

# 鼎湖山旅游路径对针阔混交林个体数量和生物量空间分布格局的影响

刘 申<sup>1,2,3</sup>, 罗 艳<sup>1,4</sup>, 黄钰辉<sup>1,3</sup>, 周国逸<sup>1\*</sup>

(1. 中国科学院华南植物园, 广州 510650; 2. 农业部环境保护科研监测所, 天津 300191;  
3. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 4. 广东省气候中心, 广州 510080)

**摘要:** 以与旅游路径相邻的鼎湖山针阔混交林样地为研究对象, 应用垂直路径和平行路径两种样带取样方法, 探讨旅游路径影响下不同取样尺度群落个体数量和生物量的空间分布格局, 以及不同优势种群空间分布格局对旅游路径干扰的响应。结果表明, 群落生物量在各取样尺度上均未检测到显著变化( $P > 0.05$ ), 群落个体数在远离旅游路径方向各取样尺度上均呈显著的增加趋势( $P < 0.05$ )。优势物种 20 m 取样尺度的空间分布格局反映了不同种群对旅游路径干扰的不同响应, 其中荷木的生物量、豺皮樟的个体数和生物量在远离旅游路径方向上均呈显著增长趋势, 其他物种的个体数和生物量变化不显著。

**关键词:** 旅游路径; 空间分布格局; 样带; 取样尺度

中图分类号: Q948.114

文献标识码: A

文章编号: 1005-3395(2008)05-0407-07

## Effects of Road on Spatial Distribution Patterns of Stand and Biomass of Pine and Broad-leaved Mixed Forest in Dinghushan Nature Reserve

LIU Shen<sup>1,2,3</sup>, LUO Yan<sup>1,4</sup>, HUANG Yu-hui<sup>1,3</sup>, ZHOU Guo-yi<sup>1\*</sup>

(1. South China Botanical Garden, the Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China;  
2. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Tianjin 300191, China;  
3. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;  
4. Climatic and Agrometeorological Center of Guangdong Province, Guangzhou 510080, China)

**Abstract:** The spatial distribution patterns of community biomass and number of individuals, and the distribution pattern of dominant populations responded to road under different sampling scales were studied in pine and broad-leaved mixed forest along the road in Dinghushan Nature Reserve, Guangdong Province. Sample plots were arranged along transects vertical or parallel to road. The results showed that there were no significant difference in community biomass among the sampling scales along parallel direction of road ( $P > 0.05$ ), while significant increase in number of individuals among sampling scale were detected ( $P < 0.05$ ). On the sampling scale of 20 m, the road effects on different dominant populations were demonstrated in their spatial distribution patterns. There were significant increases in the biomass of *Schima superba* population, the number of individuals and biomass of *Litsea rotundifolia* population ( $P < 0.05$ ) along the parallel direction to road, respectively, while those of other populations had no significant difference.

**Key words:** Road; Spatial distribution pattern; Transect; Sampling scale

空间格局是植物群落最显著的特征之一<sup>[1]</sup>。植物群落的空间格局常常呈高度非随机分布<sup>[2-3]</sup>,

某一时刻观测到的群落空间结构是该群落过去所经历的一系列过程的综合结果<sup>[4]</sup>。由于空间关系

的复杂性和处理手段的局限性增加了生态学野外调查和建模的难度,空间因子长期被许多生态学家忽视<sup>[5]</sup>。随着研究技术的发展,以格局、过程和尺度为核心的生态学理论与应用研究已逐渐成为现代生态学研究的一个热点。

鼎湖山自然保护区自 1956 年成立以来,保护区内的实验区就开放为旅游区<sup>[6]</sup>。随着旅游业的发展,实验区内的大气、水质以及植物都受到了不同程度的影响。张德强等报道鼎湖山自然保护区实验区内旅游路径沿线的植物受汽车尾气影响明显,重金属含量比非实验区高 20%~200%<sup>[7]</sup>。但在实验区内旅游路径对植物的影响以及植物对此的响应等关键问题一直没有得到很好研究。本文以鼎湖山自然保护区实验区内旅游路径相邻的 10 000 m<sup>2</sup> 针阔叶混交林样地作为研究对象,取相同起源的 1 200 m<sup>2</sup> 针阔叶混交林样地为对对照样地,在平行旅游路径方向(以下简称平行向)和垂直旅游路径方向(以下简称垂直向)用样带取样方法,探讨旅游路径影响下不同取样尺度的群落个体数量和生物量的空间分布格局,以及不同优势种群空间分布

格局对于干扰的响应,为保护区的合理开发和可持续发展提供参考依据。

### 1 研究地概况

鼎湖山自然保护区建于 1956 年,位于广东省中部,东经 112°30'39"~112°33'41",北纬 23°09'21"~23°11'30",面积 1 155 hm<sup>2</sup>,最高峰鸡笼山海拔 1 000.3 m。该区属南亚热带季风气候,年均气温 22.3℃,年平均相对湿度 78%,年降雨量为 1 678 mm。区内地带性土壤为发育于砂岩母质上的赤红壤,山地垂直分布有黄壤和山地灌丛草甸土<sup>[8]</sup>。

### 2 研究方法

#### 2.1 样地设置

在鼎湖山自然保护区针阔叶混交林群落设置研究样地(Study plot)和对对照样地(Control plot)。研究样地位于飞天燕山坡处,坡向东北,坡度 40°,海拔约 200 m,面积 10 000 m<sup>2</sup>(图 1)。由 20 世纪 30 年代营造的马尾松林,经南亚热带常绿阔叶林树种入侵而自然形成的针阔叶混交林<sup>[9]</sup>,为马尾松

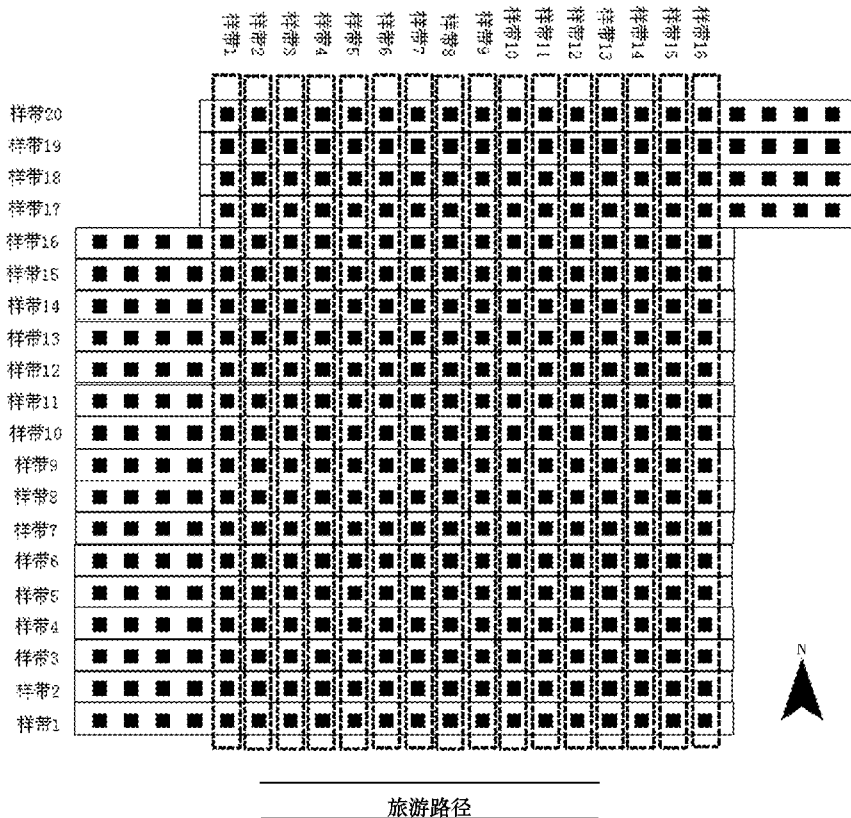


图 1 研究样地位置及样方配置图

Fig. 1 Location of study plot and quadrats in the plot

■代表 5 m × 5 m 的样方。实线标记平行向样带,虚线标记垂直向样带。■ presents 5 m × 5 m quadrat. Solid lines sign parallel transect while dash lines sign vertical transect.

(*Pinus massoniana*)、锥栗(*Castanopsis chinensis*)、荷木(*Schima superba*)群落。研究样地南缘与鼎湖山旅游路径平行相邻。旅游路径宽7.4 m,样地南缘与旅游路径间隔为4.5 m(图1)。根据《自然保护区管护基础设施建设技术规范》对自然保护区内旅游路径的分类,此处为巡视便道,是设在保护区内处于管理局与保护站和经营活动场地之间的道路。

对照样地位于缓冲区内旱坑山脊处,坡向东南,坡度约30°,海拔200 m,面积2 000 m<sup>2</sup>(图2)。对照样地内群落起源与研究样地相同,由于荷木、锥栗和藜蒴(*Castanopsis fissa*)等亚热带常绿阔叶林树种入侵,形成针阔叶混交林。群落结构较为简单,乔木I层为马尾松,II层优势种为荷木,更新层及灌木层有荷木、变叶榕(*Ficus variolosa*)、三叉苦(*Evodia leptota*)和桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)等<sup>[10]</sup>。

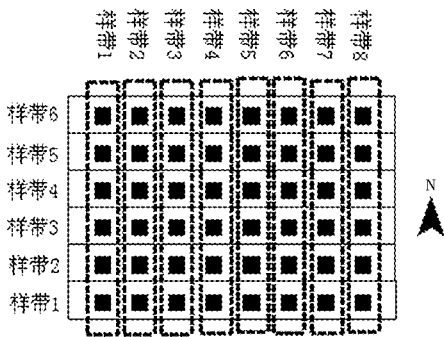


图2 对照样地样方配置图

Fig. 2 Location of control plot and quadrats in the plot

■代表5 m×5 m的样方。实线标记平行向样带,虚线标记垂直向样带。■ presents 5 m×5 m quadrat. Solid lines sign parallel transect while dash lines sign vertical transect.

## 2.2 数据来源

于2004年10月分别对研究样地和对照样地内DBH≥1 cm的所有个体编号,挂牌作标记后进行群落调查,记录植物种名、DBH、树高、枝下高和冠幅。

## 2.3 生物量计算

采用温达志等<sup>[11]</sup>基于10 000 m<sup>2</sup>亚热带常绿阔叶林构建的样本“全收获法”建立的回归方程估测个体生物量。在样地调查过程中,对所有DBH≥1 cm的个体测定DBH,记录树种,保证了数据的可靠性;亚热带常绿阔叶林是鼎湖山自然保护区的顶级群落,因此运用该公式进行生物量估算具有一定的合理性<sup>[12]</sup>。

## 2.4 样带取样方法

样带分析采取两种空间取样方式:平行向样带和垂直向样带。

在研究样地中,垂直向样带选择于80 m×100 m的区域,面积8 000 m<sup>2</sup>(图1)。以样地西端起始,向东按照5 m×100 m,10 m×100 m,20 m×100 m和40 m×100 m 4种取样方式统计个体数和生物量,样带数目分别为16、8、4和2个。垂直向样带由南向北依次编码。平行向样带以样地南端起始标记,向北按照100 m×5 m,100 m×10 m,100 m×20 m,100 m×25 m和100 m×50 m 5个取样方式统计个体数和生物量,样带数目分别为20、10、5、4和2个。平行向样带由西向东依次编码。

对照样地的编码方法与研究样地相同。垂直向样带分别按照5 m×30 m,10 m×30 m和20 m×30 m 3种取样方式统计个体数和生物量,样带数目分别为8、4和2个;平行向样带分别按照40 m×5 m和40 m×10 m 2种取样方式统计个体数和生物量,样带数目分别为6个和3个(图2)。

## 2.5 群落主要物种的选择

根据重要值排序选择5个主要的优势物种。重要值的计算:重要值=(相对密度+相对显著度+相对频度)×100/3。5个优势物种锥栗、荷木、豹皮樟(*Litsea rotundifolia*)、九节(*Psychotria rubra*)和马尾松的重要值分别为40.8、37.8、22.8、18.3和15.2。

## 3 结果和分析

### 3.1 个体数量的空间分布格局

对照样地中垂直向和平行向样带的物种个体数的变化趋势不明显( $P>0.05$ ;图3)。在研究样地垂直向5 m和10 m样带上,个体数分别为163~249和345~465株(图4)。经线性趋势检验,样带个体数在5 m和10 m样带上呈显著增加趋势( $P<0.05$ ),而在20 m样带上未检测到显著变化( $P>0.05$ )。研究样地中平行向5 m和10 m样带的个体数分别为119~281和262~539株,样带个体数变化幅度均明显大于垂直向样带,反映了平行向样带的空间格局差异大于垂直向样带。平行向样带个体数经线性趋势检验表明5 m、10 m和20 m样带均呈现极显著的增加趋势( $P<0.01$ ),25 m样带为显著水平( $P<0.05$ )。这说明个体数在远离道路的方向上呈增加的趋势,反映出旅游路径在对个体数

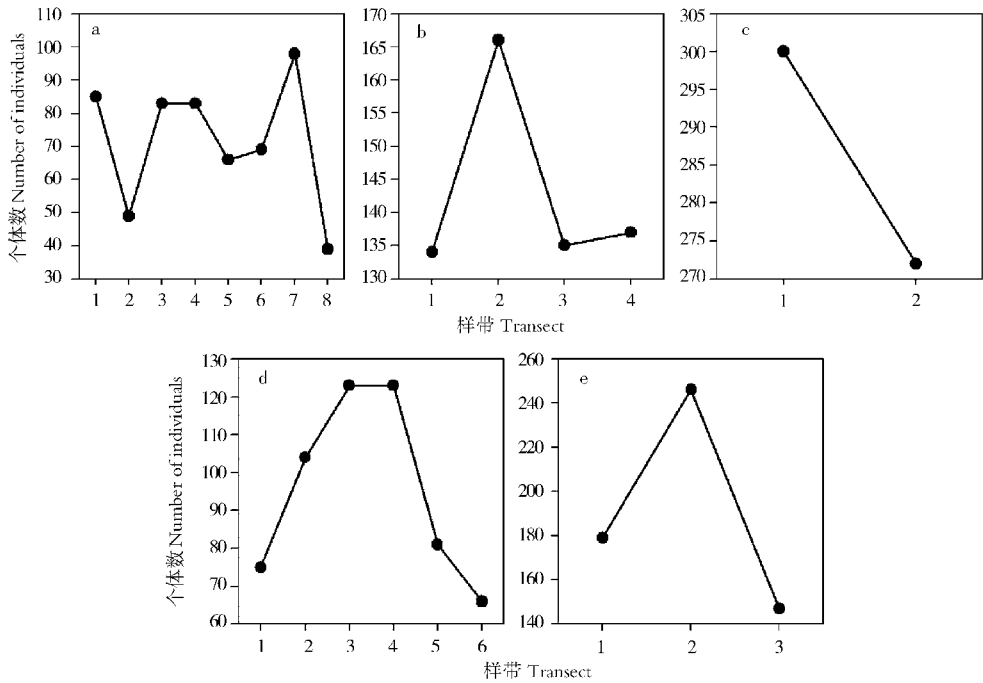


图 3 对照样地中垂直向样带和平行向样带植株个体数变化

Fig. 3 Changes in number of individuals in vertical transects and parallel transects in control plot  
a. 5 m × 30 m; b. 10 m × 30 m; c. 20 m × 30 m; d. 40 m × 5 m; e. 40 m × 10 m

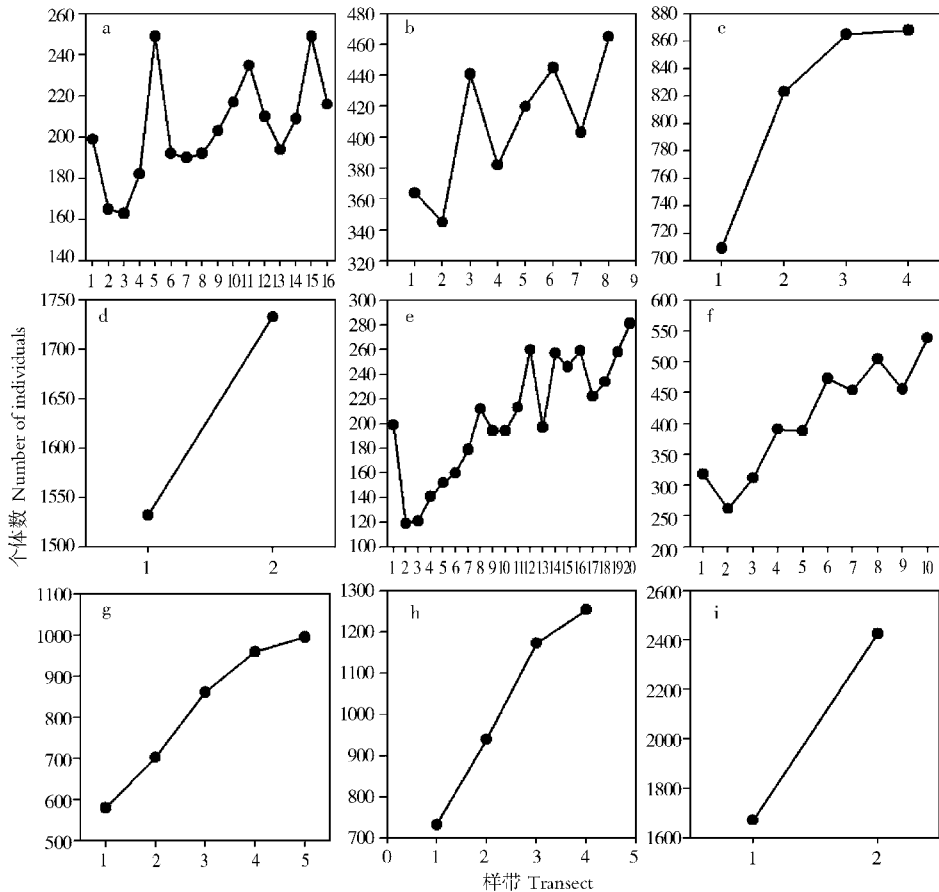


图 4 研究样地中垂直向样带和平行向样带植株个体数变化

Fig. 4 Changes in number of individuals in vertical transects and parallel transects in study plot  
a. 5 m × 100 m; b. 10 m × 100 m; c. 20 m × 100 m; d. 40 m × 100 m; e. 100 m × 5 m;  
f. 100 m × 10 m; g. 100 m × 20 m; h. 100 m × 25 m; i. 100 m × 50 m

的空间分布具有显著影响。

### 3.2 生物量的空间分布格局

经线性趋势检验,对照样地垂直向和平行向各取样尺度上的样带生物量变化均不显著 ( $P > 0.05$ ; 图 5),同时研究样地垂直向和平行向各取样尺度上

也均未检测到显著变化( $P > 0.05$ ;图 6)。但在研究样地平行向 20 m 样带上,样带生物量由南向北有所增加,其中第 4 样带比第 3 样带增加 24.0%。这种变化在 25 m 和 50 m 样带上更明显,反映生物量在远离旅游路径的方向上呈增长趋势。

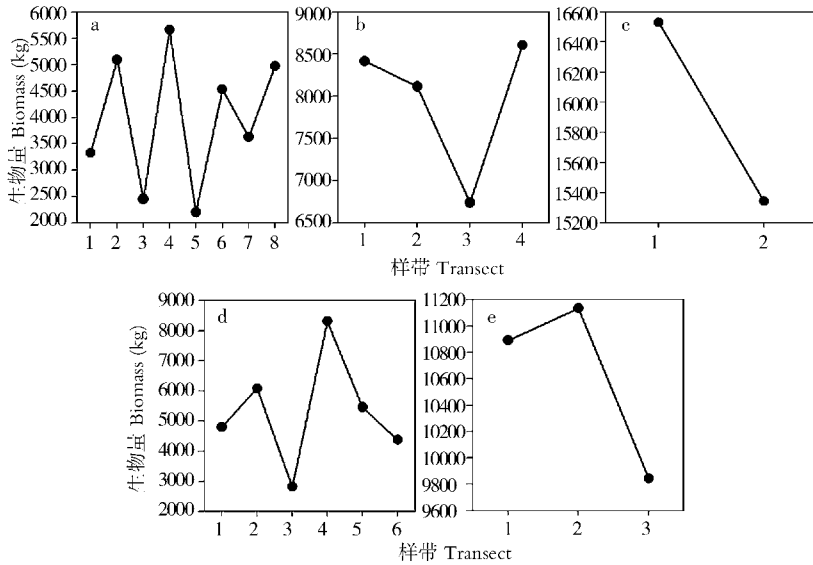


图 5 对照样地中垂直向样带和平行向样带生物量变化

Fig. 5 Biomass changes of vertical transects and parallel transects in control plot  
a. 5 m × 30 m; b. 10 m × 30 m; c. 20 m × 30 m; d. 40 m × 5 m; e. 40 m × 10 m

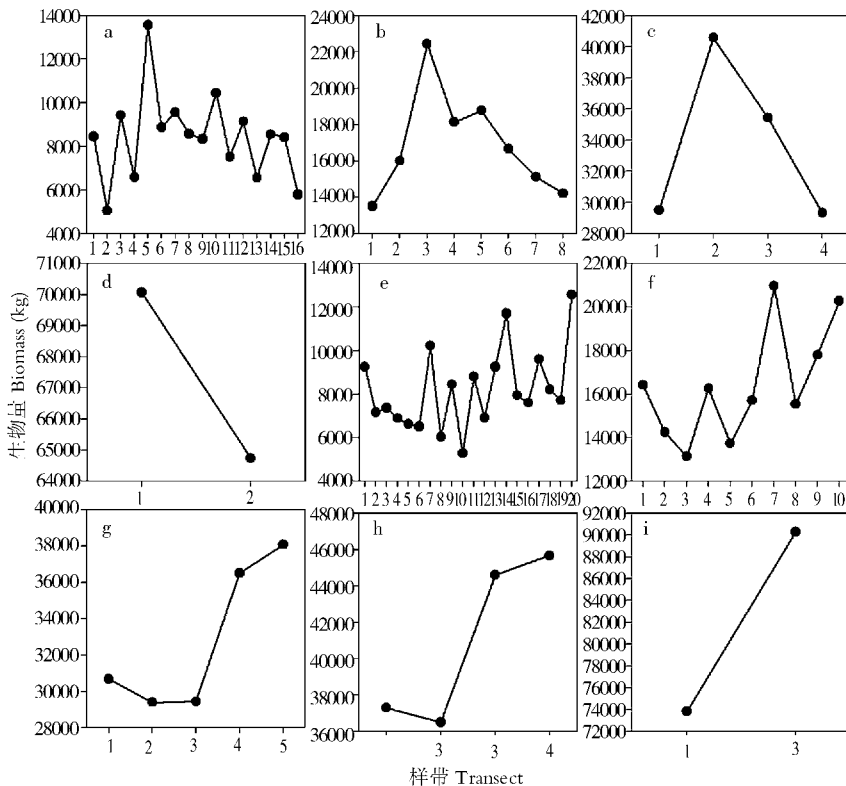


图 6 研究样地中垂直向样带和平行向样带生物量变化

Fig. 6 Biomass changes of vertical transects and parallel transects in study plot  
a. 5 m × 100 m; b. 10 m × 100 m; c. 20 m × 100 m; d. 100 m × 5 m;  
e. 100 m × 10 m; f. 100 m × 10 m; g. 100 m × 20 m; h. 100 m × 25 m; i. 100 m × 50 m

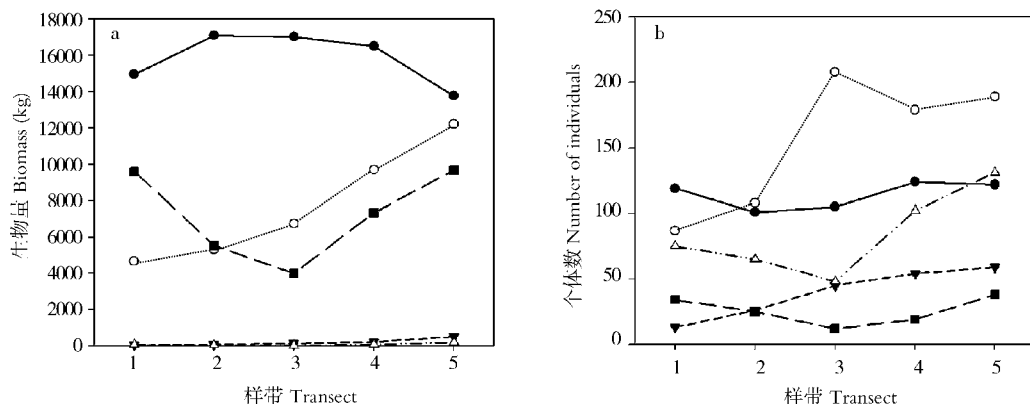


图 7 研究样地中平行向 20 m 样带 5 种优势物种空间分布格局

Fig. 7 Spatial distribution pattern of five dominant species in 20 m parallel transects in study plot

● 锥栗 *Castanopsis chinensis*; ○ 荷木 *Schima superba*; ▼ 豺皮樟 *Litsea rotundifolia*,  
△ 九节 *Psychotria rubra*; ■ 马尾松 *Pinus massoniana*

### 3.3 优势物种个体数和生物量的空间分布格局

研究样地平行向 20 m 取样尺度物种个体数沿垂直路径的方向上呈现递增的趋势,且生物量在此方向上也存在明显变化趋势,在此对这一尺度上优势种的空间分布格局进行分析。图 7 表明研究样地平行向 20 m 样带中 5 种优势种的生物量和个体数的空间分布格局有差异。锥栗和荷木均为南亚热带常绿阔叶林阳生树种,锥栗的个体数和生物量在 5 个样带上的差异较小。荷木的个体数和生物量均表现为由南向北增长的空间分布格局,其中生物量具有极显著增长趋势( $P < 0.01$ ),说明荷木的个体数受旅游路径的影响显著。豺皮樟和九节为群落中的小乔木,个体数和生物量的空间分布格局均呈由南向北增长的格局,其中豺皮樟的个体数和生物量分别达到极显著( $P < 0.01$ )和显著趋势( $P < 0.05$ )。因马尾松的更新受南亚热带常绿阔叶林物种入侵的影响,所以马尾松的空间分布格局主要受早期人工种植的影响,生物量和个体数均表现为先减少后增加。

## 4 讨论和结论

道路是沿线群落主要的干扰源,能够通过植被砍伐、汽车尾气等直接干扰沿线群落密度,对参与光合作用的个体数和生物量产生影响<sup>[3]</sup>。个体数和生物量是表征干扰影响的群落特征<sup>[4]</sup>。针阔叶混交林群落在远离旅游路径的方向上,生物量未检测到显著变化,但个体数呈显著增长趋势。可能是由于该群落中,大胸径个体数的比例虽小,但其生物量却占相当大的比例。加之马尾松、锥栗等种群

受旅游路径干扰较小,因此生物量未表现出显著的变化。另外小胸径的个体(特别是苗木)对于干扰较敏感,导致个体数表现出显著的变化。

刘杰等的研究表明生物量在垂直道路方向上 5~200 m 范围内明显呈递增的趋势<sup>[13]</sup>。这与本文的平行向取样方式的研究结果一致,但本研究中生物量的变化趋势不显著。这可能与干扰强度有关,高速公路附近的群落主要受工程占地和施工活动破坏的影响,生物量受到的影响较大<sup>[13]</sup>,而本样地主要受到汽车尾气的影响,所以生物量变化不明显,影响相对较小。

种群空间分布格局的差异是植物种群生物学特性对环境长期适应和选择的结果<sup>[15]</sup>。本研究结果表明荷木的生物量、豺皮樟的个体数和生物量在远离旅游路径的方向上均呈增长的趋势,其他物种的个体数和生物量变化趋势不显著,反映了不同种群对旅游路径干扰有不同的响应。杨梅等报道不同物种的空间分布格局对干扰的响应不同,并且同一物种对不同干扰强度的响应也有所不同<sup>[16]</sup>,这与本文的研究结果一致。

刘杰等的研究表明道路对乔木的干扰影响范围为 125~200 m<sup>[14]</sup>。本文中由于样地大小的限制,生物量和个体数在垂直道路方向 100 m 范围内依然呈递增的趋势,所以确定道路对群落最大影响深度,仍需要进一步扩大调查范围。

### 参考文献

- [1] Wildová R. Below-ground spatial pattern of rhizomes in a grassland community and its relevance to above-ground spatial pattern [J]. *Plant Ecol*, 2004, 174: 319-336.

- [2] Davies S J. Tree mortality and growth in 11 sympatric *Macaranga* species in Borneo [J]. *Ecology*, 2001, 82: 920-932.
- [3] Dieckmann U, Law R, Metz J A J. The Geometry of Ecological Interactions: Simplifying Spatial Complexity [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2000: 1-7.
- [4] Schenk H J, Holzapfel C, Hamilton J G, et al. Spatial ecology of a small desert shrub on adjacent geological substrates [J]. *J Ecol*, 2003, 91: 383-395.
- [5] Tilman D, Kareiva P. *Spatial Ecology: the Role of Space in Population Dynamics and Interspecific Interactions* [M]. Princeton: Princeton University Press, 1997: I-X.
- [6] He W Q(贺握权), Huang Z L(黄忠良). The feature, potential and capacity of ecotourism in the Dinghushan [J]. *Trop Geogr(热带地理)*, 2004, 24(3): 280-288.(in Chinese)
- [7] Zhang D Q(张德强), Yu Q F(余清发), Kong G H(孔国辉), et al. The impacts of tourism on ecological environment in Dinghushan Biosphere Reserve [C]// *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem Vol. 8*. Beijing: China Meteorological Press, 1998: 191-197.(in Chinese)
- [8] Wu H S(吴厚水), Deng H Z(邓汉增), Chen H T(陈华堂), et al. Physico-geographical features of Dinghushan and their dynamic analyses [C] // *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem Vol.1*. Guangzhou: Guangzhou Branch of Science Popularization Press, 1982: 1-11.(in Chinese)
- [9] Luo Y(罗艳), Zhou G Y(周国逸), Zhang D Q(张德强), et al. Study on the concentration of total organic carbon in the forest hydrological processes of three main forest types in Dinghushan during a rain season [J]. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, 2004, 24(12): 2973-2978.(in Chinese)
- [10] Kong G H(孔国辉), Mo J M(莫江明). Population dynamics of human-impacted Masson Pine plantation in Dinghushan [J]. *J Trop Subtrop Bot(热带亚热带植物学报)*, 2002, 10: 193-200.(in Chinese)
- [11] Wen D Z(温达志), Wei P(魏平), Kong G H(孔国辉), et al. Biomass study of the community of *Castanopsis chinensis* + *Cryptocarya concinna* + *Schima superba* in a Southern China Reserve [J]. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, 1997, 17(5): 497-504.(in Chinese)
- [12] Tang X L(唐旭利). Carbon stocks and allocation patterns in successional subtropical forests in Southern China using experimental and modeling approaches [D]. Guangzhou: South China Botanical Garden, the Chinese Academy of Science, 2006: 42-50.(in Chinese)
- [13] Liu J(刘杰), Cui B S(崔保山), Yang Z F(杨志峰), et al. Effects caused by highway construction on plant biomass of roadsides in longitudinal range-gorge region [J]. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, 2006, 26(1): 83-90.(in Chinese)
- [14] Brown S. Spatial distribution of biomass in forests of the Eastern USA [J]. *For Ecol Manag*, 1999, 123: 81-90.
- [15] Han L(韩路), Wang H Z(王海珍), Peng J(彭杰), et al. Spatial distribution patterns and in *Populus euphratica* forest in dynamics of major population upper reaches of Tarim River [J]. *Acta Bot Boreali-Occid Sin(西北植物学报)*, 2007, 27(8): 1668-1673.(in Chinese)
- [16] Yang M(杨梅), Lin S Z(林思祖), Wang H(王鸿). The response of spatial distribution pattern of the main population of *Castanopsis eyrei* communities to human-caused disturbance [J]. *J CS For Univ(中南林学院学报)*, 2005, 25(5): 33-35.(in Chinese)