

破碎化次生林斑块面积及栖息地质量对繁殖鸟类群落结构的影响

邓文洪¹, 赵 匠², 高 玮²

(1. 生物多样性与生态工程教育部重点实验室, 北京师范大学生命科学院, 北京 100875; 2. 东北师范大学生命科学院, 长春 130024)

摘要: 于 1998~2000 年夏季, 运用 GPS 定位系统确定了 12 块面积范围为 6.5~112.8hm² 的彼此隔离的森林斑块, 比较了斑块面积和栖息地质量对繁殖鸟类群落结构的影响。结果表明: 不同面积斑块中繁殖鸟类的群落结构有所差异, 各斑块所容纳的繁殖鸟类的物种数从 4 种到 26 种不等, 鸟类物种数随着斑块面积的增大而增多。不同鸟类对斑块面积的反应并不相同, 耐边缘种偏爱面积较小的斑块, 而非边缘种偏爱在大面积的斑块中繁殖。斑块栖息地质量也是影响鸟类群落结构的重要因素, 质量好的斑块包容的鸟类物种较多。鸟类物种丰富度与斑块质量的相关性 ($R^2=0.67$) 小于与斑块面积的相关性 ($R^2=0.88$)。各斑块中的鸟类群落结构在不同年份间比较相似。栖息地破碎化不但缩小了栖息地面积, 同时也不同程度地降低了栖息地的质量, 从而消极地影响着鸟类群落结构的稳定性和鸟类的物种多样性。

关键词: 斑块面积; 斑块质量; 群落结构; 鸟类物种

Effects of patch size and habitat quality on bird communities in fragmented secondary-forests

DNEG Wen-Hong¹, ZHAO Jiang², GAO Wei² (1. Ministry of Education Key Laboratory for Biodiversity and Ecological Engineering, College of Life Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. School of Life Science, Northeast Normal University, Changchun 130024, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(6): 1087~1094.

Abstract: We investigated breeding bird communities of forest fragments (6.5~112.8hm²) in Zuojia Nature Protection Area and Tumenling mountains during three summers (1998~2000) to compare the influence of area and habitat on community structure. Birds were surveyed with the Point-count technique. Number of census points increased with fragment area, and were distributed to sample the range of habitats present. Each point was censused at least three times during the breeding season. We plotted accumulated species totals against total number of observation periods for each fragment, forming species accumulation curves. These curves were visually inspected to determine if a plateau in the number of species recorded was reached. Species abundances were calculated for each fragment as the sum of the highest number of individuals recorded from each point divided by the number of observation points. We categorized species by migratory status and preferred breeding habitat and examined the effects of area and habitat variables on them. In addition, we sampled vegetation in one 0.04hm² circle centered on each observation point and within a second circle located 50m from the first.

收稿日期: 2001-12-15; 修订日期: 2002-10-20

作者简介: 邓文洪(1970~), 男, 吉林人, 博士, 主要从事鸟类生态学、保护生物学研究。

* 通信作者 Author for Correspondence

Received date: 2001-12-15; Accepted date: 2002-10-20

Biography: DENG Wen-Hong, Ph. D., mainly engaged in the Ornithology and conservation biology.

We collected data of tree height, dbh, density, shrub height, shrub density etc. within each circle. Data from all points within a fragment were combined to compare habitat structure among fragments. We performed a Bray-Curtis analysis (BCA) on importance values of dominant tree species to determine which tree species contributed most to differences among fragments and used principal components analysis (PCA) to describe gradients in structural components of the vegetation among fragments. We used stepwise multiple regression to evaluate the influence of area and habitat on the components of the bird communities.

We recorded 22 species of trees from all fragments combined. The first three components of BCA accounted for 89% of variation in tree species composition among fragments. The first three principal components accounted for 76% of variation in habitat structure among fragments. Several aspects of the vegetation correlated weakly with area: mean basal area of trees, $R^2 = 0.332, P > 0.05$; closure of tree crown, $R^2 = 0.304, P > 0.05$; shrub density, $R^2 = 0.296, P > 0.05$. Fragments supported from 6 to 39 species and composition was relatively constant among years. Between-year similarity of species occurrence was high (average similarity: 1998~1999, 89%; 1999~2000, 90%; 2000~2001, 86%). Examination of species accumulation curves indicated that species composition of fragments was adequately determined. Similarly, differences between observed and predicted values were slight and did not affect species-area regression results. Woodlot area accounted for a large proportion of variance in total species richness each year; $R^2 = 0.8913, 0.9016, \text{ and } 0.8246$, in 1998, 1999, and 2000. Species-area relationships did not differ among years and data from all years were combined. Ecological generalists dominated small fragments, while more specialized species increased in importance with area. Neither habitat nor fragment isolation explained significant additional variation in total species richness after area. Abundance of more than 30% of species examined correlated with habitat variables, but a greater proportion (60%) were influenced more strongly by fragment area. Inclusion of variables for habitat structure, habitat heterogeneity, tree species distribution, and forest isolation in a multiple regression analysis did not improve the simple regression between total number of species and patch areas.

Key words: patch sizes; patch quality; bird communities community structure

文章编号:1000-0933(2003)06-1087-08 中图分类号:Q958 文献标识码:A

自然栖息地破碎化对鸟类的群落结构产生深刻的影响^[1~3],主要是因为破碎化后栖息地面积的缩小和栖息地质量及微环境的改变,导致栖息地内可利用资源的部分丧失和重新分布以及种间、种内竞争机制的变化,从而影响着鸟类的分布模式和群落组成^[4,5]。有关森林景观破碎化对鸟类群落结构的影响国外已有过研究^[6~10],多数研究侧重于物种和面积的关系上,而将物种、面积和栖息地质量同时考虑的报道相对较少^[11]。栖息地破碎化与鸟类生存状况国内学者也做过研究和报道^[12~14],但多在种群水平,有关栖息地破碎化与鸟类群落关系的报道较少^[15,16]。了解破碎化对生物群落的效应,对维护生物群落稳定及对野生动物的保护和管理均有重要意义。本文从斑块面积和斑块质量两个方面,分析了栖息地破碎化对鸟类群落产生的效应,比较了二者的效应强度,希望能为野生鸟类的保护和自然保护区的管理提供参考。

1 研究区域简况与研究方法

1.1 研究区域简况

野外工作是在左家自然保护区和土门岭地区完成的。左家自然保护区和土门岭地带位于吉林省东部山区长白山地向西部平原过渡的丘陵地带,位于东经 $126^{\circ}0' \sim 126^{\circ}3'$,北纬 $44^{\circ}1' \sim 45^{\circ}2'$,海拔 200~500m,面积为 87km²。林型为山地次生林,平均林龄为 50~60a,其中重要乔木 11 种,尤以蒙古栎 (*Quercus mongolica*)、柞木 (*Quercus matsudana*) 为多。树木平均高度为 15~20m,平均树冠高度为 4~7m,乔木平均胸径为 25~35cm。灌木以刺玫 (*Schizendara davoraca*)、关东丁香 (*Syringa wolffi*)、榛 (*Corylus*

heterophylla) 为主。草本植物以菊科 (*Compositae*) 和禾本科 (*Gramineae*) 植物为主。除次生林外, 本区还有草甸、农田、水库和林间空地等生态景观。由于开垦农田、建立养殖场、修公路等人为因素的干扰, 该区域的次生林已严重破碎化。

1.2 研究方法

1.2.1 次生林斑块面积及斑块间隔度的测定 于 1999 年、2000 年春夏季, 在左家自然保护区和土门岭地区 87km² 范围内, 运用 GPS 定位系统共测量 12 块次生林斑块的面积, 为了便于比较, 林型皆选针阔混交林。研究中, 把斑块定义为: 被异质性斑块阻断, 与同质性林型至少相距 100m 的森林岛屿。大多数斑块 (83%) 被农田、草甸和针叶林等景观相隔离。12 块斑块的面积范围在 6.5~112.8hm² 之间, 平均为 25.7hm²。

1.2.2 鸟类调查 鸟类调查方案主要参考 Blake 和 Karr 介绍的方法^[6], 并根据研究需要对原方法做了部分的改进。运用 GPS 测定每个斑块的中心, 然后从中心向 4 个基本方向引 4 条直线, 在直线上确定观测点, 为了尽量避免对一只或一对鸟的重复记录, 每个样点相距 100m。调查时, 每个样点停留 15min, 记录所看到的鸟类。繁殖鸟类的确定以巢、出飞的幼鸟以及明显的领域行为为依据。每个繁殖季节对各个斑块调查 3 次。运用 Rao 的方法检验每个斑块中的鸟类物种数是否达到高峰平台期^[17], 取此期的鸟类物种丰富度与斑块面积、栖息地质量进行拟合。Rao 介绍的公式是: $S = S_{\max} \exp(-K/T)$, 其中, S 为所观测到的物种数; S_{\max} 为根据经典值预测的最大物种数; T 为每个观测时间段的数量; K 为观测所用的总时间 (min)。

1.2.3 斑块栖息地质量分析 以栖息地的植被结构特点反映栖息地的质量。栖息地质量分析采用 Blake 和 Karr 介绍的方法^[6]。以每个观测点为圆心, 做一面积为 0.04hm² 的样圆, 测量样圆内乔木 (胸径 > 8cm) 的密度 (数量/0.04hm², 记为 TD)、树高 (m, 记为 MH)、胸径 (dbh , 单位为 cm)、树冠盖度 (用百分比表示, 记为 TCL); 灌木的数量 (数量/0.04hm²)、高度 (m)、盖度 (用百分比表示, 记为 SCL)。以及草本植物的地面盖度 (用百分比表示, 记为 GCL)。另外, 记录了研究区域中所有树木的种类 ($TreeSA$), 每个斑块中所有树木的种类 ($TreeSB$) 以及每个样圆内所有树木的种类 ($TreeSC$); 样圆内胸径 < 20cm 树木的数量 ($N1$), 胸径为 21~30cm 树木的数量 ($N2$), 胸径 > 30cm 树木的数量 ($N3$); 测算了每个样圆内树木的总基面积 ($BA1$) 和平均基面积 ($BA2$); 此外, 把灌木分为 3 层: 高度为 0~0.5m 记为 $Shrub1$, 高度为 0.5~1m 记为 $Shrub2$, 高度 > 1m 记为 $Shrub3$, 估算斑块中不同灌木的密度。

1.2.4 数据处理 对原始数据进行正态分布检测, 如果数据不符合正态分布, 则对其做平方根转换。运用 Bray-Curtis 分析 (BCA) 对各个斑块中树木的重要值 (树种相对丰富度 + 相对基面积/2) 进行分析^[24], 确定哪些树种对区分斑块的植被特点起重要作用。运用主成分分析 (PCA) 估算不同斑块的异质性^[25], 分析中提取每个斑块变量的前 3 个成分计算成分分值, 并以前 3 个成分的分值计算欧氏距离, 以此估算各个样点的变异程度, 从而估算斑块栖息地异质性^[20]。运用指数函数描述斑块面积与鸟类物种数的关系。运用多元回归分析检测斑块栖息地面积及斑块栖息地质量对鸟类群落的影响, 进行多元回归时运用如下自变量: 树种的重要值、描述栖息地的结构变量、两个主成分的分值和斑块面积。

2 结果

2.1 斑块栖息地的植被结构

所有斑块中共有乔木 22 种。BCA 分析的前 3 个组分体现不同斑块中树种组成总变异的 89% (表 1)。第 1 组分表明区分斑块内的植被分布以蒙古栎 (*Quercus mongolica*) 和黑桦 (*Betula dahurica*) 的重要值为主要生态指标, 第 2 组分和第 3 组分表明各个斑块内的植被特点与松属及落叶松属树木关系较大。除小叶杨 (*Populus simonii*) 与栖息地面积呈微弱负相关外 ($r = -0.38, P < 0.05$) 外, 其它树种与斑块面积不呈相关性。

对斑块内植被特点主成分分析的结果表明, 前 3 个成分 ($PC1 \sim 3$) 反映了植被结构变异信息的 76% (表 2)。第 1 主成分以树木密度和树种丰富度来区分不同斑块的植被特点, 第 2 主成分与基面积和灌木数量关系较大, 第 3 主成分体现平均树高和树冠盖度的差异。对植被变量与斑块面积做相关分析的结果表明, 仅有少数变量与面积呈微弱相关 (平均基面积 $R^2 = 0.332, P > 0.05$; 树冠盖度 $R^2 = 0.304, P >$

0.05; 灌木密度 $R^2=0.296, P>0.05$), 其它变量与面积相关关系不明显。进一步用前 3 个主成分的分值与面积的自然对数进行相关分析, 发现仅 $PC1$ 与面积呈微弱正相关 ($R^2=0.337$)。斑块内样点平均变异的距离范围是 1.28 到 3.13, 样点数的多少并不影响植被变异程度, 说明斑块内及斑块间植被结构存在着差异, 但大多数植被结构特点基本不受面积因素的影响。

表 1 斑块中优势树种重要值的 Bray-Curtis 分析结果

Table 1 Results of Bray-Curtis analysis based on importance values of dominant tree species among patches

树种 Tree species	数值轴 1 Axis1	数值轴 2 Axis2	数值轴 3 Axis3
稠李 Bird Cherry (<i>Prunus padus</i>)	0.098	0.356	-0.210
糠椴 Manchurian Linden (<i>Tilia mandschurica</i>)	-0.391	-0.125	0.113
松属 Pine (<i>Pinus</i> sp.)	-0.130	0.957***	0.796***
落叶松属 Larch (<i>Larix</i> sp.)	0.150	0.640**	0.628**
水曲柳 Manchurian Ash (<i>Fraxinus mandschurica</i>)	0.202	-0.402	-0.510*
小叶杨 Simon Poplar (<i>Populus simonii</i>)	0.294	0.443	0.270
黑桦 Dahurian Birch (<i>Betula dahurica</i>)	-0.820***	0.122	0.386
蒙古栎 Mongolian Oak (<i>Quercus mongolica</i>)	0.879***	0.160	0.541*
信息百分比 % of information	42.93	30.13	16.20
累计信息百分比 Total % of information	42.93	73.06	89.26

* $P<0.05$, ** $P<0.01$, *** $P<0.001$

2.2 斑块面积及栖息地质量对鸟类群落结构的影响

3 个繁殖季节在所有斑块中共记录鸟类 42 种, 其中 1998 年记录 35 种, 1999 年记录 39 种, 2000 年记录 38 种。3 年间各个斑块的鸟类物种组成比较稳定 (平均相似性 1998~1999 年为 89%, 1999~2000 年为 90%, 2000~2001 年为 86%)。鸟类物种数在年份间变动很小 (1998~1999, $cv=0.03$; 1999~2000, $cv=0.05$; 2000~2001, $cv=0.06$)。

斑块面积对鸟类群落组成的影响较大, 鸟类物种数与斑块面积相关关系明显, 1998 年 R^2 为 0.7941; 1999 年和 2000 年 R^2 分别为 0.8784 和 0.8566。3a 平均为 0.8631 (见图 1)。不同生活习性的鸟类对面积及栖息地质量的反应亦不相同。对面积因素、栖息地质量变量和鸟类物种丰富度进行多元回归分析, 发现迁徙鸟类物种丰富度与面积因素相关程度大于居留鸟类与面积因素的相关程度 (表 3); 森林内部种对面积较敏感, 而边缘种对灌木密度因素反应较大 (表 3)。迁徙种类与树种、树木基面积、灌木密度、 $PC1$ 等均有相关关系, 而居留种与树种重要值相关明显, 说明栖息地质量对鸟类群落有重要影响。

为了更明确地确定面积及栖息地质量对鸟类物种分布的影响, 对在斑块中出现频次较高的鸟类物种 (至少在 6 个斑块中被观测到) 丰富度与斑块面积做相关分析。由于 1998 年没有统计种群出现频次, 因此只能用 1999 和 2000 年的数据进行分析。1999 年共 15 个种类符合分析条件, 其中 8 个种类 (53.3%) 与面积呈明显正相关, 3 个种类 (20%) 与面积呈明显负相关, 4 个种类 (26.7%) 与面积因素没有明显相关关系 (见表 4); 2000 年有 16 个种类进入分析之中, 其中 10

表 2 植被结构的主成分分析结果

Table 2 Results of principal components analysis of vegetation (* $P<0.05$; ** $P<0.01$)

变量 Variable	PC1	PC2	PC3
MH/0.04hm ²	-0.341	-0.197	0.655
TCL/0.04hm ²	0.150	0.290	-0.767
TD	0.660	0.178	0.050
dbh	-0.040	0.410	0.031
N1	0.165	-0.335	0.159
N2	0.243	0.301	0.339
BA1	0.154	0.042	0.200
BA2	-0.320	0.090	-0.180
SCL/0.04hm ²	-0.423	-0.218	0.143
TreeSA	0.690	0.679	0.160
TreeSB	0.728	-0.660	0.245
TreeSC	0.711	0.320	0.416
Shrub1	0.022	0.797	0.394
Shrub2	0.410	0.682	0.361
Shrub3	0.300	0.217	0.402
GCL/0.04hm ²	0.386	0.012	0.300
信息百分比 ^①	31.6	25.7	18.8
累计信息百分比 ^②	31.6	57.3	76.1

① % of information; ② Total % of information

(62.5%)个种类与面积呈明显正相关,与面积呈负相关和与面积相关不明显的种类各为3个,所占百分比为18.75%。进一步对物种丰富度与斑块面积和栖息地质量做多元回归分析并建立回归方程(表5),结果表明面积对物种丰富度的变异影响较大,1999年影响总变异的60%,2000影响总变异的66.7%(表4,表5)。栖息地变量对鸟类物种丰富度存在着不同的影响,其中树种组成、树冠盖度、灌木密度和树木基面积等是影响鸟类物种丰富度的主要生态因子。

3 讨论

面积因素和栖息地质量对左家自然保护区和土门岭地带的鸟类群落结构和鸟类物种分布有较大的影响。面积大的斑块支持着较多的物种生存,这一点符合经典的物种-面积关系理论。同样,在栖息地质量较好的斑块中栖息地破碎化最直接的效应即为缩小栖息地面积和改变栖息地质量,因此栖息地破碎化对鸟类的群落组成会产生一定的效应。这种效应是正效应还是负效应以及效应的强弱要根据破碎化的程度、发生的时间、产生的方式和鸟类群落的内部性质来确定。以往的研究表明,破碎化在大多数情况下对鸟类群落结构的稳定性及多样性产生负效应^[4~8],即降低群落的稳定性和减少物种多样性;也有研究表明破碎化可增加栖息地异质性,产生边缘效应从而增加鸟类物种的多样性^[20,21],但多数研究者认为这种“繁荣”是短暂的,因为破碎化对生物的效应存在着时滞^[17]。

表3 不同习性鸟类物种与斑块面积对数及栖息地变量的回归方程(IM表示重要值)

Table 3 Regression equations for species numbers in different groups against (ln) area and habitat variables

类型 Group	年份 Year	回归方程 Regression equation	R ²	P
居留鸟类 Residents	1998	$y=0.49+1.07(IM)+0.09(Shrub2)$	0.726	<0.01
	1999	$y=0.78+0.23(\ln s)+0.66(TCL/0.04)$	0.614	<0.05
	2000	$y=2.15+0.9(IP)+1.30(TD)$	0.580	<0.05
迁徙鸟类 Migrants	1998	$y=0.64+1.71(\ln s)+0.09(Shrub2)$	0.841	<0.01
	1999	$y=0.51+1.12(\ln s)+0.24(TCL/0.04)$	0.709	<0.01
	2000	$y=-0.20+0.9(\ln s)-1.40(N2)$	0.623	<0.05
林内种类 Forest interior species	1998	$y=-3.77+2.91(\ln s)+0.10(Shrub3)$	0.814	<0.01
	1999	$y=-6.13+3.20(\ln s)+0.21(Shrub3)$	0.735	<0.01
	2000	$y=-4.50+2.68(\ln s)-0.09(Shrub3)$	0.802	<0.01
边缘种类 Edge species	1998	$y=2.10+1.65(Shrub1)-0.70(dbh)$	0.597	<0.05
	1999	$y=1.69+1.27(Shrub1)+0.12(SCL/0.04)$	0.714	<0.01
	2000	$y=4.55+2.32(Shrub1)-0.52(dbh)$	0.605	<0.05

* s, 面积 Area; IM, 蒙古栎重要值 Importancevalue of *Quercus mongolica*; IP, 松属重要值 importance valueof *Pinus* sp.; 居留鸟类是指当地不迁徙的地方种类; 迁徙鸟类指当地的冬候鸟或夏候鸟; 林内种类指偏爱于林中环境并对边缘有排斥行为的鸟类; 边缘鸟类指偏爱边缘生境的鸟类

在本研究区域内,“森林岛屿”多被农田和村落所阻断,斑块间形成了较多的断裂型边缘。这些边缘的存在无疑会对鸟类群落产生一定的影响。相对而言,斑块面积越小边缘地带会越多,因此小的斑块内生存着较多的喜边缘型鸟类物种,如灰棕鸟、喜鹊、短翅树莺等,这些鸟类在边缘地带取食和繁殖,很少到森林内部活动;另一方面,面积大的斑块内部生境较多,分布着较多的灰边缘型鸟类,如小斑啄木鸟、灰背鸫、树鹩等,这些种类在森林内取食和繁殖,很少到边缘地带活动;还有的鸟类既活动于边缘也活动于森林内部,如大山雀、黑枕黄鹀、戴胜等,对这些种类而言,面积因素起的作用很小。本研究的结果表明面积大的斑块不但包含灰边缘的种类还包括喜边缘种类,在某种意义上讲,小斑块中的种类可看成是大斑块种类集

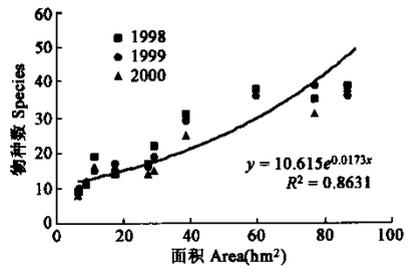


图1 鸟类物种数与斑块面积(ln)回归结果

Fig.1 Results of regression between number of breeding species and fragment area (ln)

合的子集。如果栖息地破碎化继续发展,森林内部生存的灰边缘种很可能消失或呈集合种群分布。

表 4 鸟类物种丰度与斑块面积的关系

Table 4 Correlations between population abundance and patch sizes

种类 Species	1999 年		2000 年	
	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
大山雀 <i>Parus major</i>	0.526	<0.05	0.621	<0.05
沼泽山雀 <i>Parus palustris</i>	0.578	<0.05	0.753	<0.01
普通 <i>Sitta europaea</i>	0.140	>0.1	0.584	<0.05
喜鹊 <i>Pica pica</i>	-0.592	<0.05	-0.769	<0.01
灰椋鸟 <i>Sturnus cineraceus</i>	0.210	>0.1	-0.512	<0.05
山 <i>Dendronanthus indicus</i>	0.682	<0.05		
白眉姬 <i>Ficedula zanthopygia</i>			0.208	>0.1
灰背鸫 <i>Turdus hortulorum</i>	0.823	<0.01	0.876	<0.01
树鹨 <i>Anthus hodgsoni</i>	0.806	<0.01	0.612	<0.05
斑啄木鸟 <i>Dendrocopos major</i>			0.628	<0.05
小斑啄木鸟 <i>Dendrocopos minor</i>	0.818	<0.01	0.917	<0.01
黑枕绿啄木鸟 <i>Picus canus</i>	0.094	>0.1	0.559	<0.05
冕柳莺 <i>Phylloscopus coronatus</i>	0.770	<0.01		
巨嘴柳莺 <i>Phylloscopus schwarzi</i>			0.648	<0.05
黄胸 <i>Embriza aureola</i>	0.277	>0.1	0.08	>0.1
黄喉 <i>Embriza elegans</i>			0.597	<0.05
三道眉草 <i>Embriza cioides</i>	-0.643	<0.05	-0.826	<0.01
戴胜 <i>Upupa epop</i>	-0.590	>0.05	0.136	>0.1
松鸦 <i>Garrulus glandarius</i>	0.601	<0.05		

国外在此领域的研究结果与本研究的的结果差异较大。Boecklen 和 Gotelli^[23]的结果表明面积因素能解释种类变异的 50%, 另外一半是由其他因素决定的; Ambuel 和 Temple^[24]认为面积-物种关系不能很好地为自然保护提供理论知道, 因为有 52% 的鸟类与面积因素关系不大; Lynch 和 Whigham^[25]的研究结果显示仅有 27% 的鸟类与面积因素有关。然而, 在本研究中有 60% 以上的鸟类物种与面积因素关系较大。分析有以下两点原因: (1) 所选森林斑块的隔离度较大, 并且多被断裂型边缘阻断, 对斑块间的鸟类物种交流影响较大。而上述研究中的斑块多被森林采伐和林中动力线所隔断, 边缘多为缓和型, 对鸟类行为和视觉上的影响较小; (2) 本研究的所选的样地皆为 60a 左右的次生林, 林型皆为针阔混交林, 林内异质性相对较小。而上述研究多选在原始森林中, 植被演替多样, 林内垂直结构复杂, 林中异质性较高。

植被结构对鸟类的群落组成会产生一定的影响, 这一点已被生态学家所证实。然而植被结构对鸟类群落的影响程度, 到目前为止还众说不一。Boecklen 指出鸟类的分布与植被结构有十分密切的关系, 由植被结构所引起的鸟类群落的变异要大于由面积因素所产生的作用^[26]。有的生态学家则认为面积才是影响鸟类群落的最主要的外部因素, 植被的分布格局在某种程度上也依赖于面积^[23]。在本调查中, 不同斑块所包含的树种组成并不一样, 不同的鸟类对树种有着不一样的反应, 例如, 斑啄木鸟喜在柳属和椴树上啄洞筑巢, 因为这样的树木木质较软, 可以降低啄洞所消耗的能量; 而沼泽山雀的分布与黑桦的重要值有关, 因为黑桦能为沼泽山雀提供丰富的巢址。另外, 斑块中的树高、树胸径、树冠盖度、灌木密度等植被变量均存在着差异, 这些差异也会对鸟类的分布产生不同程度的影响。本次分析的结果表明, 面积和栖息地植被变量对鸟类群落均产生重要影响, 但面积的作用大于植被的作用。当然, 这个结论有两个限定条件: 一为林型相同(皆为针阔混交次生林), 林龄相近; 二为斑块的边缘多为断裂型, 并且斑块间至少相距 100m 以上。Howe 发现, 在小斑块中筑巢的鸟类往往会把领域扩展到邻近的同质斑块之中^[27]。但是, 如果小斑块的周围是农田尚不知鸟类是否会进行这种扩展行为。

另外, 本文对物种与面积关系进行拟合时发现, 斑块面积在 35hm² 左右时物种数有一个较明显的飞

跃(见图 1),是由于边缘效应所致还是由于其它原因需做进一步探讨。

表 5 鸟类物种丰度与面积对数及栖息地变量的回归分析结果

Table 5 Regression of species abundances on \ln area and habitat

物种 Species	年份 Year	方程 Equation	R^2	P
大山雀 <i>Parus major</i>	1999	$y=1.30+0.42(IM)-0.39(N1)$	0.663	<0.02
	2000	$y=0.80+0.28(PC2)-0.09(N1)$	0.541	<0.05
沼泽山雀 <i>Parus palustris</i>	1999	$y=-0.47+0.21(ID)+0.02(PC2)$	0.539	<0.05
	2000	$y=0.90+1.20(\ln s)$	0.769	<0.02
普通 <i>Sitta europaea</i>	1999	$y=-0.70+0.31(\ln s)+0.02(Shrub2)$	0.703	<0.02
	2000	$y=0.33-0.68(TreeSB)$	0.512	<0.05
喜鹊 <i>Pica pica</i>	1999	$y=0.80+0.03(IS)-0.01(TD)$	0.341	>0.05
	2000	$y=-0.90-1.60(\ln s)$	0.609	<0.05
灰棕鸟 <i>Sturnus cineraceus</i>	1999	$y=1.30+0.50(PC1)$	0.120	>0.1
	2000	$y=0.52-0.74(Shrub2)-0.33(IP)$	0.687	<0.02
山 <i>Dendronanthus indicus</i>	1999	$y=0.59+1.41(\ln s)-0.27(TreeSB)$	0.706	<0.02
白眉姬 <i>Ficedula zanthopygia</i>	2000	$y=-0.79+0.2(SCL/0.04)$	0.697	<0.02
灰背鸫 <i>Turdus hortulorum</i>	1999	$y=3.1+0.03(IM)$	0.887	<0.01
	2000	$0.9-0.70(PC3)+0.01(BA1)$	0.564	<0.05
树鹀 <i>Anthus hodgsoni</i>	1999	$y=0.60+0.60(\ln s)+0.02(TreeSC)$	0.828	<0.01
	2000	$y=0.73+0.42(TCL/0.04)$	0.340	>0.05
斑啄木鸟 <i>Dendrocopos major</i>	2000	$y=-0.6+0.44(\ln s)+0.05(Shrub1)$	0.697	<0.02
小斑啄木鸟 <i>Dendrocopos minor</i>	1999	$y=-0.38-0.32(dbh)+0.01(TD)$	0.712	<0.02
	2000	$y=1.45+1.8(\ln s)+0.09(Shrub2)$	0.911	<0.01
黑枕绿啄木鸟 <i>Picus canus</i>	1999	$y=2.10-0.04(PC1)+0.02(BA2)$	0.280	>0.05
	2000	$y=0.86-1.10(GCL/0.04)+0.01(N2)$	0.663	<0.02
冕柳莺 <i>Phylloscopus coronatus</i>	1999	$y=0.36+0.08(TD)+0.04(Shrub1)$	0.599	<0.05
巨嘴柳莺 <i>Phylloscopus schwarzi</i>	2000	$y=0.50+0.56(BA1)+0.01(PC1)$	0.394	>0.05
黄胸 <i>Embriza aureola</i>	1999	$y=1.69+0.76(Shrub1)+0.02(Shrub2)$	0.580	<0.05
	2000	$y=0.88+0.06(Shrub1)+0.03(BA1)$	0.776	<0.02
黄喉 <i>Embriza elegans</i>	2000	$y=0.63-0.39(IP)+0.03(PC3)$	0.447	>0.05
三道眉草 <i>Embriza cioides</i>	1999	$y=0.90-1.38(\ln s)+0.01(Shrub2)$	0.869	<0.01
	2000	$y=1.86+0.07(Shrub2)$	0.897	<0.01
戴胜 <i>Upupa epop</i>	1999	$y=0.42+0.66(dbh)-0.02(Shrub1)$	0.612	<0.05
	2000	$y=-1.12+0.54(BA2)+0.01(dbh)$	0.579	<0.05
松鸦 <i>Garrulus glandarius</i>		$y=-0.31+0.06(IP)+0.02(IL)+0.01$	0.784	<0.02
	1999	$(TCL/0.04)$	0.889	<0.01

ID, 黑桦重要值 importance value of *Betula dahurica*; IS, 小叶杨重要值 importance value of *Populus simonii*; IL, 落叶松属重要值 importance value of *Larix* sp.

References:

- [1] Strelke W K and Dickson J G. Effect of forest clear-cut edge on breeding birds in east Texas. *J. Wildl. Manage.*, 1980, **44**:559~567.
- [2] Temple S A and Cary J R. Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 1988, **2**:340~347.
- [3] Robinson S K, Thompson F R, Donovan, *et al.* Regional forest fragmentation and nesting success of migratory birds. *Science*, 1995, **267**: 187~190.
- [4] Opdam P. Metapopulation theory and habitat fragmentation: A review of Holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology*, 1991, **5**: 93~106.
- [5] Wiens J A. Fragmentation: Island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis*, 1994, **137**(suppl. 1): 97~104.

- [6] Blake J G and Karr J R. Breeding birding of isolated woodlots; area and habitat relationships. *Ecology*, 1987, **68** (6): 1724~1734.
- [7] Rich A C, Dobkin D S, Niles L J, *et al.* Defining forest fragmentation by corridor width: The influence of narrow forest-dividing corridor on forest-nesting birds in southern New Jersey. *Conservation Biology*, 1994, **8**: 1109~1121.
- [8] Lent R A and Capen D E. Effect of small scale habitat disturbance on the ecology of breeding birds in a Vermont hardwood forest. *Ecography*, 1995, **18**: 97~108.
- [9] Boulonier T, Nichols J D, Hines J E, *et al.* Forest fragmentation and bird community dynamics; inference at regional scales. *Ecology*, 2001, **84**(4): 1159~1169.
- [10] Graham C H and Blake J G. Influence of patch-and landscape-level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications*, 2001, **11**(6): 1709~1721.
- [11] Donovan T M and Lamberson R H. Area-sensitive distributions counteract negative effects of habitat fragmentation on breeding birds. *Ecology*, 2001, **84**(4): 1170~1179.
- [12] Ding P, Jiang S R, Zhu G Y, *et al.* Study on habitat fragmentation of White-necked pheasant in western Zhejiang Province. *Chinese Study on Zoology*, 2000, **21**(1): 65~69.
- [13] Jia C X. Status of habitat fragmentation and survival of the Blood pheasant in southern Gansu. In: Zheng G M, ed. *The Study on Chinese Ornithology*. Beijing: Chinese Forestry Pub., 2000. 43~48.
- [14] Deng W H, Gao W, Song X D, *et al.* Effect of forest patch and isolation on reproductive success of Great Tit in fragmented secondary-forests. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2001, **12**(4): 527~531.
- [15] Chen S H, Ding P, Zheng G M, *et al.* The richness of island habitat avian communities and their influencing factors. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(2): 141~149.
- [16] Chen S H, Ding P, Fan Z Y, *et al.* Selectivity of birds to urban woodlots. *Chinese Study on Zoology*, 2002, **23** (1): 31~38.
- [17] Rao P V. Summarizing remarks: estimating relative abundance. *Studies in Avian Biology*, 1981, **6**: 110~111.
- [18] Beals E W. Bray-Curtis ordination; an effect strategy for analysis of multivariate ecological data. *Advance in Ecological Research*, 1984, **14**: 1~55.
- [19] Balen J H. A comparative study of the breeding ecology of the Great Tit in different habitats. *Ardea*, 1973, **61**: 1~93.
- [20] Gates J E and Gysel L W. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology*, 1978, **59**: 871~883.
- [21] Kroodsma R L. Edge effect on breeding birds along power-line corridors in eastern Tennessee. *American Midland Naturalist*, 1987, **118**: 274~283.
- [22] Paton P W C. The effect of edge on avian nesting success; How strong is the evidence? *Conservation Biology*, 1994, **8**: 17~26.
- [23] Boecklen W J and Gotelli N J. Island biogeographic theory and conservation practice; species-area or specious-area relationship? *Biological Conservation*, 1984, **29**: 63~80.
- [24] Ambuel B and Temple S A. Area dependent change in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forest. *Ecology*, 1983, **64**: 1057~1068.
- [25] Lynch J F and Whigham D F. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biological Conservation*, 1984, **28**: 287~324.
- [26] Boecklen W J. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. *Journal of Biogeography*, 1986, **13**: 59~68.
- [27] Howe R W. Local dynamics of bird assemblages in small forest habitat islands in Australia and North America. *Ecology*, 1984, **65**: 1585~1601.

参考文献:

- [12] 丁平, 姜仕仁, 诸葛阳. 浙江西部白颈长尾雉栖息地片段化研究. *动物学研究*, 2000, **21**(1): 65~69.
- [13] 贾陈喜. 甘南血雉栖息地片段化及生存现状. 见: 郑光美, 等主编. *中国鸟类学研究*. 北京: 中国林业出版社, 2000. 38~43.
- [14] 邓文洪, 高玮, 宋晓东. 破碎化次生林斑块面积及斑块隔离度对大山雀繁殖功效的影响. *应用生态学报*, 2001, **12** (4): 527~531.
- [15] 陈水华, 丁平, 郑光美. 岛屿栖息地鸟类群落的丰富度及其影响因子. *生态学报*, 2002, **22**(2): 141~149.
- [16] 陈水华, 丁平, 范忠勇. 城市鸟类对斑块园林栖息地的选择性. *动物学研究*, 2002, **23**(1): 31~38.