

# 環動昆

## 報文

- 中村寛志・豊嶋 弘：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- ..... 1
- SORNNUWAT Yupaporn・Charunee VONGKALUANG・吉村 剛・  
 角田邦夫・高橋旨象：小石を利用したフィジカルバ  
 リアーへの地下シロアリ (*Coptotermes gestroi*  
 Wasmann と *Coptotermes formosanus* Skiraki)  
 の穿孔能力 (英文) ..... 13

## 短報

- 原田裕行・辻 英明：ゴキブリ食毒剤に対するマイクロカプ  
 セル剤の付着効果 ..... 20
- 原田裕行・辻 英明：オガサワラゴキブリ *Pycnoscelus surinam-*  
*esis* (Linné) の耐寒性 ..... 22
- 那須義次・田中 寛：ドライフラワーに発生したチャマダラメ  
 イガについて ..... 24

## 解説

- 川端真人：日本の節足動物媒介感染症とその動向 ..... 27
- 安部八洲男：家庭用・防疫用殺虫剤における点処理技術について ..... 32
- 研究奨励賞受賞論文
- 川田 均：マイクロカプセル化殺虫剤の作用機構に関する研究 ..... 37

- 会報 ..... 49

## 会員動静

日本環境動物昆虫学会会則  
 日本環境動物昆虫学会誌投稿規定  
 学術会議日より  
 第7回日本環境動物昆虫学会大会案内

Vol.7

1

日本環境動物昆虫学会

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—

中村 寛志<sup>1)</sup>・豊嶋 弘<sup>2)</sup>

1) 瀬戸内短期大学

2) 香川県国分寺町

(受領：1995年1月13日；受理：1995年3月16日)

**Environmental Evaluation by Distribution of Butterflies - On the Case in Kagawa Prefecture using the RI-index-** . Hiroshi NAKAMURA<sup>1)</sup> and Hiromu TOSHIMA<sup>2)</sup> (<sup>1)</sup> Setouchi Junior College, Takase-cho, Mitoyo-gun, Kagawa 767, Japan ; <sup>2)</sup> Kokubunji-cho, Ayauta-gun, Kagawa 769-01, Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* 7 : 1-12 (1995)

A simple method using the RI-index to evaluate the natural environment is presented. The RI-index is given by the formula,  $RI = \frac{\sum R_i}{\{S \cdot (M-1)\}}$ , here S is the number of investigated species of insects, M is the number of rank of abundance (0, 1, 2... M-1) and  $R_i$  is the rank value of the *i*th species. 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. The RI-index and two other ecological index (naturalness index, Cs index) of 344 survey points in Kagawa Prefecture were calculated based on the research data on 55 species of butterflies. The differences of geographical and floral environments among survey points were found by the RI-index. Close agreement of evaluation of natural environment and adequate correlations between the RI-index and two other indexes were obtained on the whole, though there were slight differences in their evaluations. Changes in pine forests in Kagawa after occurrence of pine wilt disease was suggested from the correlation between the RI-index and the height of the survey point. The validity and appropriateness of the RI-index are discussed as an indicator of evaluation of the natural environment.

**Key Words** : RI-index, Environmental evaluation, Butterflies, Kagawa Prefecture

香川県内344地点におけるチョウ55種の生息調査をもとに、種数と個体数の相対的多さを示す順位データを使ったRI指数を提示し、環境評価を試みた。この指数は、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を付けると、 $RI = \sum R_i / \{S \cdot (M-1)\}$ で与えられる。RI指数は0から1までの値をとり、1に近いほど種数、個体数ともに多いことを表す。この指数とあらかじめ種に評価の値をもたせた環境評価の方法(自然度)と種数データのみによる評価法(C<sub>S</sub>係数)とを比較検討した。その結果、RI指数は香川県内における地域間の地理的環境の相違を表すことができた。個々の地点の評価内容は多少異なっていたが、全体として他の指数と評価の一致性および良い相関関係が得られた。また調査地の植生環境の違いをある程度反映できた。マツ・ヒノキなどの植林地の環境において、RI指数と標高との相関から、マツ枯れ被害後の香川県内のマツ林の変化が評価できた。RI指数の環境評価指数としての有効性および自然度のような種に評価値をもたせる手法との相違について考察した。

## 緒言

チョウ類の群集構造を解析して環境評価を行う試みは、さまざまな手法を用いて行われている。これらのデータ解析手法は、方法論的にみると二つに大別できる。その一つは、ある群集内に生息する生物の種数や個体数を基にして、群集の複雑さを示す種多様度(species diversity)を表現するものである。これには森下(1967)のβ、SIMPSON(1949)のλやMACARTHUR(1955)のH'などさまざまな指数が考案されている。また木元のC<sub>π</sub>指数(木元・武田, 1989)などのように、種構成の重複度を表現する指数がある。これらの指数を使って調査地間の生物相の多様度や重複度を相対的に比較し、環境評価を行う方法である。これらの解析手法の共通した方法論的特徴は、例えばモンシロチョウでもウラギンズジヒョウモンでも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。

もう一つの方法は、種にある基準で環境の重みを付加した評価値をもたせ、それを指数の計算に含めたものである。これには田中(1988)の環境階級存在比(ER)、稲泉(1975)の方法、巢瀬(1993)の方法などがある。特に環境階級存在比(ER)は、調査地における環境段階の割合を求め自然度を判定する分析的手法で、チョウ類群集を基にした環境アセスメントなどに有効的に利用されている(桜谷・藤山, 1991; 石井ら, 1991)。あらかじめ種に環境評価の値をもたせる方法では、「なにを基準として」環境を評価するかという点の如何によって、環境評価のウエイトが異なる場合や希少種が過大評価されることがある。また種によって地理的な分布が異なる

ため、種の評価値がすべての地域に妥当であるとは限らないことがある。

一方、多様度指数などのように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。しかし、このようなデータであっても情報量は少なくなるが、個体数の相対的多さを示す順位尺度を用いることによって、環境評価のための指数として利用することができる。

本研究では種類と、個体数の相対的多さを示す順位データのデータを基にしたRI指数を提示し、香川県内におけるチョウの生息調査データを利用して環境評価を試みたものである。さらに豊嶋(1988)が考案したあらかじめ種に評価の値をもたせた環境評価の方法(自然度)と、種数データのみによる評価の手法(C<sub>S</sub>係数)を求めて比較検討した。

なお本調査は、香川県の自然環境保全のために必要な資料を得ることを目的として実施した香川県自然環境保全指標策定事業の一環として行なったものである。

## 材料と方法

### 1. 調査方法

本調査は55種のチョウ類を対象として、1980年から1985年にわたって、香川県内の344地点で実施した。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

ウの中から、以下の条件を満たすものを選定した。(a)年2化性以上で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。科別種類の内訳は、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、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。調査は午前9時から午後3時までの時間帯の間で行った。また叩き出しなどの特別な技法は用いなかった。

## 2. 調査地の概要

調査地は香川県内全域からさまざまな生息環境を代表しているとみなせる344地点を選んだ。地域別の地点数は西讃地域(面積339.74km<sup>2</sup>)64地点、中讃地域(1053.41km<sup>2</sup>)191地点、東讃地域(311.92km<sup>2</sup>)57地点、小豆島(169.86km<sup>2</sup>)32地点で、いずれの地域でも面積に対応した地点数を選定した。各調査地点について、環境の概要、植物相および平均標高を記録した。

環境評価の指数としてRI指数の有効性と妥当性を調べるため、調査した344地点を表1に示したような9つの環境に分類した。1985年の香川県土地課税台帳に登録されている民有地のうち、宅地面積は133.85km<sup>2</sup>で全体の7.1%、田畑は479.98km<sup>2</sup>で25.5%であった(香川県企画部統計調査課, 1986)。一方、本調査の市街と田畑の環境での調査地点のサンプル数の割合は、4.1%と14.5%で面積に比して少なく、山林、平地林、社叢林の調査地点数が多くなった。これは本調査の自然環境保全指標策定事業という性質のためであった。

表1 分類した環境の概要と調査地点数および標高

環 境	地点数	標高範囲 (m) <sup>1)</sup>	概 要
市 街	14	2-32	市街地・工場地・埋め立て地
田 畑	50	2-200 (675)	水田・畑と農村集落地帯
果 樹 園	9	25-240	ミカン等の果樹園
河 原	17	3-55	河原の草原と堤防林
植 林 地	45	1-750	マツ林とスギ・ヒノキの植林地
混 合 林	86	20-665	マツ・ヒノキの植林地と広葉樹の混在した林
広 葉 樹	27	45-898	落葉広葉樹(一部常緑)中心の林
混 在 地	75	25-600	混合林と水田・畑・果樹園の混在地
社 叢 林	21	10-225 (500)	シイ・カシなど常緑広葉樹を中心とした寺社林

<sup>1)</sup> : 田畑と社叢林の括弧内の数字は、他より特に高い地点の標高を示す。

## 3. 評価方法

チョウの生息調査データを基に、以下に述べる3つの方法でそれぞれの調査地点の指数を求めた。

RI指数 この指数はもともとアンケート調査のデータから、学生の授業科目に対する関心度の程度を表すための指数として用いられたもので、次の式で与えられる(中村, 1987; 三宅・中村, 1989)。

$$RI = 1 - \frac{\sum R_i - 1}{M - 1} \quad \dots(1)$$

ここでSは調査した学生数、Mはアンケートの選択肢数、R<sub>i</sub>はi番目の学生が選んだ選択肢の番号である。RI指数は常に0から1までの値をとる。

この指数を環境評価に応用するには、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を与える。これを基にその調査地点のRI指数は式(1)を変形した次の式で与えられる。

$$RI = \frac{\sum R_i}{S \cdot (M - 1)} \quad \dots(2)$$

式(1)と同じく、式(2)で求めたRI指数も0から1までの値をとり、1に近いほど種数、個体数ともに多いことを表す。本研究では、調査対象種が55種なのでS=55、またランクは4段階(0=いない、1=1-2個体、2=3-9個体、3=10個体以上)とした。

自然度 豊嶋(1988)は、チョウの種ごとに与えた環境の指標値(種自然度)と確認された種数(sp)を基に、調査地点の環境評価を行なう指数(自然度)を考案した。この方法は基本的に巢瀬(1993)の環境指数(EI)と同じで、D<sub>i</sub>をi番目の種の種自然度の値とする

と次の式で与えられる。

$$\text{自然度} = \sum^S P_i D_i \quad \dots (3)$$

種自然度は、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与えられた。

**C<sub>S</sub> 係数** この方法はCZEKANOWSKIなどによるもので、2地域間の種構成の共通度を示す指数で次の式で与えられる(伊藤ら, 1980)。

$$C_S = \frac{2 S_C}{S_A + S_B} \quad \dots (4)$$

ここでS<sub>A</sub>, S<sub>B</sub>はA地域とB地域の種類, S<sub>C</sub>は両地域に共通な種の数である。

本研究では、この指数を使って344の調査地点の種構成を統一的に比較して環境評価を行うため、調査対象となった55種がすべて生息する架空の地点を設定した。すなわちS<sub>A</sub>=55と固定し、S<sub>B</sub>は実際の調査種数を用いて(したがってS<sub>C</sub>=S<sub>B</sub>)、それぞれの地点のC<sub>S</sub>係数を求めた。この指数は種類が少ない地点間では、単純にS<sub>B</sub>/55とした種類の割合より、敏感に種数の違いを反映する性質がある。

## 結 果

### 1. 調査地域の評価値

各調査地点のRI指数、自然度およびC<sub>S</sub>係数を求め、それらの香川県全体および地域別の平均値を表2に示した。中讃地域は他の地域より広いため、さらに中讃西部、土器川水系、中讃東部の3地域に分割して集計した。地域間の平均RI指数を比較すると、東讃と中讃東西部の値が高く、西讃と小豆島が低くなり、地域間でRI指数

の分布に有意な差がみられた。環境別の調査地点の抽出割合は、表1で示した「田畑」、「果樹園」を農耕地とし、「植林地」、「混合林」、「広葉樹」を山林として込みにすると各地域間でほぼ同じであった(χ<sup>2</sup>検定, χ<sup>2</sup>=28.4, p=0.290)。したがって、地域間にみられたRI指数の平均値の差は、地点のサンプリングの偏りではなく、標高1000m以上の山を有する阿讃山地が広がる中讃・東讃地域と、比較的低山地で田園地帯が広がっている西讃地域との地理的環境の相違を反映したものと考えられる。また自然度とC<sub>S</sub>係数の地域別平均値も、RI指数とほぼ同様の傾向を示し、地域間でこれらの値の分布に有意な差がみられた。

この3つの指数のC. V. 係数を比較すると、RI指数と自然度はほぼ50%前後であったが、C<sub>S</sub>係数ではそれより小さな値であった(表2)。この相違は図1に示した調査地点のRI指数、自然度およびC<sub>S</sub>係数の値の分布に示されている。C<sub>S</sub>係数は平均値を中心にほぼ左右対称の分布をしているのに対して、他の2つは低い値の頻度が高かった。C<sub>S</sub>係数のように種数のみで評価する場合と比較して、RI指数や自然度のように個体数や種の評価値でウェイト付けをした指数は、ばらつきが大きくなる傾向があることが示された。

### 2. RI指数と他の指数との関係

全調査地点を基にしたRI指数と種数との相関係数(r)は0.952(P<0.001)で、RI指数が調査地点の種数の多少を強く反映することを示している。またRI指数と自然度との相関係数(r)は0.906(P<0.001)、C<sub>S</sub>係数とは0.942(P<0.001)で、いずれも高い相関が得られた。また自然度とC<sub>S</sub>係数では0.945(P<0.001)

表2 香川県内の地域別のRI指数、自然度、C<sub>S</sub>係数

地 域	地点数	RI 指数 <sup>1)</sup>			自然度 <sup>2)</sup>			C <sub>S</sub> 係数 <sup>3)</sup>		
		平均値	C.V.(%)	最大値	平均値	C.V.(%)	最大値	平均値	C.V.(%)	最大値
西 讃	64	0.113	50.9	0.242	27.1	55.6	63	0.374	38.9	0.642
中讃西部	76	0.160 a	53.7	0.345	37.6 b	58.8	89	0.461 ab	39.8	0.764
土 器 川	15	0.132	53.2	0.279	29.3	56.1	68	0.394	35.9	0.608
中讃東部	100	0.158 a	49.9	0.370	33.0	58.6	83	0.420	39.3	0.736
東 讃	57	0.161 ab	40.4	0.303	35.8	43.2	70	0.451 b	30.0	0.675
小 豆 島	32	0.108	48.6	0.224	24.1	51.8	48	0.340	33.9	0.533
香 川 県	344	0.145	52.1	0.370	32.4	57.3	89	0.417	38.6	0.764

a, b: それぞれ、西讃、小豆島と危険率5%で有意差があることを示す(SCHEFFÉの方法による多重比較)。

1) : χ<sup>2</sup>=29.2, P<0.001, d.f.=5, 2) : χ<sup>2</sup>=19.3, P=0.002, d. f.=5, 3) : χ<sup>2</sup>=26.9, P<0.001, d.f.=5 (KRUSKAL-WALIS 検定)。

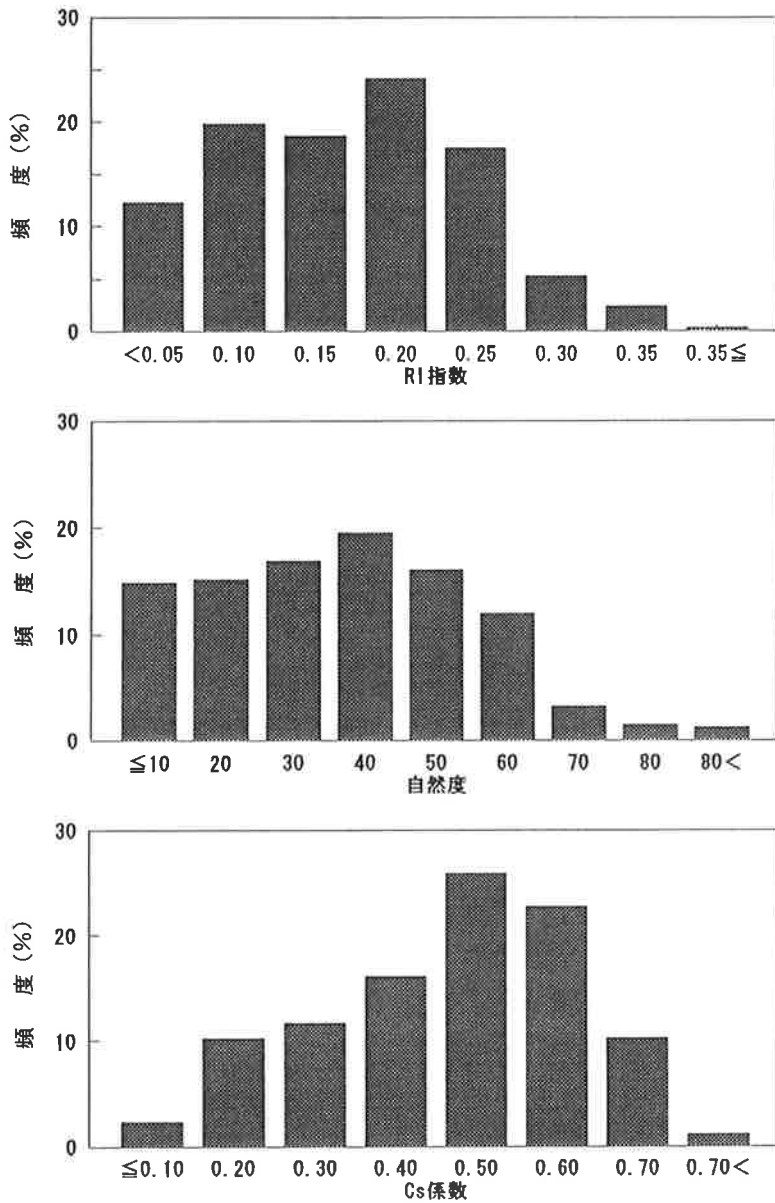


図1 調査地点のRI指数, 自然度,  $C_S$ 係数の値の分布.

であった。これは3つの指数がほぼ同じ傾向で環境評価をすることを示している。しかし、それぞれの指数を地点別に比較すると、評価傾向に違いがあった。混合林の86調査地点について、RI指数と自然度（図2A）およびRI指数と $C_S$ 係数（図2B）の値の散布図を示した。自然度と $C_S$ 係数の値は、混合林データの最大値と最小値を使ってそれぞれの値を一次変換し、RI指数と同じ

スケールにした。これによると、混合林という同一環境内でも、RI指数は自然度よりも大きな値を示し、 $C_S$ 係数より幾分低い評価を示す傾向があった。

3つの指数の評価傾向の相違をより詳しく比較するために、RI指数の上位15地点について、自然度、 $C_S$ 係数および種数を示した（表3）。これによると、種数の比較的少ない調査地点（上名23種、聖通寺山24種）では、

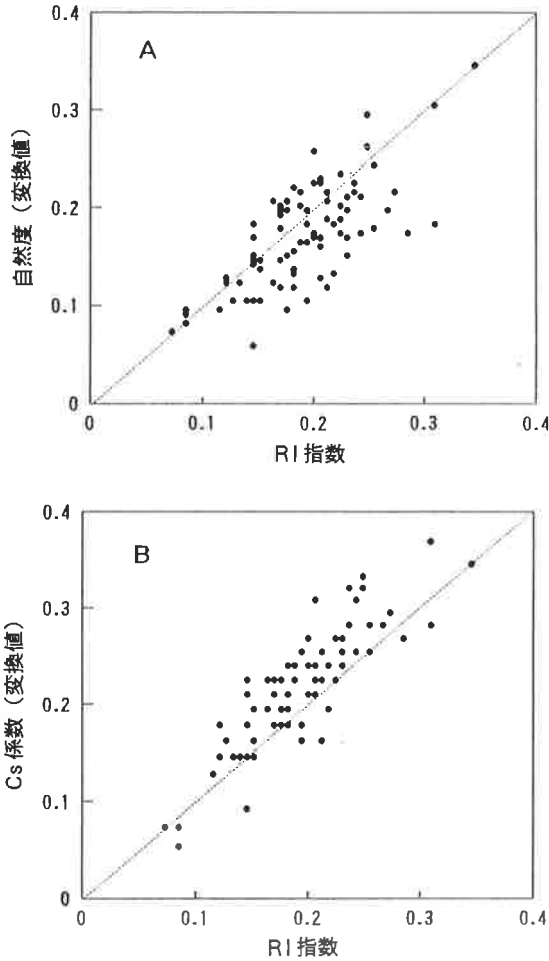


図2 混合林の調査地点 (N=86) における RI 指数と自然度、Cs 係数との比較。

A : RI 指数と自然度  
 B : RI 指数と Cs 係数。破線は Y = X を示す。

自然度と Cs 係数は低いにも関わらず、RI 指数は高い値であった。これは RI 指数が個体数の多少をあらわすランクのファクターを評価に含めているためである。また RI 指数で最も評価が高かった地点 (細井: RI=0.370, 自然度=83) と、自然度でも最も評価が高かった地点 (下切: RI=0.279, 自然度=89) を比較すると、2つの評価の方法論の違いが明らかになった。2地点ともに種数は同じであったが、細井は標高500-700mで、マツ・コナラ・アベマキ林と樹種の豊富な落葉広葉樹、さらにヒノキ植林地と水田・畑が混在する地域である。ここでは全体的にチョウの個体数のランクが高く (ランク合計値=61)、下切では発見されていないジャコウアゲハ、

モンキアゲハ、モンシロチョウ、ルリシジミ、ウラナミシジミ、ムラサキシジミ、クロヒカゲが確認できた。これらの種はムラサキシジミとクロヒカゲを除いて、種ごとに与えた指標値である種自然度の値は低い (表6)。一方、下切は標高420-500mの山地の谷沿いに広葉樹林が残されている地点で、ランク合計値は46で細井より低かった。ここでは細井でみられなかったナミアゲハ、ウラギンヒョウモン、クモガタヒョウモン、メスグロヒョウモン、ホソバセセリ、コチャバネセセリ、サトキマダラヒカゲの生息が確認された。このうちナミアゲハを除くと種自然度の値は高く、ヒョウモンチョウ類が多いのが特徴であった。

また種数だけで評価した Cs 係数の値が最も高かったのは萩ノ戸 (RI=0.345, 自然度=81) で、順位的には RI 指数に近かった。これらのことから、種に環境評価のウェイト付けをする自然度の様な評価方法では、ウェイト付けを行わない RI 指数や Cs 係数に比べ、調査者が設定した環境評価の基準を反映できることを示している。

### 3. RI 指数による環境評価

本調査のデータを基にした 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、表1に分類した環境別に RI 指数の平均値を求め多重比較を行った (表4)。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. 係数が極めて高く、環境のばらつきが大きいことを示していた。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 ( $\chi^2=193.0$ ,  $p<0.001$ )。また SCHEFFE 型の方法による多重比較を行った結果、混合林と広葉樹では他の環境と有意に差が見られた。これらの結果から、本調査で選定した55種のチョウを対象とした調査データから求めた RI 指数は、全体的に調査地点の環境条件の相違を反映しているといえる。

さらに詳しく RI 値の分布を比較するために、図3に環境別の RI 指数の割合を示した。これによると平均 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 RI 指数が0.20以上の地点は植林地、混合林、広葉樹、混在地、社叢林であった。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ことを意味している。

RI 指数はその評価方法から、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く、対象とした55種のチョウにとって、生息環境として適しているかどうかを反映している。このことは図3の社叢林のRI 指数の分布から明らかである。すなわち、社叢林では人的営力が少ないと考えられ、平均RI 指数は比較的高い値であっ

たが、個々の調査地点のRI 指数は全て0.30未満であった。これは社叢林の植物相がシイ、カシを主体とした常緑広葉樹林で構成されているためである。自然環境保全地域に指定されている中讃東部の調査地点の藤尾神社(面積32.27ha)を例にとると、ここは香川県内では琴平山に次ぐアラカシ、ウラジログシなどの常緑広葉樹林で、カミキリムシ等のコウチュウ類が数多く生息しており、またムラサキツバメの産地でもある。しかし、チョ

表3 環境評価の高い調査地点のRI 指数, 自然度, C<sub>S</sub>係数の値

地域	調査地点	環境	RI 指数	自然度	C <sub>S</sub> 係数	種数
中讃西	下切	広葉樹	0.279	89	0.736	32
東讃	上名	混合林	0.285	45	0.590	23
中讃東	津柳	広葉樹	0.285	67	0.675	28
東讃	高仙山	社叢林	0.285	70	0.675	28
中讃東	池谷・平山	広葉樹	0.291	60	0.659	27
中讃西	平山	混在地	0.297	60	0.659	27
中讃西	蟹ヶ谷南方	広葉樹	0.303	65	0.659	27
東讃	鹿庭川股下	広葉樹	0.303	62	0.659	27
中讃東	北谷	広葉樹	0.303	59	0.625	25
中讃西	聖通寺山	混合林	0.309	47	0.608	24
中讃西	大麻山山頂	混合林	0.309	73	0.721	31
中讃東	浅木原中腹	広葉樹	0.315	75	0.659	27
中讃西	萩ノ戸	混在地	0.345	81	0.764	34
中讃東	木綿織	混合林	0.345	82	0.690	29
中讃東	細井	混在地	0.370	83	0.736	32

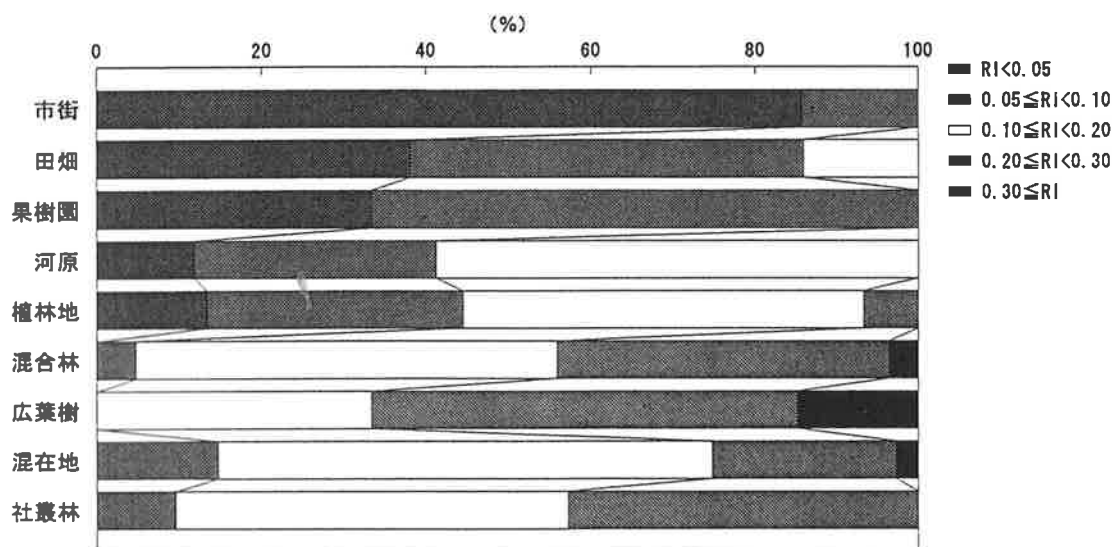


図3 環境別のRI 指数の値の割合。



ウの種数は20, またRI指数は0.182であり高い値ではなかった。これはその植物環境からヒョウモンチョウ類, アカタテハ, ルリタテハ, また多くのセセリチョウ科の種が記録されなかったからである。

このように本調査で選定した調査対象種のデータから求めたRI指数の値のみでは, 環境に対する人的営力の影響を評価するには注意が必要であることがわかった。このことは香川県で唯一のブナ原生林の調査地点である中讃東部の大滝山山頂のRI指数が0.254で, 同じ大滝山の混合林の調査地点である木綿織のRI指数が0.345であったことからいえる。

#### 4. 標高とRI指数

表5に, RI指数と調査地点の標高との相関係数(r)を環境別に示した。香川県全体では, 相関係数は0.289となり, 弱い正の相関が見られた。これは香川県の北部が瀬戸内沿岸の讃岐平野で, 南部が阿讃山地であり, 都市と農業地帯は標高の低い北部に発達していることを反映した値である。有意な正の相関が見られた環境は, 市街, 混在地, 社叢林であった。特に市街では環境のばらつきが大きかったが(表4), 標高が高くなるほどRI指数の値が大きくなることを示していた。

マツ, ヒノキなどの植林地の環境では, 有意な負の相関が得られた。これは阿讃山地にある標高の高いヒノキなどの植林地では, 樹木の管理が行き届いているため, チョウの生息を基準にしたRI指数が高くなるような環境ではないことを示している。一方, 低山地ではマツ枯

表5 環境別のRI指数と標高の相関

環境	調査地点数	相関係数(r)	r = 0の検定	
			t値	P
市街	14	0.613	2.690	0.020
田畑	50	0.112	0.779	0.440
果樹園	9	-0.181	0.486	0.642
河原	17	0.312	1.273	0.223
植林地	45	-0.483	3.620	0.001
混合林	86	-0.082	0.753	0.453
広葉樹	27	0.211	1.081	0.290
混在地	75	0.391	3.630	0.001
社叢林	21	0.537	2.773	0.012
全体	344	0.289	5.583	0.000

れの被害後, 放置されたマツ林はコナラ・アベマキなどの広葉樹の若木が混在するようになり, 比較的チョウの生息に適した環境になりつつある。このような環境の変化が相関係数に反映されたものといえる。

#### 考 察

香川県における55種のチョウの生息調査を基にしたRI指数を求め, 環境評価を試みた。ここではRI指数の環境評価指数としての有効性と妥当性について考察する。

RI指数の特徴として, 第1に定量的な比率尺度(個体数)の代わりに順序尺度(個体数の相対的多少を示すランクデータ)を用いたことである。本調査は5年の調査期間があり, 調査地点によって時期や時刻, 調査ルー

表4 環境別のRI指数の平均値とSCHEFFÉ型の方法による多重比較。表中のマトリックスは多重比較による直接確率を示す

	市街	田畑	果樹園	河原	植林地	混合林	広葉樹	混在地	社叢林
地点数	14	50	9	17	45	86	27	75	21
平均値	0.019	0.064	0.065	0.106	0.121	0.191	0.228	0.160	0.189
C.V.(%)	116.5	50.1	33.0	37.3	47.3	26.2	23.6	37.3	33.4
最大値	0.073	0.152	0.097	0.158	0.255	0.345	0.315	0.370	0.285
最小値	0.000	0.018	0.024	0.036	0.018	0.073	0.145	0.067	0.067
市街	—	0.982	0.999	0.482	0.033	0.000	0.000	0.000	0.000
田畑		—	1.000	0.890	0.059	0.000	0.000	0.000	0.000
果樹園			—	0.993	0.820	0.002	0.000	0.119	0.031
河原				—	0.999	0.006	0.001	0.438	0.149
植林地					—	0.001	0.000	0.545	0.209
混合林						—	0.915	0.335	1.000
広葉樹							—	0.055	0.937
混在地								—	0.970

トの距離および気候条件が異なっていた。このようなさまざまな調査条件から得られた個体数データを、一定の基準条件に換算することは困難であったため、適当なランク基準を設けて順序尺度に変換し、調査条件のばらつきをマスクした。したがって、RI指数はデータの情報は犠牲となるが、ラフなデータでも取り扱えるという使用上の便利さがあるといえる。

また順位変数を用いているため、RI指数算出の基礎となっているランクのデータを比較することによって、調査地点間の群集構造の相違をノンパラメトリックの手法で統計的に検定することができる。たとえば3つ以上の調査地点に対しては、そのデータの構造からFRIEDMANの分散分析法を用いて比較することができる。

第2にRI指数はその算出式の意味から、調査地の(種数)×(個体数)の値を相対的に表現している点である。すなわち、ある調査地における出現種数を $sp$ 、種あたりの平均ランク値を $R$ とすると、RI指数は、相対出現種数( $sp/S$ )×相対的な個体数の指標( $R$ )の値を、ランクの階級値( $M$ )で0から1の範囲に調整したものとなる。昆虫を指標として環境評価を行う場合、どのような種が、何種類ほど、どれくらいの数で生息しているかを指数として把握することが必要となる。この意味では、RI指数はそのうちの2つ(種数と個体数)を一つの値に反映させた指数であると考えられる。

ここでRI指数が、単純に相対出現種数と相対個体数の積であるという性質から来る限界性について述べる。その問題点は2点考えられている(中村, 1994)。その一つは、出現種数が少なく個体数が多い調査地点と、その逆の地点とのRI指数が同じ値になる場合が起こることである。例えば $S=4$ 、 $M=4$ としたとき、もしすべて5の種について0から3までのランクの出現確率が等しいとすると、 $RI=0.5$ となるランクの組み合わせは、(3,3,0,0)(3,2,1,0)(3,1,1,1)(2,2,2,0)(2,2,1,1)の5組あり、その出現比はそれぞれ順に3:12:2:2:3となる。RI指数はこれらの情報をすべて込みにして0.5の値で代表し、それぞれのデータが持っている群集内における個体数の相対的量についての均等性の相違を表現していない。このような傾向は、階級値幅 $M$ を多くするほど顕著になるという性質を持っており、RI指数を使った環境評価を行う上で留意すべき重要な点である。

本調査のデータについて均等性が異なっているにも関わらず、RI指数が同じ値として表現しているケースが

あるかどうかを、同一のRI値の調査地点数が多かった例について、0から3のランク値の頻度分布から検討した。RI=0.139では9地点、RI=0.146では18地点、RI=0.152では11地点で同じ値となった。それらの頻度分布の $\chi^2$ 検定では、有意差はみられなかったが(RI=0.139:  $\chi^2=23.8$ ,  $P=0.472$ , RI=0.146:  $\chi^2=67.9$ ,  $P=0.057$ , RI=0.152:  $\chi^2=20.4$ ,  $P=0.907$ )、各データから求めたランク値の平均出現比率から危険率5%で、はずれている調査地点が、RI=0.146において3地点あった。具体的には、平均出現比率から求めた期待頻度が、0から順に39.6, 8.2, 5.8, 1.4であるのに対して、(43,5,2,5)(35,16,4,0)(43,1,10,1)の調査ランクデータを有している調査地点で、このうち二つは河原の環境であった。このようにRI指数の性質上、環境評価の指数として使用した場合、ランクの頻度分布のチェックが必要となる。この点をどのように解決するかは、今後の重要な課題として残る。

もう一つの問題点は、環境評価のファクターとして必要な、どのような種が生息しているかという情報、すなわち種構成の識別ができない点である。例えば $S=4$ 、 $M=4$ 、対象種を左から順に $a, b, c, d$ として、A調査地では(2,2,0,0)、Bでは(0,0,2,2)の調査データが得られたとする。RI指数はいずれも0.333となり、A地点の生息種 $a, b$ とB地点の $c, d$ との種構成の相違が反映されていない。

次に、上述した問題点と関連して、環境評価の手段としてチョウの生息調査のデータを基にしたRI指数を用いることについての妥当性について検討する。本研究で対象とした55種は、調査の便宜性やデータの汎用性に重点を置いて設定したものであったが、それでもこれらを基にしたRI指数によって香川県内の地理的環境や植生環境の判別が可能であることがわかった(表2, 4)。また自然度と $C_S$ 係数との相関係数も高く、他の方法による評価との妥当性を満たしていた。しかし、環境評価においては何を評価基準にし、それをどのように反映させるかという問題は重要である。田中(1988)は環境評価の基準について「『評価』とは、自然環境に対して人類の営力が加えられた度合を判定すること」と定義している。一方、巢瀬(1993)は、フジミドリシジミなど希少種は生息しているが、その他の種が少ないブナの原生林を例にとり、チョウ類群集を指標として環境評価をすることの問題点を指摘している。この点は、本調査に

表6 チョウの種類別RI指数と評価値との比較

種名 <sup>1)</sup>	RI指数	種自然度 (豊嶋, 1988)	種の指数 (果瀬, 1993)	指評価 (田中, 1988)
セセリチョウ科 HesperIIDae				
ダイミョウセセリ <i>Daimio tethys</i>	0.100	4	2	3
アオバセセリ <i>Choaspes benjaminii</i>	0.019	4	3	3
ホソバセセリ <i>Isoteinon lamprospilus</i>	0.065	3	2	3
キマダラセセリ <i>Potanthus flavus</i>	0.065	2	2	1
コチャバネセセリ <i>Thoressa varia</i>	0.036	3	2	3
チャバネセセリ <i>Pelopidas mathias</i>	0.053	2	2	1
イチモンジセセリ <i>Parnara guttata</i>	0.407	1	1	1
アゲハチョウ科 Papilionidae				
ジャコウアゲハ <i>Byasa alcinous</i>	0.018	2	2	2
アオスジアゲハ <i>Graphium sarpedon</i>	0.069	2	1	1
ナミアゲハ <i>Papilio xuthus</i>	0.373	1	1	1
キアゲハ <i>Papilio machaon</i>	0.086	2	2	1
クロアゲハ <i>Papilio protenor</i>	0.246	2	3	1
オナガアゲハ <i>Papilio macilentus</i>	0.025	4	—	2
ナガサキアゲハ <i>Papilio memnon</i>	0.116	1	—	1
モンキアゲハ <i>Papilio helenus</i>	0.082	2	3	2
カラスアゲハ <i>Papilio bianor</i>	0.042	3	3	2
シロチョウ科 Pieridae				
キチョウ <i>Eurema hecabe</i>	0.538	2	2	1
モンキチョウ <i>Colias erate</i>	0.038	2	2	1
スズグロシロチョウ <i>Pieris melete</i>	0.185	3	1	1
モンシロチョウ <i>Pieris rapae</i>	0.339	1	1	2
シジミチョウ科 Lycaenidae				
トラフシジミ <i>Rapala arata</i>	0.006	4	2	3
ムラサキシジミ <i>Narathura japonica</i>	0.086	3	—	2
ベニシジミ <i>Lycaena phlaeas</i>	0.293	1	1	1
ヤマトシジミ <i>Zizeeria maha</i>	0.554	1	1	1
ルリシジミ <i>Celastrina argiolus</i>	0.251	2	2	1
ツバメシジミ <i>Everes argiades</i>	0.205	1	2	1
ウラナシジミ <i>Lampides boeticus</i>	0.136	1	1	1
ウラギンシジミチョウ科 Curetidae				
ウラギンシジミ <i>Curetis acuta</i>	0.302	3	2	2
マダラチョウ科 Danaidae				
アサギマダラ <i>Parantica sita</i>	0.003	4	—	2
テングチョウ科 Libytheidae				
テングチョウ <i>Libythea celtis</i>	0.082	4	3	2
タテハチョウ科 Nymphalidae				
コムラサキ <i>Apatura metis</i>	0.015	3	2	2
ゴマダラチョウ <i>Hestina japonica</i>	0.058	3	2	3
スミナガシ <i>Dichorragia nesimachus</i>	0.017	4	—	3
インガケチョウ <i>Cyrestis thyodamas</i>	0.040	3	—	3
イチモンジチョウ <i>Ladoga camilla</i>	0.161	4	2	3
コミスジ <i>Neptis sappho</i>	0.412	3	2	2
サカハチチョウ <i>Araschnia burejana</i>	0.035	4	—	3
キタテハ <i>Polygonia c-aureum</i>	0.089	2	2	1
アカタテハ <i>Vanessa indica</i>	0.025	3	2	1
ヒメアカタテハ <i>Cynthia cardui</i>	0.118	1	2	1
ルリタテハ <i>Kaniska canace</i>	0.169	3	2	1
ウラギンヒョウモン <i>Fabriciana adippe</i>	0.017	3	—	3
ウラギンスジヒョウモン <i>Argyronome laodice</i>	0.026	2	—	3
ミドリヒョウモン <i>Argynnis paphia</i>	0.094	3	2	4
クモガタヒョウモン <i>Nephargynnis anadyomene</i>	0.028	3	—	4
メスグロヒョウモン <i>Damore sagana</i>	0.063	3	—	4
ツマグロヒョウモン <i>Argyreus hyperbius</i>	0.117	2	—	1
ジャノメチョウ科 Satyridae				
ヒメウラナシジャノメ <i>Ypthima argus</i>	0.486	2	2	2
ヒメジャノメ <i>Mycalesis gotama</i>	0.444	2	2	3
コジャノメ <i>Mycalesis francisca</i>	0.126	3	2	3
ジャノメチョウ <i>Minois dryas</i>	0.086	2	2	2
ヒカゲチョウ <i>Lethe sicilis</i>	0.300	3	2	4
クロヒカゲ <i>Lethe diana</i>	0.015	4	—	3
クロヒカゲモドキ <i>Lethe marginalis</i>	0.032	4	—	4
サトキマダラヒカゲ <i>Neope goschkevitschii</i>	0.160	3	2	3

1) : 種名は平嶋 (1989) による。ただし、亜種名、命名者名、命名年は省略。

おける社叢林の個々の調査地点のRI指数が比較的低かったように(図3), 人的営力が入っていない原生林のチョウのデータから求めたRI指数の値が, 必ずしも他の環境より高くなるとは限らないといえる。

このような観点からみると, 表3のRI指数と自然度との評価内容を比較した結果から, あらかじめ種に環境の評価値をもたせる方法の方が, 環境の識別に調査者の評価基準を加味できるといえる。すなわちこの手法では, 種に与えた評価値によって, RI指数では識別できなかった地域間の種構成の相違をある程度反映させていることになる。これはチョウ類のように生活史, 生態あるいは地理的分布などが詳細に研究されている昆虫については, 可能な評価法であるといえる。しかし, チョウ類を対象としても, 設定基準や調査地域によって種の評価値が変わる可能性がある。

表6にチョウに関する3種の環境評価値, 種自然度(豊嶋, 1988), 種の指数(巢瀬, 1993)および指標値(田中, 1988)を示した。全体的に与えられた評価値の傾向は似ているが, ダイミョウセセリ, スジグロシロチョウ, トラフジミ, ヒカゲチョウなどでは異なった値を示している。これら3評価値を本調査のデータを基に求めたチョウの種別RI指数と比較した。これは, 式(2)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,  $R_i$ 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。この値は香川県下におけるチョウの生息数と分布の普遍度を, 種別に表現したものと考えられる。このチョウの種別RI指数と評価値のSPEARMANの順位相関係数は, 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 $-0.401$  ( $P = 0.005$ )であった。これは自然度が他の2つの評価値より, 香川県におけるチョウの分布状況をよく反映していることを示している。

宮武(1992)はレッドデータブックにまとめられている絶滅危惧種や貴重種・重要種のみを重点にした環境アセスメントではなく, 生態系全体を取り扱った種群集の調査を基にした環境評価の重要性を述べている。このような観点から見ると, RI指数は種群集における種数と個体数の豊富さを表現している。ただし, 地域間の種構成が識別できないため, 種が有している情報から得られる調査地点の環境条件は反映されない。したがって, RI指数の評価に識別性をもたせるためには, 環境条件を反映させる下位評定尺度を用いる方法が考えられる。たと

えば表3における下切と細井の調査地点の比較において, イチモンジセセリやモンシロチョウなど普通種を11種選定して, その種のみでRI指数を求め普通種下位尺度とすると, 細井では0.556, 下切では0.278であった。この値と対象55種全体のRI指数とを併せて評価すると, 細井では全体のRI指数が0.370と最も高く, 種数, 個体数共に豊かなことを示しているが, 普通種のウエイトが高いことがわかる。またツマグロヒョウモンを除くヒョウモンチョウ類5種を下位尺度とすると, 細井では0.133, 下切では0.333となり, 2地点の環境の相違をよく示している。

RI指数に特定の種グループを選定する下位尺度を併用することによって, 種に評価値をもたせる方法と同じように, 評価の基準を明確にし, 環境のより詳細な分析が可能になると考えられる。的確な環境評価を行うためには, どのような下位尺度を有効的に設定するかは, 今後さらに多くのデータを分析して研究していくべき課題である。

## 引用文献

- 平嶋義宏(1989)日本産昆虫総目録Ⅱ.九州大学農学部昆虫学研究室。
- 稲泉三丸(1975)蝶類による自然度の判定. 栃木の蝶: 148-160.
- 石井 実・山田 恵・広渡俊哉・保田淑郎(1991)大阪府内の都市公園におけるチョウ類群集の多様性. 環動昆 3: 183-195.
- 伊藤嘉昭・法橋信彦・藤崎憲治(1980)動物の個体群と群集. 東海大学出版会, 東京。
- 香川県企画部統計調査課(1986)昭和61年刊行香川県統計年鑑. 香川県企画部統計調査課・香川県統計協会。
- 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.
- 三宅耕三・中村寛志(1989)秘書学隣接及び関連諸科目関心度の分析手法に関する試論. 秘書学論集 7: 81-91.
- 宮武頼夫(1992)昆虫相調査の手法と調査結果の検討について. 環動昆 4: 91-99.
- 森下正明(1967)京都近郊における蝶の季節分布. 自然-

- 生態学研究 - : 95-132.
- 中村寛志 (1987) 短期大学における統計学・情報処理教育の試みとしての順序統計量に関するデータ処理の方法. 瀬戸内短期大学紀要 17 : 65-70.
- 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.
- 桜谷保之・藤山静雄 (1991) 道路建設とチョウ類群集. 環動昆 3 : 15-23.
- 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 : 83-90, 日本鱗翅学会・日本自然保護協会.
- 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.

## Tunneling of Subterranean Termites, *Coptotermes gestroi* Wasmann and *Coptotermes formosanus* Shiraki, into Gravel Physical Barriers

Yupaporn Sorannuwat<sup>1)</sup>, Charunee Vongkaluang<sup>1)</sup>, Tsuyoshi Yoshimura<sup>2)</sup>, Kunio Tsunoda<sup>2)</sup> and Munezoh Takahashi<sup>2)</sup>

1) Forest Products Research and Development Division, Royal Forest Department, Bangkok 10900, Thailand

2) Wood Research Institute, Kyoto University, Uji, Kyoto 611, Japan

(Received : April 17, 1995 ; Accepted : May 2, 1995)

小石を利用したフィジカルバリアーへの地下シロアリ (*Coptotermes gestroi* Wasmann と *Coptotermes formosanus* Shiraki) の穿孔能力 Yupaporn Sorannuwat<sup>1)</sup>・Charunee Vongkaluang<sup>1)</sup>・吉村 剛<sup>2)</sup>・角田邦夫<sup>2)</sup>・高橋旨象<sup>2)</sup> (1) Forest Products Research and Development Division, Royal Forest Department, Thailand, (2) 京都大学木質科学研究所)

タイおよび日本の代表的地下シロアリである *Coptotermes gestroi* と *Coptotermes formosanus* の小石を利用したフィジカルバリアーへの穿孔能力を室内試験で比較検討した。シロアリの穿孔を阻止できた小石の直径は *C. gestroi* に対しては 1.4-2.4 mm, *C. formosanus* に対しては 1.7-2.4 mm であった。タイにおける *C. gestroi* に対する野外試験では、小石の直径の範囲が 1.4-1.7 mm と 2.0-2.4 mm の場合に 12ヶ月間穿孔を阻止でき、室内試験結果を裏付けるものであった。室内と野外試験結果は実用の可能性を示唆するものであったが、実用化を企図する際には、施用方法、効果の持続性、経済性などを熟慮しなければならない。

Tunneling into gravel barriers was investigated in the laboratory using two economically important termite species, *Coptotermes gestroi* Wasmann from Thailand and *Coptotermes formosanus* Shiraki from Japan. Particles from 1.4 to 2.4 mm in diameter could prevent *C. gestroi* from tunneling and gravel particles of 1.7-2.4 mm were effective against *C. formosanus*. Additional field evaluation strongly supported the laboratory results for *C. gestroi*. Particles of 1.2-1.7 mm and 1.7-2.4 mm performed well after 12 months' testing. It seems worthwhile to discuss practical methods to use gravels, cost effectiveness, and related matters for future commercialization in both Thailand and Japan.

**Key Words** : Tunneling, Non-chemical treatment, gravel physical barrier, *Coptotermes gestroi*, *Coptotermes formosanus*

## Introduction

Subterranean termites are most destructive pests of wooden constructions and cellulosic materials, and are found widely around the world, especially in tropical regions. Chemical prevention and control (soil and/or wood treatments) has been a practical method to protect wooden constructions from subterranean termite attack.

With the increased public concern about environmental hazards and effects on human health, some of the conventional termiticides have been recently banned all over the world. Although a few chemicals of low toxicity have been extensively evaluated and commercialized as alternative termiticides (CREFFIELD and HOWICK, 1984; TSUNODA and NISHIMOTO, 1985, 1986; MAULDIN *et al.*, 1987; LENZ *et al.*, 1988; 1990; SU and SCHEFFRAHN, 1990; TSUNODA, 1991; TSUNODA and TAKAHASHI, 1992), relatively heavy use of them is still warned against by environmentalists.

Subsequently, a non-chemical treatment (gravel physical barrier) was investigated in terms of its safety, cost effectiveness, and duration of performance. Early studies indicated that the relationship between particle size and termite body size was an important factor in controlling tunneling activity of subterranean termites (EBELING and PENCE, 1957). TAMASHIRO *et al.* (1987a) later proved that termites could never penetrate gravel barriers consisting of particular sizes of particles.

In our investigations, tunneling of two subterranean termites into gravel barriers were compared in laboratory tests. Field evaluation was also done for a Thai termite species for future consideration.

## Materials and Methods

### *Preparation of the physical barrier substrate*

Commercially available gravel, which is commonly used for decorative purpose with concrete, was taken as the physical barrier substrate. Gravel barriers of specified sizes were prepared by passing the material through copper wire sieves of 1.2, 1.4, 1.7, 2.0, and 2.4 mm in diameter.

### *Laboratory test*

#### *Termites*

Externally undifferentiated larvae (workers) of two subterranean termite species were used. Those were an economically very important Thai species, *Coptotermes gestroi* Wasmann, and the most destructive Japanese species, *Coptotermes formosanus* Shiraki. Two hundred workers were introduced into each experimental unit together with 20 soldiers.

#### *Tunneling test apparatus*

Glass test units, which are designated in the Japan Wood Preserving Association Standard 13, were used to evaluate vertical tunneling by termites (Fig. 1). As shown in the figure, sandy soil (20 mesh pass) was used supplementarily to give test termites easy access to the test particles. A wood block of *Pinus*

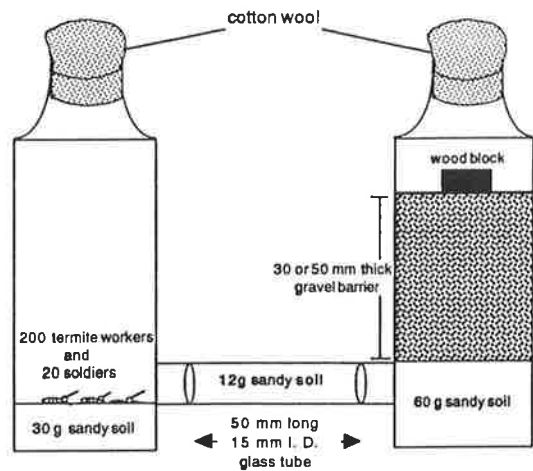


Fig. 1 Assembled test unit to evaluate vertical penetration by termites through gravel physical barriers.

*densiflora* SIEB. et ZUCC. (20 mm × 20 mm × 10 mm) was placed in one of the glass containers as a bait. In addition, horizontal penetration was investigated using similar units (Fig. 2).

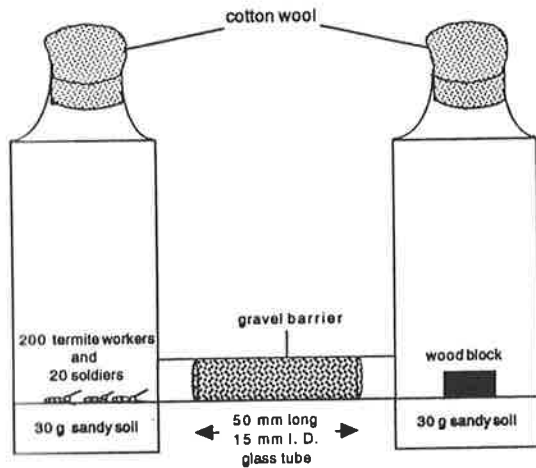


Fig. 2 Assembled test unit to evaluate horizontal penetration by termites through gravel physical barriers.

#### Gravel sizes

The particle sizes range were <1.2, 1.2–1.4, 1.4–1.7, 1.7–2.0, and 2.0–2.4 mm in diameter for *C. gestroi*, and 1.2–1.4, 1.4–1.7, 1.7–2.0 and 2.0–2.4 mm for *C. formosanus*, and a 20 mesh pass sandy soil was used as a control.

#### Incubation procedure

The assembled test units were kept at  $28 \pm 2^\circ\text{C}$  under high relative humidity ( $>85\%$ ) for 4 weeks. At the end of the experiments, penetration depths were measured. The test was replicated three times for each termite species and gravel size combination.

#### Field test

##### Test site

Field test was done on the grounds of the Royal Forest Department, in Bangkok, Thailand. The field trials were begun in August, 1993. *C. gestroi* was expected to gain access to the field test units as the species was known as

a common subterranean termite in the test area.

#### Field test apparatus

Experimental units consisted primarily of a PVC pipe (150 mm in diameter and 200 mm high) as shown in Fig. 3. Wood flakes were placed beneath the 20 mm thick soil and 50 mm thick test particles (20 mesh pass sandy soil for control) to form a bottom for the pipe.

A wood block of *Hevea brasiliensis* MUELL. ARG. measuring 25 mm × 50 mm × 100 mm was placed on the top of tunneling substrate as a bait.

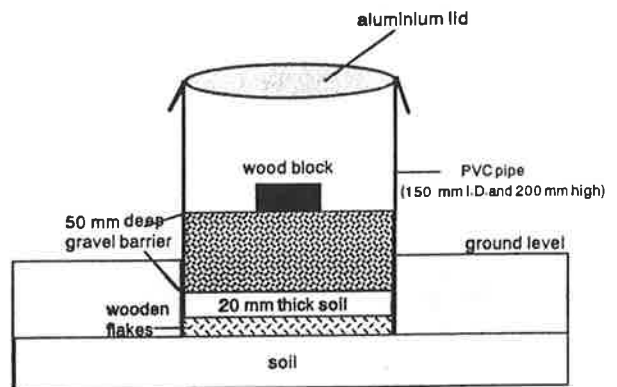


Fig. 3 Field experimental unit to evaluate termite penetration through gravel physical barriers.

#### Gravel sizes

The gravel sizes tested were 1.2–1.7 mm, 1.7–2.4 mm, and over 2.8 mm in diameter.

#### Evaluation of efficacy

Inspection was done 3, 6 and 12 months after the start of the tests.

## Results and Discussion

#### Effects of gravel barriers on the tunneling activity of *C. formosanus*

As shown in Table 1, *C. formosanus* was able to vertically penetrate through the gravel particles of 1.2–1.4 mm in the 30 mm thick barrier tests, although it took termites 2 days