

森林-草原交错带夏季鸟类群落多样性特征

侯建华¹, 高宝嘉^{1,*}, 董建新², 高立杰¹, 李兰会¹, 房 川¹

(1. 河北农业大学, 保定 071000; 2. 河北承德民族师范高等专科学校, 承德 068000)

摘要: 2004 ~ 2006 年夏季利用样线法研究了内蒙古高原东南缘森林-草原交错带鸟类群落多样性特征及变化规律。共记录鸟类 73 种, 隶属于 13 目 28 科 56 属, 鸟类区系具有明显的古北界特征。鸟类群落物种数和密度年间差异不显著, α 多样性随森林-草原交错带环境梯度变化而发生显著变化: 在不同植被地带之间, 物种数、密度、Shannon-Wiener 指数和 Pielou 指数差异极显著, 但科-属多样性差异不显著, 鸟类群落 α 多样性各项指数表现为森林带 < 交错带森林草甸区 > 交错带草甸草原区 > 草原带的特征与变化趋势 (D_{c-f} 为交错带草甸草原区 > 森林带); 其中, 森林草甸区是鸟类物种多样性的显著增长区, 具有最高的物种数和密度, 明显体现了交错区的边缘效应, 草甸草原区是鸟类向草原过渡的显著变化区域, 物种多样性开始显著减少。 β 多样性随不同植被地带逐级发生显著变化, 环境差异最大的森林带-森林草甸区和草甸草原区-草原带具有最高的 β 多样性, 物种替代速率最大; 鸟类物种替代速率与环境梯度“陡度”有密切关系。鸟类优势种在各植被地带之间存在较大变化。鸟类群落的物种数、密度和物种多样性 (H') 与森林斑块数呈显著的正相关性, 在大尺度空间上森林斑块数是影响鸟类群落多样性的最主要因素。

关键词: 鸟类群落; 多样性; 夏季; 森林草原交错带

文章编号: 1000-0933(2008)03-1296-11 中图分类号: Q143 文献标识码: A

Avian community diversity of the forest-steppe ecotone in summer

HOU Jian-Hua¹, GAO Bao-Jia^{1,*}, DONG Jian-Xin², GAO Li-Jie¹, LI Lan-Hui¹, FANG Chuan¹

1 Hebei Agriculture University, Baoding 071000, China

2 Hebei Chengde National Teacher College, Chengde 068000, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(3): 1296 ~ 1306.

Abstract: Avian community diversity of the forest-steppe ecotone in southeast edge of Inner Mongolia tableland was studied in summer seasons from 2004 to 2006. A total of 73 species was recorded, which belonged to 56 genera, 28 families and 13 orders. The avifauna had obvious character of the Palearctic realm. The number of species and density of avian community among different years were not significantly different. The α diversity changed obviously with the variation of environment grades of forest-steppe ecotone. The number of species, densities, Shannon-Wiener indexes and Pielou indexes were different significantly between vegetation zones, but not for the diversity of family and genus. The character and change trend of all diversity indexes were as follows, forest zone < forest-meadow region of ecotone > meadow-steppe region of ecotone > steppe zone (the index of D_{c-f} was meadow-steppe region of ecotone > forest zone). The avian species diversity increased significantly in the forest-meadow region of ecotone, and the number of species and densities were maximum in this region, which showed obviously the edge effect of the ecotone. The avian community changed significantly in the

基金项目: 河北省自然科学基金资助项目 (C2004000319)

收稿日期: 2007-03-16; 修订日期: 2008-01-20

作者简介: 侯建华 (1968 ~), 男, 河北保定人, 博士生, 教授, 主要从事动物生态学研究. E-mail: Houjh1968@yahoo.com.cn

* 通讯作者 Corresponding author: E-mail: baojiagao@163.com

Foundation item: The project was financially supported by Natural Science Foundation of Hebei Province (No. C2004000319)

Received date: 2007-03-16; **Accepted date:** 2008-01-20

Biography: HOU Jian-Hua, Ph. D. candidate, mainly engaged in animal ecology. E-mail: Houjh1968@yahoo.com.cn

meadow-steppe region of ecotone, in which species diversity decreased significantly. The β diversity changed significantly along the different vegetation zones. The β diversity and species replacement rate were maximum in the forest zone-forest-meadow region and the meadow-steppe region-steppe zone, which had the biggest environment difference. There was a close relationship between the species replacement rate and the environment grades. The composition and density of dominant species changed obviously in different vegetation zones. The number of bird species, density, species diversity had significant positive relationship with the forest patch number. In the large-scale space, the forest patch number is the most important factor to affect the bird community diversity.

Key Words: avian community; diversity; summer; forest-steppe ecotone

交错带(Ecotone)自20世纪初由Elements引入生态学以来,被生态学家用来指不同群落、生态系统和景观的过渡带^[1~5],它具有宏观性、动态性和过渡性基本特征^[6],是生态结构和功能在时间尺度、空间尺度上变化较快的区域,也是生物多样性出现区^[2,3,7,8]、全球变化敏感区^[3,5,9]、边缘效应表达区^[3,5,7,8,10],而特定的生态交错带只能在特定的时间和空间尺度才能监测到。因此,交错带的研究已成为人们进行早期生态预警以及生态管理理论探讨和实践的核心问题^[8,10]。

森林-草原交错带作为一种典型的生态交错带而成为当前生态研究和保护的热点^[11~15],鸟类作为生态系统中的重要动物类群,因对生境变化高度敏感而成为环境监测和生物多样性变化的指示类群,因此,研究交错带鸟类群落多样性特征对理解交错带及其边缘效应具有重要意义^[16]。然而,与其他生物类群相比,对森林-草原交错带鸟类群落的研究还不系统,仍然处在数据积累阶段。从目前研究看,部分学者曾对交错带鸟类群落的物种组成、数量、巢的空间分布^[4,17~24]、捕食者^[7,25,26]、交错带的形状对动植物的影响^[27,28]等进行过研究,但这些研究多集中在中小尺度的林分边缘和群落交错区,而对大尺度景观水平上的森林-草原交错带则研究很少^[20,29,30]。

内蒙古高原东南缘森林-草原交错带位于河北省北部与内蒙古东部的接壤处,植被呈森林和草原镶嵌排列,是典型的大尺度森林景观破碎化格局^[31~33],为研究大尺度生态交错带提供了理想的研究环境。此外,由于中国的草原处于整个欧亚大陆草原带的东部边缘,因受到太平洋季风的影响,中国的森林-草原交错带与欧亚大陆其它地区相比较,具有多样性和独特性^[34],而有关我国森林-草原交错带鸟类群落的研究尚缺乏资料系统报道^[35~37]。因此,为探讨我国大尺度森林-草原交错带鸟类群落多样性特征及其变化规律,作者以植被生态梯度为主线,对内蒙古高原东南缘森林-草原交错带夏季鸟类群落多样性进行了研究,结果报告如下。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究地区

内蒙古高原东南缘森林-草原交错带位于河北省围场县至内蒙古自治区赤峰市克什克腾旗以及锡林郭勒盟多伦县、正兰旗、阿巴哈纳尔旗的接壤处(116°32'~117°33'E, 42°10'~43°18'N)。为内蒙古高原、大兴安岭与冀北山地的交汇地带,地势由东南向西北倾斜,海拔1100~1800m;就植物区系而言,该地区位于中国、日本森林植物亚区与欧亚草原植物亚区的交错界面上,系暖温带落叶阔叶林向温带草原的过渡区域^[38],主要植物有蒙古栎(*Quercus mongolica*)、桦木(*Betula* spp.)、山杨(*Populus davidiana*)、油松(*Pinus tabulaeformis*)、樟子松(*Pinus sylvestris*)、华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*)、羊草(*Leymus chinensis*)、针茅(*Stipa* spp.)等。该地区属寒温带大陆性季风气候,年降水量350~450mm,年均气温-1.6~1.6℃,7~8月温度17.5~24.1℃。

1.2 研究方法

1.2.1 交错带的划分

在野外植物调查的基础上,依据研究地区的主要植物群落空间分布特征,利用1:25000地形林相图以及遥感影像资料,结合其它学者对该地区交错带景观研究的结果^[31~33],将该地区划分为4个景观植被地带:即森林带、森林-草原交错带(包括森林草甸区、草原草甸区)和草原带。其中森林带与交错带以坝缘山地为界;

交错带与草原带的分界线北起锡林郭勒熔岩台地东缘,向南经曼达西勒丘陵,至多伦与正蓝旗之间通过;交错带内部的森林草甸区和草原草甸区的分界线北起白音敖包,经元宝山至御道口一线。

不同植被地带内植物群落的组成情况如下:①森林带:主要植物群落类型有天然次生林蒙古栎林、棘皮桦(*Betula dahurica*)林、油松林和人工樟子松林及华北落叶松林,次生林覆盖率 55%。②交错带:次生林以白桦(*Betula platyphylla*)林、山杨林为主,蒙古栎、棘皮桦和油松林零星出现,其中森林草甸区次生林覆盖率 23%,草原草甸区覆盖率 2%。③草原带:主要为羊草草原和针茅草原。

1.2.2 样地的选择

在不同植被地带内的各主要植物群落类型中设置样地,具体方法是:沿着森林向草原过渡的环境梯度变化方向,分别在地处交错带森林草甸区的马蹄坑(河北省围场坝上)和桦木沟(内蒙古克什克腾旗)、交错带草原草甸区的七百亩和果园(河北省围场坝上)设置取样地点;为便于比较,同时处于森林带的小梨树沟(河北省围场坝下)和草原带的达里诺尔(内蒙古克什克腾旗)设置对照取样地点。利用地形林相图,在各取样地点内的主要植物群落类型中设置样地,每种植物群落类型分别选择 3 块样地,共计 4(植被地带)×5(植物群落类型)×3(样地)=60 块。草甸草原区湿地水域样地设置在三道河口。

1.2.3 调查方法

采用样线法进行鸟类调查,即利用样地地形林相图和 GPS 定位,在每块选定的样地内设置调查样线,样线设置方向为自植物群落边缘至中心方向,样线长 1000m;以 1km·h⁻¹的速度沿固定样线步行前进,记录样线两侧 50m 范围内看到和听到的鸟类的种类和数量。

由于夏季鸟类群落相对稳定,因此,调查按坝下森林带→坝上交错带→草原带顺序依次进行。分别于 2004 年至 2006 年夏季对四种不同植被地带中的样地依次进行 3 轮循环调查,即每天调查 3~4 块样地,每个植被地带调查 4~5d,每轮调查共计 18~20d;每年固定调查日期为 7 月 1 日~20 日、7 月 21 日~8 月 10 日、8 月 11~30 日。调查组由固定的 4 人组成,调查选择在晴朗无风的天气下进行,调查时间为 6:00~11:00 和 15:00~18:00,即鸟类活动的高峰期进行。

1.2.4 数据处理

(1)α 多样性 采用 One-way-ANOVA 统计和分析不同植被地带鸟类物种数、密度、Shannon-Wiener 指数、Pielou 指数、G-F 指数的差异,并利用 Duncan 多重比较法检验。如果不同年份的鸟类物种数和密度差异显著,则按年度分别计算和分析 α 多样性的特征及随植被地带的变化规律;反之,则不分年度,对全部样本进行统计和分析,比较和分析不同植被地带 α 多样性及其变化规律。

密度(D): $D=N/2LW$,式中, N 为样线内记录的鸟类数量, L 为样线的长度, W 为样线一侧的宽度。

数量等级划分:将 $D \geq 1.0$ 只·hm⁻¹ 的鸟类定为优势种, $D \geq 0.5$ 只·hm⁻¹ 的定为常见种。

多样性指数:采用 Shannon-Wiener 指数,即 $H' = -\sum P_i \ln P_i$;式中 P_i 是群落中第 i 个物种的个体数(N_i)与所有物种个体总数(N)的比值。

均匀度指数:采用 Pielou 指数,即 $J = H'/\ln S$;式中 S 为群落中的物种数。

科-属多样性:采用 G-F 指数^[39],即 $D_{G-F} = 1 - D_G/D_F$,式中,

$$D_F = \sum_{i=1}^m D_{FK}; \quad D_{FK} = -\sum_{r=1}^n P_r \ln P_r; \quad D_G = -\sum_{j=1}^y q_j \ln q_j$$

式中, m 为群落的科数, D_{FK} 为 k 科中的物种多样性, P_r 为群落中 k 科 r 属中的物种总数占 k 科物种总数的比值, n 为 k 科中的属数。 q_j 为群落中 j 属的物种数与总的物种数之比, y 为群落中的总属数。

(2)β 多样性 采用对沿环境梯度的群落更替更为直观的 β_T 指数^[40],比较不同植被地带间鸟类物种的替代速率,同时观察优势种的变化与更替情况。

$\beta_T = [g(H) + l(H)]/2a$;式中, $g(H)$ 、 $l(H)$ 分别为沿环境梯度 H 增加的物种数和失去的物种数, a 为研究样方的平均物种数。

1.2.5 环境因子分析

为探讨大尺度环境因子对鸟类分布的影响,依照该地区植被景观划分所采用的尺度和方法^[33],分别对不同植被地带的景观特征参数(森林斑块数、森林斑块平均面积和森林斑块面积比例)进行统计,统计的尺度单位为 $10\text{km} \times 10\text{km}$,即利用当地地形林相图(1:25000),统计研究地区样点样地所在区域每 $10\text{km} \times 10\text{km}$ 范围内的森林斑块数、森林斑块平均面积和森林斑块面积比例,其中,森林斑块面积比例 = $(\sum \text{森林斑块面积} / 100\text{km}^2) \times 100\%$ 。根据统计结果,利用多元线性回归分析检验鸟类物种数、密度、多样性和均匀度与各景观特征参数之间的关系。

所有统计均在 SPSS 12.0 for Windows 软件上进行,统计数据以平均值 $\pm$ 标准差表示。

2 结果与分析

2.1 鸟类群落组成

共记录鸟类 13 目 28 科 56 属 73 种(表 1)。其中留鸟 11 种(15.07%),夏候鸟 62 种(84.93%);古北种 52 种(71.23%),广布种 21 种(28.77%);国家 I 级保护鸟类 2 种,II 级保护鸟类 12 种,国家级保护鸟类占记录鸟类总种数的 19.18%。由此可见,内蒙古高原东南缘森林-草原交错带夏季鸟类群落具有明显的古北界特征。

2.2 鸟类多样性

2.2.1 鸟类群落 α 多样性

由于不同年份不同植被地带鸟类的物种数和密度差异不显著($F_{2,6} = 0.031 - 0.15, p > 0.05$),故对全部样本进行统计和分析。不同植被地带鸟类群落的物种数、密度、多样性指数、均匀度指数和 G-F 指数见表 2。湿地水域区为交错带草甸草原区的特殊生境,其鸟类组成均为狭布型水禽(表 1),虽然它的存在对提高草甸草原区鸟类物种丰富度具有重要作用,但为了便于比较鸟类多样性随植被环境梯度的变化,暂不将其考虑在内。

(1)物种多样性 研究结果(表 2)表明,随着森林带 $\rightarrow$ 交错带森林草甸区 $\rightarrow$ 交错带草甸草原区 $\rightarrow$ 草原带的环境梯度变化,鸟类群落各项指标均发生显著的梯度变化:各项指数均表现为森林带 $<$ 交错带森林草甸区 $>$ 交错带草甸草原区 $>$ 草原带的变化趋势,且各项指数峰值均出现在交错带森林草甸区。

就物种数和密度而言,不同植被地带间物种数和密度差异极显著($F_{3,32} = 153.637, p < 0.01; F_{3,32} = 205.024, p < 0.01$);经 Duncan 多重比较法检验可见,各相邻植被地带间物种数差异极显著($p < 0.01$),不同植被地带之间密度亦差异极显著($p < 0.01$)。

就多样性指数而言,不同植被地带间的 Shannon-Wiener 指数 H' 和 Pielou 指数 J 均差异极显著($F_{3,32} = 51.628, p < 0.01; F_{3,32} = 8.559, p < 0.01$)。经 Duncan 多重比较法检验可见,森林带和森林草甸区之间 H' 、 J 差异不显著($p > 0.05$),二者与森林草甸区、草原带之间存在极显著差异($p < 0.01$)或显著差异($p < 0.05$)。

①森林带 共记录鸟类 28 种,隶属于 7 目 16 科 21 属。在 4 个植被地带中,森林带具有较高的物种数、密度、Shannon-Wiener 指数和 Pielou 指数;其中,物种数和密度显著低于交错带森林草甸区($p < 0.01$),而 Shannon-Wiener 指数、Pielou 指数低于森林草甸区但差异不显著($p > 0.05$)。说明该区鸟类具有较高的物种组成和多样性。

②交错带 共记录鸟类 42 种。

森林草甸区 记录鸟类 40 种,隶属于 6 目 16 科 29 属。鸟类群落多样性的各项指标在本区均达到最大。其中,物种数和密度显著高于其它植被地带($p < 0.01$),Shannon-Wiener 指数和 Pielou 指数在本区达到最大且显著高于相邻的草甸草原区、草原带($p < 0.01; p < 0.05$)。说明该区鸟类物种组成最丰富,个体分布最均匀,鸟类物种多样性最高。

草甸草原区 共记录鸟类 23 种,隶属于 5 目 12 科 18 属。本区鸟类物种数、密度、Shannon-Wiener 指数和 Pielou 指数均显著低于森林草甸区($p < 0.01; p < 0.05$),说明鸟类在本区已开始明显减少;但各项指标仍显著

接表 1

表 2 森林-草原交错带不同植被地带鸟类多样性($n=9$, Mean $\pm$ SD)

Table 2 Avian diversity of different vegetation zones in the forest-steppe ecotone

植被地带 Vegetation zones	森林带 Fr	交错带 Forest-steppe ecotone		草原带 St
		森林草甸区 Fm	草甸草原区 Ms	
物种数 AS	22.7778 $\pm$ 3.5277 ^B	33.8889 $\pm$ 4.3716 ^A	20.7778 $\pm$ 2.3333 ^B	3.2222 $\pm$ 0.8333 ^C
密度 AD	19.2037 $\pm$ 2.4077 ^B	22.7361 $\pm$ 2.2224 ^A	10.2546 $\pm$ 2.4676 ^C	0.8443 $\pm$ 0.2215 ^D
H'	1.1761 $\pm$ 0.0865 ^A	1.2611 $\pm$ 0.3887 ^A	0.7521 $\pm$ 0.0361 ^B	0.2011 $\pm$ 0.0652 ^C
J	0.2935 $\pm$ 0.0216 ^{Aa}	0.3147 $\pm$ 0.0970 ^{Aa}	0.1877 $\pm$ 0.0090 ^{ABb}	0.1085 $\pm$ 0.1699 ^{Bb}
D_{G-r}	0.4235 $\pm$ 0.0920	0.5511 $\pm$ 0.0277	0.5410 $\pm$ 0.0463	0.3684 $\pm$ 0.3553

同一行数据中,上标相同者差异不显著($p > 0.05$),上标小写字母不同者表示差异显著($p < 0.05$),上标大写字母不同者表示差异极显著($p < 0.01$),下同;字母缩写同表 1 In the same line, the same superscript indicates no significant difference($p > 0.05$), different lowercase in superscript shows significant difference ($p < 0.05$) and different uppercase shows extremely significant difference($p < 0.01$); The abbreviated letters the same meaning as those in the Table 1; AS: Average value of species numbers; AD: Average value of density

大于草原带($p < 0.01$; Pielou 指数差异不显著, $p > 0.05$), 因此, 该区应是一个鸟类向草原过渡的显著变化区域。

③草原区 共记录鸟类 5 种, 隶属于 2 目 3 科 4 属。鸟类物种数、密度、物种多样性和均匀度最低, 除 Pielou 指数接近草甸草原区而不存在显著性差异($p > 0.05$) 外, 各项指标均显著小于其它植被地带($p < 0.01$)。说明该区鸟类最贫乏, 且鸟类个体种间分布最不均匀。

(2) 科-属多样性 $G-F$ 指数测定的是群落中科属间的物种多样性。由表 2 可见, 各植被地带 $G-F$ 指数差异不显著($F_{3,32} = 2.097$, $p > 0.05$)。其中, 交错带的森林草甸区和草甸草原区具有最高的 $G-F$ 指数, 说明这两个区域在科-属水平上具有最高的多样性; 其次是森林带, 草原带 $G-F$ 指数最低, 说明该区单属科的比例最大。

2.2.2 鸟类群落 β 多样性

(1) β 多样性 不同植被地带间和各取样地点间鸟类群落 β 多样性指数如表 3、表 4。

表 3 不同植被地带之间的 β 多样性($n=9$, Mean $\pm$ SD)Table 3 Avian β diversity of different vegetation zones

植被地带 Vegetation zones	森林带-森林草甸区 Fr-Fm	森林草甸区-草甸草原区 Fm-Ms	草甸草原区-草原带 Ms-St
β_r	0.5515 $\pm$ 0.0322 ^B	0.3922 $\pm$ 0.0357 ^C	0.9907 $\pm$ 0.0278 ^A

字母缩写同表 1 The abbreviated letters the same meaning as those in the Table 1

表 4 不同取样地点之间的 β 多样性($n=9$, Mean $\pm$ SD)Table 4 Avian β diversity of different sites

取样地点 Sites	小梨树沟-马蹄坑 Xiaolishugou-Matikeng	马蹄坑-桦木沟 Matikeng-Huamugou	桦木沟-果园 Huamugou-Gouyuan	果园-七亩 Guoyuan-Qibaimu	七亩-达里诺尔 Qibaimu-Dalinoe
β_r	0.5497 $\pm$ 0.0367 ^B	0.4372 $\pm$ 0.0379 ^C	0.5239 $\pm$ 0.0322 ^B	0.2934 $\pm$ 0.0745 ^D	0.9907 $\pm$ 0.0278 ^A

由表 3 可见, 森林带-森林草甸区、草甸草原区-草原带具有最高的 β 多样性值, 说明森林带-交错带-草原带之间鸟类组成具有很大的差异, 反映了不同植被环境梯度间鸟类群落的差异。

在 4 个植被地带之间, β 多样性指数存在着极显著的差异($F_{2,24} = 842.293$, $p < 0.01$), 表明不同植被地带之间鸟类物种替代速率差异极显著($p < 0.01$); 其中, β 多样性指数峰值所在位置分别出现在森林带-交错带森林草甸区之间和交错带草甸草原区-草原带之间, 而这正是森林带向交错带过渡和交错带向草原带过渡的环境变化最剧烈的区域; 草甸草原区和草原带之间环境变化最大, β 多样性值最高、物种替代速率最大; 森林草甸区和草甸草原区因均属交错带内部、环境梯度变化小, 因而表现为最小的 β 多样性值、物种替代速率最

小。由此可见,鸟类物种替代速率随植被地带逐级发生显著变化,物种替代速率与环境梯度“陡度”有密切关系。

在各取样地点之间, β 多样性指数具有3个显著增高的峰值($F_{4,40} = 301.077, p < 0.01$),分别出现在小梨树沟-马蹄坑、桦木沟-果园和七百亩-达里诺尔之间(表4),而这些地点之间又恰好分别是森林带-森林草甸区、森林草甸区-草甸草原区和草甸草原区-草原带的分界线。马蹄坑-桦木沟、果园-七百亩因分别属于相同的植被地带而表现为较低的 β 多样性值。此结果进一步验证了以上结论。

(2) 鸟类优势种及其变化 鸟类优势种的组成与变化可以在一定程度上反映森林-草原交错带鸟类群落的“面貌”及其变化情况。

森林带优势种组成按密度大小依次为沼泽山雀($5.13 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$)、银喉长尾山雀($2.45 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$)和黄眉柳莺($1.58 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$)(表1)。

由森林带过渡到交错带森林草甸区,优势种沼泽山雀和黄眉柳莺的密度达到最大($8.38 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$ 、 $3.60 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$),但银喉长尾山雀密度降低($1.52 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$),并新增2个优势种——小嘴乌鸦($1.42 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$)和喜鹊($1.38 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$);森林草甸区优势种依次为沼泽山雀、黄眉柳莺、银喉长尾山雀、小嘴乌鸦和喜鹊。

由交错带的森林草甸区过渡到草甸草原区,原有优势种小嘴乌鸦和喜鹊退出,而被新的优势种——山斑鸠($2.21 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$)和普通朱雀($1.62 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$)替代。草甸草原区优势种依次为山斑鸠、普通朱雀、黄眉柳莺($1.38 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$)和沼泽山雀($1.19 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$)。

由交错带草甸草原区过渡到草原区,原有优势种全部退出,更替为草原常见种短趾百灵($0.56 \text{ 只} \cdot \text{hm}^{-1}$)等。

以上可见,由森林向草原过渡中,鸟类优势种组成及密度逐级发生变化,森林鸟类逐渐被开阔地带鸟类和草原鸟类所替代。而以林地和居民点附近为主要栖息地的山斑鸠在交错带的草甸草原区密度升高并成为优势种,这可能与该地区疏林地防火道被开垦而成为山斑鸠觅食地有关。

2.3 环境因子分析

不同植被地带之间的森林斑块数($df = 3, F = 477.413, P < 0.001$)、森林斑块平均面积($df = 3, F = 213.841, P < 0.001$)和森林斑块面积比例($df = 3, F = 608.197, P < 0.001$)差异极显著(表5),表明不同植被地带之间环境差异显著。

表5 不同植被地带的环境因子特征($n=3$)
Table 5 Mean of the environmental variables in the different vegetation zones

项目 Item	森林带 Forest zone	森林-草甸区 Forest-meadow	草甸-草原区 Meadow-steppe	草原带 Steppe zone
森林斑块数 Patch number($P_n, 100\text{km}^2$)	47.1633 ± 0.9777^b	63.5900 ± 0.8186^a	26.1367 ± 0.7674^c	0.000 ± 0.000^d
森林斑块平均面积 Average patch size(P_s, km^2)	1.1067 ± 0.0578^a	0.3667 ± 0.0067^b	0.1700 ± 0.0058^c	0.000 ± 0.000^d
森林斑块面积比例 Rate of patch area($R_a, \%$)	51.4633 ± 1.5195^a	22.2967 ± 0.675^b	4.4133 ± 0.1299^c	0.000 ± 0.000^d

将鸟类物种数、密度、物种多样性、均匀度和科-属多样性与这3种环境变量进行多元回归检验(表6),结果表明鸟类物种数($r^2 = 0.876, F = 70.389, P < 0.001$)、密度($r^2 = 0.946, F = 175.603, P < 0.001$)和物种多样性(H')($r^2 = 0.989, F = 884.863, P < 0.001$)与森林斑块数具有显著的相关性,而均匀度(J)、科-属多样性与这3种环境因素均无显著相关性($P > 0.05$)。

3 讨论

一般认为,高物种多样性是生态交错带的基本属性之一^[41],生态交错带受到关注,源于其表现了比相邻系统更高的物种多样性^[42~47]。随着生物多样性丧失的加剧以及环保意识的增强,生态交错带的生物多样性

特征愈发受到重视^[41]。但是也有文献报道,生态交错带不一定体现较高的物种多样性^[48, 49]

就本项研究而言,内蒙古高原东南缘森林-草原交错带鸟类群落多样性随不同植被地带的环境梯度变化而发生显著变化。鸟类物种数、密度、多样性指数和均匀度指数均在交错带森林草甸区最高,其次是森林带和交错带草甸草原区,草原带最低。森林草原交错带同两侧相邻的森林带和草原带相比,具有最高的鸟类物种数和密度,物种丰度和多度最高,明显体现了生态交错带具有高物种多样性的特征,同时表明了大尺度森林-草原交错带具有显著的边缘效应。

造成交错带生物多样性增加的因素可能包括空间质量效应^[50]、植被镶嵌化^[51]、干扰^[52]、高生产力和较大的环境变化^[53]等多个方面,Kies^[54]提出可以从4个方面来解释生物多样性增加的响应,即生态流(包括物质流动、生物流动和能量流动)、资源的可接近性、资源的配置以及种间相互作用。

在本项研究中,就物种组成而言,内蒙古高原东南缘森林-草原交错带鸟类群落以夏候鸟为主,夏候鸟占鸟类总数的84.93%,由此可见,夏候鸟的迁入对提高该地区夏季鸟类群落多样性起到重要作用,因此,生态流对提高该地区交错带生物多样性具有重要意义,此结果亦与Hubbel在其生物多样性中性理论中提出的迁移可以增加局域群落生物多样性的结论相符^[55]。

此外,交错带物种多样性的提高还与交错带环境质量特征^[50, 51]以及干扰水平^[52]密切相关。由于生态交错带具有明显的尺度效应^[56],因此,不同尺度下的研究结果可能不同。以往研究多集中在中小尺度的林分边缘和群落交错区,其结果表明中小尺度交错区的物种多样性的提高与其植被结构及复杂程度相关^[19, 21 ~ 24, 57, 58],而本次研究属于景观水平的大尺度交错带,从环境特征来看,森林带、交错带和草原带在大尺度环境因子上存在显著差异(表5),经多元回归检验证实森林斑块数与鸟类物种数、密度和物种多样性呈显著的正相关关系($t = 8.490, P < 0.001$; $t = 13.252, P < 0.001$; $t = 29.747, P < 0.001$),这表明:在大尺度空间上森林斑块数是影响鸟类群落多样性的最主要因素。由表2和表5可以看出,从森林带向草原带的过渡中,森林斑块数表现为森林带 < 交错带森林草甸区 > 交错带草甸草原区 > 草原带的变化趋势,而鸟类群落物种数、密度和物种多样性亦相应的表现出相同的变化规律,从而验证了以上结论。另外,从干扰水平上看,内蒙古高原东南缘森林-草原交错带呈典型的大尺度森林破碎化格局,属于中度干扰形成的景观格局^[59],因此,本研究支持了中度干扰提高物种多样性的假设^[60]。

在 β 多样性方面,由于 β 多样性指数可直接反映群落间的物种个体交换程度,因此, β 多样性指数可用于度量群落结构分化程度并用于实际群落或景观格局分析^[61]。中性理论在解释 β 多样性时认为, β 多样性与空间尺度和物种迁移的生物学特性有关,大尺度空间和具有高比率的长距离迁移物种的群落,群落结构分化较少^[62],然而本次对鸟类群落的研究却表现出不尽相同结果:内蒙古高原东南缘森林-草原交错带夏季鸟类群落由于大量夏候鸟的迁入而属于典型的大尺度空间上具有高比率的长距离迁移物种的群落,研究结果显示不同植被地带之间 β 多样性值差异极显著($p < 0.01$),森林带-森林草甸区、草甸草原区-草原带具有最高的 β 多样性值,即物种替代速率最高,鸟类群落 β 多样性值随植被地带逐级发生显著变化,这表明鸟类群落在不同植被地带已发生显著变化,即由森林向草原过渡过程中,大尺度森林-草原交错带已经显著改变了森林鸟类群落的组成,因此,大尺度森林-草原交错带可以显著改变鸟类群落特征,而这种改变与环境梯度“陡度”密切相关。

References:

- [1] Kupperts M. Changes in plant ecophysiology across a central european hedgrov ecotone. In: Hansen A J. Landscape Boundaris. New York:

表6 环境因子与鸟类物种数、密度、多样性(H')、均匀度(J)和科-属多样性(D_{G-F})间的回归分析

Table 6 Regression analysis of environmental variables and species number, individual density, H' , J and D_{G-F} of bird

回归模型 Regression model	r^2/P
物种数 $AS = 5.077 + 0.448 P_n$	0.876/0.000 *
密度 $AD = 1.009 + 0.367 P_n$	0.946/0.000 *
物种多样性(H') $= 0.213 + 0.020 P_n$	0.989/0.000 *
均匀度(J)	0.227/0.537
科-属多样性(D_{G-F})	0.291/0.406

* $P < 0.01$; P_n : 森林斑块数 Patch number

- Springer-Verlag, 1992. 285—303.
- [2] Walt H. World vegetation-ecosystem of land biosphere. Beijing: Science Press, 1984. 5, 75, 100, 147, 214, 281.
- [3] Gosz J R. Ecological functions in a biom transition zone: translating local responses to broadscale dynamics. In: Hansen, A J. Landscape Boundaries. New York: Springer-Verlag, 1992. 56—74.
- [4] Ferguson R S. Summer birds of the northwest Angle provincial forest and adjacent southeastern Manitoba Canada. Syllogeus, 1981, 0(31), 1—23.
- [5] Dicastri F, Hansen A J. The environment and development crises as determinants of landscape dynamics. In: Hansen, A J. Landscape Boundaries. New York: Springer-Verlag, 1992. 3—18.
- [6] Xiao D N. Landscape Ecology-Theory method and application. Beijing: Chinese Forestry Press, 1991. 35—43, 181—185.
- [7] Gates J E, Gysel L W. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. Ecology, 1978, 59(5): 871—881.
- [8] Sun R Y. The Principles of Animal Ecology (3rd ed). Beijing: Beijing Normal University Press, 2001. 393—394.
- [9] Lubchenco J. The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda-A report from the Ecological Society of American. Ecology, 1992, 72(2): 371—412.
- [10] Ma S J. Modern Ecology. Beijing: Science Press, 1990. 43—45.
- [11] Saunders D A, Hobbs R J, Margules C R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology, 1991, 5: 18—22.
- [12] Niemela J, Langor D, Spence, J R. Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in western Canada. Conservation Biology, 1993, 7: 551—561.
- [13] Davies K, Margules C R. Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. Journal Animal Ecology, 1998, 67: 460—471.
- [14] Heliola J, Koivula M, Niemela J. Distribution of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) across a boreal forest-clearcut ecotone. Conservation Biology, 2001, 15: 370—377.
- [15] Magura T. Carabids, forest edge: spatial pattern and edge effect. Forest Ecology Management, 2002, 157: 23—37.
- [16] Haila Y, Hanski I K, Niemela J, *et al.* Forestry and boreal fauna: matching management with natural forest dynamics. Ann Zool Fennici, 1994, 30: 17—30.
- [17] Belton W. Bird of Rio-Grande-Do-Sul Brazil Rheidae through furnariidae. Bulletin of the American Museum of Natural History, 1984, 178(4): 369—631.
- [18] Faanes C A. Bird of the St-Croix river valley Minnesota and Wisconsin USA. North American Fauna, 1981, 0(73): 1—196.
- [19] Paton P W C. The effects of edge on avian nest success: how strong is the evidence?. Conservation Biology, 1994, 8: 17—26.
- [20] Andren H. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. In: Hansson L, Fahrig L and Merriam G, eds. Mosaic landscapes and ecological processes. London: Chapman and Hall, 1995. 225—255.
- [21] Robinson S K, Thompson F R, Donovan T M, *et al.* Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. Science, 1995, 267: 1987—1990.
- [22] Surez A V, Pfennig K S, Robnison S. Nesting success of a disturbance-dependent songbird on different kinds of edges. Conservation Biology, 1997, 11(4): 928—935.
- [23] Leslie Ries, William F. Fagan Habitat edges as a potential ecological trap for an insect predator. Ecological Entomology, 2003, 28(5): 567—571.
- [24] Peter Batary, Andras Baldi. Evidence of an Edge Effect on Avian Nest Success. Conservation Biology, 2004, 18(2): 389—394.
- [25] Norman R F, Robertson R J. Nest-searching behavior in the Brown-headed Cowbird. Auk, 1975, 92: 610—611.
- [26] Major R E, Kendal C E. The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods, conclusions. Ibis, 1996, 138: 298—307.
- [27] Terborgh J. The role of ecotones in the distribution of andean bird. Ecology, 1985, 66(4): 1237—1246.
- [28] Forman R T, Moore P N. Theoretical foundations for understanding boundaries in landscape mosaics. In: Hansen A J, Landscape boundaries; consequences for biotic diversity and ecological flows. New York: Springer-Verlag, 1992. 236—258.
- [29] Niu W Y. The discriminatory index with regard to the weakness, overlapness, and breadth of Ecotone. Acta Ecologica Sinica, 1989, 9(2): 97—105.
- [30] Di castri F, Hansen A J. The environment and development crises as determinants of landscape dynamics. In: Hansen A J and Di castri F. Landscape Boundaries. New York: Springer-Verlag, 1992. 3—18.
- [31] Huang Y M. Landscape features of the forest-steppe ecotone on the southeastern edge of the inner Mongolia plateau. Acta Phytocologica Sinica, 2001, 25(3): 257—264.
- [32] Wang Q S, Feng Z W, Luo J C. Biodiversity of a forest-steppe ecotone in northern Hebei province and eastern inner Mongolia. Acta Phytocologica Sinica, 2000, 24(2): 141—146.
- [33] Wang Q S. Forest landscape spatial pattern of forest steppe ecotone in northern Hebei province and eastern inner Mongolia, Chinese. Journal of

- Ecology, 2004, 23(3): 11—15.
- [34] Lavrenko E M, Karamysheva Z V. Steppes of the former Soviet Union and Mongolia. In: Coupland R T. Natural grassland-eastern hemisphere and resume. Ecosystems of the world. Vol. 8B. Amsterdam: Elsevier, 1993. 156—177.
- [35] Hou J H, Wu M L, Hu Y F, *et al.* Study on the bird community structure in the forest-steppe transition zone. *Acta Zoologica Sinica*, 2001, 47 (Suppl.): 148—156.
- [36] Wang W, Li J, Liu B W. Bird Communities of Grassland and Forest Ecosystem in Northeastern Inner Mongolia. *Journal of Northeast Forestry University*, 2005, 33(4): 40—41.
- [37] Wang W, Wang N X, Yuan L, *et al.* Edge Effect on Avian Community Structure in Steppe-Forest Ecosystem of Honghuaerji in Summer. *Journal of Northeast Forestry University*. 2007, 35(3): 64—67.
- [38] Wang J Z. Study on plant flora and diversity in the forest-steppe transition zone of Saihanba area. In: Tie Z. The Theses of Forestry Scientists. Beijing: Chinese Forestry Press, 1984. 52—57.
- [39] Jiang Z G, Ji L Q. Avian-mammalian species diversity in nine representative sites in China. *Chinese Biodiversity*, 1999, 7(3): 220—225.
- [40] Wilson M V, Schmid A. Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology*, 1984, 72: 1055—1064.
- [41] Zhu F M, An S Q, Guan B H, *et al.* A review of ecotone: concepts, attributes, theories and research advance. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27 (7): 3032—3042.
- [42] Odum E P. Basic Ecology. Philadelphia: Saunders College Publishing, 1983.
- [43] Zolyomi B. Coenotone, ecotone and their role in preserving relic species. *Acta Bot. Hung.*, 1987, 33(11): 3—18.
- [44] Petts G E. The role of ecotones in aquatic landscape management. In: Naiman R J and Décamps H eds. The ecology and Management of Aquatic-terrestrial Ecotones. Paris: UNESCO Parthenon Pub. Group, 1990. 103—104.
- [45] Weckström J, Korhola A. Patterns in the distribution, composition and diversity of diatom assemblages in relation to ecoclimatic factors in Arctic Lapland. *J. Biogr.*, 2001, 28(1): 31—45.
- [46] Williams S E, Marsh H, Winter J. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: Small mammals in Australian tropical rain forest. *Ecology*, 2002, 83(5): 1317—1329.
- [47] Wurzbarger N, Hartshorn A S, Hendrick R L. Ectomycorrhizal fungal community structure across a bog-forest ecotone in southeastern Alaska. *Mycorrhiza*, 2004, 14(6): 383—389.
- [48] Lloyd K M, McQueen A A M, Lee B J, *et al.* Evidence on ecotone concepts from switch, environmental and anthropogenic ecotones. *J. Veg. Sci.*, 2000, 11(6): 903—910.
- [49] Baker J, French K, Whelan R J. The edge effect and ecotonal species: Bird communities across a natural edge in southeastern Australia. *Ecology*, 2002, 83(11): 3048—3059.
- [50] Schmid A, Ellner S. Coexistence of plant species with similar niches. *Vegetatio*, 1984, 58(1): 29—55.
- [51] Risser P G. The status of the science examining ecotones. *Bioscience*, 1995, 45(5): 318—325.
- [52] Okubo S, Kamiyama A, Kitagawa Y, *et al.* Management and micro-scale landform determine the ground flora of secondary woodlands and their verges in the Tama Hills of Tokyo, Japan. *Biodivers. Conserv.*, 2005, 14(9): 2137—2157.
- [53] Dabrowska-Prok E, Luczak J, Wojcik Z. Ecological analysis of two invertebrate groups in the wet alder wood and meadow ecotone. *Ekol Polska*, 1973, 21: 753—809.
- [54] Ries L, Fletcher R J Jr, *et al.* Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annu. Rev. Ecol Evol Syst.*, 2004, 35: 491—522.
- [55] Hubbell S P. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton: Princeton University Press, 2001. 1—448.
- [56] Kupfer J A, Cairns D M. The suitability of montane ecotones as indicators of global climatic change. *Prog. Phys. Geogr.*, 1996, 20(3): 253—272.
- [57] Janes F C, Wamer N O. Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology*, 1982, 63(1): 159—171.
- [58] De Graaf R M. Effects of even-aged management on forest birds at northern hardwood stand interfaces. *Forestry and Ecology Management*, 1992, 47(1): 95—110.
- [59] Xiao D N, Bu R C, Li X Z. Spatial ecology and landscape heterogeneity. *Acta Ecologica Sinica*, 1997, 17(5): 453—461.
- [60] Levin S A, Paine R T. Disturbance, patch formation, and community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1974, 71: 2744—2747.
- [61] Lande R, Engen S, Sather B E. Stochastic population dynamics in ecology and conservation. Oxford: Oxford University Press, 2003. 1—256.
- [62] Hu X S, He F, Hubbell S P. Neutral theory in macroecology and population genetics. *Oikos*, 2006, 113: 548—556.

参考文献:

- [6] 肖笃宁. 景观生态学——理论方法及应用. 北京: 中国林业出版社, 1991. 35 ~ 43, 181 ~ 185.
- [8] 孙儒泳. 动物生态学原理(第三版). 北京: 北京师范大学出版社, 2001. 393 ~ 394.
- [10] 马世骏. 现代生态学透视. 北京: 科学出版社, 1990. 43 ~ 45.
- [29] 牛文元. 生态环境脆弱带 ECOTONE 的基础判定. 生态学报, 1989, 9(2): 97 ~ 105.
- [31] 黄永梅, 刘鸿雁, 崔海亭. 内蒙古高原东南缘森林草原过渡带景观的若干特征. 植物生态学报, 2001, 25(3): 257 ~ 264.
- [32] 王庆锁, 冯宗炜, 罗菊春. 河北北部、内蒙古东部森林-草原交错带生物多样性研究. 植物生态学报, 2000, 24(2): 141 ~ 146.
- [33] 王庆锁. 河北北部、内蒙古东部森林-草原交错带森林景观格局初步研究. 生态学杂志, 2004, 23(3): 11 ~ 15.
- [35] 侯健华, 武明录, 胡永富, 等. 森林草原过渡带鸟类群落空间结构研究. 动物学报, 2001, 47(专刊): 148 ~ 156.
- [36] 王文, 李健, 刘伯文. 内蒙古东北部草原森林生态系统夏季森林鸟类群落. 东北林业大学学报, 2005, 33(4): 4041.
- [37] 王文, 王宁侠, 袁力, 等. 红花尔基草原-森林生态系统边缘效应对夏季鸟类群落结构影响. 东北林业大学学报, 2007, 35(3): 64 ~ 67.
- [38] 王建中. 塞罕坝森林草原交错带植物区系组成及多样性研究. 铁铮主编, 林业科学家论丛. 北京: 中国林业出版社, 1984. 52 ~ 57.
- [39] 蒋志刚, 纪力强. 鸟兽物种多样性测度 G-F 指数方法. 生物多样性, 1999, 7(3): 220 ~ 225.
- [41] 朱芬萌, 安树青, 关保华, 等. 生态交错带及其研究进展. 生态学报, 2007, 27(7): 3032 ~ 3042.
- [59] 肖笃宁, 布仁仓, 李秀珍. 生态空间理论与景观异质性. 生态学报, 1997, 17(5): 453 ~ 461.

表 1 森林-草原交错带 4 个植被地带夏季鸟类组成 (分类系统依据郑作新《中国鸟类系统检索》(第三版), 2002 年)

Table 1 The birds composition of four vegetation zones in the forest-steppe ecotone in summer (Classification system based on the “China Birds Retrieval System” third edition) of Zheng Zuoxin, 2002															
种类 Species	密度(ind.·hm ⁻²)(D)				居留期 Et	分布型 Af	保护 级别 Cc	种类 Species	密度(ind.·hm ⁻²)(D)				居留期 Et	分布型 Af	保护 级别 Cc
	森林带 Fr	森林 Fm	草原 Ms	草原带 St					森林带 Fr	森林 Fm	草原 Ms	草原带 St			
小鸊鷉 <i>Tachybaptus ruficollis poggei</i>	0	0	0.08	0	S	W		大斑啄木鸟 <i>Picoides major cabanisi</i>	0.61	0	0	0	S	P	
苍鹭 <i>Ardea cinerea jouyi</i>	0	0	0.08	0	S	W		小斑啄木鸟 <i>Picoides minor amurensis</i>	0.02	0	0	0	S	P	
黄苇鸭 <i>Isobrychus sinensis</i>	0	0	0.08	0	S	W		短趾百灵 <i>Calandrella cinerea</i>	0	0	0	0.56	S	P	
大麻鸭 <i>Botaurus stellaris</i>	0	0	0.08	0	S	W		云雀 <i>Alauda arvensis intermedia</i>	0	0	0	0.20	S	P	
黑鹇 <i>Ciconia nigra</i>	0	0	0.08	0	S	P	I	家燕 <i>Hirundo rustica gutturalis</i>	0	0	0	0.08	S	P	
翘鼻麻鸭 <i>Tadorna tadorna</i>	0	0	0.20	0	S	P		树鸨 <i>Anthus hodgsoni yunnanensis</i>	0	0.98	0.16	0	S	P	
赤麻鸭 <i>Tadorna ferruginea</i>	0	0	0.45	0	S	P		白鹇鸡 <i>Motacilla alba leucopsis</i>	0.06	0.08	0.12	0	S	W	
斑嘴鸭 <i>Anas poecilorhyncha zonorhyncha</i>	0	0	0.20	0	S	W		灰鹇鸡 <i>Motacilla cinerea</i>	0	0.08	0.09	0	S	W	
绿头鸭 <i>Anas platyrhynchos</i>	0	0	0.45	0	S	P		山鹇鸡 <i>Dendronanthus indicus</i>	0.17	0	0	0	S	W	
绿翅鸭 <i>Anas crecca</i>	0	0	0.08	0	S	P		红尾伯劳 <i>Lanius cristatus lucionensis</i>	0	0.16	0.08	0	S	P	
青头潜鸭 <i>Aythya baeri</i>	0	0	0.20	0	S	P		小嘴乌鸦 <i>Corvus corone orientalis</i>	0	1.42	0.01	0	R	P	
鸢 <i>Milvus migrans lineatus</i>	0	0.08	0.09	0	R	W	II	喜鹊 <i>Pica pica sericea</i>	0	1.38	0.99	0	R	P	
苍鹰 <i>Accipiter gentilis schredowi</i>	0.13	0	0	0	S	P	II	松鸦 <i>Garrulus glandarius brandtii</i>	0.41	0.01	0	0	S	P	
雀鹰 <i>Accipiter nisus nisosimilis</i>	0	0.06	0	0	S	P	II	灰喜鹊 <i>Cyanopica cyana interposita</i>	0	0.01	0	0	S	P	
鹊鸂 <i>Circus melanoleucos</i>	0	0.12	0	0	S	P	II	北红尾鸂 <i>Phoenicurus aureus aureus</i>	0.21	0.13	0	0	S	P	
大鵟 <i>Buteo hemilasius</i>	0	0	0	0.03	R	P	II	红点颏 <i>Luscinia calliope</i>	0	0.06	0	0	S	P	
红隼 <i>Falco tinnunculus interstrictus</i>	0.02	0.15	0.17	0.02	S	W	II	蓝点颏 <i>Luscinia svecica svecica</i>	0	0.01	0	0	S	P	
红脚隼 <i>Falco vespertinus</i>	0.15	0.10	0.03	0	S	P	II	虎斑地鸨 <i>Zoothera dauma aurea</i>	0	0.04	0	0	S	W	
燕隼 <i>Falco subbuteo subbuteo</i>	0.02	0.23	0.06	0	S	P	II	黑喉石鹀 <i>Saxicola torquata stejnegeri</i>	0	0.17	0	0	S	W	
黑琴鸡 <i>Lyrurus tetrix ussuriensis</i>	0.71	0.60	0.26	0	R	P	II	黄眉柳莺 <i>Phylloscopus inornatus inornatus</i>	1.58	3.60	1.38	0	S	P	
鹌鹑 <i>Coturnix coturnix japonica</i>	0	0	0.11	0	S	W		棕眉柳莺 <i>Phylloscopus armandii armandii</i>	0.26	0.05	0	0	S	P	
斑翅山鹑 <i>Perdix dauuricae suschkini</i>	0.54	0.30	0	0	R	P		黄腰柳莺 <i>Phylloscopus proregulus proregulus</i>	0.59	0.25	0	0	S	P	
环颈雉 <i>Phasianus colchicus karpowi</i>	0.28	0	0	0	R	P		日本树莺 <i>Cettia diphone borealis</i>	0	0.86	0.14	0	S	W	
白枕鹤 <i>Grus vipio</i>	0	0	0.25	0	S	P	II	乌鹀 <i>Muscicapa sibirica sibirica</i>	0.11	0	0	0	S	P	
大鸨 <i>Ovis tarda dybowskii</i>	0	0	0.08	0	S	P	I	大山雀 <i>Parus major artatus</i>	0	0.61	0	0	R	W	
凤头麦鸡 <i>Vanellus vanellus</i>	0	0	0.70	0	S	P		沼泽山雀 <i>Parus palustris hellmayri</i>	5.13	8.38	1.19	0	R	P	
灰头麦鸡 <i>Vanellus cinereus</i>	0	0	0.40	0	S	P		银喉长尾山雀 <i>Aegithalos caudatus vinaceus</i>	2.45	1.52	0.14	0	R	P	
红脚鹬 <i>Tringa totanus</i>	0	0	0.17	0	S	P		普通鸻 <i>Sitta europaea amurensis</i>	0.94	0.15	0	0	S	P	
丘鹨 <i>Scolopax rusticola</i>	0	0	0.13	0	S	P		[树]麻雀 <i>Passer montanus montanus</i>	0	0.06	0	0	R	W	
黑翅长脚鹬 <i>Himantopus himantopus</i>	0	0	0.08	0	S	P		金翅[雀] <i>Carduelis sinica sinica</i>	0	0	0.44	0	S	P	
山斑鸠 <i>Streptopelia orientalis orientalis</i>	0.71	0.48	2.21	0	S	W		普通朱雀 <i>Carpodacus erythrinus grebnitskii</i>	0	0.52	1.62	0	S	P	
四声杜鹃 <i>Cuculus micropterus</i>	0.19	0.04	0.17	0	S	W		长尾雀 <i>Uruba sibiricus ussuriensis</i>	0	0.15	0	0	S	P	
大杜鵑 <i>Cuculus canorus</i>	0.24	0.11	0.24	0	S	W		黄喉鹀 <i>Emberiza elegans ticehursti</i>	0	0.21	0	0	S	P	
纵纹腹小鸢 <i>Athene noctua plumipes</i>	0.13	0	0	0	S	P	II	三道眉草鹀 <i>Emberiza coides ueigoldi</i>	0.32	0.32	0.11	0	S	P	
长耳鸮 <i>Asio otus</i>	0.11	0	0	0	S	P	II	灰头鹀 <i>Emberiza spodocephala spodocephala</i>	0	0.31	0	0	S	P	
戴胜 <i>Upupa epops saturata</i>	0	0.18	0	0	S	W		栗鹀 <i>Emberiza rutila</i>	0.09	0.48	0.24	0	S	P	
灰头啄木鸟 <i>Picus canus</i>	0.34	0	0	0	S	W		物种数合计(种) Total(Species)	28	40	41	5			

D: Density(ind · hm⁻²); Fr: Forest zone; Fm: Forest-meadow region; Ms: Meadow-steppe region; St: Steppe zone; Et: Ecotype; Af: Avifauna; Cc: Conservation classes; S: Summer visitor; R: Resident; W: Widely-distributed species; P: Palearctic birds; I, II: CITES附录等级 The rank of CITES reference