

지리산 국립공원 내 도로에 의한 산림조각화*

백경진¹⁾ · 박경²⁾ · 강혜순³⁾

¹⁾ 성신여자대학교 교육대학원 석사과정 · ²⁾ 성신여자대학교 지리학과 교수
³⁾ 성신여자대학교 생물학과 교수

Forest Fragmentation Due to Roads in Chirisan National Park*

Paek, Kyungjin¹⁾ · Park, Kyung²⁾ and Kang, Hyesoon³⁾

¹⁾ Graduate School of Education, Sungshin Women's University,
²⁾ Professor, Department of Geography, Sungshin Women's University,
³⁾ Professor, Department of Biology, Sungshin Women's University.

ABSTRACT

Chirisan National Park, the first and largest one out of 20 national parks in Korea, is divided into five zones. They are composed of nature preservation zone, natural environment zone, natural residential zone, concentrated residential zone, and collective facility zone. However, the park is not a continuous habitat: roads, trails, local residences, and various facilities created the habitat mosaics severely fragmented. We investigated the fragmentation pattern of the park due to roads and mountain trails using GIS. Based on perimeter length, area, and the ratio of perimeter to area of each patch, we obtained landscape analysis indices which reflect the regularity of the patch shape. The 1 m-wide hiking trails divided the park into 491 fragments. The legal trails with 1.5 m - 3 m width which have been heavily used by hikers generate 58 fragments. Even the nature preservation zone, corresponding to a core zone comprising 31.8% of the park area, was divided into 37 fragments because of the roads and mountain trails. With the different widths of buffer applied, the core sizes of the fragments were reduced. When the 60 m buffer was applied, the patch interior areas ranged from 0.0001 to 47.77 km² with a mean of 7.08 km². The landscape shape indices were far greater than 1 for most of the cases with a maximum value of 25. These results clearly indicate that Chirisan National Park is not a continuous habitat, but mosaics of small, irregularly shaped habitat fragments. It is necessary to take the size and shape of the fragmented habitats into consideration when nature conservation is planned, especially for large wildlife such as brown bears.

Key Words : *GIS, Habitat fragmentation, Landscape shape index, National park, Roads.*

* 이 논문은 2003년도 성신여자대학교 학술연구조성비(강혜순, 03-2-11-067) 지원에 의하여 연구되었음.

I. 서 론

우리나라에는 현재 20개의 국립공원이 있으며 그 총 면적은 6,472 km²로서 국토면적의 6.3%에 달한다(환경부 2003). 1991년도에 시행된 환경부의 녹지자연도 정밀조사에 의하면 우리나라 자연식생의 면적은 373 km²로 전국토의 0.4%에 지나지 않으며 그 면적의 90% 이상이 국립공원 내에 위치하고 있다(환경부, 1991). 따라서 국토면적의 66%인 약 64,063 km²가 산림인 우리나라에서 국립공원은 핵심적인 자연자원일 수밖에 없다.

우리나라 국립공원은 자연보존지구, 자연환경지구, 자연취락지구, 밀집취락지구, 집단시설지구로 용도가 구분되어 있다(환경부, 2002). 이 용도 구분에 의하면 자연보존지구는 생물다양성이 특히 풍부하고, 자연생태계가 원시성을 지니고 있으며, 특별히 보호할 가치가 높은 야생동·식물이 살고 있고, 경관이 아름다운 핵심적인 지역이다. 자연환경지구는 자연보존지구의 완충공간으로 보전할 필요가 있는 장소이다. 자연취락지구는 취락의 밀집도가 비교적 낮은, 주민의 취락생활을 유지하는데 필요한 곳이고, 밀집취락지구는 취락의 밀집도가 비교적 높거나 주민의 일상생활을 유지하는데 필요한 지역이다. 집단시설지구는 방문객에 대한 편의제공 및 자연공원의 보전, 관리를 위한 공원시설이 모여 있거나 모아 놓기에 알맞은 곳이다. 종에 따라 다르기는 하지만, MacArthur와 Wilson(1967) 이래 많은 학자들은 일반적으로 많은 종을 유지하기 위해서는 일정 면적 이상의 보전지역이 필요함을 주장하여 왔다. 국립공원의 자연보존지구와 자연환경지구는 안정된 서식지를 유지하여 핵심적인 자연자원을 보전할 가능성이 가장 높은 지역이므로 우선적으로 보호되어야 한다. 더욱이 우리나라 국립공원과 같이 보전지역이 상대적으로 좁은 경우 핵심지역의 지리적 연속성은 종 다양성 유지에 매우 중요한 역할을 한다.

도로는 지역간의 접근성 및 이동성을 향상시켜 경제, 정치, 문화적으로 중요한 기능을 수행하는 국가의 중요한 기반 시설 중의 하나이다. 국립공원 지역도 예외가 아니어서 국립공원 내

도로와 탐방로는 지난 30년간 2배 이상으로 증가하였다. 포장된 상태를 의미하는 도로만 하더라도 전국 국립공원에는 총 연장 1,084 km에 이르는 76개의 도로가 건설되어 있다(<http://www.npa.or.kr>). 그러나 도로가 건설되면 그곳에 존재하던 생태계는 다양한 영향을 받게 된다(Spellerberg, 2002). 일정 지역에 도로를 건설하게 되면 도로 인근에 서식하는 식물을 비롯한 생태계가 직접적으로 파괴되는데 특히 우리나라와 같이 산악지대가 많은 곳에서는 비탈면이 넓게 발생되어 넓은 면적의 생태계가 소실된다(김보현·이경재, 2000). 또한 도로가 신설될수록 탐방객 수가 증대되어짐으로 인간의 답압 등에 의한 서식지 교란과 그 복구정비로 인한 표토의 교란이 일어나게 된다(오구균 등, 1997).

도로에 의한 광범위한 생태계 교란현상 중 가장 큰 비중을 차지하는 것이 서식지 조각화이다. 도로 폭, 지역, 방향 그리고 주변의 토지이용형태에 따른 서식지 조각화는 각 조각에서 가장자리 효과를 발생시키고 산림보전관리의 주요 대상이 되는 내부 생태계 보호, 야생동물과 식물의 서식지 축소(김귀곤·최준영, 1998), 외래종의 도입에 관련된 문제를 야기한다. 김종원(2004)에 의하면 도로에 의한 직접적인 가장자리 영향권은 국토의 약 20%에 달한다. 그러나 도로의 생태적 중요성에 반하여 우리나라에서는 국립공원이 실제 어떻게 조각화 되어있는지, 내부면적이 어느 정도 감소한지에 대한 연구는 거의 수행된 바가 없다.

본 논문에서는 우리나라에서 최대이며 최초의 국립공원이지만 다른 지역과 마찬가지로 심한 도로개발 압력 하에 놓여있는 지리산 국립공원을 연구대상지로 선정하여 포장도로와 탐방로에 의한 서식지 조각화의 양상을 파악하였다. 더불어 ArcGIS를 이용하여 다양한 버퍼 하에서 포장도로와 탐방로로 인한 서식지 조각의 내부면적의 감소, 둘레길이, 수, 형태의 변화에 대한 분석을 수행하였다. 특히 자연보존지구의 서식지 조각의 크기와 형태 분포 분석을 통하여 자연자원 보전을 위한 핵심지역으로서의 역할을 평가하였다.

II. 재료 및 방법

1. 연구 대상지

지리산은 1967년 최초로 국립공원으로 지정되었으며 총 면적 471.75 km²으로 우리나라에서 가장 큰 육상의 국립공원이다. 포유류 25종, 조류 67종, 양서·파충류 20종, 어류 31종, 곤충 2,752종이 기록되어 있고, 지리산의 식물은 1,526종으로 우리나라 전체의 식물 4,600여 종의 30%가 서식할 정도로 생태적 가치가 매우 높다(<http://www.npa.or.kr/chiri/>). 지리산 국립공원은 3개 도, 1개 시, 4개 군, 15개 면(경상남도 함양군, 산청군, 하동군, 전라북도 남원시, 전라남도 구례군)에 걸쳐 위치하며(북위 35° 13'00"(구례군 토지면), 35° 27'00"(남원시 운봉면), 동경 127° 27'50"(남원군 주천면), 127° 49'50"(함양군 금서면)) 동서, 남북간 거리는 각기 34 km, 26 km, 둘레는 320 km에 이른다(목영규, 2003).

지리산 국립공원도 자연공원법에 명시된 바와 같이 용도지구가 분류되어 있다. 자연환경지구가 67.9%(320.16 km²)로 가장 넓은 면적을 차지하고 자연보존지구 31.7%(149.83 km²), 취락지구 0.3%(1.31 km²), 집단시설지구가 0.1%(0.45 km²)를 차지하고 있다(국립공원관리공단, 2004a). 그러나 이러한 용도구분 목적에 반하는 벽소령 관통도로의 건설은 동쪽의 천왕봉에서 세석평전에 이르는 자연보존지구와 반야봉에서 노고단에 이르는 자연생태계보존지구에 막대한 악영향을 미치고 있다. 1980년대 중반부터 일어난 개발붐과 관광산업은 그 훼손의 정도를 더욱 심각하게 만들었다. 1989년 건설된 861번 지방도인 성삼재도로가 남원시 주천면 고기리-정령치-심원계곡-성삼재-시암재-구례군 광의면 천은사를 연결하면서 무려 23 km나 되는 단절구간이 생겼고 이어 지역개발이라는 명분으로 2차선 포장도로가 개설되었다. 또한 주천면에서 산내면을 연결하는 정령치의 도로가 포장되고 청암면 목계리와 산청군 시천면 내대리 사이에 위치한 길이 2 km의 터널이 건설되었다. 그래서 2000년까지 지리산에는 약 248.7 km의 도로가 개설되었다(<http://www.npa.or.kr/chiri/>). 하동군 청암면-산청군 시천

면간 2차선 도로개설과 하동군 악양면-청암면 목계리 간 회남재 2차선 확·포장 등 총 26.4 km 구간은 현재 시공 중에 있다. 더불어 노고단에서 천왕봉에 이르는 25.5 km의 주 능선코스를 비롯한 수많은 탐방로가 있다. 도로 건설 뿐 아니라 공원 내의 유흥업소, 집단 시설지구 등의 확장, 댐 건설로 인한 자연파괴로 인해 지리산 국립공원의 생태적 단절은 더욱 더 심각해지고 있다. 이를 보완하기 위해 1991년부터 시작된 자연휴식년제는 2003년부터 2005년까지 13개의 구간에 걸쳐 확대 시행되고 있으나 훼손지역은 여전히 발생하고 있다(오구균 등, 1997).

2. 연구 방법 및 분석

1) 데이터 수집

지리산 국립공원의 포장도로와 탐방로에 의한 서식지 조각화를 정량적으로 분석하기 위하여 국토정보연구원의 수치지형도, 환경부의 자연환경현황도, 국립공원관리공단의 공원경계, 자연보존지구 경계, 공원 내 도로, 법정 탐방로, 비법정 탐방로, 그 외 시설물에 대한 데이터를 획득하였다. 지리적 공간상에 분포하는 제반요소들에 대한 관리, 계획, 의사결정을 보조하여 모든 분야에서 활용이 가능한 GIS program을 사용하여 데이터 처리와 분석을 수행하였다. 특히 본 연구에서는 ESRI사의 ArcGIS 8.3(2001)을 이용하여 분석을 수행하였으며 포맷이 다른 형태의 데이터들은 ArcGIS에서 사용가능한 .shp 포맷으로 변환하여 사용하였다.

2) 데이터 처리

속성정보가 입력되어 변환된 데이터 중 면(polygon) 형태의 공원경계와 선(line) 형태의 공원 내 도로, 법정 탐방로, 비법정 탐방로를 서로 중첩하였다. 지리산 국립공원의 현재의 면적은 471.75 km²이지만 본 연구에서는 2003년 용도변경 전 설정되었던 440.49 km²를 대상으로 분석하였다. 실제적인 면적 데이터를 얻기 위한 선행작업으로 ArcGIS의 Geo-processing Wizard와 Spatial Analyst를 이용하여 도로와 탐방로를 제외한 지리산 내의 조각을 추출하였다. 이러한 추출된 데이터를 .mdb

파일로 전환하여 데이터베이스화 시킨 후 각 조각의 면적을 추출하였다. 수집된 데이터들은 MS Access로 전환, 저장하였고 공원의 조각화에 따라 파생되어지는 조각면적의 크기로 Object ID를 부여하였다.

Geo-processing Wizard의 버퍼(buffer) 설정방법을 사용하여 도로와 탐방로 주변부 및 버퍼를 제외한 내부지역만을 추출하여 서식지 조각화와 가장자리 크기변화에 따른 내부 서식공간 축소정도를 분석했다. 이러한 버퍼링, 즉 영향권 분석(김귀곤 등, 1992)은 지형요소의 둘레에 완충구역을 만들어 줌으로서 도로로 인한 효과 분석을 가능하게 한다. 추출된 데이터 또한 mdb 포맷으로 전환하여 조각의 면적과 둘레길이를 도출하였다. 그리고 조각화 데이터를 자연보존지구와 자연환경지구에 중첩시켜 보전되어야 할 영역 내의 조각화와 도로, 탐방로 점유율을 계산하였다.

서경주(1996)는 설악산 국립공원 내의 도로와 용도지구가 식생에 미치는 영향의 정도를 Landsat TM 영상을 이용한 NDVI 분석을 통해 예측하였다. 본 연구에서도 서경주(1996)에 근거하여 2차선 도로로부터의 가장자리의 효과를 112 m로 규정하여 서식지 조각화를 도출하였다. 탐방로의 경우 Forman (2000)은 50 m 버퍼를 기준으로 하였으나 본 연구에서는 1-1.5-3 m에 이르는 노폭과 지역적 특성을 감안하여 교란에 적응한 식물(25 m), 식생종 구성(50 m), 기온의 변수(60 m - 80 m)를 고려하여(이도원, 2003) 20 m, 40 m, 60 m로 차별화를 두어 처리하였다.

3) 데이터 분석 - 둘레 : 면적의 변형지수(LSI)

위성영상의 공간분석지수로서 사용되는 경관형태지수와 둘레 : 면적비 변형지수(Landscape Shape Index: LSI)(국토연구원, 2004)를 GIS에 도입하였다. 지리산 국립공원을 하나의 경관의 개념으로 정의하고 경관조각의 개념을 도로와 탐방로로 야기된 조각수준으로 정리하였다. 60 m의 버퍼 값으로 인한 서식지 조각의 내부 면적만으로 LSI값을 계산하였다. 수치분석으로 사용된 둘레 : 면적비 변형지수(LSI)는 조각과 같은 둘레길이를 가지는 원의 면적을 조각의 면적의 제

곱근으로 나누어 산출하였다($LSI=0.282 \cdot L/S^{1/2}$). 이 공식에 의하면 원의 LSI값은 1이고 원에 가까울수록 1에 가깝고, 정사각형일 때 1.13, 불규칙한 모양에 대해서 무한대로 커진다. 즉, 원형일 때 주변부와 내부의 비가 가장 작다. 수치가 높을수록 그 형태는 막대기형의 길이가 길거나, 별 모양, 또는 불가사리 모양의 형태로 가까워진다(서주환 등, 1999; 이도원, 2003). 이와 같이 특정 조각과 같은 둘레를 가지는 원의 면적을 그 특정 조각과 양상을 비교하여 지리산의 조각화로 생겨난 조각의 경계부 굴곡여부를 분석하였다.

III. 결과 및 고찰

1. 포장도로와 탐방로에 의한 조각화

지리산 내에는 관통도로이자 지방도로인 2차선 포장도로, 등산객의 유입이 많은 1.5 m - 3 m 폭의 법정탐방로, 주요탐방로는 아니지만 산악인들의 출입이 잦은 1 m 폭의 비법정 탐방로가 있다. 모든 종류의 도로를 지리산 경계와 중첩하였을 때 전체 440.49 km²에 이르는 지리산 국립공원에서 총 491개의 조각이 도출되었고 조각의 총면적은 356.59 km²이었다(그림 1). 최대 크기의 조각은 13.23 km²로 측정되었으며 5 km² 이상의 면적을 지닌 조각은 491개 중 15개에 지나지 않았다.

2. 가장자리 효과를 고려한 포장도로와 법정 탐방로에 의한 조각화

Landsat TM의 NDVI 분석에서 도출한 112 m 버퍼링의 개념(서경주, 1996) 이외에도 여러 조건에서 가장자리 효과가 조사되어 왔다. 가장자리 효과는 바람, 빛, 기온, 습도, 토양온도, 숲 틈의 수, 식생종의 구성, 낙엽층 두께, 포유동물, 정규식생지수, 변환식생지수(이도원, 2003) 등과 같은 매개변수를 이용하며, 변화가 나타나지 않는 지점까지를 측정한다.

예를 들어 바람의 영향범위는 식생높이의 대략 2 - 3배로 60 m 정도(Harris, 1984), 미국 북서부 더글라스 전나무 숲에서는 미기후에 의해 30 m - 300 m, 식생변수에 의해 16 m - 370 m의 가장자리 효과가 나타났다(Chen 등, 1995). 아마존

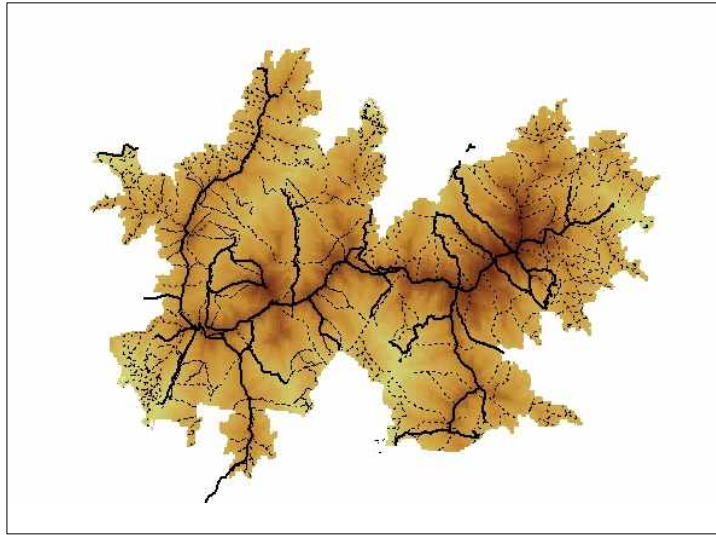


그림 1. 지리산 국립공원의 도로와 탐방로 분포. 실선=도로와 법정탐방로; 점선=비법정탐방로.

중부에서 나무의 죽음과 손상을 변수로 측정된 가장자리 효과는 숲 조각의 대략 100 m 내부 까지 미쳤다(Ferreira and Laurance, 1997). 대체로 식생의 종구성은 대략 50 m의 가장자리 구역에서 영향을 받기 때문에(Harris, 1984) 벌목지와 접해있는 숲 가장자리에서는 모든 향에 있어서 50 m (Matlack, 1993)라고 규정되기도 하였다. 고속도로의 경우 버퍼 폭을 1, 2차선으로 분류하여 50 m - 70 m, 70 m - 100 m, 100 m - 140 m로 지정하였고 (Swenson, 1995; Swenson and Franklin, 2000), Medicine Bow-Routt National Forest에서는 50 m 와 100 m를 대입하였다(Reed 등, 1996).

우리나라에서 조사된 바로는 김보현과 이경재 (2000)가 지리산 성삼재 도로의 경우 현지조사를 통해 도로건설이 주변식생에 미치는 영향권의 범위가 10 m - 30 m까지 다양함을 밝힌 바 있다. 북한산의 경우 Landsat TM 영상을 사용하여 정규식생지수(NDVI)를 도출한 바 있다. 버퍼링 작

업에 의하여 공원의 전체 경계선으로부터 거리별 NDVI를 산출하였을 때 220.72 km²- 456.23 km²의 가장자리 효과 즉 추이대가 조사되었다(박종화 등, 1995). 서경주(1996)에 의하면 설악산 식생에 미치는 도로의 영향권은 80 m에 이르는 구간까지 급격히 변하면서 최대 112 m에 이르게 된다. 이러한 가장자리 효과는 크게 산림의 내부 500 m까지도 뚜렷이 나타나게 된다(Laurance, 1991).

표 1은 2차선 포장도로의 경우 식생에 미치는 영향권을 112 m로 주고, 등산객의 유입이 많은 법정 탐방로의 경우 1.5 m - 3 m에 이르는 탐방로 평균 노폭(오구균, 1991), 그리고 지역적 특성

표 1. 탐방로 버퍼 폭에 따른 조각의 양상.

버퍼 폭	조각 수 (개)	내부면적의 총합(km ²)	최대 내부면적	최소 내부면적	조각의 평균 내부면적
20m	58	415.44	50.93	0.0001	7.16
40m	58	409.44	48.05	0.0001	7.06
60m	57	403.45	47.77	0.0001	7.08

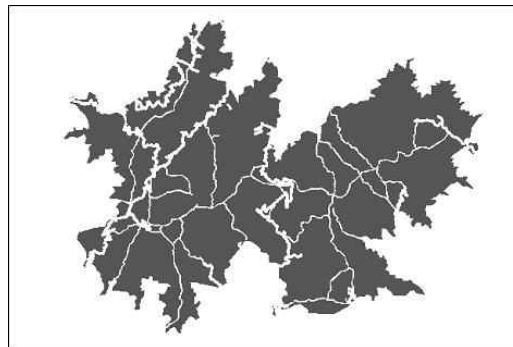


그림 2. 2차선 포장도로와 법정 탐방로에 의한 조각화. 굵은 선=2차선 포장도로(112 m 버퍼); 가는 실선=법정도로(60 m 버퍼).

을 감안하여 20 m, 40 m, 60 m의 차별화를 두었을 때 도출된 산림 내 조각의 수와 조각의 총 내부면적, 최대 내부면적, 최소 내부면적, 조각의 평균 내부면적을 보여준다. 각 버퍼당 내부면적의 크기는 큰 차이를 보이지 않았다. 60 m 버퍼를 주었을 때 57개 조각이 산출되었으며 조각 중 최대 내부면적은 47.77 km²였다(그림 2). 조각의 내부면적의 비율을 구하였을 때 전체 조각의 68.3%가 5 km² 이하의 크기였다(표 2).

특히 보호가치가 높은 야생 동·식물이 살고 있고 외부와의 접촉이 철저히 차단되어야 할 자연보존지구 내의 도로와 탐방로로 인한 조각화 현상이 심하게 나타났다(그림 3). 자연환경지구 149.83 km² 내에서 60 m 버퍼를 주었을 때 최대 내부조각은 22.33 km²로서 조각들의 총 내부면적은 143.65 km²이었다. 특히 자연보존지구 내에서 내부면적 10 km² 이상인 조각은 겨우 5곳에 불과하였다. 지리산 국립공원이 이처럼 작은 조각의 모입이라는 사실은 너구리, 고라니, 청설모, 노루, 삿, 멧돼지, 멧토끼 등과 같은 중, 소형 동물의 최소존속개체군(MVP) 크기 유지에 큰 어려움을 초래할 가능성이 많음을 시사한다. 서식가능 면적의 축소는 안정된 서식지를 요구하는 안정된 서식지를 요구하거나 또는 대형 야생동물 중에게 특히 큰 위협으로 작용할 수 있다. 즉, 이들은 새로운 서식지와 물을 얻기 위해 생활근거지를 옮기게 될 때 위험을 무릅쓰고 도로를 단단하여 도로로 인한 차량충돌 피해를 발생하기도 한다.

표 2. 60 m 수준의 버퍼 설정 후 내부면적의 크기에 따른 조각의 비율과 개수.

내부면적(km ²)	비율(%)	누적비율(%)	조각개수
40 - 50	1.9	1.9	1
30 - 40	5.2	7.1	3
20 - 30	8.8	15.9	5
10 - 20	7.0	22.9	4
5 - 10	8.8	31.7	5
1 - 5	21.0	52.7	12
0.1 - 1	14.1	66.8	8
0.01 - 0.1	17.5	84.3	10
0.001 - 0.01	8.8	93.1	5
0.0001 - 0.001	7.0	100	4
총면적 403.45			총 조각수 57



그림 3. 자연보존지구와 자연환경지구 내의 조각화. 굵은 실선=자연보존지구; 회색 면=자연환경지구.

3. 형태분석

지리산 국립공원을 이루는 조각들에서 LSI 수치는 최대 25였으며 대부분의 조각이 2 - 5에는 수치를 가지고 있었다(표 3). 모든 LSI 수치가 원형을 의미하는 1을 벗어난 2 이상이라는 결과는 지리산 국립공원의 서식지 조각들이 원형이 아닌 굴곡을 가진 조각화임을 시사한다. 조각의 크기가 큰 것부터 작은 것까지 순서대로 10개의 조각을 분류하여 LSI 값을 추출하였더니 조각의 면적이 감소하고 그 둘레가 증가하면서 LSI 값은 증가하였다. 이는 LSI 값이 큰 조각은 경계면의 굴곡화의 비율이 크고, 그 값이 작은 조각의 경계면의 굴곡화는 보다 완만하기 때문이다. 그림 4는 도로와 탐방로로 인하여 발생한 조각과 그 조각과 같은 둘레를 가지는 원의 상대적인 크기를 비교함으로써 작은 조각과 동반하는 현저한 굴곡화를 보여주고 있다.

조각 둘레의 굴곡이 커질수록 도로나 탐방로와의 상호작용은 더욱 활발해지고(Schonewald-Cox and Bayless, 1986), 동물이동에 중요한 통로로서의 역할을 하는 반도효과(peninsula effect) (Taylor, 1987; Mann and Plummer, 1993)가 일어날 수 있다. 그러나 식물 종의 이동 또한 활발해지므로 굴곡이 큰 조각의 환경은 식생의 고유성을 떨어뜨리는(Gaile, 1984) 부정적 결과를 가져오기도 한다. 특히 도로건설에 의한 산림 조각화로 인해 식물의 수관부가 열리고 햇빛을 선호하는 외래종의 이주가 용이해짐으로서 외래종 침입은 조각의 굴곡화와 병행하는 경향이 있다(Parendes and Jones,

표 3. 둘레 : 면적의 비인 변형지수(LSI) 수치에 따른 조각의 분포양상.

LSI	누적비율(%)	개 수
2	5.3	3
3	22.8	10
4	38.6	9
5	47.4	5
6	66.7	11
7	73.7	4
8	82.5	5
9	89.5	4
10	89.5	0
11	97.7	3
12	96.5	1
13	96.5	0
14	98.2	1
25	100	1

2000; Spellerberg, 2002). 도로에 인접한 산림 가장자리 식생은 조각내부에 대한 미기후 변화의 완충 효과를 갖기도 하나(김은숙, 2001) 가장자리의 급격한 증가는 식생의 고유성을 감소시키는 요인으로 작용한다.

지리산 국립공원에서도 성삼재 도로로부터 산림 내부까지의 거리에 따른 외래종의 식생천이 조사가 수행된 바 있다(김보현·이경제, 2000).

도로 주변에 절개 비탈면 급속녹화용으로 도입된 큰김의털이 우점종으로 나타나고 있고 녹화의 용도로 사용되는 타지의 토양이 아무 처리 없이 유입되어 겹달맞이꽃, 개망초 등의 침입종이 자리를 잡으면서 귀화식물이 확산되고 있다. 이처럼 도로의 건설은 인간의 활동을 극대화 시키는 기회로 작용할 뿐만 아니라 탐방로 주변은 표면침식, 수목의 고사, 암석노출, 뿌리노출, 노폭 확대 등으로 훼손되어지는 지역을 확장시키는 주요 원인이 되기도 한다(오구균, 1991).

서식지 조각화와 굴곡화는 활동영역이 넓고 소규모의 개체군을 가지는 대형 포유류 쇠퇴나 절멸을 촉진시킨다. 즉, 자식열세, 유전자 부동, 개체군의 크기 감소로 생기는 다른 문제점 등에 의한 피해가 커져(Primack, 1993) 반달가슴곰처럼 커다란 몸으로 인해 활동영역이 넓은 야생동물에게는 치명적이다.

지리산에 방사된 반달가슴곰의 서식흔적에 따르면(국립공원관리공단, 2004b) 2002년의 경우 반달가슴곰은 도로에서 2 km - 3 km의 거리를 두고 활동하는 경향을 나타내었고, 2003년에는 3 km 이상 떨어진 지역을 주로 이용한 것으로 나타났다. 탐방로의 경우 2002년에는 100 m - 500

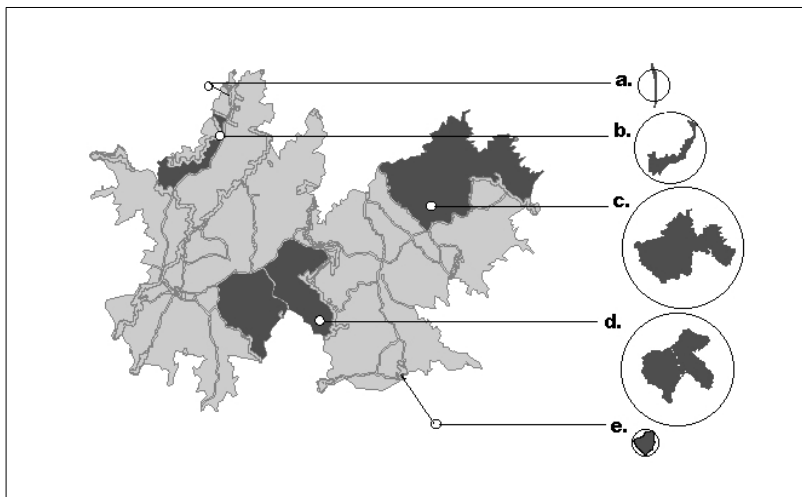


그림 4. 도로, 탐방로에 의한 내부조각과 조각과 같은 둘레를 가지는 원의 상대적인 크기비교. 실선으로 된 원=특정조각과 같은 둘레를 가지는 원의 크기; 바탕의 조각=도로, 탐방로에 의한 조각의 모양.

- (a) 최소면적, 최대 LSI 조각, LSI=25.15, 조각면적=0.0001;
- (b) 두 번째 LSI 조각, LSI=14.80, 조각면적=5.71;
- (c) 최대면적 조각, LSI=9.39, 조각면적=47.77;
- (d) 두 번째 면적 조각, LSI=8.86, 조각면적=45.97;
- (e) 최소 LSI 조각, LSI=2.71, 조각면적=0.036.

m 거리에서 활동한 것으로 나타났으나, 2003년에는 500 m 이상 떨어진 곳에서 추적되었다. 이러한 조사에 근거할 때 지리산 국립공원 내 밀도 높은 도로망은 반달가슴곰의 행동반경과 그 행동영역에 커다란 제한적 요인으로 작용할 것으로 보인다. 반달가슴곰의 행동반경이 마을 쪽으로 확대되어 양봉과 각종 축사에 피해를 준 사실은 사용가능한 서식지 감소에 따른 것으로 판단된다.

도로는 동물의 차량충돌사고를 일으키는 요인이기도 하다. 반달가슴곰의 경우 2차선 포장도로인 성삼재 관통도로를 2003년에만 최소 5회 이상 횡단하였고 하동 의신마을 진입로인 1203호 도로도 3-4회 이상 횡단한 것으로 나타났다(국립공원관리공단, 2004b). 따라서 적어도 국립공원 내 도로건설은 지양되어야 하고 피할 수 없는 경우라면 소형 및 대형동물의 통과를 배려한 에코브릿지 조성이나 하천 변 도로 밑을 통과하는 생태터널, 도로 주변시설의 조절을 통하여 야생동물의 도로 통과를 효율적으로 도와줄 수 있어야 할 것이다. 이를 위해서는 도로 주변과 생태통로 이용 횟수에 대한 지속적이고도 계획적인 모니터링이 활성화되어야 한다. 즉 반달가슴곰을 보전하기 위해서는 이들의 활동을 보장할 수 있는 충분한 크기의 서식지가 있어야 하고 서식지들은 효율성(이동 동물 종류, 이동방향, 이용횟수 등), 적합성(위치, 크기, 주변 식생 조성), 생태적 영향(연결된 서식처의 동식물상의 변화)을 고려한(김귀곤 등, 2000) 적절한 통로에 의해 연결되어야 한다.

본 논문에서는 문헌조사를 토대로 이루어진 분석을 주로 하여 물리적 속성인 도로까지의 거리만으로 데이터베이스를 작성하고 정량화하여 서식지 조각화 도면을 작성하였다. 본 논문의 자료는 위성영상을 이용한 원격탐사 분석과 현지 조사의 정량적인 기초 자료가 될 것이라 사료된다. 경급, 영급, 소밀도, 현존식생의 생물적 속성과 수계까지의 거리, 고도, 경사, 향의 물리적 속성에 대한 조각화 현상은 후속 연구에서 밝힐 예정이다. 현재 분석중이다.

IV. 결 론

본 연구의 결과는 지리산 국립공원이 하나의 연속된 서식지가 아니라 많은 도로와 탐방로로 인해 분리되는 대체로 작은 서식지 조각의 모자이크임을 보여주고 있다. 비법정 탐방로를 고려하면 무려 491조각, 법정 탐방로만 고려하더라도 58조각이 존재하는 것으로 나타났다. 공원의 핵심지역에 해당하는 자연보존지역마저 심하게 조각나 있었다. 각기 다른 버퍼를 주었을 때 조각의 내부면적은 감소하였다: 60 m 폭의 버퍼를 주었을 경우 조각의 평균 내부 크기는 겨우 7.08 km²였고 최대 조각이라 할지라도 내부면적은 47.77 km²에 불과하였다. 조각의 형태를 나타내는 LSI 지수는 최대 25에 달하였고 6인 경우가 가장 많아 서식지 조각의 심한 굴곡 현상을 보여주었다. 이와 같이 삼림의 조각화는 산림의 내부 면적을 크게 감소시킬 뿐만 아니라 조각 간의 연결성을 감소시켜 종의 생존을 저해하는 요인으로 작용할 수 있다. 물론 가장자리 조각내부에 대한 미기후 변화의 완충 효과를 가져와 종의 다양성을 높이는 요인으로 작용하기도 한다. 따라서 산림 가장자리 유형을 고려한 서식지 관리와 종의 생태적 특성에 따른 보존 방안을 설계해야 할 것으로 사료된다. 특히 반달가슴곰과 같이 커다란 몸을 가지고 넓은 영역을 필요로 하는 야생동물을 보전하기 위해서는 서식지 조각화의 정도와 조각의 형태에 대한 정보가 필수적이다. 이들 야생동물을 보전하기 위해서는 적어도 국립공원 내부와 그 경계에서의 도로건설을 지양하여야 한다. 우리나라 최초이자 최대인 지리산 국립공원이 이와 같이 작은 크기의 많은 조각으로 이루어져 있다는 사실은 나머지 다른 국립공원의 조각화와 더불어 내부 종의 보전에 대한 심각한 우려를 낳고 있다.

인 용 문 헌

- 국립공원관리공단. 2004a. 공원통계자료.
국립공원관리공단. 2004b. 반달가슴곰관리팀 시
협방사 결과보고서.

- 국도연구원. 2004. 공간분석기법. 서울 : 한울아카데미.
- 김귀곤 · 최준영. 1998. 분절된 서식처의 연결을 위한 생태이동통로에 관한 이론적 연구 (I). 한국조경학회지 26(2) : 293-307.
- 김귀곤 · 최준영 · 손삼기. 2000. 단편화된 서식처의 연결을 위한 야생동물 이동통로의 조성-대상지 선정 및 조성기법을 중심으로. 한국조경학회지 28(1) : 70-82.
- 김귀곤 · 김명진 · 김익수 · 서창완. 1992. 환경정보체계를 이용한 환경영향평가에 관한 연구 (I) : GIS 활용을 중심으로. 환경영향평가 1(1) : 21-30.
- 김보현 · 이경재. 2000. 도로건설이 식물생태계에 미치는 영향-지리산 국립공원 삼재 관통도로를 사례로. 한국환경생태학회지 14(2) : 127-38.
- 김은숙. 2001. 도로에 인접한 숲 가장자리의 미기후 변화에 대한 완충제로서 하층식생의 역할. 서울대학교 환경대학원 환경계획학과 석사학위 논문.
- 김종원. 2004. 녹지생태학. 서울 : 월드사이언스
- 목영규. 2003. 국립공원 자연보존지구의 재설정 에 관한 연구-지리산 국립공원을 중심으로. 서울대학교 대학원 석사학위 논문.
- 박종화 · 명수정 · 박영임. 1995. GIS 및 원격탐사 기법을 이용한 북한산 국립공원 주변부의 추이대 탐지. 한국GIS학회지 3(2) : 91-102.
- 서경주. 1996. 식생지수를 이용한 설악산 국립공원 내 인간활동이 식생에 미치는 영향 분석. 서울대학교 대학원 석사학위 논문.
- 서주환 · 최현상 · 김상범 · 이철민. 1999. 형태지수를 이용한 도로경관의 선호성 분석에 관한 연구-설악산 국립공원을 대상으로. 한국조경학회지 27(4) : 87-93.
- 오구균 · 정승준 · 임윤희. 1991. 지리산 국립공원의 주변부 식생 구조. 응용생태연구 5(1) : 68-78.
- 오구균 · 우보명 · 김동완. 1997. 지리산 국립공원 아고산대 황폐나지의 식생복원공법 개발. 환경생태학회지 11(1) : 37-45.
- 이도원. 2003. 경관생태학. 서울 : 서울대학교 출판부.
- 환경부. 1991. 전국녹지자연도 정밀조사. 환경부 보고서.
- 환경부. 2002. 자연공원법. 환경부 법령.
- 환경부. 2003. 공원기본계획(안). 환경부 보고서.
- Chen, J., J. F. Franklin. and T. A. Spies. 1995. Growing season microclimate gradient from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forest. Ecological Applications 5 : 74-86.
- Ferreria, L. V. and W. F. Laurance. 1997. Effect of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. Conservation Biology 11 : 797-801.
- Forman, R. T. T. and R. D. Deblinger. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. Conservation Biology 14 : 35-46.
- Gaile, G. L. 1984. Spatial Statistics and Models. Boston : Kluwer Academic Publishers.
- Harris, L. D. 1984. The fragmented forest : Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. Chicago, University of Chicago Press.
- Laurance, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. Biological Conservation 57: 205-219
- MacArthur, R. H. and E. O. Wilson. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton : Princeton University Press.
- Mann, C. C. and M. L. Plummer. 1993. The high cost of biodiversity. Science 260 : 1868-1871.
- Matlack, G. R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. Biological Conservation 56 : 180-194.
- Parendes, L. A. and J. A. Jones. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J Andrews experimental forest, Oregon. Conser-

- vation Biology 14 : 64-75.
- Primack, R. B. 1993. Essential of Conservation Biology. Boston : Sinauer Associates.
- Reed, R. A., J. Johnson-Barnard. and W. L. Baker. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. Conservation Biology 10 : 1098-1106.
- Schonewald-Cox, C. M. and J. W. Bayless. 1986. The boundary model : a geographic analysis of design and conservation of nature reserves. Biological Conservation 38 : 305-322.
- Spellerberg, I. F. 2002. Ecological Effects of Roads. Plymouth : Science Pub. Inc.
- Swenson, J. 1995. Examining and predicting habitat fragmentation using a geographic information system in the Santa Monica Mountains. Master's Thesis, San Diego State University, CA.
- Swenson, J. and J. Franklin. 2000. The effects of future urban development on habitat fragmentation in the Santa Monica Mountains. Landscape Ecology 15 : 713-730.
- Taylor, R. J. 1987. The geometry of colonization : 2. Peninsulas. Oikos 48 : 232-237.
- <http://www.npa.or.kr> 국립공원관리공단 공원통계 자료.
- <http://www.npa.or.kr/chiri> 지리산국립공원관리공단.

接受 2004年 12月 14日