

온대 활엽수림에 서식하는 산림성 조류의 가장자리 선호도 분석

최창용 · 남현영¹ · 허위행 · 이우신 · 김현중² · 황근연²

서울대학교 산림과학부, ¹서울대학교 생명과학부, ²국립수목원 식물조사과

Edge Preference of Forest-dwelling Birds in the Temperate Deciduous Forests

Choi, Chang-Yong*, Hyun-Young Nam¹, Wee-Haeng Hur, Woo-Shin Lee, Hyun-Joong Kim² and Geun-Yeoun Hwang²

Department of Forest Sciences, Seoul National University, Seoul 151-742, Korea

¹School of Biological Sciences, Seoul National University, Seoul 151-742, Korea

²Botanical Research Division, National Arboretum, Pocheon 487-821, Korea

ABSTRACT: To understand the effect of forest fragmentation on forest-dwelling birds, it is more effective to analyze on the selected specialists than on the whole bird community. We investigated the edge preference of forest-dwelling birds to discriminate habitat specialist species in the interior and on the edge of temperate deciduous forests in central Korea. Point count and line transect census were conducted at the Gwangneung forest from February to October. Our result shows that there was no consistent tendency in abundance of birds between in the interior and on the edge because of the different landscape characteristics and the high proportion of habitat generalists. Five habitat specialists in 73 bird species were identified by the differences between population densities; three forest-interior and two forest edge specialists. Asian Stubtail Warblers (*Urosphena squameiceps*), Pale Thrushes (*Turdus pallidus*) and Coal Tits (*Parus ater*) were included in the forest interior group, but Black-billed Magpies (*Pica pica*) and Black-nape Orioles (*Oriolus chinensis*) were classified as the forest edge group. We suppose that a selective monitoring on patterns and changes in spatial use of these five habitat specialists is needed to estimate the effects of forest fragmentation in temperate deciduous forests. And, moreover, systematic monitoring methods for field survey should be established based on the point count method and line transect census to ensure the equality of data.

Key words: Edge preference, Forest-dwelling bird, Forest edge group, Forest interior group, Temperate deciduous forests

서론

서식지의 단편화(habitat fragmentation)는 특정종의 서식에 불리한 가장자리 효과(edge effect)를 일으키거나 외래종의 침입 경로를 제공하는 등 보전생물학적 관점에서 다양한 형태의 문제를 일으킨다(Primack 1998). 산림의 단편화 역시 산림 생태계의 생물 다양성을 감소시키는 주요 원인 중 하나이며, 산림성 동물에게도 부정적 영향을 미치는 것으로 알려져 있다(Saunders et al. 1991, Wiens 1994). 또 산림의 단편화는 숲 면적을 감소시키고 가장자리 비율을 증가시켜 미기후와 교란율을 변화시키며(Chen and Franklin 1990), 그 안에 서식하는 생물종의 수와 생산성, 영양소 순환 등에 영향을 주게 되므로 경관생태학적 측면에서도 역시 중요한 주제이다(Forman 1995, 이 2001). 산림성 조류에게도 서식지 단편화는 다양한 형태의 부정적

영향을 준다(Wilcove et al. 1986, Saunders et al. 1991, Opdam et al. 1994, Robinson et al. 1995). 단편화는 단순한 서식지 감소의 효과(McGarigal and McComb 1995, Fahrig 1997) 뿐만 아니라 조각난 서식지간의 이동을 방해하는 효과를 줌으로써 개체군의 구조를 변경시키기도 한다(Lens and Dhondt 1994, Matthysen et al. 1995, Matthysen and Currie 1996). 그러나 서식지의 단편화 수준(level)과 조각난 서식지의 배열(configuration)이 조류의 이동에 미치는 영향을 정량화하는 것은 매우 어려우므로(Clair et al. 1998), 지금까지 산림성 조류에 미치는 산림의 단편화를 파악하기 위해 조각난 서식지에 출현하는 조류의 서식 양상과 풍부도(abundance)를 분석하는 연구가 수행되어 왔다(Wiens et al. 1993, Ims 1995, Clair et al. 1998). 반면 산림의 단편화와 가장자리의 증가 현상은 미세 서식지의 다양성을 증가시킴으로써 해당 지역에 출현하는 산림성 조류의 번식 밀도가 높아지는 결과를 가져올 수 있으며(Gates and Gysel 1978), 이와 같은 현상은

* Corresponding author; Phone: +82-2-880-4766, Fax: +82-2-875-6229, e-mail: subbuteo@hanmail.net

상황에 따라 긍정적으로 평가될 가능성도 있다. 그러나 증가된 조류의 풍부도는 특정 환경에 의존성이 강한 일부 종이 감소하는 현상을 간과하게 될 수 있으므로(Kurosawa and Askins 1999), 산림의 단편화로 인해 발생하는 숲 내부 면적의 감소가 조류에 어떤 영향을 주는지 파악하기 위해서는 전체 조류 군집의 변화를 확인하는 것보다 특정 환경에 대한 의존도가 강한 조류의 변화를 파악하는 것이 필요하다.

산림성 조류는 숲의 내부 또는 외곽에 대한 의존도를 통해 크게 숲 내부종(forest interior specialists), 숲 가장자리종(forest edge species), 일반종(ubiquitous species 또는 interior-edge generalists)의 세 가지 분류군으로 구분이 가능하다(Whitcomb et al. 1981, Freemark and Collins 1992). 이 중 지금까지 가장자리 및 전이대(ecotone)에 서식하는 종의 선호도는 잘 알려져 있으나(Robinson 1988), 숲의 내부에 강한 선호도를 보이는 종에 대한 연구는 최근에야 진행되고 있다(Villard 1998). 특히 서식지의 내부에 의존하는 종(interior species)은 서식지 단편화와 면적의 감소에 민감하게 반응하므로(Kurosawa and Askins 1999), 산림성 조류에 미치는 서식지 단편화의 영향을 확인하기 위해서는 서식지에 특별한 선호도를 보이는 종, 특히 숲의 내부에 의존하는 종을 파악하는 것이 우선되어야 한다(Askins et al. 1987, Kurosawa and Askins 1999).

광릉 일대는 지금까지 총 173종의 조류가 기록된 지역으로서 지난 500여년간 엄격히 보호 및 관리되어온 중부 온대활엽수림의 대표적인 산림 중 하나로 알려져 있으나(국립수목원 2004), 급속히 증대되는 개발 압력과 대규모의 행락객들로 인한 방해요인 및 생활 쓰레기의 증가로 광릉 숲을 구성하고 있는 고유 생태계에 대한 변형 및 교란이 진행되고 있다(임업연구원 1996). 현재 광릉의 장기적인 보전 전략 수립을 위한 동물상 조사는 주로 서식 실태조사에 초점을 맞추고 있으며, 숲 내부 면적의 감소와 가장자리의 증가, 인간 간섭의 증가로 인한 영향 등에 대한 연구는 부족한 실정이다. 본 연구는 중부 온대활엽수림을 대표하는 광릉을 대상으로 산림성 조류가 서식지를 어떻게 이용하는지 파악하고, 특히 앞으로 광릉 숲 단편화와 서식지 변화의 장기적인 영향을 모니터링할 수 있도록 숲 내부 또는 가장자리와 같은 특정 서식 환경을 선호하는 서식지 특이종(habitat specialists)을 파악하는 것을 그 목적으로 한다.

조사 지역 및 조사 방법

조사지 개황

중부 온대활엽수림을 대표하는 지역으로 경기도 포천시에 위치한 광릉 일대의 숲(북위 37° 44', 동경 127° 09')을 선정하였으며, 대상지의 면적은 총 2,240ha이다(국립수목원 2004). 광릉 숲 전체의 규모를 기준으로 숲의 가장자리를 파악하기 위하여 인간이나 차량의 출입이 지속되는 지역, 거주지나 시설물 등 인위적 간섭이 발생하는 지역 등을 숲의 가장자리로 간주하였다. 또 폭 10 m 이상의 포장 도로 및 임도, 수계, 농경지와 초지

등 숲의 경계가 뚜렷하며 교목의 발달이 제한된 지역과 이에 인접한 지역 역시 가장자리로 구분하였으며, 숲 내부는 Kroodsmma (1984), Flaspohler 등(2001a, b)의 결과를 참고하여 숲의 가장자리에서 최소 300 m 이상 떨어진 숲의 안쪽 지역으로 각각 정의하였다.

조사 방법

산림성 조류 군집에 대한 조사는 2005년 2월부터 10월까지 8개월간 정점 조사법(point count)과 선 조사법(line transect census)을 이용하여 실시하였으며(Bibby et al. 1997), Shannon-Wiener의 종 다양도 지수(H')를 각각 산출하였다. 정점 조사는 조사자를 중심으로 반경 33 m의 조사 정점을 숲의 내부와 가장자리에 각각 28개씩 선정하고 해당 면적(약 0.34 ha) 내부에 출현하는 종과 개체수를 15분간 조사하였다(Gunn et al. 2000). 선 조사는 총 연장 3 km의 조사선을 숲의 내부와 가장자리에 각각 22개씩 선정하고, 조사 경로 좌우 25 m 이내에 출현하는 종과 개체수를 파악하였다. 그러나 숲의 내부에 의존하는 산림성 조류만을 파악하기 위하여 오리목(Anseriformes), 도요목(Charadriiformes) 등 수계에 의존하는 조류는 이후의 분석에서 제외하였으며, 출현 빈도가 5회 미만이거나 출현율의 변동이 심한 야행성 조류(올빼미목 Strigiformes, 족독새목 Caprimugiformes)의 경우에도 분석에서 제외하였다.

조사를 통해 파악된 조류는 숲의 내부와 가장자리의 의존도에 특정 경향성이 있는지를 확인하기 위해 조사 단위별로 출현한 평균 개체수를 통해 선호도 지수(preference index)의 일종인 가장자리 지수(EI: edge index)를 각 출현 종별로 산출하였다(Kurosawa and Askins 1999). 가장자리 지수는 -1에서 1의 값을 가지며, 숲의 가장자리를 선호하는 종일수록 1에 가깝고 숲의 내부를 선호하는 종일수록 -1에 가까워진다. 따라서 가장자리 지수를 이용한 서식지 선호도 구분을 위하여 숲 내부종(-1 ≤ EI < -0.34), 일반종(-0.34 ≤ EI ≤ 0.34), 숲 가장자리종(0.34 < EI ≤ 1)으로 각각 구분하였다.

가장자리 지수(EI) =

$$\frac{\text{숲 가장자리의 평균 풍부도} - \text{숲 내부의 평균 풍부도}}{\text{숲 가장자리의 평균 풍부도} + \text{숲 내부의 평균 풍부도}}$$

가장자리 지수에 의한 구분이 통계적인 의미를 가지는지 확인하기 위하여 이는 다시 숲의 내부와 가장자리에 출현한 개체수가 서로 차이가 있는지를 통계적으로 검증하였다. 수치는 평균과 표준 편차(Mean±SD)로 표시하였으며, 통계 처리는 SAS 8.1의 Wilcoxon 검정을 이용하여 비모수적 양측 검정(two-tailed test)을 실시하였다.

결 과

정점 조사 결과

총 56개 정점에 대한 조사 결과 38종 771개체의 산림성 조류가 확인되었다. 숲 내부의 28개 정점에는 32종 394개체, 숲 가장자리의 28개 정점에서는 22종 377개체가 각각 관찰되었다(Table 1). 숲 내부와 가장자리에서의 단위 조사점당 출현 종수는 각각 5.79 ± 3.14 종, 4.14 ± 3.10 종으로서 숲 내부에서 많은 종이 출현하였으나($Z=1.9616$, $p=0.0498$), 개체수는 숲 내부와 가장자리에서 각각 14.11 ± 10.69 개체, 13.46 ± 20.46 개체가 나타나 지역에 따른 유의성을 보이지 않았다($Z=1.7152$, $p=0.0863$; Fig. 1).

이들 중 18종을 서식지 선호도 분석에 이용한 결과 가장자리 지수(EI)를 통해 진박새(*Parus ater*), 오목눈이(*Aegithalos caudatus*) 등 총 7종이 숲 내부종으로 나타났으며, 까치(*Pica pica*), 피꼬리(*Oriolus chinensis*), 멧비둘기(*Streptopelia orientalis*) 등 3종은 숲 가장자리종으로 나타났다. 반면 숲 내부와 가장자리의 정점별 출현 개체수를 이용하여 서식지 선호도 차이를 비교한 결과 진박새(*P. ater*), 오목눈이(*A. caudatus*), 숲새(*Urosphena squameiceps*), 흰배지빠귀(*Turdus pallidus*)의 4종이 숲 내부종, 까치(*P. pica*), 피꼬리(*O. chinensis*), 멧비둘기(*S. orientalis*)의 3종이 숲 가장자리종으로 나타났으며, 이들 7종은 모두 가장자리 지수에 의한 분석과 동일한 결과를 보였다. 따라서 가장자리 지수 및 정점당 출현 개체수 분석에 의한 결과를 종합할 경우 진박새(*P. ater*), 오목눈이(*A. caudatus*), 숲새(*U. squameiceps*), 흰배지빠귀(*T. pallidus*) 등 4종이 숲 내부종으로, 까치(*P. pica*), 피꼬리(*O. chinensis*), 멧비둘기(*S. orientalis*) 등 3종이 숲 가장자리종으로 각각 나타났다(Table 2).

선 조사 결과

총 44개 조사선에 대한 조사 결과 73종 4,429개체의 산림성 조류가 확인되었으며, 숲 내부에는 63종 2,614개체, 숲 가장자리에서는 55종 1,815개체가 각각 관찰되었다(Table 3). 숲 내부와 가장자리에서의 단위 조사선당 출현 종수는 각각 18.24 ± 7.92 종, 13.14 ± 5.01 종이었으며, 출현 개체수는 각각 127.81 ± 91.76 개체, 83.86 ± 48.02 개체로서 서로 차이를 보이지 않았다(종수: $Z=1.1557$, $p=0.2478$; 개체수: $Z=1.6401$, $p=0.1010$; Fig. 2).

서식지 선호도 분석에는 모두 36종이 이용되었고, 그 중 가장자리 지수를 통해 쇠유리새(*Luscinia cyane*), 되지빠귀(*Turdus hortulorum*), 큰유리새(*Cyanoptila cyanomelana*) 등 총 17종의 숲 내부종이 확인되었으며, 까치(*P. pica*), 피꼬리(*O. chinensis*), 파랑새(*Eurystomus orientalis*) 등 4종이 숲 가장자리종으로 나타났다. 숲 내부와 가장자리의 조사선별 출현 개체수를 비교한 결과 큰유리새(*C. cyanomelana*), 어치(*Garrulus glandarius*), 큰오색딱다구리(*Dendrocopos leucotos*), 쇠유리새(*L. cyane*) 등 모두 12종의 숲 내부종이 확인되었으며, 까치(*P. pica*), 피꼬리(*O. chinensis*), 파랑새(*E. orientalis*) 등 3종의 숲 가장자리종이 확인되었다. 따라서 가장자리 지수 및 조사선당 출현 개체수 분석에 의한 결과를 종합할 경우 선 조사법에 의해 판단된 숲 내부종은 쇠유리새(*L. cyane*), 되지빠귀(*T. hortulorum*), 큰유리새(*C. cyanomelana*), 어치(*G. glandarius*), 큰오색딱다구리(*D. leucotos*), 숲새

(*U. squameiceps*), 곤줄박이(*Parus varius*), 흰배지빠귀(*T. pallidus*), 청딱다구리(*Picus canus*), 진박새(*P. ater*) 등 10종이었다. 반면 까치(*P. pica*), 피꼬리(*O. chinensis*), 파랑새(*E. orientalis*) 등 3종은 숲 가장자리종으로 나타났다(Table 4).

가장자리 지수에 의한 서식지 선호도 판단

정점 조사와 선 조사에서 가장자리 지수를 통해 서식지 선호도를 분석한 36종의 산림성 조류 중 공통적으로 서식지 특이성을 보인 산림 내부종과 가장자리종은 각각 16종과 4종이었으며, 특이성을 보이지 않거나 상황에 따라 달라지는 종은 곤줄박이(*P. varius*), 오색딱다구리(*D. major*), 까딱딱다구리(*Dryocopus martius*) 등 16종이었다. 이는 광릉 숲에서 출현한 산림성 조류의 44.4%가 특정 서식지에 의존하지 않는 일반종의 특징을 보이는 것이며, 이들은 전체 개체수의 70.0~75.6%를 차지하였다(Fig. 3). 또 정점 조사와 선 조사에 의해 확인된 18종의 공통종을 대상으로 조사 방법에 따른 가장자리 지수를 비교한 결과 서로 높은 상관관계를 보여주었으며($r=0.8442$, $p<0.001$), 상관직선의 기울기는 0.6225로 나타났다(Fig. 4).

숲 내부종과 가장자리종의 파악

두 가지 조사방법 및 두 가지 분석방법에 의하여 각각 확인된 숲 내부종과 숲 가장자리종을 요약하면 Table 5와 같다. 모든 상황에서 일관성 있는 결과를 나타낸 종은 숲새(*U. squameiceps*), 흰배지빠귀(*T. pallidus*), 진박새(*P. ater*), 까치(*P. pica*), 피꼬리(*O. chinensis*)의 5종으로서 일정한 서식지 특이성을 보여주었다. 반면 쇠유리새(*L. cyane*), 되지빠귀(*T. hortulorum*), 큰유리새(*C. cyanomelana*), 청딱다구리(*P. canus*), 파랑새(*E. orientalis*) 등 5종은 선 조사를 통해 특정 서식지 선호도를 보였으나 정점 조사에서 출현하지 않았으므로, 서식지 특이종으로 단정할 수 없었다. 그러나 어치(*Garrulus glandarius*), 큰오색딱다구리(*D. leucotos*), 오목눈이(*A. caudatus*) 등 3종은 일부 방법에서 통계적인 유의성을 얻지 못하였고, 기타 곤줄박이(*P. varius*)와 멧비둘기(*S. orientalis*)는 상황에 따라 일반종과 서식지 특이종의 경향성을 함께 보였다.

고찰 및 결론

숲 내부 및 가장자리 선호종

가장자리 지수 분석과 풍부도 비교를 통해 숲새, 흰배지빠귀, 진박새 등 3종이 숲 내부종으로 분류되었으며 까치, 피꼬리 등 2종은 숲 가장자리종으로 나타났다. 이는 하층 식생이 발달된 산림 지역을 선호하는 숲새(Baker 1997), 주로 숲 속에서 번식하는 흰배지빠귀(원 1981) 및 평지보다 고지대의 침엽수림을 선호하는 진박새(원 1981, Brazil 1991)의 생활사와 관련이 있다. 반면 저지대나 평지의 농경지 및 개활지에 주로 서식하는 까치(원 1981, Madge and Burn 1994)와 개방된 인가나 도시공원, 농경지 주변의 활엽수림에 주로 출현하는 피꼬리(원 1981, Brazil

Table 1. Total number of bird species and individuals recorded by the point count method on the edge and in the interior of the Gwangneung forest

Scientific name	Species Common name	Forest		Subtotal
		Edge	Interior	
<i>Pernis ptilorhynchus</i>	Oriental Honey Buzzard		1	1
<i>Accipiter soloensis</i>	Chinese Sparrowhawk	2		2
<i>Bonasa bonasia</i>	Hazel Grouse		1	1
<i>Phasianus colchicus</i>	Ring-necked Pheasant	1	2	3
<i>Streptopelia orientalis</i>	Rufous Turtle Dove	64	5	69
<i>Cuculus micropterus</i>	Indian Cuckoo		2	2
<i>Cuculus canorus</i>	Common Cuckoo		1	1
<i>Halcyon coromanda</i>	Ruddy Kingfisher	3		3
<i>Halcyon pileata</i>	Black-capped Kingfisher		1	1
<i>Eurystomus orientalis</i>	Broad-billed Roller	2	2	4
<i>Dendrocopos kizuki</i>	Japanese Pigmy Woodpecker	15	18	33
<i>Dendrocopos leucotos</i>	White-backed Woodpecker	3	8	11
<i>Dendrocopos major</i>	Great Spotted Woodpecker	19	9	28
<i>Dryocopus martius</i>	Black Woodpecker		2	2
<i>Picus canus</i>	Grey-Headed Green Woodpecker		2	2
<i>Hypsipetes amaurotis</i>	Brown-eared Bulbul	50	29	79
<i>Luscinia cyane</i>	Siberian Blue Robin		1	1
<i>Zoothera dauma</i>	White's Thrush		1	1
<i>Turdus hortulorum</i>	Grey-backed Thrush		4	4
<i>Turdus pallidus</i>	Pale Thrush	1	7	8
<i>Paradoxornis webbianus</i>	Vinous-throated Parrotbill	15	3	18
<i>Urosphena squameiceps</i>	Asian Stubtail Warbler	1	9	10
<i>Phylloscopus borealis</i>	Arctic Warbler		2	2
<i>Phylloscopus occipitalis</i>	Eastern Crowned Leaf Warbler		5	5
<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	Blue-and-white Flycatcher		4	4
<i>Muscicapa sibirica</i>	Sooty Flycatcher		2	2
<i>Aegithalos caudatus</i>	Long-tailed Tit	3	32	35
<i>Parus palustris</i>	Marsh Tit	43	61	104
<i>Parus ater</i>	Coal Tit	1	36	37
<i>Parus major</i>	Great Tit	62	59	121
<i>Parus varius</i>	Varied Tit	23	22	45
<i>Sitta europaea</i>	Eurasian Nuthatch	9	34	43
<i>Emberiza elegans</i>	Yellow-throated Bunting	15	17	32
<i>Emberiza spodocephala</i>	Black-faced Bunting	1		1
<i>Oriolus chinensis</i>	Black-naped Oriole	8		8
<i>Garrulus glandarius</i>	Eurasian Jay	2	12	14
<i>Pica pica</i>	Black-billed Magpie	33		33
<i>Corvus macrorhynchos</i>	Large-billed Crow	1		1
No. of species		24	32	38
No. of individual		377	394	771
Species diversity (H')		2.50	2.79	2.84

Table 2. Total number of bird species and individuals recorded by the line transect census on the edge and in the interior of the Gwangneung forest

Scientific name	Species		Forest	Forest	Subtotal
	Common name		edge	interior	
<i>Pernis ptilorhynchus</i>	Oriental Honey Buzzard			8	8
<i>Accipiter soloensis</i>	Chinese Sparrowhawk		3	2	5
<i>Accipiter gularis</i>	Japanese Lesser Sparrowhawk			1	1
<i>Accipiter nisus</i>	Eurasian Sparrowhawk			3	3
<i>Buteo buteo</i>	Common Buzzard		1	4	5
<i>Aegypius monachus</i>	Cinereous Vulture			1	1
<i>Falco tinnunculus</i>	Common Kestrel		1		1
<i>Falco subbuteo</i>	Eurasian Hobby			2	2
<i>Bonasa bonasia</i>	Hazel Grouse			5	5
<i>Phasianus colchicus</i>	Ring-necked Pheasant		15	23	38
<i>Tringa hypoleucos</i>	Common Sandpiper		1		1
<i>Streptopelia orientalis</i>	Rufous Turtle Dove		118	66	184
<i>Cuculus micropterus</i>	Indian Cuckoo		5	30	35
<i>Cuculus canorus</i>	Common Cuckoo		3	11	14
<i>Cuculus saturatus</i>	Oriental Cuckoo		1	6	7
<i>Caprimulgus indicus</i>	Jungle Nightjar			1	1
<i>Hirundoapus caudacutus</i>	Needle-tailed Swift			2	2
<i>Alcedo atthis</i>	Common Kingfisher		1	3	4
<i>Halcyon coromanda</i>	Ruddy Kingfisher		5	6	11
<i>Halcyon pileata</i>	Black-capped Kingfisher		2	1	3
<i>Eurystomus orientalis</i>	Broad-billed Roller		11	1	12
<i>Dendrocopos kizuki</i>	Japanese Pigmy Woodpecker		56	70	126
<i>Dendrocopos leucotos</i>	White-backed Woodpecker		3	15	18
<i>Dendrocopos major</i>	Great Spotted Woodpecker		39	40	79
<i>Dryocopus martius</i>	Black Woodpecker		4	8	12
<i>Picus canus</i>	Grey-headed Green Woodpecker		6	20	26
<i>Hirundo rustica</i>	Barn Swallow		9		9
<i>Motacilla cinerea</i>	Grey Wagtail		12	3	15
<i>Motacilla alba</i>	White Wagtail		1		1
<i>Hypsipetes amaurotis</i>	Brown-eared Bulbul		163	173	336
<i>Lanius bucephalus</i>	Bull-headed Shrike		1	1	2
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Winter Wren			4	4
<i>Luscinia cyane</i>	Siberian Blue Robin			9	9
<i>Erithacus cyanurus</i>	Orange-flanked Blue Robin			6	6
<i>Phoenicurus aureoreus</i>	Daurian Redstart		2	3	5
<i>Zoothera dauma</i>	White's Thrush		4	12	16
<i>Turdus hortulorum</i>	Grey-backed Thrush		1	13	14
<i>Turdus pallidus</i>	Pale Thrush		8	28	36
<i>Turdus naumanni</i>	Dusky Thrush		5		5

Table 2. Continued

Scientific name	Species		Forest edge	Forest interior	Subtotal
		Common name			
<i>Paradoxornis webbianus</i>		Vinous-throated Parrotbill	127	93	220
<i>Urosphena squameiceps</i>		Asian Stubtail Warbler	6	30	36
<i>Phylloscopus inornatus</i>		Yellow-browed Warbler		1	1
<i>Phylloscopus proregulus</i>		Pallas's Leaf Warbler	4		4
<i>Phylloscopus borealis</i>		Arctic Warbler		4	4
<i>Phylloscopus occipitalis</i>		Eastern Crowned Leaf Warbler	4	16	20
<i>Regulus regulus</i>		Goldcrest	18	137	155
<i>Ficedula mugimaki</i>		Mugimaki Flycatcher		3	3
<i>Cyanoptila cyanomelana</i>		Blue-and-white Flycatcher	1	11	12
<i>Muscicapa sibirica</i>		Sooty Flycatcher	2	2	4
<i>Muscicapa latirostris</i>		Brown Flycatcher	1	2	3
<i>Aegithalos caudatus</i>		Long-tailed Tit	83	183	266
<i>Parus palustris</i>		Marsh Tit	211	375	586
<i>Parus ater</i>		Coal Tit	41	87	128
<i>Parus major</i>		Great Tit	369	264	633
<i>Parus varius</i>		Varied Tit	60	271	331
<i>Sitta europaea</i>		Eurasian Nuthatch	57	103	160
<i>Zosterops japonicus</i>		Japanese White-eye	1	7	8
<i>Emberiza tristrami</i>		Tristram's Bunting	5		5
<i>Emberiza rustica</i>		Rustic Bunting	19	3	22
<i>Emberiza elegans</i>		Yellow-throated Bunting	95	176	271
<i>Emberiza spodocephala</i>		Black-faced Bunting	1		1
<i>Fringilla montifringilla</i>		Brambling		92	92
<i>Carduelis sinica</i>		Oriental Greenfinch	1		1
<i>Carduelis spinus</i>		Siskin		60	60
<i>Carpodacus roseus</i>		Pallas's Rosefinch		14	14
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>		Hawfinch		4	4
<i>Passer montanus</i>		Tree Sparrow	31		31
<i>Sturnus cineraceus</i>		Grey Starling	1	2	3
<i>Oriolus chinensis</i>		Black-naped Oriole	39	1	40
<i>Garrulus glandarius</i>		Eurasian Jay	14	72	86
<i>Pica pica</i>		Black-billed Magpie	137	12	149
<i>Corvus corone</i>		Carrion Crow	3	2	5
<i>Corvus macrorhynchos</i>		Large-billed Crow	3	6	9
No. of species			55	63	73
No. of individual			1815	2614	4429
Species diversity (H')			2.87	3.09	3.12

Table 3. Bird species with different habitat preference calculated and grouped by edge index and statistical differences among the 56 survey points on the edge and in the interior of the Gwangneung forest

Group	Species	Mean abundance		EI ^a	Z	P value
		Edge	Interior			
Forest Interior Group	<i>Parus ater</i>	0.036	1.286	-0.946	-2.798	0.0026
	<i>Aegithalos caudatus</i>	0.107	1.143	-0.829	-2.262	0.0118
	<i>Urosphena squameiceps</i>	0.036	0.321	-0.800	-1.679	0.0466
	<i>Turdus pallidus</i>	0.036	0.250	-0.750	-1.927	0.0270
	<i>Garrulus glandarius</i>	0.071	0.429	-0.714	-1.495	0.0674
	<i>Sitta europaea</i>	0.321	1.214	-0.581	-1.495	0.0674
Generalist Group	<i>Dendrocopos leucotos</i>	0.107	0.286	-0.455	-0.839	0.2006
	<i>Parus palustris</i>	1.536	2.179	-0.173	-1.053	0.1462
	<i>Dendrocopos kizuki</i>	0.536	0.643	-0.091	-0.925	0.1775
	<i>Emberiza elegans</i>	0.536	0.607	-0.062	-0.420	0.3371
	<i>Parus varius</i>	0.821	0.786	0.022	-0.599	0.2745
	<i>Parus major</i>	2.214	2.107	0.025	-0.894	0.1856
Forest Edge Group	<i>Hypsipetes amaurotis</i>	1.786	1.036	0.266	1.110	0.1334
	<i>Dendrocopos major</i>	0.679	0.321	0.357	0.958	0.1689
	<i>Paradoxornis webbianus</i>	0.536	0.107	0.667	0.547	0.2923
	<i>Streptopelia orientalis</i>	2.286	0.179	0.855	1.872	0.0306
	<i>Oriolus chinensis</i>	0.286	0.000	1.000	2.550	0.0054
	<i>Pica pica</i>	1.179	0.000	1.000	3.828	<0.0001

^aEI: Edge Index

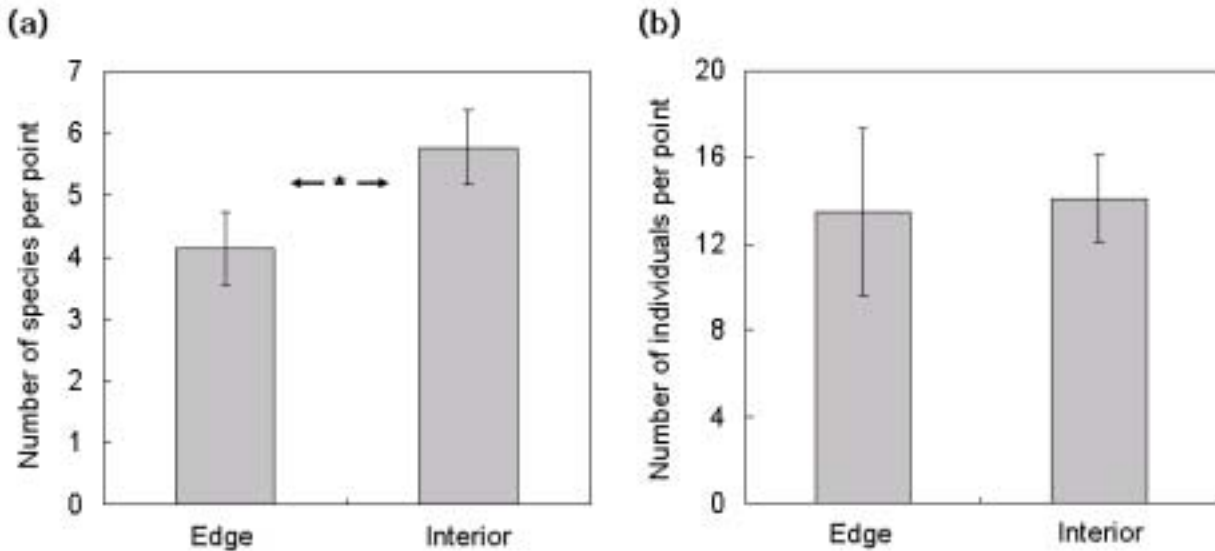


Fig. 1. Mean number of species (a) and individuals (b) per each point recorded at two different environments (forest edge and forest interior) during a 15 minute count (* $p < 0.05$). Vertical bar indicates a standard error.

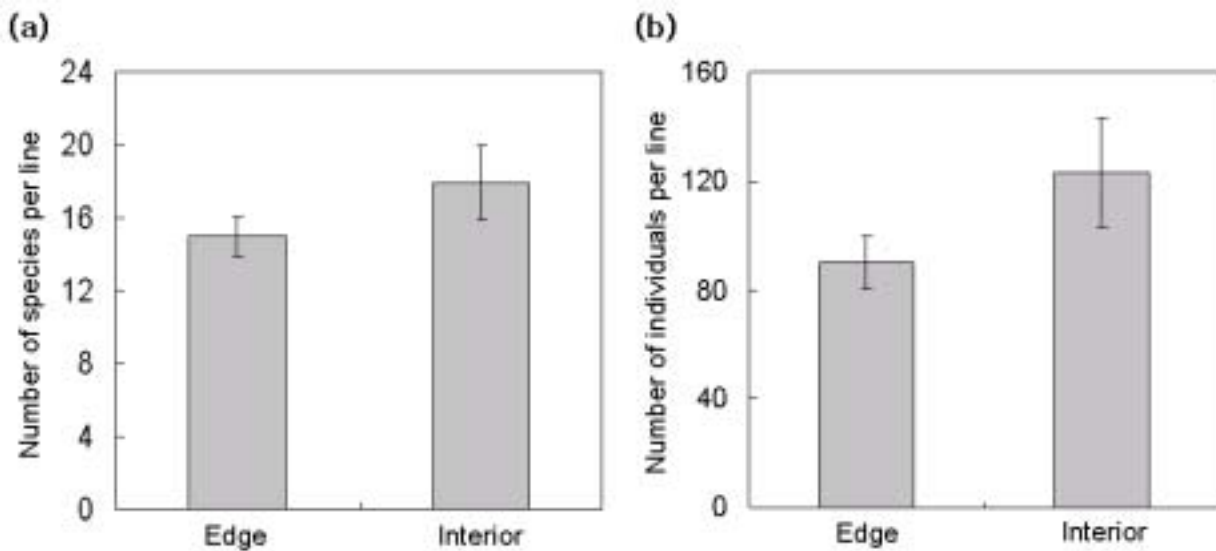


Fig. 2. Mean number of species (a) and individuals (b) per each transect line recorded at two different environments (forest edge and forest interior) during a 3km-long line transect census. Vertical bar indicates a standard error.

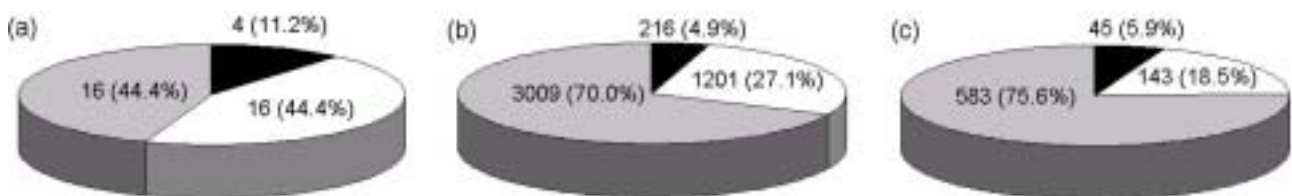


Fig. 3. Composition of forest-dwelling bird communities recorded in the Gwangneung forest by three different habitat groups (■ Forest edge specialists, □ Forest interior specialists, ▒ Generalists). The number of habitat specialists (a) recognized by the edge index from both of line transect census and point counts. The number of individuals (b) recorded by the line transect census and the number of individuals (c) recorded by point counts.

Table 4. Bird species with different habitat preference calculated and grouped by edge index and statistical differences among the 44 transect lines on the edge and in the interior of the Gwangneung forest

Group	Species	Mean abundance		EI ^a	Z	P value
		Edge	Interior			
Forest Interior Group	<i>Luscinia cyane</i>	0.000	0.409	-1.000	-2.322	0.0101
	<i>Turdus hortulorum</i>	0.045	0.591	-0.857	-2.066	0.0194
	<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	0.045	0.500	-0.833	-2.605	0.0046
	<i>Regulus regulus</i>	0.818	6.227	-0.768	-0.803	0.2110
	<i>Cuculus micropterus</i>	0.227	1.364	-0.714	-1.216	0.1120
	<i>Garrulus glandarius</i>	0.636	3.273	-0.674	-2.643	0.0041
	<i>Dendrocopos leucotos</i>	0.136	0.682	-0.667	-2.701	0.0035
	<i>Urosphena squameiceps</i>	0.273	1.364	-0.667	-1.899	0.0288
	<i>Parus varius</i>	2.727	12.318	-0.637	-2.312	0.0104
<i>Buteo buteo</i>	0.045	0.182	-0.600	-1.387	0.0827	

Table 4. Continued

Group	Species	Mean abundance		Ela	Z	P value
		Edge	Interior			
sForest Interior Group	<i>Phylloscopus occipitalis</i>	0.182	0.727	-0.600	-1.233	0.1088
	<i>Cuculus canorus</i>	0.136	0.500	-0.571	-0.498	0.3091
	<i>Turdus pallidus</i>	0.364	1.273	-0.556	-1.683	0.0462
	<i>Picus canus</i>	0.273	0.909	-0.538	-1.892	0.0293
	<i>Zoothera dauma</i>	0.182	0.545	-0.500	-1.151	0.1249
	<i>Aegithalos caudatus</i>	3.773	8.318	-0.376	-1.121	0.1312
	<i>Parus ater</i>	1.864	3.955	-0.359	-1.844	0.0326
Generalist Group	<i>Dryocopus martius</i>	0.182	0.364	-0.333	-0.820	0.2061
	<i>Corvus macrorhynchos</i>	0.136	0.273	-0.333	-1.145	0.1261
	<i>Emberiza elegans</i>	4.318	8.000	-0.299	-1.973	0.0242
	<i>Sitta europaea</i>	2.591	4.682	-0.288	-1.050	0.1467
	<i>Parus palustris</i>	9.591	17.045	-0.280	-1.890	0.0294
	<i>Phasianus colchicus</i>	0.682	1.045	-0.211	-0.246	0.4029
	<i>Phoenicurus aureoreus</i>	0.091	0.136	-0.200	-0.448	0.3270
	<i>Dendrocopos kizuki</i>	2.545	3.182	-0.111	-0.880	0.1893
	<i>Halcyon coromanda</i>	0.227	0.273	-0.091	-0.788	0.2155
	<i>Hypsipetes amaurotis</i>	7.409	7.864	-0.030	0.047	0.4812
	<i>Dendrocopos major</i>	1.773	1.818	-0.013	-0.049	0.4807
	<i>Paradoxornis webbianus</i>	5.773	4.227	0.155	0.072	0.0715
	<i>Parus major</i>	16.773	12.000	0.166	0.047	0.4813
	<i>Accipiter soloensis</i>	0.136	0.091	0.200	0.448	0.3270
<i>Streptopelia orientalis</i>	5.364	3.000	0.283	0.749	0.2268	
Forest Edge Group	<i>Motacilla cinerea</i>	0.545	0.136	0.600	0.554	0.2899
	<i>Eurystomus orientalis</i>	0.500	0.045	0.833	2.066	0.0194
	<i>Pica pica</i>	6.227	0.545	0.839	4.981	<0.0001
	<i>Oriolus chinensis</i>	1.773	0.045	0.950	2.927	0.0017

aEI: Edge Index

Table 5. Comparison of four different analyses to select the habitat specialists from the 15 forest-dwelling bird species recorded in the Gwangneung forest

Species	PC ^a method		LT ^b census		Results
	EI ^c	SA ^d	EI	SA	
<i>Luscinia cyane</i>	U	U	I	I	
<i>Turdus hortulorum</i>	U	U	I	I	
<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	U	U	I	I	
<i>Garrulus glandarius</i>	I	NS	I	I	
<i>Dendrocopos leucotos</i>	I	NS	I	I	
<i>Urosphena squameiceps</i>	I	I	I	I	Interior specialist
<i>Parus varius</i>	G	NS	I	I	
<i>Turdus pallidus</i>	I	I	I	I	Interior specialist

Table 5. Continued

Species	PC ^a method		LT ^b census		Results
	EI ^c	SA ^d	EI	SA	
<i>Picus canus</i>	U	U	I	I	
<i>Aegithalos caudatus</i>	I	NS	I	I	
<i>Parus ater</i>	I	I	I	I	Interior specialist
<i>Streptopelia orientalis</i>	E	E	G	NS	
<i>Eurystomus orientalis</i>	U	U	E	E	
<i>Pica pica</i>	E	E	E	E	Edge specialist
<i>Oriolus chinensis</i>	E	E	E	E	Edge specialist

^aPC: Point count, ^bLT: Line transect, ^cEI: Edge index, ^dSA: Statistical analysis,
 U: Unknown, I: Interior specialist, G: Generalist, E: Edge specialist, NS: Not significant

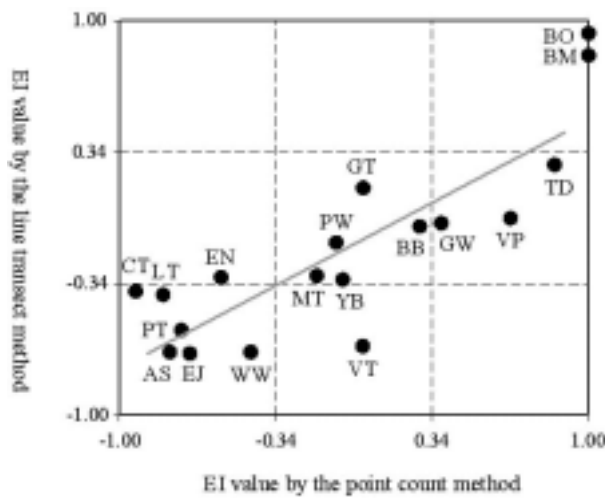


Fig. 4. Comparison of edge index values from two different survey methods in the Gwangneung forest. Only 18 bird species recorded by both methods were used for analysis. Correlation line shows a marked relationship ($r=0.8442, p<0.001$). Spearman rank correlation was used for statistics. See Table 3~4 for details (AS: Asian Stubtail Warbler *Urosphena squameiceps*, BB: Brown-eared Bulbul *Hypsipetes amaurotis*, BM: Black-billed Magpie *Pica pica*, BO: Black-nape Oriole *Oriolus chinensis*, CT: Coal Tit *Parus ater*, EJ: Eurasian Jay *Garulus glandarius*, EN: Eurasian Nuthatch *Sitta europaea*, GT: Great Tit *Parus major*, GW: Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major*, LT: Long-tailed Tit *Aegithalos caudatus*, MT: Marsh Tit *Parus palustris*, PT: Pale Thrush *Turdus pallidus*, PW: Pigmy Woodpecker *Dendrocopos kizuki*, TD: Oriental Turtle Dove *Streptopelia orientalis*, VP: Vinous-throated Parrotbill *Paradoxornis webbiana*, VT: Varied Tit *Parus varius*, WW: White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos*, YB: Yellow-throated Bunting *Emberiza elegans*).

1991)는 본 연구에서의 숲 가장자리종과 동일한 특징을 보이는 것으로 나타났다.

서식지 특이성 또는 선호도는 어떤 종의 분포와 풍부도, 미기후, 그리고 미기후와 식생, 동물간의 상호 작용 등에 미치는 서식지 단편화의 잠재적 영향을 판단하는데 주로 이용되어 왔다(Villard 1998). 이처럼 서식지 특이성을 보이는 종의 풍부도 및 분포에 대한 정량적인 분석을 통해 광릉 숲의 단편화, 숲 내부 면적의 감소, 가장자리의 증가 등이 산림성 조류의 서식환경 변화에 미치는 영향을 판단할 수 있을 것으로 기대된다. 특히 숲 내부종들이 단편화에 더 취약하며(Askins et al. 1990) 성공적인 번식을 위하여 숲 내부의 핵심 지역이 필요하다는 점을 감안한다면(Murcia 1995), 본 연구에서 확인된 숲 내부종인 숲새, 흰배지빠귀, 진박새 등은 이후 광릉 숲 일대에 대한 장기생태연구의 대상으로 우선 고려되어야 할 것이다.

숲 내부와 숲 가장자리의 비교

정점 조사에서는 숲의 가장자리보다 숲 내부에서 산림성 조류의 출현 종이 높은 것으로 나타났으나 선 조사에서는 동일한 결과를 얻지 못하였으며, 개체수 비교에서도 숲 내부와 가장자리에서의 차이가 나타나지 않았다. 특히 광릉 숲의 조류군집에서 일반종이 차지하는 종의 비율은 약 44%, 개체수의 비율은 70~76%에 해당하였으므로, 지역별 출현 종 수 및 개체수는 숲의 단편화에 큰 영향을 받지 않는 일반종에 의해 결정되는 경향이 큰 것으로 나타났다. 이는 Kurosawa와 Askins (1999)의 연구와 동일하게 전반적인 풍부도를 이용하여 서식지 단편화와 산림성 조류에 미치는 영향을 평가하는 방법이 한계를 가지고 있음을 보여준다.

특정 서식지에 출현하는 종 수와 생물 다양성은 크게 서식지의 면적(McIntyre 1995, Natuhara and Imai 1999, Park and Lee 2000)과 미세 서식지의 다양성(Jokimäki and Suhonen 1993, 이 2001)에 의해 결정된다. 일반적으로 서식지의 면적이 넓어질수

록 출현하는 종의 수는 증가하며, 이는 면적의 증가가 미세 서식지의 다양성을 증가시킬 가능성이 커지기 때문이다. 따라서 숲의 내부와 가장자리 지역에서 산림 환경 구조 및 미세 서식지 다양성을 간과하거나 각 지역의 서식지 바탕(matrix) 면적과 배치를 고려하지 않는다면, 각 지역에서 출현할 가능성이 있는 산림성 조류군집의 규모가 서로 다르게 되므로 정량적인 비교가 어려워진다. 따라서 본 결과는 종의 풍부도를 통해 숲 내부와 가장자리를 비교하는 것은 그 결과를 전체적인 경향으로 일반화하기에는 무리가 있으며, 특정 분류군별 또는 종별 서식지 평가의 필요성을 제시한다.

가장자리 지수의 상호 비교

동일한 조건에서 실시된 서로 다른 두 가지 조사에서 얻어진 가장자리 지수 사이의 관계는 지수 이용의 신뢰도와 관련된 문제이다. 본 연구에서는 서로 다른 조사 방법에서 산출된 가장자리 지수가 높은 유의성을 가지며 서로 정비례하는 것으로 나타났다. 이 지수를 통해 얻어진 서식지 선호도의 판단 결과가 높은 설득력을 가지는 것으로 판단된다. 그러나 기울기가 0.6225의 값으로서 정비례관계인 1의 값보다 낮은 수치를 보인 것은 선 조사 방법이 정점 조사에 비해 출현 종을 특이종보다 특별한 서식지 선호도가 없는 일반종으로 분류시키는 경향이 다소 높은 것으로 해석할 수 있다. 이는 정점 조사가 짧은 시간 동안 한정된 면적에 집중하므로 서식지별로 정량적인 조사가 유리하고 개활지에 비해 접근성이 떨어지는 산림 지역의 조사에 효과적인 것과 달리(Bibby et al. 1997), 선 조사의 경우 많은 종과 개체수를 파악할 수 있으나 시야가 제한되고 조류의 위치를 파악하기가 어려우며 다양한 서식 환경을 통제하기 곤란한 점 등 조사의 기본 가정과 정량적 판단의 일관성을 유지하기가 다소 어려웠기 때문에 발생한 현상으로 보인다. 특히 선 조사에서 두 지역간의 개체수 차이가 줄어든 현상은 조류의 개체수 산정에 있어서 대규모 개체군은 적게, 소규모의 개체군은 많게 판단하는 경향(Prater 1979)과 관련된 것으로 생각된다. 따라서 정확한 정량적 비교를 위해서는 정점 조사를 통한 가장자리 지수 분석이 유리한 것으로 판단되며, 반면 더 다양한 종에 대한 가장자리 지수를 파악하기 위해서는 선 조사를 통한 가장자리 지수 산출이 유리한 것으로 판단된다.

본 연구의 한계 및 보완점

본 연구는 2월에서 10월까지 현장 조사가 진행되었으며, 이는 시기에 따른 조류의 서식지 특이성을 구분하는데 불리하게 적용된 것으로 보인다. 특히 Kurosawa와 Askins(1999), Flaspohler 등 (2001a, b)과 같이 번식기에 집중된 현장 조사가 필요할 것으로 판단되며, 결과 분석에서도 번식기와 비번식기의 구분이 필요할 것으로 판단된다. Whitcomb 등 (1981)의 정의에 따르면 숲 내부종을 판단하기 위해서는 등지 및 세력권과 숲 가장자리의 상대적 위치에 대한 신뢰할 수 있는 경험적 정보가

반드시 필요하다. 따라서 풍부도에 대한 조사 이외에 세력권 도시법(territory mapping), 등지 파악(nest search) 등의 보완 조사가 필요할 것이다(Villard 1998 참고).

오랫동안 조류 개체군을 정확하게 파악하는 것은 중요한 문제로 간주되어 왔으며 (Hutto et al. 1986, Tarvin et al. 1998), 특히 선 조사와 정점 조사는 대표적인 조류 조사법이다. 정점 조사법은 수풀이 우거진 지역으로서 시계가 제한되거나 접근성이 어렵고 광범위한 지역에 대한 연구가 필요할 때 사용될 수 있으며, 선 조사에 비해 효율성은 다소 떨어지지만 서식지별 연구에 유리한 장점을 가진다(Bibby et al. 1997). 그러나 정점 조사에 의해 발견되거나 분석된 종 수 및 개체수가 선 조사에 비해 적으므로 보다 효율적인 조사를 위해 정점의 수를 더 늘려야 할 것으로 판단된다. 따라서 산림성 조류에 대한 서식지 의존도 분석을 위한 현장 조사는 정점 조사법을 중심으로 실시하며 선 조사법을 보완하는 형식을 취해야 할 것이다. 또 모든 조사방법에 걸쳐 종과 개체수의 변동 폭이 전반적으로 크게 나타났다. 이는 조사 시기와 시간대, 기상 등 다양한 환경적 요인의 일관성이 유지되지 못했기 때문으로 판단된다. 이처럼 환경적 요인에 의한 영향을 줄이기 위해서는 조사 시기를 조류군집이 안정되는 번식기 등 일정시기로 한정시키고, 조사 시간대와 조사일의 기상을 동일하게 유지하면서 장기간에 걸쳐 자료를 반복적으로 축적해야 할 것으로 생각된다.

적 요

본 연구는 중부 온대활엽수림을 대표하는 광릉 숲을 대상으로 산림성 조류가 숲의 내부와 가장자리를 어떻게 이용하는지 파악하고, 숲의 단편화로 인한 영향을 파악할 수 있도록 서식지 특이종을 선정하기 위해 실시되었다. 그 결과 조류의 풍부도는 숲의 내부와 가장자리에서 일관성 있는 결과를 얻지 못하였으며, 이는 숲 내부와 가장자리를 모두 이용할 수 있는 일반종의 출현 여부에 의해 크게 좌우되었다. 따라서 산림의 단편화가 산림성 조류에 미치는 영향을 파악하기 위해서는 전체 조류군집의 풍부도를 확인하는 것보다 특정 환경을 선호하는 서식지 특이종의 변화를 집중적으로 파악하는 것이 유리할 것으로 판단되었다. 선 조사법과 정점 조사법에 의해 얻어진 숲 내부와 가장자리의 서식밀도를 기준으로 서식지 특이종을 파악한 결과 숲새(*U. squameiceps*), 흰배지빠귀(*T. pallidus*), 진박새(*P. ater*) 등 3종이 숲 내부종으로 나타났으며 까치(*P. pica*), 피꼬리(*O. chinensis*)의 2종은 숲 가장자리종으로 나타났다. 따라서 광릉 숲으로 대표되는 중부 온대활엽수림의 단편화에 의한 산림성 조류의 영향을 파악하기 위해서는 서식지 특이종으로 파악된 종을 대상으로 한 분포와 번식 등에 대한 모니터링이 필요하며, 특히 숲의 내부에 강한 선호도를 보이는 종에 대한 조사가 우선되어야 할 것으로 판단된다.

인용문헌

- 국립수목원. 2004. 광릉 숲의 동물상과 산림동물 보존 - 연구자료 제3호. 국립수목원.
- 이도원. 2001. 경관생태학. 서울대학교 출판부, 서울.
- 임업연구원. 1996. 광릉시험림의 보전대책과 효율적인 관리방안 연구. 산림청.
- 원병오. 1981. 한국동식물도감 제25권 동물편(조류생태). 문교부, 서울.
- Askins RA, Lynch JF, Greenberg R. 1990. Population trends in grassland, shrubland, and forest birds in eastern North America. In: Current Ornithology Vol. 7 (Power DM, ed). Plenum Press, New York, pp 1-57.
- Askins RA, Philbrick MJ, Sugeno DS. 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. Biol Conserv 39: 129-152.
- Baker K. 1997. Warblers of Europe, Asia and North Africa. Christopher Helm, London.
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA. 1997. Bird Census Techniques. Academic Press, London.
- Brazil MA. 1991. The birds of Japan. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.
- Chen J, Franklin JF. 1990. Microclimatic pattern and basic biological responses at the clearcut edges of old-growth Douglas-fir stands. Northwest Environ J 6: 424-425.
- Clair CC, Bélisle M, Desrochers A, Hannon S. 1998. Winter responses of forest birds to habitat corridors and gaps. Conservation Ecology 2: 13. (Available online at <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art13/>)
- Fahrig L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. J Wildlife Manag 61: 603-610.
- Flaspohler DJ, Temple SA, Rosenfeld RN. 2001a. Species specific edge effects on nest success and breeding bird density in a forested landscape. Ecol Appl 11: 32-46.
- Flaspohler DJ, Temple SA, Rosenfeld RN. 2001b. Effects of forest edges on ovenbird demography in a managed forest landscape. Conserv Biol 15: 173-183.
- Forman RTT. 1995. Land mosaics: the ecology of landscape and regions. Cambridge University Press, Cambridge.
- Freemark KE, Collins B. 1992. Landscape ecology of birds breeding in temperate forest fragments. In: Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds (Hagan JM, Johnston DW, eds). Smithsonian Institution Press, Washington D.C., pp 443-454.
- Gates JE, Gysel LW. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field - forest ecotones. Ecology 59: 871-883.
- Gunn JS, Desrochers A, Villard M, Bourque J, Ibarzabal J. 2000. Playbacks of mobbing calls of black-capped chickadees as a method to estimate reproductive activity of forest birds. J Field Ornith 71: 472-483.
- Hutto RL, Pletschet SM, Hendricks P. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. Auk 103: 593-602.
- Ims RA. 1995. Movement patterns related to spatial structures. In: Mosaic landscapes and ecological processes (Hansson L, Fahrig L, Merriam G, eds). Chapman and Hall, London, pp 85-109.
- Jokimäki J, Suhonen J. 1993. Effects of urbanization on the breeding bird species richness in Finland: a biogeographical comparison. Ornis Fennica 70: 71-77.
- Kroodsmas RL. 1984. Effect of edge on breeding forest bird species. Wilson Bulletin 96: 426-436.
- Kurosawa R, Askins RA. 1999. Differences in bird communities on the forest edge and in the forest interior: are there forest-interior specialists in Japan? J Yamashina Inst Ornith 31: 63-79.
- Lens L, Dhondt AA. 1994. Effects of habitat fragmentation on the timing of crested tit *Parus cristatus* natal dispersal. Ibis 136: 147-152.
- Madge S, Burn H. 1994. Crows and Jays. Christopher Helm, London.
- Matthysen E, Adreaensen F, Dhondt AA. 1995. Dispersal distances of nuthatches, *Sitta europaea*, in a highly fragmented forest habitat. Oikos 72: 375-381.
- Matthysen E, Currie D. 1996. Habitat fragmentation reduces disperser success in juvenile nuthatches *Sitta europaea*: evidence from patterns of territory establishment. Ecography 19: 67-72.
- McGarigal K, McComb WC. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. Ecol Monographs 65: 235-260.
- McIntyre NE. 1995. Effects of forest patch size on avian diversity. Landscape Ecology 10: 85-95.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends Ecol Evol 10: 58-62.
- Natuhara Y, Imai C. 1999. Prediction of species richness of breeding birds by landscape-level factors of urban woods in Osaka prefecture, Japan. Biodiv Conserv 8: 239-253.
- Opdam P, Roppen R, Reijnen R, Schotman A. 1994. The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. Ibis 137: S139-S146.
- Park CR, Lee WS. 2000. Relationship between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. Landscape Urban Planning 51: 29-36.
- Prater AJ. 1979. Trends in accuracy of counting birds. Bird study 26: 198-200.
- Primack RB. 1998. Essentials of conservation biology. Sinauer Associates, Massachusetts.
- Robinson SK, Thompson FR, Donovan TM, Whitehead DR, Faaborg J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. Science 267: 1987-1990.
- Robinson SK. 1988. Reappraisal of the costs and benefits of habitat heterogeneity for nongame wildlife. Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference 53: 145-155.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conserv Biol 5: 18-31.
- Tarvin KA, Garvin MC, Jawor JM, Dayer KA. 1998. A field evaluation of techniques used to estimate density of blue jays. J Field Ornith 69: 209-222.
- Villard MA. 1998. On forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity and dogmas in avian conservation. Auk 115: 801-805.
- Whitcomb RF, Robbins CS, Lynch JF, Whitcomb BL, Klimkiewicz MK, Bystrak D. 1981. Effect of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In: Forest island dynamics in man-dominated landscape (Burgess RL, Sharpe DM, eds). Springer-Verlag, New York, pp 126-205.
- Wiens JA, Stenseth NC, van Horne B, Ims RA. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. Oikos 66: 369-380.

Wiens JA. 1994. Habitat fragmentation: island vs landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137: S97-S104.

Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: *Conservation biology: the science of*

scarcity and diversity (Soulé ME, ed). Sinauer, Massachusetts, pp 237-256.

(2005년 11월 25일 접수, 2006년 5월 11일 채택)

K C I