

长白山区天然红松阔叶林乔木种多样性变化

金永焕¹, 谷会岩^{1,2}, 申光日³, 周 莉¹, 代力民¹, 牟 强⁴, 王景田⁴, 李太兴⁴

(1. 中国科学院应用生态研究所, 辽宁 沈阳 110016; 2. 东北林业大学, 黑龙江 哈尔滨 150040;

3. 吉林省延边森林调查规划院, 吉林 延吉 133610; 4. 吉林省白河林业局, 吉林 安图 131600)

摘 要: 以长白山区红松阔叶林为研究对象, 采用空间代替时间的方法, 对于不同年度进行中度择伐后形成的天然次生林, 进行群落学调查, 并根据树高划分为主林层、中林层、更新层, 分析和探讨了经过人为干扰以后的 28 年恢复期间乔木种多样性的变化动态。研究结果表明, 经人为干扰后, 天然次生林内林分的乔木种丰富度和 Shannon 多样性指数变化均较小, 林分均匀度指数在择伐后的 5 年间迅速减小, 直至第 28 年为止始终小于原始林; 在 28 年恢复期间物种丰富度指数、Shannon 指数、Pielou 指数、Simpson 指数在不同高度层的分布格局变化均较大, 且同原始林相比相差较大; 林分不同层内乔木树种的多样性变化动态较复杂。

关键词: 乔木, 多样性, 人为干扰, 红松阔叶林, 长白山

中图分类号: S718. 52

文献标识码: A

长白山林区是我国东北林区的重要组成部分, 全区森林覆被率高达 80%, 是东北东部山区红松阔叶林的中心分布区, 历史上曾经是我国森林资源最好的地区之一。自 20 世纪 50 年代后, 开发长白山林区并大量生产国家建设所需的木材, 长白山林区的森林生态系统遭受了前所未有的大规模、不同程度的人为干扰。近几十年来人类开发利用自然资源的活动在不断加剧, 人类的干扰已改变了所有大陆和所有气候带的生态系统^[1], 并越来越为人们所关注; 而且, 人类活动对森林结构和功能以及对自然环境的影响, 已成为现代生态学研究热点^[2]。人为干扰不仅可破坏或改变生物原有的生长环境, 还引起森林的生物多样性的变化, 干扰在导致不适应环境改变的物种消失的同时, 也为其它适应物种的扩散与侵入创造了新的生态机会。而森林的生物多样性对于各种干扰的反应十分复杂, 对于自然森林生态系统而言, 林内群落斑块结构的形成与维持是植物群落及其物种多样性持续发展的基础, 其驱动力

源于外界的干扰。如, 风倒等形成的林隙是其斑块结构形成与维持的主要原因, 而小面积皆伐、择伐是导致次生林内异质性生境及各个处于不同发育阶段的群落斑块形成的人为干扰过程。干扰(无论是人为的还是非人为的)已经成为森林生态系统固有的一个重要过程, 而不同的干扰方式和强度将产生不同的生态学后果^[3], 甚至导致多元化的演替途径^[4]。因此, 小面积皆伐、择伐后次生林生物多样性动态的研究, 无疑对揭示森林植被在人类干扰下的退化、演替过程及其机制, 以及探讨森林受到人为干扰后恢复与重建的有效途径具有重要的理论和实践意义。Kappelle 等对哥斯达黎加高山栎林不同演替梯度下植物多样性的变化进行了研究^[5], 国内也有关于皆伐后生物多样性的变化以及不同强度择伐对植物多样性影响的报导^[6, 7], 但未见关于择伐后森林生物多样性的变化动态方面的研究报导。本文尝试采用空间代替时间的方法^[8], 在长白山区天然红松阔叶林择伐后形成的次生林内, 研究乔木树种

收稿日期(Received date): 2002- 08- 10; 改回日期(Accepted): 2003- 10- 11。

基金项目(Foundation item): 中国科学院沈阳应用生态研究所创新项目(SCXMS0101)、国家“十五”攻关项目子课题(2002BA516A20、2001BA510B07)及教育部留学回国人员启动基金资助。[The research was supported by Knowledge Innovation Program of the CAS (SCXMS 0101), National Key Technologies R & D Program (2002BA516A20, 2001BAS 20B07) and the Scientific Research Foundation for the Returned Overseas Chinese Scholars, State Education Ministry (LXJJ 0302).]

作者简介(Biography): 金永焕(1964-), 男(朝鲜族), 吉林省人, 副研究员, 博士。主要从事森林生态学、森林培育学、森林生态系统管理方面的研究。联系电话: 024- 83970330。E-mail: jinyonghuan@hotmail.com。[JIN Yonghuan(1964-), male, Ph. Doctor, Associate Professor in Institute of Applied Ecology, the Chinese Academy of sciences, Shenyang 110016, P. R. China.]

的多样性, 探讨中度人为干扰下林分及不同高度层内乔木树种的多样性变化动态及其稳定性, 为长白山区森林生物多样性资源的保护和次生林的生态学恢复提供理论依据。

1 研究地区概况

研究地点设在长白山区白河林业局宝马林场(42°12′~42°25′11″N、127°48′7″~128°26′57″E)与长白山自然保护区内(41°41′29″~42°25′18″N、127°42′55″~128°16′48″E)。白河林业局为20世纪70年代初开始投入生产、在长白山林区属开发最晚的一个林业局, 长白山自然保护区于1960年设立, 具有森林生态系统完整、生物多样性丰富的特点, 总面积达167 081 km², 具有地球上同纬度保存最完好的森林生态系统, 保护着典型的温带植被——红松阔叶混交林。研究地区位于吉林省的东南部、长白山北坡, 为红松阔叶林的生态分布区; 曾经在日伪时期因“拔大毛式的择伐”即“择优而伐”而形成了天然次生过伐林^[9]。白河林业局自投入生产以后, 从1974年开始主要是进行采育择伐和二次择伐, 择伐迹地采用天然更新。研究地区海拔700~800 m, 坡度1°~5°, 为比较平缓的平地与较浅的沟谷相交错的地形; 土壤为火山灰母质形成的暗棕壤, 土层深厚, 湿润; 气候属温带季风影响下的大陆性季风气候, 年平均气温为-7.3~4.9℃, 年降水量为600~900 mm, 全年日照时数2 271~2 503 h, 无霜期109~141 d。

红松阔叶林是长白山林区的地带性顶级生态系统, 在北温带森林生态系统中以建群种独特、物种多样性丰富而著称, 地带性土壤是暗棕色森林土。该森林类型生产力高、出材量大, 主要树种除有红松(*Pinus koraiensis*)、紫椴(*Tilia amurense*)、水曲柳(*Fraxinus mandshurica*)等诸多珍贵树种分布以外, 还有色木槭(*Acer mono*)、蒙古栎(*Quercus mongolica*)和春榆(*Ulmus japonica*)等, 形成了结构复杂、年龄各异的混交异龄林。下木有暴马丁香(*Syringa reticulata* var. *mandshurica*)、山槐(*Maackia amurensis*)等, 灌木主要有毛榛子(*Corylus mandshurica*)、东北山梅花(*Philadelphus schrenkii*)、忍冬(*Lonicera chrysantha*)等, 草本植物有山茄子(*Brachybotrys paridiformis*)、舞鹤草(*Maianthemum bifolium*)、透骨草(*Phryma leptostachya*)、苔

草(*Carex* spp)、水金凤(*Impatiens nolitangere*)等。

2 研究方法

2.1 样地调查

于2002-06~08, 在1974年、1983年、1987年、1992年、1997年进行择伐的天然次生过伐林, 以及未经采伐干扰的长白山自然保护区阔叶红松林原始林内, 分别按照典型取样法设置样地; 样地大小为32 m×32 m, 并进行群落学调查, 记录海拔、坡向、坡度、坡位、土壤类型等生境因子。各样地所在林分基本情况见表1。在样地内, 调查记录所有乔木种的种类、数量、高度、胸径、枝下高、冠幅, 对于高度小于2 m的幼苗幼树, 调查其种类、数量和高度, 并绘制所有乔木树种的树冠投影图; 在每个样地内按照随机取样的方式, 分别设置2 m×2 m的灌木样方10个、2 m×2 m的草本样方10个, 调查每一种灌木的数量、高度、盖度, 以及每一种草本植物的密度、盖度和频度。

表1 研究地区林分的基本概况
Table 1 The stand general situation in study area

择伐时间	择伐强度(%)		林分(胸径≥5.0cm)		
	株数	蓄积	平均直径 (cm)	平均高 (m)	株数 (n/ha)
1974	13.5	42.5	20.7	20.1	460
1983	14.3	43.5	15.2	17.9	600
1987	19.9	45.1	15.9	15.2	750
1992	11.0	32.7	18.0	16.0	520
1997	12.0	35.7	17.8	16.4	550
原始林	-	-	23.0	16.7	560

2.2 多样性指数的选择与计算

研究多样性的指数很多, 多样性的计算也有多种方法。按其性质大致可分为4类: ①丰富度指数, 用以度量群落物种的数量特征; ②多样性指数, 以各个种的相对多度来反映群落的物种多样性; ③均匀度指数, 用以度量物种的个体数量分布是否均匀; ④优势度指数, 利用物种的多度度量群落的生态优势度。本研究分别选用丰富度指数、多样性指数、均匀度指数、优势度指数为多样性的测度^[10~12]; 并根据乔木树种的高度划分为主林层(高度≥15 m)、中林层(15 m>树高>1.5 m)、更新层(树高≤1.5 m)分别计算林分内不同层乔木种的多样性, 并分析其变

化动态。多样性计算公式如下:

① 丰富度指数

物种丰富度指数 S = 指样地内所有物种数;

② 多样性指数

Shannon 指数 $H = - \sum [(n_i/N) \ln(n_i/N)]$

③ 均匀度指数

Pielou 均匀度指数 $J_s = H / \ln S$

④ 生态优势度

Simpson 指数 $D = \sum N(N-1)/n_i(n_i-1)$

式中 n_i 为第 i 种的个体数, $i = 1, 2, 3, \dots, S$, S 为物种数; N 为所有种的个体总数。

3 结果与分析

3.1 不同恢复阶段天然次生林乔木物种丰富度

经过人为干扰以后的 28 年恢复期间, 长白山区天然次生林内林分的乔木种丰富度(S)变化较小, 始终保持在 18~22; 主林层的 S 则由于受到人为干扰而有所增加, 与原始林相比, 次生林内主林层的 S 提高 15%~20%; 随着恢复时间的增加, 在恢复的初期阶段, 更新层的 S 缓慢减小, 到 10~15 年时达到原始林的 55%; 当恢复时间超过 10~15 年时, 更新层的 S 开始逐步增加, 20 年以后基本恢复到未受人为干扰的红松阔叶林的水平(图 1)。中林层的 S 在 28 年期间一直缓慢减小, 这是因为择伐后中林层内乔木生长加快、部分树种进入主林层, 而更新层的幼苗幼树尚未进入中林层; 当恢复时间为 28 年时 S 为原始林的 74%。与此同时, 从图 1 还知道, 主要由于中林层的 S 持续减小和更新层 S 的较大变化, 引起了 S 在不同高度层分布格局的变化; 经过 28 年的恢复过程 S 的分布格局仍有差异, 其中中林层的 S 比原始林小 25% 左右, 有待通过更新层幼树的生长提高中林层的 S 。

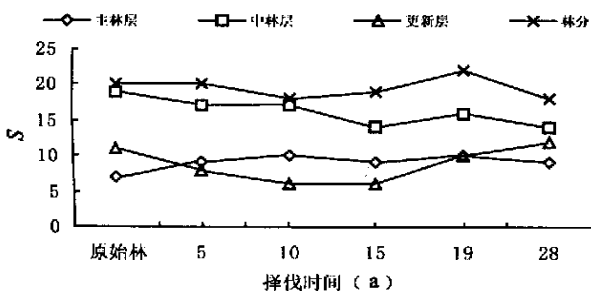


图 1 乔木树种的物种丰富度(S)变化

Fig. 1 Variation of arboreal species richness (S)

干扰是导致生境和资源的空间异质性的主要驱动力^[13], 是更新格局和生态学过程的主要影响因素; 择伐作为一种人为干扰方式, 它改变了林内的生长环境, 对森林的更新及林木的生长产生较大影响。随着次生林恢复时间的增加, 林内的林木生长环境也在不断变化, 因而林分不同层内乔木树种的 S 的变化过程也不尽相同; 另外, 由于在实施择伐作业过程中择伐强度不大, 对林分的干扰相对较弱, 林内乔木树种的 S 变化也相对较小, 但是不同层内树种的组成及优势树种组的构成变化较大。例如, 在原始林内主林层的优势树种为红松、紫椴、水曲柳等树种, 有少量的色树、蒙古栎等, 但经过择伐以后, 主林层内红松及珍贵阔叶树种的比例急剧减少, 色树、春榆、枫桦及杂木树种较多; 随着恢复时间的增加, 开始出现水曲柳、核桃楸等珍贵树种, 20 年以后主林层内开始出现红松, 但林分的树种组成同原始林相比相差较大。同主林层相比, 中林层内树种组成的变化相对较小; 由于择伐改善了林内生长环境, 一些中林层的被压木生长加快, 5~10 年后迅速进入主林层而中林层的 S 相对减小。

3.2 不同恢复阶段天然次生林内乔木多样性指数的变化

天然次生林在受到人为干扰以后的 28 年恢复期间, Shannon 指数(H)变化较小, 其变化幅度始终保持在原始林的 $H \pm 10\%$ 以内(图 2)。不过, 由于乔木树种在林分内所处的层次不同而 H 的变化过程也不同。随着次生林恢复时间的增加, 主林层的 H 在逐渐增加, 第 15 年以后则变化不大, 直到 28 年为止, 主林层的 H 保持在原始林的 1.15~1.22 倍范围; 而更新层的 H 显示出与此相反的变化趋势, 随着恢复时间的增加, 更新层的 H 在逐渐减小, 10 年以后则变化较小, 直至第 28 年为止保持在原始林的 0.75~0.82 倍; 中林层的 H 在恢复初期有所增加, 第 5 年时 H 值达到原始林的 1.2 倍后逐渐减小, 当次生林恢复 28 年时中林层的 H' 接近于原始林的 H 值。在群落的多样性研究中, H 被认为是一种较好的反映个体密度、生境差异、群落类型、演替阶段的指数^[14], Margalef 认为 H 一般在 1.5~3.5 之间^[12]。在长白山区天然次生林内, 林分乔木树种的 H 最小值为 1.91, 最大值为 2.26, 与北温带地区现有的研究结果相比^[12, 15], H 值虽略小一些, 但这是由于计算结果中没有包括灌木和草本植物所致, 可以看出长白山区天然次生林乔木层具有较丰

富的植物种多样性。另外,在 28 年恢复过程中不同高度层 H 分布格局的变化也较大,恢复初期中林层的 H 比主林层和更新层大 30% 左右,到 28 年时更新层的 H 比主林层和中林层小 20% 左右。从更新层的 H 变化过程看,至少需要经过 10 年以上其 H 值才能接近于原始林,次生林内乔木树种的 H 分布格局也逐步接近于原始林的状态。

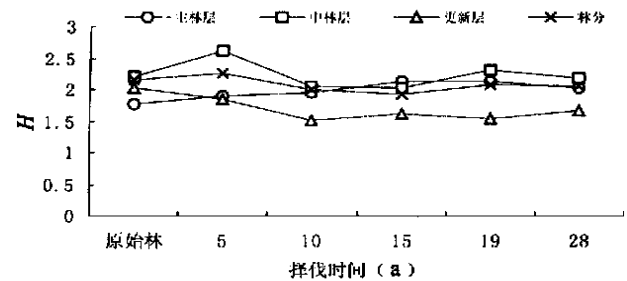


图 2 人为干扰后 Shannon 指数 (H) 的变化

Fig. 2 Variation of Shannon index (H) after human disturbance

3.3 不同恢复阶段天然次生林乔木种的均匀度与生态优势度

天然次生林经过人为干扰后,不同高度层乔木树种的均匀度 (J_s) 变化动态如图 3。在不同恢复时期,主林层的 J_s 变化比较小;与原始林相比,中林层的 J_s 在自然恢复的前 5 年间上升 24% 后开始降低,恢复 10 年时 J_s 接近于原始林的水平,然后又开始缓慢增大,当恢复时间达 28 年时中林层的 J_s 比原始林高 10%;更新层的 J_s 在恢复的 15 年期间缓慢增大,到 15 年时 J_s 比原始林高 12% 并达到最大值后开始减小,到 19 年时次生林的 J_s 比原始林小 21%,并且到恢复 28 年时为止 J_s 变化较小。从林分的乔木树种 J_s 变化趋势看,天然次生林在受到人为干扰后的前 5 年间, J_s 迅速降低,比原始林小 21%;但从第 5 年以后,次生林内林分的 J_s 变化较小,从第 5 年到 28 年期间一直保持在原始林的 0.7 ~ 0.79 倍范围。另外,从图 3 中看出,次生林的恢

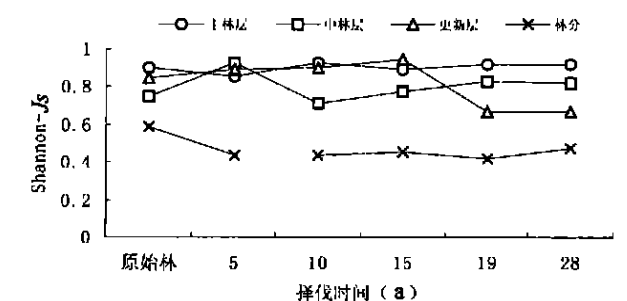


图 3 人为干扰后均匀度 (J_s) 的变化

复时间超过 10 年以后,不同林层的生态优势度变化过程之间具有一定的时间滞后性,即更新层比中林层、中林层比林分相对均分别提前 5 年达到高峰后开始减小;而主林层在受到干扰后的前 15 年恢复期间生态优势度缓慢减小,第 15 年以后变化比较小。而且,恢复时间超过 19 年以后,不同高度层的 J_s 分布格局相对稳定,但同原始林相比,更新层的 J_s 偏小,次生林的 J_s 空间分布格局尚未接近于干扰之前的状态。

择伐干扰对次生林生态优势度 (D) 的影响,一是反映在次生林内不同高度层的生态优势度 (D) 变化动态上(图 4)。次生林在受到干扰后的前 5 年,更新层的 D 变化不大,而中林层的 D 比较迅速减小,第 5 年以后更新层、中林层的 D 值均开始上升;当干扰后分别经过 10 年、15 年恢复期时,更新层、中林层的 D 分别达到最大值后开始减小;林分的 D 在恢复初期下降,不过,由于干扰强度相对低,经过 10~15 年以后林分的 D 变化相对不大。另外,由于择伐对红松阔叶林不同高度层的干扰程度不同,择伐干扰的影响还反映在次生林不同高度层 D 分布格局的变化上。在择伐过程中对主林层的直接干扰最大,主林层内很多林木被伐去,对主林层以下中林层和更新层的干扰相对较小,因而表现出干扰后的 15 年间主林层 D 在持续减小,主林层的 D 始终小于中林层和更新层;在择伐后的 28 年恢复期间,不同高度层的 D 分布格局变化比较大,到 28 年时,同原始林的乔木树种 D 的不同高度层分布格局相差较大。主林层 D 不仅比原始林小 40% 左右,而且主林层 D 小于更新层和中林层的 D 。虽然经过 28 年恢复期主林层的 H 有所增大,但仍需经过进一步的恢复过程并通过林木的进界生长,主林层的 D 才能得到提高;次生林的不同高度层 D 分布格局也才能逐步趋近于干扰前的状态。

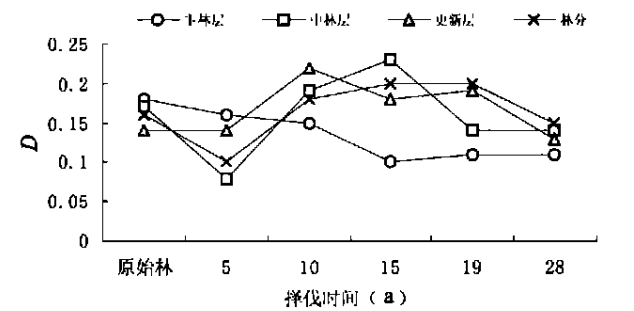


图 4 人为干扰后生态优势度 (D) 的变化

Fig. 4 Ecological dominance (D) variation after human disturbance

4 讨论

针对干扰生态系统的物种多样性而言, 受人为干扰较轻类型的物种多样性, 比自然生态系统物种多样性高, 但大部分类型都比自然生态系统物种多样性低; 因为干扰本身只能减少或维持群落的物种多样性, 而不能增加群落物种多样性, 干扰仅提供增加物种多样性的环境条件^[15]。择伐不仅是一种通过采伐收获木材、经营森林的过程, 而且作为一种对森林的人为干扰过程, 它不仅影响群落内包括乔木种在内的所有植物的生长环境, 还改变群落内部结构以及林分的组成结构, 并打破原有的林木个体之间的竞争关系和相互依赖关系。因此, 在经过择伐干扰后形成的次生林内, 不同树种以及林分不同高度层乔木树种对这种人为干扰的反应特点及其适应过程也不相同。长白山区次生林在择伐后自然恢复的初期 10 年, 由于新形成的林冠空隙内的前更新幼苗幼树以及中林层内被压林木的快速生长, J_s 和 D 的变化相对较大, 它同次生林内幼苗幼树的树种组成以及其分布密度的变化一起, 共同反映了干扰初期林分结构的动态变化过程。例如, 原始林内假色槭、色木槭、拧劲槭等耐荫树种占幼苗幼树总数的 50% 以上, 其次是紫椴、裂叶榆、水曲柳、核桃楸等, 红松幼苗幼树很少; 但是, 经干扰形成的次生林内, 在恢复初期阳性树种如白桦、水曲柳幼苗幼树的出现比例较高, 而且山槐、稠李等亚乔木树种的幼苗幼树数量也较多; 经过 10~15 年的自然恢复后更新层内阳性树种的出现比例很少, 水曲柳、色木槭、紫椴、春榆等树种的比例超过 70%。

择伐后次生林的自然恢复过程, 本质上也是森林群落的自然演替动态过程。随着恢复演替过程中生物与环境、生物与生物间复杂的相互作用, 不同物种间的彼此消长, 各恢复阶段森林群落表现出独特的结构与功能, 不同层次的物种多样性特征也各不相同。经过人为干扰后的不同恢复时期, 林分不同高度层内乔木物种多样性的变化过程, 可以从一个侧面说明了长白山区次生林群落的维持动态及演变过程。干扰后相对较高的环境异质性, 为长期被压而生长受到抑制的中林层内林木和林下幼苗幼树提供了相对丰富的生存空间^[13, 16], 因而恢复初期天然次生林内中林层和更新层的个体数量增多, 表现在 J_s 增大。当次生林经过 10~15 年恢复期时, 由于林

下草本植物和部分灌木的大量增加而影响幼苗幼树的生长, 而且林木个体间竞争也趋于激烈, 主林层树冠郁闭度也增大, 使得前更新幼苗幼树的生长优势被减弱; 其次, 中林层内部分林木个体发生进界生长, 因而更新层和中林层的生态优势度也分别从 10 年、15 年开始减小。另外, 从次生林的 H 变化动态可以看出, 虽然通过择伐去除了主林层的乔木, 但被伐的林木数量相对较少, 而且由于中林层林木的高生长补充了主林层, 使得次生林内主林层的 H 在受到人为干扰以后的 28 年间保持缓慢增加的趋势, 且始终大于原始林。可以认为, 通过择伐形成林冠空隙后, 随着次生林的恢复而林冠空隙微环境的变化以及不同物种对其占据、竞争和利用, 在次生林内不同时期、不同空间位置的森林群落小片段, 形成了一个组成不同、年龄结构各异的镶嵌复合体即森林斑块。通过这些斑块在时间上的循环以及空间上的镶嵌而维持次生林的物种多样性^[17]。

相对于皆伐、火烧等大强度的干扰而言, 择伐属于中、低强度的人为干扰, 因而, 择伐后次生林内乔木种多样性的变化较之植被的多样性变化小。同草本植物及一些灌木树种相比, 择伐后次生林恢复过程中乔木种多样性的变化, 主要是体现在不同高度层乔木树种多样性指数的变化过程与分布格局的变化动态上; 此外, 择伐后还引起乔木树种的分布格局的变化以及林分空间结构的动态变化, 而且, 择伐对草本植物及一些灌木树种的多样性的影响也较大(待发表)。择伐强度、择伐周期等又是引起次生林内乔木种多样性变化过程及动态差异的很重要因素, 因为择伐强度越大其采伐过程越接近于皆伐方式; 尤其按照株数密度控制后实施的高强度择伐对森林的结构、格局的破坏较严重, 而且择伐过程并非参照自然规律去进行, 往往是根据人们对木材的主观需要“择大”和“择优”而伐, 其干扰过程也较为特殊, 因而在森林的恢复过程中乔木树种的多样性变化过程也特殊而复杂, 伐后形成的多数是次生“杂木”林。择伐周期越短, 林内相当长时间不仅缺乏大、中径级乔木树种, 而且林内还缺乏或缺少一些经济价值高的珍贵阔叶树优势树种或优势树种组。另外, 在长白山区因采伐方式不同而形成的次生林的类型也不同, 择伐后形成的是次生阔叶树林, 而皆伐后形成的是次生杨桦林或白桦林; 同择伐后形成的次生林相比, 次生杨桦林或白桦林内乔木树种的 S 较低而 D 较高^[7], 林分的组成结构相对简单; 如没

有人为干扰则经过漫长的进展演替过程而形成地带性顶级群落阔叶红松混交林。

总之,择伐后次生林的恢复是非常复杂的动态过程,本研究结果表明,长白山区天然次生林在恢复过程中林分的乔木树种的 S 、 H 变化相对较小,而 J_s 和 D 仍小于原始林;在 28 年恢复期间内,虽然在不同高度层内 S 分布格局相对稳定,但经过 28 年以后中林层内 S 仍比原始林小 25%;此外,不同高度层内 4 种多样性指数的分布格局变化均较大,且同原始林相比相差仍较大。因此,天然次生林自然恢复为地带性顶级群落阔叶红松混交林,将需要漫长时间;如何通过人为的积极干扰来加快次生林的恢复进程则需要开展更加深入的研究。

参考文献(References):

- [1] Li Bo. The rangeland degradation in North China and its preventive strategy[J]. *Scientia Agriculture Sinica*. 1997, **30**(6): 1~ 9 [李博. 中国北方草地退化及其防治对策[J]. 中国农业科学, 1997, **30**(6): 1~ 9]
- [2] Kang Le. Restoration and reconstruction of ecosystem[A]. In: Perspective on the modern ecology [C]. Beijing: Science Press. 1990. 300~ 307[康乐. 生态系统的恢复与重建[A]. 见: 现代生态学透视[C]. 北京: 科学出版社. 1990. 300~ 307]
- [3] Barnes B V, Zak D R, Denton S R, Spurr S H. Forest Ecology (4th edition)[M]. New York: John Wiley & Sons, Inc. 1998. 409~ 442.
- [4] Cook J E. Implications of modern successional theory for habitat typing: a review. *Forest Science*[J]. 1996, **42**(1): 67~ 75.
- [5] Kappelle, M., P. A. F. Kennis & R. A. J. de Vries. Changes in diversity along a successional gradient in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. *Biodiversity and Conservation*[J]. 1995, **4**: 10~ 34.
- [6] Shi Zuomin, Liu Shirong and Cheng Ruimei. Change in plant species diversity in restoration sequence of *Quercus variabilis* forest stands in Baotianman Mountain[J]. *Acta Phytocologica Sinica*. 1998, **22**(5): 415~ 421. [史作民, 刘世荣, 程瑞梅. 宝天曼地区栓皮栎林恢复过程中高等植物物种多样性变化[J]. 植物生态学报, 1998, **22**(5): 415~ 421]
- [7] Luo Juchun, *et al.*. Plant diversity of *Pinus Koraiensis* forests un-

- der disturbance in Changbai mountains of China[J]. *Science Silvae Sinicae*, 1997, **33**(6): 498~ 503. [罗菊春, 等. 干扰对天然红松植物多样性的影响[J]. 林业科学, 1997, **33**(6): 498~ 503]
- [8] Mueller-Dombois, D. and H. Ellenberg (translated by Bao Xi-ancheng). Aims and methods of vegetation ecology[M]. Beijing: Science Press 1986. 250~ 271. [Mueller-Dombois D, Ellenberg H. (鲍显诚译). 植被生态学目的和方法[M]. 北京: 科学出版社, 1986. 250~ 271]
- [9] Xing Shaopeng eds. Forests of Jilin[M]. Beijing: China Forestry Press, 1988. 67~ 69. [邢劭朋, 主编. 吉林森林[M]. 北京: 中国林业出版社. 1988. 67~ 69]
- [10] Ma Keping. Estimate methods of biodiversity studies[A]. In: Principles and Methodologies of Biodiversity Studies[C]. Beijing: China Science and Technology Press 1995. 141~ 165[马克平. 生物群落多样性的测度方法. 见: 生物多样性研究的原理与方法[C]. 北京: 中国科学技术出版社, 1995. 141~ 165]
- [11] Xie Jinyang. Biodiversity index and distribution pattern of species richness[A]. In: Summarize of Plants Sciences[C]. Harbin: Northeast University Press 1992. 222~ 233. [谢晋阳. 物种多样性指数与物种多度分布格局[A]. 见: 植物科学综论[C]. 哈尔滨: 东北林业大学出版社, 1992. 222~ 233.]
- [12] Magurran A. E. Ecological diversity and its measurement[M]. New Jersey: Princeton University Press, 1988.
- [13] Canham C. D., Marks P. L. The response of woody plants to disturbance: patterns of establishment and growth[A]. In: The ecology of natural disturbance and patch dynamics[C]. London: Academic Press, 1985.
- [14] Yan Guiqin, Bi Runcheng. The species diversity and ecological dominance in the forest community of Huoshan Mountain in Shanxi[J]. *Journal of Southwest China Normal University* (Natural Science). 1993, **18**(2): 173~ 178. [阎桂琴. 山西霍山森林群落物种的多样性和生态优势度[J]. 西南师范大学学报(自然科学版). 1993, **18**(2): 173~ 178.]
- [15] Peng Shaolin and Wang Bosun. Analysis of forests community in Dinghu mountain. I. Biodiversity[J]. *Ecologic Sciences*. 1983, **2**: 11~ 17. [彭少麟, 王伯荪. 鼎湖山森林群落分析. I. 物种多样性[J]. 生态科学. 1983, **2**: 11~ 17]
- [16] Collins S. L., Glenn S. M. and Gibson D. J. Experiment analysis of intermediate disturbance and initial forestic composition: decoupling cause and effect[J]. *Ecology*. 1995, **76**(2): 486~ 492.
- [17] Denslow J. S. Disturbance-mediated coexistence of species[A]. In: The ecology of natural disturbance and patch dynamics[C]. London: Academic Press, 1985. 307~ 323.

Diversity Dynamics of Arborous Species of Natural Broad-leaved Korean Pine Forest in Changbai Mountain

JIN Yonghuan¹, GU Huiyan^{1,2}, SHEN Guangri², ZHOU Li¹, Dai Limin¹

MU Qiang³, WANG Jingtian³, LI Taixing³

(1. *Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, P. R. China;*

2. *Northeast Forestry University, Harbin 150040, P. R. China;*

3. *Institute of Forest Inventory and Planning of Yanbian, Jilin Yanji 133000, P. R. China;*

4. *Baihe Forestry Bureau, Jilin Antu 133610, P. R. China)*

Abstract: Community investigation of natural secondary broad-leaved Korean pine forest after selective cutting in different years were carried out using the method of substitution of space for time in Changbai Mountain. According to the height of tree, the tree layer was divided into canopy layer (height > 15 m), secondary layer (15 m > height > 1.5 m) and regeneration layer (height < 1.5 m), the diversity dynamics of arborous species that had been restoring 28 years was studied. The results showed: (1) The arborous species richness and Shannon index of the stand had little change in natural secondary forest after human disturbance; (2) After being disturbed, the evenness index of the stand in secondary forests decreased rapidly within 5 years, and the evenness index is less than that of the virgin forest during 28 years period; (3) The spatial distribution pattern of species richness, Shannon index, Pielou's evenness index (J_s) and Simpson dominance index on the different layer during the 28 years restoration period all had changed greatly, comparing with virgin forests; (4) The diversity dynamics of arborous species of different layer during the 28 years restoration period have complexity.

Key words: arborous species; diversity; human disturbance; broad-leaved Korean pine forest; Changbai Mountain