

진안군 마을숲 주변 산림의 파편화 및 공간 형태 변화 분석^{1a}

강완모² · 고인수³ · 박찬열^{4*} · 이도원⁵

An Analysis of Changes in Forest Fragmentation and Morphology in Surrounding Landscapes of Maeulsoops and Jinan-gun^{1a}

Wanmo Kang², Insu Koh³, Chan-Ryul Park^{4*}, Dowon Lee⁵

요약

이 연구는 진안군의 산림과 마을숲 주변 경관의 서식지 변화 과정을 경관지수와 서식지 형태 분석으로 밝히고, 생물다양성 보전을 위한 경관생태학적 함의를 제시하고자 수행되었다. FRAGSTATS와 GUIDOS 서식지 분석 프로그램에서 1989년과 2006년의 토지피복도를 활용하여 진안군 산림과 34개 대표적인 마을숲 주변 경관의 서식지 구성과 짜임을 분석하였다. 진안군 핵심과 통로 서식지의 면적, 서식지 연결성은 1989년보다 2006년에 낮았다. 또한, 마을숲 주변 서식지의 파편화 정도와 서식지의 구조적, 기능적 연결성은 1989년보다 2006년에 낮았다. 서식지 파편화를 감소시키고 연결성을 향상시키기 위해 기존에 존재하는 마을숲과 주변 생태통로를 보전하면서 새로운 생태통로를 조성해주는 전략이 필요하다. 본 연구의 경관지수와 서식지 형태 분석은 급격하게 변하는 경관에서 서식지 기능과 짜임을 분석하는 데 효과적인 기법으로 활용될 수 있다.

주요어: 농촌지역, 생물다양성, 공간규모, GUIDOS

ABSTRACT

The changes of forest habitats and maeulsoops(village forests) in Jinan-gun, Jeollabuk-do, South Korea are examined using landscape indices and morphological pattern analysis, and their landscape-ecological implications on conserving biological diversity are presented. We used FRAGSTATS and GUIDOS software, as well as land cover maps(of 1989 and 2006) to analyze the spatial and temporal patterns of habitat composition and configuration in surrounding landscapes of 34 representative maeulsoops and Jinan-gun. The results showed decreases in the amount of core habitats and corridors and habitat connectivity at a regional scale since 1989. In addition, multi-scale habitat analysis at a focal scale revealed that the structural and functional connectivity between forest habitats surrounding maeulsoops of the year 2006 was lower than that of the year 1989. In order to reduce forest fragmentation and to enhance the connectivity among habitats, it is necessary to provide the additional habitat corridors as well as preserving existing corridors and surrounding landscapes of maeulsoops. We also suggest that a combination of landscape indices and morphological spatial pattern

1 접수 2012년 5월 18일, 수정(1차: 2012년 10월 18일, 2차: 2012년 11월 23일), 게재확정 2012년 11월 24일

Received 18 May 2012; Revised(1st: 18 October 2012, 2nd: 23 November 2012); Accepted 24 November 2012

2 서울대학교 환경대학원 Graduate School of Environmental Studies, Seoul National University, Seoul(151-742), Korea(reomi00@snu.ac.kr)

3 퍼듀대학교 곤충학과 Department of Entomology, Purdue University, Indiana, USA(insukoh77@gmail.com)

4 국립산림과학원 산림생태연구과 Division of Forest Ecology, Korea Forest Research Institute, Seoul(130-712), Korea(park@forest.go.kr)

5 서울대학교 환경대학원 Graduate School of Environmental Studies, Seoul National University, Seoul(151-742), Korea(leedw@snu.ac.kr)

a 이 논문은 2009년도 정부(교육과학기술부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 연구임(No. 2009-0076026).

* 교신저자 Corresponding author(park@forest.go.kr)

analysis can provide an effective tool to assess the habitat functions and configuration in a rapidly changing landscape.

KEY WORDS: AGRICULTURAL AREA, BIODIVERSITY, SPATIAL SCALE, GUIDOS

서론

국립공원을 비롯한 보호지역(protected areas)은 생물 다양성 관리와 보전에 있어 핵심적인 공간이다(Bruner *et al.*, 2001). 최근에는 그러한 보호지역을 개별적으로 관리하던 방식에서 벗어나 범국가적 차원에서 생태연결망을 구축하는 방향으로 발전하였다(e.g. EU Natura 2000 Network). 그러나 보호지역이 주로 산간지역에 집중되어 있고, 이들 지역과 인접하고 있는 농촌지역은 생물종과 서식지 다양성이 풍부함에도 불구하고 대부분이 보호지역에서 제외되었다(Chape *et al.*, 2005). 그리하여 산간지역과 농촌지역 서식지로 연결되는 경관에서 생물 다양성 정도는 자세히 알려져 있지 않고, 농촌지역의 많은 생물종과 중요 서식지가 제대로 된 평가와 보호를 받지 못하고 있다(Rodrigues *et al.*, 2004).

농촌지역에는 자연산림과 함께 생물다양성의 보전과 증진에 중요한 경작지 주변부(field margins)와 덤불(scrubs), 생울타리(hedgerows), 성황림(sacred groves), 잔존림(remnant woodlands) 등으로 이루어진 다양한 준자연 서식지(semi-natural habitats)가 남아 있다(Duelli and Obrist, 2003; Millennium Ecosystem Assessment, 2003). 그러나 생물다양성 보전 노력이 보호지역에 집중되는 동안 농촌지역의 자연·준자연 서식지들이 방치되어 사라지거나 위협을 받게 되었다. 도시화와 이농현상, 집약 농업(intensive agriculture) 등이 서식지를 훼손하고, 서식지 구성(composition)을 파편화하는 주요 위협요인이다(Newton, 1988; Kwon *et al.*, 2006). 또한, 산림을 가로지르는 도로 개발과 무분별한 산림 개간은 농촌지역의 서식지 파괴와 파편화를 더욱 가중시킨다(Forman and Alexander, 1998; Kwon *et al.*, 2006; Turner *et al.*, 2007).

국외에서는 농촌지역의 서식지 파괴가 가속화되면서 이들 서식지가 제공하는 생물다양성과 생태계 서비스 혜택의 보전을 위한 경관 생태학적 연구가 활발하다(e.g. Tschamtker *et al.*, 2005; Bianchi *et al.*, 2006). 최근 국내에서도 농촌지역 서식지들의 중요성을 이해하기 시작했고, 특히 농촌경관에 남아있는 전통 마을숲(maelsop; village forest)의 생물다양성과 생태계 서비스 연구가 수행되었다(Lee *et al.*, 2007; Koh, 2011). 마을숲은 마을

사람들에 의해 조성되거나 잔존림을 보호하기 위해 오랫동안 관리되어온 숲으로 전통농촌경관에서 흔히 발견되던 독특한 생태문화경관이다(Lee *et al.*, 2007). 마을숲은 자연산림 구성을 구조적으로 보완해주는 비보숲으로서 다양한 조류와 소형 포유류의 서식 공간이며, 동시에 자연산림 서식지 간 생물 이동과 종자 전파(seed dispersal)를 원활하게 하는 생태통로(corridor)와 징검다리(stopping stones) 역할을 한다(Park *et al.*, 2006; Koh, 2011). 따라서 농촌지역에서 생물서식공간의 확보와 경관 연결성(connectivity)의 향상을 위해 마을숲은 보전이 우선시 되는 연구 대상이다.

생물다양성의 보전을 위해서는 우선적으로 토지이용의 변화와 함께 생물종과 상호작용하며 그들의 터전이 되는 서식지의 형태(morphology)와 구성(composition), 짜임(configuration)을 다룬 연구가 선행되어야 한다. 서식지의 구성과 파편화를 탐지하기 위해 국내에서는 경관 지수에 기반을 둔 FRAGSTATS(McGarigal *et al.*, 2002a; 2002b) 분석 기법이 많이 사용되었다(Oh *et al.*, 2007; Han *et al.*, 2011). FRAGSTATS은 서식지 패치와 클래스, 경관 수준(patch, class and landscape level)에서 서식지 파편화와 연결성 값을 얻는 데는 유용하다. 그러나 경관내의 개별 서식지 변화 양상을 추적하는데 미흡하고 경관지수들 간에 상호 의존성이 있으며, FRAGSTATS 경관지수들과 생물종 서식 특성간의 연관관계를 다룬 연구도 제한적으로 이루어졌다(Lee, 2007).

경관지수 연구의 단점을 극복하기 위해 최근에 서식지의 공간 형태에 기반을 둔 GUIDOS 분석 기법이 제시되었다(Vogt *et al.*, 2009). GUIDOS의 서식지 분류 기법은 수학적 형태론(mathematical morphology)에 기반을 두어 픽셀(pixel) 레벨에서 핵심 서식지와 가장자리 서식지, 구조적·기능적 생태통로(functional corridor) 등 공간 형태에 따른 서식지 기능 분류를 가능하게 한다(Vogt *et al.*, 2009). 그러므로 기존에 제안된 경관지수들과 함께 서식지 공간 형태 분석 기법은 산림 파편화를 분석하고, 산림의 건강성과 생물다양성을 측정하는데 있어 유용하게 적용될 수 있을 것이다(Vogt *et al.*, 2007a).

이 연구에서는 GUIDOS와 FRAGSTATS을 이용하여 전라북도 진안군의 산림과 마을숲을 대상으로 1989년

과 2006년의 경관 변화를 탐색했다. 경관 변화 분석은 경관 파편화와 연결성 관점에서 진안군 전체 지역을 대상으로 하는 지역 규모(regional scale)와 마을숲 주변의 경관을 대상으로 하는 대상 규모(focal scale)로 나누어 살펴보았다. 이를 통해서 FRAGSTATS의 경관지수와 GUIDOS가 제공하는 서식지 형태 분류가 두 경관 규모에서 일어나는 서식지 변화 양상을 어떻게 탐지하는지 확인하고, 두 기법을 적용하여 도출된 서식지 변화 양상을 통해 생물다양성 보전을 위한 경관 생태적 함의를 제시하고자 한다.

연구방법

1. 연구 대상지

본 연구는 전라북도 진안군 789.1km² 면적을 연구 대상으로 선정하였다(Figure 1). 2010년 산림청 산림기본통계에 따르면 진안군 전체 산림면적은 59,771ha로 임상별로는 활엽수림이 약 37%, 침엽수림 약 36%, 혼효림은 약 27%를 차지한다. 진안군은 대표적인 전통농촌경관으로 약 70여개 이상의 마을숲이 남아있다. 이 연구에서는 공간 데이터 간 자기상관(spatial autocorrelation)을 줄이고, 마을숲 주변 경관이 중첩되는 것을 피하기 위해 마을숲 간 최소거리가 1.5km 이상이 되는 34개의 마을숲(0.01 ~ 1.23ha)을 선정하였다(Table 1; Figure 1; Holland *et al.*, 2004). 진안군에 남아있는 마을숲의 면적과 길이, 유형, 마을과의 관계 등의 일반적인 특성과 시설, 행태, 소유 등의 사회·행태적인 특성, 임상 및 식생 구조 등은 Park and Lee(2007)에

잘 나타나 있다. 특정 생물종의 서식지를 대상으로 하지 않고, 마을숲과 주변 서식지의 일반적인 구조와 기능에 따른 형태를 파악하고자 임상 구분 없이 전체 산림녹지를 대상으로 분석했다.

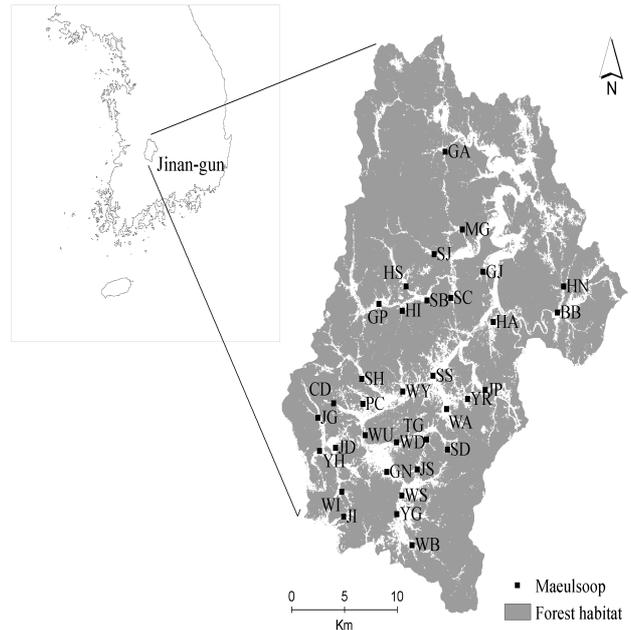


Figure 1. Jinan-gun map showing forest habitats(2006 year), with the maelsoop sites used in this study(for abbreviations of maelsoop, see Table 1)

Table 1. The size and forest type of 34 maelsoops chosen for habitat fragmentation and morphological spatial pattern analyses

Maelsoop	Abbreviation	Size(m ²)	Forest type	Maelsoop	Abbreviation	Size (m ²)	Forest type
Hansikgol	HI	144	Deciduous	Mugeo	MG	1,440	Deciduous
Geumji	GJ	250	Deciduous	Guam	GA	1,456	Deciduous
Seongsansooppul	SS	282	Deciduous	Wondongcheon	WD	1,537	Deciduous
Bermbau	BB	300	Deciduous	Jeongsong	JS	1,550	Deciduous
Jongpyeong	JP	320	Deciduous	Saindong	SD	1,760	Deciduous
Yanghwa	YH	500	Deciduous	Wonsan	WS	2,800	Deciduous
Wonoigung	WI	553	Deciduous	Panchi	PC	3,410	Deciduous
Seochon	SH	572	Deciduous	Geumpyeong	GP	3,500	Deciduous
Sambong	SB	660	Deciduous	Junggi	JI	4,000	Deciduous
Yeri	YR	720	Deciduous	Tangok	TG	4,510	Deciduous
Yungi	YG	800	Deciduous	Hasuhang	HS	4,725	Deciduous
Wolun	WU	987	Deciduous	Jidong	JD	5,100	Mixed
Sangjorim	SJ	1,000	Mixed	Junggun	JG	5,250	Deciduous
Hano	HN	1,024	Deciduous	Hoisu	HA	6,200	Coniferous
Sangcho	SC	1,040	Deciduous	Wonbanwol	WA	6,554	Deciduous
Geynam	GN	1,120	Deciduous	Wonyeonjang	WY	8,000	Deciduous
Chudong	CD	1,120	Deciduous	Wonban	WB	12,300	Deciduous

2. 연구 방법

녹지 분포의 변화를 파악하기 위해 진안군의 1989년 6월 3일과 2006년 10월 16일 토지피복도를 활용하였다. 1989년은 국가수자원관리 종합시스템(WAMIS)에서 제공받은 30m 공간해상도의 토지 피복도를 활용했다. 2006년은 미국지질조사소(USGS)의 Landsat TM 위성영상을 이용하고, ENVI 4.5 프로그램(ITT VIS)에서 최대우도법(maximum likelihood estimation)을 적용하여 토지피복지도를 작성하였다. 토지피복분류 항목은 환경부의 토지피복분류체계를 바탕으로 시가지(urban), 나지(barren), 초지(grass), 녹지(forest), 논(paddy field), 밭(dry field) 등 총 7가지 부분으로 구성된다(Ministry of Environment, 2002). ArcGIS 9.1(ESRI, Inc.)에서 토지피복지도의 시계열 변화 양상을 파악한 후, 각 시기별 녹지를 추출하였다.

먼저, 지역규모와 대상규모에서 각각 FRAGSTATS (Version 3.3)(McGarigal *et al.*, 2002a; 2002b)과 R 프로그램 패키지 SDMTTools(VanDerWal *et al.*, 2012)를 통해 5개의 경관지수들을 산출하고 산림 경관 패턴의 시계열 변화를 확인했다. 5개의 경관지수는 패치 밀도(PD; patch density), 평균 패치 크기(MPS; mean patch size), 최대 패치 지수(LPI; largest patch index), 평균 패치 거리(MNN; euclidean mean nearest-neighbor distance), 패치 응집 지수(COHESION; patch cohesion index)이다(McGarigal *et al.*, 2002a; 2002b). 이들 지수는 경관 요소의 구성과 짜임에 따른 파편화와 연결성 정도를 해석하는 데 있어 널리 이용된다(Table 2; Tischendorf, 2001; Zhang and Wang, 2006).

진안군 전체 산림 서식지와 마을숲과 주변 산림 서식지의

공간 형태 분석에서는 GUIDOS(Vogt *et al.*, 2007a; 2007b)가 활용되었다. GUIDOS의 형태적 이미지 프로세싱 분석 전에 선택해야 하는 중요한 두가지 요소는 래스터 해상도(pixel size)와 가장자리(edge) 영역을 설정하는 구조요소(structuring element; see Vogt *et al.*, 2007a)이다. 이 연구에서는 30m의 공간 해상도 토지피복지도를 사용하고, 대다수의 연구에서 가장자리 효과(edge effect)가 크게 나타난다고 보고되는 범위로, 산림과 바탕(matrix)의 경계로부터 내부 산림 영역 30m 까지를 가장자리 영향이 미치는 범위로 설정하였다(Murcia, 1995; Laurance, 1997). 따라서 구조요소는 1로 설정되었다. 녹지로 분류된 픽셀 이웃간 연결성은 4-neighbor rule에 의해 정의되었다. 이를 바탕으로 GUIDOS의 형태적 이미지 프로세싱(morphological image processing)에 의해 핵심(core), 통로에 해당하는 간선(bridge)과 지선(branch), 환(loop), 작은 섬 형태로 나타나는 메(islet), 서식지들을 둘러싸고 있는 바탕(matrix), 핵심과 바탕의 경계인 가장자리(edge), 산림 내부의 갭(gap)을 의미하는 숲틈(perforation) 등 각각의 기능에 따른 8개의 서식지 형태를 분류하였다(Figure 2; Table 3). 형태별 분류 방법과 형태별 기능에 대한 설명은 Soille and Vogt(2009)에 잘 나타나 있다.

생물마다 종 특이적으로 서식지 경관 구조에 다른 반응을 보이고(Vos *et al.*, 2001; Lookingbill *et al.*, 2010), 공간규모에 따라 경관 구성 요소(landscape composition)가 달라지기 때문에 생물다양성을 보전하기 위해서는 규모에 대한 고려가 반드시 필요하다(Tscharntke *et al.*, 2005). 따라서 대상규모 연구로 각 시기별 마을숲과 주변 산림의 FRAGSTATS 경관지수와 서식지 형태 패턴의 변화 분석은 마을숲을 중심으로 50, 100, 200, 500, 1,000, 1,500m 반경을 기준으로 분석했다. 이러한 다중규모는 일반적으로 알려

Table 2. Descriptions of landscape indices based on McGarigal *et al.*(2002a; 2002b)

Index(abbreviation)	Description
Patch density(PD)	PD(number of patches over total landscape area) is a simple measure of forest fragmentation.
Mean patch size(MPS)	MPS is a simple measure of forest fragmentation. The area occupied by forest patches divided by the number of forest patches.
Largest patch index(LPI)	LPI is a simple measure of dominance. It equals the area(m ²) of the largest forest patch divided by total area covered by forests(m ²), multiplied by 100(to convert to a percentage).
Euclidean mean nearest-neighbor distance(MNN)	MNN is a simple measure of patch context to quantify patch isolation. It equals the distance(m) mean value over all forest patches to the nearest neighboring patch, based on shortest edge-to-edge distance from cell center to cell center.
Patch cohesion index(COHESION)	COHESION measures the physical connectedness of forest habitat. It equals 1 minus the sum of forest patch perimeter(in terms of number of cell surfaces) divided by the sum of forest patch perimeter times the square root of forest patch area(in terms of number of cells), divided by 1 minus 1 over the square root of the total number of cells in the landscape, multiplied by 100 to convert to a percentage.

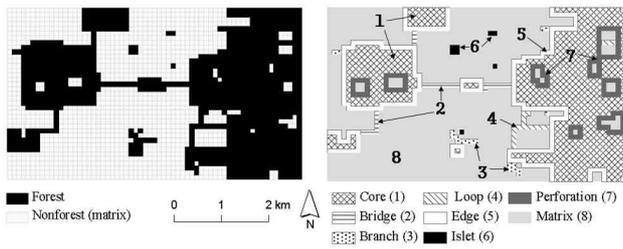


Figure 2. Hypothetical forest map(left) and the eight pattern classes classified by morphological image processing for forested pixels using the software package GUIDOS(right). For clarifying the classification result, numeric values assigned to each pattern class. Complete descriptions of the pattern classes are given in Soille and Vogt(2009)

진 조류를 포함하는 중·소형 야생동물의 활동 반경과 전파 (dispersal), 종자(seed) 전파 거리를 포함한다(Sutherland *et al.*, 2000; Bowman *et al.*, 2002). ArcGIS 9.1과 R 2.12.0 소프트웨어를 이용하여 마을숲으로부터 각 반경에 들어오는 서식지들의 경관지수와 서식지 공간 형태별 면적을 계산하고, 시기별로 95% 신뢰수준에서 통계적으로 유의미한 차이가 있는지 분석하였다.

모든 통계 분석은 R 2.12.0 소프트웨어를 이용하여 수행되었다(R Development Core Team, 2010). 사전 조사 결과, 다수의 데이터가 log 또는 square root 변환에도 불구하고 정규성(normality)과 등분산성(homoscedasticity)을 만족시키지 않아 비모수통계기법인 Wilcoxon rank sum test를 이용했고, 조건을 만족하는 데이터는 t-test를 실시했다.

결과 및 고찰

1. 시계열적 진안군 토지피복과 산림 경관 패턴 변화

연구 시기별 진안군 토지피복 변화량은 Table 4와 같다. 진안군에 2001년 용담댐 건설로 수계지역은 늘어났다. 진안군 전체 면적에서 차지하는 산림의 면적은 1989년 84.79%에서 2006년 81.27%로 다소 줄어들었다. 초지 지역의 면적도 감소하고 있었다. 경작지 가장자리(field margin) 등을 포함하는 준자연 서식지에 해당하는 초지지역 또한 산림 서식지와 함께 농촌경관의 근층과 야생동물의 생물다양성에 있어 매우 중요하다(Kells *et al.*, 2001; Wuczynski *et al.*, 2011). 따라서 이런 서식지 면적의 감소가 생물다양성에 어떠한 영향을 미치는 지에 대하여 면밀한 분석이 필요하다. 시가화 지역은 1.26%에서 3.43%로 증가하였고, 주로 도로 개발과 거주지 개발 등 불투수층 확대에 기인한

Table 3. Descriptions of eight forest pattern classes (Ostapowicz *et al.*, 2008; Soille and Vogt, 2009)

Pattern class	Description
Core	Core is a forest interior region beyond a certain distance to forest boundary.
Bridge	Bridge is without core forest and connects at least two different core forests.
Branch	Branch is without core forest and connected at one end only to a core forest.
Loop	Loop connects to the same core forest.
Edge	Edge is an outer boundary of core forest.
Islet	Islet is too small to contain core forest.
Perforation	Perforation is the inner boundary of core habitat adjacent to holes in core habitat.
Matrix	Matrix is a nonforest area.

결과로 판단된다. 논농사 지역의 면적은 거의 변화가 없었고, 밭농사 지역의 면적은 2006년에 다소 줄어든 것으로 나타났다. 그러나 현재 진안군을 포함한 인근 지역의 밭농사 현황을 참고 하였을 때, 논농사에 비해 고소득을 창출하는 인삼재배 지역이 비경작지인 임야 개간을 통해 산지 주변으로 확대되고 있는 실정이다. 절대적인 밭농사 면적은 변화가 없어도 인삼 재배에 있어 연작장해를 피하고, 경작지의 고갈로 재배면적을 확보하기 위해 산지 개간의 가능성이 높다. 따라서 토지이용의 면적뿐만 아니라, 해당 공간의 과거 토지이용과 인접한 주변지역의 토지이용 변화 탐지 등 향후 지속적인 모니터링으로 이런 토지이용의 변화가 자연생태계에 미치는 영향에 대한 분석과 고찰이 필요하다.

Table 4. Land-cover(1989 and 2006) types in Jinan-gun

Year	Land-cover types(%)						
	Water	Urban	Barren	Grass	Forest	Paddy	Dry field
1989	0.40	1.26	0.74	1.61	84.79	6.80	4.40
2006	3.02	3.43	0.92	0.87	81.27	6.86	3.63
Mean	1.71	2.35	0.83	1.24	83.03	6.83	4.01

Table 5는 진안군 전체 산림 경관의 파편화와 연결성 정도를 의미하는 5개 경관지수의 시계열 값을 나타낸다. 패치 밀도(PD)는 2006년이 1989년보다 높았고, 평균 패치 크기(MPS)는 1989년이 더 높았다. 이는 2006년이 1989년에 비해 산림 서식지 파편화 정도가 컸음을 의미한다. 또한 최대 패치 지수(LPI)는 2006년이 1989년에 비해 매우 낮고, 패치 응집 지수(COHESION)도 2006년이 1989년보다 낮아, 2006년에 파편화와 격리(isolation)

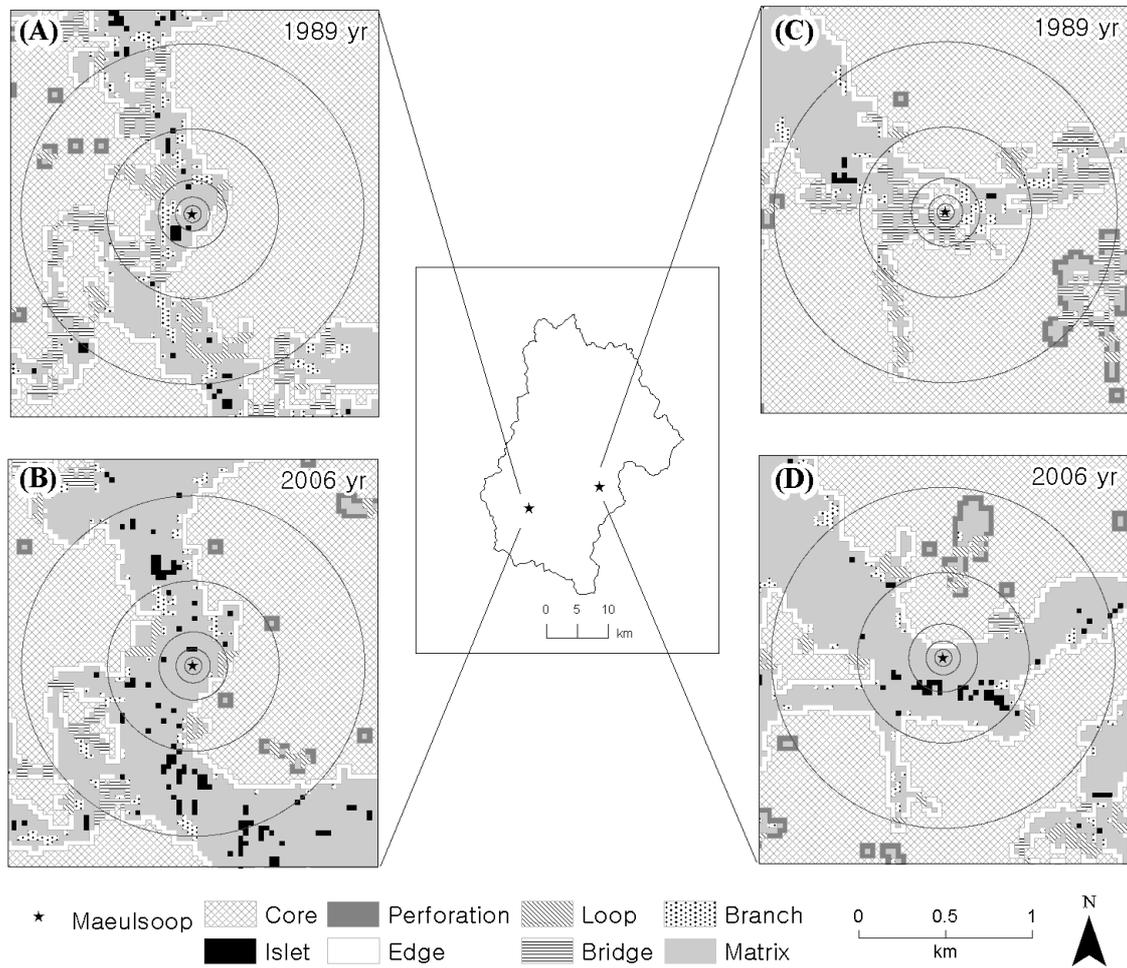


Figure 3. Representative examples of the changes of habitat pattern classes for Wolun(A and B) and Jongpyeong (C and D) maeulsoops and surrounding forest habitats from 1987 to 2006. Each sector(around the maeulsoops) shows nested circles ranging from 50 to 1,000m diameter

정도가 더 컸던 것을 알 수 있다. 서식지 패치간 평균 거리를 나타내는 평균 패치 거리(MNN) 값은 2006년이 1989년보다 더 높았다. 따라서 지역규모에서 전체 산림 경관을 분석하면, 2006년이 1989년에 비해 산림 서식지

연결성이 낮고, 파편화와 고립도 정도는 컸던 것으로 나타났다.

2. 진안군 산림 서식지의 공간 형태적 변화

Table 5. Landscape indices chosen to compare the spatial pattern of forest habitats(1989 and 2006) in Jinan-gun

Index	1989	2006	Mean
PD(patch density; number km ⁻²)	3.44	3.86	3.65
MPS(mean patch size; ha)	24.63	21.06	22.84
LPI(largest patch index; %)	83.21	63.22	73.22
MNN(euclidean mean nearest neighbor distance; m)	50.56	56.88	53.72
COHESION(patch cohesion index)	99.97	99.92	99.94

GUIDOS에 의해 분류된 시기별 진안군 산림 서식지 형태의 면적변화는 Table 6과 같다. 핵심(Core) 서식지 면적은 1989년 73.7%에서 2006년 69.7%로 감소하였다. 바탕(matrix)과 가장자리(edge) 서식지는 1989년부터 2006년까지 증가했다. 시가지 지역의 확장과 도로 개발, 산림 개간 등으로 인해 바탕의 면적이 늘어나면서 핵심 서식지는 감소하여, 경관지수 결과와 같이, 산림 파편화가 크게 일어나고 있다는 것을 확인할 수 있다. 같은 핵심 서식지를 연결시켜 주어 동일 핵심 서식지 내에서

Table 6. Morphological spatial patterns of forest habitats(1989 and 2006) in Jinan-gun

Year	Forest pattern types(%)							
	Core	Matrix	Edge	Loop	Bridge	Branch	Perforation	Islet
1989	73.69	15.21	4.46	1.39	1.40	1.49	1.67	0.69
2006	69.71	18.69	5.03	1.46	1.06	1.51	1.77	0.77
Mean	71.70	16.95	4.75	1.43	1.23	1.50	1.72	0.73

빠른 이동과 전파를 가능하게 하는 환(loop) 통로는 거의 변화가 없는 것으로 나타났다. 그러나 서로 다른 핵심 서식지들을 연결시켜 주는 간선(bridge) 통로는 감소하고 있는 것으로 나타났다. 이는 산림 개간과 도로 개발에 의해 선형의 숲터들이 사라져 버렸기 때문인 것으로 판단된다. 통로(corridors) 서식지 면적의 감소는 기존에 존재하던 통로가 없어지거나 면적이 작아져 일반종(habitat generalists)과 특정 서식지를 요구하는 생물종(habitat specialists)에게 각기 다른 영향을 줄 수 있고, 이동성에 제한을 주어 메타개체군과 메타 군집의 생존을 어렵게 한다(Gillies and Clair, 2008). 이 연구에서 수행된 시계열적 변화분석을 통해 사라진 생태통로를 복원해 주거나 현재 가지 형태로 존재하는 지선(branch) 통로를 확장 복원하여 서로 다른 핵심 서식지들을 연결시켜 주는 전략이 필요하다.

서식지 내부의 숲틈(perforation)은 거의 변화가 없었다. 그러나 숲틈은 야생동물 서식 분포의 변화와 침입종(invasive species)의 침투, 그로 인한 산림 내부의 종 다양성 변화 등 교란(disturbance)의 영향을 줄 수 있기 때문에(Cadenasso and Pickett, 2001; Felton et al., 2003; Totland et al., 2005), 이에 대한 면밀한 생태조사와 관리가 필요하다. 섬으로 고립된 서식지, 메(islet) 또한 진안군 지역규모에서는 거의 변화가 없었다. 섬으로 고립된 서식지는 야생동물에게 징검다리 서식지로 인식될 수 있고, 종자와 같은 먹이를 제공해 줄 수 있어 중요하다(Herrera and Garcia, 2009). 메는 이 지역에서 성황림(sacred groves)의 형태로 지역 주민이 문화적으로 보전하고 있는 측면이 있어서 변화가 없는 것으로 추측된다(Park and Lee, 2010). 향후 고립된 서식지의 위치를 세부적으로 검토하여 보전가치가 큰 서식지들을 구분하고, 야생동물의 이들 서식지 사용 빈도를 모니터링 하는 연구가 필요하다.

3. 마을숲과 주변 산림 서식지의 경관지수와 형태 변화

Table 7은 마을숲을 중심으로 다중 공간규모에서 시기 별 경관지수들의 유의한 차이가 있는지를 나타낸다. 마을숲을 중심으로 50m 규모 반경에서는 패치 응집 지수(COHESION) 값에서만 유의한 차이가 있었고, 마을숲을

중심으로 50m 내 서식지 연결성이 과거에 비해 낮아졌다는 것을 확인했다. 즉, 지난 17년간 마을숲 주변 50m 이내의 서식지 변화는 서식지 면적보다는 연결성에 있어 큰 변화가 있었던 것을 알 수 있다. 마을숲 주변 100m 공간규모에서는 패치 응집 지수 값의 유의한 변화가 있었고, 2006년의 최대 패치 지수(LPI) 값이 1989년보다 유의하게 낮았다. 이는 100m 규모에서는 서식지의 구조적 연결성이 낮아졌을 뿐만 아니라 면적이 큰 산림 서식지가 파편화되었다는 것을 의미한다. 200~1,500m 규모에서는 모든 경관지수에서 유의한 차이가 있었다. 패치 밀도(PD)와 평균 패치 거리(MNN) 값은 2006년이 1989년보다 유의하게 크고, 평균 패치 크기(MPS)와 최대 패치 지수, 패치 응집 지수는 2006년이 1989년보다 유의하게 낮은 것으로 나타났다. 따라서 200m 이상의 마을숲 중심 규모에서 도출한 경관지수들을 모두 고려하여 2006년이 1989년에

Table 7. Significance values for analyses of variance when comparing the landscape indices between 1989 and 2006, which were calculated in FRAGSTATS, in surrounding landscapes of maeulsoops. Signs - and + indicate that the first treatment has a bigger or lower value of area size, respectively. ns: non-significant at p = 0.05

Scale (m)	1989 vs. 2006	Scale (m)	1989 vs. 2006
n	68	n	68
df	1, 66	df	1, 66
50	PD	500	<0.001(+)
	MPS	MPS	<0.001(-)
	LPI	LPI	<0.001(-)
	MNN	MNN	0.002(+)
	COHESION	COHESION	<0.002(-)
100	PD	1,000	<0.001(+)
	MPS	MPS	<0.001(-)
	LPI	LPI	0.003(-)
	MNN	MNN	<0.001(+)
	COHESION	COHESION	0.002(-)
200	PD	1,500	<0.001(+)
	MPS	MPS	<0.001(-)
	LPI	LPI	<0.001(-)
	MNN	MNN	<0.001(+)
	COHESION	COHESION	0.002(-)

비해 산림 파편화와 고립도 정도가 크고, 산림 연결성은 낮았다. 이는 진안군 전체 산림 경관을 대상으로 분석했을 때와 동일한 결과를 나타내며, 200m 이상의 경관의 구조적 변화에 민감하게 반응하는 야생동물 개체군의 지속성(persistence)과 다양성에는 부정적인 영향을 미칠 것으로 판단된다. 따라서 마을숲과 주변 서식지, 그 안에서 서식하는 다양한 야생동물의 보전을 위해 향후 다중 공간규모에서 지속적인 경관 모니터링을 통해 서식지 연결성을 높이고, 파편화를 최소화하는 환경계획이 요구된다.

Table 8은 마을숲을 중심으로 다중 공간규모에서 각 서식지 형태에 따라 시기별 면적 차이가 있는지를 나타낸다. 바람에 의한 비생물학적 종자전파(abiotic seed dispersal) 거리 범위와 야생동물의 일일 활동 반경 범위에 해당하는 50~200m 규모에서 핵심(core) 서식지 면적은 1989년보다 2006년에 유의하게 작은 것으로 나타났다(Figure 3). 이와 같은 공간규모와 관련하여 마을숲과 인근 주변 서식지를 활동 반경으로 하는 이동성이 작은 소형 야생동물의 생존이 어려워지고, 이들 군집의 다양성도 감소하고 있을 것으로 예측된다. 고립된 매(islet)는 100, 200, 1,000m의 규모에서 1989년보다 2006년에 유의하게 증가한 것으로 나타났지만, 가장자리(edge) 서식지는 50~200m 규모에서 유의하게 감소한 것으로 나타났다. 마을숲과 주변 경관의 서식지들이 작은 매로 파편화되면서 핵심 서식지와 바탕의 경계가 되는 가장자리 서식지도 줄어든 것으로 판단된다.

같은 핵심 서식지를 연결시키는 환(loop) 통로와 산림 내부의 숲틈(perforation)은 공간규모별 시기 간 유의미한 차이가 없었다. 지선(branch) 통로의 면적은 200m 규모에서만 유의한 차이를 나타냈다. 그러나 서로 다른 핵심 서식지들을 연결시키는 간선(bridge) 통로의 면적은 50~1000m 규모에서 1989년보다 2006년에 유의하게 낮았다(Figure 3). 즉, 1989년보다 2006년에 마을숲 주변 핵심 서식지간 물리적 연결이 잘 안되어 있음을 의미한다. 서식지 경관의 맥락(context)을 고려하지 않은 잘못된 숲 관리와 도로 개발 등으로 인해 경관 연결성에 있어 중요한 숲띠들이 사라져 가고 있는 것으로 예측된다. 핵심 서식지 면적과 함께 이들 서식지 간 연결성의 감소는 생물다양성 손실을 증가시키는 파급효과(spillover effect)가 크다(Brudvig *et al.*, 2009). 따라서 50~1,000m 규모에 반응하는 중·소형 야생동물의 이동과 군집형성에 미치는 경관 변화의 영향은 컸을 것으로 판단된다. 한편으로는 마을숲 주변의 간선 통로가 감소하면서 인근 핵심서식지들을 연결하는 데 있어 마을숲의 징검다리 서식지 기능이 늘어났을 것으로 예측된다. 중·소형 야생동물의

이동과 전파를 원활하게 하기 위해 핵심 서식지들을 연결시키는 기존의 간선 통로 연결망과 징검다리로 이용될 수 있는 마을숲과 주변 매들에 대한 보전 노력이 필요하다. 마을숲 주변 1,500m 반경에서 간선 통로 면적의 유의미한 변화는 없었다. 1,500m 규모의 전파거리를 갖는 야생동물이 새로운 서식지를 찾아 군집(colonization)을 형성하는데 있어 17년간 경관 변화의 영향은 크지 않았을 것이다.

한편, 패치 응집 지수(COHESION)와 간선 통로 면적의 유의미한 변화가 1,500m의 규모를 제외하고 같은 민감도를 나타냈다. 이는 마을숲 주변 1,000m 이하 규모의 경관에서 핵심 서식지들을 물리적으로 연결시키는 간선 통로의 면적이 크게 감소하였고, 잔존 서식지들이 더 작은 서식지들로 단절되어 연결성이 낮아졌음을 의미한다.

Table 8. Significance values for analyses of variance when comparing the areas of habitat morphological patterns between 1989 and 2006, which were identified in GUIDOS, in surrounding landscapes of maeulsoops. Signs - and + indicate that the first treatment has a bigger or lower value of area size, respectively. na: not available; ns: non-significant at p = 0.05

Scale (m)	1989 vs. 2006	Scale (m)	1989 vs. 2006
n	68	n	68
df	1, 66	df	1, 66
50	Core	500	Core
	Islet		Islet
	Edge		Edge
	Loop		Loop
	Bridge		Bridge
	Branch		Branch
	Perforation		Perforation
	Matrix		Matrix
100	Core	1,000	Core
	Islet		Islet
	Edge		Edge
	Loop		Loop
	Bridge		Bridge
	Branch		Branch
	Perforation		Perforation
	Matrix		Matrix
200	Core	1,500	Core
	Islet		Islet
	Edge		Edge
	Loop		Loop
	Bridge		Bridge
	Branch		Branch
	Perforation		Perforation
	Matrix		Matrix

바탕(matrix)의 면적은 50~1,500m 공간규모에서 모두 1989년보다 2006년에 유의하게 더 컸다. 마을숲 주변의 바탕 면적 증가는 산림 내부중이면서 50~1,500m 규모의 경관 변화에 반응하는 야생동물의 생존을 어렵게 하며, 먹이활동과 전파를 위한 이동성에 장애를 줄 것으로 예상된다(Kennedy and Marra, 2010).

두 기법에서 도출된 경관지수와 서식지 형태들의 시계열 변화 분석을 통해 1989년보다 2006년에 산림의 파편화가 크고 서식지 연결성은 낮았던 것을 확인할 수 있다. 그리고 농촌지역을 대표하는 서식지로서 중·소형 야생동물의 서식공간인 마을숲과 주변 경관이 파편화되고, 마을숲과 인근 잔존림, 자연산림과의 연결성이 낮아지고 있음을 알 수 있다. 마을주민의 전통지식을 통해 조성되고 관리되어온 마을숲은 문화다양성이 높을 뿐만 아니라, 자연 생태계의 경관 연결성을 향상시켜 생물다양성 유지에 있어서도 중요하다(Lee, 2004; Lee et al., 2007). 따라서 농촌지역의 파편화되고 있는 자연산림 서식지들을 마을숲과 주변 경관의 보전을 통해 연결시키고, 나아가 이 연결망이 보호지역 서식지 연결망과 유기적으로 상호작용할 수 있도록 환경계획을 수립해야 한다.

한편, 국토 및 산림 정책 등 사회, 경제학적 부분에서 17년간 산림 경관 변화의 동인(driving forces)으로서 토지이용 변화에 대한 근원적 대답을 찾을 수 있다. 이 연구에서는 사회·경제학적 부분에 대한 분석을 실행하지 못하였으나, 토지이용변화는 우리나라 산지관리 정책과 관련이 있을 것이다. 즉, 1994년에 다원화된 산지 수요 대응 정책이 2003년에 보전임지와 준보전임지로 양분하는 정책으로 바뀌었고, 산지의 난개발 문제는 2003년 이후에 나타나고 있다(Chae et al., 2005). 향후, 산림 경관 변화와 함께 사회·경제적 정책 및 여건 변화를 같이 다룰 수 있는 연구가 진전되어야 할 것이다.

이 연구에서 제시된 결과는 산림 파괴와 파편화 위협을 받고 있는 농촌지역의 생물다양성 보전과 환경계획을 위한 기초자료로서 활용 가능성이 높다. 그리고 연구결과들을 야생동물 개체군의 실증적 현장조사와 연계하는 것이 반드시 필요하다. 이를 통해 경관지수들과 개별 서식지들의 형태적 기능에 따른 실제 야생동물의 분포와 서식지 선호도를 확인해야 하며, 효율적인 관리를 위한 서식지 보전 우선순위 분석이 요구된다. 또한 보다 세밀한 경관 변화 탐지를 위해 IKONOS 등 고해상도 위성영상을 활용하여 토지피복과 토지이용 변화를 면밀히 조사하고 모니터링 해야 할 것으로 판단된다. 앞으로 농촌지역에서 중점적으로 관리해야 할 생물종이 파악이 된다면, 해당 종의 규모에 대한 반응을 고려하여 분류된 서식지들 중 우선적으로 보전해야 할 서식지를 확인하는 데 이 연구결과가 중요 참고자료로 활용될 수 있

을 것이다.

인용문헌

Bianchi, F., C. Booij and T. Tscharntke(2006) Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *P. Roy. Soc. B-Biol. Sci.* 273(1595): 1,715-1,727.

Bowman, J., J. Jaeger and L. Fahrig(2002) Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology* 83: 2,049-2,055.

Brudvig, L.A., E.I. Damschen, J.J. Tewksbury, N.M. Haddad and D.J. Levey(2009) Landscape connectivity promotes plant biodiversity spillover into non-target habitats. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 106(23): 9,328-9,332.

Bruner, A.G., R.E. Gullison, R.E. Rice and G.A.B. da Fonseca(2001) Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*. 291: 125-128.

Cadenasso, M.L. and S.T.A. Pickett(2001) Effects of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conserv. Biol.* 15: 91-97.

Chae, M.-O, H. Yeom and H. Song(2005) Policy directions for the effective use and conservation of forest land. Korea Research Institute for Human Settlements. Anyang, South Korea, 200pp. (in Korean with English abstract)

Chape, S., J. Harrison, M. Spalding and I. Lysenko(2005) Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philos. T. Roy. Soc. B.* 360: 443-455.

Duelli, P. and M.K. Obrist(2003) Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic. Appl. Ecol.* 4: 129-138.

Felton, A.M., L.M. Engström, A. Felton and C.D. Knott(2003) Orangutan population density, forest structure and fruit availability in hand-logged and unlogged peat swamp forests in West Kalimantan, Indonesia. *Biol. Conserv.* 114: 91-101.

Forman, R.T.T. and L.E. Alexander(1998) Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29: 207-231.

Gillies, C.S. and C.C. St. Clair(2008) Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 105(50): 19774-19779.

Han, H., J. Song, A. Seol, J. Park and J. Chung(2011) A comparative analysis of forest landscape structures between famous and general Korean forests using landscape indices. *Journal of the Korean Association of Geographic Information Studies* 14(1): 1-11. (in Korean with English abstract)

Herrera, J.M. and D. Garcia(2009) The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: Being alone is not always so sad. *Biol. Conserv.* 142(1): 149-158.

- Holland, J.D., D.G. Bert and L. Fahrig(2004) Determining the spatial scale of species' response to habitat. *Biosci.* 54: 227-233.
- Kells, A.R., J.M. Holland and D. Goulson(2001) The value of uncropped field margins for foraging bumblebees. *J. Insect Conserv.* 5: 283-291.
- Kennedy, C.M. and P.P. Marra(2010) Matrix mediates avian movements in tropical forested landscapes: Inference from experimental translocations. *Biol. Conserv.* 143(9): 2,136-2,145.
- Koh, I.(2011) Effects of landscape structure on plant species richness and seed dispersal in maeulsoop habitats, Jinan, Korea: Multi-scale analysis and Simulation. Ph. D. thesis, Seoul National University, Seoul, South Korea, 92pp.
- Kwon, Y., T. Noh, H. Lee and H. Jung(2006) Introducing biodiversity issues in an environmental assessment system. Korea Environment Institute. Seoul, South Korea, 161pp. (in Korean with English abstract)
- Laurance, W.F.(1997) Hyper-disturbed parks: Edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: W.F. Laurance, R.O. Bierregaard(ed.), *Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities.* Chicago, University of Chicago Press, pp. 71-83.
- Lee, D.(2004) Ecological implications of landscape elements in traditional Korean villages. Seoul National University Press, Seoul, 112pp. (in Korean with English abstract)
- Lee, D., I. Koh and C.-R. Park(2007) Ecosystem services of traditional village groves in Korea. Seoul National University Press, Seoul, 112pp. (in Korean with English abstract)
- Lee, S.(2007) A Study on landscape ecological methodology for ecological network analysis. Korea Environment Institute, Seoul, South Korea, 122pp. (in Korean with English abstract)
- Lookingbill, T.R., A.J. Elmore, K.A.M. Engelhardt, J.B. Churchill, J. Edward Gates and J.B. Johnson(2010) Influence of wetland networks on bat activity in mixed-use landscapes. *Biol. Conserv.* 143: 974-983.
- McGarigal, K., E. Ene and C. Holmes(2002b) FRAGSTATS (Version 3): FRAGSTATS Metrics. University of Massachusetts- Produced Program, Available at the following website: http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats_documents.html.
- McGarigal, K., S.A. Cushman, M.C. Neel and E. Ene(2002a) FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, Available at the following website: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- Millennium Ecosystem Assessment(2003) *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment.* Island Press, Washington, D.C., USA, 245pp.
- Ministry of Environment(2002) Land-cover classification schemes developed by the Korean Ministry of Environment, Gwacheon, Korea, 97pp. (in Korean)
- Murcia, C.(1995) Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends. Ecol. Evol.* 10: 58-62.
- Newton, I. (1998) Bird conservation problems resulting from agricultural intensification in Europe. In: J.M. Marzluff, R. Sallabanks(ed.), *Avian Conservation: Research and management.* Island Press, Washington D.C, pp. 307-322.
- Oh, J., Y. Kim, and J. Kwon(2007) An analysis of landcover change and temporal landscape structure in the main ridge area of the Baekdu Daegan mountain system. *Journal of the Korean Association of Geographic Information Studies.* 10(3): 49-57. (in Korean with English abstract)
- Ostapowicz, K., P. Vogt, K.H. Riitters, J. Kozak and C. Estreguil (2008) Impact of scale on morphological spatial pattern of forest, *Landscape. Ecol.* 23(9): 1,107-1,117.
- Park, C.-R. and D. Lee(2010) Comparison of wildlife between connected(Sugumagi) and isolated maeulsoops(Meoi). Presented at the third international conference on forest-related traditional knowledge and culture in Asia, Kanasawa, Japan, December 14-15, pp. 23-28.
- Park, C.-R., J.-H. Shin and D. Lee(2006) Bibosooop: A unique Korean biotope for cavity nesting birds. *J. Ecol. Field Biol.* 29(2): 75-84.
- Park, J. and S. Lee(2007) Maeulsoops of Jinan county. Jinan Cultural Center, Jinan, South Korea, 199pp. (in Korean)
- R Development Core Team(2010) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Rodrigues, A.S.L., S.J. Andelman, M.I. Bakarr *et al.*(2004) Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640-643.
- Soille, P. and P. Vogt(2009) Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern. Recogn. Lett.* 30: 456-459.
- Sutherland, G., A. Harestad, K. Price and K. Lertzman(2000) Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conserv. Ecol.* 4(1): 16.
- Tischendorf, L.(2001) Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape. Ecol.* 16: 235-254.
- Totland, Ø., P. Nyeko, A.-L. Bjerknes, S.J. Hegland and A. Nielsen(2005) Does forest gap size affects population size, plant size, reproductive success and pollinator visitation in *Lantana camara*, a tropical invasive shrub? *Forest. Ecol. Manag.* 215(1-3): 329-338.
- Tscharntke, T., A.M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter and C. Thies(2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8: 857-874

- Turner II, B.L., E.F. Lambin and A. Reenburg(2007) The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 104: 20,666-20,671.
- VanDerWal, J., L. Falconi, S. Januchowski, L. Shoo and C. Storlie(2012) SDMTtools: Species distribution modelling tools: Tools for processing data associated with species distribution modelling exercises. R package version 1.1-9. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 48pp.
- Vogt, P., J.R. Ferrari, T.R. Lookingbill, R.H. Gardner, K.H. Riitters and K. Ostapowicz(2009) Mapping functional connectivity. *Ecol. Indic.* 9(1): 64-71.
- Vogt, P., K.H. Riitters, C. Estreguil, J. Kozak, T.G. Wade and J.D. Wickham(2007a) Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape. Ecol.* 22(2): 171-177.
- Vogt, P., K.H. Riitters, M. Iwanowski, C. Estreguil, J. Kozak and P. Soille(2007b) Mapping landscape corridors. *Ecol. Indic.* 7(2): 481-488.
- Vos, C.C., J. Verboom, P.F.M. Opdam and C.J.F. Ter Braak(2001) Toward ecologically scaled landscape indices. *Amer. Nat.* 157: 24-41
- Wuczynski. A., K. Kujawa, Z. Dajdok and W. Grzesiak(2011) Species richness and composition of bird communities in various field margins of Poland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141: 202-209.
- Zhang, L. and H.Z. Wang(2006) Planning an ecological network of Xiamen Island(China) using landscape metrics and network analysis. *Landscape. Urban. Plan.* 78: 449-456.