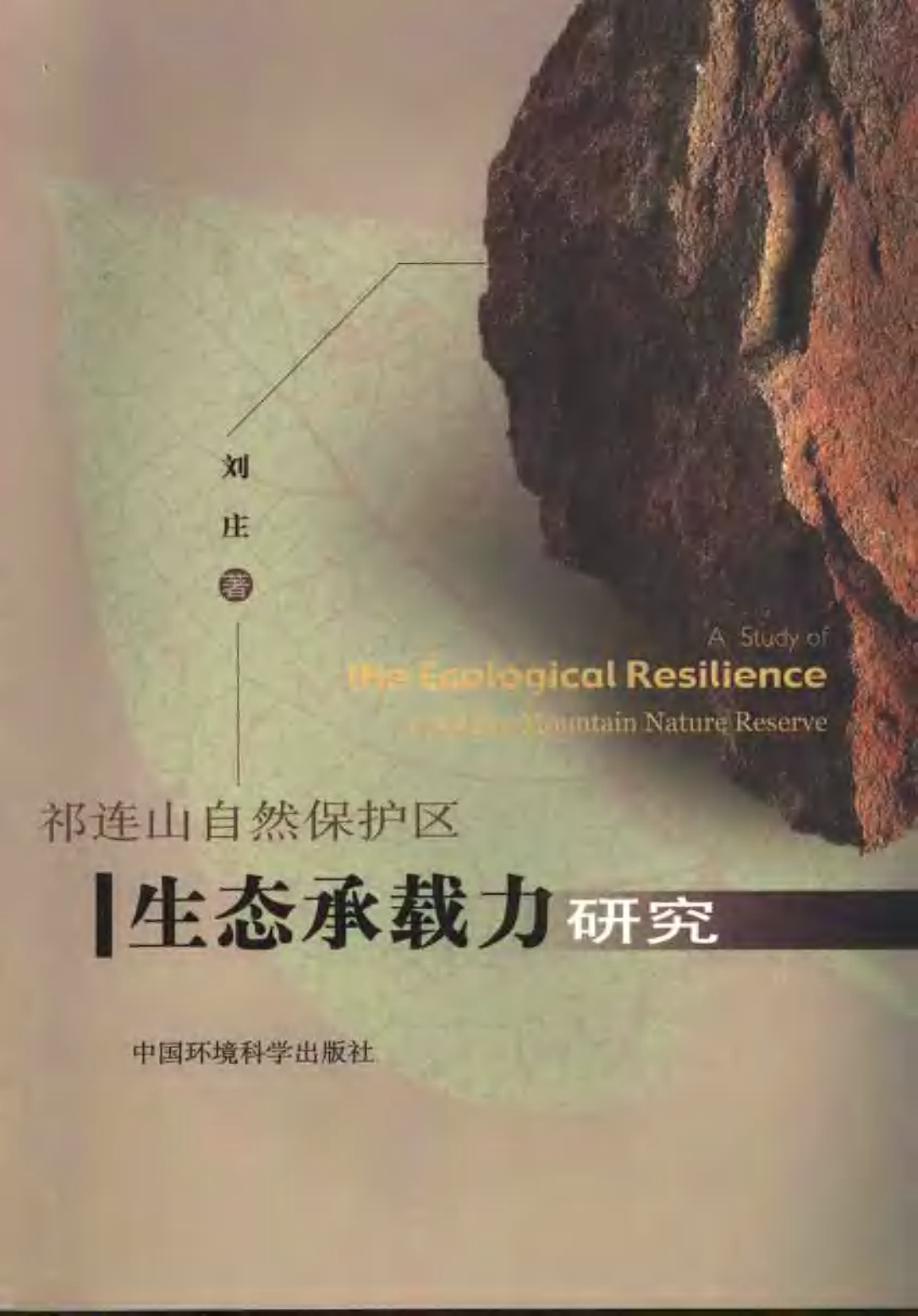




刘
庄
著

A Study of
The Ecological Resilience
of Qilian Mountain Nature Reserve

祁连山自然保护区

| 生态承载力研究

中国环境科学出版社

Qilianshan Ziran Baohuqu
Shengtai Chengzaili
Yanjiu

ISBN 7-80209-202-7



9 787802 092020 >

ISBN 7-80209-202-7/X · 720

定价：18.00 元

祁连山自然保护区生态承载力研究

刘 庄 著

中国环境科学出版社·北京

图书在版编目 (CIP) 数据

祁连山自然保护区生态承载力研究 / 刘庄著. — 北京: 中国
环境科学出版社, 2006.4
ISBN 7-80209-202-7

I. 祁… II. 刘… III. 祁连山—自然保护区—生态—承载力
—研究 IV. S759.992.42

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2005) 第 078106 号

责任编辑: 黄晓燕 孟亚莉

封面设计: 龙文视觉·陈莹

出版发行 中国环境科学出版社
(100062 北京崇文区广渠门内大街 16 号)
网 址: <http://www.cesp.cn>
联系电话: 010-67112765 (总编室)
发行热线: 010-67125803

印 刷 北京市联华印刷厂印刷
经 销 各地新华书店
版 次 2006 年 4 月第 1 版
印 次 2006 年 4 月第 1 次印刷
印 数 1-3 000
开 本 880×1230 1/32
印 张 5.5
字 数 140 千字
定 价 18.00 元

【版权所有。未经许可, 请勿翻印、转载, 违者必究】
如有缺页、破损、倒装等印装质量问题, 请寄回本社更换

内容简介

祁连山自然保护区地处黑河、石羊河、疏勒河三大内陆河流域的上游,对维持河西地区生态环境系统的稳定具有决定性意义,也是全球变化研究的关键性地点。自然保护区独特的生态功能定位和地广人稀的自然及社会经济特征决定了传统的土地承载力和资源承载力评价不可能全面反映本地区的主要生态问题。

本书通过生态承载力评价对祁连山自然保护区的生态系统特征、人类活动对生态系统的干扰以及生态系统对人类活动干扰的响应进行分析,揭示祁连山自然保护区存在的主要生态问题,为祁连山自然保护区的保护和可持续利用提供决策依据。

本书在对承载力相关领域的研究成果进行分析和总结的基础上,对生态承载力的基本概念和评价方法进行了探讨,指出生态承载力是生态系统对干扰(尤其是人类活动干扰)的承受能力,生态承载力评价应当包括生态承载力估算和生态荷载评价两方面的内容。以层次分析法和模糊模式识别为基本数学工具,建立了生态荷载综合评价模型,重点分析了森林、草地和农田三种受人类活动干扰最强烈的生态系统的生态承载力和生态荷载状况,在此基础上进一步对整个保护区的总体生态承载力和生态荷载状况进行了分析。

研究结果显示,祁连山区域生态系统已经受到人类活动的强烈干扰,生态荷载总体处于严重超载状态。但区域生态系统内部各子系统之间以及生态荷载的空间分布存在差异。其中森林子系统和草地子系统属于严重超载,农田子系统属于中度超载;在总体生态荷载的空间分布上,西北部地区比东南部地区超载更为严

重；就各子系统的生态荷载状况而言，森林子系统和草地子系统的超载程度均表现为东南部地区略低于西北部地区，但农田子系统东南部地区超载程度高于西北部地区。

研究结果表明：① 祁连山自然保护区的主要生态问题并不是简单地由于人口过多超过土地资源承载能力而造成的，也不是通常意义上的水资源短缺，而是由于森林严重破坏和超载放牧造成的流域水源涵养能力和水土保持能力下降。② 祁连山区域生态系统对人类活动的响应具有滞后性，尽管 1980 年代初期自然保护区成立以后对祁连山地区的森林生态系统实行了严格的保护，但历史上对森林生态系统破坏造成的严重后果至今仍未得到根本改观。如何让保护区的生态系统恢复到原有的正常状态，充分发挥其应有的生态功能将是一项漫长而艰巨的任务。③ 祁连山生态系统受到破坏以后，受影响最大的地区并不是自然保护区本身，而是中下游的河西走廊和内蒙古额济纳旗等地区。

前 言

近年来,可持续发展正经历着从一般的概念性和定性研究向定量研究的转变,而承载力正是可持续发展度和评价研究的核心之一(Carey D I, 1993)。区域社会—经济—自然复合生态系统对人类活动的最大承载能力是可持续发展研究不可回避的问题,只有搞清楚了系统对人类活动的最大承载能力,才能进一步确定合理的开发强度,进而制定出完整的、切实可行的社会经济可持续发展模式(Common M et al, 1992; Daily G C et al, 1996)。

基于此,1970年代以来,各种类型的承载力研究一直受到全球的广泛关注,生态承载力研究开展的时间虽然不长,但由于其在一定程度上弥补了以往资源承载力、环境承载力研究的不足,逐渐吸引了越来越多的学者的关注。

生态承载力是生态系统对人类活动的最大承受能力,是在不破坏生态系统结构和功能完整性的前提下,系统所允许的人类活动最大强度。生态承载力的研究思路与土地承载力、资源承载力、环境承载力等有所不同,生态承载力研究的关注对象不仅仅局限于区域土地的生产能力所能供养的最大人口数量,还包括在不破坏生态系统稳定性的前提下,生态系统所能提供的最大限度的生态服务功能,这些服务功能包括提供人类生存所必需的资源、降解和吸收各种有害废弃物、水源涵养、水土保持、防风固沙、生物多样性维护等广阔领域,其中很多方面是传统的资源承载力、环境承载力研究所没有或很少涉及的。因此,生态承载力是资源承载力、环境承载力等概念的进一步发展,生态承载力研究方向的开拓大大拓展了承载力研究范畴,有利于进一步推动可持续发

展的定量化研究。

以上地承载力为主要内容的资源承载力研究包含两个隐含的假设条件：

(1) 研究区域是封闭的，和外界不存在资源的交换，区域范围内人口的生存完全依靠区域内部的资源；

(2) 区域复合生态系统的主要功能就是维持区域内部人口的生存，不考虑系统对区域外部的生态价值。

这两个假设条件决定了对于一些特殊地区，单纯依靠土地等资源的承载力分析常常难以反映生态系统受到人类活动干扰的实际状况。这种情况在一些人口相对稀少但生态结构却非常脆弱的地区（例如中国西部干旱、半干旱地区）尤其明显。因此，对于一些特殊地区，需要全新的承载力研究思路，而生态承载力为此提供了可能。

祁连山地处青藏高原、蒙新高原、黄土高原的交会地带，其生态环境变化不仅受区域条件的影响，而且对全球变化响应敏感。因此，祁连山不仅是中国河西走廊地区区域性生态环境系统的关键地点，也是全球变化研究的关键性地点之一。祁连山生态系统的动态变化决定了整个河西走廊地区生态环境系统的稳定，对甘肃省乃至整个西北地区社会经济的可持续发展都具有重要意义。

祁连山北面的河西走廊是全国重点商品粮基地之一，年产商品粮占甘肃省商品粮总数的 70%（万象等，2000）。然而由于地处干旱地区，年降水量仅 180~240 mm，蒸发量却高达 2 000 mm 以上，天然降水远远满足不了农业、工业和生活的需要（陈隆亨等，1992）。河西商品粮基地的建设以及该地区的生产、生活，几乎完全依靠黑河、石羊河、疏勒河三大水系 56 条内陆河流的径流水和地下水。位于祁连山北坡的祁连山国家级自然保护区正是黑河、石羊河和疏勒河三大内陆河的发源地，作为保护区主要保护对象的祁连山水源涵养林是河西地区陆地生态系统的主体（薛定刚等，2001），它以其保护冰川、涵养水源、改善气候、防止水土流失等特殊的生态效能，影响着河西走廊绿洲生态系统和北部荒

漠生态系统的演替，在维持整个河西生态系统的平衡和祁连山各条河流出水总量稳定方面起着决定性的作用（赵传燕等，2002）。

作为国家级的自然保护区，祁连山区域生态系统的主要功能是水土保持和水源涵养，维持整个河西内陆河流域生态系统的稳定性和可持续性。从这个角度看，保护区内农、牧业等人类活动理应受到严格控制。但目前，整个祁连山自然保护区内有 71 个乡镇，68.56 万人口（武威市统计局，2000；张掖市统计局，2000；金昌市统计局，2000）。这些人口为了维持自身的生存，需要从事各种农、牧业生产经营活动，从而对区域生态系统产生各种干扰。例如耕地的过度开垦消耗大量水资源导致中下游水资源短缺并加重水土流失的潜在威胁，过度放牧导致草场退化和土壤侵蚀加剧并有可能对森林造成破坏等。限于我国的国情和当地的实际情况，只能对保护区的核心区基本做到封闭管理，要对包括试验区、缓冲区在内的整个保护区全面限制生产性经营活动，实行封闭管理目前还不现实，比较可行的方法是将人类活动强度限制在某种可以承受的范围以内，维持保护区和整个河西区域生态系统的基本稳定。为此，必须对保护区的承载力水平及荷载现状进行系统分析。

目前，祁连山自然保护区正面临两方面严重的问题，第一，历史时期人类活动干扰对生态系统的影响至今难以消除。延续了上千年的森林破坏使祁连山自然保护区目前的乔木林覆盖率仅仅只有 6.27%，尽管在保护区建立以后，对森林生态系统实行了严格的保护，但由于高寒山地森林生态系统恢复十分缓慢，经过 20 多年的养护，祁连山自然保护区森林覆盖率过低的状况还没有得到根本改变。第二，目前人类活动对生态系统的干扰依然十分强烈，全区草场实际载畜量超过理论载畜量 70% 以上，造成草地生态系统的严重退化。历史和现实两种因素相互叠加，使祁连山自然保护区的生态系统处于严重的不稳定状态，水土保持、水源涵养等重要生态功能受到破坏。

在调控人类活动与生态系统相互关系的过程中，对生态承载

力的评估是决定性的因素。通过对区域生态系统生态承载力水平与生态荷载状况的系统分析和评价,将有助于深入认识祁连山地区人类活动对生态系统的影响,了解祁连山地区乃至整个河西地区生态环境的历史演变、现状和发展趋势,从而为祁连山自然保护区的合理保护以及河西地区的可持续发展提供决策依据。此外,通过祁连山地区的实例研究所建立起来的一整套生态承载力评价方法和体系对其他地区的生态承载力研究也具有一定的借鉴价值。

本书是在作者的博士论文基础上完成的,同时也包括了国家高新技术应用部门发展项目“区域生态承载力研究”和科技部社会公益专项资金项目“西部内陆河流域生态承载力与生态安全”两项研究的部分研究成果。本书的主要内容包括以下几个方面:

(1) 生态承载力的基本理论研究

主要涉及生态承载力概念的辨识和规范、生态承载力的本质与形成机制、生态承载力的主要构成要素等基本理论问题。

作为一个近年来提出的新概念,生态承载力目前尚无普遍认同的定义。在生态科学、环境科学和可持续发展等研究领域,已经出现了许多和承载力相关的概念,如土地承载力、资源承载力、环境承载力等。生态承载力和以上那些概念有着密切的联系,在很大程度上是资源承载力、环境承载力等概念的进一步延伸和发展,搞清楚生态承载力和其他承载力的区别、联系以及传承关系,对合理定义生态承载力概念,明确生态承载力的研究领域和研究目标无疑具有重要意义。

生态承载力的本质与形成机制主要探讨生态系统的各个组成部分对生态承载力的影响,生态承载力的系统效应,人类活动对生态系统的影响以及生态系统对人类活动的响应。这部分内容构成生态承载力理论的基础,在很大程度上决定了生态承载力理论的应用领域和应用方法。

生态承载力的构成要素研究主要分析生态承载力的构成要素及其不同要素间的相互关系,为生态承载力评价指标体系的建立提供指导。

(2) 生态承载力评价方法研究

生态承载力是一个新概念,对生态承载力的研究目前还处于理论探索阶段,尤其是生态承载力评价,从评价指标体系到评价模型都有许多值得探讨的地方。生态承载力评价包括生态承载力水平估算和生态荷载状况评价两个密切相连的部分,生态承载力评价方法研究就是对生态承载力评价的指标体系、生态承载力水平的估算和生态荷载的评价方法进行探讨,这部分内容主要包括:生态承载力评价指标体系研究、生态承载力水平的估算和生态荷载状况评价等。

生态承载力评价指标体系研究主要探讨建立评价指标体系的基本原则以及指标体系的构成,评价指标体系是生态承载力评价的基础,评价指标体系是否合理,在很大程度上决定了评价的水平和质量。

生态承载力水平是生态系统在确保其主要生态功能不受破坏的前提下所能承受人类活动的最大强度。生态承载力水平估算的实质就是确定系统的生态阈值,明确主要生态功能不受破坏的边界条件。在实际研究过程中,生态阈值表现为各个评价指标的阈值,通过估算各个评价指标的阈值来确定系统的生态阈值,生态承载力水平估算的核心是确定每个评价指标的阈值。

生态承载力评价的根本目的是了解人类活动对生态系统的干扰程度,因此,除了确定系统的生态承载力水平以外,还要对系统的生态荷载状况进行评价,生态荷载状况评价方法研究的根本目的是建立一套普适性的生态荷载综合评价模型,在以评价指标体系为基础的层次性评价模型中,评价指标权重的确定和单因素评价结果的聚合是两个关键性问题,本书将着重探讨基于层次分析法和模糊模式识别的生态荷载综合评价模型。

(3) 祁连山自然保护区生态承载力研究

主要包括:祁连山自然保护区基本状况分析、祁连山自然保护区生态承载力评价指标体系建立、祁连山自然保护区生态承载力评价等主要内容。

在深入分析以往研究成果的基础上,深入分析祁连山自然保护区的基本状况,尤其是生态系统的特点和人类活动的主要方式及其人类活动对生态系统的影响,这部分内容是祁连山自然保护区生态承载力评价工作的基础。

尝试建立一套合理的、能够真实反映祁连山自然保护区生态承载力水平和生态荷载状况的评价指标体系。祁连山自然保护区地处西部干旱地区,具有典型的干旱区垂直自然带谱。同时,祁连山区域生态系统的服务范围不仅仅局限于祁连山区,而是对整个河西生态环境的稳定都具有重要意义,祁连山生态承载力评价指标体系必须能够反映这些特点,要以整个河西地区的生态稳定为着眼点。

尝试建立一套适合祁连山自然保护区并对其他地区具有参考价值的生态承载力评价方法。针对祁连山自然保护区生态承载力评价指标体系,结合遥感和GIS分析以及以往的研究成果,估算区域生态系统的生态承载力水平,制定生态荷载评价标准,运用层次分析法和模糊模式识别,通过实际人类活动强度和生态荷载标准的对比分析,了解祁连山自然保护区的生态荷载现状及空间格局特征。

(4)祁连山自然保护区合理保护和可持续发展的对策及建议

通过祁连山自然保护区生态承载力的评价,确定当前人类活动对祁连山自然保护区生态系统干扰的主要形式和强度,了解祁连山自然保护区存在的主要生态问题,对保护区的生态保护和区域可持续发展提出相应的对策和建议。

目 录

第 1 章 相关领域研究进展	1
1.1 承载力概念的发展与生态承载力概念的提出	1
1.2 生态承载力研究进展	7
第 2 章 生态承载力及其评价方法探讨	24
2.1 生态承载力概念辨析	24
2.2 生态承载力的内涵和机制	29
2.3 生态承载力评价方法	43
2.4 祁连山自然保护区生态承载力研究方法和技术路线	61
第 3 章 祁连山自然保护区生态环境状况分析	65
3.1 生态系统类型、结构特征、功能和演替规律	65
3.2 主要人类活动及其生态效应	73
第 4 章 祁连山自然保护区生态承载力评价指标与承载力 估算	81
4.1 评价指标体系的建立	81
4.2 基础数据分析	84
4.3 森林子系统生态承载力估算	92
4.4 草地子系统生态承载力估算	96
4.5 耕地子系统生态承载力估算	100
第 5 章 祁连山自然保护区生态荷载评价	105
5.1 生态荷载评价标准	105

5.2 生态荷载综合评价模型	105
5.3 评价指标特征值的估算	109
5.4 评价指标权重确定	110
5.5 子系统生态荷载状况评价	111
5.6 生态荷载总体状况评价	113
5.7 生态荷载空间分布状况评价	113
5.8 评价结果分析	118
第6章 祁连山自然保护区生态保护和恢复对策	123
6.1 生态保护和恢复的基本原则	123
6.2 森林生态系统的恢复与重建	124
6.3 草地生态系统的合理利用和保护	129
6.4 农田生态系统的优化	131
第7章 结论和讨论	133
7.1 主要结论	133
7.2 主要特色和创新点	137
7.3 存在的不足和研究前景展望	137
参考文献	139
附图	154

1.1 承载力概念的发展与生态承载力概念的提出

生态承载力是近年来出现的一个新概念，目前尚未形成比较公认的定义，各个研究者由于自身专业的差异和研究目的不同，对这一概念的理解不尽相同，无论是对概念本身的定义，还是对概念内涵的理解，目前各个研究者之间均存在一定的争议。

生态承载力概念出现时间虽然不长，但在此以前生态学中已经出现很多与承载力相关的概念和术语，如土地承载力、资源承载力、环境承载力、生产承载力、生活承载力、人口承载量、牧场载畜量、生态支持力、生态稳定性等，它们与生态承载力之间有密切的联系，涉及的许多内容是相互交叉的，搞清楚这些概念与生态承载力概念之间的联系以及各个概念之间的关系，对于正确理解和定义生态承载力具有重要意义。

承载力原为土力学和工程地质学的概念，指地基在保证不失稳前提下所能承受的上部荷载大小。在生态和环境研究中，一些学者借用这一术语来描述区域系统对外部环境变化的最大承受能力以及发展的限制程度等。马尔萨斯是第一个看到环境限制因子对人类社会物质增长过程有重要影响的科学家（程国栋，2002）。达尔文在其进化论观点中采用了人口几何增长和资源有限约束的观点，人口增长的压力是达尔文关于自然选择、进化论和生物多

样性的理论基础。

1921年,帕克和伯吉斯在有关的人类生态学杂志中,提出了生态学领域内的承载力概念,即:“某一特定环境条件下(主要指生存空间、营养物质、阳光等生态因子的组合),种群个体数量的最高极限。”(郭秀锐等,2000)

种群增长的非密度相关模型(Density-independent Growth)和密度相关模型(Density-dependent Growth)是种群生态学中最常见的两个描述种群增长的数学模型(李博,2000)。非密度相关模型描述了在没有外界限制性影响的情况下,物种的增长状况,此时唯一限制因子是物种自身的繁殖率和生长率,用数学公式表示为:

$$\frac{dN}{dt} = rN \quad (1-1)$$

该式的积分式为:

$$N = N_0 e^{rt} \quad (1-2)$$

式中, N ——种群数量;

N_0 ——种群的初始数量;

t ——时间;

r ——种群在无限制条件下的种群增长系数,即物种的潜在增殖能力。此时种群的增长曲线呈J形,如图1-1。

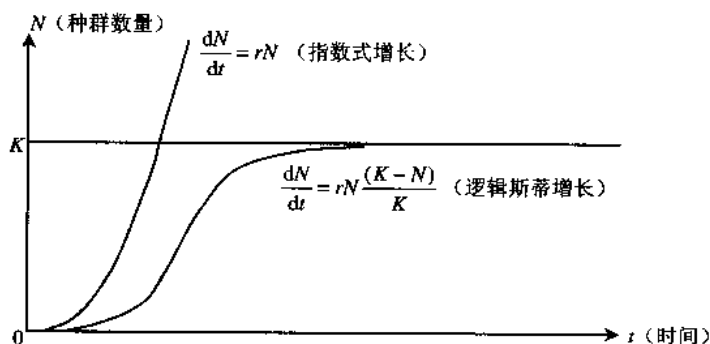


图 1-1 种群增长模型

但在现实中,种群是不可能按“J”形曲线无限制增长的,其原因是任何一种种群的增长都存在各种限制因素。此时,种群增长的数学表达式变为:

$$\frac{dN}{dt} = rN \left(1 - \frac{N}{K} \right) = rN \left(\frac{K - N}{K} \right) \quad (1-3)$$

这就是生态学中著名的逻辑斯蒂方程,它的积分式为:

$$N = \frac{K}{1 + e^{\alpha - rt}} \quad (1-4)$$

式中 α 为参数,其值取决于种群的初始数量, K 为环境容量,它随环境(资源量)的改变而改变,也就是在某些特定环境限制因素制约下,种群能够达到的最大数量。此时,种群的增长曲线呈 S 形,曲线渐近于 K 值,但不可能超过(图 1-1)。

逻辑斯蒂方程揭示了生物发展与环境之间的基本关系,它表明环境对生物发展的承载能力是有一定限度的。长期的生态研究表明,在环境条件较好时,物种往往会生长过头,当种群数量超过环境的承载能力过多以后,种群会大批死亡而导致种群数量骤然下降,然后再重新回到新的平衡。Verhust 首先用逻辑斯蒂方程来描述马尔萨斯关于资源有限并影响人口增长的观点。用容纳能力指标反映环境约束对人口增长的限制作用可以说是现今承载力研究的起源(Hardin G, 1986)。

承载力理论在实践中的最初应用领域是畜牧业。在北美、南美及亚洲草原地区,过度放牧造成草场的严重退化,为了有效管理草原,一些学者将承载力概念引入到草场资源管理中,草地承载力、载畜量等概念相继被提出。直到目前,草地生态学家依然在使用这一概念并应用相关理论指导畜牧业生产(Holcchek J L et al, 1989)。

随之出现的是土地承载力(Land Carrying Capacity),这一概念是在全球人口不断增加,耕地日趋减少,人类面临粮食危机的背景下提出的。土地承载力研究在全球受到广泛关注。帕克和伯吉斯(Park R F & Burgess, 1921)认为可以根据某一地区的食物

资源来确定区内的人口承载能力。随后美国的威廉姆·A·阿兰、科克林、卡内罗及布拉什等人分别对土地承载力进行了研究(Allan et al, 1949; Cameiro et al, 1960; Brush, 1975)。1970年代以后,人口、资源、环境等问题日益严重,在人口急剧增长和需求迅速扩张的双重压力下,以协调人地关系为中心的土地承载力研究再度兴起。1970年代初,澳大利亚的科学工作者采用多目标决策分析方法,从各种资源对人口的限制角度出发,讨论了该国的土地承载力状况(Millington R & Gifford, 1973);1977年,联合国粮农组织(FAO)主持了一项大型的发展中地区土地人口承载力问题的研究(FAO, 1980, 1982);1980年代初,在联合国教科文组织(UNESCO)资助下,开展了包括能源与其他自然资源,以及智力、技术等在内的资源承载力研究(UNESCO & FAO, 1985)。

我国关于土地承载力方面的研究工作起步于1980年代初,宋健等人在《从食品资源看我国现代化所能养育人口》、田雪原等人在《经济发展和现代理想人口》中分别提出了我国土地资源可承载的人口数量。1986年中科院综合考察委员会等多家科研单位联合开展的“中国土地生产能力及人口承载量研究”(中国土地资源生产能力及人口承载量研究课题组, 1991)是我国迄今为止进行的最全面的土地承载力方面的研究。此外,还有由联合国粮农组织与国家土地管理局合作完成的“中国土地人口承载潜力研究”。从我国目前的研究情况看,耕地、粮食和人口始终是承载力研究的主流(陈百明, 1991; 封志明, 1990, 1992)。

1960年代以后,随着全球经济的迅速发展,对各种资源的需求量不断增大,资源的短缺已经不仅仅局限于土地和粮食,而是扩大到能源、矿产、淡水等各个方面,资源承载力的概念应运而生。1980年代初,联合国教科文组织(UNESCO)提出了“资源承载力”的概念:“一个国家或地区的资源承载力是指在可以预见的期间内,利用本地能源及其自然资源和智力、技术等条件,在保证符合其社会文化准则的物质生活水平条件下,该国家或地区能持续供养的人口数量。”(UNESCO & FAO, 1985)与此相对

应,一些政府和组织在研究人口承载力时考虑的范围已经不仅仅局限于土地生产能力,而是开始考虑水资源、矿产资源等多种资源对人口增长的限制(Cohen J E, 1995a; Maczak A et al, 1978; Schurr S H et al, 1960)。

资源承载力的研究范围不仅仅局限于土地资源,而是包括了水、矿产、能源等与人类社会、经济发展密切相关的资源类型,这其中,水资源承载力受到的关注相对较多。Rijisberman 等(2000)用水资源承载力作为城市水资源安全保障的衡量标准;Joardor 等从供水角度对城市水资源承载力进行相关研究,并将其纳入城市发展规划当中(Hrillich, 1996);Harris 等(1999)着重研究了农业生产区域的水资源农业承载力。

我国最早开展水资源承载力研究是在1985年,新疆水资源软科学课题组(1989)首次对新疆的水资源承载能力和开发战略对策进行了研究,当时的概念、理论和计算方法等都处于萌芽状态。目前国内有关研究主要集中在城市水资源承载力和区(流)域水资源承载力两个方面。1992年施雅风等采用常规趋势法对新疆乌鲁木齐河流域的水资源承载力进行研究,次年许有鹏等(1993)采用模糊分析法对和田河流域的水资源承载力进行研究。1995—2000年水资源承载力的研究达到了空前鼎盛,多个“九五”攻关项目和自然科学基金课题都涉及这一领域。如王建华等(1999)采用系统动力学方法对乌鲁木齐市,徐中民(1999)采用情景基础的多目标分析方法对黑河流域,贾嵘等(1998)及蒋晓辉等(2001)采用多目标模型及修改的契比雪夫算法对陕西关中地区,阮本清等(2001)采用水资源适度承载能力计算模型对黄河下游地区,高彦春和刘昌明(1997)、傅湘和纪昌明(1999)分别采用模糊综合和主成分分析法对陕西关中地区的水资源承载力进行研究。除水资源以外,矿产资源尤其是能源资源承载力也是资源承载力领域的主要研究内容之一,1972年罗马俱乐部出版了《增长的极限》一书,其中的研究成果在很大程度上考虑了能源资源对人口增长的限制。

与资源短缺不可分割的另外一个重要问题是环境污染,面对严重的环境污染,环境承载力的研究开始得到重视。环境承载力的概念在国家重点科研项目《我国沿海新经济开发区环境的综合研究——福建省湄洲湾开发区环境规划综合研究报告》(1991)中首次被明确提出。此后,一些学者开始从不同的角度对环境承载力的相关概念和理论做了一系列研究(崔凤军,1995;彭再德,1996)。

环境承载力的研究最初主要围绕环境容量展开,应用较多的首推水环境容量,此外还有大气环境容量、土壤环境容量等。许多学者在此方面进行了深入研究,根据不同地方的环境特点,提出了一系列改进计算模型和方法(杜敏敏,1995)。我国从1980年代开始,针对环境容量开展了系统研究,环境容量曾作为国家“六五”科技攻关课题,国家环境保护局组织了全国40多个单位的科技工作者进行了多学科协作攻关,在沱江200 km江段上进行了三次大规模同步监测、10多次水团追踪试验;在湘江14 km江段进行了三次大规模采样;在深圳河7 km河段上、113 km²的深圳湾上进行了三期野外作业,在大流域范围内开展了广泛深入的环境调查,进行了大量试验室理化分析和专题研究,共取得数百万个数据,许多研究成果已经成为我国制定环境质量的依据(郭秀锐等,2000)。目前,环境容量的研究无论在理论方面,还是实践方面均获得较大进展。

近年来,环境概念的外延有扩大的趋势,针对这一趋势,刘殿生等(1995)学者提出了环境综合承载力的概念,环境综合承载力由一系列相互制约又相互对应的发展变量和制约变量构成,主要包括:

- ◇ 自然资源变量:水资源,土地资源,矿产资源,生物资源的种类、数量和开发量。
- ◇ 社会条件变量:工业产值、能源、人口、交通、通讯等。
- ◇ 环境资源变量:水、气、土壤的自净能力。

曾维华、唐剑武等学者也认为仅仅通过环境容量来衡量环境

承载力具有局限性,主张在研究环境承载力时要考虑更多的因素,并对此在理论上进行了相应的探讨(刘殿生, 1995; 唐剑武等, 1995, 1997, 1998; 曾维华等, 1991, 1998; 彭再德等, 1996)。

资源短缺和环境污染之后另一个受到高度关注的问题是生态破坏,生态破坏的根本原因是外来干扰尤其是人类活动的干扰超出了生态系统的自我调节能力(Gunderson et al, 1997),为了定量研究生态系统对干扰的反应,国外一些学者提出了生态支持力(Ecological Persistence)、生态阈值(Ecological Threshold)等概念(Bryan Norton, 1995; Holling C S, 1973; Holling C S, 1996; Roldan Muradian, 2001; Kong Qingkai et al, 1995; Volker Grimm et al, 1997),国内一些学者则提出了生态承载力的概念(王家骥等, 2000)。这些概念意思相近,都是为了说明生态系统对干扰尤其是人类活动干扰的承受能力。人类对生态系统干扰的方式和后果是多种多样的,包括资源消耗、环境破坏、生态功能丧失等各个方面,因此,生态承载力应当包括这些方面的内容,高吉喜(2001)明确提出,生态承载力由三个方面构成:资源承载力、环境承载力和生态弹性力。

总之,承载力理念的演化是人类对社会发展中不断出现的问题所做出的响应与变化的结果。贯穿其中的“脉”,是发展,不同的发展阶段产生不同的承载力概念与相对应的承载力理论。承载力理念从出现至今,已经在形式和意义上发生了深刻变化,并在实践中得到了广泛应用。

1.2 生态承载力研究进展

1.2.1 国外生态承载力研究进展

与国内生态承载力概念最接近的英文概念是“Ecological Resilience”,含义相近的概念还有“Ecological Persistence”和“Ecological Resistance”(Volker Grimm & Christian Wissel, 1997),但“Ecological Resilience”的应用最为广泛。此外,“Carrying

Capacity”也具有承载力的含义,但和“Ecological Resilience”的含义有所差别,“Carrying Capacity”通常特指资源承载力,一般用于表达一定数量的资源所能承载的最大生物个体或人口数量,常常应用于草地管理、自然资源管理等研究领域。“Ecological Resilience”是资源承载力的进一步发展,其涉及的范围不仅仅局限于资源,更加侧重于描述生态系统对干扰的承受能力。

Holling (1973) 是较早提出生态承载力概念的学者,他对生态承载力的定义是:生态承载力是生态系统抵抗外部干扰,维持原有生态结构和生态功能以及相对稳定性的能力 (Holling C S, 1973; Peterson et al, 1998; Gunderson, 2000)。

从理论上讲,生态承载力是生态系统在不改变原有稳定状态的前提下所能承受的干扰的强度,但在实际过程中,通过破坏某一生态系统原有的稳定状态来测定生态承载力的代价是很大的,也是不现实的 (Peterson G D, 2002)。因此,从一开始,数学模型在生态承载力的研究中就占据了重要地位 (Holling C S, 1973; Ludwig et al, 1997; Carpenter et al, 1999), 分岔理论 (Bifurcation Theory)、随机景观模型 (Stochastic Landscape Models) 等是常用的方法 (Rinaldi & Scheffer, 2000)。

Peterson (2002) 应用随机景观模型研究了林火干扰对美国佛罗里达州北部森林生态系统的影响,发现林火发生的频度和空间分布对森林生态系统的状态具有重要影响; Ludwig 等 (1978) 运用数学模型研究了病虫害干扰对北方针叶林生态系统影响; Ian A. Simpson (2001) 根据火山灰的测年数据和历史文献的记录,重建了冰岛南部地区的古环境,对公元 874 年以来该地区的人类活动和土地退化的情况进行了分析,研究结果表明,公元 874—1200 年,过度的放牧导致放牧强度超过区域生态承载力,是这一地区土地退化的主要原因; Walker (2002) 等对社会生态系统 (Social-ecological Systems) 的生态承载力进行了研究,提出了社会生态系统生态承载力分析的四个步骤。

◇ 第一步,系统分析,分析系统的主要生态过程、生态结构

和组成要素。

- ✧ 第二步，干扰因素分析，对影响系统的各种干扰因素进行分析，确定哪些干扰因素决定了系统状态的变化。
- ✧ 第三步，生态承载力分析，对系统的生态承载力水平进行分析。
- ✧ 第四步，对策分析，针对承载力分析的结果，提出相应的对策。

1.2.1.1 局部稳定性、多重稳定状态和生态替代状态的研究

生态稳定性 (Ecological Stability) 是与生态承载力紧密联系的概念，要确定系统的生态承载力，首先要确定系统的稳定状态 (Holling C S, 1973)，对生态稳定性认识的差异导致对生态承载力认识的差异。

Pimm 等 (1984) 认为，生态系统在发展变化过程中，存在某种稳定的状态，当系统处于这种稳定状态时，即便由于干扰使系统稍微偏离初始的位置，由于系统的自我调节能力，系统还会回到原来的位置。生态系统这种保持原有状态或受到干扰后回到原来位置的能力就是生态承载力，生态承载力的大小就是系统受干扰后回到原来的稳定状态的速率或所需时间。这种定义的模式见图 1-2。

图中的凹坑代表稳定状态，凹坑的坡度如果较陡，小球就需要更多的外力来使其离开凹坑底部，表明需要更大的干扰强度才能使系统脱离原有的稳定状态，同时，小球也可以更快地回到原有的稳定状态 (凹坑底部)，也就是说，系统具有比较高的生态承载力水平。这种定义是力学、工程学中承载力概念在生态学中的直接推广，又称为工程承载力 (Engineering Resilience)，它以数学推理为基础，是对生态承载力的一种简单的、模式化的阐述，其适用范围局限于局部的、人工控制下的系统 (Tilman & Downing, 1994)，这种定义假设存在某种全局稳定状态 (Global Stability) 或一个最优稳定状态 (Best Equilibrium Steady-state)，一旦脱离这个状态，生态系统将是不稳定的。

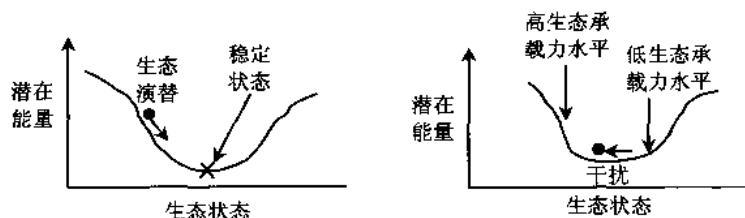


图 1-2 生态承载力模式 1 (根据 Pimm, 1984)

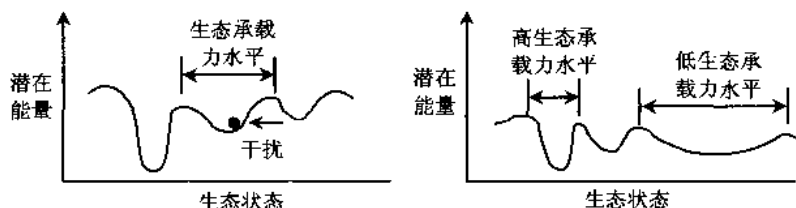


图 1-3 生态承载力模式 2 (根据 Holling C S et al, 1986)

但 Holling (1986, 1996) 认为, 对生态稳定性的这种理解并不符合生态系统的真实状况, 他认为, 生态系统存在多重稳定状态 (Multiple Stable States), 生态系统可以有多个稳定状态, 在每个状态系统都表现出一定的稳定性和抗干扰能力。为此, Holling 提出了多重稳定状态模型 (Multiple Stable Status), 这一模型可以用图 1-3 表达, 图中每一个凹坑代表一个稳定状态, 这种稳定性称为局部稳定性 (Local Stability), 而每个凹坑的宽度则表示每个稳定状态的生态承载力的高低。Ludwig D B, Walker 和 Holling 等 (1997) 学者对生态稳定性的概念进行了深入探讨, 给出了局部稳定性、全局稳定性的数学表达式。

根据多重稳定性的观点, 干扰对生态系统的影响并不是简单导致生态系统的完全崩溃, 而是导致生态系统由一种相对稳定的状态转换到另外一种替代状态 (Alternative Status), 根据这一观点, 生态承载力是生态系统从某一稳定状态转变到另一稳定状态时的干扰强度。

越来越多的证据显示,多重稳定状态是普遍存在的(Done, 1992; Hughes, 1994; McClanahan et al, 1996; Dublin et al, 1990; Carpenter & Leavitt, 1991; Estes & Duggins, 1995; D Antonio, Vitousek, 1992; Zimov et al, 1995)。在不受到干扰的前提下,生态系统一般处于某一特定的稳定状态之中,如果受到干扰,且干扰强度超过一定限度,系统将由一种状态向另一种状态转变,Holling 称这种状态为替代状态(Alternative Status),生态承载力实际上就是促使系统从一种稳定状态转变到替代状态所需要的干扰强度(Holling C S, 1973, 1986, 1996)。

由于海獭的出现与消失而导致的阿拉斯加滩涂(Subtidal)和潮间带海藻以及海草等物种组合的变化是最常被引用的多重稳定状态的例子(Estes J & Palmisano J, 1974)。在这一地区的海洋生态系统中,海獭是顶级的捕食者,它主要捕食海胆等海洋无脊椎动物,而海胆吞食海洋高等植物,这些高等植物是鱼类的重要食物来源和栖息场所,而鱼类是湾海豹的主要食物来源。这样,一定区域内捕食者和被捕食者的动态变化将导致当地海洋生态系统中物种组合的根本改变。在系统不受人类活动干扰或干扰强度较低时,海獭数量较多,这意味着较高的植物生产力,较高的鱼类多样性水平和种群密度,较低的无脊椎动物生产力和数量较多的湾海豹;由于消费和贸易的需要,海獭被捕杀,过度的捕杀导致部分地区海獭完全消失,这时,系统将进入另外一种状态,由于捕食者数量减少,海胆等海洋无脊椎动物数量增加,导致较低的植物生产力、较低的鱼类多样性水平和种群密度、较高的无脊椎动物生产力和数量较少的湾海豹。历史时期,阿拉斯加沿海的海洋生态系统经常处于这两种状态的交替之中,而这两种状态之间的中间状态则很少出现或维持时间很短。

热带海洋的珊瑚礁生态系统也有类似现象存在,它经常在两种状态之间转换,有时是珊瑚虫占优势,有时是海藻占优势,引起这种转换的主要干扰(触发)因素是鱼类和海胆等生物对藻类捕食强度的变化(Knowlton, 1992)。藻类捕食者的密度存

在某种阈值, 超过或低于这一阈值, 珊瑚礁生态系统的状态将发生改变。

热带地区的萨瓦纳群落常常处于两种状态的交替之中, 一种状态以草本植物占优势, 另一种以木本灌丛植物占优势(Fuhlendorf et al, 1996)。过度的放牧、火灾等干扰因素被认为是导致灌丛代替草本植物的主要原因(Archer, 1989), Walker等(1981)的研究表明, 灌丛状态稳定性相对较高, 一旦由于人类活动干扰导致木本灌丛植物占优势的状态出现, 即便干扰消失以后很长时间, 系统也很难恢复到以往以草本植物占优势的状态。

温暖气候条件下的浅水湖泊具有两种基本稳定状态, 清水状态(Clear State)和混水状态(Turbid State)。清水状态的湖泊中以大型水生植物为主, 混水状态的湖泊中以藻类(浮游植物和蓝藻)为主(Weisner et al, 1997), 水体中营养物质尤其是磷含量的增加是导致两种状态转变的主要影响因素, 如果水体中磷的含量不断增加, 将导致藻类的大量繁殖, 最终湖泊将由清水状态转变为混水状态, 也就是通常所说的湖泊富营养化。

1.2.1.2 生态不连续性和生态阈值的研究

生态不连续性(Ecological Discontinuity)可以定义为生态系统的某一独立变量在发生平滑和连续的变化时, 生态系统的任意一方面的特性发生突然的变化。生态不连续性意味着对于一些独立变量存在某种关键值, 一旦越过这一关键值, 生态系统将从某种稳定状态转变为另一种状态, 这种关键值就是生态阈值(Ecological Threshold)(Levin, 1992)。生态阈值是和生态承载力密切相关的概念, 生态承载力研究中最重要问题就是干扰强度达到多大时, 将导致生态系统原有的状态发生根本性改变, 这一问题的核心就是生态承载力的评价。

生态阈值现象是生态学中普遍存在的现象, 所谓生态阈值现象是指生态系统结构、功能或状态的影响因素或环境条件达到一定程度(阈值)时, 生态系统突然进入另一种状态。生态阈值现象是很普遍的, 如流行病的传播和感染, 资源条件对生物生长和

繁殖的影响(限制因子和耐受极限),最小存活种群等。由于生态阈值反映了生态系统对干扰的承受极限,因此,一直是生态承载力研究关注的焦点。

目前,地球上正经历着最高的物种灭绝率(Ehrlich & Wilson, 1991; Myers, 1993; Smith et al, 1993; Hughes et al, 1997)。生物多样性的下降被认为是生态承载力丧失的主要原因(Walker, 1995)。从这种观点出发,部分学者认为,生物多样性存在着某种阈值,在此阈值以下,生态系统将丧失其自组织性,而正是这种自组织性,为生态系统提供了各种功能(Perrings & Opschoor, 1994)。Ehrlich(1981, 1991, 1998)等提出了铆钉假说(Rivet-popper Hypothesis),它将生态系统中的每个物种比做一架飞机上的每颗铆钉,单独一两种物种的丧失不一定会导致系统结构和功能的根本性改变,但当物种丧失达到一定限度(阈值)以后,将导致原有系统的崩溃,就好像飞机上铆钉的不断减少最终将导致飞机的完全解体。

生态状态之间的转换与生态阈值密切相关,只有当干扰强度超过生态阈值以后,生态系统的状态才会发生根本转变。Carpenter等(1996)对湖泊生态系统状态的变化进行了系统研究。他们发现,正常湖泊能够保持较低的富营养化水平,这主要是因为正常湖泊拥有较多的鱼类和大型水生植物,鱼类能够吞食藻类,大型水生植物能够吸收水体中的磷(Carpenter & Kitchell, 1993),而水体中磷的含量过高是造成藻类过量繁殖从而导致湖泊富营养化的主要原因,正常湖泊的这一生态调节机制使湖泊对一般的干扰,如短时间内水体中磷含量的波动具有一定的抵抗能力,只要这种干扰不超过一定限度,湖泊原有的稳定状态就能够基本维持。但是,如果干扰强度超过一定限度,如大量的磷进入湖体,大型水生植物的大量减少,过度捕鱼以及湖泊底泥的大规模扰动将导致湖泊原有稳定状态的消失,湖泊中的藻类将大量繁殖,导致湖泊的富营养化(Harper, 1992)。在湖泊的这种动态变化过程中,磷的含量以及其他环境变量的阈值是湖泊生态系统能否保持稳定的

关键 (Vollenwieder, 1976)。

热带萨瓦纳群落草地和灌丛之间的转换也表现出明显的阈值现象, 当放牧强度和火灾频度高于某一特定的阈值以后, 系统将由草地状态转变为灌丛状态。但由于灌丛状态的稳定性 (生态承载力水平) 更高, 仅仅降低放牧强度和火灾频度还远远不能使系统恢复到原有的状态 (Friedel, 1992)。Charles Perrings 等 (1997) 通过数学模型分析了火灾、放牧等干扰因素对草地生态系统不同状态之间转换的影响, 结果表明, 火灾的强度和频度在很大程度上决定了草地生态系统状态的转变。同时, 由于放牧模式会影响到火灾的频度和强度, 因此, 放牧模式也会影响到草地状态的转变。

在各种生态阈值现象中, 景观生态方面的阈值现象一直受到关注。生境破坏是目前全球物种灭绝的最主要原因 (Groombridge, 1992; Bibby, 1995; Ehrlich, 1995; Thomas & Morris, 1995), 对于生态多样性保护而言, 多大的生境面积才能满足物种不至于灭绝, 这同样涉及到生态阈值的问题。许多学者都对这一问题开展过研究 (Beier, 1993; Wenny et al, 1993; Howells & Edwards-Jones, 1997; Marshall & Edwards-Jones, 1998)。生境破碎化是景观生态系统受到干扰的重要表现, 生境破碎化对物种的迁移和扩散具有重要影响, 而迁移和扩散又是影响种群生存发展的关键因素 (Opdam, 1990), 有时甚至比种群的繁殖能力更为重要 (Lande, 1987; Fahrig & Paloheimo, 1988)。有明显的证据表明, 生境的丧失与物种的灭绝之间存在着明显的相关性, 物种的灭绝与生境的丧失之间存在明显的阈值现象, 也就是说, 当原始生境的丧失达到一定比率的时候, 物种灭绝的可能性将明显增加。

数学模型研究的结果表明, 物种生存所需的最低生境面积阈值与物种的繁殖率、迁出率以及物种在非生境地带的生存能力有较大的关系 (Soule & Simberloff, 1986; Lande, 1987; Schneider & Yodzis, 1994; Wissel & Zaslack, 1994; Bevers & Flather, 1999)。Fahrig L (2001) 运用空间明晰化模型 (Spatially-explicit Simulation Model) 对以上几种因素与物种灭绝阈值之间的关系进行了研究,

结果表明,虽然繁殖率和迁出率对灭绝阈值的潜在影响最大,但生境的空间格局也有一定影响。Jansson 和 Angelstam (1999)通过对长尾山雀(*Aegithalos caudatus*)的研究发现,灭绝阈值与周围景观中的生境数量之间存在函数关系。Kimberly A. With 等(1999)以渗透理论为基础,运用数学模型分析了景观破碎化对物种迁移和扩散行为的影响。通过对完全随机扩散过程(扩散方向和扩散步长都是随机的)和步长限制下的随机扩散过程(方向是随机的,但扩散步长限制为一个生境单元)的模拟,系统分析了生境破碎化对不同类型的扩散过程的影响。Andren (1994)通过对鸟类和哺乳动物的系统研究发现,当大于 70% 的原始生境受到破坏以后,生境破碎化的增加将明显导致鸟类和哺乳动物种群数量的下降。相反,如果景观中原始生境的比例 $\geq 30\%$,生境破碎化对鸟类和哺乳动物的种群数量则不会产生明显影响。Miryl Parker 等(2002)使用陆地无脊椎动物通过试验和计算机模型对生境破碎化与物种生存之间的关系进行了系统分析,研究结果表明,当景观中原始生境的比例在 $10\% \sim 30\%$ 时,生境破碎化对景观中物种的数量不会产生明显影响。

一般而言,生境破碎化对灭绝阈值的影响小于物种繁殖率、迁出率以及物种在非生境地带的存活率等因素,但一些基于复合种群(Metapopulation)的研究表明,这种影响是很明显的(Hill & Caswell, 1999; With & King, 1999)。生境破碎化导致景观中边缘部分的面积增大,这将增加物种离开原有生境进入基质的可能性,因为大量个体进入不适于其生长的基质,导致物种繁殖率的下降和死亡率的上升,因此,生境破碎化将导致灭绝阈值的增大,因为需要更多的生境来维持物种的生存。

1.2.1.3 生态承载力变化规律的研究

客观上讲,多重稳定状态的每一个状态本身并无优劣之分,但对于人类而言,某些状态具有更高的社会价值和经济价值,例如,热带地区的萨瓦纳群落,地表植被有时以草本植物为主,呈现出草原景观,有时以灌木为主,呈现出灌丛景观。这两种状态

都具有一定的稳定性,但对人类而言,草地更具有经济价值,因此,人们更加希望系统维持在草地景观状态。这里需要注意的另外一个问题是人类最需要的状态,常常并不是最稳定的状态,也就是说,这种状态的生态承载力水平并不是最高的。例如,温带半干旱地区常常处于草地和荒漠两种状态的交替之中,显然,荒漠状态具有更高的稳定性和生态承载力水平,要使其脱离原有的状态是非常困难的。与此相对应,一些高度依靠人类维护的人工生态系统,如农田生态系统,其生态承载力水平则相当低下,对干扰的承受能力很差。为了更好地利用和保护生态系统,一些学者开始对生态承载力的变化规律进行深入研究。

Holling C S 和 Gunderson 等以生态系统的动态变化为出发点,提出了生态系统演化的适应环模型(Adaptive Cycle),以此为工具,深入探讨了生态承载力的演变规律(Goldstone J, 1991; Gunderson L, Holling C S, 2000, 2001)。适应环由三个部分构成:

(1) 生态系统发生变化的内在潜能 (Internal Potential), 由于这种潜能决定了系统变化的幅度、范围和可能的替代状态,因此,可以粗略地看做是系统所蕴涵的生态资产 (Ecological Wealth)。

(2) 系统内部的控制能力,也就是系统内部各种控制因素之间联系的紧密程度,它反映了系统在多大程度上能够对自身进行控制,是对系统变动性、灵活性的一种测度,控制能力过高将使系统缺乏灵活性并陷于僵化。

(3) 生态承载力,它反映了系统对干扰的适应和抵抗能力。图 1-4 是适应环的二维模式图,它表现了适应环的两种特性:内部潜能和内部控制能力。图中的箭头表示系统演化的速度和方向,较长的箭头表示演化的速度较快。 Y 轴表示系统的内部潜能或生态资产(系统内部所积累的生物量和营养物质等资源); X 轴表示系统的内部控制能力(系统内部各种变量之间联系的紧密程度)。适应环的出口在图的左下角,它表示系统将进入另外一种状态。整个适应环分为四个阶段:增长阶段(r)、保持阶段(k)、崩溃

和释放阶段 (Ω) 以及重组阶段 (α)。在适应环中, 有两个过程是最重要的, 第一个是由 $r \rightarrow k$ 的过程, 在这一过程中, 系统的内部控制能力和发生变化的潜能不断增加, 在这一过程中, 生物量和营养物质越来越多地集中于某些特定的物种当中, 其他物种要利用这些资源则相当困难, 这是一个缓慢的、可预测的过程; 另一个是由 $\Omega \rightarrow \alpha$ 的过程, 在这一过程中系统的变化潜能迅速增加, 但内部控制能力迅速减小, 这一过程中, 系统的状态发生突变, 但是, 系统状态的这种突变并不意味着系统的完全崩溃, 而是在经过重组以后, 进入另外一种状态, Schumpeter J A (1950) 称之为“创造性的毁灭 (Creative Destruction)”。这是一个快速发展的、不可预测的过程。

图 1-5 是三维适应环模式图, 它表达了生态承载力随生态系统状态而变化的情况。在由 $r \rightarrow k$ 的过程中, 系统的生态承载力水平降低, 表明系统变得越来越脆弱。

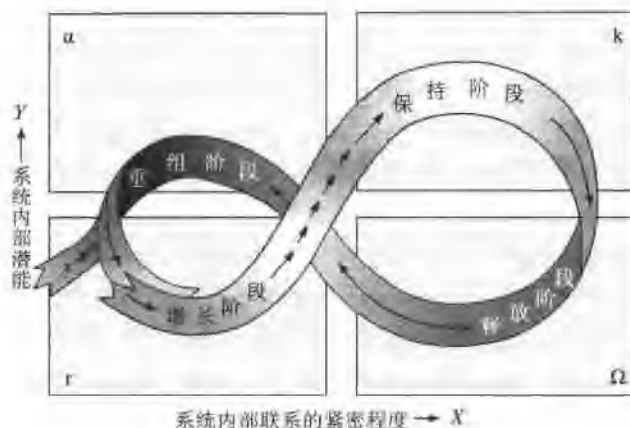


图 1-4 二维适应环模式 (根据 Holling C S, 2001)

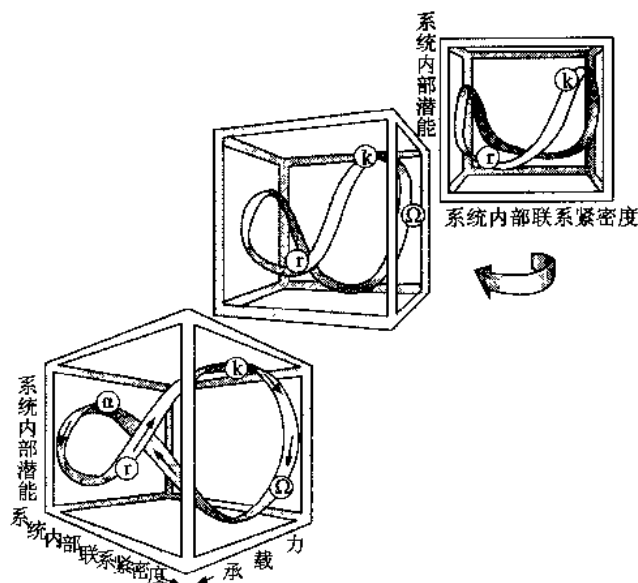


图 1-5 三维适应环模型 (根据 Holling C S, 2001)

在 Holling 等之后, 一些学者开始利用适应环模型对区域生态系统开展实例研究。Steve 等 (2001) 运用适应环模型, 对湖泊生态系统的生态承载力动态变化进行了研究。以湖泊水体和底泥中的磷含量为评价指标, 建立了湖泊生态系统的适应环模型, 分析了湖泊系统生态承载力的动态变化状况。发现湖泊的混水状态 (Turbid-water State) 也就是富营养化状态具有较高的生态承载力水平, 而清水状态 (Clear-water State) 生态承载力水平则较低, 要防止清水状态向混水状态转变, 需要某种积极的、仔细的生态管理和调节对策 (Carpenter et al, 1999); Garry Peterson (2000) 以北美洲哥伦比亚河流域 (Columbia River Basin) 鲑鱼种群的动态变化为例, 系统分析了流域生态系统生态承载力的变化规律, 对于生态承载力水平何时最低、何时对生态系统施加人类活动影响最合适、如何确保生态系统的可持续性问题进行了阐述。

1.2.2 国内生态承载力研究进展

王家骥是国内较早开展生态承载力研究的学者，在《黑河流域生态承载力估测》一文中（王家骥等，2000），他第一次明确提出了生态承载力的概念，它对生态承载力的定义如下：生态承载力是自然体系调节能力的客观反映。王家骥认为，地球上不同等级的自然体系均具有自我维持生态平衡的功能，然而，自然体系的这种维持能力和调节能力是有一定限度的，也就是有一个最大容载量（承载力），超过最大容载量，自然体系将失去维持平衡的能力，遭到摧残或归于毁灭。但生态系统和物理系统有所不同，物理系统有一个承受点，或叫断裂点，外力超过断裂点则稳定状态毁坏，不再回到最初状态；而对生命系统来讲，在超过断裂点之后，系统将被新的平衡取代，由高一级别的自然体系（如绿洲）降为低一级别的自然体系（如荒漠）。这主要是因为生命系统在条件变化时自身具有可调整能力，通过繁殖、遗传变异、自然选择等可以适应这类变化，使自然体系具备恢复能力。这种观点与国外学者提出的生态系统多重稳定性的假设有相似之处。

在生态承载力的评价方法上，王家骥提出通过第一性生产力来确定系统的生态承载力。生态承载力由于受众多因素和不同时空条件制约，直接模拟计算十分困难。但是，特定生态地理区域内第一性生产者的生产能力是在一个中心位置上下波动的，而这个生产力是可以测定的。同时可与背景（或本底）数据进行比较。偏离中心位置的某一数值可视为生态承载力的阈值，这种偏离一般是由于内外干扰使某一自然体系变化（上升或下降）成另一等级的自然体系，如由绿洲衰退为荒漠，由荒漠改造成绿洲。因此，可以通过对自然植被净第一性生产力的估测确定该区域生态承载力的指示值，而通过实测，判定现状生态环境质量偏离本底数据的程度，以此作为自然体系生态承载力的指标。

高吉喜在《可持续发展理论探索——生态承载力理论、方法与应用》一书中对生态承载力的基本理论和方法进行了全面探讨

(高吉喜, 2001)。高吉喜对生态承载力的定义是: 生态系统的自我维持、自我调节能力, 资源与环境子系统的供容能力及其可维系的社会经济活动强度和具有一定生活水平的人口数量。生态承载力由资源承载力、环境承载力和生态弹性力三个部分构成。在生态承载力的特性方面, 高吉喜继承了国内外一些学者的部分观点, 认为生态承载力不是固定不变的, 人类可以通过相应的手段改善系统的生态承载力状况。以此为出发点, 他提出了生态可持续调控的相关理论, 并对生态可持续调控的原理、机制、方式、模式进行了探讨。在书的后半部分, 作者运用层次分析法, 对黑河流域的生态承载力状况进行了分析和估算。

张传国等在对绿洲系统的研究中, 提出了绿洲系统“三生”承载力的概念, 即绿洲系统的生态—生产—生活承载力。在一系列文章中(张传国, 2001; 张传国, 方创琳, 2002 a; 张传国, 方创琳, 全华, 2002 b; 张传国, 刘婷, 2003), 他对“三生”承载力的内涵、驱动因素和评价指标体系进行了深入探讨。指出绿洲生态承载力是绿洲系统承载力的基础, 是指在不危害绿洲生态系统的前提下的绿洲资源与环境的承载能力和由资源和环境承载力决定的绿洲系统本身所表现出来的弹性力大小。通过资源承载力、环境承载力和生态系统的弹性力来反映。绿洲系统资源承载力的大小取决于绿洲系统中资源的丰富度、人类对资源的需求以及人类对资源的开发利用方式。绿洲系统环境承载力的大小取决于一定环境标准下的环境容量。绿洲生态系统的弹性力通过弹性力限度与强度来反映, 绿洲系统弹性力限度是指绿洲生态系统的缓冲与调节能力大小, 而弹性强度是指绿洲系统实际或潜在的承载能力大小。绿洲系统生态承载力以人均水资源、人均耕地面积、人均自然资源综合指数、荒漠化指数、森林覆盖率、“三废”处理率等主要指标表征和衡量。

李晓文、肖笃宁等在辽河三角洲滨海湿地景观研究中对生态承载力的定义是: 在无狩猎等干扰下种群与环境所达到的平衡点, 并将种群密度作为生态承载力的衡量指标(李晓文等, 2001)。在

此基础上,提出了三种种群密度阈值:存在密度(subsistence density)、容忍密度(tolerance density)和安全密度(security density)。根据研究目的的不同,可以将不同的密度阈值作为生态承载力的阈值。存在密度是指仅由食物资源限制的非狩猎性种群的数量,以逻辑斯蒂模型表示则存在密度是处于饱和期的密度,此饱和期的密度即为生态承载力,由于存在密度是生态密度的极点,所以种群质量和生境状况相对较差,种群的繁殖率低;容忍密度是在以种内行为和生理机制为调节种群数量的主要机制时生境可以维持的动物数量,在逻辑斯蒂模型中容忍密度是指处于曲线顶点处的密度,容忍密度对占区动物具有特殊意义,处于容忍密度水平上,种群中所有动物也许都处于良好的状态,或许存在等级性的差别,也就是说等级序位低的和那些没有占区的动物的状况最差,这些个体的生殖率及存活率较低;安全密度是在动物所需生境因子能够减轻捕食强度时,生境能够维持的动物数量,这些需求因子为隐蔽物、隐蔽物的散布形式和空间格局,假如空间是限制因子,则安全密度就是容忍密度,在安全密度之上,种群中个体间的社会不相容性可能会使一些动物离开安全生境,则这些个体被捕杀的几率也就增高了。

除此以外,李金海以丰宁县为例,对生态承载力的概念和估测方法进行了分析,研究了确定自然系统最优生态承载力的依据;王景福等以涪江流域绵阳段为例,利用层次分析法和GIS对该流域的生态弹性度、水资源承载指数、水环境承载指数和水资源承载压力度进行分级评价,在此基础上,进一步对流域的生态承载力进行了综合评价;白艳莹等运用生态足迹法对苏锡常地区的生态承载力状况进行了分析。

1.2.3 祁连山自然保护区生态研究进展

祁连山自然保护区成立于1987年,最初为省级自然保护区,1988年经国务院批准升格为国家级自然保护区。目前,祁连山自然保护区的研究工作主要是围绕甘肃祁连山水源涵养林生态定位

站而开展,主要研究领域包括祁连山植被基本状况调查(王金叶等, 2001; 徐柏林等, 2001), 水源涵养林与流域水文特征之间的关系(王金叶等, 1998), 生态系统特征及其对干扰的反应(车克钧等, 1998), 对祁连山生态系统的保护和恢复也有一些阐述(车克钧等, 2000)。但除了王家骥、高吉喜等在黑河流域生态承载力研究中对祁连山自然保护区的生态承载力状况有所涉及以外, 目前, 国内尚未对祁连山地区的生态承载力开展过系统研究(高吉喜, 2001; 王家骥等, 2000)。

1.2.4 当前生态承载力研究中存在的主要问题及前景展望

作为一个相对新颖的概念, 不同的学者对生态承载力的内涵有不同的看法, 在研究思路和研究方法上更是差别巨大。总体而言, 国外学者研究的主要兴趣集中于自然生态系统对火灾、放牧、捕猎、砍伐、收获等小尺度干扰的反应, 通过系统的生物多样性状况、食物网、食物链以及物质能量循环的定量研究在种群、群落的尺度上对生态系统的承载力状况进行分析, 生物多样性变化对生态系统稳定性的影响、生态替代状态之间的转换及其触发因素、生境破碎化和物种灭绝之间的定量关系等研究领域受到关注较多, 研究工作细致而具体(Ehrlich P, 1981; Garry Peterson, 2000; Garry D. Peterson, 2002; Miryl Parker, 2002; Walker B, 1992; Walker B, 1995); 国内学者则更多地从资源、环境的角度着手, 在宏观尺度上分析社会—经济—自然复合生态系统对人类活动的反应(高吉喜, 2001; 李晓文等, 2001; 王家骥等, 2000; 张传国等, 2002 a, 2002 b)。

纵观目前国内外生态承载力研究的现状, 对生态承载力的研究大部分局限于概念、内涵等的探讨, 虽然提出了适应环等生态承载力的概念化模型, 但目前还无法通过这一模型对系统的生态承载力进行实际评价和测度(Steve et al, 2001)。生态承载力在今后的发展过程中, 有两个方面需要引起关注:

(1)生态承载力理论模型的进一步完善和评价指标体系的建

立。通过 Holling 和 Guderson 等学者的努力，初步建立了一个概念化的理论模型，但这个模型尚需要进一步完善，要将这一模型投入实际应用，还有很多工作要做，其中最重要的工作之一就是根据模型建立一套兼顾区域生态系统的特性和现有的数据的生态承载力评价指标体系。

(2) 生态阈值的确定。生态阈值是生态承载力概念模型的基础，生态承载力所关注的核心是生态系统不同状态之间的转换，生态阈值对生态状态有两方面的重要意义。

第一，不同生态状态之间的区分和界定是以生态阈值为基础的，只有通过一系列状态指标阈值的确定，才能搞清楚系统究竟处于什么状态。

第二，生态状态之间的转变决定于干扰因素的阈值，当干扰超过某一阈值以后，系统状态将发生根本转变。只有确定了系统的各种生态阈值，才能进一步考虑如何对生态系统的承载力水平进行评价，进而提出相应的保护和管理对策。

第2章

生态承载力及其评价方法探讨

2.1 生态承载力概念辨析

2.1.1 生态承载力的定义

承载力一词最初应用在力学、工程学等研究领域，其含义是物体对外部压力的承受能力。承载力概念包含两个基本要素，一个是承载体，另一个是被承载体。在力学等研究领域，被承载体是外部的压力，承载体就是承载外部压力的物体。物体能够承载一定的外部压力，但有一个限度，也就是说存在一个阈值，当外部压力超过这一阈值，物体的结构将受到破坏，这一阈值就是承载力。

生态承载力是承载力概念在生态学中的借用，生态承载力关注的是生态系统对干扰的承受限度，这种限度并不仅仅局限于资源数量，更加重要的是整个系统的稳定性是否受到破坏，系统的结构和功能是否发生根本性的改变。由于自身的调节功能，生态系统对干扰具有一定的承受能力，只要干扰的强度不超过一定限度，生态系统能够维持基本的结构和功能，但如果干扰强度过大，超过生态系统的承载能力，生态系统的基本结构和功能将遭到破坏。

生态承载力的概念有广义和狭义之分，广义的生态承载力是指在保持系统原有结构和稳定性的前提下，生态系统对干扰的承受能力。在广义的生态承载力概念中，既包括各种自然因素的干扰（如气候、气象变化，地质灾害等）也包括人类活动的干扰。

狭义的生态承载力则主要指生态系统对人类活动干扰的承受能力。就祁连山自然保护区而言,目前生态问题的主要根源来自人类活动的干扰,是由于人类活动超过生态系统的承受能力造成的。本项研究的根本目的是探寻祁连山生态系统对人类活动的承受能力以及生态系统的荷载状况。因此,本文中的生态承载力是狭义上的生态承载力。在本文中我们对生态承载力概念的定义是:在确保自身结构和功能不受破坏、系统原有的稳定状态不发生根本性转变的前提下,生态系统对人类活动干扰的承受能力。

在实际研究过程中,以生态系统的主要服务功能是否受到破坏作为生态承载力的衡量标准更加具有实际意义。在此,我们强调的是主要的服务功能,因为生态系统提供的服务功能是多种多样的,以祁连山生态系统为例,它既有水源涵养、水土保持等重要生态功能,通过农耕和放牧我们还可以获得粮食、肉类等物质产品,但对于一个自然保护区而言,获得粮食、肉类等物质产品显然不是它的主要服务功能,而且农耕、放牧等人类活动必然会影响到水源涵养、水土保持等服务功能。但由于我国特定国情的限制,完全在保护区禁止农耕、放牧等人类活动也是不现实的,生态承载力评价的根本目的就是确定生态系统在维持主要生态功能的前提下所能承受的人类活动强度,并以此为依据制定区域可持续发展的对策。

需要注意的是,无论是生态承载力,还是干扰,本身都是一个中性的概念。根据 Holling 等的观点,生态系统存在多重稳定状态,当系统处于某一稳定状态时,系统对干扰是具有一定的承载能力的。但是,并不是所有的稳定状态都是我们所希望的状态,例如,在半干旱地区,区域生态系统常常处于荒漠和草原两种状态的交替变换之中,显然,草原对于人类更加具有价值,而荒漠则是人们希望能够避免出现的一种状态。因此,生态承载力研究首先要确定哪些状态是需要保持的状态,哪些状态是需要避免的状态,然后,分别确定这些状态对干扰的承载能力,也就是生态承载力。对于需要保持的状态,要尽可能确保干扰强度低于其生

态承载力；对于需要避免的状态，则需要确保人工干预的强度超过系统的生态承载力，使系统摆脱原有的状态。

2.1.2 生态承载力与其他承载力概念的区别和联系

目前，国内普遍认同承载力的英文对应词是 Carrying Capacity，相应地，生态承载力的英文对应词似乎应当是 Ecological Carrying Capacity，而国内的一些学者在将生态承载力翻译成英文时，也确实使用了 Ecological Carrying Capacity (王家骥等，2000；高吉喜，2001；张传国等，2002 a, 2002 b)，但我们在检索国外参考文献的过程中发现，Carrying Capacity 实际上有其相对固定的含义和应用范围，笼统地翻译为承载力可能未必恰当。为了搞清楚 Carrying Capacity 的确切含义，现将部分国外文献中对 Carrying Capacity 的定义列出，为避免翻译带来的偏差，同时将英文原文一并列出。

表 2-1 部分国外文献对 Carrying Capacity 的定义

作者	英文	中文
Society for Range Management, 1989	the maximum stocking rate possible which is consistent with maintaining or improving vegetation or related resources	在确保植被和其他相关资源得到维护和改善的前提下，所能维持的最大放牧强度
Holechek J L, Pieper R D, and Herbel C H, 1989	the maximum stocking level possible year after year without inducing damage to vegetation or related resources	在确保植被和其他相关资源能够在较长时间内不受到伤害的前提下，所能维持的最高放牧水平
Shrkey M I, 1970	the total weight of animals that can be supported permanently	能够长期维持的动物的总重量
Steward C and T C Bjornn, 1990	the upper limit on the number of fish a stream can support	一条河流所能容纳的鱼的数量的上限
Curtis H, 1979	the number of individuals in a particular population that the environment can support over an indefinite period of time. It is often determined by food resources, but some other factors, such as light, water, or nesting space, may be the limiting ones	在较长时间内环境所能容纳的特定种群个体的数量，其决定性的限制因素主要是食物，其他如光线、水、筑巢空间等也是限制因素

作者	英文	中文
Northwest Power Planning Council (NPPC), 1994	the number of individuals of one species that the resources of a habitat can support	某一生境中的资源所能承受的某种物种个体的数量
Pitcher T J and Hart P J B, 1982	the maximum abundance that can be supported by the environment	环境所能承载的最大数量
Meehan W R, 1991	Maximum average number or biomass of organisms that can be sustained in a habitat over the long term usually to a particular species, but can be applied to more than one	生境所能容纳的某物种的最大平均数量或生物量,通常是一个物种,但也可以用于一种以上的物种
Begon M, Harper J L, and Townsend C R, 1986	the population size which the resources of the environment can just maintain (carry) without a tendency either increase or decrease, the stable density at which the birth rate equals the death rate	在环境中的资源不受破坏的前提下,所能承载的种群的大小,此时,种群密度处于稳定状态,出生率等于死亡率
Hawken P, 1993	the uppermost limit on the number of species an ecosystem or habitat can sustain, given the supply and availability of nutrients	在确保营养物质充分供应的前提下,生态系统或生境所能容纳的物种的最大数量
Smith R L, 1966	the maximum number that can be supported in a given habitat	某一特定生境所能容纳的物种的最大数量

从表 2-1 中可以看出,尽管不同的学者对 Carrying Capacity 定义的描述在表达方式上存在一定的偏差,但其核心内容是一致的,即一定数量的资源所能承载的生物个体(包括牲畜和野生动物)的最大数量。因此,我们认为,将 Carrying Capacity 翻译为容纳能力也许更为恰当。

国外参考文献中,Carrying Capacity 出现频率最高的是牧场管理等研究领域,用以描述特定的牧场所能承载的牲畜的最大数量,基本相当于汉语中载畜量的概念。事实上,国内牧场、草业管理的相关文献也都是将 Carrying Capacity 作为载畜量的英文对应词(杨正礼等,2000;霍治国等,1995;王明玖等,1994)。

1960 年代末以后,容纳能力的概念被广泛用于讨论资源、环境对人类活动的限制,由此出现了一些衍生概念,如 Human Carrying Capacity, Tourism Carrying Capacity 等,它们的含义是特定的资源所能容纳的总人口或某些特定类型人口的最大数量。如 Human Carrying Capacity 是某一区域范围内所能容纳的最大人口数量 (Cohen, 1995 a, 1995 b), Tourism Carrying Capacity 是某一区域的旅游资源所能容纳的最大人口数量 (Alexis Saveriades, 2000)。这些概念被引入国内时,大多翻译成人口承载力、旅游承载力等,虽然它们翻译成人口容纳能力和旅游容纳能力也许更为合适,但由于这些概念的中文定义已经相对比较明确,且得到广泛接受,没有必要再强行改过来。情况类似的概念还包括土地承载力、水资源承载力、矿产资源承载力等。

随着人类活动与生态环境之间的矛盾日益突出,人们开始意识到人类活动除了消耗资源和产生废弃物以外,对生态系统的结构和功能还会产生重要影响。因此,社会经济的可持续发展不仅仅依赖于充足的资源,还要依赖于生态系统结构和功能的完整性。为此, Holling 等学者提出了 Ecological Resilience 的概念,与 Carrying Capacity 不同, Ecological Resilience 不仅仅考虑资源的利用限度,它是指生态系统所提供的所有生态功能对人类社会经济可持续发展的承载能力,这种承载能力以整个生态系统结构的完整性和状态的健康性为基础,它包括的内容比以往单纯的容纳能力更广。

目前, Ecological Resilience 在国内还没有明确的中文对应词,但我们发现 Holling 等对 Ecological Resilience 的定义比较接近于国内王家骥、高吉喜等对生态承载力的定义 (王家骥, 2000; 高吉喜, 2001)。虽然他们在文献中将生态承载力的英文对应词定为 Ecological Carrying Capacity, 但通过对英文文献的检索,我们没有在正式出版的科研文献中发现 Ecological Carrying Capacity 这一词汇,相反, Ecological Resilience 则经常见到,并有相当数量的文章专门对其进行论述,鉴于此,我们认为,将 Ecological Resilience 翻译成生态承载力是合适的。

从以上的论述可以看出,生态承载力和目前常见的其他承载力是有区别的,它们有着不同的来源和含义。土地承载力、水资源承载力等概念的定义是以资源的有限性为基础的,它们所关注的是一定数量的资源所能容纳的最大生物个体(包括人)数量。而生态承载力以生态系统的自我调节能力和对干扰缓冲能力的有限性为基础,相比较而言更加关注在不破坏生态系统结构和功能、不根本改变系统原有状态的前提下,系统所能承受的最大的社会经济活动强度或干扰强度。但两者也有共同之处,那就是都将阈值作为研究的核心,其根本目的都是为了确定自然系统对人类活动强度的最大承受能力。

2.2 生态承载力的内涵和机制

生态承载力包括两个方面:一是系统保持现状的能力,即抗干扰的能力,称为抵抗能力;二是系统受到干扰后回到原来状态的能力,即扰动后的恢复能力,称为恢复力(Holling, 1973)。生态承载力的两个方面有一定的相似性,但也并非完全兼容。一般而言,结构复杂、内部各要素联系紧密的生态系统抵抗能力较高,但恢复能力较低,如热带雨林,由于结构复杂、生物多样性水平高,对干扰具有较强的抵抗能力,但由于其形成过程的漫长,一旦受到根本性的破坏,很难恢复到原有的状态。

系统的生态承载力决定于三个基本要素:生态稳定性、生态阈值和干扰。生态稳定性是生态承载力的基础,生态承载力是生态系统对外来干扰的承载能力,这种承载能力来自系统的一种自我稳定和调节机制,这种调节机制使系统对干扰具有某种吸收和缓冲能力,在外来干扰强度没有超过一定限度的条件下,基本保持系统原有的结构和功能;而系统对干扰的最大承受限度就是生态阈值,生态阈值是生态承载力的核心,生态承载力研究的根本目的就是确定系统的生态阈值;干扰是生态稳定性的对立面,它使系统偏离原有的状态并有可能导致系统原有结构和功能的破坏。

2.2.1 生态稳定性及其形成机制

生态稳定性是生态承载力的基础，只有对处于相对稳定状态的系统，承载力才是有意义的。

生态学最初的稳定性只是简单定义为一个群落或一个生态系统种群密度的变化。Macarthur (1955) 发现一些群落的物种保持恒定，而另一些群落物种变化很大，他把前者称为稳定的群落，而把后者称为不稳定的群落，并认为群落的稳定性取决于物种的多少和种间相互作用大小两个因素。Elton (1958) 对物种的侵入进行研究后提出了与 Macarthur 相似的假设，认为一个相对简单的植物或动物群落更易于受毁灭性的种群波动的影响，对外来物种的抵御能力较弱，一个稳定群落的种类组成和种群大小是恒定的。

目前，已有不少解释生态稳定性形成机制的理论，其中比较重要的有多样性或复杂性理论、反馈控制理论、食物网理论、冗余理论等。

2.2.1.1 多样性或复杂性理论

自从 Macarthur 和 Elton 建立多样性增加稳定性的理论后，曾经在很长时间占据主导地位。一直到 1970 年代初期，Gardner 和 Ashby 应用数学模型研究了生态系统的稳定性后，提出了相反的结论，他们认为生态系统的复杂性导致了不稳定性 (Gardner M R, 1970)。May 进一步扩充和完善了这个结论。他认为作为数学上的一个常识，复杂性的增加，将不可避免地削弱系统的稳定性。而在一个没有普适系统的自然界，稳定性不一定与营养水平的复杂性以及植物与动物的多样性有关 (May R M, 1972)。其后 Goodman 和 Pimm 指出生态系统多样性和稳定性之间并不存在简单的相关关系 (Mc Naughton S J, 1977)。然而有人认为 May 的理论的最大缺陷是没有考虑真实生态系统的调节机制，而且生态系统往往是远离平衡的，因而与一般的系统相差甚远 (黄建辉, 1995)。况且理论模型只能涉及有限的几个物种，而一个真实生态系统包含的物种要多得多。也有人认为理论模型研究的是系统的

自激 (Self-generating) 不稳定性, 即在小的干扰引发下, 系统对系统本身所产生振荡进行的负反馈调节。而在实际应用中, 则更加关心生态系统作为整体对外界的抗干扰能力 (何芳良, 1988)。Doak 等人 (1998) 则提出多样性导致稳定性只是统计学上的必然结果, 而非它们之间的必然联系。目前, 学术界对多样性与稳定性之间的关系, 仍然没有取得一致性的意见。

2.2.1.2 反馈控制理论

该理论来源于系统控制论, 从控制论的观点来看, 任何一个具有使自身内部保持稳定的系统都具有某种反馈机制。生态系统或群落也像有机体一样是一个具有反馈机制的能在一定程度上保持自身稳定的系统。所谓反馈就是构成系统的某一成分的输入和输出之间的关系, 或者说是输出变成了决定系统未来功能的输入。反馈分为正反馈和负反馈两种情况。正反馈指输出导致输入增加, 如在生物生长过程中个体越来越大, 在种群持续增长过程中种群数量不断上升都属于正反馈范畴。负反馈指输出导致输入减少, 如种群密度制约现象, 恒温箱温度控制等属于负反馈范畴。正反馈和负反馈对系统的未来功能作用迥然不同, 正反馈能使系统状态的不稳定性增加, 而负反馈才能使系统保持稳定。负反馈要能起到控制作用使系统稳定, 系统就应具有某个特定的状态或置位点, 系统围绕置位点进行调节。

2.2.1.3 食物网理论

所谓食物网 (Food Web) 就是以图表的方式, 直观地描述群落或生态系统中物种的相互作用。这种作用不是简单地描述为有或无, 而是有强弱之分和季节变化。食物网包含了系统中所有物种和它们之间的联结作用, 食物网的复杂性与系统的物种多样性有关。Macarthur 认为如果系统中物种取得营养的途径越多, 则系统越稳定。

2.2.1.4 冗余理论

冗余 (Redundancy) 这一概念来源于自动控制系统可靠性理论, 系统是由许多元件 (成分) 组成的, 元件的组合方式与系统

的可靠性有十分密切的关系,当某个元件因干扰而失效时,其余元件能正常工作,不会导致系统失效,即以备用元件提高系统的可靠度,称之为冗余。在生态学中,Odum(1983)定义的冗余是指一种以上的物种或成分具有执行某种特定功能的能力,也就是说,一个物种和成分的失效不会造成系统功能的失效。生态系统的冗余结构是由生物的器官冗余、遗传结构冗余、物种冗余和层次冗余组成的。这几种冗余在生态系统稳定性的维持中所起的作用是不一样的。群落的抵抗力主要来自物种冗余;层次冗余是兼性的,既有抵抗力又有恢复力,但以恢复力为主;种群的抵抗力来自于种群遗传结构冗余;生物的自我修复能力借助于器官冗余。尽管种群和生物体的冗余不属于群落水平上的冗余,但它对群落稳定性的维持也有重要的贡献。

稳定性可以分成局部稳定和全局稳定,系统受小的扰动后,能回到原来的平衡点,而受到大的扰动后,系统则无法回到原来的平衡点,则称该平衡点的稳定为局部稳定;系统受到大的扰动后,远离平衡点,但仍能回到原来的平衡点,称该平衡点的稳定为全局稳定。

在生态研究过程中,局部稳定性更具有实际意义,因为总会有一些不可避免的干扰持续破坏系统初态,任何自然生态系统具全局稳定性几乎是不可能的。一些生态系统可以显示出多个稳定态,干扰造成系统从一个稳定态过渡到另一个稳定态。多重稳定的实例在实际研究中是常见的,如北美北方森林中云杉蚜虫的周期性爆发。

2.2.2 干扰及其对生态系统的影响

干扰是与生态承载力密切相关的概念,干扰与生态承载力构成一对矛盾统一体,干扰对生态系统的结构和功能产生影响,但这种影响是否对系统的稳定性构成破坏则取决于系统的生态阈值。

2.2.2.1 干扰的定义和类型

干扰是自然界中无时无处不在的一种现象,是在不同时空尺

度上偶然发生的不可预知的事件，直接影响着生态系统的结构和功能演替（陈利顶等，2000）。

传统的生态学中将干扰作为影响群落结构和演替的重要因素。Bazzaz（1987）则将“与其性质和原因无关，能够立即引起种群反应的敏感变化，并在景观水平上突然改变资源量的因素”定义为干扰。White 等强调了尺度的概念，认为干扰是一个“偶然的、不可预知的事件，是在不同空间、时间尺度上产生的自然过程”（White, Pickett, 1985; Monney H A et al, 1983; 马世骏, 1990）。

以上干扰的概念比较抽象，相对来说，Turner（1989）的定义更直观、具体一些，他认为干扰是“破坏生态系统、群落或种群的结构，并改变资源、基质的适宜性，或者是物理环境的任何时间上发生的相对不连续事件”。

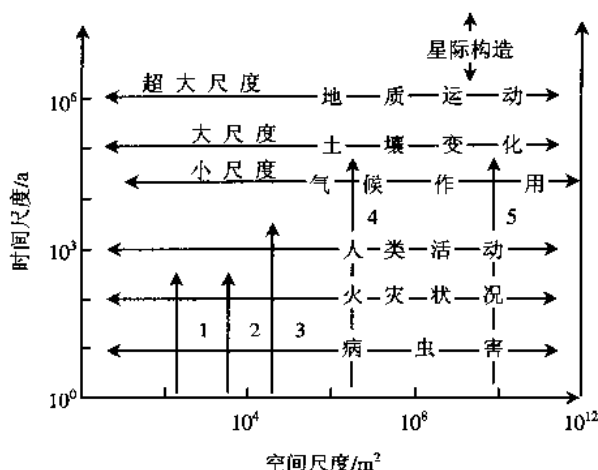
综合概括起来，干扰的定义是群落外部不连续存在，间断发生因子的突然作用或连续存在因子的超“正常”范围波动，这种作用或波动能引起有机体或种群或群落发生全部或部分明显变化，使生态系统的结构和功能发生改变（Van Andel, 1984; White, Pickett, 1985）。

根据研究的出发点不同，对干扰类型的划分有不同的方案，目前常常以干扰的产生源为依据，将干扰分为自然干扰和人为干扰。

2.2.2.2 干扰的尺度

尺度是生态学中极为重要的概念。这是因为生态系统的结构、功能和变化均受尺度的限制，干扰也不例外。尺度包括时间尺度（所研究生态系统动态变化的时间间隔）和空间尺度（所研究生态系统的面积和大小），干扰与时空尺度的关系如图 2-1。

干扰事件可以发生在各种空间尺度和时间尺度上，干扰事件可以对个体、群落、生态系统直至较大的景观单元产生各种不同的影响。一般来说，小规模干扰主要是影响个体的发育和种群的发展，而大规模的干扰事件则会对较高层次的生物系统产生明显的影响，如海陆变迁、造山运动和冰盖的运动，对整个地球的总体景观都可产生重要的影响。



1—火；2—风害；3—冲刷；4—泛滥；5—地震

图 2-1 干扰与时空尺度的关系 (根据 Forman R T T Gordon, 1986)

干扰在不同尺度和层次上的机制、功能、效果是不一样的。在微观尺度上，自然和人类干扰可影响物种的繁殖和演替；在宏观尺度上，区域性气候变化可影响诸如物种的迁移和生态系统替代的过程。在全球性尺度上，板块构造、主要种群的进化及全球性植被格局的发展都极为显著。一般来说，高层次水平对低层次实体（组分或系统）是干扰，如火对群丛、个体、树冠都是干扰因子；低层次干扰对高层次水平则不一定是干扰，只是胁迫（胁迫削弱、改变结构，胁迫后能恢复；干扰则使结构发生质的变化，不能恢复），如风是树冠的干扰因子，对群丛而言只是一种胁迫因子（魏斌等，1996）。又如，在个体水平上，火烧对典型草原区羊草的高度、单枝干重等都会产生明显的抑制作用，但从种群水平来看，由于火烧可以提高羊草的密度，因此对羊草种群的整体发展是有利的。此外，同一个干扰事件对同一生物系统水平的不同特征的作用效应也可能是不同的。如从群落水平来看，火烧对典型草原群落的地上总生物量不产生明显的影响，但由于火烧增加羊草的重量，减少大针茅的生物量，从而对群落的组成成分

产生明显的影响。

在自然条件下,生态系统内的中小尺度干扰可以被大尺度下的系统所消化(王成,1998),这种现象是非常普遍的。一块林地发生病虫害或火灾一般不会造成整个森林的消失,一条支流发生洪水也不会造成整个水系的洪水泛滥。所以,一个大林区的森林生态系统、一个大水系的水位和流量通常是维持在比较稳定的状态。Forman(1995)在他的《Land Mosaice—the Ecology of Landscapes and Regions》中讲,“如同夜晚城市中的灯一样,这里亮了那里灭了,闪闪烁烁一直处在变化之中,但对于一个城市来说它点亮的灯光总数是基本保持不变的”,局部小尺度的变化对于大尺度的系统来说就是“城市里的一盏灯”。

2.2.2.3 自然干扰

自然干扰指无人为介入在自然情况下发生的干扰,主要包括以下几个方面:

(1)火。火是研究最多的自然干扰因素,有关火干扰生态的研究已发展成一个独立的研究领域,并形成了一门新的生态学分支学科——火生态学。植被火在两方面受降水决定:

- ✧ 一段时间内需有足够的降水,以促进有机物生产足够的生物量形成可燃物。
- ✧ 周期性干旱以使形成的可燃物能够被自然火源(或人为火源)点燃。

许多植物所表现出的特性表明,火不全是一种外界作用因素,也可能像一些环境因子一样受到群落种类组成和结构的影响。

(2)风。风干扰具有重要的生态学意义,特别是对苔原和森林及海岸和沙丘等植被。风能够传粉,散布种子,产生风倒,加速蒸发,填平小坑洼,削平小土丘,混合土壤表层等。

(3)雪压和雪暴。雪能产生破坏性影响,特别是对河岸和湖边有擦划作用。

(4)土壤潜运动。土壤的周期性结冰—融化运动能引起土壤表面收缩,破坏植物根系,甚至整个植株,特别是在极地和高山

苔原。

(5) 温度波动。一般是指某一季节或全年的温度超过历年平均值的变化。温度波动对温带地区群落有深刻影响。

(6) 降水变化。每年的降水变化导致河流、湖泊、池塘水位波动,高水位侵蚀漂走植被,低水位和干旱引起植被拓展。受水分影响,沼泽边缘植被有的年份扩展,有的年份退缩。有关降水歉年干旱和降水丰年湿润对森林、草原、荒漠等各植被类型各方面影响的文献颇多。干旱往往与地表干裂、火烧等干扰联系在一起,形成复杂的干扰体系。

(7) 生物。许多动物能够对生态系统产生重要影响,引起植被周期性变化。如昆虫大爆发、病虫害大爆发之类的生物干扰往往还与其他干扰联系在一起。

2.2.2.4 人为干扰

1940年代,由于第二次世界大战结束,工业的迅猛发展,加之人口急剧增长,人类对区域环境和植被,甚至地球景观产生了深刻的影响。现在,包括极地在内,已没有哪一生态系统没受到人类活动或其产物的影响。目前,人为干扰因素已经成为影响生态系统稳定性最主要的因素,相对于自然干扰因素,人为干扰因素对生态承载力的研究更具有现实意义。

人类活动对生态系统的干扰在景观层次的表现最为明显,将自然景观转化成农业和工业景观并最终导致土地退化是人类施加给自然生态系统的主要影响,种植业的扩展和集约化改变了生态系统的生物关系和可利用资源的格局。在短短的100年左右,人类干扰就明显改变了内蒙古高原东南边缘林地—草原过渡带的植被组成和植被覆盖度(Liu H et al, 2000)。干扰改变了森林结构、森林树种组成、森林立地状况和森林的发育状况,改变了物种的功能多样性和功能组成(Chapin F S et al, 1997)。

在原始的渔猎采集时代,人类融于自然之中,与自然的关系相对和谐。但随着农业、畜牧业的分工,劳动工具的改进,原始农业逐渐向无机农业、石油农业、现代化农业转变,在此过程中,

人类的农业活动也愈来愈强烈地改变着自然生态系统。土地的农业利用使人范围的自然景观被人工景观所代替,森林变为农田、牧场或荒地,自然植被被人工经济林、裸荒地所取代,从而改变了地表的覆被状况和下垫面性质,导致区域水热循环模式和气候的异常变化。同时,人类不合理的土地利用方式直接而深刻地影响着环境。刀耕火种、陡坡开垦、边际土地的开发、弃耕等是造成水土流失、土壤侵蚀和退化的重要原因。

农业现代化和科学技术的广泛应用在提高农业生产力的同时,对环境也起着不可忽视的负面影响。由于农业机械化程度的提高和发展,现代农业将原来不适合耕种的土地开垦为集约化农田,各种生物群落被骚扰,许多物种消失,种群数量剧减,农业的专门化和机械化使得生态景观变得十分单调,生物多样性下降。同时,化肥、农药、农用地膜的大量使用及污水灌溉,人为改变C、N、P等养分元素的原有生物地球化学循环,并造成农业环境污染。更为严重的是大多数化学元素可长期滞留于土壤,并通过作物进入食物链,危害动物和人类。

城市是人类强烈改变自然的又一沉重烙印。人类从穴居、原始村落、集镇发展到现代化的大都市,占用或破坏了大量肥沃的土地和茂密的森林,取而代之的是“钢筋水泥化”的人工环境,这样势必改变区域地貌、气候、水文等景观生态背景,改变生物的原有生境。同时,城市生态系统本身是一个高度不稳定人工化生态系统。同自然生态系统相比,城市生态系统一般呈现出“倒金字塔”结构,它缺乏初级生产者——绿色植物和农作物,其食物供给来自于系统之外,因此它不是一个自稳系统。它需要从外部源源不断地输入粮食、淡水、能源等,方能维持系统的有序性和正常运转。另外,由于城市生态系统是一个高人口密度的、高污染、高干扰、高人工化的生态系统,因而它抵御外来自然灾害(如地震等)以及内部干扰(如火灾、交通事故等)的能力弱,自我恢复性差,而且遭受的危害性大。

因此,一个地区,如果农田、城市等人工景观的比例超过了

某一限度，就会不可避免地破坏区域生态系统的稳定性。

2.2.2.5 人为干扰的特点

人类在自然界中所处的地位是其他任何一种生物所不能比拟的。它不仅是自然生态系统的一个组成成分，而且可以通过自身的活动对其所处的系统产生巨大的影响力。相对于自然干扰因素，人类活动具有四个非常突出的特点。

(1) 干扰方式的相似性与作用时间的同步性

在一个地区甚至是一个国家，人类对自然生态系统施加影响的方式有很大的相似性，其中以农业生产活动表现最为明显，如种植同样的作物、采取同样的耕作方式等。而且在活动时间上也基本相同，如开垦耕地、施用化肥、浇水灌地等。当然，这种特点在平原区和低山丘陵区是很普遍的，而在高原或高山区可能会因物候上的差异而有所不同，但对于一个流域或一个地区来说，人类干扰的相似性和同步性是非常明显的。

(2) 干扰历时的长期性与作用程度的深刻性

人类的生活方式是以定居、群居为主的，他们一旦在某个地方居住下来，就将在这里繁衍生息几十年甚至数百年。因此，居民区周围的森林、草地、湿地等自然景观，将被逐渐开垦成农田、果园、牧场、村庄等生产或生活用地，人们在这些地方长期从事相同或相似的生产活动，从而不会给这些受到干扰的自然景观以恢复其原来面貌的时间和机会。特别是一些永久性的人工建筑如城市建筑、水库、公路等将彻底改变原有的自然景观。同时，人类通过机械耕作、施用化肥、动植物引种也使自然景观的植被类型、土壤理化性质等属性发生了深刻的变化。

(3) 干扰范围的广泛性与作用方式的多样性

随着人口的增加和人类活动能力的不断增强，人类的活动范围几乎遍及地球的各个角落，全世界只有不足 10% 的土地处于基本未被改变的状态，而只有 4% 的土地处于自然保护之下。人类对自然生态系统的作用方式也是多种多样的。在一个流域内，从上游到下游，从支流到干流，他们设立定居点，修公路、建水库、开矿山、

改河垫地凿梯田，到处都有人类的永久性建筑和人工控制的景观。

(4) 干扰活动的小尺度与作用后果的大尺度

在自然界，干扰的尺度与频率一般呈现反相关的关系，即如果干扰在局部发生（或称小尺度干扰），则干扰作用周期短，频率高；如果干扰发生范围较广（大尺度干扰），则干扰作用的周期较长，频率较低。也就是说，这些自然干扰并不是连续不停的反复作用于某一景观单元，这种尺度与频率的反相关关系使干扰作用的地区有一个充足的修复时间，在这段间隔期内系统内的各种要素通过各种恢复机制重新建立起稳定的景观格局，这是生态系统功能得以维持的重要机制。反过来看人类的干扰活动，在干扰尺度、作用强度等方面都超过自然干扰，而且是反复不停地对某一局部施加作用，从而使系统原有的自然属性无法重新恢复。例如耕种土地以及建设公路、民房等，在一定范围内，这些活动可能遍布整个区域，同时作用且维持的时间很长，形成叠加效应，这样就彻底改变了系统原有的格局，从而在大尺度范围内对整个区域构成严重影响。人为干扰抗拒着生态系统的修复过程，一旦在这种新的格局下不能形成稳定的运行机制，就会造成生态环境的破坏。而且一些自然干扰如森林火灾、洪水、病虫害等并没有因为人类的干扰而退出，相反，这两种干扰往往融合生长而产生更大的破坏作用。在一些地区，不合理的土地利用方式与洪水共同作用使河谷生态环境恶化，大面积的人工纯林加速了火灾和病虫害的蔓延都说明了这一点。

2.2.3 生态系统的自我调节能力和生态阈值

临界阈值现象（Critical Threshold Characteristic）是普遍存在的现象，所谓临界阈值是指某一事件或过程（因变量）在影响因素或环境条件（自变量）达到一定程度（阈值）时，突然进入另一种状态的情形（邬建国，2000）。流行病的传播与感染，资源条件（光、热、水、养分）对植物生长和繁殖的影响（限制因子或耐受极限），最小存活种群等都表现出临界阈的特性。生态学

中的临界阈现象称为生态阈值 (Ecological Threshold), 生态系统的某一独立变量在发生平滑和连续的变化时, 生态系统的任意一方面的特性可能在某一特定的关键值附近发生突然变化, 这一关键值就是生态阈值。生态不连续性意味着对于一些独立变量存在某种关键值, 一旦越过这一关键值, 生态系统将从某种稳定状态转变为另一种状态, 其结果是生态系统原有的稳定结构被打破, 生态功能发生变化 (Roldan Muradian, 2001)。生态阈值在生态承载力研究中具有重要意义, 它是生态承载力评价的主要依据, 生态承载力评价标准的制定是以生态阈值为依据的。以下是生态阈值的几个例子。

2.2.3.1 人类活动对种群密度的影响

弋割、收获、捕猎等人类活动对种群密度的影响是生态系统最常见的一种干扰。一种简单的捕食模型表明种群密度可能存在若干稳定状态, 而人类活动的干扰可能导致种群密度在不同稳定状态之间的突发性转换。图 2-2 表明了这个模型可能的结果, 图中 P 表示被捕食者种群数量, $G(P)$ 表示被捕食者的种群增长速率, $C(P)$ 表示被捕食者的种群减少速率, $C(P)_1$, $C(P)_2$, $C(P)_3$ 三条虚线分别表示捕食者密度在高、中、低三种水平下, 被捕食者种群数量降低速率的变化。按照 May (1977) 在不存在捕食的情况下, 被捕食者增长率 $G(P)$ 的变化规律如图中实线所示。被捕食者种群数量 P 的变化决定于 $dP/dt = G(P) - C(P)$, 当被捕食者增加的速率与减少的速率相等时, 其数量趋向于某种平衡。在中等水平捕食者密度的情况下, 点 A 和 C 对应于两个局部稳定态, 其吸引域被一个不稳定的均衡点 B 划分为两部分。而在较高和较低的捕食者密度下, 系统只有一个均衡点 (D 或 E)。

在中等水平的捕食者密度水平下, 系统位于点 C 稳定态的情况下, 如果人为活动的干扰施加于被捕食者, 导致 P 下降到低于“ T ”的水平, 系统将转变到 A 的吸引域, 这里, “ T ”就是 A 、 C 两种状态转换的生态阈值; 另一方面, 如果对捕食者施加人工干扰, 也会导致被捕食者下降率的变化, 如果下降率从 $C(P)_2$ 转

变为 $C(P)_3$ ，系统也将从 C 稳定态转变到 D 稳定态。作为对均衡状态的概念化解释，这个模型已经应用于一些牧场生态系统（Noy-Meir, 1975），浮游动物群落（Steele J H, 1981），海洋鱼类生态系统（Steele J. et al, 1984），珊瑚礁生态系统（Knowlton N, 1992）的研究。

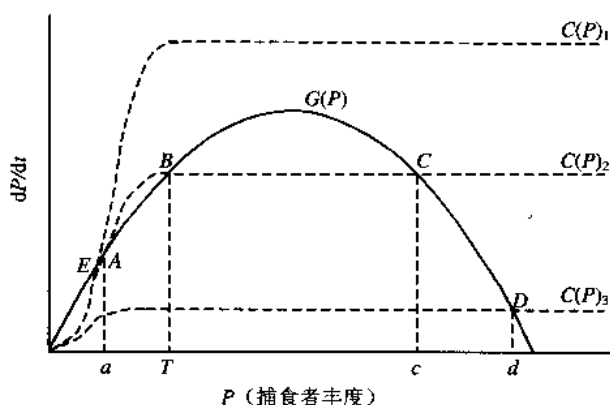


图 2-2 捕食模型中的多种状态（根据 May, 1977）

2.2.3.2 生境破碎化

生境破碎化是指连续的生境被分割成一系列小的斑块，它是物种灭绝的主要原因之一（Tilman D et al, 1994）。它可能是人类对生态系统一种最主要的干扰方式。空间明晰模型表明生境破碎化存在某种阈值，它确定了原始生境破坏和景观连接度之间的关系（With K et al, 1995）。这种不连续性的出现是由于原始生境尺寸的量变导致斑块根本性质的变化。（Bascompte J et al, 1996）在图 2-3 中表示了这种非线性关系，图中纵轴表示大斑块的尺寸，横轴表示被破坏生境的比例，当超过某个破碎化的阈值以后，生境的进一步破坏所产生的影响就是本质性的了，最初的原始生境开始破裂为一系列较小的斑块。超过这个阈值以后，“边缘影响”和孤立化将加强生境消失带来的影响，物种数量下降将比预料更快（Andre'n H, 1994）。

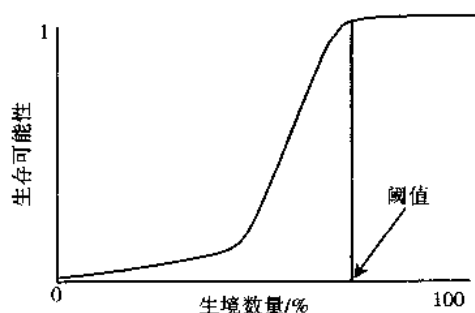


图 2-3 生境破碎化与物种灭绝之间的关系 (根据 Bascompte J, 1996)

2.2.3.3 渗透理论

渗透理论从理论上阐述了某一物种生境面积占景观总面积的比例与景观连通性之间的关系。生态学中的一个重要问题是：当生境面积增加到何时，该物种的个体可以通过彼此相互连接的生境缀块从景观的一端运动到另一端，从而使景观破碎化对种群动态的影响大大降低？在图 2-4 中，黑色方块代表生境缀块，白色方块代表非生境缀块。当两个或多个生境地段相邻时，它们一起形成更大的生境缀块，生物可以穿过这些彼此相互连接的生境缀块运动。对于二维栅格网，判断缀块相连的规则有两种：四邻规则 (Four-neighbor Rule) 和八邻规则 (Eight-neighbor Rule)。四邻规则规定，与某一缀块直接连接的上、下、左、右 4 个缀块为其相邻缀块，整个邻域由 5 个缀块组成；八邻规则规定，与中心缀块直接连接的上、下、左、右以及两个对角线上的 8 个缀块都是其相邻缀块，因此，整个邻域由 9 个缀块组成。图 2-4 是 100×100 的随机栅格景观，若采用四邻规则，当栅格景观中黑色缀块面积占总面积总数小于 60% 时，景观中没有连通缀块形成；但是当黑色缀块所占面积总数等于 60% 时，景观中连通缀块（黑色区域）的形成概率骤然增加到 100%。在渗透理论中，允许连通缀块出现的最小生境面积百分比称为渗透阈值 (Percolation Threshold) 或渗透密度 (Percolation Density)，如果二维栅格景观很大或无

限大时,渗透阈值对于四邻规则而言是 0.592 8,对于八邻规则而言是 0.407 2。

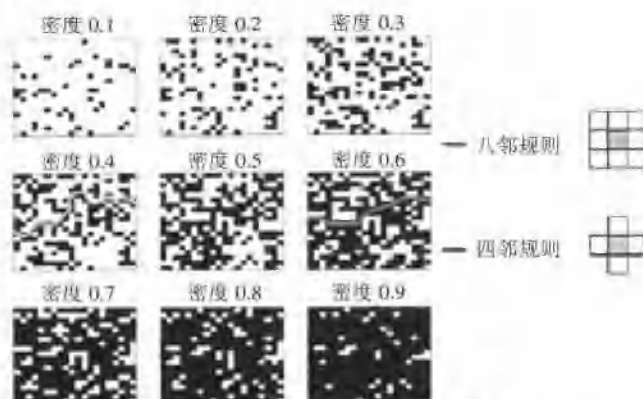


图 2-4 生境密度与景观连通性之间的关系
(根据 Garry D. Peterson, 2002)

渗透阈值对生物在景观中的运动具有重要意义,例如,森林火灾和害虫爆发等生态过程常常在渗透阈值接近 60% 的时候开始发生 (Turner M G, 1989),当生境缀块面积比率低于渗透阈值时,景观中生境缀块以面积小、离散性高为主要特征;而当生境缀块面积比率高于渗透阈值时,景观中会出现横贯两端的特大生境缀块,这意味着生物的运动范围从局部突然扩大到整个景观。

生态稳定性、干扰和生态阈值是生态承载力研究的三个基本部分,要对系统的生态承载力进行分析,首先要定义系统的稳定状态,在此基础上分析干扰对生态稳定性的影响,进而确定系统的生态阈值,对系统的生态承载力状况进行评价。

2.3 生态承载力评价方法

2.3.1 现有生态承载力评价方法简介

根据评价对象不同,目前的生态承载力评价主要有两大类:

一类是对某一特定类型生态系统的承载力状况进行评价；另一类在区域范围对生态承载力状况进行综合评价。

对某一特定生态系统类型生态承载力状况的评价工作已经开展了较长时间，这类评价的实质是对系统的稳定性进行分析和测度。动物生态学家用动物在干扰前后种群密度的变化来表达系统的生态承载力水平。有的学者用 S_s/S_i (S_s 为物种数， S_i 为个体数) 及 S_n/S_p (S_n 为天敌种数， S_p 为植食性昆虫种数) 两指数来反映群落稳定性。 S_s/S_i 值越大说明物种数相对较多，而个体数相对少，反映种间数量上的制约作用。 S_n/S_p 值大说明天敌所占比例增加，反映食物网关系的复杂性及相互制约程度大，从而使稳定性增加，承载力水平提高(马风云，2002)。此外，丛建国(1997)用同一年中多样性的变异系数(D_s/D_m)来描述群落稳定性，其中 D_s 为标准差， D_m 为平均值。如果变异系数小，则在相同干扰下群落抗外界干扰能力强，自控力强。阳含熙(1988)通过建立马尔柯夫群落演替模型来研究长白山红松林的演替过程，采用群落演替的预测结果，将平衡时各种群所占的比例与现状各种群所占的比例比较分析，如果二者结果一致，可以认为现状群落状态接近于稳定时群落分布状态，则群落是稳定的；否则群落处于演替过程的不稳定状态。Levins(1988)提出环分析(Loop Analysis)方法来研究稳定性问题，环分析方法能判断系统的稳定性，预测生态系统改变一些条件后的某些定性变化，探讨系统偏离平衡态后恢复条件和恢复时间问题。岳天祥等(1991)利用热力学第二定律及熵的概念来研究生态系统稳定性，并建立了相应的数学模型。

对区域尺度的生态承载力评价而言，其评价对象是更加复杂的区域复合生态系统，同时，更为重要的是必须考虑人类活动的影响，这类评价的实质是确定区域生态系统对人类活动干扰的最大承受能力。鉴于区域生态系统的复杂性和评价内容的多样性，大部分学者倾向于通过建立评价指标体系，从多方面对系统的生态承载力进行评价。

王家骥(2000)在黑河流域生态承载力研究中提出用植被第

一性生产力来衡量生态系统的承载力水平，它认为生态承载力由于受众多因素和不同时空条件的制约，直接模拟计算十分困难。但是，特定生态地理区域内第一性生产者的生产能力是在一个中心位置上下波动的，而这个生产力是可以测定的。同时可与背景（或本底）数据进行比较。偏离中心位置的某一数值可视为生态承载力的阈值，这种偏离一般是由于内外干扰使某一自然体系变化（上升或下降）成另一等级的自然体系，如由绿洲衰退为荒漠，由荒漠改造成绿洲。因此，可以通过对自然植被净第一性生产力的估测确定该区域生态承载力的指示值，而通过实测，判定现状生态环境质量偏离本底数据的程度，以此作为自然体系生态承载力的指标。

高吉喜、王景福提出了以层次分析法为基础的生态承载力分级评价方法。其基本思路是将生态承载力分为三级，一级评价采用生态系统弹性度作为评价准则；二级评价采用资源和环境条件作为评价准则；三级评价采用承载压力度作为评价准则，根据三级计算结果，对生态承载力进行综合评价。每级评价通过构建评估指标体系，并采用层次分析法和灰色层次分析法求得指标的权重，根据各指标的权重和分值确定系统的生态承载力。

此外，也有一些学者（胡孟春，2003；白艳莹等，2003）通过生态足迹对区域的生态承载力进行评价，生态足迹是现有技术条件下，按空间面积计量支持一个特定地区的经济和人口的物质、能源消费和废弃物处理所要求的土地和水等自然资本的数量。通过生态足迹评价生态承载力的基本思路是将区域内所有人口每一项最终消费的量通过折算，转换成提供生产该消费的原始物质与能量生物生产性土地面积，从需求面计算生态占用的大小，从供给面计算生态承载力的大小，通过对这二者的比较，判断一个地区的发展是否处于生态承载力的范围内。

2.3.2 生态承载力评价的主要内容

本文所涉及的生态承载力评价主要是第二种类型的评价，即

区域范围的生态承载力评价。这一类型的生态承载力评价主要包括两方面的内容，生态承载力估算和生态荷载评价。

生态承载力估算就是确定生态系统对人类活动的最大承受能力，所谓对人类活动的最大承受能力是指在不破坏生态系统主要服务功能的前提下，生态系统所能承受的人类活动强度。在实际研究过程中，生态承载力估算就是确定系统的生态阈值。一般而言，生态系统要正常行使某种生态功能，必须满足特定的条件，如水土保持必须以一定的森林覆盖率为基础，侯喜禄等（1996）的研究结果表明，土壤侵蚀量与森林覆盖率之间存在非线性的关系，当森林破坏导致森林覆盖率低于某一阈值以后，土壤侵蚀量将急剧增加，森林生态系统保持水土的功能将无法维持，森林覆盖率的这一阈值就是一种生态阈值。对于区域生态系统而言，需要通过多个指标才能反映整个系统的生态阈值，如最低耕地面积是维持区域人口最低生存条件所需要的耕地面积，草场理论载畜量是在确保草地生态系统不发生明显退化的前提下所允许的最大牲畜数量。生态阈值决定于区域的自然和社会经济特征，生态承载力估算的目的就是在对区域的自然和社会经济特征进行深入研究的基础上，估算出一系列生态阈值，为下一步生态荷载评价标准的制定和生态荷载评价奠定基础。

生态荷载评价是对系统的生态荷载状况和空间分布特征进行分析，生态荷载状况可以理解为人类活动强度超过系统生态承载力或生态阈值的程度，这里的人类活动不仅包括目前的人类活动，还包括历史时期的人类活动。生态荷载评价是生态承载力评价与一般的生态环境或资源承载能力评价的主要不同之处，通过生态荷载评价可以了解人类活动对生态系统的干扰程度，进而为生态保护和区域可持续发展提供对策和建议。

2.3.3 生态承载力评价的基本步骤和流程

生态承载力评价主要包括以下几个主要步骤（图 2-5）：

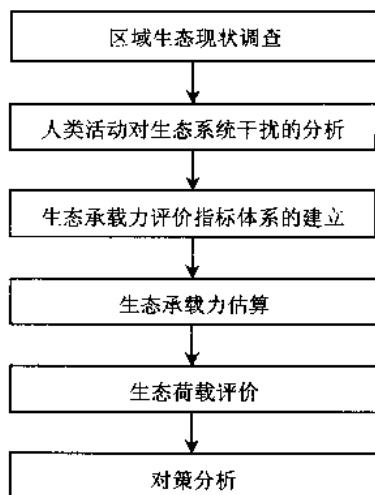


图 2-5 生态承载力评价基本流程

(1) 区域生态现状调查

主要是通过实地调查、遥感调查、历史资料以及统计资料的收集和分析，做到对研究地区基本生态状况的初步了解，确定系统的稳定状态。

(2) 人类活动对生态系统干扰的分析

生态承载力研究主要是为了了解生态系统对人类活动干扰的最大承受能力以及人类活动对生态系统干扰的程度，因此，必须对研究区域的主要人类活动方式及其对生态系统的影响进行分析。

(3) 生态承载力评价指标体系的建立

根据区域生态系统结构和功能的特征，选择合适的评价指标，建立评价指标体系。

(4) 生态承载力估算

生态承载力估算的实质就是确定系统的生态阈值，系统的生态阈值是通过一系列评价指标的阈值来反映的，也就是在确保生态系统主要服务功能不被破坏的前提下，各评价指标所允许的限度。

(5) 生态荷载评价

生态荷载评价是确定人类活动是否超过生态承载力的允许限度以及超过的程度。生态荷载评价可以进一步分为单要素评价和综合评价。

(6) 对策分析

根据生态承载力评价的结果,分析区域范围内存在的主要生态问题并提出相应的对策。

2.3.4 生态承载力评价指标体系建立的基本原则

生态承载力评价是否能够反映区域生态系统的真实状况,在很大程度上取决于评价指标体系的科学性与合理性。评价指标体系的科学性首先体现在评价指标的筛选是否科学、合理。生态承载力评价指标的筛选和一般的生态评价指标相比,有其相对独特的要求,其主要原则有五条。

2.3.4.1 功能性

评价指标必须能够反映生态系统的主要生态功能:判定干扰是否超过系统的承载力水平,其主要的判断标准是系统能否维持正常的结构、功能和基本的稳定状态,尤其是其主要生态功能是否受到破坏,这是确定各评价指标阈值的依据。

2.3.4.2 干扰性

评价指标必须能够反映人类活动干扰对生态系统的影响:生态承载力是生态系统对人类活动干扰的最大承受能力,在一定程度上,生态承载力就是通过干扰的强度来反映的,因此,评价指标应当能够反映人类活动对生态系统的影响程度。

2.3.4.3 阈值性

评价指标应当能够确定出有意义的阈值:在实际中,生态系统每时每刻都处于各种干扰影响之中,绝对的稳定或平衡状态是不存在的。但在生态承载力的研究过程中,生态稳定性又是整个研究的基础,这种稳定状态一般是研究者根据研究目的的不同人为定义的。对系统的稳定状态进行定义时,通常是确定一定的阈值范围,规定当各个指标处于某一阈值范围内时,系统处于稳定

状态。因此,无法确定明确阈值范围的指标,在生态承载力评价中就不能承担起应有的作用。

2.3.4.4 层次性

评价指标体系的科学性也体现在体系的结构上,这是由生态系统的结构所决定的。由于区域生态系统是一个复杂的复合生态系统,它包括森林、草地、农田等不同的子系统,具有一定的层次性。相应的,生态承载力的评价指标体系也应当具有一定的层次结构(刘庄等,2003)。一般而言,评价指标体系应当包括目标层、制约层和要素层等几个层次。目标层是整个评价指标体系的最高层次,它反映了整个区域生态系统的生态承载力水平;制约层包括若干个对区域生态系统承载力水平起制约作用的子系统;每个子系统又包含若干要素,要素层通过一系列具体的评价指标反映出各个子系统的生态承载力水平。要素、子系统和评价指标相互联系、共同构成生态承载力评价指标体系。

2.3.4.5 区域性

评价指标体系的科学性还体现在它是否能准确反映评价区域生态系统的个性。根据生态系统的结构、功能以及人类活动对生态系统的影响,生态承载力评价指标体系一般应当包括资源容纳能力、环境容纳能力和生态调节能力三方面的指标。但这并不是说对任何一个区域进行评价时,都要面面俱到地涉及到每个方面的指标。也就是说,在建立评价指标体系时不一定追求统一的指标体系,相反,应该特别注意对生态系统结构特征的分析(谢志仁,刘庄,2001)。因为,不同的区域或不同的生态系统类型之间存在很大的差异。例如,在对东部平原地区的生态承载力状况进行分析时,由于这一地区经济发达,工农业污染较为严重,就必须重点考虑环境容纳能力方面的指标,如各种废弃物的排放强度等;但对于西部地区,尤其是工业化水平较低的偏远山区,对区域生态系统稳定性影响最大的因素主要是水资源短缺、水土保持能力和水源涵养能力下降、超载放牧等。因此,水资源容纳能力、生态调节能力方面的指标应当着重考虑。此外,由于不同区域,

不同的生态系统类型在结构和复杂程度上有很大差异,在具体评价时,对评价指标体系的结构和层次也要做相应的调整。

2.3.5 生态承载力估算

生态承载力评价和一般的环境质量评价有所不同,生态承载力评价的根本目的是要确定生态系统在一定的人类活动强度下,能否保持系统的稳定性以及系统远离稳定状态的程度。为达到这一目的,首先要对系统的生态承载力水平进行估算。生态承载力估算的实质就是确定系统的生态阈值,而生态阈值又是通过一系列评价指标的阈值来反映的。因此,生态承载力估算就是以系统的生态服务功能不受到破坏为基本原则,确定每个评价指标的阈值。生态阈值大体可以分为三类:资源供容能力阈值、环境容量阈值和生态调节能力阈值。在确定生态阈值的时候,要注意以下几个方面的问题。

2.3.5.1 生态阈值的确定要考虑特定的生产条件和物质生活水平

这在确定资源供容能力阈值的时候显得尤其重要,以土地人口容量阈值为例,在不同的生产条件和不同的物质生活水平下,人口容量的阈值差异是很大的。

2.3.5.2 生态阈值的确定要考虑不同的环境质量标准

环境质量标准是各个国家和地区制定的一定时间和范围内环境中有害物质的允许量。不同的国家和地区,由于发展水平和生活质量的差异,制定的环境标准常常有很大的差异,在不同的环境质量标准下,环境容量的阈值是不同的。

2.3.5.3 生态阈值的确定要考虑生态要素的不同生态功能

在生态承载力评价过程中,一些生态要素常常承担多种生态功能。以水为例,它除了具有资源利用价值以外,还具有重要的生态价值,森林除了能够提供林产品以外,还具有水源涵养、水土保持和改善局部小气候的功能。如果单纯从生态要素的资源价值方面考虑生态阈值,将有可能过高估计系统的生态承载力水平,导致错误的决策。

2.3.6 生态荷载评价

要对生态荷载状况进行评价首先要根据系统的生态阈值和评价的要求,确定生态荷载评价的标准,也就是生态系统超载的不同程度,通过分析、调查和计算,确定每个评价指标的特征值,将特征值和评价标准对比,进行单要素生态荷载评价。单要素生态荷载评价仅仅反映了生态系统某一方面的生态荷载状况,要了解整个区域生态系统的生态荷载状况,还需要进行生态荷载综合评价。

所谓综合评价就是根据各单要素评价的结果,通过一定的数学方法,确定整个区域生态系统的生态荷载状况。生态荷载综合评价涉及到两个重要问题,一是各评价指标权重的确定,二是各评价指标评价结果的聚合,也就是根据每个评价指标的等级确定整个区域的生态荷载总体状况。对于第一个问题,常常通过层次分析法加以解决,对于第二个问题,模糊模式识别是比较理想的方法。以下对这两种方法作一个简要介绍。

2.3.6.1 层次分析法

层次分析法主要用于确定各评价指标的权重。生态承载力评价指标体系常常涉及多个评价指标,就总体评价目标而言,每个评价指标只占很小的权重份额,要直接确定每个评价指标的权重,常常是比较困难的。但同时,生态系统的各个要素之间存在着密切的联系,系统与子系统、子系统与各要素之间形成明显的层次关系,这为层次分析法的运用提供了条件。

层次分析法 (Analytic Hierarchy Process, 简称 AHP) 是一种定性与定量相结合的方法,常常应用于多指标评价体系中各评价指标权重的确定。它是由美国运筹学家、匹兹堡大学教授 A.L. Saaty 于 1970 年代提出的。“层次分析法”能把复杂问题中的各种因素通过分为相互联系的有序层次使之条理化,并能把数据、专家意见和分析者的主观判断直接有效地结合起来,就每一层次的相对重要性予以定量表示。然后,利用数学方法确定每一层次全部元素的相对重要性权值,通过排序结果分析,求解所提出的

问题。层次分析法是一种将思维过程数学化的方法,它不仅能够简化系统的分析与计算,还有助于决策者保持其思维过程的一致性(赵焕臣,1986)。

层次分析法的基本原理就是把所要研究的复杂问题看作一个大系统,通过对系统多个因素的分析,划分出各因素间相互联系的有序层次;再请专家对每一层次的各因素进行较客观的判断,建立数学模型,计算每一层次全部因素的相对重要性权值,并加以排序。

(1) 层次分析法的数学模型

假设对某一评价目标 u , 其影响要素有 P_i ($i=1, 2, \dots, n$) 共 n 个, 且 P_i 的重要性权数分别为 w_i ($i=1, 2, \dots, n$), 其中,

$$w_i > \sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (2-1)$$

$$u = w_1 P_1 + w_2 P_2 + \dots + w_i P_i = \sum_{i=1}^n w_i P_i \quad (2-2)$$

由于因素 P_i 对目标 u 的影响程度(即重要性权数) w_i 不一样, 因此, 将 P_i 两两比较, 可得到 P_i 个要素对目标的重要性权数比(也就是相对重要性)构成的矩阵 A , 即:

$$A = \begin{bmatrix} w_1/w_1 & w_1/w_2 & \dots & w_1/w_n \\ w_2/w_1 & w_2/w_2 & \dots & w_2/w_n \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ w_n/w_1 & w_n/w_2 & \dots & w_n/w_n \end{bmatrix} = (a_{ij})_{n \times n} \quad (2-3)$$

A 称为判断矩阵。 A 满足性质:

- ① $a_{ii}=1$ ($i=1, 2, \dots, n$);
- ② $a_{ij}=1/a_{ji}$ ($i, j=1, 2, \dots, n$);
- ③ $a_{ij}=a_{ik}/a_{jk}$ ($i, j, k=1, 2, \dots, n$);

其中③称为 A 的完全一致性条件, 且由式 (2-3) (式中 n 为 A 的一个特征根, $w = (w_1, w_2, \dots, w_n)^T$ 为 A 对应于 n 的特征向量) 可知, 目标 u 的 P_i 个因素的重要性权数, 可通过解特征值问题求得, 即由 $Aw = \lambda_{\max} w$ 求出正规化特征向量而得到。

$$Aw = \begin{bmatrix} w_1/w_1 & w_1/w_2 & \cdots & w_1/w_n \\ w_2/w_1 & w_2/w_2 & \cdots & w_2/w_n \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ w_n/w_1 & w_n/w_2 & \cdots & w_n/w_n \end{bmatrix} \begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_n \end{bmatrix} = n \begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_n \end{bmatrix} = nw \quad (2-4)$$

(2) 层次分析法解决问题的步骤

① 明确主题

确定评价范围和评价目的及对象；进行影响识别和评价因子筛选，确定评价内容或因素；进行生态因素的相关性分析，明确各因素之间的相互关系。

② 建立层次结构

对评价对象进行初步分析，根据评价对象各组成部分之间的相互关系构筑多层次评价指标体系，按层次划分并作出层次分析图。对于生态承载力评价，一般可以划分出以下几个层次：

目标层：一般以区域生态承载力状况作为总目标层，它以综合指数表征评价区域的生态承载力总体状况。

制约层：构成区域生态系统的各子系统，它是制约区域生态承载力的主要因素。

要素层：要素是子系统的组成部分，可以根据各要素的复杂程度，通过一个或若干个评价指标来反映其基本状况（层次结构如图 2-6 所示）。

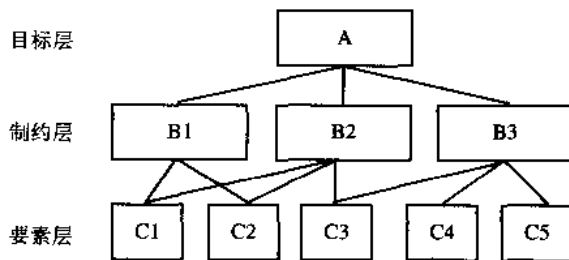


图 2-6 层次结构

(3) 构造判断矩阵

构造判断矩阵是层次分析法关键的一步。假定 A 层中元素 A_k 与下层次 P 中元素 $P_1, P_2, \dots, P_n$ 有联系, 则将 P 中元素两两比较, 可构成如下判断矩阵:

$$\begin{array}{c|cccc} A_k & P_1 & P_2 & \cdots & P_n \\ \hline P_1 & P_{11} & P_{12} & \cdots & P_{1n} \\ P_2 & P_{21} & P_{22} & \cdots & P_{2n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ P_n & P_{n1} & P_{n2} & \cdots & P_{nn} \end{array} = (P_{ij})_{n \times n} \quad (2-5)$$

其中: $P_{ij} = w_i/w_j$ 表示对 A_k 而言, 第 i 个元素 (因素) 与第 j 个元素 (因素) 重要度之比。通常 P_{ij} 的取值根据表 2-2。如: 当第 i 个要素与第 j 个要素相比稍微重要时 $P_{ij}=3$, 明显重要时 $P_{ij}=5$, 反之, $P_{ji}=1/3, 1/5$ 。

表 2-2 判断矩阵标度及其含义

标度	含义
1	两个因素相比, 具有同样重要性
3	两个因素相比, 一个因素比另一个因素稍微重要
5	两个因素相比, 一个因素比另一个因素明显重要
7	两个因素相比, 一个因素比另一个因素强烈重要
9	两个因素相比, 一个因素比另一个因素极端重要
倒数	因素 i 与 j 比较得判断 P_{ij} , 则因素 j 与 i 比较得判断 $P_{ji}=1/P_{ij}$

(4) 请专家填判断矩阵

一般填写要求为:

① 专家各自填表, 不能面对面讨论。这主要是防止意见相持不下和受到权威影响。

② 只需填写矩阵对角线的上半部或下半部即可, 因为判断矩阵满足 $P_{ji}=1/P_{ij}$, 是正的反商矩阵。

③ 专家在填表前应对影响目标各要素的重要性简单排序, 再进行判断。否则, 将会导致一致性检验时误差太大而通不过。

(5) 层次单排序及其一致性检验

层次单排序实际是求单目标判断矩阵的权数,即根据专家填写的判断矩阵计算对于上一层某元素而言,本层次与其有关的元素的重要性次序的权数。

前面已提到判断矩阵的权数,可通过解特征值问题 $Aw = \lambda_{\max} \cdot w$ 求出正规化特征向量而得到。式中 $\lambda_{\max}$ 为 A 的唯一最大特征值, w 为对应于 $\lambda_{\max}$ 的正规化特征向量, w 的分量 w_i 即是相应元素单排序的权数。

特征值与特征向量的近似计算方法:

① 方根法

基本思路:对于 P 矩阵,把第 i 行元素连乘起来,再开 n 次方得到:

$$\left(\prod_{j=1}^n P_{ij} \right)^{1/n} = \left(\prod_{j=1}^n \frac{w_i}{w_j} \right)^{1/n} = \left(\frac{w_i^n}{w_1 w_2 \cdots w_n} \right)^{1/n} = w_i / (w_1 w_2 \cdots w_n)^{1/n}$$

$$i = (1, 2, \cdots, n) \quad (2-6)$$

然后正规化,即 $w_i = \frac{\tilde{w}_i}{\sum_{i=1}^n \tilde{w}_i}$ ($i = 1, 2, \cdots, n$)

则 $w = (w_1, w_2, \cdots, w_n)^T$, 即为所求的特征向量。

计算步骤:

a. $R_i = \prod_{j=1}^n P_{ij} \quad i = (1, 2, \cdots, n) \quad (2-7)$

b. 令 $\tilde{w}_i = R_i^{1/n} \quad (2-8)$

c. 加总 $\tilde{w}_i$, 得 $K = \sum_{i=1}^n \tilde{w}_i$

d. 计算权数 $w_i = \tilde{w}_i / K \quad i = (1, 2, \cdots, n) \quad (2-9)$

e. 计算 $\lambda_{\max}$

$$\lambda_{\max} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{\sum_{j=1}^n P_{ij} \cdot w_j}{w_i} \quad (2-10)$$

② 和差法

计算步骤:

a. 将 P 矩阵的每一列正规化

$$\text{令 } \tilde{P}_{ij} = \frac{P_{ij}}{\sum_{i=1}^n P_{ij}} \quad i, j = (1, 2, \dots, n) \quad (2-11)$$

$$\text{b. 按行加总 } \tilde{w}_i = \sum_{j=1}^n \tilde{P}_{ij} \quad i = (1, 2, \dots, n) \quad (2-12)$$

c. 加总后的 $\tilde{w}_i$ 再正规化, 得特征向量 w_i ,

$$\text{即 } w_i = \frac{\tilde{w}_i}{\sum_{i=1}^n \tilde{w}_i} \quad i = (1, 2, \dots, n) \quad (2-13)$$

则 $w = (w_1, w_2, \dots, w_n)^T$, 即为所求的特征向量。d. 计算 P 的 $\lambda_{\max}$

$$\lambda_{\max} = \sum_{i=1}^n \frac{\sum_{j=1}^n P_{ij} \cdot w_j}{n \cdot w_i} \quad (2-14)$$

从理论上讲, 判断满足完全一致性条件 $P_{ik} = P_{ij} \cdot P_{jk}$, 此时 $\lambda_{\max} = n$ 。实际上, 由于人们认识上的多样性, 一般说专家填写的判断矩阵不可能满足完全一致性条件, 此时 $\lambda_{\max} > n$ 。为了检验一致性如何, 需要计算判断矩阵的一致性指标 CI , 定义 $CI = (\lambda_{\max} - n) / (n - 1)$, 显然当判断矩阵满足完全一致性条件时, $CI = 0$ 。 $\lambda_{\max}$ 愈大, 则 $\lambda_{\max} - n$ 愈大, 从而 CI 就愈大, 矩阵的一致性愈差。将 CI 与平均随机一致性指标 RI 进行比较。其比值称为判断矩阵的一致性比例, 记作: $CR = CI/RI$ 。当 $CR < 0.10$ 时, 则认为判断矩阵具有满意的一致性, 否则, 需要重新调整 (1~8 阶矩阵的 RI 值见表 2-3)。

表 2-3 1~8 阶矩阵的 RI 值

矩阵阶数 (n)	1	2	3	4	5	6	7	8
RI	0.00	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41

(6) 层次总排序及一致性检验

所谓总排序就是利用层次单排序结果计算层次的组合权值。对于最高层下面的第二层，其层次单排序即为总排序。

假定已知层次 A 所有因素 $A_1, A_2, \dots, A_m$ 的组合权值（总排序结果）分别为 $a_1, a_2, \dots, a_m$ ，与 a_j 对应的本层次 B 中的因素 $B_1, B_2, \dots, B_n$ 单排序的结果为 $b_{1j}, b_{2j}, \dots, b_{nj}$ ， $j=1, 2, \dots, m$ ，这里若 B_j 与 A_i 无关，则 $b_{ij}=0$ ，我们可按表 2-4 计算层次 B 中各因素针对层次 A 而言的组合权值。

表 2-4 层次总排序及组合权重

层次 B \ 层次 A	A_1	A_2	$\dots$	A_m	B 层次组合权重 (总排序)
	a_1	a_2	$\dots$	a_m	
B_1	b_{11}	b_{12}	$\dots$	b_{1m}	U_1
B_2	b_{21}	b_{22}	$\dots$	b_{2m}	U_2
$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$
B_n	b_{n1}	b_{n2}	$\dots$	b_{nm}	U_n

$$u_1 = \sum_{j=1}^m a_j \cdot b_{1j} \quad (2-15)$$

$$u_2 = \sum_{j=1}^m a_j \cdot b_{2j} \quad (2-16)$$

$$u_n = \sum_{j=1}^m a_j \cdot b_{nj} \quad (2-17)$$

显然 $\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n a_j \cdot b_{ij} = 1$ ，即层次总排序仍然是归一化正规向量。

层次总排序是从上至下逐层进行的。其结果仍需要进行总的一致性检验。

$$CR = \frac{CI}{RI} = \frac{\sum_{j=1}^m a_j \cdot CI_j}{\sum_{j=1}^m a_j \cdot RI_j} < 0.10 \quad (2-18)$$

由式 (2-18), 则认为层次总排序的计算结果可以接受。式中 CI_j , RI_j 分别为与 a_j 对应的 B 层中判断矩阵的一致性指标和随机一致性指标。

2.3.6.2 模糊模式识别

模糊模式识别主要用于将各个评价指标的评价结果进行聚合, 从而得出总的评价结果。模糊集理论是 1965 年由美国控制论专家查德 (Zadeh LA) 提出的。在进行系统研究时, 当对某个系统特性的精确而有意义的描述能力降低到最低阈值时, 系统的精确性和有意义性变成了两个相互排斥的特性。此时, 处理精确数值的经典数学就显得无能为力, 而模糊数学却得以运用 (陈守煜, 1994)。模糊数学即是研究模糊现象及其概念的新的数学分支学科, 将数学方法融入模糊现象和模糊概念中去, 并利用隶属函数的有关性质, 对研究系统得出比较准确的结论。

生态荷载综合评价过程中, 由于生态系统的复杂性、多维性以及各种特性之间的关系所固有的模糊性, 为综合评价造成很大的困难。而模糊数学方法的引用, 则为此提供了极大的便利。

模糊模式识别是以模糊数学为基础, 应用模糊关系合成的原理, 将一些边界不清, 不易定量的因素定量化并进行综合识别的一种方法。即通过构造等级模糊子集把反映被评价事物的模糊指标进行量化 (确定隶属度), 然后利用模糊变换的原理对各指标综合。

应用模糊模式识别方法对某研究区域若干个评价指标进行分级评价运算的过程, 主要包括以下五个步骤。

(1) 建立样本实际指标矩阵

设 X 为 n 个评价单元样本组成的集合, 根据 m 个评价因子提供的权重值, 对不同的单元建立样本实际指标矩阵 $X_{m \times n}$

$$X_{m \times n} = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & \cdots & x_{1n} \\ x_{21} & x_{22} & \cdots & x_{2n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ x_{m1} & x_{m2} & \cdots & x_{mn} \end{bmatrix} = (x_{ij}) \quad (2-19)$$

(式中: $i=1, 2, \dots, m; j=1, 2, \dots, n$)

(2) 建立评价指标标准矩阵

按照评价标准对 m 项评价指标, 相对于 c 个评价标准的隶属关系进行评价, 建立指标标准矩阵 $Y_{m \times c}$ 。

$$Y_{m \times c} = \begin{bmatrix} y_{11} & y_{12} & \cdots & y_{1c} \\ y_{21} & y_{22} & \cdots & y_{2c} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ y_{m1} & y_{m2} & \cdots & y_{mc} \end{bmatrix} = (y_{ih}) \quad (2-20)$$

(式中: $i=1, 2, \cdots, m$; $h=1, 2, \cdots, c$)

(3) 建立评价指标相对隶属度矩阵

首先, 根据各评价指标隶属级别的模糊性, 用相对隶属度进行描述, 可以规定 i 项评价因子的指标第 1 级标准对评价目标的相对隶属度为 0, 第 c 级标准对评价目标的相对隶属度为 1。则介于第 1 级与第 c 级之间指标 i 的 h 级标准的相对隶属度为:

$$S_{ih} = \frac{y_{ih} - y_{i1}}{y_{ic} - y_{i1}} \quad (2-21)$$

其次, 规定对实际评价单元的指标 i , $x_{ij} \leq y_{i1}$ 者, 其对于评价目标的相对隶属度 r_{ij} 为 0; $x_{ij} \geq y_{ic}$ 者, 其对于评价目标的相对隶属度 r_{ij} 为 1, 则有如下公式:

$$r_{ij} = \frac{x_{ij} - y_{i1}}{y_{ic} - y_{i1}} \quad (2-22)$$

最后, 用上述公式将矩阵 $X_{m \times n}$ 、 $Y_{m \times c}$ 变为相应的实际指标相对隶属度矩阵 $R_{m \times n}$ 和评价指标相对隶属度矩阵 $S_{m \times c}$:

$$R_{m \times n} = \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \cdots & r_{1n} \\ r_{21} & r_{22} & \cdots & r_{2n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ r_{m1} & r_{m2} & \cdots & r_{mn} \end{bmatrix} = (r_{ij}) \quad (2-23)$$

$$S_{m \times c} = \begin{bmatrix} s_{11} & s_{12} & \cdots & s_{1c} \\ s_{21} & s_{22} & \cdots & s_{2c} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ s_{m1} & s_{m2} & \cdots & s_{mc} \end{bmatrix} = (s_{ih}) \quad (2-24)$$

(4) 建立评价对象相对于评价目标级别的相对隶属度矩阵

首先, 将矩阵 $R_{m \times n}$ 进行归一化运算, 求出归一化矩阵 w_{ij} , 再根据欧氏距离参数, 样本 j 对于 h 级生态承载力状况的相对最优隶属度的推导公式为:

$$u_{ij} = \begin{cases} 1 & , h = a_{\min} = a_{\max} \\ 1 & , a_{\min} < h < a_{\max} \\ \frac{\sum_{i=1}^m (w_{ij} |r_{ij} - s_{ih}|)^p}{\sum_{k=a_{\min}}^{a_{\max}} \sum_{i=1}^m (w_{ij} |r_{ij} - s_{ik}|)^p} &^{2/p} \\ 0 & , h < a_{\min} \text{ 或 } h > a_{\max} \end{cases} \quad (2-25)$$

(式中: $a_{\min}$, $a_{\max}$ 为 r_{ij} 落入 s_{ih} 各类标准相对隶属度值相邻区间内的最小类别和最大类别)

其次, 求出样本 j 隶属于 h 级“生态承载力状况”的相对隶属度矩阵 u_{hj} 。

$$U_{c \times n} = \begin{bmatrix} u_{11} & u_{12} & \cdots & u_{1n} \\ u_{21} & u_{22} & \cdots & u_{2n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ u_{c1} & u_{c2} & \cdots & u_{cn} \end{bmatrix} = (u_{hj}) \quad (2-26)$$

其中满足约束条件

$$\sum_{h=1}^c u_{hj} - 1 = 0, \forall j \quad (2-27)$$

(式中: $0 \leq u_{hj} \leq 1$)

(5) 求出每个单元样本的级别特征值 H_j

$$H_j = \sum_{h=1}^c h u_{hj} \quad (2-28)$$

根据 H_j 值, 可以得出综合评价结果。

2.4 祁连山自然保护区生态承载力研究方法和技术路线

2.4.1 研究目标

本研究的基本目标是：以祁连山自然保护区为实例，初步建立生态承载力综合评价的方法和体系。以当地森林生态系统、草地生态系统和农田生态系统这三个与人类关系最密切，也是受人类活动干扰最强烈的生态系统为主要研究对象，研究生态系统对历史时期以及当前人类活动的响应，了解生态系统动态变化与人类活动相互作用机制；以各生态保护站为基本评价单元，分析森林、草地和农田生态系统的生态承载能力、生态荷载状况以及生态荷载的空间格局特征；在此基础上，通过综合评价，进一步分析整个保护区的生态承载能力、生态荷载状况以及生态荷载的空间格局特征。本研究试图探索的核心问题是：

(1) 指标问题：对祁连山自然保护区的生态系统特征和人类活动方式进行分析，在此基础上建立祁连山自然保护区生态承载力综合评价指标体系。

(2) 方法问题：建立具有普适意义的生态承载力综合评价方法，对祁连山自然保护区的生态承载能力和生态荷载现状进行评价。

(3) 对策问题：根据评价结果系统分析祁连山自然保护区存在的主要生态问题，提出相应的对策和建议。

2.4.2 研究方法

生态承载力评价包括两方面的内容，生态承载力的估算和生态荷载状况的评价。生态承载能力是生态系统对人类活动干扰的最大承受能力，生态荷载是当前人类活动强度与生态承载能力对比的结果。要完成祁连山生态承载力评价，需要解决以下三个问题：

(1) 人类活动强度的度量：要对生态承载力进行评价首先要找到合适的方法对人类活动强度进行测度。人类活动是一个抽象

的概念，直接对人类活动的强度进行度量是困难的。但人类活动会导致景观格局、植被状况等生态特征的变化，如森林砍伐将导致森林覆盖率的下降、耕地开垦将导致耕地面积的增加、过度放牧将导致草场盖度降低和优良牧草减少，这些生态特征的变化是能够直接观测到的。因此，可以制定合适的评价指标体系，通过一系列评价指标对景观格局、植被状况等生态特征进行分析，进而估算出区域人类活动的强度。

(2) 生态承载力的估算：所谓对人类活动的最大承受能力是指在不破坏生态系统主要服务功能的前提下，生态系统所能承受的人类活动强度。一般而言，生态系统要正常行使某种生态功能，必须满足特定的条件，如水源涵养和水土保持必须以一定水平的森林覆盖率为基础、维持人口的生存必须拥有一定面积的耕地。这些特定的条件称为生态阈值，其含义是，如果不能达到这一阈值，系统的生态服务功能将无法发挥。由于人类活动的干扰，常常导致生态系统发生变化，如果干扰强度过大，超过一定的阈值，确保生态功能正常发挥的条件将丧失，如大量森林砍伐导致森林覆盖率过低将削弱森林涵养水源和保持水土的功能。因此系统生态承载能力估算的实质就是确定生态阈值，在实际研究过程中，生态阈值具体体现为各个评价指标的阈值，每一个评价指标的阈值都决定了某一种或几种生态功能的正常发挥。如最低森林覆盖率是确保水源涵养和水土保持功能不受明显影响的最低限度；草场理论载畜量是在确保草地生态系统不发生明显退化的前提下所允许的最大牲畜数量。生态阈值决定于区域的自然和社会经济特征，在对区域的自然和社会经济特征进行深入研究的基础上，通过遥感和 GIS 分析，结合以往的研究成果，确定每个评价指标的阈值，进而估算出区域的生态承载能力。

(3) 生态荷载状况评价：生态荷载状况可以理解为人類活动强度超过系统生态承载能力或生态阈值的程度。要对生态荷载状况进行评价首先要根据系统的生态阈值和评价的要求，确定生态荷载评价的标准，也就是生态系统超载的不同等级，通过分析、

调查和计算,确定每个评价指标的现状特征值,将现状特征值和评价标准对比,运用综合评价模型,确定系统的生态荷载状况。

2.4.3 技术路线

(1)评价指标体系的建立:根据祁连山自然保护区的自然、社会和经济特征,建立具有层次结构的评价指标体系。由于生态承载力评价涉及到生态功能和人类活动两方面的因素,因此,在筛选评价指标时,要选择那些既能体现系统的生态功能又能反映人类活动强度的指标。

(2)数据的收集和分析:本项研究涉及的数据包括景观数据、坡度坡向数据、统计数据和其他调查数据。景观数据通过遥感解译获得,坡度坡向数据通过GIS分析获得,统计数据和其他调查数据来自保护区管理部门和以往文献资料的检索。

(3)生态荷载综合评价模型的建立:综合评价是将单要素评价的结果聚合进而对整个研究区的生态荷载状况进行评价的过程。本项研究基于层次分析法和模糊模式识别两种基本的数学方法建立生态荷载综合评价模型,运用层次分析法确定每个评价指标的权重,运用模糊模式识别完成生态荷载的综合评价。

项目研究的总体技术路线见图2-7。

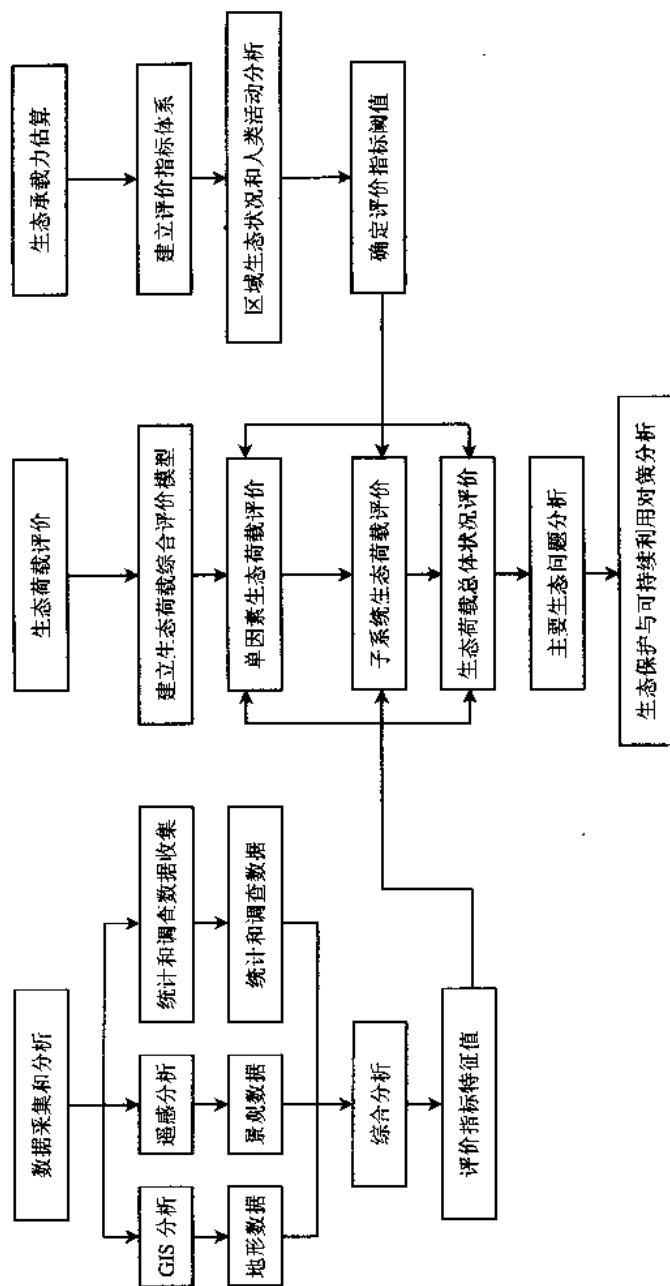


图 2-7 祁连山自然保护区生态承载力评价技术路线

第 3 章

祁连山自然保护区生态环境状况分析

甘肃祁连山国家级自然保护区位于东经 $93^{\circ}31' \sim 102^{\circ}40'$ ，北纬 $36^{\circ}45' \sim 39^{\circ}30'$ ，南接青海，西至玉门石油河，东邻永登县连城林场，北与古丝绸之路河西走廊相望，包括天祝、肃南、古浪、武威、永昌、山丹、民乐、张掖八县（市）的部分地区。祁连山北坡的水源涵养林，构成了祁连山国家级自然保护区的主体。

祁连山国家级自然保护区是我国西北干旱区重要的水源涵养地之一。河西走廊的石羊河流域、黑河流域、疏勒河流域等 26 条较大河流与 80 多条较小的支流皆发源于此，每年为河西走廊提供的水资源达 73 亿 m^3 ，其中冰川融水占年平均径流量的 13%，其余皆为森林涵养水（杨针娘，1992），灌溉着河西走廊绿洲约 70 万 hm^2 农田，养育着 400 多万人口。

3.1 生态系统类型、结构特征、功能和演替规律

3.1.1 主要生态系统类型

祁连山地区生态系统类型主要包括以下几大类：

3.1.1.1 森林

主要分布于海拔 2 300~3 300 m 的阴坡地带，包括：

（1）温带落叶阔叶林。分布于祁连山东部河谷地区海拔 2 100~2 900 m 的山地阴坡、半阴坡及沟谷地带。建群种主要有山杨

(*Populus davidiana*)、白桦 (*Betula platyphylla*)、红桦 (*B. albo-sinensis*) 等。可与油松 (*Pinus tabulaeformis*)、青杆 (*Picea wilsonii*) (海拔 2 300~2 600 m)、青海云杉 (*P. crassifolia*) (海拔 2 600~2 900 m) 形成针阔混交林。

(2) 温带常绿针叶林。主要分布于东部地区的连城及互助北山一带海拔 2 000~2 600 m 的山地阴坡或半阴坡。以油松为群落建群种, 有时有山杨、白桦等混生。

(3) 寒温性针叶林。广布于祁连山东部地区海拔 2 500~3 200 m 的山地阴坡, 西至北大河, 集中于祁连山北坡的肃南、天祝、张掖、武威、山丹等地。多以纯林状态存在。青杆林分布于大通河下游地区海拔 2 000~2 700 m 的山地阴坡。介于油松林与青海云杉林之间。此外, 海拔 2 300~3 500 m 的山地半阴坡或阳坡还分布有适应半干旱、寒冷气候的祁连圆柏 (*Sabina przewalskii*) 林。

3.1.1.2 灌丛

(1) 温性灌丛。主要分布于东部河谷地区海拔 2 100~2 800 m 的山地阳坡、半阴坡或林缘。主要构成灌木有鲜黄小檗 (*Berberis diaphana*)、匙叶小檗 (*B. verna*)、陇塞忍冬 (*Lonicera tangutica*)、沙棘 (*Hippophae rhamnoides*)、蔷薇 (*Rosa* spp.)、蒙古绣线菊 (*Spiraea mongolica*) 等。

(2) 高寒灌丛。本区有高寒常绿革叶灌丛: 主要分布于互助北山及甘肃皇城以东海拔 2 800~3 400 m 的山地阴坡, 集中于互助北山及甘肃冷龙岭的金强河一带。以头花杜鹃 (*Rhododendron capitatum*)、百里香杜鹃 (*R. thymifolium*) 为建群种。高寒落叶灌丛: 主要分布于石油河以东海拔 2 900~3 900 m 的山地阴坡及沟谷地带。往往以毛枝山居柳 (*Salix oritrepha*)、鬼箭锦鸡儿 (*Caragana jubata*)、金露梅 (*Potentilla fruticosa*) 三种植物共同构成优势种, 在不同地段、地形及海拔高度上, 其数量比例有所不同, 也可分别构成自己的优势群落: 毛枝山居柳及鬼箭锦鸡儿多占据山地阴坡及沟谷地带, 而金露梅则可在滩地及山地缓坡形成群落。

(3) 高原河谷灌丛。主要分布于祁连山中部地区的高海拔干旱河谷,集中在黑河、白杨河、布哈河、大通河等河流海拔 3 200~3 600 m 的滩地。呈条带状或斑块状。主要优势种有具鳞水柏枝 (*Myricaria squamosa*)、肋果沙棘 (*Hippophae neurocarpa*)、西北沼委陵菜 (*Potentilla lesoviana*) 等。

3.1.1.3 草原

(1) 温性草原。主要分布于祁连山北坡海拔 1 900~2 600 m 的山前干旱山坡以及祁连山东部、中部的山间盆地和谷地,如大通河、湟水海拔 2 800 m 以下的河谷地区、青海湖湖盆地区(海拔 3 200~3 400 m)等。主要优势种有长芒草 (*Stipa bungeana*)、短花针茅 (*S. breviflora*)、西北针茅 (*S. sareptana* var. *krylovii*)、芨芨草 (*Achnatherum splendens*)、蒿 (*Artemisia* spp.) 等。在湟水谷地海拔 2 300 m 以下地段及祁连山北坡山前海拔 1 800~2 100 m 的荒漠与草原交叉地段可出现短花针茅荒漠化草原。

(2) 高寒草原。分布于祁连山地区的中部、北部和西北部海拔 3 200~4 000 m 的山地阳坡及山间谷地。以紫花针茅 (*Stipa purpurea*) 为优势种。

3.1.1.4 荒漠

在祁连山地区西北部的哈拉湖一带形成本区极端寒冷干旱中心,发育有垫状驼绒藜 (*Ceratoides compacta*) 高寒荒漠。

3.1.1.5 草甸

(1) 高寒草甸。广泛分布于本区海拔 3 100~4 100 m 的山地、滩地和宽谷。优势种以嵩草属为主,如高山嵩草 (*Kobresia pygmaea*)、矮嵩草 (*K. humilis*)、嵩草 (*K. bellardii*)、线叶嵩草 (*K. capillifolia*) 等。在大通河中上游局部滩地因人为活动影响可形成次生类型的垂穗披碱草 (*Elymus nutans*) 草甸。

(2) 沼泽草甸。主要分布于祁连山地区海拔 3 200~4 100 m 的湿地生境中。集中分布于大通河中上游地区以及青海湖地区的河源滞水滩地、湖滨地带、河流两侧洼地。主要优势种有西藏嵩草 (*Kobresia schoenoides*)、华扁穗草 (*Blysmus sinocompressus*) 等。

3.1.1.6 高山寒漠

高山寒漠为本区分布海拔最高的生态系统类型。主要分布于祁连山地区海拔 4 000 m 以上的山体顶部,可随寒冻风化的流石滩呈舌状延伸到高寒草甸带内。地表有冰碛物和风化岩屑,土壤为高山寒漠土。气候极严寒,已不能生长灌丛,仅分布极耐寒湿的高山垫状植物,建群种主要有红景天(*Rhodiola*)、景天(*Sedum*)、水母雪莲花(*Saussurea medusa*)、甘肃蚤缀(*Arenaria kansuensis*)等。地表全年有 2/3 时间被积雪覆盖。

3.1.2 生态系统结构特征

(1) 祁连山区域生态系统是复合生态系统

祁连山地跨 6 个经度、3 个纬度区域,最高海拔达 5 547 m,气候、土壤、植被、水文、地质地貌以及环境的三向地带性变化明显。拥有寒漠、森林、草原、荒漠等各种生态系统类型。自然生态系统之间、自然生态系统和人工生态系统之间相互交错,相互镶嵌,组成了复杂多样的复合生态系统。

(2) 生态系统类型的空间分布格局与地形条件密切相关

祁连山区水热条件垂直差异明显,从而使生态系统类型的空间分布具有明显的垂直地带性,从低海拔到高海拔植被分布依次为荒漠草原、干性灌丛草原、山地森林草原、亚高山灌丛草甸、高山寒漠草甸。除海拔高度以外,坡向对生态系统类型的空间分布亦有较明显的影响,在海拔 2 300~3 300 m 的森林草原带,森林主要分布于阴坡地区,阳坡地区则分布着草地和灌丛,呈现出阴坡森林阳坡草的生态格局。此外,由于祁连山东西向较为狭长,各生态系统类型在祁连山东西段分布有较大差异,同一生态系统类型,在东段的分布下限较低,而西段则较高;东段的生态系统的类型相对丰富,而西段生态系统类型趋向单一。

(3) 草地和森林生态系统呈现镶嵌分布的格局

祁连山地处西部干旱地区,降水稀少,海拔 2 300~3 300 m 的森林草原带虽然水分条件相对优越,但也仅仅是在阴坡地带才

能达到森林生长的最低要求,而阳坡地带依然以草原和灌丛为主。山地草原和森林呈现镶嵌分布的格局,形成独特的林草交错带生态系统。森林和草地的相互作用,导致边缘效应增强,植被组合类型较复杂、物种丰富。对祁连山及河西走廊绿洲生态系统的平衡与稳定起到了重要作用,同时影响着牧民的放牧行为和当地的经济发展模式。

3.1.3 主要生态功能和价值

祁连山水源涵养林是河西地区陆地生态系统的主体,它以其保护冰川、涵养水源、改善气候等特殊的生态效能,影响着河西走廊绿洲生态系统和北部荒漠生态系统的演替,对维持整个河西生态系统的平衡起着主导作用。河西地区是全国重点商品粮基地之一,年产商品粮占甘肃省商品粮总数的70%。然而区内年降水量仅180~400 mm,蒸发量却达到2 000 mm以上,天然降水远远满足不了农业、工业和人民的需要。河西商品粮基地的建设以及河西人民的生产、生活、建设都依靠祁连山三大水系56条内陆河流的径流水和地下水,作为其生存和发展的基本条件。

兰州大学已故著名生态学家赵松岭曾对祁连山进行过深入研究,他说,祁连山水源涵养林在维持河西走廊整个生态系统的平衡和祁连山各条河流出水总量稳定方面起着决定性的作用,如果这些森林被继续采伐,那么直接后果就是源于祁连山的河流都变成季节河,那时,人们将无法对祁连山雪水进行有效利用。因为没有森林的拦截、贮存和涵养作用,一到雨季,祁连山就会山洪暴发,泥沙俱下,填平水库,冲毁城市和农田;而在枯水季节,就会河流干涸,滴水皆无。因此,没有祁连山水源涵养林,也就没有河西走廊的经济发展。

山地森林消洪补枯作用主要体现在森林通过对降水截留、吸收、贮存、转化,调节河川径流的时空分配。祁连山林区降水稀少、分配不均,年平均降水量为433.6 mm,降水年变幅在326.4~519.7 mm,呈不稳定变化趋势,降水时空分配极不均匀,夏秋季

充沛、冬春稀少，春季降水仅占年降水的 6.4%，而祁连山各河流中下游地区春季用水量却占全年用水量的 50% 以上，河西地区农业生产存在严重的春旱，而实际情况是河西地区已经成为我国重点商品粮基地。这一方面是由于中下游地区大面积推广节水技术、大量开采利用地下水；另一方面是由于在各河流上游的水利工程和大面积森林。兴修水利投资大，而且调节径流有一定的限制；森林调节径流作用范围广、显著而持久，开发潜力大。其机理在于森林存在把夏秋季集中、过多的降水储存在土壤内，把冬季大量积雪储存于林内，到春天随着天气回暖以冰冻形式和积雪形式储存的降水逐渐消融补给河川，满足了春季农业灌溉用水需要，同时削弱了夏秋季洪水（王金叶等，2001）。

祁连山的产流条件有明显的分带性，据中科院沙漠所对石羊河流域的调查（陈隆亨，曲耀光，1992），占径流形成区一半以上面积的森林草原和草甸草原带，形成的地表径流却不足总径流量的 1/4，而面积只占 1/3 弱的灌丛草甸和高寒草甸带、高山垫状植被和冰雪寒冻带，产流量高达 3/4。由此可见，祁连山地表径流量主要形成于山地森林草原带以上，海拔超过 3 400 m 的高山、亚高山地带。山地森林草原带将大部分顺坡汇集而下的地表径流转化为地下径流，缓慢地补给河川。祁连山水源涵养林在径流形成过程中起着承上启下的作用，森林草原带既是重要的径流形成区，更主要的是具有涵蓄和调节径流的生态功能。

河川径流的形成是一个极其复杂的生态过程，受气象、地形、地貌、植被类型等因子制约。对单次降雨引起的河川径流，在地形、地貌等地理因子类同的情况下，主要受到流域境内森林植被状况影响。森林覆盖率低的流域，单次降雨所引起的洪峰流量过程曲线陡起陡落，最大洪峰出现的时间提前，最大峰值的产流量、日径流深均显著高于森林覆盖率高的流域。

祁连山河流的水文特征与当地的植被状况有密切关系。祁连山水源涵养林研究所通过寺大隆和天涝池两个生态定位研究站对此进行了 20 多年的定位研究（王金叶等，2001）。发现在不同观

测场, 河流径流受下垫面植被类型影响差异极大。单次降雨形成的地表径流, 其径流特性因植被类型不同有很大差别。在一次降雨量为 13.1 mm 的降雨过程中, 青海云杉幼林地地表径流观测场, 径流开始时间比强度放牧草地地表径流观测场推迟 48 min, 结束时间延长 51 min, 产流量少 77.87%, 径流强度小 78.13%。寺大隆流域森林覆盖率为 32%, 是天涝池流域森林覆盖率的 49.2%, 一次降雨量为 26.6 mm 降雨所引起的河川径流过程, 最大峰值的产流量、日径流深均比天涝池流域高 3.3 倍, 洪峰提前 2.5 h, 说明森林植被对单次降雨所引起的洪峰流量有削弱作用, 对最大洪峰的出现有滞后作用。这是由于林冠及林下地被物覆盖层对降雨的截留和再分配, 大大增加了林地贮水渗流时间, 减弱了小流域沟壑地带的地表径流, 延缓了补给河川的时间。其机理在于森林植被截蓄了一部分降水, 从而减小了降雨对地面的冲击和地面所接受到的降雨量, 并且森林植被提高了土壤入渗性能, 使一部分降水能很快下渗到土壤中间贮存起来, 使径流量和强度都显著减小, 贮存在土壤浅层的水又缓缓流出, 延长径流历时, 从而起到了削减洪峰流量的作用。

3.1.4 生态系统的演替规律

生态系统在不受干扰的情况下, 将会按照自身的规律不断演化, 形成各种适合当地生态环境的顶级群落, 这种状态是一种相对稳定的状态。但祁连山地区的许多生态系统类型都受到人为干扰, 改变了原有的演替规律。

青海云杉林是祁连山水源林演替的主体顶极群落, 湿性灌木林是高寒冻土地区的顶极群落, 灌木云杉林是亚顶极群落。水源林的演替顺序依次为干性灌木林→灌木祁连圆柏林→灌木青海云杉和祁连圆柏混交林→灌木青海云杉林→藓类青海云杉林或湿性灌木林。

干性灌木林耐干旱、贫瘠, 是入侵成林的先锋种群, 目前现存的干性灌木林多分布在海拔 2 300 m 以下地带, 是干草原与乔木林的过渡林型, 其通过改善小气候和立地条件, 创造了适宜乔

木林生长的环境,郁闭的灌木林为耐阴、喜湿的青海云杉幼苗生长遮光、保湿,稀疏灌木林在一定程度上对祁连圆柏入侵幼苗生长起保护作用。乔木入侵后干性灌木林逐渐演替形成灌木青海云杉林、灌木祁连圆柏林;在灌木祁连圆柏林中随着青海云杉入侵形成灌木青海云杉和祁连圆柏的混交林。乔木随着生长逐渐郁闭成林,使林内光照减弱,湿度增加,林地出现苔藓,曾处于主导地位灌木日趋退化,形成青海云杉林的顶极群落。

在高海拔冻土地区(3 300 m 以上)由于气温低、降水多、乔木林矮化、生长不良,其顶极群落为湿性灌木林,林下多分布有苔草,灌木林遭到破坏,土地沼泽化,演替成草甸草原。山杨桦木林仅仅是祁连山特殊地段、特殊环境条件下的独特林型,在祁连山东段山杨桦木林也出现在水源林的演替序列中,是乔木林的先锋类型。

祁连山森林生态系统的演替主要包括正向演替和人工干扰下的逆向演替,各种不同类型生态系统的具体演替过程见图 3-1~图 3-4。

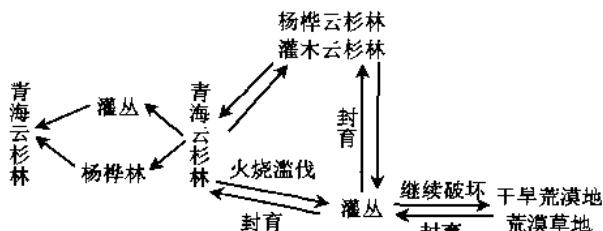


图 3-1 青海云杉林生态系统的正向演替和逆向演替

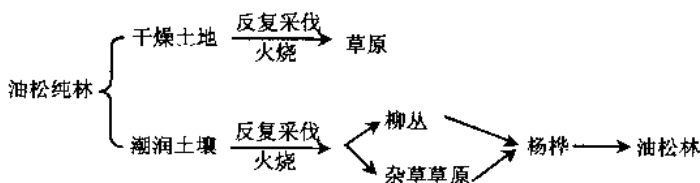


图 3-2 油松林生态系统的演替过程

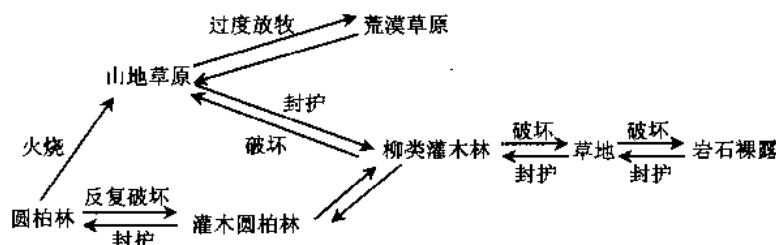


图 3-3 祁连圆柏林生态系统的逆向演替过程

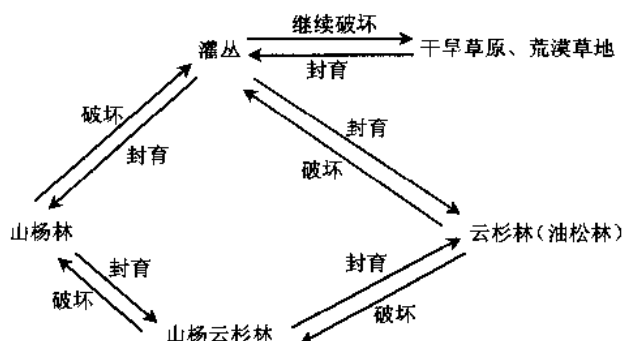


图 3-4 山杨桦木林生态系统的演替过程

3.2 主要人类活动及其生态效应

3.2.1 水资源开发利用及其生态效应

河西走廊除少部分山间盆地外，绝大部分地区都是“地尽水耕”，“非灌不殖”，故有河西农业不赖天雨，全靠祁连山水灌溉之说。它是我国灌溉农业发展较早，规模较大而集中的地区之一。

作为三大内陆河的上游地区，祁连山的水资源主要提供河西地区。这一地区的水资源开发始于西汉汉武帝逐匈奴后，由于屯田开垦的需要，水利灌溉开始得到发展。

汉武帝时将军赵充国在敦煌、酒泉把开渠引水列为首要工作，张掖千斤渠即为当时所开，这是河西有水利的最早记载。东汉时，河西水利较为发达，据《汉书·匈奴传》记载，当时河西设有专管水利的河渠卒。此时在民乐修建了海西和海东坝，引海潮坝之水灌溉。汉以后在三国、两晋、南北朝和隋初之 300 多年中，由于战火频繁，河西水利不仅开发甚少，甚至原有的工程设施也遭到破坏。

唐统一中国后，又开始在河西大兴水利，先后修建了张掖的盈科渠、大满渠、加官渠、大营渠、小满渠等。天宝元年，河西陷于吐蕃部，宋时又为夏所占据，战火四起，很多水利工程又遭废弃。元朝统一后，蒙古贵族曾将大量农田弃耕还牧，以后又感农业之利。复将大批占有土地改为农田，佃给农民耕种，农业生产得到恢复，水利建设也随之发展。

明洪武三年，米国公冯胜统兵进入河西，又移民屯田，水利再度得到大量发展，河西人口增至 190 多万。嘉靖年间，先后在张掖新修有蓄龙渠及梨园、龙首等渠，在山丹修建树沟渠和白石崖渠，在临泽修建板桥渠和昔喇渠，在酒泉修建通济渠，成为河西走廊水利的极盛时期。

清朝康熙五十六年（公元 1717 年）在玉门开赤金渠，雍正十二年，甘肃兵备王金臣振修河西水利，并开垦安西荒地，十三年又开垦民勤、鼎新、双城、高台等处荒地。每开一处荒地都要修建水利工程。

进入 20 世纪以后，河西地区开始出现一些现代化水利工程，如：1943—1947 年建造了金塔鸳鸯池水库，1948 年修建了高台马尾湖水库、酒泉边湾地下水截引工程及夹边沟小型水库，兴修了山丹截引工程和古浪古丰渠灌溉工程。建国后，水资源开发利用强度进一步提高，目前，祁连山地区主要的河道都建立了水库或水坝，各种灌溉渠道更是纵横交错。

水资源的开发利用对三大内陆河流域所造成的生态影响是极其巨大的，主要表现在以下几个方面：

(1) 河流水系变迁

在史前时期, 自祁连山发源的三大内陆水系, 出山后由南往北流(疏勒河在中游以下折向西流), 除了润育河西走廊的小面积天然绿洲外, 大量流水潜入地下, 几经转化, 最后在河流终端汇集成湖, 蒸发消耗于空气中, 河流的盈亏和出没顺乎自然。有史以来, 由于人类的生产活动, 开渠筑坝, 改变了水的行径, 河床为之断流, 人工水系逐渐代替了天然水系。目前所见到的水文网多半是纵横交错而又十分有规则的人工渠系, 天然河道只是留下了历史的痕迹。水系的结构状况也出现了新局面, 如石羊河在历史上是与金川河联系在一起, 现在已各自独立, 自成灌区; 北大河原属黑河水系, 在金塔县北面的鼎新附近与南来的黑河汇流, 而今由于鸳鸯池和解放村水库的修建, 金塔北部的旧河床断流与黑河失去地表联系, 分离出来, 自成北大河水系; 疏勒河下游的支流党河原在敦煌县北部注入疏勒河, 现在也因水源被挖, 连不成一个水系了。其他许多小的支流也不同程度的产生着同样的变化。

(2) 湖泊萎缩干涸

河西地区三条内陆水系的终端, 历史上都存在有较大面积的湖泊, 如石羊河的猪野泽, 黑河的东、西居延海, 疏勒河的哈拉湖。由于上游用水量增加, 湖水补给来源减少, 在强烈的蒸发作用下, 水面日益萎缩和干涸。石羊河流域的民勤、昌宁盆地, 史前时期是猪野泽, 一片水乡泽国, 东西长百余公里, 南北宽数十公里, 随着流入湖中的水量减少, 以及天然泥沙的淤积, 猪野泽逐渐分为东西两块, 西泽叫休屠, 东泽仍叫猪野, 湖泊面积大为缩小。此后, 湖水补给量再度减少, 加上河系主流改道, 分支漫流, 猪野泽和休屠泽又分割成许多小湖。最后, 各湖泊因水源补给缺乏而终于消失, 到解放前夕, 只剩下青土湖有水可见。疏勒河流域的哈拉湖, 也因水源不能供应而变成盐碱荒滩。黑河下游的西居延海于1950年代干涸, 东居延海也于1990年代后期干涸, 近年来, 依赖人为调控, 重新恢复一部分水面。

(3) 河流下游水量逐年减少

由于人类耕作和定居，祁连山地区的水环境质量发生了显著变化。由于地处西北干旱区，本区水资源十分短缺，黑河、石羊河、疏勒河三大水系成为该地区工农业生产的主要水源供给。近些年来，由于流域上、中游地区工农业用水的日益增加，下游水量递减趋势十分明显（图 3-5）（杜虎林等，1997）。

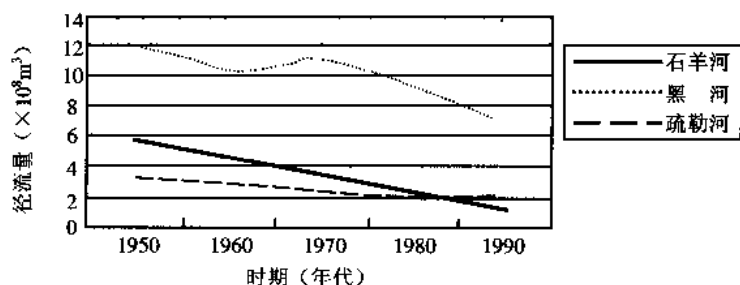


图 3-5 1950 年代以来三大内陆河下游径流量变化

（4）区域性地下水位下降

由于上中游渠道高标准衬砌和渠道河网化、渠系利用率的提高，地下水的开采、甚至持续过量的超采，非回归性耗水的增大，使参与循环的水量减少，引起区域性地下水位下降，目前河西走廊地区地下水位与 1950 年代末、1960 年代初相比，普遍下降了 3~5 m。

3.2.2 森林资源开发及其生态效应

祁连山地区的森林，自有历史记载以来，基本是以采伐、破坏为主，只是索取，没有抚育，森林资源长期处于衰败之中。尤其是 1980 年代以前，破坏尤甚，民乐的大渚马、小渚马、酥油口，张掖龙首堡的林木几经掠夺砍伐，基本丧失殆尽，至建国初期，祁连山地区保存的森林面积仅 200 多万亩。1958 年以后，由于过度砍伐和毁林开荒，祁连山森林又遭到严重破坏，至 1980 年，祁连山森林面积仅 167 万亩，与建国初期相比减少 16.5%。据甘肃省林业调查大队的调查，祁连山的森林，绝大部分为近百年内的次生林，仅在一些交通不便的深山地区保存有小片的原始森林。

1980 年,经国务院批准,祁连山森林划为水源涵养林,1987 年成立省级自然保护区,1988 年成立国家级自然保护区,至此,祁连山森林开始得到有效保护。但由于森林生态系统的恢复极其缓慢,历史时期人类破坏带来的严重后果远非短时期内能够消除。森林生态系统的严重破坏,直接导致流域水源涵养能力和水土保持能力的下降,地表径流趋于减少且稳定性下降,来水易骤起骤落,使其补给地下径流的时间缩短,补给量降低,注入绿洲地区的总水量(含地表和地下径流)和可供重复开采(地表、地下水相互转换)的水资源量同时缩减;径流的不稳定还使其冲刷力加强,加之地表植被覆盖度下降,导致河流含沙量增大,山区水土流失加重,威胁水库的安全和使用年限,如武威南营水库 1969 年投入运行以来,10 年间累计淤积 476 万 m^3 ,占有效库容的 34.4%,1960 年建成的古浪县曹家湖水库,1969—1975 年淤积 150 万 m^3 ,占有效库容的 26.3%。

3.2.3 放牧活动及其生态效应

放牧是祁连山地区历史最为悠久的人类活动,历代封建王朝为维护其统治,都将祁连山及河西地区作为重要的放牧军马之地。建国后,山丹军马场依然一度是我国重要的军马场,目前已经移交地方。祁连山的畜牧业曾经在政治经济中发挥过重要作用,目前,放牧依然是当地最主要的人类活动方式。

放牧对生态环境的影响程度小于农耕,适度的放牧不会对生态环境造成严重破坏,当前存在的主要问题是牲畜数量远远超过牧场的载畜能力。超载放牧最严重的后果是造成草地生态系统的严重退化。由于牲畜的过度啃食使牧草植株变稀变矮,优良牧草减少,毒草增多。据统计祁连山高寒草地牧草产量目前普遍下降 50%~70%。草原退化不仅使产草量降低和牧草质量下降,也导致牲畜质量下降。近 10 年牧区羊只的平均体重下降了 20%~30%,牦牛的体格变小产肉量降低。由于草场资源严重不足,一些灌木林也被用于放牧,进一步导致森林生态系统的破坏。

3.2.4 农业开发及其生态效应

河西地区农业开发已有两千多年历史,总体而言,在建国前,这一地区的农业发展缓慢而具有波动性。两千多年前的河西地区是游牧民族活动的地区,仅有游牧业而无垦殖活动。公元前 121 年河西开进第一批移民,进行军屯开发,灌溉农业开始发展,期间由于政治变革和战争动荡,垦殖业兴废无常,波动性很大。建国后,河西地区农业开发进入稳定发展时期,形成大片人工绿洲。但由于一段时间不按自然规律办事,片面强调“以粮为纲”,耕地开垦活动逐渐向上游山区扩展,出现了毁林开荒、毁草种植的现象,整个祁连山区在 1967—1978 年共毁林开荒 $15\,681\text{ hm}^2$,造成一系列严重后果。

农业开发形成的耕地属于人工景观类型,这些人工景观类型无法完成原有自然景观类型的生态功能,同时,这种人工干预所形成的景观格局也是极其不稳定的。耕地不但不具有水源涵养、防风固沙等重要生态功能,其本身还要消耗大量的水分,上游山区耕地面积的无序扩大是河流下游水量减少的主要原因。同时,祁连山区海拔较高,热量条件远不如中下游的河西走廊,加之地形条件的限制,有相当一部分耕地属于陡坡耕地,有可能导致严重的水土流失。祁连山区耕地开垦占用的经常是优良的牧草地,草原开垦后,牧地减少,导致牧场压力增大。总体而言,在山区进行大规模农业开发是一种得不偿失的行为。

3.2.5 人类活动的综合效应

祁连山的区域生态系统是自然界长期演化过程中,各种生态要素相互影响、相互作用而形成的,在基本气候背景不发生明显变化以及没有人类活动干扰的情况下,这种复合型生态系统具有相当的稳定性,这种稳定性确保了祁连山生态系统的生态功能能够得到良好的维持,确保流域生态系统的稳定。祁连山区域生态系统稳定性得以维持的内在机制是由于经过长期的演化,不同海

拔高度带都由最适应当地自然环境的顶极群落所占据，每一种植被类型都分布于最适合的生境中，形成独特的干旱区山地景观。

在未受到人类活动干扰的情况下，祁连山区的自然景观类型主要包括荒漠草原景观、干性灌丛草原景观、山地森林草原景观、高山灌丛草甸景观和高山冰雪景观。每种景观类型都执行着特定的生态功能，维持着整个流域正常的水分循环，确保整个流域生态系统处于相对稳定状态。

林地景观的主要生态功能是水源涵养，森林和灌丛通过对降水截留、吸收、贮存、转化，调节河川径流的时空分配。它们在维持河西走廊整个生态系统的平衡和祁连山各条河流出水总量稳定方面起着决定性的作用。如果这些森林和灌丛被破坏，直接后果就是源于祁连山的河流都变成季节河，水资源无法得到有效利用，进而导致中下游地区湖泊消失，绿洲面积缩小，流动沙丘面积扩大。

除此以外，其他景观类型也都拥有各自不同的生态功能。高山冰雪景观类型由常年积雪和现代冰川构成，大量水资源以固态的形式存储在这里，冰川与降水径流之间有着相互制约和补充作用，使河流的年径流量比较稳定，从而提高对绿洲供水的保证程度；荒漠灌丛和草原景观具有防风固沙的功能。由于不同的景观类型，其生态功能是不可替代的，因此，原有自然景观类型的消失或分布面积的缩小以及耕地等人工景观类型的过度增加，必然导致全流域生态系统稳定性的破坏。

由于祁连山区域生态系统是一个相互联系的整体，人类活动的影响也具有综合性，某种特定的人类活动不仅仅影响特定的生态系统类型，特定的生态系统类型也并不仅仅受到某一种人类活动的干扰。如水资源开发的主要目的是为农业生产提供水源，但由于天然水系受到改造，原有河流改道，导致下游地区的森林、灌丛由于失去水源灌溉而退化。开垦农田由于占用草地和森林导致草地和森林面积缩小，削弱区域的水土保持和水源涵养功能。

对于干旱区内陆河流域，水分循环是整个流域所有生态过程

的核心，正常的水分循环功能是流域生态系统稳定性得以维持的根本保证。同时，由于干旱区内陆河的水源主要来源于上游，中下游地区基本没有水源补给，因此，上游山区也就成为决定整个流域生态功能及生态稳定性最重要的地区，其生态环境的变化将对整个流域产生巨大影响。祁连山生态系统受到干扰以后，受影响最大的地区并不是祁连山自然保护区本身，而是中下游的河西走廊和内蒙古额济纳旗等地区。上游水资源的过量开采直接导致下游水资源的短缺，其结果是绿洲消失，土地沙化。上游森林、草地的破坏则影响水土保持和水源涵养功能，导致下游河流水量不稳定，含沙量增高。建国后，黑河流域下游内蒙古额济纳旗境内生态环境急剧恶化，西、东居延海分别于 1950 年代和 1990 年代干涸，土壤沙化严重，成为我国沙尘暴的发源地之一，人类活动干扰导致的祁连山区域生态系统结构和功能的改变是主要原因。

第4章

祁连山自然保护区生态承载力评价指标与承载力估算

4.1 评价指标体系的建立

4.1.1 评价指标体系的结构

祁连山自然保护区生态承载力评价指标体系应当与祁连山区域生态系统的结构相一致。祁连山区域生态系统是由多种生态系统类型组成的复合生态系统，具有一定的层次性。其最高层是祁连山区域复合生态系统，第二层由森林、草地、农田、荒漠等子系统组成，这些子系统相互联系，相互影响，构成祁连山区域复合生态系统。其中，森林、草地、农田是最重要的三种生态系统类型，也是受人类影响最大的三种生态系统类型，因此，祁连山自然保护区生态承载力评价主要是针对以上三种生态系统类型。

与祁连山复合生态系统的层次性结构相对应，祁连山自然保护区生态承载力评价指标体系也包括三个层次，依次为目标层、制约层和要素层。在评价指标体系的各个层面中，每一层中的因子对比它高一级的层面都有一定的权重贡献。

目标层是评价指标体系的最高层，它反映整个祁连山自然保护区的生态承载力状况以及人类活动对生态系统的影响程度。制约层包括森林、草地和农田三个子系统，这些子系统分别反映了区域复合生态系统某一方面的承载力状况。要素层分别属于不同

的子系统,通过一系列具体的指标反映各生态承载力要素的状况,通过各评价指标的聚合分析,可以分别了解子系统和区域复合生态系统的承载力状况。祁连山自然保护区目前的人类活动以农耕和放牧为主,基本没有工业活动,因此,祁连山自然保护区生态承载力评价指标体系中的指标以资源容纳能力和生态调节能力方面的指标为主,没有考虑环境容纳能力方面的指标。祁连山自然保护区生态承载力评价指标体系结构见图 4-1。

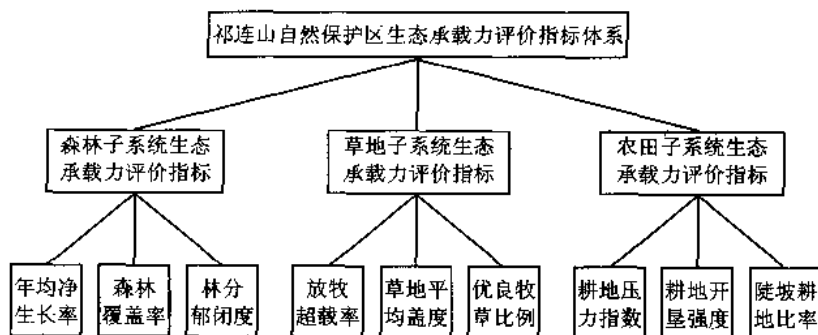


图 4-1 祁连山自然保护区生态承载力评价指标体系结构

4.1.2 评价指标说明

(1) 森林子系统生态承载力评价指标

森林子系统生态承载力指标包括森林覆盖率、森林年平均净生长率和林分平均郁闭度。森林是祁连山区域生态系统的核心,承担着水源涵养和水土保持的重要功能。当区域降水量 $\geq$ 蒸发量时,森林对径流量影响较小。而当降水量 $<$ 蒸发量时,森林对流域年径流量影响较大(麻泽龙, 2003)。地处干旱半干旱地区的祁连山区,森林覆盖率和郁闭度的变化对流域年产水量影响明显,在消洪补枯,稳定河川径流、防止水土流失方面发挥着重要作用。只有使森林覆盖率和林分郁闭度维持在某一合理的范围,才能确保这些生态功能的正常发挥。此外,森林覆盖率和林分郁闭度也能反映人类活动对森林生态系统的影响,因为强烈的人类活动干

扰必然导致森林面积的减少和林分郁闭度的下降,进而导致森林覆盖率的降低。森林的年平均净生长率反映了森林的自我恢复能力,只要干扰造成的森林破坏不超过森林的生长量,也就是森林的年平均净生长率不小于零,现有森林生态系统的功能就不会受到明显的削弱。以这几个指标作为森林子系统生态承载力评价指标的意义就在于通过这几个指标了解:当人类活动对森林的破坏达到什么程度,或者说当森林覆盖率、林分郁闭度和林木年平均净生长率低于什么水平时,水源涵养、水土保持等主要生态功能将受到严重破坏,森林子系统的稳定性将丧失。

(2) 草地子系统生态承载力评价指标

草地子系统生态承载力指标包括放牧超载率、草地平均盖度和平均优良牧草比例。平均放牧强度反映了人类活动对草地生态系统的干扰程度,当平均放牧强度超过草地的载畜能力时,草地生态系统将有可能发生退化。草地平均盖度和优良牧草比例都反映了草地生态系统的退化程度。草地平均盖度反映了草地的裸露程度,当放牧强度远远超过草地载畜量时,牲畜的过度啃食和践踏,导致任何植被都无法生长,进而导致草地盖度下降。此外,对草原的不合理开垦也会导致草地平均盖度下降。优良牧草比例是反映草场退化程度的重要指标,当放牧强度超过草地载畜量时,大量优质牧草被啃食,得不到更新的机会,而一些牲畜不愿意啃食的毒草将逐渐替代原有的优质牧草,导致草地中草种结构的变化。相对而言,草地平均盖度反映了更加强烈的干扰。

(3) 农田子系统生态承载力评价指标

农田子系统主要由耕地景观类型构成,耕地属于人工景观,是人类活动对区域生态系统干扰的结果。农田生态系统生态承载力就是对人类农耕活动的最大承载限度。农田子系统生态承载力指标包括耕地压力指数、耕地开垦强度和陡坡耕地比例。耕地压力指数是最小人均耕地面积与实际人均耕地面积之比,它属于资源容纳能力指标,它反映了生态系统为人类提供食物、维持人类生存的能力,过高的耕地压力指数将威胁区域的粮食安全。另一

方面,也应当认识到,在祁连山自然保护区,耕地开垦是作为一种人为活动干扰因素出现的。总体而言,耕地的开垦对祁连山生态系统的稳定性存在负面影响。首先,耕地的开垦导致土壤失去自然植被的覆盖,加大了土壤侵蚀的潜在可能性。同时,上游祁连山区耕地的过度开垦必然造成水资源消耗量的增加,导致中下游地区水资源短缺,影响流域水量的合理分配,威胁中下游生态系统的稳定,通过开垦强度和坡耕地比例可以反映耕地开垦对区域生态系统的影响。

4.2 基础数据分析

4.2.1 数据来源

本文所使用的数据包括遥感数据、地形数据以及部分统计数据 and 以往祁连山地区的研究成果。其中,森林覆盖率、耕地开垦强度通过遥感解译获得,林木年平均净生长率、林分郁闭度、草地平均盖度和优良牧草平均比例通过调查和研究资料获得,平均放牧强度和人均耕地面积通过对统计数据和遥感数据的分析获得,陡坡耕地面积比例通过对遥感数据和地形数据的分析获得。

遥感数据主要包括祁连山自然保护区 2000 年 TM 及 ETM⁺ 影像数据,景号分别为:131-34,132-34,133-33,133-34,134-33,135-33,数据来源为中国卫星遥感地面站。

1:25 万数字地形数据来自 1:25 万国家基础地理信息系统相关数据。

1:10 万土地利用数据来自中国西部生态调查研究项目的土地利用调查数据,数据通过遥感解译获得,中国环境信息中心、中国环境科学研究院以及国家环保总局南京环境科学研究所等单位承担了遥感数据的解译工作。

祁连山自然保护区位于一个东西向狭长区域,其经度范围位于 93°31'E~102°40'E,跨三个高斯投影带,如果采用高斯—克吕

格投影, 拼接部分将产生较大的误差, 同时, 本研究的大多数空间分析都是在面状图斑的基础上进行的, 因此, 本项研究中各种空间数据统一采用 Albers 等积投影。

4.2.2 遥感信息的提取

目前, 遥感数据的解译方法主要包括人机交互目视解译和计算机自动解译, 由于技术水平的限制, 目前计算机解译的精度还难以达到要求。本文中遥感数据的解译采用人机交互目视解译。

人机交互目视解译主要在 ERDAS8.0 软件平台上完成, 不同波段的 TM 或 ETM⁺ 遥感影像经过增强处理以后, 进行标准假彩色合成, 各波段对应的颜色分别为: RED-4, GREEN-3, BLUE-2。根据相应的颜色和纹理, 目视判断划分耕地、林地、草地等景观类型, 在屏幕上将相应的图斑勾画出来, 并对每一个图斑进行编码, 赋予属性值。随后应用 ARC/INFO 进行拓扑运算, 形成初步的景观类型图, 通过实地调查, 对初步的景观类型图进行抽样检查, 解译精度达不到要求的重新进行解译, 经检查达到要求的经过编辑形成最终的景观类型图 (附图 1)。遥感信息提取的基本流程见图 4-2。

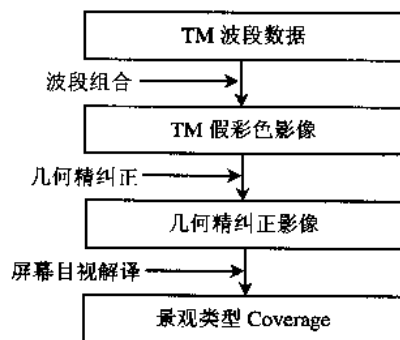


图 4-2 遥感信息提取的基本流程

4.2.3 地形信息的提取

根据 1:250 000 电子地形图中的等高线信息, 结合湖泊、河流信息, 用 ARC/INFO8.0 中的 CREATETIN 命令建立 TIN, 然后由 TIN 转成 DEM, 在 DEM 中提取高程、坡度和坡向信息, 形成坡度、坡向、高程 grid, 用 gridpoly 将坡度、坡向、高程 grid 转为 polygon, 形成 polygon 形式的坡向 coverage、坡度 coverage 和高程 coverage, 具体程序见图 4-3。

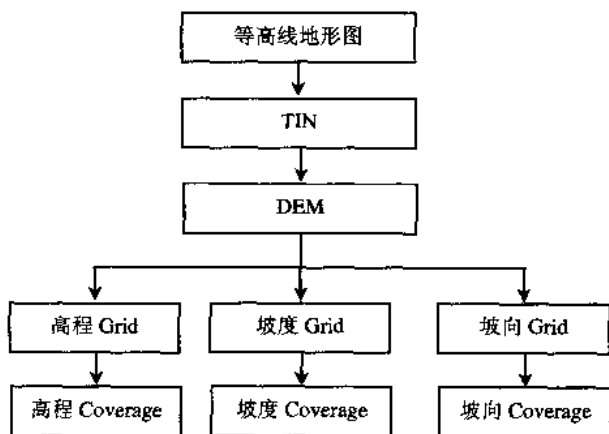


图 4-3 地形信息提取的基本程序

4.2.4 数据分类和分级系统

根据生态承载力评价指标计算的要求, 需要对景观类型、高程、坡度、坡向进行分级。

(1) 景观分类体系

考虑本项研究的要求、研究区的实际情况以及遥感解译的分辨能力, 祁连山自然保护区的景观类型分为九种景观类型, 分别为耕地、乔木林、灌木林、草地、水域、工矿居民用地、沙地戈壁、裸地裸岩以及冰川积雪。

(2) 高程等级系统

高程共分为 14 级, 其分级标准如下:

- 1 级: $<1\,800\text{ m}$
- 2 级: $1\,800\sim2\,000\text{ m}$
- 3 级: $2\,000\sim2\,200\text{ m}$
- 4 级: $2\,200\sim2\,400\text{ m}$
- 5 级: $2\,400\sim2\,600\text{ m}$
- 6 级: $2\,600\sim2\,800\text{ m}$
- 7 级: $2\,800\sim3\,000\text{ m}$
- 8 级: $3\,000\sim3\,200\text{ m}$
- 9 级: $3\,200\sim3\,400\text{ m}$
- 10 级: $3\,400\sim3\,600\text{ m}$
- 11 级: $3\,600\sim3\,800\text{ m}$
- 12 级: $3\,800\sim4\,000\text{ m}$
- 13 级: $4\,000\sim4\,200\text{ m}$
- 14 级: $>4\,200\text{ m}$

(3) 坡度等级系统

坡度共分为 6 级, 其分级标准如下:

- 1 级: $<5^\circ$
- 2 级: $5^\circ\sim15^\circ$
- 3 级: $15^\circ\sim25^\circ$
- 4 级: $25^\circ\sim35^\circ$
- 5 级: $35^\circ\sim45^\circ$
- 6 级: $>45^\circ$

(4) 坡向等级系统

坡向按方位角共分为 12 级, 0° 为正北方向, 其分级标准如下:

- 1 级: $0^\circ\sim30^\circ$
- 2 级: $30^\circ\sim60^\circ$
- 3 级: $60^\circ\sim90^\circ$
- 4 级: $90^\circ\sim120^\circ$
- 5 级: $120^\circ\sim150^\circ$

- 6 级: $150^{\circ} \sim 180^{\circ}$
 7 级: $180^{\circ} \sim 210^{\circ}$
 8 级: $210^{\circ} \sim 240^{\circ}$
 9 级: $240^{\circ} \sim 270^{\circ}$
 10 级: $270^{\circ} \sim 300^{\circ}$
 11 级: $300^{\circ} \sim 330^{\circ}$
 12 级: $330^{\circ} \sim 360^{\circ}$

4.2.5 主要景观类型空间的分布特征

4.2.5.1 主要景观类型及其比例

在对遥感数据进行解译的基础上,通过 ARC/INFO 软件,对祁连山自然保护区各种景观类型的面积和比例进行了分析(表 4-1),其中耕地占 3.87%,乔木林占 6.27%,灌木林占 17.05%,草地占 46.25%,水域占 0.72%,工矿居民用地占 0.15%,冰川积雪占 1.21%,沙地戈壁占 1.22%,裸地裸岩占 23.26%。

从整个祁连山自然保护区景观类型的比例可以看出,耕地、工矿居民用地等人工景观类型合计仅占总面积的 4.02%,而乔木林、灌木林、草地等自然景观类型占 69.57%,自然景观类型是保护区区域生态系统结构的主体。

表 4-1 祁连山自然保护区各种景观类型比例

景观类型	面积/hm ²	比例/%
耕地	100 140	3.87
乔木林	162 176	6.27
灌木林	440 718	17.05
草地	1 195 522	46.25
水域	18 588	0.72
工矿居民用地	3 853	0.15
冰川积雪	31 276	1.21
沙地戈壁	31 435	1.22
裸地裸岩	601 406	23.26

4.2.5.2 海拔高度对景观空间分布的影响

祁连山自然保护区以山地为主, 海拔高度的差异, 造成自然环境的差异, 同时, 也对景观类型的空间分布造成影响, 为了了解景观类型在不同海拔高度的分布规律, 在 ARC/INFO 中用 identity 命令对景观类型 coverage 和高程 coverage 进行叠加分析, 分别统计每个海拔高度带各种景观类型的比例和主要景观类型在不同海拔高度带的面积比例。分析结果见表 4-2、表 4-3 和附图 2。

表 4-2 不同海拔高度带各种景观类型的面积比例 单位: %

高程 等级	耕地	乔木林	灌木林	草地	水域	工矿居 民用地	冰川 积雪	沙地 戈壁	裸地 裸岩
1	7.85	1.18	1.02	53.89	4.87	0.34	0.00	9.58	21.27
2	9.49	0.07	0.23	45.19	2.41	0.40	0.00	29.69	12.52
3	2.74	0.61	1.64	62.19	1.38	0.29	0.00	20.72	10.43
4	13.87	1.71	5.47	60.42	0.73	0.73	0.00	6.69	10.38
5	22.28	4.77	8.25	55.92	0.70	0.69	0.00	1.51	5.88
6	4.34	10.44	13.32	66.04	0.40	0.80	0.00	0.32	4.34
7	6.10	14.41	18.75	55.73	0.61	0.19	0.00	0.04	4.17
8	0.62	14.03	31.11	46.75	0.90	0.03	0.01	0.04	6.51
9	0.06	11.36	34.44	41.79	1.32	0.01	0.08	0.43	10.51
10	0.03	6.13	32.41	44.50	0.98	0.00	0.20	0.33	15.42
11	0.00	2.00	19.79	52.68	1.06	0.00	0.71	0.28	23.48
12	0.00	0.33	18.76	42.59	0.22	0.00	1.52	0.20	36.38
13	0.00	0.05	8.38	32.89	0.00	0.00	3.08	0.06	55.54
14	0.00	0.00	0.59	22.48	0.06	0.00	6.65	0.00	70.22

从表 4-2 和附图 2 中可以看出, 在 2 400 m 以下的低海拔地带和 3 600 m 以上的高海拔地带景观结构相对简单。低海拔地区由于降水稀少, 地表植被稀疏, 加之不合理的放牧和垦殖, 沙地戈壁、裸地裸岩景观以及低覆盖草地等景观类型所占比重较大; 高海拔地带人类活动干扰较少, 但由于气候寒冷, 植被较少且类型单一, 灌木林、裸地裸岩和冰雪景观类型比重较大。海拔 2 400 ~

3 600 m 的中海拔地带是祁连山地区景观结构最为复杂的地区, 这一地带降水相对丰沛, 部分地区年降水量可达 400 mm 以上, 满足了乔木林的生长要求, 一些乔木林景观主要集中在这—地带, 同时, 这一地带也是各种人类活动最集中的地区, 放牧和农耕活动主要在这里开展。从表 4-3 中可以看出, 91.8% 的耕地集中于 2 200~3 000 m; 91.33% 的乔木林集中于 2 600~3 600 m; 85.46% 的灌木林集中于 2 800~3 800 m; 87.92% 的高覆盖草地集中于 2 600~3 800 m。由于过度放牧和森林砍伐, 这一地带还拥有相当比例的裸地裸岩景观, 除了冰川积雪景观以外, 这一地区几乎拥有祁连山地区的所有主要景观类型。

表 4-3 同一景观类型在不同海拔高度带的面积比例 单位: %

高程等级	耕地	乔木林	灌木林	高覆盖草地	中覆盖草地	低覆盖草地	冰川积雪	沙地戈壁	裸地裸岩
1	1.85	0.17	0.05	0.29	1.48	1.34	0	7.20	0.84
2	3.20	0.02	0.02	0.04	1.14	2.77	0	31.89	0.70
3	1.11	0.15	0.15	0.08	2.42	3.90	0	26.88	0.71
4	9.36	0.71	0.84	0.39	4.00	5.85	0	14.39	1.17
5	29.11	3.85	2.46	2.59	7.84	7.60	0	6.29	1.28
6	36.29	11.89	5.60	8.41	13.76	7.39	0	1.89	1.33
7	17.04	24.86	11.94	19.11	13.10	6.53	0	0.39	1.94
8	1.79	25.20	20.62	21.07	8.29	5.20	0.05	0.06	3.16
9	0.16	19.13	21.39	14.82	8.18	5.74	0.72	3.70	4.77
10	0.09	10.25	19.97	12.84	9.57	7.84	1.74	2.85	6.94
11	0	3.16	11.54	11.67	12.08	9.85	5.83	2.32	10.00
12	0	0.55	3.97	6.77	10.28	11.83	13.24	1.74	16.36
13	0	0.06	1.09	1.69	5.40	10.43	20.58	0.40	19.21
14	0	0.00	0.36	0.23	2.46	13.73	57.84	0	31.59

4.2.6 景观的动态变化

(1) 森林景观的动态变化

祁连山的森林主要分布在海拔 2 400~3 400 m 的森林草原带, 这里分布着青海云杉、祁连圆柏等高大乔木林和高山柳、箭

叶锦鸡儿、金露梅、杜鹃等灌丛林带以及大片的草原植被，尤以阴坡发育良好。据《河西志》记载，祁连山在两千年前约有 9 000 万亩天然森林，生长茂密、绿树参天、浓荫遮日、冬夏常青。祁连山森林的分布范围，西逾甘新交界的伊吾地区，东至白银，东西 1 200 km。

自汉武帝河西建郡起，随着大规模移民和屯垦开发的进行，祁连山地区天然植被开始受到破坏。汉宣帝时赵充国的《屯田疏》云：“臣前部士入山，伐材木大小六万余枚，皆在水次。”一次入山即砍伐材木 6 万余株，在其整个屯田过程中对森林植被的破坏可想而知。

唐代，丝绸之路空前兴盛，佛教在河西地区得到广泛传播，建造佛寺洞窟一度极其盛行，消耗了大量木材。及至明清，随着河西走廊又一次大规模农业开发的兴起和人口的大量增加，祁连山林草的破坏进一步加剧，入山伐木猎材的活动愈演愈烈。嘉靖八年（1529 年）明室“题准甘肃等边，……南北山地听其尽力开垦，永不起科”，鼓励人们向山区进军。祁连山区的开发过程，往往首先在半干旱浅山区垦殖，而由于浅山区蒸发强烈干燥缺水，遂又抛荒任其荒芜沙化，继续向高海拔的中山区开拓，由此造成浅山区、中山区林草资源相继大面积毁坏。宣统元年（1909 年）修《甘肃新通志》写道：“黑松林山，（古浪）县东南 30 里，上多松，今成童矣。”

清末以后，祁连山林草的破坏更为剧烈。《河西志》载，石羊河上游哈溪滩一带，从清末至解放前夕，因兵荒马乱社会不安，牧主、寺院乘机招来外地移民进入山区，为其充当“牛户”，山田日开。并且“火烧随着开荒，挖草皮烧灰，而引起森林、草原着火事件相当频繁，有时一连数十天不熄，连绵烧毁几千亩，甚至万亩。着火后任其发展，直到熄灭为止”。

建国后，祁连山地区又经历了一次森林破坏的高潮，短短几十年间，有林地面积减少 21.69 万 hm^2 ，疏林和灌木减少了 20 万 hm^2 。森林带下限由 1 900 m 退缩到 2 300 m，且仅见于酒泉以东的深山

偏远地带。

1980年代以后,祁连山设立国家级自然保护区,森林砍伐基本停止,森林面积减少得到遏制并开始缓慢增加,但恢复比较缓慢,森林年平均净增长率约2.7%。

(2) 耕地景观的动态变化

两千多年前的祁连山地区是游牧民族控制和活动的地区,是个纯牧区,几乎没有农田,公元前121年河西开进第一批移民,进行了军屯开发,灌溉农业始有发展,其间历经政治变革和战争动荡,垦殖业兴废无常,但总的趋势是耕地面积不断增加,比重越来越大。目前,祁连山自然保护区耕地面积占3.87%。

(3) 草地景观的动态变化

草地是森林和耕地之间的过渡类型,一方面,森林景观受到破坏以后,常常演替为草地;另一方面,耕地主要由草地开垦而来。因而祁连山草地景观的动态变化相对复杂,目前祁连山草地面积约占总面积的46.25%,由于长期过载放牧,普遍存在退化的趋势。

根据4.2.5.2中的分析可以看出,祁连山地区耕地、草地和森林几乎集中于同一海拔高度带,因此,三种景观类型的动态变化实际上是一种此消彼长的关系。在未受到人类活动干扰的情况下,祁连山区的自然景观类型主要包括荒漠草原景观、干性灌丛草原景观、山地森林草原景观、高山灌丛草甸景观和高山冰雪景观。在人类活动的影响下,森林、草原、灌丛等自然景观类型消失或被耕地等景观类型替代。

4.3 森林子系统生态承载力估算

在前文中已经阐明,生态承载力估算的实质就是确定系统的生态阈值。生态阈值是判断人类活动干扰的强度是否超过系统承载力的标准,只有确定了系统各方面的生态阈值,才能进一步制定生态荷载评价标准并对生态荷载状况进行评价。祁连山自然保

保护区生态承载力评价指标体系包括森林、草地和农田三个子系统以及隶属于各个子系统的评价指标，祁连山区域生态系统的总体生态承载力就是通过每个评价指标的阈值来体现的，生态承载力估算就是确定每个评价指标的阈值。

确定生态阈值的基本原则是系统的主要生态服务功能是否受到破坏，祁连山自然保护区的森林属于生态公益林，其主要生态服务功能是水土保持和水源涵养，除了必要的抚育间伐以外，不允许进行任何商业性的采伐，因此，通过林产品的提供能力来确定森林子系统的承载力是违背自然保护区的基本保护原则的。要确定森林子系统的生态承载力必须分析水土保持和水源涵养两个主要生态功能与评价指标阈值之间的关系。

森林子系统的评价指标包括：森林覆盖率、林分平均郁闭度和林木年平均净生长率。

4.3.1 森林覆盖率阈值

森林覆盖率是反映森林生态系统状况的重要指标，森林覆盖率直接影响到森林生态系统保持水土、涵养水源、调节径流和改善森林小气候等生态功能的发挥。

森林覆盖率可以进一步分为最佳森林覆盖率、合理森林覆盖率和最大可能森林覆盖率（郭忠升，张宏民，1996）。最佳森林覆盖率是指某一区域所拥有的森林，既能满足人们对木材和林副产品的需要，又能达到人们对生态效益和社会效益的要求，使之形成一个较稳定的生态环境所具有的森林覆盖率，最佳森林覆盖率是理想化的森林覆盖率，在实际过程中，最佳森林覆盖率的标准常常很难达到；合理森林覆盖率是指在一定的历史时期内，某一区域，从人们对森林所需求的直接效益（经济效益）和间接效益（生态、社会效益）出发，在满足一定要求的前提下，所达到的森林覆盖率；最大可能森林覆盖率是指在某一区域，在自然条件（降水、气温、立地条件等）允许的前提下，所能达到的最大森林覆盖率。对生态承载力评价而言，最关心的显然是合理森林覆

盖率,其次也要考虑最大可能森林覆盖率。

一个地区究竟需要多大森林覆盖率才能保证正常生态功能的发挥,这是一个十分复杂的问题。国内外一般认为森林覆盖率要达到30%以上,且分布均匀、结构合理,才能维持基本的生态功能,但实际上,不同的区域由于自然条件的差异,对森林覆盖率并不能一概而论,对一些热带雨林地带,30%可能偏低,而对一些干旱地带,30%则可能偏高。吴秉礼等(2003)对甘肃省的研究结果表明,一日或一次性大暴雨至特大暴雨过程是造成土壤侵蚀的主要原动力,在土壤最小孔隙度条件下,需要41.43%的森林覆盖率,才能防止一日或一次最大降水量造成的水土流失;在土壤最大孔隙度条件下,需要24.48%的森林覆盖率,能防止一日或一次最大降水量造成的水土流失;在土壤平均孔隙度条件下,研究地区需要34.11%的森林覆盖率,才能防止一日或一次最大降水量造成的水土流失。

祁连山地区的森林覆盖率阈值应当是多大,除了考虑维护生态服务功能的要求以外,也要考虑当地的自然条件是否适合森林生长,满足森林生长条件的生境范围有多大。

祁连山地区虽然地处西部干旱地区,但在一定的海拔高度,还是能够满足森林生长的最低条件的。根据《河西志》记载,祁连山地区在两千多年前约有森林9000万亩,由于历史上统计的误差和计量单位的不统一,我们无法对这一数据进行准确的核实,但历史时期祁连山的森林面积远远超过现在,这一事实应当是毋庸置疑的。为了搞清楚祁连山自然保护区的生境范围,我们对祁连山森林的生长条件进行了分析。

祁连山水源涵养林的主体是青海云杉林,它构成了祁连山自然保护区乔木林的主体。青海云杉的生存条件比较苛刻,它只分布在特定的海拔高度带范围内,根据表4-3附图2可以看出,在高程等级6~10,即海拔在2600~3600m,乔木林面积占整个祁连山自然保护区乔木林总面积的91.33%。因此,海拔2600~3600m的高度带是祁连山森林的主要分布带。

祁连山的森林分布除了受海拔高度的影响以外, 与坡向也有密切的关系, 将景观类型 coverage 与坡向 coverage 进行叠加分析, 可以看出森林(主要是乔木林)景观的空间分布与坡向的关系(表 4-4 和附图 3)。

表 4-4 不同坡向乔木林景观的分布状况

坡向	面积/hm ²	占乔木林总面积比例/%
0°~30°	29 982	18.49
30°~60°	19 276	11.89
60°~90°	13 849	8.54
90°~120°	7 782	4.80
120°~150°	4 229	2.61
150°~180°	3 037	1.87
180°~210°	3 719	2.29
210°~240°	6 605	4.07
240°~270°	11 950	7.37
270°~300°	16 436	10.13
300°~330°	21 995	13.56
330°~360°	23 316	14.38

从表 4-4 和附图 3 中可以看出, 在方位角为 0°~90°和 270°~360°的范围内, 森林面积为 124 854 hm², 占全部森林面积的 76.99%, 因此, 祁连山森林最适宜的生境主要位于海拔 2 600~3 600 m 的阴坡地带。

将景观类型 coverage、高程 coverage 和坡向 coverage 进行叠加分析, 得到祁连山自然保护区理论森林生境分布图(附图 4)。经过计算, 在祁连山自然保护区, 满足森林生长需要的生境地带面积总共为 828 669 hm², 占祁连山自然保护区总面积的 32.06%, 除去水面和滩地, 理论上祁连山自然保护区的森林覆盖率应当不低于 31.7%。综合各方面因素, 本研究将祁连山自然保护区森林覆盖率的阈值定为 30%。

4.3.2 林分平均郁闭度阈值

林分的平均郁闭度反映了林冠的郁闭状况。林分郁闭度对森林水源涵养和水土保持功能都具有重要影响,对水土保持而言,林分郁闭度越大,森林的水土保持能力越强。但对于水源涵养而言,林分郁闭度与水源涵养能力并不完全是正相关,林分郁闭度过大,将导致大部分降水被林冠阻挡,难以渗入林下的土壤,影响森林的水源涵养功能。同时,林分郁闭度过大也导致森林的透光能力下降,致使部分林木和林下植被得不到足够的养分、水分和阳光而死亡。根据车克钧等人(2000)的研究,祁连山地区森林林分平均郁闭度保持在0.6比较合理。故将林分平均郁闭度的阈值定为0.6。

4.3.3 林木年平均净生长率阈值

林木年平均净生长率是林木平均生长率与平均减少率的差值,它反映了森林的自我恢复能力。林木年净生长率越高,森林生态系统恢复的能力越强,森林抵抗人类破坏的能力也越强。如果林木年平均净生长率小于或等于0,林木的蓄积量将逐年减少,在森林遭受破坏以后将无法恢复。因此,在评价过程中,将林木年平均净生长率的阈值定为0。

4.4 草地子系统生态承载力估算

草地子系统生态承载力评价指标包括放牧超载率、草地平均盖度和优良牧草平均比例。

4.4.1 放牧超载率阈值

放牧超载率是实际牲畜数量超过理论载畜量的部分与理论载畜量的比值,其计算公式如下:

$$\text{放牧超载率} = \frac{\text{实际牲畜数量} - \text{理论载畜量}}{\text{理论载畜量}} \quad (4-1)$$

它反映了放牧活动干扰对草地生态系统的影响。放牧超载率 >0 表明实际放牧的数量超过了草场的理论载畜量, 这将不可避免地造成草场退化和草地生态系统的破坏。因此, 可以将放牧超载率的阈值定为 0。

要确定牲畜数量是否超载, 首先要确定研究区域的理论载畜量。理论载畜量决定于两个方面, 一是可利用的草场面积, 并不是所有的草场都适于放牧, 对于一些坡度过陡的草场, 不仅牲畜活动困难, 水土流失的潜在危险也相当大, 不适宜放牧; 二是草场的载畜能力, 不同类型的草场产草能力相差很大, 所能承载的牲畜数量也有差别。

(1) 可利用草场面积的估算

祁连山草地生态系统除了为畜牧业提供牲畜饲料, 还承担着防止水土流失的重要生态功能, 过度放牧尤其是在陡坡草地的放牧, 同样会增加水土流失的潜在威胁。但目前国内尚未制定放牧的坡度限制标准, 为此, 我们参考了美国土地管理局 (Bureau of Land Management) 的有关规定 (James Catlin et al, 2003), 制定如下限制标准: 45° 以上的高覆盖草地禁止放牧, 35° 以上的中覆盖草地禁止放牧, 25° 以上的低覆盖草地禁止放牧。

表 4-5 不同坡度等级下的草地分布

坡度等级	$<5^\circ$	$5^\circ\sim15^\circ$	$15^\circ\sim25^\circ$	$25^\circ\sim35^\circ$	$35^\circ\sim45^\circ$	$>45^\circ$
高覆盖 面积/ hm^2	91 812	145 368	87 414	40 004	8 397	2 457
草地 比例/%	24.45	38.72	23.28	10.65	2.24	0.65
中覆盖 面积/ hm^2	116 349	166 271	105 151	53 869	14 637	10 569
草地 比例/%	24.92	35.62	22.52	11.54	3.14	2.26
低覆盖 面积/ hm^2	55 185	115 710	89 768	65 323	20 595	6 643
草地 比例/%	15.62	32.76	25.41	18.49	5.83	1.88

根据这些标准, 在 ARC/INFO 中, 利用 identity 命令将不同类型草地的 coverage 与坡度等级 coverage 进行叠加分析, 得出不同坡度等级、不同类型的草地面积及其所占比例 (见表 4-5 和附

图 5)。根据表 4-6, 高覆盖草场的可利用面积为 $372\,995\text{ hm}^2$, 占其总面积的 99.35%; 中覆盖草场的可利用面积为 $441\,640\text{ hm}^2$, 占其总面积的 94.6%; 低覆盖草场的可利用面积为 $260\,663\text{ hm}^2$, 占其总面积的 73.79%。

(2) 理论载畜量的估算

通常估算理论载畜量是根据草场的可利用面积, 单位面积的产草量以及草场的利用率和牲畜(羊单位)的日食量、放牧天数等因素求算。其计算公式如下:

$$\text{载畜量(羊单位)} = \frac{\text{草场可利用面积} \times \text{单位面积产草量} \times \text{草场利用率}}{\text{羊的日食量} \times 365} \quad (4-2)$$

① 草场利用率的确定

天然草场在利用过程中, 必须安排一定比例的草场进行休闲和备用, 以使草场有缓冲和恢复的余地, 国外一般安排 50%~60% 的草场进行利用, 40%~50% 的草场进行休闲和备用。根据我国科研工作者的研究成果和祁连山地区的实际情况(俞锡章, 1983), 高覆盖草地、中覆盖草地和低覆盖草地利用率分别定为: 75%、70%和 60%。

② 单位面积产草量的确定

根据中国科学院兰州沙漠研究所的研究成果(陈隆亨等, 1992), 祁连山地区不同类型草地的产草量为: 高覆盖草地 $3\,000\text{ kg/hm}^2$, 中覆盖草地 $1\,500\text{ kg/hm}^2$, 低覆盖草地 500 kg/hm^2 。

③ 羊的日食量的确定

祁连山地区大部分是个体较大的改良细毛羊和藏系绵羊, 日食量约 5 kg, 此外, 还有一些个体较小的蒙古羊, 日食量约 3 kg。综合考虑各种情况, 每个羊单位日食量确定为 4 kg。

④ 理论载畜量的估算

根据以上确定的可利用草场面积、草场利用率、单位面积产草量和羊日食草量, 整个祁连山自然保护区的载畜量计算见表 4-6, 高、中、低覆盖草地的载畜量大约分别为 57 万羊单位, 32 万羊单位和 5 万羊单位, 总计 94 万羊单位。

表 4-6 祁连山自然保护区天然草场载畜量估算

估算项目	高覆盖草地	中覆盖草地	低覆盖草地
总面积/hm ²	375 452	466 845	353 224
可利用面积/hm ²	372 995	441 640	260 663
利用率折算后面积/hm ²	279 746	309 148	156 398
总产草量/kg	839 238 000	463 722 000	78 199 000
载畜量/羊单位	574 821	317 618	53 561

4.4.2 草地平均盖度阈值

草地覆盖度主要影响草地生态系统水土保持功能的发挥,随着草地覆盖度的增加,水土流失量减少,但二者之间的关系并不是线性的,而是存在某个阈值。根据袁建平等(2000)的研究,当草地覆盖度达到 60%以后,将具有明显的减流减沙效益,减沙效益达 80.4%,但当草地覆盖度从 60%递增到 100%时,其减沙效益变化仅为 18.9%;曾伯庆等人研究草地覆盖度对产沙的影响时发现,当植被盖度为 20%~40%时,减沙效益为 54%~79%,植被盖度 60%~80%时,减沙效益为 77%~95%,表明植被盖度大于 60%时防止水土流失的作用比较稳定,小于 60%时作用不稳定(张光辉,梁一民,1996);石生新等(1990)的研究表明,当植被盖度大于 60%时,减沙效益在 90%以上(与休闲地相比),此时土壤侵蚀模数小于 260 t/km²;侯喜禄等(1991)的观测结果表明,与坡耕地相比,覆盖度为 60%~70%的草地,减沙效益达 92%,当植被盖度小于 40%时,减沙效益明显降低;吴钦孝等(1994)在天然草地进行了人工降雨试验,结果表明为了有效保持水土,植被盖度应保持在 50%~60%。草地覆盖度与土壤的风蚀量之间同样存在非线性的关系,根据海春兴等的研究结果,当草地覆盖度分别为 60%, 40%, 20%、10%、5%和 0 时,土壤的风蚀模数分别为 0.003 6 g/(cm²·min)、0.004 2 g/(cm²·min)、0.013 9 g/(cm²·min)、0.020 3 g/(cm²·min)、0.038 9 g/(cm²·min)和 0.222 g/(cm²·min),当草地覆盖度达到 40%时,土壤的风蚀量将明显减

少。综合考虑以上研究成果,结合祁连山地区的实际情况(常宗强等,2002),将草地平均盖度的阈值确定为60%。

4.4.3 优良牧草比例阈值

优良牧草比例是反映草场退化程度的重要指标,优良牧草比例下降是超载放牧的直接后果,由于牲畜的过度啃食,可食用的优良牧草无法得到及时更新,而不可食用的毒草则大量出现,因此,优良牧草比例也是反映放牧活动干扰对草地生态系统影响的重要指标。优良牧草比例与草场退化程度之间定量关系的研究目前还比较少,根据刘伟等(1999)的研究结果,原生植被优良牧草比例高达78.4%,轻度和中度退化草为57.2%和16.4%,而重度退化草地仅4.5%。一般而言,草场优良牧草比例如果低于50%,将对草场资源的利用产生明显障碍(刘金荣,2002;马兴祥等,2000),因此,将优良牧草比例的阈值定为50%。

4.5 耕地子系统生态承载力估算

耕地子系统的评价指标包括耕地压力指数、耕地开垦强度和陡坡耕地面积比例。

4.5.1 耕地压力指数阈值

耕地压力指数是最小人均耕地面积与实际人均耕地面积之比,当耕地压力指数大于1时,表明实际耕地面积无法满足区域范围内人口生存的需要,很显然,耕地压力指数的阈值应当是1。

确定耕地压力指数阈值的关键是要确定最小人均耕地面积,最小人均耕地面积可以理解为在一定区域范围内,一定食物自给水平和耕地综合生产能力条件下,为了满足每个人正常生活的食物消费所需的耕地面积(蔡运龙等,2002),最小人均耕地面积给出了为保障一定区域食物安全而需保护的耕地数量底线。最小人均耕地面积与食物消费水平和食物综合生产能力密切相关。

最小人均耕地面积可以根据以下公式计算:

$$S_{\min} = \frac{G_r}{p \cdot q \cdot k} \quad (4-3)$$

式中, $S_{\min}$ ——最小人均耕地面积, $\text{hm}^2/\text{人}$;

G_r ——人均食物需求量, $\text{kg}/\text{人}$;

p ——食物单产, kg/hm^2 ;

q ——食物播种面积占总播种面积之比, %;

k ——复种指数, %。

目前, 国内在计算人均最小耕地面积时, 人均食物需求量的主要标准有以下几种: $300 \text{ kg}/\text{人}$ (蔡运龙等, 2002)、 $400 \text{ kg}/\text{人}$ 、 $450 \text{ kg}/\text{人}$ 、 $500 \text{ kg}/\text{人}$ (陈百明, 周小萍, 2002)。考虑到祁连山自然保护区以牧业人口为主, 人均食物需求量采用低标准 $300 \text{ kg}/\text{人}$ 。根据调查资料 (甘肃林业勘察设计院, 2000), 祁连山地区的耕地大部分海拔高度较高, 热量条件不足, 食物单产和复种指数均较低, 如果食物单产按 $3000 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 计算, 食物播种面积占总播种面积比按 70% 计算, 复种指数按 100% 计算, 祁连山自然保护区的最小人均耕地面积为 0.143 hm^2 。

4.5.2 耕地开垦强度阈值

耕地开垦强度是区域范围内实际耕地面积与最大允许耕地面积的比值。由于水分、地形等自然条件的限制, 一个区域内并不是所有的土地都能够开垦为耕地, 根据对自然限制条件的分析, 可以确定出区域最大允许耕地面积。如果耕地开垦强度大于 1, 表明耕地的开垦已经超过了生态系统的承受能力, 将有可能导致生态退化等一系列问题。因此, 耕地开垦强度的阈值是 1。

要确定耕地开垦强度阈值, 首先要确定最大允许耕地面积。祁连山地处西部干旱地区, 水分条件是耕地开垦最主要的制约因素。祁连山自然保护区地处三大内陆河上游, 其下游地区是甘肃省最主要的农业基地——河西走廊。上游祁连山区耕地的过度开垦必然造成水资源消耗量的急剧增加, 导致中下游地区水资源短缺, 影

响流域水量的合理分配,威胁中下游生态系统的稳定,因此,在祁连山自然保护区,耕地开垦强度的阈值主要决定于水资源条件。

干旱地区的耕地开垦一般遵循“以水定地”的原则,根据公式:

$$A = W / I \quad (4-4)$$

式中, A —— 最大耕地面积;

W —— 农业用水量;

I —— 单位面积耕地用水定额。

可以确定区域水资源条件所能允许的最大耕地面积。但由于祁连山自然保护区位于黑河、疏勒河和石羊河三大内陆河流域上游,不是一个完整的流域,对其可利用的总水资源量进行估算有一定困难,因此,首先对黑河、疏勒河和石羊河三大内陆河流域的水资源和耕地进行分析。

(1) 最大可用水量的估算

三大内陆河流域的水资源,按其引用和利用情况,可以分为“可引水量”和“可用净水量”,“可引水量”指一个地区利用各种水利措施引进渠道的毛水量(包括重复引水量)。由于三大内陆河流域处在相对封闭的地质构造盆地,地表水和地下水大量重复转化,水资源具有可重复引用的特点,其“可用水量”大大超过总水资源量。

“可用净水量”指通过各种水利设施输送到用水单位的净水量,由于一个地区的总水资源在输送和循环过程中,不可避免要有一部分“无效蒸发”,因此,“可用净水量”总要小于总水资源量。

在此,根据水利资料,分别推算了三大内陆河流域的远景“可引水量”和“可用净水量”。

石羊河流域由于河流比较短小,输水距离不长,地表水和地下水联合开发,使流域总水资源量的开发利用程度达到了较高水平。根据现有资料分析,如果石羊河流域的远景地表引水率由现状的 73% 增加到 85%,渠道的有效利用系数由现状的 57% 增加到 65%,渗漏到地下的水量可重复引用两次,地下水资源的可采率为 80%,则全流域的可引水量为 $1.8569 \times 10^9 \text{ m}^3$,可用净水量为 $1.2857 \times 10^9 \text{ m}^3$ 。

黑河由于干流流程较长和需要向内蒙古额济纳旗输水,因此,无效蒸发损耗难以大幅度降低,如果远景地表水的引水率由现状的 65% 增加到 70%,渠道有效利用系数由 53% 增加到 62%,渗漏到地下的水量可重复引用两次,地下水资源的可采率为 80%,则全流域的可引用水量为 $3.4607 \times 10^9 \text{ m}^3$,可用净水量为 $2.366 \times 10^9 \text{ m}^3$ 。

疏勒河流域,由于河道长,输水距离远,盐碱土分布面积广,部分地表水转化为地下水时矿化度提高难以利用,因此,假设远景地表水引水率由现状的 50% 增加到 75%,渠道利用系数由现状的 57% 增加到 63%,可引用水量为 $1.4669 \times 10^9 \text{ m}^3$,可用净水量为 $0.9652 \times 10^9 \text{ m}^3$ 。

根据有关部门的调查预测,石羊河、黑河、疏勒河三大内陆河流域的远景工业用水量分别为 $1.312 \times 10^8 \text{ m}^3$ 、 $2.089 \times 10^8 \text{ m}^3$ 、 $1.324 \times 10^8 \text{ m}^3$,合计为 $4.725 \times 10^8 \text{ m}^3$;远景生活用水量分别为 $5.00 \times 10^7 \text{ m}^3$ 、 $6.73 \times 10^7 \text{ m}^3$ 、 $1.39 \times 10^7 \text{ m}^3$,合计为 $1.312 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。此外,黑河流域远景其他用水量为 $1.64 \times 10^7 \text{ m}^3$ 。

三大流域远景可用净水量,除去本流域远景工业、生活和其他用水量以外,则为远景农业净水量,其中石羊河流域为 $1.1045 \times 10^9 \text{ m}^3$,黑河流域为 $2.0734 \times 10^9 \text{ m}^3$,疏勒河流域为 $0.8189 \times 10^9 \text{ m}^3$,合计 $3.9968 \times 10^9 \text{ m}^3$ (表 4-7)。

表 4-7 三大内陆河流域远景农业可用净水量计算 单位: 亿 m^3

流域	可用净水量	远景工业 用水量	远景生活 用水量	远景其他 用水量	农业可 用净水量
石羊河	12.857	1.312	0.500	—	11.045
黑河	23.660	2.089	0.673	0.164	20.734
疏勒河	9.652	1.324	0.139	—	8.189
合计	46.169	4.725	1.312	0.164	39.968

(2) 灌溉定额的确定

农作物的灌溉定额,指作物在生长期内本身的蒸腾耗水量与株间土壤蒸发量的总和。作物的灌溉定额受生物、土壤和气象三

方面因素的影响,由于各个因素之间的相互影响,直接计算灌溉定额比较困难,目前经常采用田间灌溉试验的方法确定净灌溉定额。根据甘肃省农业科学研究所和武威灌溉试验站的多年灌溉试验资料,石羊河流域平均净灌溉定额采用 $4\,500\text{ m}^3/\text{hm}^2$,黑河流域采用 $5\,400\text{ m}^3/\text{hm}^2$,疏勒河流域采用 $6\,750\text{ m}^3/\text{hm}^2$ 。

(3) 水资源最大允许耕地面积的估算

根据以上的远景农业最大可利用净水量和灌溉定额,计算三大内陆河流域的远景最大允许耕地面积。根据净定额法,石羊河流域为 $2.46 \times 10^5\text{ hm}^2$,黑河流域为 $3.84 \times 10^5\text{ hm}^2$,疏勒河流域为 $1.21 \times 10^5\text{ hm}^2$,合计 $7.51 \times 10^5\text{ hm}^2$ 。根据中科院兰州沙漠研究所的研究,三大内陆河流域 1990 年的耕地数量就已经达到 $7.39 \times 10^5\text{ hm}^2$,接近饱和。因此三大内陆河流域的耕地面积只能调整,而不能大幅度增加。但从农业生产条件看,祁连山自然保护区海拔高度较高,光热条件均比不上中下游的河西走廊地区,农业生产不稳定;从生态保护的角度看,自然保护区也不适合大规模的农业开发。因此,尽管祁连山自然保护区地处流域上游,能够优先利用流域水资源,但并不适合进一步扩大耕地面积,根据水资源这一限制条件,祁连山自然保护区内目前的耕地面积 $100\,140\text{ hm}^2$ 已经达到水资源所能允许的最高限度。

4.5.3 $\geq 15^\circ$ 陡坡耕地面积比率阈值

祁连山地处西部山区,祁连山自然保护区内有相当一部分耕地属于坡耕地,坡耕地尤其是陡坡耕地是造成山区水土流失的主要原因,属于对区域生态系统较为强烈的干扰。根据以往的研究, 15° 是坡耕地开垦的重要阈值(杨存建等, 2001),坡度 $> 15^\circ$ 的坡耕地,水土流失的强度会明显增大。因此,我们将 15° 以上陡坡耕地面积比率作为农田子系统生态承载力的重要评价指标,其阈值为 0,也就是说,只要出现 15° 以上的陡坡耕地,就认为这一指标已经超标。

第 5 章

祁连山自然保护区生态荷载评价

生态承载力评价除了要估算出系统的生态承载力水平以外，还要进行生态荷载评价，生态荷载评价的根本目的是确定人类活动强度是否超过系统的生态承载限度（或生态阈值）以及超过的程度是多少。

5.1 生态荷载评价标准

生态荷载评价标准是判断各个评价指标超过生态阈值程度的标准，生态荷载评价标准的制定以生态阈值为基准。根据祁连山自然保护区的实际情况和生态荷载评价的基本要求，祁连山自然保护区生态荷载评价标准分 5 级，分别为：不超载、轻度超载、中度超载、严重超载和极度超载，其中不超载和轻度超载之间的界限就是各个评价指标的阈值。在此基础上，进一步划分出其他各个等级之间的界限。具体的评价标准见表 5-1。

5.2 生态荷载综合评价模型

根据生态荷载评价标准，可以直接判断每个单要素的生态荷载状况，而要确定整个区域生态系统或各个子系统的生态荷载状况，则需要通过生态荷载综合评价模型对每个评价指标的评价结果进行聚合。这是一个典型的模糊模式识别问题，因此，本文应

用模糊识别模式建立评价模型对祁连山自然保护区的生态荷载进行综合评价。

表 5-1 祁连山自然保护区生态荷载评价标准

子系统	评价指标	不超载	超 载			
			轻度	中度	严重	极度
森林	森林覆盖率/%	≥ 30	20~30	10~20	5~10	< 5
	平均年净生长率/%	≥ 0	-2.5~0	-5~-2.5	-5~-10	< -10
	林分平均郁闭度	≥ 0.6	0.5~0.6	0.4~0.5	0.3~0.4	< 0.3
草地	放牧超载率/%	≤ 0	0~30	30~60	60~90	> 90
	草地平均盖度/%	≥ 60	50~60	40~50	30~40	< 30
	优良牧草比例/%	≥ 50	40~50	30~40	20~30	< 20
农田	耕地压力指数	≤ 1	1~1.2	1.2~1.4	1.4~1.6	> 1.6
	耕地开垦强度	≤ 1	1~1.2	1.2~1.4	1.4~1.6	> 1.6
	$\geq 15^\circ$ 陡坡耕地面积比率/%	0	0~10	10~20	20~30	> 30

5.2.1 模型的基本结构

由于祁连山自然保护区区域生态系统是一个多层次的复合生态系统,为此,我们建立了基于多层次系统模糊模式识别的评价模型和评价方法,整个评价模型包括两个基本组成部分:

(1) 子系统评价。在对各个子系统内的不同生态要素进行单要素评价的基础上,通过综合子系统中各单要素的评价结果,而得到子系统的模糊矩阵,根据模糊矩阵和各要素权重进行子系统评价。

(2) 区域生态系统综合评价。综合各子系统的综合评价结果得到整个区域生态系统的模糊矩阵,根据模糊矩阵和各子系统权重进行区域生态系统生态承载力综合评价。评价模型的基本结构见图 5-1。

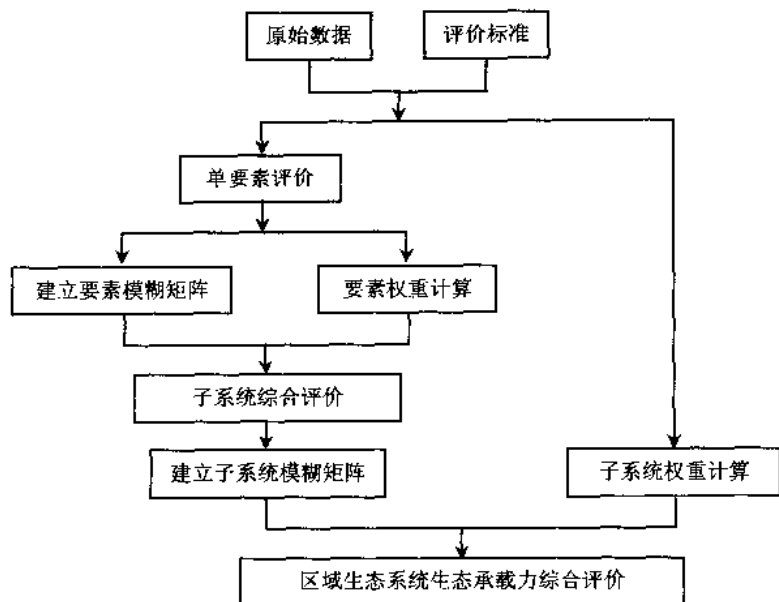


图 5-1 生态承载力综合评价模型基本结构

5.2.2 模型的数学表达

(1) 假设每个子系统有 n 个要素, 由 n 个要素构成评价指标集 u , 则:

$$u = \{u_1, u_2, \dots, u_n\} \quad (5-1)$$

由评价标准的 m 个评价等级构成评价集 v , 则:

$$v = \{v_1, v_2, \dots, v_m\} \quad (5-2)$$

若确定了模糊矩阵 r :

$$r = (r_{ij})_{n \times m} = \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \dots & r_{1m} \\ r_{21} & r_{22} & \dots & r_{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ r_{n1} & r_{n2} & \dots & r_{nm} \end{bmatrix} \quad (5-3)$$

以及 n 个要素的权重 w :

$$w = \{w_1, w_2, \dots, w_n\} \quad (5-4)$$

于是子系统生态承载力模糊综合评价模型为:

$$y = w \circ r = \{y_1, y_2, \dots, y_n\} \quad (5-5)$$

式中, w —— 权重, 是要素集 u 上的模糊子集;

y —— 评价结果, 是评价集 v 上的模糊子集;

$\circ$ —— 复合运算符号;

r —— 各要素评价结果组成的模糊矩阵。

y 由下式求得:

$$y = y_j = \bigvee_{k=1}^n (w_{kj} \wedge r_{kj}) \quad (5-6)$$

$$(k, i=1, 2, \dots, n; j=1, 2, \dots, m)$$

式中, “ $\wedge$ ” —— 两数中取小值;

“ $\vee$ ” —— 两数中取大值。一般 y_i 要进行归一化处理。

按上述评价模型, 对 x 和 r 进行复合运算可得到子系统生态承载力综合评价结果。

(2) 假设 n 个子系统, 由其构成区域生态系统生态承载力综合评价因子集 U , 则:

$$U = \{U_1, U_2, \dots, U_n\} \quad (5-7)$$

由 m 个评价等级组成评价集 V , 则:

$$V = \{V_1, V_2, \dots, V_m\} \quad (5-8)$$

若确定了模糊矩阵 R , 即 $R = (r_{ij})_{n \times m}$, 以及 n 个子系统的权重 W , 即 $W = (W_1, W_2, \dots, W_n)$ 。

于是区域生态系统生态承载力综合评价模型为:

$$Y = W \circ R = (Y_1, Y_2, \dots, Y_m) \quad (5-9)$$

式中, Y —— 区域生态系统生态承载力综合评价结果, 是评价集 V 上的模糊子集, 其计算方法与 y 相同;

W —— 子系统的权重集, 是子系统集 U 上的模糊子集;

$\circ$ —— 复合运算符号;

R —— 由各子系统综合评价结果构成的区域生态系统综合评价的模糊矩阵, 其确定方法, 是对 n 个子系统分别作评价后, 由 n 组模糊综合评价 y 组成。

5.3 评价指标特征值的估算

在祁连山自然保护区生态承载力研究中,我们选择了森林覆盖率、森林平均年净生长率、林分平均郁闭度、放牧超载率、草地平均盖度、优良牧草比例、耕地压力指数、耕地开垦强度、 $\geq 15^\circ$ 陡坡耕地面积比率 9 个指标来反映祁连山地区的生态承载力状况,这 9 个指标又分别属于森林、草地和农田三个子系统。

9 个评价指标中,森林覆盖率在 4.2.5.1 中已经计算出来,为 6.27%;森林平均年净生长率、林分平均郁闭度、草地平均盖度、优良牧草比例来自祁连山自然保护区调查统计资料(甘肃省林业勘察设计院,1999,2000),分别为 2.72%, 0.54, 50.59%, 32.21%;根据 4.4.1 的计算,祁连山自然保护区的理论载畜量为 94 万羊单位,但根据统计资料(武威市统计局,2000;张掖市统计局,2000;金昌市统计局,2000),1999 年底,祁连山自然保护区所在县乡的牲畜数量为 160 万羊单位,放牧超载率为 70.2%;根据统计数据,保护区范围内 71 个乡镇,总人口为 68.56 万人(武威市统计局,2000;张掖市统计局,2000;金昌市统计局,2000),人均实际耕地面积为 0.146 hm^2 ,根据 4.5.1 的计算结果,祁连山自然保护区的最小人均耕地面积为 0.143 hm^2 ,两者相比,耕地压力指数为 0.98;根据 4.5.2 中对祁连山自然保护区耕地开垦强度的分析,其开垦强度为 1。 $\geq 15^\circ$ 陡坡耕地面积比率通过 GIS 分析获得。在 ARC/INFO 中,运用 identity 命令将景观类型 coverage 与坡度等级 coverage 进行叠加分析,得出不同坡度等级的耕地面积及其所占比例(表 5-2 和附图 6)。根据表 5-2, 15° 以上的陡坡耕地占总耕地面积的 11.42%。

表 5-2 不同坡度等级下的耕地分布

坡度范围	$<5^\circ$	$5^\circ \sim 15^\circ$	$15^\circ \sim 25^\circ$	$25^\circ \sim 35^\circ$	$35^\circ \sim 45^\circ$	$>45^\circ$
面积/ hm^2	45 383	43 318	7 979	793	180	2 486
比例/%	45.32	43.26	7.97	0.79	0.18	2.48

祁连山自然保护区各生态荷载评价指标的平均特征值见表 5-3。

表 5-3 祁连山自然保护区生态荷载评价指标特征值

子系统	评价指标	特征值
森林	森林覆盖率	6.27%
	森林平均年净生长率	2.72%
	林分平均郁闭度	0.54
草地	放牧超载率	70.2%
	草地平均盖度	50.59%
	优良牧草比例	32.21%
农田	耕地压力指数	0.98
	耕地开垦强度	1
	≥15°陡坡耕地面积比率	11.42%

5.4 评价指标权重确定

模糊矩阵 r 或 R 只表达了各项参数对应评价等级的隶属程度, 并不能直观地反映不同要素对子系统的权重, 以及不同子系统对区域总体生态荷载的权重。因此, 各项参数权重的计算是综合评价的重要内容之一。

表 5-4 祁连山自然保护区生态承载力评价指标权重

	子系统	权重	评价指标	权重
祁连山自然保护区生态承载力评价指标体系	森林	0.45	森林覆盖率	0.60
			林木平均年净生长率	0.30
			林分平均郁闭度	0.10
	草地	0.35	放牧超载率	0.50
			草地平均盖度	0.25
			优良牧草比例	0.25
	农田	0.20	耕地压力指数	0.33
			耕地开垦强度	0.34
			≥15°陡坡耕地面积比率	0.33

为了尽可能客观地反映各个要素和子系统的权重,本文采用层次分析法确定权重。邀请专家,从最低层开始,确定每一层各个因子之间的相对重要性比值。根据 2.3.6.1 小节中所述的步骤,逐层计算每一层各因子相对于上一层次的相对重要性权值。经过调整,得出每一个指标及每一层次各个因子的权重(表 5-4)。

5.5 子系统生态荷载状况评价

5.5.1 确定每个子系统评价标准的相对隶属度矩阵

依据表 5-1 中的生态荷载评价标准,运用公式(2-21)确定森林子系统、草地子系统和农田子系统的标准特征值所对应的相对隶属度矩阵,由于评价指标共有 5 级,各个评价等级之间的临界值有 4 个,故确定相对隶属度矩阵时取分级数 $c=4$ 。根据计算,各个子系统的相对隶属度矩阵如下:

$$S_{\text{森林}} = \begin{bmatrix} 0 & 0.40 & 0.80 & 1 \\ 0 & 0.25 & 0.50 & 1 \\ 0 & 0.33 & 0.67 & 1 \end{bmatrix}$$

$$S_{\text{草地}} = \begin{bmatrix} 0 & 0.33 & 0.67 & 1 \\ 0 & 0.33 & 0.67 & 1 \\ 0 & 0.33 & 0.67 & 1 \end{bmatrix}$$

$$S_{\text{农田}} = \begin{bmatrix} 0 & 0.33 & 0.67 & 1 \\ 0 & 0.33 & 0.67 & 1 \\ 0 & 0.33 & 0.67 & 1 \end{bmatrix}$$

5.5.2 确定每个子系统的相对隶属度向量

将表 5-3 中森林、草地、农田的评价指标特征值应用公式(2-21)分别得到森林、草地、农田各子系统的评价指标的相对隶属度向量。

$$r_{\text{森林}} = (0.95, 0, 0.20)$$

$$r_{\text{草地}} = (0.78, 0.31, 0.59)$$

$$r_{\text{农田}} = (0, 0, 0.38)$$

5.5.3 确定每个子系统各评价指标的权重向量

根据表 5-4 中各个评价指标权重的计算结果, 确定各个子系统中每个评价指标的权重向量。

$$W_{\text{森林}} = (0.60, 0.10, 0.30)$$

$$W_{\text{草地}} = (0.50, 0.25, 0.25)$$

$$W_{\text{农田}} = (0.33, 0.34, 0.33)$$

5.5.4 确定每个子系统对各个模糊评价级别的相对隶属度

根据 5.5.1、5.5.2、5.5.3 的计算结果, 应用公式 (2-25), 求得三个子系统相对于各个模糊评价级别的相对隶属度向量:

$$u_{\text{森林}} = (0.051, 0.151, 0.552, 0.246)$$

$$u_{\text{草地}} = (0.043, 0.141, 0.669, 0.147)$$

$$u_{\text{农田}} = (0.544, 0.346, 0.078, 0.032)$$

5.5.5 确定子系统的生态荷载等级

根据评判指标公式 (2-28), 分别计算每个子系统的级别特征值:

$$H_{\text{森林}} = 2.99$$

$$H_{\text{草地}} = 2.92$$

$$H_{\text{农田}} = 1.60$$

依据四舍五入, 得:

$$H'_{\text{森林}} = 3$$

$$H'_{\text{草地}} = 3$$

$$H'_{\text{农田}} = 2$$

因为各模糊评价等级对应生态荷载评价标准的下限, 因此, 模糊变量特征值与生态荷载等级的对应关系是: 0—不超载, 1—轻度超载, 2—中度超载, 3—严重超载, 4—极度超载。

森林子系统、草地子系统和农田子系统的生态承载力状况分别为严重超载、严重超载和中度超载。

5.6 生态荷载总体状况评价

根据各子系统与模糊评价级别的相对隶属度向量, 得到区域生态系统的输入矩阵:

$$V = \begin{bmatrix} 0.051 & 0.151 & 0.522 & 0.246 \\ 0.043 & 0.141 & 0.669 & 0.147 \\ 0.544 & 0.346 & 0.078 & 0.032 \end{bmatrix}$$

根据表 5-4 确定区域生态系统中各指标的权向量。

$$W_{\text{综合}} = (0.45, 0.35, 0.20)$$

按照模糊综合评价模式, 采用线性加权平均算子, 得到:

$$\begin{aligned} B &= (0.45, 0.35, 0.20) \circ \begin{bmatrix} 0.051 & 0.151 & 0.522 & 0.246 \\ 0.043 & 0.141 & 0.669 & 0.147 \\ 0.544 & 0.346 & 0.078 & 0.032 \end{bmatrix} \\ &= (0.145, 0.183, 0.501, 0.170) \end{aligned}$$

根据评判公式 (2-28), 得到综合级别特征值:

$$H = 2.69$$

$$H' = 3$$

由此得出结论, 整个祁连山自然保护区的生态荷载平均状况总体处于严重超载状态。

5.7 生态荷载空间分布状况评价

通过以上分析, 确定了祁连山自然保护区每个子系统以及整个保护区的平均生态荷载状况, 为了进一步分析生态荷载的空间分布特征, 以每个自然保护站为评价单元, 运用同样的评价方法, 对每个评价单元的生态荷载状况进行评价。

(1) 确定各个评价单元每个评价指标的特征值

依据 GIS 分析的结果和各个评价单元的统计数据, 确定各个评价单元每个评价指标的特征值 (表 5-5)。

表 5-5 各保护站评价指标特征值

保护站 名称	评价指标									
	森林覆盖率/ %	森林平均年净 生长率/%	林分平均 郁闭度	放牧超载 率/%	草地平均 盖度/%	优良牧草 比例/%	耕地压 力指数	耕地开 垦强度	≥15°陡坡耕地 面积比率/%	
祁丰	0.98	2.7	0.47	75.10	28.21	18.84	0.91	1	0.26	
隆纳河	5.51	2.36	0.59	75.10	37.27	21.31	0.91	1	2.58	
康乐	12.24	2.66	0.55	75.10	47.59	26.45	0.91	1	4.25	
寺大隆	9.49	2.17	0.54	75.10	48.64	28.32	0.93	1	1.24	
西水	16.69	2.60	0.56	75.10	54.65	29.67	0.91	1	2.41	
马辟	8.17	2.67	0.55	75.10	42.33	26.72	0.91	1	3.25	
大河口	9.86	2.78	0.49	73.21	47.45	29.43	0.61	1	3.02	
军马场	1.17	2.46	0.56	66.42	66.33	36.71	0.91	1	6.54	
西营河	5.28	2.41	0.57	75.10	38.57	20.74	0.91	1	10.28	
东大河	13.54	2.74	0.56	68.47	58.97	32.47	1.02	1	1.36	
祁连	15.89	3.19	0.55	56.36	54.29	36.34	1.46	1	18.4	
上房寺	32.70	2.04	0.68	48.27	72.62	58.45	1.21	1	10.6	
哈溪	12.25	3.08	0.54	56.32	52.15	34.58	1.46	1	26.8	
十八里堡	6.91	3.40	0.56	72.64	49.11	34.16	0.89	1	24.3	
乌鞘岭	11.66	3.21	0.63	56.33	48.32	33.13	1.46	1	28.7	
夏玛	24.88	3.21	0.73	56.37	65.34	54.37	1.46	1	11.3	
华隆	2.66	2.47	0.39	56.32	34.23	30.15	1.46	1	8.9	
古城	22.25	2.94	0.53	56.31	66.47	53.46	1.46	1	16.4	

(2) 确定各评价单元每个子系统的相对隶属度矩阵

将表 5-5 中每个评价单元的评价指标特征值应用公式 (2-21) 分别得到每个评价单元森林、草地、农田各子系统的相对隶属度矩阵 (表 5-6, 表 5-7 和表 5-8)。

表 5-6 各保护站森林子系统生态荷载的相对隶属度矩阵和模糊变量特征值

保护站 名称	模糊评价级别				模糊变量特征值	
	1	2	3	4	$H_{森林}$	$H'_{森林}$
祁丰	0.033	0.094	0.559	0.314	3.15	3
隆畅河	0.071	0.189	0.481	0.259	2.93	3
康乐	0.070	0.343	0.461	0.126	2.64	3
寺大隆	0.053	0.200	0.582	0.165	2.86	3
西水	0.074	0.739	0.139	0.048	2.16	2
马蹄	0.055	0.184	0.567	0.194	2.90	3
大河口	0.031	0.124	0.716	0.130	2.94	3
军马场	0.060	0.162	0.502	0.277	3.00	3
西营河	0.063	0.170	0.498	0.269	2.97	3
东大河	0.081	0.451	0.360	0.108	2.49	2
祁连	0.072	0.687	0.182	0.059	2.23	2
上房寺	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00	0
哈溪	0.066	0.330	0.480	0.124	2.66	3
十八里堡	0.059	0.179	0.536	0.226	2.93	3
乌鞘岭	0.094	0.362	0.402	0.142	2.59	3
夏玛	0.586	0.340	0.049	0.026	1.51	2
华隆	0.020	0.057	0.476	0.447	3.35	3
古城	0.096	0.852	0.036	0.016	1.97	2

表 5-7 各保护站草地子系统生态荷载的相对隶属度矩阵和模糊变量特征值

保护站 名称	模糊评价级别				模糊变量特征值	
	1	2	3	4	$H_{草地}$	$H'_{草地}$
祁丰	0.017	0.042	0.250	0.691	3.62	5
隆畅河	0.020	0.054	0.438	0.488	3.39	3
康乐	0.033	0.097	0.638	0.232	3.07	3
寺大隆	0.036	0.106	0.647	0.211	3.03	3
西水	0.059	0.167	0.559	0.215	2.93	3
马蹄	0.022	0.064	0.670	0.244	3.14	3

保护站 名称	模糊评价级别				模糊变量特征值	
	1	2	3	4	$H_{\text{草地}}$	$H'_{\text{草地}}$
大河口	0.030	0.094	0.704	0.172	3.02	3
军马场	0.099	0.298	0.454	0.149	2.65	3
西营河	0.022	0.059	0.460	0.460	3.36	3
东大河	0.085	0.251	0.498	0.166	2.75	3
祁连	0.075	0.346	0.488	0.092	2.60	3
上房寺	0.179	0.531	0.217	0.073	2.18	2
哈溪	0.059	0.286	0.569	0.085	2.68	3
十八里堡	0.042	0.133	0.660	0.165	2.95	3
乌鞘岭	0.035	0.170	0.732	0.064	2.82	3
夏玛	0.163	0.448	0.287	0.102	2.33	2
华隆	0.014	0.050	0.881	0.055	2.98	3
古城	0.163	0.448	0.287	0.102	2.33	2

表 5-8 各保护站农田子系统生态荷载的相对隶属度矩阵和模糊变量特征值

保护站 名称	模糊评价级别				模糊变量特征值	
	1	2	3	4	$H_{\text{农田}}$	$H'_{\text{农田}}$
祁丰	1.000	0.000	0.000	0.000	1.00	1
隆畅河	0.963	0.028	0.006	0.003	1.05	1
康乐	0.910	0.068	0.015	0.006	1.12	1
寺大隆	0.993	0.005	0.001	0.001	1.01	1
西水	0.971	0.022	0.005	0.002	1.04	1
马蹄	0.945	0.042	0.009	0.004	1.07	1
大河口	0.955	0.034	0.008	0.003	1.06	1
军马场	0.790	0.162	0.034	0.014	1.27	1
西营河	0.598	0.308	0.067	0.028	1.52	2
东大河	0.984	0.012	0.003	0.001	1.02	1
祁连	0.161	0.400	0.317	0.122	2.40	2
上房寺	0.278	0.586	0.100	0.036	1.89	2
哈溪	0.142	0.316	0.368	0.175	2.57	3
十八里堡	0.290	0.418	0.201	0.091	2.09	2
乌鞘岭	0.140	0.300	0.371	0.190	2.61	3
夏玛	0.194	0.459	0.251	0.096	2.25	2
华隆	0.212	0.466	0.232	0.090	2.20	2
古城	0.167	0.419	0.299	0.114	2.36	2

(3) 确定各评价单元每个子系统的生态荷载等级

根据评判指标公式(2-28),分别计算各评价单元每个子系统的变量特征值 H 和 H' (表5-6,表5-7和表5-8),根据模糊变量特征值与生态荷载等级的对应关系确定各评价单元每个子系统的生态荷载等级。

(4) 各评价单元生态荷载总体状况评价

根据每个评价单元各子系统与模糊评价级别的相对隶属度向量,得到每个评价单元生态荷载总体状况的输入矩阵,根据表5-4中各子系统的权向量,按照模糊综合评价模式,采用线性加权平均算子,得到每个评价单元的综合级别变量特征值 $H_{\text{总}}$ 和 $H'_{\text{总}}$ (表5-9)。

表5-9 各保护站总体生态荷载的相对隶属度矩阵和模糊变量特征值

保护站	模糊评价级别				模糊变量特征值	
	1	2	3	4	$H_{\text{总}}$	$H'_{\text{总}}$
祁丰	0.221	0.057	0.339	0.384	2.89	3
隆畅河	0.232	0.109	0.371	0.288	2.71	3
康乐	0.225	0.202	0.434	0.139	2.49	2
寺大降	0.235	0.128	0.488	0.148	2.55	3
西水	0.248	0.395	0.259	0.097	2.21	2
马蹄	0.221	0.113	0.491	0.174	2.62	3
大河口	0.215	0.096	0.570	0.119	2.59	3
军马场	0.220	0.209	0.391	0.180	2.53	3
西营河	0.156	0.159	0.398	0.287	2.82	3
东大河	0.263	0.293	0.337	0.107	2.29	2
祁连	0.091	0.510	0.316	0.083	2.39	2
上房寺	0.118	0.303	0.096	0.033	1.14	1
哈溪	0.079	0.312	0.489	0.121	2.65	3
十八里堡	0.099	0.211	0.512	0.178	2.77	3
乌鞘岭	0.082	0.282	0.511	0.124	2.68	3
夏玛	0.360	0.402	0.172	0.066	1.95	2
华隆	0.056	0.136	0.569	0.238	2.99	3
古城	0.134	0.624	0.176	0.066	2.17	2

(5) 绘制生态荷载空间分布图

根据每个评价单元的子系统生态荷载等级和总体生态荷载等级,在 ARC/INFO 中绘制祁连山自然保护区各子系统的生态荷载空间分布图和总体生态荷载空间分布图(附图 8~11)。

5.8 评价结果分析

祁连山自然保护区生态荷载综合级别特征值为 2.69,达到严重超载的等级,18 个保护站中,有 11 个属于严重超载,占 61.1%,反映了祁连山地区人类活动干扰的强度已经远远超过系统的承载能力,这些干扰不仅包括当前的人类活动,还包括历史时期的人类活动。由于人类活动方式的差异,不同子系统的生态荷载状况有所不同。

5.8.1 子系统生态荷载评价结果分析

5.8.1.1 森林子系统生态荷载状况分析

根据评价结果,森林子系统超载最严重,全区平均生态荷载综合级别特征值达到 2.99,属于严重超载,18 个保护站有 12 个属于严重超载。应当注意的是,祁连山自然保护区森林子系统的超载主要是由于历史时期强烈的人类活动干扰造成的。实际上,自从 1980 年代以来,祁连山自然保护区的森林生态系统已经受到了良好的保护,这可以从林木年平均净生长率和林分平均郁闭度两个评价指标看出。目前,祁连山自然保护区林木年平均净生长率为 2.72%,属于未超载等级,林分平均郁闭度为 0.54,属于轻微超载等级。表明祁连山地区现有森林维护较好且保持稳定增长。而森林覆盖率过低则主要是历史上人类活动的强烈干扰造成的。

祁连山自然保护区的森林生态系统承担着水源涵养和水土保持的重要生态功能,这两项生态功能的正常发挥必须以一定的森林面积为基础,因此,森林覆盖率才是决定森林子系统生态承载力状况最主要的评价指标,但目前祁连山地区的森林覆盖率只有

6.27%，远远低于 30% 的最低要求。因此，尽管目前现存森林的状况总体良好，但森林生态系统应有的生态功能远远不能得到发挥。由于森林覆盖率过低，目前祁连山地区的水源涵养功能主要是由灌木林承担的，根据甘肃祁连山水源涵养林研究所的研究，祁连山水源涵养林地（包括乔木林和灌木林）枯落物最大持水能力合计 3 387.3 万 t，其中以青海云杉林林地为主的乔木林枯落物最大持水量为 1 300 万 t，祁连圆柏林林地枯落物层最大持水量为 27.3 万 t，灌丛林林地枯落物层最大持水量为 2 060 万 t（常学向等，2001）。由于人为破坏，造成乔木林面积过小，已经难以成为水源涵养功能的主要执行者。

祁连山森林恢复的缓慢反映了祁连山区域生态系统的脆弱性。祁连山地处内陆腹地、青藏高原北部边缘，远离海洋且受高山阻隔，降水稀少。山地周围被干旱荒漠、半荒漠、沙漠、盐碱荒地等自然景观所包围。生态系统内有机体与环境条件相互依存的生态平衡非常脆弱，整个山区年平均降水量为 200~500 mm，气候干燥，受水热条件限制，祁连山的森林仅仅分布在海拔 2 300~3 300 m 的阴坡、半阴坡，呈斑块状分布于祁连山空间地带。多为青海云杉纯林，结构简单、分布不均、生长缓慢，天然更新不良。一旦遭受破坏，需要很长的时间来恢复。祁连山森林生态系统的这一特点，决定了祁连山森林生态系统的恢复和保护是一项长期而艰巨的工作。

5.8.1.2 草地子系统生态荷载状况分析

祁连山草地子系统生态承载力综合级别特征值为 2.92，比森林子系统略低，但也属于严重超载的级别，18 个保护站中属于严重超载或极度超载等级有 15 个，所占比重在三个子系统中最大，表明草地子系统处于全面超载状态。和森林子系统不同，祁连山草地子系统的超载主要来自当前人类活动的干扰。由于祁连山自然保护区以保护水源涵养林为主要目标，除了核心区以外，其他地区都没有完全禁止经营性的生产活动。目前，整个保护区范围内有近 65 万人口，这些人口大部分从事放牧活动。放牧已经成为

祁连山地区当前最主要的人类活动干扰方式。

祁连山地区超载放牧一直较为严重。目前,山区牲畜数量已经由 1950 年代的 70 万羊单位发展到现在的 160 万羊单位,放牧超载率高达 70.2%,导致单位牲畜拥有的草地面积不断下降,如肃南县每个羊单位占有的草地可利用面积 1949 年为 11.1 hm^2 ,到 1983 年仅占有 1.6 hm^2 ,1999 年为 0.75 hm^2 。由于草场资源严重不足,一些灌木林也被用于放牧。超载放牧的主要后果是造成草地生态系统的严重退化。由于牲畜的过度啃食使牧草植株变稀变矮,优良牧草减少,而毒草增多,目前,全区牧场优良牧草平均比例仅 32.21%。据统计祁连山高寒草地牧草产量目前普遍下降 50%~70%。草原退化不仅使产草量降低和牧草质量下降,也导致牲畜质量下降。近 10 年牧区羊只的平均体重下降了 20%~30%,牦牛的体格变小产肉量降低。这种趋势如果持续下去祁连山草地生态系统就会接近或达到崩溃的边缘。

5.8.1.3 农田子系统生态荷载状况分析

相对于森林和草地子系统,农田子系统的生态超载不算严重,农田子系统生态承载力综合级别特征值为 1.60,属于中度超载,18 个保护站中仅有 2 个属于严重超载。在确定农田子系统生态承载力状况的 3 个评价指标中,耕地压力指数不超载,这主要是因为祁连山自然保护区人口稀少,而耕地资源相对丰富,粮食短缺并不十分突出。需要注意的是,耕地开垦过多对生态保护未必有利。在祁连山地区,耕地开垦本身就是一种对自然生态系统的干扰,耕地开垦强度和 $\geq 15^\circ$ 陡坡耕地面积比率两个评价指标反映了耕地开垦对生态系统的影响程度,分析结果表明,尽管祁连山地区土地资源相当丰富,但由于水资源短缺,整个保护区所能承载的耕地数量是十分有限的。如果考虑水资源对耕地开垦强度的限制,目前祁连山地区的耕地数量已经达到极限,如果耕地面积再增加,将影响下游河西走廊地区水资源的供给。如果进一步考虑地形对耕地开垦的限制,祁连山 $\geq 15^\circ$ 陡坡耕地面积比率达 11.42%,属于中度超载等级。

祁连山区域生态系统是一个复合生态系统,大部分人类活动的影响都不是仅仅局限于一个部分,而是影响到整个区域生态系统,农耕、放牧等人类活动不仅影响到农田和草地子系统,同样对森林子系统也会产生影响。人类活动对祁连山自然保护区的影响也不仅仅局限于保护区范围以内,而是影响到河西地区,甚至整个三大内陆河流域,这与祁连山地区的自然特征和人类活动方式密切相关。

祁连山地区农牧矛盾、林牧矛盾由来已久,长期以来,一直存在着耕地占用草地、放牧占用林地的现象。从自然条件看,祁连山地处西部干旱和半干旱地区,低海拔地区降水稀少,高海拔地区气候寒冷,发展农、牧业均有较大困难,因此,祁连山地区的农业用地和牧业用地均集中于2 400~3 600 m的中海拔地带。根据遥感调查和GIS分析的结果,整个祁连山自然保护区91.8%的耕地集中于2 200~3 000 m; 87.92%的高覆盖草地集中于2 600~3 800 m,但这一地带同时也是森林分布最为集中的地区,91.33%的乔木林集中于2 600~3 600 m; 85.46%的灌木林集中于2 800~3 800 m(表 4-3)。耕地、草地和林地集中于同一海拔高度带,客观上为林牧、农牧矛盾的形成提供了条件。

从管理上看,祁连山地区长期以来存在着林牧“一地两证”(林权证、草原证)现象,造成林业用地和草地互相重叠,一方面造林无地,另一方面由于过度放牧,大面积的灌木林遭到破坏,已演替为草地甚至裸地。

从自然资源的开垦利用方式上看,祁连山地区存在着过量开垦耕地和超载放牧的现象。近年来,祁连山地区人口的快速增长,对农业产生巨大压力,导致耕地开垦过度。目前,祁连山地区的耕地大部分是通过草地的开垦获得的,祁连山区海拔较高,热量条件远远比不上河西走廊地区,农作物生长缓慢,产量较低且不稳定;同时,大量开垦耕地需要消耗更多水资源,这又加剧了中下游地区水资源短缺的状况;此外,山区耕地中坡耕地所占比重较大,进一步增大了水土流失的潜在危险性。

5.8.2 生态荷载空间格局分析

根据生态荷载评价的结果,祁连山自然保护区生态荷载的空间格局具有以下特点:

(1)生态荷载的空间格局与保护区的总体生态环境格局基本一致

从总体生态荷载的空间分布看,大体是西北部地区的超载程度略高于东南部地区,森林子系统、草地子系统情况大体类似。这主要是因为祁连山自然保护区是一个东西狭长的地带,东西长达1 000多km,东西部的气候条件存在一定差异,尤其是降水量存在较大差异。生态荷载状况决定于生态承载力和人类活动强度两个要素,而生态承载力水平一般决定于区域的基本生态环境条件,由于降水条件的差异,西北部各个保护站的森林覆盖率、林分郁闭度、草地平均盖度等评价指标均低于东南部地区,相对而言,人类活动强度的东西部差异则不如自然条件的差异明显,导致西北部地区的生态荷载状况高于东南部地区,但总体来说,差异不明显。

(2)农田子系统的超载水平东南部略高于西北部

在三个子系统中,农田子系统的超载相对较轻,且与其他两个子系统的空间格局相反。东南部的一些保护站大多为中度超载,也有少部分严重超载,但西北部的几个保护站几乎都是轻度超载,反映了东南部的农业开发强度高于西北部地区。由于自然条件的差异,祁连山自然保护区的人口大部分集中子东南部地区,同时,相对西北部地区,东南部地区也更适合农业生产,导致农业子系统压力增大。而西北部地区由于气候更加干旱,主要以畜牧业为主,耕作业所占比重很小。农业子系统生态荷载也相对较小。

第 6 章

祁连山自然保护区生态保护和恢复对策

祁连山自然保护区由于地理位置上的特殊性,使其具有典型独特的自然生态系统、丰富多样的动植物资源、绚丽多姿的自然景观和人文景观。这些宝贵的自然资源和景观,是祁连山的精华所在。自然保护区是天然生态屏障,是物种贮存基地和遗传基因库,保护区内的自然环境与生物资源是长期演变形成的有机体,它们相互依存,任何一个部分受到损毁,都会破坏平衡,殃及整体。这就要求保护区的保护和利用一定要从保护区的性质和特点出发,以保护自然环境与自然资源为前提,通过统一规划、统一管理,确保整个保护区区域生态系统结构的完整和生态功能的正常发挥。

6.1 生态保护和恢复的基本原则

6.1.1 充分考虑内陆河流域生态系统单元的完整性和相互依存性

在一个流域内,水文、气候、土壤、植被等自然资源和环境要素相互联系、相互依存,组成一个完整的流域生态系统,改变其中一项或几项子系统的要素,将导致整个流域生态系统的连锁反应。

6.1.2 以水为中心进行土地合理利用配置

干旱区内陆河流域,土地资源丰富,因此,土地利用在很大

程度上决定于水,而不是决定于土地。水是区域生态系统诸因素中主要的限制因素,土地生产潜力必须有水分保障才能发挥。

6.1.3 重视生态协调规律,各方面全面发展

祁连山地区的生态保护和恢复必须符合干旱区生态学规律,保护恢复措施才能成功。在考虑土地利用方式时,要“顺天时,量地力”,即在对生态系统采取任何一项措施时,要控制其开发利用强度不超过生态系统的承载能力。农林牧是土地合理利用结构的基本三要素,三者之间按生态规律和经济规律协调配置是合理保护和利用的核心。因此,根据生态学特点,做到生态保护和经济的全面发展,是祁连山自然保护区生态保护和恢复的关键。

6.1.4 利用与保护并重

干旱地区的自然资源,往往又是重要的环境因素,这就要求我们在实施开发利用的同时,要十分注意环境的保护。合理适度的开发资源,保证资源的更新再生,以充分发挥其生产力,最大限度地提高生态系统中物质及能量流的转化效率,从而提供稳定的、高效的、经济的输出,保证资源的永续利用。

6.2 森林生态系统的恢复与重建

祁连山的森林生态系统承担着水源涵养和水土保持的重要生态功能,要确保这些生态功能得到正常的发挥,必须使森林面积维持在某个合理的范围以内。根据国际上通行的观点,某一地区的森林覆盖率需要达到30%以上,才能维持区域生态系统的正常功能,这可以理解为祁连山森林生态系统对人类活动承载力的下限。根据遥感解译的结果,目前祁连山自然保护区的森林(乔木林)面积仅162 176 hm^2 ,覆盖率仅6.27%,加上灌木林也仅仅23.32%,远远达不到上述要求。如此低的森林覆盖率,使森林生态系统难以很好地承担水源涵养和水土保持等重要生态功能。

森林的生长需要一定的条件,通过 4.3.1 的分析,祁连山满足森林生长的生境条件占全区总面积的 31.7%,但实际上,即便是在最适宜森林生长的生境范围内,森林景观(乔木林)的比例也仅仅达到 13.98%(表 6-1,附图 7)。说明祁连山森林生态系统曾经受到人类活动的强烈干扰,这种干扰已经远远超出森林生态系统的承载能力。但同时,这一分析结果也表明,在祁连山地区造林的潜力是很大的,只要采取合适的措施,祁连山地区的森林覆盖率可以在现有基础上有很大提高。因此,当前最迫切的任务就是加强祁连山森林生态系统的恢复与重建,使祁连山的森林面积达到执行其生态功能的要求。要确保森林生态系统恢复和重建工作的顺利开展,需要从技术和法律政策两个方面着手。

表 6-1 理论森林生境范围内各景观类型的面积和比例

景观类型	面积/hm ²	占理论森林生境面积的比例/%
耕地	38 601	4.66
草地	365 765	44.14
乔木林	115 842	13.98
灌木林	243 435	29.38
工矿居民用地	1 135	0.14
裸地裸岩	52 385	6.32
沙地戈壁	2 485	0.30
水面及滩地	9 021	1.09

6.2.1 技术手段

(1) 积极开展封山育林工作

由于祁连山地区自然条件严酷,生态环境脆弱,任何微小的人类活动干扰都有可能对生态系统造成破坏,因此,应当尽可能开展封山育林工作。根据天祝县林业局的研究结果表明:通过封山育林,林木增长效果显著。封育区天然林更新密度、幼树生长、灌木高度、盖度明显大于或高于封育前,更大于未封育对照区;

同时封山育林能有效地保护更新造林成果。通过封育保护,停止了外界因素的破坏。森林群落通过自然更替,向比较复杂、比较高级、相对稳定的顶极群落过渡。如不采取封育保护措施,由于过度放牧、乱砍滥伐等因素的破坏,森林群落将由比较复杂、比较高级、相对稳定的阶段向比较简单、比较低级和稳定性差的阶段退化。所以只有对祁连山森林采取封育保护措施,才能确保森林面积的逐步扩大,森林覆盖率稳步提高,从而实现森林综合效能的不断稳定和加强。

此外,通过封山育林,封育区森林凋落物、苔藓枯枝落叶层数量、苔藓枯枝落叶层含水量、土壤含水率均大于或高于未封育区。说明通过封山育林能有效改变地表及土壤结构,使涵养水源功能明显增强。因此封山育林是改善祁连山森林生态系统功能的有效措施。

(2) 采取适度、合理的间伐抚育

合理间伐是经营水源涵养林的措施之一。森林是一个复杂的生态系统,存在着生物与环境,生物与生物之间,群体与个体之间的各种矛盾。林分郁闭度过大将导致植物之间出现争阳光、争水分、争营养的现象,降低了林木质量和生长速度,影响森林生态系统的恢复。为此,除 25° 以上的陡坡之外,对生长密度过大的林分进行适度合理的间伐抚育,除去生长不好、品质低劣及病腐木等,加强封育,以使保留木有足够的营养面积和空间,是促进森林健康生长不可缺少的一项工作。

(3) 提高水源涵养林的生物多样性水平

在营造人工林时,避免营造大面积的针叶纯林,应根据立地条件,选择不同树种,进行团块状或带状混交,营造多样化的森林类型,形成多树种搭配、多层次的景观结构,使人工林天然化。抚育和改造要同时进行,在对幼龄林进行抚育时,要保留天然更新的幼树,调整针阔比例,以保持混交状态。对中龄林进行抚育时,要伐除形质不良木、生长衰退的被压木、濒死木,抚育伐后,可在林隙中补植珍贵树种,丰富树种组成,形成稳定的森林结构。对于郁闭度小于 0.5 的疏林,林内树木分布不均,可在林中空地

进行不规则整地，然后补植珍贵树种，形成团块状混交的林分。

择伐时要保护林分中天然更新幼树，没有幼树的林隙应及时进行补植，补植后形成异龄复层混交林。混交林要增加生物多样性，有利于林内生物种类形成多样化的食物链，使生物种群之间达到动态平衡，抑制有害昆虫在林分内形成优势种而暴发成灾。

保护林分中的野生动植物种类很重要，在不影响树木正常生长的情况下，林下植物应予以保留，同时也应为野生动物的生长繁殖创造条件，如保留小块草地和林中的腐朽木等。营造混交林，保护生物多样性，预防森林病虫害，提高森林生态系统的自控能力。尽可能不使用化学农药，因为化学农药破坏了森林生态系统内部的平衡，造成有益生物被杀伤，害虫抗药性增强，农药残留量超标，污染大气、土壤、水体。因此，应积极推广生物防治和生态防治的方法，达到可持续控灾的目的。

(4) 适当进行灾害木清理

祁连山林区经过 20 年的封护，部分林分密度过大，林木生长竞争剧烈，林分生长衰弱，自然枯死严重，林内卫生状况恶化，抵御自然灾害能力下降，致使森林病虫害大量滋生和蔓延，加剧了火灾隐患，风倒和雪压现象时有发生，根据以往研究成果，祁连山林区每年因风倒、雪压、病腐等形成的灾害木多达 3.3 万 m^3 。因此要有组织、有计划、慎重地进行灾害木清理工作。通过灾害木清理可达到：

- ◇ 防止林木病虫害的扩散和蔓延；
- ◇ 有效促进护林防火工作的开展，降低火险等级；
- ◇ 通过降低郁闭度等促进了天然更新，提高了林分质量。

6.2.2 法律政策保障

(1) 增强法制观念

大力宣传《森林法》、《野生动物保护法》和《祁连山国家级自然保护区管理条例》等有关自然资源保护法规，增强保护区群众的法制观念，通过法制的宣传和普及，使广大群众树立“依法

保护、依法治林”的思想观念。积极开展环境知识的宣传教育活动，增强群众对保护区重要性的认识。

（2）提高生态保护意识

多方筹集资金，积极发展教育，提高区内人口素质，为人口、环境、经济的协调发展奠定基础。通过人口素质提高和农牧业新技术的应用推广，促进经济的发展，从而使山区封闭落后的意识得到改变，为人口流动和合理分布创造条件。同时，可以有效地提高当地居民的生态意识和环境保护观念，使它们充分认识到森林环境对人类生存发展的重要性，自觉减少对环境的破坏，主动参与到自然保护工作中。

（3）加大森林保护力度

继续加大森林资源的保护力度，严厉打击偷砍盗伐破坏森林的行为，严禁在保护区林业用地内开垦荒地、开挖矿藏，破坏林地。完善交通、通讯、防火和灭火设施，落实防火预防及扑救措施，搞好与地方防火组织的协调。

（4）控制保护区人口数量

根据“核心区封闭，缓冲区、试验区限制”的原则，对保护区的人口数量进行控制，核心区现有常住人口要全部迁出，缓冲区、试验区也要控制人口进入。对区内生态条件恶劣、生态环境破坏严重的地区，积极鼓励和动员牧民搬迁到区外条件相对优越的地区，减少人类活动对当地生态系统的压力，促进生态系统的恢复。

（5）坚持资源保护和山区扶贫解困相结合

结合资源保护工作积极开展山区扶贫帮困活动，提供致富技术，增加群众收入，一方面减轻对森林资源的压力，另一方面密切保护区管理部门与当地群众的关系，为森林资源的管理提供便利。

（6）协调与地方关系，达到社区共管

公众的参与是实现可持续性的重要保障。传统的林业将林业与林区群众割裂开来的做法已明显影响了林业的社会性而使林业孤立；“死封硬护”将森林资源的保护与公众利益对立起来，产生

了极为消极的作用。因此,逐步建立一种平衡稳妥的管理制度,协调好各方利益、明确其权利和义务、林业机构与当地公众经常对话、民主决策和动态管理相结合,鼓励公众积极参与林业建设,并在建设中共同受益,是保护区林业发展的必然趋势。

(7) 推进生态补偿制度的建立

祁连山区与祁连山所孕育的山下荒漠中的绿洲是一个完整的生态系统,山下绿洲的农业发展得益于山上生态保护所涵养的充足水源。考虑到整个区域生态与经济的关联性,应将祁连山区和祁连山的冰雪融水所浇灌的山下平原绿洲作为一个完整的生态经济耦合系统,即山地—绿洲系统(伍光和等,2000)。但由于行政区界的影响,目前山区的草原牧业和山下绿洲农业的经济发展没有很好地联系起来,可以说是各自为业。山区的生态保护给山下绿洲所带来的生态经济效益没有得到生态价值的体现,实际上造成了保护生态与发展经济脱节。由于生态保护的需要,保护区内的经济发展受到影响,需要建立生态补偿机制,对某些地区因生态保护而导致的经济损失作必要的补偿。

6.3 草地生态系统的合理利用和保护

目前,祁连山自然保护区由于实行严格的保护措施,经营性的森林砍伐已经停止,森林生态系统继续破坏的趋势基本得到遏制。但作为祁连山地区经济的重要组成部分和当地群众赖以生存的重要手段,畜牧业在今后一段时期内还要不断发展。祁连山自然保护区尽管是国家级自然保护区,但由于条件的限制,对全区进行封闭式管理并不现实。当前最重要的任务是保护和合理利用好祁连山草地生态系统,确保畜牧业的可持续发展。为此,需要注意四个方面。

(1) 以草定畜,确保放牧强度不超过草地生态系统的承载力
合理利用草场的中心环节是以草定畜(侯学煜,1984)。祁连山草地生态系统的承载能力是 94 万羊单位,但目前牲畜数量达

160 万羊单位,处于明显的超载状态,而且按照目前的状况,各类牲畜的头数还将进一步增长。从畜草平衡来看,这种状况显然是不合适的,因为牲畜发展的最基本条件是草,牲畜数量过多,草场不足,将会增加草场压力,导致草场退化越来越严重,不仅破坏生态平衡,而且会给畜牧业的发展带来严重损失。因此,在规划畜牧业的发展时,首先要考虑到草场的承载能力问题,把经济效益和生态效益结合起来,使生产能持续发展,按照目前状况,牲畜的数量应建立在天然草场载畜量的基础上,不宜超越客观条件。

(2) 大力种植优良牧草,突破靠天养畜的被动局面

饲草是发展牧业的物质基础,在目前草场严重超载的情况下,短时期内将现有牲畜数量降低到草场载畜量以内并不现实。要突破当前的被动局面,必须人工种草。一是大力种植优良牧草和培育人工打草场;二是要狠抓冬季牧场的建设,用补播、封育的办法提高草场的生产力。

祁连山中、东部属温凉湿润区和半湿润牧区,水土资源条件较好,可以播种高产、优质牧草,建立人工、半人工草场;中部半湿润、半干旱地区,条件较差,可以补播灌木和草类;西部干旱牧区和北山荒漠区,应选择水土条件较好的地方进行小面积灌溉种植;绿洲农业耕作区要实行草田轮作,扩大种草比例,灌耕区要把种草纳入农作制度之中。实践证明,祁连山地区种植牧草也是成功的,如山丹军马场等地种植的老芒麦、披碱草、无芒雀麦草、早熟禾等牧草,亩产鲜草可达 1 000~2 000 kg,比天然草场产草量提高 5~10 倍。目前山区大面积的旱作农耕地可以种草,建立人工草料基地,山丹军马场的部分耕地须退耕种草,大于 15° 的坡度应坚决退耕,用来种植牲畜草料。

(3) 发展季节畜牧业,缩短畜产品生产周期

草原植物生产有明显的季节性,而家畜营养的需要则要求相对稳定,这就存在牧草的“供”与牲畜的“求”之间的矛盾,也就是畜草平衡问题。例如在天祝草原站寒温型的牧场上,25%的时间是暖季牧地,牧草贮量最高达 3 250 kg/hm²,而 75%的时间

是冷季牧地,牧草贮量只有 $750 \sim 2\,800 \text{ kg/hm}^2$,尤其是1~5月份牧草贮量仅为总产量的10.5%,放牧的家畜要在减少草量89.5%的条件下,度过5个月的漫长时间。

由于畜草之间存在明显的不平衡,为弥补供求差,最常用的办法是打草备冬。这等于把过剩期的饲草储存起来,留到不足期使用,以达到供求平衡,但是这仅能解决部分问题,如果牲畜数量过多,打草备冬则存在较大困难。而季节畜牧业则是在冷季提倡保持最低数量的牲畜,以减轻冷季牧场的压力,结合补饲,避免春乏死亡,暖季又以新生幼畜充分利用生长旺季的牧草快速转化为畜产品,冷季来临前夕按计划淘汰出栏家畜,当年收获畜产品。这样可缩短生产周期,加速畜群周转,发挥生长季内牧草产量高的优势,提高从家畜到畜产品的转化率,从而提高草原的次级生产力。

(4) 加强草场管理和保护

结合畜群的承包责任制,进行草场划管,固定草场使用权,把草场逐块逐片落实到户和畜群,使用、保护、建设三结合,防止滥牧、抢牧。同时,制定草原保护法或草原管理条例,建立草原保护机构,防止在草场上滥垦、滥砍和滥牧。对优良草场,一定要划区轮牧、封育保护,让其有休养生息、繁殖更新的机会。对退化严重、生态脆弱的荒漠草场,要加强封育,待草群恢复后再进行放牧。要建立草场监测与评议制度,对有退化征兆的草场,要及时采取措施进行整治。

6.4 农田生态系统的优化

和草地生态系统相比,祁连山自然保护区农田生态系统超生态承载力的现象尚不严重,根据调查结果,全区目前共有耕地 $100\,140 \text{ hm}^2$,超过最大允许耕地面积12.9%。由于海拔高度较高,热量条件不足,坡度较陡,祁连山自然保护区并不适合发展耕作农业,但考虑到当地的实际情况,整个保护区还无法实现全面的

退耕还林或退耕还草。当前整个保护区的重要任务是在不增大耕地开垦强度的前提下，提高耕地的生产能力。为此，需要从当前农田生态系统的优化入手，主要措施包括以下四个方面：

（1）提高农田单位面积产量

目前，对祁连山自然保护区而言，依靠增加耕地来提高农业生产能力已经不太现实，必须依靠提高现有农田的单位面积产量，这是比较现实的途径。目前，整个保护区低产田面积还很大，增产的潜力较大。

（2）提高保灌程度

西部干旱地区农田产量低的一个重要原因，就是灌水量和灌水时间不能充分保证，一些农田灌水次数不够或灌水不及时，影响农作物生长发育，因此，需要从水利建设和水利管理上解决中、低产田的保灌问题。

（3）搞好平田整地

平田整地是一项基本的农田建设措施，由于地处山区，祁连山保护区内的农田很多高低不平，灌水不均，灌水时低的地方淹水过多，高的地方灌不上水，影响作物生长发育，甚至造成死亡。因此，必须搞好平田整地，保证灌水均匀，使农作物发育整齐。

（4）大力推广绿肥

西部地区大部分农田土壤有机质含量少，碳酸盐含量高，土壤容易胶结。加之农家肥数量少、质量差，以及长期使用化肥，导致土壤大面积板结僵硬，结构和耕性不良，依靠化肥增加产量，不仅成本高，而且造成土壤退化。要改善这种局面，除增加农家肥数量，提高农家肥质量以外，应大力推广绿肥和种植豆类，这是培养地力、提高耕地生产能力的根本措施。

7.1 主要结论

7.1.1 关于生态承载力评价理论

(1) 生态承载力研究拓展了承载力的研究领域, 通过生态承载力评价能够反映土地承载力、环境承载力等传统承载力研究所不能反映的生态问题, 对区域生态保护和可持续发展研究具有不可替代的重要作用。

(2) 生态阈值是生态承载力研究的核心, 生态阈值估算是生态承载力评价的基础, 只有确定了系统的生态阈值, 才能进一步对生态荷载进行评价。

(3) 在区域尺度上确定系统的生态阈值一般以系统的生态服务功能是否受到破坏为衡量标准。

(4) 生态承载力评价包括生态阈值估算以及生态荷载评价两个密切相关的组成部分, 通过生态阈值估算确定系统对人类活动干扰的承受能力, 通过生态荷载评价了解人类活动对系统的干扰程度。

7.1.2 关于祁连山生态系统状况

(1) 祁连山区域生态系统是复合生态系统。祁连山是干旱地区的高海拔山地, 气候、土壤、植被、水文、地质地貌以及环境

的三向地带性变化明显,自然生态系统类型多样,自然生态系统之间、自然生态系统和人工生态系统之间相互交错,相互镶嵌,组成了复杂多样的复合生态系统。

(2)生态系统类型的空间分布格局与地形条件密切相关。由于地处干旱地区,祁连山的水热条件对于植物而言仅能达到其生长要求的下限,因此,除了海拔高度以外,坡向因素所导致的水热条件的细微差异也会影响植被的分布。在海拔 2 300~3 300 m 的森林草原带,森林主要分布于阴坡地区,阳坡地区则分布着草地和灌丛,呈现出阴坡森林阳坡草的生态格局。

(3)祁连山东、西部生态系统类型的分布有明显差异。由于祁连山地东西向较为狭长,各生态系统类型在祁连山东西段分布有较大差异,同一生态系统类型,在东段的分布下限较低,而西段的分布下限则较高;东段的生态系统的类型相对丰富,而西段生态系统类型趋向单一。

(4)草地和森林生态系统呈现镶嵌分布的格局。祁连山草原和森林呈现镶嵌分布的格局,形成独特的林草交错带生态系统。森林和草地的相互作用,导致边缘效应增强,植被组合类型较复杂、物种丰富。对祁连山及河西走廊绿洲生态系统的平衡与稳定起到了重要作用,同时影响着牧民的放牧行为和当地的发展模式。

(5)祁连山自然保护区对河西和三大内陆河流域具有重要意义。祁连山自然保护区的主要生态服务对象是整个河西地区和三大内陆河流域,祁连山生态系统是河西地区和三大内陆河流域生态环境系统保持稳定的关键。祁连山生态系统受到破坏以后,受影响最大的地区并不是自然保护区本身,而是中下游的河西走廊和内蒙古额济纳旗等地区。

7.1.3 关于祁连山自然保护区生态承载力评价指标体系和评价方法

(1)生态承载力评价指标要能够反映系统的生态功能和人类活动对生态系统的影响。

(2) 生态承载力评价指标要能够确定出有意义的阈值, 无法确定阈值范围的指标, 在生态承载力评价中不能承担起应有的作用。

(3) 建立评价指标体系时不一定追求统一的指标体系, 相反, 应该特别注意不同的区域或不同的生态系统类型之间存在的差异。

(4) 将层次分析法和模糊模式识别应用于生态承载力评价是可行的, 基于这两种数学方法而建立的综合评价模型具有一定的普适性, 如果将评价指标体系做适当调整, 这一评价模型可以用于不同地区的生态承载力评价。

7.1.4 关于祁连山自然保护区生态承载力评价

(1) 祁连山自然保护区的生态荷载已经全面超载, 区域生态系统综合级别特征值为 2.69, 处于严重超载状态。从各评价单元看, 全区 18 个评价单元有 11 个属于严重超载, 6 个属于中度超载, 1 个属于轻微超载。

(2) 区域生态系统内部各子系统的生态荷载状况存在差异, 森林子系统超载最严重, 生态荷载级别特征值为 2.99, 草地子系统生态荷载级别特征值为 2.92, 两个子系统都处于严重超载状态, 农田子系统生态荷载级别特征值为 1.60, 处于中度超载状态。

(3) 由于祁连山自然保护区东西长达 1 000 多 km, 东西部在自然和社会经济条件上存在一定差异, 导致生态荷载状况也存在一定的空间分异。总体而言, 森林子系统生态荷载、草地子系统生态荷载以及总体生态荷载状况使西北部地区比东南部地区超载更为严重, 而农田子系统的生态荷载状况则是东南部地区超载程度高于西北部地区。

(4) 区域生态荷载状况决定于生态系统的生态承载力和人类活动强度两方面的因素。和东部地区相比, 祁连山人类活动的绝对强度并不大, 这里几乎没有工业活动, 人口密度也不大, 但生态荷载状况却属于严重超载, 从另一个侧面反映了祁连山自然保护区生态系统的脆弱性和保护的紧迫性。

(5) 历史时期对森林生态系统的强烈破坏依然是目前祁连山

地区生态荷载超载的重要原因之一。尽管 1980 年代以后对祁连山地区的森林生态系统实行了严格的保护,但要使森林生态系统恢复到原有的正常状态,还需要相当漫长的时间。按照正常行使森林生态系统应有的生态功能去衡量,在今后相当一段时期内,祁连山的森林生态系统依然会处于严重超载状态。

7.1.5 关于祁连山生态保护和恢复对策

(1)森林生态系统的保护和恢复是整个祁连山自然保护区生态保护的核。祁连山的水源涵养林是整个河西和三大内陆河流域生态环境系统保持稳定的关键,而森林生态系统又是祁连山地区受到破坏最严重的生态系统,当前的主要任务是采取一切措施,提高祁连山地区的森林覆盖率。

(2)控制牲畜数量、降低草地生态系统的负荷是保护祁连山草地生态系统的。超载放牧是祁连山草地生态系统破坏的主要原因,将牲畜数量控制到祁连山草地生态系统的理论载畜能力范围内是确保草地生态系统可持续利用的根本保障。

(3)祁连山的耕地不应当在现有基础上增加。由于海拔较高,热量条件不足,坡度较陡,祁连山自然保护区并不适合发展耕作农业,但考虑到当地的实际情况,整个保护区还无法实现全面的退耕还林或退耕还草。当前整个保护区的重要任务是在不增大耕地开垦强度的前提下,对现有的农田生态系统进行优化。

(4)生态补偿制度将有利于祁连山的生态保护。祁连山区与祁连山所孕育的山下荒漠中的绿洲是一个完整的生态系统,山下绿洲的农业发展得益于山上生态保护所涵养的充足水源。考虑到整个区域生态与经济的关联性,应将祁连山区和祁连山的冰雪融水所浇灌的山下平原绿洲作为一个完整的生态经济耦合系统,对祁连山区因生态保护而导致的经济损失作必要的补偿。

7.2 主要特色和创新点

生态承载力是资源承载力、环境承载力等进一步的深入和发展,与以往的类似研究相比,本研究具有以下特色:

(1) 运用生态承载力理论对人口相对稀少、资源短缺矛盾并不十分突出的自然保护区进行分析,揭示了传统的土地、资源承载力评价所不能反映的问题。发现祁连山自然保护区的主要生态问题并不是由于土地资源承载能力超载而造成的,也不是通常意义上的水资源短缺,而是由于森林严重破坏和超载放牧造成的流域水源涵养能力和水土保持能力下降。

(2) 将层次分析法和模糊模式识别应用于生态承载力评价,建立了带有一定普适意义的生态荷载综合评价模型,如果将评价指标体系作适当修改,这一评价模型也可以应用于其他地区。

(3) 通过生态荷载综合评价,首次系统揭示了祁连山自然保护区的生态荷载状况及其空间分布特征,反映了人类活动对祁连山生态系统的影响程度。

7.3 存在的不足和研究前景展望

(1) 生态阈值的研究有待进一步深入

生态阈值的估算是整个生态承载力评价的核心环节,它涉及到众多相关学科。由于生态承载力研究刚刚开始起步,对生态阈值尤其是区域范围内复合生态系统的阈值研究还没有系统开展。本书在确定生态阈值时借鉴了其他领域的研究成果,一些阈值的合理性有待进一步检验。今后,需要在实验研究、量化研究和定位研究的基础上,对生态阈值开展广泛而深入的探讨。

(2) 评价指标体系有待进一步完善

评价指标体系是生态承载力评价的基础,评价指标体系是否合理,在很大程度上决定了评价的水平和质量。生态承载力评价

指标应当包括资源供容能力指标、环境容量指标和生态调节能力指标三个部分。目前,对于前面两者的研究相对充分,但对于生态调节能力指标的研究则比较薄弱,在选择哪些指标反映生态调节能力,如何确定这些指标的阈值等方面都存在很多疑问,需要今后加强这一方面的研究。

(3) 景观生态学在生态承载力研究中的应用前景

景观生态学通过景观格局的分析来对生态过程和生态功能进行研究。经过多年发展,景观生态学已经建立了一整套相对完善的量化研究方法和用于量化分析的景观指数,将这些方法和指数引入生态承载力研究将会大大促进生态承载力研究的发展,目前要解决的主要问题是确定景观指数的阈值。

参考文献

1. 白艳莹, 王效科, 欧阳志云, 等. 2003. 苏锡常地区生态足迹分析 [J]. 资源科学, 25 (6): 31-37.
2. 蔡运龙, 傅泽强, 戴尔阜. 2002. 区域最小人均耕地面积与耕地资源调控 [J]. 地理学报, 57 (2): 127-134.
3. 常宗强, 车克钧, 王艺林, 等. 2002. 祁连山坡地草场水上流失回归模型的建立 [J]. 甘肃林业科技, 27 (4): 1-4.
4. 常学向, 王金叶, 张学龙, 等. 2001. 祁连山森林水源涵养效益初析 [J]. 西北林学院学报, 16 (增): 51-54.
5. 车克钧, 傅辉恩, 王金叶. 1998. 祁连山水源林生态系统结构与功能的研究. 林业科学, 34 (5): 29-37.
6. 车克钧, 杨全牛, 刘兴明. 2000. 祁连山国家级自然保护区的有效管理与持续发展 [J]. 甘肃林业科技, 25 (3): 18-22.
7. 陈百明. 1991. 中国土地资源生产能力及人口承载力研究项目方法论概述 [J]. 自然资源学报, 6 (3): 145-149.
8. 陈百明, 周小萍. 2002. 全国及区域性人均耕地阈值的探讨 [J]. 自然资源学报, 17 (5): 622-628.
9. 陈隆亨, 曲耀光. 1992. 河西地区水土资源及其合理开发利用 [M]. 北京: 科学出版社.
10. 陈利顶, 傅伯杰. 2000. 干扰的类型、特征及其生态学意义 [J]. 生态学报, 20 (1): 581-586.
11. 陈守煜. 1994. 系统模糊决策理论与应用 [M]. 大连: 大连理工大学出版社.
12. 程国栋. 2002. 承载力概念的演变及西北水资源承载力的应用框架 [J]. 冰川冻土, 24 (4): 361-367.
13. 丛建国. 1997. 鲁中山地侧柏林区蜘蛛群落的研究 [J]. 蜘蛛学报, 6 (1): 26-30.
14. 崔凤军. 1995. 城市水环境承载力的实例研究 [J]. 山东矿业学院学报, 14 (2): 141-144.
15. 杜虎林, 高前兆. 1997. 河西走廊水资源供需平衡及其对农业发展的承

- 载潜力 [J]. 自然资源学报, 12 (3): 225-233.
16. 杜敏敏. 1995. 一种用箱模式与高斯模式结合计算大气环境容量的方法 [J]. 重庆环境科学, 17 (6): 31-34.
17. 封志明. 1990. 区域土地资源承载能力研究模式刍议 [J]. 自然资源学报, 5 (3): 120-123.
18. 封志明. 1992. 农业生态区域法在土地承载力研究中的应用 [M]. 中国土地资源的人口承载力研究, 北京: 中国科技出版社.
19. 傅湘, 纪昌明. 1999. 区域水资源承载能力综合评价——主成分分析法的应用 [J]. 长江流域资源与环境, 8 (2): 168-172.
20. 甘肃祁连山国家级自然保护区水源涵养林及生物多样性保护工程总体设计. 1999.
21. 甘肃林业勘察设计院. 2000. 甘肃祁连山国家级自然保护区规划设计调查报告.
22. 高彦春, 刘昌明. 1997. 区域水资源开发利用的阈限研究 [J]. 水利学报, (8): 73-79.
23. 高吉喜. 2001. 可持续发展理论探索——生态承载力理论、方法与应用 [M]. 北京: 中国环境科学出版社.
24. 郭秀锐, 毛显强, 冉圣宏. 2000. 国内环境承载力研究进展. 中国人口资源与环境, 10 (3): 28-30.
25. 郭忠升, 张宏民. 1996. 森林覆盖率的理论研究概况及存在问题 [J]. 陕西林业科技, (2): 30-33.
26. 贾嵘, 等. 1998. 区域水资源承载力研究 [J]. 西安理工大学学报, 14 (4): 382-387.
27. 贾嵘, 蒋晓辉, 薛惠峰, 等. 2000. 缺水地区水资源承载力模型研究 [J]. 兰州大学学报 (自然科学版), 36 (2): 114-121.
28. 贾振邦, 赵智杰, 李继超, 等. 1995. 本溪市水环境承载力指标体系 [J]. 环境保护科学, 21 (3): 8-11.
29. 蒋晓辉, 等. 2001. 陕西关中地区水环境承载力研究 [J]. 环境科学学报, 21 (3): 312-317.
30. 何芳良. 1988. 生态系统的复杂性与稳定性 [J]. 生态学进展, 5 (3): 157-162.
31. 洪阳, 叶文虎. 1998. 可持续环境承载力的度量及其应用 [J]. 中国人口资源与环境, 8 (3): 54-58.
32. 侯喜禄, 梁一民. 1991. 黄上丘陵沟壑区水土保持林体系建设及效益分析 [J]. 西北水土保持研究所集刊, (4): 42-48.
33. 侯喜禄, 白岗栓, 曹清玉. 1996. 黄上丘陵区森林保持水土效益及其机理的研究 [J]. 水土保持研究, 3 (2): 98-103.

34. 胡孟春. 2003. 张家口市坝上地区生态足迹初步研究 [J]. 应用生态学报, (2): 217-320.
35. 霍治国, 李世奎, 杨柏. 1995. 内蒙古天然草场的气候生产力及其载畜量研究 [J]. 应用气象学报, 6: 89-95.
36. 黄建辉. 1995. 生物多样性和生态系统稳定性 [J]. 生物多样性, 3 (1): 31-37.
37. 金昌市统计局. 2000. 金昌市统计年鉴.
38. 李博. 2000. 生态学 [M]. 北京: 高等教育出版社: 51-54.
39. 李丽姬, 郭怀成, 陈冰, 等. 2000. 柴达木盆地水资源承载力研究 [J]. 环境科学, 21 (3): 20-23.
40. 李晓文, 肖笃宁, 胡远满. 2001. 辽河三角洲滨海湿地景观规划各预案对指示物种生态承载力的影响 [J]. 生态学报, 21 (5): 709-715.
41. 刘殿生. 1995. 资源与环境综合承载力分析 [J]. 环境科学研究, 8 (5): 7-12.
42. 刘金荣, 谢晓蓉. 2002. 祁连山高寒草地特点及可持续发展利用对策 [J]. 草原与草坪, (2): 15-18.
43. 刘伟, 王启基, 王溪, 等. 1999. 高寒草甸黑土型退化草地的成因及生态过程 [J]. 草地学报, 7 (4): 300-307.
44. 刘庄, 谢志仁, 沈渭寿. 2003. 提高区域生态环境质量综合评价水平的新思路——GIS 与层次分析法的结合 [J]. 长江流域资源与环境, 12 (2): 163-168.
45. 麻泽龙, 宫渊波, 胡庭兴, 于增瑞. 2003. 森林覆盖率与水土保持关系研究进展 [J]. 四川农业大学学报, 21 (1): 54-58.
46. 马兴祥, 刘明春, 尹东. 2000. 祁连山草原气候和草地资源开发利用 [J]. 草原与草坪, (3): 37-40.
47. 曲耀光, 樊胜岳. 2000. 黑河流域水资源承载力分析计算与对策 [J]. 中国沙漠, 20 (1): 1-8.
48. 马风云. 2002. 生态系统稳定性若干问题研究评述 [J]. 中国沙漠, 22 (4): 401-407.
49. 马世骏. 1990. 现代生态学透视 [M]. 北京: 科学出版社: 300-309.
50. 彭再德. 1996. 区域环境承载力研究方法初探 [J]. 中国环境科学, 6 (1): 6-9.
51. 石生新. 1992. 高强度人工降雨入渗规律 [J]. 水土保持通报, 12 (2): 32-38.
52. 苏益. 1989. 美国林业系统分析 [M]. 长沙: 湖南科学技术出版社: 30-35.
53. 唐剑武. 1995. 环境承载力的理论雏形——环境容量 [J]. 北大研究生学

- 刊(自然科学版), 2.
54. 唐剑武, 郭怀成, 叶文虎. 1997. 环境承载力及其在环境规划中的初步应用 [J]. 中国环境科学, 17 (1): 6-9.
55. 唐剑武, 叶文虎. 1998. 环境承载力的本质及其定量化初步研究 [J]. 中国环境科学, 18 (3).
56. 阮本清, 等. 2001. 流域水资源管理 [M]. 北京: 科学出版社, 152-169.
57. 施雅风, 曲耀光. 1992. 乌鲁木齐河流域水资源承载力及其合理利用 [M]. 北京: 科学出版社.
58. 王成. 1998. 从自然干扰看人类干扰的合理性 [J]. 吉林林学院学报, 14 (4): 223-227.
59. 王家骥, 姚小红, 李京荣, 等. 2000. 黑河流域生态承载力估测 [J]. 环境科学研究, 13 (2): 44-48.
60. 王建华, 等. 1999. 基于 SD 模型的干旱区城市水资源承载力预测研究 [J]. 地理学与国土研究, 15 (2): 18-22.
61. 王金叶, 常宗强, 金博文, 等. 2001. 祁连山山地森林消洪补枯作用及功能分析 [J]. 西北林学院学报, 16 (增): 46-50.
62. 王景福, 张金池, 林杰. 2003. 绵阳涪江流域生态承载力研究 [J]. 中国水利, (11): 48-50.
63. 王声多. 1986. 马尔萨斯人口论评述 [M]. 北京: 中国财政经济大学出版社.
64. 王正周. 1995. 多样性导致稳定性的生态原理——谈农林业生产经营问题 [J]. 生物学通报, 30 (6): 4-5.
65. 万象, 林毅, 熊奎山. 2000. 祁连山自然保护区森林生态系统功能经济价值评估 [J]. 甘肃林业科技, 25 (3): 30-31.
66. 王明坎, 马长升. 1994. 两种方法估算草地承载量研究 [J]. 中国草地, (5): 19-22.
67. 魏斌, 张霞, 吴热风. 1996. 生态学中的干扰理论与应用实例 [J]. 生态学杂志, 15 (6): 50-54.
68. 吴秉礼, 石建忠, 谢忙义, 等. 2003. 甘肃水土流失区防护效益森林覆盖率研究 [J]. 生态学报, 23 (6): 1125-1137.
69. 吴钦孝, 刘向东, 等. 1990. 山杨林地上壤的物理性质和水分特性 [J]. 西北水土保持研究所集刊, 14: 12-19.
70. 邬建国. 2000. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级 [M]. 北京: 高等教育出版社, 56.
71. 武威市统计局. 2000. 武威市统计年鉴.
72. 许有鹏. 1993. 干旱区水资源承载能力综合评价研究 [J]. 自然资源学报, 8 (3): 229-237.

73. 新疆水资源软科学课题组. 1989. 新疆水资源及其承载力的开发战略对策 [J]. 水利水电技术, (6): 2-9.
74. 徐中民. 1999. 情景基础的水资源承载力多目标分析理论及应用 [J]. 冰川冻土, 21 (2): 100-106.
75. 薛定刚, 程林波. 2001. 祁连山水源涵养林可持续发展经营对策研究. 甘肃林业科技, 26 (3): 34-37.
76. 谢志仁, 刘庄. 2001. 江苏省区域生态环境综合评价研究 [J]. 中国人口资源与环境, 11 (3): 85-88.
77. 杨存建, 刘纪远, 张增祥, 等. 2001. 遥感和 GIS 支持下的云南省退耕还林还草决策分析 [J]. 地理学报, 56 (2): 181-188.
78. 杨正礼, 杨改河. 2000. 中国高寒草地生产潜力与载畜量研究 [J]. 资源科学, 22 (4): 72-77.
79. 阳含熙, 等. 长白山阔叶红松林马氏链模型 [J]. 生态学报, 1988, 8 (30): 211-219.
80. 于贵瑞, 谢高地, 丁振良, 等. 2002. 我国区域尺度生态系统管理中的几个重要生态学命题 [J]. 应用生态学报, 13 (7): 885-891.
81. 俞锡章. 1983. 青海省祁连山地区草场资源特点与发展畜牧业生产措施的探讨 [J]. 中国草原, (1): 9-14.
82. 袁建平, 蒋定生, 甘淑. 2000. 不同治理度下小流域正态整体模型试验——林草措施对小流域径流泥沙的影响 [J]. 自然资源学报, 15 (1): 91-96.
83. 岳天祥, 马世骏. 1991. 生态系统稳定性研究 [J]. 生态学报, 11 (4): 361-366.
84. 张传国. 2001. 干旱区绿洲系统生态—生产—生活承载力评价指标体系构建思路 [J]. 干旱区研究, 18 (3): 7-12.
85. 张传国, 方创琳. 2002 a. 干旱区绿洲系统生态—生产—生活承载力相互作用的驱动机制分析 [J]. 自然资源学报, 17 (2): 181-187.
86. 张传国, 方创琳, 全华. 2002 b. 干旱区绿洲承载力研究的全新审视与展望 [J]. 资源科学, 24 (3): 42-48.
87. 张传国, 刘婷. 2003. 绿洲系统“三生”承载力驱动机制与模式的理论探讨 [J]. 经济地理, 23 (1): 83-87.
88. 张光辉, 梁一民. 1996. 植被盖度对水上保持功效影响的研究综述 [J]. 水土保持研究, 3 (2): 104-110.
89. 张掖市统计局. 2000. 张掖市统计年鉴.
90. 曾维华. 1991. 人口、资源与环境协调发展的关键问题之——环境承载力的研究. 中国人口资源与环境, 1 (2): 22-23.
91. 曾维华, 王华东, 薛纪渝, 等. 1998. 环境承载力理论及其在湄洲湾污

- 染控制规划中的应用[J]. 中国环境科学, 18 (1): 70-73.
92. 赵传燕, 冯兆东, 刘勇. 2002. 祁连山区森林生态系统生态服务功能分析——以张掖地区为例[J]. 干旱区资源与环境, 16 (1): 66-70.
93. 赵焕臣, 等. 1986. 层次分析法[M]. 北京: 科学出版社.
94. 中国土地资源生产能力及人口承载力研究课题组. 1991. 中国土地资源生产能力及人口承载力研究[M]. 北京: 中国人民大学出版社.
95. Alexis S. 2000. Establishing the social tourism carrying capacity for the tourist resorts of the east coast of the Republic of Cyprus. *Tourism Management*, 21: 147-156.
96. Allan, William. 1949. Studies in African land usage in northern Rhodesia. Rhodes Livingstone Papers. Cape Town: Oxford University Press. 15.
97. Andren H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
98. Andren H. 1997. Population response to landscape change depends on specialization to different habitat elements. *Oikos*, 80: 193-196.
99. Archer S. 1989. Have southern Texas savannas been converted to woodlands in recent history. *Am. Naturalist*, 134 (4): 545-561.
100. Bazzaz F A. 1987. Characteristics of population in relation to disturbance, and landscape ecology. *Landscape heterogeneity and disturbance*. Edited by M. G. Turner Springer Verlag, New York: 213-229.
101. Begon M, Harper J L, and Townsend C R. 1986. *Ecological: Individuals, Populations, and Communities*. Sinauer Associates, inc. Sunderland, Massachusetts.
102. Beier P. 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology*, 7: 94-108.
103. Bevers M, Flather C H. 1999. Numerically exploring habitat fragmentation effects on populations using cell-based coupled map lattices. *Theoretical population biology*, 55: 61-76.
104. Bibby C J. 1995. Recent, past and future extinctions in birds. In: Lawton, J.H, May, R.M. (Eds.), *Extinction Rates*. Oxford University Press, Oxford: 98-110.
105. Brush. 1975. Steohen: the conception of carrying capacity for systems of Shifting Cultivation [J]. *American Anthropologist*, 77 (4): 799-811.
106. Bryan Norton. 1995. Resilience and options. *Ecological Economics*, 15: 133-136.
107. Carey D I. 1993. Development based on carrying capacity. *Global*

- Environmental Change.3 (2) : 140-148.
108. Carneiro, Robert. 1960. Slash and burn agriculture: A closer look at its implications for settlement.
 109. Carpenter S R and Leavitt P R. 1991. Temporal variation in the paleolimnological record arising from a trophic cascade. *Ecology*, 72 (1) : 277-285.
 110. Carpenter S R, and Kitchell J F. 1993. The trophic cascade in lakes. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
 111. Carpenter S R, Brock W A, Hanson P C. 1999. Ecological and social dynamics in simple models of ecosystem management. *Conserv Ecol*, 3(2): 4. Available on the Internet. URL: <http://www.consecol.org/vol3/iss2/art4>.
 112. Carpenter S R, Jansson B O, Ludwig D, Pastor J, Peterson G and Walker B. 1996. A comparative analysis of total system resilience. Notes from the Beijer Institute Resilience Network Planning Workshop, 4: 10-16.
 113. Carpenter S R, Ludwig D and Brock W A. 1999. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications*, 9: 751-771.
 114. Chapin F S, Walker B H, Hobbs R J, et al. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems [J]. *Science*, 277: 500-509.
 115. Charles Perrings, Brian Walker. 1997. Biodiversity, resilience and the control of ecological-economic systems: the case of fire-driven rangelands. *Ecological Economics*, 22: 73-83.
 116. Cohen J E. 1995 a. Population growth and earth's human carrying capacity. *Science*, 169: 341-346.
 117. Cohen J E. 1995 b. How many people can the earth support? Norton, New York, NY.
 118. Common M and Perrings C. 1992. Towards an ecological economics of sustainability. *Ecological economics*, 6: 7-34.
 119. Curtis H. 1979. *Biology*. Worth Publishers, Inc., New York.
 120. D Antonio C M, and Vitousek P M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass-fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23: 63-87.
 121. Daily G C and Ehrlich P R. 1996. Socioeconomic equity sustainability, and earth's carrying capacity. *Ecological applications*, 6 (4) : 991-1001.
 122. Daly H E. 1995. Reply to mark sagoff's "carrying capacity and ecological economics". *BioScience*, 45: 621-624.
 123. Dingle H. 1991. Factors influencing spatial and temporal variation in

- abundance of the large milkweed bug. *Annals of the Entomological Society of America*, 84: 47-51.
124. Doak D F, Bigger E K, Harding M A, et al. 1998. The statistical inevitability of stability-diversity relationship in community ecology. *The American Naturalist*, 151: 264-276.
 125. Done T J 1992. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia*, 247: 121-132.
 126. Dublin H T, Sinclair A R E and McGlade J. 1990. Elephants and fire as causes of multiple stable states in the Serengeti-Mara woodlands. *Journal of Animal Ecology*, 59: 1147-1164.
 127. Dunning J B, Danielson B J, Pulliam H R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65: 169-175.
 128. Ehrlich P R. 1995. The scale of the human enterprise and biodiversity loss. In: Lawton, J.H, May, R.M. (Eds.), *Extinction Rates*. Oxford University Press, Oxford: 214-226.
 129. Ehrlich P, Ehrlich A. 1981. *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. Ballantine Books, New York.
 130. Ehrlich P, Walker B. 1998. Rivets and redundancy. *Bioscience*, 48(5), 387.
 131. Ehrlich P, Wilson P O. 1991. Biodiversity studies: science and policy. *Science*, 253: 758-762.
 132. Elton C S. 1958. *The ecology of invasion by animals and plants* [M]. London: Chapman and Hall: 143-153.
 133. Estes J A, Duggins D. 1995. Sea otters and kelp forests in Alaska: generality and variation in a community ecological paradigm. *Ecological Monographs*, 65 (1) : 75-100.
 134. Estes J, Palmisano J. 1974. Sea otters: their role in structuring nearshore communities. *Science*, 185: 1058-1060.
 135. Fahrig L, Paloheimo J. 1988. Determinants of local population size in patchy habitats. *Theoretical Population Biology*, 34: 194-213.
 136. Fahrig L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation*, 100: 65-74.
 137. FAO. 1982. *Potential population supporting capacities of lands in developing world*. Rome.
 138. Forman R T T. 1995. *Land mosaic-the ecology of landscape and regions*. New York: Cambridge University Press.
 139. Friedel M H. 1992. Range condition assessment and the concept of thresholds: a viewpoint. *J. Range Manage*, 44 (5) : 422-426.

140. Fuhlendorf S, Smeins F, Grant W. 1996. Simulation of a fire-sensitive ecological threshold: a case study of Ashe juniper on the Edwards plateau of Texas, USA. *Ecol. Model.* 90: 245-255.
141. Garder M R, Ashky W R. 1970. Connectance of large dynamic (cybernetic) system: Critical for stability [J]. *Nature*, 288: 784-788.
142. Garry D. Peterson. 2002. Estimating resilience across landscapes. URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art17>.
143. Garry Peterson. 2000. Political ecology and ecological resilience: An integration of human and ecological dynamics. *Ecological Economics*, 35: 323-336.
144. Gary A P. 1998. Stability is woven by complex webs [J]. *Nature*, 395: 744-745.
145. Giovanni Giavelli, et al. 1988. Stability of natural communities: loop analysis and computer simulation approach [J]. *Ecological Modeling*, 40: 131-143.
146. Goldstone J. 1991. *Revolution and rebellion in the early modern world*. Berkeley (CA): University of California Press.
147. Groombridge B. 1992. *Global biodiversity: state of the earth's living resources*. Chapman and Hall, New York, NY.
148. Gunderson L H, Holling C S, Pritchard L, Peterson G D. Resilience in ecosystems, institutions and societies. *Beijer Discussion paper series*. 1997. No. 95.
149. Gunderson L H. 2000. Ecological resilience in theory and application. *Annual Review of ecology and systematics* 31: 425-439.
150. Gunderson L, Holling C S. 2001. *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Washington D.C: Island Press.
151. Gustafson E J, Gardner R H. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77: 94-107.
152. Hansson L. 1992. Landscape ecology of boreal forests. *Trends in Ecology and Evolution* 7: 299-302.
153. Hardin G. 1986. Cultural capacity: a biological approach to human problems [J]. *Bioscience*, 36 (9): 599-604.
154. Harper D. 1992. *Eutrophication of freshwaters*. Chapman and Hall, London, UK.
155. Harris Jonathan M, et al. 1999. Carrying capacity in Agriculture: globe and regional issue [J]. *Ecological Economics*, 129 (3): 443-461.
156. Hawken P. 1993. *The ecology of commerce*. Harper Business, NY.

157. Hill AR. 1987. Ecosystem Stability. *Progress in Physical Geography*, (11) 3.
158. Hill M. F, Caswell H. 1999. Habitat fragmentation and extinction thresholds on fractal landscapes. *Ecology Letters* 2: 121-127.
159. Hinsley S A, Bellamy P E, Newton L, et al. 1995. Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology* 26: 94-104.
160. Holechek J L, Pieper R D, Herbel C H. 1989. Range management. Prentiss-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.
161. Holling C S, Gunderson L H. 2001. Resilience and adaptive cycles. In: Gunderson L, Holling C S. *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Washington D. C: Island Press. In press.
162. Holling C S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*: 1-23.
163. Holling C S. 1986. The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. In: Clark W, Mund R (Eds.), *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge University Press, UK.
164. Holling C S. 1996. Engineering resilience vs. ecological resilience. In: Schulze P C, ed. *Engineering within ecological constraints*. National Academy Press, Washington D.C: 32-43.
165. Holling C S. 2000. Theories for sustainable futures. *Conserv Ecol* 4:7. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol4/iss2/art7>.
166. Holling C S. 2001. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems* 4:390-405.
167. Howells O, Edwards-Jones G. 1997. A feasibility study of reintroducing wild boar *Sus scrofa* to Scotland-are existing Woodlands large enough to support minimum viable populations? *Biological Conservation* 81: 77-89.
168. Hrilich, Anne H. 1996. Looking for the ceiling: estimates of the earth's carrying capacity [J]. *American Scientist*, Research Triangle Park, 84 (5) : 494-499.
169. Hughes J, Daily G, Erlich P. 1997. Population diversity: its extent and extinction. *Science*. 278: 689-692.
170. Hughes T P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265: 1547-1551.
171. Ian A. Simpson, Andrew J. Dugmore, Amanda Thomson, Orri Vesteinsson. 2001. Crossing the thresholds: human ecology and historical patterns of landscape degradation. *Catena*, 42: 175-192.
172. James Catlin, John Carter, Allison Jones. 2003. A Science-based tool for

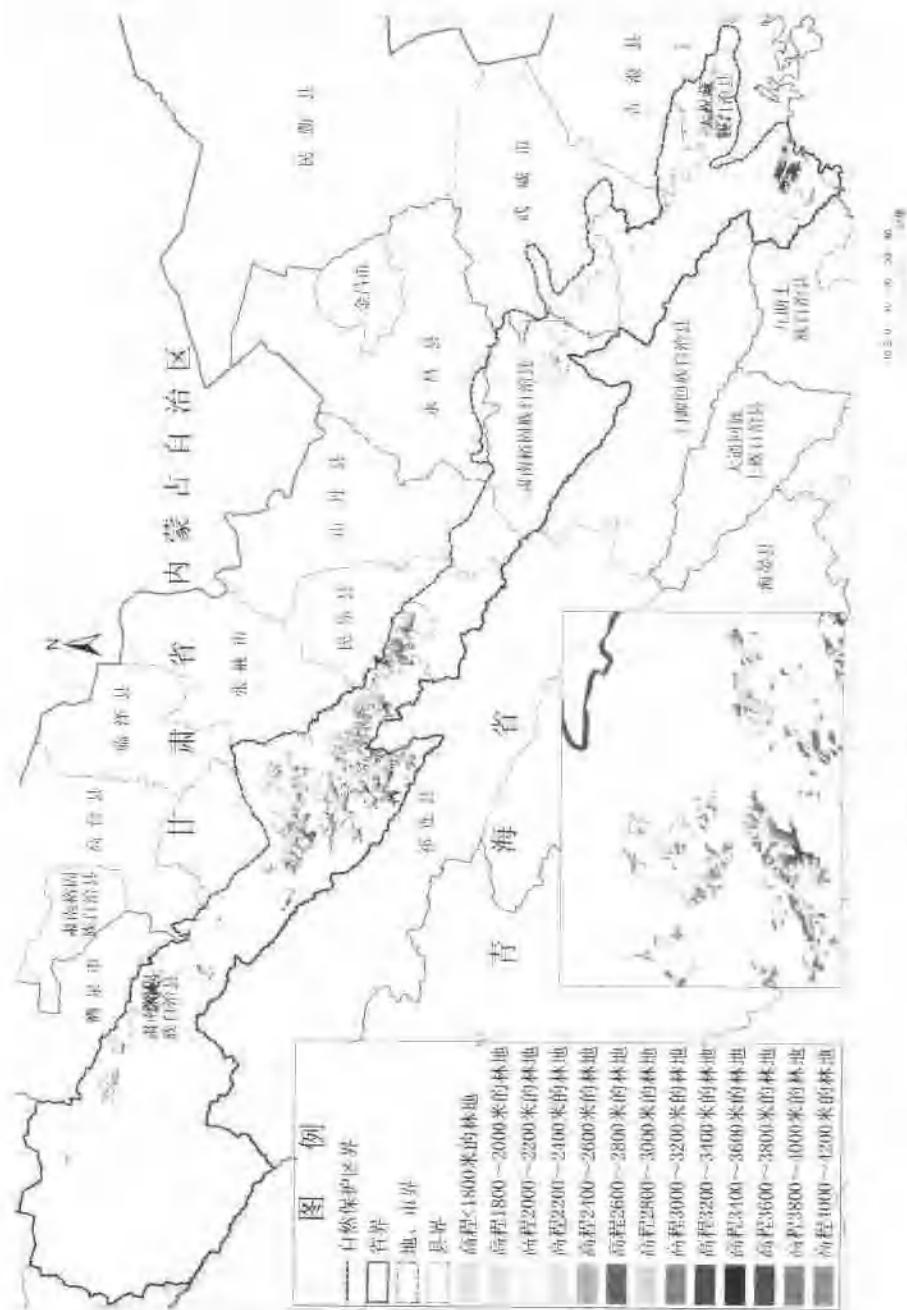
- assessing available for age and grazing capacity of Gsenm grazing allotments to meet rangeland health standards. [www. Rangenet. org/ directory/ jonesa/ sulrprec/ appendixb.html](http://www.Rangenet.org/directory/jonesa/sulrprec/appendixb.html).
173. Jansson B O, Velner H. 1995. The baltic: the sea of surprises. In Gunderson L H, Holling C S, Light S S, editors. Barriers and bridges to the renewal of ecosystems and institutions. Columbia University Press, New York, USA: 292-372.
174. Jonsen I D, Fahrig L. 1997. Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology*, 12: 187-195
175. Kimberly A. 1999. With and Anthony W. King. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landscape Ecology*, 14: 73-82.
176. Knowlton N. 1992. Thresholds and multiple stable states in coral-reef community dynamics. *American Zoologist*, 32: 674-682.
177. Kong Qingkai, Liao Xiaoxin. 1995. Dissipation, boundedness and persistence of general ecological systems. *Nonlinear Analysis, Theory, Methods & Applications*, 25 (11) : 1237-1250.
178. Lande R. 1987. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. *American Naturalist*, 130: 624-635.
179. Levin S. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73 (6) : 1943-1967.
180. Liu H, Cui H, Pott, et al. 2000. Vegetation of the woodland-steppe transition at the southeastern edge of the Inner Mongolian Plateau [J]. *Journal of Vegetation Science*, 11: 525-532.
181. Ludwig D, Jones D D, Holling C S. 1978. Qualitative analysis of insect outbreak systems: the spruce budworm and forest. *Journal of Animal Ecology*, 47 (1) : 315-332.
182. Ludwig D, Walker B, Holling C S. 1997. Sustainability, stability, and resilience. *Conservation Ecology* [online] 1 (1) : 7. Available from the Internet. URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art7>.
183. Macarthur R. 1955. Fluctuations and maturity in populations, and a measure of community stability [J]. *Ecology*, 36: 533-536.
184. MacGillivray C D, Grime J P. 1995. Testing predictions of the resistance and resilience of vegetation subjected to extreme events. *Funct. Ecol.* 9: 640-649.
185. Maczak A, Parker W N, eds. 1978. Natural resources in European history. Washington D C. Resources for the Future.

186. Marshall K, Edwards-Jones G. 1998. Reintroducing capercaillie into southern Scotland-identification of minimum viable populations at potential release sites. *Biodiversity and Conservation*, 7: 275-296.
187. May R M. 1972. Will a large complex system be stable. *Nature*, 238: 413-414.
188. May R m. 1974. *Stability and complexity in model ecosystems* [C]. Princeton University Press.
189. May. 1977. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 269: 471-477.
190. Mc Naughton S J. 1977. Diversity and stability of ecological community: a comment on the role of empiricism in ecology. *The American Naturalist*, 111: 515-525.
191. McClanahan T R, Kamukuru A T, Muthiga N A, Gilagabher Yebio M, and Obura D. 1996. Effect of sea urchin reductions on algae, coral, and fish populations. *Conservation Biology* 10 (1) : 136-154.
192. Meehan W R. 1991. Introduction and overview. Influences of forest and rangeland management on Salmonid Fishes and their habitat. American fisheries society special publication, 19: 1-15.
193. Merriam G. 1991. Corridors and connectivity: animal populations in heterogeneous environments. In: Saunders D A, Hobbs R J, *Nature Conservation 2: The role of corridors*. Surrey beatty and sons: 133-142.
194. Millington R, Gifford. 1973. Energy and how we live. Australian UNESCO Seminar, Committee for man and biosphere.
195. Miry Parker, Ralph Mac Nally. 2002. Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: an experimental evaluation of impacts on richness and total abundances using grassland invertebrates. *Biological Conservation*, 105: 217-229.
196. Monney H A, Godron M. 1983. *Disturbance and Ecosystems*. Springer~Verlag, 55.
197. Myers N. 1993. Biodiversity and the precautionary principle. *Ambio* 22 (2~3) : 74-79.
198. Northwest Power Planning Council (NPPC). 1994. Columbia River Basin Fish and Wildlife Program. Portland, OR.
199. Noy-Meir I. 1975. Stability of grazing systems: an application of predator-prey graphs. *J. Ecol.* 63 (2): 459-481.
200. Odum E P. 1983. *Basic Ecology* [C]. Hiladephia: Sauders Publishing: 46-50.

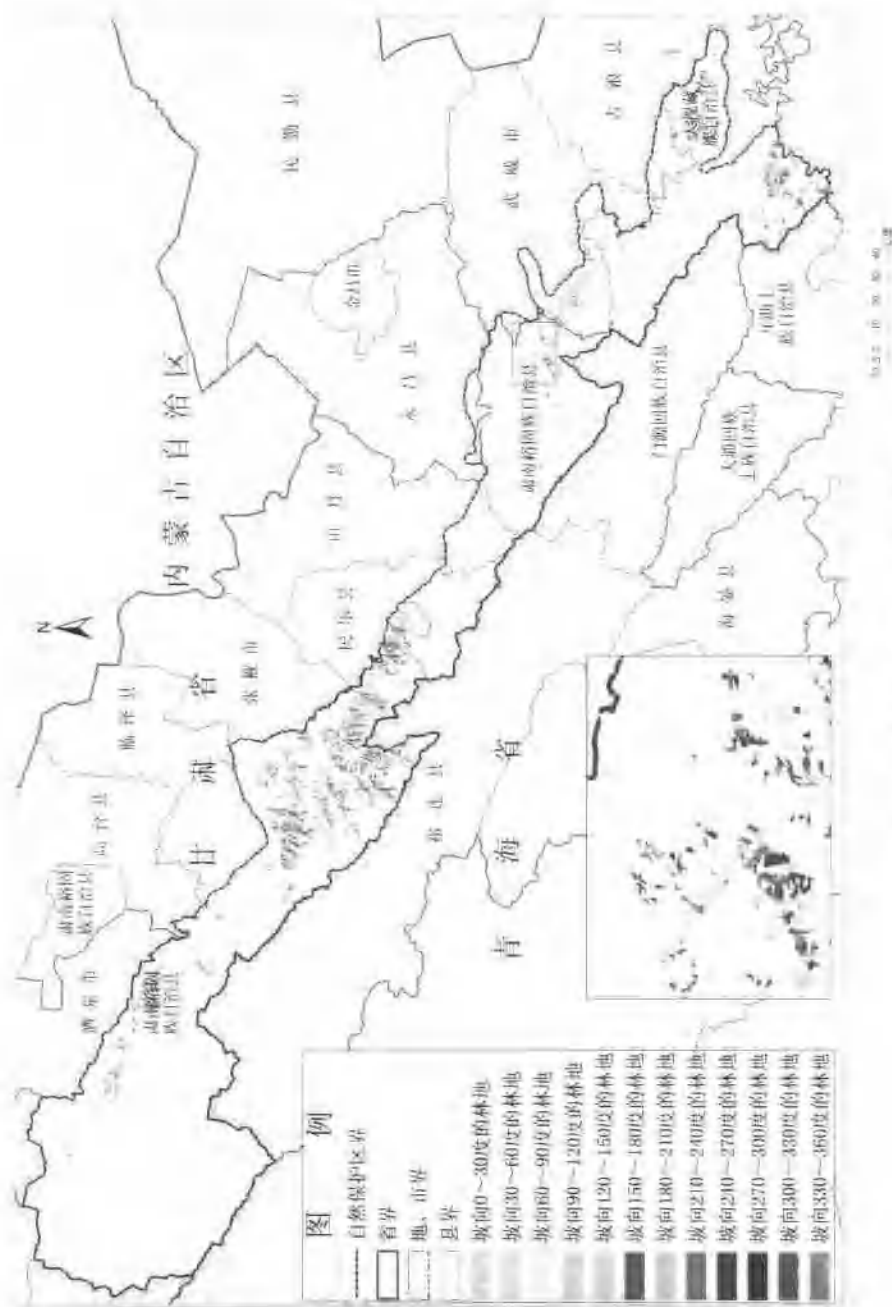
201. Opdam P. 1990. Dispersal in fragmented populations: the key to survival. In Species dispersal in agricultural habitats: 3-17.
202. Park R F, Burgess E W. 1921. An introduction to the science of sociology. Chicago.
203. Perrings C, Opschoor H. 1994. The loss of biological diversity: some policy implications Environ. Res. Econ, 4: 1-11.
204. Peterson G D, Allen C R, Holling C S. 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. Ecosystems, 1: 6-18.
205. Peterson G D. 2002. Estimating resilience across landscapes. Conservation Ecology 6(1): 17. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art17>.
206. Pimm S L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. Nature, 307: 322-326.
207. Pimm S L. 1991. The balance of nature. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
208. Pitcher T J, Hart P J B. 1982. Fisheries ecology. Avi Publishing Co., Inc, Westport, CO Me Cti Cut.
209. Pope S E, Fahrig L, Merriam H G. 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. Ecology, 81: 2498-2508.
210. Rijisberman, et al. 2000. Different approaches to assessment of and management of sustainable urban water system [J]. Environment Impact Assessment Review, 129 (3) : 333-345.
211. Rinaldi S, Scheffer M. 2000. Geometric analysis of ecological models with slow and fast processes. Ecosystems, 3: 507-521.
212. Roldan Muradian. 2001. Ecological thresholds: a survey. Ecological Economics, 38: 7-24.
213. Sagoff M. 1995. Carrying capacity and ecological economics. BioScience, 45 (9) : 610-619.
214. Schneider R R, Yodzis P. 1994. Extinction dynamics in the American marten. Conservation Biology 8: 1058-1068.
215. Schurr S H, Netschert B C. 1960. Energy in the American economy. Baltimore: John Hopkins University Press.
216. Seidl I, Tisdell C A. 1999. Carrying capacity reconsidered: from Malthus' population theory to cultural carrying capacity [J]. Ecological Economics, 31: 395-408.
217. Shrinker M I. 1970. The carrying capacity of natural and improved land in different climatic zones. Mammalia, 34: 564-572.

218. Sisk T D, Launer A E, Switky K R, Ehrlich P R. 1994. Bird assemblages in Patchy woodlands: *BioScience*, 44: 592-604.
219. Sjogren-Gulve P, Ray C. 1996. Using logistic regression to model metapopulation dynamics: large-scale forestry extirpates the pool frog. In: McCullough, D.S. , *Metapopulations and Wildlife Conservation*. Island Press, Washington D C: 11-137.
220. Smith F, May R, Pellew R, Johnson T, Walter K. 1993. Estimating extinction rates. *Nature*, 364: 494-496.
221. Smith R L. 1966. *Ecology and field biology*. Harper and row publishers, New York.
222. Society for Range Management. 1989. *A glossary of terms used in range management*. Denver, Colo.
223. Soule M E, Simberloff D. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation* 35: 19-40.
224. Steve Carpenter, Brian Walker, Marty Anderies J, Nick Abel. 2001. From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What? *Ecosystems*, 4: 765-781.
225. Steele J H, Henderson E W. 1981. A Simple plankton model. *Am. Naturalist*, 117: 676-691.
226. Steele J H, Henderson. 1984. Modelling long-term fluctuations in fish stock science 224: 985-987.
227. Steward C, Bjornn T C. 1990. Fill 'er up: Stream carrying capacity. *Focus-Renewable-Resow*, 5: 16-17.
228. Thomas J A, Morris M G. 1995. Rate and patterns of extinction among British invertebrates. In: Lawton J H, May R M. (Eds.) . *Extinction Rates*. Oxford University Press, Oxford: 111-130.
229. Tilman D, Downing J A. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367: 363-365.
230. Tisdell C A. 1988. Sustaining and maximising economic gains from tourism based on natural sites: analysis with reference to the Galapagos. In: Tisdell C A, Aislabie C J, Stanton J C (Eds.) . *Economics of tourism: case studies and analysis*. Newcastle, institute of industrial economics, University of Newcastle: 229-251.
231. Turner M G, et al. 1989. Predicting the spread of disturbance in heterogeneous landscape. *Oikos*, 55: 121-129.
232. UNESCO & FAO. 1985. Carrying capacity assessment with a pilot study of Kenya: a resource accountin methodology for sustainable Development

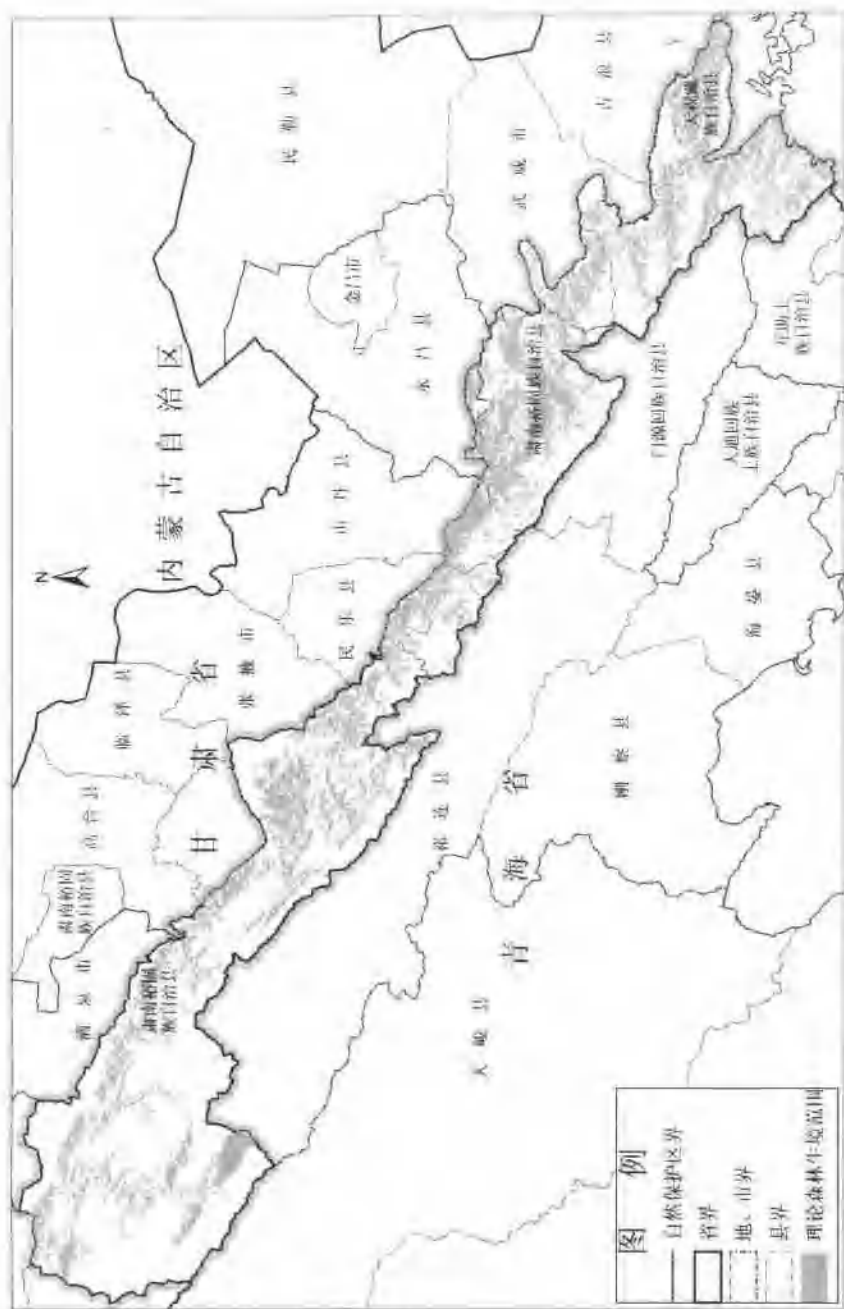
- [M]. Paris and Rome.
233. Van Andel. 1984. Disturbance in Grassland in natural communities. *Ann Rev Ecol Syst*, 15: 353-391.
 234. Volker Grimm, Christian Wissel. 1997. Babel or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia*, 109: 323-334.
 235. Vollenwieder R A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell Istituto Italiano di Idrobiologia*, 33: 53-83.
 236. Walker B, Carpenter S, Anderies J, Abel N, Cumming G S, Janssen M, Lebel L, Norberg J, Peterson G D, Pritchard R. 2002. Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology*, 6 (1) : 14. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art14>.
 237. Walker B. 1995. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conserv Biol*. 9(4): 747-752.
 238. Walker B, Ludwig D, Holling C S, Peterman R M. 1981. Stability of semi-arid savanna grazing systems. *J. Ecol.*, 69: 473-498.
 239. Weisner S, Strand J, Sandsten H. 1997. Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia*, 109:592-599.
 240. Wenny D G, Clawson R L, Faaborg J, Sheriff S L. 1993. Population-density, habitat selection and minimum area requirements of 3 forest-interior warblers in central Missouri. *Condor*, 95: 968-979.
 241. White Pickett. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics, Academic Press, Orlando.
 242. Wissel C, Zashke S. 1994. Stochastic birth and death processes describing minimum viable populations. *Ecological Modelling* 75/76: 193-201.
 243. With K A, King A W. 1999. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology*, 13: 314-326.
 244. Zimov S A, Chuprynin V I, Oreshko A P, Chapin F S, III, Reynolds J F, Chapin M C. 1995. Steppe-tundra transition: a herbivore-driven biome shift at the end of the Pleistocene. *American Naturalist*, 146 (5) : 765-794.



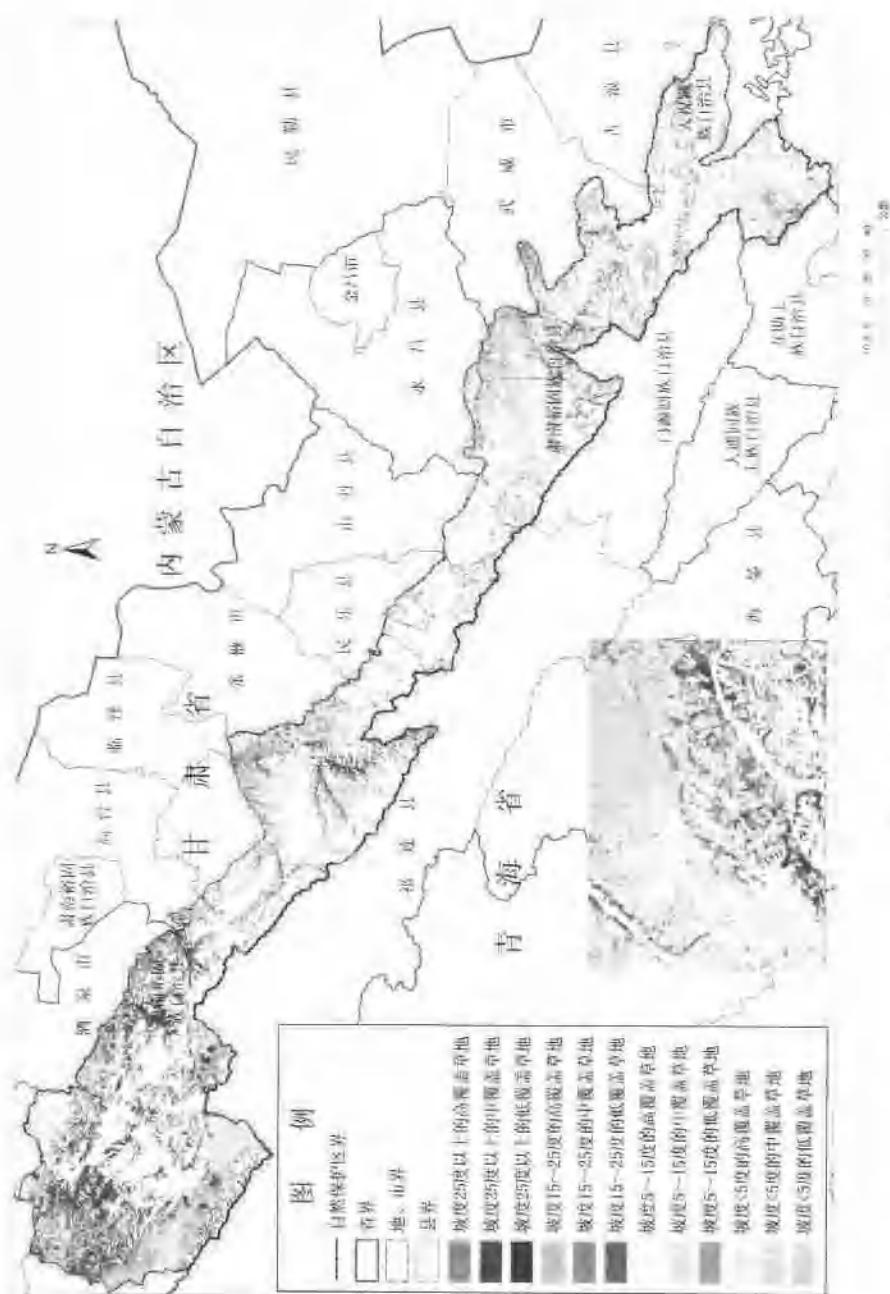
附图 2 森林景观空间分布与高程关系



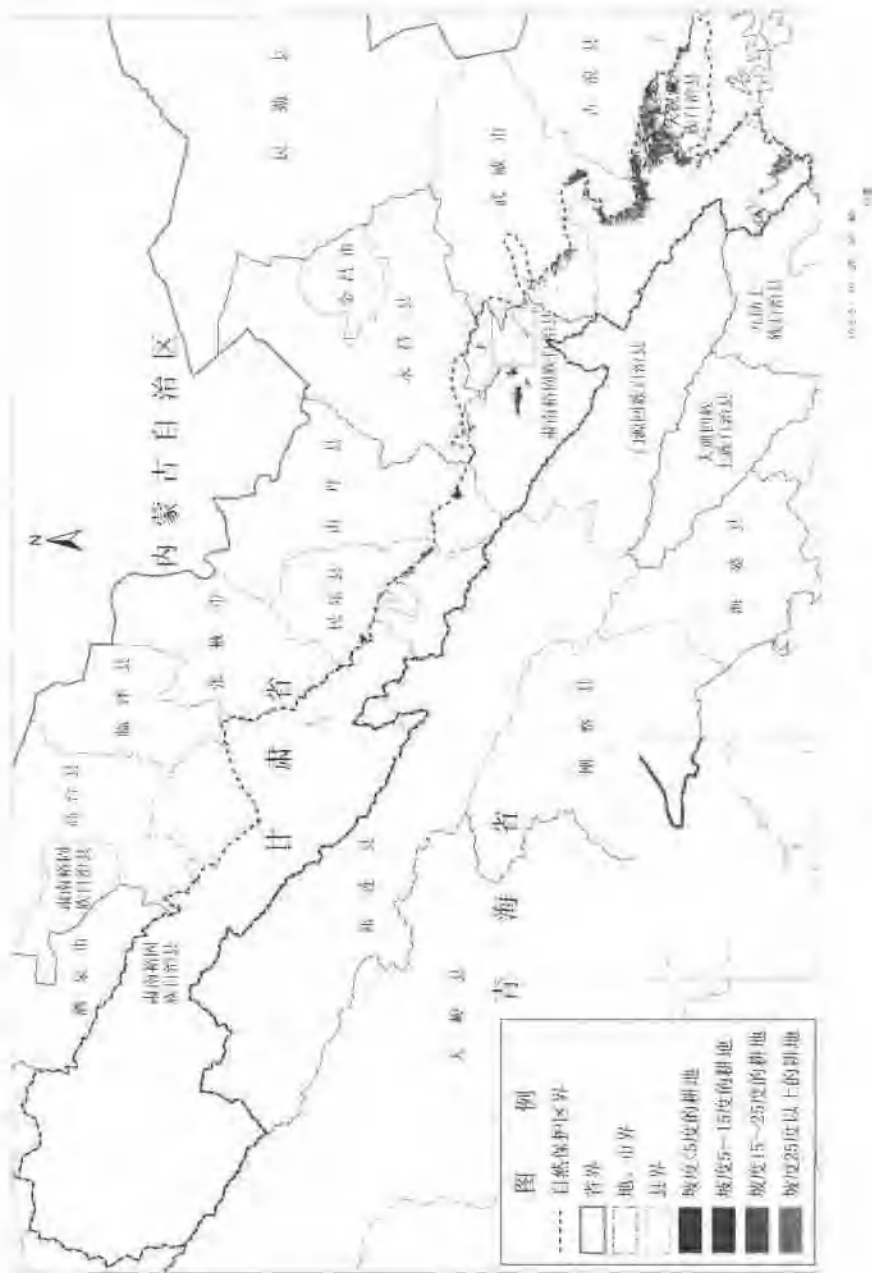
附图3 森林景观空间分布与坡向关系



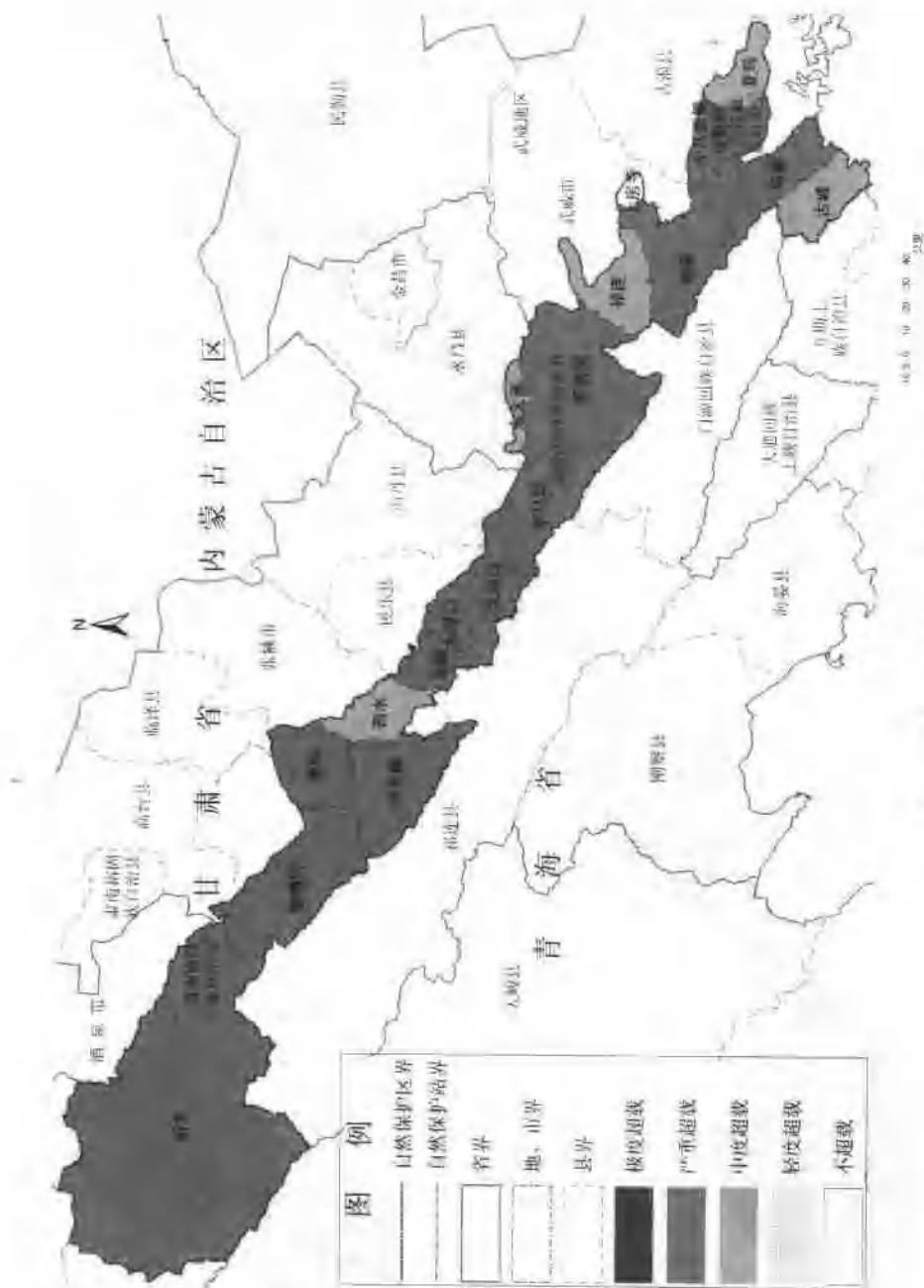
附图 4 理论森林生境分布



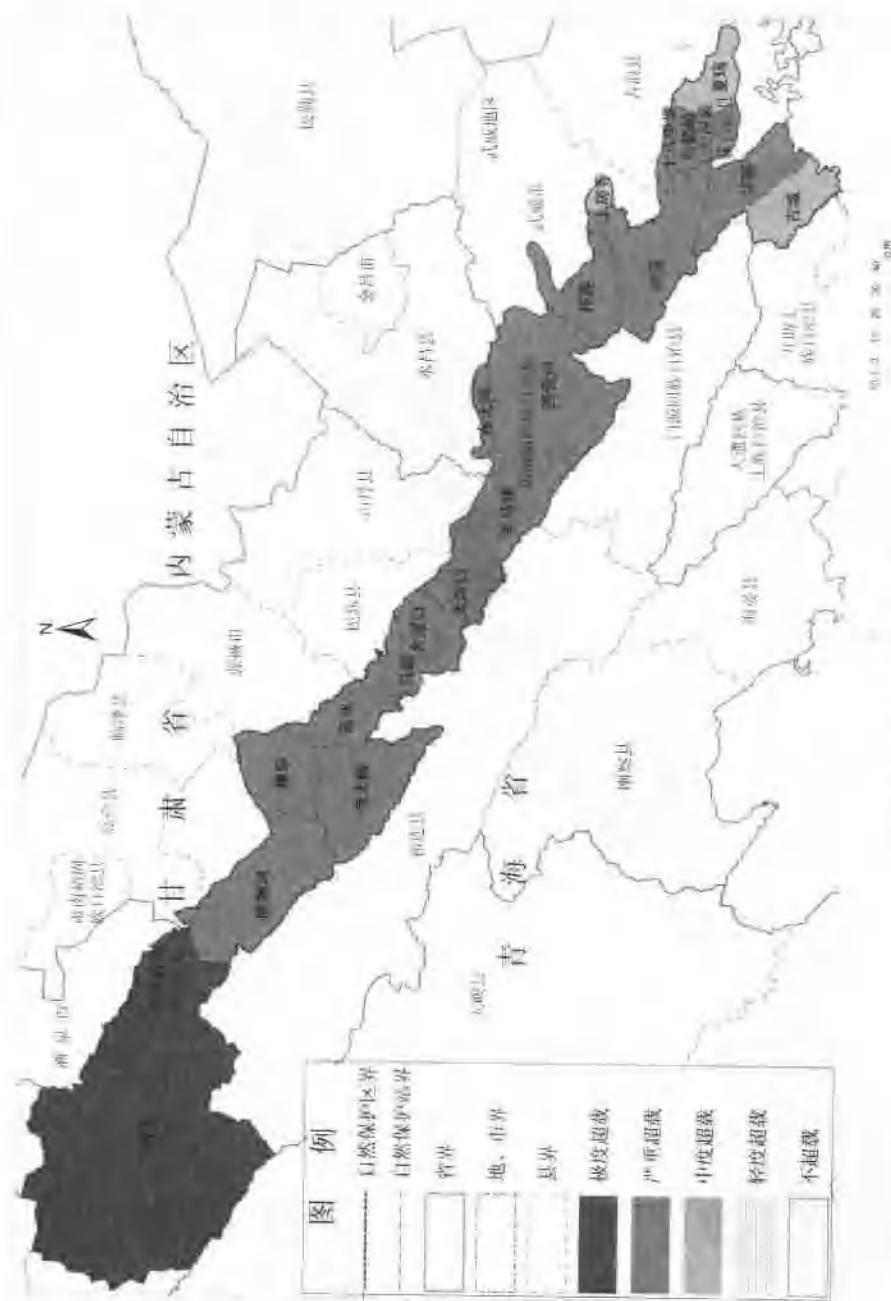
附图 5 祁连山不同坡度等级的草地



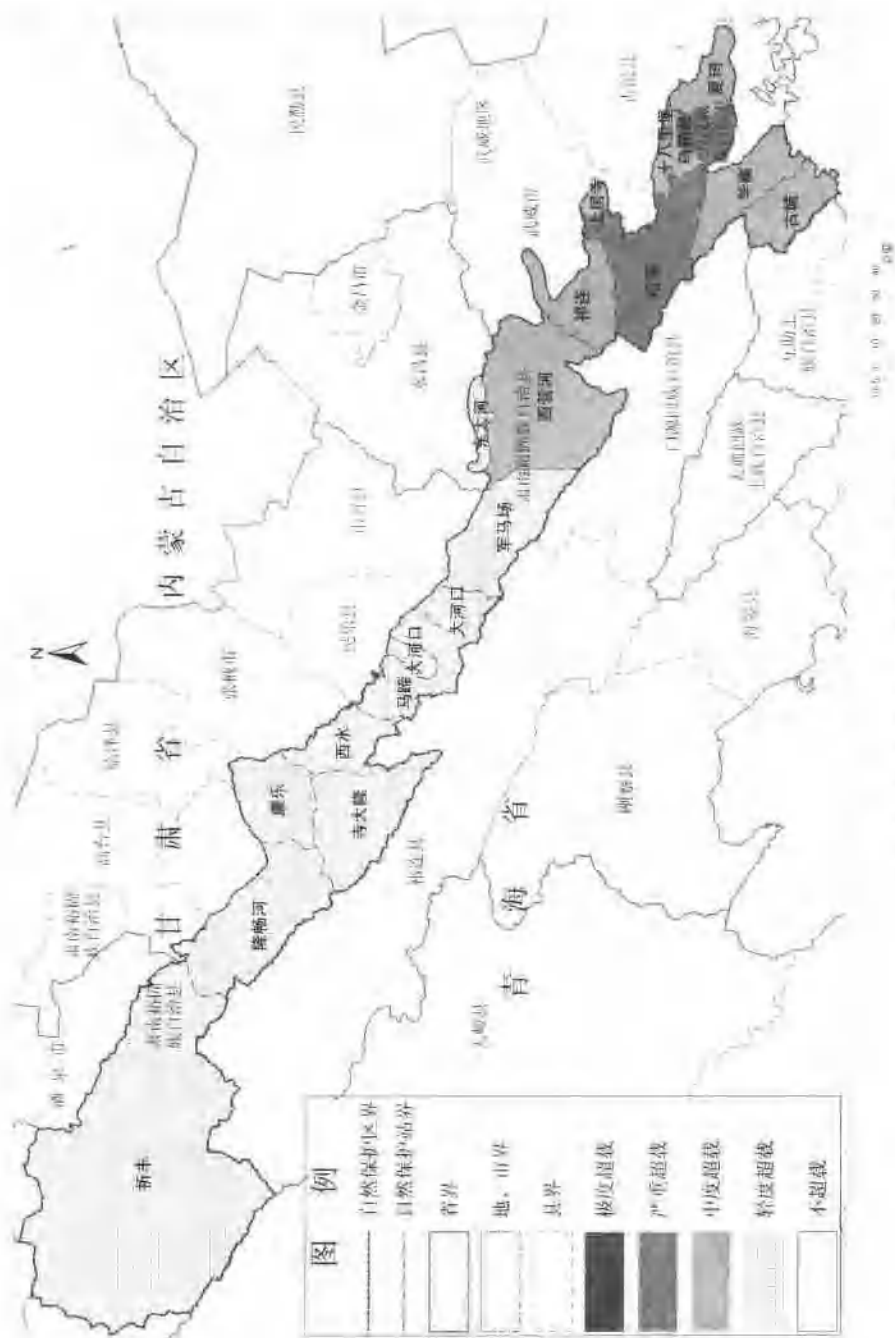
附图 6 祁连山不同坡度等级的耕地



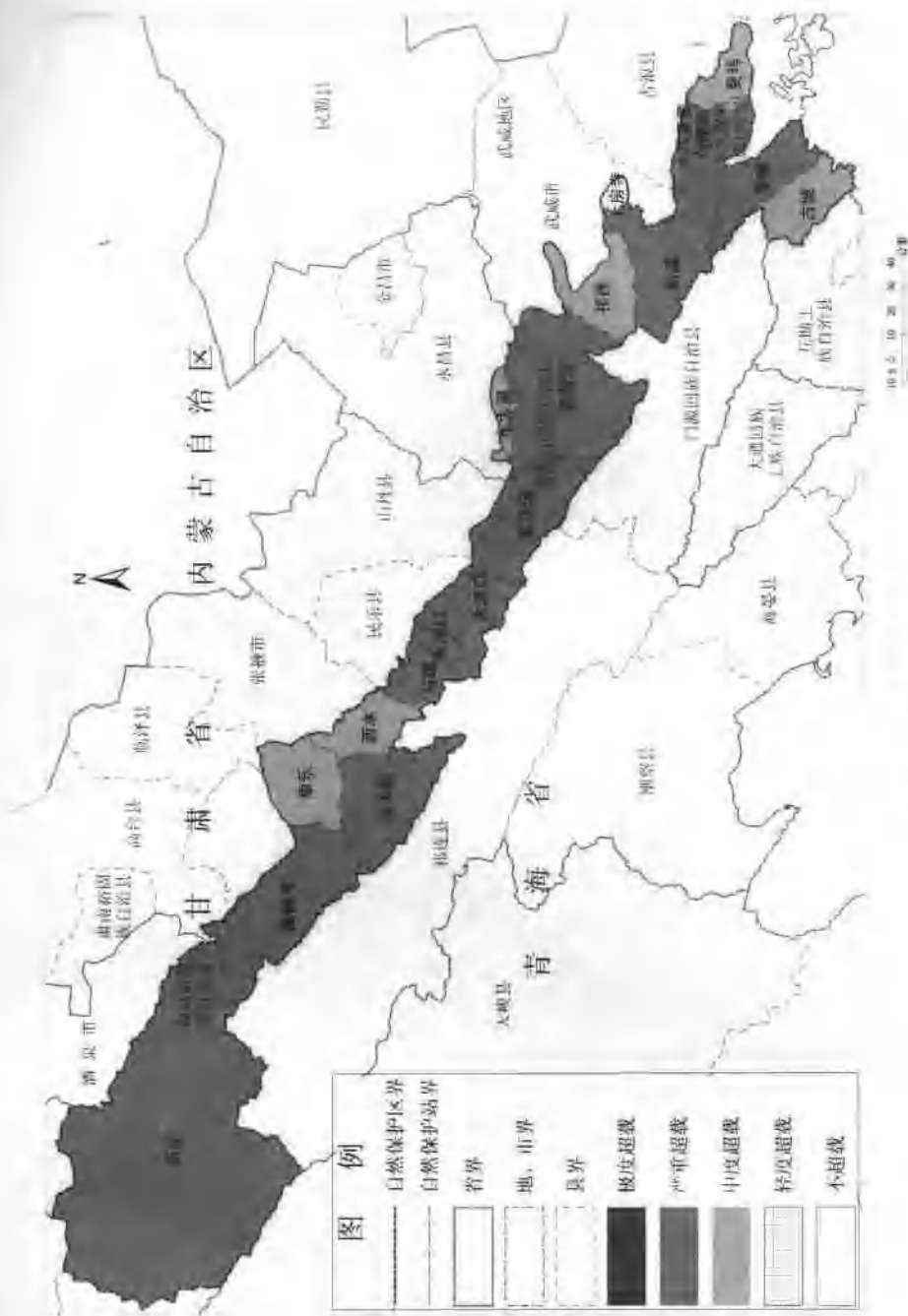
附图 8 森林子系统生态荷载空间分布



附图 9 草地系统生态荷载空间分布



附图 10 农田生态系统生态荷载空间分布



附图 11 生态荷载总体空间分布