

三江源自然保护区

森林植物多样性 及其保护研究

何友均 著

992.44

中国林业出版社



三江源自然保护区
——森林植物多样性及其保护研究

ISBN 978-7-5038-5286-2



9 787503 852862 >

定价：45.00元

三江源自然保护区森林植物 多样性及其保护研究

何友均 著

中国林业出版社

图书在版编目 (CIP) 数据

三江源自然保护区森林植物多样性及其保护研究/何友均著. —北京: 中国林业出版社, 2008. 8

ISBN 978-7-5038-5286-2

I. 三… II. 何… III. ①自然保护区—森林植物—生物多样性—研究—青海省 ②自然保护区—森林植物—生态环境—环境保护—研究—青海省

IV. S759.992.44 S718.5

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2008) 第 121614 号

出 版 中国林业出版社 (100009 北京西城区德内大街刘海胡同 7 号)

网 址: www.cfph.com.cn

E-mail: cfphz@public.bta.net.cn 电话: (010) 66184477

发 行: 中国林业出版社

印 刷 北京林业大学印刷厂

版 次: 2008 年 8 月第 1 版

印 次: 2008 年 8 月第 1 次

开 本: 880mm × 1230mm 1/32

印 张: 7.5

字 数: 170 千字

印 数: 1 ~ 1 000 册

定 价: 45.00 元

2003年1月24日，国务院批准成立了三江源国家级自然保护区。三江源自然保护区位于青海省玉树、果洛、海南、黄南4个藏族自治州和海西蒙古族藏族自治州的17个县（市）境内，总面积15.23万 km^2 ，是一个以高原湿地生态系统、高寒草甸及野生动植物为主要保护对象的自然保护区。保护区地处长江、黄河和澜沧江的源头汇水区，是世界上海拔最高、湿地类型较为丰富的地区。长江总水量的25%、黄河总水量的49%、澜沧江总水量的15%来自该地区，其生态环境的变化直接关系到区域乃至国家的生态安全。

近几十年来，由于受自然、地理以及人类活动的影响，三江源地区生态环境日趋恶化，致使雪线上升、草地退化、湿地萎缩、湖泊干涸、森林植被减少、沙漠化面积扩大、虫鼠害严重，已对上中下游地区的经济发展和人民的生产生活造成了日趋严重的负面影响。三江源地区日益退化的生态环境状况引起了党中央、国务院的高度关注。2005年1月26日，由国务院总理温家宝主持召开的国务院第79次常务会议批准了《青海三江源自然保护区生态保护和建设总体规划》（以下简称《规划》），并要求通过《规划》的实施，尽快实现恢复三江源生态功能、促进人与自然和谐发展、农牧民生活达到小康水平三大目标。2005年8月30日，三江源自然保护区生态保护和建设工程在青海省西宁市正式启动，掀开了三江源自然生态保护的崭新篇章。

森林是三江源自然保护区重要的生态系统，森林植被以寒温性针叶林为主，大部分植物为青藏高原特有种，在水源涵养、水

土保持、生物多样性保护和吸收大气二氧化碳增强碳汇等方面发挥着重要生态功能。研究三江源自然保护区森林植物多样性及其保护问题,不仅有利于掌握森林植物资源的本底,了解植物多样性的动态变化及其机制,促进江河源区退化森林生态系统的恢复和重建,还能为研究青藏高原独特的生态系统提供科学资料和依据。

在三江源自然保护区从事科学研究工作富有挑战性。从2001~2005年,本书著者在高原缺氧和环境恶劣的条件下,克服重重困难,深入三江源自然保护区腹地对主要林区植物多样性进行野外调查和研究,在种子植物区系、植物濒危程度评估、珍稀草本植物生态位、物间关联、物种分布格局、植物多样性动态变化机理和植被景观方面取得了可喜成果,并在此基础上提出了有关植物多样性和生态保护的政策建议。

本书著者多年来从事森林生态、生物多样性保护和林业政策方面的研究,这本书的出版不仅对青藏高原植物多样性保护具有重要参考价值,而且对全国其他地区自然保护区的建设和管理也有借鉴作用。

中国科学院生态环境研究中心研究员
中国工程院院士



2008年8月8日

前 言

植物多样性是生物多样性中以植物为主体,由植物、植物与环境之间所形成的复合体及与此相关的生态过程的总和。植物多样性是生物多样性的重要组成部分,可分为遗传多样性、物种多样性、生态系统多样性和景观多样性4个层次。植物多样性是人类赖以生存的基础和地球的生命支持系统。植物多样性不仅提供人类食物、药材、燃料、建材和其他生活消费所必需的物质资料,而且具有吸收 CO_2 、释放 O_2 、调节气候、保持土壤等许多生态功能,维持着人类生存环境的稳定。

近年来,随着人口的增加,经济活动的不断加剧和土地利用格局的改变,生物多样性正在急剧下降,大量物种已经灭绝或处于灭绝边缘。为了保护生态环境和生物多样性,物种多样性保护已成为人类共同面临的全球性问题。我国是生物多样性丰富度高的国家之一,还是亚洲生物古代和近代进化和分化的中心,很多地区在更新代没有遭到冰川的覆盖而保留了大量的孑遗物种,其中包括很多在世界其他地区早已灭绝的始于第三纪以前的孑遗物种。同时,我国又是世界上生物多样性受到最严重威胁的国家之一。为了保护生物多样性,我国开展了大量科学研究、制定了相关政策、出版了大量学术专著和实施了一系列有利于生物多样性保护的行动。近年来,科学家将种群生存力分析技术、复合种群理论、保护遗传学技术、“3S”技术广泛应用到生物多样性保护研究和实践中,在理论上取得了重大突破。

自20世纪中期以来,我国江河源区的森林生态研究受到关注,例如中国科学院自然资源与地理研究所、中国科学院植物

所、中国科学院成都生物研究所、中国科学院西北高原生物研究所、中国林业科学研究院、北京林业大学、兰州大学、四川大学、四川农业大学等单位对江河源头森林的外貌、区系、结构和功能进行了研究,但没有专门针对植物多样性及其保护进行过系统研究。江河源区是我国重要的生态安全保护区和生态功能区,同时也是生态条件十分脆弱的区域,急需开展系统的调查和研究,探索区域植物多样性的结构、功能、动态和维持机制,并提出操作性强的保护政策和建议。

三江源自然保护区位于我国的西部、青藏高原的腹地、青海省南部,为长江、黄河和澜沧江的源头汇水区,地理位置为北纬 $31^{\circ}39' \sim 36^{\circ}12'$,东经 $89^{\circ}45' \sim 102^{\circ}23'$,行政区域包括玉树、果洛、海南、黄南4个藏族自治州的16个县和格尔木市的唐古拉乡。区内气候属青藏高原气候系统,为典型的高原大陆性气候。三江源自然保护区是世界上海拔最高、湿地类型较为丰富的地区,已成为世界上江河最多、战略地位最重要的自然保护区。同时,分布在三江源自然保护区的森林对于碳循环、水源涵养、水土保持、生物多样性保护具有十分重要的意义。

三江源自然保护区主要林区包括:位于泽库县境内,属黄河一级支流隆务河源头的麦秀林区以及兴海县的中铁林区;位于长江流域班玛县境内的玛珂河林区和多珂河林区;位于澜沧江上游,杂多县境内的昂赛林区、囊谦县境内的白扎林区和位于玉树县、囊谦县交界的江西林区;位于玉树县境内的东仲林区和巴塘林区。这些林区的森林植被大都以寒温性针叶林为主,由于地处青藏高原,植物区系和结构独特,大部分物种为青藏高原特有种,灌木和草本物种丰富,具有很高的保护价值,而且在退化寒温性针叶林演替早期对生态系统的动态变化有十分重要的影响和作用。但是,由于青藏高原独特的气候、水文和冻土等自然因素和砍伐、放牧等人为活动的影响,林区森林遭到了严重破坏,致使植物多样性种类和数量锐减,动物栖息地丧失,整个地区的生

态环境面临严重威胁。研究三江源区森林植物多样性既能促进江河源头的生态环境保护、减少生物多样性的丧失,又能为研究青藏高原独特的生态系统提供科学依据。但是,到目前为止,仍然没有关于三江源自然保护区植物多样性保护方面系统的、专门的研究和论著。

正是基于上述原因,著者以3年前“十五”国家科技攻关项目“三江源自然保护区物种濒危状况快速评估技术”资助研究的博士论文为本底,在修改和完善的基础上出版,希望能为三江源自然保护区的规划、设计、建设和管理提供大量翔实的第一手资料,为全国其他自然保护区的植物多样性保护和管理提供借鉴。

本书详细研究了三江源自然保护区澜沧江流域的江西林区、白扎林区,长江流域的玛珂河林区和黄河流域的麦秀林区的植物多样性,重点阐明了植物受威胁的程度和优先保护类别,分析了物种分布格局和植被景观变化,提出了植物多样性和生态保护的政策建议。本书共分11章:第1章是引言,介绍了植物多样性研究进展,研究的目的与意义,以及解决的主要问题;第2章是研究地区概况,介绍了三江源自然保护区和4个主要林区概况;第3章是种子植物区系研究,分析了三江源自然保护区植物区系形成的自然与历史背景,对植物区系成分进行了分析;第4章是植物濒危程度和优先保护类别评价,构建了植物濒危等级和优先保护类别指标体系和评价模型,并对植物进行了濒危等级和优先保护类别评价;第5章是森林珍稀草本植物生态位研究,分析了生态位宽度和生态位重叠状况;第6章是优势灌木和草本种间联结研究,阐明了优势灌木和草本物种间的相互关系以及它们在资源利用和生态位占据中的功能和地位;第7章是植被数量分类和排序,采用 TWINSpan 和 DCA 对植被进行数量分析和排序,揭示了植物群落和环境之间的生态关系;第8章是主要群系建群种分布格局和物种多样性变化,用方差均值比、Cassie 指标、平均拥挤度指标、聚块性指数、Morisita 指数和负二项式分布的 χ^2 检验,

研究乔木建群种不同发育阶段的空间分布格局,并对主要群系的物种多样性进行比较研究;第9章是不同重建梯度水平上针叶林多样性和群落结构动态,选择从原始鳞皮冷杉林采伐后4种不同重建梯度的人工川西云杉林和原始鳞皮冷杉林为对象,研究了不同时段人工林的植物多样性变化格局和群落结构动态;第10章是植被景观格局变化研究,分析了植被总体、时间和空间格局及动态,探讨了影响植被景观格局变化的主要因素;第11章是植物多样性和生态保护建议。

本书是著者从2001~2005年期间对三江源自然保护区进行系统考察和研究的部分结果,其内容主要来自于著者的博士论文。在论文研究阶段和成书过程中,始终得到了著者的博士生导师中国科学院生态环境研究中心的冯宗炜院士和北京林业大学的崔国发教授的悉心指导和帮助。冯宗炜先生在我的学习、工作和生活上都给予了无私的帮助和关怀,先生严谨的治学态度、渊博的学术知识、高尚的个人情操和无私的敬业精神,都使我终生受益;崔国发教授不仅在生态学、自然保护区学的基本理论、研究方法和论文的写作、构思方面给予了具体指导,而且他那一丝不苟的治学态度、活跃的学术思维、正直的思想作风和平等宽容的做人风格,都使我受益匪浅。二位导师不仅教会了我怎样做学问,更重要的是教会了我怎样做人,在此,向两位导师表示最衷心和最诚挚的感谢!

在野外研究和试验中,北京林业大学的路端正老师帮助鉴定标本,林秦文硕士、邹大林硕士、马志波硕士和雷霆博士参加了野外调查;在内业处理过程中,中国科学院植物研究所的王利松博士帮助查阅部分标本,北京林业大学的邢韶华博士协助地理信息系统制图,北京市林业局的黄三祥硕士帮助录入部分样地数据,中国林业科学研究院的崔向慧老师、斯林老师指导遥感制图,中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所的丁易博士提供许多外文文章和思路。在三江源自然保护区野外调查过程

中,得到了青海省林业局、三江源自然保护区管理局、可可西里国家级自然保护区五道梁保护站、格尔木市农林环保局、青海省玉树藏族自治州江西林场、囊谦县白扎林场、青海省玛珂河林业局、玛多县农牧局、泽库县麦秀林场的协助。论文修改和完善阶段,北京林业大学的李俊清教授、罗菊春教授、王建中教授、张志翔教授,中国科学院植物研究所的马克平研究员和陈伟烈研究员,以及中国林业科学研究院的刘世荣研究员和藏润国研究员为论文提出了许多宝贵意见。在此一并向他们表示衷心的感谢。

最后,要衷心感谢中国林业科学研究院林业科技信息研究所的李智勇所长,正是由于他的鼓励 and 大力支持才使本书得以出版。

由于著者水平有限,书中难免有许多错误或不足之处,敬请广大读者批评指正和提出宝贵意见。

著者

2008年8月

目 录

序	冯宗炜
第1章 引 言	(1)
1.1 植物多样性研究进展	(1)
1.1.1 植物多样性的概念及其价值	(1)
1.1.2 国内外总体研究现状	(2)
1.1.3 植物多样性分布格局	(5)
1.1.4 植物多样性保护研究	(9)
1.2 研究的目的与意义	(20)
1.3 解决的主要问题	(21)
第2章 研究地区概况	(22)
2.1 三江源自然保护区概况	(22)
2.1.1 地理位置	(22)
2.1.2 自然概况	(23)
2.1.3 社会经济概况	(24)
2.2 主要林区概况	(24)
2.2.1 澜沧江流域白扎林区概况	(25)
2.2.2 澜沧江流域江西林区概况	(26)
2.2.3 长江流域玛珂河林区概况	(27)
2.2.4 黄河流域麦秀林区概况	(28)
第3章 种子植物区系研究	(30)
3.1 植物区系形成的自然与历史背景	(30)
3.2 植物区系成分分析	(31)
3.2.1 科级水平统计分析	(32)

3.2.2	属的分布区类型和分析	(33)
3.2.3	种的分布区类型和分析	(38)
3.3	小 结	(49)
3.3.1	植物区系性质	(49)
3.3.2	植物区系特点	(50)
第4章	植物濒危程度和优先保护类别评价	(51)
4.1	研究方法	(52)
4.1.1	物种和植被调查	(52)
4.1.2	濒危等级和优先保护类别指标体系构建	(53)
4.1.3	指标体系权重确定	(56)
4.1.4	定量评价模型	(57)
4.1.5	植物濒危程度和优先保护类别评价标准	(58)
4.2	结果与分析	(59)
4.2.1	植物物种濒危程度评价	(59)
4.2.2	植物物种优先保护类别评价	(61)
4.2.3	植物优先保护措施和建议	(64)
4.3	小 结	(64)
4.3.1	植物濒危等级和优先保护类别评价结果	(64)
4.3.2	指标体系与权重分配问题	(65)
4.3.3	物种濒危等级与优先保护类别之间的关系	(65)
4.3.4	物种濒危等级评价的空间尺度问题	(66)
4.3.5	数据质量和对数据推断、预测的重要性	(67)
第5章	森林珍稀草本植物生态位研究	(68)
5.1	研究方法	(68)
5.1.1	分析方法	(68)
5.1.2	计算公式	(69)
5.2	结果与分析	(70)
5.2.1	生态位宽度分析	(70)
5.2.2	生态位重叠分析	(73)

5.3 小 结	(74)
第6章 优势灌木和草本种间联结研究	(76)
6.1 研究方法	(76)
6.1.1 野外取样	(76)
6.1.2 数据处理	(77)
6.1.3 种间联结测度方法	(78)
6.2 结果与分析	(79)
6.2.1 灌木种间联结分析	(80)
6.2.2 草本种间联结分析	(82)
6.3 小 结	(83)
6.3.1 种间联结关系	(83)
6.3.2 种间联结方法评价	(83)
第7章 植被数量分类和排序	(97)
7.1 研究方法	(97)
7.1.1 样地设置及取样	(97)
7.1.2 植被分类和排序方法	(97)
7.1.3 植被分类单位和命名	(98)
7.2 结果与分析	(98)
7.2.1 植被分类结果	(98)
7.2.2 DCA 排序结果	(110)
7.3 小 结	(111)
7.3.1 TWINSpan 分类和 DCA 排序结果	(111)
7.3.2 数量化分类方法评价	(112)
第8章 主要群系建群种分布格局和物种多样性变化	(114)
8.1 研究方法	(115)
8.1.1 样地设置	(115)
8.1.2 乔木年龄结构确定方法	(115)
8.1.3 空间格局测定方法	(115)
8.1.4 重要值和多样性测度	(117)

8.2	结果与分析	(118)
8.2.1	乔木建群种空间分布动态	(118)
8.2.2	主要群系物种多样性比较研究	(123)
8.3	小 结	(128)
8.3.1	建群种空间分布格局	(128)
8.3.2	主要群系物种多样性比较结果	(129)
第9章	不同重建梯度水平上针叶林多样性和群落结构动态	(130)
9.1	研究方法	(130)
9.1.1	样方调查	(130)
9.1.2	乔木年龄结构分析	(132)
9.1.3	重要值和多样性测度指标计算	(132)
9.2	结果与分析	(133)
9.2.1	物种多样性的格局变化	(133)
9.2.2	群落结构和动态	(136)
9.3	结论与讨论	(143)
9.3.1	物种多样性变化格局分析	(143)
9.3.2	物种多样性恢复和生态功能	(145)
9.3.3	原始林群落结构是诊断生态系统健康的指标	(147)
9.3.4	物种多样性保护和管理启示	(148)
第10章	植被景观格局变化研究	(149)
10.1	研究方法	(150)
10.1.1	数据来源与处理	(150)
10.1.2	植被景观要素分类	(151)
10.1.3	景观特征指数和计算方法	(151)
10.2	结果与分析	(153)
10.2.1	植被景观总体格局和动态	(153)
10.2.2	植被景观时间格局动态	(154)
10.2.3	植被景观空间格局动态	(155)

10.3 关于植被变化的影响因素讨论	(156)
10.3.1 气候变化对植被景观变化的影响	(158)
10.3.2 冻土变化对植被景观变化的影响	(158)
10.3.3 森林砍伐和火灾	(159)
10.3.4 超载放牧对草地生态系统的影响	(161)
10.3.5 虫鼠害对植被景观变化的影响	(162)
10.4 小 结	(163)
10.4.1 植被景观时间变化特征	(163)
10.4.2 植被景观空间转移特征和影响因素	(164)
第11章 植物多样性和生态保护建议	(165)
11.1 加强宣传教育,大力执行植物多样性和生态保护 政策	(165)
11.2 加强自然保护区的建设和管理	(166)
11.3 减少人类对生态的破坏性行为	(167)
11.4 加强植物多样性的就地和迁地保护	(168)
11.4.1 就地保护	(168)
11.4.2 迁地保护	(168)
11.5 加强植物多样性的科学研究	(169)
11.6 退化生态系统恢复和重建	(170)
11.6.1 退化森林生态系统的恢复和重建	(170)
11.6.2 退化草地生态系统的恢复和重建	(171)
附表:三江源自然保护区主要林区种子植物名录	(173)
附图:珍稀物种、典型植被和景观	(204)
参考文献	(207)

第 1 章

引 言

1.1 植物多样性研究进展

1.1.1 植物多样性的概念及其价值

生物多样性 (Biodiversity) 是生物及其环境形成的生态复合体以及与此相关的各种生态过程的总和, 其内容包括自然界各种动物、植物、微生物和它们所拥有的基因以及它们与生存环境形成的复杂的生态系统 (马克平, 1994a)。一般认为, 生物多样性包括了 4 个主要层次: 遗传多样性、物种多样性、生态系统多样性和景观多样性 (马克平, 1993)。

植物多样性是生物多样性中以植物为主体, 由植物、植物与环境之间所形成的复合体及与此相关的生态过程的总和。它是生物多样性的的重要组成部分, 可分为遗传多样性、物种多样性、生态系统多样性和景观多样性 4 个层次。

Mcneely (1990) 将生物多样性的价值分为直接价值和间接价值, 其中直接价值包括消耗性利用价值 (指薪柴、野味等非市场价值) 和生产性利用价值 (木材、鱼等商业价值); 间接价值分为非消耗性利用价值 (科学研究、观鸟等) 和选择价值。生物多样性是人类赖以生存和发展的基础, 具有巨大的商品和公益价值。据 Costanza 等 (1997) 研究, 全球生物多样性每年为人类创造了约 33 万亿美元的价值。UNEP (1992) 专家小组研究表明, 食物、纤维、装饰植物和生物原材料大约占世界经济的一半, 人类活动直接消耗转化或浪费的地球最终初级陆地光合产物几乎占

40% (Vitousek, 1990)。植物多样性不仅提供人类食物、药材、燃料、建材和其他生活消费所必需的物质资料,而且具有吸收 CO_2 、释放 O_2 、调节气候、保持土壤等许多生态功能,维持着人类生存环境的稳定。可见植物多样性是人类赖以生存的基础和地球的生命支持系统。

1.1.2 国内外总体研究现状

植物多样性是生物多样性的主要组成部分,植物多样性的研究进展可从生物多样性的研究进展中得以反映。第二次世界大战后,工业的迅速发展和人口的迅速增加,给环境造成了重大影响,人类赖以生存和发展的生物多样性也受到的极大威胁,许多物种处于濒危甚至走向灭绝的边缘,生物多样性保护引起了社会的极大关注。1992年在巴西里约热内卢召开的联合国环境与发展大会(UNCED),通过了5个重要文件,《生物多样性公约》是其中之一,其宗旨是保护生物多样性、持续利用生物多样性以及公平共享利用遗传资源所取得的惠益(benefit),为了保证科学有效地履行《生物多样性公约》,还专门成立了科学、技术和工艺附属机构(SBSTTA)。Wilson(1988)主编的《Biodiversity》一书出版,引起了学术界和国际社会的反响,此后生物多样性成为保护生物学和生态学研究的焦点之一。1987年,Conservation Biology杂志创刊,推动了生物多样性保护研究。国际自然保护联盟(IUCN)、国际科联(ICSU)等许多国际组织都成立了专门的研究机构,1991年,在IUBS(International Union of Biology Sciences),SCOPE(Scientific Committee on Problems of the Environment)和UNESCO(United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization)的资助下,发起了一个全球性的生物多样性合作研究项目,即“DIVERSITAS”,该项目是生物多样性领域最大的项目。刚开始,这个项目只包括3部分,即生物多样性与生态系统功能,生物多样性的起源、维持和丧失,生物多样性的编目与分类。随后该项目又得到了IUMS(International of Microbiologi-

cal Societies) 和 ICSU (International Council for Science) 的资助, 其内容又增加了7个部分, 即生物多样性的监测, 生物多样性的保护、恢复和持续利用, 土壤和沉积物中的生物多样性, 海洋生物多样性, 微生物多样性, 淡水生物多样性和人类对生物多样性的影响 (DIVERSITAS, 1996)。1996年, DIVERSITAS 开始与《生物多样性公约》秘书处合作。2001年, 在巴黎起草了新的 DIVERSITAS 科学计划, 2002年1月, 成立了新的 DIVERSITAS 科学委员会, 并于当年4月通过了新的 DIVERSITAS 科学研究计划, 该计划包括3个核心项目, 即生物多样性的发展与变化预测、评估生物多样性变化所产生的影响和发展生物多样性可持续利用和保护的科学。生物多样性热点地区和关键地区与保护对策的确定也是寻求保护生物多样性的的重要途径, Myers (1988) 提出了热点地区概念, 并于1990年提出了包括18个热点地区的划分方案 (Myers, 1990), 经过10年的应用, 2000年对此方案进行了修订 (Myers, 2000), 修订后的方案包括25个热点地区。热点地区的划分对生物多样性保护虽然起到了很大的推动作用, 但也有一些问题值得关注, Kithing (2000) 认为用25个被隔离的热点地区保护44%已知的植物多样性是不够的; Smith (2001) 认为多样性保护的热点地区并不是永久性的, 随着全球气候变化, 物种及其依存的生境可能会转移, 热点地区也可能会有变化。另外, 世界自然基金会 (WWF) 提出的基于生态区的生物多样性保护 (Eco-regional Biodiversity Conservation, ERBC) 途径 (<http://www.wwf.org>), 以及大自然保护协会 (TNC) 提出的基于规划途径的生物多样性保护都值得借鉴。

中国是生物多样性丰富度高的国家之一, 还是亚洲生物古代和近代进化和分化的中心, 很多地区在更新代没有遭到冰川的覆盖而保留了大量的孑遗物种, 其中包括很多在世界其他地区早已灭绝的始于第三纪以前的孑遗物种。同时, 中国又是世界上生物多样性受到最严重威胁的国家之一。在《濒危野生动植物国际贸

易公约 (CITES)》中列出的 6 401 个世界性濒危物种中, 中国占了 156 种, 约占总数的 1/4。面对如此严峻的形式, 中国政府和相关单位也组织力量进行了生物多样性的保护研究。在政策指南方面, 最为重要的是编制完成了《中国生物多样性保护行动计划》和《中国生物多样性国情报告》, 同时建立了部门的生物多样性信息系统或数据库, 为国家级生物多样性系统的建立奠定了基础, 也在一定程度上推动了生物多样性信息化管理水平。在科学研究方面, “七五”期间, 由国家环保局下达了多项研究任务, 如: 苏浙皖地区珍稀濒危植物调查项目, 由南京环科所薛达元等主持完成, 于 1990 年通过鉴定。研究了三地区 65 种国家重点保护植物的分布频度、种群密度、群落学特征、种群结构、消长动态等, 分析了保护物种的生态习性、濒危原因以及演化趋势等, 并提出了珍稀濒危植物的保护规划。中国濒危植物红皮书的编写是另一重大项目。1982 年, 国务院环境领导小组向中国科学院植物所下达了“中国珍稀濒危植物的调查及红皮书的编写”的研究项目, 经费 20 万元, 由傅立国等主持完成。在经过几年的艰苦努力后, 1991 年由科学出版社正式出版《中国植物红皮书》第一册, 同时向国外出版发行了红皮书英文版。随后, 又出版了《中国植物红皮书》第二册。它的出版有力地促进了我国对濒危植物的保护和研究, 对世界植物红皮书的编写和全球生物多样性的保护也做出了巨大贡献。《中国动物志》、《中国孢子植物志》、《中国植物志》也是国家基金委资助的重要内容, 该项目于 1997 年底结题验收, 取得了丰硕成果。中国科学院在“八五”期间也以生物多样性为中心, 重点开展了生物多样性的原理和方法、中国生物多样性信息系统的研究等, 取得了一些可喜成果, 初步明确了重要森林、草原、淡水和珊瑚礁生态系统的受损现状及原因; 通过种群生存力分析、DNA 序列分析等保护生物学新方法, 评估了重要濒危物种受威胁状态及其机制。“九五”期间, 国家基金委系列调研报告如《植物科学》、《动物科学》、《生态学》发展

战略等陆续出版,对生命科学项目的申请起到了宏观调控作用,在此期间,生命科学部支持的重点项目有“原生动物的进化和多样性”、“重要植物类群区系演化的研究”、“重要生物类群的分子系统与基因进化规律研究”、“中国珍稀鸟类的生态适应机制及保护对策”等等,这些项目在很大程度上推动了保护生物学的研究和我国保护事业的发展。在此期间,我国于1996年出版了《中国濒危植物红皮书》,1998年出版了《中国濒危鸟类红皮书》、《中国濒危两栖爬行类动物红皮书》和《中国濒危动物红皮书》(蒋志刚,2000)。“九五”期间,中国科学院也执行了2个生物多样性方面的重大项目,分别是“中国关键地区生物多样性保育的研究”和“澜沧江流域人文因素对生物多样性影响机制研究”。长江流域的生物多样性保护也同样受到关注,2000年,被列为国家重点基础研究发展规划项目的“长江流域生物多样性变化、可持续利用与区域生态安全”也正式启动了。

当前乃至今后一段时间内,世界各国对生物多样性的研究应主要集中于以下7个方面:①生物多样性的调查、编目及信息系统的建立;②人类活动对生物多样性的影响;③生物多样性与生态系统功能;④生物多样性的长期动态监测;⑤物种濒危机制与保护对策研究;⑥栽培植物与家养动物及其野生近缘的遗传多样性研究;⑦生物多样性保护技术与对策(马克平,1994c)。另外,生物安全与生物多样性、全球变化与生物多样性等方面的研究也应该引起足够重视。

1.1.3 植物多样性分布格局

植物多样性分布格局一直是生态学研究的重点,主要指植物物种、种群、群落和植被景观在时空尺度上的分布形式、分布规律、相互关系以及它们和环境之间的作用与反作用,内容相当广泛。植物多样性格局研究的早期,一般以群落优势种作为主要研究对象,随着植被科学的发展,研究的精度和深度越来越高,格局分析逐渐从单个种群格局分析到多个种群格局分析,再到群落

格局分析, 现在又与植被景观格局分析相联系。

对植物物种进行编目是了解物种多样性分布格局 (Ojeda *et al.*, 2000; Michael, 2001)、了解物种多样性现状 (包括受威胁现状) 及特有程度的最有效途径, 也是生物多样性保护、物种优先保护和区域优先保护的基础 (Winston & Judith, 1999)。全球大约有 1 300 万 ~ 1 400 万个物种, 仅有 175 万种得到了科学描述 (Heywood & Watson, 1995), 即使被科学描述的物种, 也有许多类群未被清楚认识, 比如在哪些地方有分布, 分布的数量究竟有多少等问题, 都有待进一步研究 (May, 1988, 1992)。对植物认识的差异性、分类标准的不统一性、数据管理的不规范性、物种更新的不及时性和资金的紧缺性等因素, 都给人类认识自然界和植物多样性编目、监测和信息化管理带来了诸多障碍。即使这样, 每年仍然有许多物种被发现 (Raven, 1993)。经过努力, 这些问题越来越受到国际社会和有识之士的重视, 并采取一些行动, 如生物系统学 2000 年议程, 主要任务就是努力发现、描述全球的物种多样性, 并对其进行编目, 并将获得的信息用于体现生命发展史的预测性分类系统和建立物种信息系统 (Systematics Agenda 2000, 1994)。物种 2000 (Species 2000), 目标是将所有地球上已知生物物种名录列出来, 并建立数据库, 并为生物多样性编目和评估提供支持 (Bisby, 2000)。Edwards (2000) 提出建立全球生物多样性信息系统, 以促进全球生物多样性编目的完成, 与此同时, Smith 等 (2000) 认为生物多样性处于不断变化之中, 需要建立另外一个能够反应生物多样性变化并能及时更新的生物多样性保护数据库。当前, 由于各种技术的发展, 对全球的生物多样性编目的瓶颈不是技术问题, 而是资金支持问题 (Ronquist *et al.*, 2003)。在这方面, 我国也先后完成了一些重点地区和关键地区的物种编目, 并在相关部门建立了生物多样性数据库, 国家级生物多样性信息系统正在筹划和建设之中, 关键是要加大资金投入, 积极开展研究, 并努力实现与国际分类标准和数据标准

接轨。

植物种群空间分布格局是植物种群研究的重要内容 (Dale, 1999; Folt & Burns, 1999)。种群分布格局由种群自身的生物学、生态学特性和环境条件的综合影响决定, 在某种意义上它与环境条件的相关是因果关系, 或者说, 种群格局是对环境适应和选择的结果, 因而种群空间分布格局通常反映一定环境因子对个体行为、生存和生长的影响 (Gittins, 1985; 张文辉, 1998; 彭少麟, 1996; 李先琨等, 2000)。植物种群在空间上的分布格局类型包括随机分布、均匀分布和集群分布, 判断方法主要有方差均值比 (Blackman, 1942)、 Ψ 检验 (More, 1953)、Morisita 指数检验 (Morisita, 1959)、Poisson 分布和负二项分布的 χ^2 拟合检验、平均拥挤度指标 M^* 检验、T 方指数检验等。种群聚集强度或扩散程度对物种怎样利用资源、怎样作为资源被利用和物种的繁殖特性至关重要 (Richard, *et al.*, 2000)。早期研究方法多是研究格局规模的, 20 世纪 70 年代开始出现格局强的判定方法, 而比较理想的格局文理分析方法是最近几年才出现的。在植物生态学中, 格局规模的生态定义比较清楚, 有人认为只要清楚了格局规模, 种群与群落的结构关系就清楚了, 没有必要进行格局强度和纹理分析, 文献中, 对前者的研究也远远比后两者的研究多 (张金屯, 2004)。植物种群空间分布格局可分单种格局、多种格局或群落格局, 其研究方法有别。单种格局分析法一般是研究群落的优势种或主要种类的格局, 其研究方法都是以连续小样方的观测为基础, 对不同的区组进行方差分析 (少数方法除外), 结果用区组大小与均方 (或方差) 图表示, 以区组大小为横坐标, 均方或方差为纵坐标作图, 图上曲线的峰值所对应的区组大小代表种的格局规模。具体分析方法包括等级方差分析法 (hierarchical analysis of variance, HAOV) (Greig-Smith, 1952)、双向轨迹方差法 (two-term local variance, TTLV) (Hill, 1973)、三项轨迹方差法 (three-term local variance analysis, TTLVA) (Hill, 1973)、新

双向轨迹方差法 (new two-term local variance, TTLVD) (Galiano, 1983)、随机配对法 (random pairing) (Goodall, 1974)、谱分析法 (spectral analysis) (Ripley, 1978)、二维网函数插值法 (two dimensional net function interpolation method) (杨在中等, 1984)。前面介绍的方法都只适用于单个种群格局规模分析, 对于多物种格局和群落格局分析则不适用, 必须首先借用排序方法来综合多个种群或群落种的全部信息, 再以排序坐标值作为格局分析的基础, 然后任选一种上述格局分析方法来判定多个种群或群落的格局, 但这里的取样方法不能使用一般排序所要求的方法, 必须使用连续小样方组成的样带或网格, 也就是要与格局分析的取样方法一致。

影响植物种群空间分布格局的内在因素是植物之间以及植物与环境之间的相互关系。因此, 研究植物种间关系和竞争规律是了解物种、种群分布格局的重要方面, 有助于进一步认清群落的结构、类型及群落的演替趋势, 并能为森林经营、恢复自然植被和生物多样性保护提供理论依据, 同时, 种间联结测定还提供了一个客观认识自然种群的方法, 因而无论在理论上还是实践上都具有重要意义 (蒋有绪, 1982; 刘世荣等, 1998)。而生态位能够对种间关系、物种与环境之间的相互关系定量研究, 因此, 生态位在研究生物多样性保护及濒危物种评价方面有着较高的生态学价值, 反映了种群利用资源和占据生态空间的能力, 同时也是不同种群适应环境的生存策略和机制 (Robert *et al.*, 2002)。

对于有多种植物群落面积组成的植被地段或区域, 种群分布规律及其环境因子对种群分布的影响不能用单种群、多物种和群落格局分析方法, 而是用趋势面分析法 (trend surface analysis) 或典范趋势面分析法 (canonical trend surface analysis) 等大尺度格局分析方法进行研究。趋势面分析主要是找出系统变化趋势, 因此多数情况下, 将地理位置作为环境因子来研究植物种的分布趋势。典范趋势面分析就是应用典范相关分析原理, 同时表现一

组生态变量共同的空间变化格局。另外,对植物群落进行数量分类和排序,也是揭示不同群落类型的形成、发展、空间分布及其与周围环境之间相互关系的重要方法和途径,数量分类和排序的方法很多,需要根据具体情况选用一种或几种方法对比研究,看哪种方法更加适合研究区域的实际情况。

景观结构和功能与景观元素、景观要素斑块(patch)、廊道(corridor)、基质(matrix)、交错区(ecotone)以及它们的相互配置格局(pattern)密切相关的(Turner & Gardner, 1991)。在诸多影响景观结构的因子中,景观格局(landscape pattern)是最主要的,有人认为,现代景观生态学研究的焦点是在较大的空间和时间尺度上研究生态系统的空间格局和生态过程(Risser *et al.*, 1984)。景观格局包括空间格局和时间格局,如果清楚了空间格局,时间格局和动态是不难理解的,一般只考虑空间格局。景观空间格局主要是指大小和形状不一的景观斑块在空间上的排列,是景观异质性的重要表现,同时又是各种生态过程在不同尺度上作用的结果。对景观格局研究的目的是在看似无序的斑块镶嵌而成的景观上,发现潜在的有意义的规律,并能确定产生和控制空间格局的因子及其作用机制,比较不同景观镶嵌体的特征和它们的变化,为景观的合理管理提供有价值的资料。本文主要结合遥感、地理信息系统和数学模型,研究不同时期植被景观空间格局及其动态,确定了产生和控制空间格局变化的主要驱动因子,为三江源自然保护区植被景观管理、植物多样性和生态环境保护提供资料和依据。

1.1.4 植物多样性保护研究

30多亿年前,地球上开始出现生命,经过地质时期的变迁,各种生命形成了丰富多彩的生物多样性。然而,随着人口的增加,经济活动的不断加剧和土地利用格局的改变,生物多样性正在急剧下降,大量物种已经灭绝或处于灭绝边缘(何友均等, 2004a; 李昂, 葛颂, 2002)。为了保护生态环境和生物多样性,

物种多样性保护已成为人类共同面临的全球性问题,而科学评估濒危物种等级和物种优先保护级别,是物种多样性保护的首要任务 (Ginsberg J. 1999; Norman, *et al.*, 2000)。

1.1.4.1 濒危物种和濒危等级

濒危物种是指在短时间内灭绝率较高的物种,种群数量已达到存活极限,种群大小进一步减小将导致物种灭绝。这里有两层含义,第一,种群小,指组成该物种种群数量的个体数量少,或者数量有限。第二是野外数量不增。对有的长期适应进化,处于自然平衡状态的种群,其数量也可能是不增的;野外数量不增意味着数量平衡,也可能意味着种群下降,如果这样的种又是指小种群,则可称之为濒危物种 (陈领, 1999)。由于 IUCN 及许多国家、地区各自制订的濒危等级体系不同,体系中各个等级类型的评价指标不同,造成了在不同体系中濒危物种具有不同的概念和评价指标 (成克武, 藏润国, 2004): ①在 IUCN 颁布的最新的《IUCN 红色名录等级标准》3.1 版中,对“濒危物种”的定义为:还没有达到极危等级,但其野生种群在不久的将来面临很高的灭绝风险,符合“濒危”等级 5 项量化指标之一的物种 (IUCN, 2001); ②美国的物种濒危等级体系中,将濒危物种定义为“在目前或不远的将来,在其分布区范围的全部或重要组成部分内面临灭绝危险的动植物物种”,采用了定性的评价指标 (FWS, 2002); ③加拿大将濒危物种定义为“在 (加拿大) 全国或全球范围即将面临灭绝的物种”,其量化指标范围包括了 IUCN 标准中“濒危”和“极危”两个等级的评价指标范围 (COSEWIC, 2003); ④澳大利亚关于濒危物种的定义与 IUCN 早期定性的濒危等级体系中“濒危”等级的含义相近,但物种范围仅限于澳大利亚土著种 (SCALEplus, 1999, 2000); ⑤《中国植物红皮书》对濒危物种的定义为:物种在其分布的全部或显著范围内随时有灭绝的危险,通常生长稀疏,个体数和种群数低,且分布高度狭域,由于栖息地丧失、破坏或过度开采等原因,其生存濒危 (傅

立国, 1992)。

IUCN 自 20 世纪 60 年代开始发布濒危物种红皮书, 据物种受威胁程度和估计灭绝风险将物种划分为不同的濒危等级, 但人们更多的是依据经验和研究者的直觉而不是用定量的方法来对物种进行分类, 这种方法具有相当大的主观性, 而且没有对空间水平、时间水平和物种的等级水平 (rank level) 作精确规定 (Todd & Burgman, 1998)。1980 年, IUCN 在《世界保护大纲》中提出了确定优先保护顺序的方案, 当时, 这一方案被普遍采用, 但也带有相当大的主观模糊性。为了使濒危物种等级评价标准更加趋于定量化, 1984 年, IUCN 召开题为“灭绝之路”的研讨会, 分析当时评价标准的不足, 探讨对标准的修改, 遗憾的是没有达成一致方案。1991 年, Mace 和 Lande 首次提出了根据在一定时间内物种的灭绝概率来确定物种濒危等级的思想, 并且建议将物种分为极危种、濒危种和易危种 3 类 (Mace & Lande, 1991)。1994 年 11 月, IUCN 第 40 次理事会议正式将经修订的 Mace-Lande 物种濒危等级作为新的 IUCN 濒危物种等级系统, 并定义了 8 个濒危等级 (SSC/IUCN, 1994)。2001 年, 由 IUCN 正式出版的《IUCN 红色名录等级标准 (版本 3.1)》对 1994 年的等级系统标准进行了修改和补充, 在 3.1 版本的分类系统中, 低危种这一级被去掉了, 依赖保护的种这一亚级也被删去了, 把近乎受威胁的种和需关注的种这 2 个亚级上升到与其他各个等级平行 (SSC/IUCN, 2001; 王献溥, 郭柯, 2002)。这些标准和优先保护方案对全球或区域尺度的物种优先保护评价提供了准则, 具有重要的参考价值 and 科学意义。由于各个国家对濒危物种评价的指标和标准不同, 从而划分的濒危等级也不尽相同, 但都基本上参照了 IUCN 制定的体系, 例如《IUCN 红色名录标准在地区水平的应用指南》3.0 版 (Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels; Version 3.0) 中, 将物种的濒危等级划分为灭绝、野外灭绝、地区灭绝、极危、濒危、易危、近危、无危、数据缺乏、

不适用、未评估 (IUCN, 2003); 加拿大将物种濒危等级划分为灭绝、国内灭绝、濒危、受威胁、特别关注、数据缺乏、无危 7 个级别 (COSEWIC, 2003); 我国采用了濒危、稀有、渐危三个等级 (傅立国, 1992)。今后, 建立完善的物种濒危等级体系, 并用网络和计算机技术进行储存和管理是各国必须解决的问题。

1.1.4.2 物种濒危机制

在探讨物种濒危机制方面, 科学家从遗传学、种群生态学、生理生态学和群落生态学等角度作了大量研究工作, 并取得了许多研究成果, 归纳起来与 Diamond (1984) 总结的物种灭绝因素基本一致, 主要包括以下 4 方面: ①过度捕杀: 这是绝大多数资源物种和经济物种种群下降的重要因素。促使种群捕杀过度最直接的原因是经济利益驱动。②栖息地破坏和破碎 (Saunders *et al.*, 1991): 栖息地面积减少、栖息地空间结构的改变能改变碎片间的物理环境, 包括改变辐射流、水循环和营养循环。③引进种的危害: 据 Keeler (1988) 的研究, 引进种的动植物中有 30% 的物种引起环境中其他物种的变化, 引入到大陆的哺乳动物种的 26% 对其他物种有明显影响。④次生灭绝: 如英国一种凤蝶属 *Papilio* 的蝶类, 具有特殊的生活史, 其蛹期必须在红蚁 *Myrmica* sp. 的巢中发育, 由于当地耕地发展, 红蚁巢相应减少, 导致这种蝶类处在灭绝边缘 (Richard B & Primack, 1996)。除了上面 4 个因素外, 以下 3 个方面也是引起物种濒危的原因: 一是遗传衰竭。目前解释此种学说的理论有种类近郊学说、地域选择学说和消沉原理。二是竞争产生特化。三是进化潜能的丧失, 比如近亲繁殖和远缘杂交都会降低物种对环境适应性和进化潜能 (Frankham, 1995)。

1.1.4.3 物种保护新方法研究进展

1.1.4.3.1 种群生存力分析法 (PVA)

种群生存力研究的思想起源很久, 早期, 保护主义者为了保护生物多样性和物种赖以生存的环境, 提出了至今都很有效的建

立圈地或自然保护区的方法,但是随着土地利用和覆盖、全球气候变化以及人类的破坏,土地面积日益缩小,人们开始探索生态系统中的最小生存力的条件,解决生存力最小条件的方法包括最小有效面积法和最小种群大小确定法等 (Franklin, 1980; Shaffer, 1981)。20 世纪 80 年代以前,种群生存力主要研究种群在短期内的存活问题;80 年代以后,生态学家开始研究物种长期生存以及影响物种长期生存的外界干扰、遗传漂变等生物学问题,且研究对象主要集中在脊椎动物,尤其是哺乳动物和鸟类;进入 90 年代,研究对象已扩展到无脊椎动物、昆虫和植物等各个领域,据统计,在这段时间内,国际上发表的相关文章成指数增长 (Soule, 1987)。由于经济活动的加剧正在对生态环境产生危害,特别是近年来,随着人口增加和生境退化,生物多样性遭到了严重破坏,于是一门新的学科——《保护生物学》得到了蓬勃发展, PVA 也成了研究濒危物种保护的主要手段 (Menges, 2000)。

种群生存力分析法 (PVA) 可通过建模预测珍稀濒危物种的种群动态。一般而言,珍稀濒危物种都是小种群。对于小种群的 PVA 分析,常用的是分析模型和模拟模型。分析模型就各种随机干扰对小种群的作用进行了描述,例如 Goodman (1987) 模型描述了种群统计和环境随机性对种群平均绝灭时间的影响, Evens 等 (1987) 的灾害模型描述了灾害与绝灭时间概率分布的关系,这些分析模型只是对单个随机影响因子对物种中的生存力进行了描述,而没有综合多种随机因素对物种的影响。由于分析模型基于大量的简化假设而在实际应用中遇到了许多困难,故模拟模型被认为是 PVA 研究中很有价值的方法 (Lacy, 1993)。旋涡模型 (VORTEX) 就是一种模拟模型,由于该模型已成为 PVA 研究的一个软件,比较容易被物种管理者掌握和接受,实用性较强而被普遍采用。这种模型通常需要以下定量或定性的参数:是否有近亲衰退、自然灾害、种群的扩散迁移情况、种群繁殖参数、模拟重复次数、预测的年代数、环境容纳量、物种开始时的数量等。

Susan (1991) 等人通过旋涡模型模拟了美国南卡罗来纳州塞维纳河的红头啄木鸟 *Melanerpes erythrocephalus* 小种群。研究表明, 在 1985~1990 年 5 年时间内, 该地区啄木鸟种群只增加到 25 只, 年龄结构反映出种群是个增长种群, 增长率 $r=0.045$ 。同时遗传基因的变化对种群影响也很大; 低的或中度的环境对种群的产卵率影响不大, 当把自然灾害程度模拟程度加重时, 种群灭绝速率加快, 预计在 200 年后平均种群大小和杂合子比率都下降。

PVA 研究物种绝灭问题, 其目标是制定最小存活种群 (MVP) 和种群在一定时间内的灭绝概率, 将绝灭减少到可接受的水平 (Boyce, 1992)。另外, PVA 还可用来确定自然保护区的形状和面积大小 (Burgman, *et al.*, 2001), 评价物种的管理措施能否最大限度的提高种群生存力, 在这方面, 已经有人做了大量研究工作, 结果表明 PVA 对物种的有效管理和评价非常有效, 为科学管理珍稀濒危物种提供了依据 (Pfaff & Witkowski, 2000)。PVA 还可分析各种因素对物种灭绝的影响和物种存活的条件, 故可为物种受威胁等级和提出具体的保护措施提供理论依据 (Lennartsson, *et al.*, 2001)。

种群生存力分析技术可以有效制定出最经济实用的物种保护策略、预测种群动态、确定 MVP 等。然而, PVA 也有其局限性 (Coulson, *et al.*, 2001), 例如对濒危物种进行种群生存力分析, 需要大量的定性和定量参数, 而小种群的这些参数获取都比较困难, 必须借助有关资料作合理推测和估计, 由于进行种群生存力分析的模型是在计算机上模拟的, 就必须要求推测和估计的精度较高, 否则, 某些参数稍加改动, 模拟的结果就会相差很远。因此, 如何快速准确获取有关物种详细的政治、经济、社会 and 生物学信息 (参数) 是进行种群生存力分析的前提条件。虽然 PVA 有其局限性, 但至今为止也没有其他更有吸引力的方法提出来, PVA 模型在物种保护方面仍然有着广阔的应用前景 (Brook & Burgman, 2002)。为了解决 PVA 存在的部分问题, 在今后的研究

过程中,我们应该重视以下几方面的研究,这也是PVA今后的发展趋势:

(1) 长期定位研究,建立目标种的种群参数和环境参数数据库,为PVA提供可靠数据。在我国,只有少数物种得到长期定位研究,而且几乎都以动物为研究对象,今后应该加强对植物的长期定位研究,收集相关的种群和环境参数。

(2) 改善和提高PVA预测模型精度。

(3) 发展包括多个目标物种和多个随机因子的PVA模型。目前,应用PVA模型研究的物种基本上只有一种或两种,很少将多个目标种联合起来进行研究,物种并不是生存在孤立环境系统中的,种间关系及其相互作用也应该是PVA研究的重点。

(4) 规范收集PVA数据和收集方法,尝试用分类学上亲缘关系相近的物种替代濒危物种作为模型所需的数据,对不同分类群和同一分类群不同地理分布的目标种进行研究,并比较PVA模型的预测精度。

1.1.4.3.2 复合种群理论在物种保护中的应用

复合种群是指在相对独立的地理区域内,由空间上相互隔离的局域种群的集合,这些局域种群之间又有一定程度的功能联系(个体迁移)而组成的种群镶嵌系统(Hanski & Gilpin, 1997; Levins, 1969a, 1969b)。复合种群的精髓是:关注物种在局域和区域尺度上的不稳定种群之间的个体迁移动态和续存条件(Hanski, 1998)。栖息地破碎化和地理隔离,大范围建立自然保护区已有困难,由于复合种群理论从栖息地质量和空间动态探讨物种濒危机制,故在珍稀濒危物种保护中能够发挥重要作用,其概念和理论会被广泛应用于物种保护研究(Broome, 2001)。复合种群理论还能帮助我们寻找理想天敌的种类和合适的害虫防治水平,以确保害虫可持续控制。此外,还能寻找替代濒危物种的种群进行研究,估计模型参数,然后模拟复合种群动态。

虽然不断发展的复合种群模型对物种保护有着十分重要的指

导意义,但是复合种群模型预测只有在局部种群栖息地斑块不是太小而导致过高的物种灭绝率,也不可过于隔离而阻碍局部种群重新建立的前提下,物种才能得到长期保存,当生境破碎化速度达到或超过复合种群绝灭一定值的平衡过程时,复合种群将走向灭绝,这时复合种群理论对物种的保护将不再起作用(Hanski, 1998)。由此可见,复合种群理论和方法以及它的实用性范围都给我们提出了挑战,今后科学家应在复合种群领域的以下几方面进行深入研究:①进一步完善复合种群理论和预测模型。已建立起来的复合种群模型大多不能很好地描述景观结构的特征,没有全面考虑生境斑块网络的空间结构。②怎样从复合种群演化的遗传和进化中寻找保护珍稀濒危物种的规律,目前尚未取得明显进展,因此,探讨复合种群的遗传学和适应性进化过程是十分必要的。③复合种群理论是基于对动物特别是小型动物的研究发展起来的,在植物研究中还有许多问题值得探讨,比如珍稀濒危植物有多少是以复合种群的状态存在?能否利用现有的动态理论进行预测等科学问题。我们不能因为复合种群理论所要求的前提与现实条件还有一定差距就忽略它的应用,这一理论对日益加速的破碎化景观中的物种分化和种化(speciation)及遗传多样性的保存都具有重要意义(Hanski & Gilpin, 1991),对于捕食与被捕食平衡(Sabel, Diekmann and Jansen, 1991)、寄主和寄生物的动态(Taylor, 1988)都是非常好的概念工具。由于复合种群理论包含生境质量和空间动态两方面的信息,随着人们对该理论的认识和对基础理论的完善,它将在濒危物种保护中有着广阔的应用前景。

1.1.4.3.3 分子生物学技术在物种保护中的应用

传统生态学在研究个体繁殖成功率、种群扩散格局和种群(或亚种群)间基因交流等问题时显得力不从心,难于控制整个试验,而这些问题恰好是影响有效种群大小和种群生活力的重要因素。在探讨生物系统发育模式时也主要是基于形态性状的分析

和比较。自20世纪70年代分子生物进化理论的提出,给系统研究领域提供了全新的技术手段。生境的破坏、全球气候的变化和人为的干扰原因使得生物多样性遭到了严重损失,濒危物种数量越来越多,特别是物种基因资源的丧失给我们以启示:对物种需要进行分子水平上的分类,鉴定其在系统水平上的地位,研究遗传机理和特性,从而找出保护途径和手段,主要包括以下几方面的应用:①检验瓶颈效应。利用分子技术可以测度生物多样性的水平和基因位点平均杂合度,判断物种是否经过一个瓶颈效应,确定保护和恢复种群的相应措施。张亚平(1997)对大熊猫种群进行了遗传多样性分析,发现群体间和群体内遗传多样性水平处于相近状态,其中一个可能的原因是大熊猫在晚更新世受到严重的瓶颈效应影响,形成较为均一的遗传背景,而后由于群体的逐渐增大,遗传多样性得到了一定程度的恢复。②确定进化保护单元和系统发育多样性。确定种类进化单元是制定物种优先保护策略和有效管理措施的基础。1986年,Ryder(1986)首次提出了“进化显著单元”(evolutionarily significant units)(ESU)的概念。Moritz(1994)对ESU给出了量化定义:如果两个类群在mtDNA水平上互为单系(reciprocal monophyly),且核基因座位上的基因频率已有显著分化,则这两个类群就分属不同的进化显著单元。利用分子生物学技术来确定优先保护类群,实际上是基于分类学和系统发育知识,由于某些种类在进化上具有独特性而需要优先保护。制定特殊物种的有效保护措施取决于遗传结构信息,特别是遗传变异能力的空间分布,从进化理论和遗传学角度考虑就应该用分子生物学技术研究种群的统计性和复合种群的动态过程,这种措施有利于保持种群的生态策略和维持进化过程(Moritz et al., 2002)。Salgueiro等(2003)等利用微卫星技术研究了葡萄牙Guadiana排水区仅有的8个不同地理单元的濒危鱼类*Anaocypris hispanica*种群的遗传结构,结果表明,大部分*A. hispanica*种群都应该用一个明确的单元加以管理,而且每一种

群都含有独特点遗传变异,而在此前利用 mtRNA 揭示了现存种群有很高的遗传多样性 (Alves, *et al.*, 2001), 至少包含 3 个“进化显著单元”(ESU) 和 4 个隔离的管理单元 (Mus), 因此具有很高的保护价值 (Avise, 2000; Bernatchez, 2001)。系统发育多样性为生物多样性保护单元的确定提供了一种测度方法。传统生物学方法无法准确了解物种之间的关系和一个物种的消失对其他物种的损害到底有多大等问题。现在借助分子生物学方法,在原来以稀有种确定物种保护优先顺序的基础上提供了一种可选择依据, Marcos 等 (2002) 利用 4 个 mtRNA 分析了智利 17 个物种和 1 个亚种 (*aegla*) 的分子系统发育, 不仅确定了物种的濒危等级, 还根据物种丰度、系统发育和遗传多样性等指标将智利的 6 个温性水文地理区域化为优先保护区域。另外, 系统发育多样性还可用于自然保护区选择, 但在自然保护区选择过程中, 除了考虑系统发育多样性、稀有种、特有种之外, 还要考虑对人类有意义的物种, 因此在实际应用中还得与其他方法结合起来确定物种保护单元。

分子生物学技术在濒危物种保护中的贡献和用途远不止上面综述的几方面, 还有许多其他的应用, 例如分析种群地理格局和异质种群动态 (Gavin, *et al.*, 1999; Waters & Burrige, 1999)、确定种群间的基因流 (Patton, *et al.*, 1996; Schneider, 1996)、确定个体间的亲缘关系 (Hughes, 1998)、确定基于遗传物质的谱系关系用以分析近缘种杂交问题 (Roelke, *et al.*, 1993; Ryman, 1995)。但是, 分子生物学技术中的有些方法还不完善, 例如 PCR-RAPD 技术在植物抗病性研究中还处于探索阶段, 实际应用还不多见, 我们还需要进一步提高其稳定性和重复性, 降低假阳性以区分同一位点扩增的 DNA 片段的纯合和杂合、反应体系的优化等还有带进一步研究; 另外, 到目前为止, 主要是应用分子生物学的某一种技术对某一目标物种进行研究, 缺乏对比性、试验结果的可靠性和精度都不是很高, 今后研究的目标应集中对

目标物种同时应用多个分子标记,并与传统统计调查方法相结合,使所得结果更有说服力(Haig, 1998)。

1.1.4.3.4 “3S”技术在濒危物种研究中的应用

“3S”是指遥感(RS)、地理信息系统(GIS)和全球定位(GPS)。随着计算机技术和网络技术的发展,“3S”技术已广泛用于生物资源的管理,在保护生物学和野生动植物管理方面也发挥了极其重要的作用(Brown *et al.*, 1994)。在大尺度研究中,快速获取有关物种信息是比较困难的,遥感则能提供不同时相的信息,让研究人员了解有关物种的过去和现在的有关信息,而全球定位则能对研究对象的分布较为准确的定位,并能为研究人员进行野外导航,实时记录研究路线、确定准确的地理坐标和海拔等地理要素,并可在电子地图上准确标定,进行可视化显示,这些数据都是研究濒危物种有效的信息源,为物种和生物多样性保护提供了决策依据(Ormsby & Lunetta, 1987; Agee, *et al.*, 1989)。地理信息系统由于具有强大的空间管理和分析能力,在生物多样性管理方面也发挥了重要作用。世界上第一个地理信息系统(GIS)产生于20世纪60年代中期,当时主要用于土地的规划和管理;70年代,GIS逐渐用于野生动植物的规划和管理;80年代以来,人们开始将遥感和地理信息系统结合起来研究野生动植物的保护和管理,比如Palmeirima(1988)利用遥感获得了鸟类生境信息并确定了抽样调查的地点,借助GIS功能得出了鸟类的区系组成和多度,结合调查的生境特征,进行生境适宜性分析,得出鸟类适合的生境分布图,并以此计算出鸟类的密度和数量,预测出研究区各种鸟类的种群动态。90年代以来,人们开始运用“3S”技术、网络技术、计算机技术和数学模型联合研究种群时空动态、潜在数量和预测适宜生境(Stoms, *et al.*, 1992; Roseberry, *et al.*, 1994)。进入21世纪,“3S”技术在保护生物计划中更是得到了广泛提倡(Ranci, *et al.*, 2000; David, *et al.*, 2003; Salem, 2003)。比如用于评价高速公路和大坝修建对珍稀

濒危物种种群动态和迁移的影响以及农作物亲缘种保护 (Draper, et al., 2001; Hijmans & Spooner, 2001); David (2003) 用 GIS 对葡萄牙的植物进行规划和管理, 研究了里兹本大学植物园不同地点和不同植物组的保护, 主要开展了四方面的工作。①比较苔藓类植物 *Bruchia vogesiaca* 在局域和区域尺度的生态格局; ②以濒危苔藓类植物为研究对象, 根据生境适宜性选择保护区域; ③分析外来种 *Carpobrotus edulis* 对 Berlengas 自然保护区特有种的影响; ④为植物种子采集地的选择做生态地理调查, 以便使现存的遗传多样性典型样本得到保存。

我国是世界上生物多样性最丰富的国家之一, 保护好我国的生物资源特别是珍稀濒危物种有着十分重要的意义。“3S”技术虽然为物种保护提供了强有力支持, 在我国和世界上都得到了广泛应用, 但是如何将 RS、GPS 和 GIS 结合起来进行一体化应用还有很大困难。在未来的研究工作中, 我们需要根据研究对象和目的不同, 选择不同空间和时间分辨率的遥感数据源, 结合地理信息系统和抽样调查技术, 一方面摸清本底、预测濒危物种的潜在地理分布范围、开展长期动态监测以及合理制定资源保护管理计划和保护策略, 另一方面也可利用遥感数据源研究物种的历史情况, 通过与现实对比研究, 找出物种濒危的原因和制定保护措施。另外, 我们不仅要“3S”技术结合起来, 而且还要与专家系统, 决策支持系统和管理系统相联系, 同时在技术规范和数据格式上与国际惯例接轨, 实现全国乃至世界范围的数据共享。

1.2 研究的目的是意义

三江源自然保护区主要林区位于长江流域、黄河流域和澜沧江流域, 林区野生植物种类丰富, 具有很高的经济价值; 许多种类都是青藏高原的特有种, 具有很高的学术研究价值、保护价值和利用价值; 而且林区都处于江河源头地区, 具有涵养水源和保持水土的生态价值。对三江源自然保护区主要林区植物多样性及

其保护进行研究,不仅可以掌握林区植物多样性的基本状况,为青藏高原植物多样性保护和可持续利用提供依据,而且对于促进区域经济发展、水源保护和生态环境维护以及自然保护区建设和管理都具有重要意义。

1.3 解决的主要问题

(1) 对种子植物区系进行分析,研究4个主要林区种子植物的种类组成、分布状况。

(2) 建立植物濒危等级和优先保护类别定量评价体系,构建科学的评价方法,评价出植物濒危程度等级和优先保护类别,并提出相应的保护措施,为编制三江源自然保护区乃至青海省受威胁植物名录提供基础数据。

(3) 研究植被分类,分析主要群系建群种的空间分布格局和物种多样性,阐明不同重建梯度水平上针叶林多样性和群落结构动态,以便进一步了解植物群落结构、功能和内在动态机制,为植物物种多样性和生态功能恢复提供依据。

(4) 研究植被景观动态和演变趋势,为系统研究三江源自然保护区植被分布和演变趋势提供基础资料,为退化生态系统的恢复制定合理的经营措施。

(5) 探讨威胁三江源自然保护区植物多样性和环境质量的主要因子,提出植物多样性和生态保护的政策建议。

第 2 章

研究地区概况

三江源自然保护区主要包括以下林区：①位于麦秀县境内，属黄河一级支流隆务河源头的麦秀林区以及兴海县的中铁林区；②位于长江流域班玛县境内的玛珂河林区和多可河林区；③位于澜沧江上游，杂多县境内的昂赛林区、囊谦县境内的白扎林区和位于玉树县、囊谦县的江西林区；④位于玉树县境内的东仲林区和巴塘林区。本书研究的主要林区包括位于澜沧江流域的江西和白扎林区、位于长江流域的玛珂河林区以及位于黄河流域的麦秀林区。

2.1 三江源自然保护区概况

2.1.1 地理位置

三江源自然保护区位于我国的西部、青藏高原的腹地、青海省南部，为长江、黄河和澜沧江的源头汇水区。其东、东南部与甘肃省、四川省相邻，南部、西部与西藏自治区相接，北部分与治多县的可可西里国家级自然保护区、海西藏族自治州、格尔木市和都兰县交界，东北部与海南藏族自治州的共和县、贵南县、贵德县和黄南藏族自治州的同仁县接壤。地理位置为北纬 $31^{\circ}39' \sim 36^{\circ}12'$ ，东经 $89^{\circ}45' \sim 102^{\circ}23'$ ，行政区域包括玉树、果洛、海南、黄南 4 个藏族自治州的 16 个县和格尔木市的唐古拉乡（图 2-1）。

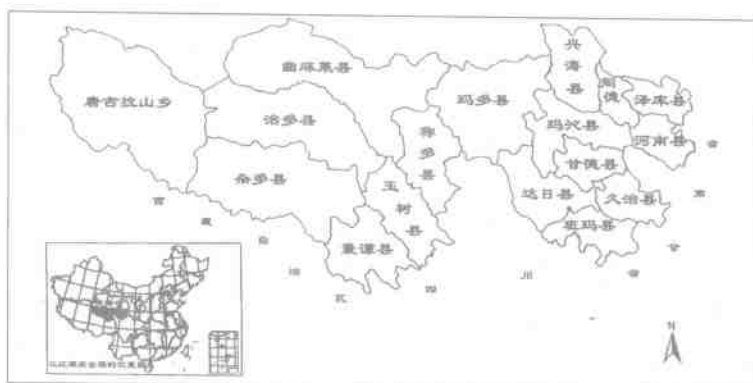


图 2-1 三江源自然保护区地理位置图

Figure2-1 The geographic range map of San Jingyuan Nature Reserve

2.1.2 自然概况

2.1.2.1 地质地貌

三江源自然保护区是青藏高原的腹地和主体，以山地地貌为主，山脉绵延、地势高耸、地形复杂，海拔为 3 335 ~ 6 564 m，最低海拔位于玉树藏族自治州东南部的金沙江江面，平均海拔 4 400 m 左右。海拔 4 000 ~ 5 800 m 的高山是保护区地貌的主要骨架。主要山脉为东昆仑山及其支脉阿尼玛卿山、巴颜喀拉山和唐古拉山脉。由于受第四纪冰期作用和现代冰川的影响，海拔 5 000 m 以上的山峰可见古冰川地貌。保护区中西部和北部呈山原状，起伏不大、切割不深，多宽阔而平坦的滩地，因地势平缓，冰期较长，排水不畅，形成了大面积沼泽。东南部高山峡谷地带，切割强烈，相对高差多在 1 000 m 以上，地形陡峭，坡度多在 30° 以上。

2.1.2.2 气候

区内气候属青藏高原气候系统，为典型的高原大陆性气候，表现为冷热两季交替、干湿两季分明，年温差小、日温差大、日

照时间长、辐射强烈、无四季区分的气候特征。冷季为青藏冷高压控制,长达7个月,热量低,降水少、风沙大;暖季受西南季风影响产生热气压,水气丰富、降水量多。由于海拔高,绝大部分地区空气稀薄、植物生长期短,全年平均气温为 $-5.6\sim 3.8^{\circ}\text{C}$ 。

2.1.2.3 土壤

三江源自然保护区土壤属青南高原山土区。三江源区地域辽阔,受地质运动的影响,海拔差异很大,并且高山山地多,相对海拔较高,形成了明显的土壤垂直地带性分布规律。随着海拔由高到低,土壤类型依次为高山寒漠土、高山草甸土、高山草原土、山地草甸土、灰褐土、栗钙土和山地森林土,其中以高山草甸土为主,沼泽化草甸土也较普遍,冻土层极为发育。沼泽土、潮土、泥炭土、风沙土等为隐域性土壤。

2.1.2.4 植被

三江源自然保护区植被的水平分布和垂直分布带谱十分明显,自东而西(自低而高)依次为山地森林、高寒灌丛草甸、高寒草甸、高寒草原、沼泽植被、垫状植被镶嵌于高寒草甸和高寒荒漠之间。

2.1.3 社会经济概况

保护区内人口约76 000人,占三江源地区总人口的13.7%。在保护区总人口中,藏族占90%以上,平均人口密度只有 $0.5\text{人}/\text{hm}^2$ 。根据青海省2000年统计年鉴,保护区内天然草地所占比重最大,有2 348.4万 hm^2 ,约占保护区面积的77.6%,林地面积114.6万 hm^2 ,占总面积的3.7%;水域面积151.2万 hm^2 ,占总面积的4.9%;其他除极少量建筑用地外,大部分是雪山、冰川、荒漠等。保护区涉及16县1乡,国民经济以农牧业为主,国内生产总值为12.2亿元,仅占青海省的2.4%。

2.2 主要林区概况

4个主要林区在三江源自然保护区的地理位置如图2-2所示。



图 2-2 主要林区在三江源自然保护区的位置图

Figure 2-2 The location of main forest regions of San Jiangyuan Nature Reserve

2.2.1 澜沧江流域白扎林区概况

白扎林区位于青海省囊谦县西南部，林区南部、西南部与西藏自治区的类乌齐县相邻，北部与囊谦的吉曲、香达西乡接壤。地理位置是东经 $96^{\circ}16'05'' \sim 96^{\circ}49'17''$ ，北纬 $31^{\circ}29'06'' \sim 32^{\circ}02'16''$ 。林区处于青藏高原向横断山脉的过渡地段，地势高峻，山势主要成南北走向。林区最高海拔 5 100 m，最低海拔 3 650 m。流经该林区主要河流是澜沧江上游的支流——吉曲和巴曲。

区内气候属高原大陆性气候，高原日照时间长，太阳辐射强，气温日较差大，年较差小，结冰期长，无霜期短。植物生长季天数约 200 天，年降水量 519.2mm，降水主要集中在 6 月、7 月和 8 月。

白扎林区总面积 7.4220 万 hm^2 ，林业用地面积 3.5560 万 hm^2 ，其中有林地面积 1.6055 万 hm^2 ，疏林地面积 0.1778 万 hm^2 ，灌木林地面积 1.5015 万 hm^2 。

2.2.2 澜沧江流域江西林区概况

澜沧江流域江西林区位于青藏高原东部,青海省最南端,玉树藏族自治州东南部,东部跨玉树县的小苏莽村,西北部跨囊谦县的娘拉乡、毛庄乡,南邻西藏自治区的昌都县。地理位置是北纬 $32^{\circ}01' \sim 32^{\circ}15'$, 东经 $96^{\circ}47' \sim 97^{\circ}11'$, 东西长 48.5 km, 南北宽 27.0 km, 总面积 681 km^2 。

林区位于横断山脉与青藏高原的过渡地带,属唐古拉山系,紧接横断山脉北端,山脉走向为西北到东南。澜沧江流域上游支流孜曲河横贯林区,境内流程 36 km,走向与山脉相同,迂回曲折切割强烈。总的地形西北部高,东南部低,谷坡陡险,多悬崖峭壁,主要山峰岩石裸露,有的常年积雪,甚至发育着现代冰川,形成了典型的高山峡谷地貌。最低海拔为东南部江达 3 587 m,西北部兴娘达 3 654 m,山脊海拔多在 4 500 m 以上,最高海拔达 4 891 m。相对高差 500 ~ 1 000 m。林木分布海拔在 3 600 ~ 4 600 m 范围内。坡度多在 $35^{\circ} \sim 46^{\circ}$,局部甚至超过 50° 。

林区属典型的青藏高原气候,热量低,辐射强,夏天温暖多雨,冬季寒冷干燥,气候垂直差异明显,年均温度 2.9°C ,年降水量 510.1 mm,雨季开始较迟,多夜雨,降水日数多,强度小。土壤类型为森林土和高山灌丛草甸土。

江西林场总面积为 102.2 万亩,其中林业用地面积 64 万亩,有林地面积 26.7 万亩,疏林地 1.5 万亩,灌木林地 27.1 万亩,苗圃地 102 亩,宜林荒山荒地 8.7 万亩。野生动植物资源相当丰富,属于国家一级保护的动物有金钱豹、雪豹等,属于国家二级保护的动物有马鹿、猕猴、白马鸡等。林区植物区系以北温带成分为主,植被类型主要包括森林、高寒灌丛、高寒草甸和高寒草原等,植物组成简单,群落一般低矮,生长缓慢,密度较大,针叶林分布区域已达到寒温性针叶林的海拔分布极限。

林区自 1998 年停止天然林采伐后,森林采运业、木材综合加工随之停止。林区地处偏远,停止采伐后,林区道路维修建设无

资金来源,无商贸业和餐饮业,旅游业正待开发,各项产业发展现状和基础设施建设现状十分滞后,社会经济发展缓慢,农牧业基础比较脆弱,林区所属的3个乡均属贫困乡,总人口4984人,非牧业人口43人,牧业人口中劳动力2226人,农牧民人均纯收入373.91元。

2.2.3 长江流域玛珂河林区概况

青海省玛珂河林业局位于果洛藏族自治州班玛县境内,东部及南部与四川省阿坝、壤塘二县交界,东北部与青海省久治县接壤,西南部与多珂河林区相邻,该区地理坐标介于北纬 $32^{\circ}15'$ ~ $32^{\circ}30'$,东经 $99^{\circ}53'$ ~ $100^{\circ}31'$,东西长49.0km,南北宽21.0km,总面积 $1\,016\text{km}^2$ 。局驻地距班玛县城58km,离西宁840km。

本区处在青藏高原东南的高山峡谷向高原面的过渡地带,属青藏高原的裙部,地处巴颜喀拉山支脉果洛山的南麓,大渡河的上游。山脉走向西北—东南,玛珂河由西北向东南贯穿该区,地形切割剧烈,呈典型高山峡谷地貌,北部和西南部最高海拔5300m,东南部最低点海拔3147m,相对高差1800m。一般山脊和谷底的相对高差200m以上。

该区森林土壤是在山地暗针叶林和针阔混交林下发育的暗棕色针叶林土,属于高山山地淋溶性质的土壤。土壤的分布具有明显的垂直地带性,随着海拔的升高而呈有规律的带状分布。在河谷滩地积水处有零星的沼泽土;沿河两岸平缓的台地上有被开垦的耕作草甸土;依次向上有暗棕壤土、棕色针叶林土、高山灌丛草甸土、高山草甸土、高山寒漠石质土。

玛珂河系长江水系、为大渡河的源流,在青海境内称玛珂河,进入四川省阿坝州后称大渡河,境内流程为88.5km,河身曲折,比降较大。境内多年平均流量是 $94.7\text{m}^3/\text{s}$,年均径流量为16.5亿 m^3 。

区内气候属青藏高原气候系统,青南高原气候区,高原温带气候带。由于靠近南支西风尾流造成的“松潘低压”区,受西南

季风和南支西风环流的控制,并受北方寒冷气流的影响,湿润多雨。据班玛县气象站测定的资料,年均温为 $0.1 \sim 2.5^{\circ}\text{C}$,7月均温 $9.6 \sim 12.4^{\circ}\text{C}$,1月均温 $-11.2 \sim -7.0^{\circ}\text{C}$,极端最高气温 28.1°C ,极端最低气温 -29.7°C 。 $\geq 0^{\circ}\text{C}$ 积温 $1\,665.8^{\circ}\text{C}$,共211天, $\geq 5^{\circ}\text{C}$ 的积温 $1\,397.2^{\circ}\text{C}$,为期143天, $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 的积温 421.6°C ,仅有35天,年日照时数 $2\,328\text{h}$ 。年降水量 $652.4 \sim 764.4\text{mm}$,70%以上集中在6~9月,雨季往往出现“雾林”现象,阵性降水时间短、强度大。湿润系数为 $1.7 \sim 2.5$ 。属凉温半湿润气候类型,适于云杉、冷杉等树种生长发育。

2.2.4 黄河流域麦秀林区概况

麦秀林区位于青藏高原东部边缘的西倾山北麓泽库县境内,介于东经 $101^{\circ}33' \sim 102^{\circ}28'$,北纬 $35^{\circ}08' \sim 35^{\circ}30'$ 之间,距西宁220 km,距州府所在地隆务镇32 km,距泽库县67 km。区内山高坡陡,沟壑纵横,整个地形呈南高北低的高山峡谷景观,海拔 $2\,800 \sim 4\,428\text{ m}$ 。黄河一级支流隆务河的上游麦秀河及扎毛河分别从林场的麦秀营林区和古德尕让营林区腹地穿过,是黄河上游隆务河流域重要的水源涵养区,全部纳入天保工程。林区总面积 6.76万 hm^2 ,林业用地面积 2.88万 hm^2 ,其中有林地面积 1.13万 hm^2 ,灌木林面积 1.67万 hm^2 ,疏林地面积 653.33hm^2 ,宜林荒山荒地面积 $4\,893.33\text{hm}^2$,苗圃 26.67hm^2 ,林木蓄积量 98.59万 m^3 ,森林覆盖率为35.8%。森林植物的分布受地形、坡向和海拔高度变化的影响,呈明显的垂直地带性分布,乔木建群种主要有紫果云杉 *Picea purpurea* Mast.、青海云杉 *P. crassifolia* Kom.、祁连圆柏 *Sabina przewalskii* Kom.、白桦 *Betula platyphylla* Suk. 等。灌木建群种主要有杜鹃属 *Rhododendron*、金露梅 *Potentilla fruticosa* var. *fruticosa* L.、细枝绣线菊 *Spiraea myrtilloides* Rehd.、直穗小檗 *Berberis diasystachya* Maxim. 等。

林区表现为典型的高原大陆性气候特征,四季不分明,干旱少雨,光照充足。温度日较差大,年较差小,雨热同季。年平均

气温 2.8°C ，1 月平均气温 -10.1°C ，7 月平均气温 14.2°C ，年降水量为 477.2 mm ，6~9 月占全年降水量的 70.9%，日平均气温 $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 的积温天数为 76 天， $\geq 0^{\circ}\text{C}$ 的积温 $1\ 874^{\circ}\text{C}$ ，204 天。

麦秀林区居民主要是藏族人，以牧业为主，兼有副业收入和微薄的农业收入，耕地 88 hm^2 ，种植少量的青稞、豌豆等农作物。共有 6 个村，2 031 户，10 528 人，各类牲畜共有 1.3 万头（只）。

第 3 章

种子植物区系研究

研究三江源自然保护区典型林区植物区系有利于了解三江源自然保护区植物的起源、发生、演化和系统发育。本章旨在通过研究主要林区植物区系的基本性质、特点和物种特有现象,以期为准评价三江源自然保护区主要林区植物物种濒危等级和优先保护类别提供基础数据,为生物多样性保护提供科学依据。

3.1 植物区系形成的自然与历史背景

根据 2002 年和 2003 年在野外进行的植物资源调查和采集的植物标本,并参考相关文献(中国科学院西北高原生物研究所,1996;吴玉虎,1995,2000,2002;李锡文,1993;武素功,1995;中国科学院青藏高原综合科学考察队,1994),对三江源自然保护区主要林区植物名录编目,该地区共有种子植物 66 科 296 属 946 种,其中裸子植物 3 科 6 属 22 种;被子植物 63 科 290 属 924 种。

植物区系形成的自然背景详见第 7 章相关内容。植物区系形成的历史背景,由于青藏高原的隆起和第四纪冰期给植物带来的巨大灾难,青藏高原广阔的云杉、冷杉林面积萎缩,直至大部分消失,只有东部少数高山峡谷地带才保留了少量云杉林和冷杉林,大部分地区的植被,被高寒灌丛和草本所代替。全新世时期以来,青藏高原形成了与现代自然植被相似的植被格局,绝大部分地区是高寒草甸,甚至出现了高山流石滩植被类型,只有东部峡谷、河流地带保留了少量森林,形成了以云杉、圆柏等为主要

建群种或优势种的高寒针叶林以及以桦木为主要树种的阔叶林(魏建明, 1998; 王荷生, 1992)。

3.2 植物区系成分分析

根据我们考察、鉴定的植物标本和资料统计, 研究区域共有种子植物 66 科 296 属 946 种, 其中裸子植物 3 科 6 属 22 种; 被子植物 63 科 290 属 924 种。该区种子植物详细统计见表 3-1, 与全国和青海省的科、属、种统计比较见表 3-2。

表 3-1 三江源自然保护区主要林区种子植物统计表

Table 3-1 The statistic of spermatophyte in main forest regions of San Jiangyuan Nature Reserve

项目 Item	科数 No. of family	占总科数% Percentage in total families	属数 No. of genus	占总属数% Percentage in total genera	种数 No. of species	占总种数% Percentage in total species
裸子植物 Gymnospermae	3	4.5	6	2.0	22	2.3
被子植物 Angiospermae	63	95.5	290	98.0	924	97.7
总计/Total	66	100	296	100	946	100

表 3-2 三江源自然保护区主要林区种子植物与全国、青海植物的科、属、种统计比较

Table 3-2 The amounts of families, genera and species in main forest regions compared to China and Qinghai province

项目 Item	全国 (吴征镒, 1980a) China (Wu, 1980a)			青海 (青海植物志, 1996) Qinghai (Flora Qinghaiica)		
	科 c	属 d	种 e	科 c	属 d	种 e
裸子植物 a	10	34	238	3	7	33
被子植物 b	291	2940	24300	97	606	2953
总计/Total	301	2974	24538	100	613	2986

(续)

项目 Item	主要林区 Main forest regions								
	科 c	占全国 %f	占青海 %g	属 d	占全国 %f	占青海 %g	种 e	占全国 %f	占青海 %g
裸子植物 a	3	33.3	100	6	17.6	85.7	22	9.2	66.7
被子植物 b	63	21.6	63.9	290	9.9	47.9	924	3.8	31.3
总计/Total	66	—	—	296	—	—	946	—	—

a 裸子植物: Gymnospermae; b 被子植物: Angiospermae; c 科: Families; d 属: Genera; e 种: Species; f 占全国%: Percentage in China; g 占青海: Percentage in Qinghai

3.2.1 科级水平统计分析

我们按照植物科所包含的种数将其分成单种科、小型科、中型科和大型科等几个不同的等级,见表 3-3。

该区含有 30 种以上的大型科有 9 科,按种的多少依次是菊科 (36 属, 132 种) > 毛茛科 (20 属, 66 种) > 禾本科 (24 属, 54 种) > 豆科 (10 属, 51 种) > 龙胆科 (8 属, 47 种) > 十字花科 (24 属, 47 种) > 玄参科 (7 属, 44 种) > 蔷薇科 (11 属, 43 种) > 石竹科 (9 属, 42 种)。这些大型科在科的比例上虽然只占本区的 14.0%, 但是在属和种的比例上却分别占了本区属、种的 50.3% 和 55.6%, 占到了本区植物属和种的一半多, 可见主要林区的植物是以少数几个大科为主要组成的, 同时也反应了这些科在该地区植物区系中的核心地位, 对植被组成和群落结构有主导作用。

该区含 16~30 种的中型科有 11 科, 按种的多少依次是虎耳草科 (5 属, 30 种) > 伞形科 (16 属, 29 种) > 莎草科 (4 属, 27 种) > 报春花科 (4 属, 27 种) > 蓼科 (6 属, 25 种) > 紫草科 (8 属, 22 种) > 杨柳科 (2 属, 21 种) > 唇形科 (14 属, 20 种) > 罂粟科 (4 属, 20 种) > 兰科 (10 属, 16 种) > 百合科 (5 属, 16 种)。从表 3-3 可以看出, 中型科只占本区科的 17.0%, 却分别占属和种的 26.4% 和 26.7%, 与大型科一起只占

本区科数的 31%，属和种却分别占到了 76.7% 和 82.3%。可以说，主要林区植物区系中的优势科无疑是以上提到的大型科和中型科，它们是组成林区主要植被类型中的优势种和建群种。

本区含 15 种以下的小型科有 30 科，占该区总科数的 45.0%，但是属数和种数却只占到该区的 17.9% 和 16%。单种科共有 16 科，占总科数的 24.0%，总属数的 5.4%，总种数的 1.7%。

表 3-3 三江源自然保护区主要林区种子植物科的分组统计

Table 3-3 The family groups of spermatophyte in main forest regions of San Jiangyuan Nature Reserve

级 别 Class		单种科 One species in family	小型科 (2 ~ 15 种) 2 to 15 species in family	中型科 (16 ~ 30 种) 16 to 30 species in family	大型科 (> 30 种) More than 30 species
	数量/No.	16	30	11	9
科 Family	比例 (%) Percentage	24.0	45.0	17.0	14.0
	数量/No.	16	53	78	149
属 Genus	比例 (%) Percentage	5.4	17.9	26.4	50.3
	数量/No.	16	151	253	526
种 Species	比例 (%) Percentage	1.7	16.0	26.7	55.6

3.2.2 属的分布区类型和分析

三江源保护区主要林区共有种子植物 296 属，按照吴征镒 (1991; 1993; 1999) 对中国种子植物所划分的 15 个分布区类型，本区植物可以归入 12 个分布区类型和 15 个变型，现分述如下 (见表 3-4)：

(1) 世界分布。主要林区有世界广布属 38 属，含 181 种，隶属 25 科。含 8 种以上的属有繁缕属 *Stellaria*、早熟禾属 *Poa*、委陵菜属 *Potentilla*、苔草属 *Carex*、龙胆属 *Gentiana*、蓼属 *Polygo-*

num、毛茛属 *Ranunculus* 和黄芪属 *Astragalus* 等, 其中龙胆属是最大的属, 含 25 种, 它虽属世界分布属, 但主要分布在温带地区和热带高山地区, 在我国的分布主要是西南部高山地带 (魏建明, 1998)。其余一些属所含植物种类较少, 平均每属含 2~3 种, 如远志属 *Polygala*、堇菜属 *Viola*、拉拉藤属 *Galium*、千里光属 *Senecio*、碎米荠属 *Cardamine* 和藨草属 *Scirpus* 等, 还有许多属在本地区只包含 1 种植物, 如飞蓬属 *Erigeron*、金丝桃属 *Hypericum* 和黄芩属 *Scutellaria* 等, 充分说明了三江源自然保护区主要林区高、寒、旱的气候特点, 只有少数物种经过适应性选择才能在这种生境中生长。由于这些世界分布属在确定植物区系的热带或温带性质时意义不大, 故在分布区类型统计时没有计算占当地总属数的百分比, 表 3-4 中的数据均未将世界分布属算入其中。

(2) 热带分布类型。热带分布类型主要包括泛热带分布、旧世界热带分布及其变型和热带亚洲分布, 共有 9 属, 占总属数的 3.49%, 含 15 种。其中泛热带分布的属有 5 属, 最大的属是大戟属 *Euphorbia*, 含 4 种。另外的鹅绒藤属 *Cynanchum*、凤仙花属 *Impatiens*、菟丝子属 *Cuscuta* 和狼尾草属 *Pennisetum* 均只含 1 种。从属和种的数目来看, 泛热带成分的物种不是主要林区的优势类群, 也不是三江源自然保护区主要林区植物区系的重要成分。旧世界热带分布的属共有 2 属, 其中天门冬属 *Asparagus* 是典型的旧世界热带分布属, 含 3 种, 这种分布类型中还有 1 变型属 (百蕊草属 *Thesium*), 含 2 种, 属热带亚洲、非洲和大洋洲间断分布。热带亚洲分布仅有斑叶兰属 *Goodyera*。

从热带类型的属占总属数的百分比, 可以看出主要林区植物区系和热带、亚热带植物区系有一定的联系, 但是这种联系很微弱。另外从这些属的现代分布区来看, 它们虽属热带类型, 但大多具有温带性质, 并且许多属只含 1 种植物, 这充分说明: 由于主要林区地处青藏高原, 受到高原大陆性气候影响, 干燥、寒冷

表 3-4 三江源自然保护区主要林区种子植物属的分布区类型

Table 3-4 The generic area - types of seed plants in main forest regions of San Jiangyuan Nature Reserve

分布区类型 The generic area - types	属 数 Genera	属数百分比(%) Percentage in genera
1 世界分布 Cosmopolitan	38	—
2 泛热带分布 Pantropic	5	1.94
3 旧世界热带分布及其变型 Old World Tropics	3	1.16
3.1 热带亚洲、非洲和大洋洲间断分布 Trop. Asia, Africa & Australasia disjuncted	(1)	
4 热带亚洲分布 Trop. Asia (Indo-Malesia)	1	0.39
5 北温带分布及其变型 North Temperate	129	50.00
5.2 北极 - 高山分布 Arctic - alpine	(6)	
5.4 北温带和南温带间断分布“全温带” N. Temp. & S. Temp. disjuncted. (Pan-temperate)	(33)	
5.5 欧亚和南美温带间断分布 Eurasia & Temp. S. Amer. disjuncted	(3)	
6 东亚和北美洲间断分布 E. Asia & N. Amer. disjuncted	3	1.16
7 旧世界温带分布及其变型 Old World Temperate	41	15.89
7.1 地中海区、西亚(或中亚)和东亚间断分布 Mediterranea, W. Asia & E. Asia disjuncted	(1)	
7.2 地中海区和喜马拉雅间断分布 Mediterranea & Himalaya disjuncted	(2)	
7.3 欧亚和南部非洲间断分布 Eurasia & S. Africa disjuncted	(2)	
8 温带亚洲分布 Temp. Asia	13	5.04
9 地中海区、西亚至中亚分布及其变型 Mediterranea, W. Also to C. Asia	7	2.71
9.3 地中海区至温带 - 热带亚洲、大洋洲和南美洲间断 分布 Mediterranean to Temp. - Trop. Asia, Australasia & S. Amer. disjuncted	(1)	
9.4 地中海区至热带非洲和喜马拉雅间断分布 Mediterranea to Trop. Africa & Himalaya disjuncted	(1)	
10 中亚分布及其变型 C. Asia	15	5.81
10.1 中亚东部(亚洲中部)分布 East C. Asia (or Asia Media)	(1)	

(续)

分布区类型 The generic area - types	属 数 Genera	属数百分比(%) Percentage in genera
10.2 中亚至喜马拉雅和我国西南分布 C. Asia to Himalaya & S. W. China	(8)	
10.3 西亚至喜马拉雅和西藏分布 W. Asia to W. Himalaya & Tibet	(1)	
10.4 中亚至喜马拉雅-阿尔泰和太平洋北美洲间断分布 C. Asia to Himalaya-Altai & Pacific N. Amer. disjuncted	(2)	
11 东亚分布及其变型 E. Asia	25	9.70
11(SH) 中国-喜马拉雅分布 Sino-Himalaya(SH)	(19)	
11(SJ) 中国-日本分布 Sino-Japan(SJ)	(1)	
12 中国特有分布 Endemic to China	16	6.20
总计/Total	296	100

和多风的气候特征限制了热带和亚热带性质的物种在这里生长,只有少数长期适应青藏高原独特生态和地理环境的物种才能在这里成活。

(3)温带分布类型。温带分布类型主要包括北温带分布及其变型、东亚和北美洲间断分布、旧世界温带分布及其变型、温带亚洲分布、地中海区和西亚至中亚分布及其变型、中亚分布及其变型和东亚分布及其变型。主要林区温带类型的属共有 233 属,含 731 种,分别占总属数的 90.31%, 占总种数的 95.56%(未包括世界属中的属和种数)。

温带分布型中,北温带分布及其变型是三江源自然保护区主要林区属级分布类型的第一大类型,共有 129 属,占总属数的 50.00%, 占温带类型属数的 55.36%, 该类型的许多种类是构成主要林区几乎所有主要植被类型的建群种或优势种,充分说明了北温带成分在三江源自然保护区主要林区植物区系中占有极其重要的地位,是确定本区域属级区系性质的重要依据。这一分布型中乔木非常丰富,是构成高寒地区森林植被的主要建群种和优势种,如云杉属 *Picea* (5 种)、圆柏属 *Sabina* (7 种)、松属 *Larix* (1 种)和冷杉属 *Abies* (3 种)是组成寒温性针叶林的建群种或优势种,

杨属 *Populus* (4种) 和桦木属 *Betula* (5种) 是组成三江源自然保护区主要林区阔叶林的建群种和优势种。作为建群种或优势种构建本区主要高寒灌丛植被类型的有柳属 *Salix* (17种)、小檗属 *Berberis* (11种)、茶藨属 *Ribes* (10种)、杜鹃花属 *Rhododendron* (7种)、忍冬属 *Lonicera* (7种)、绣线菊属 *Spiraea* (6种)。草本类型更是多样, 马先蒿属 *Pedicularis* (32种) 是本区北温带成分中最为丰富的一属, 是高寒草甸植被的重要组成部分, 风毛菊属 *Saussurea* (26种) 主要伴生于各种草甸、灌丛和高山流石滩植被类型, 蒿属 *Artemisia* (23种) 也是各种草甸、灌丛等植被类型的伴生种, 嵩草属 *Kobresia* (10种) 虽然种类不是很多, 却是本区高寒草甸的建群种和优势种, 占有相当大的面积, 在区系组成和植被构建中具有不可替代的作用, 棘豆属 *Oxytropis* (9种) 作为伴生种出现, 近年来, 由于草场过度放牧等原因, 有些种类如甘肃棘豆 *O. kansuensis* Bunge 等在局部地区成为建群种和景观植物, 并且在植被演替过程中逐渐成为一些草甸植被退化后的有毒有害植物, 种类和面积有逐年扩大的趋势(李迪强, 2002)。

温带分布型中, 旧世界温带分布及其变型是三江源自然保护区主要林区属级分布类型的第二大类型, 本区有41属, 占总属数的15.89%, 含79种, 占总种数的8.35%, 隶属20科, 占总科数的30.30%。代表属有橐吾属 *Ligularia* (6种)、大黄属 *Rheum* (6种)、棱子芹属 *Pleurospermum* (6种)、鹅观草属 *Roegneria* (4种)、香薷属 *Elsholtzia* (3种) 和沙棘属 *Hippophae* (2种) 等。

温带分布型中, 东亚分布及其变型是三江源自然保护区主要林区属级分布类型的第三大类型, 有25属, 占总属数的9.70%, 含57种, 占总种数的6.03%, 隶属13科, 占总科数的19.70%。典型东亚分布的代表属有狗娃花属 *Heteropappus* (4种) 和党参属 *Codonopsis* (4种)。变型包括中国-喜马拉雅分布和中国-日本分布, 前者包含19属, 41种, 分别占东亚分布及其变型的76.00%和71.93%, 代表属有桃儿七属 *Sinopodophyllum* (1种)、独一味属

Lamiophlomis (1 种)、山萇苣属 *Anisodus* (1 种)、蓝钟花属 *Cyananthus* (2 种)、垂头菊属 *Cremanthodium* (6 种) 和微孔草属 *Microula* (11 种)。而后者仅包含囊瓣芹 1 属 2 种。由此可见, 中国-喜马拉雅分布是东亚分布及其变型的主体, 表明本区同喜马拉雅植物区系有比较紧密的联系。值得一提的是, 中国-喜马拉雅森林植物亚区的横断山脉地区, 是世界三大名花之一的报春花的分布和分化中心, 在这里分布的代表属报春花属 *Primula* 含 17 种, 从报春花属种类和数量来看, 无疑能说明主要林区植物区系与横断山植物区系具有紧密的联系。就整个东亚类型而言, 应该以森林植物居多, 但在研究区域, 由于海拔高、干旱、寒冷、多风和雨量不足等限制因子使得森林植物在这些属中的性质被削弱, 而被高寒灌丛和高寒草甸等成分取代。

(4) 中国特有属在三江源自然保护区主要林区的分布。中国特有成份在主要林区分布的属有 16 属, 包含 19 种, 隶属 11 科, 占总属数的 6.20%。代表属有华福花属 *Sinoadoxa*、藏豆属 *Stracheya*、小芹属 *Sinocarum*、羽叶点地梅属 *Pomatosace* 和颈果草属 *Metaeritrachium* 等。这些属都是青藏高原的特有属, 绝大多数是同横断山区系共有。

3.2.3 种的分布区类型和分析

科、属和种三级水平上的分析反映了不同时间和空间层次上的植物区系联系。对于某一具体的植物区系而言, 种级水平的分析才能充分说明三江源自然保护区主要林区的区系性质、特有现象、替代现象、地理联系、区系分区和在全国区系划分中的地位, 与古地理环境的关系以及区系起源演化等植物地理问题。本文对三江源自然保护区主要林区植物种的分布区类型界定仍然依据吴征镒(1991; 1993; 1999)对属的分布区划分, 下面根据种的分布区类型统计(表 3-5)分述如下:

(1) 世界分布。该分布型在三江源主要林区有 9 种, 为世界性广布草本植物, 它们分别是繁缕 *Stellaria media* Linn.、龙牙草

Agrimonia pilosa Ledeb.、荠菜 *Capsella bursa-pastoris* (Linn.) Medic.、细杆蕺草 *Scirpus setaceus* L.、簇生卷耳 *Cerastium caespitosum* Gilib.、藜 *Chenopodium album* Linn.、车前 *Plantago asiatica* L.、灯心草 *Juncus effusus* L. 和管花马先蒿 *Pedicularis siphonantha* D. Don。这些世界种不参与区系分析。

表 3-5 三江源自然保护区主要林区种子植物种的分布区类型

Table 3-5 The specific Area - Types of seed plants in main forest regions of San Jiangyuan Nature Reserve

分布区类型 The generic area - types	种 数 No.	种数百分比(%) Percentage in species
1 世界分布 Cosmopolitan	9	—
2 北温带分布及其变型 North Temperate	58	6.20
2.4 北温带和南温带间断分布“全温带” N. Temp. & S. Temp. disjuncted. (Pan - temperate)	(8)	
3 旧世界温带分布 Old World Temperate	15	1.60
4 温带亚洲分布 Temp. Asia	85	9.08
5 地中海区、西亚至中亚分布 Mediterranean, W. Also to C. Asia	2	0.21
6 中亚分布及其变型 C. Asia	91	9.71
6.1 中亚东部(亚洲中部)分布 East C. Asia(or Asia Media)	(16)	
6.2 中亚至喜马拉雅和我国西南分布 C. Asia to Himalaya & S. W. China	(40)	
7 东亚分布及其变型 E. Asia	149	15.90
7(SH) 中国 - 喜马拉雅分布 Sino-Himalaya (SH)	(115)	
7(SJ) 中国 - 日本分布 Sino-Japan (SJ)	(4)	
8 中国特有分布 Endemic to China	537	57.30
总计/Total	946	100

(2) 北温带分布及其变型。北温带分布及其变型有 58 种, 占总种数的 6.20%。以蓼科(9 种)为最多, 其次是龙胆科(4 种)和十字花科(4 种)。除红桦 *Betula albo-sinensis* Burkill 和金露梅是构成落叶阔叶林和高寒灌丛的优势种外, 其余的植物均为草本, 是

构成高寒草甸的建群种和优势种,从海拔 3 400 ~ 4 000 m 的高寒地带、高山峡谷都有分布,代表种有巴天酸模 *Rumex patientia* Linn.、高山唐松草 *Thalictrum alpinum* Linn.、高山露珠草 *Circaea alpina* Linn.、柳兰 *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop.、假水生龙胆 *Gentiana pseudo-aquatica* Kusnez.、太白韭 *Allium prattii* C. H. Wright、草地早熟禾 *Poa pratensis* L. 等。

这一分布型还包含一变型——北温带和南温带间断分布“全温带”,三江源自然保护区主要林区有 8 种,它们是灰绿藜 *Chenopodium glaucum* Linn.、蕨麻 *Potentilla anserina* L.、芝麻菜 *Eruca sativa* Mill.、涩芥 *Malcolmia africana* (L.) R. Br.、糙草 *Asperugo procumbens* L.、茜草 *Rubia cordifolia* L.、绶草 *Spiranthes sinensis* (Pers.) Ames 和穗发草 *Deschampsia koelerioides* Regel。

(3) 旧世界温带分布。三江源自然保护区主要林区有 15 种,占总种数的 1.60%。代表种有冰岛蓼 *Koenigia islandica* Linn.、无心菜 *Arenaria serpyllifolia* Linn.、细蝇子草 *Silene tenuis* Willd. Enum.、华西忍冬 *Lonicera webbiana* Wall. ex DC. 和天蓝苜蓿 *Medicago lupulina* Linn. 等,其中大花杓兰 *Cypripedium macranthum* Sw. 和小花火烧兰 *Epipactis helleborine* (L.) Crontz. 是国家珍稀保护物种。

(4) 温带亚洲分布。三江源自然保护区主要林区有 85 种,占总种数的 9.08%。以毛茛科(11 种)、十字花科(9 种)、菊科(8 种)、石竹科(7 种)和禾本科(6 种)所含的种类居多。该分布区类型所含的种对构成高寒灌丛植被贡献较大,它们三江源主要林区高寒灌丛构成的优势种和共建种,如平枝栒子 *Cotoneaster horizontalis* Dcne.、尖叶栒子 *C. acuminatus* Lindl.、耧斗菜叶绣线菊 *Spiraea aquilegifolia* Pall.、金花忍冬 *Lonicera chrysantha* Turcz. ex Ledeb. var. *chrysantha* 和鬼箭锦鸡儿 *Caragana jubata* (Pall.) Poir. 等,其中鬼箭锦鸡儿是青藏高原高寒灌丛的特征种和建群种。草本代表种有轴藜 *Axyris amaranthoides* Linn.、卷耳 *Cerastium arvense*

Linn.、小花葶苈 *Draba parviflora* (E. Rege.) O. E. Schulz、四棱芥 *Goldbachia laevigata* (M. - Bieb) DC.、东方草莓 *Fragaria orientalis* Lozinsk.、紫萼黄芪 *Astragalus porphyrocalyx* Y. C. Ho、狼毒 *Stellera chamaejasme* L.、麻花艽 *Gentiana straminea* Maxim.、琴盔马先蒿 *Pedicularis lyrata* Prain ex Maxim.、大丁草 *Leibnitzia anandria* (L.) Nakai 和紫点杓兰 *Cypripedium guttatum* Sw. 等。狼毒属 *Stellera* 中的狼毒大多伴生于草甸植被类型中,有时在局部地区也能成为优势种或建群种,主要是由于草场过度放牧等原因造成的。高原芥 *Christolea crassifolia* Camb. 主要局限于中亚地区的山地,表明主要林区的高山和严寒气候更适合经过高山特化和寒、旱化适应的中亚类型的分布。

温带亚洲分布的种所属的属有 73 属,其中温带性质的属有 69 属,仅有 1 属是热带性质的属,另有 3 属是世界广布的属。从植物分布的角度而言,温带地区与热带地区的重要差异之一就是温带没有热带区域,三江源主要林区由于地处青藏高原,独特的地理环境和高、寒、旱的生境特点没有给热带性质的种提供发展条件。

(5)地中海区、西亚至中亚分布。三江源自然保护区主要林区含 2 种,占总种数的 0.21%。它们是驼绒藜 *Ceratoides latens* (J. F. Gmel.) Reveal et Holmgren 和菊叶香藜 *Chenopodium foetidum* Schrad.。

(6)中亚分布及其变型。三江源自然保护区主要林区有 91 种,占总种数的 9.71%,该类型是三江源主要林区种子植物种级构成中的第三大类型。以菊科(15 种)居首,其次是豆科(8 种)、禾本科(7 种)和十字花科(7 种),典型的中亚分布种有长叶百蕊草 *Thesium longifolium* Turcz.、西伯利亚蓼 *Polygonum sibiricum* Laxm.、阿尔泰葶苈 *Draba altaica* (C. A. Mey.) Bunge、双花堇菜 *Viola biflora* L.、矮生嵩草 *Kobresia humilis* (C. A. Mey. ex Trautv.) Serg.、甘青大戟 *Euphorbia micractina* Boiss. 和二叶兜被兰 *Neotti-*

anthe cucullata (L.) Schltr.。另有一些种是构成高寒灌丛的优势种,如高山绣线菊 *Spiraea alpina* Pall., 还有一些物种是森林植被中的伴生种,如小叶忍冬 *Lonicera microphylla* Walld. ex Roem. et Schultz.、刚毛忍冬 *Lonicera hispida* Pall. ex Roem. et Schultz.。

这一分布型中包括两个变型:第一变型是中亚东部(亚洲中部)分布。三江源自然保护区主要林区有 16 种,占该类型总种数的 17.58%。代表种有高山豆 *Tibetia himalaica* (Baker) H. P. Tsui、长穗三毛草 *Trisetum clarkei* (Hook. f.) R. R. Stewart var. *clarkei*、膜荚黄芪 *Astragalus membranaceus* (Fisch.) Bunge、长梗金腰 *Chrysosplenium axillare* Maxim. 等,其中的膜荚黄芪由于具有较高的药用价值而遭到过度采挖,种群正趋于下降,需要加强保护;第二变型是中亚至喜马拉雅和我国西南分布。三江源自然保护区主要林区有 40 种,占该类型总种数的 43.96%。除美丽茶藨 *Ribes pulchellum* Turcz.、水栒子 *Cotoneaster multiflorus* Bge.、毛叶水栒子 *C. submultiflorus* Popov. 和小叶锦鸡儿 *C. microphylla* Lam. 是森林中的伴生种外,其余种都是草本,大多是构成高寒草甸和高山流石滩植被的建群种和优势种,大约从海拔 3 200~4 500 m 都有分布,典型代表种有山居雪灵芝 *Arenaria edgeworthiana* Majumdar、拟耧斗菜 *Paraquilegia microphylla* (Royle) Drymm. et Hutch.、球果葶苈 *Draba glomerata* Royle、重冠紫菀 *Aster diplostephioides* (DC.) C. B. Clarke、细叶嵩草 *Kobresia filifolia* (Turcz.) C. B. Clarke、天山报春 *Primula nutans* Georgi、黄帚蠹吾 *Ligularia virgaurea* (Maxim.) Mattf. 和密生苔草 *Carex crebra* V. Krecz. 等。星叶草 *Circaeaster agrestis* Maxim. 和桃儿七 *Sinopodophyllum hexandrum* (Poyle) Ying 是两种比较珍贵的草本植物,由于砍伐森林和过度放牧对生境的破坏,导致种群数量急剧减少。

(7) 东亚分布及其变型。三江源自然保护区主要林区有 149 种,占总种数的 15.90%,是种级分布型除中国特有分布之外的第一大类型,典型的东亚分布种有 30 种,占东亚分布及其变型的

20.00%。白桦 *Betula platyphylla* Suk. 是构成落叶阔叶纯林或混生林的主要优势种, 糖茶藨 *Ribes himalense* Royle ex Decne.、长刺茶藨 *R. alpestre* Wall. ex Decne. 和雪层杜鹃 *Rhododendron nivale* Hook. f. Rhodo. subsp. *nivale* 是森林的伴生种和高寒灌丛的优势种, 圆穗蓼 *Polygonum macrophyllum* D. Don、腺毛唐松草 *Thalictrum foetidum* Linn.、大叶碎米荠 *Cardamine macrophylla* Willd.、歪头菜 *Vicia unijuga* A. Br.、火绒草 *Leontopodium leontopodioides* (Willd.) Beauv. 则是森林、灌丛的伴生种或构成高寒草甸的优势种。

该分布类型包括两个变型:

第一是东亚区西南部的中国-喜马拉雅分布变型, 是东亚分布及其变型的主体, 有 115 种, 占该分布型总种数的 77.18%, 又一次说明三江源自然保护区主要林区植被与喜马拉雅植物区系联系十分紧密。以菊科(19种)、毛茛科(10种)、豆科(9种)、虎耳草科(7种)、十字花科(6种)、蔷薇科(6种)、龙胆科(6种)、禾本科(6种)为主。糙皮桦 *Betula utilis* D. Don 是构建阔叶林的优势种, 西南花楸 *Sorbus rehderiana* Koehne、变绿小檗 *Berberis virescens* Hook. f. et Thoms.、四川忍冬 *Lonicera szechuanica* Batal.、冰川茶藨 *Ribes glaciale* Wall. 和印度锦鸡儿 *Caragana gerardiana* Royle 是森林中灌木层的主要植物种, 头序蓼 *Polygonum alatum* Hamilton et D. Don Prodr.、草玉梅 *Anemone rivularis* Buch. - Ham. ex DC.、长茎藨本 *Ligusticum thomsonii* Clarke、钟花报春 *Primula sikimensis* Hook.、椭圆叶花锚 *Halenia elliptica* D. Don、阿尔泰狗娃花 *Heteropappus altaicus* (Willd.) Novopokr.、星状雪兔子 *Saussurea stella* Maxim.、垂穗披碱草 *Elymus nutans* Griseb.、钉柱委陵菜 *Potentilla saundersiana* Royle. 等分布在林下、林缘和伴生于高寒草甸植被中, 高山嵩草 *Kobresia pygmaea* C. B. Clarke、短轴嵩草 *K. prattii* C. B. Clarke 和大花嵩草 *K. macrantha* Boeck. 是组成高寒草甸的建群种和优势种, 在三江源自然保护区主要林区有着不可替代的作用。该分布类型的紫花黄华 *Thermopsis barbata* Benth. 主

要分布于横断山区和喜马拉雅山区,本区已接近其分布的西界和北界。

第二是中国-日本分布变型。三江源自然保护区主要林区仅有4种,占该分布型总种数的2.67%。它们是女娄菜 *Melandrium apricum* (Turcz.) Rohrb.、银露梅 *Potentilla glabra* var. *glabra* Lodd.、列当 *Orobanche coerulescens* Steph. 和糙野青茅 *Deyeuxia scabrescens* (Griseb.) Munro ex Duthie。

从上述两种分布变型可以看出,三江源主要林区种子植物区系与中国-喜马拉雅有较紧密的联系。

(8)中国特有种分布。本区的中国特有种是三江源主要林区区系种级构成种类最多的一类,包含537种,占总种数的57.30%。对中国特有分布类型进行以下亚型分析(表3-6),以便揭示三江源自然保护区主要林区区系的地理特征和区系联系。根据本区系植物种的集中分布式样拟定亚型(吴玉虎,2002)。

从表3-6可以看出,三江源自然保护区主要林区的植物区系与横断山(藏东、滇西北、川西)和甘肃南部区系(表3-6中的a~m)共有特有种最为丰富,有337种,占本区中国特有种的62.76%。其中分布较大的属有柳属、虎耳草属、雪灵芝属、黄芪属、棱子芹属、杜鹃属和风毛菊属,这些属都是适应高山寒、旱生境的类群(吴玉虎,2000),除此之外,还有许多属都以横断山的高山带为其集中分布区或分化中心。由此可见,主要林区植物区系的多数植物种类来自于横断山地区,证明本区同横断山地区植物区系特别是其高山区系的密切程度。而且在本区分布种类较多的其他亚型也都是围绕着横断山区展开的。

其中西藏-四川-甘肃亚型有96种,占本区中国特有种的17.88%,是最大的一个亚型,可见本区的中国特有种是以这一亚型为主的。这一亚型中的大多数种主要分布于西藏东北部、四川西北部和甘肃南部地区,也有少部分种分布在云南西北部。重要的乔木树种有大果圆柏 *Sabina tibetica* Kom.、岷江冷杉 *Abies faxo-*

niana Rehd. et Wils.、方枝柏 *Sabina saltuaria* (Rehd. et Wils.) Cheng et W. T. Wang、川西樱桃 *Cerasus trichostoma* (Koehne) Yü et Li 等, 灌木有奇花柳 *Salix atopantha* Schneid.、窄叶鲜卑花 *Sibiraea angustata* (Rehd.) Hand. - Hazz.、细枝栒子 *Cotoneaster tenuipes* Rehd. & Wils.、川西锦鸡儿 *Caragana erinacea* Kom.、甘青锦鸡儿 *C. tangutica* Maxim.、西藏沙棘 *Hippophae thibetana* Schlecht.、樱草杜鹃 *Rhododendron primuliflorum* Bur. et Franch. var. *primuliflorum*、草本植物有腺女娄菜 *Melandrium glandulosum* (Maxim.) F. N. Willimas.、甘青乌头 *Aconitum tanguticum* (Maxim.) Stapf、毛翠雀花 *Delphinium trichophorum* Franch.、展毛银莲花 *Anemone demissa* Hook. f. et. Thoms.、多枝黄芪 *Astragalus polycladus* Bur. et Franch.、苞牙粉报春 *Primula gemmifera* Batal.、岷县龙胆 *G. purdomii* Marq.、山莨菪 *Anisodus tanguticus* (Maxim.) Pasher var. *tanguticus*、马尿泡 *Przewalskia tangutica* Maxim.、四川马先蒿 *P. szetschuanica* Maxim.、西藏玉凤花 *Habenaria tibetica* Schltr. ex Limpricht 和甘肃嵩草 *Kobresia kansuensis* Kükenth. 等。藤本植物仅甘川铁线莲 *Clematis akebioides* (Maxim.) Hort ex Veitch 1 种。

其次是横断山区系(藏东北、川西、滇西北)同本区共有 47 种, 占本区中国特有种的 8.75%。这一亚型中没有乔木, 主要的灌木有迟花柳 *Salix opsimantha* Schneid.、吉拉柳 *S. gilashanica* C. Wang et P. Y. Fu、刺红珠 *Berberis dictyophylla* Franch.、细梗蔷薇 *Rosa graciliflora* Rehd. & Wils. 和毛嘴杜鹃 *Rhododendron trichostomum* Franch. 等, 草本植物有丽江大黄 *Rheum likiangense* Sam.、澜沧雪灵芝 *Arenaria lancangensis* L. H. Zhou、总苞葶苈 *Draba involucrata* Smith、宽齿弯蕊芥 *Loxostemon delavayi* Franch.、优越虎耳草 *Saxifraga egregia* Engl.、西藏凹乳芹 *Vicatia thibetica* H. Boiss.、高原点地梅 *Androsace zambalensis* (Petim.) Hand. - Mazz.、毛香火绒草 *Leontopodium stracheyi* (Hook. f.) C. B. Clarke ex Hemsl.、川西小黄菊 *Pyrethrum tatsienense* (Bur. et Franch.) Ling ex Shih 和大

锥早熟禾 *Poa megalothyrsa* Keng ex Tzvel. 等, 藤本植物仅有长花铁线莲 *Clematis rehderiana* Craib。

表 3-6 三江源自然保护区主要林区种子植物特有种分布亚型

Table 3-6 The area-subtypes of species endemic to China in main forest regions of San Jiangyuan Nature Reserve

分布亚型	种 数	占本分布型(%)
The area-subtypes	No.	Percentage in area-subtypes
8-1 主要林区特有 Endemic to Main forest regions	33	6.15
8-2 主要林区与唐古特地区共有 Endemic to Main forest regions & Tangute	23	4.28
8-3 主要林区与与其他地区共有 Endemic to Main forest regions & Other places	481	89.57
a. 西藏(东北部) N. E. Tibet	(25)	(4.66)
b. 四川(西部) W. Sichuan	(27)	(5.03)
c. 西藏-四川 Tibet-Sichuan	(40)	(7.45)
d. 西藏-云南 Tibet-Yunnan	(2)	(0.37)
e. 云南-四川 Yunnan-Sichuan	(12)	(2.23)
f. 西南(藏、滇、川) S. W. (Tibet, Yunnan, Sichuan)	(47)	(8.75)
g. 甘肃(南部) S. Gansu	(14)	(2.61)
h. 西藏-甘肃 Tibet-Gansu	(17)	(3.17)
i. 四川-甘肃 Sichuan-Gansu	(35)	(6.52)
j. 西藏-四川-甘肃 Tibet-Sichuan-Gansu	(96)	(17.88)
k. 四川-甘肃-陕西 Sichuan-Gansu-Shanxi	(7)	(1.30)
l. 云南-四川-甘肃-陕西 Yunnan-Sichuan-Gansu-Shanxi	(4)	(0.74)
m. 西南-甘肃-陕西 S. W. China-Gansu-Shanxi	(11)	(2.05)
n. 甘肃-陕西 Gansu-Shanxi	(1)	(0.19)
0. 大西北(西北5省区、藏北、内蒙古) N. W. China(5 province, N. Tibet & Innermongonia)	(38)	(7.08)
p. 西南-西北 S. W. China-N. W. China	(12)	(2.23)
q. 西北-华北 N. W. China-N. China	(2)	(0.37)
r. 西南-西北-华北 S. W. China-N. W. China- N. China	(18)	(3.35)
s. 北方(西北-华北-东北) Northern of China(N. W. China-N. China-N. E. China)	(5)	(0.93)
t. 西南-西北-华中 S. W. -N. W.-C. China	(27)	(5.03)
u. 西南-西北-华北-华中 S. W. China-N. W. China- N. China-C. China	(10)	(1.86)

(续)

分布亚型	种 数	占本分布型(%)
The area-subtypes	No.	Percentage in area-subtypes
v. 西北-华北-华中-华东	(4)	(0.74)
S. W. China- N. China-C. China-E. China		
w. 北方-西南 Northern of China-S. W. China	(9)	(1.68)
x. 北方-西南-华中-华东	(11)	(2.05)
Northern of China-S. W. China-C. China-E. China		
y. 北方-南方 Northern of China- Southern of China	(7)	(1.30)
小计/Subtotal	537	100

再次是西藏-四川亚型有 40 种, 占本区特有种的 7.45%。这一亚型中的乔木种大多是构成森林的建群种, 如川西云杉 *Picea likiangensis* (Franch.) Pritz. var. *balfouriana* (Rehd. et Wils.) Hillier ex Slavin、密枝圆柏 *Sabina conwallium* (Rehd. et Wils.) Cheng et W. T. Wang、鳞皮冷杉 *Abies squamata* Mast. 和黄果冷杉 *Abies ernestii* Rehd. 等。灌木和半灌木有川西香茶菜 *Isodon pharicus* (Prain) Murata 和分枝亚菊 *Ajania ramosa* (Chang) Shih。常见草本有青藏雪灵芝 *Arenaria roborowskii* Maxim.、团状福禄草 *A. polytrichoides* Edgew. ex Edgew. et Hook. f.、唐古特虎耳草 *Saxifraga tangutica* Engl.、紫萼黄芪 *Astragalus porphyrocalyx* Y. C. Ho、羽叶点地梅 *Pomatosace filicula* Maxim.、短柄龙胆 *G. stipitata* Edgew. subsp. *tizuensis* (Franch.) T. N. Ho、多花微孔草 *Microula floribunda* W. T. Wang、灰毛党参 *Codonopsis canescens* Nannf. 和缘毛凤毛菊 *S. tatsiensis* Franch. 等, 其中蒿属 *Artemisia* 中的青藏蒿 *A. duhreuil-de-rhinsi* Krasch. 是青藏高原所特有的, 能够反映出独特高寒气候特征, 主要伴生在高山草甸植被类型中, 由于主要林区独特高山环境和峡谷地貌的影响, 为蒿属植物在这里分布创造了良好环境。

三江源自然保护区主要林区同包括西北 5 省区和藏北高原以及内蒙古西部在内的大西北亚型所共有的中国特有种有 38 种, 占

本区中国特有种的 7.08%。由于亚型所属的大西北地区,具有生境类型多样、面积广等特点,分布在这里的植物种类包括耐寒旱的高原、高山草本植物和温性旱生、甚至超旱生的荒漠草本以及灌木、半灌木种类,如羽柱针茅 *S. basiplumosa* Munro ex Hook. f.、羌活 *Notopterygium incisum* Ting ex H. T. Chang、垫状点地梅 *Androsace tapete* Maxim.、川甘毛鳞菊 *Chaetosaris roborowskii* (Maixm.) Shih、窄穗细柄茅 *Ptiagrostis junatovii* Grub.、黄花棘豆 *Oxytropis ochrocephala* Bunge、秦岭小檗 *Berberis circumserrata* Schneid.、四裂红景天 *Rhodiola quadrifida* (Pall.) Fisch. et Mey. 和两色帚菊 *Pertya discolor* Rehck 等。表明本区同时与青藏高原的高原、高山区系和我国西北寒旱区的荒漠旱生区系都具有一定的联系,应为这两类成分相互交汇过渡的中间地带(吴玉虎, 2002)。

甘肃(南部)-四川(西北)亚型有 35 种,占本区中国特有种的 6.52%。常见的木本有紫果云杉 *Picea purpurea* Mast.、红杉 *Larix potaninii* Batal.、祁连圆柏 *Sabina przewalskii* Kom.、矮桦 *Betula potaninii* Batal.、鲜黄小檗 *Berberis diaphana* Maxim.、西北小檗 *B. verna* Schneid. 和短叶锦鸡儿 *Caragana brebifolia* Kom., 其中有许多种类是构成森林和高寒灌丛的建群种。草本植物有青海当归 *Angelica nitida* Wolff、雅江点地梅 *Androsace yargongensis* Petitm.、长果微孔草 *Microula trichocarpa* W. T. Wang、细穗玄参 *Scrofella chinensis* Maxim.、粗野马先蒿 *Pedicularis rudis* Maxim.、高原千里光 *Senecio diversipinnus* Ling、披针叶风毛菊 *Saussurea minuta* C. Winkl. 和光药芨芨草 *Achnatherum psilanthum* Keng ex Tzvel. 等。从植物区系分区来看,该亚型实际上是横断山植物区系和唐古特植物区系相互渗透的过渡区域,从而表明三江源自然保护区主要林区也是这两种植物区系交汇的地带。

本区同四川西部有 27 种共有种,占本区中国特有种的 5.03%。常见乔木有鳞皮云杉 *Picea retroflexa* Mast.、塔枝圆柏 *Sabina komarovii* (Florin) Cheng et W. T. Wang 和四川丁香 *Syringa*

sweginzowii Koeh. ex Lingelsh 等, 草本植物有头序黄芪 *Astragalus handelii* Tsai et Yü、四川丝瓣芹 *Acronema sichuanense* S. L. Liou et Shan、康定鼠尾草 *Salvia prattii* Hemsl.、蜀西香青 *Anaphalis souliei* Diels 和玉树鹅观草 *Roegneria yushuensis* L. B. Cai 等。

西藏东北部同本区有 25 种共有种, 占本区中国特有种的 4.66%。木本植物有垂枝柏 *Sabina recurva* (Buch. - Ham.) Antoine、青藏茶藨 *Ribes qingzangense* J. T. Pan 和西藏绣线菊 *Spiraea tibetica* Yü et Lu 等, 草本代表植物有单瓣远志 *Polygala monopetala* Cambess.、全萼秦艽 *Gentiana lhasica* Burk.、辐花 *Lomatogoniopsis alpina* T. N. Ho et S. W. Liu、颈果草 *Metaeritrichium microculoides* W. T. Wang、青藏狗娃花 *Heteropappus bowerii* (Hemsl.) Griens 和合头菊 *Syncalathium porphyreum* (Marq. et Shaw) Ling 等, 表明本区的高山区系与同属青藏高原的西藏区系的密不可分性。

西南-西北-华中和西南-西北-华北亚型同本区共有种分别为 27 种和 18 种, 占本区中国特有种的 5.03% 和 3.35%。可以看出, 本区有许多中国特有种是以西南、西北、华北甚至华中为集中分布区或分布中心的种为基础组成的, 同时也表明华北、华中区系向主要林区的部分区域有所渗透。

三江源自然保护区主要林区特有种 33 种, 占本区中国特有种的 6.15%。泽库县麦秀林区在地理上处于黄土高原向青藏高原过渡的“地理过渡区”, 在生境上处于由温暖干旱向高寒类型过渡的“生境过渡区”, 在区系上更是处于由华北区系向青藏高原区系的“区系过渡区”(吴玉虎, 2002)。

3.3 小结

3.3.1 植物区系性质

三江源自然保护区主要林区植物属级区系分析表明, 热带性质的属占总属数的 3.49%, 而温带性质的属占总属数的 90.31%, 以北温带及其变型占主要成分, 占温带性质总属数的 55.36%。

种级水平的主体以中国特有分布(537种,占总种数的57.30%)、东亚分布(149种,占总种数的15.90%)为主。

总之,对三江源自然保护区主要林区种子植物属级和种级水平进行的区系分析表明,三江源自然保护区主要林区植物区系以温带性质为主,几乎没有热带性质。其中,从属级水平来看,北温带成分带有明显优势,而从种级水平来看,中国特有种和东亚成分占有明显优势。

3.3.2 植物区系特点

绝大多数植物为多年生草本,灌木和乔木较少。主要林区植被多为高寒类型,具有高寒区系的显著特色。植物区系与中国-喜马拉雅植物亚区的横断山地区植物区系联系最为紧密,由于所处的地理位置特殊,植物区系具有“融合、渗透和过渡”的特点。

科级、属级和种级三级水平分析的区系表明,主要林区植物区系与中国-喜马拉雅植物亚区的横断山地区植物区系联系比较紧密,而且它们所共有的属大多数是青藏高原植物亚区唐古特地区的共有属,所含种大部分是青藏高原的特有种,说明主要林区的植物区系由横断山区植物区系和唐古特地区植物区系成分深度融合发展而来。同时,三江源自然保护区主要林区同包括西北五省区和藏北高原以及内蒙古西部在内的大西北亚型所共有的中国特有种分析表明,研究区域植物区系与青藏高原的高原、高山区系和我国西北寒旱区的荒漠旱生区系有一定的联系,应为这两类成分相互交汇过渡的中间地带;西南-西北-华中和西南-西北-华北亚型同本区共有特有种分析表明,本区有许多中国特有种是以西南、西北、华北甚至华中为集中分布区或分布中心的种为基础组成的,同时也表明华北、华中区系向研究区域的部分地区有所渗透;泽库县的麦秀林区在地理上处于黄土高原向青藏高原过渡的“地理过渡区”,在生境上处于由温暖干旱向高寒类型过渡的“生境过渡区”,在区系上更是处于由华北区系向青藏高原区系的“区系过渡区”。因此,研究区域部分地区的植物区系具有明显的“过渡区”性质。

第 4 章

植物濒危程度和优先保护类别评价

随着人口增加,经济活动的不断加剧和土地利用格局的改变,全球生物多样性正在急剧下降,大量物种已经灭绝或处于灭绝边缘(何友均等,2004a;李昂,葛颂,2002)。为了保护生态环境和生物多样性,物种多样性保护已成为人类共同面临的全球性问题,而确定哪些地区和物种应优先保护是物种多样性保护的首要任务(Ginsberg, 1999; Norman, *et al.*, 2000)。IUCN 自 20 世纪 60 年代开始发布濒危物种红皮书,据物种受威胁程度和估计灭绝风险将物种划分为不同的濒危等级,但人们更多的是依据经验和研究者的直觉而不是用定量的方法来对物种进行分类,这种方法具有相当大的主观性,而且没有对空间水平、时间水平和物种的等级水平(rank level)作精确规定(Todd & Burgman, 1998)。1980 年, IUCN 在《世界保护大纲》中提出了确定优先保护顺序的方案,当时,这一方案被普遍采用,但也带有相当大的主观模糊性。为了使濒危物种等级评价标准更加趋于定量化,1984 年, IUCN 召开题为“灭绝之路”的研讨会,分析当时评价标准的不足,探讨对标准的修改,遗憾的是没有达成一致方案。1991 年, Mace 和 Lande 首次提出了根据在一定时间内物种的灭绝概率来确定物种濒危等级的思想,并且建议将物种分为极危种、濒危种和易危种 3 类(Mace & Lande, 1991)。1994 年 11 月, IUCN 第 40 次理事会议正式将经修订的 Mace-Lande 物种濒危等级作为新的 IUCN 濒危物种等级系统,并定义了 8 个濒危等级(SSC/IUCN, 1994)。2001 年,由 IUCN 正式出版的《IUCN 红色名录等级标准(版本

3.1)》对1994年的等级系统标准进行了修改和补充(SSC/IUCN, 2001; 王献溥, 郭柯, 2002)。这些标准和优先保护方案对全球或区域尺度的物种优先保护评价提供了准则, 具有非常重要的参考价值和科学意义。由于不同的生物类群有不同的面积尺度(area-scale), 对物种进行受威胁和优先保护评价时, 评价结果部分依赖评价的时间和空间尺度, 而合适的尺度选择又依赖于生物类群本身。因此, 到目前为止, 还没有一个适合于任何生物地理区的物种优先保护评价标准, 但我们也不能就此停止对生物类群的评估。寻找合适的空间尺度和数据来源是我们评价工作的当务之急。在不同的空间尺度和不同的生物地理区, 寻求制定合理的物种濒危程度和优先保护类别标准, 不仅是优先保护不同生物地理区生物多样性的迫切要求, 也是制定更大尺度, 比如国家尺度物种多样性优先保护标准的首要任务。

三江源自然保护区主要林区植物物种大部分为青藏高原特有种和中国特有种。虽然列为中国植物红皮书和珍稀濒危野生保护植物物种很少, 但这些狭域特有种的受威胁程度并不亚于那些已列入保护植物名录的种类(何友均等, 2004b)。因此, 制订该地区植物濒危程度和优先保护类别的区域性标准, 并对植物物种进行定量评价, 列出植物濒危程度和植物优先保护等级清单, 是保护好该地区植物多样性的关键内容之一。

4.1 研究方法

4.1.1 物种和植被调查

2002年和2003年, 采用分层抽样技术和标准地法, 在三江源自然保护区主要林区进行植被调查, 通过样地调查全面了解物种及其物种资源状况, 收集药用植物和经济植物的相关资料。乔木样地分乔、灌、草三层分层调查, 样地面积为 $20\text{m} \times 20\text{m}$, 对样地内乔木进行每木检尺, 测定其胸径、树高、株数; 然后于样地内分别调查5个 $2\text{m} \times 2\text{m}$ 的灌木样方和10个 $1\text{m} \times 1\text{m}$ 的草本样

方,记录灌木和草本样方内所有植物的株数、高度和盖度。灌木样地设 $10\text{m} \times 10\text{m}$ 的标准地,灌木样地内分别设 5 个 $2\text{m} \times 2\text{m}$ 灌木样方和 5 个 $1\text{m} \times 1\text{m}$ 草本样方,调查样地内灌木和草本的种类、株数、高度和盖度。草本样地按照 $1\text{m} \times 1\text{m}$ 的草本样方进行设置和取样,调查记录每一小样方内所有出现草本的株数、高度及其盖度。同时调查和记录样地的海拔、坡度、坡向和坡位等环境因子。

根据记录和采集标本对物种编目;统计样地内各物种的密度,然后根据物种出现的主要群系类型的面积(根据青海省 1990 年植被图),计算并汇总各物种分布多度。

4.1.2 濒危等级和优先保护类别指标体系构建

评估体系的关键是确定评价系统层和评价指标层。根据 IUCN 正式出版的《IUCN 红色名录等级标准(版本 3.1)》(SSC/IUCN, 2001),评估物种濒危等级主要考虑种群数量及其变化、占有的生境面积和质量、种群波动、在可预见条件下种群下降速率以及种群在几个世代内的灭绝概率等因素。但要全面获取相关因素的定量数据是非常困难的,我们根据能够获得的数据,构建了物种优先保护评估体系(图 4-1)。

评价系统层主要包括物种濒危状况(S_1)、遗传价值状况(S_2)和利用价值状况(S_3)。各个系统层指标又包含相应的总计 10 个亚指标。通过 2002 年和 2003 年在三江源自然保护区进行长期调查研究、资料收集和分析、调查问卷等形式,获取了 10 个亚指标的定性和定量数据。为了使研究方便,我们对定量和定性数据都通过专家打分统一量纲,对每一种植物所属的 10 个亚指标分成不同等级打分,不同等级按照从高到低,依 5 分递减进行打分。根据不同情况,有的指标最高分可达 25 分,有的指标最高分则只有 10 分,最低为 5 分。具体评分标准如下:

4.1.3.1 物种濒危状况(S_1)亚指标赋值

(1)调查区域分布频度(I_1):根据某种植物在调查区域中的

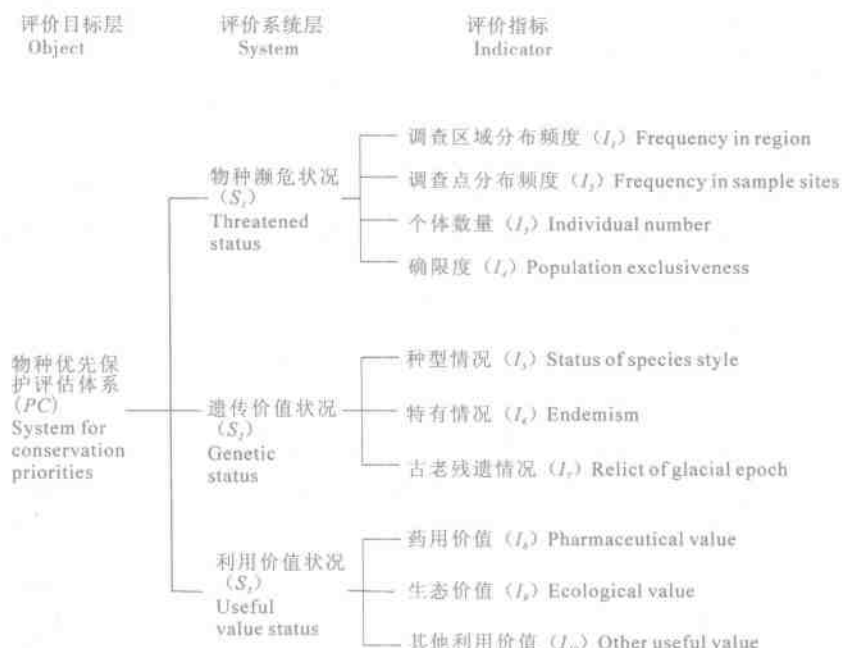


图 4-1 植物濒危等级和优先保护评价指标体系

Figure 4-1 Assessment index of endangered rank and conservation priorities for plant species

频度评分, 本次调查的三江源主要林区分别分布在长江源、黄河源和澜沧江源 3 个区域。植物种仅出现在 1 个区域, 25 分; 植物种出现在 2 个区域, 20 分; 植物种出现在 3 个区域, 15 分。

(2) 调查点分布频度 (I_2): 以沟谷、流域、坡向和坡度等自然因子为标准, 4 个林区可分成 19 个调查点, 分别是: 江西、白扎、八连沟、冰沟、麦秀场部南 1km 处、龙藏沟、多福顿、斗沿河、古德尕让、可培、邦茶、格日则、恰科日、哑巴沟、美浪沟、满子沟、子母达沟、俄沟和王柔沟。根据植物物种在调查点出现的频度进行评分, 标准见表 4-1。

(3) 个体数量 (I_3): 根据调查样方分别计算各物种分布密度,

结合各物种出现的群系面积计算物种个体数量。该地区主要群系面积统计来源于数字化的1990年青海省植被图,以及收集的统计资料,其评分标准见表4-2。

表4-1 调查点频度分级和评分标准

Table4-1 The ranks and scores for frequency in sample sites of plant species

分值 Scores	调查点分布频度 Frequency in sample sites
25	1
20	2~4
15	5~8
10	9~12
5	13~19

表4-2 植物多度分级评分

Table4-2 The ranks and scores of plant abundance

分值 Scores	木本数量(株) No. of trees and shrubs (stem)	草本数量(株) No. of herbs (stem)
25	1~1000	1~10000
20	1001~10000	10001~100000
15	10001~100000	100001~1000000
10	100001~1000000	1000001~10000000
5	>1000000	>10000000

(4)确限度(I_4): 主要根据物种出现在不同群丛中的频度进行赋值。根据第7章“植被数量分类和排序”的研究,研究地区共有40种群丛。赋分标准为: 仅见于某1~5群丛, 25分; 见于6~15个群丛, 20分; 见于16~25个群丛, 15分; 见于26~25个群丛, 10分; 见于26~40个群丛, 5分。

4.1.2.2 遗传价值状况(S_2)赋值

(1)种型情况(I_3): 以研究区域的植物在属和科内所含种的数量来评价。单型科种(所在科仅1属1种), 25分; 少型科种

(所在科含 2~3 种), 20 分; 单型属种(所在属仅含 1 种), 15 分; 少型属种(所在属含 2~3 种), 10 分; 多型属种(所在属含 4 种以上), 5 分。

(2) 特有情况(I_6): 根据植物种的特有分布来评价。三江源特有种, 25 分; 青藏高原特有种, 20 分; 中国特有种, 15 分; 非特有种, 0 分。

(3) 古老残遗情况(I_7): 根据植物种的发生地质年代评分, 有些古老种是经过第三纪和第四纪冰期的残遗植物, 潜在遗传价值较高, 对研究植物系统发育、植物遗传和植物地理也具有重要意义。冰期或孑遗植物, 15 分; 非冰期残遗植物, 0 分。

4.1.2.3 利用价值状况(S_3)赋值

(1) 药用价值(I_8): 被《中华人民共和国药典》收录的常用药用植物, 25 分; 被《新编中国药志》收录的常用药用植物, 20 分; 被《藏药志》收录的常用药用植物, 15 分; 被《中华人民共和国药典》、《新编中国药志》或《藏药志》收录的非常药用植物, 10 分; 一般民间药用植物, 5 分; 其余的植物, 0 分。

(2) 生态价值(I_9): 根据植物在群落中的重要性划分。建群种, 25 分; 某群落的共建种, 20 分; 除建群种以外的优势种, 15 分; 伴随种, 10 分; 其他种, 5 分。

(3) 其他利用价值(I_{10}): 其他价值主要指直接使用价值, 包括观赏、用材、牧草和其他用途的原料植物。重要用材、优良牧草或重要观赏价值的植物, 25 分; 常见用材、一般牧草或观赏价值一般的植物, 20 分; 工业原料植物或食用植物或蜜源植物, 15 分; 其他尚未发现其利用价值的植物(可能有潜在价值), 10 分。

4.1.3 指标体系权重确定

指标体系权重的准确与否在很大程度上影响植物濒危等级和优先保护评价的合理性、科学性和可靠性。为了克服对权重确定时的主观判断和随意性, 本研究首次采用 Delphi(专家咨询法)和 AHP(层次分析法)相结合的方法, 相互取长补短, 解决单独运用

其中一种方法不可克服的矛盾。根据专家咨询法和层次分析法,最后得出评价指标体系的指标层对目标层合成排序的结果(表4-3)。

表4-3 指标层对目标层合成排序

Table4-3 Synthetical arrangement of indicator layer

指标层 Indicator Layer	S_1	S_2	S_3	合成权重
	$W_1 = 0.637$	$W_2 = 0.258$	$W_3 = 0.105$	Weights($w_j = p_j w_i$)
	$P_j(0.637)$	$P_j(0.258)$	$P_j(0.105)$	($i = 1, 2, 3; j = 1, 2 \cdots 9, 10$)
I_1 (调查区域分布频度)	0.1424			0.090
I_2 (调查点分布频度)	0.0861			0.055
I_3 (个体数量)	0.5064			0.323
I_4 (确限度)	0.2651			0.169
I_5 (种型情况)		0.3333		0.086
I_6 (特有情况)		0.3333		0.086
I_7 (古老残遗情况)		0.3333		0.086
I_8 (药用价值)			0.5000	0.053
I_9 (生态价值)			0.2500	0.026
I_{10} (其他利用价值)			0.2500	0.026

一致性检验:

$$C.R. = 0.0061$$

$C.R. < 0.1$, 故层次总排序的结果具有满意一致性。

4.1.4 定量评价模型

以“物种濒危系数(V_1)”表示植物濒危程度,以“物种优先保护系数(V)”表示植物的优先保护类别。定量评价模型如下所示:

$$\text{物种濒危系数 } V_1 = \sum_{j=1}^4 w_j \frac{x_j}{\max_j} \quad (4-1)$$

$$\text{遗传价值系数 } V_2 = \sum_{j=3}^7 w_j \frac{x_j}{\max_j} \quad (4-2)$$

$$\text{利用价值系数 } V_3 = \sum_{j=8}^{10} w_j \frac{x_j}{\max_j} \quad (4-3)$$

$$\text{物种优先保护系数 } V = V_1 + V_2 + V_3 \quad (4-4)$$

式中: w_j ——指标体系的权重;

x_j ——评价指标实际得分;

$\max_j$ ——评价指标最高得分。

4.1.5 植物濒危程度和优先保护类别评价标准

根据专家意见和三江源自然保护区主要林区植物生存状况的差异,并参照《IUCN 红色名录等级标准(版本 3.1)》,将三江源主要林区的植物濒危等级划分成濒危种、易危种、近危种和安全种 4 个濒危等级;保护类别分成一类优先关注、二类优先关注、三类优先关注和一般关注 4 个类别。在评定植物濒危等级时,最终确定的濒危等级还考虑了种群分布范围、成熟种群数量和种群下降百分率等因素。据此制定了三江源自然保护区主要林区植物濒危等级和优先保护类别的区域性评价标准,见表 4-4 和表 4-5。

根据综合评价模型(4-1)和(4-3)分别求出每种植物的濒危系数 V_1 和物种优先保护系数 V ,对照表 4-4 和表 4-5 的评价标准,通过计算机编程,评价出每种植物的濒危等级和优先保护类别。

表 4-4 植物濒危等级划分标准

Table 4-4 The standards of endangerment categories for threatened plants

濒危系数(V_1)取值 Scale of endangerment coefficient	受威胁等级 Endangerment class
$V_1 > 0.500$	濒危种 Endangered species
$0.350 = < V_1 < 0.500$	易危种 Vulnerable species
$0.200 = < V_1 < 0.350$	近危种 Near threatened species
$V_1 < 0.200$	安全种 Safe species

表 4-5 植物优先保护类别划分标准

Table 4-5 The standards of conservation priorities for plant species

优先保护系数(V)取值 Scale of conservation priority coefficient	保护类别 Protection categories
$V > 0.800$	一类优先关注 The first concern category
$0.600 = < V < 0.800$	二类优先关注 The second concern category
$0.400 = < V < 0.600$	三类优先关注 The third concern category
$V < 0.400$	一般关注 Least concern category

4.2 结果与分析

4.2.1 植物物种濒危程度评价

从表 4-6 可以看出(详细情况见附录“三江源自然保护区主要林区种子植物名录”),三江源自然保护区主要林区的种子植物有濒危种 2 种,占该地区种子植物总数的 0.21%,麦吊云杉 *Picea brachytyla* var. *complanata* (Mast.) Cheng ex Rhed. 被列为《中国植物红皮书》(傅立国,1992)中的易危种;值得一提的是华福花 *Sinodoxa corydalifolia* C. Y. Wu, Z. L. Wu et R. F. Huang, 虽然未被列入任何保护名录中,但从实际情况调查来看,该种仅分布在囊谦县地域非常狭窄的范围内,而且种群数量非常少,应当引起高度重视。易危种 37 种,占该地区种子植物总数的 3.91%,大部分物种是中国特有种或青藏高原特有种,许多物种被列为国家级保护物种名录,其中羽叶点地梅 *Pomatosace filicula* Maxim. 被列为国家重点保护野生植物名录 2 级保护物种,桃儿七 *Sinopodophyllum hexandrum* (Poyle) Ying 被列为《中国植物红皮书》中的稀有种,本次评价中,大部分兰科植物也被列为易危种。近危种 140 种,占该地区种子植物总数的 14.80%,包括部分乔木和灌木植物,多数为草本,例如岷江冷杉 *A. faxoniana* Rehd. Et Wils.、塔枝圆柏 *Sabina komarovii* (Florin) Cheng et W. T. Wang、川滇柳 *Salix rehderiana* Schneid、美丽茶藨 *Ribes pulchellum* Turcz.、散生栒子 *Cotoneaster divaricatus* Rehd. & Wils.、光亮杜鹃 *Rhododendron nitidulum* Rehd. et Wils.、河套大黄 *Rheum hotaoense* C. Y. Cheng et Kao、囊谦翠雀花 *Delphinium nangchienenense* W. T. Wang、膜荚黄芪 *Astragalus membranaceus* (Fisch.) Bunge 等;安全种 767 种,占该地区种子植物总数的 81.08%,主要包括该地区常见的乔木、灌木和草本植物,例如川西云杉、青海云杉 *P. crassifolis* Kom.、大果圆柏、密枝圆柏 *S. conwallium* (Rehd. et Wils.) Cheng et W. T. Wang、金露梅、鬼箭锦鸡儿 *Caragana jubata* (Pall.) Poir.、直穗小檗

表 4-6 三江源自然保护区主要林区植物物种濒危等级状况

Table 4-6 Evaluation on endangerment categories of plant species in main forest regions of San Jiangyuan Nature Reserve

濒危等级 Endangerment categories	物种数量 Number of species	代 表 种 Representative plant species
濒危种 Endangered species	2(0.21%)	麦吊云杉 <i>Picea brachytyla</i> var. <i>complanata</i> (Mast.) Cheng ex Rhed., 华福花 <i>Sinadoxa corydalifolia</i> C. Y. Wu, Z. L. Wu et R. F. Huang
易危种 Vulnerable species	37(3.91%)	鳞皮冷杉 <i>Abies squamata</i> Mast., 垂枝祁连圆柏 <i>Sabina f. pendula</i> Cheng et L. K. Fu, 桃儿七 <i>Sinopodophyllum hexandrum</i> (Poyle) Ying, 红花绿绒蒿 <i>Meconopsis punicea</i> Maxim., 羽叶点地梅 <i>Pomatosace filicula</i> Maxim., 马尿泡 <i>Przewalskia tangutica</i> Maxim., 三蕊草 <i>Sinobachsea trigyna</i> Keng, 太白韭 <i>Allium prattii</i> C. H. Wright, 对叶兰 <i>Listera puberula</i> Maxim., 紫点杓兰 <i>Cypripedium guttatum</i> Sw., 北方红门兰 <i>Orchis roborowskii</i> Maxim., 小斑叶兰 <i>Goodyera repens</i> (L.) R. Br
近危种 Near threatened species	140(14.80%)	岷江冷杉 <i>A. faxoniana</i> Rehd. Et Wils., 塔枝圆柏 <i>S. komarovii</i> (Florin) Cheng et W. T. Wang, 川滇柳 <i>Salix rehderiana</i> Schneid., 美丽茶藨 <i>Ribes pulchellum</i> Turcz., 散生栒子 <i>Cotoneaster divaricatus</i> Rehd. & Wils., 光亮杜鹃 <i>Rhododendron nitidulum</i> Rehd. et Wils., 河套大黄 <i>Rheum hotaoense</i> C. Y. Cheng et Kao, 囊谦翠雀花 <i>Delphinium nanchienense</i> W. T. Wang, 膜荚黄芪 <i>Astragalus membranaceus</i> (Fisch.) Bunge, 多花黄芪 <i>A. floridus</i> Benth. ex Bunge, 山萆薢 <i>Anisodus tanguticus</i> (Maxim.) Pasher var. <i>tanguticus</i> , 毛冠菊 <i>Nannoglottis carpesioides</i> Maxim., 草甸雪兔子 <i>Saussurea thoroldii</i> Hemsl., 星叶草 <i>Circaeaster agrestis</i> Maxim.
安全种 Safe species	767(81.08%)	川西云杉 <i>Picea likiangensis</i> (Franch.) Pritz. var. <i>balfouriana</i> (Rehd. Et Wils.) Hillier ex Slavin, 青海云杉 <i>P. crassifolia</i> Kom., 大果圆柏 <i>Sabina tibetica</i> Kom., 密枝圆柏 <i>S. conwallium</i> (Rehd. et Wils.) Cheng et W. T. Wang, 山生柳 <i>Salix oritrepha</i> Schneid., 金露梅 <i>Potentilla fruticosa</i> var. <i>fruticosa</i> L., 鬼箭锦鸡儿 <i>Caragana jubata</i> (Pall.) Poir., 刚毛忍冬 <i>Lonicera hispida</i> Pall. ex Roem. et Schultz, 多枝黄芪 <i>Astragalus polycladus</i> Bur. et Franch., 麻花苣 <i>Gentiana straminea</i> Maxim., 川西獐牙菜 <i>Saertia muscottii</i> Franch. var. <i>muscottii</i> , 掌叶大黄 <i>Rheum palmatum</i> Linn., 西伯利亚蓼 <i>Polygonum sibiricum</i> Laxm., 珠芽蓼 <i>Polygonum viviparum</i> Linn., 卷耳 <i>Cerastium arvense</i> Linn., 澜沧雪灵芝 <i>Arenaria lancangensis</i> L. H. Zhou, 矮金莲花 <i>Trollius farreri</i> Stapf., 草玉梅 <i>Anemone rivularis</i> Buch. - Ham. ex DC., 轮叶马先蒿 <i>Pedicularis</i> subsp. <i>verticillata</i>

B. diasystachya Maxim.、刚毛忍冬 *Lonicera hispida* Pall. ex Roem. et Schultz.、麻花艸 *Gentiana straminea* Maxim.、川西獐牙菜 *Swertia mussotii* Franch. var. *mussotii* 等。

4.2.2 植物物种优先保护类别评价

从表4-7可以看出(详细情况见附录“三江源自然保护区主要林区种子植物名录”),一类优先关注物种4种,占种子植物总数的0.42%,麦吊云杉 *Picea brachytyla* var. *complanata* (Mast.) Cheng ex Rhed. 被列为中国珍稀濒危保护植物名录中的3级保护物种,华福花 *Sinadoxa corydalifolia* C. Y. Wu, Z. L. Wu et R. F. Huang 是青海特有种,而且只在囊谦县范围很小的地段出现,另外还有鳞皮冷杉 *Abies squamata* Mast. 和狭苞兔耳草 *Lagotis angustibracteata* Tsoong et Yang。二类优先关注物种18种,占种子植物总数的1.90%,大部分物种是青藏高原特有种、单种属和国家保护物种,例如乔木中的岷江冷杉 *Abies faxoniana* Rehd. et Wils.、鳞皮云杉 *Picea retroflexa* Mast. 等。草本中的羽叶点地梅 *Pomatosace filicula* Maxim. 和三蕊草 *Sinochasea trigyna* Keng 都是单种属植物,被列为国家重点保护野生植物名录中的2级保护;马尿泡 *Przewalskia tangutica* Maxim. 是单种属植物;青海肉叶芥 *Braya kokonorica* O. E. Schulz 是青海特有种;膜荚黄芪 *Astragalus membranaceus* (Fisch.) Bunge 被列为国家珍稀濒危保护植物名录中的3级保护。三类优先关注物种150种,占种子植物总数的15.86%,包括该地区组成森林的建群种川西云杉、青海云杉、大果圆柏、密枝圆柏 *S. convallium* (Rehd. et Wils.) Cheng et W. T. Wang, 以及灌木山生柳 *Salix oritrepha* Schneid.、白桦 *Betula platyphylla* Suk.、光亮杜鹃 *Rhododendron nitidulum* Rehd. et Wils. 等,草本包括大部分兰科植物和国家重点保护植物,如紫点杓兰 *Cypripedium guttatum* Sw.、宽叶红门兰 *Orchis latifolia* L.、角盘兰 *Herminium monorchis* (L.) R. Br.、绶草 *Spiranthes sinensis* (Pers.) Ames、小斑叶兰 *Goodyera repens* (L.) R. Br.、星叶草、黄三七

Souliea vaginata (Maxim.) Franch、桃儿七、条裂黄堇 *Corydalis linarioides* Maxim.、茵垫黄芪 *Astragalus mattam* Tsai et Yü、山莨菪 *Anisodus tanguticus* (Maxim.) Pasher var. *tanguticus* 等；一般关注物种 774 种，占种子植物总数的 81.82%，大部分都是该地区常见、数量较多、受干扰后有较强恢复能力的草本以及部分灌木物种。

优先保护类别主要强调物种保护价值和实用性，着重反映管理者的管理意图，是在物种濒危等级基础上对自然和人为干扰活动做出的一种优先保护，与植物濒危等级存在一定的依赖关系，但又并不完全呈一一对应的关系。例如川西云杉和大果圆柏是该地区的优势种，数量较多，被评价为濒危等级中的安全种，但由于它们具有保持水土、涵养水源和很高的经济价值，特别是在高寒地区受到损扰后，种群基本不能自然恢复，本次评价列为三类优先关注物种，从与安全种对应的“一般关注物种”提升了一档。灌木是三江源自然保护区非常重要的植被类型，由于它们的生态价值和破坏后的难以恢复性，大部分灌木也是主要保护的对象，故列为三类优先关注。另外，从表 4-7 可知，有 81.82% 的植物列为一般关注种，其中绝大部分是草本植物。“一般关注”并不是置之不管，在条件允许的情况下，仍然需要采取保护措施。这主要是因为三江源自然保护区主要林区内，除了人为干扰外，气候变暖、降雨增加并未出现在植物生长有利的夏季等威胁因子可能使“一般关注物种”在一定时间内受到干扰或破坏，并在一定时间内转化成优先关注物种。

表 4-7 三江源自然保护区主要林区植物物种优先保护类别

Table 4-7 Evaluation on conservation priorities for plant species in main forest regions of San Jiangyuan Nature Reserve

保护类别 Protect categories	物种数量 Number of species	代 表 种 Representative plant species
一类优先关注 The first concern category	4(0.42%)	麦吊云杉 <i>Picea brachytyla</i> var. <i>complanata</i> (Mast.) Cheng ex Rhed., 华福花 <i>Sinodoxa corydalifolia</i> C. Y. Wu, Z. L. Wu et R. F. Huang, 鳞皮冷杉 <i>Abies squamata</i> Mast., 狭苞兔耳草 <i>Lagotis angustibracteata</i> Tsoong et Yang
二类优先关注 The second concern category	18(1.90%)	岷江冷杉 <i>Abies faxoniana</i> Rehd. Et Wils., 鳞皮云杉 <i>Picea retroflexa</i> Mast., 塔枝圆柏 <i>S. komarovii</i> (Florin) Cheng et W. T. Wang, 羽叶点地梅 <i>Pomatosace filicula</i> Maxim., 马尿泡 <i>Przewalskia tangutica</i> Maxim., 三蕊草 <i>Sinochusa trigyna</i> Keng, 青海肉叶芥 <i>Braya kokonorica</i> O. E. Schulz, 膜荚黄芪 <i>Astragalus membranaceus</i> (Fisch.) Bunge, 草麻黄 <i>Ephedra sinica</i> Stapf
三类优先关注 The third concern category	150(15.86%)	川西云杉 <i>Picea likiangensis</i> (Franch.) Pritz. var. <i>balfouriana</i> (Rehd. Et Wils.) Hillier ex Slavina, 青海云杉 <i>P. crassifolia</i> Kom., 大果圆柏 <i>Sabina tibetica</i> Kom., 密枝圆柏 <i>S. convallium</i> (Rehd. et Wils.) Cheng et W. T. Wang, 山生柳 <i>Salix oritrepha</i> Schneid., 白桦 <i>Betula platyphylla</i> Suk., 光亮杜鹃 <i>Rhododendron nitidulum</i> Rehd. et Wils., 掌叶大黄 <i>Rheum palmatum</i> Linn., 星叶草 <i>Circaea agrestis</i> Maxim., 黄三七 <i>Soudlea vaginata</i> (Maxim.) Franch., 桃儿七 <i>Sinopodophyllum hexandrum</i> (Poyle) Ying, 条裂黄堇 <i>Corydalis linarioides</i> Maxim., 茵垫黄芪 <i>Astragalus mottam</i> Tsai et Yü, 山莨菪 <i>Anisodus tanguticus</i> (Maxim.) Pasher var. <i>tanguticus</i> , 斑玛蒿 <i>Artemisia baimaensis</i> Y. R. Ling et Z. C. Zhuo, 紫点杓兰 <i>Cypripedium guttatum</i> Sw., 宽叶红门兰 <i>Orchis latifolia</i> L., 角盘兰 <i>Hermidium monorchis</i> (L.) R. Br., 绶草 <i>Spiranthes sinensis</i> (Pers.) Ames, 小斑叶兰 <i>Goodyera repens</i> (L.) R. Br.
一般关注 Least concern category	774(81.82%)	美丽茶藨 <i>Ribes pulchellum</i> Turcz., 鲜黄小檗 <i>Berberis diaphana</i> Maxim., 变绿小檗 <i>B. virescens</i> Hook. f. et Thoms., 西北栒子 <i>Cotoneaster zabelii</i> Schneid., 金露梅 <i>Potentilla fruticosa</i> var. <i>fruticosa</i> L., 川西锦鸡儿 <i>Caragana erinacea</i> Kom., 金花忍冬 <i>Lonicera chrysantha</i> Turcz. ex Ledeb. var. <i>chrysantha</i> , 重冠紫菀 <i>Aster diplostephioides</i> (DC.) C. B. Clarke, 披针叶风毛菊 <i>Saussurea minuta</i> C. Winkl., 蒲公英 <i>Taraxacum mongolicum</i> Hand. - Mazz., 华灰早熟禾 <i>Poa sinoglauea</i> Ohwi, 钟花报春 <i>Primula sikimensis</i> Hook., 蓝白龙胆 <i>Gentiana leucomelaena</i> Maxim., 冰岛蓼 <i>Koenigia islandica</i> Linn., 巴天酸模 <i>Rumex patientia</i> Linn.

4.2.3 植物优先保护措施和建议

(1)一类优先关注植物。对草本华福花和狭苞兔耳草,主要是保护好生境质量,适当采取人工扩繁和种质基因保存;对鳞皮冷杉和麦吊云杉,除了禁止继续采伐之外,还需采取苗圃育种栽培、人工林地扩繁等措施,以确保物种数量的稳定。同时还要对濒危物种进行种群动态监测和生物学特性等方面的研究。

(2)二类优先关注植物。其中的易危种,主要是一些单种属和国家重点保护的物种,需要采取人工扩繁维持种群数量稳定,同时要严禁采挖;其中的近危种,除了严禁采伐、采挖破坏外,需要进行适当的人工培育。

(3)三类优先关注植物。在研究区域内种群数量较多,生态价值和经济价值都较高,可进行适度开发和利用,但要控制强度,防止过度利用。

(4)一般关注植物。一般情况下,在保护区正常的经营活动范围内可得到安全保护,只需一般关注,但在条件允许情况下,也应当给予优先关注。

4.3 小 结

4.3.1 植物濒危等级和优先保护类别评价结果

根据专家意见和三江源自然保护区主要林区植物生存状况的差异,并参照《IUCN 红色名录等级标准(版本 3.1)》,制定了三江源自然保护区主要林区植物濒危等级和优先保护类别的区域性评价标准。通过数学模型和计算机程序,结合权重,定量评价出三江源自然保护区主要林区植物物种的濒危系数、遗传价值系数和利用价值系数,以物种濒危系数和物种优先保护系数分别度量物种濒危等级和优先保护类别。对照制定的植物濒危等级和优先保护类别的区域性评价标准,定量评价出植物物种濒危和优先保护类别状况。结果表明:

(1)三江源自然保护区主要林区的种子植物有濒危种 2 种,

占该地区种子植物总数的 0.21%；易危种 37 种，占该地区种子植物总数的 3.91%；近危种 140 种，占该地区种子植物总数的 14.80%；安全种 767 种，占该地区种子植物总数的 81.08%。

(2) 该地区种子植物一类优先关注物种 4 种，占种子植物总数的 0.42%；二类优先关注物种 18 种，占种子植物总数的 1.90%；三类优先关注物种 150 种，占种子植物总数的 15.86%；一般关注物种 774 种，占种子植物总数的 81.82%。针对植物不同的濒危等级和保护类别，提出了不同的保护措施，在维持种群数量和生境质量稳定的情况下，可适度开采和利用，从而使植物资源得到很好的保育和持续利用。

4.3.2 指标体系与权重分配问题

对物种的受威胁等级和优先保护类别进行评价时，指标体系和权重分别表达了影响植物濒危和需要优先保护程度的信息和差异程度。构建和合理的指标体系框架和分配合适的权重，对评价物种的结果有很重要的影响。一般而言，指标体系应反映物种生殖生物学特征、生态地理学特征、遗传损失效应、进化与系统学特征，群落学、历史状况、保护价值和管理措施等方面的信息。本项研究综合考虑了以上因子，并结合《IUCN 红色名录等级标准（版本 3.1）》，根据研究地区可获得的数据，科学制定了评价区域性物种濒危程度和优先保护类别的指标体系和标准。权重分配过程中慎重考虑了各种因素，与前人研究相比（傅志军等，2001；李先琨，1997；魏宏图等，1993；许再富，陶国达，1987；薛达元等，1991），本研究结合专家咨询和层次分析法，首次对各个评价层次相应的评价指标给出了定量权重，反映了不同指标体系对评价总目标影响程度的差异，克服了前人研究中以定性方式分别给濒危系数、遗传损失系数和利用价值系数赋予权重的做法，使得评价结果更具说服力。

4.3.3 物种濒危等级与优先保护类别之间的关系

物种濒危等级强调物种受威胁的状况，是对物种受威胁状况

的科学评估。濒危等级划分级别比较细,一般都包含3个以上的受威胁等级,例如《IUCN 红色名录等级标准(3.1)版》就将等级划分成9个不同的等级(SSC/IUCN, 2001)。本项研究,我们将其划分成濒危种、易危种、近危种和安全种4个级别。而优先保护类别主要强调保护价值和实用性,它一般结合各种法律和规章条款进行操作,着重反映管理者的管理意愿。一般而言,物种濒危等级越高,相应的优先保护类别也越高,应该得到优先保护,但情况并不完全如此。有些物种虽然现在被评为易危种,但由于具有重要的经济价值而遭到破坏,如果不加限制,就有可能成为濒危种,在制定保护管理措施时需要将其列为更优先保护的地位。例如膜荚黄芪,在本次评价中列为近危种,但由于具有重要的药用价值而遭到大量挖掘,种群数量在迅速减少,因此被列为二类优先关注物种。

4.3.4 物种濒危等级评价的空间尺度问题

物种濒危等级与生物类群地理分布区大小、生境占有面积和生境质量等因子密切相关,涉及非常复杂的空间尺度和尺度转换问题(SSC/IUCN, 2001)。IUCN 制定的物种濒危等级和类型标准适用于全球尺度,对地区尺度、国家尺度和地方尺度也具有借鉴意义,但在使用时要注意评价的空间尺度问题。对同一生物类群物种,由于在不同的空间尺度进行评价,其评价结果可能不一样。如某个物种在全球范围内评定为濒危,可能是该生物类群只在全球尺度的某个边缘有少量集中分布,从全球尺度来看,它们的数量很少或者正在下降。而在某个地区尺度下进行评价,同样类群的物种可能被列为易危种或安全种,因为这些物种在地区尺度水平数量较多,而且种群不存在很大的波动;反之亦然。因此,前人所做的类似工作(傅志军等, 2001; 李先琨, 1997; 魏宏图等, 1993; 许再富, 陶国达, 1987; 薛达元等, 1991), 他们往往把某个地方尺度物种评价结果与《中国濒危物种红皮书》中列出的结果进行比较, 寻求评价结果与之有高度一致性的做法值得商

榷。总之,对物种进行濒危和优先保护评价时,评价结果部分依赖评价的空间尺度,而合适的尺度选择又依赖于生物类群本身。我们很难给出一个统一的标准,因为不同的生物类群有不同的面积尺度,但我们也不能就此停止对生物类群的评估,寻找合适的空间尺度和数据来源是我们评价工作的当务之急。另外,随着时间的推移,物种濒危等级和优先保护类别也可能发生相应的变化,有的物种从低级别需要调整到高级别,而有些物种需要从高级别调整到低级别,甚至可从保护名录中删去,从而保护措施也应当相应改变。因此,每间隔一定时间,应该重新评价物种的濒危状况和优先保护类别,调整相应的保护措施,从而使物种得到科学有效地管理。

4.3.5 数据质量和对数据推断、预测的重要性

IUCN 制定的物种濒危等级和类型标准,带有很强的定量分析性质。需要定量分析,就必须获取有价值的数据,但在实际应用中,获取物种有关的信息并非易事。然而,对于保护工作者来说,不能由于缺乏高质量的数据而影响濒危标准的应用。当获取物种的信息参数比较困难时,估计、推断和预测也是一种很重要的方法。估计和预测可建立在对未来事务当前或潜在威胁的外推基础上,或者与种群丰度和分布相关因子的外推基础上,但是需要保证这些外推的基础是可靠和合理的。在实际应用中,由于未来不可预测的小概率事件(非突发灾难性事件)对生物类群威胁的存在,我们应该利用有关标准尽快对物种的濒危程度做出判断,并采取相应的措施解除威胁,使其得到有效保护,这主要是因为对物种的有些影响几乎是不可逆转的。

第 5 章

森林珍稀草本植物生态位研究

生态位是现代生态学研究的重要理论问题。自 J. Grinnell 1917 年最早提出生态位概念以来,许多学者 (Odum, 1959; Grubb, 1977; Pianka, 1983; 王刚, 1984; Colinviaux, 1986) 又从不同的角度研究了生态位,并拓展了原来的涵义,例如刘建国、马世骏提出了“扩展的生态位理论”。生态位在最初的几十年里主要应用在动物生态学领域,近年来,生态位不仅在种间关系、群落结构、群落演替、生物多样性、物种进化等方面,而且还在城市规划、森林资源评价、农业生产中、经济评价等领域得到了广泛的应用。生态位能够对种间关系、物种与环境之间的相互关系进行定量研究,在植物多样性保护方面得到了广泛应用。

本章选取三江源自然保护区澜沧江流域的江西林区和白扎林区为研究地点,对 11 种森林群落类型中的部分珍稀草本植物生态位进行计测分析,通过研究桃儿七和星叶草的生态位状况,分析它们与生境及其他安全种之间的关系,为制定物种保护措施提供科学依据。

5.1 研究方法

5.1.1 分析方法

在三江源自然保护区澜沧江流域的白扎林区和江西林区,采用样线法和临时标准地法调查了乔木、灌木和草本,记录植物的种类、株数和盖度等指标。外业调查 44 个标准地,其中 20m × 20m 的乔木标准地 31 个、10m × 10m 灌木标准地 13 个。分别以不同群落类型和海拔高度作为一维资源位,以物种重要值和个体多

度为生态位计测的状态指标,分析桃儿七、星叶草的群落特征,同时计算桃儿七、星叶草和几种对照草本植物的生态位宽度、生态位相似性比例和生态位重叠值,并进行综合分析比较。

5.1.2 计算公式

(1)重要值

草本重要值 = (相对密度 + 相对频度 + 相对盖度) / 3 (5-1)

(2)生态位宽度

$$B_i = - \sum_{j=1}^r (P_{ij} \times \log P_{ij}) \quad (5-2)$$

式中: B_i 为 i 种的生态位的宽度; P_{ij} 为物种 i 在 j 资源位上的重要值百分比, 计算公式为:

$$P_{ij} = n_{ij} / N_i, N_i = \sum_{j=1}^r n_{ij} \quad (5-3)$$

式中: n_{ij} 为物种 i 在第 j 资源位上的重要值; N_i 表示物种 i 在所有资源位上的重要值之和, r 表示资源位的总数 (Colwell, 1971)。

(3)生态位重叠

$$L_{ik} = B_{(L)i} \sum_{j=1}^{r_{(i)}} (P_{ij} \times P_{kj}) \quad (5-4)$$

$$L_{ki} = B_{(L)k} \sum_{j=1}^{r_{(k)}} (P_{ij} \times P_{kj}) \quad (5-5)$$

$$B_{(L)i} = 1 / (r_{(i)} \sum_{j=1}^{r_{(i)}} P_{ij}^2) \quad (5-6)$$

$$B_{(L)k} = 1 / (r_{(k)} \sum_{j=1}^{r_{(k)}} P_{kj}^2) \quad (5-7)$$

式中: L_{ik} 和 L_{ki} 分别为物种 i 与物种 k 及物种 k 与物种 i 的生态位重叠指标, 其域值为 $[0, 1]$; $B_{(L)i}$ 和 $B_{(L)k}$ 均为 Levins (1968) 的生态位宽度指标, 其域值为 $[1/r, 1]$ 。

5.2 结果与分析

5.2.1 生态位宽度分析

调查显示,澜沧江上游有4种乔木群落,优势物种分别为川西云杉、大果圆柏、密枝圆柏和紫果云杉。灌木物种相对复杂,且盖度较大,灌木群落类型有贵南柳 *Salix juparica* Gröz 灌丛、山生柳 *S. oritrepha* Schneid. 灌丛、金露梅灌丛、鲜卑花 *Sibiraea laevigata* (L.) Maxim. 灌丛、坡柳 *Salix myrtilloidea* Anderss. 灌丛、乌柳 *Salix cheilophila* Schneid. 灌丛和密叶锦鸡儿 *Caragana densa* Kom. 灌丛7种类型。

以不同的群落类型为资源位,重要值为计测的状态指标,计算澜沧江上游珍稀草本植物和处于安全状态的草本生态位宽度值,见表5-1所示。生态位宽度值较高的物种,在该地区分布广,并且在各种群落类型中都有植株分布,只是在生境条件好的样地中长势好,反之长势差。从表5-1可以看出桃儿七、星叶草和角盘兰 *Herminium monorchis* (L.) R. Br. 的生态位宽度值小,说明这3个物种在澜沧江上游空间分布极不均匀,只出现在少数几种群落类型中,适宜生存的生境也较少,对群落生境的要求比处于安全状态的草本植物更为苛刻。肉果草 *Lancea tibetica* Hook. f. et Thoms.、柳兰 *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop.、珠芽蓼和香芸火绒草 *Leontopodium haplophyloides* Hand. -Mazz. 的生态位宽度值较大,表明它们可以分布在多种群落类型中,生态适应能力较强。桃儿七与星叶草相比较,桃儿七在各个海拔梯度上种群数量远远少于星叶草,并且分布的群落类型也比星叶草少,所以就该地区来说,桃儿七的生态适应性要比星叶草差。

表 5-1 几种草本植物的生态位宽度值

Table 5-1 The niche breadth of a few herbage species

代码 Code	物种 Species	生态位宽度 Niche breadth	代码 Code	物种 Species	生态位宽度 Niche breadth
①	桃儿七	0.411	⑤	柳兰	1.561
②	星叶草	0.461	⑥	珠芽蓼	3.724
③	肉果草	1.323	⑦	香芸火绒草	0.932
④	角盘兰	0.715			

①桃儿七 *Sinopodophyllum hexandrum* (Poyle) Ying, ②星叶草 *Circaea agrestis* Maxim., ③肉果草 *Lancea tibetica* Hook. f. et Thoms., ④角盘兰 *Herminium monorchis* (L.) R. Br., ⑤柳兰 *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., ⑥珠芽蓼 *Polygonum divaricatum* Linn., ⑦香芸火绒草 *Leontopodium haplophyloides* Hand. - Mazz.

5.2.1.1 桃儿七生态位宽度分析

以海拔高度为一维资源位,以桃儿七个体多度为状态指标,计测桃儿七的生态位宽度。在高海拔地区,多数植物由于强紫外线的照射植株矮小,而桃儿七在草本植物中有很强的空间优势,均高 40 cm 左右,植株的冠幅宽大,植株数量相对较少。由此可见,桃儿七并不是以种群数量作为它在群落生境中主要的生存策略,它依靠自身植株生长优势,在空间上与其他的草本植物竞争光照和养分。桃儿七种群数量随海拔高度的升高而减少,有比较稳定的海拔分布规律,如图 5-1 所示,在 3 600 ~ 3 650 m 海拔梯度上种群数量多。在所取样地中桃儿七分布的最高海拔是 3 720 m,这表明海拔因子对桃儿七种群的生长有很大的影响,受威胁物种引种驯化过程中,应该作为重要因素来考虑。

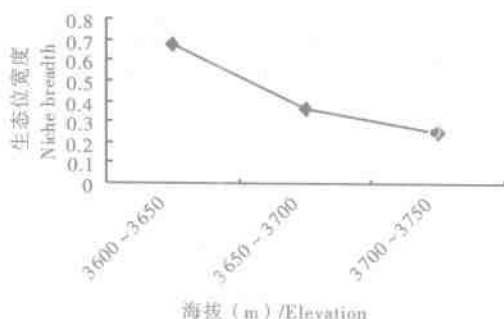


图 5-1 桃儿七海拔生态位宽度示意图

Figure 5-1 The altitude niche breadth of

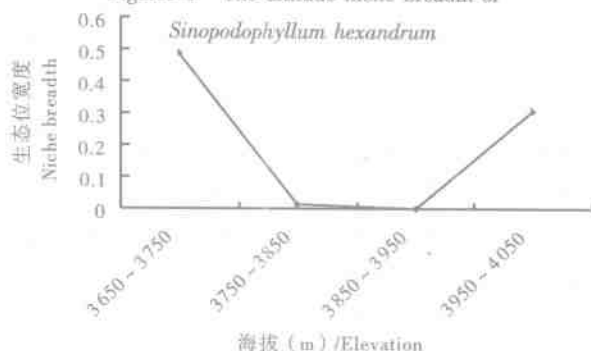


图 5-2 星叶草海拔生态位宽度示意图

Figure 5-2 The altitude niche breadth of *Circaeaster agrestis*

5.2.1.2 星叶草生态位宽度分析

以海拔高度为一维资源位,以星叶草个体多度为状态指标,计测星叶草的生态位宽度。星叶草的生态位宽度值 0.461, 50% 以上的植株分布在海拔 4 050 m 左右,但在海拔 3 650 ~ 3 750 m 范围内,种群数量最多。星叶草是草本层的地表植物,均高 2.5 cm 左右,以数量维持种群稳定。从图 5-2 可以看出,星叶草种群多为随机分布,种群数量在 3 650 ~ 3 750 m 海拔梯度上最多,在选取的样地中,星叶草分布的最高海拔为 4 048 m。海拔因子不是

影响其生存的主要因子,星叶草对分布地区的局部生境要求高,一旦破坏就会马上面临渐危状况,在引种驯化过程中要更多的考虑引种区的生境条件。

5.2.2 生态位重叠分析

所谓生态位重叠,是指两个物种对某一特定资源状态的共同利用程度或两个物种在其与生态因子联系上的相似性。理论上认为它是物种多样性和群落结构的可能决定因素之一。

表 5-2 几种草本植物生态位重叠

Table 5-2 The niche overlap value of a few herbaceous species

物 种 Species	桃儿七 ①	星叶草 ②	肉果草 ③	角盘兰 ④	柳兰 ⑤	珠芽蓼 ⑥	香芸火绒草 ⑦
①桃儿七	1.000	0.002	0.000	0.008	0.012	0.000	0.000
②星叶草	0.295	1.000	0.001	0.002	0.000	0.018	0.003
③肉果草	0.000	0.004	1.000	0.006	0.013	0.027	0.010
④角盘兰	0.036	0.015	0.034	1.000	0.010	0.008	0.004
⑤柳兰	0.009	0.000	0.013	0.002	1.000	0.019	0.003
⑥珠芽蓼	0.000	0.003	0.004	0.001	0.011	1.000	0.014
⑦香芸火绒草	0.000	0.011	0.023	0.009	0.010	0.046	1.000

注:物种代码同表 5-1。

Note: The code of herb species see table 5-1.

从表 5-2 可以看出,草本物种之间的生态位重叠值均较小。其中星叶草和桃儿七之间的生态位重叠值 L_{ki} 最大,为 0.295,然而它们之间的 L_{ik} 非常小,说明这两个物种在资源利用能力及对环境的生态适应能力方面有较大的相似性,它们在研究区的重要程度均较小,而且它们分布的群落类型差异大。桃儿七与肉果草、珠芽蓼、香芸火绒草的 L_{ik} 与 L_{ki} 值为 0,星叶草与柳兰的 L_{ik} 与 L_{ki} 值为 0。重叠值为 0 的物种,表明它们生存在完全不同的群落类型中,它们之间的生态适应能力和对资源利用能力相似性非常

小。柳兰和肉果草之间的 L_{ik} 与 L_{ki} 值均为 0.013; 桃儿七与星叶草之间的 L_{ik} 值较小, 但是 L_{ki} 值却非常高, 这主要是因为星叶草的确限度比桃儿七高。由于该地区光照及土壤有机质均能满足草本植物生长发育的需要, 同时各个物种自身的生长习性差异比较大, 如占据不同的空间生态位, 选择不同的群落环境等, 这样可以减小或部分避免相互之间的生态竞争。因此, 物种之间具有较小的生态位重叠值时, 可以认为并未出现强烈的资源利用竞争。

5.3 小 结

(1) 在三江源自然保护区澜沧江流域特殊的生态环境中, 桃儿七和星叶草只分布在林下阴湿沟谷地, 其生态位宽度与角盘兰相近, 这 3 个物种对生境的要求比其他处于安全状态的植物高, 只集中分布在某些生境中。一旦适生生境中伴生的灌木或草本植物发生大的波动, 将使它们比其他的物种更容易陷入濒危状态。三江源自然保护区林区的植物, 一般都有固定的海拔分布范围, 从它们分布的海拔高度及其相应的分布规律可以看出, 桃儿七种群在海拔 3 600 ~ 3 650 m 分布最多, 并且种群数量随海拔高度的增加逐渐减少, 说明它对海拔的变化比较敏感; 星叶草种群在海拔 3 650 ~ 3 750 m 分布最多, 但种群数量变化与海拔变化没有必然的联系。草本植物的生态位重叠值较小, 大于 0.01 的仅占 21.43%。桃儿七、星叶草、角盘兰之间生态位重叠程度小, 说明它们分布的群落类型相似程度小。

(2) 桃儿七位于草本层的上层空间, 而星叶草是地表植物, 它们分别占据不同的空间生态位。因此, 引种驯化和迁地保护时, 应该充分考虑它们所占据的空间位置。另外, 在植物引种驯化时, 应该注意桃儿七引种区的海拔高度, 而引种驯化星叶草时, 要注重引种区的小生境状况, 如伴生物种、土壤和湿度等生态因素。

(3) 桃儿七和星叶草与其他几种草本植物的生态位重叠值较

小,加上它们的生态位宽度值也较小,一旦生境破坏,在资源有限的情况下很容易被生态适应性更强的物种排挤,发生种群生存危机,所以这两个物种应该给予优先保护。

第 6 章

优势灌木和草本种间联结研究

种间联结是不同物种在空间分布上的相互关联性，通常是由于群落生境的差异影响了物种的分布而引起的 (Greig-Smith, 1983)，是物种对环境因子的适应程度及物种在特定环境因子作用下的种间相互关系，同时也是物种间相互联系和相互影响所形成的有机联系的反映。因此，研究群落的种间联结性，能够有效地反应各物种在群落中的分布情况，有助于进一步认清群落的结构、类型及群落的演替趋势，并能为森林经营、自然植被恢复和生物多样性保护提供理论依据，同时，种间联结测定还提供了—个客观认识自然种群的方法，因而无论在理论上还是实践上都具有重要意义 (蒋有绪, 1982; 刘世荣等, 1998)。

选取三江源自然保护区核心区之一的玛珂河林区为研究地点。由于分布在这里的乔木非常单一，而且种间关系也非常简单，因此选取优势灌木和草本作为研究对象，分别研究种间联结性，试图弄清物种间的相互关系以及它们在资源利用和生态位占据中的功能和地位。

6.1 研究方法

6.1.1 野外取样

在玛珂河林区采用典型抽样和标准地调查法，调查乔木样地和灌木样地中的灌木和草本，共设置 20m × 20m 的乔木样地 40 块，10m × 10m 的灌木样地 8 块，总共 48 块样地 (样地调查具体内容见 4.1.1 节)。

6.1.2 数据处理

在48块样地中选取27种优势灌木和22种优势草本作为种间联结的研究对象,植物物种名称和代号见表6-1和6-2。表6-3至表6-5中的灌木代码见表6-1,表6-6至6-8中的草本代码见表6-2。根据样方调查资料,统计各灌木和草本种间相互存在与否的样方数。将选取48个样方中27种灌木和22种草本的多度数据,分别组成 48×27 灌木多度数据矩阵和 48×22 草本多度数据矩阵,按照当第*i*物种在第*j*样方出现时,记为1,否则记为0的原则,将定量多度数据矩阵转化为二元数据(0,1)矩阵,以此作为种间关系分析的原始数据。

表6-1 灌木物种名称和代号

Table 6-1 The code and the name of shrub species

代号 Code	物种名称 The name of species	代号 Code	物种名称 The name of species
1	青海锦鸡儿 <i>Caragana qinghaiensis</i> Liou filia	15	银露梅 <i>Potentilla glabra</i> var. <i>glabra</i> Lodd.
2	四川忍冬 <i>Lonicera szechuanica</i> Batal.	16	刺红珠 <i>Berberis diptyophylla</i> Franch.
3	陕西蔷薇 <i>Rosa giraldii</i> Crép.	17	匙叶柳 <i>Salix spathulifolia</i> Seemen
4	刚毛忍冬 <i>Lonicera hispida</i> Pall. ex Roem. et Schultz.	18	奇花柳 <i>S. atopantha</i> Schneid.
5	山梅花 <i>Philadelphus incanus</i> Koehne	19	灰栒子 <i>Cotoneaster acutifolius</i> Turcz.
6	斑 玛 蒿 <i>Artemisia baimaensis</i> Y. R. Ling et Z. C. Zhuo	20	直穗小檗 <i>Berberis diasystachya</i> Maxim.
7	中国沙棘 <i>Hippophae rhamnoides</i> L.	21	糖茶藨 <i>Ribes himalense</i> Royle ex Decne.
8	腺毛茶藨子 <i>Ribes giraldii</i> Jancz.	22	峨眉蔷薇 <i>Rosa omeiensis</i> Rolfe
9	蒙古绣线菊 <i>Spiraea mongolica</i> Maxim.	23	青藏茶藨 <i>Ribes qingzangense</i> J. T. Pan
10	光亮杜鹃 <i>Rhododendron nudidulum</i> Rehd. et Wils.	24	贵南柳 <i>Salixjuparica</i> Gröz.
11	川西云杉幼苗 <i>Picea likiangensis</i> (Franch.) Pritz. var. <i>balfouriana</i> (Rehd. Et Wils.) Hillier ex Slavin	25	旱柳 <i>S. matsudana</i> Koidz.
12	岩生忍冬 <i>Lonicera rupicola</i> Hook. f. et Thoms. var. <i>rupicola</i>	26	百里香杜鹃 <i>Rhododendron thymifolium</i> Maxim.
13	鸡骨柴 <i>Elsholtzia fruticosa</i> (D. Don) Rehd.	27	山生柳 <i>Salix oritrepha</i> Schneid.
14	散生栒子 <i>Cotoneaster divaricatus</i> Rehd. & Wils.		

表 6-2 草本物种名称和代号
Table 6-2 The code and the name of herb species

代号 Code	物种名称 The name of species	代号 Code	物种名称 The name of species
1	阿尔泰狗娃花 <i>Heteropappus altaicus</i> (Willd.) Novopokr	12	香芸火绒草 <i>Leontopodium haplophylloides</i> Hand. - Mazz.
2	矮茎囊瓣芹 <i>Pternopetalum brevium</i> K. T. Fu	13	小金莲花 <i>Trollius pumilus</i> D. Don
3	紫花碎米荠 <i>Cardamine tangutorum</i> O. E. Schulz	14	小花风毛菊 <i>Saussurea parviflora</i> (Poir.) DC.
4	爪瓣虎耳草 <i>Saxifraga unguiculata</i> Engl.	15	腺毛唐松草 <i>Thalictrum foetidum</i> Linn.
5	珠芽蓼 <i>Polygonum viviparum</i> Linn.	16	线苞风毛菊 <i>Saussurea nematolepis</i> Ling
6	沼生柳叶菜 <i>Epilobium palustre</i> L.	17	纤弱早熟禾 <i>Poa malaca</i> Keng ex P. C. Kuo
7	掌叶橐吾 <i>Ligularia przewalskii</i> (Maxim.) Diels	18	假百合 <i>Notholirion bulbiferum</i> (Lingelsh.) Stearn
8	展毛翠雀 <i>Delphinium kamaonense</i> var. <i>glabrescens</i> (W. T. Wang)	19	草玉梅 <i>Anemone rivularis</i> Buch. - Ham. ex DC.
9	缘毛紫菀 <i>Aster souliei</i> Franch.	20	刺果猪殃殃 <i>Galium echinospermum</i> L. var. <i>echinospermum</i> (Wallr.) Cuf
10	圆穗蓼 <i>P. macrophyllum</i> D. Don	21	滇雀麦 <i>Bromus mairei</i> Hack. ex Hand. - Mazz.
11	优越虎耳草 <i>Saxifraga egregia</i> Engl.	22	二色香青 <i>Anaphalis bicolor</i> (Franch.) Diels var. <i>bicolor</i>

6.1.3 种间联结测度方法

(1) χ^2 统计量, 检测物种间的联结性, 建立统计量:

$$\chi^2 = \frac{[(ad - bc) - 0.5N]^2 N}{(a+b)(a+c)(b+d)(c+d)} \quad (6-1)$$

式中: N 为取样总数, a 表示物种 A 和 B 同时出现, b 表示物种 A 出现而 B 不出现, c 表示物种 A 不出现而物种 B 出现, d 表示物种 A 和 B 都不出现。由于关联有两种类型, 若 $(ad - bc) > 0$ 为正联结, 若 $(ad - bc) < 0$ 为负联结, 因此 $\chi^2 > \chi_{0.05}^2(1)$ 为种对间联结性显著, 否则不显著。 $\chi_{0.05}^2(1) = 3.841$, $\chi_{0.01}^2(1) = 6.635$, $3.841 < \chi^2 < 6.635$ 为联结显著。若 $\chi^2 > 6.635$ 为极显著, 否则不

显著。灌木和草本 χ^2 统计量计算结果分别见表 6-3 和表 6-6。

(2) 共同出现百分率 PC : 共同出现百分率 PC 也是用来测度物种间正联结程度的。其计算公式为:

$$PC = \frac{a}{a + b + c} \quad (6-2)$$

PC 的值域为 $[0, 1]$ 。其值越趋近于 1, 则表明该物种对的正联结越紧密(王伯荪等, 1985; Whittaker, 1986)。灌木和草本共同出现百分率 PC 结果分别见表 6-4 和表 6-7。

(3) 联结系数 AC : 联结系数 AC 用来进一步检验由 χ^2 所测出来的结果及说明种间联结程度。其计算公式如下:

若 $ad \geq bc$ 则

$$AC = \frac{(ad - bc)}{[(a + b)(b + d)]} \quad (6-3)$$

若 $bc > ad$ 且 $d \geq a$ 则

$$AC = \frac{(ad - bc)}{[(a + b)(a + c)]} \quad (6-4)$$

若 $bc > ad$ 且 $d < a$ 则

$$AC = \frac{(ad - bc)}{[(b + d)(d + c)]} \quad (6-5)$$

AC 的值域为 $[-1, 1]$ 。 AC 值越趋近于 1, 表明物种间的正联结性越强, AC 值越趋近于 -1, 表明物种间的负联结性越强; AC 值为 0, 物种间完全独立(王伯荪等, 1985; Cox, 1972; Hurlburt, 1969)。灌木和草本联结系数 AC 结果分别见表 6-5 和表 6-8。

6.2 结果与分析

χ^2 统计量能够客观地表示出物种间联结关系的显著性, 而共同出现率 PC 和联结系数能够度量出种间联结性的强度, 因此联结关系的显著性和关联的大小, 成为种间联结研究不可缺少的两个方面。植物种间的正联结性, 表明植物利用资源的相似性和生

态位重叠性；而植物种间的负联结性，表明植物之间的排斥性，是植物长期适应微环境，利用不同资源空间的结果。

种间联结关系存在的原因是相当复杂，既有物理、化学的因素，也有生物因素的影响，可将物种之间的联结性归纳为 5 种复杂的相互关系 (Greig-Smith, 1983; Kershaw & Looney, 1985; 刘金福, 2004)，即：①A 种的存在必然依赖于 B 种的存在；②A 种的存在虽然要依赖于 B 种的存在，但其他种也可代替；③A 种的存在与 B 种无关；④B 种的存在减少 A 种存在的机会；⑤B 种的存在使 A 种不能存在，可根据上面原因进行灌木和草本种间的联结性分析。

6.2.1 灌木种间联结分析

从表 6-3 可知，27 种灌木，共有 351 对种间组合，其中有 4 对呈极显著正联结 ($p < 0.01$)，4 对呈显著正联结 ($p < 0.05$)。说明这些物种常常相伴出现，主要是由于这些灌木物种间具有相似的生态学特性，对环境有相似的要求，能够相互兼容，相互促进生长。例如 6(班玛蒿)—12(岩生忍冬)呈极显著正联结，主要因为二者对生境有相同的生态适应性，班玛蒿与岩生忍冬经常出现在川西云杉林中；11(川西云杉幼苗)—21(糖茶藨)基本上都同时出现在 20 世纪 90 年代经过皆伐的川西云杉林采伐迹地上，不过川西云杉都是 90 年代末经过人工更新的幼苗，一方面说明糖茶藨容易在川西云杉皆伐迹地上生存，另一方面也表明糖茶藨的存在，并没有对人工更新的川西云杉幼苗造成威胁，反而有利于其生存，不过这种关系只能说明到目前为止的状况；26(百里香杜鹃)—27(山生柳)都属小灌木，能在水分条件较差的阳坡和林线以上阳光充足地段形成混交高寒灌丛，对生境条件要求相似，虽然在资源利用上可能存在竞争，但在养分和空间资源充足的情况下，还不至于出现相互排斥，同时出现的机会非常大，呈极显著正联结。

从表 6-3 可知，有 6 对灌木物种呈极显著负联结 ($p < 0.01$)，

11 对呈显著负联结($p < 0.05$), 它们的共同出现百分率均为 0(表 6-4), 连接系数 AC 均等于 -1(表 6-5), 表明它们完全不能同时出现在同一生境中, 主要是因为它们对生境需求不一致或具有不同的生物学和生态学特性, 加上对有限的环境资源和空间资源的争夺产生竞争和排斥, 因而表现出显著和极显著的负联结。例如 10(光亮杜鹃)与 14(散生栒子)、17(匙叶柳)、24(贵南柳)和 25(旱柳)表现出显著负联结, 以及 14(散生栒子)与 17(匙叶柳)、24(贵南柳)和 25(旱柳)也表现出极显著负联结, 主要是因为光亮杜鹃和散生栒子之间以及它们分别与匙叶柳、贵南柳和旱柳之间在生态位重叠上的机会很小, 甚至没有重叠, 各自占据一定的生态位。具体而言, 光亮杜鹃和散生栒子都分布在密枝圆柏林中, 从大的生境来看, 都比较喜欢阳光充足的地方, 而且都能在密枝圆柏林中生存, 对生境要求有一定的相似性, 它们表现出显著负联结的原因可能是对有限资源的强烈竞争的结果, 这也是为了生存而适应环境的需要; 匙叶柳生长在河谷较为干旱的地段, 贵南柳和旱柳都生长在河谷水分较好的河漫滩。可见光亮杜鹃和散生栒子分别与匙叶柳、贵南柳和旱柳的显著性负联结, 主要原因是物种之间对生境的要求不同所致; 虽然贵南柳和旱柳都生长在河谷水分较好的河漫滩, 但由于对有限资源的竞争而相互排斥, 表现出极显著负联结。

总之, 351 对灌木物种组合, 表现出正联结的有 104 对, 占总数的 29.63%, 负联结种对 245 对, 占总数的 69.80%, 完全独立的种对 2 对, 占总数的 0.57%。而且从表 6-4 和表 6-5 可知, 负联结物种组合中, 共同出现百分率为 0 的有 220 对, 连接系数均为 -1, 占负联结的 89.80%, 正联结除了前述的 8 对灌木组合外, 其余灌木种间共同出现百分率和种间联结系数都很小。可见, 玛珂河林区的多数灌木物种之间对生态环境的需求不同, 虽然有些物种生态学特性和生物学特性相似, 但是为了生存, 相互之间竞争有限的资源而独立占据一定生态位。

6.2.2 草本种间联结分析

从表 6-6 可知, 22 种草本, 两两之间共有 231 对组合, 其中有 8 对呈极显著正联结($p < 0.01$), 6 对呈显著正联结($p < 0.05$)。说明这些草本植物对生境的选择具有相似之处, 种间存在对一方或双方有利的共栖或共生的相互作用; 在异质环境中, 则表明物种对生境条件有相同或相似的要求, 同时也表明物种对非限制性资源的利用有共同的反映。例如 1(阿尔泰狗娃花)、8(展毛翠雀)、20(刺果猪殃殃)和 21(滇雀麦)两两之间的 χ^2 值、共同出现率 PC 和连接系数 AC 值都比较高, 表现出极显著和显著正联结, 主要是因为它们都喜欢生长在大果圆柏林和密枝圆柏林等所在的阳坡, 一般水分比较少, 属于旱生草本植物; 3(紫花碎米荠)、5(珠芽蓼)、9(缘毛紫菀)、17(纤弱早熟禾)两两之间也都表现出比较高的显著性, 它们大多共同出现在川西云杉林的火烧迹地上经演替后形成的灌丛群落中, 主要包括山生柳灌丛、银露梅灌丛和刚毛忍冬灌丛等, 对环境和营养的需求以及对资源的利用方面都非常接近; 11(优越虎耳草)—22(二色香青)呈显著正联结, 主要是因为优越虎耳草的生态适应性比较强, 能够分布在阴坡云杉林下, 也能分布在阳坡圆柏林林下, 二色香青也能分布在阴坡云杉林下, 与优越虎耳草共同利用有效资源。另外, 表 6-6 表明, 仅有 2 对草本呈显著负联结, 分别是 5(珠芽蓼)—15(腺毛唐松草)和 9(缘毛紫菀)—20(刺果猪殃殃)。主要原因是腺毛唐松草经常出现在川西云杉林和鳞皮云杉林下, 比较喜欢阴湿的环境, 而珠芽蓼主要分布在水分条件较差的灌丛和阳坡地段, 即使少数分布在云杉林下, 也不与腺毛唐松草共同出现; 缘毛紫菀主要分布在水分条件较好的阴坡以及中生条件的高寒灌丛中, 而刺果猪殃殃主要分布在阳坡的圆柏林中, 他们的共同出现率 PC 和种间联结系数 AC 值都非常小(表 6-7, 6-8), 呈显著负联结。

从表 6-7 和表 6-8 可知, 在选取的 231 对草本中, 表现出正联结的种对有 118 对, 占总数的 51.08%, 负联结种对 112 对, 占总

数的48.48%，完全独立的种对1对，占总数的0.44%。负联结种对中，共同出现百分率为0的有54对，而且连接系数均为-1，占总种对的23.38%。可见，大多数草本之间表现出正联结，能够共同出现在相同的生境中，但是从连接系数和共同出现百分率来看，正联结之间的相关性都很弱。许多草本都有比较大的生态适应性，能够分布在不同的生境中；而在相同生境中，呈现出同一种类数量不多，但是种类都比较丰富的现象。48.48%的草本种对呈现出负联结，也说明有许多草本植物之间的生态学特性和生物学特性不同，占据不同的生境，或是对有限资源的竞争而相互排斥，一方出现不利于另一方的生长。

6.3 小 结

6.3.1 种间联结关系

研究结果表明，351对灌木组合中，仅有104对呈现正联结，占总数的29.63%，而负联结有245对，占总数的69.80%，完全独立的有2对，占总数的0.57%。表明多数灌木物种之间对生态环境的需求不同，虽然有些物种生态学特性和生物学特性相似，但是为了生存，相互之间竞争有限的资源而独立占据一定生态位。

231对草本组合中，正联结种对有118对，占总数的51.08%，负联结种对112对，占总数的48.48%，完全独立的种对1对，占总数的0.44%。可见，大多数草本之间表现出正联结，能够共同利用资源和生态空间，一方生长不威胁另一方的生存，或是它们具有相同的生态学特性和生物学特性，但是从连接系数和共同出现百分率来看，它们之间的正联结性都很弱。

6.3.2 种间联结方法评价

尺度对植物群落种间关系的格局具有重要的决定性作用，在较大尺度内，环境的异质性对种间关联性起主要作用，而在较小尺度内，种间竞争则起主导作用(Jonsson & Moen, 1998)。一般认

Table 6-3 Half matrix of interspecific association of χ^2 [illegible]* * $p < 0,01$, * $p < 0,05$

Table 6-4 Half matrix of Jaccard's association index of

1												
0.067	2											
0.091	0.091	3										
0.095	0.171	0.231	4									
0.021	0.000	0.000	0.043	5								
0.000	0.000	0.000	0.087	0.021	6							
0.000	0.000	0.000	0.043	0.000	0.043	7						
0.021	0.021	0.021	0.043	0.000	0.000	0.021	8					
0.067	0.021	0.091	0.231	0.000	0.000	0.000	0.021	9				
0.000	0.021	0.021	0.021	0.000	0.000	0.000	0.021	0.000	10			
0.000	0.000	0.043	0.116	0.000	0.000	0.000	0.000	0.021	0.000	11		
0.000	0.000	0.021	0.171	0.021	0.091	0.043	0.000	0.067	0.000	0.000	12	
0.000	0.000	0.000	0.043	0.000	0.021	0.000	0.000	0.021	0.000	0.000	0.021	13
0.000	0.000	0.000	0.026	0.000	0.021	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.021
0.000	0.000	0.067	0.200	0.000	0.021	0.000	0.043	0.122	0.043	0.043	0.043	0.021
0.000	0.000	0.000	0.171	0.021	0.067	0.021	0.000	0.043	0.000	0.000	0.122	0.021
0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
0.000	0.021	0.000	0.021	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
0.021	0.021	0.043	0.067	0.000	0.021	0.021	0.000	0.043	0.000	0.000	0.067	0.021
0.043	0.043	0.043	0.143	0.000	0.021	0.000	0.021	0.067	0.000	0.000	0.021	0.043
0.021	0.043	0.043	0.143	0.000	0.000	0.000	0.000	0.021	0.000	0.067	0.000	0.000
0.000	0.000	0.000	0.067	0.000	0.000	0.000	0.023	0.021	0.000	0.021	0.000	0.000
0.021	0.000	0.043	0.091	0.000	0.000	0.000	0.043	0.091	0.000	0.021	0.021	0.000
0.000	0.000	0.000	0.021	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
0.021	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.021	0.000	0.000	0.021	0.000
0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
0.000	0.000	0.021	0.067	0.000	0.000	0.000	0.000	0.021	0.000	0.043	0.021	0.000

Table 6-5 Half matrix of interspecific association coefficient of

1
0.331 2
0.444 0.444 3
0.489 1.000 0.515 4
0.106 -1.000 -1.000 0.026 5
-1.000 -1.000 -1.000 0.037 0.442 6
-1.000 -1.000 -1.000 0.004 -1.000 0.360 7
0.086 0.065 0.008 -0.200 -1.000 -1.000 0.273 8
0.238 -0.429 0.152 0.067 -1.000 -1.000 -1.000 0.217 9
-1.000 0.106 0.051 -0.200 -1.000 -1.000 -1.000 0.217 -1.000 10
-1.000 -1.000 0.087 0.070 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -0.200 -1.000 11
-1.000 -1.000 -0.603 0.005 0.351 0.741 0.568 -1.000 0.027 -1.000 -1.000 12
-1.000 -1.000 -1.000 0.026 -1.000 0.165 -1.000 -1.000 0.043 -1.000 -1.000 0.051 13
-1.000 -1.000 -1.000 0.009 -1.000 0.183 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 0.489
-1.000 -1.000 -0.182 -0.200 -1.000 -0.400 -1.000 0.250 0.295 1.000 0.100 -0.455 0.250
-1.000 -1.000 -1.000 0.056 0.385 0.508 0.179 -1.000 -0.111 -1.000 -1.000 0.164 0.385
-1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000
-1.000 -1.000 -1.000 -0.600 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000
0.065 0.065 0.107 0.018 -1.000 0.127 0.273 -1.000 0.091 -1.000 -1.000 0.207 0.455
0.184 0.020 0.065 0.086 -1.000 0.086 -1.000 0.143 0.143 -1.000 -1.000 -0.273 1.000
0.020 0.184 0.065 0.086 -1.000 -1.000 -1.000 0.177 -0.333 -1.000 0.543 -1.000 -1.000
-1.000 0.221 -1.000 0.018 -1.000 -1.000 -1.000 0.429 0.000 -1.000 0.127 -1.000 -1.000
0.020 -1.000 0.065 0.010 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 0.238 -1.000 0.086 -0.273 -1.000
-1.000 -1.000 -1.000 0.013 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 0.072 -1.000
0.088 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 0.064 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000
-1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000
-1.000 -1.000 -0.455 -0.400 -1.000 -1.000 -1.000 -1.000 -0.500 -1.000 0.280 -0.455 -1.000

Table 6-6 Half matrix of interspecific association of χ^2 * * $p < 0.01$, * $p < 0.05$

Table 6-7 Half matrix of Jaccard's association index of

[illegible]

Table 6-8 Half matrix of interspecific association coefficient of

[illegible]

为, 取样面积过大, 则可能多是正联结, 而取样面积过小, 则又可能形成负联结过多的情况。因此, 取样时应考虑研究区域内物种和生境的变化幅度来确定群落的最小适合面积。本研究采取 $20\text{m} \times 20\text{m}$ 的乔木样地和 $10\text{m} \times 10\text{m}$ 的灌木样地, 从灌木种群和草本种群研究结果来看, 与三江源自然保护区所处青藏高原独特的地理位置和区域气候形成的植物种间的关系相一致。

用于种间联结测度的方法很多, 相比而言, χ^2 检验能揭示出种对联结的性质和显著程度; 而连接系数 AC 值和共同出现百分率 PC 能用来测定物种间的联结性的大小。共同出现百分率的值愈高, 物种同时出现的机率愈大, 但并非一定指示正联结; 反之, 其值低, 只说明物种之间同时出现的机率低, 但并非一定意味着负联结。对于正联结, PC 值愈大, 物种之间正联结愈强; 对于负联结, PC 值愈小, 负联结愈强。PC 不会出现联结系数那样受 d 值影响而造成偏差。综合应用以上 3 种方法分析物种间联结性, 得出的结论更为准确, 研究结果也与实际情况相一致。

第 7 章

植被数量分类和排序

随着多元统计技术和计算机技术的发展,植被数量分类和排序成了最为常用的植被分类方法,对于合理、客观地揭示植物群落之间、植被与环境之间的生态关系发挥着重要的作用,已成为现代植被生态学研究必不可少的技术手段(张峰,2000;张丽霞,2001;张金屯,1995;2004)。植被数量分类和排序的方法有许多,由于二元指示种分析 TWINSpan(two-way indicators species analysis)(Hill, 1979)和无趋势对应分析 DCA(detrended correspondence analysis)(Braak, 1991)有通用的国际软件,能够处理大量的数据等优点而被广泛使用,并且效果很好(张新时,1991;沈泽昊,2000)。本章采用 TWINSpan 和 DCA 对三江源自然保护区主要林区植被进行数量分析和排序,揭示植物群落和环境之间的生态关系,为该地区植被管理提供科学依据。

7.1 研究方法

7.1.1 样地设置及取样

样地调查的具体方法和详细调查内容见 4.1.1。以样地为单位计算乔木、灌木和草本的重要值,公式如下:

$$\text{乔木重要值} = (\text{相对密度} + \text{相对频度} + \text{相对优势度})/3 \quad (7-1)$$

$$\text{灌木和草本重要值} = (\text{相对密度} + \text{相对频度} + \text{相对盖度})/3 \quad (7-2)$$

7.1.2 植被分类和排序方法

对三江源自然保护区主要林区植被进行数量分析,分类采用

verspan 软件包中的二元指示种分析 TWINSpan (Hill, 1979), 排序采用 canoco 软件包标准程序的无趋势对应分析 DCA。

7.1.3 植被分类单位和命名

植被分类单位和命名依据《中国植被》(1980)的分类系统。其中植被型、群系、群丛为主要的植被分类单位。植被型是分类系统中一个最为重要的高级单位,把建群种生活型相同或近似,同时对水热条件生态关系一致的植物群落联合为植被型。群系是一个中级分类单位,凡是建群种或共建种相同的植物群落联合为群系。群丛是植被分类的基本单位,凡是层片结构相同,各层的优势种或共优种相同的植物群落联合为群丛。

对群系和群丛的命名采用优势种命名法,它是直接用群落中各层的优势种的拉丁学名来命名,并在学名之前或之后加上分类单位的名称的全称或缩写。

单优群落就直接用优势种来命名,多优植物群落,则依优势度的大小依次列出最主要的优势种,并在优势种之间用“+”联结起来。

多层结构的群落各层都有一定的优势植物,通常是逐层列出最主要的优势种,各层之间则以联结号“-”联结。

7.2 结果与分析

7.2.1 植被分类结果

通过二元指示种分析 TWINSpan, 将三江源自然保护区主要林区的植被划分成 4 个植被型组, 即针叶林、阔叶林、灌丛、草甸; 4 个植被型, 即寒温性针叶林、落叶阔叶林、高寒灌丛和高寒草甸; 26 个群系, 如川西云杉林、鳞皮云杉林、青海云杉林、大果圆柏林、密枝圆柏林、白桦林、雪层杜鹃灌丛、山生柳灌丛和嵩草草甸等; 40 个群丛, 如东方草莓-灰栒子-川西云杉、圆穗蓼-唐古特忍冬-紫果云杉、滇雀麦-刺红珠-大果圆柏、青海刺参+密生苔草-雪层杜鹃、东方草莓-中国沙棘和短轴嵩草等, 具体结

果见表 7-1。

表 7-1 三江源自然保护区主要林区植被类型

Table 7-1 The types of vegetation in main forest regions of San Jiangyuan Nature Reserve

一、针叶林 Conifer forest

(一) 寒温带针叶林 Alpine temperate conifer forest

1 川西云杉林 Form. *Picea likiangensis*

(1) 东方草莓 - 灰栒子 - 川西云杉 (Ass. *Fragaria orientalis* - *Cotoneaster acutifolius* - *Picea likiangensis*)

(2) 密生苔草 - 雪层杜鹃 - 川西云杉 (Ass. *Carex crebra* - *Rhododendron nivale* - *Picea likiangensis*)

(3) 密生苔草 - 刚毛忍冬 - 川西云杉 (Ass. *Carex crebra* s. *Lonicera hispida* - *Picea likiangensis*)

(4) 密生苔草 - 金露梅 - 川西云杉 (Ass. *Carex crebra* - *Potentilla fruticosa* - *Picea likiangensis*)

(5) 密生苔草 - 珠芽蓼 - 鲜卑花 - 川西云杉 (Ass. *Carex crebra* + *Polygonum viviparum* - *Sibiraea laevigata* - *Picea likiangensis*)

(6) 密生苔草 - 圆穗蓼 - 蒙古绣线菊 - 川西云杉 (Ass. *Carex crebra* + *Polygonum macrophyllum* - *Spiraea mongolica* - *Picea likiangensis*)

(7) 密生苔草 - 陕西蔷薇 - 川西云杉 (Ass. *Carex crebra* - *Rosa giraldii* - *Picea likiangensis*)

2 鳞皮云杉林 Form. *P. retroflexa*

(8) 密生苔草 - 青海锦鸡儿 - 鳞皮云杉 (Ass. *Carex crebra* - *Caragana qinghaiensis* - *Picea retroflexa*)

3 紫果云杉林 Form. *P. purpurea*

(9) 圆穗蓼 - 唐古特忍冬 - 紫果云杉 (Ass. *Polygonum macrophyllum* - *Lonicera tangutica* - *Picea purpurea*)

4 油麦吊云杉林 Form. *P. brachytyla*

(10) 密生苔草 - 银露梅 - 油麦吊云杉 (Ass. *Carex crebra* - *Potentilla glabra* - *Picea brachytyla*)

5 青海云杉林 Form. *P. crassifolia*

(11) 密生苔草 - 银露梅 - 青海云杉 (Ass. *Carex crebra* - *Potentilla glabra* - *Picea crassifolia*)

(12) 圆穗蓼 - 银露梅 - 青海云杉 (Ass. *Polygonum macrophyllum* - *Potentilla glabra* - *Picea crassifolia*)

(13) 毛冠菊 - 四川忍冬 - 青海云杉 (Ass. *Nannoglottis carpesioides* - *Lonicera szechuanica* - *Picea crassifolia*)

6 岷江冷杉林 Form. *Abies faxoniana*

(14) 长盖铁线蕨 - 刚毛忍冬 - 岷江冷杉 (Ass. *Fimbriatum christi* - *Lonicera hispida* - *Abies faxoniana*)

(续)

7 垂枝圆柏林 Form. *S. recurva*

(15) 圆穗蓼 - 银露梅 - 垂枝圆柏 (Ass. *Polygonum macrophyllum*-*Potentilla glabra*-*Sabina recurva*)

8 祁连圆柏林 Form. *S. przewalskii*

(16) 密生苔草 - 银露梅 - 祁连圆柏 (Ass. *Carex crebra*-*Potentilla glabra*-*Sabina przewalskii*)

9 密枝圆柏林 Form. *S. conwallium*

(17) 珠芽蓼 - 青藏茶藨 - 密枝圆柏 (Ass. *Polygonum viviparum*-*Ribes qingzangense*-*Sabina conwallium*)

10 大果圆柏林 Form. *Sabina tibetica*

(18) 滇雀麦 - 刺红珠 - 大果圆柏 (Ass. *Bromus mairei*-*Berberis dictyophylla*-*Sabina tibetica*)

(19) 华灰早熟禾 - 青藏茶藨 - 大果圆柏 (Ass. *P. sinoglaucha*-*R. qingzangense*-*S. tibetica*)

(20) 密生苔草 - 西北小檗 - 大果圆柏 (Ass. *Carex crebra*-*Berberis verna*-*Sabina tibetica*)

二、阔叶林 Broadleaf forest

(二) 落叶阔叶林 Defoliate broadleaf forest

11 白桦林 Form. *Betula platyphylla*

(21) 密生苔草 - 雪层杜鹃 - 白桦 (Ass. *Carex crebra*-*Rhododendron nivale*-*Betula platyphylla*)

三、灌丛 Shrubs

(三) 高寒灌丛 Alpine cold shrubs

12 头花杜鹃灌丛 Form. *Rhododendron capitatum*

(22) 双柱头藨草 - 头花杜鹃 (Ass. *Scirpus distigmaticus* - *Rhododendron capitatum*)

13 百里香杜鹃灌丛 Form. *R. thymifolium*

(23) 密生苔草 - 百里香杜鹃 (Ass. *Carex crebra*-*Rhododendron thymifolium*)

14 雪层杜鹃灌丛 Form. *R. nivale*

(24) 青海刺参 + 密生苔草 - 雪层杜鹃 (Ass. *Morina kokonorica* + *Carex crebra*-*Rhododendron nivale*)

15 金露梅灌丛 Form. *Potentilla fruticosa*

(25) 双柱头藨草 + 高山嵩草 - 金露梅 (Ass. *Scirpus distigmaticus* + *Kobresia pygmaea*-*Potentilla fruticosa*)

16 银露梅灌丛 Form. *P. glabra*

(续)

- (26) 叶苞蒿 - 银露梅 (Ass. *Artemisia phyllobotrys*-*Potentilla glabra*)
- 17 鲜卑花灌丛 Form. *Sibiraea laevigata*
- (27) 双柱头蒿草 - 鲜卑花 (Ass. *Scirpus distigmaticus*-*Sibiraea laevigata*)
- 18 短叶锦鸡儿灌丛 Form. *Caragana brebifolia*
- (28) 二色香青 - 短叶锦鸡儿 (Ass. *Anaphalis bicolor*-*Caragana brebifolia*)
- 19 密叶锦鸡儿灌丛 Form. *C. densa*
- (29) 圆穗蓼 - 密叶锦鸡儿 (Ass. *Polygonum macrophyllum*-*Caragana densa*)
- 20 山生柳灌丛 Form. *Salix oritrepha*
- (30) 高山嵩草 + 双柱头蒿草 - 山生柳 (Ass. *Kobresia pygmaea* + *Scirpus distigmaticus*-*Salix oritrepha*)
- 21 洮河柳灌丛 Form. *S. taoensis*
- (31) 星叶草 - 洮河柳 (Ass. *Circaeaster agrestis*-*Salix taoensis*)
- 22 贵南柳灌丛 Form. *S. juparica*
- (32) 珠芽蓼 - 贵南柳 (Ass. *Polygonum viviparum*-*Salix juparica*)
- 23 奇花柳灌丛 Form. *S. atopantha*
- (33) 东方草莓 - 奇花柳 (Ass. *Fragaria orientalis*-*Salix atopantha*)
- (34) 宽叶荨麻 - 奇花柳 (Ass. *Urtica laetevirens*-*Salix atopantha*)
- 24 中国沙棘灌丛 Form. *Hippophae rhamnoides*
- (35) 东方草莓 - 中国沙棘 (Ass. *Fragaria orientalis*-*Hippophae rhamnoides*)

四、草甸 Meadow

(四) 高寒草甸 Alpine cold meadow

- 25 嵩草草甸 Form. *Kobresia* spp.
- (36) 短轴嵩草 (Ass. *Kobresia prattii*)
- (37) 高山嵩草 (Ass. *K. pygmaea*)
- 26 苔草、杂草草甸 Form. *Carex* spp. & Weed meadow
- (38) 红棕苔草 (Ass. *Carex przewalskii*)
- (39) 圆穗蓼 (Ass. *Polygonum macrophyllum*)
- (40) 河源风毛菊 + 圆穗蓼 (*Saussurea tibetica* + *Polygonum macrophyllum*)

为了对三江源自然保护区主要林区的植被有一个清楚的认识,下面对每一个群丛的特征进行描述。

(1) 东方草莓-灰栒子-川西云杉 (Ass. *Fragaria orientalis*-*Cotoneaster acutifolius*-*Picea likiangensis*) 群丛, 分布在海拔 3 300 ~ 3 800 m 的沟谷以及西北方向上的中部, 坡度 30°。乔木层郁闭度 0.4, 川西云杉平均胸径 12 cm, 平均树高 9 m。灌木层以灰栒子为主, 盖度 15%。草本层盖度 40%, 除优势种外, 还有受威胁种桃儿七(平均密度 0.9 株/m²)、沼兰(平均密度 1.5 株/m²)、紫点杓兰(平均密度 0.4 株/m²)、河北红门兰(平均密度 0.5 株/m²)、小花火烧兰(平均密度 0.2 株/m²)、太白韭(平均密度 0.2 株/m²)、广布红门兰(平均密度 0.1 株/m²)和二叶兜被兰(平均密度 0.1 株/m²)等。

(2) 密生苔草-雪层杜鹃-川西云杉 (Ass. *Carex crebra*-*Rhododendron nivale*-*Picea likiangensis*) 群丛, 分布在海拔 3 500 ~ 3 700 m 的西北坡中部, 坡度 40°。乔木层郁闭度 0.7, 由川西云杉和白桦组成针阔混交林, 其中川西云杉的平均胸径 17 cm, 平均树高 9 m。灌木层盖度 20%, 以雪层杜鹃为主。草本层盖度 40%, 除密生苔草外, 还有受威胁种太白韭(平均密度 0.5 株/m²)、沼兰(平均密度 0.2 株/m²)等。另外, 林下还有许多苔藓组成地被物。

(3) 密生苔草-刚毛忍冬-川西云杉 (Ass. *Carex crebras*-*Lonicera hispida*-*Picea likiangensi*) 群丛, 分布在海拔 3 730 ~ 4 000 m 的北坡和西北坡的中部, 坡度 15° ~ 35°之间。乔木层郁闭度 0.4, 川西云杉平均胸径 15 cm, 平均树高 6 m。灌木层盖度 15%, 以刚毛忍冬为主, 受威胁种有蔓茶藨子(平均密度 0.5 株/m²)等。草本层除密生苔草外, 受威胁种有无毛黄芪(平均密度 1.3 株/m²)、太白韭(平均密度 2.4 株/m²)、毛冠菊(平均密度 1.0 株/m²)、二叶兜被兰(平均密度 0.8 株/m²)、沼兰(平均密度 0.2 株/m²)等。

(4) 密生苔草-金露梅-川西云杉 (Ass. *Carex crebra*-*Potentilla fruticosa*-*Picea likiangensis*) 群丛, 分布在海拔 3 600 ~ 3 880 m 的北坡和西北坡的中上部, 坡度 15°。乔木层郁闭度 0.5 ~ 0.7, 以川西云杉为主, 混生少量密枝圆柏。灌木层盖度 50%, 金露梅是灌

木层的优势种,伴生种有鲜卑花、岩生忍冬等。草本层盖度40%,除密生苔草外,主要有毛翠雀花、东方草莓、玉树黄华等,还有受威胁种星叶草(平均密度 2.0 株/m^2)、疏齿银莲花(平均密度 0.5 株/m^2)等。

(5)密生苔草+珠芽蓼-鲜卑花-川西云杉(Ass. *Carex crebra* + *Polygonum viviparum*-*Sibiraea laevigata*-*Picea likiangensi*)群丛,分布在海拔3 800~4 100 m的西北坡上部,坡度 30° 。乔木层郁闭度0.6,川西云杉平均胸径16 cm,平均树高8 m。灌木层盖度40%,以鲜卑花为主,还有金露梅和刚毛忍冬。草本层盖度60%,除优势种外,受威胁种有太白韭(平均密度 3.0 株/m^2)、毛杓兰(平均密度 1.4 株/m^2)、疏齿银莲花(平均密度 0.3 株/m^2)、叠裂银莲花(平均密度 0.2 株/m^2)、锐果鸢尾(平均密度 0.1 株/m^2)、广布红门兰(平均密度 0.8 株/m^2)、对叶兰(平均密度 0.2 株/m^2)、沼兰(平均密度 0.7 株/m^2)等。

(6)密生苔草+圆穗蓼-蒙古绣线菊-川西云杉(Ass. *Carex crebra* + *Polygonum macrophyllum*-*Spiraea mongolica*-*Picea likiangensis*)群丛,分布在海拔3 690~3 750 m,坡度 30° 的范围内。乔木层为川西云杉纯林,郁闭度0.3。灌木层盖度20%,以蒙古绣线菊为主,还有金露梅、百里香杜鹃等。草本层盖度50%,以圆穗蓼和密生苔草组成共优种,受威胁种有膜荚黄芪(平均密度 0.5 株/m^2)等。

(7)密生苔草-陕西蔷薇-川西云杉(Ass. *Carex crebra* -*Rosa giraldii*-*Picea likiangensis*)群丛,分布在海拔3 000~3 400 m的西坡下部,坡度 35° 。乔木层郁闭度0.4,川西云杉是优势种,受威胁种有鳞皮冷杉,平均胸径13 cm,平均树高9 m,灌木层除陕西蔷薇外,还有受威胁种青藏茶藨子。草本层以密生苔草为主,还有长柄唐松草、卷叶黄精以及受威胁种黄三七、掌叶大黄、大花杓兰、角盘兰等。

(8)密生苔草-青海锦鸡儿-鳞皮云杉(Ass. *Carex crebra* -*Ca-*

ragana qinghaiensis-Picea retroflexa) 群丛, 分布在海拔 3 000 ~ 3 300 m 西北坡下部, 坡度 35°。乔木层郁闭度 0.5, 以鳞皮云杉为主, 偶有少量川西云杉和白桦。灌木层盖度 30%, 以青海锦鸡儿为主, 还有四川忍冬、陕西蔷薇等。草本层盖度 40%, 主要受威胁种有毛冠菊(平均密度 0.8 株/m²)、川赤芍(平均密度 0.3 株/m²) 等。

(9) 圆穗蓼 - 唐古特忍冬 - 紫果云杉 (Ass. *Polygonum macrophyllu-Lonicera tangutica-Picea purpurea*) 群丛, 分布在海拔 2 900 ~ 3 400 m 西北坡上部, 坡度 30°。乔木层郁闭度 0.5 左右, 基本是紫果云杉纯林, 偶有少量青海云杉。灌木层盖度 30%, 以唐古特忍冬为主, 伴生种有贵南柳、刚毛忍冬、金露梅等。草本层盖度 45%, 除圆穗蓼外, 受威胁种主要有小斑叶兰(平均密度 0.3 株/m²)、沼兰(平均密度 2.0 株/m²) 等。

(10) 密生苔草 - 银露梅 - 油麦吊云杉 (Ass. *Carex crebra-Potentilla glabra-Picea brachytyla*) 群丛, 分布在玛珂河林区子母达沟海拔 3 600 ~ 3 800 m 的西北坡下部, 坡度 30°。此外, 麦吊云杉在麦秀林区的斗河沿有零星分布。乔木层郁闭度 0.3, 油麦吊云杉平均胸径 18 cm, 平均树高 8 m, 密度为 0.05 株/m²。灌木层除银露梅外, 还有奇花柳、山生柳和金花忍冬。草本层除密生苔草外, 还有东方草莓、珠芽蓼、甘青老鹳草等。

(11) 密生苔草 - 银露梅 - 青海云杉 (Ass. *Carex crebra -Potentilla glabra-Picea crassifolis*) 群丛, 分布在海拔 3 000 ~ 3 250 m 西北坡下部和北坡上部, 坡度 30°。乔木层郁闭度 0.3, 以青海云杉为主, 平均胸径 25 cm, 最大胸径 54 cm, 乔木层混生有少量白桦和油麦吊云杉, 其中油麦吊云杉的密度为 0.01 株/m², 平均胸径 18 cm, 树高 8 m。灌木层盖度 30%, 除银露梅外, 还有唐古特忍冬、鲜卑花等。草本层盖度 40%, 密生苔草是草本层的优势种, 另外还有圆穗蓼、二色香青等。

(12) 圆穗蓼 - 银露梅 - 青海云杉 (Ass. *Polygonum macrophyl-*

lum-Potentilla glabra-Picea crassifolis) 群丛, 分布在海拔 3 000 ~ 3 220 m 的东坡中下部, 坡度 35°。乔木层郁闭度 0.4。灌木层以银露梅为主, 还有西北栒子、唐古特忍冬等。草本层以圆穗蓼为主, 还有线苞风毛菊、双花堇菜等。

(13) 毛冠菊 - 四川忍冬 - 青海云杉 (Ass. *Nannoglottis carpesioides-Lonicera szechuanica-Picea crassifolis*) 群丛, 分布在海拔 2 800 ~ 3 100 m 的北坡下部, 坡度 30°。乔木层郁闭度 0.4, 以青海云杉为主, 白桦伴生其中。灌木层以四川忍冬为主, 还有银露梅和托叶樱桃等。草本主要以受威胁种毛冠菊 (平均密度 2.0 株/m²) 为主。

(14) 长盖铁线蕨 - 刚毛忍冬 - 岷江冷杉 (Ass. *Fimbriatum christ-Lonivera hispida-Abies faxoniana*) 群丛, 分布在海拔 3 000 ~ 3 300 m 的东坡, 坡度 30°。乔木层郁闭度 0.4, 优势种岷江冷杉被评为受威胁种的范围, 另有白桦伴生其中。灌木层盖度 20% ~ 30%, 除刚毛忍冬外, 还有受威胁种变绿小檗 (平均密度 1.6 株/m²)。草本层盖度 70% ~ 85%, 除长盖铁线蕨外, 受威胁种有突脉金丝桃 (平均密度 0.4 株/m²)、桃儿七 (平均密度 0.6 株/m²) 和川赤芍 (平均密度 0.2 株/m²) 等。

(15) 圆穗蓼 - 银露梅 - 垂枝圆柏 (Ass. *Polygonum macrophyllum-Potentilla glabra-Sabina recurva*) 群丛, 分布在海拔 3 200 ~ 3 400 m 东北坡的下部, 坡度 35°。乔木层郁闭度 0.4, 由垂枝圆柏组成纯林, 平均胸径 12 cm, 平均树高 6.0 m。灌木层盖度 30% ~ 40%, 除银露梅外, 还有直穗小檗和短叶锦鸡儿。草本层以圆穗蓼为主, 受威胁种有茵垫黄芪 (平均密度 1.0 株/m²)。

(16) 密生苔草 - 银露梅 - 祁连圆柏 (Ass. *Carex crebra-Potentilla glabra-Sabina przewalskii*) 群丛, 分布在海拔 3 200 ~ 3 700 m 西南坡下部, 坡度 30°。乔木层郁闭度 0.2 ~ 0.5, 由祁连圆柏组成纯林。灌木层盖度 25%, 以银露梅为优势种, 还有刺红珠、川西锦鸡儿、鲜卑花。灌木层盖度 40%, 除密生苔草外, 还有受威胁种

星叶草(平均密度 0.5 株/m²)、西藏玉凤花(平均密度 0.6 株/m²)、沼兰(平均密度 0.2 株/m²)。

(17) 珠芽蓼 - 青藏茶藨子 - 密枝圆柏 (Ass. *Polygonum viviparum*-*Ribes qingzangense*-*Sabina convallium*) 群丛, 分布在海拔 3 200 ~ 3 700 m 南坡下部和中部, 坡度 10° ~ 35°。乔木层郁闭度 0.3, 为密枝圆柏纯林, 林下偶有川西云杉幼苗。灌木层盖度 15%, 除青藏茶藨子外, 受威胁种有蔓茶藨子(平均密度 0.3 株/m²)等。草本层以珠芽蓼为优势种, 受威胁种有星叶草(平均密度 0.3 株/m²)、山莨苳(平均密度 0.6 株/m²)、河北红门兰(平均密度 0.5 株/m²)、川赤芍(平均密度 1.0 株/m²)等。

(18) 滇雀麦 - 刺红珠 - 大果圆柏 (Ass. *Bromus mairei*-*Berberis dictyophylla*-*Sabina tibetica*) 群丛, 分布海拔 3 500 ~ 3 700 m 的阳坡和半阳坡中上部和沟谷上部, 坡度 30°。乔木层平均郁闭度 0.75, 由大果圆柏组成纯林。灌木层盖度 10%, 植物种类数量较少, 除刺红珠外, 还有受威胁种蔓茶藨子(平均密度 0.5 株/m²)等。草本层盖度 20% ~ 30%, 以滇雀麦为优势种, 此外还有黄帚蠹吾 (*Ligularia virgaurea*)、甘青青兰 (*Dracocephalum tanguticum*) 和受威胁种条裂黄堇(平均密度 0.4 株/m²)、落地金钱(平均密度 0.9 株/m²)、角盘兰(平均密度 1.6 株/m²)、山莨苳(平均密度 0.1 株/m²)、广布红门兰(平均密度 0.7 株/m²)等。

(19) 华灰早熟禾 - 青藏茶藨子 - 大果圆柏 (Ass. *P. sinoglaucum*-*R. qingzangense*-*S. tibetica*) 群丛, 分布在海拔 3 800 ~ 4 100 m 的东南坡和南坡的中上部, 坡度 20° ~ 35°。乔木层郁闭度 0.4, 大果圆柏纯林数量较少, 但有较大的胸径和树高, 因此重要值较大, 受威胁种有垂枝祁连圆柏, 平均胸径 14 cm, 平均树高 4 m。灌木层的优势种是青藏茶藨子, 也是本区域的受威胁种, 密度 0.25 株/m²。草本层盖度 40% ~ 60%, 物种数量较多, 除华灰早熟禾优势种外, 还有许多受威胁种, 如河套大黄(平均密度 4.2 株/m²)、星叶草(平均密度 6.0 株/m²)、桃儿七(平均密度 0.6 株/m²)。

m^2)、膜蕨黄芩(平均密度 $0.2 \text{ 株}/\text{m}^2$)和长爪黄芩(平均密度 $0.2 \text{ 株}/\text{m}^2$)等。

(20)密生苔草-西北小檗-大果圆柏(*Ass. Carex crebra-Berberis vernae-Sabina tibetica*)群丛,分布在海拔 $3\ 600 \sim 3\ 800 \text{ m}$ 左右的西坡上部,坡度 30° 。乔木层郁闭度 0.5 。灌木层盖度 30% ,以西北小檗占优势,伴生种有金露梅、刚毛忍冬、细枝绣线菊等。草本层除密生苔草外,还有受威胁种穗序大黄(平均密度 $0.5 \text{ 株}/\text{m}^2$)等。

(21)密生苔草-雪层杜鹃-白桦(*Ass. Carex crebra-Rhododendron nivale-Betula platyphylla*)群丛,位于海拔 $3\ 400 \sim 3\ 800 \text{ m}$ 的西北坡,坡度 35° 。乔木层郁闭度 0.5 。灌木层盖度 50% ,除雪层杜鹃外,还有头花杜鹃、刚毛忍冬和山生柳等。草本层盖度 $70\% \sim 80\%$,除优势种密生苔草外,还有受威胁种毛杓兰(平均密度 $3.2 \text{ 株}/\text{m}^2$)、太白韭(平均密度 $0.9 \text{ 株}/\text{m}^2$)和紫点杓兰(平均密度 $1.2 \text{ 株}/\text{m}^2$)等。

(22)双柱头蘼草-头花杜鹃(*Ass. Scirpus distigmaticus-Rhododendron capitatum*)群丛,分布在海拔 $3\ 500 \sim 3\ 800 \text{ m}$ 的北坡和西北坡下部,坡度 $10^\circ \sim 20^\circ$ 。灌木层盖度 75% ,以头花杜鹃为主,还有细枝绣线菊和金露梅。草本层总盖度 100% ,以双柱头蘼草为优势种,平均盖度为 90% ,伴生种有圆穗蓼、钉柱委陵菜等,受威胁种有五脉绿绒蒿(平均密度 $0.67 \text{ 株}/\text{m}^2$)。

(23)密生苔草-百里香杜鹃(*Ass. Carex crebra-Rhododendron thymifolium*)群丛,分布在海拔 $3\ 700 \sim 4\ 100 \text{ m}$ 的西北坡下部,坡度 20° 。灌木层总盖度 45% ,百里香杜鹃盖度 30% ,山生柳、鬼箭锦鸡儿等是灌木层的伴生种。草本层总盖度 85% ,密生苔草盖度 60% ,伴生草本有小大黄、重齿风毛菊、珠芽蓼和缘毛风毛菊等。

(24)青海刺参+密生苔草-雪层杜鹃(*Ass. Morina kokonorica + Carex crebra-Rhododendron nivale*)群丛,分布在海拔 $4\ 000 \sim$

4 500 m的西北坡上部,坡度 30° 。灌木层总盖度75%,雪层杜鹃盖度45%。草本层以青海刺参和密生苔草为主,盖度分别为40%和30%,伴生种有重冠紫菀、毛翠雀花等,受威胁种有太白韭(平均密度 0.5 株/ m^2)、叠裂银莲花(平均密度 0.2 株/ m^2)等。

(25)双柱头藨草+高山嵩草-金露梅(*Ass. Scirpus distigmaticus + Kobresia pygmaea-Potentilla fruticosa*)群丛,分布在海拔3 900~4 200 m的北坡下部,坡度 5° ~ 20° 。灌木层总盖度65%,金露梅盖度50%,伴生种有山生柳、细枝绣线菊和鬼箭锦鸡儿。草本层盖度90%,以双柱头藨草和高山嵩草组成共建种,盖度70%,伴生有钉柱委陵菜、西藏点地梅等。

(26)叶苞蒿-银露梅(*Ass. Artemisia phyllobotrys-Potentilla glabra*)群丛,分布在海拔3 200~4 300 m的西南坡上部和中部,坡度 35° 。灌木层总盖度40%,银露梅盖度15%,伴生种有细枝绣线菊和甘肃瑞香等。草本层盖度45%,以叶苞蒿为优势种,受威胁种有青海黄芪(平均密度 1.6 株/ m^2)、落地金钱(平均密度 0.6 株/ m^2)、太白韭(平均密度 1.0 株/ m^2)。

(27)双柱头藨草-鲜卑花(*Ass. Scirpus distigmaticus-Sibiraea laevigata*)群丛,分布在海拔3 200~4 100 m西北坡下部和山顶,平均坡度 10° 。灌木层总盖度65%,鲜卑花盖度30%,另有山生柳和金露梅等。草本层盖度25%,以双柱头藨草为优势种,伴生种有短轴嵩草、美丽风毛菊等,受威胁种有红花绿绒蒿(平均密度 0.33 株/ m^2)等。

(28)二色香青-短叶锦鸡儿(*Ass. Anaphalis bicolor-Caragana brebifolia*)群丛,分布在海拔3 100~3 300 m的东南坡和西北坡下部及山顶,平均坡度 15° 。灌木层总盖度85%,短叶锦鸡儿盖度15%,小叶金露梅盖度70%。草本层以二色香青为主,盖度50%,伴生种有青藏蒿、双柱头藨草等,受威胁种有角盘兰(平均密度 0.67 株/ m^2)、瓣蕊唐松草(平均密度 0.33 株/ m^2)、甘肃黄芪(平均密度 0.33 株/ m^2)。

(29) 圆穗蓼 - 密叶锦鸡儿 (Ass. *Polygonum macrophyllum-Caragana densa*) 群丛, 分布在海拔 3 500 ~ 3 700 m 西坡中部, 坡度 40°。灌木层总盖度 80%, 密叶锦鸡儿盖度 60%。草本层以圆穗蓼为主, 盖度 50%, 受威胁种有二叶兜被兰 (平均密度 0.4 株/ m^2) 等。

(30) 高山嵩草 + 双柱头蔗草 - 山生柳 (Ass. *Kobresia pygmaea + Scirpus distigmaticus-Salix oritrepha*) 群丛, 分布在海拔 4 000 ~ 4 200 m 左右的东南坡下部, 坡度 15°。灌木层总盖度 50%, 山生柳盖度 30%, 伴生种有细枝绣线菊和小叶金露梅。草本层总盖度 100%, 高山嵩草盖度 85%, 双柱头蔗草盖度 30%, 受威胁种有叠裂银莲花 (平均密度 1.0 株/ m^2)、叠裂黄堇 (平均密度 2.3 株/ m^2)。

(31) 星叶草 - 洮河柳 (Ass. *Circaeaster agrestis-Salix taoensis*) 群丛, 分布在海拔 3 000 ~ 3 200 m。灌木层总盖度 90%, 洮河柳盖度 50%, 伴生种有鲜卑花、金露梅、银露梅等。草本层盖度 60%, 以星叶草为主, 伴生种有甘青老鹳草、圆穗蓼、华灰早熟禾、东方草莓等。

(32) 珠芽蓼 - 贵南柳 (Ass. *Polygonum viviparum-Salix juparica*) 群丛, 分布在河滩, 海拔 4 000 m 左右。灌木层总盖度 85%, 贵南柳盖度 80%。草本层以珠芽蓼为主, 盖度 90%, 伴生种有大锥早熟禾、肉果草等, 受威胁种有角盘兰 (平均密度 3.0 株/ m^2)、青海锦鸡儿 (平均密度 0.9 株/ m^2)。

(33) 东方草莓 - 奇花柳 (Ass. *Fragaria orientalis-Salix atopantha*) 群丛, 分布在海拔 3 500 ~ 3 700 m 北坡和河滩。灌木层总盖度 85%, 奇花柳盖度 60%, 伴生种有金露梅和百里香杜鹃。草本层以东方草莓为主, 盖度 90%, 伴生种有密生苔草和长茎藁本等。

(34) 宽叶荨麻 - 奇花柳 (Ass. *Urtica laetevirens-Salix atopantha*) 群丛, 分布在海拔 3 560 m 的沟谷。灌木层总盖度 80%, 奇花柳

盖度 55%。草本层以宽叶荨麻为主, 盖度 70%, 受威胁种有星叶草(平均密度 0.3 株/ m^2)等。

(35) 东方草莓 - 中国沙棘 (*Ass. Fragaria orientalis - Hippophae rhamnoides*) 群丛, 分布在海拔 3 200 ~ 3 400 m 的东坡下部, 坡度 15°。灌木层总盖度 80%, 中国沙棘盖度 60%, 伴生种有岩生忍冬、刚毛忍冬和细叶小檗。草本层以东方草莓为主, 盖度 60%, 受威胁种有班玛蒿(平均密度 8.0 株/ m^2)、川赤芍(平均密度 0.8 株/ m^2)、腺毛茶藨子(平均密度 0.16 株/ m^2)、突脉金丝桃(平均密度 0.3 株/ m^2)等。

(36) 短轴嵩草 (*Ass. Kobresia prattii*) 群丛, 分布在海拔 3 600 ~ 3 800 m 东南坡和平地, 坡度 10°。群落总盖度 80%, 建群种短轴嵩草盖度 45%, 主要伴生种有华灰早熟禾、钉柱委陵菜、狼毒、乳白香青、香芸火绒草。

(37) 高山嵩草 (*Ass. K. pygmaea*) 群丛, 分布在海拔 4 300 ~ 5 000 m 范围内。群落总盖度 90%, 建群种高山嵩草盖度 60%, 主要伴生种有矮金莲华、甘青大戟、肉果草等。

(38) 红棕苔草 (*Ass. Carex przewalskii*) 群丛, 分布在海拔 4 200 ~ 4 500 m 范围内, 坡度 5°。建群种红棕苔草的盖度 50%, 主要伴生种有钉柱委陵菜、黄帚蠹吾、大锥早熟禾、匙叶翼首花。

(39) 圆穗蓼 (*Ass. Polygonum macrophyllum*) 群丛, 分布在海拔 3 200 ~ 4 100 m 的山坡。群落总盖度 90%, 建群种圆穗蓼盖度 75%, 受威胁种有头序黄芪(平均密度 1.6 株/ m^2)等。

(40) 河源风毛菊 + 圆穗蓼 (*Saussurea tibetica + Polygonum macrophyllum*) 群丛, 分布在海拔 4 900 ~ 5 100 m 的西坡。群落总盖度 80%, 建群种的 10% ~ 35%, 受威胁种有茵垫黄芪(平均密度 1.0 株/ m^2)、疏齿银莲花(平均密度 4.0 株/ m^2)、高原点地梅(平均密度 0.4 株/ m^2)、叠裂银莲花(平均密度 1.6 株/ m^2)等。

7.2.2 DCA 排序结果

DCA 排序的 4 个轴的特征值分别为 0.603, 0.390, 0.102,

0.021, 可见第一轴和第二轴的特征值足以能够反应包含的生态信息, 故用第一轴和第二轴作三江源自然保护区主要林区植物群落的二维散点图(图 7-1)。排序图 7-1 中, I 代表寒温性针叶林, II 代表落叶阔叶林, III 代表高寒灌丛, IV 代表高寒草甸。从图 7-1 可知, DCA 排序结果和 TWINSpan 分类结果具有很好的一致性, 从而验证了 TWINSpan 的分类结果。另外, 从图 7-1 可以看出, 各种群落类型都有自己的范围和分界线, 说明了 DCA 排序较好地反映了群落之间以及群落和环境之间的生态关系。

DCA 第一排序轴反映了植物群落所在环境的海拔梯度。沿着第一排序轴, 海拔逐渐升高, 由于气候差异、太阳辐射强弱不同、土壤类型不同以及降水、光照、湿度的相应变化, 植被形成明显的垂直带谱。海拔从低到高, 大致依次出现落叶阔叶林、寒温性针叶林、高寒灌丛和高寒草甸。DCA 第二排序轴反映了植物群落所处生境的水分状况, 从左至右, 土壤中的水分含量逐渐降低, 即使在同一种植被型中, 不同群丛所处生境的水分状况也不一样, 例如云杉和冷杉群落生长在水分条件较好的阴坡, 而圆柏林生长在水分条件较差的阳坡; 常绿草叶灌丛生境比落叶阔叶灌丛生境的水分条件优越。三江源自然保护区主要林区的植被分布, 由于受青藏高原独特的地形、地貌和气候影响, 植被分布规律与纬度地带性、经度地带性和垂直梯度相关。

7.3 小 结

7.3.1 TWINSpan 分类和 DCA 排序结果

通过二元指示种分析 TWINSpan, 将三江源自然保护区主要林区的植被划分成 4 个植被型组, 如针叶林、阔叶林、灌丛、草甸; 4 个植被型, 如寒温性针叶林、落叶阔叶林、高寒灌丛和高寒草甸; 26 个群系, 如川西云杉林、鳞皮云杉林、青海云杉林、大果圆柏林、密枝圆柏林、白桦林、雪层杜鹃灌丛、山生柳灌丛和嵩草草甸等; 40 个群丛, 如东方草莓-灰栒子-川西云杉、圆

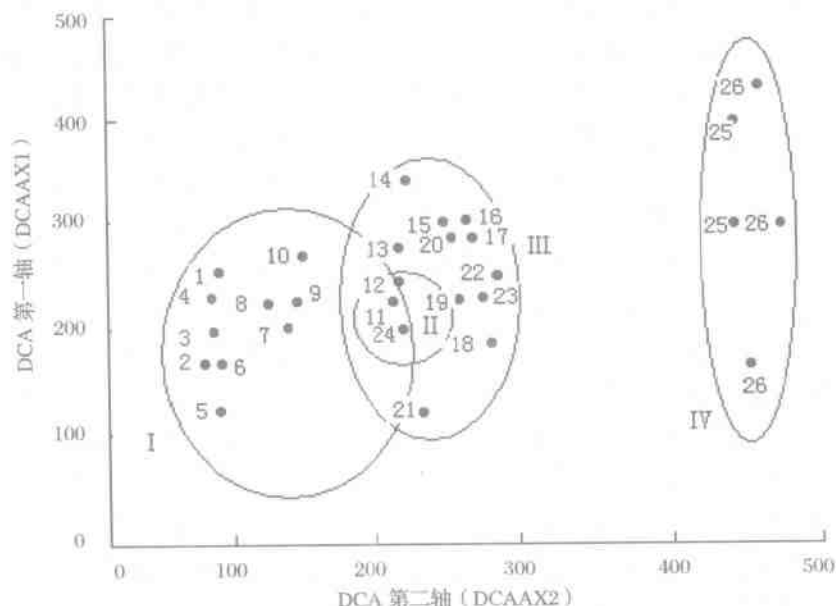


图 7-1 三江源主要林区群落的 DCA 二维排序

Figure 7-1 A two dimensional scatter plot of DCA sorting for plant communities in main forest regions of Sanjiang yuan Nature Reserve

注：作二维排序图时，先分别画出各群丛的分布范围，然后计算群丛分布范围的中心值，中心值用数字 1~26（对应表 7-1 中的群系类型）在图上表示，再将群系归并成植被型，并画出边界，植被型用 I~IV 表示。

穗蓼-唐古特忍冬-紫果云杉、滇雀麦-刺红珠-大果圆柏、青海刺参+密生苔草-雪层杜鹃、和短轴蒿草等。DCA 排序结果与 TWINSpan 分类结果具有高度一致性，验证了 TWINSpan 分类结果的正确性，反映了三江源主要林区植被分布是由海拔梯度和热量梯度等主要因子综合决定。

7.3.2 数量化分类方法评价

本文选用中国自 20 世纪 80 年代以来用得较多的等级分划法

中的二元双向指示种(TWINSPAN)分类法,该方法最为重要的特征就是首先进行样方分类,然后以此为基础进行种的分类,样方和种构成双向表格。分类时,以具有明显生态偏好的区别种(differential species)作为每一等级的分类标志,从而以区别种判断不同的环境条件。另外,TWINSPAN 分类采用的“假种”(pseudo species)具有重要的群落学分析作用,其涵义是同一种在不同的多度情况下具有不同的指示意义而被作为不同的“种”来处理。因此,优势种对样方的分类具有重要的影响,这一分类方法把法瑞学派分类核心——以特征种和优势种为依据的植物群落学分类巧妙地结合起来,表明不同分类学派走向融合的趋势(钱宏,1990;张新时,1991;史作民,1998a)。

DCA 排序虽然很好的反映了植物群落和环境因子之间的关系,但是仍与实际情况有一定的差异,说明 DCA 方法需要进一步完善,同时也说明植物群落生态学研究,定量和定性分析方法有机结合是必要的。另外,DCA 排序只是半定量的反映了植物群落和环境因子之间的关系,全面了解植物群落与具体环境因子之间的定量关系,还需要收集和测定各种植被类型所在区域的环境因子数据,通过数学模型进行模拟和定量解释,这也是今后需要进一步研究的内容。

第 8 章

主要群系建群种分布格局和 物种多样性变化

种群分布格局由种群自身的生物学、生态学特性及环境条件的综合影响决定,在某种意义上它与环境条件的相关是因果关系,或者说,种群格局是对环境适应和选择的结果,因而种群空间分布格局通常反映一定环境因子对个体行为、生存和生长的影响(Gittins, 1985; 张文辉, 1998; 彭少麟, 1996; 李先琨等, 2000)。通过对建群种分布格局的研究,不仅可以了解群落内物种之间的关系,而且有助于掌握种间相互作用规律以及它们与环境的相互关系;同时,可为植物种群保护、群落演替趋势、评价群落生产力、定向管理森林资源提供理论依据。

物种多样性指数是生境中物种丰富度及分布均匀性的一个指标,它受生境中生物的和非生物的多因素的综合影响,通过对主要群系物种多样性的比较研究,可以揭示物种和环境、物种之间的相互关系,进一步认识不同群落的结构和功能,发现控制群落组成和结构的一般规律,了解群落动态的内在机制,多样性研究结果可用于森林经营、森林资源的合理开发利用和资源评价等方面。

本章选择三江源自然保护区主要林区的主要群系青海云杉林、川西云杉林、紫果云杉林和大果圆柏林作为研究对象,用方差均值比、Cassie 指标、平均拥挤度指标、聚块性指数、Morisita 指数和负二项式分布的 χ^2 检验,拟合研究乔木建群种不同发育阶

段的空间分布格局,并对主要群系的物种多样性进行比较研究,从而为该地区植物物种保护和森林资源有效管理提供理论依据。

8.1 研究方法

8.1.1 样地设置

在三江源自然保护区主要林区,应用样地抽样和标准地法调查主要群系青海云杉林、川西云杉林、紫果云杉林和大果圆柏林中的物种多样性,具体调查方法和内容见4.1.1,调查样地数分别为26、35、29、32。

为了研究乔木建群种不同发育阶段的空间分布,选择典型的青海云杉纯林、川西云杉纯林、紫果云杉和白桦混交林、大果圆柏纯林,每种群落类型设置1块50m×50m的样地,在各样地内分别采用相邻格子样方法布置5m×5m小样方,对每个样方进行每木检尺(起测胸径 $DBH \geq 2.5$ cm),记录样方乔木建群种的种名、数量、树高、胸径、冠幅以及胸径 $DBH < 2.5$ cm的幼苗、幼树的种类和株数。

8.1.2 乔木年龄结构确定方法

采取空间代替时间的方法,即以乔木树种的径级代替年龄级的方法确定个体年龄(曲仲湘,1986;吴承祯等,2000;毕晓丽等,2001),方法如下:

I: 幼苗,高度小于33 cm; II: 幼树,高度大于33 cm, $DBH < 2.5$ cm; III: 小树, $2.5 \text{ cm} < DBH < 7.5 \text{ cm}$; IV: 中树, $7.5 \text{ cm} < DBH < 22.5 \text{ cm}$; V: 大树, $DBH > 22.5 \text{ cm}$ 。

8.1.3 空间格局测定方法

采用多种聚集度指标测定分析和计算:

(1) 扩散系数 C :

$$C = S^2 / \bar{X} \quad (8-1)$$

式中: S^2 为种群多度的方差; $\bar{X}$ 为种群多度的均值(以下同)。扩散系数 C 是检验种群扩散是否为随机型的一个系数,当

$C < 1$ 时为均匀分布, $C > 1$ 时为聚集分布, $C \approx 1$ 时为随机分布。

(2) Cassie, R. M. 指标 C_A :

$$C_A = (S^2 - \bar{X}) / \bar{X}^2 \quad (8-2)$$

当 $C_A \approx 0$ 时, 种群为随机分布; 当 $C_A < 0$ 时, 种群为均匀分布; 当 $C_A > 0$ 时, 种群为聚集分布。

(3) 平均拥挤度指标 M^* :

$$M^* = \sum X_i^2 / \sum X_i - 1 \quad (8-3)$$

表示在同一样方内每个个体的拥挤程度或平均在同一样方内每个个体的邻居数。 M^* 越大, 表示该个体受到其他个体的拥挤效应越大。式中: $\sum X_i^2$ 为每个小样方的种群个数平方总和; $\sum X_i$ 为每个小样方的种群个体总和。当 $M^* > \bar{X}$ 时为聚集分布; 当 $M^* \approx \bar{X}$ 时为随机分布; 当 $M^* < \bar{X}$ 时为均匀分布。

(4) 聚块性指数 PAI :

$$PAI = M^* / \bar{X} \quad (8-4)$$

当 $PAI < 1$ 时, 为均匀分布, 当 $PAI > 1$ 时为聚集分布, 当 $PAI = 1$ 时为随机分布。

(5) Morisita 指数 I_δ :

$$I_\delta = n(\sum X_i^2 f_i - N) / [N(N-1)] \quad (8-5)$$

式中: n 为样方数; N 为总株数; X_i 为每样方的株数; f_i 为株数 X_i 的频数。当 $I_\delta = 1$ 时随机分布, $I_\delta < 1$ 时均匀分布, $I_\delta > 1$ 时聚集分布, 指数的随机分布偏离度的显著性检验系数用 F_0 计算值:

$$F_0 = [I_\delta(\sum_{j=1}^n X_j - 1) + n - \sum_{j=1}^n X_j] / (n-1) \quad (8-6)$$

将 F_0 与 0.05 水平上的 F 表中 $N_1 = n-1$, $N_2 = \infty$ 的相对应处 F 临界值(方差比)进行比较: 当 $F_0 \leq F_{0.05}$ 时, 种群为随机分布; 当 $F_0 \geq F_{0.05}$ 时, 种群为聚集分布。 I_δ 的最大优点是不受样方大小的影响, 求出的值可表明个体在空间散布的非随机程度, 因而可

直接互相比较。

(6) Poisson 分布和负二项分布的 χ^2 拟合检验:

为了准确了解种群的分布格局是服从 Poisson 分布, 还是服从负二项分布, 常用 χ^2 检验来判断它们的拟合程度。Poisson 分布和负二项分布的 χ^2 拟合检验过程相同, 首先求出个体的理论频数, 然后计算 χ^2 值, 有

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^q (Q_i - T_i)^2 / T_i \quad (8-7)$$

式中: Q_i 和 T_i 分别为种群的实际频数和理论频数; q 为实际频数所分的组数。一般情况下, q 要小于实际频数的最大值。因为在理论频数分布中, 若从某项开始 < 5 , 那么就将他们与前面相临的组合并, 相应的实际频数也要进行合并, 以确保计算出的 χ^2 值无偏。

8.1.4 重要值和多样性测度

(1) 重要值计算见公式(7-1)和(7-2)所示。

(2) α 多样性计算公式:

α 多样性指同一地点或群落中种的多样性, 由种间生态位的分异决定。一般地分 4 类: 物种丰富度、物种的相对多度模型、生态多样性指数、均匀度指数等(马克平, 1994a, 1994b)。本文选取以下几种类型测度 α 多样性。

① Shannon-Wiener 指数

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad (\text{Shannon, 1949}) \quad (8-8)$$

② Simpson 指数(生态优势度指数)

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s (p_i)^2 \quad (\text{Simpson, 1949}) \quad (8-9)$$

③ 物种均匀度指数

$$E = H' / \ln S \quad (\text{Pielou, 1977}) \quad (8-10)$$

式中: p_i 为物种 i 的重要值比例; S 为物种数; H' 为 Shannon-

Wiener 指数。

(3) β 多样性计算公式:

β 多样性的生态意义在于:可以指示生境被物种分隔的程度;可比较不同地段的生境多样性。为了比较不同群系物种组成状况,采用了 Sorensen 群落相似系数来度量 β 多样性,计算公式如下:

$$S_m = (A/B + A/C)/2 \quad (\text{Magurran, 1988}) \quad (8-11)$$

式中: B 和 C 分别为两群落各自的物种数, A 为两群落共有物种数。

8.2 结果与分析

8.2.1 乔木建群种空间分布动态

对乔木建群种进行空间格局动态研究时,粗放分成两个阶段,幼年时期(包括 I: 幼苗和 II: 幼树)、成熟时期(包括 III: 小树、IV: 中树和 V: 大树),应用多种聚集度指标测定每种群落乔木建群种不同发育阶段的空间分布格局类型(表 8-1)。

8.2.1.1 不同乔木建群种幼年时期空间格局分析

根据聚集度指标测定,4 种不同乔木建群种幼年阶段的空间分布格局结果见表 8-1 所示。青海云杉、川西云杉、紫果云杉和大果圆柏在幼年阶段的方差均值比 C 值均大于 1; Cassic 指标 C_d 均大于 0; 平均拥挤度 M^* 均大于各自的 $\bar{X}$; 聚块性指数 PAI 均大于 1; Morisita 指数 I_d 都大于 1; 泊松分布的检验值均大于各自的查表值。即无论上述哪一种聚集度指标均反映出青海云杉、川西云杉、紫果云杉和大果圆柏幼年阶段的空间分布格局皆呈聚集分布。

青海云杉幼年时期呈聚集分布,主要与青海云杉的生物学和生态学特性以及生境条件有关。青海云杉一般通过种子繁殖幼苗,由于种子颗粒较大,只能散布在母树周围,于是幼苗也主要分布在母树周围;另外,小生境对幼苗分布格局也有影响,调查

的青海云杉林样地坡度较大,使得种子散布集中在某些局部地区,如果遇到雨水,地面径流也将部分种子带到水位较低的局部,因此,青海云杉在幼年时期表现出聚集分布的空间格局。川西云杉在幼年期,要求有一定的光照条件,根据调查研究,川西云杉林内形成许多林窗,有利于幼苗生长,且由于球果较大,不利于扩散,导致川西云杉幼年时期在较大规模上呈现聚集分布。紫果云杉幼年呈聚集分布,主要是因为种子和果实都较重,果实长2.0~6.0 cm,种子长0.7~1.4 cm,虽然紫果云杉种子上有一膜质的翅,但比起种子和果实的重量来说,并不对种子的扩散产生很大影响,种子主要还是散布于母树周围。另外,所调查的紫果云杉样地经过比较大的人为和自然干扰,形成了大小不一的林窗,中等大小的林窗最利于紫果云杉幼苗更新,大林窗和成熟聚集度较高的林内更新较差,所以紫果云杉幼年阶段出现了比较强的聚集现象。大果圆柏在幼年阶段也表现出聚集分布的空间格局,主要原因也是由于大果圆柏有比较大的种子和果实,果实主要散落在母树周围,从而限制了种子向更远的地方扩散,因此幼苗和幼树都集中分布在母树周围而表现出聚集分布。

8.2.1.2 不同乔木建群种成熟时期空间格局分析

青海云杉、川西云杉和大果圆柏的泊松分布 χ^2 检验值分别为2.074、1.737和0.584,分别小于各自 χ^2 查表值;Morisita指数 I_s 分别为1.048、1.020和1.0370,显著性检验系数 F_0 分别为1.054、1.030和1.027,分别小于查表值 $F_{0.05}(99, \infty) = 1.240$,视其 I_s 均近似于1;另外,3种群的扩散系数 C 都近乎于1, C_A 值近乎于0,平均拥挤度和平均数也大致相等,聚块性指标都约等于1。通过以上多种指标的分析 and 测定,都一致表明青海云杉、川西云杉和大果圆柏在成熟时期皆呈现随机分布的空间格局。

紫果云杉泊松分布 χ^2 检验值为7.678,大于查表值 $\chi_{0.05}^2(2)$;Morisita指数 I_s 为1.881,经检验 $F_0 = 1.837$,大于查表值 $F_{0.05}(99, \infty) = 1.240$,视其 I_s 大于1;另外,扩散系数 C 、 C_A 值、平

表 8-1 不同种群幼年和成熟时期空间格局测定结果

Table 8-1 The distribution patterns of *Picea crassifolia*, *P. likiangensis*, *P. purpurea* and*Sabina tibetica* based on young and mature stage

群落类型 Community types	优势种群 Dominant trees	时期 Stage	$\bar{X}$	C_x	M^*	PAI	I_b	F_0	$F_{0.05}$ (99, ∞)	χ^2 (Poisson distribution)	χ^2 (查表值) χ^2 (Value in checked table)	结果 Results
青海云杉 林 a	青海云杉 e	幼年 i	1.330	1.991	0.745	2.301	1.730	1.743	1.991	1.240	10.782	$\chi^2_{0.05}(2) = 5.991$ 聚集 k
		成熟 j	1.110	1.054	0.048	1.153	1.039	1.048	1.054	1.240	2.074	$\chi^2_{0.05}(2) = 5.991$ 随机 l
川西云杉 林 b	川西云杉 f	幼年 i	1.490	1.959	0.644	2.430	1.631	1.642	1.959	1.240	13.667	$\chi^2_{0.05}(2) = 5.991$ 聚集 k
		成熟 j	1.480	1.030	0.020	1.500	1.014	1.020	1.030	1.240	1.737	$\chi^2_{0.05}(3) = 7.815$ 随机 l
紫果云杉 林 c	紫果云杉 g	幼年 i	1.250	2.010	0.808	2.240	1.792	1.806	2.010	1.240	48.569	$\chi^2_{0.05}(2) = 5.991$ 聚集 k
		成熟 j	0.950	1.837	0.881	3.761	1.768	1.881	1.837	1.240	7.678	$\chi^2_{0.05}(2) = 5.991$ 聚集 k
大果圆柏 林 d	大果圆柏 h	幼年 i	0.790	1.440	0.356	1.215	1.538	1.558	1.440	1.240	9.108	$\chi^2_{0.05}(2) = 5.991$ 聚集 K
		成熟 j	0.740	1.027	0.037	0.757	1.023	1.037	1.027	1.240	0.584	$\chi^2_{0.05}(1) = 3.841$ 随机 l

a 青海云杉林; Natural forest of *Picea crassifolia* Kom. ;b 川西云杉; Natural forest of *Picea likiangensis* var. *baifouriana* (Rehd. Et Wils.) Hillier ex Slavin;c 紫果云杉林; Natural forest of *P. purpurea* Mast.; d 大果圆柏林; Natural forest of *Sabina tibetica* Kom. ;e 青海云杉; Population of *Picea crassifolia* Kom. ;f 川西云杉; Population of *Picea likiangensis* var. *baifouriana* (Rehd. Et Wils.) Hillier ex Slavin;g 紫果云杉; Population of *P. purpurea* Mast.; h 大果圆柏; Population of *Sabina tibetica* Kom. ;

i 幼年时期; Young stage; j 成熟时期; Mature stage;

k 聚集; Clump distribution pattern; l 随机; Random distribution pattern

均拥挤度和聚块性指标测定,都一致表明,紫果云杉成熟时期表现为聚集分布。

不同建群种在成熟阶段表现出随机分布和聚集分布的主要原因可从以下分析得知。青海云杉林在幼年阶段呈现聚集分布,但是随着幼苗和幼树生长,对空间资源和环境资源的需求进一步加强,由于环境筛选和种内竞争加剧,中树和大树逐渐表现为随机分布格局。川西云杉林种群密度较高,林内形成许多林窗,有利于幼苗和幼树生长,随着个体逐渐增大,由于密度制约效应产生自然稀疏;另外,川西云杉林中灌木层植物物种相对丰富,为了竞争生存空间产生种间竞争,尽管这种种间竞争不是很强烈,但也具有部分他疏效应,从而使川西云杉成熟时期遵从随机分布的空间格局。紫果云杉成熟阶段为聚集分布,主要原因可能与干扰有关。紫果云杉在高寒气候带常形成顶级群落,由于采伐、盗伐、放牧等人为干扰和干旱、雪压、风折、滑坡等自然干扰,林中形成了许多空隙,紫果云杉分布极不均匀,从而形成聚集分布。大果圆柏在成熟阶段表现为随机分布的原因在于种间竞争产生的自疏效应,小树、中树和大树为了争夺有限的资源而相互竞争,使得竞争中处于弱势的个体被淘汰。另外,阳坡放牧和砍薪也是造成大果圆柏林在成熟阶段表现为随机分布的影响因素。

8.2.1.3 建群种不同发育阶段扩散强度比较

从青海云杉、川西云杉、紫果云杉和大果圆柏幼年阶段与成熟阶段两个时期空间格局分析结果来看,不同群落乔木建群种的空间格局变化在不同程度上存在差异(图8-1)。

青海云杉林,幼年阶段的聚块性指数($M^*/\bar{X}$)是1.730,成熟阶段的聚块性指数($M^*/\bar{X}$)是1.039,种群从幼苗→大树阶段呈扩散趋势,且扩散强度(幼年阶段的聚块性指数与成熟阶段的聚块性指数之差)最大。青海云杉从幼年阶段到成熟阶段的分布格局与刘建泉(2004)在祁连山保护区研究的青海云杉种群分布格局有类似的规律,只是扩散强度不同,这可能与青海云杉的生境异质

性相关,如处于不同区域、不同坡向、不同海拔等环境因子和林龄、外界干扰等因素有关。

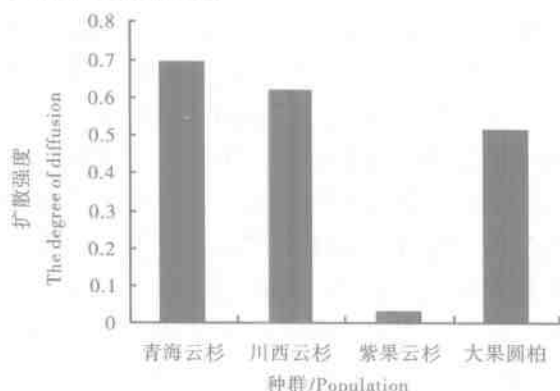


图 8-1 建群种不同发育阶段扩散强度比较

Figure 8-1 Comparison to degree of diffusion of different population from young stage to mature stage

川西云杉林,幼年阶段的聚块性指数($M^*/\bar{X}$)是 1.631,成熟阶段的聚块性指数($M^*/\bar{X}$)是 1.014,种群从幼苗→大树呈扩散趋势,扩散强度仅次于青海云杉。川西云杉林内的林窗和林缘有利于幼苗生长,幼苗成活率较高,且由于川西云杉种子不易扩散,导致川西云杉幼苗呈现聚集分布,当云杉个体不断增长时,种内竞争逐渐加强产生自疏作用,加上与灌木个体种间竞争产生的他疏作用,川西云杉成熟时期呈随机分布状态。

紫果云杉林,幼年阶段的聚块性指数($M^*/\bar{X}$)是 1.792,成熟阶段的聚块性指数($M^*/\bar{X}$)是 1.763,种群从幼苗→大树虽然也表现出一定的扩散趋势,但是扩散强度非常小,成熟阶段仍然呈聚集分布。从幼年阶段的聚块性指数来看,紫果云杉的聚集度最高,除了与紫果云杉自身繁殖特性有关外,还与该群落类型拥有比前两个群落有更多的中等大小的林窗有关,而成熟阶段的聚集分布格局主要是因为受到较为强烈的人为砍伐和自然干扰所致。

大果圆柏林, 幼年阶段的聚块性指数($M^*/\bar{X}$)是1.538, 成熟阶段的聚块性指数($M^*/\bar{X}$)是1.023, 扩散强度位居第三。

总之, 各个种群从幼年阶段到成熟阶段, 聚集强度逐步减弱, 整体上表现出一定的扩散趋势。不同群落(不同生境)中的乔木建群种相对扩散程度不同, 研究发现, 如果扩散程度大, 逐步形成随机分布; 扩散程度小, 则表现出聚集分布, 这主要与环境对幼苗、幼树的过滤作用和干扰作用以及种群自身的生物学特性有关。在没有受到外界强烈干扰的情况下, 随着种群从幼年到成熟阶段的不断发育, 种群对环境资源和空间资源提出更高要求, 种内和种间竞争加剧, 种群开始自我调节和出现自疏及他疏效应, 集群程度进一步降低, 进一步表现为随机分布。种群在幼年阶段集群程度高有利于存活和发挥群体效应, 而成熟阶段由于个体增大, 集群强度降低则有利于获得足够的环境资源, 故种群集群强度的变化是种群的一种生存策略或适应机制。

8.2.2 主要群系物种多样性比较研究

8.2.2.1 群落内多样性(α 多样性)分析

对群落内物种多样性的测度, 是在对三江源自然保护区主要林区进行大量调查的基础上, 选择本区4种主要代表性群系类型: 青海云杉林、川西云杉林、紫果云杉林和大果圆柏林的群落进行多样性比较分析, 四种群系类型的基本情况见表8-2。

表8-2 四种主要群系生境情况

Table8-2 Situation of the four main kinds of forest communities

群落类型 Community types	海拔(m) Altitude(m)	坡向 Aspect	坡度(°) Gradient	出现林区 Forest regions	郁闭度 Coverage
青海云杉林	2800~3300	阴坡	20~30	麦秀	0.5
川西云杉林	3200~4100	阴坡	20~35	江西、白扎、玛珂河	0.6
紫果云杉林	3000~4100	阴坡	15~30	江西、白扎、玛珂河、麦秀	0.5
大果圆柏林	3600~4050	阳坡	15~35	江西、白扎、玛珂河、麦秀	0.4

植物群落的空间结构决定于两个因素, 即物种的生活型和相

同生活型的物种组成的层片(sgnusia)。《中国植被》根据我国植被的特点按植物体态划分生活型和生长型,有木本植物、半木本植物、草本植物和叶状体植物4类,本研究按层片划分原则,从乔木、灌木、草本3个层片考察4种主要群系内的植物物种多样性(表8-3)。

表8-3 各群系物种多样性比较

Table8-3 Comparision on species diversity among the four communities

群落层次 Community layers	多样性指数	群落类型 Community layers			
		青海云杉林	川西云杉林	紫果云杉林	大果圆柏林
乔木层 Tree layers	H'(Shannon 指数)	0.748	0.235	0.441	0.276
	D(Simpson 指数)	0.554	0.165	0.300	0.177
	E(Pielou 指数)	0.804	0.312	0.575	0.318
灌木层 Shrub layers	H'(Shannon 指数)	2.853	2.982	2.557	2.110
	D(Simpson 指数)	0.663	0.660	0.684	0.550
	E(Pielou 指数)	1.656	1.627	1.608	1.256
草本层 Herb layers	H'(Shannon 指数)	4.154	5.683	6.300	7.336
	D(Simpson 指数)	0.769	0.835	0.936	0.938
	E(Pielou 指数)	1.620	1.681	1.921	1.908

从表8-3可以看出,4种主要群系中,各个群系内部3个片层间物种多样性都表现为草本层>灌木层>乔木层,反映了三江源自然保护区主要林区森林群落层片的物种多样性格局。三江源自然保护区主要林区所处的海拔位置都很高,植被长期适应高寒生境而逐渐形成了自己独特的物种多样性特征,大部分群系的乔木层仅有建群种,而没有共优种或乔木伴生种,因此乔木层物种多样性最低。各主要群系中的草本层虽然不是十分发育,数量相对比较少,但是种类很多,因此草本层的物种多样性很高。

乔木层物种多样性从高到低依次为青海云杉林>紫果云杉林>大果圆柏林>川西云杉林。青海云杉林乔木层物种多样性最

高, 主要与所处的地理位置和海拔有关, 青海云杉林分布在麦秀林区海拔 2800~3300 m 的范围内, 青海云杉和其他一些乔木的生态位重叠较大。另外, 从第 3 章可知, 泽库县的麦秀林区在地理上处于黄土高原向青藏高原过渡的“地理过渡区”, 在生境上处于由温暖干旱向高寒类型过渡的“生境过渡区”, 在区系上处于由华北区系向青藏高原区系的“区系过渡区”, 因此该林区有许多具有暖温带成分的乔木树种出现在青海云杉林中, 导致乔木层多样性最高。川西云杉林分布在江西林区、白扎林区和玛珂河林区, 平均海拔较高, 所调查样地大部分都是川西云杉纯林, 仅有少数样地中出现白桦等物种, 因此乔木层物种多样性最低。紫果云杉分布在江西林区、白扎林区、玛珂河林区和麦秀林区, 根据所调查样方物种组成发现, 在江西林区、白扎林区、玛珂河林区调查的紫果云杉群落大部分是纯林, 而在麦秀林区调查的紫果云杉群落中出现了较多其他乔木树种, 因此有较高的物种多样性。大果圆柏林也分布在江西林区、白扎林区、玛珂河林区和麦秀林区, 由于分布在阳坡, 物种多样性相对较低, 由于调查部分样地在麦秀林区, 使其乔木层多样性高于川西云杉林。由此可见, 麦秀林区由于处于地理上、生境上和区系上的过渡区域, 使得分布在该林区的乔木树种生态位重叠相对较大, 能共同出现在同一生境中。但从整体而言, 分布在该林区的主要群系与分布在其他林区的主要群系一样, 乔木层还是以单一建群种为主, 只是偶尔会有相对较多的乔木树种出现在群系中, 从而导致分布在该林区主要群系乔木层物种多样性相对较高。

从灌木层物种多样性而言, 分布在阴坡地段的青海云杉林、川西云杉林和紫果云杉林的多样性差别不大, 但都比分布在阳坡地段的大果圆柏林多样性高, 原因可能是阳坡接受的太阳辐射强度和时间高于阴坡, 因而在初春天气转暖时, 气温回升比阴坡快, 灌木萌动发芽的时间较早, 而根系还处在冻土之中, 水分和养分吸收都比较困难, 从而造成生理干旱影响灌木生长。从表 8-

2 可以看出,分布在阳坡的大果圆柏林所处的平均海拔最高,可能也限制了部分灌木物种在其中生长。另外,大果圆柏群落中灌木层物种多样性偏低也与阳坡放牧有关。在三江源自然保护区主要林区,冬天和早春时期,阳坡灌丛草甸往往是良好的冬牧场,此时地面草层多为积雪覆盖,而灌木枝条则露出雪面,成为牛羊重点采食的对象。牛羊的过度啃食与践踏抑制了灌木的更新与生长,这从调查样地中有较多的刺红珠、鬼箭锦鸡儿和青藏茶藨子等有刺灌木可以看出来。

草本层物种多样性从高到低的顺序依次是大果圆柏林>紫果云杉林>川西云杉林>青海云杉林,基本与灌木层物种多样性排序相反。分布在阴坡的3个群系,草本层物种多样性高低主要与群系分布的范围有关,也就是与群系的生态幅有关,分布区越宽,草本种类也越多。紫果云杉林在4个林区都有分布,川西云杉林分布在除麦秀林区以外的3个林区,而青海云杉仅分布在麦秀林区,因此草本层的物种多样性表现为紫果云杉林>川西云杉林>青海云杉林。与分布在阴坡的群系相比,大果圆柏林中的草本层物种多样性最高,除了与大果圆柏林分布在4个林区,占有较宽的生态幅有关外,还与乔木层和灌木层的盖度有关,大果圆柏林的郁闭度最低,灌木层盖度也较小,阳光能直接照射到林中空地,促进草本植物生长。有关研究表明(曹仪植,1998;朱玉贤,1997),大部分植物种子为需光种子,萌发时需要光敏色素处于远红光吸收形式(Pfr),直射可使光敏色素处于Pfr形式,从而促进草本植物的生长。另外,大果圆柏林中灌木较少,减少了与草本竞争资源的机会,从而进一步为草本植物的生长提供了有利条件。

8.2.2.2 群落间(β)多样性分析

采用了Sorensen群落相似系数来度量 β 多样性,因此, β 多样性越高,表明群系之间在物种多样性组成方面越相似;反之,差异性越大。通过对三江源自然保护区林区主要群系间物种多样

性的相似性分析,得出表 8-4 所示的结果。

表 8-4 各群系间 β (Sorensen 相似系数) 多样性比较

Table 8-4 Compariparion on β diversity (Sorensen's coefficient) among the four communities

β 多样性指数 β diversity	青海云杉林	川西云杉林	紫果云杉林
青海云杉林	1		
川西云杉林	0.4353	1	
紫果云杉林	0.3373	0.5637	1
大果圆柏林	0.3052	0.5197	0.4608

从表 8-4 可以看出,紫果云杉林与川西云杉林之间在物种多样性组成方面相似性最大,主要原因是二者所处的环境因子以及相似的生物学和生态学特性决定的。紫果云杉林和川西云杉林都分布在海拔 3000 ~ 4000 m 的阴坡,而且共同分布区有江西林区、白扎林区和玛珂河林区,由于二者的生态幅基本相同,其群系结构和物种组成的相似性也很大,不过造成二者物种多样性相似性很大的主要来源在于草本和灌木物种组成的相似性,乔木物种相似性的贡献率较小。

大果圆柏林和川西云杉林物种组成多样性的相似性位居第二,虽然这两种群系分布的坡向截然不同,但是它们拥有江西林区、白扎林区、玛珂河林区等共同分布区,虽然阳坡大果圆柏林群系和阴坡川西云杉林中的主要灌木和草本在物种组成方面不同,但也有许多草本和灌木既能在阳坡大果圆柏林中生长,又能在阴坡川西云杉林中生长,只是在两种群系中数量不等,从而导致它们拥有较多的物种种类,而 Sorensen 相似系数只考虑群系共同拥有的物种数,并没考虑物种的多度,因此二者物种多样性组成相似性较高。

大果圆柏林和青海云杉林之间的物种多样性相似相似系数最低,主要与两种群系不同的生态学特性和分布区有关。大果圆柏林主要分布在江西林区、白扎林区、玛珂河林区,在麦秀林区有

少量分布,而青海云杉林仅仅分布在麦秀林区,分布区环境条件的差异必然导致二者共同拥有的物种很少,另外,二者生态学特性之间的差异也是导致物种多样性相似程度低的原因,大果圆柏林主要分布在阳坡,且海拔范围是 3600 ~ 4050 m,而青海云杉林主要分布在阴坡,且海拔范围是 2800 ~ 3000 m。

从主要群系之间的 β 多样性分析可知,三江源自然保护区主要林区各森林群系物种组成相似性程度,首先取决于群系建群种生态幅的宽窄,也就是所处分布区的地理环境条件差异是决定群系间 β 多样性的关键因子;其次是群系建群种之间的生态学 and 生物学差异。

8.3 小 结

8.3.1 建群种空间分布格局

青海云杉、川西云杉、紫果云杉和大果圆柏幼年阶段(Ⅰ级幼苗和Ⅱ级幼树)的空间分布格局皆呈聚集分布,主要原因在于他们的种子和果实都较重,只能散布在母树周围,因而幼苗和幼树都在母树周围生长而表现出聚集分布,其中川西云杉林和紫果云杉林中较多的中等大小林窗也是造成聚集分布的原因。随着建群种幼苗和幼树的生长发育,对空间资源 and 环境资源的需求进一步加强,由于环境筛选和种内竞争加剧,产生自疏效应和他疏效应,青海云杉、川西云杉、大果圆柏成熟时期(Ⅲ级小树、Ⅳ级中树和Ⅴ级大树)皆为随机分布,而紫果云杉成熟阶段为聚集分布,主要原因可能与干扰有关。紫果云杉在高寒气候带常形成顶级群落,由于采伐、盗伐、放牧等人为干扰和干旱、雪压、风折、滑坡等自然干扰,林中形成了许多空隙,紫果云杉分布极不均匀,从而形成聚集分布。

总之,各个种群从幼年阶段到成熟阶段,聚集强度逐步减弱,整体上表现出一定的扩散趋势。不同群落(不同生境)中的乔木建群种相对扩散程度不同,如果扩散程度大,逐步形成随机分

布;扩散程度小,则表现出聚集分布,这主要与环境对幼苗、幼树的过滤作用和各种干扰作用以及种群自身的生物学特性有关。

3.3.2 主要群系物种多样性比较结果

4种主要群系内部,3个片层间物种多样性都表现为草本层>灌木层>乔木层,反映了三江源自然保护区主要林区森林群落层片的物种多样性格局。

乔木层物种多样性从高到低依次为青海云杉林>紫果云杉林>大果圆柏林>川西云杉林,主要原因在于与所处的地理位置、海拔等环境因子和建群种生态学特性有关。研究还发现,由于麦秀林区处于地理上、生境上和区系上的过渡区域,使得分布在该林区的乔木树种生态位重叠相对较大,能共同出现在同一生境中,凡是在该林区分布的群系,乔木层物种多样性都较高。

灌木层物种多样性,分布在阴坡地段的青海云杉林、川西云杉林和紫果云杉林差别不大,但都比分布在阳坡地段的大果圆柏林高,一方面可能与阳坡接受的太阳辐射强度和时间高于阴坡,初春灌木萌动发芽的时间较早,而根系还处在冻土之中,水分和养分吸收都比较困难,造成生理干旱影响灌木生长有关。另一方面,冬天和早春时期,阳坡灌丛草甸往往是良好的冬牧场,牛羊的过度啃食与践踏抑制了灌木的更新与生长,导致灌木层物种多样性较低。

草本层物种多样性从高到低的顺序基本与灌木层相反,分布在阳坡的大果圆柏林草本层物种多样性高于分布在阴坡群系中的物种多样性。

从主要群系之间的 β 多样性分析可知,三江源自然保护区主要林区各森林群系物种组成相似性程度,首先取决于群系建群种生态幅的宽窄,也就是所处分布区的地理环境条件差异是决定群系间 β 多样性的关键因子,其次是群系建群种之间的生态学和生物学差异。

第 9 章

不同重建梯度水平上针叶林 多样性和群落结构动态

20 世纪以来,为了满足不断增长的人口对生存空间和物质产品的追求,全世界范围内的天然森林植被遭到了巨大破坏,许多土地被开垦为农业用地或牧业草场,森林景观破碎化严重,从而对生物多样性产生了许多负面影响(Pandey & Shukla, 1999; Ona-india & Amezaga, 2000)。分布在三江源自然保护区的斑块状森林除了受历史因素影响外,还受人为干扰的影响,主要包括各种采伐、薪炭和放牧,从而使许多物种受到了极大威胁。群落结构能够反映更新状况,如果群落中的优势种拥有比较合理的幼苗、幼树和小树数量,则反映该群落更新良好,反之,则该群落处于衰退状态(Khan *et al.*, 1987)。

由于三江源自然保护区地处高海拔地区,生长在这里的主要植被是高寒针叶林,一旦遭到破坏,很难自然恢复,借助人工培育和管理是该地区森林植被得以恢复的主要途径。遗憾的是,我们缺少该地区高寒针叶林植被不同时段人为管理扰动下的空间动态数据,为了给今后人工植被恢复和重建提供基础依据,选择从原始鳞皮冷杉林采伐后 4 种不同重建梯度的人工川西云杉林和原始鳞皮冷杉林作为对象,研究不同时段人工林的植物多样性变化格局和群落结构动态。

9.1 研究方法

9.1.1 样方调查

根据青海省植被图(1990 年)、历史文献(《青海森林》,

1993; 孙应德, 1982; 周鸣歧, 陆文政, 1982)、林场的资料记录和询问相关工作人员, 运用生态学的空间序列方法, 在三江源自然保护区选择了分布半径 5 km 范围内, 4 种不同采伐时间和人工栽培时间序列上的针叶林样地(表 9-1)。选择样地时, 尽量考虑基本一致的环境条件和历史条件, 主要包括以下几方面因素: ①样地所处的海拔条件比较接近(3528 ~ 3780 m); ②基本接近的地形和地貌, 包括坡度、坡位和坡向; ③样地选择控制在 5 km 半径范围内, 基本保证具有相似的气候和水文条件; ④砍伐前皆为鳞皮冷杉原始林, 砍伐后在 4 年之内用 3 年生川西云杉苗进行人工恢复和重建, 且具有相同的造林密度(约 3000 株/hm²); ⑤样地皆为棕色针叶林土壤。为此, 我们获得了更新年龄分别为 10 年、30 年、40 年和 60 年的人工林各一块, 为了比较, 还选择了一块老龄鳞皮冷杉原始林作为对照。

表 9-1 调查样地基本环境资料

Table 9-1 The environment status of selected sites

标准地号 NO. of plot	更新年代 Regeneration time (年)	海拔 Altitude (m)	坡度 Gradient (°)	坡位 Slope position	坡向 Aspect	土壤类型 Soil types	采伐 时间 Cut time	栽培 时间 Cultivate time
1	10	3685	30	中部 b	NW18	棕壤土 d	1990	1993
2	30	3528	25	中部 b	NW15	棕壤土 d	1971	1973
3	40	3715	20	上部 a	NW	棕壤土 d	1959	1963
4	60	3646	15	下部 c	NW22	棕壤土 d	1942	1943
5	250	3780	20	中部 b	NW	棕壤土 d	—	原始林 e

a 上部: Upper; b 中部: Medium; c 下部: Lower; d 棕壤土: Brown soil; e 原始林: Primary forest

2003 年 8 月, 分别设置 5 种不同林分的标准地各 1 块, 面积 40m × 40m, 然后把标准地平均分成 4 块 20m × 20m 的乔木层样方, 在每一块 20m × 20m 的样方中央和四个角落, 分别设置 5 块

2m × 2m 的灌木层样方和 1m × 1m 的草本层样方, 然后还要在每块 20m × 20m 的样方其余位置随机设置 5 个 1m × 1m 的草本层样方。在每个 20m × 20m 的乔木层样方内每木检尺(起胸径级 2.5 cm), 记录树种名称、树高、胸径; 在 2m × 2m 的灌木层样方内调查胸径 < 2.5 cm 的幼苗和幼树的株数、树高以及灌木的种类、盖度、多度和高度等指标; 在 1m × 1m 的草本层样方内测定草本的种类、盖度、多度和高度等指标, 并记录每个样地的海拔、坡度、坡向、坡位和土壤类型等环境因子。

9.1.2 乔木年龄结构分析

一般确定森林种群个体年龄方法可以通过年轮确定种群个体的年龄; 以种群个体发育阶段确定种群年龄世代; 以胸径和树高确定种群个体的年龄(谢晋阳, 1992)。在高海拔地区运用年轮方法确定种群个体年龄费时、费事, 而且会对种群个体造成破坏; 而以个体发育阶段确定种群年龄大多采用目测和定性描述, 测定精度不高; 用胸径来确定多年生的具有活跃形成层的乔木和灌木来说, 是可行的, 因为体型大小与年龄是正相关关系, 而且还可以部分消除抽样误差(刘金福, 2004)。因此, 本文采取空间代替时间的方法, 即以乔木树种的径级代替年龄级的方法确定个体年龄(曲仲湘, 1986; 吴承祯等, 2000; 毕晓丽等, 2001), 方法如下:

I: 幼苗, 高度小于 33 cm; II: 幼树, 高度大于 33 cm, DBH < 2.5 cm; III: 小树, 2.5 cm < DBH < 7.5 cm; IV: 中树, 7.5 cm < DBH < 22.5 cm; V: 大树, DBH > 22.5 cm。

9.1.3 重要值和多样性测度指标计算

(1) 重要值计算公式[详见第 7 章的公式(7-1)和(7-2)]。

(2) α 多样性计算公式[详见第 8 章的公式(8-8)、(8-9)、(8-10)]。

(3) β 多样性计算公式[详见第 8 章的公式(8-11)]。

9.2 结果与分析

9.2.1 物种多样性的格局变化

9.2.1.1 α 多样性格局变化

人工林恢复 30 年后, 总体、乔木层、灌木层和草本层物种丰富度比恢复 10 年后的物种丰富度减少(图 9-1), 但从包维楷等(2002)对早期采伐迹地人工林重建和恢复的研究来看, 从 10 年到 20 年间, 总体、乔木层、灌木层和草本层物种丰富度都增加, 随后 10 年由于种间竞争和森林环境逐渐形成, 才表现出降低的趋势; 从恢复 30 年到恢复 60 年这一阶段, 物种总的丰富度和灌木层物种丰富度处于波动状态, 草本层物种丰富度逐渐增加, 但仍低于恢复 10 年后草本层的物种丰度, 乔木层物种丰富度从恢复 30 年的 2 种减少到恢复 40 年的 1 种, 以后直到恢复 60 年, 乔木层仍然以川西云杉林作为唯一的优势种和建群种。与原始林相比, 各个重建序列阶段相应的乔木层、灌木层、草本层和总体物种丰富度都比原始林状态下的物种丰富度低。

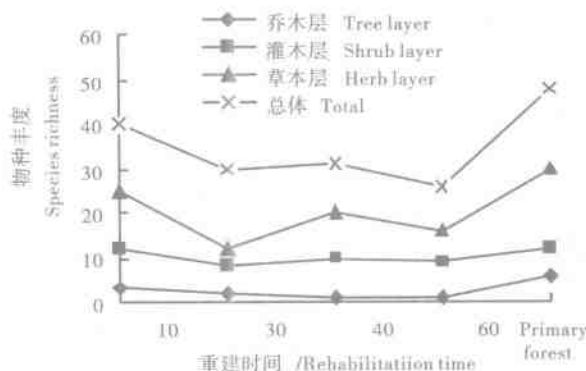


图 9-1 不同恢复重建梯度群落各层物种丰度

Figure 9-1. Species richness change along rehabilitation time gradients

鳞皮冷杉林在采伐4~5年后,由于大量阳性植物特别是灌木和草本种群的扩展或侵入,样地生物多样性明显增加,并在10年后达到一个峰值(包维楷等,2002),在后来的20年内物种多样性继续增加,达到另外一个峰值。从30~40年间,物种多样性继续缓慢增加,以后的20年物种多样性有所减少。从图9-2可以看出,Pielou均匀度指数和Shannon多样性指数表现出以上同样的规律,生态优势度指数(Simpson指数)随着人工针叶林重建时间的增加而不断增大。与冷杉原始老龄林相比,各个重建梯度上的生物多样性都比原始林低。由此,根据 α 多样性在不同人工重建阶段的格局变化,可以看出人工恢复和重建的针叶林生长可以分成3个阶段:采伐后的前10左右年,森林环境尚未形成,出现了大量喜光植物,随后的20年,各种适应不同生境类型的植物共存,并发生剧烈的竞争排斥,维持了高的多样性,这一阶段称为森林环境逐渐形成和林木郁闭阶段。重建后的30~40年间,随着森林的进一步郁闭和林木调整,原来喜光的植物由于不能适应森林郁闭后的冷湿环境而逐渐减少或消失,同时那些耐荫植物逐渐侵入并定居,耐荫和喜光植物共同生长在林下并竞争生存空间,

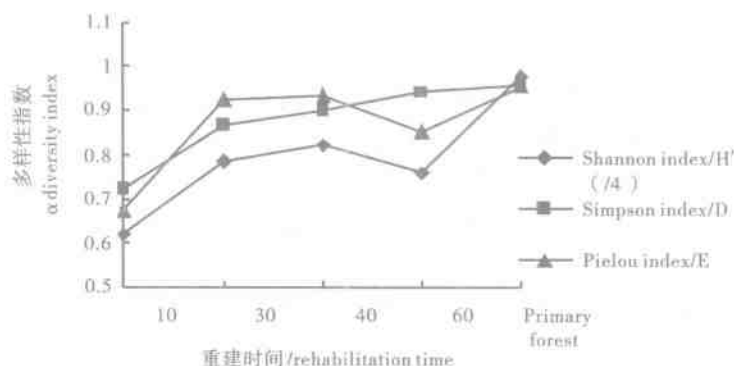


图9-2 α 多样性在不同重建梯度上的变化

Figure 9-2 α diversity change along rehabilitation time gradients

生物多样性达到最大;随后 20 年,随着森林环境和林木结构趋于稳定,不适应森林环境的植物物种消失,物种多样性下降,进入第三个阶段。

9.2.1.2 β 多样性变化格局

表 9-2 是不同重建梯度上 β 多样性指数变化格局,采用 Sorensen 群落相似性系数表达 β 多样性的变化,分析不同重建梯度群落物种组成的差异。

表 9-2 不同重建梯度上林分的 β 多样性指数变化格局

Table 9-2 β diversity index changes which expressed in floristic similarity values (Sorensen's Coefficients of Community) along rehabilitation time gradients

β 多样性指数 β diversity index	原始林 Primary forest	10 年 10 Age(a)	30 年 30 Age(a)	40 年 40 Age(a)	60 年 60 Age(a)
原始林 Primary forest	1.00	0.25	0.3	0.54	0.62
10 年/10(a)		1.00	0.54	0.37	0.33
30 年/30(a)			1.00	0.31	0.29
40 年/40(a)				1.00	0.59
60 年/60(a)					1.00

从表 9-2 可以看出,重建 10 年的人工林与 30 年人工林的相似性大(0.54),与重建 40 年和 60 年的人工林相似性系数突然下降,而 40 年和 60 年重建的人工林具有很大的相似性系数(0.59),30 年与 40 年和 60 年重建的人工林相似性系数很低。由此从 β 多样性变化格局可以判断不同重建梯度的群落环境变化表现出两个明显的阶段,且以 30 年为界线,这与实际情况是相符的,针叶林砍伐后重建前 30 年是喜光植物大量入侵,并且逐渐形成森林环境和林木郁闭的阶段,而 30 年后则是环境发生剧烈动荡,种间相互竞争激烈,林木自然稀疏逐渐形成稳定森林环境的阶段。原始林与不同重建梯度人工林之间的相似系数随着人工林恢复和重建时间增长而增大,但是在 30 年和 40 年之间有一个“拐点”,再次从

β 多样性变化格局证明不同重建梯度的群落环境变化表现出两个明显的阶段。通过原始林与人工林群落相似系数可拟合出一个线形回归方程($n=4$, $p < 0.1$) (图 9-3)。经计算,要使人工重建群落与原始群落在物种组成的相似系数达 0.8 和 0.85 的相应恢复时间分别为 82 年和 88 年,比包维楷等(2002)推算亚高山针叶林恢复到与原始林相似系数为 0.8 的时间(76 年)增加了 6 年,主要是因为三江源自然保护区内的针叶林植被所处的环境更加严酷,高原紫外线照射更加强烈,导致人工林重建更加困难造成的,另一方面也与研究地点的自然环境有别,以及从理论上推算的基础不同造成的,包维楷等是从青藏高原东部采伐迹地早期人工重建序列梯度上植物组成与原始林相比较推算得到的结果。

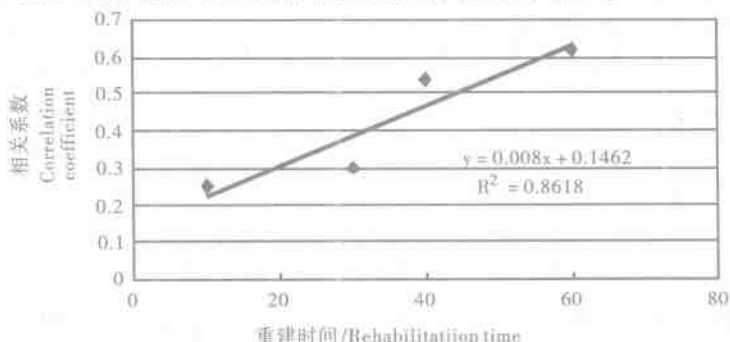


图 9-3 原始林与重建梯度上人工林群落的相似系数变化格局

Figure 9-3 Sorensen's coefficients of community between primary forest and artificial forest

9.2.2 群落结构和动态

9.2.2.1 群落各层盖度在重建梯度上的变化格局

从图 9-4 看出,随着人工重建时间的增长,群落总盖度变化趋势稍有下降,但不明显。前 30 年,由于逐渐形成森林环境,林木逐渐郁闭,乔木层盖度明显上升,以后 10 年由于种内竞争,自然稀疏等因素影响,盖度又缓慢下降,随后的 20 年,由于林木生长环境继续调整,盖度又缓慢上升。灌木层和草本层盖度都有比

较大的波动,在整个重建梯度序列上表现出相同的变化规律:从10~30年森林郁闭前期,盖度剧烈下降,森林郁闭后,盖度呈缓慢上升趋势,40年之后,盖度又开始下降。经过相关分析,灌木层($p < 0.1$)和草本层($p < 0.05$)盖度都和乔木层盖度在重建时间序列上呈负相关。

与天然原始林相比,人工林分郁闭前期分层现象不明显,地面没有苔藓层;郁闭后由于灌木和草本盖度上升,分层比较明显,经过60年恢复重建后,林内环境变得相对潮湿,出现了少量的苔藓植物,以山羽藓 *Abietinella abietina* (Hedw.) Fleisch. 和绢藓属 *Entodon* 为主。天然原始林表现出乔、灌、草和苔藓层4个比较明显的群落层次。

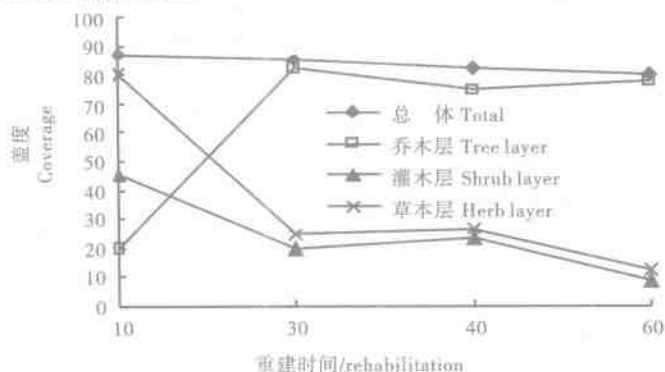


图 9-4 群落各层盖度在重建梯度上的变化格局

Figure 9-4 Changes of various layer coverage for coniferous forest along rehabilitation time gradients

9.2.2.2 重建梯度各群落物种组成和变化特点

天然原始林被砍伐后,环境发生剧烈动荡,沿着人工林重建时间序列梯度,群落物种组成也发生相应变化,有些种表现出十分明显变化,有些种变化不明显。包维楷等(2002)以各物种的重要值为指标,以物种在恢复时间序列梯度上对环境的选择与适应对策为依据,将所有物种分成3个种组(species group):扩展型种

(invasive species)、敏感型种(sensitive species)和忍耐型种(tolerant species)。实际上还有一类偶见种或“稀有种”。

根据包维楷等(2002)的分类模式,研究区域的扩展型种主要有短轴嵩草、黑褐苔草、白叶蒿、臭蒿、糙野青茅、黄花野青茅、陕西蔷薇、峨眉蔷薇、甘青老鹳草、康藏荆芥、高原毛茛、长茎藁本、珠芽蓼、金露梅、四川忍冬、金花忍冬、刚毛忍冬、圆穗蓼、华西委陵菜、玲玲香青、乳白香青、二色香青、箭叶橐吾、唐古特橐吾、东方草莓、直穗小檗、变绿小檗、鲜卑花、川西锦鸡儿和蒙古绣线菊等,扩展型种大部分是天然林环境遭到破坏后,在重建早期或中期迅速侵入和定居,并且种群逐渐扩大,随着重建时间增长,森林环境和林分逐渐郁闭,光照、温度、水分等环境因子的改变,这些物种开始衰退或者最终消失,不难看出,扩展型种实际上是一些喜光植物。敏感型种属于耐荫植物,这些植物在林分郁闭前很短一段时间内逐渐出现,林分郁闭后形成了潮湿环境,为这类植物生存提供了耐荫的生存环境,重要值逐渐增大,主要包括樱草杜鹃、头花杜鹃、糖茶藨子、多脉报春和矮茎囊瓣芹等。忍耐型种主要是在恢复重建梯度上没有明显变化的种,重要值一直很小,属伴随种,主要包括茜草、砧草、双花堇菜、狭叶红景天、轮叶黄精、卷叶黄精、川赤芍等。另外还包括一些仅出现在个别样地上的偶见种或“稀有种”,如紫点杓兰、沼生柳叶菜、粗野马先蒿、窄叶太子参、喜马拉雅太子参、膜荚黄芪和燃灯虎耳草等。

9.2.2.3 乔木水平结构

(1) 平均胸径变化格局

不同重建梯度上各人工林和原始林平均胸径变化格局如图9-5所示。

从人工林恢复10年到30年这一阶段,平均胸径增长很快,从2 cm到12.5 cm。这一阶段由于缺少更新20年的数据,乔木胸径更详细的变化还不清楚,但从针叶林恢复的规律来看,可以推

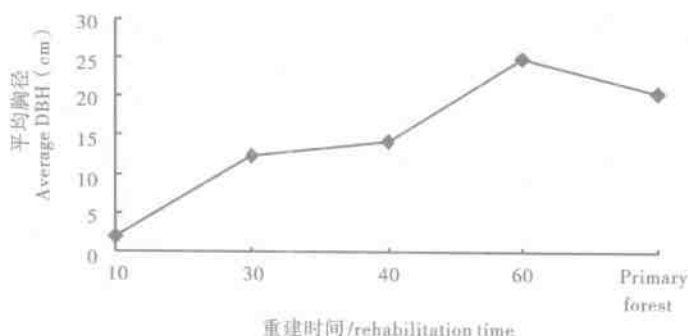


图 9-5 原始林和不同重建梯度乔木平均胸径

Figure 9-5 Average DBH value for primary forest and artificial forest in rehabilitation time gradients

测前 20 年, 乔木胸径增长应该比较缓慢, 因为在前 20 年期间, 乔木生长受到灌木和草本竞争的影响, 种内竞争相当剧烈, 而在更新 20 年后的 10 年间, 乔木层超出灌木层, 林分开始郁闭, 森林环境逐渐形成, 胸径生长很快。林分郁闭后, 经过 10 年的种内竞争和林木自身调整, 在竞争中获胜的个体又进一步得到有利于生长的空间和光热资源, 从恢复 40~60 年这段时间, 乔木平均胸径增长很快, 从 14.2 cm 到 25 cm。原始林的平均胸径低于恢复 60 年的人工林的平均胸径, 这主要是因为原始林中有大量的幼树和小树存在的缘故。

(2) 年龄结构

采取空间代替时间的方法, 以乔木树种的径级结构代替年龄级的方法确定个体年龄。径级结构是指林分中各种树种在不同粗度级(胸径级)上的株数分配比例, 可以反映群落内不同个体间的竞争和分异状况和更新状况。由于对群落结构有影响的主要是乔木层, 我们用乔木在不同径级上的数量分配情况来反映群落的生长状况和天然原始林的更新状况。

不同重建梯度上的人工林乔木树种年龄结构差异很大。重建 10 年的人工林, 仅有幼树和小树, 而且绝大部分是幼树, 占乔木

总个体数的 95.11%，胸径主要集中在 2 cm 左右(图 9-6)。重建 30 年的人工林，出现幼树、小树、中树和大树 4 个年龄结构，幼树和大树个体数十分少，中树个体数最多，占总数的 74.17%，胸径主要集中在 6~17 cm 之间(图 9-7)。重建 40 年的人工林，出现小树、中树和大树 3 个年龄结构，大树个体数比较少，中树个体数最多，占总数的 79.33%，胸径主要集中在 6~18 cm 之间，而以 13~16 cm 之间的个体数最多(图 9-8)。重建 60 年的人工林，出现幼苗、小树、中树和大树 4 个年龄结构，大树个体数最多，其次是中树，分别占总数的 50.00% 和 36.84%，胸径主要集中在 19 cm 以上，而以 26~35 cm 之间的个体数最多(图 9-9)。从图 9-9 看出，经过 60 年的恢复，川西云杉人工林中出现了少量云杉幼苗更新个体，这主要是因为林分经过调整和自然稀疏后，川西云杉林下的种源逐渐丰富，环境条件开始促进人工林的自然更新，但是在幼树这一年龄段出现了缺失，可能由于群落郁闭后，光照条件变弱，加上林分的自然稀疏，种群密度降低，种类竞争与种间竞争激烈，幼树和幼苗生长受抑有关(李旭光等，1997)。

与不同重建梯度上的人工林相比，鳞皮冷杉天然原始林中的乔木个体在 5 个年龄级都有分布(图 9-10)。原始林内出现了大量幼苗、幼树和小树等小径级的乔木个体，以 6 cm 以下的个体最多，占总数的 65.2%，表明原始林天然更新良好。另外，大树在原始林内也比较多，但是从图 9-10 看出，中树个体数量最少，只有总数的 9.55%，可见在原始林内众多的幼苗中，只有少数个体能够进入林冠层，补充原有冠层林木的死亡。从图 9-11 可知原始林内，与鳞皮冷杉林年龄结构相比，川西云杉和鳞皮云杉的年龄结构也表现出相似的变化规律，种群都呈增长型，但是不论哪个年龄级别，鳞皮冷杉林的个体数都比川西云杉林和鳞皮云杉林个体数多，表明鳞皮冷杉在整个原始林群落中处于绝对优势的地位，是原始林的主体。在中等级年龄结构中，川西云杉的个体数仅次于鳞皮冷杉，说明川西云杉是原始林中等级乔木的重要组成

部分,而鳞皮云杉在各个年龄结构中,数量都不是很多,但是拥有相对较多的大径级个体,反映出鳞皮云杉长寿命的特点。白桦幼苗、幼树和小树数量比川西云杉林少,比鳞皮云杉林多,中树和大树个体数量少,说明白桦是原始林群落中小径级乔木的重要组成部分,在整个群落中处于伴生种的地位,同时也反映出白桦作为先锋树种的特点,在早期拥有较多的个体,只有少数个体能够在竞争中获胜并逐渐长大,随着森林环境和潮湿环境形成,白

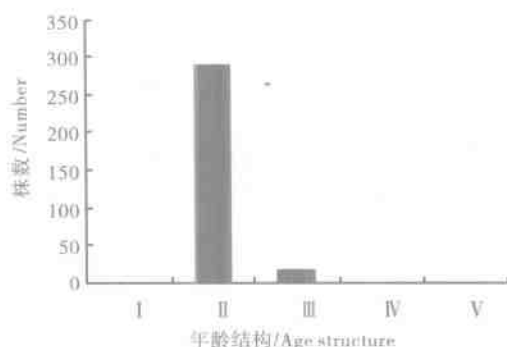


图 9-6 10 年人工年龄结构

Figure 9-6 Age distribution pattern of tree in 10 years

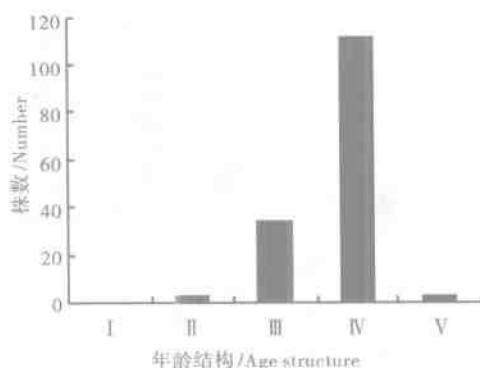


图 9-7 30 年人工林乔木年龄结构

Figure 9-7 Age distribution pattern of tree in 30 years

桦最终被针叶林取代。西南花楸和天山花楸,虽然有更新幼苗、幼树和小树,但数量都相当少,分别占总体的 6.25%、5.36% 和 5.40%,中树和大树分别仅有 1 株,说明在天然原始冷杉林内,其他树种的自然更新依然困难。

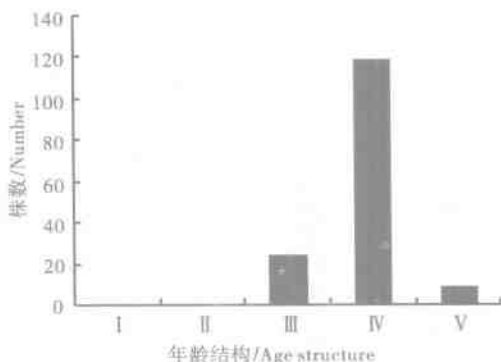


图 9-8 40 年人工林乔木年龄结构

Figure 9-8 Age distribution pattern of tree in 40 years

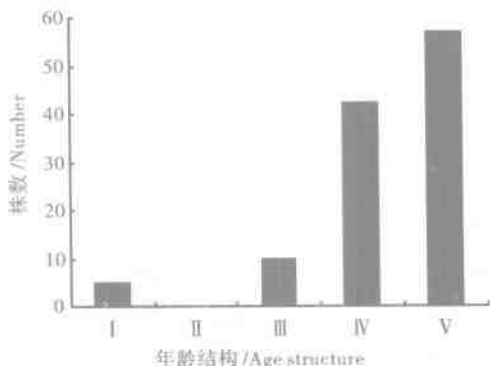


图 9-9 60 年人工林乔木年龄结构

Figure 9-9 Age distribution pattern of tree in 60 years

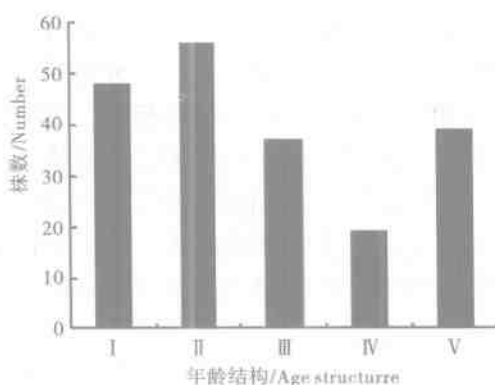


图9-10 原始林乔木层年龄结构

Figure9-10 Age distribution pattern of tree in primary forest

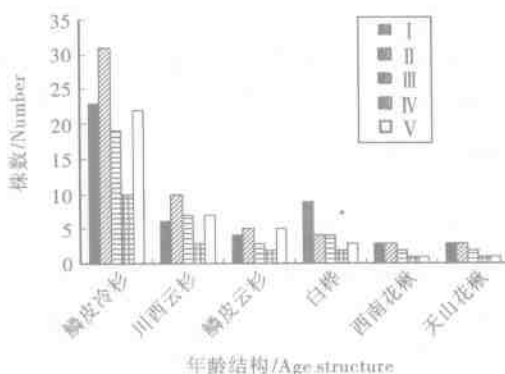


图9-11 原始林乔木层各树种年龄结构

Figure9-11 Age distribution pattern of each tree species in primary forest

9.3 结论与讨论

9.3.1 物种多样性变化格局分析

三江源自然保护区原始鳞皮冷杉林采伐后,不同重建梯度上物种多样性变化格局并不是线性增加,也不是一直减少,而是存在波动,与Nicholson等(1988)研究得出的采伐增加了物种多样性

和 Saxon(1990)得出的采伐减少了物种多样性的结论不一致。原始林采伐后,随着环境的不断变化,人工重建梯度上的物种组成不断适应和作出相应反应,物种多样性相应发生变化,在没有人干扰的条件下,驱动因子就是环境因子的变化。原始林采伐后的4~5年间,由于遮荫、潮湿环境发生了剧烈改变,大量阳性植物特别是灌木和草本种群的扩展或侵入,群落生物多样性明显增加,并在10年后达到一个峰值(包维楷等,2002),在后来的20年内物种多样性继续增加,达到另外一个峰值。林木郁闭(恢复重建30年)后10年是森林进一步调整的时期,逐渐形成遮荫和潮湿的森林环境。这种潮湿的环境作为喜光植物的过滤器(包维楷等,2002),阻止喜光植物的进一步生长,为恢复原始林中的乡土耐荫植物形成了适宜环境。这一阶段是喜光、耐旱植物和喜荫植物共同存在而又竞争十分激烈的时期,生物多样性最高,而这一时期又是群落进行自我调整最不稳定的时期,说明物种多样性的高低并不完全与群落稳定性的强弱成正比。随后20年,林分结构发生分化,森林结构趋于稳定,不适应森林环境的植物物种消失,物种多样性下降,进入第三个阶段。正是由于不同重建梯度林分中的环境资源如光照、温度、湿度、水分、等因子的变化,逐步形成了林地环境空间的异质性特征(Kappelle *et al.*, 1995),较好解释了不同重建梯度上多样性变化格局。本研究表明生物多样性从重建40年后有一个下降的过程,与赵常明(2002)得出70年后物种多样性开始下降的结论有所区别,原因可能与样地选择标准不一样,样地所处位置不同,以及样地物种组成不一样有关。云杉林更新周期比较长,研究过程中由于样地选择比较困难,恢复和重建60年以后多样性变化格局如何还不清楚,需要今后继续寻找符合要求的理想样地,进一步研究后续重建阶段多样性的变化。 β 多样性变化格局表明,原始林与恢复40年后的人工林相似系数随着重建时间增加而增大,本文用线性回归方程从理论上模拟人工林和原始林群落物种组成相似系数达0.8的恢复重

建时间是82年。由此可以从理论上推测人工林重建时间越长,群落物种组成与原始林具有比较大的相似性,这种相似性的正相关性并不完全呈线性关系,相似系数的变化会出现波动,究竟怎样波动取决于物种组成自身的生物学、生态学特性,以及外界干扰如火、病虫害、冰雹、放牧、采伐强度和方式等因素。与原始林相比,人工林各个重建序列阶段相应的乔木层、灌木层、草本层和总体物种多样性都比原始林低。

9.3.2 物种多样性恢复和生态功能

三江源自然保护区的森林多处于高山峡谷、高海拔、紫外线照射强烈、干、旱、寒等生态环境十分严酷的地方,随着物种对环境的适应和响应,这些地方也成了许多植物“避难的场所”,保留了许多云杉和冷杉等高寒孑遗植物,还有许多植物是当地特有种。研究区域的鳞皮冷杉、鳞皮云杉和川西云杉等乔木树种就是适应这种环境,在特定历史条件和环境条件下形成的相对比较稳定的物种,这些物种是生态系统中的关键种和优势种,对于维持和保护江河源头的生物多样性和生态系统安全具有十分重要的作用,能够促进生态系统更好的发挥水土保持和水源涵养的功能。

当稳定生态系统受到干扰后,无论是自然恢复和人工恢复,主要目的都要尽量使重建生态系统能够恢复到与原来稳定生态系统比较接近的水平。原始冷杉林采伐后4~5年间,由于遮荫、潮湿环境发生了剧烈改变,大量阳性植物特别是灌木和草本种群的扩展或侵入,群落生物多样性明显增加,以后的10~30年都维持了比较高的生物多样性,但在物种组成方面却与原始林相差比较大。随着森林郁闭、调整 and 自然稀疏,林内的光照、温度、水分和生物资源的服务功能都发生了大的改变(Harvey & Pimentel, 1996),这些变化又为乡土物种的回归和恢复提供了有利条件。研究表明,恢复和重建40年后,物种组成与原始林组成有很大的相似性,并且用线性回归方程模拟,需要用82年的时间才能恢复到与原始林物种组成相似系数达0.8的水平,如果用其他方程模

拟,需要的时间可能更长,而且这种恢复还可能出现波动,当然要完全恢复到原生生态系统是非常困难的(Cains, 1995)。

人工恢复和重建是三江源地区采伐迹地物种多样性和森林恢复最主要的途径,因为该地区自然演替十分缓慢,如果采伐迹地不立即进行人工恢复和重建,在今后相当长的时间内都维持灌丛和杂草群落阶段,并且容易遭到放牧等外界干扰,可能导致生态系统进一步退化(包维楷等, 1995)。从不同重建梯度乔木丰度变化分析可知,恢复和重建 10 年时,群落内有人工栽培的川西云杉、先锋树种白桦和少量鳞皮冷杉幼苗,恢复到 30 年时,鳞皮冷杉在激烈的竞争中处于劣势,最终被淘汰,剩下川西云杉和白桦,在之后的几十年内,由于潮湿耐荫环境的形成,川西云杉进入主林层,白桦生长受到抑制,最终剩下川西云杉单一乔木树种,形成纯林。另外,在调查过程中发现,人工更新样地附近还保留有原始鳞皮冷杉林,虽然有丰富的种源,但是在更新样地中的乔木最终只有川西云杉,充分说明保留的原始鳞皮冷杉林没有促进附近采伐迹地的自然更新,人工造林和管理仍然是三江源自然保护区森林植被和物种多样性恢复和重建的重要途径。

三江源自然保护区是大江大河的源头,江河源头的森林植被具有重要的生态功能,生态服务功能远远大于木材产品功能。因此,森林采伐后,恢复生态服务功能是人工重建的首要任务。研究表明,江河源头灌木层和草本层的盖度是影响群落水土保持功能的重要因素,较低的灌草层盖度预示着较低的水土保持效益(赵常明等, 2002)。人工林恢复前 30 年,乔木层盖度显著增加,之后随着森林郁闭、林分调整 and 自然稀疏,乔木层盖度出现比较平稳的波动,森林郁闭后的 10 年,盖度缓慢下降,之后 20 年又处于上升趋势。相关分析表明,灌木层和草本层盖度与乔木层盖度呈负相关。由此可见,人工林恢复和重建 40 年时,由于耐荫和喜光植物共同存在,生物多样性最高,灌木层和草本层盖度也比恢复 30 年时的盖度大,水土保持等生态功能较高,但这一阶段恰

好是群落处于不稳定的时期。之后随着群落与原始林物种组成相似性越来越高,人工林的生态效益也应该更高,也就是灌木层和草本层物种组成与原始林中的物种组成比较相近,而且盖度也应该升高并稳定在某一范围内。为了达到这种理想的状态,必须通过人工干扰如间伐、合理的种植密度等方式改变乔木层的盖度,从而使灌木层和草本层盖度比较合理,维持相对合理的物种多样性和较高的生态效益。

9.3.3 原始林群落结构是诊断生态系统健康的指标

从群落垂直结构分析表明,人工林郁闭前期分层现象不明显,地面没有苔藓层;郁闭后由于灌木和草本盖度缓慢上升,分层现象比较明显,经过60年恢复重建后,林内环境变得相对潮湿,出现了少量的苔藓植物,以山羽藓 *Abietinella abietina* (Hedw.) Fleisch. 和绢藓属 *Entodon* 为主,具有较好的水土保持功能。与之相比,天然原始林表现出乔、灌、草和苔藓层4个比较明显的群落层次。

天然原始林的年龄结构宽度级最大,从幼苗、幼树、小树、中树和大树各个年龄级别都有分布,而且幼苗、幼树和小树等小径级的乔木个体数量比较多,表明原始林天然更新良好。人工林只有恢复60年后才出现了少量天然更新幼苗和小树,而且缺少幼树,中树和大树数量很多,表明更新环境才刚刚形成,可以推测,随着重建时间的增长,人工林的天然更新会越来越好,但是需要人为适当干扰,使人工林的郁闭度有利于幼苗更新,同时创造出有利于更新的林窗,林窗的形成使小气候发生变化,可能给更新幼苗及其他植物提供有利的条件。另外,天然原始林的物种多样性比任何人工重建梯度上林分的物种多样性都高,而且层次结构复杂,物种丰度较高,而人工林物种多样性低,乔木最终形成了单一树种林分,灌木层和草本层也不及原始林发育,水土保持功能相差很大。在江河源头地区,通过强调生态功能为主来评价森林生态系统健康具有实际意义。由此可见,原始林群落结构

是诊断三江源自然保护区森林生态系统健康的重要指标。

9.3.4 物种多样性保护和管理启示

对人工林重建梯度各群落物种组成进行分析,由于人工重建形成的环境异质性,针叶林带以上的灌丛和草甸群落中的部分物种侵入到人工林并定居,如西南委陵菜、珠芽蓼、华灰早熟禾、椭圆叶花锚、细枝绣线菊、草玉梅、川西锦鸡儿、草玉梅、高原毛茛等;针叶林带以下的针叶林和白桦混交的针阔混交林中的部分植物也在人工重建林中出现,如密生苔草、甘青铁线莲、东方草莓、金花忍冬等。Kappelle 等(1995)在波多黎各热带雨林的研究和包维楷等在青藏高原东部采伐迹地早期人工重建序列梯度上植物多样性变化的研究中也发现了类似现象。再次证明了人工重建在保护生物多样性和植被恢复中的重要作用,同时也再次表明人工重建是江河源头针叶林砍伐后,进行植被恢复和重建的重要途径。

研究也表明,经过 60 年的恢复,虽然人工林和原始林在结构上出现了较大的相似性,但有些物种对砍伐后环境的变迁十分敏感,并不出现在人工重建的林分中,如松萝、部分苔藓植物、星叶草和沼兰等,这些物种应该引起注意,需要给予格外关注和保护。对植被恢复的管理实践中,需要切实保护好针叶林带中应有的植物多样性,才能更好的模仿原始林结构进行人工重建(Emborg, *et al.*, 2000; Onaindia, *et al.*, 2000, 2004)。因此,天然林保护应该控制皆伐,采取间伐等人为干扰措施控制林分物种组成及其结构。

1998 年后,三江源自然保护区实行了天然林资源保护工程,有力的保护了破碎化非常严重的针叶林斑块,使其中的物种多样性得到保护。今后的任务仍然是继续研究采伐迹地人工更新的树种配置、栽培密度、不同造林体系对物种多样性的影响,促进和保护江河源头的物种多样性,使其在水土保持和水源涵养等生态服务方面发挥最大的功能。

第 10 章

植被景观格局变化研究

景观格局是指景观的空间结构特征,即景观组成单元的多样性和空间配置(李哈滨,伍业钢,1992),是景观生态学中的一个重要概念,既是景观异质性的具体体现,又是各种生态过程在不同尺度上长期作用的产物。由于自然、生物和社会因素相互作用,景观格局在一定时期会发生相应变化,景观动态变化实质是嵌块的出现、持续与消失。因此,区域景观格局的动态变化势必引起区域生态功能流动(Forman, 1995),变化的结果不仅改变了人类生存的自然环境,而且影响着人类的社会制度、经济体制甚至文化思想,当今几乎所有景观都留下了人类活动影响的烙印,人类在某种程度上甚至控制着景观变化的方向。分析植被景观格局动态变化,有助于探讨植被景观格局、生态过程的相互关系和充分识别区域生态环境的变化趋势及其影响因子,对认识区域植被景观行为,制定合理的植被景观生态管理与保育对策具有十分重要意义(王根绪等,2002)。

三江源自然保护区是长江、黄河和澜沧江源头重要的生态区,作为一个重要的碳源和碳库,植被景观对全球变化有着十分敏感的响应。为了更加全面研究植被景观变化及其充分认识生态环境变化趋势,本章选择了包括三江源自然保护区所有林区在内的东部和南部区域(图 10-1),地理位置为东经 $95^{\circ}22' \sim 102^{\circ}16'$,北纬 $31^{\circ}32' \sim 35^{\circ}38'$,总面积 11.52 万 km^2 ,行政区划包括囊谦县、玉树县、称多县、达日县、班玛县、久治县、甘德县、玛沁县、河南县、同德县、泽库县和玛多县的部分区域。主要借助遥

感和地理信息系统,在实地调查、资料收集的基础上,分析植被景观格局动态变化,为三江源自然保护区生物多样性保护和利用、规范人类对植被的干扰方式和强度提供科学依据。

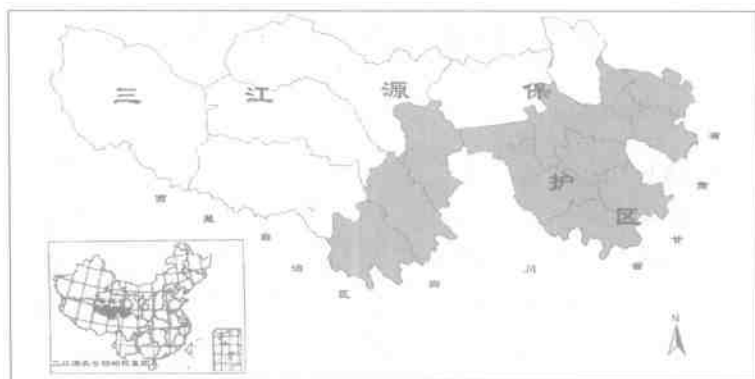


图 10-1 植被景观研究区域在三江源自然保护区的地理位置

Figure 10-1 The Location of research regions for vegetation landscape of San Jiangyuan Nature Reserve

10.1 研究方法

10.1.1 数据来源与处理

主要采取不同时期遥感数据对比分析,结合野外调查和资料收集的方法。选取 1990 年 7 月和 2000 年 7 月的 LAND SAT TM 影像,原始数据分辨率为 $30\text{ m} \times 30\text{ m}$,采用 Krasovsky 椭球体,Albers 等面积双标准纬线投影对 TM 图像进行辐射纠正与几何精纠正,通过地面抽样调查,建立各种植被类型 TM 解译标志,并利用 1:100 000 地形图、1990 年青海省植被图和收集的土壤、水文和畜牧业资料作为辅助数据,建立各种植被类型的目视解译图,然后于 2003 年到实地进行抽样验证,对判读有误的地方进行修改,并对解译结果通过混淆矩阵与 Kappa 指数进行评价与验证,解译

数据的精度为65%。然后将解译结果转换为矢量格式数据,利用ARCGIS进行相应的格式转换,制成植被景观空间格局分布图(图10-1),并应用空间分析模块进行空间分析和计算(党安荣等,2003),最后用景观指数分析软件包FragStats对获取的空间数据进行处理(Garigal & Marks, 1994)。

10.1.2 植被景观要素分类

根据TM影像的空间分辨率,通过2002年和2003年对研究区域植被调查和资料收集的基础上,将植被景观类型分成以下6类,即:①森林:组成森林的建群种主要是云杉、冷杉、圆柏和部分桦类,如川西云杉、紫果云杉、青海云杉、鳞皮冷杉、大果圆柏、密枝圆柏林、垂枝圆柏、祁连圆柏林、白桦等,郁闭度0.3~0.8之间,分布面积不大,呈斑块状镶嵌在基质中;②高寒灌丛:组成高寒灌丛景观的优势种主要包括金露梅、银露梅、山生柳、百里香杜鹃、雪层杜鹃、鲜卑花、短叶锦鸡儿、密叶锦鸡儿、奇花柳等。高寒灌丛在研究区域有较大面积分布,仅次于高寒草甸;③高寒草甸:以矮生嵩草 *K. humilis* (C. A. Mey. ex Trautv.) Serg.、线叶嵩草 *K. capillifolia* (Decne.) C. B. Clarke、高山嵩草 *K. pygmaea* C. B. Clarke 等为优势植物,覆盖度40%~90%;④沼泽草甸:组成沼泽草甸的植物多为湿生、湿中生的矮生嵩草和其他草本,覆盖度可达70%~90%;⑤高寒草原:以紫花针茅为优势种,主要分布于研究区域北部阳坡及其下部的冲洪积丘陵地带,群落总盖度在40%~80%之间。⑥“荒漠化”植被:包括由沼泽草甸、高寒草甸以及高寒草原退化而成的植被和斑状裸露“黑土滩”植被类型,景观特征主要是植被稀疏,原有优势植物种群变化较大,沼泽疏干,植被高度和盖度降低,杂草数量增多,草场生产力下降,载畜能力显著降低,生态环境更加恶化。

10.1.3 景观特征指数和计算方法

采用FragStats软件,通过ARCGIS对图形进行数字化和处理后,计算景观结构分析指标。选取下列指标来分析研究区域景观

空间结构特征与转化规律。

(1) 斑块面积(A)和斑块周长(P)和斑块数, 可以通过 ARC-GIS 模块统计获得, 它是景观空间格局分析的基础。

(2) 斑块形状指数(G):

$$G = P / (2 \sqrt{\pi A}) \quad (10-1)$$

(3) 景观破碎度:

$$C = 100 \times \sum_{i=1}^m N_i / \sum_{i=1}^m A_i \quad (10-2)$$

式中: $\sum_{i=1}^m N_i$ 表示景观要素斑块的总个数; $\sum_{i=1}^m A_i$ 表示景观的总面积。

(4) 景观多样性指数:

$$H = - \sum_{i=1}^m (p_i \times \log_2 p_i) \quad (10-3)$$

式中: p_i 为各斑块类型的景观比例(本文仅算面积比例); m 为斑块类型数。

景观多样性指数能够表征斑块体的丰富度和异质性。当景观由单一要素构成时, 景观是匀质的, H 值为 0; 当景观由两个以上元素构成时, 若各类斑块体所占的面积比例相等, 则 H 值最高; 如果各斑块体所占比例差异增大, 则 H 值降低。

如果景观中有 m 种斑块类型, 在最大均匀分布的条件下, 每类斑块所占面积的比例为 $1/m$, (即 $= 1/m$), 此时景观多样性指数称为“最大多样性指数”, 用 $H_{\max}$ 表示, 计算公式如下:

$$H_{\max} = - m \times \left[\frac{1}{m} \times \log_2 \left(\frac{1}{m} \right) \right] = - \log_2 \left(\frac{1}{m} \right) \quad (10-4)$$

(5) 景观优势度指数:

景观优势度用于测定景观格局构成中某一景观要素类型支配景观的程度。可通过最大可能多样性指数($H_{\max}$)的离差表示, 公式如下:

$$D_0 = H_{\max} - H = H_{\max} + \sum_{i=1}^m (p_i \times \log_2 p_i) \quad (10-5)$$

10.2 结果与分析

10.2.1 植被景观总体格局和动态

研究区域内,各种植被景观类型的总面积为 115185 km²,并且 1990 年和 2000 年的植被斑块类型均为 6 种(表 10-1)。从表 10-1 可以看出,2000 年植被斑块数比 1990 年的斑块数增加 59 块,而平均斑块面积减少 219.28 km²。就植被景观格局异质性特征而言(表 10-2),1990 年斑块形状指数是 21.94,2000 年斑块形状指数是 30.63,说明经过 10 年的转化,植被斑块类型的形状更加趋于复杂化。破碎度指数反映了植被类型的破碎化程度,数值越大,表明植被类型越破碎,从表 10-2 可以看出,2000 年的破碎度指数比 1990 年的破碎度指数增加 0.05,说明植被类型受到了各种干扰,破碎化程度增加。2000 年的面积多样性指数 1.70,比 1990 年的面积多样性指数增加 0.12,表明各种植被类型斑块的面积更加趋于多样化,其面积大小分布也趋于均匀化。景观优势度用于测定景观格局构成中某一景观要素类型支配景观的程度,与多样性指数变化趋势相反,1990 年的优势度指数是 1.00,2000 年的优势度指数是 0.89,比 1990 年下降 0.11。

表 10-1 植被景观格局总体面积特征

Table 10-1 The area properties of the vegetation pattern during 1990 ~ 2000

参数值	斑块类型	斑块数	斑块总面积(km ²)	平均斑块面积(km ²)
Parameter value	Patch types	Number of patch	Total areas/km ²	Mean patch areas/km ²
1990a	6	149	115185	773.05
2000a	6	208	115185	553.77

表 10-2 植被景观格局总体异质性特征

Table 10-2 The heterogeneity properties of the vegetation pattern during 1990 ~ 2000

参数值 value	斑块形状指数 Configuration index	破碎度指数 Fragmentation index	面积多样性指数 Diversity index	优势度指数 Dominance index
1990 _a	21.94	0.13	1.58	1.00
2000 _a	30.63	0.18	1.70	0.89

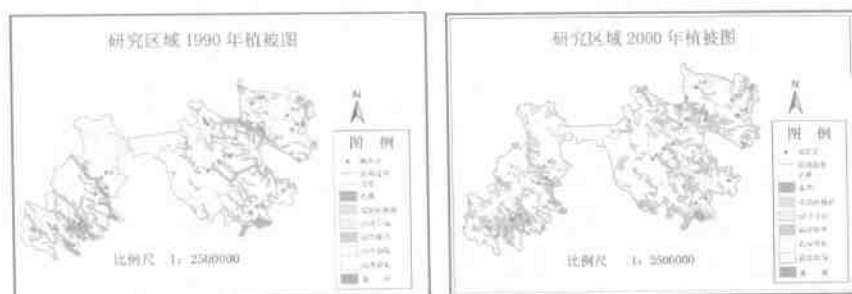


图 10-2 1990 年和 2000 年植被景观格局变化

Figure 10-2 Changes in vegetation landscape pattern of study area during 1990 ~ 2000

10.2.2 植被景观时间格局动态

1990 ~ 2000 年, 各种植被类型在外界条件的干扰下都发生了明显变化(表 10-3)。森林的斑块数增加, 斑块面积和平均斑块面积却减少, 说明森林受到外界的干扰较大, 从破碎度指数的增加(变化速率 65.35%)也表明森林破碎化相当严重; 森林斑块形状指数减小, 表明斑块越来越规则。10 年间, 高寒灌丛斑块数增加, 斑块面积也有所增加, 但是平均斑块面积在减小, 斑块形状指数增加了 3.25, 破碎度指数也从 1990 年的 0.33 增加到 2000 年的 0.44(变化速率 33.31%), 表明高寒灌丛破碎化程度增加, 斑块形状更加复杂。1990 年和 2000 年, 高寒草甸面积各占总面积的 64.13% 和 62.21%, 显然, 整个景观格局中高寒草甸景观面积

最大,研究区域景观格局基本以高寒草甸景观为主,是整个景观的基质,它控制着整个研究区域物质与能量的传输和流动,森林和高寒灌丛及其他景观类型镶嵌分布其中(图 10-2)。高寒草甸斑块数增加,斑块面积下降,平均斑块面积也减少 830.73 km^2 ,说明 1990 年整个研究地区的植被景观仅由一些面积较大的高寒草甸景观斑块控制着整个景观元素流,而到 2000 年,破碎度增加(变化速率为 64.92%),斑块形状指数也从 1990 年的 9.21 增加到 19.37,斑块形状趋于复杂化。高寒沼泽草甸对干扰的高度敏感性使其变化相当显著,10 年间,沼泽草甸斑块数减少 5 块,斑块面积减小 2875 km^2 ,锐减 22.09% ,平均斑块面积从 684.89 km^2 增加到 724.14 km^2 ,斑块形状变得复杂,破碎度指数变化较少,但略有降低,变化速率仅为 -5.42% 。高寒草原和“荒漠化”植被的斑块数、斑块面积和平均斑块面积都增加,斑块形状指数和破碎化指数都减小,其中破碎化指数的变化速率分别是 -9.91% 和 -39.21% 。

10.2.3 植被景观空间格局动态

利用 1990 年和 2000 年 2 期遥感资料,建立 1 个 10 年段的转移概率矩阵见表 10-4 所示,矩阵元素表示由一种景观转移到另一类景观的面积(括号内的数字是转移面积百分比)。矩阵表中对角线的数值代表 10a 期末各类景观自身继承的面积(比率),由此可以直观地看出各类植被景观动态演化趋势与幅度。

1990~2000 年期间,森林有 22.09% 的面积发生了转化,其中 21.53% 转化成高寒灌丛, 0.55% 转化成高寒草甸,可见森林由于遭到砍伐和其他形式的干扰后,产生了严重破坏,主要演替途径是森林砍伐后形成的大面积高寒灌丛景观。高寒灌丛有 97.33% 的面积得到了继承,发生变化的面积中,有 0.5% 转化为森林, 2.16% 的高寒灌丛转化成高寒草甸。可见高寒灌丛有向森林良性方向转化和退化成高寒草甸景观的两种转化途径。 6.3% 的高寒草甸面积发生了变化,其中, 1.2% 的高寒草甸转化成高寒灌

丛, 1.63% 转化成高寒草原, 3.48% 转化成“荒漠化”植被。由于高寒沼泽草甸对气候变化的敏感性使其变化较为剧烈, 22.09% 的沼泽草甸转化成其他景观, 其中 14.83% 转化成高寒草甸, 3.23% 转化成高寒草原, 4.03% 退化成“荒漠化”植被。16.65% 的高寒草原发生了变化, 主要去向是退化成“荒漠化”植被, 占面积发生变化总数的 94.29%, 其余的转化成高寒草甸。本研究中定义的“荒漠化”植被主要是退化生态系统的典型代表, 包括由沼泽草甸、高寒草甸以及高寒草原退化而成的植被和斑状裸露“黑土滩”植被, 主要特征是植被稀疏, 原有优势植物种群变化较大, 沼泽疏干和旱化, 植被盖度降低, 杂草数量增多, 草资源生产力明显下降, 草场载畜能力显著减小。10 年间, 14.1% 的“荒漠化”植被向良性方向发展, 其中 4.03% 转化成高寒草甸, 9.07% 转化成高寒草原。综上所述, 植被空间格局总体演化趋势是: 森林采伐后, 大面积转化成高寒灌丛; 高寒灌丛转化成高寒草甸; 由于干旱, 沼泽草甸退化成高寒草甸、高寒草原和“荒漠化”植被, 对外界环境变化相当敏感; 高寒草甸和高寒草原继续向旱化方向转化或退化。

10.3 关于植被变化的影响因素讨论

影响该地区植被景观格变化的主要因素, 可以归纳为两方面: 一是自然因素, 包括气候、水文以及土壤等。三江源自然保护区, 特殊的冰冻圈冻融作用和冻土基质条件及其变化在一定程度上将控制该区域生态环境和植被景观格局变化趋向与幅度, 是仅次于气候条件的重要因素之一。自然影响因子中, 较长时间尺度如百年尺度以上的生态环境变化主要是由气候条件及其变化决定的; 二是人为因素, 人类活动对植被景观格局和生态环境的影响无非是改造或是破坏, 均将引发自然环境的变化, 反过来, 自然环境的变化又对人类生产和生活产生影响。

表 10-3 1990 ~ 2000 年植被景观变化
Table 10-3 Changes in parameter value of vegetation landscape during 1990 ~ 2000

斑块类型 Patch type	斑块数 Number of patch		斑块面积/ km^2 Patch areas/ km^2		平均斑块面积/ km^2 Mean patch areas/ km^2		斑块形状指数 Configuration index		破碎度指数 Fragmentation index	
	1990a	2000a	1990a	2000a	1990a	2000a	1990a	2000a	1990a	2000a
P01	22	29	5424	4324	246.55	149.10	11.21	9.67	0.41	0.67
P02	64	92	19542	21072	305.34	229.04	18.23	21.48	0.33	0.44
P03	35	56	73863	71660	2110.37	1279.64	9.21	19.37	0.05	0.08
P04	19	14	13013	10138	684.89	724.14	8.25	8.97	0.15	0.14
P05	4	6	2102	3500	525.50	583.33	5.31	4.03	0.19	0.17
P06	5	11	1241	4491	248.20	408.27	5.22	4.70	0.40	0.24

注: P01: 森林; P02: 高寒灌丛; P03: 高寒草甸; P04: 沼泽草甸; P05: 高寒草原; P06: “荒漠化”植被

Note: P01: Forest; P02: Alpine cold shrubbery; P03: Alpine cold meadow; P04: Alpine cold swamp meadow; P05: Alpine steppe; P06: Black soil - sward grassland and desertified grassland

表 10-4 1990 ~ 2000 年植被类型面积/面积百分比转移矩阵(面积单位: km^2)
Table 10-4 Conversion matrix of vegetation areas during 1990 ~ 2000 (area unit: km^2)

	P01	P02	P03	P04	P05	P06	总计/Total
990a							
P01	4226(77.91)	1168(21.53)	30(0.55)	0(0.00)	0(0.00)	0(0.00)	5424
P02	98(0.50)	19021(97.33)	423(2.16)	0(0.00)	0(0.00)	0(0.00)	19542
P03	0(0.00)	883(1.20)	69207(93.70)	0(0.00)	1203(1.63)	2570(3.48)	73863
P04	0(0.00)	0(0.00)	1930(14.83)	10138(77.91)	420(3.23)	525(4.03)	13013
P05	0(0.00)	0(0.00)	20(0.95)	0(0.00)	1752(83.35)	330(15.70)	2102
P06	0(0.00)	0(0.00)	50(4.03)	0(0.00)	125(9.07)	1066(85.90)	1241
总计/Total	4324	21072	71660	10138	3500	4491	115185

注: 代码同表 10-3; 括号内的数字表示面积转移百分比。

Note: Code see table 10-3; The value in parenthesis represent the conversion proportion of areas

10.3.1 气候变化对植被景观变化的影响

气候变化对植被景观格局的影响主要表现在气温和降水两个方面。三江源自然保护区自20世纪60年代以来,各地区气温呈上升趋势,尤其是20世纪80年代以来,增温趋势更加明显。随着全球气候变暖,三江源地区也表现出气候变化复杂多样、但总体趋于变暖的趋势。澜沧江源头的气候在变暖变湿,囊谦县年平均气温每年升高 0.021°C ,年降水平均每年增加 1.1 mm 。长江流域,玉树县年均温每年升高 0.019°C ,年降水每年增加 0.15 mm ,清水河年均温每年升高 0.006°C ,年降水每年减少 0.51 mm 。长江源头总的趋势是变暖变干,越近源头越严重(李迪强,2002)。黄河源区20世纪80年代平均气温比50年代高 $0.12\sim 0.9^{\circ}\text{C}$,大部分地区高于 0.3°C ,属于青藏高原高温区或升温幅度最大的地区之一,平均升温 0.44°C ,明显比全国80年代、50年代平均升温 0.2°C 要高出一倍(王根绪等,2000,2001a,2001b)。近40年来黄河源区气候变化的总趋势是气温升高,降水量增加,但降水量的增加主要体现在春季降水和近15年来冬季降水的明显增加上,对植被生长起重要作用的夏季降水量呈明显减少趋势。气候条件的这种变化对广泛分布的高寒草甸和沼泽草甸植被生长不利,气温升高,尤其是夏季气温升高将使蒸发强度增大,相同时期降水量增加小甚至减少,气候趋于暖干旱的特征,造成沼泽草甸因干旱而退化、湿生草甸植被向旱生植被演替(王根绪等,2002,2004)。在较短时间内,气候变化对区域植被景观格局变化的影响是长期的、缓慢的,不能从根本上改变植被景观变化。

10.3.2 冻土变化对植被景观变化的影响

由于多年冻土具有较弱的透水性能,分布在三江源自然保护区的大面积冻土对于高寒草甸植被保持水分和养分具有十分重要的意义。一方面多年冻土层能有效阻止地表水和土壤水分下渗迁移,使植被根系层维持较高水分;另一方面冻土层使活动层淋溶或淋滤的多种营养成分在此聚集,并维持土壤的低温条件而易于

有机质积累,因此,冻土发育较好的低洼盆地和山间谷地是高寒草甸及高寒沼泽草甸植被最为发育的地区。但是,近40年来,三江源自然保护区气温逐渐转暖,多年冻土表层土壤温度也明显升高,冻土活动层中原有的水热平衡被打破,致使多年冻土上限逐年下降,造成冻土融区范围扩大。多年冻土退化使活动层中的水分向下迁移,导致植被根系层土壤水分减少,表土干燥,原来湿生性的植物群落由于不适应环境的干旱化而逐渐消失,其他旱生植物逐渐侵入,并使土壤结构、组分发生变化,最终使高寒草甸、沼泽草甸植被退化。另外,在高海拔地区,由于季节间冻融交替和土壤干湿变化,地表草皮层因冻胀常形成不规则多边形裂隙(冻胀裂缝),在坡地上,反复冻胀还使得草皮层与下伏土壤间断开,在水蚀和风蚀作用下,草皮层沿断面发生滑塌(冻融滑塌)或发生融动泥流等不良冻土破坏现象,形成秃斑地;在缓坡和平地,因冻胀形成冻胀裂缝的同时,在沼泽草甸草地还常形成冻胀土丘,这些裂缝和土丘成为鼠类活动的方便场所,常常成为鼠洞密集之地,在鼠害作用下,加之人类活动的过度放牧,冻胀裂隙逐渐增大、连通,最后导致草地退化形成“黑土滩”(王根绪,2002)。“黑土滩”在风蚀和干旱化作用下又进一步退化成沙漠化植被,沙漠化刚开始时,以薄层沙覆盖为主,地温比未沙漠化时有所降低,但是,随着沙漠化的不断扩展,覆盖沙层增厚和沙丘增加导致沙漠化区地温升高,冻土退化,又进一步造成地表变干,植物群落演替,草场退化并加速沙漠化进程,从而形成生态环境的恶性循环(图10-3)。

10.3.3 森林砍伐和火灾

研究地区的森林和灌丛主要分布在东南高山峡谷区河流两岸和人口相对集中的地区。据不完全统计,从20世纪50年代初到80年代前期,青海省共减少有林地面积1.35万 hm^2 ,有林地面积减少的主要原因是森林采伐和森林火灾。到1985年,已在13776 hm^2 有林地进行过采伐,使有林地降为疏林地的有11514 hm^2 ;森

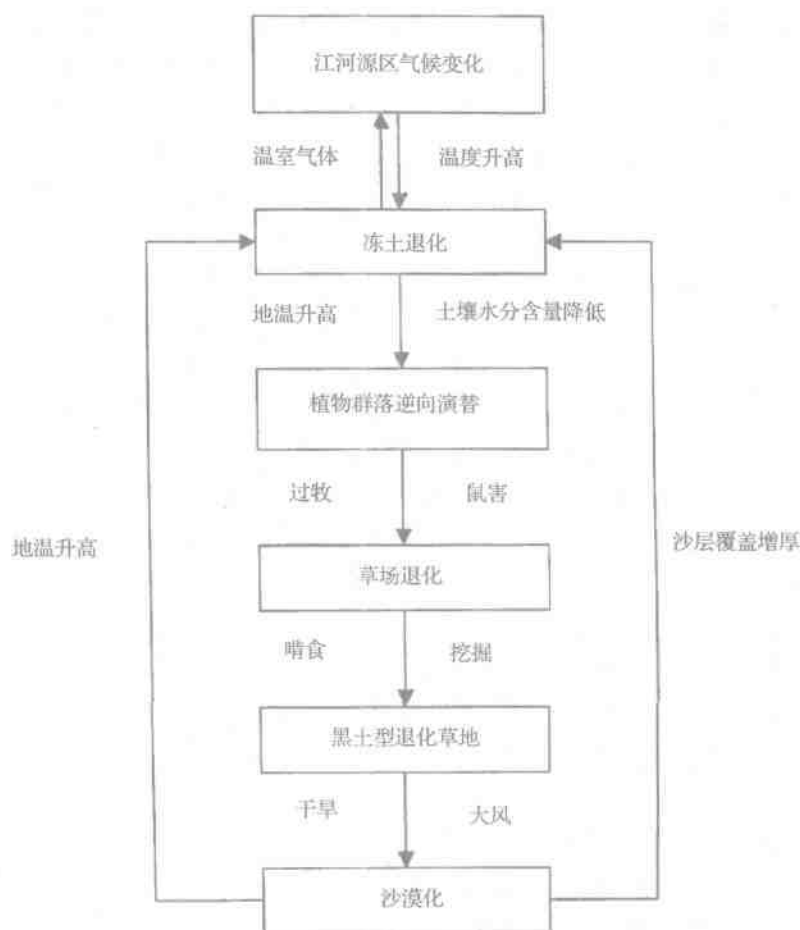


图 10-3 江河源区多年冻土退化的生态环境连锁效应(引自杨建平等, 2004)

Figure 10-3 Eco-environment chain effect generated by permafrost degradation in the source regions of Yangtze and Yellow Rivers (Cited from Yang Jianping, *et al.*, 2004)

林火灾共烧毁有林地 5437 hm^2 , 疏林地 3572 hm^2 ; 因乱砍滥伐使有林地面积减少 785 hm^2 (《青海森林》, 1993)。80 年代后期到 90 年代前期, 全省林业用地面积由 309.66 万 hm^2 减少到 287.54 万

hm², 减少 22.12 万 hm²。90 年代前期到 90 年代后期, 林业用地面积由 287.54 万 hm² 增加到 337.95 万 hm², 共增加 50.41 万 hm², 主要来自人工造林 (<http://www.nj.qhei.gov.cn/gzdt/qhs3.shtml>)。尽管 20 世纪 90 年代以来林业用地面积有所增加, 但是森林面积却减少, 主要是因为在高海拔地区人工造林后, 很难在短时间内成林, 另一方面主要是森林采伐、盗伐后形成了大面积高寒灌丛, 有很少一部分森林甚至变成了高寒草甸。分布在离居民点较近的、人口相对集中、交通方便地段的高寒灌丛, 由于居民大量砍伐灌木, 使大面积的高寒灌丛遭到严重破坏, 从而退化成高寒草甸。当森林植被遭到破坏而退化后, 其生态功能大大降低, 导致各种自然灾害和生态环境恶化。

10.3.4 超载放牧对草地生态系统的影响

自 20 世纪 60 年代以来, 三江源自然保护区畜牧业发展迅速, 70 年代末至 80 年代初达到最高峰, 玉树县牲畜总数由 90 万只羊单位增加到 252 万只羊单位; 玛沁、达日一度超过 200 万只羊单位; 甘德、玛多达到 178 万和 136 万只羊单位的历史最高记录, 与区域理论载畜水平对比分析, 甘德、玛沁、达日超载 4~5 倍, 玛多接近夏秋草场载畜量, 冬春草场超载 41.5% (王根绪, 2002)。研究地区冷季(冬春季)草场一般分布在地势较低、避风向阳、饮水方便的低海拔或河谷阶地, 占有面积较小, 而暖季(夏秋季)草场分布在海拔较高、交通不便、牲畜管理不便的地区, 往往占有面积较大, 同时在草场理论载畜水平方面两者相差较大, 冷季草场要明显小于暖季草场; 但是, 冷季草场和暖季草场并没有得到合理均衡的利用, 由于两者所处地理位置的差异, 一年中, 面积较小的冷季草场放牧时间达到 240 天左右, 而面积较大的暖季草场一般放牧时间仅为 120 天左右, 两者相差 1 倍。因此, 研究区域的冷季草场存在十分严重的超载过牧现象, 在调查研究中发现, 许多冷季草场由于过牧, 草地连续不断遭到践踏, 一些适口性较好的优良牧草反复被啃食, 生长发育受到抑

制。由于植物叶片丧失,不能进行有效地光合作用,因而也不能储藏更多的营养物质供春季萌发再生之用,结果牧草根系变短,根量减少,而牲畜不食的杂草和毒草逐渐侵入。可见,草场季节分布、面积大小不平衡和人为的草场不合理利用,导致局部冷季草场超载过牧问题严重,造成这些草地植被衰退。

10.3.5 虫鼠害对植被景观变化的影响

由于过度放牧、天敌减少、不当杀灭和全球气候变化等因素影响,研究地区的虫鼠害相当严重。根据野外样方调查统计,位于黄河源头的果洛和黄南藏族自治州的虫鼠害问题非常突出,达日县平均每公顷有黑唇鼠兔 *Ochotona curzoniae* 380 只,洞口 4208 个;玛多县高寒草甸平均每公顷有洞口 3200 个;泽库县多福顿乡公路两侧的高寒草甸平均每公顷有黑唇鼠兔和高原鼢鼠 *Myospalax baileyi* 洞口 3124 个。相比之下,长江源头和澜沧江源头的鼠害发生情况比黄河源头轻。根据 1999 年资料统计,三江源自然保护区鼠害面积共有 39213.96 km² (李迪强,李建文,2002),如此大面积的鼠害,加之过度放牧,使得原来比较稳定的草地生态系统退化,优良牧草植物种群高度和盖度降低,以细叶亚菊、橐吾、火绒草、马先蒿等为主的杂、毒草滋生蔓延,并迅速成为优势种,土壤表层根系层也发生变化,此时,喜食地下多汁轴根、肉质根茎的高原鼢鼠替代高原鼠兔而成为优势动物群,高原鼢鼠营地下生活,具有很强的挖掘能力,不仅啃食植物根茎、切断植物根系,而且把大量心土推出地面,形成密布土丘,这些土丘压埋植被,并在水蚀和风蚀作用下形成斑状秃斑地,并随地下洞穴密度加大,土壤疏松,土壤侵蚀作用加强,植被逐渐消亡,斑状秃斑也连片并形成“黑土滩”(王根绪,2002)。“黑土滩”在青藏高原独特地理环境下,经过进一步风蚀、水蚀和干旱作用,逐渐形成“荒漠化”植被景观。

10.4 小 结

10.4.1 植被景观时间变化特征

1990~2000年,研究区域植被景观格局变化特征主要表现为破碎化程度增加和多样化增大。对于森林植被景观而言,森林斑块形状指数和斑块面积同时减小,表明该地区森林面积减少主要是国家有计划采伐的结果,使采伐后剩余森林斑块形状比较规则,同时也表明林区在管护森林资源方面很有成效,滥砍滥伐现象造成的森林面积减少并不是森林破碎化的主流。1998年以来,国家虽然实行了天然林资源保护工程和野生动植物保护与自然保护建设工程,但是由于政策和技术的时滞性,效果还没显现出来(截至2000年)。高寒灌丛面积增加 1530 km^2 ,主要来源是森林砍伐后形成的,斑块数增加28块,平均斑块面积减少 76.3 km^2 ,斑块形状指数增加,所有这些变化都表明高寒灌丛受到外来干扰,破碎化相当严重,主要原因是当地居民对离居民点较近、交通方便地段和容易抵达地段的灌丛进行砍伐,用于生活能源的结果。草地植被景观的破碎化和多样化,主要内在因素在于代表旱生环境状态的高寒草原和代表退化植被景观的“荒漠化”植被景观迅速发展,使原有优势植被景观类型(高寒草甸、沼泽草甸)空间面积减少,嵌块分割破碎。而对外界干扰十分敏感的沼泽草甸面积减少 2875 km^2 ,变化最为显著。代表中生性环境的高寒草甸面积减少 2203 km^2 。代表旱生性植被景观的高寒草原面积增加 1398 km^2 ,代表退化植被景观的“荒漠化”植被面积增加 3250 km^2 。

总之,植被景观格局变化的总体趋势表明:该地区生态环境正趋于恶化;而与之相应的植被景观面积多样性增加,表明各植被类型斑块面积多样化和均匀化程度增加。因此,景观异质性与多样性所代表的生态意义应视不同区域、不同阶段的生态系统的具体特性区别对待,多样性与稳定性呈存在比较复杂的关系,例

如本研究区域中形成的稳定草地生态系统,一旦出现植被景观多样性增加,则表明原有稳定草地生态系统遭到破坏。

10.4.2 植被景观空间转移特征和影响因素

1990~2000年,对于森林植被景观而言,22.09%的森林发生了变化,其中21.53%因有计划采伐和其他原因转化成高寒灌丛;2.16%的高寒灌丛也因砍伐和取薪退化成高寒草甸,0.5%的高寒灌丛转化成森林。对于草地植被景观而言,代表湿生环境的沼泽草甸,由于对外界环境,尤其是区域气候变化的敏感性使其变化最为剧烈,其中14.83%转化成高寒草甸,4.03%转化成代表退化植被景观的“荒漠化”植被,3.23%转化成高寒草原;高寒草原向代表退化植被景观的“荒漠化”植被转化(转化面积是330 km²),0.95%的高寒草原向高寒草甸转化;相对而言,高寒草甸转化的面积比例不大,其中1.2%转化成高寒灌丛,1.63%转化成高寒草原,3.48%转化成“荒漠化”植被。另外,代表退化植被类型的“荒漠化”植被也有10.07%转化成高寒草原,4.03%转化成高寒草甸。未来10年和20年,植被景观空间转化趋势与1990~2000年相同,总体动态是:森林植被景观中的森林逐渐减少,大部分转化成高寒灌丛,而高寒灌丛本身仅有一小部分转化成森林和高寒草甸。对于草地植被景观而言,代表湿生环境的沼泽草甸和中生环境的高寒草甸向代表旱生环境的高寒草原和代表退化植被景观的“荒漠化”植被类型转化,并且是其转化的主要途径。

区域气候变化及其引起的冻土退化,对植被景观格局动态的影响是长期的、缓慢的、大面积的,而且在较短时间内对植被景观格局变化无显著影响。在较短时间内,人类活动引起的森林及灌丛砍伐、草场资源不合理利用、局部地区超载放牧和虫鼠害是影响植被景观格局变化的主要影响因素。

第 11 章

植物多样性和生态保护建议

影响三江源自然保护区植物多样性和生态变化的主要威胁因子可归纳为自然因素和人类活动两方面，自然因素的影响是缓慢的、大面积和长期的，在较短时间内还不足以对植物多样性和生态环境产生显著的负面影响。近期内，造成植物多样性减少和环境退化的主要原因是超载过牧、森林砍伐和随意采挖。针对威胁三江源自然保护区植物多样性和生态质量的主要威胁因子，提出以下建议。

11.1 加强宣传教育，大力执行植物多样性和生态保护政策

加强科学普及和宣传教育，依法进行保护管理，有助于提高人类保护生物多样性和生态环境的能力。通过各种宣传工具和形式，向各有关部门和群众宣传保护生物资源的重要性，使他们真正认识生物多样性的分布、价值和受威胁情况，知道生物多样性与社会经济和社会发展之间的关系，了解如何持续利用生物多样性资源以满足人类自身的需求，只有这样，才能充分调动保护区内广大干部和群众自觉保护生物资源的积极性。另外，三江源自然保护区内大部分是藏民，在生物多样性保护宣传教育时，应当采取多途径和方法，将生物多样性保护宣传融入到藏族通俗文化之中去，使他们更容易了解和接收保护生物多样性的意义，并投入到生物多样性的保护实践中去。

国家政策和法律是保护生物多样性和生态环境的重要基石，

能够决定生物多样性的兴衰存亡。为了保护生物多样性和生态环境,国际和国内都制定了相关的法律和政策,必须依法把这些保护政策落实到自然保护之中去。对于三江源地区,就是要认真贯彻和执行《中华人民共和国森林法》、《中华人民共和国草原法》、《自然保护区条例》等相关法律和法规,落实天然林资源保护工程、野生动植物和自然保护区建设工程和退耕还林工程等,切实加快植物多样性和生态环境的保护。

11.2 加强自然保护区的建设和管理

从以下6个方面加强自然保护区的建设和管理:

(1)尽快落实三江源国家级自然保护区的各项建设和管理工作,建立健全自然保护区管理局和管理站点的机构和设施,尽快发挥职能管理作用。

(2)正确处理好保护区和周边社区的关系,让社区以积极的姿态参与保护区的建设和管理是解决生态环境的重要措施。

(3)严格保护区管理。核心区是保护区最核心的地段,是各类原生性生态系统保护最好的地方,同时也是野生动植物分布最集中的地方,严禁任何采伐和狩猎,尽量不受人干扰,使之成为该区域的遗传基因库;缓冲区可划出一些地段作薪炭、采药观光和游览;实验区可以结合科学试验进行生产性试验。

(4)加强森林和草原防火。加强防火宣传教育,提高全民防火意识;建立火灾预警机制,若有条件,还可适当进行防火演习;建立防火指挥部和野外了望塔,加强防火队员的管理和培训,定期巡逻。

(5)病虫害防治。研究和制定重大病虫害防治、预报监测网络,加强防范机制,提高森林和草地生态系统抵抗病虫害的能力。

(6)适度开展生态旅游和狩猎活动,建立狩猎区和风景区来维护保护区边界的稳定性,满足生物多样性保护和社会经济持续

发展的双赢效益。

11.3 减少人类对生态的破坏性行为

(1) 合理利用森林资源。高海拔地区,特别是江河源头地区的森林资源,在保持水土和水源涵养等方面发挥非常重要的生态功能。一方面要严格禁止天然林采伐,另一方面要在水土流失严重的地区植树造林。严禁烧山毁林,加强管护力度,防止森林火灾,对于盗伐木材的行为要严厉惩处。

(2) 控制牲畜数量,合理利用草场资源。自 20 世纪 50 年代以来,区域内人口增加了 3 倍,家畜数量也成倍增长,而每只羊单位可占有有效草场从 1953 年的 2.35 hm^2 亩降到 1994 年的 1.12 hm^2 ,致使牧压成倍增加。由于草场退化,水土流失等原因,生态环境承受了环境容量以外的各种压力,为了控制和遏制严重退化的生态系统,必须控制牛羊总量,更新品种,提高单位牛羊的经济效益。主要措施包括:①对现有草场资源进行评估,合理制定草场承载力,从总体和区域上控制牲畜数量,严禁超载过牧;②在缓冲区和草场退化比较严重的区域实行休牧和轮牧,采取围栏封育和圈养形式,使草场得到休养生息;③国家努力培育新的经济增长点,适当减轻牧民对放牧的依赖性;④在核心区和草场退化严重的地区实行退牧还草,制定天然草场保护方案,尽量避免在这些区域有放牧活动;⑤合理平衡利用草场资源,寻求扩大暖季草场面积的途径和延长利用时间,同时减轻对冷季草场的过渡利用。

(3) 加强政府行为,坚决制止随意采挖。近年来,由于受到经济利益的驱动,到三江源区无序淘金、采挖药材的现象比较严重,植被遭到了严重破坏。利益驱动和地方保护主义是造成植被破坏和大量珍稀植物丧失的重要原因。解决的办法是:一方面禁止外来人员进驻三江源区进行采挖,为当地牧民寻求新的经济增长点,解决牧民基本生活问题;另一方面是解决地方政府的思想

观念问题,增强政府部门的生态环境保护意识,坚决制止地方保护主义。

11.4 加强植物多样性的就地和迁地保护

就地保护就是在物种原来的栖息地范围通过建立保护区或国家公园,应用行政手段有效控制采伐、放牧、采药、狩猎等措施或辅以就地人工扩繁等方法,实施生物多样性的保护。迁地保护是指将濒危动物、植物迁移到人工环境中或实施异地保护,其措施包括植物园、动物园、水族馆、种子库、无性系库和基因库等。三江源自然保护区植物多样性丧失的原因主要由人为活动影响造成,如砍伐森林、超载放牧等原因造成,而且该地区植物物种都是长期适应自然界进化的结果,彼此之间相互依赖,有些物种是高度特化的,因此对物种的保护采取就地保护为主、迁地保护为辅的策略。

11.4.1 就地保护

就地保护的主要措施是建立自然保护区,目前该地区已经建立了国家级自然保护区,国家从政策上和资金上都给予了大力支持。就地保护的主要目的就是保护物种生存的栖息地和生态系统,防止生境破坏和种群退化,但是生境和生态系统的保护并不能完全保证每一物种,特别是某些珍稀物种都得到保护,因此,除了上述加强自然保护区建设和管理的措施外,还应该针对重要的珍稀濒危物种和生态系统的关键种,如华福花、垂枝祁连圆柏等建立相应的自然保护小区或基因保护区给予特别保护。

11.4.2 迁地保护

在三江源自然保护区中有许多极为珍贵的物种,如某些遗传种质资源、药材、优良牧草等,其中的某些种类很难仅仅依靠保护区就得以长期生存,必须进行生物学、生态学特性的研究,实施迁地保护。

(1)对有重要科研价值、观赏价值和经济利用价值的物种,

如麦吊云杉、华福花、落地金钱、绶草、紫点杓兰、小斑叶兰、桃儿七、膜荚黄芪等，在自然生境中数量很少，而且种群由于受到人为干扰呈下降趋势，需要通过牵地保护进行人工繁殖、栽培试验和收集保存，用作再引进物种的来源和遗传基因库。

(2) 对于当前还未受到威胁的野生植物种群也需要进行牵地保存和收集，因为他们在今后具有巨大的潜在价值。

(3) 加强珍稀植物的培育与繁殖，对于某些成熟个体少、繁殖困难、因自然波动即会造成濒危或消失的物种，需要进行迁地保护。

(4) 栽培驯化当地优良野生饲用植物，如垂穗鹅观草 *Roegneria nutans* (Keng) Keng et S. L. Chen、穗三毛 *Trisetum spicatu* (L.) Richt. var. *spicatum*、垂穗披碱草 *Elymus nutans* Griseb.、黄花野青茅 *Deyeuxia flavens* Keng、丝颖针茅 *Stipa capillacea* Keng 和赖草 *Leymus dasytachys* (Georgi) Tzvel. var. *secalinus* 等，用于选育优良牧草补给定点喂养的牲畜，从而减少牲畜对草地践踏的机会。

11.5 加强植物多样性的科学研究

建议从以下 9 个方面加强三江源自然保护区的植物多样性的科学研究：

(1) 大力开展科学研究，进一步摸清保护区内各种生态系统的组成、结构、功能以及珍贵物种的生长和分布规律，为经营和利用保护区内珍贵物种提供理论依据。

(2) 开展植物多样性的本底资源清查，在已经评价和制定出稀有濒危植物名录的基础上，开展珍稀濒危植物的生物学与生态学特性研究，组织多学科进行联合攻关，培养一批高素质的科研和管理人员，探索植物濒危原因和过程，制定合理的保护措施。

(3) 研究在青藏高原特殊气候变动对植物多样性的影响，以及植物多样性对气候变化的响应。

(4) 开展不同生态系统、不同干扰梯度下植物多样性的变化

格局和对生态过程的影响。

(5)加强湿地植物多样性和湿地生态系统结构、功能、生产力和稳定性的研究。

(6)建立不同生态系统中植物多样性的长期监测网络,加强野外定点长期观测,为植物多样性和生态系统的基础研究提供真实可靠的科学数据。

(7)开展受损生态系统恢复和重建模式的研究,促进植物多样性的可持续利用。

(8)由于气候变化、多年冻土和寒区环境之间存在复杂、动态的相互作用,在不断完善已有的监测网络的基础上,需要建立更多监测站点,加大监测密度,以便科学定量的监测、模拟、验证和预测气候变化、冻土冻融和江河源区环境之间的动态关系、过程 and 变化趋势。

(9)加强退化森林生态系统和草地生态系统的恢复和重建。

11.6 退化生态系统恢复和重建

三江源森林-草甸交错带总体上可分为森林生态系统和草地生态系统,由于气候变化和人类活动影响,短期内特别是人类活动,如人为森林火灾、森林砍伐和超载过牧等行为,使森林生态系统和草地生态系统持续退化,生态环境进一步恶化,对退化生态系统进行恢复和重建是保护生物多样性和生态环境的重要手段。

11.6.1 退化森林生态系统的恢复和重建

(1)对研究区域残存原始林、过伐林实行封山育林。封山育林是促使自然演替,从而恢复已退化生态系统的重要方法。通过封山育林,利用林木下天然下种和萌生更新能力,能够缩短森林恢复的时间,保护珍稀物种和促进生态系统的稳定。对于残存的原始林,采取全面和绝对封育措施,作为今后退化森林生态系统恢复和重建的标准和依据;对于过伐林,需要采取封山和人工造

林相结合的方式。

(2)维持适度扰动机制。研究表明,高海拔地区高寒针叶林的天然更新与林分郁闭度、林分结构等密切相关。天然林中,林下更新与郁闭度呈负相关,例如青海云杉天然林,林分郁闭度0.1~0.3,天然更新良好,林分郁闭度0.4~0.6,天然更新能力一般,林分郁闭度0.7~0.8,天然更新能力较差,郁闭度>0.9,林分基本无天然更新(吴春芳,许兰秀,1997),因此,需要采取适度强度的择伐,控制林分郁闭度,促使天然更新顺利完成。林分郁闭度到底多大才能既促进天然更新良好,又能维持生物多样性的稳定,需要根据不同林分类型进一步研究。另外,维持适度扰动机制,使天然林中有利于更新的林窗出现,将会促进天然更新。

(3)人工更新。人工更新是天然林采伐或破坏后,在各类迹地上进行的人工恢复森林的方法,研究证明,人工恢复和重建是三江源地区采伐迹地物种多样性和森林恢复最主要的途径,因为该地区自然演替十分缓慢,如果采伐迹地不立即进行人工恢复和重建,在今后相当长的时间内都维持灌丛和杂草群落阶段,并且容易遭到放牧等外界干扰,可能导致生态系统进一步退化。人工更新需要研究更新模式和方法,例如鳞皮冷杉原始林采伐后,迹地变暖变干,不适宜喜冷湿的冷杉更新,而适合云杉生长,故可用云杉进行更新。过去一直沿用人工更新采用单一云杉的倾向,今后需要研究采伐迹地人工更新的树种配置、栽培密度、不同造林体系对物种多样性的影响,寻求合理的人工更新模式和方法。

(4)1998年起,该地区实行天然林资源保护工程,随后又实行退耕还林工程,应当按照国家要求,在25°以上的山地和江河源头及其两岸退耕还林(草),积极发展还林(草)的后续产业,不断探索新的植被恢复和持续发展模式。

11.6.2 退化草地生态系统的恢复和重建

(1)对于江河源区轻度和中度退化草地,可采用禁牧/围栏封

育、应用混合除草剂(甲黄隆 80% 与阔叶净 20% 的混合物)进行毒杂草防除、草地施肥的措施进行恢复和改良。一般而言,轻度退化草地禁牧封育需要 2~3 年的时间,中度退化草地需要封育 5 年左右才能使其植被恢复到初始状态。

(2)重度和“黑土型”退化草地,通过建植人工草地(主要在原生植被少于 30%,且地势平坦水分条件较好的地段进行,草种以耐寒的披碱草属、羊茅属和早熟禾属多年生禾本科牧草为主)和半人工草地(主要采取补播、施肥、灭除毒杂草等综合防治措施,尽量不要破坏莎草科等原生植被)的手段恢复与重建。建立人工草地的农艺措施主要是灭鼠—翻耕—耙磨—撒播(或条播)—施肥—镇压等工序。

(3)工程措施和生物措施相结合,治理草地沙化。

(4)根据三江源不同地区的虫鼠害成因、各自的生态习性、行为特点和危害程度,采取各种有效措施防止和治理草地虫鼠害,主要包括草地自身的治理和修复、培育虫鼠害的天敌进行生物防治、以及适当采用化学治理的方法。

附表:三江源自然保护区主要林区种子植物名录

中文名	学名	濒危级别	保护类别
1 松科	Pinaceae		
黄果冷杉	<i>Abies ernestii</i> Rehd.	近危种	二类优先关注
鳞皮冷杉	<i>A. squamata</i> Mast.	易危种	一类优先关注
岷江冷杉	<i>A. faxoniana</i> Rehd. et Wils.	近危种	二类优先关注
川西云杉	<i>Picea likiangensis</i> (Franch.) Pritz var. <i>balfouriana</i> (Rehd. et Wils.) Hillier ex Slavin	安全种	三类优先关注
鳞皮云杉	<i>P. retroflexa</i> Mast.	近危种	二类优先关注
紫果云杉	<i>P. purpurea</i> Mast.	安全种	三类优先关注
青海云杉	<i>P. crassifolia</i> Kom.	安全种	三类优先关注
油麦吊云杉	<i>P. brachytyla</i> var. <i>complanata</i> (Mast.) Cheng ex Rhed.	濒危种	一类优先关注
华北落叶松	<i>Larix principis-rupprechtii</i> Mayr.	近危种	三类优先关注
红杉	<i>L. potaninii</i> Batal.	近危种	三类优先关注
油松	<i>Pinus tabulaeformis</i> Carr.	近危种	三类优先关注
2 柏科	Cupressaceae		
大果圆柏	<i>Sabina tibetica</i> Kom.	安全种	三类优先关注
密枝圆柏	<i>S. conwallium</i> (Rehd. et Wils.) Cheng et W. T. Wang	安全种	三类优先关注
方枝柏	<i>S. saltuaria</i> (Rehd. et Wils.) Cheng et W. T. Wang	近危种	二类优先关注
塔枝圆柏	<i>S. komarovii</i> (Florin) Cheng et W. T. Wang	近危种	二类优先关注
垂枝柏	<i>S. recurva</i> (Buch.-Ham.) Antoine	近危种	二类优先关注
祁连圆柏	<i>S. przewalskii</i> Kora.	安全种	三类优先关注
垂枝祁连圆柏	<i>S. przewalskii</i> f. <i>pendula</i> Cheng et L. K. Fu	易危种	二类优先关注
3 麻黄科	Ephedraceae		
山岭麻黄	<i>Ephedra gerardiana</i> Wall.	近危种	二类优先关注
草麻黄	<i>E. sinica</i> Stapf	近危种	二类优先关注
单子麻黄	<i>E. monosperma</i> Gmel. ex Mey.	近危种	三类优先关注
木贼麻黄	<i>E. equisetina</i> Bunge	近危种	二类优先关注
4 杨柳科	Salicaceae		
山杨	<i>Populus davidiana</i> Dode	近危种	三类优先关注
小叶杨	<i>P. simonii</i> Carr.	安全种	三类优先关注
青杨	<i>P. cathayana</i> Rehd.	安全种	三类优先关注
冬瓜杨	<i>P. purdomii</i> Rehd.	安全种	三类优先关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
山生柳	<i>Salix oritrepha</i> Schneid.	安全种	三类优先关注
贵南柳	<i>S. juparica</i> Gröz	安全种	三类优先关注
腹毛柳	<i>S. delavayana</i> Hand. -Mazz.	近危种	三类优先关注
康定柳	<i>S. paraplesia</i> Schneid.	近危种	三类优先关注
乌柳	<i>S. cheilophila</i> Schneid.	安全种	三类优先关注
川滇柳	<i>S. rehderiana</i> Schneid.	近危种	三类优先关注
秦岭柳	<i>S. alfredi</i> Gröz	近危种	三类优先关注
奇花柳	<i>S. atopantha</i> Schneid.	安全种	三类优先关注
匙叶柳	<i>S. spatulifolia</i> Seemen	安全种	三类优先关注
洮河柳	<i>S. taensis</i> Gröz	安全种	三类优先关注
旱柳	<i>S. matsudana</i> Koidz.	近危种	三类优先关注
毛坡柳	<i>S. obscura</i> Anderss.	近危种	三类优先关注
青皂柳	<i>S. pseudo-wallichiana</i> Gröz	近危种	三类优先关注
中国黄花柳	<i>S. sinica</i> (Hao) C. Wang et C. F. Fang	近危种	三类优先关注
迟花柳	<i>S. opsimantha</i> Schneid.	近危种	三类优先关注
吉拉柳	<i>S. gilashanica</i> C. Wang et P. Y. Fu	近危种	三类优先关注
坡柳	<i>S. myrtillacea</i> Anderss.	近危种	三类优先关注
5 桦木科	Betulaceae		
白桦	<i>Betula platyphylla</i> Suk.	安全种	三类优先关注
红桦	<i>B. albo-sinensis</i> Burkill	近危种	三类优先关注
糙皮桦	<i>B. utilis</i> D. Don	近危种	三类优先关注
坚桦	<i>B. chinensis</i> Maxim.	近危种	三类优先关注
矮桦	<i>B. potaninii</i> Batal.	近危种	三类优先关注
6 荨麻科	Urticaceae		
宽叶荨麻	<i>Urtica laetevirens</i> Maxim.	安全种	一般关注
齿叶荨麻	<i>U. laetevirens</i> Maxim. subsp. <i>dentata</i> (Hand. -Mazz.) C. J. Chen	安全种	一般关注
7 檀香科	Santalaceae		
长叶百蕊草	<i>Thesium longifolium</i> Turcz.	安全种	一般关注
长花百蕊草	<i>T. longiflorum</i> Hand. -Mazz.	安全种	一般关注
8 桑寄生科	Loranthaceae		
油杉寄生	<i>Arceuthobium chinense</i> Lec.	近危种	三类优先关注
9 蓼科	Polygonaceae		
冰岛蓼	<i>Koenigia islandica</i> Linn.	安全种	一般关注
肾叶山蓼	<i>Oxyria digyna</i> (Linn.) Hill	近危种	三类优先关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
掌叶大黄	<i>Rheum palmatum</i> Linn.	安全种	三类优先关注
小大黄	<i>R. pumilum</i> Maxim.	安全种	一般关注
河套大黄	<i>R. hotoense</i> C. Y. Cheng et Kao	近危种	三类优先关注
卵叶大黄	<i>R. ovatum</i> C. Y. Cheng et T. C. Kao	近危种	三类优先关注
丽江大黄	<i>R. likiangense</i> Sam.	近危种	三类优先关注
穗序大黄	<i>R. spiciforme</i> Royle	易危种	三类优先关注
尼泊尔酸模	<i>Rumex nepalensis</i> Spreng.	安全种	一般关注
水生酸模	<i>R. aquaticus</i> Linn.	安全种	一般关注
酸模	<i>R. acetosa</i> Linn.	安全种	一般关注
巴天酸模	<i>R. patientia</i> Linn.	安全种	一般关注
苦荞麦	<i>Fagopyrum tataricum</i> (Linn.) Gaertn.	安全种	一般关注
叉分蓼	<i>Polygonum divaricatum</i> Linn.	安全种	一般关注
冰川蓼	<i>P. glaciale</i> (Meisn.) Hook. f.	安全种	一般关注
西伯利亚蓼	<i>P. sibiricum</i> Laxm.	安全种	一般关注
圆穗蓼	<i>P. macrophyllum</i> D. Don	安全种	一般关注
高山蓼	<i>P. alpinum</i> All.	安全种	一般关注
头序蓼	<i>P. alatum</i> Hamilt. et D. Don Prodr.	安全种	一般关注
卷茎蓼	<i>P. convolvulus</i> Linn.	安全种	一般关注
硬毛蓼	<i>P. hookeri</i> Meisn.	安全种	一般关注
珠芽蓼	<i>P. viviparum</i> Linn.	安全种	一般关注
柔毛蓼	<i>P. pilosum</i> (Maxim.) Forb. et Hemsl.	安全种	一般关注
齿翅蓼	<i>P. dentato-alatum</i> F. Schmidt ex Maxim.	安全种	一般关注
扁蓄	<i>P. aviculare</i> Linn.	安全种	一般关注
10 藜科	Chenopodiaceae		
驼绒藜	<i>Ceratoides latens</i> (J. F. Gmel.) Reveal et Holmgren	安全种	一般关注
角果碱蓬	<i>Suaeda corniculata</i> (C. A. Mey.) Bunge	安全种	一般关注
轴藜	<i>Axyris amaranthoides</i> Linn.	安全种	一般关注
杂配轴藜	<i>A. hybrida</i> Linn.	安全种	一般关注
刺藜	<i>Chenopodium aristatum</i> Linn.	安全种	三类优先关注
菊叶香藜	<i>C. foetidum</i> Schrad.	安全种	一般关注
灰绿藜	<i>C. glaucum</i> Linn.	安全种	一般关注
小白藜	<i>C. iljinii</i> Golosk.	安全种	一般关注
杂配藜	<i>C. hybridum</i> Linn.	安全种	一般关注
藜	<i>C. album</i> Linn.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
11 石竹科	Caryophyllaceae		
薄蒴草	<i>Leptrodiclis holosteoides</i> (C. A. Meyer) Fisch. et Mey.	安全种	一般关注
簇生卷耳	<i>Cerastium caespitosum</i> Gilib.	安全种	一般关注
卷耳	<i>C. arvense</i> Linn.	安全种	一般关注
无心菜	<i>Arenaria serpyllifolia</i> Linn.	安全种	一般关注
雪灵芝	<i>A. brevipetala</i> Y. W. Tsui et L. H. Zhou	安全种	一般关注
八宿雪灵芝	<i>A. baxoiensis</i> L. H. Zhou	安全种	一般关注
藓状雪灵芝	<i>A. bryophylla</i> Fernald	安全种	一般关注
甘肃雪灵芝	<i>A. kansuensis</i> Maxim.	安全种	一般关注
青藏雪灵芝	<i>A. roborowskii</i> Maxim.	安全种	一般关注
澜沧雪灵芝	<i>A. lancangensis</i> L. H. Zhou	安全种	一般关注
山居雪灵芝	<i>A. edgeworthiana</i> Majumdar	安全种	一般关注
福祿草	<i>A. przewalskii</i> Maxim.	安全种	一般关注
山生福祿草	<i>A. oreophila</i> Hook. f. ex Edgew. et Hook. f.	安全种	一般关注
密生福祿草	<i>A. densissima</i> Wall. ex. Edgew. et Hook. f.	安全种	一般关注
团状福祿草	<i>A. polytrichoides</i> Edgew. ex Edgew. Et Hook. f.	安全种	一般关注
西南无心菜	<i>A. forrestii</i> Diels	安全种	一般关注
黑蕊无心菜	<i>A. melanandra</i> (Maxim.) Mattf. ex Hand. -Mazz.	安全种	一般关注
昌都无心菜	<i>A. chandoensis</i> C. Y. Wu ex L. H. Zhou	安全种	一般关注
瞿麦	<i>Dianthus superbus</i> Linn.	安全种	一般关注
繁缕	<i>Stellaria media</i> Linn.	安全种	一般关注
双歧繁缕	<i>S. dichotoma</i> Linn.	安全种	一般关注
禾叶繁缕	<i>S. graminea</i> Linn.	安全种	一般关注
伞花繁缕	<i>S. umbellata</i> Turcz.	安全种	一般关注
毛湿地繁缕	<i>S. uda</i> var. <i>pubescens</i> Y. W. Cui et. L. H. Zhou	安全种	一般关注
沙生繁缕	<i>S. arenaria</i> Maxim.	安全种	一般关注
异色繁缕	<i>S. discolor</i> Turcz.	安全种	一般关注
偃卧繁缕	<i>S. decumbens</i> Edgew.	安全种	一般关注
假繁缕	<i>Pseudostellaria maximowicziana</i> (Franch. et Sav.) Pax	安全种	一般关注
窄叶太子参	<i>P. sylvestris</i> (Maxim.) Pax ex Pax et Hoffm.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
喜马拉雅太子参	<i>P. heterantha</i> (Maxim.) Pax ex Pax et Hoffm. var. <i>himalaica</i>	安全种	一般关注
蔓生太子参	<i>P. davidii</i> (Franch.) Pax ex Pax et Hoffm.	安全种	一般关注
簇生柔子草	<i>Thylacospermum caespitosum</i> (Camb.) Schischk	安全种	一般关注
女娄菜	<i>Melandrium apricum</i> (Turcz.) Rohrb.	安全种	一般关注
簇生女娄菜	<i>M. caespitosum</i> (Bur. et Franch.) F. N. Willimas.	安全种	一般关注
多茎女娄菜	<i>M. multicaule</i> Rohrb.	安全种	一般关注
腺女娄菜	<i>M. glandulosum</i> (Maxim.) F. N. Willimas.	安全种	一般关注
囊谦女娄菜	<i>M. nanggenensis</i> (C. L. Tang) L. H. Zhou	近危种	三类优先关注
高雪轮	<i>Silene armeria</i> Linn.	安全种	一般关注
细蝇子草	<i>S. tenuis</i> Willd. Enum.	安全种	一般关注
银柴胡	<i>S. jenkinsensis</i> Willd. Enum.	安全种	一般关注
蔓麦瓶草	<i>S. repens</i> Patr.	安全种	一般关注
麦瓶草	<i>S. conoidea</i> Linn.	安全种	一般关注
12 毛茛科	Ranunculaceae		
花葶驴蹄草	<i>Caltha scaposa</i> Hook. f. et Thoms.	安全种	一般关注
矮金莲花	<i>Trollius farreri</i> Stapf.	安全种	一般关注
小金莲花	<i>T. pumilus</i> D. Don	安全种	一般关注
毛茛状金莲花	<i>T. ranunculoides</i> Hemsl.	安全种	一般关注
甘青乌头	<i>Aconitum tanguticum</i> (Maxim.) Stapf	安全种	一般关注
高乌头	<i>A. sinomontanum</i> Nakai	安全种	一般关注
露蕊乌头	<i>A. gymnanthum</i> Maxim	安全种	一般关注
伏毛铁锤棒	<i>A. flavum</i> Hand. -Mazz.	安全种	一般关注
铁锤棒	<i>A. pendulum</i> Busch	安全种	一般关注
毛翠雀花	<i>Delphinium trichophorum</i> Franch.	安全种	一般关注
疏花翠雀花	<i>D. sparsiflorum</i> Maxim.	安全种	一般关注
展毛翠雀花	<i>D. kamaonense</i> var. <i>glabrescens</i> (W. T. Wang)	安全种	一般关注
单花翠雀花	<i>D. candelabrum</i> var. <i>monanthum</i> (Hand. -Mazz.) W. T. Wang	安全种	一般关注
青海翠雀花	<i>D. tatsienense</i> var. <i>chinghaiense</i> W. T. Wang	安全种	一般关注
白蓝翠雀花	<i>D. alboceruleum</i> Maxim.	安全种	一般关注
囊谦翠雀花	<i>D. nangchienenense</i> W. T. Wang	近危种	三类优先关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
蓝翠雀花	<i>D. caeruleum</i> Jacq. ex Camb.	安全种	一般关注
大通翠雀花	<i>D. pylzowii</i> Maxim.	安全种	一般关注
唐古拉翠雀花	<i>D. tangkulaense</i> W. T. Wang	近危种	三类优先关注
拟楼斗菜	<i>Paraquilegia microphylla</i> (Royle) Drymm. et Hutch.	近危种	三类优先关注
楼斗菜	<i>Aquilegia viridiflora</i> Pall.	安全种	一般关注
无距楼斗菜	<i>A. ecalcarata</i> Maxim.	近危种	三类优先关注
腺毛唐松草	<i>Thalictrum foetidum</i> Linn.	安全种	一般关注
长柄唐松草	<i>T. przewalskii</i> Maxim.	安全种	三类优先关注
瓣蕊唐松草	<i>T. petaloideum</i> Linn.	近危种	一般关注
钩柱唐松草	<i>T. uncatum</i> Maxim.	安全种	一般关注
亚欧唐松草	<i>T. minus</i> Linn.	安全种	一般关注
高山唐松草	<i>T. alpinum</i> Linn.	安全种	一般关注
白茎唐松草	<i>T. leuconotum</i> Franch.	近危种	三类优先关注
芸香叶唐松草	<i>T. rutifolium</i> Hook. f. et. Thoms.	近危种	三类优先关注
石砾唐松草	<i>T. squamiferum</i> Lecoy.	安全种	一般关注
展毛银莲花	<i>Anemone demissa</i> Hook. f. et. Thoms.	安全种	一般关注
小银莲花	<i>A. exigua</i> Maxim.	安全种	一般关注
叠裂银莲花	<i>A. imbricata</i> Maxim.	近危种	三类优先关注
条裂银莲花	<i>A. trullifolia</i> Hook. f. et. Thoms. var. <i>linearia</i>	安全种	一般关注
疏齿银莲花	<i>A. obtusiloba</i> D. Don ssp. <i>ovalifolia</i> Buhl.	近危种	三类优先关注
草玉梅	<i>A. rivularis</i> Buch. -Ham. ex DC.	安全种	一般关注
大火草	<i>A. tomentosa</i> (Maxim.) Pei	安全种	一般关注
甘川铁线莲	<i>Clematis akebioides</i> (Maxim.) Hort ex Veitch	近危种	三类优先关注
黄花铁线莲	<i>C. intricata</i> Bunge	近危种	三类优先关注
长瓣铁线莲	<i>C. macropetala</i> Ledeb.	近危种	一般关注
短尾铁线莲	<i>C. brevicaudata</i> DC.	近危种	三类优先关注
芹叶铁线莲	<i>C. aethusaefolia</i> Turcz.	近危种	一般关注
甘青铁线莲	<i>C. tangutica</i> (Maxim.) Korsh	安全种	一般关注
长花铁线莲	<i>C. rehderiana</i> Craib	近危种	三类优先关注
星叶草	<i>Circaeaster agrestis</i> Maxim.	近危种	三类优先关注
美花草	<i>Callianthemum pimpinelloides</i> (D. Don) Hook. f. et Thoms.	近危种	一般关注
蓝侧金盏花	<i>Adonis coerulea</i> Maxim.	近危种	一般关注
黄三七	<i>Souliea vaginata</i> (Maxim.) Franch.	易危种	三类优先关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
升麻	<i>Cimicifuga foetida</i> Linn.	安全种	一般关注
川赤芍	<i>Paeonia weitchii</i> Lynch	近危种	三类优先关注
高原毛茛	<i>Ranunculus tanguticus</i> (Maxim.) Ovcz.	安全种	一般关注
川青毛茛	<i>R. chuanchingensis</i> L. Liou	安全种	一般关注
砾地毛茛	<i>R. glareosus</i> Hand.-Mazz.	安全种	一般关注
云生毛茛	<i>R. longicaulis</i> var. <i>nephelogenes</i> (Edgew.) L. Liou	安全种	一般关注
美丽毛茛	<i>R. pulchellus</i> C. A. Mey.	安全种	一般关注
浮毛茛	<i>R. natans</i> C. A. Mey.	安全种	一般关注
甘藏毛茛	<i>R. glabricaulis</i> (Hand.-Mazz.) L. Liou	安全种	一般关注
棉毛茛	<i>R. membranaceus</i> Royle.	安全种	一般关注
长茎毛茛	<i>R. longicaulis</i> C. A. Mey.	安全种	一般关注
圆叶毛茛	<i>R. indivisus</i> (Maxim.) Hand.-Mazz.	安全种	一般关注
扁果草	<i>Isopyrum anemonoides</i> Kar. et Kir.	安全种	一般关注
鸦趾花	<i>Oxygraphis glacialis</i> (Fisch.) Bge.	安全种	一般关注
三裂碱毛茛	<i>Halerpestes tricuspidatus</i> (Maxim.) Hand.-Mazz.	安全种	一般关注
长叶碱毛茛	<i>H. ruthenica</i> (Jacq.) Ovcz.	安全种	一般关注
水毛茛	<i>Batrachium bungei</i> (Steud.) L. Liou	安全种	一般关注
13 小檗科	Berberidaceae		
鲜黄小檗	<i>Berberis diaphana</i> Maxim.	安全种	一般关注
直穗小檗	<i>B. dasystachya</i> Maxim.	安全种	一般关注
细叶小檗	<i>B. poiretii</i> Schneid.	近危种	三类优先关注
拟小檗	<i>B. dubia</i> Schneid.	近危种	三类优先关注
西北小檗	<i>B. verna</i> Schneid.	安全种	一般关注
变绿小檗	<i>B. virescens</i> Hook. f. et Thoms.	近危种	一般关注
锥花小檗	<i>B. aggregata</i> Schneid.	安全种	一般关注
刺红珠	<i>B. dictyophylla</i> Franch.	安全种	一般关注
秦岭小檗	<i>B. circumserrata</i> Schneid.	安全种	一般关注
川滇小檗	<i>B. jamesiana</i> Forrest et W. W. Smith	安全种	一般关注
小叶小檗	<i>B. wilsonae</i> Hemsl.	安全种	一般关注
桃儿七	<i>Sinopodophyllum hexandrum</i> (Poyle) Ying	易危种	三类优先关注
14 罂粟科	Papaveraceae		
久治绿绒蒿	<i>Meconopsis barbiseta</i> C. Y. Wu et H. Chuang ex L. H. Zhou	近危种	三类优先关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
红花绿绒蒿	<i>M. punicea</i> Maxim.	易危种	二类优先关注
五脉绿绒蒿	<i>M. quintuplinervia</i> Regel	近危种	三类优先关注
多刺绿绒蒿	<i>M. horridula</i> Hook. f. et Thoms.	近危种	一般关注
全缘叶绿绒蒿	<i>M. integrifolia</i> (Maxim.) Franch.	近危种	三类优先关注
细果角茴香	<i>Hypecoum leptocarpum</i> Hook. f. et Thoms.	近危种	一般关注
尖突黄堇	<i>Corydalis mucronifera</i> Maxim.	安全种	一般关注
扇苞黄堇	<i>C. rheinbabeniana</i> Fedde	安全种	一般关注
条裂黄堇	<i>C. linarioides</i> Maxim.	易危种	三类优先关注
草黄花黄堇	<i>C. straminea</i> Maxim.	安全种	一般关注
蛇果黄堇	<i>C. ophiocarpa</i> Hook. f. et Thoms.	安全种	一般关注
暗绿紫堇	<i>C. melanochlora</i> Maxim.	安全种	一般关注
糙果紫堇	<i>C. trachycarpa</i> Maxim.	安全种	一般关注
红花紫堇	<i>C. punicea</i> C. Y. Wu	安全种	一般关注
赛北紫堇	<i>C. impatiens</i> (Pall.) Fisch. ex DC.	安全种	一般关注
弯花紫堇	<i>C. curviflora</i> Maxim. ex Hemsl.	安全种	一般关注
叠裂黄堇	<i>C. dasyspeta</i> Maxim.	安全种	一般关注
多茎天山黄堇	<i>C. capnoides</i> (L.) Pers. var. <i>tibetica</i> Maxim.	安全种	一般关注
粉绿延胡索	<i>C. glaucescens</i> Regel	安全种	一般关注
白屈菜	<i>Chelidonium majus</i> L.	安全种	一般关注
15 十字花科	Cruciferae		
宽叶独行菜	<i>Lepidium latifolium</i> Linn.	安全种	一般关注
独行菜	<i>L. apetalum</i> Willd.	安全种	一般关注
头花独行菜	<i>L. capitatum</i> Hook. f. et Thoms.	安全种	一般关注
菥蓂	<i>Thlaspi arvense</i> Linn.	安全种	一般关注
芥菜	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (Linn.) Medic.	安全种	一般关注
藏芥	<i>Hedinia tibetica</i> (Thoms.) Ostenf.	安全种	一般关注
双脊芥	<i>Dilophia fontana</i> Maxim.	安全种	一般关注
双果芥	<i>Megadenia pygmaea</i> Maxim.	安全种	一般关注
总苞葶苈	<i>Draba involucrata</i> Smith	安全种	一般关注
匍匐葶苈	<i>D. reptans</i> (Lam.) Fern.	安全种	一般关注
矮喜山葶苈	<i>D. oreades</i> Schrenk var. <i>commutata</i> (E. Regel) O. E. Schulz	安全种	一般关注
球果葶苈	<i>D. glomerata</i> Royle	安全种	一般关注
丽江葶苈	<i>D. lichiangensis</i> W. W. Smith	安全种	一般关注
光锥果葶苈	<i>D. lanceolata</i> Royle	安全种	一般关注
阿尔泰葶苈	<i>D. altaica</i> (C. A. Mey.) Bunge	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
小花葶苈	<i>D. parviflora</i> (E. Rege.) O. E. Schulz	安全种	一般关注
毛叶葶苈	<i>D. lasiophylla</i> Royle	安全种	一般关注
北方葶苈	<i>D. borealis</i> DC.	安全种	一般关注
葶苈	<i>D. nemorosa</i> Linn.	安全种	一般关注
毛葶苈	<i>D. eriopoda</i> Turcz.	安全种	一般关注
苞序葶苈	<i>D. ladyginii</i> Pohle	安全种	一般关注
大叶碎米荠	<i>Cardamine macrophylla</i> Willd.	安全种	一般关注
窄叶碎米荠	<i>C. impatiens</i> L. var. <i>angustifolia</i> O. E. Schulz	安全种	一般关注
紫花碎米荠	<i>C. tangutorum</i> O. E. Schulz	安全种	一般关注
宽翅弯蕊芥	<i>Loxostemon delavayi</i> Franch.	安全种	一般关注
弯蕊芥	<i>L. pulchellus</i> Hook. f. et Thoms.	安全种	一般关注
单花芥	<i>Pegacophyton scapiflorum</i> (J. D. Hooker et Thomson) C. Marquand et Airy Shaw	安全种	一般关注
山芥	<i>Barbarea orthoceras</i> Lédeb.	安全种	一般关注
垂果南芥	<i>Arabis pendula</i> L. var. <i>pendula</i>	安全种	一般关注
硬毛南芥	<i>A. hirsuta</i> (Linn.) Scop.	安全种	一般关注
宽翅南芥	<i>A. latialata</i> Y. C. Lan et T. Y. Chen	安全种	一般关注
高原芥	<i>Christolea crassifolia</i> Camb.	安全种	一般关注
异蕊芥	<i>Dimorphostemon pinnatus</i> Kitag. Neo-Lineam	安全种	一般关注
宽果丛菔	<i>Solms-Laubachia eurycarpa</i> (Maxim.) Botsch.	安全种	一般关注
睫毛丛菔	<i>S. ciliaris</i> (Bur. et Franch.) Botsch.	安全种	一般关注
四棱芥	<i>Goldbachia laevigata</i> (M. -Bieb) DC.	安全种	一般关注
小花糖芥	<i>Erysimum cheiranthoides</i> Linn.	安全种	一般关注
糖芥	<i>E. bungei</i> (Kitag.) Kitag.	安全种	一般关注
芝麻菜	<i>Eruca sativa</i> Mill.	安全种	一般关注
红紫桂竹香	<i>Cheiranthus roseus</i> Maxim.	安全种	一般关注
川滇山菥蓂	<i>Eutrema lancifolium</i> (Franch.) O. E. Schulz	安全种	三类优先关注
密序山菥蓂	<i>E. heterophylla</i> (W. W. Smith) Hara	安全种	一般关注
垂果大蒜芥	<i>Sisymbrium heteromallum</i> C. A. Mey.	安全种	一般关注
西藏肉叶芥	<i>Braya tibetica</i> Hook. f. et Thoms.	易危种	二类优先关注
青海肉叶芥	<i>B. kokonorica</i> O. E. Schulz	易危种	二类优先关注
播娘蒿	<i>Descurainia sophia</i> (L.) Webb ex Prantl	安全种	一般关注
涩芥	<i>Malcolmia africana</i> (L.) R. Br.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
16 景天科	Crassulaceae		
粗茎红景天	<i>Rhodiola wallichiana</i> (HK.) S. H. Fu	安全种	一般关注
友文红景天	<i>R. tsuiana</i> S. H. Fu	安全种	一般关注
洮河红景天	<i>R. taohoensis</i> S. H. Fu	安全种	一般关注
四裂红景天	<i>R. quadrifida</i> (Pall.) Fisch. et Mey.	安全种	一般关注
喜马红景天	<i>R. himalensis</i> (D. Don) S. H. Fu	安全种	一般关注
宽果红景天	<i>R. eurycarpa</i> (Fröd.) S. H. Fu	安全种	一般关注
对叶红景天	<i>R. subopposita</i> (Maxim.) Jacobsen	安全种	一般关注
唐古特红景天	<i>R. algida</i> (Ledeb.) Fisch. et Mey. var. <i>tangutica</i> (Maxim.) S. H. Fu	安全种	一般关注
狭叶红景天	<i>R. kirilowii</i> (Regel) Maxim.	安全种	一般关注
宽瓣红景天	<i>R. rotundata</i> (Hemsl.) S. H. Fu	安全种	一般关注
尖叶景天	<i>Sedum fedtschenkoi</i> Hamet	安全种	一般关注
土三七	<i>S. aizoon</i> Linn.	安全种	一般关注
冰川景天	<i>S. sinoglaciale</i> K. T. Fu	安全种	一般关注
瓦松	<i>Orostachys fimbriatus</i> (Turcz.) Burger	安全种	一般关注
17 虎耳草科	Saxifragaceae		
优越虎耳草	<i>Saxifraga egregia</i> Engl.	安全种	一般关注
狭瓣虎耳草	<i>S. pseudohirculus</i> Engl.	安全种	一般关注
山地虎耳草	<i>S. montana</i> H. Smith	安全种	一般关注
丽江虎耳草	<i>S. likiangensis</i> Franch.	安全种	一般关注
爪瓣虎耳草	<i>S. unguiculata</i> Engl.	安全种	一般关注
黑蕊虎耳草	<i>S. melanocentra</i> Franch.	安全种	一般关注
小果虎耳草	<i>S. microgyna</i> Engl. et Immsch.	安全种	一般关注
半球虎耳草	<i>S. hemispherica</i> Hook. f. et Thoms.	安全种	一般关注
玉树虎耳草	<i>S. yushuensis</i> J. T. Pan	安全种	一般关注
燃灯虎耳草	<i>S. lychnitis</i> Hook. f. et Thoms.	安全种	一般关注
唐古特虎耳草	<i>S. tangutica</i> Engl.	安全种	一般关注
西南虎耳草	<i>S. signata</i> Engl. et Immsch.	安全种	一般关注
囊谦虎耳草	<i>S. nangqenica</i> J. T. Pan	近危种	三类优先关注
三脉梅花草	<i>Parnassia trinervis</i> Drude	安全种	一般关注
短柱梅花草	<i>P. brevistyla</i> (Brieg.) Hand. -Mazz.	安全种	一般关注
细叉梅花草	<i>P. oreophila</i> Hance	安全种	一般关注
单花金腰	<i>Chrysosplenium uniflorum</i> Maxim.	安全种	一般关注
长梗金腰	<i>C. axillare</i> Maxim.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
居间金腰	<i>C. griffithii</i> Hook. f. et Thoms. var. <i>intermedium</i> (Hara) J. T. Pan	安全种	一般关注
山梅花	<i>Philadelphus incanus</i> Koehne	安全种	一般关注
长刺茶藨	<i>Ribes alpestre</i> Wall. ex Decne.	安全种	一般关注
蔓茶藨	<i>R. fasciculatum</i> var. <i>Chinese</i> Sieb. et Zucc. var. <i>Chinese</i> Maxim.	近危种	三类优先关注
门源茶藨	<i>R. menyuanense</i> J. T. Pan	近危种	三类优先关注
美丽茶藨	<i>R. pulchellum</i> Turcz.	近危种	一般关注
冰川茶藨	<i>R. glaciale</i> Wall.	近危种	一般关注
青藏茶藨	<i>R. qingzangense</i> J. T. Pan	近危种	三类优先关注
柱腺茶藨	<i>R. orientale</i> Desf.	近危种	一般关注
腺毛茶藨	<i>R. giraldii</i> Jancz.	近危种	三类优先关注
细枝茶藨	<i>R. tenue</i> Jancz.	近危种	一般关注
糖茶藨	<i>R. himalense</i> Royle ex Decne.	安全种	一般关注
18 蔷薇科	Rasaceae		
西藏绣线菊	<i>Spiraea tibetica</i> Yü et Lu	近危种	三类优先关注
南川绣线菊	<i>S. rosthornii</i> E. Pritz. ex Diels	近危种	三类优先关注
细枝绣线菊	<i>S. myrtilloides</i> Rehd.	安全种	一般关注
高山绣线菊	<i>S. alpina</i> Pall.	安全种	一般关注
矮斗菜叶绣线菊	<i>S. aguillegifolia</i> Pall.	近危种	一般关注
蒙古绣线菊	<i>S. mongolica</i> Maxim.	安全种	三类优先关注
窄叶鲜卑花	<i>Sibiraea angustata</i> (Rehd.) Hand. -Hazz.	安全种	一般关注
鲜卑花	<i>S. laevigata</i> (L.) Maxim.	安全种	一般关注
灰栒子	<i>Cotoneaster acutifolius</i> Turcz.	安全种	一般关注
散生栒子	<i>C. divaricatus</i> Rehd. & Wils.	近危种	一般关注
细枝栒子	<i>C. tenuipes</i> Rehd. & Wils.	近危种	三类优先关注
匍匐栒子	<i>C. adpressus</i> Bois	近危种	一般关注
平枝栒子	<i>C. horizontalis</i> Dene.	近危种	一般关注
尖叶栒子	<i>C. acuminatus</i> Lindl.	近危种	一般关注
西北栒子	<i>C. zibellii</i> Schneid.	近危种	一般关注
水栒子	<i>C. multiflorus</i> Bge.	近危种	三类优先关注
毛叶水栒子	<i>C. submultiflorus</i> Popov.	近危种	一般关注
陕甘花楸	<i>Sorbus koehneana</i> Schneid.	安全种	一般关注
天山花楸	<i>S. tianschanica</i> Purp.	安全种	一般关注
湖北花楸	<i>S. hupehensis</i> Schneid	近危种	三类优先关注
西南花楸	<i>S. rehderiana</i> Koehne	近危种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
细梗蔷薇	<i>Rosa. graciliflora</i> Rehd. & Wils.	近危种	三类优先关注
陕西蔷薇	<i>R. giraldii</i> Crép.	近危种	一般关注
峨眉蔷薇	<i>R. omeiensis</i> Rolfe	安全种	一般关注
龙牙草	<i>Agrimonia pilosa</i> Ledeb.	安全种	一般关注
东方草莓	<i>Fragaria orientalis</i> Lozinsk.	安全种	一般关注
隐瓣山莓草	<i>Sibbaldia procumbens</i> L. var. <i>aphanopetala</i> (Hand. -Mazz.) Yü et Li	安全种	一般关注
紫色悬钩子	<i>Rubus irritans</i> Focke	安全种	一般关注
毛果悬钩子	<i>R. pilocarpus</i> Yü et Li	安全种	一般关注
钉柱委陵菜	<i>Potentilla saundersiana</i> Royle.	安全种	一般关注
腺毛委陵菜	<i>P. longifolia</i> Willd. ex Schlecht.	安全种	一般关注
华西委陵菜	<i>P. potaninii</i> Wolf	安全种	一般关注
丛生钉柱委陵菜	<i>P. Royle</i> , var. <i>caespitosa</i> (Lehm.) Wolf	安全种	一般关注
腺粒委陵菜	<i>P. granulosa</i> Yü et Li	安全种	一般关注
多裂委陵菜	<i>P. multifida</i> L.	安全种	一般关注
二裂委陵菜	<i>P. bifurca</i> L.	安全种	一般关注
蕨麻	<i>P. anserina</i> L.	安全种	一般关注
金露梅	<i>P. fruticosa</i> var. <i>fruticosa</i> L.	安全种	一般关注
小叶金露梅	<i>P. parvifolia</i> var. <i>parvifolia</i> Fisch.	安全种	一般关注
银露梅	<i>P. glabra</i> var. <i>glabra</i> Lodd.	安全种	一般关注
川西樱桃	<i>Cerasus trichostoma</i> (Koehne) Yü et Li	安全种	一般关注
托叶樱桃	<i>C. stipulacea</i> (Maxim.) Yü et Li	近危种	一般关注
毛樱桃	<i>C. tomentosa</i> (Thunb.) Wall.	近危种	三类优先关注
19 豆科 Leguminosae			
玉树黄华	<i>Thermopsis yushuensis</i> S. Q. Wei	安全种	一般关注
紫花黄华	<i>T. barbata</i> Benth.	安全种	一般关注
光叶黄华	<i>T. licentinana</i> Pet. -Stib.	安全种	一般关注
披针叶黄华	<i>T. lanceolata</i> R. Br.	安全种	一般关注
天蓝苜蓿	<i>Medicago lupulina</i> Linn.	安全种	一般关注
印度草木犀	<i>Melilotus indica</i> (L.) All.	安全种	一般关注
草木犀	<i>M. suaveolens</i> Ledeb.	安全种	一般关注
玉树锦鸡儿	<i>Caragana tangutica</i> Maxim. ex Kom. var. <i>yushuensis</i> Y. H. Wu	安全种	一般关注
青海锦鸡儿	<i>C. qinghaiensis</i> Liou filia	近危种	一般关注
川西锦鸡儿	<i>C. erinacea</i> Kom.	安全种	一般关注
密叶锦鸡儿	<i>C. densa</i> Kom.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
短叶锦鸡儿	<i>C. brebifolia</i> Kom.	安全种	一般关注
印度锦鸡儿	<i>C. gerardiana</i> Royle	安全种	一般关注
甘青锦鸡儿	<i>C. tangutica</i> Maxim.	安全种	一般关注
鬼箭锦鸡儿	<i>C. jubata</i> (Pall.) Poir.	安全种	一般关注
小叶锦鸡儿	<i>C. microphylla</i> Lam.	安全种	一般关注
多枝黄芪	<i>Astragalus polycladus</i> Bur. et Franch.	安全种	三类优先关注
无毛黄芪	<i>A. tongolensis</i> Ulbr. var. <i>glaber</i> Peter-Stib.	近危种	三类优先关注
线苞黄芪	<i>A. Peterae</i> Tsai et Yü	近危种	三类优先关注
甘肃黄芪	<i>A. licentianus</i> Hand. -Mazz.	近危种	三类优先关注
金翼黄芪	<i>A. chrysopterus</i> Bunge	近危种	三类优先关注
茵垫黄芪	<i>A. mattam</i> Tsai et Yü	易危种	三类优先关注
窄翼黄芪	<i>A. degensis</i> Ulbr.	易危种	三类优先关注
多花黄芪	<i>A. floridus</i> Benth. ex Bunge	近危种	三类优先关注
紫萼黄芪	<i>A. porphyrocalyx</i> Y. C. Ho	近危种	一般关注
西北黄芪	<i>A. fenzelianus</i> Pet. -Stib.	近危种	三类优先关注
膜荚黄芪	<i>A. membranaceus</i> (Fisch.) Bunge	近危种	二类优先关注
长爪黄芪	<i>A. hendersonii</i> Baker	近危种	一般关注
草木樨状黄芪	<i>A. melilotoides</i> Pall.	近危种	一般关注
头序黄芪	<i>A. handelii</i> Tsai et Yü	易危种	三类优先关注
马衔山黄芪	<i>A. mahoschanicus</i> Hand. -Mazz.	易危种	三类优先关注
青海黄芪	<i>A. tanguticus</i> Bunge	易危种	二类优先关注
异长齿黄芪	<i>A. monbeigii</i> Simps.	近危种	三类优先关注
劲直黄芪	<i>A. strictus</i> R. Grah. ex Benth.	近危种	一般关注
高山豆	<i>Tibetia himalaica</i> (Baker) H. P. Tsui	安全种	一般关注
黄花棘豆	<i>Oxytropis ochrocephala</i> Bunge	安全种	一般关注
泽库棘豆	<i>O. zekuensis</i> Y. H. Wu	安全种	一般关注
青海棘豆	<i>O. qinghaiensis</i> Y. H. Wu	安全种	一般关注
密花棘豆	<i>O. imbricata</i> Kom.	安全种	一般关注
长喙棘豆	<i>O. thomsonii</i> Benth. ex Bunge	安全种	一般关注
急弯棘豆	<i>O. deflexa</i> (Pall.) DC.	安全种	一般关注
胀果棘豆	<i>O. stracheyana</i> Bunge	安全种	一般关注
软毛棘豆	<i>O. mollis</i> Royle ex Benth.	安全种	一般关注
甘肃棘豆	<i>O. kansuensis</i> Bunge	安全种	一般关注
藏豆	<i>Stracheya tibetica</i> Benth.	安全种	一般关注
锡金岩黄耆	<i>Hedysarum sikkimense</i> Benth. ex Baker	安全种	一般关注
块茎岩黄耆	<i>H. algidum</i> Linn. Z. Shue	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
新疆野豌豆	<i>Vicia costata</i> Ledeb.	安全种	一般关注
西藏野豌豆	<i>V. tibetica</i> C. A. C. Fisch.	安全种	一般关注
大花野豌豆	<i>V. bungei</i> Ohwi	安全种	一般关注
歪头菜	<i>V. unijuga</i> A. Br.	安全种	一般关注
20 牻牛儿苗科	Geraniaceae		
甘青老鹳草	<i>Geranium pylzowianum</i> Maxim.	安全种	一般关注
老鹳草	<i>G. sibiricum</i> L.	安全种	一般关注
草原老鹳草	<i>G. pratense</i> L.	安全种	一般关注
牻牛儿苗	<i>Erodium stephanianum</i> Willd.	安全种	一般关注
21 远志科	Polygalaceae		
单瓣远志	<i>Polygala monopetala</i> Cambess.	安全种	三类优先关注
西伯利亚远志	<i>P. sibirica</i> L.	安全种	一般关注
22 大戟科	Euphorbiaceae		
甘青大戟	<i>Euphorbia micractina</i> Boiss.	安全种	一般关注
唐古特大戟	<i>E. tangutica</i> Proch.	安全种	一般关注
高山大戟	<i>E. stracheyi</i> Boiss.	安全种	一般关注
泽漆	<i>E. hilioscopia</i> L.	安全种	一般关注
23 凤仙花科	Balsaminaceae		
川西凤仙花	<i>Impatiens apsotis</i> Hook. f.	安全种	一般关注
24 鼠李科	Rhamnaceae		
甘青鼠李	<i>Rhamnus tangutica</i> J. Vass.	近危种	三类优先关注
25 锦葵科	Malvaceae		
野葵	<i>Malva verticillata</i> L.	安全种	一般关注
26 藤黄科	Guttiferae		
突脉金丝桃	<i>Hypericum przewalskii</i> Maxim.	易危种	三类优先关注
27 柃柳科	Tamaricaceae		
具鳞水柏枝	<i>Myricaria squamosa</i> Desv.	安全种	一般关注
28 堇菜科	Violaceae		
双花堇菜	<i>Viola biflora</i> L.	安全种	一般关注
鳞茎堇菜	<i>V. bulbosa</i> Maxim.	安全种	一般关注
块茎堇菜	<i>V. tuberifera</i> Franch.	安全种	一般关注
29 瑞香科	Thymelaeaceae		
狼毒	<i>Stellera chamaejasme</i> L.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
黄花狼毒	<i>S. chamaejasme</i> f. <i>chrysantha</i> S. C. Huang	安全种	一般关注
甘肃瑞香	<i>Daphne tangutica</i> Maxim.	安全种	一般关注
30 胡颓子科	Elaeagnaceae		
西藏沙棘	<i>Hippophae tibetana</i> Schlecht.	近危种	三类优先关注
中国沙棘	<i>H. rhamnoides</i> L.	近危种	三类优先关注
31 柳叶菜科	Onagraceae		
高山露珠草	<i>Circaea alpina</i> Linn.	安全种	一般关注
柳兰	<i>Chamaenerion angustifolium</i> (L.) Scop.	安全种	一般关注
沼生柳叶菜	<i>Epilobium palustre</i> L.	安全种	一般关注
毛脉柳叶菜	<i>E. amurense</i> Haussk.	安全种	一般关注
32 五加科	Araliaceae		
狭叶五加	<i>Acanthopanax wilsonii</i> Harms	近危种	三类优先关注
红毛五加	<i>A. giraldii</i> Harms var. <i>giraldii</i>	近危种	三类优先关注
毛梗红毛五加	<i>A. giraldii</i> Harms var. <i>hispidus</i> Hoo	近危种	三类优先关注
33 伞形科	Umbelliferae		
首阳变豆菜	<i>Sanicula giraldii</i> Wolff	安全种	一般关注
裂叶独活	<i>Heracleum millefolium</i> Diels	安全种	一般关注
白亮独活	<i>H. condicans</i> Wall. ex DC.	安全种	一般关注
粗糙西风芹	<i>Seseli squarulosum</i> Shan et Sheh	安全种	一般关注
康定棱子芹	<i>Pleurospermum prattii</i> Wolff	安全种	一般关注
松潘棱子芹	<i>P. franchetianum</i> Hemsl.	安全种	一般关注
青海棱子芹	<i>P. szechenyii</i> Kanitz	安全种	一般关注
瘤果棱子芹	<i>P. wrightianum</i> H. Boiss.	安全种	一般关注
泽库棱子芹	<i>P. tsekuense</i> Shan	安全种	一般关注
西藏棱子芹	<i>P. hookeri</i> Clarke var. <i>thomsonii</i> Clarke	安全种	一般关注
长茎藁本	<i>Ligusticum thomsonii</i> Clarke	安全种	一般关注
玉树藁本	<i>L. yushuense</i> J. T. Pan	安全种	一般关注
四川丝瓣芹	<i>Acronema sichuanense</i> S. L. Liou et Shan	安全种	一般关注
高山丝瓣芹	<i>A. alpinum</i> S. L. Liou et Shan	安全种	一般关注
矮泽芹	<i>Chamaesium paradoxum</i> Wolff	安全种	一般关注
松潘矮泽芹	<i>C. thalictrifolium</i> Wolff	安全种	一般关注
阔鞘小芹	<i>Sinocarum vaginatum</i> Wolff	近危种	三类优先关注
黑柴胡	<i>Bupleurum smithii</i> var. <i>smithii</i> Wolff	安全种	一般关注
密花柴胡	<i>B. densiflorum</i> Rupr.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
秦岭柴胡	<i>B. longicaule</i> Wall. ex. DC. var. <i>giraldii</i> Wolff	安全种	一般关注
迷果芹	<i>Sphallerocarpus gracilis</i> (Trevir.) K. -Pol.	安全种	一般关注
青海当归	<i>Angelica nitida</i> Wolff	安全种	一般关注
羊齿囊瓣芹	<i>Pternopetalum filicinum</i> (Franch.) Hand. -Mazz.	安全种	一般关注
矮茎囊瓣芹	<i>P. brevium</i> K. T. Fu	安全种	一般关注
葛缕子	<i>Carum carri</i> L. f. <i>carri</i>	安全种	一般关注
宽叶羌活	<i>Notopterygium forbesii</i> de Boiss.	安全种	三类优先关注
羌活	<i>N. incisum</i> Ting ex H. T. Chang	近危种	三类优先关注
大东俄芹	<i>Tongoloo elata</i> Wolff	安全种	一般关注
西藏凹乳芹	<i>Vicatia tibetica</i> H. Boiss	安全种	一般关注
34 杜鹃花科	Ericaceae		
雪层杜鹃	<i>Rhododendron nivale</i> Hook. f. <i>Rhodo.</i> subsp. <i>livale</i>	安全种	一般关注
海绵杜鹃	<i>R. aganniphum</i> Balf. f. & K. -Ward	近危种	三类优先关注
毛嘴杜鹃	<i>R. trichostomum</i> Franch.	近危种	三类优先关注
櫻草杜鹃	<i>R. primuliflorum</i> Bur. et Franch. var. <i>primuliflorum</i>	近危种	三类优先关注
百里香杜鹃	<i>R. thymifolium</i> Maxim.	安全种	一般关注
头花杜鹃	<i>R. capitatum</i> Maxim.	安全种	一般关注
光亮杜鹃	<i>R. nitidulum</i> Rehd. et Wils.	近危种	三类优先关注
35 报春花科	Primulaceae		
海乳草	<i>Glaux maritima</i> L.	安全种	一般关注
羽叶点地梅	<i>Pomatosace filicula</i> Maxim.	易危种	二类优先关注
直立点地梅	<i>Androsace erecta</i> Maxim.	安全种	一般关注
高茎点地梅	<i>A. elatior</i> Pax et Hoffm.	安全种	一般关注
西藏点地梅	<i>A. mariae</i> Kanitz	安全种	一般关注
弯花点地梅	<i>A. cernuiflora</i> Y. C. Yang et R. F. Huang	安全种	一般关注
垫状点地梅	<i>A. tapete</i> Maxim.	安全种	一般关注
唐古拉点地梅	<i>A. tanggulahansensis</i> Y. C. Yang et R. F. Huang	安全种	一般关注
雅江点地梅	<i>A. yargongensis</i> Petitm.	安全种	一般关注
高原点地梅	<i>A. zambalensis</i> (Petitm.) Hand. -Mazz.	近危种	三类优先关注
钟花报春	<i>Primula sikkimensis</i> Hook.	安全种	一般关注
小苞报春	<i>P. bracteata</i> Franch.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
甘青报春	<i>P. tangutica</i> Duthie	安全种	一般关注
囊谦报春	<i>P. lactucoides</i> Chen et C. M. Hu	安全种	一般关注
圆瓣黄报春	<i>P. orbicularis</i> Hemsl.	安全种	一般关注
苞牙粉报春	<i>P. gemmifera</i> Batal.	安全种	一般关注
车前叶报春	<i>P. sinoplaginaea</i> Balf. f.	安全种	一般关注
紫罗兰报春	<i>P. purdomii</i> Craib	安全种	一般关注
岷山报春	<i>P. woodwardii</i> Balf. f.	安全种	一般关注
心愿报春	<i>P. optata</i> Farrer	安全种	一般关注
青海报春	<i>P. qinghaiensis</i> Chen et C. M. Hu	安全种	一般关注
多脉报春	<i>P. polyneura</i> Franch.	安全种	一般关注
黄花粉叶报春	<i>P. flava</i> Maxim.	安全种	一般关注
狭萼报春	<i>P. stenocalyx</i> Maxim.	安全种	一般关注
天山报春	<i>P. nutans</i> Georgi	安全种	一般关注
柔小粉报春	<i>P. pumilio</i> Maxim.	安全种	一般关注
束花粉报春	<i>P. fasciculata</i> Balf. f. et Ward	安全种	一般关注
36 白花丹科	Plumbaginaceae		
黄花补血草	<i>Limonium aureum</i> (L.) Hill. var. <i>aureum</i>	安全种	一般关注
37 木樨科	Oleaceae		
四川丁香	<i>Syringa noeginzowii</i> Koeh. ex Lingelsh	安全种	一般关注
38 龙胆科	Gentianaceae		
乌奴龙胆	<i>Gentiana urnula</i> H. Smith	安全种	一般关注
岷县龙胆	<i>G. purdomii</i> Marq.	安全种	一般关注
粗茎秦艽	<i>G. crassicaulis</i> Duthie ex Burk.	安全种	一般关注
黄管秦艽	<i>G. officinalis</i> H. Smith	安全种	一般关注
大花龙胆	<i>G. szechenyi</i> Kanitz	安全种	一般关注
蓝玉簪龙胆	<i>G. veitchiorum</i> Hemsl.	安全种	一般关注
道孚龙胆	<i>G. altorum</i> H. Smith ex Marq.	安全种	一般关注
青藏龙胆	<i>G. futtereri</i> Diels et Gilg	安全种	一般关注
蓝灰龙胆	<i>G. caeruleo-grisea</i> T. N. Ho	安全种	一般关注
短柄龙胆	<i>G. stipitata</i> Edgew. subsp. <i>tizuensis</i> (Franch.) T. N. Ho	安全种	一般关注
膜果龙胆	<i>G. hyalina</i> T. N. Ho	安全种	一般关注
假鳞叶龙胆	<i>G. pseudosquarrosa</i> H. Smith	安全种	一般关注
六叶龙胆	<i>G. hexaphylla</i> Maxim. ex Kusnez.	安全种	一般关注
南山龙胆	<i>G. grumii</i> Kusnez.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
刺芒龙胆	<i>G. aristata</i> Maxim.	安全种	一般关注
针叶龙胆	<i>G. heleonastes</i> H. Smith ex Marq	安全种	一般关注
三色龙胆	<i>G. tricolor</i> Diels et Gilg	安全种	一般关注
黄白龙胆	<i>G. prattii</i> Kusnez.	安全种	一般关注
蓝白龙胆	<i>G. leucomelaena</i> Maxim.	安全种	一般关注
假水生龙胆	<i>G. pseudo-aquatica</i> Kusnez.	安全种	一般关注
管花秦艽	<i>G. siphonantha</i> Maxim. ex Kusnez.	安全种	一般关注
线叶龙胆	<i>G. lawrencei</i> Burk. var. <i>farreri</i> (I. B. Balf) T. N. Ho	安全种	一般关注
全萼秦艽	<i>G. lhasica</i> Burk.	安全种	一般关注
麻花苳	<i>G. straminea</i> Maxim.	安全种	一般关注
白条纹龙胆	<i>G. burkillii</i> H. Smith	安全种	一般关注
椭圆叶花锚	<i>Halenia elliptica</i> D. Don	安全种	一般关注
扁蕾	<i>Gentianopsis barbata</i> (Froel.) Ma var. <i>barbata</i>	安全种	一般关注
细萼扁蕾	<i>G. barbata</i> var. <i>stenocalyx</i> H. W. Li ex T. N. Ho	安全种	一般关注
黄白扁蕾	<i>G. barbata</i> var. <i>albo-flavida</i> T. N. Ho	安全种	一般关注
湿生扁蕾	<i>G. paludosa</i> (Hook. f.) Ma var. <i>Paludosa</i>	安全种	一般关注
高原扁蕾	<i>G. paludosa</i> (Hook. f.) Ma var. <i>alpina</i> T. N. Ho	安全种	一般关注
喉毛花	<i>Comastoma pulmonarium</i> (Turcz.) Toyokuni	安全种	一般关注
镰萼喉毛花	<i>C. falcatum</i> (Turcz. ex Kar. et Kir.) Toyokuni	安全种	一般关注
皱边喉毛花	<i>C. polycladum</i> (Diels et Gilg) T. N. Ho	安全种	一般关注
黑边假龙胆	<i>Gentianella azurea</i> (Bunge) Holub	安全种	一般关注
紫红假龙胆	<i>G. arenaria</i> (Maxim.) T. N. Ho	安全种	一般关注
合萼肋柱花	<i>Lomatogonium gamosepalum</i> (Burk.) H. Smith apud S. Nilsson	安全种	一般关注
宿根肋柱花	<i>L. perenne</i> T. N. Ho et S. W. Liu ex J. X. Yang	安全种	一般关注
肋柱花	<i>L. carinthiacum</i> (Wulf.) Reichb.	安全种	一般关注
大花肋柱花	<i>L. macranthum</i> (Diels et Gilg) Fern.	安全种	一般关注
辐花	<i>Lomatogoniopsis alpina</i> T. N. Ho et S. W. Liu	易危种	三类优先关注
川西獐牙菜	<i>Swertia mussotii</i> Franch. var. <i>mussotii</i>	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
二叶獐牙菜	<i>S. bifolia</i> Betal.	安全种	一般关注
华北獐牙菜	<i>S. wolfgangiana</i> Gruning	安全种	一般关注
四数獐牙菜	<i>S. tetraptera</i> Maxim.	安全种	一般关注
红直獐牙菜	<i>S. erythrosticta</i> Maxim. var. <i>erythrosticta</i>	安全种	一般关注
报茎獐牙菜	<i>S. franchetiana</i> H. Smith.	安全种	一般关注
39 夹竹桃科	Apocynaceae		
白麻	<i>Poaecynum pictum</i> (Schrenk.) Baill.	安全种	一般关注
40 萝藦科	Asclepiadaceae		
竹灵消	<i>Cynanchum inamoenum</i> (Maxim.) Loes.	安全种	一般关注
41 旋花科	Convolvulaceae		
欧洲菟丝子	<i>Cuscuta europaea</i> L.	安全种	一般关注
田旋花	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	安全种	一般关注
42 花荵科	Polemoniaceae		
中华花荵	<i>Polemonium coeruleum</i> L. var. <i>chinense</i> Brand	安全种	一般关注
43 紫草科	Boraginaceae		
腺花滇紫草	<i>Onosma adenopus</i> Johnst.	安全种	一般关注
囊谦滇紫草	<i>O. nangqienense</i> Y. L. Liu	安全种	一般关注
西藏附地菜	<i>Trigonotis tibetica</i> (C. B. Clarke) Johnst.	安全种	一般关注
附地菜	<i>T. peduncularis</i> (Trev.) Benth. ex Baker et Moore var. <i>peduncularis</i>	安全种	一般关注
糙草	<i>Asperugo procumbens</i> L.	安全种	一般关注
卵盘鹤虱	<i>Lappula redowskii</i> (Hornem.) Greene	安全种	一般关注
蓝刺鹤虱	<i>L. consanguinea</i> (Fisch. et Mey.) Gurke	安全种	一般关注
颈果草	<i>Metaeritrichium microculoides</i> W. T. Wang	安全种	一般关注
倒提壶	<i>Cynoglossum amabile</i> Stapf et Drumm.	安全种	一般关注
倒钩琉璃草	<i>C. wallichii</i> G. Don var. <i>glochidiatum</i> (Wall. ex Benth.) Kazmi	安全种	一般关注
多花微孔草	<i>Microula floribunda</i> W. T. Wang	安全种	一般关注
长果微孔草	<i>M. turbinata</i> W. T. Wang	安全种	一般关注
小花西藏微孔草	<i>M. tibetica</i> Benth. var. <i>tibetica</i> var. <i>pratensis</i> (Maxim.) W. T. Wang	安全种	一般关注
西藏微孔草	<i>M. tibetica</i> Benth. var. <i>tibetica</i>	安全种	一般关注
长叶微孔草	<i>M. trichocarpa</i> (Maxim.) Johnst.	安全种	一般关注
宽苞微孔草	<i>M. tangutica</i> Maxim.	安全种	一般关注
疏散微孔草	<i>M. diffusum</i> (Maxim.) Johnst.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
微孔草	<i>M. sikkimensis</i> (C. B. Clarke) Hemsl.	安全种	一般关注
尖叶微孔草	<i>M. blepharolepis</i> (Maxim.) Johnston	近危种	三类优先关注
小微孔草	<i>M. younghusbandii</i> Duthie	安全种	一般关注
甘青微孔草	<i>M. pseudotrichocarpa</i> W. T. Wang	安全种	一般关注
唐古拉齿缘草	<i>Eritrichium tangkulaense</i> W. T. Wang	安全种	一般关注
44 马鞭草科	Verbenaceae		
毛球莼	<i>Caryopteris trichosphaera</i> W. W. Smith	安全种	一般关注
唐古特莼	<i>C. tangutica</i> Maxim.	安全种	一般关注
45 唇形科	Labiatae		
白苞筋骨草	<i>Ajuga lupulina</i> Maxim.	安全种	一般关注
薄荷	<i>Mentha haplocalyx</i> Briq.	安全种	一般关注
密穗香薷	<i>Elsholtzia densa</i> Benth. var. <i>densa</i>	安全种	一般关注
高原香薷	<i>E. feddei</i> Levl.	安全种	一般关注
鸡骨柴	<i>E. fruticosa</i> (D. Don) Rehd.	安全种	一般关注
康定鼠尾草	<i>Salvia prattii</i> Hemsl.	安全种	一般关注
粘毛鼠尾草	<i>S. roborowskii</i> Maxim.	安全种	一般关注
甘西鼠尾草	<i>S. przewalskii</i> Maxim.	安全种	一般关注
连翘叶黄芩	<i>Scutellaria hypericifolia</i> Levl.	安全种	一般关注
川藏香茶菜	<i>Isodon pharicus</i> (Prain) Murata	安全种	一般关注
扭连钱	<i>Phyllophyton complanatum</i> (Dunn) Kudo	安全种	一般关注
鼬瓣花	<i>Galeopsis bifida</i> Boenn.	安全种	一般关注
甘露子	<i>Stachys sieboldii</i> Miq.	安全种	一般关注
甘青青兰	<i>Dracocephalum tanguticum</i> Maxim. var. <i>tanguticum</i>	安全种	一般关注
齿叶荆芥	<i>Nepeta dentata</i> C. Y. Wu et Hsuan	安全种	一般关注
蓝花荆芥	<i>N. coerulescens</i> Maxim.	安全种	一般关注
康藏荆芥	<i>N. prattii</i> Levl.	安全种	一般关注
尖齿糙苏	<i>Phlomis dentosa</i> Franch. var. <i>dentosa</i>	安全种	一般关注
独一味	<i>Lamiophlomis rotata</i> (Benth.) Kudo	安全种	一般关注
宝盖草	<i>Lamium amplexicaule</i> L.	安全种	一般关注
46 茄科	Solanceae		
山莨菪	<i>Anisodus tanguticus</i> (Maxim.) Pasher var. <i>tanguticus</i>	近危种	三类优先关注
马尿泡	<i>Przewalskia tangutica</i> Maxim.	易危种	二类优先关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
47 玄参科	Scrophulariaceae		
肉果草	<i>Lancea tibetica</i> Hook. f. et Thoms.	安全种	一般关注
藏玄参	<i>Oreosolen wattii</i> Hook. f.	近危种	三类优先关注
唐古拉婆婆纳	<i>Veronica vandelliioides</i> Maxim.	安全种	一般关注
毛果婆婆纳	<i>V. eriogyne</i> H. Winkl.	安全种	一般关注
长果婆婆纳	<i>V. ciliata</i> Fisch.	安全种	一般关注
北水苦英	<i>V. anagallis-aquatica</i> L.	安全种	一般关注
细穗玄参	<i>Scroffella chinensis</i> Maxim.	安全种	一般关注
小米草	<i>Euphrasia pectinata</i> Ten.	安全种	一般关注
短腺小米草	<i>E. regelii</i> Wettst.	安全种	一般关注
短穗兔耳草	<i>Lagotis brachystachya</i> Maxim.	安全种	三类优先关注
狭苞兔耳草	<i>L. angustibracteata</i> Tsoong et Yang	易危种	一类优先关注
全缘兔耳草	<i>L. integra</i> W. W. Smith	安全种	三类优先关注
琴盔马先蒿	<i>Pedicularis lyrata</i> Prain ex Maxim.	安全种	一般关注
毛舟马先蒿	<i>P. trichocymba</i> Li	安全种	一般关注
鸭首马先蒿	<i>P. anas</i> Maxim. var. <i>anas</i>	安全种	一般关注
全缘马先蒿	<i>P. integrifolia</i> Hook. f.	安全种	一般关注
毛盔马先蒿	<i>P. trichoglossa</i> Hook. f.	安全种	一般关注
多齿马先蒿	<i>P. polyodonta</i> Li	安全种	一般关注
轮叶马先蒿	<i>P. verticillata</i> L. subsp. <i>verticillata</i>	安全种	一般关注
四川马先蒿	<i>P. szetschuanica</i> Maxim.	安全种	一般关注
穗花马先蒿	<i>P. spicata</i> Pall.	安全种	一般关注
管花马先蒿	<i>P. siphonantha</i> D. Don	安全种	一般关注
薹生马先蒿	<i>P. muscicola</i> Maxim.	安全种	一般关注
凸额马先蒿	<i>P. cranolopha</i> Maxim. var. <i>cranolopha</i>	安全种	三类优先关注
阴郁马先蒿	<i>P. tristis</i> L.	安全种	一般关注
粗野马先蒿	<i>P. rudis</i> Maxim.	安全种	一般关注
硕大马先蒿	<i>P. ingens</i> Maxim.	安全种	一般关注
草甸马先蒿	<i>P. roylei</i> Maxim. subsp. <i>roylei</i>	安全种	一般关注
青甘马先蒿	<i>P. roborowskii</i> Maxim.	安全种	一般关注
中国马先蒿	<i>P. chinensis</i> Maxim.	安全种	一般关注
斑唇马先蒿	<i>P. longiflora</i> Rudolph subsp. <i>tubiformis</i> (Klotz.) Tsoong	安全种	一般关注
短唇马先蒿	<i>P. brevibrabis</i> Franch.	安全种	一般关注
斗叶马先蒿	<i>P. cyathophylla</i> Maxim.	安全种	一般关注
皱褶马先蒿	<i>P. plicata</i> Maxim.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
甘肃马先蒿	<i>P. kansuensis</i> Maxim. subsp. <i>kansuensis</i>	安全种	一般关注
紫斑马先蒿	<i>P. cheilanthifolia</i> Schrenk subsp. <i>svenhedii</i> (Pauls.) Tsoong	安全种	一般关注
半扭转马先蒿	<i>P. semitorta</i> Maxim.	安全种	一般关注
拟笔齿马先蒿	<i>P. pectinatifolia</i> Bonati	安全种	一般关注
二齿马先蒿	<i>P. bidentata</i> Maxim.	安全种	一般关注
凹唇马先蒿	<i>P. croizatiana</i> Li	安全种	一般关注
绵穗马先蒿	<i>P. pilostachya</i> Maxim.	近危种	三类优先关注
胡萝卜叶马先蒿	<i>P. daucifolia</i> Bonati	近危种	三类优先关注
假弯管马先蒿	<i>P. pseudocurvituba</i> Tsoong	近危种	三类优先关注
绒舌马先蒿	<i>P. lachnoglossa</i> Hook. f.	安全种	一般关注
48 紫葳科	Bignoniaceae		
四川角蒿	<i>Incarvillea beresowskii</i> Batal.	安全种	一般关注
大花角蒿	<i>I. mairei</i> (Level.) Griens. var. <i>grandiflora</i>	安全种	一般关注
密花角蒿	<i>I. compacta</i> Maxim.	安全种	一般关注
49 列当科	Orobanchaceae		
列当	<i>Orobanchae coerulescens</i> Steph.	安全种	一般关注
50 苦苣苔科	Gesneriaceae		
卷丝苣苔	<i>Corallodiscus kingianus</i> (Craib) Burt	安全种	一般关注
51 车前科	Plantaginaceae		
平车前	<i>Plantago depressa</i> Willd.	安全种	一般关注
车前	<i>P. asiatica</i> L.	安全种	一般关注
52 茜草科	Rubiaceae		
刺果猪殃殃	<i>Galium aparine</i> L. var. <i>echinospermum</i> (Wallr.) Cuf.	安全种	一般关注
细弱猪殃殃	<i>G. aparine</i> L. var. <i>tenerum</i> (Gren. et Godr.) Reichenb.	安全种	一般关注
砧草	<i>G. boreale</i> L. var. <i>boreale</i>	安全种	一般关注
茜草	<i>Rubia cordifolia</i> L.	安全种	一般关注
53 忍冬科	Caprifoliaceae		
小叶忍冬	<i>Lonicera microphylla</i> Walld. ex Roem. et Schult.	安全种	一般关注
岩生忍冬	<i>L. rupicola</i> Hook. f. et Thoms. var. <i>rupicola</i>	安全种	一般关注
唐古特忍冬	<i>L. tangutica</i> Maxim.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
四川忍冬	<i>L. szechuanica</i> Batal.	安全种	一般关注
华西忍冬	<i>L. webbiana</i> Wall. ex DC.	近危种	一般关注
金花忍冬	<i>L. chrysantha</i> Turcz. ex Ledeb. var. <i>chrysantha</i>	安全种	一般关注
刚毛忍冬	<i>L. hispida</i> Pall. ex Roem. et Schultz.	安全种	一般关注
莲子蕨	<i>Triosteum pinnatifidum</i> Maxim.	近危种	一般关注
54 五福花科	Adoxaceae		
华福花	<i>Sinadoxa corydalifolia</i> C. Y. Wu, Z. L. Wu et R. F. Huang	濒危种	一类优先关注
55 败酱科	Valerianaceae		
小缬草	<i>Valeriana tangutica</i> Batal.	安全种	一般关注
缬草	<i>V. pseudofficinalis</i> C. Y. Cheng et H. B. Chen	安全种	一般关注
小花缬草	<i>V. minutiflora</i> Hand.-Mazz.	安全种	一般关注
甘松	<i>Nardostachys chinensis</i> Batal.	安全种	三类优先关注
56 川续断科	Dipsacaceae		
大头续断	<i>Dipsacus mitis</i> D. Don	安全种	一般关注
白花刺参	<i>Morina alba</i> Hand.-Mazz.	安全种	一般关注
青海刺参	<i>M. kokonorica</i> Hao	安全种	一般关注
圆萼刺参	<i>M. chinensis</i> (Bat.) Diels	安全种	一般关注
匙叶翼首花	<i>Pterocephalus hookeri</i> (C. B. Clarke) Hock	安全种	一般关注
57 桔梗科	Campanulaceae		
蓝钟花	<i>Cyananthus hookeri</i> C. B. Clarke	安全种	一般关注
大萼蓝钟花	<i>C. macrocalyx</i> Franch.	安全种	一般关注
灰毛党参	<i>Codonopsis canescens</i> Nannf.	安全种	一般关注
党参	<i>C. pilosula</i> (Franch.) Nannf.	安全种	一般关注
绿花党参	<i>C. viridiflora</i> Maxim.	安全种	一般关注
二色党参	<i>C. bicolor</i> Nannf.	安全种	一般关注
长柱沙参	<i>Adenophora stenanthia</i> (Ledeb.) Kitag. var. <i>stenanthia</i>	安全种	一般关注
川藏沙参	<i>A. lilifolioides</i> Pax et Hoffm.	安全种	一般关注
狭叶沙参	<i>A. gmelinii</i> (Spreng) Fisch.	安全种	一般关注
泡沙参	<i>A. potaninii</i> Korsh. var. <i>potaninii</i>	安全种	一般关注
喜马拉雅沙生	<i>A. himalayana</i> Feer	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
58 菊科	Compositae		
阿尔泰狗娃花	<i>Heteropappus altaicus</i> (Willd.) Novopokr.	安全种	一般关注
青藏狗娃花	<i>H. boweri</i> (Hemsl.) Griens	安全种	一般关注
拉萨狗娃花	<i>H. gouldii</i> (C. E. Fisch.) Griens	安全种	一般关注
圆齿狗娃花	<i>H. crenatifolius</i> (Hand.-Mazz.) Griens	安全种	一般关注
重冠紫菀	<i>Aster diplostephioides</i> (DC.) C. B. Clarke	安全种	一般关注
柔软紫菀	<i>A. flaccidus</i> Bunge	安全种	一般关注
狭苞紫菀	<i>A. farreri</i> W. W. Smith et J. F. Jeffr.	安全种	一般关注
三脉紫菀	<i>A. ageratoides</i> Turcz. var. <i>ageratoides</i>	安全种	一般关注
缘毛紫菀	<i>A. souliei</i> Franch.	安全种	一般关注
夏河紫菀	<i>A. yunnanensis</i> Franch. var. <i>labrangensis</i> (Hand.-Mazz.) Ling	安全种	一般关注
块根紫菀	<i>A. asteroides</i> (DC.) O. Kuntze	安全种	一般关注
东俄洛紫菀	<i>A. tongolensis</i> Franch.	安全种	一般关注
飞蓬	<i>Erigeron acer</i> L.	安全种	一般关注
戟叶火绒草	<i>Leontopodium dedekensii</i> (Bur. et Franch.) Beauv. var. <i>dedekensii</i>	安全种	一般关注
香芸火绒草	<i>L. haplophyllodes</i> Hand.-Mazz.	安全种	一般关注
火绒草	<i>L. leontopodioides</i> (Willd.) Beauv.	安全种	一般关注
毛香火绒草	<i>L. stracheyi</i> (Hook. f.) C. B. Clarke ex Hemsl.	安全种	一般关注
弱小火绒草	<i>L. pusillum</i> (Beauv.) Hand.-Mazz.	安全种	一般关注
玲玲香青	<i>Anaphalis hancockii</i> Maxim.	安全种	一般关注
糙叶纤枝香青	<i>A. gracilis</i> Hand.-Mazz. var. <i>aspera</i> Hand.-Mazz.	安全种	一般关注
蜀西香青	<i>A. souliei</i> Diels	安全种	一般关注
淡黄香青	<i>A. flavescens</i> Hand.-Mazz.	安全种	一般关注
黄腺香青	<i>A. aureo-punctata</i> Lingelsh et Borza	安全种	一般关注
绿色宽翅香青	<i>A. latialata</i> Ling et Y. L. Chen var. <i>viridis</i> (Hand.-Mazz.) Ling et Y. L. Chen	安全种	一般关注
乳白香青	<i>A. lactea</i> Maxim.	安全种	一般关注
二色香青	<i>A. bicolor</i> (Franch.) Diels var. <i>bicolor</i>	安全种	一般关注
高原天名精	<i>Carpesium lipskyi</i> C. Winkl.	安全种	一般关注
和尚菜	<i>Adenocaulon himalaicum</i> Edgew.	安全种	一般关注
臭蚤草	<i>Pulicaria insignis</i> Drumm. ex Dunn	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
苍耳	<i>Xanthium sibiricum</i> Patr. ex Widder	安全种	一般关注
川西小黄菊	<i>Pyrethrum tatsienense</i> (Bur. et Franch.) Ling ex Shih	安全种	一般关注
束伞女蒿	<i>Hippolytia desmantha</i> Shih	安全种	一般关注
分枝亚菊	<i>Ajania ramosa</i> (Chang) Shih	近危种	三类优先关注
柳叶亚菊	<i>A. salicifolia</i> (Mattf.) Poljak.	近危种	一般关注
细叶亚菊	<i>A. tenuifolia</i> (Jacq.) Tzvel.	安全种	一般关注
灌木亚菊	<i>A. fruticulosa</i> (Ledeb.) Poljak.	近危种	一般关注
多花亚菊	<i>A. myriantha</i> (Franch.) Ling ex Shih	近危种	三类优先关注
直茎蒿	<i>Artemisia edgeworthii</i> Balakr.	安全种	一般关注
大籽蒿	<i>A. sieversiana</i> Ehrhart ex Willd.	安全种	一般关注
臭蒿	<i>A. hedinii</i> Ostenf. et Pauls.	安全种	一般关注
褐苞蒿	<i>A. phaeolepis</i> Krasch.	安全种	一般关注
细裂叶莲蒿	<i>A. gmelinii</i> Web. ex Stechm.	安全种	一般关注
毛莲蒿	<i>A. vestita</i> Wall. ex Bess.	安全种	一般关注
绒毛蒿	<i>A. campbellii</i> Hook. f. et. Thoms. ex C. B. Clarke	安全种	一般关注
高原蒿	<i>A. youngii</i> Y. R. Ling	安全种	一般关注
小球花蒿	<i>A. moorcroftiana</i> Wall. ex DC.	安全种	一般关注
叶苞蒿	<i>A. phyllobotrys</i> (Hand.-Mazz.) Ling et Y. R. Ling	安全种	一般关注
白叶蒿	<i>A. leucophylla</i> (Turcz. ex Bess.) C. B. Clarke	安全种	一般关注
灰苞蒿	<i>A. roxburghiana</i> Bess.	安全种	一般关注
粘毛蒿	<i>A. matfeldii</i> Pamp.	安全种	一般关注
牛尾蒿	<i>A. dubia</i> Wall. ex Bess.	安全种	一般关注
甘青蒿	<i>A. tangutica</i> Pamp.	安全种	一般关注
蒙古蒿	<i>A. mongolica</i> (Fisch. ex Bess) Nakai	安全种	一般关注
猪毛蒿	<i>A. scoparia</i> Waldst. et Kir.	安全种	一般关注
多花蒿	<i>A. myriantha</i> Wall. ex Bess.	安全种	一般关注
班玛蒿	<i>A. baimaensis</i> Y. R. Ling et Z. C. Zhuo	近危种	三类优先关注
日喀则蒿	<i>A. xigazeensis</i> Ling et Y. R. Ling	近危种	三类优先关注
藏龙蒿	<i>A. waltonii</i> J. R. Drumm. ex Pamp.	安全种	一般关注
沙蒿	<i>A. desertorum</i> Spreng. var. <i>desertorum</i>	安全种	一般关注
青藏蒿	<i>A. duthreuil-de-rhinsi</i> Krasch.	安全种	一般关注
西藏栉叶蒿	<i>Neopallasia tibetica</i> Y. R. Ling	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
栉叶蒿	<i>N. pectinata</i> (Pall.) Poljak.	安全种	一般关注
毛冠菊	<i>Nannoglottis carpesioides</i> Maxim.	近危种	三类优先关注
狭舌毛冠菊	<i>N. gynura</i> (C. Winkl.) Ling et Y. L. Chen	安全种	一般关注
多榔菊	<i>Doronicum srenoglossum</i> Maxim.	安全种	一般关注
阿尔泰多榔菊	<i>D. altaicum</i> Pall.	安全种	一般关注
毛裂蜂斗菜	<i>Petasites tricholobus</i> Franch.	安全种	一般关注
橙红狗舌草	<i>Tephrosia rufa</i> (Hand. -Mazz.) B. Nord.	安全种	一般关注
天山千里光	<i>Senecio thianschanicus</i> Regel et Schmalh.	安全种	一般关注
高原千里光	<i>S. diversipinnus</i> Ling	安全种	一般关注
两色帚菊	<i>Pertya discolor</i> Rehek	安全种	一般关注
箭叶橐吾	<i>Ligularia sagitta</i> (Maxim.) Mattf.	安全种	一般关注
掌叶橐吾	<i>L. przewalskii</i> (Maxim.) Diels	安全种	一般关注
缘毛橐吾	<i>L. liatroides</i> (C. Winkl.) Hand. -Mazz.	安全种	一般关注
唐古特橐吾	<i>L. tangutorum</i> Pojark.	安全种	一般关注
黄帚橐吾	<i>L. virgaurea</i> (Maxim.) Mattf.	安全种	一般关注
褐毛橐吾	<i>L. purdomii</i> (Turrill) Chittenden	安全种	一般关注
褐毛垂头菊	<i>Cremanthodium brunneopilosum</i> S. W. Liu	安全种	一般关注
车前状垂头菊	<i>C. ellisii</i> (Hook. f.) Kitam. var. <i>ellisii</i>	安全种	一般关注
喜马拉雅垂头菊	<i>C. decaisnei</i> C. B. Clarke	近危种	一般关注
盘花垂头菊	<i>C. discoideum</i> Maxim.	安全种	一般关注
小舌垂头菊	<i>C. microglossum</i> S. W. Liu	安全种	一般关注
矮垂头菊	<i>C. humile</i> Maxim.	安全种	一般关注
黄缨菊	<i>Xanthopappus subacaulis</i> C. Winkl.	安全种	三类优先关注
葵花大蓟	<i>Cirsium souliei</i> (Franch.) Mattf.	近危种	一般关注
飞廉	<i>Carduus crispus</i> L.	安全种	一般关注
青海鳶菊	<i>Olgaea tangutica</i> Iljin	安全种	一般关注
苞叶雪莲	<i>Saussurea obvallata</i> (DC.) Edgew.	近危种	三类优先关注
尖苞雪莲	<i>S. polycolia acutisquama</i> Hand. -Mazz. var. <i>acutisquama</i> (Ling) Lipsch.	近危种	三类优先关注
瑞苓草	<i>S. nigrescens</i> Maxim.	近危种	三类优先关注
云状雪兔子	<i>S. aster</i> Hemsl.	近危种	三类优先关注
星状雪兔子	<i>S. stella</i> Maxim.	近危种	一般关注
草甸雪兔子	<i>S. thoroldii</i> Hemsl.	近危种	一般关注
玉树雪兔子	<i>S. yushuensis</i> S. W. Liu et T. N. Ho	近危种	三类优先关注
小花风毛菊	<i>S. parviflora</i> (Poir.) DC.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
柳叶风毛菊	<i>S. saliciflora</i> (L.) DC.	安全种	一般关注
草地风毛菊	<i>S. amara</i> (L.) DC.	安全种	一般关注
青海风毛菊	<i>S. qinghaiensis</i> S. W. Liu et T. N. Ho	安全种	一般关注
矮丛风毛菊	<i>S. copygmaea</i> Hand. -Mazz.	安全种	一般关注
牛耳风毛菊	<i>S. woodiana</i> Hemsl.	近危种	三类优先关注
皱叶风毛菊	<i>S. malitiosa</i> Maxim.	安全种	一般关注
狮牙风毛菊	<i>S. leontodontoides</i> (DC.) Sch. -Bip.	安全种	一般关注
重齿风毛菊	<i>S. kotochaete</i> Maxim.	安全种	一般关注
披针叶风毛菊	<i>S. minuta</i> C. Winkl.	安全种	一般关注
美丽风毛菊	<i>S. superba</i> Anth.	安全种	一般关注
黑苞风毛菊	<i>S. apus</i> Maxim.	安全种	一般关注
线苞风毛菊	<i>S. nematolepis</i> Ling	安全种	一般关注
钻苞风毛菊	<i>S. subulsiquama</i> Hand. -Mazz.	安全种	一般关注
河源风毛菊	<i>S. tibetica</i> C. Winkl.	安全种	一般关注
藏西风毛菊	<i>S. stoliczkae</i> C. B. Clarke	安全种	一般关注
弯齿风毛菊	<i>S. przewalskii</i> Maxim.	安全种	一般关注
缘毛风毛菊	<i>S. tatsiensis</i> Franch.	安全种	一般关注
林生风毛菊	<i>S. sylvatica</i> Maxim.	安全种	一般关注
大丁草	<i>Leibnitzia anandria</i> (L.) Nakai	安全种	一般关注
尼泊尔大丁草	<i>L. nepalensis</i> (Kuntze) Kitam.	安全种	一般关注
毛茛菜	<i>Pieris japonica</i> Thunb.	安全种	一般关注
川藏蒲公英	<i>Taraxacum maurocarpum</i> Dahlst.	安全种	一般关注
蒲公英	<i>T. mongolicum</i> Hand. -Mazz.	安全种	一般关注
亚洲蒲公英	<i>T. leucanthum</i> (Ledeb.) Ledeb.	安全种	一般关注
锡金蒲公英	<i>T. sikkimense</i> Hand. -Mazz.	安全种	一般关注
川甘蒲公英	<i>T. lugubre</i> Dahlst.	安全种	一般关注
白缘蒲公英	<i>T. platyspidum</i> Diels	安全种	一般关注
苣荬菜	<i>Sonchus arvensis</i> L.	安全种	一般关注
合头菊	<i>Syncealathium porphyreum</i> (Marq. et Shaw) Ling	安全种	一般关注
黄花合头菊	<i>S. chrysocephala</i> (Shih) S. W. Liu	安全种	一般关注
团伞绢毛菊	<i>Soroseris glomerata</i> (Decne.) Stebb.	安全种	一般关注
糖芥绢毛菊	<i>S. erysimoides</i> (Hand. -Mazz.) Shih	安全种	一般关注
金沙绢毛菊	<i>S. trichocarpa</i> (Franch.) Shih	安全种	一般关注
弯茎还阳参	<i>Crepis flexuosa</i> (Ledeb.) C. B. Clarke	安全种	一般关注
西藏还阳参	<i>C. tibetica</i> Bab.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
无茎黄鹌菜	<i>Youngia simulatrix</i> (Bab.) Bab. et Stebb.	安全种	一般关注
川甘毛鳞菊	<i>Chaetosiris roborowskii</i> (Maixm.) Shih	安全种	一般关注
59 眼子菜科	Potamogetonaceae		
水麦冬	<i>Triglochin palustre</i> L.	安全种	一般关注
海韭菜	<i>T. maritima</i> L.	安全种	一般关注
竹叶眼子菜	<i>Potamogeton malaianus</i> Miq.	安全种	一般关注
60 禾本科	Gramineae		
甘肃臭草	<i>Melica przewalskyi</i> Roshev.	安全种	一般关注
藏东臭草	<i>M. schuetzeana</i> Hemp.	安全种	一般关注
素羊茅	<i>Festuca modesta</i> Steud.	安全种	一般关注
短叶羊茅	<i>F. brachyphylla</i> Schult. et Schult. f. Add.	安全种	一般关注
羊茅	<i>F. ovina</i> L.	安全种	一般关注
瑞士羊茅	<i>F. valesiaca</i> Schleich. ex Graud.	安全种	一般关注
紫羊茅	<i>F. rubra</i> L.	安全种	一般关注
草地早熟禾	<i>Poa pratensis</i> L.	安全种	一般关注
纤弱早熟禾	<i>P. maloca</i> Keng ex P. C. Kuo	安全种	一般关注
华灰早熟禾	<i>P. sinoglaucia</i> Ohwi	安全种	一般关注
高原早熟禾	<i>P. alpigena</i> (Blytt) Lindm.	安全种	一般关注
小早熟禾	<i>P. calliopsis</i> Litv. ex Ovez.	安全种	一般关注
散穗早熟禾	<i>P. subfastigiata</i> Trin.	安全种	一般关注
早熟禾	<i>P. annua</i> L.	安全种	一般关注
大椎早熟禾	<i>P. megalothyrsa</i> Keng ex Tzvel.	安全种	一般关注
西藏早熟禾	<i>P. tibetica</i> Munro ex Stapf	安全种	一般关注
沿沟草	<i>Catabrosa aquatica</i> (L.) Beauv.	安全种	一般关注
滇雀麦	<i>Bromus mairei</i> Hack. ex Hand. -Mazz.	安全种	一般关注
疏花雀麦	<i>B. remotiflorus</i> (Steud.) Ohwi	安全种	一般关注
多节雀麦	<i>B. plurinodis</i> Keng ex L. Liou	安全种	一般关注
旱雀麦	<i>B. tectorum</i> L.	安全种	一般关注
短柄草	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) Beauv. var. <i>sylvaticum</i>	安全种	一般关注
垂穗鹅观草	<i>Roegneria nutans</i> (Keng) Keng et S. L. Chen	安全种	一般关注
玉树鹅观草	<i>R. yushuensis</i> L. B. Cai	安全种	一般关注
小颖鹅观草	<i>R. parvigluma</i> Keng et S. L. Chen	安全种	一般关注
肃草	<i>R. stricta</i> Keng et S. L. Chen	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
垂穗披碱草	<i>Elymus nutans</i> Griseb.	安全种	一般关注
披碱草	<i>E. dahuricus</i> Turcz. ex Griseb. var. <i>dahuricus</i>	安全种	一般关注
赖草	<i>Leymus secalinus</i> (Georgi) Tzvel. var. <i>secalinus</i>	安全种	一般关注
芒洽草	<i>Koeleria. livinowii</i> Dom.	安全种	一般关注
洽草	<i>K. cristata</i> (L.) var. <i>cristata</i>	安全种	一般关注
长穗三毛草	<i>Trisetum clarkei</i> (Hook. f.) R. R. Stewart var. <i>clarkei</i>	安全种	一般关注
穗三毛	<i>T. spicatum</i> (L.) Richt. var. <i>spicatum</i>	安全种	一般关注
燕麦	<i>Avena sativa</i> L.	安全种	一般关注
高异燕麦	<i>H. altius</i> (Hitchc.) Ohwi	安全种	一般关注
穗发草	<i>Deschampsia koelerioides</i> Regel	安全种	一般关注
发草	<i>D. caespitosa</i> (L.) Beauv var. <i>caespitosa</i>	安全种	一般关注
黄花野青茅	<i>Deyeuxia flavens</i> Keng	安全种	一般关注
糙野青茅	<i>D. scabrescens</i> (Griseb.) Munro ex Duthie	安全种	一般关注
疏花剪股颖	<i>Agrostis perlaxa</i> Pilger	安全种	一般关注
川西剪股颖	<i>A. aristata</i> Keng ex Y. C. Yang	安全种	一般关注
藏落芒草	<i>Oryzopsis tibetica</i> (Roshev.) P. C. Kuo	安全种	一般关注
落芒草	<i>O. munroi</i> Stapf ex Hook. f.	安全种	一般关注
丝颖针茅	<i>Stipa capillacea</i> Keng	安全种	一般关注
羽柱针茅	<i>S. basiplumosa</i> Munro ex Hook. f.	安全种	一般关注
紫花针茅	<i>S. purpurea</i> Griseb.	安全种	一般关注
芨芨草	<i>Achnatherum splendens</i> (Trin.) Nevski	安全种	一般关注
光药芨芨草	<i>A. psilanthrum</i> Keng ex Tzvel.	安全种	一般关注
双叉细柄茅	<i>Ptiagrostis dichotoma</i> Keng ex Tzvel. var. <i>dichotoma</i>	安全种	一般关注
窄穗细柄茅	<i>P. junatovii</i> Grub.	安全种	一般关注
展穗三角草	<i>Trikeria hookeri</i> (Stapf) Bor var. <i>ramosa</i> Bor	安全种	一般关注
三蕊草	<i>Sinochasea trigyna</i> Keng	易危种	二类优先关注
青海固沙草	<i>Orinus kokonorica</i> (Hao) Keng ex Tzvel.	安全种	一般关注
白草	<i>Pennisetum centrasianicum</i> Tzvel.	安全种	一般关注
61 莎草科	Cyperaceae		
细杆藨草	<i>Scirpus setaceus</i> L.	安全种	一般关注
双柱头藨草	<i>S. distigmaticus</i> (Kukenth.) Tang et Wang	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
华扁穗草	<i>Blysmus sinocompressus</i> Tang et Wang	安全种	一般关注
线叶嵩草	<i>Kobresia capillifolia</i> (Decne.) C. B. Clarke	安全种	一般关注
甘肃嵩草	<i>K. kansuensis</i> Kükenth.	安全种	一般关注
喜马拉雅嵩草	<i>K. royleana</i> (Nees) Bieck.	安全种	一般关注
玉树嵩草	<i>K. yushuensis</i> Y. C. Yang	安全种	一般关注
细叶嵩草	<i>K. filifolia</i> (Turcz.) C. B. Clarke	安全种	一般关注
嵩草	<i>K. bellardii</i> (All.) Degl.	安全种	一般关注
大花嵩草	<i>K. macrantha</i> Boeck.	安全种	一般关注
矮生嵩草	<i>K. humilis</i> (C. A. Mey. ex Trautv.) Serg.	安全种	一般关注
高山嵩草	<i>K. pygmaea</i> C. B. Clarke	安全种	一般关注
短轴嵩草	<i>K. prattii</i> C. B. Clarke	安全种	一般关注
玉树苔草	<i>Carex yushuensis</i> Y. C. Yang	安全种	一般关注
唐古拉苔草	<i>C. tangulashanensis</i> Y. C. Yang	安全种	一般关注
青海苔草	<i>C. qinghaiensis</i> Y. C. Yang	安全种	一般关注
粗喙苔草	<i>C. serreana</i> Kükenth.	安全种	一般关注
小苔草	<i>C. parva</i> Nees	安全种	一般关注
青藏苔草	<i>C. moorcroftii</i> Falc. ex Boott	安全种	一般关注
泽库苔草	<i>C. zekuensis</i> Y. C. Yang	安全种	一般关注
红棕苔草	<i>C. przewalskii</i> Egorova	安全种	一般关注
密生苔草	<i>C. crebra</i> V. Krecz.	安全种	一般关注
明亮苔草	<i>C. laeta</i> Boott	安全种	一般关注
甘肃苔草	<i>C. kansuensis</i> Nelmes	安全种	一般关注
无味苔草	<i>C. pseudofoetida</i> Kükenth.	安全种	一般关注
干生苔草	<i>C. supina</i> Willd. ex Wahlenb.	安全种	一般关注
黑褐苔草	<i>C. atrofusca</i> Schkuhr subsp. <i>minor</i> (Boott) Koyama	安全种	一般关注
62 天南星科	Araceae		
隐序南星	<i>Arisaema wardii</i> Marq. et Shaw	安全种	一般关注
63 灯心草科	Juncaceae		
小灯心草	<i>Juncus bufonius</i> L.	安全种	一般关注
走茎灯心草	<i>J. amplifolius</i> A. Camus	安全种	一般关注
单枝灯心草	<i>J. potaninii</i> Buchen.	安全种	一般关注
灯心草	<i>J. effusus</i> L.	安全种	一般关注
长柱灯心草	<i>J. przewalskii</i> Buchen.	安全种	一般关注
展苞灯心草	<i>J. thomsonii</i> Buchen.	安全种	一般关注

(续)

中文名	学名	濒危级别	保护类别
64 百合科	Liliaceae		
长花天门冬	<i>Asparagus longiflorus</i> Franch.	安全种	一般关注
西北天门冬	<i>A. persicus</i> Baker	安全种	一般关注
羊齿天门冬	<i>A. filicinus</i> Ham. ex D. Don	安全种	一般关注
轮叶黄精	<i>Polygonatum verticillatum</i> (L.) All.	安全种	一般关注
卷叶黄精	<i>P. cirrhifolium</i> (Wall.) Royle	安全种	一般关注
太白韭	<i>Allium prattii</i> C. H. Wright	易危种	三类优先关注
杯花韭	<i>A. cyathophorum</i> Bur. et Franch.	安全种	一般关注
青甘韭	<i>A. przewalskianum</i> Regel	安全种	一般关注
野葱	<i>A. chrysanthum</i> Regel	安全种	一般关注
野黄韭	<i>A. rude</i> J. M. Xu	安全种	一般关注
高山韭	<i>A. sikkimense</i> Baker	安全种	一般关注
粗根韭	<i>A. fasciculatum</i> Rendle	安全种	一般关注
天蓝韭	<i>A. cyaneum</i> Regel	安全种	一般关注
唐古韭	<i>A. tanguticum</i> Regel	安全种	一般关注
假百合	<i>N. bulbiferum</i> (Lingelsh.) Stearn.	安全种	一般关注
洼瓣花	<i>Lloydia serotina</i> (L.) Rehb.	安全种	一般关注
65 鸢尾科	Iridaceae		
锐果鸢尾	<i>Iris goniocarpa</i> Baker var. <i>goniocarpa</i>	近危种	一般关注
66 兰科	Orchidaceae		
毛杓兰	<i>Cypripedium franchetii</i> Wilson	易危种	三类优先关注
紫点杓兰	<i>C. guttatum</i> Sw.	易危种	三类优先关注
大花杓兰	<i>C. macranthum</i> Sw.	易危种	三类优先关注
广布红门兰	<i>Orchis chusua</i> D. Don	易危种	三类优先关注
河北红门兰	<i>O. tschiliensis</i> (Schltr.) Soo	易危种	三类优先关注
宽叶红门兰	<i>O. latifolia</i> L.	易危种	三类优先关注
北方红门兰	<i>O. roborovskii</i> Maxim.	易危种	三类优先关注
角盘兰	<i>Herminium monorchis</i> (L.) R. Br.	易危种	三类优先关注
二叶兜被兰	<i>Neottianthe cucullata</i> (L.) Schltr.	易危种	三类优先关注
落地金钱	<i>Habenaria aitchisoni</i> Reichb. f.	易危种	三类优先关注
西藏玉凤花	<i>H. tibetica</i> Schltr. ex Limpricht	易危种	三类优先关注
对叶兰	<i>Listera puberula</i> Maxim.	易危种	三类优先关注
小花火烧兰	<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz.	易危种	三类优先关注
沼兰	<i>Malaxis monophyllos</i> (L.) Sw.	易危种	三类优先关注
绶草	<i>Spiranthes sinensis</i> (Pers.) Ames	易危种	三类优先关注
小斑叶兰	<i>Goodyera repens</i> (L.) R. Br.	易危种	三类优先关注

附图：珍稀物种、典型植被和景观



位于玉树通天河岸的“三江源自然保护区”碑



位于玛多县的“黄河源头纪念碑”



油麦吊云杉 *Picea brachytyla*
var. *complanata* (Mast.) Cheng ex Rhed.



垂枝祁连圆柏 *Sabina przewalskii*
f. *pendula* Cheng et L. K. Fu



红花绿绒蒿

Meconopsis punicea Maxim.



膜荚黄芪

tragalus membranaceus (Fisch.) Bunge



马尿泡 *Przewalskia tangutica* Maxim.



叶点地梅 *Pomatosace filicula* Maxim.



桃儿七

Sinopodophyllum hexandrum (Poyle) Ying



星叶草

Circaeaster agrestis Maxim.



青海云杉 *Picea crassifolia* Kom. 林



大果圆柏 *Sabina tibetica* Kom. 林



高原鼠害



高原牧场

参考文献

- 1 包维楷, 陈庆恒, 刘照光. 1995. 岷江上游山地生态系统的退化及其恢复与重建对策. 长江流域资源与环境, 4(3): 277~282
- 2 毕晓丽, 洪伟, 吴承祯, 等. 2001. 武夷山米槎种群生命表分析. 热带亚热带植物学报, 9(3): 243~247
- 3 摆万奇, 张懿铨, 谢高地等. 2002. 黄河源区玛多县草地退化成因分析. 应用生态学报, 13(7): 823~826
- 4 曹仪植, 宋占午. 1998. 植物生理学. 兰州: 兰州大学出版社
- 5 陈颖. 1999. 中国的濒危物种及其保护. 动物学报, 45(3): 350~354
- 6 成克武, 藏润国. 2004. 物种濒危状态等级评价概述. 生物多样性, 12(5): 534~540
- 7 崔国发, 成克武, 路端正等. 2000. 北京喇叭沟门自然保护区植物濒危程度和保护级别研究. 北京林业大学学报, 22(4): 8~13
- 8 党安荣, 贾海峰, 易善植, 刘钊. 2003. ArcGIS&Desktop, 地理信息系统应用指南. 北京: 清华大学出版社, 286~291
- 9 傅伯杰, 陈利顶, 马克明, 王仰麟. 2002. 景观生态学原理及应用. 北京: 科学出版社
- 10 傅立国. 1992. 中国植物红皮书——稀有濒危植物. 北京: 科学出版社
- 11 傅志军, 葛永刚, 张萍. 2001. 太白山特有珍稀植物优先保护顺序的定量研究. 宝鸡文理学院学报(自然科学版), 21(1): 63~65
- 12 关玉秀, 张守攻. 1992. 样方法及其在林分空间格局研究中的应用. 北京林业大学学报, 14(2): 62~65
- 13 国家环保总局, 中国科学院植物研究所. 1987. 中国珍稀濒危重点保护植物名录. 北京: 科学出版社
- 14 国家环境保护委员会. 1984. 中国珍稀濒危保护植物名录(第一册)
- 15 国家重点保护野生植物名录(第一批). p178~190. 见: 国家环境保护总局自然生态保护司编. 2002. 自然保护区工作手册——法规文件选编. 北京: 中国环境科学出版社
- 16 何友均, 杜华, 邹大林等. 2004b. 三江源自然保护区澜沧江上游种子植物区系研究. 北京林业大学学报, 26(1): 23~31

- 17 何友均, 李忠, 崔国发, 魏文超, 冯宗炜. 2004a. 濒危物种保护方法研究进展. 生态学报, 24(2): 338 ~ 346
- 18 何友均, 邹大林. 2002. 三江源地区的生态环境现状及治理对策. 中国林业, 6(A): 39
- 19 洪伟, 柳江, 吴承祯. 2001. 红锥种群结构和空间分布格局的研究. 林业科学, 37(专刊1): 6 ~ 10
- 20 胡志斌, 何兴元, 江晓波, 等. 2004. 岷江上游典型时期景观格局变化及驱动力初步分析. 应用生态学报, 5(10): 1797 ~ 1803
- 21 黄英姿. 1994. 生态位理论研究中的数学方法. 应用生态学报, 5(3): 331 ~ 337
- 22 蒋有绪. 1982. 川西亚高山森林植被的区系、种间关联和群落排序的生态分析. 植物生态学与地植物学丛刊, 6(4): 281 ~ 300
- 23 蒋志刚. 2000. 物种濒危等级划分与物种保护. 生物学通报, 35(9): 1 ~ 5
- 24 李昂, 葛颂. 2002. 植物保护遗传学研究进展. 生物多样性, 10(1): 61 ~ 71
- 25 李迪强, 李建文. 2002. 三江源生物多样性——三江源自然保护区科学考察报告. 北京: 中国科学技术出版社, 74 ~ 94.
- 26 李广民. 1975. 介绍一种药用植物——桃儿七. 植物杂志, (2): 28 ~ 28
- 27 李哈滨, 伍业钢. 1992. 数量方法在景观生态学中的应用. 见: 刘建国. 现代生态学研究进展. 北京: 中国科技出版社, 209 ~ 233
- 28 李红, 袁红英. 2000. 陕西省国家珍稀濒危保护植物价值. 国土与自然资源研究, (3): 69 ~ 71
- 29 李先琨. 1997. 广西珍稀濒危植物优先保护评价. 广西科学院学报, 13(3): 9 ~ 16
- 30 李先琨, 黄玉清, 苏宗明. 2000. 元宝山南方红豆杉种群分布格局及动态. 应用生态学报, 11(2): 169 ~ 172
- 31 李锡文, 李捷. 1993. 横断山脉地区种子植物区系的初步研究[J]. 云南植物研究, 15(3): 217 ~ 231
- 32 李旭光, 何维明, 董鸣. 1997. 缙云山大头茶种群林窗动态的初步研究. 生态学报, 17(5): 543 ~ 548
- 33 林开敏, 郭玉硕. 2001. 生态位理论及其应用研究进展. 福建林学院学

报, 21(3): 283 ~ 287

34 刘建国. 1987. 生态位理论的发展及其在农村生态工程建设中的应用原则. 农业现代化研究, (6): 30 ~ 33

35 刘建国, 马世骏. 1990. 扩展的生态位理论. 见: 马世骏主编. 现代生态学透视. 北京: 科学出版社, 72 ~ 89

36 刘建泉. 2004. 祁连山保护区青海云杉种群分布格局的研究. 西北林学院学报, 19(2): 152 ~ 155

37 刘金福. 2004. 格氏栲种群结构与动态规律研究. 北京林业大学生态学博士论文. 北京: 北京林业大学图书馆

38 刘玉清. 2003. 生态位与商家经营定位. 商业研究, 6: 11 ~ 13

39 马克明, 祖元刚, 倪红伟. 1999. 兴安落叶松种群格局的分形特征——关联维数. 生态学报, 19(3): 335 ~ 341

40 马克明, 祖元刚. 2000a. 兴安落叶松种群格局的分形特征——信息维数. 生态学报, 20(2): 187 ~ 192

41 马克明, 祖元刚. 2000b. 兴安落叶松种群格局的分形特征: 计盒维数. 植物研究, 20(1): 104 ~ 111

42 马克明, 祖元刚. 2000c. 植被格局的分形特征. 植物生态学报, 24(1): 111 ~ 117

43 马克平. 1994a. 生物多样性的测度方法 α 多样性的测度方法(上), 生物多样性, 2(3): 162 ~ 168

44 马克平. 1993. 试论生物多样性的概念. 生物多样性, 1(1): 20 ~ 22

45 马克平. 1994b. 生物多样性的测度方法 α 多样性的测度方法(下), 生物多样性, 2(4): 231 ~ 239

46 马克平, 钱迎倩, 王晨. 1994c. 生物多样性研究的现状与发展趋势. 见: 钱迎倩, 马克平主编. 生物多样性研究的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社, 1 ~ 12

47 缪勇. 2003. 棉蚜及其捕食性天敌时空生态位研究. 应用生态学报, 14(4): 549 ~ 552

48 马友平. 2000. 应用生态位进行森林资源评价. 林业科技, 25(3): 17 ~ 19

49 牛健植, 韩爱惠. 2004. 凉水自然保护区景观格局变化研究. 林业资源管理, 3: 29 ~ 33

50 彭少麟. 1996. 南亚热带森林群落动态学. 北京: 科学出版社

- 51 彭少麟,王伯荪.鼎湖山森林群落优势种群生态位重叠研究.见:热带亚热带森林生态系统研究(6集).北京:科学出版社,1990
- 52 钱宏.1990.长白山高山冻原植物群落的数量分类和排序.应用生态学报,1(3):254~263
- 53 青海森林编辑委员会.1993.青海森林.北京:中国林业出版社
- 54 青海省情编委会.1986.青海省情.西宁:青海人民出版社
- 55 曲仲湘,等.1986.植物生态学(第二版).北京:高等教育出版社,152
- 56 任青山.1998.天然次生林主要种群生态位结构的研究.东北林业大学学报,26(2):5~10
- 57 任毅,胡正海.1998.星叶草属2 隙节及2 裂叶及其系统学意义.西北植物学报,18(4):566~569
- 58 尚玉昌.1983.现代生态学中的生态位理论.生态学进展,5(2):77~84
- 59 尚玉昌.2002.普通生态学.第2版.北京:北京大学出版社
- 60 沈泽昊,金义兴,赵子恩,吴金清,黄汉东.2000.三峡大老岭地区森林群落的数量分类研究.武汉植物学研究,18(2):99~107
- 61 史作民.1998a.暖温带宝天曼植物群落数量分类与排序.见:刘世荣,蒋有绪,史作民,著.中国暖温带森林生物多样性研究.北京:中国科学技术出版社,58~73
- 62 史作民.1998b.暖温带宝天曼植物群落种间联结及种群生态位.见:刘世荣,蒋有绪,史作民,著.中国暖温带森林生物多样性研究.北京:中国科学技术出版社,99~117
- 63 苏志尧,陈北光,古炎坤.1996.广东八宝山森林群落优势种群的生态位研究.华南农业大学学报,17(1):47~52
- 64 苏志尧,吴大荣,陈北光.2003.粤北天然林优势种群生态位研究.应用生态学报,14(1):25~29
- 65 孙儒泳,李博等.1993.普通生态学.北京:高等教育出版社.148~149
- 66 孙应德.1982.玛珂河林区森林植被调查纪要.青海农林科技,(3):38~43
- 67 王伯荪,彭少麟.1985.南亚热带常绿阔叶树种间联结测定技术研究. I. 种间联结测试的探讨与修正.植物生态学与地植物学丛刊,9(4):272~

285

- 68 王刚. 1984. 植物群落中生态位重叠的计测. 植物生态学与地植物学丛刊, 8(4): 329 ~ 334
- 69 王刚, 赵松岭, 张鹏云, 等. 1984. 关于生态位定义的探讨及生态位重叠计测公式改进的研究. 生态学报, 4(2): 119 ~ 127
- 70 王根绪, 程国栋. 2001a. 江河源区草地资源特征与草地生态变化. 中国沙漠, 21(2): 101 ~ 107
- 71 王根绪, 丁永建, 王建, 刘时银. 2004. 近 15 年来长江黄河源区的土地覆被变化. 地理学报, 59(2): 162 ~ 173
- 72 王根绪, 郭晓寅, 程国栋. 2002. 黄河源区景观格局与生态功能的动态变化. 生态学报, 22(10): 1587 ~ 1598
- 73 王根绪, 李琪, 程国栋, 沈永平. 2001b. 40 年来江河源区的气候变化特征及其生态环境效应. 冰川冻土, 23(4): 346 ~ 352
- 74 王根绪, 沈永平, 程国栋. 2000. 黄河源区生态环境变化与成因分析. 冰川冻土, 22(3): 200 ~ 205
- 75 王荷生. 1992. 植物区系地理. 北京: 科学出版社
- 76 王献博, 郭柯. 2002. 关于 IUCN 红色名录类型和标准的新修改. 植物资源与环境学报, 11(3): 53 ~ 56
- 77 王新功, 洪伟, 吴承祯, 等. 2003. 武夷山米槠林群落优势种群空间格局的研究. 河南农业大学学报, 37(1): 44 ~ 48
- 78 魏宏图, 邓懋彬, 金念慈, 等. 1993. 中国稀有濒危植物分级问题的定量微机研究. 植物学报, 35(增刊): 111 ~ 118
- 79 魏建明, 王成善, 万晓樵等. 1998. 第三纪青藏高原面高程与古植被变迁. 现代地质, 12(3): 318 ~ 326
- 80 吴承祯, 洪伟, 谢金寿, 等. 2000. 珍稀濒危植物长苞铁杉种群生命表分析. 应用生态学报, 11(3): 333 ~ 336
- 81 吴春芳, 许兰秀. 1997. 东峡林区青海云杉天然更新调查分析. 青海农林科技, 4: 19 ~ 20
- 82 邬建国, Jelinski D. 1995. 生态学中的格局与尺度 - 可塑性面积单元问题. 见: 李博主编, 现代生态学讲座. 北京: 科学出版社, 1 ~ 9
- 83 武素功, 杨永平, 费用. 1995. 青藏高原高寒地区种子植物区系的研究. 云南植物研究, 17(3): 233 ~ 250
- 84 吴玉虎. 1995. 黄河源头地区植物的区系特征. 西北植物学报, 15(1):

82~89

85 吴玉虎. 2000. 长江源区植物区系研究. 西北植物学报, 20(6): 1086~1101

86 吴玉虎. 2002. 隆务河流域植物区系研究. 云南植物研究, 24(2): 155~169

87 吴征镒. 1980a. 中国植被. 北京: 科学出版社, 19~114

88 吴征镒. 1980b. 中国植被. 北京: 科学出版社, 149~451

89 吴征镒. 1991. 中国种子植物属的分布区类型. 云南植物研究, 增刊: IV1~139

90 吴征镒. 1993. “中国种子植物属的分布区类型”的增订和勘误. 云南植物研究, 增刊: IV141~178

91 吴征镒, 丁托亚. 1999. 中国种子植物数据库[CD]. 云南: 科技出版社

92 肖笃宁. 1990. 沈阳西郊景观格局变化的研究. 应用生态学报, 1(1): 75~84

93 谢晋阳. 1992. 森林植物立木种群静态生命表的一种编制方法. 江西大学学报(自然科学版), 16(4): 383~385

94 许再富, 陶国达. 1987. 地区性的植物受威胁及优先保护综合评价方法探讨. 云南植物研究, 9(2): 193~202

95 薛达元, 蒋明康, 李正方等. 1991. 苏浙皖地区珍稀濒危植物分级指标的研究. 中国环境科学, 11(3): 161~166

96 杨建平, 丁永建, 陈仁升, 沈永平. 2004. 长江黄河源区多年冻土变化及其生态环境效应. 山地学报, 22(3): 178~285

97 杨在中等. 1984. 植物群落种群分布格局研究的新方法. 生态学报, 4(3): 237~247

98 余树全, 李翠环. 2003. 千岛湖水源涵养林优势树种生态位研究. 北京林业大学学报, 25(2): 18~23

99 张峰, 张金屯. 2000. 我国植被数量分类和排序研究进展. 山西大学学报(自然科学版), 23(3): 278~282

100 张金屯. 1995. 植被数量生态学方法. 北京: 中国科学技术出版社

101 张金屯. 2004. 数量生态学. 北京: 科学出版社

102 张光明, 谢寿昌. 1997. 生态位概念演变与展望. 生态学杂志, 16(6): 46~51

- 103 张丽霞, 张峰, 上官铁梁. 2001. 山西芦芽山植物群落的数量分类. 植物学通报, 18(2): 231 ~ 239
- 104 张文辉. 1998. 裂叶沙参种群生态学研究. 哈尔滨: 东北林业大学出版社
- 105 张新时. 1991. 西藏阿里植物群落的间接梯度分析、数量分类与环境解释. 植物分类学与地植物学学报, 15(2): 101 ~ 113
- 106 张亚平, 宿兵. 1997. 大熊猫的遗传多样性. 见: 胡志昂, 张亚平(主编), 中国动植物的遗传多样性. 杭州: 浙江科学技术出版社, 7 ~ 17
- 107 赵常明, 陈庆恒, 乔永康, 潘开文. 2002. 青藏东缘岷江上游亚高山针叶林人工恢复过程中物种多样性动态. 植物生态学报, 26(增刊): 20 ~ 29
- 108 赵常明, 陈庆恒, 乔永康, 潘开文. 2004. 青藏高原东缘岷江冷杉天然群落的种群结构和空间分布格局. 植物生态学报, 28(3): 341 ~ 350
- 109 郑蓉. 1996. 福建北部马尾松群落生态位研究. 福建林学院报, 169(4): 319 ~ 323
- 110 中国科学院青藏高原综合科学考察队. 1994. 青藏高原横断山区科学考察丛书, 横断山区维管植物(上、下册). 北京: 科学出版社
- 111 中国科学院西北高原生物研究所编著. 1996. 青海植物志: 第1~4卷. 西宁: 青海人民出版社
- 112 周灿芳, 余世孝, 郑业鲁, 等. 2003. 种群分布格局测定的样方尺度效应. 广西植物, 23(1): 19 ~ 22
- 113 周丹, 杨国亭. 1999. 蒙古栎林优势种生态位重叠的研究. 林业科技, 24(1): 20 ~ 22
- 114 周鸣歧, 陆文政. 1982. 青海森林资源与保护恢复、扩大森林资源的几点意见. 农牧资源与区划研究, (1)
- 115 朱玉贤, 李毅. 1997. 现代分子生物学. 北京: 高等教育出版社
- 116 Agee J K, Stitt S C F, Nyquist M, Root R. 1989. A geographic analysis of historical grizzly bear sightings in the North Cascades. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 11(55): 1637 ~ 1642
- 117 Alves M J, Coelho H, Collares - Pereira M J, Coelho M M. 2001. Mitochondrial DNA variation in the highly endangered cyprinid fish *Anaecypis hispanica*; importance for conservation. *Heredity*, 87, 463 ~ 473
- 118 Avise J C. 2000. *Phylogeography: the History and Formation of Species*. Harvard University Press, Cambridge, M A. Genetic structure of populations of the

threatened eastern massasauga

119 Bernatchez L. 2001. The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic nested clade and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. *Evolution*, 55(2): 351 ~ 379

120 Bisby F A. 2000. The quite revolution: biodiversity informatics and the internet. *Science*, 289: 2309 ~ 2312

121 Blackman G E. 1942. Statistical and ecological studies in distribution of species in plant communities. I. Dispersion as a factor in the study of changes in plant populations. *Ann Bot*, 6: 351 ~ 370

122 Boyce M. 1992. Population viability analysis. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 23: 481 ~ 506

123 Braak C J F Ter. 1991. CANOCO - A FORTRAN Program for Canonical Community Ordination by [Partial] [Canonical] Correspondence Analysis, Principal Analysis and Redundancy Analysis (Version 2.1). Agriculture Mathematics Group, Box, 1700 AC, Wageningen, The Netherlands

124 Brook B W, Burgman M A. 2002. Critiques of PVA ask the wrong questions: throwing the heuristic baby out with the numerical bathwater. *Conservation Biology*, 16: 262 ~ 263

125 Broome L S. 2001. Intersite differences in population demography of Mountain Pygmy-possums *Burramys parvus* Broom (1986 - 1998): implications for metapopulation conservation and ski resorts in Kosciuszko National Park, Australia. *Biological Conservation*, 102: 309 ~ 323

126 Brown S, Schreier H, Thompson W A, Vertinsky I. 1994. Linking multiple accounts with GIS as decision support system to resolve forestry/wildlife conflicts. *Journal of Environmental Management*, 42: 349 ~ 364

127 Burgman M A, Possingham H P, Lynch A J J, et al. 2001. A method for setting the size of plant conservation target areas. *Conservation Biology*, 15(3): 603 ~ 616

128 Cains J Jr. 1995. Rehabilitating damaged ecosystems. 2nd. London Lewis Publications. 1 ~ 11

129 Chaapin F S III, Sala O E, Bureke I C, et al. 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity. *Bioscience*, 48: 45 ~ 52

130 Colwell, R, W., 1971. On the measurement of niche breadth and overlap.

Ecol., 52: 567 ~ 576

131 COSEWIC. 2003. COSEWIC's assessment process and criteria. <http://www.cosewic.gc.ca/eng>

132 Costanza R, d'Arge, Groot R R., *et al.* 1997. The value of world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253 ~ 260

133 Coulson T, Mace G M, Hudson E, Possingham H. 2001. The use and abuse of population viability analyses. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 219 ~ 221

134 Cox G W. 1972, 蒋有绪译. 普通生态学实验手册. 北京: 科学出版社, 34 ~ 35

135 Dale M R T. 1999. *Spatial Patterns in Plant Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press

136 David D, Antonia Rossello' - Graella, Ce' sar Garciaa, *et al.* 2003. Application of GIS in plant conservation programmes in Portugal. *Biological Conservation*, 113: 337 ~ 349

137 Diamond J M. 1984. Normal extinction of isolated population. In: Nitecki M H. ed. *Extinctions*; Chicago: University of Chicago Press, 191 ~ 246

138 DIVERSITAS. 1996. DIVERSITAS: An International Programme of Biodiversity Science. Operational Plan. *DIVERSITAS*. Paris

139 Draper D, Rossello' - Graell, Iriondo A. 2001. A translocation action in Portugal: selecting a new location for *Narcissus cavanillesii*. In: Barra A., Lo' pez, G. (Eds.)

140 Edwards J L, Lane M A, Nielsen E S. 2000. Interoperability of biodiversity databases: biodiversity information on every desktop. *Science*, 289: 2312 ~ 2314

141 Emborg J., Christensen M., Heilman ~ Clausen J. 2000. The structure dynamics of Suserup Skov, a near natural temperate deciduous forest in Denmark. 126: 173 ~ 189

142 Ewens W J *et al.* 1987. MVP size in the presence of catastrophe. In: Soule M E (ed), *Viable Population for conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, 11 ~ 34

143 Falconer K. 曾文曲, 等译. 1991. 分形几何 - 数学基础及其应用. 沈阳: 东北工学院出版社

144 Feinsinger P., Spears E E and Poole R W., 1981. A simple measure of niche breadth. *Ecol.*, 62: 27 ~ 32

- 145 Folt C L & Burns C W. 1999. *Trends Ecology and Evolution*, 8: 300
- 146 Forman R T T. Moore P N. 1992. The theoretical foundations for understanding boundaries in landscape mosaics. In: Hansen A J., and Dicastri F (eds) . *Landscape Boundaries*. New Yourk: Springer-Verlag. 236 ~ 258
- 147 Forman R T T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10: 133 ~ 142
- 148 Frankham R. 1995. Conservation genetics. *Annual Review of Genetics*, 29: 305 ~ 327
- 149 Franklin I A. 1980. Evolutionary change in small population, 135 ~ 149, In: soule M E and Wilcox B A (eds.) . *Conservation Biology: an Evolutionary - Ecological perspective*, Sinauer Associates , Sunderland, Mass
- 150 FWS. 2002. Endangered speciesglossary. <http://midwest.fws.gov/endangered/glossary/index.htm>
- 151 Galiano E F. 1983. Detection of multi - species patterns in plant populations. *Vegetatio*, 53: 129 ~ 138
- 152 Ginsberg J. 1999. Global conservation priorities. *Conserv Biol.*, 13: 5
- 153 Gittins R. 1985. Canonical analysis, areview with applications in ecology. erelin: printer Verlag
- 154 Goodall D W. 1974. A new method of analysis of spatial pattern by random pairing of quad rat. *Vegetatio*, 29: 135 ~ 146
- 155 Goodman D T. 1987. The demography of chance extinction. In: Soule M E (ed), *Viable Population for conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, 11 ~ 34
- 156 Greig - Smith P. 1952. The use of random and contiguous quad rats in the study of the structure of plant communities. *Annual Botany*, 16: 293 ~ 316
- 157 Greig - Smith P. 1983. Quantitative plant ecology. 3rded. Oxford: Blackwell Science Publications. 105 ~ 112
- 158 Haig S M. 1998. Molecular contributions to conservation. *Ecology*, 79(2): 413 ~ 425
- 159 Hanski I and Gilpin M. 1991. Metapopulation dynamics: Brief history and conceptual domain. In: M Gilpin and I Hanski(eds.) *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press, London, 3 ~ 16
- 160 Hanski I and Gilpin M E. 1997. *Metapopulation Biology: Ecology, Genet-*

ics, and Evolution. San Diego: Academic Press

161 Hanski I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature*, 395: 41 ~ 49

162 Hanski I. 1998. Metapopulation ecology. Oxford: Oxford University Press

163 Harvey C. A. , & Pimentel D. 1996. Effects of soil and wood deletion on biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 5: 1121 ~ 1130

164 Heywood V H, Watson R T (eds.) Global biodiversity assessment. Cambridge: Cambridge University Press

165 Hijmans R J, Spooner D M. 2001. Geographic distribution of wild potato species. *American Journal of Botany*, 88: 2101 ~ 2112

166 Hill M O. 1973. Reciprocal averaging, an eigenvector method of ordination. *Journal of Ecology*, 61: 237 ~ 249

167 Hill M O. 1979. TWINSPLAN - A FORTRAN Program for Arranging Multivariable Data in an Ordered Two way Table Classification of the Individuals and Attributes Ithaca, N. Y.: Cornell University

168 <http://www.nj.qhe.gov.cn/gzdt/qhs3.shtml>

169 Hughes C. 1998. Integrating molecular techniques with field methods in studies of social behavior: a revolution results. *Ecology*, 79(2): 383 ~ 399

170 Hurlbert S H. 1969. A coefficient of interspecific association. *Ecol.*, 50: 1 ~ 9

171 IUCN. 2003. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels; Version 3.0. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK

172 Jonsson, B G & Moen J. , 1998. Patterns in species associations in plant communities: the importance of scale. *Journal of Vegetation Science*, 9: 327 ~ 332

173 Kappelle M. , Kennis P A F & Vries de R A J. 1995. Changes in diversity along a successional gradient in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. *Biodiversity and Conservation*, 4: 10 ~ 34

174 Kershaw K A. , & Looney J H. 1985. Quantative and dynamic plant ecology. 3rd ed. London: Edward Arnold Limited. 78 ~ 94

175 Khan M L. , Rai J P N. and Tripathi R S. 1987. Population structure of some species in disturbed and protected sub-tropical forest of North East India. *Acta Oecological: Oecological Applicata*, 8: 247 ~ 255

176 Kithing R. 2000. Biodiversity, hotspots and defiance. *Trend in ecology and*

evolution, 15: 484 ~ 485

177 Lacy R C. 1993. A computer simulation model for population viability analysis. *Wildl. Res.*, 20: 45 ~ 65

178 Lennartsson T, Oostermeijer J, Gerard B. 2001. Demographic variation and population viability in *Gentianella Camperstris*: Effects of grassland management and environmental stochasticity. *J. Ecol.*, 89(3): 451 ~ 463

179 Levins R., 1968. Evolution in changing environments. New Jersey, USA, Princeton University Press, Princeton

180 Levins R. 1969a. Some demographic and genetic consequence of environmental heterogeneity for biology control. *Bull. Entomol. Soc. Am.*, 15: 237 ~ 240

181 Levins R. 1969b. The effect of random variation of different types of on population growth. *Proc. Natl. Sci. U. S. A.*, 62: 1061 ~ 1065

182 Mace G M, Lande R. 1991. Assessing extinction threats: toward reevaluation of IUCN Threatened Species Categories. *Conserv Biol.*, 5: 148 ~ 157

183 Magurran A E. 1988. Ecological Diversity and Its Measurement. Princeton University Press, Princeton.

184 Mandelbrot BB. 1982. The Fractal Geometry of Nature. WH Freeman

185 Marcos Perez - Losada, Jarab C G, Bond - Buckup G, Crandalla K A. 2002. Conservation phylogenetics of Chilean freshwater crabs *Aegla* (Anomura, Aeglidae): assigning priorities for aquatic habitat protection. *Biological Conservation*, 105: 345 ~ 353

186 May R M. 1988. How many species on earth? *Science*, 241: 1441 ~ 1449

187 May R M. 1992. How many species inhabit the earth? *Scientific American*, 272(10): 42 ~ 48

188 Menges E S. 2000. Population viability analysis in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(2): 51 ~ 56

189 Mc Garigal K and Marks B J. March 1994. FRAGSTATS: Spatial analysis program for quantifying landscape structure. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis Oregon, 62

190 McNeely J A., Miller K R. et al. 1990. Conserving the world's biological diversity. Gland, Switzerland

191 Michael K. 2001. Patterns of diversity and range size of selected plant groups along and elevational transect in the Bolivian Andes. *Biodiversity and Conserva-*

tion, 10: 1897 ~ 1921

192 Moore P. G. 1953. A test for non - randomness in plant populations. *Ann Bot*, 17: 57 ~ 62

193 Morisita R. F. 1959. Single factor analysis in population dynamics. *Ecology*, 40: 580 ~ 588

194 Moritz C. 1994. Defining evolutionary significant units for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 9: 373 ~ 375

195 Moritz C., McGuigan K., Bernatchez L. 2002. Conservation of freshwater fishes: integrating evolution and genetics with ecology. In: Collares - Pereira M. J., Cowx I. G., Coelho M. M. (Eds.). *Conservation of Freshwater Fish: Options for the Future*. Blackwell Science, Oxford, 293 ~ 310

196 Morrison J. A. 2002. Wetland vegetation before and after experimental purple loosestrife removal. *Wetlands*, 22(1): 159 ~ 169

197 Myers N. 1988. Threatened biotas: "hotspot" in tropical forests. *Environmentalist*, 8: 187 ~ 208

198 Myers N. 1990. The biodiversity challenge: expanded hot - spot analysis. *Environmentalist*, 10: 243 ~ 256

199 Myers N. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853 ~ 858

200 Nicholson D. L., Henry N. B., & Rudder J. 1988. Stand changes in North Queens land rain forests. *Proceeding of Ecological Society of Australia*, 5: 61 ~ 80

201 Norman M., Russell A. M., Cristina G. M. et al., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853 ~ 858

202 Ojeda F., Marañón T. and Arroyo J. 2000. Plant diversity patterns in the Aljibe Mountains (S. Spain): a comprehensive account

203 Onaindia M., Amezcua 2000. Seasonal variation in the seed banks of native woodland and coniferous plantations in Northern Spain. *For. Ecol. Manage.*, 126, 163 ~ 172

204 Onaindia M., Dominguez I., Albizu I., et al. 2004. Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. *Forest Ecology and Management*, 195: 341 ~ 354

205 Ormsby J. P., Lunetta R. S. 1987. Whitetail deer food availability maps from thematic mapper data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 8: 1081 ~

1085

- 206 Palmeirim J M. 1988. Automatic mapping of Avian species habit using satellite imagery. *Oikos*, 52: 59 ~ 68
- 207 Pandey S K., and Shukla R P. 1999. Plant diversity and community patterns along the disturbance gradient in plantation forests of sal (*Shorea robusta* Gaertn.). *Current Science*, 77: 814 ~ 818
- 208 Patton J L., Da Silva M N F., Malcom J R. 1996. Hierarchical genetic structure and gene flow in three sympatric species of Amazonian rodents. *Molecular Ecology*, 5: 229 ~ 238
- 209 Pfab M F., Witkowski E T F. 2000. A simple population viability analysis of the critically endangered Euphorbian *clivicola* R. A. Dyer under four management scenarios. *Biological Conservation*, 96: 263 ~ 270
- 210 Pielou E C. 1972. Niche and Width and niche overlap. A method for measuring them. *Ecol.*, 53(4): 687 ~ 692
- 211 Pielou E C. 1977. Mathematical Ecology. Wiley, New York
- 212 Ranci O G., De Leo G A., Gatto M. 2000. VVF: integrating modelling and GIS in a software tool for habitat suitability assessment. *Environmental Modelling & Software*, 15: 1 ~ 12
- 213 Raven P H. 1993. Plants and people in the twenty - first century. In Proceedings of XV International Botanical Congress, Japan Yokohama
- 214 Richard B., Primack. 1996. (祈承楨等, 译). Essentials of Conservation Biology. Changsha: Hunan Science and Technology Press, 167 ~ 268
- 215 Richard C., Peter S A., Patrick B., et al., 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species
- 216 Ripley B D. 1978. Spectral analysis and the analysis of the pattern in plant communities. *Journal of Ecology*, 66: 965 ~ 981
- 217 Robert B M., Loretta C J., Gaius R S., et al., 2002. Resource - based niches provide a basis for plant species diversity and dominance in arctic tundra. *Nature*, 415: 68 ~ 71
- 218 Roelke M E., Martenson J S., O'Brien S J. 1993. The consequence of demographic reduction and genetic depletion in the endangered Florida Panther. *Current Biology*, 3: 340 ~ 350
- 219 Ronquist F and Gadenfors U. 2003. Taxonomy and biodiversity invento-

ries: time to deliver. *Trends in Ecology and Evolution*, 269 ~ 270

220 Roseberry J L, Richards B J, Hollenhorst T P. 1994. Assessing the potential impact of conservation reserve program lands on bobwhite habitat using remote sensing, GIS, and habitat modelling. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 9 (60): 1139 ~ 1143

221 Rosenthal G. , 2003. Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. *Agriculture Ecosystems&Environment*, 98(1~3): 227 ~ 246.

222 Ryder O A. 1986. Species conservation and systematics: the dilemma of sub-species. *Trends in Ecology & Evolution*, 1: 9 ~ 10

223 Ryman N, Utter F, Hindar K. 1995. Introgression, Supportive Breeding and Genetic Conservation Population Management for Survival and Recovery. New York: Columbia University Press. 341 ~ 365

224 Sabeil M W, Diekmann O and Jansen V A A. 1991. Metapopulation persistence despite local extinction - predator - prey patch models of the Lotka - Volterra type. *Biol. J. Linn. Soc.* , 42: 267 ~ 283

225 Salem B B. 2003. Application of GIS to biodiversity monitoring. *Journal of Arid Environments*, 54: 91 ~ 114

226 Salgueiroa P, Carvahob G, Collares - Pereiraa M J. , et al. 2003. Microsatellite analysis of genetic population structure of the endangered cyp-
rinid *Anaocypris hispanica* in Portugal: implications for conservation. *Biological Conservation*, 109: 47 ~ 56

227 Saxon E C. 1990. Disturbance regimes in North Queens land rain forests: a reevaluation of their relationship to species richness and diversity. *Australian Journal of Ecology*, 15: 241 ~ 244

228 SCALEplus. 1999. Environment protection and biodiversity conservation act 1999 - Sect1999 Categories of threatened species. <http://scaleplus.law.gov.au/html/pasteact/3/3295/0/PA003120.htm>

229 SCALEplus. 1999. Environment protection and biodiversity conservation regulations 2000 - REG 7.01 Criteria for listing threatened species. <http://scaleplus.law.gov.au/html/pastereg/3/1619/0/PR000390.htm>

230 Schneider C. 1996. Distinguish between primary and secondary intergradation among morphologically differentiated populations of *Anolis marmoratus*. *Molecular Ecology*, 5: 239 ~ 249

- 231 Shaffer M L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bio-science*, 31(2): 131 ~ 134
- 232 Shannon C E. 1949. The mathematical theory of communication. In: Shannon C E., Weaver W. (Eds.), *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, pp. 29 ~ 125
- 233 Simpson E. H. 1949. Measurment of diversity. *Nature*, 163, 688
- 234 Smith A T, Boitani L, Bibby C, Brackett D, Corsi F., et al. 2000. Database tailored for biodiversity conservation. *Science*, 290: 2073 ~ 2074
- 235 Soule E M. 1987. Introduction 1 - 9, in viable population for conservation edited by M E Soule, Cambrige Uninersity Press. Cambrige
- 236 Stoms D M, Davis F W, Cogan C B. 1992. Sensitivity of wildlife habitat models to uncertainties in GIS data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 6(58): 843 ~ 850
- 237 Stowe L G., Wade M J. 1979. The detection of small - scale pattern in vegetation. *Journal of Ecology*, 67: 1047 ~ 1064
- 238 SSC/IUCN. 1994. IUCN Red List Categories (Version 2.3) [M]. Gland, Switzerland: IUCN
- 239 SSC/IUCN. 2001. IUCN Red List Categories and criteria (Version 3.1) [M]. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN Publications Services Unit
- 240 Susan, M. H. 1991. Population viability analysis for a small population of Red - Cockaded woodpeckers and an evaluation of enhancement strategies. *Conservation Biology*, 2: 289 ~ 299
- 241 Sylvain D, Daniel C, Clementine G C. 2000. Niche separation in community analysis: A new method. *Ecol.*, 81(10): 2914 ~ 2927
- 242 Systematics Agenda 2000. 1994. Systematics Agenda 2000: Charting the biosphere. Technical Report. Society of Systematic Biologists, American Society of Plant Taxonomists, Willi Hennig Society, Association of Systematics Collections, New York
- 243 Taylor A D. 1988. Large - scale spatial structure and population dynamics in arthropod predator - prey systems. *Ann. Zoon. Fenn.*, 25: 63 ~ 74
- 244 Todd C R, Burgman M A. 1998. Assessment of threat and conservation priorities under realistic levels of university and reliability. *Conserv Biol.*, 12(5): 966 ~ 974

- 245 UNEP. 1992. Convention on Biological Diversity: Text and Annexes, 4
- 246 Vitousek P M. 1990. Biological invasion and ecological processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos*, 5(1): 7 ~ 13
- 247 Waters J M, Burrige C P. 1999. Extreme intraspecific mitochondrial DNA sequence divergence in *Galaxias maculatus* (Osteichthys: Galaxiidae), one of the most widespread freshwater fish. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 11(1): 1 ~ 12
- 248 Whittaker R H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science*, 147: 250 ~ 260
- 249 Whittaker R J. 1982. Small scale pattern in vegetation, M. Sc. Thesis. University of Wales, U. K
- 250 Whittaker R J. 1991. Small - scale pattern: an evaluation of techniques with an application to salt marsh vegetation. *Vegetatio*, 94: 81 ~ 94
- 251 Wilson E O. (ed.). 1988. Biodiversity. Nat. Acad. Press, Washington, D C
- 252 Winston, Judith E. 1999. Describing Species: Practical Taxonomic Procedure for Biologists. New York: Columbia University Press
- 253 Wohlgemuth T., Burgi M., Scheidegger Ch., Schutz M. 2002. Dominance reduction of species through disturbance - a proposed management principle for central European forests. *For. Ecol. Manage.*, 166, 1 ~ 15
- 254 Young A., Mitchell N. 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp - broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation*, 67, 63 ~ 72
- 255 Zhang A. L. et Wu S. G. (Eds.). 1996. Floristic Characteristics and a Diversity of East Asian Plants. Beijing: Chinese Higher Education Press
- 256 Zhang J T. 1993. Fuzzy set ordination using multi-environmental variables, a combination with DCA. *Abstracta Botanica*, 17: 133 ~ 139