

40 周年記念シンポジウム「関西の自然の長期的な変化：長期モニタリングの結果から見える過去と現在」

「三草山ゼフィルス森」におけるチョウ類群集の 24 年間の変化

大阪府立大学大学院・生命環境科学研究科	石 井 実
大阪府立大学大学院・生命環境科学研究科	浅 井 悠 太
大阪府立大学大学院・生命環境科学研究科	上 田 昇 平
大阪府立大学大学院・生命環境科学研究科	平 井 規 央

Change in the structure of butterfly assemblage for 24 years in Mt. Mikusa Zephyrus Coppice, northern Osaka, central Japan. Minoru Ishii*, Yuta Asai, Shouhei Ueda and Norio Hirai (*Entomological Laboratory, Osaka Prefecture University*)

Coppices and remnants of coppices dominated by deciduous *Quercus* species, such as *Q. aliena*, *Q. acutissima* and *Q. serrata*, still remain in and around Mt. Mikusa (altitude: 564 m) in northern Osaka Prefecture, central Japan. The occurrence of ten species of ‘Zephyrus’, or arboreal thecline lycaenids, in the area prompted the Osaka Prefectural Government to designate a 14.5 ha coppice on a southeast-facing slope on Mt. Mikusa as a Green Zone Protected Area in 1992. In addition, the Osaka Green Trust (OGT) implemented a variety of vegetation management measures on the coppice, which is known as the “Mt. Mikusa Zephyrus Coppice”, or MZC. We conducted transect counts of butterfly assemblages in the MZC over a seven-month period in 2015. Specifically, we analyzed changes in the structure of butterfly assemblages in the MZC over 24 years after the establishment of the protected area in 1992 by comparing our findings with those of previous surveys (Ishii et al., 1995, 2003; Nishinaka and Ishii, 2006, 2007). A total of 1,222 individual butterflies belonging to 42 species from 5 families were observed in 2015. Dominant species included three dwarf-bamboo-feeding satyrids, *Lethe sicelis* (n=435), *L. diana* (n=363) and *Neope goschkevitchii* (n=198), which accounted for ca. 82% of the total number of butterflies. In contrast, the abundance of violet-feeding fritillaries was low, with a total of only six individuals belonging to three species observed. After butterfly densities as low as 13.4 being recorded in 1992, densities have increased gradually to 37.8 individuals/km. No marked change in species richness (41–49 species) was observed over the 24 years since the MZC was established. However, the species diversity (H') of the butterfly assemblage decreased gradually to 2.7 in 2015 after peaking at 4.6 in 1995. A decreasing tendency was observed in the density of herbaceous-plant feeders, such as *Damora sagana* and *Daimio tethys*, and woody-plant feeders, such as *Limenitis camilla*, *Eurema mandarina* and *Papilio bianor*, which are nectar feeders as adults, over the 24-year period. However, the densities of the three dominant dwarf-bamboo-feeders increased over the same period. The results showed that, except for butterfly species that feed on dwarf-bamboo, *Pleiolabus chino* var. *viridis*, the populations of most butterfly species is decreasing. These findings suggest that the feeding damage caused by increasing populations of wild sika deer, *Cervus nippon*, to the food plants utilized by many lepidopteran species is having a negative impact on butterfly populations in the region.

Keywords: butterfly assemblage, Mt. Mikusa Zephyrus Coppice, transect counts of butterflies, dwarf-bamboo-feeding satyrids, violet-feeding fritillaries, sika deer

要旨：大阪府北部の兵庫県との府県境に位置する三草山（標高 564m）には、ナラガシワやコナラ、クスギなどの落葉カシ類を主体とする里山林が残され、ヒロオビミドリシジミやウラジロミドリシジミなど 10 種のゼフィルス類の生息が確認されている。この山の南東側斜面約 14.5ha の里山林は、1992 年に大阪府の緑地環境保全地域に指定されるとともに、(公財) 大阪みどりのトラスト協会（以下、OGT）により「三草山ゼフィルス森」（以下、MZC）として、チョウ類を指標とする植生の管理が行われている。著者らは、MZC において 2015 年にチョウ類のトランセクト調査を実施し、その結果を 1992, 1995, 1999, 2001, 2004 の記録（それぞれ、石井ほか, 1995, 2003 ; Nishinaka & Ishii, 2006, 2007）と比較することで、開設以来の群集構造の変化を解析した。2015 年の調査では 5 科 42 種のべ 1,222 個体のチョウ類が確認され、優占種はヒカゲチョウ *Lethe sicelis* (435 個体)、クロヒカゲ *L. diana* (363 個体)、サトキマダラヒカゲ *Neope goschkevitchii* (198 個体) で、幼虫がササ食で成虫が樹液食のこれら 3 種のヒカゲチョウ類のみで全体の約 82% を占めた。

これに対して、幼虫がスミレ食で成虫が花蜜食のメスグロヒョウモン *Damora sagana* など3種のヒョウモンチョウ類は6個体と極めて少なかった。1992年から2015年の24年間の変化を見ると、種数(41~49種)では一定の傾向は認められなかったが、密度は1995年に13.4に低下した後に増加し、2015年に37.8と最高値を示した。逆に、平均多様度 H' は1995年に4.6と最高値を示した後は徐々に低下し、2015年は2.7と最低であった。種別に見るとヒカゲチョウ類3種が増加傾向を示したのに対して、草本食・花蜜食のメスグロヒョウモン *Damora sagana* やダイミョウセセリ *Daimio tethys*, 木本食・花蜜食のイチモンジチョウ *Limenitis camilla*, キタキチョウ *Eurema mandarina*, カラスアゲハ *Papilio bianor* など多くの種で減少傾向が認められた。これら結果は、MZCの下層植生において、ネザサ *Pleioblastus chino* var. *viridis* が繁茂する一方で花蜜食のチョウ類の寄主植物や蜜源植物が衰退しつつあることを示すと考えられ、大阪府北部で密度の高まったニホンジカの影響が示唆される。

キーワード：チョウ類群集、三草山ゼフィルス森、トランセクト調査、ササ食のヒカゲチョウ類、スミレ食のヒョウモンチョウ類、ニホンジカ

はじめに

大阪府と兵庫県の府県境に位置する三草山(標高564m)の周辺では昭和30年ごろまで炭焼きが盛んに行われ、ナラガシワ *Quercus aliena* やクヌギ *Q. acutissima*, コナラ *Q. serrata* などの落葉広葉樹を主体とする里山林が残されている(米田, 1984, 1986 など)。三草山には、この山を分布の東限とするヒロオビミドリシジミ *Favonius cognatus* など10種のゼフィルス類(ミドリシジミ類 *Theclini*) やオオムラサキ *Sasakia charonda* をはじめとするチョウ類やオオクワガタ *Dorcus hopei binodulosus* など多様な昆虫類が生息している(例

えば仲田, 1982; 田中, 1989; 遠山編, 1989; 小坂, 1994; 大阪府の蝶編集委員会, 2005 など)。しかし、炭焼きなどの里山林利用の減少による荒廃に加え、ゼフィルス類の越冬卵採取のためにマニアが冬期にナラガシワを伐倒するなどの問題も発生していたことから、三草山の南東側斜面約14.5haが1992年に大阪府の緑地環境保全条例にもとづく自然環境保全地域に指定されるとともに、大阪みどりのトラスト協会による植生の管理事業が始まった(Fig.1; 石井, 1994, 2014; 天満, 2009)。「三草山ゼフィルス森」(以下、MZC; Mt. Mikusa Zephyrus Coppice)では、ゼフィルス類がシンボル種群であることから、開設当初より

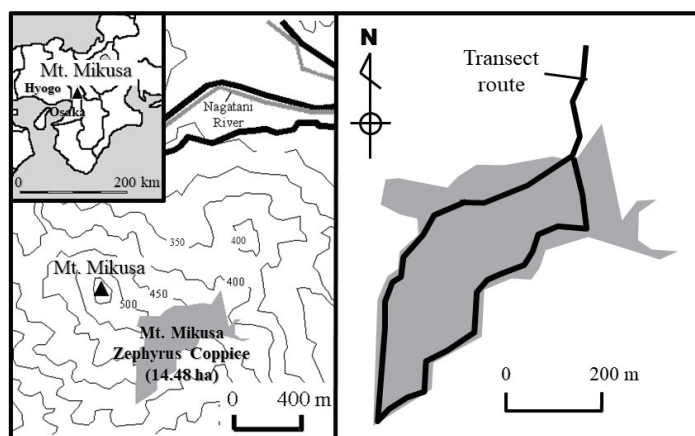


Fig.1 Location of the study site, Mt. Mikusa Zephyrus Coppice, and the transect used for the butterfly counts.

チョウ類を指標生物とした植生管理が行われてきた（例えば藤井，1994；石井，2014 など）。

三草山ゼフィルス森とチョウ類群集調査

開設直後の1992年にチョウ類のトランセクト調査が行われ、MZCから49種のチョウ類が確認された（石井ほか，1995）。成虫については花蜜食と樹液食の種などが認められ、幼虫についてもスミレ類 *Viola* spp. を寄主植物とするヒョウモンチョウ類やネザサ *Pleioblastus chino* var. *viridis* に依存するヒカゲチョウ類などが含まれていたことから、石井ほか（1995）は、MZCのチョウ類群集全体の種多様性を維持するためには、樹高や林床の状態を含め、いろいろな遷移段階の自然をモザイク的に保全する必要性があることを指摘した。そこでMZCでは、下層植生についてはネザサなどを強く刈り込む「下刈区」と下刈りを実施しない「放置区」を25 m幅で交互に設ける管理方法が採用された。この下層植生の「縞状管理」は1995年までに全域に及んだことから、同年に再びチョウ類のトランセクト調査が実施され、ヒカゲチョウ類の密度が大幅に減少し、群集全体の種多様度が向上したことが確認された（石井ほか，2003）。

しかし、1996～1999年にトラスト協会の事情により下刈り未実施の面積が拡大した後、2000年にほぼ全域の縞状管理が回復するという大きな植生変化があったため、その前後の1999年と2001年にチョウ類のトランセクト調査を実施し、群集構造の比較を行った。その結果、縞状管理が不十分な1999年と完全に近い2001年の群集を比較すると、種数の増加と総個体数の減少が認められ、チョウ類群集の種多様度が改善したが、この個体数の減少にはやはりヒカゲチョウ類が関わっていた（Nishinaka & Ishii, 2006）。一方で、全体に占める個体数の割合は小さいもののヒョウモン

チョウ類の顕著な増加が認められ、下層植生の管理はチョウ類群集の構造に影響を及ぼし、強めるとヒョウモンチョウ類のような林床草本に依存する種が増加し、弱めるとササ食のヒカゲチョウ類が増加することが確認された（Nishinaka & Ishii, 2006；西中，2010）。

その後、三草山山麓の棚田などの農耕地や集落とMZCのチョウ類群集の特徴を比較するために2004年にトランセクト調査が行われたが（Nishinaka & Ishii, 2007）、それ以降はMZCのチョウ類群集に関する報告はなかった。しかし、2014年にナラ枯れの侵入が確認され、ナラガシワとクスギなどの被害木の伐倒が行われたためギャップが広がるなど（石井，2016a）、MZCの森林環境が大きく変化した。そこで、2015年にこれまでと同じルートを用いてチョウ類のトランセクト調査を行い、1992年以降の調査結果と比較することにした。そして、この機会に1992年以降のMZCにおけるチョウ類群集の変化を振り返るとともに、今後の保全施策に資することを期して、変化の要因について考察した。

2015年のトランセクト調査の結果

2015年の調査では、Nishinaka & Ishii（2006）に従い、MZCに約2kmのセンサスルートを設定し（Fig.1）、4～10月に月2回、計14回、原則として晴天、微風の日にルート上を歩きながら、左右・前方・上方約5mの範囲に見られたチョウの種と個体数を記録した。得られたデータからルート1km当たりの個体数（以下、密度）やShannon-Wienerの平均多様度（ H' ）などを算出した。

2015年の調査の結果、合計5科42種のべ1,222個体のチョウ類が確認された（Table 1）。密度は37.8個体/km、平均多様度 H' は2.74であった。上位5種は、ヒカゲチョウ *Lethe sicelis* (435個体)、

クロヒカゲ *L. diana* (363 個体), サトキマダラヒカゲ *Neope goshkevitchii* (198 個体), テングチョウ *Libythea celtis* (30 個体), ヒメウラナミジャノメ *Ypthima argus* (27 個体) で, とくにササ食者である上位 3 種のヒカゲチョウ類の個体数が 996 個体と圧倒的に多く, これら 3 種のみで全体の約 82% を占めた (Table 2)。一方, 林床草本の指標と言えるスミレ食のヒョウモンチョウ類はメスグロヒョウモン *Damora sagana*, ミドリヒョウモン

Argynnis paphia, クモガタヒョウモン *Nephargynnis anadyomene* の 3 種のみで, 各 2 個体合計 6 個体 (全体の 0.5%) と極めて少なかった。

特筆すべき記録として, 近年北方への分布拡大が著しい南方系のナガサキアゲハ *Papilio memnon* が MZC において初めて確認されたことがあげられる。なお, 分布拡大が顕著な南方系のチョウ類については, クロコノマチョウ *Melanitis phedima* が 2001 年と 2004 年に確認されている (Table 1)。

Table 1. Annual and mean annual counts per km (in parentheses) of each butterfly species recorded in the MZC in 2015. Past results obtained in 1992, 1995, 1999, 2001 and 2004, and type of geographical distribution (GD: P; Palearctic, O; Oriental, S; Sino-Japanese) and Seral Rank (SR) based on Nishinaka & Ishii (2006) of each species are also shown in this table.

Species	GD	SR	1992 ¹⁾	1995 ²⁾	1999 ³⁾	2001 ³⁾	2004 ⁴⁾	2015	Total count	Mean density	Japanese name
Hesperiidae											セセリチョウ科
<i>Erynnis montanus</i>	S	6	-	17 (0.90)	40 (1.15)	50 (1.43)	26 (0.58)	13 (0.40)	146	(0.77)	ミヤマセセリ
<i>Daimio tethys</i>	S	5	11 (0.50)	5 (0.26)	6 (0.17)	10 (0.29)	4 (0.09)	1 (0.03)	37	(0.19)	ダイミョウセセリ
<i>Thoressa varia</i>	S	5	10 (0.45)	8 (0.42)	15 (0.43)	10 (0.29)	21 (0.47)	7 (0.22)	71	(0.37)	コチャバネセセリ
<i>Isoteinon lamprospilus</i>	S	4	3 (0.14)	-	-	-	2 (0.04)	-	5	(0.03)	ホソバセセリ
<i>Ochlodes ochraceus</i>	S	4	-	-	1 (0.03)	1 (0.03)	-	-	2	(0.01)	ヒメキマダラセセリ
<i>Potanthus flavum</i>	S	4	3 (0.14)	-	5 (0.14)	12 (0.34)	3 (0.07)	-	23	(0.12)	キマダラセセリ
<i>Polytremis pellucida</i>	S	5	30 (1.36)	1 (0.05)	8 (0.23)	10 (0.29)	4 (0.09)	2 (0.06)	55	(0.29)	オオチャバネセセリ
<i>Parnara guttata</i>	O	3	-	2 (0.11)	1 (0.03)	-	-	6 (0.19)	9	(0.05)	イチモンジセセリ
Papilionidae											アゲハチョウ科
<i>Byasa alcinous</i>	S	3	-	-	1 (0.03)	-	1 (0.02)	-	2	(0.01)	ジャコウアゲハ
<i>Graphium sarpedon</i>	O	8	1 (0.05)	-	-	-	-	-	1	(0.01)	アオスジアゲハ
<i>Papilio xuthus</i>	S	5	1 (0.05)	-	-	1 (0.03)	3 (0.07)	1 (0.03)	6	(0.03)	アゲハ
<i>P. helenus</i>	O	6	2 (0.09)	1 (0.05)	3 (0.09)	2 (0.06)	1 (0.02)	3 (0.09)	12	(0.06)	モンキアゲハ
<i>P. protenor</i>	S	5	4 (0.18)	1 (0.05)	15 (0.43)	4 (0.11)	5 (0.11)	20 (0.62)	49	(0.26)	クロアゲハ
<i>P. macilentus</i>	S	5	2 (0.09)	-	-	2 (0.06)	5 (0.11)	-	9	(0.05)	オナガアゲハ
<i>P. memnon</i>	O	5	-	-	-	-	-	1 (0.03)	1	(0.01)	ナガサキアゲハ
<i>P. bianor</i>	S	6	11 (0.50)	6 (0.32)	7 (0.20)	2 (0.06)	1 (0.02)	3 (0.09)	30	(0.16)	カラサアゲハ
<i>P. maackii</i>	S	6	2 (0.09)	-	-	1 (0.03)	1 (0.02)	-	4	(0.02)	ミヤマカラスアゲハ
Pieridae											シロチョウ科
<i>Colias erate</i>	P	1	1 (0.05)	-	-	-	-	-	1	(0.01)	モンキチョウ
<i>Eurema mandarina</i>	S	4	12 (0.54)	25 (1.32)	15 (0.43)	10 (0.29)	15 (0.34)	1 (0.03)	78	(0.41)	キタキチョウ
<i>Anthocharis scolymus</i>	S	3	1 (0.05)	-	7 (0.20)	4 (0.11)	1 (0.02)	1 (0.03)	14	(0.07)	ツマキチョウ
<i>Pieris rapae</i>	P	1	2 (0.09)	-	-	-	-	-	2	(0.01)	モンシロチョウ
<i>P. melete</i>	S	3	1 (0.05)	4 (0.21)	17 (0.49)	14 (0.40)	32 (0.72)	1 (0.03)	69	(0.36)	スジグロシロチョウ
Lycanidae											シジミチョウ科
<i>Narathura japonica</i>	S	7	13 (0.59)	2 (0.11)	2 (0.06)	6 (0.17)	8 (0.18)	1 (0.03)	32	(0.17)	ムラサキシジミ
<i>Artopoetes pryori</i>	S	6	1 (0.05)	1 (0.05)	-	-	-	-	2	(0.01)	ウラゴマダラシジミ
<i>Ussuriana stygiana</i>	S	6	-	-	-	1 (0.03)	-	-	1	(0.01)	ウラキシジミ
<i>Japonica lutea</i>	S	6	7 (0.32)	2 (0.11)	3 (0.09)	24 (0.69)	-	2 (0.06)	38	(0.20)	アカシジミ
<i>J. saepesstriata</i>	S	6	32 (1.45)	1 (0.05)	8 (0.23)	11 (0.32)	2 (0.04)	15 (0.46)	69	(0.36)	ウラナミアカシジミ
<i>Wagimo signatus</i>	S	6	-	-	-	1 (0.03)	-	1 (0.03)	2	(0.01)	ウラミスジシジミ
<i>Antigius attilia</i>	S	6	29 (1.32)	4 (0.21)	18 (0.52)	11 (0.32)	15 (0.34)	8 (0.25)	85	(0.45)	ミズイロオナガシジミ
<i>Favonius orientalis</i>	S	6	2 (0.09)	1 (0.05)	-	-	-	-	3	(0.02)	オオミドリシジミ

Table 1. のつづき.

Species	GD	SR	1992 ¹⁾	1995 ²⁾	1999 ³⁾	2001 ³⁾	2004 ⁴⁾	2015	Total count	Mean density	Japanese name
Lycaenidae											シジミチョウ科
<i>F. cognatus</i>	S	6	19 (0.86)	-	1 (0.03)	2 (0.06)	10 (0.22)	2 (0.06)	34	(0.18)	ヒロオビミドリシジミ
<i>F. saphirinus</i>	S	6	8 (0.36)	3 (0.16)	-	1 (0.03)	-	2 (0.06)	14	(0.07)	ウラジロミドリシジミ
<i>Callophrys ferrea</i>	S	6	3 (0.14)	1 (0.05)	-	1 (0.03)	1 (0.02)	-	6	(0.03)	コツバメ
<i>Rapala arata</i>	S	5	3 (0.14)	1 (0.05)	-	-	2 (0.04)	-	6	(0.03)	トラフシジミ
<i>Taraka hamada</i>	S	6	-	-	-	-	-	1 (0.03)	1	(0.01)	ゴイシシジミ
<i>Lycaena phlaeas</i>	P	1	3 (0.14)	5 (0.26)	1 (0.03)	8 (0.23)	6 (0.13)	-	23	(0.12)	ベニシジミ
<i>Pseudoizeeria maha</i>	O	1	1 (0.05)	2 (0.11)	1 (0.03)	3 (0.09)	-	1 (0.03)	8	(0.04)	ヤマトシジミ
<i>Cerastrina argiolus</i>	P	6	7 (0.32)	2 (0.11)	1 (0.03)	-	4 (0.09)	6 (0.19)	20	(0.10)	ルリシジミ
<i>Everes argiades</i>	P	3	-	-	1 (0.03)	-	1 (0.02)	-	2	(0.01)	ツバメシジミ
<i>Curetis acuta</i>	S	4	3 (0.14)	4 (0.21)	11 (0.32)	5 (0.14)	8 (0.18)	6 (0.19)	37	(0.19)	ウラギンシジミ
Nymphalidae											タテハチョウ科
<i>Libythea celtis</i>	P	6	2 (0.09)	6 (0.32)	1 (0.03)	30 (0.86)	3 (0.07)	30 (0.93)	72	(0.38)	テングチョウ
<i>Parantica sita</i>	O	7	4 (0.18)	-	1 (0.03)	2 (0.06)	-	7 (0.22)	14	(0.07)	アサギマダラ
<i>Argyronome ruslana</i>	S	5	1 (0.05)	-	-	1 (0.03)	1 (0.02)	-	3	(0.02)	オオウラギンシジミ ヒョウモン
<i>Damora sagana</i>	S	5	23 (1.04)	6 (0.32)	1 (0.03)	10 (0.29)	12 (0.27)	2 (0.06)	54	(0.28)	メスグロヒョウモン
<i>Nephargynnis anadyomene</i>	S	5	2 (0.09)	1 (0.05)	3 (0.09)	2 (0.06)	2 (0.04)	2 (0.06)	12	(0.06)	クモガタヒョウモン
<i>Argynnis paphia</i>	S	5	11 (0.50)	3 (0.16)	-	15 (0.43)	5 (0.11)	2 (0.06)	36	(0.19)	ミドリヒョウモン
<i>Argyreus hyperbius</i>	O	3	1 (0.05)	-	-	-	1 (0.02)	-	2	(0.01)	ツマグロヒョウモン
<i>Limenitis camilla</i>	S	5	22	7 (0.37)	1 (0.03)	3 (0.09)	8 (0.18)	2 (0.06)	43	(0.23)	イチモンジチョウ
<i>L. glorifica</i>	S	5	-	-	2 (0.06)	-	-	-	2	(0.01)	アサマイチモンジ
<i>Neptis sappho</i>	P	5	39 (1.76)	15 (0.79)	17 (0.49)	14 (0.40)	28 (0.63)	24 (0.74)	137	(0.72)	コムスジ
<i>Polygonia c-aureum</i>	S	2	-	1 (0.05)	-	-	1 (0.02)	-	2	(0.01)	キタテハ
<i>Nymphalis xanthomelas</i>	S	6	-	-	-	-	-	3 (0.09)	3	(0.02)	ヒオドリシチョウ
<i>Kaniska canace</i>	O	5	7 (0.32)	4 (0.21)	6 (0.17)	9 (0.26)	3 (0.07)	3 (0.09)	32	(0.17)	ルリタテハ
<i>Cynthia ardui</i>	P	2	-	1 (0.05)	-	-	-	-	1	(0.01)	ヒメアカタテハ
<i>Vanessa indica</i>	O	5	-	4 (0.21)	5 (0.14)	1 (0.03)	2 (0.04)	2 (0.06)	14	(0.07)	アカタテハ
<i>Dichorragia nesimachus</i>	O	7	-	-	-	-	1 (0.02)	-	1	(0.01)	スミナガシ
<i>Hestina persimilis</i>	S	6	-	-	3 (0.09)	-	-	1 (0.03)	4	(0.02)	ゴマダラチョウ
<i>Sasakia charonda</i>	S	6	6 (0.27)	3 (0.16)	-	1 (0.03)	-	2 (0.06)	12	(0.06)	オオムラサキ
<i>Ypthima argus</i>	S	3	9 (0.41)	12 (0.63)	49 (1.41)	17 (0.49)	54 (1.21)	27 (0.84)	168	(0.88)	ヒメウラナミジャノメ
<i>Minois dryas</i>	P	4	5 (0.23)	8 (0.42)	22 (0.63)	65 (1.86)	65 (1.45)	9 (0.28)	174	(0.91)	ジャノメチョウ
<i>Lethe sicelis</i>	S	6	140 (6.38)	14 (0.74)	200 (5.74)	115 (3.30)	100 (2.24)	435 (13.46)	1004	(5.27)	ヒカゲチョウ
<i>L. diana</i>	S	6	47 (2.12)	41 (2.17)	316 (9.06)	202 (5.79)	285 (6.38)	363 (11.23)	1254	(6.58)	クロヒカゲ
<i>Neope goshkevitschii</i>	S	6	52 (2.35)	21 (1.11)	129 (3.70)	68 (1.95)	145 (3.25)	198 (6.13)	613	(3.22)	サトキマダラヒカゲ
<i>Mycalesis gotama</i>	S	3	4 (0.18)	3 (0.16)	8 (0.23)	9 (0.26)	4 (0.09)	5 (0.15)	33	(0.17)	ヒメジャノメ
<i>M. francisca</i>	S	4	4 (0.18)	5 (0.26)	23 (0.66)	3 (0.09)	7 (0.16)	-	42	(0.22)	コジャノメ
<i>Melanitis phedima</i>	O	4	-	-	-	1 (0.03)	1 (0.02)	-	2	(0.01)	クロコノマチョウ
Species richness			49	41	41	46	46	42		66	
Annual count			607	254	975	775	910	1222		4743	
Count per km			27.6	13.4	28.0	22.2	20.4	37.8		24.9	
<i>H'</i>			4.4	4.6	3.4	4.0	3.6	2.7			

1) Ishii et al. (1995)

2) Ishii et al. (2003)

3) Nishinaka & Ishii (2006)

4) Nishinaka & Ishii (2007)

Table 2. Top ten dominant species, and their annual counts and mean annual counts per km (in parentheses) in the butterfly assemblage of the MZC in 1992, 1995, 1999, 2001, 2004 and 2015.

Order	1992 ¹⁾	1995 ²⁾	1999 ³⁾	2001 ³⁾	2004 ⁴⁾	2015
1	<i>L. sicelis</i> 140 (6.38)	<i>L. diana</i> 41 (2.17)	<i>L. diana</i> 316 (9.06)	<i>L. diana</i> 202 (5.79)	<i>L. diana</i> 285 (6.38)	<i>L. diana</i> 363 (11.23)
2	<i>N. goshkevitschii</i> 52 (2.35)	<i>E. mandarina</i> 25 (1.32)	<i>L. sicelis</i> 200 (5.74)	<i>L. sicelis</i> 115 (3.30)	<i>N. goshkevitschii</i> 145 (3.25)	<i>L. sicelis</i> 435 (13.46)
3	<i>L. diana</i> 47 (2.12)	<i>N. goshkevitschii</i> 21 (1.11)	<i>N. goshkevitschii</i> 129 (3.70)	<i>N. goshkevitschii</i> 68 (1.95)	<i>L. sicelis</i> 100 (2.24)	<i>N. goshkevitschii</i> 198 (6.13)
4	<i>N. sappho</i> 39 (1.76)	<i>E. montanus</i> 17 (0.90)	<i>Y. argus</i> 49 (1.41)	<i>M. dryas</i> 65 (1.86)	<i>M. dryas</i> 65 (1.45)	<i>L. celtis</i> 30 (0.93)
5	<i>J. saepestriata</i> 32 (1.45)	<i>N. sappho</i> 15 (0.79)	<i>E. montanus</i> 40 (1.15)	<i>E. montanus</i> 50 (1.43)	<i>Y. argus</i> 54 (1.21)	<i>Y. argus</i> 27 (0.84)
6	<i>P. pellucida</i> 30 (1.36)	<i>L. sicelis</i> 14 (0.74)	<i>M. francisca</i> 23 (0.66)	<i>L. celtis</i> 30 (0.86)	<i>P. melete</i> 32 (0.72)	<i>N. sappho</i> 24 (0.74)
7	<i>A. attilia</i> 29 (1.32)	<i>Y. argus</i> 12 (0.63)	<i>M. dryas</i> 22 (0.63)	<i>J. lutea</i> 24 (0.69)	<i>N. sappho</i> 28 (0.63)	<i>P. protenor</i> 20 (0.62)
8	<i>D. sagana</i> 23 (1.04)	<i>T. varia</i> 8 (0.42) <i>M. dryas</i> 8 (0.42)	<i>A. attilia</i> 18 (0.52)	<i>Y. argus</i> 17 (0.49)	<i>E. montanus</i> 26 (0.58)	<i>J. saepestriata</i> 15 (0.46)
9	<i>L. camilla</i> 22		<i>P. melete</i> 17 (0.49) <i>N. sappho</i> 17 (0.49)	<i>A. paphia</i> 15 (0.43)	<i>T. varia</i> 21 (0.47)	<i>E. montanus</i> 13 (0.40)
10	<i>F. cognatus</i> 19 (0.86)	<i>L. camilla</i> 7 (0.37)		<i>P. melete</i> 14 (0.40)	<i>E. mandarina</i> 15 (0.34) <i>A. attilia</i> 15 (0.34)	<i>M. dryas</i> 9 (0.28)
Total count of 10 species	433	168	831	600	7715	1134
Total count of all species	607	254	975	775	910	1222
% of 10 species	71.3	66.1	85.2	77.4	84.7	92.8

1) Ishii et al. (1995)
2) Ishii et al. (2003)
3) Nishinaka & Ishii (2006)
4) Nishinaka & Ishii (2007)
5) excluding *A. attilia*

24 年間のチョウ類群集の変化

MZC でこれまでに行われてきた 1992 年, 1995 年, 1999 年, 2001 年, 2004 年の調査結果 (それぞれ, 石井ほか, 1995, 2003 ; Nishinaka & Ishii, 2006, 2007) と今回の 2015 年の調査結果を合わせると, この 6 年の調査で合計 66 種 4,743 個体のチョウ類が記録された (Table 1)。記録種数では 1992 年の 49 種が最高で, 最低は 1995 年と 2001 年の 41 種, 密度では 2015 年の 37.8 (個体 / km) が最高で 1995 年の 13.4 が最低であった。

この 6 年の合計から見た最優占種はクロヒカゲ (合計 1,254 個体, 平均密度 6.58 個体 / km), ヒカゲチョウ (1004, 5.27), サトキマダラヒカゲ (613, 3.22) の 3 種で合計 2,875 個体, 平均密度 15.08 個体 / km となり, 全体の 61% を占めた。第 4 ~ 10 位の上位種は, ジャノメチョウ *Minois dryas* (174, 0.91), ヒメウラナミジャノメ (168, 0.88), ミヤマセセリ *Erynnis montanus* (146, 0.77), コミスジ *Neptis sappho* (137, 0.72), ミズイロオナガシジミ *Antigius attilia* (85, 0.45), キタキチョウ *Eurema mandarina* (78, 0.41), ウラナミアカ

シジミ (69, 0.36) であった (Table 2)。一方、ヒョウモンチョウ類は多い順にメスグロヒョウモン (54, 0.28), ミドリヒョウモン (36, 0.19), クモガタヒョウモン (12, 0.06), オオウラギンスジヒョウモン *Argyronome ruslana* (3, 0.02), ツマグロヒョウモン *Argyreus hyperbius* (2, 0.01) の5種で合計 107 個体, 平均密度は 0.56 個体 /km と全体の 2.3% にしか過ぎなかった。

1992 年から 2015 年の 24 年間のチョウ類群集の変化を見ると, 種数 (41 ~ 49 種) については一定の傾向は認められなかったが, 密度は 1992 年の 27.5 (個体 /km) から 1995 年に 13.4 に低下した後, 増加傾向で 2015 年には 37.8 と最高値を示した (Fig. 2ab)。逆に, 平均多様度については, 1992 年は 4.4, 1995 年は 4.6 と高水準であったが,

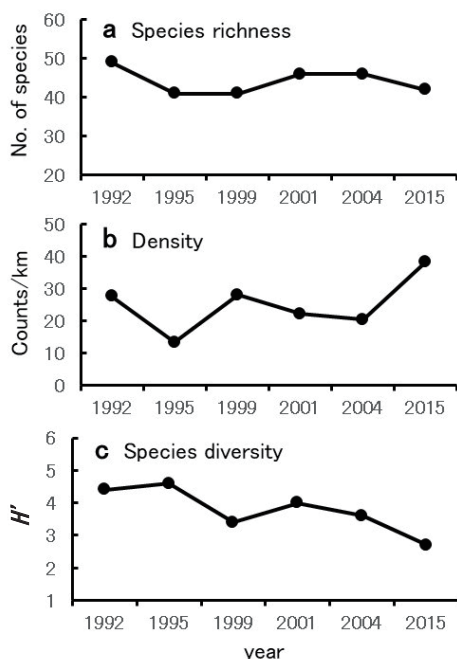


Fig.2 Changes in (a) species richness, (b) mean annual density and (c) species diversity in the butterfly assemblage in the MZC from 1992 through 2015.

徐々に低下し, 2015 年は 2.7 と最低値を示した (Fig. 2c)。

24 年間のチョウ類群集の密度の変化を種別に見ると, 増加傾向を示したのはササ食者のヒカゲチョウ類 3 種のみだったのに対して (Fig. 3), 草本食者のメスグロヒョウモンやミドリヒョウモン, ルリタテハ *Kaniska canace*, ダイミョウセセリ *Daimio tethys*, 木本食者のイチモンジチョウ *Limenitis camilla*, キタキチョウ, カラスアゲハ *Papilio bianor*, ミヤマセセリ, ウラジロミドリシジミ *Favonius saphirinus* など多くの種で減少傾向が認められた (Fig. 4)。そこで, チョウ類群集の変化を幼虫の寄主植物や成虫の蜜源の観点で解析した。幼虫期の寄主植物別の種数では, ササ食者を除く木本食者 (16 ~ 23 種) と草本食者 (15 ~ 22 種) が優勢で, ササ食者は 3 ~ 4 種と少なかったが, その種構成は 24 年間で大きな変化はなかった (Fig. 5a)。しかし, 各タイプの植物を利用するチョウ類の密度については, ササ食者が圧倒的に優勢で, その割合は次第に増大し, 2015 年には約 8 割に達した (Fig. 5b)。成虫の蜜源利用については, 約 9 割が主に植物の花蜜に依存する訪花性の種, 残りが主に樹液や熟れた腐果など

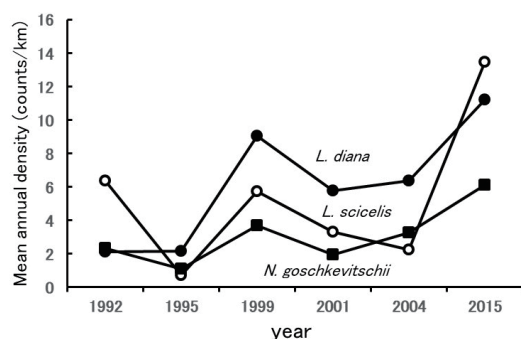


Fig.3 Change in the mean annual density (counts/km) in three dwarf-bamboo feeder nymphalids, *Lethe scicelis* (open circles), *L. diana* (closed circles) and *Neope goschkevitschii* (closed squares), in the MZC from 1992 through 2015.

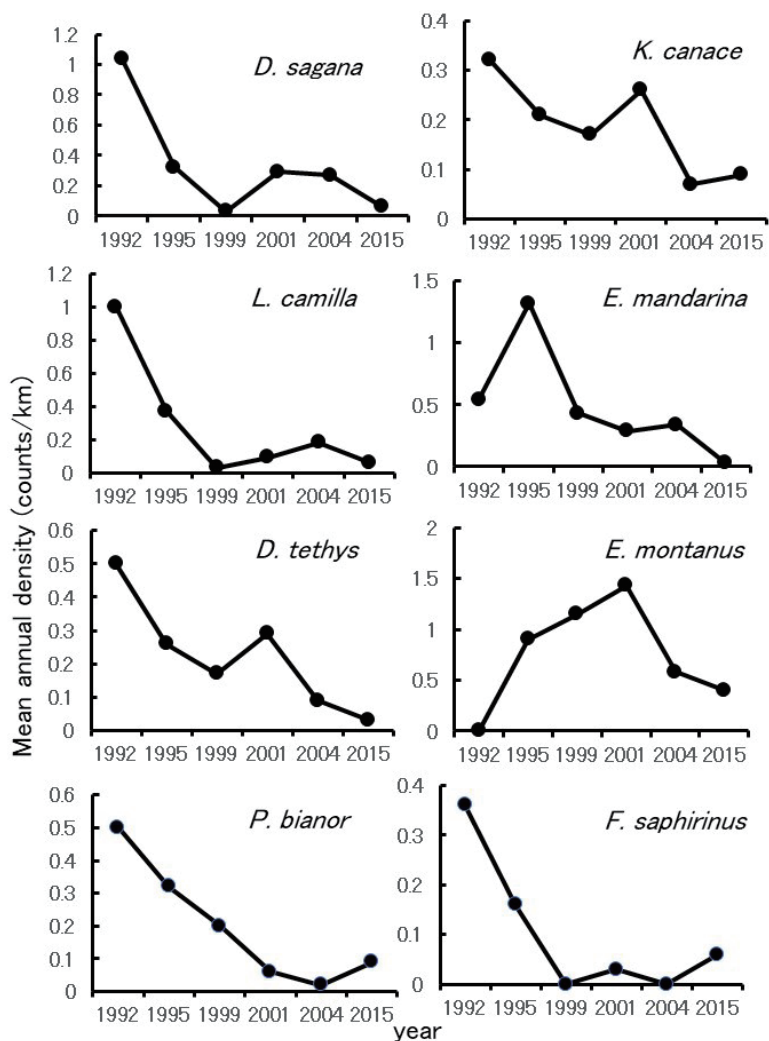


Fig.4 Change in mean annual density (counts/km) of eight species in the MZC from 1992 through 2015.

に依存する非訪花性の種で、その割合には大きな変化はなかった (Fig. 6a)。しかし密度については、1992 年と 1995 年には訪花性種の割合が約 6 割を占めたが、次第に減少し、2015 年には約 2 割になった (Fig. 6b)。

今後の MZC の管理に向けて

MZC の植生管理にあたって指標生物としてい

るチョウ類は、分類学的にも生態学的にもよく研究され、種数が適当で、明瞭な斑紋と昼行性のために識別が容易であるうえ、森林や草原などさまざまな環境に生息して、大部分の種が幼虫時代には特定の植物に依存し、成虫も花蜜や樹液などを必要とするなど、植生の状態を反映するため (Kudrna, 1986)、英国では 1970 年代に全国的なチョウ類モニタリング計画が始まり、トランセク

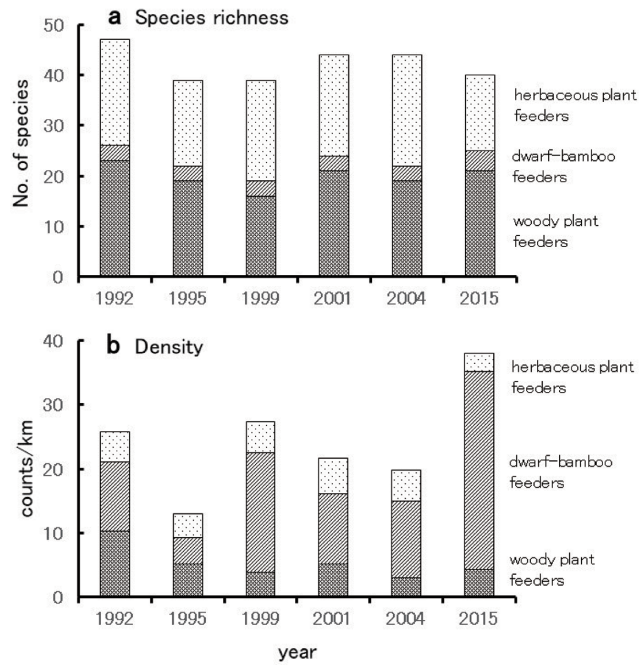


Fig.5 Change in (a) species richness and (b) density of herbaceous plant feeders, dwarf-bamboo feeders, and woody plant feeders in the MZC from 1992 through 2015.

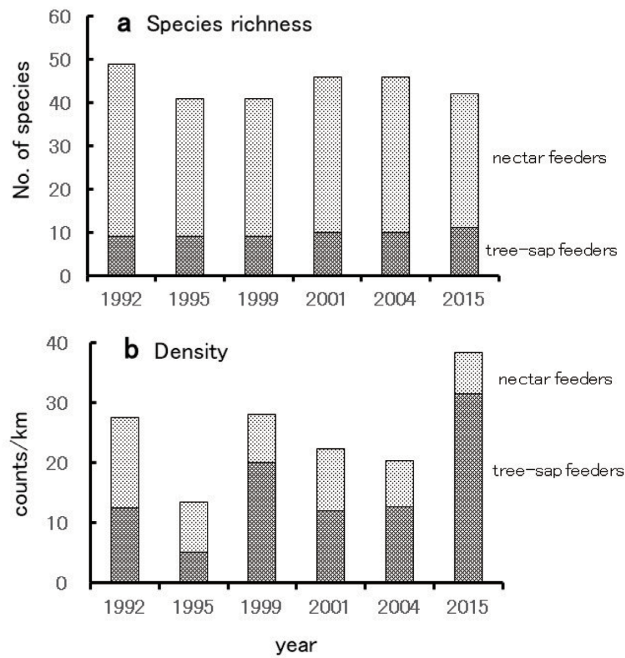


Fig.6 Change in (a) species richness and (b) density of nectar feeders and tree-sap feeders in the MZC from 1992 through 2015.

ト調査の結果が里山林などの植生管理に利用されている（例えば Pollard & Yates, 1993；石井ほか, 1995 など）。日本でも、2003 年度より始まった環境省の「重要生態系監視地域モニタリング推進事業」（通称「モニタリングサイト 1000」）において、里地調査と高山帯調査で指標生物としてチョウ類が使われている（石井, 2016b）。とくに、里地調査のチョウ類調査はトランセクト法で行われ、種構成や種数、密度ばかりでなく、チョウ類各種の寄主植物が出現する遷移段階に注目した SR 指数（Nishinaka & Ishii, 2007；西中, 2010）などにより、植生遷移の影響なども解析されている（高川, 2016）。

そこで、MZC のチョウ類群集の変化を SR 指数により解析したところ草地性の種の衰退と落葉広葉樹林の種の増加が明らかになった。すなわち、MZC のチョウ類群集は SR5（若齢林・林縁）と

SR6（落葉広葉樹林）の種が約 3 分の 2 を占め、残り約 3 分の 1 が SR1～4（低茎草地から高茎草地）の草地性の種で構成されていたが、SR1～4 の種や SR7 以上（常緑広葉樹林）の種が減少した結果、2015 年には SR5 と SR6 の種が約 4 分の 3 を占めるまでになった（Fig. 7a）。各ランクの密度について見るとさらにこの傾向は顕著で、SR6 はもともと 5～7 割を占め、優占していたが、2015 年には 9 割に達した（Fig. 7b）。これらのことは、SR5 にヒヨウモンチョウ類、SR6 にヒカゲチョウ類が含まれることを考えると理解できる。

石井ほか（1995）は、近畿地方のチョウ類群集を平均多様度と密度の関係から解析し、陽樹林の遷移段階にある里山林が両パラメーターともに最も高く、照葉樹林では平均多様度は高いが密度は低く、逆に多くの都市緑地では密度は高いが平均多様度は低いことを示した。この解析方法を用いて 24 年間の MZC のチョウ類群集の平均多様度と密度の関係の変化を見ると、1992 年から 1995 年には下層植生の縞状管理の完成によりヒカゲチョウ類が減少することにより、高い平均多様度を維持しながら密度が低下したが（石井ほか, 2003）、その後は密度の上昇と平均多様度の低下が進行し、2015 年には密度が最高値、平均多様

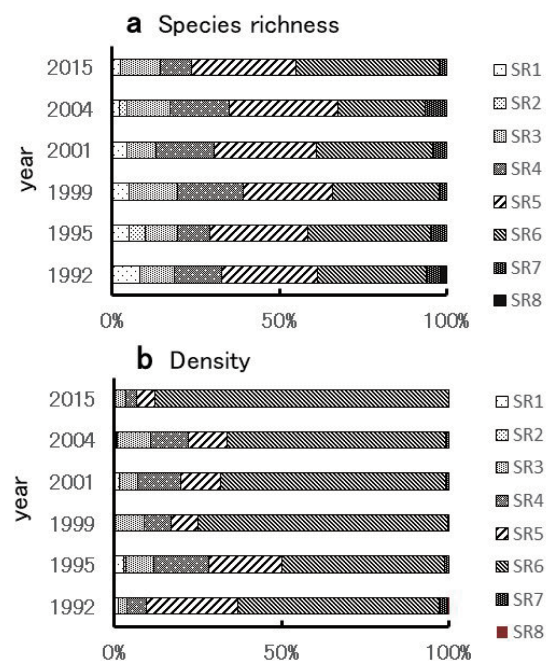


Fig.7 Change in (a) percentage of species richness and (b) density of butterfly species belonging to each SR rank in the MZC from 1992 through 2015.

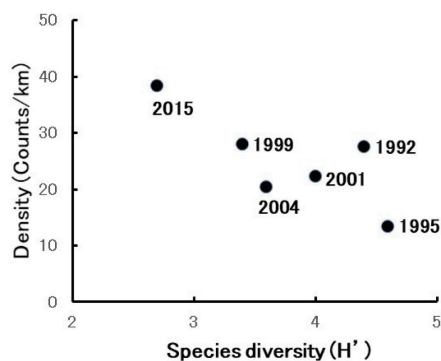


Fig.8 Change in relationship between species diversity (H') and mean annual density (counts/km) in the butterfly assemblage in the MZC from 1992 through 2015.

度が最低値を示したことがわかった (Fig. 8)。この間、1999 年から 2001 年にも密度の低下と平均多様度の上昇が見られるが、前述のように、これも中断した縞状管理の再開によるヒカゲチョウ類の密度の低下とヒョウモンチョウ類の増加などによるものであった (Nishinaka & Ishii, 2006; 西中, 2010)。

このように下層植生、とくにネザサの縞状管理は MZC のチョウ類群集の種多様性を維持するのに貢献してきたと言える。しかし、2004 年から 2015 年の密度の上昇と平均多様度の低下は、ヒカゲチョウ類の増加によるところが大きい。前述のように草原性の SR1 ~ 4 の種や SR7 以上の種、訪花性の種の減少も関与していると考えられる。近年、各地でニホンジカ *Cervus nippon* の増加による下層植生の過剰採食に起因するチョウ相の衰退が報告されるようになった。例えば、長谷川 (2010) は、栃木県では 1990 年代に自然植生へのニホンジカの影響が顕在化し、奥日光では食草や蜜源植物の衰退によりコヒョウモンモドキ *Melitaea britomartis* が絶滅したほか、ヒョウモンチョウ *Brenthis daphne* やイチモンジチョウ、ウスバシロチョウ *Parnassius citrinarius* など多くの草原性のチョウ類が減少したとしている。また、兵

庫県養父市において 2001 年と 2014 年にチョウ類のトランセクト調査を実施した森地・近藤 (2016) によると、この間にニホンジカの過剰採食により植生環境が劣化し、ダイミョウセセリやイチモンジチョウ、ギフチョウ *Luehdorfia japonica* などが姿を消し、キタキチョウやミドリヒョウモンなどの個体数が大幅に減少するなど、種数が 67 種から 29 種に減少するとともに総個体数も 16% 程度になってしまったという。幸田ほか (2014) は近年、大阪府北部においてもニホンジカが増加し、森林植生への被害が拡大していることを報告している。また最近、大阪府北部のギフチョウ個体群のひとつが絶滅状態になった要因として、ニホンジカによる食草の過剰採食があげられている (森地, 2009; 吉村ほか, 2015 など)。

これらのことから、MZC のチョウ類群集の種多様度の低下は、SR1 ~ 4 の種、SR7 以上の種の寄主植物や訪花性の種の蜜源植物がニホンジカの採食圧により衰退していることを仮定すると説明できる。具体的には、ヒョウモンチョウ類の食草であり、ミヤマセセリなどの蜜源にもなっているスマレ類、ルリタテハ、ダイミョウセセリ、イチモンジチョウ、キタキチョウ、カラスアゲハが寄主植物として依存する、それぞれサルトリイバラ *Smilax china*、ヤマノイモ *Dioscorea japonica*、スイカズラ *Lonicera japonica*、ヤマハギ *Lespedeza bicolor*、サンショウ *Zanthoxylum piperitum* などの植物、アゲハ類が蜜源とするツツジ類 *Rhododendron* spp. などは、西中ほか (2007) による 2003 ~ 2004 年の植生調査で確認されているが、ニホンジカの採食対象と考えられることから (橋本・藤木, 2014; 永松, 2015; 高槻, 2015 など)、衰退している可能性がある。また、石井ほか (1995) が開設当初の MZC の林床に見られた植物としてあげているヒメジョオン *Erigeron annuus*、ノアザミ *Cirsium japonicum*、オカトラノオ *Lysimachia*

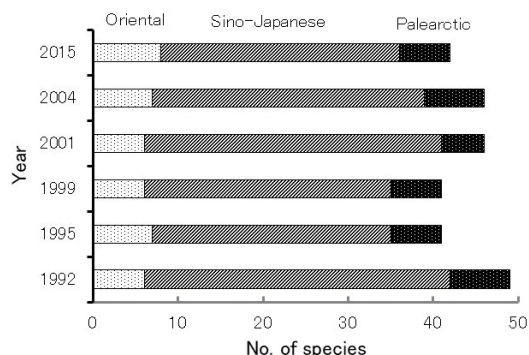


Fig.9 Change in species richness of three types of butterflies classified by the distribution; Oriental, Sino-Japanese and Palearctic in the MZC from 1992 through 2015.

clethroides, ヒヨドリバナ *Eupatorium makinoi*, イボタノキ *Ligustrum obtusifolium* などが見られなくなり, 近年はダンドボロギク *Erechtites hieracifolius* が増加しているのも (石井, 未発表), 橋本・藤木 (2014) や前迫・高槻 (2015) のリストでニホンジカによる採食傾向が推測されることから理解できる。今後は, ネザサの管理とともにニホンジカの採食圧も視野に入れて植生管理の方法を検討する必要がある。

謝辞

本研究の遂行にあたり公益財団法人大阪みどりのトラスト協会に多大なるご支援, ご協力をいただいた。厚く御礼申し上げる。また, 三草山ゼフィルスの森におけるチョウ類群集のモニタリング調査は, 大阪府立大学昆虫学研究室に所属した広渡俊哉博士 (現在: 九州大学大学院農学研究院), 天満和久博士 (現在: NPO 法人大阪自然史センター), 西中康明博士 (現在: 環境科学大阪株式会社), 竹内剛博士をはじめとする歴代の教員・学生・客員研究員のご協力に支えられて行われてきた。あらためて御礼申し上げる。なお, 本研究の一連の調査は JSPS 科学研究費 (基盤研究 C, 15510193, 20510217, 23510297, 24510331, 15K06934, 19H02979) を使用して行われたことを付記する。

引用文献

藤井 恒. 1994. 1993 年度・三草山のゼフィルス等の生息状況調査報告. やどりが, (156): 38 - 39.

橋本佳延・藤木大介. 2014. 日本におけるニホンジカの採食植物・不嗜好性植物リスト. 人と自然, 25: 133 - 160.

長谷川順一. 2010. シカ食害による植生の変貌と昆虫類の衰退. 「日本の昆虫の衰亡と保護」(石井 実監修), pp. 104 - 112. 北隆館, 東京.

石井 実. 1993. チョウ類のトランセクト調査. 日本産蝶類の衰亡と保護第2集 (矢田 脩・上田恭一郎編), pp. 91 - 101. 日本鱗翅学会・日本自然保護協会, 大阪・東京.

——. 1994. 「三草山ゼフィルスの森トラスト」について. やどりが, (156): 36 - 38.

——. 2014. チョウたちと守る里山. 「エコロジー講座 7 里山のこれまでとこれから (日本生態学会編)」, pp. 42 - 55. 文一総合出版, 東京.

——. 2016a. 新年度所感. みどりのトラスト, (85): 1 - 2.

——. 2016b. 環境省モニタリングサイト 1000 のチョウ類調査. 昆虫と自然, 51 (4): 2 - 3.

——・藤原新也・広渡俊哉. 1995. 「三草山ゼフィルスの森」のチョウ類群集の多様性. 環動昆, 7: 134 - 146.

——・石井敬任・広渡俊哉. 2003. ゼフィルスの森つくりと里山の管理. 関西自然保護機構会誌, 24: 75 - 85.

幸田良介・虎谷卓哉・辻野智之. 2014. ニホンジカによる森林下層植生衰退度の広域分布状況. 大阪府立環農水研報, 1: 15 - 19.

Kudrna, O. 1986. Aspects of the Conservation of Butterflies in Europe. 323pp. Aula-Verlag, Wiesbaden.

小坂利明. 1994. 猪名川流域の蝶. 127pp. 詩画工房, 能勢.

前迫ゆり・高槻成紀. 2015. シカ柵の有効性と限界. 「シカの脅威と森の未来～シカ柵による植生保全の有効性と限界～」(前迫ゆり・高槻成紀編), pp. 221 - 233. 文一総合出版, 東京.

森地重博. 2009. 大阪府能勢町におけるギフチョウの保護. 日本産チョウ類衰亡と保護第6集(間野隆裕・藤井 恒編), pp. 53 - 59. 日本鱗翅

- 学会, 東京.
- 森地重博・近藤伸一. 2016. 近畿地区におけるチョウ類の生息状況および近年のシカ被害の影響. 日本産チョウ類衰亡と保護第7集 (矢後勝也・平井規央・神保宇嗣編), pp. 55 – 61. 日本鱗翅学会, 東京.
- 永松 大. 2015. 中国山地のシカ被害とシカ柵による二次林の再生. 「シカの脅威と森の未来～シカ柵による植生保全の有効性と限界～」(前迫ゆり・高槻成紀編), pp. 147 – 156. 文一総合出版, 東京.
- 仲田元亮. 1982. 増補改訂能勢の昆虫 (蝶の部). 仲田元亮, 川西.
- 西中康明. 2010. 「三草山ゼフィルス」の里山林管理とチョウ類群集の多様性の変化. 「日本の昆虫の衰亡と保護」(石井 実監修), pp. 104 – 112. 北隆館, 東京.
- Nishinaka, Y. & M. Ishii. 2006. Effects of experimental mowing on species diversity and assemblage structure of butterflies in the coppice of Mt. Mikusa, northern Osaka, central Japan. *Transaction of the Lepidopterological Society of Japan*, 57(3) : 202-216.
- & —— . 2007. Mosaic of various seral stages of vegetation in the Satoyama, the traditional rural landscape of Japan as an important habitat for butterflies. *Transaction of the Lepidopterological Society of Japan*, 58(1) : 69-90.
- 西中康明・石井 実・道下雄大. 2007. チョウ類の種多様性の保全のための里山植生の管理方法の検討. 関西自然保護機構会誌, 28 (2) : 93 – 116.
- 大阪府の蝶編集委員会. 2005. 大阪府の蝶. 大阪昆虫同好会, 神戸.
- Pollard, E. & T. J. Yates. 1993. *Monitoring butterflies for ecology and conservation*. 274pp. Chapman and Hall, London.
- 高川晋一. 2016. モニタリングサイト1000里地調査におけるチョウ類調査～市民による全国長期モニタリング調査の挑戦～. 昆虫と自然, 51 (4) : 4 – 7.
- 高槻成紀. 2015. 植物への影響. 「シカの脅威と森の未来～シカ柵による植生保全の有効性と限界～」(前迫ゆり・高槻成紀編), pp. 31 – 41. 文一総合出版, 東京.
- 田中 蕃. 1989. 森のチョウーゼフィルス. 215pp. 築地書館, 東京.
- 天満和久. 2009. 大阪府能勢町における里山のチョウ類の保全活動. 「日本産チョウ類衰亡と保護第6集」(間野隆裕・藤井 恒編), pp. 49 – 52. 日本鱗翅学会, 東京.
- 遠山 豊 (編). 1989. 北摂の蝶. 100pp. 大阪昆虫同好会, 宝塚.
- 米田 健. 1984. 三草山における落葉広葉樹二次林の落葉枝量とその季節変化. 「水野寿彦教授退官記念誌」, pp. 277 – 280. 水野寿彦教授退官記念事業会, 神奈川.
- . 1986. 里山林・薪炭林の現状—環境科学の視点から—. 大阪教育大学理科中央研究室年報, (11) : 3 – 10.
- 吉村忠浩・竹内 剛・森地重博・Anja Sliwa・平井規央・石井 実. 2015. 大阪府北部の鴻応山周辺におけるギフチョウ個体群と食草群落の現状. 蝶と蛾, 66 : 62 – 67.

