

# 水産資源管理談話会報

第19号

日本鯨類研究所 資源管理研究センター

1998年6月

## 目次

お知らせ	………… 2
RMPについて	田中昌一………… 3
アワビ増殖の再考	野中 忠…………17
[投稿] 米国沿岸の資源評価・資源管理手法について	平松一彦…………25

財団法人 日本鯨類研究所  
資源管理研究センター

〒104-0055 東京都中央区豊海町 4-18 東京水産ビル

TEL 03-3536-6521

FAX 03-3536-6522

## お知らせ

大変遅れましたが、水産資源管理談話会報19号をお届けします。本号は、平成8年9月27日と平成9年1月24日にそれぞれ開催された第22回の野中 忠氏と第24回の田中昌一氏による話題提供の記録です。野中氏には「アワビ増殖の再考」、田中氏には「RMPについて」というテーマで話題提供していただきました。

さらに、平松一彦氏から「米国沿岸の資源評価・資源管理手法について」を投稿していただきました。

次回談話会は、6月12日（金）に東 幹夫氏他に諫早湾を取り上げていただく予定です。（北原 武）

# RMPについて

田中昌一（日本鯨類研究所）

## 1. 捕鯨の歴史

漁業には、資源を乱獲しながら漁場を沿岸から沖合へ、遠洋へと拡大していく共通の法則性がある。そして漁場の拡大はしばしば新しい魚種の開発を伴う。古くは以西底曳網漁業の例があり、また戦後の遠洋まぐろ延縄漁業の漁場拡大も一つの典型的例である。それにもかかわらず、特に捕鯨の歴史が乱獲の歴史と言われるのは、鯨の大型哺乳動物としての特性、とくに低い繁殖力、その大きさのための捕獲の容易さと利益の大きさがかかっている。捕鯨は帆船による古式捕鯨の時代から遠洋漁業として成り立っており、遠方にまで出漁して世界中の海の鯨を獲りまくり、魚類の乱獲とは違ったレベルの乱獲、資源枯渇をもたらした。いくつかの種が真に絶滅の危機にまで追い込まれた。

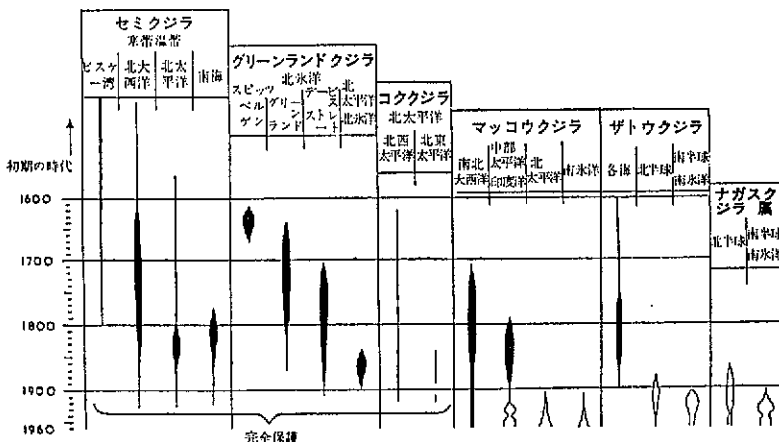


図1 古式捕鯨の盛衰（マッキントッシュ 1967）

手漕ぎのボートと手投げ鉤で行われていた。昔の捕鯨の様相とその当時に捕獲された鯨種（黒色で示す）。（近代の捕鯨業は白で示す）。黒および白で示した鯨種形の幅は、捕獲頭数の比率を示すのではなく、単に捕鯨業の発原とその資源の規模を示すに過ぎない。

マッキントッシュ(1967)の図をおかりして図1に示す。17世紀の初めから、北大西洋や北氷洋のセミクジラ、グリーンランドクジラ（ホッキョククジラ）を捕獲し、地域の資源が枯渇するとさらに遠方の資源を開発するという形で、次々に漁場を移動させていった。これらの鯨の捕獲は19世紀で実質的に終わってしまった。ナガスクジラの仲間は、遊泳力が強くかつ大型で、手漕ぎボートと手投げ鉤による古式捕鯨では捕獲できないため、汽船に捕鯨砲を装備する技術の発明によって、初めて19世紀の終わり頃から利用されるようになった。

ノルウエーによる母船式捕鯨技術の開発は、南氷洋の豊富な全ての鯨資源の開発を可能にした。しかしここでも、資源を乱獲しながら、目標鯨種を次々に移して行くという運動の形態が顕著にみられる。図2に南氷洋におけるひげ鯨主要種の捕獲頭数の変化を示す。

母船式が導入された1920年代の後半からシロナガスクジラの捕獲数が急増する。シロナガスクジラは地球上最大の動物といわれるように、その体長は30mにも達する。しかしこの鯨の捕獲数は急激に低下し、代わって次いで大型のナガスクジラの捕獲が急増する。1930年代後半にはナガスクジラが主要目標種となる。

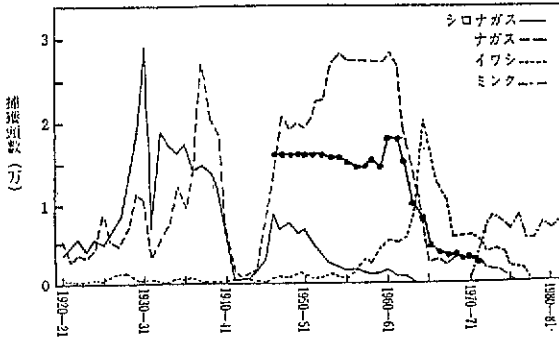


図2 南氷洋におけるひげ鯨主要種の捕獲頭数とBWU (黒点)

戦争中の数年に及ぶ休漁にもかかわらず、シロナガスクジラの資源は回復せず、ナガスクジラの高い捕獲が続く。しかしこの鯨の資源枯渇も顕著になり、規制が強化されるにつれて、中型のイワシクジラの捕獲が増えた。1970年代に入ると最も小型で10mに達せず、かつては無視されていたミンククジラ（コイワシクジラ）が主として捕獲されるようになった。全ての鯨の捕獲を可能とした母船式捕鯨では、経済的鯨種選択が顕著に働き、有利な大型の鯨から次第に小型の鯨へと対象を変化させていくという運動形態がみられる。

## 2. 南氷洋の資源管理

鯨資源が乱獲されやすいことは、経験的に明らかであった。1920年代にすでに科学者からの捕鯨反対や乱獲への警告がだされていた。国際連盟や捕鯨取締協定による規制が試みられたが、セミクジラのように極端に枯渇した鯨種の禁漁が定められた外、とくに実効のある規制は行なわれていなかった。第二次世界大戦前の南氷洋では、鯨資源は豊富であるという考え方が強く、規制はむしろ捕鯨業界内での生産調整の意味合いをもっていた。

戦争末期の1944年、戦後の捕鯨再開を見込んで、母船式捕鯨に捕獲枠を設けることが申し合わされた。この捕獲枠は、鯨油生産調整の意味合いもあって、シロナガスクジラを単位として決められ (BWU)、各鯨種の油生産量を基準にして、ナガスクジラ 2頭、ザトウクジラ 2.5頭、イワシクジラ 8頭をもって1単位とすることとされていた。捕獲枠は16,000単位とされた。母船式捕鯨は 1945/46漁期から再開され、1946年には現在の国際捕鯨取締条約が作成された。図2の中には BWUによる捕獲枠の変遷も示されている。この捕獲枠を削減すべきであるという意見はしばしば表明されていたが、各国の思惑が絡んでなかなか実現せず、1960年頃には捕獲枠は各国の自主宣言に任されるというようなことも起こり、ナガスクジラ資源は危機的状態に追い込まれた。

IWCの科学委員会 (SC) は資源の状態を憂慮して、南氷洋捕鯨に参加していない国の資源解析学の専門家3人に鯨資源の評価を依頼した。これが3人委員会といわれるもので、アメリカのChapman、オーストラリアのAllen、FAOのHoltが参加した。3人委員会の作業は1961~64年の3年間続けられた。最後の年にはFAOのGullandも参加した。捕

鯨参加国は、捕獲数、努力量、年齢、成熟、標識再捕などの膨大なデータを提供し、3人委員会がSCと協力してこれらを分析した(IWC, 1964)。

分析手法は、当時魚類資源の解析に用いられていた基本的方法の応用である。CPUEの累積捕獲数に対する回帰を用いるDeLury法；年級群別のCPUEの年々の減少傾向から減少係数 $Z$ を求め、これの努力量への回帰から $F$ と $M$ を求めるWidrig法；CPUEの努力量への回帰からlogistic曲線を当てはめるSchaeferの方法；年齢別のCPUEと年齢別の成熟率を用いて加入量と親量を推定し再生産曲線を当てはめる方法；標識放流-再捕資料からの資源量推定、などが用いられた。これらの解析によって資源量や捕獲率、持続生産量(SY)などが推定され、鯨資源の状態の悪さが示された。

1963/64漁期以降BWUは急速に削減されたが、資源回復に必要なSY以下の捕獲枠に下げられたのは1967/68漁期からである。捕獲対象はナガスクジラからイワシクジラへ移っていった。このような捕獲枠削減により経済的メリットを失ったオランダ、イギリス、ノルウェーはつぎつぎと南氷洋捕鯨から撤退し、日本とソ連のみが残った。

1972年ストックホルムの国連人間環境会議で捕鯨モラトリアムが決議された。IWCは科学的根拠がないとしてこれの実行を否定しながらも、捕鯨規制の抜本的見直しを迫られることになった。1972年に永年の懸案であったBWUの廃止と鯨種別の捕獲枠が決められ、国際監視員制度も導入されることになった。1975年には、オーストラリア提案に基づく新管理方式(NMP)が実施に移された。これによって資源学の理論を基礎とした管理のための基準が設けられ、海区別の捕獲枠が導入され、ナガスクジラやイワシクジラの資源が次々に禁漁とされた。

### 3. NMPの運用

NMPはproduction modelに基づいて、資源をMSYの水準に維持しながら捕鯨を行なうことを目的として構成されている。その基本は、MSY水準を基準にして、開発のそれほど進んでいない初期管理資源(IMS)、MSY水準にある維持管理資源(SMS)、およびMSY水準を下回った保護資源(PS)に分類し、保護資源からの捕獲を禁止するというものである。資源量に対して3分類の基準および捕獲限度量を図示すると図3のようになる(IWC, 1975)。

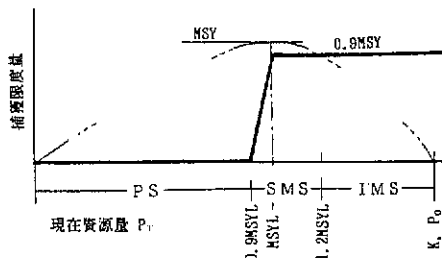


図3 資源状態の3分類と捕獲限度量(NMP)

MSYの資源水準をMSYLとすると、 $1.2MSYL$ 以上の資源をIMS、 $0.9MSYL$ 以下の資源をPSとし、その間をSMSとする。捕獲限度量は、MSYL以上の資源に対してはIMSを含めて $0.9MSY$ 、PSは0とし、MSYL以下で $0.9MSYL$ 以上の資源に対しては、左右のレベルを結ぶ直線で与えることとされている。

図3から明らかなように、捕獲限度量を求めるにはMSYL、MSY および現在資源量 $P_T$ の3つの値が必要である。過去のCPUEの変化の傾向等から資源のproduction modelが推定されているときは、これらの3つの情報を入手することができる。3人委員会はシロナガスクジラのように著しく減少した資源についてこの方法の適用を試みている。しかし開発のそれほど進んでいない資源については、この方法ではよい結果は得られない。現実には現在資源量以外の値を直接推定することができないことになる。

NMP は実行上次のようにして運用された。鯨の年齢や成熟年齢、妊娠率等のデータから加入率 $r$ 、自然死亡係数 $M$ を推定し、production model (Pella-Tomlinson モデル)を想定して、捕獲統計を用いて初期資源 $P_0$ からの資源の変化動向を計算する。このトラジェクトリーは $P_0$ の値によって異なるが、 $P_0$ を変えながらある年の推定された資源量  $P_t$ の値にhitさせるか、あるいは近年の資源の変化の傾向 (CPUEなど)にfitさせることによって  $P_0$ を推定する。MSYLは $0.6P_0$ と仮定し、 $r$ と  $M$ から MSYを計算する。基本パラメーターは  $r$ - $M$ 、 $P_0$ および $P_T$ である。

#### 4. NMPの問題点

NMP の導入によってナガスクジラ、イワシクジラなどの枯渇の激しい鯨種が禁漁になると、近年になって開発された南氷洋のミンククジラ、資源のさほど枯渇していないと考えられた北太平洋のニタリクジラとマッコウクジラなどが残された。これらの資源への NMP の適用がさまざまな問題を提起することになる。

南氷洋のミンククジラは、本格的利用が始まる前に資源量が増加していたと考えられた (IWC, 1979a)。耳垢栓によって個体ごとの成熟年齢が推定できるが、その年齢が、1940年頃の年級に較べてその後の年級では年々低下しているという。繁殖力が高まったわけである。ミンククジラと分布域が近似しているシロナガスクジラほかの大型鯨資源の減少によって、ミンククジラ的环境容量  $K$ が増加したのだと考えられた。年令組成の形を見ると、若齢群に較べて高齢群の下り傾斜がきつい。これは、これらの高齢群が加入した当時、加入量が年々増大していたが、この増大が近年停止したためこのような形になったのではないかと考えられた。もし捕獲開始以前に資源が増加していたとなると、 $P_0$ をどのように定義すべきか問題になる。 $P_0$ が不明では NMPの適用ができない。IWCでは、実質的に NMP の適用をあきらめて、推定されたRY(replacement yield, 資源量を増減させない捕獲量)で捕獲枠を決定することとされた (IWC, 1979b)。

北太平洋のマッコウクジラの資源解析は、年齢データが揃わないため、体長組成によって行なわれた (IWC, 1983a, b)。原理的にいって体長組成が成長曲線によって年齢組成に変換されるわけであるが、その解析結果は用いる成長曲線に非常に敏感である。年齢査定に基づいて求められたage-length keyを用いると、資源はそれほど減少しておらず SMSと判定されるが、Bertalanffyの成長式を適用すると PSと判定されることがわかった。成長曲線をめぐって激しい議論が展開された。捕獲個体から得られたage-length keyは、大型個体への選択的捕獲のためにすでに歪んでいるという批判もあった。

北太平洋のニタリクジラは以前イワシクジラとして扱われており、沿岸でのみ利用されていたが、別種であることが明らかとなり、また熱帯太平洋に広く分布していることが知られるようになって、1970年頃から日・ソの母船による捕鯨が始まった。捕獲数は1971年か

ら急増した。当時資源減少率  $P_T/P_0$  は70%くらいと見積られていた。MSYLが  $P_0$  の60%という前提に立つと、IMSとSMSの限界は  $P_0$  の72%ということになる。したがって年によって  $P_T/P_0$  の推定値がわずかに変化するとIMSがSMSになったり、またIMSにもどったりということが起こった。いずれにしても捕獲限度量に大きな差はなかったが、3分類の意味が問われることになる。

PSとなる限界はMSYLの90%である。MSYLおよび  $P_T$  の推定値にわずか数%の誤差があるだけで、捕獲限度量は0.9MSYLと0の間を変化する可能性がある。資源学のレベルでは考えられないような高い精度の  $P_T$ 、 $P_0$ 、MSYLが推定できないかぎり、NMPの円滑な運用は期待できない。SCの中でNMPは事実上動かなくなった。IWCは1982年にSCからの勧告を待たずに商業捕鯨のモラトリアムを採択した。当然これに反対の国から異議の申し立てが行われ、また一方で条約第8条に基づく調査捕獲が計画されることとなった。

## 5. 鯨資源解析論の崩壊（1984年頃）

1982年に採択されたモラトリアムによって、1985/86漁期の南氷洋捕鯨以降、意義申し立てを行なった国を除いて、商業捕鯨は禁止されることになったが、1984年のSCで反捕鯨科学者たちは従来慣例的に用いられていた前提、方法、数値等に対し、全面的批判を加えてきた。以下にこれらの諸点を列記しよう(IWC, 1985a)。

CPUEについては、それまで努力量評価の改善の試みがなされていたが、キャッチャーの操業のパターンや能力の限界等が作用して、資源量を代表する値は得られない。

$r$ の推定は  $M$ が年齢に依存して変わる場合には困難である。

ミンククジラの  $M$ の値は1979年以来他鯨種について推定されていた最大体長と  $M$ の相関関係を利用して求められていたが、このような関係の正当性が証明されておらず、また他鯨種の  $M$ の値そのものに問題がある。

MSYLは従来のナガスクジラの値から類推して4%とされていたが、このように高い率だと親の数が減ると子の数が逆に増加するというsupercompensationを認めることになり妥当でない。MSYLは2%より低いことは確実で、1%より低い可能性もある。

標識一再捕データは、標識を打ち込んだ時の成功したかどうかの判定(hitの判定)が不確かなため、標識した実数がいまいであり、また経年の再捕のデータを調べた結果、標識の脱落の可能性が無視できない。したがって資源量推定には使用できない。

耳垢栓に見られた成熟年齢の低下は見掛け上のものにすぎない。年齢の読みの誤差、早熟の雌は若いうちから捕獲されるので成熟の遅い鯨が高齢まで生き残る、等によって説明がつく。

コホート分析で推定された加入量の増加は年齢依存の  $M$ のためである。捕鯨開始前にミンククジラ資源が増加していたという証拠はない。

MSYL/ $P_0$ を60%とする根拠はない。他の大型哺乳動物の例で見ると80%くらいが妥当かもしれない。

以上の論議によって、NMPを運用する手がかりは現在資源量を除いて全て失われたことになる。現在資源量については、1978年から始められたIWCの鯨研究10年計画(IDCR)によって、南氷洋の海区ごとの推定値が得られつつあった。IDCRに対しても技術的問題がいくつ指摘され、中止の提案も出されたが、これがIWCによる国際的調査として実行さ



れたこともあって、技術的問題についての実験を強化するというこゝで、継続されることとなった (IWC, 1985a, b)。このような状況のもとで、SC内での話題は、捕獲限度量の計算から、限られた科学的情報のもとでも機能できるような管理方式の開発と、不確実な科学的情報を補強するための捕獲調査の開始へと移っていった。

## 6. 新しい管理方式の開発

NMPはMSYL、MSY、現在資源量 $P_t$ の3つの情報を必要としていたが、必要な情報は管理方式によって異なる。田中(1980)は資源量の相対指数(CPUEなど)のレベルやその増減によって漁獲量を調節する自動制御理論に基づく管理方式を提案した。ここでは、資源動態モデルや特性値の値は一切不要である。科学委員会は1984年の会合で、評価の方法と管理政策の関連への認識を表明した。

IWCはモトリアムを採択するにあたって、捕鯨再開の可能性を探るために各鯨資源の包括的評(CA)を行なうことを決めたが、科学委員会はこのCAのなかに管理方式の開発を加えることとした(IWC, 1987)。

1987年3月レイキャビクでの第1回の管理作業部会以降、作業部会等の会合が度々開かれ、全部で5つの方式が提案された(IWC, 1992b)。Cooke方式(C)、de la Mare方式(DLM)、Punt and Butterworth方式(P-B)、Magunusson and Stefansson方式(M-S)、および桜本一田中方式(S-T)である。これらのうち前3者はproduction modelを前提としたモデル依存型、後2者は動態モデルを用いないモデル独立型の方式である。これらの方式のテストが電算機シミュレーションにより勢力的に行なわれた。

テストは2段階で行なわれた(IWC, 1988, 1992a, b)。第1段はbasic trialとしてP-Tモデルに従う資源で繁殖率( $r-M$ )が4%(4)または1%(1)の場合について、ほとんど未利用(D)またはすでに初期資源の30%にまで減少している資源(R)に管理方式を適用して100年間シミュレーションを行なうと言うものである。D4あるいはR1の様にして設定条件を表す。管理を行なう側には、過去の捕獲統計と定期的(5年ごと)に資源量絶対値の推定値が与えられるだけである。管理者は電算機の中の未知の資源の管理を要求されているわけである。資源量の推定値には乱数によって一定CVの誤差が加えられる。シミュレーションは乱数の系列を変えて100回行なわれる。

この基本テストには5つの方式のいづれもが合格し、それぞれ機能し得ることが示された。そこで第2段のrobustness trialを受けることになる(IWC, 1992a, b)。開発の過程でtrialの課題そのものが若干変更されたが、最終的に15種の課題が設定された。これらの課題には以下のものが含まれる。資源量推定値のバイアス(0.5及び1.5倍)；管理開始時の資源が $P_0$ の5%；過去の捕獲統計が50%の過少報告；20%の確率で資源の半数が死滅する事象が起こる；テント型(三角形)のproduction modelでMSYLにあたる頂点が $0.4P_0$ または $0.8P_0$ の点にある；100年間に $K(P_0)$ が2倍または半分に変化する；MSYRが33年周期で4%と1%の間を往復する；資源調査が1回しか行なわれなかった場合または10年ごとに行なわれた場合、など。

各方式の性能の評価基準も問題である。SCは管理の目標として次の3点をあげ、これにより性能の評価を行なうこととした(IWC, 1988)。

### 1) 捕獲限度量の年々の安定性

2) 捕獲によって資源絶滅の可能性を大きく増加させないこと

3) 資源からの最高の持続的収穫をあげること。

これらの目標にあわせて、5種の統計量が取り上げられた(IWC, 1992a, b)。①100年間の総捕獲量(TC)、②100年後の最終資源量(P<sub>r</sub>)、③100年間の中での最低資源量(P<sub>l, w</sub>)、④毎年の捕獲量あるいはSYのうちの小さい方の値の最後の10年間の平均。資源量がMSYL以上の場合はSYにMSYをあてる。continuing catch(CC)、⑤平均年間捕獲量変動(AAV)。

$$AAV = \frac{\sum_{i=1}^{100} \sum_{t=0}^{98} \{|C_{i, t+1} - C_{i, t}|\}}{\sum_{i=1}^{100} \sum_{t=0}^{99} C_{i, t}}$$

これらの統計量のうち、AAVは目標1)、P<sub>r</sub>、P<sub>l, w</sub>は目標2)、TC、CCは目標3)に対応する。比較を容易にするために、結果は図に描かれる。その一例を図4に示す。この図で①、②、④については100回のシミュレーションからの5%、50%、95%分位点、③については5%、10%、25%分位点、⑤は平均値が示してある。

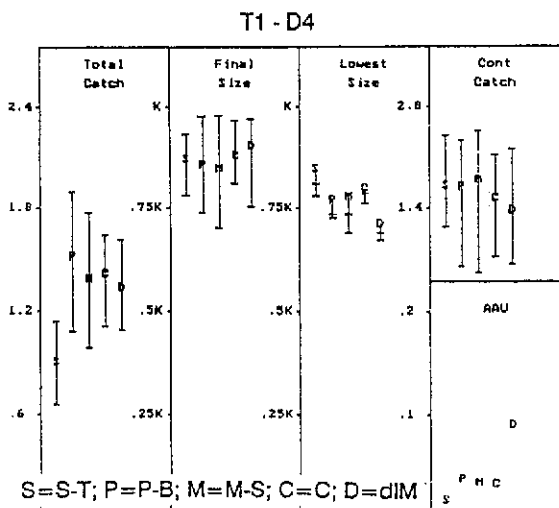


図4 5つの方式のトライアル結果の図による表示 (Rep. int. Whal. Comm, 42:104, 1992)

これらの全ての統計量に対して最高の評価を得る方式が見つければ、当然その方式が採択されることになるが、そのような方式は存在しなかった。安全性と生産性は明らかに相矛盾する目標である。安全性を高めようとすると生産性が低下する。生産性を高めると当然資源量は低くなり、それだけ危険性が増す。資源をどのくらいまで減少させると絶滅の危険が増大するかは、保全生態学の中心的テーマであるが、よくわかっていない。したがって資源が初期資源に近ければ近いほど安全だと評価する以外にない。IWCが3つの目標に対してそれぞれ重み付けを与えてくれれば、5つの統計量からそれぞれの方式の性能を数値として表すことができる。IWCはこのむづかしい問題を回避してSCに指示を与えなかった。

各方式にはそれぞれその方式を運用するために何らかのパラメーターが設定されている。このパラメーターはチューニングのために利用できる。この値を変えると、同一の方式でも生産性を低めて安全性を高めたり、あるいは安全性を多少犠牲にしても生産性を高める、

というような操作を行なうことができる。TCと $P_r$ は逆相関の関係にある。もしある方式が同一の安全性のもとでは常に他の方式より生産性が高いということになれば、この方式が最もすぐれた方式ということになる。そこで5つの方式についてチューニングパラメータを変化させたシミュレーションでTCと $P_r$ の関係を比較することとなった(IWC, 1992a)。その結果の一部を図5に示す。TCと $P_r$ の逆相関関係は非常に高く、その中で方式によってTCのレベルが多少ずれていることがわかる。図6は $P_r$ の範囲をできるだけ同じになるようにチューニングして得られた各方式の点に2次式を当てはめた例である。方式による差が明瞭になる。

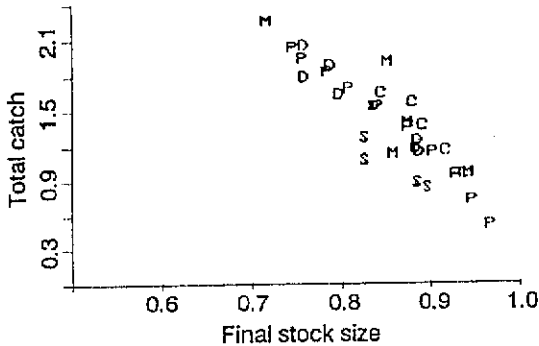


図5 TCと $P_r$ の相関 (Rep. int. Whal. Commn, 42:310, Fig.3, 1992)

Scatterplot showing median total catch against median final stock size for the range of tunings of each procedure in the 4% MSYR development case (D4). Key: S: S-T P: P-B M: M-S D: dIM C: C procedures

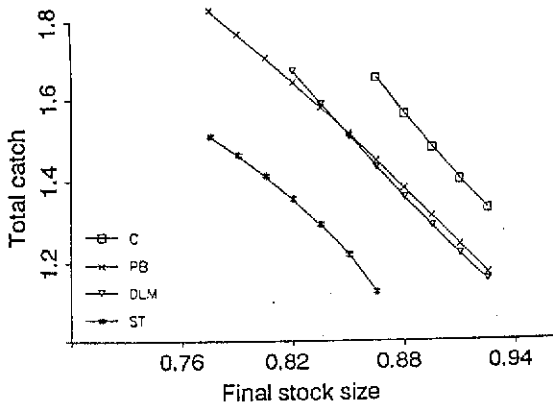


図6 TCの $P_r$ への回帰曲線 (Rep. int. Whal. Commn, 42:311, Fig.6(b), 1992)

Regression curves for four procedures from the D4 base case trials. (b) Comparable tunings.

1991年5月のレイキャビクでのSC会合で、今までのテストの諸結果を総合的に判断して、CookeのC方式を委員会に勧告することが決められた(IWC, 1992b)。C方式とP-B方式の特性はよく似ていた。しかしIWCが安全性をとくに重視していることに鑑み、MSYRが1%という低い繁殖力の場合に安全性が高く、生産性においても悪くないため、C方式の方が優れていると判定された。また両方式の構造を比較すると、C方式の方が単純である点も評価された。

## 7. 改訂管理方式 (RMP)

改訂管理方式の詳細およびプログラムリストはIWC(1994a, b)に与えられている。これらによって RMPの概要を説明しよう。簡単にいってこの方式の特長は Bayes流の考え方を導入したこと、および手続きが全て電算機のプログラムとされていることである。Bayes流の考え方から、未知数の通常の推定の手続きは含まれておらず、事前分布のみを与えている。事前分布は相当に広い範囲をカバーし、その中で一様分布が仮定されている。計算を実行するために必要な情報は、1つ以上の資源絶対量の推定値 $P_{0,t}$ と、過去の捕獲統計 $C_t$ である。資源量推定値には分散-共分散行列も含まれる。捕獲統計は可能な限りさかのぼることとされているが、古式捕鯨時代の小規模捕鯨で統計があいまいなものは除外することもできる。人為的影響による死亡、たとえば網へのからまりなどは捕獲に加えるが、自然の座礁などは加えない。

資源動態モデルはPella-Tomlinsonモデル

$$P_{t+1} = P_t - C_t + 1.4184 \mu P_t \{1 - (P_t/P_0)^z\} \quad (1)$$

である。 $P_t$ 、 $C_t$ は  $t$ 年の資源量と捕獲量、 $P_0$ は初期資源量、即ち環境容量である。 $\mu$ は資源繁殖力のパラメータで、 $MSYR=0.9456 \mu$ である。 $(P_t/P_0)$ の指数は一般には  $z$ とおかれ、 $MSYL$ を変化させるパラメータである。 $z=1$ で  $0.5P_0$ 、 $2.390$ で  $0.6P_0$ となる。 $z=2$ では  $0.5774 P_0$ である。なお $z=2.390$ の時 $\mu$ は $MSYR$ に等しい。式(1)により、仮定された $P_0$ と $\mu$ の値を用いて、全ての $P_t$ を計算することができる。

$T$ 年に資源量の観測が行なわれたとき、その推定値 $P_{0,t}$ は計算値 $P_T$ と比較され尤度が求められる。経験的に  $\log(P_{0,t})$ は正規分布をすることが知られている。観測値が2つ以上ある時は多変数正規分布が適用される。なお $P_{0,t}$ はバイアスを含んでいて、正規分布の平均は $\log(bP_T)$ となるとする。また標準偏差は分散-共分散行列から計算される。 $b$ の値は未知である。

未知数は $(P_0, \mu, b)$ の3つとなる。これらのそれぞれに事前分布を与える。ここで初期資源量 $P_0$ については、 $D_T=P_T/P_0$ として $D_T$ の事前分布を与えることとする。事前分布と尤度から事後分布を

$$\text{Posterior}(D_T, \mu, b) \propto \text{Prior}(D_T, \mu, b) \cdot \text{Likelihood}(D_T, \mu, b)^s \quad (2)$$

として与える。 $s=1/16$ とする。そのためこの方法は Bayesの方法の厳密な適用ではない。なお事前分布としては一様分布を仮定しているため、事後分布は数値としては尤度と同じになる。

$D_T$ の範囲は0~1、つまり絶滅寸前から未開発の段階までの全ての可能性を含む。この範囲のなかに等間隔に100点を設定する。 $\mu$ の範囲は 0~0.05とし、等間隔に200点を配置する。 $\mu$ は $MSYR$ に近い値をもっているが、SCでは $MSYR$ としてしばしば1%および4%、ときには7%の値が用いられている。 $\mu$ の上限の0.05はむしろ控えめの値のように思われる。 $b$ の範囲は0~1.667とし、この間に100点をおく。0とすると、有限の推定値がある限り資源量は無限大となる。上限は観測値の60%が真値であることに対応する。3つの未知数の全ての組合せ数は $100 \times 200 \times 100 = 200$ 万という膨大な数になる。

捕獲限度量は次の式によって計算される。

$$L_T = 3\mu(D_T \cdot 0.54)P_T, \quad D_T = P_T/P_0 \quad (3)$$

$L_T$ は $D_T$ と $\mu$ のみを含むので( $D_T, \mu$ )の一組に対して $L_T$ が決定される。 $(D_T, \mu, b)$ に対応した個々の尤度はまず  $b$ について積分され、それぞれの  $L_T$ に対応した尤度が求められる。(3)式で計算される $L_T$ は計算機の内部で操作の途中段階で得られるもので、outputされるものではない(internal catch limit)。この $L_T$ の中から1つの捕獲限度量が以下の様にして決められる。

内部的限度量 $L_T$ は大きさの順に並べられ、それぞれの尤度が $L_T$ の小さいほうから累積される。累積尤度は $L_T$ に対して一般にS字状の曲線を描くと思われる。この累積曲線は最高値が1 (100%)になるように標準化される。この%は真に適正な限度量がその点の  $L_T$ より小さい確率を与えると考えてよい。 $L_T$ が小さい間はこの確率は小さく、 $L_T$ が大きくなると100%に近づく。この確率がある  $X$ となる点の $L_T$ を基本値として採用する。 $X$ の値としては50%前後が合理的のように思われる。 $X$ はチューニング・パラメーターで、これが高ければ $T_C$ が大きくなり $P_T$ は小さくなり、低くすれば逆となる。RMPでは  $X=0.4102$ とされている。この値は電算機シミュレーションによって決定された。即ちMSYRが1%であるような資源を、初期の $P_0$ から出発してRMPにより開発した時(D1トライアル)、100年後の資源が $0.72P_0$ になるように調節されている。このようにして得られた捕獲限度量はこの段階では名目上のもの(nominal catch limit, NCL)で、必要に応じて次に述べるような調整が加えられる。

## 8. 捕獲限度量NCLの調整

まずストックの問題を考えよう。RMPは独立したストックごとに適用される。それぞれのストックが分離独立しており、捕獲鯨がどのストックからのものであるかが明らかならば、そのストックが管理対象となる。しかしもし2つ以上のストックが混交しており、その分布の境界が不確かで、捕獲鯨のストックを判定できないようなときは、いろいろ面倒なことが起こる。たとえば鯨が沿岸から沖合にまで分布していることが知られているが、捕鯨は沿岸でのみ行なわれている場合、沿岸と沖合の鯨が同一のストックのものであれば問題はない。これらが別々の2つのストックだった時、沖合の未利用ストックも含めて資源量を推定して捕獲限度量を計算すると、沿岸のストックに過大な捕獲圧が加えられ、資源を枯渇させてしまう恐れがある。安全を見込むなら、ストックの状況が不明の時、沿岸と沖合は別のストックであるとして対応したほうがよい。

最近mt-DNAによる分析法の導入によって遺伝的相違の識別がより精密になされるようになったが、世代当たり数%程度の個体の交流があると、遺伝的には均一になってしまうという。しかし管理の側から見ると、世代当たり数%の交流しかないならば一応別のストックとみなす必要がある。

2つ以上のストックが混合している可能性のある場合の対応の方法として、海域を細かく区分して、それぞれの小海区ごとに捕獲限度量を定めるやり方が考えられる。大まかに単一のストックの分布域に対応すると考えられる海区(中海区)に対して計算されたNCLを、その中海区に含まれる各小海区ごとの資源量に比例して配分しておけば、たとえ別のストックがいずれかの小海区のなかに交じっていたとしても、そのストックに大きな打撃を与える可能性がなくなる。この方法は cascadingと呼ばれている。もう一つの方法とし

て、小海区を独立の管理単位として RMPを適用する方法もある。一般には、海区を細分するとその中の資源量推定値は精度が低下するので、NCLも内輪に見積もられるが、観測誤差や資源来遊の変動などによるプロセスエラーのため、誤って大きな NCLが計算されているかもしれない。このようなことを防ぐため、中海区に対しても同様に RMPを適用し、もし小海区ごとのNCLの総和が中海区に対するNCLを越える時は、中海区の枠を越えないように、各小海区の NCLを調整する。この方法をcappingと呼ぶ。RMPでは各海域について具体的にシミュレーションを行ない、いずれの方法が適しているかを判定して、実際に用いる調整法を決定することとされている。

次の問題は、資源量調査が行なわれなかったときの対応である。RMPは1つの資源量推定値が得られていれば、これを適用することができる。しかしその後全く調査を行なわなければ、次第に状況が変化して誤りをおかしてしまう恐れがある。資源量の調査は、捕獲限度量を計算するためだけでなく、資源状態をモニターするという意味も含んでいる。したがって調査のない期間が長くなるにつれて、安全性を維持するという意味と、同時に調査の努力を怠っていることへのペナルティの意味を含めて、計算された枠の調整が必要になる。これがphaseoutルールである。RMPでは、8年を越えて資源量の推定値がない場合には、8年を越える1年ごとに限度量を20%づつ削減する。したがって13年目には限度量は0となる。

アンバランスの雌雄比も問題である。南氷洋のミンククジラの捕獲のなかで、雌の比率の高いことが以前から注目されていた。バックアイス際に成熟雌が高密度に分布する傾向がある。哺乳動物のように繁殖力の低い種では再生産を維持するために成熟雌の個体数をあまり減らさないことが望ましい。目視による調査では雌雄別の判定が困難なため、RMPは雌雄を混みにして総数に対して適用されている。したがって捕獲物の性比がほぼ 50:50であることが要求される。もし捕獲物が雌に偏っているときは NCLの調整が必要になる。過去5年間の捕獲物のなかの雌の組成が0.5を越えているときは $NCL \times 0.5 / (\text{雌の割合})$ を捕獲限度量とする。こうすると、雌の割合が100%の時はNCLは半分に減額され、NCLで期待されていた雌の捕獲数に一致する。鯨は雌雄によって分布域がずれているので、捕鯨業の側からすれば、このずれを利用して雌雄を同数捕獲するように努めることとなろう。

## 9. 資源調査のための要件・指針

RMPは捕獲限度量を計算する手続きを定めたものである。したがってこれは管理の実行にあたって不可欠の重要部分ではあるが、管理の全てではない。管理の実行の全ての側面を包括するような制度が改訂管理制度 (Revised Management Scheme, RMS) である。したがってRMSの中には、RMPの外に実施の細則や、厳正な実施を保証するための監視、取締の制度を定めておく必要がある。SCは「RMSのための資源調査およびデータ解析にかかわる要件と指針」を定めたが、この指針の中には、一般の漁業資源の調査に参考になる点も含まれているので、ここにその概要を示そう。

この文書はRMSの一部をなし、捕獲限度量計算に用いる資源量の推定を円滑に進めるために、これがRMSへ適用可能であるための要求事項を明示するとともに、調査の指針を与えるものである。目視以外の直接的推定法を除外するものではないが、当分は目視法が第一の手法となるため、内容として目視法に関する詳しい実施要領が与えられている。

要求事項としては、調査計画や結果の詳細な報告、SCによるレビューおよび実施の監督があげられる。標準型の調査の場合、その実施状況に対する監督は行なわれるが、分析のためのプログラムは既製品が事務局から提供される。計画や実行あるいは分析の方法のなかに新しい要素が含まれている時は、その実行についてSCが段取りを決め、これにしたがってレビューや監督が行なわれる。調査に参加したSCの代表は調査主体とは独立に報告書を提出することができる。調査結果は電算機インプット用のデータファイルとして提出される。このデータを用いてSCのメンバーが独立の解析を行なうこともできる。

指針には、調査計画の設計、船舶による調査、航空機による調査、データ解析等について、経験をふまえた細かい注意事項が与えられている。

目視調査のためには船舶または航空機が利用できる。何を用いるかは海域の条件、対象鯨種により異なる。観測法としてはライントランセクト法と浮上数計数法(cue counting)が広く用いられている。海域を設定し、状況に応じてこれを層化し、各層間で発見確率が等しいかまたは既知であるように観測定線を引く。高密度海域で観測努力を多くすることが望ましい。定線は海岸線や等深線に平行とはせず、むしろ直行するように引いたほうがよい。定線を平行に配置すると航行の効率が悪いので、ジグ・ザグ方式の方がよい。2隻以上で隣接した層を調査するときは、隣接した海域の調査時期があまりずれないように努める。鯨の移動方向に沿った定線は不適當である。調査員には経験者を含めること。クルーズ・リーダーは解析方法の心得があり、現場での的確な判断ができる人でなければならない。

船舶によるライントランセクト法には次の2つの問題がある。①航路上の鯨の見落としはない( $g(0)=1$ )、②鯨は発見される前に船に対して移動していない。通過方式と接近方式がある。前者は探索走行を続けながら目視の記録をとるが、後者では探索を中断して鯨に接近し、種と群れサイズを確認する。接近方式では記録は正確だが、時間のロスが大きい等、それぞれ一長一短がある。時に応じて両者を組み合わせるような方式も考えられる。発見鯨の船首からの方向と鯨までの距離は後での解析の基本データである。普通目測によって行なわれるが、精度を維持するために実験を繰り返す必要がある。航路上の鯨の発見確率 $g(0)$ を推定するためには2以上の独立観測者による観測が必要である。種々の問題があつて、今までの所SCで認められた $g(0)$ の推定例はない。

航空機ではスピードが速いので、見落とす可能性が高く、 $g(0)$ は1よりかなり小さいと思われる。したがって $g(0)$ の推定精度が最終推定値の精度に大きくかかわっている。航空機の場合 cue counting 法が用いられている。この方法では浮上したものを数え、水中の鯨は除外できる。単位時間内の一定面積中でのcueの数を数え、これを cue rateで絶対数に換算する。群れを作る鯨種には不適當。cue rateの推定には調査とは別に実験を組む必要がある。目視またはラジオタグにより観察する。cue rateは次のような要因によって変化し得る:時刻、鯨の行動、群れサイズ、船の影響、海況、海域。

データの解析にあたって、資源量推定値およびその分散のバイアスや精度の特性を評価するために、シミュレーション法が有効である。ライントランセクト法では hazard probability method が利用できる。独立観測者により $g(0)$ を推定するためには、二重発見の判定基準を明確にしておく必要がある。観測努力量が低いとき、推定値のCVの推定精度が悪い。CVは Poisson分布のそれより小さくなることはない。分散計算のためのトランセク

トは4以上なければならない。

#### 10. 参考文献

Allen, K. Radway (1980): 「Conservation and Management of Whales」, Washington Sea Grant (Seattle), Butterworths (London) pp.107.

板橋守邦 (1987): 「南氷洋捕鯨史」、中公新書842、中央公論社 (東京) pp.233.

IWC(1964): Report of the Committee of Three Scientists on the special scientific investigation of the Antarctic whale stocks, Rep. int. Whal. Commn, 14:32-106.

IWC(1975): International Convention for the Regulation of Whaling, 1946, Schedule, (as amended by the Commission at its 27th Meeting, June 1975). pp.11.

IWC(1979a): Report of the special meeting on Southern Hemisphere minke whales, Seattle, May 1978, Rep. int. Whal. Commn, 29:349-358.

IWC(1979b): Report of the sub-committee on minke whales, Rep. int. Whal. Commn, 29:74-83.

IWC(1983a): Report of the special meeting on western North Pacific sperm whale assessment, Cambridge, 1982, Rep. int. Whal. Commn, 33:685-721.

IWC(1983b): Report of the sub-committee on sperm whales, Rep. int. Whal. Commn, 33:74-90.

IWC(1985a): Report of the sub-committee on Southern Hemisphere minke whales, Rep. int. Whal. Commn, 35:75-89.

IWC(1985b): Working group on experimental design for proposed IWC/IDCR Southern Hemisphere minke whale cruise 1984/85, Rep. int. Whal. Commn, 35:148.

IWC(1987): Report on the special meeting of the Scientific Committee on planning for a comprehensive assessment of whale stocks, Rep. int. Whal. Commn, 37:147-157.

IWC(1988): Comprehensive assessment workshop on management, Rep. int. Whal. Commn, 38:163-170.

IWC(1992a): Report of the fourth comprehensive assessment workshop on management



- procedures, Rep.int.Whal.Comm, 42:305-334.
- IWC(1992b):Report of the sub-committee on management procedures, Rep.int.Whal. Comm, 42:87-136.
- IWC(1994a):The Revised Management Procedure(RMP) for baleen whales, Rep.int. Whal. Commn, 44:145-152.
- IWC(1994b):A programme to implement the catch limit algorithm, Rep.int.Whal. Commn, 44:153-167.
- 北原 武(編)(1996):「クジラに学ぶ—水産資源を巡る国際情勢」、成山堂書店(東京) pp. 233.
- 桜本和美・加藤秀弘・田中昌一(編)(1991):「鯨類資源の研究と管理」、恒星社厚生閣(東京) pp. 273.
- 多藤省徳(1985):「捕鯨の歴史と資料」、水産社(東京) pp. 202.
- Tanaka, S. (1980):A theoretical consideration on the manage of a stock-fishery system by catch quota and on its dynamical properties. Nippon Suisan Gakkaishi, 46(12):1477-1482.
- 奈須敬二(1990):「捕鯨盛衰記」、食の科学選書1、光琳(東京) pp. 229.
- 馬場駒雄(1942):「捕鯨」、天然社(東京) pp. 326.
- マッキントッシュ, N.A. (Mackintosh, N.A.) (大村秀雄訳)(1967):「鯨の資源、The Stocks of Whales」、日本捕鯨協会 鯨類研究所(東京) pp. 255.
- Yong, Nina M. (ed.) (1993):「Examining the Components of a Revised Management Scheme」、Center for Marine Conservation (Washington, DC) pp. 84 +Appendix.  
〔和訳版 畑中 寛監修(1996):「国際捕鯨委員会(IWC)による改訂管理制度」、日本鯨類研究所(東京) pp. 113. 〕

アワビ増殖の再考

野中 忠  
(東京水産大学)

1 アワビ漁業生産の減少

1) 全国のアワビ生産動向

全国のアワビ漁業生産量は、1970年の 3,470トンを最高としてその後減少を続け、1993年には 2,353トンとなった(図1)。その原因の一つは、1978年以降エゾアワビ圏(北海道、青森県、岩手県、宮城県、福島県、茨城県の6道県)に引き続いての減産と、他の一つはクロアワビ圏(エゾアワビ圏以外の28都府県)での1988年以降の減産である。1970年代以降に展開されている種苗放流事業、漁場造成事業の大きさを考えると、この減産傾向をアワビ増殖の危機として受け止めている。

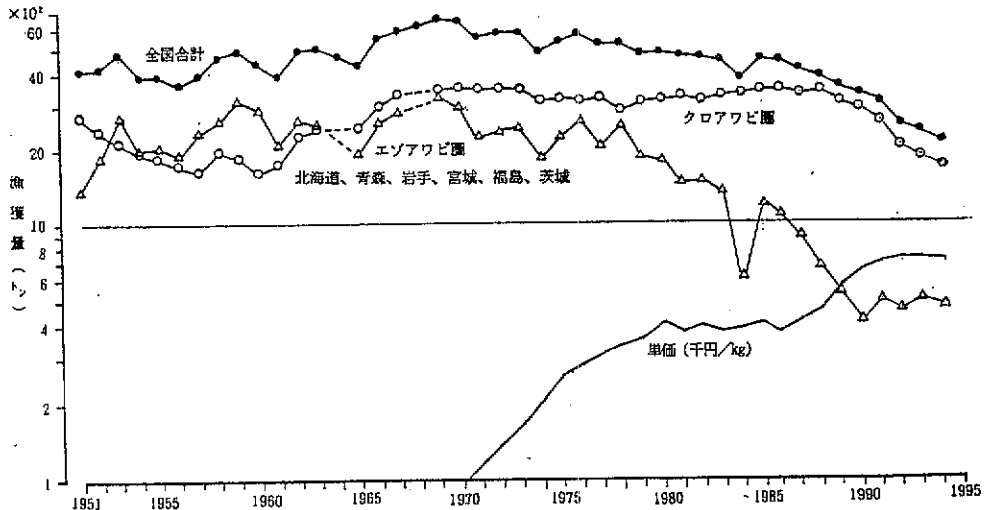


図 1

2) 県別動向と近年の減産傾向の比較

1951年から1993年の統計により、都道府県別にアワビ漁業生産の動向をみると図2のごとくである。図の縦軸を対数で示してあるので、県間の増減の割合を比較して読むことができる。

全国的に減産がみられるが、図から分かるように各県の動向は同一ではなく、減少し続ける、平衡している、増加している等さまざまな傾向の県がある。そうした違いは、海況の変化による自然的要因と漁獲事情、増殖事業等の人為的要因によるものと考えられる。

各県の近年の漁獲量の減少程度を比較するため、次のような減産指数Dを求めた。

漁獲量の峰にあたる年(a)から1993年までの年数をb、a年の漁獲量をc、1993年の漁獲量をdとして  $D = d / bc$  とする。すなわち、cとdの差が大きいくらい、また減産期間が長い程、Dは小さくなる。

結果を、表1の「E 減産」の項に示した。Dの値は北海道の0.003から愛知県の0.308の範囲である。一般的にDは減産期間の長いエゾアワビ圏で小さく、減産期間の短いクロアワビ圏で大きい。部分的に隣県間で近似のDの値を示す場合がある。北海道-青森、岩手-宮城、愛媛-大分、島根-山口-福岡などである。環境が類似し、漁業事情がそれぞれ大きく変わらないためであろうか。

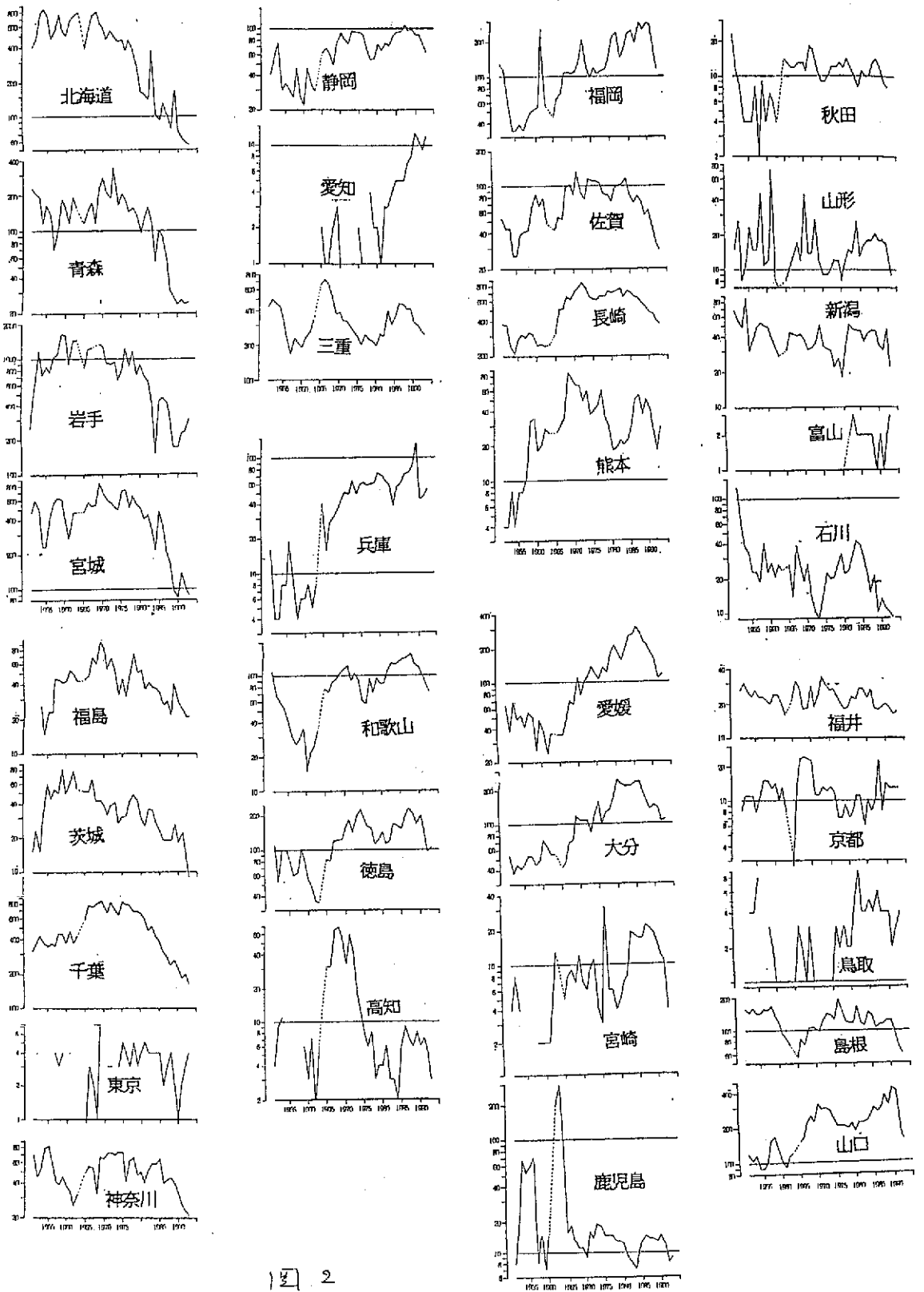


图 2

表1 県別アワビの漁獲量、種苗放流と減産傾向

県	A	B放流数		C放流指数		D種の組成%				E減産				
	漁獲量 (ト)	(千個体)		(B/A)		1972 (1987)				経過年 漁獲量 指数				
		エゾ	クロ他	エゾ	クロ他	エゾ	クロ	マダ	メガ	a	b	c	d	d/bc
北海道	568ト	1680	—	3.0	—	100	—	+	—	1968-25	783-	59	0.003	
青森	204	1146	—	5.6	—	100(90)	+	(10)	+	1973-20	344-	25	0.004	
岩手	1037	6199	—	6.0	—	100	—	—	—	1976-17	1220-	306	0.015	
宮城	612	1335	—	2.2	—	100	—	—	—	1976-17	742-	88	0.007	
福島	61	586	—	9.6	—	100	—	+	—	1969-24	95-	22	0.010	
茨城	41	344	—	8.4	—	100	—	—	—	1962-31	68-	9	0.004	
千葉	762	—	1245	—	1.6	—	42(47)	33(6)	25(47)	1975-18	833-	164	0.011	
東京	12	—	78	—	6.5	—	—	—	—	1988-	5	4-	4	0.200
神奈川	64	—	711	—	11.1	—	8(47)	40(7)	52(47)	1985-	8	64-	21	0.041
静岡	78	—	1015	—	13.0	—	4(10)	12(2)	84(88)	1987-	6	104-	62	0.100
愛知	2	—	211	—	105.0	—	—	—	—	1990-	3	13-	12	0.308
三重	414	—	507	—	1.2	—	60(31)	13( )	27( )	1986-	7	457-	248	0.078
和歌山	94	—	264	—	2.8	—	(46)	( )	( )	1988-	5	157-	72	0.092
兵庫	43	—	22	—	0.5	—	—	—	—	1989-	4	84-	53	0.158
徳島	153	—	633	—	4.1	—	60(62)	10(13)	30(25)	1987-	6	229-	105	0.076
高知	39	—	202	—	5.2	—	—	—	—	1986-	7	9-	3	0.048
愛媛	88	—	217	—	2.5	—	74(61)	16( )	10( )	1986-	7	300-	117	0.056
大分	98	(2)245	170	—	1.7	—	—	—	—	1986-	7	237-	109	0.066
宮崎	8	(1)4	133	—	16.6	—	(100)	—	—	1987-	6	22-	4	0.030
秋田	13	443	—	34.1	—	—	67(57)	33(11)	(4)	1990-	3	14-	8	0.190
山形	18	444	—	24.7	—	—	—	—	—	1989-	4	20-	9	0.113
新潟	39	211	—	5.4	—	—	(67)	(7)	(26)	1992-	1	45-	22	0.489
富山	—	79	—	—	—	—	—	—	—	1983-	10	3-	3	0.100
石川	19	124	—	6.5	—	—	10	70	20(13)	1983-	10	41-	9	0.022
福井	26	—	378	—	14.5	—	98(100)	+	2	1986-	7	26-	17	0.093
京都	17	—	131	—	7.7	—	(93)	(7)	—	1988-	5	23-	13	0.143
鳥取	2	—	152	—	76.0	—	—	—	—	1987-	6	6-	4	0.111
島根	109	—	210	—	1.9	—	70(50)	3(10)	27(30)	1990-	3	125-	61	0.163
山口	247	(5)653(9)298	—	2.6	1.2	—	60(91)	30(4)	10(4)	1990-	3	330-	153	0.155
福岡	112	(3)449(10)297	—	3.8	2.7	—	90(71)	2(18)	8(11)	1990-	3	284-	115	0.135
佐賀	91	227	—	2.5	—	—	96	2	2	1984-	9	117-	29	0.028
長崎	674	(4)55	919	0.1	1.4	—	28	36	36	1984-	9	732-	378	0.057
熊本	54	—	263	—	4.9	—	35(64)	60( )	5( )	1989-	4	50-	29	0.145
鹿児島	14	—	229	—	16.4	—	(88)	—	(12)	1990-	3	15-	9	0.200
合計	5831													2353

A : 1966~1975年の平均 B : 1983~1993年の平均 ( ) : 最近継続年数

a : 直近の最高年 b : a年以降の減少年数 c : a年の漁獲量 d : 1993年の漁獲量

## 2 種苗放流

### 1) 種苗放流の効果

1970年後半頃より始まったアワビの種苗放流事業は、次第に放流個体数が増加して1993年の放流個体数は2,353万個体であった。しかし、放流事業の効果について十分な検討が少ないように見られる。

既報<sup>1,2)</sup>の資料により野中<sup>3)</sup>が複利計算方式で放流効果を試算した結果では、かなり高い効果が窺える。今後も多くの事例調査を積み上げて、放流効果を明らかにして行かなければならない。

放流効果を考える時に、感覚的に全体の漁獲量に反映していないから効果なしとする意見がある。それは、現在の放流規模では地先の漁獲量に顕著な影響を及ぼす程の量でないことや、放流効果はあるのに土台となる天然資源が余りにも減少してしまいそれを補う程放流がなされていないことによると見られる。天然資源や漁獲条件を度外視して、単純に放流効果を全体の漁獲を結び付ける錯覚であり、こうした見方を極力訂正してゆかなければならない。

また、放流効果を高めるために回収率を上げ、進んでは一代再捕型すなわち可能な限り放流群を回収することを繰り返せば可いとする考えがある。これは放流事業の経済的収支のみに視点を置き、放流種苗の回収を高めることが天然資源にマイナスに働くことを無視した、放流事業の本来の意味を考えていない、本末転倒した考え方である。

今後、放流事業の事例の収集を通じて実態の把握と、それらによる回収の限度についての検討が必要であろう。

### 2) 放流量の問題

放流量がどの程度かを、放流指数と称した数値で検討したことがある<sup>4)</sup>。同様な方法で最近の資料により計算した結果を表1に示した。放流指数は、アワビの種苗放流事業と漁場造成事業が殆どなされていなかった時代の1966年から1975年まで10年間の平均年漁獲量Aと、放流・造成事業が開始されて以後の1983年から1993年までの平均の放流個体数B（ただし、最近のクロアワビ圏のエゾアワビ放流数は原則的に除く）の比 $B/A$ である。すなわち、かつて比較的安定的にある量の漁獲があげた能力のある漁場（差し当たり漁場の能力を漁獲量をもって表す）にどれ程の放流をしているかを示す指数である。言い換えれば、それぞれの能力のある漁場からの漁獲1kgあたりに何個体の種苗を放流しているかを示している指数である。放流指数は、愛知県の105.0と兵庫県の0.5までの範囲である。

### 3) 放流種の問題

栽培漁業種苗生産、入手・放流実績（全国）<sup>5)</sup>により種別の生産種苗放流数の変化を図3に示した。増加率の最も著しいのはメガイで1980年から4年で15倍となり、次いでクロアワビ圏のエゾアワビが1988年から5年間で4倍となり、エゾアワビ圏のエゾアワビが1980年から3年間で3倍となっている。クロアワビでは殆ど変化がない。

メガイは、一時種苗生産が難しいとれられていたが、その後クロアワビより飼育し易いとなり生産が増加した。

マダカは、中断していたが復活の気配を見せている。

クロアワビ圏のエゾアワビの生産・放流の増加は、クロアワビの生産技術の停滞を生産の容易なエゾアワビで補おうとしての結果である。



界域にありエゾアワビ種苗の放流が有効であり、後者は全くのクロアワビ圏であるので有効性が低いのではなからうか。石川県ではその主要な分布種はマダカであること、佐賀県では近隣の福岡県、長崎県との減産割合との差を注目したい。最近の九州各県のエゾアワビの種苗放流の増加について、この傾向は考慮する一面であることを指摘しておきたい。

エゾアワビ圏では全体の回帰線を引けないので、補助的に岩手—宮城、北海道—青森の結ぶ点線を引くに止める。

### 3 漁獲管理

#### 1) エゾアワビ圏

エゾアワビ圏で1979年から引き続いている減産の引き金となったのは、親潮の接岸による水温低下でそれが加入量を低減させたという<sup>6)</sup>。しかし、低水温が20年余も引き続いて減産の原因となっているとは考え難い。低水温により加入量が減じた期間に漁獲圧が相対的に強くなって資源量を低下させ、一旦低下した資源に従前通りの漁獲努力が働くことが繰り返されて資源量を一層低下させ、それが再生産力を著しく低減させて漁獲量の低下を進めたと考えられる。とすれば、増殖技術としては徹底した管理方策の実践以外に、減産の問題に対応できないのではなからうか。

内田<sup>7)</sup>と岩手県漁連の資料に拠って、岩手県山田湾の漁獲の動向を図5に示した。同湾では1984~1986年の3年間の休漁により1987年の解禁年には漁獲が増加したが、その後に漁獲は再び低下した。それを以て休漁の効果はなかったとする意見がある。しかし、2年目以降の努力量の変化を見ると、僅かに回復した資源を急いで食い尽したと言えよう。折角の3年の努力を生かす方法を採らなかったのではないか。

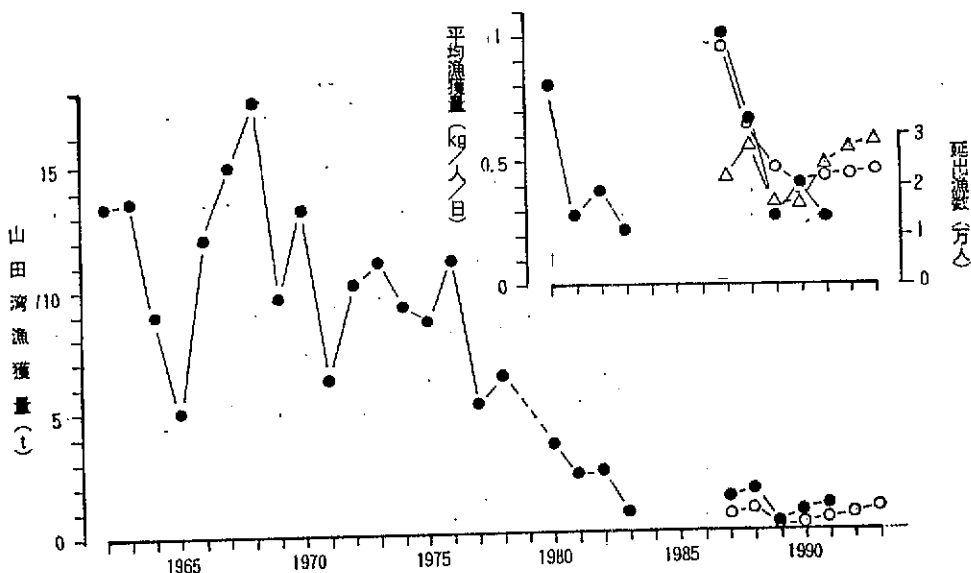


図5

また、山田湾の3区の漁場面積を海岸線長で代表させて、海岸線当たりの解禁後6年間の延操業人数と7年目の資源量指数を対応させると図6のごとくで、最も操業密度の低かった111号漁場の資源量指数が最も大きく、ここでも漁獲管理の効果を窺うことができよう。

北海道中央水試<sup>8)</sup>は北海道奥尻島と対岸の後志郡各地でのアワビ分布量調査の一部を示

している。奥尻島では、後志郡各地の地先に比してアワビの分布密度が後志各地に比して1桁多い。保護水面が指定されていた奥尻島では、酷漁をしないような習慣ができそれが資源を豊かにする方向に働いた結果ではなからうか。注目すべき現象である。

いずれにしても、こうしたことを併せ考えるとエゾアワビ圏での漁獲規制の問題は、現在積極的に検討されていないように見られ、それが減産に歯止めの掛かない一因ではないかと考えられる。

## 2) クロアワビ圏での最近の減産

クロアワビ圏全体の漁獲量は、1988年の3,376トンを以降減少し1993年には1,849トんと5年間で1/2強となった。県別の減産の程度は、図2と表1のE欄から分かるようにさまざまな程度である。

減産をもたらす要因は不明であるが、自然的要因は勿論のこと、特に人為的要因については是非とも早急に検討しておかなければならない。

## 4 漁場造成

1978年からアワビの大規模増殖場造成事業が開始され、従前を遙かに超える規模の漁場漁場造成が行われるようになった。

事業計画時の増産期待量とそれ後の漁獲量を見ると、計画と現実に大きな差のあることが分かる。その差は、計画の誤算、自然条件の変化、漁獲事情の変化等さまざまな条件によってもたらされたものであり、多くの不測な事態を含んではいらぬ。

公共的事業は、事業を実施すること自体が一つの大きな目的であると見られるが、アワビの増殖技術の立場では、効果の問題は放置しておくわけにはゆかないだろう。

少なくとも事業の目標を達成したか否か、もし達成していなければそれは何故か、今後どのように事業内容を変えたらよいか等の問題に答えてゆかなくてはならない。それなしには今後の漁場造成計画の発展はない。こうした問題に対応した研究成果が少な過ぎるよう思われる。

まずは、既往事業の事業後の事実をさまざまな視点で収集・整理することから出発してはどうか。また、漁場造成事業の効果をどのように測るかの検討も必要だろう。

## 5 種苗生産

現在、クロアワビ種苗生産過程にみられる大量斃死問題があり、研究班により疾病と飼育技術の両面から検討が加えられているようなのでその成果が期待される。

殆どの疾病の流行が環境条件・健康度により左右されるのだから、技術として具体的に対応しうる飼育条件の検討こそ急務であろう。飼育にかかわる質的条件とともに量的条件を検討する部分が数多く残れさているように考えられる。

## まとめ

以上、アワビ漁業に関する増殖技術の問題点を挙げたが、ここに挙げた問題点は基本的

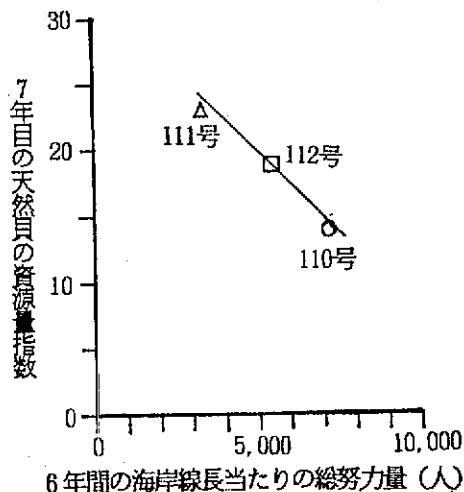


図6



には既往の知見、事実が十分に消化されていないためだと考えている。基本的項目が整理消化されないままに、次々に新たな問題設定をしてそこからまた新たな問題設定をすることの繰り返しが、今日の現実をつくる一因ではないかとの考える。問題解決に精度を求めただけでなく、取りあえず得られ易い事実から考え直してはどうだろう。

具体的事項として上に述べたことに加えて、天然資源レベルの検討、漁場面積の変化、密漁量の推定が検討すべき問題と考えられる。

## 文 献

- 1) 青山雅俊ら (1986) : 南伊豆町入間地先におけるメガイ種苗の放流効果。  
静岡県水試研報, (22), 7-17.
- 2) 青森県水産増殖センター (1992) : 平成3年度放流漁場高度利用技術開発事業  
最終報告資料. プリント, pp29.  
福岡県福岡水産試験場 (1989) : 昭和63年度放流漁場高度利用技術開発事業 (アワ  
ビ類) 中間報告会資料. プリント, pp20.
- 3) 野中 忠 (1993) : アワビ増殖を考える. 水産振興, (304), pp25.
- 4) 水産庁・日本栽培漁業協会 (年刊) : 栽培漁業種苗生産, 入手・放流実績 (全国).
- 5) 野中 忠 (1982) : 種苗生産・放流の実績表を見ての断片. さいばい, (23), 25-28.
- 6) 渋井 正 (1984) : 岩手県におけるエゾアワビの生産変動と諸環境要因との関係。  
栽培技研, 13(1), 1-20.
- 7) 内田 明 (1994) : 岩手県山田地区におけるエゾアワビの増殖について。  
栽培技研, 23(1), 11-18.
- 8) 北海道中央水試 (1994) : アワビの再生産機構に関する研究—親貝資源状態の把握—  
平成5年度アワビ増殖技術研究会議事録  
(水産庁振興部開発課), p21.

## 米国沿岸の資源評価・資源管理手法について

平松一彦（遠洋水研）

### 1. はじめに

筆者は科学技術庁中期在外研究員として、1997年7月1日から10月30日まで米国ワシントン州シアトル市の太平洋オヒョウ国際委員会（International Pacific Halibut Commission、以下 IPHC）に滞在する機会を得た。研究のテーマは「不確実性を考慮した資源評価及び資源管理に関する理論的研究」であったが、米国沿岸の資源評価・資源管理手法に関しても幾つか情報を得ることができた。本稿では、米国東西沿岸の底魚の資源評価と、IPHC で実施されている北東太平洋のオヒョウの資源評価について紹介する。

前者については、1997年5月と7月に開催された資源評価のレビュー会合に提出されたドキュメントを参考にし、また実際これらの会議に出席された IPHC の Sullivan 氏から話を伺った。対象としている資源は米国北東部の5種類の底魚、および南西部の2種類の底魚のみであるが、それぞれ典型例と考えてよいとのことである。解析は NMFS の北東水産研究所と南西水産研究所が実施しており、日本で各海区水研がおこなっている資源評価に対応しているものと考えられる。

オヒョウの資源評価・資源管理については IPHC のレポートを参考にした (IPHC 1996)。オヒョウの資源管理に関しては平沢(1994)による詳しい紹介があるが、ITQ が導入されたことにより近年大きく変化している。さらに資源評価手法についても、1996年からより複雑なモデルが使われるようになった。改良された資源評価手法については、数式も交えてやや詳しく紹介する。

これら米国の資源評価・資源管理の手法やシステムは、我が国とかなり異なる点がある。そこで両国の資源評価システムの比較を行った。また今後の資源評価研究のトレンドとして印象深かった、AD Model Builder とペイズ統計についても簡単に紹介した。

以下の記述では、資源評価及び資源管理に関する専門用語は特に説明無しで用いる。これらにあまりなじみのない方は、ADAPT や Stock Synthesis Model といった資源評価手法については平松(1996)、GLM による CPUE の標準化については平松(1995)、 $F_{20\%}$  などの資源管理目標については松宮(1996)などの解説を参考にさせていただきたい。

### 2. 米国北東沿岸の底魚の解析例

参考とした資料は、1997年5月19日～23日にウッズホールの北東水産研究所で開催された、第24回北東海域資源評価部会の資源評価レビュー委員会の会議報告である。

14名の委員（北東水研、南東水研、カナダの水産研究所等）に対し、実際に資源評価を担当した北東水産研究所の研究員が説明し、それに対し議論が行われた。

Gulf of Maine Cod, Georges Bank Cod, Georges Bank Haddock, Georges Bank Yellowtail Flounder, Southern New England Yellowtail Flounder の5種類の資源評価の検討が行われた。

## 2-1. 資源評価

漁業の年齢別漁獲尾数を基本として、漁業あるいは調査の CPUE を用いるチューニング VPA(ADAPT)により資源評価が行われた。一部の魚種では非平衡プロダクションモデル(ASPIC)も併用された。

チューニングに用いる CPUE は GLM により標準化されている。一例を挙げると

$$\ln(\text{CPUE}) = \text{年} + \text{海域} + \text{季節} + \text{トン数} + \text{深さ} \quad (1)$$

といったモデルで標準化されている。

ADAPT に関する詳細な説明はなく、また各魚種によって細部は異なると思われるが、チューニングは等ウェイト、高齢の  $F$  は一定、 $M$  は全年齢で一定、を仮定しているようである。

漁業による漁獲データのみの場合、スポーツフィッシングと混獲も考慮した場合、年齢の範囲を変えた場合など幾つかのケースについて感度解析を行っている。またブートストラップ法により信頼区間を推定し、Retrospective Analysis により推定結果の信頼性の検討を行っている。

## 2-2. 資源管理

管理の指標として  $F_{0.1}$ ,  $F_{max}$ ,  $F_{20\%}$  (魚種によっては  $F_{30\%}$ ) の3種類を考慮している。過去の加入量や親魚量のトレンドに加え、これら指標となる  $F$  と現在の  $F$  との比較、及びこれらの  $F$  の下で将来予測を行い、漁獲量や親魚資源量の動向をみることにより資源管理の勧告を行っている。

将来予測は短期(3年間)と中期(10年間)の2種類行う。再生産関係は対数正規分布のばらつきを仮定した Beverton-Holt 型を仮定する。

管理の勧告では  $F$  を現状維持とせよといった書き方になっており、TAC として具体的な数字を挙げているわけではない。

## 2-3. 会合での論点と勧告など

ブートストラップ法によるバイアスの修正が行われていたが、これに対しいくつか問題点の指摘があり、バイアスの修正はルーチン的に行うのではなく、もっと慎重にすべきであるとの勧告があった。

CPUE の 0 データの扱いについては、これを無視するのではなく、正規分布、ポア

ソン分布といった他の分布を用いることにより、これらを考慮することが勧告された。

ADAPT 以外の解析手法として Stock Synthesis 法などの他の VPA、年齢構成を考慮した DeLury モデル、年齢構成を考慮したプロダクションモデル、delay-difference モデルなども検討することが勧告された。

### 3. 米国南西沿岸の底魚の解析例

参考とした資料は、1997年7月7日～11日にラホヤの南西水産研究所で開催された、底魚資源評価レビュー会合に提出されたドキュメントである。東海岸の例とは異なり完成された文書ではないため、不明の点も多い。Chilipepper Rockfish と Widow Rockfish の 2 種類の資源評価結果が検討され、Council への報告書がまとめられた。評価委員は 4 名程度で東海岸の会議にくらべるとこじんまりしたものであったらしい。

なおこれらの資源評価自体は南西水研の Tiburon 支所で実施されているが、ここでは車椅子が利用できないので、ラホヤで開催されたとのことである（実際には車椅子の参加者はいなかったが、公開の会議ではこのような配慮が要求されるらしい）。

#### 3-1. 資源評価

本年のドキュメントは未完であったため、前回(1993年)の資源評価も参考にした。基本とする資源評価モデルは、体長あるいは年齢をベースとした Stock Synthesis Model である。使用するデータは、漁獲物の年齢・体長データ、調査および漁業の CPUE などである。CPUE はやはり GLM で標準化されている。目的関数（あるいは尤度）の重みは外部から与えている。選択率は関数形が仮定され、そのパラメータがモデルの中で推定される。

推定値の信頼性は尤度関数のプロファイルを見て検討する。また、各尤度の重みを変化させて感度解析をしている。

#### 3-2. 資源管理

管理の基準として  $F_{35\%}$ 、 $F_{40\%}$ 、 $F_{45\%}$  などが検討された。最終的には以下のような表を作成し、具体的に許容漁獲量を決定するコミッショナーの判断材料とした。ここで  $B_{low}$ 、 $B_m$ 、 $B_{high}$  はそれぞれ、Stock Synthesis Model で推定された最近年の資源量の下限（例えば 90% 点）、点推定値、上限である。また  $F_{40\%}$  at  $B_{low}$  は  $B_{low}$  を仮定して計算された  $F_{40\%}$  の値を意味する。そして、例えば  $B_{low}$  である場合に  $F_{40\%}$  at  $B_{low}$  で漁獲を行った場合の（何年間かの）平均漁獲量、親魚資源量などを計算した。

	$B_{low}$	$B_m$	$B_{high}$
$F_{40\%}$ at $B_{low}$	Ave C, SSB, etc.		
$F_{40\%}$ at $B_m$			
$F_{40\%}$ at $B_{high}$			

### 3-3. 会合での論点と勧告など

最新の Stock Synthesis Model では選択率に 10 個のパラメータを仮定しているが、この妥当性が議論された。また資源の指数として使っている CPUE のうち他魚種を対象とした漁業の混獲によるものがあり、この妥当性も検討された。

漁業は北部海域が主であるが、南部海域で加入量の指数が得られておりこれらをどう組み合わせるかをモデルを作成するかが大きな議論となった。

### 3-4. 東西の解析の相違点

東海岸ではチューニング VPA (ADAPT: Separability を仮定しない) が一般的に使われているのに対し、西海岸では Stock Synthesis Model (ある程度 Separability を仮定する) が使われている。この理由は科学的というよりは多分に歴史的なものによるらしい。すなわちチューニング VPA が検討されていた ICES と交流の深い東海岸で ADAPT が開発されたため、自然と東海岸ではこれがスタンダードな方法となり、一方、北西水研の Methot により Stock Synthesis Model が開発されたため、西海岸ではこれがスタンダードとなった。これに加えて漁業の構造 (Separability の仮定の是非) も多少関係するかもしれない。

Sullivan 氏によれば、東海岸の事例ではそれなりの人数で解析にあたっており、担当者がベースケースを決定しその理由を評価委員と議論し、またベースケースに対しさまざまな感度解析などを行っていたとのことである。一方、西海岸の事例では比較的小人数で解析しており、また担当者自身が資源解析の専門家ではないせいもあって、いくつかの解析結果の妥当性の判断を評価委員に要求しているようであったとのことである。

## 4. IPHC における資源評価と資源管理

IPHC は 1923 年に米国とカナダによって設立された国際漁業委員会である。オヒョウの漁場自体はシアトル沖からアラスカまで分布しているが、当時はシアトルが水揚げの中心地であったため、オヒョウの分布域の外れであるシアトルが設立の地となつたらしい。本部は 1924 年から州立ワシントン大学の中にあるが、大学とは直接関係はない国際機関である。構成員は以下の通りで、30 名程度のこじんまりとした研究所である。

所長：1、副所長：1、生物学者：15 (内 4 名はテンポラリー)、資源解析学者：2、生物統計学者：1、システムマネージャー：1、プログラマー：3、事務関係：6

前述のように、資源評価手法は 1996 年にかなり変更された。そこでまず従来の方法を簡単に触れたあと、新しい方法の紹介を行う。

## 4-1. 従来の資源評価と資源管理

### 4-1-1. 資源評価

漁業は底はえ縄漁業が主体であるが、他の漁業による混獲も無視できない程度に存在する。資源解析に用いるのは主として底はえ縄漁業からのデータである。

資源評価は、Separability を仮定し、年齢別漁獲尾数と共に努力量の情報も使う CAGEAN (VPA の一種) による。年齢別漁獲尾数を  $C$ 、努力量を  $E$  として、目的関数は以下ようになる。

$$\sum_{a,t} [\ln(C_{a,t}^{obs}) - \ln(C_{a,t})]^2 + \lambda \sum_t [\ln(E_t^{obs}) - \ln(E_t)]^2 \quad (2)$$

ワシントン州沖からベーリング海までを5つの海区に分けて独立に計算する(海区間の移動は無視する)。さらに海区内を必要に応じて細分化する(この場合、資源量推定値は他の情報を用いて割り振る)。ただし資源自体は単独と考えられている。

### 4-1-2. 資源管理

上記の VPA で推定された開発可能資源の3割を許容漁獲量とする。この数字は過去の資源のトレンドの解析によって得られたものである。この内から混獲分を引いて底はえ縄漁業の許容漁獲量を決定する。また 81cm の体長制限も存在する。

## 4-2. 1996年の資源評価と資源管理

近年顕著な成長の低下(同一年齢で20年前に比べて体長で20~25%、体重で50%減少)が見られ、時間に依存しない選択率を仮定する CAGEAN では問題が生じてきた。このため成長の変化を考慮し、選択率を年齢と年の関数とするモデルが開発された。ここでは1996年の資源評価から実際に用いられている改良されたモデルについて、数式を交えて少し詳しく述べることとする (IPHC 1997)。

### 4-2-1. 資源動態の方程式

$t$  年  $a$  歳の資源尾数を  $N_{a,t}$ 、混獲率を  ${}_bH_{a,t}$ 、選択率を  ${}_cS_{a,t}$ 、(完全加入での) 漁獲係数を  $F_t$  として以下の式で表わす。

$$N_{a+1,t+1} = N_{a,t} \exp(-M) \{1 - {}_bH_{a,t}\} \{1 - {}_cS_{a,t} (1 - \exp(-F_t))\} \quad (3)$$

多少変形してあるが、通常資源動態の方程式である。6歳から20+歳までを扱う。

### 4-2-2. 漁獲能率

試験操業の CPUE と漁業の努力量のデータがモデルで使用されるが、このうち漁業データについては、漁獲能率  $Q_t$  が時間的に変化すると仮定する。 $Q_t$  は各年ごとに推定されるが、年による変化は小さいという束縛条件を付ける。

#### 4-2-3. 成長の変化の考慮

成長のモデルとして

$$m_{a+1,t+1} = \alpha_t + \beta m_{a,t} \quad (4)$$

を仮定する。ここで $m_{a,t}$ は $t$ 年 $a$ 歳の体長の中央値である。 $\alpha_t$ と $\beta$ はモデルの中で推定される。また各年の6歳の体長もモデルの中で推定される(ただし年による変化は大きくないという束縛条件が付く)。体長のばらつきは一定の $CV=c$ を仮定する(これもモデルの中で推定される)。各年齢の体長は $m_{a,t}$ と $c$ で決定される対数正規分布と仮定する。

#### 4-2-4. 漁業の選択性と平均体長への影響

$t$ 年 $a$ 歳の選択率 ${}_c S_{a,t}$ は

$${}_c S_{a,t} = \int_{-\infty}^{\infty} {}_c s_t(X) \varphi(X | \mu_{a,t}, \sigma_{a,t}^2) dX \exp({}_{set} \varepsilon_{a,t}) \quad (5)$$

で与えられる。ここで $\varphi$ は $t$ 年 $a$ 歳魚の体長の分布関数であり、 ${}_c s_t$ は体長(の対数)に対する選択率で

$${}_c s_t(X) = \begin{cases} 0 & \text{for } X < \ln(81) \\ \exp\left\{-\frac{(X - X_t^{full})^2}{2v_t}\right\} & \text{for } \ln(81) \leq X \leq X_t^{full} \\ 1 & \text{for } X > X_t^{full} \end{cases} \quad (6)$$

である。 $X_t^{full}$ と $v_t$ はゆっくりとした年変化(すなわち束縛条件付き)を仮定する。

また選択性を持った漁業により、ある年齢の体長(の対数)の平均値 $\mu$ が変化するが、それもモデル中で考慮する(数式は省略)。ただし各年齢の体長分布自体は漁獲後も対数正規を仮定する。

#### 4-2-5. 目的関数

目的関数として漁獲物の年齢別漁獲尾数、調査操業の年齢組成、漁業の努力量、調査のCPUE(年齢込み)、漁獲物の年・年齢別平均体長、漁獲物の年・年齢別体長の分散、調査操業の年・年齢別平均体長、調査操業の年・年齢別体長の分散に関する項がある。上述のCAGEANでは、年齢別漁獲尾数と努力量の項しかなかったのに比べると相当複雑になっている。

目的関数の中から、例として年齢別漁獲尾数の項を示すと

$$RSS_{CC} = \lambda_{CC} \sum_{a,r} \left[ \frac{\ln({}_c C_{a,r}^{obs}) - \ln({}_c C_{a,r})}{SD[\ln({}_c C_{a,r}^{obs})]} \right]^2 \quad (7)$$

となる。

さらにペナルティー項がつく。これも例（漁獲能率の項）を挙げると

$$PSS_q = \frac{1}{2_q \sigma^2} \sum_i (Q_{i+1} - Q_i)^2 \quad (8)$$

となる。ペナルティー項には、漁獲能率の年変化、6 歳の平均体長の年変化、加入体長の年変化、若齢部の選択性の年変化に関する項がある。ペナルティー項といっているが、他の残差平方和の項と特に相違はない。年によってそれほどこれらのパラメータが変化しないという束縛条件をつけて年毎にこれらのパラメータの値を推定しているわけである。

目的関数中の SD は標準誤差を意味し、これはデータから直接あるいはブートストラップ法やサンプリング理論によって計算される値を使う。λはその目的関数全体にかかる重みであり、外から仮定する。ペナルティー項に出てくるσも外から仮定する。

#### 4-2-6. データ数とパラメータ数

海区によって異なるがデータ数は 1800 程度、推定されるパラメータ数は 300 程度になる。ただし(8)式のようなペナルティー項があるため、パラメータの自由度はこれほど多いわけではない。

これらのモデルの作成および計算は、後述の AD Model Builder を使って行われている。

#### 4-2-7. 結果

資源のレベルが従来のモデルによる推定結果の倍以上に増加した。また従来見られていた顕著なレトロスペクティブパタンが解消した。

#### 4-2-8. 資源管理

漁獲率一定で 200 年間のシミュレーションを行い、100~200 年目の

- ・平均漁獲率
  - ・平均産卵親魚量
  - ・産卵親魚量が歴史的最低水準を下回った年数
- を長期的な資源管理の影響評価の指標とする。また短期的な指標として
- ・最初の 20 年間に歴史的最低水準を下回った確率
- に注目する。

再生産関係は、時系列的な相関を考慮したリッカー型モデルと、折れ線型（ベバートンホルト型を直線で近似したようなもの）で再生産の最高水準が 2 つある場合（環



境容量が環境変動等により変化していることを想定)の2種類を考えている。

これらのシミュレーションにより、成長の変化を考慮した結果従来の漁獲率 30%はやや過大で 20~25%の漁獲率が適切と判断された。漁獲率は低下したが、推定された資源量自体は増加したので、1997年の許容漁獲量は増加した。

#### 4-2-9. 許容漁獲量決定のプロセス

IPHCの資源研究者の解析結果を基に、IPHCのスタッフ(所長と副所長)がコミッショナーに対し資源の動向と許容漁獲量を示す。コミッショナーは、各種団体(加工業界、スポーツフィッシング団体、漁業者など)の見解も考慮して最終的に許容漁獲量を決定し、米加二国に通達する。

1996年の例では、IPHCの資源解析研究者が最終的に提示した数値は漁獲率 20%に基づくもので、許容漁獲量は全海区合計で 9866万ポンド(約 4万 5千トン)であった。一方、IPHCとして最終的にコミッショナーに提示した数値は 6620万ポンド(約 3万トン)であった。この数字は、上述のように IPHCの所長および副所長が研究者の意見を参考に判断したものであり、前年の許容漁獲量 4866万ポンド(約 2万 2千トン)との中間的な数字になっている。

これをもとにコミッショナーが最終的に決定した値は、海区別の許容漁獲量は多少変更があるものの、トータルでは IPHCの勧告と同じ 6620万ポンドであった。

### 4-3. 漁業管理

1991年にカナダ、1995年に米国アラスカ沖で ITQ が導入された。オヒョウ漁業は漁業への参入がほぼ自由であったため、努力量の増大により漁期が極端に短くなっていたが(平沢 1994)、ITQの導入によって様変わりした模様である。ここでは Sullivan and Gilroy(1997)などを参考に紹介する。

#### 4-3-1. ITQ の実際

カナダでは 1979年から漁獲参入規制が行われていたため、ITQの対象となる漁業者の特定は容易であった。個別の漁獲割り当て量は 30%は船の長さ、70%は過去の漁獲の実績によって決定され船に与えられる。当初は譲渡可能ではなかったが、1993年から譲渡が許された。

米国アラスカ沖では 1988年から 1990年までに一度でも漁獲した漁業者が割り当ての対象となった。個別の割り当て量は、1984年~1990年の漁獲の多かった 5年間の値を基に決定され、個人に与えられる。米国では漁獲割り当て量は当初から譲渡可能であった。

一方、ワシントン~オレゴン州沖ではあいかわらず Open Access で、漁期はわずか 20時間(10時間が 2回)である。インデアン、混獲、スポーツフィッシングの比重

が高く、漁業自体の規模が小さいようである。

#### 4-3-2. ITQ の影響

ITQ の導入により、漁期は飛躍的に伸びた。例えばアラスカ沖では数日であった漁期が7ヶ月間(3月15日~11月15日まで)になった。これにより、漁獲物の品質が向上し、また操業の安全性、雇用の確保の面でも良い影響があったと考えられている。

一方操業パターン(努力量の時空間的な分布)にも大きな変化があったため、CPUE への影響が検討されている。

### 4-4. 議論

#### 4-4-1. 全般

他の漁業による混獲はあるとは言え、基本的には単一漁業による単一資源の漁獲である。調査活動も活発でかつかなりの歴史もあり、資源評価・管理がしやすい漁業であると言える。先に、こじんまりとした研究所であると述べたが、わずか1魚種にこれだけの人数が投入されているというのは、他の漁業あるいは日本の水研・水試の現状からみれば非常に恵まれていると言える。

#### 4-4-2. 資源評価

成長の変化を考慮し、さらに漁獲能率等の時間変化も仮定することによりモデルは一挙に複雑になった。推定されるパラメータはかなり多いが、うまく推定されているのであろうか。また目的関数の重みの与え方によって結果がかなり変わることが予想されるが、重みの与え方はかなり主観的である。

CPUE(および努力量)の項は年齢込みにしているが、年齢分解できればそれにこしたことはない。年齢分解しなかった理由は、データの信頼性の問題もあるが、多分に過去の歴史もひきずっているようである。

#### 4-4-3. 資源管理

VPA で推定された再生産関係はかなり奇妙であり、単一の再生産関係式をあてはめることは不可能である。にもかかわらず再生産関係を仮定して200年もの将来予測を行っている。もちろん2200年にオヒョウがどうなっているかを予測しようとしているわけではなく、ある漁獲の下での定常状態を検討しているのであるが、それにしても再生産関係がはっきりしない状態で行った予測にどれだけの意味があるのであろうか。

1996年の場合、資源研究者が示した許容漁獲量と最終的にIPHCが提示した許容漁獲量にはかなりの差があるが、どのようなプロセスあるいは根拠によりIPHCの勧告値が決定されたかは明らかでない。

#### 4-4-4. 米国沿岸の資源評価との比較

前述の米国東西沿岸の資源評価と比較した場合、以下の相違点がある。

- ・資源評価モデルは ADAPT でも Stock Synthesis Model でもない独自の方法によっている。ただし Separability を仮定するなど Stock Synthesis Model にかかなり近い構造であると考えられる。
- ・管理基準は開発率のみで、他の底魚で使われている  $F_{\%SPR}$  や  $F_{0.1}$  などは考慮されていない。

### 5. 日米の資源評価システムの比較

米国の資源評価の方法および資源評価会議を我が国の現状と比較した場合、いくつかの相違がある。筆者が特に感じた相違点として以下のものが挙げられる。

- ・資源評価は点推定だけではなく、区間推定や感度解析など不確実性に関する検討も行う。
- ・資源評価会議自体が長く、実質的な議論を行う（会議中にかかなりの計算も行う）。
- ・Peer review による資源評価の検討
- ・資源評価の公開性

一方、会議のまとめとして日本で言うところの「資源評価表」に対応するものが作成されているが、その構成自体は大差なさそうである。また一連の資源評価の流れおよび使われている手法は ICCAT 等の国際漁業委員会と類似しており、遠洋水研関係者には比較的なじみ深いものと思われる。

以下、日米の資源評価システムの相違点についてももう少し詳しく比較・検討してみる。

#### 5-1. 不確実性の評価

国内の資源評価では資源量推定値の点推定値が示されるだけで、その信頼性が定量的に示されていることは少ない。また ABC 算出にあたっては、資源量の点推定値のみの情報を基礎に行われている。一方、米国（および国際漁業委員会）の資源評価では、不確実性の評価が精力的に行われている。Rosenberg and Restrepo(1994)は米国で使われている不確実性の検討方法をまとめている。数年前の論文であるが、現在でもそれほど大きな変化はないようであるので、これを参考に米国で使用されている不確実性の検討方法を簡単にまとめておく。これも海域による特徴があるようである。

- ・ブートストラップ

主に米国北東海域で使われている。残差のリサンプリングにより、最近年の資源量

や漁獲係数の確率分布を求める。そして行政官へのレポートの中で、漁獲係数が乱獲の指標である X を超える確率は Y% である、といった使われ方をする。

- ・モンテカルロシミュレーション

主に米国南東海域で使われている。資源解析モデル（この場合 ADAPT）で使われる各種のパラメータ（M、資源量指数など）の確率分布を仮定し、シミュレーションを行う。それ以降の使われ方はブートストラップと同様である。

- ・尤度関数のプロファイル

主に Stock Synthesis Model で資源評価を行っている米国西海岸で使われている。使い方はブートストラップなどと同じである。

- ・感度解析

モデル誤差の影響の評価に行われる。アラスカ海域では主に不確実性の評価は感度解析によっている。

- ・将来予測

再生産の確率変動（プロセス誤差）を考慮した将来予測のシミュレーションにより、幾つかの管理方策の影響を評価する。資源量推定値の誤差（推定誤差）も考慮している場合もある。

Rosenberg and Restrepo(1994) はこれらの不確実性の検討結果を、リスク評価 (Francis and Shotton 1997) により資源管理に反映させる方法を提唱している。これは、複数の仮説（例えば資源状態）の下で、幾つかの管理方策をとった結果を行政官に提示するという方法である。3-2 節に示した表はその一例である。

## 5-2. 会議の期間と内容

米国の資源評価会議では、担当水研の研究者が評価結果を発表し、それに対し外部委員（同一水研、他水研、大学、国際漁業委員会、カナダの研究者等）からいろいろとコメントが出て、場合によっては再計算や新たな計算を行い、最終的なレポートを作成するという形式をとっているようである。このため会議の期間も、一週間程度となっている。

我が国の会議においても担当水研の研究者が評価結果を発表し、それに対し他水研、水試、行政官から質問・コメントが出される。活発な議論が行われる場合もあるが、ほとんど議論がないこともあった。いずれにせよ会議の期間が半日～1 日で、つっこんだ議論をするにはあまりにも短い。

### 5-3. Peer Review システムと公開性

Hutchings et al.(1997)は、政治の科学への影響によって科学的な情報がねじまげられている、とカナダの水産研究を痛烈に批判している。これに対し、カナダの政府系の研究者が反論(Doubleday et al. 1997)しているが、科学的な正当性の論拠として、資源評価結果の peer review による検討とデータ等の公開性を挙げている。

資源評価の peer review は米国でも大流行のようで(資源評価に限らず何事においても外部からのレビューが盛んなようである)、IPHC の Sullivan 氏は 5 月に米国北東沿岸、7 月に南西沿岸のそれぞれ底魚の資源評価レビュー会合に出席し、さらにカナダからも太平洋ニシンの資源評価のレビューをたのまれていた。そして逆に IPHC の資源評価も、9 月に外部の研究者にレビューを受けている。

人材豊富な北米でもこれだけレビュー作業が多いと人手不足のようで、同じ人間がいくつもレビューしたり、互いにレビューしあう関係になっており、レビューの独立性にやや問題があるようである。

一方、我が国の資源評価は当面非公開(和田 1997)になっている。資源評価会議は解析担当者以外も出席し議論が行われるが、上述のようにつまこんだ議論をするのはなかなか難しい。

### 5-4. 議論

データにも解析に使うモデルにも大きな誤差があるのは明白であり、点推定値がどれだけの意味を持つか疑わしい。不確実性の考慮は必須である。しかし、どの方法を使おうとも計算量が膨大になり、解析担当者に大きな負担をかけることになる。国内の現状では生物学的知見やデータ不足により、そもそも点推定値を求めるのに大きな困難を抱えているように見受けられる。とても不確実性の考慮まで手がまわらないのが実状ではないだろうか。同様に peer review 以前の問題として、対象魚種の資源評価を担当する研究者自体が不足している。また会議の期間が延びれば、それだけ研究者が拘束される時間も増えてしまう。

しかし、資源評価や管理における不確実性の考慮、データや解析方法・解析結果の公開、peer review による結果の検討といったことは、避けて通ることのできない問題であると思う。現在の研究体制のもとでこれらをどう組み込んでいけるのか筆者にはわからなが、現状ではもし Hutchings et al.(1997)のような批判が出された場合、これに有効に反論することは難しいと思う。

## 6. 今後の研究のトレンド

今回の在外研究で印象的であったのは、AD Model Builder とベイズ統計の使用の広

がりであった。そこで本稿のテーマから多少外れるが、今後の水産資源研究のトレンドとしてこれらについて簡単に紹介しておく。もちろんこれらは今後のトレンドのほんの一部である。

## 6-1. AD Model Builder

AD Model Builder とは最適化ソフトの名前であり、これが水産資源学の何かの方法を意味しているわけではない。しかし、作者が元水産資源研究者であるせいか、マニュアルにはプロダクションモデルや VPA 等水産関係の例が多く（これらは水産資源学の論文として通用しそうなほどレベルが高い）、北米西海岸を中心にこのソフトの利用が広がっている。現在 IPHC の資源解析は、この AD Model Builder を使って作られた VPA で行われている。また NMFS のアラスカ水産研究所の研究者に研究所でポピュラーな資源評価モデルは何かとたずねたところ、Stock Synthesis Model と AD Model Builder とのことであった。AD Model Builder 自体は最適化ソフトの名称にすぎないので、これだけでは具体的にいったいどういったモデルで解析しているのかわからかではないが、AD Model Builder のマニュアルにあるような VPA のことを指しているようである。

### 6-1-1. 利点

AD Model Builder は、AUTODIF という C++ で書かれた変微分を計算するソフトを基に作られた最適化ソフトである。最適値の推定だけでなく、分散共分散行列、尤度のプロファイルを利用した信頼区間なども容易に計算される。また収束させにくい非線型モデルに対する工夫が随所になされている。

開発元のホームページ (<http://www.island.net/~otter/>) では、計算の高速性、結果の安定性、大きなモデルへも適用可能なことを特徴として挙げている。これらの利点は、他の多くの最適化ツールと異なり微分時に差分近似を用いないことによる。通常のツールではパラメータ数が 20 を超えると推定がほとんど不可能になるが、AD Model Builder では数百や数千のパラメータを推定できるとしている。特にこのような多数のパラメータが必要となる場合として、例えばオヒョウの例で示したような、一定としていたパラメータにゆっくりとした時間変化を仮定することが必要な場合を挙げている。

どうも現在のところこれが AD Model Builder によるモデルの最大の特徴となっているようで、資源評価は AD Model Builder で行われていると言った場合、この束縛条件を入れたモデル（特に VPA）を意味しているようである。

### 6-1-2. 議論

AD Model Builder は C++ の詳細を知らなくても使えるが、その反面ブラックボックス

クス化し、プログラムの中で何が行われているのかわかりにくい。エラーやバグがあった場合、それをうまく認識できるか不安が残る。

AD Model Builder 自体は単なる最適化のソフトであって、別にこれを使ったからといって、適切な資源評価ができるわけではない。問題はどのようなモデルを考えるかである。ただし、他のソフトに比べて高速であればそれは大きなメリットとなるし、また収束させにくい問題への対応も工夫されていることから、有効な道具となる可能性はある。さらに本稿では省略したが、ベイズ統計の事後分布を求める機能もあり、ベイズ統計とも相性が良い。

## 6-2. ベイズ統計

我が国においても 1980 年代後半に水産資源学にベイズ統計を導入する気運があったが、その後大きな進展はなく現在ではあまり利用されていない。しかし、1990 年代中頃からどうも第二の波がおこっているようである。この第二の波の原動力は計算機能力の向上と、事後分布を効率的に計算するアルゴリズムの発達である。1980 年代にはごく簡単なモデルしか扱えなかったのが、最近では実際の資源解析に使われるような、かなり複雑なモデルに対してもベイズ統計が適用されるようになってきている。

### 6-2-1. ベイズの利点

ベイズ統計を水産資源評価に応用する場合の利点として、以下のような点を挙げることができる(Punt and Hilborn 1997)。

- ・パラメータ、モデルの不確実性を最大限にとりこんだ推定が可能である。現実問題としては本当に最大限にとりこむことは困難であろうが、従来の解析より不確実性の幅を広げることは十分可能である。例えば従来一定と仮定してきた自然死亡係数の値を、事前分布の形である幅を持って与えることが可能である。

- ・結果を直接意思決定に用いることができ、リスク評価と相性が良い。管理の指標に関する事後分布から decision table を作り、ある管理方策に対するリスク評価を行うことができる。特にリスク評価で分布の裾が問題となる場合には、正規近似を利用した解析よりもベイズ統計の方が適切である。

- ・他魚種の知見、モデルには直接取り込みにくい生物的情報、などを事前分布によって考慮することができる。例えば再生産関係のメタアナリシスから得られた知見(Liermann and Hilborn 1997)などを解析に取り込むことができる。ただし、これがどの程度現実の問題に対し有効であるのか、現時点ではまだそれほど明らかではないように思う。

## 6-2-2. 議論

実際にベイズ統計を適用する場合には、事前分布の選び方と事後分布の計算方法が大きな問題となる。事前分布については Punt and Hilborn (1997) がかなり詳しく検討しているが、明快な結論には到っていない。また複雑なモデルの事後分布を求めるには膨大な計算が必要となり、計算機の能力が向上したとはいえ、かなりの工夫が必要である。例えば McAllister and Ianelli (1997) は、ベイズ統計による年齢別漁獲尾数を用いた資源評価法を示しているが、水産の論文でありながらかなりの部分をこの事後分布の計算方法(SIR アルゴリズム)の説明に割いている。

現時点では、ベイズ統計を実際の問題に用いるにはまだまだ障害も多そうである。しかし、最近のベイズ統計の使用の広がりや、ちょうど 1980 年代後半に最尤法が注目されていた頃を彷彿させる。最小 2 乗法から最尤法への転換がおこったように、今後ベイズ統計への転換があるかもしれない。

## 参考文献

- Doubleday, W.G., D.B. Atkinson, and J. Baird. 1997. Comment: Scientific inquiry and fish stock assessment in the Canadian Department of Fisheries and Oceans. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54:1422-1426.
- Francis, R.I.C.C. and R. Shotton. 1997. "Risk" in fisheries management: a review. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54:1699-1715.
- 平松一彦. 1995. 統計モデルによる CPUE の標準化. 漁業資源研究会議北日本底魚部会報, 28:87-97.
- 平松一彦. 1996. 国際会議で用いられる資源評価手法について. 水産資源管理談話会報, 15:3-24.
- 平沢 豊. 1994. ハリバット漁業と米加両国による漁業管理. 世界の漁業管理 (山本忠・真道重明編), 海外漁業協力財団, 163-194.
- Hutchings, J.A., C. Walters, and R.L. Haedrich. 1997. Is scientific inquiry incompatible with government information control? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54:1198-1210.
- IPHC. 1997. Report of assessment and research activities 1996. pp.323.
- Liermann, M. and R. Hilborn. 1997. Depensation in fish stocks: a hierarchic Bayesian meta-analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54:1976-1984.
- 松宮義晴. 1996. 水産資源管理概論. 日本水産資源保護協会, pp.77.
- McAllister, M.K. and J.N. Ianelli. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the smpling-importance resampling algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*,



54:284-300.

- Punt, A.E. and R. Hilborn. 1997. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7:1-29.
- Rosenberg, A.A. and V.R. Restrepo. 1994. Uncertainty and risk evaluation in stock assessment advice for U.S. marine fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51:2715-2720.
- Sullivan, P.J. and H.L. Gilroy. 1997. Pacific halibut individual quota management. pp.12. (Manuscript)
- 和田時夫. 1997. TACにもとづく資源管理のわが国への導入. *月刊海洋*, 29: 285-289.