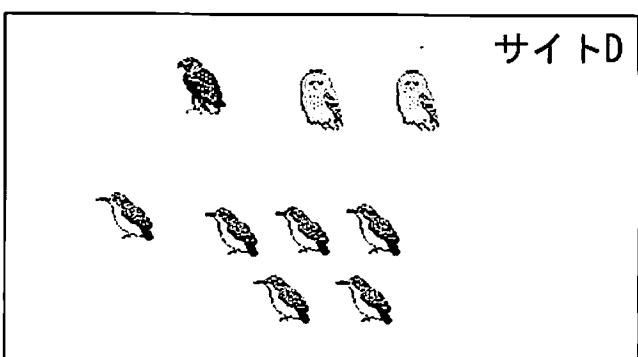
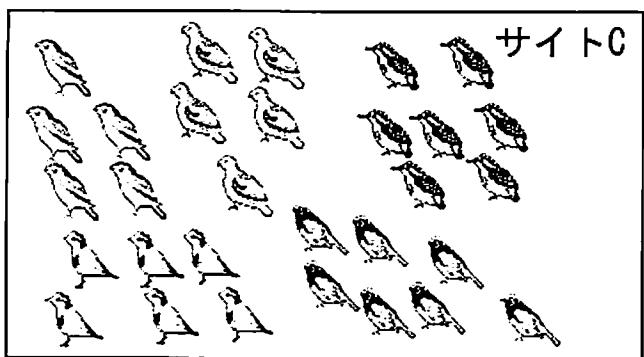
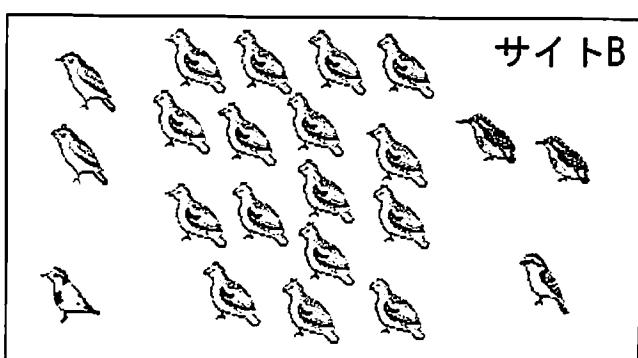
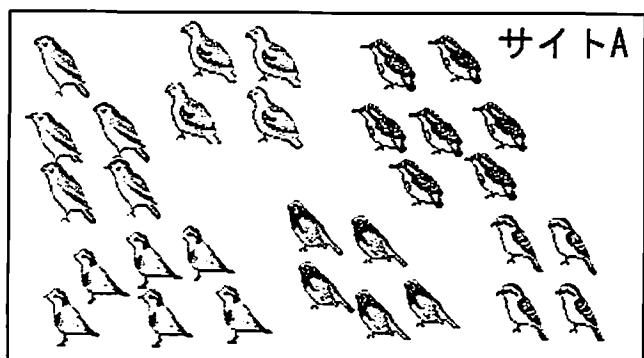


# 日本生態学会関東地区会会報

2004. March 第52号



## 特集「生物多様性を測る」



## 日本生態学会関東地区会 会報52号

### 目 次

2003年度日本生態学会関東地区会公開シンポジウム 「生物多様性を測る」	
椿 宜高	1
空間スケールと生物群集の多様性	
山本 智子	3
山本さんの講演に対する質疑応答	8
種数による保全の優先度	
辻 宣行、椿 宜高	10
辻さん、椿さんの講演に対する質疑応答	17
生物多様性の価値をリスクで測る	
松田 裕之	19
生物多様性の経済評価	
吉田 謙太郎	24
吉田さんの講演に対する質疑応答	28
総合討論	30
2003年度関東地区生態学関係修士論文発表会講演者一覧	32
活動報告	33
会計報告	34
表紙・裏表紙写真の解説	35
2004年度シンポジウム公募の御案内	

## 2003年度日本生態学会関東地区会公開シンポジウム 「生物多様性を測る」 －はじめに－

椿 宜高

独立行政法人国立環境研究所 tsubaki@nies.go.jp

今年の関東地区会シンポジウムは「生物多様性を測る」というテーマである。その趣旨を説明するために、まず生物多様性という語の中にいかに多くの意味が込められているかを少し解説しよう。生物多様性条約には、「生物の多様性とは、すべての生物（陸上生態系、海洋その他の水界生態系、これらが複合した生態系その他生息又は生育の場のいかんを問わない）の間の変異性をいうものとし、種内の多様性、種間の多様性及び生態系の多様性を含む」と定義されている。しかし、これだけではその意味するところは分かりにくい。「種内の多様性」とはおもに個体間の遺伝的変異、「種間の多様性」とはある場所にどれだけの種が存在するか、「生態系の多様性」とはある一定の地域内に森林や草地、湿地、河川などの異なる景観要素がどれくらいの割合で存在するか、というニュアンスで受け取られることが多い

が、この3つは独立の概念だろうか？また、単に分かりやすいと言う理由で、生物多様性の代わりに種数の多さだけで議論してしまうことも多いが、生物多様性とは生態学で言う種多様性（種数や多様度指数）よりももっと広い概念である。

生物が多様であるかどうかを我々はどう判断しているだろうか。わかりやすいように、次のような動物が生息する4つのサイトを考えてみよう（図1）。それぞれのサイトは8匹の動物で構成されているが、サイトAはシロチョウが8匹、サイトBはシロチョウ7匹とアゲハチョウ1匹、サイトCはシロチョウ4匹とアゲハチョウ4匹、サイトDはアゲハチョウ4匹とカブトムシ4匹である。

ここで問題。サイトAとサイトBで多様性が高いのはどちらだろうか。ほとんどの人はサイトBのほうが多様だと感じるだろう。サイトBではサ

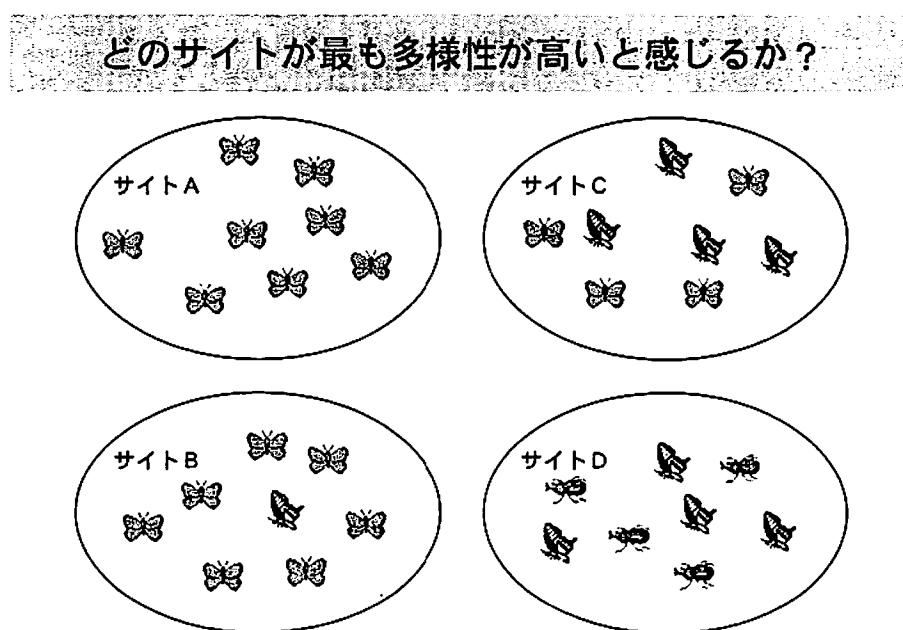


図1 3種類の多様性の尺度を説明するための仮想的なサイト。

イトAよりも種数が多いからである。それではサイトBとCはどうだろう。多くの人はサイトCのほうが多様性が高いと感じるだろうが、その理由をうまく説明できる人はそれほど多くない。それぞれのサイトから無作為に2匹をサンプリングしたとき、2匹が異なる種である確率が高いからだと言えば分かりやすいかも知れない。では、サイトCとDはどうだろう。どちらのサイトも2種類の動物が4匹ずつという構成だが、サイトDの方が多様性が高いと感じるに違いない。それはシロチョウとアゲハチョウは同じチョウの仲間だが、アゲハチョウとカブトムシでは系統的な類似性が低いからである。この例では、多様性を種数、均等性、遺伝的距離という3つの概念を使って総合的に測っていることになる。

ここで応用問題。表紙の図を見てほしい。仮に4つのサイトがあったとしよう。サイトAには6種の鳥が、サイトBやサイトCにはサイトAと重複する種の鳥が、それぞれ5種いる。また、サイトDには3種の鳥しかいないが他のサイトとは異なる種ばかりである。サイトA, B, Cは草原生態系、サイトDは森林生態系と考えると分かりやすいかも知れない。もし我々にふたつのサイトを保全する資金があったとしたら、どのサイトを選ぶべきだろうか。最初に選ばれるのは、もちろん種数の最も多いサイトAであろう。しかし、ふたつめのサイトはどこを選ぶべきだろうか。次に種多様性の高いサイトBだろうか？いや、この場合、ほとんどの人はサイトAとは全く種組成の異なるサイトDを選ぶだろう。この時、我々は無意識に、種多様性以外の基準でサイトを選んでいるはずである。この基準は「補完性」と言われるもので、一定の地域からできるだけ多くの種が生息できるようにするには、単に種数が多いという理

由で似たような場所を選ぶよりも、お互いに補完的な場所を複数えらぶほうが、はるかに効率が良いことが容易に分かる。言い換えれば、生態系の多様性を維持することが種多様性の保全に直結するということである。このように、生物多様性とは遺伝的多様性、種多様性、生態系多様性に置き換えられるようなものではなく、互いに連結したものと考えるべきであろう。

また、生物多様性という概念は、生態学の視点による定義だけでは語り尽くせない。生物多様性(biodiversity)という語がはじめて使われたのは、レーガン大統領の反環境主義に抗してワシントンで開催された「生物多様性フォーラム」(1986)においてであった。その後、リオデジャネイロで開催された地球サミット(1992)での生物多様性条約によってこの語は世界的に普及することになった(ただし、生物多様性条約の英語はConvention on Biological Diversity)。その理念は、世界が共通して生物多様性の減少を現代の最も緊急な問題として認識すること、および世界の生物資源の持続可能な管理のために自然科学、人文科学、社会科学などを含めて多面的に推進することにある。その目的を要約すると(1)生物多様性の保全、(2)生物多様性の持続可能な利用、(3)遺伝資源の利用から生じる利益の公正で平等な配分、である。したがって、生物多様性は「持続可能な資源管理」、「公平な資源配分」を意識した尺度で測ることも重要なとなる。

このシンポジウムは、4人の先生方に、いろいろな研究分野において生物多様性の尺度がどのように使われるのかを紹介していただき、生物多様性という語が様々な意味で使われていることを知るというねらいで開催することにした。

## 空間スケールと生物群集の多様性

山本智子

鹿児島大学水産学部 yamamoto@fish.kagoshima-u.ac.jp

### 1. 多様性の意義と空間スケール

なぜ生物多様性を維持しなければならないか？この問い合わせに対して、Ehrlich & Wilson (1991) は、1) 倫理上の理由 2) 経済的利益 3) 生態系サービス、という3つの理由を挙げているが、ここでは特に生態系サービスを強調したい。これは、大気組成の維持や土壌の維持など、生態系において生物が果たしている機能であり、それぞれの環境に高度に適応した多くの種がいることによってはじめて成り立つものである。

ところで、演者が専門としている群集生態学は、群集構造のパターンを記述し、その決定要因を明らかにすることを目的とした分野であり（佐藤ほか 2001）、種多様性を決定する要因を明らかにすることはその重要な課題である。種多様性の決定要因を群集の成立過程に沿って考えてみると、まず、進化的過程や地史的事象等によって広域的な種のプールが形成され、その中から、各種の分散能力や生息場所選択によってある群集に到達する種が決まる。到達した種間には競争や捕食、共生などの種間相互作用がおこり、その結果一部の種が定着して群集構造が決まる。これは、時空間的に大きなスケールの事象から小さなスケールの事象への流れでもあり、このことは、群集構造の決定要因には様々なスケールで働くものがあるということを示している。しかし、従来の群集研究では、種間相互作用を中心とした小スケールでの要因を、操作実験によって明らかにするという手法が中心であった（Morin 1999）。

小スケールでの要因に集中しがちな群集生態学の研究手法について、Lawton(1999)は、このような研究スタイルでは“general law”に到達することはできないとしている。そして、その主な原因として、システムはそれぞれ異なっており、研究していない系に働く規則を予測することは難しい上に、重要なプロセスがひとつの系の中でも変化していく、あるいは、場所と時間が異なれば同じ

種でも同じ機能を果たすとは限らないといった、あまりにも状況に依存しすぎたパターンしか見えないことを挙げている。そして、このような状況を打破するために、スケールを大きくし、少数のシンプルな法則を構築する手法、すなわちマクロエコロジーを推奨している。演者らはまた、大スケールで研究を行うことの利点は、複数のスケールでおこる現象とプロセスを同時に見ることができる点であると考えている。

### 2. 群集の空間構造

ここで、一般に群集はスケールによってどのように定義されるのかを整理しておく。まず、一番小さい単位として考えられるのがパッチ群集である。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大きさで、内部の環境が比較的均一になっていることが多い。例えば、干潮時に潮間帯の岩のくぼみに海水が残ってできるタイドプール等である。局所群集 (Local Community) は、全ての種が生態学的時間スケールのうちに、すなわち1世代のうちに相互作用できるスケールであり (Srivastava 1999)。タイドプールに棲む生物にとってのひとつの海岸がこれにあたる。さらに大きなスケールで地域群集 (Regional Community) が挙げられるが、これは、局所群集に移入する可能性のある全ての種を含み、進化的時間と生態学的時間の間のスケールで相互作用がある (Srivastava 1999)。例えば、紀伊半島西岸や南房総の海岸といったスケールが考えられる。地域群集は複数の局所群集を含み、局所群集は複数のパッチ群集を含む、というように、入れ子状の構造をもっている。

このような空間構造に合わせて、種多様性を階層的に定義することができる（図1）。ひとつの生息地の群集の多様性を  $\alpha$  多様性、いくつかの生息地が集まった群集の多様性を  $\gamma$  多様性とすると、生息地間の違いを  $\beta$  多様性と呼ぶ。例えば、

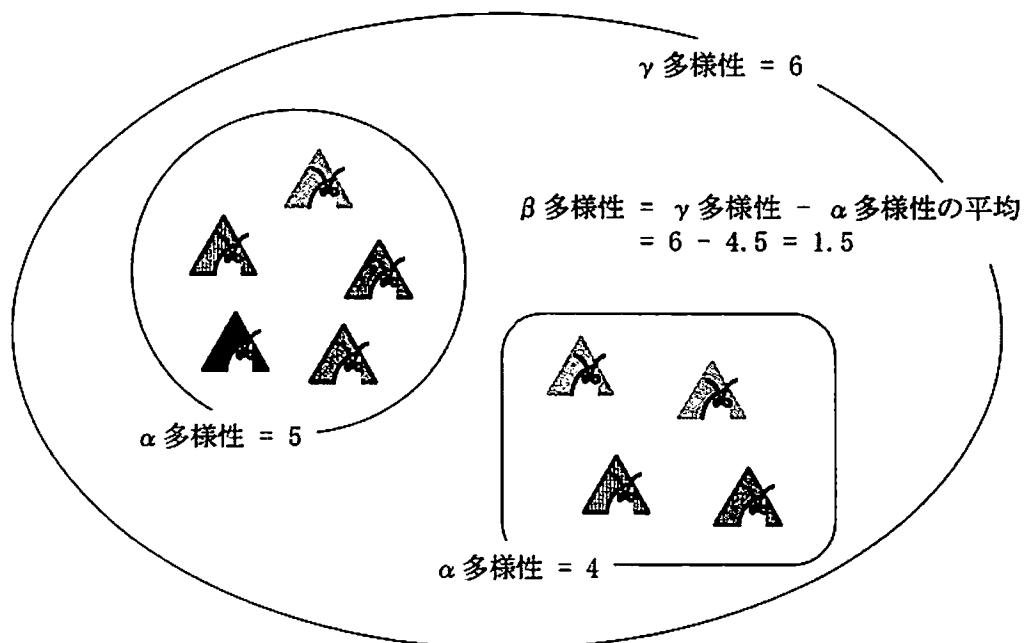


図 1 種多様性の階層構造

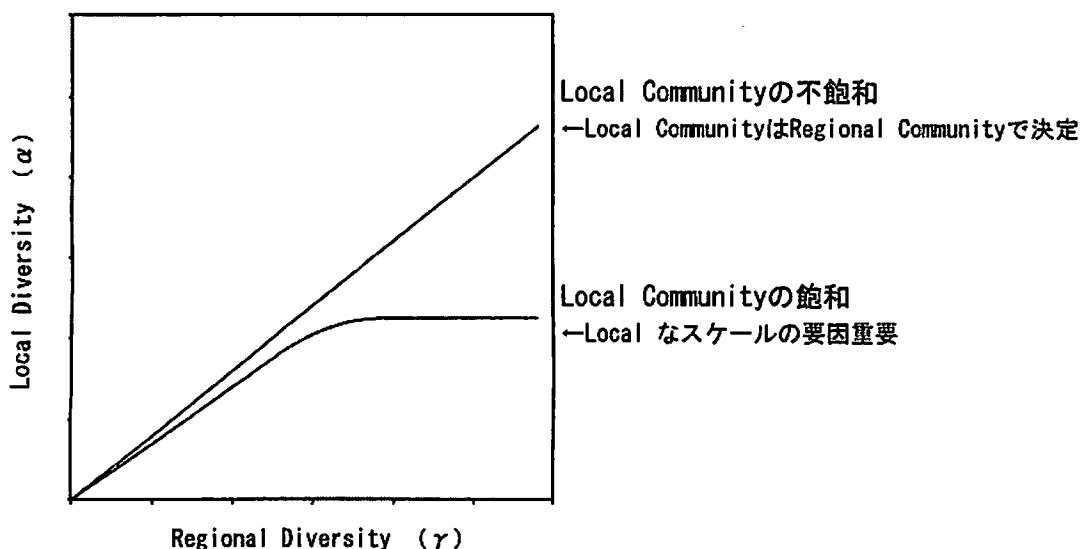


図 2 Local Diversity と Regional Diversity の関係

ある地域群集の多様性を  $\gamma$ 、局所群集の多様性を  $\alpha$  とすると、局所群集間の違いは  $\beta$  となり、次のような関係式が成り立つ (Lande 1996)。

$$\gamma = \alpha + \beta$$

$\alpha$  多様性と  $\gamma$  多様性は対象とするスケールに応じて定義することができ、パッチ群集の多様性を  $\alpha$ 、局所群集を  $\gamma$  としても良い。パッチ群集の多様性を  $\alpha_1$ 、局所群集を  $\alpha_2$ 、地域群集を  $\gamma_1$  とし、以下のように表すこともできる (Lande 1996)。

$$\gamma_1 = \alpha_1 + \beta_1 + \beta_2 = \alpha_2 + \beta_2$$

$\gamma$  を横軸、 $\alpha$  を縦軸にとって両者の関係をプロットすると、 $\gamma$  の増加に伴って  $\alpha$  が増えていくパターンと、ある程度以上は増えない、すなわち頭打ちになるパターンがある (図 2)。後者の場合は、地域群集の種数が増えても局所群集の種数は増えない、すなわち、局所群集内の何らかの要因によって群集内の多様性が制限されていると考えられ、局所群集が飽和した状態と言われる。それ

表1 岩礁潮間帯における群集の空間スケール階層性及び各階層で種多様性に影響を与えると考えられる要因

空間スケール	具体的対象	距離	物理化学的要因	生物学的要因
地域群集スケール	複数の海岸を含む各地域	1 - 10 Km	沿岸水の流動 水温	進化 生物地理的要因
局所群集スケール	各海岸	10 - 100 m	波あたり 栄養塩濃度 地質、地形	幼生加入 生物生産
パッチ群集スケール	イガイパッチ、 タイドプール	10 - 100 cm	微地形、乾燥 波あたり	競争 捕食

に対して前者のパターンでは、局所群集の多様性は地域群集によって決まっており、局所群集は不飽和である。実際の野外群集がどちらのパターンを示すかについては近年研究例が蓄積されてきたが (Srivastava 1999)，後者のパターンつまり飽和曲線型はあまり確認されていない (Lawton 1999)。

ところが、この関係もまた空間スケールによって変わることがある (Loreau 2000)。例えば、局所群集が限りなく小さかったとしたら、各局所群集に1個体しか入ることができず、 $\gamma$ がどれだけ大きくなっても $\alpha$ は必然的に1、すなわち飽和する。逆に、局所群集が限りなく大きく、地域群集と変わらなかったとしたら、 $\gamma$ の増加に伴って $\alpha$ は増加するはずである。このように、群集の階層は、研究する系ごとに慎重に定義するべきであり、またその際、ハビタットの構造と構成種の分散能力も考慮にいれる必要がある。

### 3. 岩礁潮間帯における研究例

ここで、岩礁潮間帯において演者らが行っている研究を紹介したい。表1に示した通り、岩礁潮間帯の生物群集の構造（この場合は多様性）に影響を与える要因には様々なスケールで働くもののが挙げられ、また要因と要因の間にもスケールを越えた相互作用が想定される。これまでの研究手法では、特定のスケールでの現象と要因に研究対象が限られており、例えば局所スケールでの現象に対して他のスケールで働く要因がどのような影響を与えているかを知ることはできなかった。その

ため、例えはある局所群集の動態を予測するといった場合、未知の要因に左右される要素が大きく、必然的に低い予測性しか得られなかった。この点を解決するためには、スケールの異なる事象を同時に扱える、すなわちマルチスケールでの研究が必要であると考えている。また、前項で指摘した通り、空間スケールに伴った群集の階層の定義をはっきりさせる必要がある。岩礁潮間帯においては、パッチ群集、局所群集、地域群集の入れ子状空間構造が比較的はっきりしていることから、階層的な研究デザイン (Spatial Hierarchical Approach) を用いることとした。

#### (1) 調査地と方法

北海道から鹿児島までの太平洋岸に6地域（北から道東、道南、三陸、房総、南紀、大隅）を対象とし（地域群集）、地域ごとに5つの調査海岸（局所群集）を選んだ。1海岸につき5箇所の調査プロット（パッチ群集）を作り、 $6 \times 5 \times 5$  の計150プロットで以下の調査を行った。潮間帯のできるだけ垂直に近い壁に、横50cm、縦100cmの調査プロットを設け、4-5月、7-8月、10-11月の大潮干潮時に、プロット内の底生生物について、全ての生物種、固着生物の被度、移動性生物の種類別個体数を記録した。各調査プロットでは、岩面の斜度、岩面の凹凸（75cmスケール・12cmスケール）等の地質条件を調べるとともに、生物調査時に、気温、水温、岩温、堆積物量、波圧、水質（栄養塩濃度・クロロフィル濃度）について測定を行った（ただし、クロロフィル

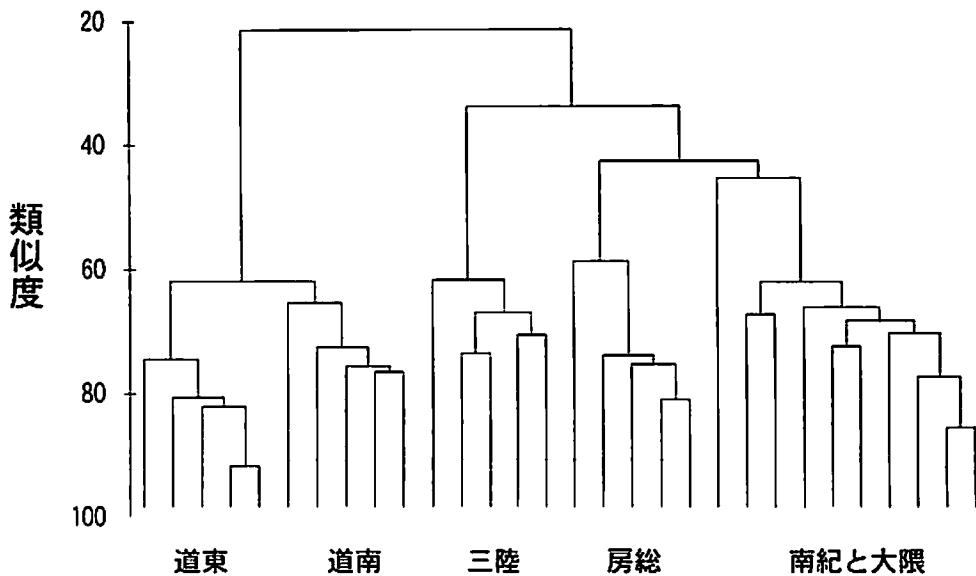


図3 海岸スケールでの岩礁潮間帯底生生物群集のクラスター解析結果。2002年8月の結果を用い、類似度（Dice Index）を算出した後、群平均法によって денドログラムを作成した。

濃度だけは1海岸につき1箇所でのみの測定)。

## (2) 群集構造の緯度勾配

2002年8月の調査では、海藻53種、固着性動物32種、移動性動物44種が出現し、海岸間でクラスター解析を行ったところ、地域ごとにまとまりが形成されたが、南紀と大隅にある海岸は地域では分かれなかった(図3)。

固着生物の種数を地域間で比較したところ、 $\gamma$ 多様性すなわち各地域の種数は低緯度程高く、明瞭な緯度勾配が見られたが、プロット内の種数に緯度勾配は少なかった(Okuda *et al.* unpublished)。つまり、プロット内 $\alpha$ 多様性には地域間差は少ないが、低緯度ほどプロット間、海岸間の $\beta$ 多様性が大きいため、 $\gamma$ 多様性の緯度勾配大きくなつたということである。

では、この緯度勾配を作りだす要因は何だろうか？species-ranking curveの形から、南へ行くほど希少種(まれにしか見られない種)が多くなることが分かつており、希少種をもたらすメカニズム、すなわち共存や種の存続に関わるメカニズムが地域間で異なっている可能性がある。

## (3) 環境要因と群集構造

環境要因と群集の多様性の関係を明らかにするため、まず、今回調査した環境要因の変異について空間スケールへの依存性を解析した。nested ANOVAを行った結果、温度と比較的大スケールの地形(凹凸大)、アンモニア濃度とクロロフィル濃度については、地域間の変異の方が海岸間の変異より大きかった。一方、微細な地形(凹凸小、傾斜)や波圧、堆積物量等の物理的環境、岩の上の温度と気温、水温との較差(おそらく海岸内の地形が影響していると考えられる)については、海岸間変異の方がより大きくなつた。

これらの環境要因を説明変数として、プロット内及び海岸内の種数を目的変数に、重回帰分析を行ったところ、以上の環境要因ではプロット内の種数を説明する有意な回帰式は得られず、海岸の種数に対しては、凹凸小と気温が正の影響、凹凸大とアンモニア濃度が負の影響を与えていたとされた。道東・道南地域と南紀・大隅地域に分けて同様の解析を行ったところ、それぞれ有意な回帰直線は得られたが、種数に影響を与える環境要因及びその影響の与え方は異なっていた。従って、地域によって種数を決定する要因が異なっている可能性が考えられる。

## 4. まとめ

- ・潮間帯の底生生物群集の組成には、基本的に地域ごとにまとまりがみられた
- ・パッチスケールの  $\alpha$  多様性には緯度勾配は少ないが、 $\beta$  多様性は低緯度地域ほど大きく、その結果、 $\gamma$  多様性には明瞭な緯度勾配が見られた
- ・ $\beta$  多様性に緯度勾配が見られる理由は、低緯度地域ほど希少種が多いことであると考えられた
- ・温度や、地質に影響されやすい要因は地域スケールで、その他の要因は局所スケールで変異が見られた
- ・地域によって、パッチスケールの種数を決定する要因が異なる可能性が示唆された
- ・今後は、各要因が群集の多様性を決定するプロセスについて考察を進めるとともに、局所、地域レベルでの多様性を決定する要因についても解析する予定である

## 5. 謝辞

この発表をまとめにあたり、データの使用を快く認め、アドバイスを下さった以下の共同研究者の皆さんに感謝します。仲岡雅裕・伊藤憲彦・丸山妙子・相澤章仁・辻野昌広（千葉大学）、野田隆史・奥田武弘・萩野友聰・白賀誠之・深津雪絵（北海道大学）、堀 正和（東京大学）、築瀬恵（鹿児島大学）。また、本研究は以下の多くの方々のご協力をもって実現しました。心からお礼申し上げます。各調査地（北海道・岩手・千葉・和歌山・鹿児島）の漁業協同組合、北海道大学厚

岸臨海実験所、北海道大学水産学部多様性生物学講座、東京大学国際沿岸海洋研究センター・千葉大学海洋バイオシステム研究センター、千葉大学理学部多様性生物学講座、京都大学瀬戸臨海実験所、鹿児島大学水産学部海洋資源環境教育研究センターのスタッフ及び学生の皆さん。本研究は文部科学省の科学研究費（No. 14340242）を得て行っています。

## 引用文献

- Ehrlich P. R. & Wilson E. O. (1991) Biodiversity studies: science and policy. *Science* 253: 758-762.
- Loreau M. (2000) Are communities saturated? on the relationship between  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  diversity. *Ecology Letters* 3: 73-76.
- Lande R. (1996) Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.
- Morin P. J. (1999) Community Ecology. Lackwell, Oxford.
- Lawton J. H. (1999) Are there general laws in ecology? *Oikos* 84: 177-192.
- 佐藤宏明・山本智子・安田弘法（2001）群集生態学の現在. 京都大学学術出版会, 京都.
- Srivastava D. S. (1999) Using local -regional richness plots to test for species saturation: pitfalls and potentials. *Journal of Animal Ecology* 68: 1-16.

## 山本さんの講演に対する質疑応答

(嶋田さん)

多様性の指標として種数そのものを用いているが、種数一個体数関係 (species-ranking curve) を見ると南方に行くに従って傾きがなだらかになっているので、多様性の指標としては出現頻度の均等性も含めた Shannon-Wiener の多様度指数を使う方がずっと解像度が高くなると思うが、なぜ種数を多様性の指標として用いたのか？

(山本さん)

現在準備中の論文では詳しく述べているが、種数を用いた方が顕著な傾向が見られる。また、時間的な制約のため、今回は種数のデータしか示さなかった。

(嶋田さん)

例えば生物が 5 種類いる場合、1 種だけが寡占状態にある場合と 5 種類が均等に現れてくる場合とでは、種数一個体数関係の曲線の形が全く違う。それを考えれば、種数の多さと均等性の両方を加味した Shannon-Wiener の多様度指数を用いた方が、結果がよりはっきり現れるのではないか？

(山本さん)

必ずしも北から南まできれいに傾向があるわけではない。南北両端でははっきりと区別が付くが、南方系の生物と北方系の生物が混在している部分では特に種数一個体数関係の曲線の凹凸が激しいので、Shannon-Wiener の多様度指数でははっきりとした傾向が見られないのではないか、と考えている。

(仲岡さん)

共同研究者からの補足であるが、(Okuda et al. (submitted)では) Shannon-Wiener の多様度指数ではなく、Simpson の多様度指数を使っ

ている。本研究では地域、海岸、海岸の中での小さい調査地という 3 つの階層での多様性を調査しているが、Simpson の多様度指数は純粹に、相加的に階層性を表現できるので、今回は種数の他に Simpson の多様度指数を用いた。Simpson の多様度指数を用いた場合、種数を用いた時ほどクリアな結果は出なかった。Simpson の多様度指数や Shannon-Wiener の多様度指数は優占種の存在度に依存するので、今回のように、希少種によって地域変異とか多様性のパターンを見る場合はきれいな結果が出なくなるのは当然の結果であると思われる。まだ解析は進行中であるが、実際の解析の目的に応じて、多様度指数を選択することが重要である。

(池田さん)

南に行くほど希少種が多いのはなぜか？

(山本さん)

北方と南方の地域の多様性の違いはベータ多様性の違うことによって現れているが、ベータ多様性が高いと言うことは habitat 間の変異が高いということと関係していると思われる。

(池田さん)

アルファ多様性を目的変数として色々な解析を行っているが、そのようにして種のアイデンティティーを消してしまったら見えなくなってしまうような情報をもう少し解析した方が良いと思う。

(講演終了後の追記)

多様性（今回は種数）を目的変数、環境を説明変数として多変量解析を行うという方法は、できるだけ多くの環境要因の影響を知ることに重点をおいたものだ。もちろん、生活史や資源利用様式、地理的分布等の面で様々な特性を持つ種を、単なる種数として扱うことによって失う情報は大きい

だろうが、まずどのようなスケールでどのような要因を中心に調べるべきか、方向性を見つける必要があると我々は考えている。その先のステップに進む上では、生活史等の情報が（海洋生物の中

では）比較的多く得られている岩礁潮間帯の群集は研究対象として扱い易く、我々がこの系を選んだ理由はそこにある。

## 種数による保全の優先度

辻 宣行・椿 宜高

国立環境研究所生物多様性プロジェクト

tsuji.nobuyuki@nies.go.jp, tsubaki@nies.go.jp

### 1. はじめに

生物の生息域の劣化や分断化は生物多様性の減少を招き、多くの動植物の絶滅の原因となっている。ある地域全てを保全できない場合、その中のどの小領域（サイト）を保全するのかという問題が生じる。ここでは、サイトの面積の大小、隣接するサイトの影響等は考えない。保全するサイトの優先度を決めるために、種数と相補性（後述）に基づく置換不能度（irreplaceability）が提案されている（Pressey *et al.* 1994; Ferrier *et al.* 2000）。この講演では、なぜ種数と相補性に注目するのかについて述べる。さらに、演者らは置換不能度を求めるための新しいアルゴリズムを最近発表したので（Tsuji & Tsubaki 2004），それについても簡単に述べる。

### 2. 種多様性指数、類似度指数と保全の優先度

一般に保全すべきサイトは、種多様性の高いと

ころをイメージしがちである。種多様性指数には、二元データ（いるのか、いないのか）に基づく指數、アバンダンスに基づく指數がある。二元データに基づく指數では、種数が代表的であり、アバンダンスに基づく指數では、シンプソンの単純度指數（ $D$ ）の逆数、対数逆シンプソン指數（ $\log(1/D)$ ）などがある（伊藤・佐藤 2002）。例えば図1のような場合を考えてみよう。4つのサイトから構成される地域がある。保全のために、これから2つのサイトを選びだすことを考えてみる。サイトAが種多様性が一番高いのは明らかであり、まずはこのサイトが選ばれるであろう。次に種多様性が高いサイトBを選ぶと、その種の構成はAと同じサイトを選んでいることがわかる。種多様性指數はそのサイトの多様性の程度を表す指數であり、保全のためにサイトを選ぶには、他のサイトとの関連を使う必要がある。

では、二つのサイトの関連（類似度）を表す指

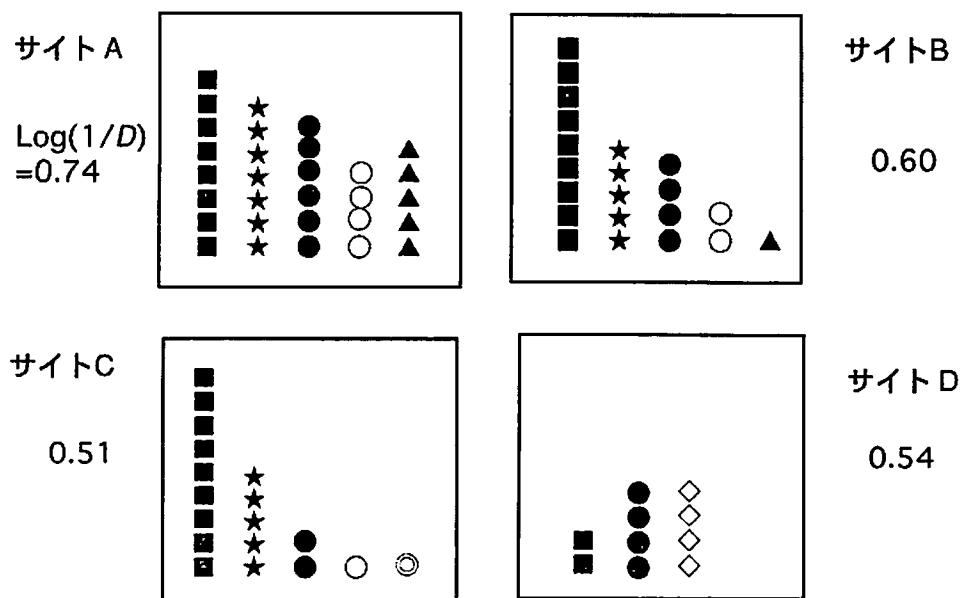


図1 種多様性指数のみで保全を考える場合の例

ある地域が4つのサイトから構成されている。異なる記号は異なる種を表し、記号の個数は個体数を示す。数値は対数逆シンプソン指數を示す。この地域を保全するために二つのサイトを選ぶ。多様性指數の高いA、Bを選ぶと、C、Dにいる種が保全されない。サイト間の情報が使われていないからである。

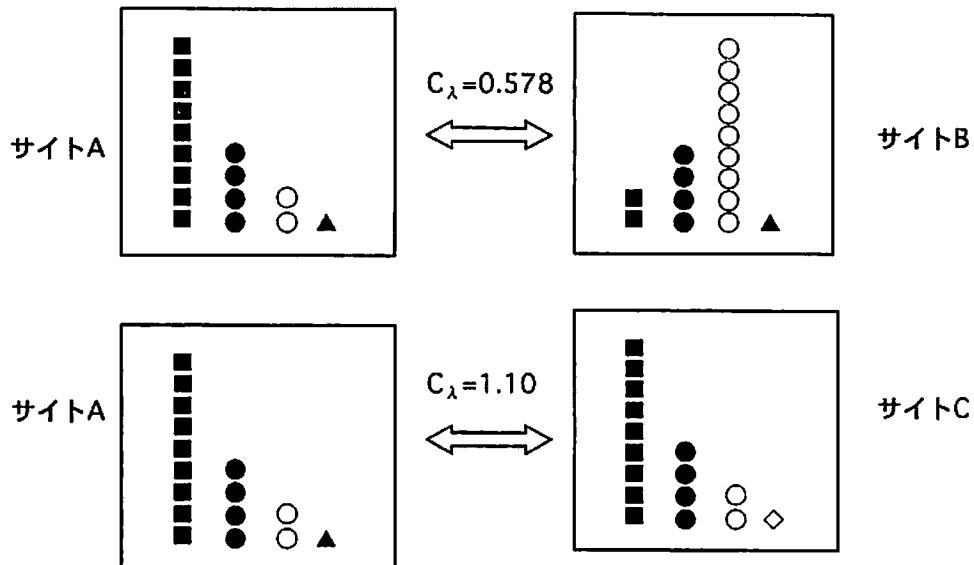


図2 類似度で保全を考える場合の例

森下の  $C_\lambda$  指数で二つのサイト間の類似度（相違性）を見てみる。サイト A、B の類似度が A、C の類似度よりも低い（相違性が高い）ので保全のためには良い組み合わせのようであるが、A と B が含む種は同じである。アバンダンスに基づく指数では A と C に含まれる個体数が少ない種が無視される。

数を使い保全の問題を考えてみよう。これらの指標には、二元データに基づく野村・シンプソン指標（木元・武田 1989、二つのサイトの共通種数に比例する指標）やアバンダンスに基づく森下の  $C_\lambda$  指数（二つのサイトから 1 個体ずつ抜き出した時に同じ種である確率に比例する指標）等がある（小林 1995）。森下の  $C_\lambda$  指数で保全の問題を考えてみよう（図2）。サイト A とサイト B の  $C_\lambda$  の値は、サイト A と C の値よりも小さい。すなわち、類似度が低い（相違性が高い）ので、A、B の組み合わせは、A、C の組み合わせよりも好ましい。しかしながら、A と B では種の構成は同じで、異なるのは個体数のみである。このようになったのは、この指標がアバンダンスに基づくので、個体数の少ない種（希少種）は無視されるからである。

### 3. 全種表現組み合わせと置換不能度

希少種を考慮して保全を考えてみよう。すると指標に求められる性質は、(1)種多様性を表す、(2)希少種にも敏感である、(3)サイト間の関連を考慮している、の 3 つの性質を持たねばならない。(1) と (2) は種多様性指標として種数を、(3) の性質は相補性を考慮する事で解決する。ここで相補

性とは、ある二つのサイトに注目したとき、互いにどれくらい異なる種を持つか、を表すもので、二つのサイトが互いに全て異なる種を持った場合相補性は最も高くなり、全て同じ種を持つと最も低くなる。この相補性に基づくサイトの組み合わせ方に、全種表現組み合わせ(representative combination)がある（表1 参照）。ある地域が 6 つのサイトで構成されており、4 つの種が住んでいるとする。サイト (3, 4, 6) の組み合わせはこの 4 種を含む。このように、その地域に住む全ての種を表現できるサイトの組み合わせを、全種表現組み合わせという。全種表現組み合わせは多数存在し、(1, 5, 6), (4, 5, 6), (1, 2,

表1 全種表現組み合わせのためのデータの例  
サイト数 6、種数 4 の場合で考える。

サイト	種 1	種 2	種 3	種 4
1	1	0	0	0
2	0	1	0	0
3	0	0	1	0
4	1	1	0	0
5	0	1	1	0
6	0	0	0	1

3, 6) 等があり、当然 (1, 2, 3, 4, 5, 6) も全種表現組み合わせである。そのため全種表現組み合わせを考える際に、いくつのサイトで組み合わせを構成するのかサイズ ( $n$ ) を決める必要がある。今の例の場合では、 $n=3$  が最少である。今回の講演では、サイト数が最少の場合に特に注目する。全ての全種表現組み合わせには必ず、サイト 6 が含まれている事に注意して欲しい。サイト 6 は種 4 (そのサイトにしかいない種、希少種) を含んでいるからである。

全種表現組み合わせに基づき、注目しているサイトの種が他のサイトでどれくらい表現できるか表したものに、置換不能度 (Pressey *et al.* 1994; Ferrier *et al.* 2000) がある。いまある特定のサイト  $X$  の置換不能度を求める。まずは、全てのサイト  $t$  個から  $n$  個のサイト (この時  $n$  は最少のサイズ以上でなくてはならない) で全種表現組み合わせを構成する事を決める。全ての組み合わせの総数  $T$  は  $nCt$  である (図 3 参照)。この  $T$  個の組み合わせの中には、全種表現組み合わせであるもの ( $A$  個) とそうでないものに別れる。 $A$  個のうち注目しているサイト  $X$  を含む組み合わせの数を  $B$

個とする。更にこの中で、もし  $X$  がなければ全種表現組み合わせでない組み合わせの数を  $C$  個とする。置換不能度にはいくつかの定義があるが、ここでは Ferrier *et al.* (2000) の定義に従い、 $C/A$  を置換不能度とする。従って、この値は最小値 0、最大値 1 である。0 の時は、そのサイトがなくてもそのサイトが含む種は他のサイトにいつもいる、1 の時はそのサイトがないと全種表現組み合わせが成立しない事をあらわす。一般に、希少種を含む、または多数の種を含むサイトは値が高くなる。この指標が全種表現組み合わせから計算される事に起因するのであるが、計算時間が問題となりやすい。たとえば 100 個のサイトから 10 個のサイトを選び出す総数  $T$  は約 17 兆あり、これより図 3 に従い計算するのでは膨大な時間がかかる。

#### 4. サイト選択アルゴリズム

置換不能度を求めるためには、いかに効率良く全種表現組み合わせを求めるかが問題となる。サイト選択アルゴリズムには大きく二つに大別でき、発見的アルゴリズム (heuristic algorithm) と

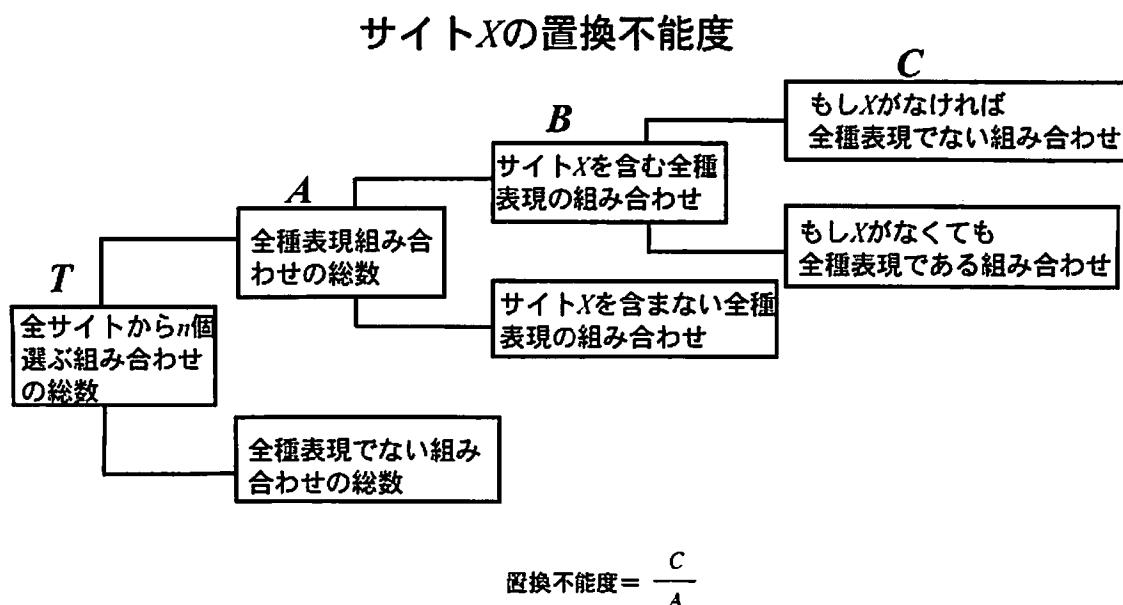


図 3 置換不能度

全サイトから  $n$  個を選ぶ全ての組み合わせ ( $T$ ) の中には、全種表現組み合わせであるもの ( $A$  個) といものがある。 $A$  個の中にはいま注目しているサイト ( $X$ ) を含む組み合わせ ( $B$  個) と含まない組み合わせがある。 $B$  個の中には、もし  $X$  がなければ全種表現組み合わせでないもの ( $C$ ) がある。(Ferrier *et al.* 2000 より改変)

整数線形計画法 (integer linear programming) がある。発見的アルゴリズムは更に二つに分けられる。その一つが、種数に注目したアルゴリズム (Howard *et al.* 1998) であり、以下のような考え方である。

- (1) 種数が一番多いサイトを選び、そのサイトが含む種をデータより除く。
  - (2) 残った種をいちばん含むサイト（相補的なサイト）を選び、そのサイトが含む種を残ったデータより更に除く。
  - (3) (2)を全ての種がなくなるまで続ける。
- 他の一つが、希少種に注目したアルゴリズムである (Margules *et al.* 1988)。
- (1) 希少種を持つサイトを選ぶ。
  - (2) 残りの種をいちばん多く含むサイトを選ぶ。
  - (3) 最後まで続ける。

これらのアルゴリズムは大変直感的であるが、最適性（サイト数が最少な全種表現組み合わせ）を満足しているかはっきりしない。そこで整数線形計画法を用いて、正確に全種表現組み合わせを用いる事が提案されている。これは制約条件（全種表現組み合わせ）の下で目的関数（サイト数）を最少にする組み合わせを求めるもので、最適化手法で既に開発されている手法であり、分枝限定法 (branch and bound method. Cabeza & Moilanen, 2001) や焼きなまし法 (simulated annealing method. Possingham *et al.* 2000) 等がある。制約条件に、サイト数が最少な全種表現組み合わせ以外に、空間的な制約条件（例えば、なるべく保全するサイトをまとめたい）や保全のコスト最小（サイトごとに保全のコストが異なる場合）などを課することも考えられるが、この場合は整数線形計画法しか解決できないであろう。一般に整数線形計画法は、正確な答えを求める事ができるが、計算時間が長いといわれている。発見的方法は計算時間は一般に短いが、最適性を満足しているのか不明である。しかしながら、実用的には発見的で充分であると言われている (Pressey *et al.* 1996)。

## 5. 提案アルゴリズム

我々は、最近新しい3つのサイト選択アルゴリズムを発表した (Tsuji & Tsubaki 2004)。その一

つは、希少種アルゴリズムと呼んでいるものである。一つのサイトにしか含まれない種を、第一希少種、二つのサイトにしか選ばれないものを第二希少種と呼ぼう。以下は希少種アルゴリズムの考え方である。

- (1) 第一希少種を含むサイトをみつけ、そのサイトが含む種をデータから除く。
- (2) 残ったデータには、第二希少種が二つのサイトに含まれているはずである。二つに分岐して、それぞれにおいて、第二希少種を含むサイトが全種表現組み合わせのメンバーとなる。それぞれにおいてそのサイトが含む種を更にデータより除く。
- (3) 残ったデータには第三希少種が含まれているはずである。ここで三つに分岐し、それぞれで、一つの第三希少種を含むサイトが含む種を除く。
- (4) これを続けて行くと最少の全種表現組み合わせが求まる。

このアルゴリズムでは、正確に最小サイズの全種表現組み合わせが求まるが、同時にこの事は最大数の分岐を意味する。従って、サイト数が増えると分岐が多すぎて時間がかかり過ぎる。

そこで、分岐する時に希少種に注目するのではなく、残りの種をいちばん多く含むサイト（相補性が一番高いサイト）を全種表現組み合わせのメンバーとするアルゴリズム（種数アルゴリズム）を考えた。しかし計算時間は早いが、全ての全種表現組み合わせが求まるとは限らない。更に、分岐する時に0から1までの一様乱数を発生させ、あらかじめ決めた値 ( $p$ ) より小さければ希少種アルゴリズムを、大きければ種数アルゴリズムを採用することにする。これを併用アルゴリズムと呼ぼう。このアルゴリズムは乱数を使うので再現性がないので（複数回計算を行っても、同じ結果が得られるとは限らない）、これを数回繰り返す事により、安定した解が得られる。

表2にこれらの計算アルゴリズムの計算時間を比較した。サイト総数30、種数70、最少の  $n$  が9の人為的なデータを作り比較した。使用した計算機は Power MacG4 (466Mhz)、プログラムは Mathematica Ver.4.1 を使用した。計算時間は、使用した計算機、プログラム言語、データに依存す

るので、計算時間の絶対値が重要でなく、相対値が重要である。primitive とは、30 個から 9 個選ぶ全ての組み合わせ（総数は 1,430,715 通り）を求め、それから全種表現組み合わせを求めたものである。希少種アルゴリズムは primitive よりも 1 衝計算時間が短くなり、その有効性が確かめられた。種数アルゴリズムは 1 秒もかかる驚異的に短い計算時間であるが、全ての全種表現組み合わせは求まらない。併用アルゴリズムは、希少種と種数を半分ずつ使いながら 2 回繰り返す計算を行った。これを 5 回繰り返した場合の結果の範囲を示してある。図 4 には置換不能度の値を示した。

表 2 種々のアルゴリズムの計算時間と結果の比較  
データは、サイト数 30、種数 70、最少の全種表現サイズ ( $n$ ) は 9。使用した計算機は PowerMacG4 (466Mhz)、使用した言語は Mathematica ver.4.1 である。primitive とは全ての組み合わせを基に計算するアルゴリズムをさす。併用アルゴリズムでは、 $p=0.5$  とおき、これを 2 回行った。\*) 5 回計算し、その範囲を示す。

	計算時間 (CPU time,秒)	全種表現組み合わせの数
primitive	13078	4
希少種	1215	4
種数	0.44	2
併用 ( $p=0.5$ , 2回)	11-93*	4

横軸は primitive より計算した正しい値、縦軸は他の三つのアルゴリズムで計算した値である。図中の括弧の中の数字は、重なった点の数を示す。希少種、併用アルゴリズムは正しい値を計算できたが（図 4-1）、種数アルゴリズムは全

表 3 実際のデータに適用した時のアルゴリズムの計算時間と結果の比較

関東のチョウのデータを使い、全種表現組み合わせを計算した。希少種アルゴリズムでは求まらなかった。種数アルゴリズムは計算時間が一番短いが、全種表現組み合わせのサイズが大きく、全種表現組み合わせの数も大きい。併用アルゴリズムをいろいろな値と繰り返しの回数で行った。最少の全種表現組み合わせのサイズは 13、全種表現組み合わせの総数は 32 である。サイト数 322、種数 101 である。\*) 5 回計算し、その範囲を示す。\*\*) いずれかの数値である。

	計算時間 (CPU time,秒)	$n$	全種表現組み合わせの数
希少種	終了せず		
種数	36	14	352
併用 ( $p=0.5$ , 1回)	119-2353*	13	16,32**
併用 ( $p=0.2$ , 2回)	42-76	13	32
併用 ( $p=0.7$ , 1回)	29672-51934*	13	632

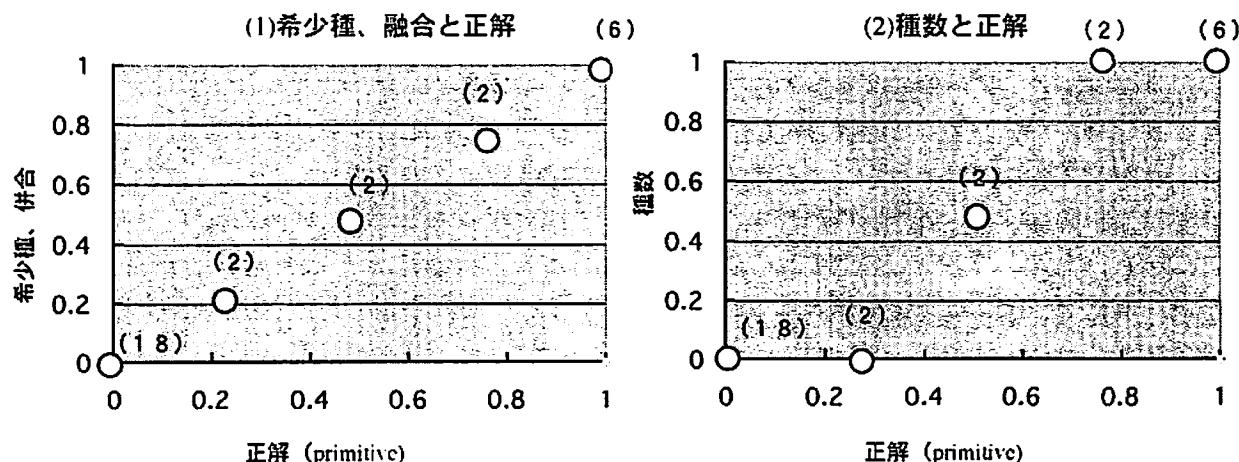


図 4 置換不能度の値の比較

横軸は正しい置換不能度の値（primitive で求めた）、縦軸は（1）希少種、併用アルゴリズム、（2）種数アルゴリズム。() の中の数値は、重複するサイトの数である。データは表 2 と同じである。

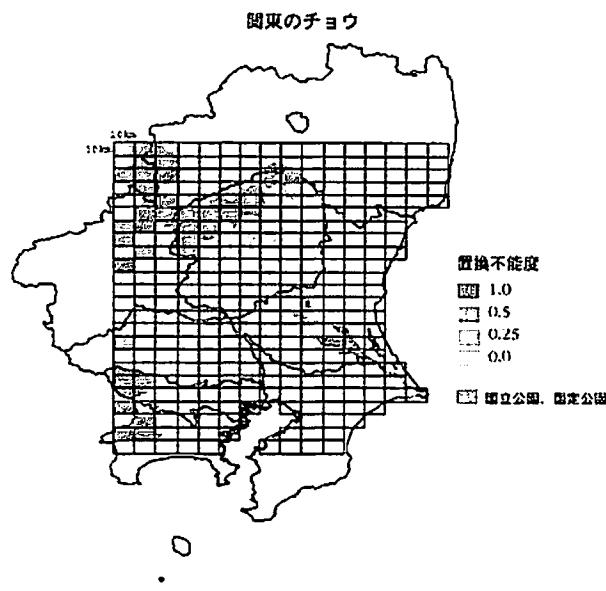


図5 関東のチョウのデータによる置換不能度の値と国立公園、国定公園併用アルゴリズムで計算した。

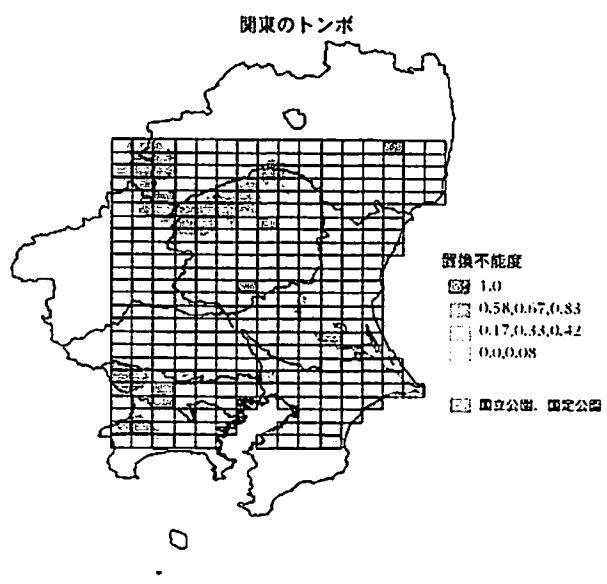


図6 関東のトンボのデータによる置換不能度の値と国立公園、国定公園データのサイズはほぼチョウと同じである。併用アルゴリズムで計算した。

種表現組み合わせの数が少なかったので正しい値を求められない場合がある事を示している（図4-2）。従って、データサイズが中程度の場合は、確実に正しい値が得られる。希少種アルゴリズムが優れている事が分かる。

関東の10kmメッシュの実際のチョウのデータ（サイト数322個、全種数101）を使い計算してみた。表3に示すように、データサイズが大きくなると希少種アルゴリズムでは10日間連続して計算しても、一つも全種表現組み合わせを求める事ができなかった。併用アルゴリズムでは、 $\rho$ の値や繰り返しの回数を変えて計算を行った。種数アルゴリズムでは最少サイズの全種表現組み合わせは14となり、併用アルゴリズムよりも大きくなつた。その結果、全種表現の数も大きくなつた。これらの計算により、最少の全種表現組み合わせは13で、全種表現組み合わせの総数は32である事が予想される。併用アルゴリズムで求めた全種表現組み合わせより、関東地方の置換不能度を計算した（図5）。同時に国立公園、国定公園の地域も示した。データ数のほぼ等しい関東のトンボのデータを使い、同じく置換不能度を計算した（図6）。この図で示されるように、国立公園、国

定公園の決定にはトンボやチョウの生息域にぜひ必要な地域とは無関係に決められていることが分かる。

保全のための場所選択には、(1)種数の多い場所を選び稀な種は無視する。(2)全ての種を一つ残さず保全する、という大きな二つの考え方がある。どちらの立場が優れているのかという問い合わせに対しては、いかなる指標も答える事はできないであろう。ここで取り扱った置換不能度は(2)の立場で保全するものである。置換不能度は大変分かりやすい指標であり、我々が提案した方法は、大変直感的でありデータサイズが大きくなつても求めることができる。我々のアルゴリズムはこの置換不能度の普及に大きく貢献するものと期待される。

#### 引用文献

- 小林四郎 (1995) 生物群集の多変量解析。偕成書房、東京。
- 木元新作・武田博清 (1989) 群集生態学入門。共立出版、東京。
- Cabeza M. & Moilanen A. (2001) Design of reserve

- networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 242-248.
- Ferrier S., Pressey R.L. & Barrett T.W. (2000) A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation* 93: 303-325.
- Howard P.C., Viskanic P., Davenport T.R.B., Kigenyi F.W., Baltzer M., Dickinson C.J., Lwanga J.S., Matthews R.A. & Balmford A. (1998) Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* 394: 472 - 475.
- 伊藤嘉昭・佐藤一憲 (2002) 種の多様性比較の指數の問題点－不適当な指標の使用例も多い－生物科学, 53 : 204-220.
- Margules C.R., Nicholls A.O. & Pressey R.L. (1988) Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation* 43:63-76.
- Pressey, R.L., Johnson, I.R. & Wilson, P.D. (1994) Shades of irreplaceability: towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biodiversity and Conservation* 3: 242-262.
- Pressey R.L. Possingham H.P. & Margules, C.R. (1996) Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biological Conservation* 76: 259-267.
- Tsuji N. & Tsubaki Y. (2004) Three new algorithms to calculate the irreplaceability index for presence/absence data. *Biological Conservation* (in press)

## 辻さんの講演に対する質疑応答

(嶋田さん)

全種数表現組み合わせにはいくつもの組み合わせがあるが、それを全て求めなければならない、という必要性は何か？いくつかの代表的な組み合わせを10個ぐらい見つけられればよい、ということではいけないのか？

(辻さん)

全種表現組み合わせは、“代表的”とか“まれ”というような“価値”的な違う組み合わせは存在せず、全てが同じ“価値”をもつ。

(嶋田さん)

つまり1個1個の組み合わせが全種数表現組み合わせになっており、それが何十個あるかわからないところで、それが全てわからないと政策の意思決定ができない、という発想なのか？

(辻さん)

置換不能度の値をどれだけ正確に求めるか、ということに依存している。置換不能度は全ての全種数表現組み合わせがわからないと定義できない。

(嶋田さん)

全ての全種数表現組み合わせを出してから置換不能度を求めるという計算の順序になっていることは理解した。

置換不能度というのは一つ一つのサイトについて求められるものだ、ということで良いか？それならば、サイト全体について、全ての全種数表現組み合わせを求めていないと置換不能度が計算できないのはなぜか？

(辻さん)

置換不能度は一つ一つのサイトについてもとられるものである。この講演は最低のサイト数で全種表現組み合わせを構成する場合に限定して考えているが、何個のサイトで全種表現組み合わせを構成するかには任意性がある。その個数を決め、全ての全種表現組み合わせを求めないと、正確な置換不能度は計算されない。

(松田さん)

第一希少種（ある一つのサイトにしかいない種）がいるサイトは、無条件で置換不能度が1になるが、そのような種が10種いるサイトと20種いるサイトがあった時、どちらのサイトが大事かは置換不能度を見るだけではわからないと思うが、その時はどうすれば良いのか？

(辻さん)

そのような場合は置換不能度だけでは区別ができないので、何か別のファクターを利用しなければならないだろう。

(椿さん)

置換不能度というのは、その場所が他の場所に入れ替えられるか、ということである。希少な種が何種類であろうと、置換不能度が1のサイトは守らなければならない。そうでないと絶滅が起きてしまう。

(沼田さん)

この研究の目的はどこの地域を保護地域にするか、ということを究極的に考えていると思われる。今回の講演では実際に今トントとチョウの例を出されていましたが、単一の分類群についてではなくて、複数の分類群を組み合わせて保護地域を決めるようなアルゴリズムは可能か？

(辻さん)

複数の分類群の中でどれを用いるのかを事前に決めないと置換不能度は計算できない。また、保全を行う上での基準についても事前に決めておかなければならない。例えば、チョウとトンボについて置換不能度を計算した時、チョウについては置換不能度が1であったがトンボについては0で

ある、というサイトがあった時、そのサイトを保全するのかしないのか、などの問題があるが、それをどのように決定するのかは保全を行う人が事前に決めておかなければならない。複数の分類群を組み合わせて保護地域を決めるようなアルゴリズムは可能である。何を持って、全種表現組み合わせとするのかには、任意性があると思う。

## 生物多様性の価値をリスクで測る

松田裕之

横浜国立大学・環境情報 matsuda@ynu.ac.jp

### 生物多様性の何を守るか？

当日発表で用いたスライドは、松田のウェブサイト <http://risk.kan.ynu.ac.jp/matsuda/2004/040201.html> にて閲覧できる。

生物多様性を評価するには、なぜ多様性を守るのかを明らかにせねばならない。多様性保全の目的には諸説あるが、ほぼ合意された目的は、環境基本法第1条に「現在及び将来の国民の健康で文化的な生活の確保に寄与するとともに人類の福祉に貢献することを目的とする」と記されている「持続可能性」、すなわち「自然の恵みを後世の人々に残す」ことである（鷲谷・松田 1998; Christensen *et al.* 1996）。

では、残すべき自然の恵みとは何か。大きく分けて（農林水産）資源としての価値、物質循環、環境浄化や酸素供給などの生態系サービスとしての価値、人々の生活に快適さなどを与える価値がある。これらの価値には、いくつかの特徴がある。松田（2001）は、いわゆるアマミノクロウサギ裁判の原告弁護団の控訴審趣意書を引用し、人間の生存と生活にとって自然が欠かせないという不可欠性（上記趣意書では基底性と表記）、自然は多様であり同じものが他にないという固有性、いつたん失われたら元には戻らないという不可逆性などを列挙している。これらの特徴に応じて、評価方法もいくつか考えられる。

例えば置換不能度は、固有性を測る指標と考えられる。それに対してリスクは、不可逆性を測る指標と考えられる。後者では、避けるべき事象（endpoint）が発生する確率を評価するのだが、避けるべき事象として、不可逆事象である「種または個体群の絶滅」がよく評価される。リスクのもう一つの特徴は、それを計算する前提が、科学的に実証されているとは限らないことである。これは、1992年のリオデジャネイロ宣言に見られ

る予防原則がその根拠とされる。そこには「環境に対して深刻あるいは不可逆的な打撃を与えるとき、科学的に不確実だからという理由で環境悪化を防ぐ費用対効果措置を先延ばしにしてはいけない」と記されている。

それまで科学者は、学界内部で合意される前に社会に対して提言することを厳に慎むべきこととされてきた。科学者は世論に拘らず自らの科学的良心に基づいて主張することが求められてきた。科学者の主張の是非は世論や権力ではなく、科学的実証によって判定されるべきものである。ところが、予防原則は、この科学者と社会の関係を根底から揺さぶるものである（Matsuda 2003）。つまり、リスク評価の際には、用いた前提の妥当性について科学者の間でさえ合意できるとは限らないが、それでも社会にリスク評価の結果を発信する必要に迫られるのである。このような状況で科学者にできることは、どのような前提を用いたかを明確にすることである。国際自然保護連合（IUCN）の「レッドリストカテゴリーとその基準」でも、根拠となる文書を示すよう明記されている。以下に、IUCNおよび日本の植物レッドリストで用いた前提について紹介する。

### 絶滅リスクの評価方法

世界の絶滅危惧生物をとりまとめている IUCN の5つの判定基準のうちの一つ（基準E）は、絶滅リスクによって評価している（IUCN 2001; 松田 2000）。個体群存続可能性解析（PVA）によって絶滅リスクを評価するには、かなり多くの情報を必要とする。日本の維管束植物では、日本植物分類学会専門委員会が行った約400人の調査員による全国調査により、国土地理院の2万5千分の1地図一つ一つについて日本の在来種約7000種のうち、対象種約2000種の個体数と減少率などをアンケート調査した（Yahara *et al.* 1998）。絶滅危惧種については、表1のようなデータがすべて公

表1 いくつかの植物の個体数と減少率情報。各欄の数字は地図の枚数。たとえば、キキョウの<10が107とは、10個体未満存在すると報告された2万5千分の1地図が107枚あったことを、シデコブシの<1が15とは10年前に比べて個体数が50%‐100%になったと報告されたことを示す。このほかに、生育情報のあった都道府県名などが全ての絶滅危惧種について記されている（環境庁自然保護局野生生物課編2000より）。

種名	個体数規模						減少率規模				
	>1000	<1000	<100	<10	不明	絶滅	<0.01	<0.1	<0.5	<1	>1
キキョウ	2	20	131	107	82	16	24	32	64	40	6
シデコブシ	3	12	6	0	3	0	0	0	1	15	0
イブキコゴメグサ	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1
ヤチコタヌキモ	1	0	5	2	11	2	1	1	0	1	0
コウトウシュウカイドウ	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1

それぞれの学名とランクは、それぞれ上から *Platycodon grandiflorus*, *Magnolia tomentosa*, *Euphrasia insignis ssp. *iunumae**, *Utricularia ochroleuca*, *Begonia fenicis*, VU, VU, EN, EN, VUである。

表されている（環境庁自然保護局野生生物課編2000）。また、環境省のウェブサイトには、一部を除いて種ごと地図ごとの個体数と減少率が記されている。

この減少率が将来も続き、減少率の頻度分布に地域差や密度効果がないと仮定して、現在の個体数から始めて10年ごとに何個体になるかをモンテカルロ実験によって調べ、10年後、25年後、100年後にそれぞれ50, 250, 1000個体以下になる場合をCR（深刻な危機）、EN（危機）、VU（危急）とし、また10年後、20年後、100年後の絶滅リスクがそれぞれ50%, 20%, 10%以上のものをCR, EN, VUとした（Yahara *et al.* 1998）。IUCNの絶滅危惧種のカテゴリーはこのように3段階あり、深刻さの高いものから Critically endangered (CR), Endangered (EN), Vulnerable (VU) と呼んでいる。

表1のデータベースから絶滅リスクを判定する場合、絶滅リスクは現在の個体数と減少率に依存する（松田2002）。つまり、減少率が高いほど、個体数が少ないほどリスクは高くなる。その結果、表1に示したキキョウのようにまだ260区域以上で生育している種でも、現状維持が6区域しかなく、急激に減少しているために、100年後の絶滅リスクが9割以上になり、VUと判定された。

#### 絶滅リスクへの影響評価

この評価法を使えば、ある事業が絶滅リスクにどの程度影響を与えるかも測ることができる。一過性の事業ではその場に生育している個体数を減らし、法律などが変わって土地改変などの許認可基準が変われば対象生物の減少率を変えるだろう。それにより、絶滅までの平均待ち時間  $T$  が変わる。 $T$  はもともと長いものも短いものもあり、100万年のものが1万年に減ると、100年のものが1年になることを同列には扱えない。Oka *et al.* (2001) および Matsuda *et al.* (2003) では、それぞれ福井県敦賀市中池見湿地に計画された液化天然ガス基地および愛知県瀬戸市海上の森に計画された日本国際博覧会による希少植物への影響評価を、それぞれの場所での個体数変化による  $T$  の逆数の変化によって絶滅リスクの影響を評価した。

このような影響評価は、維管束植物の絶滅危惧種については環境庁自然保護局野生生物課編(2000)に掲載されている情報と、環境影響評価の際に調査・公表される絶滅危惧種の事業地内の個体数によって計算することができる。愛知万博予定地では、誘致決定前に会場内のシデコブシ (*Magnolia tomentosa*) 400株を保全するため、入場者数を4000万人から2500万人に縮小するよう計画を変えている。上記の絶滅リスク評価によれ

ば、シデコブシの絶滅までの平均待ち時間は約250年であり、400株を失うと約1年短くなる。1つの事業が種全体の絶滅までの平均待ち時間に与える影響としては、それなりに大きいものと考えられる。現実に、この影響を回避して万博の誘致を実現したのである。その後、このシデコブシに対する影響よりも大きな影響がシマジタムラソウ (*Salvia isensis*) に残っていることが1999年の環境影響評価準備書において明らかになった（松田2000; Matsuda *et al.* 2003）。ただし、これは愛知万博の跡地に作られる新住宅市街地整備事業（新住事業）による負荷であり、愛知万博の事業主体には変更する権限のないものであった。新住事業が造成した土地の一部を愛知万博の会場として利用する計画だったが、環境影響評価を通じて両事業の環境への配慮に対する考え方の違いが明らかになり、パリの博覧会国際事務局からも異論が出て、新住事業は中止され、海上の森は大幅に保全されるようになった。

同様に、絶滅リスクによって保全上重要な希少植物の宝庫（hot spot）を選ぶことができる。矢原（2002）には、2万5千分の1の地図（1辺約10kmの長方形）ごとに、その中にいる絶滅危惧種とその個体数の情報を用いて、その地図上の生育地を10年間保全し、個体数を減らさなかつたときに、それぞれの種の絶滅までの平均待ち時間  $T$  がどれだけ延びるかを計算した結果を示している。希少植物の宝庫には、絶滅危惧種が多く、特に他の生育地の少ない（置換不能度の高い）地図が選ばれる傾向にある。

Oka *et al.* (2001)では、各種の絶滅リスクの上昇だけでなく、それぞれの種の系統上の価値を考慮するために、近縁種の数が少ない種ほど価値が高いとした指標を用いた（期待多様性損失、岡2001）。これは系統樹のそれぞれの種の進化の歴史のうちどの程度失われるかを表す指標であり、たとえば近縁種から分化して1万年経った種が絶滅するリスクが0.001だけ上昇するとき、期待多様性損失（ELB）は10年と考える。これをすべての種で集計した結果、中池見湿地のELBは約9000年と推定された。ある地域のELBはその地域に生育する絶滅危惧種の種数が多いほど高く、

それぞれの個体数が多いほど高く、そこに生育する種が系統的に独立しているほど高くなる。

このように、個体数と減少率の情報があれば、かなり定量的な環境評価を行うことができる。残念ながらIUCNの絶滅危惧種判定基準は、現在でも個体数と減少率の両方を同時に用いず、個体数が多いとわかっている種も少ない種も、減少率が高ければ同じように絶滅危惧種に掲載することになっている（IUCN 2001）。そのため、日本の小売店でたくさん売られているミナミマグロ (*Thunnus maccoi*) がCRと判定されている。上記の日本の維管束植物と同様の判定を行えば、ミナミマグロはVUと判定され、乱獲を続ければ100年後の絶滅が危惧される状況にある（Matsuda *et al.* 1997, 1998; Matsuda 2003; 松田2000）。このようなIUCNの基準には異論もあり、IUCNへの信頼そのものが深刻な危機にあるとも指摘されている（Mrosovsky 1997）。

絶滅リスクを評価する際には、豊富な情報がある種も乏しい種もあることを念頭に置くべきである。情報の多寡に応じて、合理的な判断を下すべきである。IUCN (2001) の基準は情報の少ない種でも判定できるように設計されている。これは本当に絶滅が危惧されている種を掲載しないという第2種の過誤を避ける意図がある。これは予防原則に従ったものである。その結果、本当は絶滅の恐れが無視できる種を掲載するという第1種の過誤が増えてしまう。絶滅リスクが低いとわかった種は掲載しない（絶滅リスクが判定できないもの、個体数不明の種は現在のIUCNの基準どおり、減少率だけでも掲載する）という合理的な運用を行えば、二つの過誤を同時に減らすことができる（Matsuda 2003）。

生態リスク評価のエンドポイントは絶滅だけではない。生態系の何をどのように守るかは、科学的に唯一の解がない。保全と管理の目的は社会の合意によって決められる。その目的に沿った客観的で将来反証可能な数値目標を定めるべきである。その目標を達成できないことがエンドポイントになる。そのリスクを計算した上で、リスクを十分下げるような現実的な目標を定め、目標達成に努めるべきである。その評価は、科学者の適切

な助言と、利害関係者の合意が必要である。

たとえば、ミナミマグロをCRに掲載するのもリスクの過大評価であるが、管理が全く不要ということではない。現在、特に1980年代末から未成魚の漁獲を制限していて、1990年代半ばから資源量はようやく回復の兆しがある。そうだとしても、このまま回復し続けるとは限らず、過去の乱獲と保護による齢構成の歪みから、資源が停滞したり、再び減り始める恐れがある(Mori *et al.* 2001; 松田 2000)。現在ミナミマグロ保存委員会(CCSBT)で定めている2020年までに1980年の資源量水準に回復させるという数値目標は達成できそうもなく、いっそその漁獲制限か、数値目標自身の見直しが必要であると指摘していたが(Mori *et al.* 2001)、CCSBTは2003年に数値目標を見直すことで合意した。このような見直しを合意する際には、提案された数値目標の現実性を同時に並行して科学的に吟味する科学者の助言が必要である。

このような予測には、当然のことながら不確実性が伴う。だからこそ、リスクを測ることが重要である。過去の科学者と社会の関係とは異なる、新たな関係が求められている。

## 謝辞

本稿を執筆するに当たり、紹介した諸研究の共同研究者である植田邦彦氏、魚住雄二氏、岡敏弘氏、加藤辰巳氏、角野康郎氏、芹沢俊介氏、森光代氏、矢原徹一氏、鷺谷いづみ氏、発表の機会を与えていただいた椿宜高氏、永田尚志氏、辻宣行氏、吉田勝彦氏に感謝する。

## 引用文献

- Christensen N., L. Bartuska AM., Brown JH., Carpenter S., D Antonio C., Francis R., Franklin J., MacMahon JA., Noss RF., Parsons DJ., Peterson CH., Turner MG. & Woodmansee RG. (1996) The report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. *Ecological Applications* 6: 665-691.
- IUCN. (2001) *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. Prepared by the IUCN Species Survival

Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

環境庁自然保護局野生生物課編 (2000)『改訂・日本の絶滅の恐れのある野生生物—レッドデータブック—8 植物I(維管束植物)』自然環境研究センター、東京、660頁

Matsuda H, Yahara T. & Uozumi Y. (1997) Is the tuna critically endangered? Extinction risk of a large and overexploited population. *Ecological Research* 12:345-356.

Matsuda H, Takenaka Y., Yahara T. & Uozumi Y. (1998) Extinction risk assessment of declining wild populations: in the case of the southern bluefin tuna. *Researches on Population Ecology* 40:271-278  
松田裕之 (2000) 環境生態学序説:持続可能な漁業、生物多様性の保全、生態系管理、環境影響評価の科学,共立出版

松田裕之 (2001) 生物多様性保全の生態学的根拠について、福岡高等裁判所平成13年(行コ)  
第3号事件(奄美自然の権利訴訟)控訴審意見書  
<http://risk.kan.ynu.ac.jp/matsuda/2001/amami.html>  
Matsuda H. (2003) Challenges posed by the precautionary principle and accountability in ecological risk assessment. *Environmetrics* 14: 245-254.

Matsuda H., Serizawa S., Ueda K., Kato T. & Yahara T. (2003) Extinction Risk Assessment of Vascular Plants in the 2005 World Exposition, Japan. *Chemosphere* 53: 325-336.

Mori M., Katsukawa T. & Matsuda H. (2001) Recovery Plan for the Exploited Species: Southern Bluefin Tuna. *Population Ecology* 43:125-132.

Mrosovsky N. (1997) IUCN's credibility is critically endangered. *Nature* 389:436.

Oka T., Matsuda H. & Kadono Y. (2001) Ecological risk-benefit analysis of a wetland development based on risk assessment using 'expected loss of biodiversity'. *Risk Analysis* 21: 1011-1023.

岡敏弘 (1999)『環境政策論』岩波書店

松田裕之 (2002) 絶滅リスク評価手法とその考え方. 種生物学会編矢原徹一・川畠伸光責任編集『保全と復元の生物学－野生生物を救う科学的

思考』文一総合出版 pp39-57

鷲谷いづみ・松田裕之 (1998) 生態系管理および  
環境影響評価に関する保全生態学からの提言  
(案). 応用生態工学 1: 51-62.

Yahara T., Kato T., Inoue K., Yokota M., Kadono Y.,  
Serizawa S., Takahashi H., Kawakubo N.,  
Nagamasu H., Suzuki K., Ueda K. & Kadota Y.  
(1998) Red List of Japanese vascular plants:  
summary of methods and results. *Proceedings of  
the Japanese Society of Plant Taxonomists* 13: 89-  
96.

## 生物多様性の経済評価

吉田謙太郎

筑波大学大学院システム情報工学研究科・yoshidak@sk.tsukuba.ac.jp

### 1. はじめに

近年とみに環境共生型や環境配慮型、自然再生型などの枕詞をもった様々な公共事業が増加してきている。「環境にやさしい」あるいは「持続可能な」といった形容詞も頻繁に用いられてきている。2001年の中省庁再編を契機に政策評価が義務づけられ、様々な事業について費用対効果分析（費用便益分析）が実施されることとなった。環境保全に関連した各種事業を実施する際には、事業が環境にどのような影響を与えるかを貨幣単位で経済評価し、コストと比較することが必要となる。また、諫早湾干拓に代表されるような大規模公共事業によって生態系が損なわれる場合には、失われた生態系の価値を環境費用として適切に計上することが、的確な政策的意意思決定を行うために必要である。

通常、自然環境は市場取引の対象とはならず市場価格が存在しないため、環境価値の経済的評価は困難であると従来から言われてきた。しかしながら、環境政策は急速に増加しており、環境の経済的価値を適切に評価し、費用便益分析に取り入れることが求められている。

環境資源を活用したレクリエーション地の整備が盛んである北米を中心として、環境経済評価手法の開発は急速に進められてきている。日本でも1990年代以降の環境経済評価研究の進展はめざましい。とりわけ、表明選好法と呼ばれるアンケート調査に基づく評価手法は、評価可能な環境財の種類が広範に及ぶため、1998年以降各省庁の様々な事業評価に利用されている。

本稿では、生物多様性を経済的に評価するための環境経済評価手法について、具体的な事例を交えながら紹介する。ただし、生物学で定義されている生物多様性そのものを経済的に評価した事例は極めて少なく、バードウォッチングやホエールウォッチング、ハンティング、釣りなどのレクリエーション活動に供される生物や生態系、そして

森林や農地などの生物生息環境を評価した事例が多数を占める。そのため、以下では議論を生物多様性に限ることなく、適宜、生物や生態系といった単語に置き換えて議論を進めていく。

### 2. 環境の経済的価値

まず初めに環境のもつ経済的価値の分類について説明する。経済的価値は利用価値（use value）と非利用価値（nonuse value）に分類される。ターナー他（2001）は森林を題材とした分類を試みているが、ここではクジラを題材として考えてみる。

利用価値とは、個人がクジラを利用することから生じる経済的価値である。利用価値はさらに直接利用価値と間接利用価値に分類される。クジラであれば、直接利用価値は鯨肉などを販売することによって得る収入であるし、間接利用価値はホエールウォッチングなどのレクリエーション利用による便益である。

利用価値と非利用価値の中間領域には、オプション価値（option value）と遺贈価値（bequest value）がある。オプション価値とは、現在はクジラを利用しないが、将来レクリエーション利用する可能性がある場合に、現時点での生息環境保全に対して個人が支払っても良いと思うことを意味する。もっともクジラの場合であれば、将来の捕鯨オプションを残しておくための調査捕鯨等への公共支出の是認を通じて、日本人はオプション価値を表明していると考えた方が理解しやすいかもしれない。遺贈価値とは、自分自身は利用しないものの将来世代にクジラを残しておきたいとする価値である。絶滅危惧種を保護したいという欲求の背景には、おそらくこの遺贈価値があるだろう。

非利用価値とは実際の利用とは関係ない自然保護欲求のことである。最近では、受動的利用価値（passive use value）とも呼ばれている。存在価値

(existence value) は非利用価値の典型である。大海原に泳ぐシロナガスクジラを実際に自分自身が楽しむことはないかもしれない。しかし、ある個人が地球上にシロナガスクジラという種を存在させ続けるためにいくらかはお金を支払っても良いと考える場合、その個人はクジラに対して存在価値を有していると考えられる。アマゾンの熱帯雨林などを保全しようとする際に生物多様性の保護が理由としてあげられる場合にも、その個人は存在価値を有していると考えて良いだろう。

このように、生物多様性を含む環境財や環境サービスを考える場合には、一般的のスーパーなどで売られている商品とは違い、直接的に商品を消費すること以外の価値が入り込むことが理解されよう。

### 3. 環境経済評価手法

環境経済評価手法には、大別して表明選好法、顯示選好法、選好独立型の3通りの手法がある。表明選好法にはCVM (contingent valuation method) やコンジョイント分析、顯示選好法にはトラベルコスト法やヘドニック法、選好独立型には代替法が含まれる。これらの環境経済評価手法は使用するデータや政策に応じて使い分けられている。

#### (1) 顯示選好法

顯示選好法の代表的な手法には、トラベルコスト法とヘドニック法がある。トラベルコスト法はレクリエーション地の評価に主として利用されている手法である。トラベルコスト法では、レクリエーション地の環境価値は観光客の旅行費用に反映されると想定する。レクリエーション地から観光客の居住地が遠ざかるにつれて旅行費用は増加し、それにともない訪問客数は減少する。もし仮に、無料のレクリエーション地に入場料が設定されたとした場合、入場料への追加的支出は観光客にとって旅行費用の増加を意味し、入場料がある一定の水準を超えると観光客は1人も訪問しなくなるだろう。トラベルコスト法では、このような旅行費用と訪問率の関係を利用して便益評価を行う。

最近では、ランダム効用モデルと呼ばれる多目

的地選択型トラベルコスト法の使用が盛んになってきている。ランダム効用モデルは、観光客は環境レベルの異なる多数のレクリエーション地の中から、個人の満足度を最大化させるレクリエーション地を選択するという仮定に基づいて評価を行う手法である。生物多様性に富んだレクリエーション地が観光客に好まれるのであれば、生物多様性の適切な尺度を用いることにより経済評価が可能となる。

ヘドニック法は、環境財の価値が資産価値に反映されるというキャピタリゼーション仮説に基づき評価を行う手法である。ヘドニック法は都市における環境アメニティの評価にしばしば用いられる。例えば、住居選択を行う際に、生物多様性の豊かな緑地の近くに住みたいと考える人々が多くれば、緑地周辺の宅地価格は高くなるはずである。しかしながら、都市における公園や緑地はしばしば地価形成にマイナスの影響を与える。公園や緑地については、様々なレクリエーション活動が行われるなど、周辺住民に便益をもたらしていることは明らかであるが、治安や騒音などの問題もあり、都市に隣接する宅地の地価は必ずしも高くはないという現象が観察される。さらに、緑地に棲む動植物の生態系が地価にどの程度寄与しているかを分離して評価することは、技術的に困難な場合もしばしばである。

#### (2) 選好独立型

選好独立型の代表的な手法である代替法は、森林や農地のもつ多面的機能評価に主に適用されてきた。1972年の林野庁による森林のもつ公益的機能評価を皮切りに、これまで水田などの全国評価が行われてきた。(WTO交渉向けのお墨付きを得るためにという動機不純な目的ではあるが) 2001年には日本学術会議から多面的機能評価に関する答申が出された。

代替法は、例えば水田が洪水時に貯水池として機能することから、水田の湛水能力を治水ダムの建設費用などによって評価する手法である。ところが、生物多様性については適切な代替財を探すことは困難である。これまでに、森林や農地の多面的機能評価が実施してきた際には、生物多様

性評価の重要性について毎回のように言及されながらも、評価額が公表されたことは一度もない。この事実からも、生態系について適切な代替財を見つけることの困難さが窺い知れよう。

### (3) 表明選好法

表明選好法のアイディアは単純明快である。例えば、生物多様性に富んだ緑地整備を行うことに対する何円までなら支払ってもよいと思うか（支払意志額）を、直接的に個人に尋ねることにより評価額を得る手法である。表明選好法の代表的な手法にはCVMとコンジョイント分析がある。CVMとコンジョイント分析については、あらゆる種類の環境財や非利用価値が評価可能であるというメリットがあるため、生物多様性の評価に最も適していると言える。

CVMについては、Knetsch and Davis (1966)がレクリエーション地に対するハンターと自然愛好家の価値評価を得たのが最初の事例である。その後、1989年にアラスカ湾沖でオイルタンカーのバルディーズ号が座礁し、多くの海洋生物や海鳥が犠牲となる事件が起こった。そのバルディーズ号事件の際に、油流出によって失われた沿岸部の受動的利用価値は30～50億ドルであるとCarson *et al.* (1992) がCVMを用いて推計した。この事件が契機となって、CVMは良い意味においても悪い意味においても一躍脚光を浴びることとなった。日本では1990年代半ば以降、CVMの適用が盛んに進められてきた。

最近では、Adamowicz *et al.* (1998)などの先駆的な研究もあり、コンジョイント分析の適用が盛んになってきている。CVMは唯一の仮想的政策案を回答者に提示し、それを受諾するか拒否するかを尋ねる手法であるのに対して、コンジョイント分析は複数の代替案を提示して回答者にその中から一つを選択または順序づけさせて評価する手法である。コンジョイント分析では、例えば都市緑地の評価を行う際に、都市緑地が有する防災面やレクリエーション面での価値、そして生態系の価値に区分して評価できるというメリットがある。さらに、生態系についても、野鳥の種類や希少種の有無などの要素に分解して評価可能である。

合崎 (2003) は環境に配慮した水田整備計画について、生態系のもつ経済価値をチュウサギの生息密度と野鳥観察田、ふれあい水田の設置という3要素に分解して評価を行った。CVMについては典型的な整備計画（チュウサギの生息密度0.5羽／10ha増加、野鳥観察水田・ふれあい水田を設置）だけが回答者に提示され、それに対する平均的な土浦市民による支払意志額は年間約4,000円であると推計された。コンジョイント分析については、チュウサギ密度が0.5羽増加することへの支払意志額が1,800円、野鳥観察田の設置が610円、ふれあい水田の設置が1,600円と推計された。

### 4. おわりに

生物多様性に限らず、環境価値の経済評価には様々な曖昧さや不確実性がともなうため、理論面あるいは実証面からの本質的な批判だけではなく、先入観に基づく根拠のない批判にさらされることも少なくない。しかしながら、2002年に米国カリフォルニア州モントレー市で開催された北米と欧州の環境資源経済学会共催によるWorld Congress of Environmental and Resource Economistsにおいては、約2割が環境経済評価に関する発表であった。このことからも理解される通り、環境経済評価に関しては、信頼性および妥当性の高い評価額を得るために評価手法の開発が急ピッチで進んでいる。日本でも公共事業の評価や地方環境税の課税額の推計（吉田 2003）など様々な分野において、環境経済評価手法は活用されつつある。生物多様性についても、今後さらに評価研究事例を蓄積していくことにより、近い将来には一層信頼性の高い評価が実現するものと期待される。

### 引用文献

- Adamowicz V., Boxall P., Williams M. & Louviere J. (1998) Stated Preference Approaches for Measuring Passive Use Values: Choice Experiments and Contingent Valuation. *American Journal of Agricultural Economics* 80: 74-75.  
合崎英男 (2003) 生態系との調和に配慮した水田農業の環境便益の評価－選択実験と仮想状況評

価法による便益額の比較－. 農業経済研究別冊・日本農業経済学会論文集：347-349.

Carson, R. T., Mitchell R.C., Hanemann W.M., Kopp R.J., Presser S. & Ruud P.A. (1992) *A Contingent Valuation Study of Lost Passive Use Values Resulting from the Exxon Valdez Oil Spill*. Report to the Attorney General of the State of the Alaska, prepared by Natural Resource Damage Assessment, Inc.

Knetsch J.L. & Davis R. (1966) Comparison of Methods for Recreation Evaluation. In: *Water Research* (eds. A.V. Kneese & S.C. Smith), pp. 125-142. Johns Hopkins Press for Resources for the Future, Baltimore.

吉田謙太郎 (2003) 表明選好法を活用した模擬住民投票による水源環境税の需要分析. 農村計画学会誌 22 (3) : 188-195.

## 吉田さんの講演に対する質疑応答

(鳴田さん)

アンケートをベースにした分析を行っているが、環境問題に熱心な人は回答を寄せてくる確率が高く、余り興味がない人は回答しないこともあります。しかし、アンケートの回答がランダムサンプリングになっている保証はあるのか？あるいはランダムサンプリングに近づけるための配慮はされているのか？

(吉田さん)

回収率が70%以上であればそのような問題は解消されると言われている。郵送調査にしてもインタビュー調査にても、回収率を70%以上に上げるために様々なテクニックが開発されている。また、回収率が低い場合であっても様々なモデルを作つて補正することは可能である。私が実際に調査を行う場合には、2回ぐらい催促を行つて回収率を7割から8割に上げるようにして、できる限りランダムサンプリングに近づけるようにしている。

(質問)

CVMの母集団に対するバイアスについて二つ質問がある。

ある環境を守るために、どれくらいの金額を負担するか、というアンケートに基づいてその環境の価値を評価する場合、アンケートに答える人の所得が大きいと、その環境に対する評価価値が上がると考えられる。また、その環境の価値は母集団の地域性によっても変化するだろうし、時代によっても変化すると考えられるが、この問題についてはどのように対処するのか？

また、アンケート調査の対象となる地域をどこで区切るのか、つまり、誰が意志決定の主体になるのか、という問題がある。例えば屋久島の自然を守ろうとする時、屋久島の住民だけでそれを決めるということには問題があると思うが、日本全体

や世界全体で調査を行うわけにも行かないで、現実にはどこかで調査の対象となる地域をどこかで区切らなければならない。このような場合、どこで区切るのか？

(吉田さん)

まず一つ目の質問について、アンケート調査の対象となる人の所得が高くなると、確かに回答される金額が高くなる傾向がある。普通にお店で売られている商品であっても、個人が支払っても良いと思う金額は所得の高い人の方が高くなるのは当然のことである。むしろ所得の影響を受けずに評価額が変動しない方が問題である。また、時代背景によって金額が上下することもある。絵画などの美術品の価格やBSE騒動後の牛肉価格などを考えるとより理解しやすいのではないか。評価するのはあくまでも一時点における価値であり、時代背景などによって価格が変動することは問題にはならない。

二つ目の質問について、対象によって受益者の範囲は全く違う。例えば屋久島の場合は非利用価値の占める割合が大きいと考えられ、その場合には受益者が非常に広範囲にわたる。しかし、屋久島ほど有名でもなく、重要な自然生態系が残されていないような場所については、非常に狭い範囲に住む地元の人々しか受益対象にならないかもしれない。対象をどの範囲で区切るのかということについてはケースバイケースである。

屋久島のような場合には、屋久島の近くに住む人だけでなく、世界中の人が評価しても良いかもしれない。しかし、身近な公園緑地などの環境を評価する時に、全国の人を対象としてアンケートをとってしまうのは問題である。対象を広くしすぎると、深く考えずに少額の金額を書いて回答を出す人もいるので、それらを寄せ集めるとその事業が非常に高く評価されることになってしまう。この問題についての詳細な内容は、東洋経済新報

社から2003年12月に出版された「公共事業と環境保全」という本に私が執筆しているので、そちらを参考にして欲しい。

(椿さん)

CVMやコンジョイント分析について、そのような方法は経済学の中ではまだ認められていない、と言う経済学者もいるようだが、これらの方は、実際に経済学者の中ではどのような評価を受けているのか？

(吉田さん)

CVMやコンジョイント分析による環境評価は常に論争の的になっている。この問題の背景には、研究者間の世代ギャップがあると私は考えている。環境経済学が興隆してきたのはつい最近のことであり、10年くらい前までは日本では環境経済学の教科書もなかった。それ以前に、実際の統計データを利用して分析を行ってきた経済学者にとっては、ただでさえ曖昧な環境問題を、個人へのアンケート調査に基づいて評価する方法は誤差が大きくて信用できないとの理由で、このような方法は受け入れ難いと考えたとしてもおかしくはない。しかし、そのような批判に対する反論は十分に可能であるし、私よりも若い30代前半までの研究者には、CVMやコンジョイント分析などは、環境を取引するマーケットが実在しない場合のセカンドベストの接近手法として認知されているし、実際に環境経済学の中でも一定の割合を占める重要なテーマでもある。もちろん、実証面でも理論面でも様々な問題は残されており、さらに

研究開発を行う必要があることは言うまでもない。

(沼田さん)

環境経済というのは貨幣価値を利用することによって統一的な評価ができることが利点だと思うが、例えば所得の低い国と高い国の中では環境保護に対する思想が違っていて、かなり支払い意志額（ある環境を守るためにどれくらいお金を払う意志があるか、というアンケートに対する答え）が変わってくると思うが、そのような格差については環境経済の中ではどのように考えられているのか？

(吉田さん)

一般的に、所得の低い国では環境保全に対する意識は低く、支払い意志額も低くなり、その結果開発が優先されるということはよくある。環境保全に対する意識の格差は解消されていないので、できる限り環境に対する意識を高め、支払い意志額を高くする方向に少しずつ啓蒙していくしかない。環境経済学のトピックに環境クズネット曲線というものがある。これは、所得が増加するにしたがって環境負荷は増えていくが、ある一定の所得を超えると環境に対する意識が高まって逆に環境負荷が減少していくというものである。最近では、環境への意識が変化する所得水準も低下してきていると言われており、かなり所得が低くても環境保全意識が高くなるような変化が見られるようになってきている。

## 総合討論

### 多様性の測り方について

(鷲田さん)

生物多様性をどのように測るのか、という観点から、山本さんと辻さんに質問したい。

辻さんの講演にあったように、例えば何かの公共事業によって、ある生物種が、特に希少な生物種が絶滅してしまうことがないように特定の場所を保護するような行動を起こす場合には、生物多様性を種数で測るのが妥当だろうと思う。しかし、山本さんの講演にあったように、生物群集がどのような構造を持っているのかを別々の地域間で比較するような場合、群集としてみた時の生物多様性を種数で測るだけで把握できるのか？もし、群集として持っている大きな多様性の構造というものが種数だけではなくて、それぞれの種の存在量の均等性なども加味して考えるべきものであるならば、単純に種数を見ただけだと、一般に言われているような、赤道に行くほど種数が多く、北に行くほど種数が少なくなるというような南北クラインを抽出する以上のことことができていない、という可能性も出てきてしまう。もしかしたら、いわゆる均等性まで含めた時の群集構造の多様性については、南北クラインがない、という方が真相かも知れない。そのように考えると、希少な種を拾って南北クラインが出たから、といってそちらの方がより感度の高い分析になっている、という保証はないと思う。従って、生物群集の群集構造を把握したい、という目的で生物多様性を見ていくのか、あるいは生物保全という観点から生物多様性を見ていくのかによって、何をデータとして我々が使っていくべきか、という方針が変わってくると思うが、その点についてはどう考えているか？

(山本さん)

両方必要だと思う。しかし、私たちが観察している場所では、いわゆる存在比を加味したインデ

ックスを用いることは非常に難しい。私たちが観察している場所では、フジツボやカイメンなどの固着性のものと、移動性の巻き貝のようなものが両方観察されるが、これらの存在量を見積もることが難しい。両者の重量を比較することは難しいし、固着性のカイメンなどは個体数をカウントすることができない。そのため、両方の見方が必要である。

(辻さん)

どちらの見方を採用するかは、どういう立場で解析したいのかによると思う。保全に関しては、絶滅させたくないという目的があり、個体数が少ない希少種に注目するので、種数で多様性を測らざるを得ない。自動的に存在量は無視されがちである。群集構造を見たい場合には、それとは違う立場だろう。種数のみで行くのか存在量を含んだ指標のみで行くのかの両極端の間に各人の立場があると考えている。

(鷲田さん)

特に山本さんの場合は存在量で考えるのが難しい、というデータ解析に伴う問題があるので、まず第一次近似として種数のみで見ていくのは妥当だろうと思う。

(山本さん)

多くの群集研究では森林の昆虫群集とか鳥類群集などのように扱う対象を限った仕事が多いようだ。しかし実際にはそれらは独立ではなく、例えば森林には樹木や下生え、昆虫、鳥類が共存しているので、それらをトータルでどのように評価したらいいのか、という問題がある。たまたま潮間帯というのは固着性のものと移動性のものが比較的均質に観察されるので、トータルで評価できるようなデータを得られるのではないか、と考えている。

## リスク評価について

(水野さん)

リスクを評価する場合、いくら精度を上げて計算しても不確実性にどのように対処するかという問題がつきまとうが、どのような不確実性にどのように対処するかを示したマニュアルのようなものはできないだろうか？アメリカのリスク学会などで行われている化学物質の安全性の評価の場合には risk analysis のフェーズの次に risk characterization という、「計算の結果このような結果が出たが、他の不確実性を考慮するとこのように判断する」というようなプロセスのマニュアルができている。生物に対するリスク評価についても、そのようなマニュアル化が可能か？

(松田さん)

それは究極的な問い合わせである。今は難しいと思うが今後努力していきたい。ただし一番重要なのはできるだけ多くの人が納得することである。そのために私はリスク評価のためのモデルをあまり複雑にしたくはない。なぜならモデルを複雑にするとどの要素がどこに入っているのかが理解しづらくなるからである。

## 種の価値について

(池田さん)

シンポジウムのイントロダクションで、種は全て同じ価値かという話題があった。系統樹を利用した場合は、種の進化的な意味を価値としてみることになるが、キーストーン種を見た場合には、今の生態系の中で実際に占めている役割で価値を見る、という考え方になる。それぞれの見方による価値は必ずしも一致しないが、うまく折り合い

をつけられるような考えはあるのか？

(松田さん)

私が最初に仕分けをしたように、かけがえのなさと欠かせなさは違う。欠かせなさは生態系機能として見なければならないが、それは現時点では十分にできており、これからもっと考えなければならない。しかし、かけがえのないもの、失われたら元に戻らないものや、ここにしかないものを守りたい、という場合には系統樹を利用する方法で良いと思う。

(池田さん)

まだ仕事の例が少ないので今後の問題だと思う。

## まとめ

(椿さん)

イントロダクションで述べたとおり、生物多様性を統一的に見ることは、今の段階では非常に難しいと思われる。我々はまだそのようなアイディアを持っていない。そのため、種多様性、群集多様性、遺伝的多様性といった多様性のある側面をそれぞれの研究者が切り取って評価している。しかしそれらは元々同じもののはずなので、多様性を統一的に見ることも可能になるはずである。

種は全て同じ価値を持っているか、ということも難しい問題である。倫理的には種は全て同じ価値を持つ、という考え方もあるが、同じだといってしまうと人間が滅びてしまうこともあり得る、という矛盾を抱えている。生物多様性とはなにか、について、またこのような機会にもう少し深い議論ができるように、これからも皆で成長していきたいと思う。

## 2003年度関東地区生態学関係修士論文発表会講演者一覧

2003年3月6日（土）

筑波大学総合研究棟A-110, 111

## 運営委員

津山幾太郎（筑波大学大学院生命環境科学研究科）obsidian849@yahoo.co.jp  
 平田 晶子（筑波大学大学院環境科学研究科）s0323592@ipe.tsukuba.ac.jp  
 下川 真季（筑波大学大学院環境科学研究科）s0323515@ipe.tsukuba.ac.jp  
 小川 政幸（筑波大学大学院環境科学研究科）s0323495@ipe.tsukuba.ac.jp  
 島田 豊（筑波大学大学院環境科学研究科）s0323512@ipe.tsukuba.ac.jp  
 北條 良敬（筑波大学大学院生命環境科学研究科）s0335440@ipe.tsukuba.ac.jp  
 川田 清和（筑波大学大学院農学研究科）river@sakura.cc.tsukuba.ac.jp

## 演題（講演番号順）

	発表者	所属
A1 ウキクサ <i>Spirodela polyrhiza</i> L. Schleid の生長に及ぼすCO <sub>2</sub> 濃度と温度の影響	望月久美子	筑波大学
A2 定量的real time PCR法を用いた草原の地下部バイオマスの種別評価	藤田佳子	筑波大学
A4 富士山剣丸尾溶岩上のアカマツ林下層での常緑広葉樹優占の生態学的意義	柴田麻友子	茨城大学
A5 半自然草地と長期放棄草地の群集構造の比較生態学的研究	陳 俊	茨城大学
A6 木本つる植物のシート間機能分化と成長戦略の解析	市橋隆自	東京大学
A7 里山地域における植物の種多様性と群落多様性の関係	根本真理	東京農工大
A8 常緑広葉樹林帯の北限に位置する山地の植生構造—丹沢大山を対象として—	中西のりこ	東京大学
A9 河川沿いに成立するコナラ林・アカマツ林に関する植生学的研究	野田 浩	東京農工大
A10 硬岩切土のり面に成立する植生の植物社会学的研究	加藤瑞樹	横浜国立大
A11 屋久島低地部における二次遷移と土壤特性	宇津澤紀子	東京大学
A12 亜高山性針葉樹林帶未発達地域に散在するオオシラビソ林の分布と林分構造	若松伸彦	横浜国大
A13 日本列島におけるブナの葉の形態的変化	白石貴子	立正大学
A14 溪畔草本オタカラコウの葉群動態と生理生態的側面での土壤水分利用	椎木菜穂子	茨城大学
A15 豊かな環境保全林の創造を目指して一種組成の現状把握とその評価—	高野朝子	横浜国大
B1 小・中・高等学校における環境関連の教科書の問題点の抽出と新たな授業の提案	塙本明美	筑波大学
B2 フキノメイガ <i>Ostrinia zaguliaevi</i> の性フェロモン形質にみられた個体群内変異に関する研究	田端 純	東京大学
B3 佐渡島のブナ残存林に棲息する地表徘徊性甲虫の群集構成及び体サイズに関する本州との比較	池田紘士	東京大学
B4 農村地域の谷津におけるゲンジボタル成虫の分布を規定する環境要因	澤田大介	東京大学
B5 人工的な小水域におけるトンボ成虫の群集構造	角谷 拓	東京大学
B6 ニホンツキノワグマの行動特性と種子散布に関する研究	葛西真輔	東京農工大
B7 ニホンジカによるササ植生の改変が土壤分解者に及ぼす影響	丹羽 慎	東京大学
B8 ヤブツバキ <i>Camellia japonica</i> の種子は重力散布よりも遠くに運ばれているか？—アカネズミによる種子散布の確認とマイクロサテライトDNAによるヤブツバキの親子解析—	阿部晴恵	東邦大学
B9 小笠原諸島の河川、貯水池における外来淡水魚類分布の現状およびカワスズメ <i>Oreochromis mossambicus</i> の生態	庄子恭平	東京都立大
B10 太平洋沿岸におけるウメボシイソギンチャク <i>Actinia equina</i> の繁殖特性	鈴木玲子	東邦大学
B11 東京湾ならびに房総半島海岸におけるキタフナムシ <i>Ligia cinerascens</i> Budde-Lundの分布、ならびにRAPD法を用いた地域個体群間の遺伝的構造の検討	小林俊介	東邦大学
B12 ダム建設により新たに出現した湖岸環境における生産者と一次消費者との関係性について—大井川中上流域の長島ダムを例として—	庄司顯則	武藏工業大
B13 地すべり地の植生およびその保全に関する研究	三谷 修	東京農工大
B14 靴及び自動車による付着散布の路傍植生への影響について	須藤悠太	東京農工大

**2003年度活動報告**

1. 第1回地区委員会を2003年11月9日に国立環境研究所・東京事務所で開催した。  
参加者：椿宜高（会長）、松本忠夫、可知直毅、永田尚志（庶務）、辻宣行（会計）

2. 地区例会を2回開催した。

- 1) 第1回例会 2004年2月1日（日）東京大学・駒場キャンパス  
公開シンポジウム「生物多様性を測る」
- 2) 第2回例会 2004年3月6日（土）筑波大学・修士論文発表会

3. 地区総会を2004年2月1日（日）東京大学・駒場キャンパスにおいて開催した。

## 1) 庶務報告

会員動向：2002年度より160名増加した。そのうち、保全生態学研究会の統合による純増は93名である。  
一般977名（A会員716名、B会員176名、C会員85名）、学生266名（A会員234名、B会員24名、C会員8名）、名誉会員2名、合計1,245名。

## 2) 議事

- a. 2002年度決算報告が承認された。
- b. 保全生態学研究会からの移行したC会員にはA、B会員と同等の地区会サービスを行ない、地区会費は同額（600円）とすることが決まった。
- c. 現在の地区会の会計年度（4月～翌年3月）を生態学会本会の会計年度（1月～12月）と統一する動議が提出され、賛成多数で可決された。移行措置として2004年度会計年度を2004年4月1日～2004年12月31日の9カ月とすることに決まった。
- d. 上記議決にともない修士論文発表会補助金を削った2004年度修正予算が承認された。（来年3月の修士論文発表会補助金は2005年度予算となる）

## 3) その他

2004年4月1日より地区会事務局が横浜国立大学に移転することが報告された。次期地区会事務局は次の通りである。

地区会長 鈴木邦雄（横浜国立大学・環境情報研究院）

庶務・会計 小池文人（横浜国立大学・環境情報研究院）

会報編集 村上雄秀（国際生態学センター）

## 4. 会計報告（次頁参照）

## 5. 地区会報第52号を発行した。

## 2002年度会計報告

## 2002年度決算

自2002年4月1日至2003年3月31日

## 予算

## 決算

A. 収入	
地区会会費	600,000
還元金	500,000
繰越金	1,281,871
利子	51
合計	2,381,871
	2,514,572
B. 支出	
シンポジウム	250,000
地区会報	760,000
(内訳) 印刷費	500,000
発送費	260,000
修論発表会補助費	83,000
地区会委員会	20,000
雑費(郵送料等)	10,000
小計	1,123,000
次年度繰り越し金	1,258,871
合計	2,381,871
	2,514,572

## 2004年度予算

自2004年4月1日至2005年4月12日

A. 収入	
地区会会費	660,000
還元金	550,000
繰越金	1,744,092
利子	50
合計	2,954,142
B. 支出	
シンポジウム	250,000
地区会報	760,000
(内訳) 印刷費	500,000
発送費	260,000
修論発表会補助費	83,000
地区会委員会	20,000
雑費(郵送料等)	10,000
小計	1,123,000
繰り越し金	1,831,142
合計	2,954,142

【表紙写真の解説】(辻 宣行)

4つのサイトがある。サイトAの種多様性が一番高い事は明らかであろう。種数も4つのサイトの中で一番多いし、種ごとの個体数も大体均等であるからである。サイトBとサイトCではサイトCの方が種多様性が高い。サイトBとサイトCの種数は同じであるが、種ごとの個体数にはばらつきが少ないからである。サイトDは種多様性が4つの中で一番低いが、他のサイトに含まれていない2種がいる。そのため、もしこの中から保全するサイトを二つ選ぶ時、多様性をどのような基準で測るのかによって保全するサイトが変わる。

【裏表紙写真の解説】(吉田謙太郎)

題名：ホエールウォッキング

撮影場所：米国サンディエゴ市

撮影者：吉田謙太郎

2004年1月 Allied Social Science Associationに参加した折りにホエールウォッキングを楽しんだ。サンディエゴはメキシコ国境沿いの大都市であるが、街中の桟橋からたった30分ほどでカリフォルニアコククジラやカマイルカ、カリフォルニアアシカを堪能できるという自然観察にとっては絶好のロケーションである。身近で手軽なアトラクションとしてホエールウォッキングが利用されていることに驚きを感じた。

## 2004年度シンポジウム公募の御案内

例年は2月に行われていた関東地区会のシンポジウムを、2004年度から12月のクリスマス直前にシンポジウムと総会を行います。関東地区会の会計年度を生態学会の本会にあわせて、1月から12月まで（2004年度は4月から12月）とするためですが、卒論・修論で多忙な時期を避けることもできます。また、これに合わせてシンポジウムの企画も公募することになりました。海外からの講演者の招待も1名程度であれば可能ですのでふるって企画をお寄せください。

なお、申し込みの締め切りは2004年6月末日とさせて頂きます。

申込先：2004年度関東地区会事務局

小池文人（庶務幹事）

〒240-8501 横浜市保土ヶ谷区常盤台79-7 横浜国立大学環境情報研究院

電話・Fax：045-339-4356 e-mail: koikef@ynu.ac.jp

---

日本生態学会関東地区会会報 第52号

2004年3月31日発行

日本生態学会関東地区会

会長 椿 宜高

事務局：〒305-8506 茨城県つくば市小野川16-2

独立行政法人国立環境研究所

生物多様性研究プロジェクト

椿 宜高 気付

TEL/FAX 029-850-2482

永田尚志（庶務）辻 宣行（会計）吉田勝彦（編集）

---

