



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

한라산의 나비 다양성과
멸종위기종인 산골뚝나비 서식지
보전에 관한 연구

Studies on the Diversity of Butterfly Species in Mt. Hallasan and
Habitat Conservation of the Endangered *Hipparchia autonoe*
(Lepidoptera: Nymphalidae)

濟州大學校 大學院

農學科

李 泳 燾

2021年 2月

한라산의 나비 다양성과
멸종위기종인 산골뚝나비 서식지
보전에 관한 연구

指導教授 金 桐 淳

李 泳 燾

이 論文을 農學 博士學位 論文으로 提出함

2020年 12月

李泳燾의 農學 博士學位 論文을 認准함

審査委員長

전 영철



委員

정상배



委員

신정훈



委員

김주성



委員

김등순



濟州大學校 大學院

2020年 12月



목 차

List of Table	v
List of Figures	viii
ABSTRACT	xi
I. 서 언	1
II. 연구 사	4
Chapter I. 한라산 나비군집 변화 조사	7
1. 서 론	7
2. 재료 및 방법	10
1) 조사지 개황	10
2) 조사 일정	11
3) 조사 방법	11
4) 조사코스 선정 및 조사구간 설정	12
5) 자료의 분석	12
3. 결 과	15
1) 조사지역의 기상	15
2) 전체 분류군 및 종조성	15
3) 연도별 분석	16
4) 월별 분석	17
5) 과별 분석	20

6) 구간별 분석	22
7) 주요 출현종의 분포 특성	27
8) 군집 분석	30
9) 선행연구를 통한 한라산 나비류의 서식 가능 고도 분포	37
4. 고찰	39
Chapter II. 멸종위기종 산굴뚝나비 개체군 연구	45
1. 서론	45
2. 재료 및 방법	47
1) 조사 기간	47
2) 조사지 개황	47
3) 조사 지역의 선정	50
4) 조사 지역의 기상	50
4) 조사 방법	51
5) 자료의 분석	52
3. 결과	59
1) 한라산의 기상자료와 나비개체군	59
2) 산굴뚝나비 생활사	61
3) 산굴뚝나비 분포현황	65
4) 지역별 개체군 크기	66
5) 산굴뚝나비의 경쟁종 분석	70
6) 산굴뚝나비 개체군 동태	72
4. 고찰	85
Chapter III. 한라산 산굴뚝나비 서식지 보전 연구	90

1. 서론	90
2. 재료 및 방법	92
1) 산굴뚝나비 개체군 EPA 민감성 평가 비교	92
2) 산굴뚝나비의 서식지 유형과 개체군 크기 전망	93
3) 모니터링 체계 구축	93
4) 산굴뚝나비 보전 방안	93
5) 서식지 연결성 평가 및 핵심 보전지역의 설정	93
3. 결과	94
1) 산굴뚝나비 개체군 EPA 민감성 평가 비교	94
2) 산굴뚝나비 서식지 유형과 개체군 크기 전망	101
3) 모니터링 체계 구축	103
4) 산굴뚝나비 보전 방안	106
5) 서식지 연결성 평가 및 핵심 보전지역의 설정	114
4. 고찰	116
V. 종합고찰	121
VI. 적요	126
VII. 인용문헌	128
Appendix 1. The number of butterfly Individuals monthly observed at each site in 2018	145
Appendix 2. The number of butterfly Individuals monthly observed at each site in 2019	146
Appendix 3. The number of butterfly individuals monthly observed at	

each site in 2020	147
Appendix 4. Distribution characteristics of major species	148
Appendix 5. Dominant species	153
감사의 글	154

LIST OF TABLES

Table 1.	Characteristics of butterflies monitoring areas in Mt. Hallasan	10
Table 2.	Weather in the surveyed area of Mt. Hallasan in 2018–2020	12
Table 3.	The number of butterfly species and individuals during the study period	16
Table 4.	Monthly changes during study period in Mt. Hallasan from 2018 to 2020	19
Table 5.	The appearance of butterflies according to habitat characteristics	23
Table 6.	The number of butterfly individuals observed in each site from 2018 to 2020	24
Table 7.	Spatial and temporal distribution characteristics of major species according to the survey year	29
Table 8.	Proportional similarity index of each site from 2018 to 2020 in Mt. Hallasan	34
Table 9.	The range of possible habitat of Mt. Halla butterflies through comparison with previous research	38
Table 10.	Status of butterfly habitat of altitude, location coordinates, soil exposure, nectar plant, host plant	49
Tabel 11.	The number of spawning by day of the female <i>hipparchia autonoe</i>	61

Table 12.	The Measuring the size of <i>Hipparchia autonoe</i> egg	62
Tabel 13.	Comparison of the number of <i>Hipparchia autonoe</i> by habitat	69
Table 14.	Competitive species of <i>hipparchia autonoe</i> on Mt. Hallasan, Jeju	71
Table 15.	Number of daily re-captured individuals of <i>Hipparchia autonoe</i> in 2014	75
Table 16.	The number of <i>Hipparchia autonoe</i> captured/recaptured during the study period on Mt. Hallasan in 2014 (male: female)	76
Table 17.	Changes in the wing wear category of <i>Hipparchia autonoe</i>	80
Table 18a.	US EPA sensitivity assessment comparison(Module 1, Basic vulnerability)	97
Table 18b.	US US EPA sensitivity assessment comparison(Module 2, Vulnerability to climate change)	98
Table 18c.	US EPA Assessment-Decision table(Scores and grades for Module 1 and Module 2)	99
Table 18d.	US EPA Assessment-decision table(Module 3: Vulnerability integration mtrix)	100
Table 18e.	Reliability evaluation (Module 4)	100
Table 19.	The decision method of the risk factor	106
Table 20.	Comprehensive evaluation of <i>Hipparchia autonoe</i> in Mt. Hallasan	107

Table 21. Conservation and restoration plans by each habitat 113

LIST OF FIGURES

Fig. 1.	The studied sites located in Mt. Hallasan (1,280~1,950 m)	11
Fig. 2.	Weather according to the elevation of the survey area (temperature and humidity)	15
Fig. 3.	Yearly changes in the number of species and individuals of butterfly confirmed in Mt. Hallasan	17
Fig. 4.	Monthly variation of the species and individuals during the survey in Mt. Hallasan	18
Fig. 5.	The change in number of species and individuals by family according to the year.	21
Fig. 6.	Distribution of butterflies by survey section in Mt. Hallasan from 2018 to 2020	25
Fig. 7.	Panoramic view of the research site for butterfly community research on Mt. Hallasan from 2018 to 2020	26
Fig. 8.	Dominance index at different habitat and monthly, from 2018 to 2020	31
Fig. 9.	Diversity index at different habitat and monthly, from 2018 to 2020	32
Fig. 10.	Richness index at different habitat and monthly, from 2018 to 2020	33
Fig. 11.	Evenness index at different habitat and monthly, from 2018 to 2020	34

Fig. 12. Similarity dendrogram using cluster analysis each site from 2018 to 2020 in Mt. Hallasan	36
Fig. 13. Location of weather data(temperature and humidity) Collection by altitude in Mt. Hallasan	51
Fig. 14. Wing condition of <i>Hipparchia autonoe</i>	56
Fig. 15. Comparison of ground temperature according to altitude above sea level in Mt. Hallasan	60
Fig. 16. Temperature comparison of above-ground (1.5 m) according to altitude in Mt. Hallasan	60
Fig. 17. Stages of development according to lifecycle of <i>Hipparchia autonoe</i>	64
Fig. 18. Satellite image of <i>Hipparchia autonoe</i> appearance area in Mt. Hallasan in 2014.	69
Fig. 19. The number of individuals and ratio of <i>hipparchia autonoe</i> captured according to the date of investigation in 2014	72
Fig. 20. The number of <i>Hipparchia autonoe</i> captured/recaptured during study period on Mt. Hallasan in 2014	74
Fig. 21. Average survival days of <i>Hipparchia autonoe</i> on Mt. Hallasan in 2014	78
Fig. 22. Male and Female travel distance of <i>Hipparchia autonoe</i> in 2014	79
Fig. 23. Male and female wing status by observation date of <i>Hipparchia</i>	

<i>autonoe</i> on Mt. Hallasan in 2014	81
Fig. 24. Estimated number of individuals of male and female <i>Hipparchia autonoe</i> in 2014	82
Fig. 25. Male and female survival and addition rates of <i>Hipparchia autonoe</i> in 2014	84
Fig. 26. Male and female death rate of <i>Hipparchia autonoe</i> in 2014	84
Fig. 27. Distribution situation of <i>Hipparchia autonoe</i> population in 2014	103
Fig. 28. Setting monitoring areas for conservation of <i>Hipparchia autonoe</i>	105
Fig. 29. Analysis of Patch network connectivity of <i>Hipparchia autonoe</i> in Mt. Hallasan	115

ABSTRACT

This study focuses on the fields of research on the change of butterfly colonies in Mt. Hallasan, the population of the *Hipparchia autonoe* (Esper 1784), genetic diversity of *H. autonoe*, and the conservation and restoration of its habitats.

In order to investigate the population dynamics of *H. autonoe* in Mt. Hallasan, 3 years of data from 2018 to 2020 were pooled for analysis, and the study location covered an area of 7.2 km from Yeongsil to Baengnokdam, a crater lake that sits on top of the mountain. The temporal and spatial distribution of the species that had appeared in nine study zones were analyzed by using a line transect. In addition, a study on the population of *H. autonoe*, an endangered species, inhabiting the alpine area of the mountain was conducted using Mark-Release-Recapture (MRR), focusing on the areas of Janggumok and subalpine meadows in 2014. Lastly, habitat temperature and humidity data were collected and analyzed, habitat environment and vegetation surveys were conducted, and effective measures for habitat conservation and restoration of *H. autonoe* were drawn up based on its ecological characteristics and life cycles.

A three-year monitoring on the change of butterfly colonies in Mt. Hallasan identified 9,992 individuals of 33 species of 5 families: 27 individuals of 4 species of *Pailionidae*, 368 individuals of 2 species of *Pieridae*, 70 individuals of 4 species of *Silphidae*, 8,482 individuals of 18 species of *Nymphalidae* and 1,045 individuals of 5 species of *Hesperiidae*. As for the number of species identified by study zone, 3,269 individuals (32.7%) of 23 species, the largest number, were identified in Section H, with *H. autonoe* and *Aphantopus hyperantus* (Linnaeus, 1758) being the dominant species. The

figures on a monthly basis showed that 4,076 individuals (40.8%) of 24 species, the largest number, appeared in July with *H. autone* and *Aphantopus hyperantus* superior in numbers.

According to the cluster analysis, the dominance index was high in Section A at 0.59 and low in Section E at 0.09. By month, the index was as high as 0.53 in June and as low as 0.11 in July. The diversity index indicated 2.34 for Section E and 0.30 for Section A. On a monthly basis, it was 1.97 in July and 1.12 in June. Species Richness index was high at 3.74 for Section D and low at 0.74 for Section A. The month with the highest index was August at 3.21 while the lowest was May at 1.55. The evenness index reached 0.53, the highest, in Section E but 0.13, the lowest, in Section A. According to month-based data, the index rose to 0.50 in September but fell to 0.26 in June.

H. autone, distributed in the northern part of the Korean Peninsula and in Mt. Halla on Jeju Island, is observed once a year, from July to August, at an altitude of 1,500m or above. According to the meteorological data, the optimum activity temperature of imagines is 15–25°C. *H. autone* overwinters as 2–3 instar larvae and spawns its eggs at surrounding places such as stems of *Festuca ovina* L., 1753., its food plant, or on the bedrock. The female laid 9.6–18.6 eggs per day with the average size of 1.222 mm wide and 1.274 mm long. The population of *H. autone* in Mt. Hallasan is divided into two groups depending on the altitude: one inhabiting Witsae Oreum and below and the other, Janggumok and Baengnokdam, the summit of the mountain. As the distance from Baengnokdam increases, the size of the population decreases. Given the size of the population by habitat, the population of Seonjakjiwat Plain, a natural habitat, is expected to remain relatively stable, while the size of the population of Janggumok, the vegetation damage/recovery area, is expected to decrease as vegetation is restored. The number of individuals appeared in the Janggumok area was 700

or more and the estimated number of individuals per day was 1,000 in 2013. The ratio of males was about twice that of females, with the average number of days of survival being 2.75 for males and 2.80 for females. The average distance traveled by males was 139 meters while by females, 115 meters in 2014.

In terms of habitat restoration and conservation measures, it is recognized that a range of restoration actions are needed in Yeongsil, Witse Oreum, and Mansae Dongsan. Three monitoring sites were selected for habitat conservation accordingly and Witse Oreum was designated as the core conservation area since the size of the population of *H. autone* is expected to gradually decrease due to climate change and changes in habitat vegetation. In addition, as a result of a comprehensive evaluation reflecting the patch network analysis, Witse Oreum should be preserved intensively as the area serves as pathways for population in Mt. Hallasan.

A comprehensive evaluation that reflects ecological factors, habitat environment, and climate showed that conservation of habitat environment is important as *H. autone* is directly affected by ecological factors and climate. Therefore, for conservation and restoration purposes, it is necessary to monitor, plant, and secure space for *Festuca ovina* L., 1753.

The study result shows that the population of *H. autone* in Mt. Hallasan is expected to gradually decrease due to climate change and environmental changes of the habitat and be distributed around 1,700 meters above sea level.

I. 서 언

제주도는 신생대 제4기 화산활동에 의해 만들어진 화산섬으로 중심부에는 해발 1,950 m인 백록담이 위치하고 있다. 수리적으로 동경 126° 31' ~ 126° 58', 북위 33° 06' ~ 34° 00' 에 위치하며 남북간 거리 약 41km, 동서간 거리 약 73km, 해안선의 길이 253 km, 면적 1,850.2 km²로 동서 방향으로 약 15° 기울어져 길게 누워있다(Jejudo, 2006). 우리나라에서 가장 큰 섬으로 전 국토면적의 1.8%이고, 두 번째로 큰 섬인 거제도(379.5 km²)에 비해 약 5배 정도 크다. 본섬 주변으로 추자도, 우도, 비양도, 가파도 마라도 등 9개의 유인도를 포함해 55개의 부속 섬을 포함하고 있으며, 368개의 기생화산과 용암동굴, 꽃자왈 등 독특한 지형적 특색을 갖고 있다. 해발고도에 따라 아열대에서 한대까지 식생대의 뚜렷한 수직분포를 보이며(Uhm, 1962; Oh, 1968; Cha, 1969; Lim et al., 1991) 전체 면적 중 해발 200 m 이하 해안지역이 약 55%, 200~500 m의 중산간 지역이 28%로 공동목장 및 꽃자왈, 한라산국립공원을 포함하여 해발 1,000 m 이상 고산지역이 4.5% 비율로 되어 있다.

특히, 제주도는 육지와 다른 생태적 가치를 지닌 꽃자왈과 기생화산, 고산습지와 산정호수 등 독특한 지형적 특수성 및 지질구조 때문에 2002년 생물권보전지역을 시작으로 2007년 세계자연유산, 2010년 세계지질공원 인증까지 UNESCO 3관왕을 달성하였으며 최근에는 생물지리학적으로 희귀동식물의 서식지로 보호할 만한 가치가 있는 동백동산, 물영아리, 1100습지 등을 람사르습지로 지정하여 보호·관리하고 있다.

화석연료의 과도한 사용은 지구온난화를 가속화하고 있으며, 온실가스의 방출로 인한 기온 상승(Easterling et al., 1997)과 기상이변 현상이 전 지구적으로 급증하고 있다. 최근 100년간 지구의 평균기온은 0.74°C 상승한 반면 한반도의 평균온도는 1.5°C 상승하여 인간의 활동이 그만큼 많음을 의미한다. 기후온난화 현상은 식물의 개화기와 결실기의 변화, 철새의 이동시기 변경, 저지대 동·식물들을 고지대로의 이동, 외래종 및 돌발병해충 출현 및 확산, 수목한계선의 수직적 이

동(Kong, 1999; Song et al., 2012), 현대에 적응해 사는 고산식물의 서식처 단편화, 저위도의 기후특성이 고위도 지역으로 확산되는 등 인간의 생활뿐만 아니라 자연 생태계에도 큰 영향을 미치고 있다(Fraedrich et al., 2001; Beck et al., 2005; Chen and Chen, 2013; Mahistein et al., 2013; Zhang and Yan, 2014a; 2014b; Rohli et al., 2015). 이러한 생태적인 부정적 현상은 동·식물의 종 다양성을 감소시키고 있으며(Bates et al., 2008; Fan et al., 2012; Tony, 2008; Korea Meteorological Administration, 2009), 한라산 고산지역에 서식하는 생물들에게 많은 영향을 주고 있다(Kong, 1999; Lee et al., 2008; Wang et al., 2014; Yun et al., 2010; Kang et al., 2014). 기후변화에 관한 정부간 패널(IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change) 4차 보고서에 따르면 인간의 무분별한 산업활동으로 인해 현재 자연 및 인간 시스템이 영향을 받고 있음을 강조하고 있으며(IPCC, 2007) 앞으로 50년 동안 지구상의 생물종 20~30% 정도가 절멸할 것으로 예측되고 있어 생물종 보전 측면에서의 관심이 증대되고 있다. 특히, 2014년 나고야의정서가 발효됨에 따라 유전자원은 보유국의 생물주권 개념으로 인식되면서 생물주권과 생물다양성 보전에 관한 국제적인 노력이 이루어지고 있으며(Pimm and Raven, 2000) 우리나라도 국가 연구기관을 중심으로 유전정보 분석 및 육종 등 생물종 다양성 확보 측면에서 연구가 활발히 진행되고 있다.

나비류는 전 세계적으로 20,000여 종에 달하며 한반도에는 280종이 서식한다. 또한 서식환경의 변화에 따라 발생양상과 개체군의 구조가 달라지기 때문에 기후변화 및 서식지 환경변화에 민감히 반응하는 지표종이며 중요 서식지에 대한 곤충과 식물의 지표자료로 활용되고 있다(Erhardt, 1985; Warren, 1987; New, 1997; Parmesan et al., 1999; Fox et al., 2001; Roy et al., 2001; Thomas, 2005).

최근 기후변화와 난개발에 따른 서식지 환경변화는 제한된 서식지에서 생활하는 특이종 나비류의 분포지역을 감소시키고 있으며 이들 개체군들은 작은 패치(patch)가 네트워크 형태로 연결된 서식지를 이동하며 생활하는 것을 선호한다(Maes and Van Dyck, 1994; Petit et al., 2001). 최근 인간의 활동에 의한 서식지 소실과 단절은 종 다양성을 떨어뜨리는 주요한 원인으로 서식지의 파편화는 종의 소멸위험에 놓이게 하고 있다(Wilcox and Murphy, 1985; Caughley, 1994; Meffe and Carrol, 1997; Hunter, 2001).

기후변화에 따른 서식환경의 변화는 곤충의 시·공간적 분포를 변화시키고 단편화시켜 생물다양성 감소를 야기한다. 근래에 와서 채집 및 고립화, 지형의 변화, 서식환경의 파괴, 기후변화의 영향 등으로 서식지가 많이 소멸되고 있으며 (Warren, 1992), 멸종위기종의 경우 이런 영향에 더 취약하기 때문에 절멸의 결과를 초래할 수도 있다. 그럼에도 불구하고 멸종위기종의 분포에 관한 국내 연구는 아직까지 종의 생물적 특성과 출현한 지역의 위치정보를 단순 기록하는 수준이고, 멸종위기종이 분포하는 패턴에 영향을 주는 다양한 환경요인에 대한 연구는 매우 드물게 이루어지고 있다 (Raven and Wilson, 1992; Engler et al., 2004)

한라산에는 멸종위기 야생생물 I 급이면서 천연기념물 제458호인 산굴뚝나비를 포함해 가락지나비, 함경산뱀눈나비, 산꼬마부전나비 등 한라산 고산지역에서만 출현하는 종(Kim et. al., 2014a)이 많아 나비 연구자들의 선망의 대상지이지만 지리적으로 섬이라는 특수성과 높은 해발고도 등 접근이 힘들고, 출입·포획 등 인허가 문제, 기상조건 등 연구에 어려움이 많은 지역이다.

본 연구는 육지와 격리되어 있으며 해발고도별 식생분포가 뚜렷하고 특수성을 지닌 한라산 천연보호구역에 서식하는 나비의 분포를 파악하기 위해서 영실에서 선작지왓, 윗세오름, 장구목, 백록담 및 남벽, 산벌른내, 삼각봉, 민대가리오름에 이르는 지역을 모니터링하여 고산지대에 서식하는 나비 개체군의 분포를 파악하고, 모니터링 결과를 토대로 멸종위기종 산굴뚝나비의 종 보전 및 서식지 복원에 대한 방안을 마련하고 향후 새로운 종의 유입, 기존 개체군 구조 변화 등 여러 측면에서 변화를 예측하고 한라산 고산지대에 서식하는 나비 개체군에 영향을 최소화시킴으로서 종 보전 전략 수립 등 기초자료로 활용하고자 한다.

II. 연구사

한반도의 나비를 처음 기록한 것은 서양인들이며 1882년부터 1901년까지 9편의 논문과 조선산 나비 123종이 학계에 보고되었다. 1882년 영국인 버틀러(Butler)에 의해 처음으로 15종이 알려지고 이후 1887년 픽슨(Fixsen)에 의해 헬츠의 채집품을 정리하여 *Lepidoptera aus Korea*란 논문에 93종 그리고 리치(J. H. Leech)에 의해 1893년과 1894년에 ‘*Butterflies from China, Japan and Korea*’에 114종의 나비류가 발표되면서 우리나라 나비 연구의 초석을 열었다.

그 뒤 1905년부터 1929년까지 일제강점기에는 많은 일본인 학자들에 의해 한국산 나비가 연구되기 시작하였다. 과학박물관에 근무했던 도이, 수원 농사시험장장인 오카모토, 경성제국대학 예과의 동물학 교수 모리 등과 조선에 들어와 생활하던 마쓰무라, 니레 등이 연구 결과로 47편의 논문에 60종을 더해 183종의 한국산 나비가 알려지게 되었다.

주로 일본인에 의해 나비가 연구되던 시기에 국내에서는 처음으로 1929년에 조복성이 ‘울릉도산 인시목’ 라는 논문을 발표하였고 ‘원색 조선산 접류’를 출판했다. 이어서 석주명이 1932년 최초의 논문을 발표하고 1936년 ‘배추흰나비의 길이변이’ 1937년에 ‘굴뚝나비 뱀눈무늬 변이’ 등 70여 편의 논문을 발표하였으며, 이 시기 논문에 총 179편 51종이 추가되어 조선산 나비는 234종으로 늘어났다. 또한 석주명은 1940년에 출간한 ‘조선산 접류 목록(A Synonymic List of Butterflies of Korean)’에는 225종을 정리하였고 지속적인 보완작업으로 당시 혼란스럽던 학명의 동종이명을 체계적으로 정리하여 238종을 보고하였다.

석주명(1973)의 ‘한국산 접류 분포도’는 우리나라 250종 나비의 분포를 우리나라 지도와 세계지도에 그려 넣었다. 그 뒤 조복성, 김창환, 이승모, 박세욱, 신유항 등에 의해서 많은 연구결과가 발표되었으며, 최근 김용식, 남상호, 주흥재 등에 의한 원색 생태도감이 발간되었다.

제주도의 나비 연구는 일본인 Ichikawa(1906)에 의해 ‘*濟州道の昆蟲*’에 86종의 곤충을 보고한 것이 최초이며, 그 중 나비목은 9과 45종이다. 그 후 1924년

Okamoto가 ‘濟州道の 昆蟲相(The Insect Fauna of Quelpart Island)’이란 논문에서 527종의 곤충을 보고하였고 그 중 나비목은 24과 228종을 포함하였다. 이후 농촌진흥청의 전신인 권업모범시험장(勸業模範試驗場)의 일본인 학자들에 의해서 한반도산 농림해충 및 기타 곤충류가 보고되었고, 제주도산 곤충이 간헐적으로 보고되었다. 국내 학자로는 1929년 조복성이 울릉도를 조사하여 처음으로 한국산 곤충인 울릉도 나비목 목록을 발표하였는데, 그 중 나비류 16종과 나방 3종이 제주도에 분포한다고 보고하였다. 그 후 1934년 석주명은 ‘朝鮮産蝶類の研究’에서 29종의 제주도산 나비를 보고하였고, 1937년에는 ‘濟州道 蝶類 採集記’에서 79종을 정리하여 보고하였다. 또한 1947년에는 채집종 65종, 문헌자료 8종을 더해 73종의 나비를 보고하였고 제주도 나비를 분포 특성에 따라 도전역분포종 15종, 산지성 12종, 해안성 29종 등으로 분류하여 기록하였다(Seok, 1947).

해방 후 1957년에 한국응용동물학회 주관으로 제주도 학술조사가 실시되어 곤충류 100여 종을 채집 및 보고하였다. 1963년 조복성은 1955년과 1959년 여름방학을 이용해 채집한 자료와 문헌자료를 집대성한 ‘제주도의 곤충’에서 683종을 발표하였으며, 이 중 나비목 곤충은 26과 249종이었다. 1968년 문화공보부의 ‘천연보호구역 한라산 및 홍도 학술조사보고서’에서 876종의 곤충목록을 기록하였다.

1973년에는 석주명의 유고집인 ‘제주도의 곤충상’이 발표되어 737종의 목록을 작성하였으나 제주산으로 취급하기 어려운 종도 포함하고 있었다. Park et al.(1977)이 ‘한라산 백록담 분화구 내의 생태계에 관한 연구’에서는 39과 54종의 곤충류를 보고하였으며, 이 중 산골뚝나비와 가락지나비 등 7종의 나비를 기록하였다. 1985년 이영인은 ‘한라산 천연보호구역 학술조사 보고서’에서 그동안 채집된 표본과 과거 문헌기록을 참고하여 1,601종의 곤충류를 보고하였고 그 중 나비목은 27과 454종이다.

1990년대에 Kim(1993)은 ‘제주도지 제1권’에서 그동안 채집된 곤충과 과거 문헌조사를 통해 작성된 곤충 2,446종을 정리하였으며, 이 중 108종의 나비를 기록하였다. 이후 백종철은 제주도 민속자연사박물관에서 개최한 제주도 곤충학술조사에서 제주도 곤충 25목 301과 3,315종을 보고하였으며 38과 892종의 나비목 곤충목록을 제시하였다.

2000년대 이후에는 Kim(2000)이 ‘제주도산 나비의 월별 고도에 따른 분포’에서 박물관 표본과 문헌 기록, 야외조사를 통한 표본자료를 토대로 78종의 나비를 발표하였고, Joo and Kim(2002)은 ‘제주의 나비’에서 1991년부터 2001년까지 조사한 결과 76종의 나비를 고도에 따라 나비분포를 분석하였다. Jeong(2003)은 ‘한라산국립공원 나비목 곤충상에 관한 조사연구’에서 39과 939종의 나비목 곤충을 보고하였고, 2005년 문헌자료와 조사기록을 토대로 총 26목 360과 4,361종의 곤충류를 보고하였으며, 이 중 나비목 곤충은 47과 1,269종을 기록하였다.

2010년 이후 2012년 한라산연구소에서 실시한 한라산국립공원 자연자원조사에서 한라산국립공원에 서식하는 곤충류는 총 2,587종으로 보고하였으며, 이 중 나비목은 39과 923종이 기록되었고 기존 문헌자료 중심으로 조사가 진행되었다. Jung and Oh(2012)에 의한 영실 일대 나비목 조사에서 22과 292종을 보고하였다.

최근 2019년에 국립생물자원관은 한국응용곤충학회와 한국곤충학회 공동으로 발간한 ‘국가 생물종 목록-곤충, 2019’에서 우리나라의 곤충을 총 18,072종으로 정리하였다. 같은 시기 제주민속자연사박물관에서 발간된 ‘제주도 곤충총서’에서는 과거 선행연구와 문헌조사 및 소장표본을 중심으로 제주도의 곤충을 집대성해 24목 361종 5,108종으로 보고하였고, 그 중 나비목은 46과 1,579종이다.

기존의 곤충 연구는 기록 및 문헌자료, 표본을 중심으로 한 분류와 종 목록 작성이 대부분이었으며, 최근에 와서 생태적인 접근이 활발히 이루어지고 있다. Kim et al.(2013)의 ‘한라산 고지대에 서식하는 유존 나비종의 풍부도와 개체군 안정성’을 통해 한라산 고산지대 서식하는 10종의 유존 나비류 개체군에 관한 연구가 진행되었고, Kim et al.(2014a)은 한라산 아고산지역에 서식하는 나비류 5과 26종에 대한 모니터링 및 생태적 특성 등의 연구를 비롯해 Kim et al.(2014b)에 의한 ‘한국산 멸종위기종 산굴뚝나비(나비목, 네발나비과)의 분포와 개체군 동태 연구로 산굴뚝나비의 개체군의 크기, 생태와 서식지 등의 전반적인 결과를 도출하였다.

Chapter I. 한라산 나비군집 변화 조사

1. 서론

제주도는 한반도에서 남쪽으로 약 85 km 떨어졌으며, 화산활동에 의해 만들어진 화산섬으로 중심부에는 해발 1,950 m인 백록담을 중심으로 완만한 경사를 가진 한라산이 위치해 있다. 특히 신생대 제 4기에 형성된 한라산은 독특한 지형적 특수성과 지질구조를 지니고 있기 때문에 육지와 다른 생태적 가치를 지니고 있으며 아열대 기후로 인해 이국적이고 다양한 식생들이 수직 분포를 하고 있다.

한라산국립공원은 북위 33°19' ~ 33°25', 동경 126°27' ~ 126°40' 사이로 동서로 약 14.4 km, 남북으로 약 9.8 km이며 1966년에 한라산 천연보호구역으로 지정되었고, 1970년에 한라산국립공원으로 지정되었다. 또한 국립공원지역에는 많은 기생화산체와 분화구 및 고산 습지와 산정호수, 고산초지대 등 다양한 환경자원으로 제주산버들(*Salix blinii* H. Lév.), 한라장구채(*Silene fasciculata* Nakai), 두메대극(*Euphorbia fauriei* H. Lév. & Vaniot), 한라솜다리(*Leontopodium coreanum* var. *hallaisanense* (Hand. - Mazz.) D.H. Lee & B.H. Choi) 등의 특산식물과 시로미(*Empetrum nigrum* var. *japonicum* K. Koch), 돌매화나무 등 빙하기 유존종이 서식(Kong, 1998)하고, 산골뚝나비, 깊은숲밤나방(*Callistege mi* Clerk), 산꼬마부전나비(*Plebejus argus* Linnaeus), 가락지나비, 한라큰두꺼비딱정벌레(*Scambocarabus kruberi hallasanensis* Kwon & Lee) 등 동·식물들이 다양하게 서식하며 자연 환경도 비교적 잘 보전되어 있다.

최근 기후변화에 의한 폭염과 폭설, 가뭄과 홍수, 태풍과 한파 등 자연재해 현상이 급증으로 산림생태계가 위협해질 것으로 전망되며 생물종다양성을 감소시키고 멸종위기에 처한 종들은 더욱 증가할 것으로 예측된다(Bates et al., 2008; Fan et al., 2012; Tony, 2008; Korea Meteorological Administration, 2009). 지구 온난화현상은 조류, 식물, 양서류, 곤충류 등 다양한 생물의 생리적, 행동적 발달 단계에 많은 영향을 미치게 된다. 특히 산림분야에도 영향을 주어 개화 시기가

빨리짐에 따라 꽃가루, 종자 등을 먹이로 하는 동물들이 영향을 받게 된다(Fitter and Fitter, 2002; Ki and Choi, 2004). 수목한계선의 수직적 이동(Kong, 1999; Song et al., 2012), 외래종 및 돌발병해충 출현 및 확산, 저위도의 기후특성이 고위도 지역으로 확산되는 등 인간의 생활뿐만 아니라 자연 생태계에도 큰 영향을 미치고 있다(Fraedrich et al., 2001; Beck et al., 2005; Chen and Chen, 2013; Mahistein et al., 2013; Zhang and Yan, 2014a; 2014b; Rohli et al., 2015).

한라산과 같은 산악 지역에서는 특정 환경에 적응한 동물들이 서식하며 저지대에 비해 환경의 보전상태가 좋지만(Lomolino, 2001), 한라산과 같은 해발고도가 높은 고산지역에 서식하는 생물들은 온난화의 영향으로 계속 기온이 상승한다면 이들 고산 서식종들은 위기에 처할 수 있으며 더 심각한 멸종에 처할 수 있다는 견해가 많다(Kong, 1999; Diaz and Eischeid, 2007; Lee et al., 2008; Yun et al., 2010; Kang et al., 2014; Wang et al., 2014).

나비는 생태계 내에서 소비자, 먹이원, 숙주, 수분매개 등 다양한 생태적 지위(Ecological Niche)를 가지며 생태계 중요한 축을 담당한다(Elton, 1927; Blair, 1999). 또한 서식지 환경 변화에 민감하게 반응하기 때문에 환경변화를 감지하는 지표종으로 이용되기도 하며(Erhardt, 1985; Fox et al., 2001; Kitching et al., 2000; Roy et al., 2001; Thomas, 2005), 환경의 변화에 따라 개체군의 구조가 달라지는 생물로 알려져 있다(Warren, 1987).

나비류는 날개 무늬와 색상이 아름답고 화려해서 전문 연구자뿐만 아니라 일반인들에게도 많은 관심을 받고 있으며, 이런 이유로 다른 곤충에 비해 많은 연구가 이루어졌다(Scoble, 1992). 근래에 와서 나비 서식지가 많이 소멸되고 있으며, 그 원인은 채집 및 고립화, 지형의 변화, 서식환경의 파괴, 기후변화의 영향에 의한 견해도 있으며(Warren, 1992), 지구온난화로 인해 고산지역에 고립되어 서식하는 고산종은 감소한다(Kim et al., 2013). 실제 일본에서는 남방계 나비가 분포지역을 확대하고 있으며 특정 서식지를 선호하는 나비들은 축소되고 있는 것으로 나타났다(Yoshio and Ishii, 2010).

본 연구는 한라산 고산지대에 서식하는 나비의 분포를 파악하기 위한 기초조사로 영실에서 윗세오름, 장구목, 백록담에 이르는 지역을 모니터링하여 고산지대에 서식하는 나비 개체군의 분포를 파악하고, 모니터링 결과를 토대로 향후 기

후 변화 및 서식지 변화가 가져올 영향을 최소화하고 고산지역에 서식하는 나비
종 보전을 위한 유용한 자료로 활용하고자 한다.

2. 재료 및 방법

1) 조사지 개황

한라산은 조사지역은 한라산 영실(1,280 m)에서 시작하여 윗세오름(1,700 m), 장구목(1,850 m)을 거쳐 남벽분기점(1,600 m), 백록담(1,950 m)에 이르는 구간에 걸쳐 실시하였다(Table 1, Fig 1).

Table 1. Characteristics of butterflies monitoring areas in Mt. Hallasan

Section	Length (m)	Atitude (m)	Vegetation type and flora
A	800	1,280~1,334	Most of the forest types is arboretum such as <i>pinus densiflora</i> , the ground is dominated such as <i>Sasa quelpaertensis</i> .
B	800	1,334~1,500	Mostly shrubby such as <i>Rhododendron yedoense</i> f. <i>poukhanense</i> and <i>Elaeagnus umbellata</i> , <i>Berberis amurensis</i> var. <i>quelpaertensis</i>
C	1,000	1,500~1,655	Mostly shrubby such as <i>Rhododendron yedoense</i> f. <i>poukhanense</i> and <i>Rhododendron mucronulatum</i> var. <i>ciliatum</i> , <i>Ilex crenata</i> , <i>Rhamnus taquetii</i>
D	980	1,655~1,678	Forest types are subalpine grassland and shrubby such as <i>Rhododendron yedoense</i> f. <i>poukhanense</i> and <i>Rhododendron mucronulatum</i> var. <i>ciliatum</i> , <i>Fallopia japonica</i> , <i>Festuca ovina</i> , <i>Sasa quelpaertensis</i> .
E	500	1,678~1,700	Forest types are subalpine grassland and shrubby such as <i>Rhododendron yedoense</i> f. <i>poukhanense</i> and <i>Rhododendron mucronulatum</i> var. <i>ciliatum</i> , <i>Fallopia japonica</i> , <i>Festuca ovina</i> , <i>Sasa quelpaertensis</i> , <i>Arundinella hirta</i> var. <i>ciliata</i> .
F	1,000	1,700~1,700	Forest types are subalpine grassland and shrubby such as <i>Rhododendron yedoense</i> f. <i>poukhanense</i> and <i>Rhododendron mucronulatum</i> var. <i>ciliatum</i> , <i>Sasa quelpaertensis</i> and <i>Abies korea</i> Colony.
G	700	1,700~1,600	Forest types are subalpine grassland and shrubby such as <i>Rhododendron yedoense</i> f. <i>poukhanense</i> and <i>Rhododendron mucronulatum</i> var. <i>ciliatum</i> , <i>Sasa quelpaertensis</i> and <i>Abies korea</i> , <i>Taxus cuspidata</i> .
H	800	1,600~1,950	Craters and rock formations, The summit of Mt. Hallasan, mostly composed of alpine plants such as <i>Pedicularis hallaisanensis</i> , <i>Anaphalis sinica</i> var. <i>morii</i> , <i>Euphrasia coreana</i> , <i>Silene fasciculata</i> , <i>Empetrum nigrum</i> var. <i>japonicum</i> and <i>Diapensia lapponica</i> var. <i>obovata</i>
I	800	1,700~1,804	Composed of subalpine grassland, <i>Festuca ovina</i> , <i>Sasa quelpaertensis</i> , <i>Agrostis flaccida</i> , <i>Fallopia japonica</i> , <i>Gentiana chosonica</i> , <i>Empetrum nigrum</i> var. <i>japonicum</i>



Fig. 1. The studied sites located in Mt. Hallasan (1,280~1,950 m).

2) 조사 일정

본 연구는 2018년 ~ 2020년까지 매년 5월 ~ 9월 월 1회, 오전 10시 ~ 16시 까지 조사를 실시하였다.

3) 조사 방법

조사방법은 짧은 시간 안에 성충의 개체수 파악이 용이한 선조사법을 이용하였으며(Pollard and Yates, 1995), 기상상태가 좋은 날을 택하여 등반로를 천천히 걸으며(30보/min) 10m 폭 이내에 들어오는 나비종의 개체수를 기록하였다(Table 2).

Table 2. Weather in the surveyed area of Mt. Hallasan in 2018-2020

	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.
Temp.(2018)	12.87	15.66	19.29	19.45	15.02
Temp.(2019)	11.78	14.33	17.50	18.53	16.11
Temp.(2020)	13.07	16.69	16.87	19.63	14.52
Wind speed(2018)	4.10	3.20	3.80	4.80	3.70
Wind speed(2019)	4.10	3.30	3.60	3.80	4.00
Wind speed(2020)	3.80	3.70	4.00	5.00	3.60
Precipitation(2018)	568.5	562.5	294.5	1550	808.5
Precipitation(2019)	1045.5	503.5	1479	914	1631.5
Precipitation(2020)	581.5	671	980.5	1098	1627.5

Wind speed and Precipitation is AWS data of the Meteorological Administration, Witseoreum(1,700 m).

4) 조사코스 선정 및 조사구간 설정

본 연구는 선행연구(Kim et al., 2014a)에 비해 한라산 나비다양성이 어느정도 변화하였는지 비교하기 위하여 조사지 및 조사구간은 동일하게 선정하였다. 한라산의 5개의 등반로 중에서 나비의 출현이 가장 많을 것으로 예상되는 영실코스를 선정하였고, 조사구간의 설정은 식생변화가 뚜렷하게 나타난 지역이거나 해발고도가 100m 이상 차이가 나는 곳에서 9개의 구간으로 나누었다. 영실코스는 영실 등산로 입구(해발 1,280 m)에서 선작지왓, 윗세오름, 장구목, 백록담(해발 1,950 m)을 넘어 남벽까지 하루에 조사가 가능하고 해발고도에 따른 식생의 변화가 뚜렷하고, 등산로 주변에 자생하는 초본류의 밀도가 높아 나비의 출현이 많을 것으로 예상된다.

5) 자료의 분석

자료의 분석은 조사된 자료를 바탕으로 조사지역 및 월별로 시·공간적 변화를 분석하고 주요 출현종의 분포특성을 분석하였으며, 우점도 지수와 다양도 지수, 풍부도 지수, 균등도 지수, 백분율유사도 지수를 산출하여 선행연구(Kim et al., 2014a)와 비교 분석하였다.

(1) 우점도 지수(Dominance Index)

우점도 지수는 군집의 단순도를 측정하는 방법으로 환경의 변화가 악화될수록 특정종이 우점하게 나타난다는 점에서 환경변화의 지표로 이용되며 각 조사지점의 개체수 현존량에 의거하여 Simpson(1949)의 제안한 아래의 식을 이용하여 우점도지수(D)를 산출하였다. 우점도 지수는 2개체를 임의로 추출했을 때 동일 종일 확률로, 한 종에 의해 우점되는 군집의 우점도 지수는 1이 되고, 종수가 많을수록 우점도 지수는 0에 가깝다.

$$D = \sum \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N-1)}$$

(N = 출현종 전체 개체수, n_i = i 번째 종 개체수)

(2) 다양도 지수(Diversity Index)

Margalef(1958)의 정보이론에 의하여 유도된 Shannon-Weaver function (Pielou, 1975)을 사용하여 산출하며, 이는 동물군집의 종 풍부도와 개체수의 상대적 균형성을 뜻하는 것으로 군집의 복잡성을 나타내며 예측 불확실성의 정도로 활용되며 수치가 높을수록 양호한 상태로 판정된다.

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

(p_i = i 번째 개체수를 총 개체수로 나눈 값)

(3) 풍부도 지수(Richness Index)

종풍부도지수(RI)는 총 개체수와 총 종수만을 가지고 군집의 상태를 표현하는 지수로서 지수값이 높을수록 종의 구성이 풍부하게 되므로 환경의 정도가 양호하다는 것을 전제로 하고 있다. 여기서는 대표적인 지수인 Margalef(1958)의 지수를 이용하여 아래와 같이 산출하였다.

$$RI = \frac{S-1}{\ln(N)}$$

(RI: 풍부도 지수, S: 전체 종수, N: 총 개체수)

(4) 균등도 지수(Evenness Index)

균등도 지수(EI)는 각 지수의 최대치에 대한 실제치의 비로서 표현되며, 각 다양도 지수는 군집 내 모든 종의 개체수가 동일할 때 최대가 되므로 결국 균등도 지수는 군집내 종구성의 균일한 정도를 나타내는 것으로 Pielou(1975)의 식을 이용하여 산출하였다.

$$EI = \frac{H'}{\ln(S)}$$

(H': 다양도 지수, S: 전체 종수)

(5) 백분율유사도 지수(Proportional similarity Index)

유사도 지수는 단일 지역 내에서 각 구간에서 출현하는 나비의 종 구성은 비슷하므로 유사도는 종의 개체수가 중요한 변수로 작용한다. 따라서 비교 대상구간에서 동일종의 출현 유무보다는 개체수가 반영된 백분율유사도 지수(Proportional similarity Index)를 이용하였다(Elzing et al., 2001).

백분율유사도 지수는 $C\% = \Sigma(\text{lower \% values for shared species})$ 로 계산하였다.

(6) 통계분석

구간별 군집 유사도 분석을 위해서 SPSS ver. 18 프로그램을 이용하여 클러스터 분석(Cluster analysis)을 수행하였다.

3. 결과

1) 조사지역의 기상

조사지역의 기상 자료는 2017년부터 2019년까지 3년간 한라산 영실 구간 해발 1,325 m, 1,473 m, 1,655 m의 3곳에 설치된 Data logger(HOBO® Pro v2)의 측정 값을 나비의 출현시기와 비교하기 위하여 월평균으로 구하여 이용하였다. 나비의 출현기인 5월에서 9월의 기온 범위는 약 10℃~20℃ 정도로 나타나고 있으며 나비가 최초 우화하여 출현하는 5월은 가장 건조하고 평균습도도 50% 내외를 유지하는 것으로 나타났다(Fig. 2).

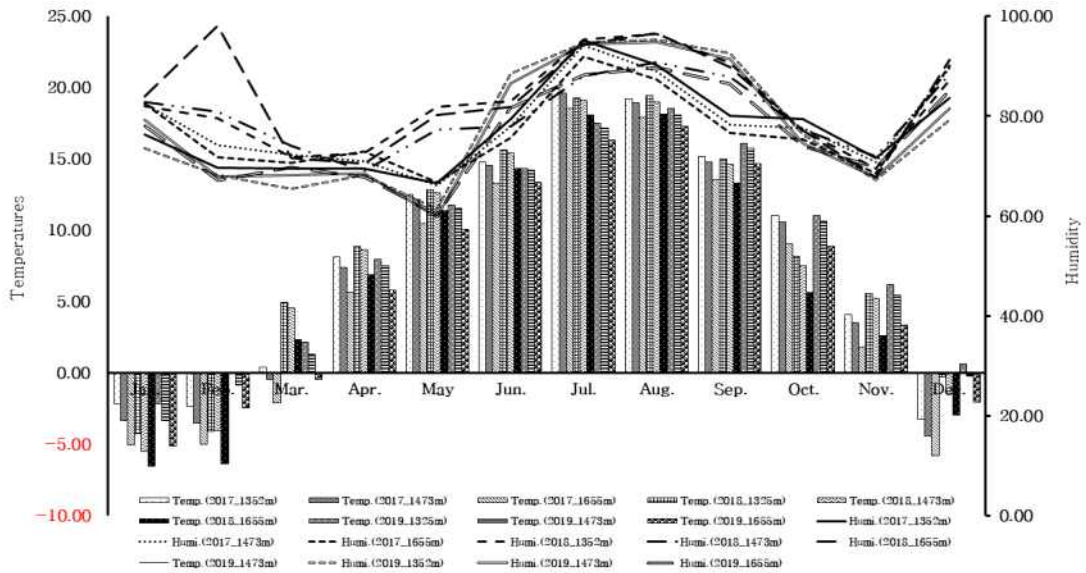


Fig. 2. Weather according to the elevation of the survey area (temperature and humidity).

2) 전체 분류군 및 종조성

3년간 한라산 나비 모니터링 조사에서 확인된 나비목 곤충의 출현 종수와 개체수는 총 5과 33종 9,992개체였다. 전체 조사기간 중 확인된 과별 개체수는 호랑나비과(Papilionidae) 4종 27개체, 흰나비과(Pieridae) 2종 368개체, 부전나비과(Silphidae) 4종 70개체, 네발나비과(Nymphalidae) 18종 8,482개체, 팔랑나비과

(Hesperiidae) 5종 1,045개체였다.

2018년 조사의 경우 네발나비과가 가장 많은 17종 3,716개체(82.38%)의 출현이 확인되었으며, 팔랑나비과 2종 590개체(13.08%), 흰나비과가 2종 171개체(3.79%), 부전나비과 5종 29개체(0.64%), 호랑나비과는 2종 5개체(0.11%) 순으로 조사되었다.

2019년 조사의 경우 네발나비과가 가장 많은 15종 2,848개체(86.09%)의 출현이 확인되었고, 팔랑나비과 4종 338개체(10.22%), 흰나비과가 2종 94개체(2.84%), 부전나비과 4종 14개체(0.42%), 호랑나비과는 3종 14개체(0.42%) 순으로 조사되었다.

2020년 조사의 경우 네발나비과가 가장 많은 14종 1,919개체(88.31%)의 출현이 관찰되었으며, 팔랑나비과 3종 117개체(5.38%), 흰나비과가 2종 102개체(4.69%), 부전나비과 3종 27개체(1.24%), 호랑나비과는 4종 8개체(0.37%) 순으로 조사되었다(Table 3).

Table 3. The number of butterfly species and individuals during the study period

Family	2018		2019		2020		Total	
	S	I	S	I	S	I	S	I
Papilionidae	2	5	3	14	4	8	4	27
Pieridae	2	172	2	94	2	102	2	368
Silphidae	2	29	4	14	3	27	4	70
Nymphalidae	14	3,715	15	2,848	14	1,919	18	8,482
Hesperiidae	4	590	4	338	3	117	5	1,045
Total	24	4,511	28	3,308	26	2,173	33	9,992

S, Species; I, Individuals

3) 연도별 분석

3년간 한라산 조사지역에 출현한 나비의 종과 개체수는 총 5과 33종 9,992개

체로 2018년 조사에서는 24종 4,511개체(45.11%)가 확인되었다. 2019년 28종 3,308개체(33.10%), 2020년에는 26종 2,173개체(21.74%)로 분석되었다. 전체 조사 기간 중 가장 많은 출현을 보인 종은 조흰뱀눈나비로 전체 개체수의 약 18.7% 정도를 차지하였고, 그 다음은 가락지나비(17.7%), 산굴뚝나비(14.7%) 순으로 조사되었으며 10개체 미만으로 적은 출현을 보인 종도 푸른큰수리팔랑나비 등 11종이 나타났다(Fig. 3).

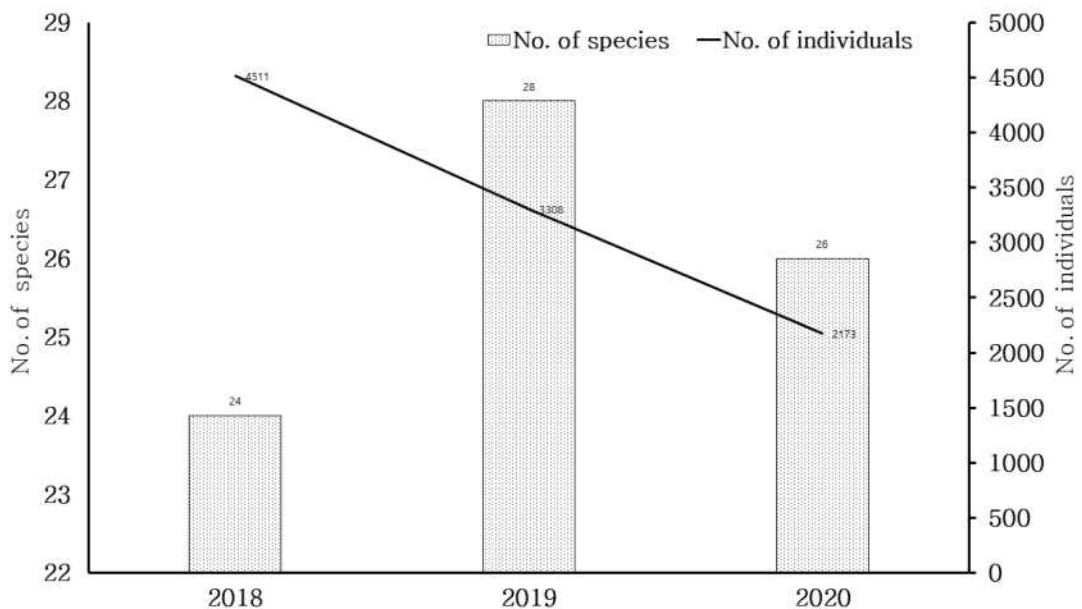


Fig. 3. Yearly changes in the number of species and individuals of butterfly confirmed in Mt. Hallasan.

4) 월별 분석

전체 조사기간 중 월별 출현을 보면 7월에 가장 많은 24종 4,076개체가 출현하였으며 가락지나비와 산굴뚝나비가 우점하는 경향으로 나타났다. 월별 조사 결과를 분석한 결과 전반적으로 5월부터 종과 개체수가 증가하기 시작하여 8월에 정점에 도달하고 점차 감소하는 추세로 나타났다. 8월에는 총 27종 3,292개체로 많은 출현을 보였고, 조흰뱀눈나비와 먹그늘나비가 주요 출현 종으로 나타났다. 6월에는 총 19종 1,659개체가 출현하였으며 도시처녀나비와 함경산뱀눈나비가 많은 출현을 보였다. 9월에는 개체수가 점차 줄어들어 12종 633개체가 출현하였으

며, 줄점팔랑나비와 먹그늘나비가 주로 확인되었다. 5월에는 가장 적은 10종 322개체가 출현하였는데 함경산뱀눈나비(*Oeneis urda*)와 도시처녀나비가 조사되었다. 2018년에는 총 25종 4,511개체의 출현을 확인하였으며 7월과 8월에 3,758개체가 출현하여 전체의 약 83%가 이 시기에 집중되었고, 2019년에는 29종 3,308개체가 조사되었으며 7~8월에 2,329개체(70.4%)가 출현하였고, 2020년에는 26종 2,173개체가 출현하였으며, 2018년에 비해 개체수는 절반 정도 출현하였고, 3년동안 조사한 결과 중 종수와 밀도가 가장 낮았다(Table 4, Fig. 4).

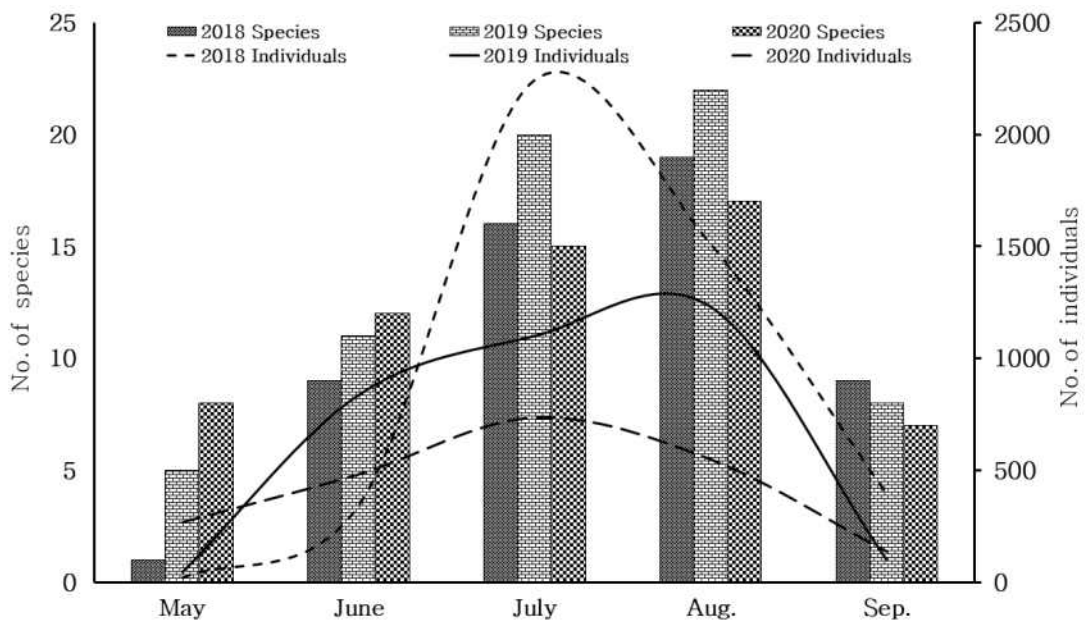


Fig. 4. Monthly variation of the species and individuals during the survey in Mt. Hallasan.

Table 4. Monthly changes during study period in Mt. Hallasan from 2018 to 2020

Species name / Korean name	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Total	%
Papilionidae 호랑나비과							
<i>Papilio machaon</i> 산호랑나비			2	9		11	0.11
<i>Papilio xuthus</i> 호랑나비	1			1	2	4	0.04
<i>Papilio bianor</i> 제비나비	1	1	5	3		10	0.10
<i>Papilio maackii</i> 산제비나비			1	1		2	0.02
Pieridae 흰나비과							
<i>Colias erate</i> 노랑나비	3	23	6	1		33	0.33
<i>Pieris napi</i> 줄흰나비	21	46	166	101	1	335	3.35
Lycaenidae 부전나비과							
<i>Celastrina argiolus</i> 푸른부전나비	14	2	3	1		20	0.20
<i>Plebejus argus</i> 산꼬마부전나비		23	18	2		43	0.43
<i>Japonica lutea</i> 굴빛부전나비		1				1	0.01
<i>Chilades pandava</i> 소철꼬리부전나비	2			3	1	6	0.06
Nymphalidae 네발나비과							
<i>Coenonympha hero</i> 도시처녀나비	100	1,204	164			1,468	14.69
<i>Hipparchia autonoe</i> 산굴뚝나비		33	1,055	228		1,316	13.17
<i>Minois dryas</i> 굴뚝나비				1		1	0.01
<i>Ypthima multistriata</i> 물결나비		1				1	0.01
<i>Oeneis urda</i> 함경산뱀눈나비	183	167				350	3.50
<i>Aphantopus hyperantus</i> 가락지나비			1,479	265	27	1,771	17.72
<i>Melanargia epimede</i> 조흰뱀눈나비		6	235	1,585	45	1,871	18.72
<i>Lopinga achine</i> 눈많은그늘나비		26	95	8		129	1.29
<i>Lethe diana</i> 먹그늘나비	3	100	191	308	107	709	7.10
<i>Parantica sita</i> 왕나비		2	5	7		14	0.01
<i>Polygonia c-aureum</i> 네발나비			1			1	0.01
<i>Kaniska canace</i> 청띠신선나비			1	3	2	6	0.06
<i>Vanessa indica</i> 큰멋쟁이나비	4	12	39	38	34	127	1.27
<i>Vanessa cardui</i> 작은멋쟁이나비		4	5	32	55	96	0.96
<i>Argynnis niobe</i> 은점표범나비		6	134	275	65	480	4.80
<i>Argynnis paphia</i> 은줄표범나비			71	59		130	1.30
<i>Argynnis laodice</i> 흰줄표범나비		1		8		9	0.09
<i>Argynnis hyperbius</i> 암끝검은표범나비			1	2		3	0.03
Hesperiidae 팔랑나비과							
<i>Hesperia florinda</i> 꽃팔랑나비			174	79	28	281	2.81
<i>Potanthus flavus</i> 황알락팔랑나비		1		3		4	0.04
<i>Ochlodes subhyalina</i> 유리창떠들썩팔랑나비				21		21	0.21
<i>Choaspes benjaminii</i> 푸른큰수리팔랑나비			1			1	0.01
<i>Parnara guttata</i> 줄검팔랑나비			224	248	266	738	7.39
Number of individuals	332	1,659	4,076	3,292	633	9,992	100
Number of species	10	19	24	27	12	33	

5) 과별 분석

과별 분석을 실시한 결과 호랑나비과의 경우 3년간 총 4종 27개체의 출현을 확인하였으며 2019년에 3종 14개체(51.85%), 2020년 4종 8개체(41.17%), 2018년에 가장 적은 2종 5개체(18.51%)의 순으로 조사되었다. 선행연구(Kim et al., 2014a)의 경우 2013년 조사에서 2종 31개체가 채집되어 본 연구에서 확인된 개체의 두 배정도 많은 출현을 보였다(Fig. 5).

흰나비과는 전체 2종 368개체가 조사되었으며 2018년도에 가장 많은 2종 171개체(46.46%), 2020년에 2종 102개체(27.70%), 2019년 2종 94개체(25.54%) 순으로 조사되었으며 Kim et al.(2014a)에서 2종 84개체가 확인되어 2019년과 2020년의 조사와 비슷한 양상을 보였으나 2018년에는 두 배정도 차이가 났다(Fig. 5).

부전나비과는 전체 조사기간에서 4종 70개체의 출현을 확인하였고, 2018년도에 가장 많은 2종 29개체(41.42%), 2020년에 3종 27개체(38.57%), 2019년에는 가장 적은 4종 14개체(20%)가 출현하였다. Kim et al.(2014a)의 2013년 조사에는 5종 17개체를 확인하여 비슷한 결과로 조사되었다(Fig. 5).

네발나비과의 경우 전체 18종 8,482개체가 확인되었고 2018년에 가장 많은 17종 3,716개체(31.88%), 2019년 15종 2,848개체(24.43%)가 출현하였으며, 2020년에 가장 적은 14종 1,919개체(16.46%)가 확인되었다(Fig. 5). Kim et al.(2014a)의 현장 조사에서는 17종 3,176개체가 확인되었으며 2018년도와 비슷한 발생양상을 보였다.

팔랑나비과의 경우 조사 기간에 총 5종 1,045개체가 확인되었고 2018년에 가장 많은 2종 590개체(53.06%), 2019년 4종 338개체(30.4%), 2020년 3종 117개체(10.52%)가 선조사법에 의해 조사되었으며 선행연구(Kim et al., 2014a)에서는 2종 67개체가 출현하여 2018년 조사보다 약 10배 적은 출현을 보였다(Fig. 5).

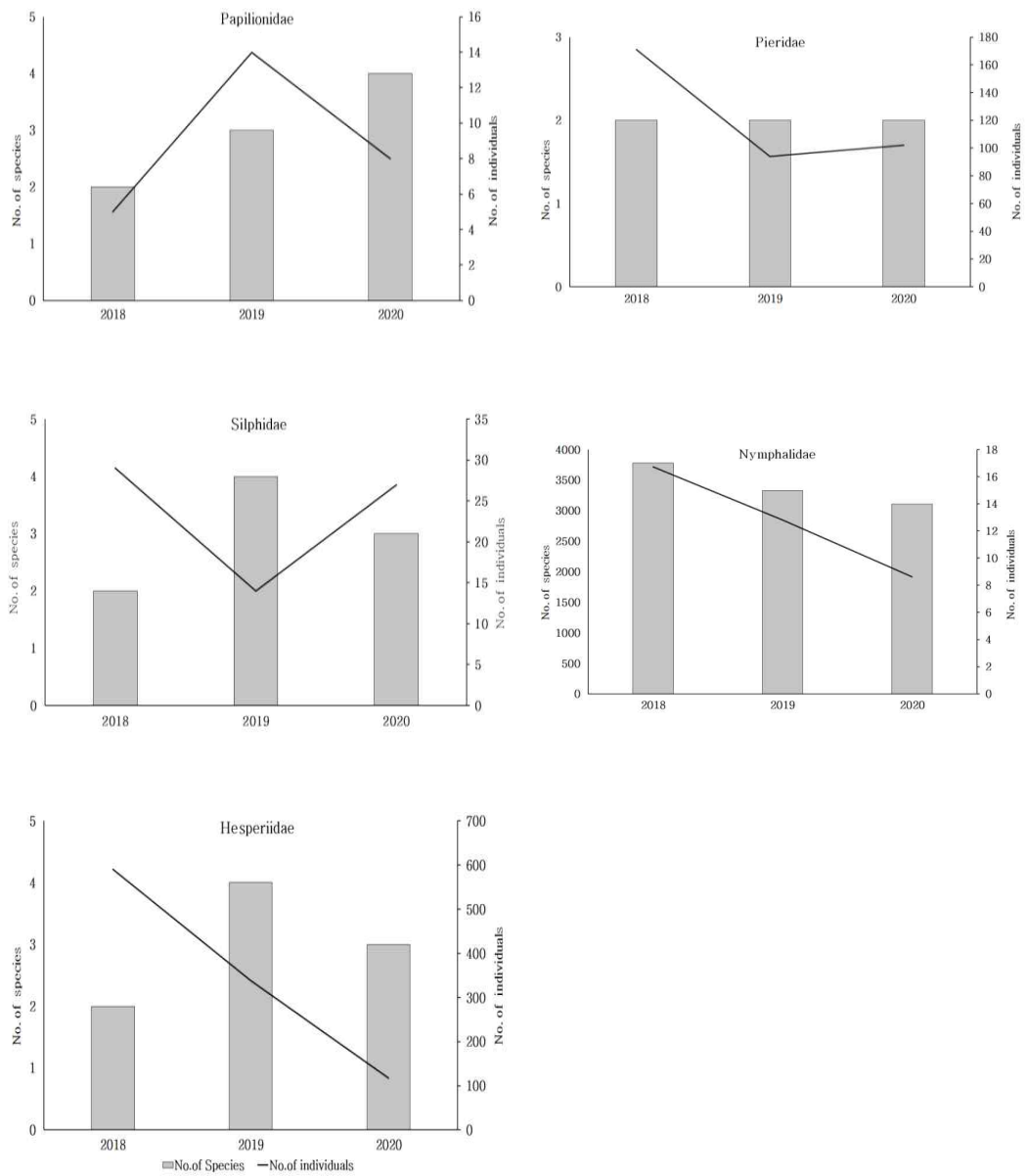


Fig. 5. Changes in number of species and individuals by family according to the year.

6) 구간별 분석

조사 구간별 확인된 종별 개체수는 A구간(Length: 758 m, Atitude: 1,280~1,334 m)은 영실 초입부에서 1차 전망대까지 구간으로 총 5종 222개체가 확인되었으며 우점종은 먹그늘나비(*Lethe diana*)로 나타났다. 임상은 소나무림이 주를 이루고 하부식생은 제주조릿대가 우점한다. B구간(Length: 742 m, Atitude: 1,334~1,500 m)은 1차 전망대에서 2차 전망대까지로 총 19종 466개체가 출현하였으며 우점종은 조흰뱀눈나비(*Melanargia epimede*), 아우점종은 도시처녀나비(*Coenonympha hero*)로 확인되었다. C구간(Length: 1,010 m, Atitude: 1,500~1,655 m)은 2차 전망대에서 선작지왓 초입부까지로 총 23종 826개체가 출현하였으며 조흰뱀눈나비와 줄흰나비가 우점·아우점하였다. D구간(Length: 970 m, Atitude: 1,655~1,678 m)은 선작지왓에서 윗세오름으로 가는 구간으로 28종 1,366개체가 확인되었다. 이 지역은 조흰뱀눈나비가 우점하고, 도시처녀나비(*Coenonympha hero*)가 아우점하였다. E구간(Length: 400 m, Atitude: 1,678~1,700 m)은 윗세오름에서 장구목으로 가는 구간으로 21종 720개체가 확인되었으며 조흰뱀눈나비와 도시처녀나비가 많은 출현으로 보였다. F구간(Length: 1,000 m, Atitude: 1,700~1,700 m)은 장구목 초입에서 방아오름까지로 19종 576개체가 확인되었으며 조흰뱀눈나비와 먹그늘나비가 주요 출현종으로 확인되었다. G구간(Length: 690 m, Atitude: 1,700~1,600 m)은 방아오름에서 남벽통제소까지로 15종 460개체가 확인되었으며 먹그늘나비가 우점, 조흰뱀눈나비가 아우점하였다. H(Length: 810 m, Atitude: 1,600~1,950 m)구간은 남벽통제소에서 백록담 화구벽 남쪽 등반로를 거쳐 정상으로 이어지는 구간으로 23종 3,269개체로 전체 개체수의 1/3정도 출현이 확인되었으며, 가락지나비와 산골뚝나비(*Hipparchia autonoe*)가 많은 출현을 보였다. 7월과 8월에 많은 수의 산골뚝나비와 가락지나비의 출현을 확인할 수 있다. I(Length: 747 m, Atitude: 1,700~1,804 m) 구간은 장구목 구간으로 자연휴식년제로 인해 일반인의 출입통제 구역으로 1980년대 후반 등반객의 답압 및 훼손된 지역에 식생복원 공법을 이용, 복원과 복구가 이루어진 곳이다. 본 연구에서는 24종 2,807개체의 출현을 보였으며 산골뚝나비와 가락지나비(*Aphantopus hyperantus*)가 많은 출현을 보였다(Table 5).

Table 5. The appearance of butterflies according to habitat characteristics

Section	Vegetation	Area(m ²)	<i>Sasa quelpaertensis</i>	Herbaceous plants	Light conditions	Hiker's move	No. of species	No. of individuals
A	Arboretum	7,580	+++++	+	+	++++	5	222
B	Shrub	7,420	+++	+++	+++	++++	19	466
C	Shrub, arboretum	10,100	+++	+++	+++++	++++	23	826
D	Subalpine grassland, shrub	9,700	+++++	+++++	+++++	++++	28	1,366
E	Subalpine grassland, shrub, arboretum	4,000	+++	+++++	+++++	+++++	21	720
F	Subalpine grassland, shrub, arboretum	10,000	++++	++	+++++	+++	19	576
G	Shrub, arboretum	6,900	++++	++	+++	+++	15	460
H	Crater wall, shrub	8,100	+	+++++	+++++	+	23	3,269
I	Subalpine grassland	7,470	+++++	+++	+++++	+	24	2,087

+++++, very high; +++++, high; +++, ordinary; ++, low; +, very low; -, none

Table 6. The number of butterfly individuals observed in each site, 2018 to 2020

Species name / Korean name	Section									Total
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	
Papilionidae 호랑나비과										
<i>Papilio machaon</i> 산호랑나비		1	1	1			1	6	1	11
<i>Papilio xuthus</i> 호랑나비			1					1	2	4
<i>Papilio bianor</i> 제비나비		2	2	2				1	3	10
<i>Papilio maackii</i> 산제비나비				1	1					2
Pieridae 흰나비과										
<i>Colias erate</i> 노랑나비	1	4	2	6	4	2	3	6	5	33
<i>Pieris napi</i> 줄흰나비	9	29	156	39	28	19	10	26	19	335
Lycaenidae 부전나비과										
<i>Celastrina argiolus</i> 푸른부전나비		14	2	4						20
<i>Plebejus argus</i> 산꼬마부전나비				10	31				1	42
<i>Japonica lutea</i> 굴빛부전나비								1		1
<i>Chilades pandava</i> 소철꼬리부전나비		4	1	1						6
Nymphalidae 네발나비과										
<i>Coenonympha hero</i> 도시처녀나비	103	108	299	117	107	51	330	353		1,468
<i>Hipparchia autonoe</i> 산굴뚝나비	1	2	27	32	20	10	660	564		1,316
<i>Minois dryas</i> 굴뚝나비			1							1
<i>Ypthima multistriata</i> 물결나비				1						1
<i>Oeneis urda</i> 함경산뱀눈나비		3	9	1		6		177	154	350
<i>Aphantopus hyperantus</i> 가락지나비		5	118	91	58	73	32	956	438	1,771
<i>Melanargia epimede</i> 조흰뱀눈나비		124	204	483	211	161	113	322	253	1,871
<i>Lopinga achine</i> 눈많은그늘나비	1	14	3	24	13	4	32	20	18	129
<i>Lethe diana</i> 먹그늘나비	208	63	56	29	57	69	129	76	22	709
<i>Parantica sita</i> 왕나비				1	4	1		6	2	14
<i>Polygonia c-aureum</i> 네발나비				1						1
<i>Kaniska canace</i> 청띠신선나비			2	1	2				1	6
<i>Vanessa indica</i> 큰멋쟁이나비		7	19	30	14	6	7	19	25	127
<i>Vanessa cardui</i> 작은멋쟁이나비	3	16	12	13	8	7	12	16	9	96
<i>Argynnis niobe</i> 은점표범나비		19	43	143	43	23	10	82	117	480
<i>Argynnis paphia</i> 은줄표범나비		3	14	31	15	3	3	31	30	130
<i>Argynnis laodice</i> 흰줄표범나비					1	3		2	3	9
<i>Argynnis hyperbius</i> 암끝검은표범나비			2	1						3
Hesperiidae 팔랑나비과										
<i>Hesperia florinda</i> 꽃팔랑나비		12	27	54	29	32	25	73	29	281
<i>Potanthus flavus</i> 황알락팔랑나비				1		1		1	1	4
<i>Ochlodes subhyalina</i> 유리창떠들썩팔랑나비				4	3	3		10	1	21
<i>Choaspes benjaminii</i> 푸른큰수리팔랑나비					1					1
<i>Parnara guttata</i> 줄점팔랑나비		42	41	67	47	36	22	447	36	738
Number of individuals	222	466	826	1,366	719	576	460	3,269	2,087	9,991
Number of species	5	19	23	28	21	19	15	23	24	33

연도별로 보면 2018년에는 H구간이 가장 많은 15종 1,736개체가 관찰되었고, I구간이 16종 1,046개체, D구간이 19종 415개체로 많았다. 반면 A구간은 3종 83개체로 가장 적은 출현을 보였다. 2019년에는 H구간이 가장 많은 20종 903개체가 관찰되었고, D구간이 24종 673개체, I구간이 22종 483개체로 많았다. 2018년과 비교해보면 많은 종이 출현해 다양성은 증가하였으나 개체수가 1/2 정도 급격한 감소가 나타났다. 반면 A구간은 3종 77개체로 가장 적은 출현을 보였다. 2020년에는 H구간이 가장 많은 19종 630개체가 관찰되었고, I구간이 15종 558개체, D구간이 20종 278개체로 많았다. 반면 A구간은 1종 62개체로 가장 적은 출현을 보였다(Fig. 7). 2018년부터 2020년까지 연도별 비교를 해보면 종과 개체수가 점차적으로 감소하는 것으로 나타났다.

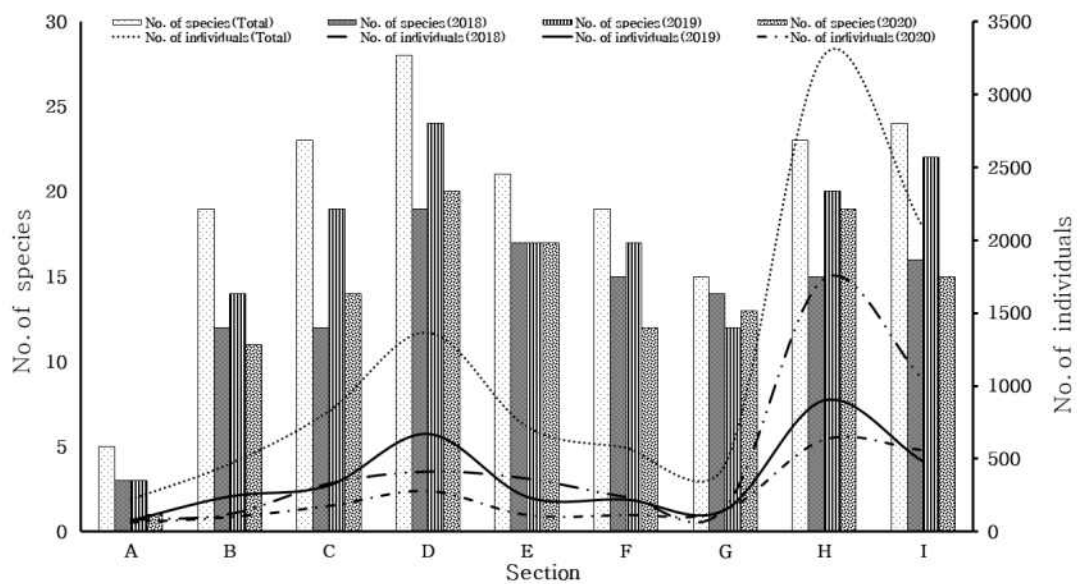


Fig. 6. Distribution of butterflies by survey section in Mt. Hallasan from 2018 to 2020.



A, Yeongsil 1(1,280 m~1,334 m)



B, Yeongsil 2(1,334 m~1,500 m)



C, Yeongsil 3(1,500 m~1,655 m)



D, Seonjakjiwat(1,655 m~1,678 m)



E, Witsae Oreum(1,678 m~1,700 m)



F, Banga Oreum 1(1,700 m~1,700 m)



G, Banga Oreum 2(1,700 m~1,600 m)



H, Baegnokdam(1,600 m~1,950 m)



I, Janggumok(1,700 m~1,804 m)



H, Baegnokdam(1,600 m~1,950 m)

Fig. 7. Panoramic view of the research site for butterfly community research on Mt. Hallasan from 2018 to 2020.

7) 주요 출현종의 분포 특성

본 연구에서 500개체 이상 출현한 주요 출현종은 줄흰나비, 도시처녀나비, 산굴뚝나비, 함경산뱀눈나비, 가락지나비, 조흰뱀눈나비, 먹그늘나비, 은점표범나비, 줄점팔랑나비로 조사되었다.

줄흰나비의 경우 선행연구(Kim et al., 2014a)에서는 B구간에서 많은 개체가 관찰되었지만 5년이 지난 2018년 조사에서는 서식하는 고도가 점차 고지대로 이동하는 경향을 보였다. 그리고 2018년에는 7월과 8월에 주로 출현하였지만 선행연구와 3년간 모니터링 결과를 토대로 볼 때, 출현 시기도 점차 빨라지는 것으로 나타났다.

도시처녀나비의 경우 선행연구(Kim et al., 2014a)와 비교했을 때 137개체가 출현한 결과의 약 6배의 출현을 차이를 보여 5년이 지난 후 개체수가 증가하는 것으로 나타났으며 백록담을 중심으로 남벽, 장구목 지역까지 넓은 면적에 분포하는 것으로 나타났다. 또한 개체수가 급증한 2019년의 경우 선작지왓 지역에 많은 출현을 보였으며 6월에 688개체가 출현한 것으로 조사되었다.

산굴뚝나비의 경우 선행연구(Kim et al., 2014a)에서는 692개체가 출현하여 2020년 조사에서보다 약 2배 이상 차이를 보였으며 연도별로 분석해보면 2018년에 가장 많은 809개체, 2019년 253개체, 2020년 254개체로 점점 개체수가 적어지고 있는 것으로 조사되었다.

함경산뱀눈나비의 경우 선행연구(Kim et al., 2014a)에서는 150개체의 약 2배 정도의 개체군을 형성하는 것으로 나타났으며 장구목지역과 백록담을 중심으로 5월과 6월에 출현하는 것으로 조사되었으며 조사가 개체수가 증가하는 경향을 보였다.

가락지나비의 경우 한라산 아고산 초지대에서 많은 관찰을 보이는 종으로 본 연구에서는 7월에 많은 개체가 확인되었다. 선행연구(Kim et al., 2014a)에서는 855개체의 출현이 확인되었으며 7월과 8월에 활동하며 8월보다 7월에 더 많은 출현(92%)을 보였고 연도별 발생패턴은 2018년 1,153개체, 2019년 381개체, 2020년 237개체가 확인되었으며, 다른 해에 비해 2018년에 많은 출현을 보였다.

조흰뱀눈나비의 경우 영실 해발 1,400 m에서부터 해발 1,950 m의 백록담까지 분포하는 것으로 조사되었으며 등산로 주변의 가시영경권에 많은 개체가 모이는

것을 확인하였다. 연도별로는 2018년 903개체, 2019년 718개체, 2020년 250개체가 확인되었으며, 조사가 진행될수록 개체수가 감소하는 경향을 보였고 선행연구(Kim et al., 2014a)에서는 440개체가 조사되었는데 본 연구에서는 개체수가 지속적으로 감소하는 것으로 나타났다.

떡그늘나비의 경우 수광상태가 좋은 곳보다는 어둡고 그늘진 구간에 많이 서식하는 것으로 조사되었다. 선행연구(Kim et al., 2014a)와 비교했을 때 약 2배의 개체수 차이를 나타냈으며, 방아오름~남벽분기점 구간에 많은 개체가 서식하는 것으로 조사되었으나 이번 조사에서는 영실 해발 1,400 m 이하 구간, 방아오름 구간, 백록담 구간에서도 많은 출현을 보였다.

은점표범나비의 경우 선작지왓을 중심으로 7월 ~ 8월에 많은 출현을 보이는 것으로 조사되었다. 선행연구(Kim et al., 2014a)와 비교했을 때 약 2배의 개체수 차이를 나타냈으며, 선작지왓과 윗세오름 구간에 많은 개체가 서식하는 것으로 조사되었으나 이번 조사에서는 영실 해발 1,400 m 구간, 선작지왓, 장구목, 백록담 구간에서도 많은 개체가 서식하는 것으로 나타났다.

줄점팔랑나비의 경우 선행연구에서는 단 2개체만 확인되었는데 본 연구 결과 2018년에는 547개체가 확인되었으며, 7~9월 사이에 백록담 구간에 대부분의 개체가 확인되었다. 2019년에는 6월에 선작지왓과 백록담에서 147개체로 많은 출현으로 보였으나 2020년 조사에서는 개체수가 급격하게 줄어들어 44개체만 확인되었다(Table 7).

Table 7. Spatial and temporal distribution characteristics of major species according to the survey year

Species	Previous research (2013)		2018		2019		2020	
	Main habitat*	Main appearance period	Main habitat	Main appearance period	Main habitat	Main appearance period	Main habitat	Main appearance period
<i>Pieris napi</i>	B	7-8	C	7-8	C	6-7	C	6-7
<i>Coenonympha hero</i>	D	5-6	D	6	D	6-7	C	6
<i>Hipparchia autonoe</i>	H-I	7-8	H-I	7	H-I	7-8	H-I	7
<i>Oeneis urda</i>	H-I	5	I	5	H	6	H-I	6
<i>Aphantopus hyperantus</i>	H-I	7	H-I	7-8	H-I	7-8	H-I	7
<i>Melanargia epimede</i>	B-H	7-8	D-E H-I	7-8	C,D,H	8	C-I	8
<i>Lethe diana</i>	F-G	8	A,G	7-8	A,G,H	6-9	A,G	8
<i>Argynnis niobe</i>	D-E	7-8	D	8-9	D,H	7-8	D,I	7-8
<i>Parnara guttata</i>	E	8	H	7-9	D,H	7-8	B-I	8-9

** A, Yeongsil1(1,280 m ~ 1,334 m); B, Yeongsil2(1,334 m ~ 1,500 m); C, Yeongsil3(1,500 m ~ 1,655 m); D, Seonjakjiwat(1,655 m ~ 1,678 m); E, Witsae Oreum(1,678 m ~ 1,700 m); F, Banga Oreum1(1,700 m ~ 1,700 m); G, Banga Oreum2(1,700 m ~ 1,600 m); H, Baegnokdam(1,600 m ~ 1,950 m); I, Janggumok(1,700 m ~ 1,804 m)

8) 군집분석

(1) 우점도 지수(Dominance Index)

일반적인 우점도 지수의 범위는 0.25보다 작으면 매우 양호한 상태로 볼 수 있으며, 0.25 ~ 0.50 범위의 값을 보이면 양호, 0.50 ~ 0.70 범위는 다소 양호, 0.70 ~ 0.90 범위의 값은 불량, 0.90 ~ 1.00 범위의 값은 매우 불량하다고 판단할 수 있다.

조사 기간 및 조사 구간 전체 우점도 지수는 A구간에서 0.59로 가장 높았으며, H구간에서 0.04로 가장 낮았고, 월별로는 6월이 0.47로 가장 높았으며 7월이 0.11로 가장 낮게 분석되었다.

연도별로 나누어 보면 2018년 조사에서는 A구간에서 0.40로 높았으며, B구간에서 0.16으로 낮았고, 월별로는 5월이 1로 높았으며 8월이 0.25로 낮게 분석되었다. 2019년 조사에서는 A구간에서 0.77로 높았으며, H구간에서 0.13으로 낮았고, 월별로는 6월이 0.68으로 높았으며 7월이 0.14로 낮게 나타났다. 2020년 조사에서는 A구간에서 1로 높았으며, E구간에서 0.09으로 낮았고, 월별로는 5월이 0.44으로 높았으며 9월이 0.18로 낮게 나타났다. 선행연구(Kim et al., 2014a)와 비교해 보면 2013년 조사에서는 A구간에서 0.68로 높았으며, E구간에서 0.13으로 낮았고, 월별로는 5월이 0.57으로 높았으며 8월이 0.21로 낮은 것으로 나타났다(Fig. 8). 본 조사에서 3년 평균 우점도 지수를 보면 A구간이 0.59로 가장 높아 선행연구와 비슷한 결과로 분석되었으나 H구간이 0.04로 가장 낮게 분석되어 선행연구와 차이를 나타냈다. 이는 선행연구의 E구간에 비해 본 연구의 H구간이 고산 종의 출현이 많아 상대적으로 우점도가 낮은 것으로 생각된다.

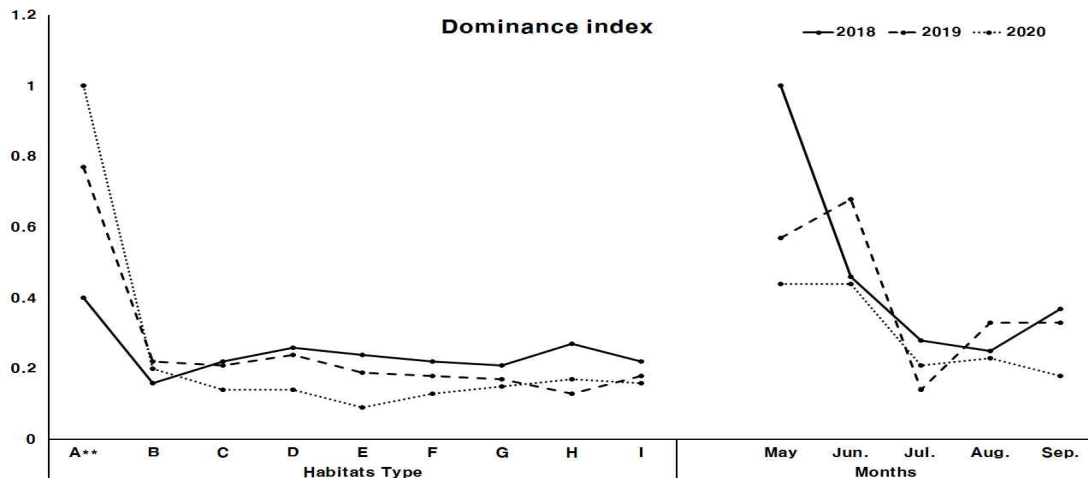


Fig. 8. Dominance index* at different habitat and monthly, from 2018 to 2020.

* Dominance index, Simpson, 1949

** A, Yeongsil1(1,280 m ~ 1,334 m); B, Yeongsil2(1,334 m ~ 1,500 m); C, Yeongsil3(1,500 m ~ 1,655 m); D, Seonjakjiwat(1,655 m ~ 1,678 m); E, Witsae Oreum(1,678 m ~ 1,700 m); F, Banga Oreum1(1,700 m ~ 1,700 m); G, Banga Oreum2(1,700 m ~ 1,600 m); H, Baegnokdam(1,600 m ~ 1,950 m); I, Janggumok(1,700 m ~ 1,804 m)

(2) 다양도 지수(Diversity Index)

일반적인 지수의 범위가 나타내는 의미는 4.00보다 크면 매우 양호한 상태이며, 3.00 ~ 4.00 범위의 값을 보이면 양호, 2.00 ~ 3.00 범위 값은 다소 양호, 1.00 ~ 2.00 범위의 값은 불량, 0.00 ~ 1.00 범위의 값은 매우 불량하다고 판단할 수 있고 균집이 한가지 종으로만 이루어질 때의 값은 0이다.

조사기간 및 조사구간 전체 다양도 지수는 E구간에서 2.34로 가장 높았으며, A구간에서 0.30으로 가장 낮았다. 월별로는 7월이 1.97으로 높았으며 5월이 0.64로 낮게 나타났다. 2018년 조사에서는 B구간에서 2.05로 높았으며, A구간에서 0.22으로 낮았다. 월별로는 8월이 1.83로 높았으며 5월이 0으로 낮게 분석되었다. 2019년 조사에서는 E구간에서 2.14로 높았으며, A구간에서 0.43으로 낮았다. 월별로는 7월이 2.22로 높았으며 6월이 0.80로 낮게 나타났다. 2020년 조사에서는 E구간에서 2.47로 높았으며, A구간에서는 먹그늘나비 1종만 출현하여 0으로 낮았고, 월별로는 7월이 1.91로 높았으며 5월이 1.10으로 낮게 분석되었다. 선행연구(Kim et al., 2014a)와 비교해 볼 때 2013년 조사에서는 E구간에서 2.22로 높았으며, A구간에서 0.69으로 낮았다. 월별로는 8월이 1.86으로 높았으며 5월이 0.64

로 낮게 나타났다(Fig. 9).

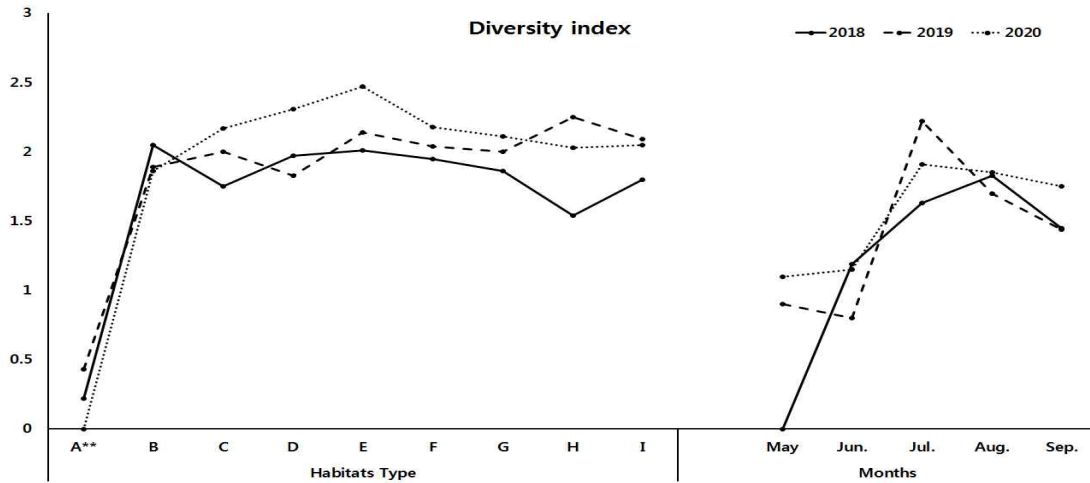


Fig. 9. Diversity index* at different habitat and monthly, from 2018 to 2020.

* Diversity index, Pielou, 1975

** A, Yeongsil1(1,280 m ~ 1,334 m); B, Yeongsil2(1,334 m ~ 1,500 m); C, Yeongsil3(1,500 m ~ 1,655 m); D, Seonjakjiwat(1,655 m ~ 1,678 m); E, Witsae Oreum(1,678 m ~ 1,700 m); F, Banga Oreum1(1,700 m ~ 1,700 m); G, Banga Oreum2(1,700 m ~ 1,600 m); H, Baegnokdam(1,600 m ~ 1,950 m); I, Janggumok(1,700 m ~ 1,804 m)

(3) 풍부도 지수(Richness Index)

조사기간 및 조사구간 전체 풍부도 지수는 D구간에서 3.74로 가장 높았으며, A구간에서 0.74로 가장 낮았다. 월별로는 8월이 3.21로 높았으며 5월이 1.55로 낮게 나타났다. 2018년 조사에서는 D구간에서 2.99로 높았으며, A구간에서 0.45로 낮았다. 월별로는 8월이 2.46로 높았으며 5월 먹그늘나비 1종만 출현하여 0으로 낮았다. 2019년 조사에서는 C구간에서 3.12로 높았으며, A구간에서 0.46으로 낮았다. 월별로는 8월이 2.95으로 높았으며 5월이 1.06로 낮았다. 2020년 조사에서는 D와 E구간에서 3.38로 높았으며, A구간에서 먹그늘나비 1종만 확인되어 0으로 분석되었다. 월별로는 8월이 2.54으로 높았으며 9월이 1.12로 낮게 분석되었다. 선행연구(Kim et al., 2014a)와 비교해 볼 때 2013년 조사에서는 E구간에서 2.64로 높았으며, A구간에서 1.02으로 낮았고, 월별로는 8월이 2.93으로 높았으며 5월이 0.37로 낮게 나타났다(Fig. 10).

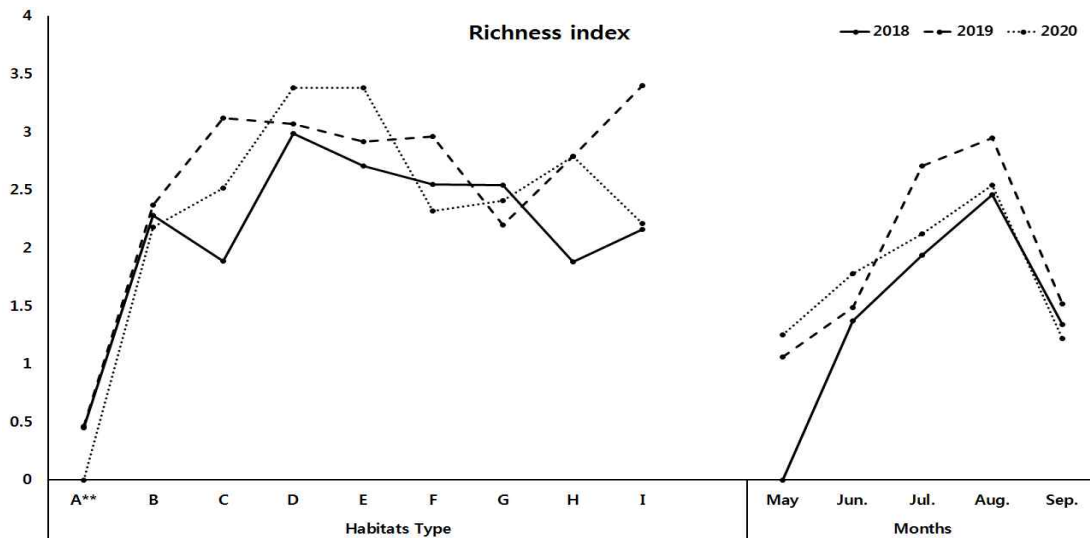


Fig. 10. Richness index* at different habitat and monthly, from 2018 to 2020.

* Richness index, Margalef, 1958

** A, Yeongsil1(1,280 m ~ 1,334 m); B, Yeongsil2(1,334 m ~ 1,500 m); C, Yeongsil3(1,500 m ~ 1,655 m); D, Seonjakjiwat(1,655 m ~ 1,678 m); E, Witsae Oreum(1,678 m ~ 1,700 m); F, Banga Oreum1(1,700 m ~ 1,700 m); G, Banga Oreum2(1,700 m ~ 1,600 m); H, Baegnokdam(1,600 m ~ 1,950 m); I, Janggumok(1,700 m ~ 1,804 m)

(4) 균등도 지수(Evenness Index)

조사기간 및 조사구간 전체 균등도 지수는 G구간에서 0.54 가장 높았으며, A구간에서 0.13으로 가장 낮았다. 월별로는 9월이 0.50으로 높았으며 6월이 0.26로 낮게 나타났다. 월별로는 9월이 0.48으로 높았으며 6월이 0.35로 낮게 나타났다. 2018년 조사에서는 B구간에서 0.57로 높았으며, A구간에서 0.30으로 낮았고 월별로는 9월이 0.46로 높았으며 5월이 딱그늘나비 1종만 확인되어 0으로 낮게 분석되었다. 2019년 조사에서는 G구간에서 0.56로 높았고, A구간에서 0.27로 낮았으며, 월별로는 7월이 0.51로 높았으며 6월이 0.23으로 낮게 나타났다. 2020년 조사에서는 F구간에서 0.61로 높았고, A구간에서 0으로 낮았으며, 월별로는 9월이 0.62로 높았고 5월이 0.32으로 낮게 나타났다(Fig. 11). 선행연구(Kim et al., 2014a)와 비교해 볼 때 2013년 조사에서는 E구간에서 0.57로 높았으며, A구간에서 0.30으로 낮게 분석되었다.

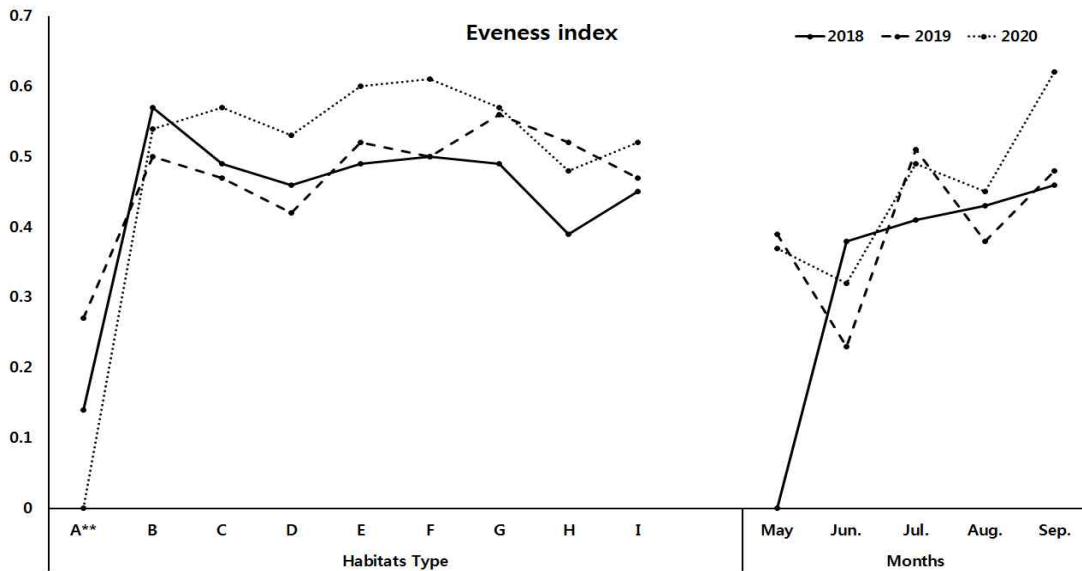


Fig. 11. Evenness index* at different habitat and monthly, from 2018 to 2020.

* Evenness index, Pielou, 1975

** A, Yeongsil1(1,280 m ~ 1,334 m); B, Yeongsil2(1,334 m ~ 1,500 m); C, Yeongsil3(1,500 m ~ 1,655 m); D, Seonjakjiwat(1,655 m ~ 1,678 m); E, Witsae Oreum(1,678 m ~ 1,700 m); F, Banga Oreum1(1,700 m ~ 1,700 m); G, Banga Oreum2(1,700 m ~ 1,600 m); H, Baegnokdam(1,600 m ~ 1,950 m); I, Janggumok(1,700 m ~ 1,804 m)

(5) 백분율 유사도 지수(Evenness Index)

구간별 유사도 지수는 E-F, D-E, F-I구간이 0.8 이상으로 E(윗세오름)-F(방아오름) 구간이 0.876으로 가장 높았으며, D(선жат지왓)-E(윗세오름) 구간이 0.824, F(방아오름)-I(장구목) 구간이 0.823로 분석되어 유사도가 높았다. 유사도 지수가 0.7이상 0.8미만인 구간은 B-D, B-E, B-F, B-G, C-E, C-F, D-F, E-G, E-I, F-G, F-I, H-I 구간으로 분석되었다.

E-F구간은 제주조릿대와 구상나무로 이루어진 식생대에서 가장 유사하게 나타났다. 그 다음은 D-E구간은 넓게 펼쳐진 고사초원지대와 윗세오름 주변이 동일한 고도이며 비슷한 식생유형 인하여 출현종이 유사하게 나타났다. 또한 H-I 구간은 선행연구(Kim et al., 2014a)에서 유사도가 0.745로 가장 높았지만 본 연구에서는 유사도가 0.767로 높게 분석되었다(Table 8).

Table 8. Proportional similarity Index* of each site from 2018 to 2020 in Mt. Hallasan

	B	C	D	E	F	G	H	I
A**	0.189	0.122	0.059	0.129	0.165	0.316	0.036	0.024
B		0.620	0.707	0.760	0.788	0.747	0.458	0.433
C			0.692	0.772	0.774	0.663	0.555	0.551
D				0.824	0.788	0.648	0.445	0.513
E					0.876	0.729	0.502	0.791
F						0.751	0.586	0.823
G							0.441	0.430
H								0.767

* Proportional similarity Index, Elzing et al., 2001

** A, Yeongsil1(1,280 m ~ 1,334 m); B, Yeongsil2(1,334 m ~ 1,500 m); C, Yeongsil3(1,500 m ~ 1,655 m); D, Seonjakjiwat(1,655 m ~ 1,678 m); E, Witsae Oreum(1,678 m ~ 1,700 m); F, Banga Oreum1(1,700 m ~ 1,700 m); G, Banga Oreum2(1,700 m ~ 1,600 m); H, Baegnokdam(1,600 m ~ 1,950 m); I, Janggumok(1,700 m ~ 1,804 m)

(6) 군집분석을 이용한 유사도 덴드로그램

한라산 나비군집 조사 자료를 군집 분석한 결과 통계적으로 유의한 2개의 그룹으로 나뉘어졌다. Group I은 영실~방아오름 구간, Group II는 장구목~백록담 구간으로 한라산 저지대 구간(Group I)과 백록담 주변 아고산대 구간(Group II)으로 구분이 되었다. Group I은 교목림과 관목림, 초본 등 다양한 식생이 혼재하며, Group II는 대부분 훼손복구지 구간으로 해발 1,700m 이상의 고산초지대이다. 김의털 군락과 산철쭉, 털진달래 등 관목림 군락이 주를 이루며, 그 사이에 구상나무 군락이 장벽처럼 놓여져 있다. 이는 서식지 주변의 식생구조와 기상 특성, 해발고도, 인위적인 간섭 상태 등 복합적인 요소가 반영된 결과로 한라산에 서식하는 나비개체군의 출현에 영향을 미친 것으로 판단된다(Fig. 12).

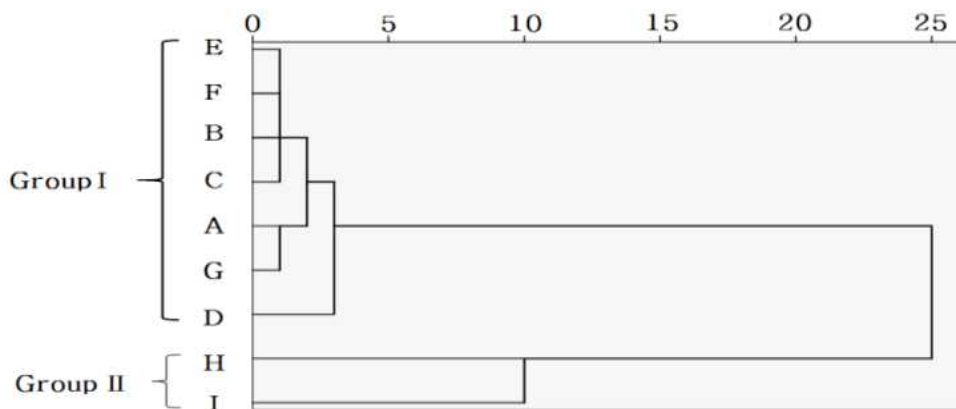


Fig. 12. Similarity dendrogram using cluster analysis each site from 2018 to 2020 in Mt. Hallasan.

* A, Yeongsil1(1,280 m ~ 1,334 m); B, Yeongsil2(1,334 m ~ 1,500 m); C, Yeongsil3(1,500 m ~ 1,655 m); D, Seonjakjiwat(1,655 m ~ 1,678 m); E, Witsae Oreum(1,678 m ~ 1,700 m); F, Banga Oreum1(1,700 m ~ 1,700 m); G, Banga Oreum2(1,700 m ~ 1,600 m); H, Baegnokdam(1,600 m ~ 1,950 m); I, Janggumok(1,700 m ~ 1,804 m)

9) 선행연구를 통한 한라산 나비류의 서식 가능 고도 분포

한라산 지역의 나비 연구는 간헐적으로 이루어지고 있으며(JESRI, 1988; Kim, 2000; Kim et al., 2013). 최근 연구 동향은 고도에 따른 분포에 많은 관심이 집중되고 있다(Rodríguez and Baz, 1995; Fagua, 1999). 나비목 곤충은 기후변화 및 서식지 환경변화에 민감한 종으로(Erhardt, 1985; Fox et al., 2001; Parmesan et al., 1999), 한라산 고도별 나비 분포 측면에서 볼 때 많은 종이 서식 가능 고도가 높아지고 있다. 최근 30년 정도의 자료를 분석해보면 정상부 초지대(해발 1,500 m)에만 분포하는 종은 가락지나비, 함경산뱀눈나비, 산굴뚝나비, 산꼬마부전나비 등으로 나타났으며, 이 외의 종들은 저지대부터 고산지대까지 분포 범위를 넓혀가고 있다. 특히 근래에 오면서 줄점팔랑나비, 노랑나비와 같은 저지대 출현종이 출현이 확인되고 있으며 소철꼬리부전나비와 같은 미접도 드물게 관찰되고 있다. 또한 저지대에서 서식하는 굴뚝나비의 출현도 관찰되고 있으며 정상부에서 산호랑나비 이외에도 호랑나비, 남벽에서 굴빛부전나비가 관찰되기도 하였다(Table 4). 본 연구와 선행 연구자료를 토대로 볼 때 고산지역에 서식하는 나비들은 점차 고도로 높은 쪽으로 이동하고 저지대에 서식하는 종들이 고산지역에 관찰되고 있어(Table 9) 기온상승으로 인한 나비의 이동(Konvicka et al., 2003) 및 군집구조의 변화가 예상된다.

Table 9. The range of possible habitat of Mt. Halla butterflies through comparison with previous research

Species name / Korean name	JESRI (1988) (m)	Kim (2000) (m)	Kim et. al. (2013) (m)	2018 Survey (m)	2019 Survey (m)	2020 Survey (m)
Papilionidae 호랑나비과						
<i>Papilio machaon</i> 산호랑나비	0-1,950	0-1,950	1,280-1,950	1,334-1,950	1,500-1,950	1,600-1,950
<i>Papilio xuthus</i> 호랑나비					1,600-1,950	1,500-1,650
<i>Papilio bianor</i> 제비나비	0-600	0-800	1,334-1,700	1,655-1,678	1,334-1,804	1,334-1,950
<i>Papilio maackii</i> 산제비나비						1,665-1,700
Pieridae 흰나비과						
<i>Colias erate</i> 노랑나비	0-1,100	0-1,800	1,655-1,900	1,655-1,804	1,655-1,900	1,655-1,950
<i>Pieris napi</i> 줄흰나비	0-1,950	0-1,950	1,280-1,900	1,334-1,950	1,280-1,900	1,334-1,950
Lycaenidae 부전나비과						
<i>Celastrina argiolus</i> 푸른부전나비					1,500-1,678	
<i>Plebejus argus</i> 산꼬마부전나비	1,000-1,950	1,400-1,950	1,334-1,800	1,665-1,700	1,665-1,804	1,500-1,678
<i>Favonius taxila</i> 산녹색부전나비	900-1,400	1,000-1,800	1,280-1,334			
<i>Japonica lutea</i> 꿀빛부전나비					1,600-1,950	
<i>Chilades pandava</i> 소철꼬리부전나비			1,550-1,678	1,665-1,678	1,334-1,500	1,500-1,655
Nymphalidae 네발나비과						
<i>Coenonympha hero</i> 도시치녀나비	1,000-1,400	1,000-1,800	1,334-1,800	1,334-1,950	1,334-1,950	1,334-1,950
<i>Hipparchia autonoe</i> 산굴뚝나비	1,650-1,950	1,350-1,950	1,500-1,950	1,334-1,950	1,665-1,950	1,665-1,950
<i>Minois dryas</i> 굴뚝나비	0-1,600	0-1,800	1,700-1,900		1,500-1,655	
<i>Ypthima multistriata</i> 물결나비				1,665-1,678		
<i>Oeneis urda</i> 함경산뱀눈나비	1,100-1,800	1,500-1,800	1,678-1,950	1,700-1,950	1,700-1,950	1,700-1,950
<i>Aphantopus hyperantus</i> 가락지나비	1,400-1,950	1,200-1,950	1,334-1,950	1,500-1,950	1,334-1,950	1,334-1,950
<i>Melanargia epimede</i> 조흰뱀눈나비	900-1,950	1,000-1,950	1,334-1,950	1,334-1,950	1,334-1,950	1,334-1,950
<i>Lopinga achine</i> 눈많은그늘나비	1,400-1,950	1,300-1,800	1,300-1,800	1,280-1,800	1,300-1,950	1,655-1,950
<i>Lethe diana</i> 먹그늘나비	600-1,600	0-1,800	1,280-1,800	1,280-1,950	1,280-1,950	1,280-1,950
<i>Parantica sita</i> 왕나비	0-1,950	0-1,950	1,280-1,950	1,678-1,950	1,655-1,950	
<i>Polygonia c-aureum</i> 네발나비	0-700	0-800	1,500-1,655			1,655-1,678
<i>Kaniska canace</i> 청미선나비	0-1,300	0-1,800	1,334-1,800	1,678-1,700	1,500-1,678	1,700-1,804
<i>Vanessa indica</i> 큰멋쟁이나비	0-1,950	0-1,950	1,280-1,800	1,334-1,950	1,334-1,950	1,334-1,950
<i>Vanessa cardui</i> 작은멋쟁이나비	0-1,950	200-1,950	1,334-1,700	1,280-1,950	1,334-1,950	1,334-1,950
<i>Argynnis niobe</i> 은점표범나비	0-1,950	600-1,950	1,334-1,900	1,334-1,804	1,334-1,950	1,334-1,950
<i>Argynnis paphia</i> 은줄표범나비	0-1,950	0-1,950	1,500-1,700	1,334-1,950	1,500-1,950	1,500-1,950
<i>Argynnis laodice</i> 흰줄표범나비	0-1,950	0-1,950	1,500-1,700			
<i>Argynnis hyperbius</i> 암갈색은표범나비	0-1,950	0-1,950	1,678-1,900		1,500-1,678	1,500-1,678
Hesperiidae 팔랑나비과						
<i>Hesperia florinda</i> 꽃팔랑나비	600-1,950	1,800-1,950	1,655-1,800	1,500-1,950	1,334-1,950	1,655-1,950
<i>Potanthus flavus</i> 황알락팔랑나비					1,700-1,900	1,600-1,950
<i>Ochlodes subhyalina</i> 유리창머들썩팔랑나비				1,678-1,700	1,678-1,950	1,678-1,950
<i>Choaspes benjaminii</i> 푸른큰수리팔랑나비				1,678-1,700		
<i>Parnara guttata</i> 줄점팔랑나비	0-1,500	0-600	1,678-1,700	1,334-1,950	1,334-1,950	1,334-1,950

The altitude range of this study is 1,280 m ~1,950 m above sea level.

4. 고찰

생물종 다양성을 평가하기 위해서는 종, 서식지 수준에서의 모니터링이 필수이며(Balmford et al., 2005; Dobson, 2005) 나비는 짧은 수명주기로 인해 다른 분류군보다 서식지 변화에 민감하고(Thomas, 1994; Van Swaay and Warren, 1999; Thomas et al., 2004) 극한의 상황에서 발생하는 변화를 감지할 가능성이 높기 때문에(Van Swaay et al., 2006) 지표종으로서의 중요성이 부각되고 있다(Thomas and Clarke, 2004; Thomas, 2005). 특히 나비 모니터링 조사는 경관 및 서식지 특성, 기후변화에 따라서 나비의 분포패턴과 풍부도가 변화하며(Thomas et al., 2004). 본 연구는 이러한 변화를 알아보기 위하여 고정된 코스를 이용하여 조사를 실시하였다. 조사 결과 2018년도에는 24종 4,511개체가 출현하였으며 2019년 28종 3,308개체, 2020년 26종 2,173개체의 출현을 확인하였으며 2018년에 비해 2020년에 관찰된 종수는 2종 증가하였으나 개체수는 48% 정도 감소되었다. 개체수가 급감한 원인은 2020년 8월 하순에서 9월에 걸쳐 바비(2020.8.26), 마이삭(2020.09.02), 하이선(2020.09.07) 등 강풍을 동반한 중형급 태풍(강풍반경 300 km)으로 인해 개체수가 감소한 것으로 판단된다.

이러한 자연적인 요인들 외에도 최근 수십년 간의 기후변화로 말미암아 종의 감소와 멸종으로 이어지는 주요한 영향을 미치고 있으며(Parmesan and Yohe, 2003), 미래의 나비의 분포와 개체수 변동에 미치는 영향이 클 것이며, 조치가 시급할 것으로 예측된다(Settele et al., 2008).

A구간의 경우 영실 등산로 초입(해발 1,280 m)에서 1전망대(해발 1,334 m)까지의 구간으로 소나무림 등 교목층이 주를 이루기 때문에 수광상태가 좋지 않고 기온이 다른 구간보다 낮으며, 먹이식물과 흡밀식물의 분포가 적어 다수의 종이 확인되지 않았다. 선행연구(Kim et al., 2014a)에서는 5종 50개체가 출현하였지만 본 연구에서는 종과 개체수가 점차적으로 감소하는 경향을 보였다. 수광상태가 85% 미만으로 감소하고 기온이 19℃ 이하가 되면 개체수가 급격히 감소한다는 보고(Linnea et al., 2009)와 같이 유사한 출현양상을 보였으며 2020년 조사의 경우 먹그늘나비 1종만 관찰되어 종 및 개체수 변화의 폭이 다른 조사 구간에 비하여 크게 나타났다. A구간의 경우 수광 상태가 낮고 초본류가 적기 때문에 출

현 종수가 현저히 적었으며, 먹그늘나비의 출현률이 높았다. 이는 숲 내부로 들어오는 직사광과 성충의 먹이원인 흡밀식물, 애벌레 식초의 양과 질을 감소시켜 나비 개체에 영향을 미칠 뿐만 아니라 적합한 서식지 크기의 감소로 인해 일부 나비 종의 국지적 멸종을 증가시키는 결과가 되어 종과 개체수가 감소하는 경향을 보였다(Sparks et al., 1996).

B구간의 경우 산철쭉과 팡팡나무, 좁갈매나무, 보리수나무 등 관목이 주를 이루고 제주황기, 제주달구지풀, 가시엉겅퀴 등 초본류가 산발적으로 나타나기 시작하는 구간이다. 또한 남쪽으로부터 불어오는 강한 바람이 영실기암에 부딪혀 기류를 타고 저지대의 나비들이 한라산 고산지대로 옮겨지는 통로를 만들어주는 시작점이라고 생각되며, 조사결과 미접으로 확인된 소철꼬리부전나비와 굴뚝나비가 처음 관찰된 지점이다. 최근 등산로 정비로 인한 데크 공사작업으로 나비 서식에 영향을 주었을 것으로 판단된다.

C구간은 영실 해발 1,500 m로, 이곳은 구상나무림과 관목림의 임상이 나타나며 등반로 주변으로 가파른 절벽구간이 있으며 구상나무 건전목과 고사목이 산재해 있다. 나비군집은 흡밀식물의 다양성과 밀접한 관계를 보이며(Stoner and Joern, 2004) 특정한 종이나 꽃의 형태, 화색을 선호하기도 한다(Gilbert and Singer, 1975). 절벽 주변으로 말나리(*Lilium distichum* Nakai), 구릿대(*Angelica dahurica* (Fisch. ex Hoffm.) Benth. & Hook. f. ex Franch. & Sav.), 절굿대(*Echinops setifer* Iljin) 누른종덩굴(*Clematis koreana* Kom.), 원추리(*Hemerocallis fulva* L.) 등 초본류가 많이 자생하는 구간으로 나비의 출현이 많아지는 구간이다.

D구간은 구상나무림을 지나 넓게 펼쳐진 선작지왓 초원지대로 등산로 주변으로는 제주조릿대와 호장근, 김의털, 가시엉겅퀴와 바늘엉겅퀴 등이 자라고 있다. 또한 선작지왓 안쪽으로 들어서면 산철쭉과 털진달래, 귀룽나무(*Prunus padus* L.) 등 관목이 제주조릿대와 요철(凹凸)지형의 암석과 함께 넓은 면적에 고르게 분포하고 있다. 또한 이 지역은 구상나무림과 초지대가 만나는 구간으로 많은 개체의 나비가 구상나무숲 가장자리 주변으로 확인되어 가장자리 효과에 의해 개체수 증가를 보였다(Bossart and Opuni-Frimpong, 2009).

E구간은 돌바닥으로 이루어진 곳으로 최근에 데크공사로 중간 부분에 목재

데크를 설치하였다. 등산로 양옆으로는 구상나무와 주목이 조밀하게 자라고 있으며 윗세오름에서 장구목으로 이동하는 나비가 지나는 길목이다. 또한 주변에 금방망이, 설앵초, 개박쥐나물, 개족도리풀, 가지영경귀와 바늘영경귀 등 초본류도 고른 분포를 보이고 있어 나비의 출현에 영향을 미치고 있으며(Stoner and Joern, 2004) 이러한 방화식물은 나비류를 유인하는데 중요한 역할을 하고 있어(Saarinen and Jantunen, 2005; Kitahara et al., 2008) 다른 구간에 비해 종다양도가 높게 나타났다.

H구간은 백록담 남쪽사면 지체부에서 정상부까지 급경사로 이루어진 암석지대이고 산철쭉과 털진달래가 암석 틈 사이로 자라고 있으며, 눈향나무(*Juniperus chinensis* var. *sargentii* A. Henry), 한라고들빼기(*Crepidiastrum hallaisanense* (H. Lév.) Pak), 한라돌쩌귀(*Aconitum japonicum* subsp. *napiforme* (H.Lév. & Vaniot) Kadota), 한라개승마(*Aruncus aethusifolius* (H. Lév.) Nakai), 한라솜다리(*Leontopodium coreanum* var. *hallaisanense* (Hand. - Mazz.) D.H. Lee & B.H. Choi) 등 특산식물이 서식하고 있다. 특히 남벽 정상부와 분화구 내륙 남동사면 주변은 훼손지 식생복원지역으로 녹화마대에 의해 식생복원이 이루어져 김의털, 털새, 검정겨이삭 등 벼과식물이 서식하고 있으며, 토양 노출면 주변으로 구름떡쑥, 시로미, 백리향 등 흡밀식물이 자생하고 있어 많은 개체의 출현이 확인되었다.

군집분석은 우점도, 다양도, 풍부도, 균등도, 유사도 등을 선행연구(Kim et al., 2014a)와 비교 분석하였다. 우점도(Dominance index)는 생물 군집내 종의 우점화 비율을 나타내는 척도로 비교 대상들 간의 우점 정도를 나타내는 지표가 된다(Simpson, 1949). 조사 시기별 우점도는 나비가 출현하는 5월의 경우 높게 나타났으며 시간의 지남에 따라 많은 종이 출현하여 전반적으로 우점도가 낮아지는 것으로 나타났다. 선행연구(Kim et al., 2014a)와 비교해 보면 우점도가 높은 지역은 A구간으로 같은 결과로 나타났으며, 이 구간의 우점종은 먹그늘나비로 생태적으로 습하거나 반습지 서식지를 선호하는 종으로 연1~2회 출현하며 수컷의 경우 점유행동을 하는 특성(Kim et al., 2010)이 있으며 조릿대가 분포하는 지역에 주로 우점하는 것으로 보고된 속리산의 나비 다양성 연구결과와 유사하게 나타났다(Kim et al., 2012a).

다양도는 그 지역의 군집을 구성하는 종의 수와 그 종들의 균등하게 분포하는 지에 따라 달라지며, 이러한 여러 가지 요인들의 시·공간적 측면의 상호작용에 의한 종합적인 결과이다. 선행연구(Kim et al., 2014a)의 경우 윗세오름 구간이 2.22로 높게 나타났으며, 2018년 B구간(2.05), 2019년 백록담(2.25), 2020년 윗세오름(2.47)이 높게 나타났지만 이 구간을 제외하면 전반적으로 낮은 경향성을 보였다. 시기별 다양성 역시 2019년 7월(2.22)을 제외하면 대부분 낮은 경향을 보였으며 다른 국립공원 지역의 연구 결과와 유사하게 나타났다(Kim et al., 2012a). 나비 다양성의 경우 윗세오름 지역이 다양성이 높게 나타나고 있으며 이는 돈내코, 어리목, 영실 등의 코스를 연결하는 구간으로 등산객의 왕래가 빈번하고, 주변에 식생 훼손복구지역이 존재하며, 목재테크 설치로 적당히 교란되고 고산초지대, 관목림, 구상나무림 등 경관이 복잡하게 나타나기 때문에 다양도가 다소 높게 나타난 것으로 판단할 수 있으며(Kim et al., 2012a) 이러한 곳은 향후 인위적인 간섭으로 개발이 많아지게 되면 종의 감소하게 된다(Blair and Launer, 1997).

종풍부도지수(Species Richness Index)는 단위면적 내에 서식하는 생물종의 수를 계량화한 것으로 군집 내에서 일정면적에 있는 종의 수를 의미하며 일정한 표본지역의 종수를 세어 한 지역의 종 풍부도를 추정하는 것이다(Margalef, 1958). 따라서 종풍부도는 특정한 지리적 단위에서 출현하는 생물종의 총수를 의미하며 생물다양성을 평가하는데 가장 간략한 방법으로 널리 사용되고 있다(Whittaker 1972). 선행연구(Kim et al., 2014a)의 경우 A구간과 I구간을 제외하고 모든 구간이 2.00 이상이며, 본 연구의 A구간을 제외하고 전 구간이 2.00 이상으로 분석되었다. 전반적으로 선행연구(Kim et al., 2014a)에 비해 풍부도는 증가하는 추세로 나타났으며 2019년의 경우 I구간에서 3.40으로 가장 높게 나타났으며, 2018년의 경우 D구간과 E구간에서 3.38로 높게 나타났다. 2019년의 경우 I구간에서 22종이 출현하였으며 2018년 D, E구간의 경우 19종, 17종이 출현해 한라산 서식지 중 선작지왓, 윗세오름, 장구목 구간이 나비의 풍부도 측면에서 서식하기에 알맞은 환경을 제공하는 것으로 보인다. 선작지왓의 경우 등산로를 따라 제주조릿대가 없는 지역에 가시엉겅퀴와 바늘엉겅퀴가 우점하며 호장근, 백리향, 시로미, 곰취 등 다양한 식물이 자생하고 있다. 또한 윗세오름지역도 토양이 노출된 지역에 가시엉겅퀴와 바늘엉겅퀴, 산뿔풀, 곰취, 백리향, 구름떡쑥 등의

흡밀식물이 분포하며, 장구목의 경우에는 김의털, 털새, 검정겨이삭 등의 벼과 식물이 등산로 돌계단 주변에 패치형태로 분포하며 그 주변 암석 틈 사이에 설앵초, 고산구슬봉이, 구름떡쑥 등 초본류가 분포하고 있어 많은 종의 나비가 확인되었다. 따라서 다양한 환경과 공간적 특성에 의하여 나비군집의 구성이 다르게 나타나며, 흡밀식물과 먹이식물의 분포에 의해 직접적인 영향을 받는 것으로 판단된다(Ries and Debinski, 2001; Stoner and Joern, 2004; Shepherd and Debinski, 2005; Reeder et al., 2005; Davis et al., 2007).

유사도 지수는 단일구간 내에 출현하는 종의 구성이 비슷하기 때문에 종의 개체수가 변수로 작용하므로 비교 대상 구간의 동일 출현종의 출현 유무보다 개체수가 반영된 백분율 유사도 지수로 구간별 유사도를 분석하였다(Elzing et al., 2001). 윗세오름(E)구간-방아오름(F)구간, 윗세오름-선작지왓(D)구간이 0.876, 0.824로 다소 높게 나타나 두 지역의 출현하는 종과 개체수가 다소 유사한 경향을 보였다. 이들 3개 구간이 고산 초지대로 연결되어 있어 윗세오름과 방아오름 구간의 경우 구상나무림 등이 조사지 내에 포함되고 하층식생이 대부분 제주조릿대가 우점하는 경향을 보이고 있으며 지리적으로 인접해 있기 때문에 해발고도와 식물상도 유사하게 나타나 백분율유사도 지수가 크게 나타난 것으로 판단된다. 반면 영실 등반로 A와 B구간이 0.189로 유사도가 가장 낮았는데 이는 A구간의 식생은 소나무림으로 이루어졌으며 고도와 경사도가 낮은 반면 B구간의 경우 관목림으로 식생이 바뀌고 고도와 경사가 급하게 높아지는 구간으로 출현종과 개체수에서 차이가 많이 나기 때문에 유사도 지수가 낮았다.

본 연구에서 출현한 종들 가운데 한라산 고산지역에만 제한적으로 출현하는 함경산뱀눈나비, 산꼬마부전나비, 가락지나비, 산굴뚝나비가 확인되었다. 함경산뱀눈나비의 경우 참산뱀눈나비(*Oeneis mongolica*)와 유사하지만 뒷날개 아랫부분의 암갈색 무늬가 있어 구별이 가능하다. 또한 5월과 6월에 백록담과 장구목 지역에서 관찰되며 연도별 개체수 변동이 크기 때문에 지속적인 모니터링이 필요한 종이다.

산꼬마부전나비의 경우 7월과 8월에 주로 관찰되었으며 윗세오름에서 종종 관찰되고 있으며 외국의 경우 많은 연구가 진행되고 있다(Thomas, 1985; Martin et al., 1997; Petenian et al., 2003). 한라산 지역의 주요 서식지는 해발고도

1,400 ~ 1,650 m 구간인 만세동산과 윗세오름 사이의 물기가 많은 지역에서 다수 관찰되며 등갈퀴나물(*Vicia cracca*), 호장근, 이른범꼬리(*Bistorta tenuicaulis*), 가시엉겅퀴, 백리향, 꿀풀(*Prunella asiatica*) 등에서 흡밀하는 것이 자주 확인되었다. 산골뚝나비는 생태적으로 수명이 짧고, 멀리 날아갈 수 없는 종의 특성상 서식지 의존도가 높아 서식지 환경변화에 민감하기 때문에 서식지의 먹이식물 감소가 개체군의 자연스러운 감소를 야기한다(Thomas, 1985). 한라산의 경우 현재 서식지 상황을 고려해보면 제주조릿대의 이입과 서식지 주변으로 등반로가 조성되어 있고 먹이식물과 흡밀식물이 감소되고 있는 상황에 처해 있다. 따라서 이 개체군의 유지를 위해 서식지 주변으로 이입되는 제주조릿대의 확산을 막고 먹이식물의 관리가 필요해 보인다.

산골뚝나비는 천연기념물 및 멸종위기종으로 지정되어 보호되고 있으며(Cho et al., 2013) 선행연구(Kim et al., 2014a)와 본 연구의 모니터링 결과를 보면 개체수가 지속적으로 감소되는 추세이다. 2013년 선행연구(Kim et al., 2014a)에서는 692개체가 모니터링 결과 확인되었고 본 연구에서는 2018년 809개체에서 점차적으로 감소되어 2019년 253개체, 2020년에는 254개체가 확인되어 개체수가 급격히 감소하고 있다. 최근 서식지 환경변화 및 기후변화로 인해 개체수 변동이 감지되고 있으며(Kim et al., 2014b), 지속적인 모니터링을 통한 보전방안 마련이 필요할 것으로 생각된다. 주요 서식지는 장구목과 백록담, 남벽으로 이 구간은 자연휴식년제로 지정되어 일반인의 출입이 금지되어 인위적인 간섭이 없으며 자연환경이 잘 보존되고 있는 구간이다. 또한 먹이식물인 김의털이 넓은 면적에 분포하고 있어 많은 개체의 산골뚝나비가 서식하고 있다. 백록담의 경우 분화구 남측 사면에 많은 개체가 확인되었지만 분화구 내부 지체부에는 산골뚝나비의 서식이 거의 확인되지 않았다. *Hipparchia*속의 경우 초지의 밀도가 적고, 토양의 노출이 많으며 교란된 서식지를 선호하는 습성이 있다는 보고(Tropek et al., 2017)와 유사한 생태적 특성을 보인다. 이는 수계주변에 토양 노출면적이 적고 강우시 물에 잠기는 부분이 많아 유충이 서식하기에 부적합한 것으로 생각된다.

Chapter II. 멸종위기종 산굴뚝나비의 개체군 연구

1. 서론

지구상의 많은 생물종들은 인간의 자원이용을 위한 개발수단으로 이용되고 있으며 다양한 위협에 놓여 있고 실제로 많은 생물종이 절멸되어 가고 있다. 최근 광범위한 지역에서 도시화, 산업화 등 인위적 활동의 증가로 인해 생물이 살아가는 자연 서식지 범위가 점차 소형화 및 고립화되어 가고 있으며 이곳에 서식하는 종들의 보전 및 보호적 관점에서 대책이 요구되고 있다(Schultz and Crone, 2003).

국제자연보전연맹(The International Union for Conservation of Nature, IUCN)은 종의 절멸을 막기 위하여 종의 중요도에 따라 적색 목록을 정하여 절멸(extinct, EX), 야생 절멸(extinct in the wild, EW), 위급(critically endangered, CR), 위기(endangered, EN), 취약(vulnerable, VU) 등 총 9개의 분류 범주로 구분하고, 정확하고 과학적인 분류체계를 통해 멸종위기종을 평가할 수 있도록 제시하였다. 국내에서도 문화재보호법에 따라 천연기념물로 지정해 보호하고 있는 야생동물 외에도 개체수가 급격히 감소하여 멸종의 위기에 놓일 우려가 있는 동물들을 환경부령에 따라 멸종위기동물 I급, 멸종위기동물 II급으로 구분하여 관리 및 보호하고 있다. 산굴뚝나비, 붉은점모시나비(*Parnassius bremeri*)와 상제나비(*Aporia crataegi*)는 멸종위기 야생생물 I급으로 지정·보호하고 있으며 깊은산부전나비(*Protantigius superans*), 쌍꼬리부전나비(*Cigaritis takanonis*), 여름어리표범나비(*Mellicta ambigua*), 왕은점표범나비(*Argynnis nerippe* C. Felder and R. Felder), 은줄팔랑나비(*Leptalina unicolor*), 큰홍띠점박이푸른부전나비(*Sinia divina*) 등도 멸종위기 야생생물 II급으로 지정하고 있다. 한라산에 서식하는 산굴뚝나비는 문화재청에서 2005년 3월 17일 천연기념물 제458호로 지정하였다. 이외에도 국가적색목록 위기(EN)종인 산꼬마부전나비와 산굴뚝나비, 준위협(NT)종인 조흰뱀눈나비, 취약(VU)종인 은점표범나비 등이 서식하고 있다.

한라산 산굴뚝나비의 보전을 위해서는 종의 생활사 및 생태적 특성, 서식지 환경을 분석하여 최적지를 추정할 필요가 있으며 많은 시간과 노력이 필요하다. 하지만 한라산이라는 접근의 어려움과 급격히 변하는 기상조건, 제한된 서식처 내에서 국지적으로 살아가는 개체군을 과학적으로 연구하여 객관적 논리를 제공하는 것은 매우 힘든 일이고 거의 전무한 실정이다. 또한 산굴뚝나비와 같은 멸종위기종은 작은 환경변화에도 민감하게 반응하기 때문에 절멸에 처할 수 있는 위기가 많고 개체수가 적기 때문에 연구를 진행하기가 상당히 힘든 부분이 있다.

생물의 분포가 극지방으로 향하거나 높은 고도로 이동하는 현상은 20세기 동안 다양한 생물군에서 확인되고 있다(Parmesan et al., 1999; Konvicka et al., 2003; Hickling et al., 2006). 한라산에 서식하는 산굴뚝나비도 과거 한라산 해발 1,300 m부터 국지적으로 분포하는 것으로 알려져 있으나, 최근 기후변화에 따른 위협요인의 증가, 서식지 환경변화 등으로 개체군의 변동이 감지되고 있다. 따라서 본 연구는 한라산 아고산지대에 서식하는 산굴뚝나비 연구를 통해 종에 대한 생태적 자료, MRR을 통한 자료 분석, 생활사 등을 토대로 최적의 결과를 도출하기 위한 기초연구를 진행하였으며 향후 서식지 보전·복원을 위한 기초자료로 활용하고자 한다.

2. 재료 및 방법

1) 조사 기간

본 연구는 2014년도에 수행하였으며 산굴뚝나비가 주로 활동하는 시기는 7~8월로 본 연구에서는 7월 22일부터 8월 11일까지 실시하였고, 조사 시간은 나비류가 주로 활동하는 9시 이후부터 16시 사이로 설정하였다.

2) 조사지 개황

조사지역은 한라산국립공원 천연보호구역으로 해발고도별 식생대가 뚜렷하게 나타나는 지역으로 해발 1,000 ~1,400 m까지의 낙엽활엽수림대와 해발 1,400~1,800 m까지의 초지대와 관목림대, 그리고 정상부의 고산초지대 및 분화구 주변 조면암으로 이루어진 암석지로 되어 있다.

영실 등반로 해발 1,280 m 주변 임지는 낙엽활엽수림과 소나무림의 교목층으로 이루어져 있으며, 제주조릿대(*Sasa quelpaertensis* Nakai)가 하층식생의 주를 이루고 있다. 해발 1,400 m부터는 좀갈매나무(*Rhamnus taquetii* (H. Lév.) H. Lév.), 산철쭉(*Rhododendron yedoense* f. *poukhanense* (H. Lév.) M. Sugim), 털진달래(*Rhododendron mucronulatum* var. *ciliatum* Nakai), 보리수나무(*Elaeagnus umbellata* Thunb.), 병꽃나무(*Weigela subsessilis* (Nakai) L. H. Bailey), 팽팽나무(*Ilex crenata* Thunb.), 섬매발톱나무(*Berberis amurensis* var. *quelpaertensis* Nakai) 등 관목림이 주를 이루고 있으며, 하층식생은 제주달구지풀(*Trifolium lupinaster* f. *alpinus* Nakai), 제주황기(*Astragalus nakaianus* Y.N.Lee), 가시영경퀴(*Cirsium japonicum* var. *spinossimum* Kitam.), 바늘영경퀴(*Cirsium rhinoceros* (H. Lév. & Vaniot) Nakai), 김의털(*Festuca ovina* L.) 및 제주조릿대로 이루어져 있다.

해발 1,600 m 주변 선작지왓은 넓게 펼쳐진 고산 초지대지역으로 산철쭉, 털진달래 등 관목림이 주를 이루고 있으며 등산로 주변으로는 호장근(*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse), 제주조릿대, 백리향(*Thymus quinquecostatus* Čelak.)이 우점한다. 또한 주변 식생복구지역에는 벼과에 속하는 김의털과 털새(*Arundinella hirta* var. *ciliata* Koidz.) 등이 분포하고 있다.

해발 1,700 m에 위치한 윗세오름 지역은 영실 코스와 어리목 코스, 돈내코 코스가 만나는 중간 지점으로 교목층은 주로 구상나무와 주목, 산개벚나무 등이 우점하고 하층식생은 제주조릿대가 주로 분포하고 있다. 등산로 주변 토양이 노출된 곳에는 설앵초(*Primula farinosa* subsp. *modesta* var. *koreana* T. Yamaz), 백리향, 금방망이(*Senecio nemorensis* L.), 호장근, 곰취(*Ligularia fischeri* (Ledeb.) Turcz.), 산뿔풀(*Achillea alpina* subsp. *alpina* var. *discoidea* (Regel) Kitam.) 등의 초본류가 자생하고 있다.

해발 1,800 m를 중심으로 위치한 장구목 지역은 윗세오름 대피소에서 서북벽을 통해 정상으로 연결되는 코스로 1986년 5월 1일에 자연휴식년제 지정으로 인해 지금까지 일반인의 출입이 통제되는 지역이다. 등산로와 능선 주변에는 약 18 kg의 녹화마대를 이용한 훼손지 복구작업이 이루어졌으며 호우와 강풍에 견디기 위해 약 30 cm의 나무 말뚝으로 고정시켰다. 계곡부를 중심으로 구상나무(*Abies koreana* E. H. Wilson) 등 교목층이 발달해 있고, 털진달래와 산철쭉 등 관목림과 제주조릿대가 하층식생으로 우점하고 있으며 김의털, 검정겨이삭(*Agrostis flaccida* Hack.), 털새(*Arundinella hirta* var. *ciliata* (Thunb.) Koidz.) 등 벼과 식물이 복구지역에 분포한다. 또한 등반로 주변 돌계단에는 구름떡쭈(*Anaphalis sinica* var. *morii* (Nakai) Ohwi), 시로미(*Empetrum nigrum* var. *japonicum* K. Koch), 눈향나무(*Juniperus chinensis* var. *sargentii* A. Henry), 설앵초, 한라구절초(*Dendranthema coreanum* (H. Lév. & Vaniot) Vorosch.), 눈개쭈부쟁이(*Aster hayatae* H. Lév. & Vaniot) 등 초본류가 자생하고 있다. 2016년부터 2020년까지 5년간 제주조릿대 관리방안 시험 연구지역으로 지정되어 시험별채를 하고 있으며 식물의 종다양도가 점차 높아지고 있는 지역이다.

백록담 분화구 외륜 남측의 남벽등반로는 남벽통제소에서 시작해 남벽 정상까지 이어지는 구간으로 한라산 조면암과 백록담 조면현무암 등 다양한 용암류로 구성된 돌계단 구간이다. 또한 이 지역은 얇은 용암류를 깨어 돌계단을 개설하였으나 현재는 풍화와 흘러내림 현상이 많이 진행된 상태라 식물이 생육에 불리한 조건으로 작용한다. 등반로 주변에는 주로 구상나무와 사스래나무(*Betula ermanii* Cham.) 등 교목류가 생육하고 있으며, 등반로 주변 척박한 곳은 주로 은분취(*Saussurea gracilis* Maxim.), 눈향나무, 시로미, 떡버들(*Salix*

hallaisanensis H. Lév.) 등이 자생한다.

해발 1,950 m의 한라산 정상에는 분화구 내부에 산정호수인 백록담이 있으며, 북방계 극지 고산식물의 남방한계선으로서 식물지리학적으로 매우 중요한 위치에 놓여 있다. 멸종위기 야생생물 I 급인 암매(*Diapensia lapponica* var. *obovata* F. Schmidt), II 급인 한라송이풀(*Pedicularis hallaisanensis* Hurus)를 비롯해 기저부 주변에는 김의털과 검정겨이삭(*Agrostis flaccida* Hack)이 우점하며 화구호 주변 수계에는 한라부추(*Allium taquetii* H. Lév.)가 넓은 면적에 걸쳐 분포해 있다(Table 10).

Table 10. Status of butterfly habitat of altitude, location coordinates, soil exposure, nectar plant, host plant

Location	Altitude (m)	Location coordinates	Soil exposure*	Nectar plant**	Host plant**
Yeongsil	1,500	N3°21' 32.46" E126°29' 55.50"	V	+++	++
Witse Oreum	1,670	N3°21' 44.38" E126°29' 03.23"	VII	++++	++++
Mansae Dongsan	1,560	N3°22' 10.41" E126°30' 27.01"	III	++	+++
Mindaegari Dongsan	1,630	N3°21' 32.46" E126°29' 55.50"	III	+++	++
Samgakbong	1,670	N3°22' 28.10" E126°31' 35.97"	II	++	+++
Janggumok	1,800	N3°21' 50.06" E126°31' 41.37"	IX	++++	+++++
Banga Oreum	1,680	N3°21' 20.17" E126°31' 40.00"	VI	+++	+++
South Wall	1,650	N3°21' 20.05" E126°32' 04.84"	VII	++++	+++
SeonJakJiwat	1,650	N3°21' 30.79" E126°30' 37.29"	VIII	+++	+++
Sanbeolrunae	1,550	N3°20' 55.97" E126°31' 11.38"	I	+	++++
Baengnokdam	1,950	N3°21' 41.00" E126°31' 46.32"	VI	+++++	++++
Beangnokdam_east-slope	1,900	N3°21' 39.32" E126°32' 11.82"	VII	++++	+++

* I, 0~10%; II, 11~20%; III, 21~30%; IV, 31~40%; V, 41~50%; VI, 51~60%; VII, 61~70%; VIII, 71~80%; IX, 81~90%; X, 91~100%

** +, Almost none; ++, Less; +++, Ordinary; +++++, Plenty; ++++++, Very many

3) 조사 지역의 선정

해발 1,400 m 이상 한라산 아고산 초지대를 중심으로 조사지역을 선정하였으며 크게 영실~윗세오름~장구목~서북벽~정상~남벽분기점 코스와 한라산 백록담을 중심으로 동쪽 능선부(성판악 코스 해발 1,900 m)와 북쪽능선부(관음사 코스 해발 1,700 m), 장구목~삼각봉~민대가리동산, 선작지왓~윗세오름~만세동산으로 나누어 조사를 실시하였다.

4) 조사 지역의 기상

한라산은 해발고도에 따른 기온 차이에 의해 다양한 식생대가 분포가 분포하고 동일 식생대에서 해발고도, 주변지형, 주변식생 등으로 미기상이 발달되어 있다(Kong, 1999). 본 조사종인 환경부지정 멸종위기 1급인 산굴뚝나비는 저온에 유리한 생육특성을 보이는 북방계열의 나비로 특정한 서식지가 필요하고 환경변화에 대한 내성이 약해 새로운 서식지로 분산 및 정착이 부족함(Kim et al., 2013; Bae, 2011)에 따라 산굴뚝나비의 서식지를 중심으로 고도에 따른 기상변화 자료를 수집하기 위하여 영실(1,500 m), 윗세오름(1,650 m), 장구목(1,700, 1,800 m), 백록담(1,950 m)의 5개소에 산굴뚝나비가 서식하는 지역을 중심으로 성충이 활동하는 지상부 1.5 m의 측정 자료와 유충이 활동하는 지면부에 각각 온도기록계를 설치하였다(Fig. 13).

기상자료 수집은 Data logger(Mini Temperature and humidity 174H 2channel, Testo, Germany)를 이용하였으며, 자료 분석은 Comsoft-Basic-5 프로그램을 이용하였다. 기상자료 데이터 수집은 1시간당 측정된 값을 엑셀로 변환 생성하여 일평균 값을 구하고 그래프 변환작업을 실시하였다.

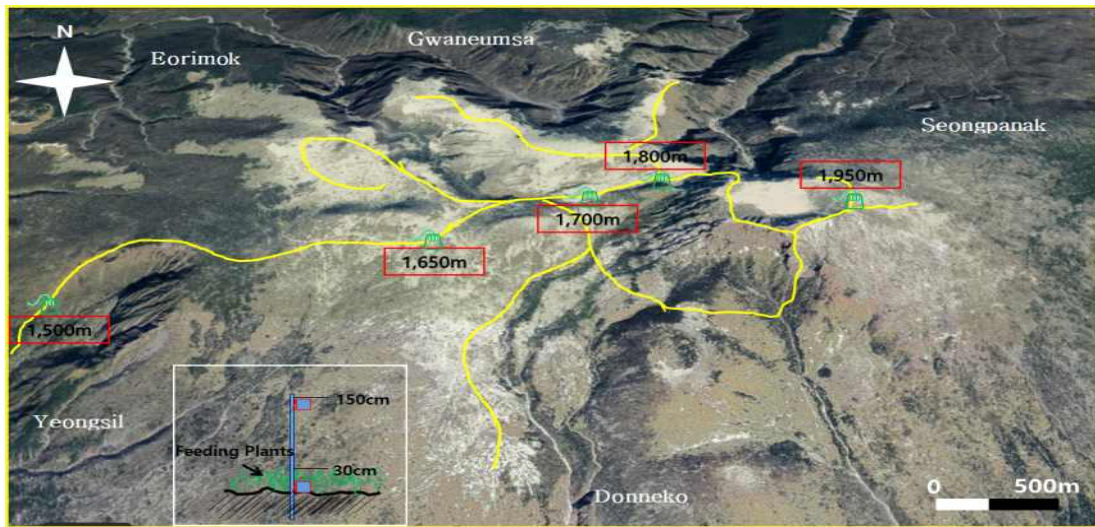


Fig. 13. Location of weather data(temperature and humidity) Collection by altitude in Mt. Hallasan.

5) 조사 방법

(1) 산굴뚝나비 생활사

2015년 8월에 장구목 일대에서 암컷 성충을 채집하여 실험실에서 사육하면서 생활사 연구를 진행하였다. 먹이식물인 김의털은 야외에서 채집하였으며 배양토는 피트머스과 펄라이트를 1:1 비율로 혼합하여 물을 관주하여 식재하였다.

암컷 성충의 산란을 받아 사육실험을 하였다. 평균 산란일수는 모충 5개체의 일별 산란 자료를 이용하였으며, 알 크기는 실체현미경(MDG-33, Leica, Germany)을 활용하여 측정하였다.

(2) 산굴뚝나비 분포 현황

한라산 산굴뚝나비의 분포조사는 2014년 7월~8월 12개의 서식지에 대하여 2회 이상 조사를 실시하였으며 선조사법(Pollard and Yates, 1995)을 이용하였으며, 선조사법은 짧은 시간 안에 성충의 개체수 파악이 용이한 조사방법으로 한라산 아고산대 초지지역 나비 서식 여부를 조사하기 위하여 도보로 서식지를 확인하면서 좌우 반경 5 m 이내에서 육안으로 관찰되는 나비의 개체수를 카운터기로 기록하였다.

(3) 산굴뚝나비 개체군 동태

나비의 서식 개체수가 많고 일반인 출입이 통제되어 연구 활동에 적합한 장구목 일원에서 벨트조사법을 활용한 MRR(Mark-Release-Capture)을 실시하였으며, 조사는 2014년 7월 22일부터 8월11일까지 총 13회 실시하였다.

MRR은 특정지역의 개체군 크기를 추정하기 위하여 사용되고 있는 일반적인 조사 방법으로 조사지역 패치를 도보로 걸으면서 포충망을 이용하여 채집하여 개체 번호를 표시하여 방사하여 재포획한 후 기록하는 방법이다.

벨트조사법은 3~4인이 일정한 간격으로 서서 같이 이동하면서 각 구간에서 관찰되는 나비개체를 카운트하는 방법으로 본 조사에서는 벨트조사법으로 이동하면서 MRR을 이용하여 조사하였다.

채집된 개체에는 고유번호를 뒷날개 아랫면에 유성펜을 이용하여 적었으며, 모든 개체는 GPS장치(Garmin Montana 650)를 활용하여 좌표를 기록하고 사진을 촬영하였다. 개체별 번호, 성별, 날개 상태, 개체특성 등을 기록하여 연구실에서 촬영된 사진을 컴퓨터에 저장 후 전날 채집된 데이터와 비교하며 번호별 성별, 날개상태, 개체의 특성, 이동현황, 수명 등을 기록하고 데이터화하였다.

(4) 산굴뚝나비의 경쟁종 분석

산굴뚝나비 서식지 중 MRR조사 지역인 장구목 지역의 네발나비과 17종 중 중 개체크기, 먹이식물, 출현기 등 생태적 특성을 바탕으로 판단되는 가락지나비, 함경산뱀눈나비, 도시처녀나비, 조흰뱀눈나비, 산굴뚝나비와 최근 지구온난화의 영향으로 점차 저지대에서 고지대로 서식영역을 넓히고 있는 굴뚝나비에 대해 조사하여 비교하였다.

6) 자료의 분석

(1) 개체군 크기 추정

개체군의 크기 추정은 Jolly-Seber(1965) 방법을 이용하여 개체군을 선택하여 추정하였다. 이 방법은 적어도 3개 이상의 샘플이 존재하고 한 세대 이상의 개체군이 전에 채집된 개체가 재채집되어야 하며 이들 개체가 나중에도 지속적으로 재채집되어야 한다. 윗세오름~장구목 구간을 매일 도보로 순회하면서

Mark-Release-Recapture(MRR) 방법으로 데이터를 수집한 후 개체군 크기를 추정하였다.

마크된 개체군은 Seber(1982)의 방법으로 다음과 같이 나타냈다.

i 번째 샘플의 마크된 개체수(새로운 개체에 마크된 개체수는 제외)는 다음의 식과 같다.

$$\hat{M}_i = m_i + (R_i + 1)z_i / (r_i + 1)$$

\hat{M}_i 는 개체군 내에서 i 번째 샘플에서 표지 될 수 있는 추정개체수이다.

다음으로 추정 개체군 크기(\hat{N}_i) 즉 i 번째 샘플의 개체군 크기는 다음의 식과 같다.

$$\hat{N}_i = \hat{M}_i(n_i+1)/(m_i+1)$$

여기에서 $n_i = i$ 번째 샘플에서 포획된 전체 개체수

$R_i = i$ 번째 샘플에서 포획 표지되어 방사된 개체수

$m_i = i$ 번째 샘플에서 이전부터 현재까지 포획되어 표지 된 개체수의 합

$r_i =$ 방사된 R_i 에서 재포획 된 개체수의 합

$Z_i = i$ 번째 샘플 전후에 포획된 개체수로 i 번째 샘플에서는 포획되지 않았으나 이후에 포획된 개체수의 합.

(2) 추정개체군 신뢰범위

Jolly-Seber로 추정된 개체군의 크기는 일반적으로 야외에서 우연히 만난 개체를 카운트한 개체군 크기이다.

따라서 각각의 \hat{N}_i 의 개체군 크기를 표준편차로 변환하기 위하여 다음의 식을 따른다.

$$T_i = \log_e \hat{N}_i + 0.5 \log_e [0.5 - 3n_i / 8\hat{N}_i]$$

$$s_{T_i} = \sqrt{\left(\frac{\widehat{M}_i - m_i + R_i + 1}{\widehat{M}_i}\right)\left(\frac{1}{r_i + 1} - \frac{1}{R_i + 1}\right) + \frac{1}{m_i + 1} - \frac{1}{n_i + 1}}$$

계산된 신뢰범위 값 T_i 의 상한과 하한 그리고 멱지수 값 W_{iL}

$$\begin{array}{ccccc} T_{iL} & T_i & S_{T_i} & W_{iL} & e^{T_i L} \\ T_{iU} & T_i & S_{T_i} & W_{iU} & e^{T_i U} \end{array}$$

$$(4 W_{iL} + n_i)^2 - 16 W_{iL}$$

$(i + 1)$

i

$$\Phi_i \quad \widehat{M}_{i+1} \quad (\widehat{M}_1 \quad m_i \quad R_i)$$

$i \quad (i + 1)$

$(i + 1)$

$$\widehat{B}_i \quad \widehat{N}_{i+1} \quad \Phi_i \quad \widehat{N}_i \quad n_i \quad R_i$$

이며, i 에서 $i+1$ 까지의 희석률(dilution rate)은

$$\lambda_i = \frac{i+1 \text{까지 샘플의 실제 개체군 크기}}{\text{추가가 발생하지 않은 } i+1 \text{까지의 샘플의 기대개체군 크기}}$$

기대 개체군 크기는 $(i+1)$ 까지 생존을 X_i 번째 개체군 크기이다.

셋째, 사망률(accidental deaths)은 다음의 식으로 정의된다.

$$\hat{\lambda}_i = \frac{\hat{N}_{i+1}}{\Phi_i[\hat{N}_i - (n_i - R_i)]}$$

(3) 날개상태 조사

나비는 우화 후 비행이나 천적 등의 영향으로 인분이나 날개가 파손되어 간다. 따라서 처음 포획된 날개 상태에 따라서 성충으로 생활한 시일이 얼마나 경과되었는지 추정이 가능하다. 따라서 날개의 외관상 파손 정도는(wing wear condition) 간접적으로 나비의 수명을 예측할 수 있는 자료라 할 수 있다(Kim et al., 2011). 날개 상태 등급은 연구자들에 따라서 주관적으로 적용하고 있으며 나비의 크기에 따라서 정하는 경우가 많다. Konvicka et al.(1999)는 3등급, Fleming et al.(2005)는 5등급으로 나누어 사용하였다. 따라서 본 연구는 선행연구(Kim et al., 2014b)와 같은 4등급을 적용하였다. 이는 대상종인 산굴뚝나비는 날개의 크기가 42~52 mm로 중형으로 날개상태 구별이 용이한 4등급으로 관찰된 개체의 날개 상태를 기록하였으며(Fig. 14), 등급의 결정은 (a) 날개의 상태가 양호하고 날개에 상처가 없을 것, (b) 약간의 인분이 낡은 상태(훼손상태 10% 미만), (c) 날개에 경미한 상처가 있음(11~20%), (d) 인분이 심하게 낡거나 날개가 심하게 파손된 것으로 나누었다(21%이상)(Kim et al., 2011).

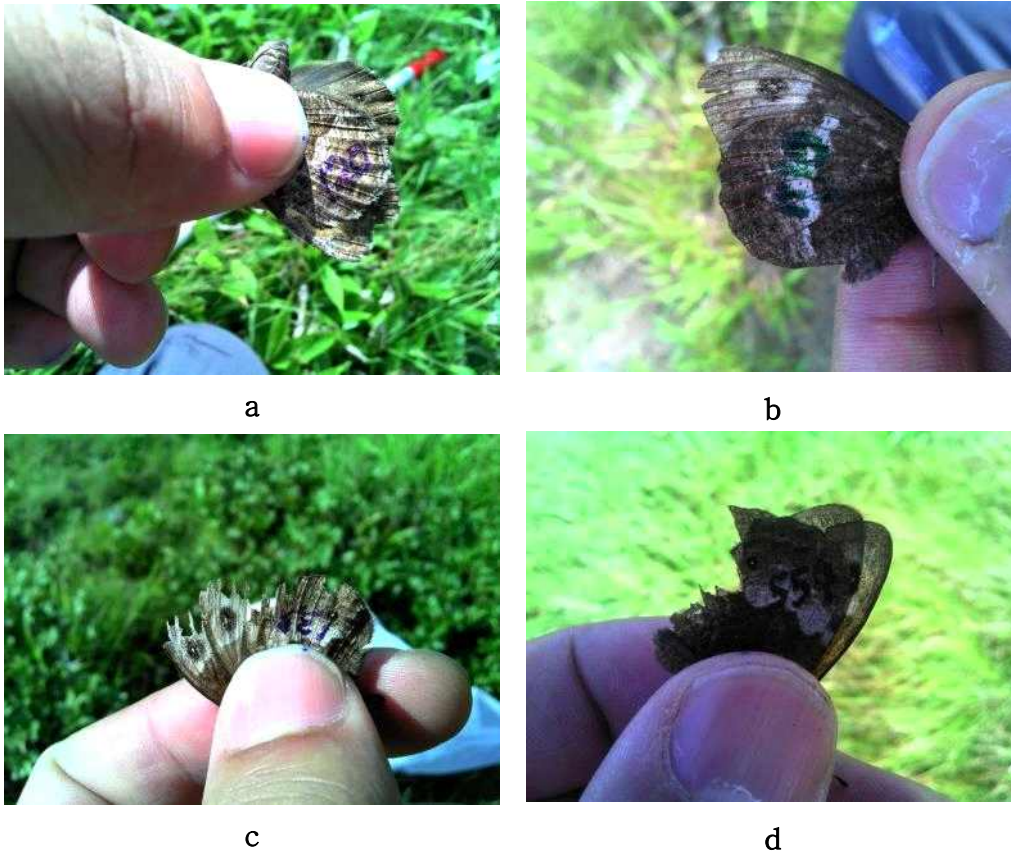


Fig. 14. Wing condition of *Hipparchia autonoe*.

a, The condition of the wing is good and the wing has no wound; **b**, The condition of the wing is old or there is a little scratch(less than 10%); **c**, Two or more scratches on the wing(11~20%); **d**, A badly worn or badly damaged wing(21% or more)

(4) 암수 비율 조사

조사 기간 중 MRR에 의하여 관찰된 개체들의 암수를 기록하여 비율을 추정하였다. 비율의 조사는 일일 비교와 조사 기간 전체로 나누어 분석에 활용하였다.

(5) 개체 생존일수 추정

MRR은 관찰과 재관찰 과정을 반복하므로 조사지역 개체군의 생존일수 추정이 가능하다. 평균생존일수(average survival days; ASD)는 일일 단위로 다음과 같이 계산하였다. 각 개체의 생존일수(\hat{SD})의 합은

$$\widehat{SD} = c_1 + c_2 + c_3 + \dots + c_{n-1} + c_n = \sum_{i=1}^n c_n$$

따라서 평균생존일수(ASD)는 다음과 같이 계산된다.

$$ASD = \frac{\widehat{SD}}{N}$$

여기에서 c_1 = 첫 번째 관찰된 개체의 생존일수,
 c_2 = 두 번째 관찰된 개체의 생존일수,
 c_n = n 번째 관찰된 개체의 생존일수,
 N = n 번째까지 관찰된 개체번호이다.

(6) 서식지 이동현황파악

이동경로의 추적에는 GPS에 카메라가 내장된 장비(Garmin Montana 650)를 이용하여 관찰된 개체를 사진 촬영 후 지도(Garmin BaseCamp)에서 이동거리를 계산하였다.

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{k=1}^n (x_k - m)^2}{n}} = \sqrt{\frac{\sum_{k=1}^n x_k^2}{n} - m^2}$$

그리고 변이계수는 표준편차를 평균으로 나눈 것을 의미하는 것으로, 상대적인 산포도를 알아보기 위해 사용되며 값이 작을수록 평균치 가까이에 분포하고 있음을 의미하며 다음의 식으로 계산되었다.

$$C.V = \frac{\sigma}{x}$$

(7) 분포도 작성

조사 기간 중 산굴뚝나비가 조사된 지점을 모두 지도에 표기하여 한라산 아고산대 나비 분포도를 작성하였다.

3. 결과

1) 한라산 기상자료와 나비개체군

한라산 해발 고도별 5개소에 설치한 기상자료를 분석해보면 지표면과 지상부 1.5 m의 온도 차는 15°C 이상 차이가 나는 것으로 조사되었다. 또한 지표면의 온도는 일반적으로 고도에 따라서 온도 차이도 나지만 관목, 초지대, 돌바닥 등 서지식 식생 유형에 따라서도 차이가 나타났다(Fig. 15, 16).

한라산 기상자료와 산굴뚝나비 개체군을 비교해 보면 우선, 산굴뚝나비의 최대 서식지는 한라산 남벽 등산로와 분화구, 장구목 주변에 집중하고 있는 것으로 나타났다(Table 6, 9). 해발고도로 볼 때 장구목 초입부는 해발 1,700 m 정도이고 백록담 해발 1,950 m까지 고지대이다. 과거 한라산 산굴뚝나비의 분포는 1,300 m부터 분포기록이 있다(JESRI, 1988; Kim, 2000)고 하였으나 이번 조사에서는 해발 1,500 m 이상의 고도에서 출현하기 시작했다(Table 6). 예전 분포기록인 해발 1,300 m의 고도에서는 나비가 서식할 수 있는 공간이 거의 줄어들고 먹이식물인 김의털의 분포 면적이 감소(Ko and Moon, 2002), 기온상승(Kong, 1998)의 복합적인 영향이 작용한 것으로 생각된다.

한라산 5개 지점의 지상부 1.5 m의 기상자료와 나비의 성충기를 비교해 보면 장구목 지역이 기온 폭이 가장 적고 안정적인 온도변화를 보이는 것으로 나타났으며, 그 이외의 4개 지점에서는 온도의 변화폭이 장구목과 비하여 비교적 큰 것으로 나타났다. 또한 최고 온도의 비교를 비교 분석한 결과 장구목 지역을 제외하면 대부분 30°C를 넘기는 경우가 많았다. 다만 백록담의 경우 최저 온도와 최고 온도를 동시에 보이는 장소로 이곳은 일조량과 고도와 바람에 의한 영향을 동시에 받고 있는 것으로 생각된다. 성충기의 고온은 나비가 살기 적합한 온도를 찾아서 이동하게 한다. 따라서 영실과 윗세오름에서의 기온상승은 나비를 좀 더 낮은 기후대를 보이는 장구목으로 이주할 것으로 판단된다.

나비의 생활사에서 가장 긴 시간을 보내는 애벌레는 지면부에서 활동하므로 지면부의 온도에도 영향을 받는다. 한라산의 지면부 온도는 적설량과 기간에 많은 영향을 받고 있는 것으로 나타났다. Hipparchia 속이 활동 선호 온도인 10°C 이상의 온도(Chris et al., 2010)를 기록하는 시기는 영실 1,500 m 지점이 가장

빠르고 장구목 하부가 가장 늦어져 두 지점 간의 차이는 약 45일이다. 나비의 개체수가 풍부한 장구목 상부와 윗세오름과 비교와도 약 20℃ 이상 차이를 보이고 있다. 이러한 온도차는 성충으로 우화하는 시점의 차이로 이어져 개체수가 적은 영실 1,500 m 지점에서의 산굴뚝나비는 고도가 높은 지역에 서식하는 개체군을 만날 확률이 적어진다. 또한 빨리 우화한 성충은 활동하기에 적합한 온도를 찾아서 장구목 고지대로 이동하게 되며 이러한 현상의 반복은 결국 저지대부터 개체군의 감소를 가져오게 된다.

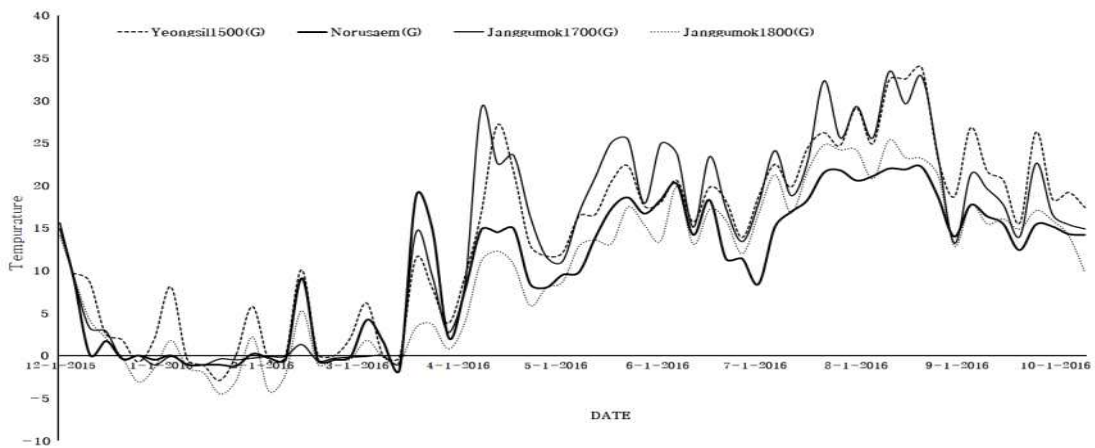


Fig. 15. Comparison of ground temperature according to altitude above sea level in Mt. Hallasan.

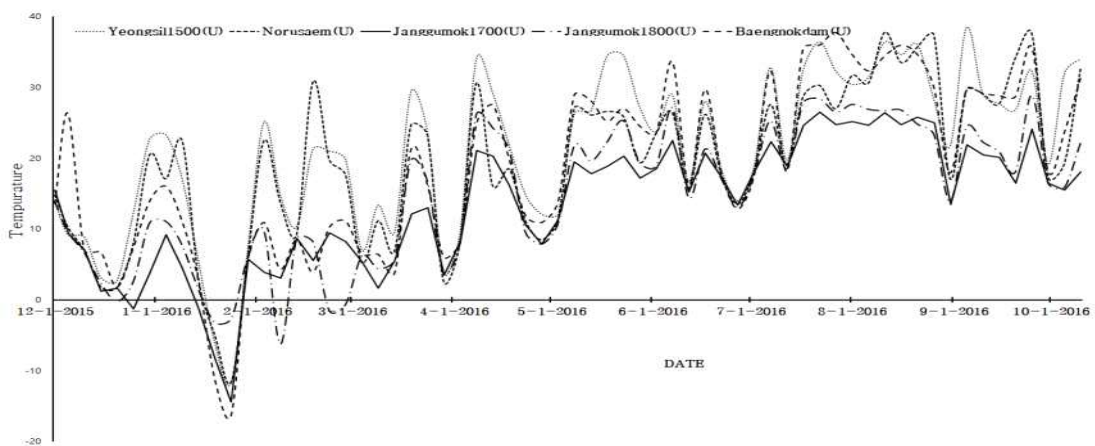


Fig. 16. Temperature comparison of above-ground (1.5 m) according to altitude in Mt. Hallasan.

2) 산굴뚝나비 생활사

현장 조사 결과 산굴뚝나비는 주로 노면이나 바위에 앉은 습성이 있으며 7~8월에 암컷은 산란 전 바위나 지면에 앉아 있다가 먹이식물인 김의털 줄기에 하나씩 산란하는 것으로 확인되었다. 암컷은 토양이 노출되고, 먹이식물인 김의털의 밀도가 낮은 지역을 산란장소로 선호하는 경향을 보였다. 그러나 김의털만 밀생하는 지역은 산란 장소로 선호하지 않는 것으로 확인되었다. 산란을 하기 위한 특이행동은 보이지 않지만 바람을 타고 날아가서 먹이식물인 김의털을 찾아서 산란하는 것이 다수 관찰되었다. 7~8월 성충이 산란한 알이 부화하여 8~12월까지 자라다가 2~3령으로 월동에 들어가고 다음해 1~6월까지 성장하다가 번데기로 되어 7월에 성충으로 우화한다. 1일 산란수는 9.6~18.6개까지 관찰되었으며 전체 산란수는 48~93개 내외이다(Table 11). 그러나 많은 다른 종의 나비들은 개체 간에 산란수가 큰 차이를 보이고(Hong et al., 2016) 있기 때문에 산굴뚝나비 역시 개체 간에 차이가 크게 나타났다.

Table 11. The number of spawning by day of the female *hipparchia autonoe*

Spawning day	No. of spawning					Sum
	Hairy caterpillar					
	1	2	3	4	5	
D-day	4	10	18	12	12	60
+1	15	12	22	14	17	80
+2	14	20	24	17	15	90
+3	8	12	17	12	11	60
+4	4	4	12	8	3	30
Sum	48	58	93	63	58	320
Mean	9.6	11.6	18.6	12.6	11.6	64.0

산란 직후 알은 밑면이 평평한 구형으로 세로로 굴곡이 있으며 시간이 지남에 따라 광택이 있는 투명색에서 점차 진한 흰색으로 변한다. 알의 평균 크기는 가

로 1.22 mm, 높이 1.27 mm로 세로로 약간 긴 모양을 하고 있다(Table 12). 산란된 알은 시간이 지남에 따라 더 길어지며 색은 더 밝아지며(Fig. 17,a), 부화시 유충은 알의 위쪽을 뚫고 밖으로 탈출한다.

Table 12. The Measuring the size of *Hipparchia autonoe* egg

No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Mean
Wid.	1.12	1.10	1.34	1.23	1.12	1.39	1.13	1.17	1.24	1.18	1.30	1.30	1.22
Len.		1.25	1.43	1.32	1.22	1.37	1.15	1.26	1.13	1.21	1.36		1.27

애벌레는 전체적으로 밝은 갈색을 띠고 있으며 등과 옆면에 길이 방향으로 암갈색의 줄무늬가 있으며 이런 줄무늬는 머리까지 옅은 색으로 나타난다. 알에서 부화한 애벌레는 먹이식물로 이동하며 2~3령까지 김의털 줄기 상부와 하부를 오가며 먹이활동을 한다. 먹이활동은 주로 이른 새벽이나 늦은 저녁에 하는 것으로 관찰되었고 먹이활동이 끝나면 지체부로 내려와 은신하며 생활한다(Fig. 17, b-c). 3령 이후에는 몸의 줄무늬는 검게 변하며 김의털에서 내려와 지표면 주변 부엽층이나 다른 식물의 잎 사이에서 은신하였고 주변의 장소로 빈번하게 이동하였다.

번데기는 특정 장소를 선호하지는 않으나 은신이 용이한 먹이식물 사이나 토양층 또는 돌이나 바위 사이에서 이루어지며 번데기가 되기 위하여 여러 장소로 이동하는 것이 관찰되었다(Fig. 17, e). 자연계의 많은 나비들은 생존의 전략으로 번데기 색깔을 변화시키는 Polyphenism을 통해 생존율을 높이고 있다(Hidaka et al., 1956; Hazel et al., 1977; West and Hazel, 1982; Dyck et al., 1998; Hazel et al., 1998). 산굴뚝나비의 번데기는 초기에 밝은 갈색을 보이거나 시간이 경과함에 따라 점차 짙은 갈색으로 바뀐다. 호랑나비의 경우 유충기 동안 감지된 상대습도, 수면 및 광주기에 따라 번데기 색깔이 변화하는데 단기간의 광주기 조건에서는 붉은색으로 변화한다는 보고(Ishizaki and Kato, 1956)가 있으나 산굴뚝나비의 경우 추가적인 연구가 진행되어야 할 것으로 판단된다.

성충은 장마가 끝나는 6월 하순부터 출현하기 시작하여 7월 상순 ~ 8월 상순까지 많은 출현을 보인다. 또한 고지대가 저지대보다 상대적으로 늦게까지 발생하는 것으로 나타났으며 백록담 정상부에는 8월 하순 ~ 9월 상순까지 관찰된다. 성충은 주로 서식지 내에서 생활하지만 강한 바람의 영향으로 멀리까지 쉽게 이동하기도 한다. 교미 시기에는 암컷 한 개체를 두고 여러 개체의 수컷이 서로 경쟁을 하는 것이 빈번하게 확인되었으며 수컷은 암컷을 찾아서 서식지 주변을 활발히 비행하지만 암컷은 교미를 마치면 산란을 위한 안전한 장소로 이동하는 것이 자주 관찰되었다. 이처럼 수컷의 비행 행동은 영양원 탐색에 기인하지만 암컷의 경우 산란에 적합한 장소로 이주한다(Konvicka and Kuras, 1999). 또한 기상이 좋은 날에는 주로 등산로 주변 암석 위나 지면이 노출된 곳에 앉아 있는 것이 자주 확인되었다(Fig. 17, f).

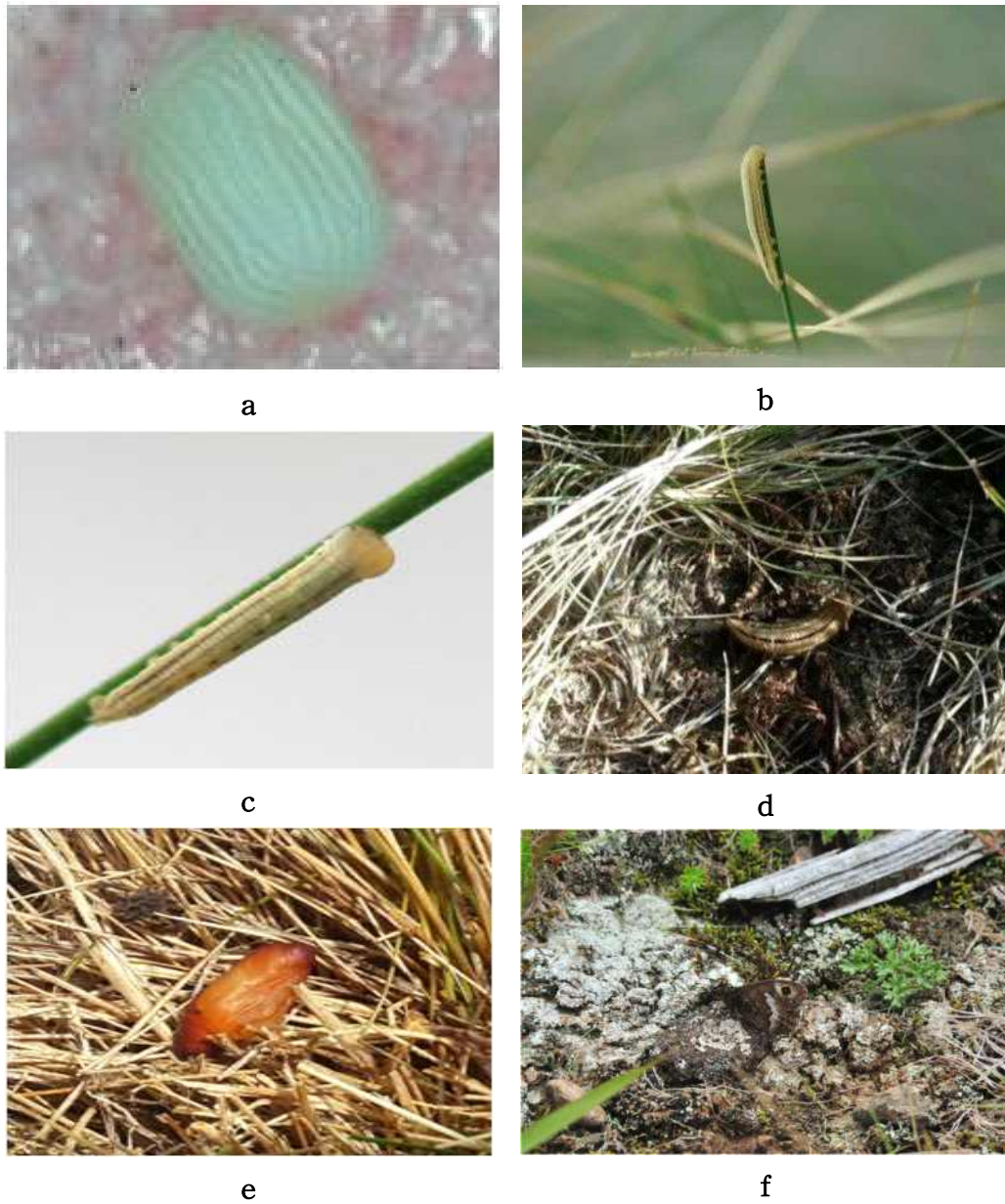


Fig. 17. Stages of development according to lifecycle of *Hipparchia autonoe*.
 a, *Hipparchia autonoe* egg; b, 1st instar larvae immediately after hatching; c, First-instar caterpillar feeding; d, 5 instar caterpillar; e, Pupae in host plant; f, *Hipparchia autonoe* in mating (Female on top)

3) 산굴뚝나비 분포현황

본 연구 결과 산굴뚝나비는 해발 1,500 m 이상부터 출현하기 시작하여 고도가 높아짐에 따라 증가하는 것으로 확인되었다(Table 13). 산굴뚝나비가 우점하는 지점은 백록담(해발 1,950 m)이 약 1,000개체 이상, 남벽(해발 1,650 m)이 약 800개체 이상, 장구목(해발 1,800 m)이 약 700개체 이상, 선작지왓(1,650 m) 약 500개체 이상 서식하는 것으로 조사되었다. 해발고도별로 구분하면 장구목 이상 지역인 해발 1,700 m부터 해발 1,950 m까지 가장 많은 개체가 서식하는 것으로 확인되었다. 또한 해발 1,500 m에서 관찰된 산굴뚝나비의 개체수는 윗세오름(해발 1,650 m) 이상의 고도에 비하여 현저하게 적은 것으로 나타났다. 이는 1,500 m 이하의 식생유형이 관목림이 대부분이고 상대적으로 등반로 주변을 제외하면 산굴뚝나비의 먹이식물인 김의털이 밀도가 적고, 주변에 토양 노출지역이 적었으며 등산객의 이동이 많아 산굴뚝나비가 서식하기에는 부적합하기 때문으로 판단된다.

산굴뚝나비의 개체수에 영향을 주는 인자 중 가장 중요한 것은 먹이식물인 김의털의 군락 형태이다. 김의털이 밀생하는 지역은 주변에 토양이 노출된 곳이 상대적으로 적으며 김의털의 크기가 크고 패치형태도 큰 것으로 나타났으며 이러한 형태의 지역에서는 산굴뚝나비 암컷의 산란행동에 부적합한 것으로 나타났다(Table 5). 특히, 주요 관찰로인 영실의 경우 해발 1,400 m 이상의 등산로를 따라서 먹이식물인 김의털이 자생하고 있으며 지상에는 토양 노출지나 암석지대가 있어 서식 조건은 유리하지만 등산로 주변이기 때문에 등산객의 많은 이동으로 서식에 불리한 것으로 판단된다. 또한 최근 등산로 정비 및 목재 데크 설치로 인해 서식지로서의 기능이 점점 낮아질 것으로 예상된다.

산굴뚝나비의 서식밀도는 지역에 따라서 현저한 차이를 보이는 것으로 나타났다. 조사 지역 중 개체 밀도가 가장 높은 곳은 한라산 분화구를 중심으로 한 남벽과 분화구 능선으로 나타났으며, 분화구 아래로는 장구목 지역, 윗세오름(붉은오름) 지역이 그 다음으로 높은 밀도를 나타냈다. 그 외의 지역에서는 산별르내, 선작지왓 지역에서 많은 개체가 서식하고 있으며, 만세동산과 삼각봉 등에서는 적은 개체가 서식하는 것으로 조사되었다(Table 13).

이를 종합해 보면 산굴뚝나비는 백록담 분화구를 중심에서 거리가 멀어질수록

개체수는 점차 줄어드는 양상으로 나타났다. 이는 한라산 백록담 주변은 고도에 따른 온도의 영향과 함께 이 지역이 산굴뚝나비의 먹이식물이 많고 주변 식생이 산굴뚝나비가 선호하는 형태를 보이는 지역이지만 그 외의 지역은 대부분 제주 조릿대가 밀생하고 관목림이 우점하고 있거나 먹이식물인 김의털의 분포 형태가 너무 밀생하기 때문으로 나타났다.

4) 지역별 개체군 크기

산굴뚝나비는 한라산 아고산지역의 넓은 초지대에서 백록담 정상부까지 넓은 면적에 분포하고 있는 것으로 조사 되었다. 따라서 크게 12개의 지점으로 나누어 개체수를 파악하였다(Table 13, Fig. 18).

조사 결과 영실(해발 1,500 m)의 경우 약 50개체 정도가 서식하는 것으로 나타났다. 또한 선행연구(Kim et al., 2014b)에서도 본 연구와 비슷한 50개체 정도의 서식밀도를 보여 유사하게 나타났다. 영실 구간은 등산로 주변으로 김의털이 낮은 밀도로 자생하고 제주조릿대가 대부분 우점하고 있으며 주변에 관목림이 넓은 면적으로 분포하며 목재데크 주변으로 가파른 절벽이 위치하고 있다. 또한 행락객의 왕래가 많고 주변에 목재데크의 설치로 인해 산굴뚝나비의 서식이 불리해졌으며 점차 개체수가 감소할 것으로 예상된다(Table 13, Fig. 18).

윗세오름(해발 1,670 m)의 경우 약 150개체 정도 서식하는 것으로 조사되었다. 선행연구(Kim et al., 2014b)의 경우 약 300개체 이상의 서식을 보였으나 본 연구에서는 1/2 정도 크기가 감소한 것으로 나타났다. 윗세오름 구간은 어리목과 영실, 돈내코를 연결하는 지점으로 가장 가까이 위치한 붉은오름 남측 사면에 넓은 면적의 훼손지 식생복구 구간이 존재하며, 이 지역을 중심으로 산굴뚝나비의 서식이 확인되고 있다(Table 13, Fig. 18).

만세동산(해발 1,560 m)의 경우 약 100개체 정도 서식하는 것으로 조사되었고 선행연구(Kim et al., 2014b)의 경우에도 유사한 서식밀도를 보였다. 만세동산 지역은 등산로 주변으로 훼손지 식생복원 지역이 적은 면적으로 존재하고 정상부를 제외한 대부분의 지역은 제주조릿대가 밀생하고 있다. 상부지역은 서릿발작용과 같은 동결작용으로 인하여 지표식생이 벗겨지는 초지 박리현상이 발생하여 (Kim, 2008) 나지가 형성되고 누구침식 작용을 받아 토양 유실이 확인되고 있는

지역이다. 또한 김의털이 자생하는 지역이 부분적으로 존재하며 이 지역에서 적은 개체의 산굴뚝나비를 확인할 수 있다(Table 13, Fig. 18).

민데가리동산(해발 1,630 m)의 경우 약 100개체 정도 서식하는 것으로 조사되었고 선행연구(Kim et al., 2014)의 경우와 비슷한 개체군 크기를 보였다. 민데가리동산은 장구목과 서쪽으로 이어지고 있으며 대부분 제주조릿대가 밀생하고 있으며, 골짜기를 중심으로 훼손복구지역에서 적은 개체의 산굴뚝나비가 확인되었다.

삼각봉(해발 1,670 m)의 경우 약 80개체 정도 서식하는 것으로 조사되었고 선행연구(Kim et al., 2014)의 경우 100개체로 조사되어 개체군 크기가 1/5 정도 감소하였다. 이 지역의 경우 대부분 제주조릿대가 우점하고 있고 상부지역의 경우 침식 및 경사면 토사 유출로 인해 나지가 형성되어 있으며 그 주변으로 김의털이 자생하고 있으며 이곳을 중심으로 산굴뚝나비의 서식이 확인되었다(Table 13, Fig. 18).

장구목(해발 1,800 m)의 경우 약 700개체 정도 서식하는 것으로 조사되었고 선행연구(Kim et al., 2014b)의 경우 1,000개체 정도 서식이 확인되어 약 1/3 정도 개체군 크기가 감소한 것으로 나타났다. 이 지역은 1985년 자연휴식년제 구간으로 지정되어 일반인의 출입이 통제된 구간으로 백록담, 남벽과 함께 산굴뚝나비의 최대 서식지로 등반로 돌계단과 장구목 상부 지역을 제외한 대부분 지역에 제주조릿대가 우점하고 있다. 반면 상부 지역은 훼손지 식생복구 지역으로 김의털의 피복도가 약 50% 정도로 토양의 노출과 김의털의 피복이 적절히 이루어져 있고 나비 출현시기의 기온도 낮게 유지되어 산굴뚝나비가 서식하기에 최적의 환경조건을 갖추고 있는 것으로 나타났다(Table 13, Fig. 18).

방아오름(해발 1,680 m)의 경우 약 200개체 정도 서식하는 것으로 조사되었고 선행연구(Kim et al., 2014b)의 경우 300개체로 확인되어 개체군 크기가 30% 정도 감소한 것으로 나타났다. 방아오름에 서식하는 개체군은 대부분 김의털과 산철쭉과 털진달래 군락을 중심으로 제주조릿대가 이입되지 않은 지역을 중심으로 산굴뚝나비가 확인되었다(Table 13, Fig. 18).

남벽(해발 1,650 m)의 경우 약 800개체 정도 서식하는 것으로 조사되었고 선행연구(Kim et al., 2014b)의 경우 1,000개체 이상으로 개체군 크기가 20% 정도 감소한 것으로 나타났다. 이 구간의 경우 대부분 돌계단으로 고지대로 갈수록 개

체수가 증가하였고 먹이식물인 김의털이 70% 정도 식피율을 보이고 있으며 주변에 백리향, 곰취, 시로미, 가시엉겅퀴 등 흡밀식물과 돌계단 주변으로 암반 및 토양 노출지역이 많이 분포하고 있어 산굴뚝나비의 출현에 영향을 미친 것으로 판단된다(Table 13, Fig. 18).

선작지왓(해발 1,650 m)의 경우 약 500개체 정도 서식하는 것으로 조사되었고 선행연구(Kim et al., 2014b)와 유사하게 나타났다. 이 지역은 등산로 양옆으로 김의털이 분포하고 있으며 노루삼을 중심으로 넓은 면적의 초지대에 산굴뚝나비의 서식이 확인되고 있는 지역이다(Table 13, Fig. 18).

산벌른내(해발 1,550 m)의 경우 약 100개체 정도 서식하는 것으로 조사되었고 선행연구(Kim et al., 2014b)와 유사하게 나타났다. 이 지역은 선작지왓의 남쪽에 위치하고 있으며 자연적으로 형성된 나지 형태의 지형으로 개체군 크기는 작지만 안정적인 서식을 보이고 있다(Table 13, Fig. 18).

백록담(해발 1,950 m)의 경우 개체군의 크기는 약 1,000개체 이상으로 조사되었고 선행연구(Kim et al., 2014b)와 유사하게 나타났다. 이 지역의 남쪽 정상부 훼손지 식생복구지역에 다수의 개체가 서식하고 있으며 김의털이 70% 이상 피복되었으며 내륙사면 복구지역 역시 백리향, 구름떡쑥 등에 많은 개체가 흡밀하고 있는 것을 확인하였다(Table 13, Fig. 18).

정상 동측 사면(해발 1,900 m)의 경우 약 500개체 정도 서식하는 것으로 조사되었고 선행연구(Kim et al., 2014b)와 유사하게 나타났다. 동측 사면의 경우 구상나무림을 지나 해발 1,800 m부터 개방된 공간이 조성되어 있고 주변으로 김의털 등 벼과식물과 밧 눈향나무 등 관목림, 암석지 및 토양 노출지역이 함께 존재하고 있다(Table 13, Fig. 18).

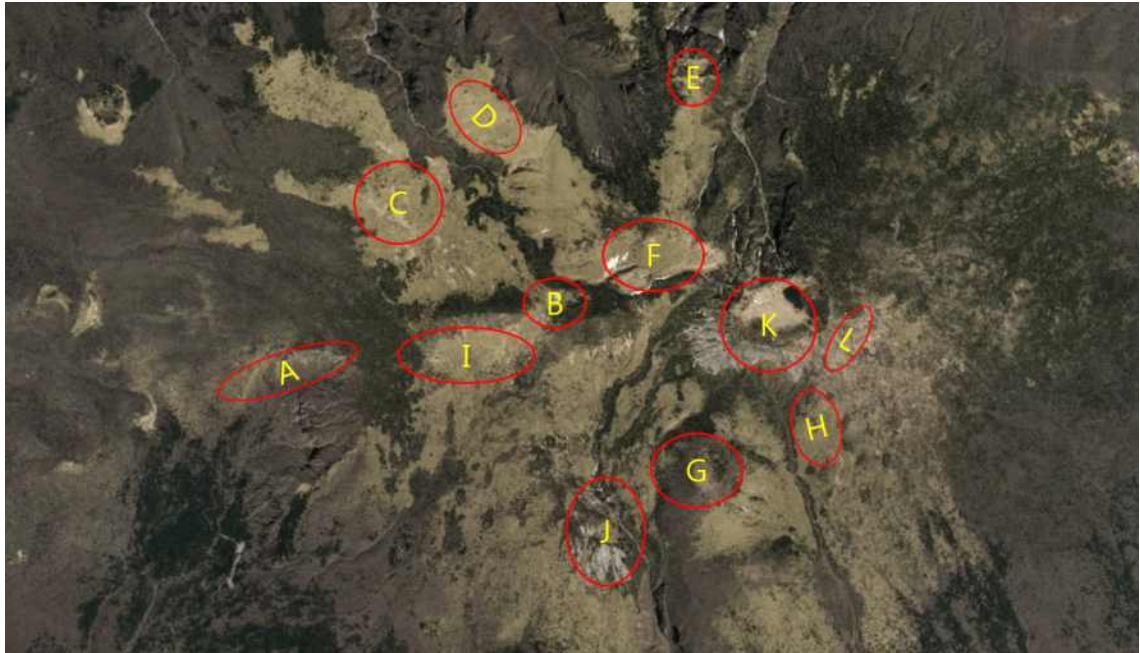


Fig. 18. Satellite image of *Hipparchia autonoe* appearance area in Mt. Hallasan in 2014.

Table 13. Comparison of the number of *Hipparchia autonoe* by habitat

Point	Location(Altitude)	Year	
		Kim et al.(2013)	Survey(2014)
A	Yeongsil(1,500 m)	50+	50+
B	Witse Oreum(1,670 m)	300+	150+
C	Mansae Dongsan(1,560 m)	100+	100+
D	Mindaegari Dongsan(1,630 m)	100+	100+
E	Samgakbong(1,670 m)	100+	80+
F	Janggumok(1,800 m)	1000+	700+
G	Banga Oreum(1,680 m)	300+	200+
H	South Wall(1,650 m)	1000+	800+
I	SeonJakJiwat(1,650 m)	500+	500+
J	Sanbeolrunae(1,550 m)	100+	100+
K	Baengnokdam(1,950 m)	1000+	1000+
L	Beangnokdam_east-slope(1,900 m)	500+	500+

5) 산굴뚝나비 경쟁종 분석

산굴뚝나비 서식지 경쟁종 조사결과는 Table 14과 같다. 장구목에서 네발나비과의 출현종은 17종이며(Table 6), 우점종은 5종으로 산굴뚝나비, 가락지나비, 함경산뱀눈나비, 도시처녀나비, 조흰뱀눈나비이다. 산굴뚝나비의 서식지는 도시처녀나비, 조흰뱀눈나비, 가락지나비와 함경산뱀눈나비가 우점하여 경쟁한다. 산굴뚝나비와 먹이식물인 김의털을 대상으로 경쟁하는 종은 가락지나비와 함경산뱀눈나비가 있다. 산굴뚝나비는 경쟁하는 2종에 비해 크기면에서 가장 대형종에 속하여 가장 유리한 위치에 있다.

가락지나비의 경우 산굴뚝나비와 출현시기가 동일하고 먹이식물을 공유하기 때문에 영역싸움이나 먹이경쟁을 하게 된다. 하지만, 크기 면에서 가락지나비보다 산굴뚝나비가 크기 때문에 먹이경쟁이나 영역싸움에서 우위에 있을 것으로 생각되며 조사 과정에서 대형종인 산굴뚝나비가 영역싸움에서 가락지나비를 밖으로 밀어내는 것이 자주 관찰되었다. 함경산뱀눈나비 성충의 출현시기는 보통 5월~6월 초까지 관찰되어 성충의 크기는 비슷하지만 출현 시기가 겹치지 않아 먹이경쟁이나 영역싸움에 큰 영향을 미치지 않을 것으로 생각된다. 조흰뱀눈나비는 산굴뚝나비와 출현시기가 같지만 먹이식물이 다르기 때문에 경쟁이 적을 것으로 생각된다. 도시처녀나비는 발생기가 5~6월이라 출현기가 겹치는 부분이 적으며, 먹이식물도 다르다.

본 연구에서 저지대에 서식하는 굴뚝나비가 관찰되었다. 굴뚝나비의 개체수가 많지 않아 아직 정착하지 않은 것으로 보이나 저지대의 종이 적응력이 좋기 때문에 기후변화 등으로 인해 서식할 가능성이 높기 때문에 잠재적인 위협종으로 예상되며 지속적인 모니터링이 필요하다고 생각된다.

Table 14. Competitive species of *hipparchia autonoe* on Mt. Hallasan, Jeju

Species name	Food plants	Overwintering type	Wing size(mm)	Occurring month	Habitat
<i>Hipparchia autonoe</i>	<i>Festuca ovina</i>	Larva	28~33	7~8	grassland
<i>Aphantopus hyperantus</i>	<i>Festuca ovina</i> <i>Carex erythrobasis</i>	Larva	18~22	7~8	grassland
<i>Oeneis urda</i>	<i>Festuca ovina</i>	Larva	22~26	5~6	grassland
<i>Minois dryas</i>	<i>Miscanthus sinensis</i> <i>Poa annua</i>	Larva	32~40	6~9	grassland
<i>Coenonympha hero</i>	<i>Carex lanceolata</i> <i>Carex neurocarpa</i>	Larva	18~22	5~6	grassland
<i>Melanargia epimede</i>	<i>Miscanthus sinensis</i> <i>Imperata cylindrica</i>	Larva	27~35	6~8	grassland

6) 산골뚝나비 개체군 동태

(1) 관찰 개체수

2014년 한라산 장구목에서 산골뚝나비의 관찰 개체수는 총 657개체가 관찰되었다. 이중 수컷은 432개체, 암컷 225개체가 관찰되었다. 그리고 재관찰된 개체수는 총 309개체가 관찰되었으며 이중 수컷 190개체, 암컷 119개체로 나타났다. 이들 개체수를 암수 비율로 살펴보면 관찰 개체수 비율은 34:66%로 수컷이 많았고 재관찰 비율에서도 38:62%로 수컷의 재관찰율이 높은 것으로 나타났다(Fig. 19).

선행연구(Kim et al., 2014b)에서는 총 1,493개체가 출현하였고 수컷 978개체, 암컷 515개체가 출현하여 본연구와 비교했을 때 약 2배 이상 많은 개체가 확인되었으며 재관찰된 개체수도 403개체로 약 2배정도 차이를 보였다. 또한 암컷과 수컷의 출현일수 분석에서는 개체군 전반부에는 수컷이 많이 발생하고 개체군 후반부에 들어가면 암컷이 많이 발생하는 것으로 나타났다. 이는 나비목 곤충의 대부분이 암컷의 경우 산란을 위한 먹이섭취량이 많이 필요하여 유충기가 상대적으로 길기 때문에 발생 시기가 다소 늦은 경향이 있는 것으로 판단된다.

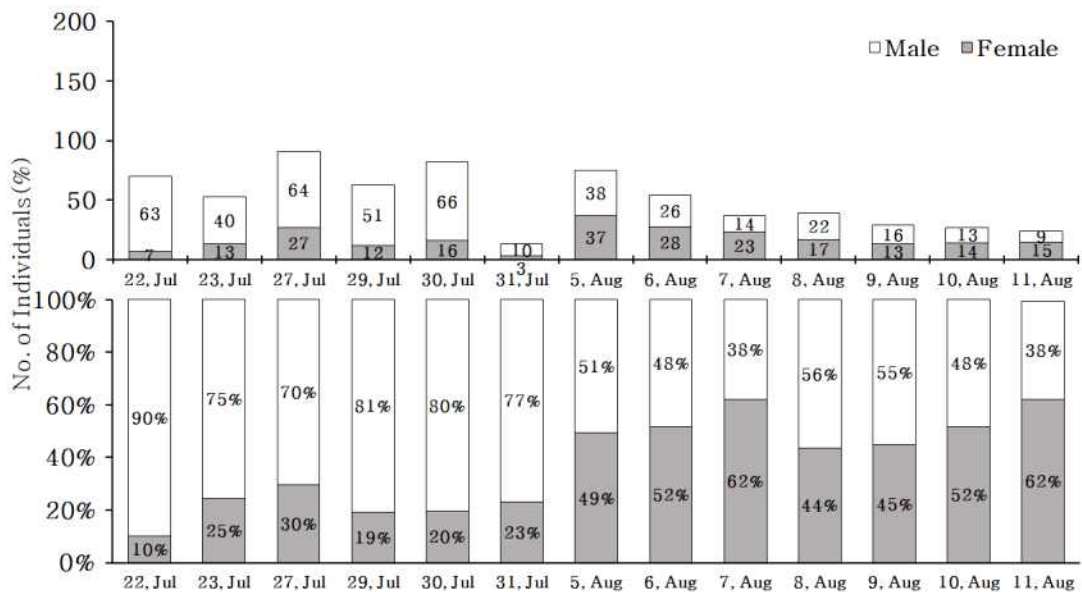


Fig. 19. The number of individuals and ratio of *hipparchia autonoe* captured according to the date of investigation in 2014.

조사 횡수별 암컷과 수컷의 개체수 비교에서는 조사 횡수별 개체수의 차이는 매우 크게 나타나고 있는데 이는 조사 당일의 기상상태에 따라 영향을 받는다. 한라산은 해발고도가 높아 기상 상태에 따라서 나비의 관찰개체수의 차이가 매우 크게 나타났다. 이는 바람이 불거나 안개가 심할 때에는 관찰이 잘 되지 않는 반면에 날씨가 좋은 날에는 많은 개체를 관찰할 수 있었다. 이를 백분율로 환산하면 암컷과 수컷의 비율은 조사 초기에는 수컷의 비율이 높은 반면에 후기로 갈수록 암컷의 비율이 높아지는 것으로 나타났다. 이는 나비목 곤충의 발생패턴에서 대부분 수컷이 먼저 우화하고 후에 암컷이 우화하는 것(Lee, 2013)과 같은 양상을 보였다. 따라서 한라산의 산골뚝나비 역시 세대 초기에는 수컷이 먼저 발생하고 후반부에는 암컷이 발생하는 비율이 높아지는 것으로 판단된다.

(2) 관찰 · 재관찰 개체수

본 연구에서 확인된 산골뚝나비는 총 657개체로 확인되었으며 이중 수컷 432개체, 암컷 225개체로 나타났다(Fig. 20). 또한 재관찰 개체수는 총 307개체로 수컷 190개체, 암컷 119개체로 나타났다(Fig. 20). 조사 날짜별로는 7월 22일에 70개체, 7월30일에 82개체를 최대발생을 보였으며, 8월 들어서는 8월 5일 75개체를 정점으로 8월 11일 24개체 마지막으로 조사가 완료되었다.

관찰과 재관찰 개체수는 선행연구(Kim et al., 2014b)에 절반 수준으로 나타났으며 조사 당일의 기상 조건과 관련이 깊다. 한라산 조사 기간인 7월과 8월의 기상 상태가 좋지 않았으며 이런 기상 여건에서 조사를 수행하는 것은 매우 어려웠다. 더욱이 이번 연구 기간에는 짙은 안개와 강풍 등 날씨의 변화 폭이 매우 심하였는데 이는 나비의 출현에도 많은 영향을 주었을 것으로 판단된다. 조사 기간 중에 안개가 끼는 날이 많았으며 수분이 많이 포함된 안개로 인해 나비가 잘 관찰되지 않았으며, 심할 때에는 앞을 내다보기가 힘들 정도였다. 강한 바람도 나비 활동의 제한요인으로 작용하기 때문에 바람이 심하게 부는 날에는 출현하는 개체가 거의 없었으며 대부분 강풍과 안개가 같이 동반되기 때문에 현장조사에서는 앞에 있는 물체도 구별하기 힘들다. 한라산의 변화무쌍한 기상은 고산지대 산악지 기상의 특성이며 나비의 활동뿐만이 아니라 조사자의 조사지 이탈 등으로 어려움이 많다.

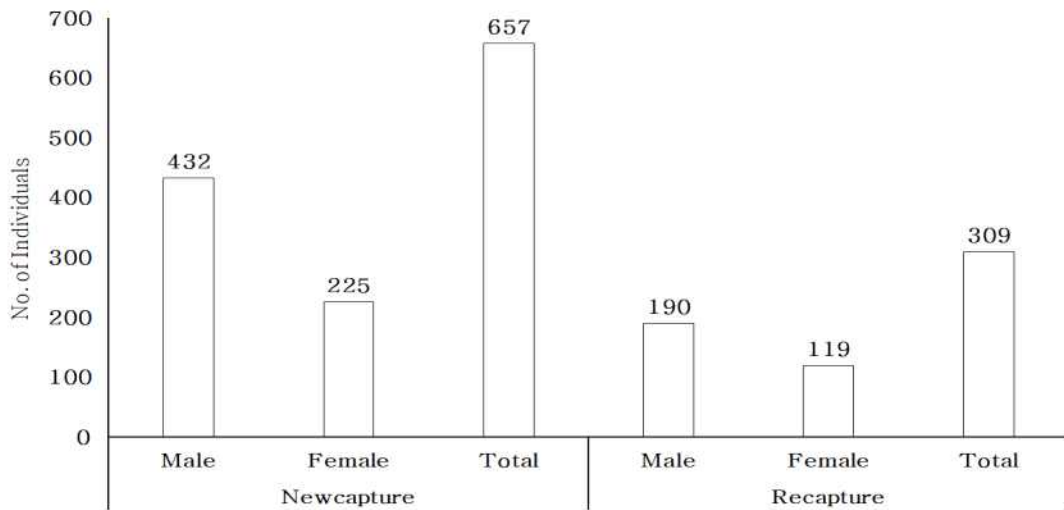


Fig. 20. The number of *Hipparchia autonoe* captured/recaptured during study period on Mt. Hallasan in 2014.

암컷과 수컷을 통합한 조사 날짜별 관찰과 재관찰 개체수를 보면 첫째 날 관찰된 개체수 70개체였고, 다음날 관찰된 53개체 중 39개체는 신규로 관찰된 개체이고 나머지 14개체는 재관찰된 개체이다. 그 다음날은 91개체가 관찰되었는데 이 중 신규로 관찰된 개체가 79개체였으며, 전날 관찰된 개체는 7개체, 그 전날 관찰된 개체는 5개체 등으로 나눌 수 있다. 재관찰된 개체수는 309개체로 나타났으며 이를 다시 조사 기간 중에 재관찰된 개체수 변화를 살펴보면 첫째 날과 둘째 날 재관찰된 개체수가 14, 12개체이고 8월 8일에 50개체가 관찰되는 등 비교적 많은 개체가 꾸준히 관찰되는 것으로 나타나고 있다. 이렇게 조사 일수가 경과하더라도 개체수가 크게 감소되지 않고 꾸준히 재관찰되는 것으로 볼 때 산굴뚝나비의 생활반경은 서식지 내에서 크게 벗어나지 않는 것으로 보여 선행연구 결과와 비슷한 양상으로 전개되고 있다. 재관찰 비율에서는 일일 최대 88%에서 최소 18%까지를 보여 평균 48.6%를 보였다. 그리고 일일 재관찰율은 시일이 지날수록 감소와 증가를 반복하였다(Table 15, 16).

수컷에서는 첫째 날 63개체가 관찰되어 이후 조사기간 동안 총 26개체가 관찰되었다. 또한 일일 개체수가 가장 많이 관찰된 7월 30일은 66개체가 조사가 진행되는 동안 11개체가 재관찰되었다. 암컷에서는 첫째 날 7개체가 관찰되어 이후 조사기간 동안 총 3개체가 관찰되었다. 또한 일일 개체수가 가장 많이 관찰된 8월 5일

은 37개체가 조사가 진행되는 동안 28개체가 재관찰되었다(Table 16).

Table 15. Number of daily re-captured individuals of *Hipparchia autonoe* in 2014

Time	Capture	Recapture		
		Male	Female	Male + Female
1	70			
2	53	26	3	29
3	91	14	7	21
4	63	40	22	62
5	82	30	5	35
6	13	11	4	15
7	75	6	0	6
8	54	25	28	53
9	37	18	30	48
10	39	8	12	20
11	29	7	5	12
12	27	3	3	6
	24	2	0	2
Total	657	190	119	309

Table 16. The number of *Hipparchia autonoe* captured/recaptured during the study period on Mt. Hallasan in 2014 (male: female)

	22. Jul	23. Jul	27. Jul	29. Jul	30. Jul	31. Jul	5. Aug	6. Aug	7. Aug	8. Aug	9. Aug	10. Aug	11. Aug	Total
New capture	70 (63:7)	53 (40:13)	91 (64:27)	63 (51:12)	82 (66:16)	13 (10:3)	75 (38:37)	54 (26:28)	37 (14:23)	39 (22:17)	29 (16:13)	27 (13:14)	24 (9:15)	657 (432:225)
22. Jul		14 (14:0)	5 (5:0)	6 (3:3)	2 (2:0)	0 (0:0)	1 (1:0)	1 (1:0)	0 (0:0)	0 (0:0)	0 (0:0)	0 (0:0)	0 (0:0)	29 (26:3)
23. Jul			7 (4:3)	4 (4:0)	5 (3:2)	1 (1:0)	0 (0:0)	2 (2:0)	1 (0:1)	1 (0:1)	0 (0:0)	0 (0:0)	0 (0:0)	21 (14:7)
27. Jul				15 (8:7)	14 (8:6)	3 (2:1)	8 (7:1)	4 (2:2)	3 (3:0)	6 (4:2)	6 (5:1)	2 (1:1)	1 (0:1)	62 (40:22)
29. Jul					18 (15:3)	2 (2:0)	4 (4:0)	3 (2:1)	2 (2:0)	3 (2:1)	1 (1:0)	2 (2:0)	0 (0:0)	35 (30:5)
30. Jul						2 (1:1)	5 (4:1)	1 (1:0)	2 (2:0)	1 (1:0)	1 (1:0)	2 (1:0)	1 (0:1)	15 (11:4)
31. Jul							0 (0:0)	2 (2:0)	0 (0:0)	0 (0:0)	1 (1:0)	2 (2:0)	1 (1:0)	6 (6:0)
5. Aug								12 (7:5)	7 (2:5)	8 (3:5)	9 (5:4)	8 (3:5)	9 (5:4)	53 (25:28)
6. Aug									10 (4:6)	21 (8:13)	5 (3:2)	7 (2:5)	5 (1:4)	48 (18:30)
7. Aug										10 (5:5)	4 (0:4)	5 (3:2)	1 (0:1)	20 (8:12)
8. Aug											2 (2:0)	5 (2:3)	5 (3:2)	12 (7:5)
9. Aug												3 (2:1)	3 (1:2)	6 (3:3)
10. Aug													2 (2:0)	2 (2:0)
Re capture		14 (14:0)	12 (9:3)	25 (15:10)	39 (28:11)	8 (6:2)	18 (16:2)	25 (17:8)	25 (13:12)	50 (23:27)	29 (18:11)	36 (18:18)	28 (11:17)	309 (188:119)

(3) 산굴뚝나비 생존일수

평균 생존일수에서는 암컷과 수컷의 전체 평균 생존일수는 2.77로 나타났으며, 이중 수컷의 평균 생존일수는 2.75일, 암컷 2.80로 나타나 암컷이 수컷 보다 오래 생존한 것으로 나타났다(Fig. 21). 이는 꼬리명주나비 1.11~1.56일(Kim and kwon, 2010), 붉은점모시나비 2.27보다 긴 것으로 나타났으며 선행연구 결과(Kim et al., 2014b)와 비교해 볼 때 평균 생존일수는 0.46이 길어졌으며, 암컷 0.67 짧아졌으며 수컷은 0.61길어졌다. 또한 네발나비과 *Preclossiana eunomia* 수컷의 평균 수명은 2.6일(Baguette et al., 2003)이고 팔랑나비과 *Erynnis tagas*의 평균 수명은 수컷 3.33일, 암컷 2.36일, 최대생존기간은 수컷 10일, 암컷 8일로 나타났으며(Gutierrez et al., 1999), 호랑나비과 *Parides anchisus nephalion*는 수컷 8.2-14.1일, 암컷 9-30일(Freitas and Ramos, 2001)로 나타나 산굴뚝나비보다 긴 것으로 나타났다.

전체 평균 생존율에서는 1일 생존한 개체가 435개체로 나타나 가장 높은 비율을 보였고, 최대 18일까지 생존한 것으로 나타났다. 그리고 수컷에서는 1일 생존한 개체가 293개체, 최대 17일까지 생존하였으며, 암컷은 1일 생존 개체가 142개체, 최대 생존일수는 18일로 나타났다.

생존일수의 경우 감소폭이 큰 것으로 나타나고 있으며 특히 1회 관찰되는 비율이 높은 것으로 나타나고 있으나 이는 기존 연구 결과인 꼬리명주나비(Kim and Kwon, 2010)보다는 낮고, 붉은점모시나비(Kim et al., 2011)보다는 높은 것으로 나타났다.

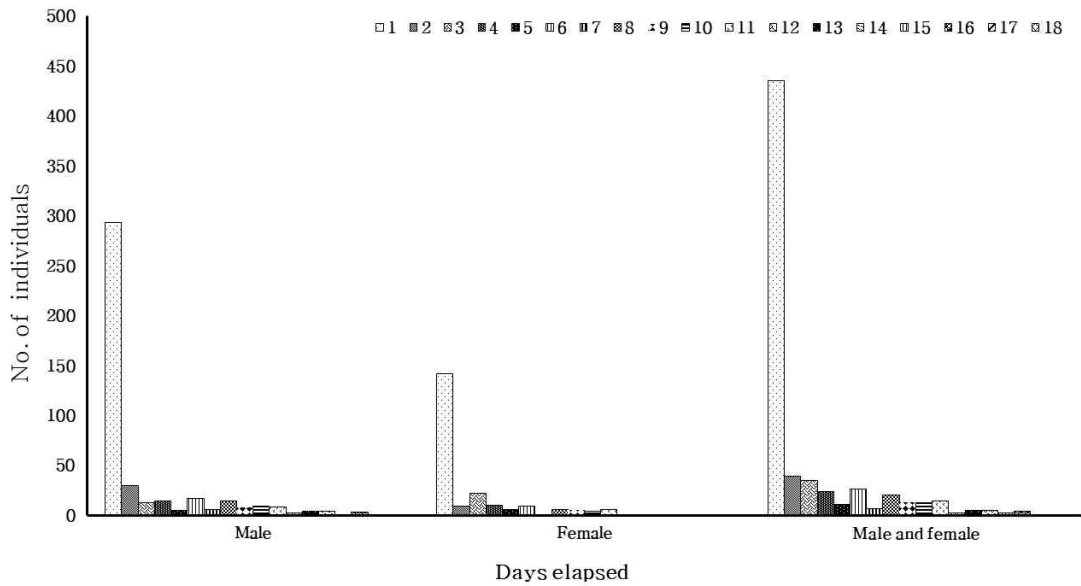


Fig. 21. Average number of days to live of *Hipparchia autonoe* on Mt. Hallasan in 2014.

(4) 이동거리와 범위

2014년 한라산 장구목 산굴뚝나비의 이동거리는 서식지 외각의 직선거리 총합계인 1,510 m의 거리를 순환하면서 생활하는 것으로 나타났다. 이 지역에서 309개체가 재관찰 되었으며 많은 개체가 다른 곳으로 이동하지 않고 장구목 지역에서 머무르며 생활하는 것으로 나타났고 현장조사 기간 중 많은 개체가 당일에도 재관찰 되는 것이 확인되었다.

이번 연구에서는 장구목과 윗세오름을 이동하는 산굴뚝나비를 확인할 수 없었다. 장구목으로 가기 위해서는 윗세오름 동쪽으로 구상나무림 군락이 장벽으로 막혀 있어 이 구간을 통과하여야 하는데, 산굴뚝나비가 생활하는 장구목 초지대에서 구상나무 군락의 수관부를 통과하기가 매우 어려울 것이며 등산로를 따라 이동하는 것도 어려울 것으로 판단된다.

산굴뚝나비의 수컷의 이동 평균거리는 139 m로 나타났으며 암컷은 115 m로 나타났다(fig. 22). 선행연구(Kim et al., 2014b)에선 수컷은 116 m, 암컷은 118 m로 조사되었다.

장구목에 서식하는 개체군은 발생 초기에는 장구목 초입부 해발 1,700 m 부

근에서 서식하다 8월로 접어들어 기온이 높아지게 되면 더 서늘한 장구목 정상 부쪽으로 서식지를 옮기는 것이 확인되었다. 또한 선행연구의 MRR 자료를 분석한 결과 백록담 북벽을 경유하여 분화구를 통과 후 남벽의 서식지로 이동한 것으로 나타났으며 분화구를 중심으로 주변의 개체들은 서로 이동하면서 생활하는 것이 가능한 것으로 보인다. 이는 분화구 주변으로는 큰 수목이 존재하지 않고 여름철 남쪽에서 불어오는 바람을 북벽이 막아주는 역할을 하기 때문에 나비의 이동에 방해가 되지 않은 것으로 판단된다.

산골뚝나비의 서식지 이동 측면에 장구목에서 개체들의 이동현황 파악을 위하여 7월과 8월을 구분하여 이동거리를 측정하여 보았다. 그 결과 7월에는 장구목 전 지역에서 나비가 생활하는 것이 관찰되었으나 8월에는 장구목 상부 해발 1,800 m 이상의 지점에서 주로 관찰되었다. 이런 현상을 주로 수컷에서 나타나고 있는데 이는 고도차에 의한 기온차에 따라 신규 우화하는 암컷을 만나기 위한 행동으로 볼 수 있다. 암컷의 경우에도 장구목 상부 지역에서 활동하는 빈도는 높으나 수컷처럼 높지는 않았다. 암컷의 경우는 짝짓기가 끝나면 산란을 위하여 장구목 저지대로 이동하기 때문으로 추정된다.

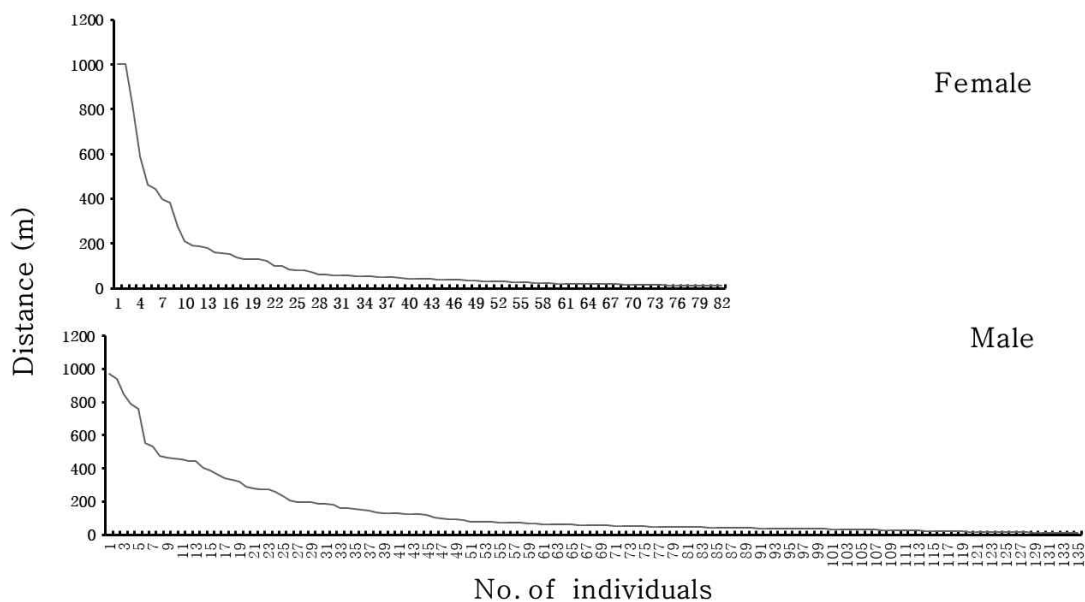


Fig. 22. Male and Female travel distance of *Hipparchia autonoe* in 2014.

(5) 날개상태

2014년 한라산에서 조사된 산골뚝나비의 날개 상태는 수컷이 전반적으로 각 등급별로 고르게 조사된 반면 암컷은 가장 상태가 좋은 a의 비율이 상대적으로 높았다. 그리고 조사 일수가 지날수록 상태가 나쁜 d의 비중이 높아지는 것으로 나타났다(Table 17, Fig. 23).

생존일수에서는 암컷이 수컷보다 오래 생존하는 것으로 나타나고 있으나 날개 상태에서는 수컷들이 상태별 관찰 빈도가 암컷보다 높은 것으로 나타나 수컷은 암컷에 비하여 상대적으로 비행시간이 길 것으로 추정할 수 있다. 이는 암컷을 만나기 위한 수컷들의 점유행동 시간이 긴 특성으로 볼 수 있다.

Table 17. Changes in the wing wear category of *Hipparchia autonoe*

Date	Wing wear conditon																
	Male					Sum	Female					Sum	Male and female				Sum
	a	b	c	d	a		b	c	d	a	b		c	d			
22-Jul.	60	1	1		62	7	1	0	0	8	67	2	1		70		
23-Jul.	39	1			40	10	1	2	0	13	49	2	2		53		
27-Jul.	59	5	0		64	26	0	1	0	27	85	5	1		91		
29-Jul.	47	2	2		51	10	0	0	0	10	57	2	2		61		
30-Jul.	65	1			66	15	1	0	0	16	80	2			82		
31-Jul.	9	1			10	3	0	0	0	3	12	1			13		
05-Aug.	31	8	1	1	41	31	4	1	0	36	62	12	2	1	77		
06-Aug.	17	6	3	1	27	28	0	0	0	28	45	6	3	1	55		
07-Aug.	7	6	1	1	15	21	2	0	0	23	28	8	1	1	38		
08-Aug.	13	5	2	1	21	16	1	0	1	18	29	6	2	2	39		
09-Aug.	7	5	4	2	18	11	2	0	0	13	18	7	4	2	31		
10-Aug.	8	3	2	1	14	14	0	0	0	14	22	3	2	1	28		
11-Aug.	7	2	0	1	10	12	1	0	0	13	19	3	0	1	23		
Total	369	46	16	8	439	204	13	4	1	222	573	59	20	9	661		

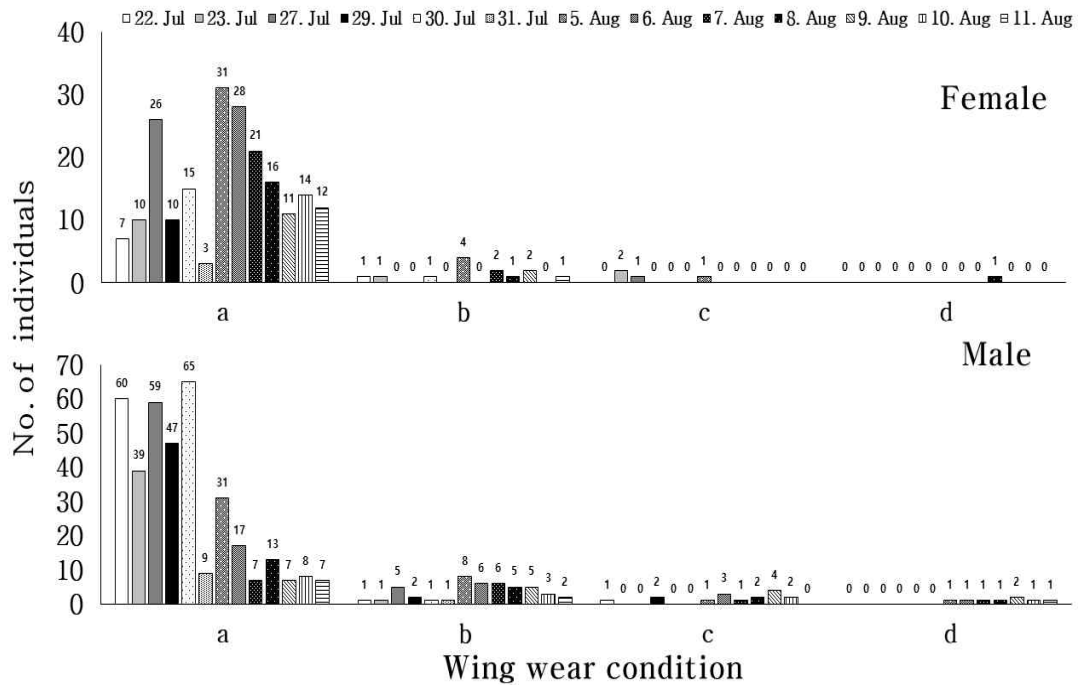


Fig. 23. Male and female wing status by observation date of *Hipparchia autonoe* on Mt. Hallasan in 2014.

(6) 산골뚝나비 추정개체수

한라산 장구목의 산골뚝나비 개체군 크기추정에서 암컷과 수컷의 1일 추정 개체수는 최대 발생기에는 약 500개체 이상으로 나타났다. 추정값에서 7월 30일에 503개체로 최대값을 보이다가 이후 점차 감소하는 형태를 나타냈다(Fig. 24). 또한 선행연구(Kim et al., 2014b)와 비교해 보면 개체수가 1/3 이상 차이를 보이고 있으며, 암컷과 수컷을 분리하여 추정한 결과도 선행연구와 차이가 크게 나는 것으로 나타났다. 이는 조사 당일의 날씨 영향으로 인해 관찰율이 저조한 것으로 추정되지만 이런 현상은 나비목에서 나타나는 일반적인 현상인지에 대한 평가는 오랜 기간 동안 조사 후 판단이 가능하다. 그러나 2018년부터 2020년까지 선조사법에 의한 모니터링에서도 나비의 개체수가 감소하는 경향이 뚜렷하기 때문에 장기적이고 지속적인 모니터링 조사가 필요하다.

수컷의 추정개체수는 7월 23일 84개체를 시작으로 8월 5일 235개체로 점차 증가하였으며 계속 증가와 감소가 유지되는 것으로 나타났다. 나비목 곤충은 같은

시기에 발생하는 습성이 있지만 본 연구에서는 7월에 100개체 이하로 고른 분포를 보이고 있으며 8월에 이르면 개체군 크기는 100 ~ 200개체 사이로 유지되고 있어 나비목 곤충의 개체군 감소 패턴과는 상이한 결과이다. 이는 선행연구와도 많은 차이를 보이고 있으며 7월 추정 개체수에서도 10배 이상 많은 차이를 보였다. 그리고 95%의 신뢰 범위에서 추정된 개체수에서는 7월 23일 약 775개체, 7월 31일 969개체, 8월 10일 1,570개체를 보였으며 오차범위의 개체수는 추정값과는 다른 양상을 보였다.

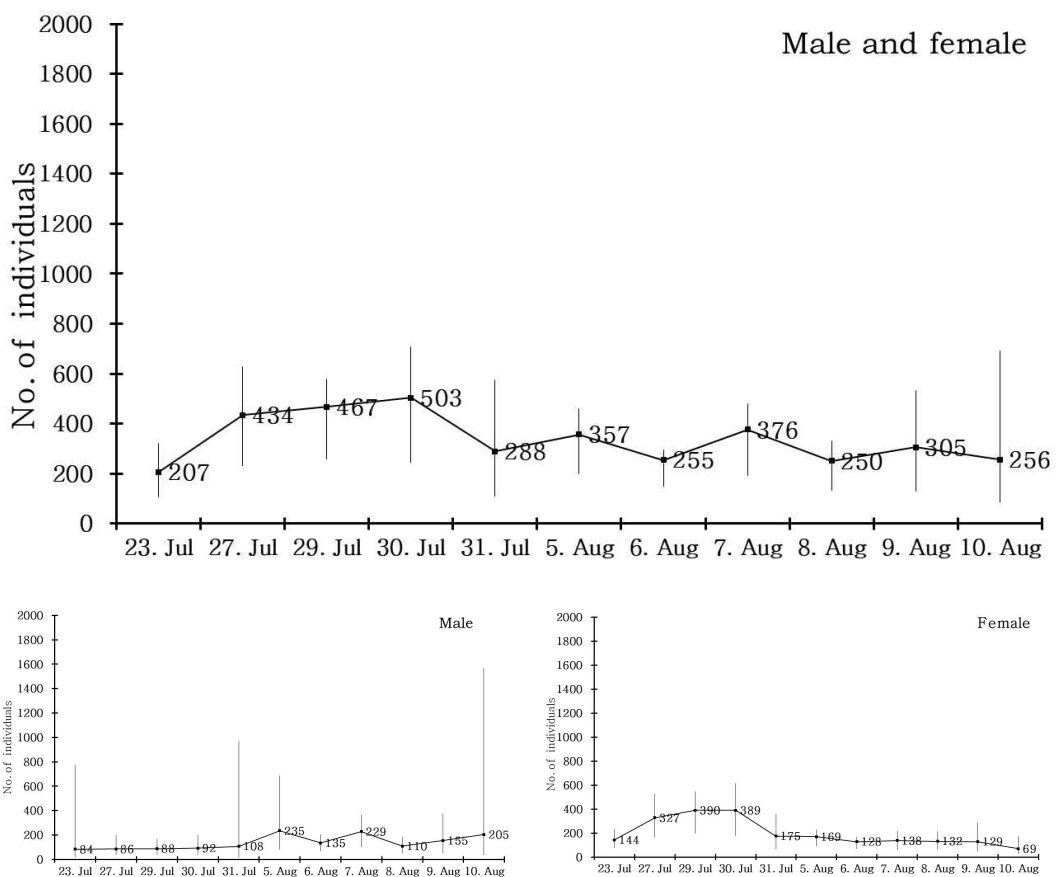


Fig. 24. Estimated number of individuals of male and female *Hipparchia autonoe* in 2014.

암컷의 추정개체수는 7월 30일 389개체를 최고로 하였다가 점차 감소하는 것으로 나타나고 있다. 8월에 이르면 개체군 크기는 200개체 이하로 유지하고 있는

며 8월 10일 69개체로 나타나고 있다. 수컷은 조사가 끝날 때까지 200개체를 유지한 반면 암컷은 감소폭이 완만히 감소하는 경향을 보였다. 이는 암컷은 세대 후반부에 많이 발생하기 때문으로 추정된다. 그리고 95%의 신뢰 범위에서 추정된 개체수에서는 7월 30일 약 616개체로 최대를 보였다. 이후 점차 감소하는 포물선형을 보였다. 이들 오차범위의 개체수는 추정값과는 비슷한 양상을 보였으며 발생 패턴도 비슷한 양상을 보여주었다.

(7) 산굴뚝나비 생존율·추가율·사망율

생존율에서는 조사기간 동안 감소와 증가를 반복적으로 나타내어 산굴뚝나비의 발생 패턴이 불규칙적인 것으로 나타났다. 세대 전반적으로는 증가하는 경향을 보였다. 이는 실제 관찰된 개체수가 조사 당일의 날씨의 영향을 받아 감소와 증가를 반복한 결과와도 일치한다. 또한 이러한 한라산의 불규칙적인 날씨 변화는 산굴뚝나비의 생존율에 많은 영향을 주고 있는 것을 해석 할 수 있다. 이는 곤충은 다른 포유류 동물과 달리 조사 당일의 날씨에 영향을 많이 받는 것으로 볼 수 있다. 추가율 역시 증가와 감소를 반복하였으며 전체적으로는 감소하는 것으로 나타났다(Fig. 25).

수컷의 생존율에서는 세대 후반부로 갈수록 점차 증가하는 것으로 나타났다. 이는 선행연구의 결과와도 대조적이며 일반적인 수컷이 암컷보다 일찍 발생하는 나비목 곤충의 생태적 특성과도 상이한 결과이기 때문에 지속적인 지속적인 모니터링이 필요해 보인다. 또한 추가율은 8월 5일 높아진 후 유동적으로 증가와 감소를 보이며 세대 후반부로 갈수록 감소하는 것으로 나타나고 있다. 따라서 수컷은 생존율과 추가율이 세대 후반부로 갈수록 감소하는 것으로 나타났다.

생존율의 조사에서 수컷은 암컷과 달리 후반부로 갈수록 증가한 반면 암컷의 경우 세대 후반부로 갈수록 천천히 감소하는 것으로 나타났다(Fig. 25).

사망률의 경우 수컷은 2회 조사에서 3.18의 비교적 높게 나타났으며 6회 조사에서 4.18로 크게 나타났으며 마지막 조사시까지 점차적으로 낮아지는 경향을 보였다. 암컷의 경우 2회 조사때 1.41로 비교적 낮은 사망률을 보였으며 6회 조사시 2.47로 높아진 후 점차 낮아지는 것으로 나타났다. 사망률이 높다는 것은 채채집율이 낮다는 것을 의미하므로 수컷은 5회차에 채포획이 많이 이루어져 사망률이

낮은 것이며 수컷은 조사 후반부로 갈수록 채채집이 많이 이루어짐을 알 수 있으며 암컷의 경우 변화폭이 작은 증가와 감소가 반복적으로 나타나고 있다.(Fig. 26).

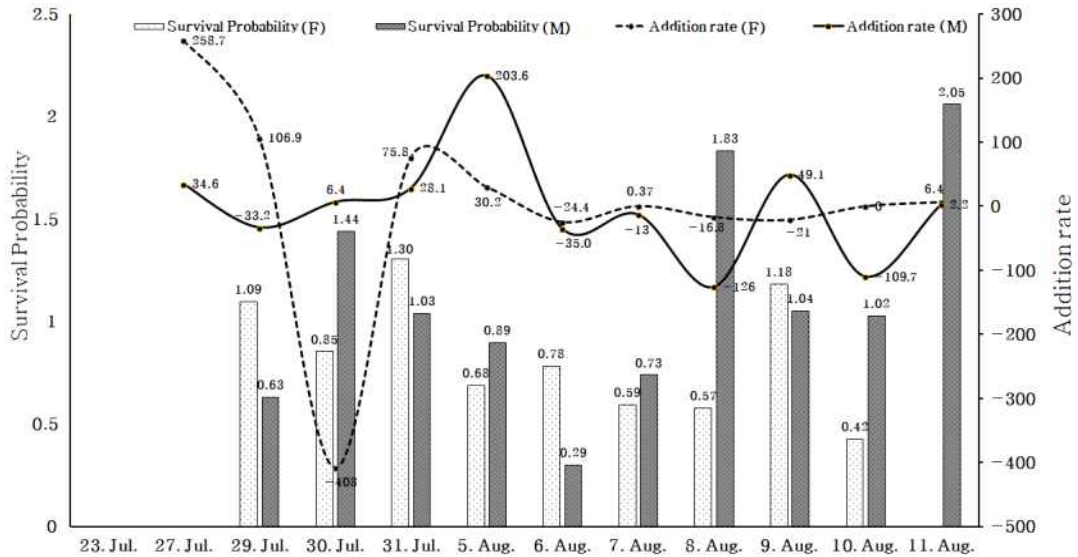


Fig. 25. Male and female survival and addition rates of *Hipparchia autonoe* in 2014.

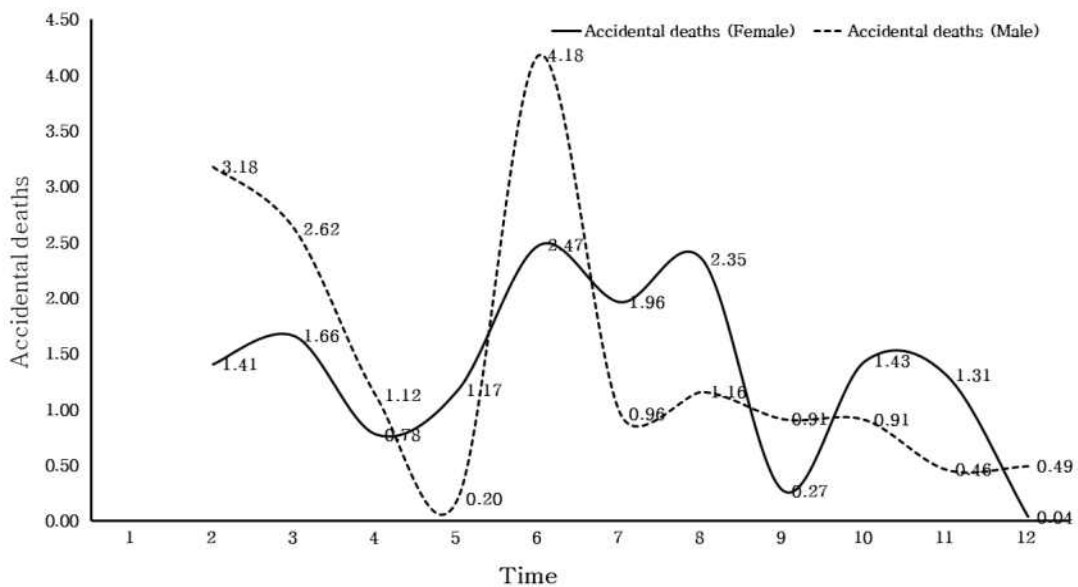


Fig. 26. Male and female death rate of *Hipparchia autonoe* in 2014.

4. 고찰

최근 기후변화에 따른 생물계절성의 변화와 산업화에 따른 지구온난화로 인해 생물이 살아가는 자연서식지 범위가 점차 감소하고 있고 고립·과편화되고 있어 이곳에 서식하는 종들의 보전 대책이 요구되고 있다. 특히 고산지역인 한라산에 고립되어 국지적인 분포를 보이는 산굴뚝나비의 경우 점차 서식지를 잃어가고 있다.

산굴뚝나비의 국외 분포는 러시아의 알타이, 아무르, 연해주, 중국 동북부에 분포한다(Seok, 1973). 한반도 분포는 북부지역(함경도, 양강도) 일원과 제주도 아고산대 해발 1,300 m 이상 초지대에 서식하는 국지종(Park, 1969; JESRI, 1988; NIBR, 2012; Kim, 2012)으로 우리나라에서는 제주도가 유일한 서식지이다. 표본기록 중에는 경상북도 파계사와 제주시 관음사의 채집기록이 있으며 채집된 개체는 ‘울릉도산’과 전남 무안 ‘임자도산’ 기록이 있다(Choi, 2011). 이는 대형종의 특성상 기류를 타고 우연히 이동했을 수도 있지만, 채집기록이 잘못되었거나 오동정 되었을 가능성도 배제할 수 없기 때문에 재검토가 필요해 보인다. 한라산 산굴뚝나비의 분포는 예전에는 해발 1,300 m에서 채집된 기록(Park, 1969; JESRI, 1988; Kim, 2000; NIBR, 2012)이 있지만 본 연구의 동일 고도에서는 서식이 확인되지 않았다. 이는 산굴뚝나비가 서식할 수 있는 공간이 시간이 흐름에 따라 다른 식생으로 천이되었거나 사라진 것으로 볼 수 있다. 또한 과거 한라산 영실 구등반로 초입 부근(해발 1,300 m)에는 먹이식물 자생지가 일부 존재했을 수 있지만 현재의 등반로에는 먹이식물인 김의털의 서식지 자체가 사라진 것으로 판단할 수 있다. 따라서 현재 한라산의 산굴뚝나비 분포는 해발 1,500 m 이상의 고도에서만 분포한다고 할 수 있다. 향후 더 높은 고도로 서식지를 이동할 것으로 예상되기 때문에 개체군 변동에 대한 장기적인 모니터링이 수반되어야 할 것으로 판단된다.

최근 지구 온난화로 인해 북방계열 나비는 점차 북상하고 남방계열 나비는 분포범위가 넓어지고 있으며(Parmesan et al., 1999; Thomas and Wilianson, 2012) 한라산에도 고도별 나비의 분포가 저지대에서 분포하는 굴뚝나비, 네발나비, 노랑나비, 줄점팔랑나비가 2000년대 이후 해발 1,700m 이상에서도 관찰되고 있어

이들 나비는 점차 한라산의 고지대에서 적응하여 서식할 것으로 예상하고 특히 굴뚝나비는 산굴뚝나비와 경쟁 종으로 서식지 공유가 이루어질 것으로 판단하고 있다(Kim et al., 2014a).

본 연구 결과 확인된 산굴뚝나비는 총 657개체로 확인되었는데 선행연구(Kim et al., 2014b)의 MRR조사와 비교해 볼 때 장구목 산굴뚝나비 개체군 크기는 전체적으로 약 1/2로 감소한 경향을 보였다. 이는 기상에 따른 환경요인의 문제인지 그 외의 원인인지는 더욱 세심한 연구가 필요하다. 이와 관련하여 기상자료 분석해보면 2014년도에 유충이 활동 시기의 온도의 변화폭이 심하게 변동된 것으로 나타났으며 이로 인해 성충 우화율에 영향을 미쳐 개체수 감소를 가져온 것으로 판단된다. 그뿐 아니라 동일 지역·시기에 출현하는 가락지나비의 개체군 크기도 함께 감소한 것으로 나타나 한 지역의 나비 감소는 동일 지역에 서식하는 다른 종들에게도 영향을 미치는 것으로 판단된다.

장구목 일대의 MRR 조사지역 내의 관찰된 개체수는 수컷이 432개체, 암컷이 225개체로 2배정도 차이를 보이고 있다. 외국의 멸종위기종 MRR연구 결과도 경우도 이와 비슷한 경향으로 수컷에 편향적으로 나타났으며 암컷의 경우 대부분 산란하거나 쉬기 때문에 눈에 잘 띄지 않는데 반해 수컷의 경우 활동성이 높고 짝짓기를 위한 순찰비행을 하는 경우가 많아 다수 확인된 것으로 보고 있다(Konvicka and Kuras, 1999).

2014년 한라산 산굴뚝나비의 평균 생존일수 분석은 Jolly-Seber(1965)에 의해 추정된 값으로 짧은 생존기간은 수리적으로 개체군 추정을 어렵게 하는 요인으로 분석결과 전체 2.77일로 나타났으며, 암컷의 경우 2.80일로 수컷의 2.75일보다 0.5일정도 오래 생존하는 것으로 나타났으며 국내에서 연구된 꼬리명주나비와 붉은점모시나비에 비해 긴 것으로 나타났다. 외국에서의 연구를 보면 네발나비과 *Preclossiana eunomia* 수컷의 평균 수명은 2.6일(Betzholtz, 2002), 팔랑나비과 *Erynnis tagas*의 평균수명은 수컷 3.33, 암컷 2.36으로 나타났으며(Gutierrez et al., 1999) 호랑나비과 *Parides anchisus nephalion*는 수컷 8.2-14.1일, 암컷 9-30일(Freitas and Ramos, 2001)로 조사되었다. 또한 최대 생존기간은 산굴뚝나비의 경우 18일로 조사되었다. 꼬리명주나비의 경우 10일, 팔랑나비과 *Erynnis tagass*는 8일(Gutierrez et al., 1999)로 짧으며, 호랑나비과 *Parides anchisus nephalio*

는 30일로 나타나 비교하면 길게 나타났다(Freitas and Ramos, 2001). 한라산 조사지역은 고산초지대가 매우 넓게 형성된 지역임을 가만하면 생존일수의 감소폭은 낮다고 평가할 수도 있지만 장구목이라는 한정된 면적 내에서 고립되어 있기 때문에 재관찰률은 높다. 생존율과 재관찰률은 서로 관계되며, 이는 생존율과 높은 것으로 재해석할 수 있으며 생존기간 역시 짧지 않다고 할 수 있다.

생존일수의 추정은 주로 서식지 패치를 형성하는 종을 대상으로 하는 것이 일반적이거나 이번에 산굴뚝나비는 개체군 크기를 추정하는 MRR 방법으로 조사하는 과정에서 얻은 데이터를 분석하여 산출하였다. 따라서 산굴뚝나비 평균 생존일수보다는 최대 생존일수에 주안점을 두어야 한다. 또한 산악지역의 기상 특성인 강풍과 집중호우 등을 감안하고 7월과 8월에 1화성으로 출현하는 특성으로 볼 때 장구목에 서식하는 산굴뚝나비 개체군의 최대생존일수 18일은 크다고 할 수 있다.

한라산 산굴뚝나비 서식지 환경은 크게 변화하였다. 1970년대 한라산 아고산 지역의 등산로 대부분은 등반객의 답압 등으로 많은 부분이 유실되었고 이로 인한 훼손지 복구는 지난 1990년대 초 어리목 등산로 주변을 시작으로 장구목 지역 등에 양카매트 공법을 사용해 새심기 공사를 진행한 바 있다. 이후 1994년부터 남벽 정상부와 분화구 주변에 녹화마대 피복에 의한 훼손지 복구공사가 진행되었으며 2005년 12월 기준 전체 훼손지의 50% 정도가 복구되었으며, 그 후 15년이 지난 2020년에는 대부분 지역이 피복되는 등 높은 효과를 거두고 있다. 한라산 훼손지 식생복원에서 김의털 종자의 파종과 새심기를 통한 이식 등으로 김의털 개체수가 급격히 증가하게 되어 자연스럽게 산굴뚝나비의 서식지 환경도 크게 개선되었고, 훼손지 식생복원 측면에서도 김의털이 토양의 노출된 지역 대부분을 피복해 주기 때문에 식생복원의 성과를 높게 하는 작용도 하고 있다. 그러므로 한라산에 서식하는 산굴뚝나비 개체군은 식생복구 이전과 이후로 큰 변화가 있을 것으로 추측되지만 이전의 연구자료는 없기때문에 변화를 파악하기 어렵다. 하지만 훼손지 식생 복구공사 초기에는 식생회복 속도가 빠르고 초본류 등 식생의 변화하는 등 환경변화가 컸음을 짐작할 수 있으며, 복구가 진행되어 갈수록 제주조릿대의 이입 및 김의털의 밀도 증가 등으로 인한 서식지 감소 등이 나타나고 있다. 이러한 서식지 환경 변화는 나비의 서식지를 감소시키고 나아

가 개체군에게도 좋지 않은 영향을 줄 것으로 판단된다.

나비 개체군의 서식지 크기에 따른 이입과 이출을 보면 대체적으로 큰 곳에 머무르는 경향이 있으며(Hanski et al., 1994), 서식지 면적이 작을수록 이주 밀도는 증가하며 큰 서식지가 작은 서식지보다 이주자를 더 잘 받아들인다(Wahlberg et al., 2002). 반면 작은 서식지에서는 오래 머물지 않고 즉시 다른 곳으로 이주하는 것으로 나타나고 있다(Roland et al., 2000). 한라산 산굴뚝나비 역시 지속적으로 이입과 이출을 하고 있으며, 장구목의 MRR 개체가 남벽과 윗세오름에서 확인되었던 경우처럼 영실과 삼각봉 등 작은 서식지에 서식하는 개체군들은 서식 환경이 더 양호하고 연속된 경관인 선작지왓이나 장구목 등 더 넓고 큰 서식지를 찾아 서식지를 옮길 수 있다. 이러한 작고 조각난 서식지는 크고 넓은 서식지에 비해 분산율이 낮으며, 이러한 낮은 분산으로 인해 개체군 감소로 이어져 작은 패치의 공간적 고립이 심화되고 있다(Sawachik et al., 2003).

본 연구와 선행 연구(Kim et al., 2014b)를 종합해 보면 한라산 산굴뚝나비의 지역별 개체군 크기를 살펴보면 점차 감소하는 양상을 보이고 있으며, Chapter I의 한라산 나비 모니터링 결과도 본 연구의 결과와 유사하게 감소하는 것으로 나타나 개체수 감소 폭은 더욱 커질 것으로 예상된다. 이는 기후변화로 인한 지구온난화가 원인인지 또는 중 자체적인 자연적 개체군 감소인지 정확하게 알 수 없다. 따라서 향후 지속적인 모니터링 실시로 개체군 변화요인이 무엇인지를 파악하여야 한다. 나비의 발생 양상을 파악하기 위해서는 장기간에 걸친 연구를 실시하여야 하며, 1년 동안의 단기 조사로는 개체군 변동을 추론하는 것은 한계가 있다. 하지만 본 연구의 결과를 토대로 볼 때 먹이식물과 흡밀 식물의 밀도 변화, 제주조릿대 등의 이입으로 인한 서식지 면적의 축소, 토양 노출면적의 감소 등 서식지 환경변화로 인하여 개체군이 감소하는 것으로 판단된다. 한라산과 같은 고산지역에 서식하는 개체군의 생태를 연구하고 변동을 파악하는 것은 시·공간적인 제약과 기상상태, 출입허가 등 인허가 문제 등으로 현실적으로 연구에 어려운 측면이 있다. 다만 식생천이에 따른 먹이식물의 변화, 제주조릿대의 면적 변화 등으로 간접적인 평가는 가능할 것으로 판단된다.

외국의 연구를 보면 멸종위기종인 *L. melissa samuelis* 나비는 참나무 숲 그늘이 나비 감소의 주요인으로 지목하였으며(Grundea et al., 1998), *Procllossiana*

eunomia 나비는 영국 웨일즈 지역에 넓게 분포하고 있었으나 농업의 발달과 지속적인 개간작업으로 서식지 변화와 단절이 일어나 10년 동안 23.5%의 서식지가 감소하였다. 그 결과 *Procllossiana eunomia* 나비가 지속적으로 발생할 수 있는 서식지가 부족하게 되어 빈약한 패치연결성을 보였고, 개체수가 감소한 것으로 보고하고 있다(Fowles and Simth, 2006).

Chapter III. 한라산 산골뚝나비 서식지 보전 연구

1. 서론

식물 종 다양성은 곤충의 종 다양성과 양의 상관관계를 보임에 따라 식물 다양성 증가는 곤충 다양성을 증가시킨다(Pimentel, 1961; Root, 1973; Altieri and Letourneau, 1982; Lawton, 1983; Altieri, 1984; Siemann, 1998; Siemann et al., 1998). 또한 곤충의 지역적인 종 풍부도는 식물의 종 풍부도 뿐만 아니라 식물 종 개체수에 따라서도 결정되고, 결국 곤충과 식물은 긴밀한 관계를 이루고 있으며, 식물의 다양성을 통해 곤충의 다양성도 추정할 수 있다(Novotny et al., 2004).

최근 IPCC(2014)의 5차 보고서에서 기후변화는 점차 심화되고 있을 뿐만 아니라 지구상 전 대륙과 해양에 걸쳐 재관측되고 있다(IPCC, 2014). 이러한 기후변화는 생물종과 생태계에 미치는 영향이 커져 가까운 미래에 생물다양성 감소를 야기시킨다(Bellard et al., 2012). 육상생태계에서 생물다양성의 감소는 토지 이용변화에 따른 인위적 서식지 손실과 사막, 툰드라, 북부침엽수림, 한대림에서 분포하는 일부의 생물 군계 수준에서 기후변화로 확인되고 있고 이들 생물 군계 중 환경변화에 민감한 생물들은 국지적인 멸종을 야기할 수 있는데, 이미 멸종되었거나 멸종위기 종들은 형태학적, 생리학적으로 널리 퍼져 있는 종에 비해 스트레스에 매우 약하다(Lavergne et al., 2004; Sala et al., 2005). 즉, 기후의 안정성이 유실되거나 서식처 파괴가 발생하면, 그 지역에서 서식하는 많은 생물들의 멸종 위험성이 증가한다(Thomas and Williamson, 2012). 그러므로 멸종위기종이나 개체수가 적은 야생종들은 크게 영향을 받을 것으로 예상된다. 이중 생태구배(ecocline)의 극단지역에 해당하는 아고산대 및 고산대는 동시에 지역적 취약성을 가지고 있는 한대성 북방계 동·식물의 서식지이나 지역적 취약성과 생물다양성 보전에 대한 중요성에도 불구하고 아직까지 연구가 미진한 생태계 중 하나이다(Kimmins, 2004; Tsuyama et al., 2015; Mathys et al., 2017). 한편 우리나라에서

아고산 식생대를 보이는 한라산인 경우도 기후변화로 인해 고산지대에 서식하는 식물 종들은 그 분포범위가 축소되거나 소멸되고 곤충, 양서류, 조류 등의 계절적 특성변화로 인해 먹이사슬과 생물종다양성이 훼손되고 이들 생물종을 보존하기 위해 종에 대한 모니터링 구축, 생물학적 기초 수집, 생태학적 특성 연구 등이 선행되어야 한다(Ko, 2007). 환경부는 생물다양성을 보존하기 위해 「야생동물 보호 및 관리에 관한 법률」 시행규칙을 만들어 보호·관리하고 있다. 멸종위기 야생생물 등급은 자연적 또는 인위적 위협요인으로 개체수가 크게 줄어들어 멸종위기에 처한 종을 멸종위기 야생생물 I급과 자연적 또는 인위적 위협요인으로 개체수가 크게 줄어들고 있어 현재의 위협요인이 제거되거나 완화되지 않을 경우 가까운 장래에 멸종위기에 처할 우려가 있는 종을 멸종위기 야생생물 II급으로 나누어 지정 관리하고 있으며 조사연구를 통한 5년 주기로 정기 법률을 개정하고 있다. 따라서 멸종위기 야생생물 종수의 변화는 2007년 221종, 2012년 246종, 2017년 267종으로 증가되었고 이중 곤충류 또한 2007년 20종, 2012년 22종, 2017년 26종으로 증가되었다(NIBR, 2017). 이러한 변화는 기후변화로 인한 서식지 환경인자 변화, 서식지 기주식물 식생변화 등으로 절멸의 위기에 처해있는 종이 증가되었기 때문이다(Kindlmann and Burel, 2008). 한편 한라산의 기후변화는 산굴뚝나비와 같이 국지적인 분포를 보이는 대부분의 나비류는 서식지 환경과 식생 변화로 인한 서식지 단절과 파편화가 야기되고 이로 인하여 곤충의 생존에 큰 영향을 미친다(Öckinger et al., 2010). 효과적인 종 보전을 위해서는 해당종의 생활사 및 생태적 특성을 파악한 후 패치 간 이주 정보, 서식지 식생유형 및 경관형태, 서식지 내 먹이식물과 흡밀식물이 포함된 식물의 피복도 변화 등 조사 과정이 수반되어야 한다(Fahrig, 2001). 따라서 정확한 보전전략 수립을 위해서는 장기 모니터링 데이터 구축 통한 대상종의 공간적 분포역과 군집의 종구성도 파악, 대상종의 시·공간적 해석과 분석이 이루어져야 하며 이를 바탕으로 서식지 복원을 위해서는 대상종의 이주습성에 따른 서식지 연결성이 중요하게 고려되어야 한다(Schultz, 1998; Kindlmann and Burel, 2008).

따라서 국내에서 유일하게 한라산에만 분포하는 산굴뚝나비 보전을 위해 생태적 특성, 생활사 및 개체군의 동태 등을 분석하여 서식지 보전을 위한 기초자료를 제공하고자 실시하였다.

2. 재료 및 방법

1) 산굴뚝나비 개체군 EPA 민감성 평가 비교

국제자연보전연맹(IUCN)과 미국 환경보호청(US EPA)에서는 기후변화에 대한 민감성 평가기법을 개발하여 기후변화가 생물에 끼치는 영향을 평가하였다.

IUCN의 멸종위기 분류체계는 EX, EW, CR, EN, VU, NT, LC, DD, NE의 9개의 그룹으로 나뉘며 이 중 위협(threatened)의 범주에는 드는 것은 CR, EN, VU 등급이다. 환경부(NIBR, 2017)에서 법정보호종 지정에 IUCN기법을 유용하게 활용하여 산양, 하늘다람쥐 등 267종의 멸종위기 야생동식물을 지정하여 보호하고 있다.

한국환경정책평가원(Lee, 2011)에서는 평가방법을 도입하기 위해 IUCN과 EPA 평가 방법을 평가하였는데 본 연구에서는 이중 다수의 지표를 활용하는 매우 체계적이며, 상당한 수준의 자료가 확보된 법적 보호종에 적합한 EPA 평가방법을 사용하였으며 한국환경정책평가원(Lee, 2011)에서 평가한 산굴뚝나비의 결과와 비교·분석하였다.

이 평가체제는 기후변화에 대한 생물종의 상대적 취약성을 결정하기 위한 잠재적인 접근 방식으로 평가체계는 모두 4개의 모듈로 구성되어 있다. 모듈 1(기초 취약성)은 11개의 변수로 구성되며 스트레스 요인에 의한 취약성을 분류하였다. 모듈2(기후변화 취약성)은 10개의 변수로 구성되며 기후변화에 대한 생물종의 취약성을 점수화하였다. 모듈3(통합 취약성)은 모듈1의 기초 취약성과 모듈2의 기후변화 취약성을 통합하여 평가하였다. 평가 결과는 4단계로 심각한 취약, 높은 취약, 낮은 취약, 매우 낮은 취약으로 나타낸다. 모듈4는 각 모듈 평가의 신뢰성 검증단계로 높음, 중간, 낮음으로 구분하여 적용한다. 또한 모듈 1~모듈4를 진행하기 위해서 각 종의 평가에 필요한 문헌조사와 전문가의 결정이 필요하고, 배경지식 단계에서는 문헌조사 내용, 전문가 의견 등 모듈에서 점수화하기 위한 내용이 수록되고 이를 통해 평가의 불확실성을 줄이고, 기후 및 비기후 요인을 설명할 수 있고, 기후 및 비기후 요소가 복합적으로 작용하여 초래하는 결과를 이해할 수 있게 된다

2) 산굴뚝나비의 서식지 유형과 개체군 크기 전망

산굴뚝나비의 개체군의 크는 ChapterⅡ의 선조사법에 의해 조사된 자료를 활용하였으며(Table 11) 이를 바탕으로 모니터링을 통한 개체군의 변동을 감지하고 각 단계에 맞는 대책수립과 방안을 제시하였다.

3) 모니터링 체계 구축

한라산에 서식하는 산굴뚝나비의 보전을 위해서는 장·단기적인 계획이 필요하며 지속적인 모니터링을 통한 개체군 변동을 감지하고 변동이 일시적 또는 지속적인 것인지를 판단하고 각 단계의 맞는 메뉴얼로 대처 방안을 모색해야 한다. 각 단계는 해발 고도별로 1단계(주의), 2단계(위험), 3단계(경고), 4단계(심각)로 구분하여 각 단계별로 확인되는 개체수를 활용하여 개체군 크기의 감소 폭에 따라 각 단계별 적용 및 대책 마련을 제시하였다.

4) 산굴뚝나비 보전 방안

산굴뚝나비 종합평가는 ChapterⅡ에서 조사된 생활사 및 생태적 특성, 서식지 환경변화 등을 토대로 산굴뚝나비의 보전을 위한 12지점의 서식지별 보전방안을 제시하였다.

5) 서식지 연결성 평가 및 핵심보전 지역의 설정

산굴뚝나비 서식지 연결성 평가는 ChapterⅡ에서 조사된 서식지 크기와 개체군 크기, 장벽의 유무, 인접한 패치 수 등으로 네트워크를 연결하여 산굴뚝나비의 이동 및 개체군 유지에 핵심적인 지역을 선정하여 제시하였다.

3. 결과

1) 산굴뚝나비 개체군 EPA 민감성 평가 비교

EPA 평가를 진행하기 위해서는 먼저 배경지식이 필요하고 모듈1~모듈4를 진행하기 위한 문헌조사와 전문가의 의사결정 등이 필요하다.

한국환경정책평가원(Lee, 2011)에서는 산굴뚝나비의 민감성 평가를 위한 배경 지식을 다음과 같이 제시하였다. 먼저 산굴뚝나비는 분포 및 형태적 특성, 법적 지위를 포함한 서식 현황과 생태적 특성, 종의 분포를 제한하는 생리 및 기후적 요소, 종의 분포에 대한 스트레스 인자, 기후변화에 대한 잠재적인 생태적 취약성, 종의 현황과 분포에 대한 기후변화의 잠재적 영향에 대한 기초지식이 필요하다. 산굴뚝나비는 유럽 남동부 및 러시아, 중국 및 한반도 백두산과 한라산 고지대에만 분포하며 그 생태적 환경은 김의털이 자생하는 건조한 초지라고 명시되어 있다. 또한 외형적으로 형태적인 차이로 암컷이 수컷보다 크고 날개색이 옅으며 크기는 54 mm이다. 또한 멸종위기 야생동물 I 급 및 천연기념물 458호로 지정·보호되고 기온상승과 이에 따른 고지대 서식환경의 변화로 제주조릿대의 초지 잡식으로 시로미와 같은 고산식물은 물론 산굴뚝나비의 먹이식물이 자랄 수 없는 환경이 되고 있음을 설명하였다. 산굴뚝나비 모니터링 조사는 2008~2009년에 실시하여 한라산 해발 1,400 m 이상부터 서식하고 국지적 분포로 개체수가 급감한 것으로 보고하여 기후변화에 대한 생물의 민감성 평가방안 연구에서 산굴뚝나비는 매우 취약한 것으로 평가하였다.

선행연구(Lee, 2011)에서는 모듈1의 평가지표와 판정내용을 보면 우선 현재 개체군의 크기는 100~500개체로 보고하였다. 하지만 ChapterⅡ의 연구 결과 한라산 개체군은 3,000개체 이상으로 조사되어 선행연구와 많은 차이를 보였다. 선행연구에서는 지난 50년간 개체군 동향은 80% 이상 '감소', 50년간 분포역 동향은 50% 이상 '감소'하는 것으로 보고하였다. 하지만 50년 전에는 출현종에 대한 기록만 있을 뿐 개체군의 크기나 동향에 대한 기록이 없었고, 개체군의 크기나 동향에 대한 자료는 Kim et al.(2014a, 2014b)만 있기 때문에 이 항목은 판단할 수 없었다. 선행연구에서는 현재 개체군의 동향 역시 '빠른 감소'로 보고 있으나 본 연구의 결과 '감소'하는 것으로 나타나 기존 연구와 차이를 보였다. 선행연구

에서는 현재 분포역 동향의 경우 ‘빠른 감소’로 보고하였으나 2년의 연구 결과로 판단하기에는 자료가 부족하기 때문에 지속적인 모니터링이 필요할 것으로 판단된다. 다음은 비기후적 스트레스 요인 평가로 선행연구에서는 판정을 내리지 않았으나 본 연구에서는 감소하는 것으로 나타났으며, 또한 비기후적 스트레스의 미래동향은 목재테크의 설치, 서식지 환경변화 등으로 증가할 것으로 예상된다. 또한 먹이식물의 분포가 줄어들고 초지 면적이 감소함으로써 천적이 증가하여 애벌레의 생존율이 현격히 감소할 것으로 예상된다. 개체의 교대 시간은 선행연구와 본 연구에서 모두 1년을 주기로 하기 때문에 동일한 결과로 나타났다. 급작스러운 사건에 대한 미래 취약성은 ‘매우 취약’으로 선행연구와 동일하게 판정되었다. 정책/관리 변화에 대한 미래 취약성 평가는 기존 연구에서는 ‘매우 취약’으로 판정하고 있으나 최근 산굴뚝나비는 한라산 깃대종으로 선정하여 보호와 홍보, 관리에 노력을 기울이고 있기 때문에 본 연구에서는 ‘취약’으로 판정하였다. 또한 자연적 스트레스에 대한 미래 취약성은 ‘취약’으로 동일하게 나타났다.

선행연구에서는 모듈1에서 판정된 점수는 기존연구의 경우 15점으로 심각한 취약(Vc1)에 속하였고, 확실성 측면은 19점으로 계산되었다. 본 연구의 모듈1 판정은 20점으로 높은 취약(Vb2), 확실성은 22점으로 기존 연구에 비해 높게 나타났다(Table 18a).

모듈2의 기후변화 취약성 평가의 온도에 대한 취약성 평가에서는 선행연구는 ‘매우 민감’으로 판정하였으나 본 연구의 결과 정확한 조사를 위해 사육시험 등 민감성 관련 시험이 필요할 것으로 생각된다. 강수량 변화에 대한 생리적 취약성 평가 항목은 선행연구의 경우와 동일하게 ‘둔감’으로 판정하였다. 극단적 기상현상에 대한 취약성은 선행연구에서는 ‘매우 민감’으로 판정하였으나 본 연구에서는 ‘매우 둔감’으로 판단하여 차이를 보였다. 한라산은 기상 상황이 극단적으로 변화하는 지역으로 그곳에 적응하고 서식하는 산굴뚝나비의 경우 극단적 기상현상에 둔감할 것으로 예상된다. 산포능력의 경우 선행연구에서는 ‘낮음’으로 판정하였으나 본 연구에서는 멀리까지 이동하는 개체가 확인되었기 때문에 ‘중간’으로 판정하였다. 특정 서식지 요구도는 산굴뚝나비 경우 고도 범위가 좁고 지대가 높은 화산지형의 건조한 초지인 한라산 고지대라는 특정한 서식지가 필요하고, 유충은 초지의 김의털을 섭식하기 때문에 김의털의 유무, 토양 노출 정도, 기온

등 여러 가지 조건이 맞아야 하므로 선행연구와 본 연구 모두 ‘높은 한정’으로 판정하였다. 기후변화에 의한 서식지 손실 가능성 판정은 선행연구에서는 ‘거의 대부분 손실’할 것으로 판정하였으나 본 연구 결과 기후변화의 영향도 있지만 서식지 환경변화도 중요한 만큼 ‘일부 손실’로 판정하여 차이를 보였다. 종의 적응 속도로 함께 변하는 서식지 판정의 경우 ‘거의 없음’으로 동일하게 판정되었다. 새로운 지역에서 서식지 이용 가능성 판정의 경우도 ‘없음’으로 동일하였다. 일시적으로 종간 상호관계에 의존도 판정의 경우 선행연구의 경우 ‘중간정도 의존’으로 보고하였으나 본 연구의 결과 동일지역에 서식하는 가락지나비, 조흔뱀눈나비, 함경산뱀눈나비, 도시처녀나비 등과 의존도를 보면 의존도가 ‘거의 없음’으로 판정되었으며, 다른 종에 의존하지 않고 독립적으로 생활하는 것으로 나타났다. 모듈2에서 판정된 점수는 선행연구의 경우 15점으로 ‘심각한 취약(Vc1)’, 확실성의 경우 19점으로 계산되었고 본 연구의 경우 21점으로 ‘높은 취약(Vc2)’, 확실성은 23점으로 선행연구와 차이를 보였다(Table 18b). 따라서 선행연구와 본 연구에의 평가 결과 각 조사 항목에서 나비의 감소가 예측되어 기후변화에 따른 산굴뚝나비의 종 보전이 필요하다고 판단된다.

Table 18a. US EPA sensitivity assessment comparison(Module 1, Basic vulnerability)

Evaluation index	Previous research			This research		
	Judgment	Score	Certainty	research results	Score	Certainty
The size of the current population	100~500	2	Low(1)	>3000	4	High(3)
Population trends over the past 50 years	>80%	1	Low(1)	Unknown	-	-
Current Population Trend	Rapid decline	1	Middle(2)	Decrease	2	High(3)
Distribution range trends over the past 50 years	50% or more reduction	2	Middle(2)	Unknown	-	-
Current distribution range trend	Rapid decline	1	Middle(2)	Need to investigate	2	
Current stress due to non-climate	Background knowledge	-	-	Decrease	1	High(3)
Future trends due to non-climate stress	increase	1	Middle(2)	Vegetation change and construction of wooden bridges	1	Middle(2)
1st generation shift cycle	<1 year	4	High(3)	1year	4	High(3)
Future vulnerability to sudden events	vulnerable	2	Middle(2)	Weak	2	Middle(2)
Future vulnerability to policy/anagement change	Very vulnerable	1	Middle(2)	Weak	2	Middle(2)
Future vulnerability to natural stress	vulnerable	2	Middle(2)	Weak	2	Middle(2)
Total		17	19		20	22

Table 18b. US EPA sensitivity assessment comparison(Module 2, Vulnerability to climate change)

Evaluation index	Previous research			This research		
	Judgment	Score	Certainty	Research results	Score	Certainty
Physiological vulnerability to temperature changes	Very sensitive	1	Middle(2)	Need to investigate	2	Middle(2)
Physiological vulnerability to changes in precipitation	Insensitive	3	Middle(2)	Insensitive	3	Middle(2)
Vulnerability to extreme weather phenomena	Very sensitive	1	Middle(2)	Insensitive	3	Middle(2)
Dispersion ability	Lowness	1	Middle(2)	Middle	2	Middle(2)
Specific habitat needs	High limit	1	High(3)	High limit	1	High(3)
Possible habitat loss due to climate change	Almost lost	1	Middle(2)	Some lost	2	Middle(2)
Habitats that breed together at the rate of species adaptation	Almost none	1	Low(1)	Almost none	1	Middle(2)
Habitat availability in new areas	None	1	High(3)	None	1	High(3)
Temporarily dependent on interspecies relationship	Moderate dependence	2	Low(1)	Lowness	3	Middle(2)
Depend on other species	Independent	3	Middle(2)	Independent	3	High(3)
Total		15	20		21	23

Table 18c. US EPA Assessment–Decision table(Scores and grades for Module 1 and Module 2)

Module	Rank	Abbreviation		Score
Module 1	Critically vulnerable	Vb1	High risk of extinction	>18
	Highly vulnerable	Vb2	Near extinction risk, probable decrease in population coverage	18-25
	Less vulnerable	Vb3	Risk of extinction is not imminent, but possible if current population coverage trend	26-33
	Least vulnerable	Vb4	A relatively large and stable (or increased) population	<33
Module 2	Critically vulnerable	Vc1	High possibility of extinction risk due to climate change	>16
	Highly vulnerable	Vc2	Nearly at risk of extinction due to climate change	17-22
	Less vulnerable	Vc3	The risk of extinction due to climate change is not imminent	23-27
	Least vulnerable	Vc4	Low vulnerability to climate change	28-32
	Favorable to climate change	Vc5	Possible positive effects from climate change	<32

Table 18d. US EPA Assessment-decision table(Module 3: Vulnerability integration matrix)

Module1 Module2	Vb1	Vb2	Vb3	Vb4
Vc1	Vo1	Vo1	Vo2	Vo3
Vc2	Vo1	Vo1*	Vo2	Vo3
Vc3	Vo1	Vo1	Vo3*	Vo4*
Vc4	Vo1	Vo1	Vo3	Vo4
Vc5	Vo2*	Vo2	Vo4	Vo4

*Vo1, Critically vulnerable; Vo2, vulnerable; Vo3, Less vulnerable; Vo4, Least vulnerable

Table 18e. Reliability evaluation (Module 4)

Score			
Module1	Module2	Module3 (Module1 + Module2)	Module4
22	23	45	High

High > 45; Middle 33 - 44; Low, 20 - 32

2) 산굴뚝나비 서식지 유형과 개체군 크기 전망

(1) 훼손복구지

한라산 정상부 일대는 조면암이라는 지질학적 특성과 과도한 등산객의 이용 등에 의해 등산로 주변과 정상 주변으로 심하게 훼손이 발생하였으며 1994년부터 2005년까지 복구공사가 진행되어 백록담 일대 대부분이 녹화마대 공법에 의해 훼손방지 기반공사가 이루어졌다(Ko, 2002). 이 지역은 한라산에서 산굴뚝나비가 가장 많이 서식하는 것으로 조사되었다(Table 13). 그중 가장 많은 개체가 서식하고 있는 것으로 나타난 곳은 백록담을 중심으로 남벽지역과 장구목 일대이다(Table 13). 이 지역은 식생복구를 위하여 1994년부터 2001년까지 나비의 먹이식물인 벼과 식물이 과종, 식재되어 김의털이 가장 우점하고 있으며(Ko, 2002), 다수의 나비류가 관찰되었다. 이러한 훼손복구지역은 김의털 주변으로 토양이 노출되어 있어 산란을 위해서 산굴뚝나비 암컷이 다수 관찰되었다. 이러한 행동은 나비의 산란 선호 현상이 유충기 먹이식물의 군집 크기나 형태와 함께 산란에 적합한 먹이식물의 특정 부위나 위치에 영향을 받는 보고와 일치한다(Carey, 1994; Dempster, 1997; Fleming et al., 2005).

(2) 자연서식지

자연서식지는 사람의 출입이 거의 없는 지역으로 자연적인 토양 유실이 부분적으로 일어나고 있었으며 산별른내 주변과 장구목 북측에 위치한 삼각봉 주변으로 나타났다. 이 지역은 사람의 출입이 없으며 한라산 스스로 만들어낸 자연상태의 토양유실 지역이다. 산굴뚝나비는 산별른내 지역이나 삼각봉의 토양 유실 지역, 암석지역의 식생형을 선호하는 종으로 이들 지역이 자연서식지에 해당한다. 이들 지역은 작은 폐지형태로 인접해 있으며 제주조릿대, 눈향나무, 시로미 등이 서식하고 있었다. 이들 지역에서는 적은 개체들이 서식하고 있는 것이 관찰되었다. 또한 선작지왓 남측 지역인 산별른내 지역은 넓은 면적에서 토양 유실과 침식이 작용이 일어나고 경관 또한 분화구와 같이 암반지형을 갖고 있어 많은 개체의 산굴뚝나비가 서식하고 있는 것으로 조사되었다.

선작지왓 지역은 다른 지역에 비하여 오랜기간 식생이 안정화된 지역이며, 중

간중간 암석이 분포된 요철지형으로 자연서식지 개체군으로서는 가장 큰 규모로 조사되어 한라산에서 가장 안정적인 개체군 크기를 유지할 것으로 전망된다. 따라서 선작지왓 개체군은 한라산의 산굴뚝나비의 개체군 유지에 중요한 지역으로 생각된다(Fig. 27).

Chepter II의 연구 결과를 토대로 산굴뚝나비의 크기를 전망해 보면 토양과 암석의 비율, 김의털의 밀도와 패치의 크기 등에 따라 이곳에서 생활하는 산굴뚝나비 개체수도 다르게 나타났다. 산별론내의 개체수는 선행연구(Kim et al., 2014b)와 본 연구의 결과 모두 100개체 이상으로 가장 적었고, 선작지왓의 경우 선행연구와 조사 결과 모두 500개체 이상이었으며, 남벽의 경우 선행연구에서는 1,000개체 이상, 본 연구는 800개체 이상으로 조사되어 가장 많은 개체수가 관찰되었다(Table 13). 나지상태의 서식지에는 먹이식물인 김의털의 밀도가 낮아 산굴뚝나비의 먹이가 부족하여 개체수가 적은 것으로 생각되며, 서식지 천이가 진행되어 나지가 줄어드는 지역에서는 먹이식물이 전에 비해 풍부하고 일부 토양이 노출되어 산란과 서식에 가장 적합한 상태로 조성되어 산굴뚝나비가 다수 관찰된 것으로 생각된다. 한편, 천이가 대부분 이루어지면 토양 노출면이 없어지고 김의털의 밀도가 높아지게 되며 이런 지역에서 산굴뚝나비의 개체수가 상대적으로 감소하는 것으로 조사되었다. 따라서 먹이식물이 풍부하더라도 산굴뚝나비의 밀도가 높지 않으며, 식생복구가 이루어지게 되면 토양 노출 면적이 적어지기 때문에 상대적으로 산굴뚝나비 개체수도 점차 감소될 것으로 예측된다.



Fig. 27. Distribution situation of *Hipparchia autonoe* population in 2014.
Red circle, Natural habitat; Yellow circle, Damage and restoration area

3) 모니터링 체계 구축

한라산 산골뚝나비는 보전을 위해서는 단기와 장기 계획이 필요하다. 단기계획으로 개체군 변화를 사전에 감지할 수 있는 지속적인 모니터링 체계의 구축이다. 산골뚝나비는 1년에 2달 정도만 관찰되는 종이기 때문에 자칫 시기를 놓칠 수 있기 때문에 전문인력을 활용한 지속적인 개체군 변화 모니터링 조사가 필요하고 조사 메뉴얼을 만들어 이에 따라 모니터링을 실시해야 한다. 조사 결과 해발고도별로 선정된 각 단계(지점)마다 개체수 변동과 위협요인을 감지할 수 있어야 하고 개체수 변동이 일시적인 것인지, 지속적으로 감소로 이어질 것인지 예측이 가능하여야 한다.

ChapterⅡ의 서식지별 개체군 정보를 활용하여 개체군 변동을 감지하기 위한 모니터링 결과에 대한 평가를 위해서 4단계로 구분하여 제시하였다. 위협요인 관점에서 개체수가 정량적인 제시가 될 수 있을 것으로 판단되지만 곤충의 경우 많은 개체수의 감소는 점진적으로 나타나는 경우보다는 급격하게 변화는 경우가

많으므로 심각단계의 300개체는 많은 수치로 볼 수 없다(Table 19).

(1) 1단계(주의)

1단계는 주의 단계로 산굴뚝나비 개체군 변화가 감지되는 시점으로 영실 해발 1,500 m 지점을 선정하였으며 위험 징후를 알리는 초기 단계로 한라산 산굴뚝나비의 서식지 중 가장 낮은 지대에 있으며 개체군 크기도 가장 적은 것으로 조사되었다. 그리고 최근 개체군의 감소 폭이 큰 것으로 나타나 향후 이 지역에서 나비가 계속 감소할 경우 지역적 소멸이 가져올 가능성이 크다. 이 지역은 영실 경사면 구간이기 때문에 주요 서식지와 멀리 떨어져 있으며 타 지역에서 이입이나 재서식도 어려운 지역이므로 정기적인 모니터링이 필요한 지점이고 20개체 이하로 되면 1단계(주의) 적용이 필요하다고 생각된다(Table 19, Fig. 28).

(2) 2단계(경고)

2단계는 주의 단계를 넘어서 위험단계로 가는 중간단계이며 개체군 감소가 단기적 현상인지 급격한 소멸인지에 대한 판단을 하고 대책을 마련하는 단계이다. 유동 인구가 많고 목재 데크 설치작업 등 서식지 환경변화가 빈번히 일어나고 있으며 최근 제주조릿대 제거작업으로 인한 영향이 있는지에 대한 지속적인 연구가 필요한 지역이다. 100개체 미만으로 나타나면 위험단계로 보고 먹이식물 등의 식재가 필요하다고 생각된다(Table 19, Fig. 28).

(3) 3단계(위험)

3단계는 경고단계를 넘어서 보전을 위한 대책 수립이 필요한 단계로 개체군 감소 원인에 대한 조사와 분석이 필요하며, 심각단계를 대비하기 위한 방안제시가 필요하다. 3단계는 이미 종의 감소가 본격화하여 서식지 보전을 위해서는 복원작업과 온도상승에 따른 환경 변화에 대비한 연구가 필요한 단계이다. 종의 증식을 위한 사육과정과 서식지 환경 분석에 따른 먹이식물 식재, 경쟁식물 제거, 서식지 공간확보 등과 같은 구체적인 행동이 필요한 단계로 생각된다(Table 19, Fig. 28).

(4) 4단계(심각)

4단계는 종의 감소가 심각하기 때문에 총괄 기관이 필요하며, 서식지 외 보전 방안에 대한 연구와 서식지 내의 저지대 온도 감응 훈련 등과 병행하여 인공 사육 기술을 통한 서식지 방사가 필요하고 생각된다. 개체군의 유전적 다양성을 증진하기 위한 서식지 연결성 확보와 체계적인 평가를 위한 지속적인 모니터링이 필요하다고 생각된다(Table 19, Fig. 28).

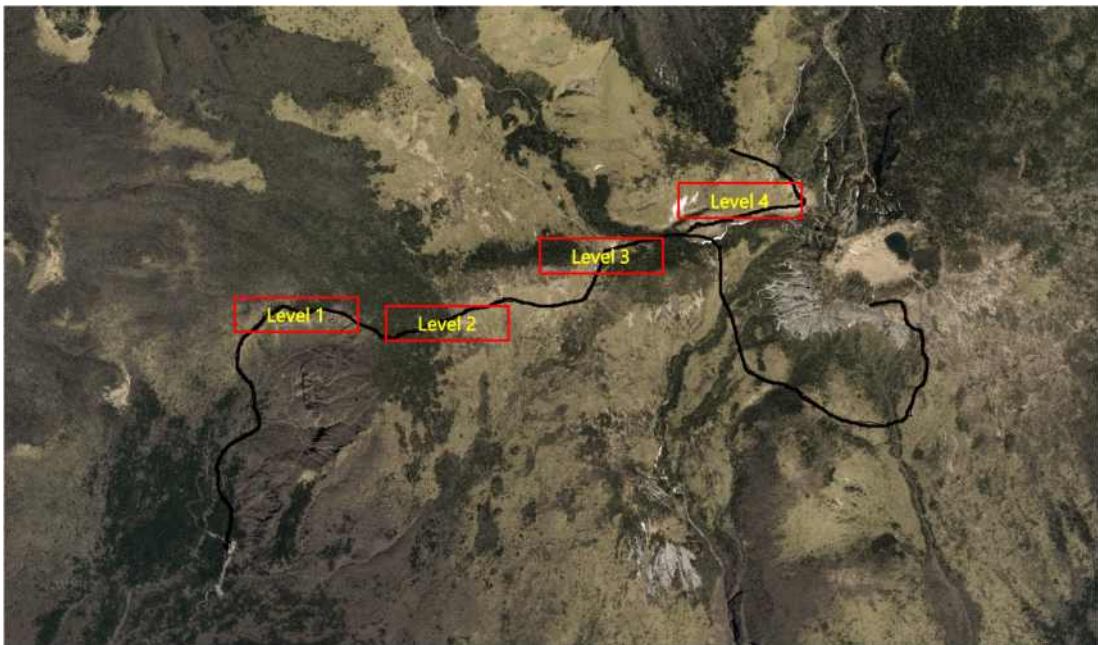


Fig. 28. Setting monitoring areas for conservation of *Hipparchia autonoe*.

Table 19. The decision method of the risk factor

Level	Section (Altitude)	Decision factor
Level 1 (Attention)	Yeongsil trail (1,500~1,600 m)	Yeongsil is the lowest habitat among the <i>Hipparchia autozoep</i> population of Mt. Hallasan and has the smallest population. In this survey, 20 to 50 individuals were surveyed. Therefore, if the monitoring result is less than 20 individuals, it is judged as a attention level.
Level 2 (Warning)	Seonjakjiwat (1,620~1,650 m)	Seonjakjiwat is the most ideal habitat for butterflies. It is the widest alpine grassland in Mt. Hallasan. In this survey, 500 individuals were surveyed. Therefore, if the monitoring result is less than 300 individuals, it is judged as a warning level.
Level 3 (danger)	Witse Oreum (1,700 m)	Witse-Oreum is an important geographic location as a stepping bridge patch that migrates to an annex habitat among the <i>Hipparchia autozoep</i> population in Mt. Hallasan. In this survey, 100 to 200 individuals were surveyed. Therefore, if the monitoring result is less than 100, it is judged as a danger level.
Level 4 (Serious)	Janggumok (1,700~1,800 m)	Janggumok is one of the main habitats among the <i>Hipparchia autozoep</i> population in Mt. Hallasan. In this survey, 700 to 1,000 individuals were monitored. If the monitoring result is less than 300, it is judged as a serious level.

4) 산굴뚝나비 보전 방안

Chapter II의 결과 한라산 산굴뚝나비는 7~8월에 발생하는 1화성 나비이다. 월동은 유충으로 2~3령으로 먹이식물 줄기 사이나 바위, 돌 등에서 은신한다. 유충은 저온에서도 활동력이 높다. 성충은 서식지 주변에서 생활하며 강한 기류를 만나면 멀리 이동하기도 한다. 산굴뚝나비 개체군 동태의 결과 성충은 온도에 민감하게 반응하여 기온이 올라가는 8월 이후에는 장구목 상부(해발 1,850 m)로 이동하여 생활한다. 이때 장구목 상부의 온도는 15~25℃로 조사되어 산굴뚝나비 성충의 서식 적정 온도대로 평가된다. 산굴뚝나비를 비롯한 대부분의 한지성 나비는 온도에 민감한 반응을 보이고 있으며(Kwon et al., 2013) 상대적으로 온도

가 높은 저지대부터 개체군의 감소가 진행되고 있어 추후 기온상승에 따른 개체 수의 변화가 예상된다. 또한 제주조릿대의 이입으로 인한 서식지 환경의 변화가 진행 중에 있다(Table 20).

Table 20. Comprehensive evaluation of *Hipparchia autonoe* in Mt. Hallasan

	Division	Remark
Ecology	Form of occurrence	1
	Overwintering stage	Larva(2~3 instars)
	Male and female ratio	2:1
	Migration ability	high
	Possibility to transfer from new places	None
Climate	Temperature sensitivity	High
	Wind strength	High
	Suitable temperature range for adults (°C)	15~25°C

(1) 영실

영실 지역은 등산로를 따라서 양쪽으로 서식지를 형성하고 있으며 먹이식물인 김의털의 분포는 등산로 방향을 따라서 좁게 형성되어 있으며 작은 패치형태로 암석 틈 사이에서 자라고 있다. 이번 연구에서 약 50개체 정도가 관찰되었으나 최근 등산로를 따라서 지속적으로 목재 테크 설치와 보수작업이 시행되고 있어 나비 서식지로서의 기능을 점차 상실해 가고 있는 지역이다. 영실 등산로 상부쪽 (해발 1,500 m) 이상의 지역을 중심으로 김의털 자생지가 분포하고 있으나 행락객의 왕래, 서식지 환경변화 등으로 먹이식물인 김의털의 분포 면적의 감소하고 있는 실정이다. 이곳을 중심으로 서식지를 중심으로 먹이식물 식재와 서식지 공간 확보가 필요하다(Table 21).

(2) 윗세오름

윗세오름은 해발 1,700 m 주변의 3개의 오름이 연결되어 있는 지역을 말하며

오름 주변 남쪽으로는 선작지왓, 북쪽으로는 만세동산과 연결되어 있으며 고산초지대가 넓게 분포한다. 또한 등산로 주변으로 먹이식물인 김의털이 넓게 분포하고 있으며 생육상태도 좋은 편이다. 1994년부터 녹화마대 공법을 이용한 훼손지 복구공사가 진행되었으며 죽은오름과의 초입 부분의 계곡을 따라서 토양유실 방지를 위한 복구지가 있으며 노루샘을 지나 윗세오름 휴게소까지 훼손복구지가 넓게 펼쳐져 있다. 또한 오름 사면을 중심으로 3곳의 훼손복구지역을 중심으로 다수의 나비가 확인되고 있으며 약 150개체 미만이 서식하는 것으로 확인되었고 최근 모니터링 결과 윗세오름 주변의 식생변화는 크게 나타나지는 않고 있다. 따라서 향후 이 지역의 나비의 개체수가 줄어들면 암컷의 이주만으로도 보전이 가능한 지역이다. 최근 이 지역에서 개체수의 변화가 감지되고 있다(Table 21).

(3) 만세동산

만세동산은 어리목~윗세오름 등산로의 중간지점에 위치하고 있으며 등산로를 따라서 훼손복구지가 패치형태로 산재해 있고 넓은 면적에 먹이식물인 김의털이 자생하고 있다. 최근 제주조릿대 관리방안의 일환으로 상산방목을 이용한 제주조릿대 제거작업이 5년간 실시되었으며, 조릿대 제거 후 2차 천이, 식생의 변화와 생물종 다양성 회복 등 많은 연구가 부가적으로 진행되고 있다. 이 지역을 중심으로 약 100개체 이하의 산굴뚝나비가 서식하고 있지만 강우시 물이 고이는 지역이기 때문에 나비 유충이 생존하기에는 불리한 환경조건을 갖고 있다. 한편 등산로 주변으로 간헐적인 군반형태의 식생복원이 이루어진 지역이 다수 존재하기 때문에 이 지역 중심으로 나비 서식을 위한 김의털의 유지관리가 필요하다(Table 21).

(4) 민데가리동산

민데가리동산 만세동산 북측에 위치하며 제주조릿대 군락이 넓게 형성되어 있으며 기저부에 인접하여 계곡을 중심으로 넓은 면적의 훼손복구지가 있다. 또한 동쪽으로 장구목과 연결되어 있지만 구상나무림 등이 장벽을 형성하기 때문에 장구목과의 연결성이 적고 출현 개체수도 적은 편이다. 이 지역은 식생복원이 어느 정도 이루어져 안정화 되었으며 넓은 면적으로 먹이식물이 자라고 있어 먹이

식물을 중심으로 경쟁식물의 제거만으로도 서식지 보전이 가능하다(Table 21).

(5) 삼각봉

삼각봉은 장구목에서 고상돈 케른을 지나 관음사코스의 삼각봉까지 연결된 초지대로 삼각봉까지 이르는 길은 제주조릿대가 밀생하고 있어 김의털이 자라기에는 열악한 환경조건이다. 하지만 삼각봉에 이르러 적은 면적의 김의털 군락이 존재한다. 그리고 삼각봉 저상부 인근에는 토양유실지가 자연 상태로 남아 있고 해마다 유실지 면적이 넓어지고 있다. 먹이식물인 김의털이 산발적으로 서식하고 있는 지역으로 전형적인 자연서식지 형태를 갖고 있는 지역으로 폭우나 적설 등으로 인해 토양유실 면적도 넓어지고 있다. 이로 인해 나지가 형성되고 시간이 지남에 따라 김의털이 가장 먼저 자라나 자연서식지로 복원되는 지역이다. 또한 김의털 군락을 중심으로 나비의 서식이 확인되고 있기 때문에 비록 개체군의 크기는 작지만 그대로 남겨둘 필요성이 있으며 개체군의 크기를 조절하기 위해서는 먹이식물의 관리와 식재 등이 필요하다(Table 21).

(6) 장구목

장구목은 윗세오름과 백록담 사이의 넓은 초원지대로 대부분 제주조릿대와 김의털이 우점하고 있다. 1997년부터 약 5년간 토양유실 방지를 위해 김의털 등 8종 1,000 ℓ의 종자가 파종되었고 양카매트 공법과 녹화마대 공법을 이용해 식생 복원을 실시하였다. 등반로 주변 돌계단과 녹화마대 복구지를 중심으로 나비가 가장 선호하는 서식지 형태를 보이고 있어 많은 나비가 관찰되고 있다. 또한 장구목과 인접하여 삼각봉쪽으로 계곡에 넓은 면적의 양카매트 복구지가 있어 이곳에서도 다수의 나비가 서식하고 있다. 장구목은 한라산 서식지 중에서 산굴뚝나비의 출현이 많고 가장 안정적인 서식지 형태를 보이고 있는 지역 중 하나이다. 이는 자연휴식년제에 의해 일반인의 출입이 통제되어 있고, 먹이식물이 풍부하며 주변에 토양 노출, 기후조건 등 산굴뚝나비가 살아가기 위한 서식환경이 알맞은 지역으로 판단되며 아직까지는 특별한 보전·복원 방안 수립이 필요치 않다. 최근 지구온난화의 영향으로 제주조릿대의 분포범위가 확대되고 있어 산굴뚝나비를 비롯해 벼과와 사초과의 초본식물을 먹이로 하는 개체군의 생존에 위협을

하고 있어(Choi and Kim, 2012; Kim et al., 2012b) 문화재청에서는 제주조릿대 관리방안 연구용역을 시행하여 5년에 걸쳐 제주조릿대 제거가 이루어졌으며 벌채 후 회복 속도를 확인하는 작업도 병행해 실시하고 있다. 향후 나비 개체군 연구에 있어 모니터링과 관리가 필요한 지역이다(Table 21).

(7) 방아오름

방아오름 지역은 한라산 분화구를 중심으로 남서쪽에 위치한 지역으로 등산로를 따라서 훼손복구지가 있다. 그리고 간간히 등산로를 중심으로 자연적으로 형성된 작은 패치형태의 김의털 군락지가 위치하고 있다. 나비는 주로 훼손복구지를 중심으로 관찰되고 있으며 산철쭉과 털진달래가 자생하는 관목림과 초본류가 혼재된 방아오름 상부 지역에 다수 관찰되며 서식 개체수는 약 200개체 정도이다. 최근 제주조릿대가 이입되고 있어 지속적인 모니터링이 필요한 지역이다. 현재는 특별한 조치가 필요하지 않지만 향후 제주조릿대가 점차 확장되고 있기 때문에 서식지 공간이 줄어들 것으로 전망하고 있다. 따라서 이 지역은 서식지 공간의 유지를 위해 등산로 주변과 암석지를 중심으로 제주조릿대의 제거 등 관리가 필요하다(Table 21).

(8) 남벽

이 지역은 자연휴식년제로 등산로가 폐쇄된 지역으로 남벽 등반로를 따라서 김의털 군락지가 간헐적으로 분포하고 있다. 주로 백록담 분화구 외륜 경사면을 중심으로 형성된 서식지는 산굴뚝나비가 서식하기에 매우 좋은 서식 환경을 조성해 주고 있으며 강풍과 강우시 등반로 주변의 암반 틈으로 들어가 악천후를 피하는 개체가 다수 확인되었다. 그리고 남벽 정상부 주변에는 넓은 면적의 훼손복구지가 있으며 백록담 사면 나지 녹화작업으로 먹이식물인 김의털의 서식지가 많이 늘어나 다수의 나비가 이곳에서 관찰되고 있다. 개체수는 약 800개체 이상이며 인위적인 간섭이 없어 서식지의 환경변화가 적을 것으로 예상된다. 현재는 특별한 조치가 필요하지 않은 지역이나 점차 산림이 밀생하고 먹이식물과 경쟁식물이 증가하여 서식지 공간이 줄어들고 있어 서식공간의 확보가 필요하다(Table 21).

(9) 백록담 동측 사면

백록담은 동쪽과 북쪽으로 등반로가 개방되어 있어 등산객의 왕래가 많은 지역이며 경사면을 사이로 김의털과 털새, 검경겨이삭, 오리새 등 사초과 식물들과 눈향나무, 들쭉나무 등 고산성 관목류가 군반 형태의 출현을 보이는 자연 서식지역으로 분화구 주변 등산로를 따라서 다수의 나비가 꽃에서 꿀을 빠는 모습이 쉽게 관찰되고 추정 개체수는 약 500개체 정도이다. 행락객의 증가로 개체군 크기의 변동이 우려되기는 하지만 서식지 환경변화는 적기때문에 동측사면은 현재 특별한 조치가 필요하지 않은 지역이다(Table 21).

(10) 산별른내

산별른내는 선작지왓 남측에 위치한 산굴뚝나비의 자연서식지로 사람의 발길이 닿지 않고 격리되어 자연 상태로 남아있는 암석지대이다. 이곳은 매우 건조하고 척박하기때문에 먹이식물인 김의털의 생육상태가 가장 불량하며 자생하는 김의털은 크기가 작고 서식밀도 역시 낮다. 하지만 이 지역은 대부분 토양노출이 많은 암석지대로 Hipparchia 속인 산굴뚝나비가 가장 선호하는 형태의 서식 환경을 보이고 있어 산별른내는 장구목, 백록담과 같이 산굴뚝나비의 안정적인 서식지로 판단된다. 이 지역은 한라산의 산굴뚝나비 보전에 매우 중요한 자연서식지역으로 이곳은 사람의 영향을 받지 않는 지역이기때문에 기온상승 및 식생변화 등에 의한 나비의 서식환경 분석에 중요한 지역이다. 향후 기온상승으로 점차 나비가 줄어들 것으로 예측되어 개체군 복원을 위한 기초 시험 대상지로 적합한 지역이다(Table 21).

(11) 백록담

이 지역은 이미 1994년부터 훼손지 식생복원이 시작되어 토양 유실 방지를 위하여 광범위한 지역에 식물을 식재한 장소이다. 분화구 주변으로는 녹화마대로 훼손지 복구를 실시한 지역이며 남측 내륜사면은 경사가 급하고 토양의 유실을 막기위해 녹색 철망으로 기저부까지 넓은 면적으로 복구를 실시하여 대부분 복원이 이루어진 지역이다. 분화구 내부는 벼과와 사초과 식물과 한라부추 등이 밀

생하고 있어 수계주변으로는 서식환경이 적합하지 않으며 내륙 남사면 북구지역과 동사면 주변으로 서식이 확인되고 있으며 현재 특별한 보전방안 필요하지 않다(Table 21).

(12) 선작지왓

이 지역은 영실 등반로 상부(해발 1,650 m)의 아고산 초지대로 동쪽의 노루샘부터 서쪽의 구상나무림 입구까지이며 남쪽으로 넓은 면적으로 초지대와 관목림이 위치하고 있다. 노루샘 주변은 항상 물이 흘러나오는 지역으로 주변 토양은 습지 형태를 보이며 주변으로 김의털이 자생하고 있다. 또한 서쪽의 구상나무림 주변부로 훼손지 식생복구 공사가 이루어진 지역으로 있으며 이 지역은 복구율이 낮은 곳이며 주변에 모노레일 선로를 중심으로 토양이 노출된 곳이 많기 때문에 이 지역을 중심으로 김의털을 식재하고 유지 및 관리가 필요하다(Table 21).

Table 21. Conservation and restoration plans by each habitat

Place	Habitat type		conser vation	restore	Habitat threats	conservation
	Natural habitat	Recovery habitat	Necessity	Possibility	Factor	Plan
Yeongsil	○	○	○	△	Reduction of habitat area, human intervention	Management of food plants and Securing habitat space
Witscoreum		○	○	○	Changes in habitat environment and human intervention	Management of food plants
Mansae		○	○	○	Human interference and the spread of <i>Sasa quelpaertensis</i>	Planting of food plants and Securing habitat space
Dongsan		○	○	○	Reduction of soil exposed area, habitat encroachment by competing plants	Elimination of competing plants
Mindaegari		○	○	○	Soil loss due to rainfall and snow, changes in habitat environment due to vegetation transition	Habitat expansion and food plant management
Dongsan		○	○	○	Reduction of soil exposed area and the spread of <i>Sasa quelpaertensis</i>	Elimination of competing plants
Sangakbong	○		×	○	Reduction of prey plants due to encroachment on the habitat of competing plants	Elimination of competing plants
Janggumok		○	○	○	Changes in habitat environment and temperature rise	Elimination of competing plants
Bangaoreum	○		○	○	Human habitat interference and habitat vegetation changes	Management of prey plants
South Wall	○	○	×	○	Decrease in prey plants and increase in temperature	Habitat monitoring
Baengnokdam east slop	○		○	○	Changes in habitat environment and temperature rise	Elimination of competing plants
Sanbeolreunae	○		○	×		
Baengnokdam	○	○	×	○		

5) 서식지 연결성 평가 및 핵심 보전지역의 설정

산굴뚝나비 조사 결과 한라산 백록담을 중심으로 장구목과 윗세오름(붉은오름)이 주서식지로 나타났다. 그리고 부속서식지로는 주서식지 주변으로 방아오름, 산벌른내, 윗세오름, 민대가리동산, 만세동산, 영실등산로, 정상 동측 사면으로 나타났다(Fig. 29). 주서식지는 해발고도 1,700 m 이상의 지역으로 나타났고 부속서식지는 해발고도가 1,500~1,700 m로 나타났다. 연결성 분석에서는 주서식지를 중심으로 부속서식지로 이주하며 이주 방향은 기온상승에 따라서 백록담 방향이 주를 이루는 가운데 기회적으로 난분산하는 것으로 나타났다(Fig. 29). 이번 조사에서 부속서식지에서 개체군의 감소가 진행되고 있는데 이는 먹이식물의 감소, 서식지 면적의 감소 그리고 기온상승과 관련이 있는 것으로 나타났다. 또한 산굴뚝나비 생태 특성에서도 나비는 서식지 패치를 형성하지 않고 주변의 장소로 기회적으로 이주하여 분산하는 것으로 평가된다.

서식지 연결성 평가 결과 종의 보전과 복원을 위해서는 윗세오름 개체군이 가장 중요한 집단으로 나타났다. 윗세오름은 서식지간 연결에 징검다리 역할을 하는 지역으로 한라산 장구목과 백록담, 방아오름 등 주서식지의 개체들의 이동통로이며, 이 지역을 통하여 산벌른내, 만세동산, 민대가리동산, 영실등산로 이주할 수 있다. 따라서 윗세오름 개체군의 유지 및 확장은 한라산 전체 개체군을 유지하는데 매우 중요한 위치에 있기 때문에 윗세오름 지역을 핵심 보전지역으로 지정하여 보호와 관리가 필요할 것으로 판단된다.

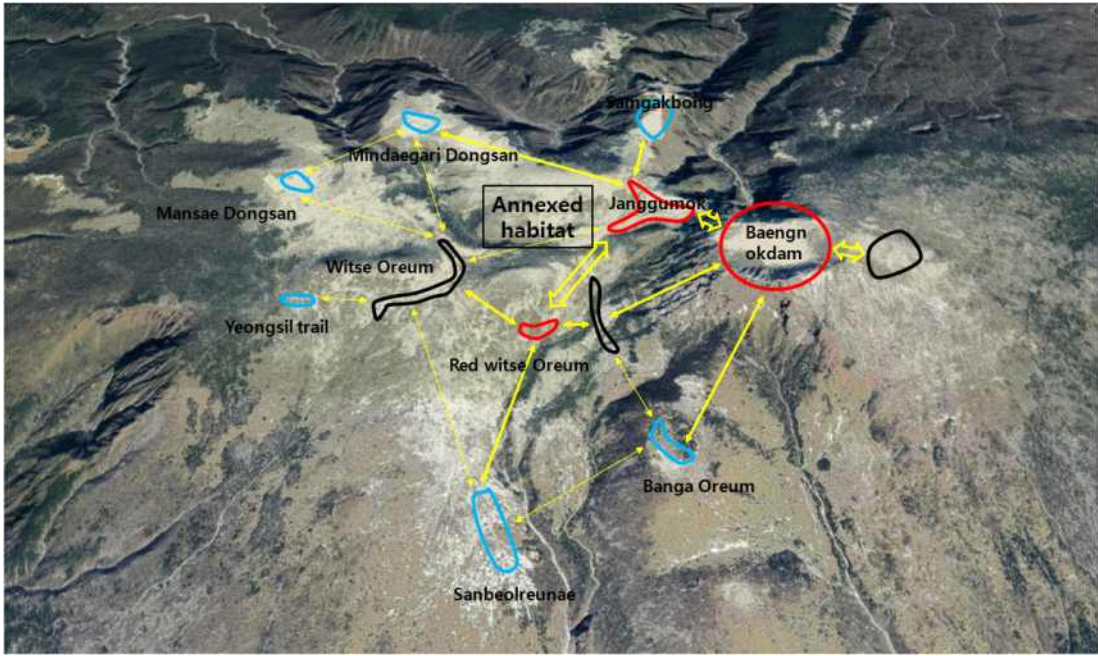


Fig. 29. Analysis of Patch network connectivity of *Hipparchia autonoe* in Mt. Hallasan.

4. 고찰

산굴뚝나비는 멸종위기 야생생물 I급이자 천연기념물 제458호로 지정되어 보호되어지고 있는 희귀종으로 2019년 제주도 한라산국립공원을 대표하는 깃대종으로 선정되기도 할 만큼 의미있는 나비이다. 한라산 백록담을 중심으로 장구목과 남벽 등에 많은 개체가 서식하고 있으나 최근 서식지 환경변화와 기후변화 등으로 개체군의 변동이 감지되고 있으며 Chapter I의 3년간 모니터링 결과와 Chapter II의 개체군 연구를 토대로 분석한 결과 지속적으로 감소하는 것으로 나타났다.

본 연구를 수행하는데 있어 산굴뚝나비에 대한 국내·외의 선행연구 자료가 부족하였다. 이는 다른 나비류 연구와 달리 멸종위기 야생생물 I급 및 천연기념물이기 때문에 인허가 문제로 많은 연구가 진행되지 못했고, 한라산 고산지역에 서식하는 종이기 때문에 접근성의 문제 등으로 많은 제약이 있으며 연구대상지 선정을 위해 사전답사를 하지 않고 위성영상만으로는 한라산 연구대상지 선정에는 한계가 있다. 또한 여름철인 7월과 8월에 출현하는 종이기 때문에 태풍 및 강우, 안개 등의 기상조건 때문에 조사 추진에 어려움이 많을 것으로 생각된다. 따라서 본 연구는 산굴뚝나비의 종 및 서식지 연구에 있어 기초 생태연구를 통한 기반을 다졌다는 점에 의의를 두며, 데이터가 부족한 부분은 향후 보완·진행되어야 할 것이며 앞으로 한라산 관리를 위한 산굴뚝나비 서식지 보전·보호를 위한 기초자료로 활용 가능할 것으로 보인다. 더욱이 2019년 한라산을 대표하는 깃대종으로 선정된 만큼 보호와 관리 측면에서 한라산국립공원의 홍보와 보호를 위한 교육활동, 모니터링, 복원연구 등이 추진에 도움이 될 것으로 예상된다.

생물군집은 과거부터 현재에 이르기까지 기후변화와 환경변화에 적응해 진화해 왔다. 하지만 최근 기후변화가 생물 멸종의 주요 원인으로 인식되면서 이와 관련하여 생물종의 민감성 평가기법 연구는 한창 개발되고 있다. 그 중 가장 널리 알려진 IUCN의 평가기법은 기존 적색목록(Red list)을 이용하여 개체수와 서식 분포 등의 수치적 자료를 통해 멸종위험도를 판단하는 평가법이나 환경적 변화 및 생태계 교란 등 기후변화가 생물종에 미치는 영향을 나타내지 못하고 있다. 따라서 본 연구에서 제시된 미국 환경보호청(EPA)의 멸종위기종 평가기법

연구는 기존의 전통적인 스트레스로 인한 취약성과 미래 기후에 대한 스트레스로 인한 취약성을 점수화하여 평가하였으며, 신뢰도 평가와 연구자료가 충실한 종에 적합하다. 특히 기후변화에 대한 잠재적인 생태적 민감성을 주로 예측 평가하였다. 다만 평가시 전문가의 주관적인 주관적 판단을 요구하는 문항이 많기 때문에 지속적인 연구를 통한 객관적 자료의 축적을 통해 신뢰성 있는 평가가 이루어져야 할 것으로 판단된다. 또한 EPA 취약성 평가를 통해 우리나라의 기후 적합도 및 생태연구 결과와 접목하여 실제 국내 적용 가능성을 알아보고자 하였으나 산골뚝나비의 기존 50년 전의 자료를 통한 분포역 동향, 자연적 스트레스에 의한 미래 취약성 판정 등을 평가 문항은 선행 연구자료가 없으므로 예측하기 곤란하므로 추론할 수 밖에 없다. 그러므로 이러한 평가를 위해서는 단기간에 연구를 통한 평가 가능한 사항이 아니기 때문에 전문가의 신중한 평가가 요구되며 연구자료가 부족한 일반적인 종에 적용하기 힘든 단점이 있다.

최근 환경부는 한라산국립공원에 제주조릿대가 확산되어 국립공원에서 제외될 수 있다고 경고한 바 있으며, 한라산국립공원에서는 후속 조치로 한라산 아고산 지대 초지대를 중심으로 조릿대 관리방안연구용역을 진행하여 선작지왓, 만세동산, 진달래밭, 장구목 지역을 대상으로 제주조릿대 시험지역으로 선정하여 2020년까지 총 5년간 시험벌채를 진행하였고, 그 결과 식물 종다양성 증진이라는 결과를 도출하였다. 하지만 벌채된 지역의 제주조릿대를 지속적으로 관리를 하지 않게 되면 더 높은 밀도로 재생되는 특성이 있기 때문에 세심한 사후관리가 필요할 것으로 판단된다(Kim, 2009). 또한 이러한 인위적인 간섭은 이곳에 서식하는 다른 생물종에게 어떠한 영향을 끼치는지에 대한 문제가 대두되며, 이 문제를 해결하기 위해 서식지 환경이 더 변화하기 전에 현존 식생 및 생태계 조사를 통한 향후 환경변화 예측이 필요하다. 제주조릿대 벌채지역 중 산골뚝나비 서식지인 장구목 및 선작지왓, 만세동산 등은 향후 식생회복 등에 따른 지속적인 조사가 필요할 것으로 보인다.

산골뚝나비의 경우 개체군 감소에 관한 위험요인으로 특정한 서식지 요구도 높고, 환경변화에 대한 내성이 약하기 때문에 새로운 서식지로의 분산하거나 정착할 수 있는 능력이 부족한 것으로 나타났으며, 제주조릿대의 이입으로 인한 서식지 면적의 축소, 식생천이에 의한 토양 노출면적의 감소 등으로 인해 개체군이

감소할 것으로 나타났다.

경관은 나비의 보전관리에 있어서 가장 중요한 요소이고(Moilanen et al., 2005) 많은 종들이 서식지 조각화, 단절, 소형화 등의 경관들 사이에서 살아가고 있다(Schtickzelle and Baguette, 2004). 또한 서식지의 소실과 조각화는 산굴뚝나비와 같은 특이종의 감소로 이어지고 이는 다른 일반종의 증가하여 특이종의 빈 자리를 차지하는 것과 같다(Polus et al., 2007). 이러한 조각화된 서식지 유형별로 볼 때 대부분 인위적으로 조성된 훼손·복구지역이지만 산별른내지역과 삼각봉지역의 경우 자연적으로 만들어진 자연서식지이기 때문에 향후 추가적인 연구가 진행되어야 될 것으로 보인다. 특히 산별른내 지역의 경우 선작지왓 남쪽 위치해 있으며 인위적인 발길이 닿지 않고 원시적인 서식지 형태로 남아 있는 유일한 지역이다. 또한 해발고도가 낮고 척박한 암석지대로 되어 있어 다른 서식지에 비해 건조하며 대부분 지역이 식물이 서식하기에 힘든 환경조건을 갖고 있다. 따라서 이 지역에 적응한 산굴뚝나비 개체군에 대한 연구의 진행과 미기상 측정 등 환경인자를 분석을 통한 연구는 산굴뚝나비 개체군 보전에 해결책으로 작용할 수도 있을 것으로 보인다. 하지만 지형적으로 조사지 접근이 힘들기 때문에 연구에 어려움이 예상된다.

나비의 보전을 위해서는 경관, 나비의 생태뿐만 아니라 서식지의 크기와 서식지의 연결성이 매우 중요한 요소이다. 서식지 크기도 크고 충분한 서식지가 먹이원이 풍부하기 때문에 보다 안정적이지만(Fred and Brommer, 2003), 이와 반대로 이동통로 효과는 감소는 경향을 보인다(Haddad, 1999). 특히 서식지 연결성은 광범위 분포 종 보다는 국지적으로 분포하는 종에 있어서 유전적 다양성과 소멸에 따른 재이주와 서식지 건설에 있어서 가장 중요한 요소라 할 수 있다. 한라산 산굴뚝나비 서식지 중 서식지 면적이 크고 개체수가 많은 지역은 분화구 남사면과 장구목 지역이다. 한라산은 바람이 강하기 때문에 산굴뚝나비는 지면부 가까이에서 날아다니고, 한 번에 멀리 이동하지 못하는 생태적 특성이 있어 장벽에 가로 막히면 자연적으로 고립되어 질 것으로 생각된다. 더욱이 지형과 식생구조로 볼 때 한라산 아고산대인 장구목, 남벽 주변은 훼손·복구지와 자연적인 노출된 지역이 대부분이고 이들 지역을 제외하면 대부분 제주조릿대로 덮혀 있거나 구상나무림이 분포하고 있어 산굴뚝나비의 이주를 저해하는 요소로 작용하고 있

어 이동통로 효과가 낮은 것으로 보인다. 따라서 장구목과 거리적으로 가장 가까운 윗세오름지역이 영실, 만세동산, 선작지왓과 장구목, 남벽, 방아오름을 이어주는 징검다리 위치에 놓여있어 이동통로 역할을 하는 것으로 판단된다. 특히 윗세오름지역은 Chapter I의 연구 결과를 볼 때 종다양도 높게 나타나는 지역으로 많은 개체가 이 지역에 출현하는 것으로 보이며 노루삼 주변부터 윗세오름 휴게소에 이르는 구간은 먹이·흡밀식물이 풍부하고 훼손·복구지역과 초지대가 넓게 분포하기 때문에 다른 지역으로 이동하는 개체가 다수 확인되었고, 군집분석의 결과도 장구목-백록담 개체군과 그 이하에 서식하는 개체군으로 구분하고 있기 때문에 윗세오름 지역은 주변 지역에서 모여드는 나비류가 많은 것으로 보인다.

산골뚝나비 생태적 특성을 볼 때 암컷의 산란 습성은 나비 보전에 중요한 요소 중 하나이다(Bergman, 1999; Berstrom, 2005). 산골뚝나비 암컷의 경우 김의 털이 밀도가 너무 높은 지역보다는 토양이 어느 정도 노출되고 암반 등 지형물이 있는 지역을 선호하는 것으로 나타났다. 그러나 미래의 서식지 상황은 제주조릿대의 이입으로 서식지가 축소되거나 파편화될 것이며, 이에 따라 먹이식물의 양도 자연히 줄어들게 되며, 노출된 토양의 면적도 자연히 감소하게 되어 개체군의 유지에 영향을 미칠 것으로 예상되며, 식생의 천이에 따른 서식지 관리방안이 필요할 것으로 판단된다.

위기에 처한 종 보전의 궁극적인 목적은 생물종이 스스로 자생할 수 있을 만큼의 인위적인 복구행위가 필요하지 않은 상태로 회복시키는 것이라 사료된다. 일본의 경우 어떤 종이 절멸의 위기에 닥쳤을 때 우선 그 원인을 서식지로 보고 있으며 위협요인을 과학적으로 특정하여 그것을 제거하거나 서식지 환경을 개선하는 것으로 보존의 방향을 잡고 있다. 하지만 위협요인이 다수 존재하기 때문에 모든 위협요인을 제거하는 것은 결코 쉬운 일이 아닐 것이며 많은 시간이 걸릴 것이다. 또한 일본 환경성에서는 멸종 위기에 처한 종을 보전하기 위해서 생식역외 보전(현지외 보전)을 통해 개체 사육을 통한 개체 증식 및 야생으로 복귀시키는 노력을 기울이고 있다. 서식지에서가 아니라 서식지외 보존의 방법으로 개체에 대한 생활사 및 축적된 생태자료를 토대로 안전한 시설에서 멸종위기에 처한 종을 보호 및 사육하며, 멸종을 회피하기 위한 장기적인 계획을 준비를 하고 있는 것으로 보인다. 따라서 한라산 산골뚝나비의 경우에도 전문가들에 의한 장기

적인 계획에 의해 유전적으로 검증된 개체군을 확보하고 현지의 환경조건 분석을 통한 사육과 과학적 데이터에 근거하여 개체증식을 통해 서식지로 방사를 진행해야 할 것이다.

한라산에 서식하는 개체군은 서식지별로 개체군의 크기 차이가 큰 것으로 나타났다. 하지만 서식지의 공통적인 특성은 제주조릿대가 없거나 이입이 적은 지역, 토양 노출이 있으며 먹이식물이 분포하는 곳에서 주로 서식하는 것으로 나타났다. 장구목과 백록담 주변에 서식하는 개체군은 넓은 초지대를 서식지로 하여 많은 개체가 서식하며 비교적 안정적인 형태를 보이고 있어 특별한 관리방안이 없이 개체군이 유지될 것으로 보이지만 그 이외의 영실, 산별른내, 삼각봉, 만세동산, 민데가리동산에 서식하는 개체군은 서식지 환경변화와 먹이식물이 감소, 조릿대의 유입, 인위적인 간섭 등에 의해 서식지의 고립화 및 단편화되어 소멸의 위험에 처해있다. 더욱이 최근 등반객의 편의를 위해 만들어지는 목재 데크 공사 등 인위적인 간섭은 이를 더욱 가속화하는 요인으로 지목된다. 따라서 한라산에 서식하는 산굴뚝나비의 개체군 유지 및 크기를 늘리기 위해서는 서식지 환경을 보전하고 서식지 주변에서 이입되는 제주조릿대의 적절한 관리가 필요하며 서식지간 이동통로 역할을 하는 징검다리 패치를 조성해야 할 필요가 있다. 또한 장구목과 남벽은 핵심지역으로 윗세오름과 선작지왓은 완충지역으로 설정하여 개체군 보호를 위한 관계기관의 법령제정 등 대책 마련도 필요하다. 서식 현황과 개체군 변동을 감지하기 위한 주기적이고 체계적인 모니터링 체계구축이 필요하지만 아직까지 한라산 지역에서 전문적으로 개체군 변화 등을 연구하는 인력이 부족하기 때문에 조사·연구 및 모니터링에 어려움이 있다. 따라서 전문기관의 위탁을 통한 깃대종 해설교육을 실시하고 일반인들에 교육과 한라산 등반객과 탐방객들에게 홍보를 해 나가야 할 것으로 생각된다. 또한 주기적으로 전문가에 의한 서식지 정밀 조사를 실시하고 개체군 크기 및 서식지 변화 등 지속적으로 파악해 나가야 할 것이다.

산굴뚝나비는 2005년에 문화재청 지정 천연기념물 제458호로 지정되었고, 2012년 환경부 지정 멸종위기 야생생물 I 급으로 지정 보호되고 있다. 따라서 관리주체가 2중적으로 되어 있기 때문에 관리주체를 일원화하는 방안이 필요하다.

V. 종합고찰

본 연구는 한라산에 서식하는 나비 군집의 변화를 조사하였고 선행연구와의 비교를 통해 개체군의 시·공간적 변화를 알아보았으며, 최근 개체수가 급격하게 감소하고 있는 산골뚝나비(*Hipparchia autonoe*) 개체군 연구를 실시하여 생활사, 생태적 특성을 규명하고 개체군 동태연구를 통한 체계적이고 과학적인 보전방향을 제시하고자 실시하였다.

먼저 한라산 나비군집 조사는 2018년부터 2020년까지 3년간 진행하였으며 매년 5월에서 9월까지 선조사법을 이용하여 영실(해발 1,280 m)에서 장구목(해발 1,800 m)을 거쳐 백록담(1,950 m)까지 총 9개 구간에 대해 정해진 루트를 따라 올라가면서 반경 5 m 내외의 나비의 출현 개체수를 기록하는 방법으로(Pollard and Yates, 1993) 조사가 진행되었다. 자료의 분석은 조사된 자료를 바탕으로 연도별, 조사지점별, 월별로 나누어 우점도지수 및 다양도지수, 풍부도지수, 백분율 유사도 지수, 균등도지수, 종다양도지수 등을 산출하였다. 또한 영실 해발1,325 m, 해발1,473 m, 해발1,655 m의 3곳에 설치된 데이터로거의 측정값을 분석하여 자료로 이용하였다.

나비 출현기인 5월은 평균습도가 50%미만으로 건조하였고, 후반부로 갈수록 높아졌다. 평균온도는 15℃~25℃ 정도로 나타났으며 고산지역의 기후에 적응한 종임을 알 수 있었다.

조사 결과 총 5과 33종 9,992개체가 확인되었으며 과별 개체수는 호랑나비과(Papilionidae) 4종 27개체, 흰나비과(Pieridae) 2종 368개체, 부전나비과(Silphidae) 4종 70개체, 네발나비과(Nymphalidae) 18종 8,482개체, 팔랑나비과(Hesperiidae) 5종 1,045개체였다.

연도별 분석결과 2018년 조사에서는 24종 4,511개체(45.11%)로 가장 많았으며, 2019년 28종 3,308개체(33.10%), 2020년에는 26종 2,173개체(21.74%)로 가장 적은 출현을 보였다. 전체 조사기간 중 가장 많은 출현을 보인 종은 조흰뱀눈나비로 전체 개체수의 약 18.7%정도를 차지하였고, 그 다음은 가락지나비(17.7%), 산골

뚝나비(14.7%) 순으로 조사되었으며 10개체 미만으로 드문 출현을 보인 종도 푸른수리팔랑나비 등 11종으로 분석되었다.

월별 출현을 보면 7월에 가장 많은 24종 4,076개체가 출현하였으며 가락지나비와 산골뚝나비가 우점하는 경향으로 나타났다. 8월에는 총 27종 3,292개체로 많은 출현을 보였고, 조흰뱀눈나비와 먹그늘나비가 주요 출현종으로 나타났다. 6월에는 총 19종 1,659개체가 출현하였으며 도시처녀나비와 함경산뱀눈나비가 많은 출현을 보였다. 9월에는 개체수가 점차 줄어들어 12종 633개체가 출현하였으며 줄점팔랑나비와 먹그늘나비가 주로 확인되었다. 5월에는 가장 적은 10종 322개체가 출현하였는데 함경산뱀눈나비와 도시처녀나비가 우점하는 것으로 나타났다.

조사 구간별 확인된 종별 개체수는 A구간의 경우 영실 초입부에서 1차 전망대까지 구간으로 총 5종 222개체가 확인되었으며 수고 7~8 m의 소나무림이 상층 식생으로 우점하고 하부식생은 대부분 제주조릿대로 덮혀있어, 먹그늘나비가 우점하는 경향이 높게 나타났다. B구간의 경우 1차 전망대에서 2차 전망대까지로 총 19종 466개체가 출현하였으며 우점종은 조흰뱀눈나비와 도시처녀나비로 확인되었다. C구간의 경우 2차 전망대에서 선작지왓 초입부까지로 총 23종 826개체가 출현하였으며 조흰뱀눈나비와 줄흰나비가 우점하였다. D구간의 경우 선작지왓에서 윗세오름으로 가는 구간으로 28종 1,366개체가 확인되었으며 도시처녀나비와 조흰뱀눈나비가 우점하는 경향을 보였다. E구간의 경우 윗세오름에서 장구목으로 가는 길목으로 21종 720개체가 확인되었으며 이구간도 도시처녀나비와 조흰뱀눈나비가 우점하는 경향을 보였다. F구간은 장구목 초입에서 방아오름까지로 19종 576개체가 확인되었으며 조흰뱀눈나비와 먹그늘나비가 주요 출현종으로 확인되었다. G구간은 방아오름에서 남벽통제소까지로 15종 460개체가 확인되었으며 먹그늘나비와 조흰뱀눈나비가 확인되었다. H구간은 남벽통제소에서 백록담 화구벽 남쪽 등반로를 거쳐 정상으로 이어지는 구간으로 23종 3,269개체로 가장 많은 출현을 보인 구간이며 산골뚝나비와 가락지나비가 많은 출현을 보였다. 이구간은 일반인의 등반이 통제된 구간으로 경관이 잘 보존되어 있고 나비가 서식하기에 알맞은 환경조건을 보였고 고산지역에 적응한 나비류가 많이 출현하였다. I구간은 장구목 구간으로 이곳 역시 일반인의 출입통제 구역으로 1980년대

후반 등반객의 답압 및 훼손된 지역에 식생복원 공법을 이용, 복원과 복구가 이루어진 곳이다. 이번조사에서는 24종 2,807개체의 출현을 보였으며 산굴뚝나비와 가락지나비, 함경산뱀눈나비가 많은 출현을 보였다.

전체 출현종 중 500개체 이상 많은 출현을 보인 종은 9종으로 줄흰나비, 도시치녀나비, 산굴뚝나비, 함경산뱀눈나비, 가락지나비, 조흰뱀눈나비, 먹그늘나비, 은점표범나비, 줄점팔랑나비로 나타났다.

월별 및 구간별 군집분석 결과 우점도지수는 A구간에서 0.59로 가장 높았으며, H구간에서 0.04으로 가장 낮았고, 월별로는 6월이 0.47으로 가장 높았으며 7월이 0.11로 가장 낮게 나타났다. 다양도 지수는 E구간에서 2.34로 가장 높았으며, A구간에서 0.30으로 가장 낮았으며, 월별로는 7월이 1.97으로 높았으며 5월이 0.64로 낮게 나타났다. 풍부도 지수는 D구간에서 3.74로 가장 높았으며, A구간에서 0.74로 가장 낮았고, 월별로는 8월이 3.21로 높았으며 5월이 1.55로 낮게 나타났다. 균등도 지수는 G구간에서 0.54 가장 높았으며, A구간에서 0.13으로 가장 낮았고, 월별로는 9월이 0.50으로 높았으며 6월이 0.26로 낮게 나타났다. 월별로는 9월이 0.48으로 높았으며 6월이 0.35로 낮게 나타났다. 유사도 지수는 지수는 윗세오름과 방아오름 구간인 E- F구간이 0.876으로 가장 높은 반면 영실 등반로 A와 B구간이 0.189로 유사도가 가장 낮게 나타났다. 또한 군집분석결과 2개의 그룹으로 나뉘어졌으며 Group I은 영실~방아오름 구간, Group II는 장구목~백록담 구간으로 한라산 저지대와 백록담 주변 아고산대 구간으로 구분이 된 것으로 나타났다. 또한 선행연구를 통한 한라산 나비류의 서식가능 분포는 가락지나비와 산굴뚝나비, 산꼬마부전나비와 조흰뱀눈나비, 함경산뱀눈나비 등 몇몇 종을 제외한 대부분의 종은 해안부터 고지대까지 넓은 범위에 서식이 가능할 것으로 보이고 있으며 향후 기후변화 및 지구온난화로 인해 서식가능 고도범위가 더욱 확대될 것으로 추정된다.

멸종위기종 산굴뚝나비의 개체군 연구는 2014년에 수행되었으며 나비가 주로 활동하는 시기인 5월~9월까지 실시하였다. 조사방법은 선조사법을 통하여 한라산 각 지역별 나비 개체수를 파악하고 핵심 조사지역을 선정한 후 개체군 동태를 파악하였다. 조사방법은 크게 모니터링 지역은 선조사법으로 진행하였고, 핵심조사지역은 벨트조사법과 Mark-Release-Recapture(MRR)조사법을 같이 이용

하였다.

일반적으로 산굴뚝나비의 분포는 국외의 경우 알타이, 아무르, 연해주, 중국 동북부에 분포하고 한반도 분포는 한반도 북부지역(함경도, 양강도) 일원과 제주도 아고산대 해발 1,300 m 이상 초지대에 서식하는 국지종이다. 하지만 이번 연구 결과 산굴뚝나비는 한라산 해발 1,500 m 이상의 고산지대에서 서식하고 있는 것으로 나타났으며 서식지 유형은 크게 자연 서식지와 훼손·복구지로 나타났다. 조사 지역별로 개체군 크기의 차이가 매우 심하게 나타나고 있으며 서식지 유형과 먹이식물의 분포 형태와 관련이 깊다. 또한 산굴뚝나비는 백록담을 중심으로 분포하고 있으며 한라산의 최대 개체군의 크기가 장구목에서 500개체 이상의 크기를 보이는 것으로 나타났다. 주요서식지는 주로 훼손·복구지에서 가장 많이 서식하는 것으로 나타났다.

산굴뚝나비의 생활사와 생태적 특성을 보면 산굴뚝나비는 연 1회 7~8월에 발생하는 종으로 월동은 2~3령 애벌레로 하며 산란은 먹이식물 줄기나 암반, 암석 등 주변의 장소에 한다. 암컷 성충의 1일 산란수는 약 9.6~18.6개정도이고 산란된 알의 평균 크기는 가로 1.222 mm, 세로 1.274 mm이다. 산굴뚝나비의 주요 먹이식물은 김의털로 나타났다.

장구목 지역에서의 산굴뚝나비의 동태연구 결과 관찰 개체수는 총 657개체가 관찰되었다. 이중 수컷은 432개체, 암컷 225개체가 관찰되었고 재관찰된 개체수는 총 309개체가 관찰되었으며 이중 수컷 190개체, 암컷 119개체로 나타났다. 이들 개체수를 암수 비율로 살펴보면 관찰 개체수 비율은 34:66%로 수컷이 많았고 재관찰 비율에서도 38:62로 수컷의 재관찰율이 높은 것을 나타났다. 암수 비율은 수컷이 암컷의 약 2배로 많았으며, 평균 생존일수는 수컷 2.77 암컷 2.80로 암컷이 수컷에 비하여 오래 생존하는 것으로 조사되었다. 수컷의 이동 평균거리는 139 m로 나타났으며 암컷은 115 m로 나타났다. 암컷과 수컷을 통합한 추정 개체수에서는 일일 최대 500개체가 넘는 것으로 추정되었다. 일일 추정개체수에서 7월 31일에 가장 높은 개체수를 보이고 있다. 또한 수컷의 일일 개체수 변동의 폭이 크게 나타나고 있는데 이는 한라산의 기상 변화가 크게 작용한 결과이다. 추가율은 세대 후반부로 갈수록 감소하고 있는 것으로 나타났으며 생존율 역시 세대 후반부로 갈수록 감소하는 것으로 나타났다. 한라산 산굴뚝나비의 개체

군은 윗세오름부터 그 이하에 서식하는 개체군과 장구목-한라산 백록담 개체군으로 볼 수 있다.

산굴뚝나비 서식지 형태에 따른 개체군 크기 전망은 자연서식지에서는 선작지왓 개체군은 안정적으로 유지될 것으로 예측되지만 훼손·복구지에 서식하는 개체군은 서식지 식생의 변화로 개체군 크기가 영향을 받을 것으로 예측된다. 현재는 여러 서식 환경에 잘 적응해 살고 있으나 시간이 흐름에 따라 개체군 크기가 감소할 것으로 전망된다. 한라산 서식지 중 복원이 필요성이 있는 장소는 영실, 윗세오름, 만세동산 지역이고 서식지 보전을 위한 모니터링 4개 지점을 각 단계별로 선정하였다. 한라산 기상자료 분석을 위해 해발 1,500 m부터 1,950 m까지 고도 100 m 마다 5개 지점에 지면부와 지상부 1.5 m지역에 설치하여 수집하였으며 분석 결과 지면부와 지상부 간에는 온도차가 크게 나타났으며 성충의 활동 온도 범위는 15~25℃가 적당한 것으로 나타났다. 산굴뚝나비는 생태적 요인과 기후에 직접적인 영향을 받고 있어 서식지 환경의 보전이 중요한 것으로 나타났다. 보전과 복원을 위해서는 먹이식물의 관리와 재식재 및 공간 확보가 필요하다. 서식지 연결성 평가 결과 패치별 지리적 위치와 역할을 하는 징검다리 패치가 중요한 것으로 나타났으며 윗세오름 패치가 징검다리 패치로 한라산 개체군의 이동통로 역할을 하는 중요한 지역으로 중점 보전하여야 한다. 또한 한라산 산굴뚝나비 개체군 기온상승과 서식지 식생변화로 점차 감소할 것이며 향후 해발 1,700 m를 중심으로 분포할 것으로 추정되어 이에 핵심 보전지역을 윗세오름으로 선정하였다.

VI. 적 요

본 연구는 한라산 나비군집 변화 연구, 멸종위기종 산굴뚝나비의 개체군 연구, 산굴뚝나비의 종 및 서식지 보전·복원 분야로 나누어 연구가 진행되었다.

한라산 나비 군집 변화 연구는 2018~2020년 총 3년의 자료를 분석에 이용하였으며, 조사 장소는 영실에서 백록담까지 총 7.2 km, 9개의 조사구에서 출현한 나비의 시·공간적 분포를 선조사법을 이용하여 실시하였다. 또한 한라산 고산지역에 서식하는 멸종위기종 산굴뚝나비의 개체군 연구도 MRR법을 이용하여 2014년 장구목 등 아고산대 초지대를 중심으로 실시하였다. 마지막으로 서식지 온·습도 자료를 수집, 분석하였고 서식지 환경·식생조사를 실시하였으며, 생태적 특성과 생활사 등을 토대로 산굴뚝나비 종 및 서식지 보전·복원에 대한 방안을 마련하였다.

3년간 한라산 나비군집 변화에서 확인된 나비류는 총 5과 33종 9,992개체로 나타났고 과별 개체수는 호랑나비과(Papilionidae) 4종 27개체, 흰나비과(Pieridae) 2종 368개체, 부전나비과(Silphidae) 4종 70개체, 네발나비과(Nymphalidae) 18종 8,482개체, 팔랑나비과(Hesperiidae) 5종 1,045개체였다. 조사구별 확인된 종별 개체수는 H구간이 가장 많은 23종 3,269개체(32.7%)가 확인되었으며 우점종은 산굴뚝나비와 가락지나비로 나타났으며 월별 출현은 7월에 가장 많은 24종 4,076개체(40.8%)가 출현하였으며 가락지나비와 산굴뚝나비가 우점하는 경향으로 나타났다.

군집분석 결과 우점도 지수는 A구간이 0.59로 높았으며 E구간이 0.09로 낮게 나타났으며, 월별로는 6월이 0.53으로 높게 나타났고 7월이 0.11로 낮았다. 종다양도 지수는 E구간이 2.34으로 높았으며 A구간이 0.30으로 낮게 나타났으며, 월별로는 7월이 1.97로 높았으며 6월이 1.12으로 낮게 나타났다. 종풍부도지수는 D구간이 3.74으로 높았고 A구간이 0.74로 낮게 나타났으며 월별로는 8월이 3.21으로 종이 가장 풍부했으며 5월이 1.55으로 가장 적었다.

균등도지수는 E구간이 0.53로 높았고 A구간이 0.13로 낮게 나타났으며 월별로는 9월이 0.50로 높았으며 6월이 0.26로 낮게 조사되었다.

산굴뚝나비는 한반도 북부지역과 제주도 한라산에 분포하며 해발 1,500 m 이상에서 연 1회, 7~8월에 관찰되었고, 기상자료 분석 결과 성충의 활동 온도는 15~25℃가 적당한 것으로 나타났다. 월동은 2~3령 애벌레로 하며, 산란은 먹이 식물인 김의털의 줄기나 암반 등 주변장소에 하는 특성이 있다. 암컷은 하루에 평균 9.6~19.6개의 알을 낳으며, 평균 알의 크기는 가로1.222 mm, 세로 1.274 mm으로 나타났다. 한라산 산굴뚝나비의 개체군은 윗세오름부터 그 이하에 서식하는 개체군과 장구목-한라산 백록담 개체군으로 볼 수 있다. 또한 백록담을 중심으로 거리가 멀어질수록 개체군의 크기는 작아진다. 서식지 형태별 개체군의 크기를 볼 때 자연서식지인 선작지왓 개체군은 비교적 안정적으로 유지될 것으로 예측되고 식생훼손·복구지역인 장구목 개체군은 식생이 복원됨에 따라 개체군 크기가 감소할 것으로 전망된다. 장구목 지역에 최대 500개체 이상의 출현을 보이며, 1일 추정개체수는 선행연구에서는 1,000개체 이상이었으나, 본 연구에서는 500개체로 감소하였다. 산굴뚝나비의 암수 비율은 수컷이 암컷의 약 2배로 많으며, 평균 생존일수는 수컷 2.75, 암컷 2.80로 나타났다. 수컷의 이동 평균거리는 139 m로 나타났다.

서식지 복원 및 보전방안 측면에서 볼 때, 복원이 필요성이 있는 장소는 영실, 윗세오름, 만세동산 지역이다. 서식지 보전을 위하여 모니터링 4개 지점을 각 단계로 선정하였으며 기후변화와 서식지 식생변화에 따라 산굴뚝나비 개체군의 크기가 점차 감소 될 것으로 예측되어 윗세오름 지역을 보전지역으로 선정하였다. 또한 서식지 연결성 분석을 반영한 종합평가 결과 윗세오름 패치는 한라산 개체군의 이동통로 역할을 하는 징검다리 패치로 중점 보전하여야 할 지역이다.

생태적 요인과 서식지 환경, 기후 등을 반영한 종합평가 결과 산굴뚝나비는 생태적 요인과 기후에 직접적인 영향을 받고 있어 서식지 환경보전이 중요한 것으로 나타났다. 따라서 보전 및 복원을 위해서 먹이식물인 김의털의 관리와 재식재, 공간의 확보가 필요하다.

본 연구의 결과 한라산 산굴뚝나비의 개체군은 기후변화와 서식지 환경변화로 점차 감소할 것으로 추정되며, 향후 해발 1,700 m일대를 중심으로 분포할 것으로 예상된다.

VII. 인용문헌

- Altieri, M. A. and D. K. Letourneau. 1982. Vegetation management and biological control in agroecosystems. *Crop Prot.* 1. 405 - 430.
- Altieri, M. A. 1984. Patterns of insect diversity in monocultures and polycultures of Brussels sprouts. *Prot. Ecol.* 6. 227-232.
- Bae, Y. J. 2011. Intensive field survey and development of assessment techniques of red list category for endangered and rear inland invertebrates in the Korean peninsula. Ministry of Environment. 494pp.(In Korean)
- Baguette, M. G., M. S. Petit and N. Schtickzelle. 2003. Effect of habitat fragmentation on dispersal in the butterfly *Prichlissiana eunomia*. *Comptes Rendus Biologies.* 326: 200-209.
- Balmford, A., P. Crane, A. P. Dobson, R. E. Green and G. Mace. 2005. The 2010 challenge: data availability, information needs and extraterrestrial insights. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 360: 221-228.
- Bates, B. C., Z. W. Kundzewicz, S. Wu and J. P. Palutikof 2008. *Climate Change and Water*, Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Secretariat. Geneva. pp. 210.
- Beck, C., J. Grieser, M. Kottek, F. Rubel and B. Rudolf. 2005. Characterizing Global Climate Change by means of Koppen Climate Classification, *Klimastatusbericht.* 51. 139-149.
- Bellard, C., C. Bertelsmeier, P. Leadley, W. Thuiller and F. Courchamp. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15: 365-377.
- Bergman, K. O. 1999. Habitat utilization by *Lopinga achine* (Nymphalidea:

- Satyrinae) larvae and ovipositing females: implications for conservation. Biol. Conserv. 88: 67-74.
- Bergstrom, A. 2005. Oviposition site preferences of the threatened butterfly *Parnassius mnemosyne* implication for conservation. Journal of insect conservation. 9: 21-27.
- Betzholtz, P. E. 2002. Population structure and movement patterns within an isolated and endangered population of the moth *Dysauxes ancilla* L. (Lepidoptera, Ctenuchidae): implications for conservation. Journal of Insect Conservation. 6:57-66.
- Blair, R. B. and A. E. Launer. 1997. Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. Biol. Conserv. 80: 113-125.
- Blair, R. B. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: Surrogate taxa for assessing biodiversity. Ecological Application 9(1): 164-170.
- Bossart, J. and E. Opuni-Rrimpong. 2009. Distance from edge determines fruit-feeding butterfly community diversity in afro-tropical forest fragments. Environmental entomology 38(1): 43-25.
- Caughley, G. 1994. Direction in conservation biology. J. Anim. Ecol. 63: 215-244.
- Carey, D. B. 1994. Patch dynamics of *Glaucopsyche lygdamus* (Lycaenidae): correlations between butterfly density and host species diversity. Oecologia 99: 337-342.
- Cha, J. H. 1969. Vertical Distribution of Hallasan Plants. Journal of Plant. 12(4) : 19-29. (In Korean)
- Chris, V.S., J. Arco, S. Van, H. Alexander and F. Benoit. 2010. The impact of climate change on butterfly communities 1990-2009. Report VS2010.025, Butterfly Conservation Europe & De Vlinderstichting, Wageningen.
- Chen, D. and H. W. Chen. 2013. Using the Koppen classification to quantify climate variation and change: An example for 1901-2010. Environmental Development. 6. 69-79.

- Cho, B. S. 1963. Insect of Quelpart Island. Bull. Hum. and Nat. Sci. Korea Univ. 6. 159-242.
- Cho, Y. H., J. S. Park, M. J. Kim, D. S. Choi, S. H. Nam, I. S. Kim. 2013. Genetic relationships between Mt. Halla and Mongolian populations of *Hipparchia autonoe* (Lepidoptera: Nymphalidae). Entomological research. 43(3): 183-192.
- Choi, M. J. 2011. Distribution and reestablishment of endangered species of butterflies in Korea. MS Thesis. Daejeon university. p.12 (In Korean)
- Choi, S. W. and S. S. Kim. 2012. The past and current status of endangered butterflies in Korea. Entomol. Sci. 15, 1-12.
- Davis, J. D., D. M. Debinski, B. J. Danielson. 2007. Local and landscape effects on the butterfly community in fragmented Midwest USA prairie habitats. Landscape Ecol. 22. 1341-1354.
- Diaz, H. F. and J. K. Eischeid. 2007, Disappearing alpine tundra Koppen climatic type in the western United States, Geophysical Research Letters, 34(18).
- Dempster, J. P. 1997. The role of larval food resources and adult movement in the population dynamics of the orange-tip butterfly (*Anthocharis cardamines*). Oecologia 111: 549-556.
- Dobson A. 2005. Monitoring global rates of biodiversity change: challenges that arise in meeting the Convention on Biological Diversity (CBD) 2010 goals. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences 360: 229-241.
- Dyck, H.V., E. Matthysen and C. Wiklund. 1998. Phenotypic variation in adult morphology and pupal colour within and among families of the speckled wood butterfly *Pararge aegeria*. Ecological Entomology 23: 465 - 472.
- Easterling, D. R., B. Horton, P. D. Jones, T. C. Peterson, T. R. Karl, D. E. Parker, M. J. Salinger, V. Razuvayev, N. Plummer, P. Jamason and C. K. Folland. 1997. Maximum and Minimum Temperature Trends for the

- Globe. Science. 277: 364-367.
- Elton, C. 1927. Animal ecology. Sidgwick and Jackson, London. pp. 63-68.
- Elzing, C. L., D. W. Salzer, J. W. Willoughby and J. P. Gibbs. 2001. Monitoring plant and Animal populations. Blackwell Science.
- Engler, R., A. Guisan and L. Rechsteiner. 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. Journal Applied Ecology 41: 263-274.
- Erhardt, A. 1985. Diurnal Lepidoptera: Sensitive Indicators of Cultivated and Abandoned Grassland. Journal of Applied Ecology. 22(3) pp. 849-861.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? Biological Conservation. 100: 65-74.
- Fagua, G. 1999. Variación de las mariposas y hormigas de un gradiente altitudinal de la Cordillera Oriental (Colombia). Fernandez F (eds). Insectos de Colombia. Volumen II. Academia 317-362. In Amat G. Andrade G. Colombiana de Ciencias Exactas. Físicas y Naturales. Santafé de Bogotá. 433
- Fan, Z. M. and J. Li and T. X. Yue. 2012. Changes of climate-vegetation ecosystem in loess plateau of China. Procedia Environmental Sciences 13: 715 - 720.
- Fitter, A. H. and R. S. R. Fitter. 2002. Rapid changes in flowering time in British plants. Science. 296: 1689-1691.
- Fleming, T. H., D. Serrano and J. Nassar. 2005. Dynamics of a subtropical population of the Zebra longwing butterfly *Heliconius charithonia* (Nymphalidae). Florida Entomologist 88: 169-179.
- Fowles, A. P. and R. G. Simth. 2006. Mapping the habitat quality of patch networks for the march fritillary *Euphadryas aurinia* (Rottemburg, 1775) (Lepidoptera, Nymphalidae) in Wales. Journal of Insect Conservation. 10: 161-177.

- Fox, R., M. S. Warren, P. T. Harding, I. F. G. McLean, J. Asher, D. Roy and T. Brereton. 2001. The State of Britain's Butterflies. Butterfly Conservation, Wareham: CEH and JNCC: 18.
- Fraedrich, K., F. W. Gerstengarbe and P. C. Werner. 2001. Climate shifts in the last century, *Climatic Change*. 50(4). 405-417.
- Fred, M. S. and J. E. Brommer. 2003. Influence of habitat quality and patch size on occupancy and persistence in two population of the Apollo butterfly (*Parnassius apollo*). *Journal of Insect Conservation*. 7: 85-98.
- Freitas, A. V. L. and R. R. Ramos. 2001. Population biology of *Parides anchises nephalion* (Papilionidae) in a coastal site in Southeast Brazil. *Braz. J. Biol.* 61:623-630.
- Gilbert, L. E., M. C. Singer. 1975. Butterfly ecology. *Ann. Rev. Eco. Sys.* 6: 365-397.
- Grundea, R., N. B. Pavolovic and C. L. Sulzman. 1998. Habitat use by the endangered Karner blue butterfly in oak woodland: the influence of canopy cover. *Biological Conservation*. 85: 47-53.
- Gutierrez, D., C. D. Thomas and J. Leon-Cortes. 1999. Dispersal distribution, patch network and metapopulation dynamics of the dingy skipper butterfly (*Erynnis tages*). *Oecologia*. 121: 506-517.
- Haddad, N. M. and K. A. Baum. 1999. An Experimental test of corridor effects on butterfly densities. *Ecological Applications*. 9: 623-633.
- Hanski, I., M. Kuussaari, and M. Nieminen. 1994. metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. *Ecology*. 75: 747-762.
- Hazel, W. N. 1977. The genetic basis of pupal colour dimorphism and its maintenance by natural selection in *Papilio polyxenes* (Papilionidae: Lepidoptera). *Heredity*. 38. 227 - 236.
- Hazel, W., S. Ante and B. Stringfellow. 1998. The evolution of environmentally cued pupal colour in swallowtail butterflies: natural selection for pupation site and pupal colour. *Ecological Entomology*. 23:

41 - 44.

- Hickling, R., D. B. Roy, J. K. Hill, R. Fox and C. Thomas. 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*. 12: 450-455.
- Hidaka, T. 1956. Recherches sur le déterminisme hormonal de la coloration pupale chez le papillon. I. Les effets de la ligature, de l'ablation des ganglions et de l'incision des nerfs chez pré-pupes et larves âgées de quelque Papilionides. *Annotationes Zoologicae Japonenses*. 29: 69 - 73.
- Hong, S. J., C. S. Yoon, H. G. Kim and S. W. Cheong. 2016. Life Cycle and Breeding Information of *Leptalina unicolor* from Korea (Lepidoptera : Hesperiiidae). *Journal of Environmental Science International* 25(12): 1633-1641.
- Hunter, M. L. 2001. *Fundamentals of conservation Biology*. Blackwell Science, Inc., Cambridge, MA. 547pp.
- Ichikawa, S. 1906. Insects from the Is. Saishu-to. *Hakubutsu no Tomo* 6. 183-186. (In Japanese).
- IPCC. 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis; Summary for Policymakers*.
- IPCC. 2014. Synthesis report. contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. pp. 151.
- Ishizaki, H. and M. Kato. 1956. Environmental factors affecting the formation of orange pupa in *Papilio xuthus*. *A Memoirs of the Faculty of Science, Kyoto University, Ser. B* 23. 11 - 19.
- JESRI (Jeju Education & Science Research Institute). 1988. *Butterflies of Cheju Island*. 195pp. (In Korean)
- Jeong, S. H. 2003. A study on the Insect fauna of Hallasan National Park. *The report of the NSM*. 39 pp. 63-105.

- Jolly, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika*. 52: 222-247.
- Joo, H. Z. and S. S. Kim. 2002. Butterflies of Jeju Island. Junghaengsa Co. pp. 185.
- Jung, S. H. and H. S. Oh. 2012. Insecta(Lepidoptera) of Yeongsil in Hallasan Mountain National Park. *Journal of Korean Nature*. Vol. 5.(2) p.181-192.
- Kang, W. S., K. O. Kim, S. G. Lee, H. N. Park and Cho S. H. 2014. Distribution of High Mountain Plants and Species Vulnerability Against Climate Change. *Journal of Environmental Impact Assessment*. 23(2): 119-136. (In Korean)
- Ki, G. J. and S. W. Choi, 2004. Butterfly population dynamics at Mt. Yudal, Mokpo, Korea. *Korean J. Environ. Biol.*, 22(1): 35-42. (in Korean)
- Kim, D. S. and Y. J. Kwon. 2010. Metapopulation Dynamics of the Oriental Long-Tail Swallow *Sericinus montela*(Lepidoptera: Papilionidae) in Korea. *Kor. J. Appl. Entomol.* 49(4): 289-297.(In Korean)
- Kim, D. S., D. S. Park, Y. J. Kwon, S. J. Suh, C. H. Kim, S. J. Park, D. H. Kim, J. S. Kim, H. M. Yu and J. S. Hwang. 2011. Metapopulation structure and movement of a threatened butterfly *Parnassius bremeri* (Lepidoptera: Papilionidae) in Korea. *Korean J. Appl. Entomol.* 50: 97-105. (In Korean)
- Kim, D. S., Y. B. Cho and J. C. Jeong. 2012a. Effects of host plant, Nectar plant and Vegetation types on butterfly communities. *Korean J. Appl. Entomol.* 51(4) 331-342. (In Korean)
- Kim, D. S., S. J. Park, D. S. Kim, Y. B. Cho, Y. D. Lee, N. H. Ahn, K. K. Kim, H. Y. Seo and J. Y. CHA. 2014a. Monitoring of the Butterfly Communities inhabited of Mt. Hallasan, Jeju island, Korea. *Korean. J. Environ. Ecol.* 28(6): 697-704.(In Korean)
- Kim, D. S., Y. B. Cho, D. S. Kim, Y. D. Lee, S. J. Park and N. H. Ahn.

- 2014b. Distribution and Population Dynamics of Korean Endangered Species; *Hipparchia autonoe* (Lepidoptera: Nymphalidae) on Mt. Hallasan, Jeju Island, Korea. Korean. J. Environ. Ecol. 28(5): 550-558.
- Kim, H. C. 2009. Ecological Characteristics and Management Methods of *Sasa quelpaertensis* Nakai. Ph.D Thesis. Cheju University.(In Korean)
- Kim, S. H. 2000. A study on monthly distribution of suborder Rhopalcera by the Altitude in Cheju Island. MS Thesis. Cheju University.(In Korean)
- Kim, S. S. 2012. Life histories of Korean butterflies. Sakyedul. 539pp. (In Korean)
- Kim, S. S., C. M. Lee, T. S. Kwon, H. Z. Joo and J. H. Sung. 2012b. Korean butterfly atlas 1996-2011. Research Note 461. Korea Forest Research Institute. Korea Disabled Human Good Life Pub. Co. pp. 474. (In Korean)
- Kim, S. S., C. M. Lee and T. S. Kwon. 2013. Abundance and Population Stability of Relict Butterfly Species in the Highlands of Mt. Hallasan, Jeju Island, South Korea. Korean J. Appl. Entomol. 52(4) 273-281. (In Korean)
- Kim, T. 2008. "Thufur and turf exfoliation in the subalpine grassland of Mt Halla in Jeju Island, Korea". Mountain Research and Development. 28. 272-278.
- Kim, W. T. 1993. History of Jeju Island insect research. Jeju Island Vol.1.
- Kimmins, J. P. 2004. Forest Ecology: A Foundation for Sustainable Forest Management and Environmental Ethics in Forestry. 3rd Ed. Prentice Hall. New Jersey, U.S.A. pp. 611.
- Kindlmann, P. and F. Burel. 2008. Connectivity measures : areview. Landscape Ecology 23: 879-890.
- Kitahara, M., M. Yumoto and T. Kobayashi. 2008. Relationship of butterfly diversity with nectar plant species richness in and around th Aokigahara primary woodland of Mount Fuji, central Jap. Biodivers. Conserv. 18: 229-246.

- Kitching, R. L., A. G. Orr, L. Thalib, H. Mitchell, M. S. Hopkins and A. W. Graham. 2000. Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. *J. Appl. Ecol.* 37: 284-297.
- Ko, J. G. 2002. Restoration of damaged areas and color restoration of Hallasan subalpine zone. Research Report on Mt. Halla. Research Institute for Mt. Halla 1: pp.1-28.(In Korean)
- Ko, J. G. and M. O. Moon. 2002. Changes in vegetation and flora in the subalpine recovery area of Mt. Hallasan. Research report on Mt. Halla. Research Institute for Mt. Halla 1: pp.29-62.(In Korean)
- Ko, J. G. 2007. Global warming and the vegetation of Mt. Hallasan. Research Report on Mt. Halla. Research Institute for Mt. Halla 6: 3-15.(In Korean)
- Kong, W. S. 1998. The Distributional Patterns of Alpine Plants of Mt. Halla, Cheju Island, Korea. *rn. of the korean Geographical Society* 33(2). pp.198-208. (In Korean)
- Kong, W. S. 1999. The Vertical Distribution on Air Temperature and Thermal Amplitude of Alpine Plants on Mt. Halla, Cheju Island, Korea. *Jorn. of the korean Geographical Society* 34(4). pp.385-393. (In Korean)
- Konvicka, M. and T. Kuras. 1999. Population structure, behavior and selection of oviposition sites of an endangered butterfly, *Parnassius Mnemosyne*, in Litovelské Pomorav í, Czech Republic. *J. insect conservation* 3: 211-223.
- Konvicka, M., M. Maradova, J. benes, Z. Fric and P. Kepka. 2003. Uphill shifts in distribution of butterflies in the Czech Republic: effects of changing climate detected on a regional scale. *Global ecology and Biogeography.* 12: 403-410.
- Korea Meteorological Administration. 2009. Climate Change Handbook. Korea Meteorological Administration. pp. 91. (In Korean)
- Kwon, W. T. 2013. Testing of divergent patterns of butterfly niche breadth in a peninsula. *Entomol Research* 43: 108-114.

- Lavergne, S., J. D. Thompson, E. Garnier and M. Debusche. 2004. The biology and ecology of narrow endemic and widespread plants: a comparative study of trait variation in 20 congeneric pairs. *Oikos*, 107(3), p. 505-518.
- Lawton, J. H., 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Ann. Rev. Entomol.* 28, 23 - 39.
- Lee, S. C., I. H. Heo, K. M. Kim, S. Y. Kim, Y. S. Lee and Kwon W. T. 2008. Impacts of Climate Change on Phenology and Growth of CropsL In the Case of Nanu. *Journal of the Korean Gergraphical Society.* 43(1): 20-35. (In Korean)
- Lee, H. W. 2011. A Study of Methodologies Assessing Species Susceptibility to Climate Change. Korea Environment Instistute. 137pp.(In Korean)
- Lee, K. W. 2013. Study on Insect(Lepidoptera)Emergence Pattern and Prediction of Ecosystem Change in the Perspective of Climate Change. NIBR. 94pp.(In Korean)
- Lim, Y. J., K. S. Baeck and N. J. Lee. 1991. The vegetation of Hallasan. Chung-Ang University Press. pp. 98-99.(In Korean)
- Linnea, W., P. Milberg and K. O. Bergman. 2009. Monitoring of butterflies in semi-natureal grasslands: diurnal variation and weather effects. *J. Insect Conserv.* 13, 203.
- Lomolino, M. V. 2001. Elevation Gradients of Species-Density: Historical and Prospective Views. *Global Ecology and Biogeography.* 10(1): 3-13.
- Maes, D. and H. Van Dyck. 1994. Butterfly diversity loss in Flnaders (north Belgium): Europes worst case scenario? *Biological Conservation.* 99: 263-276.
- Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. 3: 36-71.
- Mahistein, I., J. S. Daniel and S. Solomon. 2013. Pace of shifts in climate regions increases with global temperature. *Nature Climate Change.* 3(8). 739- 743.

- Martin, I. B., Y. A. Grneau, K. Pitter and C. R. Owen. 1997. Genetic Analysis of Founder Bottlenecks in the Rare British Butterfly *Plebejus argus*. *Conservation Biology* 11(3): 648-661.
- Mathys, A. S., N. C. Coops and R. H. Waring. 2017. An ecoregion assessment of projected tree species vulnerabilities in western North America through the 21st century. *Global Change Biology* 23: 920-932.
- Meffe, G. K. and C. R. Carrol. 1997. Principles of conservation biology. Sinauer Associates, Inc., Sunderland Massachusetts.
- Moilanen, A., A. M. A. Franco, R. Early, R. Fox, B. Wintle, C. D. Thomas. 2005. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272. pp. 1885-1891
- Mori, t., H. Doi and B. S. Cho. 1934. Coloured butterflies from Korea. Keijo.(In Japanese)
- Nam, S. H. 1998. Insects life in korea V. Korea University Korea Insect Research Institute. 258pp. (In Korean)
- New, T. R. 1997. Butterfly conservation. Oxford University Press. 248pp.
- NIBR (National Institute of Biological Resources). 2012. Red data book of endangered insects in Korea. Ministry of Environment. 178pp. (In Korean)
- NIBR (National Institute of Biological Resources). 2017. Endangered wildlife at a glance. Ministry of Environment. 593pp.(In Korean)
- Novotny, V., Y. Basset, S. E. Miller, R. L. Kitching, M. Laidlaw, P. Drozd and L. Cizek. 2004. Local species richness of leaf-chewing insects feeding on woody plants from one hectare of a lowland rainforest. *Conserv. Biol.* 18, 227-237.
- Öckinger, E., O. Schweiger, T. O. Crist, D. M. Debinski, J. Krauss, M. Kuussaari, J. D. Petersen, J. Pöyry, J. Settele, K. S. Summerville and R. Bommarco. 2010. Life-history traits predict species responses to habitat

- area and isolation : across-continental synthesis. *Ecology Letters* 13: 969-979.
- Oh, K. C. 1968. Natural Reserve Hallasan and Hongdo; Climate and forest clusters. Ministry of Culture and Information. Seoul. pp. 68-88.(In Korean)
- Okamoto, H. 1924. The Insect fauna of Quelpart Island (Saishiu-to). *Bull. Agric. Exp. Atat. Gov.-Gen. Chosen* 1, 47-233, pls 7-10.
- Park, H. S., M. Y., Oh and W. T. Kim, 1977. Study on Ecosystem of Baeknokdam Crater of Mt. Halla(1). *Cheju University Journal*. 9, 177-192.
- Park, S. W. 1969. Butterflies of Mt. Hallasan, Jejudo. *Hyangsang Dongmyeong Girls' Highschool* 12: 82-93. (In Korean)
- Parmesan, C., N. Ryrholm, C. Stefanescu, J. H. Hill, C. D. Thomas, H. Descimon, B. Huntley, L. Kaila, J. Kullberg, T. Tammaur, W. J. Tennent, J. A. Thomas and M. Warren. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associates with regional warming, *Nature*, 399, 579-583.
- Parmesan, C. and G. Yohe. 2003. A globally coherent fingerprint of climate impacts across natural systems. *Nature* 421, 37-42.
- Petenian, F. and G. Neve. 2003. Influence of spatial structure on genetic isolation in *Plebejus argus* populations (Lepidoptera: Lycaenidae). *Hereditas*. 138: 179-186.
- Petit, T., S. vandewoestijne, J. Chouff and M. Baguette. 2001. Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly: movements between habitat patch. *Oikos*. 92: 491-500.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. Wiley, New York.
- Pimentel, D. 1961. Species diversity and insect population outbreaks. *Ann. Entomol. Soc. Am.* 54, 76 - 86.
- Pimm, S. L. and P. H. Raven. 2000. Biodiversity: extinction by numbers, *Nature*. 403: 843-845.

- Pollard, W. and T. J. Yates. 1995. Monitoring butterflies for ecology and conservation. Conservation biology series. Chapman & Hall. Institute of Terrestrial Ecology & Nature Conservation Committee.
- Polus, T., S. Vandewoestijne, J. Chouff and M. Baguette 2007. Tracking the effect of one century of habitat loss and fragmentation on calcareous grassland butterfly communities. *Biodivers Conserv.* 16. 3423-3436.
- Raven, P. H. and E. O. Wilson. 1992. A fifty-year plan for biodiversity surveys. *Science* 258: 1099-1100.
- Reeder, K. F., D. M. DeBinski and B. J. Danielson. 2005. Factors affecting butterfly use of filter strips in Midwestern USA. *Agric. Ecosyst. Environ.* 109: 40-47.
- Ries, L. and D. M. DeBinski. 2001. Butterfly responses to habitat edges in the highly fragmented prairies of Central Iowa. *J. Anim. Ecol.* 70: 840-852.
- Rodríguez, J. F. and A. Baz. 1995. The effects of elevation on the butterfly communities of a mediterranean mountain, sierra de javalambre, central spain. *Journal of the Lepidopterists' Society.* 49(3): 192-207
- Roland, J., N. Keyghobadi and S. Fownes. 2000. Alpine Parnassius Butterfly Dispersal: Effects of Landscapae and Population size. *Ecological Society of America. Ecology.* 81: 1642-1653.
- Root, R. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oler- acea*). *Ecol. Monogr.* 43, 95-124.
- Roy, D. B., P. Rothery, D. Moss, E. Pollard and J. A. Thomas. 2001. Butterfly Numbers and Weather: Predicting Historical Trends in Abundance and the Future Effects of Climate Change. *Journal of Animal Ecology.* 70(2): 201-217.
- Rohli, R. V., T. Andrew Joyner, S. J. Reynolds, C. Shaw and J. R. Vazquez. 2015. Globally extended Koppen-Geiger climate classification and temporal shifts in terrestrial climatic types. *Physical Geography.* 36(2): 142-157.

- Saarinen, K. and J. Jantunen. 2005. Grassland butterfly fauna under traditional animal husbandry: contrasts in diversity in mown meadows and grazed pastures. *Biodive. and Conserv.* 14: 3201-3213.
- Sala, O. E., D. van Vuuren, H. M. Pereira, D. Lodge, J. Alder, G. Cumming, *et al.* 2005. Chapter 10: Biodiversity Across Scenarios. pp. 375-408. In: *ecosystems and human well being: scenarios, volume 2. Millenium Ecosystem Assesment.* Island Press. New York, U.S.A.
- Sawachik, J., M. Dufrene and P. Lebrun. 2003. Estimation of habitat quality based on plant community, and effects of isolation in a network of butterfly habitat patches. *Acta Oecologica.* 24: 25-33.
- Schultz, C. B. and E. E. Crone. 2003. Patch size and connectivity thresholds for butterfly habitat restoration. *Conservation Biology*19: 887-896.
- Schultz, C. H. 1998. Dispersal behavior and its implications for reserve design in a rare Oregon butterfly. *Conservation Biology* 12: 284-29.
- Schtickzelle, N. and M. Baguette. 2004. Metapopulation viability analysis of the bog fritillary butterfly using RAMAS/GIS. *OIKOS.* 104. 277-290.
- Scoble, M. J. 1992. *The Lepidoptera. Form, function and diversity.* Oxford University Press. U.K. 404pp.
- Seber, G. T. 1982. *The estimation of animal abundance and related parameters.* Griffin, London. GB.
- Seok, J. M. 1934. Investigation of Korea butterflies (part 1), *Proceedings of 25th Anniversary of Kagoshima Higher Agricultural and Forestry School.* First part, 631-784.
- Seok, J. M. 1937. On the butterflies collected in Is. Quelpart, with the description of a new subspecies. *Zephyrus* 7, 150-174. (In Japanese)
- Seok, J. M. 1947. *Butterflies of Jeju island,* National Science Museum Department of Zoology Research report. 2.
- Seok, J. M. 1973. *The distribution maps of butterflies in Korea.* Bojinjae Pub. 517. Seoul (In Korean)

- Settele, J., O. Kudrna, A. Harpke, I. Kühn, C. van Swaay, R. Verovnik, M. Warren, M. Wiemers, J. Hanspach, T. Hickler, E. Kühn, I. van Halder, K. Veling, A. Vliegthart, I. Wynhoff and O. Schweiger. 2008 Climatic risk atlas of European butterflies. *Biorisk* 1: 1-710.
- Shepherd, S. and D. M. Debinski. 2005. Evaluation of isolated and integrated prairie reconstructions as habitat for prairie butterflies. *Biol. Conserv.* 126: 51-61.
- Siemann, E. 1998. Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology* 79, 2057-2070.
- Siemann, E., D. Tilman, J. Harrstad and M. Ritchie. 1998. Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *Am. Nat.* 152: 738-750.
- Simpson, E. H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688-688.
- Song, K. M., C. S. Kim, M. O. Moon and M. H. Kim. 2012. A change and distribution in *Pinus densiflora* forest of Mt, Hallasan, *Journal of the Environmental Sciences*, 21(1), 41-47. (In Korean)
- Sparks, T. H., G. J. N. Davies, J. O. Mountford, M. L. Hall and R. H. Marrs. 1996. The effects of shade on the plant communities of rides in plantation woodland and implications for butterfly conservation. *Forest Ecology and Management.* 80: 197-207.
- Stoner, K. J. L. and A. Joern. 2004. Landscape vs. local habitat scale influences to insect communities from tallgrass prairie remnants. *Ecol. Applicat.* 14: 1306-1320.
- Thomas, C. D. 1985. Specializations and polyphagy of *Plebejus argus* (Lepidoptera: Lycaenidae) in North Wales. *Ecological Entomology.* 10(3): 325-340.
- Thomas, C. D. 1994. Extinction, colonization, and metapopulations: Environmental tracking by rare species. *Conservation Biology* 8: 373-378.
- Thomas, J. A. 2005. Monitoring Change in the Abundance and Distribution of

- Insects Using Butterflies and Other Indicator Groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 360(1454): 339-357.
- Thomas, C. D. and M. Williamson. 2012. Extinction and climate change. *Nature*, 482, p. 368-371.
- Thomas, J. A. and R. T. Clarke. 2004. Extinction rates and butterflies - Response. *Science* 305: 1563-1564.
- Thomas, J. A., M. G. Telfer, D. B. Roy, C. D. Preston, J. J. D. Greenwood, J. Asher, R. Fox, R. T. Clarke and J. H. Lawton. 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303: 1879-1881.
- Tony, P. 2008. Conceptual framework for assessment and management of ecosystem impacts of climate change. *Ecological complexity* 5: 329-338.
- Tropek, R., O. Cizek, T. Kadlec and J. Klecka. 2017. Habitat use of *Hipparchia semele* (Lepidoptera) in its artificial stronghold: necessity of the resource-based habitat view in restoration of disturbed sites. *Polish journal of ecology* 65(3): 385-399.
- Tsuyama, I., M. Higa, K. Nakao, T. Matsui, M. Horikawa and N. Tanaka. 2015. How will Subalpine conifer distributions be affected by climate change? Impact assessment for spatial conservation planning. *Regional Environmental Change* 15: 393-404.
- Uhm, K. B. 1962. Altitudinal Zones of Mt. Hanla According to Coniferae Distribution. *Journal of Plant Biology*. 5(2): 17-20.
- Van Swaay, C. A. M. and M. S. Warren. 1999. Red Data book of European butterflies (Rhopalocera) *Nature and the Environment*. No. 99. Council of Europe Publishing. Strasbourg. 291pp.
- Van Swaay, C. A. M., M. S. Warren and G. Lois. 2006. Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation* 10: 189-209.
- Wahlberg, N., T. Klemetti and I. Hanski. 2002. Dynamic populations in a

- dynamic landscape: The metapopulation structure of the marsh fritillary butterfly. *Ecography*. 25:224-234.
- Wang, Q., X. Fan and M. Wang. 2014. Recent warming amplification over high elevation regions across the globe. *Climate Dynamics*. 43(1-2). 87-101.
- Warren, M. S. 1987. The ecology and conservation of the heath fritillary butterfly, *Mellicta athalia*. III. Population dynamics and the effect of habitat management. *Journal of Applied Ecology*. 24: 499-513.
- Warren, M. S. 1992. The conservation of British butterflies. in "The Ecology of Butterflies in Britain"(ed. Dennis R.L.H.). Oxford university Press. pp. 246-274.
- West, D. A. and W. N. Hazel. 1982. An experimental test of natural selection for pupation site in swallowtail butterflies. *Evolution* 36. 152 - 159.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*. 213-251.
- Wilcox, B. A. and D. D. Murphy. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *Am Nat*. 125: 887-897.
- Yoshio, M. and M. Ishii. 2010. Climate warming and distributional expansion of *Papilio memnon*. In: Kiritani K, Yukawa J Effects of global warming on insects. *Zenkoku Noson Kyoiku Kyokai*. Japan. pp. 54-71.
- Yun J. H., J. H. Kim, K. H. Oh and B. Y. Lee. 2010. Vertical Distribution of Vascular Plants in Jungsanri, Mt. Jiri by Temperature Gradient. *Korean Journal of Environment and Ecology*. 24: 680-707. (In Korean)
- Zhang, X. and X. Yan. 2014a. Spatiotemporal change in geographical distribution of global climate types in the context of climate warming. *Climate Dynamics*. 43(3-4): 595-605.
- Zhang, X. and X. Yan. 2014b. Temporal change of climate zones in China in the context of climate warming. *Theoretical and Applied climatology*. 115(1-2): 167-175.

Appendix 1. The number of butterfly Individuals monthly observed at each site in 2018

Species name / Korean name	Section									Monthly					Total
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	May	June	July	Aug.	Sep.	
Papilionidae 호랑나비과															
<i>Papilio machaon</i> 산호랑나비		1		1			1	1				2	2		4
<i>Papilio bianor</i> 제비나비				1									1		1
Pieridae 흰나비과															
<i>Colias erate</i> 노랑나비				1					1			1	1		2
<i>Pieris napi</i> 줄흰나비		9	105	18	18	12	1	6	1		6	87	77		170
Lycaenidae 부전나비과															
<i>Plebejus argus</i> 산꼬마부전나비				3	25						23	5			28
<i>Chilades pandava</i> 소철꼬리부전나비				1									1		1
Nymphalidae 네발나비과															
<i>Coenonympha hero</i> 도시처녀나비		8		24	8	21	11	34	130		225	11			236
<i>Hipparchia autonoe</i> 산굴뚝나비		1	2	13	18	12	4	415	344		33	658	118		809
<i>Ypthima multistriata</i> 물결나비				1							1				1
<i>Oeneis urda</i> 함경산뱀눈나비						3		5	12	20					20
<i>Aphantopus hyperantus</i> 가락지나비			91	35	28	41	10	668	280			960	166	27	1153
<i>Melanargia epimede</i> 조흰뺨눈나비			33	59	204	168	98	45	142	154	6	167	685	45	903
<i>Lopinga achine</i> 눈많은그늘나비	1	13	2	12	6	2	29	5	10		8	65	7		80
<i>Lethe diana</i> 먹그늘나비	79	10	32	14	27	26	52	15	20		38	73	146	18	275
<i>Parantica sita</i> 왕나비					3			4	1			3	5		2
<i>Kaniska canace</i> 청머신선나비					2								1	1	2
<i>Vanessa indica</i> 큰멋쟁이나비		2	2	9	3	2	1	3	7		1	10	8	10	29
<i>Vanessa cardui</i> 작은멋쟁이나비	3	10	7	7	4	4	2	3	6				17	29	46
<i>Argynnis niobe</i> 은점표범나비		4	3	20	6	3	2		37				50	25	75
<i>Argynnis paphia</i> 은줄표범나비		3	8	10	10	3	2	25	17			50	28		78
Hesperiidae 팔랑나비과															
<i>Hesperia florinda</i> 꽃팔랑나비			1	15	8	5	2	4	6			12	19	10	41
<i>Ochlodes subhyalina</i> 유리창때들썩팔랑나비						1							1		1
<i>Choaspes benjamini</i> 푸른큰수리팔랑나비					1							1			1
<i>Parnara guttata</i> 줄점팔랑나비		30	21	26	32	8	4	406	20			137	179	231	547
Number of individuals	83	124	333	415	367	241	166	1736	1046	20	341	2242	1512	396	4511
Number of species	3	12	12	19	17	15	14	15	16	1	9	16	19	9	24

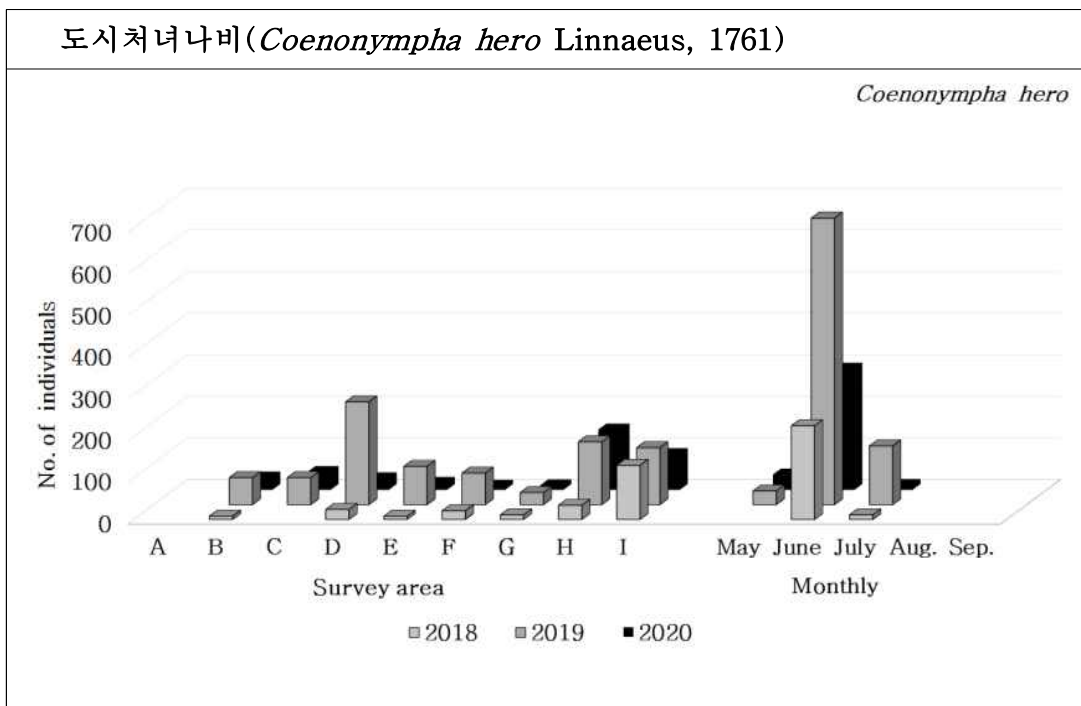
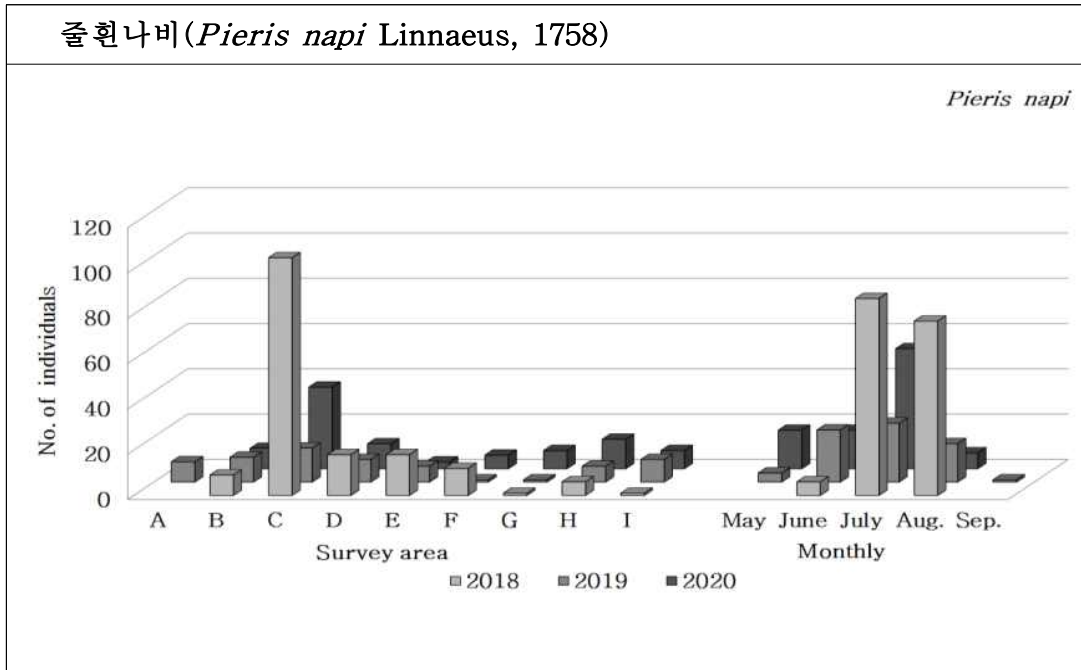
Appendix 2. The number of butterfly Individuals monthly observed at each site in 2019

Species name / Korean name	Section									Monthly					Total
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	May	June	July	Aug.	Sep.	
Papilionidae 호랑나비과															
<i>Papilio machaon</i> 산호랑나비			1					2	1				4		4
<i>Papilio xuthus</i> 호랑나비								1	2				1	2	3
<i>Papilio bianor</i> 제비나비		1	2	1					3			5	2		7
Pieridae 흰나비과															
<i>Colias erate</i> 노랑나비	1	4	2	4	3	2	3	2	2	2	16	5			23
<i>Pieris napi</i> 줄흰나비	9	11	15	10	7	1	1	7	10	4	23	26	17	1	71
Lycaenidae 부전나비과															
<i>Celastrina argiolus</i> 푸른부전나비			1	2								3			3
<i>Plebejus argus</i> 산꼬마부전나비				2	3				1			4	2		6
<i>Japonica lutea</i> 굴빛부전나비								1			1				1
<i>Chilades pandava</i> 소철꼬리부전나비		4								2			1	1	4
Nymphalidae 네발나비과															
<i>Coenonympha hero</i> 도시치녀나비		65	65	247	92	76	29	151	137	33	688	141			862
<i>Hipparchia autonoe</i> 산굴뚝나비				6	13	4	1	116	113			165	88		253
<i>Minois dryas</i> 굴뚝나비			1										1		1
<i>Oeneis urda</i> 함경산뱀눈나비						3		31	8		42				42
<i>Aphantopus hyperantus</i> 가락지나비		5	19	30	23	24	7	196	77			290	91		381
<i>Melanargia epimede</i> 조흰뺨눈나비		87	123	204	30	40	33	154	47			39	679		718
<i>Lopinga achine</i> 눈많은그늘나비		1	1	6	3	2		5	8		15	11			26
<i>Lethe diana</i> 먹그늘나비	67	25	13	9	12	18	41	41	1	3	34	77	59	54	227
<i>Parantica sita</i> 황나비				1	1	1		2	1		2	2	2		6
<i>Kaniska canace</i> 청띠신선나비			2	1								1	2		3
<i>Vanessa indica</i> 큰멋쟁이나비		3	7	6	6	3	4	11	11		6	22	13	10	51
<i>Vanessa cardui</i> 작은멋쟁이나비		4	2	4	3	1	7	10	3		3	3	15	13	34
<i>Argynnis niobe</i> 은점표범나비		13	20	69	22	6	6	55	31		6	79	130	7	222
<i>Argynnis paphia</i> 은줄표범나비			2	8	1			4	4			6	13		19
<i>Argynnis hyperbius</i> 암갈검은표범나비			2	1								1	2		3
Hesperiidae 팔랑나비과															
<i>Hesperia florinda</i> 꽃팔랑나비		12	26	22	11	14	8	65	11			131	38		169
<i>Potanthus flavus</i> 황알락팔랑나비						1			1				2		2
<i>Ochlodes subhyalina</i> 유리창머들썩팔랑나비				4	3	2		10	1				20		20
<i>Parnara guttata</i> 줄검팔랑나비		8	14	36	7	23	10	39	10			87	48	12	147
Number of individuals	77	243	318	673	240	221	150	903	483	44	835	1099	1230	100	3308
Number of species	3	14	19	21	17	17	12	20	22	5	11	20	22	8	28

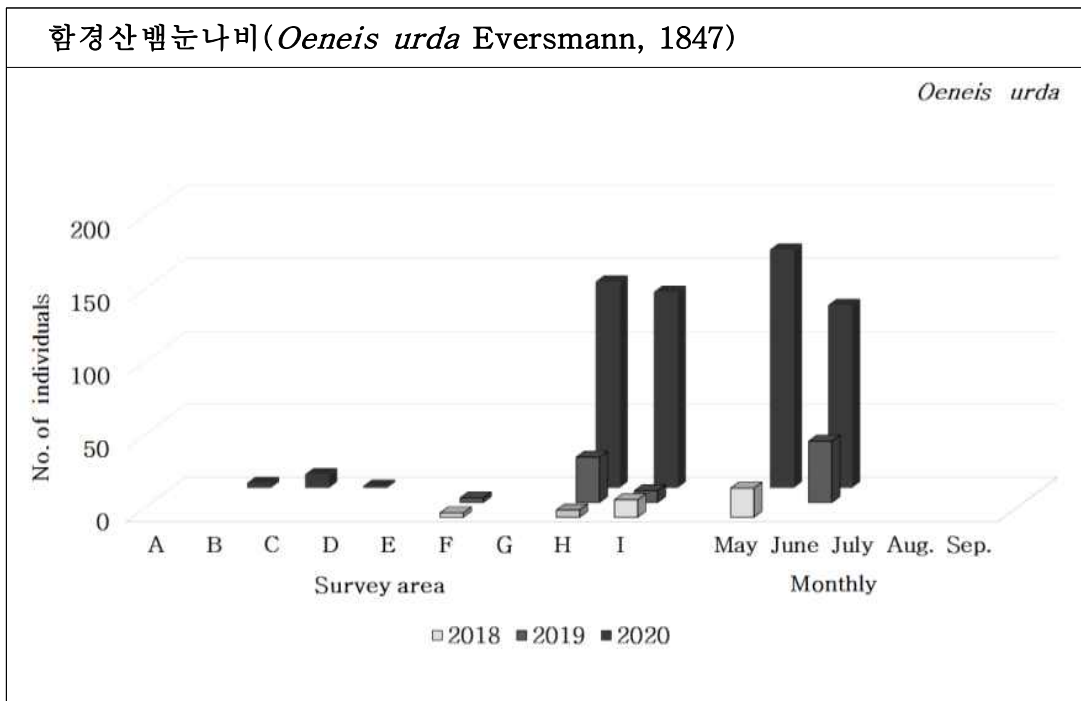
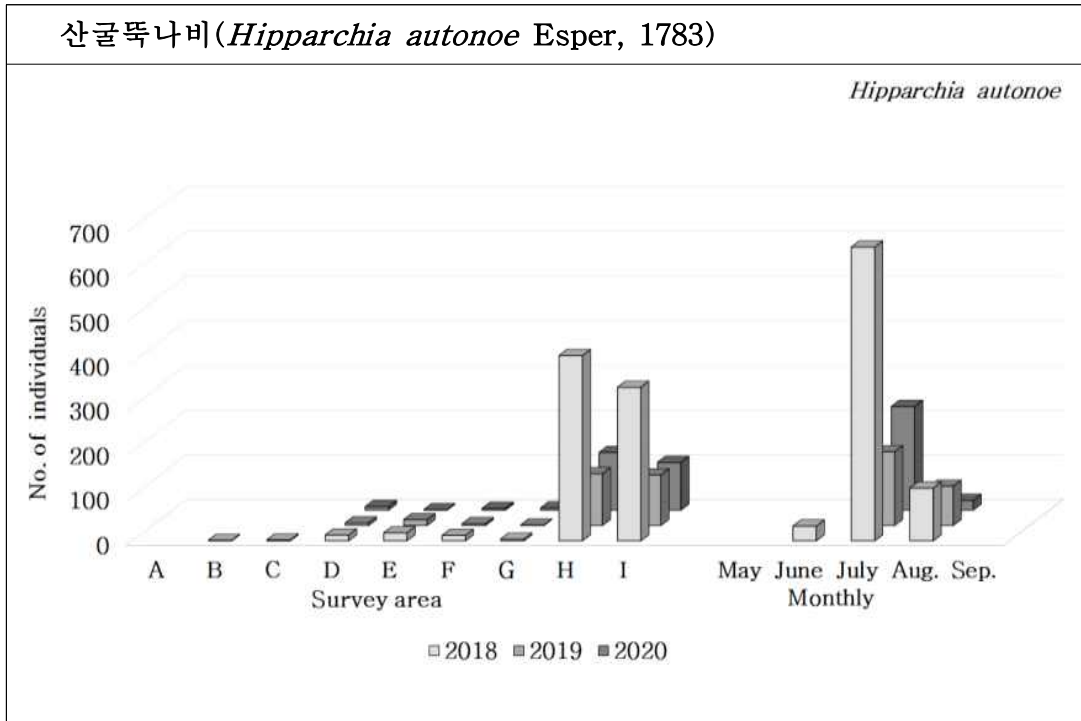
Appendix 3. The number of butterfly individuals monthly observed at each site in 2020

Species name / Korean name	Section									Monthly					Total	
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	May	June	July	Aug.	Sep.		
Papilionidae 호랑나비과																
<i>Papilio machaon</i> 산호랑나비									3				3		3	
<i>Papilio xuthus</i> 호랑나비			1							1					1	
<i>Papilio bianor</i> 제비나비		1						1		1	1				2	
<i>Papilio maackii</i> 산제비나비				1	1							1	1		2	
Pieridae 흰나비과																
<i>Colias erate</i> 노랑나비				1	1			4	2	1	7				8	
<i>Pieris napi</i> 줄흰나비		9	36	11	3	6	8	13	8	17	17	53	7		94	
Lycaenidae 부전나비과																
<i>Celastrina argiolus</i> 푸른부전나비		14	1	2						14	2		1		17	
<i>Plebejus argus</i> 산꼬마부전나비				5	4							9			9	
<i>Chilades pandava</i> 소철꼬리부전나비			1										1		1	
Nymphalidae 네발나비과																
<i>Coenonympha hero</i> 도시처녀나비		30	43	28	17	10	11	145	86	67	291	12			370	
<i>Hipparchia autonoe</i> 산골뚝나비				8	1	4	5	129	107			232	22		254	
<i>Oeneis urda</i> 함경산뱀눈나비		3	9	1					141	134	163	125			288	
<i>Aphantopus hyperantus</i> 가락지나비			8	26	7	8	15	92	81				229	8	237	
<i>Melanargia epimede</i> 조흰뺨눈나비		4	22	75	13	23	35	26	52				29	221	250	
<i>Lopinga achine</i> 눈많은그늘나비				6	4		3	10					19	1	23	
<i>Lethe diana</i> 먹그늘나비	62	28	11	6	18	25	36	20	1		28	41	103	35	207	
<i>Polygonia c-aureum</i> 네발나비				1								1			1	
<i>Kaniska canace</i> 청띠신선나비														1	1	
<i>Vanessa indica</i> 큰멋쟁이나비		2	10	15	5	1	2	5	7	4	5	7	17	14	47	
<i>Vanessa cardui</i> 작은멋쟁이나비		2	3	2	1	2	3	3			1	2		13	16	
<i>Argynnis niobe</i> 은점표범나비		2	20	54	15	14	2	27	49				55	95	33	
<i>Argynnis paphia</i> 은줄표범나비			4	13	4		1	2	9			15	18		33	
<i>Argynnis laodice</i> 흰줄표범나비				1	3		2	3			1		8		9	
Hesperiidae 팔랑나비과																
<i>Hesperia florinda</i> 꽃팔랑나비				17	10	13	15	4	12				31	22	18	71
<i>Potanthus flavus</i> 황알락팔랑나비				1				1			1		1		2	
<i>Parnara guttata</i> 줄점팔랑나비		4	6	5	8	5	8	2	6				21	23	44	
Number of individuals	62	99	175	278	113	114	144	630	558	268	482	736	550	137	2,173	
Number of species	1	11	14	20	17	12	13	19	15	8	12	15	17	7	26	

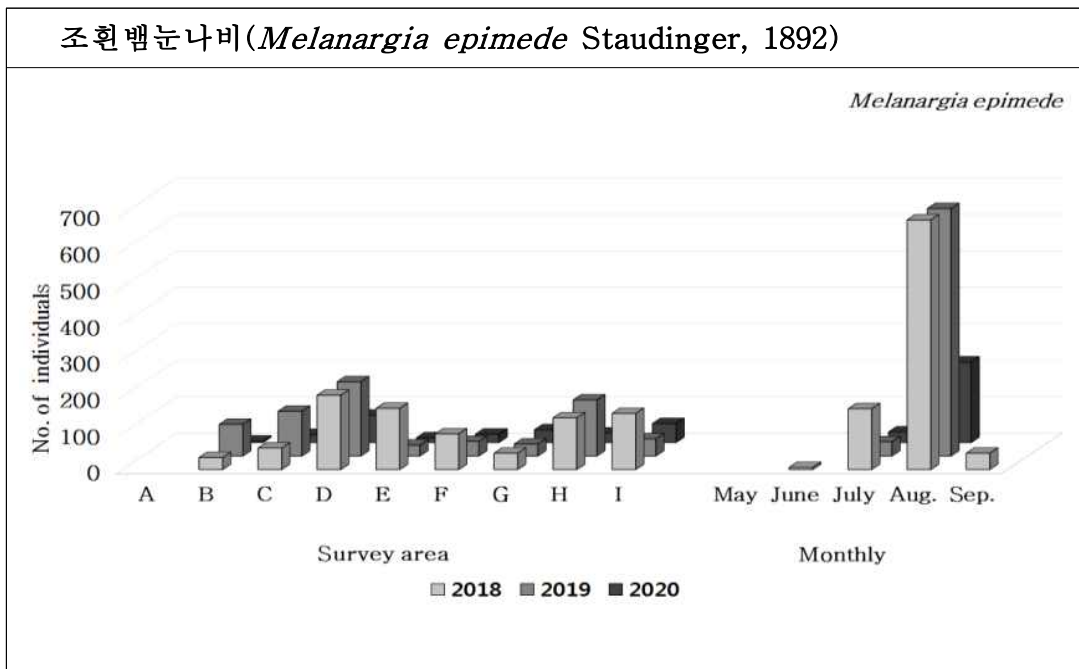
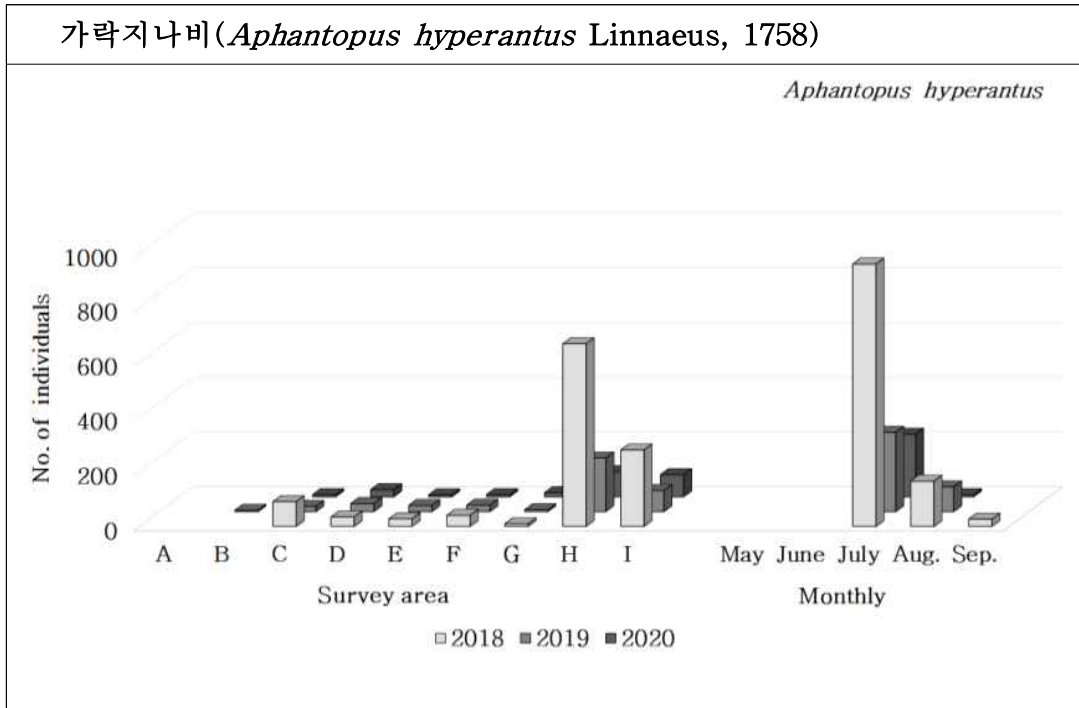
Appendix 4. Distribution characteristics of major species



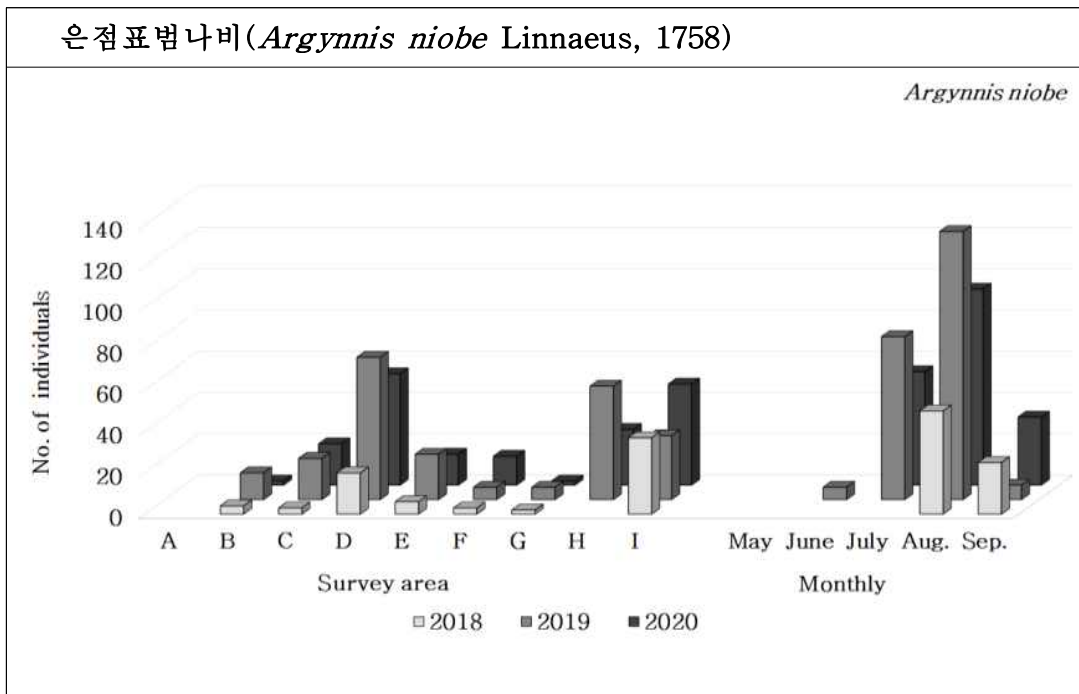
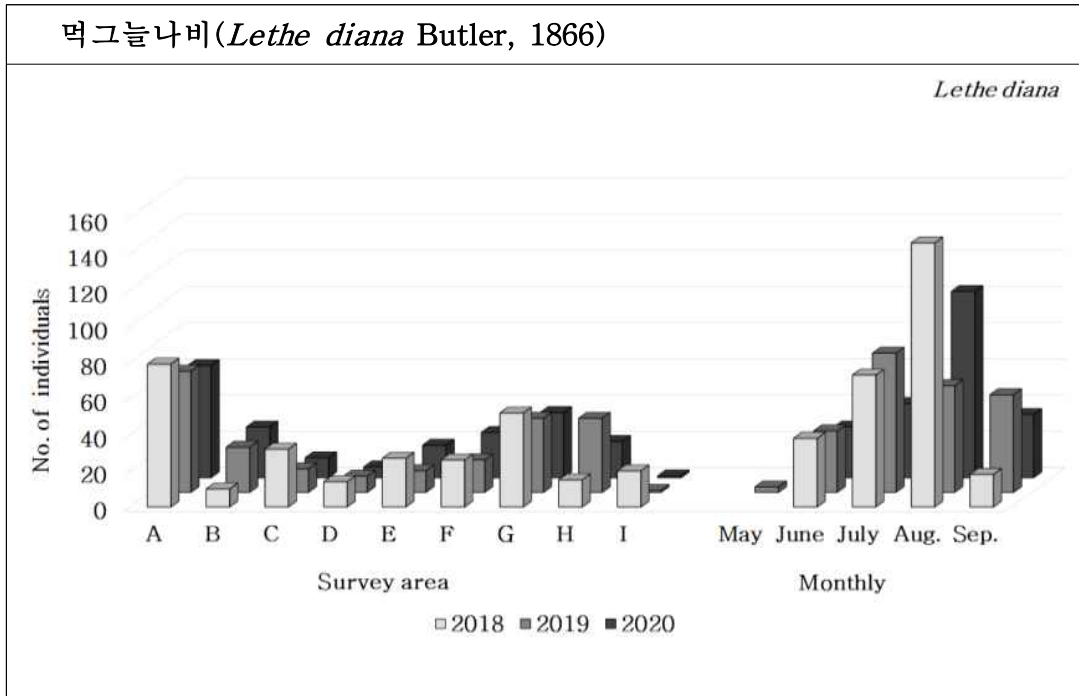
Appendix 4. (Continued)



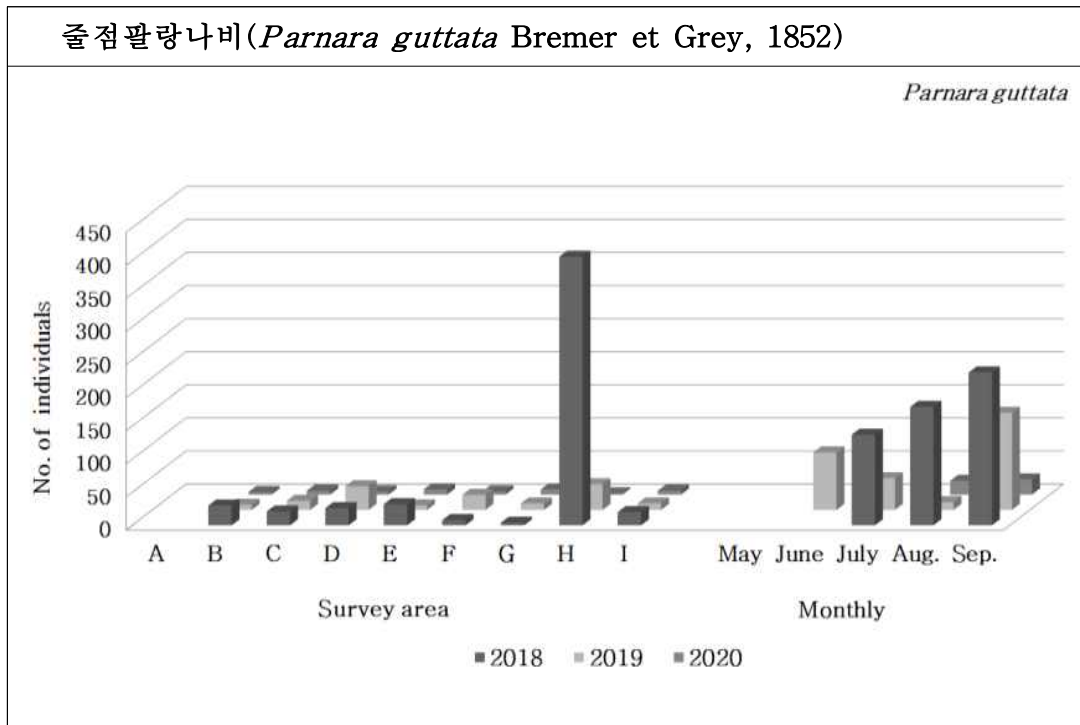
Appendix 4. (Continued)



Appendix 4. (Continued)



Appendix 4. (Continued)



Appendix 5. Dominant species



Lethe diana (Butler, 1866)



Oeneis urda (Eversmann, 1847)



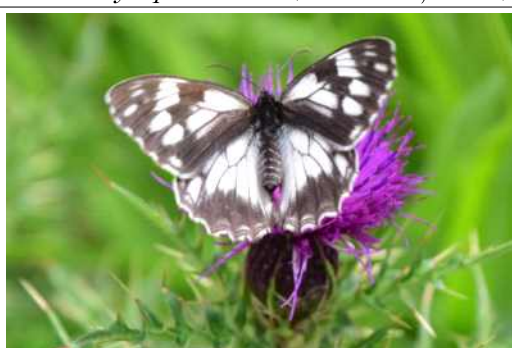
Aphantopus hyperantus (Linnaeus, 1758)



Coenonympha hero (Linnaeus, 1761)



Argynnis niobe (Linnaeus, 1758)



Melanargia epimede (Staudinger, 1892)



Parnara guttata (Bremer et Grey, 1852)



Hipparchia autonoe (Esper, 1783)

감사의 글

2003년 7월 31일 한라산과 연을 맺은 지도 벌써 20년 가까이 흘렀습니다. 그동안 지난 시간을 되돌아보면서 좀 더 열정적이지 못한 것에 대한 아쉬움과 후회가 많이 남습니다. 하지만 한라산에서 다양한 분야의 사람과 새로운 인연으로 만나고 돈으로 살 수 없는 많은 경험을 할 수 있어 후회는 없습니다. 이제 졸업을 앞둔 시점에서 지난 과정들을 되돌아보며 논문을 무사히 마칠 수 있게 이끌어주시고 도와주신 주위 많은 분들께 진심으로 감사의 마음을 전하고 싶습니다.

먼저 2010년 부족한 저를 제자로 선뜻 받아주시고 학위과정을 잘 마칠 수 있게 부족한 저를 격려해 주시고 세심히 지도해 주신 세상에서 가장 존경하는 김동순 지도교수님께 먼저 깊은 감사를 드리며, 앞으로 더 성숙되고 겸허한 자세로 더 나은 제가 되기 위해 성실히 학문에 정진하는 모습 보여드릴 것을 다짐합니다. 그리고 부족한 논문을 완성도 있게 만들 수 있도록 심사위원장을 맡아 물심양면 지도해 주신 전용철 교수님, 항상 밝은 웃음으로 다양한 조언과 격려를 해주신 김주성 교수님, 바쁜신 와중에 흔쾌히 심사위원으로 승낙해 주신 정상배 박사님께 감사의 마음을 전합니다. 또한 늘 격려와 조언으로 공직생활의 기본자세를 가르쳐 주신 신창훈 한라산연구부장님 덕분에 직장과 학위과정을 무사히 마치게 되어 큰 영광으로 생각합니다. 또한 새로운 연구의 방향성을 제시해주시고 많은 가르침을 주신 현해남 교수님께도 감사의 마음을 전합니다. 아울러 논문 쓸 때 이것저것 부탁하고 귀찮게 했던 이종훈, 이희선 선생님께도 감사 드립니다.

2003년 한라산에 처음 만나 항상 뒤에서 격려해 주시고 힘이 되어 주신 고정근 과장님, 한라산과 꽃자왈 등 현장에서 땀 흘리며 많은 경험을 할 수 있게 해주신 김대신 과장님, 논문작업을 위해 시간 날 때마다 같이 산행해 주시고 논문을 무사히 마무리 할 수 있게 배려해 주신 현익현 과장님께도 감사 드립니다.

늘 옆에서 격려와 조언을 해주신 고석형 박사님, 많은 시간을 함께하며 고민상담을 해주신 오장근 박사님께 감사의 마음을 전합니다. 아울러 항상 진취적인 자세로 추진력 있게 연구업무를 추진해 나가시는 한태완 연구사님, 안웅산 박사님, 김종갑 연구사님, 전용문 박사님, 양승훈 연구사님, 한승필 연구사, 윤영석 박

사님께도 감사를 드립니다. 현장에서 노하우를 가르쳐 주신 박정훈 주무관님, 영탁형, 경범형, 희석형과 항상 응원과 조언을 해주신 영림 누나, 사무실에서 힘든 업무를 도와주신 윤희 누나와 영문 번역할 때 항상 열의를 가지고 도와주신 장광섭 팀장님께도 감사의 마음을 전합니다.

2012년 우연하게 만나 지금까지 많은 연구과제를 같이 수행하며 한라산 나비를 연구하고 생태에 대해 눈을 뜨게 해주신 김도성 박사님 덕분에 무사히 졸업할 수 있게 되어 진심으로 감사를 드립니다. 또한 산행에서의 인내심을 길러주시고 고난을 현명하게 극복하는 법을 가르쳐 주신 신용만 선생님께도 감사의 마음을 전합니다. 힘든 일이 있을 때마다 항상 가족처럼 돌아봐 주는 김지훈 박사님, 항상 열린 마음으로 모든 일을 해결해 나가고 늦은 저녁까지 술잔을 기울여 준 송진영 박사님과 늘 옆에서 조언과 격려를 해주신 남상준 소장님께도 진심으로 감사를 드립니다. 몇 년 전 명선이 소개로 처음 만나 나비라는 공감대로 많은 이야기를 나누고 많은 의지가 되어 준 좌명은 선생님, 우연히 백록담에서 만나 지금까지 저를 잘 따라주는 수영이에게도 고마움을 전합니다. 늦은 시간까지 저를 위해 논문 편집을 도와준 평생의 벗인 김태근 박사와 좋은 결과물을 만들기 위해 많은 조언을 해주신 김현철 박사님께도 감사의 마음을 전합니다.

아울러 학위과정을 하면서 곤충학실험실 식구들 덕분에 많은 도움을 받았고 힘이 되었던 것 같아 이 자리를 빌어 곤충방 식구들께도 감사를 드립니다. 또한 한라산연구부와 국립공원 직원분들 모두에게 고마움을 전하며 저를 이 자리까지 오게 해주신 모든 분들에게 다시 한번 고개 숙여 감사를 드립니다.

늘 못난 아들을 묵묵히 지켜봐 주시는 아버지와 항상 아들 걱정애 잠 편히 못 주무시는 어머니, 그리고 사위를 항상 믿어 주시는 장모님과 늘 응원과 격려해 주신 누나와 매형, 여동생, 처남 가족에게도 감사와 사랑의 마음을 전합니다.

마지막으로 사랑의 깊이를 되묻게 하는 사랑하는 우리 지연, 은채, 서영, 수호와 15년 동안 늘 옆에서 말없이 힘이 되어 준 사랑하는 아내 강진아에게도 깊은 고마움을 전하며 앞으로 좋은 아빠, 멋진 남편이 되겠다고 다짐하며 이 글을 마무리합니다.

2020년 12월 31일