

冰雪灾害对九连山常绿阔叶林幼苗更新的影响

毛双燕, 侯继华*, 赵秀海, 何俊, 范娟

(北京林业大学, 北京 100083)

摘要:以九连山亚热带常绿阔叶林为研究对象,对雪灾林隙与非林隙条件下幼苗的组成、多样性等进行研究,分析冰雪灾害对九连山常绿阔叶林幼苗更新的影响。研究表明:(1)幼苗的个体密度在林隙内外差别不大;(2)乔木幼苗在林隙中的重要值大于非林隙,灌木幼苗在非林隙中的重要值大于林隙;(3)主要乔木树种的幼苗对林隙的反应存在很大的差异;(4)整体上,幼苗在中度干扰林隙中的物种多样性最高;(5)幼苗密度、幼苗种类与受灾程度相关性都不显著。

关键词:常绿阔叶林;冰雪灾害;幼苗更新;林隙

中图分类号:S722.3

文献标识码:A

Effect of Ice and Snow Damage on Seedling Regeneration in Jiulianshan Mountain

MAO Shuang-yan, HOU Ji-hua, ZHAO Xiu-hai, HE Jun, FAN Juan

(Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: The effect of ice and snow damage on seedling regeneration of subtropical evergreen forest in Jiulianshan Mountain was studied. The species composition, diversity and quantitative characters of seedlings in both non-gap stands and gaps stands damaged by frozen snow were investigated. The results of sequence analysis indicated that: (1) There was little different in seedling density between gaps and non-gap stands. (2) Importance value of arbor species was higher in gaps than in non-gap stands, while that of shrub species was higher in non-gap stands. (3) There was different response to gaps among the dominant arbor species. (4) The species diversity was the max in medium-disturbed gaps. (5) There was no significance correlation between seedling density and disturbance level. Also, the correlation between the species of seedlings and disturbance level was not significant.

Key words: seedling regeneration; disturbance intensity; gap

2008年初,湖南、贵州、广东、广西、江西、湖北、浙江等省区遭遇了历史上罕见的冰雪灾害,特大冰冻雨雪灾害对森林生态系统产生了严重的干扰^[1-2]。对于亚热带常绿阔叶林来说,由于其树冠常绿、相对宽阔,因此成为冰雪灾害的受害主体^[2],机械损伤非常严重,南岭是此次亚热带常绿阔叶林受灾的重灾区。据初步考察,南岭山地范围内的自

然保护区中主干折断、主干劈裂、断梢、连根倒伏的林木在50%以上,地表全是残枝、树干和树叶,重灾区被损毁的林木在95%以上^[3]。

在全球变化加剧的背景下,冰雪、风暴等自然灾害的发生频率和强度也正在发生变化。作为对全球变化的响应,雨雪冰冻灾害发生的地理范围将会发生变化,频率可能会逐渐提高^[4]。由于雨雪冰冻灾

害很少在温暖的南方发生,有关热带、亚热带森林受雨雪冰冻灾害影响的研究报道相当少见。2008年前,我国针对雪灾的研究,主要集中在牧区雪灾的致灾机制^[5]、遥感监测^[6-7]、毛竹受灾特点^[8-9]等方面。针对2008年冰雪灾害的研究,主要集中于灾情分析以及灾后恢复方面^[10-12],其中,对毛竹林受灾的研究较多^[13-14]。国外对这方面的研究较多,涉及的范围也较广,包括林分结构、经营措施与雪压灾害的关系^[15]、树种抗雪压特性^[16-17]、雪灾危害的评估方法^[18-19]、评估模型^[20]等,并有少量研究涉及幼苗受灾情况^[21]及灾后幼苗更新^[22-23]。

林下幼苗库是森林生态系统的—个重要组成部分,它们在物种多样性的维持^[24]、群落的演替^[25]及森林冠层树种受干扰后的前期更新等过程中发挥着重要作用;因而,林下幼苗库的组成会对森林的自然更新产生重大的影响^[26]。林下幼苗库极易受到干扰的影响,同时会迅速做出响应,因此对灾后森林生态系统的恢复和重建起着重要的作用。国内外对森林生态系统受干扰后幼苗的更新有较多研究,但主要集中在火灾^[27-28]、地震^[29]、采伐^[30]等方面,雨雪冰冻灾害对幼苗更新影响的研究很少。森林更新是不能与各种干扰分隔的—个极为重要的生态学过程^[31],而雨雪冰冻灾害是森林生态系统重要的自然干扰因子之一。冰雪灾害导致树木翻兜、折断、断梢,从而使林下的光照、温度、水分等发生变化,同时也会引起微地貌、土壤成分的改变和有效资源空间异质性的变化,对森林的更新机制产生严重的影响。为此,在九连山自然保护区常绿阔叶林中建立永久样地,开展雨雪冰冻灾害对幼苗更新影响的研究十分必要,研究结果以期为灾后森林生态系统的恢复和重建提供参考。

1 研究区概况和研究方法

1.1 研究区概况

江西九连山自然保护区位于江西省南部赣州市龙南县的南沿,地处南岭东段九连山主峰黄牛石北坡(24°29′18″~24°38′55″N,114°22′50″~114°31′32″E)。保护区总面积13 411.6 hm²,地势南高北低,总体上属于中—低山地貌,海拔范围280~1 430 m,坡度一般为25°~40°;土壤类型主要以山地红壤、山地黄红壤、山地黄壤及山地草甸土为主。保护区地处亚热带南部,受大陆和海洋气候的双重影响,气候温和湿润,有明显的干、湿季,年平均气温约16.4

℃,1月平均气温6.8℃,7月平均气温24.4℃。年平均降水量2 155.6 mm,年平均蒸发量790.2 mm,年平均相对湿度85%,2—9月为雨季,月平均降水量最低147.9 mm,10月至次年1月为旱季,月平均降水量最高70.7 mm。区内植被类型丰富,主要有常绿阔叶林、低山丘陵针叶林、常绿落叶阔叶混交林、山顶矮林及山地草甸,天然常绿阔叶林分布最广。自低海拔到高海拔,常绿阔叶林群落主要有黄瑞木(*Adinandra millettii* (Hook. et Arn.) Benth. et Hook. f)林、木荷(*Schima superba* Gardn. et Champ.)林、青冈(*Cyclobalanopsis glauca* (Thunb.) Oerst.)林、钩栲(*Castanopsis tibetana* Hance)林、南岭栲(*C. fordii* Hance)林、米楮(*C. carlesii* (Hemsl.) Hayata)林、丝栗栲(*C. fargesii* Franch.)林、甜楮(*C. eyrei* (Champ.) Tutch.)林、鹿角栲(*C. lamontii* Hance)林、罗浮栲(*C. fabri* Hance)林、深山含笑(*Michelia maudiae* Dunn.)林、黄丹木姜子(*Litsea elongata* (Wall. ex Nees) Benth. et Hook. f.)林、四川红淡(*Adinandra bockiana* Pritz. ex Diels)林和猴头杜鹃(*Rhododendron simiarum* Hance)林等,并保存有林龄在300 a以上的南方红豆杉(*Taxus chinensis* var. *mairei* (Lemée et Lévl) Cheng et L. K. Fu)与银杏(*Ginkgo biloba* Linn.)混交林古树群落及红楠(*Machilus thunbergii* Sieb. et Zucc.)林、闽楠(*Phoebe bournei* (Hemsl.) Yang)林和毛红楝(*Toona sureni* var. *pubescens* (Fr.) Hand-Mazz.)林等优势群落。各群落的郁闭度多在0.75~0.95,乔木层平均高度约11.5 m,分层现象较明显,可分出3个亚层,最高层达40 m。板根现象和层间植物也是九连山常绿阔叶林群落的一个—重要特征,尤其是在核心区虾公塘主沟谷低处,蝶斗青冈(*Cyclobalanopsis disciformis* (Chun et Tsiang) Y. C. Hsu et H. W. Jen)树形高大,枝叶茂盛,具明显的板根。森林内层间植物及林下蕨类植物极为丰富,整个植被兼具原生性的中亚热带和南亚热带常绿阔叶林的双重特色^[32]。

1.2 研究方法

1.2.1 样地设置及调查 于2008年11月初在九连山国家级自然保护区受雨雪冰冻破坏较严重的栲属林中设立1 hm² (100 m × 100 m)长期监测固定样地(24°32′N,114°27′E,海拔640~760 m)。样地内的植物群落主要由热带、亚热带科属植物组成,常见树种有米楮、鸭公树(*Neolitsea chunii* Merr.)、细枝柃(*Eurya loquaiana* Dunn)、罗浮柿(*Diospyros morrisi-*

ana Hance)、黄丹木姜子、红楠、丝线吊芙蓉(*Rhododendron westlandii* Hemsl.)等。

调查时将整个样地划分为25个20 m×20 m的样方,用全站仪记录各样方分布位置、经纬度、海拔、坡度、坡向和坡位等信息。在25个20 m×20 m的样方内,以5 m×5 m的小样方将样地划分为400个相邻网格,对各小样方做每木调查,记录小样方内所有胸径(DBH) > 1 cm林木的物种、胸径、树高、冠幅、空间坐标等,并对各单株立木有无受灾、受灾程度给予统一的描述。根据本研究地区树木受损状况,参考许业洲等^[33]、李土生等^[34]、张俊生等^[35]的研究成果,将林木受损类型划分为断梢、折干、倒伏(包括翻茆)三类,并相应地将其受损等级确定为1级、2级、3级。

1.2.2 受灾程度计算 计算每个5 m×5 m小样方的受灾程度。受灾程度用平均受损指数(MDI)表示: $MDI = \sum_{i=1}^n D_i P_i$

式中: i 为受损等级, P_i 为受损等级 i 的受损率^[36-37]。受损率则采用国内外较为通用的公式表示^[8,37]: $P_i = n_i/N$ ($i=1,2,3$)。其中 n_i 为受损等级 i 的受损个体数, N 为小样方内林木的总个体数。

1.2.3 林隙调查 对固定样地进行林隙调查。林隙的测定方法为:测定每个5 m×5 m网格中林木的冠层高度,当冠层高度 < 15 m时,则此网格被认为是林隙^[38],否则为非林隙。调查过程中,根据林木受损情况,判断林隙是否由雪灾造成,并进行记录。共记录到非林隙283个(其中MDI=0的非林隙26个,MDI>0的非林隙257个),雪灾林隙64个,非雪灾林隙53个。

1.2.4 幼苗调查 调查林隙内外胸径(DBH) ≤ 1 cm的所有植株幼苗,包括乔木、灌木。调查时,记录每一株幼苗的物种、基径、高度。

1.2.5 数据分析

1.2.5.1 更新幼苗重要值的计算 用重要值来表示树种在更新群落中的地位和作用。因所调查的幼苗高度多在1.0 m以下,故用幼苗基径处的断面积计算幼苗的相对显著度。计算公式如下:

重要值(I.V.) = (相对密度 + 相对频度 + 相对显著度)/3

1.2.5.2 物种多样性的测定 采用5类目前普遍应用的多样性指数来测定物种的多样性(α 多样性),计算公式如下:

(1)物种丰富度指数 这是应用最广泛最简单的物种多样性测定方法,本文用Margalef指数(R)表示: $R = (S - 1)/\ln N$

式中: S 为物种总数即丰富度, N 为样方内观察到的个体总数。

(2)物种多样性指数 选用森林群落多样性研究中应用最为广泛的Shannon-Weiner指数(H)来表示: $H = - \sum P_i \ln P_i$

式中: P_i 是第 i 种的个体数 n_i 占总个体数 N 的比例。

(3)群落均匀度 指群落中物种多度分布的均匀程度。当呈均匀分布是,均匀度最大。用Piebu指数(J_s)表示: $J_s = - \sum P_i \ln P_i / \ln S$

式中: S 为物种总数, P_i 是第 i 种的个体数 n_i 占总个体数 N 的比例。

(4)生态优势度(λ) 即优势度集中于1个或几个种类的程度,是反映群落角逐种群优势状况的指标: $\lambda = \sum n_i(n_i - 1)/(N - 1)N$

式中: n_i 是第 i 种的个体数, N 为总个体数。

(5)均优多指数(Z)^[39] 指综合物种丰富度、均匀度和生态优势度来表示群落多样性指数的大小: $Z = (J_s - \lambda) \times S$

式中: J_s 、 λ 、 S 意义同上。

1.2.5.3 数据处理 本文数据采用Office Excel 2007、SPSS 16.0进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 样地受灾情况

样地内林木受灾情况见图1。样地的生境被划分为4类,其中,MDI>0的非林隙数量最多,占总生境的64.25%,雪灾林隙也占一定的比例,达16%。为了研究雪灾对幼苗更新的影响,本研究选取MDI=0的非林隙(即完全没有受灾的林下生境)和雪灾林隙(即由雪灾形成的林隙)两种生境,对其幼苗更新进行比较。根据所调查雪灾林隙的受损情况,将其分为3类:MDI<0.5,0.5≤MDI<1,MDI≥1。为下文表述方便,分别用轻度干扰、中度干扰和重度干扰表示,其中,轻度干扰林隙占39%(25个),中度干扰林隙占44%(28个),重度干扰林隙占17%(11个)。

2.2 雪灾林隙内外幼苗种类组成和数量特征

林隙内外共记录幼苗12 672株,隶属38科51属117种,其中,乔木81种,灌木36种。雪灾林隙

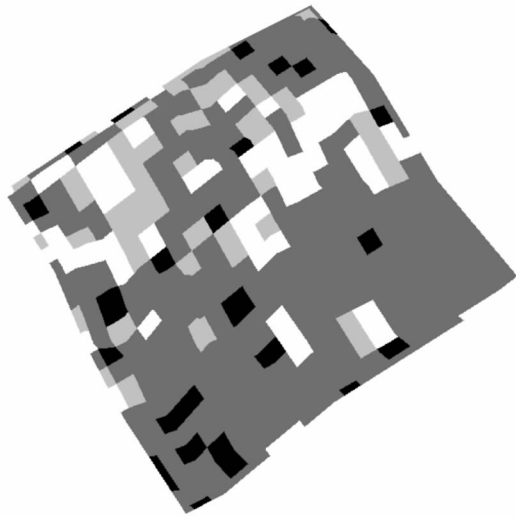


图1 样地受灾情况

中共有乔木树种 78 种,灌木树种 33 种,其中,米楮、山乌柏(*Sapium discolor* (Champ. ex Benth.) Muell. Arg.)、鸭公树、丝栗栲、杜茎山(*Maesa japonica* (Thunb.) Moritz ex Zoll.)、罗浮柿、黄金梢(*Blastus cochinchinensis* Lour.)、红楠、绒楠(*M. velutina* Champ. ex Benth.)、黄丹木姜子、拟赤杨(*Alniphyllum fortunei* (Hemsl.) Makino)、红皮树(*Styrax suberifolius* Hook. et Arn.)、罗浮栲、野桐(*Mallotus tenuifolius* Pax)、草珊瑚(*Sarcandra glabra* (Thunb.) Nakai) 等的个体数量较多,它们占物种总数的 13.51%, 却占个体总数的 80.74%; 其他一些分布不均匀的树种,如野柿(*D. kaki* var. *silvestris* Makino)、杉木(*Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook.)、黄瑞木、广东琼楠(*Beilschmiedia fordii* Dunn)、薄叶润楠(*M. leptophylla* Hand. -Mazz.)、八角枫(*Alangium chinense* (Lour.) Harms) 等的个体数量很少,57 个种(占物种总数的 51.35%)的个体数仅占所有个体总数的 1.6%。可见,亚热带常绿阔叶林林隙中树种的种类组成相当丰富,但个体数量分布却极不均匀,种类间数量差别很大。

从表 1 可以看出:更新幼苗的个体密度在林隙内外差别不大,在非林隙中最高,林隙内外差异不显著($F = 1.38, P > 0.05$);随着受灾程度的增大,更新密度呈单峰型变化,不同受灾程度林隙间幼苗的更新密度差异也不显著($F = 1.58, P > 0.05$);平均高和平均基径的变化趋势十分相近;在中度干扰林隙中,种密度达到最大,在轻度和重度干扰林隙中,种密度比非林隙林分的低。整体上,非林隙林分较有

利于幼苗的更新,中度干扰林隙中更新情况与非林隙相似。

表 1 不同受灾程度林隙内更新幼苗的基本特征

项目	非林隙	MDI		
		<0.5	0.5~1	>1
个体密度/(株·m ⁻²)	6.47	4.79	6.39	4.81
种密度/(种·m ⁻²)	0.88	0.87	0.91	0.79
平均高/m	0.20	0.19	0.22	0.23
平均基径/m	0.24	0.23	0.24	0.24

2.3 林隙受灾程度对更新的影响

2.3.1 林隙受灾程度对乔灌木更新的影响

林隙内外乔木的重要值都远高于灌木(表 2),这主要是由于林隙内外乔木的更新密度远高于灌木造成的。林隙内乔木的重要值高于非林隙林分,在中度干扰的林隙中,乔木的重要值达到最大,而林隙内灌木的重要值低于非林隙林分,最小值出现在中度干扰的林隙中,这说明乔木在林隙更新中占优势地位,灌木在非林隙更新中占优势。从生长状况来看,林隙和非林隙中乔木的平均高和平均基径均小于灌木的平均高和平均基径。总起来看,轻度干扰林隙内更新幼苗的平均高和平均基径较低,而重度干扰林隙中更新幼苗密度太低,只有中度干扰林隙内更新状况良好,与非林隙更新情况相似,这与表 1 得出的结论相同。

表 2 不同受灾程度(MDI)林隙内对更新幼苗生长的影响

项目	树种	非林隙	MDI		
			<0.5	0.5~1	>1
重要值	乔木	78.65	80.59	80.71	79.76
	灌木	21.35	19.41	19.29	20.24
个体密度/(株·m ⁻²)	乔木	5.49	4.15	5.44	4.00
	灌木	0.98	0.64	0.95	0.82
平均高/m	乔木	0.18	0.18	0.20	0.19
	灌木	0.30	0.26	0.30	0.37
平均基径/cm	乔木	0.22	0.21	0.22	0.22
	灌木	0.33	0.32	0.33	0.32
个体所占比例/%	乔木	84.85	86.68	85.11	83.01
	灌木	15.15	13.32	14.89	16.99

2.3.2 主要乔木树种幼苗对冰雪灾害的响应

干扰发生后,样地中的环境条件发生了不同程度的变化。不同树种对不同的生境反应不同,从而导致其更新幼苗的重要值在不同生境中存在差异,不同生境条件下,主要树种幼苗的重要值见表 3。鸭公树、山乌柏、米楮、罗浮柿在林隙内外都占有优势,且山乌柏、米楮在林隙内的更新优势明显高于非林隙。

虎皮楠 (*Daphniphyllum oldhami* (Hemsl.) Rosenth.)、木荷只在非林隙生境中占优势,红皮树只在林隙内占优势,黄丹木姜子、红楠、冬桃 (*Elaeocarpus dulouxii* Gagnep) 对林隙的反应不敏感,这可能与各树种的生理特性和耐荫性、繁殖力、繁殖对策以及竞争能力相关。虽然不同受灾程度林隙内占优势地位的更新树种相同,均为山乌柏、米楮、鸭公树,但随着干扰强度的增加,山乌柏的重要值呈单峰型变化,米楮的重要值逐渐增大,鸭公树的重要值逐渐降低。这说明不同树种对不同干扰强度的林隙侵占或利用力存在差异。

表3 不同受灾程度 (MDI) 林隙中主要乔木树种的重要值

树种	非林隙	MDI		
		<0.5	0.5~1	>1
鸭公树	15.07	10.50	7.92	5.66
丝栗栲	3.91	4.39	3.99	6.84
山乌柏	8.93	12.22	10.82	12.00
木荷	3.50	1.66	1.14	2.54
米楮	6.51	10.55	11.59	11.94
罗浮柿	5.10	5.26	4.45	5.01
黄丹木姜子	2.62	2.66	2.58	3.01
虎皮楠	4.69	2.18	1.65	0.98
红皮树	1.18	1.86	3.10	4.44
红楠	3.03	3.94	3.97	3.23
冬桃	1.30	1.65	1.02	3.08

2.3.3 林隙受灾程度对更新多样性的影响 林隙在为森林幼苗更新提供主要场所的同时,也构成了维持森林物种多样性的重要生境。林隙干扰可以导致资源的再分配和微生境的异质性,是森林群落内众多物种共存和多样性维持的基础,在森林的物种共存和更新中发挥了核心作用。

由表4可见:中度干扰林隙中的更新物种数 (S)、丰富度指数 (R)、生态优势度 (λ) 都比非林隙林分的高,而群落均匀度则比非林隙林分的低,表明相对于非林隙林分,中度干扰林隙内树种更丰富,优势种更突出;轻度干扰林隙中各项指数与非林隙林分相差不大;重度干扰林隙中更新物种数 (S)、丰富度指数 (R),多样性指数 (H),均优多指数 (Z) 都比非林隙林分的低,表明重度干扰林隙内树种的丰富度和多样性降低。Shannon-Weiner 指数 (H) 在轻度干扰林隙中最大,表明轻度干扰林隙中的多样性最高,树种的多度分布也较均匀,优势种不突出;而在中度干扰林隙内多样性指数 (H) 最低,树种的多度分布差异较大,这与生态优势度 (λ) 反映出的中度

干扰林隙内优势度集中于少数几个树种的情况相一致。均优多指数 (Z) 在非林隙中最大,随着干扰强度的增大,逐渐降低。综上所述,轻度干扰林隙内各项指数与非林隙林分相差不大,中度干扰林隙中物种丰富度最高、多样性最低,优势种最突出,而重度干扰林隙内丰富度下降,多样性降低,均匀度增加,优势种不明显。

表4 不同受灾程度 (MDI) 林隙内树种多样性指标的差异

项目	非林隙	MDI		
		<0.5	0.5~1	>1
物种数 (S)	22	22	23	20
丰富度指数 (R)	4.16	4.42	4.56	4.04
多样性指数 (H)	2.30	2.31	2.23	2.25
群落均匀度 (J_s)	0.76	0.76	0.73	0.76
生态优势度 (λ)	0.16	0.14	0.18	0.16
均优多指数 (Z)	13.44	13.32	13.03	11.87

2.4 更新幼苗数量、种类及受灾程度的相关性分析

将所调查的64个雪灾林隙内更新幼苗数量及幼苗种类与受损指数做相关性分析,结果显示:幼苗密度、幼苗种类与受灾程度存在一定的相关性,但相关性都不显著 ($P > 0.05$)。

3 结论与讨论

3.1 雪灾林隙内树木的种类组成和数量特征

与国内外相关研究成果不同,本文中林隙内外幼苗更新密度相似,这表明林隙并不是幼苗更新的首选场所,这与 Thomas 等^[40]对波斯尼亚-黑塞哥维尼亚老龄林的研究结果一致。这主要是由于九连山常绿阔叶林郁闭度高,耐荫性树种占据优势。通过群落结构调查可知,重要值 >5 的15种群落树种中只有木荷、马尾松、拟赤杨、枫香为阳性树种,其余11种树种都为耐荫树种。这种群落结构在其他森林类型中也很普遍,如欧洲东南部的 *F. sylvatica*-*A. alba* 森林以及大量的存在着小规模林隙的温带和热带森林^[40]。冰冻灾害使乔木层受到干扰,林隙的出现在短时间内较大地改变了林下光照环境,使林隙内光照时间延长,林隙内光照时数明显高于林内,且光照强度也有所增加^[41-42],耐荫树种适应不了这种突然的高光辐射,更新受到抑制;同时,雨雪冰冻灾害造成林木断梢、折干、倒伏,在形成林隙的同时,也在一定程度上造成了幼苗的机械损伤,对幼苗更新产生不利的影响。这些因素,导致林隙内的幼苗密度与林下幼苗密度相近。

3.2 林隙受灾程度对幼苗更新的影响

研究表明:林隙内外乔木的重要值都远高于灌木,这主要是由于林隙内外乔木的更新密度远高于灌木造成的。一般而言,森林受到干扰破坏后,光照增强有利于土壤种子库中种子的萌芽和幼苗的生长,而种子扩散的限制和退化生境的非生物因子则不利于乔木幼苗的生长^[43],所以,在群落演替初期以灌木植物占优势;但本研究中却得到了相反的结论,即乔木在林隙更新中占优势。这可能与微环境的不断变化以及土壤中含有大量乔木种子有关,而且样地中乔木母树的密度远大于灌木母树的密度。在调查中还发现,大量乔木幼苗经常占领林地凸起的生境(如倒木)而不受灌木层的影响,这也给乔木的更新优势做出了一定的解释。

主要乔木树种对林隙的反应存在很大的差异,这一方面与各树种的生理特性如耐阴性、繁殖力、繁殖对策以及竞争能力有关,另一方面则为群落内环境的影响。

干扰被认为是影响植物群落物种丰富度的主要因素^[44]。郭东罡^[45]的研究表明,适度的择伐可以提高群落整体的多样性。孙鸿雁^[46]对滇西北天然侧柏林研究表明,中度干扰样地中物种丰富度最大。本研究中,中度受灾林隙中物种丰富度最大,与上述研究结果一致,符合中度干扰理论;但多样性指数(H)在中度干扰的林隙中却最小。这可能是由于 Shannon-Wiener 物种多样性指数的大小取决于两个因素,一是物种的数量,二是个体数在不同物种之间的分布状况^[47]。一个物种数多、个体数也多但分布不均匀的群落,与另一个物种数和个体数均较少但分布均匀的群落可能有相同或相似的 Shannon-Wiener 指数^[48]。此外,群落的每一物种和每一个体对于计算 Shannon-Wiener 指数都是等效的^[48]。从表 2 可以看出:相对于非林隙林分,林隙中乔木个体数所占比例有下降的趋势,而灌木个体数所占比例有上升的趋势,因而 Shannon-Wiener 指数无法显示林隙与非林隙林分内物种多样性的实际差别。总体看来,中度干扰林隙中物种多样性最大。

3.3 幼苗数量、种类与受灾程度的相关性分析

幼苗密度、幼苗种类与受灾程度相关性都不显著。这是因为幼苗更新受多方面的影响,不仅与幼苗本身的耐阴性、繁殖方式有关,还与各种有机、无机环境因子有关。冰雪灾害对森林生态系统的影响是多方面的,林相遭受重大破坏,样地的生境发生重

大变化,光照、地形、地貌等发生改变;同时,冰雪灾害对森林凋落物以及土壤等都会产生影响,这必然会影响到森林生态系统的养分循环。这些方面的改变,都会对幼苗的更新产生不同程度的影响。因此,MDI 指数很难将这些因素全部反映出来,这可能是受灾程度与幼苗数量、种类的相关性不显著的原因。

冰雪灾害对各个样地微环境的影响,幼苗对微环境的响应、冰雪灾害对更新幼苗生理生态的影响等,这些都有益于揭示冰雪灾害对幼苗更新的影响,有待进一步研究。

参考文献:

- [1] 王 旭,黄世能,周光益,等. 冰雪灾害对杨东山十二度水自然保护区栲类林建群种的影响[J]. 林业科学,2009,45(9):41-47
- [2] 肖文发. 由亚热带常绿阔叶林雨雪冰冻灾情引发的思考[J]. 林业科学,2008,44(4):2-3
- [3] 李家湘,王 旭,黄世能,等. 南岭中段冰灾受损群落和植物区系特征及保护生物学意义[J]. 林业科学,2010,46(3):166-172
- [4] 苏志尧,刘 刚,区余端,等. 车八岭山地常绿阔叶林冰灾后林木受损的生态学评估[J]. 植物生态学报,2010,34(2):213-222
- [5] 张殿发,张祥华. 中国北方草原雪灾的制灾机制探讨[J]. 自然灾害学报,2002,11(2):80-84
- [6] 刘兴元,梁天刚,郭正刚,等. 阿勒泰地区草地畜牧业雪灾的遥感监测与评价[J]. 草业学报,2003,12(6):115-120
- [7] 黄晓东,梁天刚. 牧区雪灾遥感监测方法的研究[J]. 草业科学,2005,22(12):10-16
- [8] 张光元,梁文斌,龙云高,等. 冰冻雪灾下毛竹受损率调查[J]. 湖南林业科技,2005,32(3):69-71
- [9] 何 虎. 毛竹雪灾受损特点与钩梢减灾技术[J]. 湖南林业科技,2007,34(2):48-49
- [10] 李苇洁,聂忠兴,龙秀琴,等. 百里杜鹃自然保护区雪凝灾情分析及重建思考[J]. 林业科学,2008,44(11):111-114
- [11] 赵 霞,沈孝清,黄世能,等. 冰雪灾害对杨东山十二度水省自然保护区木本植物机械损伤的初步调查[J]. 林业科学,2008,44(11):164-167
- [12] 汤景明,宋从文,戴均华,等. 湖北省主要造林树种冰雪灾害调查[J]. 林业科学,2008,44(11):2-10
- [13] 林 华. 雨雪冰冻灾害对毛竹林的影响及恢复技术研究综述[J]. 世界竹藤通讯,2008,6(3):40-42
- [14] 杨灌英,徐小林,杨朗生,等. 2008 年初冰雪灾害对四川毛竹林的危害及其重建措施[J]. 林业科学,2008,44(11):96-100
- [15] Päätaola M L. Risk of snow Damage in Unmanaged and Managed Stands of Scots Pine, Norway Spruce and Birch[J]. Scandinavian Journal of Forest Research,2000(15):530-541
- [16] Smolnik M, Hessel A, Colbert J J. Species-specific effects of a 1994 ice storm on radial tree growth in Delaware[J]. Journal of the Torrey Botanical Society,2006,133(4):577-584
- [17] Pisaric M F J, King D J, MacIntosh A J M, et al. Impact of the 1998 ice storm on the health and growth of sugar maple (*Acer sac-*

- charum* Marsh.) dominated forests in Gatineau Park, Quebec[J]. Journal of the Torrey Botanical Society, 2008, 135(4): 530-539
- [18] Cittadini E D, Ridder N D, Peri P L. A method for assessing frost damage risk in sweet cherry orchards of South Patagonia[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2006, 141: 235-243
- [19] Kata A, Hiroshi N. An approach for estimating resistance of Japanese cedar to Snow accretion damage[J]. Forest Ecology and Management, 2000, 135: 83-96
- [20] Valinger E, Fridman J. Models to assess the Risk of Snow and wind Damage in Pine, Spruce, and Birch Forests in Sweden[J]. Environmental Management, 1999, 24(2): 209-217
- [21] Langvall O, Orlander G. Effects of Pine shelterwoods on microclimate and frost damage to Norway Spruce seedlings[J]. Canadian Journal of forest Research, 2001, 31(1): 155-164
- [22] Homma K. Effects of snow pressure on growth form and life history of tree species in Japanese beech forest[J]. Journal of Vegetation Science, 1997, 8(6): 781-788
- [23] Shimanno K, Okitsu S. Regeneration of natural *Fagus Crenata* forest around the kanto district[J]. Jpn J Ecol, 1994, 44: 283-291
- [24] Harper J L. Population Biology of Plants[M]. London: Academic Press, 1977
- [25] Szwagrzyk J, Szewczyk J, Bodziarczyk J. Dynamics of seedling banks in beech forest: result of a 10-year study on germination, growth and survival[J]. Forest Ecology and Management, 2001, 141: 237-250
- [26] Streng D R, Glitzenstein J S, Harcombe P A. Woody seedling dynamics in an east Texas floodplain forest[J]. Ecological Monographs, 1989, 59: 177-204
- [27] Pausas J G, Ribeiro E, Vallejo R. Post-fire regeneration variability of *Pinus halepensis* in the eastern Iberian Peninsula[J]. Forest Ecology and Management, 2004, 203: 251-259
- [28] Gould K A, Fredericksen T S, Morales F, et al. Post-fire tree regeneration in lowland Bolivia: implications for fire management[J]. Forest Ecology and Management, 2002, 165: 225-234
- [29] Lomascolo T, Mitchell T. Seed and Seedling Bank Dynamics in Secondary Forests Following Hurricane Georges in Puerto Rico[J]. Caribbean Journal of Science, 2001, 37: 259-270
- [30] 郭建刚, 周新年, 王国良, 等. 不同采集方式对马尾松林天然更行的影响[J]. 福建林学院学报, 2000, 20(4): 302-305
- [31] 梁建萍, 王爱民, 梁胜发. 干扰与森林更新[J]. 林业科学研究, 2002, 15(4): 490-498
- [32] 简敏菲, 刘琪璟, 朱 笃, 等. 九连山常绿阔叶林乔木优势种群的种间关联性分析[J]. 植物生态学报, 2009, 33(4): 672-680
- [33] 许业洲, 孙晓梅, 宋丛文. 鄂西亚高山日本落叶松人工林雪灾调查[J]. 林业科学, 2008, 44(11): 11-17
- [34] 李土生, 邱瑶德, 高洪娣, 等. 浙江省公益林雨雪冰冻灾情评估及恢复重建对策[J]. 林业科学, 2008, 44(11): 168-170
- [35] 张俊生, 刘江林. 迭部林区冰雪灾害受损森林生态系统恢复技术[J]. 甘肃林业科技, 2008, 33(4): 67-70
- [36] Warrillow M, Mou P. Ice Storm Damage to Forest Tree Species in the Ridge and Valley Region of Southwestern Virginia[J]. Journal of the Torrey Botanical Society, 1999, 126(2): 147-158
- [37] Rebertus A J, Shifley S R, Richards R H. Ice Storm Damage to an Old-growth Oak-hickory Forest in Missouri[J]. American Midland Naturalist, 1997, 137(1): 48-61
- [38] Hubbell S P, Foster R B, O'Brien S T, et al. Light-Gap Disturbances, Recruitment Limitation, and Tree Diversity in a Neotropical Forest[J]. Science, 1999, 283: 554-557
- [39] 宋新章, 李冬生, 肖文发, 等. 长白山次生阔叶林采伐林隙更新研究[J]. 林业科学研究, 2007, 20(3): 302-306
- [40] Nagel T A, Svoboda M, Rugani T, et al. Gap regeneration and replacement patterns in an old-growth *Fagus-Abies* forest of Bosnia-Herzegovina[J]. Plant Ecology, 2009, 208(2): 307-318
- [41] 孙一荣, 朱教君, 于立忠. 森林干扰对更新幼苗生理生态的影响综述[C]. 森林可持续经营与生态文明学术研讨会论文集, 河南郑州, 2008
- [42] 藏润国. 海南热带山地雨林森林循环不同阶段光、温环境的测定与分析[J]. 北京林业大学学报, 2002, 24(5): 125-130
- [43] 李小双, 刘文耀, 陈军文, 等. 哀牢山湿性常绿阔叶林及不同类型次生植被的幼苗更新特征[J]. 生态学杂志, 2009, 28(10): 1921-1927
- [44] 毛志宏, 朱教君. 干扰对植物群落物种组成及多样性的影响[J]. 生态学报, 2006, 26(8): 2695-2701
- [45] 郭东罡. 太岳山油松林对采伐干扰的生态响应研究[D]. 山西: 山西大学, 2006
- [46] 孙鸿雁. 滇西北天然侧柏林在不同干扰强度下植物多样性的研究[D]. 云南: 西南林学院, 2006
- [47] 杨彦承, 张伟银, 林瑞昌, 等. 海南霸王岭陆均松类热带山地雨林伐后林结构与物种多样性研究[J]. 林业科学研究, 2008, 21(1): 37-43
- [48] 朱锦懋, 姜志林, 蒋 伟, 等. 人为干扰对闽北森林群落物种多样性的影响[J]. 生物多样性, 1997, 5(4): 263-270