



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

博士學位論文

지리산에 서식하는 반달가슴곰
(*Ursus thibetanus ussuricus*)의
생태적 특성과 보전에 관한 연구

濟州大學校 大學院

科學教育學部

金正珍

2020年 2月



지리산에 서식하는 반달가슴곰
*Ursus thibetanus ussuricus*의 생태적 특성과
보전에 관한 연구

指導教授 吳 弘 植


金 正 珍

이 論文을 理學博士學位 論文으로 提出함

2019年 12月

金正珍의 理學博士學位 論文을 認准함

심사위원장	양 두 하
위 원	안 근 령
위 원	강 경 킷
위 원	김 정 식
위 원	오 흥 식



濟州大學校 大學院

2019年 12月

A Study on the Ecological Characteristics and
Conservation of Asiatic black bear
(*Ursus thibetanus ussuricus*) in Mt. Jiri

Jeong-Jin Kim
(Supervised by professor Hong-Shik Oh)

A thesis submitted in partial fulfillment of the requirement for
the degree of Doctor of Philosophy in Biology

2019. 12.

This thesis has been examined and approved.

Doo ha Yang

Thesis director, Doo-Ha Yang, Dr. of Philosophy

KeumJae Ahn

Kyunghee Kang

Jeonqik Kim

Hongshik Oh

(Name and signature)

Dec. 2019

Date

Faculty of Science Education
GRADUATE SCHOOL
JEJU NATIONAL UNIVERSITY



목 차

I. 서론	1
1. 배경 및 목적	1
2. 연구사	4
3. 연구지 개황	6
1) 일반현황	6
2) 지형	6
3) 기후	7
4) 생태	7
5) 생물상	7
4. 연구 대상종	9
1) 기원 및 분류	9
2) 형태	10
3) 먹이	13
4) 분포	14
II. 재료 및 방법	17
1. 위치추적 및 분석	17
2. 동 면	20
3. 양 육	22
4. 분 산	23
5. 개체군 생존력 분석	23
6. 시스템다이나믹스 모델링	27
III. 결과 및 고찰	32
1. 동 면	32
2. 양 육	49

3. 분 산	56
4. 개체군 생존력 분석	64
1) 지리산 반달가슴곰 개체군 생존력 분석	64
2) 추가 개체군 형성에 대한 개체군 생존력 분석	68
5. 시스템다이나믹스 모델링	77
1) 지리산 반달가슴곰복원사업 기본 메커니즘	77
2) 지리산 저지대 반달가슴곰 사회 생태 시스템	82
3) 지리산 중간지대 반달가슴곰 사회 생태 시스템	86
4) 지리산 고지대 반달가슴곰 사회 생태 시스템	89
5) 지리산 반달가슴곰복원사업 통합 사회 생태 시스템과 보전 계획	92
IV. 종합 고찰	105
적 요	108
사 사	110
REFERENCES	111

List of Tables

Table 1. Geographic distribution of the Asiatic black bear	15
Table 2. Location and name of AWS	21
Table 3. Date of research	23
Table 4. Initial value for population viability analysis for the Asiatic black bear	25
Table 5. Configuration of respondents in practitioners of restoration projects	29
Table 6. Function formula in Fuzzy criteria decision making	30
Table 7. Data of Asiatic black bear by radio-tracking	32
Table 8. Result of hibernation information for each Asiatic black bear	36
Table 9. Hibernation start date and end date by year	41
Table 10. Information on using hibernation	43
Table 11. Result of two way ANOVA of 3-group	43
Table 12. Results of Tukey's HSD	45
Table 13. Seasonal home range, activity altitude and distance	51

Table 14. Result on hibernation activities	54
Table 15. Travel distance of Asiatic black bear	56
Table 16. Activity altitude of Asiatic black bear(KM53)	56
Table 17. Home range estimations of Asiatic black bear(KM53)	60
Table 18. Means across populations	66
Table 19. Simulation results from 0 to 100 years	67
Table 20. Survival and extinction probability results in VORTEX	68
Table 21. Simulation prediction analysis result values for population variation	71
Table 22. The Asiatic black bear management details	77
Table 23. System and variables of basic mechanism for restoration	80
Table 24. Damage history by Asiatic black bear	83
Table 25. Mechanism for Asiatic black bear in low area	84
Table 26. Mechanism for Asiatic black bear in medium area	87
Table 27. Mechanism for Asiatic black bear in high area	90
Table 28. Analysis result of impact index by fuzzy criteria decision making	95

List of Figures

Fig. 1. Location of the study areas in Mt. Jiri	8
Fig. 2. Asiatic black bear's skull structure	11
Fig. 3. Asiatic black bear's dental formula	12
Fig. 4. Asiatic black bear's skeletal structure and morphology	12
Fig. 5. The Asiatic black bear that eats with its front paws clutching food ...	12
Fig. 6. The shape of bear's soles and footprints	13
Fig. 7. The geographic distribution of <i>Ursus thibetanus</i>	15
Fig. 8. Asiatic black bear	16
Fig. 9. The basics of triangulation	19
Fig. 10. How to select and locate two points	19
Fig. 11a. KF52, undergoing rehabilitation training	22
Fig. 11b. KF52 and 2 cubs breaks hibernation	22
Fig. 12. Regions selected for VORTEX simulation analysis	24

Fig. 13. Map of hibernation location	34
Fig. 14. Average temperature in hibernation period by year	40
Fig. 15. Average hibernation days by year	40
Fig. 16. Hibernating day and temperature scatter plots	40
Fig. 17. Comparing used HD, FDBH, HP and FDBEH with 3-groups	44
Fig. 18. Shows the home range in 2018	53
Fig. 19. 1st Release moving pathway	57
Fig. 20. 2nd Release moving pathway	58
Fig. 21. 3rd Release moving pathway	58
Fig. 22. 1st~3rd Home ranges estimation by MCP 100% and Kernel 95%	59
Fig. 23. 1st~3rd Core home ranges estimation by MCP 50% and Kernel 50%	59
Fig. 24. VORTEX simulation analysis shows the change in the size of the population over time	64
Fig. 25. Result of estimate rates for the mean Stochastic rate	65
Fig. 26. Plot data specification to result of VORTEX simulation	65

Fig. 27. Population change by the VORTEX simulation result	69
Fig. 28. Plot of change in population due to release(male 1, female 3)	72
Fig. 29. Plot of change in population due to release(male 2, female 2)	72
Fig. 30. Plot of change in population due to release(male 2, female 4)	73
Fig. 31. Plot of change in population due to release(male 3, female 3)	73
Fig. 32. Plot of change in population due to release(male 2, female 6)	74
Fig. 33. Plot of change in population due to release(male 4, female 4)	74
Fig. 34. Causal loop diagram of basic mechanism	81
Fig. 35. Causal loop diagram of low area(Alt. ~ 700 m)	85
Fig. 36. Causal loop diagram of medium area(Alt. 700 ~ 1,100 m)	88
Fig. 37. Causal loop diagram of high area(Alt. 1,100 m ~)	91
Fig. 38. Causal loop diagram of Asiatic black bear restoration in Mt. Jiri	93
Fig. 39. Causal loop diagram of implementation management plan for the restoration of Asiatic black bear in Mt. Jiri	100
Fig. 40. Management plan of Asiatic black bear dispersion outside Mt. Jiri and the dispersion of Asiatic black bear from the broad view	101

Abstract

In this study, the ecological characteristics of Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) were identified through the hibernation and case studies of Asiatic black bears, and ecological data needed for Asiatic black bear conservation were presented. In addition, through Mt. Jiri bear population viability analysis modeling, the result of the persistence of the population obtained and the management method of the population was derived. Finally, this study was conducted to understand the mechanisms of Asiatic black bear restoration projects that have been promoted through system accident analysis and to derive variables for preparing management plans.

The study of Asiatic black bear hibernation in Mt. Jiri during 2014~2019 showed that the average hibernation days (130 ± 34 days) of hibernation (December 7), hibernation end (April 20), and hibernation start (The average temperature of 0.01 ± 4.31 °C), hibernation period (0.14 ± 2.35 °C) and hibernation termination (9.13 ± 4.32 °C) were obtained. In addition, meaningful through the analysis of temperature characteristics and hibernation type characteristics of birth, sex, and life cycle. In particular, the results of the hibernation characteristics of A female who produced a cub show well the female rearing characteristics of hibernating temperature and hibernating days. In the future, it can be used as a preliminary data to prevent collisions during hibernation, and if continuous monitoring is conducted, it will be used as case study in wildlife on recent global environmental issues such as climate change. In 2017, a female individual whose left forelimb was cut due to a trap gave birth to two cubs in the wild. The analysis of her right to action showed that the home range of action was narrower during hibernation and spring compared to other

female who produced a cub, and that it was wider at other seasons. It is assumed that this represents a survival strategy to overcome the rearing and physically unfavorable conditions. Through this, it can be seen that it exhibits inherent behavioral characteristics for rearing and survival of cubs in an injured state. In particular, the result of moving to lowland where food is relatively easy in the summer when food is insufficient due to unfavorable physical condition is that It suggests a potential conflict with man. As a result of this study, release of injured wild animals requires continuous management and monitoring.

Studies of individuals showing externally dispersal behavior in previously inhabited areas showed continuous movement of 1st release without having a fixed habitat, and the 2nd release results indicated behavioral characteristics intended to move to the first discovered area. The result of having a stable sphere of action after the 3rd release in the first discovered area seems to have formed a fixed habitat. Release to areas other than fixed habitats may require unstable movement and behavior during the return to the original area or exploration of habitats, so a careful review of transfer location releases will be necessary. In addition, as the survival may be threatened by various factors in the movement process, a secure movement route is required. In the short term, there is no concern about declining populations, but in the long term, it is difficult to maintain healthy populations such as genetic diversity and decreasing effective population. The probability of extinction was 5~10% when new populations were formed and populations exchanged in areas where individuals are currently active in other habitats. The most efficient release strategy was modeled for five years of releasing 4 female, 2 male Asiatic black bears. These findings require a strategy for population management in the long term.

As a result of deriving regional variables according to altitude for preservation of Asiatic black bears by system thinking, these variables are

significant because of the fact that variables for management were derived for each region divided into lowland, middle and highlands, and the three-dimensional interrelationship between these variables. It is thought that efficient bear restoration project management will be achieved through the basic mechanism of restoration project of Asiatic black bear in Mt. Jiri and management of variables in each zone. in addition, for the management and preservation of Asiatic black bears living outside the national park, long-term distributed populations and habitats should be managed and continuous field information collected to maintain the sustained viability of Asiatic black bear populations in Mt. Jiri.

I. 서론

1. 배경 및 목적

한반도에 서식하는 식육목에는 개과(Canidae), 고양이과(Felidae), 족제비과(Mustelidae), 곰과(Ursidae), 바다사자과(Otariidae), 물범과(Phocidae)에 6과 18속 25종이 분포하며 늑대, 호랑이, 표범, 반달가슴곰, 물범 등 중대형 식육목에 속하는 종들은 멸종 가능성이 높다(Jo *et al.*, 2018). 이중 곰과(Ursidae)에 속하는 불곰(*Ursus arctos lasiotus*)은 북한의 자강도, 함경북도, 함경남도, 강원도에 이르는 한반도 북부에 분포하는 것으로 보고되었지만 현재는 거의 멸종된 것으로 알려져 있다(MAB, 2002). 반달가슴곰은 1900년대 초까지는 고지대 산림 지역에 많은 수가 분포하였으나(Won, 1967; Won, 1968; Huh and Lim, 1975; Lee, 1998), 일제 강점기 해수구제 명분으로 인한 남획과 한국전쟁으로 인한 서식지 파괴가 있었다. 이후 1970~1980년대 경제 개발에 따른 서식지 면적 감소, 밀렵, 보신 문화로 인한 남획 등으로 인해 지리산, 설악산 등의 일부 지역에서만 생존하고 있다(KNPS, 2014). 이에 정부에서는 인위적인 요인에 의해 절멸에 이른 반달가슴곰의 멸종을 막기 위해 멸종 위기 야생생물 I 급으로 지정하여 보호하고 있으며(MOE, 2018a), 2004년부터 지리산국립공원에서 복원 사업을 진행하고 있다.

지난 2004년 한반도에 서식하는 반달가슴곰과 유전적으로 동일한 우수리 아종을 러시아에서 6개체를 도입하여 방사한 이후 16년이 지난 현재, 지리산 일원에서 63개체가 서식하고 있다(SRTI, 2019). 이들 개체 중 일부는 가야산·수도산 일원에서 생활하고 있으며, 점차 서식지 활동 반경을 확대해나가고 있다. 반달가슴곰의 지속적인 보호와 서식지를 관리하기 위해서는 동면, 먹이, 식이 습성, 행동권 등 기초 생태 연구가 필요하다(Ordiz *et al.*, 2013). 지금까지 반달가슴곰의 행동권, 식이 습성, 서식지 이용 등과 같은 생태적 특성에 대해서는 2004년부터 시작되어 어느 정도 연구 성과물이 발표되었으나(Yang *et al.*, 2007; Kim *et al.*, 2007;

Kim *et al.*, 2011; Jung *et al.*, 2016), 동면이나 양육 특성 등과 같은 개체군 관리에 직접적으로 이용될 수 있는 연구는 거의 이루어지지 않은 실정이다.

또한 복원 사업 초기 해외 연구 사례를 기초하여 마련한 복원계획은 많은 시행착오를 겪으면서 수정, 보완되어 현재에 이르고 있다. 최근에는 개체수가 증가하여 지리산 외부지역으로 확산되고 있어 반달가슴곰 복원 사업에 대해 긍정적인 성과로 평가되고 있으나 개체 및 서식지 관리에 대한 종합적인 복원 전략은 미흡한 실정이다(MOE, 2018b).

따라서 본 연구에서는 반달가슴곰의 동면, 양육, 분산 등 생태적인 특성에 대한 연구를 통해 반달가슴곰의 개체, 개체군 서식지 보전을 위한 관리 방안이나 정책적으로 활용할 수 있는 자료를 제공하기 위하여 시도되었다.

동면은 반달가슴곰의 생활사에서 중요한 생존 기작으로 알려져 있다. 많은 양의 먹이가 필요한 반달가슴곰은 활동 에너지를 최소화하고 체내에 비축한 에너지를 최소한으로 소모하며 겨울 시기를 보낸다고 알려져 있으며, 열대 지방에 살거나 연중 먹이를 공급받을 수 있는 동물원의 반달가슴곰은 동면하지 않는다(Stirling, 1993). 이 연구에서는 우선, 반달가슴곰의 동면 기작 중 기온과의 상관관계를 규명하고자 한다. 반달가슴곰은 동면중에 어미 체중의 1/300~1/420에 불과한 200~400 g의 20 cm 정도의 새끼를 출산한다. 상대적으로 작은 체구의 새끼를 낳는 것은 암컷이 가을철 몸에 비축한 에너지만으로 동면을 하고 배속의 태아도 키워야하기 때문이다. 갓 태어난 새끼는 미숙아 상태로 태어나 추위에는 약해 15분 이상 어미가 돌보지 않으면 얼어 죽게 된다. 반달가슴곰은 출생 후 2달이 지나서 동면지에서 밖으로 나올 수 있다(Stirling, 1993). 그러나 동면지 밖으로 나온 뒤부터 어미는 새끼가 굶주리더라도 더 이상 먹이를 주지 않기 때문에 이때부터 새끼는 오랜 기간 동안 어미를 따라다니며 어미 흉내를 내면서 먹이를 구하는 요령이나 위험에 처했을 때 나무 위로 올라가 피신하는 방법, 자신의 영역을 배회하는 요령, 적당한 굴을 찾는 법 등 생존에 필요한 기술들을 배우게 된다. 그리고 새끼는 어미와 함께 한 두해 겨울을 보낸 후 생후 1년 6개월 무렵부터 어린 곰은 홀로 살아가야 한다(Stirling, 1993). 이렇듯 반달가슴곰의 새끼 양육은 새끼의 적응성을 평가할 수 있는 중요한 과정이 된다.

이에 본 연구에서는 건강한 암컷 반달가슴곰과 엽구에 의해 상해를 입은(다리 절단 사고) 암컷 반달가슴곰의 동면 이후 새끼 양육 과정에 대한 연구를 진행하고자 한다.

반달가슴곰의 분산은 이주, 이동 및 정착의 3단계로 구성된 프로세스로 간주될 수 있으며 개체군의 구조 및 서식지, 유전적 풀(Pool)에 영향을 미친다(Bowler and Benton, 2005). 대형 육식동물에 있어 분산 행동에 대한 데이터 수집에는 많은 비용과 어려움이 수반된다. 일반적으로 사용되는 GPS 추적 방법은 인위적 간섭을 최소화한 상태에서 반달가슴곰의 분산 패턴을 기록할 수 있는 유일한 수단이다. 그럼에도 불구하고 많은 연구자들은 개체 성장에 따라 특히, GPS(목걸이형) 발신기를 아성체 수컷 곰에 부착을 주저하는 것은 신체 성장으로 인해 발신기 접촉부위에 상처가 발생하거나 2차 감염으로 생존에 지장을 줄 수 있기 때문이다(Costello, 2010).

수컷 반달가슴곰의 분산은 로드킬 발생 가능성의 증가, 발신기 접촉부위의 2차 감염 등으로 인한 폐사율의 증가를 가져올 수 있으며(Waser *et al.*, 1994), 또한 발신기가 탈락되거나 훼손으로 행동권 분석을 위한 데이터가 부족하게 된다(Rogers, 1987). 수컷 반달가슴곰의 행동권은 2~7세 사이에 형성되는 것으로 보고되었는데(Costello, 2010), 이러한 결과는 주로 포획 후 재 방사 데이터를 기반으로 얻은 것이다. 궁극적으로 생태적 특성을 기반으로 반달가슴곰의 보전 방안 마련을 위해 개체군 생존 연구가 필요하다. 따라서 이 연구에서는 전체 분산 과정을 좀 더 포괄적으로 설명할 수 있는 자료를 제공하자 한다.

지리산에 서식하는 반달가슴곰과 같이 국지적으로 고립된 개체군은 영속적인 유지가 쉽지 않다. 이에 메타 개체군의 개념을 적용한 새로운 개체군을 형성하고 안전한 이동과 개체군 간의 접점이 발생할 때 지속적으로 생존력이 유지될 수 있다. 반달가슴곰의 개체군 및 서식지 보전 관리를 위한 변수들은 상호 복합 의존적인 관계를 맺음과 동시에 독립적인 형태를 유지하고 있다.

이 연구의 최종 목표는 반달가슴곰의 개체군 생존력을 분석하여 생존 전략 및 관리 방안을 마련하는 데 필요한 도출함과 동시에 개체군 관리와 맞춤형 보전 전략을 수립하는 데 필요한 자료를 제공하는 데 있다.

2. 연구사

국외에서의 반달가슴곰의 동면에 관한 연구는 주로 일본, 대만에서 활발하게 연구되면서 서식지 공간 분석(Hwang and Garshelis, 2007), 동면지 특성(Koike and Hazumi, 2008; Huygen *et al.*, 2009), 동면기간의 혈액학적 특성(Chang *et al.*, 2006; Tsubota *et al.*, 2008), 생리 기작(Mominoki *et al.*, 1996; Suzuki *et al.*, 2009; Shimozuru *et al.*, 2012)에 대한 메커니즘 등 다양한 분야에서 결과들이 보고되었다. 반면, 국내에서는 동면지 특성(Kim *et al.*, 2007; Yang, 2008), 종분포 모형(MaxEnt)을 이용한 비동면기간과 동면 장소의 서식지 비교(Jung *et al.*, 2016)가 이루어졌다.

곰의 양육에 관한 연구로는 주로 새끼 생존율에 관한 연구가 활발하게 이루어졌는데, 미국 흑곰의 경우는 1년 이내 사망률이 41%(Elowe and Dodge, 1989), Higgins (1997)는 사망률 36%, 새끼를 출산한 암컷의 경우에는 다른 개체들에 비해 가을철 행동권이 넓다고 보고하였다. 또한 Moyer *et al.* (2007)은 출산한 암컷 곰과 출산하지 않은 암컷 곰의 행동권 크기 연구를 통해 양육에 대한 특성을 규명하였다. Clarke *et al.* (1980)은 버려진 새끼 곰 2개체를 야생에서 출산한 (n=1) 다른 암컷에게 동면 중 위탁 양육을 통해 동면 종료 이후 새끼들(n=3)과 함께 동면지를 나온 것을 보고한 바 있다.

외상 장애를 입은 개체의 방사 이후에 관한 연구로는 중국에서 울무에 의해 상해를 입어 구조, 다리가 절단된 반달가슴곰을 재 방사한 사례(www.animalsasia.org)가 있었으나 연구는 이루어진 바 없다.

분산 활동에 관한 연구로는 일본 북해도 지역에 서식하는 불곰(*Urusus arctos*)을 대상으로 Ning *et al.* (2019)과 Shirane *et al.* (2019)의 연구를 통해 수컷에 편향되어 분산된다는 보고가 있었다(Mano, 1994; White *et al.*, 2000; Zedrosser *et al.*, 2007). 그리고 알래스카에 서식하는 흑곰 아성체에 대한 분산 연구를 통해 생존력이 보고(Schwartz and Franzmann, 1992) 되었으며, 미국 플로리다에 서식하는 두 집단으로 분리된 흑곰의 분산 연구를 통해 유전적 흐름이 보고되었다(Dixon *et al.*, 2006). 또한 하천이라는 지리적 장벽으로 인한 흑곰의

분산과 개체군의 교류에 대한 영향 연구(Whiter Jr. *et al.*, 2000)가 있었다.

국외에서의 개체군 생존력 분석에 대한 연구는 자이언트 판다와(Wei *et al.*, 1997; Guo *et al.*, 2002; Zhang *et al.*, 2002)와 스웨덴에 서식하는 Gray Wolf(*Canis lupus*), Otter(*Lutra lutra*), Peregrine Falcon(*Falco peregrinus*) 등 주로 멸종 위기종으로 지정된 동물을 대상으로 이루어졌다(Ebenhard, 2000). 그리고 미국의 Gray wolf(*Canis lupus*)(Fritts and Carbyn, 1995)와 Canada Lynx(*Lynx canadensis*)(Licht *et al.*, 2017), 코뿔소 개체군 생존력 분석 등이 있었으나 멸종 위기에 처한 종에 대해서도 개체군 관리 전략을 마련하기 위해서는 연구된 바 없다(Cromsigt *et al.*, 2002; Kafley *et al.*, 2015). 국내에서는 반달가슴곰과 여우(*Vulpes vulpes*)의 초기 복원 전략 마련(MOE, 2002; Lee *et al.*, 2013), 산양(Kim *et al.*, 2016), 수달(Lee, 2013), 금개구리(Cheong *et al.*, 2009) 개체군의 생존력을 분석한 연구가 있었다.

시스템다이내믹스 모델링을 이용한 야생동물의 연구사례로는 동물 매개 전염 질병의 모델링을 통한 경제성 평가 연구가 이루어졌으며(Pendell *et al.*, 2014), 미국 옐로스톤에 서식하는 불곰의 사례를 통해 야생생물 개체군 관리 모델링을 제시하였다(Faust *et al.*, 2004). 또한 Riley *et al.* (2010)는 야생동물의 효율적 관리를 위해 시스템사고법을 적용하였으며, 특히 미국 뉴욕 주에 서식하는 흑곰 관리와 관련하여 도출되는 변숫 값에 대한 인과관계를 설명하고 평가하였다. 시스템 사고를 이용한 국내 사회 생태 시스템 연구는 생태관광, 생태경관보전 지역, 야생동물 서식지 등 생물서식처의 관리 계획 연구를 위해 진행되었다(Kim and Hong, 2008; Jeon and Chon, 2014; Choi *et al.*, 2014a; Seok *et al.*, 2014; Lee *et al.*, 2015; Choi *et al.*, 2015).

3. 연구지 개황

1) 일반현황

지리산(Fig. 1)은 예로부터 방장산으로 불렸으며 봉래산(금강산의 별칭)과 함께 해동 삼신산으로 추앙을 받았다. 오대악의 하나로 여러 전설과 화엄사, 법계사, 쌍계사 등과 같은 유서 깊은 사찰과 국보, 보물 등 수많은 문화자원과 함께 천왕봉에서 노고단에 이르는 주능선의 길이가 42 km가 넘고, 해발 1,000 m가 넘는 30여 개의 봉우리가 있는 웅장한 산세를 지닌 산이다. 우리나라 국립공원의 시작은 지난 1930년대에 금강산이 국립공원 후보지로 선정된 일이 있었으나 2차 세계대전 발발로 중단된 후 국민운동 본부에 의하여 지리산을 국립공원화하기 위한 현답사가 이루어져 이 조사 결과를 토대로 1967년 3월 법률 제 1903호 공원법이 제정되어 1967년 12월 29일에 우리나라 최초의 국립공원으로 지정되었다(Lim and Kim, 1992). 지리적으로는 북위 35° 12' 40" ~ 35° 26' 40", 동경 127° 27' 20" ~ 127° 49' 40" 사이에 위치하고 있다. 행정구역 상 3개도 5개 시군에 해당하는 경남 산청군, 하동군, 함양군, 전남 구례군, 전북 남원시에 위치하고 있으며, 면적은 483.022 km²로 국내의 해상국립공원을 제외한 육상 국립공원 가운데 가장 넓은 면적을 차지한다(KNPS, 2013).

2) 지형

지리산의 산지 형태는 반야봉과 노고단에 이르는 동서로 길게 뻗은 주능선을 중심으로 속 능선으로 갈라지며 주능선 상에서 노고단에서 만복대, 고리봉과 세걸산을 거쳐 아래봉으로 이르는 서북 능선과 명선봉에서 삼정산에 이르는 북부 능선, 영신봉에서 삼신봉과 시루봉을 거쳐 형제봉에 이르는 남부 능선, 제석봉에서 백무동을 거쳐 구곡산에 이르는 동남 능선이 주능선과 함께 복잡한 산세를 이루고 있다. 이러한 능선에 따라 동서축에 의하여 남사면과 북사면으로 크게 나누어지며, 노고단에서 만복대, 정령치로 이어지는 능선에 의하여 동사면과 서사면이 나타난다(Yeon, 2003). 지리산의 수계를 보면 북사면의 물은 임천강으로 동사면은 덕천강으로 흐르며, 이들이 합류하여 남강을 거쳐 낙동강으로 흐른다. 서사면의 물은 요천으로 흘러 섬진강과 합류하고 남사면에서는 마산천, 연곡천, 화

개천, 황천강 등이 섬진강으로 흘러든다. 하천은 좁은 협곡이 많으며, 2차적으로 나타나는 골짜기는 북서~남동 방향으로 피아골, 목통골, 거림골, 중산리 계곡, 대원사골, 내원사골 등이 여기에 속한다(Kang, 2000).

3) 기후

기후를 살펴보면, 지리산 남사면에 해당하는 지역은 대략 연평균 기온 12~13℃, 북사면 지역은 11~12℃로, 여름과 겨울의 기온 편차는 약 48℃이다. 여름 기온의 남북 차는 적는데 비해, 겨울 기온은 남북 차가 크게 나타나난다. 강수량은 약 1,600 mm로 다우지에 속하지만 지역·연도별 편차가 크다. 남사면은 태풍 등 여름철 강수의 영향이 큰 반면에, 북사면은 겨울철 북서풍의 영향으로 적설량이 많고 일사량이 적다. 이에 전반적으로 지리산지의 남사면과 북사면은 급경사를 이루어 농경이 불리하지만 식생 밀도가 높다. 남사면은 평탄면, 분지, 완사면 등의 발달로 토지이용률은 높지만 긴 일조시간 및 활발한 증발 활동으로 수분 공급이 불안정하여 식생 성장에는 불리하다. 동일한 식생 군락이라 하더라도 남~북사면에서 각기 분포 밀도가 다르며, 남사면의 계곡에서는 북사면에 비해 활엽수림의 분포 고도가 낮게 나타나기도 한다(Shin, 2007).

4) 생태

지리산의 생태 특성은 국제적으로 생태계 균형 보전을 위하여 권고하고 있는 400 km² 이상의 면적을 가진 국내 유일한 육상 국립공원으로 타 국립공원 및 생태계 보전 지역 등 유사 보호 지역보다 풍부한 종을 보유하고 있다. 다양한 식물 자원으로 구성된 서식처와 이를 주요 먹이 자원으로 이용하는 포유류의 풍부도는 서식 환경의 질이 높음을 보여주며, 지리산국립공원은 반달가슴곰 복원 대상지로서 적합한 대상지이다(NIBR, 2014b).

5) 생물상

지리산의 생물상은 식물 1,832종, 포유류 46종, 조류 117종, 양서류 12종, 파충류 11종, 어류 22종, 곤충 4,903종, 기타 1126종으로 총 8,069종의 생물종이 서식하는 것으로 보고되었는데, 이는 한반도 전체 생물종 수(49,027종, 환경부, 2017.12. 기준)의 약 16.46%에 해당된다(KNPS, 2019).

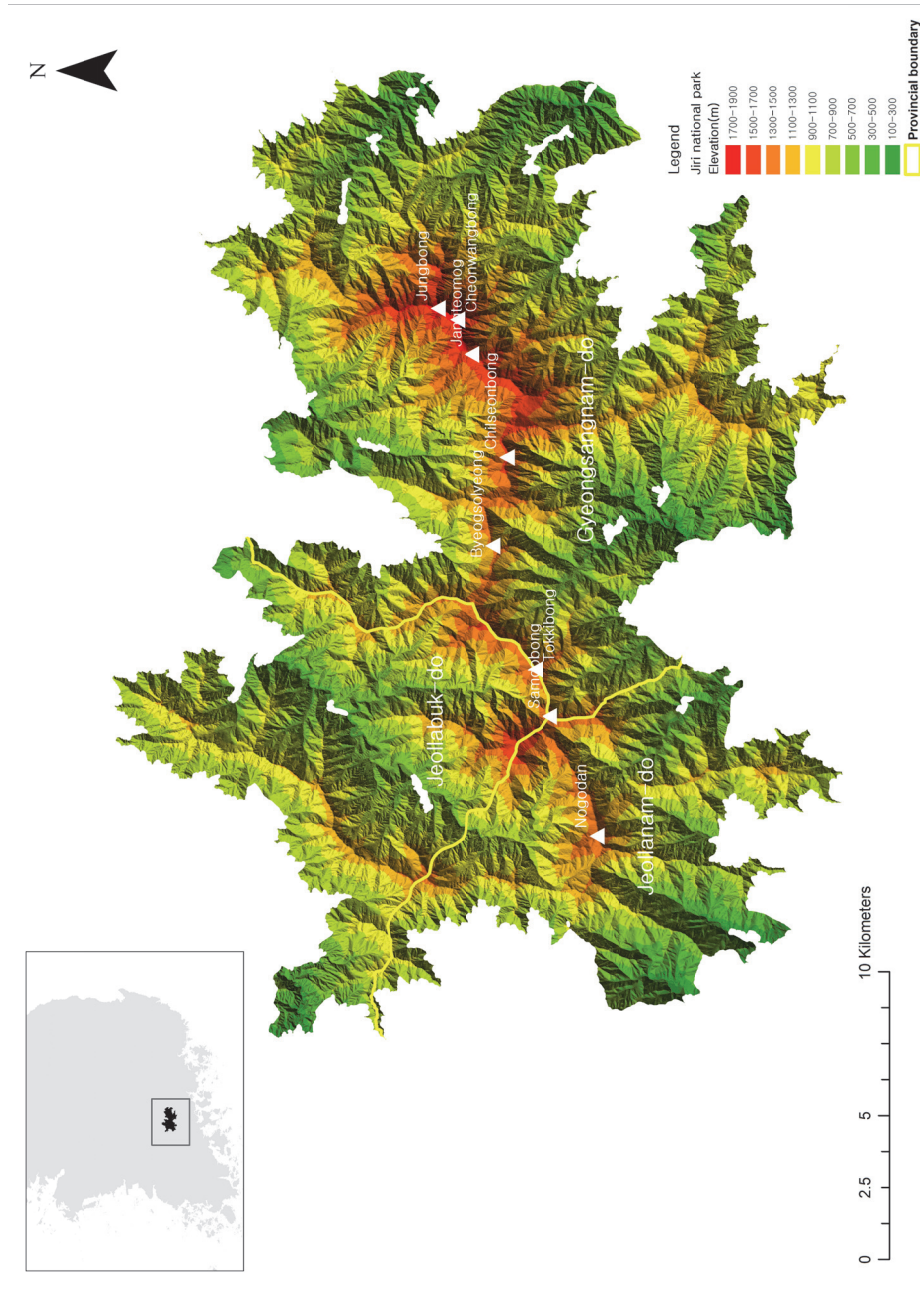


Fig. 1. Location of the study areas in Mt. Jiri, green means lower altitude, higher red indicates higher altitude.

4. 연구 대상종

1) 기원 및 분류

식육목(Order Carnivora)은 Gesner(1551)에 의해 처음으로 육식 먹이 습성을 지닌 동물 그룹으로 분류했으며, Linnaeus(1758)에 의해 Order Ferae로 명명 되었다가 Saint-Hilaire와 Cuvier(1795), Cuvier(1800, 1817), Gray(1821), Temminck(1835, 1841)에 의해 치아와 형태학적 유사성에 근거하여 세분화된(Gittleman, 1989) 집단이다.

현재 지구상에는 286종이 서식하고 있으며(Hedges and Kumar, 2009), 과거 인간이 수렵생활을 할 때부터 다치거나 생명을 빼앗아가는 두려운 존재이면서 힘과 외모로부터 풍기는 카리스마로 경외심의 대상으로 여겨졌으며, 인간생활에 매우 친숙하게 자리 잡는 등 인류의 역사, 문화, 정신에 깊은 관계를 맺으며 지내온 분류군이다. 이중 대형 식육목(Large carnivores)에 속하는 동물들은 포식 행동을 통한 하위 생물 개체 조절과 포괄적으로 토양 미생물과의 관계로 이어지는 서식지 내 생물 다양성 전반에 영향을 미칠 가능성이 있는 종으로(Bump *et al.*, 2009) 생태계 지위의 정점에 있어 중요한 생태적 조절자 역할을 한다(Prugh *et al.*, 2009; Estes *et al.*, 2011; Beschta and Ripple, 2009; Ritchie *et al.*, 2012). 또한 대형 식육목이 핵심 종(Keystone species)이라는 사실에 기반하여 생태적 지위와 보전적 함의에 대한 이론적 근거를 제시하였고(Hebblewhite *et al.*, 2005), 보전에 대한 효과는 해당 서식지 전체로 파급효과를 내는 중요한 종이다(Sergio *et al.*, 2008). 하지만 생태계에서 정점에 위치한 특성으로 인해 인간과의 갈등과 마찰이 빈번해짐에 따라 이들의 생태학적 영향과 종의 진화에 영향을 미치고(Allendorf *et al.*, 2008; Darimont *et al.*, 2009), 개체군 유지에 취약한 구조를 띄거나 멸종에 이르게 되어 해당 생태계(Berger *et al.*, 2001; Terborgh *et al.*, 2001)와 전 지구적(Etess *et al.*, 2011)인 생물다양성에 부정적인 영향을 미쳤다.

곰은 분류학상 식육목(Carnivora) 곰과(Ursidae)에 속하며, 지질 연대상 신생대(Cenozoic) 후기(Neogene), 마이오세(Miocene) 중반부인 약 1500만 년 전에 유라시아 대륙에서 개과(Canidae)로부터 분지된 동물로 알려져 있다. 약 500만 년 전인 플리오세(Pliocene)까지는 신대륙에 존재하지 않다가 180만 년 전 플레이

스토세(Plastocene)에 이르는 기간 동안 점차적으로 북미와 남미, 북서 아프리카로 분포 범위를 넓혀나간 동물군이다(Vaughan, 1978).

2) 형태

형태학적으로 해양 동물인 바다사자(Sea lion), 바다코끼리(Walruse)와 관련성이 깊으며, 실제 북극곰과 바다사자의 두개골을 비교해 보면 긴 콧등, 평행한 치열, 청각 용기(Auditory bulla)의 형태가 유사하게 남아있다. 긴 콧등으로 인해 후각이 매우 발달했으며, 안좌(Eye socket)와 안구는 개과 동물에 비해 매우 작고 시력도 좋지 못하여 근시에 가까운 편이다. 일반적으로 곰의 두개골은 다른 동물에 비해 육중하고 긴 형태이고, 눈썹 부위가 특이적으로 돌출되어 뚜렷한 형태를 띤다(Fig. 2). 턱 관절과 근육이 발달되어 전형적인 육식동물의 구조를 보인다. 치식은 3/3, 1/1, 4/4, 3/2 = 42로(Fig. 3), 영구치는 보통 생후 2.5년이 되어 자리를 잡는다. 초식을 위주로 하는 잡식성 곰의 종에서는 사냥감을 죽이는데 사용되는 송곳니는 대부분 퇴화하였고 대신 딱딱한 견과류와 같은 열매를 잘 깨수 있는 크고 넓은 어금니가 발달되었으며 먹이원이 대부분 육식성이고 수컷끼리 경쟁이 심한 북극곰의 경우에는 송곳니가 잘 발달되어 있다(Stirling, 1993).

모든 곰의 골격은 전체적으로 짧고 굵다(Fig. 4). 육중한 어깨와 짧고 탄탄한 엉덩이, 몸에 비해 짧은 꼬리를 가지며 큰 몸체를 두꺼운 다리와 넓은 발바닥으로 체중을 지탱한다. 곰의 다리는 전체적으로 두꺼운 근육이 형성되어 있으며, 어깨와 둔부의 근육이 잘 발달되어 있어 순간적으로 속도를 내거나 강력한 힘을 발휘할 수 있는 구조이다. 앞발과 뒷발에는 뽕족하며 구부러진 형태의 발톱이 발달되어 있으며, 사람의 손과 같은 손(발) 바닥 뼈, 손(발)가락 뼈 구조를 갖고 있다. 각 발가락은 서로 엮혀 있는 구조로 연결되어 사람처럼 제각각 움직일 수 없으나 물건을 쉽게 움켜질 수 있다(Stringham, 2002)(Fig. 5). 앞발과 뒷발 모두 패드가 있고, 뒷발의 패드가 앞발에 비해 발달되어 있으며 보행 시 발자국의 형태는 앞발은 일부가 찍히고 뒷발은 전체가 다 찍히는 형태를(Fig. 6) 보인다(Rezendes, 1999).

불곰에 비해 몸집이 작으며, 앞가슴에 V자형 반달 모양의 흰색 무늬가 특징이다. 이 무늬의 크기는 변이가 심하며 무늬가 전혀 없는 개체도 있다. 얼굴은 길고 이마는 넓으며, 콧바퀴는 둥글고 주둥이는 짧다. 목과 어깨 부위에 긴 갈기

가 있는 것이 많다. 머리와 몸통의 길이는 138~192 cm, 꼬리의 길이는 4~8 cm, 귀의 길이는 9~15.5 cm, 뒷발의 길이는 21~24 cm, 체중은 80~200 kg 정도이다. 보통 몸 전체에 광택이 나는 검은 털이 나 있으며, 갈색 또는 적갈색인 개체도 있다(NIBR, 2014a). 전 세계의 반달가슴곰이 서식하는 18개 국가에서 법적인 보호를 받고 있으나 한약재 사용 밀렵 서식지 감소로 인해 특히 아시아 동남부 지역을 중심으로 빠르게 개체수 감소가 이루어지고 있는 중이다. 이에 국제자연보호연맹(IUCN) 지정, 취약 종(Vulnerable)으로 분류되어 있으며(IUCN, 2019) 전 세계적으로 멸종 위기에 처한 야생동식물종의 국제 거래에 관한 협약 부속서-1에 등재되어 국제적 거래 시 제한을 받는 국제적 멸종 위기종이다(CITES, 2019).

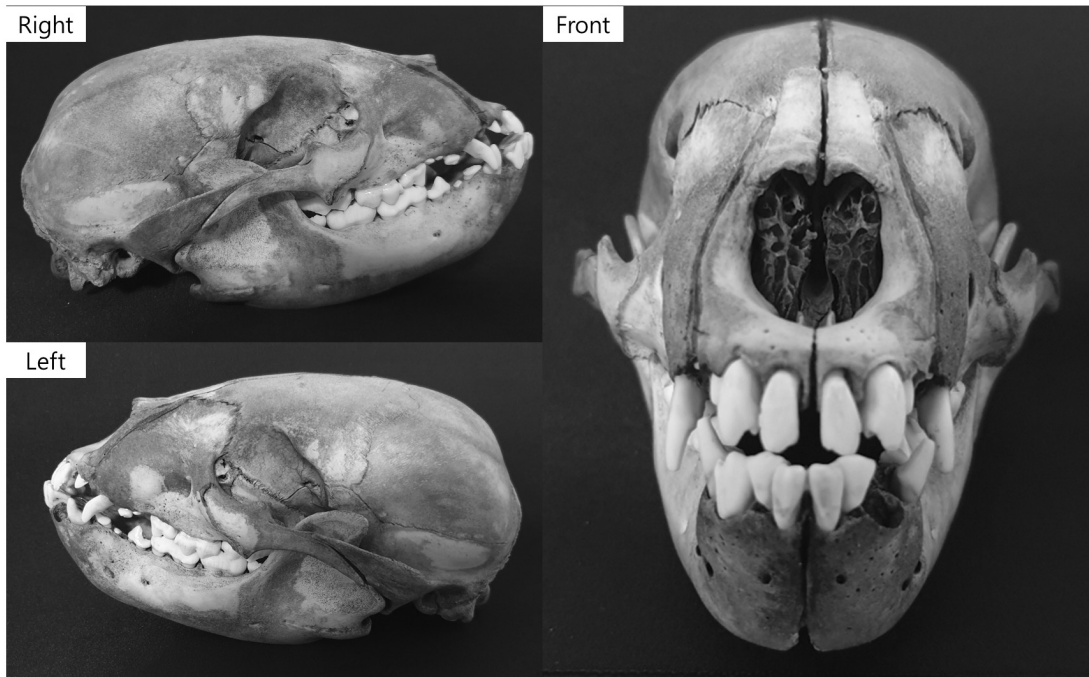


Fig. 2. Asiatic black bear's skull structure.

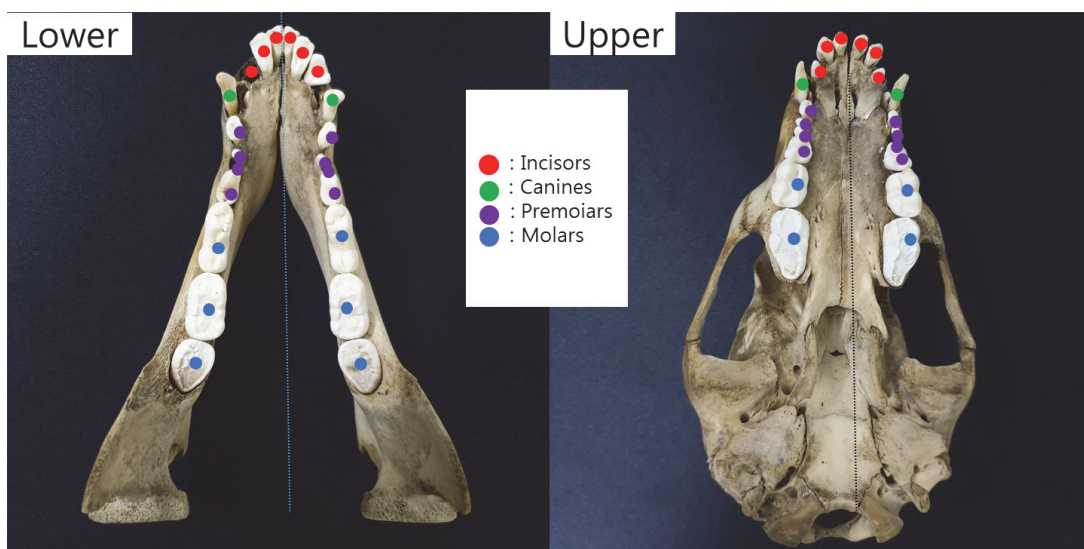


Fig. 3. Asiatic black bear's dental formula.



Fig. 4. Asiatic black bear's skeletal structure and morphology.



Fig. 5. The Asiatic black bear that eats with its front paws clutching food.

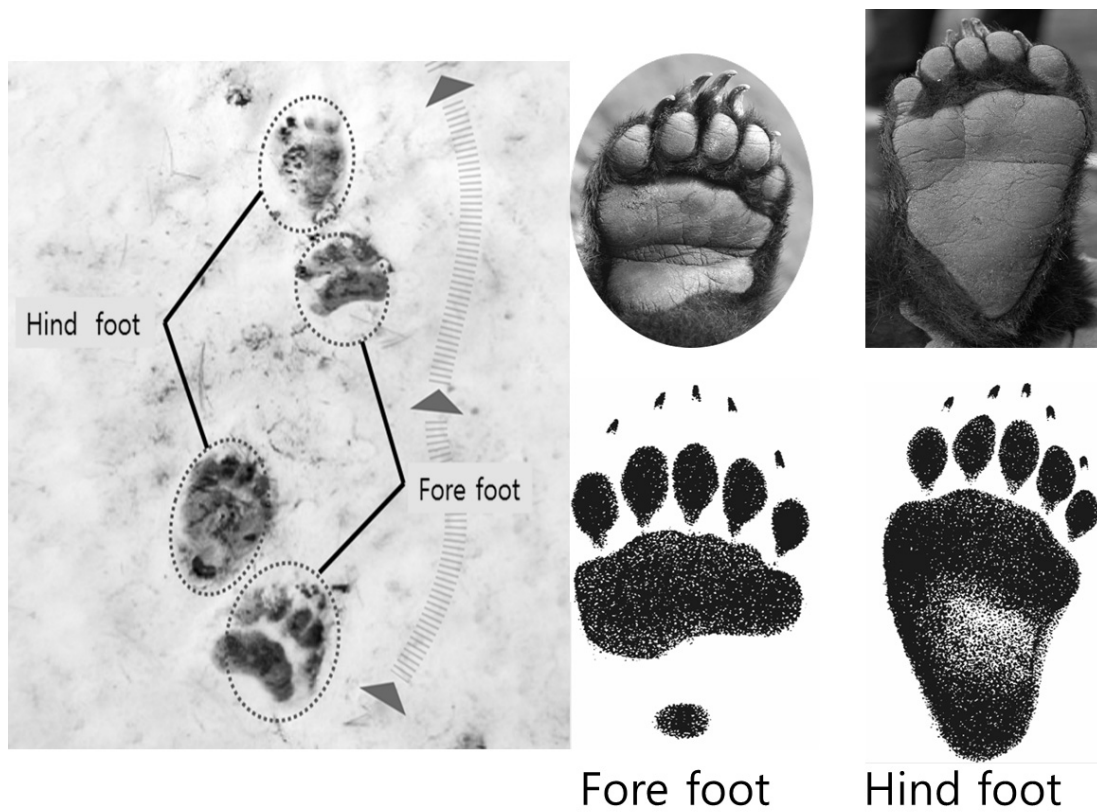


Fig. 6. The shape of bear's soles and footprints.

3) 먹이

반달가슴곰은 본래 육식성(Carnivorism)으로 다른 곰들과 함께 식육목(食肉目)으로 분류되지만, 발바닥으로 걷는 발 구조와 육중하고 무거운 다리 때문에 재빠르게 사냥하거나 먼 거리를 달려 사냥감을 잡을 수 없어 주로 식물에 의존하는 잡식성으로 진화되어 왔다(Feeny, 2000). 따라서 한국의 반달가슴곰 복원 사업 과정에서 획득된 배설물 속의 먹이 중 부피를 연구한 자료에 의하면, 식물이 77.1%로 가장 높은 비율이었고, 곤충 14.2%, 포유류 4.3%, 갑각류 1.3%, 양서류 0.3%, 조류 0.3%, 기타 2.4%의 순인 것으로 보고된 바 있다(Seomun, 2006).

4) 분포

반달가슴곰(*Ursus thibetanus*)은 이란 남동부, 동남아시아, 그리고 러시아, 중국, 일본, 그리고 한국에 분포하며(IUCN, 2019)(Fig. 7), 분포 지역에 따라 7개의 지리적 아종(Table 1)으로 분류되는데 우리나라에 서식하고 있는 종은 한반도와 러시아 연해주, 중국 동북부 지역에 서식하는 지정학적으로 동북아시아 지역 반달가슴곰(*Ursus thibetanus ussuricus*)에 해당하는 종이다(Ellerman and Morrison-Scott, 1966).

한반도의 반달가슴곰에 대한 역사적 출현을 살펴보면, 빙하시대에 해당하는 신생대 4기 홍적세(Diluvial age) 시대의 것으로 추정되는 충북 제천시 송학면 점말동굴 유적에서 출토된 유물에서 반달가슴곰의 형상의 유물이 출토되었는데 이를 통해서 출현 시기를 가늠할 수 있다(Human Animal Culture Research Group, 2012).

한반도에는 반달가슴곰과 불곰 2종이 서식한다. 반달가슴곰보다 체형이 크고 주로 육식성 먹이원에 의존하는 불곰은 과거 충청북도 청원지역에서 백두산까지 분포하면서 상당수의 개체수가 유지되었지만 20세기 중엽 이후 개체수가 줄어들어(Lee and Lee, 1996), 현재 북한 북부와 러시아 및 중국 국경 인접지역에 서식하고 있다(Jo *et al.*, 2018). 한반도에 서식하는 반달가슴곰은 산에서 나는 열매 특히 참나무류 열매인 도토리가 많은 참나무림이 많은 지역을 선호하고 높은 산지에서 주로 서식하며, 북한의 주요 서식지로는 평안북도 묘향산, 천마, 평안남도 덕천, 양덕, 황해남도 구월산, 자강도 회천, 랑림, 동신, 량강도 보천, 포태, 함경북도 무산, 함경남도 무산, 함경남도 장진, 부진, 신흥, 강원도 금강산 일대의 높은 산림지대에 분포한다(MAB, 2002). Allen and Andrews(1913)에 의하면 20세기 초반 그 당시에는 한반도 원시림을 중심으로 적지 않는 개체군이 생존하고 있었다. 하지만 반달가슴곰이 우리나라에서 멸종 위기까지 이른 것은 일제 강점기에 해수구제(害獸驅除)라는 명목으로 1,076마리가 포획되었고, 해방 이후 한국전쟁과 1970~1980년대 급속한 경제성장으로 각종 개발사업과 도로 건설로 인한 이동통로 단절과 서식지 파편화로 인해(KNPS, 2004a) 서식공간이 줄어들었다. 특히, 잘못된 보신 문화와 한약 재료의 사용으로 밀렵이 성행되어 1950년대부터 1970년대까지 지리산에서만 160여마리가 희생되었다(KNPS, 2004b).

현재 남한의 반달가슴곰(Fig. 8)은 야생생물 보호 및 관리에 관한 법률에 의해 멸종 위기 야생생물 I 급(MOE, 2018a) 및 문화재보호법에 의한 천연기념물 제 329호로 지정·보호되고 있다(CHA, 2016).

Table 1. Geographic distribution of the Asiatic black bear

Scientific name	Distribution
<i>Ursus thibetanus ussuricus</i>	Russian Amour, Northeastern China, Korean peninsula
<i>Ursus thibetanus gedrosianus</i>	Iran, Pakistan
<i>Ursus thibetanus laniger</i>	Afghanistan, Southern China
<i>Ursus thibetanus thibetanus</i>	Tibet, Myanmar, Thailand, Malay
<i>Ursus thibetanus mupinensis</i>	Southwestern China
<i>Ursus thibetanus formosanus</i>	Taiwan
<i>Ursus thibetanus japonicus</i>	Japan

Modified after Ellerman and M.-Scott (1966).

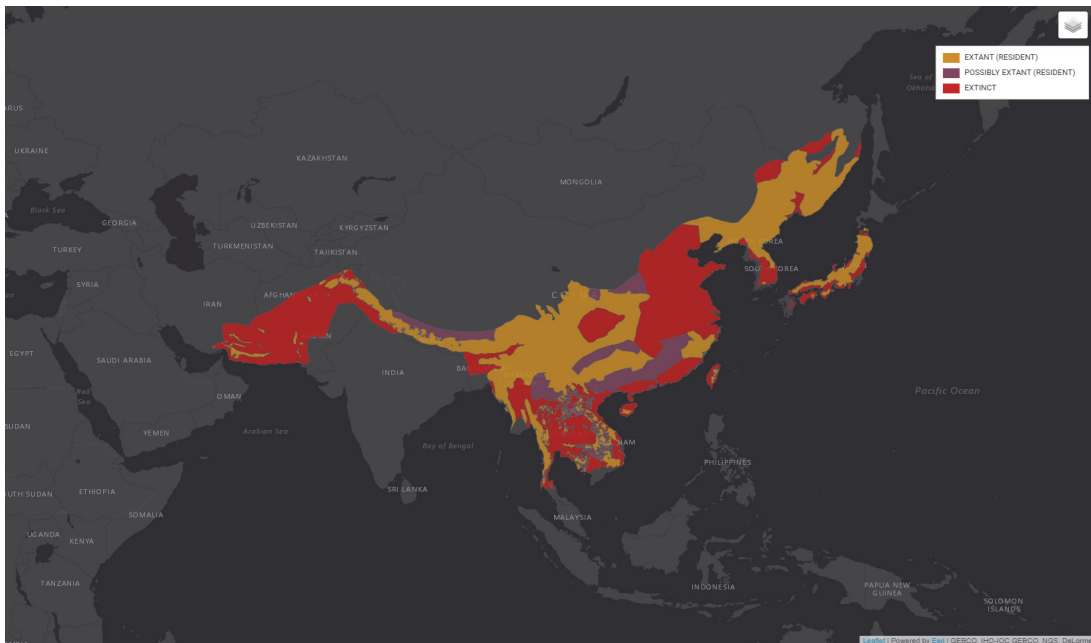


Fig. 7. The geographic distribution of *Ursus thibetanus*(www.iucnredlist.org).

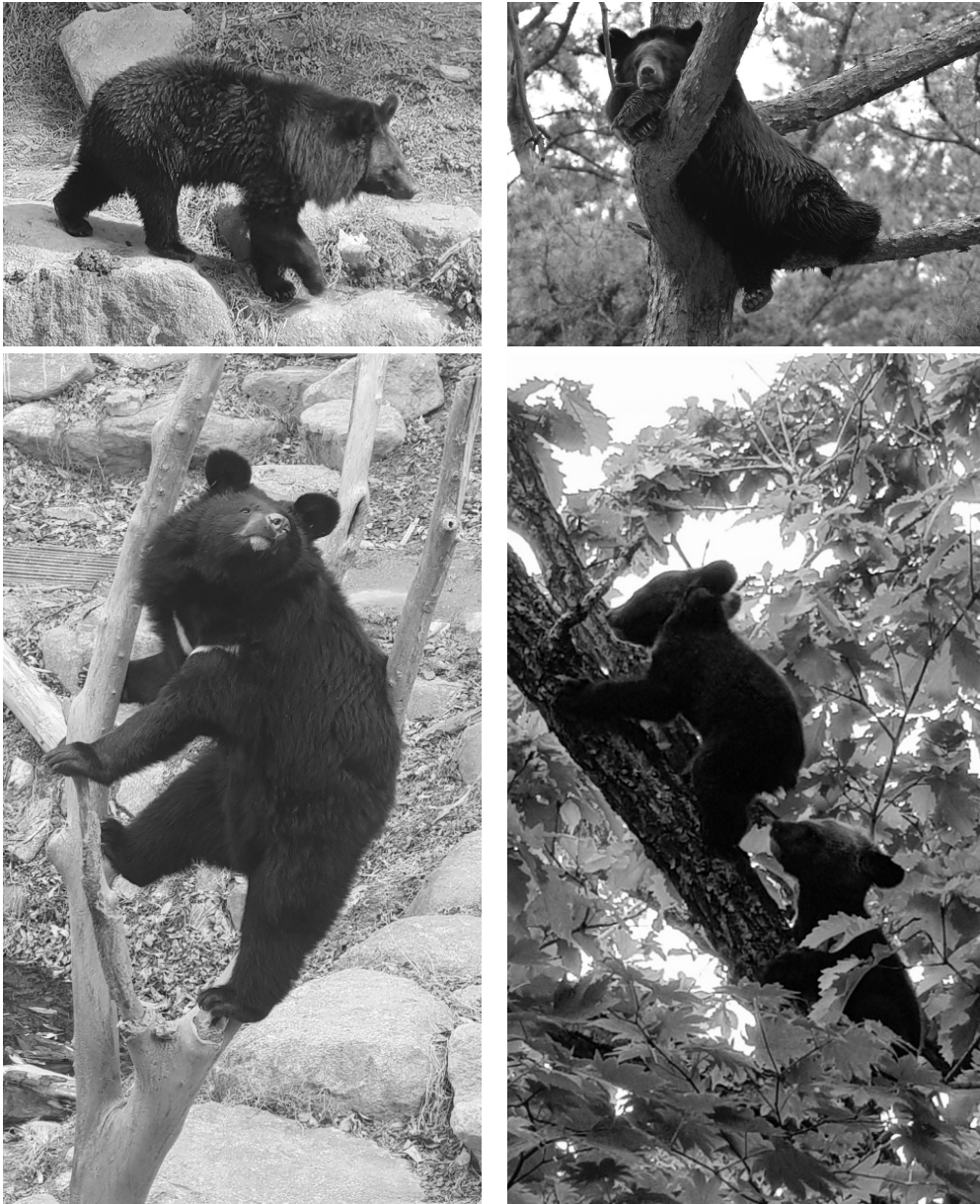


Fig. 8. Asiatic black bear(*Ursus thibetanus ussuricus*).

II. 재료 및 방법

1. 위치추적 및 분석

야생동물의 위치 행동권을 연구하기 위한 원격 위치 측정 기술은 지난 10여년간 빠르게 발전했으며(Griffin *et al.*, 2019), 현재 위성을 기반으로 한 위치 측정 방법인 Satellite Telemetry가 있다. 1990년대 후반 GPS collar 기술의 급속한 발전은 야생 생물 연구에 급속한 발전을 도모하였다. 이 새로운 기술 덕분에 연구원들은 동물의 움직임과 생태에 관한 데이터를 수집하는 능력을 극적으로 향상시킬 수 있었다. 하지만 이러한 방법은 실시간 위치 확인이 어려운 단점이 있으며, 특히 지리산의 경우 지형적 간섭과 음영지역이 있는 곳에서의 실제 수신율은 10%대에 그치는 단점도 있었다.

반면에 전통적 방법인 VHF 위치 추적(VHF Radio Telemetry)은 관찰·연구하고자 하는 대상 동물의 이동 및 행동 패턴에 대하여 육안 관측이 불가능할 때 사용하는 방법 중의 하나이다(Whitaker *et al.*, 2002). 하지만 이러한 위치 추적법은 정확한 방향을 파악하기 위해 계곡과 같은 지형적 특성에서 올 수 있는 전파의 회절로부터 정확한 위치 파악을 할 수 있어야 오차 범위를 줄여 나갈 수 있다(Gilsdorf *et al.*, 2010). 따라서 본 연구에서는 현장에서 수집되는 위치 추적 결과 값 대한 오차 범위를 확인하기 위해 지난 2015년 6월과 12월, 2회에 걸친 자체 테스트 결과, 최소 10 m 이내의 비교적 정확한 수치를 보였고 평균 154 ± 51.8 m의 오차 범위로 나타났다.

반달가슴곰 이동 패턴 분석을 위해 개체별 고유 VHF 주파수를 부여한 발신기(M3620, ATS, Canada)를 부착하고 수신기(R-20, R-30, ICOM, Japan)를 이용하여 발신음을 확인하였으며, 수신된 개체의 위치는 삼각 측정법을 적용하였다(Fig. 9). 삼각 측정에 의한 위치 추정은 야생동물 연구에 보편적으로 많이 이용되는 방법이다(Cochran and Lord, 1963; Heezen and Tester, 1967; Springer,

1979; Higgins, 1997; Bertram and Vivion, 2002; Hashimoto *et al.*, 2003; Biro *et al.*, 2004; Yang *et al.*, 2006; Hwang and Garshelis, 2007; Yang, 2008). 발신기가 부착된 동물의 위치는 두 개의 수신 지점으로부터 측정지점을 설정하고 동물의 방향을 추적하는 것도 가능하다(Yang, 2008)(Fig. 10). 이러한 방식은 연구자가 직접 모니터링 대상 종 활동 지역 내에서 근접하여 직접 위치 추적을 통해 데이터를 획득하는 방식으로 지리적 특성으로 인한 전파 회절 및 위치 추적을 수행하는 연구자의 경험적 수치와 주관성에 의해 정확성 여부가 결정되며, 위치 추적 주파수 성격에 대한 이해도가 필요한 단점이 있으나 개체 관리 및 현장 운용 효율성을 고려했을 때 우리나라의 반달가슴곰을 위치 추적하는 시스템으로 적합한 것으로 판단된다.

따라서 본 연구에서는 수신음 확인과 방향각 확인을 위해 활동 지역 인근의 국도 및 지방도를 차량으로 이동하면서 위치를 확인하였다. 수집된 위치 데이터는 반달가슴곰 위치 추적 프로그램(KNPS, 2005)을 활용하여 분석하였다.

반달가슴곰 행동권은 HRT(Home Range Tools) for ArcGIS(Ver 10.1) 이용하여 분석하였으며, 행동권 면적은 위치 좌표 중에서 가장 바깥에 위치한 점들을 연결해 면적의 값을 구하는 최외각블록다각형(MCP: Minimum Convex Poligons) 기법의 100%, 95%, 50%에서 데이터를 분석하였다. 이러한 기법의 행동권 분석법의 경우 실제 활동하지 않은 면적이 포함될 수 있어 신뢰도가 더 떨어질 수 있다(Worton, 1987). 이를 보완하기 위해 정확한 행동권 추정치를 나타내는(Kernohan *et al.*, 2001) Kernel 밀도 추정치(Kernel density estimation)의 95%, 50%에 대한 분석도 병행하였다. Kernel 밀도 추정법은 점집합으로부터 비모수적 방법을 통해 확률밀도를 추정하며(Yang, 2008), 평활 모수를 이용한 최소 자승 교차 검증(Least squares cross validation)을 통해 최상의 결과를 얻을 수 있어 가장 일반적인 분석법으로 이용된다(Seaman and Powell, 1996; Kernohan *et al.*, 2001).

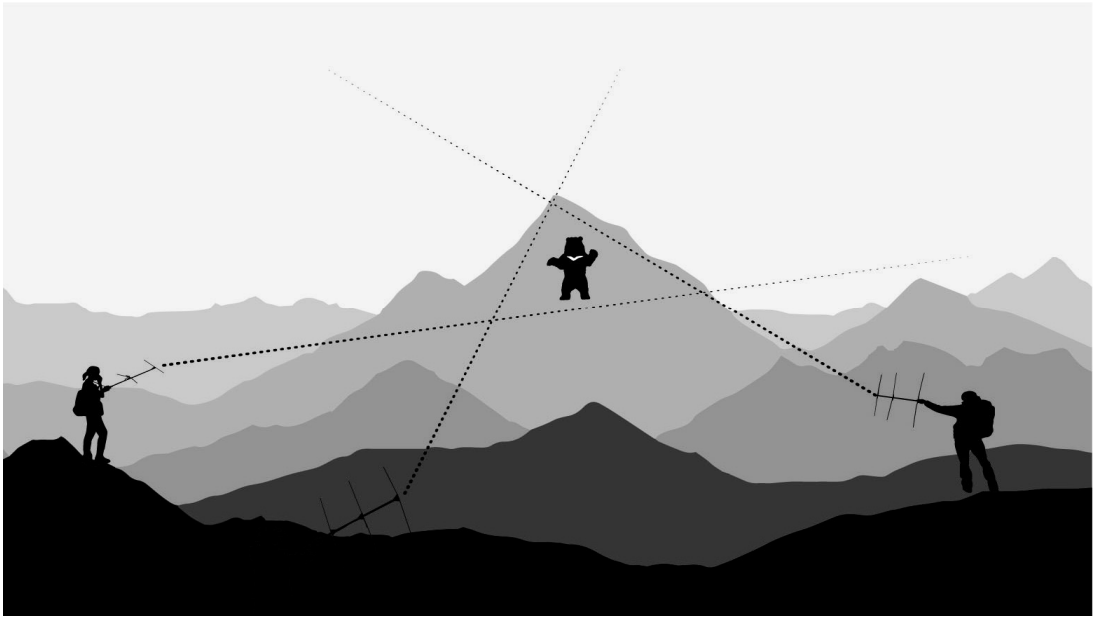


Fig. 9. The basics of triangulation. the triangle formed by the 3 lines represents the median of the area is the bear's location.

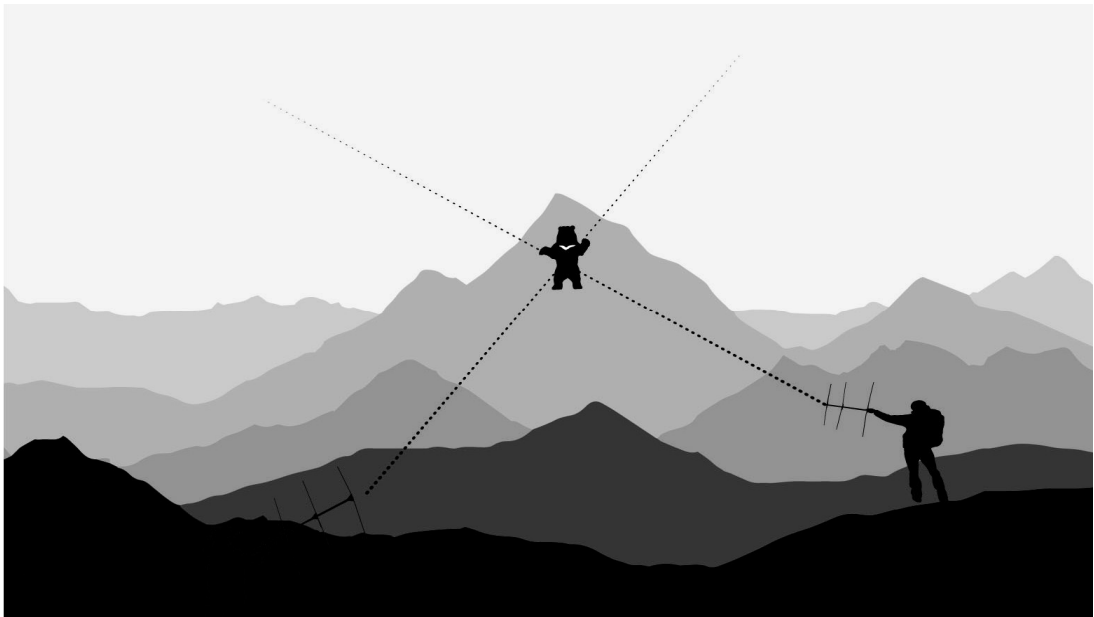


Fig. 10. How to select and locate two points, The point where the directions intersect indicates the bear's position.

2. 동면

지난 2014년 11월부터 2019년 5월까지 지리산 일원에서 활동했던 반달가슴곰 개체 중에서 동면을 한 개체를 대상으로 자료를 분석하였다.

반달가슴곰 귀에 부착한 발신기는 평상시 분당 40~45회의 규칙적인 파동(Pulse)을 띄는 수신음을 나타내는데 이를 활성 모드(Activity mode)라 한다. 또한 최소 4시간 이상 움직임이 없을 때 분당 70~80회의 규칙성을 띠는 파동 수신음이 확인되는데 이를 비활성 모드(Mortality mode)라 한다. 따라서 활성화 모드로 유지는 되지만 5일 이상 이동이 없는 경우 또는 발신기의 수신음이 비활성(Mortality) 모드로 전환되었을 때 동면으로 판단하였다.

동면 판단 시기와 동면 전과 후 평균 기온 측정 일수 산정은 생물종보전원 생태 학습장에 계류 중인 반달가슴곰 15개체의 2018~2019 동계시즌 동면 활동 CCTV 관찰 결과를 바탕으로 행동 특성 유무를 고려하여 산정하였다. 특히 동면 전후의 일수 산정은 개체 간의 오차 범위가 큼에 따라 동면 시작과 동면 종료 활동을 보인 최소 일수 5일을 선정하였으며, 이는 일수 산정이 길수록 온도차의 크기가 크기 때문에 동면 활동에 영향을 미치는 정확한 기온 값을 추출하기 위해 이러한 기준을 선정하였다.

겨울철 동면 활동은 신체 대사 활동량이 최저인 상태로 동면 과정에 방해가 되면 동면지를 이탈하여 불필요한 에너지를 소비하거나 영양상태가 불량하면 폐사에 이르는 경우가 발생할 수 있기 때문에 동면 현장 확인은 동면 시작 또는 종료 이후에 조사하였다. 또한 동면 특성에 대해서는 수컷과 출산하지 않은 암컷, 출산한 암컷으로 그룹을 구분하였다.

성장단계별 차이를 알아보기 위해 출산한 암컷을 제외하고 연령별로 나누어 새끼(1~2년생), 아성체(3~4년생), 성체(5년생 이상)로 그룹을 나누어 분석하였다. 연령별 구분은 국내외 연구 사례를 바탕으로 새끼가 태어난 이후 어미의 양육 과정을 받는 시기(1~2년생)와 독립하여 성적 성숙기 이전(3~4년생)의 단계를 새끼와 아성체로 구분하였고, 나머지 연령(5년생 이상)을 성체로 구분하였다.

기온 자료는 기상자료 포털(<https://data.kma.go.kr>)에서 동면지 인근 자동기상 관측장비(AWS, Automatic Weather System) 8개소의 동면기간 동안 일별 기온 관측 데이터를 수집하였다. 기온에 영향을 미치는 요인으로 광량, 습도, 풍량 등에 따라 달라질 수 있으며, 동면지의 유형 및 환경 등의 요인에 따라 달라질 수 있다. 그러나 이와 같은 복합적인 요인에 대한 각 동면지에 대한 반영이 매우 제한적이기 때문에 동면지 고도 값에서 인근 기상관측소 고도 값을 Kira (1948)에 따라 기온 저감률 평균 $-0.55\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ 를 적용하여, 절대 평균기온 값을 계산하였다. 관측 수집에 활용된 자동기상관측장비(AWS, Automatic Weather System)에 대한 좌표와 지점명은 아래 Table 2에 제시하였다.

Table 2. Location and name of AWS

Korean name	English name	Altitude (m)
뱀사골	Bemsagol	481
성삼재	Seongsamjae	1089
피아골	piagol	413
화개	Hwagae	90
시천	Sicheon	186
삼장	Samjang	139
지리산	Jirisan	865
백운산	Baekunsan	515

(<https://data.kma.go.kr>)

가공된 기온 자료를 이용하여 각 개체의 동면일 기준으로 동면 전 5일, 동면기간, 동면 종료 전 5일의 평균기온($^{\circ}\text{C}$)을 계산하였다. 또한 환경 변수의 통계적 분석을 위해 R Studio(Version 1.1.463) 프로그램을 이용하였으며, 그룹 간의 평균 값에 대한 유의성 비교를 위해 이원 분산분석(two way ANOVA)을 실시하였다. 통계적으로 유의한 차이를 보이는 경우 Tukey's HSD Test를 사용하여 사후 검정을 실시하였고, 그룹 간의 차이를 분석하였다. 모든 통계 분석은 유의적 수준 5%($P<0.05$)에서 수행되었다.

3. 양 육

본 양육 특성에 관한 연구는 울무 사고로 재 방사된 후 2마리의 새끼를 출산한 암컷 반달가슴곰(Fig. 11b)과, 같은 시기에 출산한 암컷 5개체를 대상으로 연구하였다. 연구 기간은 2017년 9월 1일부터 이듬해 가을(2018년 11월 30일)까지 계절별(겨울: 12월~2월, 봄: 3월~5월, 여름: 6월~8월, 가을: 9월~11월)로 분석하였으며, 동면 기간 중 동면 지역을 조사하는 횟수가 증가할수록 새끼 양육을 포기하고 동면지를 이탈하는 사례(Goodrich and berger, 1994)를 고려하여 동면 기간 동안 2회 이하로 동면 지역을 조사하였으며, 추가 조사 필요시 동면 종료 후 동면지를 방문하여 조사하였다.



Fig. 11a. KF52, undergoing rehabilitation training at Asiatic black bear natural adaptation training facility, was injured due to snare and had a partial amputation of its right forefeet.



Fig. 11b. KF52 and 2 cubs breaks hibernation and emerges from a tree den (Image source: MBC).

4. 분 산

분산 연구를 위한 반달가슴곰(KM53)은 2015년 1월에 태어나 같은 해 10월에 지리산에 방사되었다. 연구 기간은 2017년 6월 15일부터 2018년 12월 말까지(3차 재 방사)의 행동권을 분석하였다(Table 3).

Table 3. Date of research

Release	Date	Term(Days)	Type of Release
1st	2017. 7. 6. ~ 7. 25.	20	Soft-Release
2nd	2017. 9. 5. ~ 2018. 5. 11.	249	Hard-Release
3rd	2018. 8. 27. ~ 12. 31.	127	Hard-Release

5. 개체군 생존력 분석

반달가슴곰 개체군 생존력 분석은 VORTEX 시뮬레이션 프로그램(Ver10.3.5.) (Lacy and Pollak, 2019)을 이용하였다. VORTEX 시뮬레이션은 개체군의 생활사에 대한 정보와 여러 인자에 대한 소용돌이와 같은 무작위적인 확률적 변수들의 상호 관계를 연구하는 수단으로 사용되며(Lacy, 2000), 번식력이 낮고 수명이 긴 종에 가장 적합하다(Lacy, 1993). VORTEX 시뮬레이션 모델링에 의한 개체군 생존력 분석은 멸종 위험에 처한 개체군의 식별과 보전 기반 마련을 위한 중요한 도구이다(Lacy, 1993).

VORTEX 시뮬레이션에서 매개 변수에 대한 변숫값은 국내에서 발간된 보고서와 해외 문헌자료를 활용하였으며, 시뮬레이션의 시간적 범위는 최소 생존 개체군의 일반적 범위로서 채택되는 100년으로 설정하였다(Grimm and Storch, 2000). 분석 횟수는 10,000회를 실시하였다.

시나리오는 크게 2가지로 가정하였다. 시나리오 1은 지리산 개체군에 대한 생존력을 분석하였고, 시나리오 2는 기존 지리산 개체군과 수도산-가야산 일원에서 활동 중인 1개체를 감안하여 수도산, 가야산 지역과 같은 산줄기로 이어져 있는 덕유산, 민주지산으로 공간적 범위를 정하였다(Fig. 12). 기존 개체군에 대한 생존력을 분석하고 추가 개체 이입을 통한 지속적인 생존 전략 마련을 위한 값(Table 4)을 적용하여 분석하였다. 특히 시나리오 2에서는 이들 지역에서의 지속적인 생존력을 파악하고자 추가 이입 개체를 가정 하였으며, 최종 결과 값은 메타 개체군(Meta-population) 이론을 적용하여 시뮬레이션 결과 구조를 해석하였다.

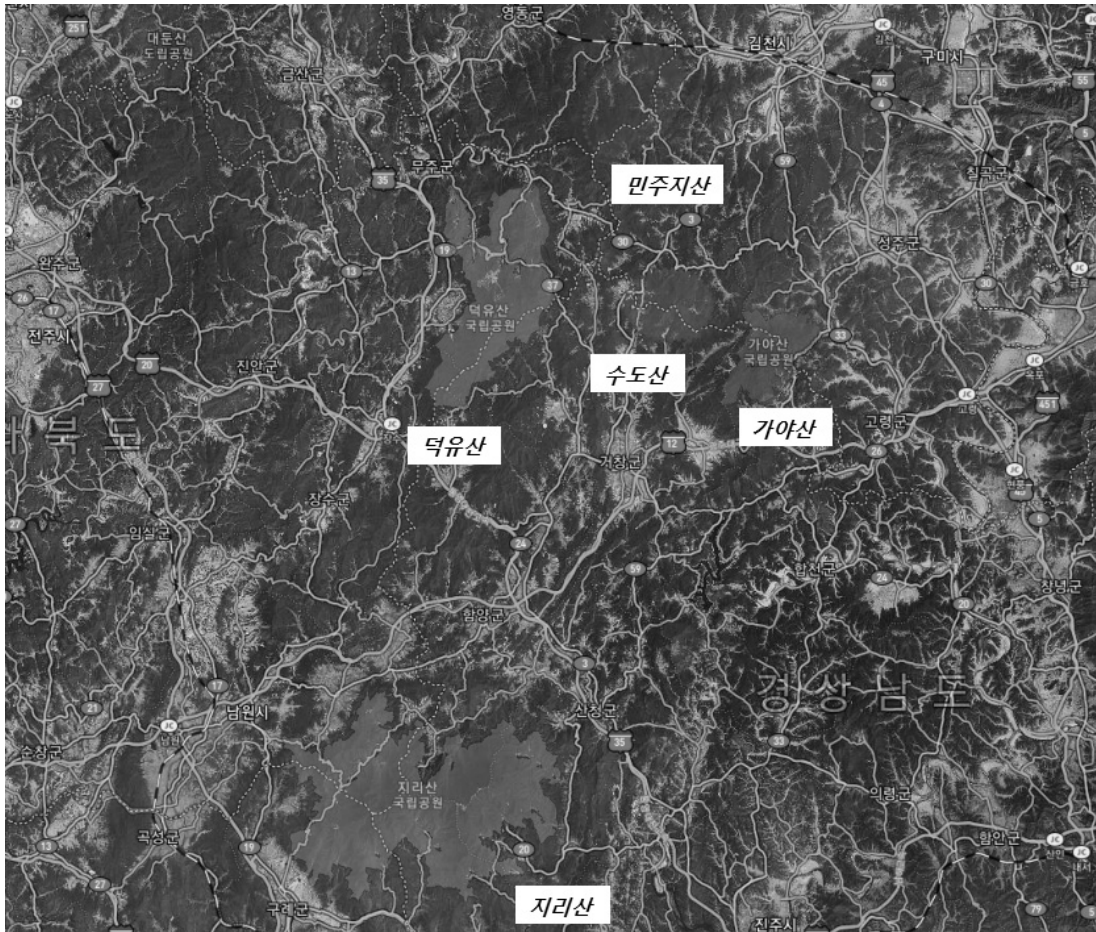


Fig. 12. Regions selected for VORTEX simulation analysis, means Sce. 1(Mt. Jiri), means Sce. 2(1-population: Mt. Jiri, 2-population: Mt. Deokyu, Mt. Minjuji, Mt. Sudo, Mt. Gaya).

Table 4. Summary of initial value for population viability analysis for the Asiatic black bear

Parameter	Sec. 1	Sec. 2	Source
Number of iterations	10,000	10,000	-
Number of years	100	100	-
Extinction definition	Only 1 Sex remains	Only 1 Sex remains	-
Lethal equivalents / Percent due to ressize lethals	3.14 / 50%	3.14 / 50%	Ralls <i>et al.</i> , 1988 O'Grady <i>et al.</i> , 2006
Age range	-	Youngest: 3, Oldest: 11	SRTI, 2018
Dispersing sex	-	Male	SRTI, 2018
Survival of dispersera	-	50%	SRTI, 2018
Don't allow dispersal into saturated populations	-	√	-
Dispersal			
Enter percents of individuals in each age-sex class that disperse between each pair of populations each year	-	1% * Minimum value	-
Age of first offspring for female/male	4	4	SRTI, 2018
Maximum lifespan	25	25	Jo <i>et al.</i> , 2018
Maximum number of broods per year	1	1	Jo <i>et al.</i> , 2018
Maximum number of progeny per brood	3	3	Jo <i>et al.</i> , 2018
Sex ratio at - in % males	70	70	SRTI, 2018
Make offspring dependent on their dam for 2 years	√	√	Stirling, 1993
Specify exact distribution	1 Offspring : 45 2 Offspring : 45 3 Offspring : 10	1 Offspring : 45 2 Offspring : 45 2 Offspring : 10	SRTI, 2018

Table 4. Continued

Parameter	Sc. 1	Sc. 2	Source
Mortality from age 0 to 1	30	30	SRTI, 2018
Mortality from age 1 to 2	5	5	SRTI, 2018
Mortality from age 2 to 3	5	5	SRTI, 2018
Mortality from age 3 to 4	5	5	SRTI, 2018
Annual mortality after age 4	5	5	SRTI, 2018
Mortality from age 0 to 1	40	40	SRTI, 2018
Mortality from age 1 to 2	10	10	SRTI, 2018
Mortality from age 2 to 3	10	10	SRTI, 2018
Mortality from age 3 to 4	10	10	SRTI, 2018
Annual mortality after age 4	5	5	SRTI, 2018
Breeding system			Stirling, 1993
Catastrophes	Polygynous 2	Polygynous 2	Forest fires and Drought As of September 2019 (Materials inside the KNPS)
Initial population size	63	Population 1 : 63 Population 2 : 1	
Carrying capacity (K)	78	Population 1 : 78 Population 2 : 78	SRTI, 2017b
% Males in breeding pool	43	100	SRTI, 2018
Interval between harvest	5	5	SRTI, 2018
Optional criteria for harvest	2	2	SRTI, 2018
Supplementation (sex ratio)	None	Population 1 : None Population 2 : 1 ~5 Each years * Under 1 year old of cubs	-

6. 시스템다이내믹스 모델링

기존의 지리산과 새로운 서식지에서 반달가슴곰 복원 사업이 수행되는 상황에서 각 요소에 대한 양의 효과와 음의 효과를 주는 요소들이 상존하고 있는 것으로 보인다. 이에 대해 단선적 분석은 복원 사업을 수행하는 정책담당자, 관리자, 실무자의 의사결정에 요인을 제대로 설명하거나 규명하지 못한다. 이를 효과적으로 설명, 분석하기 위해서 시스템 사고방식으로 인과 지도(Casual Loop Diagram, CLD)를 작성하여 이를 해결하는 것이 유용하다(Uhm *et al.*, 2017). 기본적으로 시스템 사고는 연구의 대상이 되는 시스템에서 문제가 무엇이고, 어떠한 원인에서 발생하고 이를 해결하기 위한 효과적인 전략이 무엇인지를 확인하는 사고방식이다. 시스템 사고는 시스템의 문제를 발견하는 파동의 사고(Wave thinking), 문제의 핵심을 이루고 있는 변수들 사이의 인과관계를 확인하는 인과적 사고(Causal thinking)와 변수들끼리 형성되는 피드백 고리를 분석하는 피드백 사고(Feedback thinking), 시스템을 원하는 방향으로 변화시킬 수 있는 전략적 사고(Strategic thinking)에 의해 수행된다(Kim, 2004).

파동의 사고 단계에서는 관리하고자 하는 시스템의 경계에서 나타나는 동태적인 문제를 발견하는데 본 연구에서는 지리산국립공원 내 반달가슴곰 복원 사업과 관련된 사회·생태적 이슈를 실무자의 경험과 연구 등을 통해 분석하고 지리산의 해발고를 세 부분으로 구분하여 이에 특징적으로 도출되는 문제에 대한 현상과 생물종보전원 실무자가 관리할 수 있는 범위를 고려하여 시스템 경계를 결정하였다.

인과적 사고 단계에서는 파동의 사고 단계에서 설정한 시스템 경계 내 동태적 문제를 설명할 수 있는 변수를 선정하고 변수들 간의 인과관계를 선행 연구 고찰과 실무자 경험에 의거해 확인한다. 국내의 반달가슴곰 복원 사업은 국립공원공단 생물종보전원에서 유일하게 수행되고 있으며, 외국의 곰 복원 성공 사례로 1960년대 초 미국에서 수행되었던 흑곰 복원 사례가 있으나 선행 연구사례가 한정되어 선행연구 고찰만으로 변수의 설정과 변수 간의 인과관계의 규명에 어려움이 있다. 따라서 본 연구에서는 반달가슴곰 복원 사업 수행 실무자의 경험적

근거에 기반을 두고 변수를 설정한 후 직접적인 인과관계를 분석하였다. 변수 간의 인과관계는 양의 부호(+)와 음의 부호(-)를 사용하여 인과 지도에 나타내었으며, 양의 부호는 종속변수 또는 독립변수가 비례하여 같은 방향으로 변화하는 것을 의미하며, 음의 부호는 두 변수의 변화 방향이 반비례하여 반대 양상으로 출현하는 것을 의미한다.

피드백 사고 단계에서는 인과적 사고 단계에서 확인된 변수 간 인과관계를 기반으로 인과 지도를 구축하여 지리산 반달가슴곰 서식환경 시스템의 구조와 이루어지는 양상에 대해 분석한다. 변수 간의 인과관계가 상호 연결되어 강화 루프(Reinforcing loop) 또는 균형 루프(Balancing loop)의 상호 변수 간의 피드백 루프를 형성되면 강화 루프와 균형 루프가 어떠한 특징을 가지고 작동되는지, 지배적으로 작동하는 루프는 무엇인지, 지배적 피드백 루프의 전환이 나타나는지 등을 확인하여 시스템의 동태성을 분석한다. 본 연구에서는 반달가슴곰의 생활사와 복원 사업에 의해 발생하는 일반적인 메커니즘을 기반으로 지리산국립공원 저지대에 해당하는 해발 700 m 미만 지역과, 중간지대에 해당하는 700~1,100 m 미만, 그리고 1,100~1,915 m 구간을 고지대로 구분하여 이에 특징적으로 나타나는 사회 생태 시스템을 시스템다이나믹스 모델링을 위해 사용되는 프로그램 Vensim PLE version 6.2를 활용하여 인과 지도를 구축하고, 피드백 루프(Feedback loop)들을 중심으로 시스템의 동태를 분석하였다.

전략적 사고 단계에서는 시스템을 관리하는 작성자의 권한이 미치는 범위 내에서 최소한의 비용과 노력으로 문제 현상에 대해 해결할 수 있는 전략 지점을 발견하고 시스템을 효과적으로 변화시킬 수 있는 정책을 제안하는 것이 가능하다. 전략 지점은 장기적 관점에서 전체 시스템에 영향을 미치는 변수이거나 관리주체가 효과적으로 제어할 수 있는 변수 또는 피드백 루프를 변경할 수 있는 변수 등이 될 수 있다(Choi *et al.*, 2017). 관리주체가 시스템을 효과적으로 전환하는 방법은 전략 지점을 직접 제어·제거하는 방법이 있으며, 전략 지점을 조정할 수 있는 기존 변수를 제어하거나 신규 정책변수를 투입시키는 방법, 지배적 피드백 루프를 전환시키는 방법 등이 있다. 본 연구에서는 반달가슴곰 복원 사업 실무자를 관리주체로 설정하고 효과적인 전략 지점 발견과 정책제안을 하고자 퍼지다기준 의사 결정 기법을 활용하였다. 1960년대 중반 Zadeh가 개발한 퍼지집

합 이론은 모호성에 의해 발생하는 불확실하거나 부정확한 문제를 해결하기 위해 제안된 이론으로 각 개인의 응답으로 나타난 언어적 표현을 수리적인 계산에 용이한 퍼지 넘버(Fuzzy numbers)로 변환할 수 있는 유용한 방법이다. 퍼지 넘버는 총 합산한 값을 구하는 과정(Fuzzy integrals)을 통해 정량화되어 응답 설문문에 대한 명시적으로 반영할 수 있다(Lim, 2011). 이에 반달가슴곰 복원 사업 사회 생태 시스템에 대한 리커트 척도를 활용한 설문조사를 복원사업 수행 실무자들을 대상으로 실시하여 언어적 표현을 수리적인 계산에 용이한 퍼지 넘버(Fuzzy number)로 변환하여 객관성을 확보할 수 있다(Kwak and Lee, 2011; Choi *et al.*, 2014b). 설문조사는 주요 변수에 영향을 미치는 다변수에 대해 각각의 영향력 정도와 응답 확신 정도를 5점 리커트 척도로 응답하도록 구성되었으며, 2016년 11월 23일부터 12월 8일까지 서식지 관리, 방사 포획, 증식, 위치 추적, 피해 예방, 탐방해설 등 반달가슴곰 복원 사업과 관련된 업무를 2년 이상 수행한 실무자 30명을 대상으로 조사하였다(Table 5). 설문조사 결과 분석은 퍼지 다기준 의사결정법 소속 함수식에 따라 Excel Win. 2016(Microsoft Inc., 2016)의 수식 기능을 활용하여 영향력 지수(퍼지 평가점수)를 도출하였다(Table 6). 전략적 사고 단계에서 퍼지다기준 의사결정법의 적용은 관리계획 수립에 있어 시스템 관리 작성자의 의견 반영이 가능하며, 정책제안의 근거를 마련할 수 있다는 점에서 실효성이 있을 것으로 판단된다(Choi *et al.*, 2017).

Table 5. Configuration of respondents in practitioners of restoration projects

Responder Configuration		n	%
Sex	Male	28	93.3
	Female	2	6.7
	Total	30	100.0
Work experience	2~3 year	4	13.3
	3~5 year	3	10.0
	5~10 year	13	13.3
	More than 10 years	10	33.3
	Total	30	100.0

Table 6. Function formula in Fuzzy criteria decision making

Division	Function formula																				
Fuzzy number setting	<p>Set the fuzzy number for the language scale P for the degree of influence and the language value S for the degree of confidence.</p> <p>When the i-th respondent selects the t-th of the five levels of influence and confidence, the fuzzy number can be set, and the three-element fuzzy number can be mapped sequentially at quarter intervals.</p> $P_{ti}=(a_{ti}, b_{ti}, c_{ti}), S_{ti}=(o_{ti}, p_{ti}, q_{ti})$ <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th colspan="2" style="border-top: 3px double black; border-bottom: 1px solid black;">Language value</th> <th rowspan="2" style="border-bottom: 1px solid black;">Fuzzy No.</th> </tr> <tr> <th style="border-bottom: 1px solid black;">P_{ti}(Influence)</th> <th style="border-bottom: 1px solid black;">S_{ti}(confidence)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1) Very small</td> <td>1) Not very sure</td> <td>(0.00, 0.00, 0.25)</td> </tr> <tr> <td>2) Small</td> <td>2) Not sure</td> <td>(0.00, 0.25, 0.50)</td> </tr> <tr> <td>3) Normal</td> <td>3) Normal</td> <td>(0.25, 0.50, 0.75)</td> </tr> <tr> <td>4) Large</td> <td>4) Sure</td> <td>(0.50, 0.75, 1.00)</td> </tr> <tr> <td style="border-bottom: 3px double black;">5) Very large</td> <td style="border-bottom: 3px double black;">5) Very sure</td> <td style="border-bottom: 3px double black;">(0.75, 1.00, 1.00)</td> </tr> </tbody> </table>	Language value		Fuzzy No.	P_{ti} (Influence)	S_{ti} (confidence)	1) Very small	1) Not very sure	(0.00, 0.00, 0.25)	2) Small	2) Not sure	(0.00, 0.25, 0.50)	3) Normal	3) Normal	(0.25, 0.50, 0.75)	4) Large	4) Sure	(0.50, 0.75, 1.00)	5) Very large	5) Very sure	(0.75, 1.00, 1.00)
Language value		Fuzzy No.																			
P_{ti} (Influence)	S_{ti} (confidence)																				
1) Very small	1) Not very sure	(0.00, 0.00, 0.25)																			
2) Small	2) Not sure	(0.00, 0.25, 0.50)																			
3) Normal	3) Normal	(0.25, 0.50, 0.75)																			
4) Large	4) Sure	(0.50, 0.75, 1.00)																			
5) Very large	5) Very sure	(0.75, 1.00, 1.00)																			
Fuzzy confidence index of individual evaluator	<p>The fuzzy confidence index is the average confidence interval of the result of the i-th responder responding to the R items, It's the average of multiplying the minimum, median and maximum values of influence and confidence.</p> $F_i \cong (Y_i, Q_i, Z_i)$ $Y_i = \sum_t \frac{a_{ti} * o_{ti}}{R} \quad Q_i = \sum_t \frac{b_{ti} * p_{ti}}{R} \quad Z_i = \sum_t \frac{c_{ti} * q_{ti}}{R}$ <p>F_i= Fuzzy Confidence Index, Y_i, Q_i, Z_i= Confidence index factor, R= Number of evaluation items</p>																				
Sum of fuzzy confidence index	<p>The fuzzy confidence index is aggregated to take into account the language scale chosen by the i-th respondent for the evaluation question and the reliability of the choice.</p> $I(F_i) = \frac{1}{2} [\alpha Z_i + Q_i + (1-\alpha) Y_i]$ <p>$I(F_i)$=Total sum, $\alpha=0.5$(Optimism index: The optimism index is assumed to be 0.5, which means that respondents made decisions in a neutral state)</p>																				

Table 6. Continued

Division	Function formula
Normalization of total sum	$w_i = \text{norm}(I(F_i)) \ (w_i \geq 0, \sum_i w_i = 1)$
Influence Index (Fuzzy score)	<p>Calculate weight w_t for evaluation item t. In this case, if $w_{t_1} > w_{t_2}$, t_1 is interpreted as having higher priority than t_2. Finally, the sum of the weighted values is 1 to derive the fuzzy evaluation score.</p> $w_t = \frac{\sum_{i=1}^n w_i I(f_{it})}{\sum_{t=1}^R \sum_{i=1}^n w_i I(f_{it})}$ $I(f) = \frac{1}{2} [\alpha z_{it} + h_{it} + (1 - \alpha) y_{it}]$

Modified after Guak *et al.* (2003); Lim (2011).

시스템 사고에서 수행되는 파동의 사고, 인과적 사고, 피드백 사고, 전략적 사고는 순차적으로 진행되는 것을 전체로 하지만 각 단계는 피드백 과정을 거치면서 반복적으로 수행되어야 실패하지 않는 정책 제안이 가능하다. 본 연구 수행에 있어 단계별 인과 변수에 대한 피드백 과정이 모델링 되었으나 최종 도출 결과를 기재하는 것으로도 보전적인 측면을 고려한 정책제안이 가능할 것이라 판단하였다.

Ⅲ. 결과 및 고찰

1. 등 면

이번 연구에 활용된 데이터는 Table 7과 Fig. 13에 제시하였으며, 평균 연령은 5.40 ± 3.69 세이며, 또한 암컷 개체 31개소, 수컷 개체 23개소, 총 54개소에 대한 등 면지 자료를 추출하였다.

Table 7. Data of Asiatic black bear by radio-tracking

Year	N_Code	Sex	Age
2015 (n=15)	NM14	Male	11
	RM19	Male	10
	RF25	Female	8
	KF27	Female	8
	KM32	Male	5
	KF34	Female	4
	KF47	Female	1
	KF49	Female	1
	KM51	Male	2
2016 (n=12)	RF23	Female	9
	RF25	Female	9
	KF27	Female	9
	KF34	Female	5
	KM45	Male	3
	KF47	Female	2
	KF48	Female	2
	KF52	Female	4
	KM54	Male	1
KM55	Male	1	
2017 (n=11)	RF23	Female	10
	RF25	Female	10
	KF27	Female	10
	KF34	Female	6
	KM45	Male	4
	KF58	Female	3
KF59	Female	3	

Table 7. Continued

Year	N_Code	Sex	Age
2018 (n=19)	NM14	Male	14
	RF21	Female	11
	RF23	Female	11
	KF27	Female	11
	KM45	Male	5
	KM46	Male	5
	KF47	Female	4
	KF48	Female	4
	KF52	Female	6
	KM53	Male	3
	KM54	Male	3
	KM55	Male	3
	KM57	Male	2
	KF58	Female	4
	KF59	Female	4
	KM60	Male	7
	KM61	Male	1
	RM62	Male	1
	2019 (n=13)	RF23	Female
KF27		Female	12
KF34		Female	8
KF48		Female	5
KF58		Female	5
KM64		Male	1
RM66		Male	1
RM67		Male	1
RM68		Male	1
KM70		Male	6
Mean±S.D			5.40±3.69

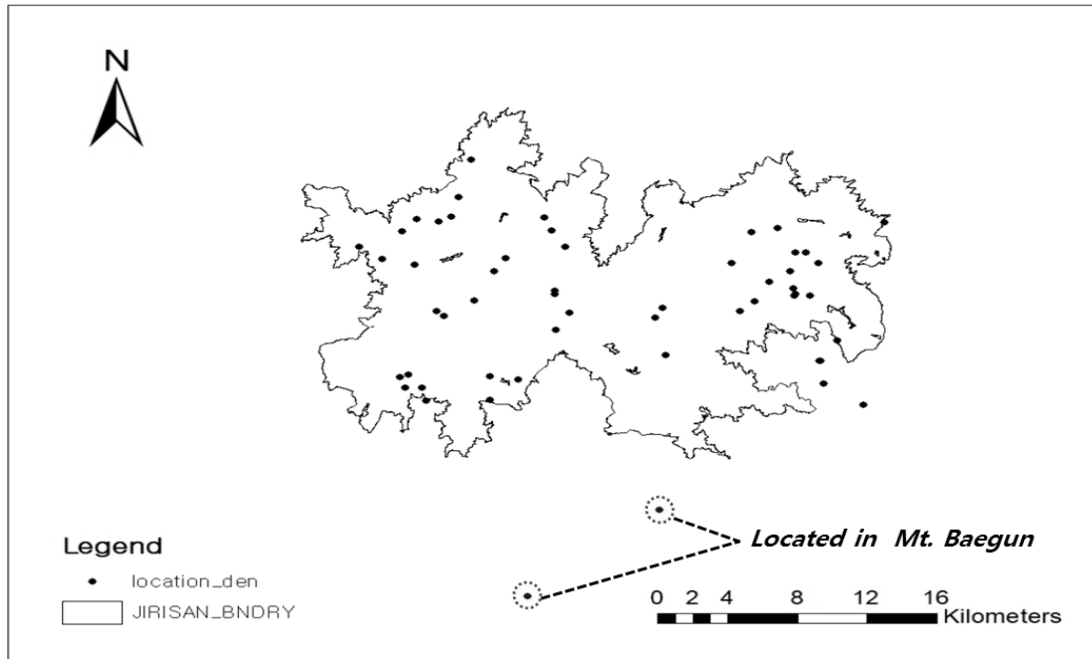


Fig. 13. Map of hibernation location.

지난 2014년 11월 ~ 2019년 5월까지 지리산에서 활동했던 반달가슴곰의 출산 유무와 동면 일수, 동면 기간의 평균 기온을 분석한 결과는 Table 8. 과 같다. 평균 동면 일수는 130.66 ± 33.88 일이었고, 동면 시작 평균 기온은 0.01 ± 4.31 °C였으며, 동면 기간의 평균 기온은 0.14 ± 2.35 °C로 분석되었다. 동면 종료 평균 기온은 9.13 ± 4.32 °C로 나타났다. Evans *et al.* (2016)의 연구 결과에 의하면 스웨덴 중남부에 서식하는 불곰의 동면지 기온을 분석한 결과, 동면에 접어드는 시기의 평균 기온은 1.03 ± 0.95 °C였으며, 동면 종료 시기의 평균 기온은 3.7 ± 1.3 °C로 연구되었고, 동면을 시작하는 주된 시기는 첫눈이 내리며, 주변 평균 기온이 0 °C에 도달하면 동면을 시작한다고 밝혔다. 이러한 연구 결과는 조사 지역이 경우 우리나라에 비해 고위도(61° N, 15° E) 지역에 해당하는 지역으로 연중 강설량이 많고 평균 기온이 낮으며, 겨울이 긴 지역으로 동면을 시작하는 기온은 첫눈이 내리거나 기온이 갑자기 떨어지는 등의 서식환경 변화에 따라 곰의 고유 생리 기작에 의해 평균 기온이 비슷한 상황에서 동면이 시작되지만 겨울이 길고 기온이 낮은 스웨덴 지역에 비해 지리산 반달가슴곰의 동면 종료 기온이 상대적으로 높은 것으로 판단된다.

출산에 참여하여 새끼를 낳은 암컷의 수는 15개체로 나타났다. 이에 출산을 하지 않은 암컷 그룹은 16개체이며, 수컷 그룹은 23개체로 나눌 수 있었다. 그리고 새끼, 아성체, 성체 그룹의 분류되는 개체수는 각각 $n=14$, $n=10$, $n=15$ 총 39개체로 분류되었다. 동면지 유형을 구분한 결과, 바위굴(40개소, 74%), 탕이(11개소, 20%), 나무굴(3개소, 6%)의 순으로 나타났고, 동면지의 평균 고도는 971 ± 263.63 m로 분석되었다. 이는 가을철 반달가슴곰의 주 먹이원인 참나무류가 지리산국립공원에서 가장 많이 결실되는 해발 900 m(Kim *et al.*, 2012) 지역인 것으로 감안하면 먹이 환경에 의해 동면지를 선택했을 것으로 사료된다.

3회 이상 동면이 관찰된 9개체 중 4개체(44%)는 동일한 동면지 유형을 나타냈다. 또한 성장단계별 동면지 유형을 살펴보면, 새끼 그룹($n=14$)은 바위굴이 13개소(93%)로 바위굴 형태를 선호하는 것으로 나타났고, 아성체 그룹($n=13$)은 9개소(69%)의 바위굴을 이용했던 것으로 나타났다. 성체 그룹($n=27$)은 18개소(67%)를 바위굴을 선택한 것으로 성장할수록 동면지의 유형이 다양해지는 경향을 나타냈다. 암컷의 동면지 유형을 살펴보면, 바위굴이 18개소(58%)로 가장 많았으며, 탕이 10개소(32%), 나무굴 3개소(10%)의 순이었다. 수컷의 동면지 유형을 분석한 결과, 31개소 모두 바위굴을 선택한 것으로 분석되었다. Beecham *et al.* (1983)에 의하면, 미국 아이다호의 아메리카 흑곰은 동면지 65개소의 유형 중 토굴 72%, 나무굴 20%로 분석되었으며, 나머지 8%는 노지 또는 바위굴의 형태를 이용한다 하였다. 또한 미국 버지니아 서부 지역의 아메리카 흑곰($n=215$)은 나무굴이 68%였고, 수컷이 암컷보다 바위굴을 선호하며, 성체가 바위굴 이용 빈도가 높다 하였다(Klenzendorf *et al.*, 2002). 일본 중부 미사카산에 서식하는 반달가슴곰의 동면지 53개소 조사에서는 확인된 암컷 14개체의 경우 13개체(93%)가 나무굴을 이용했으며, 1개체만이 나무굴을, 나머지 개체는 주변에 동면지로 활용 가능한 나무가 없었으며, 가파른 경사의 암반지역이 조성되어 있어 모두 바위굴로 추정할 바 있다(Koike and Hazumi, 2008).

지리산의 반달가슴곰의 동면지 유형과 해외의 동면지 유형의 차이는 서식환경의 차이로 인한 결과로 추정되며, 성장단계별 동면지 유형의 선호도는 외부 위협 요인, 서식환경의 차이로 나타날 수 있을 것이 예상된다. 이에 지속적인 연구를 통한 자료 축적으로 보다 명확하게 규명되어야 할 것이라 사료되며, 동면지로 활용 가능한 서식지에 대한 조사도 병행되어야 할 것이라 판단된다.

Table 8. Analysis result of hibernation information for each Asiatic black bear

Year	N_CODE	Birth	HD ¹	Average temperature(°C)			Den type	Alt.(m)
				FDBH ²	HP ³	FDBEH ⁴		
2015	NM14	N	114	-4.85	-1.67	7.67	Rock	1,350
	RM19	N	103	-7.82	-2.53	3.48	Rock	1,490
	RF25	Y	184	-3.06	5.05	16.26	Rock	1,025
	KF27	N	112	-2.32	0.42	9.02	Nest	525
	KM32	N	114	-2.81	0.37	9.71	Rock	980
	KF34	N	119	4.23	-1.43	5.29	Rock	1,223
	KF47	N	155	-3.12	1.92	11.74	Tree	897
	KF49	N	116	-1.63	1.02	11.03	Rock	586
	KM51	N	143	5.73	0.27	9.95	Rock	1,176
	RF23	Y	148	-0.84	1.87	12.54	Rock	1,016
2016	RF25	N	104	-3.19	-1.09	7.99	Rock	1,171
	KF27	Y	168	2.53	4.73	14.49	Nest	450
	KF34	N	94	2.10	-0.86	6.04	Nest	1,080
	KM45	N	89	-3.23	-3.21	6.99	Rock	933
	KF47	N	102	2.99	-3.04	3.15	Rock	1,000
	KF48	N	167	-1.57	2.62	13.59	Rock	1,149
	KF52	Y	161	-5.73	0.76	12.47	Rock	1,480
	KM54	N	119	2.43	4.43	14.17	Rock	575
	KM55	N	57	-7.51	-5.52	-0.37	Rock	1,780

Table 8. Continued 1

Year	N_CODE	Birth	HD ¹	Average temperature(°C)				Den type	Alt.(m)
				FDBH ²	HP ³	FDBEH ⁴			
2017	RF23	N	144	6.95	-1.59	8.31	Rock	1,076	
	RF25	Y	183	4.06	0.79	11.82	Rock	1,036	
	KF27	N	93	-1.85	-2.00	9.45	Nest	773	
	KF34	Y	158	3.93	1.71	12.39	Rock	998	
	KM45	N	83	4.49	-1.81	3.19	Rock	1,060	
	KF58	N	122	10.91	1.23	6.15	Nest	957	
	KF59	N	67	2.03	-0.79	2.81	Rock	1,000	
	NM14	N	99	-5.01	-2.47	10.99	Nest	1,039	
	RF21	Y	186	-1.18	2.15	15.14	Rock	1,076	
	RF23	Y	120	0.25	-4.39	4.03	Rock	1,122	
2018	KF27	Y	199	7.45	4.58	16.93	Nest	432	
	KM45	N	157	0.27	0.29	12.29	Rock	1,100	
	KM46	N	159	0.89	1.90	12.77	Rock	773	
	KF47	Y	183	1.72	-0.88	12.36	Nest	1,190	
	KF48	N	145	5.00	1.01	6.48	Tree	983	
	KF52	Y	177	-0.84	0.23	12.58	Tree	975	
	KM53	N	103	-3.57	-0.51	7.01	Rock	785	
	KM54	N	129	2.91	-0.41	5.19	Rock	887	
	KM55	N	159	-4.76	-4.76	-4.76	Rock	866	
	KM57	N	88	-2.11	-1.50	9.75	Rock	1,026	
2018	KF58	N	134	1.31	-1.14	11.35	Nest	935	
	KF59	Y	187	1.43	3.84	15.53	Rock	1,077	
	KM60	N	107	-5.38	-0.87	8.52	Rock	1,293	
	KM61	N	149	2.69	-0.66	9.09	Rock	823	
	RM62	N	111	-1.15	2.62	11.23	Rock	952	

Table 8. Continued 2

Year	N_CODE	Birth	HD ¹	Average temperature(°C)				Den type	Alt.(m)
				FDBH ²	HP ³	⁴	FDBEH		
2019	RF23	N	117	3.67	-1.21	1.39	Rock	1,083	
	KF27	N	135	7.67	1.96	11.21	Nest	522	
	KF34	Y	183	6.30	1.80	11.20	Nest	615	
	KF48	Y	133	-7.57	-1.69	9.73	Rock	1,148	
	KF58	Y	147	0.48	-1.04	10.98	Rock	1,056	
	KM64	N	111	0.01	0.76	8.78	Rock	824	
	RM66	N	101	-3.76	2.74	10.46	Rock	515	
	RM67	N	108	-6.09	1.37	10.83	Rock	964	
	RM68	N	103	-4.86	1.74	7.64	Rock	714	
	KM70	N	107	1.74	0.81	4.95	Rock	922	
	Mean±S.D			130.66±33.88	0.01±4.31	0.14±2.35		9.13±4.32	

¹, Hibernation day; ², Five days before hibernation; ³, Hibernation period; ⁴, Five days before the end of hibernation.

그룹별 평균 동면 일을 계산한 결과는 Table 9에 제시한 바와 같이 평균 동면 시작일은 12월 7일, 동면 종료일은 익년 4월 20일로 조사되었다. 그룹별 동면 일은 출산하지 않은 암컷 그룹은 12월 7일경 동면을 시작하여 다음해 4월 9일경 동면이 종료되었으며, 수컷 그룹은 12월 19일경 동면을 시작하여 다음해 4월 11일경 종료되는 것으로 나타났다. 특히, 출산한 암컷 그룹의 동면 평균 시작일이 11월 25일과 평균 동면 종료일이 다음 해 5월 11일로 앞의 두 그룹에 비해 동면 활동을 빨리 시작하여 늦게 종료된다는 것을 알 수 있었다. 지리산에서 반달가슴곰의 순수한 동면 활동 일수로 볼 수 있는 출산하지 않은 암컷, 수컷 그룹의 동면 시작 평균 날짜는 12월 13일, 종료 평균 날짜는 익년 4월 10일로 분석되었다. 성장단계별 그룹의 동면 일수를 조사한 결과, 아성체 그룹($n=10$)이 평균 12월 6일로 시작하여 이듬해 3월 30일경 동면을 종료하여 세 그룹 중 가장 먼저 동면을 시작하고 가장 빨리 동면을 종료하는 것으로 분석되었다. 새끼($n=14$) 그룹은 평균 12월 20일경 동면하여 다음 해 4월 15일 경에 동면을 종료하여 세 그룹 중 가장 늦게 동면을 시작하여 가장 늦은 시기에 동면이 종료된 것으로 나타났다. 성체 그룹은 12월 14일경 동면을 시작하여 다음 해 4월 9일 동면이 종료되었다. 반달가슴곰($n=54$, Male=23, Female=31)의 동면일 수는 130.66 ± 33.88 일로 Kim *et al.* (2007)이 지리산에 방사된 반달가슴곰 연구 결과인 평균 동면 일수 98 ± 9 일과 Yang (2008)이 연구한 95 ± 21 일과는 차이가 있는 것으로 나타났다. 이러한 결과는 복원 사업 초기인 연구 당시 개체군의 나이, 출산 여부, 개체수, 연구 기간 등의 차이로 인한 결과로 생각된다. 서식 환경에서 나타나는 차이도 있는데, 해외 아메리카 흑곰의 경우 약 5~7개월가량 동면을 하는 것으로 연구되었고(Tøien *et al.*, 2011), 10월 1일부터 4월 15일까지 동면기간을 갖는 것으로 보고된 바 있다(Tietje and Ruff, 1980). 2015년부터 2019년까지 5년간 연도별 동면기간의 평균 기온은 0.38 ± 2.25 , 0.07 ± 3.41 , -0.35 ± 1.56 , -0.05 ± 2.50 , 0.72 ± 1.52 (Fig. 14), 5년간 동면 일수는 128 ± 26 , 120 ± 38 , 121 ± 42 , 144 ± 34 , 124 ± 25 로 나타났다(Fig. 15). 전 개체 동면 일과 동면 평균 기온과의 Pearson 상관관계를 분석한 결과, 양의 상관관계($r=0.4587$, $p<0.001$)를 보이는 것으로 분석되었다(Fig. 16). 이는 동면기간이 길어질수록 자연스럽게 겨울에서 봄으로 넘어가면서 기온이 상승함에 따라 전체적으로 자연스럽게 양의 관계를 띠는 것으로 해석되었다. 캐나다 앨버

타 지역의 불곰의 동면 특성 연구에서는 봄 평균 기온이 월 최대 4 °C까지 증가하면 동면 종료일이 10일 빨라진다고 하였다(Pigeon *et al.*, 2016). 따라서 장기간의 모니터링을 통해 최근 전 지구적인 이슈인 기온변화에 대한 반달가슴곰의 동면 특성 파악도 필요하다 하겠다.

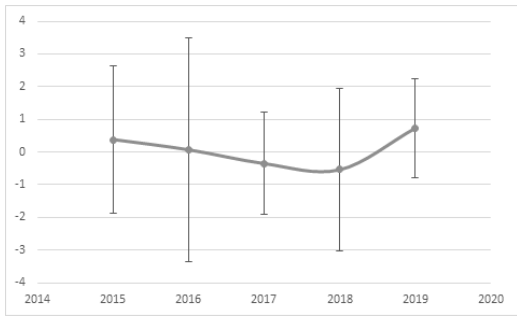


Fig. 14. Average temperature in hibernation period by year.

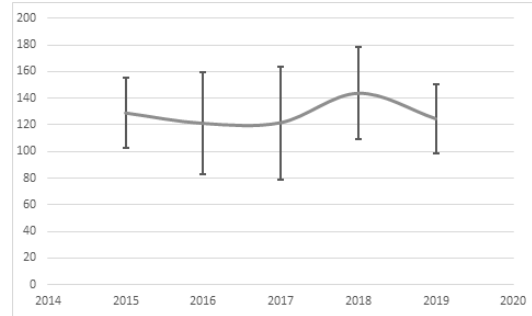


Fig. 15. Average hibernation days by year.

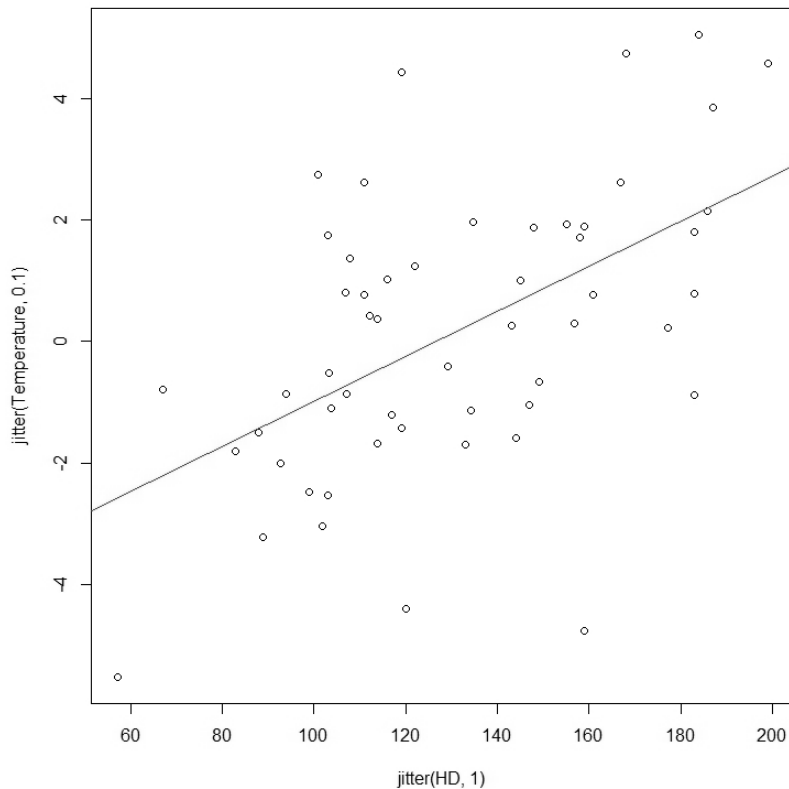


Fig. 16. Hibernating day and temperature scatter plots.

Table 9. Hibernation start date and end date by year

Year	Fe		Ma		Gi		Ba		Sa		Ad	
	Start	End	Start	End	Start	End	Start	End	Start	End	Start	End
2015	2014.	2015.	2014.	2015.	2014.	2015.	2014.	2015.	2014.	2015.	2014.	2015.
	12. 6.	4. 28.	12. 14.	4. 11.	12. 10.	6. 12.	12. 5.	4. 21.	12. 2.	3. 30.	12. 16.	4. 6.
	(n=4)		(n=4)		(n=1)		(n=3)		(n=1)		(n=4)	
2016	2015.	2016.	2016.	2016.	2015.	2016.	2015.	2016.	2016.	2016.	2015.	2016.
	12. 15.	4. 9.	1. 10.	4. 6.	12. 15.	5. 21.	12. 26.	4. 14.	1. 8.	4. 5.	12. 20.	3. 27.
	(n=4)		(n=3)		(n=3)		(n=4)		(n=1)		(n=2)	
2017	2016.	2017.	2016.	2017.	2016.	2017.	2016.	2017.	2016.	2017.	2016.	2017.
	12. 10.	3. 26.	12. 23.	3. 15.	11. 13.	5. 2.	12. 13.	3. 13.	12. 13.	3. 13.	12. 12.	4. 9.
	(n=4)		(n=1)		(n=2)		(n=3)		(n=3)		(n=3)	
2018	2017.	2018.	2017.	2018.	2017.	2018.	2017.	2018.	2017.	2018.	2017.	2018.
	11. 18.	4. 6.	12. 11.	4. 15.	11. 19.	5. 13.	12. 17.	4. 11.	11. 26.	4. 8.	12. 13.	4. 22.
	(n=2)		(n=10)		(n=6)		(n=3)		(n=5)		(n=4)	
2019	2018.	2019.	2018.	2019.	2018.	2019.	2018.	2019.	2018.	2019.	2018.	2019.
	12. 3.	4. 7.	12. 27.	4. 11.	11. 22.	4. 24.	12. 29.	4. 13.	12. 9.	4. 6.	12. 9.	4. 6.
	(n=2)		(n=5)		(n=3)		(n=4)		(n=3)		(n=3)	
Mean	12. 7.	4. 9.	12. 19.	4. 11.	11. 25.	5. 11.	12. 20.	4. 15.	12. 6.	3. 30.	12. 14.	4. 9.

그룹별 동면 일수의 평균을 비교한 결과, 출산에 참여하지 않은 암컷 그룹은 120.4±25.7일, 출산에 참여한 암컷 그룹은 167.8±22.6일, 수컷 그룹은 113.6±25.8일로 각각 나타났으며, 동면 시작 평균 기온은 출산에 참여하지 않은 암컷 그룹은 2.1±4.2 °C, 출산에 참여한 암컷 그룹은 0.6±4.1 °C, 수컷 그룹은 -1.8±3.9 °C로 나타났다. 동면기간 평균 기온에 관한 각 그룹의 값은 살펴보면 출산에 참여하지 않은 암컷 그룹은 -0.2±1.6 °C, 출산한 암컷 그룹은 1.3±2.6 °C, 수컷 그룹은 -0.4±2.4 °C로 분석되었다. 동면 종료 평균 기온 값 분석 결과 출산하지 않은 암컷 그룹은 7.8±3.6 °C, 출산한 암컷 그룹은 12.6±3.1 °C, 수컷 그룹은 7.8±4.4 °C로 나타났다. 출산한 암컷 그룹이 수컷 그룹에 비해 54.2일 정도 길었던 것으로 나타나는 등 전체적으로 출산한 암컷 그룹이 다른 그룹에 비해 차이가 있었고, 출산에 참여하지 않은 암컷과 수컷의 평균 값에는 큰 차이는 없는 것으로 나타났다 (Table 10).

성별에 대한 기온 분포를 이원 분산분석(two way ANOVA test) 결과, 동면일(F=23.35, p<0.001), 동면 시작 평균 기온(F=4.579, p<0.05)과, 동면 종료 평균 기온(F=8.362, p<0.001)에서 유의한 차이가 있었고, 동면 기간의 평균 기온은 유의하지 않았다(P>0.05). 사후 검정(Tukey's HSD Test)을 통해 실질적인 유의적 관계를 지니는 그룹을 확인한 결과, 동면 일과 동면 종료 평균 기온의 경우 출산에 참여한 암컷 그룹은 수컷 그룹(p<0.001), 출산에 참여하지 않는 암컷 그룹(p<0.001)과 유의하게 다르며, 동면 시작 평균 기온의 경우 수컷 그룹과 출산에 참여하지 않은 암컷 그룹 간에 차이를 보였다(p<0.05). 동면 기간의 경우, 출산에 참여한 암컷 그룹과 나머지 두 그룹 간에 통계적인 유의한 차이가 있는 것으로 나타났다(p<0.001)(Table 11, Table 12, Fig. 17).

Table 10. Information on days, ages and temperatures using hibernation(Mean±SD)

	Fe (n=16)	Ma (n=23)	Gi (n=15)	Ba (n=14)	Sa (n=10)	Ad (n=15)
HD	120.4(±25.7)	113.6(±25.8)	167.8(±22.6)	116.4(±28.9)	115(±29.0)	117.2(±21.4)
Age	5.6(±3.9)	4.0(±3.6)	7.4(±2.7)	1.2(±0.4)	3.4(±0.5)	8.6(±3.0)
FDBH	2.1(±4.2)	-1.8(±3.9)	0.6(±4.1)	-1.2(±3.7)	1.9(±4.7)	-0.6(±4.5)
HP	-0.2(±1.6)	-0.4(±2.4)	1.3(±2.6)	0.6(±2.6)	-1.1(±1.8)	-0.5(±1.4)
FDBEH	7.8(±3.6)	7.8(±4.4)	12.6(±3.1)	9.3(±3.8)	4.9(±4.1)	8.2(±3.2)

Table 11. Result of two way ANOVA of 3-group with HD, FDBH, HP and FDBEH as factor

Source	Bartlett's test	SS	MS	F	p
HD	Fe-Gi-Ma	0.8528	14535	23.35	***
	Ba-SA-Ad	0.4938	15.40	0.02	ns
FDBH	Fe-Gi-Ma	0.9394	74.95	4.58	*
	Ba-SA-Ad	0.7086	32.52	1.73	ns
HP	Fe-Gi-Ma	0.1939	14.00	2.69	ns
	Ba-SA-Ad	0.1058	10.44	2.56	ns
FDBEH	Fe-Gi-Ma	0.3839	122.46	8.36	***
	Ba-SA-Ad	0.6653	58.62	4.29	*

***, p<0.001; **, p<0.01; *, p<0.05; ns, not significant

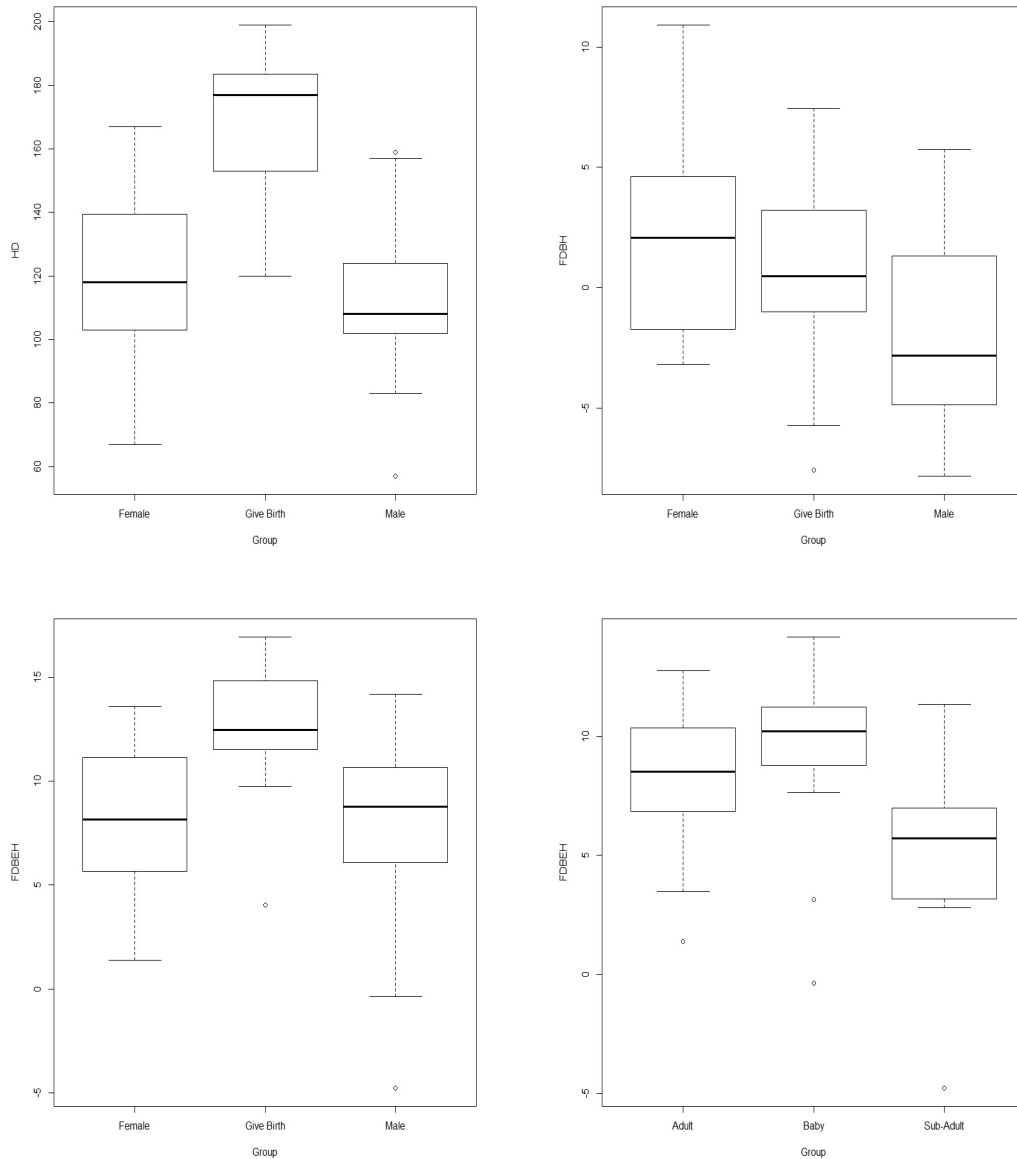


Fig. 17. Comparing used HD, FDBH, HP and FDBEH with 3-groups.

Table 12. Results of Tukey's HSD

Source	Group	Diff	Lwr	Upr	p
HD	Female-Give birth	-47.4250	-69.0718	-25.7782	***
	Male-Give birth	-54.1913	-74.1807	-34.2019	***
	Male-Female	-6.7663	-26.3740	12.8414	ns
	Baby-Adult	-0.8381	-24.7624	23.0862	ns
	Sub adult-Adult	-2.2667	-28.5497	24.0163	ns
	Sub adult-Baby	-1.4286	-28.0844	25.2272	ns
	Give birth-Female	-1.4784	-4.9883	2.0315	ns
	Male-Female	-3.8890	-7.0682	-0.7097	*
	Male-Give birth	-2.4106	-5.6518	0.8306	ns
	Baby-Adult	-0.6195	-4.5573	3.3183	ns
FDBH	Sub adult-Adult	2.5947	-1.7313	6.9207	ns
	Sub adult-Baby	3.2141	-1.1732	7.6015	ns
	Give birth-Female	1.4863	-0.4919	3.4645	ns
	Male-Female	-0.1892	-1.9810	1.6027	ns
	Male-Give birth	-1.6754	-3.5022	0.1513	ns
	Baby-Adult	1.1958	-0.6388	3.0303	ns
HP	Sub adult-Adult	-0.6127	-2.6281	1.4028	ns
	Sub adult-Baby	-1.8084	-3.8525	0.2356	ns
	Give birth-Female	4.7508	1.4306	8.0711	**
	Male-Female	-0.0068	-3.0143	3.0006	ns
	Male-Give birth	-4.7577	-7.8237	-1.6917	**
	Baby-Adult	1.1073	-2.2506	4.4652	ns
FDDBH	Sub adult-Adult	-3.2827	-6.9717	0.4063	ns
	Sub adult-Baby	-4.3900	-8.1313	-0.6487	*

***, p<0.001; **, p<0.01; *, p<0.05; ns, not significant.

멕시코에 서식하는 흑곰의 경우, 새끼를 출산한 암컷(n=5)의 동면 평균 시작일과 종료일은 평균 12월 25±5일, 이듬해 4월 22±2일로 나타났으며, 동면 일수의 경우 출산하지 않은 다른 수컷과 암컷에 비해 평균 53일가량 긴 것으로 보고되었다(Doan-Crider and Hellgren, 1996). 해외 사례를 견주어 볼 때, 이는 그 해에 안정적 출산과 양육을 위해 동면지를 일찍 선택하여 비교적 따뜻한 시기에 동면을 시작한 것으로 추정되며(Danilov *et al.*, 1993), 출산 후 동면지 내에서 양육 과정을 거치면서 새끼가 야외 활동이 가능한 성장상태가 되면 동면을 종료하고 야외 활동을 위해 다른 비 출산 그룹에 비해 동면 활동을 길게 갖는 것으로 보인다. 한편 동면 기간과 기온의 경우 스웨덴 불곰의 동면을 연구한 결과, 동면의 시작은 기온, 먹이와 같은 환경적 신호에 기초하여 시작되고 생리적 신호에 종료된다(Evans *et al.*, 2016). 아메리카 흑곰의 경우, 암컷이 수컷보다 동면을 일찍 시작하여 늦게 종료되는 경향을 보였으며(Smith *et al.*, 1994), 동면기간 동안 북극곰 암컷의 체질량이 수컷에 비해 18% 높았던 연구 결과도 있었다(Ramsay *et al.*, 1992). 이번 연구에서는 출산에 참여하지 않은 암컷과 수컷 그룹 간의 동면 특성은 해외 연구 사례와는 다른 특성을 보이는 것으로 나타났는데 이는 지리산의 먹이 및 서식 환경의 차이에서 기인한 것이라 판단된다.

성장단계별(n=39) 동면 일수를 조사한 결과, 새끼(116±28일), 아성체(115±29일), 성체(117±21일) 모든 그룹이 비슷한 평균 동면 일수로 나타났고, 전체 동면 평균 일수는 116±25일이었는데, 이들 그룹의 이원 분산분석 결과 유의한 차이가 없는 것으로 나타났다(F=0.022, p>0.05). 동면 전 5일 평균기온은 새끼 그룹이 -1.2±3.7 °C, 아성체 그룹은 1.9±4.7 °C, 성체 그룹은 -0.6±4.5 °C를 나타냈고 전체 동면 시작 평균기온은 -0.2±4.4 °C로 나타났는데, 이원 분산분석 결과 유의한 차이가 없는 것으로 나타났다(F=1.73, p>0.05). 동면 기간의 평균 기온 조사결과 새끼 그룹은 0.6±2.6 °C, 아성체 그룹은 -1.1±1.8 °C, 성체 그룹은 -0.5±1.4 °C로 나타났으며, 전체 그룹의 평균은 -0.2±2.1 °C로 조사되었다. 통계 검정(two-way ANOVA test) 결과, 유의한 차이가 없는 것으로 나타났다(F=2.56, p>0.05). 동면 종료 전 5일 평균 기온 조사 결과 새끼 그룹이 9.3±3.8 °C, 아성체 그룹은 4.9±4.1 °C, 성체 그룹은 8.2±3.2 °C(Table. 10)로 계산되었으며, 전체 평균은 7.8±4.0 °C이었는데, 통계 검정(two-way ANOVA test) 결과, 그룹 간에 유의한 차이가 있는 것

으로 나타났다($F=4.289$, $p<0.05$)(Table 11, Fig. 17). 이에 사후 검정을 실시한 결과, 아성체~새끼 그룹 평균 간에 차이가 있는 것으로 나타났다($p<0.05$). 이는 새끼 그룹의 경우 대부분 외부에서 도입되었거나 복원 사업을 위한 자체 증식 시설에서 태어나 방사한 개체로 어미로부터 교육을 받지 않거나 짧은 기간 제한적으로 교육을 받았기 때문에 야생에서 위협 요인에 대해 경험적 수치가 비교적 적은 개체 그룹이다. 일반적으로 야생에서 태어난 새끼 개체의 경우 1~2년 정도 어미와 함께 동면하는 것을 비추어 볼 때 이들 새끼들이 잠재적으로 어미 암컷이 속해 있는 성체 그룹에 포함되어 있다고 보면 동면 종료 전 5일간의 동면 기온 특성은 모든 그룹 간에 동일하다고 추정할 수 있다. 이들 그룹은 출산을 한 암컷을 제외한 개체($n=39$)에 대한 평균 동면일과 평균 기온 값으로 동면 과정에서 출산과 같은 아무런 영향을 받지 않고 순수하게 한 지점에서 동면을 시작하여 종료되었던 그룹이다. 따라서 지리산에서 일반적으로 활동하는 반달가슴곰의 동면일과 이에 따른 기온 특성을 보이는 그룹이기도 하다. 이는 연령으로 구분한 성장 단계에 따른 동면 시작일과 종료일은 차이가 있지만 전체 동면 일수는 차이가 없다는 것을 알 수 있으며, 지리산에 서식하는 환경적 요인에 적응한 반달가슴곰의 고유 특성으로 인한 동면 일수와 동면 기간의 평균 기온을 나타낸 것이라 생각된다. 이는 동면 활동에 영향을 미치는 인자로 먹이양(Kim, 2011), 강설량과 같은 기후 인자 등 여러 요소에 의해 영향을 미치므로(Bojarska and Selva, 2012) 기온 이외의 인자를 감안하여 연구를 수행할 필요가 있다.

야생동물의 생활사에서 겨울나기는 낮은 기온과 먹이 부족 스트레스를 극복해야 생존이 가능한 중요한 시기이다(Johnson and Pelton, 1981; Goodrich and Berger, 1994). 곰의 동면 활동은 가을에 추운 겨울을 대비하여 굴을 찾아 들어가는 것이 단순해 보이는 행동으로 보이지만(Stirling, 1993), 겨울철 혹독한 기후 조건 및 먹이 부족에 대한 방어 수단으로 진화된 생리적 메커니즘을 가진 포유류(Nelson, 1980; Kim *et al.*, 2007)이다. 성체 암컷의 경우 동면기간에 새끼 출산과 양육 과정을 동반하게 되어 출산하지 않은 곰들에 비해 더욱 힘든 동면 시기를 보낸다(Swenson *et al.*, 1997). 동절기 동면으로 인해 먹이 활동의 제한으로 체중 감소가 발생하는데 불곰의 경우, 수컷은 22%, 암컷은 40%까지 감소하며, 동면 과정에서 새끼를 출산한 암컷의 동면 후 체중은 출산하지 않는 암컷에 비

해 약 2배의 몸무게의 차이가 나기도 한다(Kingsley *et al.*, 1983; Farley and Robbins, 1995; Jon E. Swenson *et al.*, 1997). 이는 동면 과정에서 비 출산 곰들보다 새끼를 출산하고 양육하는 과정이 얼마나 힘든지를 보여준다.

본 연구에서는 곰의 전체 생활사에서 매우 중요한 부분을 차지하는 동면 활동과 동면지 이용 특성을 성별, 출산 유무, 성장 단계별 그룹의 동면 일과 기온과의 관계를 구체적으로 제시하였다는 점에서 의의가 있다. 특히 곰과(Ursidae)에 대한 연령으로 구분되는 성장 단계 그룹에 대한 동면 일수와 기온 특성에 대한 연구는 국내·외에서 거의 시도되지 않은 연구이기도 하다. 이번 연구 결과를 바탕으로 향후 기온 분석을 통한 반달가슴곰 동면 시기를 구체적으로 규명한다면 동면기 전후의 활동시기 탐방객과의 충돌을 사전에 예방하고, 특히, 최근 기후 변화에 따른 야생동물의 행동 특성 변화와 같은 생태계 변화를 규명하는 자료로 널리 활용될 수 있을 것이라 판단된다.

2. 양 육

2017년 가을철 행동권을 분석한 결과, 외상 장애를 입은 개체 경우 평균 행동권은 67.30 km^2 (MCP 100%)와 18.93 km^2 (Kernel 95%)이었으며, 핵심 행동권은 3.59 km^2 (Kernel 50%)로 나타났다. 나머지 암컷 개체의 평균 행동권은 $14.93 \pm 8.16 \text{ km}^2$ (MCP 100%), $11.27 \pm 11.70 \text{ km}^2$ (Kernel 95%)로 조사되었고, 핵심 행동권은 $2.29 \pm 2.56 \text{ km}^2$ (Kernel 50%)로 분석되었다(Table 13).

곰과(Ursidae)는 서식지의 선택 및 행동권에 영향을 미치는 것이 식량의 풍부도에 따라 영향을 미치는 것으로 알려져 있는데(Costello and Sage, 1994), 반달가슴곰은 연중 식물을 먹이 자원으로 이용하며, 봄에는 전년도에 낙과된 밤, 도토리과 같은 견과류와 나무의 새순을 먹으며, 여름에는 작은 곤충이나 동물, 산벚나무와 층층나무의 열매를 먹는 것으로 알려져 있다(Nozaki *et al.*, 1983). 특히 가을에는 동면기 전 지방을 축적하는 능력은 겨울철 생존과 성공적인 번식에 필수적인 요소(Brody and Pelton, 1988)가 되는 데 참나무류 열매의 생산량에 크게 영향을 받는다(Arimoto *et al.*, 2011).

외상 장애 개체가 다른 개체의 평균에 비해 약 5배 넓은 평균 행동권을 가지며, 핵심 행동권 또한 이들보다 넓은 행동권을 가진 것으로 분석되었는데, 이는 외상 장애 개체가 재 방사부터 동면 시작 이전까지 약 1개월 동안 동면에 필요한 충분한 먹이 섭취를 위해 왕성하게 먹이 활동을 했던 것으로 추정된다.

곰의 동면은 심박 수 등이 매우 느린 생리기작 상태이지만 정신적으로는 깨어 있는 상태이다(Kilham and Gray, 2002). 따라서 동면 과정 중 깨어나 동면지 주변을 살피거나 동면 활동에 방해 요인에 지속적으로 노출될 경우, 동면지를 이동하기도 한다. 이러한 상황이 잦을 경우, 상당히 많은 에너지를 소비하기 때문에 생명을 잃을 수도 있다(Stirling, 1993). 외상 장애 개체의 겨울철 행동권을 분석한 결과, 평균 행동권은 0.28 km^2 (MCP 100%), 0.30 km^2 (Kernel 95%)이었으며, 핵심 서식지 면적이라고 볼 수 있는 핵심 행동권은 0.04 km^2 로 분석되었다. 나머지 개체의 행동권은 $2.17 \pm 4.06 \text{ km}^2$ (MCP 100%), $1.74 \pm 2.67 \text{ km}^2$ (Kernel 95%)로 나타났으며, 핵심 행동권은 $0.35 \pm 0.54 \text{ km}^2$ (Kernel 50%)로 다른 암컷 개체들에 비해 매우 좁은

행동권을 갖는 것으로 나타났다. 이러한 결과는 장애 없이 출산한 암컷은 출산 이후에도 동면지 주변의 일정한 면적을 배회하거나 드나드는 행동을 하였으나 외상장애가 있는 개체는 거의 동면지에서 벗어나지 않은 것으로 보인다. Kim *et al.* (2012)의 연구에 의하면, 지리산의 해발 900 m 지역에서 가을철 반달가슴곰의 주 먹이원으로 알려진 참나무류 열매가 가장 많이 결실되는 것으로 연구되었다. 이에 신체적 활동이 일반적으로 출산한 암컷들에 비해 신체조건이 불리한 상태에서 먹이가 비교적 풍부한 해발에서 동면지를 선택했으며 안정적으로 먹이 획득을 통해 최소한의 면적 내에서 새끼 양육과 혹독한 겨울을 나기 위한 생존 전략을 선택한 것으로 추정된다.

Table 13. Seasonal home range, activity altitude and distance

Season	ID	Home range (km ²)				AI (m) ²	MD (m) ⁴
		100%	MCP	50%	Kernel		
Fa	KF52	67.30 /	66.93 /	1.79 / 31.15	18.93 /	972 / 1,007	1,398 / 1,812
		95.57 ¹	59.22		189.57	3.59 / 53.30	
Wi	ABBS ³	14.93±8.16 /	12.96±7.60 /	3.01±1.00 /	11.27±11.70 /	818±217 /	1,074±265 /
		42.06±30.29	19.47±7.27	4.59±3.39	67.58±48.35	15.04±10.60	927±211
Sp	KF52	0.28	0.17	N/A	0.30	1,085	242
		2.17±4.06	0.20±0.14	0.05±0.04	1.74±2.67	0.35±0.54	956±221
Su	ABBS	5.86	4.52	N/A	5.29	1,027	892
		5.14±7.77	2.17±3.87	0.17(n=1)	5.90±8.60	0.88±1.12	921±207
Su	KF52	45.06	41.69	12.95	137.40	708	1,593
		18.17±7.44	9.87±2.33	3.25±1.72	25.10±5.87	5.89±2.43	795±204

¹, results are shown in 2017/2018 order.; ², above sea level.; ³, the mean and standard deviation of the females who gave birth in the same year.(n=5).; ⁴, moving distance.

봄철 외상 장애가 있는 개체의 행동권은 5.86 km²(MCP 100%), 5.29 km²(Kernel 95%)였으며, 핵심 행동권은 0.43 km²(Kernel 50%)로 나타났다. 나머지 암컷의 행동권은 평균 5.14±7.77 km²(MCP 100%), 5.90±8.60 km²(Kernel 95%), 핵심 행동권은 0.88±1.12 km²(Kernel 50%)로 다른 암컷 개체에 비해 전체적인 평균 행동권의 면적은 비슷하지만 핵심 행동권은 절반 수준으로 분석되었다. 이러한 양상은 동면지 인근에서 활발한 먹이 활동과 새끼에게 모유 공급 통해 본격적인 활동 시기를 준비한 것으로 판단된다.

새끼의 성장으로 이동이 비교적 자유로워지기 시작하며, 자연식 먹이 섭식이 가능해지는 여름철 외상 장애 개체의 행동권은 평균 45.06 km²(MCP 100%), 137.40 km²(Kernel 95%), 핵심 행동권은 31.12 km²(Kernel 50%)로 나타났다. 나머지 출산한 암컷 개체의 행동권은 18.17±7.44 km²(MCP 100%), 25.10±5.87 km²(Kernel 95%)로 분석되었고, 핵심 행동권은 5.89±2.43 km²(Kernel 50%) 이었다. 2018년 가을철의 외상 장애 개체의 평균 행동권은 95.57 km²(MCP 100%), 59.22 km²(Kernel 95%), 핵심 행동권은 53.30 km²로 나타났다. 나머지 출산한 암컷 개체의 행동권은 평균 42.06±30.29 km²(MCP 100%), 67.58±48.35 km²(Kernel 95%), 핵심 행동권은 15.04±10.60 km²(Kernel 50%)로 분석되었다. 이 기간의 평균 이동거리를 분석한 결과, 외상 장애 개체는 여름철 이동 거리는 1,593 m이었고, 나머지 출산한 암컷 개체는 1,135±235 m이었으며, 가을철은 외상 장애 개체가 1,812 m, 출산한 암컷 개체는 1,462±596 m로 나타났다. 외상 장애 개체의 행동권과 핵심 행동권을 출산한 암컷 개체들과 비교했을 때, 2~3배 큰 것으로 나타났으며, 이동거리 또한 30%가량 많은 것으로 나타났다(Fig. 18). 이는 본격적인 먹이 활동 시기가 도래됨에 따라 새끼와 함께 먹이활동을 해야 하지만 출산 비 장애 암컷 개체에 비해 불리한 신체 여건과 여름 시기의 부족한 먹이양, 두 마리의 새끼를 동시에 양육 활동 등의 복합적인 요인에 의해 이동거리와 행동권이 컸을 것으로 추정된다. 또한 반달가슴곰의 짝짓기 시기인 5월~7월(Kozakai *et al.*, 2013) 사이 수컷 개체에 의한 새끼 포식(Swenson *et al.*, 2001)을 회피하기 위해 출산한 암컷 개체 보다 방어능력이 상대적으로 떨어지는 요인이 작용하여 안전한 장소를 찾기 위한 전략을 추구했을 것으로 생각된다.

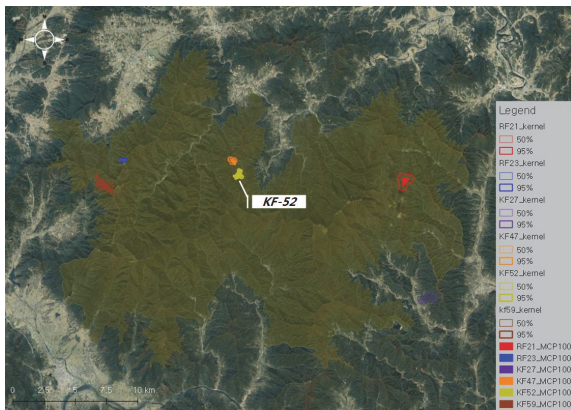


Fig. 18a. Winter

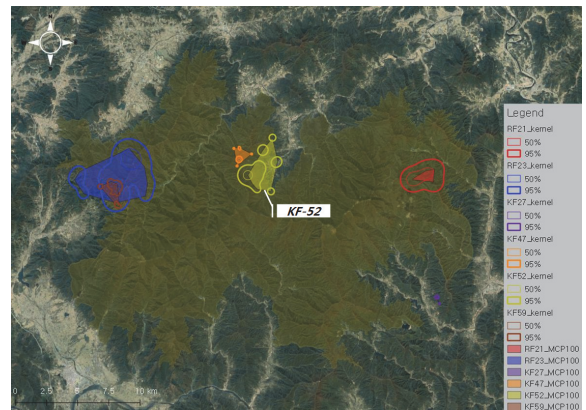


Fig. 18b. Spring

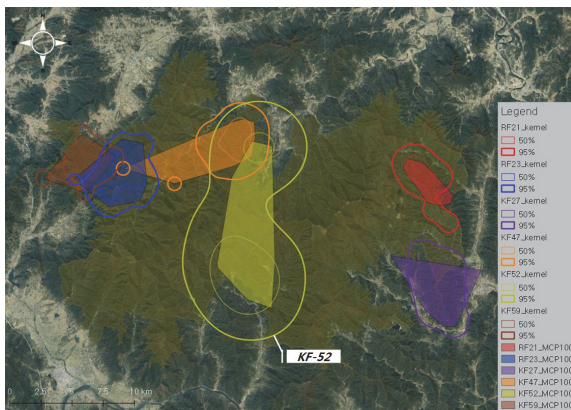


Fig. 18c. Summer

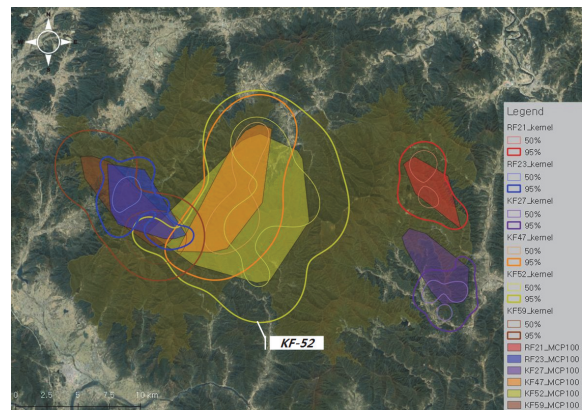


Fig. 18d. Fall

Fig. 18. Shows the home range(Kernel 50%(Thin line), 95%(Thick line), MCP 100%(Polygon)) in the winter of 2018, spring, summer and fall. The KF52's home range is marked in yellow. And the rest of the color indicates five female bears' home range.

계절별 평균 활동 고도를 분석한 결과, 여름철을 제외한 나머지 계절의 활동 고도가 다른 개체들에 비해 높은 것으로 분석되었는데 이러한 특성은 새끼를 양육하는 동안 외부의 영향을 최대한 줄이고 인위적 간섭이 비교적 적은 지역으로 서식지를 선택함에 따라 양질의 양육 환경을 선택하기 위한 것으로 생각된다. 여름철의 저지대 활동의 패턴은 야생에서 먹이원이 부족한 시기의 양육을 위해 불가피하게 고지대보다 식생이 다양하여 먹이원이 상대적으로 풍부한 저지대로 이동한 것으로 추정되며, 이는 새끼의 훈육 과정에서 사람과의 갈등을 야기할 수 있는 잠재적 요소가 될 수 있을 것으로 예상된다.

동면지 유형을 조사한 결과, 외상 장애 개체의 출산 동면지는 나무굴을 선택하였고, 출산 비 장애 암컷 개체는 바위굴(n=3), 노지(n=2)에서 탕이를 만들어 동면하였다. 미국 아칸소주에 서식하는 암컷 흑곰이 이용한 동면 장소 유형을 조사한 결과, 바위굴(66.6%), 토굴(12.5%), 나무뿌리 하부(12.5%), 탕이(4.2%), 나무(4.2%)의 순으로 나타났으며, 이는 물리적 재료, 형태는 다르지만 기능적으로 비슷한 동면지 유형을 선택했다(Stephen and Pelton, 1994). 루이지애나 지역의 조사대상 성체 암컷 흑곰의 80%(n=12)가 나무굴을 이용한 것(Weaver and Pelton, 1994)을 비추어 보았을 때 외상 장애 개체의 새끼 출산과 양육을 위한 동면지 유형 선택은 출산 비 장애 암컷 개체와 큰 차이가 없는 것으로 보인다. 동면 일은 177일로 나머지 출산한 암컷 개체들의 평균 동면일인 175±31.34일과 비교했을 때 차이를 보이지 않았다(Table 14). 동면 시작일은 11월 20일로 출산한 암컷 개체들의 전체 평균 시작일인 11월 19일로 차이가 없었으며, 동면 종료일은 5월 15일로 평균 동면 종료일인 5월 12일과 비교했을 때 차이를 나타내지 않았다.

Table 14. Result on hibernation activities

N_code	HD ¹	Alt. ² (m)	Den type	Nc ³
KF52	177	975	Tree	2
RF21	186	1076	Rock	1
RF23	120	1122	Rock	2
KF27	199	432	Nest	2
KF47	183	1190	Nest	2
KF59	187	1077	Rock	1
Mean±S.D⁴	175±31	979±309		

¹, hibernation days.; ², above sea level.; ³, The number of cubs born.; ⁴, Standard deviation of other females except KF52

겨울철 동면 장소에서 출산하는 새끼 수, 크기 및 생존은 동면 활동 전의 어미의 신체 상태에 달려 있고, 동면 이전의 암컷의 체지방이 약 20% 미만일 경우에는 새끼를 출산하지 못하며, 동면기간에 새끼 양육을 위해 약 30%의 체지방을 소비한다(Robbins *et al.*, 2012). 외상장애 개체는 신체 부위 기능이 원활하지 않은 만큼 행동권 크기와 이동거리 등을 고려했을 때 출산 이후 동면 기간과 양육 기간의 활동

스트레스 및 체력적인 소모는 출산한 암컷 개체에 비해 상당히 높았을 것으로 사료된다. 본 연구 결과를 통해 방사 이후 행동권과 활동 고도, 이동거리에 대해 특징적으로 나타난 것을 알 수 있었으며, 개체 고유의 성향을 감안하더라도 신체적 장애로 인해 발현된 행동 특성으로 볼 수 있었다. 밀렵은 인간 사회에서의 야생동물에 의한 경작지 피해, 경제적 가치 추구를 목적으로 진행되어왔으며, 이로 인해 서식지 내 생물종의 생존에 위협을 받을 수 있는 행위이다(Albert and Manville, 1983). 밀렵으로 인해 구조된 야생동물은 신체적, 정신적 피해로 사람에 대한 극도의 경계심을 드러내며, 신체적 장애로 인해 야생에 방사 시 정상적인 활동이 어려워져 생존에 위협을 받을 수 있어 자연으로의 복귀가 어려울 수 있다(Mullineaux, 2014). 또한 재활에 성공하여 재 방사가 이루어지더라도 기존 개체군에 부정적인 영향을 미치는 경향이 크며(Robinson, 2002), 이주 방사의 경우에는 야생적응도와 생존율을 충분히 고려하지 않고 방사하는 경우가 많다(Griffith *et al.*, 1993; Wobeser, 2007).

야생동물의 사회적 학습은 다른 개체들과 상호 작용을 통해서 이루어지고 야생에서 순조롭게 적응하게 된다(Heyes 1994; Galef and Whiskin 2001). 단독 생활을 하는 곰들은 어미로부터 받는 야생적응 교육의 영향이 크며(Gittleman, 1986; Gilbert, 1999), 문제가 없는 어미의 자식은 사건이나 인간과 곰 갈등에 관여하지 않으나 어미가 문제의 곰일 때에는 갈등 양상을 보일 가능성이 크다(Morehouse, 2016). 따라서 외상 장애를 입은 개체의 경우 향후 야생에서의 동종 간의 세력권 경쟁, 먹이활동 등에서 지속적으로 어려움을 겪을 것이 예상된다. 따라서 울무에 의한 외상 장애 개체의 성공적인 야생적응 여부는 새끼가 독립한 이후 야생에서 활동 과정에서 문제 발생 여부를 통해 직접적으로 확인할 수 있을 것이다. 새끼도 문제를 발생하는 경우에 간접적으로 야생적응도를 파악할 수 있을 것이다. 향후 생존을 위해 상대적으로 먹이를 쉽게 구할 수 있는 저지대 인간 활동지 주변으로 활동이 예상되어 외상장애 개체와 출산한 새끼의 지속적인 예찰활동이 필요할 것이라 판단된다.

본 연구를 통해서 일반적 야생 출산 개체의 양육에 따른 행동 특성과 구조되어 방사된 외상 장애 개체의 지속적인 위치 추적을 통해 새끼의 출산과 양육 특성을 밝혀진 바 이와 같은 특수한 사례에 대한 장기적 관점에서 반달가슴곰의 보전과 관리 방안을 마련하는 데 필요한 자료로 이용될 수 있을 것이다.

3. 분 산

방사 1~3차 동안 지리산 권 외부 분산 개체가 활동한 평균 이동거리와 고도는 아래 Table 15와 Table 16에 제시한 바와 같다.

Table 15. Travel distance of Asiatic black bear

Release	During the initial 20 days(km)	Average travel distance(km)	Total(km)
1st	5.00	5.00	100
2nd	3.25	1.95	207
3rd	3.10	0.99	193

Table 16. Activity altitude of Asiatic black bear(KM53)

Release	1st	2nd	3rd
Alt.(m)	816.94	823.55	935.12

1차 방사 이후 한 지점에서 머무르는 행동보다 지속적으로 이동하는 성향을 나타냈다. 수도산에서 재 포획 될 때까지 이동한 거리는 약 100 km였으며, 하루 평균 약 5km를 이동한 것으로 나타났다. 2017년 7월 6일 재 방사된 개체는 20일 만에 7월 25일 수도산 최초 목격 지점에서 재 포획 되었다(Fig. 19).

2017년 9월 5일 지리산 지역에 2차 방사된 개체는 1차 방사 경로와 비슷하게 이동하는 양상을 보이다가 35번 고속국도 인근에서 다시 지리산으로 이동하여 동면했다. 2018년 4월경 동면 활동을 마치고 공원 경계를 벗어나 종전의 재 방사 당시 비슷한 경로를 보였으며, 이동 중 5월 5일 새벽에 1차 이동 당시 인근 고속도로 지점에서 횡단 도중 고속버스와 충돌하여 치료를 위해 회수되었다. 2차 방사 및 회수에 이르는 기간 동안 개체가 이동한 거리는 총 207 km이었으며, 총 평균 이동거리는 1.95 km, 1차 방사 활동 일수와 비교한 평균 이동거리는 3.25 km로 나타났다(Fig. 20).

수도산에 3차 방사한 개체는 전체 193 km를 이동했으며, 하루 평균 0.99 km를 이동한 것으로 분석되었다. 또한 1차 방사일수와 비교한 방사 초기 20일간의 평균 이동거리는 3.10 km로 분석되었다(Fig. 21).

1차 활동 시기 평균 활동 고도는 816.94 m, 2차 활동시기의 평균 활동 고도는 823.55 m로 분석되었다. 마지막으로 3차 방사시기의 활동 고도는 1차, 2차 방사 시기보다 높은 935.12 m로 나타났다.

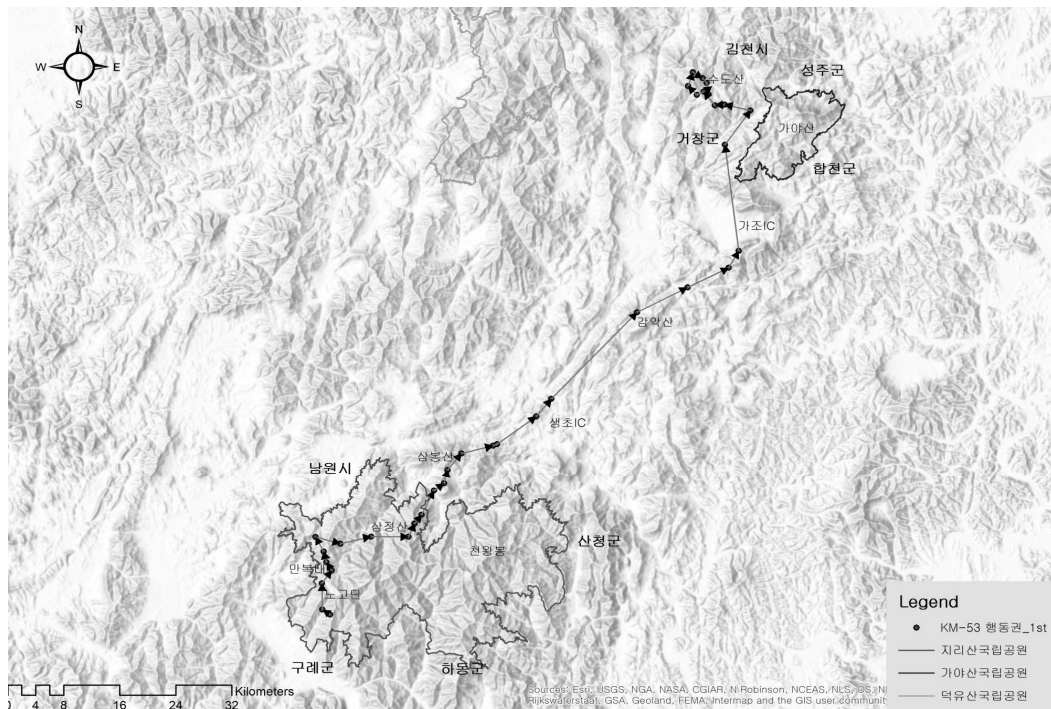


Fig. 19. 1st Release moving pathway.

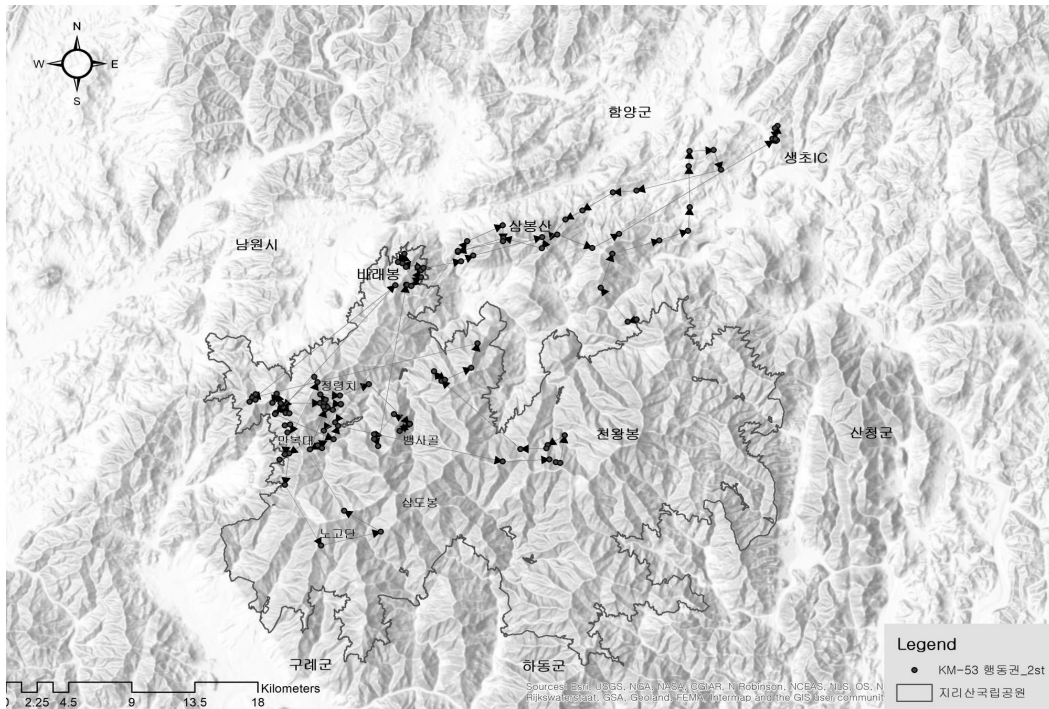


Fig. 20. 2nd Release moving pathway.

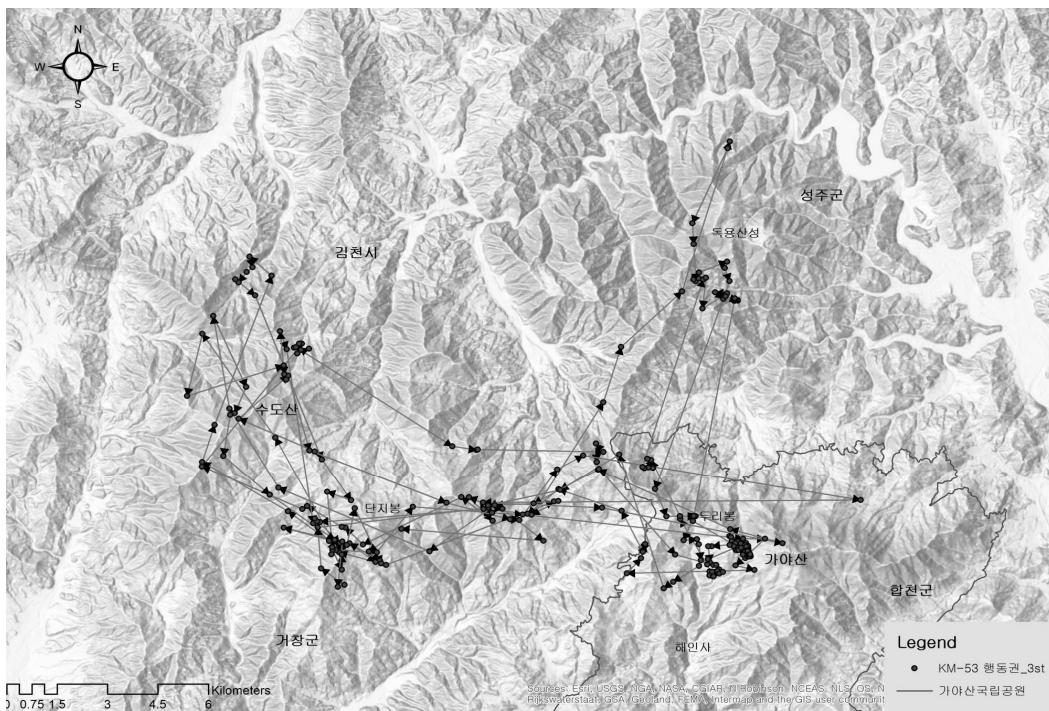


Fig. 21. 3rd Release moving pathway.

행동권을 분석한 결과, Fig. 22에 나타난 바와 같이 1차 방사 시기의 행동권이 가장 넓었고(976.60 km²), 3차 방사 시기의 행동권이 가장 작은 것으로 나타났다(135.84 km²). Kernel 95 분석 결과에서도 1차 방사 행동권이 가장 넓게 나타났으며(7,244.33 km²), 3차 방사 행동권이 가장 작은 것으로 분석되었다(214.66 km²). 특히, 1차 방사 행동권은 3차 방사 행동권에 비해 7.7배 넓은 행동권을 가지며, 전체적으로 3차 방사 시기의 행동권은 1차 2차 방사 시기의 행동권 크기보다 작은 것으로 나타났다. 1~3차 방사 전체 행동권은 평균 490.25±435.84 km²였으며, 핵심 서식지는 113.50±106.55 km²(MCP 50%)와 705.16±1,070.21 km²(Kernel 50%)(Fig. 23) 으로 나타났다(Table 17).

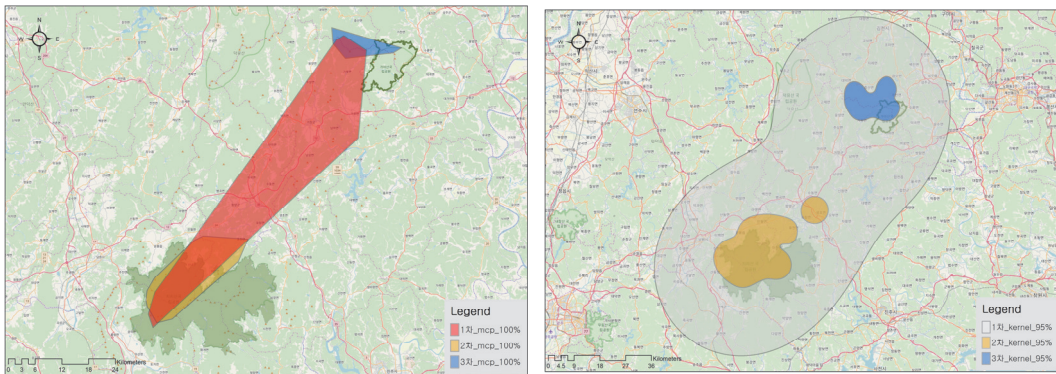


Fig. 22. 1st~3rd Home ranges estimation by MCP 100% and Kernel 95%.

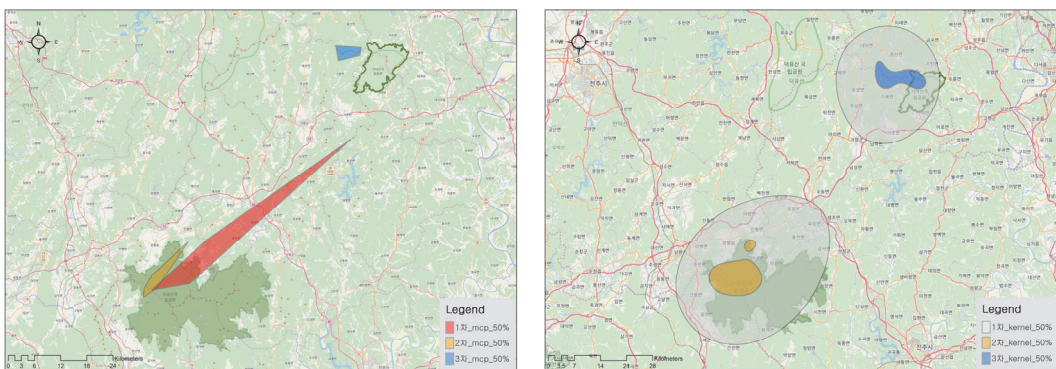


Fig. 23. 1st~3rd Core home ranges estimation by MCP 50% and Kernel 50%.

Table 17. Home range estimations of Asiatic black bear(KM53) by MCP and Kernel

Release	Home range(km ²)				
	MCP			Kernel	
	100%	95%	50%	95%	50%
1st	976.90	974.49	234.76	7,244.33	1,940.52
2nd	358.00	332.78	70.97	602.88	115.40
3rd	135.84	111.74	34.77	214.66	59.55

야생동물은 처해 있는 주변 서식지와 밀접한 관계를 유지하여 살아가며, 서식지는 생존과 번식에 필요한 생물과 비 생물 요소의 조합이다. 모든 생물종들은 기본적으로 먹이, 물, 휴식처가 필요하며, 이를 제공할 서식지를 본능적으로 찾는 데 이는 곧 생존과 연관되어 있다(Spaan *et al.*, 2019). 따라서 이들 야생동물들은 본능적으로 생존을 위해 적합한 서식지를 찾아 이동하고 정착하는 행동 패턴을 반복하면서 생활하는 습성을 지닌다(Marco and Marco, 2003). 분산은 서식지가 확대됨에 따라 나타나며, 이는 근친교배 확률을 감소시키는 등 기존 개체군의 구성에 긍정적인 기능을 하는 것으로 알려져 있다(Ning *et al.*, 2019). 일본 북해도 지방에 서식하는 불곰(*Urusus arctos*)의 연구에 의하면, 수컷(12.4 km±1.0 km)이 암컷(7.7 km±0.9 km)에 비해 어미로부터 독립하여 분산하는 거리가 길고, 수컷은 3세 무렵부터 이동거리가 증가하기 시작하여 성적으로 성숙하는 4세부터 본격적으로 이동한다(Shirane *et al.*, 2019). 이러한 수컷의 효과적인 분산 활동으로 인해 북해도 불곰 개체군의 근친교배 가능성을 낮아지는 긍정적인 효과가 있다(Shirane *et al.*, 2019). 반면, 암컷 곰들은 자기 행동권을 크게 벗어나지 않고 고정된 서식지에서 다른 암컷 개체와 일부 서식지를 공유하면서 행동권을 중첩하여 이용하는 경향을 보이며, 분산 활동은 수컷 곰에 편향되어 암컷보다 더 높은 분산 확률을 갖는다(Mano, 1994; White *et al.*, 2000; Zedrosser *et al.*, 2007).

Morrison (2002)은 야생동물의 일반적인 이동을 혹독한 기후 또는 먹이자원을 찾아 계절별 정기적으로 이동하는 ‘**계절별 이주(migration)**’, 일정한 기간 동안 먹이자원을 찾아 자기에 익숙한 지역을 돌아다니는 ‘**영역 내 이동**’, 이상기후를 회피하거나 더 좋은 먹이 자원을 찾아 낯선 지역으로 이동하는 ‘**돌발적 이동(eruption)**’ 및 ‘**분산(dispersal)**’으로 분류하였다. 이것은 태어난 곳으로부터 영원히 이동하는 행동으로 근친교배(inbreeding)와 먹이 경쟁을 피하고 짝짓기 상대를 구하기 위한 본능적, 유전적 적응(genetically programmed adaptation)을 위한 이동이라 하였다.

야생동물의 분산 과정은 어미로부터 태어난 곳에서 벗어나 독립하여 활동하는 단계, 성체가 되어 짝을 찾아 이동하여 정착하는 단계 및 기존 활동 지역을 완전히 벗어나 다른 지역의 상대 짝을 찾아 정착하는 단계인 3단계로 크게 구분된다 (Andreassen *et al.*, 2002). 이 연구에서 지리산 권역 외 지역으로 분산된 개체는 발견 당시 3년생으로 아성체인 성 성숙한 개체는 아니었다. 하지만 스웨덴에 서식하는 수컷 불곰의 경우에는 3세부터 번식 활동에 참여하며(Zedrosser *et al.*, 2007), 북극곰의 짝짓기에 관한 연구에서는 2~4세의 일부 북극곰 수컷 개체의 정자에서 성 성숙이 발현된 것을 확인하기도 하였다(Asvid *et al.*, 2002). 이번에 연구된 개체의 이동은 Morrison (2002)이 제시한 4가지 형태 중 3차 방사 이후 안정적인 서식 형태를 보여주는 결과를 보여 **분산**의 이동 형태라 판단되었다. 그리고 분산의 원인으로 Andreassen *et al.* (2002)이 제시한 마지막 3단계에 해당되는 사례로 성적으로 성숙한 단계에서 짝을 찾아 정착한 경우로 볼 수 있다. 또한 반달가슴곰 모니터링 미공개 조사 자료에 의하면, 인근 지역인 덕유산 지역에서도 반달가슴곰 목격 제보가 있었으며, 장수 지역에서는 반달가슴곰에 의한 피해가 발생하기도 하였다. 이는 이들 지역에도 반달가슴곰이 서식 가능성을 암시해주는 사례로 볼 수 있어 추가적인 현장 모니터링과 청문 조사를 통해 서식 유무를 확인하고 신규 서식지에 대한 조사도 함께 이루어져야 할 것이라 판단된다.

지금까지 한반도에서 반달가슴곰의 행동권을 연구한 자료가 없어 지리산을 중심으로 수행 중인 복원 사업을 통해 이들의 행동권을 예측할 수 있다. 지난 2017년 여름철 지리산 내에서 활동 중인 반달가슴곰의 여름철 행동권은 43.33 km² (MCP 100%), 이동거리는 1.91 km로 나타났다(SRTI, 2018). 이 시기에 지리산 지

역 분산 개체의 1차 행동권은 976.90 km², 일 평균 이동거리는 5 km로 나타났는데 이는 서식지를 탐색하는 과정과 2017년 최초 포획 지점인 수도산 쪽으로 이동하기 위한 행동 양상으로 추정된다. 2차 재 방사 이후 반달가슴곰 지리산 권 외부 분산 개체는 지속적으로 이동했던 1차 방사에 비해 3일 이상 머무르는 행동을 보이기도 하였으며, 방사 직후 국립공원 경계를 벗어나 1차 방사 시기의 35번 고속국도 횡단 지점 인근에서 다시 지리산국립공원 내부로 9일 만에 이동하였다. 또한 야생에서 먹이가 풍족한 시기의 지리산 반달가슴곰의 평균 이동거리인 1.26 km (SRTI, 2018)인 반면, 분산 개체의 이동거리는 1.97 km를 이동한 점으로 볼 때, 기존 수도산 지역의 서식지를 찾아가고자 하는 이동 패턴을 보이다가 겨울철 동면을 위해 가을철에 집중적으로 먹이를 섭식하는 시기와 맞물려 먹이 및 서식환경이 비교적 안정된 지리산으로 이동하였을 것이라 추측된다.

수도산에서 3차 재 방사가 이루어진 이후 1, 2차 재 방사 이동 패턴에 비해 안정된 패턴을 보인 것이라 판단된다. 초기 20일간 하루에 이동한 거리는 평균 3.10 km로 전체 하루 평균 이동거리인 0.99 km에 비해 많은 거리를 이동한 것으로 나타났다. 이러한 결과는 초기 서식 지역의 탐색 활동으로 인해 이동 거리가 많았고, 이후에 기존 활동지에 적응하여 먼 거리를 이동하지 않았기 때문이다. 행동권 또한 1차와 2차에 비해 좁은 행동권을 가지는 것으로 나타났는데 이것은 개체가 안정적인 세력권을 확보한 것으로 추정할 수 있다. 지리산에서 활동하는 반달가슴곰의 2018년 가을철 평균 핵심 행동권인 9.87 km²(MCP 50%), 15.54 km²(Kernel 50%)(SRTI, 2019)에 비해 넓은 핵심 행동권을 갖는 것으로 나타났다. 하지만 지리산 지역의 반달가슴곰 평균 이동거리와 행동권은 연령과 성별을 고려하지 않고 모니터링 중인 전 개체를 대상으로 분석한 값이라 차이는 있을 것이다.

야생동물에게 서식지 이주 행위는 익숙하지 않은 환경에서 새로운 먹이와 은신처를 찾아야 하므로 적지 않은 시간과 체력을 소비하게 되며, 특히 먹이가 부족하고 활동에 적지 않은 영향을 줄 수 있는 겨울철에는 이들의 생존에 치명적인 영향을 미칠 수 있다(Eric and William, 2002). 따라서 야생동물의 인위적인 서식지 이주는 다양한 조건과 환경에서 고려될 수 있는 마지막 수단으로 신중하게 처리되어야 할 것이다.

서식지는 야생동물들이 생존할 수 있는 먹이, 물, 은신처가 마련되어 성장하고 번식할 수 있는 장소를 말하며(Lowell, 1994), 이를 구성하는 요소는 먹이, 은신처, 물, 공간 등이 된다. 특히 서식지의 가장 뚜렷한 구성요소는 ‘먹이’라고 밝혔다(James, 1985). 앞으로 먹이 자원 분포에 따른 반달가슴곰의 행동 변화 특성에 대한 연구를 비롯한 다양한 측면에서의 생태적 연구가 지속적으로 이루어져야 할 것이라 판단된다. 이번에 이루어진 연구 결과는 야생동물 관리를 위한 서식지 이주 방안을 고려하는 의사 결정 단계에 이용될 수 있으며, 향후 분산 개체의 행동 패턴을 이해하고 관리 방향을 마련하는 데 필요한 자료로 널리 활용될 수 있을 것이라 판단된다.

4. 개체군 생존력 분석

1) 지리산 반달가슴곰 개체군 생존력 분석

지리산에 서식하는 반달가슴곰의 100년 후 생존력 분석을 10,000회 반복하여 시뮬레이션한 결과(Fig. 24), 표준 오차(SE, Standard Error, $p < 0.01$) 범위 내에서 멸종 확률은 41%(0.4115), 생존 확률은 59%(0.5885)로 분석되었다. 시뮬레이션 결과, 첫 멸종까지의 평균 시간은 71.77년(SE: 0.28, SD: 17.66), 평균 성장률($\text{stoc-r} \pm \text{SD}$, $p < 0.001$)은 -0.0140 ± 0.0904 로 나타나 10년간 지속적으로 개체군의 크기가 상승세를 이어나간 뒤 이후에는 시간이 지날수록 음의 방향으로 진행되는 것으로 분석되었다(Fig. 25). 이로 인해 개체군 크기는 시간이 흐를수록 감소하여 멸종의 확률이 증가한다는 것을 시사해주고 있다(Fig. 26).

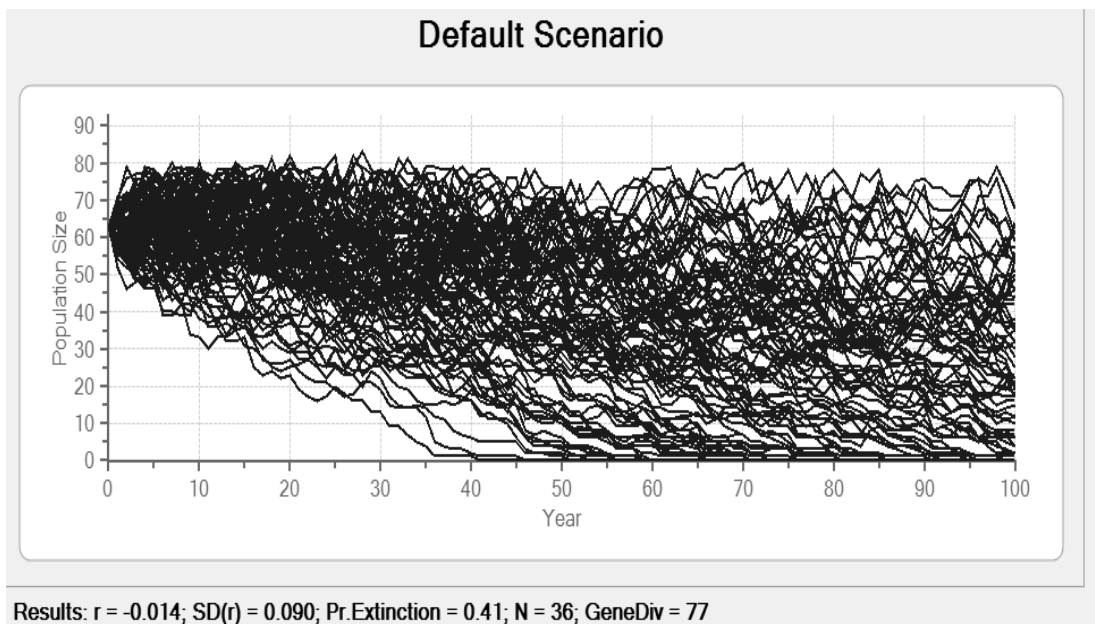


Fig. 24. VORTEX simulation analysis shows the change in the size of the population over time.

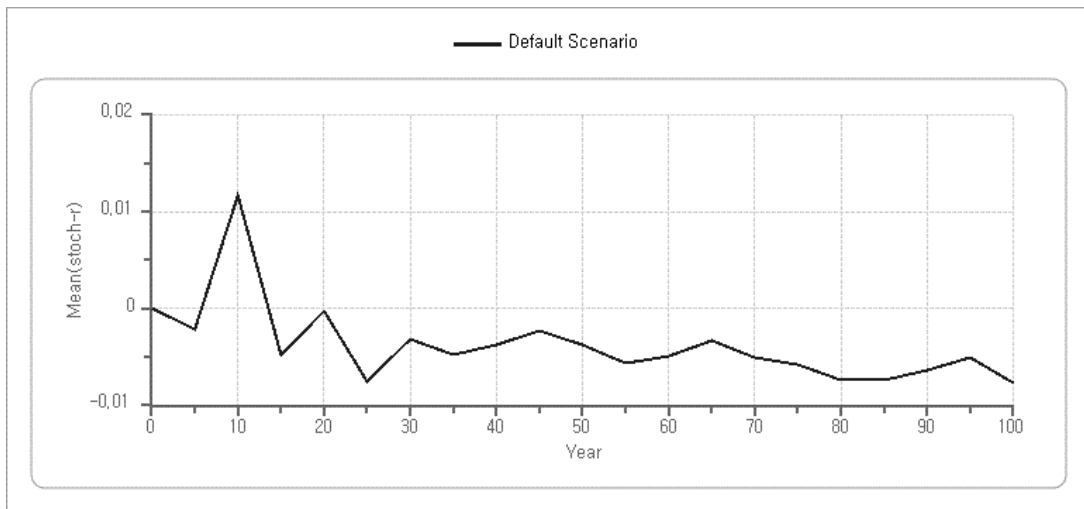


Fig. 25. Result of estimate rates for the mean Stochastic rate(Exponential growth, Mean, Stoch.-r).

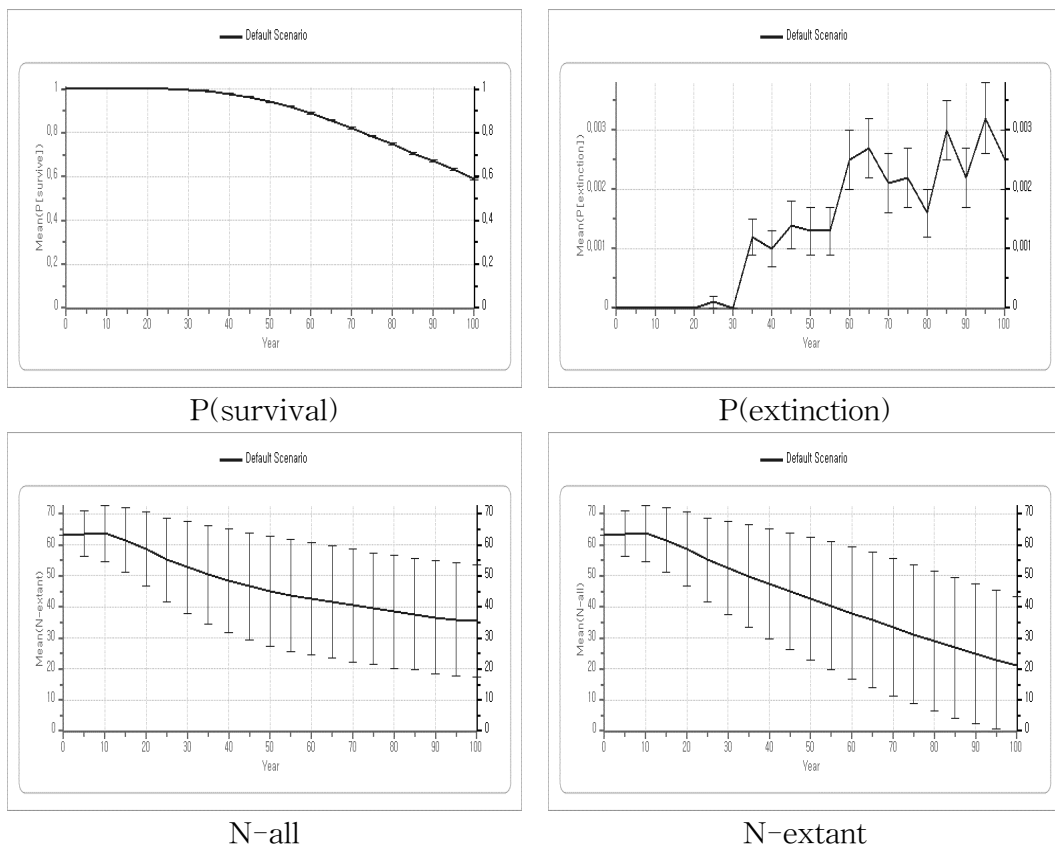


Fig. 26. Plot data specification to result of VORTEX simulation.

최종 모집단의 평균 크기는 21.32(SE: 0.22, SD: 22.04)로 나타났으며, 수컷은 13.84, 암컷은 7.48로 나타났고, 생존 시뮬레이션 모집단의 평균 최종 개체 수는 35.40(SE: 0.23, SD: 17.98), (Table 19)로 수컷은 23.52개체, 암컷은 12.70개체로 분석되었다(Table 18). 이는 출산에 참여 가능한 유효 개체군의 크기라고 볼 수 있는 성체의 비율이 높은 반면, 잠재적인 출산 참여 개체로 볼 수 있는 0세부터 3세까지의 새끼, 아성체의 비율이 낮음을 알 수 있다. 이러한 결과로 볼 때 100년 이후의 멸종 확률과 진행 속도는 이전보다 빠를 것이 예상된다.

Table 18. Means across populations

Age	All population		Extant population	
	Males	Females	Males	Females
0	0	0	0	0
1	1.11	0.53	1.89	0.90
2	0.97	0.50	1.64	0.85
3	0.86	0.48	1.46	0.82
Adults	10.90	5.97	18.52	10.14
Total	13.84	7.48	23.52	12.70

시뮬레이션에 입력된 기간 동안 변화에 대한 생존 및 개체수의 변화는 Table 18에 제시한 바와 같다. 이러한 결과는 현재 지리산에서 활동하는 반달가슴곰의 개체수가 지속적으로 증가하고 있지만 장기적인 흐름을 볼 때, 개체수가 감소하는 흐름을 보였다. 이러한 개체수 감소는 자연사, 사고와 같은 희생과 문제 곰 발생으로 인한 회수를 통해 감소할 가능성과 무엇보다도 외부로부터의 추가적인 개체 이입이 되지 않는 제한적인 상황에서 유전적인 다양성 감소가 지속적인 개체군의 감소로 이어지는 것으로 사료된다. Lee *et al.* (2001)은 향후 100년간의 지속적인 생존력을 유지하기 위해서는 유전적 다양성의 90%를 보유하고 멸종 확률이 5% 이하로 유지할 것을 권장하였다. 따라서 시뮬레이션 최종 멸종 확률 값과 유전자 예측 값은 지속적인 생존 위협에 대한 의미 있는 예측치를 시사해주는 것이라 이를 바탕으로 지속 가능한 복원 전략 마련이 필요할 것이다.

Table 19. Simulation results from 0 to 100 years

Year	N_extant	N_all	Probability of Survival
0	63	63	1
1	62.01	62.06	1
2	61.62	61.64	1
3	62.25	62.22	1
4	63.84	63.79	1
5	63.65	63.63	1
10	63.71	63.66	1
15	61.7	61.5	1
20	58.96	58.72	0.9999
25	55.46	55.18	0.9994
30	53.08	52.73	0.9962
35	50.49	50.45	0.9906
40	48	48.44	0.982
45	45.62	46.67	0.9677
50	43.24	45.13	0.949
55	40.69	43.64	0.9244
60	38.25	42.58	0.8956
65	35.87	41.52	0.8667
70	33.51	40.46	0.8282
75	31.17	39.43	0.7882
80	29.05	38.4	0.7507
85	26.97	37.69	0.7092
90	25.04	36.62	0.6708
95	23.12	35.92	0.6305
100	21.32	35.40	0.5885

2) 추가 개체군 형성에 대한 개체군 생존력 분석

추가 서식지 내 개체 이입에 대한 개체군 이동이 전혀 없을 경우를 고려한 시뮬레이션 결과, 4개체 방사 시 수컷 1, 암컷 3개체를 방사할 경우의 생존 확률은 43%였으며, 수컷과 암컷을 각각 2개체를 하였을 때의 생존 확률은 12%로 분석되었다. 또한 6개체 방사 시 암컷 2개체, 수컷 4개체를 방사하였을 때와 수컷과 암컷을 각각 3개체를 방사하였을 경우 모두 46%의 생존 확률을 보였다. 그리고 8개체를 방사할 경우에는 수컷 2개체, 암컷 6개체를 방사하였을 때 65%의 생존 확률, 암수 각각 4개체를 방사하였을 때의 생존 확률은 56%로 분석되었다(Table 20). 또한 암컷 방사 비율이 수컷 방사 비율보다 높은 것이 생존력의 향상에 효과적인 것을 알 수 있었다(Fig. 27). 적정 방사 개체수는 유전적 다양성과 야생성이 확보된 최대한 많은 개체를 방사하는 것이 성공적인 전략이 될 수 있으나 이는 국제적 멸종 위기종으로 인해 해외에서 도입의 어려움과 자체 증식을 통해서 개체를 생산하여 방사하기에 어려움이 있으므로 최소 6개체에 암컷 4, 수컷 2개체를 확보하여 방사하는 것이 효율적이라는 결과를 얻을 수 있었다.

Table 20. Survival probability and extinction probability results with different sex ratios and populations in VORTEX simulations

Number of individuals	Probability of survival	Probability of extinction
4(Male 1, Female 3)	43%	57%
4(Male 2, Female 2)	12%	88%
6(Male 2, Female 4)	46%	54%
6(Male 3, Female 3)	46%	54%
8(Male 2, Female 6)	65%	35%
8(Male 4, Female 4)	56%	44%

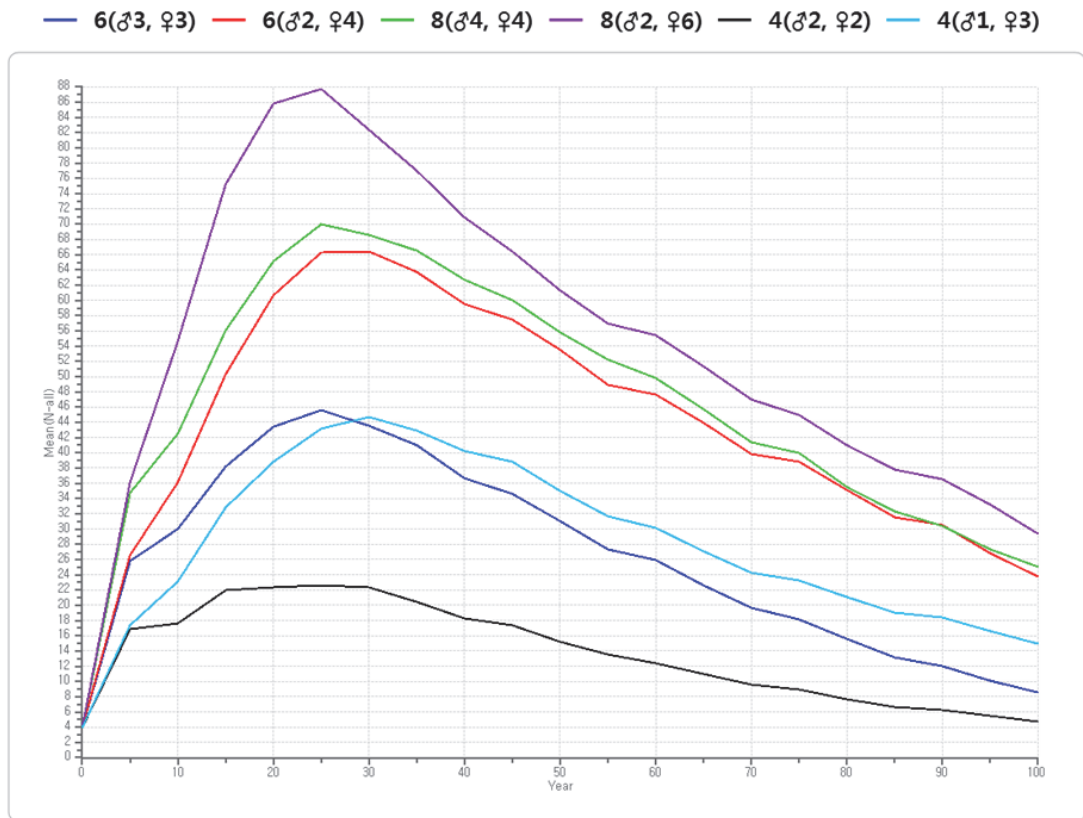


Fig. 27. Plot data of the population change by the VORTEX simulation result. Different scenarios (numbers by sex) show a decrease in population over time.

지리산과 추가 개체군 형성을 위한 서식지 내 개체 방사 시나리오 10,000회 생존력을 분석한 시뮬레이션 결과는 Table 21에 제시하였다.

수컷 1개체와 암컷 3개체를 방사한 시뮬레이션 결과, 멸종 확률은 7%(0.06760)였으며, 첫 번째 멸종에 걸리는 시간은 평균 83.8년으로 나타났다. 평균 최종 모집단의 크기와 개체수는 57.07 ± 32.61 , 61.11 ± 29.98 개체로 분석되었고, 평균 성장률은 -0.0024 ± 0.0707 로 확인되었다(Fig. 28).

수컷 2개체와 암컷 2개체를 방사한 시뮬레이션 결과, 멸종 확률은 10%(0.1010)이었으며, 첫 번째 멸종에 이르기까지 걸리는 시간은 평균 80.58년이었다. 평균 최종 모집단의 크기와 개체수는 52.76 ± 33.16 , 58.56 ± 29.82 개체로 분석되었고 평균 성장률은 -0.0039 ± 0.0732 로 확인되었다(Fig. 29).

수컷 2개체와 암컷 4개체를 방사한 경우 멸종 확률은 5%(0.0491)였으며, 첫 번째 멸종에 걸리는 평균 시간은 85.77년이었다. 평균 최종 모집단의 크기와 개체수는 59.96 ± 31.81 , 62.97 ± 29.66 개체로 분석되었고, 평균 성장률은 -0.0012 ± 0.0697 로 나타났다(Fig. 30).

수컷 3개체와 암컷 3개체를 방사한 시뮬레이션 결과, 멸종 확률은 6%(0.0625)이었으며, 첫 번째 멸종에 걸리는 시간은 평균 84.07년으로 나타났다. 평균 최종 모집단의 크기와 개체수는 57.96 ± 32.27 , 61.74 ± 29.69 개체로 분석되었으며, 평균 성장률은 -0.0022 ± 0.0705 로 파악되었다(Fig. 31).

수컷 2개체와 암컷 6개체를 방사한 시뮬레이션 결과, 멸종 확률은 5%(0.0462)이었으며, 첫 번째 멸종에 걸리는 시간은 평균 85.75년이었다. 평균 최종 모집단의 크기와 개체수는 60.48 ± 31.86 , 63.33 ± 29.78 개체로 분석되었고, 평균 성장률은 -0.0000 ± 0.0705 로 확인되었다(Fig. 32).

수컷 4개체와 암컷 4개체를 방사를 가정한 시뮬레이션 결과, 멸종 확률은 5%(0.0520)이었으며, 첫 번째 멸종에 걸리는 시간은 평균 85.38년으로 파악되었다. 평균 최종 모집단의 크기와 개체수는 60.05 ± 32.44 , 63.26 ± 30.20 개체로 나타났고, 평균 성장률은 -0.0013 ± 0.0702 로 나타났다(Fig. 33).

Table 21. Simulation prediction analysis result values for population variation

Scenario	Population	stoch.-r±S.D	PE	N-extant±S.D	N-all±S.D
8(Male 2, Female 6)	Meta	0±0.0705	0.0462	63.33±29.78	60.48±31.86
6(Male 2, Female 4)	Meta	-0.0012±0.0697	0.0491	62.97±29.66	59.96±31.81
8(Male 4, Female 4)	Meta	-0.0013±0.0702	0.0520	63.26±30.20	60.05±32.44
6(Male 3, Female 3)	Meta	-0.0022±0.0705	0.0625	61.74±29.69	57.96±32.27
4(Male 1, Female 3)	Meta	-0.0024±0.0707	0.0676	61.11±29.98	57.07±32.61
4(Male 2, Female 2)	Meta	-0.0039±0.0732	0.1010	58.56±29.82	52.76±33.16
6(Male 2, Female 4)	Population1	-0.0135±0.0919	0.3609	35.88±18.21	23.13±22.38
4(Male 2, Female 2)	Population1	-0.0136±0.0921	0.3605	35.74±18.11	23.05±22.28
8(Male 2, Female 6)	Population1	-0.0136±0.0923	0.3656	36.05±18.01	23.06±22.35
4(Male 1, Female 3)	Population1	-0.0137±0.0925	0.3647	35.84±18.17	22.97±22.35
8(Male 4, Female 4)	Population1	-0.0137±0.0922	0.3675	36.05±18.03	22.97±22.37
6(Male 3, Female 3)	Population1	-0.0139±0.0925	0.3684	35.40±17.84	22.54±22.04
8(Male 4, Female 4)	Population2	0.0155±0.1180	0.1335	42.55±18.25	37.08±22.00
6(Male 3, Female 3)	Population2	0.0174±0.1206	0.1597	41.90±18.22	35.42±22.37
8(Male 2, Female 6)	Population2	0.0176±0.1195	0.1259	42.59±18.12	37.42±21.75
6(Male 2, Female 4)	Population2	0.0184±0.1205	0.1337	42.28±18.02	36.84±21.76
4(Male 2, Female 2)	Population2	0.0197±0.1286	0.2637	39.99±18.45	29.71±23.38
4(Male 1, Female 3)	Population2	0.0206±0.1244	0.1696	40.79±18.19	34.11±22.23

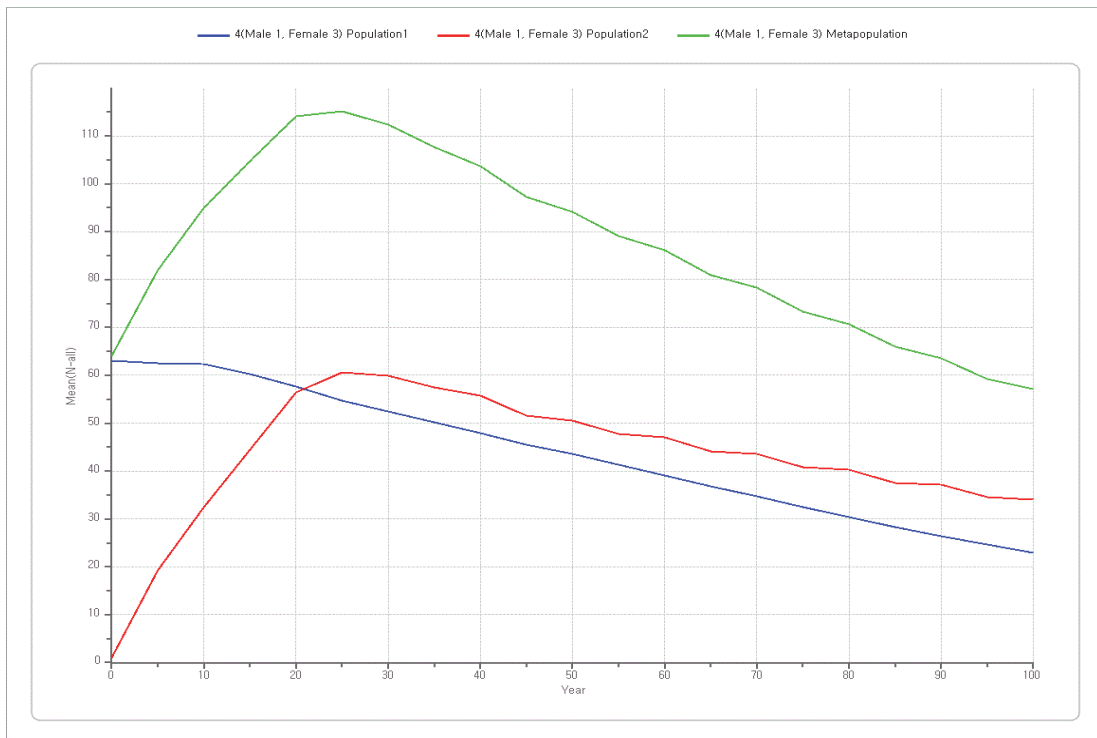


Fig. 28. Plot of change in population due to release in additional habitats(male 1, female 3).

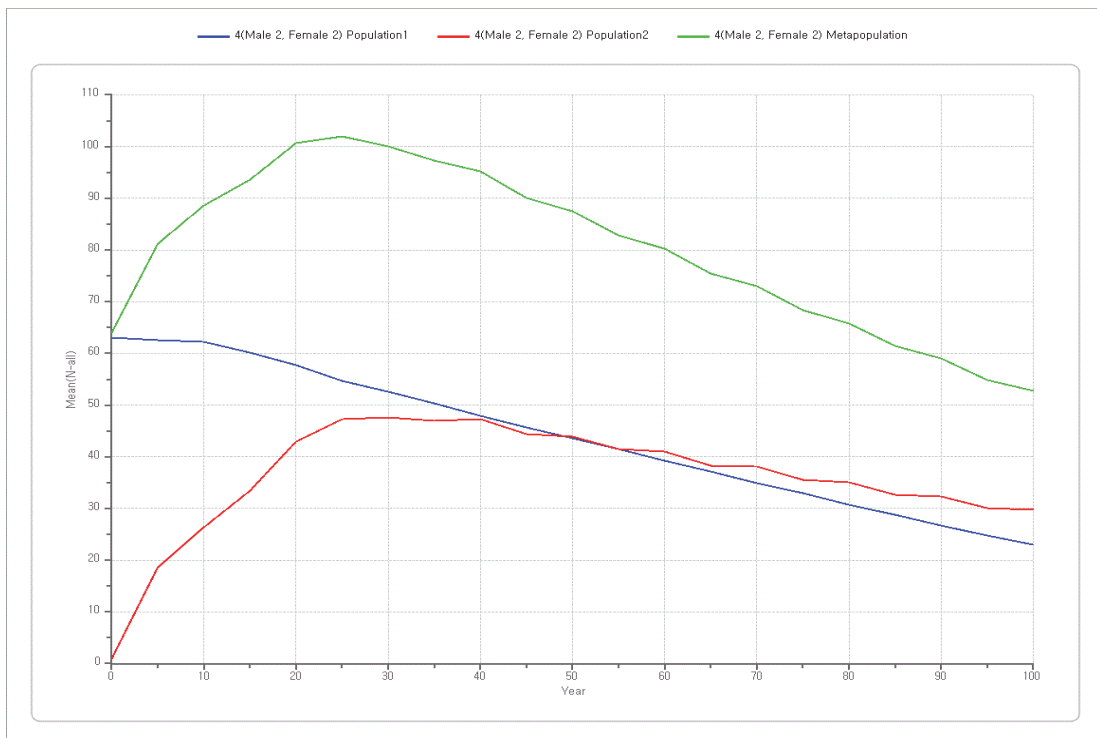


Fig. 29. Plot of change in population due to release in additional habitats(male 2, female 2).

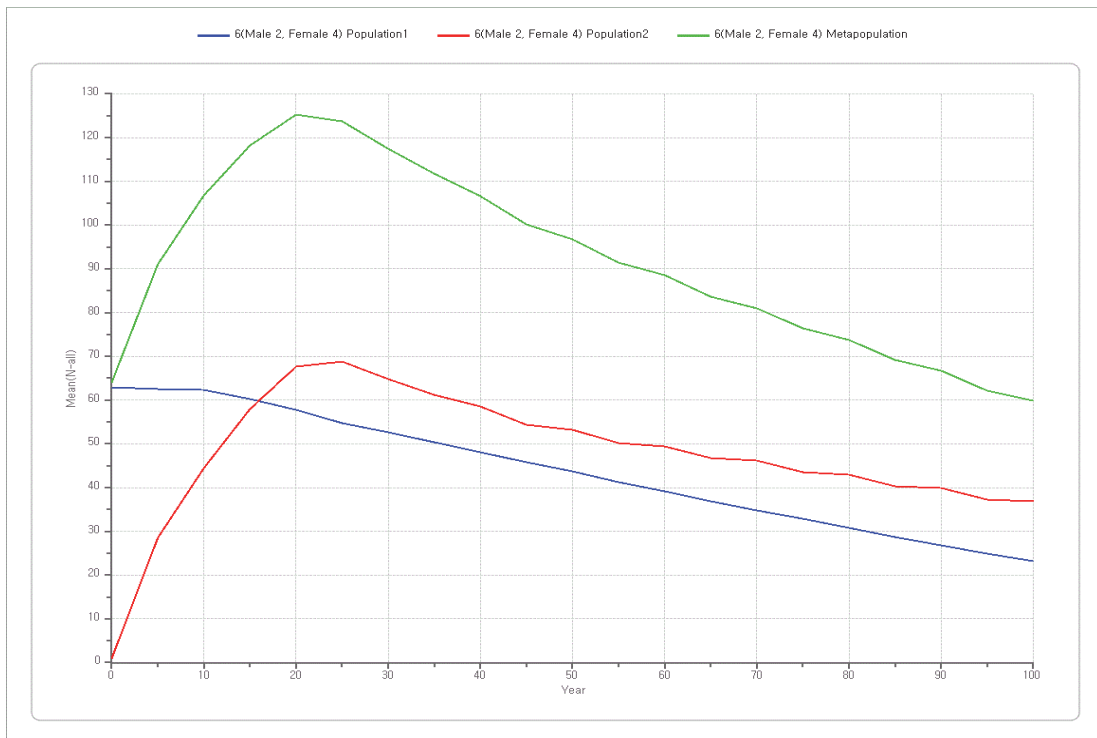


Fig. 30. Plot of change in population due to release in additional habitats(male 2, female 4).

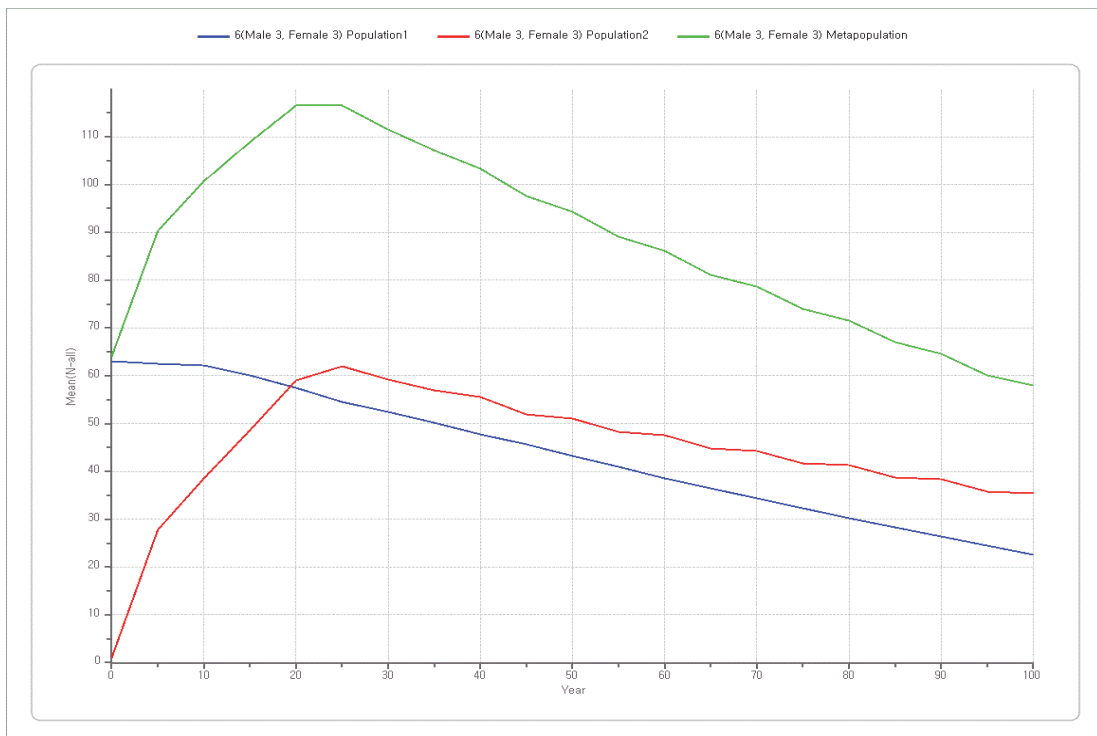


Fig. 31. Plot of change in population due to release in additional habitats(male 3, female 3).

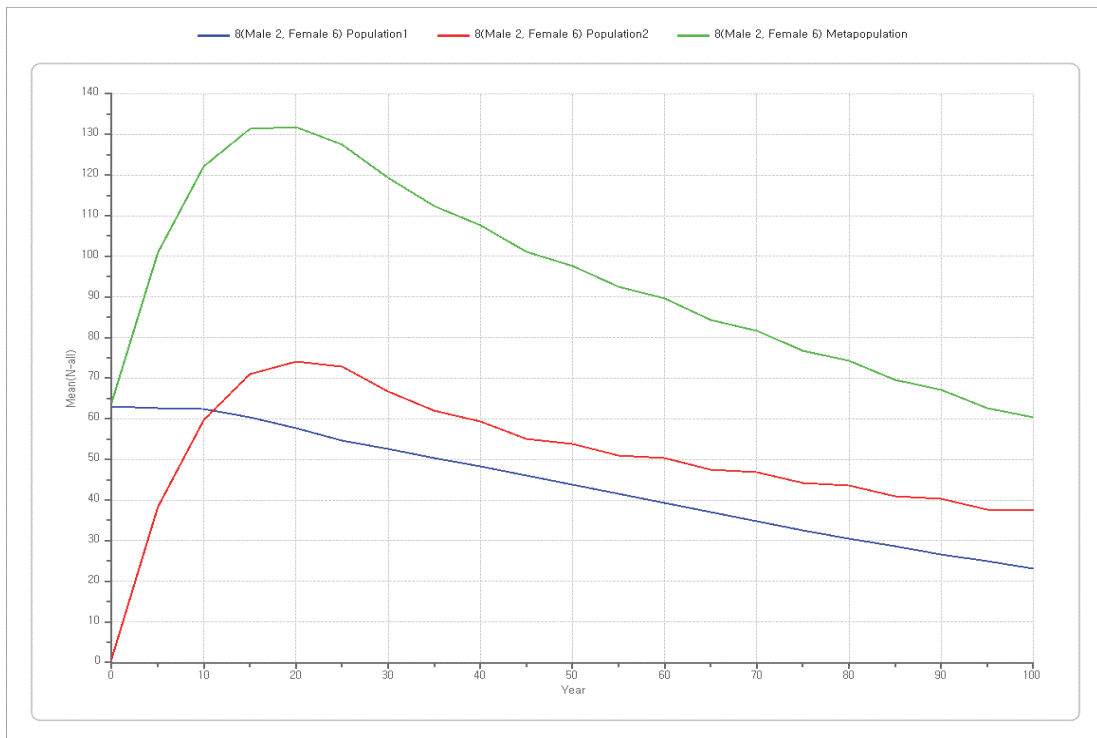


Fig. 32. Plot of change in population due to release in additional habitats(male 2, female 6).

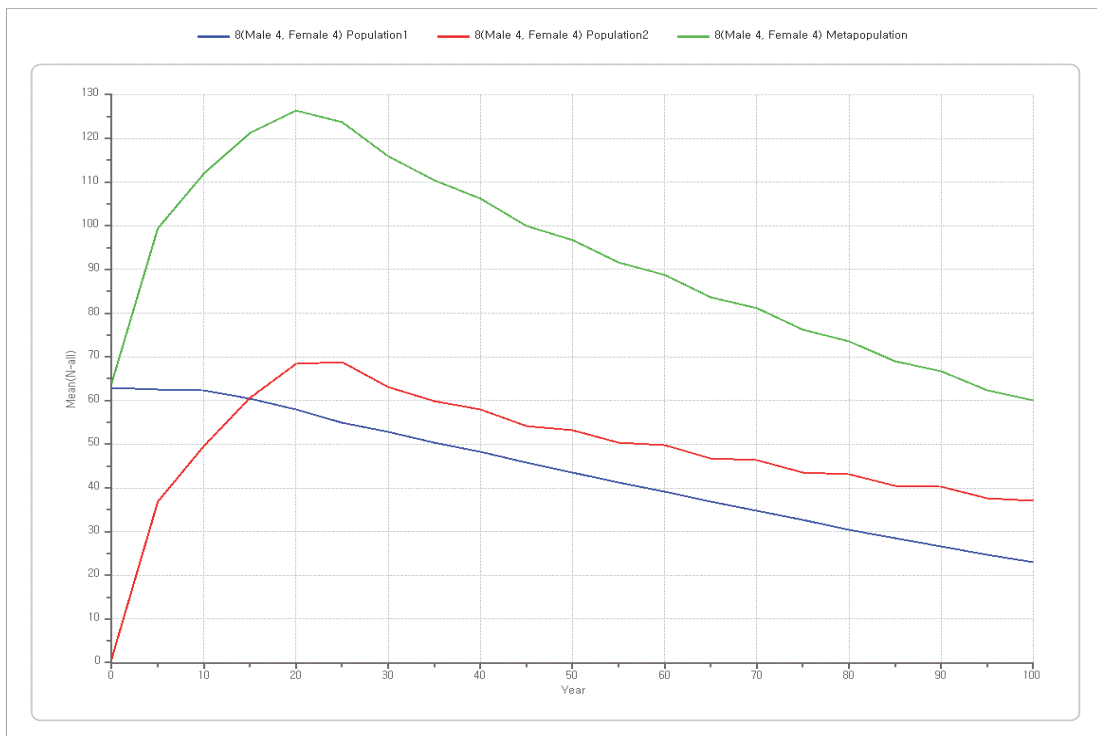


Fig. 33. Plot of change in population due to release in additional habitats(male 4, female 4).

반달가슴곰과 같은 절멸 위험 종을 보전하기 위한 가장 적절한 보전 계획은 가능한 서식지 내의 최대 면적에 많은 수의 개체를 보존하는 것이다(Kim *et al.*, 2000). Shaffer(1981)는 특정한 종의 지속적인 생존을 보장할 수 있는 가장 작은 개체수를 최소 존속 개체군(Minimum Viable Population, MVP)으로 이를 확률이라 정의하였다. 이는 1,000년 동안 서식지 내에서 변화가 예측 가능한 개체수, 물리적 환경, 태풍과 화재와 같은 자연재해, 그리고 유전적 변이에 대해 생존 확률 99%를 달성할 수 있는 최소한으로 요구되는 개체군의 크기를 말한다. 또한, 특정종의 지속적인 생존을 위해 필요한 개체수의 양적 추정치가 가능하다(Falk *et al.*, 1991). 최소 존속 개체군 크기 추정에 관한 가장 대표적인 사례는 미국 남서부 사막에 사는 큰 뿔 산양(Bighorn sheep, *Ovis canadensis*)을 70년간 개체군의 크기 동태를 연구한 사례이다(Berger, 1990). 이 연구에서 큰 뿔 산양은 연구 기간 동안 122개체가 생존하였는데, 실제 50개체 미만의 개체는 100%가 절멸되었으며, 100개체 이상의 모든 개체군은 70년까지 지속되었다. 최소 존속 개체군 이론은 확실성이 확률로 정의되어 있으며, 모든 종에 동일하게 적용되는 표준화되고 단일화된 개체군의 크기(500, 1,000)로 확률적으로 제시되므로 그 해석이 잘못될 수도 있다(Soulé, 1987; Frankham *et al.*, 2014; Franklin *et al.*, 2014).

개체군 생존력 분석(Population Viability Analysis, PVA)은 개체 분석을 확대한 것으로 최소 존속 개체군 이론에 대한 보완적인 과제를 해결하고, 야생생물 개체군 위협요인, 보전 옵션을 평가하여 대상종이 주어진 환경에 유지될 수 있는지를 결정하는데 사용되는 분석 기법이다(Boyce, 1992; Ruggieo *et al.*, 1994; Lacy, 2018). 또한 모집단의 예상 생존 분포를 예측하는 시뮬레이션의 불확실성을 고려하여 야생생물 개체군의 상호 작용을 통해서 각 모집단의 생존 예측의 정확성을 높일 수 있다. 이러한 개체군 생존력에 대한 연구는 지속적 생존을 위해 잠재적 환경 및 인구 변수에 대한 상호 작용 평가를 실시하고 장기적인 관리를 위한 지침으로 사용되고 있다(IUCN, 1998). 2000년대 들어서 멸종 위기종의 개체 수 감소를 막고 보전을 위해 재 도입에 대한 영향 예측과 관리 방향을 수립하거나, 해당 서식지의 생태계 내 상위 포식자의 영향력, 외부로 이입된 종의 개체수에 대한 효과적인 관리 방안 마련을 위한 기법으로 개체군 생존력 분석이 사용되고 있다(Morris *et al.*, 2002). 이러한 개체군 생존력 분석은 현재 직면하고

있는 다양한 위협에 따라 개체군의 멸종 위협에 처해 있는지의 여부를 결정하기 위해 사용할 수 있는 중요한 보전학적 분석 기법이다(Schtickzelle and Baguette, 2009). 이는 개체군 생존력 분석을 통해 시간적 프레임을 설정하고 필요한 개체군 복원 노력의 규모를 추정하는 것이 가능하며, 복원을 위한 정량적 목표를 식별하고 관리 전략을 선택하고 구현하여 모니터링에 평가가 가능하다고 말할 수 있으며, 희귀종 정책 및 관리에 유용하다(Lindenmayer *et al.*, 1993).

연구를 통해 지리산에 서식하고 있는 반달가슴곰의 생존력은 분석 결과, 멸종 확률은 41%로 지속 가능한 생존을 나타내는 멸종 확률 5%에 비해 높은 수치를 보이는 것으로 나타났다. 이에 최근 지리산에서 수도산까지 이동한 반달가슴곰의 사례를 적용하여 수도산, 가야산, 덕유산, 민주지산을 추가 서식지로 가정하여 개체 추가 이입을 통한 메타 개체군 이론을 적용하여 시뮬레이션 한 결과, 장기적으로 지리산의 서식하는 개체수는 증가되거나 유지되는 결과를 얻을 수는 없었으나 멸종 확률을 줄일 수 있는 결론을 얻을 수 있었다. 추가 서식지 내 방사 전략을 수립할 때 최소 암컷 4개체와 수컷 2개체를 방사하고, 수컷보다 암컷의 방사 비율을 높이는 것이 효율적이고 개체군을 안정적인 생존을 기대할 수 있을 것이다. 그리고 유전적 다양성을 고려하여 자체 증식을 시도하거나 외부 도입을 하는 방안이 마련되어야 할 것이라 판단된다.

서식지 내에서 개체 간 이동 비율을 최소한으로 설정하여 시뮬레이션 하였는데 지리산 반달가슴곰이 외부로 이동할 수 있는 압력이 증가되고 있는 현 상황에서는 이동 비율이 점점 증가할 수 있는 여지가 클 것이 예상된다. 이에 새로운 추가 서식지와 기존 지리산의 서식지 내 안전한 이동통로(Corridor)의 연결을 통해서 이들 분산 개체의 접점이 발생하고 원활한 이동이 이루어진다면 생존력을 높일 수 있을 것이다. 특히, 반달가슴곰의 생존력 분석은 본적인 복원 사업이 수행되기 이전에 수행된 연구로 실제 한반도, 지리산에 서식했던 반달가슴곰에 대한 정확한 정보가 없는 상태에서 대부분 해외 연구 사례에 의존하여 진행되었다. 이에 본 연구결과는 실제 지리산에 서식하는 반달가슴곰에 대한 정보를 활용하여 개체군 생존력을 평가하였다는 점에서 의의가 있다 하겠다. 또한 이번에 얻은 결과와 앞으로 수집되는 개체군 동태 자료를 추가하여 생존력을 예측한다면 지속적인 개체군의 생존 전략을 마련하는 데 중요한 자료로 활용될 것이다.

5. 시스템다이내믹스 모델링

1) 지리산 반달가슴곰복원사업 기본 메커니즘

지리산 반달가슴곰 개체군 복원(Population restoration)을 위해 IUCN에서 제시한 방법 중에서 신규 개체 이입을 통해 기존 개체군의 유전적 다양성과 개체수를 보강해주는 ‘재 강화(Reinforcement)’ 개념을 적용하여 수행하였다(SRTL, 2013). 그간 복원 사업을 수행하면서 한반도 동일 아종에 대한 외부로부터 도입 방사와 복원 사업을 위한 증식 시설 내에서의 개체 증식 및 방사, 자연 적응에 실패하여 회수한 개체, 순수하게 증식 용도로 도입한 개체, 폐사한 개체 등에 대한 내역은 Table 22와 같다.

Table 22. The Asiatic black bear management details of Korea national park Institute for biodiversity conservation

Code No.	Division	Sex	Remarks
RM01		♂	Harvest
RM02		♂	Harvest
RM03	Russia 1st release	♂	Harvest
RF04		♀	Harvest
RF05		♀	Wild
RF06		♀	Dead
NF07		♀	Wild
NF08		♀	Dead
NF09	North Korea 2nd release	♀	Dead
NF10		♀	Dead
NM11		♂	Dead
NM12		♂	Exchange with Seoul Zoo
NM13		♂	Harvest
NM14		♂	Wild
RM15		♂	Wild
RF16	Russia 3rd release	♀	Dead
RF17		♀	Missing
RF18		♀	Dead
RM19		♂	Harvest
RF20		♀	Dead
RF21	Russia 4th release	♀	Wild
RF22		♀	Dead
RF23		♀	Wild
RM24		♂	Dead
RF25		♀	Wild
RM26		♂	Dead
KF27	Seoul Zoo 5th release	♀	Wild
NF28		♀	Dead
KM29	Seoul Zoo 6th release	♂	Wild
KM30		♂	Wild

Table 22. Continued

Code No.	Division	Sex	Remarks
KF31	Born in the wild	♀	Wild(Cub of NF08)
KM32	Born in a facility(7th release)	♂	Wild(Cub of RF04)
KF33		♀	Wild(Cub of RF18)
KF34	Born in the wild	♀	Wild(Cub of RF21)
KM35		♂	Dead(Cub of RF25)
CF36		♀	Death after harvest
CF37	China(8th release)	♀	Introduced for research
CF38		♀	Harvest
CM39		♂	Introduced for research
KM40		♂	Wild
KM41	Seoul Zoo(8th release)	♂	Wild
KM42		♂	Wild(Cub of RF18)
KM43	Born in the wild	♂	Wild(Cub of RF05)
KM45		♂	Wild(Cub of RF04)
KM46	Born in a facility(9th release)	♂	Wild(Cub of RF04)
KF47		♀	Wild(Cub of CF38)
KF48		♀	Wild(Cub of CF38)
KF49		♀	Harvest(Cub of RF21)
KF50	Born in the wild	♀	Harvest(Cub of RF21)
KM51		♂	Wild(Cub of RF21)
KF52		♀	Wild(Cub of RF05)
KM53		♂	Wild(Cub of CF37)
KM54	Born in a facility(10th release)	♂	Wild(Cub of CF37)
KM55		♂	Dead
KM56		♂	
KM57		♂	Wild(Cub of KF52)
KF58	Born in the wild	♀	
KF59		♀	Wild(Cub of RF23)
KM60		♂	Wild
KM61		♂	Wild(Cub of RF05)
RM62	Russia-11th release	♂	Harvest
KF63		♀	Wild(Cub of CF38)
KM64	Born in a facility(12th release)	♂	Wild(Cub of RF04)
RF65		♀	Wild
RM66		♂	Wild
RM66	Russia 13th release	♂	Wild
RM66		♂	Wild
RM66		♂	Wild
KM70		♂	Wild(Cub of RF25)
KM71	Born in the wild	♂	Wild(Cub of RF05)
KF105		♀	Introduced for research
NM106	Seoul Zoo	♂	Exchange with Cheongju Zoo
RF107		♀	Introduced for research
RF108	Russia	♀	Introduced for research(Dead)
RF109		♀	Introduced for research
MF110	Cheongju Zoo	♀	Introduced for research

Modified after SRTI (2018).

반달가슴곰 복원 사업 수행을 위해 한반도산 반달가슴곰과 동일한 우수리 아종이 서식하는 러시아 연해주 지역, 중국 흑룡강 이북 지역, 북한과 국내 서식지 외 보전 기관으로 지정, 우수리 아종을 보유한 서울대공원 등 국내외에서 2004년부터 2018년까지 14차례 총 48개체를 도입, 이중 39개체를 방사하였으며, 자체 증식시설에서 출산한 7개체를 자연 방사하여 총 46개체를 방사하였다(SRTI, 2019). 지리산에 방사한 개체의 야생 출산은 2009년 지리산에서 처음으로 출산이 확인된 이후 매년 출산이 이루어져 2018년 5월까지 출산이 확인된 개체는 총 47개체가 출산 확인이 이루어졌고, 이 중에서 40개체가 생존 중인 것으로 확인되었다. 새끼 확인은 겨울철 동면 시기 포획 과정에서 출산 확인, 무인카메라 실제 확인, 매년 발신기 교체를 위해 생포 트랩 운영을 통해서 확인되었다. 암컷은 생후 42개월이 지나 생리적으로 성 성숙된 이후 짝짓기가 시작되며, 일반적으로 2년에 한 번 짝짓기를 하는 것으로 알려져 있다(Kim *et al.*, 2009). 반달가슴곰의 주로 해발 700~1,100 m 고도의 지리산의 중간 지대에서 주로 활동하는데, 이는 반달가슴곰의 주요 먹이자원인 식물성 먹이, 특히 참나무류가 풍부한 지역으로(Kim *et al.*, 2012; Jung *et al.*, 2016b), 서식지 먹이양이 반달가슴곰의 행동권을 결정하는 이동 압력에 영향을 미친다고 할 수 있다. 한편, 반달가슴곰의 사망원인은 서식환경 적응 수준에 따른 자연사, 복강 출혈, 폐렴, 급성 심부전증 등의 병사(病死), 울무, 창애, 농약 등 인위적 간섭에 의해 폐사하는 경우도 발생되고 있다(SRTI, 2014). 복원 사업을 수행하면서 인간 활동지 주변에서 농작물 훼손이나 주거지 침입, 등산객 위협 등의 서식지 이탈 행동을 나타내는 개체를 회수하여 자연적응 훈련을 실시하면서 자연적응 가능성 및 건강 상태 등을 확인하여 재 방사 여부를 결정한다(SRTI, 2016). 이와 같은 지리산 내 반달가슴곰에 대한 기본적인 메커니즘은 반달가슴곰 생태 시스템과 복원 사업 및 인간 간섭에 의한 사회 시스템 영역으로 구분된다. 각 시스템 영역을 구성하는 변수는 Table 23에 나타낸 바와 같다.

Table 23. System area and variables of basic mechanism for Asiatic black bear restoration project

System area	Variable
Asiatic black bear eco system	Survival rate, Mortality rate, Problem Bears Occurs, Survival, Wild adaptability, Pressure on habitat movement, Food in the Habitat, Feeding chance, Normal physical development, Mating success rate
Restoration project and social system by human intervention	Consider genetic diversity, Release of cubs, Snare Removal Activity, Snare, Frequency of conflict between bears and people, Harvest of Problem Bears, Damage compensation, Efforts to Improve Awareness of Local Residents and Visitors

인과 지도 Fig. 34를 통해서 지리산 반달가슴곰 복원 사업의 기본 메커니즘을 형성하는 변수들의 인과관계를 알 수 있다. 반달가슴곰 개체수는 자연출산(Fig. 34, R1)과 자연사(Fig. 34, B1)에 의한 자연적 요인에 의한 개체수 조절과 복원사업 과정에서 수행하는 방사 및 문제 곰에 대한 회수 등 복원 사업과 인위적 요인에 의해 조절된다. 자연 출산 및 자연사에 의해 조절되는 반달가슴곰 개체수는 직간접적으로 서식지 내 먹이양과 밀접한 영향을 받으며(Fig. 34, B2, B3), 서식지 내 먹이양은 반달가슴곰 서식 환경 적응 수준과 함께 서식지 이동 압력에 영향을 미친다. 회수 개체수는 인간-곰 충돌 사고 빈도에 의해 결정된다. 인간-곰 충돌 사고는 반달가슴곰 서식지 이동 압력에 영향을 받으며(Fig. 34, B6), 피해 배상 및 불법 엽구 제거 활동에 영향을 미침에 따라 반달가슴곰 개체수를 간접적으로 조절한다. 이 기본 메커니즘 인과 지도는 지리산 내 반달가슴곰 생태 시스템과 복원 사업 및 인간 간섭에 의한 사회 시스템이 상호 복합적으로 작용하고 있음을 보여주고 있으며, 지리산에서 고도별로 특징적으로 발현되는 사회 생태 시스템을 이해하는데 기반이 된다.

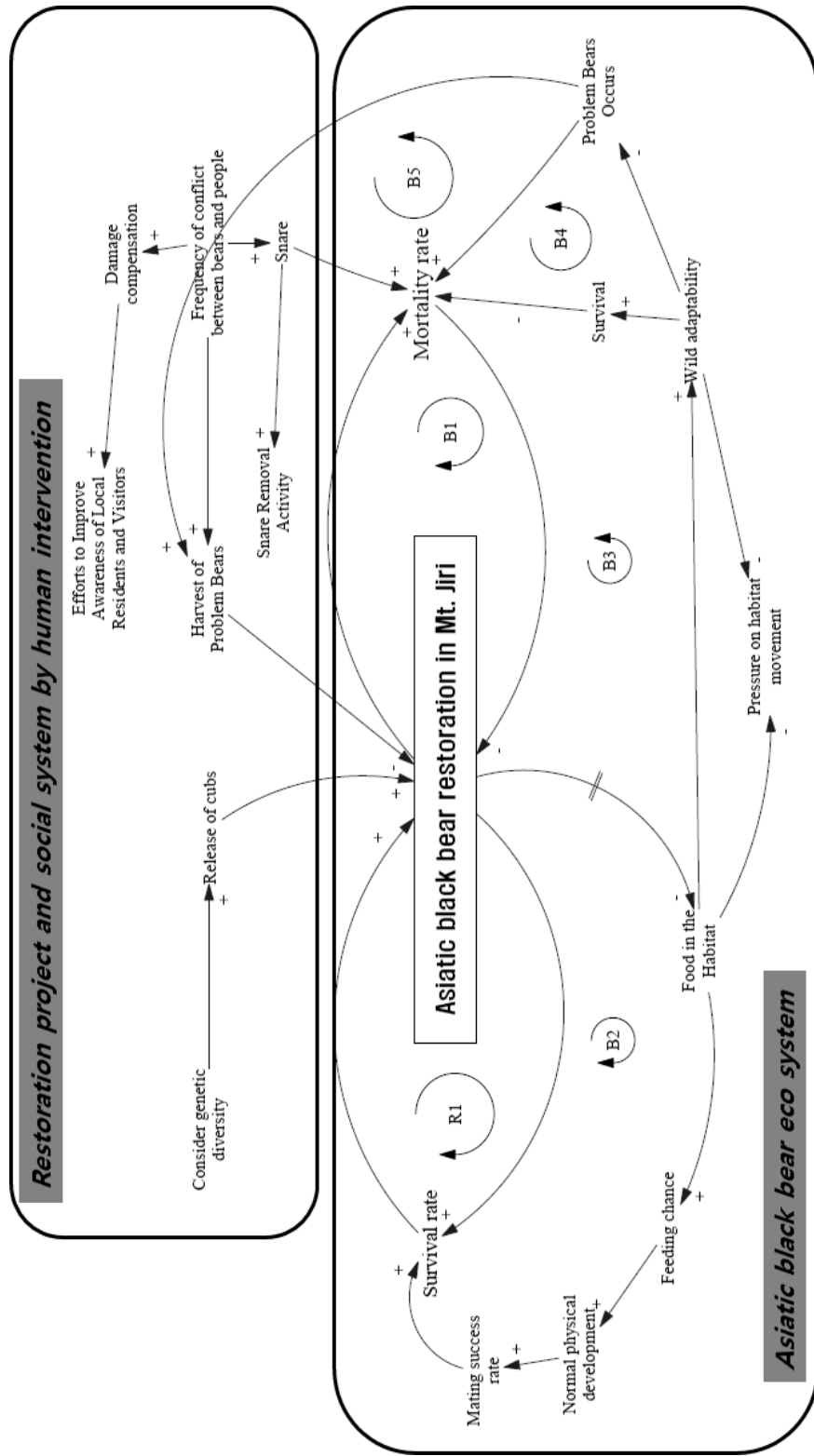


Fig. 34. Causal loop diagram of basic mechanism for Asiatic black bear restoration project in Mt. Jiri (modified after Choi *et al.*, 2017).

2) 지리산 저지대 반달가슴곰 사회 생태 시스템

반달가슴곰의 주요 서식 지역인 해발 700~1,100m에 해당하는 중간지대에서의 서식지 이동 압력에 의해 저지대(해발 700 m 미만)로 이동하게 되는 경우, 인간 활동 영역 및 경작 지역으로 이동하여 농작물과 인간 생활 환경에 피해를 주는 사건이 발생하였다(Table 24). 피해 유형은 가축 상해 및 기물 파손, 농작물 피해 등 다양하게 나타났으며(SRTI, 2019), 2005년부터 2010년까지는 한봉 피해가 대부분이었으나 낭충봉아부패병 확산 이후 한봉 재배가 감소함에 따라 한봉 피해는 감소하는 반면 양봉 재배가 늘어나는 2012년부터 양봉 피해가 빈번해지는 추세에 있다(SRTI, 2016). 국립공원공단에서는 2005년부터 반달가슴곰에 의한 피해 배상책임보험을 가입하여 피해 발생의 금전적 손실에 대한 배상을 실시하고 있으며, 복원 사업 초기에 비해 최근의 피해 발생의 빈도가 점차 줄어들고 있다. 하지만 주민들은 멧돼지 등 야생동물에 의한 작물 피해 방지 목적으로 불법엽구를 설치하여 방사한 반달가슴곰이 18차례 피해를 입었으며, 이중 5개체가 희생되었다. 또한 경작지 농약 살포 및 2차 중독으로 추정되는 1개체가 희생되기도 하였다. 한편, 지리산은 2011년에 시행된 국립공원 구역 조정으로 인해 19개 마을(1.69 km²)이 공원에서 해제되고 산청군의 고운동과 밤머리재 일원 2.68 km²이 신규로 편입되어, 기존의 국립공원 면적이 471.625 km²이었으나 2012년 이후 현재의 면적인 483.022 km²로 확대되었으며, 뱀사골 계곡 수계 최상단에 형성되었던 심원마을의 이주 및 훼손지 복원으로 반달가슴곰 특별 보호구역으로 지정되었다(KNPS, 2019). 이에 국립공원 특별 보호구는 지난 2007년 12개소 177,713,739 m²이었던 것에 비해 현재 21개소 195,891,166 m²(KNPS, 2019)로 약 9.3%가 증가하였고, 국립공원 내 지역의 반달가슴곰 서식공간이 확장되었다고 볼 수 있으나, 해제된 마을 지역 중 산청군과 남원시 등은 관광과 휴양 탐방객을 위한 주차장과 상업, 숙박시설 등을 설치하는 계획을 발표하였다. 또한, 2015년 12월 지리산 인근 지역을 관통하는 광주 대구 고속도로(구 88고속도로)가 왕복 2차선에서 4차선으로 확장되는 등 국립공원 인근 지역에 대한 개발 압력이 증가하고 있는 실정이다. 국립공원 인근 지역의 개발 압력 증가는 숙박 시설 및 도로 등 개발 지역을 증가시킴에 따라 저지대 서식 적합지역 면적을 감소시켜 인간과 곰의 충돌 사고 빈도를 증가시키거나 서식 환경 적응 수준을 저하시킬 수 있다.

Table 24. Damage history by Asiatic black bear

Year	Total	Beekeeping	Traditional Beekeeping	etc.
2005	43	0	42	1
2006	161	0	155	6
2007	25	0	24	1
2008	60	0	55	5
2009	14	0	14	0
2010	9	0	6	3
2011	4	0	0	4
2012	20	10	0	10
2013	24	11	0	13
2014	14	8	0	6
2015	11	8	0	3
2016	5	3	0	2
2017	17	15	1	1
2018	14	7	1	6
Total	421	62	298	61

Modified after SRTI (2018).

복원 사업 추진과정에서 매년 벌꿀 채배 및 과수 경작지를 중심으로 전기울타리 등 충돌 방지 시설을 설치, 운영하는 등 피해 발생으로 인한 지역 주민과의 갈등과 안전사고를 최소화하기 위해 노력을 경주하고 있다. 저지대에서 특징적으로 나타나는 사회 생태 시스템은 Table 25의 변수로 나타낼 수 있으며, 이 변수들을 활용하여 작성한 지리산 저지대 반달가슴곰 메커니즘 인과 지도는 Fig. 35와 같다. 저지대 인과 지도에서는 저지대 이동 빈도 변수가 추가됨에 따라 신규

피드백 루프(Fig. 35, B6)가 생성되었다. 균형 루프 B6는 B2, B3과 마찬가지로 반달가슴곰 개체수가 서식지 내 먹이양을 조절하는 과정에서 시간 지연이 발생하므로, 저지대 이동 빈도 증가는 잠재적인 문제 곰을 발생시킬 수 있는 부정적인 효과를 초래하여 반달가슴곰 개체수 감소를 불러올 수 있다. 또한, 앞서 기술한 바와 같이 지자체를 중심으로 국립공원 인근 개발압력이 이어지고 개발 지역 면적이 확대되는 등의 저지대 서식 적합지역 면적 등의 새롭게 등장하는 사회 시스템에 해당하는 변수는 인간-곰 충돌사고 빈도를 증가시켜 반달가슴곰 개체수를 조절하는 사망률에 간접적인 영향을 미치는 것을 확인할 수 있다.

Table 25. System area and variables of mechanism for Asiatic black bear in low area

System area	Variable
Asiatic black bear eco system	Survival rate, Mortality rate, Problem Bears Occurs, Survival, Wild adaptability, Pressure on habitat movement, Food in the Habitat, Feeding chance, Normal physical development, Mating success rate, Frequency of low-area movement* , Area of lowland habitat suitable area*
Restoration project and social system by human intervention	Consider genetic diversity, Release of cubs, Snare Removal Activity, Snare, Frequency of conflict between bears and people, Harvest of Problem Bears, Damage compensation, Efforts to Improve Awareness of Local Residents and Visitors, Installation and operation of conflict prevention facilities* , Extent of development area* , Development pressure around Mt. Jiri*

*, Low area appearance variable
 Modified after Choi *et al.* (2017).

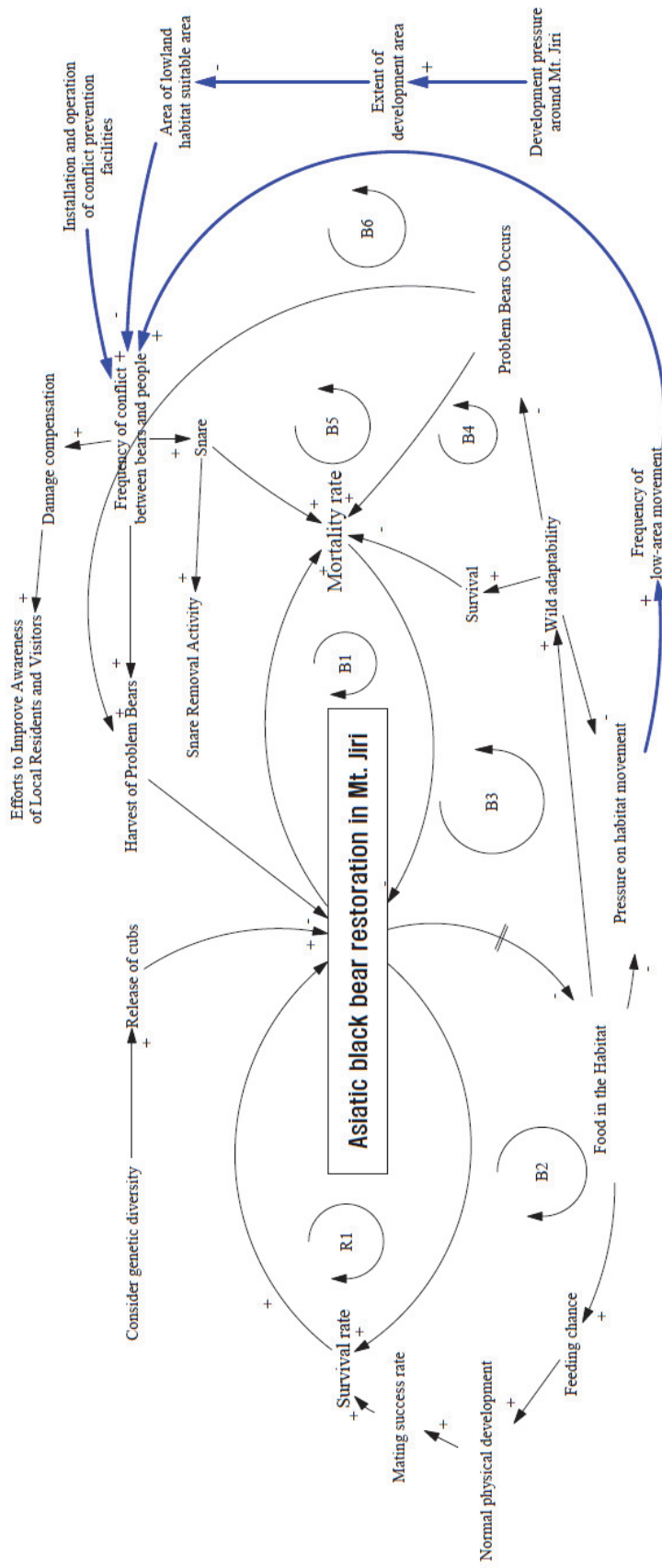


Fig. 35. Causal loop diagram of low area (Alt. ~700 m). Modified after Choi *et al.* (2017).

3) 지리산 중간지대 반달가슴곰 사회 생태 시스템

반달가슴곰은 참나무류, 조릿대, 뽕나무류, 다래, 소나무, 구상나무 등의 잎, 열매, 꽃, 눈, 줄기 등 식물성 먹이와 벌, 딱정벌레, 동물 사체 등 동물성 먹이를 섭식하는 잡식성 동물로 알려져 있다(SRTI, 2014). 지리산 반달가슴곰의 배설물을 통한 먹이원 분석 연구에 따르면(Jung *et al.*, 2016b), 식물성 물질이 차지하는 비율은 91.2%, 동물성 물질은 8.8%로, 반달가슴곰은 식물성 먹이, 그중에서도 참나무류의 열매를 주 먹이원으로 하고 있으며, 동물성 먹이는 기회적인 섭식을 한 것이 확인되었다. 지리산의 중간지대는 반달가슴곰의 주요 먹이 자원인 신갈나무와 졸참나무 등 참나무류가 우점하고 있는 서식 적합지역이자 주요 활동 지역이다(Yang *et al.*, 2008; Kim *et al.*, 2011). 반달가슴곰의 행동권은 참나무류의 분포 면적과 견과 생산량 등에 의해 크게 좌우되는 것으로 알려져 있는 만큼(Kim *et al.*, 2011), 반달가슴곰의 안정적인 활동을 위해서는 중간지대의 참나무류에 대한 관리와 지속적인 예찰이 중요한 이슈로 부각될 수 있다. 2000년대 중반부터 현재까지 참나무시들음병이 지속적으로 발현되고 있어, 도토리 결실률이 저하될 가능성이 있다(KNPRI, 2011). 또한, 5월에서 8월경 미 성숙된 도토리에 산란하고 산란한 나뭇가지를 절단하는 도토리거위벌레의 증가로 인해 섭식 가능 도토리양이 감소되고 있음이 확인되었다(KNPRI, 2011). 또한 중간지대에서는 지역 주민의 불법 임산물 채취로 인해 식물성 먹이를 주로 섭취하는 반달가슴곰의 먹이양이 감소될 우려가 있으며, 무분별한 침입에 의해 서식지가 교란될 가능성이 높다. 등산객들의 비법정탐방로 출입 또한 반달가슴곰의 서식지를 파편화시키며 인간과 곰의 충돌 사고 빈도를 높이는 요인이 된다(Kwon *et al.*, 2009). 반달가슴곰 먹이양과 서식지에 영향을 미치는 사회·생태적 요인들은 반달가슴곰 서식지 내 먹이양을 감소시키거나 서식 환경 적응 수준을 낮춰 서식 적합 지역에서 벗어난 저지대로의 이동 압력을 증가시키는 결과를 초래하는 것으로 나타났으며, 이와 같이 중간지대에서 특징적으로 나타나는 사회 생태 시스템을 변수로 도출하면 Table 26으로 구분할 수 있다. 도출된 변수를 통해서 지리산 중간지대 반달가슴곰 메커니즘에 대한 인과 지도는 Fig. 36과 같이 표현된다.

Table 26. System area and variables of mechanism for Asiatic black bear in medium area

System area	Variable
Asiatic black bear eco system	Survival rate, Mortality rate, Problem Bears Occurs, Survival, Wild adaptability, Pressure on habitat movement, Food in the Habitat, Feeding chance, Normal physical development, Mating success rate, Harvesting Wild Foods from People** , Damage caused by pests and diseases** ,
Restoration project and social system by human intervention	Consider genetic diversity, Release of cubs, Snare Removal Activity, Snare, Frequency of conflict between bears and people, Harvest of Problem Bears, Damage compensation, Efforts to Improve Awareness of Local Residents and Visitors, Installation and operation of conflict prevention facilities** , Habitat Fragmentation Rate** , Frequency of use of non-regular hiking paths**

** , Medium area appearance variable, Modified after Choi *et al.* (2017).

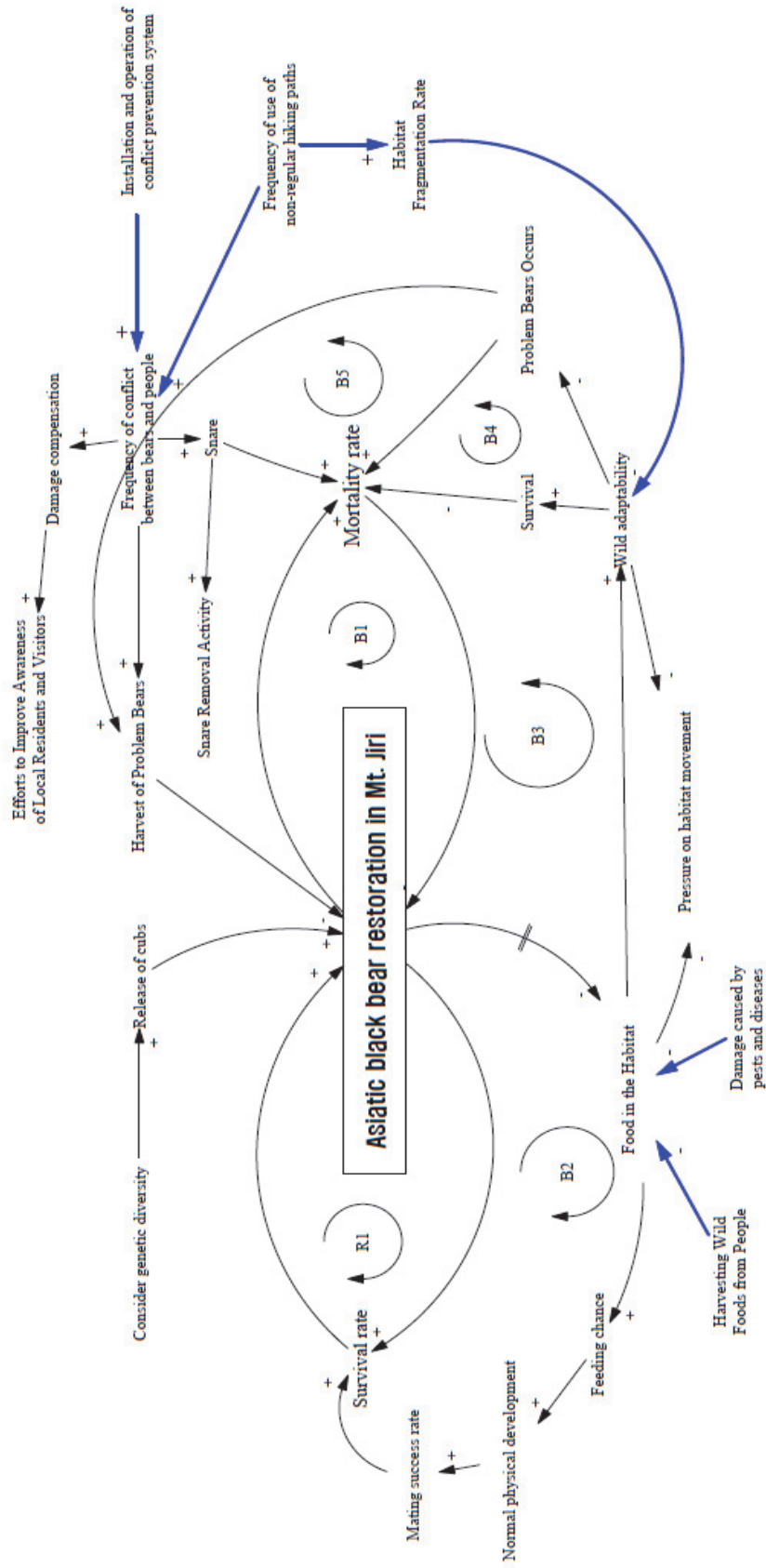


Fig. 36. Causal loop diagram of Medium area(Alt. 700~1,100 m) (modified after Choi *et al.*, 2017).

4) 지리산 고지대 반달가슴곰 사회 생태 시스템

고지대는 반달가슴곰의 서식지 선택과 행동권에 중요한 영향을 미치는 먹이원이 분포한 지역이며(Jung *et al.*, 2016b), 특히 지리산의 해발 1,100m 이상 고지대에 해당하는 지역은 우리나라에서 아고산 식생이 가장 넓게 분포하고 있는 곳으로 생물종 및 경관 다양성과 생태적 가치를 지니고 있는 생물자원의 보고이다(KNPRI, 2011). 우리나라 아고산 식생은 전나무속(*Abies* spp.), 가문비나무속(*Picea* spp.), 소나무속(*Pinus* spp.) 등의 상록 침엽수가 우점식생을 이루고 있다(조 등, 2016). 이중 전나무속의 구상나무(*Abies koreana*)와 소나무속의 소나무(*Pinus densiflora*), 잣나무(*Pinus koraiensis*)와 같은 침엽수림의 경우 최근 기후 변화의 지속적인 영향으로 아고산성 수종의 개체수 및 분포지 면적이 감소하여(Cho *et al.*, 2016) 반달가슴곰의 먹이양을 감소시킬 위험이 있다. 또한, 아고산성 수종은 생태적 순환 시스템에 의해 중간지대에 분포하는 참나무류의 성장에도 중요한 영향을 미치게 되며 아고산성 수종의 감소는 고지대 뿐만 아니라 중간지대의 먹이양 감소에도 영향으로 이어질 것으로 예상된다. 한편, 반달가슴곰은 겨울부터 봄까지 동면 및 출산에 용이한 환경을 찾기 위해 중간지대에서 고지대로 이동하는 특성이 있다(Jung *et al.*, 2016a). 이는 아고산성 수종이 형성하는 고지대 특유의 서식 환경과도 밀접한 관련이 있다. 한편, 고지대는 중간지대와 저지대에 비해 곰들이 외부 간섭이나 위협 없이 활동하는 공간이기는 하나 지난 2014년 발생한 중국으로부터 도입된 개체가 중주 코스 및 대피소에 출현하여 탐방객과의 충돌이 발생했던 사례가 있는 만큼(KNPS, 2014), 고지대에서도 인간-곰 충돌사고에 대한 대책이 필요하다. 이와 같은 고지대 사회 생태 시스템은 Table 27의 변수 목록과 Fig. 37의 인과 지도로 나타낼 수 있다. 고지대 인과 지도에서는 고지대 이동 빈도 변수가 추가되었고 신규 피드백 균형 루프(Fig. 37, B7)가 생성되었다. B7은 시간 지연이 포함된 B2, B3, B6과 같이 원활한 순환이 형성되지 못하므로, 고지대 이동 빈도 증가에 의해 중주 코스 및 대피소에 대한 출현 빈도와 인간-곰 충돌 사고 빈도가 영향을 받음에 따라 반달가슴곰 개체수가 감소되는 음의 효과가 발생하는 것을 확인할 수 있다. 한편 아고산 식생대의 건강성은 반달가슴곰 출산율에 직·간접적인 영향을 미침에 따라 R1의 작동을 강화시킨다.

Table 27. System area and variables of mechanism for Asiatic black bear in high area

System area	Variable
Asiatic black bear eco system	Survival rate, Mortality rate, Problem Bears Occurs, Survival, Wild adaptability, Pressure on habitat movement, Food in the Habitat, Feeding chance, Normal physical development, Mating success rate, Environmental changes due to climate change***, Subalpine vegetation zone***, Movement frequency to high altitude***, The frequency of appearance in the trail and shelters***
Restoration project and social system by human intervention	Consider genetic diversity, Release of cubs, Snare Removal Activity, Snare, Frequency of conflict between bears and people, Harvest of Problem Bears, Damage compensation, Efforts to Improve Awareness of Local Residents and Visitors, Installation and operation of conflict prevention facilities***

***, High area appearance variable, Modified after Choi *et al.* (2017).

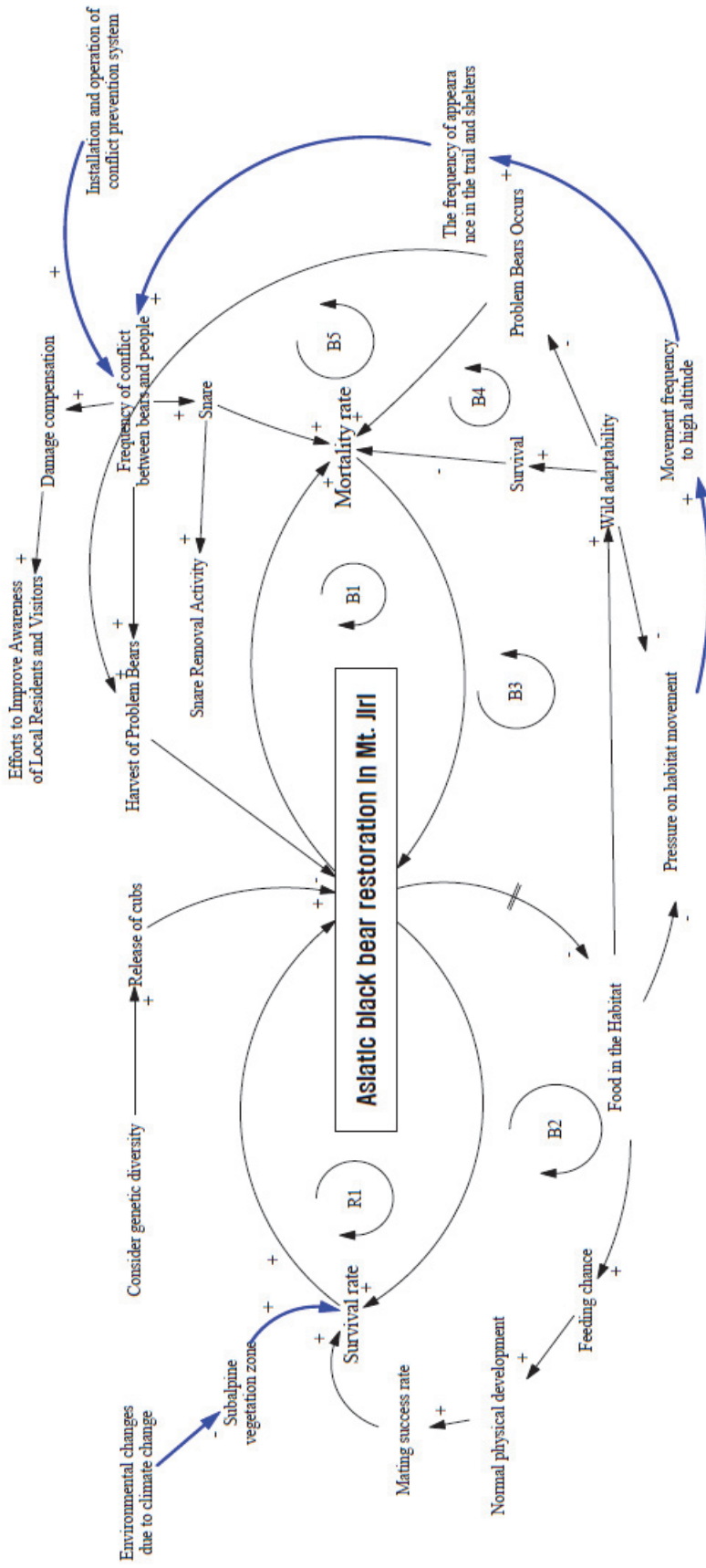


Fig. 37. Causal loop diagram of high area(Alt. 1,100 m~) (modified after Choi *et al.*, 2017).

5) 지리산 반달가슴곰복원사업 통합 사회 생태 시스템과 보전 계획

지리산 고도별 반달가슴곰 메커니즘 인과 지도 분석을 통해 반달가슴곰이 다양한 변수에 의해 주요 서식 지역인 중간지대로부터 벗어나 저지대와 고지대로 이동하여 사회 생태 시스템에 변화를 일으키는 것을 확인할 수 있었다. 이에 지리산 전역에서 활동하는 반달가슴곰에 대한 체계적인 관리 방안을 구축하기 위해서는 반달가슴곰의 생활사 및 복원 사업의 기본 메커니즘과 저지대, 중간지대, 고지대에서 특징적으로 발현되는 사회 생태 시스템을 하나의 시스템으로 통합하여 분석하는 과정이 필요하다. 지리산 반달가슴곰 복원 사업에 의해 형성되는 전체 사회 생태 시스템을 구조화시킨 통합 인과 지도는 아래 Fig. 38에 나타낸 바와 같다.

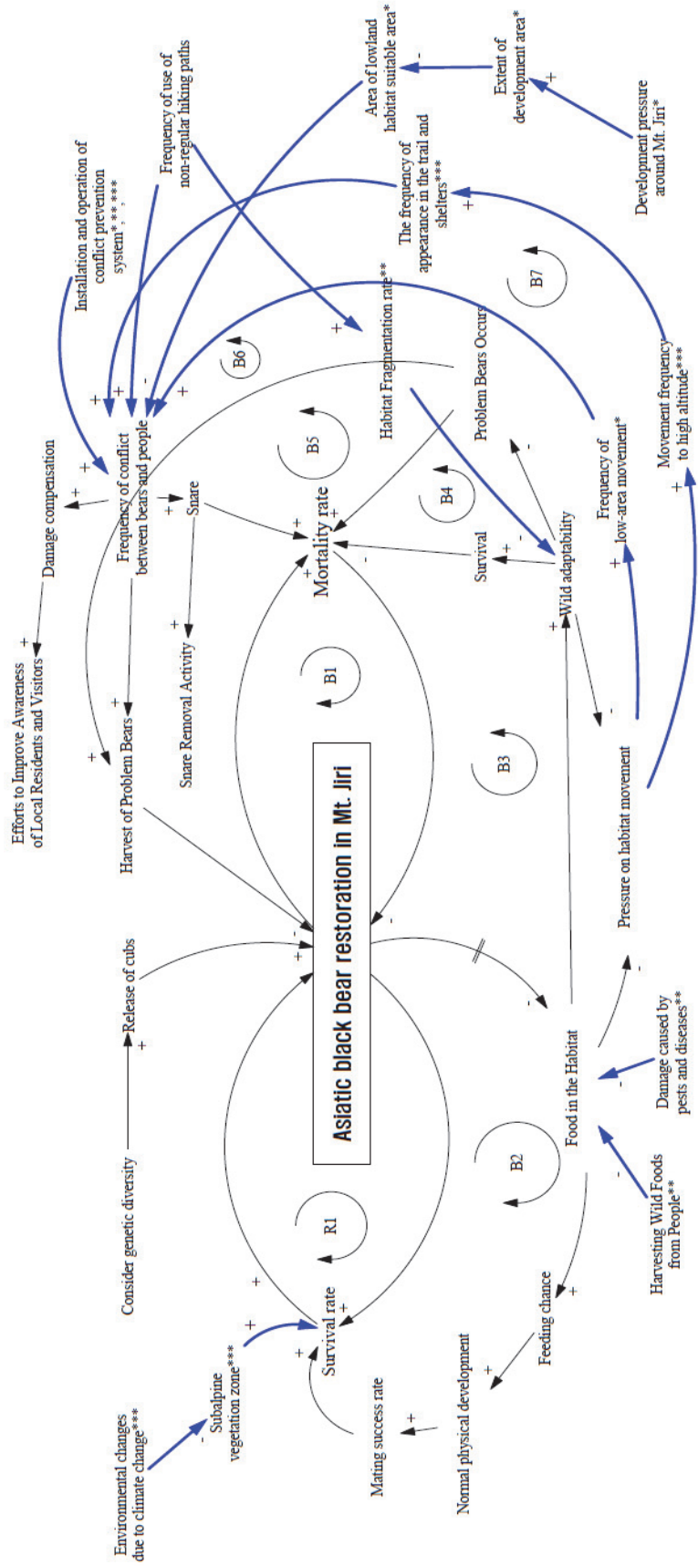


Fig. 38. Integrated causal loop diagram of Asiatic black bear restoration in Mt. Jiri (modified after Choi *et al.*, 2017).

통합 인과지도 분석 결과, 고도별 특징적으로 나타나는 변수들이 ‘곰과 사람 사이의 충돌 빈도(Frequency of conflict between bears and people)’ 변수와 ‘서식지 내 먹이양(Food in the habitat)’ 변수에 집중적으로 영향을 미침에 따라 두 변수가 속해있는 피드백 균형 루프(B2, B3, B6, B7)가 강화 루프 R1과 균형 루프 B1에 영향을 주어 반달가슴곰 개체수 감소에 대한 영향을 가중시키는 것을 확인할 수 있다. 이에 현재의 시스템을 개선할 수 있는 전략 지점으로 ‘곰과 사람 사이의 충돌 빈도(Frequency of conflict between bears and people)’ 변수와 ‘서식지 내 먹이양(Food in the habitat)’ 변수를 선정하고, 효과적인 관리 계획을 수립하고자 두 변수를 조절하는 다변수들의 영향력 정도를 퍼지다기준 의사결정론을 활용하여 확인하였다. 퍼지다기준 의사결정법에 의한 영향력 지수 분석 결과(Table 28), 곰과 사람 사이의 충돌 빈도를 결정하는데 상대적으로 가장 큰 영향을 미치는 변수는 ‘비법정탐방로 이용 빈도(Frequency of use of non-regular hiking paths)’로 나타났으며, ‘탐방로, 대피소 출현 빈도(The frequency of appearance in the trail and shelters)’, ‘저지대 서식 적합 지역(Area of lowland habitat suitable area)’, ‘저지대 이동 빈도(Frequency of low-area movement)’ 순으로 영향을 미치는 것으로 나타났다. 서식지 내 먹이양을 결정하는데 상대적으로 가장 큰 영향을 미치는 변수는 ‘아고산 식생(Subalpine vegetation zone)’으로 나타났으며 ‘사람의 야생 먹이 채취(Harvesting wild foods from people)’가 그 뒤를 이었다.

Table 28. Analysis result of impact index by fuzzy criteria decision making

Division	Effected Variables	Fuzzy score	Rankin g
Frequency of conflict between bears and people	Frequency of use of non-regular hiking paths	0.284	1
	The frequency of appearance in the trail and shelters	0.261	2
	Area of lowland habitat suitable area	0.231	3
	Frequency of low-area movement	0.224	4
Food in the Habitat	Subalpine vegetation zone	0.314	1
	Harvesting wild foods from people	0.278	2
	Aisatic black bear trstoration	0.244	3
	Damage caused by pests and diseases	0.164	4

Source: Data from Choi *et al.*, 2017.

반달가슴곰 서식지 내 관리 활동은 서식지 안정화 차원에서의 울무와 같은 불법 엽구 수거, 곰-인간 충돌 및 안전사고 예방을 위한 전기울타리 및 퇴치 시설을 운영 관리한다. 또한 탐방객과 지역 주민을 대상으로 피해 방지 및 서식 지역을 알리는 홍보 현수막과 무인 계도기 운영을 통해 피해와 안전사고를 예방하고 피해 최소화를 위해 노력하고 있다(KNPS, 2019). 그리고 피해 배상 책임보험 가입과 복원 사업을 접목한 지역 특산물 캐릭터 개발과 같은 지역 사회 협력, 지역 사회 내 대표자 및 이해 관계자를 대상으로 하는 명예 보호원 운영, 간담회 개최 등으로, 주로 인간-곰 충돌 사고와 연관되어 있으며, 복원 사업으로 인해 지역 주민들에게 발생하는 갈등 요소들을 최소화하는 업무이다. 현재 비법정탐방로와 주요 종주코스 이용 제한의 일환으로 자연환경 우수지역의 특별 보호 구역 지정을 통한 출입 제한, 입산 지정 시간제도 운영, 11월 15일부터 12월 15일과 2월 15일부터 4월 30일까지 산불 방지 기간 설정을 통한 탐방 이용이 제한되고 있다. 산불 방지 기간에는 반달가슴곰의 동면 전·후와 봄철 양육 시기 이후 충돌에 대한 위험성이 줄어들기는 하나 본격적인 먹이활동 시기에는 특별 보호구역을 제외한 지역에서 활동하는 반달가슴곰과 비법정탐방로를 이용하는 지역주민과 탐방객의 충돌이 불가피할 수 있다.

미국 Grizzly bear(*Ursus arctos*)는 국립공원과 인접 마을 지역으로 지속적인 출현으로 충돌이 증가하고 있다(Northrup *et al.*, 2012). 지난 2000~2017년 사이에 Black bear(*Ursus americanus*)에 의한 인명 사고 발생은 총 210건으로 연간 평균 11.7회 발생한다(Scharhag, 2019). 이들 사건 유형을 분석한 결과, 대부분은 치명적인 사고는 아니었으며, 갑작스러운 사람과의 조우로 인한 방어적인 행동(85%)과 나머지(15%)는 공격적 행동을 보인다. 미국 내 Black bear의 개체수는 꾸준히 증가하는 추세로 현재 80만 마리에 이르고 있다(Cowan, 1972; Dobey, 2015). 지금까지 지리산에 활동하는 반달가슴곰에 의한 인명 사고는 발생하지 않았으나 대형 맹수이고, 생태계의 최상위 포식자라는 점, 야생에서의 반달가슴곰 출산이 이루어지고 개체수가 꾸준히 증가하고 있어 안전사고에 대한 사전 대비가 필요할 것이다. 이와 관련하여 비법정탐방로 이용 제한 강화에 대한 시스템적인 제도가 마련되어야 할 것이다. 이용 제한을 강화하는 방법으로는 통나무나 암석을 활용해 비법정탐방로 입구 및 접근을 막고 식생복원을 통해 답압으로 노

출된 길의 흔적을 지우고(USGS, 2008), 탐방객들에게 비법정탐방로를 이용할 시에는 반달가슴곰 조우와 조난사고 발생가능성에 대한 위험 인식을 고취할 수 있도록 교육 프로그램 도입(USGS, 2008)과 적발 시 과태료 부과 제도를 강화해야 한다(Choi *et al.*, 2017).

복원 사업 초기 반달가슴곰 복원 사업에 대한 지역 주민과 국민 인식도는 약 30% 정도였으며, 복원 사업에 추진에 있어 부정적인 입장을 보였다. 이는 복원 사업 초기 반달가슴곰의 인위적 폐사율과도 이어져 2005년에만 올무, 실종으로 3개체가 희생되었다. 이후 지속적인 국립공원공단에서는 지속적으로 복원 사업을 알리고 홍보한 결과 2016년 인식도 조사에서 92.1%가 복원 사업 지속 추진에 대해 긍정적인 결과를 나타냈다(KNPS, 2017a). 또한 본격적인 복원 사업을 시작한 지 10년이 지난 2014년 이후 2개체가 올무로 희생되었을 뿐 인위적인 위협 수단으로 인해 희생되는 반달가슴곰의 개체수가 감소한 것을 알 수 있었다. 따라서 국민을 대상으로 지속적으로 복원 사업을 알리고 반달가슴곰 서식지를 공유하는 이해관계자와 유대 관계를 긍정적으로 유지하는 등 주민 및 탐방객 인식 전환 노력은 인간-곰 충돌사고 빈도를 줄이고 안정적 복원 사업을 추진하는 데 있어 중요한 인자이다. 이에 정부-국립공원공단-지자체-지역주민 간의 협력적 거버넌스를 구축하여 국립공원 인근 보존 노력을 통해 인간-곰 완충지대를 확장하고, 국립공원 인근 개발 압력에 따른 개발 지역 면적 증가 및 저지대 서식 적합 지역 감소를 창출해야 한다. 저지대 서식 적합 지역 면적이 증가할수록 충돌 사고 빈도가 감소하여 그에 대한 긍정적 효과로 인해 국립공원 인근 보존 노력이 강화되도록 해야 한다(Choi *et al.*, 2017).

한편, 고도별로 구분한 인과 지도상의 반달가슴곰의 개체수에 영향을 미치는 공통적인 인자로써 서식지 내 먹이양이 매우 중요하게 영향을 미치는 것을 확인하였다. 계절별로 반달가슴곰의 활동 고도와 먹이원 부족 원인이 다르기 때문에 계절별 대체 먹이원 공급을 고려할 수 있다. 그러나 이는 단기적인 효과임에 따라 지속성 있는 관리 계획을 수립하기 위해서는 관련 연구가 선행되어야 한다. 반달가슴곰 서식지 먹이 관련 연구로는 반달가슴곰 배설물 분석을 이용한 먹이원 분석(Seomun, 2006; Jung *et al.*, 2016b)과 지리산 입지 환경별 참나무류의 견과 결실량 분석(Kim *et al.*, 2012)이 있다. 이 연구들은 반달가슴곰 활동 및 식이

특성을 연구하는데 중요한 자료로 활용될 수는 있지만 반달가슴곰 개체수 증가에 따른 먹이양 확보 방안이나 반달가슴곰 먹이양 변화에 따른 적정 개체수 산정과 관련한 연구로 발전시키기에는 한계가 있다. 따라서 위의 인위적 요인을 반영한 사회적 요소와 인과 지도에서 알 수 있듯 서식에 영향을 미치는 아고산대 환경과 병해충 피해와 같은 서식지 내 환경을 고려한 자연 요소를 반영하여 서식지 내 적정 수용력을 규명하는 연구가 반드시 이루어져야 할 것이라 생각한다. 지리산국립공원 아고산 식생대에 대한 연구는 식물 분포 현황과 종 구성 및 생태적 특성 분석이 주를 이루고 있으므로(Choo and Kim, 2003; Lee *et al.*, 2009; KNPRI, 2015; Cho *et al.*, 2016), 앞으로는 아고산 식생대 내 분포하는 반달가슴곰 먹이원에 중점을 둔 모니터링과 아고산 식생대가 중간지대에 우점 하는 참나무류에 미치는 영향에 관한 연구 등이 계획될 필요가 있다. 반달가슴곰의 먹이가 되는 산 약초, 도토리 등의 임산물 채취 관리는 국립공원공단의 해당 사무소에서 지속적으로 단속하고 있다. 국립공원공단은 임산물 불법 채취가 성행하는 봄철과 가을철에 특별 단속 팀을 투입하여 위반행위 적발 시 3년 이하의 징역이나 3,000만 원 이하의 벌금에 처하는 등 법적 조치를 가한다. 대부분 인적이 드문 비법정 탐방로에서 이루어지기 때문에 반달가슴곰과의 조우를 포함한 안전사고 위험이 크다. 이에 임산물 채취에 대한 체계적인 관리를 위해서는 서식지 내 먹이양 관리 방안과 비법정탐방로 이용 제한 방안을 함께 고려한 다각적 관점의 접근이 필요하다. 비교적 영향력이 적은 병해충 피해에 대해서는 국립공원연구원에서 수립한 병해충 관리 방안 및 관리 센터 운영 체계와 산림청 병해충방제 대책에 따라 기관 간 협력을 유지해야 할 것이다 특히 국립공원공단은 지난 2019년 1월 17일부터 시행된 국립공원공단법이 제정됨에 따라 자연공원의 보전과 관리에 대한 법적 테두리가 마련되었다. 이에 지리산의 체계적이고 전문적인 관리는 지속적으로 이루어질 것이다.

앞서 언급된 관리 계획을 인과 지도로 나타내면 Fig. 39과 같다. 전략 지점인 ‘사람과 곰 사이의 갈등 빈도(Frequency of conflict between bears and people)’ 변수와 ‘서식지 내 먹이양(Food in the Habitat)’ 변수를 조절하기 위해 직접적 관리 계획인 ‘장기 계획 수립과 연구(Long term planning and research)’와 ‘지속적인 모니터링과 연구 활동(Continuous monitoring and research activities)’을

투입하였으며, 전략 지점에 영향을 미치는 다변수를 조절하는 간접적 관리 계획인 ‘관련 담당 기관의 엄격한 관리(Strict management of the agency in charge)’, ‘유관 기관과의 긴밀한 협력 체계 구축(Strict cooperation with related agencies)’, ‘불법 임산물 채취에 대한 단속 강화(Strengthen the crackdown on illegal harvests)’, ‘협력적 거버넌스 구축(Build cooperative governance)’, ‘국립공원 인근의 보전 노력(Conservation efforts near national park)’, ‘사람과 곰 간의 완충 공간 형성(Human-Bear buffer zone expansion)’을 투입하였다. 특히 인간-곰 충돌 사고 빈도를 조절하기 위해 R2와 R3의 신규 강화 루프를 생성하는 관리 계획을 구축하였다. 반달가슴곰 관리 계획 집행 시 전략지점에 비교적 큰 영향을 미치는 변수와 관련된 계획부터 우선적으로 고려하면 효과적인 관리 체계를 구축할 수 있을 것이다.

최근 반달가슴곰 1개체가 지리산으로부터 약 80 km 떨어진 외부 서식 지역으로 분산하여 서식 중이다. 이는 반달가슴곰 복원 사업 이후 외부로 분산하여 고정적 서식지를 가지는 새로운 사례이다. 이에 대한 인과 지도 작성은 Fig. 40과 같다. 지리산 권 외부 지역으로 분산은 개체 고유의 성향일 수도 있으나 이는 직관적 지수로 표현되기 어렵기 때문에 반달가슴곰 적정 수용력 연구(SRTI, 2017)에서 밝혔듯이 환경수용력이 최소 53개체에서 최대 78개체로 지리산의 반달가슴곰 개체수와 연관이 있을 것으로 생각된다. 현재 이 개체에 대한 관리를 위해 추가 개체군을 형성을 위한 개체를 이입할 것인지 또는 1개체에 대한 지속적인 관리만으로 이루어질 것인지에 대한 명확한 계획이 없는 상황이다. 그러나 본 연구의 서론에서 기술했듯 환경부에서는 ‘서식지 관리 중심’의 복원 사업 방향을 전환한 것에 비추어 볼 때 새로운 서식지에 대한 꾸준한 관리는 반드시 이루어져야 할 것이다. 이를 위해 새로운 지리산의 반달가슴곰 복원 메커니즘과 동일한 방식으로 시스템이 구축 관리되어야 할 것으로 보인다. 이는 국내·외 사례를 찾기 힘든 15년 이상 같은 지역에서 복원 사업을 추진해오면서 여러 시행착오와 피드백 효과를 통해 쌓인 업무 효율성이 집대성된 시스템이기 때문에 이를 적용 후 발생하는 갈등 요소에 대한 수정 보완이 이루어져야 할 것이라 판단된다.

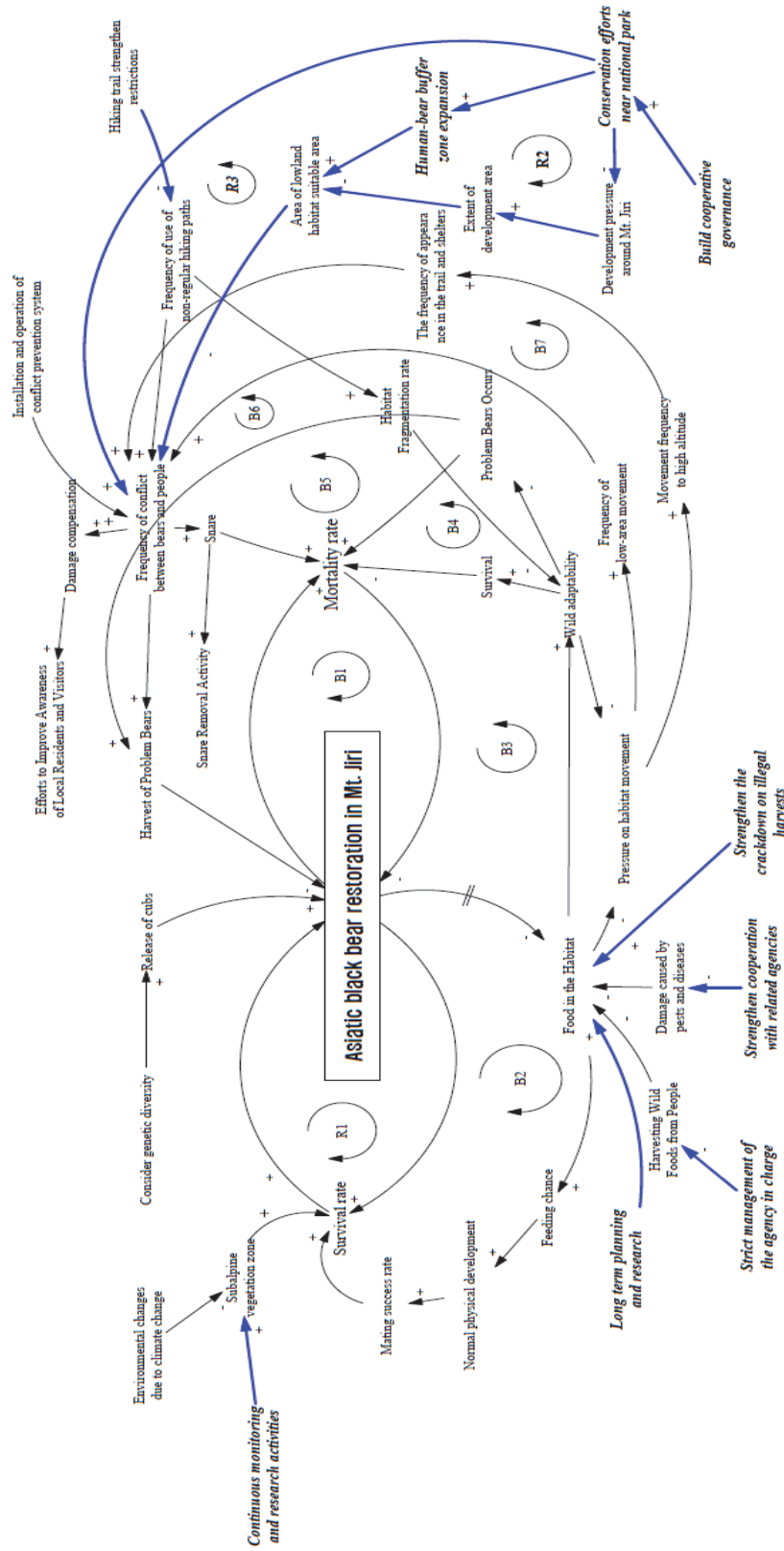


Fig. 39. Integrated causal loop diagram of implementation management plan for the restoration of Asiatic black bear in Mt. Jiri (modified after Choi *et al.*, 2017).

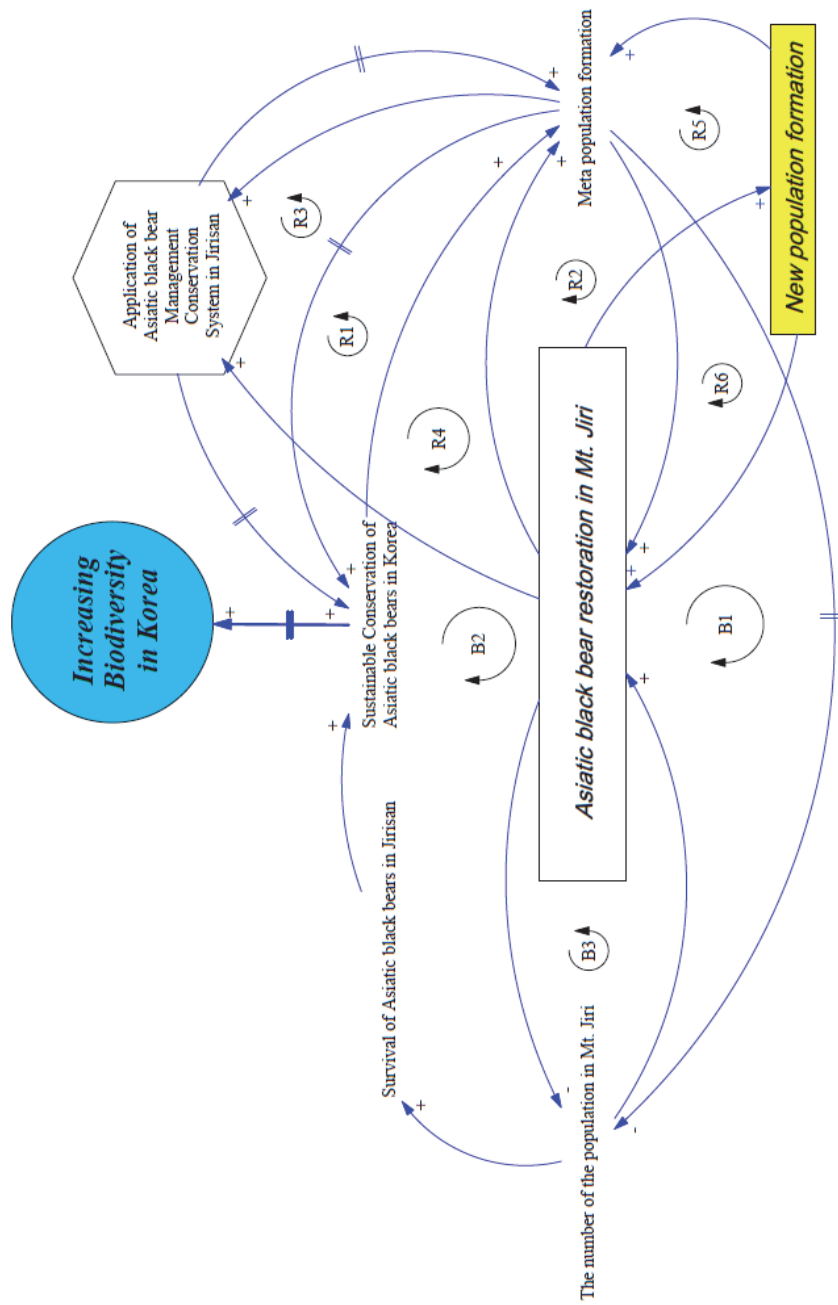


Fig. 40. Integrated causal loop diagram of the management plan of Asiatic black bear dispersion outside Mt. Jiri and the dispersion of Asiatic black bear from the broad view.

지구 환경에 대한 인간의 행위는 지구의 여섯 번째 주요 멸종 사건을 야기하고 있으며, 전 세계 생물 환경에서 광범위한 변화를 일으켰다. 세계적으로 이러한 문제를 최소화하고 해결하기 위해 노력하고 있다(Chapin III *et al.*, 2000). 특정 종이 멸종 위기에 처하게 되면 생태계 내 그 종이 갖는 고유의 생태학적 역할의 기능이 약화되면서 해당 지역의 복잡하고 유기적으로 얽혀 관계를 맺으며 살아가는 생태계 시스템에 잠재적인 악영향을 미치게 된다. 이는 국지적인 생태계 환경과 광범위한 지역의 생태계 환경도 저해할 뿐만 아니라 생태계의 평형을 깨뜨릴 수 있다. 따라서 인위적인 요소에 의한 멸종 위기에 처한 생물종의 복원은 절멸 방지뿐만 아니라 해당 종의 서식 지역을 포함한 광범위한 지역 생태계 구성원 전체의 건강성 및 자연성을 회복시킨다는 점에서 의의를 갖는다. 특히, 최상위 포식자인 반달가슴곰과 같은 멸종 위기 대형 포유류의 복원과 이에 대한 성공의 효과는 곧 먹이사슬을 이루는 하위 단계의 소비자와 생산자의 안정화를 전제하기 때문에(Choi *et al.*, 2014a) 반달가슴곰 복원 사업은 한반도 생태계의 건강성을 향상시키는데 중요한 역할을 한다. 국내에서의 생물종의 보호를 위한 노력은 1989년 3월 10일에 환경부에서 환경보전법 제9조에 의해 특정 야생 동·식물 92종을 지정한 이후 지속적인 개정을 통해서 이어졌다. 하지만 반달가슴곰을 포함한 절멸 보전이 필요한 포유류 종의 범주가 당시 포함되지 않았고 1993년 1월 18일 2차로 개정 시행된 자연환경보전법 제3조 126종에도 포함되지 않았다. 이후 1998년 2월 19일 2차 개정 시행된 자연환경보전법 제2조에 의해 ‘멸종 위기·보호야생 동·식물’ 194종 내에 비로소 반달가슴곰이 보호종으로 지정되었고(MOE, 2006), 현재의 멸종 위기 야생생물 I 급으로 지정 보호받고 있다(MOE, 2018a).

우리나라 반달가슴곰은 1983년 설악산 마등령 일대에서 반달가슴곰 암컷이 사냥꾼에 의한 밀렵으로 인해 희생되는 사건이 알려진 이후 반달가슴곰이 남한에서 극소수의 개체가 명맥만 유지하고 살아가는 지리적 절멸 위험에 처한 상태이다. 이에 복원을 위한 노력으로 국립환경연구원(현 국립환경과학원)에서 국내 전문가로 구성된 연구팀이 1998년 12월부터 2001년 11월까지 약 2년간 당시 극소수의 개체가 명맥을 유지했던 곳으로 알려진 지리산을 중심으로 현장 조사가 이루어졌고, 지리산에 반달가슴곰 5~6 야생 개체 서식하는 것으로 연구되었다

(MOE, 2002). 2000년 11월 방송사에 의해 지리산에 서식하는 반달가슴곰 실체가 촬영되었으며, 2002년에 반달가슴곰 관리팀(현 생물종보전원)에서 설치한 무인 카메라에 실체가 촬영되기도 했다(Yang, 2009). 환경부는 지리산에 서식 가능성 유무를 판단하기 위해 2002년 지리산에 반달가슴곰 4개체를 시험 방사를 실시하여 동면에 계절별 패턴, 먹이활동, 동면에 이르는 과정을 모니터링을 본격 방사를 결정하였고 비로소 2004년에 러시아로부터 도입한 1년생 새끼 6개체 방사를 기점으로 복원 사업이 시작되었다. 이에 2020년까지 지리산국립공원 내에 반달가슴곰이 근친교배 및 고립에 의한 멸종을 피하고 유전적 다양성을 높여 안정적인 개체군은 형성하는 존속가능 최소 개체군 크기 50개체를 형성하는 것을 반달가슴곰 복원 사업의 목표로 수행되었다(환경부, 2018a).

지리산은 반달가슴곰 생존에 필수적 요소인 서식처를 제공해주기도 하지만 지역주민들이 경제적 활동을 하는 거주공간이며, 국민들의 자연 휴양의 기회를 제공하는 곳이다. 이는 자연과 인간의 상호작용에 의해 형성되는 사회 생태 시스템(Social Ecosystem)에 대한 이해가 종 복원 사업의 중요한 이슈가 되었다. 이와 같은 이슈를 접근하기 위해 기존 반달가슴곰 관리 정책방향 전환 따른 정량적 개체수 확보 및 증가 외에 반달가슴곰을 비롯한 야생동물과 인간의 공존을 실현시키고, 해당 생태계와 생물 구성원 전체의 건강성을 회복시킬 수 있도록 사회 생태 시스템을 고려하여 반달가슴곰의 기존 서식공간과 확장된 새로운 서식지를 포함한 서식 환경을 관리할 수 있는 세부적인 실행 과제가 설정되어야 할 필요가 있다. 시스템 사고(System thinking)는 연구 대상에 대한 사회학적, 생태학적 관점 등 다양한 관점에서 진행된 선행연구와 현장 경험을 바탕으로 종합적 사고를 가능하게 하며, 생태계 구성원으로서 생물종과 사람이 함께 살아가는 사회 생태 시스템에서 복잡한 유기적 관계를 효과적으로 분석할 수 있으며, 이를 통해 정책 수립자와 관리자에게 관리 계획 수립에 대한 용이성을 제공한다(Choi *et al.*, 2017).

결론적으로 시스템 사고 접근법에 의한 지리산 반달가슴곰의 보전 방안은 앞에서 제시된 반달가슴곰의 생태 시스템과 인간의 사회 시스템에 대한 동태적 피드백 사고를 정확하게 이해하여야 한다는 것이다. 연구 결과의 사회 생태 시스템 기본 메커니즘과 저지대, 중간지대, 고지대 변수에서 알 수 있듯 인간의 갈등 양

상이 예상되는 요소에 대한 비중이 높으며 이를 해소하고 지속적으로 생태계 변화에 대한 예찰을 통해 선순환 구조로 운영될 수 있다고 보았다. 또한 한반도 전체 생물 다양성 건강성을 높이기 위해서는 장기적으로 분산된 개체와 서식지에 대한 관리가 이루어져야만 지리산 반달가슴곰 개체군의 지속적인 생존력을 영위할 수 있다.

후속 연구는 앞으로 분석된 인과 지도를 토대로 반달가슴곰의 생태적 특성과 지대별 특성 변수들의 수식 및 파라미터를 검토한 후 시뮬레이션 모델을 완성하여, 지리산 개체수 증가에 따른 공간적 확산의 행태를 규명하고, 다양한 관리 정책들의 효과를 모의 실험해 봄으로써 반달가슴곰의 메타 개체군 형태의 개체군 형성 시점을 예측해보고 가능한 전략들을 살펴볼 필요가 있다. 본 연구는 반달가슴곰 보전과 아울러 인간과 공존할 수 있는 방안을 마련할 때 활용할 수 있는 기초 자료임을 밝힌다.

IV. 종합 고찰

반달가슴곰은 현재 우리나라 육상 생태계에서 최상위 포식자이며 하위 먹이사슬에서 개체수 조절자로 중요한 역할을 가진 생물종이다. 하지만 국지적 절멸상태에 처해 있는 우리나라에 서식하는 반달가슴곰의 생물학적 기초자료가 부족하고, 지리산 개체군 동태와 복원사업 전반에 대한 메커니즘 대한 입체적 요인 분석이 어려워 보전대책 수립에 한계가 있었다.

지리산 반달가슴곰 동면 특성 연구결과 가을철 반달가슴곰의 주 먹이원인 참나무류가 지리산에서 가장 많이 결실되는 해발고에서 이용하였으며, 먹이 환경에 의한 동면지 선택에 대한 영향을 미칠 수 있다 할 수 있다. 이에 먹이 환경에 대한 지속적인 연구의 필요성이 부각된다. 동면지 형태별 선호도는 수컷과 암컷 사이의 동면지 선호에 한 부분이 외국의 사례와 일치 했으나 나머지 관계에 대해 일치하지 않은 것은 해외의 곰 서식 환경이 지리산의 반달가슴곰 서식 환경의 차이로 인한 결과로 판단되며, 동면 일수와 동면 기간 평균 기온의 관계를 연구한 결과 출산한 암컷이 다른 개체들에 비해 동면 일수가 길었고 평균 기온이 높은 것으로 나타났으며, 동면 기간의 암컷의 새끼 양육 특성을 보여준다. 해외 사례를 비추어 볼 때 전체적인 기온 상승률에 따라 반달가슴곰의 동면 종료일이 빨라진다고 연구되었는데 국내의 경우 봄철 탐방객과의 조우에 대한 사전 예방 차원에서 장기적인 연구를 통해 이를 규명할 필요가 있을 것이다. 또한 기온 요소뿐만 아니라 먹이 환경, 기온, 탐방로와의 거리, 탐방객 수 등 복합적인 변수를 감안하여 연구가 필요하다.

양육 특성 연구 결과, 외상을 입은 어미 개체와 새끼 양육 시기의 행동권은 겨울, 봄철을 제외하고 나머지 시기에는 다른 개체들에 비해 최대 5배 이상 넓은 행동권을 나타냈다. 이는 앞발 절단으로 인한 행동 제약으로 먹이 습득의 기회적 확률이 다른 개체들에 비해 상대적으로 낮음에 따라 육아 활동과 생존을 위해 행동권과 이동 거리가 긴 것으로 판단된다. 겨울철 분석된 행동권의 크기와 활동 고도는 참나무류 열매가 지리산에서 가장 많이 결실되는 해발 900 m 전후

로 동면지를 선택하여 최소한의 면적 내에서 먹이를 안정적으로 획득하고 새끼 양육과 추운 겨울을 지냈던 것으로 사료된다. 이후 봄철의 행동권은 최소한의 움직임 보이며 본격적인 활동 시기(여름)를 준비하는 생존 전략을 추구한 것으로 생각된다. 여름철의 활동 고도가 다른 개체에 비해 낮은 것을 알 수 있으며, 야생에서 먹이원이 부족한 시기의 양육을 위해 불가피하게 고지대보다 식생이 다양하여 먹이원이 상대적으로 풍부한 저지대로 이동한 것으로 추정되며 이는 새끼의 교육 과정에서 사람과의 갈등을 일으키는 잠재적 요소가 될 수 있다. 따라서 어미와 새끼의 야생적응 여부는 새끼가 독립하여 야생에서 활동하는 과정에서 문제 발생 여부를 통해 직·간접적으로 확인할 수 있을 것이다.

지리산권역 외 지역으로 분산 행동을 한 반달가슴곰 연구 결과, 1~2차 재 방사 기간 동안 분석된 행동권의 크기는 동일한 시기의 지리산에서 활동하는 반달가슴곰에 비해 약 1.7 배가량 넓은 행동권을 나타내는 것으로 분석되었는데, 이는 방사 이후 서식지 탐색 과정과 고정적인 서식지 내 이주가 아닌 지역에서의 서식지 이주는 불안정한 행동 양상을 보여준다는 것을 알 수 있었다. 특히, 1차 방사 때에는 직선거리로 약 80 km 떨어진 수도산 최초 포획지점 인근까지 이동하기까지 20일이 소요되었고 하루 평균 5 km를 이동했다. 최근 지리산에 서식하는 반달가슴곰의 개체수가 증가하는 추세를 볼 때 지리산 외부로 분산을 시도하는 빈도와 압력이 꾸준히 높아질 것이며, 이에 대한 외부 지역 활동에 대한 지속적인 모니터링과 관리가 이루어져야 할 것이다. 또한 고정 서식지가 아닌 다른 지역으로의 이주는 기존 서식지로의 이동과 서식지 탐색 과정에서 개체, 사람의 안전사고 발생을 야기할 수 있으며, 개체의 체력 소모, 서식지 이질성 등으로 인한 생존에 위협을 받을 수 있다. 따라서 서식지 이주 방사 의사 결정에 있어 신중을 기할 필요가 있다. Andreassen *et al.* (2002) 의하면 이번 연구 대상 개체는 분산의 3단계 중 가장 마지막 단계에 해당되는 기존 서식지에서 완전히 벗어난 상대방 성을 찾아 새로운 지역으로의 이동에 해당되는 사례로 인근 지역에 대한 연구 조사를 통해 알려지지 않은 개체 활동 유무를 밝혀내고 이와 함께 잠재적인 활동 서식지에 대한 조사가 반드시 이루어져야 할 것이다.

지리산 반달가슴곰의 개체군 생존력을 분석한 결과, 멸종 확률은 41%로 시간이 흐를수록 멸종의 확률 범위가 증가하는 것을 알 수 있었다. 이에 앞장에서 다

룬 분산 사례를 토대로 새로운 서식지 내 개체군 형성에 대한 시뮬레이션 결과, 멸종 확률은 최대 10%에서 최소 5%로 나타났고, 가장 효율적인 방사 전략으로 5년간 매년 암컷 4개체 수컷 2개체를 방사하는 것으로 연구되었다. 또한 원활한 이동과 분산 개체의 접점이 발생하기 위해서는 앞장에서 다룬 지리산 권 외부지역으로 분산한 개체 사례와 같이 서식지 이동 간에 안전한 이동통로(Corridor) 연결을 통해 생존력을 높여 나갈 수 있을 것이다.

지리산 반달가슴곰 보전을 위한 시스템 사고에 의한 접근 연구 결과, 기본적으로 반달가슴곰 생태 시스템과 사회 시스템으로 구분하여 기본 메커니즘 시스템 영역과 변수를 도출할 수 있으며, 이들은 각각의 변수에 대한 상호 관계를 맺으며 형성된다. 저지대 반달가슴곰 사회 생태 시스템 분석결과 생태 시스템에서는 ‘저지대 이동 빈도’와 ‘저지대 서식 적합 지역 면적’, 사회 시스템에서는 ‘국립공원 인근 개발압력’, ‘숙박시설, 도로 등과 같은 인위적 개발지역 면적’, ‘충돌 방지 시설 설치와 운영’ 변수를 도출하였다. 중간지대의 생태 시스템에서는 ‘병해충 피해’, ‘서식지 파편화율’의 변수가 도출되었고 사회 시스템에서는 ‘임산물 채취량’, ‘비법정탐방로’, ‘충돌 방지 시설 설치와 운영’ 변수가 도출, 투입되었다. 해발 1,100 m 이상 지역에 해당되는 고지대에서는 ‘아고산 식생대 건강성’, ‘기후 변화에 의한 환경 변화’ ‘고지대 이동 빈도’, ‘종주 코스 및 대피소 출현 빈도’가 도출되었고, 사회 시스템은 ‘충돌 방지 시설 설치와 운영’ 변수가 도출 분석되었다. 또한 지난 2019년 1월 17일부터 국립공원공단법이 시행됨에 따라 자연공원의 보전과 관리에 대한 법적 테두리가 마련되어 서식지의 지속적이고 전문적인 관리가 이루어질 것으로 생각된다. 지리산권의 지역으로 분산된 개체의 관리와 지속적인 반달가슴곰 보전을 위해서는 장기적으로 분산되어진 개체와 서식지에 대한 관리가 이루어져야만 지리산 반달가슴곰 개체군의 지속적인 생존력을 영위할 수 있다. 이에 시스템 사고를 통한 복원 사업 기본 메커니즘을 이해하고 도출된 변수에 대한 체계적인 관리가 이루어진다면 인간과 공존하면서 반달가슴곰을 보전할 수 있는 방안으로 활용할 수 있을 것이라 기대한다.

적 요

본 연구는 반달가슴곰 겨울철 행동 기작인 동면 특성과 사례 연구를 통해 생태적 특성을 규명하였으며, 지리산 반달가슴곰 개체군의 생존력 평가 모델링을 통해 개체군의 지속성 여부 결과를 예측하여 개체군의 관리 방안을 도출하였다. 마지막으로 시스템 사고 분석법을 통한 그간에 추진해 온 복원 사업의 메커니즘을 이해하고 관리 방안을 마련하기 위한 변수를 도출하여 반달가슴곰 보전에 필요한 기초 자료를 제시하였다.

지리산에 서식하는 반달가슴곰의 동면 특성에 대한 연구를 통해 평균 동면 일수(130 ± 33.88 일), 동면 시작일(12월 7일)과 동면 종료일(4월 20일), 그리고 동면 시작(0.01 ± 4.31 °C), 동면기간(0.14 ± 2.35 °C), 동면 종료(9.13 ± 4.32 °C)의 평균기온에 대한 결과를 얻을 수 있었다. 또한 출산, 성별, 성장단계별 특성에 따른 기온 특성과 동면지 유형 분석을 통해 지리산 반달가슴곰의 동면 활동에 대한 특성을 구체적으로 제시하였다는 점에 연구의 의의가 있다. 특히, 기온에 따른 새끼 출산 암컷의 동면 특성 연구 결과는 동면 기온과 동면 일수에 대한 암컷의 새끼 양육 특성을 잘 반영해 준다. 이는 반달가슴곰의 동면기간 충돌 방지를 대비한 사전적 자료로 활용될 수 있으며, 지속적인 모니터링이 이루어진다면 최근 기후 변화와 같은 전 지구적인 환경 이슈에 대한 야생동물 사례 연구로 활용될 것이다.

반달가슴곰의 양육 특성 연구 결과, 동일한 시기에 출산에 참여한 암컷에 비해 외상 장애를 입은 출산 개체의 동면 시기와 봄철 행동권이 좁은 양상을 보이는 것으로 나타났고, 다른 시기는 넓은 것으로 분석되었다. 이는 새끼 양육과 신체적으로 불리한 조건을 극복하기 위한 생존 전략을 나타낸 것으로 추정된다. 이를 통해 상해를 입은 상태에서 새끼 양육과 생존을 위해 고유의 행동 특성을 나타내는 것을 알 수 있으며, 특히 불리한 신체 여건으로 인해서 먹이가 부족한 여름철에 비교적 쉽게 먹이를 구할 수 있는 저지대로 이동한 결과는 앞으로도 인간과의 충돌 가능성이 내포되어 있음을 암시하는 것이다. 상해를 당한 야생동물의 재 방사는 지속적이고 철저한 관리와 모니터링이 필요하며, 곰과 사람 간의 충돌

빈도가 높은 시기인 양육 시기의 특성 파악을 통해 피해 예방과 안전사고를 대비할 수 있는 자료로 활용될 수 있을 것이다.

지리산권의 지역으로 분산 행동을 보인 반달가슴곰 개체에 대해 연구한 결과, 1차 방사 후 한 지역에 정주하지 않고 지속적으로 이동하는 양상을 보였으며, 2차 재 방사 결과 최초 발견 지점으로 이동하려는 행동 양상을 보였다. 최초 발견된 지역에서 진행된 3차 재 방사된 이후 안정적 행동권을 가지는 결과를 볼 때, 고정된 서식 영역을 형성하고 있는 것으로 보인다. 고정 서식지가 아닌 곳에 방사할 경우 그곳으로 회귀하거나 서식지를 탐색하는 과정에서 불안정한 이동과 행동권을 보일 수 있어 이주 방사에 대한 면밀한 검토가 필요하다 하겠다. 그리고 이동 과정에서 여러 요인에 의해 생존성을 위협할 수 있으므로 안전한 이동 경로의 확보가 요구된다.

지리산 반달가슴곰의 생존력을 분석한 결과, 100년 후의 멸종 확률은 41%로 지속적으로 생존 가능한 멸종 확률 5% 범위를 벗어난 것으로 시뮬레이션 되었다. 단기적으로 개체군의 감소 경향을 나타나지 않았지만 장기적으로 개체군의 건강성을 나타내는 유전자 다양성과 유효 개체수 감소로 이어지는 결과를 통해서 지속적인 개체군 생존력을 유지하기 어려울 것이라는 결론을 얻었다. 이에 현재 신규 서식지로 알려진 지역에서 이입 방사를 통해 새로운 개체군을 형성하고 개체간 교류가 이루어졌을 때의 멸종 확률은 5~10%로 나타났고, 가장 효율적인 방사 전략은 암컷 4개체와 수컷 2개체를 5년간 방사하는 것으로 모델링 되었다. 따라서 장기적 관점에서 개체군 관리를 위한 전략 마련이 필요할 것이라 판단된다.

시스템 사고법에 의한 반달가슴곰 보전을 위한 관리 변수를 도출한 결과, 해발고도에 따른 지역별 변수를 도출하였다. 이러한 변수들은 저지대, 중간지대, 고지대로 나눈 각 지역별로 관리를 위한 변수가 도출된 점과 이러한 변수 간에 입체적인 상호 관계를 보여준 연구로 의미가 크다. 기본적인 지리산 반달가슴곰 복원 사업 메커니즘과 각 지대의 변수에 대한 관리를 통해서 효율적인 복원 사업 관리가 이루어질 것이라 생각된다. 또한 최근 지리산 외부 지역으로 서식 범위를 넓혀 활동하고 있는 개체의 지속적인 생존을 영위하고 효율적인 관리를 위해서 지속적인 현장 정보 수집과 모니터링이 필요하며, 이러한 자료를 토대로 앞서 연구한 개체군 생존력 연구를 통해 밝혀진 추가 개체 이입 등 장기적인 관리 계획 수립이 수행되어야 할 것이다.

사 사

본 학위 논문은 환경부 주관 민간수탁과제로 국립공원공단 생물종보전원에서 수행한 반달가슴곰 복원 사업(2002~2019)에 의해 수행되었으며, 보전을 위한 시스템다이내믹스 연구 내용의 일부는 고려대학교 특별 연구비에 의해 수행되었습니다. 또한 국립공원공단과 MBC간의 업무 협약을 통해 촬영된 영상(Fig. 14b.)을 사용하였습니다. 이에 깊이 감사드립니다.

REFERENCES

- Albert M and II Manville. 1983. Human Impact on the Black Bear in Michigan's Lower Peninsula. Bears: Their Biology and Management. Vol. 5, A Selection of Papers from the Fifth International Conference on Bear Research and Management, Madison, Wisconsin, USA, February 1980, Pp. 20-33.
- Allendorf, F. W., P. R. England, G. Luikart, P. A. Ritchie and N. Ryman. 2008. Genetic effects of harvest on wild animal populations. Trends Ecol. Evol., 23: 327-337.
- Allen, J. A. and R. C. Andrews. 1913. Mammals collected in Korea. Amur. Mus. Nat. Hist., 32: 427-436.
- Andreassen, H. P., N. C. Stenseth and R. A. Ims. 2002. Dispersal behavior and population dynamics of vertebrates?. Dispersal ecology, Bullock J. M. Kenward R. E. Hails R. S., eds., Blackwell Publishing, Maiden, Massachusetts, Pp. 237-256.
- Arimoto, I., G. Yusuke, C. Nagai and K. Furubayashi. 2011. Autumn Food Habits and Home-Range Elevations of Japanese Black Bears in Relation to Hard Mast Production in the Beech Family in Toyama Prefecture. Mammal Study, 36: 199-208.
- Asvid, A. R., E. Born and M. Kingsley. 2002. Age at sexual maturity of males and timing of the mating season of polar bears (*Ursus maritimus*) in Greenland. Polar Biology, 25: 878-883.
- Balding, T. A. 1967. Radio-tracking a white-tailed deer. The Ohio Journal of Science, 67: 382-384.

- Beecham, J. J., D. G Reynolds and M. G. Hornocker. 1983. Black Bear Denning Activities and Den Characteristics in West-Central Idaho. Bears: Their Biology and Management, 5: 79-86.
- Berger, J. 1990. Persistence of Different sized Populations: An Empirical Assessment of Rapid Extinctions in Bighorn Sheep. Conservation Biology, 4: 91-98.
- Berger, J., P. Stacy, L. Bellis and M. P. Johnson. 2001. A mammalian predator - prey imbalance: grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants Ecol. Appl., 11: 947-960.
- Bertram, M. R. and M. T. Vivion. 2002. Black bear monitoring in Eastern interior Alaska. Ursus, 13: 69-77.
- Beschta, R. L. and R. J. Ripple. 2009. Large predators and trophic cascades in terrestrial ecosystems of the western United States. Biol. Conserv., 142: 2401-2414.
- Biro, Z. L. S. and M. Heltai. 2004. Home range sizes of wildcats(*Felis silvestris*) and feral domestic cats(*Felis silvestris* f. cats) in a hilly region of hungary. Mammal Biology, 69: 302-310.
- Bojarska, K. and N. Selva. 2012. Spatial patterns in brown bear *Ursus arctos* diet: the role of geographical and environmental factors. Mammal Review, 42: 120-143.
- Bowler D. E. and T. G. Benton. 2005. Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. Biological Review, 80: 205-225.
- Boyce, M. S. 1993. Population viability analysis: adaptive management for threatened and endangered species. Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference, 58: 520-527.
- Brody, A. J. and M. R. Pelton. 1988. Seasonal changes in digestion in black bears. Canadian Journal of Zoology, 66: 1482-1484.

- Bump, J. K., R. O. Peterson and J. A. Vucetich. 2009. Wolves modulate soil nutrient heterogeneity and foliar nitrogen by configuring the distribution of ungulate carcasses. *Ecology*, 90: 3159–3167.
- Cochran, W. W. and R. D. Lord. 1963. Radio tracking system for wild animals. *Journal of Wildlife Management*, 27: 9–24.
- Costello, C. M. 2010. Estimates of dispersal and home-range fidelity in American black bears. *Journal of Mammalogy*, 91: 116–121.
- Costello, C. M. and R. W. Sage Jr. 1994. Predicting Black Bear Habitat Selection from Food Abundance under 3 Forest Management Systems. *Bears: Their Biology and Management*, 9: 375–387.
- Cowan, I. M. 1972. The status and conservation of bears (Ursidae) of the world: *Bears: their biology and Management*, 23: 343–367.
- CHA. 2019. Research service for the protection and management of natural monument animal species. Cultural Heritage Administration, Pp. 6–7.
- Chapin III, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack and S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234–242.
- Chang, G. R., F. C. Mao, C. C. Yang and F. T. Chan. 2006. Hematological Profiles of the Formosan Black Bear (*Ursus thibetanus formosanus*). *Zoological Studies*, 45: 93–97.
- Cho, M. G., J. M. Chung, H. I. Im, I. Noh, T. W. Kim, C. Y. Kim and H. S. Moon. 2016. Ecological Characteristics of Sub-Alpine Coniferous Forest on Banyabong in Mt. Jiri. *Journal of Climate Change Research*, 7: 465–476. (in Korean with English abstract)
- Choi, Y. E., S. J. You, E. K. Ham, K. H. Song and J. H. Chon. 2014a. Sustainable Management Plan of Eco-tourism Resources Using System Thinking: A Case Study of Bamseom in Seoul. *Journal of Tourism Sciences*, 38: 59–78. (in Korean with English abstract)

- Choi, Y. E., J. H. Chon. and J. A. Lee. 2014b. An Analysis of Design Elements and Satisfaction on the Usability of City Squares - Focused on Gwanghwamun Square and Geumbit Square -. Journal of the Korean Institute of Landscape Architecture, 42: 111-123. (in Korean with English abstract)
- Choi, Y. E., J. J. Kim, D. H. Jung, D. J. Song, S. J. You and J. H. Chon. 2017. Social-ecological System Dynamics of Restoration of Asiatic Black Bears and Management Planning in National Park. Korea System Dynamics Research, 18: 87-114. (in Korean with English abstract)
- Choi, Y. E., S. J. You, S. R. Kang, B. K. Choi and J. H. Chon. 2015. Management Plan of Whooper Swan(*Cygnus cygnus*) Habitat Using Causal Loop Analysis: Focused on Eulsukdo. Korean J. Environ. Ecol., 29: 353-367. (in Korean with English abstract)
- Choo, G. C. and G. T. Kim. 2004. Distribution of Plant Species at Subalpine Zone of Jongseogdae in Jirisan National Park. Korean J. Environ. Ecol., 17: 181-186. (in Korean with English abstract).
- CITES. 2019. CITES Authoritative Information on Taxonomy. <https://www.speciesplus.net/>
- Cromsigt, J. P. G. M., J. Hearne, I. M. A. Heitkönig and H. H. T. Prins. 2002. Using models in the management of Black rhino populations. Ecological Modeling, 149: 203-211.
- Danilov, P. I., I. L. Tumanov and O. S. Rusakov. 1993. The North West of European Russia. Bears (Brown Bear, Polar Bear, Asian Black Bear): Distribution ecology use and protection. Nauka, Moscow, Russia, 113Pp.
- Darimont, C. T., S. M. Carlson, M. T. Kinnison, P. C. Paquet, T. E. Reimchen and C. C. Wilmers. 2009. Human predators outpace other agents of trait change in the wild. Proc. Nat. Acad. Sci., 106: 952-954.

- Dixon, J. D. M. K. Oli, M. C. Wooten. T. H. Eason, J. W. McCown and D. Paetkau. 2006. Effectiveness of a Regional Corridor in Connecting Two Florida Black Bear Populations. *Conservation Biology*, 20: 155-162.
- Doan-Crider, D. L. and E. C. Hellgren. 1996. Population characteristics and winter ecology of black bears in coahuila, Mexico, *The Journal of Wildlife Management*, 60: 398-407.
- Dobey, S. 2015. Summary of state and provincial status reports. *Proceedings of the 22nd. Eastern Black Bear Workshop*, 22: 8-18.
- Ebenhard, T. 2000. Population Viability Analyses in Endangered Species Management: The Wolf, Otter and Peregrine Falcon in Sweden. *Ecological Bulletins*, 48: 143-163.
- Ellerman, J. R. and T. C. Morrison-Scott. 1966. Checklist of Palaearctic and Indian Mammals(1758-1946). 2Ed. London. Trustees of the British Museum(Natural History). Pp. 239-240.
- Eric, G. B. and L. R. William. 2002. *Wildlife Ecology and Management*(5th Edition). Prentice Hall.
- Estes, J. A., J. Terborgh, J. S. Brashares, M. E. Power, J. Berger, W. J. Bond, S. R. Carpenter, T. E. Essington, R. D. Holt, J. B. C. Jackson, R. J. Marquis, L. Oksanen, T. Oksanen, R. T. Paine, E. K. Pikitch, W. J. Ripple, S. A. Sandin, M. Scheffer, T. W. Schoener, J. B. Shurin, A. R. E. Sinclair, M. E. Soulé, R. Virtanen and D. A. Wardle. 2011. Trophic downgrading of planet earth. *Science*, 333: 301-306.
- Evans, A. L., N. J. Singh, A. Friebe, J. M. Arnemo, T. G. Laske, O. Fröbert, J. E. Swenson and S. Blanc. 2016. Drivers of hibernation in the brown bear. *Frontiers in Zoology*, 13: 1-13.
- Falk, D. A. and K. E. Holsinger. 1991. *Genetics and conservation of rare plants*. Oxford University Press, 45-61.

- Farley, S. D. and C. T. Robbins. 1995. Lactation, hibernation, and mass dynamics of American black bears and grizzly bears. *Canadian Journal of Zoology*, 73: 2216-2222.
- Feeny, K. 2000. *Black Bears*. North Word Press, P. 14.
- Frankham, R., C. J. Bradshaw and B. W. Brook. 2014. Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biological Conservation*, 170: 56-63.
- Franklin, I. R., F. W. Allendorf. and I. G. Jamieson. 2014. The 50/500 rule is still valid - Reply to Frankham *et al.*, *Biological Conservation*, 176: 284-285.
- Fritts, S. H. and L. N. Carbyn. 1995. Population Viability, Nature Reserves, and the Outlook for Gray Wolf Conservation in North America. *Restoration Ecology*, 3: 26-38.
- Galef, B. G. J, and E. E. Whiskin. 2001. Interaction of social and individual learning in food preferences of Norway rats. *Anim. Behav.*, 62: 41-46.
- Gilbert, B. 1999. Opportunities for social learning in bears. In: Box HO, Gibson KR, editors. *Mammalian social learning: comparative and ecological perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, Pp. 225-235.
- Gilsdorf, J. M. K. C. Vercauteren, S. E. Hygnstrom, W. D. Walter, J. R. Boner and G. M. Clements. 2010. An Integrated Vehicle Mounted Telemetry System for VHF Telemetry Applications. *The Journal of Wildlife Management*, 72: 1241-1246.
- Gittleman, J. L. 1989. *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*. Springer, MA, Boston. P. 495.
- Goodrich, J. M. and J. Berger. 1994. Winter recreation and hibernating black bears *Ursus americanus*, *Biological Conservation*, 67(4): 105-110.

- Griffin, A. S., C. Brown, B. K. Woodworth, G. A. Ballard, S. Blanch, H. A. Campbell, T. L. Crewe, P. M. Hansbro, C. A. Herbert, T. Hosking, B. J. Hoye, B. Law, K. Leigh, G. E. M. Capuska, T. Rasmussen, P. G. McDonald, M. Roderick, C. Slade, S. A. Mackenzie and P. D. Taylor. 2019. A large-scale automated radio telemetry network for monitoring movements of terrestrial wildlife in Australia. *Australian Zoologist* In-Press, Online ahead of print, Sep 16, 2019.
- Griffith, B., J. M. Scott, J. W. Carpenter and C Reed. 1993. Animal translocations and potential disease transmission. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 24: 231-235.
- Grimm, V. and I. Storch. 2000. Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. *Wildlife Biology*, 6: 219-225.
- Guo, J., Y. Chen and J. Hu. 2002. Population viability analysis of giant pandas in the Yele Nature Reserve. *Journal for Nature Conservation*, 10: 35-40.
- Hashimoto, Y., M. Kaji, H. Sawada and S. Takatsuki. 2003. Five-year study on the autumn food habits of the asiatic black bear in relation to nut production. *Ecological Research*, 18: 485-492.
- Heezen, K. L. and J. R. Tester. 1967. Evaluation of radio-tracking by triangulation with special reference to deer movements. *Journal of Wildlife Management*, 31: 124-141.
- Hebblewhite, M., C. White, C. Nietvelt, J. McKenzie, T. E. Hurd, J. M. Fryxell, S. E. Bayley and P. C. Paquet. 2005. Human activity mediates a trophic cascade caused by wolves. *Ecology*, 86: 2135-2144.
- Hedges, S. B. and S. Kumar. 2009. *The Timetree of Life*. Oxford University Press, P. 504.

- Heyes C. M. 1994. Social learning in animals: categories and mechanism. *Biol.*, 69: 207-231.
- Higgins, J. C. 1997. Survival, Home Range and Spatial Relationships of Virginia's Exploited Black Bear Population, M. S. Thesis, Virginia Polytech Inst. and State Univ., Blacksburg.
- Huh, Heon and C. Y. Lim. 1975. A Study on the Birds and Mammals in Mt. Baekdu. Academy of Sciences, Pp. 187-200. (in Korean)
- Human Animal Culture Research Group. 2012. Human animal culture. Idam Books, Pp. 64-65. (in Korean)
- Huygens, O., M. Goto, S. Izumiyama, H. Hatashi and T. Yoshida. 2009. Denning ecology of two populations of Asiatic black bears in Nagano prefecture, Japan. *Mammalia*, 65: 417-428.
- Hwang, M. H. and D. L. Garshelis. 2007. Activity patterns of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) in the Central Mountains of Taiwan. *Journal of Zoology*, 271: 203-209.
- IUCN. 2019. IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org> (last accessed 17 Mar. 2016)
- IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. 1998. IUCN guide-lines for re-introduction. IUCN. Gland. Switzerland and Cambridge. UK., P. 11.
- James, H. S. 1985. Introduction to wildlife management. McGraw-Hill.
- Jeon, D. U. and J. H. Chon. 2014. System Thinking in the Resilience of the Ecosystem and Ecotourism of Mt. Gariwang Based on the Controversy around the Venue Construction for PyeongChang 2018 Olympic. *Korea System Dynamics Research*, 15: 61-79. (in Korean with English abstract)
- Jo, Y. S., J. T. Baccus and J. L. Koprowski. 2018. Mammal of Korea. National Institute of Biological Resources, Incheon, P. 178.
- Johnson, K. G. and M.F R. Pelton. 1981. Selection and availability of dens for black bears in Tennessee. *Journal of Wildlife Management*, 45: 111-119.

- Jung, D. H., B. S. Kahng, C. U. Cho, S. B. Kim and J. J. Kim. 2016. Analysis of Hibernating Habitat of Asiatic Black Bear(*Ursus thibetanus ussuricus*) based on the Presence-Only Model using MaxEnt and Geographic Information System: A Comparative Study of Habitat for Non-Hibernating Period. *Journal of the Korean Association of Geographic Information Studies*, 30: 865-873. (in Korean with English abstract)
- Jung, D. H., H. Seomun, D. J. Song, E. H. Choi, S. H. Lee, Y. H. Lee, C. U. Cho, B. C. Song and D. H. Yang. 2016b. Analysis of Asiatic Black Bear's foods by using Scats in the Jirisan National Park. *Korean J. Environ. Biol.*, 30: 865-873. (in Korean with English abstract)
- Kafley, H., M. E. Gompper, M. Khadka, M. Sharma, R. Maharjan and B. P. Thapaliya. 2015. Analysis of rhino(*Rhinoceros unicornis*) population viability in Nepal: impact assessment of antipoaching and translocation strategies. *Zoology and Ecology*, 25: 288-294.
- Kang, S. Y. 2000. Jiri mountain viewed by geography. Hyangjisa, P. 242. (in Korean)
- Kauhala, K. and M. Auttila. 2010. Estimating habitat selection of badgers - a test between different methods. *Folia Zoologica*, 59: 16-25.
- Kernohan, B. J., R. A. Gitzen and J. J. Millspaugh. 2001. Analysis of animal space use and movements. Academic, San Diego, California, USA, Pp. 125-166.
- Kilham, B. and E. Gray. 2002. Among the bears - raising orphan cubs in the wild. Henry Holt and Company, New York, Pp. 67-74.
- Kim, B. H., D. H. Yang, W. J. Jeong, B. K. Lee K. V. Skripova and A. K. Kotlyar. 2007. Study on the Characteristics of the Hibernating Site for the Released Asiatic Black Bear in Jirisan National Park, *Korean J. Environ. Ecol*, 21: 347-355. (in Korean with English abstract)

- Kim, B. J., B. K. Lee, H. Lee and G. S. Jang. 2016. Considering threats to population viability of the endangered Korean long-tailed goral (*Naemorhedus caudatus*) using VORTEX. *Animal Cells and Systems*, 20: 52-59.
- Kim, D. H. 2004. System thinking. Seonhaksa, P. 494. (in Korean)
- Kim, D. H. and Y. K. Hong. 2008. System Dynamics Modeling for Management of Roe Deer Population in Jeju. *Korea System Dynamics Research*, 9: 45-75. (in Korean with English abstract)
- Kim, J. J. 2011. A Study on Home Range of Asiatic Black Bear and Fruiting of *Quercus* spp. in Jirisan National park. Master Dissertation, Gyeongsang National University, Pp. 25-27. (in Korean with English abstract)
- Kim, J. J., D. H. Jung, T. W. Kim, Y. S. Byun, S. H. Lee and H. S. Oh. 2019. Study of Asiatic Black Bear (*Ursus thibetanus ussuricus*) Hibernation Day and Temperature Distribution. *Korean J. Environ. Ecol.*, 33: 497-505. (in Korean with English abstract)
- Kim, J. J., J. W. Kim, H. R. Jeong, J. M. Jeong, M. Y. Kang, M. G. Cho and H. Y. Moon. 2012. Analysis of Acorn Production of *Quercus* spp. in Mt. Jiri National Park. *Journal of Agriculture & Life Sciences*, 46: 1-8. (in Korean with English abstract)
- Kim, J. J., S. D. Kim, J. G. Kang, J. G. Kim and H. Y. Moon, 2011. Analysis of Home Range of Asiatic Black Bear Released in Jirisan National Park. *Journal of Agriculture & Life Sciences*, 45: 41-47. (in Korean with English abstract)
- Kim, J. J., T. W. Kim, J. Y. Choi, S. H. Park, S. H. Han, S. H. Lee and H. S. Oh. 2019. A case study of the habitat expansion of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus ussuricus*). *Korean J. Environ. Biol.*, 37: 196-203. (in Korean with English abstract)

- Kim, J. J., T. W. Kim, J. Y. Choi, S. H. Chae, G. S. Moon and H. S. Oh. In Press. Characteristics of give birth to cubs and Nursing in the Wild of Asiatic black bear(*Ursus thibetanus ussuricus*) with Trauma Disorder. Korean J. Environ. Biol. (in Korean with English abstract)
- Kim, J. S., D. W. Lee, Y. H. Son, J. H. Shin, J. C. Choi and R. B. Primack. 2000. Conservation Biology, Science Books, P. 126. (in Korean)
- Klenzendorf, S. A., M. R. Vaughan and D. D. Martin. 2002. Den-Type Use and Fidelity of American Black Bears in Western Virginia. Bears: Their Biology and Management, 13: 39-44.
- KNPS. 2004a. The Asiatic black bear test release report. Jirisan Southern Office, Pp. 3-4. (in Korean)
- KNPS. 2004b. Jirisan national park resource monitoring. Jirisan Southern Office, Pp. 306-307. (in Korean)
- KNPS. 2019. Korea national park basic statistics. Korea national park service, Pp. 3-6, P. 28. (in Korean)
- KNPRI. 2011. Jirisan national park natural resources survey final report. Korea national park research institute report, P. 342. (in Korean)
- KNPRI. 2015. Korea national park subalpine ecosystem monitoring systemization plan. 9th Korea National Park Research Forum, Pp. 83-93. (in Korean)
- Koike, S. and T. Hazumi. 2008. Notes on Asiatic black bears denning habits in the Misaka Mountains, central Japan. Ursus, 19: 80-84.
- Korea National Park Website(www.knps.or.kr). 2011 National Park Basic Statistics, Archive Statistics, accessed Nov 13, 2019. (in Korean)
- Kwak, S. J. and J. S. Lee. 2011. The Analysis of the House Demander's Preference on the Location Condition Factors in Cheonan. Journal of the KRSA, 24: 69-82. (in Korean with English abstract)
- Kwak, S. J., S. H. Yoo, J. Y. Heo and C. Russel. 2003. Fuzzy Decision Making Analysis for Public Assessment of Dam Construction. The Korea Spatial Planning Review, 35: 107-121. (in Korean with English abstract)

- Kwon, H. S., C. H. Seo and J. H. Park. 2009. Fragmentation of Habitat of Jirisan Asiatic black bear by Road and Trail, Pp. 111-113.
- Lacy, R. C. 2000. Structure of the VORTEX simulation model for population viability analysis. *ecological Bulletins*, 48: 191-203.
- Lacy, R. C. 2018. Lessons from 30 years of population viability analysis of wildlife populations. *Zoo Biology*, 38: 67-77.
- Lacy, R. C. and J. P. Pollak. 2019. Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process 10.3.5. Chicago Zoological Society, Brookfield, IL.
- Larkin, J. L., D. S. Maehr, T. S. Hootor, M. A. Orlando and K. Whitney. 2004. Landscape linkages and conservation planning for the black bear in west-central Florida. *Animal Conservation*, 7: 23-34.
- Lee, H. D. Garshelis, U. S. Seal and J. Shillcox. 2001. Asiatic black bears PHVA: Final Report. The Conservation Breeding Specialist Group, P. 205.
- Lee. H. J., B. K. Lee, G. H. Kwon and C. U. Chung. 2013. Release Strategy for the Red fox (*Vulpes vulpes*) Restoration Project in Korea Based on Population Viability Analysis. *Korean J. Environ. Ecol.*, 27: 417-428. (in Korean with English abstract)
- Lee, H. J., S. J. You and J. H. Chon. 2015. The Management Methods of Multi-Purpose Ecological Reservoir by System Thinking -Focused on Anteo Eco Park-. *J. Korean Env. Res. Tech.*, 18: 1-17. (in Korean with English abstract)
- Lee, J. H., J. S. Kim, T. B. Choi and M. H. Yeon. 2009. Vegetation Classification and Species Composition of Subalpine Forest Zone in Mt. Jiri. *Korean Forestry Society regular academic research presentation*, Pp. 230-232. (in Korean)
- Lee, S. D. 1998. Endangered Species of Endangered Wildlife. Korea Environment Institute, P. 43. (in Korean)

- Lee, S. D. 2013. Long-term population monitoring with population viability analysis of river otter in Korea. *Journal of Environmental Impact Assessment*, 22: 525-528.
- Lee, S. D. and G. C. Lee. 1996. North Korea Natural Monument Book. Agricultural Publishing House, P. 195. (in Korean)
- Licht, D. S., R. A. Moen and M. Romanski 2017. Modelling viability of a potential Canada lynx reintroduction to Isle Royale National Park. *Natural areas journal*, 37: 170-177.
- Lim, J. E. 2011. Evaluation of CCS as a CO2 Reduction Measure and its Implications-Using Fuzzy Criteria Decision Making Techniques-. Master Dissertation, Univ. Korea, P. 21. (in Korean)
- Lim, Y. J. and J. E. Kim. 1992. Vegetation of Jirisan. Chung-Ang University Press, P. 351. (in Korean)
- Lindenmayer, D. B., T. W. Clark, R. C. Lacy and V. C. Thomas. 1993. Population viability analysis as a tool in wildlife conservation policy: With reference to Australia. *Environmental Management*, 17: 745-758.
- Lowell, W. A. 1994. Urban Wildlife Habitats A Landscape Perspective. University of Minnesota Press Minneapolis London.
- MAB National Committee of DPR Korea. 2002. Red Data Book of DPRK(Animal). East Asian Biosphere Reserve Network(EABRN) of UNESCO-MAB Programme. Pp. 43-46.
- Mano, T. 1994. Home range and habitat use of brown bears in the southwestern Oshima Peninsula, Hokkaido. *Bears: Their Biology and Management*, 9: 319-325.
- Marco, F. B. and A. Marco. 2003. Animal behavior and wildlife conservation. Island Press, Washington, D. C., Pp. 24-26.
- MOE. 2002. Development of endangered wildlife restoration technology. Ministry of Environment, P. 171. (in Korean)

- MOE. 2006. 2006–2015 Comprehensive Plan for Endangered Wildlife and Plant Growth and Restoration. Ministry of Environment, P. 15. (in Korean)
- MOE. 2018a. Endangered Wildlife Preservation Comprehensive Plan (2018–2027). Ministry of Environment, P. 109, 180. (in Korean)
- MOE. 2018b. 4th National Biodiversity Strategy (2019~2023). Ministry of Environment, P. 13. (in Korean)
- MOE. 2018c. "Promoting ecological coexistence of human and Asiatic black bears". Ministry of Environment Homepage Press Release, www.me.go.kr, accessed Nov 13, 2019. (in Korean)
- Mominoki, K., H. Tsuruga, M. Morimatsu and M. Saito. 1996. Seasonal variations of blood haptoglobin level of brown bears in Japan. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 114: 349–353.
- Morehouse. A. T. 2016. Grizzly bear population ecology and large carnivore conflicts in southwestern Alberta. Department of Biological Sciences University of Alberta, Pp. 113–117.
- Morris, W. F., P. L. Bloch, B. R. Hudgens, L. C. Moyle and J. R. Stinchcombe. 2002. Population viability analysis in endangered species recovery plans: past use and future improvements. *Ecological Applications*, 12: 708–712.
- Morrison, M. L. 2002. *Wildlife Restoration*. Island Press, Pp. 14–15.
- Nelson, R. A. 1980. Protein and fat metabolism in hibernating bears. *Fed. Proc.*, 39: 2955–2958.
- NIBR. 2014a. Endangered wildlife. National Institute of Biological Resources, P. 25. (in Korean)
- NIBR. 2014b. Habitat environment development for reintroduction of endangered wildlife I - Asiatic black bear. National Institute of Biological Resources, Pp. 22–24. (in Korean)

- Ning, Y., A. V. Kostyria, J. Ma, M. I. Chayka, V. Y. Guskov, J. Qi, I. N. Sheremetyeva, M. Wang and G. Jiang. 2019. Dispersal of Amur tiger from spatial distribution and genetics within the eastern Changbai mountain of China. *Ecology and Evolution*, 9: 2415-2424.
- Northrup, J. M., G. B. Stenhouse and M. S. Boyce. 2012. Agricultural lands as ecological traps for grizzly bears. *Anim. Conserv.*, 15: 369-377.
- Nozaki, E., S. Azuma, T. Aoi, H. Torii, T. Ito and K. Maeda. 1983. Food Habits of Japanese Black Bear. *International Association for Bear Research and Management*, 5: 106-109.
- O'Grady, J. J., B. W. Brook, D. H. Reed, J. D. Ballou, D. W. Tonkyn and R. Frankham. 2006. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation*, 133: 42-51.
- Ordiz, A., R. Bischof and J. E. Swenson. 2013. Saving large carnivores, but losing the apex predator?. *Biological Conservation*, 168: 128-133.
- Pigeon, K. E., G. Stenhouse and S. D. Côté. 2016. Drivers of hibernation: linking food and weather to denning behaviour of grizzly bears. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 70: 1745-1754.
- Prugh, L. R., C. J. Stoner, C. W. Epps, W. T. Bean, W. J. Ripple, A. S. Laliberte and J. S. Brashares. 2009. The Rise of the Mesopredator. *BioScience*, 59: 779-791.
- Ralls, K., J. D. Ballou and A. Templeton. 1988. Estimates of Lethal Equivalents and the Cost of Inbreeding in Mammals. *Conservation Biology*, 2: 185-193.
- Ramsay M. A., C. A. Mattacks and C. M. Pond. 1992. Seasonal and sex differences in the structure and chemical composition of adipose tissue in wild polar bears (*Ursus maritimus*). *Journal of Zoology*, 228: 533-544.

- Rezendes, P. 1999. Tracking and the Art of Seeing: How to Read Animal Tracks and Sign. Firefly Books, Pp. 240-241.
- Ritchie, E. G., B. Elmhagen, A. S. Glen, M. Letnic, G. Ludwig and R. A. McDonald. 2012. Ecosystem restoration with teeth: what role for predators?. *Trends Ecol. Evol.*, 27: 265-271.
- Robbins, C. T., M. B. David, J. K. Fortin and O. L. Nelson. 2012. Maternal condition determines birth date and growth of newborn bear cubs. *Journal of Mammalogy*, 93: 540-546.
- Robinson, I. 2002. Health monitoring of casualties and potential threats posed to wildlife populations by released casualties. In: *The Proceedings of the Symposium of The British Wildlife Rehabilitation Council 2000*. London, UK, Pp. 197-203.
- Rogers, L. L. 1987. Factors influencing dispersal in the black bear. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, Pp. 75-84.
- Ruggiero, L. F., D. H. Gregory, J. R. Squires. 1994. Viability Analysis in Biological Evaluations: Concepts of Population Viability Analysis, Biological Population, and Ecological Scale. *Biodiversity Conservation*, 8: 364-372.
- Scharhag, J. M. 2019. Black bear attack associations and agency risk management. master of science in natural resources(wildlife) dissertation, Univ. of Wisconsin, Stevens Point, Wisconsin, P. 38.
- Schtickzelle, N. and Baguette M. 2009. Ecology of Butterflies in Europe, (Meta)population viability analysis: a crystal ball for the conservation of endangered butterflies?. Cambridge University Press, Pp. 339-352.
- Schwartz, C. C. and A. W. Franzmann. 1992. Dispersal and Survival of Subadult Black Bears from the Kenai Peninsula, Alaska. *The Journal of Wildlife Management*, 56: 426-431.

- Seomun, Hong. 2006. Analysis of Asiatic Black Bear's foods by using feces. Master Dissertation, Univ. Kookmin, P. 26. (in Korean with English abstract)
- Seok, Y. S., K. H. Song and J. H. Chon. 2014. Systems Thinking for the Land Use and Landscape Value of Coastal Dune. Korea System Dynamics Research, 15: 81-104. (in Korean with English abstract)
- Sergio, F. T., Caro, D. Brown, B. Clucas, J. Hunter, J. Ketchum, K. McHugh and F. Hiraldo. 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst., 39: 1-19.
- Soulé, M. E. 1987. Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Pp. 1-10.
- Shaffer, M. L. 1981. Minimum Population Sizes for Species Conservation. Bio Science, 31: 131-134.
- Shimozuru, M., A. Kamine and T. Tsubota. 2012. Changes in expression of hepatic genes involved in energy metabolism during hibernation in captive, adult, female Japanese black bears (*Ursus thibetanus japonicus*). Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology, 163: 254-261.
- Shin, G. H. 2007. A study on the geotope classification and characteristics using GIS : focusing on the case study of Chiri mountains national park. Ph. D. Dissertation, Korea National University of Education, Pp. 16-21. (in Korean with English abstract)
- Shirane, Y. M. Shimozuru, M. Yamanaka, H. Tsuruga, M. Nakanishi, T. Ishinazaka, T. Nose, S. Kasai, M. Shirayanagi, Y. Masuda, Y. Fujimoto, T. Mano, M. Sashika, T. Tsubota. 2019. Sex-biased dispersal and inbreeding avoidance in Hokkaido brown bears. Journal of Mammalogy, 100: 1317-1326.

- Smith, M. E., J. L. Hechtel and E. H. Follmann. 1994. Black Bear Denning Ecology in Interior Alaska. *Bears: Their Biology and Management*, 9: 513-522.
- Spaan, R. S., C. W. Epps, V. O. Ezenwa, and A. E. Jolles. 2019. Why did the buffalo cross the park? Resource shortages, but not infections, drive dispersal in female African buffalo (*Syncerus caffer*). *Ecology and Evolution*, 9: 5651-5663.
- Springer, J. T. 1979. Some sources of bias and sampling error in radio triangulation. *Journal of Wildlife Management*, 43: 926-935.
- SRTI. 2013. Reintroduction and Other Conservation Guidelines. Korea National Park Service Species Restoration Technology Institute, P. 3. (in Korean)
- SRTI. 2014. 10th Anniversary of Asiatic black bear Restoration. Korea National Park Service Species Restoration Technology Institute, Pp. 15-127. (in Korean)
- SRTI. 2016. 2015 Species Restoration Technology Institute Annual report. Korea National Park Service Species Restoration Technology Institute, Pp. 26-29. (in Korean)
- SRTI. 2017a. Korea National Park Species Restoration Research Collection (2014-2016). Korea National Park Service Species Restoration Technology Institute, Pp. 5-14. (in Korean)
- SRTI. 2017b. Asiatic black bear capacity research in Jirisan National Park. Korea National Park Service Species Restoration Technology Institute, P. 43. (in Korean)
- SRTI. 2018. 2017 Species Restoration Technology Institute Annual report. Korea National Park Service Species Restoration Technology Institute, Pp. 20-37. (in Korean)

- SRTI. 2019. 2018 Species Restoration Technology Institute Annual report. Korea National Park Service Species Restoration Technology Institute, Pp. 6-133. (in Korean)
- Stirling, I. 1993. Bear: How the bears came to be. Harper Collins Publishers, Pp. 54-57.
- Stringham, S. 2002. Beauty Within the Beast: Kinship With Bears in the Alaska Wilderness. Seven Locks Press, P. 174.
- Suzuki, S. T., Matsui, H. Kawahara and S. Gotoh. 2009. Development of a noncontact and long term respiration monitoring system using microwave radar for hibernating black bear. *Zoo Biology*, 28: 259-270.
- Swenson, J. E., F. Sandegren, S. Brunberg and P. Wabakken. 1997. Winter den abandonment by brown bears *Ursus arctos*: causes and consequences. *Wildlife Biology*, 3: 35-38.
- Terborgh, J., L. López, P. Núñez, M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G. H. Adler, T. D. Lambert and L. Balbas. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science*, 294: 1923-1926.
- Tietje, W. D. and R. L. Ruff. 1980. Denning Behavior of Black Bears in Boreal Forest of Alberta. *The Journal of Wildlife Management*, 44: 858-870.
- Tøien Ø., J. Blake, D. M. Edgar, D. A. Grahn, H. C. Heller and B. M. Barnes. 2011. Hibernation in Black Bears: Independence of Metabolic Suppression from Body Temperature. *Science*, 331: 906-909.
- Tsubota, T., M. Sato, T. Okano, S. Nakamura, M. Asano, T. Komatsu, H. Shibata and M. Saito. 2008. Annual Changes in Serum Leptin Concentration in the Adult Female Japanese Black Bear (*Ursus thibetanus japonicus*). *Journal of Veterinary Medical Science*, 70: 1399-1403.

- Uhm, J. G., K. H. Kwon and H. C. Kim. 2017. A System thinking Approach for the Analysis of the Big Bath of Corporate : Focused on Korean Shipbuilding Industry. Korea System Dynamics Research, 18: 27-44. (in Korean with English abstract)
- USGS. 2008. Managing informal trail impacts. American Trails 19th National Trails Symposium (<http://www.americatrails.org/resources/ManageMaintain/ManInformal08.html>)
- Vaughan, T. A. 1978. Mammalogy. Saunder College Publishing Co. Philadelphia, PA. Pp. 215-216.
- Waser, P. M. B. Keane, S. R. Creel, L. F. Elliot and D. J. Minchella. 1994. Possible male coalitions in a solitary mongoose. Animal Behaviour, 47: 289-294.
- Wei, F., Z. Fgenga. and J. Hu. 1997. Population Viability Analysis Computer Model of Giant Panda Population in Wuyipeng, Wolong Natural Reserve, China. International Association for Bear Research and Management, 9: 19-23.
- Whitaker, D. M., D. F. Stauffer, T. D. Fearer and M. C. Reynolds. 2002. Factors affecting the accuracy of location estimates obtained using mobile radio tracking equipment, Virginia Tech. Blacksburg, USA. Pp. 2-8.
- White Jr. T. H., J. L. Bowman, B. D. Leopold, H. A. Jacobson, W. P. Smith, and F. J. Vilella. 2000. Influence of Mississippi alluvial valley rivers on black bear movements and dispersal: implications for Louisiana black bear recovery. Biological Conservation, 95: 323-331.
- White, T. H., J. L. Bowman and B. D. Leopold, H. A. Jacobson, W. P. Smith and F. J. Vilella. 2000. Influence of Mississippi alluvial valley rivers on black bear movements and dispersal: implications for Louisiana black bear recovery, Biological Conservation, 95: 323-331.
- Wobeser. G. A. 2007. Disease in Wild Animals; Investigation and Management. Springer, Pp. 271-290.

- Won, B. H. 1967. Illustration of the flora and fauna of Korea Vol. 7; Mammals. Ministry of Education, P. 659. (in Korean)
- Won, B. O. 1968. Mammal Book of North Korea(joseon jimseung lyuji). Academy of Sciences. Pyongyang, Pp. 276-280. (in Korean)
- Worton B. J. 1989. Kernel Methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. Ecology, 70: 164-168.
- Yang, D. H. 2008. Ecological characteristics of Asiatic black bear (*Ursus thibetanus ussuricus*) released in Jirisan national park. Ph. D. Dissertation, Kyungnam University, P. 22. (in Korean with English abstract)
- Yang, D. H., B. H. Kim, D. H. Jeong, D. H. Jung, W. J. Jeong and B. K. Lee. 2008. The Studies on Characteristics of Home Range Size and Habitat Use of the Asiatic Black Bear Released in Jirisan. Korean J. Environ. Ecol., 22: 427-434. (in Korean with English abstract)
- Yang, D. H. B. H. Kim, W. J. Jeong, W. S. Yang and S. H. Han. 2006. Habitat use by released Asiatic Black Bear in the Jirisan Park of Korea. Conference of Korean Society of Environment and Ecology 2006, 2006: 50-53. (in Korean)
- Yeon, M. H. 2003. Studies on the distribution of plant community in Mt. Chiri using GIS. Ph. D. Dissertation, Chung-Ang University, Pp. 10-12. (in Korean with English abstract)
- Zedrosser, A., E. Bellemain, P. Taberlet and J. E. Swenson. 2007. Genetic estimates of annual reproductive success in male brown bears: the effects of body size, age, internal relatedness and population density. Journal of Animal Ecology, 76: 368-375.
- Zedrosser, A., O. G. Støen, S. Sæbø and J. E. Swenson. 2007. Should I stay or should I go? Natal dispersal in the brown bear, Animal Behaviour, 74: 369-376.
- Zhang, Z., J. Hu, H. Wu and W. Hou. 2002. A analysis on population viability for giant panda in Tangjiahe. Acta Ecologica Sinica, 22: 990-998.

감사의 글

석사 논문 마무리하면서 작은 마칩표를 하나 찍었다고 생각했었는데 십 년 넘게 반달가슴곰과 가까이하면서 탐구의 본질을 느끼게 되었고, 이번 학위 논문을 쓰면서 학문의 길을 조금 더 알게 되어 많은 것을 깨우치는 계기가 되었습니다.

오늘 작은 씬표 하나 더 찍을 수 있도록 애써 주시고 도와주신 고마운 분들이 많이 계십니다. 먼저 지도교수이신 오홍식 교수님께 머리 숙여 깊이 감사드립니다. 오늘에 이르기까지 힘들어할 때 차와 자리 한편을 내어 주시면서 이야기를 들어 주셨습니다. 그리고 제가 나아가고자 하는 방향에 대해 같은 분야에서 먼저 가보셨던 선배님으로서 냉철한 충고와 따뜻한 위로가 제 마음속에 큰 선생님으로 자리 잡게 되었습니다. 본인과 연구와의 싸움에서 지도교수로서 기본을 잡아 나갈 수 있도록 역할과 견해를 아낌없이 보여 주셨기에 학위과정 마지막에 더욱더 힘을 낼 수 있지 않았나 생각합니다. 그리고 이번 논문 심사과정에서 우리나라 곰 1호 박사이신 양두하 박사님을 심사위원장으로 모시게 된 것도 제게 영광이었습니다. 새벽까지 붙잡고 수정사항과 논문 내용에 대한 코멘트를 부족함 없이 해 주신 점에 깊이 감사드립니다. 또한 이번 논문을 심사하시면서 지속적인 관심과 격려의 말씀을 해주셨던 안근재 교수님, 강경희 교수님, 김정식 교수님께도 진심으로 감사의 마음을 전합니다.

논문을 보면서 충고와 코멘트로 늘 응원해준 동물학실험실 식구 가람이 형, 박준호 박사, 이화진 선생, 박선미 선생, 준원이, 영훈이, 반자드 와 먼저 박사학위를 받는다면 미안해했던 박사과정 입학 동기 김유경 박사님, 학위 심사과정 전반을 챙겨주신 김정훈 선생님과 진중한 이야기를 주고받으면서 서로 간의 신뢰를 쌓은 김동민 선생님께 고마움을 전합니다. 논문 심사 때 날카로운 질문과 학교 가면 항상 고맙게 대해주신 이재욱 박사님께도 감사의 말씀 전합니다.

오늘 이 자리에 오기까지 밑거름이 될 수 있도록 지도해 주시면서 연구 주제를 바라보는 관점과 방법을 잘 가르쳐 일깨워주신 경상대학교 석사과정 문현식 지도교수님께 깊은 감사의 뜻을 전합니다.

논문에 대해 조언해 주시고 격려해주신 이화여대 장이권 교수님, 시스템다이내믹스 연구 분야에 대해 끊임없이 조언해주신 고려대학교 전진형 교수님, 최윤의 박사님, 한국지방행정 연구원의 전대욱 박사님께 감사의 말씀 전합니다.

반달가슴곰과 사람의 공존을 위해 노력하시고 논문 작성에서 늘 응원해주신 반달곰친구들의 우두성 회장님, 윤주옥님께 감사드립니다.

야생동물을 공부할 수 있도록 기회를 만들어주고 항상 응원과 논문 자료 수집에 도움을 주신 태진이 형, 윤수 형 그리고 한상훈 박사님, 멀리 미국에서 학위과정을 밟고 있는 국립생물자원관 홍이 형에게 고마움을 전합니다.

2년 동안 다큐 찍는다고 함께 돌아다니면서 정들어 이제는 형, 동생으로 지내는 관섭이 형, 사회생활에 대해 많이 배웠습니다. 학위논문 나오기만을 기다리셨을 텐데 정말 고맙습니다. 학위논문 작성에 대해 격려해주신 MBC 김진만 감독님 감사드립니다.

십 년 넘게 봐와서 이제는 눈빛만 봐도 뭘 이야기하시려는지 알 수 있는 생물종보전원 식구들 특히, 종백 선배, 강조장님, 보곤 선배, 현기 형, 동갑내기 만우, 정대호 박사님, 홍석선배, 지리산 경남사무소의 대삼 선배가 항상 함께했기에 논문을 마칠 수 있었습니다. 마음속 깊이 감사드립니다. 그리고 자료 수집을 도와주시고 든든한 지원군 역할을 해주신 소민석 팀장님, 이승훈 팀장님, 일규선배, 김낙원 주임, 최주열, 양난희, 전수미, 박영일, 박석호, 박민희, 김진경, 변윤섭, 선운식, 임성진, 이기운, 윤영호, 채승훈에게 고맙다는 말 전합니다. 야생동물의료센터의 정동혁 센터장님과 양정진 팀장님, 임승호 수의사, 지상 씨, 안나 씨, 허욱 씨에게도 고마움을 전합니다. 본 논문을 통해서 생물종보전원 가족들의 명예를 지켜나가고 살아있는 자료가 되었으면 하는 마음입니다. 또한 논문 쓰면서 응원과 조언을 통해 힘을 실어 주신 김태욱 박사님과 한상현 박사님, 진솔씨, 박형수 계장님, 정승준 부장님 감사합니다. 보전원 살림살이하시느라 바쁘신데도 불구하고 볼 때마다 응원해주신 희영씨, 계선이형, 김용국 주임님, 최영화 계장님, 문광선 부장님 고맙습니다. 힘든 시기 저의 정체성을 찾아 주고자 노력하고 응원해주셨던 송동주 전 보전원장님과 멀리서 격려해주신 남성열 부장님, 신정태 부장님, 김석범 차장님께 감사의 말씀 전합니다. 틈틈이 논문에 대해 이야기해주시고 따뜻한 위로와 응원을 해주신 강재구 원장님 감사합니다. 힘든 과정을 옆에서 응원해주시면서 학위를 마무리한다고 연락드렸을 때 누구보다 더 기뻐해주시고 같이 울어 주셨던 이사현 센터장님께 진심으로 고맙고 후배에게 베풀어 주신 사랑 저 또한 후배에게 베풀도록 하겠습니다.

한참 부족한 사위지만 믿고 딸을 주시고 가정을 이루도록 만들어주신 사랑하고 존경하는 장인, 장모님, 이 고마움 평생 잊지 않고 간직하며 행복하게 잘 사는 모습으로 보답하겠습니다. 그리고 저의 공부를 항상 응원해 주시고 야생동물, 자연에 대해 궁금하면 무조건 저에게 달려와 물어봐 주셨던 제주도에서 계시는 처형과 형님, 지원이, 준민이, 멀리 노르웨이에서 계시는 형님 내외와 이린이, 이찬이, 이준이에게 고마움을 전합니다. 그간에 주신 질문들은 당황스러웠지만 저에게 자연 속에 살아가는 인간이 바라보는 시야의 폭을 확장시키는데 많은 도움 되었습니다.

당신의 꿈을 아들이 이루어줬다고 더없이 기뻐하시고 좋아하시는 나의 아버지 김태희 님, 어머니 강순자 님께 큰 절 올립니다. 좋은 세상을 보게 해주시고 사회구성원으로서 작은 역할을 할 수 있도록 키워주신 것에 존경과 큰 고마움을 전합니다. 두 분은 언제나 제 마음속의 버팀목입니다. 형으로서 뭐하나 해 준 게 없지만 항상 형을 믿고 응원해준 동생 정균이에게 고마움을 전하며, 앞으로의 건승을 진심으로 기원합니다.

지난 14년 동안 석사과정, 박사과정을 포함한 모든 순간을 함께 해주고 보잘것없는 능력을 조금이나마 키워준 나의 실험실이자 연구 대상인 지리산과 반달가슴곰에게 본 논문 감사의 글을 빌려 진심으로 고맙다는 말을 전하고 싶습니다. 이들을 학술적으로 풀어내고자 했던 이번 학위논문이 그들 앞에서는 한없이 부끄럽고 초라하지만 앞으로 함께 살아갈 수 있는 공부를 계속해서 조금 덜 부끄럽도록 노력하겠습니다. 연구를 놓을 때까지 단 5%라도 알 수 있었으면 좋겠습니다. 하면 할수록 알면 알수록 더욱더 어려웠던 그대들이었습니다. 이에 당신들을 통해 배웠던 지식에 대해 결코 자만하지 않고 기본을 지켜나가도록 명심하고 또 명심하겠습니다.

학위를 잘 마무리할 수 있도록 도움주신 분들이 많지만 여기에 다 담아 내지 못하여 송구스럽습니다. 앞으로 살아가면서 작은 씬표 하나씩 찍을 때마다 인사드리고 안부 여쭙도록 하겠습니다.

마지막으로 박사학위를 시작한 것은 저의 의지와 욕심이였다면 한때 회의감에 사로잡혀 그만두려고 했던 공부를 이어 나갈 수 있었던 동기부여는 저의 옆에 항상 있었던 사랑하는 아내와 두 아이의 가장으로서 위치였습니다. 누구보다도 학위과정을 마무리하고 집에 빨리 들어와서 놀아주기를 간절히 원하는 나의 공주가운이와 나의 두꺼비 도운이에게 아빠로서 역할을 다하지 못한 것 같아 미안하고, 그동안 기다려 준 것에 진심으로 고마움을 전합니다. 또한 저의 공부를 위해 본인의 희생을 감내하고 두 개구쟁이 녀석들을 너무나 사랑스럽게 키우며, 없는 살림에 건실하게 가정을 꾸리고 있는 나의 아내 임지현 씨에게 무한한 존경과 고마움을 전합니다. 감사합니다.

2019년 12월 끝자락 지리산 중턱에서 김정진 올림