

멸종위기종 반달가슴곰의 현장 내 복원을 위한 행동권 평가

강혜순* · 백경진

성신여자대학교 자연과학대학 생물학과

Evaluating Home Ranges of Endangered Asiatic Black Bears for *In Situ* Conservation

Kang, Hye-Soon* and Kyung-Jin Paek

Department of Biology, College of Natural Sciences, Sungshin Women's University, Seoul 136-742, Korea

ABSTRACT: A project has recently begun to reintroduce endangered Asiatic black bears to the Jirisan National Park. However, information on home range that is necessary to maintain the Minimum Viable Population (MVP) of those bears does not exist. Based on point data of two bears that were released for trial in Jirisan in 2001, we identified the movement pattern of bears and estimated their home ranges with two different methods. Finally, the possibility of conserving the MVP of bears was evaluated by comparing the location and size of the home range with habitats which have been found to be suitable for bears. The frequency of bears' appearance reduced drastically as road densities of both paved roads and legal trails increased. The midpoint of home ranges of the two bears was 376.85 km² and 50.76 km² based on 100% MCP (Minimum Convex Polygon) and 95% AK (Adaptive Kernel Home Range Method), respectively, with an overlapped area of 126.0 km² and 3.99 km² each. The core areas of their home ranges are located not in the no-entry zone, where major trails were open to the public - despite being designated as no-entry zone - but in areas where most trails were closed to the public. A discrepancy between core areas of home ranges and potentially suitable habitats suggests the effects of vehicles and tracking people through roads within the park. Thus, for the success of *in situ* conservation of endangered bears, well-planned management of habitats is needed to protect bears and to ensure the home ranges to support the MVP.

Key words: Endangered species, Home range, Jirisan National Park, Minimum viable population, *Ursus thibetanus ussuricus*

서론

멸종위기 야생동물을 자연생태계에 복원하는 우리나라 최초의 시도로서 지리산국립공원에 반달가슴곰을 재도입하는 일이 이루어지고 있다. 야생동물이 자생하던 서식지라 해도 새로운 개체군을 조성하거나 개체군 크기를 증가시키기 위해서는 여러 가지 기초 정보가 필요하다. 무엇보다도 대상 종의 생존을 보장하는 최소개체군 크기, 즉 존속 가능 최소개체군(Minimum Viable Population: MVP)(Shaffer 1981)의 크기를 확인하여야 한다. 지리산국립공원 내 도입되는 반달가슴곰의 경우 이입, 사망, 적응, 연령, 출산, 성별의 요인을 고려하였을 때 MVP는 51 마리로 산출되었고, 이에 따라 2004년부터 2008년까지 5년간 매년 6 마리씩 도입할 예정이다(국립공원관리공단 2004a). 성공적인 복원을 위해서는 MVP와 함께 MVP를 유지할 수 있는 최소 역동 면적(Minimum Dynamic Area: MDA)(Thiollay 1989)의 서식지가 확

보되어야 한다. MDA는 먹이, 휴식, 은신, 번식, 양육, 또는 분산에 필요한 개체들의 행동반경인 행동권에 MVP를 곱하여 추정한다(http://drjoe.biology.ecu.edu). 예를 들어, 육식동물로서 중요한 생태적 지위를 가지나 멸종 위기에 놓여 있는 삶의 경우 행동권 7.5 km²(Rabinowitz 1990)를 고려하여 MDA는 3,570 km²로 추정되었다(강 등 2005). 그러나 지리산국립공원에 예상 MVP 51 마리에 적합한 서식지가 확보되어 있는가는 조사된 바가 없다.

MDA 산정에 중요한 요소가 되는 행동권의 크기는 서식환경과 동물 개체군의 밀도에 따라 크게 달라진다. 일반적으로 먹이조건이 좋으면 행동권이 축소되고(Oli *et al.* 2002, Ross 2002, Wong *et al.* 2004), 곰의 밀도가 높아지면 먹이, 배우자, 은신처 등에 대한 경쟁이 유발되어 행동권이 감소하는데 감소의 정도는 서식지에 따라서 달라진다(Nagy and Gunson 1990, Swenson *et al.* 1998, McLoughlin *et al.* 1999, McLoughlin *et al.* 2000). 거의 모든 보전지역이 도로로 인해 조각화되어 있으며, 서식지 조각화는 물리화학적 환경 변화, 동물의 행동 변화, 외래종의 도입,

* Corresponding author; Phone: +82-2-920-7475, e-mail: hkang@sungshin.ac.kr

차량 충돌 사고, 인간의 유입 증가(Trombulak and Frissell 2000, 김 등 2001, Spellerberg 2002)와 같은 서식지 조건의 악화를 가져온다. 그렇다면 도로로 인한 서식지 조각화는 야생동물의 행동권에도 직접적인 영향을 미칠 것으로 보인다. 서식지 적합도를 평가한 연구가 최근 들어 이루어지고 있기는 하지만(박 2000, 최 2002, 정과 조 2004) 우리나라 자연생태계에 미치는 도로의 부정적 영향, 특히 조각화와 도로 밀도의 증가가 야생동물의 행동권에 미치는 영향에 대한 연구는 거의 이루어진 바 없다.

반달가슴곰은 천연기념물 329호이자 멸종위기 야생동물(환경부 1998)이며 먹이사슬의 최종 소비자이다. 지난 2000년과 2002년 두 차례 야생곰의 촬영에 성공함으로써 지리산에 야생의 반달가슴곰이 극소수 생존함을 확인한 바 있으며, 이후 지리산국립공원이 반달가슴곰을 수용하기에 충분한 조건을 갖춘 서식지라는 판단 아래 복원사업이 본격적으로 시도되고 있다. 반달가슴곰의 복원은 멸종위기종의 복원 측면뿐만 아니라 먹이사슬 최종 단계에 있는 종을 복원함으로써 지리산 자연생태계를 회복시키는 지렛대의 역할을 할 수 있다. 지리산국립공원 현장에서의 곰 복원은 백두대간을 주축으로 하는 우리나라 자연생태계의 연결망 형성에도 기여할 것으로 기대된다(국립공원관리공단 2004a). 본 연구에서는 반달가슴곰의 복원지로 선정된 지리산국립공원에 방사되어 2002년에서 2003년까지 2년간 추적된 두 반달가슴곰의 위치 데이터를(국립공원관리공단 2004a) 이용하여 다음과 같은 의문을 조사하였다: 1) 지리산국립공원의 도로 분포, 도로 밀도, 서식지 내부 조각의 경관 형태 지수는 반달가슴곰의 위치 양상에 어떤 영향을 미치는가? 2) 반달가슴곰의 행동권은 어느 지역에, 어떤 크기로 존재하는가? 3) 지리산국립공원은 반달가슴곰 51 개체 MVP를 유지하기에 충분한 면적과 경관을 유지하고 있는가?

재료 및 방법

연구 대상지

총 면적 471.95 km²인 지리산국립공원은 98% 이상이 임야이고, 농경지 0.94%, 대지 0.10%, 기타 지역 0.39%의 토지이용도(국립공원관리공단 1997)를 나타낸다. 전체 면적 중 국유지는 70.4%, 공유지는 3.7%, 사유지는 17.3%, 사찰지는 8.6%에 이른다. 우리나라 국립공원 중 최대 면적임에도 불구하고 설악산(5.6%), 한라산(2.2%) 등 다른 국립공원에 비해 사유지 비율이 높아(<http://www.npa.or.kr/>) 환경훼손이 빈번하며 용도지구 변경이나 반달가슴곰 복원과 같이 엄격한 보호가 요구되는 사업 추진에 어려움이 있다.

지리산은 최고 해발고도 1,915 m, 평균 해발고도 911 m(목 2003)의 험준한 산맥이며 0°~360°까지 모든 방향이 고르게 분포되어 있다. 지리산의 주 식생은 신갈나무 군락(43.5%), 소나무 군락(11.2%), 졸참나무 군락(8.6%)으로서(환경부 1990, 1993, 1994) 반달가슴곰의 주 먹이인 도토리류 생산하는 참나무가 지리산

전체 면적의 60% 이상을 차지하기 때문에 먹이 공급에는 문제점이 없어 보인다(국립공원관리공단 2004a). 이처럼 넓고, 평균 고도가 높고, 지형적으로 복잡하며, 먹이조건이 양호하기 때문에 지리산국립공원은 우리나라 국립공원 중 반달가슴곰 복원에 가장 적합한 서식지이다.

탐방객은 2002년(2,686,000명) 이후부터 2004년(3,003,000명)까지 꾸준히 증가하는 추세이다(국립공원관리공단 2004b). 이에 따라 탐방로와 능선부 등산로에서는 훼손이 심화되어 인위적인 복구공법이 필요한 환경피해도 4등급 이상인 면적이 약 34 km²에 달하고 야영장에서도 이용 압력과 훼손 현상이 증가하고 있다(권 등 1991).

연구 대상 종

아시아흑곰이라고도 불리는 반달가슴곰(*Ursus thibetanus ussuricus*)은 포유류 중 날카로운 이빨 구조를 공통적으로 갖고 있는 식육목(Carnivora)의 곰과(Ursidae)에 속한다(국립공원관리공단 2004a). 반달가슴곰은 어른 수컷 체중이 100~200 kg, 어른 암컷이 50~150 kg이며, 몸길이는 1.3 m~1.9 m에 이르는 중간 크기의 곰이다(Stirling and Kirshner 1993).

반달가슴곰은 아시아 남부 지역에 주로 분포하나 인구 증가 및 개발과 더불어 서식지가 심하게 축소되고 있다. 서쪽으로는 아프카니스탄에서 인도 북부, 인도차이나의 북부 지역, 중국 남부 사이에 서식하며, 북동쪽으로는 일본, 한국, 대만, 중국 북부, 러시아 극동 지역에서 서식하고 있다. 1983년 당시 남한 지역에는 총 56 마리가 살고 있는 것으로 보고되었다(설악산 10, 오대산 4, 태백산 4, 조령산 2, 지리산 36)(한국야생동물보호협회 1983). 그러나 현재는 서식환경 악화와 과도한 밀렵으로 인해 지리산에 5마리 내외, 전국적으로는 21마리 정도의 야생곰이 서식하고 있는 것으로 알려지고 있다(국립환경원 2001).

반달가슴곰은 숲이 우거지고 지형적으로 기복이 있는 산악 지역을 선호한다(국립공원관리공단 2004a). 이 보고서에 따르면 2002년 시험 방사된 반달가슴곰 두 개체의 경우 2년생이었을 때에는 해발고도 1,000~1,500 m, 3년생이었을 때에는 700~1,500 m 지역을 주로 이용하였다. 향 분포에 있어서는 주로 남동향을 이용하였다.

연구 방법 및 분석

데이터 수집

국토지리정보원의 수치지도(1999)에서 추출된 도로 레이어(layer)와 국립공원관리공단의 공원경계 지도(2004a)를 이용하여 도로밀도를 측정하였다. 탐방객과 차량의 유입이 많고 이동이 용이하다고 판단되는 지역에서는 도로의 폭도 측정하였다. 즉 공원 내 포장도로 중 4 구간(연곡사 - 피아골, 뱀사골 - 성삼재, 성삼재 - 천은사, 구례 - 화엄사 구간)과 법정 탐방로 중 4 구간(노고단 - 삼도봉, 입걸령 삼거리 - 피아골 직전마을, 노고단 - 화엄사, 벽소령 작전 도로), 총 8 구간의 각기 5 지점을(벽

소령 작전 도로는 3 지점) 무작위적으로 선정하여 도로의 폭을 측정하였다. 2001년 시험 방사된 장군과 반돌, 두 개체의 2년(2002~2003)에 걸친 이동경로(국립공원관리공단 2004a)에서 반달가슴곰의 위치 데이터를 추출하였다. ESRI의 ArcGIS 9.0(2004)에서 Point shape 파일로 실측 데이터를 작성하였다. 모든 데이터들은 Microsoft사의 Access의 mdb와 Excel의 xls 포맷으로 저장되어 기본 데이터로 활용되었다.

데이터 처리와 분석

ArcGIS 9.0(ESRI 2004) Spatial analyst의 Line density tool을 이용하여 도로의 점유율과 도로밀도를 분석하였다. 지리산국립공원을 포함하는 12개의 도엽(남원, 운봉, 가흥, 생초, 연파, 덕동, 대성, 사리, 구례, 토지, 악양, 청암)을 병합하여 도로 레이어를 추출하였다. 도로는 1) 소규모 지역의 지리적 연결성을 높이기 위해 건설된 포장도로인 면리간도로, 2) 공원 경계 내 차량이나 도보로 진입 가능한 진입·등산로를 포함하는 법정 탐방로(공원 내 지방도 포함), 3) 면리간도로에서 갈라져 좁게 뻗은 도로로 대부분 도보로 다니는, 소로와 같은 비법정 탐방로 등 3가지 유형으로 구분하여 밀도를 구하였다. 도로밀도는 각 raster cell의 인근에 있는 선형 feature의 밀도를 계산한 것으로 단위 면적(km²)당 단위 길이(km 또는 m)로 나타낸다(Wydeven *et al.* 2001). 이렇게 측정된 도로밀도 수치는 등간격 분류를 이용하여 9개의 구간으로 나누었다.

표본 지역의 포장도로, 탐방로 폭을 고려하여 지리산국립공원 내 도로의 총 면적을 계산한 후 공원 전체 면적에 대한 도로 점유율을 산출하였다. 이어 도로 밀도와 반달가슴곰 출현 빈도간의 관계를 분석하였다. 각 도로의 특성에 따라 밀도 데이터와 위치 데이터, 두 레이어를 중첩하고, 9개의 밀도 구간당 반달가슴곰의 포인트(point) 비율을 산출하였다. 포장도로에 112 m, 법정 탐방로에 60 m의 버퍼를 주었을 때 형성된 조각화 레이어(백 등, 2005)에 반달가슴곰의 위치 데이터를 중첩하여 각 조각에 분포하는 반달가슴곰의 위치를 추출하였다. 이에 근거하여 서식지 조각의 면적, 변형지수(Landscape Shape Index: LSI)와 곰의 출현빈도와의 관계를 분석하였다.

반달가슴곰의 행동권은 Ecological Software Solutions(<http://www.ecostats.com/software/biotas/>)에서 제공되는 Biotas 1.03 α 의 Adaptive Kernel Home Range Method(AK)와 Moving Harmonic Mean을 이용하여 각 개체의 행동권을 산출하는 100% Minimum Convex Polygon(MCP) 두 방법으로 평가하였다. MCP(Mohr 1947)는 관찰지점 중 가장 외곽점을 연결하여 만들어진 다각형 면적을 계산하는 방법으로 한 개체의 최대 이용면적과 행동권 중복면적을 산출할 때 사용한다(국립공원관리공단 2004b). AK는 관찰지점 간의 거리값을 고려하여 관찰지점을 등고선 형태로 무리짐으로써 핵심 영역과 기타 영역을 구분하는 발전된 방법이다(Worton 1989). 본 논문에서는 행동권 범위를 중심 지역부터 최대 영역까지, 25%, 50%, 75%, 95%의 4개의 구간으로 분류(Wong *et al.* 2004)하여 25% 구간을 행동권의 핵심 지역으로 구

정하였다(Powell 2000). 25% 핵심 지역과 출입 통제 지역의 지리적 관계를 확인하여 2001년 이후 설정된 출입 통제 지역의 효율성을 평가하였다. 행동권 레이어를 중첩하여 두 개체의 행동권 중복면적도 분석하였다.

결 과

지리산국립공원의 도로 밀도와 점유율

지리산을 포함한 12도엽의 면리간 도로, 법정탐방로(경계 내 지방도로 포함), 비법정탐방로의 도로밀도는 1 km² 당 평균(\pm 1 SD) 1.73 \pm 2.30 m, 0.27 \pm 0.51 m, 2.24 \pm 1.29 m이었다. 각 도로별 밀도가 가장 높은 곳은 면리간 도로의 경우 공원과 접한, 공원 외부 지역으로 17.50 m이다. 법정탐방로 밀도는 벽소령 대피소 지역이 약 6.0 m로 가장 높았고 삼상재 관통도로와 벽소령 작전도로, 그리고 공원의 매표소가 있는 모든 진입로에서 3.39 m로 나타났다. 비법정탐방로의 경우 칠선계곡과 화엄사가 있는 마산면 지역에서 최대밀도 9.72 m를 보였다.

지리산국립공원 내 도로를 포장도로와 비포장 법정 탐방로로 구분하여 분석하였을 때 포장도로는 그 폭이 평균 6.25 m(범위 3.3 m~7.5 m)에 이르며 총 길이는 421.22 km이었다(Table 1A). 법정 탐방로의 폭은 평균 1.85 m(범위 1.0 m~3.9 m), 총 길이 187.08 km이었다(Table 1B). 따라서 공원 내 포장 및 비포장 법정 탐방로의 총 길이는 608.3 km로서, 각 도로의 평균노퍽을 고려하여 총 도로면적을 구하면 2.97 km²로 공원 면적의 0.6%를 차지한다. 공원 내 소로의 폭은 측정하지 않았으나 총 길이는 919.59 km에 달하여 법정탐방로의 1.5배였다.

도로 밀도와 반달가슴곰 출현 빈도간의 관계

지리산국립공원 내의 도로밀도와 반달가슴곰 출현 빈도와의 관계는 도로 유형에 따라 달라졌다(Fig. 1). 지리산을 관통하는 포장도로(면리간 도로)의 경우 도로밀도 구간 2부터 반달가슴곰 출현 빈도가 급격히 감소하며, 구간 4에 이르면 0에 근접하였다. 법정 탐방로의 경우 구간 3에서 출현 빈도가 급격히 감소하였다. 비법정탐방로의 경우 두 개체 모두 구간 4에 이르도록 높은 출현 빈도를 보였으며 특히 장군은 구간 5에서 최대출현 빈도를 보이고 구간 7에 이르러서야 출현 빈도가 크게 감소하였다.

서식지 조각의 양상과 반달가슴곰 출현 빈도간의 관계

지리산국립공원을 구성하는 57개 조각 중 장군은 #28(면적 = 37.97 km², LSI = 8.86), #21(면적 = 2.19 km², LSI = 4.75)에 주로 존재하였고, #12와 인접한 공원 경계 밖의 지역에서도 많이 출현하였다(Fig. 2). 반돌이는 #11(면적 = 10.71 km², LSI = 9.98), #12(면적 = 21.37 km², LSI = 8.14), #28(면적 = 37.97 km², LSI = 8.86)에 주로 위치하며, 장군이처럼 공원 경계를 벗어나 #5의 하단부에서 많이 출현하였다. 반면, 가장 크거나 상당히 큰 #52와 #38(면적 = 47.8 km²와 25.08 km²)에서는 전혀 추적되지 않았으며, 비교적 원형에 가깝다고 볼 수 있는 LSI 값이 2 정도인

Table 1. Width (m) of paved roads (A) and legal trails (B) in Jirisan National Park

Survey points	Yeongoksa - Piagol	Baemsagol - Seongsamjae	Seongsamjae - Choecunsa	Gurye - Hwaumsa
A. Paved roads				
1	5.60	6.40	7.50	6.90
2	5.60	6.70	7.20	6.80
3	5.10	6.10	7.10	6.60
4	4.90	6.70	6.80	6.50
5	3.30	7.10	5.90	6.20
Midpoint	4.90	6.60	6.90	6.60
Survey points	Nogodan - Samdobong	Imgulryeong - Piagol	Nogodan - Hwaumsa	Byeoksoryeong
B. Legal trails				
1	1.75	1.00	1.50	3.90
2	1.90	1.20	1.80	3.60
3	1.30	1.10	2.30	3.20
4	1.10	1.20	2.10	-
5	1.15	1.50	1.65	-
Midpoint	1.44	1.20	1.87	3.57

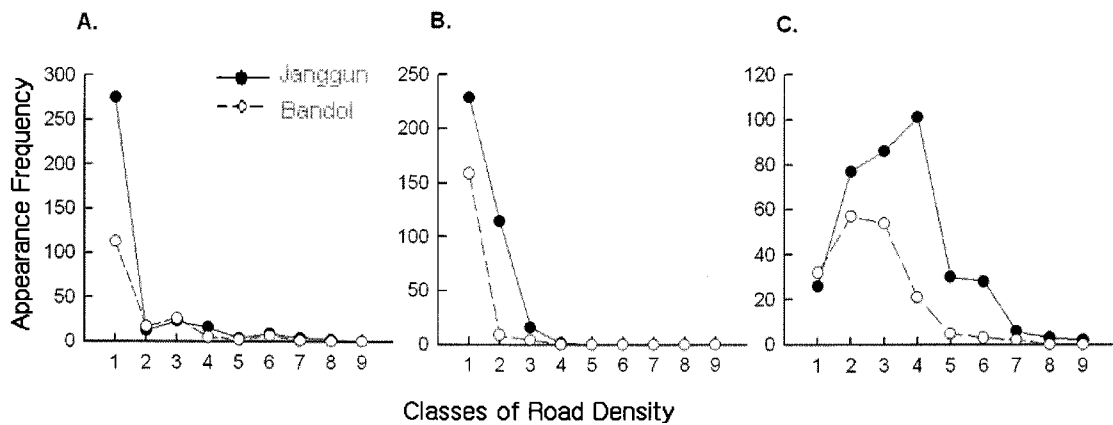


Fig. 1. Relationship between the frequency of bears' appearance and density of various roads within the park (paved roads (A), legal trails (B) and illegal trails (C)).

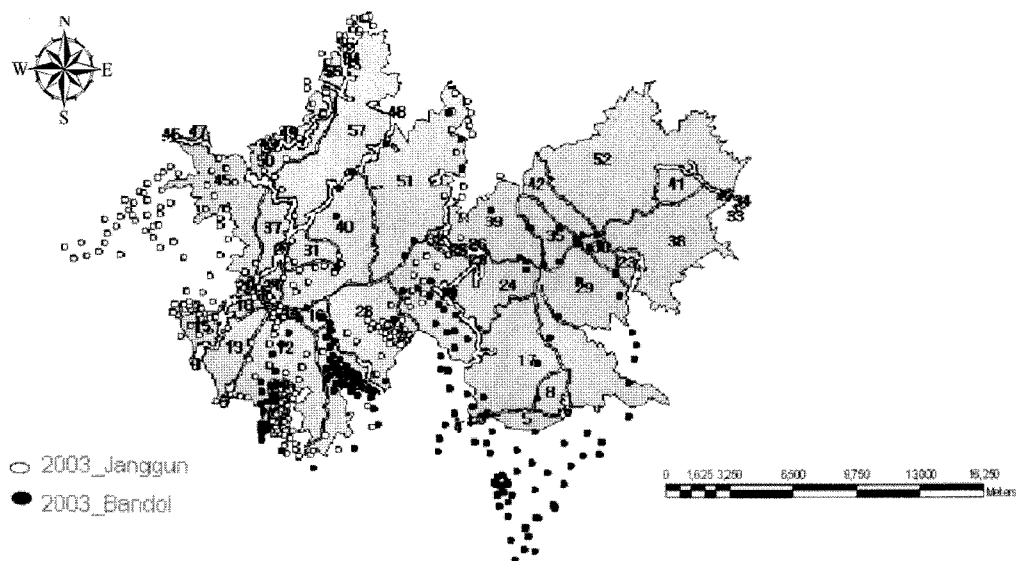


Fig. 2. Appearance points of bears on a total of 57 fragments generated when applying the 112 m and 60 m buffer to paved roads and legal trails, respectively.

조각 #16, #41에서는 반돌이만이 5회 이하 출현하였다.

반달가슴곰의 행동권 분석

MCP로 100% 행동권을 측정한 결과 두 개체간의 차이는 현저하지 않았으며 중간값은 376.85 km²였다(Fig. 3, Table 2). 두 개체의 행동권 중간값은 지리산 면적의 85.6%를 차지하였으며 148.12 km²에 걸쳐 중첩되어 있었다. AK 분석에 근거한 반돌이와 장군이의 95% 행동권은 각각 79.03 km², 22.50 km²로 반돌이가 장군이보다 3배 이상 큰 95% 행동권을 가지고 있었다(Fig.

Table 2. Home ranges of the two bears based on 100% MCP, 95% and 25% AK

	No of appearance points	100% MCP (km ²)	95% AK (km ²)	25% AK (km ²)
Janggun	366	369.7	22.50	0.37
Bandol	174	384.0	79.03	0.68
Midpoint		376.9	50.76	0.52

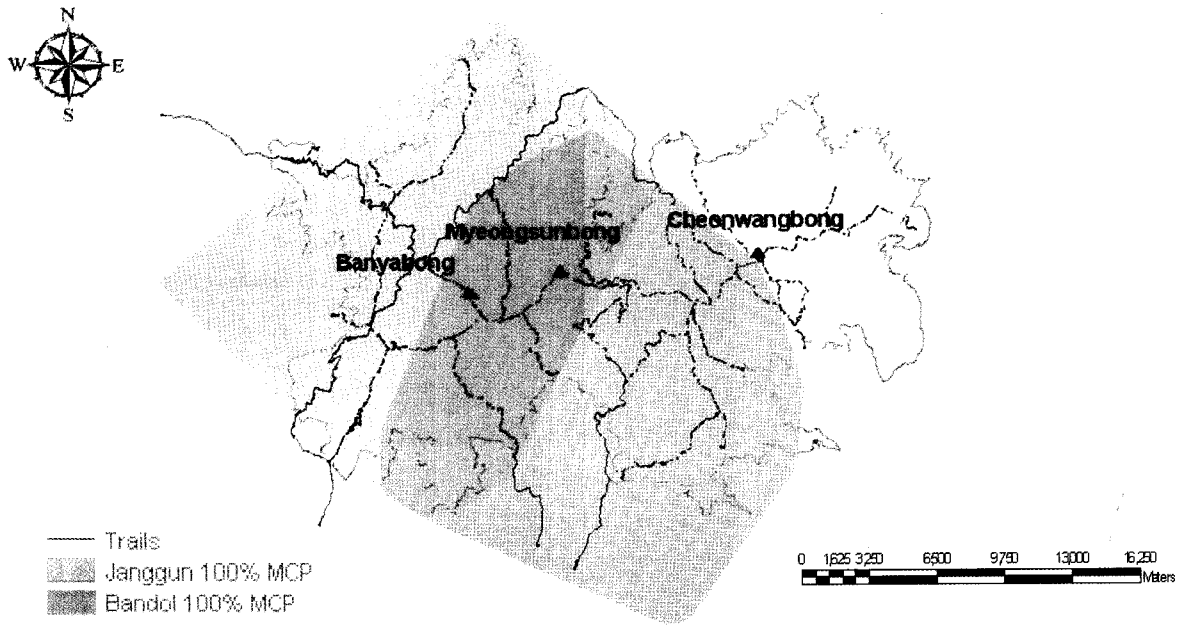


Fig. 3. Home ranges of the two bears based on 100% Minimum Convex Polygon.

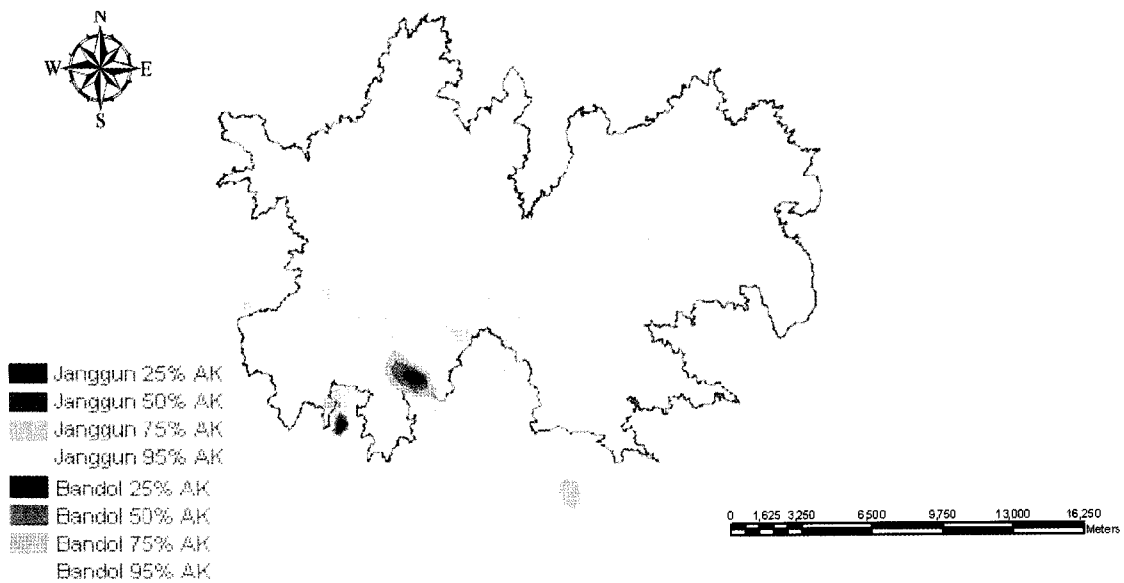


Fig. 4. Home ranges (25%, 50%, 75%, and 95%) of the two bears based on Adaptive Kernel Home Range Method.

4, Table 2). 이 때 두 개체의 행동권 중간값은 50.76 km^2 이었고 서로 3.99 km^2 중첩되었다. 두 개체의 AK 25% 핵심 지역은 최초 방사지점에서 멀지 않은 곳에서 분리되어 나타났다. 반돌이의 경우 핵심지역은 피아골과 연곡사 부근 0.68 km^2 , 장군이의 경우 문수리와 월령봉 인근 0.37 km^2 지역이었다. 따라서 반돌이와 장군이의 핵심 지역은 처음 방사된 문수골을 중심으로, 2002년부터 출입 통제가 시행된 Fig. 5의 A 지역 내 분포하였다.

고 찰

도로의 영향

포장도로와 탐방로의 규모와 수가 늘면 인간의 개입이 증가하기 때문에 야생동물의 서식지 안정성과 이용도가 떨어진다 (McLellan and Shackleton 1988). 그러나 곰의 위치양상은 도로의 유형에 따라 달라진다. 예를 들어, 아메리카곰은 산림 지역의 도로로부터 0.8 km (Rudis 1986), 탐방로에서 0.5 km (Pelton 1986) 정도 떨어진 지역을 영역으로 이용하였다. 지리산에 방사된 곰들은 포장도로와 탐방로에 대해 더욱 차별적인 반응을 보였다. 국립공원관리공단(2004a)에 의하면 이들은 포장도로에서 2 km ~ 3 km 의 거리를 두고 활동하거나(2002년) 무려 3 km 이상 떨어진 지역을 주로 이용하였다(2003년). 법정 탐방로의 경우 100 m ~ 500 m 거리(2002년) 또는 500 m 이상 떨어진 곳(2003년)에서 추적되었다. 이 데이터에 근거하면 포장도로에 싸인 직경 6 km 정도의 조각 또는 탐방로로 싸인 직경 1 km 의 조각은 곰이 기피하는 장소가 되어 버리고 만다. 따라서 도로의 밀도와 분포는 야생동물의 서식지 관리에서 반드시 고려되어야 할 매우 중요한 양상이다.

Wisconsin에서 대부분의 늑대는 도로 밀도가 $0.45 \text{ km}/\text{km}^2$ 이하인 지역에서 서식하고 있고(Wydeven *et al.* 2001) 몸이 큰 잡

식동물인 회색곰은 $0.16 \text{ km}/\text{km}^2$ 이하이어야 생존과 보전이 가능하다(Craighead *et al.* 1995). 본 연구의 결과에 의하면 지리산 국립공원의 도로밀도는 평균 $0.01 \text{ km}/\text{km}^2$ 이하였으므로 반달가슴곰을 복원함에 수치상으로 큰 문제가 없다고 판단된다. 그러나 포장도로, 법정 탐방로, 비법정 탐방로를 분리하여 반달가슴곰의 출현 빈도를 분석하였을 때 도로의 유형에 따라 그 효과가 달라졌다. 먼리간 도로인 포장도로는 법정 탐방로에 비해 노폭이 3배 이상 넓었지만 두 길 모두 밀도가 증가하면 곰의 출현 빈도는 급격히 감소하였다. McLellan과 Shackleton(1988)은 극소수의 차량소통이라도 문제라고 주장하였으나, Mace *et al.*(1996)에 따르면 회색곰은 하루 10대 이상의 차량이 통과하는 도로를 기피한다. 이들 연구는 차량 소통량의 정도에 대해서는 일치하지 않지만 도로가 곰의 이동에 주요한 장애물임을 명백히 지적하고 있다. 포장도로나 법정 탐방로와는 대조적으로, 비법정 탐방로의 경우 중간밀도에 이를 때 반달가슴곰의 출현 빈도가 최대로 나타나 소로는 곰의 이동통로로 자주 이용되는 것으로 보인다. 그러나 소로라 활지라도 서식지 조각화를 크게 악화시키기 때문에(Hawbaker and Radeloff 2004) 소로의 형성도 적극적으로 감시, 통제할 필요가 있다.

도로는 동물 행동의 변화를 가져오고 사망률을 증가시킨다 (Trombulak and Frissell 2000). 캐나다의 Banff and Yoho National Park에서 27년간에 걸친 연구에 의하면 곰 사망의 91%는 인간과 관련되어 있었고, 도로와 시설물로부터 500 m 이내, 탐방로와 마을로부터 200 m 이내에서 발생하였다(Benn and Herrero 2002). 우리나라에서도 경상남도 통과 고속도로와 국도 구간에서 1년 2개월간 너구리 18 마리, 고라니 20 마리, 청설모 27 마리 등 총 95 마리의 사체가 발견되었다(김 등 2001). 반달가슴곰은 2차선 포장도로인 성삼재 관통도로를 2003년에만 최소 5회, 하

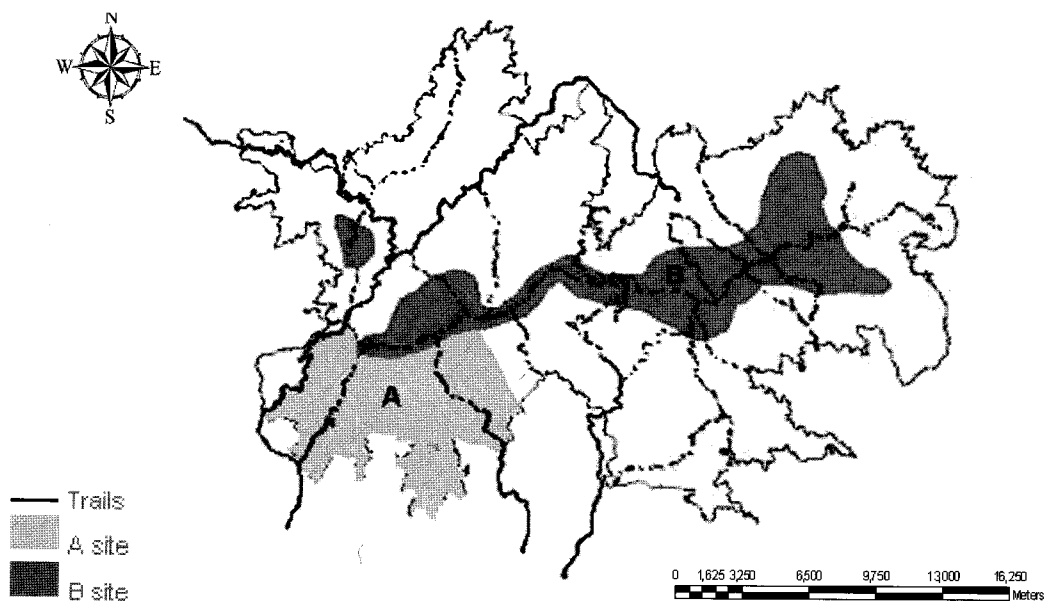


Fig. 5. No-entry zone in Jirisan National Park since 2001 (site B) and 2002 (site A).

동 의신마을 진입로인 1203호 도로를 3~4회 이상 횡단한 것으로 나타났다(국립공원관리공단 2004a). 그렇다면 곰이 주로 활동하는 서식지 인근의 포장도로와 법정탐방로같은 비교적 넓은 도로에는 인간의 출입이 통제되어야 한다. 동시에 곰들이 이런 도로를 직접 횡단하지 않도록 도로 밀도가 높은 지점에는 우선적으로 이동통로를 설치하여야 할 것으로 판단된다.

지리산국립공원은 도로로 인하여 무려 57개의 서식지 조각으로 갈라져 있다(백 등 2005). 서식지 조각의 경관지수를 고려하였을 때 두 개체 모두 어느 정도 크고, 경관지수가 높은 조각을 주로 이용하는 경향이 있었다. 이는 굴곡화가 심한 조각의 반도 효과(Taylor 1987, Mann and Plummer 1993)를 나타내는 것으로 사료된다. 즉, 이동성이 큰 반달가슴곰의 경우 가장자리 면적이 최소화되는 원형 조각보다는 이동통로가 많은 굴곡형 서식지를 선호하는 것으로 보인다. Hawbaker와 Radeloff(2004)는 Wisconsin의 한 숲에서 분석 방법에 따라 도로율에 2배 이상 차이가 있다고 밝힌 바 있다. 만약 유사한 경향이 지리산국립공원에도 일어난다면 지리산은 본 연구에 밝힌 것보다 더 많이 조각나 있을 것이다. 작은 서식지 조각은 안전성이 떨어질 뿐만 아니라 충분히 다양한 먹이자원을 제공하지 못하므로(Mattson and Reid 1991), 곰의 활동이 집중되는 곳에서는 도로를 폐쇄하거나 우회하여 서식지 조각을 연결하는 적극적 대책이 필요하다.

행동권

곰의 행동권은 먹이조건에 따라 큰 차이를 보인다. 예를 들어, 춥고 건조한 툰드라 지대인 캐나다의 Central Arctic에서 회색곰 수컷의 100% MCP 행동권은 8,171 km², 암컷의 영역은 2,434 km²에 달한다(McLoughlin *et al.* 1999). 반면 초원과 활엽·침엽수 혼효림 지대의 비교적 좋은 조건을 갖추고 있는 캐나다 Berland River에서 수컷과 암컷의 MCP는 각각 1,918 km², 252 km²(Nagy and Gunson 1990)로 상대적으로 협소하다. 그러나 먹이 조건이 극히 좋은 미국 Arkansas 주 White River 지역 흑곰 암컷의 95% MCP는 이보다 훨씬 작아 평균 4.9 km²에 불과하였다(Oli *et al.* 2002). 지리산 식생의 60% 이상이 참나무류이기 때문에 지리산은 비교적 먹이 조건이 좋은 곳으로 간주된다(국립공원관리공단 2004a). 그러나 지리산에 방사된 두 미성숙 수컷 반달가슴곰의 MCP 행동권 중간값은 376.85 km²로 공원 총 면적의 85.6%에 이를 정도로 넓었다. 미성숙 수컷과 성숙한 암컷이 성숙한 수컷의 강압을 피해 비슷한 크기의 행동권(McLellan and Shackleton 1988)을 갖는다면, 지리산 반달가슴곰의 행동권은 캐나다 Berland River 회색곰 암컷의 행동권에 비해 1.5배, White River 흑곰 암컷에 비해 77배나 더 컸다. 반달가슴곰의 행동권이 한대의 회색곰보다 넓다는 사실은 곰이 먹이 자원의 양이 아닌 다른 조건, 즉 인간의 간섭이 없는 안정된 서식지를 찾아 많은 지점을 여러 번 이동하였음을 반영하는 것으로 보인다. 이 같은 추정이 사실이라면 앞으로 곰 서식지의 관리하는 서식지 안정성을 높이는 방향으로 추구되어야 할 것이다.

95% AK 행동권은 공원 내 몇 지역에 집중되는 경향이 있었

으며, 중간값은 50.76 km²로서 MCP 행동권의 14%에 불과하였다. 이 행동권과 행동권 중첩에 근거하여 한 지역에 서식 가능한 곰의 숫자를 추정할 수 있다. 일본 반달가슴곰의 경우, 아키타현 삼림면적 8,200 km²을 곰의 행동권으로 나누면 약 200여 마리가 서식할 것으로 계산되지만, 행동권의 중첩으로 실제 개체 수는 7.5배나 많은 1,500 마리에 이른다(환경부 2002). 지리산 공원면적 471.95 km²를 두 개체 95% 행동권의 중간값인 50.76 km²으로 나누면 약 9 마리의 반달가슴곰이 서식할 수 있을 것으로 예상된다. 그러나 행동권 중첩을 고려하여 일본의 실측 개체 수 변동값인 7.5배를 대입하였을 경우, 지리산국립공원 내에는 최소 존속 가능 개체수인 51마리보다 약간 더 많은 70마리 정도가 서식 가능할 것으로 추정된다. 물론, 이러한 예측을 확인하기 위해서는 일본의 곰 서식지의 먹이 조건, 식생, 지형, 도로 등의 환경 조건이 지리산의 그것과 유사한지를 검토하여야 한다.

25% 핵심 지역은 먹이공급처와 은신처로 주로 사용하는 공간으로서(Samuel *et al.* 1985) 방사곰의 25% 핵심 지역은 최초 방사 지점에서 멀지 않은, 벽소령 작전 도로를 기준으로 지리산 서부 지역에서만 나타났다. 박(2000)에 따르면 지리산 동부 지역이 서부 지역보다 적합도가 높았다. 적합도가 높은 동부 지역은 자연보존지구 전체와 함께 천왕봉을 중심으로 반경 3.5 km과 추대봉의 반경 2.5 km 정도의 지역을 포함하며 서부 지역은 노고단 이남 지역이 제외된 반야봉, 덕동리, 명선봉 일대가 적합서식지로 평가되었다. 몇 가지 요인이 방사된 반달가슴곰의 핵심 지역과 적합 서식지와의 불일치에 기여하는 것으로 보인다. 성숙한 야생곰의 활동 지역이 알려진 바 없지만, 만약 성숙한 야생곰이 먹이 조건이 좋은 동부 지역에서 주로 활동한다면 방사곰의 행동권은 성숙한 야생곰과의 세력 관계를 반영하는 것으로 볼 수 있다. 또한 박(2000)의 서식지 적합도 요인이 도로의 밀도와 인간 유입량, 먹이원의 해거리 양상 등 곰의 서식 조건을 충분히 반영하지 않았을 가능성이 있다. 예를 들어 졸참나무와 신갈나무의 도토리, 영양이 좋은 솔씨는 가을철 곰의 중요한 먹이지만 이들은 전형적으로 종자생산의 해거리를 겪는 나무들이다(*e.g.* Kang 2005). 그렇다면 해거리의 양상이 고려되어야 먹이에 관련된 서식지 적합도를 정확히 평가할 수 있을 것이다(Hellgren *et al.* 2005).

그러나 출입 통제 지역의 개방 정도를 보면 서식지 적합도와 곰 행동권의 불일치는 인간 활동으로 인한 교란에서 기인한 것일 가능성이 높다. 지리산에는 Fig. 5에 나타난 바와 같이 A와 B 두 통제 구역이 설정되어 있다. 2002년부터 출입 통제가 시행된 A 지역은 벽소령 서부 지역으로서 성삼재 - 천은사의 861호 지방도 동편부터 성삼재 - 노고단 - 삼도봉 - 통곡봉 구간 전남 구례군 일원의 52.9 km²에 이르는 주요한 신갈나무 군락지이며 노고단 - 구례까지 7 km, 임결령 - 직전마을까지 8 km의 2개의 탐방로를 제외한 나머지 탐방로는 모두 통제되어 있다. 2001년부터 출입 통제가 시행된 B 지역은 벽소령 동부 지역으로서 노고단 - 쑥밭재 - 차밭목에 이르는 102.18 km²의 광범위하고 서식지 적합도가 높은 지역이다. 그러나 이곳은 함양군의

선녀탕 - 천왕봉에 이르는 칠선계곡 탐방로를 제외한 거의 대부분의 탐방로가 개방되어 있다. 곰의 이동에 미치는 도로의 명백한 악영향을 보면 개방탐방로의 존재가 서부 지역에 비해 저조한 곰의 활동을 가져온 것으로 보인다.

행동권은 밀도가 증가하면 축소되는 경향이 있다(Oli *et al.* 2002, Ross 2002). 예를 들어 불곰 수컷의 경우 밀도가 거의 0에 가까울 때 행동권이 2,000 km²에 이르렀지만 밀도가 10 개체 이상이 되면 200 km²로 급격히 감소하였다(McLoughlin *et al.* 2000). 암컷의 경우도 행동권이 700 km²에 이르다가 거의 20 km² 이하의 범위로 크게 축소되었다(IGBC 1987). 그러나 이들의 연구에서 행동권은 밀도와 직선적인 관계를 보이지는 않았다. Vortex 프로그램을 이용한 지리산 반달가슴곰의 최소 존속 개체군 분석에 의하면 2012년까지 지리산 내 51마리의 곰이 서식해야 안정적인 존속이 가능하기 때문에 2008년까지 방사가 계속될 예정이다(국립공원관리공단 2004a). 반달가슴곰의 경우, 50여 마리까지 개체수가 증가하면서 행동권이 축소되는지, 얼마나 축소되는지에 따라 51개체 MVP의 달성 여부가 결정될 것이다.

최소 존속 개체군을 유지하기 위해서는 최소 역동 면적 이상의 서식지가 있어야 한다. 육식성이기는 하지만 반달가슴곰보다 훨씬 크기가 작은 삵의 경우 최소 존속 개체군이 500 개체라면 최소 역동 면적은 무려 3,570 km²로 추정되었다(강 등 2005). 산술적으로는 지리산국립공원이 곰의 최소 존속 개체군을 유지할 정도의 최소 역동 면적을 가지고 있는 것으로 계산된다. 그러나 지리산국립공원이 도로에 의해 무려 57개의 조각으로 나뉘어져 있고(백 등 2005), 도로가 곰의 활동을 크게 제한하고 있다는 본 연구의 결과는 우려를 자아내고 있다. 먹이원의 부족과 도로, 탐방로 등에 의한 인간의 간섭과 교란은 역동 면적 확보의 어려움을 야기하여 곰의 행동권 확장(Nagy and Haroldson 1990)이나 공원 외부로의 분산(문 등 2004)을 일으킬 수 있다. 따라서 곰 밀도의 증가와 동시에 공원 내부, 외부 서식지의 질을 최적화하는 노력이 병행되어야 할 것으로 보인다.

본 연구에서는 시험방사된 단지 두 수컷의 2년에 걸친 위치데이터에 근거하여 행동권을 분석하였기 때문에 이 행동권 데이터를 확정된 수치로 보기에는 다소 미흡하다. 다시 말해, 두 개체의 계통이 불확실할 뿐만 아니라(국립공원관리공단 2004a), 위치데이터가 단지 2년간, 미성숙한 두 수컷 개체에서 얻어졌고 AK 행동권의 경우 두 개체간 차이가 상당히 크게 나타났다. 더욱이 방사기간 중 두 곰의 수차례에 걸친 포획과 재방사가 이들의 행동권 확대에 기여하였을 것으로 믿어진다(한상훈 개인적 대화). 곰의 행동권에 대한 완벽한 데이터를 얻기는 극도로 어렵지만(Swenson *et al.* 1998), 앞으로 계속 곰이 방사되면서 개체간 상호작용이 발생한다면 각 개체의 행동권의 위치, 크기가 다양하게 변화할 것으로 예상되며 이러한 정보가 복원에 고려되어야 한다.

제 안

우리 나라 반달가슴곰도 다른 나라의 경우와 유사하게 인간

활동으로 인한 서식지 소실, 악화, 조각화로 인하여 절멸의 길을 걷게 된 것으로 판단되므로 특히 다음과 같은 사항을 고려할 것을 제안하고자 한다. 첫째, 곰과 곰의 서식지를 보호하고 안정성을 높이기 위해 지리산국립공원 전반에 걸쳐 유입 차량과 탐방객의 숫자를 제한하여야 한다. 특히 과거 곰이 드나들던 연결된 백두대간의 면적을 고려할 때 지리산국립공원은 곰과 같은 대형동물의 복원에 충분히 큰 서식지라고 보기 어렵기 때문에 도로의 구조, 밀도, 분포를 파악하여 필요한 지점에서는 도로를 복구, 서식지 조각을 연결하여 역동 면적을 확보하여야 한다. 서식지가 광대하고 인구밀도가 낮은 캐나다에서도 인간의 접근 제한을 최우선의 대책으로 제시한 바 있다(Nielsen *et al.* 2004). 둘째, 지리산이 유지할 수 있는 곰 개체군의 한계능을 확인하고 곰의 서식에 필요한 최소 역동 면적을 확보하여야 한다. 기존의 자연보존지역은 주로 산 정상상을 중심으로 설정되어 있기 때문에 곰의 서식에 필요한 역동면적을 포함하지 못할 가능성이 있다. 곰의 핵심 지역의 스케일로 서식지 적합도를 재판정하고 적합도가 높은 지역을 중점으로 최소 역동 면적을 확보하여야 할 것이다. 또한 공원 밖이라도 적합한 서식지로 판정된 곳이 있다면(박 2000), 이런 곳은 장기적으로 공원 포함 여부를 고려하여야 할 것으로 보인다. 셋째, 반달가슴곰 복원에 있어 단순한 개체수를 늘리고 유지시키는 것뿐만 아니라 적응력을 고려한 유전자 복원이 이루어져야 한다(Hedrick 2005). 작은 개체군에서 발생하는 유전자 부동과 현존하는 것으로 믿어지는 5마리의 야생 반달가슴곰과 외국에서 도입된 개체간 발생할 수 있는 유전자 부조화의 문제에 대처하기 위해 이입 개체수에 대한 신중한 고려가 필요하다고 사료된다. Florida 표범의 경우 첫 세대에는 약 20%, 그 후에는 세대 당 한 개체 정도의 이입율(Hedrick 2005)로 복원을 하고 있다. 마지막으로, 과거 반달가슴곰이 거의 전적으로 밀렵과 서식지 파괴와 같은 인간 활동에 의해 사라졌음을 상기할 때 주민들이 복원 과정에 적극적으로 참여할 수 있는 체계가 개발되어야 한다. 주민의 상향식 참여만이 토지관리를 비롯하여 양봉, 고로쇠 채취, 가축과 민가 피해로 생기는 '인간과 곰의 갈등'(e.g. Mattson and Reid 1991)을 줄일 수 있을 것으로 믿어진다.

감사의 글

본 연구는 2005년도 성신여자대학교 학술연구조성비 지원에 의해 연구되었습니다. 지리산국립공원의 포장도로와 탐방로의 폭을 측정하여 준 국립공원관리공단 지리산남부사업소 반달가슴곰팀의 여러분과 초고에 의견을 제시하여 주신 한상훈 박사에게 깊은 감사를 표합니다.

적 요

지리산국립공원에 멸종위기종인 반달가슴곰을 현장 내 복원하는 시도가 이루어지고 있으나 반달가슴곰의 최소 존속 개체

군(MVP)의 유지에 필수적인 행동권과 최소 역동 면적(MDA)에 대한 자료는 거의 없는 상태이다. 본 연구에서는 2001년 지리산에 시험방사 된 바 있는 두 반달가슴곰의 위치 자료를 이용하여 곰의 이동 양상을 추적하고 두 가지 다른 방법으로 행동권을 산출하였다. 또한 곰에게 적합하다고 판정된 서식지와 실제 행동권의 크기와 위치를 비교하여 곰의 MVP 보전 가능성을 평가하였다. 곰의 출현빈도는 포장도로와 법정 탐방로의 밀도가 높아짐에 따라 급격히 감소하였다. 두 반달가슴곰의 행동권은 100% MCP 중간값이 376.85 km², 95% AK 중간값이 50.76 km²이었고, 행동권 중첩면적은 각각 126.0 km²와 3.99 km²이었다. 핵심 활동 지역은 출입 통제 지역임에도 불구하고, 탐방로가 개방된 지역이 아니라 대부분 탐방로가 폐쇄된 곳에 밀집되어 있었다. 핵심 활동 지역과 적합 서식지의 불일치는 공원 내 도로를 통한 차량과 탐방객 유입의 결과인 것으로 판단된다. 결론적으로, 절멸위기종인 반달가슴곰의 현장 내 성공적 복원에는, 곰을 보호하고 곰의 행동권을 확보하여 MVP를 유지하기 위한 계획적 서식지 관리가 반드시 필요하다.

인용문헌

- 강혜순, 김진영, 박경. 2005. 야생동물의 행동권을 고려한 설악산 국립공원과 오대산 국립공원간 서식지 연결. 환경생태학회지 19: 150-161.
- 국립공원관리공단. 1997. 지리산국립공원 자연생태계 보전계획.
- 국립공원관리공단. 2004a. 반달가슴곰관리팀 시험방사 결과보고서.
- 국립공원관리공단. 2004b. 공원통계자료.
- 국립환경원. 2001. 멸종위기야생동물 복원기술 개발사업보고서.
- 국토지리정보원. 1999. 수치지도.
- 권태호, 오구균, 권순덕. 1991. 지리산국립공원의 등산로 및 야영장 주변 환경훼손에 대한 이용 영향. 응용생태연구 5: 91-103.
- 김우룡, 안현철, 송재철, 이정환. 2001. 서식지 단편화에 의한 야생동물의 차량충돌 피해. 농업기술연구소보 14: 97-110.
- 목영규. 2003. 국립공원 자연보존지구의 재설정에 관한 연구 - 지리산 국립공원을 중심으로. 서울대학교 석사학위 논문.
- 문석기, 이동근, 김남춘, 이규석, 남상준, 윤소원, 강명수, 예경록. 2004. 생태공학. 서울: 보문당.
- 박소영. 2000. 야생동물 서식지 적합도 예측에 관한 연구 - 지리산 지역의 반달가슴곰을 중심으로. 서울대학교 석사학위 논문.
- 백경진, 박경, 강혜순. 2005. 지리산국립공원 내 도로에 의한 산림조각화. 한국환경복원녹화기술학회지 8: 63-72.
- 정중철, 조영석. 2004. GIS를 이용한 경북 봉화군 운곡천 수달의 서식지 분석. 한국 GIS 학회지 1: 29-42.
- 최태영. 2002. 설악산 국립공원의 산양 특별보호구역 설정 - GIS를 이용한 흔적조사에 입각한 서식지적합성평가와 최소존속개체군을 고려하여. 서울대학교 석사학위논문.
- 한국야생동물보호협회. 1983. 한국의 희귀동물에 관한 보고서 4. 한국야생동물보호협회 조사보고서.
- 환경부. 1990. 현존식생도(전라남도, 제주도). 서울: 일지사.
- 환경부. 1993. 현존식생도(전라북도). 서울: 삼신인쇄.
- 환경부. 1994. 현존식생도(경상남도). 경기도: 삼신인쇄.
- 환경부. 1998. 자연환경보전법. 환경부 법령.
- 환경부. 2002. 멸종위기에 처한 야생동물복원기술 개발. 환경부 보고서.
- Benn, B. and S. Herrero. 2002. Grizzly bear mortality and human access in Banff and Yoho National Parks, 1971-1998. *Ursus* 13: 213-221.
- Craighead, J.J., J.S. Summer and J.A. Mitchell. 1995. *The Grizzly Bears of Yellowstone: Their Ecology in the Yellowstone Ecosystem, 1959-1992*. Island Press, Washington, D.C. 535 p.
- Environmental Systems Research Institute(ESRI). 2004. ArcGis Version 9.0. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands.
- Hawbaker, T.J. and V.C. Radeloff 2004. Roads and landscape pattern in northern Wisconsin based on a comparison of four road data sources. *Conservation Biology* 18: 1233-1244.
- Hedrick, P. 2005. 'Genetic restoration': a more comprehensive perspective than 'genetic rescue'. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 109.
- Hellgren, E.C. and D.P. Onorato and J.R. Skiles. 2005. Dynamics of a black bear population within a desert metapopulation. *Biological Conservation* 122: 131-140.
- Interagency Grizzly Bear Committee(IGBC). 1987. *Grizzly Bear Compendium*. National Wildlife Federation. Washington, D.C. 540 p.
- Kang, H. 2005. A five-year study of mast seeding in *Pinus densiflora*. *Journal of Plant Biology* 48: 159-169.
- Mace, R.D., J.S. Waller, T.L. Manley, L.J. Lyon and H. Zuuring. 1996. Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. *Journal of Applied Ecology* 33: 1395-1404.
- Mann, C.C. and M.L. Plummer. 1993. The high cost of biodiversity. *Science* 260: 1868-1871.
- Mattson, D.J. and M.M. Reid. 1991. Conservation of the Yellowstone grizzly bear. *Conserv. Biol.* 5: 364-372.
- McLellan, B.N. and D.M. Shackleton. 1988. Grizzly bears and resource-extraction industries: Effect of roads on behaviour, habitat use and demography. *J. Appl. Ecol.* 25: 451-460.
- McLoughlin, P.D., R.L. Case, R.J. Gau, S. H. Ferguson and F. Messier. 1999. Annual and seasonal movement patterns of barren-ground grizzly bears in the central Northwest territories. *Ursus* 11: 79-86.
- McLoughlin, P.D., S.H. Ferguson and F. Messier. 2000. Intraspecific variation in home range overlap with habitat quality: a comparison among brown bear populations. *Evol. Ecol.* 14: 39-60.
- Mohr, C.O. 1947. Tables of equivalent populations of North American small mammals. *Amer. Mid. Natur.* 37: 223-249.
- Nagy, J.A. and J.R. Gunson. 1990. Management Plan for Grizzly Bears in Alberta. Wildlife Management Planning Series No. 2. Forestry, Lands, and Wildlife, Fish and Wildlife Division, Edmonton. 164 p.
- Nagy, J.A. and M.A. Haroldson. 1990. Comparisons of some home range and population parameters among four grizzly bear populations in Canada. *International Conference on Bear Research and Management* 8: 227-235.
- Nielsen, S.E., S. Herrero, M.S. Boyce, R.D. Mace, B. Benn, M. Gibeau and S. Jevons. 2004. Modelling the spatial distribution of human-caused grizzly bear mortalities in the Central Rockies ecosystem of Canada. *Biol. Conserv.* 120: 101-113.
- Oli, M.K., H.A. Jacobson and B.D. Leopold. 2002. Pattern of space use by female black bears in the White Rive National Wildlife Refuge, Arkansas, USA. *J. Nature Conserv.* 10: 87- 93.
- Pelton, M.R. 1986. Habitat needs of black bears in the East. *In* D. L.

- Kulhavy and R. N. Conner (eds.), *Wilderness and Natural areas in the Eastern United States: a Management Challenge*. Stephen F. Austin State University, Nacogdoches. pp. 49-53.
- Powell, R.A. 2000. Animal home range and territories and home range estimators. *In* L. Boitani and T. K. Fuller (eds.), *Research Techniques in Animal Ecology*. Columbia University Press, New York. pp. 65-110.
- 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.
- Ross, P.I. 2002. Update COSEWIC Status Report on the Grizzly Bear *Ursus arctos* in Canada. COSEWIC Assessment and Update Status Report on the Grizzly Bear *Ursus arctos* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. pp. 1-91.
- Rudis, V.A. 1986. Emerging pattern in the distribution of roadless forested areas in the Midsouth. *In* D. L. Kulhavy and R. N. Conner (eds.), *Wilderness and Natural Areas in the Eastern United States: a Management Challenge*. Stephen F. Austin State University, Nacogdoches. pp. 265-270.
- Samuel, M.D., D.J. Pierce and E.O. Garton. 1985. Identifying areas of concentrated use within the home range. *J. Animal Ecol.* 54: 711-719.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131-134.
- Spellerberg, I.F. 2002. *Ecological Effects of Roads*. Science Publishers. Inc., Enfield. 251 p.
- Stirling, I. and D. Kirshner. 1993. *Bears: Majestic Creatures of the Wild*. Rodale Press, Emmaus. 240 p.
- Swenson, J., F. Sandegren and A. Söderberg. 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for pre-saturation dispersal. *J. Animal Ecol.* 67: 819-826.
- Taylor, R.J. 1987. The geometry of colonization : 2. Peninsulas. *Oikos* 48: 232-237.
- Thiollay, J.M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conserv. Biol.* 3: 128-137.
- Trombulak, S.C. and C.A. Frissell 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.* 14: 18-30.
- Wong, S.T., C.W. Servheen and L. Ambu. 2004. Home range, movement and activity pattern, and bedding sites of Malayan sun bears *Helarctos malayanus* in the rainforest of Borneo. *Biol. Conserv.* 119: 169-181.
- Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164-168.
- Wydeven, A.P., D.B. Mladenoff, T.A. Sickley, B.E. Kohn, R.P. Thiel and J.L. Hansen. 2001. Road density as a factor in habitat selection by wolves and other carnivores in the Great Lakes region. *Endangered Species UPDATE* 19: 110-114.
- <http://drjoe.biology.ecu.edu/> Dr. Joe Luczkovich's Homepage at the Biology Department at East Carolina University.
- <http://www.npa.or.kr/> 국립공원관리공단 공원통계자료.
- <http://www.ecostats.com/software/biotas/> Biotas 1.03a.
- (2005년 10월 24일 접수; 2005년 12월 8일 채택)