmental Management* 8(2):167-176.
- Leigh, E.G. 1981. The average lifetime of a population in a varying environment. *J. Theor. Biol.* 90:213-39.
- Leigh, E.G., Jr., A.S. Rand, and D.M. Windsor (eds.). 1982. *The Ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rhythms and Long-Term Changes*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Leigh, J.H., J.D. Briggs, and W. Hartley. 1982. The conservation status of Australian plants. Pp. 13-25 in: R.H. Groves and W.D.L. Ride (eds.), *Species at Risk: Research in Australia*. Springer-Verlag, New York.
- Lemons, J. 1986. Research in the National Parks. *Environmental Professional* 8(2):127-137.
- Lesley, J.T. 1978. *Genetics of Livestock Improvement*. Prentice-Hall, New Jersey.
- Lesslie, R.G., B.G. Mackey, and K.M. Preece. 1988. A computer-based method of wilderness evaluation. *Environmental Conservation* 15(3):225-232.
- Lewin, R. 1984. Parks: How big is big enough? *Science* 225:611-612.
- Lewin, R. 1986. In ecology, change brings stability. *Science* 234:1071-1073.
- Lewin, R. 1986. Damage to tropical forests, or why were there so many kind of animals? *Science* 234:149-150.
- Lewis, Dale M., G.B. Kaweche, and Ackim Mwenya. 1987. *Wildlife conservation outside protected areas: Lessons from an experiment in Zambia*. Lupande Research Project Publication 4:1-14.
- Lewis, Harrison F. 1951. Wildlife in today's economy: Aesthetic and recreational values of wildlife. *Trans. N. Am. Wildl. Conf.* 16:13-16.
- Lewontin, R.C. 1974. *The Genetic Basis of Evolutionary Change*. Columbia University Press, New York.

- Lisboa, P.L.B., U.N. Maciel, and G.T. Prance. 1987. Some effects of colonization on the tropical flora of Amazonia: A case study from Rondonia. *Ciencia Hoje* 6:48-56.
- Livingstone, Ian. 1986. The common property problem and pastoralist economic behavior. *J. Development Studies* 23:5-19.
- Loomis, J.B. 1986. Assessing wildlife and environmental values in cost-benefit analysis: State of the art. *J. Environmental Management* 22:125-131.
- Lothian, Andrew. 1985. A cost-benefit study of national parks on Kangaroo Island, South Australia. In: *Proceedings of the Conference on Conservation and the Economy 1984*. Australian Government Publishing Service, Canberra.
- Lovejoy, T.E. 1976. We must decide which species will go forever. *Smithsonian* 7(4):52-59.
- Lovejoy, T.E. 1980. Discontinuous wilderness: Minimum areas for conservation. *Parks* 5(2) 13-15.
- Lovejoy, T.E. 1984. Application of ecological theory to conservation planning. Pp. 402-413 in: F. di Castri, F.W.G. Baker and M. Hadley (eds.), *Ecology in Practice: Part 1 Ecosystem Management*. Tycooly, Dublin.
- Lovejoy, T.E. 1985. Strategies for preserving species in the wild. Pp. 97-113 in: R.J. Hoage (ed.), *Animal Extinctions: What Everyone Should Know*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Lovejoy, T.E. 1986. Species leave the ark one by one. Pp. 16-17 in: Bryan G. Norton (ed.), *The Preservation of Species: The Value of Biological Diversity*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Lovejoy, T.E., J.M. Rankin, R.O. Bierregaard, K.S. Brown, L.H. Emmons, and M.E. Van der Voort. 1984. Ecosystem decay in Amazon forest fragments. Pp. 295-325 in: M.H. Nitecki (ed.), *Extinctions*. University of Chicago Press, Chicago.
- Lugo, Ariel. 1988. Diversity of tropical species: Questions that elude answers. *Biology International* 19:1-37.
- Lusigi, Walter J. 1978. *Planning Human Activities on Protected Natural Ecosystems*. Dissertationes Botanicae 48. J. Cramer, Vaduz, Germany. 233 pp.
- Lusigi, Walter. 1984. Mt. Kulal biosphere reserve: Reconciling conservation with local human population needs. Pp. 459-469 in: J.A. McNeely and D. Navid (eds.), *Conservation, Science, and Society*. Unesco-UNEP, Paris.
- *Lyster, S. 1985. International Wildlife Law. *IUCN Environmental Policy and Law Paper* 22:1-470.
- MacArthur, R.H. 1972. *Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species*. Harper and Row, New York. 269 pp.
- MacArthur, R.H. and E.O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. Princeton, NJ. 203 pp.
- Machlis, Gary E. and David L. Tichnell. 1985. *The State of the World's Parks: An International Assessment of Resource Management, Policy and Research*. Westview, Boulder, Colorado.
- Machlis, Gary E. and David L. Tichnell. 1987. Economic development and threats to national parks: A preliminary analysis. *Environmental Conservation* 14(2):154.
- MacKinnon, J.R. 1983. Irrigation and watershed protection in Indonesia. Report to the World Bank.
- *MacKinnon, J.R., K. MacKinnon, G. Child, and J. Thorsell. 1986. *Managing Protected Areas in the Tropics*. IUCN, Gland. 295 pp.
- MacKinnon, J.R. and S. Stuart. 1989. *The Kouprey: An Action Plan for its Conservation*. IUCN, Gland. 19 pp.
- Maguire, L.A. 1986. Using decision analysis to manage endangered species. *J. Environmental Management* 22(4):345-360.
- Mahar, Dennis J. 1988. *Government Policies and Deforestation in Brazil's Amazon Region*. World Bank, Washington D.C. 56 pp.
- Maheshwari, J.K. 1980. Plant resources of the Himalaya and their conservation. *J. Himalayan Studies and Regional Development* 4:3-9.
- Malingreau, J.-P. and C.J. Tucker. 1988. Large-scale deforestation in the southern Amazon Basin of Brazil. *Ambio* 17:49-55.
- Malla, K.B. 1986. *Report on Land Use Changes with Emphasis on Forest Cover in Nepal*. National Remote Sensing Center, Kathmandu, Nepal.
- Malone, S., R.A. Mittermeier, K. Mohadin, M. Werkhoven, M.J. Plotkin, J. MacKnight, and T.B. Werner. 1990. *A Preliminary Action Plan for Conservation in Suriname*. WWF, Washington, D.C.
- Maltby, Edward. 1986. *Waterlogged Wealth*. Earthscan, London. 200 pp.
- Margules, C., A.J. Higgs and R.W. Rafe. 1982. Modern biogeographic theory: Are there any lessons for nature reserve design? *Biological Conservation*. 24:115-128.
- Margules, C., A.O. Nicholls and R.L. Pressey. 1988. Selecting networks of reserves to maximize biological diversity. *Biological Conservation*. 43:63-76.
- Margules, C. and M.B. Usher. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: A review. *Biological Conservation*. 21:79-109.
- Margulis, L. and K. V. Schwartz. 1982. *Five Kingdoms: An Illustrated Guide to the Phyla of Life On Earth*. W.H. Freeman and Co., New York. 376 pp.

- Marks, Stuart A. 1984. *The Imperial Lion: Human Dimensions of Wildlife Management in Central Africa*. Westview Press, Boulder, CO. 210 pp.
- Marietta, D.E., Jr. 1979. The interrelationship of ecological science and environmental ethics. *Environmental Ethics* 1(2):195-207.
- Martens, J. 1982. Forests and their destruction in the Himalayas of Nepal. *Plant Research and Development* 15:66-96.
- Martin, P.S. 1984. Prehistoric overkill: The global model. Pp. 354-403 in: P.S. Martin and R.G Klein (eds.), *Quaternary Extinctions: A Prehistoric Revolution*. University of Arizona Press. 892 pp.
- *Martin, P.S. and R.G Klein (eds.). 1984. *Quaternary Extinctions: A Prehistoric Revolution*. University of Arizona Press. 892 pp.
- Martin, R.B. 1986. *Communal Areas Management Programme for Indigenous Resources (CAMPFIRE)*. Branch of Terrestrial Ecology, Working Document No. 1/86, Department of National Parks and Wildlife Management. 110 pp.
- Martin, R.B. and V. Clarke. 1988. *Predicted Returns for Wildlife Management in the Omay Communal Land*. Annex to the Land Use Study in Omay Communal Land, Zimbabwe, Agricultural and Rural Development Authority, Harare.
- Mascarenhas, A. 1983. Ngorongoro: A challenge to conservation and development. *Ambio* 12(3/4):146-152.
- May, R.M. 1974. *Stability and Complexity in Model Ecosystems*. 2nd ed. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- May, R.M. 1975. Island biogeography and the design of wildlife preserves. *Nature* 254:177-178.
- May, R.M. 1988. How many species are there on earth? *Science* 241:1441-1449.
- Mayr, E. and R.J. O'Hara. 1986. The biogeographic evidence supporting the Pleistocene forest refuge hypothesis. *Evolution* 40(1):55-66.
- McConnell, K.E. and J.G. Sutinen. 1979. Bioeconomic models of marine recreational fishing. *J. Env. Econ. and Mgt.* 6:127-139.
- McCoy, E.D. 1983. The application of island-biogeographic theory to patches of habitat: How much land is enough? *Biological Conservation*. 25(1):53-61.
- McEachern, J and E. L. Towle. 1974. *Ecological Guidelines for Island Development*. IUCN, Morges, Switzerland.
- McElroy, M.B. and R.J. Salawitch. 1989. Changing composition of the global stratosphere. *Science* 243:763-770.
- McGonigle, R.M. 1981. The economizing of ecology: Why big, rare whales still die. *Ecology Law Quarterly* 9(1):119-237.
- McKinney, M. L. 1987. Taxonomic selectivity and continuous variation in mass and background extinction of marine taxa. *Nature* 325:143-145.
- McLellan, C.H., A.P. Dobson, D.S. Wilcove, and J.M. Lynch. 1986. Effects of forest fragmentation of New and Old World bird communities: Empirical observations and theoretical implications. In: J. Verner, M. Morrison, and C.J. Ralph (eds.), *Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison.
- McMahan, L. 1980. Legal protection for rare plants. *American University Law Review* 29(3):515-569.
- McMichael, D.F. (ed.). 1971. *Society's Demand for Open Air Recreation, Wilderness, and Scientific Reference Areas*. Institute of Australian Foresters, Canberra.
- McNaughton, S.J. 1977. Diversity and stability of ecological communities. *American Naturalist* 111(3):515-525.
- McNeely, J.A. (ed.). 1981a. *Conserving Africa's Natural Heritage*. IUCN, Gland. 271 pp.
- McNeely, J.A. (ed.). 1981b. *Conserving the Natural Heritage of Latin America and the Caribbean*. IUCN, Gland, Switzerland. 329 pp.
- McNeely, J.A. 1982. *The World's Greatest Natural Areas*. IUCN, Gland. 49 pp.
- McNeely, J.A. 1987. How dams and wildlife can co-exist: natural habitats, agriculture, and major water resource development projects in tropical Asia. *Conservation Biology* 1: 228-238.
- *McNeely, J. A. 1988. *Economics and Biological Diversity: Developing and Using Economic Incentives to Conserve Biological Diversity*. IUCN, Gland, Switzerland. 200 pp.
- McNeely, J. A. 1989a. Agriculture and biological diversity: International policy issues. Paper resulting from workshop on Agriculture and Conservation Biology, Asilomar, CA. 20-23 Nov. 1988.
- McNeely, J.A. 1989b. Minimum quality criteria for ecologically sensitive areas. Report prepared for the Asian Development Bank. IUCN, Gland, Switzerland. 43 pp.
- McNeely, J.A. and J. Harrison. in prep. Protected areas and climate change: Assessing the adaptability of the existing network.
- *McNeely, J. A. and K.R. Miller (eds.). 1984. *National Parks, Conservation, and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 838 pp.
- McNeely, J. A., K. R. Miller, and James W. Thorsell. 1987. Objectives, selection, and management of protected areas in tropical forest habitats. Pp. 181-204 in: C. Marsh and R.A. Mittermeier (eds.), *Primate Conservation in the Tropical Rain Forest*. Alan R. Liss, Inc., New York.
- McNeely, J.A. and D. Navid (eds.). 1984. *Conservation*,

- Science and Society: The Proceedings of the First International Congress on Biosphere Reserves*. Minsk, Byelorussia, U.S.S.R. 600 pp.
- McNeely, J.A. and David Pitt (eds.). 1984. *Culture and Conservation: The Human Dimension in Environmental Planning*. Croom Helm, London. 308 pp.
- McNeely, J.A., E. Sumardja, and D. Rabor (eds.). 1978. *Wildlife Management in Southeast Asia*. Biotrop, Bogor, Indonesia. 236 pp.
- McNeely, J.A. and J.W. Thorsell (eds.). 1985. *People and Protected Areas in the Hindukush-Himalaya*. ICIMOD, Kathmandu. 250 pp.
- McNeely, J.A. and J.W. Thorsell. 1987. *Guidelines for Development of Terrestrial and Marine National Parks for Tourism and Travel*. World Tourism Organization, Madrid. 29 pp.
- Menges, E.S. 1986. Predicting the future of rare plant populations: Demographic monitoring and modeling. *Natural Areas Journal* 6(3):13-25.
- Mercer, D.E. and L.S. Hamilton. 1984. Mangrove ecosystems: some economic and natural benefits. *Nature and Resources* 20(2):14-19.
- Merriam, Larry C. 1964. The Bob Marshall wilderness areas of Montana: Some socioeconomic considerations. *J. Forestry* 62(11):789-795.
- Messerschmidt, Don. 1985. People's participation in park resource planning and management. Pp. 133-140 in: J.A. McNeely and J.W. Thorsell (eds.), *People and Protected Areas in the Hindukush-Himalaya*. ICIMOD, Kathmandu. 250 pp.
- Middleton, J. and G. Merriam. 1985. The rationale for conservation: Problems from a virgin forest. *Biological Conservation* 33(2):133-145.
- Miller, Daniel J. 1989. Introductions and extinction of fish in the African great lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 4(2):56-59.
- Miller, David L. 1986. Technology, territoriality and ecology: The evolution of Mexico's Caribbean spiny lobster fishery. Paper presented at Workshop on Ecological Management of Common Property Resources, IV International Congress of Ecology, Syracuse, New York.
- Miller, J.R. 1981. Irreversible land use and the preservation of endangered species. *J. Environmental Economics and Management* 8:19-26.
- Miller, J.R. and F.C. Menz. 1979. Some economic considerations for wildlife preservation. *Southern Economic J.* 45(3):718-729.
- Miller, K.R. 1973. Development and training of personnel: The foundation of national park programs in the future. Pp. 326-347 in: H. Elliott (ed.), *Second World Conference on National Parks*. IUCN Gland, Switzerland.
- Miller, K.R. 1975. Guidelines for the management and development of national parks and reserves in the American Humid Tropics. Pp. 94-105 in: *Proceedings IUCN Meeting on the Use of Ecological Guidelines for Development in the American Humid Tropics*, IUCN, Morges.
- *Miller, K.R. 1980. *Planning National Parks for Ecodelopment*. University of Michigan, Ann Arbor.
- Miller, R.I. 1979. Conserving the genetic integrity of faunal populations and communities. *Environmental Conservation* 6:297-304.
- Miller, R.I. and L.D. Harris. 1977. Isolation and extirpations in wildlife reserves. *Biological Conservation* 12(4):311-315.
- Miller, R.S. and D.R. Botkin. 1974. Endangered species: Models and predictions. *American Scientist* 62(1):172-181.
- Mishra, H.R. 1984. A delicate balance: tigers, rhinoceros, tourists and park management vs. the needs of the local people in Royal Chitwan National Park, Nepal. Pp. 197-205 in: J.A. McNeely and K.R. Miller (eds.), *National Parks, Conservation and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Mittermeier, R.A. 1986. *An Action Plan for Conservation of Biological Diversity in Madagascar*. World Wildlife Fund-US, Washington, D.C.
- Mittermeier, R.A. 1988. Primate diversity and the tropical forest: Case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversity countries. Pp. 145-154 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C. 521 pp.
- Mittermeier, R.A. and T.B. Werner. 1990. Wealth of Plants and Animals Unites "Megadiversity" countries. *Tropicus*: 4(1):1,4-5.
- Moen, A.N. 1973. *Wildlife Ecology: An Analytical Approach*. W.H. Freeman and Co., San Francisco. 458 pp.
- Mooney, H. (ed.) 1985. *Ecological Consequences of Biological Invasions*. Springer Verlag, New York.
- Mooney, H. 1988. Lessons from Mediterranean-climate regions. Pp. 157-165 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Mooney, H. and J.A. Drake. 1987. The ecology of biological invasions. *Environmentalist* 19(5):10-37.
- Morauta, L., J. Pernetta, and W. Heaney (eds.). 1982. *Traditional Conservation in Papua New Guinea: Implications for Today*. Institute of Applied Social and Economic Research, Boroko, Papua New Guinea.

- Morony, J.L., W. Bock, and J. Farrand. 1975. *Reference List of Birds of the World*. American Museum of Natural History, New York.
- Movcan, J. 1982. Development and economics in Plitvice National Park. *Ambio* 11(3):282-285.
- Myers, N. 1972. National parks in savannah Africa. *Science* 178:1255-1263.
- Myers, N. 1976. An expanded approach to the problem of disappearing species. *Science* 193:198-202.
- Myers, N. 1979. *The Sinking Ark: A New Look at the Problem of Disappearing Species*. Pergamon Press, Oxford, UK.
- Myers, N. 1980. *Conversion of Tropical Moist Forests*. National Research Council, Washington D.C.
- Myers, N. 1982. Forest refuges and conservation in Africa with some appraisal of survival prospects for tropical moist forests throughout the biome. Pp. 658-672 in: G.T. Prance, (ed.), *Biological Diversification in the Tropics*. Columbia University Press, New York.
- Myers, N. 1983a. *A Wealth of Wild Species*. Westview Press, Boulder, CO. 272 pp.
- Myers, N. 1983b. Tropical moist forests: Over-exploited and under-utilized? *Forest Ecology and Management* 6(1):59-79.
- Myers, N. 1983c. A priority-ranking strategy for threatened species? *Environmentalist* 3(1):97-120.
- Myers, N. 1984. *The Primary Source: Tropical Forests and Our Future*. W.W. Norton & Co., New York. 399 pp.
- *Myers, N. (ed.). 1985. *The Gaia Atlas of Planet Management*. Pan Books, London. 272 pp.
- Myers, N. 1987a. Tackling mass extinction of species: a great creative challenge. The Horace M. Albright Lecture in Conservation. University of California, Berkeley, California.
- Myers, N. 1987b. The extinction spasm impending: Synergisms at work. *Conservation Biology* 1(1):14.
- Myers, N. 1988a. Tropical deforestation and climatic change. Paper for Conference on Climate and the Geo Sciences, May 22-27, Louvain University Belgium.
- Myers, N. 1988b. Tropical forests: much more than stocks of wood. *J. Tropical Ecology* 4:209-221.
- Myers, N. 1988c. Threatened biotas: "Hotspots" in tropical forests. *Environmentalist* 8(3):1-20.
- Myers, N. 1988d. Natural resource systems and human exploitation systems: Physiobiotic and ecological linkages. World Bank Environment Department Working Paper 12:1-61.
- Namkoong, G. 1982. The management of genetic resources: A neglected problem in environmental ethics. *Environmental Ethics* 4:377-378.
- Namkoong, G. 1986. Genetics and the forest of the future. *Unasylva* 38(152):2-18.
- NAS (National Academy of Sciences). 1972. *Genetic Vulnerability of Major Crops*. National Academy Press, Washington, D.C. 307 pp.
- NAS. 1980. *Research Priorities in Tropical Biology*. Committee on Research Priorities in Tropical Biology, National Academy of Sciences, Washington, D.C. 116 pp.
- NAS. 1986. *Ecological Knowledge and Environmental Problem-Solving*. National Academy Press, Washington, D.C. 388 pp.
- Nature Conservancy Council. 1979. *Nature Conservation in the Marine Environment*. Report of the NCC/NERC Joint working Party on marine wildlife conservation. Natural Conservancy Council, London. 64 pp.
- Navid, D. 1984. International cooperation for wetland conservation: The Ramsar Convention. *Transactions North American Wildlife and Natural Resources Conference* 49:33-41.
- Newman, James R. and R. Kent Schreiber. 1984. Animals as indicators of ecosystem responses to air emissions. *Environmental Management* 8(4):309-324.
- Nichol, J.E. 1982. Parameters for conservation evaluation. *J. Environmental Management* 14:181-194
- Nicholls, Yvonne I. (ed.). 1973. Source book: Emergence of proposals for recompensing developing countries for maintaining environmental quality. *IUCN Environmental Policy and Law Paper 5*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Nicoll, M.E. and O. Langrand. 1989. *Madagascar: Revue de la conservation et des aires protégées*. WWF, 1989. 374 pp.
- Niklas, K.J., B.H. Tiffney, and A.H. Knoll. 1985. Patterns in vascular land plant diversification: An analysis at the species level. In: J.W. Valentine (ed.), *Phanerozoic Diversity Patterns: Profiles in Macroevolution*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Nilson, G. 1983. *The Endangered Species Handbook*. Animal Welfare Institute, Washington, D.C. 245 pp.
- Nitecki, M.H. 1984. *Extinctions*. University of Chicago Press, Chicago.
- Norgaard, R.B. 1984. Environmental economics: an evolutionary critique and a plea for pluralism. Division of Agricultural Sciences, University of California, Berkeley, CA. Working Paper 299:1-24.
- Norgaard, R.B. 1987. The economics of biological diversity: Apologetics or theory? In: D.D. Southgate and J.F. Disinger (eds.), 1987. *Sustainable Resource Development in the Third World*. Westview Press, Boulder, CO.
- Norgaard, R.B. 1988. The rise of the global exchange economy and the loss of biological diversity. Pp. 206-211 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.

- Norton, Bryan. 1983. On the inherent danger of undervaluing species. Manuscript, Center for Philosophy and Public Policy, College Park, MD.
- Norton, Bryan. 1986. *The Preservation of Species: The Value of Biological Diversity*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Norton, Bryan. 1987. Biodiversity and the public lands: The spiral of life and how it all works, with examples. *Wilderness* 50(176):17-38.
- Norton, Bryan. 1988. Commodity, amenity, and morality: The limits of quantification in valuing biodiversity. Pp. 200-205 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Noss, R.F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33:700-706.
- Noss, R. and L. Harris. 1986. Nodes, networks, and MUM's: Preserving diversity at all scales. *Environmental Management*. 10:299-309.
- NRC (National Research Council). 1975. *Underexploited Tropical Plants with Promising Economic Value*. Board on Science and Technology for International Development Report 16. National Academy of Sciences, Washington, D.C. 187 pp.
- NRC (National Research Council). 1982. *Ecological Aspects of Development in the Humid Tropics*. National Academy Press, Washington, D.C. 297 pp.
- Oates, J.F. 1985. *Action Plan for African Primate Conservation: 1986-1990*. IUCN, Gland. 41 pp.
- O'Brien, Stephen J. and J.F. Evermann. 1988. Interactive influence of infectious disease and genetic diversity in natural populations. *Trends in Ecology and Evolution* 3(10):254-259.
- Odum, W.E. 1976. *Ecological Guidelines for Tropical Coastal Development*. IUCN, Gland, Switzerland. 61 pp.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). 1982. *Economic and Ecological Interdependence*. OECD, Paris.
- Oka, H.I. and W.T. Chang. 1961. Hybrid swarms between wild and cultivated rice species *Oryza perennis* and *O. sativa*. *Evolution* 15:418-430.
- *Oldfield, Margery. 1984. *The Value of Conserving Genetic Resources*. U.S. Department of Interior, National Park Service. Washington, D.C. 360 pp.
- Oldfield, M.L. and J.B. Alcorn. 1987. Conservation of traditional agroecosystems: Can age-old farming practices effectively conserve crop genetic resources? *BioScience* 37(3):199-208.
- Oldfield, Sara. 1988. Buffer zone management in tropical moist forests. *IUCN Tropical Forest Paper* 5:1-49.
- Olembo, R. 1984. UNEP and protected areas. Pp. 861-684 in: J.A. McNeely and K.R. Miller (eds.), *National Parks, Conservation, and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 825 pp.
- Olson, S.L. and H.F. James. 1982. Fossil birds from the Hawaiian islands: Evidence for wholesale extinction by man before western contact. *Science* 217:633-635.
- Olwig, K.F. and K. Olwig. 1979. Underdevelopment and the development of "hatural" park ideology. *Antipode* 11(2):16-25.
- Opdam, P., G. Rijdsdijk, and F. Hustings. 1985. Communities in small woods in an agricultural landscape: Effects of area and isolation. *Biological Conservation* 34(4):333-352.
- Oren, D.C. 1987. Grande Carajás, international financing agencies, and biological diversity in Southeastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 1:222-228.
- Organization of American States. 1978. *Final Report on Conservation of Major Terrestrial Ecosystems of the Western Hemisphere*. San José, Costa Rica.
- Organization of American States. 1987. *Minimum Conflict: Guidelines for Planning the Use of American Humid Tropical Environments*. OAS, Washington, D.C. 198 pp.
- O'Riordan, T. 1981. Problems encountered when linking environmental management to development aid. *Environmentalist* 1(1):15-24.
- *OTA (U.S. Congress, Office of Technology Assessment). 1987. *Technologies to Maintain Biological Diversity*. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 334 pp.
- Oxley, D.J., M.B. Fenton, and G.R. Carmody. 1974. The effects of roads on populations of small mammals. *J. Applied Ecology* 11(1):51-59.
- Padua, M.T.J. and A.T.B. Quintão. 1982. Parks and biological reserves in the Brazilian Amazon. *Ambio* 11(5):309-314.
- Padua, M.T.J. and A.T.B. Quintão. 1984. A system of national parks and biological reserves in the Brazilian Amazon. Pp. 565-571 in: J.A. McNeely and K.R. Miller (eds.), *National Parks, Conservation, and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 825 pp.
- Palmberg, Christel and J.T. Esquinas-Alcazar. 1988. The role of international organizations in the conservation of plant genetic resources. Paper presented to Symposium on the Conservation of Genetic Diversity, Davis, CA, 25 July.
- Park, C.C. 1981. Man, river systems, and environmental impacts. *Progress in Physical Geography* 5(1):1-31.
- Parker, H.D. 1988. The unique qualities of a geographic information system: A commentary. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54(11):1547-1549.
- Partridge, E. (ed.). 1981. *Responsibilities to Future Generations: Environmental Ethics*. Prometheus Books, Buffalo, NY. 319 pp.

- Pearce, D.W. 1975. *The Economics of Natural Resource Depletion*. Macmillan, London.
- Pearce, D.W. 1976. *Environmental Economics*. Longmans, London.
- Pearce, D.W. 1987a. The sustainable use of natural resources in developing countries. In: R.K. Turner (ed), *Sustainable Environmental Management: Principles and Practice*. Frances Pinter, London.
- Pearce, D.W. 1987b. Economic values and the natural environment. *University College London Discussion Papers in Economics* 87(8): 1-20.
- Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:285-307.
- Peeters, J.P. and J.T. Williams. 1984. Towards better use of gene-banks with special reference to information. *Plant Genetic Resource News (FAO)* 60:22-32.
- Perrings, C.A. 1987. *Economy and Environment: A Theoretical Essay on the Interdependence of Economic and Environmental Systems*. Cambridge University Press, New York. 192 pp.
- Perrings, C.A. 1988. An optimal path to extinction? Poverty and resource degradation in the open agrarian economy. *J. Development Economics*.
- Perrings, Charles, H. Opschoor, J. Arntzon, A. Gilbert, and D. Pearce. 1988. *Economics and the Environment: A Contribution to the National Conservation Strategy for Botswana*. IUCN, Gland. 171pp.
- Peskin, H.M. 1981. National income accounts and the environment. *Natural Resources J.* 21:511-537.
- Peterkin, G.F. 1968. International selection of areas for preserves. *Biological Conservation* 1(1):55-61.
- Peters, Charles M., A.H. Gentry, and R. Mendelsohn. 1989. Valuation of a tropical forest in Peruvian Amazonia. *Nature* 339:655-656.
- Peters, R.L. and J.D.S. Darling. 1985. The greenhouse effect and nature reserves. *BioScience* 35:707-717.
- Peterson, D. 1976. Survey of livestock and wildlife: Seasonal distribution in areas of masailand adjacent to Tarangire Park. Final report to the regional livestock development department and the Masai range development project. Mimeo.
- Peterson, George L. and Alan Randall. 1984. *Valuation of Wildlife Resource Benefits*. Westview Press, Boulder, CO. 258 pp.
- Pickett, S.T.A. and J.N. Thompson. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation* 13:27-37.
- Picton, H.D. 1979. The application of insular biogeographic theory to the conservation of large mammals in the northern Rocky Mountains. *Biological Conservation* 15(1):73-79.
- Pigram, J.J. 1980. Environmental implications of tourism development. *Annals of Tourism Research* 7(4):554-583.
- Pimental, D. 1987. Technology and natural resources. Pp. 679-695 in: D.J. McLaren and B.J. Skinner (eds.), *Resources and World Development*. John Wiley, London.
- Pimlott, Douglas H. 1969. The value of diversity. *Trans. N. Am. Wildl. and Nat. Res. Conf.* 34:265-273.
- Pimm, S.L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307(5949):321-326.
- Pimm, S.L. 1987. Determining the effects of introduced species. *Trends in Ecology and Evolution* 2(4):106-108.
- Pimm, S.L., H. Lee Jones, and J. Diamond. 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist*. 132:757-785.
- Pister, E.P. 1979. Endangered species: Costs and benefits. *Environmental Ethics*. 1:341-352.
- Plotkin, Mark J. 1988. The outlook for new agricultural and industrial products from the tropics. Pp. 106-116 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), 1988. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C. 521 pp.
- Plourde, C. 1975. Conservation of extinguisable species. *Natural Resources J.* 15:791-798.
- *Plucknett, D.L., N.J.H. Smith, J.T. Williams, and N. M. Anishetty. 1987. *Gene Banks and the World's Food*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Polunin, N.V.C. 1983. Marine "genetic resources" and the potential role of protected areas in conserving them. *Environmental Conservation* 10(1):31-41.
- Polunin, N. and H.K. Eidsvik. 1979. Ecological principles for the establishment and management of national parks and reserves. *Environmental Conservation* 6(1):21-26.
- Pontificiae Academiae Scientiarum. 1988. Study week on a modern approach to the protection of the environment. *Pontificiae Academiae Scientiarum Documenta* 23:1-24.
- Poore, Duncan, and J. Sayer. 1987. *The Management of Tropical Moist Forest Lands: Ecological Guidelines*. IUCN, Gland. 63 pp.
- Poore, M.E.D. 1984. Planning reserves in densely-populated areas: Examples from Europe and from the Mediterranean region. Pp. 511-524 in: F. Di Castri, F.W.G. Baker, and M. Hadley (eds.), *Ecology in Practice (Part I)*, Tycooly International, Dublin. 524 pp.
- Population Reference Bureau (PRB). 1989. World Population Data Sheet. [Computer diskette]. Population Reference Bureau, Washington, D.C.
- Porter, R.C. 1982. The new approach to wilderness preservation through benefit-cost analysis. *J. Environmental Economics and Management* 9(1):59-80.
- Prance, G. 1982a. *Biological Diversification in the Tropics*. Columbia University Press, New York. 714 pp.
- Prance, G. 1982b. Forest refuges: Evidence from woody

- angiosperms. Pp. 137-157 in: G Prance (ed.), *Biological Diversification in the Tropics*. Columbia University Press, New York.
- Prance, G.T. and T.S. Elias. 1977. *Extinction is Forever*. New York Botanical Garden, Bronx, New York. 437 pp.
- Prance, G.T., W. Balée, B.M. Boom, and R.L. Carneiro. 1987. Quantitative ethnobotany and the case for conservation in Amazonia. *Conservation Biology* 1(4):296-310.
- *Prescott-Allen, C. and R. Prescott-Allen. 1986. *The First Resource: Wild Species in the North American Economy*. Yale University Press, New Haven, CT. 529 pp.
- Prescott-Allen, R. 1986. *National Conservation Strategies and Biological Diversity*. Report to IUCN, Gland, Switzerland. 67 pp.
- Prescott-Allen, R. and C. Prescott-Allen. 1982a. *What's Wildlife Worth? Economic Contributions of Wild Plants and Animals to Developing Countries*. International Institute for Environment and Development (Earthscan), London. 92 pp.
- Prescott-Allen, R. and C. Prescott-Allen. 1982b. The case for in-situ conservation of crop genetic resources. *Nature and Resources* 18(1):15-20.
- Prescott-Allen, R. and C. Prescott-Allen. 1983. *Genes from the Wild*. Earthscan, London. 101 pp.
- Preston, F.W. 1960. Time and space and the variation of species. *Ecology* 41(2):611-627.
- Principe, Peter P. 1988a. Valuing diversity of medicinal plants. Paper presented at IUCN/WHO/WWF International Consultation on the Conservation of Medicinal Plants, Chiangmai, Thailand.
- Principe, Peter P. 1988b. *The Economic Value of Biological Diversity Among Medicinal Plants*. OECD, Paris.
- Quisumbing, E. 1967. Philippine species of plants facing extinction. *Araneta Journal of Agriculture* 14:135-162.
- Rabe, F.W. 1984. Selection of high mountain lakes as natural areas. *Natural Areas Journal* 4(1):24-29.
- Rabinowitz, D., S. Cairnes, and T. Dillon. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. Pp. 182-204 in: M.E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 584 pp.
- Ragozin, D.L. and G. Brown, Jr. 1985. Harvest policies and nonmarket valuation in a predator-prey system. *J. Environmental Economics and Management* 12:155-168.
- Ralls, K. and J. Ballou. 1983. Extinction: Lessons from zoos. Pp. 164-84 in: C.M. Schonewald-Cox, S.M. Chambers, B. MacBryde and L. Thomas (eds.), *Genetics and Conservation: A Reference for Managing Wild Animal and Plant Populations*. Benjamin-Cummings, Menlo Park, CA.
- Ralls, K., K. Brugger, and J. Ballou. 1979. Inbreeding and juvenile mortality in small populations of ungulates. *Science* 206:1101-1103.
- Rambo, A.T. 1979. Primitive man's impact on genetic resources of the Malaysian tropical rain forest. *Malaysian Appl. Biol.* 8:59-65.
- Ramsay, W. 1976. Priorities in species preservation. *Environmental Affairs* 4:595-616.
- Randall, Alan. 1979. *Resource Economics: An Economic Approach to Natural Resource and Environmental Policy*. Grid Publishing, Columbus, Ohio. 321 pp.
- Randall, A. 1986. Human preferences, economics, and the preservation of species. Pp. 79-109 in: B.G. Norton (ed.), *The Preservation of Species*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Randall, Alan. 1988. What mainstream economists have to say about the value of biodiversity. Pp. 217-223 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Randall, Alan and Hohn R. Stoll. 1983. Existence value in a total valuation framework. In: Robert D. Row and L.G. Chestnut (eds), *Managing Air Quality and Scenic Resources at National Parks and Wilderness Areas*. Westview Press, Boulder, CO. 314 pp.
- Rapoport, E.H., G. Borioli, J.A. Monjeu, J.E. Puntieri, and R.D. Oviedo. 1986. The design of nature reserves: A simulation trial for assessing specific conservation value. *Biological Conservation* 37(3):269-290.
- Ratcliffe, D.A. 1971. Criteria for the selection of nature reserves. *Advancement of Science* 27(2):294-296.
- Ratcliffe, D.A. 1977. *A Nature Conservation Review*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Raup, D.M. 1981. Extinction: Bad genes or bad luck? *Acta Geologica Hispanica* 16(1-2):25-33.
- Raup, D.M. 1986. Biological extinction in earth history. *Science* 231:1528-1533.
- Raup, D.M. 1987. Diversity crises in the geologic past. in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy, Washington, D.C.
- Raup, D.M. and J.J. Sepkoski, Jr. 1982. Mass extinction in the marine fossil record. *Science* 215:1501-1503.
- Raven, P.H. 1981. Research in botanical gardens. *Bot. Jahrb. Syst.* 102:53-72.
- Raven, P.H. 1987. The scope of the plant conservation problem world-wide. Pp. 19-29 in: D. Bramwell, O. Hamann, V. Heywood, and H. Syngé (eds.), *Botanic Gardens and the World Conservation Strategy*. Academic Press, London.
- Raven, P.H. 1988. Biological resources and global stability. Pp. 3-27 in: S. Kawano, J.H. Connell, and T. Hidaka (eds.), *Evolution and Coadaptation in Biotic Communities*. University of Tokyo Press, Tokyo.
- Raven, P.H., R.F. Evert, and S.E. Eichhorn. 1986. *Biology of Plants*. Worth Publishers, New York, USA. 775 pp.

- Raven, P.H. and G.B. Johnson. 1989. *Biology*. Times Mirror/Mosby College Publishing, Boston. 1229 pp.
- Ray, G.C. 1988. Ecological diversity in coastal zones and oceans. Pp. 36-50 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C. 521 pp.
- Ray, G.C., J.A. Dobbin, and R.V. Salm. 1978. Strategies for protecting marine mammal habitats. *Oceanus* 21(3):55-67.
- Regier, H.A. and E.B. Crowell. 1972. Application of ecosystem theory, succession, diversity, stability, and stress to conservation. *Biological Conservation* 4(2):83-88.
- Reid, Walter V., J.N. Barnes, and B. Blackwelder. 1988. *Bankrolling Successes: A Portfolio of Sustainable Development Projects*. Environmental Policy Institute and National Wildlife Federation, Washington, D.C. 48 pp.
- *Reid, Walter V. and Kenton R. Miller. 1989. *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Rendel, J. 1975. The utilization and conservation of the world's animal genetic resources. *Agriculture and Environment* 2(2):101-119.
- Rennie, J.K. and C. Convis. 1989. *Natural Resources Information in Southern Africa*. Report to IUCN.
- Repetto, Robert. 1987. Economic incentives for sustainable production. *Annals of Regional Science* 21(3):44-59.
- Repetto, Robert. 1988. *The Forest for the Trees? Government Policies and the Misuse of Forest Resources*. World Resources Institute, Washington, D.C. 105 pp.
- Repetto, Robert and Malcolm Gillis (eds.). 1988. *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*. Cambridge University Press, Cambridge. 432 pp.
- Repetto, Robert, William Magrath, Michael Wells, Christine Beer, and Fabrizio Rossini. 1989. *Wasting Assets: Natural Resources in the National Income Accounts*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Ribbink, A.J., B.A. Marsh, A.C. Marsh, A.C. Ribbink, and B.J. Sharp. 1983. A preliminary survey of the cichlid fishes of rocky habitats in Lake Malawi. *South African J. Zoology* 18(3):149-310.
- Richter-Dyn, N. and N.S. Goel. 1972. On the extinction of a colonizing species. *Theor. Pop. Biol.* 3:406-33.
- Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science* 235(4785):167-171.
- Ricklefs, R.E., Z. Naveh, and R.E. Turner. 1984. *Conservation of Ecological Processes*. IUCN, Gland, Switzerland. 34 pp.
- Riney, T. 1982. *The Study and Management of Large Mammals*. J. Wiley and Sons, New York.
- Roberts, J.O.M. and B.D.G. Johnson. 1985. "Adventure" tourism and sustainable development: Experience of the Tiger Mountain group's operations in Nepal. Pp. 81-84 in: J.A. McNeely and J.W. Thorsell (eds.), 1985. *People and Protected Areas in the Hindukush-Himalaya*. ICIMOD, Kathmandu. 250 pp.
- Roberts, T.H. and L.J. O'Neil. 1985. Species selection for habitat assessments. *Transaction of the North American Wildlife And Natural Resources Conference* 50:352-362.
- Rogers, D.L. and S.E. Randolph. 1988. Tsetse flies in Africa, bane or boon? *Conservation Biology* 2:57-66.
- Rolston, H. III. 1985a. Duties to endangered species. *BioScience* 35(11):718-726.
- Rolston, H., III. 1985b. Valuing wildlands. *Environmental Ethics* 7:23-48.
- Ronsivalli, L.J. 1978. Sharks and their utilization. *Marine Fisheries Review* 40(2):1-13.
- Roome, N.J. 1984. Evaluation in nature conservation decision making. *Environmental Conservation* 11(3):247-252.
- Roth, R.R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* 57(3):773-782.
- Roughgarden, J. 1979. *Theory of Population Genetics and Evolutionary Ecology: An Introduction*. Macmillan, New York.
- Rowe, J.S. and J.W. Sheard. 1981. Ecological land classification: A survey approach. *Environmental Management* 5(5):451-464.
- Rowell, G. 1989. Annapurna, Sanctuary for the Himalaya. *National Geographic*. 176(3):390-405.
- Ruddle, K. 1986. No common property problem: village fisheries in Japanese coastal waters. Paper presented at Workshop on Ecological Management of Common Property Resources, IV International Congress of Ecology, Syracuse, New York.
- Ruggieri, C.D. 1976. Drugs from the sea. *Science* 194:491-497.
- Saenger, P., E.J. Hegerl, and J.D.S. Davie (eds.). 1983. *Global Status of Mangrove Ecosystems*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Sagoff, M. 1974. On preserving the natural environment. *Yale Law Journal* 84(2):205-267.
- Sahni, K.C. 1979. Endemic, relict, primitive and spectacular taxa in Eastern Himalayan flora. *Indian Journal of Forestry* 2:181-190.
- Sale, J.B. 1981. *The Importance and Values of Wild Plants and Animals in Africa*. IUCN, Gland, Switzerland. 44 pp.
- Salm, R.V. 1984. Ecological boundaries for coral-reef reserves: Principles and guidelines. *Environmental Conservation* 11(30):199-207.

- *Salm, R. and J. Clark. 1984. *Marine and Coastal Protected Areas: A Guide for Planners and Managers*. IUCN, Gland. 302 pp.
- Samples, Karl, John Dixon, and Marcia Gowen. 1986. Information disclosure and endangered species evaluation. *Land Economics* 62(2):306-312.
- Samson, F.B. 1983. Minimum viable populations: A review. *Natural Areas Journal*. 3(3):15-23.
- Sargent, F.O. 1969. A resource economist views a natural area. *Journal of Soil and Water Conservation* 24(1):8-11.
- Sattaur, Omar. 1987. Trees for the people. *New Scientist* 10 September.
- Savidge, J.A. 1987. Extinction of an island forest avifauna by an introduced snake. *Ecology* 68(3):660-668.
- Sax, J.L. 1980. *Mountains Without Handrails: Reflection on the National Parks*. University of Michigan Press, Ann Arbor. 152 pp.
- Schall, J.J. and E.R. Pianka. 1978. Geographical trends in numbers of species. *Science* 201:679-686.
- Scheuer, P.J. 1973. *Industry of Marine Natural Products*. Academic Press, New York.
- Schneider, S.N. 1989. The greenhouse effect: science and policy. *Science* 243:771-781.
- Schoener, Amy. 1974. Experimental zoogeography: Colonization of marine mini-islands. *American Naturalist* 108:715-38.
- Schoener, T.W. 1983. Rate of species turnover decreases from lower to higher organisms: A review of the data. *Oikos* 41(3):372-377.
- *Schonewald-Cox, Christine, S.M. Chambers, B. MacBryde, and L. Thomas. 1983. *Genetics and Conservation: A Reference for Managing Wild Animal and Plant Populations*. Benjamin/Cummings Publishing, Menlo Park, CA. 722 pp.
- Schonewald-Cox, C.M. and J.W. Bayless. 1986. The boundary model: A geographical analysis of design and conservation of nature reserves. *Biological Conservation* 34(4):305-322.
- Schreiber, R. 1977. Landscape planning and protection of the environment: The contribution of landscape ecology. *Applied Sciences and Development* 9:128-139.
- Schulze, W., R. D'Arge, and D. Brookshire. 1981. Valuing environmental commodities: Some recent experiments. *Land Econ.* 151-171.
- Schwartzman, S. 1987. Extractive production in the Amazon rubber tappers' movement. Paper presented to "Forests, Habitats, and Resources: A Conference in World Environmental History," 30 April, Duke University, Durham, NC.
- Scott, J.M., B. Csuti, J.D. Jacobi and J.E. Estes. 1987. Species richness: a geographic approach to protecting future biological diversity. *BioScience* 37:782-788.
- Scott, J.M., C.B. Kepler, P. Stine, H. Little, and K. Taketa. 1987. Protecting endangered forest birds in Hawaii: the development of a conservation strategy. Pp. 683-696 in: R.D. McCabe, (ed.), *Transactions of the 52nd North American Wildlife and Natural Resources Conference*, Wildlife Management Institute, Washington, D.C.
- Scott, M.E. 1988. The impact of infection and disease on animal populations: Implications for conservation biology. *Conservation Biology* 2(1):40-57.
- Scott, Margaret. 1988. Loggers and locals fight for the heart of Borneo. *Far Eastern Economic Review* 28 April:44-48.
- Seal, U.S. 1988. Intensive technology in the care of *ex situ* populations of vanishing species. Pp. 289-295 in: Wilson, E.O. and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C. 521 pp.
- Seidensticker, J. 1984. *Managing Elephant Depredation in Agriculture and Forestry Development Projects*. World Bank Technical Paper, Washington, D.C. 33 pp.
- Sevilla, Roque Larrea. 1988. Debt swap for conservation: the Ecuadorean case. Paper presented at Workshop on Economics, IUCN General Assembly, 4-5 February 1988, Costa Rica.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31:131-134.
- Shaffer, M.L. 1983. Determining minimum viable population sizes for the grizzly bear. *Int. Cong. Bear Res. Manage.* 5:133-9.
- Shaffer, M.L. and F.B. Samson, 1985. Population size and extinction: a note on determining critical population sizes. *American Naturalist*. 125: 144-52.
- Shane, D.R. 1986. *Hoofprints on the Forest: Cattle Ranching and the Destruction of Latin America's Tropical Forests*. Philadelphia Institute for the Study of Human Issues, Philadelphia, PA. 159 pp.
- Shaw, W.W. and E.H. Zube (eds.). 1980. *Wildlife Values*. University of Arizona, School of Renewable Natural Resources, Tucson, AZ.
- Sheail, J. 1984. Wildlife conservation: an historical perspective. *Geography* 69(2):119-127.
- Shmida, A. and M.V. Wilson. 1985. Biological determinants of species diversity. *J. Biogeog.* 12(1):1-20.
- Siegfried, W.R. and B.R. Davies. 1982. Conservation of ecosystems: Theory and practice. *SANSP* 61:1-97.
- Simberloff, D.S. 1982. Big advantages of small refuges. *Natural History* 91(4):6-14.
- Simberloff, D.S. 1983. Island biogeography theory and the citing of wildlife refuges. *Sov. J. Ecol.* 13:215-25.

- Simberloff, D.S. 1984. Mass extinction and the destruction of moist tropical forests. *J. General Biol. (Moscow)* 45:767-778.
- Simberloff, D.S. 1986. Are we on the verge of a mass extinction in tropical rain forests? Pp. 165-180 in: David K. Elliott (ed.), *Dynamics of Extinction*. John Wiley, New York.
- Simberloff, D.S. and L.G. Abele. 1982. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. *American Naturalist*. 120:41-50.
- Simberloff D.S. and James Cox. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1(1):63-71.
- Simberloff, D.S. and E.O. Wilson. 1969. Experimental zoogeography of islands: the colonization of empty islands. *Ecology* 50:278-96.
- Simpson, G.G. 1964. Species diversity of North American recent mammals. *Systematic Zoology* 13(1):57-73.
- Sinden, J. 1981. Estimating the value of wildlife for preservation: A comparison of approaches. *J. Environmental Management* 12:11-125.
- Sinden, J. and A. Worrell. 1979. *Unpriced Values: Decisions Without Market Prices*. J. Wiley, New York.
- Sinden, J.A. and G.K. Windsor. 1981. Estimating the value of wildlife for preservation: A comparison of approaches. *J. Environmental Management* 12(1):111-125.
- Slatkin, M. 1987. Gene flow and the geographical structure of natural populations. *Science* 236:787-792.
- Slatyer, R.O. 1975. Ecological reserves: size, structure, and management. Pp. 22-38 in: F. Fenner (ed.), *A National System of Ecological Reserves in Australia*. Australian Academy of Sciences, Canberra.
- Smith, N.J.H. 1987. Genebanks: a global payoff. *Professional Geographer* 39(1):1-12.
- Smith, P.G.R. and J.B. Theberge. 1986. A review of criteria for evaluating natural areas. *Environmental Management* 10(6):715-734.
- Smith, V.K. and J.V. Krutilla. 1979. Endangered species, irreversibilities and uncertainty: A comment. *American J. Agricultural Economics* 61: 371-375.
- Sokolov, V. 1985. The system of biosphere reserves in the USSR. *Parks* 10(3):6-8.
- Sondaar, P.Y. 1977. Insularity and its effect on mammal evolution. Pp. 671-707 in: M.K. Hecht, R.C. Goody, and B.M. Hecht (eds.), *Major Patterns in Vertebrate Evolution*. Plenum, New York.
- Soulé, M.E. 1985. What is conservation biology? *BioScience* 35(11):727-734.
- *Soulé, M.E. (ed.). 1986. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 584 pp.
- Soulé, M.E. 1987. *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. MA.
- Soulé, M.E. and K.A. Kohm (eds.). 1989. *Research Priorities for Conservation Biology*. Island Press, Covelo, CA.
- Soulé, M.E. and D. Simberloff. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation*. 35:19-40.
- Soulé, M.E., B.A. Wilcox, and C. Holtby. 1979. Benign neglect: A model of faunal collapse in the game reserves of East Africa. *Biological Conservation* 15:259-272.
- *Soulé, M.E. and B.A. Wilcox. 1980. *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Approach*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 395 pp.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:353-392.
- SPC/IUCN. 1985. *Action Strategy for Protected Areas in the South Pacific Region*. SPC, Noumea. 21 pp.
- Spence, A.M. 1984. Blue whales and applied control theory. Pp. 43-71 in: Y. Ahmad, P. Dasgupta and K-G Maler (eds.), *Environmental Decision Making*. Hodder and Stoughton, London.
- Spencer, J.E. 1966. *Shifting Cultivation in Southeast Asia*. University of California Press, Berkeley, CA. 247 pp.
- Stamps, J.A., M. Buechner, and V.V. Krishnan. 1987. The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *American Naturalist* 129(4):533-552.
- Stanley, Steven M. 1985. Extinction as part of the natural evolutionary process: a paleobiological perspective. Pp. 31-46 in: R.J. Hoage (ed.), *Animal Extinction: What Everyone Should Know*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Stanley, S.M. 1987. Periodic mass extinction of the Earth's species. *Bull. American Academy of Arts and Sciences* 60:29-48.
- Stanton, Nancy L. and J.D. Lattin. 1989. In defense of species. *BioScience* 39(2):67.
- Stenseth, N.C. 1979. Where have all the species gone? On the nature of extinction and the red queen hypothesis. *Oikos* 33(1):196-227.
- Stevens, Joe B. 1969. Measurement of economic values in sport fishing: An economist's views on validity, usefulness, and propriety. *Trans. Am. Fish. Soc.* 98(2):352-357.
- Stocking, M. and N. Abel. 1981. Ecological and environmental indicators for the rapid appraisal of natural resources. *Agricultural Administration* 8(6):473-484.

- Stoll, J.R. and L.A. Johnson. 1984. Concepts of value, non-market values, and the case of the Whooping Crane. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 49:382-393.
- Stone, C. 1972. Should trees have standing? Towards legal rights for natural objects. *Southern California Law Review* 45:450-501.
- Stott, P. 1981. *Historical Plant Geography: An Introduction*. Allen and Unwin, London.
- Strain, Boyd R. 1987. Direct effects of increasing atmospheric carbon dioxide on plants and ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 2(1):18-21.
- Stuart, Simon. 1987. Why we need action plans. *Species* 8:11-12.
- Sullivan, A.L. and M.L. Shaffer. 1975. Biogeography of the megazoo. *Science* 189:13-17.
- Sumner, F.B. 1921. The responsibility of the biologist in the matter of preserving natural conditions. *Science* 54:39-43.
- Sutton, S.L., T.C. Whitmore and A.C. Chadwick (eds.). 1984. *Tropical Rain Forests: Ecology and Management*. Blackwell, Oxford.
- Tarrant, James, E. Barbier, R. Greenberg, M. Higgins, S. Lintner, C. Mackie, L. Murphy, and H. van Veldhuisen 1987. *Natural Resources and Environmental Management in Indonesia: An Overview*. USAID, Jakarta. 58 pp.
- Taylor, P.W. 1986. *Respect for Nature: A Theory of Environmental Ethics*. Princeton University Press, Princeton, NJ. 329 pp.
- Temple, S.A. 1981. Applied island biogeography and the conservation of endangered island birds in the Indian Ocean. *Biological Conservation* 20:147-161.
- Tepedino, V.J. and N.L. Stanton. 1976. Cushion plants as islands. *Oecologia* 25:243-56.
- Terborgh, J. 1974a. Faunal equilibria and the design of wildlife preserves. Pp. 369-380 in: F.B. Golley and E. Medina (eds.), *Tropical Ecological Systems*. Springer-Verlag, New York.
- Terborgh, J. 1974b. Preservation of natural diversity: The problem of extinction prone species. *BioScience* 24:715-722.
- Terborgh, J. 1983. *Five New World Primates: A Study in Comparative Ecology*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Terborgh, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. Pp. 330-344 in: M.E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Terborgh, J. and B. Winter. 1980. Some causes of extinction. Pp. 119-133 in: M.E. Soulé and B.A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Terborgh, J. and B. Winter. 1983. A method for citing parks and reserves with special reference to Colombia and Ecuador. *Biological Conservation* 27:45-58.
- Thibodeau, F.R. 1983. Endangered species: Deciding which species to save. *Environmental Management* 7(2):101-107.
- Thomas, W.L. (ed.). 1956. *Man's Role in Changing the Face of the Earth*. University of Chicago Press, Chicago.
- Thorpe, H. 1978. The man-land relationship through time. In: J.G. Hawkes (ed.), *Agriculture and Conservation*. Duckworth, London.
- Thorsell, J.W. 1984. *Managing Protected Areas in Eastern Africa: A Training Manual*. College of African Wildlife Management, Mweka, Tanzania.
- Thorsell, J.W. 1986. Parks on the borderline. *IUCN Bulletin* 16:128-130.
- Thorsell, J.W. 1989. *Directing research programmes in protected areas: Some suggested guidelines*. IUCN, Gland. 11 pp.
- Thresher, P. 1981. The present value of an Amboseli lion. *World Animal Review* 40:30-33.
- The Times. 1988 (seventh edition). *The Times Atlas of the World*. Times Books, New York.
- Tisdell, C.A. 1972. Provision of parks and the preservation of nature: Some economic factors. *Australian Economic Papers* 11:154-162.
- Tisdell, C.A. 1982. *Wild Pigs: Economic Resource or Environmental Pest?* Pergamon Press, Sydney, Australia.
- Tisdell, C.A. 1983. Conserving living resources in Third World countries: Economic and social issues. *J. Environmental Studies* 22(1):11-24.
- TPU (Threatened Plants Unit). 1988. *IUCN Plant Information Plan*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Tsun-Shen, Y. and Z. Zhi-Song. 1984. Endemism in the flora of China: studies on the endemic genera. *Acta Phytotaxonomica Sinica* 22:259-268.
- Tubbs, C.R. and J.W. Blackwood. 1971. Ecological evaluation of land for planning purposes. *Biological Conservation* 3(3):169-172.
- Udvardy, Miklos. 1969. *Dynamic Zoogeography*. Van Nostrand Reinhold, New York. 445 pp.
- Ulph, A.M. and I.K. Reynolds. 1981. *An Economic Evaluation of National Parks*. Centre for Resource and Environmental Studies, Australian National University, Canberra. 221 pp.
- UNDP/ESCAP and SEAMP-BIOTROP (South East Asian Regional Centre for Tropical Biology). 1985. *Remote Sensing in Vegetation Studies: Report of the ESCAP-BIOTROP Training Course on Remote Sensing Techniques Applied to Vegetation Studies*. Bangkok, Thailand. 339 pp.

- UNEP/FAO. 1982. *The Global Assessment of Tropical Forest Resources*. GEMS PAC Information series No.3. Nairobi.
- Unesco. 1972. *Convention Concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage*. Paris. 10 pp.
- Unesco. 1985. Action plan for biosphere reserves. *Environmental Conservation* 12(1):17-27.
- Unkel, W.C. 1985. Natural diversity and national forest planning. *Natural Areas Journal* 5(4):8-13.
- USAID. 1987. *AID Manual for Project Economic Analysis*. USAID Bureau for Program and Policy Coordination, Washington, D.C. 207 pp.
- Usher, M.B. 1973. *Biological Management and Conservation: Ecological Theory, Application and Planning*. Chapman and Hall, London. 394 pp.
- Usher, M.B. 1985. Implications of species-area relationships for wildlife conservation. *J. Environmental Management* 21(2):181-191.
- *Usher, M.B. 1986. *Wildlife Conservation Evaluation*. Chapman and Hall, London. 394 pp.
- van Lavieren, L.P. 1983. *Wildlife Management in the Tropics with Special Emphasis on South-East Asia: A Guidebook for the Warden*. Handbook prepared for School of Environmental Conservation Management. Bogor, Indonesia.
- van Steenis, C.G.G.J. 1958. *Vegetation Map of Malaysia*. Unesco Humid Tropics Research Project, Paris.
- Vedder, Amy. 1989. In the hall of the mountain king. *Animal Kingdom* 92(3):31-43.
- Vermeij, G.J. 1978. *Biogeography and Adaptation: Patterns of Marine Life*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Vida, G. 1978. Genetic diversity and environmental future. *Environmental Conservation* 5(2):127-132.
- Vietmeyer, N.D. 1986. Lesser-known plants of potential use in agriculture and forestry. *Science* 232:1379-1384.
- Vitousek, P.M., P.R. Ehrlich, A. H. Ehrlich, and P.A. Matson. 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36:368-373.
- Volk, Tyler. 1989. Sensitivity of climate and atmospheric carbon dioxide to deep-ocean and shallow-ocean carbonate burial. *Nature* 337:637-640.
- von Droste, B. and W.P. Gregg, Jr. 1985. Biosphere reserves: demonstrating the value of conservation in sustaining society. *Parks* 10(3):2-5.
- Walsh, Richard G., J.B. Loomis, and R.A. Gillman. 1984. Valuing option, existence, and bequest demands for wilderness. *Land Economics* 60(1):14-19.
- Warford, J. 1987a. *Environment, Growth and Development*. Economic Development Committee, World Bank, Washington, D.C.
- Warford, J. 1987b. Nature resource management and economic development. Pp. 71-85 in: P. Jacobs and D. Munro (eds.), *Conservation With Equity: Strategies for Sustainable Development*. IUCN, Gland, Switzerland. 466 pp.
- Warford, J. 1987c. Natural resources and economic policy in developing countries. *Annals of Regional Science* 21(3):3-17.
- Warner, R.E. 1968. The role of introduced diseases in the extinction of the endemic Hawaiian avifauna. *Confor* 70:101-120.
- Warren, D.M., L.J. Slikkerveer, and S.O. Titilola. 1989. *Indigenous Knowledge Systems: Implications for Agriculture and International Development*. Studies in Technology and Social Change 11, Iowa State University, Ames, IO. 186 pp.
- Warrick, R.A., P.D. Jones, and J.E. Russell. 1988. The greenhouse effect, climatic change and sea level: An overview. Paper prepared for Commonwealth Expert Group on Climatic Change and Sea Level Rise, London, May 1988.
- West, P.C. and S. Brechin (eds.). In press. *Resident Populations and National Parks in Developing Nations: Interdisciplinary Perspectives and Policy Implications*. University of Arizona Press, Tucson, AZ.
- Western, D. 1984. Amboseli National Park: Human values and the conservation of a savanna ecosystem. Pp. 93-100 in: J.A. McNeely and K.R. Miller (eds.), *National Parks, Conservation, and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Western, D. and W. Henry. 1979. Economics and conservation in Third World national parks. *BioScience* 29(7):414-418.
- Western, D. and M. Pearl (eds.). 1989. *Conservation Biology for the Next Century*. Oxford University Press, New York.
- Westman, Walter E. 1977. How much are nature's services worth? *Science* 197: 960-964.
- Wetterberg, G.B. 1976. *An Analysis of Nature Conservation Priorities in the Amazon*. Brazilian Institute for Forestry Development, Brasilia, Brazil.
- Wetterberg, G.B., G.T. Prance, and T. Lovejoy. 1981. Conservation progress in Amazonia: A structural review. *Parks* 6(2):5-10.
- Wharton, Charles H. 1968. Man, fire, and wild cattle in southeast Asia. *Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf.* 8:107-167.
- Whitcomb, R.F., J.F. Lynch, P.A. Opler, and C.S. Robbins. 1976. Island biogeography and conservation: strategies and limitations. *Science* 193:1030-1032.
- White, F. 1983. *The Vegetation of Africa: A Descriptive Memoir to Accompany the Unesco/AETFAT/UNSO Vegetation Map of Africa*. Unesco, Paris.
- White, P.S. and S.P. Bratton. 1980. After preservation: philosophical and practical problems of change. *Biological Conservation* 18(3):241-255.

- Whitmore, T.C. 1984. *Tropical Rainforests of the Far East*. Oxford University Press, London.
- Whitmore, T.C., R. Peralta, and K. Brown. 1985. Total species count in a Costa Rican tropical rain forest. *J. Tropical Ecology* 1:375-378.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and the measurement of species diversity. *Taxon* 21(2):213-51.
- Whittaker, R.H. and G.E. Likens. 1975. The biosphere and man. in: H. Lieth and R.H. Whittaker (eds.), *Primary Productivity of the Biosphere*. Springer-Verlag, New York.
- Whitten, A.J. 1987. Indonesia's transmigration program and its role in the loss of tropical rain forests. *Conservation Biology* 1(3):239.
- Whitten, A.J., K.D. Bishop, S.V. Nash, and L. Clayton. 1987. One or more extinctions from Sulawesi, Indonesia? *Conservation Biology* 1(1):42-48.
- Whitten, A.J., M. Mustafa and G.S. Henderson. 1987. *The Ecology of Sulawesi*. Gadjah University Press, Indonesia. 777 pp.
- Wiess, E.B. 1984. The planetary trust: Conservation and intergenerational equity. *Ecology Law Quarterly* 11(4):495-582.
- Wilcove, D.S. and R.M. May. 1986. National park boundaries and ecological realities. *Nature* 324:206-207.
- Wilcox, B.A. 1980. Insular ecology and conservation. Pp. 95-117 in: M.E. Soulé and B.A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Wilcox, B.A. and D.D. Murphy. 1985. Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*. 125:879-887.
- Willard, L.D. 1980. On preserving nature's aesthetic features. *Environmental Ethics* 2(4):293-310.
- Williams, S.B. 1984. Protection of plant varieties and parts as intellectual property. *Science* 225:18-23.
- Wilson, C.C. and W.L. Wilson. 1975. The influence of selective logging on primates and some other animals in East Kalimantan. *Folia Primatol.* 23:245-274.
- Wilson, E.O. 1985. The biological diversity crisis. *Bio-science* 35:700-706.
- *Wilson, E.O. and Francis M. Peter (eds.). 1988. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C. 521 pp.
- Wilson, E.O. 1988a. The current state of biological diversity. Pp. 3-18 in: E.O. Wilson and Francis M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C. 521 pp.
- Wilson, E.O. 1988b. The diversity of life. Pp. 68-81 in: H.J. de Blij (ed.), *Earth '88: Changing Geographic Perspectives*. National Geographic Society, Washington, D.C. 392 pp.
- Wilson, E.O. and E.O. Willis. 1975. Applied biogeography. Pp. 522-536 in: M.L. Cody and J.M. Diamond (eds.), *Ecology and Evolution of Communities*. Cambridge Mass. Harvard University Press.
- Wirth, C.L. 1980. *Parks, Politics, and the People*. University of Oklahoma Press, Norman Oklahoma. 397 pp.
- Wolf, Edward C. 1987. *On the Brink of Extinction: Conserving the Diversity of Life*. Worldwatch Institute, Washington, D.C.
- Wood, D. 1988. Introduced crops in developing countries: a sustainable agriculture? *Food Policy* May:167-177.
- Woodwell, G.M., H.E. Hobby, R.A. Houghton, J.M. Melillo, B. Moore, B.J. Peterson, and G.R. Shaver. 1983. Global deforestation: contribution to atmospheric carbon dioxide. *Science* 222:1081-1086.
- World Bank. 1981. *Economic Development and Tribal Peoples: Human Ecological Considerations*. International Bank for Reconstruction and Development (World Bank), Washington, D.C.
- *World Bank. 1988. *Wildlands: Their Protection and Management in Economic Development*. World Bank, Washington, D.C. 278 pp.
- World Commission on Environment and Development (WCED). 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Worster, Donald. 1985. *Nature's Economy*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- WRI (World Resources Institute). 1989a. *NGO Consultation on the Implementation of the Tropical Forestry Action Plan*. Summary Report. Washington, D.C.
- WRI (World Resources Institute). 1989b. *The International Conservation Financing Project*. Working Paper. Final Draft, June 30, 1989. World Resources Institute, Washington, D.C.
- WRI/IIED. 1986. *World Resources 1986*. Basic Books, N.Y.
- WRI/IIED. 1987. *World Resources 1987*. Basic Books, N.Y.
- *WRI/IIED. 1988. *World Resources 1988-1989*. Basic Books, N.Y.
- Wright, D.F. 1977. A site evaluation scheme for use in the assessment of potential nature reserves. *Biological Conservation* 11(3):293-305.
- Wright, S.J. and S.P. Hubbell. 1983. Stochastic extinction and reserve size: a focal species approach. *Oikos* 41:466-76.
- WWF. 1986. *Conservation Yearbook*. WWF, Gland. 587 pp.
- WWF-US. 1988. Debt-for-nature swaps: A new conservation tool. *World Wildlife Fund Letter* 1:1-9.
- *Yeatman, C.W., D. Krafton, and G. Wilkes (eds.). 1984. *Plant Genetic Resources: A Conservation Imperative*. Westview Press, Boulder, Colorado.
- Zimmerman, B.L. and R.O. Bierregaard, 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *J. Biogeog.* 13:133-43.
- Zube, E.H. 1986. Local and extra-local perceptions of national parks and protected areas. *Landscape and Urban Planning* 13(1):11-18.

《生物多样性——有关的科学问题
与合作研究建议》
参 考 文 献

- Allen, T. F. H. & T. B. Starr. 1982. *Hierarchy. Perspectives for Ecological Complexity*. University of Chicago Press, Chicago.
- Andrewartha, H. G. & L. C. Birch. 1954. *The Distribution and Abundance of Animals*. University of Chicago Press, Chicago.
- Auerbach, C. & B. J. Kilbey. 1971. Mutations in eukaryotes. *Annual Review of Genetics* 5: 163-218.
- Ayala, F. J. 1982. The genetic structure of species. In: R. Milkman (Ed.), *Perspectives on Evolution*, 60-82. Sinauer, Sunderland, Mass.
- Baker, H. G. 1970. Evolution in the tropics. *Biotropica* 2: 101-111.
- Bender, F. K. 1986. Mineral resources availability and global change. *Episodes* 9: 150-154.
- Brady, N. C. 1974. *The Nature and Property of Soils*. Macmillan, New York.
- Brenner, S., L. Barnett, F. H. C. Crick & A. Orgel. 1961. Theory of mutagenesis. *Journal of Molecular Biology* 3: 121-124.
- Brookhaven National Laboratories. 1969. *Diversity and Stability in Ecological Systems*. Brookhaven Symposia in Biology 22. Brookhaven National Laboratories.
- Brooks, D. R. & E. O. Wiley. 1984. Evolution as an entropic phenomenon. In: J. W. Pollard (Ed.), *Evolutionary Theory: Paths into the Future*, 141-172. Wiley, Chichester.
- Brown, J. H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist* 124: 255-279.
- Brown, J. H. & B. A. Maurer. 1989. Macroecology: the division of food and space among species on continents. *Science* 243: 1145-1150.
- Brown, L. R. 1981. *Building a Sustainable Society*. W. W. Norton, New York.
- Bulmer, M. 1988. Evolutionary aspects of protein synthesis. *Oxford Surveys in Evolutionary Biology* 5: 1-40.
- Buss, L. W. 1987. *The Evolution of Individuality*. Princeton University Press, Princeton.
- Cain, A. J. & P. M. Sheppard. 1954. Natural selection in *Cepaea*. *Genetics* 39: 89-116.

-
- Chaitin, G. J. 1975. Randomness and mathematical proof. *Scientific American* 232: 47-52.
- Charlesworth, B. 1980. *Evolution in Age-Structured Populations*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Chapin, F. S. III, E.-D. Schulze & H. A. Mooney. 1990. The ecology and economics of storage plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 423-447.
- Charlesworth, B., R. Lande & M. Slatkin. 1981. A neo-Darwinian commentary on macroevolution. *Evolution* 36: 474-498.
- Clark, W. C. & R. E. Munn. (Eds). 1986. *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Cody, M. L. 1974. *Competition and Structure of Bird Communities*. Princeton University Press, Princeton.
- Cody, M. L. 1986. Diversity and rarity in Mediterranean ecosystems. In: M. Soulé (Ed.), *Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity*, 122-152. Sinauer, Sunderland, Mass.
- Cody, M. L. 1989. Discussion: structure and assembly of communities. In: J. Roughgarden, R. May & S. Levin (Eds), *Perspectives in Ecological Theory*, 227-241. Princeton University Press, Princeton.
- Cohen, J. E. 1978. *Food Webs and Niche Space*. Princeton University Press, Princeton.
- Cohen, J. E. 1989. Food webs and community structure. In: J. Roughgarden, R. May & S. Levin (Eds), *Perspectives in Ecological Theory*, 181-202. Princeton University Press, Princeton.
- Colwell, R. K. 1984. Towards a unified approach to the study of species diversity. In: J. F. Grassle, G. P. Patil, W. Smith & C. Taillie (Eds), *Ecological Diversity in Theory and Practice*, 75-91. International Cooperative Publishing House, Fairland.
- Colwell, R. K. & E. R. Fuentes. 1975. Experimental studies of the niche. *Annual Review of Ecology and Systematics* 6: 281-310.
- Colwell, R. (Ed.). 1984. *Vibrios in the Environment*. Wiley, New York.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1309.
- Connell, J. H. & R. O. Slayter. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119-1144.
- Cracraft, J. 1974. Phylogenetic models and classification. *Systematic Zoology* 23: 71-90.
- Crow, J. F. & M. Kimura. 1970. *An Introduction to Population Genetics Theory*. Harper & Row, New York.
- Darwin, C. 1859. *On the Origin of Species by Means of Natural Selection*. Facsimile of the First Edition. Harvard University Press, Cambridge.
- Dawkins, R. 1976. *The Selfish Gene*. Oxford University Press, Oxford.
- Dawkins, R. 1982a. *The Extended Phenotype*. Oxford University Press, Oxford.
- Dawkins, R. 1982b. Replicators and vehicles. In: Kings College Sociobiology Group (Eds), *Current Problems in Sociobiology*, 45-64. Cambridge University Press, Cambridge.
-

-
- DeBach, P. 1974. *Biological Control by Natural Enemies*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Diamond, J. M. 1988. Factors controlling species diversity: overview and synthesis. *Annals of Missouri Botanical Garden* 75: 117-129.
- di Castri, F. 1989. History of biological invasions with special emphasis on the Old World. In: J. A. Drake, H. A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmanek & M. Williamson (Eds), *Biological Invasions*, 1-30. Wiley, Chichester.
- di Castri, F. 1991. Ecosystem evolution and global change. In: O. T. Solbrig & G. Nicolis (Eds), *Perspectives in Biological Complexity*, 189-218. IUBS, Paris.
- di Castri, F. & T. Younès. (Eds). 1990. *Ecosystem Function of Biological Diversity*. Biology International, Special Issue 22. IUBS, Paris.
- Dobzhansky, T. 1970. *The Genetics of the Evolutionary Process*. Columbia University Press, New York.
- Doolittle, W. & C. Sapienza. 1980. Selfish genes, the phenotypic paradigm, and genome evolution. *Nature* 284:601-603.
- Ehrlich, P. R. & A. H. Ehrlich. 1981. *Extinction: the Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York.
- Ehrlich, P. R. & H. A. Mooney. 1983. Extinction, substitution and ecosystem services. *BioScience* 33: 251-252.
- Eigen, M. & P. Schuster. 1982. Stages of emergent life — five principles of early organization. *Journal of Molecular Evolution* 19: 47-61.
- Eldredge, N. 1986. Information, economics, and evolution. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 351-369.
- Eldredge, N. & S. N. Salthe. 1984. Hierarchy and evolution. *Oxford Surveys in Evolutionary Biology* 1: 184-208.
- Elton, C. 1933. *The Ecology of Animals*. Methuen, London.
- Falconer, D. S. 1981. *Introduction to Quantitative Genetics*. Second Edition. Longman, London.
- Futuyma, D. J. & M. Slatkin. 1983. *Coevolution*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Fyfe, W. S. 1981. The environmental crisis: quantifying geosphere interactions. *Science* 213: 105-110.
- Gadgil, M. & O. T. Solbrig. 1972. The concept of r and K selection: evidence from wildflowers and some theoretical considerations. *American Naturalist* 106: 14-31.
- Garrels, R. M., A. Lerman, & F. T. McKenzie. 1976. Controls of atmospheric oxygen: past, present, and future. *American Scientist* 64: 306-315.
- Gentry, A. H. 1982. Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean orogeny? *Annals of Missouri Botanical Garden* 69: 557-593.
- Ghiselin, M. T. 1974. A radical solution to the species problem. *Systematic Zoology* 25: 536-544.
- Gleason, H. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53: 1-20.
-

-
- Gottlieb, L. D. 1981. Electrophoresis evidence and plant populations. *Progress in Phytochemistry* 7: 1-46.
- Gouy, M. & R. Grantham. 1980. Polypeptide elongation and tRNA cycling in *Escherichia coli*: a dynamic approach. *FEBS Letters* 115: 151-155.
- Grant, V. 1963. *The Origin of Adaptations*. Columbia University Press, New York.
- Grant, V. 1981. *Plant Speciation*. Columbia University Press, New York.
- Grassle, J. F. 1989. Species diversity in deep-sea communities. *Trends in Ecology and Evolution* 4: 12-15.
- Grantham, R., P. Perrin & D. Mouchiroud. 1986. Patterns in codon usage of different kinds of species. *Oxford Surveys in Evolutionary Biology* 3: 48-81.
- Hamrick, J. L. 1983. The distribution of genetic variation within and among natural plant populations. In: C. M. Schonewald-Cox, S. M. Chambers, B. MacBryde & L. Thomas (Eds), *Genetics and Conservation*, 335-348. Benjamin-Cummings Publishing Co., Menlo Park, Cal.
- Hawkes, J. G. 1983. *The Diversity of Crop Plants*. Harvard University Press, Cambridge, Mass.
- Hawksworth, D. L. & W. Greuter. 1989. Report of the first meeting of a working group on lists of names in current use. *Taxon* 38: 142-148.
- Hawksworth, D. L., B. C. Sutton & G. C. Ainsworth. 1983. *Ainsworth & Bisby's Dictionary of Fungi*. International Mycological Institute, Kew.
- Henning, W. 1966. *Phylogenetic Systematics*. University of Illinois Press, Chicago.
- Hoffman, A. 1989. *Arguments on Evolution*. Oxford University Press, Oxford.
- Hubbell, S. P. & R. Foster. 1986. Biology, chance and history in the structure of tropical rain forest tree communities. In: J. M. Diamond & T. J. Case (Eds), *Community Ecology*, 314-330. Harper and Row, New York.
- Hull, D. S. 1980. Individuality and selection. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 311-332.
- Huston, M. A. 1985. Patterns of species diversity on coral reefs. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16: 149-177.
- Hutchinson, G. E. 1954. Biochemistry of the terrestrial atmosphere. In: J. Kuiper (Ed.), *The Solar System*, ch. 8. University of Chicago Press, Chicago.
- Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *American Naturalist* 93: 145-159.
- Imbrie, J. 1984. The orbital theory of Pleistocene climate: support from the revised chronology of the marine delta 180 record. In: A. Berger (Ed.), *Milankovitch and Climate*, Part 1, 169-305. Reidel, Boston.
- Jacobson, H. K. & M. F. Price. 1990. *A Framework for Research on the Human Dimensions of Global Environmental Change*. ISSC/UNESCO Series 3. International Social Science Council, Paris.
- Kemp, T. S. 1985. Models of diversity and phylogenetic reconstruction. *Oxford Surveys in Evolutionary Biology* 2: 135-158.
- Kimura, M. 1983. *The Neutral Theory of Molecular Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge.
- King, J. L. & T. H. Jukes. 1969. Non-Darwinian evolution. *Science* 164: 788-798.
-

-
- Knoll, A. H. 1986. Patterns of change in plant communities through geological times. In: J. M. Diamond & T. J. Case (Eds), *Community Ecology*, 126-141. Harper & Row, New York.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241: 1455-1460.
- Lawlor, L. R. 1978. A comment on randomly constructed model ecosystems. *American Naturalist* 112: 445-447.
- Lerner, I. M. 1954. *Genetic Homeostasis*. Oliver & Boyd, Edinburgh.
- Lerner, I. M. 1959. The concept of natural selection: a centennial view. *Proceedings of the American Philosophical Society* 103: 173-182.
- Levin, S. 1989. Challenges in the development of a theory of community and ecosystem structure and function. In: J. Roughgarden, R. May & S. Levin (Eds), *Perspectives in Ecological Theory*, 242-255. Princeton University Press, Princeton.
- Lewin, B. 1987. *Genes III*. Wiley, New York.
- Lewontin, R. C. 1970. The units of selection. *Annual Review of Ecology and Systematics* 1: 1-16.
- Lewontin, R. C. 1974. *The Genetic Basis of Evolutionary Change*. Columbia University Press, New York.
- Lovelock, J. E. 1988. *The Ages of Gaia*. W. W. Norton, New York.
- Lugo, A. 1988. *Diversity of Tropical Species: Questions That Elude Answers*. Biology International, Special Issue 19. IUBS, Paris.
- MacArthur, R. H. 1955. Fluctuations of animal populations, and a measure of community stability. *Ecology* 36: 533-536.
- MacArthur, R. H. 1972. *Geographical Ecology*. Harper & Row, New York.
- McElroy, M. B. 1986. Change in the natural environment of the Earth: the historical record. In: W. C. Clark & R. E. Munn (Eds), *Sustainable Development of the Biosphere*, 199-211. Cambridge University Press, Cambridge.
- MacMahon, J. A. 1981. Successional processes: comparisons among biomes with special reference to probable roles of and influences on animals. In: H. H. Shugart, D. B. Botkin & D. S. West (Eds), *Forest Succession: Concept and Application*, 207-304. Springer-Verlag, New York.
- Mačák, R. N. 1989. Temperate grasslands vulnerable to biological invasions: characteristics and consequences. In: J. A. Drake, H. A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmánek & M. Williamson (Eds), *Biological Invasions*, 155-179. Wiley, Chichester.
- McNaughton, S. 1983. Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos* 40: 329-336.
- McNeely, J. A., K. R. Miller, W. V. Reid, R. A. Mittermeier & T. B. Werner. 1990. *Conserving the World's Biological Diversity*. IUCN, Washington, D.C.
- Margalef, R. 1980. *La Biosfera. Entre la Termodinámica y el Juego*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Margulis, L. & J. E. Lovelock. 1989. Gaia and geognosy. In: B. Mitchell, L. Margulis & R. Foster (Eds), *Global Ecology*, 1-29. Academic Press, New York.
-

-
- Martignoni, M. E. & P. J. Iwai. 1981. A catalogue of viral diseases of insects, mites and ticks. In: H. D. Burges (Ed.), *Microbial Control of Pests and Plant Diseases 1970-1980*, 897-911. Academic Press, London.
- Martyn, E. B. 1968, 1971. Plant virus names. *Phytopathological Papers* 9: 1-204; 9 (Suppl.): 1-41.
- May, R. M. 1973. *Stability and Complexity in Model Ecosystems*. Princeton University Press, Princeton.
- May, R. M. 1984. *Exploitation of Marine Communities*. Springer, Berlin.
- May, R. M. 1988. How many species are there on Earth? *Science* 241: 1441-1449.
- Mayr, E. 1963. *Animal Species and Evolution*. Harvard University Press, Cambridge.
- Mayr, E. 1981. Biological classification: towards a synthesis of opposing methodologies. *Science* 214: 510-516.
- Mayr, E. 1988. *Towards a Philosophy of Biology*. Belknap Press of Harvard University, Cambridge.
- Mooney, H. A. & J. A. Drake. 1989. Biological invasions: a SCOPE program overview. In: J. A. Drake, H. A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmánek & M. Williamson (Eds), *Biological Invasions*, 491-508. Wiley, Chichester.
- Nevo, E. 1978. Genetic variation in natural populations: patterns and theory. *Theoretical Population Biology* 13: 121-177.
- Nicolis, G. 1991. Non-linear dynamics, self-organization and biological complexity. In: O. T. Solbrig & G. Nicolis (Eds), *Perspectives in Biological Complexity*, 7-49. IUBS, Paris.
- Nicolis, G. & I. Prigogine. 1977. *Self-organization in Nonequilibrium Systems*. Wiley, New York.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270.
- Odum, H. T. 1957. Trophic structure and productivity of Silver Springs, Florida. *Ecological Monographs* 27: 55-112.
- Office of Technology Assessment (OTA), US Congress. 1987. *Technologies to Maintain Biological Diversity*. US Government Printing Office, Washington, D.C.
- Ojeda, R. & M. A. Mares. 1989. The biodiversity issue and Latin America. *Revista Chilena de Historia Natural* 62: 185-191.
- Oldfield, M. L. 1984. *The Value of Conserving Genetic Resources*. US National Park Service, Washington, D.C.
- O'Neill, R. V., D. L. DeAngelis, J. B. Waide & T. F. H. Allen. 1986. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton Monographs in Population Biology No. 23. Princeton University Press, Princeton.
- Orgel, L. & F. Crick. 1980. Selfish DNA: the ultimate parasite. *Nature* 284: 604-607.
- Orians, G. H. & O. T. Solbrig. 1977. A cost-income model of leaves and roots with special reference to arid and semi-arid areas. *American Naturalist* 111: 677-690.
-

-
- Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist* 100: 65-75.
- Paine, R. T. 1980. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *Journal of Animal Ecology* 49: 667-685.
- Parisi, G. 1987. Facing complexity. *Physica Scripta* 35: 123-124.
- Parisi, G. 1991. On the emergence of tree-like structures in complex systems. In: O. T. Solbrig & G. Nicolis (Eds), *Perspectives in Biological Complexity*, 77-114. IUBS, Paris.
- Patil, G. P. & C. Taillie. 1979. An overview of diversity. In: J. F. Grassle, G. P. Patil, W. Smith & C. Taillie (Eds), *Ecological Diversity in Theory and Practice*, 3-26. International Co-operative Publishing House, Fairland.
- Pianka, E. R. 1970. On r- and K-selection. *American Naturalist* 104: 592-597.
- Pianka, E. R. 1986. *Ecology and Natural History of Desert Lizards*. Princeton University Press, Princeton.
- Pielou, E. C. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley, New York.
- Plucknett, D. L. 1987. *Gene Banks and the World's Food*. Princeton University Press, Princeton.
- Prescott-Allen, C. & R. Prescott-Allen. 1986. *The First Resource*. Yale University Press, New Haven.
- Raven, P. H. 1988. The cause and impact of deforestation. In: H. J. DeBlij (Ed.), *Earth '88: Changing Geographic Perspectives*, 212-227. National Geographic Society, Washington, D.C.
- Reid, W. V. & K. R. Miller. 1989. *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Roughgarden, J. 1972. Evolution of niche width. *American Naturalist* 106: 683-718.
- Roughgarden, J. 1989. The structure and assembly of communities. In: J. Roughgarden, R. May & S. Levin (Eds), *Perspectives in Ecological Theory*, 203-226. Princeton University Press, Princeton.
- Sandler, L. & E. Novitski. 1957. Meiotic drive as an evolutionary force. *American Naturalist* 91: 105-110.
- Schonewald-Cox, C. M., S. M. Chambers, B. MacBryde & L. Thomas (Eds). 1983. *Genetics and Conservation*. Benjamin-Cummings Publishing Co., Menlo Park, Cal.
- Schulze, E.-D. 1982. Plant life forms and their carbon, water, and nutrient relations. *Encyclopedia of Plant Physiology*, N. S. 12B: 616-676.
- Schuster, P. 1986. The interface between Chemistry and Biology — Laws determining regularities in early evolution. In: G. Pifat-Mrzljak (Ed.), *Supramolecular Structure and Function*, 154-185. Springer, Berlin.
- Schuster, P. 1991. Optimization dynamics on value landscapes. Modelling molecular evolution. In: O. T. Solbrig & G. Nicolis (Eds), *Perspectives in Biological Complexity*, 115-162. IUBS, Paris.
- Sepkoski, J., J., Jr. 1978. A kinetic model of Phanerozoic taxonomic diversity. I. Analysis of marine orders. *Paleobiology* 4: 223-251.
- Signor, P. W. 1990. The geological history of diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 509-539.
-

-
- Sillen L. G. 1966. Regulation of O₂, N₂, and CO₂ in the atmosphere: thoughts of a laboratory chemist. *Tellus* 18: 198-206.
- Simpson, G. G. *The Major Features of Evolution*. Columbia University Press, New York.
- Sober, E. 1984a. *The Nature of Selection. Evolutionary Theory in Philosophical Focus*. MIT Press, Cambridge.
- Sober, E. 1984b. Holism, individualism, and the units of selection. In: E. Sober (Ed.), *Conceptual Issues in Evolutionary Biology*, 184-209. MIT Press, Cambridge.
- Solbrig, O. T. 1981. Energy, information, and plant evolution. In: C. R. Townsend & P. Calow (Eds), *Physiological Ecology. An Evolutionary Approach to Resource Use*, 274-299. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Solbrig, O. T. 1991. Ecosystems and global environmental change. In: R.W. Correll & P. Anderson (Eds), *The Science of Global Environmental Change*, 97-108. Springer, Berlin.
- Solbrig, O. T. & G. Nicolis. 1991. Biology and complexity. In: O. T. Solbrig & G. Nicolis (Eds), *Perspectives in Biological Complexity*, 1-6. IUBS, Paris.
- Soulé, M. E. 1986. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Stanley, S. M. 1979. *Macroevolution: Pattern and Process*. Freeman, San Francisco.
- Stanley, S. M. 1985. Rates of evolution. *Paleobiology* 11: 13-26.
- Stebbins, G. L. 1950. *Variation and Evolution in Plants*. Columbia University Press, New York.
- Stebbins, G. L. 1974. *Flowering Plants: Evolution above the Species Level*. Harvard University Press, Cambridge, Mass.
- Stebbins, G. L. 1983. Modal themes: a new framework for evolutionary synthesis. In: R. Milkman (Ed.), *Perspectives on Evolution*, 1-14. Sinauer, Sunderland, Mass.
- Stebbins, G. L. & F. J. Ayala. 1981. Is a new evolutionary synthesis necessary? *Science* 213: 967-971.
- Szathmary, E. 1989. The emergence, maintenance, and transitions of the earliest evolutionary units. *Oxford Surveys in Evolutionary Biology* 6: 169-205.
- Terborgh, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. In: M. E. Soulé (Ed.), *Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity*, 330-344. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Tilman, D. 1982. *Resource Competition and Community Structure*. Monographs in Population Biology 17. Princeton University Press, Princeton.
- Tilman, D. 1985. The resource-ratio hypothesis of plant succession. *American Naturalist* 125: 827-852.
- Townsend, C. R. & P. Calow. 1981. *Physiological Ecology. An Evolutionary Approach to Resource Use*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Vrba, E. S. 1989. Levels of selection and sorting with special reference to the species level. *Oxford Surveys in Evolutionary Biology* 6: 111-168.
- Waide, M. J. 1978. A critical review of the models of group selection. *Quarterly Review of Biology* 53: 101-114.
-



- Wake, D. B. & G. Roth 1989. *Complex Organismal Functions: Integration and Evolution in Vertebrates*. Wiley, Chichester.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Wicken, J. S. 1983. Entropy, information, and non-equilibrium evolution. *Systematic Zoology* 32: 438-443.
- Wilcox, B. A. & D. D. Murphy. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125: 879-887.
- Wilson, D. S. 1980. *The Natural Selection of Populations and Communities*. Benjamin/Cummings, Menlo Park, Calif.
- Wilson, D. S. 1983. The group selection controversy: history and current status. *Annual Review of Ecology and Systematics* 14: 159-187.
- Wilson, D. S. 1988. Holism and reductionism in evolutionary ecology. *Oikos* 53: 269-273.
- Wilson, D. S. 1990. Weak altruism, strong group selection. *Oikos* 59: 135-140.
- Wilson, E. O. 1988. The current state of biological diversity. In: E. O. Wilson & F. M. Peter (Eds), *Biodiversity*, 3-18. National Academy of Sciences Press, Washington, D.C.
- Wilson, E. O. 1989. Threats to biodiversity. *Scientific American* 261(3): 108-116.
- Wilson, E. O. & F. M. Peter (Eds). 1988. *Biodiversity*. National Academy of Sciences Press, Washington, D.C.
- World Bank. 1990. *Poverty*. World Development Report 1990. Oxford University Press, Washington, D.C.
- World Resources Institute. 1987. *World Resources 1987-88*. Basic Books, New York.
- World Resources Institute. 1988. *World Resources 1988-89*. Basic Books, New York.
- World Resources Institute. 1990. *World Resources 1990-91*. Oxford University Press, New York.
- Wright, S. 1968-1978. *Evolution and the Genetics of Populations*. Four volumes. University of Chicago Press, Chicago.

收到日期	93.12.9.
来源	赠送
书价	12.00
单据号	
开票日期	

26189	58.18
	144
生物多解性译丛 (一)	
1992	

借者单位	借者姓名	借出日期	还书日期
	杨奇	5.4.1.5	
		1982.3.6	
		1982.2.29	3
		1982.5	

58.18
144

注 意

- 1 借书到期请即送还。
- 2 请勿在书上批改圈点，折角。
- 3 借去图书如有污损遗失等情形须照章赔偿。

26189

京卡 0701



ISBN 7-5046-0791-6
Q·28 定价: 12.00元