한국환경생태학회지 19(2) : 150~161, 2005
*Kor. J. Env. Eco. 19(2) : 150~161, 2005*

# 야생동물의 행동권을 고려한 설악산 국립공원과 오대산 국립공원간 서식지 연결[1a]

강혜순[2*]· 김진영[3]· 박경[4]

# Habitat Connectivity between Soraksan and Odaesan National Parks with a Consideration of Wildlife Home Range[1a]

**Hyesoon Kang[2*], Jin-Young Kim[3], Kyeong Park[4]**

## 요 약

설악산국립공원과 오대산국립공원은 20.7 km 떨어져 있으나 백두대간의 중심에 위치하기 때문에 야생동식물의 서식지와 이통통로로서 매우 중요하다. 그러나 협소한 크기, 조각화, 지리적 격리와 같은 경관적 특성에 의해 이 두 국립공원은 적절한 생태적 기능을 다하지 못하고 있다. 본 연구에서는 GIS 기법을 이용하여 두 국립공원과 인근 속초시, 고성군, 인제군, 양양군, 홍천군 일대 총 면적 4573.5 $km^2$ 인 지역을 대상으로 조각화 현상을 파악하였다. 또한 육식동물이며 보호종으로 지정된 삵의 서식지 조건에 부합하는 경관조각을 파악하고 삵의 이동이 가능한 경관조각들의 연결망과 연결지점을 설정하였다. 다양한 도로와 인위적 시설로 인해 조사지역은 총 24,701개의 경관조각으로 단절되어 있었다. 식생과 최소 서식지 면적, 조각간 거리와 같은 서식지 조건을 고려하였을 때 이 중 39개 경관조각이 삵의 잠재서식지로 선택되었다. 나아가 계방산과 방태산 일대의 3개 조각이 국립공원의 조각화와 고립화를 완화시킬 수 있는 연결망의 중심으로 확인되었다. 본 연구는 또한 점봉산과 방태산 일대의 조각이 삵이 두 국립공원으로 분산할 수 있는, 공급지로서 작용할 수 있음을 보여주었다. 거의 모든 국립공원이 조사된 두 국립공원과 유사한 경관적 문제를 가지고 있기 때문에 야생생물을 보전하기 위해서는 국립공원과 인근 지역에서의 조각화 현상과 경관조각의 연결성을 평가하는 과제가 매우 시급하다고 사료된다.

**주요어 : 보전지역, 삵, GIS, 조각화, 연결성**

## ABSTRACT

Soraksan National Park and Odaesan National Park, that are 20.7 km apart, should play an

1 접수 2005년 1월 27일 Received on Jan. 27, 2005
2 성신여자대학교 생물학과 Dept. of Biology, Sungshin Womens' Univ., Seoul(136-742), Korea(hkang@sungshin.ac.kr)
성신여자대학교 기초과학연구소 Institute of Basic Sciences, Sungshin Women's Univ., Seoul(136-742), Korea
3 성신여자대학교 생물학과 Dept. of Biology, Sungshin Women's Univ., Seoul(136-742), Korea(jingga33@hanmail.net)
4 성신여자대학교 지리학과 Dept. of Geography, Sungshin Women's Univ., Seoul(136-742), Korea(kpark97@sungshin.ac.kr)
a 이 논문은 2004년도 성신여자대학교 학술연구조성비 지원(강혜순, 2004-2-11-016)에 의하여 수행되었음.
* 교신저자, Corresponding author)

important role as habitats and corridors for wildlife because they are located in the center of Baekdudaegan. However, landscape features such as small area, fragmentation, and geographic isolation seem to impede the proper ecological functions of these two national parks. Using GIS technique, we examined the pattern of fragmentation in these two national parks and adjacent regions (Sokcho-si, Goseong-gun, Inje-gun, Yangyang-gun, and Hongcheon-gun) encompassing a total of 4573.5 $km^2$ in area. We then selected the patches suitable for an endangered carnivorous species, leopard cat, based on habitat conditions, and identified the network and stepping stone among patches to enable leopard cats to migrate. Diverse roads and artificial facilities in the study area generated a total of 24,701 patches: 39 patches among these were selected as potential habitats upon considering the habitat condition such as vegetation types and minimum area for leopard cat. Three patches nearby Gyebangsan and Bangtaesan were identified as a potential network center to relieve the effects of fragmentation and isolation of the two national parks. Our results also showed that patches containing Jombongsan and Bangtaesan would act as a source patch from there leopard cats can disperse to both national parks. It is an urgent task to identify the pattern of fragmentation and the connectivity between patches in national parks and adjacent areas for wildlife conservation because almost all national parks confront landscape problems similar to the two national parks examined in this study.

***KEY WORDS : CONNECTIVITY, CONSERVATION ZONE, FRAGMENTATION, GIS, LEOPARD CAT***

# 서 론

MacArthur와 Wilson(1967)의 도서생물지리이론, Levins(1970)의 메타개체군이론은 서식지 단편화로 인한 개체군의 축소와 고립화가 종의 절멸을 가져오는 중요 요인임을 예측하고 있다. 최근에는 서식지의 단편화로 인한 서식지 양과 질의 저하를 비롯하여 공간배열(Pearson *et al.*, 1996; Wiens, 1996)같은 경관구조의 변화가 생물 종의 존속에 미치는 영향에 대해 많은 연구가 이루어지고 있다(e.g., Saunders *et al.*, 1991). 예를 들어 많은 연구자들이 중력모형과 같은 계량적 연구를 통하여 단편화된 서식지, 즉 경관조각 사이의 연결성을 증진시켜 개체군의 국지적 소멸률과 메타개체군의 수를 감소시키려는 시도를 하고 있다(e.g., Fahrig and Merriam, 1985; Sklar and Constanza, 1991; Morrison *et al.*, 1992; Bossenbroek *et al.*, 2001). 실제로 Bennett(1990)는 농업지역과 목축지로 단편화된 호주 빅토리아의 원시림 나링갈(Naringal)을 대상으로 두 세 개의 평행한 통로와 징검다리 역할을 하는 미세 조각으로 큰 조각 사이에 연결망을 만들어 고립된 서식지 사이의 단절을 완화하는 기술을 제안하였다.

과거 우리나라 산맥은 대부분 연결되어 호랑이가 살 만큼 우수한 생태계를 유지하고 있었다. 그러나 현재는 산과 산이 도로에 의해 완전히 단절되어 있고 국립공원으로 지정되어 비교적 잘 보호되고 있는 산의 내부 역시 도로, 등산로, 샛길 등에 의해 단편화되어 있다(e.g., 백경진 등, 2005). 그 결과 서식지의 고립화가 심화되어 야생동물 서식환경이 매우 불안정하고 서식 종수 및 개체수가 감소하고 있다(http://www.npa.or.kr). 국지적 소멸에 이은 메타개체군의 재정착은 주로 주변 조각의 유형과 조각간 거리에 의해 좌우된다. 즉, 공급지와 연결되어 있는 통로 또는 징검다리 조각은 조각의 재형성율을 높이고, 조각 사이의 거리가 가깝거나 조각 밀도가 높다면 역시 재정착율이 높아진다(Wu *et al.* 1993). 여우, 반달가슴곰, 삵 등 광범위한 서식지에서, 낮은 밀도로 존재하는 우리나라의 중·대형 육식동물은 대부분 멸종 위기에 처해있다. 육식동물은 먹이 개체군의 크기를 조절하고, 먹이종의 행동에 영향을 끼치며, 종자의 분산을 돕기도 하기 때문에 먹이사슬 유지에 중요한 역할을 하는 중추종이다(Rabinowitz and Walker, 1991). 그렇다면 우리나라 중·대형 포유류의 성공적 복원과 관리를 위해서도 자연생태계의 서식지 조각화의 양상을 우선 파악하고, 야생동물이 이용하는 토지의 기능적 연결성을 고려한 연구가 필요하다.

설악산국립공원과 오대산국립공원은 20.7 km의 거리를 두고 떨어져 있으나 백두대간의 중심에 위치하기 때문에 야생동식물의 서식지와 이통통로로서 매우 중요하다. 특히 설악산국립공원의 남쪽에 위치한 점봉산은 생물다양성이 높아 야생동물의 잠재적 서식지로 높이 평가되고 있다. 그럼에도 불구하고 협소한 크기, 조각화,

지리적 격리와 같은 경관적 특성에 의해 이 두 국립공원은 적절한 생태적 기능을 다하지 못하고 있다. 따라서 생물다양성이 풍부한 점봉산 일대의 경관조각들을 통로 또는 징검다리 조각으로 연결하여 두 국립공원 사이의 연결망을 설정한다면 멸종 위기 포유류의 원활한 이동을 도모하고 그 결과 지속적인 개체군을 유지할 가능성이 높을 것으로 예상된다. 이에 최근 개체수가 현저히 감소하고 있는 육식동물 가운데 삵을 조사종으로 선택하여 점봉산 일대의 징검다리 조각과 설악산국립공원과 오대산국립공원 사이를 이동할 수 있는 연결망을 제시하고자 한다. 이와 같은 연구는 지리적으로 상당히 격리된, 협소한 국립공원을 연결하여 야생동식물에 미치는 서식지 단절의 부정적 효과를 상쇄하고자 하는 최초의 시도로서의 의의가 있다고 사료된다. 본 연구에서는 구체적으로 다음과 같은 의문에 대한 조사를 수행하였다: 1) 설악산과 오대산국립공원을 포함하는 속초시, 고성군, 인제군, 양양군, 홍천군 일대의 단편화는 어느 정도인가? 2) 단편화로 인해 만들어진 경관조각들 사이의 연결성을 측정할 수 있는가? 3) 조각사이의 상호작용에 근거하여 삵의 이동과 서식에 적합한 연결망을 제시할 수 있는가?

# 재료 및 방법

## 1. 연구대상지 및 조사종의 선정

백두산에서 시작해 설악·오대·태백·소백산을 거쳐 지리산으로 이어지는 길이 1625 km의 백두대간은 한반도의 등줄기이자 삵·담비·수달 등 환경부 지정 멸종 위기종 또는 보호대상종 등 15종의 포유류가 서식하고 있는 자연 생태계의 보고이다(환경부, 1995). 백두대간의 허리라고 할 수 있는 강원도(북위 37° 02′ - 38° 37′, 경도 127° 05′ - 129° 22′) 내 설악산과 오대산국립공원을 중심으로 속초시와 고성군, 인제군, 양양군, 홍천군 일대 약 4573.5 $km^2$ 지역을 조사지역으로 설정하였다(Figure 1). 이 지역은 백두대간의 중심이자 한강 상류에 위치하여 타 지역에 비해 개발 규제가 엄격했을 뿐만 아니라, 높은 고도와 험한 산세로 인간의 접근과 이용이 쉽지 않아 생태계가 비교적 잘 보존되어 있다.

메타개체군 모형을 적용하기 위해 먹이그물 안에서 중추적 역할을 하는 종, 서식지 조각의 크기와 수에 민감한 종, 개체군 간 개체의 이동이 매우 동적인 종 등 세 조건을 고려하여(Bossenbroek *et al.*, 2001) 삵(*Felis bengalensis manchurica*)을 조사종으로 선택하였다. 삵

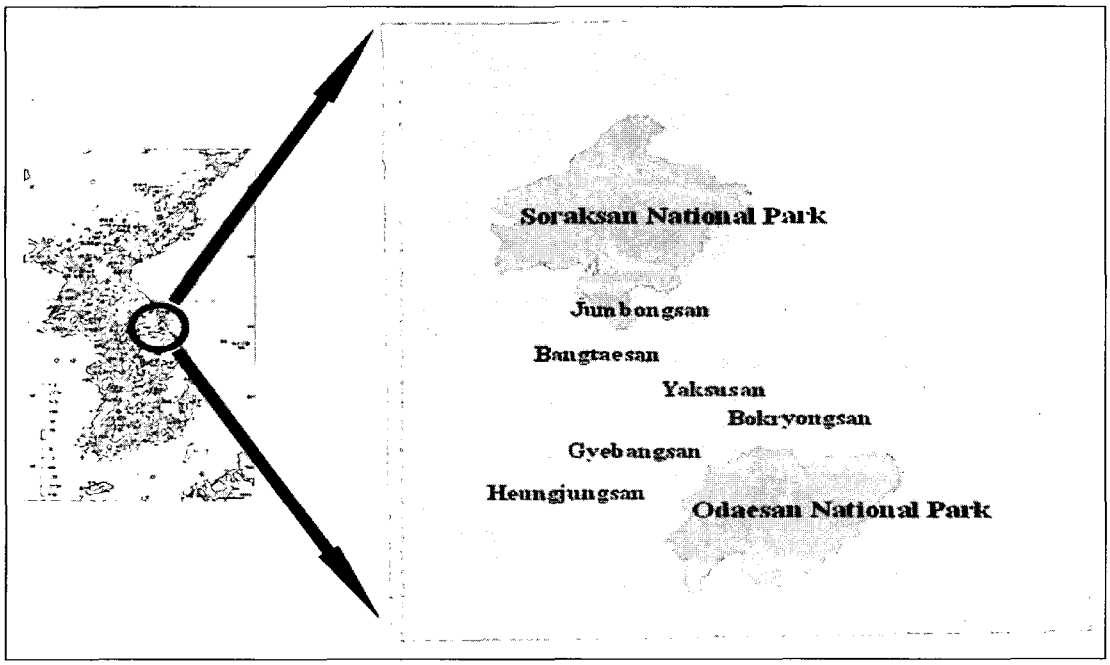



Figure 1. Map of the study site encompassing Sokcho-Si, Goseong-gun, Inje-gun, Yangyang-gun and Hongcheon-gun in Gangwon-do. Major mountains within the site are noted.

은 육식동물로서 중요한 생태적 지위를 갖지만 현재 우리나라에서는 제주도를 제외한 전국의 큰 산에 소수의 개체만이 분포하는 환경부 지정 보호종이다. 삵은 다양한 서식지 유형 가운데 수원, 즉 계곡, 호수, 하천 주변에 서식하며(원병휘, 1967; Nowell and Jackson, 1996), 500 - 600 m 고도에 위치하는 2차삼림을 선호한다. 야행성으로 알려져 있지만, 하루 종일 이동하거나 사냥하는 습성을 가지며, 청설모, 멧토끼, 어린노루, 들꿩의 새끼를 잡아먹는다(원병휘, 1967). 단독 또는 1쌍씩 살면서 작은 동굴이나 빈 나무에서 휴식을 취하고, 5월에 2 - 3마리의 새끼를 낳는다(Nowak, 1991). Rabinowitz(1990)에 의하면 태국에 서식하는 삵의 서식지는 0.7 - 2.0 $km^2$의 핵심지역을 포함하여 약 1.5 - 7.5 $km^2$에 이르며, 행동반경은 약 715.0 m으로 개체들의 행동권은 중복된다. 또한 삵은 침엽수림이나 혼효림보다는 활엽수림을 서식지로서 선호한다(Rabinowitz, 1990). 삵의 배설물 속에서 설치류의 털과 조류의 깃털이 포함되는 것으로 보아 겨울철새와 같은 먹이에 따른 삵의 계절적 이동 가능성을 추측할 수 있으며(http://simcheong.com/kor2002/index.html), 삵은 다른 종에 비해 도로에 의한 서식지 단편화에 상당히 민감한 종이기도 하다(서울대 환경계획연구소, 사신).

## 2. 조사분석방법

### 1) 토지피복의 분석

Arc/Info 8.3을 이용하여 1 : 25,000 토지피복도로부터 시가화건조지역, 농업지역, 산림지역, 초지 및 나지 레이어(layer)를 추출하였고, 같은 방법으로 1 : 25,000 수치지도로부터 도로와 수계 레이어를 분류하였다.

### 2) 서식지 분석

서식지는 공간적 요소와 크기 및 먹이, 물, 피난처 등의 필수 자원이 통합된 곳으로서, 최소존속개체군을 유지할 수 없을 정도의 면적과 자원이라면 조사종의 서식에 부적합하다(Linehan *et al.*, 1995). 삵의 생태를 고려한 서식지 선호도를 파악하기 위해 Schadt 등(2002)의 서식지 모형에 따라 조각의 단편화, 장애물, 조각의 최소면적, 핵심지역과 조각 내 선호 식생의 최소 비율 등 5가지 요인을 고려하여 서식지를 분석하였다. 대부분 동물은 식생이 존재하는 조각 안에서 서식하고 이동하므로 1 km 이내로 이웃하는 식생 조각만을 연결 서식지로서 적합한 것으로 설정하였다. 삵의 이동을 제약하는 도로, 주거지역, 공업지역 등을 포함하는 시가지역과 농업지역, 그리고 강 등은 장애물로 간주하여 조사지역 안에서 제외하였다. 삵 암컷과 수컷의 행동권을 모두 만족시킬 수 있는 조각의 최소 면적을 반영하여 최소 면적 이하의 조각도 분석에서 제외하였다. 수컷과 암컷의 서식지는 보통 겹치고, 최소 조각의 크기는 수컷의 행동권에 따라 달라지므로(Schadt *et al.*, 2002) 수컷의 행동권을 삵의 행동권으로 정하였다. 야생동물에 미치는 서식지 단편화의 영향을 최소화하기 위해서는 적어도 5 $km^2$의 서식지가 필요하다(DeGraaf and Rudis, 1986). 따라서 단편화, 장애물, 조각의 최소 면적 요건을 모두 만족하는 조각일지라도 단편화되지 않은 적어도 5 $km^2$ 이상의 경관 조각만을 삵의 서식지로서 선발하였다. 뿐만 아니라 조각 내부 60% 이상의 식생이 삵이 선호하는 활엽수로 이루어져야 서식지로서 적합하다고 간주하였다.

Arc/Info 8.3과 ArcView 3.3을 이용하여 토지피복도와 수치지도에서 추출한 각각의 레이어들을 중첩하고, 조사종이 선호하는 서식지를 가려냈다. 이 때, Arc/Info 9.0의 라인 피처 클래스 데이터를 폴리곤 피처 클래스 데이터로 변환시키는 도구상자(line feature class to polygon feature class)를 이용, 도로와 같은 라인 피처 클래스를 폴리곤으로 변환하고 중첩하여, 장애물에 의해 삵의 이동이 거의 불가능한 지역을 제외한 나머지 지역을 구하였다. 또한 자연환경현황도(환경부, 2004)를 분석하여 서식지 내의 식생 분포를 파악하였고, 이것을 장애물을 제거시킨 지점과 중첩시켜 삵이 선호하는 식생이 우점하는 서식지를 평가하였다.

### 3) 경관조각 및 연결성 분석

Arc/Info 9.0을 이용하여 서식지 선호도를 모두 만족시키는 서식지, 즉 경관조각을 가려내고 Fragstats (McGrarigal and Marks, 1994) 분석에서 각각의 면적, 면적비율, 조각밀도(patch density), 조각형태지수(landscape shape index), 근접도(proximity)와 가중치(habitat patch weight)를 산출하였다. 조각이 원이라면 조각형태지수는 1이고 불규칙한 모양일수록 커진다. 근접도는 일정 지역에 유형이 같은 이웃 조각이 없다면 0이고 유사한 조각이 가까울수록, 또는 좀더 근접하거나 조각화가 덜할수록 값이 커진다. 본 연구에서 경관조각의 가중치 $N_w$는 다음 식으로 구하였다.

$$N_w = (PA/MA) \times 100$$

PA는 조각의 면적, MA는 삵의 서식에 필요한 최소 면적을 나타낸다. 경관조각의 가중치는 3을 기준으로 표준화하였다. 즉, 가중치가 3을 초과한 경관조각의 경우 삵의 서식지로서 매우 적합한 환경이며, 3 미만인 경우 적합하지 않은 환경으로 간주하였다. 그리고 가중치가 3인 경우는 최소개체군이 유지될 수 있는 가장 기본적인 경

관조각으로 보았다. 대부분의 야생동물의 경우 동계교배와 유전적 부동을 방지하기 위한 최소의 개체군은 50이다(Soule, 1986). Luczkovich(http://drjoe.biology.ecu.edu/)는 50의 10배인 500을 최소존속개체군으로 정의하고 여기에 동물의 행동권을 곱하여 최소의 서식지 면적을 예측하였다. 그 결과 삵의 최소존속개체군이 필요로 하는 최소의 서식지 면적은 3,750 $km^2$로 결정되었다. 본 연구에서는 또한 최소서식지면적 3,750 $km^2$를 반영한 경관조각 가중치를 구하여, 지속적으로 서식할 수 있는지의 가능성을 검증하였다.

경관조각의 연결성은 중력 모형으로 분석하였다. 이 모형을 통해 개체군의 생태 특성과 공간배열, 그리고 잠재적 군집화 지역을 고려한 동물의 분산경로와 서식지로서 적합한 패치와 통로를 확인하거나(Wilson and Forman, 1995) 경관조각 사이의 상호작용을 분석할 수 있다(Sklar and Constanza, 1991; Bossenbroek *et al.*, 2001). Arc/Info 9.0을 이용하여 경관조각의 무게중심 사이의 거리를 경관조각 사이의 거리로 결정하였고 Forman과 Gordon(1986)의 식으로 경관조각 a와 b 사이의 상호작용(Gab)을 산출하였다.

$$G_{ab} = (N_a \times N_b)/D_{ab}^2$$

$N_a$는 경관조각 a의 가중치, $N_b$는 경관조각 b의 가중치, $D_{ab}$는 경관조각 a와 b 사이의 거리이다.

#### 4) 연결망 연결성 평가

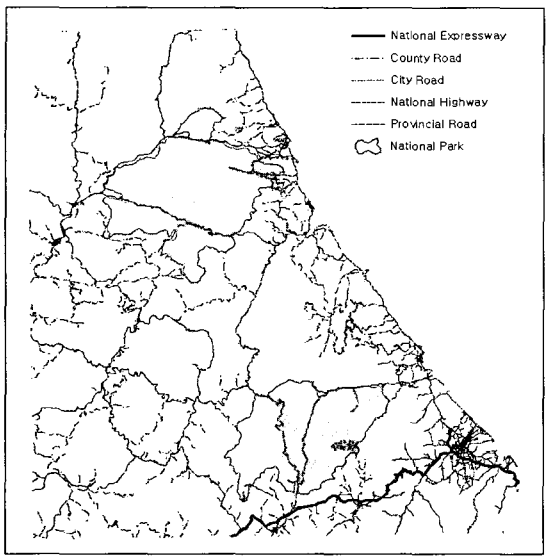



Figure 2. Distribution of various roads in the study site

중력 모형의 결과에 근거하여 경관조각을 연결하는 연결망을 구성하였다. 이 때, 선정된 연결망 혹은 연결지점이 삵의 이동에 제약을 주는 수계, 시가지역과 같은 장애물을 피하고 주로 산림을 포함했는지, 연결지점 사이의 거리가 짧은지 등 연결망의 효율성을 우선적으로 고려하여 각각의 경관조각을 연결하였다(Linehan *et al.*, 1995). 상호작용 수치에 따라 4무리로 나누어 각 무리에 대해 조각의 수와 연결망의 수를 구하고 γ와 α 지수를 구하였다(Forman and Godron,1986; 김계현, 2004). γ 지수는 최대로 연결될 수 있는 링크 수와 실제 연결되어 있는 링크 수의 비이며 모든 경관조각이 연결되어 있지 않은 0에서 모두 연결된 1까지의 값을 가진다. α 지수는 최대 폐합될 수 있는 루프의 수와 실제 폐합된 루프의 수의 비로서 순환성을 의미한다. γ와 α 지수는 다음 식으로 산출하였다.

$$\gamma = L / L_{max} = L / 3(V - 2)$$

$$\alpha = (L - V + 1) / (2V - 5)$$

위 식에서 L은 연결된 링크 수, Lmax는 연결 가능한 최대의 링크 수, V는 경관조각의 수이다.

선발된 경관조각과 전체 조사지역을 벡터(vector)에

Table 1. Land use pattern in the study site

| Land Use | Area ($km^2$) | Percentage (%) |
|---|---|---|
| Natural land | 4040.6 | 88.4 |
| Forest | 3916.5 | 85.6 |
| Deciduous | 1612.7 | 35.3 |
| Evergreen | 1368.6 | 29.9 |
| Mixed | 935.2 | 20.5 |
| Pasture | 78.3 | 1.7 |
| Swampy land | 15.8 | 0.3 |
| Inland swamp | 15.6 | 0.3 |
| Coastal swamp | 0.2 | 0.0 |
| Inland water | 30.0 | 0.7 |
| Human dominant land | 532.9 | 11.6 |
| Urban and built-up land | 83.3 | 1.8 |
| Residential | 37.2 | 0.8 |
| Industrial | 2.6 | 0.1 |
| Commercial | 7.3 | 0.2 |
| Recreation | 1.2 | 0.0 |
| Transportation | 25.7 | 0.6 |
| Public facility | 9.3 | 0.2 |
| Agricultural land | 413.6 | 9.0 |
| Rice field | 205.1 | 4.5 |
| Field | 179.4 | 3.9 |
| Green house plantation and orchard | 4.4 | 85.6 |
| Barren land | 36.0 | 0.8 |
| Total | 4573.5 | 100.0 |

서 그리드(grid)로 변형한 뒤 서식지로 적합하다고 평가된 경관모형이 최초의 조사지역에 비해 경관기능이 향상되었는지 확인하였다. 이때 프래그스태트(Fragstats)(McGrarigal and Marks, 1994)를 이용하여 다양한 경관지수, 즉 조각밀도, 형태지수, 근접도 외에도 연결성(connectivity)과 다양성 지수(Shannon diversity index와 Simpson diversity index)를 비교평가하였다. 연결성은 특정 간격 내 유사한 조각 사이의 연결의 수를 의미하며 조사지역이 한 조각이라면 0, 모든 조각이 연결되어 있다면 1을 나타낸다. 경관조각 유형의 다양성은 Shannon과 Simpson 지수를 이용하였다. 전자가 후자보다 흔하지 않은 조각 유형에 대해 예민하지만 일반적으로 유형의 다양성이 증가할수록 이 지수들의 값도 증가한다.

# 결 과

## 1. 토지피복의 분석

설악산국립공원과 오대산국립공원을 포함하는 강원도 영동지방 일대 4573.5 $km^2$에 달하는 조사지역을 토지이용 양상에 따라 자연지역과 인위적 이용지역으로 나누었다(Table 1). 자연지역은 자연식생지역과 수계로 나누었다. 자연식생지역은 산림지역과 골프장을 제외한 나머지 초지이며 각각 3916.5 $km^2$, 77.2 $km^2$로 전체면적의 약 87.3%를 차지하고, 수계는 내륙습지와 연안습지, 내륙수로 각각 15.8 $km^2$, 30.0 $km^2$였으며, 전체면적의 약 1.0%를 차지하였다. 인위적 이용지역은 주거지역, 공업지역, 상업지역, 위락시설지역, 교통지역, 공공시설지역을 포함하는 시가화건조지역과 논, 밭, 하우스재배지, 과수원, 기타재배지를 포함하는 농업지역, 그리고 채광지역을 포함하는 나지로 구성되었다. 이들의 면적은 각각 83.3 $km^2$, 413.6 $km^2$, 36.0 $km^2$로, 전체 면적의 약 11.6%를 차지했다.

## 2. 삵의 서식지 분석

Figure 2는 삵의 이동에 장애가 되는 고속도로, 국도, 지방도, 시도, 군도 등 도로의 분포를 보여주고 있다. 두 국립공원도 예외는 아니어서 포장도로에 의해 여러 조각으로 단절되어 있었다. 도로와 시가화지역 및 농업지역 등 인위적 이용지역에 의해 총 24,701개의 경관조각이 생성되었고(Figure 3A). 왕복 4차선 도로의 폭을 14 m, 주변의 녹연부를 고려한 도로의 전체 폭을 25 m로 가정하고 시가화지역과 농업지역을 제외한 면적은 2391.42 $km^2$였다. 이 경관조각 중 5 $km^2$ 이상인 조각은 총 43개였으나 면적이 5 $km^2$ 이상이고 조각 사이의 거리가 1.0 km 이하인, 삵의 서식지로서 적합한 조각을 분석한 결과, 39개의 서식지 조각이 남았다(Figure 3B). 이 39개 조각의 총 면적은 조사지역의 면적 4573.5 $km^2$에서 48.2%가 감소한 2368.69 $km^2$였다(Table 2). 가장 큰 29번 조각과 세 번째로 큰 31번 조각은 국립공원 외부에 존재했으며 조사지역의 24.7%를 차지하였다. 형태지수를 이용하여 서식지로서의 적합성을 분석하였을 때 상당히 크지만 해안에 면해 굴곡성이 높은 16번 경관조각의 형태지수가 4.25로 최대였다.

서식지로 적합한 39개의 경관조각에 대해 각기 경관조각의 가중치를 구하였다(Table 2). 21, 29, 31, 41번 경관조각의 가중치는 각각 5, 9, 7, 7로 3을 초과하여 삵의 서식지로서 매우 적합한 것으로 판단되었다. 2, 10, 12, 15, 16번 경관조각의 가중치는 모두 3으로서 최소개체군이 유지될 수 있는 가장 기본적인 경관조각으로 간주하였다. 프래그스태트를 이용하여 구한 39개 경관조각 가운데 단지 9개 경관조각에서 근접도가 높게 나타났다. 그러나 근접도는 29, 21, 16, 2번 조각의 순서로 높아 가중치와는 동일한 양상을 보이지는 않았다. 경관조각과 두 국립공원 경계를 중첩한 결과, 국립공원임에도 불구하고 서식지로서 적합하지 않은 세 지역이 밝혀졌다(Figure 3B). 또한 활엽수림이 우점하는 조각을 조사하였을 때 17, 21, 29, 31, 34번 조각을 포함하는 18개 조각이 삵이 선호하는 식생을 갖춘 것으로 나타났다(Figure 4).

## 3. 경관조각 연결성 분석

중력모형을 이용하여 경관조각 39개 사이의 상호작용 정도를 구한 결과, 가중치가 큰 경관조각(21, 29, 31, 41)사이의 상호작용이 크게 나타났다. 특히 29번 경관조각은 31번 조각을 비롯해 15번, 23번 등의 조각과 매우 높은 상호작용을(상호작용 0.12-0.27), 41번 조각은 31번 조각을 비롯한 20,34등 여러 조각과 비교적 높은 상호작용을 보였다(상호작용 0.08-0.11).

조각 간 상호작용 값이 0.03 이상인 경관조각을 연결하였을 때, 가장자리의 모양이 단조롭지 않은 해안 쪽 경관조각을 제외한 거의 모든 내부 경관조각이 연결되었다(Figure 5A). 특히 가중치가 높았던 경관조각을 중심으로 거리에 관계없이 연결된 링크 수가 많아 24개의 경관조각이 최대로 많은 44개의 링크로 연결되었고 γ, α 지수도 매우 컸다(Table 3). 상호작용 수치 0.05 이상인 경관조각을 연결하였을 때 18개의 경관조각이 26개의 링크로 연결되었다(Figure 5B). 상호작용 수치 0.10 이상의 조각들을 연결한 경우, 가중치가 높은 21, 29, 31번 경

Table 2. Area, percentage, density, landscape shape index, weight and proximity of habitat patches in the study site

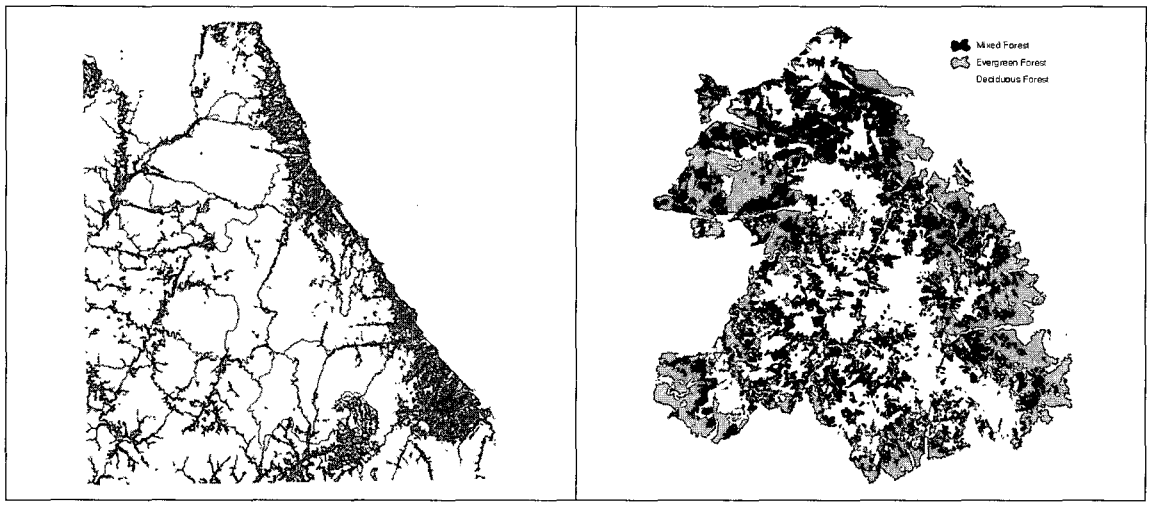
| Habitat patch | Area($km^2$) | percentage(%) | Patch density | Landscape shape index | Habitat patch weight | Proximity |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 23.08 | 0.97 | 0.0004 | 2.2258 | 1 | 0 |
| 2 | 104.54 | 4.37 | 0.0009 | 2.8182 | 3 | 135.375 |
| 3 | 28.30 | 1.18 | 0.0004 | 2.5882 | 1 | 0 |
| 4 | 16.61 | 0.69 | 0.0004 | 2.4091 | 0 | 0 |
| 5 | 19.49 | 0.81 | 0.0013 | 3.0357 | 1 | 28.7961 |
| 6 | 8.93 | 0.37 | 0.0004 | 2.2000 | 0 | 0 |
| 8 | 11.56 | 0.48 | 0.0009 | 2.2273 | 0 | 14 |
| 10 | 96.78 | 4.05 | 0.0004 | 2.6875 | 3 | 0 |
| 11 | 50.27 | 2.10 | 0.0018 | 2.9556 | 1 | 81.3077 |
| 12 | 100.71 | 4.21 | 0.0004 | 2.4000 | 3 | 0 |
| 13 | 6.98 | 0.29 | 0.0004 | 1.6471 | 0 | 0 |
| 14 | 23.47 | 0.98 | 0.0004 | 1.5625 | 1 | 0 |
| 15 | 126.60 | 5.29 | 0.0004 | 2.4110 | 3 | 0 |
| 16 | 118.45 | 4.95 | 0.0018 | 4.2464 | 3 | 202.1972 |
| 17 | 64.08 | 2.68 | 0.0004 | 2.0385 | 2 | 0 |
| 18 | 68.72 | 2.87 | 0.0004 | 2.1111 | 2 | 0 |
| 19 | 8.51 | 0.36 | 0.0004 | 2.3889 | 0 | 0 |
| 20 | 48.66 | 2.03 | 0.0004 | 1.7174 | 1 | 0 |
| 21 | 140.22 | 5.86 | 0.0013 | 2.1299 | 4 | 220.7333 |
| 22 | 18.09 | 0.76 | 0.0009 | 2.7308 | 0 | 20.5 |
| 23 | 18.00 | 0.75 | 0.0004 | 2.3704 | 0 | 0 |
| 24 | 13.02 | 0.54 | 0.0004 | 1.6522 | 0 | 0 |
| 25 | 15.97 | 0.67 | 0.0004 | 2.0385 | 0 | 0 |
| 26 | 24.51 | 1.02 | 0.0004 | 3.2581 | 1 | 0 |
| 27 | 11.52 | 0.48 | 0.0013 | 2.1818 | 0 | 13.287 |
| 28 | 34.83 | 1.46 | 0.0004 | 3.2973 | 1 | 0 |
| 29 | 334.95 | 14.01 | 0.0022 | 3.5399 | 9 | 563.76 |
| 30 | 34.53 | 1.44 | 0.0004 | 1.9211 | 1 | 0 |
| 31 | 256.00 | 10.70 | 0.0004 | 3.0673 | 7 | 0 |
| 32 | 7.66 | 0.32 | 0.0004 | 2.6250 | 0 | 0 |
| 33 | 80.89 | 3.38 | 0.0004 | 2.2712 | 2 | 0 |
| 34 | 52.26 | 2.19 | 0.0004 | 1.9362 | 1 | 0 |
| 35 | 6.64 | 0.28 | 0.0004 | 2.6000 | 0 | 0 |
| 36 | 47.82 | 2.00 | 0.0022 | 3.1136 | 1 | 39.5813 |
| 37 | 37.71 | 1.58 | 0.0004 | 3.0000 | 1 | 0 |
| 39 | 6.40 | 0.27 | 0.0004 | 1.9375 | 0 | 0 |
| 40 | 19.93 | 0.83 | 0.0004 | 2.0000 | 1 | 0 |
| 41 | 257.96 | 10.79 | 0.0004 | 1.7238 | 7 | 0 |
| 43 | 24.04 | 1.01 | 0.0004 | 1.5000 | 1 | 0 |
| Remnant | 22.73 | 0.95 | | | | |
| Total | 2391.42 | 100.00 | | | | |

관조각을 중심으로 26개의 경관조각이 11개의 링크로 간결하게 연결되었다. 이 때 설악산국립공원과 오대산국립공원 내 경관조각 사이의 링크는 제거되었으며 γ, α 지수는 모두 가장 작은 값에 도달하였다(Figure 5C, Table 3). 상호작용 수치 0.15 이상의 경관조각을 연결한 경우 단지 5개의 경관조각이 3개의 링크로 연결되었으며, 설악산국립공원과 오대산국립공원 사이의 연결이 제거되었다(Figure 5D).

프래그스태트를 이용하여 경관조각을 선정하기 전

Table 3. Connectivity assessment according to categories of habitat patch interactions (G)

| | Number of habitat patches (V) | Number of links (L) | γ connectivity | α connectivity |
|---|---|---|---|---|
| G ≥ 0.03 | 24 | 44 | 0.67 | 0.49 |
| G ≥ 0.05 | 18 | 26 | 0.54 | 0.19 |
| G ≥ 0.10 | 26 | 11 | 0.15 | -0.30 |
| G ≥ 0.15 | 5 | 3 | 0.33 | -0.20 |




A B

Figure 3. Pattern of patches. A. A total of 24,701 patches created by roads and artificial facilities; B. 39 patches suitable for wildlife with ≧ 5 km2 in area and apart less than 1 km from each other. Three patches colored in black indicate the patches within national parks (one in Soraksan National Park and two in Odaesan National Park), but are unsuitable for wildlife.

의 전체 조사지역과 삵의 서식지 조건을 만족시킨 39개 경관조각의 경관지수를 비교한 결과는 표 4와 같다. 서식지로서 적합한 39개 경관조각을 선정하였을 경우 선정하기 전 조사지역에 비해 조각밀도와 형태지수가 각각 14.2%, 12.3% 감소하였다. 또한 경관조각 사이의 근접도는 2.2배, 연결성은 1.7배나 증가하여 연결망이 개선되는 경향이 있었다. Shannon과 Simpson 지수는 각각 0.5, 0.1씩 감소하여 경관유형의 다양성은 감소하였다.

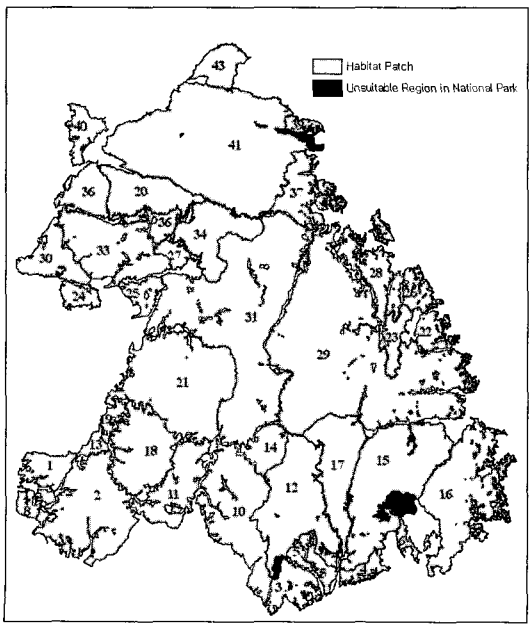



Figure 4. Vegetation types across 39 patches suitable for wildlife

## 고 찰

설악산국립공원과 오대산 국립공원, 그 주변지역을 경관적 측면에서 분석하였다. 조사지역의 11.6%만이 인간이 이용하는 지역이며, 대부분이 자연식생지역임에도 불구하고 경관조각 사이의 연결성은 단지 0.9%에 불과하였다. 이것은 대표적인 철새도래지인 간월호와 서산간척지 일대의 연결성이 11.4%인 것과(강혜순 등, 미발표자료) 비교하면 매우 낮은 수치이다. 이는 간월호와 서산간척지 지역은 시가화건조지역이 전체의 5.1%인 7.84 $km^2$에 불과하고 대부분 지역이 논과 밭 사이에 도로가 존재하지 않는, 기계식 농업지역이기 때문으로 보인다. 즉, 지리산국립공원이 그러하듯이(e.g., 백경진 등, 2005) 일반국도와 지방도를 포함하는 도로가 본 조사지역의 서식지 단편화와 낮은 연결성의 주된 원인인

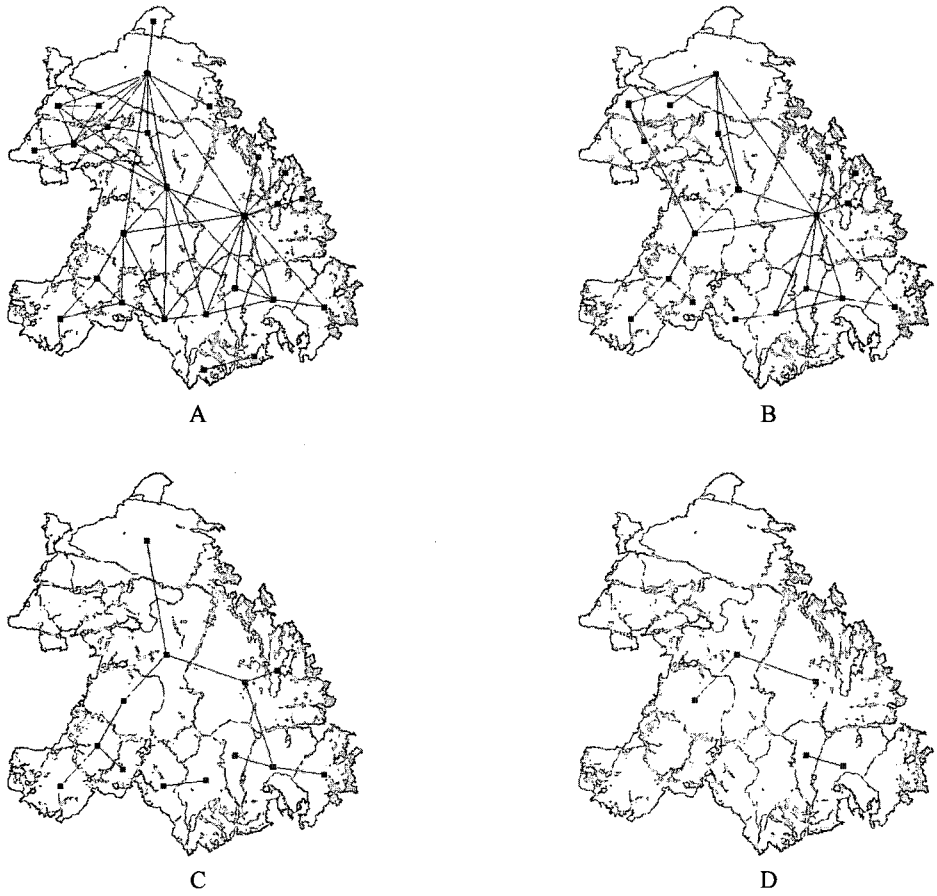



Figure 5. Pattern of interaction networks between 39 patches generated by a gravity model. A. Network based on G $\geqq$ 0.03; B. Network based on G $\geqq$ 0.05; C. Network based on G $\geqq$ 0.1; D. Network based on G $\geqq$ 0.15.

것으로 사료된다. 그림 2와 3에 의하면 설악산국립공원의 설악동 일대와 오대산국립공원의 횡계리 일대 경관조각은 시도, 군도에 의해 단절되어 서식지로서 기능을 할 수 없는 것으로 보인다. 국립공원뿐만 아니라 거주지역과 상업지역 등 시가화지역이 밀집한 해안지역에서는 도로의 영향으로 인하여 5 $km^2$ 이상의 경관조각을 거의 찾아볼 수 없었다. 이것은 도로와 인간생활의 밀접함, 즉 도로로 인한 서식지 양과 질의 저하를 단적으로 보여주는 결과이다. 따라서, 비교적 자연식생지역이 풍부한 설악산과 오대산국립공원 사이의 경관조각에 관광단지 등의 개발을 위해 더 많은 수의 도로가 건설되고 인간의 이용 빈도가 높아지게 되면, 서식지 단편화는 더욱 심각해질 것으로 예상할 수 있다. 시가화지역과 인접한 지역의 16, 22, 26, 32, 35번 경관조각의 형태지수가 전체 경관조각의 평균인 2.42보다 높다는 사실 역시 도로에 의해 굴곡이 증가하는 방향으로 경관조각의 형태가 변하고 있음을 추측할 수 있게 해준다. 경관조각 형태가 원형에서 굴곡형으로 변하면 조각의 생태적 기능도 동반하여 변한다(Dramstad *et al.*, 1997). 또한 Spellerberg(2002)에 따르면 도로에 의한 단편화로 인해 가장자리와 변형된 서식지가 증가하여 외부종과 내부종의 균형이 무너진다. 국립공원의 생물상을 보전하기 위해서는 국립공원과 인접한 해안 쪽 경관조각의 식생과 동물상의 변화를 장기간 추적할 필요가 있다고 사료된다.

일반적으로 경관조각의 면적이 클수록, 경관조각 사이의 거리 값이 작을수록, 경관조각 사이의 상호작용이 클수록 연결망 혹은 연결지점으로서 경관조각의 중요도가 높아진다(Wilson and Forman, 1995). 경관조각의 분석 결과는 이를 뒷받침하였다. 경관조각 가중치가 근접도와 일치하지는 않았으나 가중치와 근접도가 모두 높

Table 4. Comparison of the original study site and selected 39 patches regarding six different landscape indices

| | Patch density | Landscape shape index | Proximity | Connectivity | Shannon diversity index | Simpson diversity index |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Study site | 0.7715 | 37.2609 | 45.3059 | 0.5159 | 1.6410 | 0.7423 |
| Selected patches | 0.6591 | 32.6864 | 101.4412 | 0.8588 | 1.1544 | 0.6585 |

은 경관조각(21, 29, 16, 2)은 주변 경관조각과의 상호작용에 중요한 역할을 하는 경관조각임을 증명한다. (Bunn *et al.*,2000)은 첫째, 경관조각 사이의 높은 횡단가능성, 즉 근접도와 둘째, 메타개체군에 영향을 줄 수 있는 경관조각의 면적과 조각 간 거리를 고려한 흐름을 연결지점인 징검다리의 선정 요건으로 지적하였다. 그렇다면 근접도와 경관조각 사이의 상호작용 값이 가장 큰 21과 29번 경관조각은 중심축으로서 가장 중요하다고 볼 수 있다. 실제로 자연환경현황도(환경부, 2004)를 살펴보면, 국립공원을 제외한 조사지역 내 경관조각 가운데 29번과 15번 조각에서 삵이 자주 관찰되었다. 결국 방태산과 약수산 일대의 21, 29, 31번 조각을 선정하여 설악산국립공원의 20, 34, 41번 조각과 오대산국립공원의 12, 15, 17번 조각을 연결할 것을 제안하고자 한다. 다른 조각과의 상호작용 값이 매우 큰 29번과, 상대적으로 많은 조각과 상호작용을 하고 있는 31번 조각은 특히 중요한 연결지점으로 판단된다. 그러나 31번 경관조각은 위치적으로는 매우 중요하지만 군도가 거의 중앙을 관통하고 있다. 이것이 바로 31번 경관조각의 가중치는 7로서 매우 높지만 근접도는 0으로 나타난 이유로 추측된다. 따라서 31번 조각 중앙에 놓여있는 군도에는 야생동물을 위한 이동통로가 반드시 필요할 것으로 사료된다.

직선형 연결망의 경관조각 가운데, 최소존속개체군 이상의 아개체군이 서식하고 있는 조각이 있다면 다른 경관조각으로의 출입이 원활해져 메타개체군이 안정적으로 지속될 수 있다(Wu *et al.*, 1993). 그러므로 점봉산과 방태산을 중심으로 하는 31, 34번 경관조각을 아개체군이 서식하는 공급지로 정하고, 이 아개체군이 설악산과 오대산국립공원으로 전파되는 직선형 연결망을 구축한다면 조사지역 내의 개체군 역동성이 높아질 것으로 예상한다. 실제로 삵의 최소존속개체군이 서식하기에 적합한 것으로 분석된 21, 29, 31, 41번 경관조각의 가중치와 상호작용 값이 나머지 경관조각들에 비해 높다. 또한 Figure 4에 의하면 가중치가 높은 경관조각에 활엽수림이 풍부하다. 연결지점으로서 중요한 위치에 삵이 선호하는 식생이 풍부하다는 사실은 이 조각들이 공급지로서 적합한 지역임을 재확인시켜 주고 있다.

본 연구에서 연결된 링크와 경관조각의 수가 증가할수록 연결율이 높은 것으로 분석되었다. 그러나 연결지수 값이 큰, 복잡한 모형을 야생동물의 이동에 적합한 연결망으로 선택하는 데에는 어려움이 있다. 이는 연결성 값이 크다는 것은 그만큼 연결 링크의 수가 많은 것을 의미하고, 많은 조각 사이의 무리한 연결은 자칫 인간의 활동범위와 겹쳐질 수 있기 때문에 비현실적일 수 있기 때문이다. 보수적으로 보자면 이것은 단지 연결지점 선정에 도움을 주는 요소로 볼 수 있다(Wilson and Forman, 1995). 이동통로를 따라 이동하는 동·식물에 관한 증거는 많지만, 직선형 연결망을 제시하고 이것을 통해 이동하는 생물종에 관한 증거는 매우 적다. 직선형 연결망은 이용 빈도가 낮은 비포장도로와 교차로, 즉 소로를 따라 야간에 이동하는 소형 포식동물을 대상으로 한다 (Wilson and Forman, 1995). 삵 역시 주로 소로를 따라 이동하며 사냥을 하는 소형 포식동물이기 때문에 직선형 연결망은 이동에 가장 큰 장애물인 도로의 어느 지점에 통로를 연결하여 징검다리 효과를 최대화할 수 있는지를 제시할 수 있다. 그러나 전반적인 경관의 안정성은 기본적으로 생태법칙을 지배하는 경제적인 체제와 밀접한 관계가 있다(이도원, 2001). 그렇다면 Figure 5C에 보여 진 바와 같이 상호작용 값이 0.1 이상이며 γ와 α 지수가 최소화되는 모형이 삵의 이동과 서식에 안정적인 연결망으로 보인다. 즉, 홍정산 일대의 18번 경관조각을 중심으로 하는 연결지점과 15번 경관조각을 중심으로 하는 오대산국립공원을 가중치와 근접도가 높은 21, 29번 경관조각과 각각 연결시키면 31번 경관조각인 방태산을 중심으로 34와 41번 경관조각을 통해 삵을 비롯한 야생동물은 설악산국립공원으로, 또는 역으로 설악산국립공원에서 오대산국립공원으로 이동할 수 있게 된다. 이와 같은 연결구조는 Wilson과 Forman(1995)이 제시한 높은 우회성과 통로의 변화 폭과 같은 최적 연결망을 이루기 위한 조건에 부합한다고 사료된다.

조사지역에서 삵에게 적합한 경관조각을 선정하였을 때 원 조사지역에 비해 경관조각의 굴곡성은 감소하였으며 적합한 서식지의 근접성도 향상되었다. 이 결과는 경관조각 내 토지 피복 종류가 감소하거나 경관 조각

사이의 동질성이 증가했기 때문으로 판단된다. 즉, 시가지역이나 농업지역 등이 제외된, 선발된 경관조각들이 산림지역과 수계 등 자연지역에 가까운 형태의 건강한 생태계를 구성할 수 있음을 의미한다.

지리적으로 격리된 서식지 연결을 위한 연구는 세계적인 추세로서 다양한 시도가 있다. Beier(1993)는 가상모델을 이용하여 캘리포니아 남부지역에서 퓨마에게 적합한 서식지의 최소면적과 이동통로를 제시하였고, Schadt 등(2002)은 스라소니를 대상으로 적합한 서식지를 파악하고 조각 연결을 시도하였다. 우리나라 역시 1995년부터 전국 녹색연결망, 일명 '그린네트워크'에 핵, 거점, 점, 생태통로의 형태로 생태연결망을 구축하여 서식지의 연결을 위한 노력을 하고 있다(환경부, 1995; 김명수, 2002). 우리나라에는 20개 국립공원이 있으며 이들이 우리나라 자연식생의 90% 이상을 차지하기 때문에(환경부, 1991) 그린네트워크는 국립공원을 연결하는 체제로 이루어져야 할 것으로 보인다. 또한 야생동물의 행동권과 생활사에 대한 구체적 자료에 근거한 경관조각간 연결망 또는 연결지점 선정은 야생동물뿐만 아니라 관련된 식생의 보전도 도모할 수 있기 때문에 중추종을 고려한 연결망 구성은 매우 시급한 연구과제라고 사료된다.

## 결 론

섬과 같이 고립된 설악산국립공원과 오대산국립공원, 그 인근지역의 초각화 현상을 파악하고 삵의 분포와 행동권을 고려한 경관분석을 실시한 결과는 다음과 같다. 첫째, 최우선으로 보호되어야하는 국립공원의 일부 지역이 관광을 위한 위락시설이나 농업 등에 사용되어 실제 보전지역 면적은 감소하고 있었다. 둘째, 국도, 지방도, 군도 등 도로에 의해 설악산국립공원과 오대산국립공원을 포함한 조사지역의 단편화가 심각하게 발생하였다. 그 결과 삵의 자유로운 이동이 제한되어 국립공원 내 중·대형 포유류의 종수와 개체수가 감소할 것으로 보였다. 셋째, 경관조각의 가중치와 경관조각 사이의 상호작용 정도에 근거하여 중추적 역할을 할 수 있을 것으로 예상되는 경관조각, 즉 계방산과 방태산 일대를 설악산과 오대산국립공원의 연결지점으로 선정하였다. 이 조각들을 공급지로 선정하여 삵의 최소존속개체군 이상의 아개체군이 서식할 수 있는 지역으로 보전을 한다면, 이곳을 중심으로 설악산국립공원과 오대산국립공원으로 삵을 비롯한 야생동물의 전파가 가능할 것이다. 따라서 강원도에서 현재 진행되고 있거나 계획 중인 복원사업에 이 지역을 방사지역으로 선택한다면 성공적인 결과를 기대할 수 있을 것으로 예상된다.

설악산국립공원과 오대산국립공원 및 주변지역에는 44번 국도가 관통하는 한계령과 56번 국도 상 구룡령 단 두 곳에만 생태통로가 설치되어 있다. 건설된 도로의 수에 비해 너무나 부족한 생태통로의 수도 문제이지만, 야생동물이 실제로 설치된 생태통로를 얼마나 이용하는지에 대한 조사가 미흡하며, 생태통로의 실효성에 대해 많은 의문이 제기되고 있는 것이 현실이다. 이에 본 연구에서 제시한 조각 경계 지역에 야생동물의 생태를 완벽하게 고려한 생태통로의 설치를 기대하며, 조각 내 이용 빈도가 적은 도로의 경우 친환경적인 복원 사업을 통해 야생동물의 원활한 이동 경로와 안정적인 서식지를 제공할 것을 제안한다. 또한 야생동물에게 적합한 서식지를 정확히 선정하기 위해서 야생동물의 생활사, 행동권 등 생태에 관한 세밀한 연구가 이루어질 것을 기대한다.

## 인 용 문 헌

김계현(2004) 공간분석. 두양사, 서울, 346쪽.

김명수(2002) 대도시 녹지 연결성과 생물이동성 평가기법 개발: 경관 생태학적 접근. 서울대학교 대학원 박사학위 논문. 136쪽.

백경진, 박경, 강혜순(2005) 지리산 국립공원 내 도로에 의한 삼림조각화. 한국환경복원녹화기술학회지 8: 63-72.

원병휘(1967) 한국동식물도감 동물편(포유류). 문교부, 서울, 145-146쪽.

이도원(2001) 경관생태학-환경계획과 설계, 관리를 위한 공간생리. 서울대학교 출판부, 서울, 350쪽.

환경부(1991) 전국녹지자연도 정밀조사. 환경부 보고서.

환경부(1995) 전국 그린네트워크화 구상: 사람과 생물이 어우러지는 자연 만들기, 3-45쪽.

환경부(2004) 환경지리정보. 환경부 보고서.

Beier, P.(1993) Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. Conservation Biology 7: 94-108.

Bennett, A.F.(1990) Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. Landscape Ecology 4: 109-122.

Bossenbroek, J.M., C.E. Kraft and J.C. Nekola(2001) Prediction of long-distance dispersal using gravity models: zebra mussel invasion of island lakes. Ecological Applications 11: 1778-1788.

Bunn, A.G., D.L. Urban and T.H. Keitt(2000) Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. Journal of Environmental Management 59: 265-278.

DeGraaf, R. and D. Rudis(1986) New England Wildlife: Habitat, natural History, and Distribution. US Forest

Service, Northeastern Forest Experiment Station, Newtown Square.

Dramstad, W.E., J.D. Olson and R.T.T. Forman(1997) Landscape Ecology: Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning. Island Press, Washington D.C.

Fahrig, L. and G. Merriam(1985) Habitat patch connectivity and population survival. Ecology 66: 1762-1768.

Forman, R.T.T. and M. Godron(1986) Landscape Ecology. John Wiley and Sons, New York.

Levins, R(1970) Extinction. In: M. Gerstenhaber(ed.), Some Mathematical Problems in Biology, Mathematical Society, Providence, pp. 77-107.

Linehan, J., M. Gross and J. Finn(1995) Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. Landscape and Urban Planning 33: 179-193.

MacArthur, R.H. and E.O. Wilson(1967) The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, Princeton.

McGrarigal, K. and B.J. Marks(1994) FRAGSTATS: spatial analysis program for quantifying landscape structure. Oregon State University, Corvallis.

Morrison, M.L., B.G. Marcot and R. W. Mannan(1992) Wildlife-Habitat Relationships:Concepts and Applications. University of Wisconsin Press, Madison.

Nowak, R. M.(1991) Walker's Mammals of the World: 1200(5th ed.) Vol. II. Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Nowell, K. and P. Jackson(1996) The Wild Cats: Status Survey and Conservation Action Plan. International Union for Nature Conservation/Cat Specialist Group, Gland, Switzerland.

Pearson, S.M., M. G. Turner, R. H. Gardner and R. V. O'Neill(1996) An organism-based perspective of habitat fragmentation. In: R.C. Szaro and D.W. Johnston(eds.), Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice, Oxford University Press, Oxford, pp. 77-95.

Rabinowitz, A.R. and S. R. Walker(1991) The carnivore community in a dry tropical forest mosaic in Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, Thailand. Journal of Tropical Ecology 7: 37-47.

Rabinowitz, A.R.(1990) Notes on the behavior and movements of leopard cats, Felis bengalensis, in a dry tropical forest mosaic in Thailand. Biotropica 22: 397-403.

Saunders, D.A., R. J. Hobbs and C. R. Margules(1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5: 18-32.

Soule, M.E.(1986) What do genetics tell us about the design of nature reserves? Biological Conservation 35: 19-40.

Schadt, S., F. Knauer, P. Kaczensky, E. Revilla, T. Wiegand and L. Trepl(2002) Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx. Ecological Applications 12: 1469-1483.

Sklar, F. and R. Constanza(1991) The development of dynamic spatial models for landscape ecology: a review and prognosis. In: M. Turner and R. Gardner (eds.), Quantitative Methods in Landscape Ecology. Springer, New York, pp. 239-287.

Spellerberg, I.F.(2002) Ecological Effect of Roads. Science Publishers, Inc., Enfield, pp. 67-97.

Wiens, J.A.(1996) Wildlife in patchy environments: metapopulations, mosaics, and management. In: D.R. McCullough(ed.), Metapopulations and Wildlife Conservation, Island Press, Washington D.C., pp. 53-84.

Wilson, E.O. and R.T.T. Forman(1995) Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, New York.

Wu, J., J.L. Vankat and Y. Barlas(1993) Effects of patch connectivity and arrangement on animal metapopulation dynamics: a simulation study. Ecological Modelling 65: 221-254.

국립공원관리공단 http://www.npa.or.kr

섬진강 http://simcheong.com/kor2002/index.html

Luczkovich http://drjoe.biology.ecu.edu/