

中国农业科学院

硕士学位论文

内蒙古多伦县植被工程修复对植物多样性影响的研究

姓名：杨德瑞

申请学位级别：硕士

专业：农业推广·农村与区域发展

指导教师：王宗礼

20071201

## 摘 要

内蒙古多伦县是我国北方草原带沙地的一个重要组成部分。上世纪 90 年代末以来,生态环境发生了急剧变化,优良牧草品种逐渐减少甚至消失,沙漠化速度加快,使该地成为我国北方频繁发生沙尘暴的发源地之一。

本文通过对多伦县的植被状况及人工修复区进行实地调查研究,分析了该地的种子植物区系、退化草场植物群落与环境的关系、沙地的人工修复效果、草场的封育效果及其评价、不同人工林对林下植被多样性的影响,旨在为多伦县的植物多样性保护、植被的人工恢复与重建提供科学依据。研究取得的初步结论如下:

1、多伦县共有野生种子植物 75 科、245 属和 465 种,分别占内蒙古全区野生种子植物的 64.1%、37.5%和 21.1%,而面积仅占全区的 0.33%,结果表明多伦县种子植物种类具有相对丰富的特点;同时,科内属种的分布极不平衡,数量的多少不仅反映了它们在区系组成上的重要性,而且也体现了对地理自然环境的适应性;其分布区类型以温带分布占绝对优势,地理成分混杂且具有过渡性,具有一定数量的古老成分,特有性程度较低。

2、通过排序轴分类得到 8 种群落类型,即: I 芨芨草(*Achnatherum splendens*) + 星星草(*Puccinellia tenuiflora*)群落; II 冷蒿(*Artemisia frigida*) + 冰草(*Agropyron cristatum*)群落; III 冰草(*Agropyron cristatum*) + 糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)群落; IV 大针茅(*Stipa grandis*) + 冷蒿(*Artemisia frigida*)群落; V 苔草(*Carix spp.*) + 狼毒(*Stellera chamaejasme*)群落; VI 黄柳(*Salix gordejewii*) + 差把嘎蒿(*Artemisia halodendron*)群落; VII 虎榛子(*Ostryopsis davidiana*) + 耧斗叶绣线菊(*Spiraea aquilegifolia*)群落; VIII 人工林下的杂类草群落。这 8 种群落及其所占的面积比例能较好地代表该区的群落类型。并结合植物多样性的回归分析表明,物种多样性与环境因子之间具有密切的联系。

3、通过对种 - 面积关系的调查分析,在项目区样方取样面积以 10 m<sup>2</sup>调查较好。项目区中的扁蓿豆、冰草、隐子草和羊草的重要值显著大于对照区,表明该区在实施项目后,有效地改善了退化草场的生境,使退化草场的植被有所恢复;苔草、虫实、狗尾草、沙鞭、沙葱、沙蓬的重要值明显小于对照区,沙生植物的大量存在,表明在未实施项目区,草场退化较为严重。

4、封育可使退化草场迅速得到恢复。对处于半干旱地区的退化草场,封育当年植被盖度、高度、牧草产量就比未封育区分别提高 37.5%、1.5 倍和 1.6 倍。但是随着封育期的延长植被盖度、草层高度、牧草产量与未封育区相比增加趋势开始下降。从生态效益和经济效益综合考虑,封育期以 5 年为宜。

5、在草原区的隐域性地带营造人工林不一定会造成物种多样性和草本植被生物量的显著减少,草原区营造人工林对物种多样性的影响与所造的林种有关,华北落叶松对物种多样性的影响显著小于兴安杨,与草地的物种多样性差异较小。

关键词: 种子植物, 植物区系, 植物多样性, 草场封育, 人工修复

## Abstract

Duolun county of Inner Mongolia is an important part of north grasslands stepped sandy land in China. Since the end of 1990s, there had been large change in its ecological environment. The types of good forage reducing and the area of desert increasing induced this area becoming one of sources of sandstorm in the north of China.

This paper researched on the situation of vegetation and Human-induced vegetation restoration regions, analyzed the floristic of seed plants in this area and the relationship of plant community in the degenerated grassland with the environment. And the author investigated on the effect of Human-induced vegetation restoration and rangeland close to foster and the influence of human-plant to the plant diversity in Duolun county of Inner Mongolia. The above things which the author did are to provide scientific proof for the protection of plant diversity and vegetation restoration in Duolun county. The paper made these following conclusions.

1. The flora of Duolun County consists of 465 species and 245 genera belonging to 75 families, these species respectively take 21.1%, 37.5%. and 64.1% of the all wild seed plants in Inner Mongolia. But the area of Duolun only takes 0.33% of the whole Inner Mongolia area. Focusing the research on plant distribution, we will know that the plants' distribution in temperate zone is dominant in Duolun County. The geographical composition in temperate zone is complex and excessive. And there is some age-old composition but lacking of special elements in this zone.

2. Eight types of communities were classified with the DCCA method and plant diversity by analysis. These were communities I (*Achnatherum splendens*)+( *Puccinellia tenuiflora*), community II (*Artemisia frigida*)+( *Agropyron cristatum*), community III (*Agropyron cristatum*)+( *Cleistogenes squarrosa*), community IV(*Stipa grandis*) +( *Artemisia frigida*), community V (*Carex* spp.)+( *Stellera chamaejasme*), community VI(*Salix gordejvii*)+( *Artemisia halodendron*), community VII (*Ostryopsis davidiana*) +( *Spiraea aquilegifolia*), community VIII Mixed grasses in man-made forest. These communities and the distribution area stood for the patterns of communities in this area. By making regression analysis of plant diversity, it was proved that there is closed connection between species diversity and their environment factors.

3. By analysis of the relationship between plant and acreage, 10 m<sup>2</sup> of sample area is better in this field. The values of *Melilotoides ruthenica*, *Agropyron cristatum*, *Cleistogenes squarrosa* and *Leymus chinensis* is higher than the control area in experiment station, which indicates that our management in programs have effectively improved the environment of degraded grassland and restored the vegetation to some extent; The values of *Carex* spp, *Corispermum* spp, *Setaria viridis*, *Psammochloa villosa*, *Allium prostratum*, *Agriophyllum squarrosum* is lower than the control area in experiment station, which indicates that the environment of grassland in uncontrolled area is severely degraded. Therefore, human-induced vegetation restoration is concluded that not only controlling soil erosion but also

## 英文缩略表

英文缩写	英文全称	中文名称
IUCN	International Union for the Conservation of Nature	国际自然保护联盟
ICSU	International Council for Science Union	国际科联
IUBS	International Union of Biology Sciences	生物科学国际联盟
SCOPE	Scientific Committee on Problems of the Environment	环境问题科学委员会
UNESCO	United Nations Educational,Scientific and Cultural Organization	联合国教育，科学及文化组织
IUMS	International Union of Microbiological Societies	国际微生物协会
ICSU	International Council for Science Union	国际科学理事会
UNCED	The United Nations Conference on Environment and Development	联合国环境与发展大会
SBSTTA	Subsidiary Bodies of Scientific, Technical, Technological and Artical	科学、技术和工艺附属机构
UNEP	The United Nations Environment Program	联合国环境规划署
WWF	World Wildlife Fund	世界自然基金会
TNC	The Protection of Nature committee	大自然保护协会
CITES	Convention on International Trade in Wild Fauna and Flora	濒危野生动植物国际贸易公约
MAB	Man and the Biosphere Program	人与生物圈计划
SBI	Sustained Biosphere Idea	持续生物圈计划
DCA	Detrended Correspondence Analysis	除趋势对应分析
CCA	Canonical Correspondence Analysis	典范对应分析
DCCA	Detrended Canonical Correspondence Analysis	除趋势典范对应分析
OAC	Ordination Axes Cluster-ing	排序轴分类法
PCA	Principal Component Analysis	主成分分析

# 独创性声明

本人声明所呈交的论文是我个人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。尽我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果，也不包含为获得中国农业科学院或其它教育机构的学位或证书而使用过的材料。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示了谢意。

研究生签名：杨伟玲

时间：2007年12月29日

## 关于论文使用授权的声明

本人完全了解中国农业科学院有关保留、使用学位论文的规定，即：中国农业科学院有权保留送交论文的复印件和磁盘，允许论文被查阅和借阅，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存、汇编学位论文。同意中国农业科学院可以用不同方式在不同媒体上发表、传播学位论文的全部或部分内容。

研究生签名：杨伟玲

时间：2007年12月29日

导师签名：



时间：2007年12月29日

## 第一章 引言

### 1.1 生物多样性保护与利用的研究进展

#### 1.1.1 生物多样性的概念

生物多样性(Biological Diversity)是指生物的多样化和变异性以及生态复杂性,它包括地球上所有植物、动物、微生物物种及其所拥有的基因的多样性和复杂性,还包括各种生物与环境相互作用形成的生态系统及其生态过程的多样性和复杂性。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。一般说来,被人们普遍接受的有三个层次:遗传多样性、物种多样性和生态系统多样性<sup>[1]</sup>。遗传多样性(Genetic Diversity)是地球上所有生物所携带遗传信息的总和;物种多样性(Species Diversity)是指物种的复杂多样性,它是一个地区生物物种的数量、分布以及动态变化等方面的特性;生态系统的多样性(Ecological Diversity)是指生物圈内生物群落及其生态过程的多样性以及生态系统内生境的差异,但是各个层次之间并不是割裂的,而是相互联系在一起的,从而构成一个生物-生态学复合体系。物种多样性最明显、最易于观测,是生物多样性的核心与标志;遗传多样性是物种多样性产生的内因和基础;而物种多样性及遗传多样性存在和发展的外因是生态系统多样性,保护物种多样性及遗传多样性的有效途径是保护它们生存所需要的生态系统或生境的多样性,“皮之不存,毛将焉附”就是这个道理<sup>[2]</sup>。

近年来,由于景观生态学的产生和发展,有些学者提出景观多样性的概念并将它作为生物多样性的第四个层次。所谓景观多样性(Landscape Diversity)是指由不同类型的景观要素或生态系统构成的景观在空间结构、功能机制和时间动态方面的多样性和变化性<sup>[3]</sup>。景观多样性与生物多样性之间有密切关系。多样化的生物需要多样化的生态位,然而只有具有丰富异质性的生境才能提供更多样化的生态位,异质性生境的重要来源之一就是多样化的景观,也就是说,生物多样性离不开景观多样性。但是,由于人为活动的负面干扰和破坏,使人为景观(城市、农田、种植园、道路等)大量增加,自然景观受到破坏。伴随野生生境的退化或丧失、景观破碎化的加剧,景观多样性在某种程度上来说是增加了,但却造成了生物多样性的丧失。所以,在人为干扰不断增强的今天,景观多样性对于生物多样性保护的研究有越来越重要的意义。

#### 1.1.2 生物多样性的价值

生物多样性的重要性体现在其对人类生存和发展不可或缺的有效性或有益性。人类的目标是谋求经济社会的持续发展,要达到这一目标,关键是要保护好人类的生命支持系统,该系统由生物与环境相互作用构成,其核心就是生物多样性。一般情况下,生物资源价值从应用的角度可分

为两个类别，即使用价值和选择价值<sup>[10]</sup>。

### 1.1.2.1 使用价值

使用价值是生物资源被人类所利用的价值，它又可分为直接使用价值和间接使用价值。其直接使用价值是生物为人类提供食物、纤维、建筑和家具材料、药材、农业种质资源及工业原料。以上是生物多样性消费性的价值。生物多样性对于人类还有非消费性的价值，即提供人类作科学研究和观赏的对象。生物资源构成娱乐和旅游业的重要支柱。间接使用价值通常又叫生态服务功能，指生物多样性间接地支持和保护经济、社会活动和调节生态环境的功能。

### 1.1.2.2 选择价值(或潜在价值)

选择价值(或潜在价值)是指生物资源可为后代人提供选择机会的价值。许多动物、植物和微生物种的价值目前还不太清楚，如果这些物种遭到破坏，后代人就再也没有机会利用或在各种可能性中加以选择。因此，必须注意保护。

## 1.1.3 生物多样性保护与利用的主要研究内容

目前，生物多样性问题的研究主要集中在7个方面：①生物多样性的调查、编目和信息系统的建立；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的功能；④生物多样性的长期动态监测；⑤物种濒危机制及保护对策的研究；⑥驯养生物及其野生近缘种的遗传多样性研究；⑦生物多样性保护的技术与对策<sup>[12-14]</sup>。

## 1.1.4 国内外总体研究现状

### 1.1.4.1 国外的研究现状

植物多样性是生物多样性的的重要组成部分，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。二战后，工业的迅速发展和人口的急剧增加，都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。1987年，生物保护(Conservation Biology)杂志创刊，推动了生物多样性保护研究。威尔森(Wilson, 1988)主编的《生物多样性》(《Biodiversity》)一书出版，在学术界和国际社会引起了巨大反响，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，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，在生物科学国际联盟(IUBS)、环境问题科学委员会(SCOPE)和联合国教育科学及文化组织(UNESCO)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<sup>[10]</sup>。刚开始, 这个项目只包括三部分, 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。随后该项目又得到国际微生物协会(IUMS)和国际科学理事会(ICSU)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<sup>[10]</sup>。1992年在巴西的里约热内卢召开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。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)。1995年, 联合国环境规划署(UNEP)发表了关于全球生物多样性的巨著《全球生物多样性评估》, 进一步推动了生物多样性的发展。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、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重要途径, 梅尔森(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<sup>[10]</sup>。经过10年的应用, 2000年对此方案进行了修订<sup>[10]</sup>, 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很大的推动作用, 但还有一些问题值得关注。凯斯(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<sup>[10]</sup>, 史密斯(Smith, 2000)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, 热点地区也可能发生变化<sup>[10]</sup>。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途径, 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。

#### 1.1.4.2 国内的研究现状

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与分化的中心, 很多地区在更新世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6401个世界性濒危物种中, 中国占了1564种, 约占总数的1/4。

面对如此严峻的形势, 我国政府和相关部门也组织力量进行了生物多样性的保护和研究。在行政措施方面, 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的提高。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年通过验收鉴定。研究了三省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,原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”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了《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。红皮书的出版有力地促进了我国对濒危植物的保护和研究,同时对世界植物红皮书的编写和全球生物多样性的保护作出了巨大贡献。

中国科学院在“八五”期间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》<sup>[9]</sup>。

“十五”期间,中国科学院又实施了2个生物多样性保护方面的重大项目,分别是“中国关键地区生物多样性保护的研究”和“澜沧江流域人文因素对生物多样性影响机制的研究”。“十五”以来,多伦县的生物多样性保护及其治理作为国家林业局的重点治理项目。

## 1.2 人为干扰与生态恢复重建的研究进展

随着科学技术的发展,人类已经拥有了改变自然的强大能力,而且这种能力会越来越强大,因此要实现人与自然的和谐共处,关键就在于人类如何去对待生物多样性,如何去利用各种自然资源,如何去管理人类所赖以生存的家园。从这个意义上讲,研究人为干扰在生物多样性保护和生态系统恢复重建中的作用,就成了生物多样性保护和研究的核心问题之一。

### 1.2.1 干扰的涵义与其基本类型

1979年卡尔斯(Cairs)出版的《恢复和重建被破坏的生态系统》(《Recovery and Restoration of Damaged Ecosystem》)、1980年H.A.莫尼和M.高登(H.A.Mooney, M.Godron)联合出版的《生态系

统与干扰》(《Ecosystem and Disturbance》)和1983年普里切特(Pickett)出版的《生态自然的干扰和斑块动态》(《Ecology of Nature Disturbance and Patch Dynamics》)等早期著作,都推进了人们对于干扰的认识和研究<sup>[20, 21]</sup>。

普里切特认为,干扰是一个偶然发生的不可预知的事件,是在不同空间和时间尺度上发生的自然现象(Pickett, 1985);格里姆认为,“干扰是通过引起植物部分或全部结构发生变化而限制生物量的机制”(Grime, 1979);巴萨尔认为,“干扰是景观基本表现单元中的突然变化,这种变化能通过种群变化而表现出来”(Bazzaz, 1983)。概括地讲,干扰的基本含义就是群落外部不连续存在、间断发生的各种生态因子的异常波动,这种波动能引起有机体或种群或群落发生全部或局部的明显变化,使生态系统的结构和功能发生位移<sup>[20, 21]</sup>。

干扰按其来源可以划分为自然干扰和人为干扰。自然干扰是指在自然条件下发生的干扰,如气候波动、火山爆发、风暴、洪涝灾害、病虫害等。人为干扰是指人类有目的地对自然进行的改造或生态建设,如毁林开荒、放牧、修路、采矿、建设水库、植树造林、荒漠化治理等。事实上,人为干扰往往与自然干扰交织在一起,共同对生物多样性产生影响。因此,在研究人为干扰对生物多样性的影响时,不可能脱离对自然干扰的研究与认识。

干扰按其作用性质可以分为负干扰和正干扰。负干扰对于生态系统与生物多样性往往带来不利的影响,如各种超强度的毁林开荒、过度放牧、湿地排干、泥石流、火灾、病虫害等。正干扰是指能够使生态系统发生正向演替,并有助于维持和丰富生物多样性的干扰,包括适度的人为干扰以及人工辅助下的生态恢复建设,如适度放牧、森林适度间伐、草场围栏封育、荒漠化治理、土壤改良和人工植被恢复等<sup>[24]</sup>。

## 1.2.2 干扰的生态作用

目前已有许多生态学家认识到,各种类型的干扰不仅在生态系统的层次上影响生物多样性的动态和变化,而且在物种及其以下的层次上对生物多样性维持和保护起着重要作用。

干扰与生态系统的自然更新具有极为密切的关系,干扰可以看作是对生态演替过程的再调节。通常情况下,生态系统沿着自然演替的轨道正向发展。但是在干扰尤其是强烈的人为干扰下,如过度放牧、过度森林砍伐等,将会阻碍或终止这种正向演替过程,造成生态系统的退化,伴之发生的是生态系统的片断化。然而通过合理的生态建设,如植树造林、封山育林、退耕还林、引水灌溉、退化草场的围栏封育等,可以使生态退化发生逆转,也就是说通过合理的人为干扰促进了生态系统的恢复和正向演替。尤其对于一些原生裸地或次生裸地来说,如果仅仅消除或停止负干扰,让其自然演替的话,可能需要很长的时间才能重新长满植被。但是,如果在恢复的关键阶段,采取一些有益的人为干扰措施,就会大大缩短植被演替所需的时间<sup>[24]</sup>。

干扰对于物种多样性的维持和保护也起着重要作用。“中度干扰学说”认为,适度的干扰不仅对生物多样性无害,而且可以维持较高的生物多样性,过高或者是过低的干扰频率都会降低生物多样性<sup>[26, 28]</sup>。原因是在适度干扰作用下,生境受到干扰,一些新的物种或外来物种尚未完成种群的

充分发育就又受到干扰, 这样在群落中新的优势种始终不能形成, 从而保持了较高的物种多样性。在频率较低的干扰条件下, 由于生态系统的长期稳定发展, 某些优势种会逐渐形成, 导致一些劣势种逐渐淘汰, 这样就造成物种多样性的下降; 然而在干扰过于频繁的条件下, 物种难以定居和生长, 同样会造成物种多样性的降低<sup>[27]</sup>。人为干扰还能够在促进生态系统演替的同时, 改善群落生境, 加速物种多样性的恢复。如包兰铁路沙坡头段, 由于采取了人工固沙措施, 建立起有效的植被防护体系, 从而明显改变了治理区域的物种多样性<sup>[28, 29]</sup>。

过去人们往往存有偏见, 认为人为干扰总是会造成生态系统的退化以及生物多样性的丧失。事实上, 人为干扰可能对生态系统的恢复重建和生物多样性的维持具有极为有益的作用, 如果运用得当的话, 可能会加速生态系统的演替进程, 还可能促进生物多样性的恢复。目前, 这一点已经得到重视, 并成为荒漠化防治和其它一些生态恢复工程的重要理论基础之一。

### 1.3 生态系统人工恢复与重建的研究进展

生态系统的退化在很多情况下是由强烈的人为负干扰造成的, 因此要恢复这些退化生态系统, 首先需要降低或停止不利干扰, 给这些退化生态系统以自然发育的机会。但是对于一些成为裸地的生态系统而言, 还必须采取人为正干扰才能较快地建立起可持续的生态系统。

生态恢复(Ecological Restoration)或者说生态重建的基本含义是, 人类有目的地启动或促进退化生态系统正向演替, 使其成为一个健康、稳定的整体。恢复生态学就是要揭示人为干扰与生态系统退化及恢复重建的关系, 使人们认清人为负面干扰导致生态系统退化、生物多样性丧失的原因与机制, 合理规划和设计人为正干扰, 制定出有助于生态系统恢复重建和生物多样性恢复、保护和利用的有效措施, 从而服务于区域的可持续发展。

1988年, 在美国成立了国际恢复生态学会(Society for Restoration Ecology), 学会主办了《恢复生态学》和《生态恢复》(《Restoration Ecology》、《Ecological Restoration》)两种刊物, 专门刊登世界各地关于恢复生态学最新研究进展的文章。一些国际组织或国家已经开始启动恢复生态学的计划, 如人与生物圈计划(MAB)、美国的持续生物圈计划(SBI)。由于恢复生态学的研究不断深入、日益活跃, 现在已成为世界各国的研究热点<sup>[30]</sup>。

国外有关生态退化及恢复的研究主要有: (1)对采矿废弃地采用综合措施改良土壤、选择适宜植物种, 促使生物群落恢复; (2)采用工程措施、生物措施治理污染或富营养化水体及湿地, 恢复众多物种和谐共生的生态系统; (3)研究放牧或其它人为干扰造成草原生态系统退化的原因, 并对草原生态系统进行恢复重建; (4)通过自然保护区的生态恢复研究, 合理地规划与管理, 使遭受破坏的自然保护区重现光彩, 成为生物多样性保护和研究的重要基地; (5)建造近自然状态的城市绿地, 在发挥生态系统各项服务功能的同时, 体现出教育、娱乐、美化环境的意义和作用<sup>[31, 32]</sup>。

我国在上个世纪中后期分别对退化的农田、森林、草地、绿洲、湿地及采矿废弃地进行了恢复重建的研究<sup>[33, 34]</sup>。《中国退化生态系统研究》从植被带的角度, 较为全面地分析和概括了各个区域的自然植被在强烈人为干扰的条件下生态系统退化的现状和原因, 并总结了对退化生态系统恢

复重建的理论和经验<sup>[30]</sup>。中国科学院华南植物研究所在广东沿海侵蚀地上开展了热带、亚热带退化生态系统恢复与重建的长期定位研究<sup>[31]</sup>，取得重要的研究成果。这些理论和经验与研究成果在学术上丰富和发展了人工恢复和重建森林生态系统的理论，并且在热带、亚热带地区得以大面积推广，带动了更多地区对退化生态系统的人工辅助恢复，对区域经济发展起到了有益作用。我国生态恢复的成功例子还有腾格里沙漠东南缘的生态恢复、科尔沁沙地的生态恢复、黄土高原安塞纸羊坊水土流失治理等<sup>[32]</sup>。

我国已经和正在开展了许多重大的生态恢复工程，如水土流失综合治理、荒漠化治理、生态脆弱带综合整治及荒山绿化等，这些生态系统恢复重建工程的实施，将有力地促进我国对于生态恢复和重建理论的总结和提高。

## 1.4 生态恢复重建过程中关于生物多样性的研究

由于近些年来生物多样性研究的不断深入，人们深刻认识到生物多样性是生物群落、生态系统最根本的特征，是其他诸多特性的集中反映，对于退化生态系统的重建要更多地依赖于对生物多样性原理的理解<sup>[36]</sup>。

人与生物圈计划(MAB)、美国的持续生物圈计划(SBI)、美国国家自然基金会的“保护和恢复生物学”计划，都支持恢复生态学与保护生物学的研究<sup>[40]</sup>。“十五”期间，我国启动了六大林业工程，其中退耕还林工程、“三北”及长江中上游等重点地区防护林体系建设工程、京津风沙源治理工程都与退化生态系统的治理和生物多样性恢复具有密切关系，这些工程的开展有助于将生物多样性保护、生态系统管理与生态恢复结合起来进行研究<sup>[41]</sup>。2001年，中国环境与发展国际合作委员会生物多样性工作组制定了利用天然植被改善中国退化环境的基本原则<sup>[42]</sup>。

中国科学院小良人工林生态定位站、鹤山生态定位站以及其他一些生态定位站，对华南地区的退化森林生态系统进行了恢复重建的研究，认识到：物种多样性导致生态系统稳定性，植物多样性是生物多样性的基础<sup>[39]</sup>。中科院植物所在对浑善达克沙地退化温带草原的研究中提出，人为因素是造成当地草原生态系统退化、生物多样性丧失的主要原因，最佳的恢复治理措施应该是有效管理生态系统，减轻人口压力，给生态系统以自然演替的机会，让其恢复当地的生物多样性以及生态系统生产力<sup>[43]</sup>。王伟等人对内蒙古典型草原退化而成的冷蒿群落进行封育研究后，将恢复过程中的植物群落按优势种划分为冷蒿阶段、冷蒿+冰草阶段、冰草阶段、羊草优势阶段，并分析了演替过程中优势种和群落生产力变化的过程和原因<sup>[44]</sup>。在对甘肃省沙坡头人工植被与环境演变的研究中发现：植物多样性有随群落演替而增大的趋势，最后植物种的组成会趋于相对稳定状态；由于沙土层中水分与植被的相互作用，会使得最初以柠条、花棒为主的人工植被演变为以油蒿和草本植物为主的偏途顶极植物群落<sup>[45, 46]</sup>。

综合国内外的研究，对这一问题已经得到的主要认识有：(1)在退化生态系统的恢复过程中要尽可能地增加生态系统的物种多样性，尤其是关键种不能缺少，这样才能使生态系统的演替趋向于稳定的顶极状态；(2)植物多样性是生态系统中生物多样性的基础，原因就在于植物多样性可以

为其他的多样化生物提供食物来源、时空上异质的生态位，等等；(3)生态系统的恢复要重视自然演替，人工措施可以作为必要的辅助但不能取代自然演替；(4)恢复过程中要避免使用外来种<sup>[30]</sup>。

这些只是关于生物多样性恢复研究的一些概括性结论。中国退化生态系统的类型多样，退化程度与退化原因各异，其恢复过程中生物多样性的变化规律、生态功能和作用机制也不同。为制定适宜的退化生态系统恢复重建和生物多样性保护与利用的措施，还需要对不同类型的退化生态系统作更深入的研究。

## 第二章 研究目的与意义

### 2.1 选题依据

上世纪 90 年代末,内蒙古浑善达克沙地由于长期受干旱多风的气候和过度垦荒、超载放牧等人为活动的影响,生态环境发生了急剧变化,优良牧草品种逐渐减少甚至消失,风蚀沙化严重,裸地增加,水土流失加剧,沙尘爆发生频率加大,使该地成为我国北方频繁发生沙尘暴的发源地之一。尤其是该沙地境内的多伦县距北京的直线距离只有 160 km,对北京的环境影响受到中央领导的高度重视,2000 年 5 月,时任国务院总理的朱镕基同志亲自视察了该县,对加强该县的生态环境保护 and 建设提出了明确要求。为了从根本上遏制该区沙漠化继续扩展的严峻局面,2000 年国家紧急启动环京津风沙源治理工程,多伦县被国家列入重点治理区。2002 年国家林业局在多伦县建立了荒漠化定位监测站,对荒漠化的变化动态和治理效果进行科学的预测、预报,以确保荒漠化整体治理工程建设得到稳步推进。

经过几年的人工治理,已取得初步成效,项目区的生态环境正在得到改善。但在人工修复过程的同时,尽可能保护好植物的多样性是一个值得关注的问题。以治理项目区为调查研究对象,分析植被工程修复过程中对植物多样性的影响,从植物多样性保护和利用的角度更好地探讨该区土地治理和利用的有效途径,为进一步推动京津风沙源治理工程的科学实施提供参考依据,具有十分重要的意义。特别是在深入贯彻落实以人为本、全面协调可持续科学发展观的重大战略思想中,在 2008 年绿色奥运到来之际,多伦县植被恢复及植物多样性保护的良好与否,不仅直接关系到该地区能否实现人与自然和谐发展的的问题,也关系到能否发挥好首都北京生态屏障作用的问题。因此,对多伦县的荒漠化治理效果及植物多样性保护进行分析研究,是十分必要的。

### 2.2 研究目的

本文通过对多伦县的植被状况及项目治理区选取样地进行实地调查,初步研究当地的种子植物种类及其特征,揭示在流动沙地中采取人工治理措施后植被恢复的动态规律,并在此基础上分析植被的人工恢复与重建对植物物种多样性的影响,为该区更好地进行土地治理和利用,进而实现人与自然的和谐发展提供参考依据。

### 2.3 研究区概况

#### 2.3.1 生态环境概况

##### 2.3.1.1 位置

研究区地处内蒙古自治区锡林郭勒盟南部,浑善达克沙地东南端的多伦县,东经  $115^{\circ} 51' \sim 116^{\circ} 54'$ , 北纬  $41^{\circ} 46' \sim 42^{\circ} 46'$ 。

### 2.3.1.2 自然条件

项目区属中温带半干旱大陆性季风气候区典型草原带。年平均降水量 400mm 左右, 蒸发量 1925.5mm, 四季降水分配不均, 春季降水较少, 占年降水量的 12~15%, 夏季降水较为集中, 6~8 月份降水可占全年降水量的 65~70%, 牧草生长期(4~9 月份)降水可占年降水量的 90%左右。年均气温较低, 约为 1.5℃。冬季寒冷, 1 月份平均气温-18℃~-19℃, 但严寒期较短, 日最低气温 $\leq -30^{\circ}\text{C}$ 日数每年约为 7~15 天。夏季温凉, 7 月份平均气温 18℃~19℃, 日最高气温 $\geq 30^{\circ}\text{C}$ 日数每年约为 6~7 天。牧草生长期(日平均气温 $\geq 15^{\circ}\text{C}$ )日数 155~160 天, 枯草期 200 天左右。日平均气温 $\geq 10^{\circ}\text{C}$ , 有效积温 1850℃左右。无霜期较短, 平均为 110 天左右。全年光照充足, 年日照时数为 2947~3127 小时。全年风力较强劲, 年平均风速 4.3~4.7m/s, 以春季风力最大, 4 月份风速最高, 可达 5.6~6.1m/s, 年平均大风(风速 $>17.2\text{m/s}$ )日数 30~65 天, 扬沙及沙尘暴天气频繁发生<sup>[60, 62]</sup>。

### 2.3.1.3 土地资源条件

按土地利用分类标准, 多伦县的土地可划分为 8 个一级地类, 28 个二级类和 6 个三级类。该县土地总面积 3871 km<sup>2</sup>, 占全区总面积的 0.33%。其中, 耕地 655 km<sup>2</sup>, 占土地总面积的 16.92%; 林地 402 km<sup>2</sup>, 占土地总面积的 10.38%; 牧草地 1508 km<sup>2</sup>, 占土地总面积的 38.96%; 居民点及工矿用地 44 km<sup>2</sup>, 占土地总面积的 1.14%; 水域 27 km<sup>2</sup>, 占土地总面积的 0.70%; 未利用土地 1235 km<sup>2</sup>, 占土地总面积的 31.90%。可见, 多伦县土地类型主要以耕地、天然牧草地、未利用土地为主。耕地主要以旱地为主, 牧草地以退化牧草地为主, 未利用土地中以沙地为主。

### 2.3.1.4 水文地质条件

该区地下水的储存条件与分布规律受地貌、地层岩性、古地理和气象等多种因素的控制, 除隐域性地带水量相对较丰富外, 大多数地带岩层比较坚硬, 裂隙不发育, 渗入和储存地下水的的能力较差, 水量极为贫乏, 单井最大涌水量 $\leq 3\text{m}^3/\text{h}$ 。

### 2.3.1.5 植被状况

该区地处中温型草原带典型草原亚带, 属欧亚草原植物区, 地带性植被应为草原植被。但由于地形、地貌等造成的水热再分配及土壤条件的差异, 特别是浑善达克沙地的存在并作为保护区的主体, 使区内形成了多样的生境类型和发育在此生境上的植被, 从而构成了多种植被类型镶嵌分布的植被复合体。

主要草原植被类型有以赖草(*Leymus secalinus*)、克氏针茅(*Stipa krylovii*)草原为代表的典型草原植被和以赖草、无芒雀麦(*Bromus inermis*)为建群种的草甸草原植被, 前者广泛分布在地势平坦

的暗栗钙土上,后者一般分布在水分较好的缓坡或高平台上,且呈连片分布。

该区天然乔木植被广泛发育,以榆树(*Ulmus spp*)疏林、山杨——白桦(*Populus davidiana-Befula platyphylla*)林和沙地云杉(*Picea mongolica*)林为主组成的沙地森林植被构成了沙地植被的主体。山杨——白桦林呈大面积片段分布在高大复沙丘陵的阴坡,榆树疏林广泛分布在平滩地或坡地的下部,云杉林分布面积较小,一般是团块状分布。

沙地灌丛也是一重要的类型,广泛分布在沙丘的阳坡和沟谷。沙地灌丛主要有叉子圆柏(*Sabina vulgaris*)灌丛、山杏(*Prunus sibirica*)灌丛、柳(*Salix spp.*)灌丛、大果榆(*Ulmus macrocarpa*)灌丛以及由中生灌木山荆子(*Malus baccata*)、虎榛子(*Ostryopsis davidiana*)、山刺玫(*Rosa davurica*)等组成的中生灌丛。

在半固定沙地上及落沙坡,常见一些以沙地半灌木群落构成植被的主体,以沙竹(*Psammochloa villosa*)、沙生冰草(*Agropyron deserttrum*)、叉分蓼(*Polygonum divaricatum*)等组成的草本植物群落也镶嵌分布在这一生境中。

低湿地植被是保护区的又一主要植被类型。常见类型有以裂叶蒿(*Artemisia laciniata*)、地榆(*Sanguisorba officinalis*)等组成的草原化草甸,以拂子茅(*Calamagrostis epigeios*)、无芒雀麦、苔草(*Carex spp.*)等分别为建群种的典型草甸,以灰脉苔草(*Carex appendiculata*)草甸为代表的沼泽化草甸,以芦苇(*Phragmites australis*)、狭叶香蒲(*Typha angustifolia*)、小香蒲(*Typha minima*)、水葱(*Scirpus fabernaemontani*)等为优势种或建群种的沼泽植被。这些湿地植被类型一般在沙地中呈环状分布。

### 2.3.2 经济社会发展条件

多伦县位于京津北部偏西地带,有各级公路与周边旗县相连,交通条件比较便利,各种通信基础设施齐全。全旗总人口 9.45 万人,是国家重点扶贫县。县域经济以农牧业为主,“十五”期间全县经济保持较快增长,地区生产总值和财政收入实现翻番。2005 年,地区生产总值 92736 万元,增长 17%;财政收入 5536 万元,增长 105.8%;城镇居民人均可支配收入 6451 元,增长 15.2%;农牧民人均纯收入 2108 元,增长 12.6%。粮食总产 7437 万 kg,油料总产 148.2 万 kg,蔬菜总产 16085 万 kg,打贮草 2.058 亿 kg。牧业年度牲畜总头数 36.1 万头(只)<sup>[80]</sup>。



第三章 种子植物植物区系研究

植物的区系组成是构成植被的基础，同时也是生物多样性的反映。因此，研究多伦县植物区系，有利于了解该区植物的起源、发生、演化和系统发育。本章旨在通过研究该地区植物区系的基本性质、特点和物种特有现象，进而评价该地区植物物种的濒危等级和优先保护类别，为植物多样性保护提供基础数据。

3.1 研究方法

主要采取野外调查和收集资料相结合，运用植物区系地理学的基本原理，通过统计、排序以及比较分析等研究方法，对多伦县这一特殊生境的植物区系进行比较全面、系统地研究和详细论述。

采取的调查方法是：定点辐射状普查、线路调查，特殊地带结合重点调查。即以多伦县所在地为原点，通过多方位呈放射状逐段调查，特殊生境进行重点调查。

3.2 植物种类的多样性

经实地调查和查阅内蒙古植物志（第二版）及参阅多伦县草原站植物标本资料统计<sup>[6]</sup>，本区范围内现共有种子植物 75 科 245 属 465 种，分别占内蒙古全区野生种子植物总数的 64.1%、37.5% 和 21.1%(见表 1)，而该区面积仅占全区的 0.33%。可见，虽然该区面积很小，但植物种类的丰富度还是比较高的。

表1 植物类群组成

Tab.1 The composition of plant group

植物类群	多伦县（野生）						内蒙古全区（野生）		
	科数量	占全区%	属数量	占全区%	种数量	占全区%	科数量	属数量	种数量
种子植物	75	64.1	245	37.5	465	21.1	117	653	2208
裸子植物	3	100	5	71.4	8	34.8	3	7	23
被子植物	72	63.2	240	37.2	457	20.9	114	646	2185

3.2.1 科的组成分析

多伦县地区含 15 种以上(包括 15 种)的科有 12 科，共计 157 属 309 种，分别占本区种子植物总属数的 64.1%和总种数的 66.5% (见表 2)。这些科是多伦县植物区系的主要成分，占有主导地位，表明了植物种集中分布于大科的明显特征。

表 2 多伦县种子植物含 15 种以上的科

Tab.2 The families consisting of more than 15 species of seed plant in Duolun county

科名	属数	种数
菊科 <i>Compositae</i>	27	55
禾本科 <i>Gramineae</i>	29	48
蔷薇科 <i>Rosaceae</i>	11	37
豆科 <i>Leguminosae</i>	14	34
藜科 <i>Chenopodiaceae</i>	11	21
毛茛科 <i>Ranunculaceae</i>	10	20
唇形科 <i>Labiatae</i>	12	17
蓼科 <i>Polygonaceae</i>	4	16
百合科 <i>Liliaceae</i>	6	16
石竹科 <i>Caryophyllaceae</i>	8	15
十字花科 <i>Cruciferae</i>	12	15
伞形科 <i>Umbelliferae</i>	13	15
合 计	157	309

菊科是多伦县植物区系中最大的科，共55种，其中蒿属的种类最多，共17种，在典型草原、荒漠草原、草甸及山地植被的组成中都占有重要地位，有些种是优势种和建群种。如冷蒿，由于具有耐旱、半匍匐、耐践踏、萌生力强的特点，所以在典型草原中可以成为优势成分。禾本科是本研究区系中的第二大科，共48种，在典型草原植被中起着重要的作用。有一些种是流动沙丘上的先锋植物，如三芒草。蔷薇科是本区的第三大科，共37种，在本区的植被组成中占有显著的地位，其中最大的属是委陵菜属 (*Potentilla*)，11种，多为草原及草甸杂类草层片的常见成分。矮小的旱生杂类草如星毛委陵菜，分布范围很广，在草原带是针茅草原群落下层的常见成分，甚至成为次优势植物，其它草原及砾石坡地上也颇多见，特别是在放牧退化演替形成的次生群落——冷蒿群落中，可以成为亚建群种。二裂委陵菜 (*P. bifurca*) 分布更广，生态变型也很多，是各种草原群落的伴生种和农田杂草，在荒漠草原和草原化荒漠带它可以混生在低地草甸中。豆科是本区第四大科，共34种，分布也很广泛，在各种不同分布类型中，都有豆科植物成为重要成分。作用最突出的属有黄芪属 (*Astragalus*)、棘豆属 (*Oxytropis*)、锦鸡儿属 (*Caragana*)、岩黄芪属 (*Hedysarum*)、胡枝子属 (*Lespedeza*) 等。毛茛科在本区是种类比较丰富的一个科，拥有20种。本科大多数种分布在森林草原或草原带，并且生长在较为湿润的生境中，是草甸及草甸草原的主要杂类草成分，这说明多伦县隐域性生境较为丰富。藜科在荒漠草原带是十分重要的一科，种类也比较丰富，本区系中共有11属21种，有许多种是典型的荒漠植物，如猪毛菜属 (*Salsola*) 和驼绒藜属 (*Ceratoides*) 中的一些种，它们有的在荒漠植被中可以成为建群种。以上科的大小排序与浑善达克植物区系科的排序基本相似<sup>[90]</sup>。

3.2.2 属和种的统计分析

从属所含种数情况分析(见表 3)，含 10 种以上的属共有 3 属 39 个种，分别占本区总属数的 1.2%、总种数的 8.4%；含 5~9 种的属共有 5 属 36 种，分别占本区总数的 2.1%和 7.7%；含 2~4 种的属有 96 属 249 种，分别占本区总数的 39.2%和 53.5%；只含 1 种的属 141 属，共 141 种，分别占本区总数的 57.6%和 30.3%。由此可见，多伦县地区只含 1 种的属和少种属占大多数，植物种集中分布于大属的现象不明显，表明其植物区系起源的古老性。

表3 多伦县种子植物区系属、种组合特征

Tab.3 The character of compact of plant with genera and species in the Duolun county				
科属种的组成	含属数	占全部属%	含种数	占全部种%
含10种以上的属	3	1.2	39	8.4
含5~9种属	5	2.1	36	7.7
含2~4种属	96	39.2	249	53.5
只含1种的属	141	57.6	141	30.3

3.2.3 属的分布区类型统计分析

属一级分类群的分布区通常体现着植物的演化迁移扩散过程，是植物区系历史与地理特征的集中表现。在分类学上，属中所包含的种通常具有同一起源和相似的进化趋势，属的分类特征也相对稳定，占有比较稳定的分布区。同时在进化过程中，随着地理环境的变化发生分异，有比较明显的地区性差异。因此，植物属的分布型比科更能反映植物的演化扩展过程、区域分异及地理特征<sup>[50]</sup>。吴征镒先生（1984）认为：“地理成分是按各分类单位（特别是种）的现代分布区来分析的。可以归为若干分布区类型（areal type），然而它并不反映植物区系的发生”。他在对中国种子植物的3116个属进行详细研究后，把中国种子植物的属的分布区归纳为15个类型和31个变型。目前对属的分布区划分多采用这一方案。我们认为植物的现代分布区总是与其分布历史有着千丝万缕的联系，由植物的现代分布区，再辅以对古植物、古气候以及地质历史过程的研究是可以推测出其发生及演化途径的。因此，属的分布区类型的分析对于植物区系研究有着深刻的意义<sup>[57, 58]</sup>。根据吴征镒（1983, 1991）对中国种子植物属的分布区类型的划分<sup>[59, 60]</sup>，将多伦县种子植物区系的245属划分为14个分布区类型和6个变型（见表4）。其中北温带分布属为83个，占本区总属数的33.9%，加上北温带与南温带间断分布，共计98属，占总属数的40%。其次为世界分布属有50属，占20.4%。属的分布型表现出本地区植物区系的温带性质。

表4 多伦县种子植物区系属的分布区类型和变型

Tab.4 The areal types and subtypes of genera of seed plants in the Duolun county

分布区类型及变型	属数	占总属数%
1.世界分布	50	20.4
2.泛热带分布	10	4.1
3.热带亚洲和热带美洲间断	1	0.4
4.旧大陆热带分布	2	0.8
6.热带亚洲至热带非洲分布	1	0.4
7.热带亚洲（印度—马来西亚）分布	3	1.2
8.北温带分布	83	33.9
8.2北极—高山分布	1	0.4
8.4北温带和南温带（全温带）间断分布	15	6.1
8.5欧亚和南美洲温带间断	7	2.8
9.东亚和北美洲间断分布	4	1.6
10.旧大陆温带分布	29	11.8
10.1地中海区、西亚和东亚间断分布	5	2.0
11.温带亚洲分布	15	6.1
12.地中海区、西亚至中亚分布	8	3.2
12.3地中海区至温带、热带亚洲、大洋洲和南美洲间断	2	0.8
13.中亚分布	2	0.8
13.1中亚东部分布	2	0.8
14.东亚分布（东喜马拉雅—日本）	3	1.2
15.中国特有分布	2	0.8
合 计	245	100.0

注：资料主要来源于内蒙古植物志第二版第1卷、中国植被、华北植物区系地理、内蒙古植被、西北干旱荒漠区植物区系地理与资源利用<sup>[61, 64]</sup>。

3.2.4 植物生活型特征

从生活型组成来看，本区多年生草本植物占绝对优势，占 73.3%(如表 5 所示)，表现出草原植物群落种类组成的特征。但由于本区有沙漠化的特殊景观，乔木和灌木种类较典型草原多，这也是本区的一个特点。

表 5 多伦县植物生活型特征  
Tab.5 Life style in Duolun county

项目	乔木	灌木	半灌木	多年生草本	一、二年生草本
种数	21	34	12	341	57
占总种数(%)	4.5	7.3	2.6	73.3	12.3

3.2.5 植物水分生态类型特征

在多伦县境内，景观类型多样，形成了沼泽、草甸、林地、草原等多种植被类型，而其植物水分生态类型也由水生到旱生的各个水分生态类型均有一定比例。这是由于本区地处半干旱半湿润区的蒙古高原边缘地区，再加上本区由于有沙地、河流、湖泊等景观及由此而形成的隐域性生境所致。在植物水分生态类型中，中生植物有 238 种，占 51.2%，中生植物中又以典型中生植物占比例最大，达 39.1%；旱生植物有 194 种，占 41.7%。由此可见，多伦县植物水分生态类型以中生、旱生植物为主(见表 6)。

表 6 多伦县植物水分生态类型特征  
Tab.6 The characteristics of plant water ecological types in Duolun county

生态类型	水生	湿生	中生	其 中			旱生	其 中	
				湿中生	中生	旱中生		中旱生	旱生
种 数	5	28	238	27	182	29	194	93	101
占总种数(%)	1.1	6.0	51.2	5.8	39.1	6.2	41.7	20	21.7

3.3 小节

- (1)多伦县共有野生种子植物75科、245属和465种，分别占内蒙古全区野生种子植物的64.1%、37.5%和21.1%，表明多伦县种子植物种类具有相对丰富的特点。科内属种的分布极不平衡，数量的多少不仅反映了它们在区系组成上的重要性，而且也体现了对地理自然环境的适应性。
- (2)多伦县种子植物区系属的成分以温带分布区类型占绝对优势，本类型共有98属，占本区总属数的40%，反映出本区种子植物的分布与该地区的气候带相适宜的结果。北温带成分在植物群落中的作用最突出，是草原植被的主体。
- (3)从多伦县的区系组成可知，它包含有一定数量起源古老的子遗植物成分，如麻黄属的植物、蓼科的沙拐枣 (*Calligonum mongolicum*) 等，同时也包含较多的间断分布类型，如松科、柏科、麻黄科、蒺藜科、胡颓子科、黑三棱科、灯心草科和山茱萸科的一些植物种，在一定程度上显示了该植物区系的古老性。此外，在该植物区系中，含有大量的起源较早的科，如怪柳科、瑞香科、

千屈菜科、薯蓣科等，以及起源较早的属，如麻黄属、霸王属、虎榛子属、知母属等，这也说明该植物区系起源的古老性。其中，知母属是百合科的单个种的属，在草原植被中成为优势伴生种，具有十分明显的旱生特性。这一古老植物种的现代分布表明了东亚植物区系和蒙古草原植物区系之间的历史渊源。

(4)在中国植物属的15个分布类型和31个变型中，本区就占有14个类型和6个变型，这种区系的混杂性反映了各地植物区系在本区的汇集与融合。同时，本区与来自华北、西北、蒙古等相邻地区的植物成分相互渗透，不仅使该区植物区系的地理成分变得复杂多样，而且具有明显的过渡性。

(5)在多伦县种子植物区中，多年生草本植物占本区种子植物总种数的73.3%，表现出草原植物群落种类组成的特征，但本区由于有沙地的特殊景观和丰富的隐域性生境的存在，故乔木和灌木种类较典型草原丰富。中生植物在本区占有很大的比例，占种子植物总种数的51.2%，体现了本区地理位置和地理环境的特殊性。

(6)在多伦县种子植物中，无中国特有科，其中245属中仅有虎榛子属和知母属2属为中国特有，占本区属的0.8%，它们对多伦县种子植物区系影响不大，特有现象不明显。

## 第四章 退化草场植物群落 DCCA 排序与环境解释

### 4.1 研究方法

#### 4.1.1 野外调查

在多伦多县范围内选取不同的群落类型,采取典型抽样方法,灌木样地的取样面积为 $5\text{m} \times 5\text{m}$ ,草本样地的取样面积为 $1\text{m} \times 1\text{m}^{[67]}$ 。调查项目有物种的组成、高度、盖度、密度、频度、生物量等,同时记录各样地的海拔、坡向和坡位。坡位以数字表示,其中1代表下坡,2代表中坡,3代表上坡,0代表平缓开阔地。坡向原始记录是以正北为起点(即为 $0^\circ$ ),顺时针旋转角度表示。数据处理采取每 $45^\circ$ 为一个区间划分的等级制方法,以数字表示各等级,0表示平缓开阔地,1表示北坡( $337.5^\circ \sim 22.5^\circ$ ),2表示东北坡( $22.5^\circ \sim 67.5^\circ$ ),3表示西北坡( $292.5^\circ \sim 337.5^\circ$ ),4表示东坡( $67.5^\circ \sim 112.5^\circ$ ),5表示西坡( $247.5^\circ \sim 292.5^\circ$ ),6表示东南坡( $112.5^\circ \sim 157.5^\circ$ ),7表示西南坡( $247.5^\circ \sim 202.5^\circ$ ),8表示南坡( $167.5^\circ \sim 202.5^\circ$ )。显然,数字越大,表示越向阳,越干热。在每一样方内,用环刀取样测定土壤的容重、土壤表层含水量,并取样品200克,以孔径为1mm的筛子筛选,经风干后采用国家标准测定容重、全N、全P、速效N、速效P、pH值和有机质<sup>[68]</sup>。

#### 4.1.2 数据处理

在不同的生境条件下,共取27个样方,获得11个环境因子数据,75个种,组成 $27 \times 75$ 的物种矩阵和 $27 \times 11$ 的环境因子数据矩阵。采用Margalef(1958)指数、Shannon-Wiener(1949)指数和Pielou(1975)均匀度指数<sup>[69, 70]</sup>,对各样点进行分析。各指数具体计算公式如下:

(1) Margalef 丰富度指数:

$$d = (S - 1) \ln(N) \quad \text{公式(1)}$$

(2) Pielou 均匀度指数:

$$J = D / (1 - 1/S) \quad \text{公式(2)}$$

(3) Shannon-Wiener 物种多样性指数:

$$H = - \sum_{j=1}^S \left[ \frac{n_j}{N} \times \ln \frac{n_j}{N} \right] \quad \text{公式(3)}$$

#### 4.1.3 DCCA 排序及其排序轴分类法(OAC)

排序和分类是研究群落生态关系的重要数量方法<sup>[72]</sup>。80年代后期,结合除趋势对应分析(Detrended Correspondence Analysis, DCA)与典范对应分析(Canonical Correspondence Analysis, CCA),发展了除趋势典范对应分析(Detrended Canonical Correspondence Analysis, DCCA)。排序轴包含了种类组成的信息,也包括了环境因子的信息,因而具有精度高、克服了弓形效应、能结合环境因子等

诸多优点,是目前国际上最新的排序方法。这种排序方法在植物群落的研究中已经有一些成功的例子<sup>[78-79]</sup>。排序有助于表明植物群落的生态关系,也有助于分类及其解释,但它本身不是一种分类。分类方法也是多种多样,而且在植被研究中得到了广泛应用。但是,结合环境因子的外在分类方法仍很贫乏<sup>[77]</sup>。

排序轴分类法(Ordination Axes Cluster-ing,OAC)是以排序为基础的一种等级分划法,它在植被研究中的应用仍很少<sup>[78]</sup>。DCCA 排序轴分类法可以实现植被数据与环境数据的结合,是一外在分类方法,其优点是,不仅能除去弓形效应,而且能同时结合多个环境因子,还能独立完成分类过程,不受人为的影响,分析较为客观,生态意义明确。因而,DCCA 排序轴分类在群落与环境的生态分析中具有较高的应用价值。

本研究采用国际通用软件CANOCO完成DCCA排序。CANOCO一次给出样地前四个排序轴的坐标值<sup>[71, 79, 80]</sup>。

DCCA排序轴分类(OAC)的具体步骤如下:

(1) 对原始数据进行DCCA排序。

(2) 以第一排序轴为依据,进行第一次分划。第一次分划是以第一排序轴的形心为界,对N个样方逐一判别,分为A<sub>1</sub>和A<sub>2</sub>正负两组。排序轴的形心y由下式计算:

$$\bar{y} = \sum_{j=1}^N \frac{y_j}{N} \quad \text{公式(4)}$$

这里,y<sub>j</sub>代表第j个样地在第一排序轴上的坐标值。以 $\bar{y}$ 为界,若y<sub>j</sub>< $\bar{y}$ ,划入A<sub>1</sub>组,为负组;若y<sub>j</sub>> $\bar{y}$ ,划入A<sub>2</sub>组,为正组。

以排序轴形心为中心向两侧扩展,划出一个较窄的中性带,因为样地在排序图上的分布不均匀,因而位于该带内的样地可能错分划。一般说来,该中性带的宽度为全部样地排序值的最大值与最小值的差的5%。采用离差平方和来判断这种样地的归组。假定一个样地k位于中性带内,y<sub>k</sub>为其第一排序轴的坐标值,则分别计算离差平方和:

$$S^2KA_1 = \sum_{j \in A_1} (y_j - y_k)^2 \quad S^2KA_2 = \sum_{j \in A_2} (y_j - y_k)^2 \quad \text{公式(5)}$$

这里S<sup>2</sup>KA<sub>1</sub>和S<sup>2</sup>KA<sub>2</sub>分别是样地k与A<sub>1</sub>组和A<sub>2</sub>组中所有样地间的离差平方和。离差平方和是一距离,因此,该样地应该属于距离较小的组,即S<sup>2</sup>KA<sub>1</sub>> S<sup>2</sup>KA<sub>2</sub>,则样地归入A<sub>2</sub>组;反之,若S<sup>2</sup>KA<sub>1</sub><S<sup>2</sup>KA<sub>2</sub>,则样地归入A<sub>1</sub>组。这样,完成了第一次分划,N个样地被分成两个组。

(3)再分划,对以上得到的两个新样地组,对每个样地逐一判别,重复第二步分划过程,进行再分划。但此次分划是以第二排序轴的坐标值为基础。这样,分类可以基于不同的生态梯度之上,生态意义更明确。以第二排序轴为依据,以上2组被分为4组。然后,再以第三排序轴为依据。4组又被分成8组等等,以此类推。分划的终止原则可以人为规定,但最重要的依据是生态学知识。所分的组数,决定着使用几个排序轴。一般说来,前3个或前4个排序轴就可以满足分类的要求了。前4个排序轴包含绝大多数生态信息,可提供客观结果。



4.2 研究结果与分析

4.2.1 DCCA 分析

采用除趋势典范对应分析(DCCA)，将环境因子数据离差标准化后与样方数据的DCCA作综合分析。由CANOCO软件处理结果可知，DCCA第一轴(水平轴)的特征值为0.667，第二轴(垂直轴)的特征值为0.542，所有排序轴的特征值总和为1.644，前2轴的累积贡献率达到73.5%，累积贡献率达到70%就包含了绝大部分信息<sup>[10, 11]</sup>。

从图1中可以看出，第一轴基本上反映各种植物群落所在环境的土壤有机质、土壤全氮、坡向、坡位、土壤含水量的变化趋势，土壤有机质与第一轴的相关系数为-0.720，土壤全氮与第一轴的相关系数为-0.653，坡位与第一轴的相关系数为0.581，坡向与第一轴的相关系数为0.612，土壤含水量与第一轴的相关系数为-0.552，从左到右，土壤有机质、土壤全氮和土壤含水量的含量呈减少趋势，坡位越靠近上坡地段，坡向越向阳。第二轴基本上反映植物群落所在环境的土壤速效磷的变化趋势，土壤速效磷与第二轴的相关系数为-0.527，从上到下土壤速效磷呈增加的趋势。由此可以看出沙地环境的复杂多变，受多个环境影子的影响。尽管如此，不难看出土壤有机质、土壤全氮、坡向、坡位、土壤含水量是所有因子中对植物群落分布起决定性作用的环境因子。具体相关情况见表7。

表7 环境因子与DCCA排序轴的相关系数表

Tab.7 Correlation coefficients between environment characteristics and DCCA ordination axe				
环境因子	排 序 轴			
	AX1	AX2	AX3	AX4
含水量	- 0.5520	- 0.1596	0.1308	0.1313
容重	0.4941	- 0.0517	0.0447	0.2340
全氮	- 0.6527	- 0.0419	- 0.1432	0.0324
速氮	0.0242	- 0.2833	- 0.2284	- 0.0773
全磷	- 0.4860	- 0.0801	- 0.1823	- 0.0505
速磷	- 0.2525	- 0.5265	- 0.2486	0.1607
有机质	- 0.7201	0.0062	- 0.2412	0.0528
pH 值	0.2259	- 0.1685	- 0.0865	0.0356
海拔高度	- 0.1651	0.2194	0.2988	- 0.4947
坡位	0.5806	0.1880	- 0.1273	0.0796
坡向	0.6117	0.0572	- 0.1009	0.0965

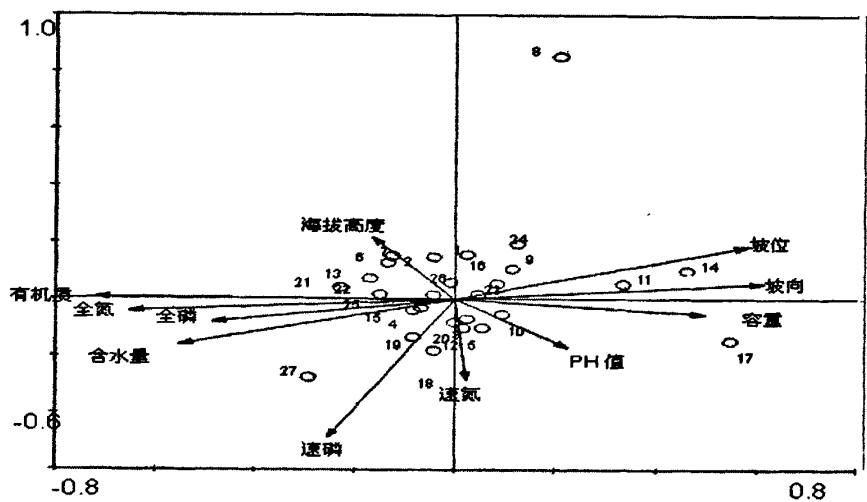


图 1 27 个样地植物群落的 DCCA 排序图  
Fig.1 DCCA ordination graph of communities in twenty-seven samples

注：箭头表示环境因子，箭头连线的长短表示样方与环境因子的相关性，箭头连线的斜率表示环境因子与排序轴的相关性，箭头所处的象限表示环境因子与排序轴之间的相关性的正负。

4.2.2 DCCA 排序轴分类结果与群落类型概况

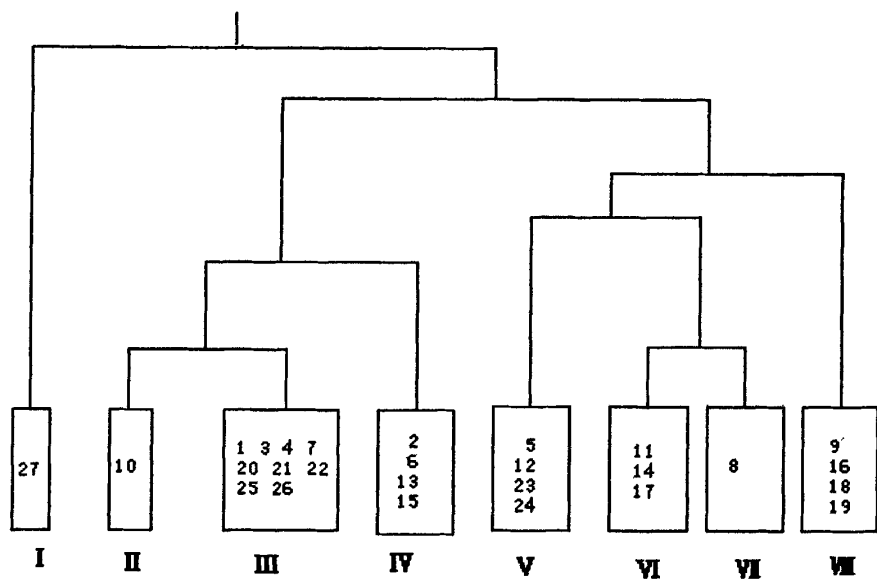


图2 27个样地的OAC分类结果图  
Fig.2 Classification of communities using OAC in twenty-seven samples

经DCCA排序，利用前3个排序轴值进行三次分划，结果得到8个群落类型，见图2。8个群落类型如下：

I 芨芨草(*Achnatherum splendens*)+星星草(*Puccinellia tenuiflora*)群落。分布于中轻度盐渍化甸子地上，呈斑块状分布，芨芨草生长较为高大，最高可达1.5m，丛生，冠幅1m左右，群落结

构比较简单, 常以单优群落的形式存在, 总盖度为55%~65%。常见的伴生种有披针叶黄华(*Thermopsis lanceolata*)、车前(*Plantago asiatica*)、赖草(*Leymus secalinus*)、碱茅(*Puccinellia distans*)、蒲公英(*Taraxacum spp.*)等。

II 冷蒿(*Artemisia frigida*) + 冰草(*Agropyron cristatum*)群落。冷蒿是一类广旱生的小半灌木, 成片生长, 高5~35cm不等, 耐啃食、践踏, 为典型草原过渡放牧而形成的一种植物, 总盖度为30%~40%。常见的伴生种有细叶鸢尾(*Iris tenuifolia*)、猪毛菜(*Salsola collina*)、苔草(*Carex spp.*)、虫实(*Corispermum spp.*)等。

III 冰草(*Agropyron cristatum*) + 糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)群落。在沙地中分布面积较广, 基质稳定, 受流沙干扰小。群落组成物种较多, 平均物种数为11个/m<sup>2</sup>, 垂直结构分为3层, 冰草高约50~70cm, 为最上层, 中间为冷蒿, 高约25~40cm, 苔草、糙隐子草为第3层, 高约15~20cm。因此群落结构稳定, 总盖度为55%~65%。常见的伴生种有三出委陵菜(*Potentilla betonicaefolia*)、石竹(*Dianthus chinensis*)、阿尔泰狗娃花(*Heteropappus altaicus*)、长梗韭(*Allium neriniflorum*)、二裂委陵菜(*Potentilla bifurca*)、串铃草(*Phlomis mongolica*)等。

IV 大针茅(*Stipa grandis*) + 冷蒿 (*Artemisia frigida*)群落。大针茅高约50cm, 次优势植物冷蒿高为15cm左右, 总盖度为45%~65%, 群落中小半灌木冷蒿和百里香(*Thymus mongolicus*)的作用增强, 而糙隐子草的作用明显减弱, 是由于放牧不适导致大针茅群落退化的结果。伴生种有麻花头(*Gerratula chinensis*)、达乌里胡枝子(*Lespedeza davurica*)、碱韭(*Allium polyrhizum*)、麦瓶草(*Silene conoidea*)、草原黄芪(*Astragalus dalaiensis*)等。

V 苔草(*Carix spp.*) + 狼毒(*Stellera chamaejasme*)群落。是一种退化极为严重的群落, 物种稀少, 草场利用率极低, 苔草的频度为100%, 密度可达400株/m<sup>2</sup>, 总盖度15%~25%, 有明显的裸沙, 分布于居民点和饮水点附近, 说明为人畜压力过大所致。伴生种为一年生旱生植物猪毛菜、虫实、狗尾草(*Setaria viridis*)及耐旱种赖草。

VI 黄柳(*Salix gordejvii*) + 差把嘎蒿(*Artemisia halodendron*)群落。见于固定沙丘背风坡的中上部, 黄柳成丛, 长势较差, 半灌木层片为差不嘎蒿, 长势较好, 群落总盖度为20%~30%。伴生种有地稍瓜(*Cynanchum thesioide*)、无芒雀麦(*Bromus inermis*)、狗尾草、砂珍棘豆(*Oxytropis gracillima*)等, 黄柳、差把嘎蒿二者均为防风固沙的先锋植物。

VII 虎榛子(*Ostryopsis davidiana*) + 楼斗叶绣线菊(*Spiraea aquilegifolia*)群落。在沙丘阴坡上生长较为茂盛, 灌从下草本种类丰富, 既有中生成分地榆(*Sanguisorba officinalis*)、白婆婆纳(*Veronica incana*)、棉团铁线莲(*Clematis hexapetala*)等, 也有旱生成分展枝唐松草(*Thalictrum squarrosom*)、并头黄芩(*Scutellaria scordifolia*)、糙隐子草、二裂委陵菜等。

VIII 人工林下的杂类草群落。以赖草、苔草为较为稳定的优势种, 常见的伴生种有展枝唐松草、山苦荬(*Ixeris chinensis*)、扁蓿豆(*Melilotoides ruthenica*)、止血马唐(*Digitaria ischaemum*)、刺藜(*Chenopodium aristatum*)等。群落总盖度为15%~25%。由于受人工林的影响, 草本层的平均高度较低, 长势较差。

4.2.3 多样性研究结果

图 3 中，X 轴是 DCCA 排序的第一轴，反映土壤有机质、土壤全氮及坡向、坡位、土壤含水量的变化趋势，从左到右，土壤有机质、土壤全氮的含量和土壤含水量呈减少的趋势，坡位越靠近上坡地段，坡向越向阳。Y 轴是计算所得的多样性指数。

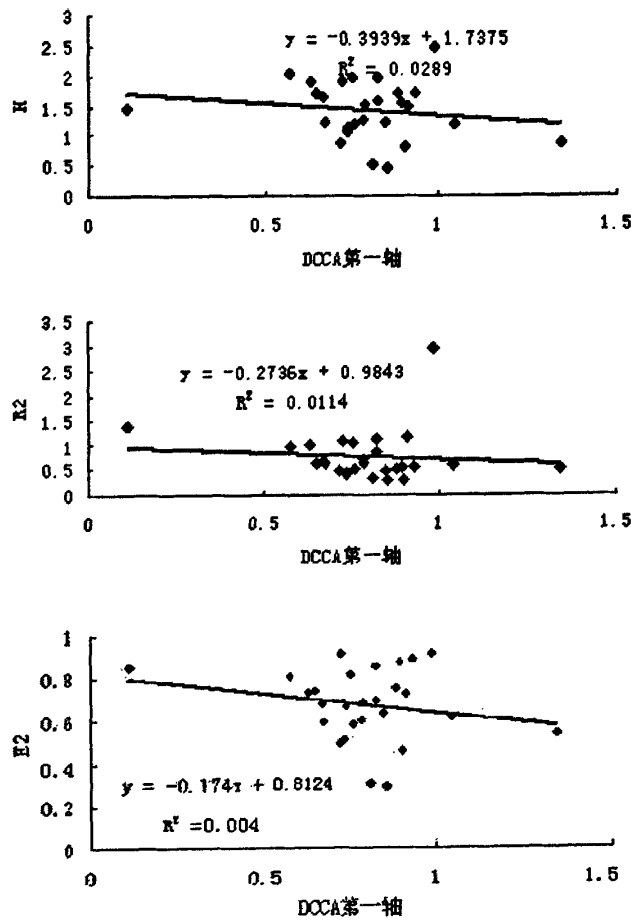


图 3 物种多样性与 DCCA 第一轴的关系

Fig.3 The correlation analysis of species diversity and DCCA first ordination axe

从图 3 可以看出，由于受多个环境因子的影响，环境复杂多变，物种多样性与第一轴的回归不太理想，但总的趋势比较明显。随着土壤有机质、土壤全氮、土壤含水量的减少，坡向越向阳，坡位越接近上坡地段，物种多样性在减少。

图 4 中，X 轴是 DCCA 排序第二轴，反应土壤速效磷的含量，即从左到右，土壤速效磷的含量在减少，Y 轴是 3 个多样性指数。从图 4 可以看出，随着土壤中速效磷的减少，物种多样性在增加，与常规情况相反，具体原因，有待于进一步的研究。

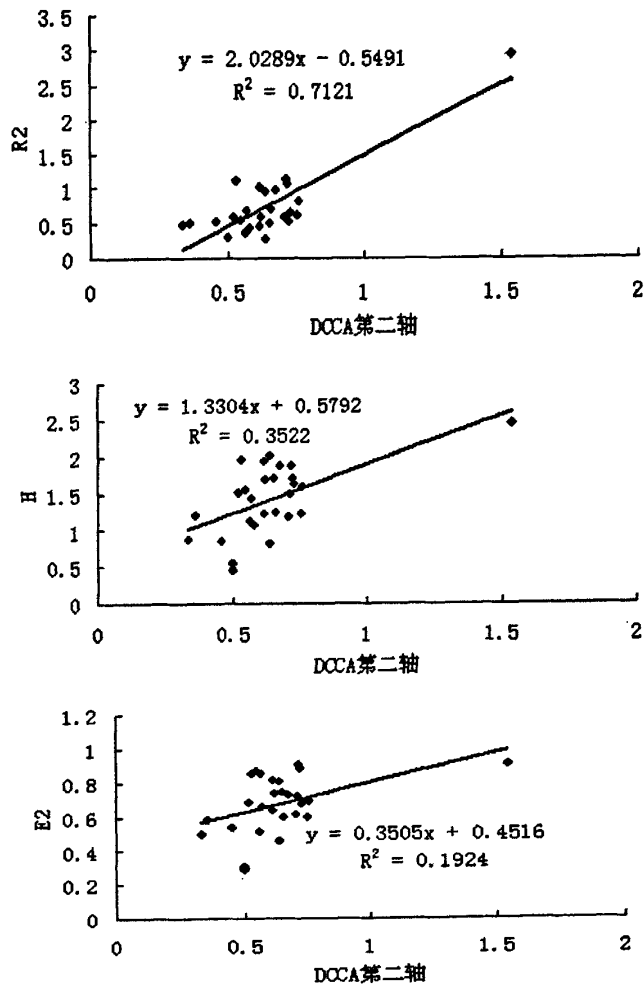


图 4 物种多样性与第二轴的关系

Fig.4 The correlation analysis of species diversity and DCCA second ordination axe

4.3 小节

(1)在 DCCA 排序的基础上, 对多伦县退化草场的植物群落进行了排序轴分类, 效果较好。分类得到 8 种群落类型: I 芨芨草+星星草 (*Achnatherum splendens*+*Puccinellia tenuiflora*) 群落; II 冷蒿+冰草(*Artemisia frigida*+ *Agropyron cristaturn*)群落; III 冰草+糙隐子草(*Agropyron cristatum*+*Cleistogenes squarrosa*)群落; IV 大针茅+冷蒿(*Stipa grandis* +*Artemisia frigida*)群落; V 苔草+狼毒 (*Carix spp.* + *Stellera chamaejasme*) 群落; VI 黄柳+差把嘎蒿 (*Salix gordejievii* +*Artemisia halodendron*) 群落; VII 虎榛子+耧斗叶绣线菊(*Ostryopsis davidiana* + *Spiraea aquilegifolia*)群落; VIII 人工林下的杂类草群落。这 8 种群落及其所占的面积比例能较好地代表该

区的群落类型。

(2)OAC 分类同时结合了植被因子与环境因子,它能较好地表达群落的环境梯度,反映环境的空间变异特点。第 1 排序轴表明了朝向暖干方向的一个综合梯度,主要反映土壤有机质、全氮、含水量及坡向、坡位等土壤条件与小地形变化趋势,第 2 轴表明了土壤中速效磷的变化梯度。两者的综合作用,表明该地区植物群落的空间梯度。第 I、II、III、IV、V、VIII 类草本群落分布于平缓开阔的丘间低地,生境特点是干湿适中;第 VI 类灌丛群落分布在阳坡上坡处,生境特点是暖干;第 VII 类灌丛群落多分布在阴坡中坡地段,生境特点是荫凉。

(3)OAC 分类能较好地表明植物群落的结构梯度,反映植物群落的结构变异特点。第 1 排序轴主要表明了植物群落类型由草本植物向灌丛过渡。

(4)27 个样点的 DCCA 排序表明,第一轴反映土壤有机质、全氮、含水量及坡向、坡位的变化规律,第二轴反应土壤速效磷的变化规律。土壤有机质、全氮、含水量与第一轴呈正相关,而坡向、坡位与第一轴呈负相关。

(5)根据植物多样性的回归分析表明,随着土壤有机质、土壤全氮、土壤含水量的减少,坡向越向阳,坡位越接近上坡地段,3 种多样性指数均呈下降趋势,即植物多样性在减少;随着土壤速效磷减少,3 种多样性指数均呈上升趋势,即植物多样性在增加。证明物种多样性与环境因子之间具有密切的联系。

## 第五章 沙地植被人工修复效果的研究

### 5.1 研究方法

#### 5.1.1 样地的设置

2005 年 7 月中旬在多伦县沙不愣项目区, 根据不同的立地条件和植物生长情况设置研究样地。样地位于多伦县西北部,  $42^{\circ} 26' \sim 42^{\circ} 28' N$ ;  $115^{\circ} 50' \sim 115^{\circ} 52' E$ 。在项目区外距样地 1km 处设置了对照样地。

#### 5.1.2 草地植被恢复情况调查

采用样方法, 样方面积为  $1 \times 1 m^2$ , 对样方内的所有植物种进行个体数量、自然高度、盖度三个指标的测量。在室内进行数据分析, 计算植物种数量、出现样方数、株数、相对频度、相对密度、相对优势度、重要值。在一个群落中, 所有种的重要值之和等于 300。具体公式如下:

$$(1) \text{ 相对频度 } R_n = \frac{\text{种 } i \text{ 的频度}}{\text{全部种的频度之和}} \times 100 \quad \text{公式(6)}$$

$$(2) \text{ 相对密度 } R_w = \frac{\text{种 } i \text{ 的个体数目}}{\text{全部植物的个体数目}} \times 100 \quad \text{公式(7)}$$

$$(3) \text{ 相对盖度 } R_c = \frac{\text{种 } i \text{ 的盖度}}{\text{全部种的盖度之和}} \times 100 \quad \text{公式(8)}$$

$$(4) \text{ 相对高度 } R_h = \frac{\text{种 } i \text{ 的平均高度}}{\text{全部种的平均高度之和}} \times 100 \quad \text{公式(9)}$$

$$(5) \text{ 相对优势度 } R_f = \frac{\text{相对密度} + \text{相对盖度} + \text{相对高度} + \text{相对频度}}{400} \quad \text{公式(10)}$$

$$(6) \text{ 重要值 } IV = (R_n + R_w + R_f) \times 100 \quad \text{公式(11)}$$

#### 5.1.3 灌丛样地植被覆盖度调查

采用样线法。用一根 100m 长的测绳作样线, 样线长度为 100m, 共选取 4 个区段, 每个区段 5 条样线, 记录样线所截取的植物的长度、最大宽度、植物种、高度, 然后进行统计。

种覆盖度 = 该种被样线所截长度 / 样线总长度

总覆盖度 = 所有种被样线所截长度总和 / 样线总长度

5.2 研究区沙源治理工程实施情况

5.2.1 流沙固定技术

该设计类型为黄柳沙障，建设地点位于流动沙丘区。具体栽植技术为：用沙柳设置沙障，布设在沙丘迎风坡，地下部分 45cm，地上部分 10cm。共栽植 12600 株，面积 13hm<sup>2</sup>。调查结果见表 8。

表 8 流沙地黄柳的生长情况调查表				
Tab.8 The growth condition of Salix gordejvii Y. L. Chang et Skv in move sand				
树种	密度（株/hm <sup>2</sup> ）	平均高度(cm)	平均冠幅(cm×cm)	保存率（%）
黄柳	843	68	76×70	87

5.2.2 半固定沙地人工模拟飞播造林

在半固定沙地进行人工模拟飞播，选用羊柴(*Hedysarum laeve*)、沙打旺(*Astragalus adsurgens*)混播，播后封禁 3 年。调查结果如表 9，生长状况比较良好。

表 9 人工模拟飞播植物 3 年后生长情况调查表				
Tab.9 The growth condition of the artificial imitates to fly the plant after three years				
树种	每公顷用种量（kg）	苗木高度(cm)	冠幅(cm×cm)	覆盖度（%）
羊柴	3	94.8	100×900	25
沙打旺	2	94	70×50	40

5.2.3 风蚀地防护林营造

该造林地立地条件为风蚀沟槽。具体营造技术为：采用密集式配置技术在风蚀沟槽内栽植沙棘(*Hippophae rhamnoides*)、柠条锦鸡儿(*Caragana korshinskii*)、羊柴，均设置为行距 5m、株距 50cm，风蚀严重地方行距 3m。在风蚀沟槽边缘栽植小黑杨造林时挖直径 60cm、深 50cm 的植树穴。春季造林，选用良种壮苗，分层覆土，踏实。调查结果见表 10，基本符合造林标准。



表 10 风蚀沟槽栽植的几种植物生长情况调查表  
Tab.10 The growth condition of a few plant that breeze in eclipse groove

树种	密度 (株/ hm <sup>2</sup> )	高度(cm)	冠幅(cm×cm)	保存率 (%)
沙棘	1250	147	145×150	95.5
羊柴	1250	84	82×63	93
柠条锦鸡儿	1250	71.8	72×43	92.1

5.2.4 滩地防护林营造

该设计类型为滩川地防护林，立地条件为覆沙滩川地。造林树种为旱柳(*Salix matsudana*)、沙棘（生根粉处理）。具体营造技术为：用旱柳造林时挖直径 60cm、深 110cm 的植树穴。春季人工植苗造林，团块状配置，旱柳每亩栽植 10~30 株，沙棘株行距 1m×5m。造林 3 年后调查结果见表 11。

表 11 覆沙滩川地植物生长情况调查表  
Tab.11 The growth condition of plant growing in overlay sand

树种	密度 (株/ hm <sup>2</sup> )	高度(cm)	冠幅(cm×cm)	保存率 (%)
沙棘	2400	85	120×116	93
旱柳	300	340	245×196	91.5

5.2.5 坨甸地防护林营造

该设计类型为草牧场防护林，造林地条件为低平坨甸地。造林树种为沙棘、柠条锦鸡儿、羊柴等 1~2 年生苗。具体营造技术为：栽植坑直径 30cm、深 30cm。行距 3m、株距 1m，见表 12。

表 12 低平坨甸地植物生长情况调查表  
Tab.12 The growth condition of plant growing in mire land

树种	密度 (株/ hm <sup>2</sup> )	高度 (cm)	冠幅 (cm×cm)	保存率 (%)
沙棘	3333	153	146×149	84
羊柴	3333	113.6	112×97	81
柠条锦鸡儿	3333	71.8	70×43	92.1

5.3 造林保存率调查

表 13 各植物种保存率调查结果表

Tab.13 Investigateing result of different plant grows the conservancy rate

树种	密度 (株/ hm <sup>2</sup> )	高度(cm)	冠幅(cm×cm)	保存率 (%)	立地条件
旱柳	300	340	245×196	91.5	滩川地
黄柳	843	68	76×70	87	流沙地
柠条锦鸡儿	1250	71.8	72×43	92.1	风蚀地
柠条锦鸡儿	3333	71.8	70×43	92.1	坨甸地
沙蒿	400	36.17	29×18	85	流沙地
沙棘	1250	147	145×150	95.5	风蚀地
沙棘	2400	85	120×116	93	滩川地
沙棘	3333	153	146×149	84	坨甸地
羊柴	1250	84	82×63	93	风蚀地
羊柴	3333	113.6	112×97	81	坨甸地
小黑杨	120	270	160×140	100	风蚀地

由表 13 可知,项目区造林保存率绝大多数超过了 85%,说明在植物种的选择上是比较正确的,表中列举的植物是适宜在多伦县栽植的,是多伦县的优良固沙植物种。

5.4 项目实施对退化草场植被恢复效果的影响

5.4.1 样方大小的确定

从统计学的要求出发,取样面积越大,所获得的结果越准确,但所费的人力和时间相应增大。取样的目的是为了减少劳动,因而要使用尽可能小的样方,但同时又要保持试验的准确和达到统计学的要求,样方面积不可能无限制地减少。所以,选用巢式样方法(图 5),用种 - 面积曲线法确定最小面积(图 6)。

最小面积就是能够提供足够的环境空间,能保证体现群落类型的种群组成和结构真实特征的最小地段。最小面积的确定,是通过最初划出一个小面积,即 0.25m×0.25m,记录下在这个小面积样方内的全部种类。然后,把样地面积增至原来的两倍,以后再增至四倍、八倍等等,即图 5 所示。对每一个增大的面积,分别记录下增加出现的种数(见表 14)。样地面积一直增大到种类的增加几乎极小时为止。由图 6 可以看出 R 为 10 m<sup>2</sup>左右,所以该样地中样方应设 10 m<sup>2</sup>较好,以滩地为例。

表 14 样方面积与植物种数调查表

Tab.14 Investigate results of plant area and plant number

小样方号	大小(m*m)	面积(m <sup>2</sup> )	植物种类(只列新增加的物种)	种的累积总数
1	0.25*0.25	0.0625	扁蓿豆、冷蒿、无芒雀麦、虎尾草、针茅	5
2	0.25*0.5	0.125	苔草、冰草、铺地委陵菜	8
3	0.5*0.5	0.25	沙棘	9
4	0.5*1.0	0.50	——	9
5	1.0*1.0	1.00	沙蓬、虫实	11
6	1.0*2.0	2.00	隐子草	12
7	2.0*2.0	4.00	沙鞭、叉分蓼	14
8	2.0*4.0	8.00	沙珍棘豆、沙葱	16
9	4.0*4.0	16.00	沙蒿、星毛委陵菜	18
10	4.0*8.0	32.00	羊草	19
11	8.0*8.0	64.00	羊柴	20
12	8.0*16.0	128.00	狗尾草、蒲公英	22
13	16.0*16.0	256.00	——	22
14	16.0*32.0	512.00	小叶锦鸡儿、二裂委陵菜、百里香	25
15	32.0*32.0	1024.00	沙打旺	26

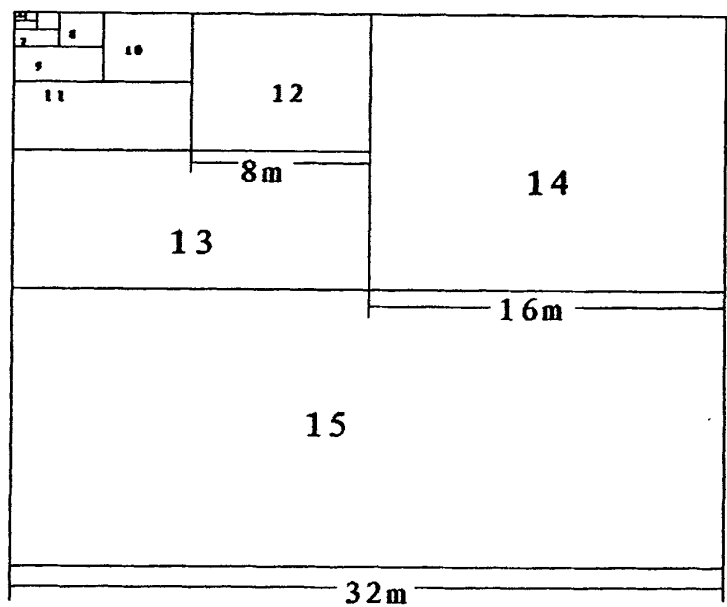


图 5 确定最小面积的巢式样方顺序图

Fig.5 The nest plant in proper order diagram of the minimum area

注：每一个标号的小样方包括前一个小样方的面积。因此，奇数的小样方是方形的，偶数的小样方是矩形的。

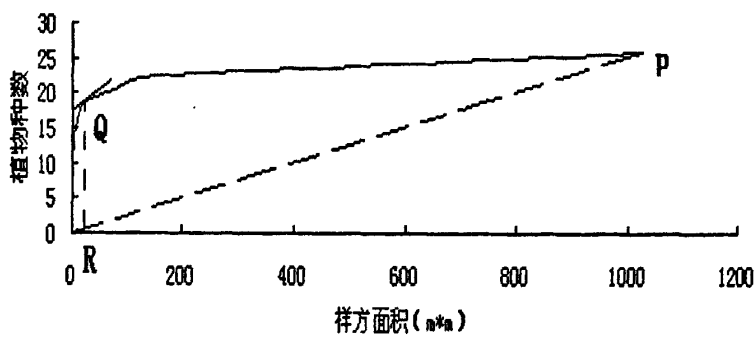


图 6 样方面积与植物种数关系曲线图

Fig.6 The relation about plant area and plant number

5.4.2 退化草地项目区调查及分析

为了使取样更具有代表性，分析更合理，在项目区样地和对照样地分别做 10 个 1m×1m 的小样方来取代 1 个 10m<sup>2</sup> 的样方，其调查结果及分析如下（表 15，表 16）。

表 15 项目区草地样方法分析表

Tab.15 The analysis results of grassland in item district

植物种	相对频度(%)	相对密度(%)	相对优势度(%)	重要值(%)
扁蓿豆	10.65	3.40	29.01	43.10
苔草	5.34	33.91	1.16	40.41
冷蒿	7.12	5.17	20.43	32.72
叉分蓼	2.67	0.47	25.98	29.12
冰草	10.69	10.16	1.43	22.28
隐子草	4.45	10.07	1.15	15.67
羊草	7.12	8.15	0.42	15.69
虫实	3.56	9.32	1.55	14.43
二裂委陵菜	6.23	3.11	2.33	11.67
柠条锦鸡儿	5.34	0.35	6.08	11.77
铺地委陵菜	5.34	2.96	2.32	10.62
油蒿	2.67	0.55	4.49	7.71
无芒雀麦	2.67	2.59	0.14	5.40
狗尾草	2.67	1.69	0.52	4.88
沙鞭	0.89	3.75	0.52	5.16
虎尾草	1.78	1.77	0.60	4.15
沙珍棘豆	2.67	0.70	0.11	3.48
沙葱	1.78	0.54	0.14	2.46
二色棘豆	1.78	0.12	0.36	2.26
三出委陵菜	0.89	0.59	0.23	1.71
沙棘	0.89	0.04	0.65	1.58
沙蓬	0.89	0.24	0.01	1.14

表 16 对照样地草地样方法分析表  
Tab.16 The analysis results of grassland in contrast district

植物种	相对频度(%)	相对密度(%)	相对优势度(%)	重要值(%)
扁蓿豆	7.12	2.31	18.36	27.79
苔草	6.23	38.52	1.52	46.27
冷蒿	7.12	4.05	20.96	32.13
冰草	3.56	1.44	0.13	5.13
隐子草	4.45	5.20	0.55	10.20
羊草	7.12	6.36	0.20	13.68
虫实	6.23	22.17	1.81	30.21
二裂委陵菜	7.12	3.26	2.37	12.75
柠条锦鸡儿	2.67	0.21	3.51	6.39
匍地委陵菜	5.34	1.73	2.29	9.36
油蒿	2.67	0.58	5.05	8.30
无芒雀麦	1.78	1.07	0.15	3.00
狗尾草	3.56	2.19	0.77	6.52
沙鞭	4.45	5.45	0.95	10.85
沙珍珠豆	1.78	0.21	0.11	2.10
沙葱	3.56	0.54	0.33	4.43
二色棘豆	2.67	0.16	0.56	3.39
星毛委陵菜	1.78	0.62	0.15	2.55
沙蓬	6.23	7.35	0.44	14.02
鞑靼狗娃花	0.89	0.08	0.06	1.03
蒲公英	1.78	0.12	0.16	2.06

表 17 项目区和对照样地相同种的相对频度、相对密度、相对优势度和重要值的比较

Tab.17 The same plant comparison about relative frequency and density, relative dominance and importance values

植物种	相对频度%		相对密度%		相对优势度%		重要值%	
	项目区	对照	项目区	对照	项目区	对照	项目区	对照
扁蓿豆	10.65	7.12	3.40	2.31	29.01	18.36	43.20	27.79
苔草	5.34	6.23	33.91	38.52	1.16	1.52	40.41	46.27
冷蒿	7.12	7.12	5.17	4.05	20.43	20.96	32.72	32.13
冰草	10.69	3.56	10.16	1.44	1.43	0.13	22.28	5.13
隐子草	4.45	4.45	10.07	5.20	1.15	0.55	15.67	10.20
羊草	7.12	7.12	8.15	6.36	0.42	0.20	15.69	13.68
柠条锦鸡儿	5.34	2.67	0.35	0.21	6.08	3.51	11.77	6.39
二裂委陵菜	6.23	7.12	3.11	3.26	2.33	2.37	11.67	12.75
铺地委陵菜	5.34	5.34	2.96	1.73	2.32	2.29	10.62	9.36
油蒿	2.67	2.67	0.55	0.58	4.49	5.05	7.71	8.30
无芒雀麦	2.67	1.78	2.59	1.07	0.14	0.15	5.40	3.00
沙珍棘豆	2.67	1.78	0.70	0.21	0.11	0.11	3.48	2.10
虫实	3.56	6.23	9.32	22.17	1.55	1.81	14.43	30.21
沙蓬	0.89	6.23	0.24	7.35	0.01	0.44	1.14	14.02
沙鞭	0.89	4.45	3.75	5.45	0.52	0.95	5.16	10.85
狗尾草	2.67	3.56	1.69	2.19	0.52	0.77	4.88	6.52
沙葱	1.78	3.56	0.54	0.54	0.14	0.33	2.46	4.43
二色棘豆	1.78	2.67	0.12	0.16	0.36	0.56	2.26	3.39

由表 17 可知：项目区中的扁蓿豆、冰草和柠条锦鸡儿这 3 种植物的相对频度均大于对照区；而项目区中的苔草、虫实、狗尾草、沙鞭(*Psammochloa villosa*)、和沙蓬(*Agriophyllum squarrosum*)这 5 种植物的相对频度均小于对照区。

项目区中的冰草、隐子草、无芒雀麦和砂珍棘豆这 4 种植物的相对密度明显均大于对照区。相反，项目区中的苔草、虫实、沙鞭和沙蓬这 4 种植物的相对密度均小于对照区。

项目区中的扁蓿豆、冰草、隐子草、羊草和柠条锦鸡儿 5 种植物的相对优势度均明显大于对照区。冰草、扁蓿豆、隐子草等典型草原植被的恢复及其优势度的提高，表明该区在实施项目后退化草场植被有所恢复。另外，项目实施区样地中的苔草、虫实、狗尾草、沙鞭、沙葱(*Allium prostratum*)和沙蓬这 6 种植物的相对优势度明显小于对照区，这些典型荒漠化植物种相对优势度的增加，说明该对照区草场沙化较为严重。

项目区中的扁蓿豆、冰草、隐子草、羊草、柠条锦鸡儿(*Caragana microphylla*)、铺地委陵菜

(*Potentilla supine*)、无芒雀麦和砂珍棘豆这 8 种植物的重要值均大于对照区。其中,冰草、扁蓿豆、隐子草的重要值明显大于对照样地,冰草、扁蓿豆、隐子草等典型草原植被的恢复说明该区在实施项目后草场有所恢复,柠条锦鸡儿的重要值较大,主要是由于人工种植柠条锦鸡儿的缘故。另外,项目实施区样地中的二裂委陵菜、苔草、虫实、狗尾草、沙鞭、沙葱、二色棘豆和沙蓬这 8 种植物的重要值均小于对照区。其中,虫实、沙蓬、沙葱和沙鞭的重要值明显小于对照样地,虫实、沙蓬、沙葱、沙鞭等典型荒漠化草原植被的增加说明该区草场仍在退化,沙蓬和虫实的大量生长,就是草地荒漠化的明显标志。

## 5.5 小节

(1)根据对项目区样地的种 - 面积关系分析,得出该样地中样方面积以 10 m<sup>2</sup>左右调查较好。

(2)通过对项目区和对照区内 20 个样方的统计,项目区样地内的植物种类组成与对照样地有显著差异。

(3)项目区中的扁蓿豆、冰草、隐子草、羊草、柠条锦鸡儿、铺地委陵菜、无芒雀麦和沙珍棘豆这 8 种植物的重要值均大于对照区;二裂委陵菜、苔草、虫实、狗尾草、沙鞭(沙竹)、沙葱、二色棘豆和沙蓬这 8 种植物的重要值均小于对照区。



第六章 草场的封育效果及其评价

草原退化是相对于其利用价值为评价标准而言的。如，草地退化是指不合理的管理与超限度的利用以及不利的生态地理条件所造成的草地生产力衰退与环境恶化的过程<sup>[90]</sup>。其中，草原植被退化是草原退化的主要表现之一。封育保护是促进退化草地自然恢复的有效方法之一，但不同地区或不同类型的封育效果可能会有很大差别。为了研究实施京津风沙源治理工程以来多伦县沙质草场的围封效果，于 2005 年 7 月~9 月对该县的围封草场进行了为期 3 个月的调查，并取得一些结果。

6.1 研究方法

在多伦县选择植被典型、地势比较平坦开阔的地带，对不同年度围封、未围封的草场选择样地进行调查。从 7~9 月份每月定期调查一次围栏内外植被的高度、盖度、频度、地上生物量。植被调查采用样方法，样方面积 1 m<sup>2</sup>，设 3 个重复；频度采用样圆进行调查；地上生物量采用刈割法，并在 85℃下烘干 24h 称重。

6.2 实验结果与分析

6.2.1 封育对植被盖度变化的影响

植被盖度虽不是反映草地生产力的指标，但却反映着植被环保作用的大小，在我国北方风沙区尤其如此。盖度高能有效地保护地表，减少在冬春季节发生风蚀沙化的程度<sup>[90]</sup>。

表 18 封育条件下植被盖度的变化  
Tab.18 Plant coverage variety of fencing condition

封育时间(年)	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2005	平均
封 育 (%)	66	75	29	78	40	33	33	50.6
未 封 育 (%)	69	67	25	48	12	23	24	38.3
变化幅度 (%)	- 4.5	11.9	16.0	62.5	233.3	43.5	37.5	32.1

从表 18 可以看出，封育使草地植被盖度明显增加。对当年封育的草场进行调查，植被盖度就比未封育区增加了 37.5%。调查其他年度封育的草场，随着封育时间的增加变化幅度也在增加，但封育时间超过 5 年后即 2000 年封育的草场植被盖度变化幅度开始下降，封育时间超过 8 年后即 1997 年封育的草场，和未封育区相比封育效果明显下降，出现了负增长现象。2002 年封育的草场，由于调查时该样地区为百年不遇的特干旱年，所以变化幅度为 2.3 倍多，这说明降雨量对封育效

果的影响很大。

6.2.2 封育对草层高度的影响

围封禁牧使牧草免于被家畜啃食和践踏，因此和未封育区相比草层高度明显增加（见表 19）。对当年封育的草场进行调查，草层高度就增加 1.5 倍多，和植被盖度一样，封育 5 年后草层高度的增加趋势开始减弱。受降雨条件的影响，2002 年未围封的草层高度仅有 2.8 cm，是否为家畜难以啃食的极限高度，有待于进一步研究。

表 19 封育条件下草层高度的变化

Tab. 19 Grass height variety of fencing condition

封育时间（年）	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2005	平 均
封 育（cm）	33.3	16.9	19.2	21.4	16.4	23.3	20.1	21.5
未 封 育（cm）	19.8	10.6	7.8	8	2.8	9.1	7.9	9.4
变化幅度（%）	68.2	59.4	146.2	167.5	485.7	156.0	154.4	128.7

6.2.3 封育对植物种组成的影响

从表 20 可以看出，封育对草地植物种组成影响不明显，一些封育区的植物种组成甚至低于未封育区。其原因，一是由于围栏的影响，种子的传播必定受到一些媒介动物运动能力（迁移能力）的限制；二是封育区植物生长相对高大茂盛，不利于外来种的入侵。

表 20 封育条件下草场植物种组成的变化

Tab.20 Species construction variety of fencing condition

封育时间（年）	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2005	平 均
封 育（个/m <sup>2</sup> ）	12	13	6	11	12	8	6	9.7
未封育（个/m <sup>2</sup> ）	14	12	7	12	11	7	6	9.9

6.2.4 封育对植株密度的影响

从表 21 可以看出，封育对草地种群密度的增加影响甚微。不同封育时间的草场，只有 1997 年和 2001 年封育区的种群密度高于未封育区，封育区平均种群密度比未封育区低约 46 %。其原因，一是草地封育后植株生长高大茂盛，个体占据空间大，相互间竞争激烈，因此限制了种群数量的增加<sup>[90]</sup>；二是由于围栏外的过牧，出现了以寸草苔（*Carex duriuscula* C.A.Mey）占优势的群落片段，植株矮小，密度大。实际上，在封育区单位面积内，高大植株数量并不多，较大数量的群

体都是雨后在高大草层下新繁衍的幼小实生苗，这些幼小新生苗竞争不过高大植株而很快枯萎。而在未封育区，因家畜的啃食和践踏使植株变得矮小，占据空间小，种间竞争小，所以有利于种群密度的增加。

表 21 封育条件下植株密度变化

Tab.21 Plant density variety of fencing condition

封育时间（年）	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2005	平 均
封 育 (N/m <sup>2</sup> )	147	114	607	282	98	62	77	198
未封育 (N/m <sup>2</sup> )	133	144	986	262	131	178	189	289
变化幅度 (%)	10.5	- 26.3	- 62.4	7.6	- 33.7	- 187.1	- 145.5	- 46.0

6.2.5 频度的变化

频度是反映草地植物种数量和分布格局的一个综合指标<sup>[60]</sup>。从表 22 可以看出，封育区和未封育区草地频度变化较小，相差为 5%左右。这说明植物种数量及其分布格局尚未因封育而发生明显改变。

表 22 封育条件下草地频度的变化

Tab.22 Species frequency variety of fencing condition

封 育 时 间（年）	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2005	平 均
封 育 (%)	398	344	156	326	358	239	189	287
未 封 育 (%)	420	319	162	342	339	228	184	285
变化幅度 (%)	- 5.5	7.8	- 3.8	- 4.9	5.6	4.8	2.7	0.7

6.2.6 封育对牧草产量的影响

从表 23 可以看出，封育对牧草产量的影响最为明显。当年封育的草场，牧草产量就比未封育区提高 1.6 倍多，在极干旱地带（2002 年围封区所在地）封育效果最明显，提高 2.9 倍。从总体来看，封育当年即有明显效果，与未封育区相比，封育 5 年后效果开始下降。结合植被盖度和草层高度的变化，可以看出在浑善达克地区退化草场封育 5 年即可恢复，长期封育并未表现出对草地十分有利。

表 23 封育条件下牧草产量变化  
Tab.23 Biomass variety of fencing condition

封育时间 (年)	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2005	平 均
封 育 (g/m <sup>2</sup> )	150.8	178.6	74	172.6	95.5	142.6	148.8	137.6
未封育 (g/m <sup>2</sup> )	93.6	91.2	36	74.2	24.2	66.7	56.3	63.2
变化幅度 (%)	61.1	95.8	105.6	132.6	294.6	113.8	164.3	117.7

6.3 小节

(1) 封育可使退化草场迅速得到恢复。对处于半干旱地区的退化草场，封育当年植被盖度、高度、牧草产量就比未封育区分别提高 37.5%、1.5 倍和 1.6 倍。但是封育 5 年后，随着封育期的延长，植被盖度、草层高度、牧草产量与未封育区相比增加趋势开始下降。从生态效益和经济效益综合考虑，在多伦县这种半干旱区，退化草场应以 5 年封育期为好。这样既可防止草场退化、改善环境，又可提高草场的生产能力，达到可持续发展的目的。

(2) 封育对草地的植物种组成、种群密度和分布格局未产生明显影响。一方面可能是封育区内牧草相对高大茂盛，因不放牧枯落物多、种间竞争强，限制了种群数量的增加和迁移；另一面可能是围栏的影响，种子的传播受到一些媒介——动物运动能力（迁移能力）的限制，而未封育区因过牧导致群落结构发生变化。

(3) 在多伦县地区，降雨量的多少对牧草的生长影响较大。在特干旱年份封育效果更加明显，至于在特干旱年份未封育区的草层高度是否为家畜难以啃食的极限值，有待于进一步研究。

## 第七章 人工造林对林下植被多样性的影响

通过对群落物种多样性的研究，可以较好地认识群落的组成、变化和发展。本章以不同草地人工林林下植被为对象，研究物种多样性、多样性指数间的关系等，通过对该地生物多样性的分析，了解群落的组成、结构和变化，从而为该地人工植被配置结构提供参考。

### 7.1 研究方法

#### 7.1.1 样地设置与植被调查

选取多伦县一家河牧场境内的两片相邻的人工林地作为研究区，造林配置均为 2m×2m。一为兴安杨 (*populus hsinganica*) 人工纯林，林龄 26a，郁闭度 0.7；另一相邻的华北落叶松 (*Larix gmelini*) 人工纯林，林龄也为 26a，郁闭度 0.6。对照区为两片人工林缘外 50 米处的天然草地。样地规格均为 10m×10m。见图 7。

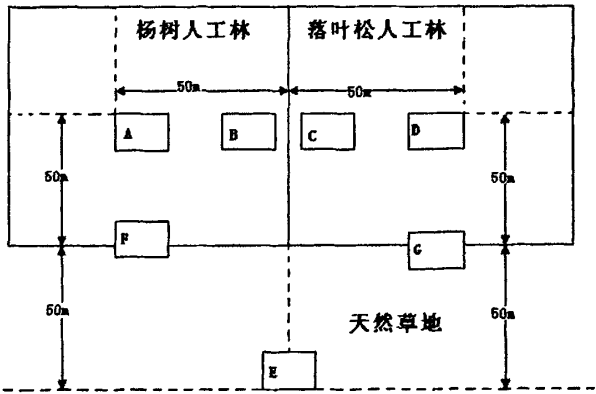


图 7 多伦县一家河牧场境内样地设置图  
Fig.7 The plots of Yijiahe rangeland of Dunlun

2006 年 7 月分别在 7 个样地中按“五点发”设置 5 个 1m×1m 的草本小样方，共计 35 个样方。调查每个样方内草本植物的种类、数量、高度、盖度和生物量，其中生物量调查采用全部收获法，干重测量用烘干法。35 个样方共记录了 51 个种，其科、属、种名及拉丁名如表 24 所示。

表 24 35 个样方全部草本植物名录

Tab.24 The herbage species listing of 35 quadrats

种 名	科中文名	属中文名	种拉丁名
披碱草	禾本科	披碱草属	<i>Elymus dahuricus</i>
糙隐子草	禾本科	隐子草属	<i>Cleistogenes squarrosa</i>
草地早熟禾	禾本科	早熟禾属	<i>Poa pratensis</i>
多叶早熟禾	禾本科	早熟禾属	<i>Poa plurifolia</i>
克氏针茅	禾本科	针茅属	<i>Stipa krylovii</i>
轮叶沙参	桔梗科	沙参属	<i>Adenophora tetraphylla</i>
蒙古苍耳	菊科	苍耳属	<i>Xanthium mongolicum</i>
草地风毛菊	菊科	风毛菊属	<i>Saussurea amara</i>
阿尔泰狗娃花	菊科	狗娃花属	<i>Heteropappus altaicus</i>
黑蒿	菊科	蒿属	<i>Artemisia palustris</i>
南牡蒿	菊科	蒿属	<i>Artemisia eriopoda</i>
山苦荬	菊科	苦荬菜属	<i>Ixeris chinensis</i>
毛莲菜	菊科	毛莲菜属	<i>Picris hieracioides</i>
蒲公英	菊科	蒲公英属	<i>Taraxacum mongolicum</i>
山苣荬	菊科	山苣荬属	<i>Lagedium sibiricum</i>
灰绿藜	藜科	藜属	<i>Chenopodium glaucum</i>
轴藜	藜科	轴藜属	<i>Axyris amaranthoides</i>
叉分蓼	蓼科	蓼属	<i>Polygonum divaricatum</i>
北方獐牙菜	龙胆科	獐牙菜属	<i>Swertia diluta</i>
地梢瓜	萝藦科	鹅绒藤属	<i>Cynanchum thesioides</i>
鼠掌老鹳草	牻牛儿苗科	老鹳草属	<i>Geranium sibiricum</i>
翠雀花	毛茛科	翠雀属	<i>Delphinium grandiflorum</i>
瓣蕊唐松草	毛茛科	唐松草属	<i>Thalictrum petaloideum</i>
唐松草	毛茛科	唐松草属	<i>Thalictrum aquilegifolium</i>
展枝唐松草	毛茛科	唐松草属	<i>Thalictrum squarrosum</i>
问荆	木贼科	木贼属	<i>Equisetum arvense</i>
二裂委陵菜	蔷薇科	委陵菜属	<i>Potentilla bifurca</i>
菊叶委陵菜	蔷薇科	委陵菜属	<i>Potentilla tanacetifolia</i>
柴胡	伞形科	柴胡属	<i>Bupleurum chinensis</i>
大麻	桑科	大麻属	<i>Cannabis sativa</i>
寸草苔	莎草科	寸草苔属	<i>Carex duriuscula</i>
独行菜	十字花科	独行菜属	<i>Lepidium apetalum</i>
腺果香芥	十字花科	香芥属	<i>Clausia turkestanica</i>
麦瓶草	石竹科	蝇子草属	<i>Silene jensseensis</i>
田旋花	旋花科	旋花属	<i>Convolvulus arvensis</i>
东北鹤虱	紫草科	鹤虱属	<i>Lappula echinata</i>

续表 24  35 个样方全部草本植物名录

Tab.24  The herbage species listing of 35 quadrats

种  名	科中文名	属中文名	种拉丁名
长梗韭	百合科	葱属	<i>Allium neriniflorum</i>
车前	车前草科	车前草属	<i>Plantago asiatica</i>
并头黄芩	唇形科	黄芩属	<i>Scutellaria scordifolia</i>
达乌里胡枝子	豆科	胡枝子属	<i>Lespedeza davurica</i>
沙打旺	豆科	黄芪属	<i>Astragalus adsurgens</i>
达乌里黄芪	豆科	黄芪属	<i>Astragalus dahuricus</i>
小花棘豆	豆科	棘豆属	<i>Oxytropis glabra</i>
黄毛棘豆	豆科	棘豆属	<i>Oxytropis ochrantha</i>
缘毛棘豆	豆科	棘豆属	<i>Oxytropis ciliata</i>
扁蓿豆	豆科	苜蓿属	<i>Medicago ruthenica</i>
披针叶黄华	豆科	野决明属	<i>Thermopsis lanceolata</i>
大叶野豌豆	豆科	野豌豆属	<i>Vicia pseudorobus</i>
稗	禾本科	稗属	<i>Echinochloa crusgali</i>
冰草	禾本科	冰草属	<i>Agropyron cristatum</i>
赖草	禾本科	赖草属	<i>Leymus secalinus</i>

7.1.2  α 多样性指数计算方法

选择表征群落物种多样性、均匀度、丰富度和优势度的 11 种物种多样性测定指数，以多度为测度指标进行计算。选取的多样性指数有 Simpson 多样性指数、Shannon-Wiener 物种多样性指数、Hill 多样性指数 1 和 Hill 多样性指数 2；均匀度指数为 Pielou 均匀度指数 1、Pielou 均匀度指数 2、Alatalo 均匀度指数和 Molinari 均匀度指数；丰富度指数为 Margalef 丰富度指数和 Menhinick 丰富度指数；优势度指数为 Simpson 优势度指数。各指数具体计算公式如下：

(1) Simpson 多样性指数：

$$D = 1 - \sum_j \left(\frac{n_j}{N}\right)^2$$

公式 (12)

(2) Shannon-Wiener 物种多样性指数：

$$H = - \sum_{j=1}^S \left[ \frac{n_j}{N} \times \ln \frac{n_j}{N} \right]$$

公式 (13)

(3) Hill 多样性指数 1：

$$N_1 = \exp\left(- \sum_j P_j \times \ln P_j\right)$$

公式 (14)

(4) Hill 多样性指数 2：

$$N_2 = \left(\sum_j P_j^2\right)^{-1}$$

公式 (15)

(5) Pielou 均匀度指数 1:

$$J_d = D/(1-1/S) \quad \text{公式 (16)}$$

(6) Pielou 均匀度指数 2:

$$J_h = H/\ln(S) \quad \text{公式 (17)}$$

(7) Alatalo 均匀度指数:

$$F = (N_2 - N_1)/(N_1 - 1) \quad \text{公式 (18)}$$

(8) Molinari 均匀度指数:

$$G = \frac{(\arcsin F)/90^\circ}{F} \quad \text{公式 (19)}$$

(9) Margalef 丰富度指数:

$$d_1 = (S-1)\ln(N) \quad \text{公式 (20)}$$

(10) Menhinnick 丰富度指数:

$$d_2 = S/\sqrt{N} \quad \text{公式 (21)}$$

(11) Simpson 优势度指数:

$$C = \sum_{j=1}^S \left(\frac{n_j}{N}\right)^2 \quad \text{公式 (22)}$$

其中: 式中  $S$  为群落中的总种数,  $n_j$  为第  $j$  种的个体数量占总个体数量的比例,  $N$  为观察到的总个体数<sup>[97]</sup>,  $P_j$  为第  $j$  种的多度比例,  $P_j = n_j / N$ 。

### 7.1.3 $\beta$ 多样性指数计算方法

Wilson  $\beta$  多样性测度指数:

$$\beta = (G + L)/2A \quad \text{公式 (23)}$$

式中:  $G$  为沿系统梯度增加的物种数;  $L$  为沿系统梯度减少的物种数;  $A$  为系统梯度所发现的物种平均数。

## 7.2 结果与分析

### 7.2.1 研究区植物组成特征

依据样方调查, 7 个样地 35 个样方调查到植物 51 种, 分属 22 个科, 43 个属。其中, 菊科 (*Compositae*) 和豆科 (*Leguminosae*) 的物种最多, 均为 9 种, 各占 17.6%; 禾本科 (*Gramineae*) 8 种, 占 15.7%; 毛茛科 (*Ranunculaceae*) 4 种, 占 7.8%; 藜科 (*Chenopodiaceae*)、蔷薇科 (*Rosaceae*) 和十字花科 (*Brassicaceae*) 均为 2 种, 各占 3.9%; 百合科 (*Liliaceae*)、车前草科 (*Plantaginaceae*)、唇形科 (*Labiatae*)、桔梗科 (*Campanulaceae*)、蓼科 (*Polygonaceae*)、龙胆科 (*Gentianaceae*)、萝藦科 (*Asclepiadaceae*)、牻牛儿苗科 (*Geraniaceae*)、木贼科 (*Equisetaceae*)、伞形科 (*Umbelliferae*)、桑科 (*Moraceae*)、莎草科 (*Cyperaceae*)、石竹科 (*Caryophyllaceae*)、旋花科 (*Convolvulaceae*) 和紫草科 (*Boraginaceae*) 这 15 科均为 1 种, 各占 2.0%。在调查到的 22 个科中, 有 16 科只含有 1 个属, 占总科数的 72.7%, 其中 15 个科只含有 1 个种, 占总科数的 68.2%; 有 38 个属在研究样地内只出



现 1 种植物，占总属数的 88.4%。研究样地内存在较多的含属和含种很少的科是该区物种组成较复杂的一种表现，也就是说，植物的组成碎化程度高，且组成脆弱。这是由于生境碎化严重，环境的演变对植物区系有显著影响造成的。

下面，分别对 7 个样地的科属种进行统计，结果见表 25 和图 8。

表 25 样地的草本植被科、属、种数量统计  
Tab.25 The herbage species statistic of 7 plots

样地		科	属	种	物种数大科（种）	物种数量大科中的该物种数量 占样地植物总数量的比例
A	兴安杨林中心	7	14	17	豆科 5；菊科 4； 毛茛科 3	禾本科 36.1%；豆科 35.1%； 莎草科 13.6%
B	兴安杨林缘（靠近华北 落叶松林）	9	13	14	菊科 4；豆科 3	莎草科 30.6%；禾本科 17.9%
C	华北落叶松林缘（靠近 兴安杨林）	9	13	14	豆科 4；菊科 3	莎草科 37.2%；禾本科 15.7%
D	华北落叶松林中心	17	24	25	菊科 4；豆科 3； 毛茛科 2	莎草科 37.4%；菊科 27.3%； 禾本科 6.0%
E	对照草地	14	24	26	菊科 5；豆科 5； 禾本科 4	禾本科 51.3%；莎草科 21.5%； 豆科 6.3%；菊科 4.2%
F	兴安杨林缘（靠近草地）	6	13	15	豆科 6；禾本科 4	莎草科 46.3%；禾本科 38.3%； 豆科 8.9%
G	华北落叶松林缘（靠近 草地）	12	20	24	菊科 5；禾本科 5； 豆科 4	禾本科 41.0%；莎草科 21.0%； 豆科 13.6%；菊科 8.8%

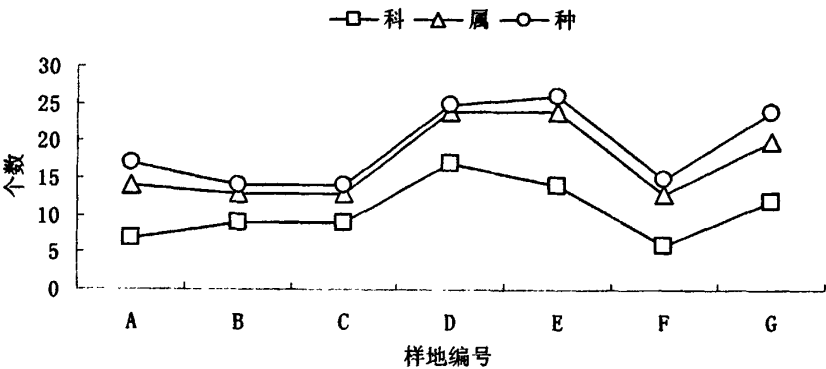


图 8  7 个样地的植被科、属、种分布

Table 8  The family, genus and species component of 7 plots

由表 25 和图 8 可以看出：7 个样地的植被科、属、种分布趋势基本一致，即华北落叶松林中心样地 D 和对照草地样地 E 分布科、属、种较多，华北落叶松林缘（靠近草地）样地 G 次之，兴安杨林缘（靠近华北落叶松林）样地 B、华北落叶松林缘（靠近兴安杨林）样地 C、兴安杨林中心样地 A 和兴安杨林缘（靠近草地）样地 F 分布科、属、种较多较少。其中在对照草地样地 E 共有植物 26 种，隶属于 14 科 24 属，其中禾本科的物种数占该样地物种数的 15.4%，而其数量占该样地植物数量的 51.3%。松树人工林中心样地 D 共有植物 25 种，隶属于 17 科，24 属，其中菊科物种最多，占总物种数的 16%，但其数量占植物总数量的 27.3%。华北落叶松林缘（靠近草地）样地 G 共有植物 24 种，隶属于 12 科，20 属，其中菊科的物种数占该样地总物种数的 20.8%，其数量仅占该样地植物总数量的 8.8%；而禾本科的物种数也占该样地总物种数的 20.8%，但其数量却占植物总数量的 41%。说明随着华北落叶松林向草地过渡，禾本科的物种数量所占植物总数量的比例在增加，而菊科的物种数量所占植物总数量的比例在减少。同样，兴安杨林缘（靠近草地）样地 F 中的禾本科植物比例，无论其物种数还是数量，均比兴安杨林中心样地 A 的多。兴安杨林缘（靠近华北落叶松林）样地 B 和华北落叶松林缘（靠近兴安杨林）样地 C 植物的分布科、属、种基本相似。

兴安杨人工林样地无论是林缘样地还是中心样地均比华北落叶松人工林样地的物种少得多。这可能是由于华北落叶松林下落叶耐分解，起到了保水作用，其土壤含水量高于兴安杨林的缘故。其保水作用已通过 3 年的土壤含水量试验得到了证实，华北落叶松人工林样地土壤含水量是兴安杨人工林样地的 1.58~1.97 倍之间（见表 26）。

表 26 兴安杨和华北落叶松样地的土壤含水量对比

Tab.26 The soil moisture contrast of *Larix gmelinii* and *Populus hsinganica*

土壤含水量 (%)	2004 年 9 月 11 日	2005 年 5 月 18 日	2005 年 7 月 28 日	2005 年 9 月 10 日	2006 年 5 月 15 日	2006 年 7 月 20 日	2006 年 9 月 26 日
华北落叶松	14.39	21.61	23.89	15.36	8.90	10.97	12.34
兴 安 杨	8.56	13.67	13.09	9.25	4.90	5.57	6.85

7.2.2 多样性指数间相关分析

从研究植物群落出发，物种多样性是一个很重要的概念，它不仅反映了群落组成中物种的丰富程度，也反映了不同自然地理条件与群落的相互关系以及群落的稳定性与动态变化，是群落组织结构的重要特征<sup>[9]</sup>。反映群落物种多样性水平的指数有多样性指数、丰富度指数、均匀度指数和优势度指数。下面通过相关性分析进一步了解这些多样性指数之间的关系。

表 27 11 个多样性指数的相关分析

Tab.27 The correlation analysis between 11 diversity indexes

	<i>D</i>	<i>H</i>	<i>N<sub>1</sub></i>	<i>N<sub>2</sub></i>	<i>J<sub>d</sub></i>	<i>J<sub>h</sub></i>	<i>F</i>	<i>G</i>	<i>d<sub>1</sub></i>	<i>d<sub>2</sub></i>	<i>C</i>
<i>D</i>	1.000										
<i>H</i>	0.961**	1.000									
<i>N<sub>1</sub></i>	0.877**	0.966**	1.000								
<i>N<sub>2</sub></i>	0.878**	0.930**	0.969**	1.000							
<i>J<sub>d</sub></i>	0.980**	0.896**	0.793**	0.820**	1.000						
<i>J<sub>h</sub></i>	0.908**	0.806**	0.700**	0.751**	0.965**	1.000					
<i>F</i>	0.823**	0.683**	0.616**	0.748**	0.887**	0.881**	1.000				
<i>G</i>	0.724**	0.591**	0.550**	0.709**	0.801**	0.832**	0.971**	1.000			
<i>d<sub>1</sub></i>	0.595**	0.767**	0.813**	0.674**	0.350*	0.302	0.145	0.058	1.000		
<i>d<sub>2</sub></i>	0.363*	0.446**	0.437**	0.352*	0.314	0.332*	0.088	0.056	0.638**	1.000	
<i>C</i>	-1.000**	-0.961**	-0.877**	-0.878**	-0.980**	-0.908**	-0.823**	-0.724**	-0.595**	-0.363*	1.000

注：其中，\*\*为极显著水平  $p<0.01$ ，\*为显著水平  $p<0.05$ 。

表 27 显示了 7 个样地 35 个草本样方的 11 个物种多样性指数之间的相关关系。结果表明，多样性指数 *D*、*H*、*N<sub>1</sub>* 和 *N<sub>2</sub>* 之间具有极显著水平的相关性，并且它们分别与均匀性指数 *J<sub>d</sub>*、*J<sub>h</sub>*、*F*、*G* 的相关性也极显著。这是由于均匀度可以定义为群落中不同物种多度的分布均匀程度。另外还可以看到优势度指数 *C* 与其它各指数均呈负相关关系。这是由于在优势度突出的群落中，优势种排挤其它种，从而使该群落物种多样性降低。在草原地区，占优势的物种抢占了更多的生存空间，其它非优势物种就很难再进入这一群落空间，这样就导致了优势度指数与多样性指数的负相关性。从表 27 中还可以看出，多样性指数与丰富度指数 *d<sub>1</sub>*、*d<sub>2</sub>* 和均匀度指数 *J<sub>d</sub>*、*J<sub>h</sub>*、*F*、*G* 均呈显著的

正相关，因为无论怎样定义多样性指数，都是把物种丰富度和均匀度结合起来的一个单一的统计量<sup>[99, 100]</sup>，都是以不同的方式表达物种丰富度与均匀度的结合，故三者之间的关系很密切。丰富度指数反映的是物种与个体数之间的关系，描述种群种类分布丰富的程度。此外，丰富度指数与均匀度指数之间的相关性不是极显著，这是由于群落的物种均匀性与物种数关系不大造成的<sup>[101, 102]</sup>。

7.2.3 多样性指数主成分分析（PCA）

如此众多的多样性指数，一一进行分析很不方便。为了查找这些指标中信息负荷量较大并可以基本包含全部信息的几个代表性指标，我们利用 SPSS11.0 统计软件对所测土样的各种理化性质指标值进行主成分分析（PCA），从而获得这些性状的特征值、累计贡献率、因子负荷量（表 28 和表 29）。

表 28 物种多样性指数相关矩阵的特征值、贡献率和累计贡献率

Tab.28 Eigenvalue, contribute rate and accumulative contribute rate of diversity indexes correlation matrix			
主成分	特征值	贡献率（%）	累计贡献率（%）
1	8.195	74.502	74.502
2	1.786	16.235	90.737
3	0.611	5.556	96.293
4	0.297	2.700	98.992
5	0.078	0.705	99.697
6	0.023	0.212	99.909
7	0.008	0.074	99.983
8	0.002	0.016	99.999
9	0.000	0.001	100.000
10	2.67E-005	0.000	100.000
11	- 5.63E-016	- 5.12E-015	100.000

表 29 物种多样性指数的主成分分析  
Tab.29 The main component analysis of diversity indexes

	成分											总负 荷量
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
D	0.983	-0.017	-0.025	-0.167	-0.050	-0.032	-0.022	-0.001	-0.001	-0.002	0.000	0.723
H	0.963	0.212	-0.130	-0.085	0.033	-0.007	-0.040	-0.002	0.005	0.003	0.000	<u>0.743</u>
N <sub>1</sub>	0.916	0.290	-0.231	0.115	0.093	-0.002	0.028	-0.030	0.000	-0.001	0.000	0.720
N <sub>2</sub>	0.935	0.097	-0.207	0.251	0.090	-0.048	-0.003	0.024	-0.003	0.000	0.000	0.708
J <sub>d</sub>	0.964	-0.172	0.076	-0.183	-0.026	0.012	0.025	-0.003	-0.006	0.003	0.000	<u>0.689</u>
J <sub>h</sub>	0.910	-0.267	0.231	-0.144	0.149	0.063	0.021	0.012	0.003	-0.001	0.000	0.645
F	0.844	-0.500	0.071	0.121	-0.116	-0.051	0.043	0.002	0.004	0.000	0.000	0.554
G	0.774	-0.555	0.100	0.272	-0.049	0.073	-0.038	-0.008	-0.001	0.000	0.000	0.499
d <sub>1</sub>	0.615	0.755	-0.168	0.025	-0.127	0.077	0.019	0.011	0.001	0.000	0.000	<u>0.571</u>
d <sub>2</sub>	0.415	0.646	0.628	0.119	0.002	-0.030	-0.006	-0.004	0.000	0.000	0.000	0.452
C	-0.983	0.017	0.025	0.167	0.050	0.032	0.022	0.001	0.001	0.002	0.000	<u>-0.723</u>

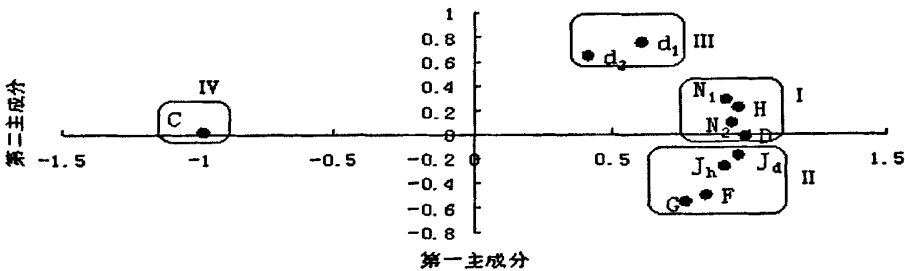


图 9 11 个多样性指数 PCA 排序分布  
Fig.9 The PCA ordination diagram of 11 diversity indexes

以11种物种多样性指数在7个样地中的分布为数据源进行主成分分析(表28和表29)，第一主成分和第二主成分的贡献率分别为74.50%和16.24%，两者的累计贡献率达90.74%，所以前两个主成分基本可以代替原始因子的全部信息<sup>[100]</sup>，基本反映了11个多样性指数变量的信息。由图9可以看出，第一轴主要反映了物种优势度指数、均匀度指数和多样性指数的变化，第二轴主要反映了丰富度指数的变化。从其11种多样性指数的分布情况看，基本上可分为4个类型：I 多样性指数D、H、N<sub>1</sub>和N<sub>2</sub>；II 均匀度指数J<sub>d</sub>、J<sub>h</sub>、F和G；III 丰富度指数d<sub>1</sub>和d<sub>2</sub>；IV 优势度指数C，这也与各类指数分类相符。

图 9 反映出相关方向一致及相关系数大的因子聚集在一起，而其中优势度指数 C 与其他指数呈反方向，这是由于优势度指数与其他指数均呈负相关(表 27)。另外，在多样性指数中，多样性

指数  $H$  的信息总负荷量最大, 而且它和其他多样性指数均呈极显著的正相关。同样, 在均匀度指数中, 均匀度指数  $J_d$  的信息负荷量最大, 而且它和其他均匀度指数均呈极显著的正相关; 在丰富度指数中, 丰富度指数  $d_1$  的信息负荷量最大, 而且它和另一丰富度指数也呈极显著的正相关(表 27)。所以, 在人工造林对林下植被的  $\alpha$  多样性分析中, 我们只选多样性指数  $H$  (Shannon—Wiener 多样性指数)、均匀度指数  $J_d$  (Pielou 均匀度指数)、丰富度指数  $d_1$  (Margalef 丰富度指数) 和优势度指数  $C$  (Simpson 优势度指数), 就可以基本代表上面的 11 个多样性指数。

7.2.4 人工造林对林下植被  $\alpha$  多样性的影响

物种多样性是群落生态组织水平独特的可测定的特征之一<sup>[106]</sup>, 是度量一个群落结构和功能复杂性的指标, 对物种多样性的研究可以更好地认识群落的组成、变化和发展<sup>[106]</sup>。物种多样性具有两种含义, 其一是种的数目或丰富度(species richness), 指一个群落或生境中物种数目的多寡; 其二是种的均匀度(species evenness 或 equitability), 指一个群落或生境中全部物种个体数目的分配状况, 它反映的是各物种个体数目分配的均匀度。多样性指数正是反映丰富度的综合指标<sup>[106]</sup>。一般来说, 将反映群落中物种丰富度和个体在各物种中分布均匀程度的指标称为  $\alpha$  多样性<sup>[107]</sup>。

整个研究区域 7 个样地内, 草本植物群落在不同样地的  $\alpha$  多样性变化情况见图 10。不同类型的样地具有不同的物种多样性指数。在 7 个不同类型的样地中, Shannon—Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数和 Margalef 丰富度指数的变化趋势基本一致, 即草地>林缘>林中心(除 D 样地外)。但 Simpson 优势度指数与其它各指数变化趋势正好相反, 林中心>林缘>草地(图 10)。这与上文分析的优势度指数与其它各指数负相关的原因是一致的(表 27)。

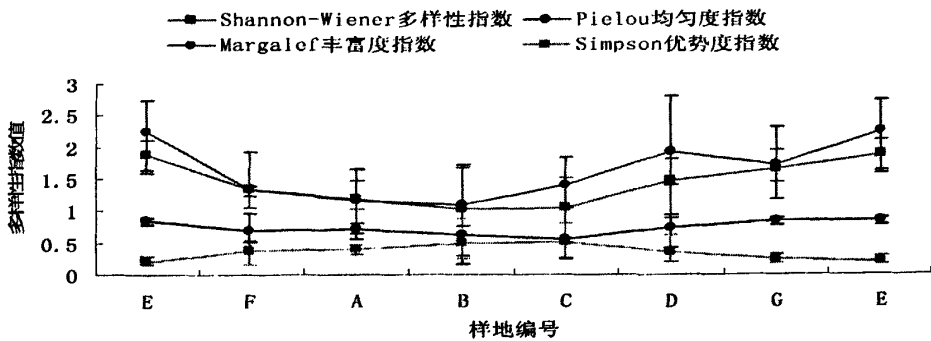


图 10 7 个样地不同多样性指数分析

Fig.10 The different diversity indexes analysis of 7 plots

为了判别 7 个样地不同样方差异的显著性，通过方差分析可以得到表 30。

表 30 4 个多样性指数的方差分析表

Tab.30 The variance analysis of 4 diversity indexes

	变量	平方和	自由度	均方	F	Sig.
修正的模型	H	3.271	10	0.327	2.414	0.037
	J <sub>d</sub>	0.439	10	0.044	1.163	0.361
	d <sub>1</sub>	5.763	10	0.576	3.247	0.009
	C	0.479	10	0.048	1.704	0.138
截距	H	66.004	1	66.004	487.099	0.000
	J <sub>d</sub>	18.016	1	18.016	477.169	0.000
	d <sub>1</sub>	84.323	1	84.323	475.154	0.000
	C	4.864	1	4.864	173.092	0.000
样地	H	2.996	6	0.499	3.684	0.010
	J <sub>d</sub>	0.344	6	0.057	1.518	0.215
	d <sub>1</sub>	5.272	6	0.879	4.951	0.002
	C	0.401	6	0.067	2.379	0.060
样方	H	0.276	4	0.069	0.508	0.730
	J <sub>d</sub>	0.095	4	0.024	0.632	0.645
	d <sub>1</sub>	0.491	4	0.123	0.692	0.605
	C	0.078	4	0.019	0.690	0.606
误差	H	3.252	24	0.136		
	J <sub>d</sub>	0.906	24	0.038		
	d <sub>1</sub>	4.259	24	0.177		
	C	0.674	24	0.028		

由表 30 方差分析可以得到，只有 Shannon-Wiener 多样性指数 H 和 Margalef 丰富度指数 d<sub>1</sub> 的差异性是显著的，Pielou 均匀度指数 J<sub>d</sub> 和 Simpson 优势度指数 C 在不同样地的差异性是不显著的，还有各指数在样方间差异也是不显著的。所以只对不同样地 Shannon-Wiener 多样性指数 H 和 Margalef 丰富度指数 d<sub>1</sub> 进行多重比较（见表 31）。

表 31 7 个样地多样性指数 H 和丰富度指数 d<sub>1</sub> 的多重比较

Tab.31 The diversity index H and abundance index d<sub>1</sub> multi- analysis of 7 plots

		A	B	C	D	E	F	G
多样性指数 H (Shannon-Wiener 多样性指数)	A	0						
	B	0.150	0					
	C	0.136	-0.014	0				
	D	-0.301	-0.451	-0.437	0			
	E	-0.692*	-0.842*	-0.828*	-0.390	0		
	F	-0.156	-0.306	-0.292	0.146	0.536*	0	
	G	-0.465	-0.616*	-0.601*	-0.164	0.226	-0.310	0
丰富度指数 d <sub>1</sub> (Margalef 丰富度指数)	A	0						
	B	0.055	0					
	C	-0.245	-0.300	0				
	D	-0.763*	-0.818*	-0.518	0			
	E	-1.079*	-1.134*	-0.833*	-0.315	0		
	F	-0.186	-0.241	0.059	0.578*	0.893*	0	
	G	-0.558*	-0.613*	-0.313	0.205	0.521	-0.372	0

多样性指数是物种水平上群落多样性和异质性程度的度量，综合反映群落物种丰富度和均匀度的总和。Shannon-Wiener 多样性指数的变化趋势是，对照草地 E>华北落叶松林缘（靠近草地）G 样地>华北落叶松林中心 D 样地>兴安杨林缘（靠近草地）F>兴安杨林中心 A 样地>华北落

叶松林缘（靠近兴安杨林）C 样地>兴安杨林缘（靠近华北落叶松林）B 样地，但由多重比较表 31 可以看出，对照草地 E 的 Shannon-Wiener 多样性指数除华北落叶松林缘（靠近草地）G 样地和华北落叶松林中心 D 样地外，均显著高于其它各样地；华北落叶松林缘（靠近草地）G 样地显著高于华北落叶松林缘（靠近兴安杨林）C 样地和兴安杨林缘（靠近华北落叶松林）B 样地。

Margalef 丰富度指数的变化趋势是对照草地 E>华北落叶松林中心 D 样地>华北落叶松林缘（靠近草地）G 样地>华北落叶松林缘（靠近兴安杨林）C 样地>兴安杨林缘（靠近草地）F>兴安杨林中心 A 样地>兴安杨林缘（靠近华北落叶松林）B 样地，但由多重比较表 31 可以看出，对照草地 E 的 Margalef 丰富度指数除华北落叶松林缘（靠近草地）G 样地和华北落叶松林中心 D 样地外，均显著高于其它各样地；华北落叶松 G 和 D 样地显著高于兴安杨 A 和 B 样地；华北落叶松林中心 D 样地也显著高于兴安杨林缘（靠近草地）F 样地。

从上面的 Shannon-Wiener 多样性指数和 Margalef 丰富度指数分析可以看出，对照草地 E、华北落叶松林中心 D 样地和华北落叶松林缘（靠近草地）G 样地不论何种多样性指数，都明显大于兴安杨林中心 A 样地、华北落叶松林缘（靠近兴安杨林）C 样地、兴安杨林缘（靠近华北落叶松林）B 样地和兴安杨林缘（靠近草地）F，就是说，虽然兴安杨林下植被物种多样性有明显的下降，但是华北落叶松林下植被物种多样性没有明显减少。表明在草原区隐域性地带营造人工林不一定会造成物种多样性的显著减少，营造人工林对物种多样性的影响与所造林种有关；人工林营造在合适的条件下，也可以提高生物的多样性，并且还是一些独特种的基因库<sup>[100, 101]</sup>。因此，营造人工林必须调整林分结构，合理经营，使其实现可持续发展。

由于 Pielou 均匀度指数独立于物种丰富度，所以在物种数目一定的情况下，只与个体数目或生物量等指标在各个物种中分布的均匀程度有关。该草地人工林已建植 26 年，其群落已基本稳定，所以 7 个样地的 Pielou 均匀度指数差异不显著。另外还可以看到 Simpson 优势度指数 C 在 7 个样地的差异不显著，即草地人工林建植 26 年，群落已经趋于稳定，群落内物种之间的竞争趋于平缓。

### 7.2.5 人工造林对林下植被 $\beta$ 多样性的影响

$\alpha$  多样性表明了群落间或各种演替类型间物种丰富度、均匀度和多样性的差异，而  $\beta$  多样性可以从另一侧面表明群落间或各种演替类型间物种的变化速率。从某种意义上讲， $\beta$  多样性的研究更能反映某一人为扰动因素及其强度对群落多样性的干扰程度和生境的变异程度<sup>[102]</sup>。 $\beta$  多样性越高其多样性的变化速率越大，群落间或演替类型间物种变化越大。这在生物多样性研究中是非常重要的，有助于认识物种多样性沿环境梯度的变化格局，以及预测未来的演变趋势。为了研究人工造林对林下植被  $\beta$  多样性的影响，针对研究区域内 7 个不同的样地进行了数据分析（见图 11）。



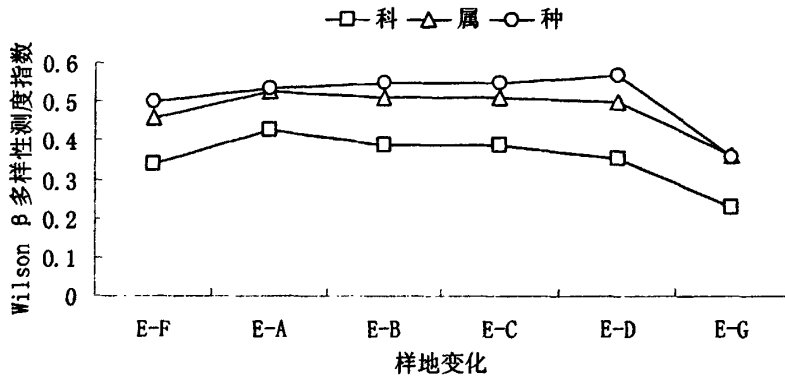


图 11 不同人工林样地草本植物科、属、种的  $\beta$  多样性

Fig.11 The family, genus and species  $\beta$ -diversity indexes of different plantation herbage species

图11反映了在不同类型人工林影响下，草本植物科、属、种多样性的变化速率。从植物科、属、种  $\beta$  多样性指数的测度结果看，其变化规律基本是一致的，即人工林中心A、B、C、D样地的多样性变化速率最大，人工林林缘样地F、G的  $\beta$  多样性较低，说明人工林中心的草本物种变化比林缘的变化大。从植物科、属、种  $\beta$  多样性指数的比较上看，种的变化最大，而科的变化最小，属的变化居中，说明在人类活动影响下，草地植物多样性的变化以种级分类群为主，其次是属级分类群，而科级分类群的变化相对较小。

### 7.2.6 林下植被的生物量变化

作为森林生态系统研究中重要内容之一的林下植被生物量，是研究森林物质生产和群落养分动态的基础，也是研究森林生态系统生产力和元素循环的基础，对研究森林生态系统的结构和功能具有重要作用。

由图 12 和表 32 可以看到，生物量不论鲜重和干重，其趋势基本一致，华北落叶松林缘 G 样地的生物量显著高于对照草地 E，华北落叶松林中心 D 和兴安杨林缘样地 F 生物量和对照草地 E 不论鲜重还是干重差异均不太显著，而其它三个样地都显著低于对照草地 E。所以，人工林的建植不一定会引起林下草本植被生物量的减少，这与建植人工林的种类、密度和当地的自然条件有关。

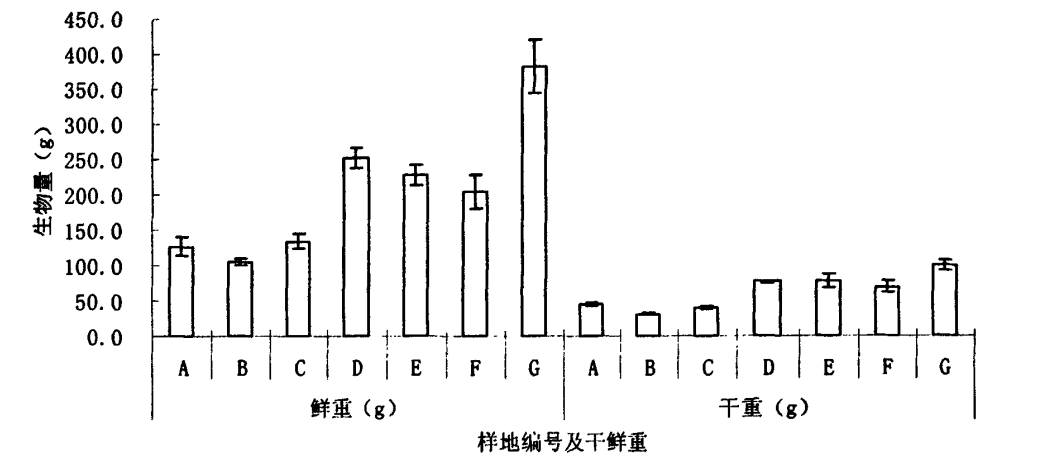


图 12 不同人工林样地草本植物生物量  
Fig.12 The biomass of different plantation herbage species

表 32 不同人工林样地草本植物生物量及方差分析

Tab.32 The biomass of different plantation herbage species and variance analysis							
样地编号	A	B	C	D	E	F	G
鲜重 (g)	127.3 <sup>d</sup>	105.3 <sup>d</sup>	133.5 <sup>d</sup>	252.7 <sup>b</sup>	229.3 <sup>bc</sup>	204.9 <sup>c</sup>	383.1 <sup>a</sup>
干重 (g)	44.8 <sup>d</sup>	31.9 <sup>d</sup>	40.0 <sup>d</sup>	78.1 <sup>b</sup>	78.0 <sup>bc</sup>	69.7 <sup>c</sup>	100.9 <sup>a</sup>

7.3 小结

- (1) 7个样地35个样方调查到植物51种，分属22个科、43个属。其中，菊科和豆科的物种最多，均为9种，各占17.6%；禾木科(*Gramineae*)8种，占15.7%。
- (2) 7个样地的植被科、属、种分布趋势基本一致。
- (3) 多样性指数D、H、N<sub>1</sub>和N<sub>2</sub>之间具有极显著水平的相关性，并且它们分别与均匀度指数J<sub>d</sub>、J<sub>h</sub>、F、G的相关性也极显著。
- (4) 在多样性指数中，多样性指数H的信息总负荷量最大，而且它和其他多样性指数均呈极显著的正相关。同样，在均匀度指数中，均匀度指数J<sub>d</sub>的信息负荷量最大，而且它和其他均匀度指数均呈极显著的正相关；在丰富度指数中，丰富度指数d<sub>1</sub>的信息负荷量最大，而且它和另一丰富度指数也呈极显著的正相关。
- (5) 在7个不同类型的样地中，Shannon—Wiener多样性指数、Pielou均匀度指数和Margalef丰富度指数的变化趋势基本一致，即草地>林缘>林中心（除D样地）。但Simpson优势度指数与其他各指数变化趋势正好相反，林中心>林缘>草地（除D样地）。

(6)在草原区的隐域性地带营造人工林不一定会造成物种多样性和草本植被生物量的显著减少,营造人工林对物种多样性的影响与所造林种有关,华北落叶松对物种多样性的影响显著小于兴安杨,与草地的物种多样性差异较小。

(7)从植物科、属、种  $\beta$  多样性指数的测度结果看,其变化规律基本是一致的,即人工林地中心A、B、C、D样地多样性变化速率最大,人工林林缘样地F、G的  $\beta$  多样性较低,说明人工林地中心的物种变化比林缘的物种变化大。

## 第八章 主要结论

1、通过对多伦县种子植物植物区系的调查及查阅资料,初步明确了该县的植物分布类型及其特征。该县共有野生种子植物75科、245属和465种,分别占内蒙古全区野生种子植物的64.1%、37.5%和21.1%。研究表明,该县种子植物种类具有相对丰富的特点;种子植物区系以温带分布区类型占绝对优势,反映出该地区种子植物的分布与其气候带相适宜的结果;地理成分混杂且具有过渡性,特有性程度较低,具有一定数量的古老成分。

2、对多伦县退化草场的植物群落进行了排序轴分类,效果较好。分类得到8种群落类型,即: I 芨芨草(*Achnatherum splendens*) + 星星草 (*Puccinellia tenuiflora*)群落; II 冷蒿(*Artemisia frigida*) + 冰草(*Agropyron cristatum*)群落; III 冰草(*Agropyron cristatum*) + 糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)群落, IV 大针茅(*Stipa grandis*) + 冷蒿 (*Artemisia frigida*)群落, V 苔草(*Carix spp.*) + 狼毒(*Stellera chamaejasme*)群落, VI 黄柳(*Salix gordejewii*) + 差把嘎蒿(*Artemisia halodendron*)群落, VII 虎榛子(*Ostryopsis davidiana*) + 耧斗叶绣线菊(*Spiraea aquilegifolia*)群落, VIII 人工林下的杂类草群落。这8种群落及其所占的面积比例能较好地代表该区的群落类型,第I、II、III、IV、V类和第VIII类6类草本群落分布于平缓开阔的丘间低地,生境特点是干湿度适中;第VI类灌丛群落分布在阳坡上坡处,生境特点是暖干;第VII类灌丛群落多分布在阴坡中坡地段,生境特点是荫凉。证明植被分布与环境因子之间具有密切的联系。

3、通过对项目区和对照区内20个样方的统计,项目区样地内的植物种类组成与对照样地有显著差异。根据种 - 面积的关系分析,得出该样地中样方面积以10m<sup>2</sup>调查较好。项目区中的冰草、扁蓿豆、隐子草等植物的重要值明显大于对照样地,这些典型草原植被的恢复说明该区在实施项目后草场有所恢复;项目区中的虫实、沙蓬、沙葱和沙鞭等植物的重要值明显小于对照样地,这些典型荒漠化草原植被的增加说明该区草场仍在退化。

4、封育可使退化草场迅速得到恢复。对处于半干旱地区的典型草原,封育当年植被盖度、高度、牧草产量就比未封育区分别提高37.5%、1.5倍和1.6倍。但是随着封育期的延长植被盖度、草层高度、牧草产量与未封育区相比,增加趋势开始下降。这说明,在多伦县地区草地封育在短期内即可取得很好效果,这对于草地生产力的恢复和改善环境、防止草地沙化是十分有利的;从生态效益和经济效益综合考虑,在多伦县这种半干旱区,退化草场应以5年封育期为好,这样既可防止草场退化,又可提高草场的利用价值,达到可持续发展的目的。

5、对人工造林的7个样地分析得出,7个样地的植被科、属、种分布趋势基本一致;在7个不同类型的样地中,Shannon—Wiener多样性指数、Pielou均匀度指数和Margalef丰富度指数的变化趋势基本一致,即草地 > 林缘 > 林地中心 (除D样地);但Simpson优势度指数与其他各指数变化趋势正好相反,林地中心 > 林缘 > 草地 (除D样地)。在草原区的隐域性地带营造人工林不一定会造成物种多样性和草本植被生物量的显著减少,草原区营造人工林对物种多样性的影响与所造的林种有关,华北落叶松对物种多样性的影响显著小于兴安杨,与草地的物种多样性差异较小。从植

物科、属、种  $\beta$  多样性指数的测度结果看,其变化规律基本是一致的,即人工林地中心A、B、C、D样地多样性变化速率最大,人工林林缘样地F、G的  $\beta$  多样性较低,说明人工林地中心的草本物种变化比林缘地的草本物种变化大。

## 参 考 文 献

1. 马克平. 试论生物多样性的概念[J]. 生物多样性, 1993, 1(1):20-23.
2. 减润国, 刘静艳, 董大方编. 林隙动态与森林生物多样性[M]. 北京: 中国林业出版, 1998, 6-28.
3. 陈灵芝, 马克平主编. 生物多样性科学: 原理与实践. 上海: 上海科学技术出版. 2001.
4. 王庆锁, 罗菊春. 河北北部、内蒙古东部森林—草原交错区生物多样性研究[J]. 植物生态学报, 2000, 24(2): 141-146.
5. McNeely J.A. 1988: Economics and biological diversity, IUCN, Switzerland.
6. W R I, 马克平译. 1992, 全球生物多样性战略. 北京: 中国标准出版社, 1993, 6-15.
7. 陈灵芝, 王献溥等. 中国的生物多样性现状及其保护对策. 北京: 中国科学出版社, 1993.
8. 蒋志刚. 物种濒危等级划分与物种保护[J]. 生物学通报, 2000, 35(9):1-5.
9. 刘世荣, 蒋有绪, 史作民等. 中国暖温带生物多样性研究[M]. 北京: 中国科学技术出版社, 1998.
10. W R I, 马克平译. 1992, 全球生物多样性战略. 北京: 中国标准出版社, 1993.
11. 《中国生物多样性国情研究报告》编写组. 中国生物多样性国情研究报告. 北京: 中国环境科学出版社, 1998.
12. 马克平. 生物多样性研究的原理与方法[M]. 北京: 中国科学技术出版社, 1994.
13. 赵士洞, 郝占庆. 从“DIVERSITAS 计划新方案”看生物多样性研究的发展趋势[J]. 生物多样性, 1996, 4(3):125-129.
14. Myers N. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853-858.
15. DIVERSITAS. 1996. DIVERSITAS: An International Programme of Biodiversity Science. Operational Plan. DIVERSITAS. Paris.
16. Myers N. 1990. The biodiversity challenge: expanded hot-spot analysis. *Environmentalist*, 10: 243-256.
17. Kithing R. 2000. Biodiversity, hotspots and defiance. *Trend in ecology and Evolution*, 15:484-485.
18. Smith A T, Boitani L, Bibby C, Brackett D, Corsi F., et al. 2000. Database tailored for biodiversity conservation. *Science*, 290:2073-2074.
19. 蒋志刚. 物种濒危等级划分与物种保护[J]. 生物学通报, 2000, 35(9):1-5.
20. 周道玮, 钟秀丽. 干扰生态理论的基本概念和扰动生态学理论框架[J]. 东北师大学报自然科学版, 1996(1), 90-95.
21. Pickett S T A, P S White. The ecology of natural disturbance and patch dynamics[M]. Orlando: Academic Press INC, 1985.
22. Grime JP. Plant Strategies and Vegetations Processes. Wiley Chichester, 15 Huston MA. *Naturalist*, 1979. General hypothesis of biodiversity. *American* 1979. 113:81-101.
23. Bazzaz ,F A. Characteristics of populations in relation to disturbance in nature and

- man-modified ecosystems[J]. In Bormann FH, GE liken. Patten and process in a forested ecosystem. New York: Springer Verlag, 1983.259-275.
24. 姜凤歧, 曹成有, 曾德慧. 科尔沁沙地生态退化与恢复[M]. 北京: 中国林业出版社, 2002.
25. Magurran, Ecological Diversity and Its Measurement, New Jersey :Price ton University Press, 1988.
26. Connell JH. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science[J].1978.19:1302 - 1310.
27. 陈利顶, 傅伯杰. 干扰的类型、特征及其生态学意义[J]. 生态学报, 2000, 20(4), 581-586.
28. 李新荣, 张景光, 刘立超等. 我国沙漠地区人工植被与环境演变过程中植物多样性的研究[J]. 植物生态学报, 2000.24(3) 257-261.
29. 刘世荣, 蒋有绪等. 中国暖温带生物多样性研究[M].北京:中国科学技术出版社, 1998.
30. 赵晓英, 陈怀顺, 孙成权编. 恢复生态学—生态恢复的原理与方法[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2001.
31. 赵晓英, 孙成权. 恢复生态学及其发展[J].地球科学进展, 1998.13(5), 474-480.
32. 赵桂久, 刘燕华, 赵名茶等. 生态环境综合整治和恢复技术研究(第一集)[M]. 北京:北京科学技术出版社, 1993.
33. 吴新宏主编. 沙地植被快速恢复[M].呼和浩特:内蒙古大学出版社, 2003.
34. 赵桂久, 刘燕华, 赵名茶等主编. 生态环境综合整治和恢复技术研究(第二集)[M]. 北京:北京科学技术出版社, 1995.
35. 陈灵芝, 陈伟烈等. 中国退化生态系统研究[M]. 北京:中国科学技术出版社, 1995.
36. 彭少麟. 中国南亚热带退化生态系统的恢复与重建[M]. 见:陈灵芝, 陈伟烈主编. 中国退化生态系统研究. 北京: 中国科学技术出版社, 1995, 94-113.
37. 黄建辉, 马克平. 物种多样性在生态系统中的功能[J]. 见:陈灵芝, 马克平主编. 生物多样性科学:原理与实践. 上海:上海科学技术出版社, 2001,34-65.
38. 余作岳. 广东热带沿海侵蚀地的植被恢复生态学研究[J]. 植被生态学研究编辑委员会编辑, 植被生态学研究. 北京:科学出版社. 1994,124-180.
39. 余作岳, 彭少麟. 热带亚热带退化生态系统植被恢复生态学研究[M]. 广州:广东科学技术出版社, 1996, 1-35.
40. Allen basis E B, for Covington W W, Falk D A. Developing the conceptual restoration ecology[J].Restoration Ecology.1997, 5(4):275-276.
41. Aronson James, Li Junqing, Edouard Le Flouch etc.2001.Combining biodiversity conservation, management and ecological restoration: a new challenge for the arid and semiarid regions of china[J].见: 金鉴明主编. 中国生物多样性保护与利用高新科学技术国际研讨会论文集 [M].北京:中国科学技术出版社, 279-301.
42. 彭少麟. 中国环境与国际合作委员会生物多样性工作组, 2001.
43. 蒋高明. 沙尘暴的起因与对策——兼论自然力在退化沙地与草地生态系统中的作用[M]. 见:金鉴明主编. 第二届生物多样性保护与利用高新科学技术国际研讨会论文集. 北京:北京科学技术出版社, 2002.
44. 王炜, 刘钟龄, 姚敦元等. 内蒙古草原退化群落恢复演替的研究——恢复演替时间进程的

- 分析[J].植物生态学报, 1996,20(5):460-471.
45. 邱国玉, 石庆辉. 沙坡头人工固沙区沙地水分动态和植被演替[M]. 见: 中国科学院 1991-1992 沙坡头沙漠实验研究站年报. 兰州: 甘肃科学技术出版社, 1993.
46. 孙洪祥. 干旱区造林[J]. 北京: 中国林业出版社, 1991,97-120.
47. 王辉等. 生态经济型防沙治沙体系优化配置技术规程研究[J]. 中国沙漠, 1996,16-23.
48. 许世勋. 浑善达克沙地生态治理与沙地生态畜牧业建立[J]. 干旱区资源与环境, 1990, (4): 452-55.
49. 杨洪晓. 植被恢复重建对高寒沙区植物物种多样性的影响—以青海省共和盆地流动沙地治理为例[D]. 硕士学位论文, 2003.
50. 胡小龙, 郭建英, 蓝登明, 余伟莅, 王利兵. 浑善达克沙地东南部退化草场围封及其效果[J]. 内蒙古农业大学学报, 2007, 28 (1): 63-65.
51. 余伟莅, 郭建英, 胡小龙, 王利兵. 浑善达克沙地东南部退化草场植物群落 DCCA 排序与环境解释[J]. 植物学通报, 2007 (已收录).
52. 王利兵, 李钢铁, 胡小龙, 余伟莅, 姜丽娜, 刑利军, 严喜斌. 两种不同人工林树木个体生长规律的研究[J]. 内蒙古农业大学学报, 2007, 28 (1): 46-50.
53. 多伦县统计局, 《2004 年多伦县国民经济和社会发展统计》[R]. 2005.
54. 马毓泉主编. 《内蒙古植物志》(第二版), 呼和浩特: 内蒙古人民出版社[M], 1989-1995, 第 1、2、3、4、5 卷.
55. 张存厚. 浑善达克沙地种子植物区系研究[D]. 硕士学位论文, 2004.
56. 沈显生, 张小平. 安徽省种子植物多样性的研究. 植物研究[J], 1997, 17(4):414-420.
57. 宗元, 马毓泉等. 阿拉善—鄂尔多斯生物多样性中心的特有植物和植物区系的性质[J]. 干旱区资源与环境[J], 1999, 13(2):1-16.
58. 王荷生主编. 《华北植物区系地理》. 北京: 科学出版社[M], 1997.
59. 吴征镒. 中国种子植物属的分布区类型. 云南植物研究[J], 1991, 增刊:1-178.
60. 中国科学院《中国自然地理》编辑委员会. 《中国自然地理》(植物地理)(上册). 北京: 科学出版社[M], 1983.
61. 吴征镒主编. 《中国植被》. 北京: 科学出版社[M], 1980.
62. 王荷生主编. 《华北植物区系地理》. 北京: 科学出版社[M], 1997.
63. 潘晓玲, 党荣理等编著. 《西北干旱荒漠区植物区系地理与资源利用》. 北京: 科学出版社[M], 2001.
64. 中国科学院内蒙古宁夏综合考察队. 《内蒙古植被》. 北京: 科学出版社[M], 1985.
65. 李森, 孙武等. 沙地全新世沉积特征与环境演变. 中国沙漠[J], 1995, 15(4):323-341.
66. 宝音陶格涛, 刘丹. 多伦县蔡木山自然保护区植物区系组成特征. 内蒙古大学学报[J](自然科学版), 2001, 32(5):575-579.
67. 辽宁老秃顶子国家级自然保护区管理处. 老秃顶子自然保护区植被调查. 辽宁林业科技[J], 1998, (5):37-48.
68. 任继周. 草业科学研究方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 1996.
69. Nanjing Institute of Soil Science, Chinese Academy of Science (1978). Analysis on



- Physical and Chemical property of Soil. ( Shanghai: Shanghai Science and Technology Press).pp.62-141.
70. 刘灿然, 马克平. 多样性排序: 方法与实例[J]. 植物生态学报 26(增刊), 2002, 63-67.
71. 马克平. 生物群落多样性测度的方法 // 中国科学院生物多样性委员会, 生物多样性研究的原理与方法[M]. 北京: 中国科学技术出版社, 1994.
72. 张金屯. 数量生态学方法 [M]. 北京: 科学出版社, 2004. 77-97.
73. Zhang J T and Oxley ERB. A comparison of three methods of multivariate analysis of upland grasslands in North Wales. *Journal of Vegetation Science*, 1994, 5: 71-76.
74. 邱扬, 张金屯. DCCA 排序轴分类及其在关帝山八水沟植物群落生态梯度分析中的应用[J]. 生态学报, 2003, 20(2): 199-206.
75. 张金屯, 米湘成, 张峰等. 山西高原植被与气候的关系分析及植被数量区划的研究[J]. 植物生态学报, 1996, 20(6): 549-560.
76. 王翠红, 张金屯. 汾河水库水源河着生硅藻群落的 DCCA 研究[J]. 中国环境科学, 2004, 24(1): 28-31.
77. 张金屯. 典范指示种分析一种新的外在分类方法[J]. 植物生态学报, 1994, 18(4): 379-384.
78. 张金屯. 排序轴分类法及其应用[J]. 生态学杂志, 1994, 13(3): 73-75.
79. Braak C J F Ter. (1991). CANOCO-A FORTRAN program for Canonical Community Ordination by [Partial][Detrended][Canonical] Correspondence Analysis, Principal Component Analysis and Redundancy Analysis (Version 2.1). Agricultural Mathematics Group, Box 100, 1700 AC, Wageningen, The Netherlands.
80. 张金屯. 排序轴分类法及其应用[J]. 生态学杂志, 1994, 13(3): 73-75.
81. 阳含熙, 卢泽愚. 植物生态学数量分类方法. 北京: 科学出版社, 1981, 75-92.
82. 杨洪晓, 卢琦, 吴波等. 青海共和盆地沙化土地生态修复效果的研究[J]. 中国水土保持科学 2006, 4 (2) : 7-12.
83. 马克平等. 北京东灵山地区植物群落多样性的研究[J]. 见: 钱迎倩. 甄仁得主编, 生物多样性研究进展. 北京: 中国科学技术出版社, 1995, 318-334.
84. 马克平等. 北京东灵山地区植物群落多样性的研究, II. 丰富度、均匀度和物种多样性指数 [J]. 生态学报. 1995, 15(3): 226-234.
85. 马克平等. 生物群落多样性的测度方法, II.  $\beta$  多样性的测度方法[J]. 生物多样性, 1995, 3(1): 38-43.
86. 马克平, 刘玉明. 生物多样性的测度方法 I.  $\alpha$  多样性的测度方法(下)[J]. 生物多样性, 1994, 2: 231-239.
87. 白永飞, 陈佐忠. 内蒙古锡林河流域羊草草原植物种群和功能群的长期变异性及其对群落稳定性的影响[J]. 植物生态学报. 2000. 24(6): 669-676.
88. 白永飞, 李凌浩, 王其兵, 张丽霞, 张焱, 陈佐忠. 内蒙古锡林河流域草原群落植物多样性和生产力沿水热梯度变化的样带研究[J]. 植物生态学报, 2000, 24(6): 641-647.
89. 白永飞, 许志信, 李德新. 2000. 内蒙古高原针茅草原群落  $\alpha$  多样性研究[J]. 生物多样性. 8(4): 351-358.

90. 白永飞, 许志信, 李德新. 内蒙古高原针茅草原群落 $\beta$ 多样性研究[J]. 应用生态学报, 2000, 11(3):408-412.
91. 马世威, 马玉明, 姚洪林等主编. 《沙漠学》[M]. 内蒙古: 内蒙古人民出版社, 1998.
92. 吴新宏主编. 沙地植被快速恢复[M]. 呼和浩特: 内蒙古大学出版社, 2003.
93. 刘钟龄, 王伟. 内蒙古草地退化现状及演替规律[A]. 陈敏. 改良退化草地与建立人工草地研究[C]. 呼和浩特: 内蒙古人民出版社, 1997, 1-19.
94. 赵哈林, 李胜功等. 不同放牧强度下沙质草地生产力变化及合理利用评价[J]. 中国沙漠, 1997, 17(1):109-114.
95. 赵哈林, 李胜功, 大黑俊哉等. 科尔沁沙地退化草场的封育效果评价[J]. 中国沙漠, 1998, 18(2):47-50.
96. 姚茂和, 盛炜彤, 熊有强. 杉木林林下植被及其生物量的研究[J]. 林业科学, 1991, 27(6):644-648.
97. Peet R K. The measurement of species diversity[J]. Annual Review of Ecology and Systematics, 1974, (5):285-307.
98. 戈峰. 现代生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2002, 251-254.
99. 钱迎倩, 马克平. 生物多样性研究的原理与方法[M]. 北京: 中国科学技术出版社, 1994. 141-165.
100. 晋瑜, 潘存德, 王梅等. 荒漠植物群落物种多样性及其测度指标比较[J]. 干旱区地理, 2005, 28(1):113-119.
101. 张林静, 岳明, 赵桂仿等. 新疆阜康地区植物群落物种多样性及其测度指标的比较[J]. 西北植物学报, 2002, 22(2):350-358.
102. 张文彤. SPSS11.0 统计分析教程(高级篇)[M]. 北京: 北京希望电子出版社, 2002:166-210.
103. 王君厚, 周士威, 任培政. 乌兰布和沙漠东北边缘植物群落物种多样性及其生态环境[J]. 中国沙漠, 1996, 3:21-23.
104. 杨元武, 李希来, 祁盛仓. 江源地地区不同荒漠化物种多样性研究[J]. 青海大学学报, 2005, 23(3):42-45.
105. 孙儒泳, 李庆芬, 牛翠娟等基础生态学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2002, 143-144.
106. 侯瑞萍, 张维军, 张克斌, 乔峰, 李瑞, 杨俊杰. 不同荒漠化治理措施对植物多样性及其土地肥力变化的影响[J]. 干旱区资源与环境, 2005, 19(4):26-28.
107. 郑燕明. 青钩栲天然林和人工林林分结构与地力差异的研究[J]. 福建林学院学报, 1996. 16(3):215-218.
108. 汪永华, 陈北光, 苏志尧. 物种多样性研究进展[J]. 生态科学, 2000, 19(3):50-54.
109. 肖文发, 程瑞梅, 李建文等. 三峡库区杉木林群落多样性研究[J]. 生态学杂志, 2001, 20(1):1-4.
110. 郝占庆, 赵士洞, 陶大立等. 长白山北坡椴树红松林高等植物物种多样性[J]. 生态学杂志, 1993, 12(6):1-5.
111. 常学礼, 邬建国. 科尔沁沙漠化过程中的物种多样性[J]. 应用生态学报, 1997, 8(2):151-156.
112. Verma, R.K., Kapoor, K.S., Rawat, R.S. etc. Analysis of plant diversity in degraded and plantation

- forests in Kuniyar Forest Division of Himachal Pradesh. Indian Journal of Forestry, 2005. 28 (1):11-16.
113. 杨承栋, 焦如珍. 杉木人工林根际土壤性质变化的研究[J]. 林业科学, 1999, 35(6):2-9.
114. 张鼎华. 人工林地力的衰退与维护[M]. 北京: 中国林业出版社, 2001.
115. 张彦东等. 落叶松根际土壤磷的有效性研究[J]. 应用生态学报, 2001, 12(1):31-34.
116. 刘世荣, 李春阳. 落叶松人工林养分循环过程与潜在地力衰退的研究[J]. 东北林业大学学报, 1993, 21(2):19-24.
117. 潘建平, 王华章. 落叶松人工林地力衰退研究现状与进展[J]. 东北林业大学, 1997, 25(2):59-63.
118. 杨利民, 周广胜, 王国宏, 王玉辉. 人类活动对榆树疏林土壤环境和植物多样性的影响[J]. 应用生态学报, 2003, 14(3):321-325.

## 致 谢

本文是在导师王宗礼研究员的悉心指导下完成的。我首先对导师致以诚挚的谢意！几年来，导师对我的学习给予了无微不至的关怀。我在学业上的每一点进步，都倾注了导师的心血；导师高尚的人格和严谨的治学态度鞭策我努力进取，将使我终身受益。

在研究生学习的几年中，得到了中国农业科学院研究生院和中国农业科学院草原研究所各位老师的关心和指导，感谢各位老师的培育和厚爱！

在论文的写作和完成过程中，外业部分是在内蒙古锡林郭勒盟多伦县完成的，此期间得到了多伦县林业局高振岗局长、俞海生副局长、孟令栋站长、张连根等同志的热心帮助和大力支持。其中，研究区域内植被工程实施技术情况、草场封育时间界定以及研究样地和对照样地的确定等，是在多伦县林业局的领导和同志们的帮助和指导下完成的。内业部分得到了北京林业大学水土保持学院郭建英博士和中国林科院林研所王利兵博士的热心帮助。其中，第四章是在郭建英博士的帮助下完成的；第五章是在王利兵博士的帮助下完成的。在此，一并表示感谢！

在论文的开题报告、中期报告、申请答辩以及答辩过程中，参加评审的各位专家提出许多宝贵意见和建议，值此论文完成并提交之际，我对各位专家的热心指导表示衷心的感谢！

## 作 者 简 介

杨德瑞，男，汉族，1963年11月出生，内蒙古清水河县人，1990年加入中国共产党，研究生学历。

1981年10月至1984年7月在内蒙古乌兰察布盟农牧学校农学专业学习。

1984年7月至1990年6月在内蒙古清水河县农牧渔业局工作，任助理农艺师、农艺师。

期间，1984年9月至1986年7月在内蒙古林学院林业系林学专业学习。

1990年6月至1997年3月在内蒙古清水河县政府办公室工作，任秘书、办公室副主任。

期间，1989年8月至1992年6月参加中共中央党校函授学院行政管理专业学习。

1997年3月至1999年6月在内蒙古呼和浩特市财政局工作，任办公室副主任。

1999年6月至2005年3月在内蒙古党委办公厅综合处工作，任综合秘书。

2005年3月至今，在内蒙古党委办公厅综合二处工作，任副处长。

期间，2003年9月至2005年7月参加中国农业科学院研究生院管理科学与工程专业学习，就读农业推广硕士。

1999年以来，先后参与编辑《机关常用公文写作与范例》（内蒙古人民出版社出版）、《奋进与展望——内蒙古“十五”发展思路概览》（内蒙古人民出版社出版）、《内蒙古第八次党代会报告学习读本》（内蒙古人民出版社出版）等书籍近100万字，在省级刊物发表文章近10余篇。