

文章编号: 1000-5013(2008)01-0133-05

武夷山风景名胜区天然林优势种群 高度生态位分析

杨 俊, 何东进, 洪 伟, 何小娟, 苏炳霖, 王彦涛

(福建农林大学 林学院, 福建 福州 350002)

摘要: 基于武夷山风景区天然林的调查数据, 以不同高度作为一维资源位状态, 以个体多度为生态位计测的资源状态指标, 对群落中的 15 个优势树种进行生态位计算和分析. 结果表明, 杉木、米槠、马尾松的生态位宽度 $B_{sw,i}$ 与 B_L 值均排在前 3 位. 说明这 3 种天然林在各个高度资源级中分布较为均匀, 具有较宽的资源利用谱, 能够充分地利用资源. 此外, 高度生态位重叠值有 58 对大于等于 0.5, 其中黄瑞木和黄毛润楠的生态位重叠值最大, 其值为 0.935 9, 说明两个窄生态位的种对之间可以有较大的生态位重叠.

关键词: 武夷山风景名胜区; 生态位; 生态位宽度; 生态位重叠

中图分类号: S 718.5; S 759.9(257)

文献标识码: A

1917 年, Grinnell^[1] 提出生态位(Niche) 的概念, 用来表示生物在栖息地所占据的空间单元. 1927 年, Elton^[2] 定义生态位为物种在生物群落中地位和角色. Hutchinson 提出了 n 维生态位(n -Dimensional Niche) 的概念, 以种在多维空间中的适应性去确定生态位边界. 他还进一步提出基础生态位(Fundamental Niche) 与实际生态位(Realized Niche) 的概念, 认为在生物群落中, 能够为某一物种所能利用的最大理论空间, 称为基础生态位. 实际上, 很少能有一个物种能全部占据基础生态位, 能够被物种所实际占有的生态位, 我们称之为实际生态位^[3]. 尽管生态位的概念界定尚存在争议, 但生态位理论在群落演替、群落结构、种间关系等方面已经得到了广泛的应用^[4-6], 使得生态位理论成为生态学研究中的一个非常活跃的领域. 对于理论生态学的发展产生了巨大的推动作用. 森林生态系统内各种群的高度生态位, 反映了不同树种在各个高度资源单位内资源利用的互补情况, 同时也是表征森林生态系统演替的趋势及其森林循环过程主要特征之一. 武夷山作为世界文化与自然遗产地^[7-12], 有关其优势种群高度生态位的研究尚未见报道. 本文比较了武夷山风景名胜区主要种群的高度生态位宽度及高度生态位重叠现象, 分析树种在高度资源空间的分布及占有能力大小.

1 研究区概况

武夷山位于我国福建省北部, 东经 $117^{\circ}24'12'' \sim 118^{\circ}02'50''$, 北纬 $27^{\circ}32'36'' \sim 27^{\circ}55'15''$, 包括东部风景名胜区、中部九曲溪生态、西部生物多样性以及城村闽越王城遗址等 4 个保护区. 它是全球同纬度带最完整、最典型、面积最大的中亚热带原生性森林生态系统, 是世界生物多样性保护的关键地区. 总面积 $99\,975\text{ hm}^2$, 平均海拔 $1\,200\text{ m}$, 中山地貌, 属典型的亚热带季风气候, 年平均气温在 $8.5 \sim 18.0\text{ }^{\circ}\text{C}$, 年降雨量在 $1\,482 \sim 2\,150\text{ mm}$ 之间, 局部地方高达 $3\,000\text{ mm}$ 以上, 年蒸发量为 $1\,000\text{ mm}$ 左右, 相对湿度 $78\% \sim 84\%$, 无霜期 $253 \sim 272\text{ d}$. 其中, 武夷山风景名胜区面积约 $7\,000\text{ hm}^2$, 属低山丘陵地域, 是典型的中亚热带湿润季风气候, 冬季温暖, 夏季日温偏高, 水质达到国家优良标准. 其独特的丹霞地貌形成

收稿日期: 2007-10-01

作者简介: 杨 俊(1983-), 男; 通讯作者: 何东进(1969-), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事森林生态学的研究. E-mail: fjhdj1009@126.com.

基金项目: 福建省自然科学基金资助项目(D0310018); 福建省教育厅科研基金资助项目(JA03078)

©1994-2010 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

于 7 000 万 a 前新生代的喜马拉雅造山运动,成土母质主要为紫色砂砾岩和紫红色砂岩所发育的山地土壤,土层浅薄、石质性强、腐殖质层薄、有机质较为贫乏.

2 研究方法

2.1 样地设置

2005 年 11 月,在武夷山风景名胜区天然林中选择具有代表性的地段各设置 1~2 个 20 m×30 m 样地,测定每一块样地的海拔 H_{SA} 、坡向、坡位、坡度(i)和群落类型等因子.采用相邻格子法进行调查,即将每个样地分别布置 6 个 10 m×10 m 的样方,对样方内出现的植物种类进行每木检尺,记录其种名、胸径、树高、冠幅及枝下高(起测径阶 ≥ 2 cm).另外,在每一个乔木样方中各设置 1 个 5 m×5 m 和 1 m×1 m 的样方调查灌木和草本,记录种类、数量、高度、盖度等指标,如表 1 所示.表中, S 为样地面积, n 为样方数.将所调查林以 2 m 为一个高度级,划分为 11 个高度级(资源单位),第 k 高度级在 $[h^{k-1}, h^k)$ 之间($h_0=0$),分析主要乔木树种(重要值排在前 15 位)的生态位宽度、各个种间的生态位重叠情况.

表 1 各样地植被类型
Tab.1 Vegetation types of typical plots

| 样地号 | 景区 | H_{SA}/m | $i/(^{\circ})$ | 植被类型 | S/m^2 | n |
|-----|-----|------------|----------------|--|---------|-----|
| 1 | 大王峰 | 435 | NE19 | 鼠刺叶石栎(<i>Lithocarpus iteaphyllus</i>) 山黄皮(<i>Randia cochinchinensis</i>) 黑莎草(<i>Gahnia tristis</i>) | 600 | 6 |
| 2 | 大王峰 | 432 | NE15 | 米槠(<i>Castanopsis carlesii</i>) 紫金牛(<i>Ardisia japonica</i>) 黑莎草(<i>Gahnia tristis</i>) | 600 | 6 |
| 3 | 天游峰 | 415 | SW 25 | 马尾松(<i>Pinus masoniana</i>) 毛竹(<i>Phyllostachys pubescens</i>) 榿木(<i>Loropetalum. chinense</i>) 芒萁(<i>Dicranopteris dichotoma</i>) | 600 | 6 |
| 4 | 水帘洞 | 245 | NW 27 | 毛竹(<i>Phyllostachys pubescens</i>) 茶树(<i>Camellia sinensis</i>) 淡竹(<i>Phyllostachys glauca</i>) 芒萁(<i>Dicranopteris dichotoma</i>) | 600 | 6 |
| 5 | 一线天 | 174 | SW 31 | 杉木(<i>Cunninghamia lanceolata</i>) 黄瑞木(<i>A dinandra millettii</i>) 榿木(<i>Loropetalum. chinense</i>) 芒萁(<i>Dicranopteris dichotoma</i>) | 600 | 6 |

2.2 计测公式

2.2.1 重要值 各物种的重要值(IV)等于相对多度(RA)+ 相对频度(RF)+ 相对优势度(RP)^[13],其中乔木树种以胸高断面面积表示相对优势度.

2.2.2 生态位宽度 (1) 采用 Shannon-Wiener 多样性指标来测定种群的生态位宽度^[14-15],有

$$B_{SW,i} = - \sum_{j=1}^r (P_{i,j} \ln P_{i,j}). \tag{1}$$

式(1)中, $B_{SW,i}$ 是物种的生态位宽度,具有域值 $[0, 1]$. 物种利用 1 个资源位, $B_{SW,i}$ 为 0; 利用全部资源位, $B_{SW,i}$ 则为 1. r 为资源位数, $P_{i,j}$ 是物种对资源位 j 的利用占该种对全部资源位利用的比例. $P_{i,j} = n_{i,j}/N_i$; $N_i = \sum_{j=1}^r n_{i,j}$. $n_{i,j}$ 是物种在资源位 j 上的分布个数, n_i 是物种 i 在 r 个资源位上的分布个数之和.

(2) 采用 Levins 指数来测定种群的生态位宽度^[14],有

$$B_L = 1 / \sum_{j=1}^r (P_{i,j})^2. \tag{2}$$

式(2)中, r , $P_{i,j}$ 意义同式(1),生态位宽度 B_L 具有域值 $[1/r, 1]$.

2.2.3 生态位重叠 生态位重叠是指一定资源序列上,两个物种利用同等级资源而相互重叠的情况.本文采用相似性比例或比例重叠公式^[16-19],有

$$C_{i,h} = - \frac{1}{2} \sum_{j=1}^r |P_{i,j} - P_{h,j}|. \tag{3}$$

在式(3)中, $C_{i,h}$ 为种 i 与种 h 的生态位重叠, r 为资源单位数, $P_{i,j}$ 和 $P_{h,j}$ 分别为种 i 与种 h 在第 j 个资源

单位中所占的比例. 本研究的资源单位是高度级, 将所调查的林分高度划分为 11 个资源位, 每个高度级为 2 m.

3 结果与分析

3.1 主要种群的重要值

根据武夷山风景名胜区天然林调查资料的计算结果, 选取重要值(IV) 排在前 15 位的主要乔木树种进行高度生态位特征研究. 分别测定其生态位宽度、生态位重叠等指标, 如表 2 所示(N 为个体数).

表 2 武夷山风景名胜区主要种群的调查计算结果

Tab. 2 Investigation and calculation results of main populations in Wuyishan scenery district

| 种名 | N | RA | RF | RD | IV | $B_{SW,i}$ | B_L |
|--|-----|----------|----------|----------|----------|------------|----------|
| 马尾松(<i>Pinus massoniana</i>) | 126 | 0. 173 8 | 0. 092 7 | 0. 263 2 | 0. 529 7 | 1. 917 0 | 5. 946 1 |
| 杉木(<i>Cunninghmya lanceolata</i>) | 61 | 0. 084 1 | 0. 034 1 | 0. 151 6 | 0. 269 8 | 1. 983 0 | 6. 632 8 |
| 毛竹(<i>Phyllostachys pubescens</i>) | 108 | 0. 149 0 | 0. 029 3 | 0. 055 8 | 0. 234 1 | 1. 719 2 | 5. 263 5 |
| 米槠(<i>Castanopsis carlesii</i>) | 23 | 0. 031 7 | 0. 039 0 | 0. 134 7 | 0. 205 4 | 1. 930 8 | 6. 223 5 |
| 木荷(<i>Schima superba</i>) | 57 | 0. 078 6 | 0. 043 9 | 0. 059 1 | 0. 181 6 | 1. 826 1 | 5. 231 9 |
| 黄瑞木(<i>Adinandra millettii</i>) | 26 | 0. 035 9 | 0. 043 9 | 0. 022 0 | 0. 101 8 | 1. 114 1 | 2. 620 2 |
| 鼠刺叶石栎(<i>Lithocarpus iteaphyllus</i>) | 18 | 0. 024 8 | 0. 034 1 | 0. 038 2 | 0. 097 1 | 1. 721 1 | 5. 225 8 |
| 欆木(<i>Loropetalum. chinense</i>) | 19 | 0. 026 2 | 0. 043 9 | 0. 002 4 | 0. 072 5 | 1. 120 4 | 2. 714 3 |
| 卷斗青冈(<i>Cyclobalanopsis pachyloma</i>) | 19 | 0. 026 2 | 0. 029 3 | 0. 008 5 | 0. 064 0 | 1. 128 6 | 2. 270 4 |
| 甜槠(<i>Castanopsis eyrei</i>) | 15 | 0. 020 7 | 0. 019 5 | 0. 019 2 | 0. 059 4 | 1. 459 5 | 3. 813 6 |
| 杨梅叶蚊母树(<i>Distylium myricoides</i>) | 20 | 0. 027 6 | 0. 024 4 | 0. 006 9 | 0. 058 9 | 1. 094 1 | 2. 597 4 |
| 青冈(<i>Cyclobalanopsis glauca</i>) | 17 | 0. 023 4 | 0. 014 6 | 0. 017 4 | 0. 055 4 | 1. 222 3 | 2. 805 8 |
| 黄毛润楠(<i>Machilus chrysotricha</i>) | 12 | 0. 016 6 | 0. 029 3 | 0. 002 2 | 0. 048 1 | 0. 959 6 | 2. 322 6 |
| 少叶黄杞(<i>Engelhardtia fenzelii</i>) | 15 | 0. 020 7 | 0. 019 5 | 0. 003 8 | 0. 044 0 | 0. 690 9 | 1. 991 2 |
| 山杜英(<i>Elaeocarpus sylvestris</i>) | 9 | 0. 012 4 | 0. 014 6 | 0. 013 7 | 0. 040 7 | 1. 414 9 | 2. 612 9 |

3.2 生态位宽度

生态位宽度是指物种对资源开发利用的程度, 种群生态位宽度越大, 则它对环境适应能力越强. 同一树种在不同的生境下, 其生态位宽度不同, 而不同树种在相同的生境下, 其生态位宽度值也不同. 利用式(1), 对武夷山风景区天然林中 15 种树种的生态位宽度值进行分析. 计算结果表明, 武夷山风景区天然林中 15 个优势种群的生态位宽度大小依次为: 杉木、米槠、马尾松、木荷、鼠刺叶石栎、毛竹、甜槠、青冈、山杜英、卷斗青冈、欆木、黄瑞木、杨梅叶蚊母树、黄毛润楠、少叶黄杞. B_L 值的顺序为: 杉木、米槠、马尾松、毛竹、木荷、鼠刺叶石栎、甜槠、青冈、欆木、黄瑞木、山杜英、杨梅叶蚊母树、黄毛润楠、卷斗青冈、少叶黄杞. 从 $B_{SW,i}$ 和 B_L 的值来看, 虽然生态位值顺序稍有差别, 但总体是一致的.

从表 2 可以看出, 只有 6 种种群生态位值高于 5, 即大部分种群属于狭生态位. 杉木、米槠、马尾松排列在前 3 位, 其 $B_{SW,i}$ 都大于 1. 9, 杉木、米槠的 B_L 值大于 6, 马尾松的 B_L 值为 5. 946 1. 3 者的生态位宽度远高于其他种, 表明这 3 者各个高度资源级中分布较其他种均匀. 由表 2 可知, 毛竹重要值排在第 3 位, 但其生态位宽度值却分别排在第 6 与第 4 位, 这主要是因为毛竹数量虽多, 但其所占据的空间资源位仅限于 2~ 8 级高度级, 并且在第 2 和第 8 级高度级上, 数量极少, 分别仅有 3 株和 1 株, 表明其高度资源利用不够充分. 木荷为耐荫树种中属于中性偏阳的树种, 其苗木耐荫, 适应性较强. 甜槠为典型的中亚热带地带性植物, 能在林冠下更新, 因此它们高度分布较为均匀^[20]. 山杜英的重要值最低, 但生态位宽度值却较杨梅叶蚊母树、黄毛润楠、卷斗青冈、少叶黄杞的值高. 这是因为其虽然数量少, 但其高度分布却比杨梅叶蚊母树、黄毛润楠、卷斗青冈、少叶黄杞均匀. 少叶黄杞生态位宽度最小, 黄毛润楠次之, 表明其生态位宽度较为狭窄, 仅分布于某个高度级中. 各个种群的生态位宽度值, 分别体现它们在群落中高度分布的基本状态, 反映了它们在利用随高度变化的, 以光为主导因子的生态资源的能力.

3.3 生态位重叠

生态位的重叠, 是表明不同物种利用生态资源能力异同性的一个指标. 生态位重叠值越大, 表明两个物种利用资源的能力越相似; 生态位重叠越小, 则表明两个物种利用资源的能力差异越大^[19]. 从物种

竞争的角度来看,生态位重叠越大,则表明物种之间的竞争排斥作用越强烈.

武夷山风景区 15 个树种的生态位重叠矩阵,如表 3 所示.在武夷山风景区天然林中,高度生态位重叠值大于等于 0.5 的有 58 对,占总数的 55.24%,这说明优势种群对林层的空间资源共享趋势明显.黄瑞木和黄毛润楠的生态位较窄,但两者的生态位重叠最大,其值为 0.935 9,说明两个窄生态位的种对之间可以有较大的生态位重叠.马尾松和毛竹、杉木和米槠、榿木和杨梅叶蚊母树、榿木和少叶黄杞、杨梅叶蚊母树和山杜英也有较大的生态位重叠,其值分别为 0.832 0, 0.833 9, 0.871 1, 0.842 1 和 0.850 0. 上述的各种对在个体高度上有较高的重叠,表明它们对生境的要求比较相近.甜槠和少叶黄杞的生态重叠值最低,其值为 0.066 7. 此外,少叶黄杞与马尾松、杉木、毛竹等的生态位重叠值也相对较低,分别为 0.095 2, 0.131 1 和 0.175 9,表明对资源利用差异较大.

表 3 主要乔木树种的高度生态位重叠矩阵

Tab.3 Height niche overlap matrix of main trees species

| 树种 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|----|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 2 | 0.750 6 | | | | | | | | | | | | | |
| 3 | 0.832 0 | 0.704 8 | | | | | | | | | | | | |
| 4 | 0.653 6 | 0.833 9 | 0.663 4 | | | | | | | | | | | |
| 5 | 0.651 2 | 0.698 6 | 0.729 0 | 0.749 0 | | | | | | | | | | |
| 6 | 0.364 5 | 0.333 5 | 0.418 1 | 0.386 3 | 0.617 4 | | | | | | | | | |
| 7 | 0.579 4 | 0.714 0 | 0.574 1 | 0.763 3 | 0.742 7 | 0.594 0 | | | | | | | | |
| 8 | 0.253 1 | 0.289 0 | 0.333 8 | 0.400 5 | 0.543 9 | 0.718 6 | 0.546 8 | | | | | | | |
| 9 | 0.411 0 | 0.446 9 | 0.491 7 | 0.505 7 | 0.666 7 | 0.749 0 | 0.646 2 | 0.631 6 | | | | | | |
| 10 | 0.723 8 | 0.629 5 | 0.798 1 | 0.544 9 | 0.550 9 | 0.235 8 | 0.422 2 | 0.224 6 | 0.357 9 | | | | | |
| 11 | 0.245 2 | 0.281 1 | 0.325 9 | 0.397 8 | 0.536 0 | 0.642 3 | 0.538 9 | 0.871 1 | 0.552 6 | 0.216 7 | | | | |
| 12 | 0.416 0 | 0.403 1 | 0.388 9 | 0.450 1 | 0.620 2 | 0.760 2 | 0.562 1 | 0.585 1 | 0.681 1 | 0.200 0 | 0.508 8 | | | |
| 13 | 0.333 3 | 0.295 1 | 0.379 6 | 0.347 8 | 0.578 9 | 0.935 9 | 0.555 6 | 0.693 0 | 0.793 9 | 0.200 0 | 0.616 7 | 0.779 4 | | |
| 14 | 0.095 2 | 0.131 1 | 0.175 9 | 0.260 9 | 0.386 0 | 0.659 0 | 0.388 9 | 0.842 1 | 0.519 3 | 0.066 7 | 0.850 0 | 0.525 5 | 0.633 3 | |
| 15 | 0.500 0 | 0.435 3 | 0.583 3 | 0.545 9 | 0.532 2 | 0.371 8 | 0.444 4 | 0.327 5 | 0.438 6 | 0.488 9 | 0.372 2 | 0.333 3 | 0.333 3 | 0.222 2 |

4 结束语

本文对比了武夷山风景区天然林中 15 种优势种群的生态位宽度与生态位重叠,结果表明:杉木、米槠、马尾松的生态位宽度最大.说明它们具有较宽的资源利用谱,能够充分地利用资源.然而,重要值大的物种,其生态位宽度不一定大(如毛竹),表明生态位宽度与重要值两个测定指标各有其侧重.重要值主要表征种群在群落中的优势程度,而生态位宽度主要体现种群对资源的利用能力.

在武夷山风景名胜区内,生物学特性和生态学特性相似的树种,表现为高度生态位接近,其高度生态位重叠较大,如马尾松和杉木、杉木和米槠等,而甜槠和少叶黄杞、少叶黄杞与马尾松、杉木、毛竹等高度生态位重叠较小.生态位重叠值的大小与生态位宽度有一定的联系,一般而言,两个生态位宽的种群之间的重叠值高,而两个生态位较窄的种群之间或一个生态窄的种群与一个生态位宽的种群之间的重叠值低.但是,研究也表明,生态位宽度较窄的两个树种之间的生态位重叠值也有可能较大,如黄瑞木与黄毛润楠,杨梅叶蚊母树与少叶黄杞等的生态位宽度较小,而它们的高度生态位重叠很大,说明它们之间在较小的生态位宽度内对资源的共享性.此外,研究仅揭示了树种的空间的利用情况,只是多维空间中的一维,而其他维度的利用情况有待于进一步的探讨.本文研究为世界遗产地天然林资源的管理、保护和开发利用提供科学依据.

参考文献:

[1] GRINEL J. The niche relationship of the *California thrasher* [J]. Auk, 1917, 21: 364-382.
[2] ELTON C. Animal ecology[M]. London: Sidgewick and Jackson, 1927: 63-68.
[3] 李 博, 杨 持, 林 鹏. 生态学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000: 103-107.

[4] 王 刚,赵松岭. 青扚林次生林演替的生态位模型[J]. 生态学报, 1988, 8(4): 371-376.

[5] 钱莲文,吴承祯,洪 伟,等. 长苞铁杉林林隙内外更新层主要树种生态位[J]. 福建农林大学学报: 自然科学版, 2005, 34(3): 330-333.

[6] 彭少麟,方 炜. 鼎湖山植被演替过程中锥栗和木荷种群的动态[J]. 植物生态学报, 1995, 19(4): 311-318.

[7] 何东进,洪 伟,范圣锋,等. 武夷山毛竹天然林与人工林种群结构比较研究[J]. 中国生态农业学报, 2005, 13(2): 34-36.

[8] 何东进,洪 伟,胡海清,等. 武夷山风景名胜区景观类型空间关系及其尺度效应研究[J]. 中国生态农业学报, 2004, 22(3): 321~ 324.

[9] 何东进,洪 伟,胡海清,等. 武夷山风景区森林景观土壤物理性质异质性及其分形特征[J]. 林业科学, 2005, 41(5): 175-179.

[10] 何东进,洪 伟,胡海清,等. 武夷山风景名胜区景观空间格局变化及其干扰效应模拟[J]. 生态学报, 2004, 24(8): 215-221.

[11] 何东进,洪 伟,胡海清,等. 武夷山风景区景观主要类型斑块大小分布规律及其等级效应分析[J]. 应用生态学报, 2004, 15(1): 21-25.

[12] 何东进,洪 伟,胡海清,等. 武夷山风景名胜区景观空间格局研究[J]. 林业科学, 2004, 40(1): 174-179.

[13] 云南大学生物系. 植物生态学[M]. 北京: 人民教育出版社, 1980: 192-195.

[14] 张金屯. 数量生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2004: 120-124.

[15] 郑 蓉. 福建北部马尾松群落生态位的研究[J]. 福建林学院学报, 1996, 16(4): 319-323.

[16] 吴 刚,梁秀英,张旭东,等. 长白山红松阔叶林主要树种高度生态位的研究[J]. 应用生态学报, 1999, 10(3): 262-264.

[17] 龙翠玲. 茂兰喀斯特森林林隙主要树种的高度生态位[J]. 贵州师范大学学报: 自然科学版, 2006, 24(2): 36-39.

[18] 杨 梅,林思祖,刘洪波,等. 甜槠天然群落主要种群高度生态位在不同强度人为干扰下的动态变化[J]. 江西农业大学学报, 2005, 27(2): 172-175.

[19] 闫淑君,洪 伟,吴承祯,等. 万木林中亚热带常绿阔叶林林隙主要树种的高度生态位[J]. 应用与环境生物学报, 2002, 8(6): 578-582.

[20] 胡喜生,洪 伟,吴承祯,等. 长苞铁杉群落优势种群高度生态位研究[J]. 广西植物, 2004, 24(4): 323-328.

Study on the Height Niche of Dominant Populations in the Wuyishan Scenery District

YANG Jun, HE Dong-jin, HONG Wei,
HE Xiao-juan, SU Bing-lin, Wang Yan-tao

(Forestry College, Fujian Agricultural and Forestry University, Fuzhou 35002, China)

Abstract: Based on the investigation of the natural forests in Wuyishan Scenery District, the niche characteristics of 15 dominant populations were described and analyzed, with height class as the resource state and tree abundance as the index. The results indicated that the value of B_{SW_i} and B_L of *Cunninghmya lanceolata*, *Castanopsis carlesii* and *Pinus massoniana* took up the first three place, which showed that their distribution were relatively even in each height class. Meanwhile it also showed that they had a relatively wide resource utilization spectrum and the resources could be adequately used. In addition, there were 58 pairs whose niche overlap > 0.5 (including 0.5), the pair —— *Adinandra mellettii* and *Machilus chrysotricha* of which has the largest niche overlap value —— 0.9359, indicating a high niche overlap could occur between two species with narrow niche breadth.

Keywords: Wuyishan Scenery District; niche; niche breadth; niche overlap

(责任编辑: 黄仲一)