

公路建设对木麻黄生长及林下植被物种多样性的影响

尤龙辉¹, 叶功富², 陈增鸿¹, 白永会¹, 朱美琴¹

(1. 福建农林大学 林学院, 福建福州 350001; 2. 福建省林业科学研究院, 福建福州 350012)

摘要: 在福建省晋江市, 采用样线法垂直晋江沿海大通道西侧布设3条相互平行的样线, 对木麻黄 *Casuarina equisetifolia* 及其林下植被物种组成和多样性进行调查, 并在样线上布设样点调查林内的光照强度、温湿度及土壤容重和土壤含水量, 分析沿海公路建设对路域生态因子、木麻黄生长及其林下植被物种多样性的影响。结果表明: ①随着距公路距离的增加, 光照强度、温湿度、土壤容重和土壤含水量均呈现规律性的变化, 距公路100 m处是光照强度从剧烈到缓和的转折点, 距公路50 m处是温湿度、土壤容重和土壤含水量从剧烈到缓和的转折点。②栽植于路基附近的木麻黄的生长比未受路基建设干扰的木麻黄差, 其中树高、胸径和冠幅在 $P < 0.01$ 水平差异显著。③随着距公路距离的增加, 木麻黄林下植被呈现从喜光植物到耐阴植物的变化, 从林下植被以草本为主到灌木草本分布均匀的变化, 50~100 m是优势种剧烈变化的范围。④随着距公路距离的增加, 木麻黄林下植被的物种多样性总体上呈现逐渐增大并趋于稳定的趋势, 其中距公路50~100 m的范围, 物种周转速率最高。⑤从沿海大通道对木麻黄人工林林下植被的生物多样性影响的范围看, 主要集中在路域100 m的范围之内, 随着与公路距离的增加, 影响程度降低。图3表3参31

关键词: 森林生态学; 木麻黄; 生态因子; 生长情况; 物种组成; α 多样性; β 多样性

中图分类号: S718.54

文献标志码: A

文章编号: 2095-0756(2013)01-0038-10

Species diversity in a *Casuarina equisetifolia* understory along a highway

YOU Longhui¹, YE Gongfu², CHEN Zenghong¹, BAI Yonghui¹, ZHU Meiqin¹

(1. Forestry College, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350001, Fujian, China; 2. Fujian Academy of Forestry Sciences, Fuzhou 350012, Fujian, China)

Abstract: To analyze changes in roadside ecological factors, in growth of *Casuarina equisetifolia*, and in understory species diversity with coastal highway construction, three parallel line transects perpendicular to the west side of Jinjiang Coastal Highway and 200 m apart were selected. Light intensity, air temperature, relative humidity, soil bulk density, and soil moisture content were monitored at sample points along the transects. Results indicated that (1) the highway's zone of influence for light intensity was up to 100 m and for other ecological factors (air temperature, relative humidity, soil bulk density, and soil moisture content) was up to about 50 m. Highway influence decreased as the distance from the highway increased. (2) Tree height, DBH, and crown area of *C. equisetifolia* were significantly greater ($P < 0.01$) in undisturbed areas than in roadbed disturbance areas. (3) As distance from the highway increased, shade-requiring plants gradually replaced photophilous plants with the herb and plant understory changing to shrubs with a uniform distribution. Dominant species changed most 50–100 m from the highway. (4) As distance from the highway increased, understory species diversity increased gradually and then stabilized with the species turnover rate being maximum at 50–100 m from the highway. (5) The strongest biodiversity influence on the *C. equisetifolia* trees due to the highway was concentrated in the 0–100 m range with a gradual decrease as the distance from the highway in-

收稿日期: 2011-12-31; 修回日期: 2012-04-30

基金项目: “十一五”国家科技支撑计划专题资助项目(2009BADB2B0302); 国家自然科学基金资助项目(41176092)

作者简介: 尤龙辉, 硕士, 从事沿海防护林生态恢复研究。E-mail: m378384996@126.com。通信作者: 叶功富, 教授级高级工程师, 博士, 从事沿海防护林研究。E-mail: yegongfu@126.com

creased. [Ch, 3 fig. 3 tab. 31 ref.]

Key words: forest ecology; *Casuarina equisetifolia*; ecological factor; growth status; species composition; α diversity; β diversity

近年来, 国内外展开了大量有关人工林林下植被多样性的研究^[1-4]。林下植被是人工林生态系统的重要组成部分, 在改良土壤、促进人工林土壤养分循环和维护林地土壤质量中起着不可忽视的作用^[5-7], 它也是人工林经营中的一个重要部分和关键技术环节, 因此, 维护人工林林下植被多样性, 对人工林的持续经营有重大意义。人工林林下植被一般不发达, 种类较简单, 生态系统脆弱, 容易受到外界干扰的影响。增益性的干扰可以促进森林生态系统的正向演替, 提高人工林生态系统的稳定性; 破坏性干扰却导致森林生物多样性减少、土地退化、生态环境恶化和生态稳定性降低。由于经济发展的需要, 公路建设事业蓬勃发展, 但是, 公路建设造成的植被破坏、水土流失、景观破碎、重金属污染等生态干扰作用^[8-14], 将对路域范围内脆弱的人工林生态系统造成显著影响。福建省海岸带长超过3 000 km, 其中500 km属于砂质海岸, 砂岸地区人民生活和工农业生产常受台风、暴雨、风暴潮等灾害性天气的严重影响, 沿海木麻黄 *Casuarina equisetifolia* 防护林的建立在缓解东南沿海生态环境恶化, 弥补海岸带生态脆弱性, 改善沿海地区人民生活环境和保障农业可持续发展中发挥了至关重要的作用^[15]。目前, 有关沿海公路建设在改变路域生态因子的条件下, 对木麻黄生长的影响、林下植被物种组成及多样性的影响程度和范围等方面的研究很少。结合野外调查和室内实验, 本研究根据距公路不同距离位置生态因子、植物物种变化情况, 分析研究公路建设对木麻黄生长、木麻黄人工林林下植被物种组成及多样性的影响规律, 为木麻黄人工林在工程建设干扰影响下的恢复研究和道路建设的生态效应理论的完善提供理论依据。

1 研究区概况

研究区位于福建省晋江市深沪湾坫头林场附近(24°39'04"N, 118°38'33"E)。深沪湾全长6 km, 位于晋江东南海滨, 湾线旅游景点多, 渔业、农业、商业发达。属南亚热带海洋性季风气候, 暖热湿润, 年均气温20.0~21.0 °C, 年均降水量911~1 231 mm, 年均日照时数为2 130 h; 夏季西南风为主, 春、冬、秋东北风为主, 夏秋常受台风袭击。防护林以木麻黄人工林为主, 天然林多被破坏, 且混交林少, 纯林多。贯穿晋江深沪湾坫头林场及整个泉州市东南沿海的泉州沿海大通道全长共289.1 km; 公路技术等级为二级以上公路, 远景设计平均日交通量35 000~55 000辆·a⁻¹, 设计时速为80 km·h⁻¹; 晋江深沪湾段沿海大通道沿线土壤类型基本为风积沙土, 南部有部分地区土壤类型为酸性岩赤红壤。本研究选在风积沙土路段。

2 研究方法

2.1 样地设置与调查方法

2011年8月份采用样线法对晋江沿海大通道保存相对完整的前港村防护林林区垂直公路西侧布设3条间隔200 m的平行样线^[16], 每条样线上在距离公路0~20(T1), 20~50(T2), 50~100(T3), 100~200 m(T4)内及其参照样地(T5)处各设置1个20 m×20 m的标准样地, 参照样地设在距离公路400 m之后(其中距公路0~50 m的范围, 由于公路建设的需要, 进行了全面的林木清除, 竣工后补植幼龄木麻黄; 50 m后则为采取封育管理措施的木麻黄成熟林), 在每个样地内划分5 m×5 m的小样方16块, 得到距公路不同距离梯度的标准样地15块, 小样方240块, 样地总面积为6 000 m²。在各小样方内, 对各层植物物种均采用每木调查法, 实测乔木树高、胸径、冠幅和生活力; 灌木和乔木幼树幼苗株数、株高、地径、冠幅和生活力; 草本和木质藤本的株数、株高和地径等指标。

分别在2011年8月12, 13和14日上午9:00, 10:00, 11:00用Oneset HOBO U30便携式气象仪沿3条垂直公路方向的样线同时刻测量距公路0, 5, 10, 20, 50, 100, 200, 300和600 m处离地面1.3 m高的光照强度和空气温湿度, 气象仪设定30 s收集1次数据, 每个点分东南西北测量, 各个方向4次重复, 最后各个距离处各个气象指标共收集48个重复测量值; 15~17日, 用100 cm³环刀沿3条垂直公路方向的样线, 对距公路0, 5, 10, 20, 50, 100, 200, 300和600 m处采集0~30 cm的原状土样

(各个点3次重复),以测定土壤容重和土壤含水量。

2.2 数据处理

各样方的 α 多样性用Simpson(D_{si})、Shannon-Wiener(D_{sh})、Patrick(D_{pa})、Margalef(D_{Ma})、Pielou 1(J_{si})、Pielou 2(J_{sh})指数^[17]计算;相邻植物群落间的 β 多样性用Whittaker(β_{ws})、Sorenson(C_s)、Morisita-Horn(CMH)指数^[15]计算。Simpson指数 $D_{si}=\frac{N(N-1)}{\sum\limits_{i=1}^s n_i(n_i-1)}$;Shannon-Wiener指数 $D_{sh}=-\sum\limits_{i=1}^s (P_i \log_2 P_i)$;

Patrick指数 $D_{pa}=S$;Margalef指数 $D_{Ma}=\frac{S-1}{\ln(N)}$;Pielou 1指数 $J_{si}=\frac{D_{si}}{S}$;Pielou 2指数 $J_{sh}=\frac{D_{sh}}{\ln(S)}$ 。以上式

中: P_i 为第*i*物种所占比例; S 为物种数目; N 为所有物种的总个体数; n_i 是第*i*种的个体数。Whittaker指数: $\beta_{ws}=S/m_a-1$ 。其中, S 为研究系统中记录的物种总数, m_a 为各样方或样本的平均物种数。Sorenson群落相似性指数: $C_s=2j/(a+b)$ 。其中, j 为群落A和群落B共有物种数, a 为群落A的物种数, b 为群

落B的物种数。Morisita-Horn指数: $C_{MH}=2 \sum\limits_{i=1}^s (an_i \cdot bn_i) / [(da+db)aN \cdot bN]$ 。其中, an_i 和 bn_i 分别为群落A和群落B中第*i*种的个体数目; aN 为群落A的物种数目, bN 为群落B的物种数目; $da=\sum an_i^2/aN^2$ $db=\sum bn_i^2/bN^2$ 。所有数据的分析工作均在SPSS 13.0软件中完成,利用DUNCAN法进行多重比较;所有图表的绘制均在Excel 2003软件中完成。

3 结果与分析

3.1 公路建设对路域生态因子的影响

3.1.1 光照强度的变化 从图1a中光照强度在垂直公路方向上距公路不同距离的变化趋势图可以看出,随着距公路距离的增大,光照强度呈大幅度减弱的趋势,其中,距公路0 m处的光照强度(85 682 lx)是距公路600 m处(6 432 lx)的13.3倍。对各距离处的光照强度进行DUNCAN多重比较显示,除了200, 300和600 m处的光照强度在0.05水平没有显著性差异外,其他各距离处均差异显著($P<0.05$)。100 m处是光照强度从剧烈变化到趋势变缓的转折点。

3.1.2 湿湿度的变化 从图1b可以看出:湿度随着距公路距离的增大呈现逐渐升高并趋于稳定的趋势,距公路600 m处的湿度(76.8%)比距公路0 m处的湿度(46.2%)高30.6%;而温度随着离公路距离的增大呈现逐渐下降并趋于稳定的趋势,距公路600 m处的温度(31.8 °C)比距公路0 m处的温度(37.6 °C)低5.8 °C。对各距离处的温湿度进行DUNCAN多重比较,结果显示:0~10 m范围内各点温湿度均存在显著性差异,10~50 m范围内,除10 m与20 m差异性不显著外,其他各点温湿度也存在显著性差异,100 m以后,除了100 m处的湿度与其他各点存在显著性差异外,其他各点的温湿度的差异性均不显著,距公路10和50 m处是温湿度变缓的2个转折点。

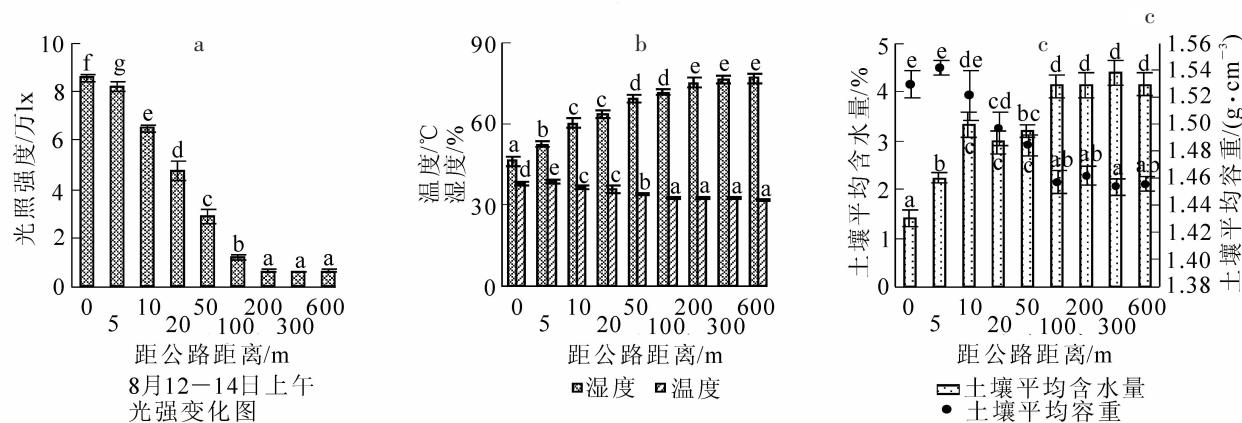


图1 光照强度、空气温湿度、土壤容重和土壤含水量与公路距离的关系

Figure 1 Relationship among light intensity, air temperature, relative humidity, soil bulk density, soil moisture and distance to highway

3.1.3 土壤容重、含水量的变化 从图 1c 的土壤容重和土壤含水量在垂直公路方向上距公路不同距离的变化趋势图可以看出: 土壤容重随着距公路距离的增大呈现逐渐降低并趋于稳定的趋势, 距公路 600 m 处的土壤容重($1.456 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$)比距公路 0 m 处的土壤容重($1.529 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$)降低 4.8%; 而土壤含水量随着距公路距离的增大呈现逐渐升高并趋于稳定的趋势, 距公路 600 m 处的土壤含水量(4.16%)比距公路 0 m 处的土壤含水量(1.41%)升高 2.75%。说明铺设路基过程, 工程车的碾压作业会显著增大土壤容重, 使土壤孔隙度减小, 进而降低土壤含水量。对各距离处的土壤容重和土壤含水量度进行 DUNCAN 多重比较, 结果显示, 距公路 10 m 和 50 m 的位置是土壤容重和土壤含水量变缓的 2 个转折点。

3.2 公路建设对木麻黄生长的影响

沿海防护林最主要的生态功能是防风固沙。影响木麻黄林带防风固沙效能的指标主要为木麻黄的树高、胸径、冠幅和枝下高等^[18], 这些指标又是树木生长状况最直观的外在反应。结合图 1 可知: 道路建设过程不但会剧烈改变路域范围的土壤、地形、气候等环境因子, 也会对生物个体的生命状态产生间接的干扰影响^[19]。本研究对补植在路基附近的 T1 样地的木麻黄和补植在距公路较远没有受到路基干扰影响的 T2 样地的木麻黄的生长状况进行比较, 结果显示(表 1): 在初始造林密度相同且林龄相同的条件下, T2 样地的木麻黄保存率(97.9%)高于 T1 样地(90.3%), 郁闭度也比 T1 样地高。分别对 2 个样地木麻黄的树高、胸径、冠幅和枝下高等进行差异显著性 *t* 检验, 结果显示: T2 样地木麻黄平均树高为(4.36 m)比 T1 样地(2.90 m)高 1.46 m, 平均胸径(5.71 cm)比 T1 样地(3.44 cm)大 2.27 cm, 平均冠幅(3.91 m)比 T1 样地(2.23 m)大 1.68 m, 且均差异极显著($P < 0.01$); T2 样地木麻黄平均枝下高(0.41 m)比 T1 样地(0.33 m)高 0.08 m, 但差异不显著。说明在道路建设的干扰作用下, 木麻黄的生长明显受到影响。

表 1 公路建设对木麻黄生长的影响

Table 1 Influence of highway on the growth of *Casuarina equisetifolia*

样地号	林龄/a	造林密度/(株·hm ⁻²)	保存率/%	郁闭度	木麻黄生长情况			
					树高/m	胸径/cm	冠幅/m	枝下高/m
T1	9	1 600	90.3	0.52	2.90 ± 0.97	3.44 ± 0.74	2.23 ± 1.06	0.33 ± 0.17
T2	9	1 600	97.9	0.77	4.36 ± 1.25	5.71 ± 1.36	3.91 ± 1.40	0.41 ± 0.21

说明: T1 和 T2 分别表示距公路 0~20 和 20~50 m 范围内设置的样地; 距公路 0~20 m 范围的林地受路基建设的干扰影响, 20~50 m 范围的林地仅受到林木清除的干扰影响。

3.3 公路建设对木麻黄人工林林下植物物种组成的影响

根据距公路不同距离的各梯度范围内(T1~T5 样地)人工林林下植被的调查统计资料显示: T1 样地共出现植物 34 种, 分属 15 科 33 属, 其中灌木 4 种, 分属 4 科 4 属; 草本 27 种, 分属 9 科 26 属; 层外植物 3 种, 分属 3 科 3 属。T2 样地共出现植物 56 种, 分属 31 科 54 属, 其中灌木 13 种, 分属 12 科 13 属; 草本 40 种, 分属 20 科 39 属; 层外植物 3 种, 分属 3 科 3 属。T3 样地共出现植物 76 种, 分属 41 科 73 属, 其中灌木 29 种, 分属 18 科 29 属; 草本 43 种, 分属 25 科 41 属; 层外植物 4 种, 分属 4 科 4 属。T4 样地共出现植物 44 种, 分属 29 科 42 属, 其中灌木 16 种, 分属 13 科 15 属; 草本 21 种, 分属 14 科 20 属; 层外植物 7 种, 分属 6 科 7 属。样地 T5 共出现植物 53 种, 分属 34 科 52 属, 其中灌木 16 种, 分属 14 科 16 属; 草本 32 种, 分属 17 科 31 属; 层外植物 5 种, 分属 4 科 5 属。T1~T5 样地, 木麻黄林下植物科、属、种数呈现的规律均为 T1 < T2 < T3 > T5 > T4, 即随着距公路距离的增大, 林下植物物种数呈现先增大后减小的趋势。

对 T1~T5 样地中灌木层和草本层重要值排在前 5 位的优势种进行统计(表 2), 结果显示: 各样地灌木层优势种组成变化不大, 基本由木麻黄, 银合欢 *Leucaena leucocephala*, 茅莓 *Rubus parvifolius*, 马缨丹 *Lantana camara*, 紫茉莉 *Mirabilis jalapa* 等组成; 草本层的优势种组成变化较大, T1~T2 样地, 基本以喜光的菊科 Compositae, 禾本科 Gramineae 和豆科 Leguminosae 等阳性植物种组成, 如牛筋草 *Eleusine indica*, 白茅 *Imperata cylindrica* var. *majo*, 小蓬草 *Conyza canadensis*, 天蓝苜蓿 *Medicago lupulina* 等, 到了 T3 样地出现阴性及较耐阴的植物种, 如忽地笑 *Lycoris aurea*, 野老鹤草 *Geraniaceae carolinianum*, 少花龙葵 *Solanum photinocarpum* ‘Nakamura’, 番杏 *Tetragonia tetragonoides* 等, T4 和 T5 样地, 既有阳性

表2 各样地林下植被优势物种组成

Table 2 Dominance species of the understory vegetation in different sample plots

样地号	灌木层	草本层
T1	木麻黄, 茅莓 <i>Rubus parvifolius</i> , 马缨丹 <i>Lantana camara</i> , 枸杞 <i>Lycium chinense</i> 。	牛筋草 <i>Eleusine indica</i> , 白茅 <i>Imperata cylindrica</i> var. <i>majo</i> , 一枝黄花 <i>Solidago decurrens</i> , 毛颖草 <i>Alloteropsis semialata</i> , 蜈蚣菊 <i>Wedelia chinensis</i> 。
T2	木麻黄, 茅莓, 马缨丹, 硕苞蔷薇 <i>Rosa bracteata</i> , 一品红 <i>Euphorbia pulcherrima</i> 。	牛筋草, 苦苣菜 <i>Sonchus oleraceus</i> , 小蓬草 <i>Conyza canadensis</i> , 天蓝苜蓿 <i>Medicago lupulina</i> , 大薊 <i>Cirsium japonicum</i> 。
T3	茅莓, 木麻黄, 银合欢 <i>Leucaena leucocephala</i> , 紫茉莉 <i>Mirabilis jalapa</i> , 一品红。	苦苣菜, 忽地笑 <i>Lycoris aurea</i> , 少花龙葵 <i>Solanum photoinocarpum</i> 'Nakamura', 野老鹤草 <i>Geraniaceae carolinianum</i> , 番杏 <i>Tetragonia tetragonoides</i> 。
T4	木麻黄、茅莓、银合欢、硕苞蔷薇、马缨丹。	藿香蓟 <i>Ageratum conyzoides</i> , 琉璃繁缕 <i>Anagallis coerulea</i> , 沿阶草 <i>Ophiopogon bodinieri</i> , 少花龙葵, 苦苣菜。
T5	木麻黄、银合欢、茅莓、硕苞蔷薇、紫茉莉	少花龙葵, 蕺香蓟, 香附子 <i>Cyperus rotundus</i> , 牛筋草, 小蓬草

说明: 由于层外植物种类较少, 进行优势物种统计意义不大, 未列入表中。

植物又有耐阴植物, 植物种类分布较均匀。

对T1~T5样地中的菊科、禾本科和豆科的植物种数进行统计(表3)。结果显示: 三大科的植物种数占各样地总植物种数的比例均较大。T1样地中, 三大科的种数比例达到61.7%, 其中菊科和禾本科的种数占三大科的95.2%; T2样地中, 三大科的种数比例下降到37.4%, 菊科和禾本科占三大科的比例也下降为81.0%; T3~T5样地, 三大科的种数比例差异不大, 在25.0%~28.3%范围内, 菊科和禾本科占三大科的比例也比较稳定, 在80.0%~86.6%的范围内。这说明距公路较近的T1和T2样地, 易被喜光、耐干瘠、繁殖传播能力强的菊科、禾本科和豆科的植物种所占据, 距公路较远的T3~T5样地, 则被耐阴、喜温暖湿润气候的植物种所代替, 如槲蕨 *Drynaria fortuni*, 肾蕨 *Nephrolepis auriculata*, 海金沙 *Lygodium japonicum*, 两面针 *Zanthoxylum nitidum*, 天门冬 *Asparagus cochinchinensis*, 忽地笑等(表2中未列出)。

表3 各样地林下植物种组成分科特征

Table 3 Composition of genera from understory vegetation in different sample plots

样地号	合计	禾本科		豆科		菊科		其他科	
		种	%	种	%	种	%	种	%
T1	34	7	20.6	1	2.9	13	38.2	13	38.3
T2	56	5	8.9	4	7.1	12	21.4	35	62.6
T3	76	3	3.9	4	5.3	13	17.1	56	73.7
T4	44	1	2.3	2	4.5	8	18.2	33	75.0
T5	53	4	7.5	2	3.8	9	17.0	38	71.7

3.4 公路建设对木麻黄人工林林下植物物种多样性的影响

3.4.1 各样地林下植物物种的 α 多样性 从图2中可以看出: T1~T5样地, 灌木层的物种丰富度指数 D_{pa} 和 D_{ma} 随着距公路距离增大呈现先增大后减小的趋势, 在T3样地中达到峰值($D_{pa}=28.3$, $D_{ma}=3.6066$)。对T1~T5样地的 D_{pa} 和 D_{ma} 指数进行DUNCAN多重比较, 结果显示: T1~T3各样地灌木层的 D_{pa} 和 D_{ma} 指数差异显著, T4与T5样地的 D_{pa} 和 D_{ma} 指数差异不显著, 表明随着距公路距离的增大, 路域灌木种类会明显增加, 到达一定距离后, 又会有所下降, 并趋于稳定; 灌木层的多样性指数 D_{si} 与 D_{sh} 显示: T1~T5样地, 灌木层的多样性总体上呈现逐渐上升并趋于稳定的趋势, T5样地的 D_{si} 指数最高($D_{si}=4.4471$), T4样地的 D_{si} 指数最高($D_{sh}=2.6479$)。除了T3与T4样地的 D_{si} 与 D_{sh} 差异显著外, 其他相邻样地间差异均不显著。T1~T5样地, 灌木层的均匀度指数 J_{si} 和 J_{sh} 总体上呈现先降低后增大的趋势, 其中T2与T3样地的 J_{si} 和 J_{sh} 指数均较低($J_{si}=0.1410$, $J_{sh}=0.4112$; $J_{si}=0.0753$, $J_{sh}=0.4465$), 并与T1, T4及T5样地的 J_{si} 和 J_{sh} 指数差异显著。综合比较T1~T5样地灌木层的丰富度指数、多样性指数与均匀度指数, 结果显示: T3样地的物种丰富度在所有样地中最高, 但是多样性和均匀度却比T1, T4和T5样地低。回

归原始数据, 可以看出: T3 样地中, 物种重要值在 10% 以下的偶见种占所有种的 82.8%, T4 样地偶见种的比例是 62.5%, T5 样地偶见种的比例是 68.8%。这一现象说明 T3 样地的灌木种类虽然较多, 但是分布极不均匀, 群落较不稳定。T1~T5 样地, 草本层的物种丰富度指数 D_{pa} 和 D_{ma} 呈现先增大后减小再增大的趋势, 其中, D_{pa} 和 D_{ma} 指数在 T1~T3 样地不断升高, 并在 T3 样地达到峰值 ($D_{pa}=42.4$, $D_{ma}=4.9951$), 而在 T4 样地显著下降并达最小值 ($D_{pa}=20.5$, $D_{ma}=2.7525$), 在 T5 样地又有所升高 ($D_{pa}=31.2$, $D_{ma}=3.9995$)。T1~T5 样地, 草本层的多样性指数 D_{si} 与 D_{sh} 的变化趋势与丰富度指数基本相同, 峰值出现在 T3 样地 ($D_{si}=17.0112$, $D_{sh}=4.5082$), 最小值也在 T4 样地内 ($D_{si}=7.6423$, $D_{sh}=3.3364$)。T1~T5 样地, 草本层的均匀度指数 J_{si} 和 J_{sh} 均较高, 且各样地之间差异基本不显著。综合比较草本层的丰富度指数、多样性指数和均匀度指数, 结果显示: 草本的物种多样性会随着距公路距离的增加而变大, 并在距公路一定的距离 (50~100 m) 达到最大, 之后又变小。这与 T1~T3 样地的光照条件有关。由图 1 可以看出: 距公路 0~100 m 范围内, 光照强度均在 10 000 lx 以上, 充足的光照为林下喜光、耐干瘠、繁殖传播能力强的草本植物的侵入定居提供了必要的条件; 100 m 后, 由于光照条件差, 只适合种类较少的阴性或耐阴植物生存, 导致草本层的生物多样性较低。T1~T5 样地, 层外植物的物种丰富度指数 D_{pa} 和 D_{ma} 呈现先增大后减小的趋势, 并在 T4 样地达到峰值 ($D_{pa}=6.5$, $D_{ma}=1.0956$), T4 和 T5 样地的 D_{pa} 和 D_{ma} 指数均比 T1, T2 和 T3 样地对应的指数大。T1~T5 样地, 层外植物的物种多样性指数 D_{si} 和 D_{sh} 的变化趋势与丰富度指数的变化趋势相同, 其中在 T4 样地, 层外植物的多样性指数达到峰值 ($D_{si}=3.6356$, $D_{sh}=2.1231$), 且 T4 和 T5 样地的 D_{si} 和 D_{sh} 指数也比 T1, T2 和 T3 样地大, 并达到显著水平 ($P<0.05$)。这可能与 T4 和 T5 样地有较适宜层外植物生存的环境有关。图 2~3 显示, 8 月 T4 和 T5 样地林内空气温度为 32.4~32.8 °C, 湿度为 71.7%~76.3%, 土壤容重为 1.453~1.457 g·cm⁻³, 土壤含水量为 4.13%~4.17%, 且处于封育管理的木麻黄林下枯枝落叶层较厚, 土壤肥力较好^[20]。木质藤本的丰富度和多样性主要决定于环境中的温度、降水、土壤肥力等几类关键的非生物因子^[21]。T1~T5 样地, 层外植物的均匀度指数 J_{si} 和 J_{sh} 总体上呈现逐渐增大的趋势, T1 样地 J_{si} 和 J_{sh} 最低 ($J_{si}=0.3382$, $J_{sh}=0.0459$), 说明层外植物分布不均匀, 偶见种较多, 随着距公路距离的增大, J_{si} 和 J_{sh} 越来越大, 并在 T5 样地达到峰值 ($J_{si}=0.7622$, $J_{sh}=0.8808$), 说明层外植物群落在距公路 200~300 m 范围内分布均匀并趋于稳定。

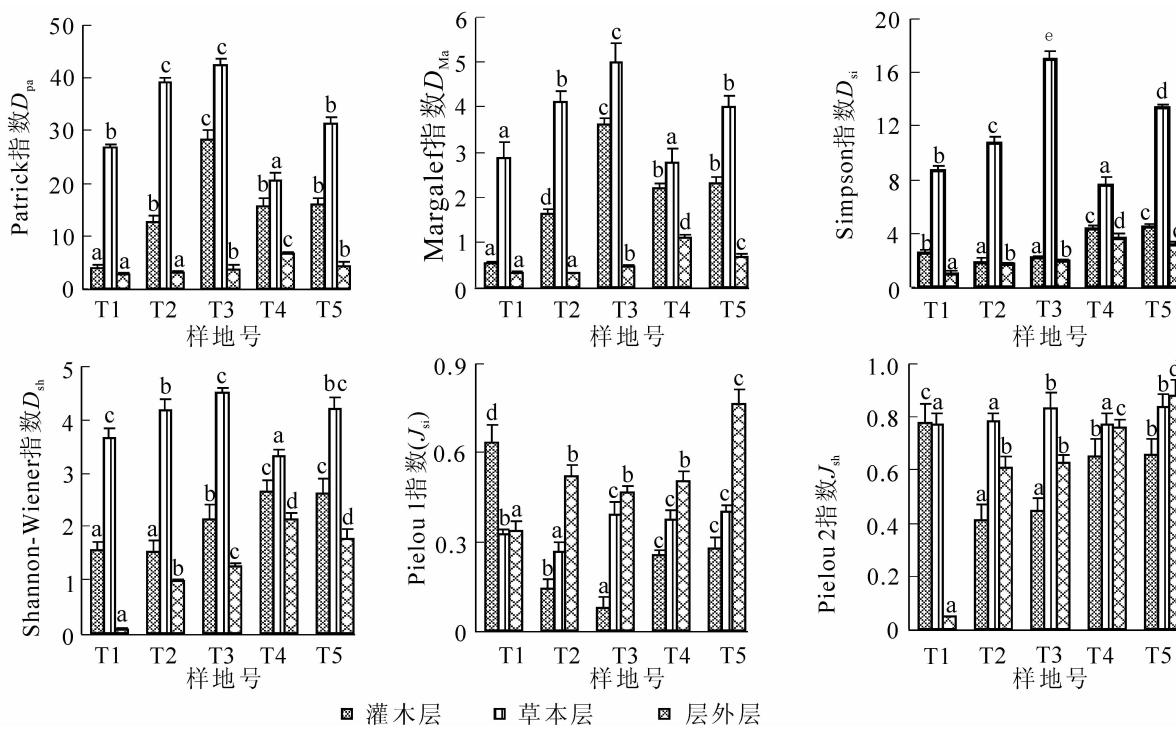


图 2 各样地灌木层、草本层和层外植物的丰富度、多样性和均匀度指数

Figure 2 The shrub layer, herb layer, and the outer layer of plant richness, diversity, and evenness in different sample plots

3.4.2 各样地林下植物物种的 β 多样性 Whittaker指数(β_{ws})反映群落间的差异性, Sorenson指数(C_s)和Morisita-Horn指数(CMH)反映群落间的相似性, 前两者利用二元数据能直观反映物种的周转, 后者利用数量数据能综合反映物种的改变和各物种个体数量比例的变化。从图3可以看出: T1—T2~T4—T5各相邻样地间 β_{ws} 指数值为T3—T4(0.559 3)>T1—T2(0.483 1)>T2—T3(0.461 5)>T4—T5(0.452 6), C_s 指数值为T3—T4(0.440 7)<T1—T2(0.516 9)<T2—T3(0.538 5)<T4—T5(0.547 4)。对T1—T2~T4—T5的 β_{ws} 和 C_s 指数进行DUNCAN多重比较, 结果显示: 除了T3~T4与其他相邻样地间的 β_{ws} 和 C_s 指数有显著差异, 其他各相邻样地间的 β_{ws} 和 C_s 指数均差异不显著。通过原始数据的简单统计显示, T1—T2样地中所有种数为66种, 共有种数23种, 共有种占所有种比例为34.85%; T2—T3样地中所有种数为95种, 共有种数35种, 共有种所占比例为36.84%; T3—T4样地中所有种数为92种, 共有种数26种, 共有种所占比例为28.26%; T4—T5样地中所有种数为69种, 共有种数26种, 共有种所占比例为37.68%。T—T4样地间的共有种数最少, 是导致他们群落间相似性较低的直接原因。

从图3可以看出, T1—T2~T4—T5样地间的 C_{MH} 指数值为T4—T5(0.623 2)>T1—T2(0.541 9)>T3—T4(0.454 1)>T2—T3(0.265 3), 其中T4—T5样地的 C_{MH} 指数值最大, 说明2个样地群落间的相似程度较高, 物种组成和个体数相差较小; T2—T3样地的 C_{MH} 指数值最小, 相似性程度较低, 物种组成和个体数相差较小, 这与T2和T3样地的乔灌层、草本层和层外植物在群落种类组成和数量分布相差较大有关。通过原始数据的简单统计显示, T2样地总种数14 434株, 乔灌层1 646株, 草本层12 746株, 层外植物42株; T3样地总种数7 835株, 乔灌层2 451株, 草本层4 844株, 层外植物540株。T2样地灌木层有29种, 草本层43种, 层外植物4种; T3样地灌木层有13种, 草本层40种, 层外植物3种。T2样地群落以草本为主, T3样地群落则灌木层所占比例较大。对T1—T2~T4—T5的 C_{MH} 指数进行DUNCAN多重比较, 结果显示, T1—T2~T4—T5样地的 C_{MH} 指数的差异性均达到显著水平。综合比较 β_{ws} , C_s 和 C_{MH} 指数, 可以看出, 距公路50~100 m(T3样地)的范围, 人工林林下植被发生了显著的物种更替, 因为T1和T2样地林下植被以草本为主, 而T3样地草本的个体数量比例减小, 灌木的个体数量比例上升, 却又与灌木比例较大的T4样地的物种相似性小, 说明T3样地在公路建设的干扰下, 物种周转速率大, 林下植被物种丰富度较大。

4 结论与讨论

沿海大道的修建, 剧烈改变路域生态因子。其中, 在公路建设期间, 对距公路0~50 m范围内的林木进行了全面清除, 竣工后补植的幼龄木麻黄, 由于冠幅较小, 郁闭度相应较小, 一方面直接导致林内光照强度变大; 另一方面也对林内的空气温湿度产生间接影响, 使得林内空气温度相对较高, 湿度相对较低, 且距公路越近, 这种影响越强。因为路面温度相对较高, 特别在夏季, 水泥公路路面温度最高可达60~70 °C, 路面高温热浪进一步加剧路域人工林林内空气温度的升高和湿度的降低。本研究结果显示, 距公100 m的范围, 光照强度较大, 且随着距公路距离的增大, 有逐渐减小的趋势, 100 m之后减小的趋势逐渐变缓并趋于稳定; 距公路50 m的范围, 空气温度较高, 湿度较低, 且0和5 m处分别是空气湿度最低和温度最高的位置, 50 m之后温湿度变化趋势变缓并趋于稳定。这比陈建业等^[22]对公路影响路域天然林林下气候因子的距离范围(10 m)还大, 说明公路建设对路域人工林生态系统的气候因子的影响范围更大。另外, 公路建设期间, 铺设路基进行的挖填方作业, 将改变路域土壤理化性质^[23~24], 其中土壤含水量是主要的影响因素之一。有研究表明: 土壤水分是干旱区植被盖度和生物量最主要的限制因素, 也是决定植物分布空间异质性的重要因子之一^[25~27], 深沪湾海岸带土壤类型大部分为风积沙土, 常年干旱缺水, 因此, 土壤水分是影响该地区植被分布的主要因素之一。本研究结果显示: 距公路50 m的范围内, 土壤容重较高, 含水量较低, 这与Alexander等^[24]对高速公路影响班美国家公园土壤容

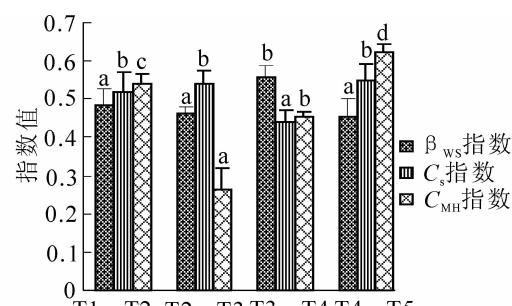


图3 相邻样地的 β 多样性比较

Figure 3 Comparison of adjacent sample plots to the β diversity

重的距离范围(50 m)的研究结果相同。这不但会使林下植被分布异质化^[28], 更对木麻黄人工林的生长产生不利影响。施纯淦等^[29]研究表明: 木麻黄的生长量和生物量在水分胁迫下明显下降。通过对补植在路基附近的T1样地的木麻黄和补植在距公路较远没有受到路基干扰影响的T2样地的木麻黄的生长状况进行比较, 结果显示: T1样地木麻黄的树高、胸径和冠幅均比T2样地小。50 m之后, 土壤容重相对较小, 土壤含水量相对较大, 且变化趋势趋于平稳。

随着距公路距离的增大, 木麻黄林下植物物种数量呈现先增大后减小的趋势, 并且草本层的优势种呈现从喜光植物到耐阴植物的变化。对各样地林下植物的禾本科、菊科和豆科的植物种数进行统计表明, 随着距公路距离的增大, 三大科在林下植物所占的比例有减小并趋于稳定的趋势。结合各样地林内生态因子的变化可以看出, 在T1样地由于光照强度较大, 但是温度较高、湿度较低, 土壤含水量较小, 使得T1样地被喜光、耐干瘠、繁殖传播能力强的禾本科、菊科和豆科的草本植物所占据, 且灌木的数量和种类很少, 植物组成相对单一, 结构不稳定。在距公路较远的T2样地, 由于没有受到路基的干扰影响, 且土壤容重和土壤含水量相对较高, 林下光照强度大, 使得T2样地林下草本植物生长繁盛, 对原始数据的简单分析可以看出, T1和T2样地草本植物的总个体数分别达到8 734株和12 746株, 分别是T3~T5样地草本植物的平均总个体数(2 867株)的3.05倍和4.45倍, 但是灌木数量也相对较少。在T3样地, 由于受到T2样地的影响, 林下光照强度相对T4和T5样地大, 土壤含水量较高, 温湿度相对较适宜, 林下的灌木、草本的种类较丰富, 并开始出现耐阴的植物种。T4和T5样地由于长期进行封育管理, 植物组成相对稳定, 林下既有喜光植物, 也有耐阴植物, 植物分布较均匀。木麻黄人工林林下植被优势种剧烈变化出现的距离范围(50~100 m)比天然林(10~20 m)^[26]大, 说明人工林受到公路建设的干扰影响更大。

综合比较T1~T5样地的丰富度指数、多样性指数和均匀度指数, 结果表明: T1和T2样地距公路较近, 受到公路的干扰影响较大, 林下植被的生物多样性低, 植物组成单一, 不利于木麻黄人工林的经营, 这与Bohemien等^[27]研究发现公路会造成路域生物群落多样性降低和层次缺失的结论相似。T3样地由于距公路较远, 受到公路的干扰影响较小, 林下植被的生物多样性相对较高, 物种丰富度达到最大值。中度干扰假说认为, 在中等强度干扰的斑块中, 先锋种受到一定的限制, 同时又不至于使一些物种因干扰而消失, 因此, 大量的物种可以共存, 物种丰富度最高^[30~31], 但大部分属于偶见种, 物种分布不均匀, 总体结构不稳定。随着距公路距离的增大, 人工林受公路的干扰影响越来越小, T4和T5样地的生物多样性均较丰富, 林下植被组成较稳定。对T1~T5样地的相邻样地的 β 多样性进行比较分析表明, T3—T4样地间的 β_{ws} , C_s 指数与其他相邻样地间的 β_{ws} 和 C_s 指数差异性达到显著水平, 说明T3与T4样地间发生了较强烈的物种更替, 从另一个角度说明, 公路对木麻黄人工林林下植被物种多样性的影响主要集中在距路缘100 m的范围内。T2—T3样地间的 C_{MH} 指数最小, 是由T2样地草本植物种类和数量多, 灌木种类和数量少, 而T3样地草本植物种类和数量少, 灌木种类和数量相对较多所致, 说明距公路0~50 m的范围内(T1和T2样地), 木麻黄林下植被在公路强烈的干扰影响下发生严重退化(草本植物较多, 灌木植物稀少), 而T3样地灌木种类虽有所增加, 但是分布不均匀, 林下植被组成结构不稳定, 同样不利于木麻黄人工林的经营。

参考文献:

- [1] HARTLEY M J. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forest [J]. *For Ecol Manage*, 2002, **155**: 81~95.
- [2] VERMA R K, KAPOOR K S, RAWAT R S, et al. Analysis of plant diversity in degraded and plantation forests in Kunihar Forest Division of Himachal Pradesh [J]. *Indian J For*, 2005, **28** (1): 11~16.
- [3] HUNT S L, GORDON A M, MORRIS D M, et al. Understory vegetation in northern Ontario jack pine and black spruce plantations: 20-year successional changes [J]. *Canadian J For Res*, 2003, **33**: 1791~1803.
- [4] 李新荣, 张景光, 刘立超, 等. 我国干旱沙漠人工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.
- LI Xinrong, ZHANG Jingguang, LIU Lichao, et al. Plant diversity in the process of succession of artificial vegetation types and environment in an arid desert region of China [J]. *Acta Phytoecol Sin*, 2000, **24** (3): 257~261.

- [5] 余雪标, 钟罗生, 杨伟东, 等. 桉树人工林林下植被结构的研究[J]. 热带作物学报, 1999, **20** (1): 66 – 72.
YU Xuebiao, ZHONG Luosheng, YANG Weidong, et al. Structure of understorey vegetation in *Eucalyptus* plantations [J]. *Chin J Trop Crop*, 1999, **20** (1): 66 – 72.
- [6] 林开敏, 俞新妥, 洪伟, 等. 杉木人工林林下植物对土壤肥力的影响[J]. 林业科学, 2001, **37** (1): 94 – 98.
LIN Kaimin, YU Xintuo, HONG Wei, et al. Effects of undergrowth plant on soil fertility in Chinese fir plantation [J]. *Sci Silv Sin*, 2001, **37** (1): 94 – 98.
- [7] 王震洪, 段昌群, 文传浩, 等. 滇中3种人工林群落控制土壤侵蚀和改良土壤效应[J]. 水土保持通报, 2001, **21** (2): 23 – 27.
WANG Zhenhong, DUAN Changqun, WEN Chuanhao, et al. Soil erosion and soil improvement of three artificial forest communities in middle Yunnan Province [J]. *Bull Soil Water Conserv*, 2001, **21** (2): 23 – 27.
- [8] FORMAN R T T, SPERLING D, BISSONETTE J A, et al. *Road Ecology: Science and Solutions* [M]. Washington D C: Inland Press, 2002: 3 – 397.
- [9] 李月辉, 胡远满, 李秀珍, 等. 道路生态研究进展[J]. 应用生态学报, 2003, **14** (3): 447 – 452.
LI Yuehui, HU Yuanman, LI Xiuzhen, et al. A review on road ecology [J]. *Chin J Appl Ecol*, 2003, **14** (3): 447 – 452.
- [10] DAVIDE G B. Biodiversity impact assessment of roads and approach based on ecosystem rarity [J]. *Environ Impact Assess Rev*, 2003, **23**: 343 – 365.
- [11] WILLAM J, MITSCH J W, DAY J R. Thinking big with whole-ecosystem studies and ecosystem restoration a legacy of H. T. Odum [J]. *Ecol Model*, 2004, **178**: 133 – 155.
- [12] BRIAN D F, JORGENSEN S E, BERNARD C P, et al. Ecosystem growth and development [J]. *Biosystems*, 2004, **77**: 213 – 228.
- [13] 刘杰, 崔保山, 杨志峰, 等. 纵向岭谷区高速公路建设对沿线植物生物量的影响[J]. 生态学报, 2006, **26** (1): 83 – 90.
LIU Jie, CUI Baoshan, YANG Zhifeng, et al. Effects caused by highway construction on plant biomass of roadsides in longitudinal range-gorge region [J]. *Acta Ecol Sin*, 2006, **26** (1): 83 – 90.
- [14] 陈辉, 李双成, 郑度, 等. 青藏公路铁路沿线生态系统特征及道路修建对其影响[J]. 山地学报, 2003, **21** (5): 559 – 567.
CHEN Hui, LI Shuangcheng, ZHENG Du, et al. Features of ecosystems alongside Qinghai-Xizang highway and railway and the impacts of road construction on them [J]. *J Mount Sci*, 2003, **21** (5): 559 – 567.
- [15] 高伟, 叶功富, 游水生, 等. 不同干扰强度对沙质海岸带植物物种 β 多样性的影响[J]. 生态环境学报, 2010, **19** (11): 2581 – 2586.
GAO Wei, YE Gongfu, YOU Shuisheng, et al. Effects of disturbance on different scales upon β diversity of plants on sandy coast [J]. *Ecol Environ*, 2010, **19** (11): 2581 – 2586.
- [16] 崔保山, 杨志峰, 董世魁, 等. 纵向岭谷区重大工程建设与区域生态系统变化交互作用[M]. 北京: 科学出版社, 2009: 220 – 244.
- [17] 张金屯. 数量生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2011: 83 – 107.
- [18] 谭芳林, 朱炜, 林捷, 等. 沿海木麻黄防护林基干林带防风效能定量评价研究[J]. 林业科学, 2003, **39** (增刊): 27 – 31.
TAN Fanglin, ZHU Wei, LIN Jie, et al. Quantitative evaluation on protection effect of *Casuarina equisetifolia* shelterbelt in coastal area, Fujian Province [J]. *Sci Silv Sin*, 2003, **39** (supp): 27 – 31.
- [19] 刘杰, 崔保山, 董世魁, 等. 公路建设干扰下的生态系统变化及其机理[J]. 水土保持通报, 2006, **26** (2): 31 – 36.
LIU Jie, CUI Baoshan, DONG Shikui, et al. Ecosystem changes and their mechanisms caused by disturbances of highway construction [J]. *Bull Soil Water Conserv*, 2006, **26** (2): 31 – 36.
- [20] MORENO J P, READ D J. Mobilization and transfer of nutrients from litter to tree seedlings via the vegetative mycelium of ectomycorrhizal plants [J]. *New Phytologist*, 2000, **145**: 301 – 309.
- [21] 陈亚军, 陈军文, 蔡志全, 等. 木质藤本及其在热带森林中的生态学功能[J]. 植物学通报, 2007, **24** (2): 240 – 249.

- CHEN Yajun, CHEN Junwen, CAI Zhiqian, et al. Lianas and their functions in tropical forests [J]. *Chin Bull Bot*, 2007, **24** (2): 240 – 249.
- [22] 陈建业, 陆旭东, 王倜, 等. 长白山区公路对路域植物物种组成及多样性的影响[J]. 生态环境学报, 2010, **19** (2): 373 – 378.
- CHEN Jianye, LU Xudong, WANG Ti, et al. Influence of highway on roadside plant species and diversity in Changbaishan Mountain area [J]. *Ecol Environ*, 2010, **19** (2): 373 – 378.
- [23] van BOHEMEN H D, van de LAAK H W J. The influence of road infrastructure and traffic on soil, water and air quality [J]. *Environ Manage*, 2003, **31** (1): 50 – 68.
- [24] ALEXANDER S M, NIGEL M W. The effects of highway transportation corridors on wildlife: a case study of Banff National Park [J]. *Sage Urban Stud Abstr*, 2001, **29** (1): 3 – 135.
- [25] LI Xirong, MA Fengyun, XIAO Honglang, et al. Long-term effects of revegetation on soil water content of sand dunes in arid region of Northern China [J]. *J Arid Environ*, 2004, **57**: 1 – 16.
- [26] OLSVIG-WHITTAKER L, SHACHAK M, YAIR A. Vegetation patterns related to environmental factors in a Negev Desert watershed [J]. *Vegetatio*, 1983, **54**: 153 – 165.
- [27] SOUTHGATE R I, MASTERS P, SEELY M K. Precipitation and biomass changes in the Namib Desert dune ecosystem [J]. *J Arid Environ*, 1996, **33**: 267 – 280.
- [28] 马国强, 李秋洁, 张堂松, 等. 高速公路对路域生态系统的影响及修复技术研究进展[J]. 林业调查规划, 2010, **35** (3): 29 – 34.
- MA Guoqiang, LI Qiujié, ZHANG Tangsong, et al. The impact of freeway on route ecosystem and progress on study of technology for the restoration [J]. *For Inventory Plan*, 2010, **35** (3): 29 – 34.
- [29] 施纯淦, 叶功富, 赖文胜, 等. 水分胁迫下木麻黄苗木的生长和形态特征的研究[J]. 防护林科技, 2000 (专刊1): 151 – 154.
- SHI Cungan, YE Gongfu, LAI Wensheng, et al. Studies on the growth and anatomical characteristics of *Casuarina* seedlings under the condition of water stress [J]. *Prot For Sci Technol*, 2000 (special issue 1): 151 – 154.
- [30] CONNELL J H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs [J]. *Science*, 1978, **199**: 1302 – 1310.