

水産資源管理談話会報

第22号

日本鯨類研究所 資源管理研究センター

2000年4月

目次

お知らせ	2
IUCN絶滅危惧種判定基準の改正案と問題点 (松田裕之)	3
(投稿) 資源管理の理論と実際 (田中昌一)	20

財団法人 日本鯨類研究所
資源管理研究センター

〒104-0055 東京都中央区豊海町 4-18東京水産ビル

TEL 03-3536-6521

FAX 03-3536-6522

お知らせ

水産資源管理談話会報22号をお届けします。本号は、平成11年12月9日に開催された第30回の松田裕之氏による話題提供「IUCN絶滅危惧種判定規準の改正案と問題点」の記録、および田中昌一氏から投稿していただいた「資源管理の理論と実際」です。

第33回資源管理談話会は4月下旬頃に鯨の餌について話題提供していただく予定です。
(北原 武)

IUCN 絶滅危惧種判定基準の改正案と問題点

松田裕之（東大海洋研）

1 絶滅危惧の3つの段階

1996年、国際自然保護連合(IUCN)総会では、ミナミマグロと西大西洋クロマグロを絶滅の恐れの高い生物の一つに加えた。絶滅の恐れのある生物（絶滅危惧種）は、その危険度に応じて3つの段階に分けられ、それぞれ絶滅危惧Ia類、Ib類、II類、英語では、それぞれCritically endangered(CR), Endangered(EN), Vulnerable(VU)と呼ばれる。絶滅危惧種の目録のことをレッドリスト(Red list)と呼び、レッドリストに載せた生物を紹介した本をレッドデータブック(Red data book)、この段階分けをRed list categories、レッドリスト（に載せる生物）の判定規準をRed list criteriaという。

絶滅の恐れのある生物の国際商取引を制限したワシントン条約締約国会議(Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, CITES)でも、絶滅の恐れに応じて、付属書I、IIに載せることにしている。ただし、具体的にどの生物を載せるかは、IUCNとCITESはそれぞれの会議で決める。CITESの付属書Iに載れば、国際商取引は禁止される。トロの材料であるクロマグロとミナミマグロは日本に輸入できなくなる。付属書IIに載れば、取引が制限される。豪州のある市民団体は、ミナミマグロを乱獲から守るため、ミナミマグロを付属書IIに載せるよう働きかけているという。

IUCNは1994年にレッドリストの判定規準を全面的に改め、徹底的に数量化を試みた。その共通の判定規準に基づき、陸上から海産に至る動植物のすべての分類群について、次々にレッドリストを作っていた。しかし、その過程でいくつかの批判がまき起こった。特に、1996年に海産動物のレッドリストを作った際、明らかに絶滅の危険性が低い漁業対象種が次々にリストに載せられ、段階分けと判定規準に対する批判が高まった。ここで取り上げるミナミマグロもその一つである。そ

ここで、IUCN は 1996 年に海産動物のレッドリストを総会で承認する際、同時に判定規準の見直しを行うことを決めた。1997 年から 1999 年にかけて 6 回の研究集会 (workshop) が開かれ、改定基準案が作られ、2000 年の IUCN 総会で承認される。ここでは、IUCN のレッドリストの問題点を明らかにするため、おもに 1994 年の判定規準を紹介し、1999 年改定案と比べながら改定の経緯について説明する。

絶滅危惧種の段階分けの構造は図 1-1 の通りである。世界には種の同定さえ行われていない生物がたくさんいる。同定されていても、レッドリストに該当するかどうか誰も注目していない生物もある (NE)。判定しようと思っても、適切な情報がない生物もいる (DD)。すでに絶滅したと見なされたものから、それほど絶滅の恐れがないと判定されたもの (LC)、人間が守っていることでレッドリストの判定規準に該当しないもの (cd) までいる。

絶滅とは文字通りその種が地球から姿を消したこと、野生絶滅とは人間の飼育下にいるもの以外が絶えてしまったことをいう。これは慎重に判断され、過去に生息していたすべての場所から 1 個体も見つからなくなってから 1 世代時間たつてからリストに載せることとされる。

IUCN の定義によると、絶滅危惧は threatened といい、Endangered はその 1 段階を指すが、ワシントン条約 (CITES) やアメリカの絶滅危惧種保護法 (Endangered Species Act) のように、endangered を絶滅危惧種の総称として用いることがある。

最も厳しい CR から EN、VU までの段階は、表 1-1 に示す定量的な基準とともに、言葉でも定義されている。1999 年改定案では、CR の定義は (表 1-1) 「基準 A-E のいずれか一つでも満たしているという科学的な根拠があり、したがって野生絶滅のきわめて高い危険性に直面していると考えられる分類群」* と定義される。同じように EN は「非常に高い危険性 (very high risk) がある」があり、VU は「高い危険

* A taxon is Critically Endangered when available scientific evidence indicates that it meets any of the criteria A to E (below), and it is therefore considered to be facing an extremely high risk of extinction in the wild.

性(high risk)」があると定義されている。

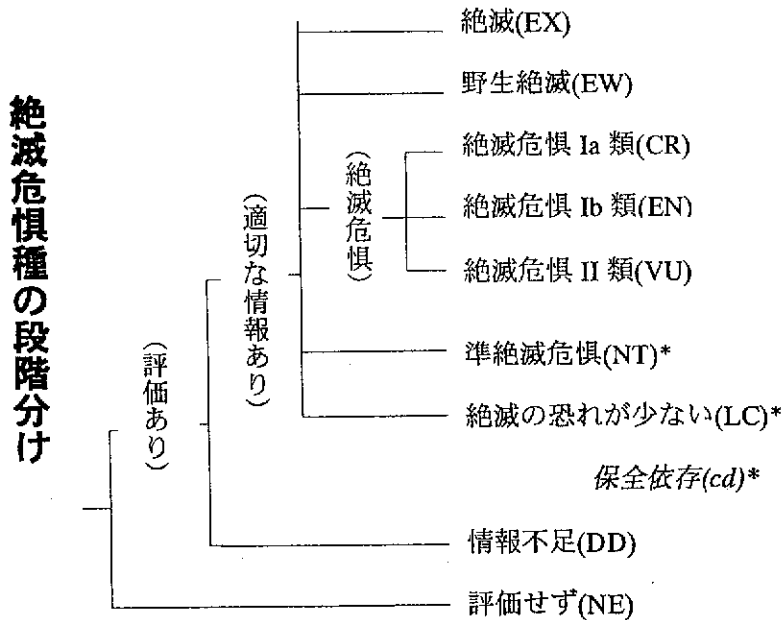


図 1-1 絶滅危惧種の段階分け(1999年改定案)。英語は上から EX(extinction), EW(Extinction in the wild), CR(Critically endangered), EN(Endangered), VU(Vulnerable), NT(Near threatened), LC(Least concern), cd(conservation dependent), DD(Data deficient), NE(Not evaluated), 評価あり(evaluated), 適切な情報あり(available data), 絶滅危惧(threatened)。*印のついた NT, LC, cd は、1994 年基準では LR(Lower risk) という段階の亜段階(subcategory) であり、それぞれ nt, lc, cd と表現されていた。保全依存(cd) は 1999 年改定案では削除される。

表 1-1 IUCNの絶滅の恐れのある生物の判定基準

基準	CR	EN	VU
A1,3,4 個体数減少率が…	>80%/10年3世代	>50%/10年3世代	>30%/10年3世代
A2 個体数減少率が…†	>90%/10年3世代	>70%/10年3世代	>50%/10年3世代
B 生息域・分布域が…*	<5km ² ・<100km ²	<50km ² ・<1000km ²	<250km ² ・<10000km ²
C 減り続けた個体数が‡	<250(25%/3年1世代)	<2500(20%/5年2世代)	<10000(10%/10年3世代)
D1 個体数が…	<50	<250	<1000
D2 生息域が…‡			近縁種の<10%
E 絶滅の恐れが…	10年か3世代後 (100年以内)に50%	20年か5世代後 (100年以内)に20%	100年後に10%

†10年または3世代の減少率が上記を満たせばよい。A2は減少の要因が、可逆的で、わかっていて、止まっていて、再発の恐れがないという条件をすべて満たしているときの基準であり、A1、A3、A4はそれ以外の場合で、それぞれ過去と将来の減少率である。1994年基準にはA2とA4がなく、VUの減少率は20%とされていた。

*面積が上記の条件を満たしていて、かつ(1)たくさんの小規模な分集団に分かれているか1カ所の生息域に集中している、(2)まだ減り続けている、(3)消長が激しい、のどれか2つを満たすとき。これは1994年基準であり、1999年改定案はまだ素案ができていない。

‡個体数が上記の条件を満たしていて、たとえばCRの場合、過去3年または1世代のうち長い方の間に25%減った(C1基準)か、小規模な分集団に分かれて50個体以上の分集団がひとつもないか、全体の95%以上が1カ所の生息域に集中しているか、消長が激しいとき(C2)。

‡生息域が限られ、非常に近い将来にCRまたはEWに該当する危険性が非常に高い場合。1994年基準では近縁種と比べる代わりに生息域が100km²または分布が5カ所未満などとされていた。

1994年基準はこれと少し異なる。たとえばCRの定義は、「ごく近い将来(immediate future)に野生絶滅のきわめて高い危険性(extremely high risk)に直面していると考えられる分類群で、それは以下の基準A-Eを満たす通りである」とされていた。ENの定義は同じように「近い将来(near future)に」「非常に高い危険性(very

high risk)がある」があり、VUは「中期的な将来(medium-term future)に」「高い危険性(high risk)」があると定義されていた。つまり、時間的な緊急性が改定案では曖昧になり、定量的基準をより重んじるようになる。

表 1-1の基準 A,C,E には段階が厳しいほど短期間での絶滅を示唆するものになっている。しかし、その生物の世代時間を単位に判定するため、3世代は必ずしも「ごく近い将来」とはいえない。人間が感じる緊急性より、生物の世代時間に基づいて判定することをはっきりさせたのである。

1-1 環境揺らぎと人口学的揺らぎ

生物が直面する絶滅の危険性は、大きく分けて二通りある。一つは、人間の影響で個体数や生息域が過去から未来にかけて一貫して減り続けている場合、もう一つは、今後も人為的影響で減り続けるとは限らないが、すでに数が十分減っていて、運悪く絶滅する危険性が無視できない場合である。減り続けている場合でも、いつ絶滅するかは運不運が大きくものをいう。逆に言えば、最期は直接人間が手を下さずに絶滅したとしても、人間のせいではないというべきではない。本来、もっとたくさん個体数がいて、たくさんの生息域に生きていれば、運悪く絶滅することはなかったはずである。

表 1-1の5つの基準のうち、基準 B と D は、すでに個体数や分布域が十分減ってしまった生物が運悪く絶滅する危険性についての基準である。基準 B の生息域(Area of Occupancy)とは、生物が実際に生息している面積のことである。これは計るのがむずかしい。それで実際的な概念として、分布域(Extent of Occurrence)を考える。これは生息域を囲んだ凸図形であり、たとえば生息域を含む 25000 分の 1 地図（一辺ほぼ 10km の長方形）を考えればよい。当然、一辺 1km の地図を使えば分布域面積は減る。十分細かい地図を使えば、それは生息域面積と見なしてよい。どう定義するかは曖昧で使う側に委ねられている。使う段階ではっきり方法を明記すべきであ

る。

この「運不運」には二つの要因がある。一つは環境揺らぎ(environmental stochasticity)であり、同じように数が減っていても、環境がよければ多少長持ちし、悪ければ一気に絶滅する。環境の良し悪しが全個体に等しく降りかかるとすれば、よい年には個体数に比例して増え、悪い年には比例して減る。

もう一つは人口学的揺らぎ(demographic stochasticity)である。数が多い間は平均値に近い子供の数を残せるが、数が減ってくると、実際に残す子供の数は運不運に左右される。たとえば確率 50%で生き残るはずが、10 個体しかいなければ全滅する確率は $(1/2)^{10}=1/1024$ 、ぴったり 5 個体が生き残る確率は ${}_{10}C_5(1/2)^{10}=24.6\%$ であり、75%は 6 個体以上か、4 個体以下になる。個体数が大きいと運のよい個体と悪い個体が混ざって揺らぎが相殺されるので、人口学的揺らぎの大きさは個体数の平方根に比例する。これは信号と雑音の関係(S/N 比)と同じである。個体数が数十個体以下のときは、人口学的揺らぎだけでも絶滅する危険性が無視できない。

1-2 集団存続性解析

個体数、減少率とその年変動がわかっている生物では、今後もその傾向が続くと仮定すれば、理論的に絶滅確率が計算できる。これを集団存続性解析(Population Viability Analysis)という。生物が一つにまとまっているか、分集団(subpopulation)*に分かれているかも絶滅の危険性を大きく左右するが、それを無視すれば、絶滅確率の基本方程式は

* IUCN の集団(population)と分集団(subpopulation)の定義については少し混乱が見られる。IUCN の定義では population とは分類群(taxon)全体の個体数のことであり、分集団とは 1999 年改定案では地理的もしくは他の要因で隔離されたもので、分集団間の人口学的、遺伝学的交流が少ないものを指す。これは局所集団(local population)よりも地域集団(regional population)に近い概念である。また、個体数(population size)は集団の繁殖可能な個体数のことであり、子供や老齢個体などは含めない。

$$(1-1) \quad \frac{dN}{dt} = r(N)N + \sigma_e \xi_e(t) \circ N + \xi_d(t) \sqrt{N}$$

である(巖佐・箱山 1997 遺伝)。ここで $N(t)$ は世代 t の個体数、 $r(N)$ は 1 個体当たり増加率で、密度依存性を考えれば N の関数であり、たとえば logistic 方程式なら $r(N) = r_{\max}(1 - N/K)$ である。 σ_e は環境揺らぎの大きさ、 $\xi_e(t)$ は環境ゆらぎを表す乱数、 $\xi_d(t)$ は人口学的揺らぎを表す乱数である。乱数はホワイトノイズ*と呼ばれる確率変数で与える。この式では t の単位は 1 年でなく、平均世代時間を 1 単位時間にとる。^{*)}先ほど述べたように、環境揺らぎは個体数 N に比例し、人口学的揺らぎは \sqrt{N} に比例する。個体数が正の環境収容量 K の周りで揺らいでいるときには、 r_{\max} 、 K 、 σ_e は過去の個体数変動の時系列から推定することができる。ただし、推定誤差は大きい(巖佐・箱山 1997)。

基準 D1 は、このような理論を参考に決められた基準である。CR の基準である 50 個体は、人口学的揺らぎだけを考えても絶滅の危険性が高い危険水準であり、最小存続個体数(minimum viable population size=MVP)という。遺伝的な多様性を失わないようにするためには 500 個体程度は必要であり、これを遺伝学的 MVP という。上記の個体数をこれと区別して人口学的 MVP ということがある。50 と 500 という個体数はあくまで目安であり、生物の生活史を考えれば、必要に応じて MVP の値を変えるべきである。また、MVP 以上なら絶滅の危険性がないという基準ではなく、1 世紀先まで考えたり、環境や人為的条件が悪くなることを考えれば、それ以上の個体数でも絶滅の危険性は無視できない。

$r(N)$ が負、つまり連続的に減り続けていて、しかも密度効果が無視できる生物では、現在の個体数 $N(0)$ 、個体数の対数値 $x(t) = \log(N(t))$ 、過去の毎年の減少率 $r(t) = x(t) - x(t-1)$ 、 $r(t)$ の平均 r^* 、分散 σ_e^2 、自己相関 $\rho(\tau)$ により、絶滅確率が計算できる。

* ホワイトノイズは数学的には至る所微分できない超関数であり、積分のやり方が何通りか定義されている。式の中の見慣れない白丸は Stratonovic 積分を行うときの記号であり、人口学的揺らぎの方は伊藤積分を行う。環境揺らぎの自己相関を ρ_e とすると、 $\xi_e(t) \circ N = (\xi_e(t) - \rho_e/2) N$ と書き直すことができる(巖佐・箱山 1997)。

²⁾この場合も、いつ絶滅するかは人口学的揺らぎによって左右されるが、早晚絶滅することには変わりはなく、平均減少率が大きい場合には、その影響を無視しても絶滅までの時間を求めることができる(Lande & Orzack 1988)。時刻 t までに個体数の対数が一度でも x_c 以下になる確率 $G(t)$ は、

$$(1-2) \quad G(t) = \frac{(x_0 - x_c)}{\sqrt{2\pi\sigma^2 t^3}} \exp\left[-\frac{(x_0 + r^* t - x_c)^2}{2\sigma^2 t}\right] \quad \text{ただし } \sigma^2 = \sigma_r^2 \left[1 + 2 \sum_{\tau=1}^t \rho(\tau)\right],$$

と表すことができる。 $x_c=0$ つまり、1 個体以下になる確率が絶滅確率である。

この式 (1-1) からわかるように、絶滅確率は現在の個体数、減少率とそのばらつきに左右される。これらの情報が過去の減少傾向から得られれば、基準 E を用いることができる。基準 E は定量的解析(quantitative analysis)と呼ばれ、1999 年改定案では既知の生活史(life history)、必要な生息地(habitat requirements)、脅威の要因と管理方策に基づく解析のことと定義されている。集団存続性解析はその一つであり、得られる情報すべてを用い、確率的な影響を考慮し、どんなデータと前提で解析したかを書き残さなければならない。

さらに、生物がいくつかの分集団に分かれている場合、局所集団に分かれてその間に多少の移動がある場合などは、メタ集団を考えたさらに詳しい解析が必要である。

レッドリストは絶滅の恐れのある生物のリストだから、基準 E の絶滅確率による判定だけを使えば最もはっきりする。しかし、絶滅の危険性を直接推定するには、かなり詳しい情報がある。このような詳しい解析ができる情報のある生物はごく限られている。多くの生物では、個体数の絶対値さえわからない。毎年の減少率もわからない。大まかに、過去のある時期と現在の個体数の比率(減少率)がわかっていたり、分布域または生息域がわかっているだけである。それさえわからないものも少なくない。現実問題として、基準 E というのは、ほとんどの生物では使えない。

そこで、表 1-1 の A-D の 4 つの基準が役に立つ。D1 は、直接絶滅確率はわからないが、現在の個体数だけに基づいて判定する基準である。A は、個体数の絶対値

がわからないが、過去のある時期と現在とを比べた減少率だけに基づいて判定する基準である。Cは、基準Dほどには個体数が少ないが、それに近く、基準Aより減少率が低くても絶滅の危険性がある場合の基準である。

1994年の判定規準では、表1-1のA-Eの5つの判定基準のうち、どれか一つでも満たせばよいとしたために、基準Eを使えば明らかに絶滅の危険性が低いと分かっている生物まで、他の基準を満たせばリストに載せられることになった。集団が分かれていて、それぞれが突然消失する危険性があるような場合、A-Dの基準を満たさなくてもEを満たす場合がある。しかし、ほとんどの場合はEを満たせば他のA-Dの基準を満たすであろう。

特に、基準Aは必要とする情報が少なすぎる。減少率だけで判定するため、いくら数が多くてもリストに載ってしまう。たとえ絶滅の危険性が実際には低いことが分かったとしても、個体数が少なかったり、激しく減っていたら、基準DやAにより絶滅の恐れのある生物と見なされる。これはレッドリストの信用を損なう恐れがある。

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

2 *ミナミマグロは絶滅するのか

ミナミマグロは乱獲によって、30年前の1/5以下の資源量にまで激減した。その勢いで減り続けると、1世紀後には絶滅が危ぶまれる。しかし、いまずぐ絶滅する危険性はなく、国際自然保護連合の判断は行き過ぎである。日豪などの国際漁業管理により、ようやく回復し始めた。では、逆に順調に増え続けるかといえば、そうとも言えない。いま、マグロは市場に余っている。国際交渉を決裂させてまで漁獲量を増やす必要はない。

2-1 ミナミマグロは絶滅するのか

ミナミマグロは、日本、豪州、ニュージーランド3国により国際管理されており、これらの推定値が得られている(図 2-1)。1996年時点の豪州側推定値は過去29年間に90%ほど減っていたから、明らかに表 1-1の基準Aを満たし、CRと見なされた。

しかし、最近では管理が功を奏して減少に歯止めがかかり、持ち直し始めている。過去3世代(マグロの場合、36-54年)の減少率を機械的に当てはめれば、この効果は見えなくなる。図 2-1のような個体数の年変化が推定されていれば、個体数変化の将来の見積もり(Matsuda et al. 1997)と、先ほどのLande & Orzack (1988)の式に基づき、絶滅の危険性を計算することができる(Matsuda et al. 1998)。将来見積もりを表したものが図 2-2、絶滅確率を示したものが図 2-3である。将来見積もり(projection)は予測(prediction)よりも弱い概念で、計算の前提が正しいと考えているというより、他の前提に比べてましである、という程度のものである。図 2-2では個体数変化の自己相関を考慮しているので、近年減少に歯止めがかかりつつあることから、近未来はあまり減らず、増える可能性もある。³⁾マグロは群れをなすので、過去の減少率が将来も続くとは仮定しても、1個体まで同じ勢いで減り続けるとは考えられない。500個体程度を危険水準と見なすべきであろう。

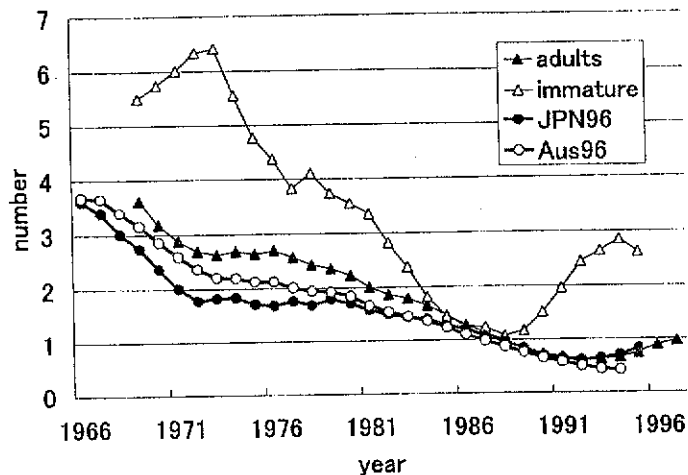


図 2-1 ミナミマグロの成魚（8歳以上）個体数の変遷。1996年の日本側（●）、豪州側（○、以上矢原ら1998）、1997年豪州側（▲）*の推定値による。△は1997年豪州側推定による未成魚（3-7歳）の個体数

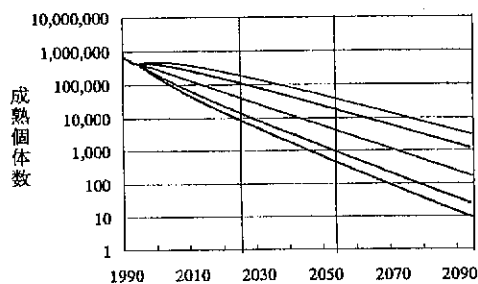


図 2-2 ミナミマグロの成魚個体数の将来見通し。過去の減少傾向が続く場合。5本の線は上から信頼域の上限99%、95%、平均値、信頼域の下限95%、99%の個体数を表す(Matsudaa et al. 1997)。

* Betlehem, A. (1997) Estimates of current and historical stock sizes for use in the evaluation of the impact of experimental fishing programs on the southern bluefin tuna population. CCSBT-SC/9707/23 199pp. Appendix II Table II-1

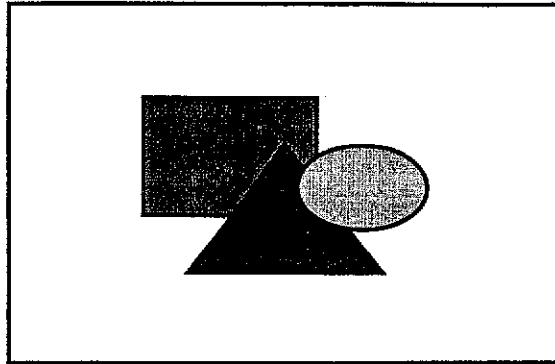


図 2-3 ミナミマグロの絶滅確率。さまざまな想定のもとで式(1-2)を用いて計算したもの(Matsuda et al. 1997)。

ミナミマグロは現在 90 万尾ほどいると見られており、過去の減少率が今後も続くと仮定しても、数十年後に絶滅することはあり得ない。マグロの世代時間は 18 年ほどと考えられており、5 世代後または 100 年後に 500 個体を割り込む危険性は無視できない。

実際に絶滅の危険性がどれほど高いのかは、今後個体数が持ち直すか、今まで通り減り続けるか、今まで以上に減り続けるかによる。図 2-1 の豪州側 1996 年の推定値では、1986 年から 1994 年までの 8 年間に個体数はほぼ半減している。個体数が減るのに比例して漁獲量も減っていれば、個体数の減少率は一定で、8 年後には 1994 年の半分に減ってしまうであろう。漁獲量が個体数以上に減っていれば、個体数はそれほどには減らないか、回復し始めるであろう。個体数が減ってきても漁獲量が一定に維持されていれば、減少率は飛躍的に増え、8 年後には絶滅することであろう。

どの想定が最も正しいかはわからない。悲観的に見る人も、楽観的な未来を期待する人もいるだろう。しかし、どう想定するかを決めないと、将来は予測できない。将来予測の際には、どんな想定に基づいた予測かを明らかにする必要があり、かつ、その想定が正しいとは限らないことを忘れてはいけない。IUCN の評価基準は、お

もに、過去の減少率を将来に外挿するという前提に基づいている。図 2-2も、過去 30 年間の減少傾向が今後も続くという前提に基づいている。実際には 1980 年代末から国際的に管理されているから、国際管理が成功するなら、この前提は絶滅の危険度を過大評価することになる。しかし、国際管理が失敗して今後も乱獲が進めば、この前提では過小評価につながるかもしれない。

このミナミマグロや大西洋のタラなどがきっかけとなって、1996 年の IUCN 総会では表 1-1 の判定基準の見直しを検討していくことになった。ミナミマグロが乱獲されていることはたしかであり、直接食べない欧米人にとって、基準に従って厳しい判定を下すことに抵抗はなかった。しかし、絶滅の危険性が低いことは明らかであった。1999 年 1 月に東京で絶滅の危険性評価を巡る国際研究集会をおこなったのを機に、IUCN は海洋生物に関する研究集会をおこない、漁獲対象となる生物では、情報を集めてきちんと管理すること、その情報を判定に用いることの重要性が認められた。情報の乏しい生物に関しては、情報不足を理由にリストに挙げない、保全措置をとらないことは得策ではない。環境政策全般に通じることだが、科学的に証明されてから対策を立てては遅すぎる。そのため、基準 A-E のように、必ずしも絶滅の危険性が高いことが証明できない場合でもリストに載せることとした。この考え方を予防措置(precautionary approach)という。

絶滅の恐れのある生物やその生息地を産業として利用している場合には、利益を受ける人がそれ以上の情報を集めるべきである。情報は主に利用する人によって集められ、提供される。情報不足がリストに載せない理由になるなら、利用する人は情報を調べず、出さなくなる。むしろ反対に、情報を集めることにより絶滅の危険性が低いと認められれば、一律に保全措置をとる必要はない。情報を集めることを奨励し、義務づけるような判定基準を作るべきである。基準 E を優先させることは、その意味でたいへん合理的であった。

私たちは 1999 年 6 月に英国 Cambridge で開かれた IUCN の研究集会で、E 基準に

定められた絶滅の危険度を満たさないと多くの専門家に認められた生物は、ほかの基準を満たしていてもリストに加えないという E 基準を優先する改正案を提案した。この案は参加者の 1/3 ほどの支持を得たが、多数決で否決された。結局、E 基準を優先することはやめて、他の基準でおかしな結果が出ないように、基準を改めることになった。そのため、前の節で述べたとおり、絶滅危惧種の定義自身も、5つの基準に基づくことをはっきりさせるように改められた。A 基準については、減少率を手直しし、管理されている生物については異なる減少率を用いることで決着した。結果は不満だが、IUCN が組織した専門家の 1/3 ほどが賛成してくれたのにはカづけられた。

また、レッドリストの目的が絶滅の危険性のある生物への警鐘を鳴らし、保全計画を作ることをうながすことであり、生活史の違いに応じて、絶滅の危険性を過小評価したり、過大評価する場合があることを認めている。

2-2 ミナミマグロは回復するのか？

実は、ミナミマグロの国際管理は、1998 年から 1999 年にかけて決裂している。豪州とニュージーランドの反対を押し切って、日本は単独で漁獲枠を広げてしまった。漁場内はよく調べられていて、増え始めているという認識で 3 国は一致している。しかし、日本が漁場以外にいる個体数も同じように回復していると考えているのに対し、他の 2 国は悲観的に考えている。それを確かめるために調査漁獲をするよう求める日本側と漁獲枠の拡大に反対する他の 2 国が対立したのである。

図 2-1 の 1997 年豪州側推定値をみると、成魚が増え始めているものの、未成魚は再び伸び悩んでいる。なぜだろうか？

これは、管理が失敗しているせいではない。実は、1995 年頃の未成魚は、1990 年頃に生まれている。そのころは、一番成魚が少ない時期であった。未成魚の漁獲を控えているので、その後の生き残りはよい。しかし、生まれた絶対数が少ないた

めに、再び未成魚が減り始めているのである。

したがって、ミナミマグロの成魚はこのまま順調に回復するとは限らない。再び伸び悩み、減り始める恐れさえある。管理が成功すれば、長い目で見れば増えていくが、回復には波がある。

これは、日本人の人口増加と似ている。団塊の世代は戦後、出産率が大幅に増えたときの子供である。それから30年ほどして、第2次ベビーブームが起こる。このとき、すでに出産率はかなり下がっていた。子供が増えたのは、団塊の世代の女性が子供を産むようになり、親が増えたからである。現在のマグロは、その逆に、親の少ない時代に生まれた子が成熟しようとしているのである。1988年に管理を強めた結果、親が増え始めたと分かったのは、1997年のことだった。回復の浮沈の波はこれからミナミマグロを襲うだろう。このような波が収まるまでには、2、3世代かかる。過去3世代かけた激しい乱獲のつけは、やはり、2、3世代先まで続くのである。

たしかにマグロの漁業者はつらいだろうが、いま、国内ではマグロは余っている。スーパーにパック入りのトロが安値で売られている。管理していればこそ、持続的に利用できるのである。

1) 世代時間と保全措置の緊急性について

式(1-1)では、世代時間を1単位時間とした。人口学的揺らぎによる絶滅確率は、年単位ではなく、世代時間単位で求められる。IUCNの判定基準が世代時間にこだわる理由がここにある。世代時間が短いものについては物理時間を併用し、「10年または3世代時間のいずれか長いほう」までの絶滅確率、減少率をもとに判定する。しかし、保全措置の緊急性は生物の世代時間でなく、年単位で考える方が妥当かもしれない。たとえば長寿のマグロが100年後に絶滅する危険があり(EN)、短命のカエルが25年後に絶滅する恐れがある(VU)として、どちらを緊急に守るべきだろうか。

世代時間がもう一つ問題なのは、計るのがむずかしく、かつ、状況に応じて世代時間自身が変わることである。 x 歳までの生存率 l_x 、 x 歳での産子数を m_x とすると、平均寿命は $\sum x l_x$ 、平均世代時間 T_g は $T_g = \sum x e^{-rx} l_x m_x$ で与えられる。ただし r は内的自然増加率で、 $1 = \sum e^{-rx} l_x m_x$ をみたす解である。これは今年生まれた子供の母親の平均年齢に相当する。1994年基準では成熟雌の平

均年齢、つまり $T_g = \sum_{x^*} x l_x$ となっていた (x^* は成熟齡)。たとえば成熟齡 x^* 以降の $m_x=1$ 、1年あたり生存率が s_x とする。平均世代時間は年あたり生存率 s_x により変わる。ところが自然状態での s_x の値は不確実である。 $x^*=5$ の場合、 $s_x=0.9$ と $s_x=0.95$ では平均世代時間 T_g はそれぞれおよそ15年と25年になる。さらに、乱獲により s_x が下がると T_g が変わる。内的自然増加率が変わるので一概に短くなるとはいえない。

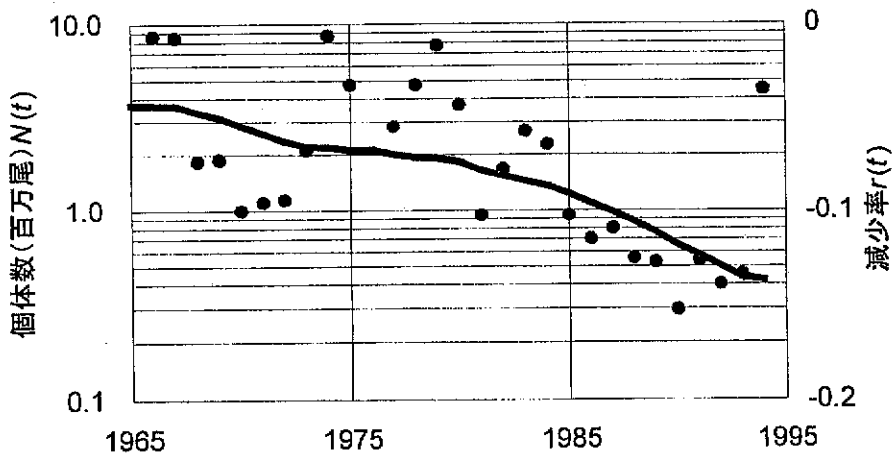
また、貝類など、環境汚染などで成長が遅くなっている場合、 T_g は健全な状態に比べて長くなる。一部の貝はかなり長寿なので、子供ができなくても当分絶滅しない。

さらに、植物の世代時間は不明確である。一年草なら一年かという、埋土種子は千年以上も眠ってから芽を出すことがある。種子繁殖と栄養繁殖のどちらを考えるかで、世代時間は大きく異なる。これについては種子繁殖だけを考え、休眠期間は無視することになるだろう。

いずれにしても、1999年改定案では世代時間が状況により変わることを明記した上で、(過去の)健全な状態での世代時間を用いるとしている。

2) 減少率の平均、分散、自己相関

図2-1の豪州側1996年推定値から求めた減少率 $r(t) = \log(N(t)/N(t-1))$ は以下の図の通りである。最新の1994年を $t=0$ とし、1966年を $t=-28$ とする。この29年分の平均 $r^* = \sum r(t)/29$ 、不偏分散 $\sigma_r^2 = \sum [r(t) - r^*]^2 / (29-1)$ 、自己相関 $\rho(\tau) = \sum [r(t) - r(t-\tau)]^2 / \sigma_r^2$ で求められる。



3) 時系列解析による将来見積もり

これには時系列解析(time-series analysis)の手法を用いた。 $r(t) = a r(t-1) + (1-a)\xi(t)$ とし、 $\xi(t)$ を過去29年間の減少率と同じ平均と分散をもつ乱数、 a を減少率 $r(t)$ の自己相関 $\sum [r(t) - r^*][r(t-1) - r^*] / \sigma_r^2$ とした。過去の減少率を最もよく説明するのは、 $E[\xi] = -0.0793$ か $\text{Var}[\xi] = 0.0980$ の場合

である。y 年後までの減少率の合計 $\sum r(t)$ の期待値 $E[\sum r(t)]$ とその分散 $Var[\sum r(t)]$ は、以下の式で与えられる。

$$E\left[\sum_{t=1}^y r(t)\right] = \frac{a(1-a^y)}{1-a} r(0) + \left[y - \frac{a(1-a^y)}{1-a}\right] E[\xi],$$

$$Var\left[\sum_{t=1}^y r(t)\right] = Var[\xi] \left[y - \frac{2a(1-a^y)}{1-a} + \frac{a^2(1-a^{2y})}{1-a^2}\right]$$

図 2-2 はこれをもとに描いたものである。

資源管理の理論と実際

田中昌一（日本鯨類研究所）

本稿は、西海区水産研究所（長崎市）で開催された1999年度西海ブロック資源管理研修会の際の講演（11月18日）の内容を記録したものである。

1. 資源管理をむずかしく考えるな

1-1. 資源管理は理論より実行

資源管理というと、資源動態理論だ、統計学だ、コンピューターだと、よほど勉強しなければついていけないむずかしいものとも考えるかも知れない。もちろんこれらの勉強は大切だが、これらがわからなければ手の出せないものでもない。資源管理とは、理論ではなく、技術である。理屈よりは実行こそが本当に大切なことである。技術であるから、うまく行けばよし、もしまずければ、どうすればよいかを考える。医者は患者をみて、その病名を推定し、治療法を決定する。これを診断という。病名に疑問の残るときは、「しばらく様子を見ましょう」と言って、熱が高ければ熱さましを、痛みが強ければ鎮痛剤を処方する。そこには診断と治療の技術がある。

発展途上国などでしばしば経験することだが、「データがないがどうすればよいか？」という質問を受ける。信頼できる漁業の統計がない、体長組成のデータがない、年齢が読めないなど、多くの問題がある。そして、MSYがわからない、許容漁獲量が計算できない、だから資源管理ができないという。そのような時私は、資源学の教科書を読むのではなく、まず漁業者に聞けとアドバイスする。漁業者に、毎日漁業をやっているかを感じているかを聞く。もし最近漁船数がふえたら魚が獲れなくなったと強く訴えていたなら、漁業者の口癖には気をつけるとしても、過剰努力を疑うかなりの根拠がある。

また私は次のような質問をする。「成熟サイズはどのくらいですか？」。これがわかっていたらよし、もしまだ調べられていないなら、成熟サイズの調査を勧める。成熟サイズを知ることは、MSYの推定などに比べれば、一般にそれほど困難ではない。2、3年以内に結論が得られるだろう。そうすれば、成熟サイズ以下の魚をなるべく獲らないようにする。網目の問題もあるが、小型魚の多い漁期や漁場を禁漁にするなどの手も考えられるはずだ。未成魚の保護が万能というわけではないが、資源学の基礎原理と対象生物の生活史の型から、この方策が有効かどうかを類推できる。寿命、魚体の大きさ、漁況変動のタイプなどが参考になる。

1-2. 資源管理の進め方

資源管理は次のような段階を踏んで実行される。まず第一に、問題を明らかにする。漁業や資源の中で、今何が起きているかを知る。問題としてはいろいろなものが考えられる。漁獲量の減少、漁獲がのびない、CPU Eが減少してきた、魚体が小さくなったなどから、魚価の低迷、資材の高騰のような問題や、漁況の変動、不確実性、将来への不安など、いろいろな漁業者の不満、行政官の危惧、科学者の予言が耳に入ってくる。これらを通じて、実際に起こっている諸現象をつかむ。定性的につかむことがまず大事である。

次の段階で、これらの諸現象の原因を推定して対応を考える。現実が望ましくない状態にあるならば、これを改善する方策を検討する。漁獲圧が高すぎる、小型魚を獲りすぎているなど、考えられる原因を探り、少しでもこれを緩和し、あるいは改善するように努める。MSYの実現は究極の目標ではあっても、当面は問題にしなくてもよい。

改善の方向が定めれば、これを実現するための対応措置を決定して実行する。利害関係が複雑に絡み合っているような時には、対応措置の決定にいろいろな困難をとまなうが、基本的な目的が合意されているならば、話し合いの中から当面の方策が決められていくはずである。対応措置のメニューは広ければ広い程よい。その中から、反対が少なくかつ効果の期待される一つあるいは複数の措置が選ばれる。

大学で資源学の講義をした時、最初にまず、この講義で習うことは、実際の漁業の現場ではほとんど役に立たないことを宣言する。そして、それぞれの現場で、講義で習ったことを思い出しながら、自分で具体的に考える以外にないと伝える。資源学の正しい基礎知識があり、これを正當に適用するセンス、良識ある判断力と、漁業の現状についての正しい認識があれば、資源管理は実行できる。そして、豊かな経験の積み重ねが、よりよい判断を導いてくれる。

2. エゾシカの管理計画 (梶ほか, 1998; 梶, 1999; 松田, 1999)

2-1. エゾシカの急増

北海道のエゾシカは、明治期の乱獲と豪雪による死亡で、絶滅寸前にまでなった。そのため、1920年から1952年まで全面禁猟となっていた。ところが近年爆発的増加が始まり、農林業の被害が増大してきた。個体数の変化が調べられている例で見ると、知床半島の群れで毎年19%、洞爺湖中島の群れで15%という高い増加率が観測されている。豪雪があると、冬から春に餌不足となり、大量死亡が起こり、かつてはこれが個体数調節の役割を果たしていたが、最近はあまり大雪が降らず、大量死亡が起こっていない。また森林を伐採して、針葉樹の植林と草地造成が進められたが、これによってエゾシカのねぐらの森と餌場の草地が創出され、爆発的増加の原因になったと考えられている。

農林業の被害の増大につれて、1955年からは害獣駆除が実行された。1957年には雄鹿の可猟区が設定され、1978年には雌鹿にも有害駆除が適用された。しかし被害の増大は止まらず、捕獲数は年々ふやされて、1995年からは3万頭を越え、1998年には7万頭にも達し

た。捕獲の中には駆除と狩猟とがある。原則として駆除には雌雄が含まれるが、狩猟は雄のみに適用される。しかし1994年からは小規模な雌の捕獲も行われ、さらに1998年には、雌の可猟区を拡大して大規模な狩猟が行われた。

2-2. エゾシカ管理計画

このような状況のもとで、北海道東部のエゾシカの管理計画が立てられた。基本的にはエゾシカを道民共有の貴重な自然資産と位置づけ、激害をもたらす大発生や乱獲による絶滅の危険を避け、長期的に比較的安定した個体数へ誘導することを目的とする。

ここで具体的にどうやって毎年の捕獲数を決定するかが大きな問題である。エゾシカについて、生息数を計測したり、死亡率や出産率などの生活史パラメータを推定することは極めて困難である。したがって漁業の場合の漁獲割当量に対応する許容捕獲数を決定することができない。幸い個体数の増減あるいは相対的な変化は、いろいろな情報から比較的容易に把握できる。そこで、この増減に応じて捕獲圧を調整するフィードバック管理の方法が取られることになった。

このような条件に対応して、4段階管理方式が採用された。個体数に関して、大発生水準と許容下限水準を決め、さらにこの2つの水準の中間に目標水準を設定する。このようにして、個体数水準が4つの領域に分けられ、それぞれ表1のように、対応する措置が取られる。緊急減少措置は3年以内とし、その結果を評価することになる。また豪雪の翌年には禁猟となる。豪雪によって半数以上が死亡することもあるという。個体数の水準は近年の水準を100とし、その50%以上が大発生、5%が許容下限、25%が目標水準とされる。近年の個体数水準を12万頭とすると、許容下限は6千頭となる。

表1. エゾシカの4段階管理 (梶,1999)

措置	措置の内容	適用する個体数水準
緊急減少措置	雌中心に大量捕獲(3年以内)	50%以上
漸減措置	雌鹿重点の捕獲	25~50%
漸増措置	雄鹿捕獲	5~25%
禁猟措置	禁猟	5%未満、豪雪年の翌年

この管理計画は、個体数増減に関する情報に依存しているが、これらには次のようなものが利用できる。目視調査としては、鹿が行動的になる夜間にライトを点けて、鹿の目の反射光から頭数を数えるライトセンサス、越冬地でのヘリコプターセンサスが行われる。また漁業の場合と同様に、狩猟者1人1日当たり目撃数あるいは捕獲数(CPUE)が用いられる。漁業と異なる興味ある情報として、JR事故件数がある。これはJRによって定

型的に集計されている。この他に農林業被害額も参照される。これらの情報は集計、分析に2年を要する。このような時間遅れは、後述するように、フィードバック系の安定性を弱めるので、行き過ぎ防止を考慮しなければならない。緊急減少措置を概ね3年以内にとどめるのもこのためである。

エゾシカの管理では、対象は絶えず変化していて非定常性をもっており、また生息数やパラメタの推定値は不正確で、情報は不確実である。しかし、管理方式を実行するための意志決定手順が決められていて、合意形成の段取りが整っている。これらの条件は、そのまま漁業の場合にも当てはまる。その意味で、エゾシカの管理計画の成否は漁業の側からも注目すべきである。

3. 管理システム、管理の体制

3-1. フィードバック方式の管理システム (田中, 1988)

フィードバック方式による資源の管理は図1に示すような段取りで進められる。まず管理の基本的目的を定める必要がある。この目的は社会的合意によって決められる必要がある。最大の持続生産をあげるのか、量的最大かあるいはもうけの最大か、最大ではなくてもよいかから安定した漁獲を期待するのかなどによって、現状の認識や取るべき方策は異なってくる。管理の基本目的が決まれば、現状に対応して、当面の目標が決められる。資源が減少してしまつて魚が獲れなくなったというなら、例えば10年前の水準にもどきたいというような当面の目標が立てられよう。

漁業の現状は、目標点と比較して、どちらの方向へどのくらいずれているかで評価される。資源学的に十分な情報が得られているならば、いろいろな方法を適用して資源の現状診断をすることができる。しかし十分な情報がなく、計算ができないような時でも、一般的、感覚的情報が漁業の現状から得られるだろう。この場合、「どのくらい」よりも「どちらの方向へ」の方が重要である。漁獲圧が過大であるのか過小であるのかによって、取るべき方策は逆になる。「どのくらい」は管理の緊急性に関係する。ひどくはずれていて漁民が苦しんでいるというなら、管理は速やかに実行されねばならないが、どちらかと言えば過大漁獲の傾向だという程度なら、状況が悪化しないように気をつけながらも、しばらく様子を見ることも許されよう。

現状について情報が少なく、また漁業の側にそれほど差迫つた問題もない時は、どちらの方向へどのくらいを判定できないかもしれない。このような時に、現在の漁業の在り方を維持するという対応を考えることもできる。許容漁獲量(TAC)による管理が行われている時、最近年の平均漁獲量をTACとすることもあり得る。

次の段階で、目標点へ接近するにはどうしたらよいかを判断する。いろいろな対応策があり得るが、なるべく摩擦が少なく、かつ効果のある方法がとられる。小型の魚までも多獲するので魚価が下がり、より多くの漁獲をあげようとして皆が無理をしているというのであれば、とにかく小型魚の漁獲を減らすことを考えるべきだろう。当然漁業者はそれな

りの負担を迫わなければならない。漁業側と行政、研究側が話し合っ、何等かの方策を決定する。決定に至る手続きがあらかじめ合意されていれば、決定は速やかになされるだろう。

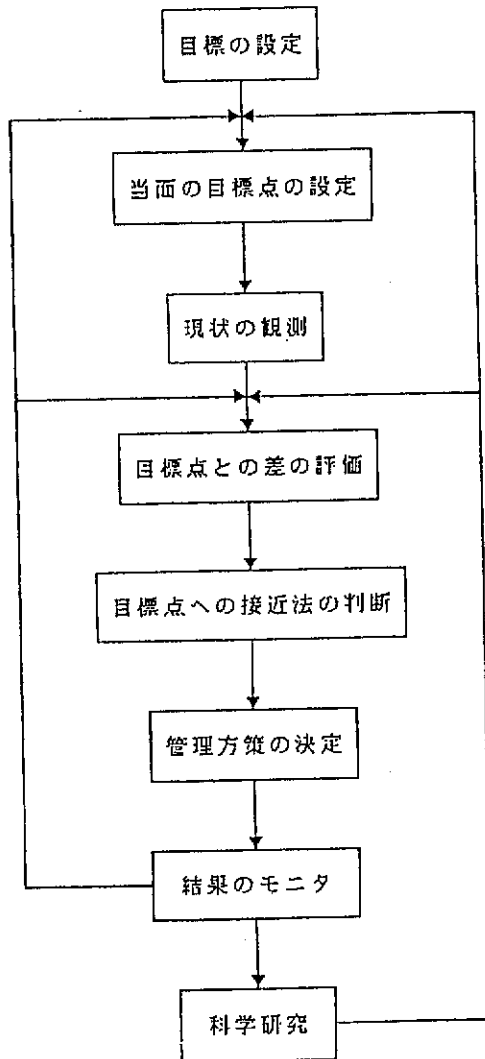


図1 フィードバック方式による管理システムのフローチャート (田中, 1988; 1989)

管理措置が実行された時は、その効果のモニタリングが不可欠である。そして、現状がどのように変わったかを調べ、当面の目標に照らして、次にどう対応するかを判断し、決定する。モニタリングの結果によっては、当面の目標を改訂する必要があるかもしれない。このような段取りを繰り返している間に、資源は目標点に接近し、その付近に維持される。モニタリングの結果は当然科学研究のためにも利用され、目標の設定や資源の現状評価へ反映される。資源管理の実行は、資源に対して何等かの作用を及ぼすために行われるので、これは実際の資源を使った実験である。管理を通じて資源動態が次第の明らかに

なってくるし、資源管理の精度も向上してくるはずである。MSYや再生産曲線の推定も可能となるかもしれない。

3-2. フィードバック管理の一つのモデル

田中は簡単な管理方式を提案した(田中, 1980; 1988)。この方式は、相対的資源量の指数を用い、現在の指数値と目標値との差、および近年の指数の増減の傾向から毎年の漁獲割当量を修正するというものである。式に書くと

$$\Delta y_t / y_t = h(p_{t-l} / p_t - 1) + g \Delta p_{t-l} / p_{t-l-1} \quad (1)$$

となる。 y_t は捕獲割当量、 p_t は資源量指数、 p_t はその目標値、 t が時間で l は時間遅れを表わす。 h 、 g はこの方式の感度を定めるパラメタである。なお

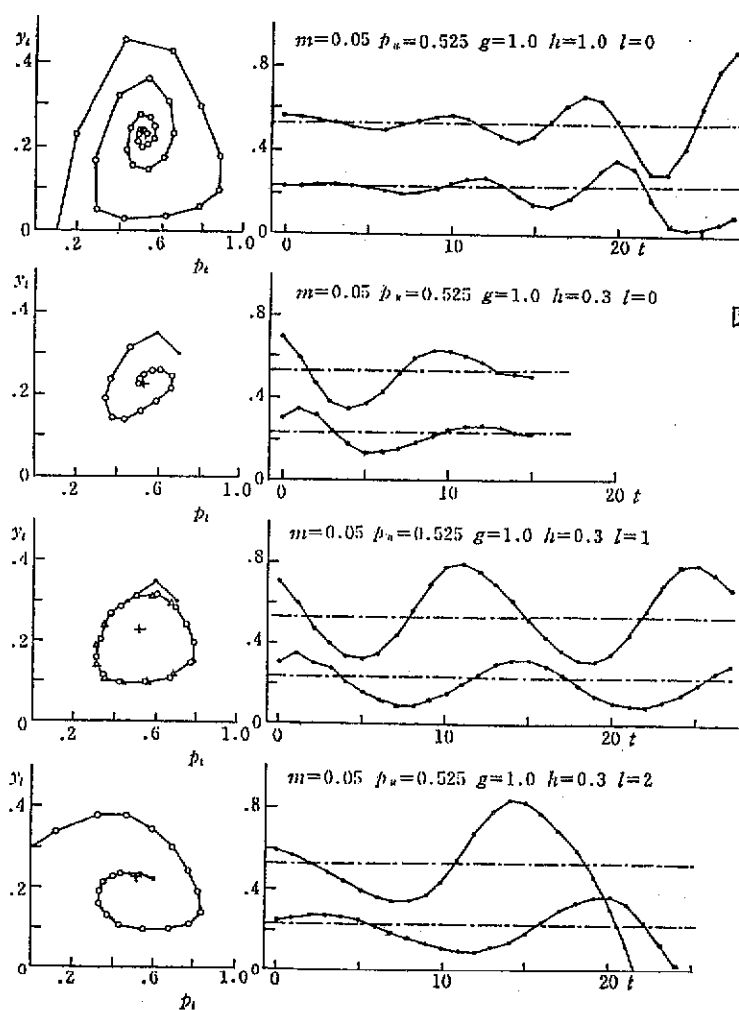


図2 フィードバック管理のシミュレーション

左図：+が平衡点
右図：上が p_t 、下が y_t
鎖線：平衡水準
(田中, 1998c)

$$\Delta y_t = y_{t+1} - y_t, \quad \Delta p_t = p_t - p_{t-1}$$

である。

この方式の特性を調べるために、シミュレーションを行ってみた。ここで資源はシェファーモデルに従って変動するが、未開発時の5%以下に低下すれば絶滅するとしてある。管理者はもちろん、この動態モデルについては何も知らされていない。また簡単のため、資源量の観測値には誤差はないとする。結果を図2に示す。 $g=1.0$ 、 $h=1.0$ とおくと、目標点のまわりを振動しながら系は発散してしまうが、 $h=0.3$ に下げると、急速に目標点に近づく。この系で時間遅れがあるとして、同じ g と h のもとで $l=1$ とすると、定常振動が現れ、 $l=2$ とおくと資源は絶滅してしまう。このように、時間遅れはフィードバック系の性能を著しく悪くする。

ここで目標値 p_t は、厳密に言えば系の性能に関わっているが、一般的には当面の目標として適当に与えてもよい。そしてこの方式で管理を続けていると、 p_t の値と Δp_{t-1} の値が毎年得られるので、これに余剰生産モデルを適用すると、原理的にはMSYやMSYの資源水準を推定することができる。たとえこれらの推定値の精度が悪くても、当面の目標 p_t をどちらの方向へ修正すべきかの情報は得られると期待できる。

3-3. 失敗の技術

資源管理を実行する場合、情報の乏しい場合はもちろん、かなり情報のある時でも、確実に管理の効果を予測して実行するわけではない。とすると、結果が予測と食い違うことは当然起こり得る。この場合、管理は失敗だったわけで、やり方が悪ければとり返しのつかないことになる。ロケットで人工衛星を打ち上げる時、必ず成功するとは限らない。不具合の生じたロケットが地球に落下してくると、地上の人々に危害を加える恐れがある。軌道を外れたロケットは、上空で爆破される。失敗が避けられないなら、上手に失敗をするための技術が必要だ。工学関係ではフェールセーフの技術として、必ず取り入れられている。

失敗の技術には次のようなものが含まれる。

- (1) してもよい失敗と、して悪い失敗を仕分ける技術
- (2) 失敗を速やかに発見する技術
- (3) 失敗に対処し、あるいは修正する技術

さらに技術段階が進につれて

- (4) 失敗を未然に防止し、あるいは被害を小さくする技術

が要求される。してよい失敗などはないと思うかもしれない。たしかにどんな失敗でも推奨されるべきものではないが、相対的比較として、区別があるだろう。失敗して10円損をしたとしても何とも思わない人も、10万円損をしたとなると顔色が変わるだろう。その人の毎月の収入やお小遣いの額と対比しながら、事の重大さを判断している。どのよう

にして事の重大さを測るかが技術である。

失敗は発見が早ければ早いほど対応がとりやすい。家の門の前で忘れ物に気が付けば、些細なものでも取りにもどるだろう。しかし電車に乗ってしまったからでは、よほどのものでないと、あきらめてしまう。失敗を速やかに発見するのは、その失敗に対処し、あるいは修正するためである。どちらにしてもとり返しがつかないのであれば、失敗を発見する意味がない。また逆に、修正の仕方によっては、まったく失敗がなかった状態に復帰できるかもしれない。

一番大事なことは、予想される失敗が起こらないような段取りをしておくとか、起こってしまってもあまり重大なことにならないように準備をしておくことである。夕方雨となる予報が出ていれば、朝晴れていても傘を持って出掛けるとか、職場に置き傘をしておくのも同じ考えだ。

失敗の技術には一般的な原理、原則もあり得るが、具体的には、一つ一つの事例について個別的に考える必要がある。この場合、経験がものをいう。

3-4. 漁業者自身による管理 (田中, 1989)

管理の必要性が資源学的に証明されていても、これを実際に漁業の場に適用しようとする、漁業者の強い反発にあうことがある。長い目で見れば漁業者自身のためになると説得しても、その日その日の生活の糧がかかっている漁業者にしてみれば、簡単に引き下がることもできないだろう。管理によって利益を得る人と、負担を被る人が別であったりすると、当然合意は得られない。このような状態では、行政としても力で強行するわけにも行かない。議論を続けている間に、管理が手遅れになって、漁業全体がだめになる。そうすると漁民はお役所に救済を陳情に行く。

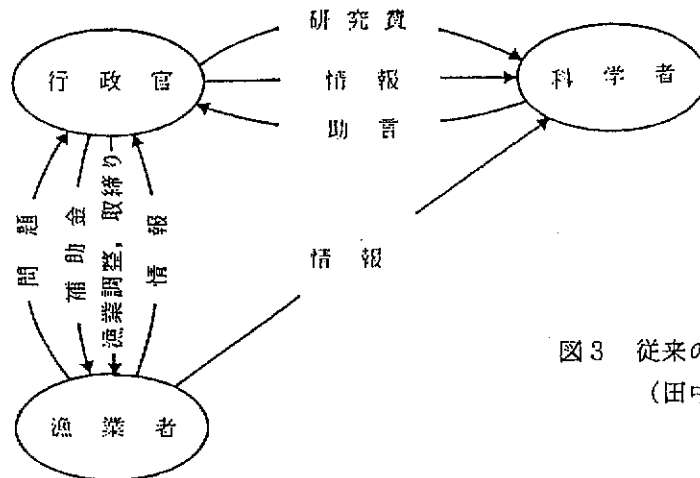


図3 従来の管理体制 (田中, 1989)

漁業者と行政官、科学者の現在の一般的な関係を図にすると図3のようになるだろう。行政官が権力を持って監督、取締を行っても、漁業者は網の目をくぐって目先の利益を追求

し、なにか困ったことが起こると、行政官や政治家に陳情して、救済のための補助金などを出してもらう。科学者は漁業者と行政官の対応の外にいて、行政の側に立って仕事をしている。漁業者から見ると、科学者と行政官はぐるぐると、取締をするおっかない存在に写るかもしれない。また科学者にはなかなか漁業者の生の声が届かない。このような関係のなかでは、情報の流れもスムーズには行かないし、科学者に対する漁民の協力も、ただのお付き合いになってしまう。

資源の管理は本来漁業者自身によって主体的に進められるべきものだと思う。この考え方を図にすると図4のようになる。漁業者は、資源を自分達のものとして管理する。極端な言い方をすれば、獲り尽くしてしまえということが全員で合意されたならば、あえてこれを阻止する必要もない。漁業者自身の問題である。このような立場で漁業者が管理を行うためには、当然科学者の助言が必要になる。彼らは自分達の持っている情報を積極的に提供するだろうし、科学者による情報収集にも全面的に協力するだろう。科学者は資源や漁業の状況を肌で感じることになる。ここで行政は、このような漁業者自身、及び彼らと科学者との相互関係に対して、条件を整えるという重要な立場にある。漁業者自身による管理の裏付けとなる立法措置や、補助金が必要になるだろうし、科学者は研究費を必要としている。このような管理体制は、現実に沿岸漁業などではすでに各地で始まっている。そこでの経験をより広域の、より大規模な漁業にも押し抜けていく試みをしてよいか。

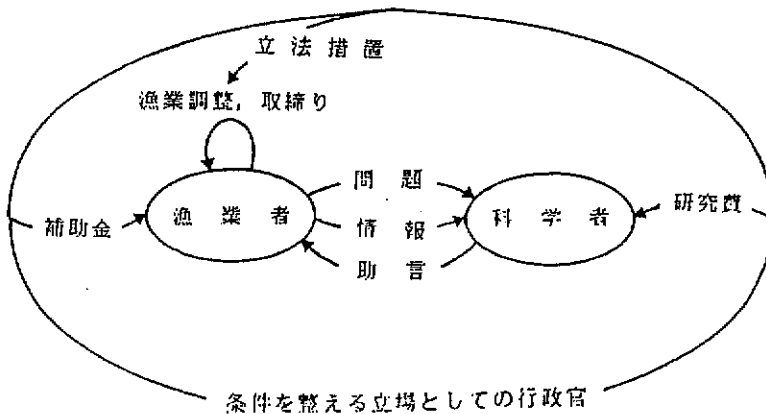


図4. 漁業者主体の管理体制 (田中, 1989)

4. 捕鯨の場合

4-1. 鯨資源の管理

鯨資源の管理には多くの困難があるが、国際捕鯨委員会 (IWC) の科学委員会は、新しいアイデアを導入し英知を傾けて、安全な管理方式を開発した。この方式の考え方をここで紹介しよう。なお捕鯨の歴史やIWCによる資源の管理については、田中 (1998a, 本誌19号; 1998b) に詳しい。ここでは概略を述べるに止める。

捕鯨の歴史を眺めてみると、古式捕鯨の時代から、資源をつぎつぎと食いつぶしていったことがわかる。漁場が沿岸から沖合へ、さらに遠洋へと拡大し、また捕獲しやすい鯨種から、しにくい鯨種の開発へと進む。この間新しい技術の導入に対応して資源の開発が進み、乱獲が広がっていった。母船式捕鯨はこのような技術発展の極点にある。南氷洋捕鯨の例で見ると、主対象が最大のシロナガスクジラから次に大型のナガスクジラ、さらにイワシクジラへと移り、最後に最も小型のミンククジラだけが捕獲対象として残された。

第2次大戦後、資源の乱獲を防ぐ目的で国際捕鯨委員会（IWC）が設立され、資源の管理が行われた。しかしこの管理方法は、シロナガスクジラに換算された単位（BWU）による鯨種込みの捕獲頭数の制限であったため、大型鯨種の個別的乱獲を防止できなかった。また各国の利害が対立して、科学者の勧告にもかかわらず、捕獲割当量の切り下げが進まず、ナガスクジラほかの著しい乱獲を招いた。

1972年にストックホルムの人間環境会議で商業捕鯨のモラトリアムが決議された。IWCはこれに対応して、1975年から新管理方式（NMP）を導入した。この方式は余剰生産量モデルに基づき、資源をMSYの水準以上に維持することを目的としていた。またBWUを廃止し、ストック別の管理を実行した。

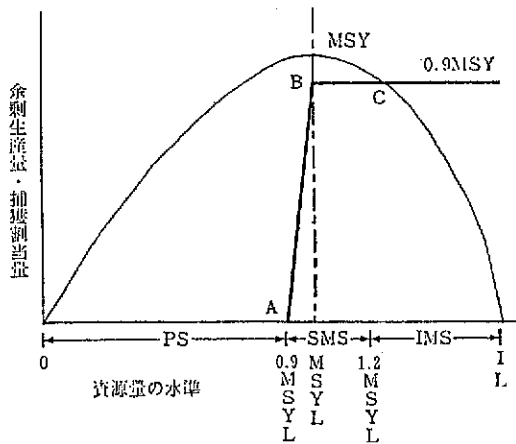


図5 余剰生産量モデル
と捕獲割当量

IMS：初期管理資源

SMS：維持管理資源

PS：保護資源

(田中, 1984)

捕獲割当量は図5のようにして決められる。MSYの水準（MSYL）を基準にして、その1.2倍よりも大きな資源を初期管理資源、MSYLの90%以下に減少した資源を保護資源とし、その間のMSYLを含む区間にある資源を維持管理資源とする。割当量はMSYL以上の資源に対してはMSYの90%とする。保護資源では当然割当量は0である。この方式が採用されてから、南氷洋ではミンククジラ以外のひげ鯨は全て禁漁となった。

この管理方式を実行していく中で、いろいろな問題点が出てきた。この方式を適用するためには、MSY、MSYLおよび現在資源量の値が必要である。しかしこれらの数値を求めることは容易でない。推定値がわずかに変動しても、維持管理資源が突然保護資源になったりする。ミンククジラは大型鯨乱獲の影響を受けて、資源が開発開始前に増大しつつあったらしいことがわかった。こうなると、ミンククジラの実環境容量がいくらであるのか

わからなくなり、余剰生産量モデルやMSY論が適用できなくなる。

このような状況のもとで、資源評価について科学委員会で合意が得られなくなり、IWCは情報が不確実だとして、1982年に1987年からの商業捕鯨のモラトリアムを決定した。この決定には1990年までに鯨資源の包括的評価を行い、モラトリアムを見なおすという条件がついていたが、科学委員会はこの作業の中に、管理方式改訂の項目を加えた。

4-2. 改訂管理方式の開発 (田中, 1996; 1998a)

改訂管理方式 (RMP) 開発の研究は1987年から始められ、5つの方式が提案された。1991年にはそのうちの1つの採用が決まり、IWCは1993年にこの方式を改訂管理方式として正式に受理した。この開発研究に当っては、当初から膨大な量の電算機シミュレーションが繰返し行われた。最終的に採用された方式は、考えられないほど苛酷な条件のもとでも、資源を安全に管理できることが示されている。

田中の提案したフィードバック管理方式は、その適用に当って資源の動態モデルを全く考えない。したがって、モデル独立型資源管理方式である。一方IWCでRMPとして採択された方式はモデル依存型であるが、モデルに含まれるパラメタの推定にベイズ流の考え方が取られている。割当量はこれらの値から計算されるが、真のパラメタがある値である確率 (事前確率) を仮定し、この確率を観測結果によって修正する (事後確率)。このようにして、採択される割当量が、正しいパラメタの値に対応する正当な割当量より大きい確率が一定値以下となるように、実際の割当量を決める。

動態式はベラートムリンソンのモデルである。

$$P_{i+1} = P_i - C_i + 1.418 \mu P_i \{1 - (P_i/P_0)^2\} \quad (2)$$

ここで P_i 、 C_i は i 年の資源量と捕獲量、 P_0 は初期資源量 (環境容量)、 μ は繁殖力のパラメタである。この式で (P_i/P_0) にかかる乗数が1であれば、ロジスティックモデル (シェファーモデル) となる。 μ と P_0 が未知数である。これらに任意の値を与えると、 P_0 から出発して T 年の資源量 P_T が計算できる。この年の観測値を $P_{o,b,T}$ とし、その対数值 $\log(P_{o,b,T})$ が平均値 $\log(bP_T)$ の正規分布をするものとする。 b はバイアスの係数で、これも未知数である。捕獲割当量 (CL) は

$$CL = 3 \mu \{ (P_T/P_0) - 0.54 \} P_T \quad (3)$$

で与えられる。資源が初期値の54%以下に下がると、禁漁となる。

3つの未知数については、考えられる範囲を指定して、その間で一様な分布しているとする。たとえば P_T/P_0 は1と0の間に一様に分布しているとする。 P_0 、 μ を仮定して P_T と CL を計算し、 b を仮定してその CL の尤度を求める。正当な CL の方が小さい確率が41%になる CL を割当量として採用する。この方式では、 μ や P_0 の推定は行わず、 CL が直接与えられる。ここで (2) 式はひげ鯨の正しい動態モデルとして用いられているのではなく、したが

って μ や P_0 の値の生物学的意味は小さい。ただこの方式によれば、誤って資源を初期値の54%以下に下げってしまう可能性は数%以下であることが、シミュレーションによって示されている。

この方式で入力データは、過去の捕獲量統計と、資源量の観測値 P_{obsT} およびその推定精度だけである。過去8年以内の観測データのないときは CL は割引かれ、13年調査を行わないと $CL=0$ とされる。捕獲が雌に偏る傾向があっても調整される。RMPに適用するための資源量の調査は一定の規準を満たした方法で行わなければならない、そのためのガイドラインが決められている。また捕獲割当量が厳格に守られているかどうかの監視とモニタリングも必要である。これらを含めた全体は改訂管理制度(RMS)と呼ばれている。

文 献

- 梶 光一・松田裕之・宇野裕之・平川浩文・玉田克巳・斉藤 隆(1998): エゾシカ個体群の管理方式とその課題. 哺乳類科学, 38(2):301-313.
- 梶 光一(1999): 北海道におけるシカ個体群の管理. 環境研究, 114:78-85.
- 田中昌一(1984): 捕鯨と自然保護—水産資源学の立場から. 日本の科学者, 19(6): 335-340.
- 田中昌一(1988): 漁業資源の生産と管理. 「21世紀の漁業と水産海洋研究」, 恒星社厚生閣(東京) 66-73.
- 田中昌一(1989): 水産資源管理に対する一つの考え方. 北水研技報, 1:4-13.
- 田中昌一(1996): 鯨資源の改訂管理方式 (I), (II). 鯨研通信, 391:1-6, 392:1-7.
- 田中昌一(1998a): RMPについて. 水産資源管理談話会報, 19:3-16.
- 田中昌一(1998b): 鯨の資源、その利用と管理の過去と現在. 山本・真道編:「世界の漁業, 第1編, 世界レベルの漁業動向」, (財)海外漁業協力財団, 海漁協(資), 156:311-336
- 田中昌一(1998c): 「水産資源学総論, 増補改訂版」. 恒星社厚生閣(東京) 406pp.
- 松田裕之(1999): エゾシカのフィードバック管理と水産資源管理の展望. 月刊海洋, 号外, 17:119-122.