

## 농업생태계와 산림생태계 숲 유형에 따른 대형나방 군집 다양성 연구

이재영, 최세웅<sup>1,\*</sup>

목포대학교 생명과학과, <sup>1</sup>목포대학교 환경교육과

### The study on diversity of macromoth community in two different forest types from agro and forest ecosystems

Jae-Young Lee and Sei-Woong Choi<sup>1,\*</sup>

Department of Biology, Mokpo National University, Muan 58554, Republic of Korea

<sup>1</sup>Department of Environmental Education, Mokpo National University, Muan 58554, Republic of Korea

#### \*Corresponding author

Sei-Woong Choi

Tel. 061-450-2783

E-mail. choisw@mokpo.ac.kr

Received: 4 June 2021

Revised: 17 June 2021

Revision accepted: 21 June 2021

**Abstract:** We aimed to investigate the macromoth diversity and species composition between two forest types; a small and fragmented agroecosystem (SFA) and a large and continuous forest ecosystem (LCF). We sampled moths twice (in June and August) using ultraviolet light traps employed in eight regions from 2018 to 2019. The results showed a significant difference between the two ecosystems; species richness, abundance and species diversity index ( $H'$ ) were significantly higher in LCF than in SFA. Beta diversity using Chao-Sorensen Raw abundance showed that moth community in SFA was different from that in LCF. The two components of beta diversity showed that the turnover rate was higher in LCF while nestedness was higher in SFA.

**Keywords:** moth community, forest type,  $\alpha$ -diversity,  $\beta$ -diversity, biodiversity

## 서 론

농업생태계는 농업이 이루어지는 논, 밭, 과수원 등 단순한 경관으로 구성되어 있지만 농경지 주변으로 논둑, 산림지, 저수지 등 다양한 서식지를 포함한다. 농업생태계 주변에 위치한 다양한 크기의 산림들은 주변 생물 종 서식처에 영향을 미치고 농업 활동의 증가는 경관의 단조로움과 교란을 증가시켜 생물다양성의 감소로 이루어질 수 있다 (Robinson and Sutherland 2002; Tilman *et al.* 2002; Benton *et al.* 2003; Tscharntke *et al.* 2007). 농업지역 내 숲 서식지 감소와 파괴가 생물다양성과 생태계서비스 보전에 영

향을 미치는지에 대한 연구가 활발하게 진행되고 있다 (Tscharntke *et al.* 2005; Bianchi *et al.* 2006).

농업생태계 경관측면에서 다양한 크기의 숲은 생물다양성을 유지하는 역할이 새롭게 부각되고 있다. 농업생태계는 자연생태계에 비해 종 다양성은 높지 않지만 1차 소비 초식곤충과 포식성곤충, 부식성곤충 등 다양한 곤충이 서식하고 있으며 초본류와 목본류가 있는 농업생태계 인접지대는 생물들의 피난처와 서식환경을 제공해줌으로써 생태계 서비스에 많은 기여를 하고 있다 (Benton *et al.* 2002). 국내에서도 농업생태계 주변에 위치한 마을숲을 중심으로 농업생태계 생물다양성 관련 연구가 진행되

었다(Kim and Oh 2011; Kang *et al.* 2012; Kim *et al.* 2018; Choi *et al.* 2019).

이 연구는 대형나방을 이용하여 전남 서남해안 지역 농업생태계에 존재하는 숲과 인근의 연속된 산림생태계 숲에서 서식하는 곤충 종 다양성과 종 구성의 차이를 알아 보는데 있다. 전체 동물의 80%를 차지하는 곤충 중 나비와 나방을 구성하는 나비목은 160,000종이 알려진 거대 분류군이다. 나방은 온대 및 열대지역의 생태 모니터링 연구에서 많이 이용되고 있는데, 나방은 종 풍부도가 높고 자외선트랩에 의해 쉽게 포획이 가능한 특성을 지니고 있다(Usher and Keiller 1998; Kitching *et al.* 2000; Summerville *et al.* 2004). 나비와 나방의 대부분은 초식성으로 기주 특이성을 갖기 때문에 서식지 유형과 식물의 구조와 같은 특정 생태계를 이해하는 지표종 연구와 수분작용과 분해 그리고 영양물질 순환과 같은 필수적인 생태계 서비스를 수행하기 때문에 생태 연구에 많이 이용되고 있다(Landau *et al.* 1999; Schmidt and Roland 2006).

이 연구는 두 가지 가설을 바탕으로 진행되었다. 첫째 알파-다양성( $\alpha$ -diversity)은 지점별 종 다양성을 나타내는 지표로 연속된 산림생태계 숲에 위치한 조사지점에서 파편화되고 크기가 작은 농업생태계 숲에 위치한 조사지점보다 더 높게 나타날 것이다. 일반적으로 면적이 큰 조각의 서식지가 조각의 크기가 작고, 파편화된 서식지보다 종 풍부도나 종 다양성이 증가하는 경향을 보이는 것으로 나타났다(Hanski *et al.* 1994; Hendrickx *et al.* 2007; Ekroos *et al.* 2010). 두 번째로 이질적인 경관을 공유하는 농업생태계 숲에서 측정된 베타-다양성( $\beta$ -diversity)이 산림생태계 숲보다 더 높게 나타날 것이다. 베타-다양성은 종 구성의 차이를 나타내는데 이러한 차이는 거리나 이주 장벽에 의한 격리의 영향을 평가하고 종의 변화를 설명할 수 있다(Barton *et al.* 2013; Socolar *et al.* 2016). 종 구성의 유사함 또는 이질적 정도를 측정할 때 크기가 작고 서식지 교란의 강도가 증가할 때 증가하는 경향이 나타났다(Beck and Khen 2007; Barton *et al.* 2013). 종 구성의 차이는 두 군집 간의 차이를 말하지만 두 군집의 차이는 종이 다른 종으로 교체되는 것을 의미하는데 한 지점의 종이 다른 종으로 교체되어 차이를 나타내는 것(회전율, turnover)과 조사지점의 종이 사라지거나 추가되면서 종이 적은 지역은 종이 많은 지역의 종 구성의 일부로(내포성, nestedness) 나타난다(Baselga and Orme 2012; Baselga 2017). 이번 연구에서 농

업생태계는 주변 서식지가 작아지고 조사지점이 고립되어 내포성이 큰 반면 연속된 산림생태계는 종의 이주로 회전율이 더 높을 것으로 예상하였다.

## 재료 및 방법

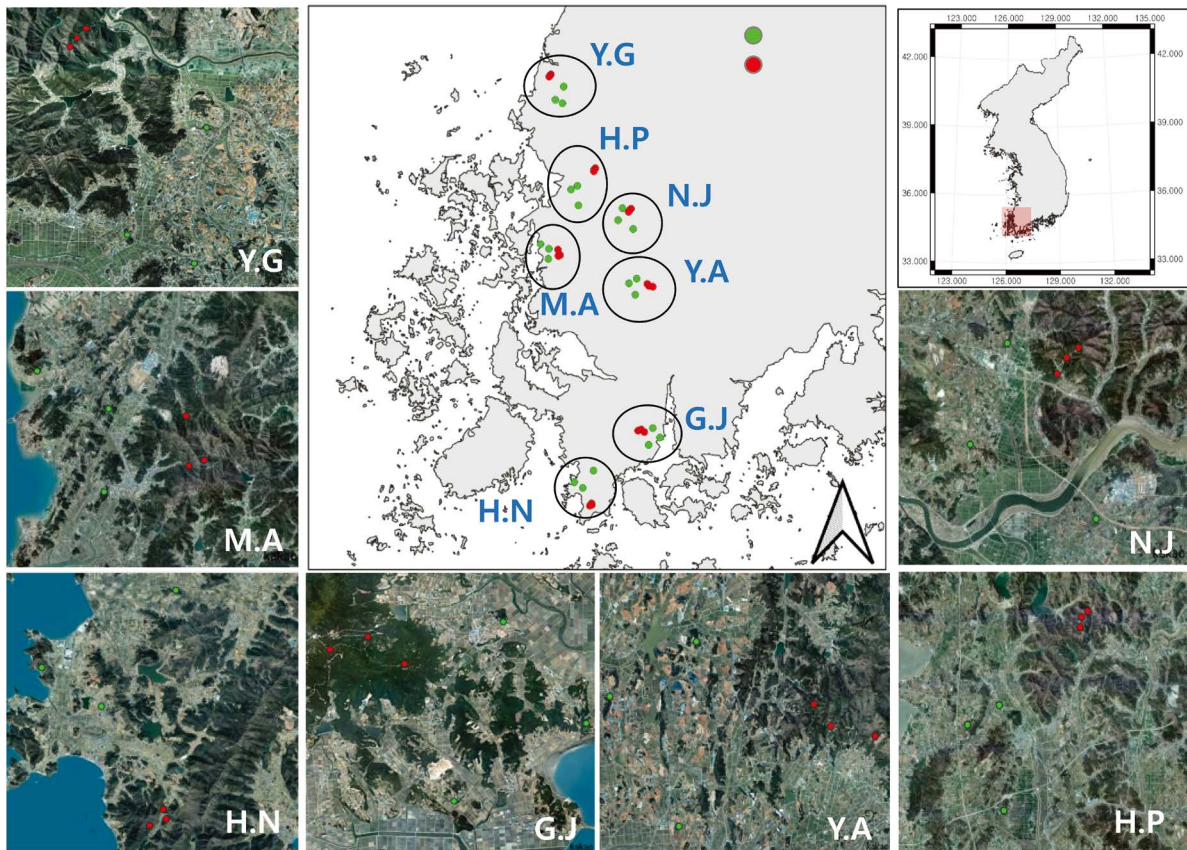
### 1. 조사방법

이 연구는 전라남도 서남부에 위치한 영광, 함평, 나주, 무안, 영암, 강진, 해남 총 7개 지역을 대상으로 하였다(Fig. 1). 각 지역별 농업생태계 숲에서 3개 지점과 인근 산림생태계 숲에서 3개 지점을 비교 그룹으로 선정하였다(Table 1). 총 조사지점은 42개 지점이며, 지점을 선정할 때 침엽수나 낙엽활엽수의 어느 한쪽의 비율이 30% 이상 섞여 있는 혼효림을 대상으로 하였다.

대형나방 채집은 2018년(함평, 나주, 무안, 해남)과 2019년(영암, 강진, 영광) 6월과 8월에 2회씩 실시하였다(Table 1). 대한민국 남부지방에 서식하는 대형나방 군집 출현은 6월과 8월에 종 수 및 개체수가 최댓값을 나타내는 M-자형 양상을 나타낸다고 알려져 있어(Choi and An 2013) 조사 시기를 나누어 조사하였다. 총 샘플링 시간은 7지역×6지점×2회×5시간으로 총 420시간이었다.

대형나방 채집은 12V 휴대용배터리를 이용하여 22Watt 자외선등(Black light)을 장착한 트랩(BioQuip Co., USA)을 사용하여 이루어졌다. 채집 시간은 타이머를 부착하여 모든 지역에서 동일하게 해가 진 후 5시간 동안 자외선등이 작동하도록 설정하였다. 등불에 이끌려 트랩 안에 모인 곤충만을 채집하여 채집자의 주관에 배제된 정량적 채집을 하였다. 또, 야간활동성 곤충 채집에 영향을 줄 수 있는 보름달이 뜨는 날과 비가 오지 않고 바람이 부는 날은 피하였다(Yela and Holyoak 1997).

나방은 채집 후 냉동 보관한 뒤 분류 및 동정을 하였다. 종 동정은 육안으로 실시하였으며, 종 동정에는 국내 외 문헌을 참조하였다(Kononenko *et al.* 1998; Kim *et al.* 2001; Shin 2001; Kim *et al.* 2016). 동정은 종(Species) 수준까지 하는 것을 원칙으로 하였다. 채집된 나방은 동정한 뒤 건조표본으로 제작하여 목포대학교 환경생태학실험실에 보관하였다. 종명은 국립생물자원관 종 목록(National Institute of Biological Resources 2019)을 이용하였다.



**Fig. 1.** Map of the survey regions in the southwestern Korea. Red Dot: Continuous forest, Green Dot: forest in agroecosystem. Y.G. Younggwang-gun, H.P. Hampyung-gun, M.A. Muan-gun, H.N. Haenam-gun, G.J. Gangjin-gun, Y.A. Youngam-gun, N.J. Naju city.

## 2. 분석

채집 동정된 나방을 이용하여 조사지점과 지역별 종 다양성 양상을 확인하였다. 알파다양성은 종 수와 개체수 그리고 종 다양성 지수(Shannon-Wiener's Diversity index)를 이용하였다. 두 숲 유형 간 종 수와 개체수를 비교하였다. 종 수와 개체수는 정규분포를 따르지 않아 비모수검정인 Wilcoxon rank sum test를 실시하였다.

베타다양성은 숲 유형별로 나방 군집의 유사도를 Chao-Sorensen-Raw Abundance 값을 이용하여 측정하였다(Chao *et al.* 2005). 이 지수는 채집된 개체수를 정량적으로 이용하여 계산한 값으로 조사기간 동안 채집되지 않았지만 각 지역 간 서로 공유할 것으로 예상되는 종을 포함하여 계산한다. 분석은 Estimate S(ver. 9.1.0, Colwell 2013) 프로그램을 사용하였다.

베타다양성은 지역 간 회전율(Turnover)과 내포성

(Nestedness)으로 나누어지는데 이러한 베타다양성 구성요소를 따로 분석할 수 있는 betapart 패키지를 R프로그램(ver.3.4.3, R Development core team 2017)을 이용하여 농촌과 산림 숲 종류에 따른 베타다양성 구성요소의 차이도 분석하였다. 여기에 사용되는 자료는 종 출현 유무로 나타난 정성적인 자료를 이용하였다.

두 숲 유형 간 군집의 차이를 알아보기 위하여 NMS(차원축도법: Non-metric Multidimensional Scaling) 분석을 실시하였다. 분석에 사용한 종은 두 그룹의 산림지역에서 확인된 525종 중 5개체 미만인 366종을 제외한 159종이었다. 군집분석에 사용된 2nd matrix는 숲 유형과 조사지가 포함된 지역으로 구성되었다. MRPP(Multi-response Permutation Procedure) 분석은 숲 유형을 이용하여 군집 간 차이가 유의하게 나타나는가를 알아보았으며 NMS와 MRPP 분석은 PC-ORD(ver. 7.08, McCune and Mefford 2018)를 사용하였다.

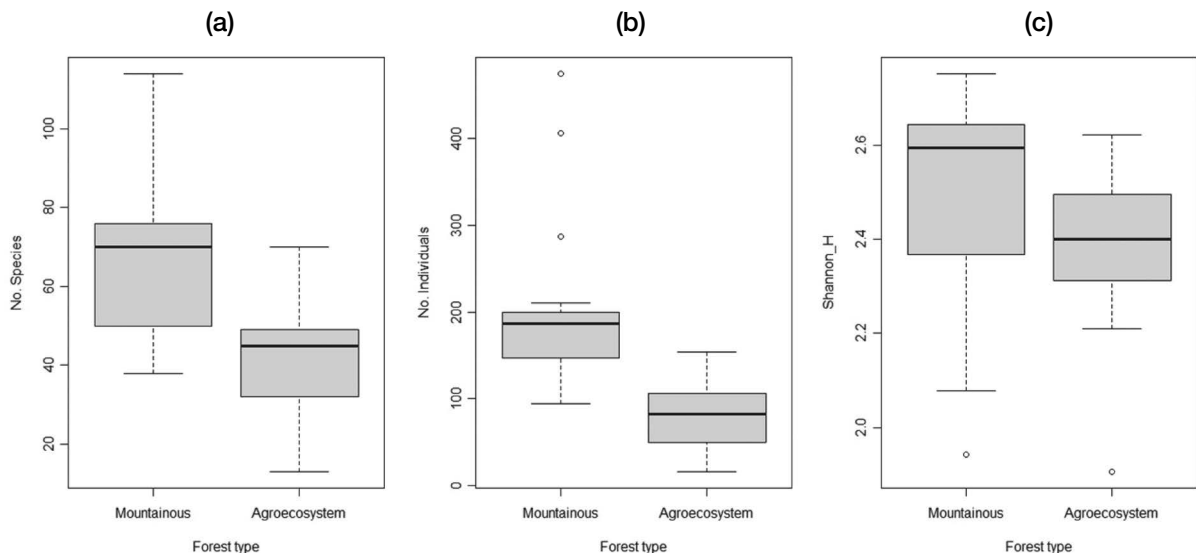
**Table 1.** Sampling location and date of the survey sites in the southwestern Korea

Region	Forest type	Latitude (N)	Longitude (E)	2018		2019	
				6.14	8.1	6.11	8.17
Hampyeong	Argoecosystem forest	35° 01' 54"	126° 30' 29"	○	○		
		35° 04' 07"	126° 29' 10"	○	○		
		35° 04' 38"	126° 30' 18"	○	○		
	Mountainous forest	35° 07' 05"	126° 33' 27"	○	○		
		35° 06' 56"	126° 33' 14"	○	○		
		35° 06' 40"	126° 33' 11"	○	○		
Naju	Argoecosystem forest	34° 59' 53"	126° 37' 29"	○	○		
		35° 01' 33"	126° 38' 16"	○	○		
		34° 58' 40"	126° 40' 10"	○	○		
	Mountainous forest	35° 01' 29"	126° 39' 47"	○	○		
		35° 01' 19"	126° 39' 32"	○	○		
		35° 01' 03"	126° 39' 20"	○	○		
Muan	Argoecosystem forest	34° 54' 27"	126° 25' 14"	○	○		
		34° 56' 30"	126° 23' 50"	○	○		
		34° 55' 52"	126° 25' 19"	○	○		
	Mountainous forest	34° 55' 45"	126° 26' 55"	○	○		
		34° 54' 54"	126° 26' 59"	○	○		
		34° 55' 00"	126° 27' 18"	○	○		
Haenam	Argoecosystem forest	34° 22' 40"	126° 31' 29"	○	○		
		34° 23' 28"	126° 29' 59"	○	○		
		34° 25' 05"	126° 33' 20"	○	○		
	Mountainous forest	34° 20' 32"	126° 33' 02"	○	○		
		34° 20' 20"	126° 33' 07"	○	○		
		34° 20' 12"	126° 32' 42"	○	○		
Yeongam	Argoecosystem forest	34° 51' 07"	126° 39' 27"			○	○
		34° 51' 47"	126° 40' 49"			○	○
		34° 49' 33"	126° 40' 33"			○	○
	Mountainous forest	34° 50' 39"	126° 43' 39"			○	○
		34° 50' 46"	126° 42' 57"			○	○
		34° 51' 02"	126° 42' 41"			○	○
Gangjin	Argoecosystem forest	34° 29' 42"	126° 44' 58"			○	○
		34° 31' 01"	126° 43' 43"			○	○
		34° 28' 41"	126° 42' 59"			○	○
	Mountainous forest	34° 30' 28"	126° 42' 14"			○	○
		34° 30' 39"	126° 41' 07"			○	○
		34° 30' 49"	126° 41' 41"			○	○
Yeonggwang	Argoecosystem forest	35° 16' 05"	126° 27' 34"			○	○
		34° 18' 24"	126° 27' 47"			○	○
		35° 16' 34"	126° 26' 18"			○	○
	Mountainous forest	35° 19' 46"	126° 25' 12"			○	○
		35° 19' 55"	126° 25' 20"			○	○
		35° 20' 05"	126° 25' 30"			○	○



**Table 2.** Diversity of macromoths in two different forest types in the southwestern Korea

	Total		Mountainous forest		Agroecosystem forest	
	No. Species	No. Individuals	No. Species	No. Individuals	No. Species	No. Individuals
Geometridae	152	2013	136	1666	76	347
Erebidae	162	1982	139	1335	105	647
Noctuidae	112	1077	86	531	71	546
Nolidae	20	259	15	176	14	83
Notodontidae	24	207	19	135	13	72
Drepanidae	15	123	14	105	6	18
Limacodidae	8	97	8	58	8	39
Sphingidae	13	36	11	21	6	15
Thyrididae	5	27	4	14	3	13
Uraniidae	1	17	1	16	1	1
Zygaenidae	2	13	2	11	2	2
Euteliidae	4	5	3	3	2	2
Lasiocampidae	3	3	3	3	-	-
Saturniidae	2	3	1	2	1	1
Cossidae	1	3	1	3	-	-
Brahmaeidae	1	1	1	1	-	-
Total	525	5,866	444	4,080	308	1,786



**Fig. 2.** Comparison of (a) number of species, (b) number of individuals, and (c) diversity index, Shannon  $H'$  in the two forest types.

## 결 과

전남 서남부 7지역에서 확인된 대형나방은 총 16과 525종 5,866개체이었다. 과별 종 수는 태극나방과(Erebidae)

가 162종으로 가장 많았고, 자나방과(Geometridae) 152종, 밤나방(Noctuidae)과 112종 순으로 나타났다. 과별 개체수는 자나방과가 2,013개체로 가장 많았고, 태극나방과 1,982개체, 밤나방과 1,077 개체순으로 나타났다. 전남 서

남부 지역 숲 서식지 유형별 종 수 차이를 비교한 결과 산림생태계 숲에서 16과 444종 4,080개체, 농업생태계 숲 13과 308종 1,786개체가 확인되었다(Table 2).

종 수, 개체수, 다양도 지수 모두 농업생태계 숲보다 산림생태계 숲에 위치한 조사지점에서 높은 것으로 나타났다(Wilcox test, 종 수  $W = 360$ ,  $P < 0.001$ , Fig. 2a; 개체수

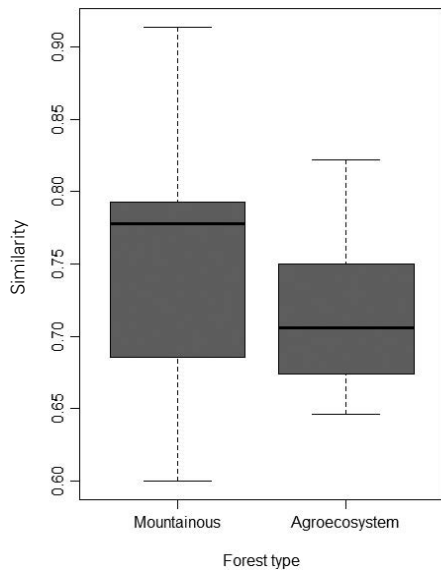


Fig. 3. Similarity of moth communities in the two forest types using the Chao-Sorensen-Raw-Abundance-based index.

$W = 409$ ,  $P < 0.001$ , Fig. 2b; 종 다양성 지수  $W = 131$ ,  $P < 0.01$ , Fig. 2c).

두 숲 유형 간 대형나방 군집 구성의 유사도를 Chao-Sorensen-Raw Abundance 방법을 이용하여 정량적으로 측정된 결과 농업생태계보다 산림생태계 숲에서 종 유사도가 높게 나타나, 풍부도를 이용한 군집 종 구성의 차이는 농업생태계 숲이 더 높은 것을 확인할 수 있었다(Fig. 3). 베타다양성의 구성 요소에 따른 차이를 알아본 결과 회전율에서의 비유사성은 산림생태계 숲에서 높았으며(t-test,  $P < 0.001$ ), 내포성을 나타내는 비유사성은 두 지역 간 유의하지는 않았지만( $P = 0.078$ ) 농업생태계가 약간 높은 양상을 나타내었다(Fig. 4).

NMS 분석 결과 숲 유형에 따라 대형나방 군집의 차이가 존재함을 확인하였다(Fig. 5, Final stress = 15.7287, MRPP A = 0.056,  $P < 0.001$ ). 주요 2개 축 중 1번 축은 54.4%, 2번 축은 12.2%로 전체 자료의 66.6%를 설명하는 것으로 확인하였다.

## 고찰

이 연구는 농업생태계 숲과 인접한 산림생태계 숲에 서식하는 대형나방 군집을 비교하고자 하였다. 2년간 채집

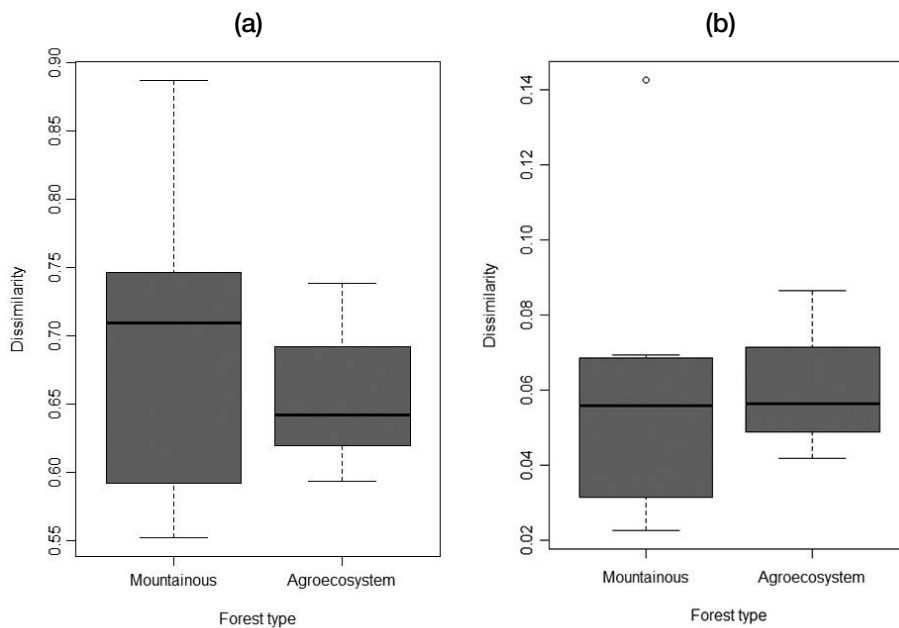
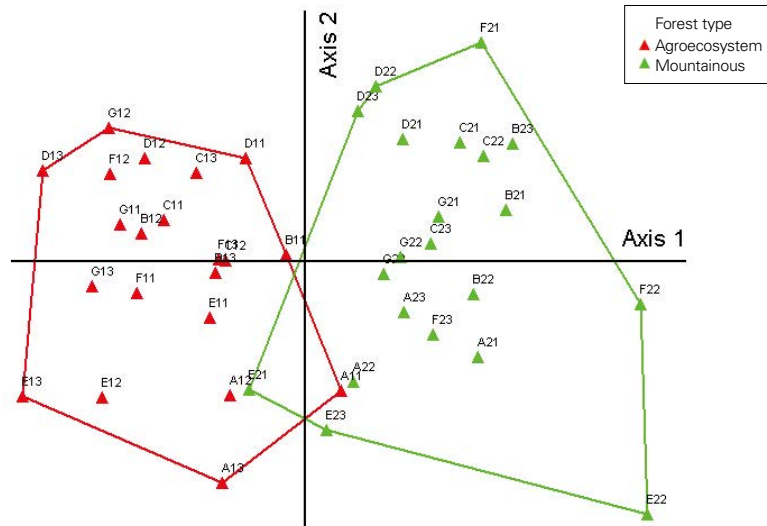


Fig. 4. Dissimilarity of the moth communities in the two forest types. (a) Turnover rate and (b) Nestedness.



**Fig. 5.** NMS (Non-metric Multidimensional Scaling) ordination graph for the two moth communities (Final stress = 15.7287 after 155 iterations).

한 대형나방 종 다양성은 총 16과 525종 5,866개체로 태극나방과가 가장 우점하였고 자나방과, 밤나방 순으로 나타났다. 개체 풍부도는 자나방과, 태극나방과, 밤나방과 순으로 나타났다. 이러한 과별 다양성 및 풍부도 양상은 숲 형태별로 차이가 나는데 산림지인 영광 불갑산(Choi *et al.* 2017), 광양 백운산(Choi *et al.* 2016)의 경우 자나방과가 더 다양한 것을 볼 수 있었다. 파편화된 농업경관에서 밤나방과가 자나방과보다 개체수가 더 높은 경향성을 확인하였다(Summerville and Christ 2004). 국내 농업경관에서는 나방 종 다양성이 밤나방과, 태극나방, 자나방과 순으로 높은 것으로 확인되었다(Kim *et al.* 2018). 이번 연구에서도 산림생태계에서는 자나방과의 비율이 그리고 농업생태계에서는 태극나방과와 밤나방과의 비율이 높은 것을 확인할 수 있었다. 나방 과별로 특정 유형 생태계에 우점하는 이유에 대하여 먹이나 분산능력을 이용하여 설명하고 있다. Schmidt and Roland (2006)는 파편화된 숲에서 자나방과보다 밤나방과의 종과 개체수가 더 높은 경향성을 나타냈는데 이것은 먹이 길드의 차이로 설명하였다. 자나방과는 애벌레가 나무 종류를 먹이로 이용하는 경향이 높은 반면, 밤나방과는 나무 외에도 초본 종류를 많이 이용해 차이가 나타난다. 과별 분산 능력과 다양성에서도 몸통이 크고 넓은 날개를 갖는 밤나방과가 몸통이 가늘고 얇은 날개를 갖는 자나방과보다 분산 능력이 더 높아 열악한 환경에서 자신이 선호하는 서식지를 이동할 수 있는 분산력 차이가 있다

(Schmidt and Roland 2006). 이와 유사하게 Merckx *et al.* (2014)도 과별 몸 크기에 따른 분산 능력의 차이가 존재하는 것으로 확인하였고, Truxa (2012)도 자나방과에서 날개편 길이가 길어짐에 따라 이동거리가 길어지는 것을 확인하였다.

숲 유형별로 대형나방 종 다양성은 산림지역 숲에서 더 높은 것을 확인하였다. 서식지 면적은 종 다양성을 결정하는데 가장 중요한 요소이다. 조각 즉, 서식처의 크기는 군집 구조, 종 다양성, 종의 지속적인 유지에 결정적인 영향을 미친다. 일반적으로 면적이 큰 조각의 서식지가 조각의 크기가 작고, 파편화되고, 고립된 서식지보다 종 풍부도나 종 다양성이 증가하는 경향을 보인다(Dorp and Opdam 1987; Hanski *et al.* 1994; Dover and Settele 2009). 이번 연구에서는 서식지의 크기가 작고 파편화되며, 고립되어 있는 농업생태계 숲은 산림지역 산림지보다 종 수와 개체수가 작을 것으로 예상하였는데 분석 결과 전남 서남부지역 산림지역 산림지가 농업생태계 숲보다 다양성이 높게 나타났다. 이러한 결과를 토대로 농업생태계 숲보다 산림지역 숲에서 평균 알파다양성이 더 높음을 알 수 있었다.

전남 서남부지역 두 산림 유형 간 대형나방 군집 구성의 유사도를 정량적으로 측정된 결과 농업지대보다 산림생태계 숲에서 종 유사도가 높게 나타났다. 서식지 교란의 정도가 증가하면 증가할수록 베타다양성은 증가한다고 알려져 있다(Socolar *et al.* 2016). Baguette *et al.* (2000)

은 큰 패치보다 작은 패치에서 더 높은 이주가 이루어진다고 보고하였는데 이러한 경향은 전남 서남부지역에서 교란의 정도가 더 높은 농업생태계 숲에서 베타다양성이 높게 나타나 서식지 간 차이가 크다는 것을 확인할 수 있어 교란 강도 증가와 서식지 크기가 감소함에 따라 조사지점 간 종 구성의 차이를 나타내는 베타다양성은 증가하는 경향을 확인할 수 있었다.

한편 베타다양성의 구성요소인 회전을율과 내포성의 결과는 예상했던 것과 마찬가지로 산림생태계에서는 종 구성의 차이를 크게 나타내는 회전이율이 더 높게 나타났다. 회전은율은 종 구성의 차이가 새로운 종의 이입과 이출로 인한 결과를 반영한 것으로 산림의 구성요소에 따라 새로운 종이 들어오거나 나간 결과 생겨난 것으로 표현할 수 있다. 내포성의 경우 두 숲의 유형에 따라 뚜렷하게 차이는 나타나지 않았지만 농업생태계에서 다소 높게 나타나 농업생태계 종 구성의 차이는 서식지 면적 감소나 교란 등으로 인한 종의 소실이 크게 작용한 것으로 생각한다.

농업생태계와 주변 산림생태계에서 확인된 나방 군집의 특성은 기존 우리나라 남서부 지역의 연구(Choi *et al.* 2009; Choi *et al.* 2019)와 마찬가지로 서식지 유형에 따라 종 구성이 차이가 나는 것을 확인할 수 있었다. 나방은 조사지점 주변 기주식물과의 밀접한 연관성이 있고, 성충의 출현시기와 횡수도 종에 따라 다르게 나타나 채집하는 시기에 따라 다른 결과를 얻을 수 있다. 후속 연구에서는 숲 내부적 요인 기주식물, 천이 단계, 서식지 특이성과 숲 외 부적 요인 산림 주변 경관구성, 주변 산림 등 환경 인자에 따른 나방 다양성 관계를 조사해 볼 필요가 있다.

## 적 요

이 연구의 목적은 농업생태계에 존재하는 작고 파편화된 숲과 인근 산림생태계 내 연속된 숲에 서식하는 대형 나방의 종 다양성과 종구성의 차이를 알아보는 데 있다. 전남 서남부 8개 지역에서 2018과 2019년 6월과 8월 자외선 등 트랩을 이용하여 대형나방을 채집, 분석한 결과 두 숲 유형 간 뚜렷한 차이를 보였으며 두 그룹 간 종 수, 개체수, 종다양성 지수(H') 모두 산림생태계 숲이 농업생태계 숲보다 더 높게 나타났다. 유사도지수를 이용하여 나방 군집 간 차이를 알아본 결과 농업생태계 숲에서 베타다양성이

높음을 확인하였다. 또한 종 구성의 변화율(Turnover)과 내포성(Nestedness)을 따로 나누어 분석한 결과 산림생태계는 종 구성 변화율이 큰 반면 농업생태계는 내포성이 비교적 크게 나타나 서식지 유형에 따라 나방 군집 구성의 차이가 다른 것을 확인할 수 있었다.

## 사 사

채집을 도와준 목포대학교 환경교육과 환경생태학 실험실 학생들에게 감사드립니다. 이 연구는 한국연구재단 기초연구지원(2018R1D1A1B07046637)을 통해 수행되었습니다.

## REFERENCES

- Baguette M, S Petit and F Quéva. 2000. Population spatial structure and migration of three butterfly species within the same habitat network: consequences for conservation. *J. Appl. Ecol.* 37:100-108.
- Barton PS, SA Cunningham, AD Manning, H Gibb, DB Lindenmayer and RK Didham. 2013. The spatial scaling of beta diversity. *Global Ecol. Biogeogr.* 22:639-647.
- Beck J and CV Khen. 2007. Beta-diversity of geometrid moths from northern Borneo: effects of habitat, time and space. *J. Anim. Ecol.* 76:230-237.
- Benton TG, DM Bryant, L Cole and HQP Crick. 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *J. Appl. Ecol.* 39:273-287.
- Benton TG, JA Vickry and JD Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18:182-188.
- Bianchi FJJA, CJH Booij and TTscharntke. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. Biol. Sci.* 273:1715-1727.
- Baselga A and CDL Orme. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods Ecol. Evol.* 3:808-812.
- Baselga A. 2017. Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: Balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods Ecol. Evol.* 8:799-808.
- Chao A, RL Chazdon, RK Colwell and TJ Shen. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species compo-



- sition with incidence and abundance data. *Ecol. Lett.* 8:148–159.
- Choi SW and JS An. 2013. What we know and do not know about moth diversity from seven-year-monitoring in Mt. Jirisan National Park, South Korea. *J. Asia-Pac. Entomol.* 16:401–409.
- Choi SW, M Park and H Kim. 2009. Differences in moth diversity in two types of forest patches in an agricultural landscape in southern Korea - Effects of habitat heterogeneity. *J. Ecol. Environ.* 32:183–189.
- Choi SW, NH Kim, BR Shin, JY Lee and BJ Jang. 2019. Trend of temporal change in moth communities in forests of the agricultural landscape of southwestern South Korea. *Korean J. Environ. Biol.* 37:426–432.
- Choi SW, DH Nho, SS Kim and KJ Hong. 2016. Spatio-temporal moth diversity (Insecta: Lepidoptera) of Mt. Baegun-san, Gwangyang, Jeonnam. *Korean J. Ecol. Environ.* 49:62–66.
- Choi SW, BJ Jang, JY Lee and NH Kim. 2017. Moth Diversity (Insecta: Lepidoptera) of Bulgapsan Mountain, Younggwang, Jeonnam. *Korean J. Environ. Biol.* 35:47–56.
- Colwell RK. 2013. EstimateS. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and Application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Dorp DV and PFM Opdam. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecol.* 1:59–73.
- Dover J and J Settele. 2009. The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *J. Insect Conserv.* 13:3–27.
- Ekroos J, J Heliölä and M Kuussaari. 2010. Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *J. Appl. Ecol.* 47:459–467.
- Hanski I, M Kuussaari and M Nieminen. 1994. Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. *Ecology* 75:747–762.
- Hendrickx F, JP Maelfait, WV Wingerden, O Schweiger, M Speelmans, S Aviron, I Augenstein, R Billeter, D Bailey, R Bukacek, F Burel, T Diekötter, J Dirksen, F Herzog, J Liira, M Roubalova, V Vandomme and R Bugter. 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *J. Appl. Ecol.* 44:340–351.
- Kang WM, IS Koh, CY Park and DW Lee. 2012. An analysis of changes in forest fragmentation and morphology in surrounding landscapes of maeulsoops and Jinan-gun. *Korean J. Environ. Ecol.* 26:941–951.
- Kim HS and CH Oh. 2011. Distribution characteristics of naturalized plants according to characteristics of landscape ecology in rural village of Korea. *Korean J. Environ. Ecol.* 31:252–265.
- Kim NH, SW Choi, JS Lee, JH Lee and KJ Ahn. 2018. Spatio-temporal changes of beetles and moths by habitat types in agricultural landscapes. *Korean J. Environ. Biol.* 36:180–189.
- Kim SS, EA Beljaev and SH Oh. 2001. Illustrated Catalogue of Geometridae in Korea (Lepidoptera: Geometrinae, Ennominae). Korea Research Institute of Bioscience and Biotechnology & Center for Insect Systematics. Daejeon, Korea.
- Kim SS, SW Choi, JC Cheon, TW Kim and BW Lee. 2016. The Geometrid Moths of Korea (Lepidoptera:Geometridae). Junghaengsa. Seoul
- Kitching RL, AG Orr, L Thalib, H Mitchell, MS Hopkins and AW Graham. 2000. Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. *J. Appl. Ecol.* 37:284–297.
- Kononenko VS, SB Ahn and L Ronkay. 1998. Illustrated Catalogue of Noctuidae in Korea (Lepidoptera). Insects of Korea 3. Korea Research Institute of Bioscience and Biotechnology & Center for Insect Systematics. Daejeon, Korea.
- Landau D, D Prowell and CE Carlton. 1999. Intensive versus long-term sampling to assess lepidopteran diversity in a southern mixed mesophytic forest. *Ann. Entomol. Soc. Am.* 92:435–441.
- McCune B and MJ Mefford. 2018. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 7.08. MjM Software, Gleneden Beach, OR.
- National Institute of Biological Resource. 2019. National Species List of Korea III. Insects (Hexapoda). National Institute of Biological Resource. Incheon, Korea.
- R Development Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. Ver. 3.4.3. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>.
- Robinson RA and WJ Sutherland. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* 39:157–176.
- Schmidt BC and J Roland. 2006. Moth diversity in a fragmented habitat: importance of functional groups and landscape scale in the boreal forest. *Ann. Entomol. Soc. Am.* 99:1110–1120.
- Shin YH. 2001. Colored Illustrations of the Moths of Korea. Academybook. Seoul.
- Socolar JB, JJ Gilroy, WE Kunin and DP Edwards. 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends Ecol. Evol.* 31:67–80.
- Summerville KS, LM Ritterb and TO Crist. 2004. Forest moth taxa as indicators of lepidopteran richness and habitat disturbance: a preliminary assessment. *Biol. Conserv.* 116:9–18.
- Summerville KS and TO Crist. 2004. Contrasting effects of habi-

tat quantity and quality on moth communities in fragmented landscapes. *Ecography* 27:3–12.

Tilman D, KG Cassman, PA Matson, R Naylor and S Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671–677.

Tscharntke T, AM Klein, A Kruess, IS Dewenter and C Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8:857–874.

Tscharntke T, R Bommarco, Y Clough, TO Crist, D Kleijn, TA Rand,

JM Tylianakis, SV Nohuys and S Vidal. 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biol. Control* 43:294–309.

Usher MB and SWJ Keiller. 1998. The macrolepidoptera of farm woodlands: Determinants of diversity and community structure. *Biodivers. Conserv.* 7:725–748.

Yela JL and M Holyoak. 1997. Effects of moonlight and meteorological factors on light and bait trap catches of noctuid moths (Lepidoptera: Noctuidae). *Environ. Entomol.* 26:1283–1290.