

チョウ類群集の構造解析による環境評価に関する研究¹⁾

中村 寛志

信州大学農学部

Studies on Environmental Evaluation by Analyzing the Structure of Butterfly Community²⁾. Hiroshi Nakamura (Faculty of Agriculture, Shinshu University, Minamiminowa, Nagano 399-4598, Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* **11** : 109-123 (2000)

Studies on environmental evaluation have been tried using various methods based on investigating data from insect communities. One approach is to use the property of insects as an environmental indicator. This involves problems that indicator values of species have no universal validity. Another approach is to analyze the structure of an insect community by species diversity indexes or similarity indexes. These quantitative methods cannot discriminate among the species constructing an insect community and a close quantitative survey is needed in order to use these methods. In this report, three methods to analyze the structure of a butterfly community are proposed to evaluate the natural environments. At first, *RI*-index which is one of species diversity indexes, is presented to use none quantitative data. The value of this index ranges from 0 to 1 and indicates that the closer it gets to 1, the more species and individuals inhabit the survey place. Secondly, the radar chart of *RI*-indexes calculated for several indicator groups which reflect their environmental conditions is used to show the species construction of the butterfly community. It is shown that differences in the environment can be distinguished visually using this radar chart. Thirdly, methods to classify butterflies into several indicator groups that reflect the natural environments are presented using multivariate analysis, that is, the cluster analysis and the factor analysis based on the survey data from each environment. Distribution surveys on butterflies were done at 344 survey points in Kagawa Prefecture from 1980 to 1997.

Key words : Environmental evaluation, Butterfly community, *RI*-index, Kagawa Prefecture, Multivariate analysis

1) 本稿は第11回年次大会における研究奨励賞受賞講演(1999年11月5日:奈良女子大学)の概要である。
2) The Society Award Study.

昆虫群集の調査データをもとに、環境やその自然度を評価する試みは、さまざまな手法を使って研究されてきた。1つは昆虫の環境指標性を利用して環境を評価する方法である。これには種の評価値の普遍性に乏しいなどの問題点がある。もう1つは多様性指数や類似度指数など、数量化によって群集構造を解析・比較する方法である。この方法には種構成の識別ができない点や、厳密な定量調査が要求されるなどの問題点がある。本報告では、チョウ類群集の構造を解析し、環境評価を行う上での3つの手法を提案した。まず第1に、定量的にとらえにくいデータを数量化して多様性を表現するため、*RI* 指数を提示した。この指数は、順位変数を利用した多様性指数で、調査時期や調査ルートおよび気候など条件のばらつきがマスクできる汎用性の高い指数である。第2に、対象種を環境が反映されたいくつかの指標グループに分類してから*RI* 指数を用いる方法を試みた。これは、指標グループ別*RI* 指数のレーダーチャートを用いて、多様性指数に種識別性を付加し、視覚的に表現するためのアイデアである。第3点として、チョウのグループ化の手法として、環境別に求めたチョウの発見率をもとに、クラスター分析や因子分析などの多変量解析手法を用いることを提案した。この研究は、1980年から1997年の間に行われた3つの香川県における自然環境保全調査のデータをもとに行った。

はじめに

21世紀に向かって地球の環境問題が深刻化する中で、大量生産、大量消費、大量廃棄型の社会経済システムや生活様式を見直し、我々人類が環境への負荷の少ない持続的な発展を目指すため、環境研究・環境技術への取り組みの必要性がいわれている（環境庁編, 1997）。その中で生物の多様性の保全に関わる分野においては、生物群集の調査データをもとに、環境のモニタリングや自然への影響評価を行う手法の開発が課題となっている。

昆虫類は約150万種とも言われ、地球上に存在する生物の中で最も種類が多い上に、それぞれ食性、化性などの生活様式や生息環境が異り、地球上のあらゆる環境に適応している。そのため昆虫の種類構成と生息個体数は、その地域の自然環境をよく反映している。したがって、生物多様性の機構やそれに対する影響評価を解明する上で、環境へのインパクトを推定し、それを数量的に評価することにもっとも適した研究対象であるといえる。

本報告は、昆虫群集とりわけチョウ類群集の調査データをもとにして群集構造を解析し、環境を評価する手法の諸問題を述べ、グループ別*RI* 指数という一つの新しい評価手法を提言するものである。本報告における解析は、香川県自然環境保全指定策定調査（1980年～1987年）、香川県自然環境保全調査（1992年～1997年）、大滝・大川県立自然公園基礎調査（1992年～1995年）の調査データをもとにしたものである。

本論に入るに先立ち、本研究の調査に多大な協力をいただいた元高松第一高等学校教諭の豊嶋弘氏と香川県環境研究センター所長の増井武彦氏、また終始暖かく助言と激励を戴いた元香川大学農学部教授の岡本秀俊博士と大阪市立環境科学研究所の今井長兵衛博士に、さらに研究奨励賞受賞にあたって、地方における地味なフィールド研究を評価いただいた日本環境動物昆虫学会選考委員ならびに評議員の先生方に心より感謝申し上げる。

環境評価の2つの方法論

昆虫類の群集構造から環境評価を行う方法は、

大きく分けて2つある。その1つは昆虫の環境指標性を利用して、種名目録、指標生物、種の指標値など種構成を主体に環境を評価する方法である。この手法は生態的知見がよく得られているチョウ類を対象として研究されてきた。特にチョウの環境指標性という特徴を生かして、環境の重みを付加した評価値を種に与え、調査地点の環境を数量化するいくつかの方法が提案されている。

稲泉(1975)や巢瀬(1993, 1998)は、チョウ類を生息場所を基準に分類して、ある評価値をあたえ、その値の和から調査地域の自然度を評価した。また豊嶋(1988)は、香川県内における生息環境、分布状況、生息個体数、過去の現状調査結果などを考慮して、それぞれのチョウに1~5の数値で環境の指標値(種自然度)を与え、その平均値を調査地域の自然度を表現する指数とした。このようなあらかじめ種に環境評価のウエイトをもたせる方法では、何を基準として環境を評価するかによって評価値が異なることがある。また希少種が過大評価される点や、地理的分布が異なる種があるため普遍性に乏しいなどの問題点がある。

上述した手法は、チョウの全種を対象としているが、指標生物種を選び出し、それをもとに環境を評価する手法も一般的である(日本自然保護協会編, 1994)。しかし、この方法での重要な問題点は、「どの種を指標種に選定するのか」である。選定基準は環境評価の目的や状況によって幾通りもの決め方がある。たとえば環境庁が1991年に選定したレッドリスト(環境庁編, 1991)を指標種とすると、貴重種・重要種のみが重点となり、生物群集の多様性へ与える影響を評価できないという問題点がある。

もう1つの方法は、ある群集内に生息する生物の種数と個体数を基にして、群集の複雑さを示す多様度指数や2地域間の種構成の重複度を表現する類似度指数を比較し、相対的に環境評価を行う方法である。前者には森下(1967)の β 、Simpson(1949)の λ やMacArthur(1955)の H' など、また後者には木元の $C_{\#}$ 指数(木元・武田, 1989)

などがある。これらの解析手法に共通した方法論的特徴は、たとえばモンシロチョウでもオオウラギンヒョウモンでも1種として取り扱い、いずれも同じウエイトで指数に反映することである。

多様度指数のように種数と個体数データを使って指数を求める方法では、時期や方法、気候条件などかなり厳密な調査計画や、これらのファクターを調整する変換式などの2次的な手法が要求される。そのため調査時期や方法が異なっていたり、生息数の相対的な多少の程度は得られているが、定量的な個体数データとしては不完全な、いわゆるラフなデータを取り扱うことはできない。

このように2つの方法論を比較すると、多様度指数は群集構造を解析する精度の高い物差しであるが、自然環境の豊かさを示すものではない。というのは「何が豊かな自然か」という定義は、生物の指標性を使って環境を評価する場合には、その種を選定した時点で提示しているが、多様度指数では表現できないからである。したがって、多様度指数は、生息する昆虫にとっての環境の評価、複数地域の環境比較、経時的な環境変化などを表現する場合には有効に利用できる手法であるといえる。

RI指数

種数と個体数データを使って計算する多様度指数では、生息数の相対的な多少の程度は得られているが、定量的でないデータを取り扱うことはできない。中村(1994)は、このようなデータでも個体数の相対的多さを示す順位尺度を用いて、データの不完全さをマスクする多様度としてRI指数を提唱した。

ある地域でS種の昆虫を対象に調査を行い、種ごとにM段階(0, 1, 2... M-1)で個体数の多少を表現するランク値 R_i を与える。これを基にその調査地点のRI指数は次の式で与えられる。

$$RI = \sum R_i / \{S \cdot (M-1)\} \dots \dots \dots (1)$$

ここでRI指数は0から1までの値をとり、1に近いほど種数と個体数が多いことを表わしている。

このRI指数では、従来の多様度指数では使えなかった調査手法の異なるデータや、過去の不十分なデータが利用できる。すなわち調査の厳密さを要求される比率変数である個体数データの代わりに、順位変数のランクをデータとして用いる指数である。したがって多くの調査地点があり、厳密な調査をする余裕がない場合などにきわめて便利である。

RI指数は調査対象種や階級数が小さい場合は、起こりうるすべての場合が容易に計算できる。データの組み合わせによってRI指数がどんな値をとるかを調べるために、種数(S)が4、ランクの階級数(M)が3(0,1,2)の場合について、全てのデータの組み合わせを求めて表1に示した。全ての場合数は、 $M^S = 3^4 = 81$ 通りとなり、 $\sum R_i$ の最小値は0、最大値は8となる。自然条件ではあまり起こりそうにないケースであるが、どの調査種においてもランクが0,1,2となる確率が等しいと仮定すると、これは0,1,2と書かれた3枚の札を

1枚引くという手順を4回繰り返し、引いた札の数字の合計の分布を求めることと同じである。表1に示した0から1までの9つのRI指数の値を確率変数をXとして、種数(S)が4、順位の階級数(M)が3(0,1,2)のときの期待値E(X)と分散V(X)は、

$$E(X) = \sum X_k \cdot P_k = 0.5$$

$$V(X) = \sum (X_k - E(X))^2 \cdot P_k = 0.04167$$

となる。このX(RI指数)は期待値0.5を中心に左右対称となり、ほぼ正規分布に近い分布である(適合度の χ^2 検定、 $\chi^2 \text{ cal} = 0.00311$, $P > 0.99$)。

RI指数による環境評価

前節でラフな調査でも利用できる、順位変数データによる多様度指数であるRI指数を提案した。以下において、このRI指数がどの程度の有効性と妥当性を持っているかについて、香川県でのチョウ類の調査データを用いて検討する。

1980年から1985年にわたって、香川県内344地

表1 S = 4, M = 3のときのRI指数値の分布 (中村, 1994)

RI指数 (X_k)	R_i	R_i の組合せ	場合の数	確率 (P_k)	累積確率
0.000	0	(0, 0, 0, 0)	$4!/4! = 1$	0.0123	0.0123
0.125	1	(1, 0, 0, 0)	$4!/(1! \cdot 3!) = 4$	0.0494	0.0617
0.250	2	(1, 1, 0, 0) (2, 0, 0, 0)	$4!/(2! \cdot 2!) = 6$ $4!/(1! \cdot 3!) = 4$	0.0741 0.0494	0.1358 0.1852
0.375	3	(1, 1, 1, 1) (1, 2, 0, 0)	$4!/(1! \cdot 3!) = 4$ $4!/(1! \cdot 1! \cdot 2!) = 12$	0.0494 0.1481	0.2346 0.3827
0.500	4	(1, 1, 1, 1) (1, 1, 2, 0) (2, 2, 0, 0)	$4!/4! = 1$ $4!/(1! \cdot 1! \cdot 2!) = 12$ $4!/(2! \cdot 2!) = 6$	0.0123 0.1481 0.0741	0.3951 0.5432 0.6173
0.625	5	(1, 1, 1, 2) (1, 2, 2, 0)	$4!/(1! \cdot 3!) = 4$ $4!/(1! \cdot 1! \cdot 2!) = 12$	0.0494 0.1481	0.6667 0.8148
0.750	6	(2, 2, 2, 0) (1, 1, 2, 2)	$4!/(1! \cdot 3!) = 4$ $4!/(2! \cdot 2!) = 6$	0.0494 0.0741	0.8642 0.9383
0.875	7	(1, 2, 2, 2)	$4!/(1! \cdot 3!) = 4$	0.0494	0.9877
1.000	8	(2, 2, 2, 2)	$4!/4! = 1$	0.0123	1.0000
		合計	$M^S = 81$	1.0000	

点で55種のチョウ類を対象としてルートセンサス調査を実施した。調査対象とした種は、香川県から記録されている98種のチョウの中から、(a)成虫のみられる期間が長い種、(b)生息範囲が比較的広く、また生息数が稀でない種という条件を満たすものを選定した。科別種数の内訳は、セセリチョウ科7種、アゲハチョウ科9種、シロチョウ科4種、シジミチョウ科8種、タテハチョウ科17種、ジャノメチョウ科8種であった。

調査はいずれの年も7月から9月の期間に実施し、成虫のみを対象とした。どの調査地点においても、午前9時から午後3時までの時間帯に、4～6kmの調査ルートを約2時間かけて歩き、その間に目撃したチョウの種と個体数を記録した。

この調査データから、*RI*指数が調査地点の環境をどの程度識別するかを調べるために、まず植生や土地利用状況をもとに、調査した344地点を9つの環境に分類した。次いでその環境別に*RI*指数の平均値と得点の分布を求め図1に示した。その結果、*RI*指数の平均値は広葉樹林で最も高く、ついで混合林、社叢林であった。一方、市街、田畑、果樹園では低い値であった。また市街のC.V.係数がきわめて高く、チョウの生息環境に大きなば

らつきがあることを示していた。次いで田畑、植林地のC.V.係数が高かった。Kruskal-Wallis法による分散分析の結果、これらの環境間の*RI*指数の分布に有意な差が見られた ($\chi^2 = 193.0, P < 0.001$)。

平均*RI*指数の異なる環境では、各地点の*RI*指数の分布に明瞭な違いが見られた。*RI*指数が0.05以下の地点は、市街、田畑、果樹園、河原、植林地にみられ、逆に0.20以上の*RI*指数は、植林地、混合林、広葉樹、混在地、社叢林の環境でみられた。これより植林地のみがこの範囲内で重複していたが、*RI*指数の値でこの2つの環境グループを識別できると考えられる。

表2にアゲハチョウ科9種に関する3つの環境評価値、種自然度(豊嶋, 1988)、種の指数(巢瀬, 1993)、指標値(田中, 1988)と本調査のデータを基に求めた種別*RI*指数の値を示した。種別*RI*指数とは、式(1)においてSを対象種55の代わりに調査地点数344に置き換え、*RI*はその種の*i*番目の調査地のランクとして、種ごとに*RI*指数を求めたものである。この値が高い種ほど香川県下においては、生息数が多く普遍的に分布しているものとみなせる。

環境(平均*RI*指数, CV係数)

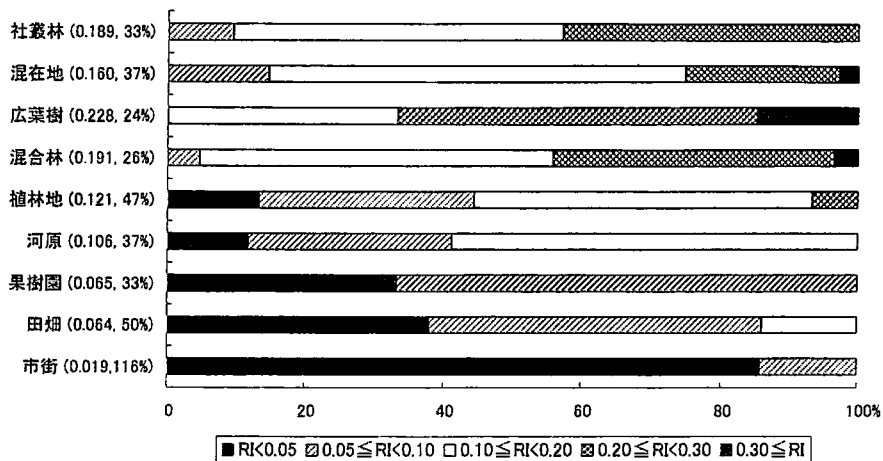


図1 環境別の*RI*指数値の分布(中村・豊嶋, 1995より改変)。

表2 アゲハチョウ科に関する種別RI指数と評価値との比較

種名	RI指数	種の指標値		
		豊嶋 (1988)	巢瀬 (1993)	田中 (1988)
ジャコウアゲハ	0.018	2	2	2
アオスジアゲハ	0.069	2	1	1
アゲハ	0.373	1	1	1
キアゲハ	0.086	2	2	1
クロアゲハ	0.246	2	3	1
オナガアゲハ	0.025	4	—	2
ナガサキアゲハ	0.116	1	—	1
モンキアゲハ	0.082	2	3	2
カラスアゲハ	0.042	3	3	2

まず3つの種の指標値を比較すると、アゲハチョウ科の中では評価の似ている種が多かったが、クロアゲハとオナガアゲハではかなり異なった値を示している。これは前に指摘したように、種の環境指標性をベースにした環境評価の手法に付随する問題点が現れたものといえる。

次にRI指数が0.373と高いアゲハでは、3つの指標値はともに1でもっとも低い評価であるが、カラスアゲハのようにRI指数の値が0.042と小さくなると指標値は高い値であった。中村・豊嶋(1995)は、調査対象とした55種のチョウすべてについて種別RI指数を求めている。この55種についての種別RI指数と評価値のSpearmanの順位相関係数を求めると、自然度とは-0.551 ($P < 0.001$)、種の指数とは-0.485 ($P = 0.012$)、指標値とは-0.401 ($P = 0.005$)となり負の相関がみられた。以上の結果より、データとしての情報量が少ない順位変数をベースにした多様度指数であるにもかかわらず、RI指数は調査地域の種数と個体数の多少を表現し、環境評価の指数として応用できることがわかった。またデータの用い方によって、種の地理的分布や、個体数の豊富さを表現する指数としても利用できることが明らかになった。

種識別性

RI指数はその評価方法から、環境の自然度、すなわち原生林であるのか、あるいは人為的営力の

入っている環境かどうかを判定するのではない。基本的には、RI指数は、対象とした55種のチョウにとって、その調査地点が生息環境として適しているかどうかを反映するものである。このことは香川県で唯一のブナ原生林である大滝山山頂のRI指数が0.254であるのに対して、同じ大滝山の混合林の調査地点では、RI指数が0.345でブナ林より大きな値であったことからいえる。これはほとんどの種多様度指数が抱えている種識別性の欠如という問題である。

そこで様々な種多様度の指数と種識別性の関係を比較・検討するため、構造が異なるチョウのモデル群集を用意し、それらの群集構造を巢瀬(1993)のEI指数、RI指数、Simpson (1949)の $1/\lambda$ 、Shannon-Weaver関数、 H' (Margalef, 1958)、Pielou (1969)の均衡性指数(J')、森下(1967)の群集繁栄指数を使って表現したものを表3に示した。

これを見るとそれぞれの多様度指数の特徴がよく表現されている。まず群集AとEの指数を比較すると、 H' は種数と均一性を表現する平均多様度なので2群集とも同じ値の2.485で、また J' は均一性のみを示す指数なのでいずれも1.00であった。それに対して群集繁栄指数は群集Aでは4457、群集Eでは630となり総個体数の違いを表現していた。 $1/\lambda$ は H' と同じ平均多様度指数であるが、総個体数が減少すると指数が大きくなる性質があ

ることがわかる。これは群集CとFの $1/\lambda$ を比較してもいえる。RI指数は順位変数を用いながら群集AとE, また群集CとFの区別を数値として表現していることがわかる。

ここで問題となるのは、EI指数以外は群集CとDの区別をつけられないことである。これは種の環境指標性を評価に加えていないので、群集内の種構成をこれらの指数が識別できないためである。

グループ別RI指数法

ここでRI指数に本来もっていない種識別性をもたせ、表3における群集CとDの種構成の相異が判別可能な一つの方法として、以下にグループ別RI指数法という手法を提言し、検討を試みる。この手法では、まず調査対象種をある選定基準に従って、いくつかのグループに分類する。すなわちグループ分けされた種群に環境の指標性をもた

せるわけである。ここでは、対象12種のチョウをグループI（都市型種：アゲハ、モンシロチョウ、ベニシジミ、イチモンジセセリ）、グループII（里山型種：イチモンジチョウ、ミズイロオナガシジミ、ミドリヒョウモン、オオムラサキ）、グループIII（照葉樹型種：イシガケチョウ、ムラサキツバメ、ミカドアゲハ、クロコノマチョウ）の3つの指標グループに分類した。次いでそれぞれグループごとに求めたRI指数（RI(I), RI(II), RI(III)）をレーダーチャートで表現した（図2）。

結果は各RI指数の数値を提示するまでもなく、群集CとDは環境的（群集CはRI(I)が高く都市型種が豊富な環境で、群集DはRI(III)が高く照葉樹型種が豊富な環境である）にも構造的（RI指数が同じく種類構成が異なっているだけで、種数と均一性は同じ）にも区別されている。同様に群集AとEや群集CとFも容易に評価することが

表3 構造の異なったモデルのチョウ類群集による多様度指数の比較（中村, 2000より改変）

対 象 種	巢瀬の指標値	モ デ ル 群 集					
		A	B	C	D	E	F
アゲハ	1	30	100	180	0	3	18
モンシロチョウ	1	30	80	100	0	3	10
ベニシジミ	1	30	60	30	0	3	3
イチモンジセセリ	1	30	40	20	0	3	2
イチモンジチョウ	2	30	30	10	0	3	1
ミズイロオナガシジミ	2	30	20	10	10	3	1
ミドリヒョウモン	2	30	10	10	10	3	1
オオムラサキ	2	30	10	0	10	3	0
イシガケチョウ	2	30	5	0	20	3	0
ムラサキツバメ	2	30	3	0	30	3	0
ミカドアゲハ	2	30	1	0	100	3	0
クロコノマチョウ	3	30	1	0	180	3	0
総個体数		360	360	360	360	36	36
種数		12	12	7	7	12	7
巢瀬のEI指数		21	21	10	15	21	10
RI指数		1.000	0.694	0.472	0.472	0.333	0.250
Simpsonの多様度指数($1/\lambda$)		12.379	5.674	2.962	2.962	17.500	3.119
Shannon-Weaver関数の H' (単位ニット)		2.485	1.932	1.369	1.369	2.485	1.369
Pielouの均衡性指数(J')		1.000	0.777	0.551	0.551	1.000	0.551
森下の繁栄指数		4457	2043	1066	1066	630	112

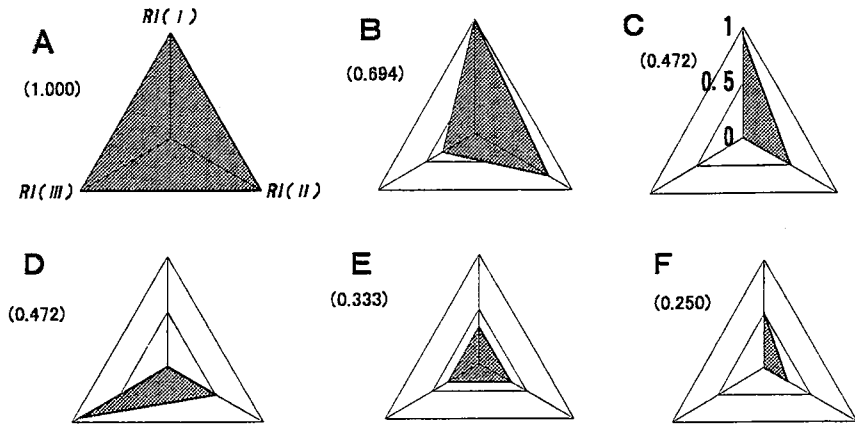


図2 指標グループごとに求めたRI指数のレーダーチャート。A～Fは表3のモデル群集（中村，2000より改変）。

できる。このように環境による重み付けを施した多様度指数は、今後の環境評価での重要な解析手法となるといえる。

指標グループの分類

図3にグループ別RI指数法を用いる手順を示した。ここで重要な点は、具体的にどのような方法で調査対象種を指標グループに分類すればいい

のかという問題である。ここでは、種自然度（豊嶋，1988）、因子分析、クラスター分析をあげた。

種自然度は、様々な生態的知見をもとに決められる種の指標値を代表するものとしてここに示した。豊嶋（1988）は、チョウの分布をもとに調査地点の環境評価を行う指数（自然度）を算出するベースとして、種ごとに環境の指標値（種自然度）を与えた。この種自然度は、香川県における生息

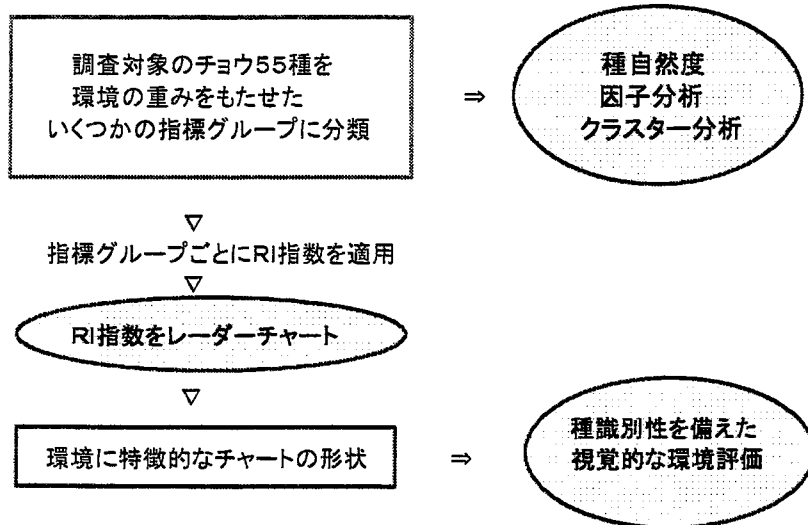


図3 グループ別RI指数法による環境評価手順。

環境、生息状況および分布の型から決められたもので、人里性の強い普通種の1から、讃岐山地にきわめて局地的に分布する種を5とする5段階にチョウを分類して環境の指標値とした。これ以外に表2に示したような巢瀬(1993)や田中(1988)による種の指標値などがある。この指標値の同じ値のチョウを1つにまとめることによって、調査対象種を環境の重みを持たせた指標グループに分類することができる。

次に多変量解析手法である因子分析とクラスター分析による指標グループの分類法について述べる。ここでは香川県下の344地点における分布調査データをもとに55種のチョウを分類したデータ処理の方法を例として以下に示す。

55種のチョウをクラスタリングすることが目的であるため、調査データを以下のようにまとめた。まず図1に示した9つの環境ごとに55種のチョウが発見された割合を求めた。たとえば市街地は14の調査地点があり、そのうちイチモンジセセリは8つの地点で確認されたので、市街地のイチモンジセセリの発見率は、 $8/14 = 0.571$ となる。この

ようにして55種(サンプル)×9環境の発見率(変量)の行列データが得られる。

クラスター分析を試みる場合には、この行列データをもとに種間の非類似度を求めてクラスタリングを行い、55種のチョウのデンドログラムから4つの指標グループ(C1, C2, C3, C4)に分類した。

次に因子分析による分類手順を図4に示した。クラスター分析と同じくチョウ55種の発見率の行列データから、まず9つの環境間で求めた相関行列を求め、この相関行列に対して主成分分析を適応する。この固有値λの大きさより、因子分析を行う上に必要な因子数を決定する。ここでは、 $\lambda \geq 1$ の基準より因子数を2として、主因子法(非反復解法)を適応し、さらに単純構造を得るためにバリマックス法による因子軸の直交回転を行った。

因子負荷量の値より2因子の環境指標としての意味付けをおこなった結果、第1因子の因子負荷量はいずれも正で、市街地で最も小さく混合林で最も高い値であった。図1に示した9つの環境別

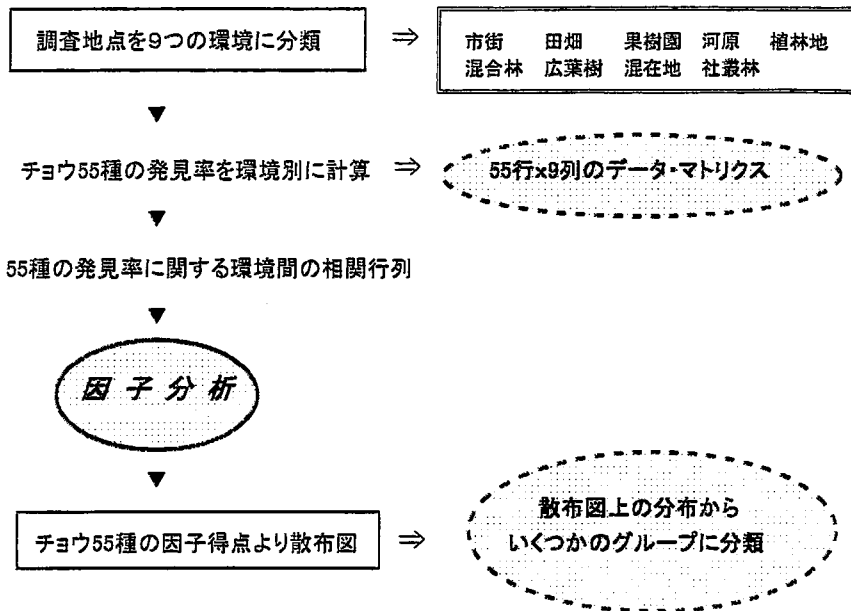


図4 因子分析を用いて55種のチョウをグループに分類する手順。

のRI指数と、このバリマックス回転後の第1因子の因子負荷量との相関係数が、0.838（無相関検定： $P=0.005$ ）であったことから、この因子はチョウの豊富さや見つかりやすさを代表する因子と解釈できる。第2因子の因子負荷量は、市街地、田畑、河原で特に大きかったことから、人里性・都市化傾向を示す因子と解釈できる。2因子をあわせた累積寄与率は約85%であった。

因子負荷行列の2つの因子が上のように解釈でき、因子構造が定まったので、次に55種のチョウに関して因子得点を求め、第1因子（横軸）と第2因子（縦軸）の得点の散布図を描いた（図5）。2因子の解釈からこの散布図では横軸がチョウの豊富さを表し、縦軸が人里性・都市化傾向を表していることになる。表2においてアゲハチョウ科の一部のみを示したが、香川県における55種のチョウの種別RI指数と第1因子の種別因子得点との相関係数が、0.827（ $P<0.0001$ ）であったことから、第1因子がチョウの豊富さを代表しているとの解釈を裏付けている。したがって第I象限は人里近くに分布し個体数の多い種が、反対に第III象限では山地に分布し個体数の少ない種がプロットされることになる。このような座標位置の意味づけをもとに55種のチョウのプロットを、図5に示したような4つのグループに分類した。

3 方法間のグループ構成種の比較

表4に種自然度、クラスター分析、因子分析によって分類したチョウの指標グループを示した。種自然度でA1に分類された9種は、香川県内全域に分布しているチョウで、幼虫の食草は栽培植物や庭先の雑草など人里性が強い生息環境の種である。A2の16種は、県北部の低山地や南部の讃岐山地に普通にみられるややオープンランド性の種である。A3の19種も、低山地や讃岐山地に普通にみられる種であるが、A2と比較すると広葉樹林やその周辺に生息するチョウである。A4の11種は、近年讃岐山地に分布が限られつつあるチョウで、個体数が比較的少ない。

種自然度、クラスター分析および因子分析によってそれぞれ55種のチョウを4つのグループに分類した結果を比較すると、分類方法によってグループ内の種構成が異なっていた。

種自然度とクラスター分析の間では、クラスター分析のC2グループ3種はすべて種自然度のA1グループに含まれていた。また種自然度のA4グループの11種はすべてクラスター分析のC4グループであった。しかし、種自然度A2とA3グループ35種は、クラスター分析のグループ分けと一致した傾向はみられなかった。分類グループに人里から

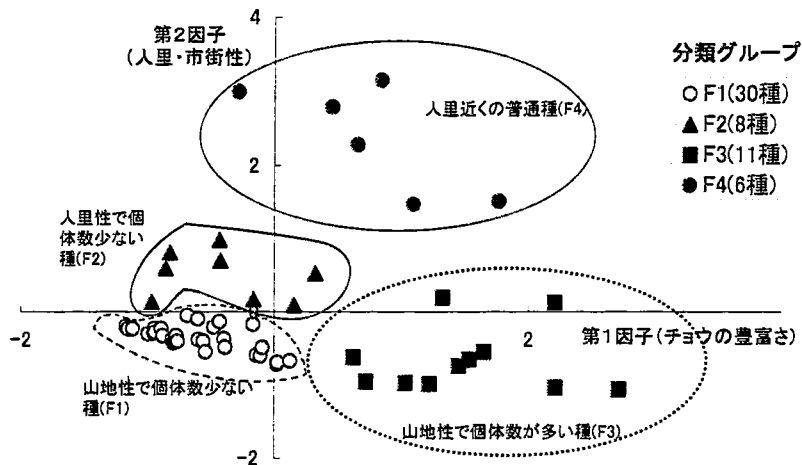


図5 因子得点の散布図により分類された指標グループ。

表4 種自然度, クラスタ分析, 因子分析によって分類したチョウの指標グループの比較

種名	科名	種自然度	クラスタ分析	因子分析
イチモンジセセリ <i>Parnara guttata</i> (Bremer & Grey)	Hesperiidae	A1	C2	F4
アゲハ <i>Papilio xuthus</i> Linnaeus	Papilionidae	A1	C2	F4
ナガサキアゲハ <i>Papilio memnon</i> Linnaeus	Papilionidae	A1	C4	F2
モンシロチョウ <i>Pieris rapae</i> (Linnaeus)	Pieridae	A1	C1	F4
ベニシジミ <i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus)	Lycaenidae	A1	C3	F3
ヤマトシジミ <i>Zizeeria maha</i> (Kollar)	Lycaenidae	A1	C2	F4
ツバメシジミ <i>Everes argiades</i> (Pallas)	Lycaenidae	A1	C4	F2
ウラナミシジミ <i>Lampides boeticus</i> (Linnaeus)	Lycaenidae	A1	C4	F2
ヒメアカタテハ <i>Cynthia cardui</i> (Linnaeus)	Nymphalidae	A1	C4	F2
キマダラセセリ <i>Potanthus flavus</i> (Murray)	Hesperiidae	A2	C4	F1
チャバネセセリ <i>Pelopidas mathias</i> (Fabricius)	Hesperiidae	A2	C4	F1
ジャコウアゲハ <i>Byasa alcinous</i> (Klug)	Papilionidae	A2	C4	F1
アオスジアゲハ <i>Graphium sarpedon</i> (Linnaeus)	Papilionidae	A2	C4	F1
キアゲハ <i>Papilio machaon</i> Linnaeus	Papilionidae	A2	C4	F2
クロアゲハ <i>Papilio protenor</i> Cramer	Papilionidae	A2	C3	F3
モンキアゲハ <i>Papilio helenus</i> Linnaeus	Papilionidae	A2	C4	F1
キチョウ <i>Eurema hecabe</i> (Linnaeus)	Pieridae	A2	C1	F4
モンキチョウ <i>Colias erate</i> (Esper)	Pieridae	A2	C4	F2
ルリシジミ <i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus)	Lycaenidae	A2	C3	F3
キタテハ <i>Polygona c-aureum</i> (Linnaeus)	Nymphalidae	A2	C4	F2
ウラギンスジヒョウモン <i>Argyronome laodice</i> (Pallas)	Nymphalidae	A2	C4	F1
ツマグロヒョウモン <i>Argyreus hyperbius</i> (Linnaeus)	Nymphalidae	A2	C4	F2
ヒメウラナミジャノメ <i>Ypthima argus</i> Butler	Satyridae	A2	C1	F3
ヒメジャノメ <i>Mycalesis gotama</i> Moore	Satyridae	A2	C1	F4
ジャノメチョウ <i>Minois dryas</i> (Scopoli)	Satyridae	A2	C4	F1
ホソバセセリ <i>Isoleimon lamprospilus</i> C. & R. Felder	Hesperiidae	A3	C4	F1
コチャバネセセリ <i>Thoressa varia</i> (Murray)	Hesperiidae	A3	C4	F1
カラスアゲハ <i>Papilio bianor</i> Cramer	Papilionidae	A3	C4	F1
スジグロシロチョウ <i>Pieris melete</i> (Menetries)	Pieridae	A3	C4	F3
ムラサキシジミ <i>Narathura japonica</i> (Murray)	Lycaenidae	A3	C4	F1
ウラギンシジミ <i>Curetis acuta</i> Moore	Lycaenidae	A3	C3	F3
コムラサキ <i>Apatura metis</i> Freyer	Nymphalidae	A3	C4	F1
ゴマダラチョウ <i>Hestina japonica</i> (C. & R. Felder)	Nymphalidae	A3	C4	F1
イシガケチョウ <i>Cyrestis thyodamas</i> Boisduval	Nymphalidae	A3	C4	F1
コミスジ <i>Neptis sappho</i> (Pallas)	Nymphalidae	A3	C3	F3
アカタテハ <i>Vanessa indica</i> (Herbst)	Nymphalidae	A3	C4	F1
ルリタテハ <i>Kaniska canace</i> (Linnaeus)	Nymphalidae	A3	C4	F3
ウラギンヒョウモン <i>Fabriciana adippe</i> (Denis & Schiffmuller)	Nymphalidae	A3	C4	F1
ミドリヒョウモン <i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus)	Nymphalidae	A3	C4	F1
クモガタヒョウモン <i>Nephargynnis anadyomene</i> (C. & R. Felder)	Nymphalidae	A3	C4	F1
メスグロヒョウモン <i>Damore sagana</i> (Doubleday)	Nymphalidae	A3	C4	F1
コジャノメ <i>Mycalesis francisca</i> (Stoll)	Satyridae	A3	C4	F1
ヒカゲチョウ <i>Lethe sicelis</i> (Hewitson)	Satyridae	A3	C3	F3
サトキマダラヒカゲ <i>Neope goschkevitschii</i> (Menetries)	Satyridae	A3	C4	F3
ダイミョウセセリ <i>Daimio tethys</i> (Menetries)	Hesperiidae	A4	C4	F1
アオバセセリ <i>Chaospes benjaminii</i> (Guerin-Meneville)	Hesperiidae	A4	C4	F1
オナガアゲハ <i>Papilio macilentus</i> Janson	Papilionidae	A4	C4	F1
トラフシジミ <i>Rapala arata</i> (Bremer)	Lycaenidae	A4	C4	F1
アサギマダラ <i>Parantica sita</i> (Kollar)	Danaidae	A4	C4	F1
テングチョウ <i>Libythea celtis</i> (Laicharting)	Libytheidae	A4	C4	F1
スミナガシ <i>Dichorragia nesimachus</i> (Doyere)	Nymphalidae	A4	C4	F1
イチモンジチョウ <i>Ladoga camilla</i> (Linnaeus)	Nymphalidae	A4	C4	F3
サカハチチョウ <i>Araschnia burejana</i> Bremer	Nymphalidae	A4	C4	F1
クロヒカゲ <i>Lethe diana</i> (Butler)	Satyridae	A4	C4	F1
クロヒカゲモドキ <i>Lethe marginalis</i> (Motschulsky)	Satyridae	A4	C4	F1

山地への環境傾斜を考慮して、 $A1=1$, $A2=2$, $A3=3$, $A4=4$, $C1=2$, $C2=1$, $C3=3$, $C4=4$ と順位変数を割り当てて求めたSpearmanの順位相関係数は、 $r_s=0.578$ ($P<0.0001$)であった。

種自然度と因子分析を比較すると、因子分析のF4グループ6種のうち4種が種自然度のA1グループに含まれており、これはクラスター分析のC3グループと同種である。一方、それ以外のナガサキアゲハやウラナミシジミなどのA1グループの種は、因子分析ではF2（人里性は高いが個体数は少ない）グループに分類されている。種自然度のA4グループ11種のうちイチモンジチョウを除く10種が因子分析のF1（山地性で個体数は少ない）グループであった。またA3グループもF1グループと山地性であるが個体数の比較的多いF3グループから構成されており、かなり一致した種構成がみられた。したがって、因子分析の分類グループにF1=4, F2=2, F3=3, F4=1と順位変数を割り当てて求めたSpearmanの順位相関係数は、 $r_s=0.703$ ($P<0.0001$)となり、やや高い相関がみられた。

クラスター分析と因子分析では、F1とF2の38種すべてがC4グループの種であった。またC2はすべてF4に含まれているなど、種構成が一致するグループが多かった。したがって両者のSpearmanの順位相関係数は、 $r_s=0.737$ ($P<0.0001$)となり、3つの組み合わせでは最も相関が高かった。

指標グループ別RI指数による種構成の識別性

ここで調査対象55種のチョウが4つの指標グループに分類されたので、図3に示したグループ別RI指数の手順にしたがって、3つの手法で分類されたチョウのグループごとにそれぞれRI指数を求めた。ついで視覚的な形状で環境の特徴を把握するために、これらRI指数の組み合わせをレーダーチャートを用いて表現した。

このグループ別RI指数法によって、種構成や

環境識別が実際に可能かどうかを検証するために、344調査地点の中からRI指数が0.145とまったく同じで、環境が異なっている2地点（東下所：田畑，星越峠：植林地）を取り上げ、図6にこれら2地点の種自然度、クラスター分析および因子分析による指標グループ別RI指数のレーダーチャートを示した。これによると全体のRI指数が同じであるにもかかわらず、グループ別RI指数値が異なるため、レーダーチャートの形状が明らかに異なっていることがわかる。

この2地点のレーダーチャートの形状がどのような環境を反映しているのかを確かめるため、まず調査した344地点について、すべての指標グループ別RI指数を計算し、次いで環境ごとに求めた平均RI指数のレーダーチャートを作成した。そのうちここでは図7に田畑，植林地，広葉樹の3つの環境についてのレーダーチャートを示した。これを図6の東下所と星越峠の指標グループ別RI指数のレーダーチャートと比較すると、東下所は図7の田畑とよく一致していた。これより種自然度のレーダーチャートを例にとると、表4で示した人里性の強いA1グループに分類されたチョウの種数と個体数が多いことがわかる。一方、星越峠は植林地とよく一致し、種自然度のグループでいうとA1が少なくなり、低山地性のA2とA3グループのチョウの種類が増えたことを表している。この例からRI指数が同じであっても、指標グループ別RI指数のレーダーチャートを使って調査地の環境や群集構造の識別が可能であるといえる。

次に本研究の調査以外でなされた調査方法や調査期間の異なるデータから、この指標グループ別RI指数を求めてその地点の環境評価が可能かどうかを検討した。

ここではデータとして、綾歌森林公園で行われた香川県の自然環境の保全と緑化の推進に関する条例に基づく香川県自然環境保全調査（中村・増井，1997）の一部を用いた。本地域はかつては美しいアカマツ林であった。しかし、新居ら（1997）

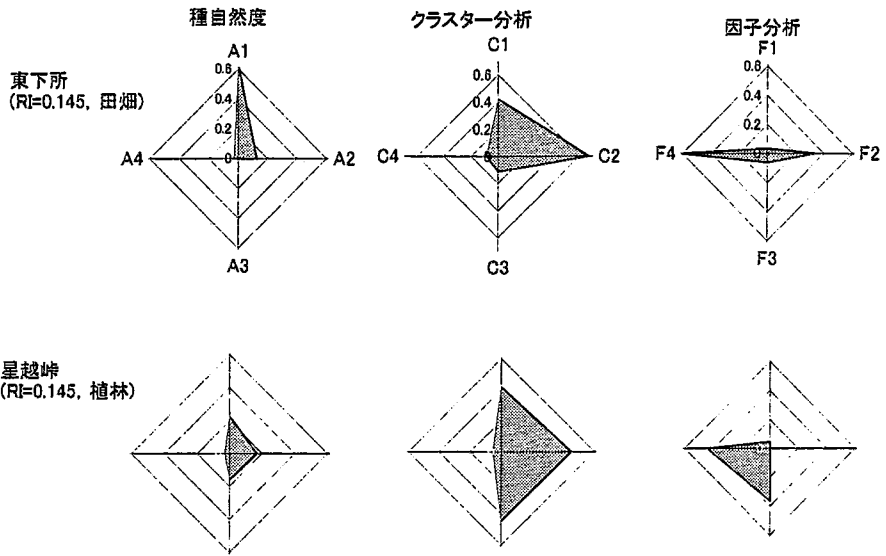


図6 RI指数が同じ調査地点の指標グループ別RI指数による環境の識別（中村・豊嶋，1999より改変）。

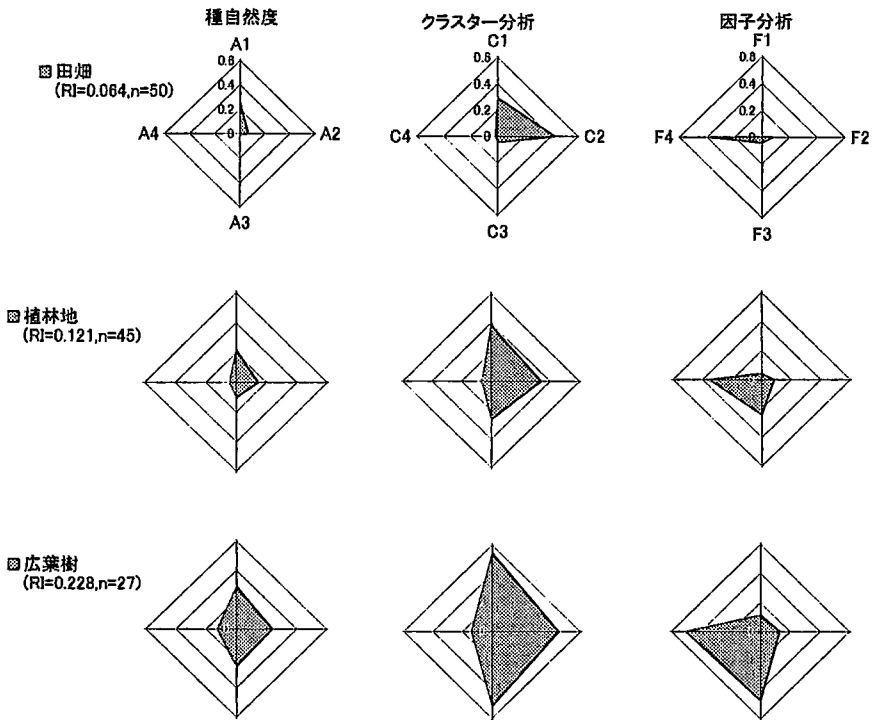


図7 環境ごとに求めた3つの手法によって分類された指標グループ別平均RI指数のレーダーチャート。

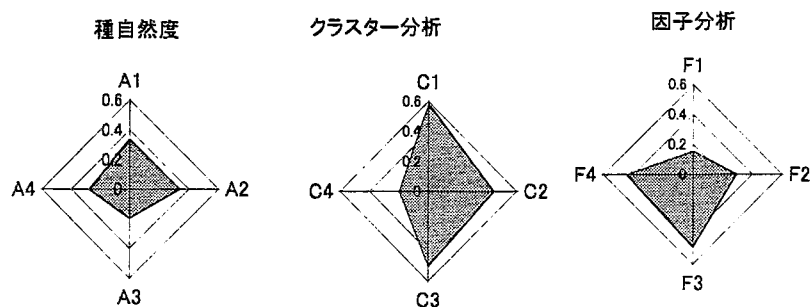


図8 綾歌森林公園の指標グループ別RI指数のレーダーチャート。
RI指数：0.273，種数：31（中村・豊嶋，1999より改変）。

の植生調査によると、マツ枯れによりコナラを主体とした落葉広葉樹二次林に置き換わっており、また谷沿いは落葉・常緑混交林であると報告されている。

この地点での調査は、5月から10月の期間に7回行っているため、データの質と量が香川県自然環境保全指定策定調査とは大きく異なっている。しかし、RI指数は順位変数を用いているため、綾歌森林公園の調査データを相対的に0から3のランク値に変換して、55種をベースにしたRI指数と指標グループ別RI指数を容易に求めることができた。確認されたチョウの種類は31種で55種を対象としたRI指数は0.273となり、指標グループ別RI指数は、図8にレーダーチャートとして示した。図7の植林地のレーダーチャートの形状と比較してみると、この綾歌森林公園では、クラスター分析ではC3の、また因子分析ではF3のRI指数が大きくなり、新居ら（1997）の植生調査の報告どおり、植林地より広葉樹林のレーダーチャートの形状に近づいていることがわかる。

このように順位変数を用いるため、指標グループ別RI指数は調査方法が異なっても容易に適用することができた。またレーダーチャートは環境によって特徴的な形状をとっているため、環境の分類や評価が視覚的に可能である。指標グループ別RI指数法は、上述したように効果的で有効な手法である考えられるが、本報告では、香川県というかなり狭い地域の調査データを対象に分析を

試みたものである。調査対象とした種は、分布域の広いチョウ類を選択したが、地域によって種の指標グループが変わる可能性がある。図6や図8のレーダーチャートによって妥当な環境評価を行ったのは、香川県内の調査データを評価したからで、他の地域のデータでは必ずしも妥当な評価になるとはいえないであろう。チョウ類では生活史、生態あるいは地理的分布などが詳細に研究され、全国各地には専門の研究者からアマチュアまで多くのデータが存在する。このようなデータを集約して、種識別性をもたない様々な多様度指数をさらに有効に利用するため、チョウ類に関する普遍性をもった環境指標性グループを作成していくことは、環境に対する様々な影響を評価していく上で重要な研究課題であるといえる。

引用文献

- 稲泉三丸（1975）蝶類による自然度の判定。栃木県の蝶：148-160。
- 環境庁編（1997）環境研究・環境技術ビジョン—持続可能な未来のために—，大蔵省印刷局，東京。
- 環境庁自然保護局野生生物課編（1991）日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック—（無脊椎動物編），自然環境研究センター，東京。
- 木元新作・武田博清（1989）群集生態学入門。共立出版，東京。

- MacArthur, R. H. (1955) Fluctuations of animal populations, and a measure of community stability. *Ecology* **36** : 533-536.
- Margalef, D. R. (1958) Information theory in ecology, *Gen. Syst.* **3** : 36-71.
- 森下正明 (1967) 京都近郊における蝶の季節分布. 森下正明・吉良竜夫編「自然-生態学的研究」, pp. 95-132, 中央公論社, 東京.
- 中村寛志(1994) *RI*指数による環境評価(1) *RI*指数の性質と分布, 瀬戸内短期大学紀要 **24** : 37-41.
- 中村寛志 (2000) 総説 生物群集の解析手法と環境アセスメント. 信州大学農学部紀要 **36**.
- 中村寛志・増井武彦 (1997) 綾歌町森林公園における昆虫相の調査. 香川県自然環境保全調査調査研究報告書, 大高見峰緑地環境保全地域・綾歌町森林公園 : 121-140.
- 中村寛志・豊嶋 弘 (1995) チョウの分布からみた環境評価 -*RI*指数を利用した香川県の例について-, 環動昆 **7** : 1-12.
- 中村寛志・豊嶋 弘 (1999) チョウ類の指標グループと*RI*指数を利用した環境評価の一方法. 環動昆 **10** : 143-159.
- 日本自然保護協会編 (1994) 指標生物 自然をみるものさし. 平凡社, 東京.
- 新居政敏・末広喜代一・久米 修・藤原滝雄 (1997) 綾歌町森林公園の植生と植物相. 香川県自然環境保全調査調査研究報告書, 大高見峰緑地環境保全地域・綾歌町森林公園 : 79-119.
- Pielou, E. C. (1969) *An Introduction to Mathematical Ecology*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Simpson, E. H. (1949) Measurement of diversity. *Nature* **163** : 688.
- 巢瀬 司 (1993) 蝶類群集研究の一方法. 日本産蝶類の衰亡と保護 第2集 pp. 83-90 日本鱗翅学会・日本自然保護協会, 大阪.
- 巢瀬 司 (1998) 調査結果の解析法, 環境指標性を利用した解析. 日本環境動物昆虫学会編「チョウの調べ方」, pp. 59-69, 文教出版, 大阪.
- 田中 蕃 (1988) 蝶による環境評価の一方法. 「蝶類学の最近の進歩」日本鱗翅学会特別報告 第6号 : 527-566.
- 豊嶋 弘 (1988) チョウ類の分布をもとにした香川県の自然度. 香川県自然環境保全指標策定調査研究報告書 (自然度評価の総括) : 87-108.