

環動昆

報 文

- 頭山 昌郁：単位時間採集法に基づく種数の推定について
— アリ類の調査への適用 —…………… 51
- 北原 正彦：富士山北麓森林地帯のチョウ類群集における成
虫の食物資源利用様式…………… 61

解 説

- 吉田 宗弘：害虫防除作業者の健康問題…………… 83

- 会 報…………… 91

- 投稿規定…………… 95

Vol. 11

2

2000

日本環境動物昆虫学会

単位時間採集法に基づく種数の推定について

— アリ類の調査への適用 —

頭山 昌郁

広島大学総合科学部

(受領 : 1999年6月4日 ; 受理 : 1999年11月22日)

Estimating Species Richness: An Application of the Time Unit Sampling Method to a Myrmecofaunal Survey. Yoshifumi Touyama (Department of Environmental Studies, Faculty of Integrated Arts and Sciences, Hiroshima University, Higashi-Hiroshima 739-8521, Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* **11** : 51-60 (2000)

Ants are sensitive and useful bio-indicators as they are one of the most abundant and important faunal groups in every terrestrial ecosystem. The time unit sampling method is one of the efficient sampling methods for ants; it is thought to be an easy, fast, quantitative and reliable method. Some ways of estimating ant species richness based on time unit sampling were compared: four species accumulation functions and 1st and 2nd jackknife methods. As a result, two species accumulation functions by logistic model and two jackknife methods seemed to be better estimators. Using a species accumulation curve, it was possible to compare the species richness among several sites where sampling efforts were different. The time unit sampling method collected ants more efficiently than area unit sampling method.

Key words : Jackknife method, Species accumulation curve, Species richness estimation, Time unit sampling, Myrmecofauna

環境指標として有用で、かつ生態系においても重要な役割を担っているアリ類の調査法の一つとして、単位時間採集法が挙げられる。単位時間採集法による種数の評価法を検討した結果、対数モデルによる累積種数曲線とジャックナイフ法が有用であると考えられた。非漸近の対数モデルによる累積種数曲線からは棲息種数を直接に求めることはできないが、調査時間の異なる場所での種数を比較することが可能である。また、単位時間採集法と単位面積採集法を比較した場合、単位時間採集法の採集効率が高く、少ない労力でより多くの種を採集できることが判った。

緒 言

生物多様性の危機が叫ばれるようになって、今やアセスメントの上でも環境計画の上でも、生物多様性を適切に評価することが重要となってきた（平川・樋口，1997；前田，1997；鷲谷，1997）。それと併行して、地域ごとの生物誌や危機に瀕した生物種のリストの編纂もようやく進められるようになってきた。ある場所の、またはある地域の生物多様性を評価するために、従来は記録された生物の総種数を用いることが多かった。しかし、個々の種のアバンダンスや稀少性などが評価されていない、調査方法や調査努力が必ずしも統一されていないため他地域との定量的な比較が難しいなどの問題点があった。そのため、簡便・迅速で信頼性が高く、数量的な解析や結果の相互比較が可能な調査法の確立が望まれている（Coddington, *et al.*, 1991）。

ある地域に棲息する種の全てを記録する、すなわち絶対種数を知ることが目的ならば、さまざまな調査方法を駆使して徹底的な調査を行えばよい。ただし、この方法では調査に要する時間や労力は莫大なものとなる。一方、ある地域の棲息種数について、一定の基準のもとに相対的な評価を下すのが目的であれば、定量的な反復調査を行なう必要がある。複数の反復処理のためには、個々のサンプルユニットにかかるコスト（時間、労力など）は可能な限り抑え、調査効率を高めることが望ましい。

環境指標として有用なアリ類（Majer, 1983；寺山, 1997）においても、これまでにさまざまな調査法が検討されてきた。Romero and Jaffe (1989) は、多くの種を採集するためには、トラップ法よりも直接採集法の効率が高いことを指摘している。本研究では、簡便迅速かつ定量的な直接採集法として近年提案されている単位時間採集法（緒方・竹松, 1999）について、棲息種数の推計手法を検討し、従来の単位面積採集法との効率比較を行なった。

調査地および調査方法

1. 調査地

アリ類の採集は、1996年の7月～9月に、広島市内の二葉山、元宇品、比治山の3カ所で行なった。これらは広島市内の代表的な緑地で、まとまった面積の森林が残されている場所である。調査地は、二葉山では山麓部の夏緑樹林、元宇品では展望広場そばの照葉樹林、比治山では照葉樹と夏緑樹の混交林である。

2. 調査方法

各調査地におけるアリ類の棲息状況についてなるべく多くの情報を得るため、以下に示す3つの採集法を併用して調査を行なった。なお、いずれの採集法でも、♀のみ得られた場合には、種数のうちに含めなかった。

1) 単位時間採集法

単位時間採集法は、アリ類の定量調査法として提案されているもので（緒方・竹松, 1999）、一定の単位時間内にできるだけ多くの種を採集するという方法である。本調査では単位時間を30分とし、この間に地表の見取りやA₀層のふるい取り、石起こし等で見つけたアリ類の全種を採集した。調査地ごとに林床の微環境が異なっていることを考慮して、ふるい取りや石起こしの場所や回数などには一切制限を設けなかった。したがって、サンプルごとの探索面積などは必ずしも一定ではないが、林内のなるべく広い範囲を歩き回って採集し、探索場所がオーバーラップしないように留意した。単位時間採集法による調査はいずれも8月に実施し、二葉山と元宇品では各6回、比治山では5回反復した。

2) 単位面積採集法

直径20cmの金属製円筒枠を用いてA₀層を採取し、現地でふるいにかけてA₀層内のアリ類を採集する方法である。今回は調査面積を増やすために、直径20cmの円筒枠に加えて直径25cmの円筒枠も併用した。二葉山では8月と9月に、20cm円筒枠で計16回分、25cm円筒枠で10回分を採集した。

元宇品では8月と9月に、20cm円筒枠で13回分、25cm円筒枠で8回分、比治山では7月と9月に、20cm円筒枠で14回分、25cm円筒枠で9回分の採集をそれぞれ行なった。時間の節約を図るため、サンプルは数回分を適宜プールして採集した。

3) 地表の見取り調査

A₀層のふり取りでは地表を敏捷に徘徊する大型の地表徘徊性種を取り逃がすことがあるので、これらの種については地表の見取り調査を別途行なって補完した。今回は30分間の見取り調査を、二葉山と元宇品では8月に、比治山では7月に、それぞれ1回行なった。

出現種数の推定法

種多様性の評価には、採集された総種数やそれから求めた種密度、あるいは多様度指数などが用いられる。しかし、これらの指数は、調査努力(時間、回数、面積、トラップ数など)すなわちサンプルサイズによる影響を受ける。したがって、場所間や地域間の比較を行なうに際しては、これらの調査努力を統一することが望ましい。しかし、現実の問題として、全ての場合に調査努力を揃えることは、労力・時間等の制約から困難なことが多い。そこで、調査努力が異なる場合にも比較を可能にするため、定量的な反復調査の結果に基づき、任意の調査努力を払ったときに得られるであろう種数の推定値を求める必要が出てくる。このような場合の種数の推定法としては、1) 累積種数曲線 (Species accumulation curve) や種数面積曲線 (Species area curve) による推定法、2) 個々の種のアバダンス分布に基づく推定法、3) 個々の種の個体数や出現頻度に基づくノンパラメトリックな推定法などがある (Palmer, 1990, 1991; Baltanás, 1992; Colwell and Coddington, 1994; Gaston, 1996)。

1. 採集された総種数

採集種数は棲息種数の最も直截的な近似であり、調査努力がほぼ等しい場合には、これのみで種数の大小を比較できる。ただし、採集された総種数

は、大抵の場合、実際に現地に棲息する「真の」種数の一部分でしかない。したがって、以降に述べる方法で推定した種数が、採集された総種数を明らかに下回る場合は、その推定値および推定法は不適当なものと判断することができる。

2. 累積種数曲線による種数の推定

調査努力と得られた種数の間に、累積種数曲線で表される関係が認められることはよく知られている (Soberón and Llorente, 1993; Colwell and Coddington, 1994; Longino and Colwell, 1997)。本稿では、調査努力(ここでは調査時間)から出現種数の予測を行なうために、以下の4つの回帰モデルを検討した。

$$ES(t) = a + b \log(t) \quad (1)$$

$$ES(t) = \frac{1 \ln(1 + abt)}{a} \quad (2)$$

$$ES(t) = \frac{S_{\max} t}{a + t} \quad (3)$$

$$ES(t) = S_{\max} (1 - e^{-at}) \quad (4)$$

ここで、 $ES(t)$ は t 分間の採集を行なった場合の採集種数の期待値、 S_{\max} は種数の漸近値、すなわち棲息している全種数の推定値であり、 a, b は回帰式の定数である。回帰式は、30分の単位時間採集によって得られた全サンプルの、可能な全ての組み合わせ(二葉山と元宇品では63通り、比治山では31通り)から、STATISTICA ver. 5.1J (StatSoft, 1996) を用いて準ニュートン法によって求めた。

上記の回帰モデルのうち、(1)式は小面積スケールにおける種数・面積曲線としてよく知られており、アリ類においても群落内スケールで回帰式への適合がよいことが知られている(寺山, 1991)。(2)式も(1)式と同様の対数モデルで、Soberón and Llorente (1993) で検討されたものであるが、(1)式と異なり y 軸切片を持たない、すなわち原点を通る形になっている。(3)式は双曲線モデルとして知られるもので、生物学ではむしろ酵素反応速度論における Michaelis-Menten の式としてよく知られているが、やはり累積種数曲線の回帰モデル

として用いられる (Soberón and Llorente, 1993; Keating, 1998). (4)式は Soberón and Llorente (1993) や Colwell and Coddington (1994) において検討された負の指数モデルであるが、ここに示した(4)式は、Colwell and Coddington (1994) の表記に従っている。(1)式と(2)式は非漸近の単調増加モデルであり、調査努力の増加に伴って採集種数は無限に増加すると仮定しているため、調査対象地の範囲が空間的に規定されている場合を除けば、棲息種数を直截には推定できない。一方、(3)式と(4)式は漸近モデルであり、漸近値すなわち最大種数の予測値が得られるため、棲息種数の推定には都合がよい。

3. ノンパラメトリック法による種数の推定

ノンパラメトリックな種数の推定法としては、ジャックナイフ法やブートストラップ法がよく知られている (Palmer, 1990, 1991; Colwell and Coddington, 1994; Gaston, 1996)。本研究においては、各種の出現頻度、特に全サンプル中に1回だけ、ないしは2回だけ出現した「稀な」種の数に基づくジャックナイフ法によって種数の推定を行なった。

$$ES = S_{\text{obs}} + RS_1 \frac{n-1}{n} \quad (5)$$

$$ES = S_{\text{obs}} + RS_1 \frac{2n-3}{n} + RS_2 \frac{(n-2)^2}{n(n-1)} \quad (6)$$

(5)式は Heltshe and Forrester (1983) によって提案された一次のジャックナイフ法による種数の推定式で、 S_{obs} は n 回の採集によって得られた全種数、 RS_1 はそのうち1つのサンプルにのみ出現した種の数である。また、(6)式は Smith and van Belle (1984) によって提案された二次のジャックナイフ法による推定式で、全サンプル中2つのサンプルにのみ出現した種の数 RS_2 の情報を加味したものである。ただし、ここに示した(6)式は、Smith and van Belle (1984) の式にみられる誤植を訂正した Palmer (1990) の式を用いた。

結 果

1. 種数の推定法の検討

3種類の採集法を併用して調査した結果、二葉山・元宇品・比治山で各々24種・24種・22種のアリが得られた (Table 1)。現地に棲息するアリ類の「真の種数」は、ここで得られた総種数を下回ることはないはずである。

本研究においては、アリの生活型が採集効率に影響する可能性を考慮して、単位時間採集で得られたアリのサンプルを、次のような3つの場合に分けて、各々に回帰モデルの当てはめを行なった。すなわち、1) 得られた全種、2) たまたま採集されたと考えられる樹上性種を除いた場合、3) 樹上性種および地表徘徊性種を除いた場合、の3つである。明らかに、得られた全種を用いて回帰した場合の方が、サンプルの一部を用いて回帰した場合よりも適合がよかった (Table 2)。

4つの回帰モデル間で比較した場合、非漸近モデル(1)、(2)の方が、漸近モデル(3)、(4)に較べて決定係数 (R^2) が高く、モデルとしての適合がよいことが示された。

各回帰モデルの特性について更に検討するために、全種を用いた場合の回帰結果 (300分まで外挿) を Fig. 1 に示した。このグラフから以下のような点が明らかである。第一に、非漸近の対数モデルである(1)式と(2)式では、(2)式の方が僅かに高い値を示すものの、5時間後でも予測値にほとんど差が無く、両者は事実上等しいとみてよい。第二に、単位時間採集全体で得られた種数 (3地点とも19種) と、それに要した調査時間 (二葉山と元宇品では180分、比治山では150分) から回帰モデルを用いて求めた予測種数とを比較したところ、二葉山と元宇品では対数モデルが、比治山では双曲線モデルが、それぞれ最も実測値に近い値を示した。負の指数モデルは他のモデルに比べて予測値と実測値の差が大きかった。第三に、漸近モデルの(3)式と(4)式は、非漸近の対数モデルよりも低い値を示した。

Table 1 Results of myrmecofaunal surveys in three forests in 1996

Species	Method ¹⁾	Futabayama				Moto-ujina				Hijiyama			
		TU	E	H ₂₅	H ₂₀	TU	E	H ₂₅	H ₂₀	TU	E	H ₂₅	H ₂₀
<i>Lasius japonicus</i> Santschi		+											
<i>Crematogaster matsumurai</i> Forel		+											
<i>Vollenhovia emeryi</i> Wheeler			+										
<i>Smithistruma hirosheimensis</i> Ogata & Onoyama				+									
<i>Discothyrea sauteri</i> Forel				+	+								
<i>Pheidole fervida</i> Fr. Smith		+	+	+	+								
<i>Epitritus hexamerus</i> Brown		+						+	+			+	
<i>Lasius hayashi</i> Yamauchi & Hayashida		+				+	+	+			+	+	
<i>Proceratium itoi</i> (Forel)		+				+		+	+			+	+
<i>Amblyopone silvestrii</i> (Wheeler)		+				+		+	+			+	+
<i>Aphaenogaster famelica</i> (Fr. Smith)		+					+				+	+	
<i>Smithistruma benten</i> Terayama, Lin et Wu		+			+	+					+		
<i>Solenopsis japonica</i> Wheeler		+		+	+						+		
<i>Formica hayashi</i> Terayama & Hashimoto		+	+	+		+	+	+			+	+	
<i>Paratrechina flavipes</i> (Fr. Smith)		+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+
<i>Pristomyrmex pungens</i> Mayr		+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	
<i>Crematogaster osakensis</i> Forel		+	+	+	+	+		+			+	+	+
<i>Pachycondyla chinensis</i> (Emery)		+		+	+	+	+	+	+		+	+	+
<i>Ponera scabra</i> Wheeler		+		+	+	+		+	+		+	+	
<i>Hypoponera sauteri</i> Onoyama		+		+	+	+		+	+		+	+	+
<i>Strumigenys</i> sp. (nr. <i>lewisii</i> Cameron)		+		+	+	+		+	+		+	+	+
<i>Oligomyrmex yamatonis</i> Terayama		+		+	+	+		+	+		+	+	+
<i>Camponotus japonicus</i> Mayr			+			+	+				+	+	
<i>Pentastroma canina</i> Brown & Boisvert				+	+	+		+	(♀)		+		+
<i>Myrmecina nipponica</i> Wheeler				+		+		+	+		+		
<i>Plagiolepis flavescens</i> Collingwood						(♀)							+
<i>Aphaenogaster japonica</i> Forel						+							
<i>Camponotus nawai</i> Ito						+	+	+					
<i>Vollenhovia benzai</i> Terayama & Kinomura						+	+	+	+				
<i>Epitritus hirashimai</i> Ogata								+	+				
<i>Crematogaster matsumurai</i> vagula Wheeler								+					
<i>Trichoscapa membranifera</i> (Emery)								+					
<i>Monomorium intrudens</i> Fr. Smith											+	+	
<i>Camponotus vitosus</i> Fr. Smith												+	
Number of species ²⁾		19	7	14	13	19	10	19	14	19	9	9	11
Total				24				24				22	
Excluding arboreal species				23				22				21	
Excluding arboreal/epigeal species				19				17				17	

1) TU, Time unit sampling (30 min); E, Epigeal ant sampling (30 min); H₂₀, Hypogeal ant sampling using circular sampler 20 cm diameter; H₂₅, Hypogeal ant sampling using circular sampler 25 cm diameter.

Sampling date: Futabayama, 2 and 26 Aug. (E and H₂₅), 18 and 26 Aug. (TU), 15 Sept. (H₂₀);

Moto-ujina, 6 Aug. (E and H₂₅), 22 Aug. (TU), 11 Sept. (H₂₀);

Hijiyama, 28, July (E and H₂₅), 23 Aug. (TU), 12 Sept. (H₂₀).

2) Excluding the data with female only captured.

Table 2 Regression statistics of three-level diversity parameters in three stands

Stand and regression model	Total species				Epigeal/ Hypogeal species				Hypogeal species			
	a	b	S _{max}	R ²	a	b	S _{max}	R ²	a	b	S _{max}	R ²
Futabayama (n=63)												
ES(t)=a+b·log(t)	-5.377	10.781	-	0.872	-4.019	9.810	-	0.819	-4.662	8.840	-	0.848
ES(t)=(1/a)·ln(1+a·b·t)	0.201	1.231	-	0.872	0.224	1.421	-	0.819	0.245	0.946	-	0.847
ES(t)=S _{max} ·t/(a+t)	34.941	-	21.978	0.861	31.358	-	20.623	0.811	35.824	-	17.792	0.846
ES(t)=S _{max} ·(1-e ^{-a·t})	-0.025	-	17.872	0.821	0.027	-	16.979	0.770	0.025	-	14.406	0.821
Moto-ujina (n=63)												
ES(t)=a+b·log(t)	-3.867	10.053	-	0.702	-2.509	9.083	-	0.630	-0.913	6.708	-	0.587
ES(t)=(1/a)·ln(1+a·b·t)	0.218	1.541	-	0.703	0.245	1.844	-	0.630	0.335	1.942	-	0.587
ES(t)=S _{max} ·t/(a+t)	30.683	-	21.356	0.688	27.315	-	20.056	0.618	23.940	-	15.590	0.579
ES(t)=S _{max} ·(1-e ^{-a·t})	0.027	-	17.639	0.642	0.030	-	16.774	0.573	0.032	-	13.221	0.534
Hijiya (n=31)												
ES(t)=a+b·log(t)	-5.152	11.255	-	0.856	-5.152	11.255	-	0.856	-5.181	9.298	-	0.767
ES(t)=(1/a)·ln(1+a·b·t)	0.193	1.423	-	0.856	0.193	1.423	-	0.856	0.228	0.893	-	0.767
ES(t)=S _{max} ·t/(a+t)	30.594	-	22.685	0.855	30.594	-	22.685	0.855	35.081	-	18.148	0.762
ES(t)=S _{max} ·(1-e ^{-a·t})	0.030	-	18.360	0.831	0.030	-	18.360	0.831	0.027	-	14.449	0.739

Abbreviations are shown in Figure 1.

(3)式と(4)式によって得た最大種数の予測値(S_{max})は、二葉山と元宇品では明らかに過小推定になっていた (Table 2)。比治山では、(3)式による最大種数の予測値 (22.7種) は、実際に1996年の調査で得られた総種数 (22種) に近い値を示したが、(4)式による予測値 (18.4種) は依然過小推定になっていた。ただし、本研究の2年後の1998年に二葉山と比治山でアリの調査を行なう機会があり、比治山ではその際新たにオオズアリ *Pheidole noda* F. Smith, ウメマツアリ *Vollenhovia emeryi* Wheeler, サクラアリ *Paratrechina sakurae* (Ito)の3種が記録された。この事を考慮するとやはり(3)式による推定値は過小評価であったと考えられる。なお、二葉山では1998年の調査で新たに追加された種はなかった。

単位時間採集の結果に基づくノンパラメトリックなジャックナイフ法による推定の結果は Table 3 に示す。一次と二次のいずれのジャックナイフ法によっても、得られた推定種数は実際に得られた総種数に近い値となっていた。特に、より多くの情報に基づく二次のジャックナイフ法の場合は、1996年の調査で得られた総種数とほぼ等しい値と

なっていた。

2. 単位面積採集法との比較

A₀層の単位面積採集法では、アシナガアリ、ハヤシクロヤマアリ、クロオオアリ等の地表徘徊性の種を取り逃がすことがあったため、全体としては、単位時間採集法でより多くの種類が得られる傾向があった (Table 1)。しかし、各調査地での調査努力 (所要時間や反復数) が異なるため、単純な比較はできない。そこで、調査時間 (単位時間採集法) と調査面積 (単位面積採集法) に対しての累積種数曲線を各調査地で描いて、その傾向を比較した (Fig. 2)。単位時間採集法との比較のため、単位面積採集法のグラフには、任意の面積を調査するのに要した時間 (Handling time) を書き加えてある。回帰モデルとしては、先の検討の結果適合のよかった対数モデル (Table 2) を用いた。両方法での比較を妥当なものとするため、A₀層の単位面積採集法では取り逃がすことが少ない地表徘徊性の種と、たまたま採集されたと考えられる樹上性の種については除外して検討した。そのため単位時間採集法でのモデルへの適合度はやや低い値となっていたが、元宇品を除け

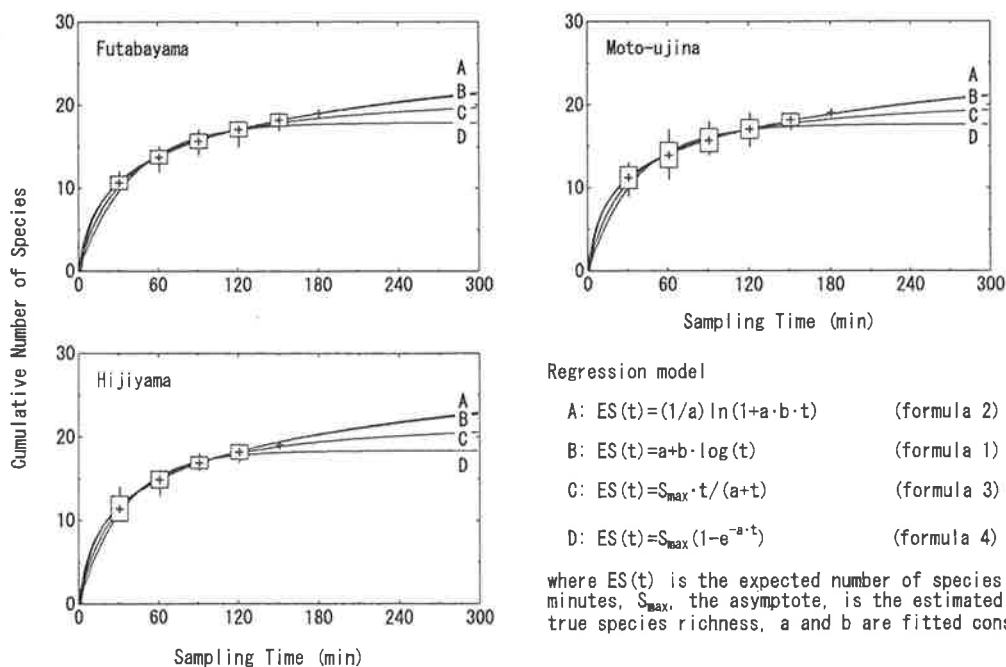


Fig. 1 Comparison of the regression models for species accumulation curves. Plus shows the mean number of ants; box shows the standard deviation; bar shows the range (max-min).

Table 3 Estimation of species richness by non-parametric Jackknife methods

	Futabayama	Motoujina	Hijiya
Estimation			
1st order Jackknife	23.167	23.167	22.200
2nd order Jackknife	24.367	24.367	22.350
Total species			
in time unit sampling method	19	19	19
in all three sampling methods	24	24	22*

* In 1998, three additional species were recorded.

ば、回帰式の決定係数は単位面積採集法の場合よりも高かった。

調査の所要時間を考慮して、単位時間採集法と単位面積採集法の採集効率を比較したところ、二葉山の場合、単位面積採集法では14種を得るのに約340分を要したが、回帰式からの算定によると、単位時間採集法で同じ14種を得るのに要する時間は約180分となった。同様に、元宇品では単位面積

採集法で17種を得るのに約460分を費やしたのに対して、単位時間採集法での所要時間は約370分、比治山では11種を得るのに単位面積採集法では約330分を要したのに対し、単位時間採集法ではわずかに55分となった。これらより、単位時間採集法の採集効率が、単位面積採集法に比して高いことが明らかとなった。

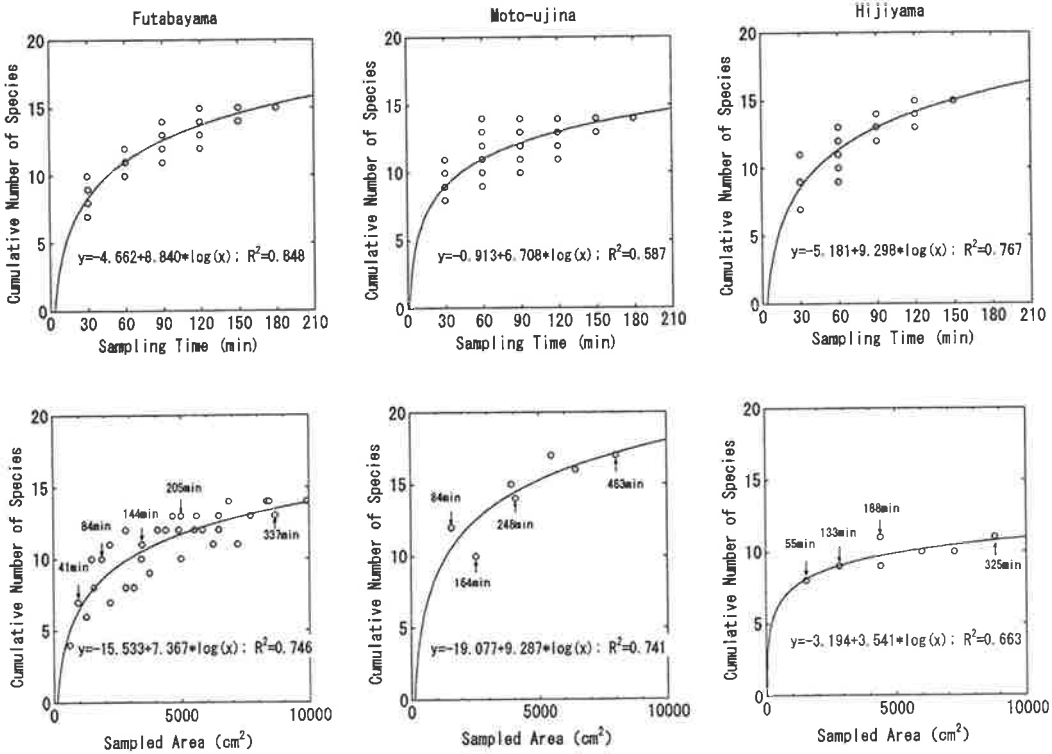


Fig. 2 Comparison of species accumulation curves based on the time unit sampling method (tops) and the area unit sampling method (bottoms). Numerical value added in bottom graph shows the handling time required to survey the area.

考 察

単位時間採集に基づく累積種数曲線の決定係数はいずれも高く (Table 2), 採集時間を単位とした定量的な採集・解析が可能であることを示唆していた。以下では、今回用いた各回帰モデルの妥当性についての検討を行なう。

漸近モデルである双曲線モデルと負の指数モデルは、非漸近モデルである対数モデルよりも適合が劣り、概して過小評価になる傾向があった。Soberón and Llorente (1993) はこれらのモデルを実際の調査結果に当てはめ、対数モデル > 双曲線モデル > 負の指数モデルの順に推定値が小さくなる傾向を示し、負の指数モデルは、よく調査された分類群について、小面積あるいは均質な地域を対象とした場合に妥当なモデルであると述べて

いる。そして、あまりよく調査されていない分類群について、大面積あるいは不均質な地域を対象にした場合には、モデル自体の性質から見ても、対数モデルか双曲線モデルの適用が妥当であると論じている。双曲線モデルについては、Palmer (1990) がやはり過小評価になりがちなことを報告しているが、Colwell and Coddington (1994) は Palmer (1990) が解析に用いた式の形は偏りを生じやすく、必ずしも妥当なものでないことを指摘している。また、Keating (1998) は双曲線モデルについて検討し、モデル自体の性質からみて、野外調査への当てはめには実用上の問題があるとしている。

以上を考慮すると、累積種数曲線に対しては対数モデルの当てはめが適当と考えられる。しかし、非漸近の対数モデルからは、「真の」種数の推定

値を直截に求めることはできない。但し、Colwell and Coddington (1994) は、累積種数曲線の有用性は、棲息種数の推定よりもむしろ、記録種数の追加状況から更に必要な調査労力を予測できる点にあると述べている。また、任意の調査努力における採集種数の推定値を得ることによって、調査努力の異なる場所間での種多様性を比較できるという点は、今後一層活用されるべき累積種数曲線の利点であろう。

次に、単位時間採集の結果をノンパラメトリックなジャックナイフ法に適用した場合、より多くの情報に基づく二次のジャックナイフ法で得た推定値が、より多くの労力（時間にして約3倍）を払って得られた総種数に非常に近い値を示した。Palmer (1990) や Baltanás (1992) は、ジャックナイフ法による推定が精度の高いものであることを報告しているが、本研究においても、単位時間採集の結果に基づくジャックナイフ法による推定が、効率の面からも有用であることが示唆された。

以上のことから、単位時間採集法は、種数の推定や比較のためにも有効な定量調査法であるといえる。特に、単位面積採集法と比較すると、調査に要する時間が少なくすむという利点がある。調査所要時間の短縮は、同じ時間でそれだけ多くの反復調査を可能にし、調査精度を高めることにも通じる。また、現実の調査においては、天候やスケジュール等の制約から十分な調査時間がとれないことも考えられる。この問題に関して、緒方・竹松 (1999) は、調査時間の総計が等しい場合には、単位時間の長短と得られた種数との間には明瞭な傾向が認められないことから、時間的余裕が充分にない場合には、単位時間を短くにとってサンプル数を増やし、回帰式の信頼性を高めることを薦めている。同様に Heltshe and Forrester (1983) も、ジャックナイフ法による推定では、コドラートサイズを大きくするよりも調査回数を増やす方が、推定精度を高めるのに有効だとしている。

単位時間採集法での調査の際には、サンプルの一部分だけを用いて累積種数曲線を回帰すると、

精度が落ちる。したがって、たとえば、アリとゴキムシを対象にした単位時間採集のデータから、アリだけを抜き出して求めた結果と、はじめからアリだけを対象とした調査の結果とを比較するようなことは妥当でないと言える。また、調査者による結果の偏りは、どのような調査においてもみられる問題であるが (Natuhara *et al.*, 1996; 東海林ら, 1998; 山本, 1998), 単位時間採集法では調査者の熟練度などによる個人差が大きく影響すると考えられる。緒方・竹松 (1999) は、経験者と未経験者との間で採集種数に差があることを報告しており、単位時間採集法において偏りのないデータを得るためには、同一人か、あるいは同程度のトレーニングを受けた調査者が調査にあたる必要がある。

以上の点を考慮すると、同一人または同程度の調査技術をもつ少数者による単位時間採集は、アリ類の簡便な定量調査法としてきわめて有効であると考えられる。調査結果を基に種数の評価を行なうに際しては、対数モデルによる累積種数曲線とジャックナイフ法の適用が妥当であろう。

謝 辞

本稿をまとめるにあたり、アリ類の同定をはじめ有益なご助言をたまわった九州大学熱帯農学研究所センター助教授の緒方一夫博士、ならびに累積種数の計算プログラム作成の労を執られた広島県環境保健協会の和田秀次博士に、この場を借りて衷心よりお礼申し上げる。

引用文献

- Baltanás, A. (1992) On the use of some methods for the estimation of speccies richness. *Oikos* 65: 484-492.
- Coddington, J. A., C. E. Griswold, D. Silva Dávila, E. Peñaranda, and S. F. Larcher (1991) Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. In "The unity of evolutionary

- biology: Proceedings of the fourth international congress of systematic and evolutionary biology*" (Dudley, E. C. ed.), pp. 44-60, Dioscorides Press, Portland, Oregon.
- Colwell, R. K. and J. A. Coddington (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transaction of the Royal Society of London B, Biological Science* **345** : 101-118.
- Gaston, K. J. (1996) Species richness: measure and measurement. In "*Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference*" (Gaston, K. J. eds) pp.77-113, Blackwell Science, Oxford.
- Heltshe, J. F. and N. E. Forrester (1983) Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* **39** : 1-11.
- 平川浩文・樋口広芳 (1997) 生物多様性の保全をどう理解するか. *科学* **67** : 725-731.
- Keating, K. A. (1998) Estimating species richness: the Michaelis-Menten model revisited. *Oikos* **81** : 411-416.
- Longino, J. T. and R. K. Colwell, (1997) Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecological Applications* **7** : 1263-1277.
- 前田 琢 (1997) 失われゆく生物多様性と人間の責務. *科学* **67** : 732-739.
- Majer, J. D. (1983) Ants: Bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. *Environmental Management* **7** : 375-383.
- Natuhara, Y., C. Imai, M. Ishii, Y. Sakuratani and S. Tanaka (1996) Reliability of transect-count method for monitoring butterfly communities. 1. Repeated counts in an urban park. *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* **8** : 13-22.
- 緒方一夫・竹松葉子 (1999) II.アリ類. 平成8年度～平成10年度科学研究費補助金研究成果報告書「生物多様性モニタリングに及ぼす諸要因の研究」緒方一夫 編, pp. 7-27.
- Palmer, M. W. (1990) The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* **71** : 1195-1198.
- Palmer, M. W. (1991) Estimating species richness: The second-order jackknife reconsidered. *Ecology* **72** : 1512-1513.
- Romero, H. and K. Jaffe (1989) A comparison of methods for sampling ants (Hymenoptera, Formicidae) in savannas. *Biotropica* **21** : 348-352.
- 東海林克彦・箕輪隆一・稲川 良 (1998) ファオナ及びフロラ調査の精度に関する研究. *ランドスケープ研究* **61** : 334-344.
- Smith, E. P. and G. van Belle (1984) Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* **40** : 119-129.
- Soberón M. J. and B. J. Llorente (1993) The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* **7** : 480-488.
- Stat Soft, Inc. (1996) STATISTICA for Windows ver. 5.1J. StatSoft, Inc., Tulsa.
- 寺山 守 (1991) アリ群集における種数・面積関係. *桐朋学園女子部研究紀要* **6** : 2-16.
- 寺山 守 (1997) 多様性保護の視点からの環境保全—アリ群集を用いた研究例を中心に. *生物科学* **49** : 75-83.
- 鷲谷いづみ (1997) 生物多様性とは何か—「危機」が生んだ科学用語. *遺伝 別冊* **9** : 7-12.
- 山本道也 (1998) ルートセンサス法. 「チョウの調べ方」日本環境動物昆虫学会 編, pp. 29-43. 文教出版, 大阪.

富士山北麓森林地帯のチョウ類群集における 成虫の食物資源利用様式

北原 正彦

山梨県環境科学研究所

(受領 : 1999年9月24日 ; 受理 : 2000年1月10日)

Food Resource Usage Patterns of Adult Butterfly Communities in Woodland Habitats at the Northern Foot of Mt. Fuji, Central Japan. Masahiko Kitahara (Department of Animal Ecology, Yamanashi Institute of Environmental Sciences, Kenmarubi, Fujiyoshida, Yamanashi 403-0005, Japan). *Jpn. J. Environ. Entomol. Zool.* **11** : 61 – 81 (2000)

The food resource usage patterns of adult butterflies were analyzed based on the data collected through transect surveys conducted in various types of 7 woodland sites at the northern foot of Mt. Fuji, central Japan, from April to November, 1996. Forty-eight varieties of adult diet resources were recorded in this study. Of these, 45 varieties were plants, and all but one were used as sipping flower nectar. Most plant species used were herbaceous and perennials and conspicuously seen in sleeve communities near forest edges and along roads and paths. The resource most used by many butterfly species was water as sipping mud. Adult resource breadth was variable among butterfly species, and it was positively correlated with both the annual mean population density and the number of sites recorded. The number of adult diet resource varieties recorded in each site was positively correlated with its total mean population density, but not with its total number of species. From the analysis of adult diet resources, I recommend that, to maintain the diversity of local woodland butterfly communities, woodlands with sunny edges and gaps featured by growing sleeve communities, which include many adult diet resources, should be kept as extensively as possible. In addition, it is better that woodlands should be composed of broad-leaved rather than coniferous trees, and that bare patches such as roads and paths that are available for sipping mud should be arranged close to woodlands.

Key words : Adult food, Butterfly community, Butterfly conservation, Flower nectar, Resource usage pattern, Woodland

山梨県富士山北麓部に位置する様々なタイプの7つの森林地区で、1996年の4月から11月までトランセクト法を用いてチョウ類群集の個体数モニタリング調査を行った。本論文では、その際に集積された成虫の食物資源のデータに基づき、成虫の資源利用様式を解析した。全地区を通じて、48種類の成虫食物資源が確認できた。その内、45種類は植物種で、クヌギを除き全てが花蜜の利用であった。また、利用された植物種の多くは草本であり、中でも多年草（の花）がよく利用されていた。最も多種のチョウに利用されていた食物資源は水であり、利用の様式は全て路上での吸水であった。成虫の食物資源のニッチ幅は、種間で変異が見られ、それは各種の年平均個体数密度および出現地区数との間で正の相関関係を示した。一方、各地区で確認できた成虫の食物資源の種類数は、地区ごとの総年平均密度（全種の密度の合計値）との間で正の相関を示したが、地区ごとのチョウの総種数との間では有意な関係を示さなかった。地域の森林性チョウ類群集の多様性を維持するには、成虫餌資源の多いソデ群落の発達した日当りの良い林縁や空地を擁する森林を広く保全すること、吸水ができるような道路などの裸地を森林周辺に配置すること、森林は針葉樹林よりは多様な樹種からなる広葉樹林の方が望ましいことなどの結論を得た。

緒 言

今まで、チョウのトランセクト調査は、イギリスを中心にして世界で広く行われてきている (Pollard, 1977; 石井, 1993; Pollard and Yates, 1993)。日本でも、森下 (1967) の先駆的研究を筆頭に、近年、広くトランセクト法を用いたチョウ類の群集構造解析の研究が行われるようになった (山本, 1988, 1998; 石井, 1993; 矢田, 1996a; 今井・石井, 1998)。一方、現在急速に進行しつつある地球的規模の生物多様性の著しい衰退に対し、それらの現状を詳細に把握し、保護・保全策を探っていく保全生物学・保全生態学が台頭してきた。その中でも、トランセクト法を積極的に活用した生物群集の評価とその保全の研究が盛んに行われている (Spitzer *et al.*, 1993, 1997; Hill *et al.*, 1995; Hamer *et al.*, 1997; Natuhara *et al.*, 1999)。現在、トランセクト法は群集をモニタリングできる数少ない簡便な手法として、また群集の保全生物学的アプローチに寄与できる強力な手法としての地位を確立しつつある。

しかし、上記のようなトランセクト法を使用し

た研究は、ほとんどが群集構成種の成虫の個体数モニタリングのデータに基づくものであり、利用資源のデータまで含めて群集解析を行った研究はほとんど知られていない。チョウの食物資源利用に関する研究も、定性的記載が知られているのみで (福田ら, 1982, 1983, 1984a, b)、資源利用様式を群集レベルで定量的に解析した研究は知られていない。

チョウ類群集の保全を考えるには、群集の種多様性の様式とそのメカニズムの解明は必須の事項である。一般にチョウ類の種数や種多様性は、生態的遷移の途中の段階で最も多くあるいは高くなり、極相林などの遷移の後期の段階になるとかえって減少することが知られている (Erhardt, 1985)。その理由の1つとして、遷移の途中の段階でチョウの利用する食物資源が種類のにも量的にも最も豊富に存在することが挙げられる。したがって、チョウ類群集の保全を考える上で、その利用食物資源の解析は重要な部分を占めると考えられるが、チョウ類群集の多様性と利用資源の関係を定量的に解析し、その保全について考察した研究はほとんど知られていない。

本論文においては、まず、前報（北原，1999）の調査時に集積した成虫の食物資源のデータを基にして、富士山北麓の標高1,000m近傍の森林地帯チョウ類群集の成虫の食物資源の利用様式を明らかにする。次に、利用餌資源の特徴とチョウ群集の多様性の関係を解明することにより、森林地帯の地域チョウ類群集の保全について考察する。

調査地および調査方法

1. 調査地の概要

調査は、富士山の北麓部の緩斜面に位置する山梨県富士吉田市剣丸尾および土丸尾周辺と南都留郡河口湖町の船津胎内周辺の森林地帯に設定した合計7ヵ所で行った。調査地区は地区間の直線距離が最大5.08km、標高920～1075mの間に設定し、各地区の調査ルートは長さ300mに固定した。

調査地区の環境は、北原（1999）に詳しく報じてあるので、ここでは概略のみ記す。

(1) 土丸尾第1地区

標高920～940m。調査ルートは幅員約11mの未舗装の道路（裸地）に沿って設定した。道路の両側は、高さ7～10mに育ったケヤマハンノキの植林であった。植林と道路の間は、ソデ群落（草地）が発達し、多くの草本植物が見られた。通常、道路の車の往来はほとんど無く、また歩行者もほとんど見られなかった。

(2) 土丸尾第2地区

標高920～940m。調査ルートはケヤマハンノキの林内を通る幅員約2mの未舗装の道路沿いに設定した。道路は草地化しており、多くの草本植物が見られた。林縁部にはつる性植物や低木から成るマント群落が発達していた。

(3) 中ノ茶屋地区

標高1050～1075m。調査ルートは、平均幅員約4mの未舗装の歩道だが、歩行者はほとんど見られなかった。道の両側は高さ20～25mのアカマツとカラマツの植林が主体だが、広葉樹がかなり混じり混交林化している部分もあった。相対的に樹高が高く道幅が狭いために、ルート沿いの大部分

は閉鎖空間になっており、ソデ・マント群落は未発達であった。

(4) 北麓公園地区

標高1010～1030m。調査ルートは幅員8mの舗装された県道沿いの歩行者道路（幅員3mの舗装道）に設定した。県道の西側は高木層にアカマツ、亜高木・低木層に広葉樹が主体となるまとまった林が残存していたが、東側の公園側は、何種かの樹木がまばらに残された形になっており（一部は移植木もあり）、林床部や植栽芝の部分は年に2～3回、徹底した草刈（芝刈）が行われた。

(5) 山梨環境研地区

標高1030～1050m。林齢約100年、樹高20～25mのアカマツ群落で、亜高木・低木層は、コナラ、ミズナラ、カツラ、ソヨゴ、リョウブ、コメツガ、ウラジロモミなどの広葉樹が主体となっていた。調査ルートはアカマツ林に切り開かれた工事用作業路（幅員約8mの未舗装の車道）に沿って設定した。林縁は切り開かれたばかりの状態、ソデ・マント群落は未発達で、草本植物は貧弱であった。また、林床植生も貧弱で未発達の状態であった。

(6) 船津胎内第1地区

標高1050～1060m。高木層はアカマツ、カラマツ（一部ヒノキ）の植林で、樹高は約12～20mであった。亜高木・低木層は、ケヤマハンノキ、シラカンバ、ヤナギ類、マメザクラ、タラノキなどが見られ、一部カラマツの幼齢植林があった。調査ルートは林内を直線状に横切る幅員約3mの未舗装の林道上に設定した。林道脇から林縁にかけてソデおよびマント群落が発達し、ススキ、ハルジオン、アカツメクサ、オカトラノオ、アレチマツヨイグサ、タイアザミ、ユウガギクなどの草本や、ヤマハギ、ノリウツギ、ヤナギ類が見られた。ルートの西端部分に沢状の地形（普段は枯れ沢）があり、樹林が切れて明るく、広葉樹が優占していた。道路脇の草刈が年1回のみ行われた。

(7) 船津胎内第2地区

標高1050～1070mの場所。船津胎内第1地区の西側に相当し、林道の延長線上にあたる。第1地

区と同様に、高木層はアカマツ、カラマツの植林で、樹高は約17~20mであった。調査ルートは第1地区と同じく幅員約3mの未舗装の林道上に設定した。亜高木層にはケヤマハンノキ、ヤナギ類、シラカンバなどが見られる。また、ソデ・マント群落も発達しており、ススキ、シロツメクサ、ツルフジバカマ、ナンテンハギ、タイアザミ、ノコンギクなどの草本やウツギ、ノリウツギ、マメザクラ、バラ科、ヤナギ類、ヤマハギなどが見られた。

2. 調査方法

調査は1996年の4月から11月まで、各地区月2回（4月と11月は月1回）、トランセクト・カウント法を用いて行った（北原，1999）。原則として晴天・微風の日の10:30~15:00の間に調査ルートを歩き、出現した全てのチョウ類成虫の種類、個体数を記録し、成虫の食物資源利用が確認された場合には、利用していた食物資源の種類と利用成虫個体数を記録した。

なお、スジグロシロチョウとエゾスジグロシロチョウは、1種として扱った。

3. データの解析

データの解析法の詳細は北原（1999）に示してある。

各種の年平均密度を算出するにあたっては、まず月個体数を4月から11月まで種ごとに算出した。通常は月2回の調査の個体数の平均値をそれに当てた。次に4月から11月までの月個体数を種ごとに合計して年間個体数を算出し、それを調査月数(8)で割ったものを月平均個体数とした。さらに、月平均個体数を1kmあたりの値に換算したものを種ごとの年平均密度とした。

確認された成虫の利用餌資源として、蜜源植物が最も多くを占めたが、これについては一年草、多年草（以上、草本植物）、低木、高木（以上、木本植物）に分類した。また、解析で扱った各群集構成種の化性は、海野・青山（1981）と実際のモニタリング結果に基づく個体数季節変動の値から推定した。各種の幼虫の潜在食性幅は、遠藤・

仁平（1990）に記載されている食餌植物を基にして、決定した。

結 果

1. 成虫の利用餌資源

Appendixに、この調査で成虫の利用が確認された全ての餌資源の項目（種類）と各資源を利用していたチョウの種と個体数の全7調査地区を込みにした値を記した。

成虫の利用餌資源は全地区を通じて48種類（アザミ類とタンポポ類はそれぞれ1種として扱った）が確認され、その内、45種類（93.8%）が植物であり、クヌギの樹液利用以外は全て訪花（花蜜の利用）であった。残りの3種類は、路上の水、人の汗、鳥の糞などの液体利用であった（Fig. 1）。また、利用された45種の植物の内訳は、草本が36種（80.0%）、木本が9種（20.0%）で、草本の内、一年草が7種（15.6%）、多年草が29種（64.4%）、木本の内、低木が6種（13.3%）、高木が3種（6.7%）であった。

Fig. 1に確認された成虫餌資源とそれらを利用していたチョウの種数の関係を示した。5種以上のチョウの利用が確認された餌資源は、路上水、ヒメジョオン、アカツメクサ、ウツギ、シロツメクサ、オカトラノオ、コウゾリナ、タイアザミの8種類であり、路上水とウツギを除いて、全て草本植物であった。これらは比較的多くのチョウ種が利用する餌資源とみなすことができよう。路上吸水は20種のチョウ類で確認され、またヒメジョオンは13種のチョウ類が利用していた。4種以下のチョウ種の利用が確認された餌資源は40種類であり、その多くは草本植物であった。これらは、当地域では比較的限られたチョウ種が利用する餌資源と考えることができる。

Fig. 2は、成虫餌資源とそれらを利用していた成虫の個体数（全てのチョウ種を込みにした値）の関係を表したものである。多くの個体に利用されていた餌資源は、前記の多くのチョウ種に利用されていた資源とほとんど同じで、タイアザミ、

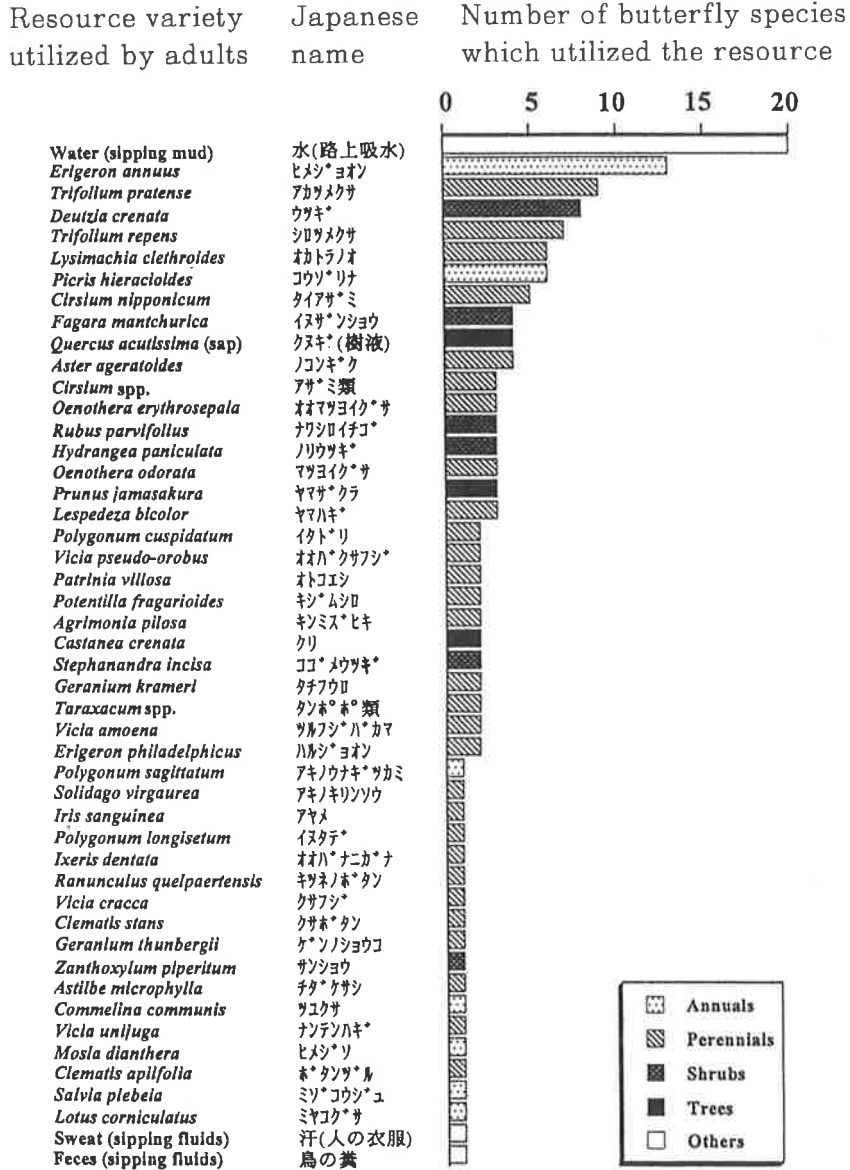


Fig. 1 Adult diet resources and number of butterfly species which utilized the respective resource.

路上水, ヒメジョオン, ウツギ, アカツメクサ, コウゾリナなどが該当し, 大部分が草本植物であった。中でもタイアザミでは74個体の利用が確認されたが, その内の53個体(71.6%)がイチモンジセセリであり, 本種の初秋の個体数増加期における重要な蜜源植物になっていたと考えられる。

上記以外の餌資源は, 少数の個体の利用しか確認されなかった。

Fig. 3は, 成虫餌資源とそれらが利用されていた調査地区数の関係を示したものである。4地区以上で成虫に利用されていた餌資源はタイアザミ, ヒメジョオン, 路上水, ヤマハギ, ノコンギクの