

海南岛霸王岭热带天然林景观格局与动态

张志东¹ 臧润国^{2*}

(1 中国科学院烟台海岸带可持续发展研究所, 山东烟台 264003)

(2 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所国家林业局森林生态环境重点实验室, 北京 100091)

摘要 热带森林是陆地上物种最丰富和结构最复杂的森林生态系统, 同时也是受景观破碎化影响而生物多样性丧失最严重的植被类型。在对海南岛霸王岭热带天然林进行公里网格样方调查的基础上, 采用栅格途径及统计方法对三期遥感影像数据进行了景观格局和动态规律分析。结果表明: 霸王岭热带天然林景观由4个处于不同恢复阶段的林分斑块(I、II、III和IV)组成; 在1986~1998年, 除林分斑块IV外, 大多数斑块类型都发生了显著的变化, 而在1998~2002年, 大多数斑块类型变化不显著。在1986~2002年, 大多数斑块类型破碎化趋势明显, 表现为斑块数、边缘密度持续增加, 以及斑块平均大小和核心区面积不断减小; 恢复较早期阶段的次生林(I、II和III)与恢复较后期林分(IV)之间的距离显著相关。随着与IV距离的增加, 恢复时间短的次生林所占比例逐渐增加。

关键词 动态 景观格局 空间关系 热带森林 海南岛

LANDSCAPE PATTERN AND DYNAMICS IN A NATURAL TROPICAL FOREST OF BAWANGLING, HAINAN ISLAND, CHINA

ZHANG Zhi-Dong¹ and ZANG Run-Guo^{2*}

¹Yantai Institute of Coastal Zone Research for Sustainable Development, Chinese Academy of Sciences, Yantai, Shandong 264003, China, and ²Key Laboratory of Forest Ecology and Environment of State Forestry Administration, Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China

Abstract Aims Effective protection of tropical forest requires understanding changes in landscape pattern during the forest recovery process. Our aims were to 1) examine forest recovery dynamics and landscape pattern change and 2) explore the impact of proximity of mature forest fragments on secondary succession.

Methods We investigated 135 sample plots in a natural tropical forest landscape of Bawangling, Hainan Island, China. Three Landsat Thematic Mapper (TM) imageries from 1986, 1998 and 2002 were used along with a grid-based approach and statistical methods to analyze forest recovery dynamics and landscape pattern change. The spatial relationship between mature forest fragments and different successional stage forests was analyzed by buffer analysis and Chi-square analysis.

Important findings There were four forest patch types based on stage of recovery. Between 1986 and 1998, the proportion of all patch types except late-successional forest changed significantly; however, between 1998 and 2002 most of the patch types were little changed, indicating that deforestation decreased. From 1998 to 2002, the number of patches and edge density increased and mean patch size and core area decreased in most patch types, indicating that fragmentation of the study region increased. The distribution of secondary forest was significantly correlated with proximity to late-successional forest, because the proportion of young secondary forest gradually increased with greater distance from late-successional forest. This suggests that proximity of late-successional forest facilitates forest recovery following human disturbance.

Key words dynamics, landscape pattern, spatial relationship, tropical forest, Hainan Island

DOI: 10.3773/j.issn.1005-264x.2009.06.003

收稿日期: 2009-03-30 接受日期: 2009-07-15

基金项目: 国家自然科学基金(30430570)和国家“十一五”科技支撑计划项目(2008BADB0B02)

野外调查过程中得到了海南霸王岭林业局的杨秀森、林瑞昌、陈小敏及王进强的大力帮助, 在此一并致谢

* 通讯作者 Author for correspondence E-mail: zangrun@forestry.ac.cn

热带森林是陆地上物种最丰富的森林生态系统,在保护生物多样性、维持全球碳平衡、养分循环和调节气候变化等方面发挥着重要的作用(Primack & Corlett, 2005)。然而,它也是遭受持续破坏的地方,大面积的原始热带林被采伐、火烧或者转变为农业用地(Laurance *et al.*, 2004; Wright, 2005)。景观的破碎化对热带森林的结构和功能产生了深远的影响(Laurance *et al.*, 2005),同时对生物多样性也造成了严重的威胁(Turner, 1996)。了解热带森林景观格局与动态过程,对有效地保护生物多样性和恢复受损的生态系统都具有重要的意义(Pan *et al.*, 2001)。

近十几年来,有关热带森林景观格局与动态的研究不断增加,内容涉及森林景观破碎化及格局变化(Cayuela *et al.*, 2006),环境因素与土地利用(Endress & China, 2001),以及森林组成与结构的动态变化(Werneck & Franceschinelli, 2004)等许多方面,然而对热带林景观格局随演替变化的研究还不多(Etter *et al.*, 2005)。Burgos和Maass (2004)认为,在景观尺度上了解森林各恢复阶段的分布及其相对比例的动态变化,有助于更好地掌握各恢复阶段的相互替换规律。目前,大多数原始热带林都已转变成不同恢复阶段的天然次生林,处于不同恢复阶段的次生林在生物多样性和生态功能维持中的作用不同(Ross *et al.*, 2002)。然而,以往大多数研究仅对原始林和次生林进行了简单的区分,没有对处于不同恢复阶段的次生林进一步区分(Etter *et al.*, 2005)。目前,随着影像分类技术的发展,在一定的野外调查基础上,利用遥感技术进行森林恢复阶段的划分已成为可能(Kuplich, 2006)。可以说,对不同恢复阶段次生林的成功判读,为进一步了解热带森林景观恢复动态提供了保证。

海南岛的热带森林属于亚洲雨林的北缘,在区系和结构上均与典型的亚洲雨林有较大的差别(胡玉佳和李玉杏, 1992),在维持全岛的生态平衡和改善生态环境中具有不可替代的作用。然而自从20世纪50年代以来,海南岛的热带森林多次受到了严重的破坏。超强度的利用已使海南岛的热带森林演变成由大量的处于不同恢复阶段的次生林、少量的原始林、灌木林、荒草地,以及一定数量的人工林地和农地等形成的斑块镶嵌体。目前,对海南岛热带森林的动态研究多集中在群落

学水平(臧润国等, 2004; Ding & Zang, 2005),在景观水平上有关热带林动态方面的研究还很少。本研究以海南岛热带森林的典型代表——霸王岭林区为研究对象,主要回答三方面问题:1)在研究区内,不同恢复阶段的天然林和其他非林业用地是如何随时间变化的?2)各斑块类型和整个森林景观的空间格局在研究期间呈现何种变化规律?3)作为决定次生林恢复的一个重要因素,较后期恢复林的空间分布是否会影响到次生林斑块的演替?

1 研究区概况和研究方法

1.1 研究区域自然概况

研究区位于海南省西南部昌江县和白沙县境内的霸王岭林区,地理坐标为 $18^{\circ}53' \sim 19^{\circ}20' N$, $108^{\circ}58' \sim 109^{\circ}53' E$,地形复杂,以山地为主,海拔为50~1 654 m。该地区属热带季风气候,干湿季明显。年平均气温 $24.2^{\circ}C$,年平均降水量1 677.1 mm,但分布不均,5~11月为雨季、12月至翌年4月为旱季,土壤以砖红壤为代表类型,随海拔的增加,逐渐过渡为山地红壤、山地黄壤和山地草甸土。低地雨林、山地雨林、山地常绿林和高山矮林为其地带性优势植被类型。有关植被类型的具体介绍详见张志东和臧润国(2007)。

1.2 野外调查

群落调查样方的布设采用按公里网格机械布设的方法(张志东和臧润国, 2007)。共调查了135个天然林样地和14个人工林样地,共计149个样方, 5.96 hm^2 。通过对野外调查记录统计发现,有9个样地属于恢复少于10 a的次生林,10个样地属于恢复11~20 a的次生林,27个样地属于恢复21~35 a的次生林,80个样地属于恢复36 a以上的森林,3个样地属于灌丛草地景观。利用以上数据进行了遥感影像的判读和精度验证。

1.3 遥感影像分类

本研究采用三景覆盖研究区($18^{\circ}53' \sim 19^{\circ}20' N$, $108^{\circ}58' \sim 109^{\circ}53' E$)的4、5、3波段组合而成的LANDSAT-TM影像数据,获取时间分别为1986年11月1日、1998年11月15日和2002年11月29日。首先,将2002年的影像校正到1:5万地形图上,再以校正后的2002年的影像为准,将其他两个时相的遥感影像与之配准。坐标变换为二阶变换,重采样插值方法采用双线性内插法,经重新选点检验,

控制三景影像的校正误差在0.5个像元内。影像的投影坐标系统采用横轴墨卡托, 椭球体为克拉索夫斯基, 像元点的空间分辨率为30 m × 30 m。将影像进行地理参考和几何校正后, 按照霸王岭自然区划边界对影像进行裁剪操作, 最终得到了用于分析的三期影像图。

首先对影像进行了5象元×5象元的低通滤波处理, 采用监督分类法(Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2001)对各斑块类型在影像上进行了识别。分类结果包括恢复少于10 a的森林斑块类型(I)、恢复11~20 a的森林斑块类型(II)、恢复21~35 a的森林斑块类型(III)和恢复36 a以上的森林斑块类型(IV), 以及灌草地(GR)、人工林(MP)和其他用地(OT) (图1)。采用总体精度评估(Foody *et al.*, 1996)分析表明, 三期影像分类精度为79.8% (1986)、80.2% (1998)和82.1% (2002)。与其他热带林分类研究, 如Espírito-santo等(2005)分类精度为73.0%、Lucas等(2000)总分类精度不足60%相比, 本研究分类结果还是可以接受的。

1.4 斑块类型变化分析

基于栅格途径进行了斑块类型变化分析。在ARCGIS 8.3软件平台(ESRI, 2003)上, 创建了栅格(2.5 km × 2.5 km)空间, 其中覆盖研究区共118个栅格。为了提高分析精度, 研究区边界处不足栅格面积10%的土地予以忽略, 最终用于分析的栅格为108个(图1)。在每个栅格内, 分别统计各斑

块类型的面积构成。为了比较1986~1998年以及1998~2002年间各斑块类型是否存在显著差异, 采用Mann-Whitney *U*检验进行了分析, 统计分析在SPSS 13.0统计分析软件中进行。为了进一步探究斑块类型之间的相互转化关系, 在ArcView3.3 (ESRI, 2000)上, 利用叠加分析分别构建了1986~1998年和1998~2002年的转化矩阵。

1.5 景观格局变化分析

本研究在斑块类型和景观水平上各选取了4个指标。在斑块类型水平上, 包括斑块数(*NP*)、斑块平均大小(*AREA_MN*)和边缘密度(*ED*)。此外, 鉴于边缘和核心区热带林的组成和结构存在显著差异, 我们将同一斑块类型内距边缘100 m以内的面积作为核心面积(*TCA*); 在景观水平上包括了Shannon多样性指数(*SHDI*)、Shannon均匀度指数(*SHEI*)、Simpson均匀度指数(*SIEI*)和聚集度指数(*AI*)。

1.6 空间关系分析

为了探讨较后期恢复林的空间分布在决定森林演替中所起的作用, 在ArcView3.3 (ESRI, 2000)中, 创建了距离图层, 具体操作为: 在较后期恢复林斑块(IV)边界, 分别向外创建了0~200、200~400、400~600、600~800和>800 m 5个缓冲区, 在每个缓冲区内计算处于不同恢复阶段的次生林(I、II和III)的面积构成。利用Chi-square分析, 检验处于不同恢复阶段的森林是否与较后期恢复林

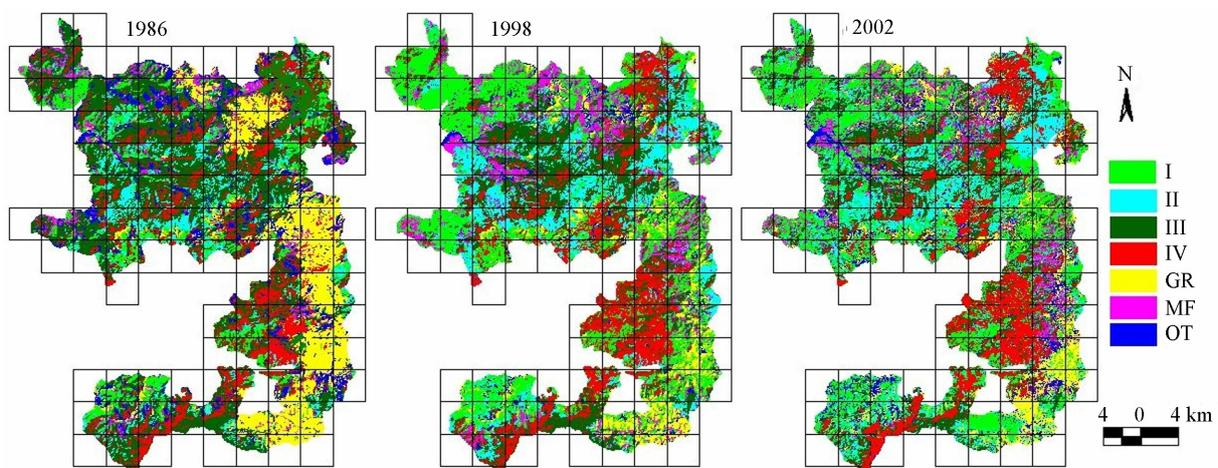


图1 海南岛霸王岭热带森林景观1986年、1998年和2002年分类图

Fig. 1 Classified maps of 1986, 1998 and 2002 in the tropical forest landscape of Bawangling, Hainan Island

I: 恢复<10 a次生林 Secondary forest (<10 years) II: 恢复11~20 a次生林 Secondary forest (11~20 years) III: 恢复21~35 a次生林 Secondary forest (21~35 years) IV: 恢复>36 a次生林 Secondary forest (>36 years) GR: 灌草地 Shrub-grass land MP: 人工林 Man-made forest OT: 其他 Others

的距离存在明显的相关关系,统计分析在SPSS 13.0软件中进行。

2 结果

2.1 斑块类型变化

在1986~2002年,恢复少于20 a的森林斑块类型(I和II)增加趋势明显,恢复21~35 a的森林(III)呈明显下降趋势;人工林(MF)面积的增加导致了灌丛草地(GR)和裸地等非林业用地(OT)面积的减小;恢复36 a以上的森林(IV)呈增加趋势,但增加幅度不大(图2)。

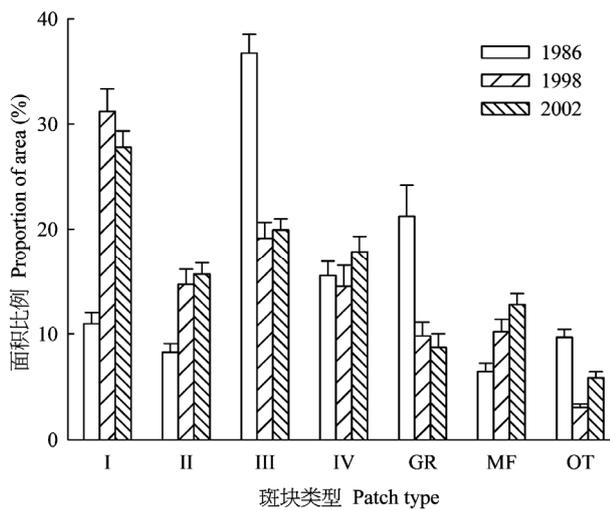


图2 1986年、1998年和2002年霸王岭热带林景观各斑块类型的面积比例

Fig. 2 Proportion of area per patch type of Bawangling tropical forest landscape in 1986, 1998 and 2002

I、II、III、IV、GR、MF、OT: 同图1 See Fig. 1

图3和表1进一步说明了在1986~1998年和1998~2002年两个时间段内不同斑块类型的变化趋势和变化幅度。IV在两个时间段均变化不显著(图3; 表1), OT是在两个时间段表现为显著变化的斑块类型($p < 0.001$); II、GR和MF存在相似的变化趋势, 而I和III在两个时间段的变化趋势不一致(图3), 但以上斑块类型在1986~1998年均表现为显著变化, 在1998~2002年变化不显著(图3)。

由转化矩阵表(表2)可知, 在1986~1998年, OT是转化概率最高的斑块类型(54.16%), 其次为GR和III, 转化概率均超过了30%, 其他的斑块类型转化概率均在10%~30%。在天然林恢复阶段梯度上, 相邻类斑块类型之间互相转化概率较高,

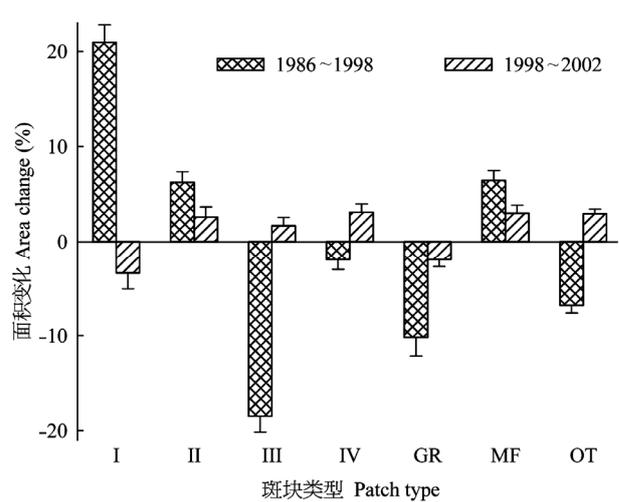


图3 霸王岭热带林景观1986~1998年和1998~2002年各斑块类型的面积变化

Fig. 3 Area percentage change per patch type of Bawangling tropical forest landscape in the years between 1986 and 1998 and between 1998 and 2002

I、II、III、IV、GR、MF、OT: 同图1 See Fig. 1

如I转化为II的概率为14.97%, 从III转化为II的概率为18.35%; 而次生林斑块类型I与GR之间, MF与OT和GR之间也存在较高的转化概率, 但GR转化为MF (19.82%), OT转化为GR (19.85)和MF (28.30%), 比反方向转化概率要高的多。1998~2002年所有斑块类型的转化概率普遍较低, 均低于15%。但与1986~1998年相似的是, 在各斑块类型之间的相互转化上, 次生林恢复阶段相邻的斑块类型之间, 以及人工林与OT和GR之间也存在相对较高的互相转化概率。其他具体情况详见表2。

2.2 景观格局变化

随着斑块类型的变化, 景观格局也发生了相应的改变。由图4可知, 大多数斑块类型的斑块数(NP)在1986~2002年表现为增加的趋势。I是NP增加最明显的类型, 在16 a间增加了2 482; 其次为次生林II、III和人工林MF, 分别增加了1 340、1 478和1 144; IV是唯一NP减小的类型, 16 a间减少了291。但是由图4也可发现, NP的急剧增加主要表现在1986~2002年, 而1998~2002年增加幅度较弱。

在16 a间, 边缘密度(ED)具有和NP相似的变化趋势, 大多数斑块类型如次生林(I、II和III)、GR和MF的ED均逐渐增加; IV的ED变化平缓; OT

表1 霸王岭热带林景观1986~1998年和1998~2002年间各斑块类型变化的Mann-Whitney *U*检验
Table 1 Mann-Whitney *U*-test for each patch type in Bawangling tropical forest landscape during the study periods 1986–1998 and 1998–2002, respectively

斑块类型 Patch type	1986~1998	1998~2002
恢复<10 a次生林 Secondary forest (<10 years) (I)	0.000 ***	0.622 NS
恢复11~20 a次生林 Secondary forest (11–20 years) (II)	0.002 **	0.089 NS
恢复21~35 a次生林 Secondary forest (21–35 years) (III)	0.000 ***	0.089 NS
恢复>36 a次生林 Secondary forest (>36 years) (IV)	0.460 NS	0.545 NS
灌草地 Shrub-grass land (GR)	0.010 **	0.259 NS
人工林 Man-made forest (MP)	0.000 ***	0.078 NS
其他 Others (OT)	0.000 ***	0.000 ***

NS: 非显著 Not significant *: $p < 0.05$ **: $p < 0.01$ ***: $p < 0.001$

表2 霸王岭热带林景观1986年和1998年与1998年和2002年间各斑块类型之间的转化矩阵
Table 2 Transition matrix of patch types change from 1986 to 1998 and 1998 to 2002 in Bawangling tropical forest landscape

1986	1998						
	I	II	III	IV	GR	MF	OT
I	80.84	14.97	0.00	0.00	4.19	0.00	0.00
II	15.08	72.01	12.07	0.00	0.83	0.00	0.00
III	9.31	18.35	66.02	5.07	1.25	0.00	0.00
IV	0.00	2.40	7.87	89.73	0.00	0.00	0.00
GR	5.33	1.98	0.00	0.00	68.36	19.82	4.51
MF	4.49	0.00	0.00	0.00	4.60	89.17	1.75
OT	1.28	0.00	0.00	0.00	19.85	28.30	45.84

1998	2002						
	I	II	III	IV	GR	MF	OT
I	88.71	5.15	0.00	0.00	3.90	1.56	0.69
II	2.78	86.39	6.76	0.00	1.53	0.70	1.85
III	1.65	0.42	90.39	6.52	0.95	0.00	0.05
IV	0.00	4.04	5.44	90.25	0.27	0.00	0.00
GR	1.49	0.00	0.00	0.00	85.21	8.11	5.19
MF	0.28	0.03	0.00	0.00	4.91	92.19	2.59
OT	0.93	0.00	0.00	0.00	1.82	7.58	89.67

I、II、III、IV、GR、MF、OT: 同图1 See Fig. 1

有别于其他斑块类型, 1986~1998年表现为下降趋势, 而1998~2002年明显增加。

大多数类型的平均斑块面积(*AREA_MN*)表现为与*NP*和*ED*相反的变化趋势(图4), *III*和*GR*在1986年具有最大的*AREA_MN*, 分别为22.77和15.24 hm^2 。与此同时, *III*和*GR*也是*AREA_MN*下降幅度最大的两个斑块类型, 在16 a间分别下降了19.51和13.11 hm^2 。IV和MF的*AREA_MN*呈相似的变化趋势, 均表现为在1998年最高, 1986年其次, 2002年最低。其他的斑块类型则表现为: 在研究期间随着年代的增加*AREA_MN*逐渐递减。

作为未受边缘影响的区域, 总核心区面积(*TCA*)在次生林I和II以及MF中, 随着时间的推移具有相似的变化趋势, 均表现为在1998年最高, 2002年其次, 而在1986年最低; 与总面积所占比例相一致, *III*在1986年具有最大的*TCA* (1 533.98 hm^2), 随着*NP*和*ED*的增加, 以及*AREA_MN*的减小, *TCA*逐渐降低, 从1998年的847.8 hm^2 下降到2002年的587.75 hm^2 ; IV在3 a间变化比较平缓, 变动范围从1986年的674.57 hm^2 上升到1998年的687.85 hm^2 , 然后又降到2002年的637.15 hm^2 ; GR和OT的*TCA*在1986~2002年表现为急剧减小, 而

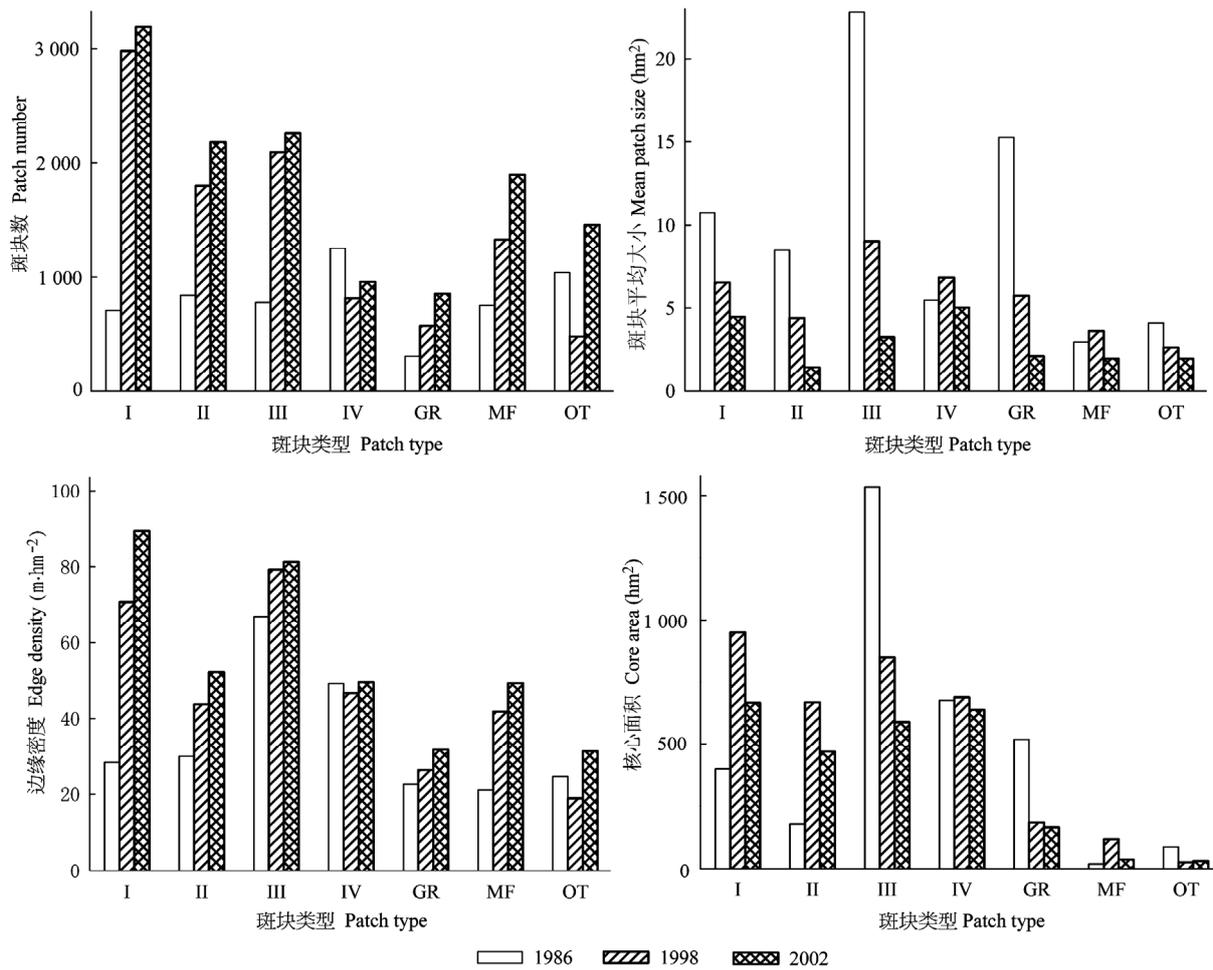


图4 1986年、1998和2002年霸王岭热带林景观各斑块类型的景观格局变化
 Fig. 4 Landscape pattern changes per patch type of Bawangling tropical forest landscape in 1986, 1998 and 2002
 I、II、III、IV、GR、MF、OT: 同图1 See Fig. 1

表3 1986年、1998年和2002年霸王岭热带林景观不同时期聚集度指数(AI)、Shannon多样性指数(SHDI)、Shannon均匀度指数(SHEI)和Simpson均匀度指数(SIEI)的比较

Table 3 Comparisons of aggregation index (AI), Shannon diversity index (SHDI), Shannon and Simpson's evenness index (SHEI and SIEI, respectively) for Bawangling tropical forest landscape in 1986, 1998 and 2002

年份 Year	AI	SHDI	SHEI	SIEI
1986	79.55	1.73	0.89	0.92
1998	76.82	1.78	0.91	0.95
2002	66.62	1.82	0.94	0.96

在1998~2002年减小幅度较弱(图4)。

在景观水平上, 景观聚集度、多样性和均匀度指数在1986~2002年并没有呈现显著的变化(表3)。随着时间的推移, Shannon多样性指数、Shannon均匀度指数和Simpson均匀度指数均表现为逐渐增加趋势; 与以上指数变化相反, 聚集度指数从1986年的79.55逐渐下降到1998年的76.82

和2002年的66.62。

2.3 空间关系分析

恢复较早阶段的次生林面积分布与恢复36 a以上的森林斑块类型(IV)的距离相关程度因不同的恢复阶段而异(图5)。总次生林(I、II和III)和III的次生林面积比例与IV的距离呈明显的相关关系。Chi-square分析也表明, 总次生林(I、II和III)

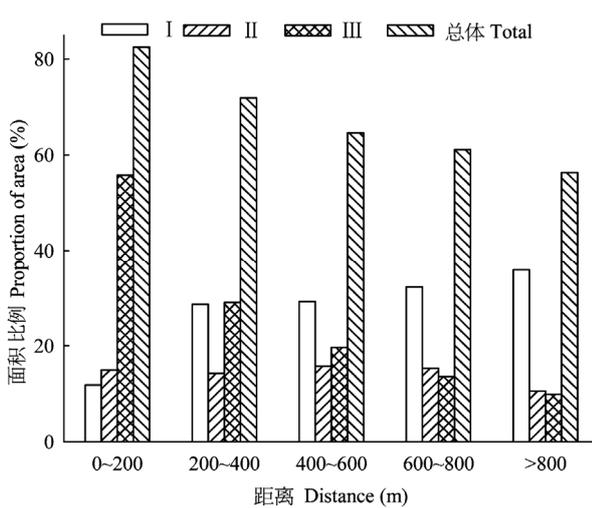


图5 霸王岭热带林景观中在距较后期恢复林(IV)片段不同距离上次生林(I、II和III)面积比例
Fig. 5 Proportion of area of secondary forest (I, II and III) with different distances from patches of late-successional forest (IV) in Bawangling tropical forest landscape
I、II、III: 同图1 See Fig. 1

($p=0.007$)与III ($p<0.001$)在与IV不同的距离范围内并不是随机分布格局, 距离IV越远, 分布概率越低。在距IV 200 m的范围内, 总次生林(I、II和III)和III的面积构成比例分别为82.53%和55.77%, 随着与IV距离的增大, 所占比例均明显降低, 在距IV 800 m以外, 分别下降到56.32%和9.91%; I与IV的距离表现出一定的相关关系(Chi-square; $p=0.022$), 随着与IV距离的增大, I所占比例呈现上升趋势, 表现为由距IV 200 m范围内的11.79%增加到距IV 800 m以外的35.87%; II与IV距离没有表现出明显的变化趋势(Chi-square; $p>0.05$), 面积构成比例在10.54%~15.76%之间随机波动。

3 讨论

3.1 斑块类型变化及其对恢复动态的影响

土地利用是导致特定区域景观类型变化的主要诱导因素之一(Bunce *et al.*, 1996)。和其他热带林区相似, 霸王岭在过去长期存在着商业性采伐行为。长期无节制的土地利用不仅造成原始林面积的减小、次生林面积的增加, 也在一定程度上减缓次生林群落的恢复速度(Chazdon, 2003)。由本研究的分析结果可知, 在1986~1998年, 恢复少于20 a的次生林面积有明显增加的趋势, 而处于恢复21~35 a的森林面积急剧减小(图2), 这一

结果正是对该地区超强度森林利用的印证。另外, 霸王岭恢复36 a以上的森林、不同恢复阶段的次生林(I、II和III), 以及其他斑块类型在1986~1998年覆盖面积发生了显著的变化(表2), 而在1998~2002年变化趋势不显著(表1、表2)。造成这一结果的原因是与霸王岭的林业政策导向直接相关的。从霸王岭林业局建立初期的20世纪60年代就开始了商业性采伐行为, 到1994年实施森工转向工程后, 大面积的商业性采伐行为才宣告结束, 然而小面积的采伐甚至复采现象仍较普遍。直到1998年“天保工程”在霸王岭正式实施后, 商业性采伐行为才宣告结束(陈永富和杨秀森, 2001)。此研究区的热带林遭受了严重的破坏, 但恢复了36 a以上的森林面积并没有表现出急剧减小的趋势(图3; 表1), 这归功于该区实施的积极的林业政策, 如先后建立了青梅林自然保护区和长臂猿保护区(陈永富和杨秀森, 2001), 在一定程度上遏制了原始林面积的减小。霸王岭林业局实施分类经营战略后, 加大了人工林的营造力度, 如在1975~1992年, 营造人工林总面积达2 840 hm^2 (陈永富和杨秀森, 2001)。草地和非林业用地不断被林业用地所代替(表2)。在1998~2002年, 随着“天保工程”的实施, 各次生林恢复速率均超过了退化速率(表2), 这反映出“天保工程”已取得一定的成效。但有些学者也指出, 虽然干扰后恢复群落中的物种数量能够在较短的时间内达到原始林水平(Saldarriaga *et al.*, 1988), 但是物种组成恢复通常需要上百年甚至更长的时间(Guariguata & Ostertag, 2001)。从这一点来看, 虽然次生林的生态系统功能得到了部分恢复, 向进展演替发展, 但是若想恢复到原始林或接近原始林的水平, 仍需要很长的时间。为了加快进展演替速率, 避免次生林进一步退化, 除了坚决贯彻落实天然林保护政策外, 改变该区的耕作方式、转变传统的林业经营理念, 加大扶贫力度是必须的。

3.2 景观格局变化及其对恢复动态的影响

大多数斑块类型在1986~2002年破碎化趋势明显(图4)。这种现象正如前文所述, 与该区的土地利用政策和开发历史紧密相关。虽然在1998~2002年, 各斑块类型的变化趋势微弱, 但是并没有有效地遏制各斑块类型内部的破碎化倾向。究其原因, 主要是具有反复次数高、轮歇时间短、覆盖范围广等特征的刀耕火种农业以及火烧、放

牧、盗伐等现象依然存在,造成了景观的破碎化。景观破碎化的结果产生了大量的森林边缘(表现为边缘密度的增加和斑块平均面积的减小),然而,人为干扰产生的森林边缘与自然干扰形成的森林边缘具有显著的差异。人为干扰产生的森林边缘往往具有较高的火灾和树倒发生率,以及高强度的光照(Brokaw, 1998),促进了先锋种和藤本植物的入侵而抑制了顶级种的成功定居(Godefroid & Koedam, 2003),在一定程度上阻碍了恢复进程;而自然干扰产生的森林边缘,往往具有温和的生境条件,适宜多数物种侵入(包括部分耐阴种),从而有利于群落结构的形成,加快了进展演替速率(Brokaw, 1998)。森林核心区往往具有稳定的群落结构,物种多数为生境专有种(耐阴种)组成(Godefroid & Koedam, 2003),功能特征决定了这些物种对干扰具有较强的敏感性(Rees *et al.*, 2001)。随着斑块平均大小的减小,森林核心区面积也不断减小,核心区物种加大了受边缘影响的概率,使其灭绝的风险加大。为此,在景观破碎化的前提下,为了加快退化生态系统的恢复速度,尽可能地保护生物多样性,需要采取以下措施: 1)人为促进天然林地的更新,创造稳定的边缘区物种群落结构,以尽可能地保护核心区的物种多样性; 2)预防和控制森林边缘火灾的发生,制止当地居民烧山放牧的行为,加大对森林边缘的监管力度; 3)建立生态廊道(如在草地内种植乔木林带),加大散布种子的动物(如鸟和食果野猪等)在残存的森林片段间移动的概率,以降低在隔离片段间物种灭绝的风险。

在景观水平上,景观聚集度、多样性和均匀度指数在1986~2002年并没有显著的变化(表3)。但是Bresee等(2004)认为,在景观水平上即使是较小的改变,也能在一定程度上影响景观格局动态的变化趋势。景观多样性指标基于信息论基础,用来度量系统结构组成的复杂程度;而景观均匀度描述景观中各组分的分配均匀程度,其值越大,表明景观各组分分配越均匀。在1986~2002年,Shannon多样性指数、Shannon均匀度指数和Simpson均匀度指数均逐渐增加,表明原优势度高的恢复21 a以上的森林正部分向初期恢复林或灌丛草地退化,在景观水平上表现为由不同恢复阶段、灌丛草地和非天然景观斑块所形成的镶嵌体,景观多样性增加,均匀度加大;聚集度指数

反映了景观中不同斑块类型的聚集程度。在研究期间,霸王岭林区的聚集度不断降低(表3),表明各恢复阶段林之间聚集程度减小,斑块之间隔离度加大。生境质量的下降,斑块之间隔离程度的提高,严重影响了物种的正常更新,加大了物种尤其是顶级种灭绝的风险,阻碍了群落恢复的正常进行(Turner & Corlett, 1996)。

3.3 距离效应对恢复动态的影响

恢复较早阶段的次生林分布与较后期恢复林距离呈现明显的相关关系。由本文可知,在距较后期恢复林200 m的范围内,次生林面积构成比例为82.53%,而在距较后期恢复林800 m以外,次生林面积只占总斑块类型面积的56.32%,下降了26.21%(图5)。以上发现与一些学者得出的结论基本相似。例如在波多黎各Luquillo试验森林中,1936~1988年恢复的次生林主要位于距离原生森林植被和河岸区域的100 m范围内(Thomlinson *et al.*, 1996);而在帕劳共和国Babeldaob中,92.3%新形成的森林面积也发生在距原生植被100 m的范围内,随着距离的增大,所占比例逐渐减小(Endress & China, 2001)。以上研究成果充分说明:与较后期恢复林的毗邻程度在促进群落恢复方面发挥着积极作用。残存的较后期恢复林片段可为毗邻的次生林斑块提供种源,因此能够影响次生林的恢复方向和速率。对于残存原始林片段所发挥的这种功能,Thomlinson等(1996)更形象地把它比拟为“核”。虽然确切的次生恢复机制目前尚不清楚,但很显然,在与原始林的距离梯度上,种子补充限制性是决定次生恢复格局的重要因素之一。

除了以上因素外,干扰频率和强度也是决定次生恢复方向和速率的重要因素(Bonet, 2004)。例如在一般的干扰强度下,热带林的次生恢复需要40 a即可达到干扰前的物种数量和群落结构(Aides *et al.*, 2000);干扰强度和频度过大,会导致木本植物在土壤种子库中的比例下降(Zahawi & Augspurger, 1999);在极端的干扰条件下,如干扰频率超过群落的恢复时间,次生恢复将不能进行,群落将始终处于被先锋种所占据的早期恢复阶段(Turner *et al.*, 1998)。此外,景观格局与干扰强度存在一定的相关性。例如Lawrence (2004)研究发现,距后期恢复林近的农耕地,一般刀耕火种的反复次数少。同时,在热带山地,在人到达

不便的海拔较高的农耕地更容易被撂荒。霸王岭林区为少数民族聚集区,刀耕火种存在较长的历史时期,而且其最高海拔可达800 m,随着海拔高度的降低,刀耕火种频度和强度均不断上升(胡玉佳和李玉杏,1992)。此外,霸王岭过去的商业性采伐也主要发生在交通便利的海拔较低的地区,只有在高海拔才保存一定面积的原始林片段(臧润国等,2004)。从以上分析来看,在霸王岭林区,在早期恢复阶段的次生林与较后期恢复林的距离梯度上,同样存在着比较明显的干扰梯度,导致随着与较后期恢复林距离的增大,处于恢复初期的次生林所占面积比例呈上升趋势(图5)。

参 考 文 献

- Aides TM, Zimmerman JK, Pascarella JB, Rivera L, Marcanovega H (2000). Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 8, 328–338.
- Bonet A (2004). Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments*, 56, 213–233.
- Bresee MK, Le Moine J, Mather S, Brosfoske KD, Chen JQ, Crow TR, Rademacher J (2004). Disturbance and landscape dynamics in the Chequamegon National Forest Wisconsin, USA, from 1972 to 2001. *Landscape Ecology*, 19, 291–309.
- Brokaw N (1998). Fragments past, present and future. *Trends in Ecology and Evolution*, 13, 382–383.
- Bunce RGH, Barr CJ, Clarke RT, Howard DC, Lane AMJ (1996). Land classification of Great Britain. *Journal of Biogeography*, 23, 625–634.
- Burgos A, Maass JM (2004). Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104, 475–481.
- Cayuela L, Benayas JMR, Echeverria C (2006). Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management*, 226, 208–218.
- Chazdon RL (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6, 51–71.
- Chen YF (陈永富), Yang XS (杨秀森) (2001). *Sustainable Management for Natural Tropical Forests in Hainan Island of China* (中国海南岛热带天然林可持续经营). China Science and Technology Press, Beijing. (in Chinese)
- Ding Y, Zang RG (2005). Community characteristics of early recovery vegetation on abandoned lands of shifting cultivation in Bawangling of Hainan Island, South China. *Journal of Integrative Plant Biology*, 47, 530–538.
- Endress B, Chinea JD (2001). Landscape patterns of tropical forest recovery in the Republic of Palau. *Biotropica*, 33, 555–565.
- Espírito-santo FDB, Shimabukuro YE, Kuplich TM (2005). Mapping forest successional stages following deforestation in Brazilian Amazonia using multi-temporal Landsat images. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 635–642.
- ESRI (2000). *ArcView 3.3*. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA, USA.
- ESRI (2003). *ARCGIS*. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA, USA.
- Etter A, McAlpine C, Pullar D, Possingham H (2005). Modeling the age of tropical moist forest fragments in heavily-cleared lowland landscapes of Colombia. *Forest Ecology and Management*, 208, 249–260.
- Foody GM, Palubinskas G, Lucas RM, Curran PJ, Honzak M (1996). Identifying terrestrial carbon sinks: classification of successional stages in regenerating tropical forest from Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 55, 205–216.
- Godefroid S, Koedam N (2003). Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city-forest ecotone. *Landscape and Urban Planning*, 65, 169–185.
- Guariguata MR, Ostertag R (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148, 185–206.
- Hu YJ (胡玉佳), Li YX (李玉杏) (1992). *Tropical Rain Forest of Hainan Island* (海南岛热带雨林). Guangdong Higher Education Press, Guangzhou. (in Chinese)
- Kuplich TM (2006). Classifying regenerating forest stages in Amazonia using remotely sensed images and a neural network. *Forest Ecology and Management*, 234, 1–9.
- Laurance WF, Albernaz AKM, Fearnside PM, Vasconcelos HL, Ferreira LV (2004). Deforestation in Amazonia. *Science*, 304, 1109.
- Laurance WF, Bergen S, Cochrane MA, Fearnside PM, Delamônica P, D'angelo SA, Barber C, Fernandes T (2005). The future of the Amazon. In: Bermingham E, Dick CW, Moritz C eds. *Tropical Rainforests: Past, Present, and Future*. University of Chicago Press, Chicago, 583–609.
- Lawrence D (2004). Erosion of tree diversity during 200 years of shifting cultivation in Bornean rainforest. *Ecological Applications*, 14, 1855–1869.
- Lucas RM, Honzak M, Curran PJ, Foody GM, Milne R, Brown T, Amaral S (2000). Mapping the regional

- extent of tropical forest regeneration stages in the Brazilian Legal Amazon using NOAA AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 2855–2881.
- Pan D, Domon G, Marceau D, Bouchard A (2001). Spatial pattern of coniferous and deciduous forest patches in an Eastern North America agricultural landscape: the influence of land use and physical attributes. *Landscape Ecology*, 16, 99–110.
- Primack R, Corlett R (2005). *Tropical Rain Forests: an Ecological and Biogeographical Comparison*. Blackwell Science Publishing, Oxford, UK.
- Rees M, Condit R, Crawley M, Pacala S, Tilman D (2001). Long-term studies of vegetation dynamics. *Science*, 293, 650–655.
- Ross KA, Fox BJ, Fox MD (2002). Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. *Journal of Biogeography*, 29, 749–765.
- Saldarriaga JC, West DC, Tharp ML, Uhl C (1988). Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*, 76, 938–958.
- Sánchez-Azofeifa GA, Harriss RC, Skole DL (2001). Deforestation in Costa Rica: a quantitative analysis using remote sensing imagery. *Biotropica*, 33, 378–384.
- Thomlinson JR, Serrano MI, López T, Aide TM, Zimmerman JK (1996). Land-use dynamics in a post-agricultural Puerto Rican landscape (1936–1988). *Biotropica*, 18, 525–536.
- Turner IM (1996). Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33, 200–209.
- Turner MG, Baker WL, Peterson CJ, Peet RK (1998). Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems*, 1, 511–523.
- Turner IM, Corlett RT (1996). The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution*, 11, 330–333.
- Werneck MS, Franceschinelli EV (2004). Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. *Plant Ecology*, 174, 337–346.
- Wright SJ (2005). Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 553–560.
- Zahawi RA, Augspurger CK (1999). Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. *Biotropica*, 31, 540–552.
- Zang RG (臧润国), An SQ (安树青), Tao JP (陶建平), Jiang YX (蒋有绪), Wang BS (王伯荪) (2004). *Mechanism of Biodiversity Maintenance of Tropical Forests in Hainan Island* (海南岛热带林生物多样性维持机制). Science Press, Beijing, 1–169. (in Chinese)
- Zhang ZD (张志东), Zang RG (臧润国) (2007). Predicting potential distributions of dominant woody plant keystone species in a natural tropical forest landscape of Bawangling, Hainan Island, South China. *Journal of Plant Ecology (Chinese Version)* (植物生态学报), 31, 1079–1091. (in Chinese with English abstract)