

Liberal Arts, Bull. Kanto Gakuen Univ., 14:29-72 28. March. 2006

関東学園大学紀要 Liberal Arts 第14集

<抜刷> 平成18年3月28日発行

生物多様性とその測定

Biodiversity and its Measurement

寺 山 守

MAMORU TERAYAMA

生物多様性とその測定

寺 山 守

Abstract

Biodiversity and its Measurement

MAMORU TERAYAMA

The distribution of biodiversity across the Earth can be described in terms of a relatively small number of broad-scale spatial patterns. Although these patterns are increasingly well documented, standard methods for the measurements of biodiversity have not been established yet. The methods of measurements are, developing rapidly, improving in those internal consistency, and more readily subjected to empirical challenge. In this article, several ecological methods for the measurements of species diversity were reviewed.

1. The increase of the number of species with decreasing latitude can be seen in many taxa, and the greatest richness or diversity of species is found in tropical rain forest. The latitudinal gradient in species richness is among the most widely documented of macroecological patterns. In Japan, species densities, diversity index values, and diversity curves by species-area relationships demonstrated low species diversity in the subarctic zone as compared with that of the temperate and the subtropical zones.
2. Of 16 major models of species-area relationships, 11 models are complex calculation including 3 or 4 parameters. The power function model (log species-log area relationship) is the most commonly used and provides good fits on scales from about 1 ha to 10^7km^2 .
3. Nine models of the species-accumulation relationships and 10 models of β -diversity indices were shown and briefly commented.
4. The Japanese component of various animal groups averages about 2% of their world species richness. An overall estimate of the species richness of Japan is approximately 300,000 to 3,000,000 species. The estimation ability of species richness from the number of species per unit was tested using the hymenopteran faunal data of Saitama Prefecture in Japan.

5. Fifty-seven species diversity indices for comparison of different communities were listed. Of these, three groups of indices were least affected by sample size, indicated good discriminant ability, and not strongly biased species richness nor evenness: 1) Simpson index series, $\ln(1/d)$, $1-d$, $1/d$ or $\sqrt{1/d}$, 2) Morisita's H^* , and its relatives H^*_n , $\text{Exp}H^*$ or $\text{Exp}H^*_n$, and 3) rarefaction methods $S(100)$ and $S'(n)$, or their relatives b and b' .
6. Of 43 faunal similarity indices (coefficients) for binary (presence-absence of species) data, the following indices are work well; Jaccard, Dice-Sørensen, Kulczyński, Driver-Kroeber, and with some reservation Pearson tetrachoric and Baroni-Urbani-Buser.
7. Several cases of disturbance of ecosystem and loss of species diversity by introduced species in Japan, e.g. Argentine ants, European bumblebees, and stag beetles, were also commented.

(目次)

1. はじめに
 2. 生物多様性の重要性
 3. 生物多様性の様相
 - 3-1. 地球上の生物種数
 - 3-2. 多様性の緯度傾斜
 - 3-3. 熱帯の多様性
 4. 地域生物相の所産種数推定
 - 4-1. 種数・面積関係
 - 4-2. 種数・個体数関係
 - 4-3. 特定生物群の種数からの総種数推定
 5. 種多様度の測定—多様度指数—
 6. β -多様度の測定— β -多様度指数—
 7. 生物相の類似性測定—類似度指数—
 8. 生物多様性の減少
 - 8-1. 地球規模での減少
 - 8-2. 外来種問題
 9. おわりに—生物多様性の認識—
- 参考文献

1. はじめに

「生物多様性 (biodiversity)」あるいは「生物学的多様性 (biological diversity)」という言葉に触れる機会が多くなった。環境破壊が加速度的に進む中で、貴重な自然環境を保護して行くべきだと言う機運が世界的に高まっているからだ。この生物の多様性が注目され始めたのは「生態学の基礎」の著者で有名な Odum の論文 (1969) 以降であろう。そして野生生物保護の国際的な動きの中で用語として定着したのは新しく、1980年代に入ってからである。「Biodiver-

sity」という言葉そのものは米国の Rosen (1986) によって初めて使われたものである (Hywood & Baste, 1995)。そして、Wilson & Peter 編集による著書「Biodiversity (1988)」は本用語の地位を確定的なものにした。

日本においても、「生物多様性」と言う言葉に触れる機会が多くなったことは、環境破壊が加速度的に進む中で、貴重な自然環境を保護して行くべきだと言う気運の高まりを示すものと判断され、やはり、非常に最近の動向と言えよう。

今日、地球環境問題の一つに位置付けられる生物多様性減少の問題は、熱帯林の減少、地域の自然保護や環境保全の問題を包含し、かつ他の環境問題と同様に関連分野の実に多い複合研究領域に該当する。ヒトが住みよい環境を模索し実現するために、自然科学の分野のみならず、政治や法律、経済、社会、教育と言ったさまざまな分野からの総合的な解決を図って行かなければならない高難度の問題である。その中で、自然科学の役割は、基本的に正確なデータの提供であろう。もちろん、現状が正確に把握されたことが単純に問題の解決には繋がらない。しかも、社会の中に多様な価値観や倫理観の相違、生活様式の相違が見られ、最大公約数を見つけ出す事は難しい。都市域と都市近郊、そして農村部であっても各地域の住み良い生活環境の設計は異なって来よう。しかし、先ず生態系の機能や動態を把握することは、具体的な環境保全の方策が計られるための必須の基礎資料である。にもかかわらず、現状はこのような生物学が率先して取り扱うべき領域の知見や情報は決して多くない。例えば、ヒトの活動と生物的環境との関連やある環境の中での生物の挙動、生態系のシステムそのものの動態等未解明な部分は実に多い。さらに現在、「生物多様性の保全」と言う言葉が新聞や雑誌紙上を賑わせている中で、生物学分野では様々な制約もあり生物多様性そのものを十分に把握できずにいる状況にある。

現在、環境問題は南北問題であり、貧困から来る食糧問題と関連し、実質人口問題であると考えている人は少なくない。環境問題が、南北問題であれば政治的解決が必須であると言った論調も紙上で多く見かける。その一方で、生態系の基礎データの集積と言ったような基本的部分が、あまりにもなおざりにされている不安感を同時に抱く。前述したが、地球規模で進行する生物多様性の減少は現実であり、重要な地球環境問題の一つである。もちろん、政治的・社会的分野の参入なしには具体的解決はありえないのが、しかし、多くの基礎科学分野が強く関与して正確な資料を提出するべき問題であり、それと同時に、私達のあるべき生活を問う問題でもある。多くの解決すべき重要な課題を抱えている。

生態系の中で生物群集を構成する種間には、さまざまな様式の相互作用が存在し、そのような複雑な関連の中で、人によっては共生系と呼ぶような有機的、立体的な関係が群集の中に組み立てられ、維持されている。それゆえ、生物多様性を維持することは健全な環境保全のために欠くことのできない重要な視点の一つであろう。そして、このような生態系機能を支える生物多様性の研究からのアプローチは、純然たる自然環境のみならず、里山や農村、そして人為

の影響の高い都市的環境においても適用される。近年、特に地域生態系を保護の単位として考え、その評価基準として生物多様性を重視する発想が少しずつ社会に浸透しつつあるように思われる。

今回、生物多様性測定のための幾つかの手法（種数・面積関係、種数・個体数関係、比率による種数推定、多様度指数、類似度指数）をそれぞれ整理すると同時に、それらに関連する諸問題についても具体例を幾つか交えつつ取り上げてみたい。もちろん、生物多様性は種数や多様度指数と言った概念のみで示される単純なものではないが、これらが生物世界の多様性を測定する重要な手法であることに変わりはない。

2. 生物多様性の重要性

生物の多様性とは、地球上に生息する全ての生物種の多様な存在様式を指し、動・植物から細菌類に至るまで全ての生命現象を言う。生物多様性そのものは、遺伝的多様性から個体群あるいは種、群集、生態系、そして生息地全般の景観（ランドスケープ）レベルの多様性まで、幾層もの階層構造を持つ。その中で特に群集レベルでの多様性に着目した場合、多彩な生物が織りなす複雑で均衡のとれた生態系を単位に保全しようと言うことである。これまでの特定の生物種や生物群のみに着目してきた野性生物保護の考え方は、少しずつ、生態系を単位とした生物多様性の保護と言った視点でのアプローチに変わりつつあると思われる。生態系を構成する種の間にはさまざまな様式の生物間相互作用が存在し、そのような複雑な関連の中で、生物群集には共生系とでも呼ぶべき有機的關係が長い進化的時間の中で組み立てられ維持されて来たことから、多様性を維持することは健全な環境保全のために欠くことができない重要な視点であろう。

このような生態系機能を支える生物多様性研究の重要性は、今日、世界の共通見解になりつつあると思われる。近年、特に熱帯多雨林の多様性の高さと重要性が注目され、研究が進められるようになって来た。それと平行して、純然たる自然林ではなくとも、人と共生的な様式が採られて来た里山や緑地と言った身近な環境の理解と、人の日常的な生活面のみならず、精神面をも強調した保護の動きも高まっている。つまり、自然保護の観点として、人類の共有財産かつ遺伝子資源と言った物質的価値のみを主張することから、美的価値、倫理的価値、教育的価値と言った資源としての価値を超える価値の認識がなされるようになりつつあるようだ（本谷、1993；平川・樋口、1997）。もちろん、リオデジャネイロでの「地球環境サミット（1992）」以降良く言われるように、生物多様性の減少は利用可能性を持つ生物を絶やしてしまう事で、将来、恩恵をもたらし得る遺伝子資源を絶やしてしまう可能性がある。しかし同時に、「持続可能な開発」をスローガンにした「地球環境サミット」には、経済的側面のみが強調され、自然を資源としてのみ見立てた政治的駆け引き、基本的には南北問題の調整と言った意味合いを強く感じざるを得ないのも事実である。近年、前述のような価値観が芽生えるに至った理由は、

まず素直に身近な周りの自然の多さを考えるだけでも、それが人間性の豊かさを支えてくれようと思われるからだろう。土や緑、そして生物のにぎわいは私達の充実した精神生活に欠かすことのできないものと考えられよう。その一方で、都市部での自然の失われた環境は、人間性そのものが危険なものになりはしないかと危惧感を抱く人も少なくない。さらには、歴史的な事実存在そのものに価値を見いだす考えも存在する。言わば歴史的・自然史的価値を強調しているものである。ヒトが関与することによって維持されてきた日本の里山のような環境においても、ヒト—自然共生系としての長い歴史的価値を見出せよう。さらには、身の回りの多くの生物種の存在は、35億年以上もの長い時間をかけてなされてきた唯一無二の生物進化の歴史であり、今日の生態系を再現させることは全く不可能である。当然、今日の私達人間の存在も多種多様な野生の生物種によって、つまり生物多様性によって人類が発生し、進化して来た結果である。二度と起こり得ないものである。このような長い歴史の中で築かれ維持されてきた生物間の共生関係の上に成り立つ生物多様性から導きだされるものは、やはり、自然を資源としてのみ捉えるのではなく、長い歴史を持つ自然の多様性そのものに対する価値を理解することであると思う。

以上、多様な環境を持つ日本国内においても、人とのバランスを取りつつも、地域生態系の全体的保全を目指した本格的な多様性の基礎研究が進められるべきであろう。少なくとも近年、地域の生物相の解明が各地で行われ、かつ「環境基本法」、「環境影響評価法」のもとに環境影響評価（環境アセスメント）も数多く実施されている。研究者のみならず、広く生物多様性を測定するための知識が必要とされる時代となって来ている。

3. 生物多様性の様相

3-1. 地球上の生物種数

これまでに知られている地球上の生物の総種数は、約177万種と言われる。地球の生物は種レベルでも非常に高い多様性を持っていると判断されよう。内訳を見ると、植物が約27万種、動物が135万種で、その他が菌類、プロトクチスタ（原生生物など）、モネラ（原核生物）である。また、地球上の生物の過半数、約103万種は節足動物の昆虫類で、いかに昆虫類が陸上で繁栄しているかがこの数字で分かりえよう。陸上に適応したもう一つの動物群、脊椎動物では、哺乳類が約4,650種、鳥類が約9,700種（ただし、形態的に識別が困難な同胞種が多く存在する可能性から、実数はこの2倍の約2万種になる可能性もある；Martin, 1996）、ハ虫類が7,150種、両生類が4,780種、そして魚類が2万7,000種となっている。

ところでこの約177万種と言う数値は、これまでに分類学者によって報告されたものの総計にすぎず、実際にははるかに多くの種が地球の熱帯多雨林を中心に生息しているであろうことが判明しつつある。意外なことに、熱帯林の生物学的な本格的調査は近年始まったばかりなのである。そして調査が始まると、そこには生物学者の想像をはるかに超えて圧倒的に多数の生

表1. 地球に生息する生物種数

Wilson, 1992; Systematic Agenda 2000, 1994; Heywood & Watoson, 1995等を参照して作成した(寺山、2005bより)。

生物群	既知種数	推定種数
全生物	177万	500万—1億
動物	135万	500万—1億
脊椎動物	5万3,140	6万2,300
哺乳類	4,650	4,800
鳥類	9,700	9,900
ハ虫類	7,150	7,800
両生類	4,780	4,800
魚類	2万6,960	3万5,000
節足動物	115万	300万—1億
昆虫類	103万	300万—1億
甲殻類	4万3,000	15万
クモ形類	7万5,000	75万—100万
軟体動物	7万	20万
線虫類	1万5,000	50万—100万
その他	11万	40万—50万
植物	27万	30万—50万
菌類	7万2,000	100万—150万
藻類	4万	20万—1000万
原生生物	4万	10万—20万
細菌・古細菌類	4,800	40万—300万
[ウイルス	5,000	40万—50万]

物が生息しているらしいことが分かってきた。例えば、米国の Erwin (1982) はパナマの熱帯多雨林で19本の高木を徹底的に調べたところ、そこには1本の木に平均1,200種の甲虫が生息しており、しかもそれらの80パーセントは新種であった。そのような例が次々と報告されるに至って、地球上に生息する生物種数は少なく見積もって500万種、中には地球上の種数を1億種と見積もる研究者さえいる。1億種は多すぎると言う意見も散見するが、海産自由生活性の線虫類でさえも1億種と言う推定値が出ている (Lambhead, 1993)。線虫類はほとんど全ての植物と昆虫に種特異的に寄生するとも考えられていることから、あながち極端な数値ではないことを指摘しておきたい。もしこの数字が正しいならば、日本の経済水域を全海洋の1%として単純に計算すると、日本の海には100万種の海産自由生活型線虫類が生息していることになる。ところが現在記録されている種数はわずかに70種程度である (白山、1996、2000)。線虫類の推定未記載種数は100万から1億までの意見があり、桁数すら定かではない。いずれにせよそうとう多数の未記載種が存在するのは事実である。研究の良く進んでいる脊椎動物においてもまだ少なからずの未記載種が存在し、例えば南米アマゾンの魚類は現在約2,000種が知られているが6,000種が現存する可能性が指摘されている。

仮に地球上の生物種数を少なく見積もって1,000万種としても、現在私達が発見し、人類の知識として把握している種は地球上に生息しているであろう全種のせいぜい20パーセント程度とすることになる。このことは、分類学者の努力量をはるかに越えて生物の多様性が圧倒的に高いとすること、しかもその多様性の高さに私達は気づいたばかりでもあり、解明への具体的な対策が立っていない状況にあると判断している。かくして、ゲノムで30億対のヒトのDNA塩基配列の素読は終了しても、地球上に生息している生物種数はその桁数さえはつきりせず、地球の生物の全貌がほぼ解明されるのは一体いつになるのか全くめどが立っていない。

3-2. 多様性の緯度傾斜

地球規模で見ると、基本的に高緯度地域では所産種数が少なく、熱帯地方では著しく高い多様性を示す。これを多様性の緯度傾斜と呼んでいる。生物多様性はどの地域でも一定ではなく、地域ごとに異なった多様性を示す。

多くの動物や植物で熱帯で最も高い多様性を示している。このパターンの例外を示すものは一部のグループに限られ、例えば他の節足動物に捕食寄生するヒメバチ類では温帯域で最も多くの種が見られる。南北に細長い日本で見ても、緯度による種多様度の違いは劇的に変化する。図1は、アリを例に緯度と所産種数を示したもので、これまでのアリの分布記録をまとめると、北海道には62種が分布している。それに対して、四国ではほぼ100種が、九州では130種が、そして南西諸島では190種が記録されている。さらに九州とほぼ同じ面積である台湾では約200種

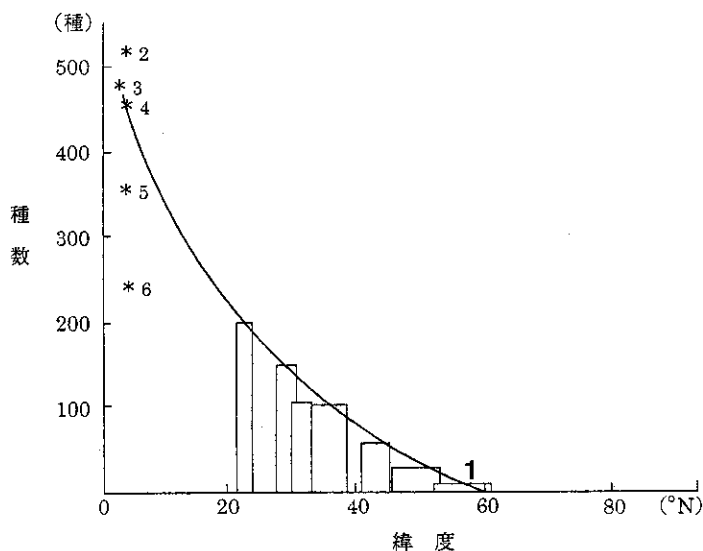


図1. アリ類の緯度と所産種数との関係

アジア地域 (カムチャッカから熱帯アジア) におけるアリ群集の多様性の緯度傾斜。1:カムチャッカ。*2-6:マレー半島およびボルネオ島の各地域での種数 (寺山、2005b より)。

ものアリが記録されている。これが熱帯域へ行くと種数はさらに著しく増加する。熱帯での調査はまだ始まったばかりと言えるが、Wilson (1987) による南米ペルーの有名な例では、たった1本のマメ科植物の木から何と26属43種のアリが採集されている。この数字は英国全土に生息するアリの全種数と等しい。また同様に、ペルーでの熱帯多雨林での記録ではわずか2.5ha (100m×250m) の林床に250種以上、同じく8haを調べて300種以上が得られたと言った記録がある (Cover et al., 1990)。日本産のアリ全種数以上もの種がわずか8haの中に見られるのである。東南アジアの熱帯多雨林でも、例えばボルネオのサバの樹林0.06km²で524種、マレー半島のパソ林0.25km²で467種と言った報告が見られる (山根, 2002)。

3-3. 熱帯の多様性

熱帯、特に熱帯多雨林での多様性の高さは傑出している。マレーシアのパソ林での調査では50haに何と814種もの高木が見られる。カリマンタンでは1haに700種が見られ、これはアメリカ合衆国とカナダの高木種数にほぼ等しい。スマトラの多雨林では0.37haに276種の高木が見い出されている。日本の落葉広葉樹林での高木の種数はせいぜい20種程度である。また、日本全土の高木種数であっても400種程である。

動物でも昆虫類の多様性はとりわけ注目に値する。19世紀に南米で採集調査を行ったベーツが1時間の散歩で700種ものチョウを採集した話は真偽の程はともかくとして有名である。インドネシアの熱帯多雨林では、わずか13km²に約850種のカミキリムシが確認された。

脊椎動物を例に挙げると、マレーシアの約20haを3日間探索し、鳥144種、哺乳類64種を確認した例や、ボルネオのサラワクの一つの森で53種ものカエル、31種のヘビ、31種のトカゲが見られたと言う例がある。

海洋においても熱帯での多様性が高い。特にサンゴ礁での多様性の高さが指摘されている。オーストラリアの東側にあるグレートバリアリーフの3m×1.5mのサンゴ塊に75種の魚が見られた例がある。亜熱帯であるが、日本の琉球列島でもサンゴ礁での30分程の潜水で40種以上の魚を見る事が可能である。

植物と動物の種多様性は基本的に相関する。植物種数が多ければそれに専門化した動物の種数も多くなる。従って、植物の種多様性の高さを説明できれば、熱帯での動物の多様性も説明可能であろう。1970年代までに熱帯の多様性を説明する仮説として、種子捕食説 (Janzen, 1970: 種子の捕食が激しいので親樹のまわりに幼木が生えにくい)、攪乱説 (Connell, 1977: 頻繁な攪乱が競争的排除を中断させ種を共存させる)、栄養モザイク説 (Aston, 1969: 親樹の下の土壌はその種に必要な微量要素が枯渇している)、循環網目説 (Pianka, 1978: 競争の強さの回路が終わりのない競争を導く。ただしこれを支持するデータはないようである) 等が提出された (寺山, 2005)。また、Ehrlich & Roughgarden (1987) は種多様性を説明する仮説として、資源分割説、交互平衡説、非平衡説と言う3つの仮説を提出している。資源分割説は、安定な

群集では長期間共存している種類が利用できる資源を細かく分割しあい、これによって多くの種の共存が可能になると言う説である。交互平衡説は、植物は親樹のまわりでは、種子の捕食が激しく、その種に必要な微量要素が枯渇しているなどの理由により幼木が育ちにくいことにより、その場所には他の種が侵入するので多様性が維持されるとする説である。さらに、非平衡説は、熱帯多雨林は攪乱によって平衡状態には達しておらず、かつ中規模の攪乱がかかり非平衡となっている場所の方が多くの種が含まれると考えている。

4. 地域生物相の所産種数推定

4-1. 種数・面積関係

近年、環境調査報告書や地域生物相の調査報告書等が多く印刷されるようになって来たが、これらの調査結果による種数とその調査地域の総種数、あるいは対象とする特定生物群の所産種数のどのくらいに該当するかを推定することは、調査精度を数値化し、さらに欠落している種数を推定するためにも重要な意味を持つ。ある地域の所産種数を推定する方法として、1) 小面積であれば、調査面積を拡大させて行き、あるいは調査時間を増して行き、追加して得られる種数の増加を調べる累積種数曲線 (species accumulation curve) や 2) 種数・面積曲線 (species-area curve) からの推定、3) 個々の種の量的分布から種数個体数関係式 (例えば対数級数則や対数正規則、負の二項級数則への当て込み) に基づく方法、4) ジャックナイフ法やブートストラップ法を用いるノンパラメトリックな推定法等がある (Palmer, 1990; Baltarás, 1992; Gaston, 1996)。1)、3)、4) は個体数データが必要であり、いずれも大規模な地域での種数推定は不可能である。地域の分布種リストのような種の採集データのみが存在する場合、得られた種目録から母群集中の総種数を推定する方法は、実質的には 2) の種数・面積関係 (species-area relationship) を用いるしかないのが現状であろう。

生物と地域の広がりとの間に種数・面積関係が成り立つ事が明らかになっている。面積の小さな地域と大きな地域を比較した場合、大きな地域ほどより多くの生物種数が見られることは古くから知られている。この面積の増加に伴いそこに見られる生物種数が一定の規則性をもって増加する現象を種数・面積関係と呼び、群集生態学における包括的な規則性の一つである。種数・面積関係は取り扱う面積の規模で、パターンが異なって来るようである。面積の規模で3つの段階が存在する。第一の小規模スケールでは、例えば植物群落内の面積と種数の関係を示し、第二段階の中規模スケールでは島嶼や樹林を単位として、種数と面積の関係を論ずるものである。第三段階では大陸間レベルでの大規模スケールで、生物地理区レベルの生物進化が種数と面積の関係に関わっている可能性がある。

表2にこれまでに提出されている種数・面積関係のモデル式を示した。1) - 3) は開放型のモデル式で、面積の増加とともに種数は増大する。ただし、面積の最大値は陸上生態系であれば陸地面積と言う事になり実質上上限が存在する。一方、4) - 16) は閉鎖型のモデル式で

表2. 種数・面積関係を表現するモデル式の例

a, b, c, d: パラメーター。(Tjørve, 2003; Williamson et al., 2001; Lomolino, 2001; Scheiner, 2003を参照)。

モデル式の名称	モデル式	パラメーター数	漸近線の有無	グラフの形状
1) Power function	ax^b	2	no	convex
2) Exponential function 1	$a+b \log(x)$	2	no	convex
3) Exponential function 2	$a \exp(1+x/b)$	2	no	convex
4) Monod	$a(x(b+x))$	2	yes	convex
5) Negative exponential	$a(1 - \exp(-bx))$	2	yes	convex
6) Asymptotic regression	$a-bc^{-x}$	3	yes	convex
7) Rational function	$(a+bx)/(1+cx)$	3	yes	convex
8) Logistic function	$a/(1+\exp(-bx+c))$	3	yes	sigmoid
9) Gompertz mode	$a \exp(-\exp(bx+c))$	3	yes	sigmoid
10) Extreme value function	$a(1 - \exp(-\exp(bx+c)))$	3	yes	sigmoid
11) Morgan-Mercer-Flodin	$ax^c/(b+x^c)$	3	yes	sigmoid
12) Lomolino function	$a/1+(b^{\log(c/x)})$	3	yes	sigmoid
13) Chapman-Richards	$a(1 - \exp(-bx))^c$	3	yes	sigmoid
14) Cumulative Weibull distribution	$a(1 - \exp(-bx^c))$	3	yes	sigmoid
15) Kobayashi	$a(1 - (1+x/b)^{-c})$	3	yes	sigmoid
16) Cumulative beta-P distribution	$a(1 - (1+(x/c)^d)^{-b})$	4	yes	sigmoid

標本面積が大きくなるとともに、標本種数は一定の上限値に収束する。面積が 10^2-10^7km^2 程度の中規模レベルのスケールで地域を取り扱う場合、種数と面積の関係はべき関数のモデル式 (Power function model: $S=CA^Z$ ($\log S=\log C+Z \log A$); S, 種数; A, 面積; C, Z, パラメーター) へ適合させる場合が多い (Williamson et al., 2001)。このモデル式は Preston の対数正規則 (1948, 1962) から導き出された $S=CA^{0.262}$ を近似させた4乗根則 ($S \propto C^4 \sqrt{z}$) により $S \propto CA^{0.25}$ の形で一般化させることもできる。ただし、種多様性には明瞭な緯度傾斜が存在することから、これを用いて地球規模で総種数を推定することは難しい。しかし、中規模レベルの地域を対象とする場合は、多くの研究例で高い相関が得られていることから、地域生物相の調査結果で示された種数が、そこに実在するであろう総種数のどのくらいをカバーしているかと言う種数の解明率を推定する方法としては利用可能であろう。対象とする生物群の標準化された種数・面積関係 (生物群によってパラメーターの値 C, Z が少しずつ異なる) の関係式が事前に出ていれば、それを使って解明率、あるいは報告書の信頼度を評価することが可能であると考えている。例えば公園緑地で特定の生物相調査を実施した場合、調査の結果得られた値がその地域での標準化された回帰直線を有意に下回っていた場合には、回帰直線から示された値の差が調査の不十分さの程度を表わしているか、あるいは本当にその地点の種の豊富さが低いかのいずれかである場合が考えられるであろう。図2に模式的な図を示した。

日本は約6,850もの島嶼 (周囲100m以上の島の数) から成り立っている。図3に日本周辺

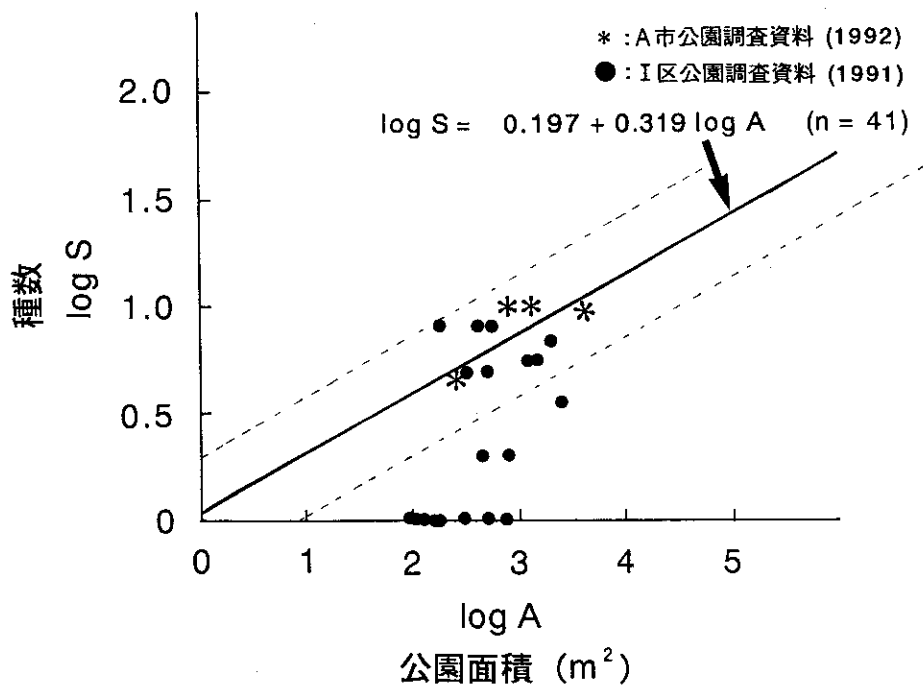


図2. 種数・面積関係から調査精度を推定する際の模式図
 標準化された種数・面積関係 (関東地方平野部; Yamaguchi, 2004を参考とした) の上に調査地域 (A市とI区) の調査結果を載せたもの。

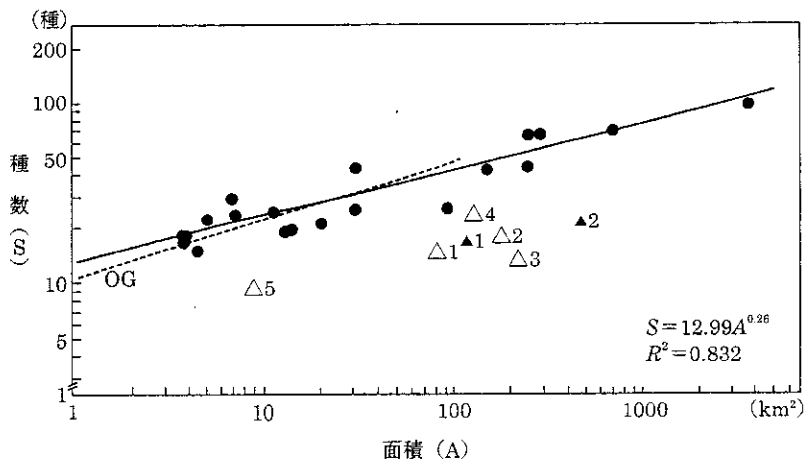


図3. 日本の島嶼におけるアリ類の種数と島の面積の関係
 実線、黒丸は南西諸島のもの。OG:小笠原諸島の回帰直線。△:北海道の属島。
 ▲:大洋島であるマリアナ諸島のもの。

の島における所産種数と面積の関係を、アリの資料をもとに示した。ここに示した地域は琉球列島と小笠原諸島のもので、琉球列島では $S=12.99A^{0.26}$ ($r=0.912$, $df=18$) の回帰式を得た。回帰直線の傾きは琉球列島と小笠原諸島とではほぼ同じレベルであるが、種組成の面からアリ相の類似性を調べると、この2地域は同じ亜熱帯に位置しつつも異質のアリ相を示すことが分かっている。また、北海道の属島である利尻島、礼文島、色丹島、奥尻島、渡島大島の面積に対する種数は非常に低く示されている。これら5島の面積に対する種数の割合は、琉球列島や伊豆諸島 ($S=17.74A^{0.18}$, $r=0.725$, $df=8$) での種数・面積関係を示す回帰式の信頼限界を下回っており、明らかに北海道のこれらの島では、面積あたりの所産種数が本州以南の島よりも低いと言える。単位面積あたりの種数(種密度と呼ぶ)は琉球列島で最も高く、次いで九州、四国、本州周辺の島嶼、そして北海道の島々が最も低い値を示し、高緯度地域ほど種の多様性が低く、低緯度地域になるほど種多様性が高まると言う多様性の緯度的傾斜がここでも示されている。これらの回帰式を用いて未調査の島の所産種数を推定することが可能である。ただし、種多様性も地域によって異なった値を示している。

面積当たりの種数の低下は緯度の他に、大陸部から遠く隔てられた大洋島においても認められている。例えば本土から約1,000km離れた小笠原諸島からさらに1,000kmも隔てられて洋上に浮かぶマリアナ諸島では、大陸部に近く、かつ大陸部と繋がったことのある陸橋島の琉球列島と比べると、面積当たりの種数は明らかに低い数値を示している。ただし、マリアナ諸島と同様に大洋島である小笠原諸島の面積当たりの種数が琉球列島のそれとほぼ同じレベルを示しているのは、小笠原諸島は比較的古くから大規模な攪乱を受けてきた歴史があり、種組成の比較から、非常に高い割合で放浪種(tramp species; 人類の交易に随伴して他地域へ分布を広げ、攪乱された環境に侵入して生息する種。ここでは Wilson & Taylor, 1967; Hölldobler & Wilson, 1990; Passera, 1994のアリへの定義を採用。生態学での一般的な定義と若干異なる)が多く入り込んで来た結果、種数が本来生息するものの2倍にも高まっており、非調和な群集構造となっていると推定されていることによる。

種数・面積理論は、島嶼生物地理学的視点から保全生物学へ応用すると言う形で研究が活発になされて来た。取り扱う地域は実際の島以外に、都市部で分断され島状に残された公園緑地や山の頂上部に残された高山帯部分、あるいはサイズの異なる洞窟であっても適用が可能である。残された自然環境や野生動物、あるいは緑地を保護するための保護区を設定する際にまず大きな問題となるものは、保護区的面積や形状、配置の問題であろう(図4)。これらの保護区の最適な形態を明らかにする目的での研究は世界に多く見られる。種数・面積関係により環境評価を加えた日本での研究例を2つ挙げておきたい。

橋本ら(1994)は、都市域の緑地の面積とアリ相との関連を論じている。兵庫県三田市において面積の異なる孤立林と非孤立林のアリ相を比較した結果、林のサイズが大きくなるほど種数が増し、林地面積が 10^4m^2 で非孤立林に近づいた種数となった(図5)。種組成を比較すると、

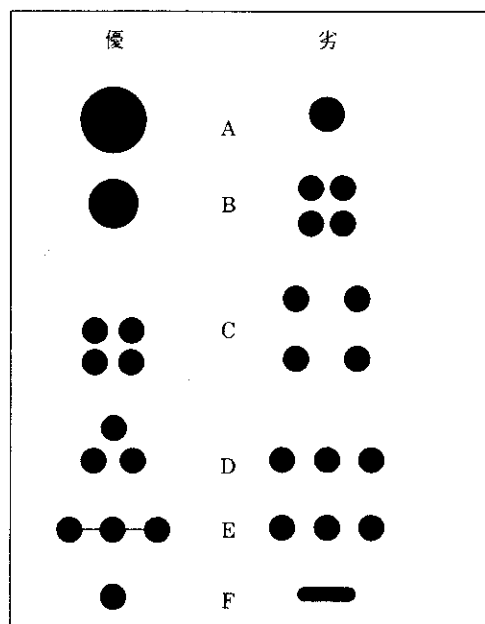


図4. 保護区のサイズや形状の関係
島嶼生物地理学の研究成果を保護区設定に応用すると、保護区の大きさや位置の関係に多くの示唆が得られる(寺山, 2005bより)。

サイズの減少にもなって、湿潤な林内の林床に生息する肉食性の種が欠落して行くことが分かった。このことから、林地の面積の減少によって、特定の環境部分の欠落や劣化が起こり、これが土壌動物の個体群サイズや群集構造に劣化を起こさせていると判断された。

伊豆諸島式根島の自然植生の一つであるマサキトベラ群集(クロマツ林)で、アリ類を対象に行われた調査がある(寺山・村田, 1990、寺山, 1997a)。総種数を用いた場合、一般に成り立つはずの種数・面積関係がくずれ、有意な相関が認められなかった。しかし、林床性種と面積との間には5%水準で有意な相関が認められた。さらに、各調査林の総種数に対する林床性種の割合と面積の関係にも有意な相関が得られた(図6)。以上の結果から、林の面積が減少すると特定の種、つまり林床性種が急激に減少するとともに、林の周辺部に生息する草地や荒地性の種の侵入を強く受ける事が示唆された。この報告で、総種数・面積関係が成立しなかった理由は、サイズの小さい林ほど環境部分の劣化が起こり、これによって通常ならば林内に生息しない草地や荒地性の種が侵入しており、結果として種数の不規則性が増大して、種数・面積関係に有意な相関が認められなかったと判断された。保護すべき生物や地域を考慮すると、荒地に生息するものよりも、残された自然林やそこに生息する種が圧倒的に多い。今回の結果は、面積の減少が林床性種を減少させることから、地域の分割は可能な限り行わない方策を支持しているとともに、単純に種数のみに着目する事への危険性も示している。また、面積の減少は周辺域の種の侵入を容易にしており、これによって林内の生態系が影響を受ける可能性も示唆され、保護区周辺の環境にも十分な配慮が必要であることを警告している。

種数・面積関係は群集生態学における包括的な規則性の一つであるが、生物多様性を決定する要因は面積以外にも存在する。例えば、動物種数が面積そのものよりもむしろ植物種数と高い相関を示す例や、植生の階層構造の複雑化や落葉層の堆積など多様な環境を構成する要素が加わってより多様な動物種の存在を支えている例が示されている。多様性の緯度勾配をもたらす原因を説明しようとする仮説は、比較的古くから幾つものが提唱されて来ており、歴史的時間の長さ、気候の安定性、生産性等がこれまでに指摘されて来た。さらに近年、緯度と種多様性の間に見られる関係の実体を解明しようとする研究から(Gaston, 2000; Gaston & Black-

種数・面積関係は群集生態学における包括的な規則性の一つであるが、生物多様性を決定する要因は面積以外にも存在する。例えば、動物種数が面積そのものよりもむしろ植物種数と高い相関を示す例や、植生の階層構造の複雑化や落葉層の堆積など多様な環境を構成する要素が加わってより多様な動物種の存在を支えている例が示されている。多様性の緯度勾配をもたらす原因を説明しようとする仮説は、比較的古くから幾つものが提唱されて来ており、歴史的時間の長さ、気候の安定性、生産性等がこれまでに指摘されて来た。さらに近年、緯度と種多様性の間に見られる関係の実体を解明しようとする研究から(Gaston, 2000; Gaston & Black-

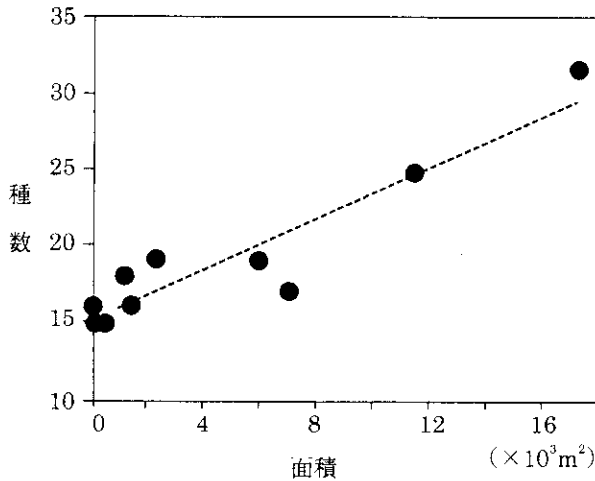


図5. 孤立林の面積とアリ類の出現種数との関係 (橋本他, 1994をもとに寺山, 2005bより)。

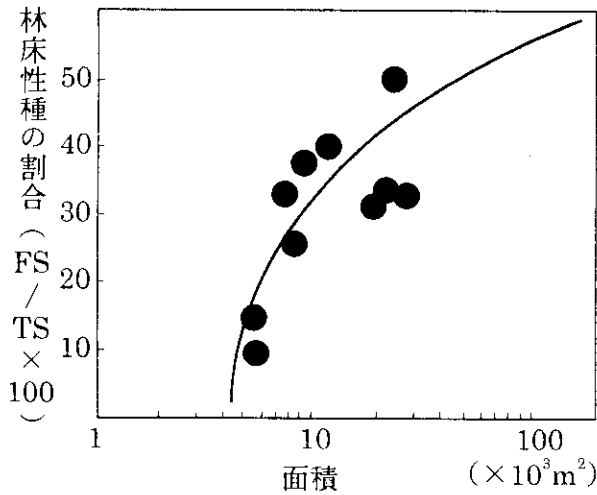


図6. 森林面積と各調査林の総種数 (TS) に対する林床性種数 (FS) の割合 (寺山, 1997による)。

burn, 2000 ; Triantis et al., 2003)、種多様性が絶滅率に関連した面積効果、温度や降水量に関連した気候の時間的安定性、生息場所多様性、あるいは太陽の放射エネルギーの量と関連する可能性等が指摘されている。

4-2. 種数・個体数関係

種数・面積関係と強く関連するものとして、種数・累積個体数関係 (species-accumulation relationship) が挙げられる。生物種数と個体数との関係 (species-abundance relationship) も古くから研究されて来た。生物の多様性について、種数と個体数の関係からアプローチをかけた研究も存在する。特に種数と累積個体数との関係から生物多様性を示すことが可能であり、植生学では調査エリアのサイズの決定に用いられたりもしている。面積のかわりに、サンプルとして得られた個体数から種数を推定することは可能であろう。ただし、自然界における種数・個体数関係の様式について、具体的な決着

は着いておらず、種数・個体数関係を表すいくつかのモデル式が提唱されている (表3)。

約9万個体の昆虫類を無差別に採集し、種数と個体数の関係を調べた結果がSiemannら (1996) によって報告された。調査資料 (89,596個体) からは1,167種が認められ、分類単位の間ごとにまとめると、小型の個体ほど単純に個体数が多くなることはなく、それぞれのグループでサイズのピークが認められた。また、種数と個体数の関係はべき関数モデル (表3の1) 式) に適合させると、 $S=1.05 I^{0.51}$ (S:種数、I:個体数) となった (図7)。よって本式は $S=I^{0.5}$ に近似させて表現することができる。つまり、昆虫では100個体中に10種が存在し、1万個体中には100種が存在することになる。もし、この回帰式が土壌線虫類やダニ類にもあてはま

表 3. 種数・累積個体数関係を示すモデル式

x: 個体数。a, b, c, d: パラメーター。(Grassle & Maciolek, 1992; Flather, 1996を参照)。

式の名称	モデル式	パラメーター数	出典
1) Power function	ax^b	2	Arrhenius, 1921
2) Exponential function	$a+b \log(x)$	2	Gleason, 1922
3) Monad function	$a(x/b + x)$	2	Clench, 1979
4) Negative exponential	$a(1-e^{-bx})$	2	Miller & Wiegert, 1989
5) Asymptotic regression	$a-b c^x$	3	Ratkowski, 1983
6) Rational function	$(a+bx)/(1+cx)$	3	Ratkowski, 1990
7) Chapman-Richards	$a(1-e^{-bx})^c$	3	Ratkowski, 1990
8) Beta-P distribution	$a[1 - \{1 + (x/c)^d\}^{-b}]$	4	Mielke & Johnson, 1974
9) Weibull distribution	$a[1 - e^{-b(x/c)^d}]$	4	Brown & Mayer, 1988

7) は 4) の変型式で、同類のものになる。

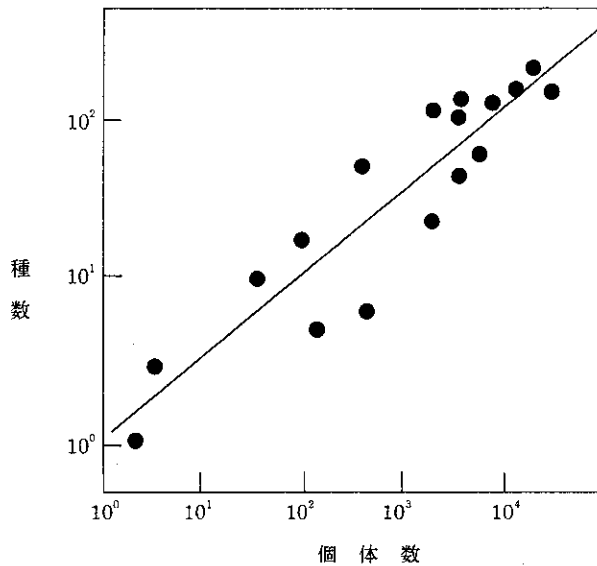


図 7. 昆虫類の種数と個体数との関係 (Siemann et al., 1996をもとに寺山, 2005bより)。

るとすれば、日本でも 1 m² 当たり 100 万個体も生息する線虫類は、1 m² に 1,000 種はいることになり、数万個体いるダニ類でも 100 種類以上が生息することになる。

他に各種を個体数の大きいものから順位づけを行い、その順位 (x) と個体数 (n) との関係を定式化する様式もある (例えば元村の等比級数則 (1932): $b = \log n + ax$ (a, b: 定数))。群集構造の解析の一手法として用いられている。

4-3. 特定生物群の種数からの総種数推定

地域の生物種数を推定する場合、特定の生物群を精査し、それから得られた数値をもとに比

率によって全種数を推定する方法がある。この方法を用いる場合、精査され、基準となる動物群の数値がある場合に適用可能であり、基準値から調査不足の地域の動物数を推定する事になる。このような比率による地域生物相の種数推定法により、日本の動物の所産種数を比較すると、日本の動物種数は世界の種数の2%程度のようなものである(表4)。ここで用いた動物群は世界で最も良く調査されていると判断した昆虫類のチョウとトンボ、脊椎動物の哺乳類、鳥類、ハ虫類、両生類である。鳥類の数値が5.2と高く示されているが、鳥では渡りによって長距離を移動する種が少なく、そのために世界の総種数に対する日本の所産種数の割合が高く示されたのではなかろうかと推察している。もし、地球上に1,000万種の生物が存在するとすれば、日本の生物はその2%で20万種、1億種いるとすれば200万種が生息することになる。これを2パーセント・ルールと呼んでおく(寺山、2005b)。現在、動物界での日本の既知種数は約60,200種であるが(柘原、2004)、未記録種数は線形動物では少なくとも10万種、クモ類で約8,000種が存在すると推定されており、既知種数の約半数になる昆虫類では未記録種数の全体的な推定はなされていない。植物や菌類等も含めた日本産全生物種数で見ると、今日約9万種が知られており、未記録種数はその3倍から30倍と言われている。日本の推定生物種数を30万種から300万種と取り、2パーセント・ルールを適用すると、世界の生物種数は1,500万種から1億5,000万種と言う事になる。表5には、日本のハチ目(膜翅目)の種数から、世界のハチ目の種数を推定する結果を示した。日本からは1989年段階で4,359種のハチ類が知られているが、少なくとも3万種は生息するだろうと推定している。例えば、8つの科が含まれる寄生蜂類(Parasitica)だけでも、これらの既知種数約2,100種に対して推定所産種数約20,000種の値が示されている(松村、1990)。

同様の方法で、日本国内で精査された種数情報をもとに国内の未調査地域の所産種数を推定する方法が考えられる。表6に甲虫類で比較的良く調査されていると判断される神奈川県と富山県での科単位での所産種数を、多い順に5科まで示した。この数値をもとに、同一地域内の小規模地域、あるいは周辺地域での調査地域の種数を推定する際、特定の科の甲虫を精査し、その種数からそこに生息する甲虫の全種数を推定することが一応可能であろう。ただし、調査面積が小さくなるほど変動要因が大きく影響し、推定された種数の信頼度は低下するだろう。しかし、昆虫類のように圧倒的に種数が多い生物群の場合、短期間で地域の全種数を調べ上げることは不可能である。特に日本において環境調査を実施する場合、種の同定可能性や時間的な制約等から特定のグループに絞った調査を実施せざるを得ない実際面が多い実情がある。しかし、このような現状であっても、地域の総所産種数を推定し、実施された調査の精度を統計的に表現することは大きな意味を持つことであると考えられる。

この比率による推定法の有効性を埼玉県のハチ目の資料を用いて検定してみた。埼玉県は、県単位で比較的良くハチ類の調査がなされており、かつ市町村単位での調査も少なからず実施されている。これらの分布資料をもとに、特定の生物群から全体の所産種数が推定可能かどうか

表4. 日本及び世界で良く調べられている動物の種数

日本には世界の約2%に当たる種が生息する。*)：長距離移動者の多い鳥類を除く。

	種数		
	日本	世界	日本の所産種数の割合
昆虫類			
トンボ	185	6,000	3.1
チョウ	296	20,000	1.5
脊椎動物			
哺乳類	105	4,650	2.3
鳥類	505	9,700	5.2
ハ虫類	79	7,150	1.1
両生類	64	4,780	1.3
平均*)			1.9

表5. ハチ目の地球上での推定種数

日本の動物種数が世界の所産種数の2%であり、日本でのハチ目の種数が3万種ならば世界に150万種のハチが生息し、4万種ならば200万種が生息することになる。Mは100万を示す。

日本での推定種数	日本の所産種数の世界における種数の割合 (%)		
	1	2	3
10,000	1.0M	0.5M	0.3M
20,000	2.0M	1.0M	0.7M
30,000	3.0M	1.5M	1.0M
40,000	4.0M	2.0M	1.3M

表6. 神奈川県及び福井県での甲虫類の所産種数と割合

神奈川県は1995年の、福井県は1985年の資料による(平野、1987、1995をもとに作成)。

順位	神奈川県		福井県	
1	ハネカクシ科	445種(12.3%)	カミキリムシ科	257種(9.2%)
2	オサムシ科	368種(10.1%)	ゾウムシ科	245種(8.8%)
3	ゾウムシ科	305種(8.4%)	オサムシ科	235種(8.5%)
4	カミキリムシ科	267種(7.4%)	ハムシ科	221種(7.9%)
5	ハムシ科	264種(7.3%)	ハネカクシ科	195種(7.0%)
	その他	1,979種(54.5%)	その他	1,153種(58.6%)
総種数	3,628種		2,781種	

かを検定してみた。埼玉県全域の膜翅目の種数と9市町村での調査結果を表7に示した(南部、1998a, b、1999、2000a, b)。

これらの結果をもとに、各市町村の膜翅目総種数(Y1)と有剣類総種数(県全体で見ると膜翅類全種の25%を占める)(Y2)を、ドロバチ・スズメバチ類、アナバチ類、アリ類の特

表7. 埼玉県全体および県下の市町村での所産種数

(): 総種数に含まれる割合 (%)。

	埼玉県	寄居町	児玉町	小鹿野町	江南町	神泉町
膜翅目	1044*	383	372	279	221	218
(広腰亜目	168(16.09)	38	47	26	25	27)
(有錐類	261(83.91)	32	40	9	8	18)
有剣類	615(25.00)	311	283	233	187	173
アリ科	86 (8.24)	36	32	38	31	22
ドロバチ科	30 (2.87)	21	19	19	15	12
スズメバチ科	22 (2.11)	13	14	12	8	11
アナバチ科	166(15.90)	91	81	53	39	45
面積 (km ²)	3799	64.01	53.23	100.02	22.34	24.14

*: 1999年以降若干の種数の追加がある。

	小川町	幸手市	北本市	鶴ヶ島市
膜翅目	461	192	150	137
(広腰亜目	44	16	10	15)
(有錐類	96	22	9	6)
有剣類	321	154	131	116
アリ科	46	27	35	23
ドロバチ科	16	13	14	10
スズメバチ科	12	8	12	10
アナバチ科	73	27	32	28
面積 (km ²)	59.94	35.82	19.63	17.77

表8. 実際に記録された膜翅目 (Hymenoptera) 総種数と特定グループの所産種数からの比率による推定膜翅目総種数との相関 (**: $p < 0.01$, *: $p < 0.05$)

	総種数	ドロバチ・ スズメバチ類	アナバチ類	アリ類
Y1 膜翅目総種数	---	0.844**	0.915**	0.714*
X1 ドロバチ・スズメバチ類		---	0.903**	0.498(N.S.)
X2 アナバチ類			---	0.589(N.S.)

表9. 実際に記録された有剣類 (Aculeata) 総種数と特定グループの所産種数からの比率による推定有剣類総種数との相関 (**: $p < 0.01$, *: $p < 0.05$)

	総種数	ドロバチ・ スズメバチ類	アナバチ類	アリ類
Y2 有剣類総種数	---	0.820**	0.946**	0.705*
X1 ドロバチ・スズメバチ類		---	0.887**	0.631(N.S.)
X2 アナバチ類			---	0.546(N.S.)

定生物群の種数から、県全体の資料が示すそれぞれの生物群の種数の比率によって推定してみた。各市町村で実際に得られた総種数と推定種数との相関行列を表8と表9に示した。以上の結果からアナバチ類での相関は0.915、0.946と高い相関を示し、ドロバチ・スズメバチ類でも0.844、0.820の相関を示した。アリ類でも有意な相関を示したが、0.7レベルの相関であった。基本的に特定の生物群のみを採集することによって、地域の総種数を推定することは可能であると判断される。これらの結果から、さらに変数増減法 (stepwise method) による重回帰分析を行った結果、アナバチ類とドロバチ・スズメバチ類の種数から、次の重回帰式が得られた。

$$Y1 = 0.471X1^{**} + 0.070X2^{**} + 31.481 \quad (R^2 = 0.839)$$

$$Y2 = 1.027X1^{**} - 0.073X2^{**} - 81.230 \quad (R^2 = 0.897)$$

回帰式の相関係数も高い値が示された。よって、アナバチ類の採集にさらにドロバチ・スズメバチ類の種数データを加える事で総種数の推定値はさらに高い信頼度となる。よって、この重回帰式を用いる事によって、少なくとも関東地方の平野部の地域においては比較的高い予測性が期待でき得ると判断される。

種数と面積との関係で相関を求めると、得られた膜翅目の総種数と有剣種数との間には有意な相関が認められた (表9)。ただし、アナバチ類、ドロバチ・スズメバチ類、アリ類の各々の種数と面積との関係には有意な相関は得られなかった。種数・面積関係は、動物でも植物でも取り扱う面積が小さくなるほど種数の値の変動幅が大きくなることが知られている (Böhning-Gaese, 1997; Crawley & Harval, 2001; Hill et al., 1994)。今回の資料は、小面積を取り扱い、かつ取り扱えたデータ数が少なかったこと (n=9) で特定生物群のデータセットでは有意な相関が得られなかったであろう。

ベキ関数により、総種数では $S = 52.37A^{0.43}$ ($r = 0.711$)、有剣類総種数で $S = 45.60A^{0.31}$ ($r = 0.721$) の回帰式が得られた (図8)。相関係数の比較では、種数・面積関係式による種数の推定値よりも、特定生物群の種数データからの推定値の方が高い値となり、信頼度がより高い結果となった。ただし、種数・面積関係式では、上記の式に当てはめる事でちどころに地域の種数推定がなされるが、比率による総所産種数の推定であれば、ある程度の時間をかけて特定生物群の採集に努めなければならない。

地域の環境評価を行うと言った実際面になると、種のリストアップとレッドデータブックに記されている稀少種や絶滅危惧種の有無の点検に終始されていて、生物多様性重視と言いつつも、例えば多様性指数を用いての群集の多様性の状態を解析し、評価することはあまりなされていない。現状では、環境影響評価が置換不可能性を用いた種の固有性や絶滅リスクを評価して絶滅危惧種を優先させた評価となっていよう。野外調査に時間的な制約が多く、種の同定可

能性や予算的な問題も含めてその実施には難があり、それゆえ現状では種の出現の有無のみに基づく定性的な評価に頼る場合が多いことによる。確かに面積の減少や質的悪化、あるいは生息地域の断片化等によって最も早く絶滅するのは個体数の少ない種であり、希少種が生態系全体の変化の指標となり得るだろう。この点で希少種は指標として優れている可能性があり、注目する価値がある。ただし、生物多様性の保全と、希少種や絶滅危惧種の保全を目指す事は目的が少し異なるようにも考えられる。その他、一般の多くの人々には一番理解しやすいが、生物学者が不得手としていると思われる生物多様性の経済的評価も考慮する必要がある。

理念として地域生態系全体としての保全が重要であることは前述したが、限られた時間の中では、ある環境に生息する全ての生物種を調べ上げることは容易ではない。時間的な制約がある場合、地域の種多様性を推定する方法として、生態系の中で特に重要な働きを持つと考えられる生物群を調べ、生態系全体の状態を推定することが確かに实际的であろう。環境悪化の初期には生態系全体への影響は見出しにくいと言う実験結果も得られている (Gonzalez & Chaneton, 2002)。もちろんその過程では、生態系への影響度が反映しやすい生物群を探し

表9. 種数と面積の相関 (*: $p < 0.05$)

	総種数	有剣類	アナバチ類	ドロバチ・スズメバチ類	アリ類
相関係数	0.711*	0.721*	0.642(N.S.)	0.659(N.S.)	0.587(N.S.)

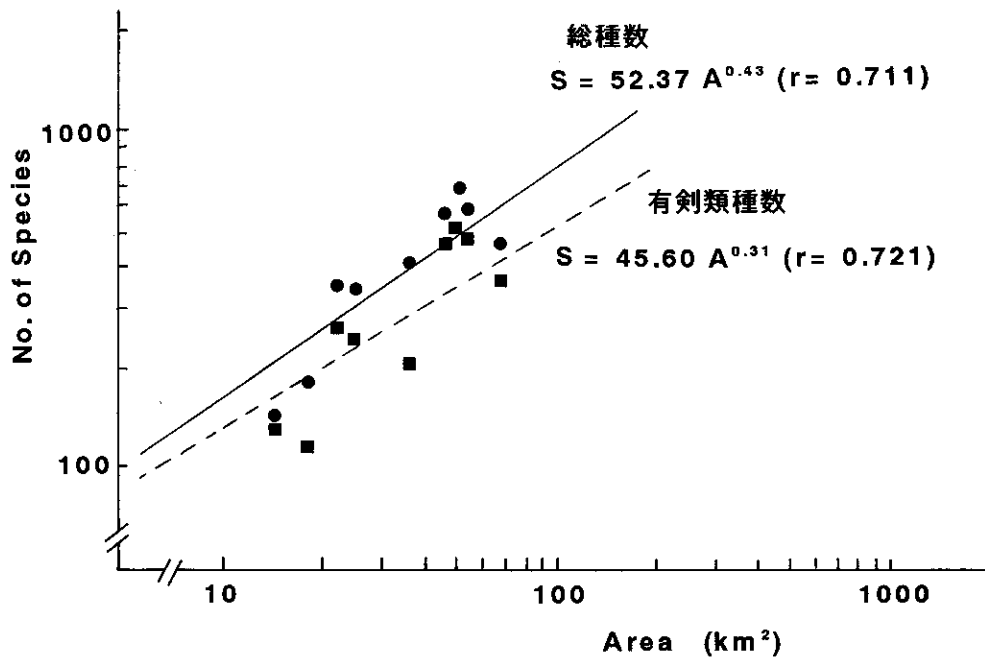


図8. 埼玉県各市町村レベルでの膜翅目の種数と面積の関係

出す作業もまた必要になって来る。そのような指標生物として有効なものの条件は、動物では行動範囲が狭く地域の環境条件の指標性が高いものであろう。これまでに、人目に触れやすい両生類やチョウ類、生息密度が高く種組成比較の容易な林床性のダニ類、アリ類、あるいは地上歩行性のシテムシ類等が指標生物としての利用可能性が高いとして研究が進められてきた。その他、栄養段階の上位に位置するワシやタカのような猛禽類も有効であろう。基本的には、現存量が大きく生態系の中で大きい影響を与えていると推定され、キーストーンとなる生物が指標生物として好ましい。その他、指標性の良さとして、1) 種ごとにさまざまなタイプの生息環境や生息幅を持つものが見られ、よって種組成は植生や土壌などの環境条件に敏感に反応する。2) 現存量が大きいことからどのような環境でも採集が容易である。特に採集しやすく、短期間の内に地域の種組成を調べ上げることが可能である。あるいは、同定が容易で見取り調査が可能である。3) 公園のような小規模な面積の環境においても生息し、そのような小規模レベルの地域の環境評価にも利用できる。4) 定住性が高いことから、採集場所での定着の存否の確認が容易である。5) 年間を通じて採集可能で(できれば冬でも調査が可能)、季節や天候、時刻の影響をそれほど受けずに採集できることから、変動の大きいそれらの要因をあまり気にせず資料の比較ができる。特に5)の条件は、チョウなどの多くの昆虫類では、季節や温度条件の違いで種数や個体数が大きく変動し、計量的データの取り扱いを難しくしている。その他に、調査経費が安く、誰もが調査員となれる(大野、1980; 中村、2003)もあろう。同様の文脈で、地域の生物多様性をより正確に反映し、実際的な作業面でも生物多様性の推定に用いることが可能となる、言わば多様性の指標となる生物群の探索も必要となってくると思われる。

5. 種多様度の測定—多様度指数—

生物群集の多様性を表現する際には、種数の豊富さ (species richness) と各種の間の個体数における均等性あるいは均衡度 (個体群構成; evenness または equitability) を組み込んで数値として反映させる多様度指数 (diversity index) を用いる場合が多い (図9)。種数の豊富さを測定するならば、得られた総種数を比較することも考えられ、実際にそのような報文も多い。しかし、生物種数は調査面積のサイズと強く相関することから、もし地域間の比較を行うのであるならば、調査面積を同一のサイズに揃えなければ比較にならない。また、均衡度は単独での使用により多様性を表現することはできない。生物多様性を測定することの重要性から、今日まで多くの多様度指数が提案され、さまざまな生物群集間の比較に用いられて来た。Peet (1974) は、これらの多様度指数を 1) 種数を直接的に評価する species richness indices と、2) 種数と均衡度を組み入れた heterogeneity indices に分け、2) をさらに群集中の稀な種の数の変化に良く反応するタイプ I 型と、優占種の個体数変化に良く反応するタイプ II 型とに区分した。Magurran (1988) では、1) 種数を表示する指数 species richness indices、2)

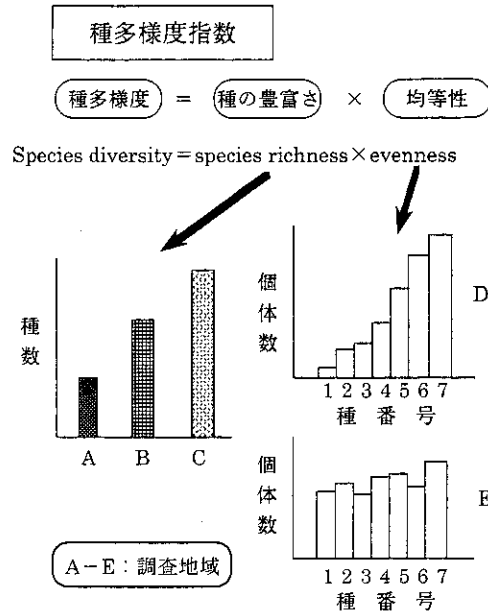


図9. 種多様度指数の概念

種多様性は基本的に群の中の種の豊富さ (species richness) と各種の間の均等性 (evenness) とを結合させた統計量である。A-C 地域を種数で比較した場合、種数の多い C 地域の多様性が最も高いと判断される。また、D 地域と E 地域との比較では、種数と個体数関係における均等性の高い E 地域の方が異なった種との遭遇確率が高く、より多様であると判断される。

個体数を考慮し、個体数が一定の分布型となることを仮定する指数 species abundance models, 3) 種数と均衡度による指数 indices based on the proportional abundance of species とに区分している。しかしながら、いずれにせよ異なった多様度指数を用いると異なる結果が得られる場合が多く、生物群集の種多様度の研究を前進させるためにも、より有効な多様度指数を選定しておく必要が生じている。

図10は日本と台湾の亜熱帯から寒温帯 (亜寒帯) までの樹林38ヶ所で測定したアリの種数と巣数 (通常の昆虫類では個体数になる) の関係を3つの多様度指数、つまりシャノン・ウィーナー関数 (H' ; シャノン・ウェーバー関数とも呼ばれる; 表11の21)), シンプソンの多様度指数 ($1-d$; 表11の13)), フィシャーの多様度指数 (α ; 表11の45)) によって計算した結果である (寺山, 1999)。図から自然林あるいは準自然林に見られるアリ群集の種多様性が亜熱帯、暖帯、温帯、亜寒帯の順に低下していることが分かる。ただし、分散分析 (ANOVA) の結果 (H' ; $F=27.12$, $df=3$, $P<0.01$; d' ; $F=21.12$, $df=3$, $P<0.01$; α ; $F=9.38$, $df=3$, $P<0.01$) を受けて、各自然林の多様度の平均値間の有意差を Turkey-Kramer 法により検定した結果は、用いた指数によって有意差の有無に違いが生じている。これらは多様度の判別力の相違を示していると言えよう。

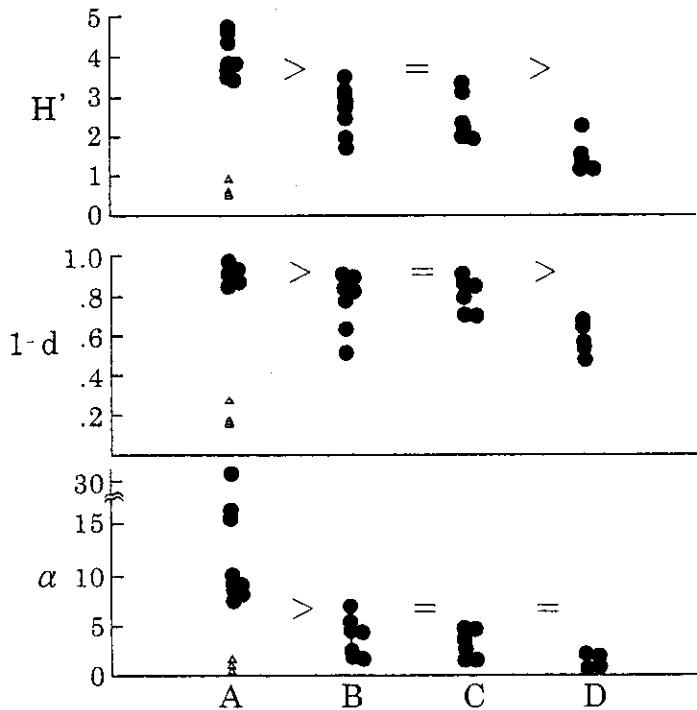


図10. 日本、台湾の5タイプの樹林におけるアリ群集の種多様度

H'：シャノン・ウィーナー (Shannon-Wiener) 関数、1-d：シンプソン (Simpson) 多様度、 α ：フィッシャー (Fisher) の多様度 α 。A：亜熱帯多雨林 (台湾、琉球列島)、B：暖温帯照葉樹林 (本州)、C：冷温帯夏緑樹林 (本州、北海道)、D：寒温帯 (亜寒帯) 針葉樹林 (本州)。△：マングローブ林 (琉球列島)。>：有意差あり、=：有意差なし。

表11に代表的な多様度指数を示した。多様度指数の適格性としては、1) サンプル・サイズによる数値の変動が出にくいこと、2) 指数の意味が適正で分かり易いこと、3) 判別力が高く、かつ相違が適正に表現されることで、かつ1) -3) の多様度指数そのものの性質とは別のものであるが、4) 広範に用いられており、比較のための資料が多いこと、さらには1) -3) が全く同じであれば、5) より単純な式の方が優れたものと言えるであろう (伊藤、1990; Magurran, 1988; 森下、1996)。さらに Lande (1996) は数理的にノンパラメトリックであることと凹関数であることを挙げている。表中の1) -6) は総個体数に対する標本種数の割合でいずれも類似の指数であり、かつ種の豊富性要素にバイアスがかかった指数である。これらはサンプル・サイズの影響を大きく受ける。種数を用いて地域間の比較を行うのであれば、多様度の尺度としては問題が多いが面積あたりの種数、つまり種密度 (species density; number of species/area) で表すべきであろう。一方、44) -57) は均等度に重みのかかっている指数で、生物群集の多様性を表現する目的で使う場合は、それ単独での使用は不適切であろう (Peet, 1974; Kobayashi, 1981)。また、基本的に $1/A$ ($A \geq 1$) や $1-A$ の形にしたものは数

値が1から0の間をとることから、判別力が低下するものと思われる。

上記の4つの条件の内、重要な1) - 3)の基準に基本的の適合しており、4)や5)を参照することによって、適用が勧められると判断されるものは、シンプソン多様度の系列の $\ln(1/d)$ 、 $(1-d)$ 、あるいはこれと同類の $1/d$ や $\sqrt{1/d}$ 、森下の提案した \hat{H}' (およびこれと同類の \hat{H}'_b 、 $\text{Exp}\hat{H}'$ 、 $\text{Exp}\hat{H}'_b$ など)、および希釈法 (rerefaction method) の一つである $S(100)$ 、 $S'(n)$ (およびこれらと関連する b 、 b') あたりであろう (木元、1976; Kobayashi, 1981; Lande, 1996; 伊藤、1990; Magurran, 1988; 森下、1996; 伊藤・佐藤、2002)。

シンプソン多様度の系列では、森下 (1996) は $1/d$ を、Lande (1996) は $1-d$ を、伊藤・佐藤 (2002) は $\ln(1/d)$ をそれぞれ勧めている。Lande は $1-d$ がサンプル・サイズの影響を受けず、信頼限界の幅も小さく最も良い多様度指数であると結論を下した。一方、森下は最大値1を取ることから検出力に劣り、実用には適切でないとしている。一方、Lande は $1/d$ は凹関数ではない事から、群集間の多様度の貢献が負になる場合があると言ったおかしな挙動を示す場合があるとしている。伊藤・佐藤 (2002) によると、 $\ln(1/d)$ は凹関数で、かつ1以上の値を取り、検出力も比較的良好で最も良い指数であるとしている。一方で、森下 (1996) は $\ln(1/d)$ は総種数の大きさを良く反映しないとしている。

多くの書籍で紹介されており、多様度測定に頻繁に用いられて来た Shannon-Wiener 関数 (情報理論の教科書 Shannon & Weaver (1949) で良く知られるようになった事から Shannon-Weaver 関数と呼ばれて来た。しかし、式そのものは Shannon と Wiener が独立に提唱したものである) H' は、サンプル・サイズにそうとう大きく影響を受ける事が森下 (1996) によって判明し、実用には不適切とした (ただし、 H' は Kobayashi (1981) の解析では、 $1-d$ よりもサンプル・サイズによる影響が小さく表れており、サンプル・サイズによる影響は小さいと言う異論もある)。Peet (1974) が最も良い指数とした指数型 H' (表11の26) も同様であろう。森下の見解を採用するのならば、 H' は推奨されず、用いるのであるならば、森下 (1996) の Shan-

表11. 多様度指数の例

Q: 群集内総種数 (取りうる最大値)、S: 標本種数、 S_n : 標本中の個体数 n をもつ種の数、 S_i : 標本中に1個体のみ出現した種数、 $N (= \sum n_i)$: 総個体数、 n_i : 標本中の第 i 番目の種の個体数、 Z : 個体数による順位、 $a, b, c, m, n, \alpha, \beta, \lambda, A$: パラメーター。(木元、1976; Kobayashi, 1981; 伊藤、1990; Magurran, 1988; 森下、1996; Lande, 1996; 伊藤・佐藤、2002を参照)。

モデル式の略号	モデル式	出典	適格性
1)P	S/N	Motomura, 1943	#1, \$1
2)DGL	$S/\log N$	Gleason, 1922; Odum et al., 1960	#1, \$1
3)DMG	$(S-1)/\ln N$	Margalef, 1968	#1, \$1
4)DM	$\log S/\ln N$	Menhinick, 1964	#1, \$1
5)DMN	S/\sqrt{N}	Menhinick, 1964	#1, \$1
6)KK	$\sqrt{S/\ln N}$	Kobayashi & Kimura, 1994	#1, \$1
7) β	$[N(N-1)]/[\sum x_i(x_i-1)], (=1/[\sum x_i(x_i-1)/N(N-1)])$		

		Morisita, 1962, 1967	(#1), +
8) $N\beta$	$N[N(N-1)]/[\sum xi(xi-1)]$	Brillouin, 1951; Margalef, 1957, 1958; Morisita, 1967 ($N\beta \doteq NH' \doteq$ Margalef's index I)	#1
9) $\ln\beta$	$\ln[N(N-1)]/[\sum xi(xi-1)]$	Morisita, 1996	
10) $\sqrt{1/d}$	$\sqrt{[N(N-1)]/[\sum xi(xi-1)]}$	Morisita, 1996	
11) $k\beta$	$S=[1-\beta(N/k\beta-1)^{-k}]$	Brian, 1953	#2, 3
12) $1/d$	$1/\sum(xi/N)^2$	Simpson, 1949; Kimoto, 1976; Krebs, 1978	+
13) $1-d$	$1-\sum(xi/N)^2$	Berger & Parker, 1970	#2, +
14) D'	$1-[\{\sum xi(xi-1)\}/N(N-1)]$	Pielou, 1969	#2
15) D''	$1-\sqrt{\sum(xi/N)^2}$	MacIntosh, 1967; Auclair & Goff, 1971	#2
16) D_{max}	$[1-\sum(xi/N)^2]/[1-\sum(xi/N)^2]_{max}, (=1-\sum(xi/N)^2/N)^2/(1-1/s)$	Itow, 1990	#1
17) ΔI	$[N/(N-1)] \cdot [1-\sum(xi/N)^2]$	Hurlbert, 1971	#1, 2
18) $\lambda(v)$	$\lambda(v) \cdot \ln[1+(e^{1/\lambda(v)}-1)N]$	Kobayashi, 1979, 1980, 1981	#1, 3
19) D_K	$Q[1-(Q/(Q-1)^{1/A(v)}N)^{-A(v)}]$	Kobayashi, 1981	#1, 3
20) K_T	$(1/2X_{R1} + \sum x + 1/2X_{R2})/[\ln(R2/R1)]$	Kempton & Taylor, 1976	#1, 3
21) H'	$-\sum(xi/N)\ln(xi/N)$	Shannon, 1949; Wiener, 1949	#1, +
22) NH'	$-(Q-1/2N)[\sum(xi/N)\ln(xi/N)]$	Pielou, 1966	#1
23) H^*	$-\sum(xi/N)[\ln(xi/N)] + A/[2N + (A/3.3)], A=S+S_i[S/S-S_i],$ ($\doteq \log\beta + 0.45$)	Morisita, 1996	#3
24) H^*_h	$-\sum(xi/N)\ln(xi/N) + S-1/N[1+\{(S-1)/N\}^2]$	Morisita, 1996	#3
25) H^*_β	$\log\beta + 0.45$	Morisita, 1996	#1
26) $\text{Exp}H'$	$e^{H'}$	Sheldon, 1969	#1
27) $\text{Exp}H^*$	e^{H^*}	Morisita, 1996	#3
28) $\text{Exp}H^*_h$	$e^{H^*_h}$	Morisita, 1996	#3
29) $\text{Exp}H^*_\beta$	$e^{H^*_\beta}$	Morisita, 1996	#3
30) $\text{Exp}1/2H'$	$e^{1/2H'}$	Morisita, 1996	#3
31) $\text{Exp}1/2H^*_h$	$e^{1/2H^*_h}$	Morisita, 1996	#3
32) $\text{Exp}1/2H^*_\beta$	$e^{1/2H^*_\beta}$	Morisita, 1996	#3
33) E_c	$S/(\ln xi - \ln xs)$	Whittaker, 1972	#1
34) E'_c	$S/[4\sqrt{\sum(\ln xi - \ln x)^2/S}]$	Whittaker, 1972	#1
35) $M.D$	$(N-\sqrt{\sum xi^2})/(N-\sqrt{N})$	MacIntosh, 1967	#1, 2
36) N^∞	N_{max}/N	Berger & Parker, 1970	#1, 2
37) $S(n)$	$\sum \left\{ 1 - \left[\frac{N-xi}{n} \right] \right\}$	Hurlbert, 1971	
38) $S(100)$	$\sum \left\{ 1 - \left[\frac{N-xi}{100} \right] \right\}$	Itow, 1984 (モデル式37)を $n=100$ で固定したもの)	
39) $S'(n)$	$\sum [1 - (1-n/N)^{xi}]$	Morisita, 1996	
40) b	$(S(100) - S(50))/(100 - \log 50)$	Itow, 1984	
41) b'	$(S'(100) - S'(50))/(100 - \log 50), S'(100) = \sum [1 - (1-100/N)^{xi}]$		

		Morisita, 1996	
42) H _B	$(\log N! - \sum \log n_i!)/N$	Brillouin, 1962	(#1, 2), #3
43) 1/a	$ax_n = b + \ln n$ (1/a が多様度を表す)		
		Motomura, 1932	#1, (\$1)
44) c	$S_n = c/n^m$ (c が多様度を表す)	Corbert in Fisher et al., 1943	#1, (\$1)
45) α	$S = \alpha \ln(1 + N/\alpha)$ (α が多様度を表す)		
		Fisher et al., 1943	#1, (\$1) +
46) 1/I _h	$1/Q \cdot [\sum x_i(x_i - 1)/N(N-1)]$	Morisita, 1996	#1, \$2
47) $\sqrt{1/I_h}$	$\sqrt{1/Q \cdot [\sum x_i(x_i - 1)/N(N-1)]}$		
		Morisita, 1996	#1, \$2
48) D _w	$[S(S-1)/N] (1-n/N)^{S-2}$	Webb, 1974 ; May, 1975	\$2
49) J'	$[-\sum (x_i/N) \ln(x_i/N)] / \ln S$	Pielou, 1966	#1, 2, \$2
50) J'	$H'/\ln Q$	Morisita, 1996	#1, \$2
51) E	eH'/S	Buzas & Gibson, 1969	#1, 2, \$2
52) E'	eH'/Q	Morisita, 1996	(#1), \$2
53) H _{BE}	$[(\ln x_i - \sum \ln x_i!)/N] / [(\ln x_i! - \sum \ln x_i!)/N] \max$		
		Pielou, 1969	#1, 3, \$2
54) ϵ	H'/Q	Loyd & Ghelardi, 1964	#1, \$2
55) V	$\Delta 1/\Delta \max$	Hurlbert & Ghelardi, 1964	#1, \$2
56) H'r	$1/18[S'(100) + 1.45]$	Morisita, 1996	\$2
57) E'(100)	$S'(100)/Q(1 - e^{-100/Q})$	Morisita, 1996	\$2

#1 : サンプルサイズの影響が大きく表れる。 #2 : 判別能力が低い。 #3 : 計算が煩雑。 \$1 : 種の豊富性要素のバイアスが高い (1-6)。 \$2 : 均衡度要素のバイアスが高い (46-57)。同物異名 : 7 = 12, 13 = 14, 43 = 44 = 45。 + : 広範に用いられている (好適な特徴)。

non-Wiener 関数を補正した H' の系列の指数であろう。さらに、これまで多用されて来た Fisher の多様度指数 α (表11の45) は、サンプル・サイズの影響が強くなるとともに、種の豊富性へのバイアスが強く出る指数である。しかし、森下 (1996) は小サンプルに限るのならば、多様度指数として用いる事が可能との見解を示している。本指数は理論的に、サンプルから1個体で見出される種数の理論値を示すものである。多様度指数の吟味、評価についての研究はまだ不十分で、意見が異なるものは多いし、さらに本格的な検討を受けていない指数も存在する。

6. β -多様度の測定—— β -多様度指数——

Whittaker (1960, 1972) は階層構造を持つ生物群集には幾つかの多様性のタイプが存在すると言う重要な事に気づき、一つの生息地内の群集の多様性を α -多様度 (α -diversity)、生息地間あるいは環境傾度に沿っての多様度の違いを表す、 β -多様度 (β -diversity)、複数の生息地が集まった地域群集の多様性を γ -多様度 (γ -diversity) と呼んだ。これらの多様度間の関係は $\gamma = \alpha + \beta$ で表現することができる (Lande, 1996)。群集構成の差異の程度を表す同様な考え方は MacArthur (1965) にも見られ、1つの生息地内の種多様性は生息地 (ハビタット) 内多様性 (within-habitat diversity) と呼び、異なる生息地間の種組成の差異を生息

表12. 種組成データに用いる β -多様度指数

a: 両地域 (x, y) の共通種数、b: x 地域に見られる種数、c: y 地域に見られる種数。N: 方形区数。(Koleff et al., 2003a, b; Koleff & Gaston, 2001を参照)。

式の略称	モデル式	出典
1) β_w	$(a+b+c)/[2a+b+c]/2]$	Whittaker, 1960
2) $\beta-1$	β_w-1	Harrison et al., 1992
3) β_c	$(b+c)/2$	Cody, 1975
4) β_t	$(b+c)/(2a+b+c)$	Wilson & Shmida, 1984
5) β_{me}	$\beta_t/(N-1)$	Mourelle & Ezcurra, 1997
6) β_j	$a/(a+b+c)$	Magurran, 1988; Southwood & Henderson, 2000
7) $\beta-2$	$\min(b, c)/[\max(b, c)+a]$	Harrison et al., 1992
8) β_{rs}	$2(bc+1)/[(a+b+c)(a+b+c+1)]$	Williams et al., 1999
9) β_{sim}	$\min(b, c)/[\min(b, c)+a]$	Lennon et al., 2001 (based on Simpson, 1943)
10) β_{gl}	$2 b-c /(2a+b+c)$	Lennon et al., 2001

同物異名: 1) = 2), 4) = 5)。6) Jaccard Index (1901) と同一。

地 (ハビタット) 間多様性 (between-habitat diversity) と呼んだ。

β -多様性の最も単純な尺度は、個体数情報がなく種組成のみの情報を用いるもので、全サンプルの出現種数 γ と 1 サンプル当たりの平均出現種数 α の比、 $\beta = \gamma/\alpha$ で示される。 β -多様度は基本的に環境傾度に沿って群集構造が連続的にあるいはギャップとして変化し、そのために環境傾度の端から端までの間での種の回転の大きさによって示される。表12に β -多様度を示す指数をまとめた。所産種数に個体数情報が存在する場合は、Morisita (1997) のシャノン・ウィーナー (Shannon-Wiener) 関数を補正した H' を利用して計算する事が可能である。 $\gamma = \alpha + \beta$ であることから、 $H'\beta = H'\gamma - H'\alpha$ となる。

7. 生物相の類似性測定—類似度指数—

生物群集の多様性を解析するにあたって、群集の同質性 (あるいは異質性) と群集の空間スケールとを把握することはとりわけ重要である。例えば南北に細長い日本では、平野部におい

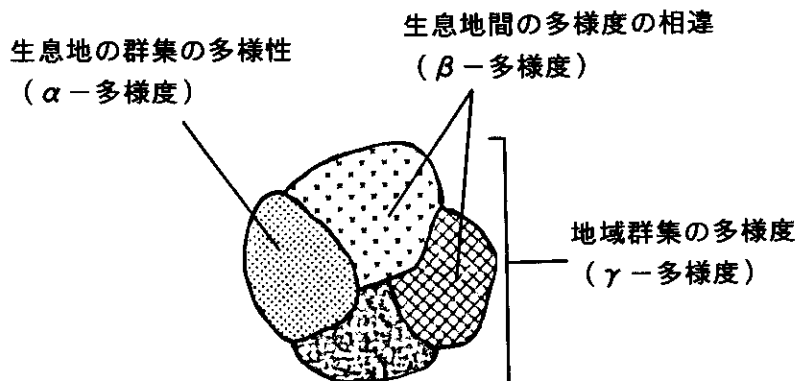


図11. 生物群集における多様性の区分

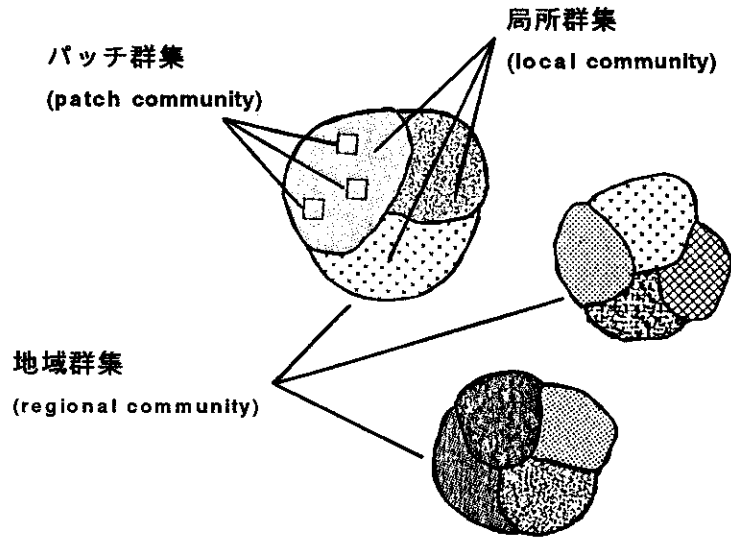


図12. 生物群集の階層構造

地域群集が複数の局所群集を含み、局所群集が複数のパッチ群集を含むと言った階層構造をなす。

て亜寒帯から亜熱帯までが存在する。そのため動物相では動物地理区上の旧北区と東洋区が区分され、旧北区系種と東洋区系種が混在した地域も広範に見られる。中規模から大規模地域レベルでの生物群集の構造や分類は、生態学や環境保全研究を行う際に、取り扱う地域や比較の妥当性等についての重要な枠組みを提供する。異質な生物相を示す地域間であるにも拘わらず、同質との仮定のもとに地域間の資料の比較を行ったのでは、その結果は妥当性を欠くものとなる。

さらに、群集の空間構造を考えると最小の単位としてパッチ群集 (patch community) がある。これは、群集を構成する全ての種が直接相互作用できる程度のサイズを言う。さらには局所群集 (local community) があり、さらに大きなスケールで地域群集 (regional community) が存在する。これらは地域群集が複数の局所群集を含み、局所群集が複数のパッチ群集を含むと言った階層構造をなしている。このような空間構造に合わせて種多様度を階層的に理解することが可能となる。ここでも多様性を理解する際に、生物の組成の地域や階層ごとの相互作用を持つ種の集合体としてのまとまりを単位とした群集を切り出す作業が必要となって来る。

生物群集相互の類似性の程度を表わす方法として、類似度指数により地域の種組成や群集構成の類似度を算出し、その結果を群分析や主成分分析のような多変量解析にかけて表現する方法がよく使われる。類似度指数の中でも、個体数、密度、現存量と言った量的情報がなく種リストのみからなる質的データ (ここでは種類組成) 間の類似度の比較には、情報量や重複度による指数、あるいは類似度百分率は使えず、2元データを比較するための類似度指数 (これらを共通種数系指数と呼ぶ) を適用することになる。ところが、2元データ用の類似度指数だけ

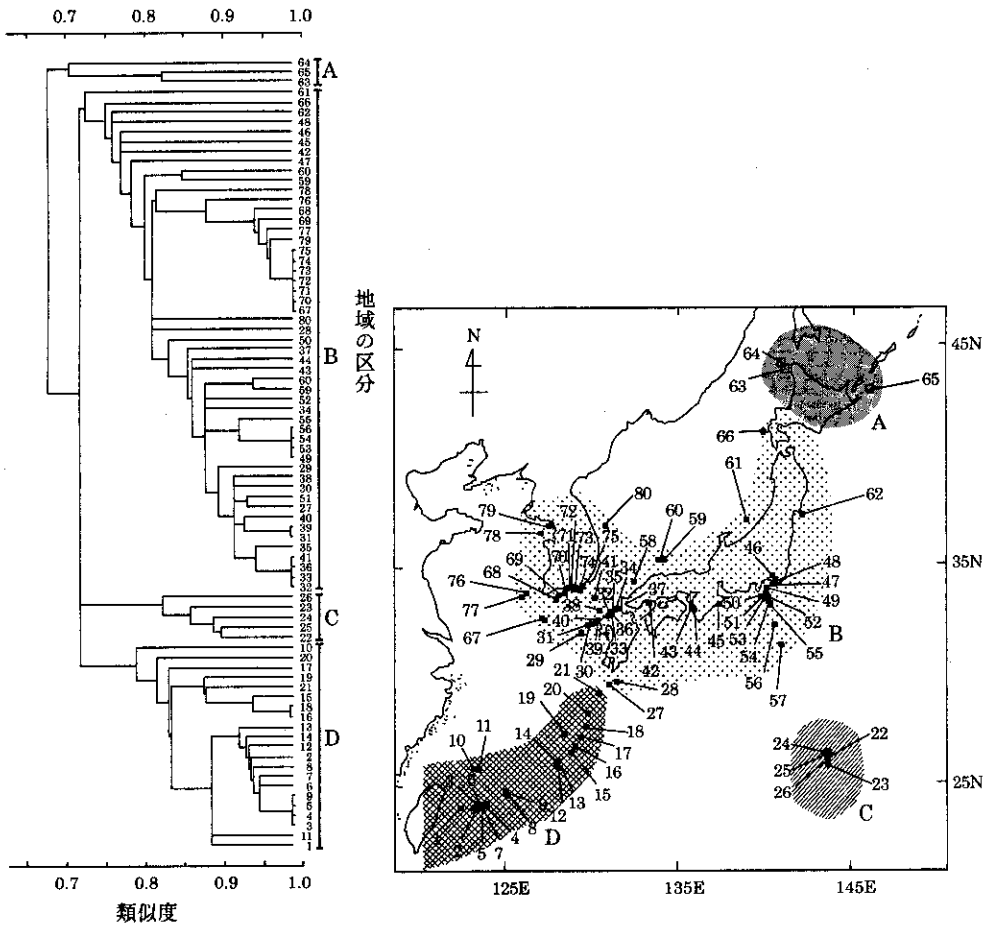


図13. 日本、韓国、台湾のアリの分布資料をもとにしたクラスター分析による地域性の区分 (寺山、1992, 2005b による)
80島嶼の資料により4つの生態学的地域 (A-D) が認められた。

でもこれまでに40以上ものものが提唱されている (Hubálek, 1982)。それらを表13に示した。それらの指数の適格性を幾つかの角度から評価すると、少なくとも種組成の類似性を表わすデータにおいては、4) Jaccard、5) Dice-Sørensen、7) Kulczyński、11) Driver-Kroeber、そしていくつかの欠点を持ちながらも30) Pearson tetrachoric、32) Baroni-Urbani-Buserの各指数が良く機能するものと判定される (Hubálek, 1982)。また Bolton (1991) では、11) Driver-Kroeber が良く機能する指数として推奨されている。11) はモデル式の名称として Driver-Kroeber-Ochiai としばしば表記されるが、日本では Otsuka (1936) によって最も早く提唱されたもので、大塚の親和係数 (coefficient of closeness) と呼ばれているものである。日本で地域ファウナの比較にしばしば用いられて来た野村・シン普森指数 (表13の2)) は、データに対する対称性において残念ながら指数として不適格で、相対的な比較を行うことができない

表13. 種組成による群集の類似度を測定するための類似度指数 (二元データに用いるものに限る)
 a-d は下記の 2x2 table frequency data を参照。

モデル式	出典
1) $a/[\max\{(a+b), (a+c)\}]$	Braun-Blanquet, 1932
2) $a/[\min\{(a+b), (a+c)\}]$	Nomura, 1940 ; Simpson, 1943
3) $a/(b+c)$	Kulczyński, 1927
4) $a/(a+b+c)$	Jaccard, 1901
5) $a/[a+1/2(b+c)]$	Dice, 1945 ; Sørensen, 1948
6) $a/[a+2(b+c)]$	Sokal & Sneath, 1963
7) $1/2[a/(a+b)+a/(a+c)]$	Kulczyński, 1927
8) $(a/2)[1/(a+b)+1/(a+c)]$	Driver & Kroeber, 1932
9) $a/(a+b)+a/(a+c)$	Johnson, 1967
10) $(a^2-bc)/[(a+b) \cdot (a+c)]$	McConaughy, 1964
11) $a/[(a+b) \cdot (a+c)]^{1/2}$	Driver & Kroeber, 1932 ; Otsuka, 1936 ; Ochiai, 1957
12) $a^2/[(a+b) \cdot (a+c)]$	Sorgenfrei, 1959
13) $a/[(a+b) \cdot (a+c)]^{1/2}-1/2[\max\{(a+b), (a+c)\}]$	Fager & McGowan, 1963
14) $a/(a+b+c+d)=a/n$	Russell & Rao, 1940
15) $a/[1/2(ab+ac)+bc]$	Mountford, 1962
16) $(ab+bc)/(ab+2bc+cd)$	Peirce, 1884
17) $[a-(a+b) \cdot (a+c)]/[(a+b) \cdot (c+d) \cdot (a+c) \cdot (b+d)]$	Eyraud, 1936
18) $1/4[a/(a+b)+a/(a+c)+d/(c+d)+d/(b+d)]$	Sokal & Sneath, 1963
19) $(a+d)/(b+c)$	Sokal & Sneath, 1963
20) $(a+d)/(a+b+c+d)=(a+d)/n$	Sokal & Michener, 1958
21) $(50\pi)^{-1} \cdot \arcsin[\{(a+d)/n\}^{1/2}]$	Goodall, 1967 ; Austin & Colwell, 1977
22) $(a+d)/[a+1/2(b+c)+d]$	Sokal & Sneath, 1963
23) $(a+d)/[a+2(b+c)+d]$	Roger & Tanimoto, 1960
24) $(a+d-b-c)/n$	Hamann, 1961
25) $ad/[(a+b) \cdot (c+d) \cdot (a+c) \cdot (a+d)]^{1/2}$	Sokal & Sneath, 1963
26) $(ad-bc)/[(a+c) \cdot (b+d)]$	Prirce, 1884
27) $n \cdot (ad-bc)^2/[(a+b) \cdot (c+d) \cdot (a+c) \cdot (b+d)]=\chi^2$	Pearson, 1905
28) $[\chi^2/(n+\chi^2)]^{1/2}$	Pearson, 1905
29) $\sqrt{(2) \cdot (ad-bc)/[(ad-bc)^2-(a+b) \cdot (c+d) \cdot (a+c) \cdot (b+d)]^{1/2}}$	Cole, 1949
30) $(ad-bc)/[(a+b) \cdot (c+d) \cdot (a+c) \cdot (b+d)]^{1/2}$	Yule, 1912 ; Pearson & Heron, 1913
31) $(ad-bc)^2/[(a+b) \cdot (c+d) \cdot (a+c) \cdot (b+d)]$	Doolittle, 1885 ; Pearson, 1926
32) $(\sqrt{(ad)+a})/\sqrt{(ad)+a+b+c}$	Baroni-Urbani & Buser, 1976
33) $(\sqrt{(ad)+a-b-c})/(\sqrt{(ad)+a+b+c})$	Baroni-Urbani & Buser, 1976
34) $\pm(\chi^2/\chi^2\max)^{1/2}$	Cole, 1949 ; Hurlbert, 1969
35) $\pm[(\chi^2-\chi^2\min)/(\chi^2\max-\chi^2\min)]^{1/2}$	Hurlbert, 1969
36) $(ad-bc)/(ad+bc)$	Yule, 1900
37) $(\sqrt{(ad)}-\sqrt{(bc)})/(\sqrt{(ad)}+\sqrt{(bc)})$	Yule, 1912
38) $\cos[180\sqrt{(bc)}/(\sqrt{(ad)}+\sqrt{(bc)})]$	Pearson & Heron, 1913
39) $4(ad-bc)/[(a+d)^2+(b+c)^2]$	Michael, 1920
40) $n \cdot a/[(a+b) \cdot (a+c)], =a/a'$	Forbes, 1907
41) $\log a - \log n - \log[(a+b)/n] - \log[(a+c)/n]$	Gilbert & Wells, 1966
42) $[n \cdot a - (a+b) \cdot (a+c)]/[n \cdot \min\{(a+b), (a+c)\} - (a+b) \cdot (a+c)]$	

Forbes, 1925

$$43) \quad n \cdot a - (a+b) \cdot (a+c) / [n \cdot a + (a+b) \cdot (a+c)], = (a-a') / (a+a')$$

Tarwid, 1960

同物異名：7) = 8) = 9) = 10), 11) = 12), 20) = 21) = 24), 30) = 31), 32) = 33), 37) = 38), 40) = 41)。適格性を欠くもの：13), 16), 27) - 29), 31); 1), 2), 13), 16), 26); 27), 28), 31); 17), 19) - 24)。付加的適用資格をテストした結果推薦できる指数：4), 5), 7), 11), 30), 32)。以上 Hubálek (1982)、Bolton (1991) による。さらに 4), 5), 32) も類似の指数である。

2 x 2 table frequency data.

	K		Total
	Present	Absent	
J Present	a	b	a+b
J Absent	c	d	c+d
Total	a+c	b+d	n=a+b+c+d

い。もし用いるとすれば基準点 (対象としたい地域やファウナ 1 地点) を設定し、そこからの遠心的な方向での比較に限定されよう。類似度指数選択の問題とは異なるが、これらの解析過程には、サンプリング・メソッドの問題部分が小さくない事と、クラスタリング・アルゴリズムの選定 (今日 UPGMA クラスタリングが標準アルゴリズムとして生態学では良く用いられてはいるが) 等、多変量解析を行う際の諸問題が同時に付いてまわる。与えられたデータのもとで複数の類似度指数とクラスタリング法を用いて解析し、得られた dendrogram の共通部分を見る手法もなされるが、共通点を求めただけでは信頼のおける結論は望めないのではなからうか。

8. 生物多様性の減少

8-1. 地球規模での減少

前述のように、多くの生物群は高緯度地域から熱帯に向かうにつれて種数が多くなる。特に熱帯多雨林では非常に高い多様性を示す。しかし、熱帯地方の森林は、今日急速な開発の波にさらされており、熱帯多雨林は毎年 1% ずつが伐採されている。熱帯多雨林は、現存量で地球の全植物の 1/2 強を占めているが、1 年に 1,570 万 ha の森林が減少している事になる。これは日本国土の半分の面積に該当する。このままの状態が続くと、数十年後には熱帯多雨林は地球上から姿を消してしまうのではないかとされている。生物の種は減れば二度と再生されない。早急な対策が求められている。

日本の森林面積は 67.5% である。ただし、総面積の 24.6%、森林面積の約半分は人造林である。かつて熱帯多雨林に広く覆われていたタイでは、伐採が進み、現在二次林を入れても森林は国土面積の 25% のみであり、フィリピンでも 22% のみとなっている。国土の半分以上が森林である日本が、森林資源の著しく減少したこれらの国々からさらに木材を輸入してい

表14. 熱帯林の減少

FAO 報告 (1991) をもとに作成した寺山 (2005b) より。

地域	地域面積 (千 ha)	森林面積 (千 ha)		年平均減少面積 (千 ha)	年間減少率 (%)
		1981	1990		
熱帯アメリカ	1,675,000	922,900	839,900	8,400	0.9
熱帯アジア	896,600	310,800	274,800	3,500	1.2
熱帯アフリカ	2,243,300	650,400	600,100	5,100	0.8
合計	4,815,500	1,844,100	1,714,800	17,000	0.9

表15. 推定される種の絶滅速度

Myers (1979) をもとに作成した寺山 (2005b) より。

区分	速度(種/年)
白亜紀(恐竜時代)	0.001
1600-1900年	0.25
1900年	1
1900-1975年	1,000
2000までの25年間平均	40,000

る現状に対して、各国からの批判の風圧は相変わらず強い。アジアを中心に多く見かける竹林でさえ減少しており、野生種1,200種の内約半数は森林破壊によって絶滅の危機にある。

人類が地球上に出現する以前の生物の100年あたりの絶滅率は、生物種の平均寿命から算出して全種数の0.0001から0.00001%とされている。しかし今日、哺乳類や鳥類の絶滅率は100年あたり約1%となっており、よってこの値は人類出現以前の値の100倍から1,000倍を示すということになる。ここ400年の間に、確認できたものだけでも哺乳類で83種が、鳥類で113種が絶滅したと報告されている。

Wilson (1992, 1996) は、多様性の高い熱帯多雨林の減少により、絶滅の運命にあると予測される種が0.25%存在し、熱帯多雨林に1,000万種が生息していると仮定すると、毎年2万5,000種の生物が絶滅している可能性があることを指摘している。種数・面積関係のPrestonの4乗根則を用いて単純に計算すると、生息地の90%が失われると、生物種は半減する($4\sqrt{0.1} \approx 0.56$)ことになる。他にも全生物種の1%から10%が10年ごとに絶滅するとか、21世紀半ばまでに地球の30%の種が絶滅すると言った推定もある。絶滅確率を推定することは容易なことではないが、的外れの値ではないように思える。IUCN(国際自然保護連合)は絶滅の危機にある植物種は全体(31万種から42万2千種と推定)の22%から47%と結論づけ、それらが熱帯地域に多いことを指摘した。動物の両生類であっても全体の32%(約1,900種)が絶滅危機にあると報じている。

1992年に批准された生物多様性条約では、資源の持続的利用や遺伝子資源の公平な分配が唱

われている。熱帯多雨林は、森林材や医療に貢献すると言った資源としての価値のみならず、学術研究やレクリエーション、教育活動の場と言った非消費的利用価値も持つ。さらには野生生物や生態系に対する関心、共感と言った経済性や利用性から離れた精神的な価値をも持つと言う主張もある。私達は、再現不可能である進化の歴史性を保護し、多様性に富んだ生物世界を次世代に引き継ぐ社会的責任を有していると言えよう。地球上の全ての人々は、直接的にであれ、間接的にであれ熱帯多雨林を必要としている。

8-2. 外来種問題

生物種絶滅の最大の要因は、何と言っても生息地の破壊にある。熱帯林の破壊や海洋汚染、さまざまな開発行為等により環境が攪乱され生物多様性が危機に陥った。私達の身近な環境も大きく変わり、単純な生物相へと変化して行った。今日、保護地域の面積は増加しつつあるが、それでも世界の陸地面積の6%強と言うところである。

さらには、外来種問題がここ十数年来クローズアップされるようになって来た。これまで動物の分布を規定していた地理的障壁が、現在の高速かつ大量輸送と言う人間活動の前では障壁ではなくなり、世界規模で多くの生物の人為的移入が見られるようになってきている。貿易の自由化、輸送手段の規模拡大と高速化、さらに人口増加による攪乱環境の増大により、外来動物がますます増大して行く事が危惧される（前田、1997；森本、1998）。そして、生物多様性を損なう最大の要因は、今世紀では外来生物の侵入が環境破壊に代わって重要化するであろうとまで言われるようになって来た。これらの生物の侵入は世界的な生物相の均質化と多くの土着種の絶滅による多様性の貧困化を引き起こすことが予測されている。従来、侵入害虫による農作物や森林資源に対する経済的被害のみが注目されていたが、侵入害虫の生物多様性への負の影響は甚大であり、憂慮すべき問題として浮上して来た。

日本においても、北海道から鹿児島、そして小笠原諸島にまで分布を広げて被害を与えているアメリカシロヒトリや、マツ枯れの原因でマツノマダラカミキリが媒介するマツノザイセンチュウ等、日本への侵入種の著しい被害例も少なくない。明治以降、日本に入った外来昆虫は415種もが挙げられている（桐谷、2002）。外来の脊椎動物では、哺乳類で28種、鳥類39種、ハ虫類13種、両生類3種と言った数字が掲げられている（鷲谷・村上、2002）。

2005年6月に「特定外来生物による生態系に係る被害の防止に関する法律（通称：特定外来生物防止法あるいは外来生物法）」が施行され、第一次指定種として37種が、第二次指定として43種が特定外来生物として指定された。「外来生物法」で特定外来生物に政令指定され、かつ国際自然保護連合（IUCN）による「世界の侵略的外来種ワースト100（2000）」にも選定されている有害動物のアルゼンチンアリを先ず例に挙げてみたい。

アルゼンチンアリ *Linepithema humeli* はその名の示すとおり、南米原産のアリであるが、ここ100年の間に人類の交易に付帯して分布を拡大し、すでに北米、ハワイ、南アフリカ、オ

ーストラリア、ヨーロッパの地中海地方等に侵入、定着を果たしている。各国で侵入害虫として様々な問題を引き起こしている。本種は農業害虫、家屋侵入・衛生害虫であるとともに環境攪乱を引き起こし、侵入地域の生物相を大きく変えてしまうことが報告されている。農業害虫としては農作物の害虫であるアブラムシやカイガラムシを保護することや、果実を含む植物体を傷つける、さらには種子を盗み取ることが知られている。また、頻繁に家屋へ侵入し食品に群がる等の不快昆虫となっていると同時に、病原微生物(特に細菌類)の人への媒介者ともなり、特に病院内への本種の侵入は院内感染を引き起こす危険性を持ち問題とされる。

さらに、本種が侵入すると、そこに生息していた昆虫やクモ等の無脊椎動物の種数が著しく減少すると言った生態系の攪乱が引き起こされる。日本では1993年に広島県廿日市市で最初に発見され、近年、広島県の他地域や、山口県、兵庫県、さらには愛知県での生息が認められている。確実に本土での分布が広がりつつある(図15)。本種による侵入地域の生態系への影響は重大で、在来の動物相は甚大な影響を受けると同時に、捕食者や送粉者、種子運搬者の減少により植物への影響も危惧される(田付・寺山、2005;寺山、2005)。いずれにせよ、不快昆虫、農業害虫、在来の生物に影響を与える生態系の攪乱者として他国同様の重大な問題が生じる危険性が高く、現在把握されている侵入個体群に対して、何らかの防除対策を緊急に講じる必要があるとされている。

日本ではアリにおいて、他にも「ワースト100」に指定されており、やはり世界的規模で環境攪乱を引き起こしているツヤオオズアリが琉球列島や小笠原諸島等に侵入している。また、火山列島の硫黄島と南鳥島、琉球列島の沖縄島、伊江島(現在は確認できず)にはヒトに刺咬被害を与えるアカカミアリが侵入している。

ある目的を持って積極的に輸入した動物の在来生物へ与える影響も小さくない。国内へ輸入した動物や、生息していなかった地域へ移入させた動物では、かつては食糧として輸入したウシガエルやアメリカザリガニ、沖縄でハブ対策として放したマングース、伊豆諸島でネズミ駆

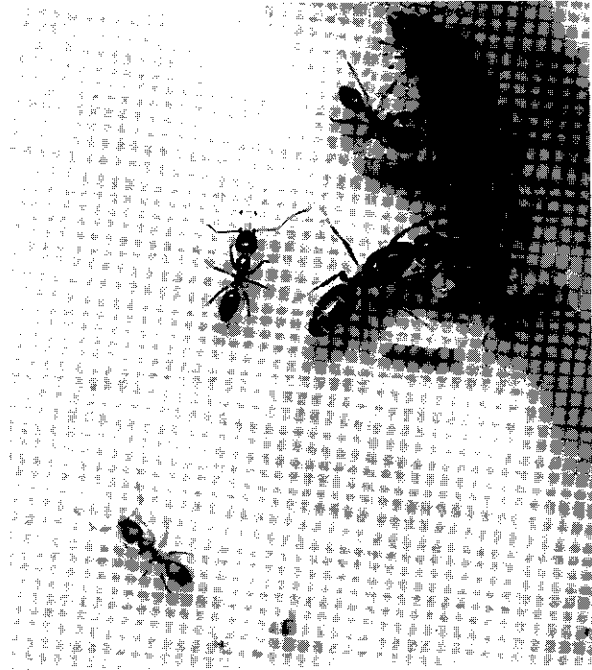


図14. 侵略的外来生物アルゼンチンアリ
中央の大形個体は女王。

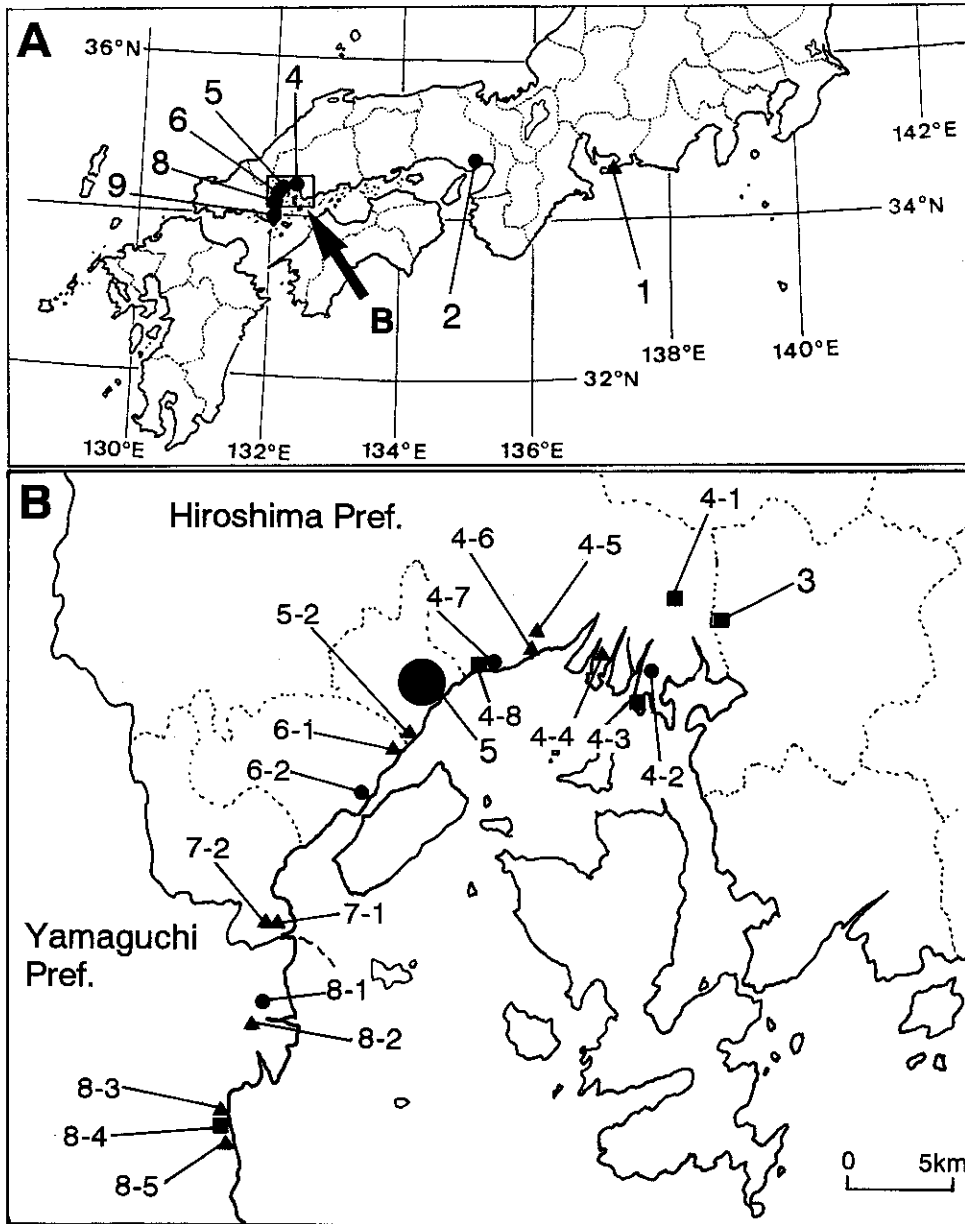


図15. アルゼンチンアリの日本での分布の拡大

1993年に広島県廿日市市で最初に発見された。●：2001年以前に確認された地域。■：2002—2003年に発見された地域。▲：2004年以降に発見された地域 (杉山、2000；亀山、2001；頭山、2001, 2002；村上、2002；Miyake et al., 2002；Touyama et al., 2003；寺山、未発表資料により作成)。

- 地域番号 (カッコ内の数字はアルゼンチンアリが最初に確認された年を示す) —
- 愛知県：1、田原市 (2005)。兵庫県：2、神戸市 (1999)。
 - 広島県：3、安芸郡府中町 (2002)；4、広島市；4-1、東区尾長町 (2002)；4-2、南区宇品町 (2000)；4-3、南区出島町 (2002)；4-4、南区船入町 (2005)；4-5、西区井口台 (2004)；4-6、西区井口町 (2004)；4-7、佐伯区五日市 (2000)；4-8、佐伯区海老園 (2002)；5、廿日市市 (1993)；5-2、安品 (2004)；6、佐伯郡；6-1、大野町梅原 (1999)；6-2、宮島町赤坂 (2004)；7、大竹市；7-1、新町 (2004)；7-2、東栄 (2004)。
 - 山口県：8、岩国市；8-1、元町 (2001)、麻里布町 (2004)；8-2、川下町 (2005)；8-3、藤生町 (2004)；8-4、黒磯町 (2002)；8-5、青木町 (2004)；9、柳井市中馬皿 (2001)。

除の目的で放獣されたニホンイタチ、家畜として小笠原へ持ち込まれたヤギやブタ、あるいは養蜂用のセイヨウミツバチ等の例がある。しかし、ウシガエルもアメリカザリガニも日本中に広がり多くの在来種を圧迫しており、マングースではハブよりも他の動物を食い荒らし、ニホンイタチでは鳥のハ虫類や鳥類を激減させており、ヤギやブタに至っては小笠原の植生への手痛い打撃を与え、幾つかの植物固有種の絶滅を引き起こしてしまった。また、セイヨウミツバチでは小笠原固有の花粉媒介をするハナバチ類に打撃を与え、連鎖的に一部の固有植物種の結実が阻害されている。さらには、ペットとして飼育されていたアライグマや台湾リス等が野生化し、各地で被害を与えている。以下に示すセイヨウオオマルハナバチや輸入のカブトムシ、クワガタムシ、あるいはオオクチバス（ブラックバス）、コクチバスやブルーギルのように生物多様性保全と農業生産性や経済効果と言うコンフリクトの解決を果たす必要のある生物に対しては、如何に対処すべきか何難度の高い問題となっている。現在、オオクチバス（ブラックバス）、コクチバスとブルーギルは特定外来生物に指定されている。

ハウス栽培トマトの受粉昆虫として、ヨーロッパ原産のセイヨウオオマルハナバチが1992年より日本への輸入が始まったが、一部の研究者が懸念していた通り、日本各地で野生化が進行している状況となった。本種では毎年3—4万巣が輸入されているが、これらの巣をハウスの中で完全に管理することは不可能で、一部の個体が野外へ逃げ出し、その結果日本全土で野生化しつつある。これによって競合関係にある日本のマルハナバチ類が餌や営巣場所を奪われると言った影響を受け、さらにはその事によって在来マルハナバチによって受粉されていた多くの野生植物に影響が出る可能性もある。

近年、外来のカブトムシやクワガタムシが商品として大量に輸入されている。1999年11月以降、外国産生体の輸入規制が大幅に緩和されたことによる。その結果、2005年9月段階でカブトムシが53種、クワガタムシが496種もの輸入が認められている。この事に関連して、稀種を得るために海外において保護区が破壊されたり森林が荒らされたり、輸出が認められていない種の持ち出しが発覚したりと言った社会問題も引き起こされている。原産地の生物多様性への悪影響をも考慮する必要がある。しかしそれ以上に、日本に持ち込まれたそれらの移入種によって、日本古来の生態系に様々な形で影響を受ける危険性が懸念される。まず、在来種と競合し在来種を絶滅へ追いやる危険性があり、さらに海外から病原微生物や寄生虫等を持ち込み、それらがむしろ、在来種で猛威をふるう危険すらありうる。在来のクワガタムシやカブトムシに影響が出れば、さらにこれらのクワガタムシやカブトムシと関連を持つ他の生物が連鎖的に影響を受けよう。

在来個体群に対する遺伝子汚染も問題である。ニホンザルと台湾ザルの交雑個体が日本各地で増えている例は良く知られている。また、中国原産のタイリクバラタナゴが日本固有亜種のニッポンバラタナゴと交雑し、雑種化が進行している。クワガタムシにおいても、日本の在来種との交雑による遺伝的攪乱が引き起こされつつあり、在来クワガタが地域固有性存続の

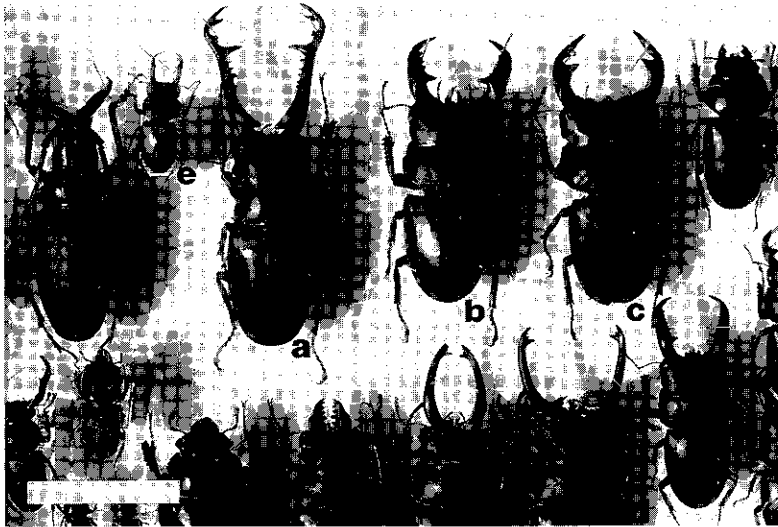


図16. 外来のクワガタムシ類 (a-d)

a: ギラファノコギリクワガタ、b: オオヒラタクワガタ、c: アンタエウスオオクワガタ、d: オニツヤクワガタ。e: 在来種のコクワガタ (体長3.5 cm)。バー: 5 cm。



図17. ペットとして飼育されている外来のクワガタムシ (アンタエウスオオクワガタ)

本種は、インド北東部からインドシナ、中国南東部、マレー半島にかけて生息する。バー: 5 cm。

危機に追い込まれる可能性が生じている (荒谷、2002)。前述のセイヨウオオマルハナバチにおいても、系統的に特に近縁な在来種のオオマルハナバチと交雑し、在来種の遺伝子組成が攪乱され、オオマルハナバチの地域固有性が失われる可能性が指摘されている (五箇、2002)。国内のクワガタムシ個体の DNA 解析の結果は、現在、明らかに遺伝的浸潤が起こりつつあることを証明している。遺伝子レベルでの攪乱は、言わば地域個体群の絶滅に等しい生物多様性の喪失を意味しよう。よって、遺伝子レベルに留まらず、個体群から群集レベルにまで階層を上げて環境への影響を与えるであろう。この遺伝的浸潤は国外移入種のみの問題ではなく、国内移入種によるものも存在する。琉球列島のみに見られるはずの生物

種が他地域に見られる、あるいは遺伝子が見つかると言ったことが頻繁に起こっている。しかも国外種、国内種ともに、野外への逃亡、あるいは故意の放虫によるものも残念ながら少なくない。例えば、おそらく韓国から故意に持ち込まれたホソオチョウの分布が関東から関西へ広がりつつあることや、大陸型のアカボシゴマダラが埼玉や神奈川で見られ、在来のゴマダラチョウが追いやられつつある場所もある事、南西諸島型のナガサキアゲハが関東で個体数を増している事等が挙げられる。

都市域では周りで見られる植物の9割以上が外来種と言う場所も珍しくなくなった。また、日本の里山の自然を構成している多くの動物や植物は、稲作の導入に伴ってもたらされた史前帰化生物である。しかし、いずれ生物相は変化するものとして他地域の野生生物を自在に移動させる行為を受け入れることは容認できないと思う。これらの侵入生物の繁栄は日本の環境の不健全さを示すパラメーターとなっていよう。過去の時代には何千、何万年もかけて起こった環境の変化が、人為によりわずか数十年で起こってしまう状況を放置するわけには行かない。ましてや、施設や技術の遅れから侵入を防ぐ手立てのなかった時代における侵入の事実を論拠に、クワガタムシ等の外来昆虫の輸入を認可すると言った事を容認するわけには行かない。むしろ、今日、法的な整備も含めて環境攪乱を食い止めるための積極的な手立てが早急に必要状況にある。安易に海外の生物がその地域に入り込む事は、自然環境の地誌的な長い歴史の結果出来上がった生態系を安易に破壊することに繋がるからである。その地域に根ざした本来の多様な生物が存在することのかけがえのなさに多くの人々が気づき始めつつもある。

21世紀は環境の時代と呼ばれる中で、一人一人が環境のあるべき姿を模索し、社会の中で自分を位置付けられるように意識を変えて行くことが必要なものと思う。私達にとってより良い生活環境を考え、実現化して行く時代ともなっている。個人の空間の中で、ペットを飼うことに対する個人の自由は当然の権利ではあるが、しかし、狭い個人空間の中だけで生きるのではなく（もちろんそれをどう考えるか、自然保護を自分の問題として取り入れるかは、個人の自由意志の中にあり、決して強要されてはならないが）、社会を考え公共社会の中で行動することが自然保護の基本精神であり、より良き環境を守り、次世代に残して行こうと努めることが自然保護の目的ではなからうか。

9. おわりに—生物多様性の認識—

地球規模での生物多様性研究は、多くの研究分野に関連した言わば巨大プロジェクトで、ヒトゲノム計画やプレートテクトニクスに対応する‘big science’であり、このような研究が科学の大きな進歩を導くと言う主張がある（Wilson, 1996等。異論も多いだろうが）。生物多様性は国家戦略の一部であり、未来のフロンティアであると主張する。また、21世紀は地域の時代とも呼ばれ、地域の生物多様性の認識がなされるようにもなりつつある。そのような流れの中で、生物分類学は生物学の諸研究分野の基盤を受け持っており、生態学とならんで特に根幹を

になう必要不可欠な学問だと考えている。生物多様性と言う研究プログラムの観点から見れば、言わば生物多様性を認識するための基本ツールである。分類学や系統学が生物の多様性をどのように捉えて行くべきかについては意見も多いではあろうが、第一段階として、まずは種の多様性を発見し、記述して行く事であろう。分類学の最も基礎的であつ重要な任務は生物種の認識と記載であり、種の多様性を構成している種の目録の作成である。この際には、膨大な情報のデータベース化と言ったコンピュータ・サイエンス分野、あるいは生物情報学との共同も今後は必須のものとなるであろう。これらの成果を踏まえ、生物の一般参照体系を完成させる事が可能となろう。生物の分類大系は、生物学の諸分野にとっての重要な情報となるのみならず、一般科学や社会に大きく寄与することのできるものである。

しかしながら、日本における生物分類学の現状は決して良好とは言えないように見える。上述の第一段階のような仕事は、日本の学問環境の中では労多くして報われることのない仕事であり、研究を体系的に大きく進めるための研究環境も非常に少ない。例えば、日本の昆虫類の既知の種数は1988年の段階で約29,000種(松村、1990; 森本、1991)、2004年の段階でも30,800種(柘原、2004)である。日本の昆虫相の解明率は30%程度であろうと言う推定がある(森本、1991; 梅谷、1999)が、これは過小評価であろう。毎年、日本の昆虫相に追加される種類は100前後であり、このペースで進むと、現在の解明率が仮に30%としても、日本の昆虫相がほぼ解明されるためにはあと600年もかかることになる。昆虫類以外でも、節足動物門の他のグループや輪形動物、線形動物門のように、非常に多くの種を含みつつも分類研究の進んでいない群は多い。また、分類学の研究成果がモノグラフの刊行やデータベースの開設等によって公開され、それによって広く情報を共有し、活用できる環境となっていない点も問題であろう。このような状況は、今後生物多様性研究を進める上で大きな障害となる可能性が高く、早急な改善が望まれよう。

科学技術が自然環境を克服しようと言う20世紀型の科学技術から、今後、自然との融和を図り、良好な人間環境を目指した21世紀にふさわしい新たな科学技術のあり方を模索して行く必要もあろう。「生物多様性とは何か?」と言う命題に、生物学はまだ明確な答えが準備できていないし、その事もあって、社会でのコンセンサスも得られていない。しかし、多くの人々が環境問題を重要な問題と認識している現在、おそらく自分自身はその恩恵をこうむることがないが、後世に生物多様性を残すと言う事に価値観を感じ取れ、その新しい価値観を創造して行こうとする努力が社会でなされつつあると感じる。自然科学分野においては、生物多様性の危機と言う緊急課題の解決を計る努力をするとともに、上述の問いに答えるべく生物多様性理解のための基礎科学を推し進めて行くべきであろう。

参考文献

- 荒谷邦雄 (2002) クワガタムシ科における侵入種問題. 昆虫と自然 37 : 4-7.
- Baltanás, A. (1992) On the use of some methods for the estimation of species richness. *Oikos* 65 : 484-492.
- Böhning-Gaese, K. (1997) Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Jour. Biogeogr.* 24 : 49-60.
- Bolton, B. (1995) A taxonomic and zoogeographical census of the extant ant taxa (Hymenoptera: Formicidae). *Jour. Nat. Hist.* 29 : 1037-1056.
- Bolton, H. C. (1991) On the mathematical significance of the similarity index of Ochiai as a measure for biogeographical habitats. *Aust. J. Zool.* 39 : 143-156.
- Cover, S., J. Tobin & E. O. Wilson (1990) A new biodiversity record. *Notes from Underground (Mus. Comp. Zool., Harvard Univ.)* 4 : 6-8.
- Crawley, M. J. & J. E. Harral (2001) Scale dependence in plant biodiversity. *Science* 291 : 864-868.
- Daly, H. V., J. T. Doyen & A. H. Purchell (1998) *Introduction to Insect Biology and Diversity*. University of California Press.
- Digby, P. G. N. & R. A. Kempton, 1987. *Multivariate Analysis of Ecological Communities*. Chapman & Hall.
- Ehrlich, P. R. & J. Roughgarden (1987) *The Science of Ecology*. MacMillan.
- Elton, C. (1958) *The Ecology of Invasion by Animals and Plants*. Methen, London (日本語訳 侵略の生態学. 川那部浩哉他, 思索社, 東京).
- Erwin, T. L. (1982) Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. *Coleopterist's Bull.* 36 : 74-75.
- Erwin, T. L. (1983) Ecology and management. *In Tropical Rain Forest*. Blackwell Sci. Publ., 59-75.
- Fisher, A. G. (1960) Latitudinal variations in organic diversity. *Evolution* 14 : 64-81.
- Flather, C. H. (1996) Fitting species-accumulation functions and assessing regional land use impacts on avian diversity. *Jour. Biogeogr.* 23 : 155-168.
- Gaston, K. J. (1996) Species richness: measure and measurement. *In Gaston, K. J. et al. (eds.), Biodiversity: A Biology of numbers and differences*. Blackwell Science, 77-113.
- Gaston, K. J. (2000) Global patterns in biodiversity. *Nature* 405 : 220-226.
- Gaston, K. J. & T. M. Blackburn (2000) *Pattern and process in Macroecology*. Blackwell Science.
- Gaston, K. J. & J. H. Lawton (1998) Patterns in the distribution and abundance of insect populations. *Nature* 331 : 709-712.
- 五箇公一 (2002) 輸入昆虫が投げかけた問題—農業用マルハナバチとペット用クワガタムシをめぐって. 昆虫と自然 37 : 8-11.
- 橋本佳明・上楠木昭春・服部 保 (1994) アリ相を通してみたニュータウン内孤立林の節足動物相の現状と孤立林の保全について. *造園雑誌* 57 : 223-228.
- Gonzalez, A. & E. J. Chaneton (2002) Heterotroph species extinction, abundance and biomass dynamics in an experimentally fragmented microecosystem. *Jour. Anim. Ecol.* 71 : 594-602.
- Grassle, J. F. & M. J. Maciolek (1992) Deep-sea species richness: regional and local diversity estimates from quantitative bottom samples. *Am. Nat.* 139 : 313-341.
- H-Acevedo, D. & D. J. Currie (2003) Does climate determine broad-scale patterns of species rich-

- ness? A test of the causal link by natural experiment. *Global Ecol. & Biogeogr.* 12: 461-473.
- Heywood, V. H. & I. Baste (1995) Introduction. *In* Heywood, V. H. & Watson R. T. (eds.) *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, 1-19.
- Heywood, V. H. & R. T. Watson (eds.) (1995) *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press.
- Hill, J. L., P. J. Curran & G. M. Foody (1994) The effect of sampling on the species-area curve. *Global Ecol. & Biogeogr. Letter* 4: 97-106.
- 平野幸彦 (1987) 県別に甲虫は何種いるか. 月刊むし 201: 28-31.
- 平野幸彦 (1995) 地域別に甲虫は何種いるか. 月刊むし 296: 23-27.
- 平川浩文・樋口宏芳 (1997) 生物多様性をどう理解するか. 科学 67: 725-731.
- 平嶋義宏 (監修) (1990) 日本産昆虫総目録 (九州大学農学部昆虫学教室・日本野生生物研究センター編) 九州大学農学部昆虫学教室.
- 平嶋義宏 (監修) (1990) 日本産昆虫総目録 追加・訂正 (九州大学農学部昆虫学教室・日本野生生物研究センター編) 九州大学農学部昆虫学教室.
- Hölldobler, B. & E. O. Wilson (1990) *The ants*. The Belknap Press of Harvard Univ. Press, Cambridge.
- Hölldobler, B. & E. O. Wilson (1994) *Journey to the ants. A history of scientific exploration*. The Belknap Press of Harvard Univ. Press, Cambridge.
- Hubálek, Z. (1982) Coefficients of association and similarity, based on binary presence-absence data: an evaluation. *Biol. Rev.* 57: 669-689.
- 伊藤秀三 (1990) 多様性指数間の相関関係—各種の指数値は何を表すか—. 日生態会誌 40, 187-196.
- 伊藤嘉昭 (1998) 沖縄やんばるの森の生物多様性. 森林下生え刈り取りの悪影響. 科学 68: 885-894.
- 伊藤嘉昭・佐藤一憲 (2002) 種の多様性比較のための指数の問題点—不適切な指数の使用例も多い—. 生物科学 53: 204-220.
- 伊藤嘉昭・山村則男・嶋田正和 (2002) *動物生態学*. 蒼樹書房.
- 柘原 宏 (2004) 日本分類学連合による日本産生物種調査. 生物科学 55: 71-78.
- 亀山 剛 (2001) 山口県柳井市におけるアルゼンチンアリの分布記録. 蟻 25: 4-6.
- 木元新作 (1976) *動物群集研究法 I—多様性と種類組成—*. 共立出版.
- 木元新作 (1982) *動物群集研究法 II—構造と機能—*. 共立出版.
- 木元新作・武田博清 (1989) *群集生態学入門*. 共立出版.
- 桐谷圭治 (編) (2002) *日本の昆虫—侵入と攪乱の生態学—*. 東海大学出版会.
- 桐谷圭治 (2002) 日本の外来昆虫—外来昆虫総論. 日本生態学会編 外来種ハンドブック. 地人書館 124-125.
- Kobayashi, S. (1981) Diversity indices: relations to sample size and spatial distribution. *Jpn. J. Ecol.* 31, 231-236.
- 小林四郎 (1985) 自然保護地域の設計—単一大保護区か複数小保護区か. 生物科学37: 339-347.
- 小林四郎 (1995) *生物群集の多変量解析*. 蒼樹書房.
- Koleff, P., J. J. Eennon & K. J. Gaston (2003) Are there latitudinal gradients in species turnover? *Global Ecol. & Biogeogr.* 12: 483-498.
- Koleff, P. J. & K. J. Gaston (2001) Latitudinal gradients in diversity: real patterns and random models. *Ecography* 24: 341-351.
- Koleff, P. J., K. J. Gaston & J. J. Lennon (2001) Measuring beta diversity for presence-absence data.

- Jour. Ann. Ecol. 72 : 367-382.
- Krebs, C. J. (1989). *Ecological Methodology*. Harper & Row.
- Kusnezov, M. (1957) Numbers of species of ants in faunae of different latitudes. *Evolution* 11 : 298-299.
- Lambshead, P. J. D. (1993) Recent developments in marine benthic biodiversity research. *Oceanis* 19 : 5-24.
- Lande, R. (1996) Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76 : 5-13.
- Lomolino, M. V. (2001) The species-area relationship: new challenges for an old pattern. *Prog. Phys. Geogr.* 25 : 1-21.
- Loreau, M. (2000) Are communities saturated? On the relationship between α , β and γ diversity. *Ecology Letters* 3 : 73-76.
- MacArthur, R. H. (1965) Patterns of species diversity. *Biol. Rev.* 40 : 510-533.
- MacArthur, R. H. & E. O. Wilson (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University.
- Magurran, A. (1988) *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom. Helm, London.
- 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.
- Martin, G. (1996) Birds in double trouble. *Nature* 380 : 666-667.
- 松村 雄 (1990) 国内における農林昆虫の分類研究と標本保存の現状. *農業技術* 45, 445-449.
- Miyake, K., T. Kameyama, T. Sugiyama & F. Ito (2002) Effect of Argentine ant invasion on Japanese ant fauna in Hiroshima Prefecture, western Japan: A preliminary report (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 39 : 465-474.
- 宮下 直・野田隆史 (2003) 群集生態学. 東京大学出版会.
- 元村 勲 (1932) 群集の統計的取扱に就いて. *動物学雑誌* 44 : 379-383.
- 本谷 勲 (1993) 生物の多様性. *生物科学* 45 : 6-10.
- 森本 桂 (1991) 日本の昆虫相. *遺伝* 45(1) : 15-21.
- 森本 桂 (1993) 熱帯多雨林における動物, 特に昆虫の多様性. *遺伝* 47 (10) : 20-25.
- 森本信生 (1998) 外来昆虫の現状と対策. *遺伝* 52(5) : 23-27.
- 森下正明 (1996) 種多様性指数値に対するサンプルの大きさの影響. *日生態誌* 46, 269-289.
- 村上協三 (2002) 神戸市ポートアイランドで観察される外来アリ. *蟻* 26 : 45-46.
- Myers, N. (1979) *The sinking ark: a new look at the problem of disappearing species*. Pergamon Press.
- 中村寛志 (2003) 指標種による環境評価. 佐藤正孝・新里達也編, 野生生物保全技術. 海游舎, 214-230.
- 南部敏明 (1998a) 埼玉県の膜翅目 (ハチ・アリ類). *埼玉県昆虫誌* III, 9-92.
- 南部敏明 (1998b) 江南町の膜翅類. *江南町史 自然編1 動物*, 185-190.
- 南部敏明 (1999) 神泉村のハチの仲間 (膜翅類). *神泉村誌 自然編目録*, 49-67.
- 南部敏明 (2000a) 小川町の膜翅類. *小川町の自然 動物編*, 189-208.
- 南部敏明 (2000b) 幸手市の膜翅類目録. *幸手市史 自然環境編II*, 250-259.
- Nee, S. J. & H. Lawton (1996) Body size and biodiversity. *Nature* 380 : 672-673.
- 野村健一 (1940) 昆虫相比較の方法. 特に相関法の提唱について. *九州帝国大学農学部学芸雑誌* 9 : 235-262.
- Odum, E. P. (1969) The strategy of ecosystem development. *Nature* 164 : 262-270.

- 落合 明 (1957) 日本近海産ウシノシタ魚類の分布—II. Bull. Jpn. Soc. Fish. 22 : 526—530.
- 大野正男 (1980) 指標生物としてのハムシ科甲虫. 自然科学と博物館 47 : 112—115.
- Otsuka, Y. (1936) The faunal character of the Japanese Pleistocene marine Mollusca, as evidence of climate having become colder during the Pleistocene in Japan. Bull. Biogeogr. Soc. Japan 6 : 165—170.
- 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.
- Passera, L. (1994) Characteristics of tramps species. In D. F. Williams (ed.), Exotic ants. Biology, impact, and control of introduced species. Westview Press.
- Peet, R. K. (1974) The measurements of species diversity. Ann. Rev. Ecol. Syst. 5 : 285—307.
- Preston, F. W. (1948) The commonness and rarity of species. Ecology 29 : 254—283.
- Preston, F. W. (1962) The canonical distribution of commonness and rarity. Ecology 43 : 185—215.
- Scheiner, S. M. (2003) Six types of species-area curves. Global Ecol. & Biogeogr. 12 : 444—447.
- 瀬戸口明久 (2000) 生態系生態学から保全生態学へ—生態学と環境問題, 1960—1990—. 生物学史研究 65 : 1—13.
- Shannon, C. E. & W. Weaver (1949) The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press.
- 白山義久 (1996) 未知の動物の宝庫: メイオフアウナ. タクサ (日本動物分類学会) 1 : 3—9.
- 白山義久 (2000) 総合的観点からみた無脊椎動物の多様性と系統. 岩槻邦男・馬渡峻輔監修, 無脊椎動物の多様性と系統, 2—46.
- Siemann, E., D. Tilman & J. Haarstad (1996) Insect species diversity abundance and body size relationships. Nature 380 : 704—706.
- Simpson, G. G. (1943) Mammals and the nature of continents. Am. Jour. Sci. 241 : 1—31.
- 杉山隆史 (2000) アルゼンチンアリ *Linepithema humile* (Mayr) の日本への侵入. 応動昆 44 : 127—129.
- Systematics Agenda 2000 (1994) Technical report. Systematics Agenda 2000 : Charting the Biosphere, 1—33.
- 田付貞洋・寺山 守 (2005) アルゼンチンアリの生態と対策. 植物防疫 59 (4) : 21—24.
- Tjørve, E. (2003) Shape and functions of species-area curves; a review of possible models. Jour. Biogeogr. 30 : 827—835.
- 頭山昌郁 (2000) 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—. 環動昆 11 : 51—60.
- 頭山昌郁 (2001) アルゼンチンアリ, 岩国市へ侵入. 蟻 25 : 1—3.
- 頭山昌郁 (2002) 侵入昆虫アルゼンチンアリの分布—広島市における分布の概況—. 広島虫の会会報 41 : 43.
- Touyama, Y., K. Ogata & T. Sugiyama (2003) The argentine ant, *Linepithema humile*, in Japan: Assessment of impact on species diversity of ant communities in urban environments. Ent. Sci. 6 : 57—62.
- 寺山 守 (1992) 東アジアにおけるアリの群集構造 I. 地域性および種多様性. 日本生物地理学会会報 47(1) : 1—31.
- 寺山 守 (1997a) 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.

- 寺山 守 (1997b) 生物多様性の測定とその保全. 日本計量生物学会主催「第5回計量生物セミナー(生物の部)」講演要旨集: 1-8.
- 寺山 守 (1999) 南西諸島の生物地理. 山根正気・幾留秀一・寺山 守共著, 南西諸島産有剣ハチ・アリ類検索図説. 北海道大学図書刊行会, 39-59.
- 寺山 守 (2002) 外来のアリがもたらす問題—アカカミアリとアルゼンチンアリを例に—. 昆虫と自然 37(3): 16-19.
- 寺山 守 (2004) 生物多様性の測定: 里山の生物多様性を考える. 日本昆虫学会第63回大会講演要旨集, 101.
- 寺山 守 (2005a) アルゼンチンアリとヒアリ類の動向. 昆虫と自然 40(4): 17-18.
- 寺山 守 (2005b) 生命の科学—ヒト・自然・進化—. 大学教育出版.
- 寺山 守・村田和彦 (1990) 自然保護区を設定する際の保護区の面積と分断の効果: アリ群集を用いての検討. 日本生物地理学会会報 45: 11-17.
- Triantis, K. A., M. Mylonas, K. Lika & K. Vardinoyannis (2003) A model for the species-area-habitat relationship. *Jour. Biogeogr.* 30: 19-27.
- 梅谷猷二 (1999) 昆虫は何種いるのだろうか. *インセクトリウム* 36: 333.
- 鷺谷いづみ・村上興正 (2002) 日本における外来種問題. 日本生態学会編, 外来種ハンドブック. 地人書館, 6-9.
- Whittaker, R. H. (1960) Vegetation of the Sikiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.* 30: 279-338.
- Whittaker, R. H. (1972) Evolution and measurements of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Williamson, M., K. J. Gaston & W. M. Lonsdale (2001) The species-area relationship does not have an asymptote! *Jour. Biogeogr.* 28: 827-830.
- Wilson, E. O. (1987) The arboreal fauna of Peruvian Amazon forest: a first assessment. *Biotropica* 19, 245-251.
- Wilson, E. O. (1988) Introduction. *In* E. O. Wilson & F. M. Peter (eds.), *Biodiversity*. Natural Academy Press, 3-8.
- Wilson, E. O. (1992a) Biodiversity: challenge, science, opportunity. *Am. Zool.* 32: 1-7.
- Wilson, E. O. (1992b) *The Diversity of Life*. Harvard University Press, Cambridge (日本語訳 生命の多様性 I, II 大貫昌子・牧野俊一訳, 岩波書店, 東京).
- Wilson, E. O. (1996) *In search of nature*. Island Press.
- Wilson, E. O. & F. M. Peter (eds.) (1988) *Biodiversity*. Natural Academy Press.
- Wilson, E. O. & R. W. Taylor (1967) The ants of Polynesia (Hymenoptera: Formicidae). *Pac. Ins. Monogr.* 14: 1-109.
- Yamaguchi, T. (2004) Influence of urbanization on ant distribution in parks of Tokyo and Chiba, Japan. I. Analysis of ant species richness. *Ecol. Res.* 19: 209-216.
- 山根正気 (2002) 東南アジアにおけるアリの分布と多様性. 杉浦直人・伊藤文紀・前田泰生編, ハチとアリの自然史—本能の進化学—. 北海道大学図書刊行会, 179-193.