

環動昆

報文

- 田下昌志・市村敏文：標高の変化とチョウ群集による
環境評価 73
- 成 隆光・下出英明・田中敬子・辻野守典・吉田政弘・
米虫節夫：新しい畳におけるダニ類の発生推移と
微生物との関連性 89
- 梅田光夫・中山幸治・勝田純郎：モリブデンおよびタン
グステン化合物のシロアリ防除への応用
2. 準実地効力試験 99

解説

- 安藤雅孝：兵庫県南部地震と地震予知について105
- 会 報117
- 会員動静

Vol. 8

2

1997

日本環境動物昆虫学会

標高の変化とチョウ群集による環境評価

田下 昌志¹⁾・市村 敏文²⁾

1) 長野県塩尻市広丘

2) 長野県長野市安茂里

(受領 : 1996年3月14日 ; 受理 : 1996年6月18日)

Environmental Evaluation by Butterfly Communities according to Altitude in Nagano Prefecture. Masashi TASHITA¹⁾ and Toshifumi ICHIMURA²⁾ (¹⁾Hirooka, Shiojiri, Nagano 399-07, Japan ; ²⁾Amori, Nagano, Nagano 380, Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* 8 : 73-88 (1997)

Butterfly communities were monitored by the route census method at 12 points at different altitudes in areas along the Saigawa River in Nagano Prefecture, central Japan, from 1992 to 1994 to search for the changes of butterfly diversity according to the altitude. The species diversity was low in the Alpine zone and in urban areas. ER" calculated based on the existence ratio of environmental stage (ER) was highest in the Alpine zone. A simple method using the HI-index (Index of Human Impact) to evaluate the natural environment is presented. The HI-index is similar to the ER"-index judging from the correlation between the ER"-index and the HI-index. The HI-index is given by the formula, $HI = \sum n_i D_i F_i / (\sum 3n_i D_i) \times 100$; here n_i is the number of the i -th species, D_i is the number of rank (0-3) of the i -th species' distribution, F_i is the number of rank (0-3) in kinds of food plants of the i -th species' larvae. The value of this index ranges from 0 to 100 and indicates that the closer it gets to 100, the more native butterflies inhabit the survey place and the less transformation by human agency was occurred. Both the average diversity (H') and HI-index are discussed as indicators of evaluation of natural environment according to the altitude of the survey points using the transect data of 33 survey points reported previously in Japan including this report.

Key Words : Environmental evaluation, Butterfly Community, Altitude, HI-index, Nagano Prefecture

標高の変化にともなうチョウ群集の変化を調べるため、長野県犀川流域の標高が異なる12地点においてチョウの生息調査を行った。その結果、標高が高くなるほど平均多様度が

減少することがわかった。また、種に環境の指標性をもたせた環境階級度ER^oは、標高の低い場所では、やや原始段階の度合いが低く評価されることがわかった。また、既存のチョウのルートセンサス資料(n=33)をもとに環境階級存在比ERを簡素化し、調査地間における標高や気候による不均衡を考慮した指標、HI指数を幼虫期の食性を用いて提示し、人為的自然への影響の度合いについて評価を試みた。この指標は、調査地におけるそれぞれの種の個体数(n)を用い、幼虫期の食性の特徴(F)や分布の広がり(D)を用いて、次のように計算される。 $HI = \sum n_i D_i F_i / (\sum 3 n_i D_i) \times 100$ 。HI指数は0から100の値をとり、100に近いほど人為の影響が少ない原始的な自然環境であることを示す。この指標と環境階級存在比ERから計算されるER^oの間には強い相関関係が認められ、HI指数はERにかわる指標として環境を評価できることがわかった。また、標高が異なる調査地間を比較するため、平均多様度H'とHI指数の双方による方法を提案した。

緒 言

チョウ群集により環境を評価しようとする試みは、田中(1988)、石井ら(1991)、巢瀬(1993)、中村・豊嶋(1995)などさかんであり、いくつかの指標が提案されている。生物は特定のニッチの中で暮らしており、環境が変わるとその環境を反映して相・種が変わることがわかっている(菅原・森田, 1990)。ZELINKA & MARVAN(1961)はこの競争排他則を利用して、水生生物により水質を判定する手法を報告した。その後、同様に生物相により環境を評価しようとする試みは、ダニ(青木, 1983)、ガ(巢瀬, 1993)などいくつかのグループについて提案されているが、これらの生物と比較して、チョウは昼間に活動する目立つ大型の昆虫であり、種の特長が容易なうえに、種数が多いため、有効な一群であると考えられる。また、多くの愛好家がいる、他の生物と比較して生態的な知見が豊富であることも有利であると言える。近年、長野県においては、ツマグロヒョウモン(蛭川ら, 1995)やクロコマチョウ(井原, 1995)などの暖地系の種が北上していることを示す報告が出され、最も身近な生物のひとつと考えられるチョウを通して、われわれの住む環境への関心を高めていくことが必要であると思われる。

気候帯によって生物の多様性は変化することが知られており(OWEN, 1977)、人為による環境への影響の度合いを生物を通してみようとする場合、気候の変化も考慮する必要がある。チョウを指標とした環境の評価手法については、今までのところ地理的な気候の変化を考慮に入れて考察した報告はみられない。

筆者らは、1992年7月から1994年9月にかけて、長野県を流下する信濃川水系左支川犀川の流域において、標高の異なる12箇所を選定し、ルートセンサス法によるチョウ類群集の調査を行った。本報告では、標高の変化にともなう気候較差を考慮したチョウ類群集の多様性の変化などについて考察し、環境評価の手法について検討を加えたい。

本調査は河川整備基金助成事業NO. 4-1-3-55, NO. 5-1-3-57(水室ら, 1994)および長野県科学振興助成事業(田下・市村, 1994)によるものであり、その結果の一部については、河川護岸工法との関係から既に報告している(TASHITA and ICHIMURA, 1996; 田下, 1996)。また、調査をするに当り環境庁の採集許可(環自中許第214号)、文化庁の採集許可(委保第4の290号)および長野県教育委員会の採集許可(5教文第14-1号)を受けて行った。

調査地と方法

調査地

調査箇所は、信濃川水系犀川の上流域、中流域、下流域にあたる安曇村、松本市、長野市において、異なった環境を有する箇所を数か所ずつ選定した。各調査地の概要を表1に示す。

犀川は北アルプスの槍ヶ岳(標高3,180 m)を水源とし、松本平で奈良井川や高瀬川と合流し、善光寺平(長野市、標高350 m)で千曲川に流入する延長160.7 km、流域面積2,747 km²の大きな河川である。犀川流域は、中部地方の中心に位置し、顕著な内陸性気候を示している。このため、昼夜、夏冬の寒暖の差が激しく、比較的乾燥

表1 調査地一覧

	河床勾配	標高(m)	箇所名	略名	植生	周囲の状況	実施年
下流	1/400	350	長野市丹波島	長野A	草地, かなり都市化がすすんでいる	グラウンド利用	1992-93
	1/400	350	長野市丹波島	長野B	草地とヤナギの疎林	グラウンド利用	1992-93
	1/400	350	長野市落合橋	長野C	ニセアカシア, イタチハギの林	畑, グラウンド	1992-93
中流	1/113	620	松本市倭橋	松本A	ニセアカシア, ヤナギの林	水田	1992-93
	1/113	620	松本市倭橋	松本B	草地とヤナギの疎林	水田	1992-93
	1/125	590	松本市梓橋	松本C	草地	水田, 宅地	1992-93
上流	1/70	1530	安曇村明神	上高地A	亜高山帯の川辺林(人為作用)	森林	1992-93
	1/70	1530	安曇村明神	上高地B	亜高山帯の川辺林(天然)	森林	1992-93
	1/30	1650	安曇村奥又白	奥又A	亜高山帯の溪流(人為作用)	森林	1993-94
	1/30	1750	安曇村奥又白	奥又B	亜高山帯の溪流(天然)	森林	1993-94
源頭部		2600	安曇村蝶ヶ岳	蝶ヶ岳A	高山帯草原, 稜線	ハイマツ帯	1993-94
		2550	安曇村蝶ヶ岳	蝶ヶ岳B	高山帯草原, 稜線下部	ハイマツ帯	1993-94

している。降水量は、犀川上流域で年間1,600~3,000 mmと多く、中下流域では1,000 mm前後と少なくなっている。上流域にあたる北アルプスの山間地では、1 mを越える積雪が認められるが、中下流域の積雪量はわずかである。

標高2,500 m以上の犀川源頭部(蝶ヶ岳など)は、森林限界を越えハイマツなどが生える高山性の気候であり、上高地周辺の標高1,500 m付近では、ウラジロモミやトウヒなどが極相林を形成する亜高山性気候となる。松本平から善光寺平にかけては、コナラやクスギなどの落葉性広葉樹林(夏緑林)からなる温帯性気候となっている。なお、犀川流域には暖地性の照葉樹林は見られない。各調査地の概要を以下に記す。

長野A：河川敷が広くグラウンドとして利用されている。木本類はなく、ヨモギ、アカツメクサ、アレチマツヨイグサ、イネ科植物が見られる程度で、極めて貧弱な草地である。堤内地には住宅地が広がっている。標高は約350 m。

長野B：長野Aに隣接した箇所。河川敷はグラウンドとして利用されているが、樹高が2~7 mのヤナギ類やイタチハギが生えている。草地には、ヨモギ、アカツメクサ、アレチマツヨイグサ、イネ科植物が見られる。堤内地には住宅地が広がっている。標高は約350 m。

長野C：樹高3~4 mのヤナギ類、オニグルミ、イタチハギや樹高7~10 mのニセアカシアが林を形成している。周辺は果樹園、グラウンドや住宅地として利用されている。標高は約350 m。

松本A：樹高3~6 mのニセアカシアやヤナギ類からなる林であり、草地はイネ科植物を主とした植生である。

堤内地には水田が広がる。標高は約620 m。

松本B：樹高3~5 mのニセアカシアやヤナギ類がまばらに生えている。草地には、イネ科植物に混じてアカツメクサ、コマツナギ、ハタザオ、ムシトリナデシコ、ナンテンハギなどが生え、比較的豊かな植生である。堤内地は水田。標高は約620 m。

松本C：石積やアスファルト舗装など人工的な構造物が目立つ。ニセアカシアの幼木の他に木本類はなく、草地には、イネ科植物の他、ツメレンゲ、コマツナギなど岩場に独特な植物群落が見られる。堤内地は水田や宅地となっている。標高は約590 m。

上高地A：樹高10 m程度のモミやヤナギ類、ダケカンバなどの深い森林となっている。林縁部には、フキ、ハンゴンソウ、ヤマハハコ、イタドリ、クガイソウなどが生えている。護岸工が施工されており、上高地Bより人工工作物が目立つ。標高は約1,530 m。

上高地B：上高地Aに隣接する。人工工作物はまったく見られない。標高は約1,530 m。

奥又白A：雪渓や流水の影響を受ける場所ではカリヤスなどからなる草地や、3~4 mの低いダケカンバの疎林が見られる。ヤマハハコ、ミヤマハタザオ、シシウドなどの草本類が見られる。林縁部には林道が河川に沿って開設されている。周辺はモミやダケカンバなどの森林である。標高は約1,650 m。

奥又白B：奥又白Aの上流部にあたる。雪渓の影響をさらに強く受け、カリヤス、タイツリオウギ、オニシモツケなどの草地や、背丈の低いダケカンバの疎林が多い。7月でも一部に雪渓が残っている。標高は約1,750 m。

蝶ヶ岳A：森林限界以上の稜線部である。植生はハイ

マツやクロマメノキ、キバナシャクナゲなどからなり、残雪跡には、チングルマやシナノキンバイなどの高山植物群落が広がっている。標高は約2,600 m.

蝶ヶ岳B：森林限界付近の稜線下部のお花畑で、チングルマ、ハクサンフウロ、ウサギギク、ミヤマトリカブトなど色とりどりの花が咲く。蝶ヶ岳Aよりも背の高い植物が目立つ。標高は2,550 m.

調査方法

犀川流域の12地域において、ルートセンサス法によるチョウ類群集の調査を行った。調査箇所については、標高の異なる地区で、それぞれ環境、景観の異なる2～3箇所を選定し、500 mの距離を一定の速度により30分間で一往復し、見かけたチョウ（成虫）をすべて記録した。調査は多くの種類が活発に活動する午前9：00から午後4：00までの間とし、照度的にも25,000 lux以上でチョウの飛翔に影響がない天候下で実施した。ルートは蝶ヶ岳地区以外は河川に平行に設定し、林縁部や堤防上の日当たりの良い空間を歩いた。また、蝶ヶ岳地区では、日当たりの良い稜線沿いに設定した。調査期間については、月平均気温が10℃を越える月について（気温のデータがない地区については、標高差から気温の遞減率を用いて推定）、月2回の頻度で実施した。したがって、長野地区、松本地区では、4月から10月の計14日間、安曇村明神地区では、5月から9月の計10日間、奥又白谷地区では、6月から9月の計8日間、蝶ヶ岳地区では、7月から8月の計4日間調査した。記録された個体数は、2で割り片道当りの個体数に換算処理した。天候、気温、照度、湿度は、モニタリングの開始直前に測定した。

評価方法

チョウの調査地別の種類および目撃個体数を基に、以下に述べる方法で各調査地におけるチョウ類の群集構造の解析を試みた。

種多様度については、木元・武田（1989）を参考にSHANNON 関数（ H' ：平均多様度）、PIELOUの指数（ J' ：相対多様度）を用いた。各指数の算出は次の各式によった。

$$H' = -\sum (n_i/N) \log_2 (n_i/N)$$

$$J' = H' / \log_2 S$$

N 、総個体数； S 、種類数； n_i 、 i 番目の種の個体数

環境階級存在比（ER）は、田中（1988）を参考に次式によって求めた。

$$ER(x) = (\sum X_i \cdot T_i \cdot I_i) / (\sum T_i \cdot I_i)$$

X_i 、 i 番目の種の各環境階級（ X ： α 、原始段階； β 、非定住利用段階； γ 、農村・人里段階； δ 、都市段階）の生息分布度； T_i 、 i 番目の種の総個体数； I_i 、 i 番目の種の指標値

各環境階級の構成割合によって、その地域の環境を判断する。良好な環境ほど原始段階の比率が高くなり、都市段階の比率が小さくなる。また、調査地間の比較をしやすいするために、各段階の指数に重み付けを行い、1次元化した指数・環境階級度（ER^{*}）を以下の式により算出した。

$$ER^* = ((4ER(ps) + 3ER(as) + 2ER(rs) + ER(us)) - 10) / 30 \times 100$$

この指数は、原始段階の環境から都市化した環境へ100から0の値を示す。

次に豊嶋（1988）や瀬瀬（1993）の提案した自然度（EI）を、種ごとに与えられた環境の指標値と確認された種数（ S ）を基に、以下の式により計算した。

$$EI = \sum X_i$$

X_i は i 番目の種の指標値で、生息環境、分布状況、生息個体数などを考慮して、種ごとに1～3の3段階の固有値を与えた。

中村・豊嶋（1995）は、香川県における344箇所のチョウの分布記録をもとにRI指数を提案した。これは、学生の授業科目に対する関心度を表すための指数を応用したもので、以下の式により算出する。

$$RI = \sum_i / S (M - 1)$$

本指標は、0から1に近づくほど種数、個体数が高く多様性が高いことを表す。本研究では、調査地から見つかった全種 $S=68$ 種類について、 M を4段階（0はいない、1は1～2個体、2は3～9個体、3は10個体以上）として計算した。

各調査地間の種の重複度の計算には、各種の個体数により重み付けした木元の $C\pi$ 係数（木元・武田，1989）を用いた。

$$C\pi = 2 \sum n_{1i} n_{2i} / (\sum \pi_1^2 + \sum \pi_2^2) N_1 N_2$$

$$\sum \pi_1^2 = \sum n_{1i}^2 / N_1^2, \quad \sum \pi_2^2 = \sum n_{2i}^2 / N_2^2$$

N_1, N_2 ：総個体数

n_{1i}, n_{2i} ： i 番目の種類の個体数

また、ERに代わる指標として、種ごとの個体数を利用し、幼虫期の食性条件と分布の広さ（指標性）から人為による土地への攪乱の状況を判別するHI指数

(Index of Human Impact) を次式により算出し、その評価の妥当性について検討した。

$$HI = \sum n_i D_i F_i / \sum 3 n_i D_i \times 100$$

n_i : i 番目の種の個体数

D_i : 分布の広さ、種にどの程度の環境指標性があるかを人工化の段階による環境を目安に以下により判断する。①都市(住宅地)、②耕作地、③浅い山地・里山、④深い山地の植栽林・二次林、⑤極相的環境のうち、すべてに生息する種、4つの段階、3つの段階、1~2つの段階に生息する場合を、それぞれ0, 1, 2, 3とする。

F_i : 幼虫期の食性。食草の大部分が帰化植物・栽培種や攪乱地への先駆植物…0, どちらかということ帰化植物・栽培種・攪乱地への先駆植物を多く食す…1, どちらかということ上記植物種以外を多く食す…2, 食草の大部分が上記植物種以外…3とする。

結 果

1. 種類と個体数

各調査地で確認された種類と500 m当りの個体数の観察日ごとの合計を表2に掲げた。広い森林環境がみられる上高地A, Bや奥又白A, B, また、比較的川辺林の発達した松本Aで30種程度が確認された。森林限界以上の蝶ヶ岳A, Bでは種類が少なく、長野A, Bや松本Cのようなかなり裸地化された環境と同程度であった。全種に対する個体数の多い順に上位5種の出現割合を表3に示した。蝶ヶ岳A, Bでは、5種で全個体数の約9割を占めており、特定の優占種により個体群が構成されている。特に、蝶ヶ岳Aでは、タカネヒカゲの個体数が突出した。同じく、上位5種の出現頻度が9割近くを示したのは、長野A, Bや松本Cなど強い人為的な攪乱の働いた場所であった。また、上高地A, Bでは、65%程度で、奥又白70%強と、森林環境から草原環境に移行するに従って、特定の種に偏る傾向がみられた。

観察日当たりの目撃個体数は、人為的な攪乱の大きい長野A, Bや松本C, また、風、雪などによる自然的な攪乱の大きい蝶ヶ岳A, Bで低くなった。

2. 各調査地の種構成・重複度

長野から蝶ヶ岳にかけて広範囲に確認された種は、キアゲハ、モンキチョウ、モンシロチョウ、ミドリヒョウモン、イチモンジセセリであった。逆に、特定の箇所のみ出現した種は、メスアカミドリシジミ(上高地A),

ミドリシジミ(奥又白A), カラスシジミ(上高地A), アサマシジミ(奥又白B), クロツバメシジミ(松本C), フタスジチョウ(上高地A), タカネヒカゲ(蝶ヶ岳A), タカネキマダラセセリ(奥又白B), キバネセセリ(奥又白A), チャバネセセリ(松本C)などであった。これらは原生的自然の残る上高地、奥又白、蝶ヶ岳に多かった。また、松本Cは、人為的な攪乱の大きい箇所ではあるが、希少種(朝比奈ら, 1992)であるクロツバメシジミが見られた。

調査地間の重複度($C\pi$)を表4に示す。長野A, B, C, 松本A, B, Cのそれぞれの間では、比較的高い値となり、よく似た群集構造であることを示した。また、隣接した調査地間を比較すると、上高地A, B間の0.934, 奥又白A, B間の0.553と比べて、蝶ヶ岳A, B間は0.098ときわめて小さな値となった。高山帯では、地形の変化にともなう微気候の変化がチョウ類の群集構造に大きな影響を与えていることが示唆された。上高地ではA, Bにおいてコヒオドシとエゾスジグロチョウが、奥又白ではイチモンジセセリとヒメシジミが、それぞれ個体数で1位, 2位を占めているのに対して、蝶ヶ岳Aで1位, 2位であるタカネヒカゲ、ミヤマモンキチョウは、蝶ヶ岳Bの5位までにランクされていない(表3)。松本Cで1位にランクされたクロツバメシジミは、他の調査地では確認されなかった。

3. 種多様度

表5には平均多様度 H' , 相対多様度 J' , R I 指数の計算結果を示した。 H' とR I 指数は強い正の相関を示し($r=0.948$, $P<0.001$), よく似た指標である。 H' , R I 指数ともに、松本A, 上高地A, B, 奥又白A, Bなどのように森林環境がみられるところで高い値を示した。また、原生的な自然が残されている蝶ヶ岳A, Bでは、長野A, Bや松本Cのような人為的な攪乱の強く働いている場所と同程度に低い値となり、多様性が低いことが示された。

次に J' をみると、 H' やR I 指数と似た傾向を示しているが、長野BとCの順番が入れ替わり、長野Cが低くなっている。また、蝶ヶ岳A, Bの値も他の地域と比較してかなり低い値となった。これは、長野Cではヒメウラナミジャノメが、蝶ヶ岳A, Bではタカネヒカゲやクモマベニヒカゲの個体数が突出しているためと考えられる。一般的には、特定の一種が突出する環境は不安定な群集構造で、多様性は低いと判断される。今回の調査

表2 各調査地点におけるチョウの種類と個体数¹⁾

種名	H I の指標												合計	出現箇所数	F (食性)	D (分布)			
	長野 A	長野 B	長野 C	松本 A	松本 B	松本 C	上高地 A	上高地 B	奥又 A	奥又 B	蝶岳 A	蝶岳 B							
ナミアゲハ				1.0	1.0	0.5									3.0	4	1	3	
キアゲハ	1.0	0.5	1.5	3.0	4.0	2.0	1.0	3.0	1.0						21.0	10	1	1	
ミヤマカラスアゲハ															4.0	5	3	2	
カラスアゲハ				0.5	0.5	0.5									1.5	3	3	2	
モンキチョウ	52.0	64.5	24.5	94.5	129.0	35.0	6.0	6.0	9.5	26.0				5.5	452.5	11	1	0	
ミヤマモンキチョウ												21.0	0.5		21.5	2	3	3	
ヒメシロチョウ															3.5	2	3	3	
クモツマキチョウ				3.0	0.5				1.0	0.5	2.0				3.5	3	3	3	
ツマキチョウ															118.0	4	3	3	
モンシロチョウ	23.5	21.0		60.5	59.0	36.5	0.5	0.5	2.0	5.0	0.5			0.5	217.0	11	0	3	
エゾスズグロシロチョウ							42.0	33.0	21.0	8.0	1.5				105.5	5	3	1	
スズグロシロチョウ															7.5	3	1	1	
キチョウ	1.0			10.5	9.0	4.0									24.5	4	1	2	
スズボソヤマキチョウ															3.5	2	3	3	
ウラゴマダラシジミ															1.0	2	3	2	
メスアカミドリシジミ															0.5	1	3	3	
ミドリシジミ															0.5	1	2	3	
カラスシジミ															1.5	1	3	3	
トラフシジミ															4.0	4	2	2	
ベニシジミ	4.5	18.0	27.5	7.0	10.5	4.5								1.0	73.5	8	1	1	
ツバメシジミ	23.5	29.0	31.0	29.5	21.0	4.5									138.5	6	2	2	
ヒメシジミ															94.5	4	3	3	
ミヤマシジミ															38.0	3	3	3	
アカマシジミ															1.0	1	3	3	
ヤマトシジミ	16.0	13.0	6.5	9.0	25.0	9.5									80.0	6	0	3	
ルリシジミ	2.0	19.5	41.5	12.0	3.5										80.0	8	2	1	
クロツバメシジミ															66.0	1	3	2	
ウラナシシジミ															4.5	2	1	2	
ミドリヒョウモン	0.5			4.0	0.5										68.5	11	3	2	
ギンボシヒョウモン				0.5	2.0	0.5	1.0	20.0	30.0	10.0	2.5	1.0	1.0	0.5	15.5	5	3	3	
ウラボシヒョウモン															3.5	3	3	3	
コヒョウモン															4.0	3	3	3	
フタジチョウ															0.5	1	2	2	
コムシジ				6.0	0.5										6.5	2	2	3	
オオイチモンジ															4.0	4	3	3	
アサマイチモンジ															18.0	2	3	3	
クジャクチョウ															5.5	5	3	1	
コヒオドシ	1.0	1.5	5.0	5.5	1.5	1.5	43.5	34.0	3.0	5.5	5.5	13.5			105.0	6	3	3	
キタテハ	1.0	4.0	1.0	2.5	2.5	0.5									16.0	6	0	3	
ヒメアカタテハ	1.0														16.0	8	0	0	
アカタテハ	0.5														8.5	6	3	2	
ケブリクテハ															8.5	3	3	3	
ヒオドリクチョウ															4.5	3	3	1	
エルクテハ				0.5											7.5	3	3	3	
シークテハ															6.0	2	3	3	
ルリクテハ															1.5	2	3	2	
サカハチチョウ															1.5	1	3	3	
ゴマダラチョウ															1.5	2	3	2	
コムラサキ															24.5	6	3	2	
ヒメウラナシジャンメ															182.5	4	1	3	
ヒメキマダラヒカゲ															22.5	28.0	28.0	1.5	
ヤマキマダラヒカゲ															17.0	20.5	16.5	5.0	
タカネヒカゲ																46.0	1	3	3
ベニヒカゲ															18.5	1.5	17.5	37.5	
クモマベニヒカゲ															2.0	5.5	23.5	31.0	
ジャノメチョウ																			
ツマジウラジャノメ																			
クロヒカゲ																			
ヒメジャノメ																			
アサギマダラ																			
テングチョウ																			
コキマダラセセリ																			
タカネキマダラセセリ																			
キバナセセリ																			
オオチャバネセセリ																			
チャバネセセリ																			
コチャバネセセリ																			
イチモンジセセリ																			
総種類数																			
合計個体数																			

1) 調査ルート 500m (15分) 当り個体数の日合計

標高の変化とチョウ群集

表3 調査地における目撃個体数上位5種の500m当たり目撃頻度と平均出現率

	1	2	3	4	5	a	b	c	
長野	A	モンキチョウ 52.0	モンシロチョウ 23.5	ツバメシジミ 23.5	ヤマシジミ 16.0	イチモンジセセリ 6.5	121.5	133.0	91.4%
	B	モンキチョウ 64.5	ツバメシジミ 29.0	ヒメウラナミジャノメ 28.0	モンシロチョウ 21.0	ルリシジミ 19.5	172.0	207.0	83.1%
	C	ヒメウラナミジャノメ 132.0	モンシロチョウ 60.5	ルリシジミ 41.5	ツバメシジミ 31.0	ベニシジミ 27.5	292.5	378.5	77.3%
松本	A	モンキチョウ 94.5	ツマキチョウ 59.0	モンシロチョウ 35.0	ツバメシジミ 29.5	ヒメウラナミジャノメ 21.0	239.0	363.0	65.8%
	B	モンキチョウ 129.0	モンシロチョウ 43.5	ツマキチョウ 36.5	ヤマトシジミ 26.0	ミヤマシジミ 26.0	261.0	336.5	77.6%
	C	クロツバメシジミ 66.0	モンキチョウ 35.0	モンシロチョウ 25.0	イチモンジセセリ 18.0	ヤマトシジミ 9.5	153.5	183.0	83.9%
上高地	A	コヒオドシ 43.5	エゾスジグロシロチョウ 42.0	コチャバネセセリ 28.5	ヒメキマダラヒカゲ 22.5	ミドリヒョウモン 20.0	156.5	237.0	66.0%
	B	コヒオドシ 34.0	エゾスジグロシロチョウ 33.0	ミドリヒョウモン 30.0	ヒメキマダラヒカゲ 28.0	ヤマキマダラヒカゲ 20.5	145.5	217.0	67.1%
奥又白	A	イチモンジセセリ 46.5	ヒメシジミ 34.5	ヒメキマダラヒカゲ 28.0	エゾスジグロシロチョウ 21.0	ヤマキマダラヒカゲ 16.5	146.5	205.0	71.5%
	B	ヒメシジミ 54.0	イチモンジセセリ 26.5	モンキチョウ 26.0	ベニヒカゲ 18.5	エゾスジグロシロチョウ 8.0	133.0	180.5	73.7%
蝶ヶ岳	A	タカネヒカゲ 46.0	ミヤマモンキチョウ 21.0	コヒオドシ 5.5	クモバベニヒカゲ 5.5	キアゲハ 4.0	82.0	92.0	89.1%
	B	クモバベニヒカゲ 23.5	ベニヒカゲ 17.5	コヒオドシ 13.5	モンキチョウ 5.5	クジャクチョウ 1.5	61.5	66.5	92.5%

a: 5種の500m当たり目撃個体数の合計。
 b: 全種の500m当たり目撃個体数の合計。
 c: 5種の平均出現率 (a/b × 100)

表4 調査地間の重複度 (Cπ)

	長野A	長野B	長野C	松本A	松本B	松本C	上高地A	上高地B	奥又白A	奥又白B	蝶ヶ岳A
長野B	0.889										
長野C	0.363	0.652									
松本A	0.778	0.812	0.499								
松本B	0.916	0.839	0.342	0.894							
松本C	0.529	0.463	0.211	0.428	0.525						
上高地A	0.072	0.066	0.017	0.068	0.073	0.058					
上高地B	0.087	0.079	0.028	0.089	0.089	0.069	0.934				
奥又白A	0.182	0.157	0.064	0.139	0.164	0.205	0.481	0.511			
奥又白B	0.281	0.256	0.059	0.232	0.286	0.199	0.206	0.168	0.553		
蝶ヶ岳A	0.002	0.003	0.003	0.003	0.003	0.004	0.066	0.064	0.023	0.022	
蝶ヶ岳B	0.105	0.095	0.026	0.083	0.108	0.058	0.157	0.142	0.039	0.156	0.098

からは、自然的な攪乱が強く働く蝶ヶ岳A、Bでも低い値を示す結果となった。

4. 種の生態からみた調査地の特徴

環境階級存在比ERの計算結果を図1に示す。上高地A、B、奥又白A、B、蝶ヶ岳A、Bでは、原始段階の指標 (ps) が高かった。また、非定住利用段階 (as)

表5 いろいろな指標によるチョウ群集の多様性の比較

		種に環境の評価値がない指標			種に環境の評価値がある指標						
		H'	J'	RI	草性の種の個体割合 (%)	1化性の種の個体割合 (%)	移動性のある種の個体割合 (%)	在来植物を食べる種の個体割合 (%)	ER [*]	EI	HI
長野	A	2.52	0.682	0.113	97.4	0.4	18.4	1.5	50.5	20	20.6
	B	2.93	0.771	0.147	76.1	0.0	11.1	1.2	55.7	21	30.6
	C	3.03	0.702	0.201	49.7	5.9	7.0	8.6	57.6	32	34.7
松本	A	3.70	0.762	0.289	75.3	20.9	7.2	30.2	60.2	53	62.8
	B	3.09	0.675	0.225	94.2	12.8	12.3	22.1	59.7	44	51.7
	C	2.83	0.697	0.147	98.9	0.8	18.0	42.9	63.9	29	58.5
上高地	A	3.68	0.765	0.240	52.5	46.8	3.4	93.2	84.2	72	99.6
	B	3.75	0.771	0.245	48.8	49.8	3.2	91.7	84.2	72	98.4
奥又白	A	3.55	0.724	0.235	63.7	41.2	23.2	69.0	84.2	71	95.4
	B	3.47	0.714	0.216	87.5	54.8	17.7	67.9	87.3	71	99.2
蝶ヶ岳	A	2.37	0.606	0.108	94.0	90.2	1.6	94.6	98.2	36	98.6
	B	2.44	0.641	0.103	97.0	85.0	1.5	88.7	94.6	32	98.6

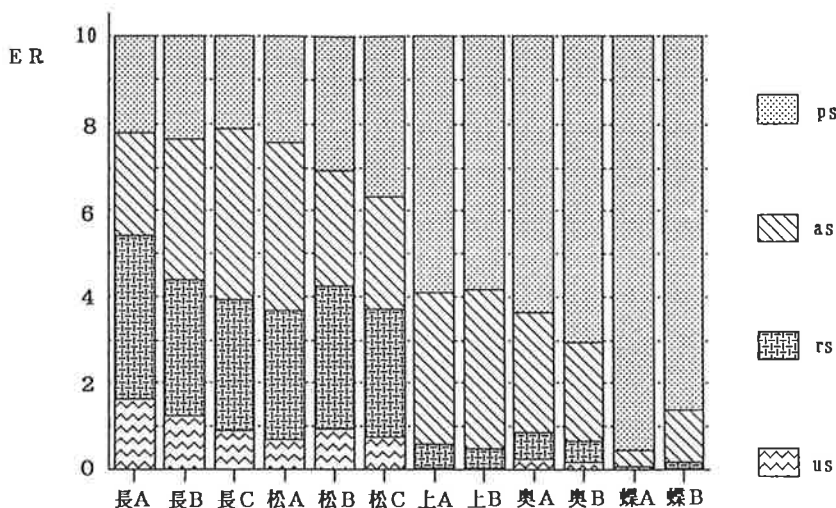


図1 調査地の環境階級存在比。(長：長野，松：松本，上：上高地，奥：奥又白，蝶：蝶ヶ岳，ps：原始段階，as：非定住利用段階，rs：農村・人里段階，us：都市段階)

は、この3地域で標高が高くなるにしたがって減少する傾向があった。上高地A、Bと同程度の多様度H'を示した松本Aは、非定住利用段階の率が高く、人為の加わり方といった面で上高地A、Bとは異なった群集構造を示している。また、H'は低かったが、クロツバメシジミの生息している松本Cでは、原始段階の率が高くなった。

これを環境階級度ER^{*}として計算した結果を表5に示した。都市的な環境である長野Aが最低の値で、長野

B、Cと高くなり、クロツバメシジミの生息する松本Cが松本Aより高くなった。また、松本Aは上高地A、Bより低く、上高地A、B、奥又白A、B、蝶ヶ岳A、Bが非常に高い値を示すなど、実際の環境状況をよく表した。

日浦(1973)は、チョウ類群集は都市化するのに従い①草原性、②多化性、③幼虫が雑草を食べる、④移動性がある種が増加する傾向があることを述べている。ERの手法もこの結果を反映したものとと言える。田中

(1988) の分類に基づき、草原性の種の個体数割合をみると(表5)、長野A, Bや松本B, Cのように都市化されるほど割合が増加したが、蝶ヶ岳A, Bのような森林限界以上の場所においても増加した。草原性種の個体数割合は平均多様度 H' と弱いながら負の相関を示し ($r = -0.696, P < 0.05$), 人為的あるいは自然的にも攪乱が強く働いた場所では草原性種が多くなり、多様性が低くなることからわかる。次に、福田ら(1982-1984)を参考にして1化性の種についてみると、上高地A, B, 奥又白A, B, 蝶ヶ岳A, Bのような良好な自然の残る地域ほど、個体数割合が高かった。また、標高が高くなるほど割合が高まる傾向が認められた。日浦(1973)やWILLIAMS(1986)を参考に、移動性のある種の個体数割合を検討してみると、長野C, B, A, 松本A, B, Cの順に、人工的な環境ほど個体数割合が高くなったが、良好な自然の残る上高地、奥又白、蝶ヶ岳の地域では、奥又白A, Bでの割合が高くなった。これは、林縁部などの草地で吸蜜するイチモンジセセリが多数確認されたことによるものである。鷲谷・森本(1993)を参考にして、帰化植物などの攪乱地への先駆植物、いわゆる雑草

(矢野, 1988) や栽培植物以外を幼虫が食べている個体数割合では、公園として利用されている長野A, Bでかなり低い値となった。また、多様度 H' の高かった松本Aでは、比較的高い値となったが、上高地A, B, 奥又白A, B, 蝶ヶ岳A, Bと比較して低い値にとどまった。松本Cはクロツバメシジミが多数生息しており、松本Aより高い値を示した。これを ER'' と比較するときわめて良い正の相関 ($r = 0.953, P < 0.001$) を示し、 ER'' によく類似していることがわかったが、奥又白A, Bでは、 ER'' の評価より低く評価された。これは、前述のとおりイチモンジセセリの大量移動によるものである。

次にEIを表5に示す。近接した調査地間を比較すると、長野A, B, C, 松本C, B, Aの順に高い値を示した。また、上高地A, B, 奥又白A, Bが高い値を示し、蝶ヶ岳A, Bは松本A, Bよりさらに低い値となった。EIと ER'' の間には相関は認められなかった ($r = 0.515, P > 0.10$)。EIでは、評価要素として個体数が反映されず、たとえば長野Cは都市的環境であるにもかかわらずクロツバメシジミが優占種となっているといった特徴が、クロツバメシジミを1個体として評価

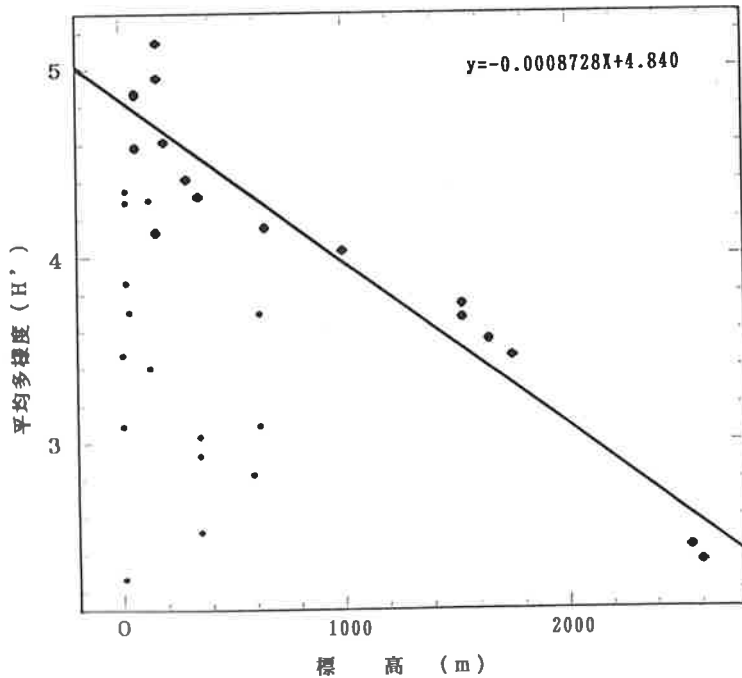


図2 標高と平均多様度 (H') との関係。(大きい黒丸は、回帰計算に利用したデータ)

表6 既存のチョウによるモニタリング調査の概要

調査地名	位置	気候帯区分 標高	環境概要	調査期間	調査回数	距離 km	総種類数	文献
箕面公園	箕面市	常緑広葉樹林 約160m	シイ・カシ、アカマツ・コナラなどの自然林とサクラ・カエデなどの植栽。	1988年4～10月	13回	2.70	35種	石井ら, 1991
服部緑地	豊中市 吹田市	常緑広葉樹林 約40m	竹林・マツの自然林とサクラ・カエデ・クスノキ・ツツジなどの植栽。	1988年4～10月	13回	2.20	32種	石井ら, 1991
大坂城公園	大阪市	常緑広葉樹林 10m	大阪市のほぼ中心に位置する公園。ウメ・クスノキなどの植栽。	1988年4～10月	13回	1.80	14種	石井ら, 1991
大泉緑地	堺市 松原市	常緑広葉樹林 10m	クスノギなどの植栽。	1988年4～10月	13回	2.20	22種	石井ら, 1991
大仙公園	堺市	常緑広葉樹林 10m	古墳を含むシイ・カシの自然林。植栽木からなる。	1988年4～10月	13回	1.90	21種	石井ら, 1991
猿投山A	豊田市	常緑広葉樹林 落葉広葉樹林 約200m	社叢林（スギ・アラカシ・シイ）、カエデ・竹の自然林。	1983年4～11月	16回	1.70	38種	田中, 1988
猿投山B	豊田市	常緑広葉樹林 落葉広葉樹林 約350m	スギ・ヒノキ植林、アカガシ・ウラジログシなどの自然林。	1983年4～11月	16回	3.00	40種	田中, 1988
猿投山C	豊田市	常緑広葉樹林 常緑広葉樹林 約300m	スギ・ヒノキ植林、コナラなどの落葉樹の自然林。	1983年4～11月	16回	3.50	42種	田中, 1988
猿投山D	豊田市	常緑広葉樹林 落葉広葉樹林 約130m	アカマツ枯死林。周辺はアベマキ・コナラ林。	1983年4～11月	16回	1.30	49種	田中, 1988
猿投山E	豊田市	常緑広葉樹林 落葉広葉樹林 約130m	水田・畑・果樹園。道路にはマメ科、イネ科草本が多い。	1983年4～11月	16回	1.10	28種	田中, 1988
日光宇都宮 道路	日光市	落葉広葉樹林 約650m	コナラ・ミズナラなどの自然林。一部カラマツ・ニセアカシアなどの人工林。	1984年7～8月	—	—	25種	桜谷, 藤山, 1991
東富士五湖 道路	富士市 吉田市	落葉広葉樹林 約1,000m	ススキ草原。アカマツ・ミズナラの疎林。	1987年6～9月	—	—	28種	桜谷, 藤山, 1991
筑波A-1	つくば市	落葉広葉樹林 約170m	クスノギ・コナラなどの二次林。アカマツ混じる。	1980年3～11月	18回	0.53	55種 ¹⁾	KITAHARA & FUJII, 1994
筑波A-2	つくば市	落葉広葉樹林 約170m	同上であるがA-1より疎林的。	1980年3～11月	18回	0.33	40種 ¹⁾	KITAHARA & FUJII, 1994
筑波B-1	つくば市	落葉広葉樹林 約70m	水田、畑などの耕作地。一部に落葉広葉樹。	1980年3～11月	18回	0.36	39種 ¹⁾	KITAHARA & FUJII, 1994
筑波B-2	つくば市	落葉広葉樹林 約70m	水田、畑とコナラ林。	1980年3～11月	18回	0.28	43種 ¹⁾	KITAHARA & FUJII, 1994
筑波B-3-1	つくば市	常緑広葉樹林 落葉広葉樹林 約70m	シイ、カシやコナラ、クスノギ、スギ林。樹冠で覆われている。	1980年3～11月	18回	0.31	37種 ¹⁾	KITAHARA & FUJII, 1994
筑波B-3-2	つくば市	落葉広葉樹林 約70m	桑畑およびアカマツ、スギなどの植林。	1980年3～11月	18回	0.33	37種 ¹⁾	KITAHARA & FUJII, 1994
筑波C-1	つくば市	常緑広葉樹林 25m	人工植栽からなる公園。部分的に二次林が残る。	1980年3～11月	18回	0.51	36種 ¹⁾	KITAHARA & FUJII, 1994
筑波C-2	つくば市	常緑広葉樹林 25m	常緑広葉樹林やアカマツ林がみられる。遊歩道。	1980年3～11月	18回	0.90	31種 ¹⁾	KITAHARA & FUJII, 1994
筑波C-3	つくば市	常緑広葉樹林 25m	人工植栽からなる公園。周辺に自然林はない。	1980年3～11月	18回	1.20	20種 ¹⁾	KITAHARA & FUJII, 1994

1) *Pieris* および *Neope* はそれぞれ1種として処理している。

してしまうために、松本Cの特徴が薄れてしまっている。E1は、種に環境の評価値をもたせてはいるが、傾向としては、多様度指数H'に似た結果を示している。

考 察

1. 標高とチョウの多様性

OWEN (1977) は、ウォーレスの熱帯についての記述を引用し、生物の種の多様性には、緯度と関連して勾配があることを論じている。つまり、熱帯には非常に多くの種類の生物が分布し多様性が高いが、極に近づくほど種類が減少し、種当りの平均個体数が増加するというものである。この傾向が中緯度地方における標高の変化に対して当てはまるであろうか。

図2には、既存のルートセンサスデータ（桜谷・藤山, 1984; 田中, 1988; 石井ら, 1991; KITAHARA and FUJII, 1994) を用いて、チョウにおける標高と平均多様度H'との関係を示した。用いたデータの概要については表6に示した。これを見ると、傾向的には、標高が高くなるほどH'が減少するように見受けられる。しかし、これらの調査地は、人為の影響の度合いからみると、都市的な段階から原始的な段階までさまざまな段階を含んでいる。既に述べられているとおり、こうした条件によりH'は変化しうるものであり、本来であれば同じ環境条件、例えば極相林同志を比較すべきであろうと思われるが、極相林の環境は、平地部にはほとんど見られない。本元・武田(1989)は、生物の多様性は過度な攪乱地や攪乱の働かない成熟相では低く、逆に適度な攪乱の働いた林縁的な環境で最も高いことを述べている。また、黒瀬(1993)は、チョウ類群集について、極相的な自然の残るブナ林ではかえって多様性が低くなるのではないかと述べている。筆者の経験からも、高山帯へ登る途中にみられる亜高山帯のコメツガ、シラビソなどの針葉樹林帯では、きわめて多様性が低く、ヒメキマダラヒカゲやヤマキマダラヒカゲが見られる程度であることを経験している。

そこで、既存のデータからその地域における最もチョウの多様性が高いと推定される林縁的な環境などのデータ（上高地A, B, 奥又白A, B, 蝶ヶ岳A, B, 箕面公園, 猿投山A, B, C, 日光, 富士五湖, 筑波A-1, A-2, B-1, B-2, B-3-1, B-3-2) に注目して、検討することにする。図2にはこれらの点をやや大きめの黒丸で、これらの点による一回帰線を示した。標高と平均

多様度H'の間には負の相関が認められた($r = -0.956$, $P < 0.001$)。松本むしの会編(1982)では、長野県に生息するチョウについて、上高地周辺部には65種類、松本市、長野市周辺部にはそれぞれ128種類程度の種がみられるとしている。また、田下・市村(1995)は、北アルプス蝶ヶ岳稜線の森林限界以上で、確実に世代交代を繰り返しているチョウは5種であり、他の種は周辺域からの飛来種である可能性が高いことを報告している。以上の点からも、チョウの多様性は標高が高くなるにしたがって減少するといえそうである。温帯の高山帯が高緯度地方と異なる点は、夏期において山麓のような近隣地域からの飛来種が結構頻繁に見られ、多様性に变化をもたせている点であろう。蝶ヶ岳A, Bのような高山帯の稜線では風雪により、また、奥又白Bのような溪流沿いでは雪や流水の影響により、強い自然的な攪乱が働いており、こうした場所が低地で人工的な強い攪乱を受けた場所と同じく平均多様度H'が低いことは注目される。

2. チョウ相から見た自然段階

図3には、前出の既存データ21箇所を含む33箇所の記録をもとに、標高と環境階級度ER'との関係を示した。また、比較的チョウの多様度が高いと考えられる林縁部でのデータ18ポイント(前出)について計算した一回帰の結果を示した($r = 0.944$, $P < 0.001$)。環境階級存在比ERは、チョウの各種について、数名の蝶類生態研究者の経験から原始段階から都市的段階にいたる4つの段階に分類し、指標値を用いることにより種による指標性の強さの重みづけを行っている(田中, 1988)。また、データは、種とそれぞれの個体数を必要としており、多くの情報から作り出される。環境階級存在比の妥当性については、石井ら(1991)が認めるところである。環境階級度ER'は、環境階級存在比の各環境要素に単純に重みづけして算出されるため、ERと同様に環境を的確に表現していると考えられる。図3で上高地、奥又白、蝶ヶ岳は原始に近い自然環境を保っている地域であり、一方で、標高の低い他の調査地が原生林でないことを考えると、ER'はこれらの低標高地で低くなるのは当然である。

しかし、藤井(1988)、KITAHARA and FUJII (1994)、藤井(1994)は、標高25~170mのつくば市の調査結果から、自然環境の改変とともにゼフィルス類やオオムラサキのようなK戦略者の種数が減少し、イチモンジセセリやヒメアカタテハのようなI戦略者の種数にはほとんど

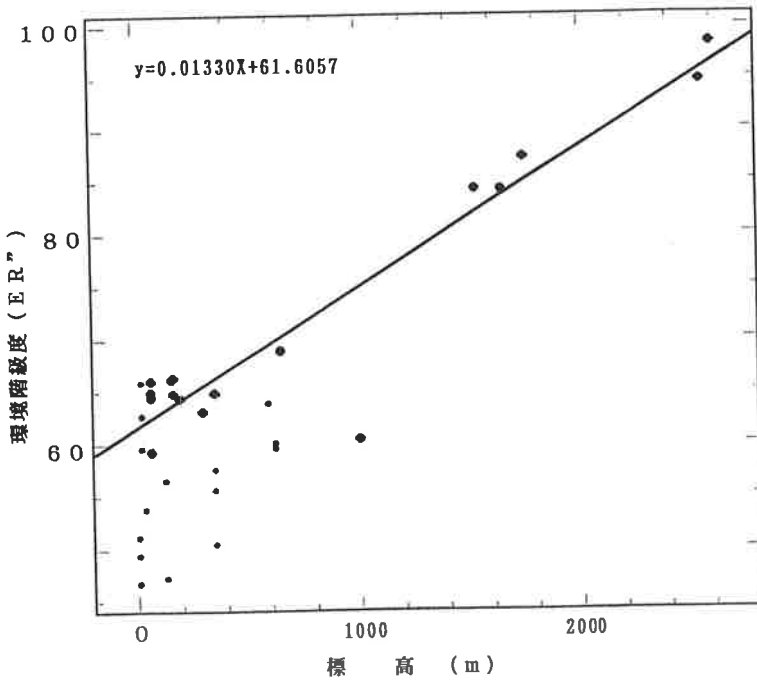


図3 標高と環境階級度 (ER') との関係。(大きい黒丸は、回帰計算に利用したデータ)

ど変化がみられないことを述べている。このように移動性の強い「戦略者」は、小規模な移動により簡単に近隣 naturally 林内へ侵入できるものと考え、低標高地の暖帯林などでは、たとえ原生林であっても、「戦略者」が少ない亜高山帯や高山帯の原生林より、ER' の値は低下するものと予想される。このことは、環境をER' で評価する場合、低標高地の暖帯林で過小評価してしまうことを示唆している。

3. チョウによる環境評価

人間の活動が自然に対してどの程度影響を与えているかをチョウ群集を通して評価しようとする手法については、田中 (1988)、石井ら (1991)、巢瀬 (1993)、中村・豊嶋 (1995) などにより、近年さかんに検討されている。しかし、これまでに提出された指標は、同じ気候帯に属する比較的隣近でのデータにより比較検討されているもののみである。また、巢瀬 (1993) は、ブナの原生林では、歩行性甲虫類は豊かであるにもかかわらず、チョウ相はさきわめて貧弱なことを掲げ、チョウ群集による環境評価には限界があることを述べている。

チョウによる環境評価には表5に示したようにチョウの種に環境の評価値を考慮した指標と、考慮していない

指標がある。考慮していない指標である平均多様度H' 相対多様度J' とRI指数は、原生的な自然ではあるが強い自然的攪乱を受けてる高山帯の稜線部と人為的に強い攪乱を受けている都市的環境とを判別することが不可能であった。また、考慮している指標のうちEIについては、同じ調査地における経年変化や近隣の調査地間の比較には、簡便で非常に有効に思えるが、種類の少ない高山帯で低い値を示すこととなり、やはり、人為的影響の度合いを示す指標としては、異なった標高や緯度などの異気候間のデータ比較には問題がある。同じく種に環境の評価値を考慮している指標であるERについては、石井ら (1991) の調査や今回の調査においても、人為的影響を示す尺度としてその妥当性が認められる。しかし、巢瀬 (1993) や中村・豊嶋 (1995) が指摘するように、基準とする指数が煩雑であり、日本以外の地での比較を試みようとした場合、指数の割り振りの判断に迷うことが予想される。

そこで、日浦 (1973) の指摘した4つの生態的な特徴をもとに評価する手法を検討した。まず、種の特徴を考慮した指標として妥当性が評価されているERから算出されるER' と、4つの生態的特徴との間に相関関係が

あるかを調べた。すると、1化性の種の個体数割合と攪乱地への先駆植物や栽培種以外の在来植物を幼虫が食べる個体数割合との間で強い正の相関関係が認められた(草原性 $r = -0.0442$ $P > 0.10$, 1化性 $r = 0.957$ $P < 0.001$, 移動性 $r = -0.371$ $P > 0.10$, 在来植物 $r = 0.953$ $P < 0.001$)。このうち1化性については、人崎(1983)がモンシロチョウについて考察しているように、チョウ類の発育は発育に有効な積算温度との関係でなっており、高緯度地方や高標高地のような気温が低い地域では、発育に日数を要するため化性が減少する方向に傾く恐れがあり、筆者は化性について異所間の比較には不適と考えた。実際に気温の低下にともなう化性の減少は、モンシロチョウ以外にもモンキチョウ、ホシミスジなど多くの種で観察されている(福田ら, 1982-1984)。

本来チョウ類は植物食の昆虫であり、幼虫時代の食性がチョウの分布に大きく影響していると考えられる。そこで、HI指数を算出する基本を幼虫期の食性に的をしぼって考えることとした。食性とER^{''}の間には強い相関関係が認められたが、各調査地点を詳細にみると、奥又白A、B地区が回帰直線から比較的是ずれている。こ

れは、イチモンジセリ等の一時的な移入種が多数確認されたことによるものであった。これらの一時的な移入種によりHI指数による評価が過小にならないようにするため、HI指数を計算するに当たっては、その調査地周辺で恒常的に羽化する種により評価すべきであると考えた。そこで、移動能力を判定するものとして分布の状況に着目することにし、人為の影響の度合いから5段階の生息環境に分類し、この区分への生息状況から分布度Dを求めることとした。幼虫の食性の区分は帰化植物などの攪乱地への先駆植物いわゆる雑草食の種や栽培種を食べている種を0点とし、これ以外の在来植物食の種3点までの4段階で食性Fをもとめた。HI指数はたとえば、ヒメキマダラヒカゲ10頭のみからなる群集では、 $HI = 10 \times 3 \times 3 / (3 \times 10 \times 3) \times 100 = 100$ となり、ヤマトシジミ10頭のみからなる群集では、 $HI = 10 \times 3 \times 0 / (3 \times 10 \times 3) = 0$ となり、人為の影響の度合いにより0~100の値を示すことになる。

HI指数の計算に用いた係数DとFについて表2に、計算結果を表5に示した。種に環境の評価値のある指標としては、現在までのところERが最も評価されていると考えられることから、これから計算されるER^{''}と

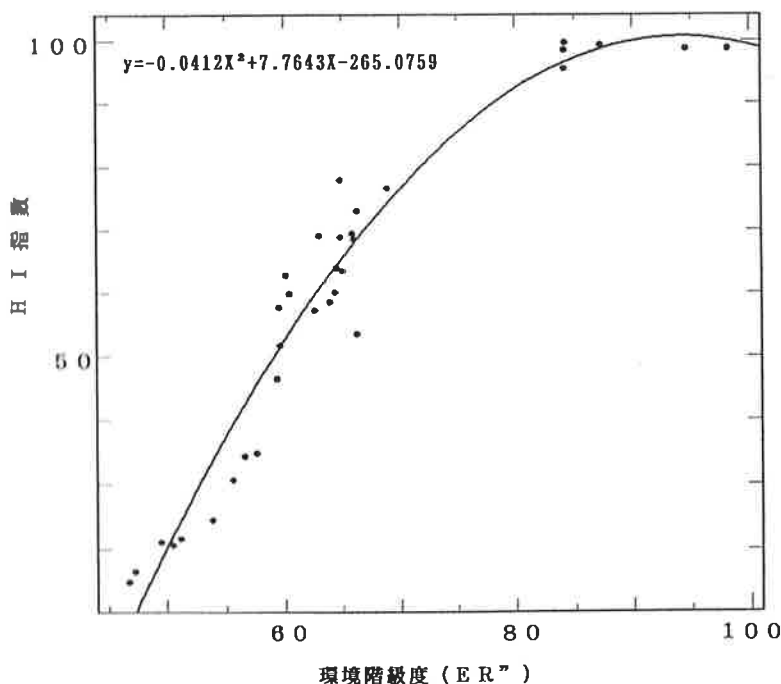


図4 環境階級度 (ER'') と HI 指数との関係。

H I 指数を比較することにより、その妥当性を検討したい。図4には、前述の既存資料 (n=33) をもとに計算したER² とH I 指数との関係を示した。ER² を独立変数にH I 指数を従属変数として二次回帰を計算すると強い相関関係が得られた (r=0.973, P<0.001)。したがって、H I 指数はER² にかわる指標になりえるものであると判断される。ただし、ER² 値で80~100については、H I 指数では95前後の値に平準化されている。

H I 指数はER² と強い相関を示すことから、前述のとおり低標高地の評価が高標高地と比較して低く評価される可能性がある。したがって、H I 指数は低下するが多様性は増加する暖帯林のような環境を評価するために、H I 指数とともに平均多様度H' などの種に評価値をもたせていない指標とともに評価するのが有効である。図5には、横軸に平均多様度H' を、縦軸にH I 指数をとり、前述の33箇所のデータをプロットした。各々の調査地の特性から図6のように評価される。高標高地の人為による影響の少ない環境は、H' は低いが高いH I 指数を示し、グラフの左上に位置する。低標高地では、H' はかなり高くH I 指数はやや低い値を示し、グラフの右

中から上に位置する。また、都市化するとH' もH I 指数も低い値となりグラフの左下に位置することになる。たとえば、つくばの公園のデータC-1, C-2, C-3は、グラフの中位で比較的良好な位置にあり、日置 (1996) が述べるように、ピオトープの創出について、ポテンシャルが高い地域と判断され、公園の造成に周辺植生を考慮した植栽を用いることにより、良好なピオトープが復元される可能性が高いことを示唆している。

H I 指数を求めるためには、既にERについて指摘されているように (巢瀬, 1993; 中村, 1995)、ルートセンサスによるきめ細かな調査データが必要であり、過去における定性的な表現による貴重な記録が利用できないことや、調査がやっかいで一般的にはチョウ愛好家向けには不向きであるとの批判がある。そこで、H I 指数を求める際のデータの簡略化について検討した。過去における記録は少ない・普通・多い・かなり多いのような表現を用いていることが多いため、少ない-1個体 (n ≤ 1), 普通-5個体 (1 < n < 10), 多い-15個体 (10 ≤ n < 20), かなり多い-25個体 (20 ≤ n) とし、今回調査の12箇所のデータをもとに試算してみた。図7にH I

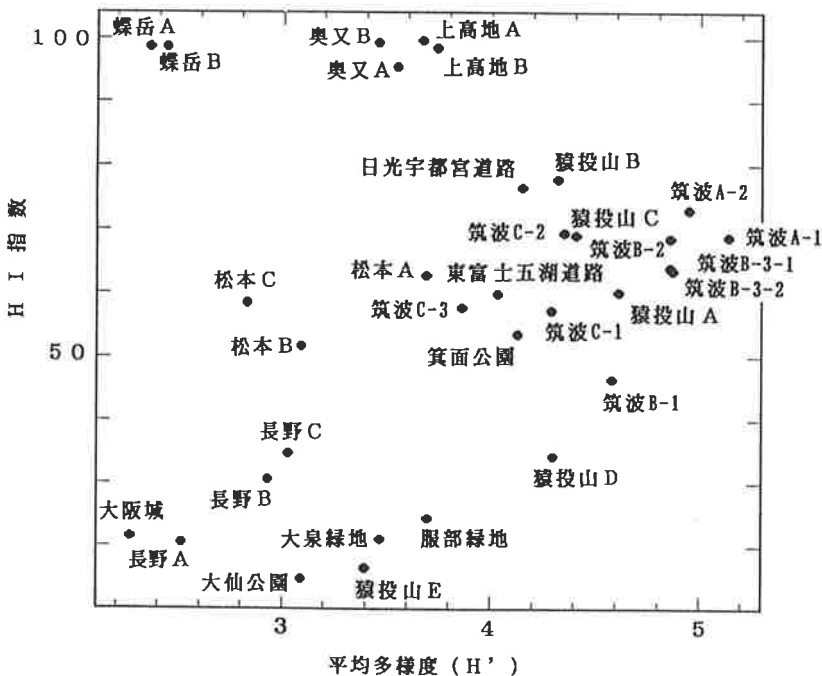


図5 平均多様度 (H') とH I 指数との関係。(地点名は表6参照)