

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——

寺 山 守

1. はじめに

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・植物から細菌類まで全ての生命現象を言う。そしてその多様性の保護とは、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(群)のみに着目してきた野生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、共生系とでも呼ぶべき関係が組み立てられ維持されていることから、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。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これらの具体的解決はありえないのではあるが、しかし、生物多様性は何よりもまず生物学の問題であり、多くの解明すべき重要な課題をかかえている。近年、特に熱帯多雨林の多様性の高さの重要性が着目され研究が進められつつある。これと同様に、多様な環境を持つ日本国内においても、地域生態系の全体的保全を目指した本格的な生物多様性の基礎研究が進められるべきであろう。

本稿では、生物群集を単位として保全研究を進める際の一例として、筆者が日頃研究材料としてよく取り扱っているアリ類に関する日本の研究成果・情報を取りまとめて紹介する。

2. アリの多様性

アリ類は、ミツバチやスズメバチと同類のハチ目細腰亜目の有刺類に位置づけられ、全ての種が基本的に女王を中心に複数個体が巣の中で集団生活をおくる真社会性昆虫である。一部の種では働きアリを失ったものや、女王を失ったものが存在するが、これらは真社会性を獲得した後の二次的な特質であると言える。世界に9,538種(1993年12月段階; BOLTON 1995)が記録されており、日本には未発表の種も含めて1997年1月の段階で8亜科61属261種が得られている。

アリ類は極地や砂漠等の一部を除く世界中の陸上生態系の幅広い環境に見られ、どこでも非常に大きな現存量を示す。人の居住地域においても多く見られ、それゆえ最も身近かで日常的な生物の一つであろう。熱帯での現存量の大きさは特に顕著で、たとえば、南米アマゾンの熱帯多雨林では、もしそこに生息するアリを全て集めた合計の重さを量ると、それはアマゾン全域の陸上脊椎動物全ての体重の合計の4倍にもなると推定されている。また、アマゾンの熱帯林での全動物現存量の約2分の1が昆虫類で、その昆虫類の約3分の1をアリが占めている(WILSON 1988)。

一般的にアリはアブラムシからもらい受ける甘露や砂糖のような糖質を食糧としているといったイメージが強いが、肉食性の種もまた多く、トビムシやジムカデ、ダニ類と言った特定の動物群を捕えて餌としているものも多い。多くのアリ類が生息していることは、その場所に巣が維持される多くの量の餌となる動物も生息していることを示すことにもなる。そのほか、植物の種子を餌としているものや、特定のアブラムシやカイガラムシを巣内に住ませ、もっぱらそれらの分泌物を餌としているものまで存在する。

以上のように、アリ類は現存量が大きく、また幅広い食性により広範に食物連鎖網に関与していることから、陸上生態系の中で特に重要な構成要素であると言える。

3. アリの指標生物としての有効性

地域生態系全体としての保全が重要であることは述べたばかりであるが、限られた時間の中で、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。よって時間的な制約がかかる場合、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实际的であろう。その過程では、生態系への影響度を反映しやすい生物群、言わばキーストーンとなる生物を探し出す作業もまた必要になってくる。

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、日本では人目に触れやすいチョウ類や林床性のダニ類、昆虫類、あるいは地上歩行性のシデ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。アリ類は、これらの動物以上に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である。また食性の幅も広く広範に食物連鎖網に関与している。その他、指標性の良さとして次の特性が上げられる：1) 種ごとにさまざまなタイプの生息環境や生息幅をもつものが見られ、よって種組成は植生や土壌等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。特に個体数の多い働きアリは採集しやすく、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。3) 巣を作り定住することから、採集場所での定着の存否の確認が容易である。4) 年間を通じて採集可能で(巣単位の調査ならば冬でも可能)、かつ季節や天候の影響をそれほど受けずに採集できることから、資料を比較する際に他の一般的な昆虫類に比べて、変動の大きいそれらの要因をさほど気にせずすむ。

一方、アリは営巣という形態で集中分布し、かつ働きアリ1個体を単純に他の昆虫類の1個体と

直接対応させることには、生活様式の相違から不適切な要素が出てくる。よって、平均個体数に基づく通常の評価が適用できない場合が多く、そのため、定量的な研究では巣密度と個体数密度と言った二段階にわたってのデータを取る必要が出てくる場合も多い。多様性に関する基礎資料として、亜寒帯から亜熱帯までの各樹林における種多様度、巣密度と言った計量的データも得られているが(例えば寺山1989, 1992, 1993)、これらが環境評価を行うような実際面で用いられた例は日本ではまだないようである。これは野外調査に時間的な制約が多く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にもとづく定性的な側面からの評価に頼る場合が多いことによる。

4. 種数・面積関係

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。

取り扱う面積区分が島嶼のような大規模地域レベルの場合、アリの種数と面積の関係はべき関数のモデル式(Power function model)への適合度が最も高く、ここでも本モデル式へ適合させた、次式で表わされる。

$$S = CA^Z \quad (\log S = \log C + Z \log A)$$

S:種数, A:面積, C, Z:パラメーター。

図1に亜熱帯に位置する南西諸島と小笠原諸島の種数・面積関係を示し、同時にマリアナ諸島と北海道の属島の数値を加えた。南西諸島では $S = 12.989 A^{0.255}$ ($r = 0.912$, $df = 18$) の回帰式を得た。同様に暖帯・温帯に位置する本州、四国、九州周辺部の島嶼のものを計算すると $S = 20.869 A^{0.100}$ ($r = 0.556$, $df = 29$) の回帰式が得られた。回帰直線の傾きを表わすZ値は南西諸島のものが高く、それゆえ低緯度地域で亜熱帯に位置する南西諸島の方が、より高緯度地域で暖帯・温帯に位置する本土周辺の島嶼よりも面積に対する種数の増加率が高いことがわかる。さらに、北海道の利尻島、礼文島、色丹島の面積に対する種数は本州、四国、九

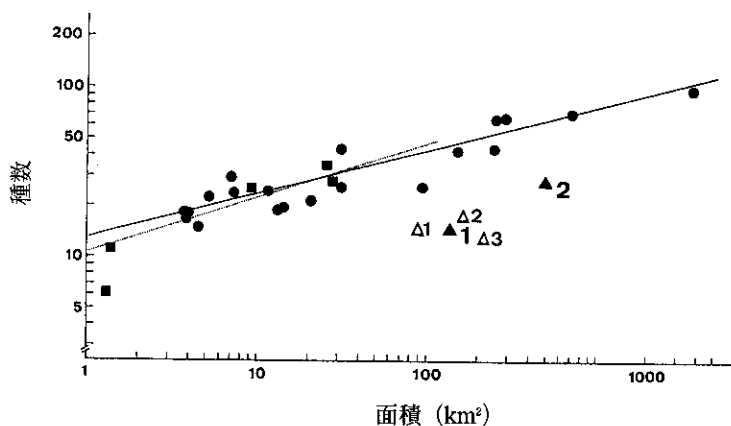


図1 小笠原諸島および南西諸島における種数・面積関係。点線、小笠原諸島の回帰直線；実線、南西諸島の回帰直線。■、小笠原諸島；●、南西諸島。▲1、サイパン島；▲2、グアム島。△1、礼文島；△2、利尻島；△3、色丹島。

州周辺部の島嶼での回帰式の95%信頼限界を下回り、明らかにこれらの島では、面積あたりの所産種数が低下している(寺山1992)。よって、単位面積あたりの種数は南西諸島で最も高く、次いで九州、四国、本州周辺の島嶼、そして北海道の属島のが最も低い値を示し、高緯度地域ほど種多様性が低く、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示される。

面積当たりの種数の低下は緯度の他に、大陸から遠く隔てられた太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、大陸部とつながったことのある陸橋島の南西諸島と比べると、面積当たりの種

数は明らかに低い数値を示している(TERAYAMA *et al.*, 1994, 寺山 1995)。ただし、同様に太洋島である小笠原諸島の面積あたりの種数は陸橋島の南西諸島のそれとほぼ同じレベルを示している。アリには、人類の交易の発達に伴っ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が多く知られており、これらを放浪種(tramp species)と呼んでいる。各島の種組成を比較すると、小笠原諸島には非常に高い割合で放浪種が入り込んでいることがわかる(図2)。小笠原諸島は比較的古くから大規模な攪乱を受けて来た歴史があり、そのためかアリの種数は本来生息するものの2倍にも高まっており、非調和なファウナとなっていると推定されている(寺山・長谷川1992)。

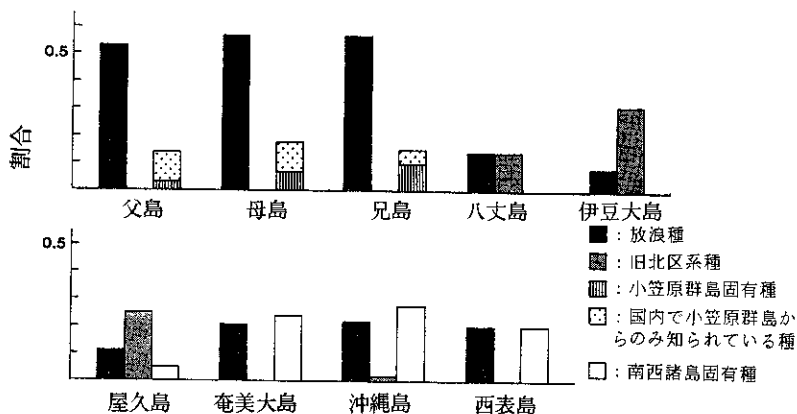


図2 小笠原諸島、伊豆諸島、南西諸島各島におけるアリ相の構成要素。

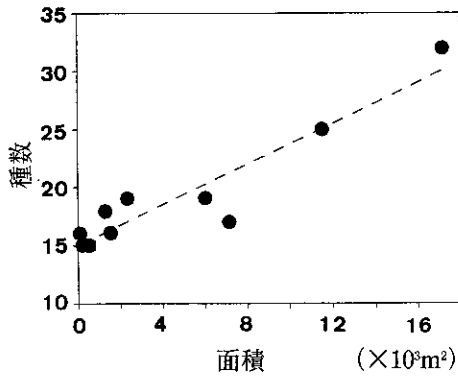


図3 孤立林の面積とアリ類の出現種数の関係。橋本ら (1994) による。

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 (図3)、林地面積が $10,000\text{m}^2$ で非孤立林に近づいた種数となった。種組成を比較すると、林のサイズの減少にともなって特定の種、つまり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判った。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考察されている。

5. SLOSS 問題

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。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種数・面積理論を応用すると言うような島嶼生物地理学的視点から理論面で活発になされて来た。その中で特に重要な課題の一つに SLOSS 問題があげられる。つまり、保護区を設定する際に種の保存の上で、総面積が等しいならば単一の大保護区が好適か、複数の小保護区に分割した方が好適かと言う問題である (SEMBERLOFF & ABLE 1982, LAHTI & RANTA 1985, 小林 1985, 伊藤他 1992, 加藤・一ノ瀬 1993)。理論的な論議や研究が先行する中で、これらについての実証的な研究は少ない。自然保護区を設定する

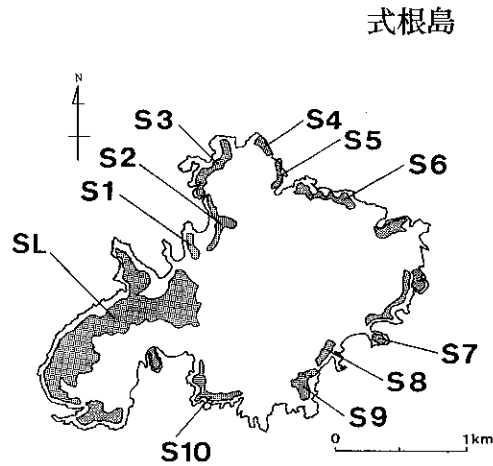


図4 伊豆諸島式根島における調査林。SL：単一大地域。S1-S10：複数小地域。

際の際の SLOSS 問題をアリ群集を材料に野外で検証した例を以下に示す。

調査は伊豆諸島式根島の自然植生であるマサキトベラ群集 (クロマツ林) を対象地域に行われたもので、大面積で残されている林を単一大保護区に、人間活動により分断された小面積の林 10ヶ所を複数小保護区に見立て (図4)、アリの種密度、巣密度、種多様度、種数と面積や形状との関係を比較したものである (寺山・村田 1990)。

種密度、巣密度、種多様度はいずれも大面積林と小面積林との間に有意差は認められなかった。さらに、面積・総種数関係と形状・総種数関係でも意外にも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。以上の結果から、林の面積が減少すると前出の橋本ら (1994) の研究にも示されているように、特定の種、つまり林床性種が急激に減少することが示された (図5)。ここではさらに、面積が減少するほど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された。今回、面積・総種数関係が成り立たなかった理由は、サイズの小さな林ほど環境部分の劣化がおこり、これによって通常ならば林内に生息しない草地性や荒地性の種が侵入して、結果として種数が不規則に増大しているように示され、種数・面積関係がく

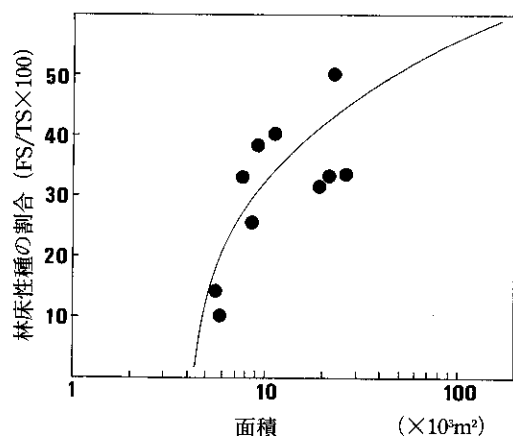


図5 面積と各調査林の総種数 (TS) に対する林床性種 (FS) の割合 (FS/TS x 100)。

ずれたことによると考えられた。

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、面積の減少が急激に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。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。ただし、都市の環境が生物の生存にとって厳しいものである現在、都市域における緑地の存在は、環境保全の拠点として重要なものである。しかし、都市域に広い面積の緑地を確保することは容易ではない。したがって、面積的には狭くとも多様な生物の生存に好適な緑地の確保が都市域では重要であろう。

6. 保護区を設定する際の面積要素の重要性

前節では動物群集の種数を面積との関係で論じてきたが、動物種数を決定する要因が面積以外の要因に支配されている可能性も十分考えられる。ここでは、所産種数を支配する要因の探索を、多変量解析の手法を用いて行った研究例を紹介したい。

日本のアリの分布資料から、アリの所産種数とそれに影響を及ぼす主要な属性と考えられる植物種数、島面積、標高、温量指数、陸塊からの距離

との関係を重回帰分析によって解析した (寺山 1992)。取り扱った地域は、クラスター分析により基本的に同一の種組成を示すと判断された本州、四国、九州周辺の島嶼 (14 島) と南西諸島 (10 島) の 2 地域の資料を、無変換データのものと同対数変換したものを解析のためのデータセットとした。植物種数は、シダ植物以上の高等植物種数を用い、栽培植物は除いてある。手順としては、まず各環境要因間の相関を計算し、さらにこの結果から変数増減法 (stepwise method) を用いての重回帰分析による重回帰式を求めた。さらにその結果をパス・ダイアグラム (path diagram) で表現したものが図 6 である。

これらの結果から、アリの所産種数に最も影響を与える変数は、両地域ともに植物種数であり、かつ植物種数では島の面積と島の標高に強く影響を受けていることが示された。つまり、アリの所産種数は複数の要因が関連しつつ決定されているが、種数に最も影響を与えると思われる要因は面積そのものよりも、ここでのデータセットの中ではむしろ植物種数によって決定されることが示された。ただし、植物種数は面積の影響を強く受けて決定されていることから、面積はアリの所産種数を間接的に決定する要因であると言えよう。また、植物種数においては、島の面積の他に標高も種数に大きな影響を与える結果が示され、植物における標高の効果は重要であると考えられる。アリは植食性昆虫ではないが、前述のとおり現存量が大きくかつ広範に生物群集の食物網に関与している。その中には直接的、間接的なアリと植物との相互作用も大きな割合を占めて存在しているであろう。植物種数をアリにとっての住み場所や餌資源の量、質に関わる環境の多様度を表わす尺度ととらえると、アリの所産種数はそのような環境の複数の要因から構成される多様性に反応して決定されていると言った仮説が引き出せよう。

広島市の緑地での調査では、アリの所産種数と植物種数および植生の階層構造との間に高い相関が認められ、植生の階層構造が複雑化するにつれて、アリの種数が増加することが判明した (頭山・中越 1994b)。このような多層林型の緑地ほど生物相が豊かになると言う傾向は、腐食性・食糞

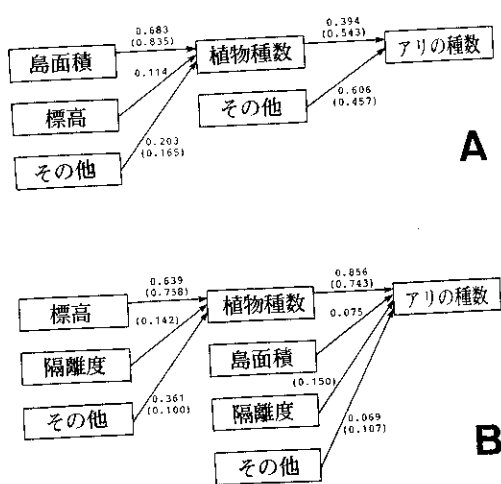


図6 重回帰分析によるパス・ダイアグラム。A：本州、四国、九州周辺の島嶼 (n=14)。B：南西諸島 (n=10)。数字は寄与率を表わし、括弧なしのものが無変換データによるもの、括弧中のものが対数変換データによるものである。その他と記されているものは、ここで用いた説明変量以外の要素を意味する。

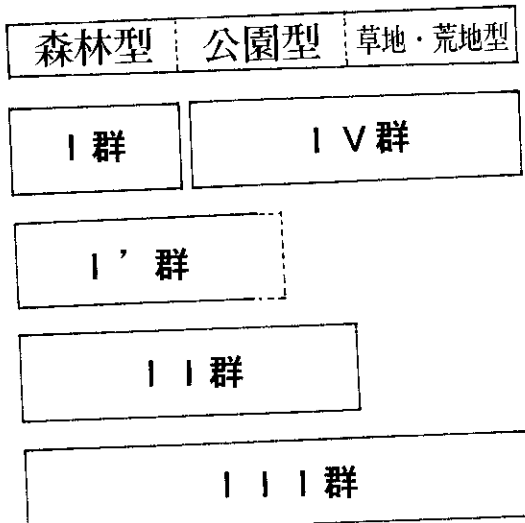


図7 植生の景観に対応させたアリ類の生息型。森林型：高木が優占し、発達した林床を持つ環境。公園型：単独樹や立木が散生する環境。草地・荒地型：高木の立木を全く欠く開放的な環境。頭山・中越 (1994b) の区分 (Woodland type, Parkland type, Openland type) を参考にした。

性の昆虫類でも示されている。また、これらの林では落葉土層の堆積が見られ、土壤動物の生活空間と餌資源を提供し、過酷な都市気候からの非難場所や越冬場所を提供している。落葉層が欠落すれば、その林でのアリの所産種数は二分の一程度に低下するであろう。階層構造や落葉層の堆積等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と言えよう。

7. 環境の変化とアリ相

1960年代以降、日本のアリ研究者は都市化に伴ってアリ相が変化して行くことに気づきはじめてきた。たとえば近藤 (1972) あるいは KONDOH

(1978) は、東京都渋谷区の住宅地域 500m²に見られたアリが 1968 年では 17 種であったものが、1971 年では 10 種に減じていたことを報じている。アリは都市的環境でも幾つかの種が生息できると同時に、植生区分やそれらの環境状態の相違に敏感に反応する種が多く認められ、人為的干渉の増大に伴い種組成が敏感に変化することが示されている (寺山 1982, 津田 1992)。図7および表1にこれまでの知見をもとに関東地方平野部におけるアリ類の生息型をまとめた。典型的な大都市型の環境である東京都の大田区と板橋区の資料を用いると、林床の発達した森林等の自然度の高い環境

表1 関東地方平野部におけるアリ類の生息型

I 群	ノコギリハリアリ、イトウハリアリ、ワタセハリアリ、ダルマアリ、メクラハリアリ、ヒメハリアリ、カドフシアリ、コツノアリ、ウロコアリ、ヒラタウロコアリ、キイロヒメアリ、ヒメキイロケアリ、ハヤシケアリ、クロクサアリ、トゲアリ
I' 群	ニセハリアリ、テラニシハリアリ、ウメマツアリ、アシナガアリ、ヤマトアシナガアリ、ハヤシクロヤマアリ
II 群	アメイロアリ、キイロシリアゲアリ、ヨツボシオオアリ、ウメマツオオアリ、イトウオオアリ
III 群	オオハリアリ、アミメアリ、トフシアリ、オオズアリ、アズマオオズアリ、ムネボソアリ、ヒメアリ、ハリプトシリアゲアリ、テラニシシリアゲアリ、トビイロケアリ
IV 群	クロニセハリアリ、トビイロシワアリ、ハリナガムネボソアリ、サククラアリ、カワラケアリ、クロヤマアリ、クロオオアリ

I 群の種が多く出現すれば自然度が高く、IV 群のアリが見られる環境は攪乱が加わっている (寺山 1982, 山根ほか 1994, 頭山・中越 1992, 1994a, b, 山本ほか 1994, 山本・頭山 1994, TOUYAMA 1996 を参照しつつ作成)。

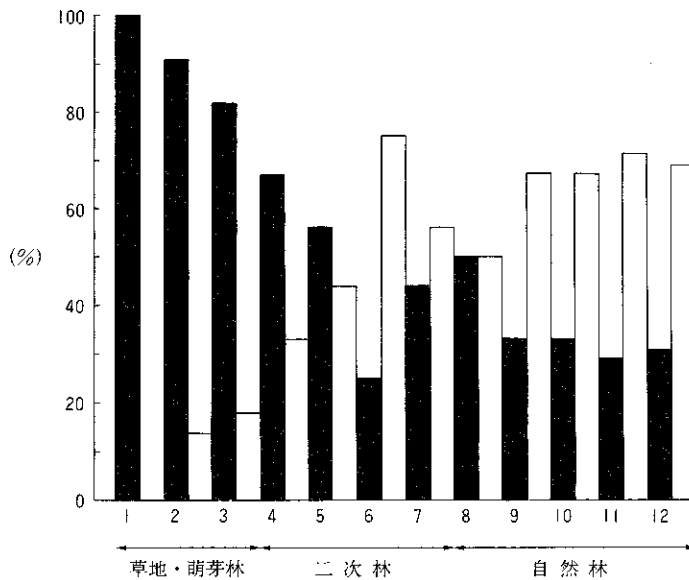


図8 沖縄島北部の各環境でのアリの広域分布種の割合。YAMAUCHI & OGATA (1995) をもとに作成。■：放浪種を中心とした広域分布種 (eurychoric species)。□：その他の種 (stenochoric species)。数字の1-12は調査地点を示す番号である。

に生息するI群の種の割合は、大田区で得られた種数全体の18.6%、板橋区で16.7%となった。I群の種の割合が20%を下回るような環境は攪乱の度が極度に高い場所であると言える。また、これら森林性の種の遭遇率(1日の調査で得られた種数を日単位で実施したすべての調査について算出し、これを総和させた値に対する同様の手順で求めたI群の種の得られた回数)は、大田区で0.058(25/428)、板橋区で0.010(3/290)となり量的に見るとさらに極端に低い値が示された(寺山未発表)。

特に1990年以降、アリを用いて環境評価を行うための基礎研究が積極的に進められている。スギ天然林(植生や林床への攪乱を最低限に抑えた林)とスギ人工林の比較では、天然林が種数が多く、かつ、そのみに見られるものは林床に生息する捕食性の種であった。また、両地域に分布するものは環境適応性の幅の広い種であった(山本他1994)。植林地と二次林におけるアリ相の比較では成林後の時間経過に伴って多様性が高まることが示唆された(頭山・中越1994a)。

沖縄島北部の国頭村での自然林と二次林を含む

攪乱地とのアリ相の比較では、攪乱度の高い植生ほど放浪種を中心とした広域分布種が多く侵入していることが示された(図8; YAMAUCHI & OGATA 1995)。よって琉球列島の樹林においては、荒地等の攪乱された環境に侵入し、生息するこれらの広域分布種の含まれる割合を測定することによって、その樹林の攪乱の程度を推定することが可能であると判断される。

8. 攪乱を受けた後のアリ相の回復

環境破壊が加速度的に進行している地域においては、残された自然環境を保護するのみならず、破壊された環境の復元を目指したり、より快適な居住環境を計画し、実現して行くことが今後活発になって行くであろう。その際の環境設計や復元計画に貢献できる基礎研究を進めることも保全生物学の重要なテーマの一つである。

生物群集に対する攪乱は自然下で生じるものと人為的影響によるものがあり、さらにその規模は森林全体が破壊されるものから、樹木の枯死によるギャップの形成と言った局所的なものまでさまざまである。また、踏圧や草刈りと言った継続的

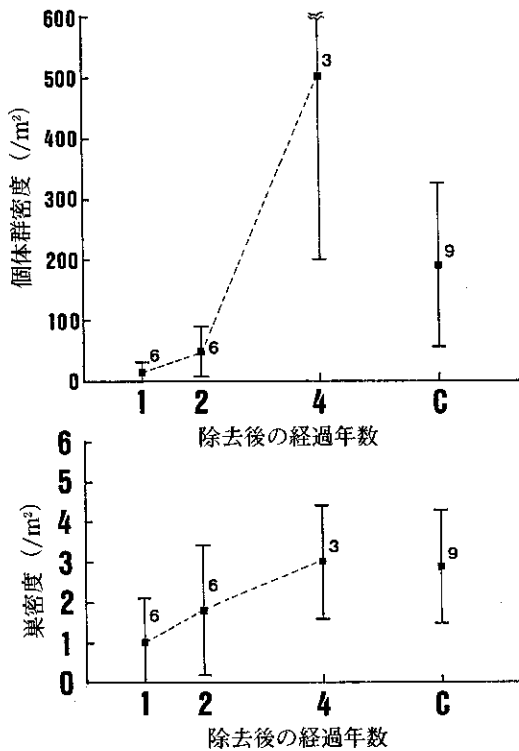


図9 実験的除去後の巣密度および個体群密度の回復状況。C：対照区（除去前の密度）。数字は掘り取った方形区（1m×1m）の数。

なものから一過性のものまで攪乱の継続性も多様である。

頭山・中越（1992）では、1978年に山火で焼失したアカマツ林のアリ相の比較からアリ相の回復状況の推定を行っている。山火の後、幅広い環境適応性を持つかあるいは比較的地の深い部位に営巣する種（10種）はただちに姿を表わした。アシナガアリ *Aphaenogaster famelica* やアメイロオオアリ *Camponotus devestitus* 等の4種は火事後4-8年で姿を表わしたが、ほとんど林内に限って生息する7種は山火後10年でも見られなかった。同様にアカマツ林やススキ草地での火災跡地からのアリ相の回復の様相を調べた研究（TOUYAMA 1996）も、直ちに回復するグループ、一度絶滅しその後回復するグループ、回復しないグループの3つのタイプに区別されている。

千葉県立博物館の生態園で、樹林を裸地化した後6年間の動物相の変遷を追跡した結果では、ピ

ットフォールトラップによってアリ群集も調べられているが（長谷川ほか1994）、裸地化前には少なくとも13種は生息していたものが、裸地化直後にはトラップにかかったものはわずか4種6個体であった。その1年後には6種1,491個体、2年後では7種2,559個体と個体数の回復は顕著であった。ただしこれらの種は全て、攪乱に対して抵抗性を持ち幅広い環境に分布するタイプで、付近に生息している林床性の種は見られなかった。

局所的な環境攪乱を仮定したものとして、茨城県那珂町のアカマツ林で人為的にアリ類を除去し、その後のアリ相の回復を調べた調査結果がある（寺山・村田1995）。林内の9m²のエリアを全面的に掘り取ることによってアリを除去した後の巣数および個体数の回復は、図9に示したとおりで、除去後4年で巣数、個体数ともに元の水準に回復した。ただしこの回復は、新女王が新たに巣を作ることによるものではなく、周辺からのアリの巣ごとの移入によって比較的速やかになされたことによる。

9. おわりにかえて—保全生物学と分類学

分類学は生物学の諸研究分野の基盤を受け持っている。保全生物学においても、生態学とならんで特に分類学は根幹をになう必要不可欠な学問だと考えられている。欧米の系統分類学関連の3つの学会が共同で発行した「システムテック・アジェンダ2000（1994）」では、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次に示す三段階に端的にまとめている。

第一段階として種の多様性を発見し、記述して行く。分類学の最も基礎的か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、情報のデータベース化と言ったコンピュータ科学分野との共同は必須であろう。第二段階では第一段階の成果を踏まえ、系統関係の推定を行う。信頼度の高い系統樹は生物学の諸分野にとって重要な情報となる。そして、第三段階で科学や社会に大きく寄与する地球上の全生物の分類体系、つまり一般参照体系を完成させる。

日本における分類学の現状は決して良好とは言

えないであろう。前述のアジェンダ 2000 が示す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ほとんどない。そのためか、研究を必要としている生物群の量に対して分類学者の数は少なすぎると判断せざるを得ないし、研究分野として若手の研究者には特に敬遠される状況にある。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 種であるが（松村 1990, 森本 1991）、この数字は日本に実在する全昆虫種数の 30% 程度であろうと推定される。毎年、日本の昆虫相に追加される種類は 300 前後であり、このペースで進んだとしても、日本の昆虫相がほぼ解明されるためにはあと 200 年もかかることになる。このような基盤の脆弱さは、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あらう。

分類学の情報が不備であったがために保護すべき種を守らなかったニュージーランドのムカシトカゲ *Tuatara* の例は有名であるが (DAUGHERTY *et al.* 1990, MAY 1990)、日本の分類学の現状を見ると、このような例が多々起こりうる危険性を最後に指摘しておくと同時に、そのような事が起こらぬことを願ってやまない。

謝辞

本稿は、1996 年 12 月に茨城大学農学部で行なわれた日本学術会議公開シンポジウム「生物多様性の保全を目指して」で、著者が講演した内容の一部を記述し、これに加筆修正したものである。本稿を執筆する機会を与えて下さった浅見輝男博士（茨城大学）、三中信宏博士（農業環境技術研究所）、上田恵介博士（立教大学）に、感謝の意を表します。

文 献

BOLTON, B. 1995 *Jour. Nat. Hist.* **29**, 1037-1056.
 DAUGHERTY, C. H., CREE, A., HAY J. M., & THOMPSON M. B., 1990 *Nature* **347**: 177-179.
 伊藤嘉昭・山村則男・嶋田正和 1992 『動物生態学』, 蒼樹書房, 東京.
 加藤和弘・一ノ瀬友博 1993 *環境情報科学* **22**: 62-71.

小林四郎 1985 *生物科学* **37**: 339-347.
 近藤正樹 1972 *バイオテクノロジー* **3**: 5-12.
 KONDOH, M. 1978 *Memorabilia Zool.* **29**: 79-92.
 LAHTI, T. & RANTA E. 1985 *Oikos* **44**: 369-370.
 松村雄 1990 *農業技術* **45**: 13-17.
 森本桂 1991 *遺伝* **45**: 15-21.
 MAY, R. M. 1990 *Nature* **347**: 129-130.
 大城戸博文・山根正気・飯田史朗 1995 蟻（日本蟻類研究会）**19**: 6-10.
 SIMBERLOFF, D. S. & ABELE L. G. 1982 *Amer. Nat.* **120**: 41-50.
 津田清 1992 *ベストロジー NOW* **8**: 4-5.
 寺山守 1982 立正大学北埼玉地域研究センター年報 **5**: 25-35.
 寺山守 1989 *統計* **40** (11): 29-36.
 寺山守 1992 *日本生物地理学会会報* **47**: 1-31.
 寺山守 1993 *日本生物地理学会会報* **48**: 51-57.
 寺山守 1995 『北マリアナ探検航海記』（朝倉彰編）文一総合出版, 東京. pp.286-293.
 寺山守・長谷川英祐 1992 小笠原研究年報 **15**: 40-51.
 TERAYAMA, M., MIYANO S. & KUROZUMI T. 1994 *Nat. Hist. Res., Special Issue* **1**: 231-236.
 寺山守・村田和彦 1990 *日本生物地理学会会報* **45**, 11-17.
 寺山守・村田和彦 1995 *蟻* **19**: 11-15.
 TOUYAMA, Y. 1996 *Edaphologia* **56**: 25-30.
 頭山昌郁・中越信和 1992 *日本緑化工学会誌* **17**: 139-150.
 頭山昌郁・中越信和 1994a *日生態学会誌* **44**: 21-31.
 頭山昌郁・中越信和 1994b *日本緑化工学会誌* **20**: 13-20.
 長谷川雅美・山口剛・高山一明 1994 千葉中央博自然誌研究報告特別号 **1**: 189-204.
 橋本佳明・上甫木昭春・服部 保 1994 *造園雑誌* **57**: 223-228.
 WILSON, E. O. 1988 *Biodiversity* 3-8. WILSON, O. & PETER, F. M. (ed.), Natural Academy Press.
 山本哲也・頭山昌郁・中村克典・日鷹一雅・高橋史樹 1994 *Edaphologia* **51**: 19-32.
 山本哲也・頭山昌郁 1994 *Edaphologia* **54**: 33-38.
 山根正気・津田清・原田豊 (1994) 『鹿児島県本土のアリ』, 西日本新聞社, 福岡.
 YAMAUCHI, K. & OGATA K. 1995 *Pacific Sci.* **49**: 55-68.