

割草对鼎湖山马尾松 (*Pinus massoniana*) 林 土壤动物群落的影响^①

李健雄 廖崇惠

(广东省昆虫研究所, 广州 510260)

摘要 马尾松(*Pinus massoniana*)林是广东省的中亚热带和南亚热带的主要针叶林,马尾松是荒山绿化的主要树种和先锋树种。在人口密度较大的地区,居民有每年秋季在马尾松林中割草和扒收地下凋落物作为生活燃料的习惯。

我们于 1990~1995 年在鼎湖山自然保护区的缓冲区内马尾松林中,按照当地居民的习惯,设置处理组,即每年秋季割草和扒收地下凋落物一次,同时设置对照组(人为保护,不加干扰),进行土壤动物群落结构变化的调查。其调查结果显示:

围栏的保护使试验区(包括处理组和对照组)的土壤动物群落的生物量和生物多样性都有明显的增加。

经 4 年的试验后,处理组和对照组的土壤动物群落的生物多样性,*DG* 指数分别为 9.1034 和 10.391,两者的增幅差异较大,分别为 94.14% 和 243.85%。

处理组和对照组的土壤动物群落的生物量增幅基本上是一致的,分别为 115.23% 和 102.17%,群落组成的相似性较大,*Sg* 为 0.5102。结果表明:按照当地居民习惯每年秋季割草和扒收地下凋落物一次的人为干扰强度,经 4 年的试验后对整个土壤动物的群落结构尚未产生明显的影响。

关键词: 土壤动物,群落结构,马尾松林,人为干扰,鼎湖山。

马尾松(*Pinus massoniana*)林是广东省的中亚热带和南亚热带的主要针叶林。马尾松的根系发达,适应力强,是广东省荒山绿化的主要树种和先锋树种。马尾松主要分布于平原、低山丘陵。马尾松的主要分布区(如粤中地区)又是人口密集的地区,居民的生活燃料缺乏。因此,马尾松林下层及地下凋落物常被当地居民割取,以用作生活燃料,当地居民习惯每年秋季在林内割草和扒收地下凋落物一次。但这些人类的干扰活动是否会引起植物群落结构和植物种类的变化,植物群落的变化必然会引起包括土壤动物在内的其他生物群落的变化,而割草和扒收地下凋落物又是当地居民利用这种生物资源的方式。考虑到这种利用的方式和利用强度是否会对生态系统中的土壤结构与功能、生物多样性和生物生产力的可持续发展等产生威胁,以及这种利用是否有高的经济价值等问题。本文通过对马尾松林的土壤动物群落在受到人工割草和扒收地下凋落物之后,所产生的变化的研究,为综合评估这一人为干扰的后果,提供一个方面的资料。

1 试验地概况

试验地设在鼎湖山自然保护区的缓冲区内,海拔 200m,由铁丝网围栏保护,面积为 2hm²,

^① 国家科委 PD-85-31 项目和中国科学院华南植物研究所中美合作项目资助。植被资料由孔国辉教授提供,特此致谢。

试验地气候属季风南亚热带湿润型气候,土壤为赤红壤。试验地的马尾松林结构简单,上层树为马尾松,林下层只有灌木和草本层,覆盖度约为70%,高约0.2~0.4m。灌木主要有:桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)、岗松(*Baeckea frutescens*)、野牡丹(*Melastoma candidum*)、龙船花(*Ixora chinensis*)、鬼灯笼(*Clerodendrum fortunatum*)。草本植物主要有:鹧鸪草(*Eriachne pallescens*)、蜈蚣草(*Eremochloa ciliaris*)、鸭嘴草(*Ischaemum ciliare*)。蕨类植物主要有芒萁(*Dicranopteris dichotoma*)。

2 研究方法

1990年5月在试验区内设置处理组和对照组小样地20对(共40个)。每个小样地的面积为 $10 \times 10 \text{m}^2$ 。处理组按照当地居民的习惯,每年秋季在马尾松林下层割草和扒收地下凋落物一次;对照组人为保护不加干扰^[1]。于1990年7月、10月、1991年1月、4月和1994年7月、10月、1995年4月分别对其中的5~8对样地的土壤动物进行调查。每次调查的样地是固定的,且不影响其他内容(如植物群落结构变化,土壤有机质和土壤肥力的变化等)的试验。土壤动物收取的具体方法:1)每个样地内各取 0.1m^2 面积的地被物(包括矮草和枯枝落叶),用改良型的Tullgren装置收集其中的中小型土壤动物;2)用直径8cm的取土器,取5个样芯(15cm深),合计面积为 250cm^2 ,取土后当即进行手拣,收集大中型土壤动物;3)用 $4 \times 5 \times 5 \text{cm}^2$ 取土器分三层取样(每层5cm深),每层取样4个,合计面积为 80cm^2 ,所取土样用Baermann装置收集小型湿生动物。土壤动物分类按青木淳一(1973)大致分至目^[2],手拣土壤动物分类后,用分析天平称其鲜重,其他方法所收集的土壤动物按历次调查平均值推估鲜重,计算生物量。群落的多样性用密度-类群指数(DG)^[3]表示:

$$DG = (g/G) \sum_{i=1}^k \left(\frac{D_i C_i}{D_{i\max} C} \right)$$

式中 D_i 为第 i 类群生物量(或个体数); $D_{i\max}$ 为各群落中第 i 类群的最大生物量; C_i 为第 i 类群在 C 个群落中出现的次数; g 为群落中的类群数; G 为各群落所包含的总类群数。

群落的相似性的计算采用Gower相似系数公式:

$$Sg = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left[1 - \frac{|X_{ij} - X_{ik}|}{R_i} \right]$$

式中 X_{ij} 和 X_{ik} 分别代表第 i 个类群在处理组和对照组出现的生物量, R_i 代表第 i 个类群在这两个试验区中出现的生物量的总和。

3 结果和讨论

3.1 试验区(包括处理组和对照组)建立4年后,土壤动物群落的生物量和多样性有所增加。处理组和对照组的1994~1995年度与刚建立试验区时的1990~1991年度相比,土壤动物群落的生物量都有明显的增加。处理组从 $5.1541 \text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ 增加到 $11.0934 \text{g} \cdot \text{m}^{-2}$,但两个年度的差异并不显著;对照组则由 $2.3007 \text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ 增长到 $4.6514 \text{g} \cdot \text{m}^{-2}$,增幅为102.17%,两个年度的差异是显著的(表1)。试验区是于1990年通过设立围栏保护而建立起来的,试验区建立前,附近的居民可以允许进入该地进行割草、扒收地下凋落物和放牧、行走等活动。试验区建立之后,则禁止当地居民进入试验区内从事这些活动,只是按照当地居民的习惯,每年秋季在处理样地内(仅占试验区总面积的1%)进行割草和收获地下凋落物。这样,建立围栏保护后的对照样地没有受到当地居民的干扰和破坏,处理样地也同样受到了一定程度的保护,这些保护无疑

对土壤结构和土壤肥力都有良好的影响,土壤有机质和土壤肥力都逐年提高。这可能是土壤动物群落生物量明显增加的原因之一。这一现象与广东省茂名市小良水土保持推广试验站内的受保护的桉树林下的土壤动物比没有受保护的桉树林下的土壤动物的生物量明显地高^[3,4,5]的情况相似。在土壤动物生物量升高同时,处理组和对照组的土壤动物多样性也都明显地增加,如增加了等足目、倍足目、蜚蠊目和双尾目等类群,以及反映多样性总体水平的 DG 指数成倍地增长(表 2)。土壤动物群落在已长期保护的情况下,其群落的生物量和多样性也有可能产生波动,略有升高或降低,但成倍地增加或减少的可能性较小。如鼎湖山季风常绿阔叶林内和鹤山的人工林在 1990~1992 年间,土壤动物的生物量变化也不过在 -7%~16% 之间^[6]。因此,处理组和对照组土壤动物生物量和多样性普遍升高的主要原因是整个试验区被围栏保护的作用。

表 1 试验区设置 4 年后,马尾松林土壤动物群落生物量($g \cdot m^{-2}$)的变化
Table 1 The change of biomass ($g \cdot m^{-2}$) of the soil animal community in *Pinus massoniana* forest 4 years after the experiment area was established

	试验初期		试验 4 年后		增幅(%)	自由度	T 值
	样方数	平均数	样方数	平均数			
处理组	32	5.1541	20	11.0934	115.23	50	1.900
对照组	32	2.3007	20	4.6524	102.17	50	2.776 *

* $t_{50} > 2.008$, 差异显著。

3.2 处理组的土壤动物群落生物量的增长率与对照组的土壤动物群落生物量的增长率无异,但其生物多样性的增长率显然低于后者。从表面上看,无论 1990~1991 年度或 1994~1995 年度,处理组的土壤动物群落生物量都成倍地大于对照组的土壤动物群落生物量(表 1),但不能说明割草和扒收地下凋落物会对土壤动物群落生物量的增长产生重大影响。因为割草和扒收地下凋落物每年仅在秋季进行一次,环境的改变是短暂的,在试验当年(1990~1991 年度),对土壤动物群落结构的影响并不明显,是合理的假设,同时两个组的群落一开始就存在差异也是可能的。因此,为了消除这些可能存在的影响因素,把 1990~1991 年度处理组和对照组的资料仅作为试验时的本底资料,并在此基础上分析两个试验组经过 4~5 年变化后的差异,才可以获得正确结论。从表 1 看,两个试验组的土壤动物群落生物量增幅分别为 115.23% 和 102.17%,两者无明显不同。处理组每年在秋季割草和扒收地下凋落物一次,4 年后对土壤动物群落的总生物量与对照组一样地增长,尚未显出处理措施所产生明显的影响。但两个试验组的土壤动物群落的生物多样性指数——DG 指数增长率却有明显的差异(表 2)。处理组的 DG 指数仅增加了 94.14%,而对照组的 DG 指数则增加了 243.85%,表明每年在秋季割草和扒收地下凋落物一次对土壤动物群落的多样性会产生明显的影响,如果割草和扒收地下凋落物的样地在保护围栏之外,其土壤动物群落多样性变化可能还要低于上述处理组的数据。由于对照组样地没有割草和扒收地下凋落物等活动的人为干扰,地被植物的覆盖率逐年增加,郁闭度增大,有利于一些阴性植物的入侵和耐荫植物的生长,而不利于一些低矮的早生的草本植物的生长。如灌木植物的桃金娘、鬼灯笼、野牡丹,以及蕨类植物的芒萁等明显地增多,早生草本植物如蜈蚣草、鹧鸪草、纤毛鸭嘴草显著地减少或消失。处理样地的植物群落除了较多地保持原有种类之外,植物群落的覆盖率没有太大的变化。即对照组样地的生境已与处理组样地的生境大不相同了。这显然是造成处理组和对照组土壤动物群落生物多样性差异的主要原因。

表 2 马尾松林割草等人为干扰后土壤动物的生物量($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)变化

Table 2 The change of biomass ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$) of soil animal after disturbing from humaned activities such as mowing etc. in the *Pinus massoniana* forest in Dinghushan

	处理组			对照组		
	1990~1991	1994~1995	增长率	1990~1991	1994~1995	增长率
	年度	年度		年度	年度	
线虫纲 Nematode	0.1752	0.8801	402.34	0.1503	0.6915	360.08
线蚓 <i>Plessiopoda</i>	0.6206	2.1803	251.32	0.3698	1.1752	217.79
蚯蚓 <i>Enchytraeid</i>	0.5433	5.3726	888.88	0.1654	0.4655	181.4
4 蜘蛛目 Araneae	0.9263	0.1677	-81.96	0.0164	0.01460	790.24
蜱螨目 Acarina	0.0298	0.3402	1041.61	0.0817	0.1884	130.60
等足目 Isopoda		0.033		0.2400		
唇足纲 Chilopoda	0.0047	0.1134	2312.77	0.0003	0.2478	825.00
倍足纲 Diplopoda		0.0390		0.0829		
弹尾目 Collembola	0.0105	0.0899	756.19	0.0094	0.0393	318.09
双尾目 Diplura		0.0001		0.0009		
蜚蠊目 Blattaria		0.0004		0.1397		
啮虫目 Corrodentia	0.0010			0.0006	0.0002	
缨翅目 Thysanoptera	0.0046	0.0014	-69.57	0.0013	0.0134	930.77
同翅目 Homoptera	0.4792	0.0737	-84.62	0.0076	0.0483	535.53
半翅目 Hemiptera	0.0019	0.0077	305.36	0.0006	0.0103	1616.67
鞘翅目 Coleoptera	0.7894	0.6474	-18.99	0.5428	0.3158	-41.82
鳞翅目(幼) Lepidoptera (L.)	0.0015	0.0020	33.33	0.0060	0.0106	76.67
双翅目(幼) Diptera (L.)	0.1340	0.5103	280.82	0.0790	0.2688	240.25
膜翅目 Hymenoptera	0.3892	0.5680	45.94	0.8688	0.5664	-34.81
合计	5.1541	11.0934	115.23	2.3007	4.6514	102.17
DG 指数	4.689	9.103	94.14	3.022	10.391	243.85

3.3 群落的相似性 理论上群落的相似性系数(Gower 相似系数)最大值为 1,但在实际上一般只能达到 0.85^[7],故可把 0.425 作为相似性较大和较小的分界线。处理组 1994~1995 年度与 1990~1991 年度间的群落相似系数为 0.2923,对照组 1994~1995 年度与 1990~1991 年度间的群落相似系数为 0.3324(图 1),即试验区(包括处理组和对照组)在围栏保护下的土壤动物群落经过 4~5 年的演替,在结构上已发生了较大的改变,这与试验区的植物群落结构已发生了变化相一致。处理组与对照组的土壤动物群落之间在 1990~1991 年度和 1994~1995 年度的相似系数分别为 0.5185 和 0.5103,即处理组样地和对照组样地经过 4~5 年的发展后,土壤动物群落虽然在多样性增长率上出现明显差异,但在群落组成上仍有较大的相似性。

3.4 从表 2 看,不同类群生物量的变化,割草和扒收地下凋落物对大多数土壤动物类群(11/

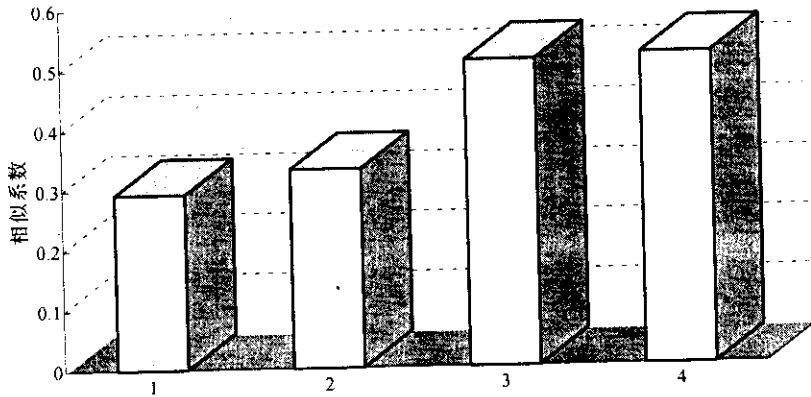


图 1 处理组和对照组的相似系数

Fig. 1 Similar coefficient between treated area and control area, in 1990~1991 and 1994~1995

注 1: 处理组的 1994~1995 年度与 1990~1991 年度

2: 对照组的 1994~1995 年度与 1990~1991 年度

3: 处理组与对照组间在 1994~1995 年度

4: 处理组与对照组间在 1990~1991 年度

19)均有较大的抑制作用,表现在其增长率明显地低于不割草和扒收地下凋落物的对照组,尤其是一些喜湿,喜荫蔽的类群,如等足目的潮虫(*Philoscia* spp.)、唇足纲、倍足纲、蜚蠊目、缨翅目等,割草和扒收地下凋落物后生物量明显升高的类群只有蚯蚓、蜚蠊目和膜翅目(主要是蚂蚁)等,造成这一现象的原因有待进一步研究。

4 小结

- 4.1 围栏的保护使试验区(包括处理组和对照组)土壤动物的生物量和多样性都有所增加。
- 4.2 在试验时间内,在处理组的样地内按照当地居民的习惯每年割草和扒收地下凋落物一次,经 4 年之后土壤动物群落多样性的增加虽不及对照组样地,但两组样地的土壤动物群落结构仍有较大的相似性,它们的生物量增加仍较一致。故这样强度的人为干扰,对马尾松林土壤动物群落尚未产生明显的影响。

参 考 文 献

- 1 Brown, S., Lenart, M., Mo, J. and Kong, G. Structure and organic matter dynamics of a human-impacted pine forest in a MAB Reserve of Subtropical China. *Biotropica*, 1995, 27(3): 276~289
- 2 青木淳一. 土壤动物学. 北隆馆, 东京, 1973
- 3 廖崇惠, 陈茂乾. 热带人工林土壤动物群落的次生演替和发展过程探讨. *应用生态学报*, 1990, (1): 53~59
- 4 廖崇惠. 小良热带人工林生态系统的土壤动物——群落组成, 发展及其功能. *热带亚热带森林生态系统研究*, 1990, 第 7 集: 143~146
- 5 廖崇惠, 陈茂乾, 谢映书. 小良热带人工林土壤动物初步调查. *热带亚热带森林生态系统研究*, 第 2 集: 214~226
- 6 廖崇惠, 林少明, 李耀泉等. 土壤动物生物量与森林凋落物分解的关系. *生态学报*, 1995, 15(增): 156~164
- 7 G. W, 考克斯. 普通生态学实验手册. 北京: 科学出版社, 1979

The Study on Soil Animal Community Structure in a Human-impacted Pine Forest in Dinghushan Biosphere Reserve

Li Jianxiong Liao Chonghui

(Guangdong Institute of Entomology, Guangzhou 510260)

ABSTRACT The *Pinus massoniana* forest is a main coniferous forest in the subtropical China, particularly in Guangdong Province. It are used to afforest the barren hills. The rural people in most areas of Guangdong are used to harvest litter and understory from *Pinus massoniana* forest to meet their fuel needs. This practice has an influence on *Pinus massoniana* forest and the soil animal community under the forest. The study of soil animal community in the forest was carried out from July, 1990 to April, 1995. The results show that:

Biomass of soil animal community significantly increased in both areas from $5.1541\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ (1990~1991) to $11.0934\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ (1994~1995) in the treated area; $2.3007\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ (1990~1991) to $4.6514\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ (1994~1995) in the control area.

Biomass of soil animal community is higher in the treated area than that in the control area in 1990~1991 and in 1994~1995.

Keywords Soil animal, Community structure, *Pinus massonian*, Human disturbance, Dinghushan.