関西自然保護機構会誌 *24*（*2*）：*75－85, 2003*

ゼフィルスの森つくりと里山の管理

大阪府立大学大学院農学生命科学研究科応用昆虫学研究室
石井　実・石井敬任*・広渡俊哉

Maintenance of habitats for the Zephyrus butterflies by coppice management in Mt. Mikusa, northern Osaka. Minoru Ishii, Takato Ishii and Toshiya Hirowatari (*Entomological Laboratory, Osaka Prefecture University*)

はじめに

近年，里山についてさまざまな観点から議論がなされているが，この用語は大きく分けて２つの使われ方をしている。ひとつはかつての農業にとって必要不可欠だった薪炭林あるいは農用林を指すもので，本来，里山はこちらを示す用語である（四手井，2000）。しかし，一般には，薪炭林や農用林に加えて社寺林，果樹園，植林，屋敷林，竹林などの樹林，水田や水路，ため池などからなる「稲作水系」，畦畔草地や茅場などの「人里草地」，集落などからなる農村の景観全体を里山と呼ぶことが多くなっている（田端編，1997 など）。そこで石井（2001a）は前者を「狭義の里山」，後者を「広義の里山」として区別することを提唱した。本稿では，特に断りのない限り「里山」は狭義の意味で用いる。なお，武内ら編（2001）では，後者を「里地」として狭義の里山から区別している。

前述のように，里山は薪炭林あるいは農用林であり，農民による定期的な間伐や下刈り，落ち葉掻きなどの営為により維持されてきた二次林である（守山，1988；石井ら，1993；田端編，1997 など）。関西地方の里山は，コナラやクヌギなどの落葉広葉樹，アカマツなどを高木層の優占種とするが，この地域の極相はシイ類やカシ類などの照葉樹林であって，生態学的には遷移の途中相といえる（田端編，1997 など）。

しかし，里山には多種多様な生物が生息し，しかもその中には日本の生物相を代表する種が多く含まれることが知られている（田端編，1997 など）。すなわち，広義・狭義の里山に棲息する生物には日本固有あるいは日本海を取り巻く地域にのみ分布する種（亜種を含む）が多く，氷期の残存要素と考えられる種も少なくない（守山，1988；田端編，1997 など）。石井（2001b）は近畿地方の里山で見られるチョウ類の多くが日本固有あるいは日本海を取り巻く地域のみに分布する「日華区系要素」であることを指摘した。

里山は 1950 年代頃を境に，石油やプロパンガスなどの化石燃料と化学肥料の普及とともに不要となり，各地で放置されたり開発の対象となったりして変質・消滅が顕著になった（守山，1988；石井ら，1993；田端編，1997 など）。このような「里山の崩壊」により，そこに生息する生物が衰退し，環境省や各地方自治体のレッドデータブックに多くの里山性の種が掲載されるようになった。昆虫類についても，ギフチョウ，オオムラサキなどのチョウ類をはじめ，オオクワガタなど多くの種があげられている。

関西自然保護機構業績　第 318 号，＊現所属：大阪府環境農林水産部

このような流れの中で，日本各地で里山と里山の生物をまもる市民や行政の活動が盛んになってきた（石井ら，1993；武内ら編，2001；日本自然保護協会，2002など）。里山の昆虫類ではとくにギフチョウ，ヒメギフチョウ，オオムラサキといったチョウ類とその生息場所の保全活動が活発に行われている（石井，1998など）。筆者らも，1992年から大阪府北部の三草山において，里山とそこに生息する里山性チョウ類の保全事業に関わってきた。

本研究を遂行するにあたりご協力いただいた財団法人大阪みどりのトラスト協会の関係者諸氏に厚く御礼申し上げる。また，日常的に助言・協力をいただいている平井規央助手をはじめとする大阪府立大学応用昆虫学研究室の諸氏に感謝申し上げる。

「三草山ゼフィルスの森」での取り組み

三草山（564 m）は大阪府能勢町と兵庫県猪名川町の境に位置し，コナラ，クヌギ，ナラガシワなどを高木層の主体とする良好な里山が残されている。三草山一帯からは約70種のチョウ類が知られ，ミドリシジミ類（ゼフィルス類）については日本産25種のうち11種が分布するなど，豊かな里山性のチョウ相がみられる（森地編，1998）。なかにはヒロオビミドリシジミのように，日本では近畿・中国地方にのみ分布し，三草山が分布の東限となっている種もある。1992年4月からこの山の南東斜面約14 haが（財）大阪みどりのトラスト協会によるトラスト事業地となり，同年9月には大阪府緑地保全条例にもとづく自然環境保全地域に指定された（図1）。

筆者らは1992年から，ミドリシジミ類の愛称をとって「三草山ゼフィルスの森」と呼ばれるこのブロックの生物多様性保全のための調査・研究を開始し，まず，トランセクト法によりチョウ類の種多様性と林内環境との関係に関する調査を行った（石井ら，1995）。この背景には，チョウ類が大部分の陸上生態系に生息し特定の植物に依存することから，植生の状態を反映するよい指標生物と考えられ，イギリスなどにおいて自然保護区の

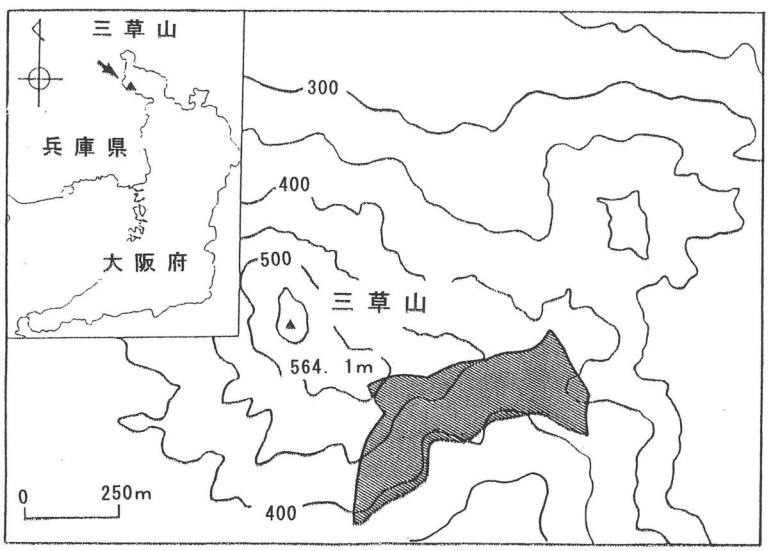


図1． 三草山と調査地「三草山ゼフィルスの森」の位置.

植生の管理方法を検討するためにチョウ類のモニタリング調査が行われていることがある(Kudrna, 1986; 石井, 1993)。チョウ類のモニタリング調査以外にも，筆者らはガ類，甲虫類，訪花性昆虫類、寄生蜂類などの多様性調査を順次実施し（南ら，1999；澤田ら，1999；大野ら，2000など），トランセクト調査による確認が難しいミドリシジミ類については，日本鱗翅学会近畿支部会員らとともにモニタリング調査を継続するとともに（広渡ら，2000），生態についてもさまざまな調査を行ってきた（広渡・石井，2001；西中・石井，2001など）。

「三草山ゼフィルスの森」（以下，調査地）では，1992年のトラスト事業の開始直後から，里山植生の維持のために，大阪みどりのトラスト協会によりさまざまな取り組みがなされてきた。とくにネザサを主体とする下層植生については，25 m幅で下刈区と放置区を交互に設ける「縞状管理」を実施することになった(図2)。これは石井ら(1995)の調査により，調査地から約50種ものチョウ類が確認され，その中には明るい林床に自生するスミレ類を寄主とするヒョウモンチョウ類が含まれる一方で，ササ類に依存するヒカゲチョウ類が優占していたためである。チョウ類を生物指標と考えるなら，その種多様性を保全する努力により，調査地の里山環境を良好な状態に維持できるかもしれない。上記の「縞状管理」は1993年から始まり，その効果を確認するために継続的なチョウ類のモニタリング調査を実施することになった。本稿では，1995年に実施した調査結果を1992年のもの（石井ら，1995）と比較することにより，下刈がチョウ類の種多様性に及ぼす影響について検討する。

調査方法

1995年の調査は，石井ら（1995）による1992年の調査（以下，前回の調査）とほぼ同じルートを利用して行った（図2）。ただし，ネザサ等の伸長によりブッシュ化し，トレールが消失した一部区間（トラスト事業地外）は調査対象外とした。その結果，調査ルートは前回より約230 m短縮し，片道1350 mになった。前回の調査と同様，調査ルートは植生の違いにより12の区間に分けたが，解析時にはそれらの区間を林縁区，林内区，植林区にまとめた。調査は，4～10月に原則として毎月1回，合計7回，晴天微風の日を選んでトランセクト法により行った。トランセクトの幅は左右目測で5 m，合計10 mとした。なお，目視での識別の困難なサトキマダラヒカゲ *Neope goschevitchii* とヤマキマダラヒカゲ *N. japonica* は，前回の調査と同様，今回もキマダラヒカゲ類として記録した。

調査結果の概要

種数と密度

この調査では7科41種254個体のチョウ類が確認されたが，前回の調査（8科49種607個体）と比べると，種数，密度ともに減少した（表1）。種数については，5種が新たに確認され，13種が見られなくなったため，8種の減少となった。種数の減少は，調査ルートの短縮も要因のひとつと考えられる。しかし，今回新たに確認されたミヤマセセリは年1化性で早春のみに成虫が現れるが，前回は4月の調査が行われなかったために確認できなかったものと思われる。それ以外の新規確認種は，キタテハ，イチモンジセセリなど撹乱草地で見られるチョウで，確認個体数は少なかった。今回の調査で見られなかった種については，ヒロオビミドリシジミ以外は確認個体数が少なかったもので，その多くは最近の調査で確認されてい

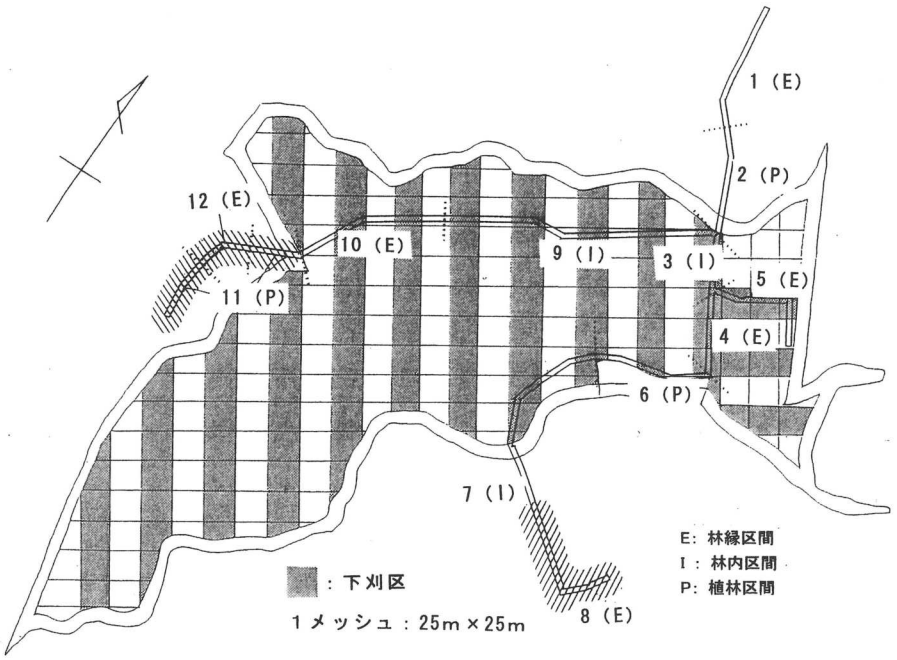


図2．調査地内に設定した調査ルート．1～12の数字は区間番号で，E，I，Pはその区間の環境が里山林の林縁，林内，スギ・ヒノキ植林であったことを示す．陰をつけた部分では下刈りが行われた．

ることから（西中・石井，未発表），偶然によるものと考えられる。また，ヒロオビミドリシジミは密度の増減はあるものの，日本鱗翅学会近畿支部によるモニタリング調査においては継続的に確認されている（広渡ら，2000）。樹上性で早朝・黄昏飛翔性の傾向の強いミドリシジミ類は，もともとトランセクト調査では確認しにくいグループであるため，密度変化についての議論は慎重でなければならない（Pollard *et al.*, 1975など）。

前回の調査で確認され，今回明らかに密度が増加したのは，キチョウのみであった（表1）。ハギ類やネムノキなどのマメ科を寄主とする本種の増加は，林縁環境の拡大を意味するのかもしれない。一方，今回の調査では9種について大きな密度の低下が認められ，とくにナミヒカゲ，キマダラヒカゲ類，オオチャバネセセリ，ウラナミアカシジミの減少は顕著であった。前3種はササ類を寄主植物としていることから，林床植生の縞状管理の効果によるものと考えられる。しかし，同じくササ類を寄主とするクロヒカゲについては，大きな密度の変化は認められなかった。今回の調査で確認密度が低下した種のうち，イチモンジチョウはスイカズラ，コミスジはフジ，クズなどをそれぞれ寄主植物として利用するので，里山管理の一環としての「ツル切り」が林縁の藤本植生を衰退させたと考えられる。このほかメスグロヒョウモンやミドリヒョウモンのようなスミレ類を寄主植物とする種の減少も認められた。

優占種の交替

以上のような種構成と各種の密度の変化により，顕著な優占種の入れ替わりが認められた（表2）。前回の調査では上位3種をヒカゲ類が占めていたが，今回の調査では最優占種だったナミヒカゲ

表1.「三草山ゼフィルスの森」における1992年と1995年のトランセクト調査において確認されたチョウ類の密度（1km当たり個体数）および実数（カッコ内）.

種　名	1992年		1995年		学　名
アゲハチョウ科					Papilionidae
アオスジアゲハ	0.05	(1)	−		*Graphium sarpedon*
ナミアゲハ	0.05	(1)	−		*Papilio xuthus*
モンキアゲハ	0.09	(2)	0.05	(1)	*Papilio helenus*
クロアゲハ	0.18	(4)	0.05	(1)	*Papilio protenor*
オナガアゲハ	0.09	(2)	−		*Papilio macilentus*
カラスアゲハ	0.50	(11)	0.32	(6)	*Papilio bianor*
ミヤマカラスアゲハ	0.09	(2)	−		*Papilio maackii*
シロチョウ科					Pieridae
モンキチョウ	0.05	(1)	−		*Colias erate*
キチョウ	0.54	(12)	1.32	(25)	*Eurema hecabe*
スジグロシロチョウ	0.05	(1)	0.21	(4)	*Pieris melete*
モンシロチョウ	0.09	(2)	−		*Pieris rapae*
ツマキチョウ	0.05	(1)	−		*Anthocharis scolymus*
シジミチョウ科					Lycaenidae
ムラサキシジミ	0.59	(13)	0.11	(2)	*Narathura japonica*
ウラゴマダラシジミ	0.05	(1)	0.05	(1)	*Artopoetes pryeri*
アカシジミ	0.32	(7)	0.11	(2)	*Japonica lutea*
ウラナミアカシジミ	1.45	(32)	0.05	(1)	*Japonica saepestriata*
ミズイロオナガシジミ	1.32	(29)	0.21	(4)	*Antigius attilia*
ウラジロミドリシジミ	0.36	(8)	0.16	(3)	*Favonius saphirinus*
オオミドリシジミ	0.09	(2)	0.05	(1)	*Favonius orientalis*
ヒロオビミドリシジミ	0.86	(19)	−		*Favonius cognatus*
トラフシジミ	0.14	(3)	0.05	(1)	*Rapala arata*
コツバメ	0.14	(3)	0.05	(1)	*Callophrys ferrea*
ベニシジミ	0.14	(3)	0.26	(5)	*Lycaena phlaeas*
ヤマトシジミ	0.05	(1)	0.11	(2)	*Pseudozizeeria maha*
ルリシジミ	0.32	(7)	0.11	(2)	*Cerastrina argiolus*
ウラギンシジミ	0.14	(3)	0.21	(4)	*Curetis acuta*
テングチョウ科					Libytheidae
テングチョウ	0.09	(2)	0.32	(6)	*Libythea celtis*
マダラチョウ科					Danaidae
アサギマダラ	0.18	(4)	−		*Parantica sita*
タテハチョウ科					Nymphalidae
オオウラギンスジヒョウモン	0.05	(1)	−		*Argyronome ruslana*
メスグロヒョウモン	1.04	(23)	0.32	(6)	*Damora sagana*
クモガタヒョウモン	0.09	(2)	0.05	(1)	*Nephargynnis anadyomene*
ミドリヒョウモン	0.50	(11)	0.16	(3)	*Argynnis paphia*
ツマグロヒョウモン	0.05	(1)	−		*Argynnis hyperbius*
イチモンジチョウ	1.00	(22)	0.37	(7)	*Ladoga camilla*
コミスジ	1.76	(39)	0.79	(15)	*Neptis sappho*
キタテハ	−		0.05	(1)	*Polygonia c-aureum*
ルリタテハ	0.32	(7)	0.21	(4)	*Kaniska canace*
ヒメアカタテハ	−		0.05	(1)	*Cynthia cardui*
アカタテハ	−		0.21	(4)	*Vanessa indica*
オオムラサキ	0.27	(6)	0.16	(3)	*Sasakia charonda*
ジャノメチョウ科					Satyridae
ヒメウラナミジャノメ	0.41	(9)	0.63	(12)	*Ypthima argus*
ジャノメチョウ	0.23	(5)	0.42	(8)	*Minois dryas*
クロヒカゲ	2.12	(47)	2.17	(41)	*Lethe dryas*
ナミヒカゲ	6.33	(140)	0.74	(14)	*Lethe sicelis*
キマダラヒカゲ類	2.35	(52)	1.11	(21)	*Neope* spp.
ヒメジャノメ	0.18	(4)	0.16	(3)	*Mycalesis gotama*
コジャノメ	0.18	(4)	0.26	(5)	*Mycalesis francisca*
セセリチョウ科					Hesperiidae
ミヤマセセリ	−		0.90	(17)	*Erynnis montanus*
ダイミョウセセリ	0.50	(11)	0.26	(5)	*Daimio maculatus*
コチャバネセセリ	0.45	(10)	0.42	(8)	*Thoressa varia*
キマダラセセリ	0.14	(3)	−		*Potanthus flavum*
ホソバセセリ	0.14	(3)	−		*Isoteinon lamprospilus*
オオチャバネセセリ	1.36	(30)	0.05	(1)	*Polytremis pellucida*
イチモンジセセリ	−		0.11	(2)	*Parnara guttata*
密度(個体数)　合計	27.5	(607)	13.4	(254)	
種数合計	49種		41種		
平均多様度 H'	4.4		4.6		

表2.「三草山ゼフィルスの森」における1992年と1995年のチョウ類の優占種と密度（1km当たり個体数）および確認個体数（カッコ内）.

順位	1992年の優占種		1995年の優占種	
1	ナミヒカゲ	6.33 (140)	クロヒカゲ	2.17 (41)
2	キマダラヒカゲ類	2.35 (52)	キチョウ	1.32 (25)
3	クロヒカゲ	2.12 (47)	キマダラヒカゲ類	1.11 (21)
4	コミスジ	1.76 (39)	ミヤマセセリ	0.90 (17)
5	ウラナミアカシジミ	1.45 (32)	コミスジ	0.79 (15)
6	オオチャバネセセリ	1.36 (30)	ナミヒカゲ	0.74 (14)
7	ミズイロオナガシジミ	1.32 (29)	ヒメウラナミジャノメ	0.63 (12)
8	メスグロヒョウモン	1.04 (23)	ジャノメチョウ	0.42 (8)
9	イチモンジチョウ	1.00 (22)	コチャバネセセリ	0.42 (8)
10	ヒロオビミドリシジミ	0.86 (19)	イチモンジチョウ	0.37 (7)
	上位10種の合計	19.59 (433)		8.87 (168)
	全個体数に占める割合	71.1%		66.2%

が5位に退き，キチョウが第2位に浮上した。また，コミスジ，イチモンジチョウが順位を下げ，ウラナミアカシジミ，オオチャバネセセリ，メスグロヒョウモンなど5種が上位10種から消えた。替わって今回の調査で上位10種に加わったのは，前述のキチョウをはじめ，ヒメウラナミジャノメ，ジャノメチョウなど5種であった。

上位10種の構成の変化を全体的にみると，ササ食者の衰退と林縁草地性の種の増加傾向が認められる。また，上位10種の合計密度は前回の約20（個体／km）から約9に低下し，全体に占める割合も71％から66％とやや減少した。この均衡性の上昇は前回，超優占種だったナミヒカゲの密度低下によるところが大きい。

表3は，前回と今回の調査における林縁区と林内区の上位5種を比較したものである。林縁区については，前回の調査では順位の低かったクロヒカゲ，キチョウが今回は第1，2位に順位を上げた。逆に上位3，4位だったオオチャバネセセリとミズイロオナガシジミが大きく順位を下げた。林内区では，前回の調査で順位の低かったコミスジが今回は第5位種になり，第4，5位だったウラナミアカシジミとメスグロヒョウモンが大きく順位を下げた。これらの結果，林縁と林内の上位5種は，前回の調査ではナミヒカゲとキマダラヒカゲ類が共通するだけであったが，今回の調査ではクロヒカゲ，キチョウ，キマダラヒカゲ類，コミスジの4種が共通しており，それらの順位も同じだった。

性格別種数，個体数

確認されたチョウ類を生息場所（森林性／草原性），化性（1化性／多化性），成虫の食性（樹液食／それ以外），幼虫の食性（ササ食／それ以外），移動性（移動記録のある種／それ以外）により分類し，前回と今回の調査結果を比較した（図3）。なお，森林性と草原性の分類は田中（1988）にしたがった。種数については，すべての項目について前回と今回の調査で有意な増減は認められなかった（$\chi 2$ 検定により $P>0.05$, $df=1$）。一方，個体数については，ササ食者の割合が有意に減少した（$P<0.01$）。この原因は，明らかにナミヒカゲとキマダラヒカゲ類の密度低下によるものである。

区間別・環境別密度の変化

今回の調査における確認種数を区間別にみると，

表3．「三草山ゼフィルスの森」の林縁区と林内区における1992年と1995年のチョウ類の優占種と密度（1km当たり個体数）および確認個体数（カッコ内）．

順位	1992年の優占種			1995年の優占種		
林縁区						
1	ナミヒカゲ	13.90	(85)	クロヒカゲ	2.30	(18)
2	コミスジ	5.27	(35)	キチョウ	1.91	(15)
3	オオチャバネセセリ	4.74	(29)	キマダラヒカゲ類	1.40	(11)
4	ミズイロオナガシジミ	4.25	(26)	ナミヒカゲ	1.28	(10)
5	キマダラヒカゲ類	4.25	(26)	コミスジ	1.15	(9)
林内区						
1	ナミヒカゲ	7.68	(48)	クロヒカゲ	2.61	(19)
2	クロヒカゲ	5.12	(32)	キチョウ	1.37	(10)
3	キマダラヒカゲ類	4.00	(25)	キマダラヒカゲ類	1.37	(10)
4	ウラナミアカシジミ	1.28	(8)	ミヤマセセリ	1.37	(10)
5	メスグロヒョウモン	1.12	(7)	コミスジ	0.82	(6)

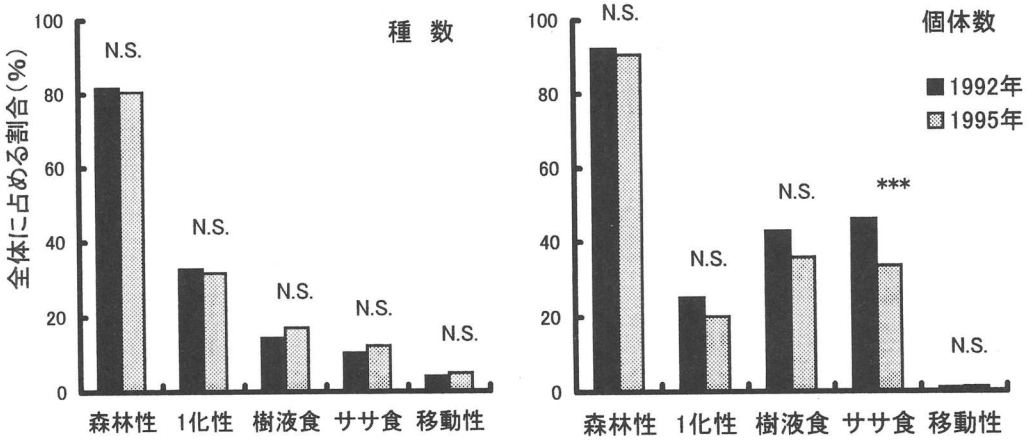


図3．1992年と1995年に確認されたチョウ類の性格別種数・個体数の割合．

区間1で25種と最も多く，最も少なかったのは区間6の1種であった（図4）。環境別にみると，林縁区間ではすべて13種以上が確認されたのに対して，植林区間では3種以下であり，林内区間では4～17種であった。密度（1km当たり個体数）では，区間7が32と最も高く，次いで区間4の29，区間1の25と続き，区間6の2が最低であった。全体的にみると，密度についても林縁区で高い値を示し，林内区はそれに次ぎ，植林区で極端に低い値を示した。

今回の結果を前回のものと比較すると，区間2と10以外のすべての区間で種数が減少した（図4）。また，すべての林縁区間で大きく密度が低下したのに対して，3ヶ所の林内区間のうち区間3と7では密度が上昇した。密度の低下はとくに林縁区間の4と5で顕著であり，両区間ともにシジ

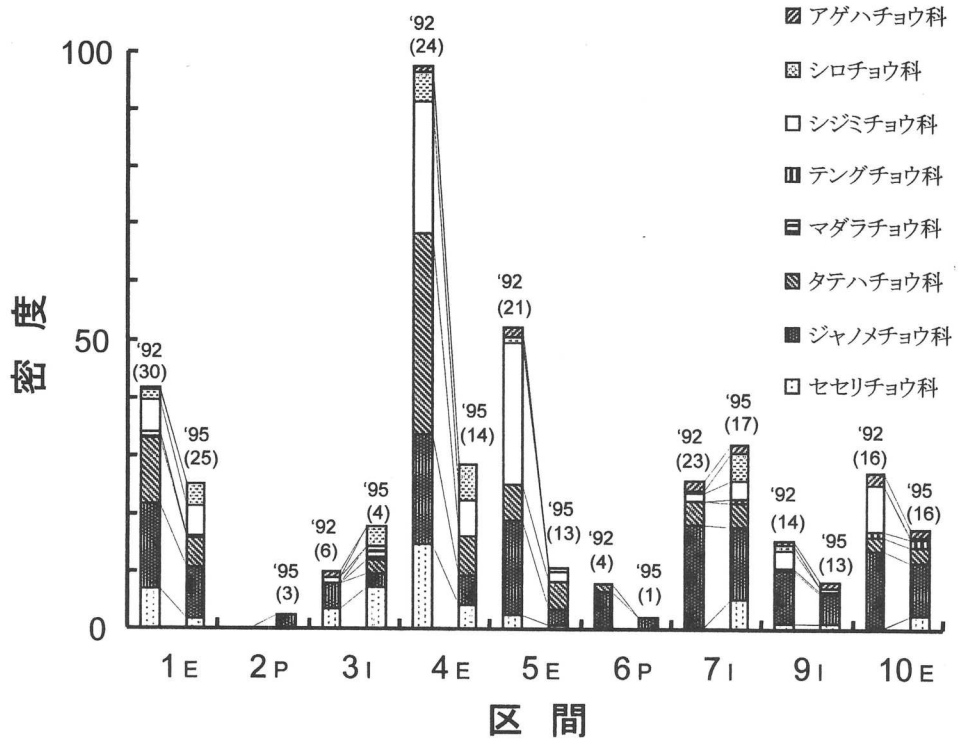


図4．1992年と1995年に各区間で確認されたチョウ類の科別密度（トランセクト1kmあたりの個体数）．区間番号の後のE，I，Pは林縁，林内，植林区間を示す．また，図中のカッコ内の数字は確認種数を示す．

ミチョウ科とジャノメチョウ科，区間4ではさらにタテハチョウ科とセセリチョウ科の減少が関係していた。

環境別に集計すると，林縁区全体では38種20個体／kmとなり，今回の調査で確認されたチョウ類のほとんどの種がみられた（図5）。一方，林内区では22種12個体／kmと種数・密度ともに林縁区の約半分であり，植林区では3種2個体／kmと極端に小さな値を示した。

今回の結果を前回のものと比較すると，すべての環境で種数が減少するとともに密度の低下がみられたが，密度低下の度合いは林内区より林縁区で大きかった（図5）。科別にみると，林縁区，林内区ともにジャノメチョウ科，タテハチョウ科，シジミチョウ科の密度が低下し，シロチョウ科が密度を上げた。これらは前述の優占種の交替を反映している。一方，セセリチョウ科の密度は林縁区で低下したが，林内区では上昇した。これは林縁区におけるオオチャバネセセリの減少と林内区におけるミヤマセセリの新規確認が関係している。

種多様度と密度の変化

前回と今回の結果を種多様度も加味して比較すると，全区間の集計では密度は27（個体／km）から13へと大幅に低下したが，種多様度（平均多様度H'）は4.4から4.6に改善した（図6）。前述のように，密度の低下は主にナミヒカゲとキマダラヒカゲ類の減少によるところが大きく，それ

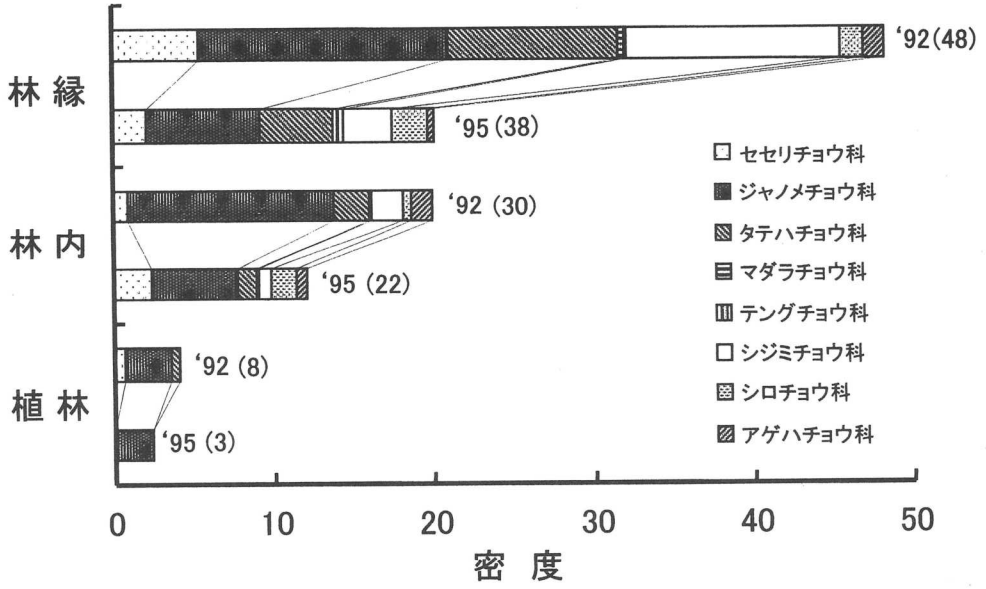


図5．1992年と1995年に林縁，林内，植林各区間で確認されたチョウ類の科別密度（トランセクト1kmあたりの個体数）．図中のカッコ内の数字は確認種数を示す．

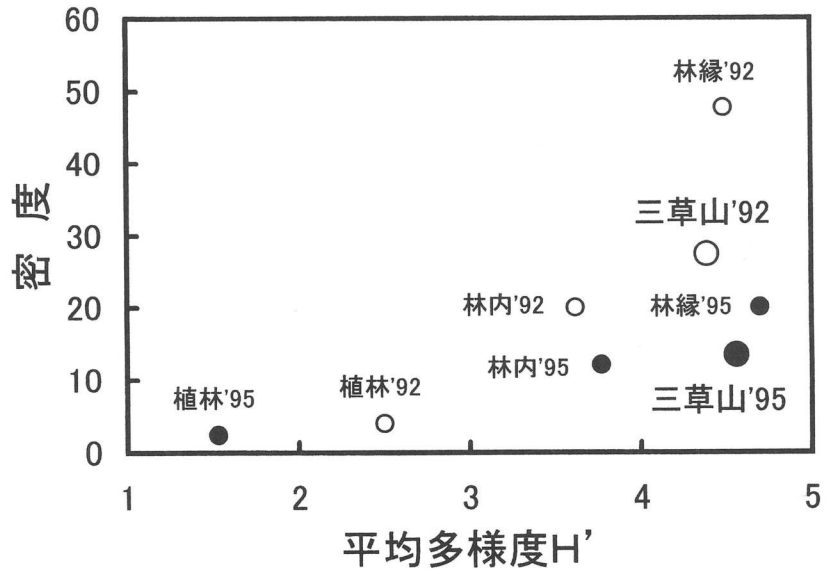


図6．1992年と1995年のチョウ類群集の種多様度（H'）と密度（トランセクト1kmあたりの個体数）．林縁，林内，植林区間の値も示した．

にともなって群集構造の均衡性が改善し種多様度が上昇したものと考えられる。

環境別にみると，種多様度，密度はともに林縁区，林内区，植林区の順であり，この傾向は前回と今回で変わらなかったが，林縁区では密度が極端に低下し，種多様度はやや上昇した。林内区では種多様度，密度ともにやや上昇したが，変化量は小さかった。植林区では，さらに種多様度が低下した。

考察：下層植生の縞状管理の効果

「三草山ゼフィルスの森」で1993年に始まった下層植生の縞状管理は，1995年までに事業地全域に及んだ（図2）。したがって，1995年の時点でなされた本調査の結果を「縞状管理」の開始前（1992年）のものと比較することで，この管理法がチョウ類群集に及ぼす影響についての有益な情報が得られるはずである。今回の調査結果を前回と比較すると次のようになる。

(1) 種構成に入れ替わりがみられ，種数はやや減少した。

(2) 密度は大幅に低下し，調査地全体では半減した。

(3) 優占種の顕著な入れ替わりがあり，調査地全体ではナミヒカゲ，キマダラヒカゲ類，林縁性タテハチョウ類，オオチャバネセセリなどが減少し，キチョウ，林縁性ジャノメチョウ類などが順位を上げた。

(4) 林縁区と林内区の上位5種は，前回の調査では2種が共通するだけであったが，今回の調査ではクロヒカゲ，キチョウ，キマダラヒカゲ類，コミスジの4種が共通しており，それらの順位も同じだった。

(5) 林縁区，林内区ともに種数の減少と密度の低下がみられたが，密度低下は林縁区で大きかった。

(6) ほぼすべての区間で種数が減少し，林縁区間では全区間で大きく密度が低下したのに対して，林内区間3ヶ所のうち2ヶ所では密度が上昇した。

(7) 種多様度は調査地全体ではやや上昇した。

これらの結果は，林床植生の縞状管理がササ食のナミヒカゲとキマダラヒカゲ類などの密度を大きく下げ，チョウ類群集の均衡度と種多様度の向上に寄与したことを示している。また，全体として調査地に生息するチョウ相を貧弱にすることはなかったと考えられる。しかし，下層植生の縞状管理は，林縁と林内ではチョウ類に対して異なる方向の効果を及ぼし，林内のチョウ類の優占種構成を類似したものにしてしまった可能性がある。すなわち，林内の縞状管理は下層に開けた空間を創出し林縁性の種の増加につながったが，林縁ではネザサの繁茂するパッチをつくり，クロヒカゲなどのササ食の種を増加させるとともに，草本や藤本の植物を衰退させ，幼虫がそれらを寄主とする種や成虫が花蜜食の種を衰退させたことが考えられる。今後も，継続的な調査を続けながら，林縁環境における縞状管理のあり方を再検討する必要がある。

引用文献

広瀬俊哉・石井実・藤井恒．2000．三草山におけるゼフィルス類の生息状況調査－2000年度の調査報告とこれまでの調査結果のまとめ．やどりが，(187)：59－62．

――・――．2001．三草山におけるゼフィルス類成虫の日周活動性ならびに摂食行動に関する観察．大阪府大院農生学術報，53：23－29．

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．
――．1996．さまざまな森林環境における蝶類群集の多様性．日本産蝶類の衰亡と保護第４集（田中蕃・有田豊編），pp.63－75．日本鱗翅学会，大阪．
――．1998．種と生息場所の保護・保全．チョウの調べ方（日本環境動物昆虫学会編），pp.111－128．
――．2001a．広義の里山の昆虫とその生息場所に関する一連の研究．環動昆，12：187－193．
――．2001b．森林文化とチョウ相の成り立ち－大阪での考察－．照葉樹林文化論の現代的展開（金子務・山口裕文編），pp.351－372．北海道大学図書刊行会，札幌．
石井実・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．
Kudrna, O. 1986 Aspects of the Conservation of Butterflies in Europe. Aula-Verlag, Wiesbaden.
みどりと生き物のマップづくり会議．1992．大阪のみどりと生き物1991．大阪市立環境科学研究所，239pp.，大阪．
南智子・石井実・天満和久．1999．大阪の里山と都市緑地におけるマイマイガの寄生性天敵相．応動昆，43：169－174．
森地重博編．1998．深山と周辺地域の蝶－採集・観察データ．北摂の昆虫(2)（大阪昆虫同好会編），pp.99－125．
守山弘．1988．自然を守るとはどういうことか．農文協，260pp.東京．
日本自然保護協会．2002．里やまにおける自然とのふれあい活動－人とのふれあいの観点からの里地自然の保全方策策定調査報告書－．315pp.日本自然保護協会，東京．
西中康明・石井実．2001．ミズイロオナガシジミの蛹化場所．昆虫と自然，36(3)：33－34．
大野泰史・広渡俊哉・上田達也．2000．三草山のコナラ属堅果を食害する鱗翅類．蝶と蛾，51：99－107．
Pollard, E., D. O. Elias, M. J. Skelton and J. A. Thomas. 1975. A method of assessing the abundance of butterflies in Monks Wood National Nature Reserve in 1973. Entomologist's Gazette, 26：79－88.
澤田義弘・広渡俊哉・石井実．1999．三草山の里山林における土壌性甲虫類群集の多様性．昆蟲ニューシリーズ，2：161－178．
四手井綱英．2000．里山のこと．関西自然保護機構会誌，22(1)：71－77．
田端英雄編．1997．里山の自然，保育社．
武内和彦・鷲谷いづみ・恒川篤史編．2001．里山の環境学．257pp．東京大学出版会，東京．
田中蕃．1988．蝶による環境評価の一方法．Spec. Bull. Lep. Soc. Jap.，(6)：527－566．