

鯨 研 叢 書 No.12



標識調査による鯨資源の評価

田 中 昌 一

財団法人 日本鯨類研究所

標識調査による鯨資源の評価

田 中 昌 一

要 約

標識調査による個体数推定の歴史は少なくとも17世紀にまでさかのぼるといふ。水産資源に応用されるようになったのは19世紀の終りからである。最も単純で基本的な方法はサンプリングを2回行うもので、第1回目の標本に標識を付けて放し、第2回目の標本中の標識個体数を調べる。この方法で正しく母集団の個体数を知るためには、標識個体が他の個体とよく混じり合っている、採集される確率が標識個体と非標識個体間で差がない等の条件が満たされていることが必要である。標識調査で個体の移動を見るには、空間と時間を2次元の平面上で表現する方法がある。

鯨資源について標識調査が本格的に行われたのは1920年代半ばからである。南氷洋の鯨資源調査計画の中にも含まれていた。初め画鋲型の標識が試みられたが思わしくなく、かえしのついた銚を銃で打ち込む方法(Discovery標識)で好成績が得られた。1930年代に南氷洋でナガスクジラ約4,000頭をはじめシロナガスクジラ、ザトウクジラなど合わせて5,000頭以上に標識が付けられた。索餌場と繁殖場の双方で利用されているザトウクジラでは、南北回遊の状況が明らかになってきた。再捕率は鯨種により異なり、捕獲率の差が示唆された。

戦後1951年に国際捕鯨委員会(IWC)の下に科学委員会(SC)が設置され、捕鯨委員会の研究活動が始まったが、標識調査も重要な項目として取り上げられた。業界の協力を得て、大規模な標識調査が国際協力の下で進められることになった。標識調査はストックの識別、年齢査定法の検証にも貢献することが期待された。標識銚の鯨体に与える影響や再捕銚の発見については、いろいろな実験が行われ、技術の改良が進められた。

1955/56漁期から南氷洋での大規模な国際協力標識調査が始まったが、この頃ナガスクジラの捕獲枠削減が重要な課題であった。SCの勧告にしたがって枠の削減が決まったが、異議申し立てが続き、実現できなかった。英国の提案で3人の専門家により資源評価を行うこととなり、1960年にAllen(ニュージーランド)、Chapman(米)、Holt(FAO)による三人委員会が活動を始めた。各国は資料を提供して協力し、1963年に最終報告が提出された。この報告では主として漁獲統計により資源評価が行われたが、戦前、戦後の標識再捕の状況からナガスクジラの資源量推定も試みられた。1960年代後半になると、FAO

も資源評価に参加するようになり、資源解析がさらに進んだ。国によって捕獲物中の標識個体の割合が異なっており、再捕錨の発見率の差が考えられた。国別の発見率を推定し、補正再捕数による解析も行われた。

資源量推定の方法は対象の状況に応じてさまざまであるが、基本は2回サンプリングによるPetersen法の改良式、標識、再捕の繰り返しによるSchnabel法の改良式である。原則として推定値の分散も計算される。資源量推定の試みは南氷洋のナガスクジラ以外にも広く応用された。標識錨は発射時に命中とか外れ等と判定され、有効標識数が推定されるが、その判定の誤差が問題になった。発見された錨がどの個体のものであったか識別できないこともしばしば起こる。標識時と再捕時で種の記録が異なっていることもある。

1970年代に入り、南氷洋でクロミンククジラ以外が捕獲禁止となり、1972年には国連人間環境会議で捕鯨のモラトリアムが決議されるなど状況が悪化していたが、IWCは国際鯨類調査10年計画(IDCR)の下で1978/79漁期から南氷洋クロミンククジラの大規模な資源調査を開始した。調査の中心は目視による個体数計数であるが、標識調査も実施された。資源量の推定が何人かの研究者によって行われ、Ⅲ区、Ⅳ区でそれぞれ10万頭以上の推定値が得られたが、再捕数がまだ少なく、目視による推定値より大きめである等の批判もあり、信頼できないとされた。個体の移動についても解析されたが、現在の海区の境界を越える例が多く見られ、海区の設定に疑問がもたれた。

有効標識数にはいろいろ問題があり、命中と判定されなかったものからも再捕がある。これらの数を用いて命中以外の判定のもの有効性を見積もって、有効標識数を推定することが試みられた。判定を正確にするために、錨にストリーマーを付けたり、発射の状況をビデオで記録する実験も行われた。母船上で捕獲鯨に錨を試射し、鯨体との距離や入射角による命中錨の状況観察の実験も行われた。

北大西洋のミンククジラの標識調査では、雌雄によって漁場への来遊期が異なるため、標識・捕獲率の一様性が満たされていない。また鯨が高齢になるほど用心深くなるため捕獲率が低下する。これらの影響が考慮された。年齢により捕獲率が変化する場合、捕獲物、標識個体および資源全体の年齢組成がわかっているならば、これらを用いて資源量を推定することができる。この資源では4つの系群が想定され、その境界線が設定されていた。この境界線の合理性を見るために、海区間の混合率が推定された。混合についてのモデルを考え、このモデルにしたがって標識再捕状況を解析する。海区間の交流が少なく、別系群として管理することは意味のあることがわかった。

1983年に南氷洋クロミンククジラの資源量推定に関連して、標識調査のレビューを行うことが勧告され、推定にかかわる仮定に関し検討された。以下の点が上げられ、その対策も考えられた。資源の閉鎖性、標識確率の一様性、標識の捕獲確率への影響、捕獲のランダム性、標識数の正確さ、発見報告率。標識の脱落率や標識による死亡率の推定

が試みられ、また標識調査により資源増減の傾向を検出することは実際上不可能なことが示された。これらの議論の中で標識調査の有効性への疑問が深まった。1984/85の漁期からIDCR南氷洋クロミンククジラ調査の中で、標識調査は中止された。

標識調査のレビューとして問題点が整理され、また南氷洋クロミンククジラの資源推定に関しては、包括的評価(CA)の下でBucklandらに委託して行われた。彼等のレビューは1988年にSCに報告された。レビューの中で、Petersen法の修正式、Jolly-Seber法その他の方法で資源量および生残率の推定が行われた。方法によって結果は異なるが、Ⅲ、Ⅳ、Ⅴ区の合計資源量は50万～70万、生残率は0.7～0.9という値が得られた。推定値のバイアスを検討し、短期脱落死亡、長期脱落死亡、捕獲確率の差、発見報告率、標識個体中の加入サイズの割合、命中の判定、意図しない二重標識の影響について考察した。条件が満たされないときは、一般に資源量は過大推定となる。各条件によるバイアスを見積もり、いろいろな条件による総体としてのバイアスを計算すると、およそ2倍の過大推定になっていると見られた。したがって正しい資源量は30万前後となる。それでも目視結果より高く、また目視結果ではⅤ区が圧倒的に多いが、標識調査の結果ではⅣ区が最大であり、推定結果の信頼性が疑われた。1990年のSCで、従来のDiscovery標識の有効性が議論され、これ以上の標識結果の解析は意味がないと結論された。

Discovery標識が否定されたこともあって、自然標識やDNAによる個体識別法が取り上げられた。北大西洋のザトウクジラでは、1980年頃には尾の写真撮影により約1,000個体が登録されていた。DNA法について専門家にレビューを依頼し、自然標識の利用に関する研究会も開催された。Discovery標識を含む標識法の優劣が比較され、また広く分散している写真やバイオプシー標本のカタログ作成も進められた。クロミンククジラへの応用には技術的問題が残っているが、他のいくつかの地域的な小さなストックについて資源量が推定された。自然標識では、同一の個体は何回でも再観察されるので、個体の行動追跡が可能な点が大きな特徴であり、これによって観察確率の個体差の検出などできる。

謝 辞

(財)日本鯨類研究所 畑中寛、大隅清治博士、東京海洋大学 桜本和美、田中栄次ならびに北門利英博士には、ご多忙中にもかかわらず、この報文のご校閲をたまわり、多くの有益な批判や助言をいただいた。ここに深く感謝申し上げる。

目 次

1. はじめに	6
2. 標識放流調査	7
2-1 調査方法の原理	7
2-2 標識調査の要求する条件と起こり得るバイアス	8
2-3 標識放流再捕状況の図による表現	9
3. 戦前の鯨標識調査	10
3-1 標識調査の始まり	10
3-2 標識調査の実績	11
3-3 再捕結果の分析	12
4. 戦後の鯨標識調査	13
4-1 標識調査の再開	13
4-2 国際協力標識調査	15
4-3 標識技術の研究	16
5. 三人委員会およびその後の標識調査結果の解析	17
5-1 三人委員会の最終報告	17
5-2 三人委員会以後	19
(1) 標識銛発見率を使わない死亡率と資源量の推定 (2) 標識銛発見率の推定	
(3) 資源量推定式 (4) 補正再捕数による資源量推定	
5-3 資源量推定にかかわる技術的問題	24
(1) 標識・再捕時の誤差 (2) 捕鯨現場の実状	
6. IDCRの南氷洋クロミンククジラ標識調査	27
6-1 標識調査拡大への要求	27
6-2 IDCR計画の標識再捕による資源量推定と移動解析	28
(1) 初期の実験と資源量推定 (2) 資源量の推定 (3) 標識個体移動の解析	
6-3 標識調査技術の改良	31
(1) 有効標識判定 (2) 標識銛の試射実験	
7. 北東大西洋ミンククジラ - Availabilityの問題	33
7-1 性比を考慮した資源量推定	33
7-2 年齢依存の利用度(availability)を考慮した推定	34
7-3 年齢組成を考慮した最尤推定法	36
7-4 海域間の混合率の推定	37

8. IWC Discovery型の標識調査打切りへ	40
8-1 標識調査の前提にかかわる議論	40
(1) 1980年代前半	
(2) 問題点の整理	
8-2 問題点に関連するいくつかの研究	42
(1) 脱落率の推定	
(2) 短期脱落・死亡の推定	
(3) 資源増減傾向の検出	
8-3 包括的評価(CA)：南氷洋クロミンククジラ	46
(1) 標識調査のレビューと包括的評価	
(2) 標識調査法のレビュー	
(3) 標識・再捕の不均一性に関する議論	
9. 包括的評価(CA)：Discovery型以外の標識方法	52
9-1 自然標識、DNAによる個体識別	52
9-2 自然標識研究会開催とクロミンククジラへの応用	54
9-3 標識法の優劣比較	55
9-4 写真やバイオプシー標本のカタログ作成	56
9-5 資源量推定	57
(1) いくつかの推定例	
(2) 繰返し撮影を利用したモデルの検証	
(3) 撮影確率の個体差を考慮した推定	
10. むすび	59
文 献	60
略号説明	69

1. はじめに

本書は、『鯨研叢書』として既刊のCPUE、自然死亡率および資源の管理に続く第4の動態研究の総説である。標識調査は極めて古くからいろいろな対象に対して応用され、当然水産資源研究でも広く利用されている。生物集団の動態研究の中では欠かせない重要な手法である。国際捕鯨委員会(IWC)でも多く用いられ、各種の研究が行われた。標識調査には、過去に私自身もかかわったことがあり、ブリの回遊等についていくつかの論文を発表したが、資源量推定には基本的に疑問を持っており、それほど重視していなかった。私がIWCの研究活動に直接かかわるようになった1980年頃から、資源動態モデルと捕獲物の年齢組成を利用した新しい資源量推定法が用いられるようになり、私もまずこの新しい手法の応用に取り組んだ。やがて商業捕鯨モラトリアムとなり、鯨資源の包括的評価(CA)の一環として管理方式の改訂作業が始まると、この問題に努力を集中することになる。以上のような経過の中で、過去にIWCの標識調査関係の論文はほとんど読んでいなかった。

1984年のIWC科学委員会(SC)の会合で、標識調査法の問題点が数々指摘され、モラトリアムが実施されれば標識鯨の再捕が期待できないこともあって、標識鉞による調査は中止へと向った。これらの議論の中でいろいろな解析手法が議論され、論文も提出されていたが、当時私自身はそのうちに勉強しようと思うだけで、本格的に取り組むことはなかった。今になってようやくこの問題を調べてみると、古くからの科学者たちの努力、創意工夫の様子が見えて、興味深いものがあった。本書はそのような背景のもとで、捕鯨中心に過去の標識調査の経過をまとめたものである。

IWCに関連した標識調査は、多くの国によって、いろいろな海域で実施されてきた。しかしその全体を網羅的に紹介すると、話題の焦点がぼけてしまう恐れがあり、また個人の能力の限界もあって、ここでは取り上げる範囲を取捨選択した。標識調査に対する基本的考え方や問題点、資源推定法に焦点をあて、これらに関してはかなり克明にその展開過程を記述した。

本書の内容は次のようになっている。まず古典的な標識調査の実施から始まり、いわゆる三人委員会がデータの数理解析を始めた。国際鯨類調査10年計画(IDCR)のもとで南氷洋クロミンククジラの大規模な標識調査が始まり、資源量推定値が計算されたが、その結果が疑問視され、資源管理には利用できないとされた。標識鉞による調査が中止になった後も、写真撮影やDNAによる個体識別を利用した調査は継続され、いくつかの興味ある結果が得られている。本書では南半球に分布する矮小型でない胸びれに白帯のないミンククジラを西脇(1965, pp.72, 73)にしたがってクロミンククジラと記す。

標識調査からの資源量推定には、高度な統計学的手法が多用されている。本書の目的

から言って、これらの手法の高度の数理的側面はなるべく省略し、物の考え方の筋道を説明するように努めた。手法の詳細を知りたい方は、引用文献を直接参照されることをお勧めする。なお数式中の記号は原則として原著論文によることとした。

2. 標識放流調査

2-1 調査方法の原理

鯨類の標識調査の議論にはいる前に、魚類を含めた一般の場合についてその考え方の基礎や条件などを説明しておこう。Ricker(1975, p.75)によると、この方法が最初に利用されたのは1662年に出版されたJohn Grauntの人口統計学に関する論文だという。ある1年間の出生数が知られていた時これを標識群と考えると、一部の標本について人口当たりの出生数を調べて総人口を推定することができる。水産資源の研究で初めてこの方法を利用したのはC. G. J. Petersen(1986など)で、漁獲利用率や資源量推定を行ったという。陸上動物については、鳥や哺乳動物に応用したLincoln(1930)、昆虫学に利用したJackson(1933)が最初という。

Beverton and Holt(1957)は標識調査の主要な目的は、標識した魚の実験個体群を作り、その特性を調べることでありとしている。自然個体群について推定することの困難あるいは不可能ないくつかのパラメータも、実験個体群ならある程度の精度をもって推定することが可能であろう。標識調査から得られる情報はいろいろあるが、資源動態に関連したものとしては漁獲利用率、資源量、生残率、加入率があげられる。生物学的面では移動・回遊、成長、系群の分離などに関連した情報が得られる。標識調査を行えば、これらの情報の全てが得られるというわけではない。目的によって、調査の内容に関しいろいろな条件が要求される。一般に生物学的情報は定性的で、それほど厳しい条件を必要としないが、資源動態に関連した問題は定量的で統計的推定理論が応用され、その理論の前提となる諸条件が要求される。

調査方法として最も単純なのは2回サンプリングを行うもので、第1回のサンプリングで得られた標本に標識となる印を付けてもどしてやり、2回目の標本の中での標識個体の混合率を調べる方法である。再捕のためのサンプリングを繰返すと、再捕個体数を多くすることができる。標識放流を繰返して行うこともできる。時間の面ばかりでなく、空間的に放流点、再捕点をいくつか設定してもよい。放流、再捕の方法が複雑になるほど、得られる情報は多くなる。

推定法の基礎は、放流尾数 S に対する再捕尾数 m の割合を資源の漁獲利用率と考えること、あるいは漁獲した n 尾の中の再捕個体 m 尾の混合率を資源の中での標識個体の混合率と考えることである。資源尾数を N とすると、前者は $m/S=n/N$ とおくことに相当し、後者は $m/n=S/N$ と置くことに当たる。いずれにしても、 $N=nS/m$ という関係が導かれる。

この式はPetersenの推定式と呼ばれる。放流方法が複雑になると推定式も複雑になるが、Petersenの式に基づくものが多い。このようにして推定される資源量は原則として放流時点での量である。

2-2 標識調査の要求する条件と起こり得るバイアス

Ricker(1975, p.81) は標識放流による資源の諸特性値推定のための条件を以下のようにまとめている。

- ① 標識個体と非標識個体の自然死亡率に差がない。
- ② 標識個体と非標識個体の漁獲のされやすさ(vulnerability)に差がない。
- ③ 標識は脱落あるいは消失することがない。
- ④ 標識個体は非標識個体とランダムに混合する。
あるいは漁獲努力の分布が水中の魚群密度の分布に比例している。
- ⑤ 全ての標識個体は再捕時に発見され、報告される。
- ⑥ 再捕が継続している間、資源への加入量は無視し得る程度である。

現実の資源や漁業を考える時、これらは極めて厳しい条件である。しかしこれら6つの条件が全て満たされていないならば推定はできないということではない。推定しようという特性値によっては、これらのうちの一部のみが要求される。

Ricker(1975, pp.113-130)は条件が満たされていないときの誤差をA、B、Cの3つの型に分け、それぞれへの対応法について考察している。

A型の誤差は、放流直後の死亡あるいは標識脱落、再捕個体の見落としや無報告によるものである。この場合標識個体の再捕率 m/S は漁獲率より低くなる。死亡・脱落率あるいは発見報告率の推定が要求される。一方生残率や全減少係数 Z は、再捕数が少なくなるので精度は多少落ちるが、発見報告率が一定なら偏りなく推定できる。再捕尾数の時間的減少傾向から生残率を計算する。

B型の誤差は一定の率で継続する標識脱落、標識死亡、あるいは逸散によるものである。この場合推定される全減少係数 Z' は漁獲係数 F と自然死亡係数 M の外に、脱落などの係数を含み、 m'/S は正しい漁獲利用率とはならず、 $m'/S = F(1 - e^{-Z'}) / Z'$ となっている。ここで標識数 S は既知であるから、 m' と Z' が得られれば F が推定できる。したがってもし正しい Z が年齢組成などから得られていると、これと F を用いて $M = Z - F$ も求まる。またこの Z と標識放流から得られた Z' を比較することによって、B型の誤差の存在を検証できる。

C型の誤差は標識魚の放流直後の異常行動や、資源の中での偏った分布によるものである。これらの標識個体が翌漁期には正常にもどり、非標識個体ともよく混ざり合うようになれば、第2年日以降の再捕データはそのまま利用できる。C型の誤差は放流が漁期直前に行われた場合に起こり得る。また放流が漁期中継続して行われた時は再捕の対象になる S が第1年目の間変化するので、その補正が必要になる。

2-3 標識放流再捕状況の図による表現

標識の放流や再捕は空間の中のある時点での出来事である。空間は普通2次元の平面で表せるので、これらの点を表示するには時間軸を加えた3次元の空間が必要になる。もしここで空間を1次元あるいは1本の曲線で表せるような条件があれば、2次元の平面上に表示することができる。Brown(1954)は南氷洋のナガスクジラの移動を図に表示して見るために、空間については緯度を無視して経度のみを横軸にとり、時間を縦軸にとって放流点、再捕点をプロットした。彼はこの図をtime chartと呼んだ。Wada(1984)およびBest and Kato(1986)は南氷洋のクロミンククジラについて、時間軸を年を無視して月日のみで表示し、同様の図を描いた。

田中(1972; 1998, p.316)はブリの漁場が沿岸域に限られていることを利用して、その移動を調べるために北海道から九州までの太平洋沿岸を1本の曲線で近似して横軸にとり、時間を縦軸にとって放流点と再捕点をプロットした。放流は多くの漁場で繰返し行われ、各地から多数の再捕が得られた。これらの点の配列の傾向から、春季の千葉県から九州方面への南下、夏季の千葉県から三陸、北海道方面への北上が明瞭に見られた。これらの傾向をまとめて、ブリの回遊パターンをモデル化することができる(Tanaka, 1979; 1998, p.318)。空間が2次元で表現される場合でも、最近のコンピューターグラフィックの技術を使えば、3次元表現による可視化も可能であろう。

標識調査の構造をそのままシステムモデル化して、ブロックダイアグラムに表現することも考えられる(田中, 1998, pp.284-328)。1回放流・1回再捕の場合の基本的ダイアグラムは図2-1のようになる。ここで標識群は全体からのランダムサンプルだという前提に立つと、 $S/N=m/n=(S-m)/(N-n)$ の関係を考えることができる。これを基本単位モジュールとしてモデルに応じて組み立てていけば、全体の構造図ができる。標識ブリ回遊のダイアグラムを図2-2に示す。この図で太線の枠で囲まれたブロックには観測値がはいり、細線で囲まれたブロックおよびブロック間の配分率は、全ていもずる式に計算できる。漁場が多数あり、各漁場で放流と再捕が繰返され、多数の放流魚が放流漁場以

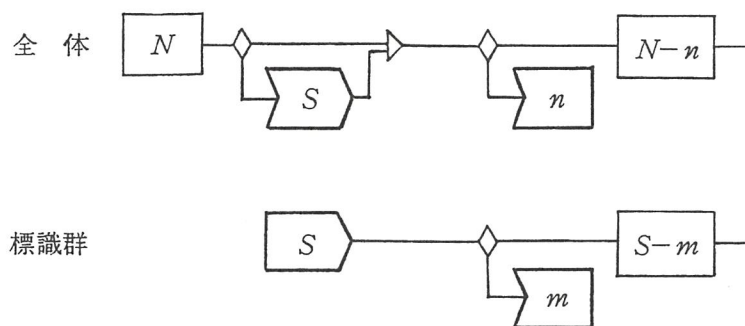


図2-1 基本となる標識放流・再捕の構造モデル。太線で囲まれた量は既知である。

(田中(1998)図6・1)

外の漁場でも再捕されているというような場合、システムとしてブロックダイアグラムを描くことによって、データの処理の仕方が具体的に見えてくる。

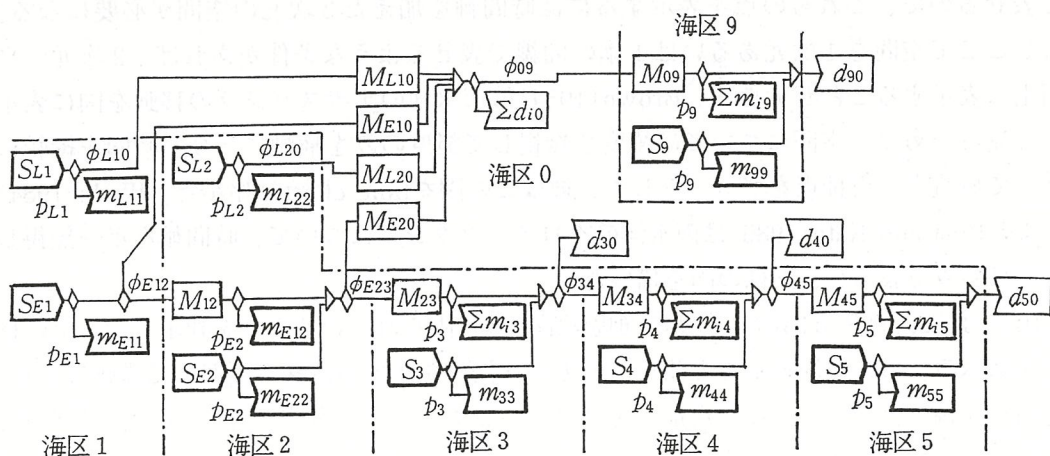


図2-2 標識ブリの放流年における回遊モデル。太線枠は観測値。(田中(1998)図6・14)

3. 戦前の鯨標識調査

3-1 標識調査の始まり

標識調査は、魚類に対しては古くから広く行なわれていた。鯨の標識調査が本格的に行なわれたのは1920年代半ばからであるが、それに先駆けてわが国では1910年に紀州沖でシロナガスクジラに打ち込まれた真鍮の棒が1912年金華山沖で回収された例がある(Omura and Ohsumi, 1964)。南氷洋での標識調査はノルウエー、英国によって始められた。英国は1924年にDiscovery委員会を設立して鯨資源の調査研究を始めたが、その計画の中の重要な項目として標識調査が含まれていた。(Kemp et al., 1929)。

南氷洋捕鯨はSouth Georgia島でノルウエーの会社によって1904/05漁期から始められた。それまでの北大西洋などでの捕鯨が資源枯渇によって短期間で終わってしまった誤りを繰り返さないために、調査の第一のねらいは鯨の資源量を見積もることにあった。委員会は1925年にSouth Georgia島に海洋生物研究所を設立し、南北両半球の鯨の種族問題をはじめ、回遊、成長、成熟、食性などの研究を進めた。この調査の中の重要項目は南北、東西回遊を明らかにして系群を識別することであるが、このために広く用いられる方法が標識調査である。この調査で鯨標識にも利用できる研究船William Soresby(全長134ft)を建造し、また実用的標識を開発した。(Kemp et al., 1929)。

標識は、脱落せずまた鯨体に害を与えず、単純で取り扱いが容易で生産費が安く、かつ発見され易いものが望ましい。1925年の実験で、最善の方法は標識を皮下脂肪層に打ち

込むこととされた。標識は画鋐型で、矢型に直径約4.4cmの円盤を取り付けたものであった。矢型には3本のかえしがついている。この標識に軽い木製の棒をつけ、散弾銃で発射する。この方法の現場実験を繰り返し、船側の設備を改良して1928年初めには好成績をおさめ、本格的に実施した。(Kemp *et al.*, 1929)。しかし残念ながら再捕発見はなかった。画鋐型標識はすぐに抜けてしまうと考えられた。(Rayner, 1940)。

その後のDiscovery委員会による標識調査は Rayner(1940)によって詳しく報告されている。1932年に新しい標識銃が設計された。径2.5cmのアルミ管に鉛の弾頭を付けたもので、散弾銃で発射する。アルミ管の太さを散弾銃の口径に合わせ、葉莖に直接取り付け。銃は皮下脂肪層に埋まり外部からは見えないが、解体時に発見される。1932/33漁期にSouth Georgia島周辺で200頭に標識され、当漁期中および次漁期に再捕発見があった。銃の設計は満足すべきものであったが、アルミ管に錆が発生していたので、材質をステンレスに変えた。この標識銃を用いて大規模な標識調査が実施され、William Soresbyにより1934/35～1937/38の4漁期、およびSouth Georgia島周辺で用船により1934/35～1936/37に、全部で5,000頭以上が標識された。標識海域は南氷洋漁場をほぼカバーし、南氷洋の捕鯨船以外でも熱帯、亜熱帯域から再捕が報告された。1938/39漁期にもドイツの捕鯨会社との協力によって実施された。

3-2 標識調査の実績

1930年代の南氷洋での標識調査の実績を表3-1に示す(Rayner, 1940)。標識はシロナガスクジラ、ナガスクジラ、ザトウクジラに集中し、中でもナガスクジラは4,000頭近い個体に標識が付けられた。標識は数十メートルの距離から散弾銃で打ち込むので、標識がどのような形で鯨体に打ち込まれているかを確認することができない。そのため発射銃のうちの有効に標識されたものが何本あるかにはあいまいな点が残る。銃を発射した際にはその都度銃の状況について判定が行なわれる。判定の内容は、命中(hit)、命中らしい(possible hit)、はずれ(miss)、跳弾(ricochet)、銃を見失い判定不能(no verdict)である。表3-1はこれらの判定結果を参考にし、以下のようにさらにいくつかの条件を加え

表3-1 戦前の南氷洋での鯨の標識数(Rayner, 1940)

	シロナガスクジラ	ナガスクジラ	イワシクジラ	ザトウクジラ	セミクジラ	マッコウクジラ	計
William Soresby 1934/35-1937/38	394	2,101	22	540	—	52	3,109
South Georgia 1932/33-1936/37	274	1,804	5	7	8	—	2,098
Discovery II 1933/35-1937/39	—	10	1	1	—	—	12
計	668	3,915	28	548	8	52	5,219

て集計したものである。命中の中で二重標識は1頭と数える。命中でも鰓が一部体外に露出しているものは、再捕回収された場合以外は数えない。‘はずれ’や‘命中らしい’の中から実際に再捕回収されるものが時にあるが、これらは集計に加える。さらに残った‘命中らしい’の半数を加える。以上の標識鯨からの再捕回収報告数は表3-2に示す。

表3-2 鯨種別再捕報告率 Rayner(1940)

鯨種	標識数	再捕報告数	%
シロナガスクジラ	668	33	4.94
ナガスクジラ	3,915	118	3.01
ザトウクジラ	548	36	6.57

3-3 再捕結果の分析

鯨標識調査の第一の目的が移動・回遊や系群を明らかにすることであったので、標識再捕の結果から、まずこれらの問題が論議された(Rayner, 1940; Mackintosh, 1942)。標識数の多いシロナガスクジラ、ナガスクジラ、ザトウクジラの移動が取り上げられたが、中でもザトウクジラの移動回遊が明瞭に浮かび上がってきた。ザトウクジラは南氷洋の冬季にも熱帯、温帯の沿岸域に漁場が形成される。したがって、南氷洋で夏季に標識された鯨が冬季にこれらの低緯度海域で再捕され、南北回遊路が示され、また低緯度海域と南氷洋の海域の間の対応関係が明らかになった。南半球のザトウクジラに数系群の存在することがわかり、これにしたがって現在も用いられている南氷洋の6つの海区が設定された。Ⅲ区の鯨はアフリカ東岸、マダガスカル方面、Ⅳ区は西オーストラリア、Ⅴ区はニュージーランド方面の冬季の繁殖場へ回遊することがわかった。Rayner(1948)はその後の再捕も含めて検討し、上記の結果を裏付けた。

シロナガスクジラやナガスクジラは、冬季に低緯度海域であり沿岸によらず、漁場がないこともあって、その移動・回遊はザトウクジラほど明瞭ではない。同年再捕の例では、東西方向の移動が見られ、ザトウクジラよりかなり分散するようである。南氷洋での翌年以降の再捕から見ると、大部分は標識海域に回帰するが、ザトウクジラについて設定された6つの海区の境界を越えた移動も認められた。しかし分散域が年とともに拡大していく様子はなく、ザトウクジラよりは大きな海区の範囲内で移動しているものと見られた。(Rayner, 1940; Mackintosh, 1942)。

Brown(1954)は1951/52漁期までの再捕を含めてナガスクジラとシロナガスクジラの移動分散を定量的に分析した。南北回遊についてはナガスクジラの北上と南下がそれぞれ1例見られたのみなので、分析の対象は東西方向の移動(経度の差)に向けられた。ナガスクジラの結果を中心に示す。

東西方向を経度だけで横軸に示し、縦軸に時間(漁期)をとり、2次元の面に標識点

と再捕点をプロットしてこれらの2点を結び、標識個体の移動を示す(time chartと呼ぶ)。短時間に大きく移動すれば横向きの直線、長時間後に同じ場所で再捕されれば縦方向の直線となる。縦方向の直線が多く、回帰の傾向が示されたが、海区の境界を越えた例もいくつかあった。東西方向の移動を見る場合、再捕数が捕獲数に依存しているので、これを補正する必要がある。1932/33から1951/52までの経度10°の小区画ごとの捕獲数を推定し、各漁期内での小区画ごとの相対捕獲数の逆数を重みとして再捕数を補正した。移動の限界を見ると、標識点からだいたい±50°の範囲内に限られていた。この範囲は再捕までの時間とともに広がる傾向は見られない。0～2年後の再捕にくらべて3年後以降の再捕では±50°の限界の範囲内でより一様に分布するようになる。シロナガスクジラはナガスクジラより分散の範囲が若干広いようであるが、全体的傾向は類似している。ナガスクジラでもシロナガスクジラでも、南氷洋で海区の境界を越えた再捕が認められ、Ⅱ区からⅢ区、あるいはⅢ区からⅣ区への移動が数%程度は起こっているらしい。ただし移動は隣接の海区までで、それ以上の移動再捕の例はない。

Rayner(1940)は捕獲の強さを比較する意味で鯨種別の再捕率を計算している。ここで再捕率にはいろいろな誤差が含まれていることに注意しなければならない。報告された再捕数は、実際に再捕された鯨のうちの発見されて報告された数で、再捕されても発見されないことが多い。実再捕数は報告数よりかなり大きいと思われる。表3-1に示された有効標識数は個々の発射銃ごとの命中とかはずれ等の判定にもとづいて推定されているが、判定の誤りなどいろいろな誤差を含んでいる。鯨の脱落、死亡等によるロスもある。しかしこれらの誤差が鯨種によらず同様に作用しているとすると、再捕率の鯨種間の比較は意味をもっている。1939年12月までの再捕発見率を表3-2に示す。

シロナガスクジラは第一の目標鯨種で、ナガスクジラより速やかに減少したが、再捕発見率もかなり高い。ザトウクジラは南氷洋と温熱帯海域で2度漁期があり、捕獲の強度は著しく高いと思われるが、再捕発見率もナガスクジラの2倍以上に達しており、シロナガスクジラよりさらに高い。資源の枯渇も認められる。

4. 戦後の鯨標識調査

4-1 標識調査の再開

戦後1946年には南氷洋母船式捕鯨が再開され、1948年に国際捕鯨取締条約が発効し、国際捕鯨委員会(IWC)の第1回会合は1949年にロンドンで開かれた。1951年の3回会合で科学委員会(SC)の設置が認められ、鯨類および捕鯨に関する科学研究活動が促進され、資源評価も始まった(IWC, 1952a, p.14)。鯨の標識調査は戦後間もなく、IWCの研究活動に先がけて開始された(Ohmura and Ohsumi, 1964)。日本は1948年から標識銃の準備を始め、1949年から三陸、道東沖で各鯨種に対して標識調査を実施した。調査海域は1952

年まで沿岸域および小笠原海域に限られていたが、1953年以降、北洋海域に拡大された。1954年までの命中銃数は2,000を越え、1961年までに300近い再捕発見を得た。ソ連も1954年から北太平洋で、独自の計画により標識調査を始めた。1950年代には多くの捕鯨国が標識調査を実施していた。(大隅, 1991)。

IWCでの国際協力による標識調査は南氷洋を中心に進められた。Mackintosh(1952)は標識調査の必要性を強調した。英国の鯨資源の研究は、Discovery委員会のもとで始められ、その後National Institute of Oceanography(NIO)に引き継がれ、鯨の分布、回遊、繁殖、成長をはじめ、資源構造、海洋環境などの広い分野にわたって続けられてきた。これらの研究は、母船や陸上基地での鯨体調査、海洋調査、捕鯨操業の記録によっても進められたが、これだけでは十分でない。生きている鯨の研究のためには、標識調査が最もよい。個体識別ができて標識、再捕の時空間的關係が明らかになり、生物学の広い分野の情報が得られる。戦後1950年にマッコウクジラを中心に79頭がアフリカ沖で標識されたが、戦前の標識の再捕は年とともに減少している。これまでに得られた情報は不十分で、多くの情報が緊急に必要である。捕鯨は重要産業であるが、標識調査以外に研究の発展は望めないと主張する。

標識のためには特別の調査船が不可欠であり、多額の資金が必要になる。Mackintoshは今後の進め方として、以下のような提案を行なっている。南氷洋での標識はまだ不十分で、新規の標識を行ない、系群問題をより明確にし、資源量の情報も得られるようにする。今まで標識数の少なかった海域で特に標識を行なう。温暖域で冬季に標識を行ない、合わせて目視による分布調査も行なう。若齢個体への標識により年齢査定に貢献できる。マッコウクジラの標識数が少ないので温帯域での標識を行なう。そして彼は、多量のデータから予想外の事実のわかることもあるので、計画された目的以上に役に立つこともあると述べている。

1952年5月のIWC第4回会合で、SCは大規模な鯨標識調査の実施を強く勧告し(IWC, 1952b)、そのために捕鯨会社の協力を期待した。この会合で日本を含む4ヵ国が標識調査実施予定を、またオーストラリアなど3ヵ国がNIOへの協力を表明した。SCはさらに標識方法の改良の研究に合意し、発見報告とデータの提供を捕鯨会社および監視員に要請した。IWCの本委員会はSCからの報告を受けて、可能な最大限の規模での標識調査を継続することとした(IWC, 1953a, p.20)。

翌1953年6月の第5回会合で、英国代表は覚書を提出し、未解決の多くの問題に答を出すためには大規模な標識調査の必要なことを強調し、操業中の捕鯨船を用船することを提案した。また大規模な調査を長期的に実施するために、IWCのもとでの国際協力を提案し、NIOは調査の調整役を引き受け、標識と銃の提供、科学者の派遣を引き受ける用意のあることを表明した(IWC, 1953b)。1953/54漁期に先がけて、英、オランダ、ノルウエーの捕鯨会社の負担でEnern号が南氷洋で鯨標識を実施し、152頭に標識した

(Mackintosh, 1954)。この外にも1952年以来NIOとの協力のもとでいくつかの国が標識調査を実施したが、さらなる規模の拡大が望まれた。ナガスクジラ資源の状態を示す最も信頼できる証拠として標識調査が注目され、大規模標識が必要とされた(IWC,1954)。

4-2 国際協力標識調査

1955年4月のSC分科会会合で標識調査の国際協力計画が検討された(IWC, 1955a, p.22)。標識鯨は50年後にも再捕の可能性があり、標識調査も長期にわたって継続されよう。標識記録は長期間の保存が必要になる。訓練された科学者の監督のもとで行なうことが望ましく、また標識の番号が混乱しないように注意しなければならない。研究者間でデータを共有にし、仕事は分担して実施する。これらを実行するためには調整組織が必要になるが、とりあえずNIOが調整役を引き受けることにした。標識鉞は均一な品質を保持し、系列番号などの混乱を防ぐために、同一メーカーの製品を使用する。これらの議論を受けて、SCの議長が同年7月のモスクワ会合に計画案を提出することとした。

SC議長は以下のような国際協力標識調査計画を提出した(Mackintosh, 1955)。標識により個体を識別してその行動を時空的に記録し、移動・回遊、年齢、生活史等多くの情報が入手できる。戦前には1934～38年に5,000頭余が標識されたが、戦後はまだ数百頭が標識されたに過ぎない。資源管理に不可欠の情報を得るためには、何年にもわたって、毎年1,000頭程度の標識を実行する必要がある。計画は各国が実施し、中央がこれらを調整するやり方が良いと思われるが、IWCが各国からの基金によって直接実施する方が委員会にとってはやりやすいかも知れない。NIOに中央調整機関を引き受けてもらう。調整者の責任は、標識鉞、銃等の資材の提供、標識法への情報・助言の提供、計画立案、調査の組織化、データの交換等である。担当科学者はデータ、情報を正確に記録し、コピーをNIOに送る。NIOは記録を長期保管する。

1955年7月のモスクワ会合でSCはMackintoshの提案を指針として国際協力計画を実行することとし、また1955/56の南氷洋標識調査にIWCからの1,000ポンドの支援を要請した。この他に北太平洋などでも標識調査が実施されることが報告された。同時に開かれたIWC第7回会合で、SCからの提案は資金提供を含めて、認められた。(IWC, 1955b, p.8; IWC, 1956a, p.18)。

Mackintosh (1955, Appendix p.9)は標識調査の実施に関し、南氷洋が最も重要で、過去に標識調査のなかったV区での標識が必要とした。また繁殖期、仔・若齢鯨への標識の重要性を指摘した。1955/56漁期から日本、ノルウエー、南アフリカ、ソ連、英の母船による標識のために2,700本の標識鉞が用意され、1956/57漁期にはオーストラリア、ニュージーランドも含めて4,000本を用意することとなった(IWC, 1956b, p.24)。このようにして、南氷洋での大規模標識調査が、国際協力のもとで始まった。なおソ連は独自の計画により実施した。

大規模標識調査が軌道に乗り、再捕報告も上がってくるようになると、その結果をめぐる論議も始まった。また、北太平洋で系群が東西で分離しているかどうか議論され、日本の標識調査結果が参照された(IWC, 1957, p.22)。ここから鯨の分布について興味ある事実が明らかになってきた。たとえばザトウクジラは東西で完全には分離していないことがわかった(IWC, 1958b, p.23)。南氷洋の資源状態に関連して、資源評価の基礎である年齢査定法に疑問が出され、査定法を確証するために多数の小型鯨に標識することが要求された。しかし必要数の再捕を得るには大量に標識しなければならない。小型鯨には銃が危害を加える恐れのあることに注意しながら、できるだけ多数に標識することが望まれた。(IWC, 1957, p.24)。SCでは南半球や北太平洋での系群分離の研究の進行が報告され、また南氷洋の1960/61漁期にはより多くのマッコウクジラへの標識が望まれた(IWC, 1960, p.28)。

4-3 標識技術の研究

標識調査によって捕獲の影響を知ろうとする時、正しい標識数と再捕数が必要になる。移動・回遊を知るだけであればそれほど精密さは要求されないが、標識個体の移動例を定量的に見ようとすれば、標識、再捕の数ばかりでなく、捕獲率に関する何らかの情報も要求される。Rayner(1940)は、再捕数は見落しのために低く計数され、有効標識数は誤差をとめない、そのほか標識の脱落、自然死亡、標識銃による死亡等により実残存個体数は低くなっていると述べている。これらの誤差要因は銃の形態や取り付け方法にもかかわっている。

Ruud *et al.*(1953)は、捕鯨基地において捕獲鯨を用いて、標識銃による傷の状態を調べることを主目的にして、発射実験を行なった。海上での実際の発射では普通35~45mの距離から行なうが、実験では3~10mで行なった。そのため命中標識の影響を誇張して見ることができる。各個体に場所を選んで2~10発を打ち込み、全体で66発発射した。大部分は浮上時に露出される背側に、5本は腹側に打ち込んだ。その結果3本は致命的傷を与えており、さらに致命的ではないが障害を残すような傷を与えたものもあった。しかし通常の発射では大きな傷は与えないと思われる。皮下脂肪層を貫通して背筋に達したのも、腹腔には達していなかった。したがって、胸びれの周辺を避け、背びれ付近をねらうのが良い。尾の部分、特に近距離から小型個体に発射する場合、貫通する可能性がある。傷の部分の感染についてはこの実験では考慮していないが、過去に銃の周辺の化膿しているのが見られたので、銃はペニシリン軟膏を塗るなどして消毒しておくのが良いとしている。鯨体解体時の標識見落しをなくすには、標識が外部から認められるようにすると良い。ナイロン糸のストリーマーを付けて実験し、一応の成果を得た。ナイロン糸は相当期間残存するとみている。跳弾を防ぐためには射撃角度をなるべく大きくする。角度が小さいと、命中した場合でも刺さり方が浅い。

Clarke and Ruud(1954)は国際協力によるEnern号の南氷洋での標識調査航海で、いくつかの現場観測をしている。なお射撃結果で、命中のうちで銆の一部が体表から露出しているものを区別した。ペニシリンで銆を消毒し、ナイロン糸のストリーマーを付けた銆も試してみた。ストリーマーを付けた銆で命中率がやや下がった。ストリーマーの抵抗に対応するため、発射火薬をふやす必要があるかもしれない。銆の命中点を記録した結果では、背びれ付近が多く、胸びれの周辺にはなかった。標識銆は重大な傷を与えないことが明らかになった。再捕時の発見については母船上で実験をし、ボイラーの中に銆を入れる実験も試みた。

5. 三人委員会およびその後の標識調査結果の解析

5-1 三人委員会の最終報告

1955/56漁期から南氷洋での大規模な国際協力標識調査が始まったが、この頃のIWC内での重要な課題は、ナガスクジラの資源問題と、これにからんだ総捕獲枠BWUの削減であった。年齢組成から推定された死亡率は高過ぎて、資源を維持できないと考えられた。そのためSCは当時の捕獲枠15,000BWUの削減を勧告し、IWCも1956/57漁期に14,500BWUとすることを決めた。しかし出漁国の異議申し立てで、実質的には削減できなかった。(IWC, 1958a, p.17)。1958年6月の年次会合でオランダは、枠削減の十分な根拠はないとして、逆に16,000BWUへの引き上げを提案した。しかしSCの見解に従って、1958/59漁期の枠は14,500BWUに維持した。この年にも異議申し立てがあり、実行上15,000BWUとなった。

オランダとノルウェーは枠の削減を不満として1959年7月捕鯨取締条約を脱退した。これら2国の復帰を期待して、1960/61、1961/62には捕獲枠を決めないこととした。そのため、1960/61の漁期に実際の捕獲は16,000BWUを越えてしまった。このような混乱のなかで、資源減少を食い止めることが深刻な問題となってきたが、1960年6月の年次会合で英国代表からの提案を受けて、3人の専門家による独自の資源評価を行なうことを決めた。ニュージーランドのAllen、米国のChapman、FAOのHoltの3人が選ばれた。(IWC, 1961, pp.8, 16)。

三人委員会とSC特別委員会は1961年4月ローマのFAO本部で合同の会合を持ち、これからの研究の方向を検討した(IWC, 1962, p38)。その中で標識調査に関しては、目的、問題点、得られた結果、経費支援が論じられた。目的としては、(1)移動・回遊、(2)年齢・成長、(3)死亡率、資源量推定があげられている。それまでに得られている成果として、移動・回遊に関して、ザトウクジラの6繁殖群の存在が示されたが、シロナガスクジラ、ナガスクジラではグループ間の混交も認められた。年齢・成長に関しては年齢既知の個体への標識がないので、確定的結果は得られていないが、鯨が長寿命であること

が確認され、年齢基準の正当性検討の材料が提供された。資源量推定等は進んでいない。再捕数が少なく、系群の境界が明確でないこと、標識および再捕発見の技術的難しさが指摘された。これらの結果をふまえて、標識海域を拡大しながら、標識調査の継続、強化と、そのための経費支援が必要であることが主張された。また標識調査から得られた死亡率などの推定値を年齢組成、努力統計から計算された結果と比較検討すべきことも指摘された。

三人委員会はその最終報告を1963年6月にSCに提出し(Chapman *et al.*,1964)、IWCは7月の15回会合でこの報告を出版することを決め、さらにGullandを加えて1964年の16回会合までこの研究を続けることとした(IWC, 1964, p.34)。最終報告の中での資源評価は大部分が漁獲統計に基づくものであったが、戦前および戦後の標識調査の結果を用いたナガスクジラとシロナガスクジラの資源量推定も試みられている。

ナガスクジラの計算結果を示す。1957/58~1960/61の4漁期中に戦前および戦後の標識個体が再捕された。この間戦前、戦後の標識個体で再捕発見の可能性は同じと考えられる。したがって両期間の再捕発見率の差は両期間の間 t 年間の死亡率 e^{-Zt} とみなしてよい。南水洋全体での標識数、発見数を表5-1に示す。 Zt が2.20となるので、両期間の間 t を20年(1935年から1955年まで)とすると、1年当りの Z は0.110と計算される。同期間の捕獲数は年平均14,300頭であったので、漁獲係数を $F < 0.110$ とすると、資源頭数は少なくとも13万頭となる。資源量指数をCPUEで表し、1951/52~1955/56の期間の平均を1.00とすると、上記の期間の平均資源量指数は1.35である。したがって1951/52~1955/56の期間の平均は13万/1.35=9.6万頭以上である。ここで自然死亡係数 $M=0.05$ とおくと、 $9.6万 \times Z/F = 9.6万 \times 0.11 / (0.11 - 0.05) = 17.6万頭以上$ という推定値が得られる。

表5-1 戦前、戦後の標識の発見率の比較

	戦前	戦後			
標識数	3,243	838			
回収数	40	93	発見率の比	Zt	Z
回収率%	1.233	11.10	0.111	2.20	0.110

シロナガスクジラは標識数が少ないが、ナガスクジラと比較しながら推定を試みている。戦前の標識からの1946/47漁期以降の再捕発見数は、ナガスクジラ(f)で3,243中122、シロナガスクジラ(b)で693中7となっている。この時期の再捕報告率を p_f 等とおき $e^{-Zt}p_f = 122/3243$ 等の関係を想定し、さらに $p_f = p_b$ と仮定すると

$$e^{-(Zb-Zf)t} = (3,243/122) \times (7/693) = 0.27$$

となる。 t を1937~1947まで10年として、平均 $\bar{Z}_b - \bar{Z}_f = 0.13$ (註：以下原本と数値がわずかに異なる)を得る。この10年のうち、戦争中の6年はほぼ平常時の1年に当たるとする

と、捕鯨の影響を実質5年分として

$$10(\bar{Z}_b - \bar{Z}_f) = 10(M_b - M_f) + 5(F_b - F_f)$$

という関係が考えられる。 $M_b = M_f$ 、 $F_f = 0.06$ とおくと、シロナガスクジラの漁獲係数 $F_b = 0.32$ を得る。

ナガスクジラの上記の結果に対して、CPUEを用いて推定した1957/58～1960/61漁期の平均資源量は、方法やCPUEの内容によって異なるが、7～10万となっている。この値を1950年代の初めの頃の資源量に換算すると、10～14万の値を得る。標識結果はこの値にくらべて高めであるが、その仮定のたて方や計算方式はかなり荒っぽいもので、その信頼性は低い。CPUEの解析の結果を含めて判断すれば、10万頭台の値が考えられ、 F の値の高過ぎることが結論付けられよう。またシロナガスクジラの捕獲率は著しく高いことがわかる。

5-2 三人委員会以後

(1) 標識発見率を使わない死亡率と資源量の推定

1960年代半ば以降においても、国際協力計画あるいは各国独自の計画による大規模な標識調査が続けられた。南氷洋以外で、北太平洋などでも大規模調査が行われ、また対象鯨もマッコウクジラやイワシクジラの標識が強化されていった。(IWC, 1967b, p.76; 1968, p.50等)。資源解析については、FAOが積極的に関係するようになった。

IWCとFAOの資源評価合同作業部会が1966年1月シアトルで開かれ、ナガスクジラについてさらに解析が行なわれた(IWC, 1967a, pp.32-39)。ここでは三人委員会報告の計算をSeber(1962)にならってさらに進めた。異なった時期からの同一時期における再捕を比較するもので、発見効率の違いに影響されないことが特徴である。この方法の概要を示す。 y 年の標識数から y 年内再捕数を差し引いた数を t_0 、 $y+1$ 年の標識から $y+1$ 年再捕を差し引いた数を t_1 、 t_0 からの $y+2$ 年以降の再捕数を S_{02} 、 t_1 からの $y+2$ 以降の再捕数を S_{12} とする。全死亡係数を Z として y 年標識群の $y+1$ 年漁期直後の生残数は $t_0 e^{-Z}$ である。 $y+2$ 年以降の両群からの再捕率は等しいとして、 $S_{02}/(t_0 e^{-Z}) = S_{12}/t_1$ とおける。死亡率は

$$1 - e^{-Z} = 1 - (t_1 S_{02}) / \{t_0 (S_{12} + 1)\}$$

として計算できる。 S_{12} に1を加えたのは、バイアスを除くためである。

この式で1954/55から1960/61漁期までの各年ごとの死亡率を求めると、年によって0.60から0.72までの値が得られたが、この両端の値を除くと、他は0.23～0.45の範囲にあった。7年分の平均は0.24である。死亡係数 $Z = 0.27$ に相当する。自然死亡 $M = 0.05$ とすると $F = 0.22$ が得られる。標識の大半がⅡ区とⅢ区なので、この区域での標識と再捕に限り計算すると、年死亡率は0.23($Z = 0.26$)となる。同様な計算を1934/35～1937/38について行くと、年による変動が激しいが、平均0.04という値を得た。三人委員会の年齢組成とCPUEを用いた同期間の推定値はcatcher's day's work(CDW)を用いた場合0.044、トン数

補正を加えた場合0.084が得られている (Chapman *et al.*, 1964, p.46)。標識調査の結果と類似した値であるが、いずれにしても推定精度は低い。

三人委員会の報告 (Chapman *et al.*, 1964) は、年齢データを解析する際、耳垢栓の縞が1年に2本できるという前提で年齢を決定していた。その後いくつかの研究によって縞は年1本の方が確からしいことが明らかになってきた (田中, 2003参照)。したがってそこで得られた死亡率はすべて半分にしなければならないことになる。Chapman (1970) は年1本の仮定のもとでナガスクジラ資源量の再計算を行なった。問題が年齢に関することであるから、標識再捕のデータには影響がないが、年齢データから求めた自然死亡 M を用いた場合には再計算が必要になる。また、年齢データから得られた死亡率などを標識再捕データの結果と比較した場合は、再検討を要する。

前述のようにIWC/FAOの合同作業部会報告では $Z=0.27$ と推定している。その後の再捕も加えて計算しなおすと、死亡率は $0.228 (Z=0.26)$ となった (Chapman, 1970)。 M の値を修正して $0.05 \sim 0.03$ とおくと、 $F=0.21 \sim 0.23$ である。CPUEを利用したDeLury法で推定された1957/58漁期初めの資源量は164,000頭で、 $F=0.165$ であった。標識調査の値より小さくなっている。

根本ら (1971) は北太平洋のナガスクジラについて、標識再捕結果を解析している。方法の基本はIWC/FAO合同部会報告と同様であるが、標識鯨の捕獲死亡を Z の中に含めず、再捕数をそのまま使い、 Z ではなく M を推定している点が異なる。 y 年の標識数 N_y 、 y 年標識 i 年再捕数を $n_y(i)$ 、 y 年と $y+1$ 年の標識群の $y+2$ 年漁期始めの生残数をそれぞれ

$$A = [\{N_y - n_y(y)\} e^{-M} - n_y(y+1)] e^{-M}$$

$$B = \{N_{y+1} - n_{y+1}(y+1)\} e^{-M}$$

とし、 A と B の比が $y+2$ 年以降も保たれているとして

$$A/B = \{n_y(y+2) + n_y(y+3) + \dots\} / \{n_{y+1}(y+2) + n_{y+1}(y+3) + \dots\}$$

とおくと、含まれる未知数は M だけなので、これを解くことができる。北太平洋Ⅳ区の1954～1958年の標識・再捕データを2年ずつ組み合わせた4組について計算した結果、 $M=1.51, -0.91, 1.25, -0.68$ 、平均0.28という不合理な値が得られた。再捕総数が1964年までで82頭しかないので標本誤差も無視できない。総再捕率は標識年によって大きく変動している。

(2) 標識銛発見率の推定

IWC/FAO合同作業部会 (IWC, 1967a, pp.32-39) では再捕ナガスクジラ標識発見の効率についても検討されている。発見率が100%より低いことは、戦前の標識からの総再捕が10%程度であるのに対して、戦後の標識では15～30%にも達することからもわかる。戦前の標識の1963/64漁期の再捕数が1946/47漁期のそれとほぼ同じというようなことは、努力の増加があったとしても不自然である。そこで、年々の発見率の推定を試みた。方

法は努力量を利用して毎年の死亡係数 Z を求め、初期の標識個体数から始めて、毎年の生残個体数を計算する。この数に利用率 $(Z-M)/Z \cdot (1-e^{-Z})$ を掛けて期待再捕数を出し、実再捕発見数のこの期待値に対する比として発見率を推定する。努力量はトン数補正のCDWを用い、さらにナガスクジラのシロナガスクジラに対する捕獲数の比を利用して努力配分を補正した。毎年の Z は、 $M=0.05$ とし1945/46から1960/61までの平均死亡率0.209を利用して努力量から計算した。有効標識3,663のうちの1,538が1945/46漁期初めまで生き残っていたと推定される。発見率は1946/47～1951/52の間は10%以下、1952/53～1956/57は10%台、その後は30%を越え、1962/63には70%にもなっている。

各国の捕獲鯨の中での標識鯨の割合は大幅に異なっている。日本の割合が最も高い。日本の効率を100%とすると、オランダ29%、ノルウェー48%、英国45%となる。戦後日本の捕獲数の増加が全体の効率の向上に影響している。日本の高い効率が捕獲物の利用の仕方に関係しているとする、全体として副産物への関心の高まりが効率向上につながったと思われる。推定された発見率を用いて、各年の再捕数を修正してみると、総再捕数が有効標識数を上回る例も出てきたが、1953/54～1962/63の標識群からの1963/64までの総再捕は78%に達し、捕獲の極めて強いことが裏付けられた。先に示したSeber法による結果は、標識年再捕の数が多くなるので、残存個体数 t_0 や t_1 が減少し、年死亡率の推定値が多少変わってくる。実際に計算してみると、平均死亡率が0.33となり、前の0.24よりかなり高くなった。

修正された再捕数を用いて、標識年からの経過年数別に総再捕の総標識に対する比を求め、さらにこれを対応する年の平均努力で割った値の対数を経過年数に対してプロットしてみると、明らかに右下がりの直線的傾向がみられる(図5-1)。年減少率は25～

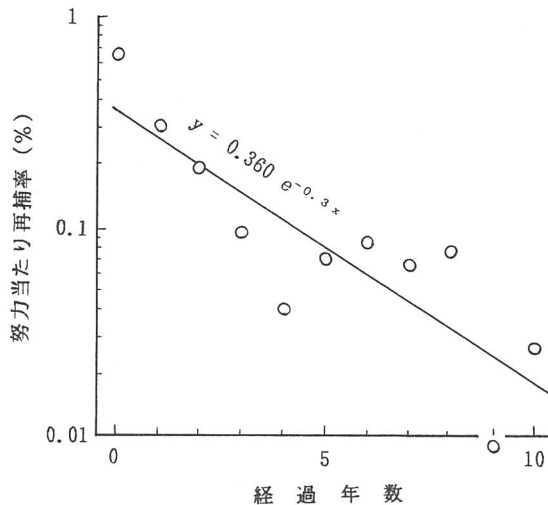


図5-1 南氷洋ナガスクジラ1953/54～62/63漁期標識群の経過年数にともなう再捕率の減少。(IWC(1967a)Table11より)

30%である。標識年再捕の点が著しく上にずれているので、このデータを除いてSeber法で3年以降のデータを2年以降のデータに対比させると、死亡率は22%となった。当年再捕が高いのは、標識個体が他とよく混合せず、漁場付近に分布しているためと思われる。

(3) 資源量推定式

鯨資源の標識調査で資源量推定に用いられる方法はChapman(1952;1972;1973)によるところが大きい。基本的にはPetersen法にもとづくものである。したがって個体数を資源 N 、その中の標識 M 、捕獲 C 、再捕 R と表すと、 $N=CM/R$ として推定できる。この式の偏りを除いた式は

$$N_1 = (M+1)(C+1)/(R+1) - 1 \quad (1)$$

となる。この推定式の分散は

$$V(N_1) = (M+1)(C+1)(M-R)(C-R)/(R+1)^2(R+2) \quad (2)$$

で計算できる。

もし標識と再捕が繰返される時はSchnabel型の式が用いられる。毎年漁期前に標識が行われ、再捕あるいは自然死亡を免れた標識個体は何年にもわたって再捕される。ここで毎漁期初めの生存標識個体数は既知で、 k 年間の調査期間中資源変動は小さいとすると、

$$N_2 = \sum_t C_t M_t / \sum_t R_t \quad (3)$$

あるいは

$$N_3 = \sum_t C_t M_t / (\sum_t R_t + 1) \quad (4)$$

によってその期間中の平均資源量が推定できる。式(4)による推定値の分散は

$$V(N_3) = N^2 [N / \sum_t C_t M_t + 2(N / \sum_t C_t M_t)^2 + 6(N / \sum_t C_t M_t)^3] \quad (5)$$

によって計算できる。式(1)により毎年の資源量を個別に推定し、それらのその期間中の平均をとる方法もある。平均資源量を求めるのであれば、平均捕獲 \bar{C} を用いて式(4)を

$$N_4 = \bar{C} \sum_t M_t / (\sum_t R_t + 1) \quad (6)$$

としてもよい。なおこれらの式で R は実再捕数であるから、発見報告数を発見率によって補正する必要がある。

(4) 補正再捕数による資源量推定

Doi *et al.* (1969)は南氷洋のナガスクジラについて、資源推定を行なっている。CPUE等と並んで標識再捕データの解析も行なった。まずはじめに再捕標識の発見率を日本の母船での過去の実験結果から検討し、ヒゲクジラ類では解剖時70%、ボイラーでの発見率65%という値を得た。発見率は国によって異なる。先に示した推定結果をまとめて全体として40%で計算することにした。

t 年の標識個体数を M_t 、その群からの i 年後の補正再捕数を $R_t(i)$ として、 t 年の捕獲率 E_t を、その年の再捕率から $R_t(0)/M_t$ によって直接的に求める外、標識個体の毎年の生残

率を S とし、 n 年後までの再捕数を用いて、

$$E_t = \frac{R_{t-1}(1) + R_{t-2}(2) + \cdots + R_{t-n}(n)}{M_{t-1}S + M_{t-2}S^2 + \cdots + M_{t-n}S^n}$$

としても推定した。なお S は0.95あるいは0.90とおいた。資源量はその年の捕獲数を再捕率で割って求めた。この方法はPetersenの式に対応する。資源量推定結果を1959/60漁期を例にして示すと、当年再捕の場合9.0万、翌年以降再捕で $S=0.95$ の時20.5万、 $S=0.90$ ならば18.5万頭となった。CPUEを用いた動態式からの推定値は、仮定のおき方により8.4~12.0万であった。標識再捕からの推定値は大きめになっている。

Chapman(1972)も南氷洋のナガスクジラについて、再捕率からの資源推定を行なった。発見率については、以下の3つの仮定をおいた。(1)完全報告、(2)戦前、戦後の比較による推定59.2%、(3)1959/60~1963/64には信頼できる資源量推定値があるので、期待再捕数を求め、発見数のこれに対する比として41.0%。式(3)によって1966/67~1969/70の資源量を計算する。海区別の結果は以下の通りである(1,000頭)。

Ⅲ区 (1) 31.8 (2) 18.7 (3) 13.0、Ⅳ区 (1) 12.6 (2) 7.4 (3) 5.2

動態式による1961/62からの外挿資源量はだいたいⅢ区が29,000、Ⅳ区が14,000であったが、上の値はこれらより低めである。なおⅢ区の実発見数は2にすぎないので標本誤差は大きい。

Mitchell(1972)は北西大西洋のナガスクジラ資源を1966、1967年の標識再捕データから推定している。1966年に76頭に標識をつけたが、うち3頭は加入サイズ50フィート以下であったので、有効標識数は73である。この年に372頭の捕獲があり、4標識が再捕された。標識発見率を100%として50フィート以上の資源頭数は $73 \times 372 / 4 = 6,789$ と推定される。1967年には新たに55頭に標識がつけられ、うち50が50フィート以上であった。さらにそのうち6頭は後期の標識で捕鯨の対象にはならないと考えられる。この群からの再捕は1頭であった。この年には1966年標識群からの再捕が6頭あった。前年標識群は再捕4頭以外の死亡を無視すると、この年の捕獲を748として資源推定値は

$$[(50-6)+(73-4)] / (1+6) \times 748 = 11,984$$

となる。いずれについてもかなり荒っぽい仮定のもとでの推定であり、また信頼限界の計算はしていない。同時に行われた目視調査では、資源量が1966年に7,205、1967年に3,167となっている。標識調査からの推定値とはかなり違っている。

Chapman(1973)は南のマッコウクジラでもソ連の1952/53~1969/70のデータを用いて、式(6)により計算を行なった。南半球の南部と北部で標識が行なわれたが、ここでは雄のみを取り上げるので、40°S以北での標識数は性比を1:1として1/2にする。雄の標識数は259と計算される。生存数は、自然死亡に対しては生残率0.942、捕獲に対しては各年の再捕の平均を差し引く。発見率は0.5とする。総再捕発見数は13である。18年間の有効標識数を1722.4、平均捕獲数を5631.7とすると

$$N_{\phi} = 5,631.7 \times 1,722.4 / (13/0.5 + 1) = 359,000$$

この値は標本誤差を考慮しても他の推定値よりはるかに高い。発見率が0.5よりはるかに低い、脱落があり死亡率もより高い、というような理由が考えられる。

南アフリカDurban沖のマッコウクジラに対して、1963年以来標識調査が実施されている。Best(1976; 1977)はその再捕状況から資源量を推定している。体長30フィート未満の個体は捕獲対象にはならないので、除外した。このストックは母船式捕鯨によっても利用されているが、情報が十分に得られないので、Durban捕鯨の捕獲だけを適用し、標識年再捕のみを取り扱った。当年再捕データを用いると、1968～1975年の命中個体371のうちの実標識個体数は231、総再捕8、年平均捕獲1,664として式(6)から42,706という推定値が得られる。

5-3 資源量推定にかかわる技術的問題

(1) 標識・再捕時の誤差

標識調査データの誤差については、4-3で述べたようにすでいくつかの研究がある。Rayner(1940)は再捕数、有効標識数のほか、標識の脱落や標識死亡の問題も指摘している。標識による死亡あるいは脱落の問題はRuud *et al.*(1953)、Clarke and Ruud(1954)が標識の鯨体への影響などから検討している。

Best(1977)は資源量推定に当って、特に有効標識数の誤差について検討している。なお標識発見率は、度々の実験結果ですべてが回収されたので、100%と考えてよい。有効標識として、発射時の命中の数を用いたが、判定の誤差が問題になる。命中したものを命中でないと判断するケースと、命中でないものを命中と判断するケースが相互に打ち消しあっているという仮定は検証されていない。そこで二重標識個体の標識発見数から誤判定率を推定した。

再捕個体からの発見標識が2本の個体数を N_1 、1本の場合を N_2 、標識を持たないものの数を N_3 とし、これらの合計を N とする。誤判定の確率を p とすると

$$N_1 = N(1-p)^2, \quad N_2 = N \cdot 2p(1-p), \quad N_3 = Np^2$$

と書ける。これらから $N_2^2/N_1 = 4Np^2 = 4N_3$ という関係が得られる。標識総数 $2N$ のうち判定の誤っていた標識数は $N_2 + 2N_3$ であるから、誤判定率は N_3 を N_1 と N_2 で表して

$$p = (N_2 + 2N_3) / (2N) = N_2 / (2N_1 + N_2)$$

となる。1968年以降の標識および再捕個体数は表5-2のようになる。誤判定率は $p=0.40$ となる。この値を適用すると、二重標識39個体の16%、通常の1本標識375個体の40%が実は標識をつけていないと見積もられる。誤判定の率は個体単位では0.3774となる。

Brown(1984)は標識時に二重標識と記録されたもの、あるいは再捕時に二重標識と確認されたものを、標識時と再捕時で比較している。発射銃1本が命中、他の1本が命中らしいと判定されたものが6頭再捕され、うち5頭からは2本ずつ、1頭からは1本の標

識が発見された。他の1頭には4本発射され3本が命中、1本が外れと判定されていたが、再捕時には1本のみ発見された。また単一標識と記録されていた6頭(5頭は命中、1頭は命中らしい)が、再捕時には3頭の二重標識となっていた。全体で記録上の標識個体は命中12頭、命中らしい1頭の計13頭であったが、再捕された時は10頭であった。可能性は低いとしても、有効標識数を過大に計数することもあり得る。

表5-2 二重標識個体からの標識発見数(Best, 1977)

	標識個体	1本発見	2本発見
マッコウクジラ	39	4	1
イワシクジラ	1	0	1
ナガスクジラ	1	0	1
計	41	4	3

Best(1977)は解体時の発見標識と標識個体の識別について注意している。マッコウクジラは小型の場合を除いて1頭ずつ解体されるが、クロミンククジラは普通3頭程度を同時解体するため、個体識別を間違うことがある。これが解体前に標識がわかるストリーマー標識を必要とする一つの大きな理由である。

ストリーマー標識については、Ruud *et al.*(1953)の実験やMitchell(1970)の北大西洋での試みがあるが、実用的には成功していない。Mitchell and Kozicki(1975)は、従来のDiscovery標識を改造して、体外から見える標識を試作した。当時捕獲枠の削減、禁漁ストックの増加などで、捕獲をしなくても外部から見える標識への関心が高まっていた(IWC, 1973, p.90)。

(2) 捕鯨現場の実状

Ohsumi and Masaki(1975)は1963~1972の北洋での日本による鯨標識調査を全体的にまとめて報告しているが、資源評価にかかわる誤差についても詳細に検討し、基本的に重要なデータを提供している。標識発見時の状況について、まず鯨体処理のどの段階で発見されたかを、母船上で157頭、陸上基地で56頭について報告している。解体時が33.3%で最も多く、ついで肉片切断中の26.3%となっている。冷凍船あるいはクッカーの中で発見されたものは28.7%に達し、無視できない量である。発見標識鯨の中で標識個体の識別ができたものは、186頭中143頭(76.9%)であった。標識の鯨体内での位置は、鯨種によって若干異なっていたが、全体では背筋中が過半の51.7%、脊椎骨近くが15.4%で、皮下脂肪層中には6.6%が留まっていた。また1.7%は内蔵から発見されたが、その個体の健康状態は不明である。命中後3~10日後には化膿していたが、過半は6年以内に治癒していた。しかし中には16年後でも治癒していないものがあつた。

標識記録の正確さについても重要なデータを提供している。まず標識時の種の判定に

ついては、再捕時に確認している。結果を表5-3に示す。ナガスクジラ、イワシクジラ、ニタリクジラには誤ったものが少数あったが、イワシクジラと小型のナガスクジラの海上での識別は難しい。また短時間の間に多数の標識を行なった時には、実際の標識個体を間違えて記録したこともあったらしい。間違いの率は大きくないが、有効標識数の誤差要因として無視はできない。

表5-3 標識時と再捕時の種記録の比較 (Ohsumi and Masaki, 1975)
日本の1949~1972標識鯨からの日ソによる再捕データによる

再捕時 標識時	シロ	ナガス	イワシ	ニタリ	ザトウ	マッコウ
シロナガスクジラ	12	—	—	—	—	—
ナガスクジラ	—	145	1	—	2	2
イワシクジラ	—	4	65	13	—	—
ザトウクジラ	—	—	—	—	20	—
マッコウクジラ	—	1	1	—	—	149

有効標識数は普通、銚発射時の状況によって推定されている。しかし命中と判定されたものはよいとして、たとえば外れと判定されたものからもかなりの再捕があり、判定誤差は無視できない。結果を表5-4に示す。命中以外からの再捕は総再捕の19%に達している。種別でみると、シロナガスクジラやイワシクジラで高く、ザトウクジラ、マッコウクジラでは低い。種毎の行動の差が判定の良否に関係しているようだ。命中の場合の再捕率を正しいものとして、他の判定からの再捕数をこの再捕率で割って、それぞれの有効標識数を計算してみると、全体で標識数が命中数の20%増しとなった。跳弾や外れからの再捕率は低いが、命中露出、命中らしい、および判定なしでは1/3以上の標識が有効であったことになる。

表5-4 発射時の判定別再捕状況 鯨種込み (Ohsumi and Masaki, 1975)

判定	命中	命中露出	命中らしい	判定なし	跳弾	外れ	計
標識	2,461	83	282	150	99	2,472	5,547
再捕	297	5	11	8	2	31	354
相対%	100.0	46.6	32.2	43.8	16.5	10.7	—
有効標識	2,461	41	91	66	16	265	2,940

再捕標識の発見効率を、実験結果および多重標識個体の再捕例から推定した。1955年北洋で実験を行なった。捕鯨船で鯨体曳航中1 mの距離から15頭に標識を打ち込んだ。そのうち8本は命中一部露出となり、6本が解体前に、1本は解体後に発見され、他の1本は紛失した。正常の命中7本のうち5本は解体中、2本はクッカーから発見された。

1962/63漁期の南氷洋の実験では、クッカーに9本投入し7本が発見された。その外のいくつかの実験結果をまとめて、日本の場合、ヒゲクジラで69.3%、マッコウクジラで78.2%、全体では72.9%となった。実験と生きている鯨では違っているかもしれない。発見率は解体処理法にもよるので、一般に国によって異ると考えられる。

多重標識鯨再捕個体からの発見率でみると、日本では130本のうち100本(76.9%)、ソ連は11本中5本(45.5%)発見されている。なおここでは多重標識から1本も発見されなかった場合が含まれないので、実際の発見率はこれより低い。再捕数は同じ漁場、漁期内では捕獲数に比例するはずだが、日ソで再捕報告率を比較すると、2.80%対0.29%となった。ソ連の発見効率は日本の1/10と見積もられる。日本の発見率を70%とすると、ソ連のそれは7%ということになる。

捕獲枠の削減にともなって解体処理がより丁寧になってきたが、1970年代後半の南氷洋での日本のミンククジラ操業では、100%の標識が発見されている(6-2)。

6. IDCRの南氷洋クロミンククジラ標識調査

6-1 標識調査拡大への要求

三人委員会以後ナガスクジラやイワシクジラなどの資源評価が進み、資源状態の悪さが明らかにされ、南氷洋でそれまでの主要対象種だったこれらの捕獲枠は著しく削減された。そして1976/77漁期からナガスクジラが、1978/79漁期からはイワシクジラが全面禁漁になった。翌漁期からはマッコウクジラも捕獲できなくなり、残された主要捕獲対象は1971/72漁期から本格的捕獲の始まったクロミンククジラのみとなった。クロミンククジラは調査研究の実績が少なく資源解析もほとんど行なわれていなかった。

Brown(1971)は現行の標識技術を検討し、将来計画について提案している。その中で、マッコウクジラの幼鯨やミンククジラには従来の標識鉞は大きすぎるので、小型の標識鉞が必要としている。将来計画に関しては、現行の南半球での計画は小規模すぎ、これでは役に立たないことを指摘し、用船利用を提案した。

1972年の国連人間環境会議で捕鯨のモラトリアムが決議された。この問題はIWCの中でも大きく取り上げられ、新管理方式(NMP)採択へと進んだ。人間環境会議の直後に開かれたSCではモラトリアムに反対し、研究の強化が議論になった。その中で、標識調査は資源量や漁獲率の推定、ストックの判別に役に立ち、年齢と成長の問題にも貴重なデータを提供するものとして、大規模な計画の必要性が強調された。技術的問題では、ストリーマー標識の改良、大型鯨と小型鯨で標識鉞の大きさを変えること、再捕標識の発見率向上に努力すること、回遊追跡のための長距離テレメトリーなどが話題となった。(IWC, 1973, p.90)。SCは調査研究計画の拡大を勧告し、その中で標識調査の全般的拡大の必要性を強調した。対象として全世界的にマッコウクジラとミンククジラ、南半球の

イワシクジラ、北太平洋、北大西洋のナガスクジラとイワシクジラがあげられた(IWC, 1973, p.43)

Schevill and Allen(1974)は鯨類研究拡大計画を提案した。捕鯨規制のためにストックの判別が特に必要なので、標識調査とテレメトリー技術の開発が重要とした。これによって地方群分布の季節ごとの地理的範囲を直接知ることができる。従来の標識では標識点と再捕点とがわかるが、リモートセンシングなどでは再捕をせずに移動が追跡できる。捕鯨がなくなると、CPUE等の情報が得られなくなるが、これを補う努力が要求される。新しい標識法で生きた鯨から生物データを得ることも考えられる。これに関連し Mitchell and Kozicki(1975)は、従来の標識鉗を改良した鯨体の外から見える標識を試作した。このストリーマー標識は発見率の向上にも役立つと期待された。

SCからの鯨研究強化の要求に応じて、米国は国際鯨類調査10年計画(IDCR)を提案し、その計画立案作業が始まった。計画案の中には目視調査と標識調査が取り上げられ、新標識技術の開発も含まれていた(IWC, 1974, p.26; 1976, p.116)。SCは1976年にIDCRの重点12項目からなる全体計画を提出したが、その中に南氷洋でのクロミンククジラの標識と目視調査を含めた。SCはこの調査をIDCRの中の最重要項目の一つとして取り上げ、日本はこれを全面的に支援することにした。(IWC, 1977, p.36; 1978, pp.39, 40; 1979, p.40)。Mitchell(1978)は資源推定に十分な再捕数を確保するために、各海区で標識個体が500以上になるように標識を実施せよと主張した。Brown(1979)も標識数の大幅な増加が必要とした。クロミンククジラIDCR航海は1978/79漁期のⅣ区の調査から始まった(Best and Butterworth, 1980)。

6-2 IDCR計画の標識再捕による資源量推定と移動解析

(1) 初期の実験と資源量推定

第1回のIDCR南氷洋クロミンククジラの航海に日本は2隻の捕鯨船を派遣し、729頭が標識された。そのうち5頭がその漁期内に再捕された。この漁期中に再捕標識の発見実験が母船上で21回、捕鯨船からは32回実施され、100%の回収を得た。再捕鯨で標識の傷口を精査した。感染の可能性はあるが、抗生物質は無意味で、標識の使用前の消毒が良いとみられた。資源量推定も試みられた。標識個体数は命中の判定の数としたが、2隻の標識調査船のうちの1隻の命中の割合が著しく高いので、これを他の調査船の割合と同じになるようにして標識個体数を修正した値も用いた。資源量推定値として、修正した場合91,000±38,000、修正しない場合106,000±44,000という値を得た。同時に行なわれた目視調査での加入サイズの個体数推定値は78,000であったので、標識結果からの推定はやや大きめである。(Best and Butterworth, 1980)。

翌漁期にはこの群からさらに4頭の再捕があったので、このデータも加えて資源量を推定した(Brown and Best, 1981)。翌漁期までの自然死亡率を0.095とにおいて、生残標識個

体数を計算し、2年分のデータから標識 M 、平均捕獲 \bar{C} 、再捕 R として、

$$N = (\sum M_{i+1}) (\bar{C} + 1) / (\sum R_{i+1})$$

から、修正した場合95,000±30,000、修正しない場合116,000±36,000という値を得た。

第2回の1979/80漁期の調査はⅢ区で行なわれた。この漁期には703頭に標識を行なったが、年内再捕は報告されなかった。標識個体数を M 、加入資源頭数を P とすると、捕獲鯨が標識鯨である確率は M/P である。 n 回の試行で再捕なしの確率は $(1-M/P)^n$ となる。クロミンククジラの全体の中での加入サイズの割合を66%とおき、 $M=0.66 \times 703$ 、 $n=1,253$ として P の値を計算すると、確率1%で127,000以上、5%なら194,000以上となった。(Horwood, 1981)。

第3回のIDCR航海は1980/81漁期にⅤ区で日ソ3隻によって行なわれた。小型の0.410標識銃では跳弾の割合が多かった。ストリーマー付きの標識を105本発射したが結果は思わしくなかった(6-3(2))。漁期中に2本がⅤ区の西部(130°~165°E)で再捕された。標識死亡5%を見込み、標識数 $M=0.95 \times 219$ 、捕獲数 $C=435$ 、再捕数 $R=2$ を式(1)に代入して

$$N = (M+1)(C+1)/(R+1) - 1 = 30,375 \pm 15,026$$

という結果を得た。目視調査の結果はⅤ西区(130°~160°E)で20,184±4,408となっており、標識結果は大きめで精度も低い。標識と捕獲の海域の分布がずれており、資源量推定のための等確率の仮定には疑問が残る。(Butterworth and Best, 1982)。

1979/80、1980/81漁期にも標識発見実験が行なわれた(Kato and Miyasita, 1982)。いずれの場合も全数が発見、回収された。但し3回の実験で標識個体の識別できたものは、解体中発見では17本中15本(88%)であったが、全体では75本中24本(32%)だけであった。

(2) 資源量の推定

IDCRでの標識調査データによる資源量推定は、上記の外 Miyashita(1982a; 1982b)、Tillman(1982)によっても行なわれたが、用いたデータや推定式は同様であるので、ここでは1975/76から1981/82漁期までのデータをまとめたMiyashita(1983b)の結果を紹介する。Ⅲ区とⅣ区ではかなりの数が標識され、日ソ合わせて34が再捕されたので、この2海区の結果を示す。推定式は、 i 年の捕獲を C_i 、生残標識個体を A_i 、再捕を R_i として、繰り返し再捕のある場合の式(4)

$$N = \sum_i C_i A_i / (\sum_i R_i + 1)$$

を用いる。 A_i は次の式で計算する。

$$A_i = (A_{i-1} - R_{i-1}) e^{-M} + 0.95 S_i T$$

ここで S_i は i 年に新たに標識した数、 T は来遊鯨全体の中での加入資源の割合である。また標識時の死亡は5%、自然死亡係数 $M=0.09$ とおく。ソ連の報告再捕数は発見率を70%として、実再捕数に換算する。このようにしてⅢ区で1979/80以後、Ⅳ区で1978/79

以後の標識データを用いて、1981/82漁期初めの資源量を計算すると、Ⅲ区で135,000(95%限界:88,000~241,000)、Ⅳ区で135,000(95,000~211,000)となった。クロミンククジラの特別会合報告(IWC, 1982, pp.697-705)は1979/80~1980/81の平均資源量としてⅢ区257,790、Ⅳ区137,417を採用している。ここでの結果と比較すると、Ⅳ区の値は類似しているが、Ⅲ区の値はほとんど2倍になっている。この大きな違いは、1980/81の漁期までの再捕が4頭であったのが、1981/82漁期にソ連が再捕発見で8(修正値11)を再捕したためである。再捕数が多くなったので、信頼限界は大分狭くなったが、それでもかなり大きい。

この推定値をめくりSCの中で以下のようなコメントが出された。①他の方法からの推定値よりかなり大きく、標識数や標識脱落の仮定が疑問、②再捕数が少なすぎる、③加入サイズ以下の標識個体を除外しているが、これらもやがて加入してくる。結論として、標識再捕からの推定は信頼できないとされた(IWC, 1983, p.95)。

Harding(1984)は1979/80~1982/83の4漁期の平均資源量を式(4)によって計算した。結果はⅢ区123,000(CV=23.3%)、Ⅳ区155,000(CV=20.6%)となった(IWC, 1984, p.83)。

Chapman *et al.*(1982)は1980年までの資源評価についてコメントし、その中で標識調査についてもふれている。資源量推定値をBALEENによるシミュレーションや目視結果と比較すると、情報の特に多いⅣ区ではBALEENと目視は似た値を与えるが、標識調査は著しく大きな値となり、また推定精度が低い。

(3) 標識個体移動の解析

Wada(1984)は標識個体の移動をまとめている。1971年以来1982/83漁期末までに40°S以南で3,070頭が標識され、71頭が再捕された。横軸に経度、縦軸に年を無視して月日を取り、標識点と再捕点をプロットした。翌年以降に再捕されたものでみると、51例中23が±10°以内、15日以内でみると、15例中10が±10°以内であった。日数が多くなると幅が広がる傾向がみられる。他の海区に移動したものが5例(8%)あった。なお標識を行なった漁場は7日間操業が禁止されている。20°W~55°Eでは、11月末から2月初めにかけて西へ行く傾向がある。55°E~80°Eでは東、西移動の両例があり、80°E~110°Eで標識した群はほとんど東向きであった。141°Eで1月3、4日に標識した82頭から11頭の再捕があったが、Ⅳ区から来て再びⅣ区へ帰るような傾向が見える。80°E線を通じた例は2例しかなかったが、いずれも長距離移動をしていた。なお各海区の範囲は、Ⅲ区0°~70°E、Ⅳ区70°E~130°E、Ⅴ区130°E~120°Wである。Best and Kato(1986)は1983/84、1984/85の再捕17頭を加えて、東西方向の移動を検討した。翌年以降の再捕でみると、経過年数とともに分布の広がる傾向はなく、東西±40°以内で88%が再捕されていた。以上の結果から、クロミンククジラが漁期中にかなり移動していることがわかるが、ストックの境界のようなものは見えてこない。

1982年のSCで、クロミンククジラの海区分けが問題になった。van Beek(1983)は経度1度ごとの捕獲量の分布を示し、Ⅲ区とⅣ区の境界70°E付近、あるいはⅣ区とⅤ区の境界130°E付近で捕獲は連続的で、ストック分離の証拠はないとした。Wada(1982)は生化学的分析を行ない、ジーン構造は均一で、ストックの境界は不明とした。一方Kato(1982)は海区间で平均体長に差があることを示している。標識再捕のデータでは境界を越えて移動した例が多くみられているが、Miyashita(1983a)はⅢ区とⅣ区の境界を80°E、Ⅳ区とⅤ区の境界を140°E、Ⅵ区とⅠ区の間は110°Wへ、それぞれ10度ずつ東へ移動させることを提案した。こうすると、従来の境界で全再捕38中9例あった他海区再捕がわずかに1例となる。SCはこの提案に強い関心を示し、検討を続けることとした。

先に示したHarding(1984)は資源量を推定する際に、境界を越えたものがほとんどない方が合理的だとして、Miyashitaの提案した改訂海区Ⅲ'、Ⅳ'に基づいて計算を行ない、その結果からⅢ'×7/8をⅢ、Ⅲ'/8+Ⅳ'×5/7をⅣとして、従来の海区に換算している。改訂海區別の値は、Ⅲ'が140,000、Ⅳ'が193,000であった。

6-3 標識調査技術の改良

(1) 有効標識判定

標識再捕データで資源量を推定する時、捕獲量の外に再捕標識数と有効標識数が必要である。再捕数に関しては標識銃の発見率が問題になるが、日本船団ではほとんど100%となっており、大きな問題ではない(Kato and Miyashita, 1982など)。有効標識数は普通、標識発射の際に命中と判定されたものの数を用いるが、これが過大推定(Best, 1977; Brown, 1984)あるいは過少推定(Ohsumi and Masaki, 1975)になっていることが明らかにされている(5-2(3))。IDCRの南氷洋クロミンククジラの標識調査が始まった時、当然このことが問題となり、そのための調査や実験も行われた。

Ohsumi(1985)は1978/79から1980/81までの標識銃の判定結果と、命中でない判定のものからの再捕例を利用して、実際の有効標識数を推定している。方法はOhsumi and Masaki(1975)と同様である。その結果は命中が1986でこれからの再捕が50あったので、再捕率は2.52%である。命中以外からの再捕は全部で19本あり、再捕合計は69である。これに1986/50を掛けると2,740という有効標識数が得られる。したがって命中の数の1.38倍ということになる。標識個体数でみると、二重標識個体があるので、1,901頭に命中し47頭が再捕され、命中以外の個体からも14頭が再捕された。再捕率2.47から全体の有効標識個体を推定すると、2,467頭となり、命中個体数の1.30倍となっている。Ohsumi and Masaki(1975)が北太平洋のナガスクジラやマッコウクジラ等の大型鯨について推定した値は120%前後であったが、小型ですばしこいクロミンククジラでは、それだけ判定が難しくなると考えられる。

Joyce(1984;1985)は命中の判定をより正確にするためにビデオによる記録とストリー

マー銆を利用して1982/83、1983/84の航海中に実験を行った。判定が可能であったビデオ撮影は1982/83には14回、1983/84には20回あった。これらの結果を観察者の判定と比較すると、表6-1のようになる。全体34回のうち両者の判定が一致したものは28回(82.3%)で、観察者が命中と判定したものはビデオでも全て命中であった。観察者が命中以外と判定したものでビデオで命中と判定されたものは3本あり、観察者判定は3/15(20%)の過少判定であった。

表6-1 観察者とビデオの判定の比較

観察者 \ ビデオ	命中	命中らしい	命中一部露出	外れ
命中	12			
命中らしい	2	3	1	1
外れ	1	1		13

ストリーマーを用いた場合に、観察者が命中と判定したもので、命中後ストリーマーが確認できなかったものは、1982/83に113中57、1983/84に140中76であった。この外に船上での試射実験でストリーマーがうまく機能したものは36中18であった。これらの結果からストリーマーの成功率を1/2として、目視で命中以外に判定され、ストリーマーによって命中であることがわかった数を2倍にして目視の命中の数に加えれば、実際の命中の数が得られることになる。こうすると1983/84の場合ストリーマーで確認された数17を2倍した34を加えて、実際の命中は157と見積られる。両年の計として、目視のみの場合は命中の数の22%増が実際の数となった。しかしストリーマーによる判定を加えると、判定の10%増となる。ストリーマーを用いるようになった1982/83以降は命中判定の10%増、それより前は20%程度増を考えればよい。

同一個体に誤って二度標識をしてしまった例が見つかるが(Brown, 1984)、その例は多くない。また同一個体に二重標識したつもりで、実は別個体に標識をしてしまうこともある。しかしこれらの誤りは率が低いので、命中判定の誤りによる標識数の過小評価の方が主要な問題である。

(2) 標識銆の試射実験

Brown(1971)は、それまでに用いられていた12-bore標識銆はクロミンククジラには大き過ぎるので、小型の標識銆を使用すべきだとした。南氷洋では1968/69以降.410標識銆が使われるようになった。12-bore標識銆の試射実験はそれまでに行われていたが(Ruud *et al.*, 1953; Best, 1973)、.410標識の試射実験が1979/80の漁期中に初めて日新丸船上で行なわれた(Kato, 1981)。有効発射距離の範囲、内蔵に影響を与えない距離や入射角、標識に適した体部位、標識への衝撃の影響などを明らかにすることを目的とした。30本の銆

を距離、角度を変え、いろいろな体部位に発射し、命中後銚が正常だったか曲ったか、銚の鉛頭部が残っていたかなどを調べた。30本中2本は跳弾し、2本は貫通してしまった。実験で内蔵に達したものはなく、損傷は大きくないと考えられた。入射角が浅いと跳弾したり体表脂肪層に留まって、筋肉に達しないものが多い。頭部と腹側は避けた方がよい。銚の状態は、曲ったものが65%、鉛頭がなくなっていたものが80%あった。

1980/81の航海では、ストリーマー標識の実験を行なった(Butterworth and Best, 1982)。105本を発射したが、命中の1/4に当たる8本で命中後にストリーマーが確認できただけだった。うまく行かなかった原因は銚の設計が悪かったためと考えられ、ストリーマーの改善が早急に必要とされた。410標識については、跳弾の割合が高く、また観察者から飛行中見にくいとの意見も出された。

鯨標識調査では発射結果の判定の正確さが精度に大きくかかわっている。ビデオによる確認なども試みられたが(Joyce, 1984; 1985) (6-3(1))、現実には非常に難しい(IWC, 1984, p.83)。1983/84の航海では410標識には全てストリーマーを付けた。この漁期中に母船上でクロミンククジラ2頭を使った試射実験を、Kato(1981)と同様な方法で行なった(Miyashita and Rowlett, 1985)。36本を発射し個々の結果を詳しく調べた。距離が35m以上になると、飛行中ストリーマーが見えた。18本はストリーマーの線が切れていた。命中した時に切れたらしい。銚の貫入の程度は発射距離によって異なるが、8割以上は筋肉に達していた。しかし内蔵に達したものはなかった。銚は6本が曲がり、8本は鉛頭がなくなっていた。ストリーマーを付けていないKatoの結果よりかなり良い。

1984/85の航海では標識調査は中止されたが、Kasamatsu *et al.*(1986)は、ストリーマーの線を切れにくくする等の点で改良した標識銚の船上実験を行なった。その後捕鯨船でも標識を発射して45分間追跡し、ストリーマーの状況を観察した。この個体はその後捕獲して解剖した。ストリーマーは距離25mで1/4、45mでは1/2近くが飛行中に見えた。ビデオ観察ではもっとよかった。ストリーマーの破損は改善され、飛行時の破損はなかった。ストリーマーが体外に出ているものもあった。捕鯨船での実験ではストリーマーはよく見えた。ストリーマーによって標識の飛行がより安定したものになった。標識銚の改良によって判定の正確さが改善されたといえる。

7. 北東大西洋ミンククジラ — Availabilityの問題

7-1 性比を考慮した資源量推定

ノルウエーやアイスランドでは捕鯨は重要な産業で、早くから鯨資源の研究が進められ、標識調査も実施されていた。北東大西洋ミンククジラの1974年以来の標識調査による資源量推定に当って、標識や捕獲の選択性が大きな問題となった。標識による資源量推定では、標識個体や捕獲個体は資源全体からのランダムな標本であることが前提であ

る(2-2)。しかし一般に漁業では漁獲個体に対する選択性は避けられない。標識が漁業と別個に行われる時には、別の選択性が作用している可能性がある。鯨類の標識調査では、標識は捕鯨船とは別の専用船によって行われるのが普通であるが、時期や海域が漁期や漁場とずれていることが多い。鯨群が季節によって海域を移動していることはよく知られており、このずれが推定結果の偏りの原因になることは十分考えられる。

ノルウエーは、1974年以来北東大西洋の Svalbard-Norway-British Isles 海域のミンククジラ系群について大規模な標識調査を実施した (Christensen and Rørvik, 1979; 1980)。資源量推定は5-2(3)の(4)式により行われた。標識と捕獲は主としてBarents海で行われたが、捕獲鯨の性比は漁期始めは♀が多く、漁期末にかけて♂が多くなる。5~6月には♀はすでに来遊しているが、♂は一部しか来遊していない。7~8月には♂は全て漁場におり、♀の一部はすでに逸散したと思われる。主漁期は5~6月、標識は漁期後に行われているので、標識個体中には♂が多いと考えられる。Christensen and Rørvik(1980)は性比を考慮して資源量を推定した。

雌雄別の漁期初めの資源頭数を $N_{\text{♀}}$ 等で表し、漁期中の♂の来遊率を x 、漁期後の♀の残存率を y として、性比を5~6月 $N_{\text{♀}} / (N_{\text{♀}} + xN_{\text{♂}}) = 0.620$ 、7~8月 $yN_{\text{♀}} / (yN_{\text{♀}} + N_{\text{♂}}) = 0.464$ とし、 $N_{\text{♀}} = N_{\text{♂}}$ とおいてこれを解くと $x = 0.613$ 、 $y = 0.866$ が得られる。(j-1)漁期直後の標識個体数を $L_{j-1\text{♀}}$ 、 $L_{j-1\text{♂}}$ 、j漁期前の標識個体数を T_j 、再捕数を t_j 、新規標識数を m_j とする。

$$T_j = (L_{j-1\text{♀}} + xL_{j-1\text{♂}}) e^{-M} \quad M=0.10$$

$$L_{j\text{♀}} = L_{j-1\text{♀}} e^{-M} - t_{j\text{♀}} + 0.464m_j$$

$$L_{j\text{♂}} = L_{j-1\text{♂}} e^{-M} - t_{j\text{♂}} + (1-0.464)m_j$$

このようにして求めた T_j および捕獲数 n_j 、再捕数 t_j を用いて1978年までの16頭の再捕から(4)式より

$$N = \sum_j n_j T_j / (\sum_j t_j + 1)$$

として $N = 39,086$ を得た。これは5~6月に漁場に来遊した資源量であるから、♂の来遊率 $x = 0.613$ を用いて補正して、全資源量は48,464となる。なお雌雄を込みにした推定結果は、1977年までの12頭の再捕結果で50,592となっている (Christensen and Rørvik, 1979)。

7-2 年齢依存の利用度(availability)を考慮した推定

年齢により利用度に差があると、標識個体や再捕個体の代表性が歪み、資源量推定に偏りが入るが、北東大西洋のミンククジラについても、この問題がもちあがった (Christensen and Rørvik, 1981b)。問題は、年齢組成から求めた全減少係数 Z' が0.31と極めて高いことから始まった。 Z' は資源が増加していると高くなり、また年齢とともに利用度が低下しても高くなる。 Z' は F が著しく高ければ当然高くなるが、このように F が高

いと資源の減少が起こるはずなので、このような F は考えにくい。一方ノルウエーの小型船による捕鯨の仕方を考えると、高齢になるほど利用度の低下する可能性がある。小型船は鯨の浮上する場所と時間を予測して、その場所で待ち伏せをするというような戦術をとっている。ミンククジラが船に反応することは知られているが、鯨が高齢になるほど用心深くなる傾向も認められている。

1930年以前は資源は平衡状態にあったとして、1970年の資源量を仮定してLeslie行列によるシミュレーションを行い、1974年の資源全体の年齢組成を計算し、これと観測された捕獲鯨の年齢組成を比較して年齢別の利用度を推定した。ここで7歳と8歳で利用度を1とおき、目のこでなめらかな曲線を描いて利用度曲線とした。この曲線では7歳までは資源への加入により上昇し、8歳を越えると急速に減少して、19歳以上では0.3にまで低下する。この利用度を用いて標識再捕のデータから資源量を推定する。

Christensen and Rørvik(1981a)はこの利用度を用いて資源量を推定した。ある年に年齢 t で標識された個体のうち i 年目に利用可能な個体数を $M_{t,i}$ とし、 t 歳の利用度を A_t で表して

$$M_{t+1,i+1} = M_{t,i} \quad (0 \leq t \leq 7)$$

$$M_{t+1,i+1} = M_{t,i}(A_{t+1}/A_t) \quad (8 \leq t \leq 18)$$

$$M_{19+,i+1} = M_{19+,i} + M_{18,i}(A_{19+}/A_{18}) \quad (19+)$$

とおいた。標識個体の年齢組成は捕獲個体の組成と同じと仮定し、標識総数をこの組成で年齢に振り分け、この値を $M_{t,0}$ として上記の関係から各 $M_{t,i}$ を計算する。 $\sum_t M_{t,i} / \sum_t M_{t,0} = P_i$ は利用度の低下により利用可能標識個体の減少した割合を表す。年齢を込みにした j 年の標識個体数を T_j とすると、再捕数を t_j として

$$T_{j+1} = (T_j - t_j) e^{-M}$$

であるが、利用可能標識個体数は $T_j' = T_j \cdot P_j$ である。この T_j' を用いて5-2(3)の(4)式により資源量が推定できる。

Rørvik(1983)は1981年漁期までの再捕を利用して資源量を推定した。1974年から1978年までの間に333頭が有効に標識され、1981年の漁期までに11,719頭が捕獲され、25頭が再捕された。このデータを用いて(4)式から資源量を計算すると、65,000、95%限界43,000~100,000が得られた。5~6月の漁期中、若齢鯨の多くは漁場の南方に分布しており、全体で60%が来遊しているとみられる。また10%は来遊していても利用できない。したがって利用可能資源は全体の50%となる。上記の推定はこの50%の部分に相当するので、総来遊数は、利用度を補正して $0.6/0.5=1.2$ 倍の78,000と計算される。なお利用度を考慮しなかった場合のこれに対応する値は76,000である。信頼限界の幅から考えると、この差は大きくない。

Cooke(1983)はRørvik(1983)を批判して、別の仮定をおいて計算している。批判点はChristensen and Rørvik(1981b)の推定した高齢での利用度の低下では、年齢組成から得

られた $Z'=0.31$ という高い値を説明できないということである。資源が安定しているとして純加入率 $r-M=0.02$ とおくと、 $F=0.02$ となる。 Z' から引いて 0.29 が自然死亡と利用度の減少に対応する。 0.29 は標識個体にも適用されるが、そうすると残存標識個体 T_j は毎年 25% ずつ減少することになる。この値を使って利用可能標識数を計算し、標識死亡率 5% 、標識発見率 90% として (4) 式で資源量を求めると、標識個体の年齢組成が捕獲個体の組成に等しい場合、利用可能資源量は $38,500$ となる。このような方法の妥当性をみるために、毎年の再捕報告期待値を計算してみると、標識の行われなくなった 1979 年以降急速な低下が示され、実際の再捕状況を反映しているように見えた。

7-3 年齢組成を考慮した最尤推定法

Cooke (1984) は捕獲や標識個体に選択性が働き、資源全体のランダムな標本になっていない場合に、それぞれの年齢組成を利用する最尤推定法を提案した。捕獲物の中の年齢 a の組成 $f(a)$ 、全標識個体の年齢組成 $g(a)$ 、および資源全体での年齢組成 $h(a)$ を考える。組成を比率で示すと任意抽出の場合の確率になり、 $\sum f(a) = \sum g(a) = \sum h(a) = 1$ である。 t 年の標識数を $m(t)$ 、そのうち T 年に再捕された数を $r(t, T)$ 、 T 年の総捕獲を $C(T)$ とする。 T 年の捕獲個体が t 年の標識個体である確率を $P(T, t)$ 、捕獲個体中の a 歳については $P(T, t|a)$ と表す。 t 年 a 歳の個体数を $N(a, t)$ として、標識率が小さく、資源が頭数 N でほぼ平衡状態にあるとすると、 a 歳の個体が t 年に標識される確率は $m(t)g(a)/(N \cdot h(a))$ であるから

$$P(T, t|a) = \frac{m(t)g(a-(T-t))}{N h(a-(T-t))}$$

となる。全体では

$$P(T, t) = \sum_a f(a) P(T, t|a)$$

これを用いて、再捕 $r(T, t)$ の得られる確率、即ち尤度は

$$\prod_t \prod_T P(T, t)^{r(T, t)} (1 - P(T, t))^{C(T) - r(T, t)}$$

この対数をとって未知数 N で微分して 0 に等しいとおくと、標識率が小さいとして

$$\hat{N} = \sum_T \sum_t C(T) m(t) y(T-t) / R$$

を得る。ここで

$$y(i) = \sum_a g(a) f(a+i) / h(a); \quad R = \sum_T \sum_t r(T, t)$$

である。 $y(i)$ は標識から i 年後の再捕の可能性のある個体の割合と考えられる。 T 年に残存している標識個体数は

$$M(T) = \sum_t m(t) y(T-t)$$

となるので、上の式はバイアスの補正も考慮して

$$\hat{N} = \sum_T C(T) M(T) / (R+1)$$

となり、形式的に (4) 式と同じになる。

年齢組成 f , g , h は別に推定しなければならない。 f は捕獲鯨の年齢組成として調べることができる。 g については、標識が捕鯨操業とずれて行われたような時は、標識の行われた時期と場所での捕獲鯨の年齢組成を利用することもできる。資源全体の h は普通推定困難だが、自然死亡についての情報を利用して組み立てる方法もあろう。 N の推定値は h に対してそれほど敏感ではないという。信頼限界については(4)式の方法が利用できるが、そのままでは f , g , h の推定誤差が考慮されていない点を注意する必要がある。

Beddington *et al.* (1984) はCooke (1984) の年齢組成を考慮した方法で1982年までの再捕29頭から北東大西洋の資源量を推定した。標識個体の年齢組成は捕獲のそれに等しいとし、0～7歳に関してはChristensen and Rørvik (1981b) の利用度を適用した。また標識時死亡率5%、標識発見率90%を仮定した。0歳を含む総資源個体数は102,900頭と推定された。年齢組成を考慮しないランダムな標本の場合の95%信頼限界は67,000～150,000となる。彼等は標識個体の平均年齢が捕獲個体のそれより高い場合、低い場合についても計算しているが、2歳高い場合82,200、2歳低い場合121,000となり、結果は年齢組成に敏感である。また翌年再捕(計10頭)のデータだけを使うと66,000となる。彼等はこの理論から平均再捕期間の期待値を計算しているが、実際に観測された値2.31年より高い。ここでは考慮されていない誤差要因があると思われる。計算に用いた捕獲数の中にはBarents海には分布しない幼獣が10%含まれているので、上記の推定値は10%程度過大であると考えられる。問題の少ない翌年再捕からの推定値を適当な値とすると60,000という値が得られる(IWC, 1984, pp.48, 104)。加入資源量はその半分として30,000である。

Cooke and Rørvik (1985) は、翌年再捕のみを用いた推定値と全ての再捕を用いた場合の単純推定値97,800との差は、長期間の標識脱落によるものとして脱落率を推定した。標識の平均再捕期間は2.82年であったので、推定値の差を再捕期間の差で割って $31,800/1.82=17,473$ 、これを66,000で割って1年当たりの脱落率を26.5%と計算した。バイアスを除いた翌年再捕からの値60,000をこの脱落率で補正すると44,000という値を得る。1985年のRYがこれら2つの資源量を適用して計算された(IWC, 1985, pp.91, 92)。

Cooke (1988) は1986年の再捕までを含めて再計算をした。1983年以降3頭が再捕され、6頭が標識された。Cooke (1984) の方法で、標識個体の平均年齢がBarents海の捕獲のそれより2歳高い場合について計算してみると75,855、翌年再捕のデータだけでは59,888という値を得た。なお1983年以降翌年再捕の例はない。彼はさらに標識脱落の問題にもふれ、再捕データだけから脱落の影響を完全に補正することはできないと主張する。再捕データからは長期的脱落に関する情報しか得られないが、長期的脱落があるなら、さらに大きな短期脱落のあることが考えられる。この値は不明である。

7-4 海域間の混合率の推定

1990年に北大西洋ミンククジラの包括的評価(CA)を行うことになり、まず系群の分離

が問題になった。系群の分布境界を定めることは管理の上で基本的に重要な問題である。北大西洋ミンククジラには1976年以来4つの系群が設定され、その境界が線引きされていた(IWC, 1978, p.78)。ノルウエーが主として利用している資源はSvalbard諸島、ノルウエー沿岸からブリテン諸島へ掛けての、Berents海を含む海域に分布する北東大西洋系群である。アイスランド周辺に分布する鯨は中央大西洋系群である。

Holt(1990)は標識調査結果から系群の分離、混合について以下のように論じている。1976年に決められた系群の境界は、漁場の分布などから便宜的に決められたもので、その後もしばしば議論の対象となったが、4つの系群(海区)を変更すべき証拠がないということで、既定のものが用いられてきた。管理の基礎となる資源量の推定には標識調査結果も利用されていたが、この値が信頼できるためには、各系群が他から分離されていること、系群内では個体はよく混合していることが必要である。北東海区の標識個体が中央海区で再捕された例はない。また中央海区から北東海区への移動の例もない。しかし標識も漁期もそれぞれ特定の海域や時期に集中しており、再捕のないことが交流のないことを保証しているものではない。北東海区内では標識点周辺漁場で再捕される例が多く、たとえばBerents海からブリテン諸島へ移動した例はほとんどないし、Berents海の中でも混合は少ない。再捕がないのは鯨群の回遊時期と、標識時期、漁期のずれによることも考えられる。いずれにしても、海区内でよく混合しているわけでない。

Holtの指摘を受けて、混合の問題についてSCで作業部会を作って検討した。Oien(1991)は1964～1985年間の標識・再捕点を示した。一般的に標識個体は標識点に戻る傾向がある。1974～1978年に330頭が標識され、11年間に計29頭が再捕されたが、全てが北東海区内であった。中央海区でも捕獲が行われていたが、再捕はなかった。中央海区のアイスランド周辺では39頭が標識され、3頭が同じ海域で再捕された。他の2系群に対応する西グリーンランドおよびカナダ東岸でも計43頭が標識されたが、再捕はなかった。

Polacheck(1991)は混合を拡散現象として検討し、2つの海区間で移動例がないということの起こる確率を計算した。2海区モデルで考え、その一方で標識を行う。 N_{it} を*i*海区*t*年の標識個体数、 T_{ij} を*i*から*j*への年移動率、 M を自然死亡係数として、

$$N_{i, t+1} = e^{-M}[N_{it}(1 - T_{ij}) + N_{jt}T_{ji}]$$

の関係が考えられる。資源量を P_{it} 、捕獲量を C_{it} とし、 $E_{it} = C_{it}/P_{it}$ とおくと、ある個体が*t*年に再捕されない確率は $(1 - E_{it})$ である。標識個体全体で*T*年間に再捕されない確率は $\Pi_1^T(1 - E_{it})^{N_{it}}$ となる。

捕獲率は一定とし、期間は10年として計算する。 T_{ij} は0.03～0.4、 E_{it} は推定された値を含め0.01～0.1を適用する。 $M = 0.05$ として計算した結果では、Berents海での330の標識が中央海区で再捕されない確率は、 $T_{ij} = 0.03$ 、 $E_{it} = 0.01$ の時以外は5%以下である。中央海区の46標識が北東海区で再捕されない確率は、捕獲率が推定値の0.038であれば、 T_{ij}

が0.05以下で5%以上となる。Bear島の256標識がKolla海域あるいはLofoten海域で再捕されない確率は、 $E_{it}=0.01$ ならば $T_{ij}=0.05$ 程度では5%以下である。これらの確率は、標識の脱落があると当然高くなる。

Schweder and Øien(1991)は標識・再捕データから混合の程度を推定している。各海区をさらに小海区に分ける。 t 年前に a 小海区にいた鯨が現在 b 小海区にいる確率を $P^t_{a \rightarrow b}$ と表す。

$$P^t_{a \rightarrow b} = \Theta P^t_{a \rightarrow a}$$

という関係を考える。ここで a と b が同じ管理海区に属する場合 Θ を Θ_W 、もし別の管理海区であれば Θ_B と書く。 Θ は混合率を表すと考え、 Θ_W 、 Θ_B を管理海区内、管理海区間の混合率とする。 Θ_W 、 Θ_B はそれぞれ別の値をもつ定数と仮定する。 $P^t_{a \rightarrow b} < P^t_{b \rightarrow b}$ とする。 t 年後も同じ b にいた鯨は b を好む鯨である。

Θ を推定するために統計モデルを考える。 $n^{ti}_{a \rightarrow b}$ を標識実験 i で a に於いて標識され、 t 年後に b で再捕された数、 n^i を i 実験で標識された総数とし、 $n^{ti}_{a \rightarrow b}$ はPoisson分布に従うものとする。その平均は

$$\mu^{ti}_{ab} = n^i P^t_{a \rightarrow b} q^{ti}_b$$

となる。ここで q^{ti}_b は i 実験の t 年後の b での捕獲確率で、 t 、 i にかかわらず一定値 q_b をとるものとする。また $P^t_{a \rightarrow a}$ は a によらず一定で P^t である。

$$n_{MW} = \sum_i \sum_t \sum_a \sum_{b \neq a} n^{ti}_{a \rightarrow b} \quad (\text{管理海区内移動数})$$

$$n_{MB} = \sum_i \sum_t \sum_a \sum_{b \neq a} n^{ti}_{a \rightarrow b} \quad (\text{管理海区間移動数})$$

$$n_I = \sum_i \sum_t \sum_a n^{ti}_{a \rightarrow a} \quad (\text{移動しない数})$$

とおくと、 Θ の最尤解は

$$\Theta_W = (n_{MW}/n_I) (\sum_a q_a / \sum_a \sum_{b \neq a} q_b); \quad \Theta_B = (n_{MB}/n_I) (\sum_a q_a / \sum_a \sum_{b \neq a} q_b)$$

以上のモデルを北東海区と中央海区に適用する。それぞれ7小海区と2小海区に分けられている。各小海区の資源量は目視結果の値を適用し、1980年前後の平均捕獲量の資源量に対する比として q を求めた。 q_a はBear島海区で最も高く0.116、北東海区の7小海区の合計は0.282、中央海区の2小海区の合計は0.020となった。 $\sum q_a = 0.302$ を得る。 $\sum \sum q_b = 0.282 \times 6 + 0.02 = 1.712$ である。376の標識からの総再捕32中、小海区の不明のもの6を除いて、 $n_{MW} = 14$ 、 $n_I = 12$ 、 $n_{MB} = 0$ を得た。 $\Theta_W = 0.15$ 、 $\Theta_B = 0$ と推定される。 Θ_W 、 Θ_B の推定値の誤差は論じられていないが、 n 、 q ともに比の型になっており、たとえば脱落や死亡の影響があったとしても、その影響はかなり緩和されていると思われる。

以上の計算の結果をまとめると、北東海区と中央海区の交流は少なく、別の系群として管理を行うことには意味がある。また北東海区の中で、特定の小海区に回帰あるいは滞在する傾向が強いが、小海区間の移動もかなりあることが示され、管理海区内では、均一になるほどの混合はないが、相互に関連のあることがわかる。

8. IWC Discovery型の標識調査打切りへ

8-1 標識調査の前提にかかわる議論

(1) 1980年代前半

Miyashita(1983b)の南氷洋クロミンククジラ資源量推定に対してSCで多くの批判が出され、多数メンバーは、再捕数の少ないこと、標識死亡や標識脱落などによるバイアスの可能性、目視結果より著しく大きな値となることから、標識調査からの推定は信頼できないとした(6-2(2))。目視結果との不整合については、目視調査には60°S以北やパックアイスの中の資源が含まれておらず過小だという反論もあった。しかしSCとしては目視の結果が最も信頼できるものと考え、この結果を資源評価に用いることとした(IWC, 1983, p.51)。

1983年の南半球クロミンククジラ分科会で、標識・再捕による推定にかかわる仮定について議論し、IDCRでのこれからの問題への対応を検討した(IWC, 1984, pp.82-3)。

①閉鎖資源の仮定に対して、南半球では管理海区の境界を越えた再捕があり、閉鎖的でないことが示されている。

②標識される確率の等しさについては、標識実施の期間や場所の配置の仕方によって、性や大きさによる来遊率の差に起因するバイアスを減らすことができる。

③標識装着は捕獲確率に影響しないという点に関しては、標識後時間とともに再捕率の上昇する傾向が問題になったが、標識によるショックは否定された。標識時死亡あるいは脱落の率を5%とおく。

④捕獲は標識の有無にかかわらずランダムである点については、標識は漁場の中で緯度・経度に関してできるだけ一様に分布させた。加入サイズ以下の個体で標識されたものがあつたが、この問題は推定の段階で考慮することができる。

⑤資源中の標識個体数が既知である点に関して、標識時の命中の判定の正確さが問題になる(6-3(1))。現場での判定は厳格で、発射銃の約半分が命中と判定されている。標識脱落率は不明だが大きくないようだ。二重標識個体の再捕例でみると、命中を正確に記録することや再捕時の個体識別の難しさがわかる。1984/85の航海からストリーマー標識を用いる予定で、命中判定の改善や意図しない二重標識を避けることができる。

⑥発見・報告率に関しては、日本船団100%、ソ連船団70%が適用されている。

これまで標識数は命中の判定の数とし、再捕は全ての再捕を用いていたが、命中の判定の標識の再捕のみを用いる方法も検討することとした。この際以下の点を考慮する。
①命中の数とそれからの再捕数のみを用いると、命中の判定の中にははずれのものも含まれている可能性があるため、過大推定となる。
②命中と全再捕を用いると、命中以外の判定で命中していたものが命中の判定で外れていたものの数を越えた時には過小推定

となる。

SCは標識・再捕調査のレビューを1984年に行うこととし、Hardingがこれを引き受けた。レビュー項目として以下があげられた。①仮定やパラメタ値の感度解析、②仮定やパラメタの値の根拠、③標識の限られた分布と海区間の移動ならびに標識結果のモデル化、④他のデータとの比較、⑤計画立案と解析への勧告。(IWC, 1984, pp.46, 83, 84)。

1984年の南半球クロミンククジラ分科会でも標識・再捕調査に関連した多くの文書が提出され(6-3)、資源量推定にからんで種々議論された(IWC, 1985, p.79)。de la Mare (1985)は、標識の脱落について過去のデータを分析し、Jolly-Seber法で推定した生残率の低いことが標識の脱落を示していると結論した。Bestはクロミンククジラの場合、錨は消毒しており、また再捕個体の観察から拒絶反応の証拠は見られないと反論した。Jolly-Seber型の推定に関し、標識実施海区が年毎に変化しており、結果の解釈がむずかしい。別法として放流年再捕のみを用いることもできるが、この場合標識個体がまだよく混合していないという問題も生じる。IDCRによる目視調査は1983/84漁期で6海区全部を一巡し、いろいろな技術的問題を含みながらもその結果が重視されるようになった。目視の努力を強化するために、標識調査は中止せよとの意見が出された。

1984/85のIDCR南氷洋クロミンククジラ調査計画はSCの場で激しい議論を呼んだ(IWC, 1985, p.35)。結果として目視調査をⅣ区で実施することとなったが、その第一の目的は分科会でもち上がった諸問題(IWC, 1985, p.83)を解決するための一連の実験を行うこととされた。但し、資源量推定値も一応得られることになっている。標識調査に関しては、目視へ努力を集中するために、海中の生きた鯨への標識は行わないことになった。改良型標識錨の実験は母船上で行われた(6-3(2))。

1985年の分科会では管理海区と資源量の面で標識・再捕結果が話題となった(IWC, 1986, pp.67, 70)。Best and Kato(1986)が最近の再捕結果を報告した(6-2(3))。分科会としては、現行の境界が適当であるという情報は少ないが、これを変更するだけの根拠もないと結論した。Hardingは再捕数が少なく、変動係数が大きいので、何年にもわたって海区を込みにすればよいだろうが、そうすると別の問題が生じると述べた。これに対してCookeは、海域を層化する方法が利用できるが、こうすると変動係数はかえって大きくなると指摘した。Cooke(1986)は資源量の変化傾向を知るためには、極めて多数に標識をしなければならぬことを示した。分科会としては、標識調査は生物学や分布に関しては有益な追加情報を提供するが、Harding(1986)の指摘した問題(8-1(2))が解決されるまでは、標識・再捕による南氷洋クロミンククジラ資源量推定値の信頼性には疑問が残ると結論した。この年には新しい資源量推定値は出されなかった。

(2) 問題点の整理

Harding(1986)は1983年のSCからの標識調査レビューの勧告(8-1(1))を受けて、問題

点を整理した。第一に海区ごと、年ごとの再捕数が一般に20あるいはそれ以下と少なく、推定精度はCVで25%から100%と低いことがあげられる。この問題は年をプールすれば軽減されるが、このためには資源量が一定かあるいは極めて安定していることが必要である。Harding (1984)はこのようにして1978/79~1982/83の平均資源量推定を行ったが、こうすると資源増減の傾向を見ることができなくなる。海区をプールする方法も考えられるが、このためにはプールされた海区全体で標識と捕獲の間の関係がランダムでなければならない。海区間の移動はかなりあるが、これで分布がランダムになるほどではない。

再捕数を増やすには、なるべく長期にわたって再捕を続けなければならない。このためには残存標識個体数推定のための標識脱落のモデル化が必要になる。簡単には、脱落率の推定値を用いること、あるいは標識・再捕のモデルのなかに脱落のパラメタも入れることで処理できる。資源増減の傾向を考慮するには、モデルの中に増減のパラメタを組み込む必要がある。要するに仮定を最小にした簡単な方法では、精度の低い結果しか得られないが、複雑なモデルにすると、パラメタの値の選択やデータからの推定が必要になる。各要素の重要さを知るには、感度解析が必要になる。

標識成功の判定には常に疑問が残る。再捕時の観察で情報が得られる。

8-2 問題点に関連するいくつかの研究

(1) 脱落率の推定

標識の脱落あるいは標識による死亡は、しばしば問題となっていた。脱落や死亡には短期的なものや長期にわたるものがあり、それぞれの資源推定値に与える影響は異なる(2-2)。鯨類の標識調査では短期的死亡率はしばしば5%と仮定されていた。長期的脱落等については、その値の推定の困難さもあってあまり大きく取り上げられてはいなかった。de la Mare (1985)はそれまでの脱落に関連した研究をレビューしている。Best (1977)は二重標識個体の再捕時の状態から脱落率の高いことを示唆した(5-3(1))。Best and Butterworth (1980)は再捕個体で、標識傷のあとを観察した獣医の所見を紹介している(6-2(1))。Garrod and Brown (1980)は南半球のイワシクジラについて全死亡率と漁獲死亡率を推定し、標識死亡、脱落などの自然死亡以外のロスの大いことを示した。Beddington *et al.* (1984)は平均再捕期間がモデルからの期待値より短いことから、標識の脱落か死亡の可能性を指摘した(7-3)。

de la Mare (1985)は既発表の標識・再捕データを用いて、脱落率の推定を試みた。 M_{ij} を*i*標識群からの*j*年の生残期待標識個体数、 m_{ij} を*i*標識群からの*j*年の再捕数とする。*i*、*j*は1から*k*までとする。命中と見られる数を T_i 、そのうちの実際の成功率を ρ_i とすると $M_{ii} = T_i \rho_i$ である。 S_{j-1} を捕獲からの生残率、 ϕ を捕獲をのがれた個体の翌年までの生残率として

$$M_{ij} = M_{i, j-1} S_{j-1} \phi \quad j > i$$

となる。捕獲率を θ_j 、標識発見率を ν_j とすると、再捕発見数の期待値は

$$u_{ij} = M_{ij} \theta_j \nu_j = M_{ij} \hat{\xi}_j$$

である。捕獲数を C_j 、資源量を N_j として $\theta_j = C_j/N_j$ とおける。Petersen の推定式により

$$\hat{\xi}_j = \nu_j C_j / N_j = (1 + \sum_j m_{ij}) / (1 + \sum_j M_{ij}), \quad u_{ij} = M_{ij} \hat{\xi}_j$$

ここから ϕ の推定値は、 m_{ij} が相互に独立で Poisson 分布に従うとすると

$$L(\phi | \hat{\xi}_1, \dots, \hat{\xi}_k; S_1, \dots, S_{k-1}) = \sum_i \sum_j m_{ij} \ln(u_{ij}) \quad j \geq i$$

を最大にする値として計算できる。 ϕ の信頼限界は、尤度比として $L(\phi_1)$ と $L(\phi_2)$ の差から得られる。上の式からわかるように、 ρ_i 、 ν_j の値は、これらが j によらず一定であれば、知る必要はない。

表 8-1 ϕ の推定値と信頼限界

$r-M$	ϕ	95%限界
0.04	0.893	0.819~0.968
0.02	0.850	0.778~0.922
0.01157	0.833	0.761~0.905

南氷洋ナガスクジラの 1955/56~1965/66 の、当年再捕を含めた標識・再捕データから脱落率の推定を試みる。純加入率 $r-M$ を 3 段階に仮定し、 $M=0.04$ 、加入成熟年齢を 6 歳とにおいて、1969/70 の資源量が推定値 82,000 となるようにして、それ以前の毎年の資源量 N_t と捕獲からの生残率 S_t を求め、この S_t を使って ϕ を計算した。結果は表 8-1 のようになった。 $M=0.04$ とすると $e^{-M}=0.961$ であるが、この値は片側 5% 検定では 3 つの推定値のいずれとも有意に異なっている。

南氷洋ナガスクジラの 1932/33~1938/39 についても 0.961 とは有意に異なる結果を得た。なお南氷洋イワシクジラのように信頼限界が極めて広く、有意な差の検出できないものもあった。

ϕ が e^{-M} より低いということについて 5 つの可能性が考えられる。永久的逸散は戦前には漁場範囲が限られていたのであり得るが、戦後はほとんど全域が漁場になっており考えられない。標識・再捕のランダム性については、さらに検討を要するが、個体の移動もあり、戦後は広い範囲で標識されている。標識の脱落、死亡については、とくに標識直後の脱落、死亡が大きいと思われる。過去の資源に関する知見に重大な誤りがあったという可能性は、仮定したパラメタの値の結果に対する感度テストを行った結果、いずれも影響の小さいことがわかった。発見率がそれぞれの期間中に低下したということは考えられない。むしろ向上したと思われる。結局尤もらしい原因として、標識個体の捕獲率が他の個体のそれと異なること、および標識死亡あるいは脱落が考えられる。

結論として、現行の標識調査の実験計画に関して、特に標識成功率の推定、標識死亡および脱落率についてのレビューを行うのがよい。もう一つの問題は、目視調査から得られた資源量や、ここで示された標識脱落率などを参考にしながら、信頼できる推定値を得るのにどのくらいの標識数が必要かを検討することである。そしてde la Mareは、推定に必要なパラメタの値や推定値の分散の値が得られるまでは、標識調査からの推定値は管理の目的のためには信頼できるものとは言えない、と主張する。

(2) 短期脱落・死亡の推定

標識直後に集中して起こる短期脱落、死亡については、死亡率を5%と仮定する以外に具体的に数量的取り扱いをした例は少ない。ここで短期とは1年以内のこととする。Best and Kato(1990)は過去の多くの実験データを再検討して、短期脱落・死亡率の推定を試みた。過去に試射実験は、1978/79~1984/85の間に日本の母船上で5回行われた。153発の銚が試射され、発射距離は1.5~45m、鯨体への入射角は20°~90°であった。試射実験の外に、再捕鯨の銚の貫入の深さ、銚のまわりの組織の記録が57例ある。

今までの記録をまとめると、以下のようなことがわかる。脱落についてはイルカの実験で、1日~3週間で抜け落ちてしまうことが観察されている。脂肪層の下に入らなかったものは速やかに抜け落ちてしまう。試射実験で貫入の深さを見ると、距離と角度によって異なる。角度が20°の時には37%(11/30)の銚で、全体または一部が脂肪層内にあった。この率は45°~60°では6%(3/49)、70°~90°では15%(9/59)と少なかった。実際の標識時には20°というような浅い角度で発射することはないといわれている。

再捕発見標識の位置を見ると、54本の銚で脂肪層にかかっていたのは4本、筋肉内が48本、筋肉内で骨に接していたものが2本だった。脂肪層にかかっていたものは、当年再捕7本中1本(14.3%)、2年目以降では47本中3本(6.4%)であった。時間がたつと低下するように見えるが、8年後に脂肪層に残っていたものも1本あった。6.4%という値は、試射実験での20°以外での6%あるいは15%と有意差はない。発射角が45°以上なら短期脱落は小さいとみてよいようである。先の3つの角度グループのそれぞれの平均を単純に平均すると、19.8%となるが、この値を現場での標識で脂肪層にかかっている銚の割合とすると、2年目以降再捕鯨での率6.4%との差13.4%が短期脱落の率となる。20°で発射することはないとすると、この値は当然過大である。銚の周辺の組織の状態を調べた結果では、正常なもの21%、化膿しているもの15%、化膿後治癒したもの52%、結合組織に包まれていたもの12%であった。これらの状態と脱落率の関係は不明である。

銚が骨に接触したり、内蔵や腹腔内に達すれば死亡する可能性がある。ストリーマーをつけた銚の試射実験では106本中4本(3.8%)で死亡の可能性が考えられた。この値はBest and Butterworth(1980)の用いた5%に近い。なお現場で、標識後行動が異常であったり、当たり所が悪かったクジラは有効標識から除かれるので、3.8%は有効と判定され

たものの中での死亡率である。

(3) 資源増減傾向の検出

捕獲限量計算のために、妊娠率、成熟年齢、死亡率などの資源動態パラメタから持続生産量SYを推定することは、実際上困難で、計算結果は大きな誤差を含む可能性がある。資源の安全な管理には、固定した捕獲枠を求めるのではなく、資源動向をモニターしながら捕獲枠を調整するフィードバック系が必要だと考えられるようになった。Cooke(1986)はこのような考えから、標識調査で資源の増減を検出できるかを、統計的仮説検定の立場から検討した。方法の概要は*n*年間標識と再捕を続け、資源の増減率が0であるという仮説を検定しようというものである。

*i*年に標識した個体群 T_i からの*k*年後の再捕数 $r_{i,i+k}$ の期待値は

$$E(r_{i,i+k}) = T_i C_{i+k} \exp(-k\rho - \mu_k) / N_i = T_i \exp(-\mu_k) / N_i \cdot C_{i+k} \exp(-k\rho)$$

と表せる。ここで C_{i+k} は*k*年後の捕獲数、 N_i は資源総数、 ρ は総加入率(r_{11})、 μ_k は*k*年後の脱落などによる標識の追加的減少率である。調査期間を*n*とすると*i*は1~*n*-1、*k*は1~*n*-*i*の範囲にある。資源は一定の率で変化をしており、 $N_i = N_0 \exp(i\delta)$ と表せるものとする。 δ は正または負である。 μ_k を次のように仮定する。

$$\mu_k = \phi + k\mu, \quad \phi = \mu_0 + \rho + \log(N_0)$$

当面必要でないパラメタ ρ 、 N_0 は μ_k の中に入れて考える。 $r_{i,i+k}$ はPoisson分布に従うとすると、対数尤度は定数を無視して

$$-LL = R(\phi + \delta \bar{i} + \mu \bar{k}) + \sum_i \sum_k T_i C_{i+k} \exp(-\phi - i\delta - k\mu)$$

となる。式中の*R*は再捕総数、 \bar{i} は再捕鯨の標識日*i*の平均、 \bar{k} は*k*の平均、すなわち標識から再捕までの期間の平均である。*k*の観測値が得られている条件のもとで、 \bar{i} は δ のみの関数である。なお、全体の再捕日の平均 $\bar{\tau}$ は $(\bar{i} + \bar{k})$ である。

T_i および C_{i+k} を一定とし、資源の増減がないとすると、 \bar{i} と $\bar{\tau}$ の期待値と分散は、*i*に関し離散型の一様分布を仮定して、

$$E(\bar{i}) = (n - \bar{k} + 1) / 2, \quad E(\bar{\tau}) = (n + 1 + \bar{k}) / 2$$

$$V(\bar{i}) = V(\bar{\tau}) = \{(n - \bar{k})^2 - 1\} / (12R)$$

となる。ここで \bar{i} と $\bar{\tau}$ の平均を考える。*k*の観測値が得られている条件のもとで、

$$\bar{i}^* = (\bar{i} + \bar{\tau}) / 2 = \bar{i} + \bar{k} / 2$$

$$E(\bar{i}^*) = (n + 1) / 2, \quad V(\bar{i}^*) = \{(n - \bar{k})^2 - 1\} / (12R)$$

となる。ここで、資源が増加しておれば、 $E(\bar{i}^*)$ は $(n+1)/2$ より小さく、また減少しておれば大きくなる。再捕総数が10以上であれば \bar{i}^* の分布は正規分布に近くなるので、 \bar{i}^* が $(n+1)/2$ から有意に異なっているかどうかを正規分布によって検定できる。

資源の増減を検出するのに必要な標本数および再捕数を、一定の捕獲数のもとで長期間利用されていた資源について考える。資源は初期資源 N_0 よりかなり減少しているであ

ろうから、密度独立のモデルで扱えるものとする。置換生産量RYは

$$RY = N_2 - N_1 = N_2 - N_2(1-R_{II})/S = N_2(R_{II} + S - 1)/S$$

となる。ここでSは生残率、 R_{II} は資源の中の新加入群の割合である。 $M=0.08$ の時Nが N_0 の30~80%の範囲でRY/Nは2.5%だとする。この時 $R_{II}=0.10$ となる。このような資源で捕獲量が最終年においてRYを50%、100%、あるいは200%超えていたとする。標識個体の減少係数を0.2または0.4とおく。このうち加入 R_{II} による減少0.1を差し引くと0.1または0.3が脱落、他の系群との混合等によるロス率である。なお標識の発見率は100%、標識死亡はないものとする。標識調査期間は20年とする。このような条件のもとで第2種の過誤を20%(80%検出できる)とするためには、表8-2のような標識数と再捕数が必要になる。

表8-2 資源の減少を80%検出するために必要な毎年の標識数および総再捕数

ロス率	捕獲量/R _Y	年標識数	総再捕数
0.1	1.5	2,224	4,689
0.3	1.5	3,608	4,008
0.1	2	552	1,405
0.3	2	888	1,196
0.1	3	148	478
0.3	3	235	405

調査期間が10年の場合これらの数字は標識数で約10倍、再捕数で約3倍にもなる。IDCRでのクロミンククジラの標識調査では、1975/76から1983/84までの標識数(命中数)は2864、年当たりで318、総再捕数は114である(Kato *et al.*, 1993)。

Cookeは捕獲量がSYを大幅に超えていた時に、資源がどのように減少するかを計算している。NMPにしたがって0.9MSYを正しい値とすると、この場合資源は初期値の74%のところまで安定する。もしこれが2倍であったときは20年で60%にまで減少する。この減少を80%検出するためには、ロス率0.1の時年標識数1091、総再捕数2251、ロス率0.3ではそれぞれ1831、2012となる。もしこのように大量に標識すると、標識死亡がある場合、資源にかなりの影響を与えることになる。結論として、標識調査は資源減少の検知には役に立たないといえる。

8-3 包括的評価(CA)：南半球クロミンククジラ

(1) 標識調査のレビューと包括的評価

標識・再捕結果によるクロミンククジラの資源量推定に関し、多くの問題が指摘され、1983年のSCでこの資源の標識調査のレビューを行うことが勧告された。その一環として、Harding(1986)により問題点の整理も行われたが(8-1(2))、全体的レビューは期待どお

りには進まなかった。1985年のSCでも標識調査の有効性について種々議論されたが、Hardingの示した諸問題の研究が完了するまでは、資源推定値の信頼度への疑問は解消されないとされた。クロミンククジラの資源推定法のレビューを早急の実施することが再び勧告された。IDCR航海で資源量推定あるいは系群の分離のための標識調査を行うかどうか議論され、調査は価値があるとの意見もあったが、目視調査より優先度の低いことが合意された(IWC, 1986, pp.70-72)。

1986年4月にSCはCA計画立案のための特別会合を持ち、CAの内容が次第の具体化されてきたが、この年のSC年次会合で、標識調査結果解析のレビューを早急に実施することが要求され、CAのもとで行うこととされた。このために、データのコーディングを早急にすませることとした(IWC, 1987, pp.29-42)。1987年の会合で、このレビューを特定研究者に委託して行うことが決められた。研究内容は、(1)南半球クロミンククジラのDiscovery標識データを分析し、資源量、死亡率、移動等に関してどのような情報が得られるかを明らかにすること；ここで8-1(1)に列挙されているような標識調査による推定のための諸条件について特に考慮すること；(2)将来の標識調査のための指針をレビューすること、とされた。第一稿は1988年の年次会合前に提出されることになった(IWC, 1988, pp.40, 41)。

1988年のSC会合でBucklandはレビュー結果を報告した。資源量や死亡率の推定値について種々の問題が議論された。資源量推定結果では、Ⅳ区がⅢ区、Ⅴ区より大きくなっているが、目視結果ではⅤ区が他よりはるかに大きい；クジラの分布、標識および再捕の努力の分布が不均一のため、ランダム標本の前提がくずれている；短期の標識脱落のため資源量推定値は偏っており、脱落の影響を受けないとされる生残率の推定も、資源量一定の条件が満たされていなければ正しくない、等の意見が出された。不均一さの影響や短期脱落について検討することが勧告された(IWC, 1989, pp.43, 44, 75-77)。

(2) 標識調査法のレビュー

前節で述べたように、1987年のSCでの決定を受けてBuckland and Duff(1989)は南半球クロミンククジラの標識再捕データの解析を行った。内容は、まずいろいろな推定法を示すとともに、それぞれの方法にかかわる問題点を提示した。次にそれぞれの方法でデータを解析し、結果を比較するとともに各方法のバイアスについて考察し、その補正を考えた。さらに将来の研究について考察し、最後に標識調査の価値と限界について概観した。

i 推定法

用いた方法は2回サンプリングによるPetersen法の修正式(5-2(3))、(1)式、サンプリングを繰り返すChapmann(1952)の式(同(4)式)、1回の標識群を追跡する方法、生残率

推定のための再捕モデルを用いる方法、およびJolly-Seber法とその簡略化モデルである。

標識群を追跡する方法では*i*回目の再捕数*m_i*がPoissonモデルに従うとして、資源量*N*(一定)と死亡率 μ を最尤法により推定する。最初の標識数を*M₀*、*i*回目の残存標識個体数*M_i*、捕獲数を*n_i*とすると、*m_i*の期待値は

$$a_i = E(m_i) = n_i M_i / N = \{n_i (M_0 - \sum_{j=1}^{i-1} m_j e^{j\mu}) e^{-i\mu}\} / N, \quad i=2 \cdots$$

となり、尤度は

$$L = \prod_i^S e^{-a_i} a_i^{m_i} / m_i!$$

で与えられる。

生残率推定のための再捕モデルを用いる方法では、各年の標識群をコホートとして、モデルからの期待再捕数計算結果をデータに当てはめることにより推定する。いくつかのモデルが考えられる。モデル1は生残率、努力量、報告率は年々変化するが、標識年とは無関係としたものである。これ等のうち、生残率を一定とおいた場合をモデル2、努力量、報告率が一定で、したがって再捕発見率が一定の場合をモデル3とする。標識年再捕のデータを利用するならば、モデル1で再捕率が標識年のみ異なっているとした場合のモデルが使える。

Jolly-Seber法は資源への出入りのある場合にも適用できるのが特徴である。しかし移出と死亡、あるいは移入と加入の区別はできない。Jollyの簡略化モデルは死亡率や捕獲率が毎年一定という条件を入れて、パラメタの数を減じた方法である。

ii データの概要

標識・再捕に関連した基礎のデータを概観してみると、以下の傾向が見える。捕獲量の分布では、IDCRの始まった1978/79漁期以降で見ると、Ⅲ、Ⅳ、Ⅴ区で多く、Ⅰ、Ⅱ、Ⅵ区で少ない。標識は1978/79の漁期にⅣで始められて以後、Ⅲ、Ⅴ、Ⅱ、Ⅰ、Ⅵ区の順で毎年集中的に行われている。翌年以降の再捕で標識個体の移動方向を見ると、西への移動50に対して東への移動は35であった。この差は有意ではない。標識海区外への移動を拡散現象とすると、年の経過とともに増加すると考えられるが、経過年数ごとの再捕状況を見ると、表8-3のように増加傾向は見られない。各群の生息域と海区の境界が一致していない可能性がある。また標識による一時的な影響も考えられる。表8-3で第1年目に海区外で再捕されたものが多い点が注目される。この値は5%で有意である。

表8-3 標識後の経過年数別に示した海区内、海区外再捕数

経過年数	0	1	2	3	4	5	6	7	8	計
海区内	7	6	20	7	8	7	4	3	3	65
海区外	1	8	5	2	4	3	2	1	2	28
計	8	14	25	9	12	10	6	4	5	93

iii 推定結果

Ⅲ、Ⅳ、Ⅴ区全体の資源量のそれぞれの方法による推定結果を比較すると表8-4のようになる。いずれも1979/80以降の平均資源量である。ここでは命中の判定の標識・再捕のみを用いたものと、再捕の総数と命中および再捕のあった命中以外の判定の数を用いたものを示す。Jolly-Seber法および簡略モデルの値が他に比べて低いが、命中のみからは60万前後、命中以外を含む時は50万前後の値が得られた。捕獲を含まない死亡からの生残率を表の下欄に示す。従来用いられていたクロミンククジラの自然死亡係数は0.09、生残率になおすと0.914である。再捕モデル法による生残率0.855はこれと有意差がない。

Jolly-Seber法およびその簡略法を適用する場合の基本的問題は、各海区1回づつしか標識が行われていないことである。Jolly-Seber法は毎年繰返し標識の行われることを前提としている。そこで、この方法をⅢ、Ⅳ、Ⅴ区を合わせたものに適用した。Jolly-Seber法では、新たに標識の行われなかった1981年以降の自然死亡は推定できないため、 $M=0.09$ (生残率0.914)を用いた。1979/80から1980/81への生残率が0.5より低く推定されたので、表中の平均の生残率も低くなっている。簡略法では生残率は毎年一定としており、この値が0.7前後の値になったため、資源量が1980年以降急減するような結果となった。これらのことから、Jolly-Seber法の結果は他の方法に比べて信頼できない。

表8-4 Ⅲ、Ⅳ、Ⅴ区の総資源量と生残率の推定値

	命中のみ	命中以外を含む
資源量 (1,000頭)		
Petersen修正法	661	529
多回標識再捕法	685	525
1回標識法	652	559
再捕モデル法	600	—
Jolly-Seber法	559	432
Jolly簡略化法	509	521
生残率		
1回標識法	0.902	0.933
再捕モデル法	0.855	—
Jolly-Seber法	0.676	0.692
Jolly簡略化法	0.681	0.715

iv バイアス

いろいろな方法による推定値のバイアスについて種々検討した。条件の満たされていない場合として以下のものを考える。短期脱落、死亡；長期脱落、死亡；標識海区外での捕獲確率が低い；標識の発見報告率；標識個体中の加入サイズの割合；命中の判定の誤り；意図しない二重標識。資源量についてはいずれの条件の満たされていない場合で

も、過大推定となる。一方生残率は長期的脱落や死亡があると過小推定となる。

短期脱落の可能性は試射実験からも示され、脱落率として24%という値が得られている(8-2(2))。短期死亡は、銜命中時に重大な影響を受けたと思われるものは除いてあるので、死亡率は大きくないと期待される。長期的脱落や死亡があると生残率の推定値は過小になるが、この値を用いる1回標識法、再捕モデル法による資源量推定値には影響がない。しかしPetersen法や多回再捕法では長期脱落を考慮していない生残率を外から与えるので過大推定となる。生残率を推定する方法と推定しない方法での資源量推定値を比較すると(表8-4)、その比が $(661+685)/(652+600)=1.075$ となる。これが推定値の偏りによるものとする、長期的脱落、死亡による過大推定の程度は7.5%と見積もられる。推定された2つの生残率と慣用の値を比較すると(表8-4)、 $(0.902+0.855)/(2 \times 0.914)=0.961$ となる。長期死亡の値は3.9%と見積もられる。2つのバイアスの見積もりを平均すると5.7%となるが、真値が0%である可能性は否定できない。

標識海区内外の再捕確率が等しいなら、海区内の再捕も含めて資源量を計算すべきである。Ⅲ、Ⅳ、Ⅴ区で見ると、日、ソの船団はこれらの海区内でかなり一様に操業している。また標識点も比較的一様に分布している。海区内の境界の引き方は大きな問題ではない。移動のある場合の資源量推定を考へてみる(Chapman and Junge, 1956)。2海区内の場合で考へ($i=1, 2$)、資源量： N_i 、標識数： M_i 、捕獲数： n_i 、 i 区内で標識し j 区内で再捕された数： m_{ij} とおく。Ⅳを1、Ⅲ+Ⅴ区を2とする。 N_i を含む次の方程式が得られる。

$$m_{11}N_1/M_1 + m_{21}N_2/M_2 = n_1$$

$$m_{12}N_1/M_1 + m_{22}N_2/M_2 = n_2$$

この式を解くと

$$N_1 = M_1(m_{22}n_1 - m_{21}n_2)/(m_{11}m_{22} - m_{12}m_{21})$$

1980/81~1986/87の結果を合わせると、 $m_{11}=14$ 、 $m_{12}=4$ 、 $m_{21}=6$ 、 $m_{22}=29$ 、 $n_1M_1=6.977 \times 10^6$ 、 $n_2M_1=10.737 \times 10^6$ である。これらを代入してⅣ区の資源量 $N_1=361,000$ が得られる。このうちⅣに残留していた率は $m_{11}N_1/(n_1M_1)=0.724$ となる。36万の推定値は従来の推定値に比べて著しく大きい。偏りがあるか、誤差が大きいと考えられる。

再捕標識の発見率は日本の船団では100%とされている。ソ連船団での観察例では、ボイラーからの発見率を含めないで80%程度の値が得られている(IWC, 1981, p.106)。日ソの再捕数は51と40である。捕獲頭数を考慮して両国の再捕率を比較するとソ連の率は日本の率の0.87倍であった。但しこの差は有意ではない。全体で見ると、90%程度と考えればよからう。

標識された個体で捕獲対象サイズ以下のものは再捕されない可能性がある(6-2(2))。しかしこれらの個体も翌年以降捕獲サイズになる。さらに1979/80年以降は小型個体を避けるようにしているので、当年再捕のデータを用いないならば、この影響は小さいであろう。標識銜発射時の判定で、はずれを命中とする誤りは小さいと思われる。この誤り

の影響は短期脱落と同じである。別々の個体に標識したと記録されていても、再捕時に1個体から2本の標識が見つかることがある。この例は再捕89例中6例あった。率にすると6.7%となる。なお発見割合どの個体のものかわからないこともあるので、この値は過小と考えられる。

v 推定値の補正

各条件によるバイアスがそれぞれ独立であるとする、条件 j のバイアスの率を v_j として、推定値のバイアス補正係数は $\Pi_j(1+v_j)$ となる。短期脱落、死亡、命中判定の誤りを合わせて v を30%程度とする。長期脱落、死亡は5.7%とおく。海区外での再捕確率はⅢ、Ⅳ、ⅤとⅠ、Ⅱ、Ⅵでの捕獲量および面積の比から後者を前者の50%程度と見積ると、後者での再捕を2倍して期待される再捕率が求められ、全海区での v は4.4%となる。発見、報告率の v は10%、捕獲サイズ以下の標識個体は1978/79年群で翌年17.2%と見られ、全期間を平均して2.2%、誤った二重標識率を6.7%として、標識数の過大見積りは6.3%となる。これらのバイアスを全部考慮すると、補正係数はPetersen法、多回標識再捕法で0.520となる。生残率を推定する方法では、長期脱落、死亡の影響がないので、0.552となる。いずれにしても表8-4の資源量推定値は約半分の30万頭前後になる。

彼等は、将来の標識調査に関して、次のような意見を述べている。標識は漁期の直前または直後に行うべきだという意見に対して、いずれにしても当年再捕には問題があり、数も少ないので、このデータはあまり価値がない。大量の二重標識を行えば有効標識率や短期脱落の情報が得られるが、合理的な推定精度を得るには標識数を極めて大きくしなければならない。標識発見率の推定のための実験を行うことは必要だが、正しい発見報告率を得るには実験方法をよく検討しなければならない。DNA個体識別法や写真照合法は、Discovery標識に比べて脱落、死亡や発見報告率等の問題がなく、優れているが、捕獲確率の一様性については同じ問題が残る(8-4(3))。いずれにしても極めて大量のDNA標本採集や写真撮影が必要になる。

バイアスを補正した値でも、目視結果よりかなり高い値が得られている。標識調査からの推定ではⅢ、Ⅳ、Ⅴ区のうちでⅣ区の値が最大であるが、目視結果ではⅤ区が圧倒的に多い。推定精度やバイアスの見積もりが過小になっている可能性がある。標識調査には限界があり、他の情報と合わせて利用する必要がある。

(3) 標識・再捕の不均一性に関する議論

1983年のSCで、クロミンククジラ資源量の推定のためのIDCRによる標識調査計画に関して種々問題が議論された(8-1(1))。提起された問題のうち脱落率などに関してはある程度研究が進んだ(8-2)。標識・再捕のランダム性についてもSC内で議論された(8-1(1))。1985年にHardingが標識調査にかかわる問題点を整理したが、この中でランダム性

の問題が再び提起された(8-1(2))。1987年にクロミンククジラの標識調査結果のレビューをBucklandらに委託したとき、この問題も検討項目の中に含まれた(8-3(1))。Bucklandらの報告は1988年に提出され、SCで議論された。ここで標識・捕獲努力分布の不均一性のため、ランダム標本の前提が崩れていることに関し、資源推定への影響を分析することが勧告された。(8-3(1))。

標識・再捕確率の不均一さの影響分析の勧告は1989年にも繰返され(IWC, 1990b, p.59)、勧告内容をより厳密にするために作業部会が作られた。作業部会は不均一性の問題が標識・再捕データの分析上の一つの基本的問題であると認識した。この不均一性の主要な原因は、標識をすることへの感受性の個体変異、および鯨の地理的、時間的分布と標識・再捕努力の分布が一致していないことによると考えられる。第一の問題に関しては、その重要性を明らかにするには詳細な行動研究が必要であろう。第二の問題のいくつかの側面は、標識調査のデータを目視データや捕獲と努力のデータと合わせて分析することによって明らかにできるだろう。これらの研究を1990年の包括的評価までに完了することは困難であろうから、不均一性の資源量推定への感度分析をするのがよい。作業部会はこの分析について1990年の会合で具体的に議論すべきであると勧告した(IWC, 1990b, p.170)。

1989年の会合ではDNA個体識別法や写真照合法と従来のDiscovery標識の優劣について議論された(9-3)。前2者では後者に比べて多くの問題点が解消されるが、ランダム性の問題はそのまま残される。Discovery標識では標識と再捕が別個に行われているが、DNA法や写真法では標識と再捕は一つの調査の中で行われるので、偏りが強調される恐れがある。

1990年のSC会合でDiscovery標識の有効性が議論された。標識調査による推定には多くの仮定が必要であるが、この標識ではその多くが満たされていない。Buckland and Duff(1989)はバイアスの補正について検討したが、補正係数の信頼できる値は得られなかった。SCとしては新しいデータが得られない限り、これ以上のDiscovery標識結果の解析は意味がないと結論した(IWC, 1991, p.59)。これ以降は写真照合、DNA個体識別法による推定のみが取り上げられた。

9 包括的評価(CA)：Discovery型以外の標識方法

9-1 自然標識、DNAによる個体識別

鯨体にはいろいろな模様や傷が見られる。これらは個体識別に利用できる場合がある。特にザトウクジラの尾びれの縁辺の形や模様は多様であり、またこの鯨は沿岸性で行動がおそいなどの特徴があって接近しやすい。潜水前に尾を高くあげる行動をとるが、その際尾びれの写真を撮影することができる。北大西洋では、1980年頃には約1,000個体の

写真が登録され、このストックについて資源量推定も試みられ(Whitehead, 1982; Whitehead *et al.*, 1983;など)、索餌域と繁殖域間の移動についても情報が得られていた。Balcomb and Breiwick(1984)は1979~1981の平均資源量を 5773 ± 516 と推定した。これらの推定値は、閉鎖資源、尾挙げ行動の頻度が一様、写真撮影の確率が一様、標識は変化しないという仮定を置いていた(IWC, 1984, p.136)。Perkins *et al.*(1985)、Hammond and Larsen(1985)は西グリーンランドのザトウクジラの資源量推定を試みた。方法によって200~300程度の値が得られた。

Discovery標識による資源推定にはいろいろな問題があり、1984年のSC会合でIDCRでの新規標識の中止、1985年の会合では問題が解決されない限り南氷洋クロミンククジラの資源推定は信頼できないとされた(8-1(1))。そのような状況のもとで、自然標識の利用が強調されるようになった。

SCは写真撮影による個体識別法に関して、その前提条件があまり議論されていないことを指摘して、問題のレビューを勧告した(IWC, 1984, p.54)。その際考慮する項目として、資源の閉鎖性、標本のランダム性の外に、尾挙げ行動の確率が個体間で同一で独立であるか、模様判定による個体識別が正確であるかをあげた。また条件の満たされない可能性のある事項について、偏りを小さくすることや補正を考えることを課題とした(IWC, 1985, pp.49, 122-3)。

Hammond(1986)がこのレビューを担当し報告した。この報告で、自然標識の標識調査への応用性について検討し、前提条件について論じ、バイアスを最小にする実際的方法を考えた。彼はDiscovery標識に対比させながら、自然標識の長所と短所を指摘した(9-3)。推定式としてはDiscovery標識同様、条件に応じていろいろな方法が利用できるが、閉鎖性、標本のランダム性等の問題は共通である。

DNAの利用は始め系群識別の方法として登場し、1986年の会合でそのレビューを行うことを決めた(IWC, 1987, pp.32, 35)。IWCがケンブリッジ大学の専門家に依頼した報告は1987年のSC会合に提出された(Hoelzel and Dover, 1989)。これらの議論の中で、DNAによる個体識別法がDiscovery標識に代わって利用できる点が注目された。de la Mare and Payne(1988)は、Hoelzelらの報告ではDNA個体識別法を標識調査に利用する点に触れられていないことを指摘し、この方法のDiscovery標識や写真照合法に対する利点をあげた。さらにバイオプシー標本採集は実行上に問題はなく、分析の経費もそれほどでないとした。SCは作業部会を作ってDNAの利用について検討し、この方法を標識調査に利用することの利点および欠点について論じ、DNA分析に関する基礎的研究を行い、取扱い方や分析方法の詳細な説明書を2年以内にIWCに提出することを提案した。この作業に要する経費の概算も示された(IWC, 1988, pp.130-1)。SCは1988年の会合でこの作業の予備的結果を入手することを期待した(IWC, 1988, p.41)。クロミンククジラの資源量推定にもこの方法の利用が考えられ、SCはこれによってDiscovery型標識の問題の多くが解

決できると結論した。しかし商業捕鯨の無い状態でこの方法を実行するならば、毎年各海区ごとに少なくとも500頭の標本が必要である。(IWC, 1988, p.43; 1989, p.44)。

9-2 自然標識研究会開催とクロミンククジラへの応用

SCはCAの一環として標識調査法のレビューをBuckland and Duff(1989)に委託したが(8-3(2))、これと平行して、非致死的方法として自然標識を利用した資源推定について1988年の会合前に研究会を開くことを勧告した(IWC, 1988, p.41)。この研究会では写真照合法の外にDNA個体識別法等についても検討することとした。以下のような話題が提案された。代表的標本のとり方；標識同定の基準；回遊、分布、系群分離の情報の取得法；標本サイズ；繁殖特性値の推定；推定のための仮定とそれが満たされないときの影響。(IWC, 1988, pp.132-3)

研究会は1988年5月にLa Jollaで開かれ、関連シンポジウムを含めて240名が参加し、72編の研究発表があった。研究会では写真照合法などの個体識別法が広く取り上げられた(IWC, 1989, pp.36-7; 1990a, pp.3-17)。写真照合法はすでに確立された技術でザトウクジラ、セミクジラなどに広く応用されている。10種13,500頭の情報が50以上の計画で集められているが、計画の3/4は北半球に集中している。従来は地域的な小さな個体群を対象に計画が進められていたが、これを例えばクロミンククジラの資源推定に応用しようとすると、資源が大きいので、膨大な数の写真撮影が必要になる。個体の識別には、コンピューターの活用が不可欠である。資源量推定のためには、それぞれの状況に合わせた特定の方法が必要になる。生残率や繁殖特性値の推定の問題も検討されている。研究会は長期継続的な調査研究の必要性を強調した。

1988年のSC会合で研究会からの勧告について検討し、以下の8点を特に取り上げた(IWC, 1989, p.134)。写真照合法の研究への長期的経費支援；各鯨種毎の総カタログの作成；写真のビデオディスクへの保存；バイオプシー等による組織標本を利用した研究や採集方法および鯨体に対する影響に関する研究会；北太平洋ザトウクジラの仔獣死亡率の推定；コンピューターによる照合の可能性の研究；体長などの写真測定法に関する情報交換のための研究会；クロミンククジラのIDCR航海での1～2日間の実行性実験。

個体識別に関する研究会から勧告されたIDCR航海でのクロミンククジラの写真撮影実験は、SCでは資源量推定のための必要標本サイズが大き過ぎることからその有効性を疑問とし、また貴重な2日間をこの実験のために割くことへの問題から、保留となった(IWC, 1989, p.44)。しかし1988/89 IDCR航海の中で写真撮影とバイオプシー標本採集の小規模な実験が行われ、クロミンククジラにも写真照合に利用できる個体差のあることがわかった。バイオプシー標本採集は成功しなかった。なおザトウクジラやシロナガスクジラなどでは成功した例がある。いずれにしても南氷洋のクロミンククジラについては、これらの方法はなお技術的に検討する必要があることがわかった。(IWC, 1990b, p.136)

9-3 標識法の優劣比較

Hammond(1986)は自然標識等による個体識別法の利点と欠点について論じているが、この問題はSCの中で繰返し議論された(IWC, 1988, pp.130-1;1990b, pp.58, 136-7;de la Mare and Payne, 1988;など)。

Discovery標識は標識の脱落、標識死亡、再捕時の銜の発見率が大きな問題となり、その推定結果が疑問視されていた。写真照合やDNAによる個体識別はこれらの問題に対して優れた特徴をもっている。脱落はなく、標識銜の命中の判定に関連するような問題はない。誤った二重標識も起こらず、標識数は確定できる。DNAによる個体識別は決定的で、曖昧さがない。標識死亡は、バイオプシーによるDNA標本採集では多少問題はあるかもしれないが、ほとんど問題とならない。特に写真照合の場合、鯨体に全く触れないため行動や健康に影響を与えず、したがって写真撮影の確率には影響しない。二つの方法とも捕獲を必要とせず、再捕鯨体処理中の標識見落としの問題は全く無い。また繰返し再捕が可能であり、個体の長期間の観察ができ、回遊などの推定に有効である。また同一の雌個体の状態を長期間観察することにより、出産間隔や出産率の推定ができる。仔鯨の死亡率もわかる。捕獲をしないので、枯渇したストックに対しても実施できる。鯨種によっては体表に目立った模様のないものがあり、写真照合法には不向きであるが、DNA標本の採集は可能である。実験結果によれば、写真撮影に要する時間は標識銜の場合とほぼ同程度であったが(Kasamatsu *et al.*, 1989)、必要精度が得られるだけの標本を集めるのに要する努力量は極めて大きくなる(Joyce and Dorsey, 1990)。

もちろん自然標識やDNAにも問題がある。まず個体識別に時間のかかることである。DNAで個体識別するには、そのための施設が必要であり、判定まで時間がかかる。分析が終るまで、新たな識別数が出せないのも、航海中標識数が不明である。写真照合では、集められた写真が多くなるほど照合が難しくなる。模様の判定は、特に不鮮明な場合、誤る可能性があり、また類似の模様をもった個体が複数存在することもある。DNAとは異なり、自然標識は変化することがある。写真照合にはコンピューターの利用が不可欠で、模様判定法の開発も必要である。鯨種によってはバイオプシー標本の採集の困難なものがある。クロミンククジラの場合、14本発射して1本のみが命中したが結局組織標本は得られなかった(Kasamatsu *et al.*, 1989)。

以上のように自然標識やDNAの利用は多少の欠点はあるながらも、多くの長所を備えているが、Discovery標識同様、標識・再捕の確率の不均一さの問題から逃れることはできない。特に自然標識やDNA利用法では、標識と再捕の過程が同一であるため、もし偏りがあるとこれが増幅される恐れがある。これに対してDiscovery標識では標識と再捕が別過程になっていることが一つの利点である。Discovery標識では能動的に標識を行うのに対して、写真撮影は鯨の特定の行動に依存しているため、個体ごとの行動の差の影響

をより強く受ける。(IWC, 1990b, pp.58, 136-7)。いずれにしても綿密な標識・再捕の計画が必要なことに変わりはない。

9-4 写真やバイオプシー標本のカタログ作成

個体識別のための写真撮影はいろいろな鯨種、海域で行われており、その量は著しく大きくなってきた。これらの貴重なデータを資源量などの推定に活用するには、どのようなデータが得られているかが一覧できるカタログがあれば極めて便利だ。北大西洋のザトウクジラなどについてはすでに地域的なカタログが作られていた(IWC, 1990a, p.15)。1988年のLa Jollaの研究会は、全体の調整をするセンターと鯨種別、海域別のデータをまとめたカタログ作成を勧告し(IWC, 1990a, pp.15-6)、同年のSC会合でもこの勧告が支持された(IWC, 1989, p.37)。

それまで南半球については、全体をまとめたカタログはなかったが、ヒゲクジラについて写真のデータを集めることになった。SCは、関係グループや研究者に事務局から照会すること、北大西洋ザトウクジラと同様なカタログを作成することを決めた(IWC, 1993, p.69)。特にIDCR航海ではまとまったデータが得られており、これらの取扱が決められた。少なくともシロナガスクジラとザトウクジラのバイオプシー標本は、一元的に保管する。標本を利用したい者はSCの指針にしたがって研究計画を提出し、この計画をSCの年次会合で審査する。個体識別に利用できる写真のネガとプリントは今後全て事務局が入手できるように努力する。最近IWCがこの目的で研究者にフィルムを提供しているが、これらのデータはSCの手続き規則のデータ利用に定めたデータとする。(IWC, 1993, p.82)。この方針にしたがって、南半球のザトウクジラのバイオプシー標本の一覧表および南半球の写真の総カタログを作成することになったが(IWC, 1994, p.52)、総カタログの方は経費の問題もあって、当面研究グループ間の協力を促進し、材料の長期保存の対策をとることとした。IDCRで得られた写真は全て事務局に集められた。写真などの長期的劣化を防ぐための保管方法が指示された。(IWC, 1995, pp.62, 86)。

1995年のSC会合で南半球ザトウクジラの写真の総カタログの必要性と可能性が検討された。写真を一ヶ所に集める中央保管方式(Centralized Repository Model)と、データのみを集める総データ集方式(Centralized Directory Model)の2つの案が出されたが、SCは後者を勧告した。データ集管理者は事務局が担当する。南半球ザトウクジラの写真は広く分散しており、低緯度域の繁殖場と高緯度域の索餌場の間の照合には総カタログがあった方がよいとして、これを総データ集方式の例外とし、総カタログを外部との契約により作成することを勧告した。(IWC, 1996, pp.64, 128-9)。その時点でのデータ集は完成し、今後各国のプロGRESSリポートによって更新されることになった。(IWC, 1998, p.74)。集められたデータの利用については、提供者の権利が尊重されるように配慮されている(IWC, 1997, p.134; 1999, p.19; 2000, p.31)。

9-5 資源量推定

(1) いくつかの推定例

写真撮影による個体識別を利用した資源量推定は、北西大西洋のザトウクジラについてかなり本格的に行われた。Whitehead(1982)は回遊などとともに資源量の推定を行った。夏季索餌場で写真撮影による標識調査を実施した。Jolly-Seber法やPetersen法で、各索餌集団ごとの資源推定を行い、全体で2,000~6,000という値を得た。Katona and Beard(1990)は、1979~1986年の平均資源量を $5,505 \pm 2,617$ と推定した。毎年の撮影数は数百個体とかなり大きい。彼等の用いた推定法はBalcomb *et al.*(1986)によって提案されたものである。方法の基本は2回標本抽出のPetersen型である。写真撮影に成功した個体数が t 年に n_1 、 $t+1$ 年に n_2 であったとし、 t 年と $t+1$ 年の両年に撮影された個体数を m_2 とする。 t 年の資源量は(5-2(3))の(1)式によって計算し、推定値の分散 V_i も同様に計算する。撮影が毎年行われ、ある期間の各年の推定値が得られた時、これらの値を各年の値の分散の逆数を重みとして平均する。

Katona and Beard(1990)は撮影された写真で、尾全体の写っているものを1タイプ、左半分のみのもを5タイプ、右半分のみのもを6タイプとし、1タイプのみを用いた場合、1と5あるいは1と6を用いた場合の3通り計算を行い、これら3つのうちの分散の一番小さい値を各年の代表として取り上げて、全体の平均を得た。年毎の推定値は増加傾向を示しており、対数をとって直線回帰を求めると、9.4%という年増加率が得られた。しかしこの値は有意ではない。また夏特定海域に來遊する索餌群、および繁殖海区分別の資源量も同様にして推定した。索餌群と繁殖海区分間の関連も見た。どの索餌群も各繁殖域に出現したが、特定の繁殖域に出現する傾向はあるようだ。彼等は推定のための条件について検討し、撮影確率の一様性には問題があることを指摘している。

Jenner and Jenner(1994)は西オーストラリアに來遊する南半球ザトウクジラ第IV群の資源量推定を行った。この群はオーストラリア西岸に沿って季節的に南北回遊している。この回遊群の目視調査を期間中天候の許す限り毎日行い、尾の写真を撮影した。ある年の有効撮影数を n_1 、翌年のそれを n_2 とし、両年に撮影された数を m_2 として、Petersen型の式で推定した。推定結果は下の表9-1のようになる。 m_2 が小さいため、信頼限界の幅は著しく大きい。精度をあげるためには調査努力の強化が要求される。ここでも標本抽出確率の一様性が問題として残った。回遊経路が毎年変化したり、あるいは目視調査海

表9-1 西オーストラリア ザトウクジラの資源量推定結果

	n_1	n_2	m_2	資源量	95%信頼限界
1990-91	114	118	4	2,736	928-9,928
1991-92	118	162	4	3,878	1,319-14,108

域の沖合を通過するものがあると、偏りの原因となる。回遊経路についての情報が多くなれば、これに合わせて調査方法を改善できる。

(2) 繰返し撮影を利用したモデルの検証

Whitehead *et al.* (1986)はアルゼンチン南部のValdes半島沖のセミクジラの資源推定を行った。セミクジラの写真を航空機から撮影し、その頭部の疣の模様から個体を識別した。調査は1970～1977年に行われた。セミクジラは、8月半ば頃までに来遊し、10月初めまでこの海域に留まっている。推定は当歳の仔獣以外の全体および子連れなどにより確認された雌について行われた。各年の写真撮影数は全体で100～200程度、雌で40～60程度であった。1970年と1977年の間の毎年の資源頭数は、全体では450～600、雌では120～220の範囲にあった。毎年の推定値は増加の傾向を示しており、対数をとって直線回帰を求めたところ、全体では年6.8%、雌で10.4%増加となった。これらの値は危険率5%では有意でなかった。全体の増加率の95%限界は0～13.6%となる。

この調査では繰返し撮影された個体が多く、標識調査のモデルや撮影確率の一様性の検討ができる(Seber, 1973, pp.223-229)。モデルの検証の一つの方法は、標識個体を資源全体とみなし、2回目に撮影されたときに標識したものとして、Jolly-Seber法によって全標識個体数を推定し、実際の値と比較するものである。毎回初めて標識される数は既知であるが、この加入量およびその分散を2回以上撮影個体のデータから推定し、実際の初回標識数と合致しているかを検定するものである。検定の結果モデルを疑わせる不一致は認められなかった。

撮影確率の一様性は i 回と $i+t+1$ 回目にも撮影された個体を取り上げ、その間の個体ごとの撮影回数($0\sim t$)を調べる。この回数の頻度分布を、等確率の過程から期待される頻度分布と比較して、一致度を χ^2 検定する。ここで個体数が20以上、間隔 t が3以上あれば χ^2 による近似は十分であると見られる。検定の結果、全個体の場合有意差が認められ、個体により撮影確率に差のあることが示された。ここでは過少推定の可能性がある。

(3) 撮影確率の個体差を考慮した推定

標識調査による資源量推定で、捕獲確率の一様性が必ずしも満たされていないことが、偏りの原因として問題になっているが、Kinas and Bethlem(1998)はこの問題にBayes流の方法で対応することを考えた。ブラジルのリオデジャネイロ北東約600kmにあるAbrolhos Bankのザトウクジラ資源量が写真撮影により推定された。ここでモデルは次の通りである。個体数 N の閉鎖的資源で0から t 迄の時間間隔の間に i 番目の個体が撮影される回数 $X_i(t)$ は、撮影確率 λ_i のPoisson過程に従い、各個体の行動は相互の独立である。 λ_i は個体ごとに異なり、その分布は $g(\lambda)$ である。

j 回撮影された個体数を f_j とすると、得られるデータは $D = \{f_j; j=1, 2, \dots, j_{max}\}$ である。総撮影数 $m = \sum j \cdot f_j$ 、撮影個体数 $s = \sum f_j$ となる。個体を任意抽出した時の j 回撮影される確率をパラメター θ を含む関数 $p_\theta(j)$ で表して、 D から θ を推定することを考える。

$$g(\lambda) = \beta \exp(-\beta \lambda)$$

とする。個体ごとの発見回数 X の確率はパラメターを λ とするPoisson型で

$$P(X=j|\lambda) = e^{-\lambda} \lambda^j / j! \quad j=0, 1, 2, \dots$$

である。 λ にかかわらない全体としての j の確率は $\beta = (1-\theta)/\theta$ とおくと

$$P(X=j) = \int_0^\infty P(X=j|\lambda) \cdot g(\lambda|\theta) d\lambda = (1-\theta) \theta^j$$

となる。ここで j は0を含むが、この頻度は観測できないので、少なくとも1回撮影された個体のみで考えると、 $P(X=0) = 1-\theta$ であるから、 $j>0$ の確率は $1-(1-\theta) = \theta$ 。したがってその分布は

$$p_\theta(j) = P(X=j)/\theta = (1-\theta) \theta^{j-1} \quad (j=1, 2, \dots)$$

である。観測値 D が得られたならば、尤度関数は、総撮影数を m 、撮影個体数を s として

$$L(\theta) \propto \prod_j p_\theta(j) = (1-\theta)^s \theta^{m-s}$$

θ の最尤解は $\theta_{mle} = (m-s)/s$ である。

N の事前分布を一様分布とすると、 $(N-s)$ の事後分布は負の二項分布となり、

$$\pi(N|s) = {}_N C_s \theta^{s+1} (1-\theta)^{N-s} \quad N \geq s$$

与えられる。その期待値と分散は次のようになる。

$$E(N|s) = s + (s+1) (1-\theta_{mle}) / \theta_{mle}$$

$$V(N|s) = (s+1) (1-\theta_{mle}) / \theta_{mle}^2$$

観測結果は $D = \{f_1=97, f_2=5, f_3=1\}$ であったので、 $m=110$ 、 $s=103$ 、となる。 $\theta_{mle} = 0.0636$ 、 $E(N|s) = 1,634$ 、 $V(N|s)^{1/2} = 155.2$ 、正規近似による90%の信頼限界は1,377~1,889となる。ここで個体ごとの λ は時間的に変化しないとしているが、1日の中の時刻によって変わる可能性が考えられる。毎日一定の時間帯に観測することが望ましい。 $g(\lambda)$ が指数分布をするということの検証は問題として残る。

10. むすび

本書を書き進むうちに、私がかねてから持っていた標識調査による資源量推定への疑問が、ますます深まっていった。今後も当分は、鯨資源研究でこの方法が本格的に復活することはないだろう。しかしこのことは、標識調査無用論の根拠とはなり得ない。標識調査の目的は資源量推定だけではない。年齢、成長などの多面的情報も得られるが、さらに重要な点は回遊経路を求め、索餌場と繁殖場の間に関連を明らかにし、系群の在り方を明確にすることである。これは資源管理上不可欠の条件である。系群識別には、遺伝学的手法等が用いられているが、これらの手法の一つの欠点は、標本を得た場所の

その時点での状況を示すだけで、時間的経過の情報を与えないことである。鯨は常に移動、回遊をしているとすると、その実態を通常の系群識別手法で明らかにするには、標本採集点の時空的連続性が要求される。これは実際上はかなり大がかりな仕事となる。

これに対して、標識調査は、放流点と再捕点の2点だけではあるが、時空間のつながりの貴重な情報を与える。もし衛星標識などにより個体を追跡できれば、完全な時空連続の情報が得られる。資源量推定には利用できないということで、関心の薄れてしまった標識調査を、系群問題を足掛かりにして見直してみる必要があるのではないか。そしてその目的のための新しい標識技術の開発も進めるべきではないか。このことは鯨資源の研究にかかわるかなり基本的問題のように思われる。

本書では多くの文献資料を引用している。大部分が捕鯨関係の雑誌などであり、一般の図書館では利用できないものもあるだろう。ここに引用した文献資料は、私の所有している単行書などを除いて全て日本鯨類研究所の図書室で利用できる。本書を書くにあたって参考にしたと思った文献資料で、本所図書室に無いものは割愛させていただいた。しかしそのために、本書で基本的情報が欠落しているとは思わない。もしそのようなものがあれば、お知らせいただければ幸甚である。

文 献

- Balcomb, K.C. and Breiwick, J.M.(1984): Mark-recapture analysis of western North Atlantic humpback whales using fluke photographs. *Rep.int. Whal. Commn*, 34:141.
- Balcomb, K.C., Katona, S.K. and Hammond, P.S.(1986): Population estimates for the North Atlantic humpback whale using capture-recapture methods on photo-identified whales. *Rep. int. Whal. Commn*, 36:110.
- Beddington, J.R., Cooke, J.G., Christensen, I., Øritland, T., Øien, N. and Rørvik, C.J.(1984): Assessments of the Northeast Atlantic stock of minke whales. *Rep. int. Whal. Commn*, 34:285-8.
- Best, P.B.(1973): Test-firing of whale marks at Durban. *Rep. int. Whal. Commn*, 23:213-4.
- Best, P.B.(1976): Status of whale stocks of South Africa, 1974. *Rep. int. Whal. Commn*, 26(2):264-86.
- Best, P.B.(1977): Status of whale stocks of South Africa, 1975. *Rep. int. Whal. Commn*, 27:116-21.
- Best, P.B. and Butterworth, D.S.(1980): Report of the Southern Hemisphere minke whale assessment cruise, 1978/79. *Rep. int. Whal. Commn*, 30:257-83.
- Best, P.B. and Kato, H.(1986): Recoveries of marks from minke whales in the Southern Hemisphere during the 1983/84 and 1984/85 seasons and their possible implications for

- stock identity. *Rep. int. Whal. Commn*, 36:73-4.
- Best, P.B. and Kato, H.(1990): Short-term shedding of, and mortality caused by Discovery .410 marks - Some inferences from test-firing of marks into minke whale carcasses and actual mark recoveries. *Rep. int. Whal. Commn*, 40:271-5.
- Beverton, R. J. H. and Holt, S. J.(1957): On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest., Ser. 2, U. K.*, 19:533pp.
- Brown, S.G.(1954): Dispersal in blue and fin whales. *Discovery Rep.*, 26:355-84.
- Brown, S.G.(1971): Consideration of the present technique of whale marking and future marking programmes. *Rep. int. Whal. Commn*, 21:100-5.
- Brown, S.G.(1979): The marking of minke whales in the Southern Hemisphere. *Rep. int. Whal. Commn*, 29:359.
- Brown, S.G.(1984): Return of markes from "double marked" minke whales marked in Antarctic waters. *Rep. int. Whal. Commn*, 34:95.
- Brown, S.G. and Best, P.B.(1981): Recoveries of whale marks from minke whales in the Southern Hemisphere. *Rep. int. Whal. Commn*, 31:357-8.
- Buckland, S.T. and Duff, E. I.(1989): Analysis of the Southern Hemisphere minke whale mark-recovery data. *Rep. int. Whal. Commn, Special Issue*, 11:121-43.
- Butterworth, D.S. and Best, P.B.(1982): Report of the Southern Hemisphere minke whale assessment cruise, 1980/81. *Rep. int. Whal. Commn*, 32:835-69.
- Chapman, D.G.(1952): Inverse, multiple and sequential sample censuses. *Biometrics*, 8(4):286-306.
- Chapman, D.G.(1970): Re-analysis of Antarctic fin whale population data. *Rep. int. Whal. Commn*, 20:54-9.
- Chapman, D.G.(1972): Review of 1970/71 catch and effort data together with further analysis of marking data for Antarctic baleen whale stocks. *Rep. int. Whal. Commn*, 22:54-9.
- Chapman, D.G.(1973): Analysis of sperm whale marking experiments. *Rep. int. Whal. Commn*, 23:77-9.
- Chapman, D.G., Allen, K.R. and Holt, S. J.(1964): Special Committee of Three Scientists, Final report. *Rep. int. Whal. Commn*, 14:39-87.
- Chapman, D.G., de la Mare, W.K., Holt, S. J. and van Beek, J.G.(1982): Statement on minke whale assessments for the Southern Hemisphere and advice to the Commission. *Rep. int. Whal. Commn*, 32:136-8.
- Chapman, D.G. and Junge Jr, C.O.(1956): The estimation of the size of a stratified animal population. *Ann. Math. Statist.*, 27(2):375-89.

- Christensen, I. and Rørvik, C. J.(1979): Stock estimate of minke whales in the Svalbard-Norway-British Isles area from markings and recoveries, 1974-77. *Rep. int. Whal. Commn*, 29:461-2.
- Christensen, I. and Rørvik, C. J.(1980): Results from markings of minke whales in the Northeast Atlantic. *Rep. int. Whal. Commn*, 30:201-3.
- Christensen, I. and Rørvik, C. J.(1981a): Analysis of markings and recaptures of minke whales in the Barents Sea 1974-79. *Rep. int. Whal. Commn*, 31:255-7.
- Christensen, I. and Rørvik, C. J.(1981b): Availability of minke whales in the Barents Sea and adjacent waters. *Rep. int. Whal. Commn*, 31:259-62.
- Clarke, R. and Ruud, J. T.(1954): International cooperation in whale marking. The voyage of the "Enern" to the Antarctic 1953. *Norsk Hval. -Tid.*, 43(3):128-46.
- Cooke, J. G.(1983): North-east Atlantic minke whales: Mark-recapture analysis. *Rep. int. Whal. Commn*, 33:122.
- Cooke, J. G.(1984): Abundance estimates from mark-recapture estimates in an age-structured population. *Rep. int. Whal. Commn*, 34:290-1.
- Cooke, J. G.(1986): On the utility of mark-recapture experiments for the detection of trends in whale stocks. *Rep. int. Whal. Commn*, 36:451-5.
- Cooke, J. G.(1988): Update analyses of mark-recapture estimates for the north-eastern Atlantic minke whale stock. *Rep. int. Whal. Commn*, 38:93-4.
- Cooke, J. G., and Rørvik, C. J.(1985): Estimate of mark-shedding in the Northeast Atlantic stock. *Rep. int. Whal. Commn*, 35:98.
- de la Mare, W.K.(1985): Some evidence for mark shedding with Discovery whale marks. *Rep. int. Whal. Commn*, 35:477-86.
- de la Mare, W.K. and Payne, R.(1988): The possible use of DNA fingerprinting techniques in making mark-recapture estimates of whale populations. *Rep. int. Whal. Commn*, 38:138.
- Doi, T., Ohsumi, S., Nasu, K. and Shimadzu, Y.(1969): Advanced assessment of fin whale stock in the Antarctic. *東海水研報*, 60:95-127.
- Garrod, D.J. and Brown, S.G.(1980): Southern Hemisphere sei whales: A population estimate from marking data. *Rep. int. Whal. Commn*, 30:507-11.
- Hammond, P.S.(1986): Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. *Rep. int. Whal. Commn, Special Issue*, 8:253-82.
- Hammond, P.S. and Larsen, F.(1985): Some notes on estimating population size of West Greenland humpbacks using mark-recapture. *Rep. int. Whal. Commn*, 35:129.
- Harding, E.F.(1984): Population estimates by mark-recapture for minke whales. *Rep. int.*

- Whal. Commn*, 34:97-8.
- Harding, E.F.(1986): Review of issues in mark-recapture. *Rep. int. Whal. Commn*, 36:73.
- Hoelzel, A.R. and Dover, G. A.(1989): Molecular techniques for examining genetic variation and stock identity in cetacean species. *Rep. int. Whal. Commn, Special Issue*, 11:81-120.
- Holt, S. J.(1990): Contribution to comprehensive assessment of minke whales in the North Atlantic. Paper SC/42/NHMi21 presented to the IWC/SC, June 1990, (unpublished), 59pp.
- Horwood, J.W.(1981): Results from the IWC/IDCR minke marking and sightings cruise, 1979/80. *Rep. int. Whal. Commn*, 31:287-307.
- IWC(1952a): Chairman's report of the third annual meeting. *Rep. int. Whal. Commn*, 3:13-8.
- IWC(1952b): Report of the Scientific Committee. 4th Meeting Document XV, 4pp.
- IWC(1953a): Chairman's report of the fourth annual meeting. *Rep. int. Whal. Commn*, 4:16-24.
- IWC(1953b): Memorandum on whale marking from the U.K. delagation. 5th Meeting Document XII, 1p.
- IWC(1954): Report of the Scientific Committee. 6th Meeting Document XV, 4pp.
- IWC(1955a): Report of the Scientific Sub-Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 6:17-24.
- IWC(1955b): Report of the Scientific Committee. 7th Meeting Document XX, 9pp.
- IWC(1956a): Chairman's report of the seventh annual meeting: Moscow. *Rep. int. Whal. Commn*, 7:13-20.
- IWC(1956b): Report of the Scientific Sub-Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 7:20-26.
- IWC(1957): Report of the Scientific Sub-Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 8:20-7.
- IWC(1958a): Chairman's report of the ninth meeting. *Rep. int. Whal. Commn*, 9:13-20.
- IWC(1958b): Report of the Scientific Sub-Committee 1958. *Rep. int. Whal. Commn*, 9:20-6.
- IWC(1960): Report of ad hoc Scientific Committee of 1960. *Rep. int. Whal. Commn*, 11:23-9.
- IWC(1961): IWC Report. *Rep. int. Whal. Commn*, 12:3-10; Chairman's report of the twelfth meeting. 12:14-22.
- IWC(1962): Meeting of the special ad hoc Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 13:38-58.
- IWC(1964): Report of the Committee of Three Scientists on the special scientific investigation of the Antarctic whale stocks. *Rep. int. Whal. Commn*, 14:32-5.
- IWC(1967a): Report of IWC/FAO joint working party on whale stock assessment held from 26th January to 2nd February, 1966 in Seattle. *Rep. int. Whal. Commn*, 17:27-47.
- IWC(1967b): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 17:76-82.

- IWC(1968): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 18:50-5.
- IWC(1973): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 23:28-43; Annex F, Sub-committee on research needs. 23:89-94.
- IWC(1974): Chairman's report of the twenty-fourth meeting. *Rep. int. Whal. Commn*, 24:20-36.
- IWC(1976): International Decade of Cetacean Research. Consolidated research proposals. *Rep. int. Whal. Commn*, 26(2):116-20; Research proposals for the Southern Hemisphere. 26(2):121-35.
- IWC(1977): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 27:36-51.
- IWC(1978): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 28:38-74; Annex C, Geographical boundaries proposed for fin, minke and sei whale stocks in the North Atlantic. 28:77-8.
- IWC(1979): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 29:38-52.
- IWC(1981): Report of the Scientific Committee, Annex E, Report of the minke whale sub-committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 31:103-13.
- IWC(1982): Report of the special meeting on Southern Hemisphere minke whales, Cambridge 22-26 June 1981. *Rep. int. Whal. Commn*, 32:697-705.
- IWC(1983): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 33:43-66; Annex E, Report of the sub-committee on minke whales. 33:91-105.
- IWC(1984): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 34:35-63; Annex E1, Report of the sub-committee on Southern Hemisphere minke whales. 34:77-85; Annex E2, Report of the sub-committee on Northern Hemisphere minke whales. 34:102-8; Annex G, Report of the sub-committee on other protected species and aboriginal/subsistence whaling. 34:130-9.
- IWC(1985): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 35:31-58; Annex E, Report of the sub-committee on Southern Hemisphere minke whales. 35:75-84; Annex F, Report of the sub-committee on Northern Hemisphere minke whales. 35:90-8; Annex H, Report of the sub-committee on protected species and aboriginal subsistence whaling. 35:119-26.
- IWC(1986): Report of the Scientific Committee, Annex E, Report of the sub-committee on Southern Hemisphere minke whales. *Rep. int. Whal. Commn*, 36:66-72.
- IWC(1987): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 37:28-55.
- IWC(1988): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 38:32-61; Annex M, Report of subgroup on molecular approaches to stock identification and study of breeding systems. 38:130-1; Annex N, Proposed workshop on the use of non-lethal

- techniques, especially photo-identification techniques, to estimate cetacean population parameters. 38:132-3.
- IWC(1989): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 39:33-64; Annex D, Report of the sub-committee on Southern Hemisphere minke whales. 39:71-8; Annex J3, Recommendations from the workshop on individual recognition and the estimation of cetacean population parameters. 39:134-5.
- IWC(1990a): Report of the workshop on individual recognition and the estimation of cetacean population parameters. *Rep. int. Whal. Commn, Special Issue*, 12:3-17.
- IWC(1990b): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 40:39-79; Annex G, Report of the sub-committee on stock estimation. 40:131-8; Annex M, Report of the ad-hoc working group on heterogeneity and mark recapture analysis. 40:170.
- IWC(1991): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 41:51-82.
- IWC(1993): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 43:55-86.
- IWC(1994): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 44:41-67.
- IWC(1995): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 45:53-95.
- IWC(1996): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 46:51-97. Annex E, Appendix 3, Report of the working group on administration of Southern Hemisphere humpback whale photo-identification collections. 46:128-9.
- IWC(1997): Report of the Scientific Committee, Annex E, Report of the sub-committee on Southern Hemisphere baleen whales. *Rep. int. Whal. Commn*, 47:128-39.
- IWC(1998): Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn*, 48:55-118.
- IWC(1999): Report of the Scientific Committee. *J. Cetacean Res. Manage.*, 1(Suppl.):1-52.
- IWC(2000): Report of the Scientific Committee. *J. Cetacean Res. Manage.*, 2(Suppl.):1-65.
- Jackson, C.H.N.(1933): On the true density of tsetse flies. *J. Animal Ecol.*, 2:204-9.
- Jenner, K.C.S. and Jenner, M-N.(1994): A preliminary population estimate of the Group IV breeding stock of humpback whales off Western Australia. *Rep. int. Whal. Commn*, 44:303-7.
- Joyce, G.G.(1984): An examination of marking success with .410 Discovery marks. *Rep. int. Whal. Commn*, 34:281-3.
- Joyce, G.G.(1985): Further observations on marking success with .410 Discovery marks. *Rep. int. Whal. Commn*, 35:231-3.
- Joyce, G.G. and Dorsey, E.M.(1990): A feasibility study on the use of photo-identification techniques for Southern Hemisphere minke whale stock assessment. *Rep. int. Whal. Commn, Special Issue*, 12:419-23.
- Kasamatsu, F., Nishiwaki, S. and Sato, M.(1986): Results of the test firing of improved .410

- streamer marks, February 1985. *Rep. int. Whal. Commn*, 36:201-4.
- Kasamatsu, F., Ensor, P., Mermoz, J., Shigemune, H., Nakanishi, S., Zorin, A., da Silva, V., Newcomer, M. and Ohwada, A. (1989): Report of the 1988/89 IWC/IDCR Southern Hemisphere minke whale assessment cruise, Area IV. Paper SC/41/SHMi7 presented to the IWC/SC, May 1989, (unpublished), 19pp.
- Kato, H. (1981): Trial-firing of .410 marks at a minke whale carcass on the factory ship, 1979/80 Antarctic season. *Rep. int. Whal. Commn*, 31:367-70.
- Kato, H. (1982): Some biological parameters for the Antarctic minke whale. *Rep. int. Whal. Commn*, 32:935-45.
- Kato, H. and Miyashita, T. (1982): Summary of the experiments on .410 mark recovery efficiency on the Japanese factory ship. *Rep. int. Whal. Commn*, 32:901-4.
- Kato, H., Tanaka, E. and Sakuramoto, K. (1993): Movement of southern minke whales in the Antarctic feeding grounds from mark-recapture analyses. *Rep. int. Whal. Commn*, 43:335-42.
- Katona, S.K. and Beard, J.A. (1990): Population size, migrations and feeding aggregations of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the western North Atlantic Ocean. *Rep. int. Whal. Commn, Special Issue*, 12:295-305.
- Kemp, S., Hardy, A.C. and Mackintosh, N.A. (1929): Discovery investigations. Objects, equipment and methods. *Discovery Rep.*, 1:141-232.
- Kinas, P.G. and Bethlem, C.B.P. (1998): Empirical Bayes abundance estimation of a closed population using mark-recapture data, with application to humpback whales, *Megaptera novaeangliae* in Abrolhos, Brazil. *Rep. int. Whal. Commn*, 48:447-50.
- Lincoln, F.C. (1930): Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns. *U.S. Dept. Agric. Circ.*, 118:1-4.
- Mackintosh, N.A. (1942): The southern stocks of whalebone whales. *Discovery Rep.*, 22:197-300.
- Mackintosh, N.A. (1952): The marking of whales. *Norsk Haval.-Tid.*, 41(5):236-40.
- Mackintosh, N.A. (1954): General scientific report. 6th Meeting Document III, 8pp.
- Mackintosh, N.A. (1955): International whale marking scheme. 7th Meeting Document, XVI, Basis of the scheme. 2pp; Appendix, International whale marking draft scheme. 16pp.
- Mitchell, E. (1970): Request for information on tagged whales in the North Atlantic. *J. Mammalogy*, 51(2):378-81.
- Mitchell, E. (1972): Assessments of Northwest Atlantic fin whale stocks. *Rep. int. Whal. Commn*, 22:111-8.

- Mitchell, E.(1978): Minority statement on southern minke stock assessment. *Rep. int. Whal. Commn*, 28:84-5.
- Mitchell, E. and Koziacki, V.M.(1975): Prototype visual mark for large whales modified from "Discovery" tag. *Rep. int. Whal. Commn*, 25:236-9.
- Miyashita, T.(1982a): Estimation of the population size of minke whales in Areas III and IV in 1980/81 using a mark recapture method. *Rep. int. Whal. Commn*, 32:897-8.
- Miyashita, T.(1982b): Estimation of the population size of minke whales in Area I using sightings and marking data. *Rep. int. Whal. Commn*, 32:911-7.
- Miyashita, T.(1983a): A suggestion for stock boundary changes based on mark recapture results. *Rep. int. Whal. Commn*, 33:106.
- Miyashita, T.(1983b): Estimates of the population size of the Antarctic minke whale using various mark recapture methods. *Rep. int. Whal. Commn*, 33:379-82.
- Miyashita, T. and Rowlett, R. A.(1985): Test-firing of .410 streamer marks. *Rep. int. Whal. Commn*, 35:305-8.
- 根本敬久・土井長之・大隅清治(1971): 北太平洋産ナガスクジラの資源診断－II. 捕獲率, 資源量および持続生産について. 東海水研報, 67:35-46.
- 西脇昌治(1965): 鯨類・鰭脚類. 東大出版会, 東京, 439pp.
- Øien, N.(1991): Evidence from marking indicating that the stock boundary between the Northeastern Atlantic stock and the Central stock roughly separates two populations. *Rep. int. Whal. Commn*, 41:145-6.
- Ohsumi, S.(1985): Estimation of the number of effectively marked Southern Hemisphere minke whales. *Rep. int. Whal. Commn*, 35:279-81.
- 大隅清治(1991): 国際捕鯨委員会科学委員会の活動と鯨類資源調査研究の変遷. (桜本・加藤・田中編) 鯨類資源の研究と管理, 恒星社厚生閣, 東京, 1-21.
- Ohsumi, S. and Masaki, Y.(1975): Japanese whale marking in the North Pacific 1963-1972. 遠洋水研報, 12:171-201.
- Omura, H. and Ohsumi, S.(1964): A review of Japanese whale marking in the North Pacific to the end of 1962, with some information on marking in the Antarctic. *Norsk Haval.Tid.*, 53(4):90-112.
- Perkins, J.S., Balcomb, K.C. and Nichols Jr, G.(1985): Status of the West Greenland humpback whale feeding aggregation, 1981-83. *Rep. int. Whal. Commn*, 35:379-83.
- Petersen, C. G. J. (1986): The yearly immigration of young plaice into the himfjord from the German Sea. *Rep. Dan. Biol. Sta.*, 6:1-48.
- Polacheck, T.(1991): Estimates of the probability of zero tag returns from an area. *Rep. int. Whal. Commn*, 41:147-8.

- Rayner, G.W.(1940): Whale marking - Progress and results to December 1939. *Discovery Rep.*,19:245-84.
- Rayner, G.W.(1948): Whale marking II. Distribution of blue, fin and humpback whales marked from 1932 to 1938. *Discovery Rep.*, 25:31-8.
- Ricker, W. E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 191:382pp.
- Rørvik, C. J.(1983): Reviewing mark-recapture estimates of the North-east Atlantic stock of minke whales. *Rep. int. Whal. Commn*, 33:120-2.
- Ruud, J. T., Clarke, R. and Jonsgård, Å. (1953): Whale marking trials at Steinshamn, Norway. *Norsk Haval. -Tid.*, 42(8):429-41.
- Schevill, W. and Allen, K.R.(1974): Expanded cetacean research. *Rep. int. Whal. Commn*, 24:76-7.
- Schweder, T. and Øien, N.(1991): The measuring of mixing within management areas and between management areas. North Atlantic minke. *Rep. int. Whal. Commn*, 41:148-50.
- Seber, G. A. F.(1962): The multi-sample single recapture census. *Biometrika*, 49:330-49.
- Seber, G. A. F.(1973): The estimation of animal abundance and related parameters. Charles Griffin and Company Ltd., London, 654pp.
- 田中昌一(1972): 標識放流結果からみた本邦太平洋沿岸のブリの回遊-I. 放流, 再捕結果. 日本会誌, 38(1):29-32.
- Tanaka, S.(1979): Migration model and population dynamics of large-sized yellowtails in the Pacific Ocean along the Japanese coast inferred from tagging experiments -I. Same year recaptures. 日本会誌, 45(3):297-303.
- 田中昌一(1998): 水産資源学総論. 増補改訂版, 恒星社厚生閣, 東京, 406pp.
- 田中昌一(2003): 鯨類の自然死亡率をめぐって. 鯨研叢書, 10:1-30.
- Tillman, M.F.(1982): Mark-recapture estimates of abundance for minke whales in Southern Hemisphere Areas III and IV. *Rep. int. Whal. Commn*, 32:740-1.
- van Beek, J.G.(1983): A note on the accumulated southern minke whale catch distributions with regard to stock boundaries. *Rep. int. Whal. Commn*, 33:315-21.
- Wada, S.(1982): Gene frequency analyses on the Antarctic minke whale. Paper SC/34/Mi13 presented to the IWC/SC, June 1982, (unpublished), 22pp.
- Wada, S.(1984): Movement of marked minke whales in the Antarctic. *Rep. int. Whal. Commn*, 34:349-55.
- Whitehead, H.(1982): Populations of humpback whales in the Northwest Atlantic. *Rep. int. Whal. Commn*, 32:345-53.
- Whitehead, H., Chu, K., Perkins, J., Bryant, P. and Nichols, G.(1983): Population size,

stock identity, and distribution of the humpback whales off West Greenland - Summer 1981. *Rep. int. Whal. Commn*, 33:497-501.

Whitehead, H., Payne, R. and Payne, M.(1986): Population estimate of the right whales off Peninsula Valdes, Argentina, 1971-1976. *Rep. int. Whal. Commn, Special Issue*, 10:169-71.

略号説明

BALEEN ひげ鯨資源解析用プログラム

BWU (Blue whale unit) 捕獲限度量を与えるシロナガスクジラ単位

CA (Comprehensive Assessment) IWCで行った鯨資源の包括的評価

CDW (Catcher's day's work) 努力量の単位、捕鯨船延操業日数

CPUE (Catch per unit effort) 単位努力量当たり漁獲量

CV (Coefficient of variation) 変動係数

DNA (Deoxyribonucleic acid) 細胞核内の染色体の成分、遺伝子の本体

FAO (Food and Agriculture Organization) 国連食糧農業機関

IDCR (International Decade of Cetacean Research) IWC国際鯨類調査10年計画

IWC (International Whaling Commission) 国際捕鯨委員会

NIO (National Institute of Oceanography) 英国国立海洋研究所

RY (Replacement yield) 翌年までの資源増加量、平衡状態にない一般の場合で資源量を変化させずに漁獲できる量、置換生産量

SC (Scientific Committee of IWC) IWC科学委員会

SY (Sustainable yield) 平衡状態での持続生産量

標識調査による鯨資源の評価

鯨研叢書 No.12

2005年2月28日発行

著者 田中昌一

発行者 財団法人 日本鯨類研究所
〒104-0055
東京都中央区豊海町4-5 豊海振興ビル5F
電話 03-3536-6521

印刷 株式会社 連合印刷センター
〒160-0008
東京都新宿区三栄町18 連合ビル3F
電話 03-3225-1241