

울산지역 모자이크 경관에서의 조류 다양성

이원호 · 장지덕 · 최병인 · 강성룡 · 권기정*

동아대학교 자연과학대학 생명과학과

적 요: 울산지역의 조류 다양성을 위한 자연경관 구성을 파악하기 위해서 2002년 5월부터 11월까지 센서스를 하였다. 서식지 변수를 1) 산림의 형태와 범위, 2) 산림이나 농작물로 분류되지 않는 잔류지, 3) 경작지 변수의 3가지 주된 범주에 연관시켜 평가하였다. 산림이나 서식지 간의 식생 차이에 대한 군집의 분석은 춘(79.06%)·추(57.77%)계 모두 산림지역의 군집 구성이 가장 높게 나타났으며, 잔류지는 군집구성(17.98~23.16%)이 거의 비슷하게 나타났고, 경작지는 춘계(2.94%)보다는 추계(18.47%)에 군집 구성이 보다 높게 나타났다. 196개 지점의 요인 분석에서, 춘계에서 첫 번째 축(component I, 54.8%)은 산림지역의 변수인 침엽수림과 활엽수림에 강하게 연관되어 있으며, 종과 개체는 첫 번째 축을 따라 좋아하는 활엽수림, 침엽수림 및 혼유림으로 분명히 나누어져 있다. 두번째 축(component II, 19.8%)은 경작지에 영향을 받는 것으로 나타났다. 추계에서 요인 I(34.8%)과 요인 II(23.6%)는 경작지 주변의 활엽수, 혼유림, 과수원, 저수지, Island에 거의 비슷한 수준으로 연관되어 있으며 좋은 좋아하는 소서식지 별로 분명히 나누어져 있다. 53종 1,700여 개체가 기록되었으며, 춘·추계 모두 직박구리, 붉은머리오목눈이, 박새, 참새, 까치 5종이 전체 개체수의 60% 이상을 차지하였다. 춘·추계 모두 붉은머리오목눈이, 참새, 직박구리, 박새가 중요 종으로 나타났으며, 이들 4개 지역의 종 다양성 지수와 종수의 기대치 등을 분석하였는데, 종의 풍부성이란 의미에서 볼 때 춘계에는 원효산($E[S_{59}] = 19$)이 가장 높게 나타났으며, 문수산($E[S_{59}] = 17$)이 가장 낮게 나타났다. 추계는 거남산($E[S_{63}] = 16$)이 가장 높게 나타났으며, 문수산($E[S_{63}] = 12$)이 가장 낮게 나타났다. 종의 유·무와 개체수를 비교하여 양 방향 유사도를 분석한 결과 춘계에는 문수산-원효산[0.62]이 비슷한 종과 개체수를 가지고 있었으며, 추계에는 문수산-정족산[0.53]의 조류군집이 매우 유사하게 나타났다.

검색어: 유사도, 자연경관, 종수의 기대치, 중요종

서 론

대부분의 종은 모자이크 환경하에서는 분리된 특정지역에서만 편중하여 출현하며, 자연경관의 구조는 수많은 생물체의 풍부성에 영향을 미친다(Saunders *et al.* 1991, Andren 1994). 일반적으로 새는 둥지를 짓기 위해서 그리고 foraging을 하기 위해 각기 서로 다른 서식지를 이용한다. 그리고 새는 서로 다른 두 서식지 간을 쉽게 이동한다. 그러므로 자연경관의 이질성 즉 그 지역의 산림의 분포면적, 잔류지와 경작지의 존재는 조류군집에 강하게 영향을 미치는 중요한 요인이다(Berg 2002, Berg and Part 1994). 그러나 조류와 서식지를 관련지어 자연경관과 소서식지가 조류의 군집에 미치는 영향에 대한 연구는 국외에서는 다수 있으나(Pearson 1993, Bolger *et al.* 1997, Soderstrom and Part 2000, Berg 2002, Berg and Tjernberg 1996) 국내에서는 전혀 없다.

울산 지역은 공업화에 의한 도시의 비대화, 전통적인 농경지, 과수원, 산림, 잔류지 등이 혼합된 모자이크 자연경관으로 구성되어 있다. 그러므로 이들 이질적인 자연 경관이 조류군집의 구성

에 미치는 영향은 대단히 크리라고 생각된다.

새가 서식지를 선택하는데 영향을 미치는 주된 요인은 먹이, 피난처, 포식자로부터의 보호, 짝을 얻기 쉬움, 방어능력이다. 그러므로 새는 이들 요인에 관련지어 이익이 되는 서식지를 선택한다(Cody, 1985). 그러므로 본 연구의 목적은 울산 일원의 자연경관에서 조류군집 구성과 조류가 선택하는 서식지 구성간의 연계성을 알아내기 위한 것이다.

조류 서식지는 3가지 주요 범주 i) 산림지역, ii) 잔류지, iii) 경작지로 나누어 평가하였다. 또한 종 구성의 균일성과 풍부성을 측정하였고, 각 종과 종에 속한 개체군의 양적인 분석을 하였다.

조사지역 및 방법

조사지역은 거남산, 문수산, 정족산, 원효산을 중심으로 한 울산 일대이며, 일정은 2002년 5월에서 11월이다.

식생조사는 조류가 관찰된 196개 지점에서 Berg(2002)의 서식지 도식법을 수정하여 서로 다른 서식지의 구성 비율을 추정

이 논문은 2002년 동아대학교 기초과학연구소 지원금으로 수행된 것임.

* Corresponding author; Phone: 82-51-200-7263, e-mail: kckwon@daunet.donga.ac.kr

(Table 1)하였고, 조류조사는 Line census, Point count 및 Territory mapping(Bibby *et al.*, 1992)을 병행하였다. 야행성 조류는 음성 및 적외선 망원경(NS-B 4-80)으로 확인하였으며, 명금류는 Playback 기법(Baptista and Gaunt, 1997)을 사용하였다.

조류 군집은 수도(Rottenberg and Wiens 1976), 종의 중요도(Kricher 1973), 종의 풍부도(Margalef 1958), 종의 다양성(Shannon and Weaver 1949), 종의 균등도, 종수의 기대치(James and Rathbun 1981), 지역간의 조류 군집의 유사도(Sneath and Sokal 1973)로 분석하였으며, 통계처리는 Rarefac. Bas와 Spdivers. Bas 프로그램(Ludwig and Reynolds 1988), SPSS Base 9.0(SPSS 1999)를 사용하였다.

결과 및 고찰

196개 지점에서 53종 1733개체가 관찰되었다. 대부분의 종은 상대적으로 드물게 나타났고, 흔히 볼 수 있는 10여종이 12개 이상의 지점에서 자주 나타났다(Appendix 참조).

서식지 간의 식생 차이에 대한 군집 분석 결과, 53종의 분포는 1. 산림지역, 2. 잔류지, 3. 경작지로 나누어지며, 17개 서식지로 세분된다(Table 1). 춘, 추계 모두 산림지역의 군집구성이 가장 높게 나타났으며, 잔류지는 군집구성이 거의 비슷하게 나타났고, 경작지는 추계에 군집구성이 높게 나타났다. 산림지역의 소나무, 리기다소나무, 측백나무가 주종을 이루는 침엽수림의 소서식지에서는 직박구리, 박새가 우점종을 이루고 있고, 참나무, 녹나무, 감나무 운향나무가 주종을 이루는 활엽수림의 소서식지에서는 흰배지빠귀, 꿩, 노랑턱멧새, 까치, 박새 등이 주종을 이루고 있다. 붉은머리오목눈이는 덩불이 있는 곳이면 산림과 잔류지 여부를 가리지 않고 많은 개체수가 서식하고 있다. 산림에 흩어져 있는 Island(주변과 격리된 환경)에서 상모솔새를 포함하여 가장 많은 종과 개체수(25.21%)가 관찰되었다.

춘계의 11개 산림변수에서 Island가 25.21%로 가장 높게 나타났지만, 참나무과에 속한 수림(18.64%), 콩과에 속한 수림(14.93%)을 포함한 활엽수 지역이 39.74%로 많은 종과 개체들이 이곳에서 섭식과 휴식을 하는 것으로 나타났으며, 소나무과에 속한 수림(7.80%), 측백나무 수림(1.52%)을 포함한 침엽수 지역은 11.03%로 활엽수 지역보다는 낮게 나타났다. 3개의 잔류지변수에서는 마을이 15.5%, 계곡과 저수지가 각각 1.04%, 1.42%로 나타나, 많은 종들이 인가 근처에서 섭식과 휴식을 하는 것으로 나타났다. 3개의 경작지변수에서는 논이 2.75%로 백로류 대부분을 이 서식지에서 관찰할 수 있었다. 하지만 밭에서는 한 종도 관찰할 수 없었다. 추계에서 산림변수는 Island가 15.24%로 가장 높게 나타났으며, 참나무과 수림(8.65%), 콩과 수림(5.13%)을 포함한 활엽수 지역이 17.44%, 소나무과 수림(14.66%), 측백나무 수림(4.98%)을 포함한 침엽수 지역이 19.93%로 많은 종을 관찰할 수 있었다. 3개의 잔류지변수에서는 마을이 15.39%, 계곡과 저수지가 각각 0.58%, 2.49%로 나타났고, 논, 밭, 과수원에서 수확철의 곡식과 과실류를 섭식하기 위해 모여든 종과 개체군

Table 1. Description of 17 habitat variables and bird community composition

Variable	Habitat description	Spring	Autumn
Forest variables		0.79	0.58
Pin	Coniferous forest(<i>Pinaceae</i>)	0.08	0.15
Rig	Coniferous forest(<i>Rigida-Pine</i>)	0.02	0.00
Cup	Coniferous forest(<i>Cupressaceae</i>)	0.02	0.05
MF	Mixed forest	0.03	0.04
Leg	Broad leaf forest(<i>Leguminosae</i>)	0.15	0.05
Fag	Broad leaf forest(<i>Fagaceae</i>)	0.19	0.09
Lau	Broad leaf forest(<i>Lauraceae</i>)	0.02	0.04
Ebe	Broad leaf forest(<i>Ebenaceae</i>)	0.00	0.00
Rut	Broad leaf forest(<i>Rutaceae</i>)	0.02	0.00
Fof	Fragmentation of forest	0.02	0.01
Is	Island	0.25	0.15
Residual habitat variables		0.18	0.18
Vil	Village	0.16	0.15
Val	Valley	0.01	0.01
Res	Reservoir	0.01	0.02
Land-use variables		0.03	0.23
RF	Rice field	0.03	0.12
Cul	Cultivate patch	0.00	0.03
Orc	Orchard	0.00	0.09

들을 많이 관찰할 수 있었다. 3개의 경작지변수에서 논 12.02%, 밭, 과수원이 각각 2.93%, 8.79%로 나타나, 춘·추계의 자연경관의 변화에 따라 종이 좋아하는 서식지가 변하는 것으로 나타났다.

우리나라와 비교하여 상대적으로 산림지역과 농경지 그리고 잔여지가 거대하며 동질적인 환경과 이질적인 환경이 많은 Sweden의 조류군집(Berg 2002)에서도 산림과 이질성 지역 그리고 개활지는 조류군집의 군집 분석에 나타나는 세가지 변수(산림, 잔여지, 경작지)로서 유의성이 있다고 나타내고 있다.

조류군집의 구조에 미치는 자연경관 변수의 중요성을 설명하기 위해 10개의 조사지역에서 196개의 소지역으로 나누어 요인 분석(PCA)을 하였다. 49종 1,051개체가 관찰된 춘계에서 첫 번째 축(Component I, 54.8%)은 산림지역의 변수인 침엽수림과 활엽수림에 강하게 연관되어 있으며, 종은 첫 번째 축을 따라 좋아하는 활엽수림, 침엽수림 및 혼유림으로 분명히 나누어져 있다.

두 번째 축(Component II, 19.8%)은 경작지에 영향을 받는 것으로 나타났다(Fig. 1). 33종 682개체가 관찰된 추계에서 요인 I (34.8%)과 요인 II(23.6%)는 경작지 주변의 활엽수, 혼유림, 과수원, 저수지, Island에 거의 비슷한 수준으로 연관되어 있으며 좋은 좋아하는 소서식지 별로 분명히 나누어져 있다(Fig. 2). 자연경관의 구성요소는 조류 군집 구성을 위해서 상대적으로 대단히 중요하다는 것을 이 분석에서 보여 주고 있다. 즉 자연경관의 구성은 소서식지 변수이며, PCA 분석에서 나타난 요인 I의 축은 조류군집 구성(54.8%, 34.8%)과 밀접한 연관을 나타내고 있다는 것을 보여 주고있다.

모자이크 형태의 농경지는 많은 산림성 조류를 숨겨준다(Robertson and Berg 1992, Fuller *et al.* 1995, Lack 1992). 산림의 안쪽에 사는 산림성 조류는 동질성의 큰 산림을 요구하며, 주변 서식지와 조각난 자연 경관을 피한다. 그러나 숲에서 둥지를 틀고, 경작지에서 foraging을 하는 종은 주변 서식지(관목과 활엽수가 풍부한 지역)를 더 좋아한다. 그러므로 숲의 가장자리와 경작지에서 그 풍부성이 많다(Loman and von Schantz 1991). 울산지역의 산림성 조류는 후자의 경우에 해당한다. 그러므로 대부분

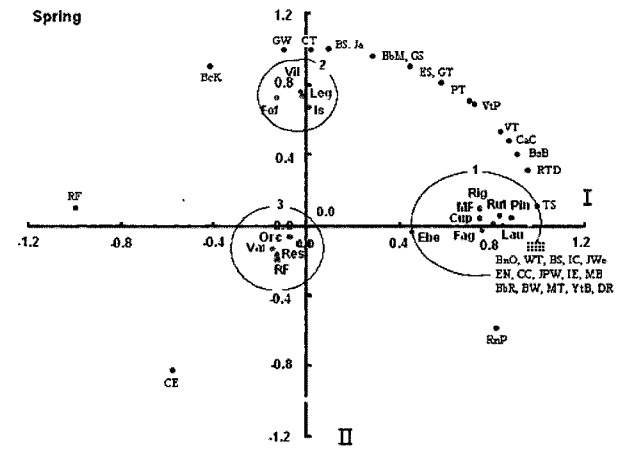


Fig. 1. Species-environmental variable biplot from PCA analysis in spring. (1. Forest habitat, 2. Residual habitat 3. Land-use habitat). BnO : Black-naped Oriole, WT : White's Thrush, BS : Brown Shrike, IC : Indian Cuckoo, JWe : Japanese White-eye, EN : Eurasian Nuthatch, CC : Common Cuckoo, JPW : Japanese Pygmy Woodpecker, IE : Intermediate Egret, MB : Meadow Bunting, BbR : Broad-billed Roller, BW : Bush Warbler, MT : Marsh Tit, YtB: Yellow-throated Bunting, DR : Daurian redstart, Rnp : Ring-necked Pheasant, CE : Cattle Egret, RF : Reregrine Falcon, Bck : Black-capped Kinfisher, GW : Grey Wagtail, CT : Coal Tit, BS : Barn Swallow, Ja: Jay, BbM : Black-billed Magpie, GS : Grey Starling, ES : Eurasian Sparrowhawk, GT : Great Tit, PT : Pale Thrush, VtP : Vinous-throated Parrotbill, VT : Varied Tit, CaC : Carrion Crow, BeB : Brown-eared Bulbul, RTD : Rufous Turtle Dove, TS : Tree Sparrow.

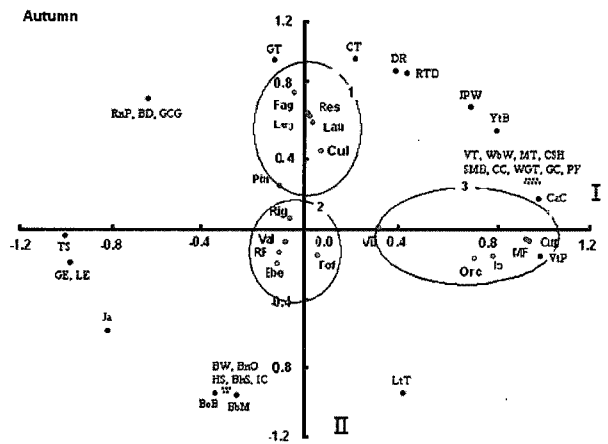


Fig. 2. Species-environmental variable biplot from PCA analysis in autumn. (1. Forest habitat, 2. Residual habitat 3. land-use habitat). VT: Varied Tit, WbW : White-backed Woodpeck, MT: Marsh Tit, CSH : Chinese Sparrow Hawk, SMB : Silberian Meadow Bunting, CC : Common Cuckoo , WGT : White Ground Thrush, GC : Goldcrest, PF : Peregrine Falcon, VtP : Vinous-throated Parrotbill, LtP: Long-tailed Tit, BW : Bush Warbler, BnO : Black-naped Oriole, HS : House Swallow, BhS : Bull-headed Shrike, IC : Indian Cuckoo, BeB : Brown-eared Bulbul, BbM : Black-billed Magpie, Ja : Jay, GE : Great Egret, LE : Little Egret, TS : Tree Sparrow, RnP : Ring-necked Pheasant, BD : Brown Dipper, GCG : Great Crested Grebe, GT : Great Tit, CT : Coal Tit, DR : Daurian Redstart, RTD : Rufous Turtle Dove, JPW : Japanese Pygmy Woodpecker, YtB: Yellow-throated Bunting.

의 산림성 조류가 숲의 가장자리와 농경지가 접하는 지역, 즉 주변효과(edge effect)를 볼 수 있는 지역에서 관찰이 되고 있다. 그 예로서 과수원 주변에서는 봄철보다 가을철에 더 많은 조류를 볼 수 있다.

대부분의 경우 야외의 조사자가 특별한 서식지나 조사지역을 자유로이 선택하고 있다. 또한 야외의 조사자가 무작위적으로 조사지를 선택하지 않기 때문에 센서스 중에 빠뜨려지는 데이터가 60~70%를 상회한다(Marchant *et al* 1997). 그러므로 단순히 숫자만 나열하는 문헌의 대부분이 잘못된 결과를 나타내고 있다(Crawford, 1991). 이와 같이 위험을 극복하기 위하여 Index methods가 대단히 넓게 그리고 유용하게 쓰인다(Ter Brrak *et al* 1994). 예를 들면, loglinear model(Van Strein *et al* 2001, Ter Brrak *et al* 1994, Pannekoek and Van Strein 1998), Underhill index (Underhill and Prys-Jones 1994), Mountford index(Mountford 1982, Siriwardena *et al.* 1998), Chain method(Marchant *et al* 1997, Hustings 1992)등의 프로그램이 유럽에 서식하는 조류 개체군을 국가 내 혹은 국가간에 효과적으로 관리하기 위한 계획의 일환으로 쓰이고 있다.

본 논문에서는 조류에 대한 조사가 장시간에 수행되지 않았

으므로 위와 같은 index를 그대로 적용하기는 어렵다. 그러므로 단기간의 조사에서 유용한 상대 수도, 종의 출현빈도, 종의 우연도, 종의 중요도를 구하였고, 또한 실제 서식 종수에 대한 야외 관찰의 오차를 줄이기 위해 실제 관찰지에서 개체군 크기에 따른 종수의 기대치 Rarefaction curve를 구하였다. 또한 국제적으로 통용되는 11개의 다양성 지수를 모두 산출하여 앞으로 발표될 자료와 비교할 수 있게 하였고, 4개 산을 서로 비교하여 상대적으로 조류 종의 다양성이 높고 낮은 지역을 비교 분석하여 앞으로의 조류 보호를 위한 객관적 자료를 마련하였다.

상대수도는 춘계에서 붉은머리오목눈이(*Paradoxornis webbiana*) [1.00]가 가장 높게 나타났으며, 참새(*Passer montanus*)[0.59], 직박구리(*Hyppipetes amaureus*)[0.37], 까치(*Pica pica*)[0.18]순으로 나타났으며, 추계에도 붉은머리오목눈이가 가장 높게 나타났으며 [1.00], 까치[0.79], 참새[0.59], 직박구리[0.52] 순으로 나타났다.

종의 출현빈도는 춘계에서 붉은배새매(*Accipiter soloensis*), 꿩(*Phasianus colchicus*), 멧비둘기(*Streptopelia orientalis*), 직박구리, 딱새(*Phoenicurus aureoreus*), 흰배지빠귀(*Turdus pallidus*), 붉은머리오목눈이, 휘파람새(*Cettia diphone*), 쇠박새(*Parus palustris*), 진박새(*Parus ater*), 곤줄박이(*Parus varius*), 박새(*Parus major*), 노랑턱멧새(*Emberiza elegans*), 까치, 추계에는 직박구리, 딱새, 붉은머리오목눈이, 박새, 까치가 모든 조사경로에서 관찰되었다.

종의 우연도는 춘계에서 참새가[81.50] 가장 높게 나타났으며, 붉은머리오목눈이[68.75], 직박구리[25.50], 박새[19.25] 순으로 나타났으며, 추계에서 상모솔새(*Regulus regulus*)[40.00] 붉은머리오목눈이[28.75], 까치[22.75], 참새[22.66] 순으로 나타났다.

종의 중요도는 춘계에서 붉은머리오목눈이[0.29], 참새[0.17], 직박구리[0.13], 박새[0.10] 순으로 높게 나타났으며, 추계에서 붉은머리오목눈이[0.22], 까치[0.19], 박새[0.18], 직박구리[0.14], 참새[0.14]가 중요한 종으로 나타났다(Table 2, Table 3).

종수의 기대치는 춘계는 원효산($E[S_{59}]=19$)이 가장 높게 나타났으며, 문수산($E[S_{59}]=17$)이 가장 낮게 나타났다(Fig. 3). 추계는 거남산($E[S_{63}]=16$)이 가장 높게 나타났으며, 문수산($E[S_{63}]=12$)이 가장 낮게 나타났다(Fig. 4).

거남산의 종 기대치는 춘계 조사($E[S_{139}]=23$)가 추계 조사($E[S_{139}]=20$)보다 높게 나타났으며, 종 다양성도 추계 조사($H=2.49$)가 춘계 조사($H=2.34$)보다 높게 나타났다(Table 4, Table 5). 다른 조사지역에서는 들리지 않는 쌍도새의 소리를 야간 내내 들을 수 있다.

문수산의 종 기대치는 춘계($E[S_{63}]=17$)가 추계($E[S_{63}]=12$)보다 높게 나타났으며, 종 다양성도 춘계($H=2.67$)가 추계($H=1.99$)보다 높게 나타났다.

정족산의 종 기대치는 춘계($E[S_{59}]=19$)가 추계($E[S_{59}]=13$)보다 높게 나타났으며, 종 다양성도 춘계($H=2.60$)가 추계($H=2.24$)보다 높게 나타났다. 추계에서는 유일하게 상모솔새가 집단으로 관찰되었다.

원효산의 종 기대치는 춘계($E[S_{125}]=24$)가 추계($E[S_{125}]=14$)보다 높게 나타났으며, 종 다양성도 춘계($H=2.53$)가 추계($H=2.16$)

Table 2. Abundance of spring birds recorded around Ulsan

Species	Relative abundance	Species frequency	Species incidence	Importance value
<i>Bubulcus ibis</i>	0.03	0.50	4.50	0.03
<i>Egretta alba modesta</i>	0.08	0.75	7.33	0.05
<i>Egretta garzetta</i>	0.01	0.25	2.00	0.01
<i>Accipiter soloensis</i>	0.01	<u>1.00</u>	1.00	0.04
<i>Buteo buteo</i>	0.00	0.25	1.00	0.01
<i>Falco peregrinus</i>	0.01	0.50	1.00	0.02
<i>Falco tinnunculus</i>	0.00	0.25	1.00	0.01
<i>Phasianus colchicus</i>	0.13	<u>1.00</u>	9.25	0.07
<i>Columba rupestris</i>	0.01	0.25	3.00	0.01
<i>Streptopelia orientalis</i>	0.14	<u>1.00</u>	9.50	0.07
<i>Cuculus micropterus</i>	0.01	0.25	2.00	0.01
<i>Cuculus canorus</i>	0.01	0.50	1.50	0.02
<i>Otus scops</i>	0.00	0.25	1.00	0.01
<i>Caprimulgus indicus</i>	0.00	0.25	1.00	0.01
<i>Halcyon pileata</i>	0.01	0.50	1.50	0.02
<i>Eurystomus orientalis</i>	0.03	0.50	3.50	0.02
<i>Dendrocopos kizuki</i>	0.02	0.75	1.67	0.03
<i>Hirundo rustica</i>	0.07	0.75	6.67	0.05
<i>Motacilla cinerea</i>	0.01	0.50	2.00	0.02
<i>Motacilla alba lugens</i>	0.00	0.25	1.00	0.01
<i>Hyppipetes amaurotis</i>	0.37	<u>1.00</u>	<u>25.50</u>	<u>0.13</u>
<i>Lanius bucephalus</i>	0.01	0.25	2.00	0.01
<i>Lanius cristatus</i>	0.01	0.25	3.00	0.01
<i>Cinclus pallasii</i>	0.01	0.25	3.00	0.01
<i>Erithacus cyane</i>	0.00	0.25	1.00	0.01
<i>Phoenicurus aureoreus</i>	0.07	<u>1.00</u>	5.00	0.06
<i>Saxicola torquata</i>	0.00	0.25	1.00	0.01
<i>Turdus dauma</i>	0.01	0.25	2.00	0.01
<i>Turdus pallidus</i>	0.15	<u>1.00</u>	<u>10.25</u>	0.08
<i>Turdus naumanni eunomus</i>	0.00	0.25	1.00	0.01
<i>Paradoxornis webbiana</i>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>68.75</u>	<u>0.30</u>
<i>Cettia diphone</i>	0.03	<u>1.00</u>	2.25	0.04
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	0.03	0.25	7.00	0.02
<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	0.01	0.25	3.00	0.01
<i>Parus palustris</i>	0.09	<u>1.00</u>	6.50	0.06
<i>Parus ater</i>	0.08	<u>1.00</u>	5.75	0.05
<i>Parus varius</i>	0.04	<u>1.00</u>	2.75	0.05
<i>Parus major</i>	0.28	<u>1.00</u>	<u>19.25</u>	<u>0.11</u>
<i>Sitta europaea</i>	0.04	0.25	<u>10.00</u>	0.02
<i>Zosterops japonica</i>	0.02	0.50	2.50	0.02
<i>Emberiza cioides</i>	0.03	0.75	2.33	0.03
<i>Emberiza elegans</i>	0.07	<u>1.00</u>	4.75	0.05
<i>Passer montanus</i>	<u>0.59</u>	0.50	<u>81.50</u>	<u>0.17</u>
<i>Sturnus cineraceus</i>	0.01	0.50	2.00	0.02
<i>Oriolus chinensis</i>	0.01	0.50	1.50	0.02
<i>Garrulus glandarius</i>	0.03	0.50	4.00	0.02
<i>Cyanopica cyana</i>	0.00	0.25	1.00	0.01
<i>Pica pica</i>	0.18	<u>1.00</u>	<u>12.50</u>	0.09
<i>Corvus corone</i>	0.03	0.50	4.00	0.03

Table 3. Abundance of autumn birds recorded around Ulsan

Species	Relative abundance	Species frequency	Species incidence	Importance value
<i>Podiceps cristatus</i>	0.05	0.25	6.00	0.02
<i>Egretta alba modesta</i>	0.03	0.50	2.00	0.04
<i>Egretta garzetta</i>	0.02	0.50	1.00	0.03
<i>Accipiter soloensis</i>	0.01	0.25	1.00	0.02
<i>Falco peregrinus</i>	0.01	0.25	1.00	0.02
<i>Phasianus colchicus</i>	0.04	0.25	5.00	0.02
<i>Streptopelia orientalis</i>	0.17	0.75	6.33	0.07
<i>Cuculus micropterus</i>	0.01	0.25	1.00	0.02
<i>Cuculus canorus</i>	0.01	0.25	1.00	0.02
<i>Dendrocopos leucotos</i>	0.01	0.25	1.00	0.02
<i>Dendrocopos kizuki</i>	0.07	0.75	2.67	0.06
<i>Hirundo rustica</i>	0.12	0.25	<u>14.00</u>	0.04
<i>Hypsipetes amaurotis</i>	<u>0.52</u>	<u>1.00</u>	<u>15.00</u>	<u>0.15</u>
<i>Lanius bucephalus</i>	0.02	0.25	2.00	0.02
<i>Cinclus pallasi</i>	0.03	0.25	3.00	0.02
<i>Phoenicurus aureoreus</i>	0.21	<u>1.00</u>	6.00	0.09
<i>Turdus dauma</i>	0.02	0.50	1.00	0.03
<i>Paradoxornis webbiana</i>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>28.75</u>	<u>0.23</u>
<i>Cettia diphone</i>	0.01	0.25	1.00	0.02
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	0.01	0.25	1.00	0.02
<i>Regulus regulus</i>	0.35	0.25	<u>40.00</u>	0.07
<i>Aegithalos caudatus</i>	0.15	0.50	8.50	0.05
<i>Parus palustris</i>	0.04	0.75	1.67	0.05
<i>Parus ater</i>	0.13	0.75	5.33	0.07
<i>Parus varius</i>	0.21	0.75	8.00	0.08
<i>Parus major</i>	0.76	<u>1.00</u>	<u>21.75</u>	<u>0.19</u>
<i>Emberiza cioides</i>	0.06	0.25	7.00	0.02
<i>Emberiza elegans</i>	0.22	0.75	8.33	0.08
<i>Passer montanus</i>	<u>0.59</u>	0.75	22.66	<u>0.14</u>
<i>Oriolus chinensis</i>	0.02	0.25	2.00	0.02
<i>Garrulus glandarius</i>	0.07	0.25	8.00	0.03
<i>Pica pica</i>	<u>0.79</u>	<u>1.00</u>	<u>22.75</u>	<u>0.19</u>
<i>Corvus corone</i>	0.18	0.75	7.00	0.07

보다 높게 나타났다. 물까마귀가 유일하게 관찰되었고, 과수원이 많은 지역으로 추계에서는 까치가 많이 관찰되었다.

추계에서의 종 풍부도(Species Richness)는 정족산[R2=2.46]이 높게 나타났으며, 거남산[R2=1.46]이 가장 낮게 나타났다. 종 다

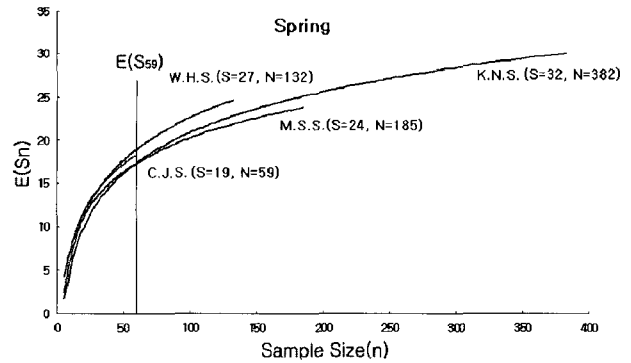


Fig. 3. Rarefaction curves for four avian habitats showing the expected number of species as a function of sample size. (K.N.S.-Kuenamsan, M.S.S.-Moonsusan, C.J.S.-ChungJoksan, W.H.S.-Wonhyosan)

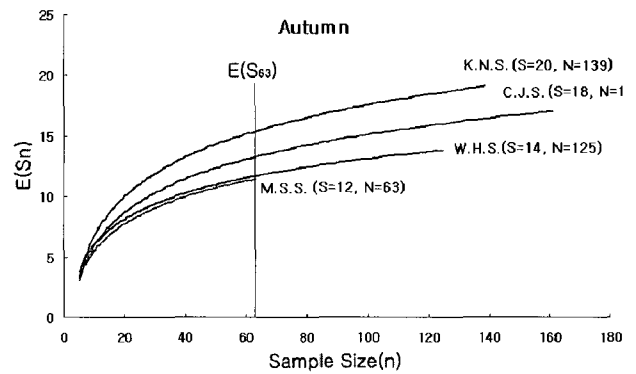


Fig. 4. Rarefaction curves for four avian habitats showing the expected number of species as a function of sample size. (K.N.S.-Kuenamsan, M.S.S.-Moonsusan, C.J.S.-ChungJoksan, W.H.S.-Wonhyosan)

양성(Species Diversity)은 문수산[H=2.67]이 높게 나타났으며, 거남산[H=2.34]이 낮게 나타났다. 종 균등도(Species Evenness)는 정족산[E5=0.84]이 높게 나타났으며, 원효산[E5=0.45]이 상대적으로 낮게 나타났다. 추계에서는 거남산[R2=1.62, H=2.49, E5=0.73]이 모두 높게 나타났으며, 종 풍부도와 종 균등도는 원효산[R2=1.01, E5=0.68]이 상대적으로 낮게 나타났으며, 종 다양성은 문수산[H=1.99]이 낮게 나타났다(Fig. 5, Fig. 6, Table 4, Table 5).

종의 유·무와 개체수를 비교하여 양 방향 유사도를 분석한 결과 추계에는 문수산-원효산[0.62]이 비슷한 종과 개체수를 가지고 있었으며, 다음으로 정족산[0.43], 거남산[0.33]으로 나타났다. 추계에는 문수산-정족산[0.53]의 조류군집이 매우 유사하게 나타났고, 다음으로 원효산[0.39], 거남산[0.25]이 문수산-정족산 그룹과는 많은 차이를 보였다(Fig. 7, Fig. 8).

울산지역의 4개 개체군 단위는 구조와 범위가 상대 수도, 종의 출현빈도, 종의 우연도, 종의 중요도에 둘러싸여서 서로 다르게 나타났다. 그러므로 위도 및 경도가 상이한 4개 지역 조류상의 cluster를 구하였다.

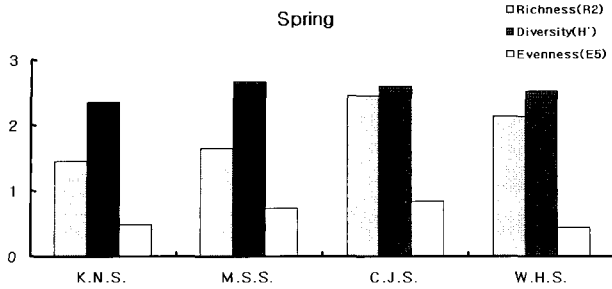


Fig. 5. Species diversity indices(R2, H', E5) for 4 bird census areas in spring. (K.N.S.-Kuenamsan, M.S.S.-Moonsusan, C.J.S.-Chung-Joksan, W.H.S.-Wonhyosan)

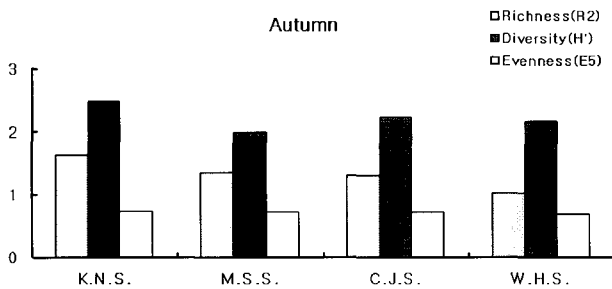


Fig. 6. Species diversity indices(R2, H', E5) for 4 bird census areas in autumn. (K.N.S.-Kuenamsan, M.S.S.-Moonsusan, C.J.S.-Chung-Joksan, W.H.S.-Wonhyosan)

Table 4. Species diversity indices for 4 bird census areas in spring

Indices	Kuenamsan	Moonsusan	Chungjoksan	Wonhyosan
Richness				
N0	34	25	21	31
R1	5.25	4.42	4.66	5.62
R2	1.46	1.65	<u>2.46</u>	2.14
Diversity				
λ	0.78	0.09	0.09	0.16
H'	2.34	<u>2.67</u>	2.60	2.53
N1	10.39	14.50	13.48	12.57
N2	5.62	10.85	11.43	6.26
Evenness				
E1	0.66	0.83	0.85	0.74
E2	0.31	0.58	0.64	0.41
E3	0.28	0.56	0.62	0.39
E4	0.54	0.75	0.85	0.50
E5	0.49	0.73	<u>0.84</u>	0.45

Table 5. Species diversity indices for 4 bird census areas in autumn

Indices	Kuenamsan	Moonsusan	Chungjoksan	Wonhyosan
Richness				
N0	22	13	19	14
R1	4.02	2.64	3.36	2.48
R2	1.62	1.34	1.30	1.01
Diversity				
λ	0.11	0.18	0.14	0.16
H'	<u>2.49</u>	1.99	2.24	2.16
N1	12.04	7.29	9.41	8.70
N2	9.09	5.46	6.99	6.22
Evenness				
E1	0.80	0.77	0.76	0.82
E2	0.55	0.56	0.50	0.62
E3	0.53	0.52	0.67	0.59
E4	0.76	0.75	0.74	0.72
E5	<u>0.73</u>	0.71	0.71	0.68

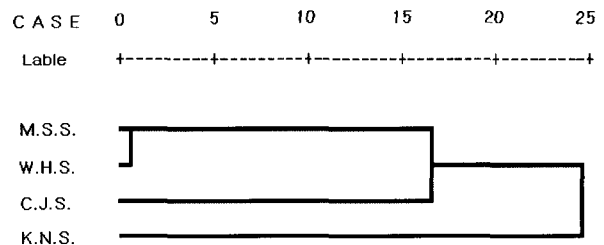


Fig. 7. UPGMA cluster diagrams illustrating the similarity of site as determined by species and individual number in spring. (K.N.S.-Kuenamsan, M.S.S.-Moonsusan, C.J.S.-ChungJoksan, W.H.S.-Wonhyosan)

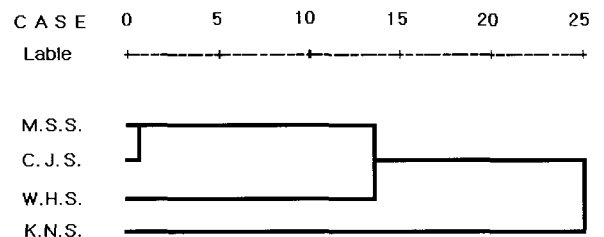


Fig. 8. UPGMA cluster diagrams illustrating the similarity of site as determined by species and individual number in autumn. (K.N.S.-Kuenamsan, M.S.S.-Moonsusan, C.J.S.-ChungJoksan, W.H.S.-Wonhyosan)

추계에서 문수산-원효산[0.62]은 총 36종 중에 중대백로, 붉은 배새매, 꿩, 멧비둘기 등을 포함한 20종(55.55%)이 2지역 모두에 모두 분포하고 있었으며, 문수산-원효산 cluster와 정족산은 14종(38.88%), 거남산은 12종(35.29%)을 공유하고 있었다.

추계에서 문수산-정족산[0.53]이 총 23종 중에 직박구리, 붉은머리오목눈이, 쇠박새, 박새 등을 포함한 8종(34.78%)이 2지역 모두에 분포하였으며, 문수산-정족산 cluster와 원효산은 7종(30.43%), 거남산은 5종(21.73%)을 공유하고 있었다.

거남산은 다른 지역에서는 볼 수 없는 과수원이 많이 분포함으로써 춘·추계 모두 다른 타 지역과는 다른 cluster로 나타났다.

종의 다양성 지수는 생태계의 안정성을 나타내며, 다양성의 지수와 종의 풍부도는 서로 상호작용을 나타낸다(Kricher 1973, Tramer 1969). 또한 다양성은 2개의 구분되는 구성요소, 즉 종의 총수와 수많은 자료의 종내 분포현황을 나타내는 균등도로 구성된다(Ludwig and Reynolds 1988). Rarefaction곡선은 n개체수의 표본에서 예상되는 종의 수를 나타내며, 표본 크기의 경향과 차이점을 나타낼 수 있으며, census지역의 종 풍부도를 비교할 수 있다(James and Rathbun 1981, 권 1992, 이 등 2001).

종 기대치는 4개 지역에서 모두 추계조사보다 춘계조사 때 높게 나타났으며, 종의 다양성 지수는 동일한 결과로 나타났다.

인용문헌

- 권기정. 1992. 원자력발전소 주변의 조류상. 한국생태학회지 14: 471-481.
- 이원호, 이찬우, 장지덕, 권기정. 2001. 포항지역 조류의 종 다양성. Kor. J. Orni. 8: 75-92.
- Andren, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on bird and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*. 73: 355-366.
- Baptista, L.F. and S.L.L. Gaunt. 1997. Bioacoustics as a tool in conservation studies. In J.R. clemmons and R. Buchholz(eds.), Behavioral approaches to conservation in the wild. Cambridge Univ. Press. Cambridge. U.K. pp. 212-242.
- Berg, A. 2002. Composition and diversity of bird communities in Swedish farmland-forest mosaic landscapes. *Bird Study*. 49: 153-165.
- Berg, A. and T. Tjernerberg. 1996. Common and rare Swedish vertebrates-distribution and habitat preferences. *Biodiv. Conserv.* 5: 101-128.
- Berg, A. and T. Part. 1994. Abundance of farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography* 17: 147-152.
- Bibby, C.J., N.D. Burgess and D.A. Hill. 1992. Bird census techniques. Academic Press. London. 257 p.
- Bolger, D.T., T.A. Scottand and J.T. Rotenberry. 1997. Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal southern California. *Conserv. Biol.* 7: 406-421.
- Cody, M.L. 1985. Habitat selection in birds. Academic Press. London. 558 p.
- Crawford, T.J. 1991. The Calculation of index number from wildlife monitoring data. In Goldsmith, B(eds.), Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London. pp. 225-248.
- Fuller, R.J., R.D. Gregory, D.W. Gibbons, J.H. Marchant, J.D. Wilson, S.R. Baillie and N. Carter. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conserv. Biol.* 9: 1425-1441.
- Hustings, F. 1992. European monitoring studies on breeding birds: an update. *Bird Census News*. 2:1-56.
- James, F.C. and S. Rathbun. 1981. Rarefaction, relative abundance, and diversity of avian communities. *Auk* 98: 785-800.
- Kricher, J.C. 1973. Summer bird species diversity in relation to secondary succession on the New Jersey Piedmont. *Am. Midl. Naturalist* 89: 121-137.
- Lack, P. 1992. Birds on lowland farms. HMSO. London.
- Loman, J. and T. von Schantz. 1991. Birds in farmland-more species in small than in large habitat gradients. *Conserv. Biol.* 5: 176-188.
- Ludwig, J.A. and J.F. Reynolds. 1988. Statistical ecology. John Wiley & Sons. New York. 337 p.
- Marchant, J.H., C. Forest and J.J.D. Greenwood. 1997. A review of large-scale generic population monitoring schemes in Europe. *Bird Census News* 2: 42-80.
- Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. *General Systematics* 3: 36-71.
- Mountford, M.D. 1982. Estimation of population fluctuations with application to the common bird census. *Appl. Statist.* 31: 135-143.
- Pannekoek, J. and A. Van Strein. 1998. TRIM 2.0 for windows (Trends & indices for monitoring data). Statistics. Voorburg Netherlands.
- Pearson, S.M. 1993. The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering bird populations. *Landscape Ecol.* 8: 3-18.
- Robertson, J.G.M. and A. Berg. 1992. Status and population changes of farmland birds in southern Sweden. *Orn. Svec.* 2: 119-130.
- Rottenberry, J.T. and J.A. Wiens. 1976. A method for estimating species dispersal from transect data. *Am. Midl. Naturalist* 89: 121-137.
- Saunders, D.A., R. Hobbs and C.H. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5: 18-32.
- Shannon, C.E. and W. Weaver. 1949. The mathematical theory of

- communication. Uni. Illinois Press, Urbana. I.L.
- Siriwardena, G.M., S.R. Baillie., S.T. Buckland., R.M. Fewster., J.H. Marchart and J.D. Wilson. 1998. Trends in the abundance of farming bird: a quantitative comparison of smoothed common bird census indices. *J. Appl. Ecol.* 35: 24-43.
- Sneath, P.H.A. and R.R. Sokal. 1973. *Numerical Taxonomy*. Freeman, San Francisco. C.A.
- Soderstrom, B. and T. Part. 2000. Influence of landscape scale on farmland birds breeding in seminatural pastures. *Conserv. Biol.* 14: 522-533.
- SPSS. 1999. *Base 9.0 Application Guide*. SPSS Inc. Chicago.
- Ter Braak, C.J.F., A.J. Van Strien, R. Meijer and T.J. Verstral. 1994. Analysis of monitoring data with many missing value: which method *In* Hagemeyer, W. & T. Verstrael(eds.), *Bird number 1992. distribution, monitoring and ecological aspect*. Voorburg and SOVON, Beek-Ubbergen. pp. 663-673.
- Tramer, E.J. 1969. Bird species diversity: components of shannon's formula. *Ecology.* 50: 927-929.
- Underhill, L.G. and R.P. Prys-Jones. 1994. Index numbers for waterbird population. *Revise and methodology. J. Appl. Ecol.* 34: 817-828.
- Van Strien, A., J. Pannekoek and D.W. Gibbons. 2001. Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study* 48: 200-213.

(2003년 12월 14일 접수; 2004년 11월 30일 채택)

Bird Diversity on Area around the Ulsan Mosaic Landscape

Lee, Won-Ho, Ji-Doek Jang, Byung-In Choi, Sung-Ryong Kang and Ki-Chung Kwon*
Dept. of Biological Science, College of Science, Dong-A University

ABSTRACT : Birds were censused to investigate the composition of landscape structure for bird diversity around Ulsan between May and November 2002. Associations with three main categories of habitat variables were evaluated: 1) amount and type of forest; 2) residual habitats not classified as forest or crops; 3) land-use variables. Cluster analysis of bird community shows the highest forest variables of 79.06%, and the others are residual habitat variables (17.98%), land-use variables (2.94%) in spring, and forest variables of 57.77%, land-use variables (23.16%), residual habitat variables (18.47%) in autumn, respectively. In Principal Component Analysis of a total of 196 sites, the populations are strongly correlated to Component I (54.8%) based forest habitats and to Component II based on land-use. Species preferring sites were clearly separated with heterogenous forest along the first axis. In autumn, the populations are moderately correlated to Component I based land-use and to component II based forest habitats. Species preferring local habitats were also clearly separated. Fifty three species of 1,700 birds were recorded: Brown-eared Bulbul, Vinous-throated Parrotbill, Great Tit, Tree Sparrow and Black-billed Magpie accounted for over 60% of the observed birds in spring and autumn. The important species were Brown-eared Bulbul, Vinous-throated Parrotbill, Great Tit and Tree Sparrow in spring and autumn. Four habitats in terms of their species richness were computed as follows: Wonhyosan has the highest an expected species number, $E[S_{59}] = 19$. Moonsusan has the lowest expected species number, $E[S_{59}] = 17$ in spring. In autumn, Kuenamsan has the highest expected species number, $E[S_{63}] = 16$. Moonsusan has the lowest expected species number, $E[S_{63}] = 12$. Pairwise similarity declined with increasing distance between recording site and recording site from Moonsusan-Wonhyosan (0.62), the same geographical regions clustered separately in a UPGMA cluster tree in spring, and in autumn from Moonsusan-ChungJoksan (0.53).

Key words : Expected species number, Important species, Landscape, Similarities

APPENDIX. Number of sites and individuals observed at 196 sites

	Type	No. of Sites		No. of Ind.	
		Spring	Autumn	Spring	Autumn
<i>Hypsipetes amaurotis</i>	FO	41	23	102	60
<i>Parus major</i>	FO	33	19	77	87
<i>Pica pica</i>	LA	26	11	50	91
<i>Turdus pallidus</i>	FO	23	.	41	.
<i>Phasianus colchicus</i>	FO	20	3	37	5
<i>Streptopelia orientalis</i>	FO	16	9	38	19
<i>Phoenicurus aureus</i>	FO	16	10	20	24
<i>Emberiza elegans</i>	FO	15	11	19	25
<i>Parus palustris</i>	FO	14	4	26	5
<i>Parus ater</i>	FO	12	9	23	16
<i>Parus varius</i>	FO	9	6	11	24
<i>Paradoxornis webbiana</i>	FO	7	5	275	115
<i>Cettia diphone</i>	FO	6	1	9	1
<i>Passer montanus</i>	FO	6	3	163	68
<i>Eurystomus orientalis</i>	FO	5	.	7	.
<i>Emberiza cioides</i>	FO	5	5	7	7
<i>Garrulus glandarius</i>	FO	5	4	8	8
<i>Corvus corone</i>	FO	5	4	8	21
<i>Egretta alba modesta</i>	RE	4	3	22	4
<i>Accipiter soloensis</i>	FO	4	1	4	1
<i>Dendrocopos kizuki</i>	FO	4	5	5	8
<i>Cuculus canorus</i>	FO	3	1	3	1
<i>Hirundo rustica</i>	LA	3	1	20	14
<i>Sitta europaea</i>	FO	3	.	10	.
<i>Zosterops japonica</i>	FO	3	.	5	.
<i>Sturnus cineraceus</i>	FO	3	.	4	.
<i>Bubulcus ibis</i>	LA	2	.	9	.
<i>Falco peregrinus</i>	FO	2	1	2	1
<i>Cuculus micropterus</i>	FO	2	1	2	1
<i>Halcyon pileata</i>	RE	2	.	3	.
<i>Motacilla cinerea</i>	RE	2	.	4	.
<i>Lanius cristatus</i>	FO	2	.	3	.
<i>Turdus dauma</i>	FO	2	2	2	2
<i>Oriolus chinensis</i>	FO	2	1	3	2
<i>Egretta garzetta</i>	LA	1	.	2	.
<i>Buteo buteo</i>	RE	1	.	1	.
<i>Falco tinnunculus</i>	RE	1	.	1	.
<i>Columba rupestris</i>	RE	1	.	3	.
<i>Otus scops</i>	FO	1	.	1	.
<i>Caprimulgus indicus</i>	FO	1	.	1	.
<i>Motacilla alba lugens</i>	RE	1	.	1	.
<i>Lanius bucephalus</i>	FO	1	1	2	2
<i>Cinclus pallasii</i>	RE	1	1	3	3
<i>Erithacus cyane</i>	FO	1	.	1	.
<i>Saxicola torquata</i>	FO	1	.	1	.
<i>Turdus naumanni eunomus</i>	FO	1	.	1	.
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	RE	1	1	7	1
<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	FO	1	.	3	.
<i>Cyanopica cyana</i>	RE	1	.	3	.
<i>Aegithalos caudatus</i>	LA	.	2	.	17
<i>Regulus regulus</i>	FO	.	1	.	40
<i>Podiceps cristatus</i>	RE	.	1	.	6
<i>Dendrocopos leucotos</i>	FO	.	1	.	1

* FO : Forest habitat, RE : Residual habitat, LA : land-use habitat.